

ارزیابی میزان آلودگی ناشی از عناصر سنگین در رسوبات حوضه کارستی روئین

محمد معتمدی راد^{۱*}، لیلا گلی مختاری^۲، شهرام بهرامی^۳، محمد علی زنگنه اسدی^۴

۱- دانشجوی دکتری ژئومورفولوژی، دانشگاه حکیم سبزواری

۲- استادیار گروه جغرافیای طبیعی، دانشگاه حکیم سبزواری

۳- دانشیار گروه جغرافیا، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی

۴- دانشیار گروه جغرافیای طبیعی، دانشگاه حکیم سبزواری

پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۱۰/۱۱

تأیید نهایی مقاله: ۱۳۹۷/۶/۲

چکیده

یکی از مهمترین مسائل زیست محیطی که می‌تواند بر سلامت گیاهان، جانوران و انسانها تاثیر بسزایی داشته، میزان غلظت عناصر سنگین در خاک و آلودگی آن می‌باشد. افزایش غلظت فلزات سنگین می‌تواند با توجه به فرآیندهای طبیعی یا فعالیت‌های انسانی رخ دهد. پژوهش حاضر به بررسی و ارزیابی میزان غلظت و آلودگی عناصر سنگین در رسوبات می‌پردازد. بدین منظور حوضه روئین در شهرستان اسفراین انتخاب و غلظت ۱۱ عنصر سنگین شامل As (آرسنیک)، Cd (کادمیوم)، Co (کبالت)، Cr (کروم)، Cu (مس)، Fe (آهن)، Mo (مولیبدن)، Ni (نیکل)، Pb (سرب)، V (وانادیم) و Al (آلومینیوم) در ۴۲ نمونه و میزان همبستگی عناصر مورد بررسی قرار گرفت. محاسبات نتایج نشان داد وجود ضریب همبستگی معناداری بین مقادیر مس و آهن (۰/۹۹۳)، آهن و آلومینیوم (۰/۹۳۰)، کبالت و مس (۰/۹۰۸)، کبالت و آهن (۰/۸۹۷)، کروم و نیکل (۰/۸۷۹)، مس و آلومینیوم (۰/۸۵۳)، کبالت و آلومینیوم (۰/۸۱۸)، آرسنیک و آلومینیوم (۰/۷۱۹) و نیکل و سرب (۰/۷۰۲) می‌باشد. سپس شاخص‌های آلودگی نظیر فاکتور غنی‌شدگی، ضریب آلودگی، درجه آلودگی اصلاح شده، ضریب بار آلودگی و شاخص زمین‌انباشتگی مورد محاسبه و ارزیابی قرار گرفت. تمامی شاخص‌های مورد محاسبه به جز شاخص فاکتور غنی‌شدگی که بر اساس میانگین عناصر پوخته زمین می‌باشد و عنصر آرسنیک آن در طبقه شدید قرار گرفت، بیانگر این نکته می‌باشند که یازده عنصر مطالعاتی گر چه دارای مقادیر متفاوتی هستند ولی همگی در طبقه بدون آلودگی قرار گرفته‌اند و لذا منطقه مورد مطالعه از نظر غلظت عناصر سنگین دارای آلودگی قابل توجهی نمی‌باشد. اما از آنجا که در حال حاضر بیشتر افزایش غلظت عناصر سنگین دارای منشا انسانی می‌باشد باید کنترل بیشتری در رابطه با فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی صورت گیرد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، عناصر سنگین، حوضه روئین، غنی‌شدگی، کریجینگ.

مقدمه

خاک یکی از مهم‌ترین اجزای لیتوسفر بوده و به عنوان بخشی از اکوسیستم نقش بسیار مهمی در چرخه حیات ایفا می‌کند. مسائل زیست محیطی مطرح در تهدید سلامت خاک شامل فرسایش، کاهش ماده آلی و تنوع زیستی، آلودگی، شوری خاک و زمین لغزش است (اندریوز و کارول، ۲۰۰۲). آلودگی خاک یکی از مهم‌ترین مسائل زیست محیطی می‌باشد که این موضوع باعث افزایش نگرانی‌هایی در مورد محیط زیست شده است. هنگامی که خاک آلوده شود، این آلودگی می‌تواند به سایر اجزای محیط زیست منتقل شده و به طور مستقیم و یا غیرمستقیم سلامت انسان را به خطر بیندازد (ژانگ و همکاران، ۲۰۰۷). در این میان آلودگی به فلزات سنگین نه تنها به صورت مستقیم بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، کاهش فعالیت‌های بیولوژیکی و کاهش دستیابی زیستی مواد غذایی در خاک تاثیر می‌گذارد بلکه به دلیل ورود به زنجیره غذایی و نیز امنیت محیط زیستی از طریق نفوذ در آب‌های زیر زمینی، خطری جدی برای سلامتی انسان محسوب می‌شود (فاچینلی و همکاران، ۲۰۰۱). فلزات سنگین فلزاتی با وزن اتمی بالا می‌باشند که تجمع آنها در موجودات زنده و به ویژه بدن انسان باعث بروز بیماری‌های مختلفی می‌گردد. فلزات سنگین بر اثر فعالیت‌های مختلفی می‌توانند در محیط انتشار یابند. این عناصر با غلظت‌های پایین باعث آلودگی خاک می‌شوند (رزازی بروجنی، ۱۳۸۸). افزایش غلظت فلزات سنگین می‌تواند با توجه به فرآیندهای طبیعی یا فعالیت‌های انسانی رخ دهد (فیلز گنزالس و همکاران، ۲۰۱۴). فلزات سنگین به دلیل غیرقابل تجزیه بودن و اثرات فیزیولوژیکی که بر موجودات زنده دارند در غلظت‌های کم نیز حائز اهمیت شناخته شده‌اند

(برزین و همکاران، ۱۳۹۴). می‌توان گفت نگرانی عمده در مورد فلزات سنگین به علت منابع گسترده انتشار آنها، سمیت و پایداری آنها است (ایسلام و همکاران، ۲۰۱۵). بعضی از فلزات سنگین مثل آرسنیک، کادمیوم، سرب و کروم بسیار سمی بوده و باعث آسیب جدی به سلامت گیاهان، جانوران و انسان می‌شوند (دهرآزما و همکاران، ۱۳۹۳؛ کبیری فرد و همکاران، ۱۳۹۱؛ نسرالا، ۱۹۸۴؛ گو و همکاران، ۲۰۰۵؛ لی و همکاران، ۲۰۰۶ و ۲۰۰۷؛ شرما و همکاران، ۲۰۰۷؛ سامرز، ۱۹۷۷). لذا این واقعیت فلزات سنگین را تبدیل به یکی از خطرناک‌ترین آلاینده‌های زیست محیطی کرده است (کاباتا-پندیاس، ۲۰۰۱). این فلزات از جمله آلاینده‌هایی هستند که از تجمع زیستی بالایی برخوردار بوده و قادرند به تدریج از طریق زنجیره غذایی در بافت بدن جانوران و گیاهان تجمع یابند و اثرات مہلکی را بر انسان و جاندارانی که از گیاهان آلوده در منطقه استفاده می‌کنند داشته باشند. بنابراین تعیین میزان این فلزات در محیط‌های حاکی مورد توجه بسیاری از محققین و پژوهشگران قرار گرفته است: یانگ مین و همکاران (۲۰۰۶)، لیو و همکاران (۲۰۰۶) در منطقه هانگ زونگ چین، هوکر و ناتانیل (۲۰۰۶) در شهر ولور همپتون انگلستان، چائویانگ و همکاران (۲۰۰۹) در شویکو شان چین، مورا و همکاران (۲۰۱۰) شهر ترسینای برزیل، اسکریبیک و همکاران (۲۰۱۰) شمال صربستان منطقه نووی و بخشی از بوسنی و هرزگوین، فانگ و همکاران (۲۰۱۱) در منطقه نانجینگ چین، پالی و همکاران (۲۰۱۵) در مناطق سال شمالی بنگال، آل روسان و همکاران (۲۰۱۶) در رسوبات دریایی عقبه (دریای سرخ)، نتاجی و همکاران (۲۰۱۶) در رسوبات سطحی رودخانه‌های ولر و کلورون ساحل جنوب شرقی

ها و درز و شکاف‌های انحلالی وارد آب‌های زیرزمینی شوند. هم‌چنین سیستم کارست دارای ناهمگونی و ناهمسانی بالایی می‌باشد (انگویت و گلدشیدر، ۲۰۰۶) و هنگامی که این مناطق آسیب‌پذیر شوند در مقایسه با مناطق غیر کارستی فرصت کمتری برای پوشش و حفاظت آن دارند و در نتیجه آب آبخوان‌های کارستی در معرض آلودگی بیشتری قرار می‌گیرد. با توجه به اهمیت موضوع و این نکته این که در حوضه کارستی روئین اسفراین هیچ‌گونه مطالعه‌ای در مورد آلودگی خاک صورت نگرفته است پژوهش حاضر به بررسی و ارزیابی میزان غلظت و آلودگی عناصر سنگین در رسوبات حوضه روئین اسفراین با استفاده از شاخص‌های آلودگی می‌پردازد.

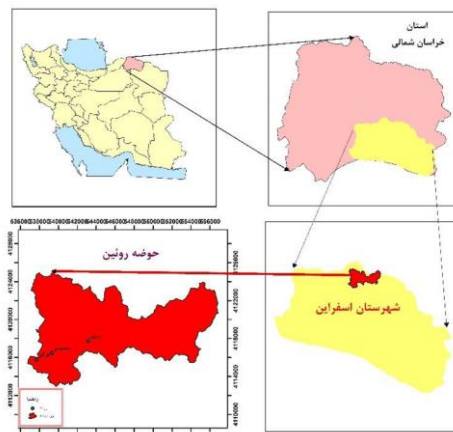
محدوده مورد مطالعه

حوضه آبریز روئین در شمال شهرستان اسفراین و در فاصله حدود ۲۰ کیلومتری شهر اسفراین قرار دارد از نظر مختصات جغرافیایی، در محدوده طول‌های $52^{\circ} 24' 57''$ الی $57^{\circ} 38' 25''$ شرقی و عرض‌های $40^{\circ} 09' 37''$ الی $37^{\circ} 16' 23''$ شمالی و در سیستم مختصات UTM در محدوده طول‌های ۵۳۶۷۹۲ الی ۵۵۶۷۹۸ و عرض‌های ۴۱۱۲۸۵۱ الی ۴۱۲۵۲۵۴ واقع شده است. در منطقه مطالعاتی سه روستا به نام‌های عراقی، محمودی و روئین واقعند. این منطقه از غرب به روستای کلات اسفراین، از جنوب به روستاهای امین آباد و سست و از شمال غرب به روستای پاکتل از توابع شهرستان بجنورد منتهی می‌گردد. به منظور دستیابی به منطقه مطالعاتی، پس از طی مسافت ۲۰ کیلومتر در محور ارتباطی اسفراین- بجنورد در سمت راست جاده راه ارتباطی روستای رویین واقع شده که از این نقطه پس از طی یک کیلومتر نقطه خروجی حوضه

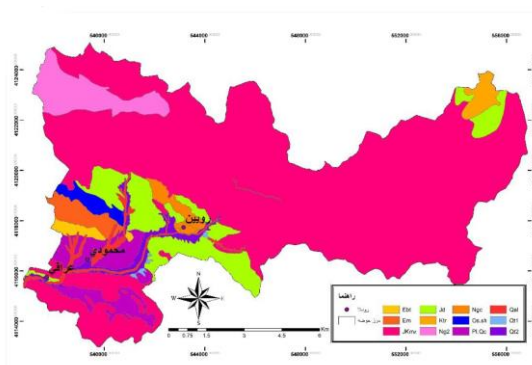
هند، زانگ و همکاران (۲۰۱۶) در بررسی ویژگی‌های آرسنیک و اهمیت آن بر آب‌های زیر زمینی کارست در جنوب غربی چین در مورد آلودگی خاک با استفاده از شاخص‌های آلودگی نظیر فاکتور غنی شدگی، ضریب آلودگی، درجه آلودگی اصلاح شده، ضریب بار آلودگی و شاخص زمین انباشتگی مطالعاتی را انجام دادند. در ایران نیز، آلودگی یکی از تهدیدات خاک محسوب می‌شود. اگر چه میزان خطر آلودگی خاک کمتر از دیگر آلودگی‌ها نیست، اما از آن جایی که این آلودگی ملموس نیست کمتر به آن توجه شده است (فیروزبخت و همکاران، ۲۰۱۱). اما محققانی نظیر خامسی و اسدی (۱۳۸۷) در استان زنجان، دلجانی (۱۳۸۸) در عسلویه، موسوی و همکاران (۱۳۹۰) در استان همدان، عظیم زاده و خادمی (۱۳۹۲) در مازندران، افشاری و همکاران (۱۳۹۴) در بخش مرکزی استان زنجان، روان‌خواه و همکاران (۱۳۹۴) در آران و بیدگل، برزین و همکاران (۱۳۹۴) در همدان، پورنیا و همکاران (۱۳۹۴) شهرک صنعتی شماره ۲ اهواز و ترشیزیان و همکاران (۱۳۹۵) در محدوده سنگ بست (جنوب شرق مشهد) به مطالعه آلودگی عناصر سنگین در خاک پرداختند. آلودگی خاک خطراتی را برای انسان، گیاهان، جانوران و اکوسیستم‌های آبی به دنبال دارد و یکی از مهم‌ترین راه‌های انتقال آلودگی از طریق منابع آب سطحی و زیر زمینی به ویژه در مناطق کارستی می‌باشد. آبخوان‌های کارستی دارای سیستم‌های زیست محیطی آسیب‌پذیرند (گلدشیدر، ۲۰۰۵). در مناطق کارستی لایه خاک برای حفاظت طبیعی و فیلتراسیون وجود ندارد (یوان، ۱۹۹۳؛ وانگ و همکاران، ۲۰۰۱). لذا آلاینده‌ها به طور مستقیم به روخانه‌های زیر زمینی کارست وارد می‌شوند و به راحتی می‌توانند از طریق سینکهول-

چینه سنگی و رسوبات کواترنری رخنمون یافته‌اند که به دوران اول (کامبرین و اردوئین) و دوم (ژوراسیک و کرتاسه) و سوم (پلیوسن تا عهد حاضر) تعلق دارند که شامل: سازند باروت (۰/۷۴ درصد)، سازند میلا (۱/۷۱ درصد)، واحد اردوئین (۱/۱۴ درصد) سازند دلیچای (۸/۶۸ درصد)، سازند مزدوران (۷۲/۵۳ درصد)، کنگلومرا و مارن نئوژن (۶/۰۲۹ درصد)، کنگلومرای نئوژن بالائی (۱/۲۶ درصد)، کنگلومرای جوان (۴/۳۰ درصد)، رسوبات تراس قدیم (۰/۱۵ درصد)، رسوبات تراس جدید (۱/۶۲ درصد) و رسوبات بستر مسیل (۱/۸۸ درصد) می‌باشند. شکل ۱ موقعیت و شکل ۲ زمین‌شناسی حوضه آبخیز روئین را در استان خراسان شمالی نشان می‌دهد.

آبخیز روئین نمایان می‌شود. راه ارتباطی بین روستاهای روئین و محمودی آسفالته و از محمودی تا روئین شوسه بوده و دیگر راه‌های ارتباطی درون محدوده مطالعاتی خاکی می‌باشند که به دلیل پراکنش نامناسب، دسترسی به تمامی نقاط حوضه را با مشکل مواجه ساخته است. حوضه مذکور در زون البرز شرقی (زون بینالود-آلاداغ) قرار دارد که در آن تنوع سنگ‌شناسی قابل توجهی مشهود است. این حوضه به لحاظ زمین ساخت کلان و تکتونیک بخشی از زون زمین ساختی آلاداغ- بینالود است که دارای چین خوردگی، گسلش و بهم ریختگی شدیدی است و گسل تراستی یا معکوس بزرگ زاویه در آنها زیاد دیده می‌شود. در حوضه روئین تعداد ۱۲ واحد



شکل ۱: موقعیت حوضه آبریز روئین اسفراین



شکل ۲: زمین‌شناسی حوضه آبریز روئین اسفراین

مواد و روش‌ها

ابتدا با استفاده از نرم‌افزار Google Earth، حوضه آبریز روئین در دامنه جنوبی کوه‌های آلاداغ-بینالود شناسایی شد. سپس محدوده حوضه مطالعاتی بر اساس نقشه‌های توپوگرافی (۱:۵۰۰۰۰ حوضه آبخیز مورد مطالعه یعنی I و II (7664) و نقشه‌های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ به نام-های صوفیان (7464 I SE)، محمودی (7464 II NE) و سست (7564 III NW) تعیین گردید و خطوط منحنی میزان با استفاده از نرم‌افزار GIS رقومی گردید و اطلاعات توپوگرافی مانند سطوح ارتفاعی و شیب توپوگرافی استخراج گردید. هم-چنین جهت استخراج اطلاعات زمین‌شناسی منطقه از نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ استفاده گردید. جهت بررسی میزان غلظت عناصر سنگین در رسوبات حوضه روئین اسفراین ۴۲ نمونه رسوب (از عمق ۱۰ سانتیمتری) که توسط سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی مورد آنالیز^۱ ICP-MS قرار گرفته است انتخاب گردید. ICP-MS که به آن طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت‌شده القایی گویند نوعی طیف‌سنجی جرمی است که برای ارزیابی و شناسایی فلزها و برخی نافلزها تا غلظت‌هایی به اندکی بخش در 10^{15} ppq^۲ کارایی دارد. این تکنیک در مقایسه با طیف‌بینی جذب اتمی، دارای دقت، حساسیت و سرعت بیشتری است. در واقع این روش متشکل از یک سامانه ورود نمونه، یک چشمه پلاسمای جفت شده القایی برای تولید یون‌های ماده یا مواد مورد بررسی، یک مرز مشترک پلاسمای با خلاء و یک طیف‌سنج جرمی متشکل از یک تمرکز کننده یون، و یک سامانه جداساز و آشکار ساز یون‌ها، است. سپس غلظت ۱۱ عنصر سنگین از ۴۲ نمونه آزمایش شامل As (آرسنیک)، Cd (کادمیوم)، Co (کبالت)، Cr (کروم)، Cu (مس)، Fe (آهن)، Mo

(مولیبدن)، Ni (نیکل)، Pb (سرب)، V (وانادیم) و Al (آلومینیوم) مورد بررسی قرار گرفت. ضریب همبستگی بین مقادیر غلظت عناصر مختلف مورد ارزیابی قرار گرفت و برای سنجش آلودگی از شاخص‌هایی نظیر فاکتور غنی شدگی، ضریب آلودگی، درجه آلودگی اصلاح شده، ضریب بار آلودگی و شاخص زمین انباشتگی استفاده گردید که در ادامه به ارزیابی ژئوشیمیایی بر اساس شاخص‌های فوق اشاره می‌شود. سپس پهنه‌بندی با روش کریجینگ در محیط Arc Map انجام شد. روش کریجینگ^۳: این روش مهم‌ترین و گسترده‌ترین روش درون‌یابی است که بر پایه مدل‌ها و روابط آماری پایه‌ریزی شده است. لایه رستری تولید شده از این روش، سطحی بسیار دقیق را نمایش می‌دهد. این روش در مورد مناطق کوهستانی بهترین و دقیق‌ترین خروجی را تولید می‌کند. روش کریجینگ بر خلاف IDW^۴ (معکوس فاصله) که یک روش درون‌یابی محلی است، روشی جهانی است. به این معنا که در این روش تمام مشاهدات منطقه مورد نظر مورد استفاده قرار می‌گیرد. می‌توان گفت کریجینگ، روش درون‌یابی و برآورد زمین آماری است که قادر است براساس مدل برازش شده بر واریوگرام تجربی و نمونه‌های اندازه‌گیری شده در جامعه، نقاط نمونه‌برداری نشده را بدون اریب و با حداقل واریانس برآورد کند. عمومی‌ترین روش آن که در علوم محیط زیستی نیز کاربرد فراوانی دارد، کریجینگ معمولی^۵ است. تابع کریجینگ به صورت رابطه ۱ تعریف می‌شود:

رابطه ۱)

$$\hat{z}(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i)$$

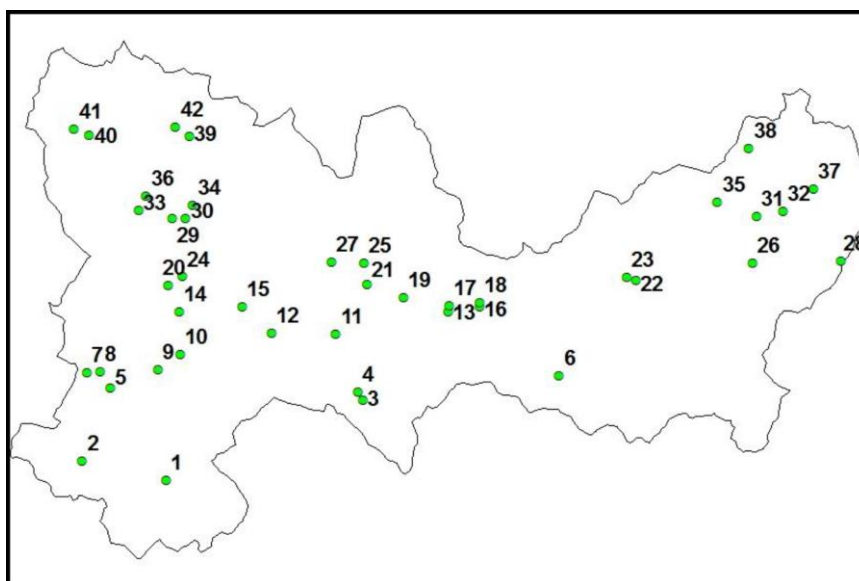
λ_i وزن مرتبط با ارزش متغیر ناحیه ای x در نقطه i است در شرایطی که $\sum \lambda_i = 1$ است.

شیمیایی بسیار فعال هستند. این ذرات با توجه به قابلیت جذب سطحی بالا، عاملی برای جذب و تجمع فلزات سنگین در رسوبات بستر رودخانه به شمار می‌آیند (فورسترن، ۲۰۰۴). جدول ۱ میزان غلظت عناصر سنگین و شکل ۳ محل نمونه‌برداری رسوبات محدوده مورد مطالعه را نشان می‌دهد. در ابتدا ضریب همبستگی میزان غلظت عناصر مورد بررسی قرار گرفت و سپس برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات و خاک روش‌های متعددی به شرح زیر مورد استفاده قرار گرفته است.

کریجینگ را هم می‌توان به صورت نقطه‌ای و هم بلوکی انجام داد. ویژگی دیگر کریجینگ علاوه بر دقت زیاد در برآورد این است که به همراه هر برآوردی (نقشه کریجینگ)، مقدار خطای آن (نقشه انحراف معیار کریجینگ) را نیز محاسبه می‌کند.

بحث و نتایج

از دیدگاه ژئوشیمی زیست محیطی، رسوبات مهم‌ترین بخش سنگ کره به شمار می‌روند. بیش از ۹۰ درصد فلزات با ذرات معلق در بستر رود رسوب می‌کنند (فورسترن، ۲۰۰۴؛ گومز و همکاران، ۲۰۰۰). ذرات دانه ریز (رس و سیلت) از نظر



شکل ۳: موقعیت نقاط نمونه‌برداری شده در حوضه آبریز

آلومنیوم (۰/۹۳۰) و کبالت و مس (۰/۹۰۸) بیشترین ضریب همبستگی را در منطقه مطالعاتی به خود اختصاص دادند و نشان دادند که افزایش غلظت عنصری خاص سبب افزایش عنصر خاص دیگری خواهد شد. جدول ۲ ضریب همبستگی بین عناصر مختلف را نشان می‌دهد.

ضریب همبستگی میزان غلظت عناصر: در ابتدا برای بررسی ارتباط عناصر و این که وجود عنصری می‌تواند نشانی از وجود عنصری دیگر باشد و غلظت بیش از حد عنصری باعث افزایش یا کاهش عنصری دیگر خواهد بود ضریب همبستگی بین عناصر مختلف (۱۱ عنصر)، مورد محاسبه قرار گرفت که به ترتیب مس و آهن (۰/۹۹۳)، آهن و

جدول ۱: میزان غلظت عناصر سنگین در رسوبات حوضه آبریز

SAMPLEID	X_UTM	Y_UTM	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	V	Al
M1	540421	4114810	8.6	0.26	12	59	20	20000	1.13	38	10	105	39000
M2	538467	4115260	8.7	0.25	11	52	18	18000	1.08	32	13	54	30000
M3	545029	4116667	7.8	0.28	5	37	11	12230	0.98	18	17	36	21159
M4	544910	4116863	8.2	0.28	6	42	10	12961	1.02	17	18	37	20795
M5	539121	4116960	8.7	0.24	13	59	26	29000	1.02	32	9	73	58000
M6	549632	4117241	11.6	0.29	13	93	21	25636	0.87	61	28	80	49250
M7	538573	4117320	9	0.25	16	89	36	36000	0.93	42	11	97	52000
M8	538880	4117350	9.3	0.26	14	82	23	30000	1.27	37	11	78	55000
M9	540233	4117390	8.4	0.24	12	47	22	24000	1.02	26	10	61	51000
M10	540757	4117740	7.6	0.23	10	55	17	17000	0.89	26	11	52	32000
M11	544390	4118215	11.3	0.29	9	79	16	20313	1.25	38	21	66	41301
M12	542890	4118250	9	0.25	13	63	24	26000	1.09	46	11	82	49000
M13	547029	4118738	11.9	0.27	12	121	18	24166	1.47	54	30	77	46732
M14	540725	4118740	9	0.25	13	53	24	25000	1.09	29	11	62	50000
M15	542210	4118860	9.2	0.25	13	67	25	25000	0.97	43	10	81	49000
M16	547770	4118864	8.3	0.29	10	159	17	21444	2.07	92	28	69	40532
M17	547047	4118889	7.6	0.42	9	69	16	20612	1.26	41	23	67	40083
M18	547767	4118954	11.9	0.29	11	72	20	23938	0.87	49	29	75	46322
M19	545976	4119081	8.2	0.27	11	84	15	20540	1.46	38	28	62	35253
M20	540473	4119360	8.4	0.25	11	81	18	21000	1.11	36	9	64	41000
M21	545134	4119383	8	0.26	10	63	17	19504	1.23	40	20	60	35639
M22	551429	4119477	12.4	0.28	15	190	29	33302	1.24	90	26	52	63227
M23	551204	4119541	13.6	0.29	17	118	32	37313	0.83	83	24	54	65990
M24	540800	4119570	8.7	0.25	11	68	17	17000	1.02	24	11	52	30000
M25	545055	4119882	10.4	0.25	11	68	19	22957	0.66	47	29	73	44595
M26	554154	4119884	11.8	0.28	13	110	23	28711	1.12	58	29	85	49852
M27	544295	4119910	8.3	0.24	11	50	18	19000	0.82	32	10	58	37000
M28	556233	4119923	12	0.29	15	105	25	31970	0.85	69	29	53	57127
M29	540567	4120920	8.8	0.25	11	64	15	17000	0.93	29	9	53	32000
M30	540884	4120940	8.2	0.25	11	83	14	17000	1.02	30	8	54	32000
M31	554251	4120978	10.5	0.26	13	104	23	29851	1.21	59	22	94	51420
M32	554863	4121104	10.5	0.28	14	249	27	30759	1.37	97	27	94	52849
M33	539779	4121120	8.1	0.24	11	60	17	17000	1.09	29	9	52	32000
M34	541049	4121250	8.3	0.23	10	60	15	17000	1.06	29	11	53	33000
M35	553341	4121301	11.1	0.26	14	108	26	30706	0.75	63	25	95	54245
M36	539961	4121460	8.6	0.25	11	70	18	19000	0.94	31	8	57	33000
M37	555583	4121609	10.4	0.27	13	96	22	28431	1.44	56	30	86	49573
M38	554075	4122577	10.8	0.28	14	104	25	31074	0.7	62	25	92	55155
M39	540975	4122860	8.2	0.24	11	75	18	18000	1.02	29	8	57	27000
M40	538629	4122880	8.4	0.25	12	97	19	23000	1.09	36	10	70	32000
M41	538275	4123010	8.3	0.24	13	90	22	25000	1.18	42	11	75	37000
M42	540652	4123070	8.6	0.25	12	84	18	21000	0.94	30	9	61	31000
شیل جهانی	13	0.3	19	100	45	47200	2.6	68	20	130	80000
پوسته زمین	1.8	0.2	25	102	55	41000	1.5	50	12.5	120	82300

جدول ۲: مقادیر ضریب همبستگی بین میزان غلظت عناصر مورد استفاده در حوضه آبریز

شاخص	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	V	Al
As	۱	۰.۲۴۸	۰.۵۷۴	۰.۵۱۹	۰.۵۴۱	۰.۶۹۱	-۰.۱۳۸	۰.۶۹۴	۰.۶۸۹	۰.۳۰۸	۰.۷۱۹
Cd		۱	۰.۱۱۲	۰.۲۳۵	-۰.۰۳۰	-۰.۱۳۸	۰.۲۲۹	۰.۳۵۰	۰.۵۵۲	-۰.۰۶۲	۰.۱۸۰
Co			۱	۰.۴۵۸	۰.۹۰۸	۰.۸۹۷	-۰.۱۳۶	۰.۵۷۹	-۰.۱۵۱	۰.۵۳۹	۰.۸۱۸
Cr				۱	۰.۴۵۵	۰.۵۶۶	۰.۴۱۰	۰.۸۷۹	۰.۵۳۱	۰.۳۵۰	۰.۴۹۴
Cu					۱	۰.۹۹۳	۰.۱۶۱	۰.۵۷۴	۰.۱۶۲	۰.۵۶۰	۰.۸۵۳
Fe						۱	-۰.۰۴۸	۰.۷۰۵	۰.۴۰۷	۰.۵۹۱	۰.۹۳۰
Mo							۱	۰.۳۰۸	۰.۲۴۲	-۰.۰۹۳	-۰.۰۳۲
Ni								۱	۰.۷۰۲	۰.۴۲۴	۰.۶۹۱
Pb									۱	۰.۲۶۱	۰.۴۳۴
V										۱	۰.۵۳۵
Al											۱

$$EF = \frac{\frac{C_{x1}}{C_{ref1}} \text{ sample}}{\frac{C_{x2}}{C_{ref2}} \text{ background}}$$

در این رابطه EF، فاکتور غنی شدگی، Cx1 غلظت عنصر مورد بررسی، Cref1 غلظت عنصر مبنا (Al)، Cx2 غلظت عنصر در محیط مبنا (پوسته زمین)، Cref2 غلظت عنصر مبنا (Al) در محیط مبنا (پوسته زمین) می باشد. بر اساس نظر هرناندز و همکاران (۲۰۰۳) مقدار غنی شدگی بین ۰/۵ تا ۲ زمین زاد و مقادیر بیش از ۲ اثر انسان زاد تلقی می شود. چن و همکاران هفت طبقه را برای شدت میزان فاکتور غنی شدگی نشان دادند (جدول ۳).

شاخص های ژئوشیمیایی مورد مطالعه

فاکتور غنی شدگی عناصر (EF)

یکی از روش های رایج در ارزیابی آثار انسان ساز روی خاک، محاسبه ضریب غنی شدگی می باشد. به عبارتی فاکتور غنی شدگی بیانگر میزان تاثیر عامل خارجی بر رسوبات منطقه می باشد (ژنگ، ۲۰۰۹) و روش مناسبی جهت تعیین تاثیر منشاء لیتوژنیک و آنتروپوژنیک آلودگی ها است (آدامو و همکاران، ۲۰۰۵). در این فاکتور غلظت عناصر نمونه را با غلظت آن عنصر در نمونه زمینه مقایسه می کنند. ضریب غنی شدگی طبق رابطه ۲ محاسبه می گردد (لوسکا و همکاران، ۱۹۹۵).

رابطه ۲)

جدول ۳: طبقه بندی فاکتور غنی شدگی (چن و همکاران، ۲۰۰۷)

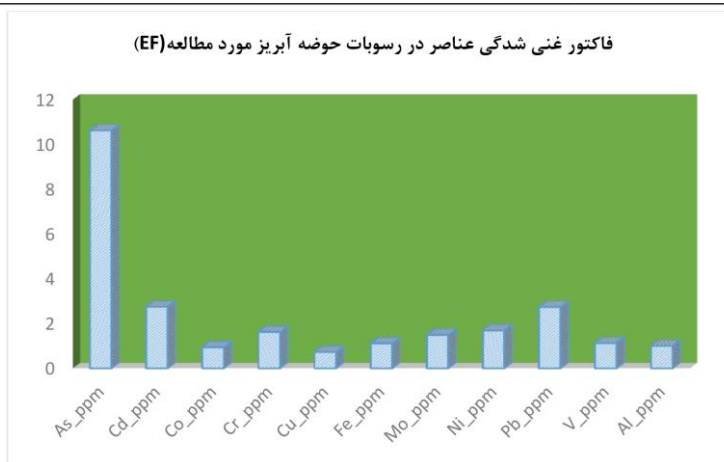
بینهایت شدید	خیلی شدید	شدید	نسبتا شدید	متوسط	اندک	بدون غنی شدگی	شدت غنی شدگی
بیشتر از ۵۰	بین ۲۵ تا ۵۰	بین ۱۰ تا ۲۵	بین ۵ تا ۱۰	بین ۳ تا ۵	بین ۱ تا ۳	کمتر از ۱	فاکتور غنی شدگی EF

فعالیت‌های کشاورزی در حوضه مطالعاتی دانست. هم‌چنین می‌توان گفت پایین‌ترین مقادیر غنی‌شدگی در حوضه مطالعاتی مربوط به عنصر مس می‌باشد. با توجه به نظر هرناندز و همکاران (۲۰۰۳) و محاسبات انجام شده عنصرهای آرسنیک، کادیوم و سرب آلودگی با منشا انسان‌ساز را نشان می‌دهد. نمودار فاکتور غنی‌شدگی عناصر در رسوبات منطقه مورد مطالعه در شکل ۴ آمده است. نقشه پهنه‌بندی غنی‌شدگی (شکل ۵ و ۶) نشان می‌دهد، بیشترین آلودگی آرسنیک و کادیوم در سمت جنوب، شمال غرب و جنوب غرب محدوده مورد مطالعه می‌باشد.

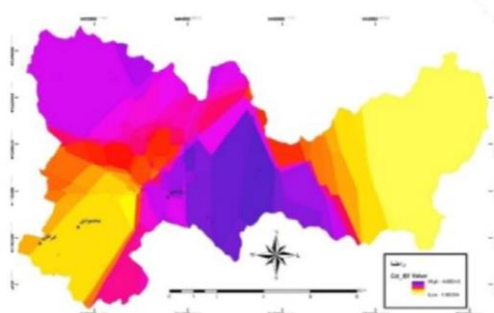
نتایج حاصل از محاسبه فاکتور غنی‌شدگی حاکی از آن است که آرسنیک در منطقه مورد مطالعه بالاترین غنی‌شدگی (میانگین ۱۰/۶۴) را دارد که نمونه‌های ۳ و ۴ (۱۸/۰۲ و ۱۶/۸۵) بیشترین میزان و نمونه‌های ۵ و ۱۴ (۶/۸۵ و ۸/۲۳) کمترین میزان غنی‌شدگی آرسنیک را به خود اختصاص داده‌اند و کادیوم و سرب به ترتیب با مقادیر ۲/۷۴ و ۲/۷۵ در رتبه دوم و سوم غنی‌شدگی قرار گرفته‌اند. آرسنیک با غلظت ۱۰/۶۴ در طبقه شدید و کادیوم و سرب (۲/۷۴ و ۲/۷۵) در طبقه آلودگی اندک قرار گرفته‌اند. با توجه به رسوبات آهکی غنی‌شدگی آرسنیک را می‌توان منتسب به نمک‌های سولفات و منشا انسانی حاصل از

جدول ۴: فاکتور غنی‌شدگی عناصر در رسوبات حوضه آبریز

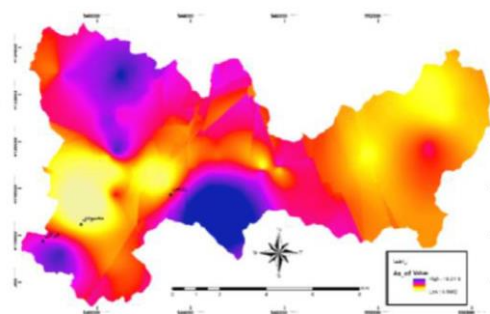
SAMPLEID	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	V	Al
	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm
Ef	10.63	2.75	0.94	1.63	0.73	1.12	1.5	1.69	2.74	1.13	1



شکل ۴: نمودار فاکتور غنی‌شدگی عناصر در رسوبات حوضه آبریز



شکل ۵: نقشه پهنه‌بندی فاکتور غنی‌شدگی آرسنیک



شکل ۶: نقشه پهنه‌بندی فاکتور غنی‌شدگی کادمیوم

۲۰۰۸؛ آدامکا و همکاران، ۲۰۰۸). در این رابطه، CF نشان دهنده ضریب آلودگی و C_{sample} غلظت عنصر مورد بررسی را نشان می‌دهد و $C_{background}$ غلظت عنصر در شیل جهانی را نمایش می‌دهد. جدول ۵ طبقه‌بندی ضریب آلودگی بر اساس مطالعات هانکسون (۱۹۸۰) را نشان می‌دهد. رابطه ۳)

$$CF = \frac{C_{sample}}{C_{background}}$$

ضریب آلودگی^۷ (CF) و درجه آلودگی اصلاح شده^۸ (mCd) به منظور بیان آلودگی محیط نسبت به عنصری خاص، می‌توان از ضریب آلودگی استفاده کرد (ابراهیم و پارکر، ۲۰۰۸). فاکتور ضریب آلودگی بیانگر میزان آلودگی رسوبات به عناصر سنگین است. این فاکتور از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به دست می‌آید (ابراهیم و پارکر،

جدول ۵: طبقه‌بندی ضریب آلودگی (هاکانسن، ۱۹۸۰)

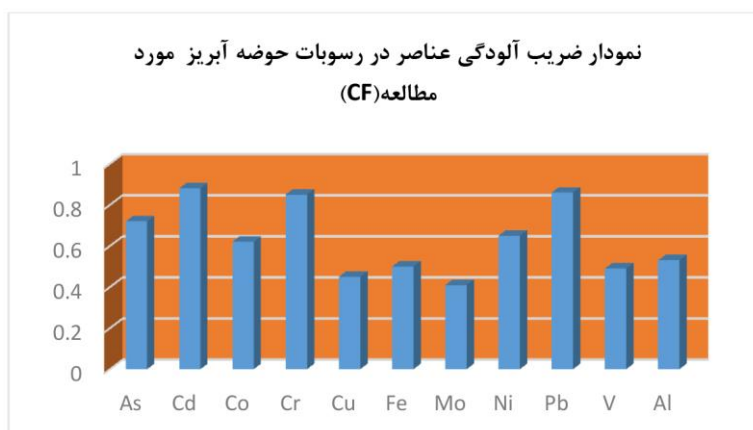
CF	کمتر از ۱	بین ۱ تا ۳	بین ۳ تا ۶	بیش از ۶
مقدار آلودگی رسوب	پایین	متوسط	قابل توجه	بالا

به طور کلی می‌توان گفت که با توجه به محاسبات این شاخص، تمامی عناصر دارای مقادیری کمتر از ۱ می‌باشند. همچنین بر اساس جدول ۵ همگی در طبقه آلودگی پایین قرار دارند. بررسی‌ها نشان می‌دهد از بین این عناصر، کادمیوم دارای بالاترین میزان ضریب آلودگی برابر با ۰/۸۸ و آهن و مس

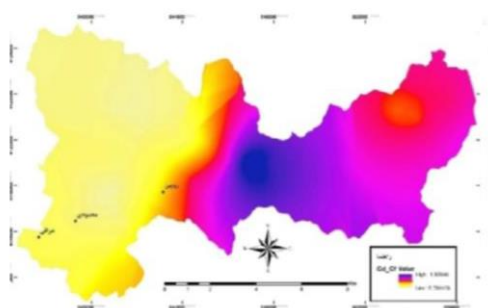
دارای کمترین میزان آلودگی در منطقه مطالعاتی می‌باشند. شکل ۷ نمودار ضریب آلودگی عناصر در رسوبات منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد و نقشه پهنه‌بندی حاکی از بالا بودن میزان غلظت کادمیوم و سرب در شرق روستای روئین می‌باشد (شکل ۸ و ۹).

جدول ۶: ضریب آلودگی عناصر در رسوبات حوضه آبریز

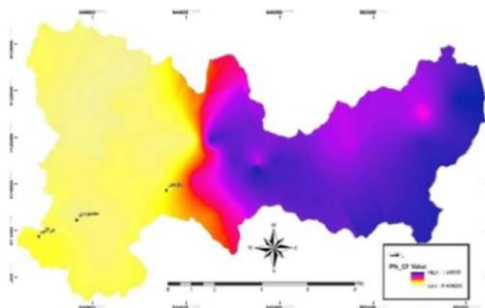
SAMPLE	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	V	Al
CF	0.72	0.88	0.62	0.85	0.45	0.5	0.41	0.65	0.86	0.49	0.53



شکل ۷: نمودار ضریب آلودگی عناصر در رسوبات حوضه آبریز



شکل ۸: نقشه پهنه‌بندی ضریب آلودگی کادمیوم



شکل ۹: نقشه پهنه‌بندی ضریب آلودگی سرب

محاسبه شده و شکل ۱۰ نمودار این شاخص در حوضه مطالعاتی را نشان می‌دهد. بیشترین درجه آلودگی اصلاح شده مربوط به نمونه ۳۲ (۰/۹۲) و کم‌ترین مربوط به نمونه ۳ (۰/۴۲) می‌باشد. با توجه به این شاخص همه مقادیر زیر ۱/۵ بوده و در رده بدون آلودگی تا آلودگی کم قرار می‌گیرند.

درجه آلودگی اصلاح شده بر اساس رابطه ۴ محاسبه می‌گردد (ابراهیم، ۲۰۰۵).

رابطه ۴)

$$mCd = - \sum Cf / n$$

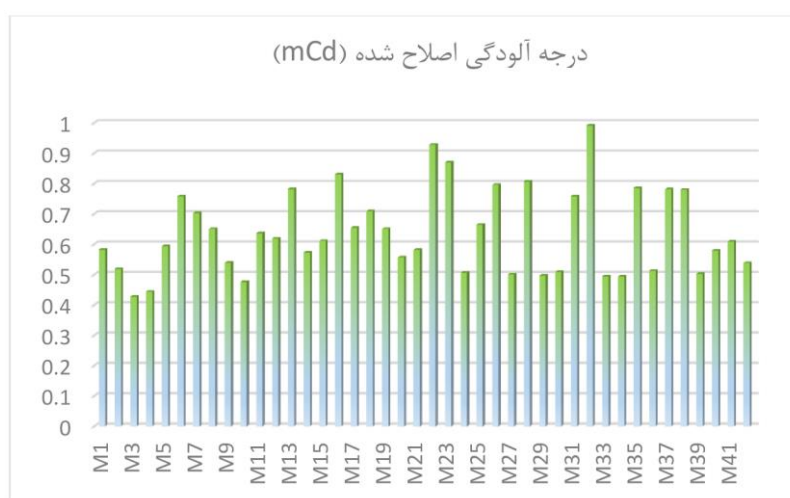
n تعداد عناصر آنالیز شده و Cf ضریب آلودگی می‌باشد. جدول ۷ رده‌بندی درجه آلودگی اصلاح شده و جدول ۸ درجه آلودگی اصلاح شده

جدول ۷: رده‌بندی درجه آلودگی اصلاح شده (ابراهیم و پارکر، ۲۰۰۸).

mCd	درجه آلودگی
$1.5 > mCd$	بدون آلودگی تا آلودگی کم
$1.5 < mCd < 2$	درجه آلودگی کم ۲
$2 < mCd < 4$	درجه آلودگی متوسط ۴
$4 < mCd < 8$	درجه آلودگی بالا ۸
$8 < mCd < 16$	درجه آلودگی خیلی بالا ۱۶
$16 < mCd < 32$	درجه آلودگی بشدت بالا ۳۲
$32 < mCd$	درجه آلودگی بی نهایت

جدول ۸: درجه آلودگی اصلاح شده در رسوبات حوضه آبریز

SAMPLEI D	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
MCD	0.58241	0.51902	0.42755	0.44396	0.59409	0.75869	0.70381	0.65051	0.53877	0.47638	0.63627
SAMPLEI D	7	3	1	6	7	4	6	2	2	7	
MCD	0.61936	0.78226	0.57277	0.61104	0.83091	0.65404	0.70852	0.65056	0.55677	0.58160	0.92885
SAMPLEI D	4	5	2	4	8	3	1	2	9	8	
MCD	0.86993	0.50633	0.66498	0.79594	0.50132	0.80686	0.49677	0.50847	0.75827	0.99151	0.49415
SAMPLEI D	4	7	9	5	5	8	3	1	1	2	
MCD	0.49357	0.78540	0.51315	0.78127	0.78027	0.50325	0.57978	0.60928	0.53825		
SAMPLEI D	3	4	9	5	6	9	5	6			



شکل ۱۰: نمودار درجه آلودگی اصلاح شده در رسوبات حوضه آبریز

در شاخص زمین انباشتگی C_n غلظت عنصر در نمونه و B_n غلظت همان عنصر در نمونه زمینه می باشد. در این شاخص ضریب ۱/۵ برای حذف احتمالی زمینه به علت تاثیرات زمین شناختی اعمال می گردد (گنزالس و همکاران، ۲۰۰۶؛ چن و همکاران، ۲۰۰۷؛ قرفات و یوسف، ۲۰۰۶). این شاخص دارای ۷ گروه است، که از غیر آلوده تا به شدت آلوده طبقه بندی شده است (مولر، ۱۹۶۹؛ هابس، ۲۰۰۶؛ لاوپینگ و همکاران، ۲۰۰۷؛ نیکولادیس و همکاران، ۲۰۱۰) (جدول ۹).

شاخص زمین انباشتگی^۹ (I_{geo}) شاخص زمین انباشتگی برای ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات به کار می رود (آئودی و همکاران، ۲۰۰۴). شاخص فوق برای اولین بار توسط مولر بیان گردید و به عنوان اندیس مولر شناسایی شد (مولر، ۱۹۷۹). شاخص مذکور طبق رابطه ۵ محاسبه می گردد.

رابطه ۵)

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n} \right]$$

جدول ۹: طبقه بندی شاخص زمین انباشتگی (لاوپینگ و همکاران، ۲۰۰۷)

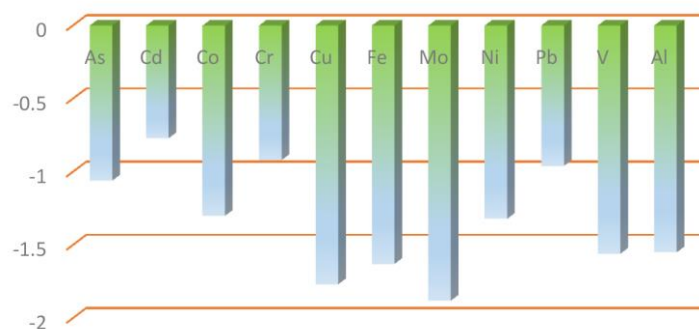
I_{geo}	شدت آلودگی
کمتر از صفر	بدون آلودگی
بین صفر تا ۱	بدون آلودگی تا متوسط
بین ۱ تا ۲	متوسط
بین ۲ تا ۳	متوسط تا شدید
بین ۳ تا ۴	شدید
بین ۴ تا ۵	شدید تا بینهایت
بیشتر از ۵	بی نهایت

قابل ذکر است که تمامی عناصر مورد مطالعه در منطقه مطالعاتی با توجه به شاخص زمین انباشتگی دارای مقادیر کمتر از صفر می باشند که بر اساس جدول ۸ در طبقه بدون آلودگی قرار می گیرند. جدول ۱۱ مقادیر زمین انباشت و شکل ۱۰ نمودار زمین انباشت نمونه های رسوب در منطقه مورد مطالعه را نشان می دهد. شاخص زمین انباشتگی نشان داد کادمیوم (نمونه های ۶، ۱۱، ۱۶، ۱۸، ۲۳ و ۲۸ برابر با ۰/۶۳۳۸-) و کروم نمونه ها ۲۳ برابر ۰/۷۴۵۴- و نمونه ۷ برابر ۰/۸۳۲۸- دارای بالاترین و مولیبدن و مس کمترین میزان را در بین عناصر در منطقه مورد مطالعه را به خود اختصاص داده اند. نقشه پهنه بندی نشان می دهد، میزان غلظت کادمیوم در جنوب و شرق روستای روئین و کروم نیز در جنوب و شرق و شمال غرب حوضه از غلظت بالایی برخوردار می باشد (شکل ۱۲ و ۱۳).

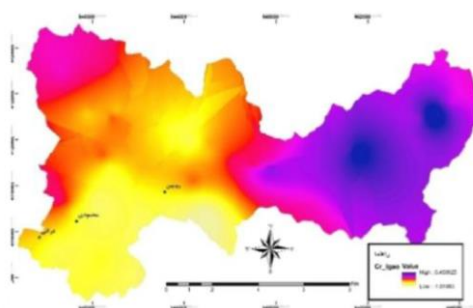
جدول ۱۰: تعیین شاخص زمین انباشت نمونه های رسوب در حوضه آبریز

SAMPLEID	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	V	Al
Igeo	-1.06	-0.77	-1.3	-0.92	-1.77	-1.63	-1.88	-1.32	-0.96	-1.56	-1.55

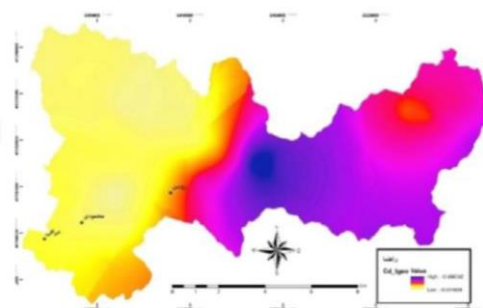
شاخص زمین انباشت نمونه های رسوب در حوضه آبریز مورد مطالعه (Igeo)



شکل ۱۱: نمودار شاخص زمین انباشتگی عناصر در رسوبات حوضه آبریز



شکل ۱۲: نقشه پهنه‌بندی ضریب زمین انباشتگی کادمیوم



شکل ۱۳: نقشه پهنه‌بندی ضریب زمین انباشتگی کروم

تقسیم غلظت هر عنصر در خاک به غلظت آن در نمونه مرجع (CF) بدست می‌آید (وفابخش و خرقانی، ۲۰۰۰). اگر غلظت PLI به عدد یک نزدیک باشد، نشان دهنده نزدیک بودن غلظت به مقدار زمینه است. در حالی که PLI بالاتر از یک، آلودگی خاک را نشان می‌دهد (کیشلاگ و همکاران، ۲۰۰۷؛ آداماگو و همکاران، ۲۰۰۸).

ضریب بار آلودگی^{۱۰} (PLI)

شاخص بار آلودگی معیاری است که جهت تعیین بار آلودگی و تخمین شدت آلودگی در خاک و رسوبات به کار می‌رود (تامیلسن و همکاران، ۱۹۸۰).

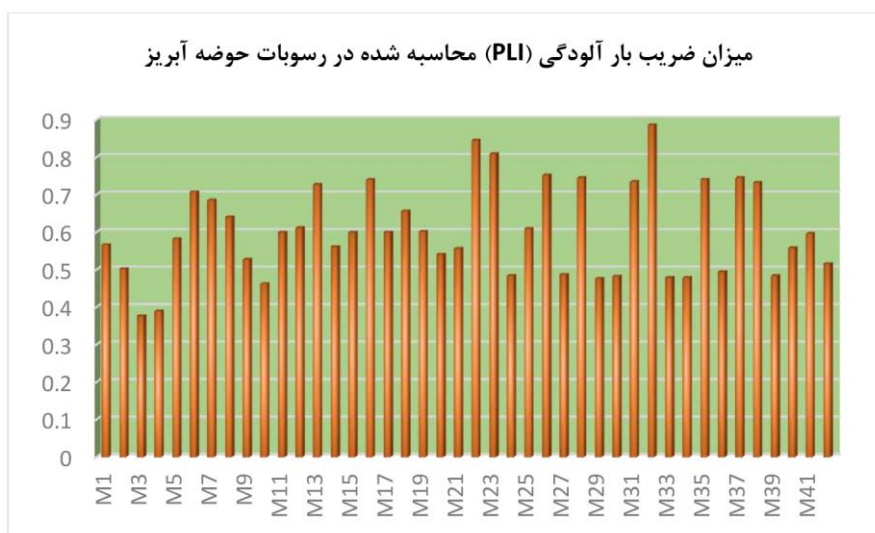
این شاخص طبق رابطه ۵، بر اساس ضریب غلظت هر عنصر در خاک محاسبه می‌شود و از طریق

ضریب بار آلودگی با استفاده از رابطه ۶ به دست می‌آید (ماپاندا و همکاران، ۲۰۰۷). جدول ۱۱ میزان ضریب بار آلودگی (PLI) محاسبه شده و شکل ۱۴ نمودار ضریب آلودگی در رسوبات منطقه را نشان می‌دهد. (رابطه ۵)

$$PLI = \sqrt[n]{CF_1 * CF_2 * \dots * CF_n}$$

جدول ۱۱: میزان ضریب بار آلودگی (PLI) محاسبه شده در رسوبات حوضه آبریز

SAMPLEI D	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11
PLI	0.566	0.5017	0.376	0.389	0.581	0.707	0.684	0.639	0.526	0.461	0.598
	3		3	2	9	2	8	6	1	7	
SAMPLEI D	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22
PLI	0.610	0.7271	0.561	0.599	0.739	0.599	0.656	0.601	0.540	0.556	0.8453
		6	0	2			1	0		3	
SAMPLEI D	M23	M24	M25	M26	M27	M28	M29	M30	M31	M32	M33
PLI	0.808	0.4839	0.609	0.751	0.486	0.744	0.475	0.481	0.733	0.885	0.4788
	2			2	8	5	4	9	8	3	
SAMPLEI D	M34	M35	M36	M37	M38	M39	M40	M41	M42		
PLI	0.478	0.7403	0.494	0.744	0.732	0.482	0.557	0.595	0.515		
	1		1	6		6	6	6	2		



شکل ۱۴: میزان ضریب بار آلودگی (PLI) محاسبه شده در رسوبات حوضه آبریز

نمونه‌های ۳۲ و ۲۲ و کمترین آن مربوط به نمونه‌های ۳ و ۴ می‌باشد.

مجموع عناصر در شاخص ضریب بار آلودگی نشان دهنده نزدیک بودن غلظت به مقدار زمینه می‌باشد. اگر چه مقادیر آن در نمونه‌های برداشت شده متفاوت است بیشترین مقادیر مربوط به

نتیجه‌گیری

با توجه به اهمیت موضوع آلودگی خاک و انتقال آن به منابع آبی به ویژه درحوضه‌های کارستی به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع آبی، حوضه کارستی روئین اسفراین جهت مطالعه میزان آلودگی خاک انتخاب گردید. سپس جهت بررسی میزان غلظت عناصر سنگین در رسوبات حوضه روئین اسفراین، از ۴۲ نمونه رسوب استفاده شد و میزان آلودگی با استفاده از شاخص‌های آلودگی مورد بررسی قرار گرفت. محاسبات نشان از وجود ضریب همبستگی معناداری بین مس و آهن (۰/۹۹۳)، آهن و آلومینیوم (۰/۹۳۰)، کبالت و مس (۰/۹۰۸)، کبالت و آهن (۰/۸۹۷)، کروم و نیکل (۰/۸۷۹)، مس و آلومینیوم (۰/۸۵۳)، کبالت و آلومینیوم (۰/۸۱۸)، آرسنیک و آلومینیوم (۰/۷۱۹) و نیکل و سرب (۰/۷۰۲) می‌باشد. شاخص فاکتور غنی‌شدگی نشان داد که بیشترین میزان غنی‌شدگی به ترتیب مربوط به آرسنیک، کادمیوم و سرب می‌باشد و در طبقه آلودگی اندک قرار گرفته‌اند. بیشترین آلودگی آرسنیک و کادمیوم در سمت جنوب محدوده مورد مطالعه می‌باشد. یکی از عواملی که می‌تواند سبب بروز سرطان گردد معلول ازدیاد عنصر آرسنیک می‌باشد. منشا افزایش غلظت این عنصر انسان‌ساز می‌باشد که از طرق مختلف نظیر استفاده از علف‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها، جونده‌کش‌ها و سموم گیاهی می‌باشد که انسان با استفاده از این سموم باعث افزایش میزان غلظت آرسنیک در حوضه مطالعاتی شده است. قابل ذکر است که میزان مجاز غلظت آرسنیک در خاک ۲۰ mg/kg و میزان مجاز برای سلامتی انسان ۳۰ mg/kg در وزن خشک می‌باشد (میده و امچ، ۲۰۰۵). لذا می‌توان گفت میانگین این عنصر در شاخص فاکتور غنی‌شدگی (۱۰/۶۴) بالاست ولی میزان آن هنوز کمتر از حد مجاز آن

در خاک و سلامتی انسان می‌باشد و هنوز مشکل عمده‌ای از بابت آلودگی در حوضه ایجاد ننموده است. اما باید در زمینه استفاده از سموم در فعالیت‌های کشاورزی کنترل بیشتری صورت گیرد. شاخص ضریب آلودگی (CF) و درجه آلودگی اصلاح شده (mCd) نشان داد، تمامی عناصر دارای مقادیری کمتر از ۱ می‌باشند و در طبقه آلودگی پایین قرار دارند. که در این میان کادمیوم دارای بالاترین میزان ضریب آلودگی و آهن و مس دارای کمترین میزان آلودگی در منطقه مطالعاتی می‌باشند که بیشترین پراکندگی در شرق روستای روئین می‌باشد. شاخص آلودگی اصلاح شده نشان داد، همه مقادیر زیر ۱/۵ بوده و در رده بدون آلودگی تا آلودگی کم قرار می‌گیرند. نتایج حاصل از شاخص زمین انباشتگی (Igeo) نیز نشان داد، که تمامی عناصر مورد مطالعه در منطقه مطالعاتی مقادیر کمتر از صفر می‌باشند که بر اساس جدول ۹ در طبقه بدون آلودگی قرار می‌گیرند. بر اساس شاخص ضریب بار آلودگی (PLI)، خاک حوضه روئین دارای آلودگی نمی‌باشد. به طور کلی می‌توان گفت در تمامی شاخص‌های مورد محاسبه به جز شاخص فاکتور غنی‌شدگی که بر اساس میانگین عناصر پوسته زمین می‌باشد و عنصر آرسنیک آن در طبقه شدید قرار گرفت، شاخص‌های دیگر بیانگر این نکته می‌باشند که یازده عنصر مطالعاتی گرچه مقادیر متفاوتی را دارا می‌باشند ولی همگی در طبقه بدون آلودگی قرار گرفته و لذا منطقه مورد مطالعه از نظر غلظت عناصر سنگین دارای آلودگی قابل توجهی نمی‌باشد. اما از آنجا که در حال حاضر بیشتر افزایش غلظت عناصر سنگین دارای منشا انسانی می‌باشد باید کنترل بیشتری در رابطه با فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی صورت گیرد تا هم‌چنان حوضه مورد مطالعه از نظر

از آلودگی خاک قرار گیرند.

رسوبات در طبقه بدون آلودگی باشد و مردم منطقه در سلامت کامل از حیث بیماری‌های ناشی

پانویس

1-Inductively coupled plasma mass spectrometry
2-Parts per quadrillion
3-Kriging
4-Inverse distance weighting
5-Ordinary Kriging

6-Enrichment factor
7-Contamination factor
8-Modify Contamination Degree
9-Geoaccumulation Index
10-Pollution Load Index

منابع

صنایع سرب و روی در سطح استان زنجان، مجله علمی محیط زیست، شماره ۴۶، ص ۱۱-۲۷.
-دلجانی، ف.، کاظمی، غ.ع.، پروین نیا، م. و خاکشور، م.، ۱۳۸۸. غنی شدگی و توزیع فلزات سنگین در خاک‌های منطقه ویژه اقتصادی پارس جنوبی، ۲۳-۲۱ اردیبهشت، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران، عسلویه، هشتمین کنگره بین المللی مهندسی عمران، ص ۱-۸.
-دهرآزما، ب.، آذرپیکان، آ. و سیاره، ع.ر.، ۱۳۹۳. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک منطقه معدن متروکه سرب - روی آی قلعه سی، جنوب خاور تکاب، زمین‌شناسی مهندسی و محیط، زیست، سال بیست و چهارم، شماره ۹۴، ص ۱۲۹-۱۳۸.
-رزازی بروجنی، خ.، ۱۳۸۸. بررسی منابع آلودگی خاک و آب به وسیله فلزات سنگین در شهرستان هشتگرد با نگرشی بر آرسنیک و اثرات زیست محیطی آن، پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشکده علوم پایه، دانشگاه تربیت معلم تهران، ۲۹۲ ص.
-روان خواه، ن.، میرزایی، ر.ا. و معصوم، س.، ۱۳۹۴. شاخص‌های زمین انباشتگی و فاکتور آلودگی و تحلیل مؤلفه‌های اصلی در برآورد آلودگی خاک، مجله سلامت و محیط زیست، فصلنامه‌ی علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت

-افشاری، ع.، خادمی، ح. و دلآور، م.ا.، ۱۳۹۴. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین با استفاده از فاکتور آلودگی در خاک اراضی با کاربری‌های مختلف در بخش مرکزی استان زنجان، نشریه دانش آب و خاک، جلد ۲۵ شماره ۴/۲، ص ۴۱-۵۲.
-برزین، م.، خیرآبادی، ح. و افیونی، م.، ۱۳۹۴. بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان با استفاده از شاخص‌های آلودگی، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، سال نوزدهم، شماره هفتاد و دوم، ص ۶۹-۷۹.
-پورنیا، م.، موسوی، م.ح. و جاسمی زرگانی، ز.، ۱۳۹۴. بررسی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی اطراف شهرک صنعتی شماره ۲ اهواز، علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره هفدهم، شماره ۴، ص ۲۵-۳۸.
-ترشیزیان، ح.ا.، اطاری، م.، ممدوحی، م. و اسحاقی ایل بیگی، س.، ۱۳۹۵. بررسی زیست محیطی آلودگی فلزات سنگین در منابع آب و خاک محدوده سنگ بست، مجله ژئوشیمی، سال پنجم، شماره ۳، ص ۲۴۳-۲۵۲.
-خامسی، س.ج. و اسدی، ع.، ۱۳۸۵. بررسی پسماندهای سمی و خطرناک ناشی از فعالیت

- محیط ایران دوره هشتم، شماره سوم، ص ۳۴۵-۳۵۶.
- عظیم زاده، ب. و خادمی، ح.، ۱۳۹۲. تخمین غلظت زمینه برای ارزیابی آلودگی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی بخشی از استان مازندران نشریه آب و خاک، علوم و صنایع کشاورزی، جلد ۲۷، شماره ۳، ص ۵۴۸-۵۵۹.
- کبیری فرد، ح.، شیخی نژاد، ا. و معصومی، م.، ۱۳۹۱. سنجش مقدار آلودگی فلزات سنگین -Abraham, G.M.S. and Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand, *Environ Monit Assess* 136, p. 227-238.
- Abraham, G.M.S., 2005. Holocene sediments of Tamaki Estuary, Characterisation and impact of recent human activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand. Abraham, Ghada M. S.. Identifier: <http://hdl.handle.net/2292/1419>. Issue Date: 2005. Reference: Thesis (PhD--Geology)--University of Auckland.
- Adamo, P., Arenzo, M., Imperato, M., Naimo, D., Nardi, G. and Stanzione, D., 2005. Distribution and partition of heavy metal in surface and sub-surface sediments of Naplescity Por, *Chemosphere*, v. 61, p. 800-809.
- Adomako, D., Nyarko, B., Dampare, B., Serfor-Armah, Y., Osae, S., Fianko, J. and Akaho, H., 2008. Determination of toxic elements in (waters and sediments from River Subin in the) Ashanti Region of Ghana, *Environmental Monitoring Assessment* 141, p. 165- 175.
- Al-Rousan, S., Al-Taani, A. and Rashdan, M., 2016. Effects of pollution on the geochemical properties of marine sediments across the fringing reef of Aqaba, Red Sea, *Marine Pollution Bulletin*, In Press, p. 1-9.
- Andrews, S. and Carroll, C., 2002. Designing a soil quality assessment for sustainable agroecosystem management, *Ecological Applications*, v. 11(6), p. 1573-85.
- Audry, S., Schafer, J., Blanc, G. and Jouanneau, J., 2004. Fifty- year sedimentary record of heavymetal pollution(Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot Riverreservoirs (France), *Environmental Pollution*, v.132(3), p. 413-426.
- Chaoyang, W., Cheng, W. and Linsheng, Y., 2009. Characterizing spatial distribution and sources of heavy metals in the soils from mining-smelting activities in Shuikoushan, Hunan Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 1230-1236.
- Chen, C., Kao, C., Chen, F. and Dong, D., 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan, *Chemosphere*, v. 66, p. 1431-1440.
- Facchinelli, A., Sacchi, E. and Mallen, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils, *Environ Pollut*, v. 114(3), p. 313-324.
- Fang, S.B., Hu, H., Sun, W.C. and Pan, J.J., 2011. Spatial variations of heavy

- metals in the soils of vegetable-growing land along Urban-Rural Gradient of Nanjing, China, *Environmental Research and Public Health*, v. 8, p. 1805-1816.
- Febles González, J.M., AmaralSobrinho, N., Pérez López, Y., Zoffoli, J.H., LimaMagalhães, M.O. and Guedes, N., 2014. Relation among the processes of erosion-sedimentation-pollution in soils from the Distrito Pecuario "Alturas de Nazareno", Cuba, *Cuban Journal of Agricultural Science*, v. 48(2), p. 173-179.
- Firouzbakht, S., Gitipoor, S., Valizadeh, R. and Jalaieian Ghorbanzadeh, S., 2011. The importance of soil, sources of pollution and soil remediation methods, 2nd Conference on Environmental Planning and Management, Iran (in Persian).
- Forstner, U., 2004. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers, *An interdisciplinary approach*, Lakes and Reservoirs, Research and Management, v. 9, p. 4-25.
- Ghrefat, H. and Yusuf, N., 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn and Cd pollution in bottom sediments of Wadi AL- Arab Dam, Jordan, *Chemosphere*, v. 65, p. 2114- 2121.
- Goldscheider, N., 2005. "Karst groundwater vulnerability mapping: application of a new method in the Swabian Alb, Germany." *Hydrogeology Journal*, v. 13(4), p. 555-564.
- Gomez, P., Forja, J., DelValls, T., Sáenz, I. and Riba, I., 2000. Early contamination by heavy metals of the Guadalquivir estuary after the Aznalcollar mining spill (SW Spain), *Marine Pollution Bulletin*, v. 40(12), p. 1115-1123.
- Gonzales-Macias, C., Schifter, I., Liuch-Cota, D., endez-Rodriguez, L. and Hernandez-Vazquez, S., 2006. Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico", *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 118, p. 211- 230.
- Gu, J.G., Lin, Q.Q., Hu, R., Zhuge, Y.P. and Zhou, Q.X., 2005. Translation behavior of heavy metals in soil-plant system - a case study of Qingchengzi Pb-Zn mine in Liaoning province, *Journal of Agro-Environment Science*, v. 4, p.634-637.
- Habes, G. and Nigem, Y., 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan, *Chemosphere*, v. 65, p. 2114-2121.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach, *Water Research*, v. 14, p. 975-1001.
- Hernandez, L., Probst, A. and Probst, J.L., 2003. Heavy metal distribution in some French forest soil, evidence for atmospheric contamination, *Science of the Total Environment*, v. 312, p. 195-219.
- Hooker, P.J. and Nathanail, C.P., 2006. Risk-based characterization of lead in urban soils, *Chemical Geology*, v. 226, p. 340-351.
- Kabata-Pendias, A., 2001. Trace elements in soils and plants, Boca Raton, Fla., London, CRC Press, 413 p.
- Lasat, M.M., 2002. Phytoextraction of toxic metals—A review of biological mechanisms, *Journal of Environmental Quality*, v. 31, p. 109-120.
- Li, M.S., Luo, Y.P. and Su, Z.Y., 2007. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mine land in Guangxi, South China, *Environmental Pollution*, v. 147, p. 168-175.
- Loska, K., Chebual, J., Pleczar, J., Wiechla, D. and Kwapulinski, J., 1995. Use of environment and contamination factors together with geoaccumulation

- indexes to elevate the content of Cd, Cu and Ni in the Rybink water reservoir in Poland" *Water, Air and Soil pollution*, v. 93, p. 347-365.
- Luoping, Z., Huan, F., Tong, O., Rongyuan, L. and Weiqi, C., 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China, *Mar Pollut Bull* 54, p. 974-982.
- Mapanda, F., Mangwayana, E., Nyamangara, J. and Giller, K., 2007. Uptake of heavy metals by vegetables irrigated using wastewater And the subsequent trisks in Harare, Zimbabwe *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 32, p. 1399-1405.
- Meade, M.S. and Emch, M., 2005. *Medical geography*, New York, NY, Guilford Press.
- Moura, M.C.S., Moita, G.C. and Neto, J.M.M., 2010. Analysis and assessment of heavy metals in urban surface soils of Teresina, Piauí State, Brazil: a study based on multivariate analysis, *Comunicata Scientiae*, v. 1, p. 120-127.
- Muller, G., 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins Veranderungenseit 1971, *Umschau*, v. 79(24), p. 778-783.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River, *Geojournal*, v. 2, p. 108-118.
- Nasralla, M.M., 1984. Lead in Jaddah urban dust, *Environment Pollution Series B, Chemical and Physical*, v. 8(2), p. 133-141.
- Nethaji, S., Kalaivanan, R., Viswam, A. and Jayaprakash, M., 2016. Geochemical assessment of heavy metals pollution in surface sediments of Vellar and Coleroon estuaries, southeast coast of India, *Marine Pollution Bulletin*, In Press, p. 1-11.
- Nguyet, V.T.M. and Goldscheider, N., 2006. "A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam", *Hydrogeology Journal*, v. 14(8), p. 1666-1675.
- Nikolaidis, Ch., Zafiriadis, I., Mathioudakis, V. and Constantinidis, Th., 2010. Heavy metal pollution Associated with an abandoned Lead-Zinc mine in the Kirki Region, NE Greece, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 85(3), p. 307-312.
- Palleyi, A., Banoo, S., Narayan, K.R. and Ranjan Panda, Ch., 2015. Textural and geochemical characteristics of off shore sediment of North Bay of Bengal: A statistical approach for marine metal pollution, *International Journal of Sediment Research*, p. 1-15.
- Qishlag, A., Moore, F. and Forghani, G., 2007. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran, *Environmental Monitoring Assessment* 149, p. 254-262.
- Sharma, R.K., Agrawal, M. and Marshall, F., 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 66, p. 258-266.
- Skrbic, B. and Mladenovic, N., 2010. Chemometric interpretation of heavy metal patterns in soils worldwide, *chemosphere*, v. 80, p. 1360-1369.
- Sommers, L.E., 1977. Chemical composition of sewage sludge and analysis their potential use as fertilizer, *Journal of Environmental Quality*, v. 6, p. 225-231.
- Thomilson, D.C., Wilson, D.J., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W., 1980. Problem in heavy metals in estuaries and the formation of pollution index, *Helgol, Wiss, Meeresunlter*, v. 33(1-4), p. 566-575.
- Vafabakhsh, K. and Kharghany, K., 2000. Effects of treated Municipal wastewater on quality and yield of

- cucumber and carrot, Agricultural resource recycling Symp, Isfahan, Khorasgan Azad University, Agricultural College, Iran.
- Yongming, H., Peixuan, D., Junji, C. and Posmentier, E.S., 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China, Science of The Total Environment, v. 355, p. 176-186.
- Yuan, D., 1993. Karst in China Beijing, China, Geological publishing house.
- Zhang, Q., Shi, XZ., Huang, B., Yu, DS., Wang, HJ. and Sinclair, FL., 2007. Surface water quality of factory based and vegetable based peri-urban areas in the Yangtze River Delta region, China Catena, v. 69, p. 57-64.
- Zhang, W., 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone, an assessment from different indexes, Environmental Pollution, v. 1-11.
- Zhang, L., Qin, X., Tang, J., Liu, W. and Yang, H., 2016. Review of arsenic geochemical characteristics and its significance on arsenic pollution studies in karst groundwater, southwest China, Accepted Manuscript, Applied Geochemistry.