



## نقش چشمه‌های تراورتن‌ساز و معدنکاری طلا در آلودگی آب و رسوب رودخانه ساروق، تکاب، آذربایجان غربی

رضا شریفی<sup>۱\*</sup>، فرید مرآ، بهنام کشاورزی<sup>۲</sup>

۱- محقق پسادکتری زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم، بخش علوم زمین، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

۲- استاد زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم، بخش علوم زمین، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

۳- دانشیار زمین‌شناسی زیست‌محیطی، دانشکده علوم، بخش علوم زمین، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

\* عهده‌دار مکاتبات: rezasharifi@shirazu.ac.ir

دریافت مقاله: ۱۳۹۴/۸/۳۰، پذیرش مقاله: ۱۳۹۴/۱۰/۳۰

### چکیده

ورود چشمه‌های تراورتن‌ساز و رودهای زرشوران و آق‌دره به رودخانه ساروق و سد زرينه رود، به آلودگی آنها به آرسنیک و دیگر فلزات سنگین منجر شده است. مقایسه میانگین غلظت عناصر در رودخانه ساروق با میانگین غلظت رودخانه‌های جهان نشان می‌دهد که غلظت عناصر آرسنیک، آنتیموان و جیوه در رودخانه ساروق بیش از میانگین جهانی این عناصر است. محاسبه شاخص زمین‌انباشت نشان‌دهنده آلودگی شدید رسوبات حوضه آبریز ساروق نسبت به عناصر آرسنیک، جیوه و آنتیموان است. محاسبه ضریب توزیع ( $K_d$ ) نشان می‌دهد که از بین فلزات سنگین مورد بررسی، جیوه بیش‌ترین و آنتیموان کم‌ترین تمایل به حضور در فاز رسوب را دارند. روند تغییرات ( $K_d$ ) عناصر بیانگر آن است که در محیط آب فلزاتی چون جیوه، آلومینیم، سرب، مس و منگنز در pHهای قلیایی و Eh اکسیدی، نامتحرک بوده اما در مقابل عناصری مانند آنتیموان و آرسنیک تحرک‌پذیری نسبی بالایی دارند. تحلیل آماری نتایج نشان می‌دهد که چشمه‌های تراورتن‌ساز بیشتر در افزایش غلظت عنصر آرسنیک در رسوبات سهیم بوده‌اند و فلزات دیگر به احتمال زیاد ناشی از فعالیت‌های معدنکاری هستند. محاسبه خطر بوم‌شناختی بالقوه ( $E_i$ ) و شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه (RI) نشان می‌دهد که کیفیت بوم‌شناختی رسوبات رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن از نظر آلودگی فلزی، بسیار پایین است.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، آرسنیک، خطر بوم‌شناختی بالقوه، تکاب

### ۱- مقدمه

دارد و بدون شک با گسترش دامنه فعالیت‌های معدنکاری، مقدار رهاسازی فلزات سنگین به محیط زیست افزایش می‌یابد. در مناطق معدنی، بسیاری از عناصر سنگین و بالقوه سمی از هوازدگی و تجزیه سنگ‌ها، کانی‌ها، مواد معدنی و تفال‌های معدنی ناشی می‌شوند. علاوه بر معدنکاری و فعالیت‌های انسان‌زاد، کانه‌زایی طلا و وجود چشمه‌های زمین‌گرمایی و تراورتن‌ساز مرتبط با فعالیت آتشفشانی از جمله عواملی هستند که باعث تمرکز فلزات سنگین در سامانه آب‌های سطحی و در نتیجه ورود آنها به چرخه زیست‌زمین‌شیمیایی می‌شوند (Keshavarzi et al., 2011, Sharifi et al., 2014). نتایج تحقیقات محققین مختلف نشان می‌دهد که سمناکی و زیست دسترس‌پذیری فلزات سنگین به طور زیادی به شرایط فیزیکی‌شیمیایی هم در محیط آب و هم در محیط رسوب بستگی دارد (Yi et al., 2011; Chabukdhara & Nema, 2012). رسوبات به عنوان بخشی از چرخه زیست‌زمین‌شیمیایی محسوب می‌شوند. همچنین، رسوبات تنها به عنوان انبارگاه مهم فلزات سنگین نیستند بلکه به عنوان یک نشانگر

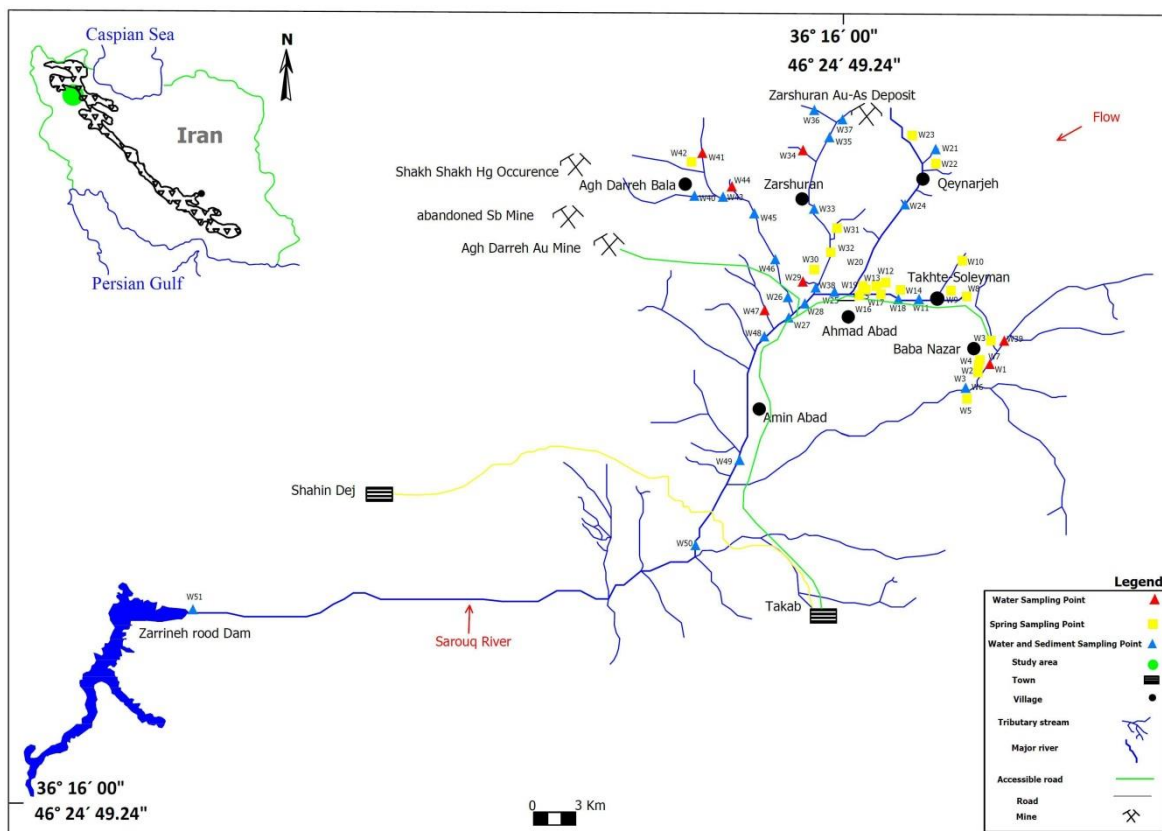
فعالیت‌های طبیعی و انسان‌زاد دو منبع اصلی ورود فلزات سنگین به سامانه آب‌های سطحی (رودخانه‌ها) هستند هوازدگی خاک‌ها و سنگ‌های مادر، فعالیت‌های آتشفشانی و همچنین ته‌نشست‌های اتمسفری از منابع طبیعی ورود فلزات سنگین به رودخانه‌ها هستند (Çevik et al., 2009). از منابع انسان‌زاد ورود فلزات سنگین به سامانه‌های رودخانه‌ای می‌توان به معدنکاری، فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی و شهری اشاره کرد (Yalcin et al., 2010). آلودگی فلزات سنگین در بوم سامانه‌های آبی به دلیل سمناکی، ماندگاری و زیست تجزیه‌ناپذیر بودنشان در محیط زیست مشکلات زیادی را به همراه دارد (Memet, 2011). علاوه بر این، انباشت فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌ها می‌تواند منجر به ایجاد خطر زیست‌محیطی و خطر سلامتی برای انسان شود. تشکیل ذخایر معدنی به طور طبیعی بر زیست بوم‌سامانه‌های موجود در هر منطقه تاثیر به‌سزایی

شاخه‌های فرعی آن، چشمه‌های تراورتن‌ساز، رودهای زرشوران و آق‌دره، و در نهایت سد زرینه رود به عنوان انبارگاه و مسیر نهایی تمام آب‌های جاری در این حوضه آبریز، انجام شد. بر این اساس ۴۹ نمونه آب و ۲۳ نمونه رسوب از ایستگاه‌های مشابه برداشت شد. شکل ۱ موقعیت جغرافیایی و نام ایستگاه‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. برای نمونه‌برداری آب از ظروف پلی‌اتیلن یک لیتری (برای آنیون‌های اصلی) و ۲۵۰ میلی‌لیتری (برای کاتیون‌ها) استفاده شد. در هر مرحله از نمونه‌برداری موقعیت نقاط نمونه‌برداری با دستگاه GPS ثبت شد. قبل از نمونه‌برداری، ظروف با استفاده از روش اسیدشویی (کلریدریک اسید ۰/۵ مولار) استریل و سه بار نیز با آب موردنظر شستشو داده شدند. برخی از ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب مانند pH، پتانسیل اکسایش و کاهش (Eh)، هدایت الکتریکی (EC)، کل ذرات جامد حل‌شده در آب (TDS) و دما (T) در محل نمونه‌برداری و با استفاده از دستگاه قابل حمل مدل (Eutech instruments, PCD650) با دقت ۰/۱ درجه سانتی‌گراد برای دما، یک میکروموس بر سانتی‌متر برای EC، یک میلی‌گرم بر لیتر برای TDS و ۰/۰۱ برای pH اندازه‌گیری شد. سپس تمام نمونه‌های آب به دو بخش تقسیم شدند. یک بخش از نمونه‌ها برای اندازه‌گیری فلزات سنگین ابتدا با استفاده از کاغذ صافی ۰/۴۵ میکرون فیلتر شدند، و pH آنها با استفاده از نیتریک اسید غلیظ با خلوص بالا (Merck) به کمتر از ۲ کاهش داده شد. سپس برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه ICP-MS به آزمایشگاه Acme کانادا و مرکز پژوهش‌های زمین‌شناسی کاربردی سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور ارسال شد. بخش دوم نمونه‌ها بدون فیلتر و اسیدی کردن برای تجزیه آنیون‌های اصلی آماده شد. نمونه‌ها در دمای حدود ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری، و برای اندازه‌گیری آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی به آزمایشگاه زاگرس آشناس فارس در شیراز ارسال شد. بر اساس دستورالعمل‌های موجود (Kralic, 1999) نمونه‌های رسوب از محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری آب و با استفاده از بیله‌چ پلاستیکی برداشت شدند. نمونه‌های برداشت شده در کیسه‌های مخصوص و ضخیم نگهداری و سپس به آزمایشگاه انتقال یافت. در آزمایشگاه نمونه‌ها در دمای محیط (۲۵ درجه سانتی‌گراد) خشک و از غربال ۲۲۰ مش (۶۸ میکرون) عبور داده شدند. سپس با استفاده از آسیاب سیلیسی پودر، و برای تجزیه ۴۴ عنصری با دستگاه ICP-OES به آزمایشگاه اکمه (ACME) کانادا ارسال شدند. خلاصه آماری غلظت فلزات سنگین نمونه‌های رسوب در جدول ۲ ارائه شده است. بخشی از نمونه‌های رسوب برای اندازه‌گیری پارامترهای بافت، درصد مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، pH و EC جدا شده و به آزمایشگاه مرکز زمین‌شناسی پزشکی دانشگاه شیراز انتقال داده شدند.

مفید برای تعیین تاریخچه آلودگی نیز بکار می‌روند (Rodríguez-Barroso et al., 2010). بررسی رسوبات در سامانه رودخانه‌ای منجر به ارزیابی دقیق‌تر درجه آلودگی در منطقه مورد مطالعه می‌شود. هنگام ورود عوامل آلاینده به سامانه رودخانه‌ای، فلزات سنگین از طریق سازوکارهای جذب فیزیکوشیمیایی پیچیده‌ای که به ذات رسوبات و گونه‌های جاذب وابسته است، در رسوبات انباشت می‌شوند. برخی از پارامترهای فیزیکوشیمیایی که بر روی فرآیند جذب تاثیر می‌گذارند شامل pH، پتانسیل اکسایش-کاهش، اکسیژن محلول، محتوای کربن آلی و نالی، و برخی آنیون‌ها و کاتیون‌ها هستند (Ghrefat & Yusuf, 2006). سهم منابع طبیعی در افزایش غلظت فلزات سنگین با تغییر اجزاء تشکیل‌دهنده رسوبات و ویژگی‌های بافتی آنها مانند اندازه دانه، محتوای مواد آلی، سولفیدها و گونه‌های شیمیایی تغییر می‌کند (Ho et al., 2012; Yang et al., 2012). بنابراین سهم منابع طبیعی در ورود فلزات سنگین به سامانه‌های آبی باعث پیچیده‌تر شدن فرآیند ارزیابی آلودگی رسوبات بوسیله منابع انسان‌زاد می‌شود، زیرا غلظت کل فلزات سنگین در رسوبات کاملاً مربوط به فعالیت‌های انسان‌زاد نیست (Grygar et al., 2013; Schiff & Weisberg, 1999; Xia et al., 2011). بنابراین قبل از ارزیابی غنی‌شدگی انسان‌زاد، مقدار سهم طبیعی آلودگی فلزات سنگین باید برآورد شود (Windom et al., 1989; Idris, 2008). برای این منظور در این مطالعه از روش‌های آماری و بهنجار کردن زمین‌شیمیایی داده‌ها مانند شاخص زمین‌انباشت (I<sub>geo</sub>) استفاده شد. رودخانه ساروق با طول ۵۸ کیلومتر زهکش اصلی آب‌های منطقه تکاب است. این رودخانه در نهایت به سد زرینه رود در استان کردستان منتهی می‌شود. ورود چشمه‌های تراورتن‌ساز و زهکش معادن زرشوران و آق‌دره منجر به آلودگی آب این رودخانه و سد زرینه رود به عنوان مقصد نهایی آن، به فلزات سنگین شده است. سد زرینه رود به عنوان مهم‌ترین منبع تأمین‌کننده آب شرب شهرهای تبریز، سقز، آذرشهر و سهند بوده و آلودگی آن می‌تواند آثار سوئی بر ساکنان این مناطق داشته باشد. بنابراین با توجه به ماهیت حوضه آبریز رودخانه ساروق در پژوهش حاضر تلاش بر این خواهد بود تا پراکنش، توزیع و سهم منابع طبیعی و انسان‌زاد آلودگی فلزات سنگین در محیط آب و رسوب حوضه آبریز رودخانه ساروق مشخص شود. همچنین اثرات احتمالی مضر سلامتی ناشی از غلظت بیش از حد مجاز فلزات سنگین در این حوضه نیز مورد بررسی قرار می‌گیرد.

## ۲- مواد و روش‌ها

با توجه به هدف این پژوهش نمونه‌برداری از رودخانه اصلی ساروق و



شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در حوضه آبریز رودخانه ساروق

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_{fi}$$

که در آن:

$$C_f = \frac{C_{Ai}}{C_{Ni}} - 1$$

$C_f$  = فاکتور آلودگی برای جزء  $i$

$C_{Ai}$  = غلظت اندازه‌گیری شده جزء  $i$

$C_{Ni}$  = حد بالایی غلظت مجاز جزء  $i$  (N مقدار نرماتیو است). برای محاسبه  $C_d$  همه فلزات (بدون توجه به بالاتر بودن یا نبودن غلظت از مقادیر مجاز) در نظر گرفته می‌شوند (Edet & Offiong, 2002). اندیس دوم یا HPI در حقیقت یک پارامتر حسابی وزن‌دار برای ارزیابی کیفیت کلی نمونه‌های آب نسبت به آلودگی‌های فلزی است. موهان و همکاران (Mohan et al., 1996) و سپس پراساد و بوز (Prasad & Bose, 2001) رابطه زیر را برای محاسبه HPI ارائه کرده‌اند:

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

که در آن  $Q_i$  زیر اندیس (Sub-index) پارامتر  $i$  ام،  $W_i$  عکس غلظت مجاز و  $n$  تعداد پارامترهای مد نظر است. زیر اندیس  $Q_i$  خود از رابطه زیر بدست می‌آید:

$$Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{\{M_i(-)I_i\}}{S_i - I_i} \times 100$$

در آنجا بافت نمونه‌های رسوب به روش ترکیبی غربال و هیدرومتری (Bowles, 1978)، درصد مواد آلی به روش اندازه‌گیری افت متوالی وزن در اثر احتراق (L.O.I)، (Heiri et al., 2001)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش A9081 سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA, 1990)، و مقدار pH و EC با استفاده از دستگاه‌های pH متر و EC متر اندازه‌گیری شد.

## ۱-۲- ارزیابی کمی شدت آلودگی فلزی آب‌های سطحی

برای ارزیابی کمی شدت آلودگی فلزی در نمونه‌های آب رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن، و سد زرینه رود از سه شاخص "درجه آلودگی" ( $C_d$  degree of contamination or  $C_d$ ), شاخص "آلودگی فلز سنگین" (heavy metal pollution index or HPI) و شاخص "ارزیابی فلز سنگین" (heavy metal evaluation index or HEI) استفاده شد. هر سه این شاخص‌ها کیفیت آب را با توجه به کل فلزات سنگین در نظر می‌گیرند.

اندیس اول ( $C_d$ ) که اولین بار توسط بکمن و همکاران (Backman et al., 1997) ارائه گردیده از رابطه زیر بدست می‌آید:

مقدار آلودگی و رده ۶ آلودگی بسیار شدید را نشان می‌دهد.

### ۲-۴- شاخص بار آلودگی (Pollution Load Index)

از شاخص بار آلودگی (PLI) برای تعیین اثر آلودگی کل ناشی از فلزات سنگین استفاده می‌شود (Sharma & Subramanian, 2010). شاخص بار آلودگی با استفاده از رابطه‌های زیر محاسبه می‌شود:

$$CF = C_s / C_b$$

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

در این معادله  $C_s$  غلظت عنصر موردنظر در رسوب و  $C_b$  غلظت طبیعی همان عنصر است. شاخص بار آلودگی کمتر از ۱ غلظت نزدیک به غلظت طبیعی و ناآلوده را نشان می‌دهد اما هر چه این شاخص از ۱ بزرگ‌تر باشد، آلودگی نیز بیشتر است (Cabrera et al., 1999).

### ۲-۵- ضریب توزیع ( $K_d$ )

از ضریب توزیع ( $K_d$ ) برای تعیین سهم رسوب در آلودگی آب استفاده می‌شود. این ضریب در حقیقت رابطه برهمکنشی آب-رسوب را به صورت کمی (عددی) نشان می‌دهد. با فرض تعادل ترمودینامیکی، ضریب توزیع را می‌توان از رابطه زیر (برحسب  $L/Kg$ ) بدست آورد (Tessier et al., 1989):

$$K_d = \frac{\text{غلظت فلز در فاز جامد} \left(\frac{\text{mol}}{\text{kg}}\right)}{\text{غلظت فلز در فاز محلول} \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}}\right)}$$

مقادیر بالای  $K_d$  نشان‌دهنده باقی‌ماندن ترجیحی فلز در رسوب و مقدار پایین آن نیز مبین باقی‌ماندن فلز در محیط آب است (Anderson & Christensen, 1988).

### ۲-۶- ارزیابی شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه (Potential Ecological Risk Index)

این شاخص که بر اساس ویژگی‌های فلزات و رفتار زمین‌شیمیایی آنها در محیط زیست محاسبه می‌شود، اولین بار توسط هاکانسون (Hakanson, 1980) ارائه شد. در این پژوهش برای ارزیابی اثر آلودگی‌های فلزی چندگانه در رسوبات رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی

که در آن  $M_i$  مقدار اندازه‌گیری شده فلز سنگین،  $I_i$  مقدار ایده‌آل پارامتر  $i$ ،  $S_i$  مقدار استاندارد پارامتر  $i$  است. علامت (-) نشان‌دهنده تفاوت دو عدد است. مقدار بحرانی HPI (Critical) ۱۰۰ در نظر گرفته شده است (Prasad & Bose, 2001).

اندیس HEI مانند HPI کیفیت کلی نمونه آب نسبت به فلز سنگین را بدست می‌دهد (Edet & Offiong, 2002) و از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$HEI = \sum_{i=1}^n \frac{H_c}{H_{mac}}$$

که در آن  $H_c$  غلظت اندازه‌گیری شده پارامتر  $i$  و  $H_{mac}$  حد بالایی غلظت مجاز پارامتر  $i$  است.

در این پژوهش غلظت‌های مجاز و استاندارد مورد استفاده، توسط سازمان‌های معتبر بهداشتی و زیست‌محیطی USEPA (2003 and 2009) و WHO (2006) ارائه شده است.

### ۲-۲- ارزیابی کمی شدت آلودگی فلزی رسوبات

روش‌های محاسباتی گوناگونی برای کمی کردن میزان غنی‌شدگی فلزات سنگین در رسوبات وجود دارد. در این مطالعه برای ارزیابی شدت آلودگی رسوبات رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن به فلزات سنگین از محاسبه سه ضریب استفاده شد. این سه ضریب عبارتند از: شاخص زمین‌انباشت (Geo-accumulation Index)، ضریب آلودگی (Contamination Factor) و شاخص بار آلودگی (Pollution Load Index).

### ۲-۳- شاخص زمین‌انباشت

برای بررسی میزان آلودگی عناصر در محیط رسوب و درجه آلودگی آن، از شاخص زمین‌انباشت ( $I_{geo}$ ) استفاده شد (Müller, 1981) که با استفاده از معادله زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5B_n)$$

در این رابطه  $I_{geo}$  شاخص زمین‌انباشت،  $C_n$  تمرکز عنصر در نمونه رسوب مورد مطالعه و  $B_n$  عیار زمینه آن عنصر در محیط و یا غلظت عنصر در محیط مرجع است. برای محاسبه این ضریب از ترکیب شیل میانگین (Siegel, 2002) به عنوان ماده مرجع استفاده شد. ضریب زیست‌انباشت شدت آلودگی در رسوبات را به ۶ رده تقسیم می‌کند. که رده ۱ کمترین

## ۳- بحث

## ۳-۱- آب زمین‌شیمی و غلظت فلزات سنگین در حوضه آبریز رودخانه ساروق

برخی از پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت فلزات سنگین نمونه‌های آب به ترتیب در جداول ۱ و ۲ آورده شده است. بر اساس نتایج تجزیه شیمیایی کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی نمونه‌های آب و رسم آنها در نمودار پایپر مشخص شد که تیپ آب تمام نمونه‌ها از نوع کلسیم کربناتی ( $\text{Ca}^2+$   $\text{HCO}_3^-$ ) است (شکل ۲) و این بدان معناست که آب در مناطق پایین دست از نظر شیمیایی شبیه به آب مناطق بالا دست رودخانه ساروق است (Modabberi & Moore, 2004). میانگین غلظت کلسیم در نمونه‌های برداشت شده از آب رودخانه ساروق، زرشوران و آق‌دره به ترتیب ۱۱۱/۶، ۸۷/۶۷ و ۱۴۱/۱ میلی‌گرم در لیتر است. با توجه به نتایج به دست آمده و توزیع تقریباً نرمال کلسیم، به نظر می‌رسد که هوازگی و آبشویی واحدهای سنگ‌شناختی (به‌طور غالب سازندهای کربناتی) نقش اصلی را در غلظت‌های مشاهده شده برای این کاتیون داشته‌اند (جدول ۱). pH رودخانه ساروق از ۷/۱ تا ۸/۱، رود زرشوران از ۶/۷۵ تا ۸/۳۹ و رود آق‌دره از ۶/۳۹ تا ۷/۷۸ تغییر می‌کند. این نتایج نشان می‌دهد که آب‌های محدوده مطالعاتی ماهیت خنثی تا کمی قلیایی دارند. بجز نمونه W40، pH تمام نمونه‌ها در محدوده غلظت مجاز توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی است (۶/۵ - ۸/۵). نمونه W40 از پایین دست کومه باطله معدن آق‌دره برداشته شده است. pH کمی اسیدی این نمونه احتمالاً به دلیل واکنش با کانی‌های سولفیدی موجود در سنگ‌های باطله است. میانگین EC آب رودخانه ساروق، رودهای زرشوران و آق‌دره به ترتیب بین ۸۵۲/۲، ۵۶۸/۹ و ۹۸۶/۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند. بجز نمونه W40، هدایت الکتریکی تمام نمونه‌ها کمتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی است. جدول ۱ نشان می‌دهد که مقدار TDS آب رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن گستره‌ای از ۱۲۰/۴ تا ۳۶۱۲ میلی‌گرم در لیتر دارند. نتایج نشان می‌دهد که در نقاطی از رودخانه که تحت‌تاثیر چشمه‌های آب گرم قرار گرفته‌اند (نقاط W12، W13، W14، W15، W30، W42) مقدار TDS افزایش قابل توجهی را نشان می‌دهد.

آن، عامل خطر بوم‌شناختی بالقوه ( $E_i$ ) و شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه (RI) محاسبه شدند. RI حساسیت بوم سامانه محلی را نسبت به فلزات بالقوه سمی توصیف کرده و نشان‌دهنده خطر بوم‌شناختی ناشی از مجموع آلاینده‌های موجود در آن است (Shi et al., 2010). شاخص خطر بوم‌شناختی بر اساس معادله زیر محاسبه می‌شود:

$$C_f^i = \frac{C_s^i}{C_n^i}$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i$$

$$RI = \sum_1^n E_r^i = \sum_1^n T_r^i \times C_f^i = \sum_1^n T_r^i \times \frac{C_s^i}{C_n^i}$$

در معادله  $C_f^i$  عامل آلاینده (contaminative factor) عنصر (i)،  $C_s^i$  غلظت عنصر (i) اندازه گرفته شده در نمونه رسوب،  $C_n^i$  غلظت عنصر (i) در زمینه محلی (در این مطالعه نمونه W5 به دلیل آلودگی اندک و دور بودن از منشأ آلودگی به عنوان زمینه محلی در نظر گرفته شد)،  $E_r^i$  خطر بوم‌شناختی بالقوه عنصر (i)،  $T_r^i$  پارامتر سمناکی عنصر (i) ( $\text{Cu}=5$ ،  $\text{Cr}=2$ ،  $\text{Cd}=30$ ،  $\text{Ni}=2$ ،  $\text{Pb}=5$ ،  $\text{Zn}=1$ ،  $\text{Hg}=40$ ،  $\text{As}=10$ ) و RI شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه تمام عناصر بالقوه سمی است (Zheng et al., 2010). در این مطالعه فقط عناصر  $\text{Pb}$ ،  $\text{Zn}$ ،  $\text{Hg}$ ،  $\text{Cu}$ ،  $\text{Cr}$ ،  $\text{Cd}$ ،  $\text{Ni}$  و  $\text{As}$  مورد ارزیابی قرار گرفتند و از عناصر آنتیموان و کبالت به دلیل نبود استاندارد لازم برای محاسبه پارامتر سمناکی، صرف‌نظر شد.

## ۲-۷- تحلیل آماری داده‌ها

در این پژوهش از روش‌های آماری تحلیل عاملی و تست آماری من‌ویتنی (Mann-Whitney) برای تحلیل بهتر داده‌ها و ارتباط آنها با زمین‌شیمی استفاده شد. کلیه محاسبات با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS (22) انجام شده است.

جدول ۱- پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت آنیون و کاتیون‌های اصلی در نمونه‌های آب

ID	EC ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	TDS ( $\text{mg}/\text{L}$ )	pH	T $^{\circ}\text{C}$	Eh mV	$\text{HCO}_3^-$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	$\text{Cl}^-$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	$\text{Na}^+$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )	$\text{K}^+$ ( $\text{mg}/\text{L}$ )
W1	687.3	402.3	7.14	17.3	236.8	378.13	21.27	56.52	130.25	10.94	12.64	1.56
W2	353.8	171.4	7.69	13.6	206.3	253.10	8.86	9.66	67.13	12.15	5.06	0.78
W5	531.8	243.8	7.48	13.9	220.2	365.93	8.86	29.47	80.16	30.38	8.97	1.17
W6	680	373.5	7.66	15.9	207.8	500.11	17.73	13.04	120.23	24.31	19.08	1.95
W7	270	120.4	7.63	12.2	225	243.96	12.41	14.49	55.11	6.08	33.34	0.78
W8	973.4	696.3	6.95	21.2	264.9	762.36	14.18	43.48	176.34	63.19	10.81	4.69
W9	825.1	363	7.12	11.8	250.9	567.20	21.27	86.96	136.27	64.41	13.10	4.69
W10	321.6	154.4	7.17	13.8	259.5	262.25	7.09	10.63	70.14	3.65	20.00	0.78
W11	656.9	341.8	7.45	15.4	160.1	506.21	24.82	48.31	114.22	37.67	6.90	10.17
W12	2245	3612	6.18	38.2	-228.5	1860.16	70.91	362.81	591.15	99.65	71.73	20.72
W13	2587	2518	6.61	29.3	-113.5	1628.40	88.63	396.14	535.04	76.56	71.73	23.46
W14	2836	2805	6.7	28.9	-15.2	1536.92	60.27	700.50	651.27	91.14	80.47	6.26
W15	2779	2632	6.14	27.1	-190.9	1616.21	63.82	591.80	651.27	60.76	70.12	6.26
W16	1476	758.6	6.86	12.5	193.9	658.68	39.00	386.48	230.45	66.84	61.61	3.52
W17	2303	1360	6.87	20.1	152.4	1067.31	31.91	652.19	500.98	60.76	71.73	5.47
W18	1143	650.8	7.81	16.3	195.2	487.91	46.09	219.81	150.29	64.41	25.29	2.74
W19	1476	758.6	6.86	14.8	193.9	658.68	39.00	386.48	230.45	66.84	61.61	3.52
W20	617.7	456.9	7.77	22	177.9	335.44	17.73	91.31	70.14	48.61	8.74	1.56
W21	1232	1773	6.12	39.4	95.7	853.84	24.82	69.57	248.48	35.24	17.47	2.35
W22	945.9	918.6	6.45	28.2	198.7	670.88	35.45	59.42	190.37	38.89	15.17	2.35
W23	1181	1342	5.98	34.8	-105.4	1067.31	35.45	77.30	280.55	48.61	15.17	2.35
W24	566.6	264	7.68	12.6	170.2	396.43	14.18	14.49	100.20	21.87	8.05	1.17
W25	1309	603.7	7.81	12.7	172.2	487.91	109.90	164.25	146.28	51.04	66.44	3.13
W26	946.4	471	7.78	13.5	143.1	335.44	35.81	195.66	74.14	70.48	21.84	2.35
W27	1073	653.1	7.98	17.8	174.7	426.92	99.27	144.45	110.21	61.98	48.28	2.74
W28	1175	758.9	7.92	19.3	175.3	487.91	99.27	118.36	130.25	54.69	49.43	2.74
W29	776.6	586.3	8.39	22.2	261.6	335.44	83.31	53.14	80.16	48.61	21.61	1.56
W30	4462	2160	6.2	14.4	89.5	2287.08	857.96	96.62	547.06	117.88	423.02	65.68
W31	651.4	281.6	6.87	11.5	225.8	396.43	19.50	40.10	110.21	24.31	7.36	1.56
W32	629.8	258.2	6.75	10.7	222.9	365.93	17.73	65.70	100.20	24.31	18.62	1.56
W33	450.8	185.8	7.72	10.6	244.8	219.56	12.41	86.96	90.18	6.08	17.70	1.17
W34	317.9	145.3	8.15	12.3	194.7	213.46	5.32	22.71	66.13	8.51	2.76	0.78
W35	375.2	213.7	8.19	16.5	295	213.46	8.86	99.04	80.16	18.23	6.90	0.78
W36	270.8	152.4	8.35	16.4	233.7	182.97	5.32	27.54	54.11	10.94	2.76	0.78
W37	542.5	311.6	7.94	15.7	87.2	231.76	7.09	219.81	110.21	30.38	14.71	1.17
W38	1188	782.1	7.64	19.6	65.8	439.12	124.09	135.27	120.23	54.69	68.97	2.74
W39	528.6	275.5	7.8	14.7	235.2	317.14	12.41	43.48	80.16	24.31	11.95	1.17
W40	1524	836.3	6.39	15.8	22.7	975.82	5.32	355.08	260.51	115.45	4.60	3.52
W41	610.2	396.8	7.11	18.9	84.8	396.43	19.50	44.45	90.18	36.46	10.35	1.56
W42	4025	2435	6.27	20.4	-185.9	2866.48	460.89	325.61	761.48	227.86	243.46	36.36
W43	803.8	518.6	7.02	19	42.6	487.91	33.68	37.20	136.27	32.81	6.90	1.95
W44	842.1	452.3	6.7	15.3	95.5	426.92	17.73	163.29	150.29	36.46	8.05	1.95
W45	1192	712.7	7.6	17.5	158.7	548.90	70.91	125.12	160.31	54.69	24.14	3.13
W46	987.7	544	7.8	16	161.4	426.92	70.91	142.51	116.23	58.33	47.36	2.35
W47	872.7	357.4	8.07	11.1	217	274.45	35.45	307.25	120.23	48.61	46.44	1.95
W48	1051	480.4	8.03	12.6	190.3	396.43	90.41	141.07	90.18	60.76	55.64	2.74
W49	995.2	608.1	7.59	17.8	230.4	396.43	70.91	167.15	130.25	60.76	9.20	2.74
W50	723	471.6	8.1	19.1	215.8	365.93	28.36	94.20	110.21	36.46	5.52	1.56
W51	652	512.9	7.9	25.7	87.6	318.90	47.10	85.80	74.90	41.40	19.90	1.01

جدول ۲- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب

ID	Al (µg/L)	As (µg/L)	Cd (µg/L)	Co (µg/L)	Cu (µg/L)	Hg (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Pb (µg/L)	Sb (µg/L)	Zn (µg/L)
W1	7.00	4.8	0.04	0.65	3.20	1.1	9.01	7.41	3.56	3.92	4.08
W2	3.05	24.5	N.d	0.43	0.75	0.7	0.64	5.00	0.29	4.13	2.36
W5	4.43	5.5	N.d	2.59	1.79	0.5	5.78	5.87	0.26	0.65	3.94
W6	3.86	4.2	0.04	0.74	1.63	0.3	8.01	8.27	0.57	7.41	2.53
W7	4.18	110.7	0.02	0.47	0.46	0.3	0.47	3.70	0.14	7.16	1.86
W8	4.11	250.2	0.01	0.69	1.29	0.2	244.56	10.48	0.26	2.38	4.74
W9	3.18	341.5	0.01	0.59	1.60	0.1	0.66	9.02	1.17	2.28	3.02
W10	4.65	0.8	0.03	0.31	1.24	0.1	0.98	4.34	0.24	1.49	3.42
W11	6.01	33.1	0.06	0.76	2.30	0.1	38.25	11.64	1.12	1.44	3.05
W12	9.71	152.0	0.18	2.27	0.75	0.1	1238.34	50.37	0.40	0.81	2.00
W13	3.93	365.2	N.d	2.01	0.83	0.4	695.91	51.39	0.53	1.25	1.38
W14	9.37	291.4	N.d	2.95	0.91	0.2	10000.0	52.00	0.24	0.59	2.96
W15	7.41	131.4	0.01	2.74	0.74	0.1	10000.0	57.34	0.15	0.03	2.15
W16	3.10	0.1	0.02	0.41	0.70	0.1	2.82	6.27	0.21	1.25	1.14
W17	6.63	628.6	0.09	1.37	1.29	0.1	2.98	33.38	0.41	2.65	4.11
W18	4.06	103.5	0.01	0.81	2.03	0.1	20.46	14.80	0.18	1.84	2.01
W19	2.38	150.7	0.02	1.09	1.99	0.1	1.16	47.30	0.48	2.19	2.67
W20	2.04	50.4	0.02	0.35	1.15	N.d	0.27	6.44	0.06	1.37	1.48
W21	2.98	986.4	N.d	0.90	0.75	N.d	131.17	25.92	0.28	1.46	3.58
W22	2.90	491.7	N.d	0.63	0.62	N.d	0.85	13.75	0.15	1.48	2.32
W23	6.70	564.7	0.02	1.24	0.94	0.9	96.11	22.23	0.91	1.23	4.31
W24	3.08	106.4	0.01	0.47	0.99	0.6	10.80	8.35	0.22	1.67	2.38
W25	4.27	21.5	N.d	1.00	1.91	0.3	86.87	13.72	0.34	4.15	4.00
W26	5.17	46.0	0.04	1.75	1.44	0.4	57.58	12.65	0.54	3.63	4.35
W27	10.05	34.4	0.02	2.05	1.90	0.1	74.70	13.20	0.39	4.70	3.35
W28	5.44	23.4	0.02	0.84	1.81	0.1	79.57	14.51	1.23	3.91	3.02
W29	13.82	5.4	0.02	13.07	2.07	0.1	3.60	5.52	0.29	0.72	8.76
W30	13.44	27.4	0.07	3.13	4.97	N.d	10000.0	79.37	0.92	2.44	18.24
W31	2.70	1.0	N.d	0.42	0.58	N.d	2.02	9.52	0.32	1.42	3.23
W32	14.47	24.7	0.03	0.46	5.02	N.d	23.22	16.51	0.30	1.75	3.19
W33	3.77	52.7	0.14	0.42	0.85	0.1	18.19	7.13	0.25	8.95	32.19
W34	4.82	20.2	0.02	0.24	1.62	N.d	50.90	4.04	0.77	2.74	2.34
W35	5.33	103.8	1.53	0.98	0.66	N.d	98.62	13.34	0.28	20.11	190.78
W36	12.33	59.9	0.05	0.23	0.82	N.d	8.82	4.88	0.28	9.69	5.44
W37	9.96	119.5	9.51	6.24	23.12	N.d	767.57	60.49	2.81	80.23	10000.0
W38	3.02	21.0	0.13	2.79	1.64	N.d	174.98	9.60	0.27	2.48	16.80
W39	4.05	2.4	0.06	0.37	1.59	N.d	15.73	6.79	0.26	3.21	6.03
W40	4.80	142.9	0.06	6.44	0.75	N.d	671.46	29.41	0.28	42.85	20.59
W41	7.82	4.6	0.06	0.59	2.66	N.d	85.58	10.74	0.48	4.91	6.64
W42	29.65	24.9	0.03	3.47	2.15	N.d	10000.0	63.77	1.14	0.09	3.74
W43	8.00	11.9	0.04	1.54	1.01	N.d	346.62	13.56	1.87	6.08	4.47
W44	6.12	3.1	0.10	3.10	3.70	N.d	365.90	20.60	0.60	40.99	11.38
W45	4.87	194.2	0.02	1.27	1.17	N.d	229.58	14.63	0.44	7.00	3.18
W46	12.80	45.8	0.03	0.73	1.44	N.d	44.27	10.05	0.50	3.33	4.29
W47	3.90	15.8	0.03	0.50	1.97	N.d	16.19	9.34	1.31	1.63	4.12
W48	6.84	30.7	0.12	2.10	1.73	N.d	36.81	18.95	1.21	4.89	5.98
W49	4.10	17.7	0.02	1.13	1.66	N.d	42.17	12.19	0.18	2.69	4.65
W50	5.29	11.7	0.06	1.04	3.39	N.d	164.47	14.13	0.86	1.48	6.57
W51	10.10	31.2	0.03	0.37	2.90	N.d	69.06	0.98	0.05	2.98	1.90
W.R.A	32 <sup>a</sup>	0.62 <sup>a</sup>	0.02 <sup>b</sup>	0.15 <sup>a</sup>	1.48 <sup>a</sup>	0.007 <sup>a</sup>	130 <sup>a</sup>	0.8 <sup>a</sup>	0.08 <sup>a</sup>	0.07 <sup>a</sup>	0.6 <sup>a</sup>

<sup>a</sup>: Kabata-Pendias and Mukherjee, 2007; <sup>b</sup>:Turekian, (1969); W.R.A: World river average; N.d: Not detect



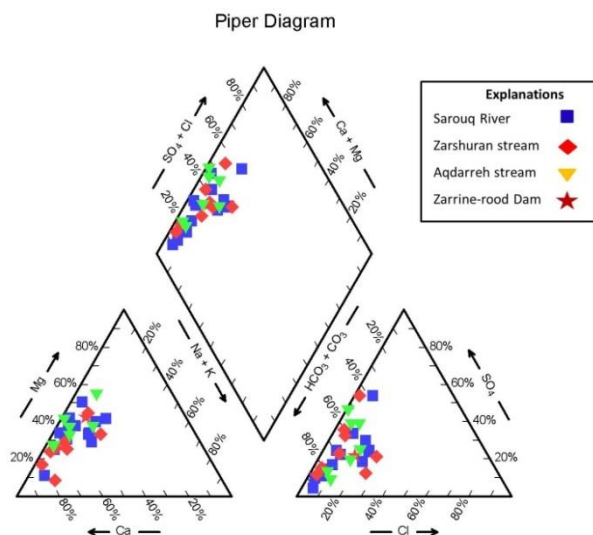
است و چولگی مثبت دارد. مطالعات آب زمین‌شیمی چشمه‌ها توسط شریفی، (۱۳۹۳) نشان داد که چشمه‌های منطقه تکاب بیشتر از نوع سولفاتی بوده و غلظت کلر در آنها اندک است. بنابراین می‌توان گفت که زهکش شدن این چشمه‌ها به رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن منجر به افزایش غلظت یون سولفات در این آب‌ها شده است. علاوه بر این نتایج این مطالعه و مطالعات گذشته (Modabberi & Moore, 2004) نشان می‌دهد که در معدن زرشوران زهاب اسیدی معدن تشکیل نشده است. بنابراین ورود سولفات از این منبع غیر محتمل است. برخلاف رود زرشوران، غلظت سولفات در رود آق‌دره کمی بیشتر است. غلظت سولفات در نمونه W40 که از زیر کومه باطله معدن آق‌دره برداشته شده، ۳۵۵ میلی‌گرم در لیتر است. احتمالاً تشکیل زهاب اسیدی معدن به همراه چشمه‌های گرمابی و ورود آنها به رود آق‌دره منجر به افزایش غلظت سولفات در این رود شده است.

نتایج غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن در جدول ۲ ارائه شده است. برای مقایسه کیفیت آب رودخانه ساروق و رودهای زرشوران و آق‌دره، و سد زرینه رود، میانگین غلظت فلزات سنگین آن با میانگین غلظت آب‌های سطحی (رودخانه‌ها) در جهان مقایسه شد (جدول ۲). روند افزایش غلظت عناصر در رودخانه ساروق، رودهای زرشوران و آق‌دره، و سد زرینه رود به صورت زیر است:

رودخانه ساروق:  $As > Hg > Sb > Ni > Cu > Pb > Co > Zn > Cd > Mn > Al$   
 رود زرشوران:  $Sb > As > Cd > Cu > Co > Ni > Hg > Pb > Mn > Al > Zn$   
 رود آق‌دره:  $Sb > As > Hg > Ni > Co > Zn > Cu > Pb > Mn > Cd > Al$   
 سد زرینه رود:  $As > Sb > Cu > Hg > Zn > Co > Cd > Ni > Mn > Pb > Al$

کلر بیشتر به صورت یون کلراید (Cl<sup>-</sup>) در محلول‌ها وجود دارد. این عنصر از راه نهشت جوی هوامیزهای اقیانوسی، هوازدگی برخی سنگ‌های رسوبی، چشمه‌های گرمابی و نیز پساب‌های ناشی از فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی وارد آب‌های سطحی می‌شود. میانگین غلظت کلر در رودخانه ساروق، رودهای زرشوران و آق‌دره به ترتیب ۴۸/۵، ۳۳ و ۳۶/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. استاندارد تعیین شده برای غلظت مجاز کلر در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. مقایسه غلظت کلر در آب‌های سطحی با استاندارد WHO نشان می‌دهد که تمام نمونه‌ها غلظت‌های کمتر از حد مجاز دارند و از توزیع نرمال برخوردارند. نتایج مطالعات شریفی، (۱۳۹۳) نشان می‌دهد که چشمه‌های گرمابی منطقه تکاب در زمره چشمه‌های نابالغ با غلظت کم کلر رده‌بندی می‌شوند. بنابراین چشمه‌های تراورتن‌ساز و پساب‌های معدنکاری در افزایش غلظت این عنصر، تاثیر زیادی نداشته‌اند. برخلاف رودخانه ساروق و رود آق‌دره، رود زرشوران توزیع غیرنرمال (چولگی = ۱/۶) نسبت به کلر نشان می‌دهد. که دلیل آنرا می‌توان به ورود چشمه آب سرد یار عزیز (W38) با غلظت کلر ۱۲۴/۰۹ میلی‌گرم در لیتر دانست.

سولفات در آب‌های سطحی به طور طبیعی به صورت  $SO_4^{2-}$  حضور دارد. این آنیون در نهشت جوی هوامیزهای اقیانوسی، هوازدگی و آبشویی کانی‌های سولفیدی، زهاب اسیدی معادن، و نیز آبشویی ترکیبات گوگردی از سنگ‌های رسوبی (تبخیری) در آب افزایش می‌یابد. از دیگر عوامل افزایش غلظت این آنیون در آب می‌توان به پساب‌های صنعتی و رواناب‌های کشاورزی اشاره کرد. غلظت سولفات در آب‌های طبیعی معمولاً بین ۲ تا ۸۰ میلی‌گرم در لیتر است که در مناطق صنعتی، این غلظت ممکن است به ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر نیز برسد (Chapman, 2003). میانگین غلظت سولفات در رودخانه ساروق، رودهای زرشوران و آق‌دره به ترتیب ۱۱۷/۱۵، ۸۸/۷۶ و ۱۵۱/۹ میلی‌گرم بر لیتر است. بنابراین مقایسه با استاندارد نشان می‌دهد که غلظت سولفات در نمونه‌های آب منطقه تکاب بیش از حد مجاز



شکل ۲- نمودار پایپر نمونه آب در منطقه مورد مطالعه



ساروق و شاخه‌های فرعی آن، و سد زرینه رود از سه شاخص "درجه آلودگی (Cd)، شاخص "آلودگی فلز سنگین" (HPI) و شاخص "ارزیابی فلز سنگین" (HEI) استفاده شد. جدول ۳ رده‌بندی کیفیت آب را برای نمونه‌های آب رودخانه ساروق، رودهای زرشوران و آق‌دره و سد زرینه رود را بر اساس این شاخص‌ها نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که آلودگی فلزی کل بیش از ۷۰ درصد از نمونه‌ها پایین است و تنها درصد کوچکی از نمونه‌ها آلودگی کل متوسط تا بالا را نشان می‌دهند.

این امر نشان می‌دهد که شدت آلودگی فلزی در نمونه‌های آب رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن متوسط تا پایین است. با این حال بالا بودن غلظت عناصری چون آرسنیک و آنتیموان در برخی از نمونه‌ها از نظر زیست‌محیطی اهمیت زیادی دارد. با توجه به قلیائینگی بالا و یا خنثی بودن آب رودخانه ساروق (به دلیل ماهیت کربناتی سنگ‌های بستر)، پایین بودن غلظت فلزات کاتیونی چون آلومینیم، کبالت، مس، جیوه، سرب، نیکل و کادمیم قابل توجه است. چرا که این فلزات در pH بیش از ۴ به صورت جذب بر روی هیدروکسیدهای آهن یا کانی‌های رسی (هیدروکسیدهای آلومینیم) از محیط آب خارج می‌شوند (Nordstrom & Ball, 1986). اما در همین شرایط عناصری مانند آرسنیک و آنتیموان که گونه‌های آنیونی تشکیل می‌دهند از سطح رسوبات واجذب شده و وارد ترکیب آب می‌شوند (Smedley & Kinniburgh, 2002). به بیان دیگر این دو عنصر در pHهای خنثی تا قلیایی کاملاً انحلال‌پذیر هستند (Castro & Moore, 2000).

بنابراین غلظت عناصر آنتیموان، آرسنیک و جیوه در اکثر نقاط نمونه‌برداری، نسبت به سایر عناصر بیشتر است. عنصر روی در رود زرشوران بیش‌ترین غلظت را دارد. دلیل آن را می‌توان به تخلیه پساب حاصل از فرآوری کانسنگ‌ها به این رود دانست، چراکه با توجه به فراوانی کانه اسفالریت در کانسار زرشوران این امر دور از انتظار نیست. علاوه بر این همراهی عنصر کادمیم با روی در اسفالریت باعث افزایش غلظت این عنصر در رود زرشوران شده است. آلوده‌ترین نقطه از لحاظ عناصر روی و کادمیم نمونه W37 است که دقیقاً از پایین دست معدن زرشوران برداشته شده است.

در اکثر نقاط نمونه‌برداری و در نواحی پایین دست، عنصر آنتیموان نسبت به آرسنیک از غلظت بالاتری برخوردار است. این تفاوت رفتار را می‌توان توسط گونه‌های آبی این دو عنصر توضیح داد. با توجه به میانگین  $Eh=170/9$  میلی‌ولت می‌توان گفت که رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن دارای شرایط اکسایشی هستند. در شرایط اکسایشی و pHهای کمی اسیدی تا خنثی،  $As^{+5}$  تمایل بیشتری به جذب سطحی کانیایی دارد و آرسنیک بطور موثرتری بوسیله جذب و ته‌نشست (و یا هم‌ته‌نشینی) با اکسیدهای فلزی نامتحرک می‌شود (Smedley & Kinniburgh, 2002). برخلاف  $As^{+5}$ ،  $Sb^{+5}$  تمایل کمتری به جذب توسط سطوح کانی‌ها دارد و این امر توانایی انتقال تا مسافت‌های طولانی تر را برای آن فراهم می‌آورد (Wilson et al., 2010).

برای ارزیابی کمی شدت آلودگی فلزی در نمونه‌های آب رودخانه

جدول ۳- رده‌بندی کیفیت آب سطحی در منطقه تکاب بر اساس رده‌بندی تغییر داده شده اندیس‌های آلودگی

Index method	Category	Degree of pollution	No. of samples	%	Samples
HPI	< -110	Low	22	73.3	W11, W18, W20, W25, W28, W27, W39, W47, W48, W49, W50, W51, W29, W32, W33, W34, W36, W38, W41, W43, W45, W46
	-110 to 0	Medium	7	23.33	W1, W5, W24, W35, W40, W44, W26,
	> 0	High	1	3.33	W37
HEI	< 2	Low	22	73.3	W1, W11, W20, W25, W28, W27, W39, W47, W48, W49, W50, W51, W29, W32, W33, W34, W36, W38, W41, W43, W46, W26
	2-4	Medium	4	13.33	W18, W24, W35, W44,
	> 4	High	4	13.33	W5, W37, W40, W45
Ca	< -18	Low	25	83.33	W1, W5, W11, W18, W24, W20, W25, W28, W27, W39, W47, W48, W49, W50, W51, W29, W32, W33, W34, W36, W38, W41, W43, W46, W26
	-18 to 0	Medium	5	16.67	W35, W37, W40, W44, W45
	> 0	High	-	0	

جریان به دلیل شدت جریان بافت رسوبات درشت‌دانه بوده و به سمت پایین‌دست از اندازه قطر ذرات کاسته می‌شود. pH نمونه‌های رسوب از ۷/۱ تا ۸/۳۲ متغیر است که با قلیایی بودن نمونه‌های آب و همچنین بالا بودن مقدار کربنات (۲۷ تا ۸۲ درصد  $CaCO_3$ ) در نمونه‌ها همخوانی دارد. علاوه بر این مقدار ماده آلی نمونه‌ها چندان بالا نیست (۰/۴ تا ۱/۹ درصد) که نشان‌دهنده شرایط اکسایشی و یا عدم حضور منبع کربن آلی است. ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) نمونه‌ها ۶۱ تا ۸۹ سنتی مول بر کیلوگرم است که ناشی از بالا بودن درصد رس یا هیدروکسیدهای آهن در رسوبات است (جدول ۴). جدول ۵ غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب را نشان می‌دهد. برای بررسی میزان آلودگی عناصر در محیط رسوب و درجه آلودگی آن، از شاخص زمین‌انباشت ( $I_{geo}$ ) استفاده شد.

## ۳-۲- زمین‌شیمی رسوبات

### ۳-۲-۱- غلظت فلزات سنگین و تعیین شدت آلودگی رسوبات

نتایج خلاصه آماری ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب منطقه مورد مطالعه در جدول ۴ آورده شده است. از لحاظ مشخصات دانه‌بندی، بافت بیشتر نمونه‌ها رس سیلتی، و رس ماسه‌ای است. در این میان بافت رس ماسه‌ای در تعداد بیشتری از نمونه‌ها مشاهده شد (جدول ۵). بطور کلی نمونه‌های بالادست رودخانه ساروق دارای مقدار رس کمتری نسبت به نمونه‌های پایین دست هستند. معمولاً در رودخانه‌ها، بالادست

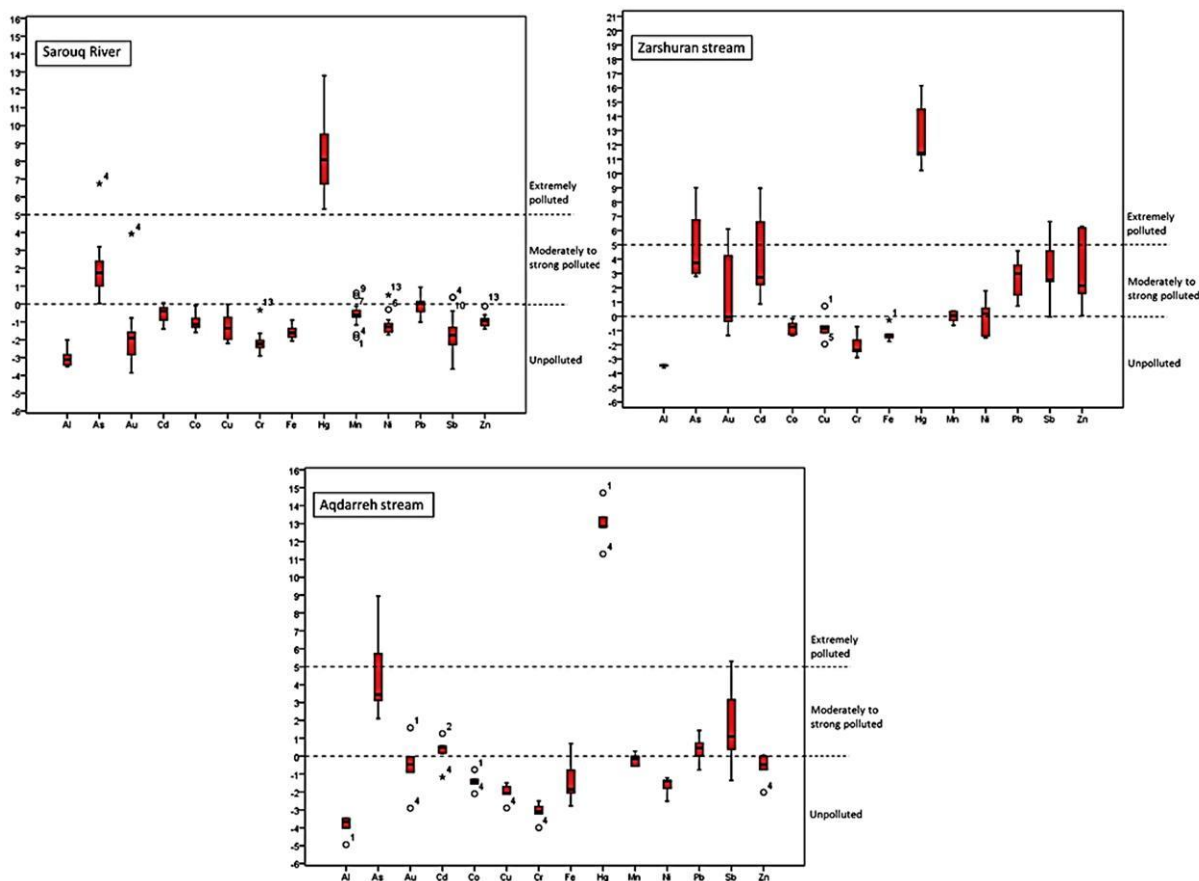
دارند. همچنین محاسبه  $PLI$  نشان می‌دهد که نمونه‌های برداشته شده از بالادست، بیش‌ترین غلظت فلزی را دارا هستند. لازم به ذکر است که این نمونه‌ها درست در نزدیکی معادن زرشوران (Z14) و آق‌دره (Z16) برداشت شده‌اند.

جدول ۴- نتایج خلاصه آماری ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب

	N	Min	Max	Mean	Std. Dev	Skew.
EC	23	1.51	7.66	4.38	1.42	.52
pH	23	7.01	8.32	7.48	.30	.91
CEC (cmol(+)/kg)	23	5.64	89.00	70.63	20.59	-2.45
OC%	23	.15	3.64	1.17	.63	1.80
Clay%	23	1.30	62.30	16.30	13.09	1.57
Silt%	23	6.50	78.30	45.65	20.74	.07
Sand%	23	8.2	79.0	37.62	18.44	.48
Valid N (listwise)	23					

با توجه شاخص زمین‌انباشت، رسوبات رودخانه ساروق نسبت به عنصر جیوه آلودگی بسیار شدید (رده ۶) و نسبت به عنصر آرسنیک دارای آلودگی متوسط تا شدید هستند، و آلودگی سایر عناصر غیرآلوده تا متوسط است. رود زرشوران نسبت به عنصر جیوه آلودگی بسیار شدید و نسبت به عناصر آرسنیک، کادمیم و روی آلودگی زیاد (رده ۳) تا بسیار شدید (رده ۶) نشان می‌دهد. علاوه بر این آنتیموان آلودگی زیاد (رده ۳) تا به شدت زیاد (رده ۵)، طلا آلودگی متوسط تا به شدت زیاد، و نیکل و منگنز غیرآلوده تا آلودگی متوسط دارند. مابقی عناصر فاقد آلودگی هستند. اما در رود آق‌دره رسوبات نسبت به جیوه بسیار آلوده هستند. همچنین آرسنیک آلودگی زیاد (رده ۴) تا بسیار شدید (رده ۶) و آنتیموان آلودگی متوسط تا شدید نشان می‌دهند. کادمیم و سرب غیرآلوده تا آلودگی متوسط دارند. سایر عناصر آلودگی ندارند (شکل ۳).

شکل ۴ تغییرات مکانی شاخص بار آلودگی رسوبات رودخانه ساروق و رودهای آق‌دره و زرشوران را نشان می‌دهد. نتایج محاسبه شاخص بار آلودگی نشان می‌دهد که  $PLI$  تمام نمونه‌ها بیش از ۱ است و بنابراین تحت تاثیر غلظت‌های غیرطبیعی قرار داشته‌اند. با توجه به نتایج حاصل از  $PLI$  و  $I_{geo}$  می‌توان گفت که رسوبات رود زرشوران بالاترین سطح آلودگی فلزات سنگین را دارند و بعد از آن رسوبات رود آق‌دره و رودخانه ساروق قرار



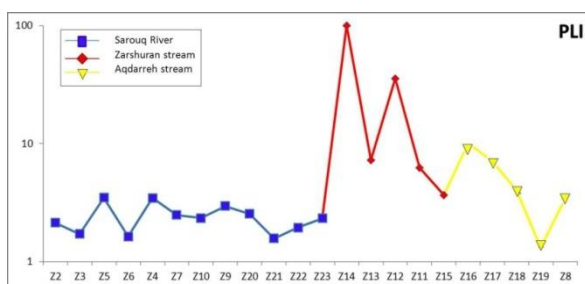
شکل ۳- شدت آلودگی در رسوبات مورد مطالعه بر مبنای ضریب زمین‌انباشت ( $I_{geo}$ )

جدول ۵- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب

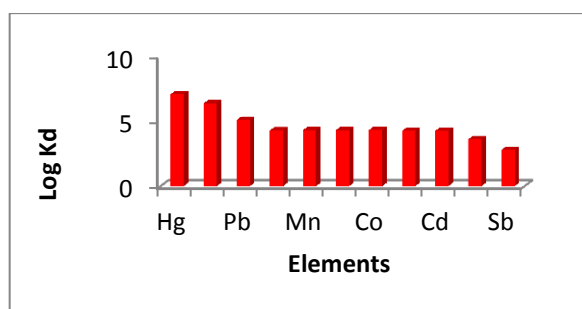
ID	Al	As	Cd	Co	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn	Fe	Au	Cr
	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	µg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	µg/kg	mg/kg
Z1	1.08	20.2	0.24	11	16.16	24	411	27.2	18.75	0.85	49.3	2.07	1.4	31
Z2	1.69	30.6	0.41	17.4	73.95	63	1039	37.2	35.48	0.46	72.1	2.99	9	34.9
Z3	1.4	57.7	0.34	14.3	43.94	85	597	35.3	33.09	0.51	61.8	2.55	2.4	32.1
Z4	2.16	97.3	0.47	18.1	29.21	4262	1060	72.5	57.7	0.46	83.6	2.81	2.8	47.7
Z5	1.25	2087.1	0.17	12.4	45.13	38	366	29.7	30.58	2.88	48.4	3.08	307.7	36.9
Z6	1.72	102.5	0.32	13.6	17.53	92	1063	37.3	14.89	0.27	54.4	2.34	5.4	27.4
Z7	1.67	122.5	0.36	21.3	51.63	53	2075	48.9	33.32	0.44	74.1	3.08	6.7	39
Z8	0.94	210.8	0.5	10.2	17.62	4249	1640	25.6	41.03	2.93	74.9	1.82	14.7	16
Z9	1.06	178.9	0.44	12	22.36	1144	1847	28.9	30.55	1.71	71.1	2.08	11.7	21
Z10	1.38	65.8	0.39	15.9	34.83	235	1238	42.4	32.98	0.67	72.7	2.5	6.7	31.4
Z11	1.12	155.9	2.07	12.2	42.26	711	877	34.2	364.89	12.12	385.1	3.13	15.8	28.8
Z12	1.06	2125	44.78	21.3	47.48	14079	1389	134.5	237.56	54.58	9355	3.18	386	47.7
Z13	1.13	261.7	2.98	17.9	33.34	1514	1726	102.6	83.22	13.03	564.1	2.68	8	26.7
Z14	1.16	10000	225.44	26.8	122.81	43697	1090	309.5	721.66	222.36	10000	6.39	1400.5	90.2
Z15	0.97	135.8	0.82	11.6	19.42	1642	1740	31.6	49.36	2.17	131.3	2.24	19.6	20.3
Z16	0.39	9653.1	0.67	17.8	17.12	16127	908	34.1	30.02	88.66	132.5	12.45	60.8	17.5
Z17	1.09	1043	1.08	12.3	23.27	6352	1361	39	50.57	20.33	128.3	4.47	19.9	26.4
Z18	1.09	167.8	0.63	11.2	26.57	4391	902	35.5	80.91	4.82	92.2	2.12	10.8	21.6
Z19	0.74	83.8	0.2	7	10.07	1517	1222	15.8	17.64	0.88	31.4	1.11	2.7	9.4
Z20	1.05	78.8	0.36	10.6	18.81	1412	880	30	33.79	2.93	66.5	2.02	6.8	23.5
Z21	1.11	38.9	0.24	9.9	18.42	404	802	31.8	22.89	0.89	54.7	1.83	3.1	19.9
Z22	1.28	49.7	0.27	13	21.39	443	846	41.1	19.81	0.92	65.1	2.5	3.7	31.8
Z23	2.95	19.9	0.24	28.3	56.69	163	824	126.9	21.98	0.18	116.8	4.09	2.1	118.5

ساروق، مربوط به نمونه Z4 (سد چراغ تپه) و Z5 (آب گرم قینرجه) است که عمدتاً ناشی از غلظت بسیار زیاد آرسنیک و جیوه در این نمونه‌ها است. نتایج نشان می‌دهد که چشمه‌های تراورتن‌ساز تنها در افزایش غلظت عنصر آرسنیک در رسوبات سهیم بوده‌اند و سایر فلزات مشاهده شده حاصل فعالیت‌های معدنکاری بوده است. PLI رسوب سد زربینه رود (Z23) نیز

علاوه بر این نمونه‌های Z9 و Z10 که در پایین‌دست محل ورود رودهای آق‌دره و زرشوران به رودخانه ساروق برداشته شده‌اند نیز غلظت بالایی از عناصر را نشان می‌دهند. بنابراین می‌توان گفت که فعالیت معدنکاری تاثیر بسزایی در افزایش غلظت عناصر در نمونه‌های رسوب حوضه آبریز ساروق داشته است. بیشترین مقدار PLI محاسبه شده در رودخانه



شکل ۴- نمودار تغییرات مکانی شاخص بار آلودگی در رسوبات منطقه مورد مطالعه



شکل ۵- لگاریتم ضریب توزیع (Log K<sub>d</sub>) بین رسوب و آب برای عناصر مورد مطالعه (بجز کروم و طلا)

### ۳-۳- آزمون تحلیل عاملی (Factor Analysis)

آزمون تحلیل عاملی یکی دیگر از روش‌های تعیین ارتباط بین عناصر است. در این آزمون از تحلیل مؤلفه اصلی (Principal Components Analysis) (PCA) به عنوان روش استخراج و از varimax rotation برای نمایش بهتر داده‌ها استفاده شد. برای تعیین تعداد فاکتورها از ویژه مقدار (eigenvalue) بیش از ۱ استفاده شد. نتایج حاصل از تحلیل عاملی (جدول ۶) نشان می‌دهد که کل متغیرها در ۳ مولفه اصلی قرار می‌گیرند. این ۳ مولفه در مجموع، ۸۰/۶۶ درصد از واریانس کل داده‌ها را در برمی‌گیرد. براساس این نتایج، مولفه ۱ (PC1) شامل متغیرهای Fe, As, Hg, و Sb می‌شود. احتمالاً همراهی و منشأ مشترک این عناصر و همچنین جذب سطحی آنها توسط اکسیدهای آهن دلیل قرار گرفتن آنها در یک گروه است. مولفه ۲ (PC2) شامل متغیرهای Ni, Cr, Cu, Co, Al است. غلظت پایین این عناصر نسبت به عناصر آرسنیک، جیوه و آنتیموان در سنگ‌های میزبان و همچنین رفتار زمین‌شیمیایی مشابه، می‌تواند دلیل همراهی آنها در این مولفه باشد. مولفه ۳ (PC3) شامل متغیرهای Cd, Pb, و Zn است. هوازگی کانی‌های حاوی روی و سرب از جمله اسفالریت و گالن در معادن آق‌دره و زرشوران و همچنین همیافت کادمیم با روی در اسفالریت می‌تواند باعث افزایش غلظت آنها در نمونه‌های رسوب حوضه آبریز ساروق شده باشد. منگنز با هیچ یک از مولفه‌ها همبستگی شدید نشان نمی‌دهد. نتایج حاصل از آزمون تحلیل عاملی تا حدی تایید کننده نتایج به‌دست آمده از آزمون ضریب همبستگی می‌باشد و ویژگی‌های مشابه زمین‌شیمیایی عناصری که در یک مولفه خاص قرار دارند را نشان می‌دهد.

بیش از ۱ است. همانگونه که در فصل قبل گفته شد از آب سد زربینه رود برای مصرف شرب چندین روستا و شهرستان استفاده می‌شود. بنابراین، تغییر شرایط شیمیایی رسوبات (مانند تغییر شرایط اکسایش و کاهش و pH) می‌تواند منجر به آزادسازی فلزات سنگین موجود در رسوبات این سد و در نهایت ورود آنها به آب شود و خطرات بالقوه‌ای را برای افراد مصرف کننده از آب این سد را در پی داشته باشد.

با توجه به ویژگی‌های زمین‌شیمیایی سنگ‌های بستر (بیشتر سنگ‌های کربناتی) و pH و قلیائینگی بالای آب و همچنین اکسیدی بودن آن، فلزاتی چون جیوه، سرب، مس، کادمیم، طلا، کبالت و کروم که تحت این شرایط وارد آب رودخانه شده‌اند، اساساً نمی‌توانند به صورت انحلال‌پذیر باقی بمانند و در نتیجه به صورت جذب شده بر روی رسوبات (کانی‌های رسی و اکسی‌هیدروکسیدهای آهن و یا اجزاء کربناتی) شروع به ته‌نشینی می‌کنند (Woo et al., 2002). به همین دلیل غلظت این فلزات در نمونه‌های آب تا حدودی پایین و در رسوبات بالا است. در این میان دو عنصر آرسنیک و آنتیموان ظاهراً رفتاری متفاوت با سایر عناصر نشان می‌دهند، چرا که غلظت آنها هم در نمونه‌های رسوب و هم در نمونه‌های آب بالاست. همانطور که پیش از این گفته شد، اکسی‌آنیون‌های آرسنیک و آنتیموان از جمله عناصری هستند که در pHهای قلیایی می‌توانند از سطح رسوبات واجذب شده و به صورت اجزاء انحلال‌پذیر وارد محیط آب شوند، به این دلیل غلظت آنها بر خلاف سایر عناصر مورد مطالعه، در نمونه‌های آب بالاست.

برای تحلیل بیشتر این مطلب ضمن بررسی رابطه غلظت فلزات در رسوب با آب، از ضریب توزیع (K<sub>d</sub>) برای تعیین سهم رسوب در آلودگی آب استفاده شد (شکل ۵). بطور کلی K<sub>d</sub> فلزات بر اساس روند زیر کاهش می‌یابد:



این روند بیانگر آن است که فلزاتی چون جیوه، آلومینیم، سرب، مس و منگنز ترجیحاً به وسیله رسوبات نگه داشته شده و با اینکه این عناصر در محیط آب و در pHهای قلیایی نامتحرک به حساب می‌آیند (Jung et al., 2005). در مقابل K<sub>d</sub> پایین عناصری مانند آرسنیک و آنتیموان نشانه تحرک‌پذیری (انحلال‌پذیری) نسبی این فلزات در pHهای بالا در نمونه‌های آب است و به همین دلیل غلظت این عناصر در نمونه‌های آب در مقایسه با سایر عناصر بیشتر است. همانطور که در بالا گفته شد و در منابع علمی نیز به آن اشاره شده است، ضریب توزیع فلزات جزئی بین آب و رسوب به pH آنها بستگی دارد (Zhang et al., 1994). به طور کلی K<sub>d</sub> بیشتر فلزات با بالا رفتن pH افزایش می‌یابد. pHی که به آن pH<sub>50</sub> یا لبه جذب (Sorption Edge) گفته می‌شود (Jung et al., 2005). این بدان معنی است که در pH بیش از ۴، تقریباً اکثر فلزات (بجز چند استثنا) جذب رسوبات می‌شوند. با توجه به این مطلب و همچنین با در نظر گرفتن pH بالای نمونه‌های آب و رسوب و همچنین مقادیر K<sub>d</sub> بدست آمده، بالا بودن غلظت فلزاتی چون جیوه، نیکل، سرب و روی در رسوبات حوضه آبریز رودخانه ساروق توجیه‌پذیر است. محاسبه K<sub>d</sub> نشان داد که آرسنیک نسبت به آنتیموان K<sub>d</sub> بالاتری داشته و تمایل بیشتری به جذب توسط رسوبات دارد.

غلظت بالای آرسنیک در رود زرشوران منجر شده است. اما نبود تفاوت معنی‌دار در نمونه‌های آب، و وجود تفاوت معنی‌دار در نمونه‌های رسوب دو گروه، ناشی از ته‌نشینی فلزات در رسوبات است. با توجه به اینکه تراورتن معمولاً فاقد غلظت بالای عناصر سرب، طلا، جیوه، آلومینیم، کادمیم، روی و آنتیموان است، بنابراین می‌توان گفت که معدن زرشوران منشأ این عناصر بوده است. مقایسه نمونه‌های آب گروه‌های ۱ و ۴ (رود آق‌دره) نشان داد که این دو گروه از لحاظ عناصر آلومینیم، منگنز و آنتیموان با یکدیگر اختلاف معنی‌داری دارند (جدول ۷). مقایسه رسوب این دو گروه اختلاف معنی‌داری را بین عناصر آلومینیم، جیوه و آنتیموان نشان داد (جدول ۸). بنابراین به نظر می‌رسد که معدنکاری در ناحیه آق‌دره باعث افزایش غلظت این عناصر در نمونه‌های آب و رسوب شده است. مقایسه بین نمونه‌های آب و رسوب رودهای زرشوران (گروه دوم) و آق‌دره (گروه چهارم) نشان داد که در این دو گروه تنها نمونه‌های رسوب از نظر عناصر کادمیم، مس، سرب و روی دارای اختلاف معنی‌دار هستند، و نمونه‌های آب تفاوتی ندارند. با توجه به غلظت‌های بالای سرب، روی و کادمیم در آب و رسوب رود زرشوران نسبت به رود آق‌دره می‌توان گفت که منشأ احتمالی این عناصر معدن زرشوران بوده است. اگر چه محاسبه ضریب  $K_H$  نشان داد که این عنصر تنها در نمونه‌های رسوب و با غلظت کم مشاهده می‌شود. مقایسه بین گروه ۱ و ۵ نشان داد که با افزایش فاصله از چشمه‌های تراورتن‌ساز و رودهای آق‌دره و زرشوران (منابع آلودگی) غلظت عناصر در رودخانه ساروق کاهش چشمگیری نشان می‌دهد به این صورت که تنها عنصر جیوه در نمونه‌های رسوب این دو گروه دارای اختلاف معنی‌دار است.

### ۳-۵- ارزیابی شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه (Potential Ecological Risk Index)

نتایج حاصل از محاسبه عامل خطر بوم‌شناختی بالقوه ( $E_i$ ) نشان داد که میانگین  $E_r$  عناصر جیوه، کادمیم و آرسنیک در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری بیش از ۳۲۰ بوده و این عناصر در محدوده خطر بسیار شدید برای بوم سامانه قرار دارند. اما میانگین  $E_r$  سایر عناصر کمتر از ۴۰ بوده و خطر زیادی برای بوم سامانه ندارند (جدول ۹). بنابراین روند ایجاد خطر سلامتی بوم‌شناختی عناصر به صورت زیر است:

$Hg > Cd > As > Pb > Zn > Cu > Ni > Cr$

علاوه بر این، محاسبه RI نشان داد که ۸۱/۸ درصد از ایستگاه‌های نمونه‌برداری غلظتی بیش از ۳۰۰ دارند (جدول ۹) بطور کلی این نتایج نشان می‌دهد که رودهای زرشوران و آق‌دره نسبت به رودخانه ساروق از کیفیت بوم‌شناختی پایین‌تری برخوردارند.

### نتیجه‌گیری

فعالیت‌های آتشفشانی جوان و حضور چشمه‌های زمین‌گرمایی مرتبط با این فعالیت‌ها و همچنین وجود دو معدن بزرگ آرسنیک-طلا-جیوه زرشوران و آق‌دره در منطقه تکاب باعث آلودگی محیط زیست در این

جدول ۶- نتایج ماتریس مولفه چرخشی برای نمونه‌های رسوب

Parameter	Component		
	PCA 1	PCA 2	PCA 3
Al	-0.35	<b>0.868</b>	-0.223
As	<b>0.981</b>	-0.09	-0.068
Cd	0.224	0.192	<b>0.918</b>
Co	0.276	<b>0.919</b>	0.112
Cu	-0.087	<b>0.743</b>	0.134
Cr	-0.035	<b>0.948</b>	-0.044
Fe	<b>0.957</b>	0.114	-0.199
Hg	<b>0.849</b>	-0.066	0.434
Mn	-0.097	-0.076	0.332
Ni	0.13	<b>0.768</b>	0.498
Pb	0.05	0.046	<b>0.676</b>
Sb	<b>0.946</b>	-0.041	0.311
Zn	0.224	0.2	<b>0.914</b>
Eigenvalue	4.6	3.79	2.08
% Variance	29.46	28.85	22.34
% Cumulative	29.46	58.32	80.66

### ۳-۴- آزمون آماری من ویتنی (Mann-Whitney)

در این پژوهش برای تعیین سهم آلودگی هر یک از چشمه‌های تراورتن‌ساز، و معادن زرشوران و آق‌دره بر روی رودخانه ساروق از تست آماری من ویتنی (Mann-Whitney) استفاده شد. این تست ناپارامتری میانه‌های دو متغیر مستقل را با یکدیگر مقایسه می‌کند (Moore & Cobby, 1998). بدین منظور رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن به ۵ گروه تقسیم شدند که شامل:

- ۱- نمونه‌های آب و رسوب رودخانه ساروق قبل از ورود رود زرشوران به آن
- ۲- نمونه‌های آب و رسوب رود زرشوران
- ۳- نمونه‌های آب و رسوب در فاصله بین رود زرشوران و رود آق‌دره (بعد از ورود رود زرشوران و قبل از ورود رود آق‌دره به رودخانه ساروق)
- ۴- نمونه‌های آب و رسوب رود آق‌دره
- ۵- نمونه‌های آب و رسوب بعد از ورود رود آق‌دره (شامل مجموع تمام گروه‌ها).

با مقایسه غلظت عناصر در گروه اول که بیشتر بخش‌های بالادست رودخانه ساروق را شامل می‌شود و متأثر از چشمه‌های تراورتن‌ساز است، و رودخانه زرشوران به عنوان گروه دوم، مشخص شد که تنها عناصر کادمیم، آنتیموان و روی اختلاف معنی‌داری با یکدیگر دارند (جدول ۷). اما مقایسه غلظت عناصر در رسوب این دو گروه نشان داد که عناصر آلومینیم، آرسنیک، طلا، کادمیم، جیوه، سرب، آنتیموان و روی دارای اختلاف معنی‌داری هستند (جدول ۸). بالا بودن غلظت آرسنیک در چشمه‌های تراورتن‌ساز باعث شده است که در نمونه‌های آب این دو گروه اختلاف معنی‌داری برای آرسنیک مشاهده نشود. چرا که معدنکاری زرشوران به

نتایج آزمون آماری من‌ویتنی نشان داد که چشمه‌های تراورتن‌ساز به طور عمده منشأ عنصر آرسنیک، معدن زرشوران منشأ عنصر آرسنیک، سرب، طلا، جیوه، کادمیم، روی و آنتیموان، و معدن آق‌دره منشأ عناصر جیوه، آنتیموان، منگنز و روی هستند. برای ارزیابی اثر آلودگی‌های فلزی چندگانه در رسوبات رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن، عامل خطر بوم‌شناختی بالقوه ( $E_i$ ) و شاخص خطر بوم‌شناختی بالقوه (RI) محاسبه شدند. بطور کلی این نتایج نشان داد که کیفیت بوم‌شناختی رسوبات رودخانه ساروق و شاخه‌های فرعی آن از نظر آلودگی فلزی بسیار پایین است و بدیهی است که غلظت‌های بسیار بالای عناصر سمناک در رسوبات می‌تواند اثرات زیانباری بر موجودات و یا بخش‌های دیگر محیط زیست (از جمله آب رودخانه) داشته باشد.

### تقدیر و تشکر

نویسندگان مقاله از مرکز زمین‌شناسی پزشکی دانشگاه شیراز و بنیاد ملی خبگان به خاطر حمایت مالی این پژوهش کمال تشکر و قدردانی را دارند.

منطقه گردیده است. بنابراین با استفاده از علم زمین‌شیمی و آزمون‌های آماری سعی شد تا سهم هر یک از منابع طبیعی و انسان‌زاد در ایجاد آلودگی فلزی در حوضه آبریز ساروق مشخص شود. قلیائینگی بالا و یا خنثی بودن آب رودخانه ساروق، باعث جذب سطحی فلزات کاتیونی آلومینیم، کبالت، مس، منگنز، سرب، نیکل، کروم و کادمیم بر روی هیدروکسیدهای آهن-منگنز و یا کانی‌های رسی (هیدروکسیدهای آلومینیم) و خروج آنها از محیط آب شده است. اما عناصر آرسنیک و آنتیموان که گونه‌های آنیونی تشکیل می‌دهند و در pHهای خنثی تا قلیایی کاملاً انحلال پذیر هستند، از سطح رسوبات واجذب شده و وارد ترکیب آب شده‌اند. محاسبه ضریب توزیع عناصر بین آب و رسوب ( $K_d$ ) نیز نشان داد که عناصر جیوه، آلومینیم، سرب، مس و منگنز تمایل به غنی‌شدگی در فاز رسوب دارند. در حالیکه عناصری مانند آرسنیک و آنتیموان با مقادیر  $K_d$  پایین‌تر، تحرک پذیری (انحلال پذیری) نسبی بالاتری در نمونه‌های آب دارند و به همین دلیل غلظت این عناصر در نمونه‌های آب در مقایسه با سایر عناصر بیشتر است. علاوه بر این محاسبه ضریب توزیع نشان داد که آرسنیک نسبت به آنتیموان  $K_d$  بالاتری داشته و تمایل بیشتری به جذب سطحی توسط رسوبات دارد.

جدول ۷- نتایج حاصل از آزمون من‌ویتنی نمونه‌های آب در گروه‌های مختلف

Mann-Whitney U	Al	As	Cd	Co	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
Group 1 and 2	.282 <sup>a</sup>	.228 <sup>a</sup>	<b>.013<sup>a</sup></b>	.852 <sup>a</sup>	.573 <sup>a</sup>	.108 <sup>a</sup>	.108 <sup>a</sup>	.491 <sup>a</sup>	.491 <sup>a</sup>	<b>.029<sup>a</sup></b>	<b>.013<sup>a</sup></b>
Group 1 and 3	.667 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.889 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.889 <sup>a</sup>	.444 <sup>a</sup>	.444 <sup>a</sup>	.444 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.889 <sup>a</sup>
Group 1 and 4	<b>.014<sup>a</sup></b>	.779 <sup>a</sup>	.121 <sup>a</sup>	.072 <sup>a</sup>	.536 <sup>a</sup>	.232 <sup>a</sup>	<b>.002<sup>a</sup></b>	.054 <sup>a</sup>	.121 <sup>a</sup>	<b>.004<sup>a</sup></b>	.221 <sup>a</sup>
Group 1 and 5	.181 <sup>a</sup>	.852 <sup>a</sup>	.282 <sup>a</sup>	.282 <sup>a</sup>	.491 <sup>a</sup>	.228 <sup>a</sup>	<b>.043<sup>a</sup></b>	.345 <sup>a</sup>	.662 <sup>a</sup>	.345 <sup>a</sup>	.228 <sup>a</sup>
Group 2 and 3	1.000 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>	.055 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.857 <sup>a</sup>	.286 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.857 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>	<b>.035<sup>a</sup></b>	<b>.045<sup>a</sup></b>
Group 2 and 4	.945 <sup>a</sup>	.534 <sup>a</sup>	.101 <sup>a</sup>	.295 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.445 <sup>a</sup>	.295 <sup>a</sup>	.445 <sup>a</sup>	.073 <sup>a</sup>	.945 <sup>a</sup>	.138 <sup>a</sup>
Group 2 and 5	.937 <sup>a</sup>	.065 <sup>a</sup>	.065 <sup>a</sup>	.818 <sup>a</sup>	.394 <sup>a</sup>	.394 <sup>a</sup>	.937 <sup>a</sup>	.937 <sup>a</sup>	.818 <sup>a</sup>	.132 <sup>a</sup>	.093 <sup>a</sup>
Group 3 and 4	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.500 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.500 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.500 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.250 <sup>a</sup>
Group 3 and 5	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.857 <sup>a</sup>	.857 <sup>a</sup>	.857 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>	.857 <sup>a</sup>	.571 <sup>a</sup>
Group 4 and 5	.836 <sup>a</sup>	.628 <sup>a</sup>	.628 <sup>a</sup>	.366 <sup>a</sup>	.138 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.051 <sup>a</sup>	.366 <sup>a</sup>	.836 <sup>a</sup>	<b>.014<sup>a</sup></b>	.366 <sup>a</sup>

<sup>a</sup>: Not corrected for ties.

جدول ۸- نتایج حاصل از آزمون من‌ویتنی نمونه‌های رسوب در گروه‌های مختلف

Mann-Whitney U	Al	As	Au	Cd	Co	Cu	Cr	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Zn
Group 1 and 2	<b>.018<sup>a</sup></b>	<b>.018<sup>a</sup></b>	<b>.030<sup>a</sup></b>	<b>.003<sup>a</sup></b>	.639 <sup>a</sup>	.755 <sup>a</sup>	.639 <sup>a</sup>	.268 <sup>a</sup>	<b>.018<sup>a</sup></b>	.149 <sup>a</sup>	.268 <sup>a</sup>	<b>.005<sup>a</sup></b>	<b>.005<sup>a</sup></b>	<b>.003<sup>a</sup></b>
Group 1 and 3	.750 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.500 <sup>a</sup>	.500 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>	.750 <sup>a</sup>
Group 1 and 4	<b>.010<sup>a</sup></b>	.106 <sup>a</sup>	.202 <sup>a</sup>	.073 <sup>a</sup>	.106 <sup>a</sup>	.106 <sup>a</sup>	.073 <sup>a</sup>	.755 <sup>a</sup>	<b>.010<sup>a</sup></b>	.343 <sup>a</sup>	.268 <sup>a</sup>	.530 <sup>a</sup>	<b>.005<sup>a</sup></b>	.149 <sup>a</sup>
Group 1 and 5	.268 <sup>a</sup>	.530 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.755 <sup>a</sup>	.268 <sup>a</sup>	.639 <sup>a</sup>	.202 <sup>a</sup>	.268 <sup>a</sup>	<b>.048<sup>a</sup></b>	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.530 <sup>a</sup>	.268 <sup>a</sup>	.530 <sup>a</sup>
Group 2 and 3	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>
Group 2 and 4	.095 <sup>a</sup>	.841 <sup>a</sup>	.421 <sup>a</sup>	<b>.016<sup>a</sup></b>	.095 <sup>a</sup>	<b>.032<sup>a</sup></b>	.302 <sup>a</sup>	.548 <sup>a</sup>	.690 <sup>a</sup>	.548 <sup>a</sup>	.151 <sup>a</sup>	<b>.032<sup>a</sup></b>	.548 <sup>a</sup>	<b>.016<sup>a</sup></b>
Group 2 and 5	.690 <sup>a</sup>	<b>.032<sup>a</sup></b>	<b>.016<sup>a</sup></b>	<b>.008<sup>a</sup></b>	.421 <sup>a</sup>	.222 <sup>a</sup>	.690 <sup>a</sup>	.151 <sup>a</sup>	<b>.032<sup>a</sup></b>	.222 <sup>a</sup>	.222 <sup>a</sup>	<b>.008<sup>a</sup></b>	<b>.016<sup>a</sup></b>	<b>.008<sup>a</sup></b>
Group 3 and 4	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.333 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>
Group 3 and 5	.667 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>	.667 <sup>a</sup>
Group 4 and 5	.095 <sup>a</sup>	<b>.032<sup>a</sup></b>	.151 <sup>a</sup>	.151 <sup>a</sup>	.690 <sup>a</sup>	.421 <sup>a</sup>	.151 <sup>a</sup>	1.000 <sup>a</sup>	<b>.008<sup>a</sup></b>	.151 <sup>a</sup>	.548 <sup>a</sup>	.310 <sup>a</sup>	.095 <sup>a</sup>	.310 <sup>a</sup>

<sup>a</sup>: Not corrected for ties.



جدول ۹-  $E_r^i$  و RI محاسبه شده در نمونه‌های رسوب حوضه آبریز رودخانه ساروق و سد زرینه رود

Station	$E_r^i$								RI
	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn	
Z2	15.15	51.25	22.88	2.25	105	2.76	9.46	1.46	210.21
Z3	28.56	42.5	13.6	2.07	141.67	2.61	8.82	1.25	241.09
Z5	1033.22	21.25	13.96	2.38	63.33	2.2	8.15	0.98	1145.48
Z6	50.74	40	5.42	1.77	153.33	2.76	3.97	1.1	259.1
Z4	48.17	58.75	9.04	3.08	7103.33	5.37	15.39	1.7	7244.82
Z7	60.64	45	15.97	2.52	88.33	3.62	8.89	1.5	226.48
Z10	32.57	48.75	10.78	2.03	391.67	3.14	8.79	1.47	499.2
Z9	88.56	55	6.92	1.35	1906.67	2.14	8.15	1.44	2070.23
Z20	39.01	45	5.82	1.52	2353.33	2.22	9.01	1.35	2457.26
Z21	19.26	30	5.7	1.28	673.33	2.36	6.1	1.11	739.14
Z22	24.6	33.75	6.62	2.05	738.33	3.04	5.28	1.32	815
Z23	9.85	30	17.54	7.65	271.67	9.4	5.86	2.37	354.33
Z14	4950.5	28180	38	5.82	72828.33	22.93	192.44	202.84	106420.85
Z13	129.55	372.5	10.32	1.72	2523.33	7.6	22.19	11.44	3078.66
Z12	1051.98	5597.5	14.69	3.08	23465	9.96	63.35	189.76	30395.32
Z11	77.18	258.75	13.08	1.86	1185	2.53	97.3	7.81	1643.51
Z15	67.23	102.5	6.01	1.31	2736.67	2.34	13.16	2.66	2931.88
Z16	4778.76	83.75	5.3	1.13	26878.33	2.53	8.01	2.69	31760.49
Z17	516.34	135	7.2	1.7	10586.67	2.89	13.49	2.6	11265.88
Z18	83.07	78.75	8.22	1.39	7318.33	2.63	21.58	1.87	7515.84
Z19	41.49	25	3.12	0.61	2528.33	1.17	4.7	0.64	2605.05
Z8	104.36	62.5	5.45	1.03	7081.67	1.9	10.94	1.52	7269.36

dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses”, *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1), P. 309-317.

**Chabukdhara, M., Nema, A.K., 2012**, “Assessment of heavy metal contamination in Hindon River sediments: a chemometric and geochemical approach”, *Chemosphere*, 87 (8), P. 945-953.

**Chapman, D., 2003**, “Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring”, *Taylor & Francis e-library*, P. 648.

**Edet, A.E., Offiong, O.E., 2002**, “Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria)”, *Geo. Journal*, Vol. 57, P. 295-304.

**Ghrefat, H., & Yusuf, N., 2006**, “Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan”, *Chemosphere*, 65(11), P. 2114-2121.

**Grygar, T.M., Novakova, T., Babek, O., Elznicova, J., Vadinova, N., 2013**, “Robust assessment of moderate heavy metal contamination levels in floodplain sediments: a case study on the Jizera River, Czech Republic”, *Sci. Total Environ.* 452-453, P. 233-245.

**Hakanson, L., 1980**, “Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach”, *Water Research*, Vol. 14, P. 975-1001.

## مراجع

شریفی، ر.، ۱۳۹۳، “زمین‌شیمی زیست‌محیطی نابهنجاری‌های عنصری ناشی از کانه‌زایی و چشمه‌های تراورتن‌ساز در حوضه آبریز رودخانه ساروق، تکاب، آذربایجان غربی” پایان‌نامه دکتری، دانشگاه شیراز، ۳۲۰ صفحه.

**Anderson, P.R., Christensen, T.H., 1988**, “Distribution coefficients of Cd, Co, Ni and Zn in soils”, *Journal of Soil Science*, Vol. 39, P. 15-22.

**Backman, B., Bodis, D., Lahermo, P., Rapant, S., Tarvainen, T., 1997**, “Application of a groundwater contamination index in Finland and Slovakia”, *Environ. Geol.*, Vol. 36, P. 55-64.

**Bowles, J. E., 1978**, “Engineering Properties of Soils and Their Measurement”, *McGraw-Hill, New York*, P. 213.

**Cabrera, F., Clemente, L., Diaz Barrientos, E., Lopez, R., Murillo, J.M., 1999**, “Heavy metal pollution of soils affected by the Guadamar toxic flood”, *Sci Tot Environ*, Vol. 242, P. 117-142.

**Castro, J.M., Moore, J.N., 2000**, “Pit lakes: their characteristics and the potential for their remediation”, *Environ. Geol.*, Vol. 39, P. 1254-1260.

**Çevik, F., Gökso, M., Derici, O., Fındık, Ö., 2009**, “An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan

- Heiri, O., Lotter, A. F., Lemcke, G., 2001**, "Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results", *Journal paleolimnology*, Vol. 25, P. 101-110.
- Ho, H.H., Swennen, R., Cappuyns, V., Vassilieva, E., Van Tran, T., 2012**, "Necessity of normalization to aluminum to assess the contamination by heavy metals and arsenic in sediments near Haiphong Harbor, Vietnam", *J. Asian Earth Sci.* 56, P. 229-239.
- Idris, A. M., 2008**, "Combining multivariate analysis and geochemical approaches for assessing heavy metal level in sediments from Sudanese harbors along the Red Sea coast", *Microchemical Journal*, 90(2), P. 159-163.
- Jung, H., Yun, S., Mayer, B., Kim, S., Park S., Lee, P., 2005**, "Transport and Sediment-Water Partitioning Of Trace Metals in Acid Mine Drainage: An Example from the Abandoned Kwangyang Au-Ag Mine Area, South Korea", *Environmental Geology*, Vol. 48, P. 437-449.
- Keshavarzi, B., Moore, F., Mosafieri, M., Rahmani, F., 2011**, "The Source of Natural Arsenic Contamination in Groundwater, West of Iran", *Water Quality Exposure and Health*, Vol. 3, P. 135-147.
- Kralic, M.A., 1999**, "Rapid procedure for environmental sampling and evaluation of polluted sediments", *Applied Geochemistry*, Vol. 114, P. 807-816.
- Memet, V., 2011**, "Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques", *Journal of Hazardous Materials*, 195, P. 355-364.
- Modabberi, S., Moore, F., 2004**, "Environmental geochemistry of Zarshuran Au-As deposit, NW Iran", *Environmental Geology*, Vol. 46, P. 796-807.
- Mohan, S.V., Nithila, P., Reddy, S.J., 1996**, "Estimation of heavy metal in drinking water and development of heavy metal pollution index", *J. Environ. Sci. Health.*, Vol. 31, P. 283-289.
- Moore, P., Cobby, J., 1998**, "Introductory statistic for environmentalist", *Prentice Hall, Europe*, P. 250.
- Müller, G., 1981**, "The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking", *Chemie in unserer Zeit*, Vol. 105, P. 157-164.
- Nordstrom, D. K., Ball, J.W., 1986**, "The geochemical behavior of aluminum in acidified surface waters", *Science*, Vol. 232, P. 54-56.
- Prasad, B., Bose, J.M., 2001**, "Evaluation of heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas", *Environmental Geology*, Vol. 41, P. 183-188.
- Rodríguez-Barroso, M., García-Morales, J., Coello-Oviedo, M., & Quiroga-Alonso, J., 2010**, "An assessment of heavy metal contamination in surface sediment using statistical analysis", *Environmental Monitoring and Assessment*, 163(1), P. 489-501.
- Schiff, K.C., Weisberg, S.B., 1999**, "Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments", *Mar. Environ. Res.* 48 (2), P. 161-176.
- Sharifi, R. Moore, F., Keshavarzi, B., 2014**, "Potential health risks of arsenic, antimony and mercury in the Takab geothermal field, NW Iran", *International Journal of Environmental Studies*, Vol. 71, P. 372-390.
- Sharma, S. K., Subramanian V., 2010**, "Source and distribution of heavy metals and nutrients in Narmada and Tapi river basins, India", *Environ Earth Sci.*, Vol. 61, P. 1337-1352.
- Shi, G., Chen, Z., Bi, C., Li, Y., Teng, J., Wang, L., et al., 2010**, "Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China. Environ", *Pollut.*, Vol. 158, P. 694-703.
- Siegel, F.R., 2002**, "Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals", *Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg*, P. 218.
- Smedley, P.L., Kinniburgh, D.G., 2002**, "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters", *Applied Geochemistry*, Vol. 17, P. 517-568.
- Tessier, A., Carignan, R., Duberuil, B., Rapin, F., 1989**, "Partitioning of zinc between the water column and the oxic sediments in lakes", *Geochem. Cosmochim. Acta*, Vol. 53, P. 1511-1522.
- USEPA, 1990**, "Test methods for evaluating solid waste", *In: method 9081A, Washington D.C.*
- USEPA, 2003**, "Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels", *November. Office of Solid Waste and Emergency and Remedial Response. OSWER Directive 9285*, P. 7-55.
- USEPA, 2009**, "Hazardous Waste Report, Instructions and Form", *EPA Form 8700-13 A/B.*
- Wilson, S. C., Lockwood, P. V., Ashley, P. M., Tighe M., 2010**, "The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: A critical review", *Environmental Pollution*, Vol. 158, P. 1169-1181.
- Windom, H.L., Schropp, S.J., Calder, F.D., Ryan, J.D., Smith, R.G., Burney, L.C., Lewis, F.G., Rawlinson, C.H., 1989**, "Natural trace-metal concentrations in estuarine and coastal marine-sediments of the southeastern United-States", *Environ. Sci. Technol.* 23 (3), P. 314-320.
- Woo Y.-T., Lai, D., McLain, J. L., Manibusan, M. K., Dellarco, V., 2002**, "Use of mechanism-based structure-activity relationships analysis in carcinogenic potential ranking for drinking water disinfection by-products", *Environ. Health Perspect*, Vol. 110, P. 75-87.
- World Health Organisation (WHO), 2006**, "Guidelines for Drinking Water Quality [electronic resource]: incorporating first addendum" Vol. 1, *Recommendations. 3rd ed.*
- Xia, P., Meng, X., Feng, A., Yin, P., Zhang, J., Wang, X., 2011**, "Geochemical characteristics of heavy metals in coastal sediments from the northern Beibu Gulf (SW China): the background levels and recent contamination", *Environ. Earth Sci.* 66, P. 1337-1344.
- Yalcin, M., Tumuklu, A., Sonmez, M., & Erdag, D., 2010**,

“Application of multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in bottom soil of the Seyhan River (Adana), Turkey”, *Environmental Monitoring and Assessment*, 164(1), P. 311-322.

**Yang, Y., Chen, F., Zhang, L., Liu, J., Wu, S., Kang, M., 2012**, “Comprehensive assessment of heavy metal contamination in sediment of the Pearl River Estuary and adjacent shelf”, *Mar. Pollut. Bull.* 64 (9), P. 1947-1955.

**Yi, Y., Yang, Z., Zhang, S., 2011**, “Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower

reaches of the Yangtze River basin”, *Environmental Pollution*, 159(10), P. 2575-2585.

**Zhang, J., Huang, W. W., Wang, J. H., 1994**, “Trace metal chemistry of the Huanghe (Yellow River), China-Examination of the data from insitu measurements and laboratory approach”, *Chemical Geology*, Vol. 114, P. 83-94.

**Zheng, L. G., Liu, G. J., Kang, Y., Yang, R. K. 2010**, “Some potential hazardous trace elements contamination and their ecological risk in sediments of western Chaohu Lake, China”, *Environ Monit Assess*, Vol. 166, P. 379-386.

