

بررسی غلظت فلزات سنگین در رسوبات سطحی تالاب چغاخور

حجت‌اله علی‌بیگی^۱، روح‌اله میرزایی^{۲*}، رسول زمانی احمد محمودی^۳

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان (hojjat133@gmail.com)

۲. استادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان

۳. استادیار، گروه شیلات و محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

(rasoolzamani@yahoo.com)

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۵/۵/۱۶

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۲/۲۲

چکیده

آلودگی فلزات سنگین یکی از جدی‌ترین مسائل محیط‌زیستی در محیط‌های آبی است. تالاب چغاخور یکی از مناطق مهم بین‌المللی برای پرندگان است. به‌منظور تعیین آلودگی ناشی از فلزات در تالاب، غلظت فلزات آهن، روی، مس، منگنز و نیکل در ۵۲ نمونه رسوب سطحی سنجش شد. شاخص‌های فاکتور آلودگی، غنی‌شدگی و زمین‌انباشتگی به‌منظور برآورد میزان آلودگی رسوبات استفاده شده است. همچنین، روش وزن‌دهی معکوس فاصله در تهیه نقشه پهنه‌بندی فلزات در رسوبات استفاده شد. نتایج نشان داد که غلظت متوسط مس، آهن، منگنز، نیکل و روی در رسوبات به‌ترتیب ۱۵/۷۵، ۶۰۷۶، ۲۹۷، ۳۰/۰۷ و ۲۹/۸۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. با توجه به نتایج حاصل از فاکتور آلودگی، زمین‌انباشتگی و غنی‌شدگی، آلودگی قابل‌توجه و شدیدی از فلزات در رسوبات منطقه مشاهده نشد. بر اساس دستورالعمل کیفیت رسوبات مشخص شد که تنها غلظت نیکل در رسوبات ممکن است اثر بیولوژیکی نامطلوب بر موجودات آبی تالاب داشته باشد. اگرچه نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه‌های اصلی نیز نشان داد که تمام فلزات عمدتاً منشأ طبیعی دارد، الگوی مکانی غلظت فلزات در رسوبات چند لکه‌داغ را در تالاب نشان داد. به‌نظر می‌رسد فعالیت‌های کشاورزی، فاضلاب‌های روستایی، صیادی و گردشگری از دلایل اصلی افزایش غلظت فلزات در این مناطق بوده است.

کلیدواژه

پهنه‌بندی، تالاب چغاخور، رسوب، شاخص آلودگی، فلز سمی.

۱. سرآغاز

همه‌جایی بودن، مقاومت در برابر تجزیه و قابلیت تجمع زیستی تهدیدی جدی برای سلامت انسان و سیستم‌های اکولوژیکی است (Duman et al., 2007). فلزات سنگین در فرایندهای طبیعی تجزیه و تخریب نمی‌شود، بنابراین تمایل به تجمع در رسوبات یا بدن موجودات دارد (Peng et al., 2009). به‌گفته Amin و همکاران (۲۰۰۹)، بیش از ۹۰ درصد بار فلزات سنگین اکوسیستم‌های آبی در رسوبات یافت می‌شود؛ بنابراین، کیفیت رسوبات شاخص مناسبی از آلودگی محیط‌های آبی است (Azmat et al., 2014)، چرا

رشد سریع فعالیت‌های انسانی موجب انتشار آلاینده‌های محیط‌زیستی در سراسر جهان شده است (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷). فلزات سنگین از جمله آلاینده‌های غیر آلی است که از مسیرهای مختلفی مانند فرسایش و هوازدگی سنگ مادر، فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، دود آگروز ماشین‌ها، فاضلاب و نشست‌های جوی (Tang et al., 2010) وارد اکوسیستم‌های آبی و خشکی می‌شود (Shahbaz et al., 2013). این فلزات به‌دلیل سمیت،

(2005). هدف از این مطالعه، تعیین غلظت فلزات نیکل، روی، مس و آهن در رسوبات تالاب چغاخور است. همچنین، بررسی میزان آلودگی تالاب با توجه به شاخص‌های آلودگی مختلف و مقایسه با استانداردهای مختلف از دیگر اهداف این مطالعه است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

تالاب چغاخور و اراضی حاشیه آن با مختصات جغرافیایی ۸۱ درجه و ۲۴ دقیقه تا ۸۱ درجه و ۲۶ دقیقه عرض شمالی و ۲۱ درجه و ۲۵ دقیقه تا ۲۱ درجه و ۲۶ دقیقه طولی شرقی، به شکل دشت میان‌کوهی کوچکی در شمال دامنه‌های کوه کلار در ۶۱ کیلومتری جنوب شهرکرد و تقریباً ۴۱ کیلومتری غرب بروجن قرار گرفته است (شکل ۱). پهنه مطالعاتی مساحتی بالغ بر ۶۱۸۴ هکتار دارد که دریاچه با وسعت ۱۴۲۸ هکتار در مرکز آن قرار گرفته و از سه جهت اصلی (شمال، غرب و جنوب) آن را در دامنه‌های پرشیب ارتفاعات (بالای شیب ۳۰ درصد) محاصره کرده است. مرز شرقی آن نیز به سد چغاخور و تأسیسات مربوط به آن محدود می‌شود.

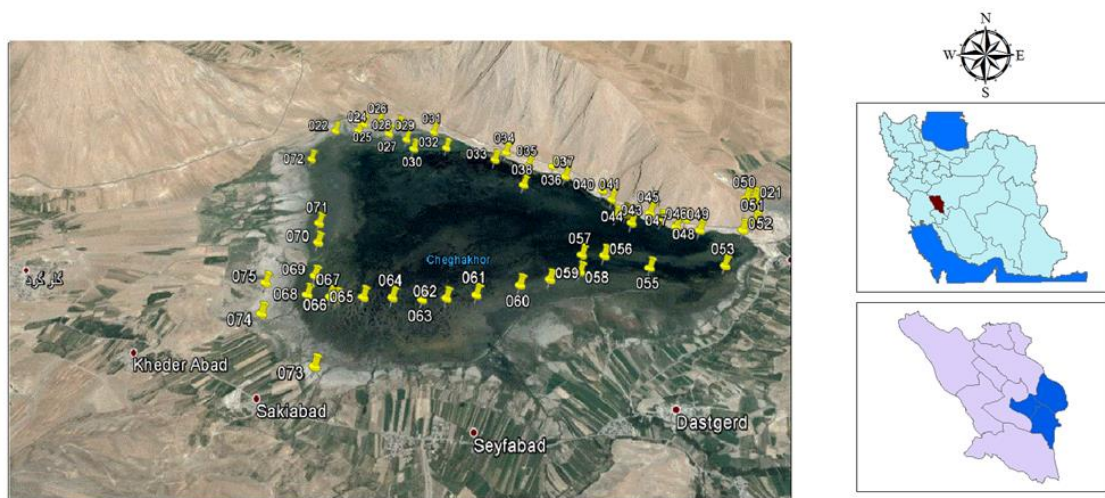
نمونه‌برداری و آنالیز آزمایشگاهی

پنجاه‌دو نمونه رسوب سطحی (۰-۵ سانتی‌متر) به‌طور تصادفی از نقاط مختلف تالاب چغاخور برداشت شد. نمونه‌های رسوب در پاکت‌های پلاستیکی کاملاً تمیز قرار داده و برای آنالیزهای بعدی به آزمایشگاه منتقل شد. برای تعیین نقاط نمونه‌برداری از سیستم موقعیت‌یاب جهانی^۲ استفاده شد (Azmat et al., 2014). اگرچه تمام نقاط نمونه‌برداری در حاشیه تالاب بود، به دلیل خصوصیات هیدرولوژیکی تالاب و مساحت کم آن، نقاط بیانگر کل تالاب است (Liang et al., 2014). نمونه‌ها پس از هواخشک شدن به‌منظور آماده‌سازی برای فرایند هضم از الک پلی‌اتیلنی ۲ mm عبور داده شد. سپس، قسمتی از هر نمونه خاک آسیاب و با الک ۱۲/۵ μm الک شد.

که رسوبات بستر جایگاه خوبی برای چرخه‌های زیستی-زمین‌شیمیایی^۱ و تشکیل شبکه‌های غذایی است (Burton et al., 2001). همچنین، در این اکوسیستم‌ها، رسوبات نقش پذیرنده آلاینده‌های آلی و غیرآلی (فلزات سنگین) را ایفا می‌کند و تاریخچه‌ای از ورود آلاینده‌های انسان-منشأ و تغییرات محیط‌زیستی ارائه می‌دهد (Shomar et al., 2005). پراکنش فلزات در رسوبات تحت تأثیر ترکیبات شیمیایی و معدنی مواد معلق، فرایندهای ته‌نشینی و جذب و سایر خصوصیات فیزیکی-شیمیایی فلزات است (Singh et al., 2005). به‌طور کلی، تعیین پراکنش و منابع مختلف آلاینده‌ها اطلاعات خوبی در کنترل و حذف آن‌ها از مناطق آلوده‌شده ارائه می‌دهد (Liang et al., 2014).

تالاب چغاخور یکی از ۱۰۵ تالاب مهم کشور برای پرندگان آبی و یکی از مناطق مهم بین‌المللی برای پرندگان در ایران محسوب می‌شود. همچنین، این تالاب جزء هشت تالاب مهم کشور از نظر پرندنگاری است که زیستگاه بسیاری از پرندگان مهاجر و بومی استان است (Ebrahimi & Moshari, 2006). مهم‌ترین منبع آلاینده تالاب، یعنی پساب فاضلاب‌های کشاورزی، ناشی از کوددهی بیش‌ازحد به‌خصوص کودهای فسفات با مقادیر بالای کادمیم در مزارع کشاورزی مشرف به تالاب است (رحیمی و رئیس، ۱۳۸۷).

مطالعات بسیاری در سراسر جهان به بررسی توزیع، منشأ و میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات پرداخته است (Zamani- Abdollahi et al., 2013; Ghanbarpour et al., Ahmadmahmoodi et al., 2013; Liang et al., 2014). این مطالعات در مورد کاربرد رسوبات در تعیین اثر فعالیت‌های انسانی بر محیط‌های آبی و در موضوعاتی مانند ارزیابی کیفی رسوبات، پراکنش و آلودگی فلزات سنگین و کمیت بار آلودگی در رسوبات گزارش شده است (Sayadi et al., 2010). به‌طور کلی، مرور تحقیقات مختلف درباره آلودگی رسوبات، استفاده از شاخص‌های مختلفی آلودگی، همچنین روش‌های گوناگونی در تعیین غلظت زمینه را نشان می‌دهد (Reimann et al.,



شکل ۱. موقعیت تالاب در ایران و استان چهارمحال و بختیاری و نقاط نمونه‌برداری رسوب از تالاب چغاخور

کریجینگ به دلیل پیش فرض نرمال بودن داده‌ها (Xie et al., 2011) انجام نشد. علاوه بر این، به دلیل نمایش بهتر لکه‌های داغ^۳ (Liang et al., 2014)، از روش IDW با توان ۲ برای تهیه نقشه پهنه‌بندی فلزات سنگین در تالاب و نرم‌افزار ArcGIS 10.1 استفاده شد.

برآورد آلودگی رسوبات

در این مطالعه، به دلیل عدم امکان برداشت نمونه زمينه، نبود سوابق مطالعاتی در منطقه و چولگی داده‌ها، از روش آماری Esmaili و همکاران (۲۰۱۴) در برآورد آلودگی رسوبات استفاده شد. فرمول محاسباتی این روش در تعیین غلظت زمينه در رابطه (۱) آمده است. در اغلب موارد از حد بالا برای تخمین محتاطانه‌تر غلظت زمينه استفاده می‌شود (Esmaili et al., 2014).

$$\text{Median} + C_{\text{background}} = 2\text{MAD} \quad (1)$$

$$\text{MAD}^2 = \text{median}_i (|X_i - \text{median}_j(X_j)|)$$

که در آن MAD قدر مطلق انحراف میانه فلز i است. راهنمای ارزیابی کیفیت رسوبات (SQGs) در تعیین میزان آلودگی رسوبات در مقایسه با راهنمای متناظر رسوبات بسیار مفید است (MacDonald et al., 2000). این راهنماها درجه وضعیت آلودگی رسوبات را که ممکن است بر موجودات آبرزی تأثیر سوء داشته باشد تعیین و سطح کیفی

یک گرم از خاک الک‌شده با استفاده از ترکیب سه اسید HClO_4 ، HNO_3 ، HF به نسبت ۳:۵:۷ هضم شد. پس از سرد شدن نمونه‌ها، ۵ سی‌سی اسید بوریک ۷ درصد برای حذف باقیمانده‌های فلوریدی اضافه شد (Tavakoly et al., 2013). نمونه‌ها از کاغذ صافی معادل واتمن ۴۲ عبور داده شد. در نهایت، حجم نمونه‌ها با آب مقطر به ۲۵ سی‌سی رسید (Yap et al., 2005). غلظت فلزات در نمونه‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی شعله اندازه‌گیری شد. نمونه‌های استاندارد GSD-9 و GSS-16 برای کنترل کیفیت و بررسی صحت اندازه‌گیری غلظت فلزات استفاده شد.

تحلیل‌های آماری

تحلیل‌های آماری توصیفی پایه با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ انجام شد. به دلیل تبعیت نکردن داده‌ها از توزیع نرمال، روش غیرپارامتری ضریب همبستگی اسپیرمن (r) برای تعیین ارتباط غلظت فلزات در رسوبات تالاب استفاده شد. تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) به منظور شناسایی منشأ فلزات در رسوبات تالاب به کار رفت (Fu et al., 2013; 2014). در این مطالعه، به دلیل عدم تبعیت داده‌ها از توزیع نرمال و نیز عدم قابلیت نرمال شدن داده‌ها با روش‌های معمول نرمال‌سازی، استفاده از روش

رسوبات را بیان می‌کند. در این مقاله از دو مجموعه از راهنماها شامل راهنمای اداره ملی آب‌وهوای ایالات متحده (NOAA) و راهنمای پیشرفته اکوسیستم‌های آب شیرین کانادا (ISQG) استفاده شده است.

رسوبات را بیان می‌کند. در این مقاله از دو مجموعه از راهنماها شامل راهنمای اداره ملی آب‌وهوای ایالات متحده (NOAA) و راهنمای پیشرفته اکوسیستم‌های آب شیرین کانادا (ISQG) استفاده شده است.

فاکتور آلودگی (CF) و بار آلودگی (PLI)

از این شاخص در بررسی وضعیت آلودگی منابع آبی به آلاینده‌های مختلف و در نهایت شناسایی پتانسیل خطر اکولوژیکی منبع مورد مطالعه استفاده می‌شود. این شاخص‌ها به صورت رابطه‌های (۲) و (۳) ارائه می‌شود.

$$C_f^i = \sum_{i=1}^n \frac{c_{o-1}^i}{c_n^i} \quad (2)$$

که در آن C_f^i فاکتور آلودگی برای آلاینده، c_{o-1}^i میانگین غلظت فلز سنگین i و c_n^i غلظت مرجع یا زمینه است. اگر $c_{o-1}^i \leq c_n^i$ ، آن عنصر باعث آلودگی می‌شود، و اگر $c_{o-1}^i - c_n^i \geq 1$ ، عنصر مورد نظر در منبع آبی سبب بروز آلودگی نمی‌شود. Hall (۲۰۰۲) در بیان بهتر میزان آلودگی، طبقات زیر را ارائه داده است: آلودگی کم (>1)، آلودگی متوسط (۱-۳)، آلودگی زیاد (۳-۶)، آلودگی بسیار شدید (>6). شاخص بار آلودگی نیز شامل مجموع ضرایب آلودگی فلزات مختلف و بیانگر میزان آلودگی نمونه به فلزات سنگین است (Adomako et al., 2008). اگر PLI نزدیک به ۱ باشد، نشان‌دهنده این است که غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه و اگر بیش از ۱ باشد، بیانگر آلودگی نمونه به فلزات سنگین است.

$$PLI = (C_{f1} \times C_{f2} \times C_{f3} \times C_{fn})^{1/n} \quad (3)$$

شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo)

شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo) را در سال ۱۹۶۹ Muller مطرح کرد. پس از آن، به‌طور گسترده‌ای در مطالعات فلزات سنگین در رسوبات و خاک به‌کار گرفته شد (Amin

$$I_{geo} = (\log_2 C_n / 1.5B_n) \quad (4)$$

که در آن I_{geo} شاخص زمین‌انباشتگی یا شاخص شدت آلودگی، C_n غلظت اندازه‌گیری شده فلز سنگین در نمونه و B_n غلظت زمینه‌ای همان فلز سنگین در پوسته زمین است. ضریب ۱/۵ نیز برای کمینه‌کردن تغییرات احتمالی در غلظت‌های زمینه ناشی از فعالیت‌های زمین‌شناسی اعمال می‌شود. طبقات این شاخص بدین قرار است: غیرآلوده (<0)، غیرآلوده تا آلودگی متوسط (۰-۱)، آلودگی متوسط (۱-۲)، آلودگی متوسط تا شدید (۲-۳)، آلودگی شدید (>3) (Azmat et al., 2014).

فاکتور غنی‌شدگی (EF)

در این فاکتور معمولاً غلظت عناصر در نمونه آلوده با غلظت آن عنصر در نمونه زمینه مقایسه می‌شود. این غلظت‌ها بر اساس غلظت استاندارد یا مرجع (مانند عنصر آهن، آلومینیم، تیتانیم، سزیم، منگنز، یا لیتیم) نرمال می‌شود. در این مطالعه، آهن فلز مرجع استفاده شده است. جدول ۱ طبقه‌بندی درجه آلودگی بر اساس شاخص EF را نشان می‌دهد. رابطه (۵) بیانگر چگونگی محاسبه شاخص غنی‌سازی است. ارزش فاکتور غنی‌شدگی به هفت طبقه تقسیم می‌شود (Birch & Olmos, 2008).

$$EF = \frac{(C_M/C_X)_{sample}}{(C_M/C_X)_{background}} \quad (5)$$

که در آن EF فاکتور غنی‌سازی، $C_{Xsample}$ و $C_{Msample}$ غلظت‌های فلز مورد نظر و فلز استاندارد در نمونه و $C_{Xbackground}$ و $C_{Mbackground}$ غلظت‌های زمینه‌ای فلز مورد نظر و فلز استاندارد است.

جدول ۱. طبقه‌بندی آلودگی بر اساس شاخص غنی‌سازی

طبقه EF	سطح آلودگی	طبقه EF
EF<1	غنی‌شدگی وجود ندارد	۱
1<EF<3	غنی‌شدگی کم	۲
3<EF<5	غنی‌شدگی متوسط	۳
5<EF<10	غنی‌شدگی متوسط تا شدید	۴
10<EF<25	غنی‌شدگی شدید	۵
25<EF<50	غنی‌شدگی خیلی شدید	۶
EF>50	غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید	۷

نتایج و بحث

آمار توصیفی و مقایسه با سایر مطالعات

در بسیاری از نقاط از سطح SQGs بالاتر بود. ۶۵ درصد نقاط بالاتر از سطح TEL، ۶۳ درصد بالاتر از سطح ERL، ۴۴ درصد بالاتر از سطح PEL و ۱۰ درصد بیش از دامنه متوسط اثر (ERM) بود. این مقادیر نشانگر درخطر بودن جوامع بیولوژیکی تالاب نسبت به فلز نیکل است. مشابه این نتایج در مطالعه Abdollahi و همکاران (۲۰۱۳) در بندر امام خمینی گزارش شد. البته، اختلاف معناداری را در غلظت فلزات بین ایستگاه‌ها مشاهده نکردند. به طور کلی، می‌توان نتیجه گرفت غلظت کل فلزات در رسوبات تالاب چغاخور در مقایسه با مقادیر SQGs ممکن است پتانسیل اثر منفی کمی برای این تالاب داشته باشد. اما میانگین غلظت نیکل در رسوبات از سطح آستانه‌ای اثر (TEL) و سطح احتمال اثر (ERL) بیشتر بود؛ بنابراین، ممکن است نیکل تأثیر بیولوژیکی جزئی روی تالاب داشته باشد.

بر اساس میانگین غلظت، روند نزولی به صورت آهن < منگنز < نیکل < روی < مس مشاهده شد (جدول ۲). دامنه غلظت فلزات در رسوبات تالاب چغاخور به صورت زیر بود: نیکل ۶۷/۸۲-۱/۴۳، مس ۳۶/۸۰-۴/۳۵، روی ۶۱/۶۴-۴/۳۵، منگنز ۷۴۲-۱۰۱/۴۷ و آهن ۱۴۲۹۶-۱۷۰/۷۷. با توجه به جدول ۳، میانگین غلظت همه فلزات از غلظت زمینه کمتر بود. همچنین، میانگین غلظت فلزات در این مطالعه در مقایسه با سایر مطالعات داخل و خارج از کشور کمتر بود؛ به جز مطالعه Jiang و همکاران (۲۰۱۴) که مقادیر کمتری از نیکل و مس را گزارش کرده‌اند.

SQGs نشان‌دهنده اهمیت مناطق آلوده شده به عنوان عامل منفی و تأثیرگذار بر محیط است (Wang et al., 2014). از بین پنج فلز مورد بررسی، تنها غلظت فلز نیکل

جدول ۲. آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین در رسوبات تالاب چغاخور برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک (۵۲ نمونه)

فلزات	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار
نیکل	۳۰/۰۷	۱/۴۳	۶۷/۸۲	۱۸/۹۵
مس	۱۵/۷۵	۴/۳۵	۳۶/۸۰	۶/۵۵
روی	۲۹/۸۷	۲/۰۲	۶۱/۶۴	۱۲/۹۰
منگنز	۲۹۷	۱۰۱/۴۷	۷۴۲	۱۲۸/۴۰
آهن	۶۰۷۶	۱۷۰/۷۷	۱۴۲۹۶	۴۱۷۰

جدول ۳. مقایسه غلظت فلزات در رسوبات تالاب چغاخور با سایر مطالعات و استانداردهای جهانی (µg/g)

منطقه	نیکل	مس	روی	منگنز	آهن	مرجع
تالاب چغاخور	۳۰/۰۷	۱۵/۷۵	۲۹/۸۷	۲۹۷	۶۰۷۶	مطالعه حاضر
غلظت زمینه	۶۲/۷۲	۲۴/۰۳	۵۰/۱۵	۴۳۳	۱۲۴۰۸	مطالعه حاضر
بندر امام خمینی	۳۸/۳	۳۳/۵	۱۰۹/۲۵	۳۲۳	۴۲۸۰۰	Abdollahi et al. (2013)
خلیج گرگان	-	۱۸	۴۲	-	-	Bastami et al. (2014)
سد کافرین اردن	۹۹/۶	۶۵/۲	۱۱۶	۷۲۵/۴	۳۷۴۱۲	Habes et al. (2011)
دریای زرد چین	۱۸/۶	۱۵/۱	۴۷/۳	۴۱۰	۱۳۳۰۰	Jiang et al. (2014)
دریاچه نانسی چین	۳۹/۳	۳۷	۸۷/۵	-	-	Wang et al. (2014)
میانگین جهانی رسوبات	۵۲	۳۳	۹۵	-	-	Förstner (1984)&Salomons
میانگین پوسته	۶۸	۴۵	۹۵	۸۵۰	۴۷۲۰۰	Wedepohl (1961)&Turekian
TEL	۱۸	۳۵/۷	۱۲۳/۱	-	-	MacDonald et al. (2000)
PEL	۳۶	۱۹۶/۶	۳۱۴	-	-	MacDonald et al. (2000)
ERL	۲۰/۹	۳۴	۱۵۰	-	-	Smith et al. (1996)
ERM	۵۱/۶	۲۷۰	۴۱۰	-	-	Smith et al. (1996)

فاکتور آلودگی و بار آلودگی

طبق جدول ۴، بیشترین مقدار فاکتور آلودگی مربوط به منگنز و کمترین آن مربوط به آهن و نیکل است. به‌طور کلی، اغلب ایستگاه‌های نمونه‌برداری مقدار فاکتور آلودگی کمتر از ۱ داشت و در طبقه آلودگی کم قرار گرفت. البته، سه ایستگاه در طبقه آلودگی متوسط نیکل قرار گرفت. همچنین، مس در پنج ایستگاه (۱۰ درصد)، روی در دو

ایستگاه (۴ درصد)، منگنز در شش ایستگاه (۱۱ درصد) و آهن در پنج ایستگاه (۱۰ درصد) مقادیری بالاتر از ۱ داشت و در طبقه آلودگی متوسط قرار گرفت. در مورد شاخص بار آلودگی نیز تنها یک ایستگاه (شماره ۶۷) مقدار ۱/۰۹ داشت، ولی سایر ایستگاه‌ها مقدار کمتر از ۱ و مقادیر نزدیک به غلظت زمینه محاسباتی داشت.

جدول ۴. آمار توصیفی به‌دست‌آمده برای فاکتور آلودگی و شاخص بار آلودگی

فاکتور آلودگی	میانگین	حداکثر	حداقل
نیکل	۰/۴۸±۰/۳	۱/۰۸	۰/۰۵
مس	۰/۶۵±۰/۲۷	۱/۵۳	۰/۱۸
روی	۰/۵۹±۰/۲۵	۱/۲۲	۰/۰۴
منگنز	۰/۶۸±۰/۲۹	۱/۷۱	۰/۲۳
آهن	۰/۴۸±۰/۳۳	۱/۱۵	۰/۰۱
PLI	۰/۵۴±۰/۲۴	۱/۰۸	۰/۰۷

روند نزولی نیکل > روی > مس > منگنز به دست آمد. مقدار شاخص زمین‌انباشتگی در تمام فلزات عددی مثبت ولی بسیار نزدیک به صفر بود؛ بنابراین، تمام فلزات در تمامی ایستگاه‌ها در طبقه غیر آلوده تا آلودگی متوسط قرار گرفت.

شاخص زمین‌انباشتگی و شاخص غنی‌شدگی

نتایج بررسی شاخص غنی‌شدگی در رسوبات تالاب در جدول ۵ آمده است. بیشترین میزان غنی‌شدگی برای فلز مس (۲۶/۵۳) و کمترین میزان برای نیکل (۰/۳۰) مشاهده شد. بر اساس میانگین به دست آمده شاخص غنی‌شدگی

جدول ۵. نتایج طبقات شاخص غنی‌شدگی برای فلزات

طبقات	نیکل	مس	روی	منگنز
میانگین	۱/۳۴	۲/۴۷	۱/۷۵	۲/۵۴
حداقل	۰/۳۰	۰/۳۳	۰/۶۲	۰/۴۳
حداکثر	۸/۷۸	۲۶/۵۳	۶/۶۷	۱۸/۹۴
غنی‌شدگی وجود ندارد (%)	۴۲/۳	۱۷/۳	۲۸/۸۵	۲۳/۰۸
غنی‌شدگی کم (%)	۵۱/۹۳	۵۷/۷	۵۹/۶۱	۴۸/۰۸
غنی‌شدگی متوسط (%)	۳/۸۵	۱۷/۳	۹/۶۲	۱۷/۳
غنی‌شدگی متوسط تا شدید (%)	۱/۹۲	۵/۷۸	۱/۹۲	۹/۶۲
غنی‌شدگی شدید (%)	-	-	-	۱/۹۲
غنی‌شدگی خیلی شدید (%)	-	۱/۹۲	-	-

بیشترین ارتباط بین فلزات روی و آهن با مقدار ۰/۷۵ و کمترین ارتباط بین منگنز و نیکل (۰/۴۰) مشاهده شد.

تحلیل همبستگی و تعیین منشأ فلزات

نتایج همبستگی فلزات با استفاده از آزمون اسپیرمن (r) برای کل منطقه در جدول ۶ نشان می‌دهد که در کل منطقه، ارتباط قوی بین تمام فلزات در سطح ۰/۰۱ وجود دارد.

جدول ۶. نتایج همبستگی بین غلظت فلزات در رسوبات تالاب چغاخور

فلزات	نیکل	مس	روی	منگنز	آهن
نیکل	۱				
مس	۰/۷۳**	۱			
روی	۰/۶۴**	۰/۶۹**	۱		
منگنز	۰/۴۰**	۰/۴۶**	۰/۵۰**	۱	
آهن	۰/۷۲**	۰/۷۴**	۰/۷۵**	۰/۵۳**	۱

** همبستگی معنادار در سطح ۰/۰۱

(ضریب KMO، ۰/۸۳ به دست آمد). بر اساس این تحلیل تنها یک مؤلفه اصلی شناسایی شد. ۶۴/۷۹ درصد از

همچنین، نتایج آنالیز مؤلفه‌های اصلی غلظت پنج فلز در رسوبات تالاب در جدول ۷ نشان داده شده است

زیاد از لحاظ منابع کنترل‌کننده یکسان است. نتایج همبستگی بین فلزات نیز مؤید این نکته است.

واریانس کل در این مؤلفه قرارگرفت. معمولاً قاعده بر این است که فلزاتی که در کنار یکدیگر قرارگرفته‌اند به احتمال

جدول ۷. نتایج ماتریس عاملی و دوران یافته برای فلزات سنگین در رسوبات تالاب

فلز	جزء
نیکل	۰/۸۶
مس	۰/۸۲
روی	۰/۸۵
منگنز	۰/۵۶
آهن	۰/۸۹

در فرایندهای جذب، پراکنش و کمپلکس‌سازی فلزات سنگین مؤثر است (Yuan et al., 2012). از طرفی، کربن آلی عمدتاً جذب کلوئیدهای رسی می‌شود؛ به عبارتی، میزان کربن آلی با کاهش اندازه ذرات رسوب افزایش می‌یابد و به افزایش ظرفیت جذب فلزات می‌انجامد (He et al., 2009). با توجه به ریزدانه بودن بافت خاک و شیب کم تالاب، شرایط مناسب رشد گونه‌های گیاهی آبی و میزان مواد آلی زیاد (دومین کارگاه تدوین برنامه مدیریت یکپارچه تالاب چغاخور، ۱۳۹۲)، غلظت فلزات و همبستگی بالای آن با یکدیگر متأثر از کربن آلی و اندازه رسوبات بوده است. طبق نتایج Jiang و همکاران (۲۰۱۴)، ارتباط کمتر منگنز با دیگر فلزات ممکن است به دلیل غلظت زیاد کلسیم کربنات و قدرت ترکیب بالای آن با منگنز (Wartel et al., 1990) باشد. بافت آهکی رسوبات تالاب چغاخور نیز احتمالاً موجب ترکیب منگنز با کلسیم کربنات و ارتباط کمتر آن با سایر فلزات شده است.

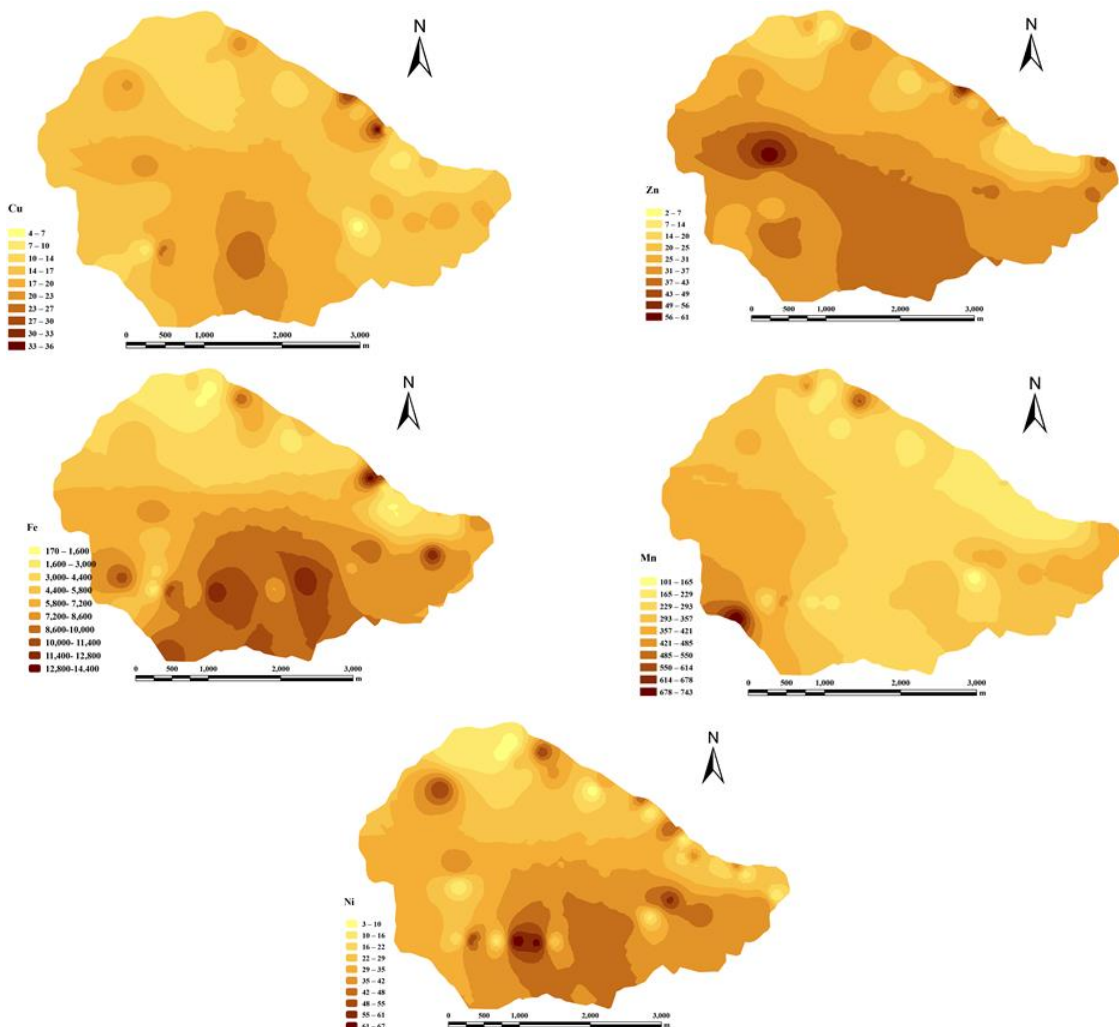
نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت فلزات در رسوبات سطحی

الگوی مکانی غلظت فلزات سنگین در رسوبات سطحی تالاب چغاخور در شکل ۲ آمده است. با توجه به ضریب تغییرات بالای داده‌ها و بالاتر بودن مقادیر برخی نقاط از حد مجاز و استانداردها، وجود لکه‌های داغ در نقشه‌های فلزات، به ویژه برای فلزات آهن و نیکل، مشاهده شد. Ghanbarpour و همکاران (۲۰۱۴) ضمن گزارش آلودگی

الگوی پراکنش متفاوت فلزات نشان‌دهنده وجود منابع آلاینده مختلف است؛ به عبارتی منشأ و پراکنش فلزات با چندین عامل مختلف کنترل می‌شود (Ghanbarpour et al., 2014). بنابراین، برای درک بهتر و دقیق‌تر الگوی پراکنش می‌توان از تحلیل همبستگی در بهبود درک منابع احتمالی و عوامل کنترل‌کننده آلودگی بهره برد. بر اساس نتایج جدول ۶، همبستگی بالایی بین پنج فلز مشاهده شد. عواملی مانند نوع سنگ مادر یا تیپ خاک، فرایندهای هوازدگی، جذب سطحی و خصوصیات رسوب بر پراکنش رسوبات تأثیرگذار است (NAVFAC, 2003). بر اساس نظر Zabetoglou و همکاران (۲۰۰۲)، اکسید و هیدروکسیدهای آهن و منگنز میل ترکیبی شدیدی برای تشکیل پیوند با سایر فلزات و معمولاً آهن در محیط‌های آبی ارتباط بالایی با سایر فلزات دارد. ارتباط قوی آهن با سایر فلزات ممکن است به همین دلیل باشد. نتایج این تحقیق با مطالعه Çevik و همکاران (۲۰۰۹) در سد سیحان ترکیه مطابقت داشت. ایشان گزارش کردند همبستگی بالا نشان‌دهنده رفتار ژئوشیمیایی یا منشأ مشابه در فلزات است. Jiang و همکاران (۲۰۱۴) نیز نتایج مشابهی را در آنالیز همبستگی ثبت کردند. ایشان نیز ارتباط بالایی بین فلزات در رسوبات را احتمالاً مربوط به منشأ یکسان نسبت دادند و غلظت فلزات را متأثر از اندازه ذرات رسوبات و میزان کربن آلی کل (TOC)^۷ دانستند. رسوبات ریزدانه قابلیت جذب بالاتری از فلزات دارد. همچنین، کربن آلی

محسوب می‌شود. در کنار ایستگاه محیط‌بانی، سایت گردشگری تالاب قرار دارد که بیشترین تمرکز بازدیدکنندگان تالاب در محدوده نقطه ۳۸ و ۴۱ و به میزان کمتری در نقطه ۳۱ است. تردد قایق‌های صیادان (Pan & Wang., 2012) و گردشگران به همراه فعالیت گردشگری و آلودگی ناشی از آن مانند تردد وسایل نقلیه، تخلیه زباله و سایر عوامل از دلایل افزایش غلظت فلزات و بالابودن میزان آلودگی در این نقاط است. تعاونی ماهیگیران تالاب با ۲۱ عضو قایق‌های خود را در ایستگاه محیط‌بانی نگهداری و راه‌اندازی می‌کند. تخلیه روغن و بنزین، تعمیر و رنگ‌کاری قایق‌ها (Thompson et al., 2005) از مهم‌ترین عوامل آلودگی به‌خصوص برای فلزات مس و روی (Abdollahi et al., 2013) در ایستگاه محیط‌بانی است (شکل ۲).

کم رسوبات تجن، لکه‌های داغ را برای فلزات گزارش دادند. طبق نظر ایشان و با توجه به همبستگی بالا بین فلزات در رسوبات می‌توان نتیجه گرفت کل تالاب غیرآلوده و غلظت‌ها ناشی از ژئومورفولوژی منطقه است، اما غلظت‌های بالا در برخی نقاط (لکه‌های داغ) منشأ انسانی دارد. با این حال، برای ارائه نتایج دقیق‌تر تعداد نمونه بیشتر با شبکه منظم تری برای تعیین تأثیر واحدهای زمین‌شناسی به‌عنوان منشأ طبیعی فلزات مورد نیاز است. تعیین دلیل احتمالی وجود چنین لکه‌های داغ یا غلظت‌های بالای فلزات کار آسانی نیست؛ اما بر اساس اطلاعات موجود می‌توان دلایلی را برای آن برشمرد. در تالاب نقاط ۳۷ و ۳۸ مربوط به ایستگاه محیط‌بانی است که لنگرگاه قایق‌های ماهیگیران و برخی گردشگران تالاب نیز



شکل ۲. نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت فلزات در رسوبات سطحی تالاب چغاخور

استفاده می‌شود. به دلیل فقدان اطلاعات از غلظت زمینه در تالاب چغاخور از روش 2MAD+Median استفاده شد. نتایج این فرمول اگرچه کمتر از میانگین‌های ارائه‌شده از غلظت پوسته زمین و رسوبات بود، به دلیل تخمین محتاطانه این روش، غلظت زمینه عمدتاً مقادیر بالاتری از غلظت‌های نقاط داشت. البته، غلظت زمینه نیکل (۶۲/۷۲) بالاتر از مقدار میانگین جهانی رسوبات (۵۲) ارائه‌شده Salomons و Förstner به دست آمد. به همین دلیل شاخص CF و PLI آلودگی کمی را نشان داد. شاخص Igeo نیز با در نظر گرفتن ضریب ۱/۵ برای کاهش اثر تغییرات زمین‌شناختی در رسوبات جانب احتیاط بیشتری دارد؛ به همین دلیل، آلودگی نزدیک به صفر را برای تمامی فلزات ارائه داد. اما، شاخص غنی‌شدگی طبقه‌بندی بهتری از میزان آلودگی در ایستگاه‌های مختلف را برای فلزات نشان داد اگرچه استفاده از لایه‌های عمقی برای غلظت زمینه به جای روش‌های آماری حساسیت شاخص EF را نسبت به فعالیت‌های انسانی بهبود می‌بخشد. بر اساس گزارش دومین کارگاه تدوین برنامه مدیریت یکپارچه تالاب چغاخور در سال ۱۳۹۲، یازده روستا با جمعیت کلی بیش از ۸۰۰۰ نفر در ارتباط مستقیم با تالاب چغاخور است که تأثیرات انسانی فراوانی به تالاب وارد می‌کند. علاوه بر این، شغل اغلب روستاییان کشاورزی است که عمده زمین‌های کشاورزی در زمین‌های بالادستی روستاها و شیب مشرف به تالاب است. البته، برای تشخیص دقیق تأثیر فاضلاب‌های انسانی و کشاورزی نیاز به بررسی رواناب‌ها و زهاب‌های حوزه آبریز و شیب تالاب است. به طور کلی، اگرچه تالاب چغاخور آلودگی کمی را نشان می‌دهد، مدیریت و کنترل فاضلاب‌های روستایی و پساب‌های کشاورزی و کاهش مصرف کودهای شیمیایی برای پیشگیری و جلوگیری از صدمه به تنوع زیستی تالاب ضروری می‌نماید.

در مورد نقاط ۶۲ و ۶۳ که لکه‌های داغ با غلظت بالای فلزات نیکل، آهن، مس در این محدوده مشاهده می‌شود می‌توان این طور نتیجه گرفت که وجود مناطق مسکونی به خصوص روستاهای خدرآباد، ساکی‌آباد، سیف‌آباد و خانی‌آباد در مجاورت تالاب و فعالیت‌های انسانی ناشی از آن مانند دفع نامناسب فاضلاب با توجه به شیب رو به تالاب منطقه و استفاده بی‌رویه از کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها در زمین‌های کشاورزی مشرف به تالاب از عوامل آلوده شدن تالاب است، اما نقطه ۷۱ برای فلز روی در مرکز تالاب احتمالاً از عوامل طبیعی منشأ می‌گیرد (Abdollahi et al., 2013). منگنز پراکنش متفاوتی از دیگر فلزات نشان داد. همچنین، کمترین میزان همبستگی با فلزات و نیز کمترین ضریب PCA را داشت. تنها در نقطه ۷۴ و پایین دست روستای خدرآباد لکه داغی برای منگنز مشاهده شد که به نظر می‌رسد متأثر از فعالیت‌های انسانی در این روستا باشد.

نتیجه‌گیری

اگرچه سنجش غلظت فلزات در رسوبات، به دلیل نامشخص بودن کسر زیستی غلظت‌ها، لزوماً تهدیدی برای تالاب محسوب نمی‌شود، این واقعیت نیز وجود دارد که سرنوشت نهایی فلزات سنگین در طبیعت ممکن است قابل پیش‌بینی نباشد و غیرمنتظره باشد. بنابراین، برای حصول اطمینان بیشتر بهترین روش آن است که میزان دستیابی زیستی نیز محاسبه شود. یکی از مهم‌ترین مشکلات روش‌شناختی در ارزیابی دقیق آلودگی تعیین مرجعی درست و غیرآلوده از خاک منطقه است. این مرجع ممکن است درجا^۱ یا برجا^۲ باشد. با اینکه استفاده از غلظت واقعی و درجا دقت و حساسیت بیشتری به خصوص در مقیاس محلی دارد، در صورت نبود غلظت مرجع می‌توان از روش‌های آماری برجا به دلیل هزینه کمتر و سهولت در محاسبه استفاده کرد. شاخص‌های CF، PLI، I_{geo}، EF و RI در ارزیابی محیط‌زیستی کیفیت رسوبات

یادداشت‌ها

- | | |
|------------------------------|-------------------------|
| 1. biogeochemical | 6. Enrichment Factor |
| 2. GPS | 7. Total Organic Carbon |
| 3. hot spot | 8. on-site |
| 4. Median Absolute Deviation | 9. off-site |
| 5. Geo-Accumulation Index | |

منابع

ابراهیمی، ع.، محمدی، ف.، کاوه، ن. و ملک محمدی، م. ۱۳۸۷. تحلیل و ارزیابی تأثیر خشکسالی بر کاهش سطح آب تالاب‌های استان چهارمحال و بختیاری با استفاده از تکنیک‌های GIS و RS. پنجمین همایش ملی علوم و مهندسی آبخیزداری ایران (مدیریت پایدار بلایای طبیعی)، دانشکده علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

رحیمی، ا. و رئیسی، م. ۱۳۸۷. تعیین میزان سرب و کادمیم در گوشت ماهیان صیدشده از تالاب چغاخور استان چهارمحال و بختیاری. مجله دامپزشکی ایران، ۴(۳۴): ۷۹-۸۳.

Abdollahi, S., Raoufi, Z., Faghiri, I., Savari, A., Nikpour, Y. and Mansouri, A. 2013. Contamination levels and spatial distributions of heavy metals and PAHs in surface sediment of Imam Khomeini Port, Persian Gulf, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 71: 336-345.

Adomako, D., Nyarko, B., Dampare, S., Serfor-Armah, Y., Osa, S. and Fianko, J. 2008. Determination of toxic elements in waters and sediments from River Subin in the Ashanti Region of Ghana. *Environ Monit Assess*, 141: 165-75.

Amin, B., Ismail, Arshad, A., Yap, Ch. and Kamarudin, M. 2009. Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. *Environ Monit Assess.*, 148: 291-305.

Azmat, Z., Hashmi, M.Z., Malik, R.N. and Ahmed, Z. 2014. Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah—Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. *Science of the Total Environment*, 470-471: 925-933.

Bastami, K.D., Bagheri, H., Kheirabadi, V., Ghorbanzadeh Zaferani, GH., Teymori, M.B., Hamzehpoor, A., Soltani, F., Haghparast, S., Moussavi Harami, S.R., Ghorghani, N.F. and Ganji, S. 2014. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 81: 262-267.

Birch, G.F. and Olmos, M.A. 2008. Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES J Mar Sci*, 65: 1407-1413.

Burton, A.G., Baudor, B.M. and Rowland, C. 2001. Assessing sediment contamination using six toxicity assays. *J Limnol*, 60: 263-267.

Çevik, F., Lugal Göksu, M.Z., Derici, O.B. and Findik, O. 2009. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environ Monit Assess*, 152: 309-317.

Duman, F., Aksoy, A. and Demirezen, D. 2007. Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environ Monit Assess*, 133: 277-83.

Ebrahimi, S. and Moshari, M. 2006. Evaluation of the Choghakhor wetland status with the emphasis on environmental management problems. *Publ. Inst. Geophys. Pol. ACAD. SC.*, E-6 (390).

Esmaili, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N. and Kermani, M. 2014. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. *Catena*, 121: 88-98.

Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Liu, C., Kyzas, G.Z., Luo, Y., Zhao, D., An, S. and Zhu, H. 2014. Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors. *J. Hazard Mater*, 270: 102-109.

Ghanbarpour, M.R., Goorzadi, M. and Vahabzade, G. 2014. Spatial variability of heavy metals in surficial sediments: Tajan River Watershed, Iran. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 2: 48-58.

Habes, A., Abu-Rukah, Y. and Rosen, M. 2011. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafraim Dam, Jordan. *Environ Monit Assess*, 178: 95-109.

- 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, 19 p.
- He, Z.P., Song, J.M., Zhang, N.X., Zhang, P. and Xu, Y.Y. 2009. Variation characteristics and ecological risk of heavy metals in the south Yellow Sea surface sediments. *Environ Monit Assess*, 157: 515-528.
- 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*: 1-10.
- Liang, J., Liu, J., Yuan, X., Zeng, G., Laia, X., Li, X., Wu, H., Yuan, Y. and Li, F. 2014. Spatial and temporal variation of heavy metal risk and source in sediments of Dongting Lake wetland, midsouth China. *Environmental Science and Health Part A*, 50: 100-108.
- ISQG. 1995. Interim Sediment Quality Guidelines. Environment Canada, Ottawa, p 9.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C. and Berger, T. 2000. Development and evaluation of consensus-based Sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol*, 39: 20-31.
- Muller, G. 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River. *Geo Journal*, 2: 108-118.
- NAVFAC. 2003. Guidance for environmental background analyses. Volume II: Sediment. Washington, DC 20374-5065: Naval Facilities Engineering.
- NOAA. 2012. Screening Quick Reference Tables. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Pan, K. and Wang, W. 2012. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Sci Total Environ*, 421: 3-16.
- Peng, J., Song, Y., Yuan, P., Cui, X. and Qiu, G. 2009. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J Hazard Mater*, 161: 633-640.
- Reimann, C., Filzmoser, P. and Garrett, R.G. 2005. Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Sci Total Environ*, 346: 1-16.
- Salomons, W. and Förstner, U. 1984. *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag.
- Sayadi, M., Sayyed, M. and Kumar, S. 2010. Short-term accumulative signatures of heavy metals in river bed sediments in the industrial area, Tehran, Iran. *Environ Monit Asses*, 162: 465-73.
- Shahbaz, M., Hashmi, M.Z., Malik, R.N. and Yasmin, A. 2013. Relationship between heavy metals concentrations in egret species, their environment and food chain differences from two Headworks of Pakistan. *Chemosphere*, 93: 274-282.
- Shomar, B., Müller, G. and Yahya, A. 2005. Seasonal variations of chemical composition of water and bottom sediments in the wetland of Wadi Gaza, Gaza Strip. *Wetl Ecol Manag*, 13: 419-31.
- Singh, V.K., Singh, K.P. and Mohan, D. 2005. Status of heavy metals in water and bed sediments of river Gomti- a tributary of the Ganga river, India. *Environ Monit Assess.*, 105: 43-67.
- Smith, J.L. and Doran, J.W. 1996. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), *Methods for assessing soil quality*. SSSA Inc, Madison, WI, USA, pp. 169-186 (Special Publication No.49).
- Thompson, K.C., Wahhiah, K. and Loibner, A.P. 2005. *Environmental toxicity testing*. Blackwell Publishing Ltd., CRC Press, Oxford, United Kingdom, 388 p.
- Tang, W.Z., Shan, B.Q., Zhang, H. and Mao, Z.P. 2010. Heavy metal sources and associated risk in response to agricultural intensification in the estuarine sediments of Chaohu Lake Valley, East China. *J. Hazard. Mater* 176: 945-951.
- Tavakoly Sany, S.B., Salleh, A., Sulaiman, A.H., Sasekumar, A., Rezayi, M. and Monazami Tehrani, G. 2013. Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, 69(6): 2013-2025.
- Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geol Soc Am Bull*, 72: 175-192.
- Wartel, M., Skiker, M., Auger, Y. and Boughriet, A. 1990. Interaction of manganese (II) with carbonates in seawater: assessment of the solubility product of $MnCO_3$ and Mn distribution coefficient between the liquid phase and $CaCO_3$ particles. *Mar Chem*, 29: 99-117.

Wang, J., Liu, R., Zhang, P., Yu, W., Shen, Z. and Feng, C. 2014. Spatial variation, environmental assessment and source identification of heavy metals in sediments of the Yangtze River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*.

Xie, Y., Chen, T.B., Lei, M., Yang, J., Guo, Q.J., Song, B. et al. 2011. Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: Accuracy and uncertainty analysis. *Chemosphere*, 82: 468-76.

Yap, C.K., Ismail, A., Tan, S.G. and Omar, H. 2005. Correlations between speciation of Cd, Cu, Pb and Zn in sediment and their concentrations in total soft tissue of green-lipped mussel *Perna iridis* from the west coast of Peninsular Malaysia. *Environment International*, 28: 117-126.

Yuan, H., Song, J., Li, X., Li, N. and Duan, L. 2012. Distribution and contamination of heavy metals in surface sediments of the South Yellow Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 64: 2151-2159.

Zabetoglou, K., Voutsas, D. and Samara, C. 2002. Toxicity and heavy metal contamination of surficial sediments from the Bay of Thessaloniki (Northwestern Aegean Sea) Greece. *Chemosphere*, 49: 17-26.

Zamani-Ahmadmahmoodi, R., Esmaili-Sari, A., Mohammadi, J., Riyahi-Bakhtiari, A. and Savabi-easfahani, M. 2013. Spatial distribution of cadmium and lead in the sediments of the western Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran). *Marine Pollution Bulletin*, 74: 464-470.