

## ارزیابی ریسک اکولوژیکی و منشاء فلزات سنگین و آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیابو در منطقه زمین گرمایی سبلان، شمال غرب ایران

مهدی شریفی فرد

دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران

عطا شاکری

دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران

بهزاد مهربابی

دانشکده علوم زمین، دانشگاه خوارزمی، تهران

تاریخ دریافت: ۹۶/۱۲/۲۴

تاریخ پذیرش: ۹۶/۷/۲۸

atashakeri@khu.ac.ir

### چکیده

در این تحقیق عناصر بالقوه سمناک آرسنیک، وانادیم، مس، آنتیموان، سرب و روی در رسوبات سطحی رودخانه خیابو به منظور تعیین سطح آلودگی، منشاء و ارزیابی ریسک اکولوژیکی مورد مطالعه قرار گرفتند. بدین منظور ۱۹ نمونه رسوب سطحی در طول رودخانه خیابو، حفاصل نیروگاه زمین گرمایی تا مشکین شهر برداشت شد. نتایج فاکتور غنی شدگی، شاخص زمین انباشت و فاکتور آلودگی براساس مقادیر زمینه عناصر نشان دهنده آلودگی پایین تا متوسط برای عناصر مس، سرب، روی و وانادیم است. آرسنیک و آنتیموان به ترتیب برای ۳۴ و ۱۹ درصد نمونه ها آلودگی قابل توجه تا زیاد را نشان دادند. نتایج ارزیابی پتانسیل ریسک اکولوژیکی برای آرسنیک ریسک متوسط را نشان داد. محاسبه شاخص ریسک مجموع عناصر انتخابی، مقدار ریسک پایین را برای رسوبات رودخانه خیابو نشان داد در صورتی که نمونه های رسوب چاه زمین گرمایی، چشمه گرمایی قینرجه و نمونه معدن آهن موئیل شاخص ریسک اکولوژیکی بالایی را نشان دادند. تحلیل مولفه اصلی در تایید نتایج فاکتور غنی شدگی، نشان می دهد که غنی شدگی وانادیم، سرب، منگنز و آهن و مولیبدن تحت تاثیر فعالیت معدنکاری معدن آهن موئیل قرار دارند درحالی که روی و مس تحت تاثیر زمین شناسی و خاک شناسی منطقه و منشاء زمین زاد دارند. آلودگی آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیابو نشانگر منابع مختلفی مانند فعالیت های زمین گرمایی، چشمه های گرمایی و فعالیت های معدنی معدن آهن است. با توجه به نتایج به دست آمده از این تحقیق، پایش مستمر و دقیق عناصر بالقوه سمناک بویژه آرسنیک در آب و رسوب رودخانه خیابو برای ارزیابی ریسک اکولوژیکی و ریسک سلامت انسان ضروری است. همچنین استفاده از داده های این پژوهش می تواند در تعیین کاربری آب رودخانه خیابو مانند شرب، کشاورزی، پرورش ماهی و گردشگری مورد استفاده قرار گیرد.

**کلمات کلیدی:** فلزات سنگین، آرسنیک، ریسک اکولوژیکی، PCA، زمین گرمایی، مشکین شهر

### مقدمه

فعالیت های کشاورزی و پساب های خانگی از مهمترین منابع آلاینده انسانزاد آب و رسوب هستند (Armah et al, 2014). عناصر بالقوه سمناک به دلیل تداوم آنها در محیط زیست و همچنین توانایی انتقال و زیست انباشتگری در طول زنجیره غذایی، یکی از آلاینده های بسیار خطرناک هستند (Gall et al, 2015). فلزات سنگین مانند سرب، روی، وانادیم، مس، آنتیموان شبه فلزاتی مانند آرسنیک به آسانی در رسوبات جذب شده و با توجه به تجزیه ناپذیری زیستی و سمیت آنها، در صورت بالا رفتن غلظت از حد استاندارد برای موجودات آبی و انسان نگرانی هایی را به وجود می آورند (Aktar et al, 2010; Aschale et al, 2015). حوضه آبریز خیابو در دامنه شمال غربی کوه سبلان و در منطقه ژئوترمال سبلان قرار دارد (شکل ۱). شواهد فعالیت های هیدروترمالی، وجود چشمه های اسیدی دما بالا و اندیس های معدنی، فعالیت های کشاورزی و گردشگری در محدوده حفاصل سایت نیروگاه انرژی زمین گرمایی سبلان تا مشکین شهر می تواند تاثیر زیادی بر کیفیت رسوبات رودخانه خیابو بویژه از نظر تمرکز عناصر بالقوه سمناک داشته باشد. از اینرو هدف اصلی این

رودخانه ها قسمتی از چرخه هیدرولوژی و یکی از منابع اصلی تامین کننده آب برای مصارف کشاورزی، شرب و صنعت هستند. رسوبات رودخانه ای از نظر اکولوژیکی بخش مهمی از زیستگاه های آبی و محل ذخیره آلاینده ها هستند (Singh et al, 2005). رسوب، علاوه بر اینکه شرایط مورد نیاز برای حیات موجودات ریز آبی را فراهم می نماید، به عنوان یک منبع بالقوه برای ته نشین شدن بسیاری از فلزات سنگین و مواد شیمیایی خطرناک در نظر گرفته می شود. بر اساس مطالعات گیبز، سالومون و فورسترن (Gibbs, 1973; Salomons and Forstner, 1984) تخمین زده شده است که حدود ۳۰ تا ۹۸ درصد از فلزات موجود در آب رودخانه تمایل به تجمع در فاز رسوب را دارند. به همین دلیل پایش آلودگی در رسوب بهتر از آب است. آلودگی آب و رسوب در اثر فرایندهای طبیعی مانند آتشفشان، هوازدگی سنگ ها، واکنش آب-سنگ و اختلاط آب های هیدروترمالی رخ می دهد (Bagul et al, 2015). همچنین فعالیت های معدن کاری، ذوب فلزات، فاضلاب های صنعتی،

باشد (Noorollahi and Yousefi, 2005). بارش در منطقه مشکین شهر در فصل پاییز و بهار به صورت باران و در فصل زمستان به صورت برف است. بیشترین بارش در ماه آبان ۶۰ میلی متر و کمترین بارش در ماه مرداد کمتر از ۵ میلی متر در سال ۲۰۱۴ گزارش شده است (سازمان هواشناسی کل کشور، ۲۰۱۴).

### زمین شناسی منطقه :

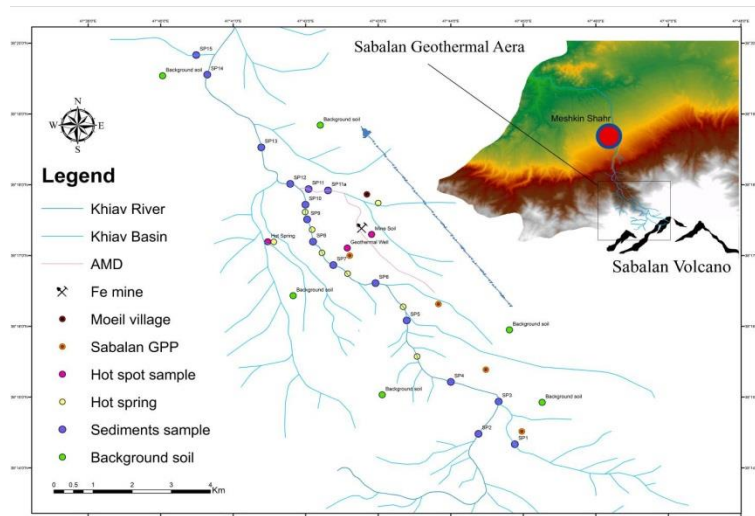
منطقه مشکین شهر عمدتاً پوشیده از گدازه‌ها و همچنین پیروکلاست‌های آتشفشانی حاصل از فعالیت آتشفشان سبلان در دوره ترشیری است. با این حال سنگ‌های دگرگونی از نوع آمفیبول شیت و آهک‌های مرمری در جنوب خاوری مشکین شهر احتمالاً کهن‌ترین سازندهای منطقه مشکین-شهر است (امینی، ۱۳۷۳). منطقه مورد مطالعه تحت تاثیر توده آتشفشانی سبلان و باتولیت بزغوش قرار دارد (شکل ۲) که با توجه به این امر پوشش سنگی منطقه بیشتر از نوع سنگ‌های آتشفشانی و ساب و لکانیک است (Mousavi, 2013; Shahbazi Shiran and Shafaii, 2016; Moghadam, 2014; Fahim Guilany et al, 2016). سبلان یک آتشفشان از نوع استراتوولکان است و شامل یک ساختار مرکزی که احتمالاً در نتیجه فعالیت‌های تکتونیکی و به شکل هورست ایجاد شده است. در طی فعالیت آتشفشانی حجم زیادی از فوران‌های ماگمایی با قطر ۱۲ کیلومترمربع و فروافتادگی ۴۰۰ متر ایجاد شده است (Bogie et al, 2000). جریان گدازه در سبلان بیشتر از نوع تراکی آندزیت و داسیت با انفجارهای متناوب همراه بوده است (شکل ۲) (Bogie et al, 2000). بر اساس مطالعات سن سنجی، سن آتشفشان سبلان ۱۰/۵ میلیون سال پیش بینی شده است (Ghahamghash et al, 2013) محدوده مورد مطالعه از نظر سنگ‌شناسی به چهار رده تقسیم شده است: ۱- آبرفت‌های کواترنری و رسوبات عهد حاضر، ۲- جریان تراکی آندزیت بعد از تشکیل کالدرای سن پلیستوسن، گنبد‌ها و لاهارا، ۳- گنبد‌های تراکی داسیتی تا تراکی آندزیتی همزمان با تشکیل کالدرای سن پلیستوسن همراه با جریان گدازه و لاهارا و ۴- جریان تراکی آندزیتی قبل از تشکیل کالدرای سن پلیوسن، توف و پیروکلاست (SKM, 1998).

تحقیق تعیین منشاء و ارزیابی آلودگی و ریسک اکولوژیکی عناصر آرسنیک، سرب، روی، مس، مولیبدن، وانادیم و آنتیموان در امتداد رودخانه خیاو از محدوده بالا دست سایت انرژی زمین گرمایی تا شهر مشکین شهر است.

### مواد و روش ها

#### منطقه مورد مطالعه

منطقه زمین گرمایی سبلان در محدوده عرض جغرافیایی  $38^{\circ} 11'$  و  $55^{\circ} 22' 00''$  و طول جغرافیایی  $47^{\circ} 38' 30''$  و  $47^{\circ} 48'$  در  $20''$  کیلومتری شهر اردبیل و  $20$  کیلومتری جنوب مشکین شهر در دامنه شمال غربی کوه آتشفشانی سبلان دومین کوه بلند ایران واقع شده است (شکل ۱). حوضه آبریز خیاوچای در استان اردبیل و در ضلع شرقی مشکین شهر از زیرشاخه‌های اصلی رودخانه قره‌سو است. رودخانه اصلی حوضه خیاوچای رودخانه خیاو است که اصلی ترن منبع آب شرب شهر مشکین شهر است و از ارتفاعات سبلان (هزار میخ، آیقار، دلی آلی و جنواداغ) سرچشمه می‌گیرد و سرتاسر دره موئیل را طی نموده و در آخر به رودخانه قره‌سو از زیرحوضه‌های رودخانه ارس می‌ریزد. کاربری اراضی در حوضه تحت شرب رودخانه خیاو شامل باغات، اراضی متوسط تا خوب کشاورزی (قنواتی و همکاران، ۱۳۹۴)، پرورش ماهی، نیروگاه زمین گرمایی و مجتمع‌های آبدرمانی است. علاوه بر وجود تعداد زیادی چشمه آب سرد و گرم اسیدی در حوضه آبریز، ۹ دهنه چشمه معدنی دما بالا در امتداد رودخانه خیاو رخنمون دارند که تعدادی از این چشمه‌ها اسیدی و از نوع آب‌های سولفات-کلریدی هستند (Bogie et al, 2000; Noorollahi and Yousefi, 2003). در سمت شرق رودخانه خیاو، سایت نیروگاه زمین گرمایی و روستای موئیل و در غرب آن روستای دیزو واقع شده است. معدن آهن موئیل در بالا دست رودخانه و در مجاورت روستای موئیل قرار دارد. جاده دسترسی به منطقه از سمت مشکین شهر تا روستای موئیل (بزرگترین روستا در منطقه زمین گرمایی سبلان) آسفالت بوده و از روستای موئیل تا نیروگاه زمین گرمایی سبلان دارای جاده خاکی است (شکل ۱). ارتفاع از سطح دریا در منطقه زمین گرمایی سبلان از  $2000$  تا  $3500$  متر متغیر است که نشان دهنده شیب دامنه رشته کوه سبلان و کوه کسرا می-



شکل ۱. نقشه منطقه مورد مطالعه، حوضه آبریز خیاو، منابع آلاینده احتمالی و راه‌های دسترسی به منطقه

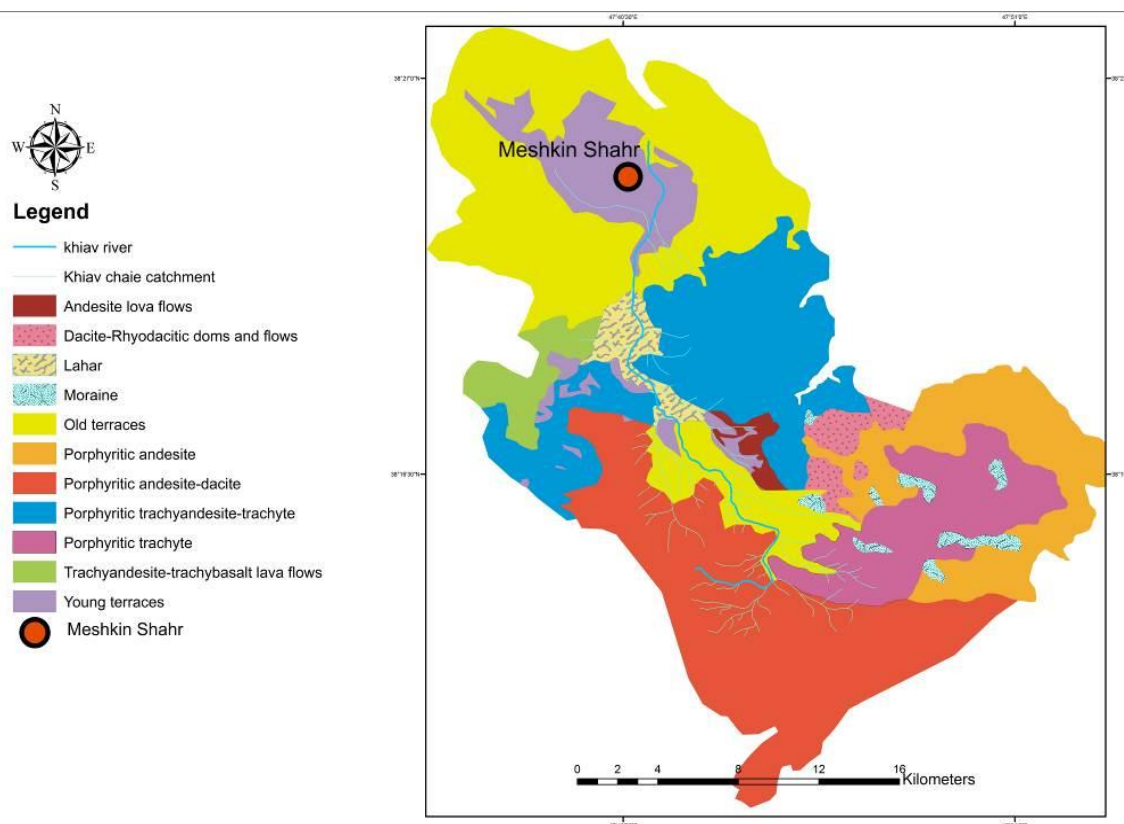
**زمین شناسی منطقه :**

منطقه مشکین شهر عمدتاً پوشیده از گدازه‌ها و همچنین پیروکلاست‌های آتشفشانی حاصل از فعالیت آتشفشان سبلان در دوره ترشیری است. با این حال سنگ‌های دگرگونی از نوع آمفیبول شیت و آهک‌های مرمری در جنوب خاوری مشکین شهر احتمالاً کهن‌ترین سازندهای منطقه مشکین شهر است (امینی، ۱۳۷۳). منطقه مورد مطالعه تحت تاثیر توده آتشفشانی سبلان و باتولیت بزغوش قرار دارد (شکل ۲) که با توجه به این امر پوشش سنگی منطقه بیشتر از نوع سنگ‌های آتشفشانی و ساب ولکانیک است (Mousavi, 2013; Shahbazi Shiran and Shafai Moghadam, 2014; Fahim; Guilany et al, 2016). سبلان یک آتشفشان از نوع استراتوولکان است و شامل یک ساختار مرکزی که احتمالاً در نتیجه فعالیت‌های تکتونیکی و به شکل هورست ایجاد شده است. در طی فعالیت آتشفشانی حجم زیادی از فوران‌های ماگمایی با قطر ۱۲ کیلومترمربع و فروافتادگی ۴۰۰ متر ایجاد شده است (Bogie et al, 2000). جریان گدازه در سبلان بیشتر از نوع تراکی آندزیت و داسیت با انفجارهای متناوب همراه بوده است (شکل ۲) (Bogie et al, 2000). بر اساس مطالعات سن سنجی، سن آتشفشان سبلان ۱۰/۵ میلیون سال پیش بینی شده است (Ghalamghash et al, 2013) محدوده مورد مطالعه از نظر سنگ‌شناسی به چهار رده تقسیم شده است: ۱- آبرفت‌های کواترنری و رسوبات عهد حاضر، ۲- جریان تراکی آندزیت بعد از تشکیل کالدرا به سن پلیستوسن، گنبدها و لاهارا، ۳- گنبدهای تراکی داسیتی تا تراکی

آندزیتی همزمان با تشکیل کالدرا به سن پلیستوسن همراه با جریان گدازه و لاهارا و ۴- جریان تراکی آندزیتی قبل از تشکیل کالدرا به سن پلیوسن، توف و پیروکلاست (SKM, 1998).

**نمونه برداری و روش های تجزیه ای:**

در این پژوهش بر اساس کاربری اراضی در حوضه آبریز، زمین شناسی منطقه، چشمه‌های گرمایی و مجتمع‌های آبدرمانی، فعالیت‌های زمین گرمایی و معدنکاری در منطقه، تعداد ۱۶ نمونه رسوب سطحی در امتداد رودخانه خیاو و به صورت خطی از پایین دست به سمت بالا دست یعنی از شمال رودخانه خیاو به سمت جنوب رودخانه برداشت شد. همچنین ۳ نمونه رسوب از نقاط داغ ( رسوب چشمه گرمایی با دمای ۸۴ درجه سلسیوس، رسوب چاه اکتشافی نیروگاه زمین گرمایی و معدن آهن روستای موئیل) و ۶ نمونه خاک سازندی از منطقه به عنوان غلظت زمینه برداشت شد (شکل ۱). نمونه‌های رسوب با استفاده از بیلچه پلاستیکی و با دستکش برداشته و در کیسه‌های پلاستیکی زیپ دار جمع آوری شدند. سپس در یک محفظه سرد (دمای کمتر از ۴ درجه سانتی گراد) نگهداری و بعد از انتقال به آزمایشگاه، در دمای آزمایشگاه خشک و بر اساس استاندارد آماده شد (Becker, 2005). سپس نمونه‌ها به آزمایشگاه زرازا برای تعیین غلظت فلزات سنگین انتخابی و آرسینک به روش ICP-MS ارسال شدند.



شکل ۲: نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

### شاخص های تعیین منشاء و آلودگی فلزات سنگین و آرسنیک

برای تعیین منشاء فلزات سنگین و شبه فلزاتی مانند آرسنیک از روش تحلیل مولفه اصلی (Principle Component Analysis) با استفاده از نرم افزار SPSS23 استفاده شد. تحلیل مولفه اصلی از روش های چند متغیره است که به طور گسترده در مطالعات آلودگی آب، رسوب و خاک مورد استفاده قرار می گیرد (Kaiser, 1960; Shakeri et al, 2016; Kukrer et al, 2014; کشاورزی و همکاران، ۱۳۹۲).

### شاخص زمین انباشت (I<sub>geo</sub>)

شاخص زمین انباشت روشی برای بررسی آلودگی محیط و همچنین تعیین میزان تاثیر فعالیت های انسان زاد در آلودگی محیط زیست است و از معادله زیر به دست می آید (Abraham and Parker, 2008):

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / 1.5 B_n]$$

در اینجا  $C_n$  نشان دهنده غلظت عنصر مورد نظر در رسوب و  $B_n$  نشانگر زمینه آن عنصر در مرجع ژئوشیمیایی است. شاخص زمین انباشت توسط مولر در سال ۱۹۶۹ ارائه شد. شاخص زمین انباشت به ۷ رده تقسیم می شود که در زیر ارائه شده است (Muller, 1969).

I <sub>geo</sub>	I <sub>geo</sub> ≤ 0	غیر آلوده
	0 < I <sub>geo</sub> ≤ 1	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
	1 < I <sub>geo</sub> ≤ 2	آلودگی متوسط
	2 < I <sub>geo</sub> ≤ 3	آلودگی متوسط تا زیاد
	3 < I <sub>geo</sub> ≤ 4	آلودگی زیاد
	4 < I <sub>geo</sub> ≤ 5	آلودگی زیاد تا خیلی زیاد
I <sub>geo</sub> > 5	آلودگی خیلی زیاد	

### فاکتور غنی شدگی (EF)

فاکتور غنی شدگی روشی برای تعیین منشاء عناصر است (Vald'es et al, 2005; Bastami et al, 2014a, 2014b). براساس تقسیم بندی ژانگ و لیو، مقادیر فاکتور غنی شدگی کمتر از ۱/۵ نشانگر منشاء زمین زاد و مقادیر بالاتر از ۱/۵ نشانگر منشا مشترک انسان زاد و زمین زاد می باشد و مقادیر بالاتر EF نشانگر شدت بالای منشاء انسان زاد است (Zhang and Liu, 2002). در این پژوهش از عنصر اسکاندیم به عنوان عنصر مرجع برای محاسبه فاکتور غنی شدگی استفاده شد (Sinex and Wright, 1988). فاکتور غنی شدگی با استفاده از معادله زیر به دست می آید (Lee et al, 1998; Woitke et al, 2003; Chen et al, 2015):

در این معادله  $C_n$  غلظت عنصر مورد نظر و  $C_x$  غلظت عنصر مرجع (در این پژوهش Sc) است. ساترلند در سال ۲۰۰۰ فاکتور غنی شدگی را به ۵ رده از غنی شدگی کم تا غنی شدگی خیلی زیاد تقسیم کرد. مقادیر غنی شدگی بالاتر نشانگر منشاء انسان زاد است (Sutherland, 2000).

EF	EF ≤ 2	غنی شدگی کم
	2 < EF ≤ 5	غنی شدگی متوسط
	5 < EF ≤ 20	غنی شدگی قابل توجه
	20 < EF ≤ 40	غنی شدگی زیاد
	EF > 40	غنی شدگی خیلی زیاد

### فاکتور آلودگی (C<sub>f</sub>)

فاکتور آلودگی به منظور بررسی میزان آلودگی رسوب به کار می رود و از معادله زیر به دست می آید (Hakanson, 1980):

$$C_f = C_x / C_b$$

که در این معادله  $C_x$  غلظت عنصر مورد نظر در نمونه و  $C_b$  غلظت استاندارد عنصر مورد نظر و یا غلظت زمینه عنصر مورد نظر است. فاکتور آلودگی توسط هاکنسون به چهار رده زیر تقسیم شده است.

C <sub>f</sub>	C <sub>f</sub> ≤ 1	آلودگی کم
	1 < C <sub>f</sub> ≤ 3	آلودگی متوسط
	3 < C <sub>f</sub> ≤ 6	آلودگی قابل توجه
	C <sub>f</sub> > 6	آلودگی خیلی بالا

### درجه آلودگی (mC<sub>deg</sub>)

شاخص درجه آلودگی از حاصل جمع فاکتور آلودگی عناصر در هر نمونه به دست می آید که اولین بار توسط هاکنسون در سال ۱۹۸۰ ارائه شد. ابراهیم در سال ۲۰۰۵ درجه آلودگی اصلاح شده را به جای درجه آلودگی مطرح کرد. درجه آلودگی اصلاح شده از رابطه زیر به دست می آید.

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i / n$$

در اینجا  $C_f$  فاکتور آلودگی برای آلاینده نام و  $n$  تعداد پارامترهای مورد مطالعه است. طبقه بندی ارزیابی وضعیت آلودگی رسوب بر اساس درجه آلودگی اصلاح شده در زیر ارائه شد است (Abraham, 2005).

mCd	mCd < 1.5	آلودگی ناچیز تا کم
	1.5 ≤ mCd < 2	آلودگی کم
	2 ≤ mCd < 4	آلودگی متوسط
	4 ≤ mCd < 8	آلودگی زیاد
	8 ≤ mCd < 16	آلودگی خیلی زیاد
	16 ≤ mCd < 32	آلودگی بسیار زیاد
mCd ≥ 32	به شدت آلوده	

### شاخص های ارزیابی ریسک اکولوژیکی

#### شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی (PER)

شاخص ریسک اکولوژیکی برای ارزیابی درجه آلودگی فلزات سنگین و ارزیابی همه جانبه پتانسیل ریسک اکولوژیکی هر یک از عناصر در رسوب به کار می رود (Hakanson, 1980). پتانسیل ریسک اکولوژیکی از حاصل ضرب فاکتور آلودگی در فاکتور سمیت بیولوژیکی برای هر فلز به دست می آید.

در اینجا  $C_f$  فاکتور آلودگی و  $T_r^i$  فاکتور سمیت بیولوژیکی برای هر عنصر است. مقادیر فاکتور سمیت بیولوژیکی برای عناصر به ترتیب  $Cu=Pb=5$ ,

غلظت در پوسته زمین در جدول ۱ ارائه شده است. نتایج حاصل از آنالیز نمونه های رسوب نشان می دهد که غلظت همه عناصر انتخابی بجز سرب از غلظت این عناصر در خاک زمینه منطقه بیشتر است.

همچنین میانگین غلظت عناصر آرسنیک، آهن، گوگرد، منگنز، وانادیم، آنتیموان، و مولیبدن بیشتر از میانگین غلظت عناصر در رسوبات بالادست رودخانه خیاو است. بیشترین غلظت آرسنیک در بین نمونه های رسوب رودخانه ای مربوط به نمونه SP11a (۷۵ ppm) و کمترین مقدار آن مربوط به نمونه SP3 (۳/۳ ppm) است. غلظت آرسنیک در سه نمونه نقطه داغ شامل رسوب چشمه گرمایی قینرجه با دمای ۸۴ درجه سلسیوس، رسوب چاه اکتشافی انرژی زمین گرمایی و نمونه خاک معدن آهن موئیل به ترتیب برابر ۳۷۸۳ ppm، ۳۷۰۰۰ ppm و ۱۸۲۰ ppm است که نشانگر غلظت بسیار بالای آرسنیک در این نمونه ها است. غلظت بالاتر آرسنیک در نمونه چاه اکتشافی زمین گرمایی می تواند به دلیل عمق بالا و تبخیر آب در محل خروج باشد. میانگین غلظت آرسنیک در نمونه های خاک سازندی زمینه ۱۰/۶۵ ppm به دست آمد. مس و روی در بالا دست رودخانه غلظت بیشتری داشتند و به سمت پایین دست رودخانه غلظت این عناصر کاهش می یابد. بیشترین مقدار سرب در نمونه خاک معدن آهن (۴۷ ppm) اندازه گیری شد. مقادیر pH در نمونه های رسوب رودخانه خیاو در محدوده ۶ تا ۷ بدست آمد. مقدار pH نمونه SP11 که در پایین دست معدن آهن و دو چشمه اسیدی موئیل و قوتور سویی قرار دارد ۵/۲ بود. نمونه های رسوب چشمه آبگرم و چاه اکتشافی انرژی زمین گرمایی کمترین مقادیر pH (۴ تا ۵/۵) را نشان دادند. میانگین غلظت آرسنیک، مس، سرب و روی در این پژوهش با پژوهش های دیگر در مناطق دیگر جهان مقایسه شد (شکل ۳). نتایج نشان داد که میانگین غلظت آرسنیک، مس، سرب و روی در رسوبات رودخانه خیاو از میانگین غلظت این عناصر در رودخانه پنینسولاردر مالزی، کارون در ایران و لیاو در چین بیشتر و از میانگین غلظت این عناصر در رودخانه لئان و جین جیانگ کمتر است.

همچنین میانگین غلظت آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیاو بیشتر از رودخانه کارون، جین جیانگ و لیاو است.

Zn=1 As=10, Sb=7 است. شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی به پنج رده زیر تقسیم می شود (Suresh et al, 2015).

PER	$E_r^i < 40$	ریسک کم
	$40 \leq E_r^i < 80$	ریسک متوسط
	$80 \leq E_r^i < 160$	ریسک قابل توجه
	$160 \leq E_r^i < 320$	ریسک زیاد
	$E_r^i \geq 320$	ریسک بسیار زیاد

### شاخص خطر (RI)

برای محاسبه ریسک اکولوژیکی کل از شاخص ریسک استفاده می شود. این شاخص از حاصل جمع شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی هر عنصر در یک نمونه به دست می آید (Hakanson, 1980).

$$IR = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

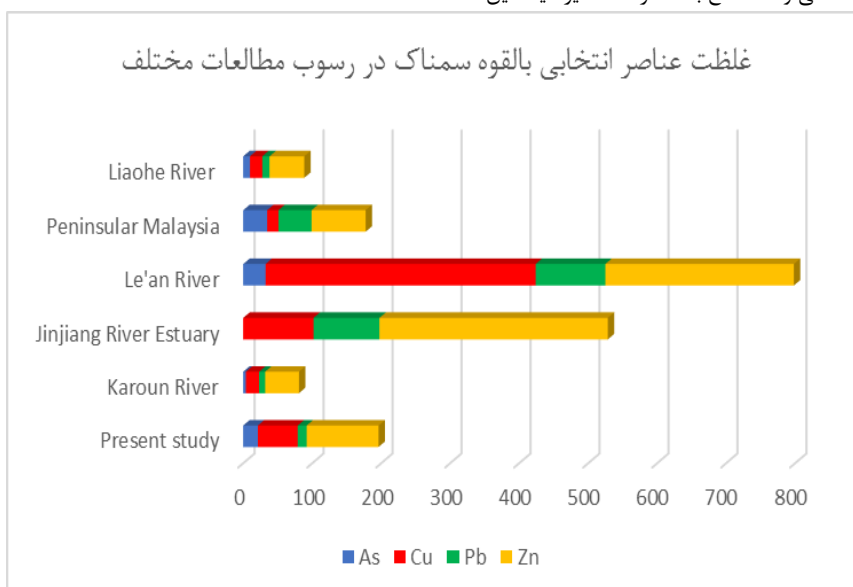
در این معادله  $E_r^i$  شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی برای هر یک از عناصر است. شاخص خطر در چهار رده زیر طبقه بندی می شود.

RI	$RI < 150$	خطر کم
	$150 \leq RI < 300$	خطر متوسط
	$300 \leq RI < 600$	خطر قابل توجه
	$RI \geq 600$	خطر زیاد

### بحث و نتیجه گیری

#### غلظت کل عناصر بالقوه سمناک در رسوب

مقادیر غلظت کل عناصر آرسنیک، سرب، روی، وانادیم، آنتیموان، مس، گوگرد، آهن، منگنز، اسکاندیم و مولیبدن در نمونه های رسوب رودخانه خیاو و مقادیر غلظت این عناصر در زمینه محلی و نقاط داغ به همراه مقادیر میانگین



شکل ۳: نمودار مقایسه ای غلظت عناصر بالقوه سمناک انتخابی (As, Cu, Pb, Zn) در سوبات سطحی رودخانه خیاو با مناطق دیگر

جدول ۱: غلظت عناصر انتخابی در نمونه های رسوب رودخانه خیاو و برخی رودخانه های جهان و مقادیر میانگین پوسته زمین (ppm)

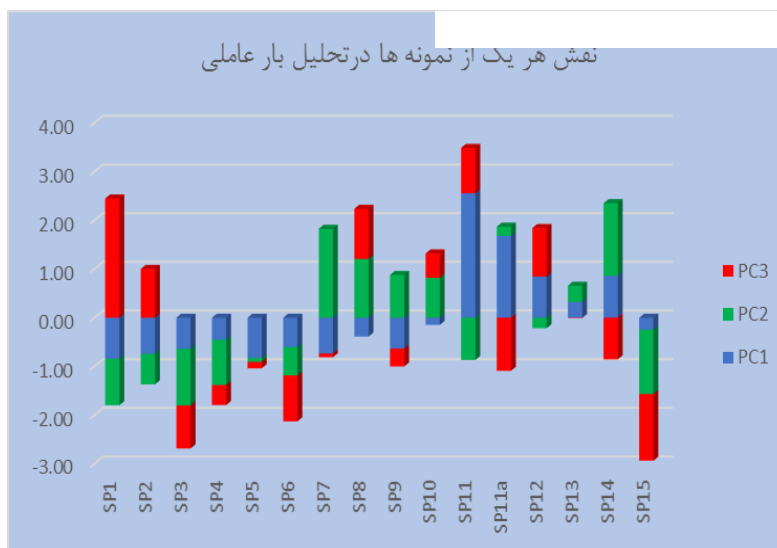
Sample.N	As	Cu	Pb	Zn	Fe	S	Mn	V	Sb	Sc	Mo	pH
SP1	۴.۵۰	۸۰.۰۰	۱۰.۰۰	۱۶۱.۰۰	۳۱۶۳۱.۰۰	۴۹۴.۰۰	۵۸۲.۰۰	۶۵.۰۰	۰.۵۰	۶.۱۰	۲.۱۰	۶.۳۰
SP2	۳.۸۰	۶۵.۰۰	۱۱.۰۰	۱۰۰.۰۰	۳۸۰۵۷.۰۰	۱۳۳۵.۰۰	۶۸۰.۰۰	۹۱.۰۰	۰.۸۰	۷.۶۰	۰.۹۰	۶.۱۰
SP3	۳.۳۰	۴۲.۰۰	۱۰.۰۰	۹۰.۰۰	۳۴۰۰۳.۰۰	۱۱۰۳.۰۰	۶۹۳.۰۰	۷۲.۰۰	۰.۶۰	۶.۸۰	۱.۳۰	۶.۵۰
SP4	۴.۳۰	۴۴.۰۰	۶.۰۰	۹۷.۰۰	۳۹۱۶۳.۰۰	۱۱۷۷.۰۰	۷۱۸.۰۰	۸۶.۰۰	۰.۷۰	۷.۳۰	۲.۳۰	۶.۵۰
SP5	۴.۰۰	۶۶.۰۰	۵.۰۰	۹۰.۰۰	۳۹۸۴۰.۰۰	۱۹۹۸.۰۰	۵۶۳.۰۰	۸۹.۰۰	۰.۹۰	۷.۸۰	۱.۸۰	۶.۴۰
SP6	۵.۷۰	۴۵.۰۰	۵.۰۰	۸۸.۰۰	۳۸۴۸۶.۰۰	۱۶۸۵.۰۰	۵۸۲.۰۰	۸۱.۰۰	۰.۸۰	۶.۸۰	۱.۹۰	۶.۴۰
SP7	۱۶.۲۰	۶۶.۰۰	۹.۰۰	۹۴.۰۰	۴۱۲۵۴.۰۰	۳۵۰۳.۰۰	۵۵۷.۰۰	۹۳.۰۰	۲.۱۰	۷.۰۰	۲.۲۰	۶.۲۰
SP8	۱۵.۳۰	۷۵.۰۰	۵.۰۰	۱۱۲.۰۰	۴۹۲۲۸.۰۰	۲۸۱۹.۰۰	۶۸۲.۰۰	۱۱۱.۰۰	۱.۸۰	۷.۰۰	۲.۵۰	۶.۳۰
SP9	۲۰.۲۰	۴۵.۰۰	۵.۰۰	۱۰۱.۰۰	۴۰۰۸۶.۰۰	۲۴۶۷.۰۰	۶۵۶.۰۰	۸۸.۰۰	۲.۰۰	۶.۴۰	۲.۲۰	۶.۶۰
SP10	۵۱.۵۰	۵۶.۰۰	۵.۰۰	۱۱۶.۰۰	۴۶۸۰۹.۰۰	۱۴۸۸.۰۰	۶۶۹.۰۰	۹۳.۰۰	۲.۰۰	۶.۵۰	۳.۰۰	۶.۸۰
SP11	۲۹.۷۰	۵۷.۰۰	۲۹.۰۰	۱۳۳.۰۰	۶۳۲۷۸.۰۰	۱۶۶۵.۰۰	۱۱۰۰.۰۰	۱۳۱.۰۰	۱.۶۰	۷.۰۰	۴.۱۰	۵.۴۰
SP11-a	۷۵.۰۰	۵۰.۰۰	۴۷.۰۰	۹۸.۰۰	۶۳۵۱۳.۰۰	۲۵۵۷.۰۰	۶۱۸.۰۰	۱۰۸.۰۰	۰.۱۰	۷.۹۰	۳.۶۰	۵.۸۰
SP12	۴۰.۶۰	۵۳.۰۰	۶.۰۰	۱۲۲.۰۰	۵۸۲۸۱.۰۰	۱۸۵۹.۰۰	۱۰۷۷.۰۰	۱۰۳.۰۰	۱.۶۰	۶.۹۰	۴.۲۰	۶.۱۰
SP13	۳۸.۷۰	۴۹.۰۰	۱۳.۰۰	۱۰۲.۰۰	۴۴۵۲۸.۰۰	۱۷۹۱.۰۰	۸۰۷.۰۰	۱۱۱.۰۰	۱.۸۰	۸.۰۰	۳.۷۰	۶.۴۰
SP14	۱۸.۱۰	۶۲.۰۰	۲۵.۰۰	۹۹.۰۰	۴۶۵۳۶.۰۰	۶۰۳۲.۰۰	۶۳۰.۰۰	۱۰۲.۰۰	۱.۶۰	۶.۱۰	۳.۲۰	۸.۷۰
SP15	۹.۰۰	۶۷.۰۰	۱۹.۰۰	۶۴.۰۰	۲۸۱۲۳.۰۰	۱۷۵.۰۰	۴۳۲.۰۰	۵۵.۰۰	۰.۲۰	۴.۸۰	۱.۷۰	۸.۸۰
Mean	۲۱.۲۴	۵۷.۶۳	۱۳.۱۳	۱۰۴.۱۹	۴۳۹۲۶.۰۰	۲۰۰۹.۲۵	۶۹۰.۳۸	۹۲.۴۴	۱.۱۹	۶.۸۸	۲.۵۴	۶.۵۸
Hot spring	۳۷۸۳.۶۰	۳۸.۰۰	۱۲.۰۰	۷۲.۰۰	۵۲۵۸۱.۰۰	۵۲۴۳.۰۰	۱۳۵۷.۰۰	۶۳.۰۰	۴۴.۰۰	۶.۱۰	۰.۶۰	۹.۰۰
Geothermal well	۳۷۰۰۰.۰۰	۷.۰۰	۱۲.۰۰	۱۳۳.۰۰	>۱۰٪	۸۸۸.۰۰	۱۷۵.۰۰	۶.۰۰	۹.۰۰	۰.۷۰	۰.۹۰	۸.۱۰
Fe-mine	۱۸۲۰۰.۰۰	۶.۰۰	۴۷.۰۰	۹۳.۰۰	>۱۰٪	۱۰۸۵۸.۰۰	۴۱.۰۰	۲۹۰.۰۰	۰.۹۰	۱.۵۰	۶.۳۰	۴.۲۰
Local soil Background	۱۰.۶۵	۵۱.۰۰	۳۸.۰۰	۷۷.۵۰	۳۴۹۹۶.۰۰	۲۹۹۵.۰۰	۵۴۰.۰۰	۷۲.۵۰	۰.۶۰	۶.۹۰	۱.۲۵	۸.۰۰
Sediment Background	۳.۹۸	۵۷.۷۵	۹.۲۵	۱۱۲.۰۰	۳۶۵۳۸.۸۰	۱۲۲۱.۴۰	۶۴۷.۲۰	۸۰.۶۰	۰.۷۰	۷.۱۲	۱.۶۸	۶.۳۵
Crustal average <sup>a</sup>	۱.۸۰	۵۵.۰۰	۱۴.۰۰	۷۰.۰۰	-	-	۹۰۰.۰۰	۱۳۵.۰۰	۰.۲۰	۱۱.۰۰	۱.۵۰	
Karoun River	۳.۸۵	۱۹.۱	۸.۸۱	۴۸.۹۹	راست منش و همکاران، ۱۳۹۴							
Jinjiang River Estuary	-	۱۰.۲	۹.۵۵	۳۳.۱	Yu et al, 2017							
Liaoh River	۹.۸	۱۷.۸	۱۰.۵۷	۵۰.۲۸	Ke et al, 2017							
Le'an River	۳۲.۴۵	۳۹.۲	۱۰۰.۹	۲۷۳.۲۹	Chen et al, 2016							
Peninsular Malaysia	۳۴.۸۲	۱۶.۴	۴۷.۸۷	۷۸.۴۱	Cheng and Yap, 2015							

<sup>a</sup> Mason and Moore, 1982; Reimann and Caritat, 1998

جدول ۲: تحلیل مولفه اصلی برای فلزات سنگین و آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیاو

	Rotated Component Matrix		
	PC1	PC2	PC3
Mo	-.۸۹	-.۳۰	-.۰۳
Fe	-.۸۸	-.۳۰	-.۰۱
Mn	-.۷۹	-.۰۱۰	-.۰۱۲
V	-.۷۶	-.۰۴۴	-.۰۰۵
Pb	-.۷۱	-.۰۱۴	-.۰۰۵
As	-.۷۰	-.۰۶۳	-.۰۲۲
Sb	-.۱۷	-.۰۸۴	-.۰۰۶
S	-.۱۰	-.۰۷۸	-.۰۰۰
Sc	-.۲۷	-.۰۱۴	-.۰۱۹
Cu	-.۲۴	-.۰۱۰	-.۰۸۲
Zn	-.۴۱	-.۰۰۵	-.۰۷۷
Se	-.۱۸	-.۰۱۰	-.۰۶۲





شکل ۴: تاثیر هر یک از نمونه ها در تحلیل بار عاملی

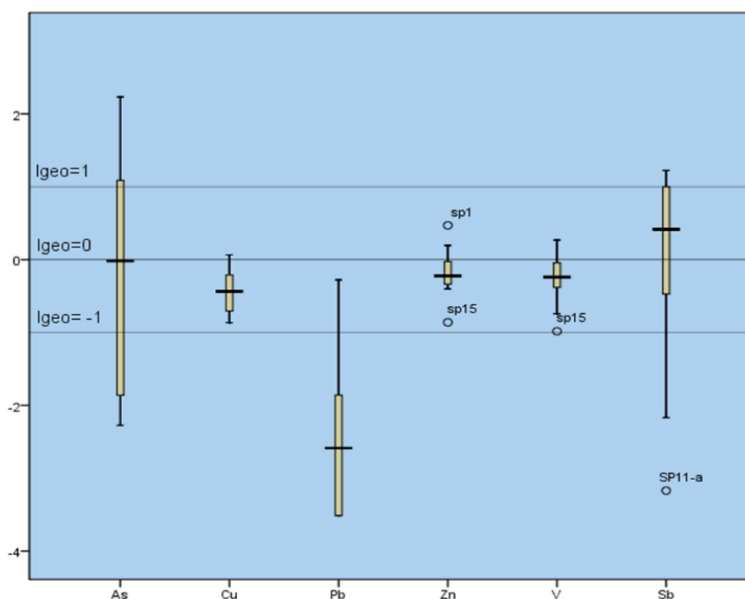
زمین انباشت آرسنیک در محدوده ۲ تا ۲- قرار دارد که نشانگر تغییر غلظت آرسنیک در نمونه های رسوب است و میزان انباشت آرسنیک در پایین دست رودخانه خیاو بیشتر از بالادست رودخانه است. با توجه به نمودار، مقادیر میانگین شاخص زمین انباشت به ترتیب  $Sb > As > Zn > V > Cu > Pb$  است. مقدار شاخص زمین انباشت برای عنصر آرسنیک در نمونه های رسوب چاه زمین گرمایی، چشمه آبگرم قینرجه و معدن آهن موئیل به ترتیب ۱۱/۱۸، ۷/۸۹ و ۶/۸۳ به دست آمد که برای هر سه نمونه در محدوده آلودگی خیلی زیاد قرار می گیرند (جدول ۴).

### ارزیابی آلودگی رسوبات

برای ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوب از شاخص زمین انباشت، فاکتور غنی شدگی، فاکتور آلودگی و درجه آلودگی اصلاح شده استفاده شد.

### شاخص زمین انباشت (Igeo)

نتایج شاخص زمین انباشت در شکل ۵ ارائه شده است. نتایج به دست آمده از شاخص زمین انباشت نشان می دهد که مس، روی، وانادیم و سرب در محدوده غیر آلوده تا آلودگی کم و آرسنیک در محدوده آلودگی کم تا زیاد قرار دارد. آنتیموان بیشترین میانگین شاخص زمین انباشت را نشان می دهد. مقادیر میانگین آرسنیک، سرب، روی، مس و وانادیم کمتر از صفر است. نرخ شاخص



شکل ۵: شاخص زمین انباشت فلزات سنگین و آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیاو

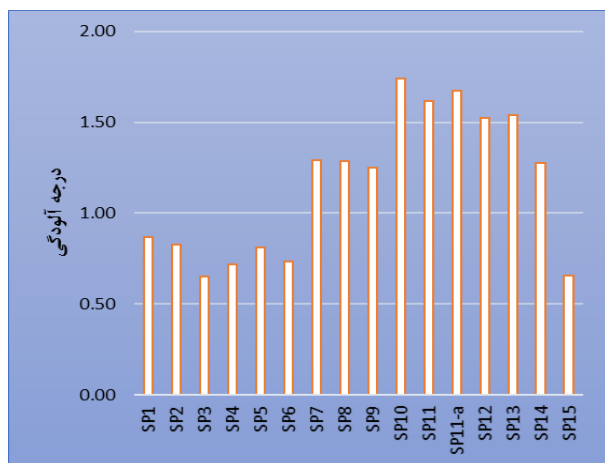
**فاکتور غنی شدگی (EF)**

جدول ۳: فاکتور آلودگی فلزات سنگین و آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیاو (بر حسب درصد)

Sb	V	As	Cu	Pb	Zn	CF (%)
۱۸.۷۵	۱۸.۷۵	۴۳.۷۵	۳۷.۵۰	۹۳.۷۵	۶.۲۵	آلودگی کم
۶۲.۵۰	۸۱.۲۵	۳۱.۲۵	۶۲.۵۰	۶.۲۵	۹۳.۷۵	آلودگی متوسط
۱۸.۷۵	۰.۰۰	۱۸.۷۵	۰.۰۰	۰.۰۰	۰.۰۰	آلودگی قابل توجه
۰.۰۰	۰.۰۰	۶.۲۵	۰.۰۰	۰.۰۰	۰.۰۰	آلودگی زیاد

**درجه آلودگی اصلاح شده ( $mC_{deg}$ )**

با توجه به نتایج به دست آمده از شاخص درجه آلودگی (شکل ۷)، نمونه های SP10 و SP11a در محدوده آلودگی متوسط قرار داشتند. بقیه نمونه ها آلودگی ناچیز و غیر آلوده نشان دادند. بیشترین درجه آلودگی مربوط به نمونه SP10 (۱/۷۲) و کمترین درجه آلودگی مربوط به نمونه SP15 (۰/۶۵) مشاهده شد.



شکل ۷: نمودار درجه آلودگی اصلاح شده در رسوبات سطحی رودخانه خیاو

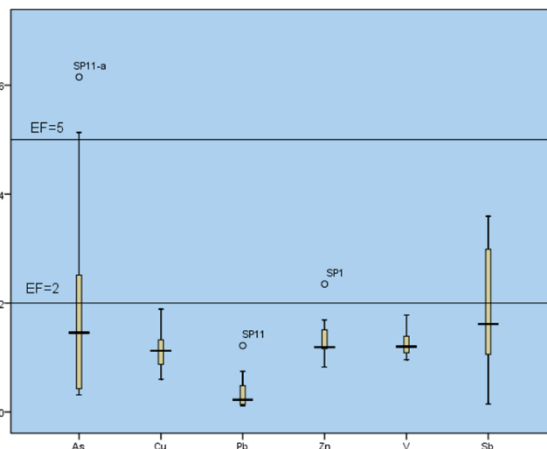
جدول ۴: مقادیر شاخص زمین انباشت، فاکتور غنی شدگی، فاکتور آلودگی و پتانسیل ریسک اکولوژیکی نمونه های رسوب چاه اکتشافی ژئوترمال، چشمه آبگرم قینرجه و معدن آهن موئیل و میانگین رسوبات سطحی رودخانه خیاو

معدن آهن موئیل	چاه اکتشافی ژئوترمال	میانگین رسوبات سطحی رودخانه خیاو
۶۸۳	۱۱.۱۸	-۰.۲۸
۷۸۶.۱	۳۴۲۴۵.۴۷	۱.۹۱
۱۷۰.۸۹	۳۴۷۴.۱۸	۱.۹۹
۱۷۰.۸.۹	۳۴۷۴۱.۷۸	۱۹.۹۵

**پتانسیل ریسک اکولوژیکی (PER)**

پتانسیل ریسک اکولوژیکی شاخصی برای ارزیابی ریسک اکولوژیکی برای هر عنصر بالقوه سمناک در رسوب است که از ضرب فاکتور آلودگی به فاکتور سمیت بیولوژیکی هر عنصر به دست می آید. مقادیر شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی در جدول ۵ ارائه شده است. نتایج به دست آمده نشان می دهد که مقادیر پتانسیل ریسک اکولوژیکی همه عناصر بجز آرسنیک در دو نمونه SP10 و SP11a ( $PER > 40$ ) در محدوده ریسک کم ( $< 40$ ) قرار

برای برآورد تاثیر فعالیت های انسان زاد بر آلودگی رسوبات رودخانه خیاو از فاکتور غنی شدگی استفاده شد. نتایج فاکتور غنی شدگی در شکل ۶ ارائه شده است. نتایج به دست آمده از فاکتور غنی شدگی برپایه خاک زمینه منطقه نشان داد که آرسنیک غنی شدگی متوسط تا قابل توجه دارد. نرخ غنی شدگی آنتیموان در محدوده آلودگی کم تا متوسط قرار داشت. غنی شدگی آرسنیک می تواند ناشی از فعالیت های معدن آهن موئیل، چشمه های گرمابی و مجتمع های آبدرمانی و یا فعالیت های زمین گرمایی باشد. غنی شدگی آنتیموان از بالا دست رودخانه خیاو به سمت پایین دست افزایش می یابد و در پایین دست رودخانه غنی شدگی متوسط نشان می دهد که می تواند ناشی از ورود چشمه های گرمابی اسیدی به رودخانه خیاو باشد. سرب، روی، مس و وانادیم غنی شدگی کم نشان دادند. بر اساس طبقه بندی ژانگ و لیو سرب، روی، وانادیم و مس منشاء زمین زاد و آرسنیک و آنتیموان منشاء انسان زاد دارند (Zhang and Liu, 2002). میانگین غنی شدگی عناصر به ترتیب  $Sb > As > Zn > V > Cu > Pb$  است. آرسنیک در نمونه های رسوب چاه اکتشافی ژئوترمال، چشمه آبگرم و معدن آهن موئیل به ترتیب فاکتور غنی شدگی ۳۴۲۴۵/۴۷ و ۷۸۶/۱۰ و ۴۰۱/۸۶ را نشان می دهد. مقادیر فاکتور غنی شدگی آرسنیک در هر سه نمونه رسوب بر اساس خاک سازندی زمینه در محدوده غنی شدگی زیاد قرار دارند که بالاتر از میانگین غنی شدگی آرسنیک در نمونه های رسوبات سطحی رودخانه خیاو (۱/۹۱) است (جدول ۴).



شکل ۶: فاکتور غنی شدگی فلزات سنگین و آرسنیک در رسوبات سطحی رودخانه خیاو

**فاکتور آلودگی ( $C_f$ )**

فاکتور آلودگی شاخصی برای سنجش میزان آلودگی رسوب است. نتایج فاکتور آلودگی بر حسب درصد در جدول ۳ ارائه شده است. آرسنیک در ۲۵ درصد از نمونه ها آلودگی قابل توجه تا زیاد نشان داد. مس، وانادیم، سرب و روی آلودگی کم تا متوسط نشان دادند. وانادیم و روی به ترتیب در ۸۱/۲۵ و ۹۳/۷۵ درصد از نمونه آلودگی متوسط نشان دادند. آنتیموان در ۱۸/۷۵ درصد از نمونه ها آلودگی قابل توجه نشان داد. آرسنیک در نمونه های رسوب چاه اکتشافی زمین گرمایی، چشمه آبگرم قینرجه و معدن آهن موئیل به ترتیب فاکتور آلودگی ۳۴۷۴/۱۸، ۱۷۰/۸۹ و ۳۵۵/۲۷ را نشان می دهد که در مقایسه با میانگین فاکتور آلودگی رسوبات سطحی رودخانه خیاو (۱/۹۹) بسیار بالاتر است (جدول ۴).



### نتیجه گیری

در این تحقیق عناصر آرسنیک، مس، سرب، روی، وانادیم و آنتیموان به منظور تعیین منشاء، آلودگی و ارزیابی ریسک اکولوژیکی در سوبات سطحی رودخانه خیاو مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج میانگین شاخص زمین انباشت، فاکتور آلودگی و فاکتور غنی شدگی آلودگی کم تا متوسط را برای عناصر انتخابی نشان دادند. آنتیموان در ۱۹ درصد از نمونه ها آلودگی قابل توجه و آرسنیک برای ۲۵ درصد از نمونه ها آلودگی قابل توجه تا زیاد نشان دادند. شاخص درجه آلودگی اصلاح شده برای نمونه های پایین دست رودخانه، نشان دهنده آلودگی متوسط رسوبات است. نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیکی نشان دهنده افزایش این شاخص به سمت پایین دست رودخانه است. آرسنیک در ایستگاه های SP11a، SP10 و SP11a پتانسیل ریسک اکولوژیکی متوسط نشان داد. نتایج شاخص زمین انباشت، فاکتور غنی شدگی و فاکتور آلودگی در نمونه های رسوب چاه اکتشافی زمین گرمایی، چشمه آبگرم قینرجه و معدن آهن موئیل نشان دهنده آلودگی خیلی زیاد آرسنیک در این رسوبات و نقش مهم فعالیت های معدنی، چشمه های گرمایی و فعالیت های هیدروترمالی در افزایش غلظت آرسنیک و دیگر عناصر در رسوبات رودخانه خیاو است. نتایج تحلیل مولفه اصلی در تایید فاکتور غنی شدگی و شاخص زمین انباشت نشان داد که مس و روی منشاء زمین زاد دارند و افزایش غلظت آنتیموان بیشتر تحت تاثیر چشمه های گرمایی و فعالیت های زمین گرمایی است. عناصر سرب، وانادیم و آهن و منگنز در رسوبات بیشتر تحت تاثیر معدن آهن موئیل قرار دارند. آرسنیک دو منشاء (فعالیت های معدنی و چشمه های گرمایی) را در رسوبات نشان داد. اگرچه این مطالعه سهم مهمی در تعیین منشاء، آلودگی و ریسک اکولوژیکی فلزات سنگین و آرسنیک دارد، اما به دلیل افزایش فعالیت های انسانی بخصوص صنعت گردشگری در امتداد رودخانه خیاو و همچنین احداث نیروگاه زمین گرمایی در بالادست، پایش مستمر غلظت فلزات سنگین و آرسنیک در آب و رسوب رودخانه خیاو می تواند در شناسایی دقیق تر منابع آلاینده و کنترل آلاینده ها در آینده کمک نماید. با توجه به نوع نمونه برداری از رسوبات رودخانه خیاو (نمونه برداری خطی از پایین دست رودخانه به سمت بالادست رودخانه) می توان از نتایج این پژوهش در مکان یابی مناسب برای تعیین مخازن آب شرب مشکین شهر و روستاهای اطراف به منظور جلوگیری از ورود آلاینده های خطرناک به ویژه آرسنیک به آب استفاده کرد.

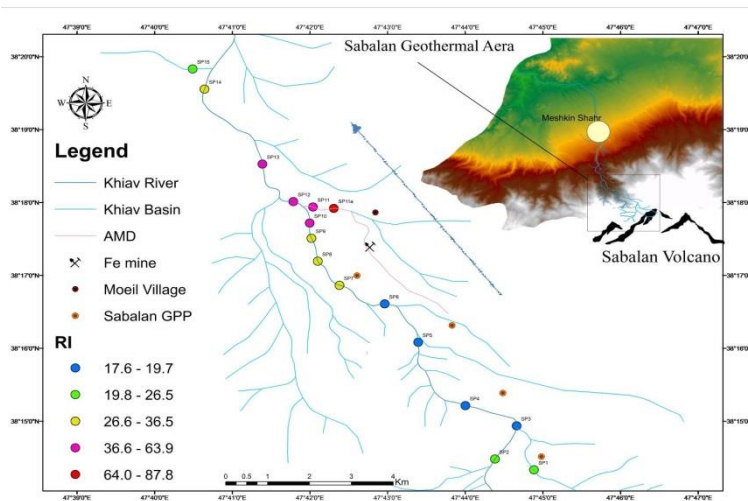
دارند. مقادیر پتانسیل ریسک اکولوژیکی آرسنیک برای سه نمونه چاه اکتشافی ژئوترمال، معدن آهن موئیل و چشمه آبگرم قینرجه در محدوده آلودگی بسیار زیاد ( $PER < 320$ ) قرار دارد که نسبت به میانگین پتانسیل ریسک اکولوژیکی آرسنیک در نمونه های رسوب سطحی رودخانه خیاو بسیار بیشتر است (جدول ۴).

جدول ۵: مقادیر پتانسیل ریسک اکولوژیکی برای هر عنصر در رسوبات سطحی رودخانه خیاو

	PER				
	As	Cu	Pb	Sb	Zn
SP1	۴.۲۳	۷.۸۴	۱.۳۲	۵.۸۳	۲.۰۸
SP2	۳.۵۷	۶.۳۷	۱.۴۵	۹.۳۳	۱.۲۹
SP3	۳.۱۰	۴.۱۲	۱.۳۲	۷.۰۰	۱.۱۶
SP4	۴.۰۴	۴.۳۱	۰.۷۹	۸.۱۷	۱.۲۵
SP5	۳.۷۶	۶.۴۷	۰.۶۶	۱۰.۵۰	۱.۱۶
SP6	۵.۳۵	۴.۴۱	۰.۶۶	۹.۳۳	۱.۱۴
SP7	۱۵.۲۱	۶.۴۷	۱.۱۸	۲۴.۵۰	۱.۲۱
SP8	۱۴.۳۷	۷.۳۵	۰.۶۶	۲۱.۰۰	۱.۴۵
SP9	۱۸.۹۷	۴.۴۱	۰.۶۶	۲۳.۳۳	۱.۳۰
SP10	۴۸.۳۶	۵.۴۹	۰.۶۶	۲۳.۳۳	۱.۵۰
SP11	۲۷.۸۹	۵.۵۹	۶.۱۸	۱۸.۶۷	۱.۷۲
SP11a	۷۰.۴۲	۴.۹۰	۳.۸۲	۱.۱۷	۱.۲۶
SP12	۳۸.۱۲	۵.۲۰	۰.۷۹	۱۸.۶۷	۱.۵۷
SP13	۳۶.۳۴	۴.۸۰	۱.۷۱	۲۱.۰۰	۱.۳۲
SP14	۱۷.۰۰	۶.۰۸	۳.۲۹	۱۸.۶۷	۱.۲۸
SP15	۸.۴۵	۶.۵۷	۲.۵۰	۲.۳۳	۰.۸۳

### شاخص ریسک (RI)

به منظور ارزیابی ریسک اکولوژیکی کل از شاخص ریسک خطر استفاده و نتایج آن در شکل ۸ ارائه شد. نتایج به دست آمده از شاخص ریسک نشان داد که نمونه SP11a بیشترین ریسک اکولوژیکی را دارد که تحت تاثیر زهاب اسیدی معدن و چشمه های آبگرم قوتورسویی و موئیل قرار دارد. همچنین مقادیر شاخص ریسک در نمونه های SP10 تا SP13 از بقیه نمونه بیشتر بود. مقادیر شاخص ریسک برای همه نمونه ها در محدوده ریسک کم ( $RI < 150$ ) قرار دارد.



شکل ۸. مقادیر شاخص ریسک در رسوبات سطحی رودخانه خیاو

## منابع

- امینی، ب. ۱۳۷۳، نقشه زمین شناسی مشکین شهر در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰۰، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- پورتال سازمان هواشناسی کل کشور، آمار بارش و دمای ماهیانه در سال ۲۰۱۴، <http://WWW.irimo.ir/far/wd/2703>.
- راست منش. ف.، زراسوندی. ع.، مسلم. ف.، ۱۳۹۴، ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات سطحی رودخانه کارون در محدوده ی شهر اهواز، مجله زمین شناسی کاربردی پیشرفته، پاییز ۹۴، شماره ۱۷، ص ۲۲-۱۱.
- قنواتی. ع.، بابایی اقدم. ف.، همتی. ط.، رحیمی. م.، ۱۳۹۴، پهنه بندی پتانسیل سیل گیری از مدل منطق فازی در محیط GIS، مورد مطالعاتی حوضه رودخانه خیاو چایی مشکین شهر، هیدرولوژی، شماره ۳، تابستان ۱۳۹۴، ص ۱۲۱ تا ۱۳۵.
- کشاورزی. ب.، ابراهیمی. پ.، مر. ف.، حمزه. م.، ۱۳۹۲، زمین شیمی و توزیع فلزات سنگین در رسوبات ساحلی و دریایی خلیج چابهار، مجله زمین شناسی کاربردی پیشرفته، بهار ۱۳۹۲، شماره ۷، ص ۷۴ - ۸۱.
- Abraham .G.M.S., 2005, Holocene sediments of Tamaki Estuary, Characterization and impact of recent hum an activity on an urban estuary in Auckland, New Zealand. Ph.D, thesis, University of Auckland, Auckland, New Zealand, 361p.
- Abraham. G.M.S., 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, 227-238. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-007-9678-2>.
- Armah. F.A., Quansah, R., Luginaah. I., 2014, Int. Scholarly Res, Notices, 1- 37.
- Aschale. M., Yilma. S., Mary. K., Dereje. H., 2015, Potentially toxic trace element contamination of the Little Akaki River of Addis Ababa Ethiopia, J. Nat. Sci. Res.5,1, 13.
- Aktar. M., Paramasiva. M., Anguly. M., Purka. S. Sengupta. M., 2010, Assessment and occurrence of various heavy metals in surface water of Ganga River around Kolkata: a study for toxicity and ecological impact, Environ. Monit. Assess, 160, 207-213.
- Bagul. V.R., Shinde. D.N., Chavan. R.P., Patil. C.L., Pawar. R.K., 2015, New perspective on heavy metal pollution of water, J. Chem. Pharma. Res, 7(12): 700-705, ISSN : 0975-7384 CODEN(USA) : JCPRC5.
- Bastami. K.D., Bagheri. H., Kheirabadi. V., Zaferani. G.G., Teymori. M.B., Hamzehpoor. A., Soltani. F., Haghparast. S., Harami. S.R., Ghorghani. N.F., Ganji. S., 2014a, Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea, Mar, Pollut, Bull, 81 (1), 262-267.
- Bastami. K.D., Taheri. M., Bagheri. H., Foshtomi. M.Y., Ganji. S., Haghparast. S., Soltani. F., Hamzehpoor. A., Karimi. B., 2014b, Response of sediment-dwelling annelida community in relation to geochemical parameters in the Gorgan Bay, Caspian Sea. Int. J. Environ. Sci, Technol. 11, 2025-2026.
- Becker. J.S., 2005, Trace and Ultra-trace Analysis in Liquids by Atomic Spectrometry, Trends in Analytical Chemistry 24 (3): 243-54.
- Bogie. I., Cartwright. A.J., Khosrawi. K., Talebi. B., Sahabi. F., 2000. The Meshkin Shahr geothermal prospect, Iran, Proceedings of the World Geothermal Congress 2000, Kyushu-Tohoku, Japan, 997-1002.
- Chen. H., Chen. R., Teng. Y., Wu. J., 2016, Contamination characteristics, ecological risk and source identification of trace metals in sediments of the Le'an River (China), Ecotoxicology and Environmental Safety 125 (2016) 85-92.
- Chen. H.Y., Teng. Y.G., L. S.J., W. Y.Y., W. J.S., 2015, Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. Sci, Total Environ. 512-523, 143-1561.
- Cheng. V. H., Yap. C. K., 2015, Potential human health risks from toxic metals via mangrove snail consumption and their ecological risk assessments in the habitat sediment from Peninsular Malaysia, Chemosphere 135 (2015) 156-165
- Fahim Guilany. R., Darvishzadeh. A. and Sheikhzakariaee. S.J., 2016, The Nuée Ardentes of Sabalan Volcano in Iran, Open Journal of Geology, 6, 1553-1566, <http://dx.doi.org/10.4236/ojg.2016.612110>
- Gall. J.E., Boyd. R.S., Rajakaruna. N., 2015, Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review, Environ. Monit. Assess. 187, 201.
- Gibbs. R. J., 1973, Mechanisms of trace metal transport in rivers, Science 180, 71-73.
- Hakanson. L., 1980, An ecological risk index aquatic pollution control, A sedimentological approach, Water Res, 14, 975-1001.
- Kaiser. HF., 1960, The application of electronic computers to factor analysis, Edu Psychol Meas. 20:141-151.
- Ke. X., Gui. S., Huang. H., Zhang. H., Wang. C., Guo. W., 2017, Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China, Chemosphere, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.029.
- Kukrer. S., Seker., S, Tugba. Abacı. Z et al., (2014) Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of northern littoral zone of Lake Cildir, Ardahan, Turkey. Environ Monit Assess. 186:3847-3857.
- Lee. C.L., Fang. M.D., Hsieh. M.T., 1998, Characterization and distribution of metals in surficial sediments in Southwestern Taiwan, Mar, Pollut, Bull. 36, 464-471.
- Mason, B., and Moore, C., 1982, Principles of Geochemistry, Wiley, New York.

- Mousavi. S.Z., 2013, Volcanology and Petrology of Sabalan Volcano, North West of Iran, Ph.D, Dissertation, Department of Geology of Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran.
- Muller. G., 1969, Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River, *GeoJournal* 2, 108–118.
- Noorollahi. Y., Yousefi. H., 2005, Monitoring of surface and ground water quality in geothermal exploration drilling of Meshkinshahr geothermal field, NW-Iran, *Proceeding of World Geothermal Congress (WGC 2005)*, Turkey, Antalya, pp. 1-11.
- Noorollahi. Y., and Yousefi. H., 2003, Preliminary environmental impact assessment of a geothermal project in Meshkinshahr, NW-Iran, *Proceedings of the International Geothermal Conference IGC 2003*, Reykjavík, S12 1-11.
- Reimann. C., de Caritat. P., 1998 *Chemical elements in the environment— factsheets for the geochemist and environmental scientist*, Berlin, Germany7 Springer-Verlag; ISBN 3-540-63670-6.
- Rudnick. R.L., Fountain. D.M., 1995, Nature and composition of the continental crust: a lower crustal perspective, *Rev Geophys Richmond Va Then Wash.* 33:267
- Salomons. W., Forstner. V., 1984, *Metals in the Hydro-Cycle*. Berlin, Springer.
- Shahbazi Shiran. H., Shafaii Moghadam. H., 2014 *Geochemistry and Petrogenesis of the Sabalan Plio-Quaternary Volcanic Rocks: Implication for Post-Collisional Magmatism*, *Iranian Journal of Crystallography and Mineralogy*, 22, 57-68.
- Shakeri, A., Shakeri, R., Mehrabi, B., 2016, *Environ Earth Sci*, 75: 679. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5461-4>.
- Sinex. S., Wright. D., 1988, Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay, Mar, *Pollut. Bull.* 19, 425–431.
- SKM. 1998, Sabalan geothermal project, Stage 1: surface exploration, final exploration report, Sinclair Knight Merz Ltd., report 2505-RPT-GE-003 to the Renewable Energy Organization of Iran, Tehran, 83P.
- Sutherland. R.A., 2000, Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii, *Environ Geol*, 39: 611-627.
- Yu. R., Hu. G., Lin. C., Yang. Q., Zhang. C., Wang. X., Contamination of heavy metals and isotopic tracing of Pb in intertidal surface sediments of Jinjiang River Estuary, SE China, *Applied Geochemistry* (2017), doi: 10.1016/j.apgeochem.2016.12.025.
- Vald'es. J., Vargas. G., Sifeddine. A., Ortieb. L., Guinez. M., 2005, Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23 °S), Northern Chile: geochemical and statistical approach, *Mar, Pollut, Bull.* 50, 1558–1568.
- Woitke. P., Wellmitz. J., Helm. D., Kube. P., Lepom. P., Litheraty. P., 2003, Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube. *Chemosphere* 51, 633–642.
- Zhang. J., Liu. C.L., 2000, Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China-weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes, *Estua. Coast. Shelf Sci.* 54, 1051–1070.