

بررسی انباشت عناصر سنگین و شاخص‌های کیفی رسوبات در سد کلان ملایر

هاجر مریخ‌پور^۱، بهاره لرستانی^{۲*}، مهرداد چراغی^۲

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۷/۷)

(تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۵/۰۱)

چکیده

رسوبات یکی از مهم‌ترین منابع در بررسی تاریخچه آلودگی‌های یک بوم سازگان آبی می‌باشند و به عنوان یک مخزن و حامل برای آلاینده‌ها در محیط‌های آبی عمل می‌کنند. هدف از این تحقیق ارزیابی درجه آلودگی عناصر سنگین در سد کلان ملایر و بررسی کیفیت آن براساس سه شاخص تعیین کیفیت رسوب بود. در این مطالعه، عناصر سنگین مانند آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، منگنز، جیوه، نیکل و روی در ۱۲ ایستگاه از رسوبات بستر رودخانه و دریاچه سد اندازه‌گیری شدند. سپس، کیفیت رسوبات توسط شاخص زمین‌انباشت، شاخص آلودگی و فاکتور غنی‌شدگی تعیین شد. بیش‌ترین مقادیر شاخص آلودگی به ترتیب به آرسنیک (۲/۵۲۰)، نیکل (۱/۲۲۵) و جیوه (۱/۱۳۸) اختصاص داشت. نتایج برآورد شاخص‌ها نشان داد بیش‌ترین مقدار مربوط به عناصر آرسنیک، نیکل و جیوه در ایستگاه‌های ۹ تا ۱۲ بود. آنالیز مؤلفه اصلی داده‌های بدست آمده را تأیید کرد و دو مؤلفه بیش از ۸۵ درصد واریانس را به خود اختصاص داده و مقدار ارزش ویژه بیش‌تر از واحد داشت. تمام عناصر سنگین بررسی شده (به جز منگنز) وابستگی مثبتی با یکدیگر داشتند. با توجه به موقعیت ایستگاه‌های ۹ تا ۱۲ که در نزدیکی مزارع کشاورزی قرار دارند، بالا بودن میزان غلظت برخی عناصر سنگین در این ایستگاه‌ها را می‌توان ناشی از منابع انسانی و طبیعی همچون استفاده بیش از حد از نهاده‌های کشاورزی، کاربرد سموم و کود شیمیایی و ورود زه‌آبهای اراضی زراعی نسبت داد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، رسوب، زمین‌انباشت، غنی‌شدگی، فلزات سنگین

مریخ پور ه، لرستانی ب، چراغی م. ۱۴۰۰. بررسی انباشت عناصر سنگین و شاخص‌های کیفی رسوبات در سد کلان ملایر. تحقیقات کاربردی خاک. جلد ۹، شماره ۲. صفحه: ۱۳۰-۱۴۹.

۱- استادیار علوم خاک، گروه کشاورزی، دانشگاه سید جمال‌الدین اسدآبادی، اسدآباد، ایران

۲- دانشیار گروه محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد همدان، همدان، ایران

* پست الکترونیک: lorestanibm1357@gmail.com

مقدمه

آلودگی اکوسیستم های آبی به عناصر سنگین می تواند از طریق بررسی آب، رسوب و موجودات زنده مورد تأیید قرار گیرد. تجمع بالای عناصر سنگین در آب می تواند منجر به تغییرات بوم شناسی جدی شود. از میان مواد آلاینده وارد شده به محیط های آبی، عناصر سنگین به علت اثرات سمی، ورود آن به زنجیره غذایی و پتانسیل تجمع زیستی در بسیاری از گونه های آبی قابل توجه می باشند (Saberinasab & Mortazavi, 2018). رسوبات یکی از مهم ترین منابع در بررسی تاریخچه آلودگی های یک بوم سازگان آبی می باشند. بر اساس نتایج بدست آمده توسط اسپنسر و مک لئود (Spencer & MacLeod, 2002)، بدلیل وجود بار منفی در ذرات رسی، رسوبات محلی برای تجمع یون های فلزی بوده و در صورتی که تحت تأثیر جریانات فیزیکی آب قرار نگیرند، می توانند منبع سمی نسبتاً پایداری را بوجود آورند و بصورت ذخایر طولانی مدت برای آلاینده ها در محیط باشند (Spencer & MacLeod, 2002). به عبارت دیگر به دلیل تجمع و انباشتگی فلزات سنگین در رسوبات و نیز به دلیل ثبات بیش تر رسوبات نسبت به آب و از آنجا که عناصر در شرایط مختلف محیطی مجدداً در آب حل شده و در دسترس موجودات قرار می گیرند لذا بررسی آلودگی عناصر سنگین در رسوبات برای ارزیابی احتمال آلودگی در یک منطقه، از اهمیت ویژه ای برخوردار است. یکی از روش های تشخیص دخالت های انسانی و ورود آلاینده هایی با منشأ انسانی به محیط های آبی، بررسی میزان غلظت عناصر سنگین در رسوبات می باشد (MacDonald, 2000). رسوبات بخش جدایی ناپذیر محیط های آبی هستند، زیرا آنها به ارزیابی کل عناصر سنگین در آب و در نهایت محیط های آبی و توان زنده مانی موجودات زنده کمک می کنند (Shukla & Sharma, 2009).

رسوبات حمل کننده های بسیار مهم عناصر سنگین در چرخه آبی محیط زیست هستند و نقش مهمی در کیفیت آب دارند. در همین راستا اندازه گیری غلظت عناصر سنگین در رسوبات سطحی می تواند اطلاعات مناسبی از کیفیت رسوبات و سلامت اکوسیستم آبی در اختیار قرار دهد. رسوبات، محل نهایی تجمع عناصر

سنگین در محیط آبی هستند، اما تحت شرایطی می توانند خود به عنوان منبع آلودگی در آب عمل کنند (Yu *et al.*, 2001). خصوصیات ژئوشیمیایی رسوبات می تواند در شناسایی و تفسیر منبع آلودگی کمک قابل توجهی نماید (Förstner & Salomons, 1980; Fedo *et al.*, 1996). رسوبات شاخص حساس و مناسبی برای پایش آلودگی های محیط های آبی هستند و به همین دلیل در تحقیقات و مطالعاتی که با هدف ارزیابی وضعیت سلامت محیط و شناسایی منابع آلاینده به کار می روند بسیار مورد توجه می باشند (Power & Chapman, 1992).

ارزیابی شاخص های آلودگی معیاری برای مدیریت محیط زیست و شناسایی و کاهش عوامل بالقوه آسیب رسان محیط زیستی می باشد (Lemly & Richardson, 1997). استفاده از شاخص های آلودگی از جمله عناصر سنگین تعیین کننده میزان ریسک اکولوژیکی اکوسیستم ها می باشد (Suter, 2007). به طور کلی عناصر سنگین عناصری بوده که به طور طبیعی به مقدار بسیار کم در اکوسیستم ها یافت می شوند. این عناصر جزء آلاینده های بسیار پایدار بوده و طی فرآیندهای بیولوژیک تجزیه نمی شوند (Bowen, 1979). عناصر سنگین عموماً از طریق پدیده های جوی، فرسایش زمین، فعالیت های انسانی نظیر فاضلاب های صنعتی، خانگی و استخراج معادن وارد محیط های آبی می شوند (Jamshidi Zanjani & Saeedi, 2015). میزان انباشتگی و تجمع آنها در رسوبات بیش تر از آب می باشد (Bermejo *et al.*, 1994). سنجش وضعیت آلودگی رسوبات محیط های آبی، شناسایی دقیق منابع آلودگی و اعمال راهکارهای مدیریتی با توجه به نتایج ارزیابی های صورت گرفته به منظور کاهش میزان ورود آلاینده ها به محیط های آبی، از اهمیت بیشتری در مقایسه با روش های پاک سازی برخوردار است. از این رو از دهه های گذشته تاکنون مطالعات بسیاری بر سنجش وضعیت آلودگی رسوبات محیط های آبی در نقاط مختلف دنیا صورت گرفته است (Melegy *et al.*, 2010; Saeedi *et al.*, 2011; Bai *et al.*, 2011; Saeedi & Hosseinzadeh, 2012; Guan *et al.*, 2016; Haghshenas *et al.*, 2018).

در یک محیط آبی انجام مطالعاتی در خصوص آلودگی رسوبات بستر از دیدگاه های مختلفی قابل توجه است.

اول اینکه آلودگی رسوبات (به‌ویژه آلودگی عناصر سنگین) برای کفزیان، آبزیان کفزی‌خوار و همچنین گیاهان آبی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. ثانیاً در صورتی که مقدار آلودگی رسوبات از مقادیر خاصی تجاوز کند، باعث برهم خوردن تعادل اکوسیستم و زوال آن می‌شود. جنبه دیگر اهمیت بررسی مقدار تجمع آلاینده‌ها در رسوبات این است که نظارت پیوسته بر آلودگی منطقه میسر می‌شود، زیرا بسیاری از انواع مواد و ترکیبات آلوده کننده (به‌ویژه عناصر سنگین) پس از ورود به یک منبع آبی به تدریج در بستر آن به صورت‌های مختلف رسوب کرده و تجمع می‌کنند. در مجموع می‌توان گفت رسوبات به عنوان معرف و نشانگر مهمی برای آلودگی محیط‌های آبی مطرح می‌باشند که از تجزیه و مطالعه آن‌ها می‌توان به سهولت مقدار و نوع آلودگی را تشخیص داد و تصمیمات مقتضی را برای کنترل آن اتخاذ نمود (Lahijanazadeh, 2004).

از جمله راه‌های ارزیابی رسوبات، مقایسه رسوبات با استانداردهای کیفیت رسوب بوده و هدف از ارائه استانداردهای کیفیت رسوب، محافظت از محیط‌های آبی و بررسی کیفیت رسوبات از نظر میزان عناصر، مواد مغذی و ترکیبات آلی است. به‌طور کلی مقادیر استانداردها براساس چهار سطح بدون اثر، کمترین سطح اثر، حد تأثیر متوسط و شدیدترین حد اثر ارائه شده‌اند (Persaud & Hayton, 1993). مطالعات نشان می‌دهد که اثرات سمی برای موجودات در غلظت‌های زیر ERL^۱ مشاهده نمی‌شود و این اثرات فقط در غلظت‌های بیش‌تر از ERM^۲ ظاهر می‌گردد (Canon, 1978). از متداول‌ترین استانداردها می‌توان به استاندارد کیفیت رسوب کانادا و استاندارد کیفیت رسوب آمریکا اشاره نمود (Long et al., 1995).

یکی دیگر از راه‌های ارزیابی رسوبات، مقایسه آنها با مقادیر مرجع می‌باشد. مقادیر مرجع عناصر در رسوبات را از طریق استفاده از اطلاعات زمین‌شناسی منطقه و یا مقادیر عناصر در پوسته زمین، می‌توان محاسبه نمود. در هنگام مقایسه مقادیر عناصر با مقادیر پوسته زمین اختلافات محلی و منطقه‌ای نادیده گرفته شده و این

استانداردها برای تمامی مطالعات یک‌سان می‌باشد. اما هنگامی که مقایسه براساس داده‌های زمین‌شناسی منطقه باشد ابتدا باید مقادیر عناصر قبل از دوره صنعتی شدن در آن منطقه محاسبه گردد و سپس داده‌ها، با این مقادیر مقایسه گردند (Hall, 2002).

تاکنون محققین متعددی کیفیت رسوبات را از نظر آلودگی با استفاده از این شاخص‌ها مورد ارزیابی قرار داده‌اند (Gholamdokht Bandari & Rezaii, 2015). در پژوهشی لی و همکاران (Li et al., 2015) به بررسی غلظت عناصر سنگین و تعیین ریسک اکولوژیک در رسوبات سطحی جنگل مانگرو فوتیان در خلیج شنژ در جنوب چین پرداختند. نتایج حاصل از غلظت عناصر سنگین به صورت $\text{رومی} < \text{کروم} < \text{سرب} < \text{مس} < \text{کادمیوم}$ گزارش شد. در این پژوهش میزان شاخص زمین‌انباشت مولر (Igeo) و ریسک بالقوه اکولوژیک^۸ نشان‌دهنده غلظت تمامی عناصر مورد بررسی در منطقه بالاست. همچنین ایسلام و همکاران (Islam et al., 2015) به بررسی آلودگی حاصل از عناصر سنگین در نمونه‌های آب و رسوب در بنگلادش پرداختند و شاخص‌های زمین‌انباشت مولر (Igeo)، شدت آلودگی رسوبات (IPOLL) و ضریب آلودگی (CF) بررسی گردید. نتایج نشان داد رسوبات و ضریب آلودگی به صورت متوسط نسبت به عناصر کروم، آرسنیک، کادمیوم و سرب آلوده شده‌اند و با توجه به بالا بودن میزان شاخص بار آلودگی (<1)، یک روند زوال و نابودی پیش‌رونده‌ای منطقه را تهدید می‌کند.

اثر آلودگی عناصر سنگین در محیط‌هایی مانند خاک و رسوب به مشارکت شیمیایی آن‌ها وابسته است. به‌طور کلی، تکنیک‌های پاکسازی رسوبات از آلاینده‌ها در مقابل سایر مواد زائد جامد بسیار محدود می‌باشد. بررسی فعالیت‌های لایروبی در نقاط مختلف دنیا بیانگر آن است که بخش بسیار کوچکی از این رسوبات از طریق اعمال روش‌های مختلف تصفیه مانند تصفیه بیولوژیکی و واجذبی حرارتی پاکسازی خواهند شد. همچنین، عملیاتی شدن روش‌های مورد اشاره به سهولت میسر نمی‌شوند. از اینرو سنجش وضعیت

1No Effect Level (Ontario)

2Lowest Effect Level (Ontario)-Effect Range Low (NOAA)

3Sever Effect Level (Ontario)- Effect Range High (NOAA)

4Effect Range Low

5Effect Range Medium

6Interim Sediment Quality Guidelines

7National Oceanic and Atmospheric Administration

8Potential Ecological Risk Index

ایستگاه‌های نمونه‌برداری را در رودخانه و دریاچه سد در استان همدان، شهرستان ملایر نشان می‌دهد. نمونه‌برداری از رسوبات سطحی ۱۲ ایستگاه، همراه با سه تکرار در نقاط مختلف رودخانه و مخزن سد کلان انجام شد. نمونه‌ها از عمق صفر تا ۲۰ سانتیمتری رسوبات با تراشیدن لایه سطحی با استفاده از قاشق پلاستیکی تمیز برداشت و به طور جداگانه در کیسه‌های پلاستیکی در یخدان و دمای چهار درجه سانتیگراد نگهداری و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شد و در فریزر و در دمای ۲۰- درجه سانتیگراد برای مراحل آماده‌سازی و هضم نگهداری گردید (Delman et al., 2006). آماده‌سازی نمونه‌های رسوب با توجه به توصیه‌های مندرج در راهنما و دستورالعمل‌های راپمی (Moopam, 1999) صورت گرفت. براین اساس نمونه‌های رسوب در دمای ۷۰ درجه سلسیوس و به مدت ۲۴ ساعت در آون خشک شدند. به دلیل دمای پایین آون، عمل آگیری نمونه‌های رسوب مدت زمان بیشتری به درازا انجامید، این دمای پایین برای آن است تا شکل اصلی عناصر تغییر نکند (Saberinasab & Mortazavi, 2018).

نمونه‌ها پس از خشک شدن با استفاده از الک ۶۳ میکرومتری الک شدند. در نمونه‌های رسوب، بافت به روش هیدرومتر، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) با استفاده از روش استات سدیم یک نرمال با pH ۸/۲، کربنات کلسیم معادل با استفاده از روش خنثی‌سازی اسید اضافی، گچ به روش استون و pH و هدایت الکتریکی در عصاره ۱:۵ آب به خاک اندازه‌گیری شدند (Rowell, 1994).

به‌منظور آنالیز غلظت کل عناصر سنگین، نمونه‌ها با استفاده از الک ۶۳ میکرومتری الک شدند (Moopam, 1999). برای تعیین غلظت کل عناصر سنگین، از نسبت حجمی یک به سه مخلوط اسید نیتریک غلیظ و اسید پرکلریک ۷۰ درصد با نسبت جامد به مایع، یک به چهار استفاده شد (Chen & Ma, 2001; Hosseini et al., 2020). اندازه‌گیری غلظت عناصر آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، منگنز، جیوه، نیکل و روی با استفاده از طیف سنجی نشر اتمی ICP-AES دستگاه مدل 710-ES، Varian ساخت کشور استرالیا صورت پذیرفت (Davodpour et al., 2019).

آلودگی رسوبات محیط‌های آبی، شناسایی دقیق منابع آلودگی و اعمال راهکارهای مدیریتی با توجه به نتایج ارزیابی‌های صورت گرفته، به منظور کاهش میزان ورود آلاینده‌ها به محیط‌های آبی، از اهمیت بیشتری در مقایسه با روش‌های پاکسازی برخوردار می‌باشد. به همین دلیل از دهه‌های گذشته تا کنون مطالعات بسیاری بر سنجش وضعیت آلودگی رسوبات محیط‌های آبی در نقاط مختلف دنیا صورت گرفته است (Saedi et al., 2012).

سد کلان ملایر در ۳۰ کیلومتری جنوب شهر ملایر با هدف تامین سالانه ۱۲ میلیون متر مکعب آب شرب مورد نیاز شهر ملایر، تامین ۴ میلیون متر مکعب آب مورد نیاز بخش کشاورزی، ۰/۵ میلیون متر مکعب نیاز بخش صنعت و تامین ۵/۵ میلیون متر مکعب آب مورد نیاز مسایل زیست محیطی احداث شده است. این سد با مخزنی به حجم ۴۵ میلیون متر مکعب از نوع خاکی همگن است، که روی رودخانه کلان با حجم آورد سالانه ۳۵ میلیون متر مکعب در سال احداث شده است. با توجه به نقش موثر رسوبات در کیفیت آبهای سطحی، این مطالعه با هدف ارزیابی آلودگی رسوبات دریاچه سد کلان ملایر به عناصر سنگین آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، منگنز، جیوه، نیکل و روی، صورت پذیرفته است. برای رسیدن به این هدف از شاخص‌های ارزیابی کیفیت رسوب (شاخص زمین‌انباشت، شاخص آلودگی و شاخص و فاکتور غنی‌شدگی) استفاده شده است.

مواد و روش‌ها

موقعیت نقاط نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها

سد کلان ملایر، یک سد خاکی همگن با ارتفاع ۳۸ متر و حجم مخزن ۴۵ میلیون مترمکعب می‌باشد. این سد در ۳۰ کیلومتری جنوب ملایر با مختصات طول جغرافیایی ۵۴° ۴۸' و عرض جغرافیایی ۳۴° ۰۳' بر روی رودخانه کلان ساخته شده است. از نظر زمین شناسی ساختمانی، ساختگاه سد در زون سنندج سیرجان قرار دارد (Dehkordi et al., 2010). بر اساس مطالعات پتروگرافی انجام شده، سنگهای منطقه نفوذپذیری متوسط تا زیاد دارند و سنگهای تشکیل دهنده ساختگاه سد شامل لایه‌های شیستی می‌باشند (Dehkordi et al., 2010). شکل ۱ موقعیت و محل

برای مقایسه خاک منطقه تحت تأثیر عناصر آلاینده در مقایسه با منطقه شاهد شاخص آلودگی (PI) با استفاده از رابطه (۲) محاسبه گردید (Tomlinson *et al.*, 1980).

$$PI = \frac{C_n}{B_n} \quad (2)$$

که در این رابطه C_n غلظت عنصر سنگین در نمونه و B_n غلظت عنصر در پوسته زمین (شاهد) یا غلظت عنصر در شرایط غیر آلوده است. رده بندی شاخص آلودگی در جدول ۲ ارائه شده است.

فاکتور غنی شدگی نشان دهنده افزایش غلظت یک عنصر نسبت به غلظت طبیعی آن در پوسته، سنگ بستر یا خاک منطقه شاهد است و بر مبنای مقایسه غلظت عنصر مورد نظر در نمونه با غلظت همان عنصر در ناحیه غیر آلوده است. این غلظت ها بر اساس غلظت عنصر مرجع که می تواند آلومینیوم یا آهن باشد، نرمال می شوند. چون توزیع آهن در محیط در ارتباط با سایر عناصر نیست و همچنین غلظت طبیعی آن در پوسته زمین زیاد است؛ بنابراین مقدار آن به طور عمده وابسته به فعالیت های انسانی نیست. فاکتور غنی شدگی با استفاده از رابطه (۳) محاسبه گردید (Bárdossy *et al.*, 1984):

$$EF = \frac{\left[\frac{C_n(\text{sample})}{C_{ref}(\text{sample})} \right]}{\left[\frac{B_n(\text{background})}{B_n(\text{background})} \right]} \quad (3)$$

آزمون مؤلفه اصلی با استفاده از نرم افزار مینی تب (ورژن ۱۸) انجام شد. این روش یک تبدیل خطی داده به دستگاه مختصات است و بزرگترین واریانس ها به ترتیب بر محورهای مختصات قرار می گیرند. در این آزمون که برای کاهش ابعاد و دسته بندی داده های ارائه شده انجام می شود، مؤلفه هایی که دارای بیشترین تأثیر در واریانس هستند، حفظ می شود.

شاخص های کیفیت رسوب

فاکتورهای استفاده شده برای تعیین کیفیت رسوب شامل فاکتورهای شاخص زمین انباشت، شاخص آلودگی و نیز در نظر گرفتن فاکتور غنی شدگی بود که با استفاده از روابط ۱ تا ۳ محاسبه گردید:

شاخص زمین انباشت به منظور بررسی درجه آلودگی خاک متأثر از پارامتر مورد نظر در مقایسه با مقدار طبیعی آن در نمونه خاک منطقه شاهد، و با استفاده از رابطه (۱) تعیین گردید (Bárdossy *et al.*, 1984):

$$I_{geo} = \log 2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n} \right] \quad (1)$$

که در آن C_n غلظت عنصر سنگین در نمونه و B_n غلظت عنصر در پوسته زمین (شاهد) یا غلظت عنصر در شرایط غیر آلوده است. رده بندی شاخص زمین انباشت در جدول ۱ آورده شده است.



شکل ۱- موقعیت سد کلان و ایستگاه های نمونه برداری رسوبات

Figure 1. Location of Kalan dam and sediment sampling stations.

جدول ۱- رده‌بندی شاخص زمین انباشت (Muller, 1969)

Table 1. Classification of geochemical accumulation - index (Muller, 1969).

Very high polluted	Highly polluted to very high polluted	Highly polluted	Moderately polluted to highly polluted	Moderately polluted	Non-polluted to moderately polluted	Non-polluted
$I_{geo} \geq 5$	$4 \leq I_{geo} \leq 5$	$3 \leq I_{geo} \leq 4$	$2 \leq I_{geo} \leq 3$	$1 \leq I_{geo} \leq 2$	$0 \leq I_{geo} \leq 1$	$I_{geo} \leq 0$

جدول ۲- رده‌بندی شاخص آلودگی (Lu et al., 2009)

Table 2. Classification of pollution index (Lu et al., 2009)

High level of pollution	Moderate level of pollution	Low level of pollution
$PI \geq 3$	$1 \leq PI \leq 3$	$PI \leq 0$

جدول ۳- رده‌بندی فاکتور غنی‌شدگی (Lu et al., 2009)

Table 3. Classification of enrichment factor (Lu et al., 2009)

Highest enrichment factor	Very high enrichment factor	High enrichment factor	Moderate enrichment factor	Low enrichment factor
$EF \geq 40$	$20 \leq EF \leq 40$	$5 \leq EF \leq 20$	$2 \leq EF \leq 5$	$EF \leq 2$

سانتی‌مول بار بر کیلوگرم برای ایستگاه شماره ۴ متغیر بود. بافت تمام رسوبات برداشت شده لوم رس شنی بود. بالا بودن درصد آهک در نمونه‌های رسوب برداشت شده می‌تواند مربوط به نهشته‌های مگنتیت-آپاتیت در منطقه همدان و گل‌گهر در زون سنندج-سیرجان باشد. چرا که سنگ‌های در برگیرنده این نهشته‌ها اغلب از نوع الترامافیک، کالک آلکالن و لایه‌های ضخیم کربناتی هستند که در منطقه همدان مشخص تر است (Rahimi et al., 2011). همچنین سنگ شیست موجود در ساختار زمین شناسی منطقه سد کلان از دگرگون شدن سنگ رسوبی شیل پدید آمده است که افق کلسیت معمولاً در خاک‌های حاصل از سنگ‌های رسوبی شیل دیده می‌شود (Nosratipour et al., 2015).

نتایج و بحث

ویژگی رسوبات

جدول ۴ و ۵ ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و غلظت کل عناصر سنگین مورد مطالعه را در رسوبات در ۱۲ ایستگاه نمونه برداری نشان می‌دهند. مطابق با نتایج ارائه شده در جدول ۴، مقدار pH تمام رسوبات کمی قلیایی تا قلیایی متوسط با دامنه ۷/۶۱ تا ۷/۸۹ بود. بیش‌ترین مقدار هدایت الکتریکی در ایستگاه شماره ۵ (۲/۴۷ دسی‌زیمنس بر متر) و کمترین آن در ایستگاه شماره ۶ (۱/۷۲ دسی‌زیمنس بر متر) مشاهده شد. تمام مقادیر کربنات کلسیم از ۲۸/۴ درصد بیش‌تر بود و بیش‌ترین مقدار آن در ایستگاه شماره ۴ (۳۵/۰) مشاهده شد. دامنه مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی بدست آمده بین ۸/۲ سانتی‌مول بار بر کیلوگرم برای ایستگاه شماره ۲ و ۱۱/۳

جدول ۴- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه های رسوب در ایستگاه‌های مورد مطالعه
Table 4. Physical and chemical properties of sediment samples from studied stations

Station number	pH	EC (dS m ⁻¹)	CaCO ₃ (%)	CaSO ₄ (%)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)
1	7.65	1.98	29.0	7.3	8.7	22.1	19.0	58.9
2	7.86	2.01	28.4	6.9	8.2	24.1	20.0	55.9
3	7.61	1.89	30.4	8.0	10.2	28.1	25.4	46.5
4	7.74	2.14	35.0	7.4	11.3	31.7	24.0	44.3
5	7.75	2.47	28.4	7.4	9.9	29.4	25.7	44.9
6	7.83	1.72	29.1	7.1	8.3	23.5	21.7	54.8
7	7.89	2.20	32.7	7.8	8.2	21.5	22.4	56.1
8	7.68	2.19	33.1	7.8	8.9	21.5	22.0	56.5
9	7.79	2.31	33.0	7.5	9.1	22.8	24.0	53.2
10	7.84	2.37	34.0	7.4	9.0	24.6	26.0	49.4
11	7.81	2.38	32.0	7.5	10.1	25.8	24.5	49.7
12	7.84	2.45	33.5	7.8	10.3	28.6	25.3	46.1

می‌تواند به عنوان سطح هشدار برای مقادیر بحرانی این عناصر در ورودی‌های آب به سد باشد که می‌تواند با ادامه این روند برای سلامت آبزیان خطرآفرین باشد. در مطالعه-ای در رسوبات ساحلی منطقه بندر شهید رجایی مقایسه نتایج تحقیق با استانداردهای آمریکا و کانادا نشان داد که متوسط مقدار سرب کمتر از استاندارد ERL، متوسط مقادیر جیوه و نیکل کمی بیش‌تر از این حد و بسیار کمتر از استاندارد ERM بوده است (Hossein Nia *et al.*, 2014).

استفاده از شاخص‌های آلودگی از جمله عناصر سنگین تعیین کننده میزان ریسک اکولوژیکی اکوسیستم‌ها می‌باشد. عناصر کمیاب به صورت پیوندهای سست، سولفیدی و آلی در رسوبات رودخانه‌ای حضور دارند. بنابراین افزایش غلظت عناصر سنگین توسط منابع آلاینده در هر سه پیوند مذکور، امکان پذیر بوده و معمولاً با تغییرات جزئی در خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه، امکان آزادسازی عناصر و ورود آن‌ها به آب رودخانه وجود دارد (Yang & Rose, 2005).

یکی از روش‌های متداول در توصیف داده‌های حاصل از تعیین آلاینده‌ها، استفاده از راهنمای کیفیت رسوبات می‌باشد که در آن، نتایج به دست آمده با مقادیر مرجع و مجاز مقایسه می‌گردد و معیارهای مورد استفاده بر پایه پاسخ بیولوژیک موجودات به شرایط ایجاد شده توسط آلاینده‌ها استوار است (MacDonald *et al.*, 2000). مقادیر مختلف از آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین قادرند اثرات متفاوتی را در موجوداتی که در معرض این آلاینده‌ها قرار گرفته‌اند ایجاد نمایند.

برای بررسی شاخص‌های کیفیت رسوب از نظر فلزات سنگین نیاز به مقادیر زمینه آن فلزات در خاک غیر آلوده دارد. به این ترتیب در جدول ۵ مقادیر مربوط به فلزات سنگین تعیین شده در خاک غیرآلوده ارائه شده است. در مقایسه با استاندارد کیفیت رسوب آمریکا (NOAA)، غلظت کل عناصر مورد مطالعه در این پژوهش به جزء جیوه از تمام مقادیر ارائه شده برای ERM کمتر می‌باشد. در مورد عناصر آرسنیک، کادمیوم، نیکل و جیوه، مقادیر بدست آمده در ایستگاه‌های مطالعه شده بررسی ما بیش‌تر از مقدار ERL ارائه شده توسط NOAA بودند. این امر

جدول ۵- غلظت کل فلزات سنگین (میلی گرم در کیلوگرم) در نمونه های رسوب در ایستگاه های مورد مطالعه
Table 5. Total concentration of heavy metals (mg kg⁻¹) in sediment samples from studied stations

Station number	As	Cd	Cr	Zn	Cu	Mn	Ni	Hg
1	12.12	0.08	18.14	31.4	21.4	152.07	28.6	6.32
2	10.24	0.08	17.21	35.2	22.01	122.81	29.5	4.13
3	14.32	0.1	25.6	40.1	18.08	201.94	29.2	6.21
4	21.02	0.11	34.12	58.2	18.3	102.3	39.4	6.38
5	22.75	0.14	33.21	65.3	25.2	93.46	49.2	8.21
6	15.24	0.05	26.51	32.1	19.07	141.15	30.1	5.27
7	20.14	0.09	28.24	35.2	20.21	112.94	35.1	7.24
8	21.1	0.14	35.14	36.7	22.2	82.14	41.2	6.57
9	20.81	0.13	33.08	45.2	24.06	105.51	39.8	9.71
10	21.2	0.13	32.7	56.3	24.3	127.06	43.7	9.38
11	22.4	0.11	32.14	58.7	24.7	104.11	41.2	10.14
12	21.2	0.13	33.78	59.5	24.1	113.42	43.7	10.57
Background	7.36	1.05	42.55	146.55	52.59	368.68 [†]	30.66	-
ERL	8.2	1.2	81	150	34	-	20.9	0.15
ERM	70	9.6	370	410	270	-	51.6	0.71

†Jalali و Beygi (2018); مقادیر ERL و ERM: راهنمای کیفیت رسوب آمریکا (NOAA) (1999)

آلودگی متوسط نشان می دهد. میزان شاخص انباشت ژئوشیمیایی به دست آمده (شکل ۲) برای این عناصر نشان دهنده عدم انباشتگی جدی این عناصر سنگین در رسوبات سطحی منطقه نسبت به مقدار زمینه ای آنها در پوسته زمین می باشد. نتایج تحقیق مقزی و همکاران (Moghzi, et al., 2011) به منظور ارزیابی کیفیت رسوبات رودخانه بابلرود نشان داد فلزات سرب در محدوده غیر آلوده تا آلودگی متوسط و کادمیوم در محدوده آلودگی بسیار شدید بر اساس شاخص انباشت ژئوشیمیایی قرار دارند.

شاخص آلودگی

برای مقایسه خاک منطقه تحت تأثیر عناصر آلاینده با منطقه غیر آلوده شاخص آلودگی محاسبه گردید. مقادیر محاسبه شده شاخص آلودگی برای عناصر مورد مطالعه در ایستگاه های نمونه برداری در شکل ۳ قابل مشاهده است. اعداد بزرگتر از واحد بیانگر سطح متوسط آلودگی می باشند (Lu et al., 2009). شاخص آلودگی محاسبه شده برای عناصر کادمیوم، کروم، مس، منگنز و روی در تمام ایستگاه های نمونه برداری کمتر از واحد بوده است که بیانگر سطح پایین آلودگی این عناصر در رسوبات منطقه می باشد.

شاخص آلودگی جیوه در ایستگاه های شماره ۵، ۷، ۹، ۱۰، ۱۱ و ۱۲ بالاتر از یک و کمتر از سه بوده است. شاخص

شاخص زمین انباشت

در شکل ۲ مقادیر ارائه شده برای شاخص زمین انباشت آورده شده است. شاخص زمین انباشت درجه آلودگی رسوبات متأثر از پارامتر مورد نظر در مقایسه با مقدار طبیعی آن در نمونه خاک غیر آلوده را بیان می کند. مطابق با جدول ۱، اعداد کوچکتر از واحد بیانگر عدم آلودگی منطقه به عنصر مورد نظر می باشند.

با توجه به شکل ۲، مقدار محاسبه شده این شاخص برای عناصر کادمیوم، کروم، مس، منگنز و روی در نمونه های رسوب در ایستگاه های نمونه برداری منفی بوده است، که بیانگر عدم آلودگی رسوبات به این عناصر می باشد. مقادیر بدست آمده شاخص زمین انباشت برای جیوه در ایستگاه های شماره ۱۱ (+۰/۰۳۵) و ۱۲ (+۰/۰۹۵) و برای نیکل در ایستگاه شماره ۵، به مقدار جزئی مثبت بدست آمد که مطابق با جدول رده بندی (جدول ۱)، این رسوبات از نظر عناصر جیوه و نیکل در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط قرار می گیرند. شاخص زمین انباشت آرسنیک در تمام ایستگاه ها بجز ایستگاه شماره ۲، اعداد مثبت را نشان داد و در ایستگاه شماره ۵ (۱/۰۴۳) و ۱۱ (۱/۰۲۱)، این شاخص بزرگتر از ۱ بود که بیانگر درجه آلودگی متوسط رسوبات به آرسنیک در این ایستگاه ها می باشد.

شاخص انباشت ژئوشیمیایی، وضعیت فعلی منطقه مورد مطالعه را برای تمام عناصر مورد مطالعه غیر آلوده تا

(2000). چنانچه مقدار این فاکتور کمتر از دو باشد، بیانگر غنی‌شدگی کم در منطقه است. مقدار فاکتور غنی‌شدگی در عناصر مورد مطالعه در شکل ۴ آورده شده است. در تمام عناصر مقدار این شاخص در همه ایستگاه‌های نمونه برداری کمتر از دو بود. با توجه به ماهیت شاخص غنی‌شدگی، چنانچه مقدار محاسبه شده آن بالاتر از یک باشد، بیانگر این است که غلظت عنصر در نمونه مورد نظر نسبت به آن عنصر در پوسته زمین بیش‌تر بوده است. این امر بنا بر توصیه محققان می‌تواند دلیل احتمالی فعالیت‌های انسانی در محدوده مورد مطالعه باشد (Sutherland, 2000).

با توجه به اینکه مقدار محاسبه شده فاکتور غنی‌شدگی برای تمامی عناصر مورد مطالعه و در همه ایستگاه‌های نمونه برداری کوچکتر از یک بوده است، لذا می‌توان نتیجه گرفت که مقدار عناصر سنگین در رسوبات مورد مطالعه ناشی از فعالیت‌های انسانی نبوده است. مقدار میانگین این فاکتور برای عناصر بررسی شده به ترتیب آرسنیک ($0/28$) < نیکل ($0/14$) < جیوه ($0/13$) < کروم ($0/76$) < مس ($0/46$) < منگنز ($0/38$) < روی ($0/35$) < کادمیم ($0/11$) بود. همانطور که مشخص است مقدار این فاکتور در عنصر آرسنیک همانند سایر شاخص‌ها بیش‌ترین مقدار را دارا است.

با توجه به مقادیر بدست آمده از این شاخص‌ها، احتمال ورود آرسنیک، نیکل و جیوه از رسوبات به آب و در نهایت بدن ماهیان نیز وجود دارد، به ویژه در ایستگاه‌های ۹ تا ۱۲ که مقدار هدایت الکتریکی، کربنات کلسیم، گچ و ظرفیت تبادل کاتیونی نیز بالاتر از سایر ایستگاه‌هاست. یکی از دلایل افزایش غلظت این عناصر در رسوبات مقدار بالاتر ظرفیت تبادل کاتیونی است که باعث افزایش نگه‌داری آرسنیک، جیوه و نقره در این خاک‌ها می‌شود. همچنین، فراوانی این عناصر در آب و رسوبات عموماً از هوازگی شیمیایی و چرخه‌های رسوبی و انحلال آن در آب نشأت می‌گیرد (Hamed et al., 2013).

براساس بررسی‌های حمزه و همکاران (Hamzeh et al., 2014)، منشاء ژئوشیمیایی و اثرات آلودگی فلزات سنگین در بنادر صیادی رمین و بریس در دریای عمان به کمک شاخص زمین‌انباشت (Igeo) و فاکتور غنی‌شدگی (EF) صورت گرفته است، ترتیب غلظت فلزات سنگین در منطقه به صورت: مس < روی < سرب < کادمیم < نیکل <

آلودگی نیکل در اکثر ایستگاه‌های نمونه‌برداری (شکل ۳) بالاتر از یک و کمتر از سه بوده است. با توجه به اطلاعات بدست آمده می‌توان گفت آلودگی متوسط رسوبات به جیوه و نیکل در ایستگاه‌های ذکر شده وجود دارد (جدول ۲). شاخص آلودگی آرسنیک در همه ایستگاه‌های نمونه برداری بیش‌تر از یک بود که نشان‌دهنده آلودگی متوسط رسوبات به آرسنیک می‌باشد. در دو ایستگاه شماره ۵ ($3/09$) و ۱۱ ($3/04$) مقدار شاخص آلودگی آرسنیک از سه تجاوز کرد که نشان‌دهنده سطح بالای آلودگی رسوبات به آرسنیک در این دو ایستگاه می‌باشد (جدول ۲). با توجه به نزدیکی ایستگاه‌های شماره ۹ تا ۱۲ به مزارع کشاورزی (شکل ۱)، بالا بودن میزان غلظت برخی از عناصر سنگین را در این ایستگاه‌ها که به صورت موردی و در مقادیر کم مشاهده شده است، می‌توان ناشی از منابع انسانی همچون استفاده بیش از حد از نهاده‌های کشاورزی، کاربرد سموم و کود شیمیایی، ورود زه‌آبهای اراضی زراعی به رودخانه و دریاچه سد، زیاد بودن نسبت سطح به حجم رسوبات دانه ریز و کمتر از ۶۳ میکرون، بالا بودن بار مواد آلی، افزایش نسبت سطح به حجم در رسوبات و در نتیجه احتمال جذب سطحی بیش‌تر آلاینده‌ها بر روی آنها و مقاومت به انحلال در آب و لذا تجمع در رسوب نسبت داد (Buccolieri et al., 2006).

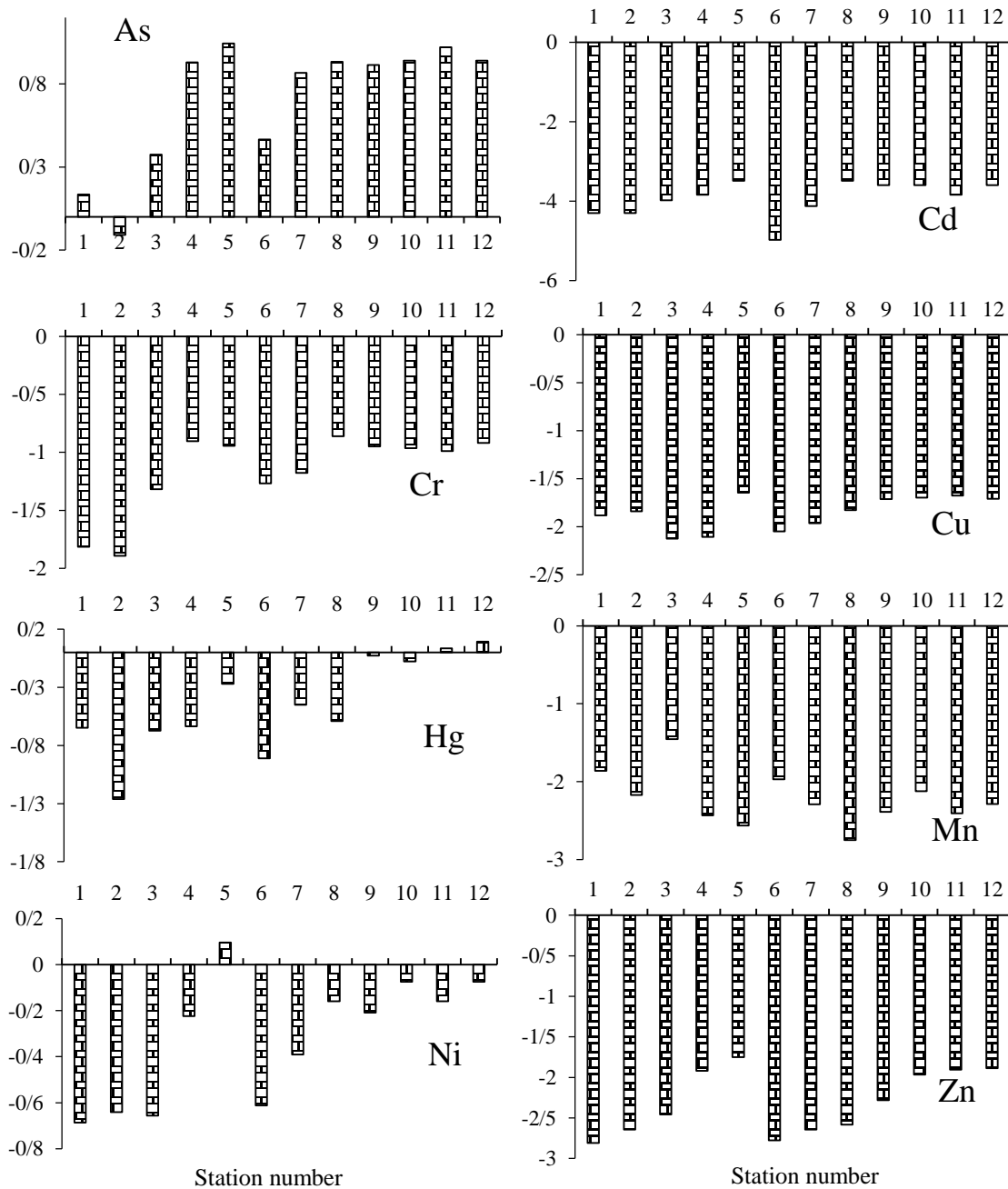
بررسی‌های ابدود و ناندینی (Aboud & Nandini, 2009) نشان داد که شاخص آلودگی برای نیکل از سایر عناصر بیش‌تر بوده است و سایر فلزات سنگین (سرب، کادمیم، مس، کروم، کبالت، روی و منگنز) نیز دارای غلظت‌های بالایی در رسوبات می‌باشند. در مطالعه دیگری، مقدار بالای شاخص‌های کیفیت رسوب برای عنصر آرسنیک گزارش شد (Yang et al., 2014). آن‌ها همچنین بیان کردند که علت بالا بودن غلظت آرسنیک در رسوبات عوامل کشاورزی و سوخت‌های فسیلی است که می‌تواند برای محیط زیست بسیار خطرناک باشد. همچنین، بسیاری محققان بر اهمیت آلودگی رسوبات برای اکوسیستم و پخش شدن وسیع این آلودگی‌ها در محیط زیست تأکید کرده‌اند (USEPA, 1997; Burton, 19991; Burton, 2002).

فاکتور غنی‌شدگی

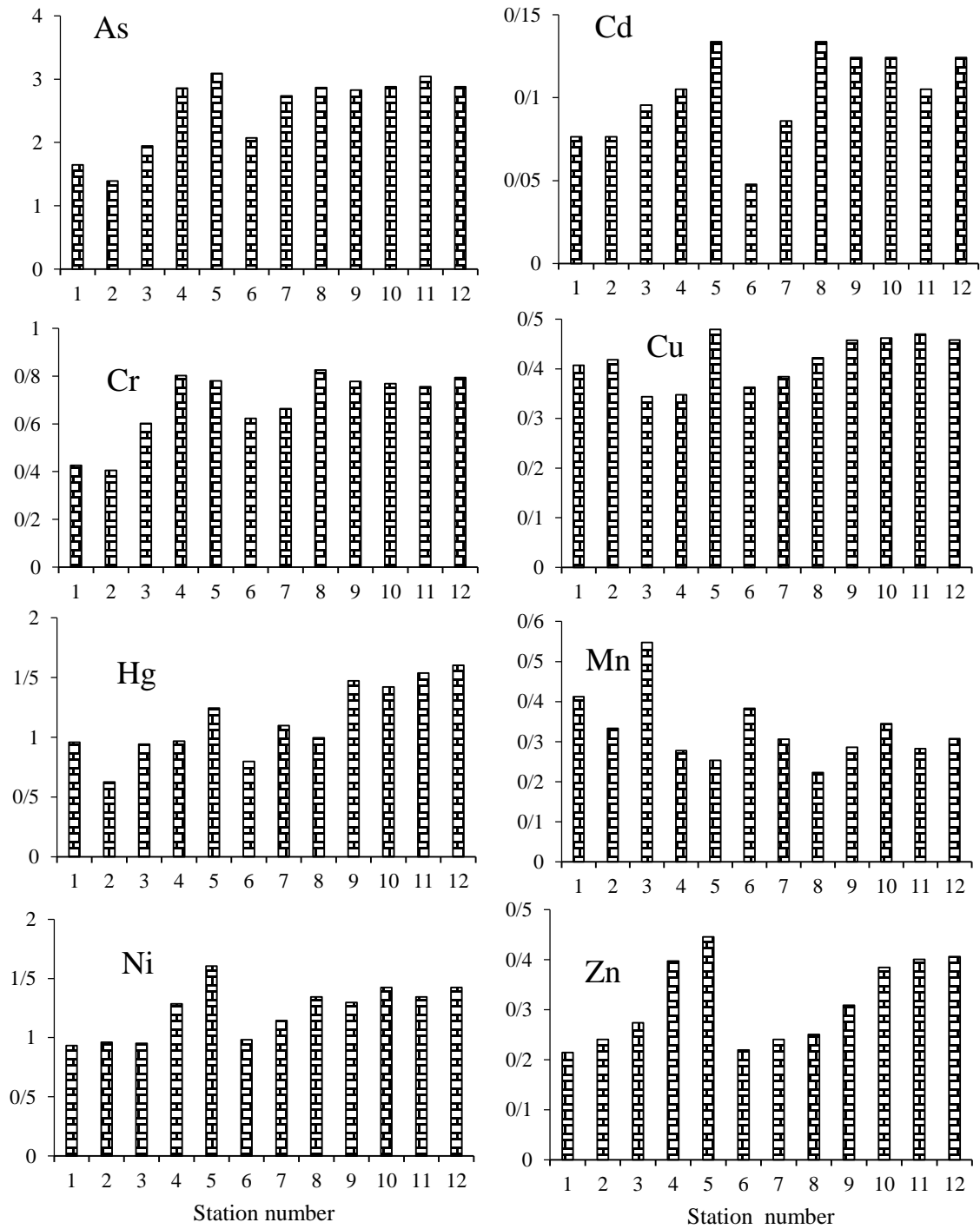
ارزیابی فاکتور غنی‌شدگی روش مناسبی برای تفکیک منشأ طبیعی و انسان‌زاد آلودگی است (Sutherland,

همچنین، عنصر کروم از غنی‌شدگی متوسطی برخوردار بود.

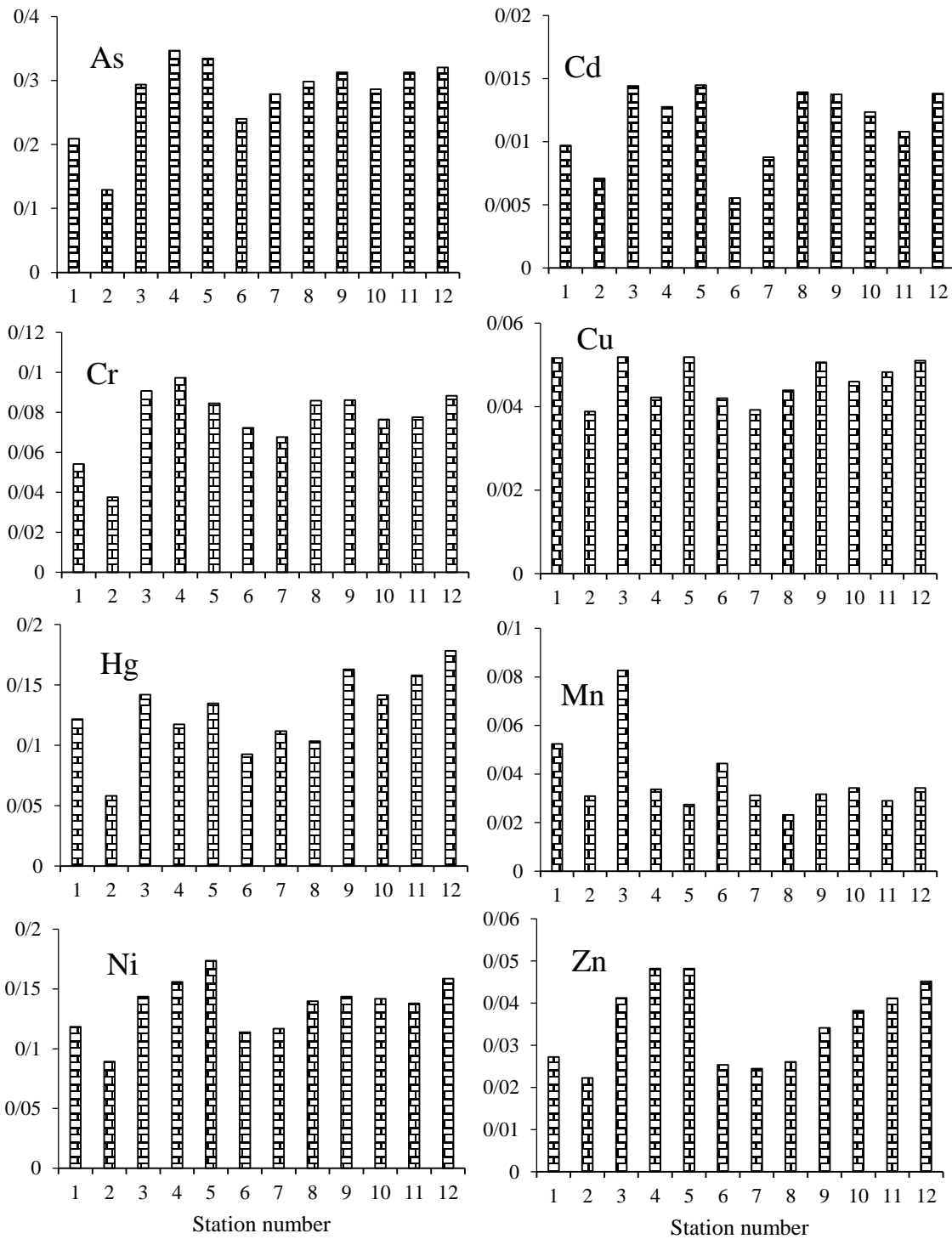
آرسنیک گزارش شد. در بررسی آن‌ها مقدار شاخص غنی‌شدگی مس بیش‌تر از روی و کادمیم بودند اما مقدار غنی‌شدگی نیکل و آرسنیک از سایر فلزات کمتر بودند.



شکل ۲- مقدار شاخص زمین انباشت برای عناصر مطالعه شده در ایستگاه‌های نمونه برداری
 Figure 2. The amount of geochemical accumulation index for studied elements in sampling stations



شکل ۳- مقدار شاخص آلودگی برای عناصر مطالعه شده در ایستگاه های نمونه برداری
Figure 3. Contamination index value for studied elements in sampling stations



شکل ۴- مقدار فاکتور غنی‌شدگی برای عناصر مطالعه شده در ایستگاه‌های نمونه برداری

Figure 4. The amount of enrichment factor for studied elements in sampling stations

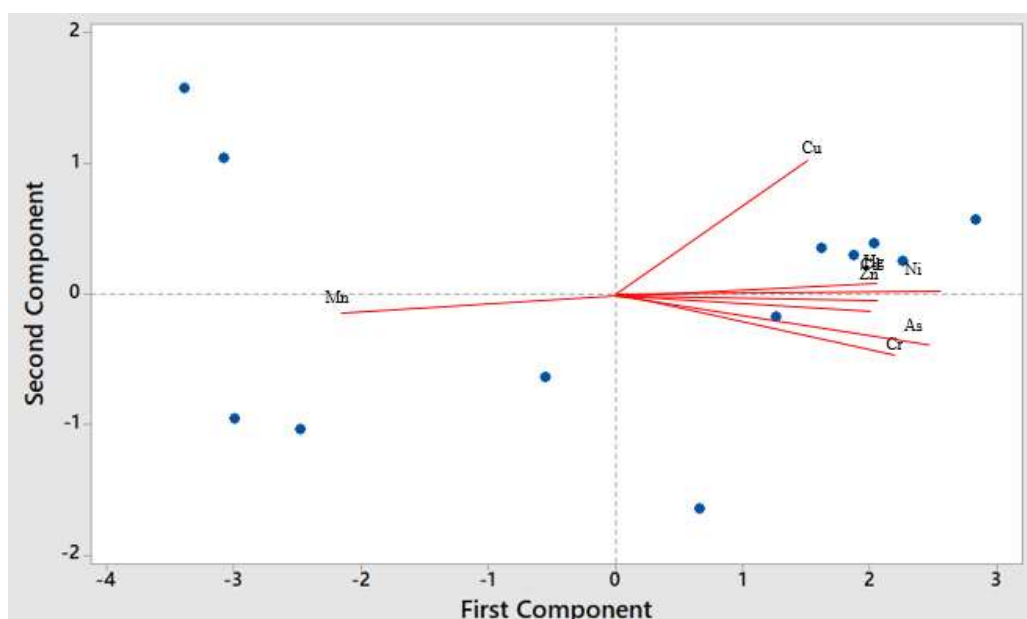
همچنین، مقدار مؤلفه اصلی شاخص آلودگی آرسنیک و نیکل از سایر عناصر بیش تر بود و به جزء منگنز که مقدار منفی از این شاخص در مؤلفه اول به دست آمد، سایر عناصر در مؤلفه اول مقادیر بالای ۰/۳ داشتند (جدول ۷). همبستگی مثبت بین عناصر نشان دهنده منبع آلاینده مشترک می باشد (Kribek et al., 2010) (شکل ۶). در فاکتور غنی‌شدگی، آزمون مؤلفه اصلی نشان داد که هیچ یک از عناصر رابطه منفی با دیگر عناصر ندارند و به جز منگنز، در تمام عناصر مقادیر بالاتر از ۰/۳ در مؤلفه اول مشاهده شد. در این فاکتور نیز مؤلفه اول برای آرسنیک و نیکل از تمام عناصر دیگر بیش تر بود، که تأیید کننده داده‌های مربوط به زمین‌انباشت و احتمال آلودگی بیش تر این دو عنصر در منطقه است. در مورد فاکتور غنی‌شدگی نیز در تمام عناصر مقدار مؤلفه اصلی اول بالای ۰/۳ (به جز در منگنز) بود که نشان‌دهنده بالا بودن خطر غنی‌شدگی این عناصر در سد کلان است.

از داده‌های تجزیه شده توسط آزمون مؤلفه اصلی برای سه پارامتر محاسبه مشخص شد که به جزء در مورد منگنز، تغییر و افزایش هر یک از عناصر با تغییر و افزایش عناصر دیگر همراه است. از طرفی در بین عناصر بررسی شده احتمال آلودگی بیش تر نیکل و آرسنیک در آینده نزدیک وجود دارد که این امر زندگی آبزیان و سلامت انسان را ممکن است با خطرات جدی مواجه کند.

آزمون مؤلفه اصلی برای شاخص‌های زمین‌انباشت، آلودگی و فاکتور غنی‌شدگی

به طور کلی، آزمون مؤلفه اصلی برای بررسی رابطه بین پارامترهای مطالعه شده در آزمایش استفاده می‌شود. این تحلیل در مطالعات مختلف نیز برای منشأیابی غلظت فلزات در خاک استفاده شده است و معمولاً قاعده این است که فلزاتی که در کنار یکدیگر قرار گرفته‌اند به احتمال زیاد از لحاظ منابع کنترل کننده مشابه هستند (Kribek et al., 2010).

با توجه به مقادیر شاخص به دست آمده در این مطالعه و تعداد ایستگاه‌ها، از این آنالیز برای تعیین میزان تقسیم عناصر بین مؤلفه‌های مختلف استفاده شد. نتایج آنالیز آزمون مؤلفه اصلی برای شاخص‌های محاسبه شده در اشکال ۵ تا ۷ و جدول ۶ تا ۸ آورده شده است. در بررسی شاخص زمین‌انباشت، مقدار اولین مؤلفه (جدول ۶) برای همه عناصر به جز منگنز و مس بیش تر از ۰/۳ بود و با توجه به شکل ۵ می‌توان گفت دارای وابستگی هستند. منگنز دارای وابستگی منفی با تمام عناصر در شاخص زمین‌انباشت بود. نیکل و آرسنیک نیز بالاترین مقادیر شاخص زمین‌انباشت را در آنالیز مؤلفه‌ای داشتند. که نشان دهنده پتانسیل آلودگی بیش تر این دو عنصر در این منطقه است.



شکل ۵- آزمون مؤلفه اصلی برای شاخص زمین‌انباشت در دو مولفه اول

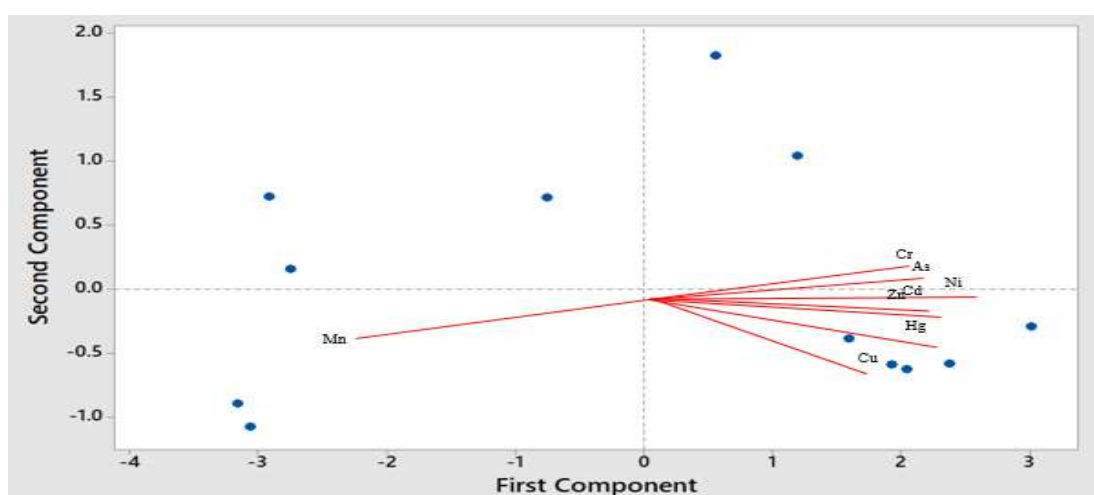
Figure 5. Principal component test for accumulation geochemical index in the first two components

جدول ۶- آزمون مؤلفه اصلی در شاخص زمین انباشت

Table 6. Principal component test on accumulation geochemical index

Eigenvalue	5.61	0.862	0.749	0.387	0.290	0.070	0.024	0.0071
Proportion	0.701	0.108	0.094	0.048	0.036	0.009	0.003	0.001
Cumulative	0.701	0.809	0.903	0.951	0.987	0.996	0.999	1

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
As	0.389	-0.354	0.053	0.281	-0.007	-0.071	-0.512	0.611
Cd	0.356	0.136	-0.074	-0.523	0.750	-0.047	0.003	0.104
Cr	0.366	-0.493	0.057	0.158	0.068	0.498	0.583	-0.050
Cu	0.282	0.770	-0.043	0.264	-0.111	0.378	0.122	0.294
Hg	0.355	0.051	-0.483	0.490	0.131	-0.504	0.121	-0.336
Mn	-0.295	-0.125	-0.801	-0.028	0.084	0.443	-0.217	0.069
Ni	0.414	0.027	0.105	-0.108	-0.157	0.331	-0.536	-0.619
Zn	0.352	-0.037	-0.318	-0.548	-0.609	-0.204	0.186	0.160



شکل ۶- آزمون مؤلفه اصلی برای شاخص آلودگی

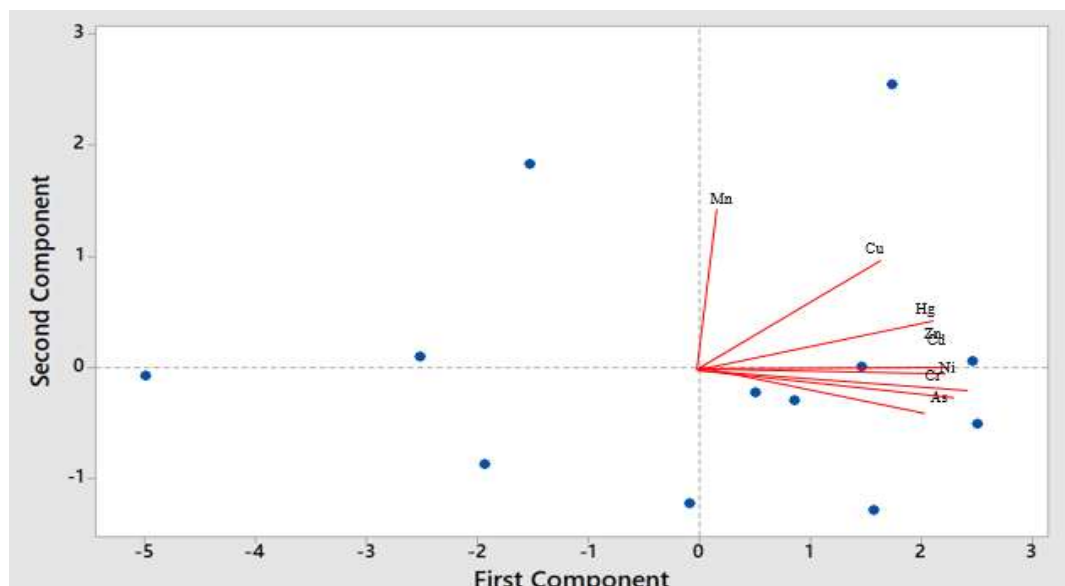
Figure 6. Principal component test for pollution index

جدول ۷- آزمون مؤلفه اصلی در شاخص آلودگی

Table 7. Principal component test on pollution index

Eigenvalue	5.71	0.797	0.724	0.347	0.314	0.067	0.031	0.0095
Proportion	0.714	0.100	0.091	0.043	0.039	0.008	0.004	0.001
Cumulative	0.714	0.813	0.904	0.947	0.987	0.995	0.999	1

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
As	0.390	0.316	0.082	-0.265	0.154	0.165	-0.640	-0.460
Cd	0.364	-0.035	0.049	0.187	-0.837	-0.335	-0.085	-0.097
Cr	0.366	0.469	0.171	-0.228	-0.076	0.286	0.686	-0.083
Cu	0.300	-0.707	-0.314	-0.069	-0.013	0.403	0.167	-0.340
Hg	0.345	-0.351	0.352	-0.556	0.197	-0.435	0.025	0.311
Mn	-0.290	-0.224	0.792	0.016	-0.220	0.423	-0.093	-0.060
Ni	0.409	0.029	-0.062	0.235	-0.011	0.445	-0.245	0.717
Zn	0.348	-0.072	0.331	0.688	0.428	-0.223	0.126	-0.204



شکل ۷- آزمون مؤلفه اصلی برای فاکتور غنی‌شدگی
Figure 7. Principal component test for enrichment factor

جدول ۸- آزمون مؤلفه اصلی در فاکتور غنی‌شدگی

Table 8. Principal component test for enrichment factor.

Eigenvalue	5.30	1.219	0.615	0.330	0.309	0.116	0.029	0.012
Proportion	0.662	0.161	0.077	0.041	0.039	0.015	0.004	0.001
Cumulative	0.662	0.824	0.901	0.947	0.980	0.995	0.999	1
Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
As	0.395	-0.268	-0.217	-0.319	0.088	-0.182	-0.634	-0.425
Cd	0.384	0.008	0.060	0.560	0.523	0.496	-0.061	-0.112
Cr	0.383	-0.152	-0.480	-0.212	0.241	-0.176	0.681	-0.036
Cu	0.306	0.492	0.495	0.097	0.065	-0.536	0.138	-0.315
Hg	0.367	0.149	0.398	-0.638	-0.006	0.455	0.043	0.262
Mn	0.030	0.788	-0.556	-0.043	-0.013	0.095	-0.210	0.118
Ni	0.419	-0.137	-0.008	0.245	-0.093	-0.357	-0.216	0.751
Zn	0.380	-0.028	-0.081	0.250	-0.805	0.243	0.135	-0.246

نتیجه‌گیری کلی

مورد مطالعه در همه ایستگاه‌های نمونه برداری کوچکتر از یک بوده است، لذا می‌توان نتیجه گرفت که مقدار عناصر سنگین در رسوبات مورد مطالعه ناشی از فعالیت‌های انسانی نبوده است. مقادیر بدست آمده از آنالیز مؤلفه اصلی بیانگر وجود رابطه همبستگی مثبت بین عناصر به جزء منگنز بود، که نشان دهنده منشأ مشترک ژئوژنیک در ورود این عناصر به رسوبات می‌باشد.

نتایج بررسی شاخص‌های کیفیت رسوب در ۱۲ ایستگاه نمونه‌برداری در محدوده رودخانه و دریاچه سد کلان ملایر، نشان داد که بیش‌ترین مقادیر شاخص‌های زمین‌انباشت، آلودگی و غنی‌شدگی مربوط به سه عنصر آرسنیک، نیکل و جیوه بود، که در ایستگاه‌های شماره ۹، ۱۰، ۱۱ و ۱۲ و در برخی موارد ایستگاه ۵ مشاهده شد. مقدار محاسبه شده فاکتور غنی‌شدگی برای تمامی عناصر

References

- Aazami J., and Taban P. 2018. Monitoring of heavy metals in water, sediment and Phragmites australis of Aras river along the Iranian-Armenian border. *Iranian Journal of Toxicology*, 2: 1-6. (In Persian)
- Aboud S.J., and Nandini N. 2009. Heavy metals analysis and sediment quality values in Urban Lakes. *American Journal of Environmental Sciences*, 5: 678-687.
- Bai J., Cui B., Chen B., Zhang K., Deng W., Gao H., and Xiao R. 2011. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from typical plateau lake wetland. *China Ecological Modeling*, 222: 301-306.
- Bárdossy A., Bogrdi I., and Duckstein L. 1984. Accuracy of sediment yield calculation, Working paper, Tiszadata, Budapest.
- Bermejo-Barrera P., Barciela-Alonso C., Aboal-Somoza M., and Bermejo-Barrera A. 1994. Slurry sampling for the determination of lead in marine sediments by electro thermal atomic absorption spectrometry using palladium-magnesium nitrate as chemical modifier. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 9: 469-475.
- Berndtsson J. 2010. Green roof performance towards management of runoff water quantity. *Quality, Journal of Ecological Engineering*, 36: 351-360.
- Beygi M., and Jalali M. 2018. Background levels of some trace elements in calcareous soils of the Hamedan Province, Iran. *Catena*, 162: 303-316.
- Bowen H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Element*. Academic Press. London. 217p.
- Buccolieri A., Buccolieri G., Cardellicchio N., Dell Atti A., Di Leo A., and Maci A. 2006. Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf, Ionian Sea, Southern Italy. *Journal of Marine Chemistry*, 99: 227-235.
- Burton G.A.J. 2002. Sediment quality criteria in use around the world *Limnology*, 3: 65-75.
- Burton G.A.J., 1991. Assessing freshwater sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 1585-1627.
- Cannon H.L. 1978. Trace metals in the soils. *Geochemical Journal*, 3: 17-31.
- Cao L.L., and Huang C.G. 2014. Pollution status of selected metals in surface sediments of the Pearl River Estuary and Daya Bay, South China Sea. *Journal of Residuals Science and Technology*, 11: 119-130.
- Chen M., and Ma L.Q. 2001. Comparison of three aqua regia digestion methods for twenty Florida soils. *Soil Science Society of America Journal*, 65: 491-499.
- Davodpour R., Sobhanardakani S., Cheraghi M., Abdi N., and Lorestani B. 2019. Honeybees (*Apis mellifera* L.) as a potential bioindicator for detection of toxic and essential elements in the environment (case study: Markazi Province, Iran). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 77: 344-358.
- Dehkordi S.S., Khanlari G.R., Mohammadi S.D., and Nikkhah M. 2010. Geological Engineering Survey of Kalan Dam Construction Engineering. Master Thesis. Bu Ali Sina University. (In Persian)
- Delman O., Demirak A., and Balci A. 2006. Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Journal of Food Chemistry*, 95: 157-162.
- Fedo C.M., Eriksson K., and Krogstad E.J. 1996. Geochemistry of shales from the Archean Abitibi greenstone belt, Canada: Implications for provenance and sourcearea weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60: 1751-1763.
- Förstner U., and Salomons W. 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part 1: assessment of sources and intensities. *Environmental Technology Letters*, 1: 494-505.
- GholamDokht Bandari M., and Rezaei P. 2015. Study of heavy metal pollution of coastal sediments of Hormoz Island and their origin. *Oceanography*, 10: 97-106. (In Persian)
- Guan Q., Wang L., Pan B., Guan W., Sun X., and Cai A. Distribution features and controls of heavy metals in surface sediments from the riverbed of the Ningxia-Inner Mongolian reaches, Yellow River, China. *Chemosphere*, 144: 29-42.
- Haghshenas A., Hatami-manesh M., Sadeghi M., Mirzaei M., and Mohammadi Bardkashki B. 2018. Determination and ecological risk assessment of heavy metals (Cd, Pb, Cu, Zn) in surface

- sediments of coastal regions of Bushehr Province. *Journal of Environmental Health Engineering*, 5: 359-374.
- Hall J.E. 2002. Bioconcentration, Bioaccumulation, and Biomagnification in Puget Sound Biota, Assessing the Ecological Risk of Chemical Contaminants in Puget Sound, University of Washington Tacoma, pp. 19-21.
- Hamed A., Lamiaa I., Mohamedein M., Mohamed A., El-Sawy S., Khalid M., and El-Moselhy M. 2013. Mercury and tin contents in water and sediments along the Mediterranean shoreline of Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 39: 75-81.
- Hamzeh M., Gharaii M., and Baskaleh Gh. 2014. Geochemical study of the origin and effects of heavy metal pollution in Ramis and Bryce fishing ports. *Oceanographic Journal*, 17: 21-31. (In Persian)
- Herna R., Romero A.H., Tovilla B., and Mallo E.A. 2004. Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico, *Journal of Marine Pollution, Bull*, 48: 1130-1141.
- Hossein Nia A., Tavassoly A., and Rezaei M. 2014. Evaluation of heavy metals in the sediments of the Persian Gulf, Case Study: Port Saheid Rajai. The 7th National Conference & Exhibition on Environmental Engineering. (In Persian)
- Hosseini N.S., Sobhanardakani S., Cheraghi M., Lorestani B., and Merrikhpour H. 2020. Heavy metal concentrations in roadside plants (*Achillea wilhelmsii* and *Cardaria draba*) and soils along some highways in Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-14.
- Islam M., Ahmed M., Raknuzzaman M., Habibullah -Al- Mamun M., and Kamrul Islam M. 2015. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48: 282-291.
- Jamshidi Zanjani A., and Saeedi M. 2015. A risk assessment index for bioavailability of metals in sediment: Anzali International Wetland case study. *Environment Earth Sciences*, 73: 2115-2126. (In Persian)
- Kabata-Pendias A., and Pendias H. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press: Boca Raton, Florida.
- Karbassi A.R., Saeedi, M., and Amirnejad R. 2008. Historical changes of heavy metals content and sequential extraction in a sediment core from the Gorgan Bay, Southeastern Caspian Sea, Indian *Journal of Marine Sciences*, 37: 267-272. (In Persian)
- Khaled A., ElNemr A., and ElSikaily A. 2006. An assessment of heavy metal contamination in surface sediments of the Suez Gulf using geoaccumulation indexes and statistical analysis. *Chemistry and Ecology*, 22: 239-252.
- Kříbek B., Majer V., Veselovský F., and Nyambe I. 2010. Discrimination of lithogenic and anthropogenic sources of metals and sulphur in soils of the central-northern part of the Zambian Copperbelt Mining District: A topsoil vs. subsurface soil concept. *Journal of Geochemical Exploration*, 104: 69-86.
- LahijanZadeh A. 2004. Measurement and determination of mercury, cadmium and lead in water, sediment and fish of Karun rivers, Master's thesis, Azad University, Khuzestan Branch of Science and Research. 21p. (In Persian)
- Lemly A.D., and Richardson C.J. 1997. Guidelines for risk assessment in wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 47: 117-134.
- Li R., Li R., Chai M., Shen X., Xu H., and Qiu G. 2015. Heavy metal contamination and ecological risk in Futian mangrove forest sediment in Shenzhen Bay, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 101: 448-456.
- Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., and Calder F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81-97
- Lu X., Wang L., Lei K., Huang J., and Zhai, Y. 2009. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 161: 1058-1062.

- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., and Berger T.A. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environment Contamination and Toxicology*, 39: 20-31.
- Melegy A., Cveckova V., Krcmova K., and Rapant S. 2010. Environmental risk assessment of some potentially toxic elements in El-Tabbian region (Cairo, Egypt). *Environmental Earth Sciences*, 61: 429- 439.
- Moghzi S., Saeidi M., and Jamshidi A. 2011. Assessment of heavy metal pollution in river sediments Babolrood using sediment pollution indicators. 6th Congress of Civil Engineering. Semnan University, Semnan. (In Persian)
- Moopam R. 1999. Manual of Oceanographic Observations and Pollutant Analysis Methods. ROPME. Kuwait, 1, 20p.
- Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of Rhine River. *Geochemical Journal*, 2: 108-118.
- Nosratipour Sh., Nael M., Sheklabadi M., and Sepahi A.A. 2015. The effect of parent materials and soil evolution on the amount and deep distribution of some heavy metals in the soils of Kaboudar Ahang region, Hamedan. *Journal of Water and Soil Conservation Research*, 22: 1-20. (In Persian)
- Persaud D.R., and Hayton A. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediments in Ontario, Standards Development Branch, Ontario Ministry of Environment and Energy, Toronto, Canada. 48-49.
- Power E.A., and Chapman P.M. 1992. Assessing Sediment Quality. *In: Sediment Toxicity Assessment*, G.A. Burton, Jr. (Ed.). Lewis Publishers, Boca Raton, FL. pp. 1-8.
- Rahimi H., Kohsari A.H., Ansari A.H., and Mohammad Torab F. 2011. Investigation of the mineralogy and genetic characteristics of Sanandaj-Sirjan mineral and its relationship with the relevant magnetic field. Master's thesis, Mining Exploration Department, Yazd University. (In Persian)
- Rowell D.L. 1994. Soil Science: Method and Application. Longman Group, London, 345p.
- Saberinasab F., and Mortazavi S. 2018. Evaluation of Pb, Zn, Cu and Ni Concentration in Arak Mighan wetland based on sediment pollution indices. *Journal of Water and Soil Science*, 22: 15-27.
- Saeedi M., and Hosseinzadeh M. 2012. Sorbed metals fractionation and risk assessment of release in river sediment and particulate matter. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 1737-1754.
- Saeedi M., Hosseinzadeh M., and Rajabzadeh M. 2011. Competitive heavy metals adsorption on natural bedsediments of Jajrood River, Iran. *Environmental Earth Sciences*, 62: 519-527.
- Saeedi M., Li L., Karbassi A.R., and Zanjani A.J. 2012. Sorbed metals fractionation and risk assessment of release in river sediment and particulate matter. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 1737-1754.
- Shukla R., and Sharma Y.K. 2009. Heavy metal toxicity in environment. *In: Environmental Monitoring and Management*, Trivedi, A., K. Jaiswal, B.N. Pandey and S.P. Trivedi (Eds.). Alfa Publications, ISBN-978-81-907843-8-2, pp. 137-162.
- Singh K.P., Mohan D., Singh V.K., and Malik A. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments a tributary of the Ganges. *Journal of Hydrology*, 312: 14-27.
- Spencer K.L., and MacLeod C.L. 2002. Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standard. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6: 989-998.
- Suter G.W. 2007. Ecological Risk Assessment. 2nd Edition. CRC Press. Taylor & Francis Group, Boca Raton, Fla. 680p.
- Sutherland R. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39: 611-627.
- Tomlinson D.L., Wilson J.G., Harris C.R., and Jeffrey D.W. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index . *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33: 566-575.

- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 1997. The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the united states. Vols. 1-3. EPA 823-R-97-006. Science and Technology Office, Washington, DC.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2005. Office of Water Regulations and Standards. EPA 440/5-86-001.
- Yang J., Zhang B., Peng X., Wang H., Li Z., Cai W., and Fang, H. 2014. Sediment quality assessment for heavy metal contamination in the Dongzhai Harbor (Hainan Island, China) with pollution Indices approach. *The Open Chemical Engineering Journal*, 8: 32-37.
- Yu K.C., Tsal L.J., Chen S.H., and Ho S.T. 2001. Chemical binding of heavy metals in anionic river sediments. *Water Research*, 35: 4086-4096.

Heavy Metals and Quality Index Monitoring in the Sediment of Kalan Dam, Malayer

Hajar Merrikhpour¹, Bahare Lorestani^{2*}, Mehrdad Cheraghi²

(Received: September, 2019

Accepted: July, 2020)

Abstract

Sediments are the most important sources in the study of aquatic ecosystems. Bottom marine sediments are sensitive indicators for monitoring pollutants as they act as a sink and a carrier for contaminations in aquatic environment. The objective of this research was to evaluate the degree of heavy metal contamination in Kalan Malayer dam and the extent of sediment quality according to three indices. In this study, heavy metals such as As, Cd, Cu, Cr, Mn, Hg, Ni and Zn in 12 station were measured of lake bed sediments. Then, sediment quality was analyzed by calculating of geo-accumulation index, pollution index and enrichment factor. The highest amount of pollution index respectively belonged to As (2.520), Ni (1.225) and Hg (1.138). The results obtained from pollution index, geo-accumulation index and enrichment factor indicated that the As, Ni and Hg were high in 9 to 12 stations. Multivariate principal component analysis (PCA) was performed on the indices data, and two components were extracted which explain 85% of the total variance, and the eigenvalues >1. All heavy metals (except Mn) had positive coefficients with each other. The stations 9 to 12 were located near agricultural farms and the high concentration of some heavy metals in these stations can be due to human and natural resources such as excessive use of agricultural field, the intensive use of pesticides and the entrance of chemical fertilizers aquifers.

Keywords: Enrichment, Geo-accumulation, Heavy metals, Pollution, Sediment

Merrikhpour H., Lorestani B. and Cheraghi M. 2021. Monitoring of heavy metals and quality index of sediment in lake Kalan Malayer dam. *Applied Soil Research*, 9(2):130-149.

1. Assistant Professor of Soil Science, Department of Agriculture, Sayyed Jamaledin Asadabadi University, Asadabad, Iran

2. Associate Professor, Department of Environment, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran

* Corresponding Author Email: lorestanibm1357@gmail.com