بررسی غلظت فلزات سنگین در رسوبات چهار رودخانه مهم منتهی به دریای خزر

محمد آبادی[۱]
عباسعلی زمانی[۲*]
عبدالحسین پری زنگنه[۳]
یونس خسروی[۴]
حمید بدیعی[۵]

۱، ۲، ۳. گروه علوم محیطزیست، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران
۴، ۵. گروه شیمی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

***مسئول مکاتبات:**
zamani@znu.ac.ir

کد مقاله: ۱۳۹۸۰۲۰۵۶۲
تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۰۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۶/۲۴
این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

فلزات سنگین در محیط‌های آبی از شکل محلول و مواد جامد معلق در رسوبات جذب و انباشته می‌شوند. انباشت نهایی فلزات سنگین در محیط‌های آبی رسوبات و بدن موجودات زنده است. انباشت زیستی فلزات سنگین از طریق شبکه غذایی نگرانی‌های ناشی از خطرهای بیولوژیکی و محیطزیستی بالقوه را فراهم می‌کنند. بنابراین پژوهش درزمینه آلودگی فلزات سنگین نقش مؤثری در حفاظت از بهداشت انسانی و کاهش خطرهای ناشی از آلودگی آن‌ها دارد. در این پژوهش به‌منظور سنجش آلودگی فلزات سنگین (آهن، منگنز، روی، مس، نیکل، سرب، کادمیوم و کبالت) در رسوبات سطحی (۰-۵ سانتی‌متر) چهار رودخانه مهم منتهی به دریای خزر (نکارود، تجن، سیاهرود و تالار)، از ۱۶ ایستگاه، نمونه‌های رسوب از بستر رودخانه‌ها در تابستان ۱۳۹۴ جمع‌آوری و پس از هضم با تیزاب سلطانی توسط دستگاه جذب اتمی شعله اندازه‌گیری شد. روند تغییر میانگین غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم فلز بر کیلوگرم رسوب) در رسوبات سطحی به‌صورت آهن (۲۳۳۰۰/۰۰) > روی (۲۰۲۸/۸۷) > منگنز (۷۰۱/۲۵) > نیکل (۳۶/۷۷) > سرب (۲۵/۷۷) > مس (۱۹/۶۲) > کبالت (۱۸/۶۲) > کادمیوم (۵/۶۲) بود. در بین عنصرهای موردمطالعه میانگین عنصرهای روی، کادمیوم و سرب بیش‌تر از غلظت میانگین رسوبات جهانی است. هم‌چنین تحلیل‌های آماری نشان داد مقدار عنصرهای آهن، منگنز، کبالت و مس در رودخانه سیاهرود، کادمیوم در رودخانه نکارود و روی در رودخانه تجن متفاوت است ($p<۰/۰۵$). استفاده از شاخص‌های درجه آلودگی (C_f)، پتانسیل خطر محیطزیستی (E_r)، غنی‌شدگی (EF) و زمین انباشتگی (I_{geo}) نشان داد که بیشینه ارزش شاخص‌های مطالعه شده متعلق به عنصر کادمیوم است. هم‌چنین نتایج شاخص‌های پتانسیل خطر محیطزیستی کل (RI)، درجه آلودگی کل (C_d) و بار آلودگی (PLI) حاکی از آن است که خطر محیطزیستی در رودخانه نکارود قابل‌توجه و بسیار نگران‌کننده است. این تحقیق ضرورت کنترل فعالیت‌های انسانی و استفاده از راهبردهای مدیریت و کنترل آلودگی در کیفیت رسوبات رودخانه‌های منتهی به دریای خزر را ثابت کرد.

واژگان کلیدی: آلودگی، رودخانه، رسوب، فلزات سنگین، شاخص‌های محیطزیست.

مقدمه

دریای خزر به‌عنوان بزرگ‌ترین بستر آبی محصور در کره‌ی هستی، یکی از مهم‌ترین دریاچه‌های جهان از منظر محیطزیستی، سیاسی و اقتصادی است. بهره‌برداری بی‌رویه و غیراصولی از منابع طبیعی این دریا، این اکوسیستم را به‌طور فزاینده‌ای تحت‌فشار تهدیدهای محیطزیستی قرار داده است (De Mora *et al*., 2004; Humbatov *et al*., 2015). تخلیه فاضلاب‌های صنعتی، تراکم بالای جمعیت، کشاورزی متراکم و بهره‌برداری از منابع فسیلی سبب شده است تا در طول چند دهه‌ی اخیر فشارهای محیطزیستی متعددی به این بستر آبی تحمیل شود (Parizanganeh *et al*., 2007). رودخانه‌های حوضه‌ی جنوبی دریای خزر در مرزهای سیاسی کشور ایران سهم ۵ درصدی از منابع تغذیه‌کننده آبی را به خود اختصاص داده‌اند (Humbatov *et al*., 2015). ازآنجایی‌که رشته‌کوه‌های البرز در فاصله اندکی از سواحل جنوبی

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

دریای خزر استقراریافته‌اند، رودخانه‌های این حوضه نقش چشم‌گیری در حمل رسوبات دارند. چراکه فاصله اندک و اختلاف ارتفاع زیاد بین سرچشمه با مصب رودخانه‌ها در این حوضه، می‌تواند در تخلیه رسوبات آلوده سهم بسزایی داشته باشد (مصطفوی، ۱۳۸۵).

امروزه آلودگی اکوسیستم‌های آبی به فلزات سمی به دلیل حضور منبع‌های نشر دهنده متعدد، پایداری، سمیت بالا، عدم تجزیه‌پذیری و تجمع زیستی در بخش زنده یک اکوسیستم بسیار موردتوجه همگان قرارگرفته است. آلودگی یک اکوسیستم به فلزات سمی، زنجیره غذایی و درنهایت سلامت و بهداشت جامعه انسانی را تهدید می‌کند (Malvandi, 2017). ورود فلزات سمی به یک اکوسیستم آبی توسط دو منبع انسانی و طبیعی صورت می‌گیرد که درنهایت آب، رسوب و بخش زیست‌شناسی این اکوسیستم‌ها مقصد نهایی فلزات سنگین منتقل‌شده است (Nguyen *et al*., 2016). پس از فراهم آمدن شرایط فیزیکی و شیمیایی و زیست‌شیمی محیط‌های آبی، فلزات سنگین از فاز محلول به رسوبات منتقل می‌شوند. بنابراین رسوبات نقش مهمی در انتقال و ذخیره‌سازی فلزات سمی ایفا می‌کنند (Zhang *et al*., 2009).

رسوبات رودخانه‌ای یکی از مسیرهای مناسب به‌منظور سنجش و نظارت بر آلودگی اکوسیستم‌های آبی می‌باشند؛ چراکه رسوبات نه‌تنها نقش بسزایی در انتقال آلاینده‌ها دارند، بلکه ازجمله منابع بالقوه ثانویه آلاینده‌ها در اکوسیستم‌های آبی نیز به‌حساب می‌آیند (Duodu *et al*., 2017). در این راستا بررسی کیفیت رسوبات رودخانه‌ای به‌عنوان یک رویکرد مناسب در سنجش غلظت فلزات سمی توجه محققین را به خود معطوف کرده است. نتایج پژوهش‌های انجام‌شده درزمینه بررسی غلظت فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌های مختلف نشان داد که در رسوبات رودخانه زرین‌گل استان گلستان روند تغییر غلظت فلزات سنگین به‌صورت آهن > آلومینیوم > منیزیم > سلنیوم > کروم > روی > آرسنیک > نیکل> کبالت > نقره است و بیش‌ترین مقدار میانگین شاخص‌های غنی‌شدگی، درجه آلودگی و زمین انباشتگی متعلق به عنصر سلنیوم و آرسنیک است و مقدار درجه آلودگی کل و ضریب بار آلودگی برای مجموع ایستگاه‌ها کم‌تر از سطح نگران‌کننده است (Malvandi, 2017). هم‌چنین در پژوهشی دیگر که توسط Ghanbarpour *et al*. (2013) در رسوبات حوضه آبخیز رودخانه تجن صورت گرفت، غلظت فلزات سنگین از روند آلومینیوم > آهن > کروم > نیکل > روی > کبالت > آرسنیک > سزیم > قلع > کادمیوم پیروی کردند و غلظت میانگین فلزات کبالت، آهن، کروم و نیکل بیش‌تر از غلظت میانگین جهانی پوسته زمین است. در مطالعه‌ای دیگر در رسوبات رودخانه نکا، مقصودی و همکاران (۱۳۹۴) روند کاهش غلظت فلزات سنگین را به‌صورت آهن > روی > کروم > وانادیوم > نیکل > مس > سرب > کبالت > قلع > کادمیوم > نقره گزارش کردند و عنصرهای نقره، کادمیوم و قلع دارای غنی‌شدگی بسیار شدید و عنصرهای نقره و کادمیوم در تمامی ایستگاه‌ها مقادیر زمین انباشتگی شدید تا بسیار شدید را نشان دادند. هم‌چنین محققین بیان کردند، می‌توان از عامل‌های آلاینده در محدوده موردمطالعه، پساب‌های حاصل از معادن زغال‌سنگ، ایستگاه راه‌آهن و کارخانه‌های بزرگ همچون کارخانه چوب و کاغذ نکا را اشاره کرد. در پژوهشی دیگر در رسوبات رودخانه سرخ کشور ویتنام (Nguyen *et al*., 2016) روند تغییر غلظت فلزات سنگین به‌صورت وانادیوم > روی > مس > کروم > سرب > نیکل > کادمیوم است و غنی‌شدگی عنصرهای نیکل، سرب، کادمیوم، مس و روی سطح نگران‌کننده را نشان دادند که جزء آلاینده‌های غالب رودخانه سرخ می‌باشند. Kim و همکاران (۲۰۱۱) روند تغییر غلظت فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌ی هان کشور کره را به‌صورت آهن > منگنز > روی > جیوه > کروم > سرب > مس > نیکل > کبالت > آرسنیک > کادمیوم گزارش کردند و نشان دادند بیش-ترین مقدار میانگین غنی‌شدگی عنصرها در مطالعه آن‌ها متعلق به عنصرهای جیوه، مس، روی و کادمیوم است. در پژوهش انجام‌شده توسط Bilinski (۲۰۰۸)، کاهش غلظت فلزات سنگین در رسوبات رودخانه سوا در کشور اسلوونی از روند آهن > منگنز > روی > سرب > نیکل > مس > کبالت > کادمیوم پیروی کردند.

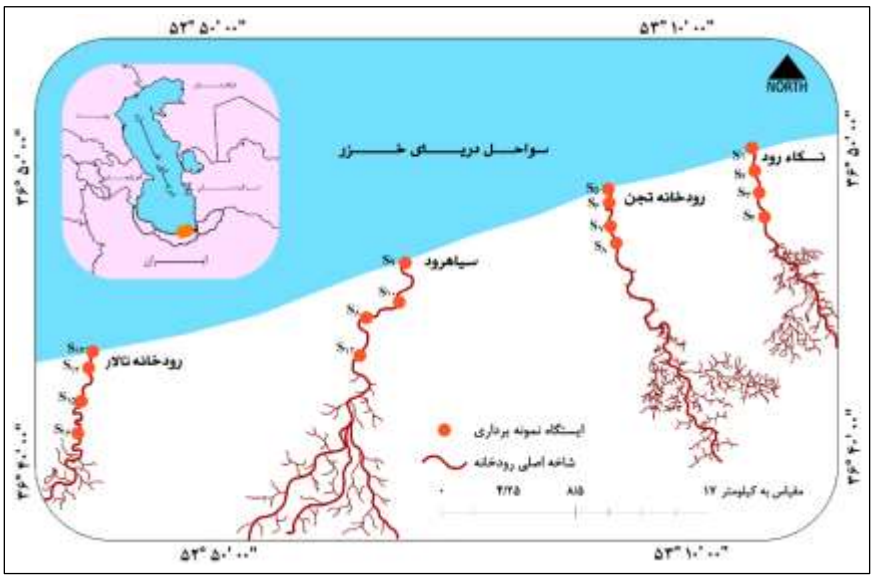
با توجه به اهمیت رسوبات رودخانه‌ای در سنجش غلظت فلزات سنگین در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای، می‌توان گفت اهمیت پژوهش‌هایی با این محور اعتبار مناسبی دارند و استمرار بررسی‌های فوق در دوره‌های زمانی و مکانی مختلف می‌تواند راهگشایی مناسب در مدیریت این اکوسیستم‌ها باشد. رودخانه‌های نکارود، تجن، سیاهرود و تالار ازجمله رودخانه‌های مهم در سواحل استان مازندران می‌باشند که حوزه‌ی آبریز این رودخانه‌ها پذیرای آلودگی‌های ناشی از فاضلاب‌های معادن، صنایع، کشاورزی، مسکونی و شیلاتی است. ازاین‌رو تجزیه‌وتحلیل نمونه‌های

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

رسوب رودخانه‌های مذکور روشی مناسب در سنجش آلودگی فلزات سنگین می‌باشد و دست‌یابی به اطلاعات جامع‌تر درزمینه مدیریت و کنترل مشکل‌های محیط‌زیستی اکوسیستم‌های فوق را می‌تواند فراهم کند.

مواد و روش‌ها

چهار رودخانه‌ی موردمطالعه در کار حاضر، نکارود، تجن، سیاهرود و تالار در غرب استان مازندران و در محدوده‌ی بین شهرهای نکا و بابل قرار دارند (شکل ۱). این رودخانه‌ها از جنوب به رشته‌کوه‌های البرز (سرچشمه آن‌ها) و از شمال به دریای خزر منتهی می‌شوند. منطقه مذکور با ویژگی آب‌وهوای معتدل مرطوب با تابستان‌های گرم و مرطوب و زمستان‌های معتدل، متوسط بارندگی ۷۰۰ میلی‌متر، دمای ۱۶/۸ سانتی‌گراد و با مجموع حوضه آبریز ۹۲۰۰ کیلومترمربع مشخص می‌شود. رودخانه‌های موردمطالعه از مهم‌ترین رودخانه‌های منتهی به دریای خزر در مرزهای سیاسی استان مازندران می‌باشند. ورود آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، صنعتی، استحصال سوخت‌های فسیلی و رشد شهرنشینی سبب شده است تا بر نگرانی‌های محیط‌زیستی مردم ساکن در منطقه بیافزاید (قشلاقی و رستمی، ۱۳۹۵؛ مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴؛ مصطفوی، ۱۳۸۵). در شکل ۱، موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوبات چهار رودخانه موردمطالعه نشان داده‌شده است.



شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوب در چهار رودخانه موردمطالعه.

به‌منظور بررسی و ارزیابی غلظت فلزات سنگین در رسوبات چهار رودخانه نکارود، تجن، سیاهرود و تالار از چهار ایستگاه در فاصله‌های منظم از مصب هر یک از رودخانه‌ها، نمونه‌های رسوب با استفاده از گراب فولادی ضدزنگ در تابستان ۱۳۹۴جمع‌آوری و در ظرف‌های پلی-اتیلنی که پیش‌تر با محلول اسید نیتریک ۵ درصد شستشو داده‌شده بودند نگه‌داری و به آزمایشگاه علوم محیط‌زیست دانشگاه زنجان منتقل شد. در آزمایشگاه به‌منظور حذف رطوبت، نمونه‌های رسوب به مدت ۲۴ الی ۴۸ ساعت در هوای آزاد قرار گرفتند و در ادامه از الک ۶۳ میکرون (۲۳۰ =Mesh) عبور داده شدند و تا زمانی که آزمایش‌های موردنظر بر روی آن‌ها انجام شود در جای خشک و سربسته نگهداری شدند. به‌منظور اندازه‌گیری pH و هدایت الکتریکی (EC)، مقدار ۱۰ گرم از نمونه‌های رسوب با ترازو توزین و به درون ارلن‌های ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

سپس مقدار ۲۵ میلی‌لیتر آب مقطر فوق خالص به آن اضافه شد و به مدت ۱۵ دقیقه سوسپانسیون تشکیل‌شده بر روی همزن الکتریکی قرار داده شد. پس از اتمام زمان مخلوط شدن، به مدت ۳۰ دقیقه سوسپانسیون تشکیل‌شده به حال خود رها شد و در ادامه جهت سنجش پراسنجه-های مذکور از دستگاه مولتی‌متر (HQ 40d Hach Multi Meter) استفاده شد (Monroy *et al*., 2014).

در اندازه‌گیری محتوای مواد آلی کل (Total Organic Matter) موجود در نمونه‌های رسوب مقدار ۵ گرم از نمونه عبور داده‌شده از الک ۶۳ میکرون توزین شد و سپس به درون ظرف بوته‌چینی ریخته شد. نمونه به مدت ۴ ساعت در دمای ۵۴۰ سانتی‌گراد حرارت داده شد. پس از پایان زمان سوختن مواد آلی و کاهش دمای بوته‌چینی، تفاوت وزن ایجادشده پیش و پس از سوختن نمونه محاسبه گردید و با جایگذاری در معادله ۱، درصد محتوای مواد آلی کل هر یک از نمونه‌ها محاسبه گردید (Bastami *et al*., 2015).

رابطه ۱:
$$(\mathrm{TOM}, \%) = \left[\frac{(\mathrm{B} - \mathrm{C})}{\mathrm{B}}\right] \times 100$$

در معادله ۱، TOM درصد مواد آلی، B وزن رسوب اولیه پیش از سوختن و C وزن رسوب ثانویه پس از سوختن است.

هم‌چنین در اندازه‌گیری مقدار کلسیم کربنات موجود در نمونه‌های رسوب، مقدار ۲ گرم از نمونه رسوب عبور داده‌شده از الک ۶۳ میکرون توزین شد و سپس به ظرف ارلن ۵۰ میلی‌لیتری که پیش‌تر توسط ۱۰ میلی‌لیتر محلول هیدروکلریک اسید ۳ مولار (HCl 3M) و آهن کلرید ۳ درصد ($FeCl_2$ 3%) پرشده بود و راه خروج تبادل هوا در این ارلن محدودتر شده بود به‌آرامی اضافه شد. در ادامه کار نمونه‌ها توسط همزن الکتریکی هم زده شدند تا گاز کربن دی‌اکسید خارج‌شده که مقدار آن نشان‌دهنده مقدار کلسیم کربنات رسوب است به‌طور کامل انجام گیرد. تغییر وزن ایجادشده در نمونه‌ها که به دلیل خروج گاز کربن دی‌اکسید است نشان‌دهنده مقدار کلسیم کربنات رسوب می‌باشد. مقدار کلسیم کربنات در هر یک از نمونه‌ها با توجه به رابطه ۲ محاسبه گردید (Loeppert and Suarez, 1996; Frank *et al*., 2002).

رابطه ۲:
$$(\mathrm{CaCO_3}\ \%) = \left(\frac{\mathrm{g\ CO_2\ lost}}{\mathrm{g\ Soil}}\right) \times \left(\frac{\mathrm{g\ CaCO_3 mol^{-1}}}{\mathrm{g\ CO_2 mol^{-1}}}\right) \times (100) = \left(\frac{\mathrm{g\ CO_2\ lost}}{\mathrm{g\ Soil}}\right) \times (2.273)(100)$$

دررابطه ۲، درصد کلسیم کربنات برابر است با مقدار کربن دی‌اکسید خارج‌شده ($g\ CO_2$) که از تفاوت وزن نمونه، پیش و پس از اضافه شدن به محلول محاسبه‌شده است، تقسیم‌بر وزن نمونه اولیه (g Soil) رسوب ضرب‌در عدد ۱۰۰ می‌باشد.

در هضم نمونه‌های رسوب، ۳ گرم از نمونه ۶۳ میکرون توزین و به ظرف شیشه‌ای دربدار ۱۰۰ میلی‌لیتری منتقل گردید. سپس به نمونه‌ها کمی آب و در ادامه ۲۱ میلی‌لیتر مخلوطی از ۷ میلی‌لیتر نیتریک اسید غلیظ و ۱۴ میلی‌لیتر هیدروکلریک اسید غلیظ اضافه شد و به مدت ۲۴ ساعت در زیر هود قرار داده شدند. پس از گذشت زمان، محتوی ظرف به بالن تقطیر ۱۰۰ میلی‌لیتری منتقل و به مدت ۲ ساعت نمونه‌ها بر روی اجاقک با دمای ۱۰۰ سانتی‌گراد رفلاکس شدند. پس از کاهش دما، نمونه‌ها با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۰/۴۲ میکرون صاف و با نیتریک اسید ۲ مولار به حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رسانده شد و جهت اندازه‌گیری فلزات سنگین از دستگاه جذب اتمی (AAS Varian 220) با روش منحنی درجه‌بندی استفاده شد (Sastre *et al*., 2002).

در این مطالعه تلاش شده است، دست‌یابی به یک ارزیابی واقعی از آلودگی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌ها و نمایش بهتر وضعیت بوم‌شناختی نمونه‌های رسوب در اکوسیستم‌هایی با ماتریکس پیچیده با استفاده از شاخص‌های کیفیت رسوب فراهم شود. بدین منظور از شاخص‌های پرکاربرد به‌منظور ارزیابی و تخمین شدت آلودگی نمونه‌های رسوب استفاده شد.

شاخص غنی‌شدگی EF (Enrichment factor) به‌طور گسترده به‌منظور برآورد منبع یک فلز (انسانی یا طبیعی) در نمونه‌های رسوب و خاک با استفاده از رابطه ۳ محاسبه شد.

رابطه ۳:
$$\mathrm{Enrichment\ Factor(EF)} = (\mathrm{C_S}/\mathrm{C_{Fe}})_{\mathrm{Sample}}/(\mathrm{C_S}/\mathrm{C_{Fe}})_{\mathrm{Bacground}}$$

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

در این شاخص مقدار یون فلزی در رسوب آلوده با غلظت آن یون در نمونه زمینه (مقدار طبیعی) مقایسه می‌شود. برای محاسبه این شاخص از یک فلز (به‌طورمعمول آهن یا آلومینیوم) که کم‌ترین سطح آلودگی انسانی را دارند به‌عنوان نرمالیزکننده استفاده می‌شود. در این راستا در مطالعه حاضر از عنصر آهن برای جداسازی مؤلفه انسانی از طبیعی استفاده شد. در معادله ۴ $C_{s/Sample}$ غلظت یک عنصر مشخص در نمونه رسوب موردمطالعه، $C_{Fe/Sample}$ غلظت عنصر آهن در نمونه رسوب، $C_{s/Bcaground}$ غلظت میانگین عنصر در نمونه زمینه و $C_{Fe/Bcaground}$ غلظت میانگین آهن در نمونه زمینه می‌باشد. ازآنجایی‌که مقدارهای پس‌زمینه برای رودخانه‌های مطالعه حاضر موجود نیست از مقدارهای میانگین جهانی فلزها در رسوبات استفاده شد که به ترتیب برای عنصرهای آهن، منگنز، روی، مس، کادمیوم، سرب، کبالت و نیکل برابر با ۴۶۷۰۰، ۸۵۰، ۹۵، ۴۵، ۰/۳، ۲۰، ۹۰ و ۶۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. این شاخص دارای هفت رده مختلف است که در جدول ۱ مشخصه‌های هر رده آورده شده است (Agah *et al*., 2016; Chabukdhara and Nema, 2012).

شاخص زمین انباشتگی I_{geo} (Geoaccumulation Index) توسط مولر در سال ۱۹۷۹ معرفی شد، معیار دیگری برای تعیین درجه آلایندگی رسوب است و از رابطه ۴ محاسبه می‌شود (Müller, 1981; Jiang *et al*., 2014).

رابطه ۴: $$I_{geo} = \log_2(C_n / 1.5B_n)$$

در معادله ۴، C_n غلظت فلز موردسنجش در نمونه رسوب، B_n غلظت زمینه‌ای ژئوشیمیایی فلز و ضریب ۱/۵، ضریب تصحیح تأثیر لیتوژنیکی مقدار غلظت زمینه می‌باشد. در این شاخص تفسیر اطلاعات به‌دست‌آمده با توجه به جدول ۱ صورت می‌پذیرد.

در تعیین شاخص پتانسیل خطر کل محیطزیستی RI (Potential ecological risk)، پتانسیل خطر محیطزیستی فلزات سنگین در رسوب با استفاده از شاخص پتانسیل خطر که توسط هاکانسن (1980) ارائه‌شده است با توجه به معادله‌های ۵، ۶، ۷ و ۸ محاسبه گردید (Hakanson, 1980; Karydas *et al*., 2015; Effendi *et al*., 2017).

رابطه ۵: $$C_f^i = C_s^i / C_n^i$$

رابطه ۶: $$C_d = \sum_{i=1}^{m} C_f^i$$

رابطه ۷: $$E_r^i = T_r^i \times C_f^i$$

رابطه ۸: $$RI = \sum_{i=1}^{m} E_r^i$$

درجه آلودگی C_f از تقسیم کردن غلظت یک فلز در نمونه رسوب جمع‌آوری‌شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به دست می‌آید (Chabukdhara and Nema, 2012; Buccolieri *et al*., 2006). در معادله‌های فوق، C_f شاخص درجه آلودگی یک فلز، C_s غلظت میانگین فلز در نمونه رسوب،C_n غلظت میانگین فلز درزمینه است. C_d درجه آلودگی کل برابر است با مجموع درجه آلودگی عنصرها در یک ایستگاه می‌باشد. هرکدام از شاخص‌های ذکرشده دارای چهار طبقه می‌باشد که در جدول ۱ مشخصه‌های هر طبقه آورده شده است. ضریب پتانسیل خطر محیطزیستی E_r دارای پنج رده است که از حاصل‌ضرب ضریب سمیت هر فلز T_r (ضریب واکنش سمیت برای عنصرهای روی، مس، سرب، کادمیوم، منگنز، نیکل و کبالت به ترتیب برابر با ۱، ۵، ۵، ۳۰، ۱، ۶ و ۲ است) در درجه آلودگی هر عنصر C_f به دست می‌آید در جدول ۱ مشخصه هر رده شاخص فوق آورده شده است (Jamshidi and Bastami, 2017; Hakanson, 1980; Xu *et al*., 2008). RI پتانسیل کل خطر آلودگی محیطزیستی، برابر با مجموع پتانسیل خطر محیطزیستی عنصرهای موردمطالعه در یک ایستگاه است که در جدول ۱ جزییات خطرهای هر طبقه آورده شده است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

ضریب بار آلودگی PLI (Pollution Load Index) از دیگر شاخص‌های موردبررسی در مطالعه حاضر است که با توجه رابطه ۹ محاسبه گردید.

رابطه ۹:

$$PLI = (C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \times ... C_{fn})^{\frac{1}{n}}$$

از شاخص بار آلودگی PLI برای تعیین آلودگی یکپارچه گروه‌های سمی (تمامی فلزات موردبررسی) در یک ایستگاه، با محاسبه ریشه n ام درجه آلودگی عنصرهای موردمطالعه استفاده می‌شود. اگر شاخص بار آلودگی بیش‌تر از یک باشد نشان از آلودگی و مقدارهای کم‌تر از ۱ حاکی از عدم آلودگی در نمونه‌های رسوب است (Godwin *et al*., 2015; Manoj and Padhy, 2014).

در تجزیه‌وتحلیل داده‌های حاصل از اندازه‌گیری فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب از نرم‌افزار اس. پی. اس. اس نسخه ۲۰ و اکسل ۲۰۱۳ استفاده شد. سطح اطمینان به‌کاربرده شده ۹۵ درصد می‌باشد و پیش از آغاز آزمون توزیع داده‌ها بررسی شد. بررسی توزیع نرمال داده‌های نمونه رسوب، با استفاده از آزمون شاپیرو–ویلیک (Shspiro-Wilk) و کولموگراف–اسمیرنف (Kolmogorov- Smirnov) با حدود اطمینان ۹۵-درصد فرض نرمال بودن داده‌ها را تأیید نکرد و با توجه به این موضوع از آزمون‌های ناپارامتریک (Kruskal-Wallis) در تحلیل‌های آماری استفاده شد. با توجه به نتایج آزمون کروسکال– والیس و مشاهده تفاوت معنی‌دار، به‌منظور مقایسه‌ی چندگانه میانگین غلظت فلزات سنگین و مقدار پراسنجه‌ها در بین ایستگاه‌های هر یک از رودخانه‌های موردمطالعه از آزمون یو مان ویتنی (U Mann Whitney) و در بین چهار رودخانه از آزمون پست‌هاک (Post-hoc) ، روش توکی (Tukey) به‌عنوان پرکاربردترین روش برای بررسی میزان اختلاف بین گروه‌ها استفاده شد. هم‌چنین از آزمون همبستگی اسپیرمن (Spearman) برای نمایش ارتباط خطی بین غلظت فلزات و پراسنجه‌ها استفاده شد. در تمام آزمون‌های آماری سطح معنی‌داری برابر P=۰/۰۵ در نظر گرفته شد.

جدول ۱: طبقه‌بندی هر یک از شاخص‌های EF، I_{geo}، E_r^i، C_f^i، C_d و RI.

مقدار EF		درجه غنا	مقدار I_{geo}		سطح آلودگی	مقدار E_r^i		رده خطر
EF	<۱	بدون غنی‌شدگی	I_{geo}	≤۰	کاملاً غیر آلوده			
EF	۱≤ <۳	غنای جزئی	I_{geo}	۰< ≤۱	غیر آلوده تا آلودگی متوسط	E_r^i	<۴۰	خطر کم
EF	۳≤ <۵	غنای متوسط	I_{geo}	۱< ≤۲	آلودگی متوسط	E_r^i	۴۰≤ <۸۰	خطر متوسط
EF	۵≤ <۱۰	غنای نسبتاً شدید	I_{geo}	۲< ≤۳	آلودگی متوسط تا شدید	E_r^i	۸۰≤ <۱۶۰	خطر بالا
EF	۱۰≤ <۲۵	غنای شدید	I_{geo}	۳< ≤۴	آلودگی شدید	E_r^i	۱۶۰≤ <۳۲۰	خطر شدید
EF	۲۵≤ <۵۰	غنای بسیار شدید	I_{geo}	۴< ≤۵	آلودگی شدید تا خیلی شدید	E_r^i	≥۳۲۰	خطر خیلی شدید
EF	>۵۰	غنای فوق شدید	I_{geo}	>۵	آلودگی خیلی شدید			
مقدار C_f^i		**درجه آلودگی**	**مقدار C_d**		**درجه آلودگی**	**مقدار RI**		**رده خطر**
C_f^i	<۱	آلودگی کم	C_d	<۸	آلودگی کم	RI	<۱۵۰	خطر کم
C_f^i	۱≤ <۳	آلودگی متوسط	C_d	۸≤ <۱۶	آلودگی متوسط	RI	۱۵۰≤ <۳۰۰	خطر متوسط
C_f^i	۳≤ <۶	آلودگی زیاد	C_d	۱۶≤ <۳۲	آلودگی زیاد	RI	۳۰۰≤ <۶۰۰	خطر شدید
C_f^i	≥۶	آلودگی خیلی زیاد	C_d	≥۳۲	آلودگی خیلی زیاد	RI	≥۶۰۰	خطر خیلی شدید

EF (Enrichment factor), I_{geo} (Geoaccumulation index),E_r^i (Potential ecological risk individual coefficient),C_f^i (Individual pollution coefficient), C_d (Degree of contamination), RI (Potential ecological risk)

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

نتایج

غلظت فلزات اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری به همراه پراسنجه‌های فیزیکی و شیمیایی در رسوبات سطحی در جدول ۲ گزارش‌شده است. داده‌های حاصل‌شده از اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در مطالعه حاضر نشان داد که روند تغییر میانگین غلظت فلزات سنگین با واحد میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های رسوب به‌صورت آهن (۲۳۳۰۰) > روی (۲۰۲۵/۸۷) > منگنز (۷۰۱/۲۵) > نیکل (۳۶/۷۷) > سرب (۲۵/۷۷) > مس (۱۹/۶۲) > کبالت (۱۸/۶۲) > کادمیوم (۵/۶۲) بود. دامنه تغییر پراسنجه‌های اسیدیته ۷/۵۶-۸/۵۸؛ هدایت الکتریکی ۲۹۵-۵۴۵۰ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر؛ محتوای ترکیب آلی کل ۲/۱۲-۱۱/۳۰ درصد؛ کلسیم کربنات ۴/۹۰-۱۷/۸۰ درصد بود. بیش‌ترین میانگین مقدار عنصرهای سرب و کادمیوم در رودخانه نکارود، بیشینه مقدار عنصرهای مس، نیکل، کبالت، منگنز و آهن در رودخانه سیاهرود و بیشینه غلظت روی در رودخانه تجن اندازه‌گیری شد (جدول ۲).

جدول ۲: غلظت فلزات سنگین* و پراسنجه‌های فیزیکی و شیمیایی در نمونه‌های رسوب ایستگاه‌های موردمطالعه (۱۳۹۴).

شماره ایستگاه	نام رودخانه	مقدار فلزات سنگین به میلی‌گرم بر کیلوگرم (ppm) و فلز آهن به درصد (%)										پراسنجه‌های فیزیکی و شیمیایی			
		Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Mn	Fe	EC (µs/cm)	pH	%TOM	%$CaCO_3$
۱	نکارود	۱۸۶۰/۶۱	۷/۸۳	۱۲/۱۶	۱/۶۶	۲۳/۳۳	۱۴/۶۶	۴۷۳/۳۳	۱/۶۳	۲۲۳۰	۸/۴۹	۲/۷۸	۱۴/۴۰
۲		۲۴۵۳/۳۳	۲۲/۱۶	۸۲/۸۳	۴۰/۶۶	۳۳/۳۳	۱۹/۳۳	۴۰۰/۰۰	۱/۴۳	۵۴۵۰	۷/۹۲	۶/۱۲	۱۵/۴۵
۳		۲۷۱۰/۰۰	۱۵/۸۳	۲۳/۸۳	۳/۰۰	۳۰/۳۳	۱۸/۰۰	۵۱۶/۶۶	۱/۶۴	۳۱۹	۸/۴۹	۴/۸۲	۱۴/۹۵
۴		۲۷۶۳/۳۳	۲۴/۱۶	۲۸/۵۰	۲/۳۳	۵۵/۶۶	۲۲/۳۳	۳۴۶/۶۶	۲/۷۲	۳۰۵	۸/۵۸	۸/۸۸	۱۳/۱۵
میانگین در رودخانه نکارود		۲۴۴۶/۸۲	۱۷/۵۰	۳۶/۸۳	۱۱/۹۱	۳۵/۶۶	۱۸/۵۸	۴۳۴/۱۶	۱/۸۶	۲۰۷۶	۸/۳۷	۵/۶۵	۱۴/۴۹
۵	تجن	۱۸۲۱/۰۰	۷/۵۰	۱۵/۵۰	۱/۶۶	۲۵/۲۲	۱۵/۶۶	۱۲۳۳/۳۳	۱/۸۱	۲۴۴۰	۸/۴۵	۲/۱۲	۹/۲۰
۶		۲۵۶۷/۶۶	۱۷/۸۳	۲۳/۸۳	۲۲/۶۶	۴۲/۶۶	۱۸/۳۳	۶۳۳/۳۳	۲/۳۵	۱۱۸۵	۸/۱۱	۶/۰۴	۱۰/۸۰
۷		۲۸۲۶/۶۶	۱۶/۸۳	۲۹/۵۰	۲/۳۳	۳۲/۳۳	۱۸/۳۳	۶۳۳/۳۳	۱/۹۵	۱۶۹۴	۷/۵۶	۷/۰۴	۱۷/۸۰
۸		۲۷۶۳/۳۳	۱۶/۵۰	۲۰/۸۳	۲/۳۳	۳۴/۳۳	۱۸/۰۰	۵۰۰/۰۰	۱/۹۲	۱۶۳۷	۸/۳۱	۴/۵۰	۱۳/۷۵
میانگین در رودخانه تجن		۲۴۹۴/۶۶	۱۴/۶۶	۲۲/۴۲	۷/۲۴	۳۳/۶۴	۱۷/۵۸	۷۴۹/۹۹	۲/۰۱	۱۷۳۹	۸/۱۱	۴/۹۳	۱۲/۸۹
۹	سیاهرود	۲۲۶۳/۳۳	۲۷/۸۳	۱۹/۸۳	۲/۳۳	۳۱/۶۶	۲۱/۰۰	۵۴۶/۶۶	۲/۷۱	۲۷۴۰	۷/۷۵	۴/۰۰	۱۳/۱۰
۱۰		۱۹۱۴/۶۶	۲۶/۵۰	۲۴/۱۶	۲/۳۳	۴۳/۳۳	۲۰/۳۳	۹۵۶/۶۶	۳/۳۵	۱۹۶۱	۷/۶۲	۱۱/۳۰	۱۲/۲۰
۱۱		۱۷۶۳/۳۳	۲۵/۵۰	۲۴/۸۳	۲/۰۰	۴۱/۰۰	۱۹/۳۳	۸۶۶/۶۶	۲/۶۳	۲۱۹۰	۷/۵۶	۱۰/۰۴	۸/۷۰
۱۲		۱۸۸۶/۶۶	۲۹/۸۳	۲۴/۱۶	۱/۳۳	۴۷/۰۰	۲۰/۶۶	۲۰۰۰/۰۰	۲/۹۳	۴۰۹	۸/۴۲	۷/۴۸	۹/۲۵
میانگین در رودخانه سیاهرود		۱۹۵۶/۹۹	۲۷/۴۲	۲۳/۲۴	۱/۹۹	۴۰/۷۵	۲۰/۳۳	۸۳۷/۴۹	۲/۹۱	۱۸۲۵	۷/۸۴	۸/۲۱	۱۰/۸۱
۱۳	تالار	۱۵۸۹/۳۳	۱۶/۸۳	۲۷/۱۶	۱/۳۳	۳۳/۰۰	۱۷/۳۳	۵۶۶/۶۶	۲/۱۸	۵۵۰	۸/۵۱	۳/۳۲	۷/۸۰
۱۴		۱۵/۳۳	۱۹/۵۰	۱۷/۱۶	۱/۶۶	۳۷/۰۰	۱۶/۳۳	۳۰۰/۰۰	۲/۵۲	۷۷۱	۷/۹۱	۳/۹۶	۶/۳۵
۱۵		۱۸۳۳/۳۳	۱۶/۱۶	۱۸/۱۶	۱/۳۳	۳۸/۳۳	۱۸/۶۶	۵۵۰/۰۰	۲/۹۷	۳۳۱	۷/۸۴	۴/۸۴	۴/۹۰

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

شماره ایستگاه	نام رودخانه	مقدار فلزات سنگین به میلی‌گرم بر کیلوگرم (ppm) و فلز آهن به درصد (%)									پراسنجه‌های فیزیکی و شیمیایی		
		Zn	Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Mn	Fe	EC (µs/cm)	pH	%TOM	$\%CaCO_3$
۱۶		۱۳۸۲/۰۰	۲۳/۱۶	۱۹/۸۳	۱/۰۰	۴۰/۰۰	۱۹/۶۶	۶۹۶/۶۶	۲/۶۱	۲۹۵	۸/۱۸	۳/۳۸	۱۵/۱۵
میانگین در رودخانه تالار		۱۲۰۴/۹۹	۱۸/۹۱	۲۰/۵۶	۱/۳۳	۳۷/۰۸	۱۷/۹۹	۵۲۸/۳۳	۲/۵۷	۴۸۶/۷۵	۸/۱۱	۳/۸۸	۸/۵۵
کمینه در کل ایستگاه‌ها		۱۵/۳۳	۷/۵۰	۱۲/۱۶	۱/۰۰	۲۳/۳۳	۱۴/۶۶	۳۰۰/۰۰	۱/۴۳	۲۹۵	۷/۵۶	۲/۱۲	۴/۹۰
بیشینه در کل ایستگاه‌ها		۲۸۲۶/۶۶	۲۹/۸۳	۸۲/۸۳	۴۰/۶۶	۵۵/۶۶	۲۲/۳۳	۲۰۰۰/۰۰	۳/۳۵	۵۴۵۰	۸/۵۸	۱۱/۳۰	۱۷/۸۰
میانگین در کل ایستگاه‌ها		۲۰۲۵/۸۷	۱۹/۶۲	۲۵/۷۷	۵/۶۲	۳۶/۷۷	۱۸/۶۲	۷۰۱/۲۵	۲/۳۳	۱۵۳۱	۸/۱۰	۵/۶۶	۱۱/۰۵
مقدار استاندارد		۷۱۱/۰۵	۶/۵۰	۱۵/۹۳	۱۰/۶۹	۸/۲۰	۲/۰۱	۴۱۹/۵۷	۵/۵۸	۱۳۵۷	۰/۳۶	۲/۶۶	۳/۸۸
رسوب جهانی		۹۵/۰۰	۴۵/۰۰	۲۰/۰۰	۰/۳۰	۶۸/۰۰	۹۰/۰۰	۸۵۰/۰۰	۴/۶۰				

*میانگین سه اندازه‌گیری

همان‌طور که در جدول ۲ نیز نشان داد شده است به‌طورکلی بین غلظت فلزات روی، مس، منگنز، آهن، کبالت و کادمیوم و پراسنجه‌های کلسیم کربنات، محتوای ترکیب آلی کل و هدایت الکتریکی اختلاف معنی‌داری با توجه به آزمون کروسکال- والیس در بین چهار رودخانه موردمطالعه وجود دارد ($P<۰/۰۵$). مقایسه‌ی میانگین رتبه‌ای غلظت فلزات سنگین و مقدار پراسنجه‌ها در چهار رودخانه با استفاده از آزمون توکی نشان داد در رودخانه سیاهرود غلظت عنصرهای آهن متفاوت از رودخانه‌های نکا و تجن، غلظت منگنز و کبالت متفاوت از رودخانه‌های تالار و تجن و هم‌چنین مقدار فلز مس و محتوای ترکیب آلی کل متفاوت از رودخانه‌های نکا، تجن و تالار است ($P<۰/۰۵$) و بیش‌ترین مقدار میانگین رتبه‌ای فلزها و ویژگی‌های دیگر نام‌برده شده در این تحقیق، به رودخانه سیاهرود اختصاص دارد. اختلاف اندک غلظت‌های آهن، منگنز، کبالت، مس و مقدار ترکیب آلی کل، در رودخانه سیاهرود نسبت به دیگر رودخانه‌ها می‌تواند به دلیل تفاوت در تمرکز و نوع فعالیت‌های کشاورزی (برنج‌کاری) باشد که با افزایش نرخ فرسایش و مصرف بیش‌تر کودهای کشاورزی در ارتباط است. در رودخانه نکا، مقدار عنصر کادمیوم و کلسیم کربنات از رودخانه‌های سیاهرود و تالار و هدایت الکتریکی از رودخانه تالار متفاوت ($P<۰/۰۵$) و مقدار میانگین رتبه‌ای ویژگی‌های مذکور بیش‌تر است. هم‌چنین در رودخانه تجن بیش‌ترین مقدار میانگین رتبه‌ای عنصر روی مشاهده شد که متفاوت از رودخانه‌های سیاهرود و تالار است ($P<۰/۰۵$).

بررسی آماری غلظت فلزات سنگین و مقدار ویژگی‌های موردمطالعه بین ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه و مصب هر یک از رودخانه‌ها نشان داد در رودخانه‌های نکا و تجن مقدار میانگین رتبه‌ای نیکل، کادمیوم، کبالت، مس، روی و سرب و ترکیب آلی کل در ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه بیش‌تر و متفاوت از ایستگاه مصب است ($P<۰/۰۵$). در رودخانه سیاهرود ترکیب آلی کل، فلزات نیکل، روی، سرب و منگنز در ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه دارای مقدار میانگین رتبه‌ای متفاوت و بیش‌تر می‌باشند ($P<۰/۰۵$). هم‌چنین در رودخانه تالار مقدار میانگین رتبه‌ای فلزات نیکل، سرب و آهن در ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه متفاوت و بیش‌تر است ($P<۰/۰۵$). بررسی هدایت الکتریکی نشان داد مقدار این ویژگی در رودخانه‌های سیاهرود و تجن در ایستگاه‌های واقع در مصب بیش‌تر و متفاوت از ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه است ($P<۰/۰۵$).

بررسی آماری غلظت فلزات سنگین و مقدار ویژگی‌های موردسنجش در مطالعه حاضر با توجه به محل نمونه‌برداری (ایستگاه‌های واقع در مصب و ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه) با استفاده از آزمون یو مان ویتنی نشان داد که عنصرهای کبالت، نیکل، مس و سرب و محتوای ترکیب آلی کل در ایستگاه‌های واقع در امتداد رودخانه دارای مقدار میانگین رتبه‌ای بیش‌تر و متفاوت از ایستگاه‌های واقع در مصب است

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

($P<۰/۰۵$)؛ اما پراسنجه هدایت الکتریکی در ایستگاه‌های واقع در مصب مقدار میانگین رتبه‌ای بیش‌تر و متفاوت را نشان داد ($P<۰/۰۵$). هم‌چنین بین مقدار فلزات کادمیوم، روی، آهن و منگنز و پراسنجه‌های کلسیم کربنات و اسیدیته تفاوتی مشاهده نشد.

در جدول ۳ ضریب همبستگی محاسبه‌شده بین غلظت فلزات سنگین و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های رسوب آورده شده است. نتایج نشان داد در بین عنصرها، عنصر مس با نیکل ($r=۰/۶۷۳$)، کبالت ($r=۰/۸۴۴$) و آهن ($r=۰/۶۵۵$) همبستگی مثبت و معنی‌دار دارند که با توجه به غلظت کم‌تر این عنصرها در مطالعه حاضر نسبت به مقدار متوسط جهانی (جدول ۲) ازجمله عامل‌های همبستگی این عنصرها را می‌توان به منشأ زمینی، در نمونه‌های رسوب رودخانه‌های موردمطالعه توجیه کرد. همبستگی بالا بین کادمیوم و روی ($r=۰/۷۴۸$) که دارای غلظت‌های فراتر از میانگین پوسته جهانی می‌باشند، نشان از وجود یک منبع متفاوت در انتشار این عنصرها دارد. تنوع کاشت محصولات کشاورزی و استفاده زیاد کودهای کشاورزی، به‌ویژه کودهای فسفاته (غنی از کادمیوم و روی) در استان مازندران ازجمله عامل‌های مهم در افزایش غلظت کادمیوم و روی در رسوبات این رودخانه‌ها است (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷). عدم ارتباط عنصر سرب با عنصرهای دیگر و غلظت‌های بیش‌تر از متوسط پوسته جهانی حاکی از وجود یک منبع متفاوت دیگر است. می‌توان گفت منبع این عنصر مرتبط با تمرکز صنایع و منطقه‌های مسکونی است. پساب معدن‌کاری زغال‌سنگ، زغال شویی، کارخانه‌های چوب و کاغذ، فعالیت کارخانه نساجی قائم‌شهر درگذشته، احتراق سوخت‌های فسیلی و رواناب‌های شهری ازجمله منبع‌های مهم در افزایش سرب در منطقه موردمطالعه است (مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴؛ قشلاقی و همکاران، ۱۳۹۵).

به‌منظور درک بهتر رابطه متغیرها و بیان دقیق‌تر از منبع‌های احتمالی فلزات سنگین رابطه آن‌ها با پراسنجه‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های رسوب نیز موردبحث قرار گرفت. همان‌طور که در جدول ۳ مشاهده می‌شود، بین پراسنجه‌های اسیدیته و هدایت الکتریکی و مقدار عنصرها هیچ رابطه آماری بااهمیتی وجود ندارد که این موضوع می‌تواند به تغییرات اندک این پراسنجه‌ها در رسوبات معطوف باشد. درصد محتوای ترکیب آلی کل با مس ($r=۰/۶۰۵$)، سرب ($r=۰/۶۸۲$)، کبالت ($r=۰/۶۷۴$)، نیکل ($r=۰/۷۰۳$) و آهن ($r=۰/۵۰۶$) رابطه مثبت و معنی‌دار را نشان داد که در حقیقت بیان از فراهم شدن مکان‌های جذبی (پیوندی) مناسب در رسوبات با افزایش ترکیب‌های آلی در رسوبات است. مقدار کلسیم کربنات در نمونه‌های رسوب با کادمیوم ($r=۰/۷۴۵$)، آهن ($r=۰/۵۲۶$) و روی ($r=۰/۸۲۳$) رابطه مثبت را بازگو می‌کند. کلسیم کربنات از کانی‌های محیط خاک است که قادر است با جذب شیمیایی بعضی از عناصر سنگین یک سازوکار جذب و نگهداری فلز را فراهم آورده و سبب کاهش فعالیت شکل محلول این عنصرها و به دنبال آن افزایش غلظت در رسوبات گردد.

جدول ۳: نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین فلزات سنگین و پراسنجه‌های فیزیکی و شیمیایی در مطالعه حاضر (۱۳۹۴).

	Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Zn	Fe	Mn	pH	EC	TOM
Pb	۰/۴۲۳										
Cd	۰/۰۳۰	۰/۴۱۷									
Ni	۰/۶۷۳[a]	۰/۳۷۷	-۰/۰۵۴								
Co	۰/۸۴۴[a]	۰/۴۶۵	۰/۱۲۵	۰/۶۶۳[a]							
Zn	-۰/۰۳۲	۰/۴۵۰	۰/۷۴۸[a]	۰/۰۱۲	۰/۲۴۷						
Fe	۰/۶۵۵[a]	۰/۰۴۹	-۰/۳۳۰	۰/۷۳۲[a]	۰/۶۸۱[a]	-۰/۱۷۴					
Mn	۰/۲۱۷	۰/۰۴۲	-۰/۳۲۵	۰/۲۱۵	۰/۱۸۳	-۰/۲۰۸	۰/۳۴۷				
pH	-۰/۳۶۲	-۰/۱۱۱	-۰/۱۵۸	-۰/۱۴۰	-۰/۲۶۲	۰/۰۲۴	-۰/۳۳۰	-۰/۲۴۷			

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

EC	−۰/۰۱۵	−۰/۰۲۸	۰/۳۷۵	−۰/۴۵۰	−۰/۱۶۸	۰/۰۶۹	−۰/۳۵۶	۰/۰۲۹	−۰/۳۸۹		
TOM	۰/۶۰۵[b]	۰/۶۸۲[a]	۰/۴۰۲	۰/۷۰۳[a]	۰/۶۷۴[a]	۰/۴۳۷	۰/۵۰۶[b]	۰/۱۸۵	−۰/۴۳۲	−۰/۰۶۲	
$CaCO_3$	−۰/۱۱۸	۰/۳۹۲	۰/۷۴۵[a]	−۰/۳۳۵	۰/۰۰۳	۰/۸۲۳[a]	−۰/۵۲۶[a]	−۰/۳۱۵	۰/۰۶۵	۰/۳۷۶	۰/۲۲۶

[a] معنی‌دار در p=۰/۰۱ ؛ [b] معنی‌دار در p=۰/۰۵ .

در جدول ۴ نتایج حاصل از محاسبه شاخص پتانسیل خطر محیط‌زیستی هاکانسن که شامل ارزش‌های C_f، E_r، C_d و RI است برای فلزات سنگین موردمطالعه گزارش‌شده است. با توجه به این جدول مقدار میانگین درجه آلودگی C_f از روند روی > کادمیوم > سرب > کبالت > منگنز > نیکل > مس پیروی می‌کند و مقدار این شاخص برای عنصرهای روی و کادمیوم به ترتیب در ۹۳ و ۵۶ درصد ایستگاه‌های موردمطالعه در طبقه آلودگی خیلی زیاد قرار دارد و تنها عنصرهای نیکل و مس در تمام ایستگاه‌ها در طبقه آلودگی کم قرار گرفتند. بررسی نتایج شاخص ضریب پتانسیل خطر محیط‌زیستی E_r حاکی از آن است روند تغییر این شاخص به‌صورت کادمیوم > روی > سرب > نیکل > مس > کبالت > منگنز است و تنها عنصر کادمیوم دارای ارزش پتانسیل سمیت بالا و نگران‌کننده در بین عنصرهای موردمطالعه بود و دیگر عنصرها در تمام ایستگاه‌ها در طبقه، خطر کم جای گرفتند. شاخص درجه آلودگی کل C_d نشان داد ۴۳ و ۵۰ درصد ایستگاه به ترتیب در طبقه‌های آلودگی زیاد و خیلی زیاد جای گرفتند و درنهایت پتانسیل خطر کل محیط‌زیستی نشان می‌دهد ۷۵ درصد ایستگاه‌ها در طبقه خطر متوسط قرار دارند. بررسی مقایسه میانگین شاخص‌های موردمطالعه در هر یک از رودخانه نشان داد بیش‌ترین مقدار ضریب آلودگی و ضریب پتانسیل خطر محیط‌زیستی عنصرهای نیکل، کبالت، مس و منگنز متعلق به رودخانه سیاهرود است. با توجه به ارتباط مثبت و معنی‌دار عنصرهای مذکور می‌توان گفت نرخ فرسایش بیش‌تر در حوضه‌ی آبخیز رودخانه سیاهرود، سبب افزایش بیش‌تر غلظت فلزات در رسوبات و افزایش مقدار شاخص‌های ضریب آلودگی و ضریب پتانسیل خطر محیط زیستی شده است. در رودخانه نکارود دو عنصر سرب و کادمیوم بیشینه مقدار ضریب آلودگی و ضریب پتانسیل خطر محیط زیستی را به خود اختصاص داده‌اند. با توجه به حضور منبع‌های متعدد آلوده‌کننده (معادن و پساب زغال‌سنگ، کارخانه‌های چوب و کاغذ) در حوزه‌ی آبخیز رودخانه نکارود که نقش بسزایی در آلودگی رسوبات رودخانه مذکور به دو عنصر سرب و کادمیوم دارند، افزایش مقدار شاخص‌های فوق را سبب شده است. هم‌چنین بیش‌ترین مقدار شاخص‌های ضریب آلودگی و پتانسیل خطر محیط زیستی عنصر روی در رودخانه تجن مشاهده گردید. نتایج بررسی درجه آلودگی کل و پتانسیل خطر محیط‌زیستی کل در هریک از رودخانه‌ها نشان می‌دهد بیش‌ترین مقدار شاخص‌های مذکور به رودخانه نکارود اختصاص دارد.

جدول ۴: شاخص‌های ضریب آلودگی، پتانسیل خطر محیط‌زیست، درجه آلودگی کل و پتانسیل خطر کل محیط‌زیست (۱۳۹۴).

شماره ایستگاه	نام رودخانه	شاخص‌های C_f^i ; E_r^i (ضریب واکنش سمیت برای روی و منگنز برابر با ۱= T_r^i است)							C_d	RI
		Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Zn	Mn		
۱	نکارود	۰/۸۷ ;۰/۱۷	۳/۰۴ ;۰/۶۰	۱۶۶ ;۵/۵	۲/۰۵ ;۰/۳۴	۱/۵۴ ;۰/۷۷	۱۹/۵۸	۰/۵۵	۲۸	۱۹۴
۲		۲/۴۶ ;۰/۴۹	۲۰/۷۰ ;۴/۱۴	۴۰۶۶; ۱۳۵/۵	۲/۹۴ ;۰/۴۹	۲/۰۳ ;۱/۰۱	۲۵/۸۲	۰/۴۷	۱۶۸	۴۱۲۱
۳		۱/۷۵ ;۰/۳۵	۵/۹۵ ;۱/۱۹	۳۰۰ ;۱۰/۰	۲/۶۷ ;۰/۴۴	۱/۸۹ ;۰/۹۴	۲۸/۵۲	۰/۶۰	۴۲	۳۴۱
۴		۲/۶۸ ;۰/۵۳	۷/۱۲ ;۱/۴۲	۲۳۳ ;۷/۷	۴/۹۱ ;۰/۸۱	۲/۳۵ ;۱/۱۷	۲۹/۰۸	۰/۴۰	۴۱	۲۸۰
میانگین در رودخانه نکارود		۱/۹۴ ;۰/۳۸	۹/۲۰ ;۱/۸۴	۱۱۹۱ ;۳۹/۶۸	۳/۱۴ ;۰/۵۲	۱/۹۵ ;۰/۹۷	۲۵/۷۵	۰/۵۰	۷۰	۱۱۸۵
۵	تجن	۰/۸۳ ;۰/۱۶	۳/۸۷ ;۰/۷۷	۱۶۶ ;۵/۵	۲/۲۰ ;۰/۳۶	۱/۶۴ ;۰/۸۲	۱۹/۱۶	۱/۴۵	۲۸	۱۹۶
۶		۱/۹۸ ;۰/۳۹	۵/۹۵ ;۱/۱۹	۲۲۲۶;۷۵/۵	۳/۷۶ ;۰/۶۲	۱/۹۲ ;۰/۹۶	۲۷/۰۲	۰/۷۴	۱۰۶	۲۳۰۸
۷		۱/۸۷ ;۰/۳۷	۷/۳۵ ;۱/۴۷	۲۳۳ ;۷/۷	۲/۸۵ ;۰/۴۷	۱/۹۲ ;۰/۹۶	۲۹/۷۵	۰/۷۴	۴۲	۲۷۸

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

شماره ایستگاه	نام رودخانه	شاخص‌های C_f^i ; E_r^i (ضریب واکنش سمیت برای روی و منگنز برابر با ۱= T_r^i است)							C_d	RI
		Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Zn	Mn		
۸		۱/۸۳ ;۰/۳۶	۵/۲۰ ;۱/۰۴	۲۳۳ ;۷/۷	۳/۰۲ ;۰/۵۰	۱/۸۹ ;۰/۹۴	۲۹/۰۸	۰/۵۸	۴۰	۲۷۵
میانگین در رودخانه تجن		۱/۶۳ ;۰/۳۲	۵/۵۹ ;۱/۱۲	۷۱۴ ;۲۴/۱	۲/۹۶ ;۰/۴۸	۱/۸۴ ;۰/۹۲	۲۶/۲۵	۰/۸۹	۵۴	۷۶۴
۹		۳/۰۹ ;۰/۶۱	۴/۹۵ ;۰/۹۹	۲۳۳ ;۷/۷	۲/۹۱ ;۰/۴۶	۲/۲۱ ;۱/۱۰	۲۳/۸۲	۰/۶۴	۳۵	۲۷۱
۱۰	سیاهرود	۲/۹۴ ;۰/۵۸	۶/۰۴ ;۱/۲۰	۲۳۳ ;۷/۷	۳/۸۲ ;۰/۶۳	۲/۱۴ ;۱/۰۷	۲۰/۱۵	۱/۱۲	۳۳	۲۷۰
۱۱		۲/۸۳ ;۰/۵۶	۶/۲۰;۱/۲۴	۲۰۰ ;۶/۶	۳/۶۱ ;۰/۶۰	۲/۰۳ ;۱/۰۱	۱۸/۵۶	۱/۰۱	۳۰	۲۳۴
۱۲		۳/۳۱ ;۰/۶۶	۶/۰۴;۱/۲۰	۳۱۳ ;۴/۴	۴/۱۴ ;۰/۹۶	۲/۱۷ ;۱/۰۸	۱۹/۸۵	۲/۳۵	۳۰	۱۷۱
میانگین در رودخانه سیاهرود		۳/۰۴ ;۰/۶۰	۵/۸۱ ;۱/۱۶	۳۴۴ ;۶/۶	۳/۶۲ ;۰/۶۶	۲/۱۴ ;۱/۰۶	۲۰/۶۰	۱/۲۸	۳۲	۲۳۶
۱۳		۱/۸۷ ;۰/۳۷	۶/۷۹ ;۱/۳۵	۱۳۳ ;۴/۴	۲/۹۱; ۰/۴۸	۱/۸۲ ;۰/۹۱	۱۶/۷۲	۰/۶۶	۲۵	۱۶۴
۱۴	تالار	۲/۱۶ ;۰/۴۳	۴/۲۹ ;۰/۸۵	۱۶۶ ;۵/۵	۳/۲۶ ;۰/۵۴	۱/۷۱ ;۰/۸۵	۰/۱۶	۰/۳۵	۹	۱۷۹
۱۵		۱/۷۹ ;۰/۳۵	۴/۵۴ ;۰/۹۰	۱۳۳ ;۴/۴	۳/۳۸ ;۰/۵۶	۱/۹۶ ;۰/۹۸	۱۹/۲۹	۰/۶۴	۲۷	۱۶۵
۱۶		۲/۵۷ ;۰/۵۱	۴/۹۵ ;۰/۹۹	۱۰۰ ;۳/۳	۳/۵۲ ;۰/۵۸	۲/۰۷ ;۱/۰۳	۱۴/۵۴	۰/۸۱	۲۲	۱۲۸
میانگین در رودخانه تالار		۲/۱۰ ;۰/۴۲	۵/۱۴ ;۱/۰۲	۱۳۳ ;۴/۴	۳/۲۷ ;۰/۵۴	۱/۸۹ ;۰/۹۴	۱۲/۶۸	۰/۶۲	۲۱	۱۵۹

بررسی نتایج حاصل از شاخص ژئوشیمیایی مولر (جدول ۵) برای هر یک از عنصرها نشان داد، عنصرهای منگنز، کبالت، مس، نیکل و سرب در تمامی ایستگاه‌های موردمطالعه دارای مقدارهای $I_{geo} \leq 0$ می‌باشند که نشان از عدم آلودگی این عنصرها در رسوبات است؛ اما عنصرهای کادمیوم و روی آلودگی متوسط تا آلودگی فوق شدید را در ایستگاه‌ها موردمطالعه بازگو می‌کنند که به ترتیب در رودخانه‌های نکارود و تجن مشاهده‌شده‌اند. در بررسی غنی‌شدگی فلزات سنگین مشاهده شد عنصرهای کبالت، سرب، منگنز و نیکل به ترتیب در ۹۴، ۸۱، ۸۱ و ۶۹ درصد ایستگاه‌ها، غنی‌شدگی جزئی و عنصرهای کادمیوم و روی در ۱۰۰ و ۹۴ درصد ایستگاه‌ها موردمطالعه غنی‌شدگی فوق شدید را نشان می‌دهند و تنها عنصر مس در ۷۵ درصد از ایستگاه‌ها دارای مقدارهای بدون غنی‌شدگی است. بررسی مقدار میانگین شاخص غنی‌شدگی عنصرها در هریک از رودخانه نشان می‌دهد بیش‌ترین غنی‌شدگی تمامی عنصرهای موردمطالعه به‌غیراز منگنز (بیشینه میانگین غنی‌شدگی در رودخانه تجن) را رودخانه نکارود به خود اختصاص داده است.

هم‌چنین با توجه به شاخص بار آلودگی محاسبه‌شده در مطالعه حاضر، روند تغییر و مقدار میانگین این شاخص در بین چهار رودخانه به‌صورت نکارود (۱/۸۵) > سیاهرود (۱/۸۳) > تجن (۱/۷۴) > تالار (۱/۲۲) است. در حقیقت نتایج حاکی از آلودگی رسوبات به عنصرهای موردمطالعه و اثرگذاری بیش‌تر فعالیت‌های انسانی در انتشار فلزات سنگین به رسوبات چهار رود موردبررسی در مقایسه با فعالیت‌های طبیعی است. در جدول ۵ مقدار هر یک از شاخص‌های فوق برای ایستگاه‌های موردمطالعه گزارش‌شده است.

جدول ۵: نتایج شاخص‌های غنی‌شدگی، زمین انباشت و ضریب بار آلودگی در ایستگاه‌های مطالعه حاضر (۱۳۹۴).

شماره ایستگاه	نام رودخانه	شاخص‌های I_{geo} ;EF							PLI
		Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Zn	Mn	
۱	نکارود	-۳/۱۰; ۰/۴۹	-۱/۳۰ ;۱/۷۳	۱/۸۸ ;۱۵/۸۵	-۲/۱۲ ;۰/۹۷	-۰/۹۵ ;۲/۲۰	۳/۷۰ ;۵۵/۸۸	-۱/۴۲ ;۱/۵۸	۱/۰۷
۲		-۱/۶۰ ;۱/۶۰	۱/۴۶ ;۱۳/۵۲	۶۴/۴۹ ;۴۴۲/۵۰	-۱/۶۱ ;۱/۶۰	-۰/۵۵ ;۳/۳۲	۴/۱۰ ;۸۴/۳۳	-۱/۶۷ ;۱/۵۳	۲/۸۸
۳		-۲/۰۹ ;۰/۹۹	-۰/۳۳ ;۳/۳۷	۲/۷۳ ;۲۸/۳۶	-۱/۷۴ ;۱/۲۶	-۰/۶۶ ;۲/۶۸	۴/۲۴ ;۸۰/۹۰	-۱/۳۰ ;۱/۷۲	۱/۶۳
۴		-۱/۴۸ ;۰/۹۲	-۰/۰۷ ;۲/۴۴	۲/۳۷ ;۱۳/۳۳	-۰/۸۷ ;۱/۴۰	-۰/۳۵ ;۲/۰۱	۴/۲۷ ;۴۹/۸۷	-۱/۸۷ ;۰/۶۹	۱/۸۲
میانگین در رودخانه نکارود		-۲/۰۷ ;۱/۰۰	-۰/۷۹ ;۵/۲۶	۱۷/۸۷ ;۱۲۵/۰۱	-۱/۵۹ ;۱/۳۱	-۰/۶۳ ;۲/۵۵	۴/۰۸ ;۶۷/۷۴	-۱/۵۷ ;۱/۳۸	۱/۸۵

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

شماره ایستگاه	نام رودخانه	شاخص‌های I_{geo} ;EF							PLI
		Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Zn	Mn	
۵	تجن	۰/۴۳ ;۳/۱۶-	۱/۹۹ ;۰/۹۵-	۱۴/۳۳ ;۱/۸۸	۰/۹۴ ;۲/۰۲-	۲/۱۲ ;۰/۸۶-	۴۹/۴۵ ;۳/۶۷	۳/۷۴ ;۰/۰۴-	۱/۲۹
۶		۰/۷۸ ;۱/۹۲-	۲/۳۵ ;۰/۳۳-	۱۴۹/۶۱ ;۵/۶۵	۱/۲۴ ;۱/۲۵-	۱/۹۱ ;۰/۶۳-	۵۳/۵۲ ;۴/۱۷	۱/۴۷ ;۱/۰۰-	۲/۲۳
۷		۰/۸۹ ;۲/۰۰-	۳/۵۲ ;۰/۰۲-	۱۸/۵۹ ;۲/۳۷	۱/۱۳ ;۱/۶۵-	۲/۳۰ ;۰/۶۳-	۷۱/۱۳ ;۴/۳۱	۱/۷۸ ;۱/۰۰-	۱/۷۱
۸		۰/۸۹ ;۲/۰۳-	۲/۵۲ ;۰/۵۲-	۱۸/۸۸ ;۲/۳۷	۱/۲۲ ;۱/۵۷-	۲/۳۰ ;۰/۶۶-	۷۰/۶۲ ;۴/۲۷	۱/۴۲ ;۱/۳۵-	۱/۵۷
میانگین در رودخانه تجن		۰/۷۵ ;۲/۲۳-	۲/۶۰ ;۰/۴۵-	۵۰/۳۵ ;۳/۰۷	۱/۱۳ ;۱/۴۸-	۲/۱۶ ;۰/۷۰-	۶۱/۱۸ ;۴/۱۱	۲/۱۰ ;۰/۸۵-	۱/۷۰
۹	سیاهرود	۱/۰۶ ;۱/۲۷-	۱/۷۰ ;۰/۵۹-	۱۳/۴۰ ;۲/۳۷	۰/۸۰ ;۱/۶۸-	۱/۹۰ ;۰/۴۴-	۴۱/۰۵ ;۳/۹۸	۱/۱۰ ;۱/۲۲-	۱/۶۷
۱۰		۰/۸۲ ;۱/۳۴-	۱/۶۸ ;۰/۳۱-	۱۰/۸۴ ;۲/۳۷	۰/۸۸ ;۱/۲۳-	۱/۴۹ ;۰/۴۸-	۲۸/۰۹ ;۳/۷۴	۱/۵۶ ;۱/۳۵-	۱/۸۸
۱۱		۱/۰۰ ;۱/۴۰-	۳/۲۰ ;۰/۲۷-	۱۱/۸۲ ;۲/۱۵	۱/۰۶ ;۱/۳۱-	۱/۸۰ ;۰/۵۵-	۳۲/۹۱ ;۳/۶۲	۱/۸۰ ;۰/۵۵-	۱/۷۷
۱۲		۱/۰۵ ;۱/۱۷-	۱/۹۲ ;۰/۳۱-	۷/۰۶ ;۱/۵۶	۱/۰۹ ;۱/۱۱-	۱/۷۲ ;۰/۴۶-	۳۱/۵۸ ;۳/۷۲	۳/۷۴ ;۰/۶۴-	۱/۹۹
میانگین در رودخانه سیاهرود		۰/۹۸ ;۱/۳۰-	۱/۸۸ ;۰/۳۷-	۱۰/۷۸ ;۲/۱۱	۰/۹۶ ;۱/۳۳-	۱/۷۳ ;۰/۴۸-	۳۳/۴۱ ;۳/۷۶	۲/۰۵ ;۰/۹۴-	۱/۸۳
۱۳	تالار	۰/۸۰ ;۲/۰۰-	۲/۹۰ ;۰/۱۴-	۹/۵۲ ;۱/۵۶	۱/۰۳ ;۱/۶۲-	۱/۹۵ ;۰/۷۱-	۳۵/۸۳ ;۳/۴۷	۱/۴۲ ;۱/۱۶-	۱/۴۱
۱۴		۰/۸۰ ;۱/۷۹-	۱/۵۹ ;۰/۸۰-	۱۰/۲۹ ;۱/۸۸	۱/۰۰ ;۱/۴۶-	۱/۵۹ ;۰/۸۰-	۰/۲۹ ;۳/۲۱-	۰/۶۵ ;۲/۰۵-	۰/۶۶
۱۵		۰/۵۶ ;۲/۰۶-	۱/۴۲ ;۰/۷۲-	۶/۹۸ ;۱/۵۶	۰/۸۸ ;۱/۴۱-	۱/۵۴ ;۰/۶۱-	۳۰/۳۱ ;۳/۶۸	۱/۰۱ ;۱/۲۱-	۱/۳۹
۱۶		۰/۹۲ ;۱/۵۴-	۱/۷۷ ;۰/۵۹-	۵/۹۶ ;۱/۱۵	۱/۰۵ ;۱/۳۵-	۱/۸۵ ;۰/۵۳-	۲۶/۰۲ ;۳/۲۷	۱/۴۶ ;۰/۸۷-	۱/۴۳
میانگین در رودخانه تالار		۰/۷۷ ;۱/۸۵-	۱/۹۲ ;۰/۵۶-	۸/۱۹ ;۱/۵۴	۰/۹۹ ;۱/۴۶-	۱/۷۳ ;۰/۶۶-	۲۳/۱۱ ;۱/۸۰	۱/۱۳ ;۱/۳۲-	۱/۲۲

در جدول ۶ غلظت میانگین فلزات سنگین در هر یک از رودخانه‌های موردمطالعه و پژوهش‌های صورت گرفته دیگر بر اکوسیستم رودخانه-ای گزارش‌شده است. با توجه به این جدول مقایسه غلظت میانگین فلزات سنگین رسوبات رودخانه نکارود در مطالعه حاضر بامطالعه صورت گرفته بر رسوبات رودخانه مذکور در سال ۱۳۹۴ نشان داد عنصرهای سرب، کادمیوم، روی و آهن افزایش، مس و کبالت تغییر بسیار اندک و عنصر نیکل کاهش غلظت داشته است (مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴). هم‌چنین مقایسه غلظت با رسوبات دیگر رودخانه‌های منتهی به دریای خزر حاکی از غلظت کم‌تر عنصرهای مس، نیکل، کبالت و آهن و غلظت‌های بالاتر عنصرهای سرب، روی و کادمیوم می‌باشد (قشلاقی و رستمی، ۱۳۹۵؛ مغزی و همکاران، ۱۳۹۰؛ Ghanbarpor *et al*., 2014; Nasrabadi *et al*., 2010). مقایسه با پژوهش‌های انجام‌گرفته دیگر بر روی رودخانه‌های خارج از مرزهای سیاسی کشور ایران بیان‌کننده غلظت‌های کم‌تر مس، سرب و نیکل در مطالعه حاضر و غلظت‌های بیش‌تر کبالت، کادمیوم و روی در رودخانه‌های موردمطالعه است (Nguyen *et al*., 2016; Kim *et al*., 2011; Bilinski, 2008).

در رودخانه تجن غلظت فلزات کادمیوم، کبالت، روی و آهن در مقایسه بامطالعه پیشین (Ghanbarpor *et al*., 2014) افزایش‌یافته و تنها عنصر نیکل کاهش غلظت داشته است. در مقایسه با رودخانه‌های دیگر منتهی به دریای خزر، رودخانه تجن نیکل و کبالت کم‌تر (مغزی و همکاران، ۱۳۹۰؛ مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴) و تنها عنصر روی غلظت بیش‌تری داشته است (Nasrabadi *et al*., 2010؛ خراط صادقی و کرباسی، ۱۳۸۷). غلظت عنصرهای روی، کبالت و کادمیوم در رودخانه تجن در مقایسه با رودخانه‌های دیگر کشور بالاتر و غلظت عنصرهای مس، سرب، نیکل و منگنز در آن کم‌تر گزارش‌شده است (Nguyen *et al*., 2016; Kim *et al*., 2011; Bilinski, 2008).

میانگین غلظت فلزات سنگین مس، سرب و نیکل در رسوبات رودخانه سیاهرود در محدوده‌ی موردمطالعه در مقایسه بامطالعه قشلاقی و رستمی (۱۳۹۵) بر روی رودخانه مذکور نشان داد که تنها غلظت عنصرهای کادمیوم و روی در این رودخانه افزایش‌یافته است. در مقایسه با دیگر رودخانه‌های منتهی به دریای خزر، رودخانه سیاهرود (مطالعه حاضر) دارای غلظت بیش‌تر عنصرهای روی، منگنز، سرب، کادمیوم و آهن و غلظت کم‌تر عنصر مس است (Malvandi, 2017; Nasrabadi *et al*., 2010؛ خراط صادقی و کرباسی، ۱۳۸۷؛ مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴). هم‌چنین مقایسه غلظت فلزات سنگین بامطالعه‌های انجام‌شده توسط Bilinski (2008) و Kim *et al* (2011) بر روی رودخانه‌های

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

خارج از مرزهای کشور ایران حاکی از غلظت‌های کم‌تر مس، سرب، کبالت و آهن و غلظت‌های بیش‌تر روی، منگنز و کادمیوم در مقایسه با رسوبات رودخانه سیاهرود است.

غلظت میانگین فلزات سنگین در رودخانه تالار در مقایسه با پژوهش دیگر محققین بر روی رودخانه‌های منتهی به دریای خزر و دیگر اکوسیستم‌های رودخانه‌ای نشان می‌دهد عنصرهای مس، سرب، نیکل در این رودخانه دارای غلظت‌های کم‌تر و عنصر روی دارای غلظت بیش‌تری می‌باشد (مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴؛ قشلاقی و رستمی، ۱۳۹۵؛ مغزی و همکاران، ۱۳۹۰؛ Nasrabadi *et al*., 2010; Ghanbarpor *et al*., 2014).

جدول ۶: مقایسه غلظت میانگین فلزات سنگین در مطالعه حاضر (۱۳۹۴) با سایر مطالعه‌های مشابه.

رود	مکان	مقدار فلزات سنگین به میلی‌گرم بر کیلوگرم (ppm) و فلز آهن به درصد (%)								منبع
		Cu	Pb	Cd	Ni	Co	Zn	Mn	Fe	
نکارود	ایران	۱۷/۵۰	۳۶/۸۳	۱۱/۹۱	۳۵/۶۶	۱۸/۵۸	۲۴۴۶/۸۳	۴۳۴/۱۶	۱/۸۵	مطالعه حاضر
تجن	ایران	۱۴/۶۶	۲۲/۴۱	۷/۲۵	۳۳/۵۸	۱۷/۵۸	۲۴۹۴/۶۶	۷۵۰/۰۰	۲/۰۱	مطالعه حاضر
سیاهرود	ایران	۲۷/۴۱	۲۳/۲۵	۲/۰۰	۴۰/۷۵	۲۰/۳۳	۱۹۵۷/۰۰	۱۰۹۲/۵۰	۲/۹۰	مطالعه حاضر
تالار	ایران	۱۸/۹۱	۲۰/۵۸	۱/۳۳	۳۷/۰۸	۱۸/۰۰	۱۲۰۵/۰۰	۵۲۸/۳۳	۲/۵۷	مطالعه حاضر
زرین‌گل	ایران	–	–	–	۱۲/۳۹	۸/۷۹	۳۲/۶۸	۲۸۶/۲۸	۱/۳۷	Malvandi, 2017
سیاهرود	ایران	۲۵/۰۰	۲۵/۰۰	۰/۲۸	۲۹/۶۰	–	۶۳/۶۰	–	–	قشلاقی و رستمی، ۱۳۹۵
نکارود	ایران	۲۲/۷۵	۲۲/۰۰	۱/۵۰	۱۰۲/۲۵	۱۸/۰۰	۳۲۴/۷۵	–	۰/۷۶	مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴
تجن	ایران	–	–	۰/۱۰	۹۳/۱۰	۲۵/۰۰	۷۱/۶	–	۴/۶۲	Ghanbarpor *et al*., 2014
بابل رود	ایران	۱۹/۹۵	۲۹/۹۸	۹/۷	۴۷/۶۳	۳۲/۸۷	۷۳/۳۱	–	–	مغزی و همکاران، ۱۳۹۰
هراز	ایران	۲۹/۵۰	۵۷/۰۶	۴۵/۵۸	۲۲/۰۸	۵۶/۰۱	۳۷/۳۰	–	۱/۱۰	Nasrabadi *et al*., 2010
شیر رود	ایران	۳۷/۰۰	۲۱/۶۰		۴۳/۰۰	–	۵۸/۰۰	۵۱۱	۲/۴۵	خراط صادقی و کرباسی، ۱۳۸۷
رود سرخ	ویتنام	۸۳/۰۰	۶۶/۰۰	۰/۳۵	۳۸/۰۰	–	۱۲۷/۰۰	۸۰۶/۰۰	۳/۷۶	Nguyen *et al*., 2016
هان	کره	۲۹/۷۰	۳۵/۱۰	۰/۲۲	۲۵/۳۰	۱۹/۲۰	۱۲۶/۰۰	۶۶۶/۰۰	۳/۲۶	Kim *et al*., 2011
سوا	اسلوونی	۴۲/۸۸	۵۵/۳۶	۱/۲۵	۴۹/۳۸	۱۵/۷۰	۳۰۳/۰۸	۱۲۰۰	۳/۱۳	Bilinski, 2008

بحث و نتیجه‌گیری

در این پژوهش آلودگی‌های ناشی از فلزات سنگین در رسوبات چهار رودخانه مهم منتهی به دریای خزر در مرزهای سیاسی کشور ایران – استان مازندران بررسی شد. بیشینه غلظت فلزات سنگین مس، کادمیوم، نیکل، منگنز و آهن در هریک از رودخانه‌های موردمطالعه در ایستگاه-های واقع در امتداد رودخانه‌ها (در مقایسه با ایستگاه‌های واقع در مصب رودخانه‌ها) مشاهده شد. غلظت عنصرهای کادمیوم، روی و سرب در بیش‌تر ایستگاه‌های نمونه‌برداری از غلظت‌های میانگین رسوبات جهانی بیش‌تر است و نتایج حاصل از شاخص‌های مهم نشان داد بیشینه مقدار ضریب آلودگی، ضریب پتانسیل خطر محیطزیستی، زمین انباشتگی و غنی‌شدگی مربوط به عنصر کادمیوم است. هم‌چنین بیش‌ترین ضریب آلودگی کل، ضریب پتانسیل کل خطر محیطزیستی و بار آلودگی در رودخانه نکارود مشاهده‌شده است.

با توجه به بازدیدهای میدانی و مطالعه‌های دیگر محققین می‌توان گفت فعالیت‌های صورت گرفته در حوضه آبخیز رودخانه‌های موردمطالعه که شامل کشاورزی و باغداری متراکم (منجر به استفاده بیش‌تر از کود و سموم مختلف شده است)، تخلیه مستقیم زباله‌ها و فاضلاب‌های مسکونی، حضور کارخانه‌های چوب و کاغذ، نساجی و صنعت سیمان، معادن زغال‌سنگ و آلودگی‌های ناشی از دپو و استخراج آن‌ها و حضور

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

لوله‌های انتقال‌دهنده ترکیبات نفتی در بستر رودخانه‌ها از عمده عامل‌های است که سهم بسزایی در آلایندگی رودخانه‌های موردمطالعه دارند (مقصودی و همکاران، ۱۳۹۴؛ قشلاقی و رستمی، ۱۳۹۵؛ دریواسی و همکاران، ۱۳۹۴؛ سعیدی و همکاران، ۱۳۸۵؛ مصطفوی، ۱۳۹۴). با توجه به حضور منابع متعدد و متنوع آلوده‌کننده در این ناحیه و غلظت‌های نگران‌کننده برخی از فلزات سنگین در مطالعه حاضر به‌ویژه فلزات روی، کادمیوم و سرب، به‌منظور پیش‌گیری از بروز مشکل‌های گسترده‌تر، پژوهش‌ها باید در مقیاس وسیع‌تر و در بخش زنده اکوسیستم‌های فوق به‌صورت دوره‌ای انجام و تداوم داشته باشد تا مدیریت و کنترل آلودگی در منطقه موردمطالعه با انسجام بیش‌تر و چالش کم‌تری انجام بپذیرد.

منابع

اسکندری، ط.، علی‌اشرفی پور، ر.، ید الهی، ع. و توحیدی، ف.، ۱۳۸۷. بررسی آماری میزان مصرف سموم کشاورزی در شهرستان‌های استان مازندران، دومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران.

خراط‌صادقی، م. و کرباسی، ع.، ۱۳۸۷. مقایسه شاخص‌های I_{geo} و EF در برآورد شدت آلودگی زیست‌محیطی رودخانه شیر رود به‌منظور حفظ معیارهای توسعه پایدار، فصلنامه علوم و تکنولوژی محیطزیست، جلد ۱۰: صفحات ۳۹-۳۰.

دریواسی، س.، صائب، ک. و ملاشاهی، م.، ۱۳۹۴. بررسی تأثیر میزان فاصله از منبع آلودگی بر غلظت فلزات سنگین در خاک اطراف کارخانه سیمان شهرستان نکا، فصلنامه علوم و تکنولوژی محیطزیست، جلد ۱۷: صفحات ۴۴-۳۵.

سعیدی، م.، کرباسی، ع.، نبی بید هندی، غ. و مهردادی، ن.، ۱۳۸۵. اثر فعالیت‌های انسانی بر تجمع فلزات سنگین در آب رودخانه تجن در استان مازندران، مجله محیط‌شناسی، جلد ۳۲: صفحات ۵۰-۴۱.

قشلاقی، ا. و رستمی، ش.، ۱۳۹۵. آلودگی و گونه‌سازی فلزات سنگین در رسوبات بستر رودخانه سیاهرود (منطقه قائمشهر-استان مازندران)، مجله پژوهش‌های چینه نگاری و رسوب‌شناسی، جلد ۳۲: صفحات ۹۰-۷۳.

مصطفوی، ح.، ۱۳۸۵. تنوع زیستی ماهیان رودخانه تالار استان مازندران، مجله محیط‌شناسی، جلد ۳۲: صفحات ۱۳۵-۱۲۷.

مغزی، س.، سعیدی، م. و جمشیدی، ا.، ۱۳۹۰. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه بابل رود با استفاده از شاخص‌های آلودگی رسوب، ششمین کنگره ملی مهندسی عمران، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.

مقصودی، ع.، ونایی، م. و یزدی، م.، ۱۳۹۴. فلزات سنگین و بررسی شاخص‌های شدت غنی‌شدگی و ژئوشیمیایی در رودخانه نکارود، فصلنامه علوم‌زمین، جلد ۲۴: صفحات ۱۷۴-۱۶۷.

Agah, H., Bastami, K. D. and Fumani, N. S., 2016. Ecological risk, source and preliminary assessment of metals in the surface sediments of Chabahar Bay, Oman Sea. Marine pollution bulletin, 107(1): 383-388.

Bastami, K. D., Neyestani, M. R., Shemirani, F., Soltani, F., Haghparast, S. and Akbari A., 2015. Heavy metal pollution assessment in relation to sediment properties in the coastal sediments of the southern Caspian Sea. Marine pollution bulletin, 92(1): 237-243.

Bilinski, S., 2008. Detection of geochemical anomalies in stream sediments of the upper Sava River drainage basin (Slovenia, Croatia). Fresenius Environmental Bulletin, 17(2): 188-196.

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). Marine chemistry, 99(1): 227-235.

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

De Mora, S., Sheikholeslami, M. R., Wyse, E., Azemard, S. and Cassi, R., 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. Marine pollution bulletin, 48(1): 61-77.

Duodu, G. O., Goonetilleke, A. and Ayoko, G. A., 2017. Potential bioavailability assessment, source apportionment and ecological risk of heavy metals in the sediment of Brisbane River estuary, Australia. Marine pollution bulletin, 117(1): 523-531.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

Effendi, H., Yusli, W., Mujizat, K. and Dea F. L., 2017. Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metal on surface sediment in west part of Java Sea. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 54 (1):1-10.

Frank, A. B., Liebig, M. A. and Hanson, J. D., 2002. Soil carbon dioxide fluxes in northern semiarid grasslands. Soil Biology and Biochemistry, 34(9): 1235-1241.

Ghanbarpour, M. R., Goorzadi, M. and Vahabzade, G., 2013. Spatial variability of heavy metals in surficial sediments: Tajan River Watershed, Iran. Sustainability of Water Quality and Ecology, 1: 48-58.

Godwin, A., Oghenekohwiroro, E., Funso, A. and Olaniyi, O., 2015. Using EF, PLI and Igeo for the assessment of heavy metal pollution and sediment quality of Asejire reservoir, Southwest Nigeria. International Journal of Environment and Pollution Research, 3(4): 77-90.

Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water research, 14(8): 975–1001.

Humbatov, F. Y., Ahmadov, M. M., Balayev, V. S. and Suleymanov, B. A., 2015. Trace Metals in Water Samples Taken from Azerbaijan Sector of Caspian Sea. Chemical Engineering Journal, 9: 288-295.

Jamshidi, S. and Bastami, K. D., 2017. Preliminary assessment of metal distribution in the surface sediments along the coastline of the southern Caspian Sea. Marine pollution bulletin, 116(1): 462-468.

Jiang, X., Teng, A., Xu, W. and Liu, X., 2014. Distribution and pollution assessment of heavy metals in surface sediments in the Yellow Sea. Marine pollution bulletin, 83(1): 366-375.

Karydas, C. G., Ourania T., and Panos P., 2015. A new spatiotemporal risk index for heavy metals: application in Cyprus. Water, 7 (8): 4323-4342.

Kim, K. T., Ra, K., Kim, E. S., Yim, U. H. and Kim, J. K., 2011. Distribution of heavy metals in the surface sediments of the Han River and its estuary, Korea. Journal of Coastal Research, 64: 903-907.

Loeppert, R. H. and Suarez D. L., 1996. Carbonate and gypsum. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3-SSSA Book Series n.5. ASA and SSSA, Madison, WI, USA, pp. 437–474.

Malvandi, H., 2017. Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. Marine pollution bulletin, 117(1): 547-553.

Manoj, K. and Padhy, P. K., 2014. Distribution, enrichment and ecological risk assessment of six elements in bed sediments of a tropical river, Chottanagpur plateau: a spatial and temporal appraisal. Journal of Environmental Protection, 5(14): 1419–1434.

Monroy, M., Maceda-Veiga, A. and de Sostoa, A., 2014. Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. Science of the Total Environment. 487: 233-244.

Müller, G., 1981. Die schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und Seiner Nebenflusse: eine Bestandsaufnahme. Chemiker Zeitung., 105: 157–164.

Nasrabadi, T., Bidhendi, G. N., Karbassi, A. R. and Mehrdadi, N., 2010. Evaluating the efficiency of sediment metal pollution indices in interpreting the pollution of Haraz River sediments, southern Caspian Sea basin. Environmental monitoring and assessment, 171(4): 395-410.

Nguyen, T. T. H., Zhang, W., Li, Z., Li, J., Ge, C., Liu, J. and Yu, L., 2016. Assessment of heavy metal pollution in Red River surface sediments, Vietnam. Marine pollution bulletin, 113(1): 513-519.

Parizanganeh, A. H., Lakhan, V. C. and Jalalian, H., 2007. A geochemical and statistical approach for assessing heavy metal pollution in sediments from the southern Caspian coast. International Journal of Environmental Science & Technology, 4(3): 351-358.

Sastre, J., Sahuquillo, A., Vidal, M. and Rauret, G., 2002. Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwave-assisted total digestion versus aqua regia and nitric acid extraction. Analytica Chimica Acta, 462(1): 59-72.

Xu, Z., Ni S., Tuo, X. and Zhang, C., 2008. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index. Environmental Science & Technology, 31: 112–115.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

Zhang, W., Feng, H., Chang, J., Qu, J., Xie, H. and Yu, L., 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. Environmental Pollution, 157(5): 1533-1543.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]