

میزان آلودگی دو فلز سرب و نیکل در رسوبات و ریشه و برگ گیاه چندل در تالاب بین‌المللی خور آذینی در ایران

چکیده

منطقه سیریک و تالاب بین‌المللی خور آذینی، تنها رویشگاه منحصربه‌فرد چندل در ایران است. علی‌رغم مطالعات متعدد روی زیست‌بوم مانگرو در کشور، متأسفانه اغلب این مطالعات در مورد گونه حرا بوده و به دلیل محدودیت دسترسی و سختی نمونه‌برداری، تاکنون مطالعه‌ای در مورد میزان آلودگی به فلزات سنگین در جامعه گیاهی چندل در این منطقه صورت نگرفته است. بدین منظور در پاییز ۱۳۹۵، با انجام بازدیدهای میدانی به‌وسیله قایق، ۲۷ نمونه رسوب و ۲۷ نمونه از برگ و ۲۷ نمونه ریشه گیاه چندل از ۹ ایستگاه نمونه‌برداری در قالب طرح بلوک کامل تصادفی با سه تکرار در هر ایستگاه، برداشت گردید و بعد از عصاره‌گیری، غلظت سرب و نیکل آن به‌وسیله دستگاه جذب اتمی، اندازه‌گیری شد. میانگین ($\pm SD$) غلظت سرب و نیکل در رسوبات به ترتیب $13/06 \pm 2/62$ و $63/82 \pm 6/99$ و در برگ $4/74 \pm 2/22$ و $2/96 \pm 0/57$ و در ریشه $9/12 \pm 2/52$ و $8/57 \pm 4/29$ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک به دست آمد. میانگین غلظت سرب و نیکل در برگ و ریشه و غلظت نیکل در رسوبات از استاندارد بالاتر است. شاخص مولر، سرب و نیکل را در کلاس غیر آلوده و شاخص ضریب آلودگی، سرب و نیکل را در کلاس آلودگی متوسط قرار داد. بالا بودن میزان آلودگی به سرب و نیکل را می‌توان به اسکله صیادی موجود در خور آذینی و تردد شناورهای صیادی، قاچاق و تخلیه ترکیبات نفتی همچنین استقرار صنایع نفت، گاز و پتروشیمی در خط ساحلی این ناحیه نسبت داد. با توجه به بالا بودن میانگین غلظت نیکل در رسوبات و برگ و ریشه چندل در این منطقه و با توجه به اهمیت اقتصادی و اکولوژیکی زیستگاه‌های مانگرو و آسیب‌پذیر بودن آن‌ها لازم است روند ورود فلزات سنگین به منطقه تحت کنترل و پایش قرار بگیرد.

واژگان کلیدی: آلودگی فلزات، گیاه چندل، شاخص‌های ژئوشیمیایی، تالاب بین‌المللی خور آذینی.

پریسا کوهرانی^۱

عاطفه چمنی^{۲*}

۱، ۲. گروه محیط‌زیست، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران

*مسئول مکاتبات:

atefehchamani@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۸۰۲۰۶۹۷

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۰/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۴/۱۵

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی

ارشد است.

مقدمه

رشد با شتاب توسعه در دهه‌های اخیر، علی‌رغم سودمندی، چالش‌های مهم زیست‌محیطی را برای انسان به وجود آورده است (Kaewtubtim et al., 2016). از این میان، بوم‌سازگان‌های آبی به دلیل قابلیت‌های توسعه بالاتر، در معرض خطرات جدی‌تری قرار دارند (Veerasingam et al., 2015).

اثرات زیان‌بار عناصر فلزی در بوم‌سازگان‌های آبی، آن‌ها را به یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی در دهه‌های اخیر تبدیل کرده و مطالعات متعددی در مورد آن صورت گرفته است (Bahador et al., 2017; Mortazavi and Saberinasab, 2017; Shabankareh et al., 2018). هنگامی که فلزات وارد این نواحی می‌شود، بیشتر آن‌ها ته‌نشین می‌شوند و با رسوبات، مواد آلی، اکسیدهای آهن و منگنز، سولفیدها و رس‌ها ترکیب می‌شود؛ بنابراین رسوبات دریایی جاذب فلزات سنگین محسوب شده و یکی از شاخص‌های ارزیابی پیامدهای عملکرد انسانی هستند (Erakhrumen, 2015). با توجه به پایداری عناصر فلزی و عدم تجزیه‌پذیری آن‌ها، امکان تجمع این فلزات در رسوبات بوم‌سازگان‌های آبی

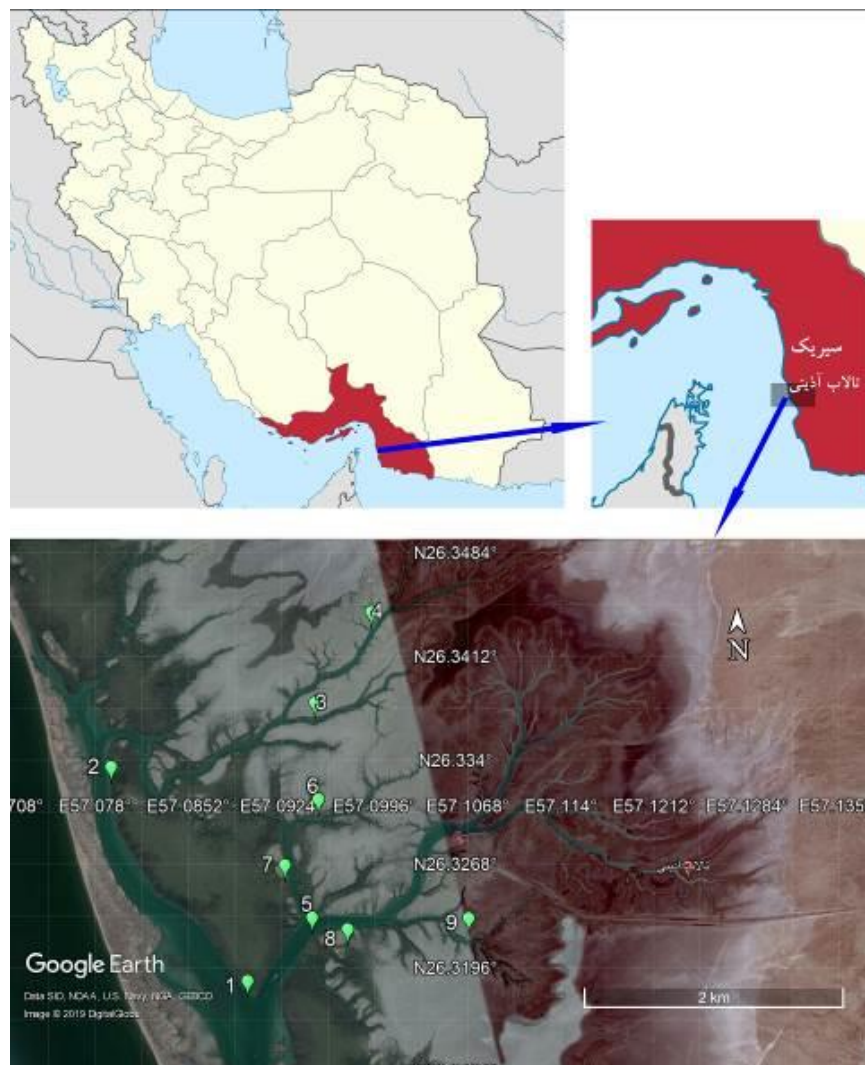
همچنین بدن موجودات دریایی مثل دوکفه‌ای‌ها، حلزون‌ها، نرم‌تنان و ماهی‌ها و در نتیجه ورود و انتقال آن‌ها در زنجیره غذایی افزایش می‌یابد. بوم‌سازگان خلیج فارس به دلیل موقعیت خاص جغرافیایی و اکولوژیکی، در طی سال‌های متعدد در معرض تخلیه مستقیم پساب صنایع مختلف و فاضلاب‌های شهری به مصب‌ها و خورهای این منطقه بوده است که بار زیادی از آلاینده‌های مختلف به‌ویژه فلزات سنگین را وارد این اکوسیستم کرده است. علاوه بر این، اکتشاف، بهره‌برداری و حمل‌ونقل نفت در خلیج فارس، در کنار فعالیت‌های گسترده صنعتی فلزاتی از قبیل سرب، کادمیوم، نیکل، مس و روی را به این بوم‌سازگان وارد کرده است. تعیین غلظت فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی از اقدامات اولیه مدیریتی در این اکوسیستم‌های ارزشمند می‌باشد. مانگروها گیاهانی چوبی هستند که حذافصل خشکی و دریا در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری جهان رشد می‌کنند و در ۱۱۲ کشور و ناحیه جهان پراکنش یافته‌اند (Kathiresan et al., 2015). چهل‌وسه درصد مساحت این جنگل‌ها در کشورهای اندونزی، برزیل، استرالیا و نیجریه وجود دارد (Matoka et al., 2014). مانگروها نقش مهمی در تنوع زیستی و تأمین انرژی برای شبکه‌های غذایی مجاور دارد.

در بین انواع رسوبات، رسوبات جنگل‌های مانگرو پتانسیل بالایی در ذخیره‌سازی عناصر فلزی از آب در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری دارند (Kamaruzzaman et al., 2009)، به‌طوری‌که این اکوسیستم به‌منزله جاذب و تثبیت‌کننده عناصر فلزی محسوب می‌شود. رسوبات بستر در این اکوسیستم، ویژگی‌های منحصر به فردی دارند که منجر به بی‌حرکت شدن عناصر فلزی می‌شود (Adi and Sari, 2016). این توانایی بالا در جذب و نگهداری عناصر فلزی محیطی در رسوبات مانگرو به دلیل خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن‌ها می‌باشد. در رسوبات مانگرو شرایط بی‌هوایی غنی از سولفید و مواد آلی حاکم است و این امر در نگهداری و ذخیره عناصر فلزی آب نقش دارد (Olagoke et al., 2013) و موجب شده تا این بوم‌سازگان، محلی برای تجمع مواد تخلیه‌شده به سواحل باشد (Mullai et al., 2014). به دلیل تأثیرات فعالیت‌های انسانی مثل شهرسازی و کشاورزی، مساحت مانگروها در طول دهه‌های اخیر ۳۰ تا ۵۰ درصد کاهش داشته است (Zhang et al., 2014). در حال حاضر مساحت مانگروها با سرعت ۱-۲ درصد در سال در حال کاهش هستند و این نرخ رو به افزایش است (Orji and Ugboogu, 2012).

رویشگاه سیریک با وسعت ۳۵۰۰ کیلومترمربع در ۸۵ کیلومتری جنوب شرقی شهرستان میناب در استان هرمزگان واقع شده است. مانگروهای منطقه سیریک مشتمل بر دو گونه منحصر به فرد حرا (*Avicennia marina* (Forssk.) Vierh) و چنل (*Rizophora mucronata*) (Lamk. 1804) است (Taghizade et al., 2009). درخت چنل با ۴ جنس و ۱۶ گونه یکی از پرجمعیت‌ترین خانواده‌های گیاهی مانگرو حساب می‌شود اما در مساحت محدودی در ایران (حدود ۲۰ هکتار) و تنها در منطقه سیریک و در تالاب حفاظت‌شده خورآذینی وجود دارد. تالاب بین‌المللی خورآذینی یکی از چهار تالاب بین‌المللی هرمزگان بوده و به دلیل وجود رویشگاه حرا و چنل به‌عنوان یکی از تالاب‌های منحصر به فرد و جذاب کشور شناخته می‌شود. علی‌رغم مطالعات متعدد روی اکوسیستم مانگرو در کشور، اغلب این مطالعات در مورد گونه حرا بوده و به دلیل محدودیت دسترسی و سختی نمونه‌برداری، تاکنون مطالعه‌ای در مورد میزان آلودگی به عناصر فلزی در جامعه گیاهی چنل در این منطقه صورت نگرفته است. از طرفی، مطالعات مختلف، آلودگی خلیج فارس به عناصر فلزی مختلف را گزارش کرده‌اند. به‌عنوان مثال، Shamsavani و همکاران (۲۰۱۷)، فلزات سنگین نیکل، سرب و کادمیوم را در بافت عضله کوسه‌ماهی خلیج فارس گزارش کردند. Pejman و همکاران (۲۰۱۷)، در ارزیابی ریسک فلزات سنگین در رسوبات شمال غربی خلیج فارس، ریسک شدید بیولوژیکی ناشی از نیکل در منطقه همچنین مقادیر بالای سرب، کادمیوم، مس و روی در رسوبات را گزارش کردند. لذا هدف از مطالعه حاضر، تعیین میزان آلودگی به فلزات سنگین سرب و نیکل در رسوبات و جامعه گیاهی چنل و همچنین بررسی منابع احتمالی ورود آلودگی به منطقه، مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در جامعه گیاهی و رسوبات منطقه با استانداردهای جهانی و در نهایت محاسبه شاخص‌های شیمیایی به‌منظور درجه‌بندی سطح آلودگی رسوبات منطقه است.

مواد و روش‌ها

با استفاده از بازدیدهای میدانی در تالاب خورآذینی و با همراهی و کمک راهنمایان محلی، ۲۷ نمونه رسوب در پاییز ۱۳۹۵ از ۹ ایستگاه در قالب طرح کامل تصادفی (Van Belle *et al.*, 2004) با ۳ تکرار در هر ایستگاه، از عمق ۰ تا ۱۰ سانتی‌متر برداشت گردید. در انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری، سعی شد تا با مشورت با محیط‌بانان منطقه و جامعه محلی، نزدیکی آن‌ها با نقاط تخلیه پساب و فاضلاب به اکوسیستم همچنین پوشش دادن مساحت بیشتری از منطقه مورد مطالعه، مورد توجه قرار بگیرد. ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل ۱ آمده است.



شکل ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری در تالاب خورآذینی (۱۳۹۵).

همزمان با نمونه‌های رسوب، از حدود ۲۰-۳۰ برگ از یک درخت با ارتفاع بیش از ۱ متر یکسان نسبت به سطح زمین (Moradi *et al.*, 2014)، همچنین از ریشه همان گیاه نیز نمونه‌برداری انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده در کیسه‌های پلاستیکی کدگذاری شده و در محفظه یونولیتی در مجاورت یخ به آزمایشگاه انتقال داده شدند.

در آزمایشگاه، نمونه رسوب در آون ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک شد. سپس پودر شده و از الک ۶۳ میکرون عبور داده شد. سپس به مقدار ۵ گرم از هر نمونه در آون ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک‌شده و به هر نمونه، ۲۰ میلی‌متر محلول اسید نیتریک ۶۵ درصد و ۵ میلی‌لیتر آب اکسیژنه اضافه گردید و به مدت یک‌شب زیر هود قرار گرفت. سپس به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه واقعی در هات‌پلیت گرما داده شد. محلول نهایی با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف‌شده و با آب مقطر دو بار تقطیر به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شد (William, 1980).

نمونه‌های برگ و ریشه بعد از شستشو با آب مقطر در آون ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت خشک و سپس پودر گردید. سپس ۲ گرم از هر نمونه از الک ۳۵ میکرون عبور داده‌شده و در دمای ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳ ساعت در کوره باقی‌ماند. سپس ۲/۵ میلی‌لیتر اسید HCL ۶ مولار به آن اضافه گردید و در نهایت از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد و با آب دو بار تقطیر به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شد (William, 1980). غلظت سرب و نیکل موجود در کلیه نمونه‌ها با استفاده از دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی (Furnace AAS Model 670G) اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری دقت دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی، ۲۰ میلی‌لیتر محلول اسید نیتریک ۶۵ درصد و ۲ میلی‌لیتر آب اکسیژنه با مقدار استاندارد سرب و نیکل برای مصارف خوراکی (۱/۵ و ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (WHO/FAO, 2007) مخلوط و مقدار سرب و نیکل آن اندازه‌گیری شد (Nourouzi et al., 2018). میزان راندمان نتایج بین ۹۶ تا ۱۰۱ درصد به دست آمد.

ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk بررسی گردید. بعد از حصول اطمینان از نرمال بودن داده‌ها جهت مقایسه غلظت فلزات سنگین در رسوب و بافت‌های گیاه چنل و نیز ایستگاه‌های مورد مطالعه از آنالیز واریانس یک‌طرفه و در صورت معنی‌دار بودن اختلاف میانگین‌ها، جهت جدا کردن گروه‌های مختلف از آزمون دانکن استفاده گردید. برای بررسی همبستگی میان پارامترهای مورد مطالعه از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد. برای تجزیه و تحلیل‌های آماری از نرم‌افزار SPSS ویرایش بیست و چهارم و به‌منظور ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده گردید.

در این مطالعه جهت بررسی و سنجش میزان آلودگی رسوبات به فلزات سنگین؛ از شاخص ژئوشیمیایی مولر (Muller, 1969)، فاکتور آلودگی (Abraham and Parker, 2008)، شاخص بار آلودگی (Tomlinson et al., 1980)، درجه آلودگی (Hakanson, 1980)، درجه آلودگی اصلاح‌شده (Abraham and Parker, 2008) و شاخص ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات (Hakanson, 1980; Barkett and Akün, 2018)، استفاده گردید. همچنین برای بررسی قابلیت گیاه در جذب فلزات سنگین از خاک و تجمع آن داخل اندام‌ها از شاخص تجمع زیستی استفاده گردید.

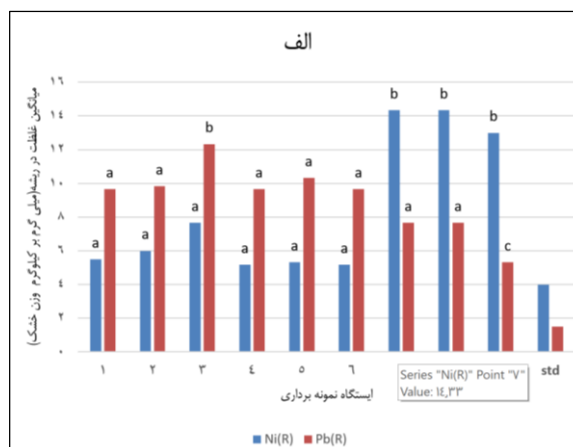
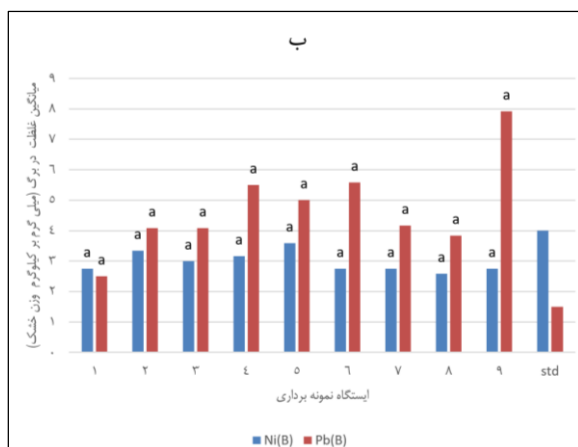
نتایج

نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه برای میانگین غلظت سرب و نیکل در برگ و ریشه و رسوبات، در جدول ۱ آمده است. بر این اساس، میانگین غلظت سرب و نیکل در رسوبات و ریشه نمونه‌ها بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای تفاوت معنی‌دار است ($P < 0/05$)؛ اما میانگین غلظت سرب و نیکل در برگ نمونه‌ها بین ایستگاه‌های مورد مطالعه دارای تفاوت معنی‌دار نیست ($P > 0/05$).

جدول ۱: آنالیز واریانس یک‌طرفه برای میانگین غلظت سرب و نیکل در ریشه، برگ و رسوبات منطقه حفاظت‌شده خورآذینی در پاییز ۱۳۹۵.

Pvalue	Fvalue	
۰/۴۵۹	۱/۰۱۶	نیکل برگ
۰/۱۶۵	۱/۷	سرب برگ
۰	۱۲/۳۵	نیکل ریشه
۰/۰۲۴	۳/۰۴	سرب ریشه
۰/۰۲۱	۳/۱۳	نیکل رسوب
۰/۰۲۵	۳/۰۰	سرب رسوب

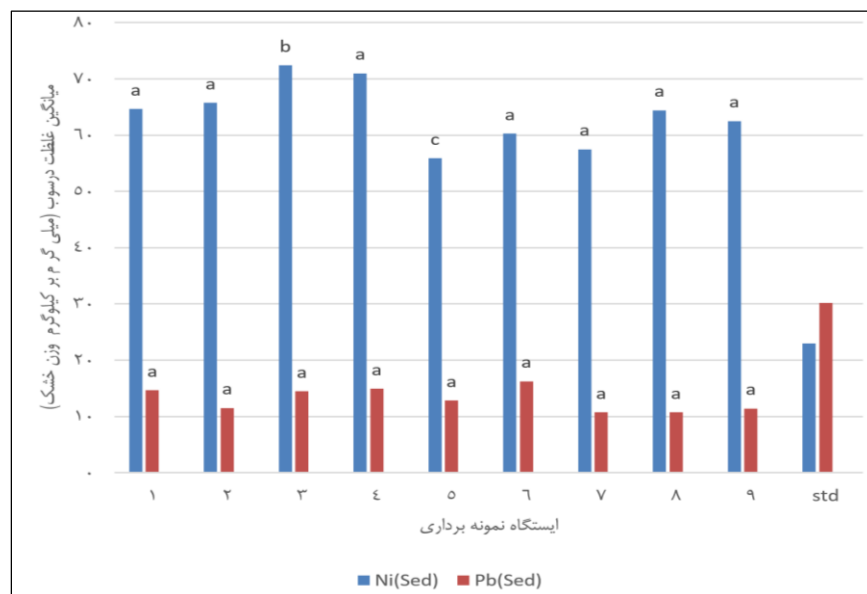
بر اساس شکل (۲ الف)، میانگین غلظت نیکل در ریشه در نمونه‌های ایستگاه‌های ۷، ۸ و ۹ دارای تفاوت معنی‌دار با بقیه ایستگاه‌ها بوده و بیشترین مقدار را به خود اختصاص می‌دهد. میانگین غلظت سرب در ریشه در ایستگاه سه بیشترین مقدار و در ایستگاه ۹ کمترین مقدار را به خود اختصاص داده و دارای تفاوت معنی‌دار با بقیه ایستگاه‌ها می‌باشد. میانگین غلظت نیکل در رسوبات ایستگاه ۳ بیشترین و در ایستگاه ۵، کمترین مقدار را دارد و در مابقی ایستگاه‌ها دارای تفاوت معنی‌دار نمی‌باشد. میانگین غلظت سرب در رسوبات ایستگاه‌های ۷، ۸ و ۹ دارای تفاوت معنی‌دار با بقیه ایستگاه‌ها بوده و دارای کمترین مقدار است.



شکل ۲: میانگین غلظت سرب و نیکل در ریشه (الف) و برگ (ب) برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در منطقه حفاظت‌شده خورآذینی در پاییز ۱۳۹۵.

(حروف مشابه نشان‌دهنده عدم تفاوت معنی‌دار و حروف غیرمشابه نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار و std، مقادیر استاندارد فلز موردنظر در بافت زنده است).

بر اساس جدول ۲، بین میانگین غلظت سرب در رسوب و میانگین غلظت آن در ریشه همبستگی مثبت معنی‌دار وجود دارد اما با توجه به مقدار ضریب همبستگی (۰/۴۸۲)، دارای همبستگی ضعیف می‌باشد.



شکل ۳: میانگین غلظت سرب و نیکل در رسوب برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در منطقه حفاظت‌شده خورآذینی در پاییز ۱۳۹۵.

(حروف مشابه نشان‌دهنده عدم تفاوت معنی‌دار و حروف غیرمشابه نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار و std، مقادیر استاندارد فلز موردنظر در بافت زنده است).

جدول ۲: ضریب همبستگی پیرسون میان متغیرهای موردبررسی.

	سرب ریشه	نیکل ریشه	سرب رسوب	نیکل رسوب	سرب برگ	نیکل برگ
سرب ریشه	۱	-۰/۲۸۴	۰/۴۸۲*	-۰/۴۸	-۰/۱۱۸	-۰/۳۷
نیکل ریشه	-۰/۲۸۴	۱	-۰/۴۸	-۰/۱۱۸	-۰/۳۷	-۰/۳۰
سرب رسوب	۰/۴۸۲*	-۰/۴۸	۱	۰/۲۱۱	-۰/۱	-۰/۳۰
نیکل رسوب	-۰/۴۸	-۰/۱۱۸	۰/۲۱۱	۱	-۰/۲۵	-۰/۲
سرب برگ	-۰/۱	-۰/۳۷	-۰/۱	-۰/۲۵	۱	۰/۰۷
نیکل برگ	-۰/۳۰	-۰/۳۷	-۰/۳۰	-۰/۲	۰/۰۷	۱

* همبستگی معنی‌دار در سطح ۹۵ درصد.

در جدول ۳، غلظت سرب و نیکل در رسوبات منطقه حفاظت‌شده خورآذینی همچنین در برگ و ریشه گیاه چنل با مقادیر استاندارد موجود مقایسه گردیده است.

جدول ۳: آزمونی تک نمونه‌ای برای مقایسه غلظت سرب و نیکل در رسوبات منطقه حفاظت‌شده خورآذینی و برگ و ریشه گیاه چنل در پاییز ۱۳۹۵ با مقادیر استاندارد.

فاصله اطمینان ۹۵٪						
بالا	پایین	اختلاف میانگین	Pvalue	df	t	
۴/۱۲	۲/۳۶	۳/۲۴۰	*./۰۰	۲۶	۷/۵۷۳	سرب برگ
-۲۰/۹۰	-۲۲/۹۷	-۲۱/۹۳	*./۰۰	۲۶	-۴۳/۵۰۲	سرب رسوب
۹/۸۷	۶/۴۷	۸/۱۷	*./۰۰	۲۶	۹/۸۸۳	ریشه
۴۳/۵۹	۳۰/۰۵	۴۰/۸۲	*./۰۰	۲۶	۳۰/۳۱۵	نیکل رسوب
۲/۷۹	۲/۳۳	۲/۵۶۲	*./۰۰	۲۶	۲۳/۱۷۲	نیکل برگ
۸/۶۲	۶/۶۳	۷/۶۲	*./۰۰	۲۶	۱۵/۶۹	نیکل ریشه

* اختلاف میانگین معنی‌دار با مقادیر استاندارد

جدول ۴: میانگین شاخص‌های هر ایستگاه در منطقه حفاظت‌شده خورآذینی در پاییز ۱۳۹۵.

ایستگاه	BCF Pb	BCF Ni	I _{geo} Ni	I _{geo} Pb	CF Pb	CF Ni	PLI	C _d	mC _d
۱	۰/۱۷۰	۰/۰۴۳	-۰/۲۱۵	-۰/۰۶۱	۱/۴۶۷	۱/۲۹	۰/۹۵۴	۲/۷۶	۱/۳۸
۲	۰/۳۵۵	۰/۰۵۱	-۰/۱۴۷	-۰/۳۸۵	۱/۱۵۰	۱/۳۱	۰/۷۵۵	۲/۴۷	۱/۲۳
۳	۰/۲۸۲	۰/۰۴۱	-۰/۰۵۱	-۰/۰۷۷	۱/۴۴۷	۱/۴۴	۱/۰۵۱	۲/۹۰	۱/۴۵
۴	۰/۳۶۹	۰/۰۴۵	-۰/۰۷۹	-۰/۰۷۷	۱/۴۹۲	۱/۴۲	۱/۰۵۹	۲/۹۱	۱/۴۶
۵	۰/۳۹۰	۰/۰۶۴	-۰/۴۲۶	-۰/۲۲۸	۱/۲۸۳	۱/۱۱	۰/۷۱۵	۲/۴۰	۱/۲۰
۶	۰/۳۴۴	۰/۰۴۶	-۰/۳۲۵	-۰/۸۹۶	۱/۶۲۵	۱/۲۰	۰/۹۶۸	۲/۸۳	۱/۴۲
۷	۰/۳۸۸	۰/۰۴۸	-۰/۳۸۴	-۰/۴۸۴	۱/۰۷۵	۱/۱۵	۰/۶۱۹	۲/۲۳	۱/۱۱
۸	۰/۳۵۷	۰/۰۴۰	-۰/۲۲۴	-۰/۴۸۴	۱/۰۷۵	۱/۲۸	۰/۶۹۶	۲/۳۶	۱/۱۸
۹	۰/۶۹۳	۰/۰۴۴	-۰/۳۷۷	-۰/۳۹۷	۱/۱۴۲	۱/۲۵	۰/۷۲۰	۲/۳۹	۱/۲۰

با توجه به اینکه فاکتور تجمع زیستی (BCF) بیش از یک نشان‌دهنده تجمع مؤثر فلزات توسط موجودات می‌باشد، در هیچ‌کدام از ایستگاه‌های مورد مطالعه تجمع مؤثری از فلزات سرب و نیکل مشاهده نشد.

بر اساس جدول ۴، غلظت سرب و نیکل در همه ایستگاه‌های نمونه‌برداری، در کلاس غیر آلوده قرار دارد. شاخص فاکتور آلودگی برای فلز سرب و نیکل در همه ایستگاه‌های مورد بررسی در کلاس آلودگی متوسط قرار دارد. شاخص بار آلودگی (PLI) در تمامی ایستگاه‌ها کمتر از یک و تنها در ایستگاه‌های ۳ و ۴ بالاتر از یک است. بر اساس نتایج شاخص درجه آلودگی تمامی ایستگاه‌ها دارای درجه آلودگی کم و بر اساس شاخص درجه آلودگی اصلاح‌شده همه ایستگاه‌ها در طبقه آلودگی خیلی کم قرار می‌گیرند.

جدول ۵: میانگین شاخص خطر اکولوژیکی و شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی برای هر ایستگاه.

ایستگاه	E _r		RI
	سرب	نیکل	
۱	۷/۳۳	۲/۵۹	۹/۹۲
۲	۵/۷۵	۲/۶۳	۸/۳۸
۳	۷/۲۳	۲/۹۰	۱۰/۱۳
۴	۷/۴۶	۲/۸۴	۱۰/۳۰
۵	۶/۴۲	۲/۲۴	۸/۶۵
۶	۸/۱۳	۲/۴۱	۱۰/۵۴
۷	۵/۳۸	۲/۳۰	۷/۶۸
۸	۵/۳۸	۲/۵۸	۷/۹۵
۹	۵/۷۱	۲/۵۰	۸/۲۱

بر اساس جدول ۵، کلیه ایستگاه‌های مورد مطالعه از نظر میانگین شاخص خطر اکولوژیکی و شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی در طبقه خطر کم قرار می‌گیرند.

بحث و نتیجه‌گیری

استاندارد کیفی رسوبات دریایی کانادا برای حفاظت از موجودات آبی (CCME, 2001) حد مجاز سرب در رسوبات دریایی را ۳۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و حد مجاز نیکل را ۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام کرده است.

بر اساس این استاندارد و نتایج این مطالعه (جدول ۷)، میانگین غلظت سرب در رسوبات این منطقه از میزان استاندارد کمتر و میانگین غلظت نیکل در رسوبات از مقدار استاندارد بیشتر بوده و دارای اختلاف معنی‌دار است. بر اساس جدول ۷، برگ و ریشه گیاه چنل در این منطقه به سرب آلوده است و مقادیر آن از استاندارد معرفی شده سازمان بهداشت جهانی (۱/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر است. استاندارد معرفی شده سازمان بهداشت جهانی برای غلظت نیکل در بافت زنده گیاهی یا جانوری، ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. میانگین غلظت نیکل در برگ و ریشه چنل در منطقه مورد مطالعه از این میزان بیشتر است و نشان‌دهنده بار آلودگی قابل توجه نیکل در منطقه می‌باشد. البته همان‌طور که در (Tan et al., 2010; Adams et al., 2011) آمده است، موجودات زنده مختلف دارای ظرفیت متفاوتی برای تجمع عناصر سنگین و همچنین سم‌زدایی هستند و لذا تعریف یک استاندارد مشخص و آستانه مسمومیت یکپارچه برای همه موجودات زنده در عمل صحیح نمی‌باشد.

بالا بودن غلظت فلزات در بافت گیاهی می‌تواند منعکس‌کننده غلظت فلزات در رسوبات منطقه باشد. بر اساس نتایج، رسوبات و برگ و ریشه گیاه چنل در این منطقه به نیکل آلوده است. وجود همبستگی معنی‌دار بین غلظت نیکل در ریشه گیاه چنل و رسوبات منطقه می‌تواند دلیلی بر توانایی این گیاه در جذب نیکل باشد (Marchand et al., 2016). نیکل در متابولیسم نیتروژن در گیاه نقش دارد و گیاهان این عنصر را از رسوبات جذب می‌کنند؛ اما میزان کمی از یون‌های فلزی نیکل توسط گیاه جذب می‌شود. از طرفی افزایش غلظت نیکل در گیاه سبب نکروز شدن برگ‌ها و کاهش قطر ریشه و انشعابات آن می‌شود (Cheraghi et al., 2012).

برگ و ریشه گیاه چنل در این منطقه به سرب آلوده است. از آثار سرب در گیاه می‌توان به زردی برگ‌های جوان، کاهش جذب برخی عناصر ضروری مانند آهن، کاهش میزان فتوسنتز و کاهش فعالیت‌های درون سلولی اشاره کرد. با توجه به اینکه در تمام ایستگاه‌ها غلظت سرب در برگ پایین‌تر از رسوبات است، این نتایج نشان‌دهنده تحرک پایین فلز سرب از ریشه به برگ درختان چنل است. جنگل‌های مانگرو به دلیل ویژگی

های بستر از جمله درصد مواد آلی و رس بالا دارای قابلیت بالا در جذب و نگهداری و تجمع فلزات سنگین هستند. به همین دلیل حضور منابع آلاینده در نزدیکی و مجاورت این آلاینده‌ها می‌تواند زنگ خطر جدی برای این اکوسیستم‌های منحصربه‌فرد باشد.

جدول (۶)، میزان تجمع فلزات سرب و نیکل در رسوب و گیاهان جنگل‌های مانگرو در مطالعات مختلف و در مطالعه حاضر را مقایسه می‌کند. Parvareh و همکاران (۲۰۱۱)، در بررسی تجمع پذیری و غلظت فلزات سنگین در رسوبات و برگ درختان حرا در بندر سیریک، میانگین غلظت سرب و نیکل در رسوبات منطقه را به ترتیب ۵۲/۶ و ۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام کردند که نسبت به میانگین غلظت این فلزات در جامعه گیاهی چندل در همین منطقه به‌طور معنی‌داری بیشتر است. علاوه بر این، میانگین غلظت سرب و نیکل در برگ حرا را ۸ و ۶/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند که به ترتیب دو و سه برابر مقادیر آن در مطالعه حاضر می‌باشد. در پژوهش Cheraghi و همکاران (۲۰۱۴)، در بررسی فلزات سنگین در اندام‌های مختلف گیاه حرا و رسوبات رویشگاه بردستان بندر دیر، میانگین غلظت سرب و نیکل در رسوبات را به ترتیب ۱۱/۵۵ و ۸۱/۴۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند که در مورد سرب پایین‌تر و در مورد نیکل بالاتر از مطالعه حاضر می‌باشد.

Ghasemi و همکاران (۲۰۱۸)، در ارزیابی ریسک اکولوژیک آلودگی به فلزات سنگین در منطقه حفاظت‌شده حرا و همچنین تالاب خورآذینی در استان هرمزگان، روند $Pb > Zn > Cu > Cd$ را برای منطقه حفاظت‌شده حرا و روند $Zn > Cu > Pb > Cd$ را برای تالاب خورآذینی گزارش کردند. آن‌ها همچنین غلظت میانگین سرب در منطقه حفاظت‌شده حرا را ۴۹/۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در تالاب خورآذینی ۱۷/۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام کردند. لازم به ذکر است که محدوده نمونه‌برداری در مطالعه قاسمی و همکاران، محدوده پراکنش جنگل‌های حرا در تالاب خورآذینی بوده است و از محدوده پراکنش جامعه گیاهی چندل نمونه‌برداری صورت نگرفته است. بر اساس این مطالعه منطقه حفاظت‌شده حرا مقادیر بالاتری از آلودگی به فلزات سنگین را در خود جای داده است و این مقدار در تالاب خورآذینی به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد و به حدود یک‌سوم مقدار آن در منطقه حفاظت‌شده حرا می‌رسد؛ اما در هر دو منطقه مورد مطالعه، میانگین غلظت سرب از مطالعه حاضر بیشتر می‌باشد.

جدول ۶: میانگین غلظت سرب و نیکل در رسوبات و گیاه چندل در مطالعات مشابه (برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک).

مکان	نمونه	سرب	نیکل	منبع
امریکای جنوبی	رسوب	۰/۱۳	۰/۵۴	(Marchand et al., 2006)
خلیج کوآلیو نیجریه	رسوب	۴۴/۵۸	۲۱	(Essien et al., 2010)
رویشگاه بردستان، بندر دیر	رسوب	۱۱/۵۵	۸۱/۴۵	(Cheraghi et al., 2014)
شمال خلیج فارس	رسوب	۱۹	۲۲/۹۵	(Pourang et al., 2005)
تالاب خورآذینی	رسوب	۱۷/۲۹	-	(Ghasemi et al., 2018)
منطقه حفاظت‌شده حرا	رسوب	۴۹/۸۰	-	(Ghasemi et al., 2018)
تالاب خورآذینی	رسوب	۱۳/۰۶	۶۳/۸۲	مطالعه حاضر، ۱۳۹۵
سواحل مالزی	برگ	۳۵/۵	-	(Nazli and Hashim, 2010)
ناتال برزیل	برگ	-	۰/۱۷	(Silva et al., 2006)
خلیج تامیل هند	برگ	۲۳/۲۱	-	(Agoramoorthy et al., 2008)
بندر امام خمینی، خوزستان	برگ حرا	۹/۵۵	۵/۰۱	(Cheraghi et al., 2013)
رویشگاه بردستان، بندر دیر	برگ حرا	۸/۷۸	۲/۳۹	(Cheraghi et al., 2014)
تالاب خورآذینی	برگ چندل	۴/۴۷۱	۲/۹۶۳	مطالعه حاضر، ۱۳۹۵
تالاب خورآذینی	ریشه چندل	۹/۱۲	۸/۵۷	مطالعه حاضر، ۱۳۹۵

بر اساس فاکتور تغلیظ زیستی، شاخص ژئوشیمیایی مولر، شاخص بار آلودگی، درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح‌شده تمامی ایستگاه‌ها در طبقه آلودگی کم قرار می‌گیرند. فاکتور آلودگی همه ایستگاه‌ها را در طبقه آلودگی متوسط طبقه‌بندی کرد و شاخص بار آلودگی، تنها ایستگاه‌های ۳ و ۴ را در طبقه آلوده قرار داد. مشکلاتی که در سال‌های اخیر در استان هرمزگان رخ داده است بسیاری از کشاورزان را به دلیل خشک‌سالی و صیادان را به دلیل باطل شدن مجوزهای صید به سمت قاچاق سوخت سوق داده و تالاب خورآذینی را به پناهگاهی امن برای قاچاقچیان سوخت تبدیل کرده است (Ghasemi *et al.*, 2018). بدین ترتیب بالاتر بودن فاکتور بار آلودگی در ایستگاه‌های ۳ و ۴ را شاید بتوان به اسکله صیادی موجود در خورآذینی، تردد شناورهای سبک و سنگین، تعمیر و نگهداری شناورهای صیادی، قاچاق سوخت همچنین تردد شناورهای فرسوده با ریزش گازوییل به درون تالاب نسبت داد.

تخمین زده می‌شود روزانه ۲۰۰۰ سفر با قایق درون تالاب خورآذینی انجام می‌شود که اغلب آن بعد از غروب آفتاب و به‌صورت قاچاق صورت می‌گیرد (Ghasemi *et al.*, 2018). با توجه به پهنه تالابی وسیع منطقه در این دهستان، مراکز جمعیتی روستایی عموماً در شعاع ۵ تا ۷ کیلومتری این تالاب قرار دارند؛ اما استقرار صنایع نفت، گاز و پتروشیمی در خط ساحلی این ناحیه سبب شده تا طیف وسیعی از انواع آلاینده‌ها به این ناحیه وارد شود. هرچند شاخص‌های محاسبه‌شده در این مطالعه، منطقه مورد نمونه‌برداری را در طبقه غیر آلوده قرار می‌دهد و میزان غلظت فلزات در مطالعه حاضر نسبت به سایر مطالعات صورت گرفته در اکوسیستم مانگرو در کشور پایین‌تر است، اما بالاتر بودن میانگین غلظت نیکل در رسوبات و برگ و ریشه چنل از استانداردهای جهانی، زنگ خطری برای حضور آلودگی در منطقه است.

جامعه گیاهی چنل همچنین جامعه گیاهی حرا در سطح جهان طبق آخرین ارزیابی IUCN، دارای روند جمعیتی در حال کاهش است که لزوم توجه بیشتر به زیستگاه این‌گونه را نشان می‌دهد. لذا و با توجه به اهمیت اقتصادی و اکولوژیکی زیستگاه‌های مانگرو در منطقه خلیج فارس و آسیب‌پذیر بودن آن‌ها لازم است روند ورود فلزات سنگین به منطقه تحت کنترل و پایش قرار بگیرد. در غیر این صورت، در آینده نه‌چندان دور شاهد تبعات بسیار منفی ناشی از آن در اکوسیستم منحصربه‌فرد و حفاظت‌شده خورآذینی به‌عنوان تنها رویش گاه چنل در کشور خواهیم بود.

سپاسگزاری

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد در رشته آلودگی محیط‌زیست دانشگاه آزاد اصفهان (خوراسگان) است. نویسندگان این مقاله مراتب سپاس و قدردانی خود را از محیط‌بانان محترم منطقه حفاظت‌شده خورآذینی و همچنین جامعه محلی بابت همراهی و کمک در نمونه‌برداری اعلام می‌دارند. بی‌شک بدون کمک و همراهی دلسوزانه آن‌ها، انجام این تحقیق میسر نمی‌گردید.

منابع

- Abraham, G. and Parker, R., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental monitoring and assessment*, 136: 227-238.
- Adams, W. J., Blust, R., Borgmann, U., Brix, K. V., DeForest, D. K., Green, A. S., Meyer, J.S., McGeer, J. C., Paquin, P. R. and Rainbow, P. S., 2011. Utility of tissue residues for predicting effects of metals on aquatic organisms. *Integrated environmental assessment and management*, ۷: ۷۵-۹۸.
- Adi, W. and Sari, S. P., 2016. Detection of mangrove distribution in Pongok Island. *Procedia Environmental Sciences*, 33: 253-257.

- Agoramoorthy, G., Chen, F. A. and Hsu, M. J., 2008.** Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. *Environmental Pollution*, 155: 320-326.
- Bahador, M., Moradi, A. and Naji, A., 2017.** Assessment of heavy metals contamination in surface sediments of Shoor River estuary, east of Bandar Abbas by using different indexes. *Journal of Marine Science and Technology*, 16: 56-71.
- Barkett, M. O. and Akün, E., 2018.** Heavy metal contents of contaminated soils and ecological risk assessment in abandoned copper mine harbor in Yedidalga, Northern Cyprus. *Environmental Earth Sciences*, 77: 378.
- CCME, 2001.** Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Environmental Quality Guidelines, CCME.
- Cheraghi, M., Dadilahi, S., Safahieh, A., Ghanemi, K. and Doraghi, A., 2013.** A study on the heavy metals accumulation in sediment, leaf and root of *Avicennia marina* in Khuzestan Province.
- Cheraghi, M., Lorestani, B. and Merrikhpour, H., 2012.** Investigation of the effects of phosphate fertilizer application on the heavy metal content in agricultural soils with different cultivation patterns. *Biological trace element research*, 145: 87-92.
- Cheraghi, M., Safahieh, A., Dadolahi Sohrab, A., Ghanemi, K. and Doragh, A. M. I., 2014.** Concentration of heavy metals in *Avicennia marina* and sediments in Dayyer port. *Wetland Ecobiology*, 5: 45-55.
- Erakhrumen, A., 2015.** Assessment of In-Situ Natural Dendroremediation Capability of *Rhizophora racemosa* in a Heavy Metal Polluted Mangrove Forest, Rivers State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 19: 21-27.
- Essien, J. P., Udofia, G. E., Inam, E. and Kim, K.-W., 2010.** Effect of graded doses of heavy metals on the radial growth rate of hyphomycetous fungi from mangrove sediments of the Qua Iboe Estuary, Nigeria. *Geosystem Engineering*, 13: 139-146.
- Ghasemi, S., Moghaddam, S. S., Rahimi, A., Damalas, C. A. and Naji, A., 2018.** Ecological risk assessment of coastal ecosystems: The case of mangrove forests in Hormozgan Province, Iran. *Chemosphere*, 191: 417-426.
- Hakanson, L., 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14: 975-1001.
- Kaewtubtim, P., Meeinkuirt, W., Seepom, S. and Pichtel, J., 2016.** Heavy metal phytoremediation potential of plant species in a mangrove ecosystem in Pattani Bay, Thailand. *Appl Ecol Environ Res*, 14: 367-382.
- Kamaruzzaman, B., Ong, M. C., Jalal, K., Shahbudin, S. and Nor, O. M., 2009.** Accumulation of lead and copper in *Rhizophora apiculata* from Setiu mangrove forest, Terengganu, Malaysia.
- Kathiresan, K., Saravanakumar, K. and Mullai, P., 2015.** Bioaccumulation of trace elements by *Avicennia marina*. *Journal of Coastal Life Medicine*, 2: 888-894.
- Marchand, C., Fernandez, J. M. and Moreton, B., 2016.** Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Science of the Total Environment*, 562: 216-227.
- Marchand, C., Lallier-Vergès, E., Baltzer, F., Albéric, P., Cossa, D. and Baillif, P., 2006.** Heavy metals distribution in mangrove sediments along the mobile coastline of French Guiana. *Marine chemistry*, 98: 1-17.
- Matoka, C.M., Omolo, S.O., Josiah Ochieng'Odalo and 2014.** Heavy Metal Bioaccumulation as Indicators of Environmental Pollution and Health Risks. *Conference Proceedings*.
- Moradi, H., Razavi, Z., Heydari Khosro, A. and Mahboobi Soofiani, N., 2014.** Effects of Sediment Characteristics on the Accumulation and Transfer Rate of Heavy Metals in Mangrove Trees (Case Study: Nayband Bay and Qeshm Island). *Iranian Journal of Applied Ecology*, 3: 79-90.
- Mortazavi, S. and Saberinasab, F., 2017.** Heavy Metals Assessment of Surface Sediments in Mighan Wetland Using the Sediment Quality Index. *ECOPERSIA*, 5: 1761-1770.
- Mullai, P., Yogeswari, M. K., Saravanakumar, K. and Kathiresan, K., 2014.** Phytoremediation of heavy metals using *Avicennia marina* and *Rhizophora mucronata* in the Uppanar River. *International Journal of ChemTech Research*, 6.
- Muller, G., 1969.** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2: 108-118.

- Nazli, M. F. and Hashim, N. R., 2010.** Heavy metal concentrations in an important mangrove species, *Sonneratia caseolaris*, in Peninsular Malaysia. *Environment Asia*, 3: 50-55.
- Nourouzi, M. M., Chamani, A., Shirani, M., Malekpouri, P. and Chuah, A. L., 2018.** Effect of Cd and Pb Pollutions on Physiological Growth: Wavelet Neural Network (WNN) as a New Approach on Age Determination of *Coenobita scaevola*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 101: 6-325.
- Olagoke, A. O., Bosire, J. O. and Berger, U., 2013.** Regeneration of *Rhizophora mucronata* (Lamk.) in degraded mangrove forest: Lessons from point pattern analyses of local tree interactions. *Acta Oecologica*, 50: 1-9.
- Orji, F. A. and Ugbo, A. A. I. C., 2012.** Petroleum Hydrocarbon Pollution of Mangrove Swamps: The Promises of Remediation by Enhanced Natural Attenuation. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences*, 7: 207-216.
- Parvaresh, H., Abedi, Z., Farshchi, P., Karami, M., Khorasani, N. and Karbassi, A., 2011.** Bioavailability and concentration of heavy metals in the sediments and leaves of grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh, in Sirik Azini Creek, Iran. *Biological trace element research*, 143: 1121-1130.
- Pejman, A., Bidhendi, G. N., Ardestani, M., Saeedi, M. and Baghvand, A., 2017.** Fractionation of heavy metals in sediments and assessment of their availability risk: A case study in the northwestern of Persian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 114: 881-887.
- Pourang, N., Nikouyan, A. and Dennis, J., 2005.** Trace element concentrations in fish, surficial sediments and water from northern part of the Persian Gulf. *Environmental monitoring and assessment*, 109: 293-316.
- Shabankareh, M. G., Amanipoor, H., Battaleb-Looie, S. and Khatooni, J. D., 2018.** Statistical modeling the effect of sediment physicochemical properties on the concentration of heavy metal (case study: Musa Creek, SW Iran). *Environmental Earth Sciences*, 77: 101.
- Shahsavani, A., Fakhri, Y., Ferrante, M., Keramati, H., Zandsalimi, Y., Bay, A., Hosseini Pouya, S.R., Moradi, B., Bahmani, Z. and Mousavi Khaneghah, A., 2017.** Risk assessment of heavy metals bioaccumulation: fished shrimps from the Persian Gulf. *Toxin reviews*, 36: 322-330.
- Silva, C. R., Da Silva, A. and De Oliveira, S., 2006.** Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil. *Marine Chemistry*, 99: 2-11.
- Taghizade, A., Danehkar, A., Kamrani, E. and Mahmoudi, B., 2009.** Investigation on the structure and dispersion of mangrove forest community in Sirik site in Hormozgan province. *Iranian Journal of forest*, 1: 25-34.
- Tan, X. Y., Luo, Z., Zhang, G. Y., Liu, X. J. and Jiang, M., 2010.** Effect of dietary cadmium level on the growth, body composition and several hepatic enzymatic activities of juvenile yellow catfish, *Pelteobagrus fulvidraco*. *Aquaculture research*, 41: 1022-1029.
- Tomlinson, D., Wilson, J., Harris, C. and Jeffrey, D., 1980.** Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33: 566.
- Van Belle, G., Fisher, L. D., Heagerty, P. J. and Lumley, T., 2004.** Biostatistics: a methodology for the health sciences. John Wiley & Sons.
- Van Geast, J., 2010.** Bioaccumulation of sediment-associated contaminants in freshwater organism: development and standardization of a laboratory method. PHD thesis, University of Guelph, Canada, 1-232.
- Veerasingam, S., Vethamony, P., ManiMurali, R. and Babu, M., 2015.** Sources, vertical fluxes and accumulation of petroleum hydrocarbons in sediments from the Mandovi estuary, west coast of India.
- WHO/FAO, 2007.** Joint FAO/WHO Food Standard Programme Codex Alimentarius Commission 13th Session. USA Houston.
- William, H., 1980.** Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists.
- Zhang, Z.W., Xu, X. R., Sun, Y. X., Yu, S., Chen, Y. S. and Peng, J. X., 2014.** Heavy metal and organic contaminants in mangrove ecosystems of China: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 11938-11950.