

## کاربرد روش فرکتال در تعیین مقادیر پایه فلزات سمی به منظور محاسبه شاخص عامل آلودگی در رسوبات آبراهه‌های منطقه الشتر

کیانفر پیامنی<sup>۱</sup>، عیسی سلگی<sup>۲\*</sup>، کاظم رنگزن<sup>۳</sup> و طاهر فرهادی نژاد<sup>۴</sup>

<sup>۱</sup> دانشجوی دکتری گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه ملایر، <sup>۲</sup> دانشیار گروه محیط زیست دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه ملایر، <sup>۳</sup> دانشیار دانشکده علوم زمین دانشگاه شهید چمران اهواز و <sup>۴</sup> استادیار پژوهشی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی لرستان

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۳/۲۶

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۲/۱۲

### چکیده

رسوبات می‌توانند نمایانه‌های حساسی برای پایش آلاینده‌ها در محیط‌های آبی باشند. بنابراین، شناخت ساز و کارهای انباشت و توزیع ژئوشیمیایی فلزات سنگین در سامانه‌های آبی و فراهم‌سازی اطلاعات اولیه برای قضاوت ریسک‌های سلامت محیطی، بررسی فضایی غلظت فلزات در رسوبات و مقایسه آن‌ها با مقادیر پایه‌های غیر آلوده از اهمیت بسزایی برخوردار می‌باشد. یکی از روش‌های مرسوم ارزیابی آلودگی خاک و رسوب استفاده از شاخص عامل آلودگی (CF) است. محاسبه این شاخص نیازمند تعیین پس‌زمینه عناصر مورد بررسی است. برای این منظور، به‌طور معمول از روش‌های آماری مبتنی بر میانگین و انحراف معیار داده‌ها استفاده می‌شود. با توجه به چوله بودن توزیع بیشتر داده‌های ژئوشیمیایی، استفاده از این روش پارامتریک را با محدودیت مواجه می‌سازد، لذا، استفاده از روش‌های مقاوم به داده‌های پرت به‌عنوان رویکردی جایگزین می‌تواند مطرح شود. در یکی دو دهه اخیر، روش فرکتال نیز برای جداسازی جوامع در داده‌های مربوط به بسیاری از رشته‌های علوم زمینی به‌کار گرفته شده است. به‌منظور ارزیابی کاربرد این دو روش در شاخص CF، ۷۷۱ نمونه رسوب آبراهه‌های حاوی شش عنصر فلزی Zn و Pb، Ni، Cu، Cr، As در منطقه‌ای به وسعت برگه نقشه زمین‌شناسی یکصد هزارم الشتر (واقع در شمال شهر خرم‌آباد) برداشت شد. سپس، با هر دو روش (روش آماری مقاوم به داده‌های پرت و روش فرکتالی) پس‌زمینه عناصر تعیین و در نهایت، شاخص CF محاسبه شد. این شاخص مبتنی بر روش آماری به‌ترتیب برای عناصر آرسنیک، کرم، مس، نیکل، سرب و روی ۷/۵، ۰/۸، ۵/۱، ۰/۵، ۴/۷ و ۹/۲ درصد نمونه‌های مورد بررسی را در سطح متوسط ارزیابی کرده است. شاخص CF مبتنی بر روش فرکتال برای عناصر مذکور به‌ترتیب ۳۹، ۲۸/۹، ۸۸/۶، ۳۹/۴، ۴۵/۷ و ۷۳/۴ درصد در سطح متوسط است و برای عناصر مس، سرب و روی سه، ۰/۱ و ۴/۳ درصد در سطح قابل ملاحظه ارزیابی کرده است. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که استفاده از روش‌های آماری در تعیین پس‌زمینه عناصر با وجود انتخاب روش آماری متناسب با توزیع داده‌ها، حساسیت شاخص CF را کاهش داده، در جداسازی طبقات آلودگی، کارایی شاخص را پائین آورده است، در حالی‌که استفاده از روش فرکتال به علت در نظر گرفتن بعد فضایی (مساحت) در جداسازی جوامع مختلف پس‌زمینه از آنومالی تفکیک طبقات آلودگی به‌وسیله شاخص CF را قوت بخشیده، در نتیجه برآوردهای آلودگی منطقه‌ای را بهبود می‌بخشد.

واژه‌های کلیدی: پایش آلاینده‌ها، خرم‌آباد، ژئوشیمیایی، فلزات سنگین، محیط‌های آبی

## مقدمه

در چند دهه گذشته، آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های آبی به دلیل سمیت، پایداری و تجمع زیستی‌شان در موجودات آبی (Matache و همکاران، ۲۰۱۳؛ Ögü و همکاران، ۲۰۱۵) تأثیرات بلندمدت روی سلامت انسان و اکوسیستم (Shirani و همکاران، ۲۰۲۰؛ Alahbadi و Malvandi، ۲۰۱۸؛ Abdel-Baki و همکاران، ۲۰۱۱؛ Smal و همکاران، ۲۰۱۵) به یک نگرانی عمده تبدیل شده است. فلزات سنگین در محیط زیست بین فاز آبی و ذرات معلق توزیع می‌شوند و به‌طور معمول رسوبات انباشته می‌شوند (Uluturhan و همکاران، ۲۰۱۱؛ Findik و Turan، ۲۰۱۲؛ Varol، Şen و Iordache، ۲۰۱۲؛ همکاران، ۲۰۱۵) به همین علت رسوبات رودخانه‌ای به‌عنوان حامل و مخزن بالقوه برای فلزات سنگین به‌شمار می‌آیند (Zhang و همکاران، ۲۰۱۸؛ Guo و همکاران، ۲۰۱۶).

خاک‌ها به‌طور معمول به‌عنوان مقصد نهایی فلزات سنگین در محیط شناخته می‌شوند (Banat و همکاران، ۲۰۰۵) و رسوبات می‌توانند نمایانه‌های حساسی برای پایش آلاینده‌ها در محیط‌های آبی باشند (Pekey و همکاران، ۲۰۰۴). بنابراین، برای درک ساز و کارهای انباشت و توزیع ژئوشیمیایی فلزات سنگین در سامانه‌های آبی و فراهم‌سازی اطلاعات اولیه برای قضاوت ریسک‌های سلامت محیطی، بررسی فضایی غلظت فلزات در رسوبات و مقایسه‌شان با پایه‌های غیرآلوده از اهمیت به‌سزایی برخوردار می‌باشد (Simpson و همکاران، ۲۰۰۵).

یکی از روش‌های مرسوم ارزیابی آلودگی خاک استفاده از شاخص‌های آلودگی است و یکی از متداول‌ترین آن‌ها شاخص عامل آلودگی (CF)<sup>۱</sup> است. محاسبه این شاخص نیازمند تعیین پس‌زمینه<sup>۲</sup> آلودگی می‌باشد (Wu و همکاران، ۲۰۱۴). جداسازی مقادیر آنومالی از زمینه در اکتشافات ژئوشیمیایی دارای اهمیت زیادی بوده (Bai و همکاران، ۲۰۱۰) این اکتشافات روش‌های کشف مواد معدنی هستند که از اندازه‌گیری‌های سیستماتیک یک یا چند ویژگی

شیمیایی یک ماده طبیعی استفاده می‌کنند و برای مدت‌ها ابداع و کاربرد روش‌هایی برای این منظور، موضوع مطالعه پژوهشگران قرار گرفته است (Li و Cheng، ۲۰۰۶)، از این‌رو، روش‌های آماری متعددی گسترش یافته است. این روش‌ها بر مبنای توزیع آماری داده‌های ژئوشیمیایی بوده و وظیفه آن‌ها طبقه‌بندی داده‌ها در گروه‌ها است تا بدین‌وسیله فرایندهای زمین‌شناسی موثر در محدوده مورد مطالعه آشکار شود (Lima و همکاران، ۲۰۰۳). کمیت‌های آماری مورد استفاده از قبیل میانگین و انحراف استاندارد به کمک معادله‌های Mean+1S یا Mean+2S (با تقریب ۷۵ تا ۸۵)، می‌توانند مقادیر بزرگ‌تر از حد آستانه را شناسایی کنند. این درحالی است که برخی افراد این روش‌ها را به‌دلیل مبتنی بودن بر اختلاف بین مقدار آنومالی و مقدار پس‌زمینه کامل نمی‌دانند، چون در مواقعی که مقدار پس‌زمینه بالا و یا مقدار آنومالی ضعیف باشد، با شکست مواجه می‌شوند. این افراد پیشنهاد می‌کنند که استفاده از این روش‌ها باید منسوخ و در عوض از آماره‌های ناپارامتری آماری و روش‌های ترسیمی از قبیل box plot، نمودارهای احتمال تجمعی Q-Q و ... برای جداسازی آنومالی از پس‌زمینه استفاده شود (Goncalves و همکاران، ۲۰۰۱).

محدودیت‌های ذکر شده در بالا نشان‌دهنده این امر است که روش‌های آماری برای توزیع آماری فضایی داده‌های ژئوشیمیایی ناکارآمد بوده و این امر موجب گرایش به استفاده از تکنیک‌های غیرآماری تغییرپذیری مقادیر ژئوشیمیایی مانند تکنیک فرکتال<sup>۳</sup>، چند فرکتالی<sup>۴</sup> و غیره می‌شود (Goncalves و همکاران، ۲۰۰۱). مدل‌های مولتی فرکتال، ترکیبی از روش‌های آماری و توزیع احتمالات هستند (Panahi و Cheng، ۲۰۰۴) و برای مطالعه توزیع فضایی کمیت‌های فیزیکی، شیمیایی و خصوصیات خودسانی<sup>۵</sup> آماری مورد استفاده قرار می‌گیرند (Cheng، ۱۹۹۹). برای استفاده از این روش T نیاز به داده‌هایی با بعد فرکتال است (Tennekoon و همکاران، ۲۰۰۳) و از

<sup>3</sup> Fractal<sup>4</sup> MultiFractal<sup>5</sup> Self-similarity<sup>1</sup> Contamination Factor<sup>2</sup> Background

البته شاخص‌های دیگری که در محاسبه خود نیازمند مقادیر پس‌زمینه عناصر هستند از این رهیافت می‌توانند استفاده کنند) و برای این منظور، سعی شده است از یک روش آماری (روش انحراف از میانه مقاوم که از این پس تحت عنوان روش آماری از آن یاد خواهد شد و روشی مقاوم به داده‌های پرت است) و یک روش فرکتالی (مدل غلظت-مساحت) برای محاسبه پس‌زمینه شش عنصر ژئوشیمیایی استفاده شود و در نهایت، شاخص CF با مقادیر پس‌زمینه به‌دست آمده از هر دو روش تهیه و در نهایت، نتایج آن دو با هم مقایسه شود.

### مواد و روش‌ها

**منطقه مورد پژوهش:** محدوده مورد بررسی منطقه الشتر است که جزء ورقه نقشه زمین‌شناسی یکصد هزارم الشتر بوده و در شمال شهر خرم‌آباد واقع شده است. شهر الشتر در دشتی به همین نام با جمعیت ۲۸ هزار و ۳۰۶ نفر در مرکز منطقه مورد مطالعه و در ارتفاع ۱۶۰۰ متری از سطح دریا قرار گرفته است. آب و هوای منطقه به‌دلیل نزدیکی و مجاورت با کوه‌های بلند زاگرس، معمولاً در تابستان‌ها معتدل و در زمستان‌ها سرد است. دمای هوا در گرمترین روز سال به حدود ۲۸ درجه سانتی‌گراد و در سردترین روز به حدود ۱۵ تا ۲۰ درجه سانتی‌گراد زیر صفر می‌رسد و متوسط بارش ۴۵۰ میلی‌متر است. این منطقه جزئی از رشته‌کوه زاگرس و در بخش میانی کمربند کوه‌زایی آلپ-همالیا قرار دارد که از زون زاگرس مرتفع به شکل دیواره‌ای بلند با روند شمال غرب-جنوب شرق تشکیل شده است. سنگ‌شناسی آن بسیار متنوع بوده و از سنگ‌های دولومیت، آهک، آهک دولومیتی، رادیولاریت، سنگ‌های ولکانیکی و کنگلومرا، ماسه‌سنگ، مارن و گچ تشکیل شده است (شکل ۲).

### روش پژوهش

**نمونه‌برداری و تجزیه‌های آزمایشگاهی:** به‌منظور تعیین پس‌زمینه و مقادیر آنومالی غلظت فلزات سنگین در منطقه از داده‌های ژئوشیمیایی رسوبات آبراه‌های در دسترس از طرح اکتشافات ژئوشیمیایی سیستماتیک که در محدوده برگه ۱:۱۰۰۰۰۰ الشتر

آنجا که وجود الگوهای پراکندگی ژئوشیمیایی مستقل از مقیاس، از مقیاس میکروسکوپی تا قاره‌ای تشخیص داده شده است و وجود مقادیر مختلف غلظت عنصری در یک منطقه موجب به وجود آمدن چندین بعد فرکتال و در نتیجه، تشکیل بعد مولتی فرکتالی برای این داده‌ها می‌شود (Bao و Xie, ۲۰۰۴)، از این رو، می‌توان از روش مولتی فرکتال در تفسیر داده‌ای ژئوشیمیایی و زمین آماری استفاده کرد.

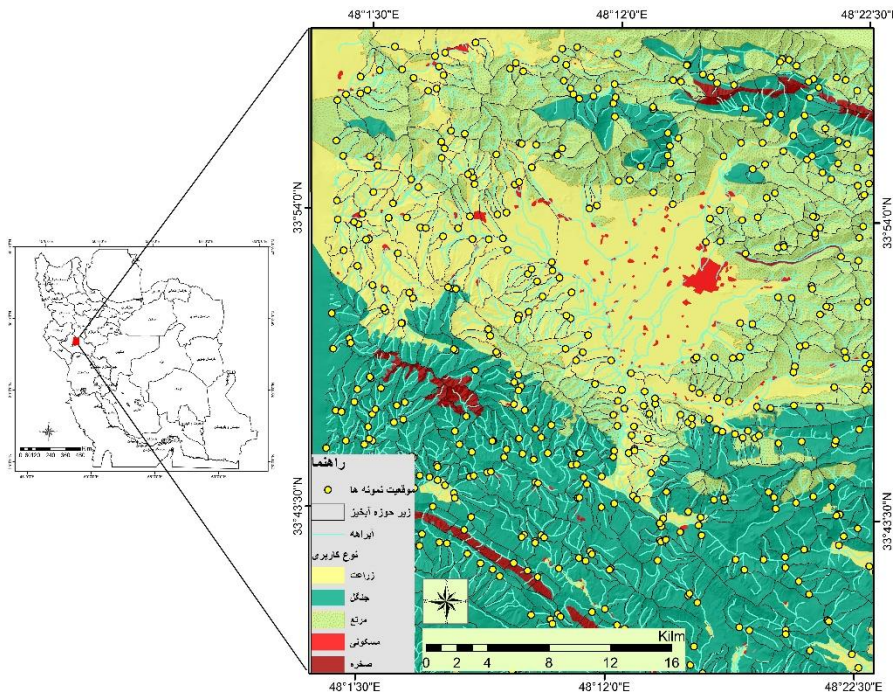
مدل‌های فرکتالی برای تجزیه و تحلیل داده‌های ژئوشیمیایی توسعه یافته‌اند. آن‌ها ابزار قدرتمندی برای شناسایی آنومالی‌های ژئوشیمی هستند (Alipour Shahsavari و همکاران، ۲۰۲۰؛ Nazarpour, ۲۰۱۸؛ Ghezelbash و Maghsoudi, ۲۰۱۸؛ Carranza, ۲۰۱۱؛ Cheng, ۲۰۰۸؛ Cheng و Agterberg, ۲۰۰۹؛ Cheng و همکاران، ۲۰۱۰؛ Fedele و همکاران، ۲۰۰۸؛ Frattini و همکاران، ۲۰۰۶؛ Pazand و همکاران، ۲۰۱۱؛ Wang و همکاران، ۲۰۱۱؛ Zuo و همکاران، ۲۰۱۱؛ Zuo و Cheng, ۲۰۰۸؛ Xia و Zuo, ۲۰۱۳).

این مدل‌ها به قرار زیرند: مدل تعداد-اندازه (N-S) (Mandelbrot, ۱۹۸۳)، مدل غلظت-مساحت (C-A) (Cheng و همکاران، ۱۹۹۴)، مدل طیف-مساحت (S-A) (Cheng و همکاران، ۱۹۹۹)، مدل غلظت-فاصله (C-D) (Li و همکاران، ۲۰۰۳)، مدل غلظت-حجم (C-V) (Afzal و همکاران، ۲۰۱۱) و مدل طیف-مساحت و شاخص تکینگی<sup>۱</sup> (Cheng, ۲۰۰۷). به علت استفاده از رویکرد حوضه‌ای و خنثی‌سازی اثر مساحت در جداسازی جوامع مختلف غلظت در این پژوهش از مدل غلظت-مساحت (C-A) برای تعیین پس‌زمینه عناصر استفاده شده است.

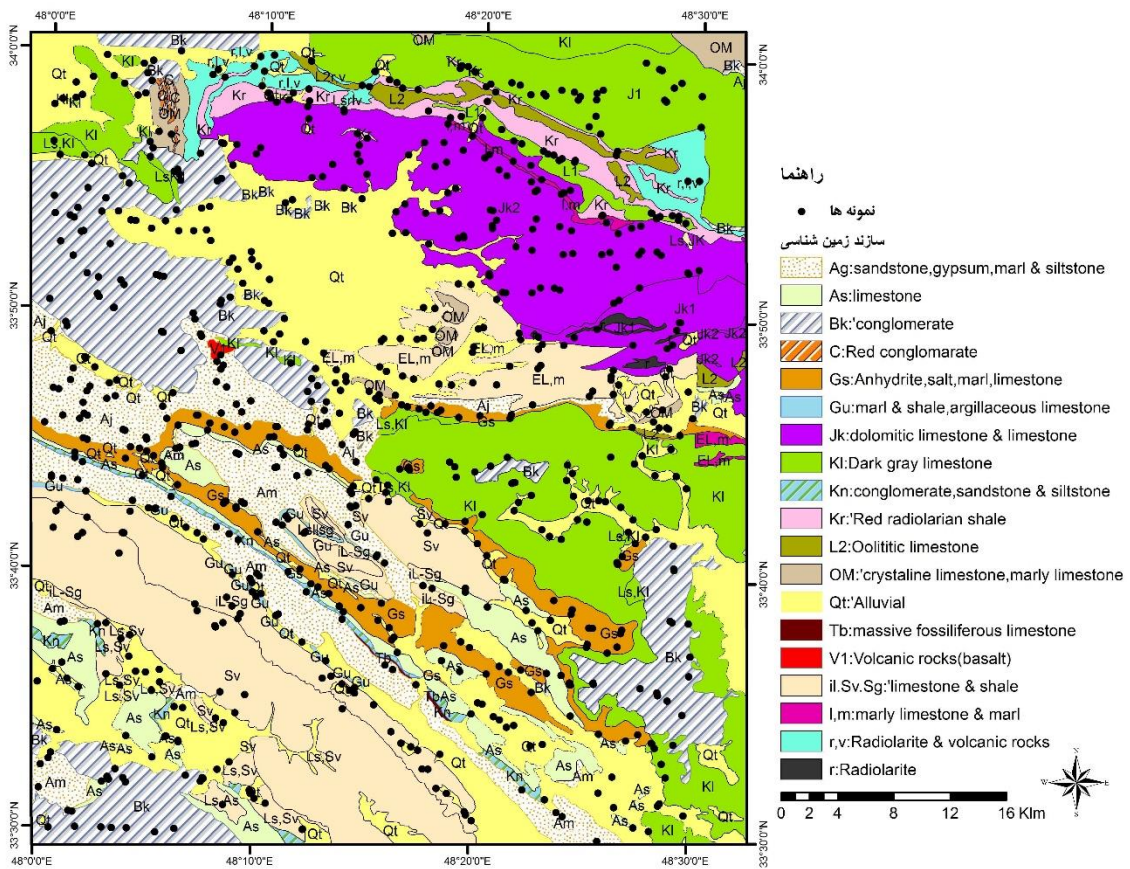
با توجه به پیشینه علمی مربوط به رسوبات آبراه‌های آنچه شایان ذکر است، تمرکز مطالعات بر روی کمیت و جنبه‌های فیزیکی آن‌ها بوده، کمتر به خصوصیات شیمیایی با رویکرد محیط زیستی پرداخته شده و این پژوهش در راستای همین موضوع و به‌منظور بهبود روش‌شناختی این زمینه انجام شده است. در مطالعه حاضر هدف، اصلاح شاخص CF بوده

<sup>1</sup> Singularity

به وسیله سازمان زمین شناسی انجام شده، استفاده شده است.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد بررسی و محل های نمونه برداری



شکل ۲- موقعیت محل های نمونه برداری بر روی نقشه زمین شناسی منطقه مورد بررسی

شاخص CF: این شاخص برای توصیف آلودگی مواد سمی مورد نظر در یک دریاچه یا زیرحوضه به وسیله Hakenson (۱۹۸۰) پیشنهاد شده است. شاخص CF آلودگی خاک و رسوبات با فلزات سنگین را نشان می‌دهد و با تقسیم غلظت عنصر در نمونه گرفته شده، به غلظت پس‌زمینه یک عنصر به دست می‌آید (Abraham و Parker، ۲۰۰۸؛ Adomako و همکاران، ۲۰۰۸).

$$CF = C_m / C_B \quad (1)$$

که در آن، CF عامل غلظت،  $C_m$  متوسط غلظت هر عنصر در رسوب و  $C_B$  غلظت پس‌زمینه فلز منطقه مورد نظر است (Mohd Kusin و همکاران، ۲۰۱۸). برای این شاخص، سطوح عامل آلودگی متناظر با مقادیر مختلف عامل آلودگی به ترتیب عبارتند از: عامل آلودگی کم  $CF < 1$ ، عامل آلودگی متوسط  $1 \leq CF < 3$ ، عامل آلودگی قابل ملاحظه  $3 \leq CF < 6$  و عامل آلودگی خیلی زیاد  $CF \geq 6$ .

روش‌های محاسبه پس‌زمینه عناصر: به منظور به دست آوردن آستانه بین مقادیر پس‌زمینه و مقادیر آنومالی عناصر در سطح منطقه، به طور معمول از روش انحراف از میانگین ( $mean + 2SDEV$ ) استفاده می‌شود. ولی از آنجا که در منطقه مورد بررسی، توزیع چگالی تجربی همه عناصر نامتقارن بود، یعنی آن‌ها چوله مثبت (چوله برآست) بودند و با وجود انجام تبدیل‌های مختلف بر روی آن‌ها از توزیع نرمال برخوردار نشدند (شکل ۲). لذا، از روش میانگین به علاوه دو برابر انحراف معیار که مبتنی بر توزیع نرمال داده‌هاست صرف نظر شد و از روش انحراف از میانه مقاوم استفاده شد. این روش می‌تواند اثر چولگی را در برآورد خنثی کند، آستانه می‌تواند از آماره‌های EDA (افزونه تحلیل داده‌های محیط زیستی در نرم‌افزار R) به صورت  $median + 2MAD$  تعریف شود. MAD در مقایسه با آستانه کلاسیک  $mean + 2SDEV$  قدر مطلق انحراف از میانه است (Tukey، ۱۹۷۷).

$$MAD = median[|X_i - median(X_i)|] \quad (2)$$

به طوری که مقدارهای درون براکت، قدر مطلق اختلاف بین مقدارهای  $X_i$  و میانه چنین مقدارهایی هستند. این MAD همتای  $SDEV$  در آمار کلاسیک

از خروجی تمامی زیرحوضه‌های رتبه ۱ واقع در ورقه نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ نمونه برداری صورت گرفته است. برای این منظور، ابتدا با استفاده از افزونه ArcHydro در نرم‌افزار ArcGIS مرز تمامی زیرحوضه‌ها استخراج، سپس، با بررسی چشمی مرز زیرحوضه‌ها (روی لایه Hill shed و لایه آبراهه‌ها)، مرز زیرحوضه‌ها صحت‌سنجی شدند. در این طرح، هر نمونه ژئوشیمیایی متشکل از حدود ۱۰۰ تا ۲۰۰ گرم جزء ۸۰ مش رسوبات آبراهه‌ای می‌باشد و از عمق صفر تا ۳۰ برداشت شده و رسوبات مرطوب در هوای آزاد خشک و پس از الک کردن رسوب خشک در محل، درون کیسه‌های پلاستیکی نو ریخته شده و شماره‌گذاری شده است. آماده‌سازی کلیه ۷۷۱ نمونه برداشت شده ژئوشیمیایی در آزمایشگاه صورت گرفته است. وزن نمونه‌ها بیش از ۱۰۰ گرم (حدود ۴۰۰ گرم) و قطر ذرات نمونه کمتر از ۸۰ مش بوده است. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه، به وسیله دستگاه نمونه‌کوبی مورد نمایش قرار گرفته و بدین ترتیب نمونه مورد نظر در حد ۲۰۰- مش پودر شده و نمونه همگن‌تری برای تحلیل شیمیایی به دست آمده است. کلیه نمونه‌های ژئوشیمیایی برداشت شده، پس از ارسال به کشور کانادا (آزمایشگاه ALS Chemex) برای ۳۵ عنصر با استفاده از دستگاه طیف‌سنج جرمی پلاسمای جفتیده القایی (ICP) <sup>۱</sup> مورد تجزیه قرار گرفته‌اند. از بین ۳۵ عنصر مورد بررسی، شش عنصر که به لحاظ محیط زیستی از اهمیت بیشتری برخوردار بودند (Xu و همکاران، ۲۰۱۸؛ Palma و همکاران، ۲۰۱۵؛ Hernández-Crespo و Martín، ۲۰۱۵)، برای این پژوهش انتخاب شده‌اند. توصیف آماره‌های آماری عناصر: آماره‌های مرکزیت (میانگین و میانه) و پراکندگی (انحراف استاندارد، انحراف مطلق از میانه و انحراف استاندارد بین چارکی) عناصر مورد بررسی به کمک نرم‌افزار R محاسبه شده‌اند. شکل توزیع عناصر با رسم نمودارهای EDA <sup>۲</sup> با افزونه statDa در نرم‌افزار R مورد بررسی قرار گرفته است.

<sup>1</sup> Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

<sup>2</sup> Exploratory Data Analysis

(مقادیر لگاریتمی غلظت) آستانه آنومالی و پس‌زمینه هر عنصر به‌دست آمد و در نهایت، با آنتی‌لوگ گرفتن از مقادیر لگاریتمی، به مقدار واقعی برگردانده شدند (جدول ۲). این مقادیر آستانه‌ای بر اساس دامنه‌های مختلف شاخص آلودگی در نرم‌افزار ArcGIS به نقشه‌های پراکنش آلودگی تبدیل شدند.

در اغلب موارد، نسبت عمده‌ای از تغییر در غلظت تک عنصر رسوب آبراهه‌ای ناشی از واحد سنگ‌شناسی تحت مناطق بالادست نقاط نمونه است. Rose و همکاران (۱۹۷۰) نشان داده‌اند که مقدار مشخصی از غلظت شیمیایی رسوبات آبراهه‌ای دارای رابطه مثبت با مساحت واحدهای سنگی در یک حوزه آبخیز و رابطه منفی با مساحت کل یک حوزه آبخیز هستند. Hawkes (۱۹۷۶) چنین روابطی را ناشی از رقیق‌سازی رو به پائین‌دست مقادیر شیمیایی رسوبات آبراهه‌ای دانسته است، بنابراین، در نقشه‌سازی منطقه‌ای داده‌های ژئوشیمیایی با استفاده از رسوبات آبراهه‌ای تقسیم‌بندی کل منطقه به واحدهای هیدرولوژیک مناسب و انتخاب نمونه‌های رسوب از حوضه‌های خرد بالادست جریان‌های اصلی تا حد ممکن بین دو خصوصیت فوق (اثر سنگ‌شناسی و رقیق‌شدگی) تعادلی برقرار کرده، با انتخاب نمونه‌ها در انتهای هر حوضه کوچک، می‌توان منطقه وسیعی را تحت بررسی قرار داد. از آنجا که داده‌های مورد استفاده در این مقاله رسوب آبراهه‌ای هستند و نمونه‌ها در انتهای هر حوضه برداشت شده‌اند، لذا، به جای میان‌یابی نقاط نمونه‌برداری و محاسبه مساحت خطوط کنتور، از مساحت حوزه آبخیز بالادست هر نمونه استفاده شده است. مساحت حوزه آبخیز بالادست در نرم‌افزار ArcGIS به کمک افزونه ArcHydro برای تمامی نقاط نمونه‌برداری محاسبه، سپس، با برنامه‌نویسی مدل فرکتال در نرم‌افزار R اقدام به تهیه نمودار فرکتالی و پارامترهای مورد نیاز شد. در ادامه، سعی خواهد شد که توانایی روش فرکتال در جداسازی جوامع آنومال از پس‌زمینه غلظت‌های عناصر ژئوشیمیایی نشان داده شود و همچنین، نحوه بهبود نتایج حاصل از به‌کار بردن این روش در ساختار شاخص عامل آلودگی به‌عنوان هدف اصلی این پژوهش ارائه شود.

است، بنابراین، در  $EDA$  آستانه  $median+2MAD$  نیز مشابه  $mean+2SDEV$  کلاسیک است.

### طبقه‌بندی آنومالی‌ها با روش فراکتال

مدل غلظت-مساحت: روش فراکتال را Cheng و همکاران (۱۹۹۶) از نقطه نظر چند فراکتالی برای جداسازی آنومالی‌های ژئوشیمی از پس‌زمینه ارائه کردند. این مدل از ارتباط بین غلظت ژئوشیمیایی و مساحت محصور بین خط‌های کانتور غلظت ژئوشیمیایی، آماره‌های فراکتال را تهیه می‌کند و به این طریق فراوانی و توزیع فضایی الگوهای ژئوشیمیایی را دخالت می‌دهد. این روش شامل یک نمودار غلظت-مساحت بر روی کاغذ لگاریتمی است که نمایانگر روابط توانی بین مساحت  $A$  و مقدار غلظت یک عنصر است که بالاتر یا مساوی مقدار غلظت  $p$  است. به عبارت دیگر، رابطه عکس بین غلظت یک عنصر و مساحت اشغال شده به‌وسیله آن برقرار است. یعنی هر چه غلظت عنصر افزایش یابد، میزان مساحت اشغال شده به‌وسیله آن کاهش می‌یابد. مدل  $C-A$  به‌صورت زیر بیان می‌شود.

$$A(\geq C) \propto C^{-\beta} \quad (3)$$

که در آن،  $A(\geq C)$  نشان‌دهنده مساحت احاطه شده به‌وسیله خطوط کانتور است که دارای مقادیر بزرگ‌تر یا مساوی  $C$  است و  $\beta$  توانی است که ممکن است، برای مجموعه‌ای از خطوط کانتور متناظر با دامنه‌های مختلف مقادیر ژئوشیمیایی  $C$ ، مقادیر مختلفی داشته باشد. بر روی کاغذ لگاریتمی، مقادیر  $A$  در برابر  $C$  ممکن است به‌وسیله تعدادی از خطوط مستقیم برازش داده شوند. شکست‌های خط مستقیم و مقادیر متناظر  $C$  را می‌توان برداشت و به‌عنوان نقطه عطف برای جداسازی مقادیر ژئوشیمیایی به اجزای مختلفی مانند آنومالی و پس‌زمینه استفاده کرد (Shamseddin و Hosseini-Nasab، ۲۰۱۷؛ Meigoony و همکاران، ۲۰۱۳؛ Zuo و همکاران، ۲۰۱۳). بر این اساس، در نرم‌افزار R مقادیر غلظت عناصر در مقابل مقادیر مساحت در یک نمودار لوگ-لوگ ترسیم، سپس، خط رگرسیونی کمینه مربعات با بیشترین ضریب  $R^2$  ممکن (شکل ۴) از میان جوامع مختلف عبور داده شد و از عمود کردن یک خط در محل تلاقی خط‌های رگرسیون با محور  $x$  نمودار

## نتایج و بحث

با استفاده از روش فرکتال بر حسب مقدار لگاریتمی و مقدار واقعی در جدول ۲ ارائه شده است.

آستانه جداکننده آنومالی از پس‌زمینه برای عناصر مورد بررسی با استفاده از روش‌های مختلف آماری و روش فرکتال محاسبه و در جدول ۳ ارائه شده است.

**محاسبه شاخص عامل آلودگی:** به‌منظور محاسبه شاخص، غلظت پس‌زمینه منطقه‌ای عناصر با هر دو روش فرکتال و آماری ( $median+2MAD$ ) برآورد شد، سپس، برای تمامی عناصر شاخص عامل آلودگی محاسبه شد. شاخص CF محاسبه شده با پس‌زمینه به روش فرکتالی در مقایسه با شاخص CF محاسبه شده با پس‌زمینه به روش آماری نشان می‌دهد، تعداد بیشتری از نمونه‌ها را در سطح‌های مختلف آلودگی طبقه‌بندی کرده است. جدول‌های ۴ و ۵، تعداد و نمودار شکل‌های ۵ و ۶، درصد نمونه‌های آلوده محاسبه شده با هر دو روش را نشان می‌دهند.

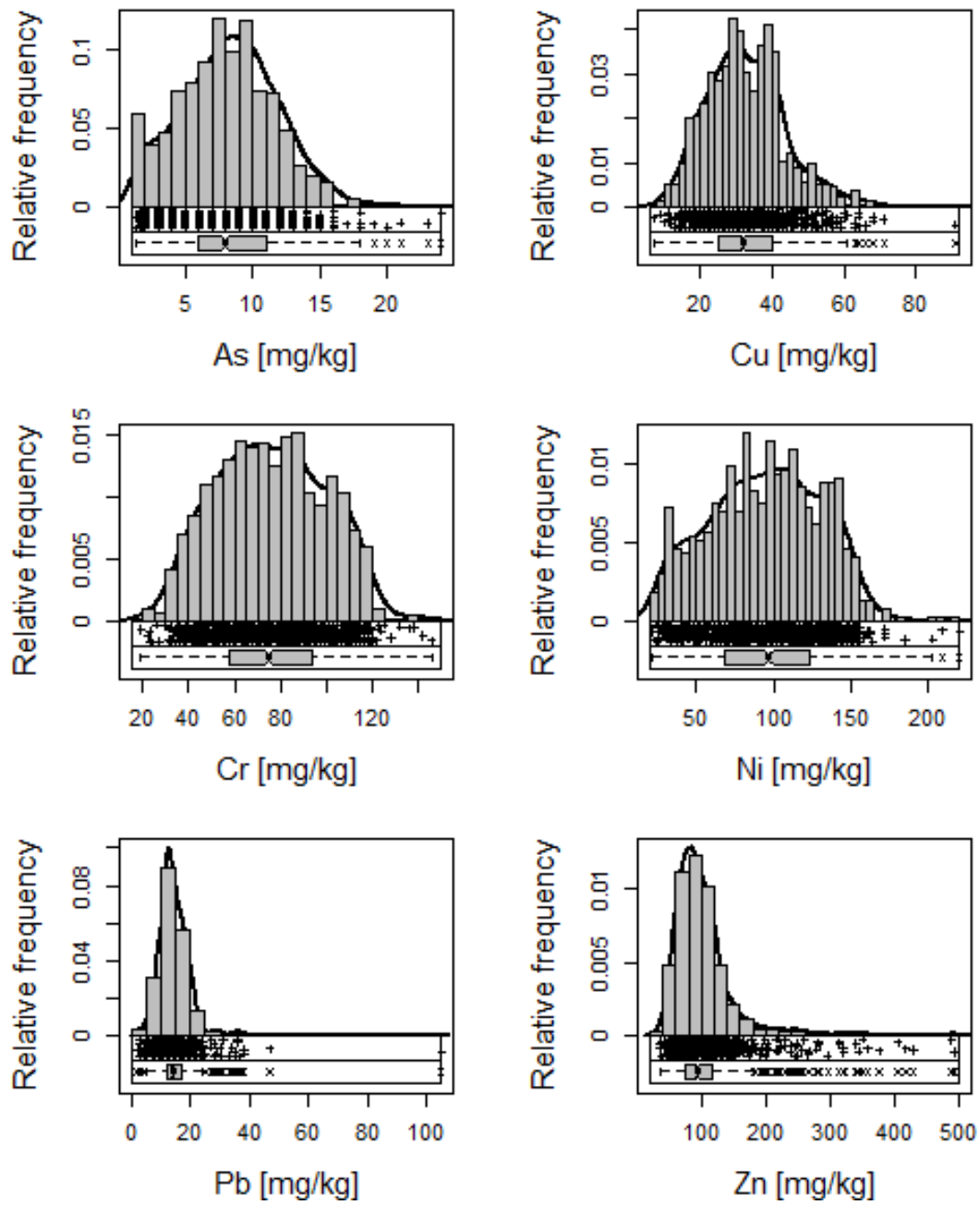
**پردازش آماری داده‌های اولیه:** بر اساس آزمون انجام شده روی تمامی عناصر مورد بررسی، هیچ کدام از داده‌ها از توزیع نرمال تبعیت نکرده، دارای توزیع چگالی تجربی نامتقارن هستند (جدول ۱)، یعنی، آن‌ها چوله مثبت (یا چوله به راست) هستند (شکل ۳). قبل از کاربرد هر روش برآورد آستانه‌ای، این توزیع نامتقارن داده‌های تک‌عنصر، نیازمند تبدیلات مناسب برای نزدیک کردنشان به توزیع متقارن هستند (Reimann و همکاران، ۲۰۰۵). با انجام تبدیلات مختلف (لگاریتمی، باکس کاکس و ریشه دوم) و انجام آزمون نرمال بودن روی آن‌ها هیچ‌گونه نتیجه مطلوبی به‌دست نیامد. لذا، به‌منظور کاهش اثر چولگی روی برآوردهای آماری از روش‌های آمار ناپارامتری استفاده شد.

**تعیین سطح آستانه پس‌زمینه و آنومالی عناصر:** مقادیر آستانه‌ای غلظت پس‌زمینه عناصر به‌دست آمده

جدول ۱- پارامترهای آماری عناصر مورد مطالعه

| غلظت عناصر ( $mgkg^{-1}$ ) |       |       |       |       |       | پارامترهای آماری                    |
|----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------------------------------|
| Zn                         | Pb    | Ni    | Cu    | Cr    | As    |                                     |
| ۳۵                         | ۲     | ۲۲    | ۷     | ۱۹    | ۱/۳   | کمینه (Min)                         |
| ۴۹۲                        | ۱۰۵   | ۲۲۰   | ۹۱    | ۱۴۶   | ۲۴    | بیشینه (Max)                        |
| ۷۵                         | ۱۲    | ۶۹    | ۲۵    | ۵۸    | ۶     | چارک اول (Q1)                       |
| ۹۴                         | ۱۴    | ۹۷    | ۳۲    | ۷۵/۵  | ۸     | میانه (M)                           |
| ۱۱۸                        | ۱۷    | ۱۲۳   | ۴۰    | ۹۴    | ۱۱    | چارک سوم (Q2)                       |
| ۳۱/۱۳                      | ۴/۴۵  | ۴۰/۰۳ | ۱۰/۳۸ | ۲۵/۹۵ | ۲/۹۷  | انحراف مطلق از میانه (MAD)          |
| ۳۱/۸۸                      | ۳/۷۱  | ۴۰/۰۳ | ۱۱/۱۲ | ۲۶/۶۹ | ۳/۷۱  | انحراف استاندارد بین چارکی (IQR_SD) |
| ۱۰۵/۸۰                     | ۱۴/۷۵ | ۹۵/۳۳ | ۳۲/۹۰ | ۷۶/۱۷ | ۸/۴۳  | میانگین (Mean)                      |
| ۵۴/۴۸                      | ۶/۰۳  | ۳۵/۸۳ | ۱۰/۹۵ | ۲۳/۸۰ | ۳/۶۶  | انحراف استاندارد (SD)               |
| ۵۱/۵۰                      | ۴۰/۹۰ | ۳۷/۵۸ | ۳۳/۲۹ | ۳۱/۲۵ | ۴۳/۳۸ | ضریب تغییرات (درصد CV)              |
| ۷۰                         | ۱۵    | ۲۰    | ۵۵    | ۲۰    | ۱/۸   | *پوسته فوقانی زمین ( $mgkg^{-1}$ )  |

\* منبع مقادیر غلظت عناصر در پوسته فوقانی زمین (Kabata-Pendias, ۲۰۱۱)



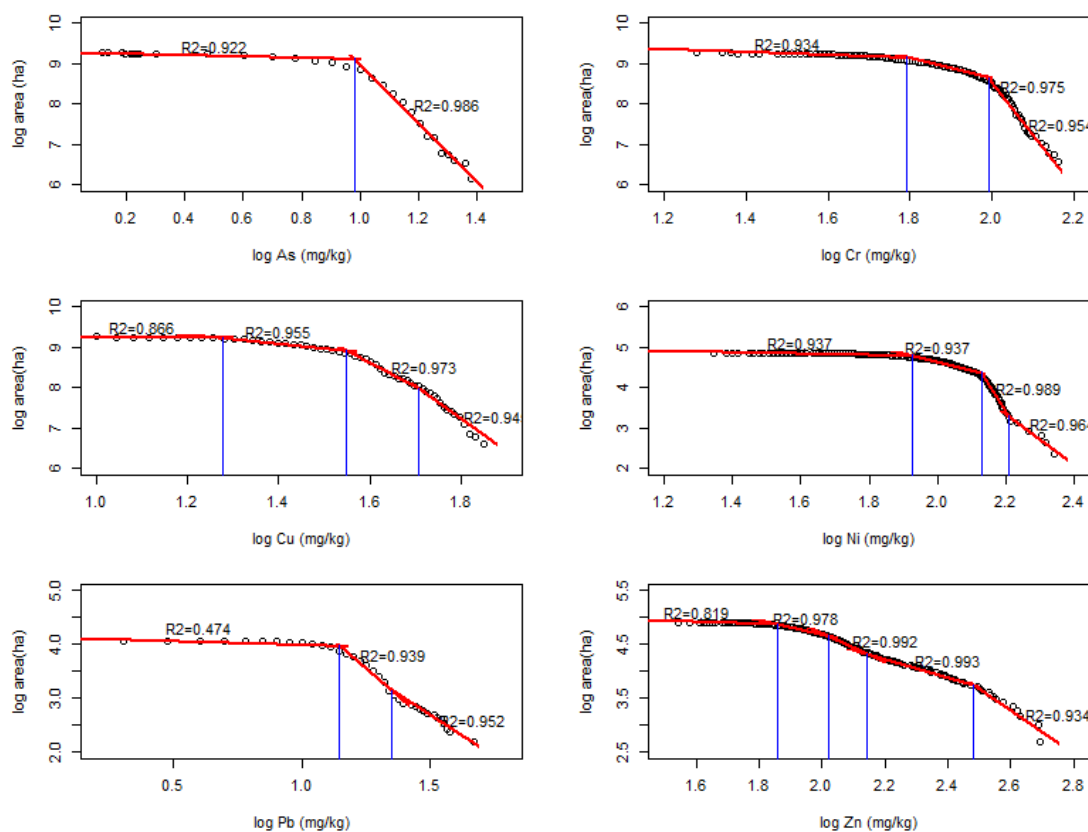
شکل ۳- توزیع آماری عناصر مورد بررسی

جدول ۲- آستانه غلظت پس زمینه عناصر برحسب مقدار لگاریتمی روی نمودار فرکتال

| Zn    | Pb   | Ni    | Cu    | Cr    | As    | نوع آستانه                         |
|-------|------|-------|-------|-------|-------|------------------------------------|
| ۷۲/۵۵ | ۱۴/۱ | ۸۴/۱۲ | ۱۸/۸۹ | ۶۱/۹۹ | ۹/۵۴  | مقدار واقعی ( $\text{mgkg}^{-1}$ ) |
| ۱/۸۶  | ۱/۱۵ | ۱/۹۲  | ۱/۲۷  | ۱/۷۹  | ۰/۹۷۹ | مقدار لگاریتمی                     |



در نرم افزار R



شکل ۴- نمودارهای لگاریتمی غلظت-مساحت عناصر As, Cr, Cu, Ni, Pb و Zn برای تخمین حد آستانه پس‌زمینه و آنومالی در منطقه مورد بررسی

جدول ۳- سطح آستانه آنومالی عناصر با روش‌های مختلف محاسبه پس‌زمینه (مقادیر بر حسب  $\text{mgkg}^{-1}$ )

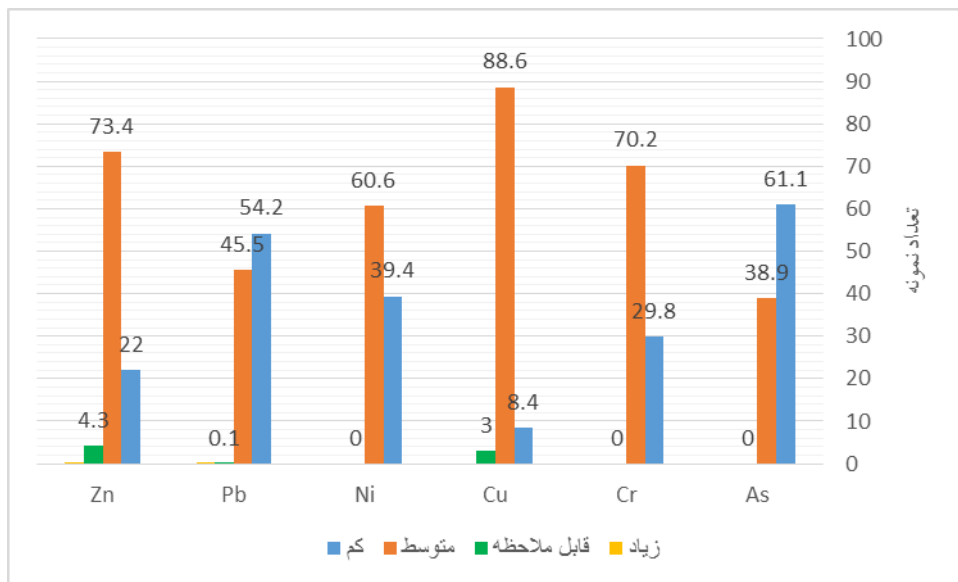
| روش‌های تعیین پس‌زمینه |                                 |                                |    |
|------------------------|---------------------------------|--------------------------------|----|
| آستانه فرکتال          | میانگین + دو برابر انحراف معیار | میان + دو برابر انحراف از میان |    |
| ۹/۵۴                   | ۱۵/۷۴                           | ۱۳/۹۳                          | As |
| ۶۲                     | ۱۲۳/۷۷                          | ۱۲۷/۴                          | Cr |
| ۱۸/۱۲                  | ۵۴/۸                            | ۵۲/۷۶                          | Cu |
| ۸۴/۱۲                  | ۱۶۷                             | ۱۷۷/۰۶                         | Ni |
| ۱۴/۱                   | ۲۶/۸                            | ۲۲/۹                           | Pb |
| ۷۲/۵۵                  | ۲۱۴/۷۶                          | ۱۵۶/۲۶                         | Zn |

جدول ۴- تعداد نمونه‌های آلوده بر اساس شاخص CF به دست آمده به روش فرکتال

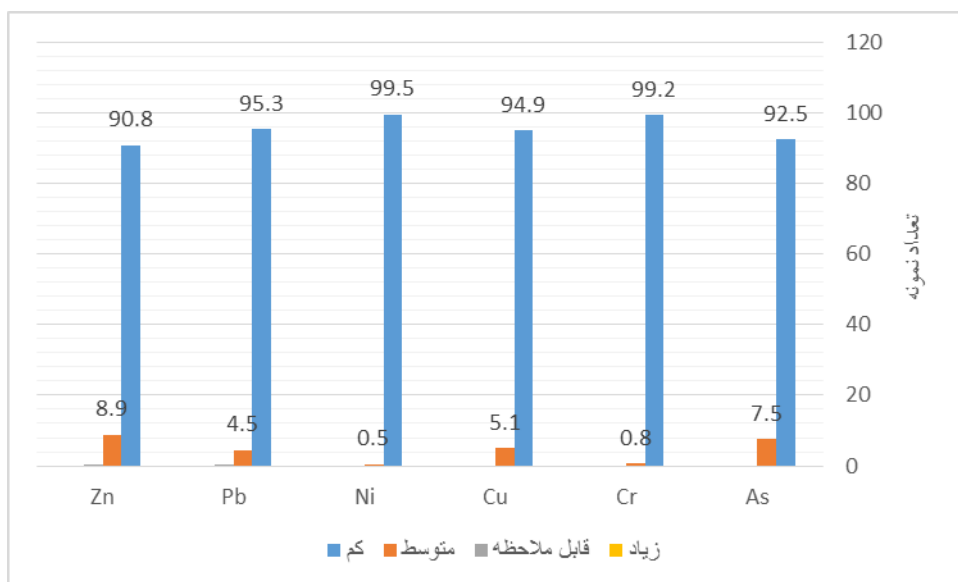
| عناصر ( $\text{mgkg}^{-1}$ ) |     |     |     |     |     |             |
|------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-------------|
| Zn                           | Pb  | Ni  | Cu  | Cr  | As  |             |
| ۱۷۰                          | ۴۱۸ | ۳۰۴ | ۶۵  | ۲۳۰ | ۴۷۱ | کم          |
| ۵۶۶                          | ۳۵۱ | ۴۶۷ | ۶۸۳ | ۵۴۱ | ۳۰۰ | متوسط       |
| ۳۳                           | ۱   | .   | ۲۳  | .   | .   | قابل ملاحظه |
| ۲                            | ۱   | .   | .   | .   | .   | خیلی زیاد   |

جدول ۵- تعداد نمونه‌های آلوده بر اساس شاخص CF به‌دست آمده به روش آماری

| عناصر (mgkg <sup>-1</sup> ) |     |     |     |     |     |             |
|-----------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-------------|
| Zn                          | Pb  | Ni  | Cu  | Cr  | As  |             |
| ۷۰۰                         | ۷۳۵ | ۷۶۷ | ۷۳۲ | ۷۶۵ | ۷۱۳ | کم          |
| ۶۹                          | ۳۵  | ۴   | ۳۹  | ۶   | ۵۸  | متوسط       |
| ۲                           | ۱   | ۰   | ۰   | ۰   | ۰   | قابل ملاحظه |
| ۰                           | ۰   | ۰   | ۰   | ۰   | ۰   | خیلی زیاد   |



شکل ۵- نمودار درصد نمونه‌های آلوده بر اساس شاخص CF به‌دست آمده به روش فرکتال



شکل ۶- نمودار درصد نمونه‌های آلوده بر اساس شاخص CF به‌دست آمده به روش آماری

فرکتال علاوه بر تفاوت سطوح آلودگی برای عناصر مختلف، سطوح آلودگی بیشتری را برای بعضی از عناصر برآورد کرده است، ترتیب آلودگی عناصر بر اساس روش دوم شامل  $Cu > Zn > Cr > Ni > Pb > As$

در روش آماری شاخص عامل آلودگی برای تمام عناصر دامنه‌های ۱ تا ۲ یعنی آلودگی کم تا متوسط را مشخص کرده است و بین عناصر مختلف نیز تفاوت چندانی را نتوانسته تمیز دهد، در حالی که در روش

سطح آلودگی قابل ملاحظه را نشان می‌دهد. به‌عنوان نمونه و به‌منظور مقایسه توزیع سطوح شاخص CF در هر دو روش برای این عنصر در شکل ۷ ارائه شده است.

نیکل: در پوسته زمین، متوسط مقدار نیکل حدود ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تخمین زده شده است. غلظت‌های آن با افزایش اسیدیته سنگ‌ها کاهش می‌یابد (Kabata-Pendias, ۲۰۱۱). میانگین غلظت این عنصر در منطقه ۹۵/۳۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است و بر اساس شاخص CF به روش آماری سطح آلودگی این عنصر در حد متوسط و گستره ناچیزی در حد ۰/۵ درصد مساحت زیرحوضه‌های مورد بررسی را به خود اختصاص داده است، در حالی‌که به روش فرکتال شاخص آلودگی ۳۹/۴ درصد از منطقه در حد متوسط قرار دارد.

سرب: مقدار متوسط سرب پوسته زمین ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. فراوانی زمینی تمایل به غلظت در سنگ‌های اسیدی آذرین و رسوبات آرژلیک را نشان می‌دهد. غلظت عمومی سرب به ترتیب بین ۱۰ تا ۲۵ و از ۱۴ تا ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. در سنگ‌های اولترامافیک و رسوبات آهکی، دامنه‌ها بین ۰/۱ تا ۸ و ۳ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. این ماده در محیط به‌طور عمده به‌صورت  $Pb^{2+}$  رخ می‌دهد، اگرچه حالت اکسیداسیون آن نیز  $Pb^{4+}$  شناخته شده است (Kabata-Pendias, ۲۰۱۱). میانگین غلظت سرب در منطقه مطالعاتی ۱۴/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده و بر اساس شاخص CF به روش آماری برای سرب، ۴/۷ درصد مساحت زیرحوضه‌های مورد بررسی از آلودگی متوسط برخوردار بوده و به روش فرکتال شاخص آلودگی ۴۵/۵ درصد از منطقه را در حد متوسط ۰/۱ درصد را نیز در سطح آلودگی قابل ملاحظه نشان داده است.

روی: مقدار متوسط روی در پوسته زمین ۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تخمین زده شده است و برای خاک‌های سراسر جهان همان سطح متوسط است. روی به‌طور یکنواخت در سنگ‌های ماگمایی توزیع شده است، در حالی‌که در سنگ‌های رسوبی ممکن است، در رسوبات آرژیلیک غلظت‌ش تا ۱۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم برسد. در طی فرایند هوازدگی بسیار متحرک است و

می‌باشد و برای عناصر مس، سرب و روی سطوح آلودگی قابل ملاحظه و زیاد را نیز ثبت کرده است.

**بررسی توزیع مکانی آلودگی فلزات:** در این مطالعه، میزان آلودگی و گستره هر یک از عناصر، مورد بررسی قرار گرفت که هرکدام از وضعیتی به قرار زیر برخوردار بودند.

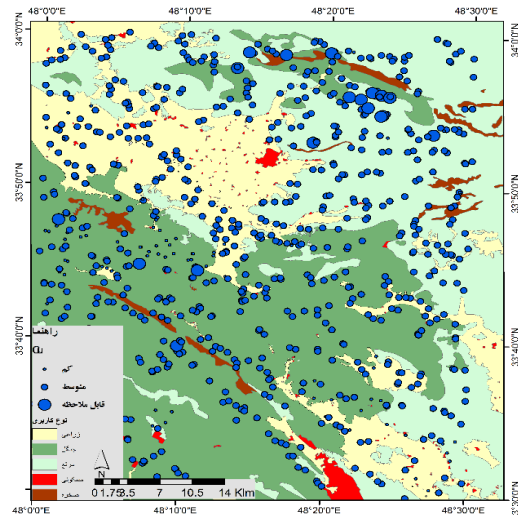
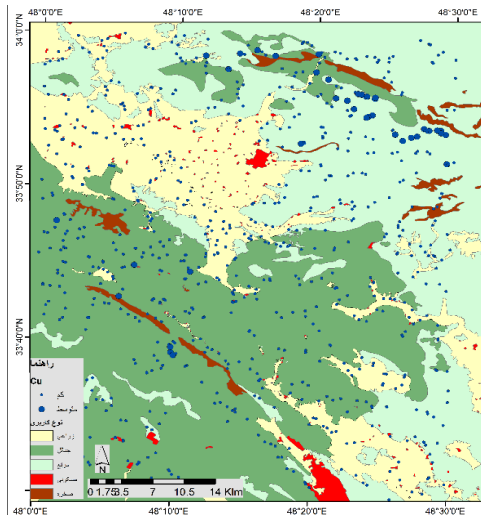
آرسنیک: متوسط غلظت آرسنیک در پوسته فوقانی زمین ۱/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده است. غلظت‌های آرسنیک در سنگ‌های رسوبی متغیر است. در رسوبات آرژیلیتی نسبت به سایر سنگ‌ها بالاترین غلظت آرسنیک (تا ۱۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) را داراست (Kabata-Pendias, ۲۰۱۱). میانگین غلظت آرسنیک در منطقه مطالعاتی هشت میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده است. بر اساس شاخص CF به روش آماری برای آرسنیک، ۷/۵ درصد و روش فرکتال ۳۹ درصد مساحت زیرحوضه‌های مورد بررسی از آلودگی متوسط برخوردار بوده‌اند.

کرم: فراوانی کروم در پوسته فوقانی زمین به‌طور متوسط ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Kabata-Pendias, ۲۰۱۱). میانگین غلظت کرم در منطقه مطالعاتی ۷۵/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده است و بیشینه مقدار آن ۱۴۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. سطح آلودگی این عنصر به روش آماری در حد متوسط و گستره آن فقط ۰/۸ درصد مساحت حوضه‌های مورد بررسی را شامل می‌شود و یکی، دو نمونه را بیشتر به خود اختصاص نمی‌دهد، در حالی‌که به روش فرکتال شاخص آلودگی ۲۸/۹ درصد از مساحت زیرحوضه‌های مورد بررسی را در حد متوسط قرار داده است.

مس: مس در پوسته زمین با غلظت‌هایی بین ۲۵ تا ۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم، به‌طور متوسط ۵۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم رخ می‌دهد. الگوی فراوانی آن در سنگ‌ها تمایل به غلظت در سنگ‌های آذرین مافیک و رسوبات آرژیلیک را نشان می‌دهد، این مقدار در منطقه مورد مطالعه ۹۰/۳۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده و بر اساس شاخص CF به روش آماری سطح آلودگی این عنصر متوسط و ۵/۱ درصد مساحت زیرحوضه‌های مورد بررسی را در بر می‌گیرد و گستره شاخص به روش فرکتال ۸۸/۶ درصد سطح متوسط و سه درصد

مورد بررسی از آلودگی متوسط به بالا برخوردار بوده‌اند (۸/۹ درصد آلودگی متوسط و ۰/۳ درصد آلودگی قابل ملاحظه) در صورتی که مقدار این شاخص به روش فرکتال ۷۳/۴ درصد از زیرحوضه‌های مورد بررسی را در سطح آلودگی متوسط و ۴/۳ درصد را در سطح آلودگی قابل ملاحظه و ۰/۳ درصد را در سطح آلودگی زیاد ارزیابی کرده است.

ترکیبات آن به راحتی محلول هستند و به آسانی به وسیله واکنش با کربنات‌ها ترسیب می‌شود، یا به وسیله مواد معدنی و ترکیبات آلی، به خصوص در حضور آنیون‌های گوگردی جذب می‌شود. میانگین غلظت این عنصر در منطقه ۱۰۵/۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمده و بر اساس شاخص CF به روش آماری برای روی، ۹/۲ درصد مساحت زیرحوضه‌های



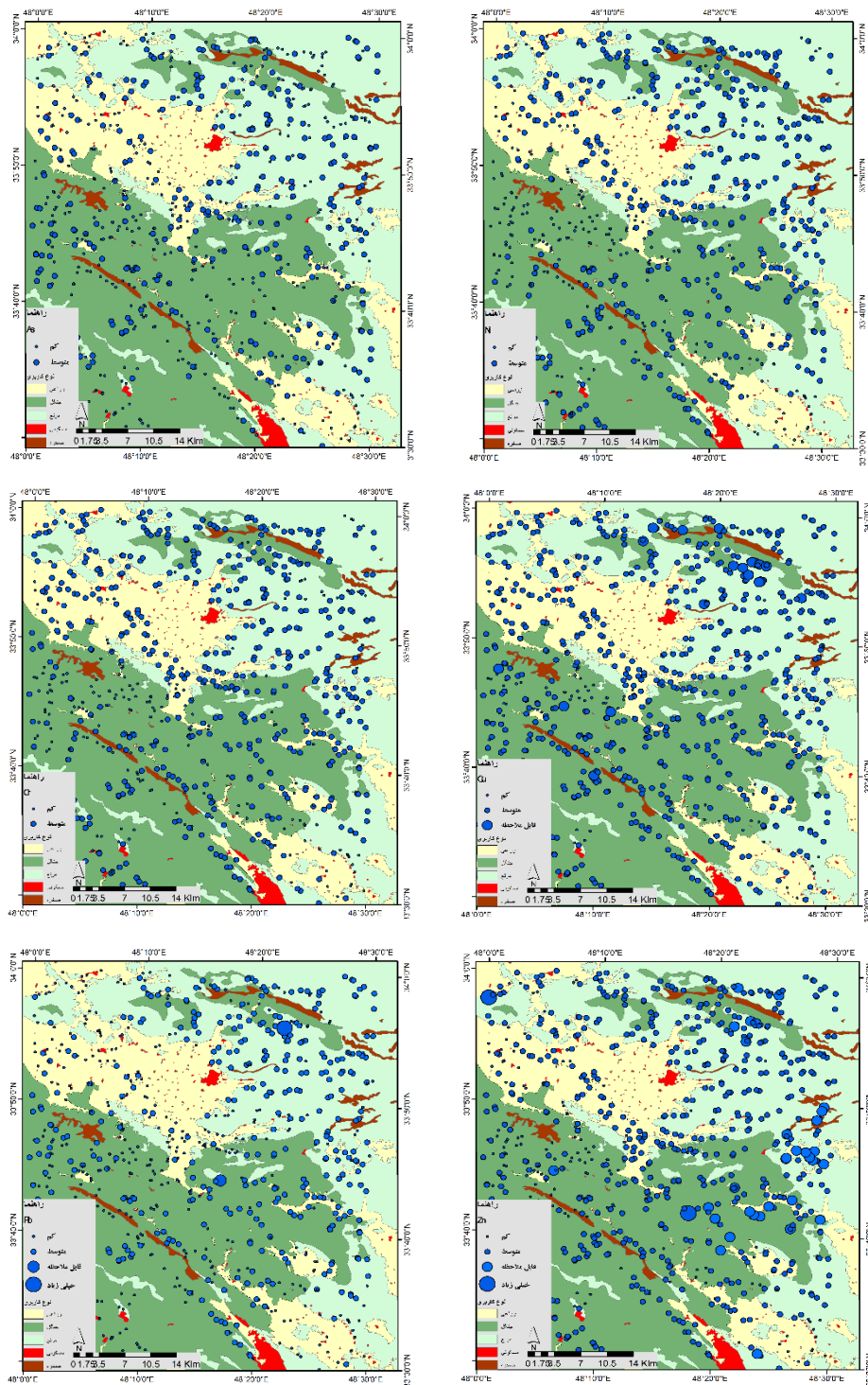
شکل ۷- مقایسه توزیع مکانی شاخص عامل آلودگی مبتنی بر پس‌زمینه به روش آماری (چپ) با روش فرکتال (راست) برای عنصر

مس

واقع در پائین دامنه توزیع از حذف آن‌ها اجتناب شد و به جای استفاده از روش‌های پارامتری از یک روش آماری مقاوم به داده‌های پرت که در آن به جای میانگین از میانه داده‌ها استفاده می‌کند، استفاده شد. در این مرحله، نتایج به دست آمده نشان می‌دهند که استفاده از روش‌های آماری در تعیین پس‌زمینه عناصر و کاربرد آن در ساختار شاخص عامل آلودگی حساسیت شاخص را کاهش داده و در جداسازی طبقات آلودگی کارایی آن را پائین می‌آورد. در گام دوم، اقدام به تهیه مقادیر پس‌زمینه عناصر با روش فرکتال و کاربرد آن در ساختار شاخص عامل آلودگی شد و نتایج نشان داد که روش فرکتال در جداسازی جوامع مختلف آلودگی کارایی بیشتری را از خود به نمایش می‌گذارد.

### نتیجه‌گیری

در هنگام کار با شاخص CF روش تعیین پس‌زمینه (که به عنوان مرجع در تهیه این شاخص به کار می‌رود) بر روی مقادیر برآوردی تاثیر متفاوتی را بر جایی خواهد گذاشت که این‌جا تامل دارد، در مطالعات محیط زیستی به‌طور متداول از روش‌های آماری برای تعیین پس‌زمینه استفاده می‌شود. در این پژوهش، هدف ارائه روشی قوی‌تر از روش‌های آماری است، لذا برای این منظور روش فرکتال به عنوان روش مطلوب در نظر گرفته شده است. ابتدا، توزیع آماری داده‌ها مورد بررسی قرار گرفت و مشخص شد که داده‌ها به علت وجود داده‌های پرت و چولگی زیاد از توزیع غیر نرمالی تبعیت کرده و با روش‌های تبدیل داده نیز به توزیع نرمال نزدیک نشدند. لذا، با توجه به اهمیت مقادیر



شکل ۸- توزیع مکانی شاخص عامل آلودگی مبتنی بر پس‌زمینه به روش فرکتال برای عناصر مورد بررسی

مختلف نیز تفاوت چندانی را نتوانسته تمیز دهد، در حالی که در روش فرکتال علاوه بر تفاوت سطوح آلودگی برای عناصر مختلف سطوح آلودگی بیشتری را برای بعضی از عناصر برآورد کرده است. ترتیب آلودگی عناصر بر اساس این روش شامل

در گام سوم، نتایج به دست آمده از شاخص عامل آلودگی مبتنی بر هر دو روش با هم مقایسه شد و معلوم شد، سنجش میزان آلودگی با روش آماری برای تمام عناصر دامنه‌های ۱ تا ۲ یعنی آلودگی کم تا متوسط را رقم زده است و بین عناصر

دولومیتی و مارنی، شیل و مواد آرزلیتی هستند، انطباق دارد. سطوح قابل ملاحظه و زیاد آلودگی عنصرهای مس، سرب و روی محل کانه‌های معدنی احتمالی هستند و با توجه به قرار گرفتن آن‌ها در بالادست مناطق مسکونی و زراعی، توجه به آن‌ها در رابطه با منابع آب شرب و کشاورزی حائز اهمیت است.

### سیاس‌گذاری

این تحقیق بخشی از رساله دکتری است که با حمایت دانشگاه ملایر انجام شده است.

Cu>Zn>Cr>Ni>Pb>As می‌باشد و برای عناصر مس، سرب و روی سطوح آلودگی قابل ملاحظه و زیاد را نیز ثبت کرده است (شکل ۸).

در آخر پراکنش آلودگی ناشی از هر عنصر به‌دست آمده با شاخص عامل آلودگی مبتنی بر فرکتال به‌صورت مکانی بر روی نقشه استفاده از اراضی و سنگ‌شناسی منطقه ترسیم شد و بر اساس تجزیه و تحلیل مکانی این شاخص، سطح آلودگی برای تمامی عناصر، بیشتر حد متوسط به پائین آلودگی را نشان داده است و عناصر فلزی مس، کرم، نیکل و آرسنیک بیشتر با عوامل سنگ‌شناسی منطقه که متشکل از آهک، آهک

### منابع مورد استفاده

1. Abdel-Baki, A.S., M.A. Dkhil and S. Al-Quraishy. 2011. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia. *African Journal of Biotechnology*, 10: 2541–2547.
2. Alahabadi, A. and H. Malvandi. 2018. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals and metalloids in surface sediments of the Tajan River, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 741-749.
3. Afzal, P., Y.F. Alghalandis, A. Khakzad, P. Moarefvand and N.R. Omran. 2011. Delineation of mineralization zones in porphyry Cu deposits by fractal concentration-volume modeling. *Journal of Geochemical Exploration*, 108: 220-232.
4. Almasi1, A., A. Jafarirad, P. Afzal and M. Rahimi. 2015. Orogenic gold prospectivity mapping using geospatial data integration, region of Saqez, Iran. *Bulletin of the Mineral Research and Exploration*, 150: 65-76.
5. Bai, J., A. Porwal, C. Hart, A. For and L. Yu. 2010. Mapping geochemical singularity using multifractal analysis: application to anomaly definition on stream sediments data from Funin Sheet, Yunnan, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 104: 1-11.
6. Banat, K.M., F.M. Howari and A.A. Al-Hamada. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks? *Environmental Research*, 97: 258–273.
7. Cheng, Q. 1999. Markov processes and discrete Multifractals. *Mathematical Geology*, 31: 455–469.
8. Cabrera, F., L. Clemente and D.E. Barrientos. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *The Science of the Total Environment*, 242(1–3): 117–129.
9. Carranza, E.J.M. 2011. Analysis and mapping of geochemical anomalies using logration transformed stream sediment data with censored values. *Journal of Geochemical Exploration*, 110: 167–185.
10. Cheng, Q. 1999 Spatial and scaling modeling for geochemical anomaly separation. *Journal of Geochemical Exploration*, 63(3): 175–194.
11. Cheng, Q., F.P. Agterberg and G.F. Bonham-Carter. 1996. A spatial analysis method for geochemical anomaly separation. *Journal of Geochemical Exploration*, 56: 183–195.
12. Cheng, Q. 2007. Mapping singularities with stream sediment geochemical data for prediction of undiscovered mineral deposits in Gejiu, Yunnan Province, China. *Ore Geology Reviews*, 32: 314–324.
13. Cheng, Q., Q. Xia, W. Li, S. Zhang, Z. Chen, R. Zuo and W. Wang. 2010. Density/areapower-law models for separating multi-scale anomalies of ore and toxic elements in stream sediments in Gejiu mineral district, Yunnan Province, China. *Biogeosciences*, 7: 3019–3025.
14. Cheng, Q. and F.P. Agterberg. 2009. Singularity analysis of ore-mineral and toxic trace elements in stream sediments. *Computers and Geosciences*, 35: 234–244.

15. Fedele, L., J.A. Plant, B. De Vivo and A. Lima. 2008. The rare earth element distribution over Europe: geogenic and anthropogenic sources. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 8: 3–18.
16. Findik, Ö. and M.A. Turan. 2012. Metal concentrations in surface sediments of Beyler Reservoir (Turkey). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(2): 193-197.
17. Frattini, P., B. De Vivo, A. Lima and D. Cicchella. 2006. Elemental and gamma-ray surveys in the volcanic soils of Ischia Island, Italy. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 6: 325–339.
18. Goncalves, M.A., A. Mateus and V. Oliveria. 2001. Geochemical anomaly separation by Multifractal modeling. *Journal of Geochemical Exploration*, 72: 91-114.
19. Hawkes, H.E. 1976. The downstream dilution of stream sediment anomalies. *Journal of Geochemical Exploration*, 6(1-2): 345-358.
20. Hernández-Crespo, C. and M. Martín. 2015. Determination of background levels and pollution assessment for seven metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) in sediments of a Mediterranean coastal lagoon. *Catena*, 133: 206–214.
21. Huang, Z., C. Liu, X. Zhao, J. Dong and B. Zheng. 2020. Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environmental Sciences Europe*, 32: 23-39.
22. Iordache, M., R.L. Popescu, F.L. Pascu and I. Iordache. 2015. Environmental risk assessment in sediments from Jiu River, Romania. *Revista De Chimie*, 66(8): 1247-1252.
23. Li, C., T. Ma and J. Shi. 2003. Application of a fractal method relating concentrations and distances for separation of geochemical anomalies from background. *Journal of Geochemical Exploration*, 77: 167-175.
24. Li, Q. and Q. Cheng. 2006. Visual anomaly: a GIS-based Multifractal Method for geochemical and geophysical anomaly separation in Walsh domain. *Computers and Geosciences*, 32: 663-672.
25. Long, E.R., L.J. Field and D.D. MacDonald. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 714–727.
26. Long, E.R. and D.D. MacDonald. 1998. Perspective: recommended uses of empirically derived, sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*, 4: 1019–1039.
27. Long, E.R., D.D. MacDonald and S.L. Smith. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81–97.
28. Öglü, B., B. Yorulmaz, T.O. Genç and F. Yilmaz. 2015. The assessment of heavy metal content by using bioaccumulation indices in European chub, *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 10(2): 85-94.
29. Mohd Kusin, F., N.N. Mohd Azani, S.N.N. Syed Hasan and N. Aqilah Sulong. 2018. Distribution of heavy metals and metalloid in surface sediments of heavilymined area for bauxite ore in Pengerang, Malaysia and associated risk assessment. *Catena*, 165: 454–464
30. Palma, P., L. Ledo and P. Alvarenga. 2015. Assessment of trace element pollution and its environmental risk to freshwater sediments influenced by anthropogenic contributions: the case study of Alqueva Reservoir (Guadiana Basin). *Catena*, 128: 174–184.
31. Panahi, A. and Q. Cheng. 2004. Multifractality as a measure of spatial distribution of geochemical patterns. *Mathematical Geology*, 36: 827–846.
32. Panahi, A., Q. Cheng and G.F. Bonham-Carter. 2004. Modelling lake sediment geochemical distribution using principal component, indicator kriging and multifractal powerspectrum analysis: a case study from Gowganda, Ontario. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 4: 59–70.
33. Panahi, A., Q. Cheng and Z. Chen. 2007. Multifractal power spectrum and singularity analysis for modelling stream sediment geochemical distribution patterns to identify anomalies related to gold mineralization in Yunnan Province, South China. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 7: 293–301.
34. Pazand, K., A. Hezarkhani, M. Ataei and Y. Ghanbari. 2011. Application of Multifractal modelling technique in systematic geochemical stream sediment survey to identify copper anomalies: a case study from Ahar, Azarbaijan, Northwest Iran. *Chemieder Erde-Geochemistry*, 71: 397–402.

35. Pekey, H., D. Karakaş and S. Ayberk. 2004. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 946–953.
36. Shamseddin Meigoony, M., P. Afzal, M. Gholinejad, A.B. Yasrebi and B. Sadeghi. 2013. Delineation of geochemical anomalies using factor analysis and multifractal modeling based on stream sediments data in Sarajeh 1:100,000 sheet, Central Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 7: 5333–5343.
37. Simpson, S.L., G.E. Batley, A.A. Chariton, J.L. Stauber, C.K. King, J.C. Chapman, J.C. Hyne, R.V. Gale, S.A. Roach, A.C. Maher and W.A. 2005. *Handbook for sediment quality assessment*. CSIRO: Bangor, NSW, 117 pages.
38. Smal, H., S. Ligeza, A. Wójcikowska-Kapusta, S. Baran, D. Urban, R. Obroślak and A. Pawłowski. 2015. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in bottom sediments of two small dam reservoirs (south-east Poland). *Archives of Environmental Protection*, 41(4): 67–80.
39. Roach, A.C. 2005. Assessment of metals in sediments from Lake Macquarie, New South Wales, Australia, using normalization models and sediment quality guidelines. *Marine Environmental Research*, 59(5): 453-72.
40. Rose, A.W., E.C. Dahlberg and M.L. Keith. 1970. Multiple regression technique for adjusting background values in stream sediment geochemistry. *Economic Geology*, 65(2): 156-165.
41. Uluturhan, E., A. Kontas and E. Can. 2011. Sediment concentrations of heavy metals in the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea): assessment of contamination and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 1989–1997.
42. Varol, M. and B. Şen. 2012. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92: 1-10.
43. Xie, S. and Z. Bao. 2004. Fractal and multifractal properties of geochemical fields. *Mathematical Geology*, 36: 847–864.
44. Lima, A., B. De Vivo, D. Cicchella, M. Cortini and S. Albanese. 2003. Multifractal IDW interpolation and fractal filtering method in environmental studies: an application on regional stream sediments of Italy, Campania region. *Applied Geochemistry*, 18: 1853–1865.
45. Lima, A., J.A. Plant, B. De Vivo, T. Tarvainen, S. Albanese and D. Cicchella. 2008. Interpolation methods for geochemical maps: a comparative study using arsenic data from European stream waters. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 8: 41–48.
46. Wang, W., J. Zhao and Q. Cheng. 2011. Analysis and integration of geo-information to identify granitic intrusions as exploration targets in southeastern Yunnan District, China. *Computers and Geosciences*, 37: 1946–1957.
47. Xu, J., Y. Chen, L. Zheng, B. Liu, J. Liu and X. Wang. 2018. Assessment of heavy metal pollution in the sediment of the main tributaries of Dongting Lake, China. *Water*, 10(8): 1060-1083.
48. Zhao, J., S. Chen, R. Zuo and E.J.M. Carranza. 2011. Mapping complexity of spatial distribution of faults using fractal and multifractal models: vectoring towards exploration targets. *Computers and Geosciences*, 37: 1958–1966.
49. Zuo, R. 2012. Exploring the effects of cell size in geochemical mapping. *Journal of Geochemical Exploration*, 112: 357–367.
50. Zuo, R. and Q. Cheng. 2008. Mapping singularities—a technique to identify potential Cu mineral deposits using sediment geochemical data, an example for Tibet, West China. *Mineralogical Magazine*, 72: 531–534.
51. Zuo, R., Q. Xia and D. Zhang. 2013. A comparison study of the Cechnd Sal deposits using sediment geochemical data, an example for Tibet, towards exploration targets. *Computers mp*, 33: 1651-1675.