

## ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم جنگل‌های مانگرو در جزیره قشم

سمانه حبیبی<sup>۱</sup>، محمود بهروزی<sup>۲</sup>، احمد نوحه‌گر<sup>۳\*</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۰/۹

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۰/۲۷

### چکیده

در این مطالعه آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم جنگل‌های مانگرو در ساحل شمالی جزیره قشم ارزیابی شد. ۱۰ نقطه در اکوسیستم مانگرو مشخص شد و از رسوبات و برگ حرا، نمونه‌برداری شد و با دستگاه جذب اتمی، غلظت فلزات سنگین شامل روی (Zn)، سرب (Pb)، مس (Cu) و کادمیوم (Cd) اندازه‌گیری شد. برای ارزیابی آلودگی ناشی از فلزات سنگین در اکوسیستم حرا، از شاخص‌های CF، BCF، MAI، PLI، RI و mPELq استفاده شد. در نهایت ضریب انتقال از رسوب به برگ نیز محاسبه شد. نتایج نشان داد که الگوی فلزات سنگین در رسوبات و برگ حرا  $Pb > Zn > Cu > Cd$  می‌باشد. شاخص BCF نشان داد تجمع آلودگی در درختچه‌ها متوسط تا زیاد است که توانایی انباشت فلزات سنگین را دارد. شاخص RI و mPELq نشان داد که خطر آلودگی اکولوژیکی اکولوژیک در اکوسیستم مانگرو پایین تا متوسط است. بیشترین نرخ انتقال فلز از رسوب به اندام گیاه حرا مربوط به فلز مس (بیشتر از یک) بوده و برای سرب، روی و کادمیوم به ترتیب ۰/۹۷، ۰/۹۰ و ۰/۸۹ بود که نشان می‌دهد جنگل‌های مانگرو با جذب فلزات سنگین منجر به حذف آن از رسوبات بستر اکوسیستم می‌گردد. بنابراین جنگل‌های مانگرو در سواحل قشم در خطر آلودگی پایین بوده و نقش مهمی در پالایش اکوسیستم ساحلی در جذب فلزات سنگین دارد.

**کلیدواژه‌ها:** تجمع زیستی، خطر آلودگی اکولوژیکی، درختچه حرا، رسوب، مس.

۱. دکتری تخصصی آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، ایران

۲. دکتری تخصصی آب‌وهواشناسی، مخاطرات محیطی، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

۳. استاد ژئومورفولوژی، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. [nohegar@ut.ac.ir](mailto:nohegar@ut.ac.ir)

این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

## مقدمه

در صورت مهیا بودن ویژگی‌های محیطی مناسب در نواحی ساحلی مناطق حاره و جنب‌حاره، درختان حرا با چتری گسترده و به شکل جنگل‌های مانگرو در سواحلی که فعالیت جزرومدی در آن زیاد بوده و آب شیرین کافی به ساحل می‌رسد، رشد می‌کنند (ازکورا<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۶). این جنگل‌های ساحلی اغلب در ناحیه اقیانوسیه و اقیانوس هند در دلتای رودخانه‌های بزرگی نظیر گنگ، براهماگوترا، ایراوادای، مکونگ، همچنین در پاکستان، سواحل خلیج فارس، ماداگاسکار، کالیمانتان، پاپوا و گینه‌نو و کارائیب گسترده است که در پهنه‌های کم‌عمق ساحلی و جزایر رسوبی گسترش یافته‌اند (نصار<sup>۲</sup>، ۲۰۱۴). درختان حرا به شوری آب، امواج، تقویم جزرومدی، دمای آب، بارندگی، سرعت باد و مواد مغذی حساس بوده و تغییر در این پارامترها و عبور آن از حد آستانه تحمل، بر اکوسیستم جنگلی مانگرو اثر منفی می‌گذارد (سایتو<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۰۳). آلودگی ناشی از فلزات سنگین نیز یکی دیگر از پارامترهای تأثیرگذار در شرایط اکولوژی گیاهی مانگرو است که افزایش غلظت آن موجب سمیت گیاه می‌شود (الجهدالی و الحسن<sup>۴</sup>، ۲۰۲۰). فلزات سنگین که از طریق رواناب‌ها و دودکش صنایع در اکوسیستم مانگرو که خود حاوی میکرواکوسیستم‌های متعددی همچون پرندگان، آبزیان و دوزیستان می‌باشد، تجمع می‌یابد و موجب کاهش تنوع زیستی و تخریب اکوسیستم می‌شود (ژانگ<sup>۵</sup> و همکاران، ۲۰۱۷). با توجه به اینکه اکولوژی گیاهی نسبت به افزایش تجمع فلزات سنگین در اکوسیستم آن‌ها واکنش و حساسیت‌های متفاوتی نشان می‌دهند، برخی از آن‌ها از بین رفته و برخی تحمل خود را نسبت به آلودگی فلزات سنگین افزایش می‌دهند؛ همچنین بعضی از گیاهان نیز ظرفیت بالایی در تجمع فلزات سنگین در اندام خود دارند که پژوهشگران نشان داده‌اند اکوسیستم مانگرو به‌ویژه در بیابان‌های ساحلی

قادر به تجمع فلزات سنگین هستند (اسمیکال<sup>۶</sup> و همکاران، ۲۰۰۸). فلزات سنگین از طریق رواناب‌های سطحی، فاضلاب‌های خام شهری-صنعتی، رودخانه‌های موقتی و همچنین آلودگی‌های نفتی به رسوبات بستر اکوسیستم‌های مانگرو منتقل می‌گردد و از طریق تارک‌های ریشه، جذب درختان حرا می‌شود (هی<sup>۷</sup> و همکاران، ۲۰۱۴). تالاب ربیع در ۵ کیلومتری شهر ربیع در غرب عربستان و ساحل شرقی دریای سرخ قرار دارد که پساب فاضلاب شهر ربیع و مسیل‌های حوضه به این تالاب می‌ریزند که در ساحل این تالاب، جذب درختان حرای آن می‌شود. پژوهشگران از برگ و رسوبات ۸ نقطه از این تالاب نمونه‌برداری کرده و با شاخص‌های آلودگی، شدت آلودگی این تالاب را ارزیابی کردند و نتایج آن‌ها نشان داد که شاخص‌ها بیانگر آلودگی متوسط تا زیاد فلزات سنگین در تالاب است. همچنین ارتباط معنی‌داری بین غلظت فلزات سنگین در برگ و رسوبات مانگرو وجود دارد که نشان‌دهنده نوسان در غلظت بیولوژیکی گیاهان و رسوبات است (الجهدالی و همکاران، ۲۰۲۰). در ساحل شمالی خلیج فارس در استان بوشهر چهار رویشگاه مانگرو (خور بساتین و خور بیدخون در خلیج نای‌بند، رویشگاه بردستان و رویشگاه مل‌گنزه) وجود دارد که پژوهشگران غلظت فلزات سنگین در آن‌ها را بررسی کردند و در مجموع ۲۲ نمونه برداشت نموده که توزیع نمونه‌ها بر مبنای وسعت هر رویشگاه بود. نتایج آن‌ها نشان داد که در خورهای بساتین و بیدخون، میزان آلودگی فلزات سنگین در جنگل‌های مانگرو زیاد است و دلیل آن این است که بیدخون نزدیک‌ترین رویشگاه مانگرو به مجتمع نفت و گاز پارس جنوبی بوده و رویشگاه بساتین هم در مجاورت آن قرار دارد که اختلال جریان آب در رویشگاه بساتین به دلیل احداث نادرست پُل روی ورودی آب خور موجب افزایش میزان آلودگی این رویشگاه شده است (داوری و همکاران، ۱۳۹۱). تالاب منگ‌کابونگ در شمال غربی مالزی در میان سکونتگاه شهری قرار گرفته است که پساب‌های تصفیه‌شده شهری به این تالاب ریخته شده و وارد دریا

1. Ezcurra
2. Nasar
3. Saito
4. Aljahdali and Alhassan
5. Zhang

6. Smical
7. He

نشست فراورده‌های نفتی است (عثمان<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۲۰). در خلیج گویاکولی در ساحل شمال غربی آمریکای جنوبی در اکوادور، جنگل‌های مانگرو در نوار ساحلی رودخانه و خلیج پراکنده‌اند که این رویشگاه حدود ۶۱۵ کیلومترمربع مساحت داشته و ۸۱٪ از رویشگاه‌های مانگرو را به خود اختصاص داده است؛ اما پساب فاضلاب شهر ساحلی به این خلیج ریخته شده و آلاینده‌های آن در جنگل‌های مانگرو ته‌نشین می‌شود. غلظت فلزات سنگین در این جنگل بسیار بالا بوده و پژوهشگران آنرا آلوده‌ترین جنگل مانگروی جهان نامیده‌اند که دلیل اصلی آن تخلیه فاضلاب شهری به خلیج است (فرناندز کادنا<sup>۴</sup> و همکاران، ۲۰۱۴). جزیره کیوا با ۲۴ کیلومترمربع در کنار شهر ساحلی ژوهی در خلیج لینگینگ یانگ در جنوب شرقی کشور چین واقع شده است که پوشیده از درختان حرا بوده که البته طی ۱۹۸۴ تا ۲۰۰۰ وسعت رویشگاه حرا از ۱/۰۹ به ۰/۳۲ کیلومترمربع کاهش یافته که ناشی از توسعه اقتصادی در منطقه است. پساب‌های شهری ژوهی و همچنین پساب‌های صنعتی مناطق مجاور وارد خلیج می‌شود که حاوی فلزات سنگین می‌باشد. ارزیابی آلودگی با شاخص‌های بار آلودگی (PLI)، شاخص عامل آلودگی (Cf)، شاخص خطر اکولوژیکی (RI) و شاخص زمین‌انباشت ژئوشیمیایی (Igeo) بیانگر آلودگی زیاد رویشگاه حرای جزیره می‌باشد که دلیل اصلی آن ورود پساب شهری، پساب‌های صنعتی ناشی از ابرکاری فلزات و همچنین کودهای شیمیایی کشاورزی است که در بین فلزات نیز کادمیوم بیشترین سطح آلودگی را دارد (گوپالاکریشنان<sup>۵</sup> و همکاران، ۲۰۲۰). در شش تالاب پوشیده از حرا در کشور چین، فلزات سنگین تابعی از اندازه رسوبات هستند که در رسوبات ریزدانه، به دلیل بالارفتن ظرفیت نگه‌داری، تجمع فلزات سنگین نیز بیشتر می‌شود. در این تالاب‌ها، فلزات روی، مس، سرب، کادمیوم و کروم ناشی از فعالیت‌های انسانی است (شی<sup>۶</sup> و همکاران، ۲۰۱۹). در تالاب جینجیانگ جینجیانگ در کشور چین، کادمیوم خطرناک‌ترین فلز سنگین

می‌شود. جنگل‌های مانگرو در دورتادور ساحل این تالاب پراکنده‌اند و محل مناسبی برای صید ماهی و تفریح است. برای اطمینان از پاکیزه بودن تالاب برای حیات موجودات دریایی، پژوهشگران غلظت فلزات سنگینی را که از طریق پساب تصفیه‌شده وارد تالاب می‌شوند، با شاخص‌های آلودگی ارزیابی نموده که نتایج آن‌ها نشان داد غلظت آهن، روی، آلومینیوم و مس بیشتر از حد استاندارد آن است و برای ماهیان دریایی و موجوداتی که در نزدیکی درختان حرا زندگی می‌کنند، خطرناک است (پراوینا<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۰۸). در خلیج تانجانگ در کشور مالزی، سکونتگاه شهر پُرتراکمی قرار دارد که رودخانه عریضی از میان خلیج عبور کرده و به دریا می‌ریزد. در اطراف این خلیج، جنگل‌های مانگرو وجود دارد که رودخانه، آلودگی خود را در رسوبات این جنگل ته‌نشین می‌سازد. در دهانه خلیج، غلظت آلاینده‌ها زیاد بوده و پژوهشگران دو ترانسکت در عرض رودخانه یکی در ۱۰۰۰ متری بالادست خلیج و دومی در دهانه خلیج در نظر گرفته و از ۲۰ نقطه از هر ترانسکت، از برگ و رسوبات حرا نمونه‌برداری کردند. نتایج آن‌ها بیانگر این بود که در ترانسکت بالادست، به دلیل سرعت بالای آب، غلظت فلزات سنگین موجود در آب از جنگل‌های مانگرو عبور کرده و به دهانه خلیج در ترانسکت دوم می‌رسند که در اینجا سرعت آب کاهش یافته و آلاینده‌ها در رسوبات بستر مانگرو ته‌نشین می‌شوند که آلودگی فلزات سنگین در برگ و رسوبات حرا بسیار زیاد است (یونس<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۱۱). در جنوب صحرای سینا و بخش غربی دریای سرخ در کانال سوئز، جنگل‌های مانگرو در نوار ساحلی شرق مصر پراکنده شده‌اند. شرکت نفت در نزدیکی رویشگاه‌های مانگرو قرار دارد و نفت‌کش‌ها نیز از این محل عبور می‌کنند. نشست مواد فراورده‌های نفتی در ساحل، موجب نفوذ این مواد به درون رسوبات بستر مانگرو شده و از طریق ریشه، جذب درختان حرا می‌شود. پژوهشگران غلظت فلزات سنگین در ۵ رویشگاه را بررسی کرده و نشان دادند که تنها فلز کادمیوم در این منطقه از حد استاندارد بالاتر بوده که دلیل اصلی آن

3. Osman  
4. Fernández-Cadena  
5. Gopalakrishnan  
6. Shi

1. Praveena  
2. Yunus

می‌توان نقش این اکوسیستم ساحلی را در تجمع فلزات سنگین شناسایی کرد. به همین دلیل، هدف پژوهش حاضر اندازه‌گیری و ارزیابی آلودگی ناشی از فلزات سنگین در اکوسیستم جنگلی مانگرو در ساحل شمالی قشم و شناسایی توان تجمع آلاینده‌ها در درختچه‌های حرا با محاسبه نرخ ضریب انتقال می‌باشد.

### مواد و روش‌ها

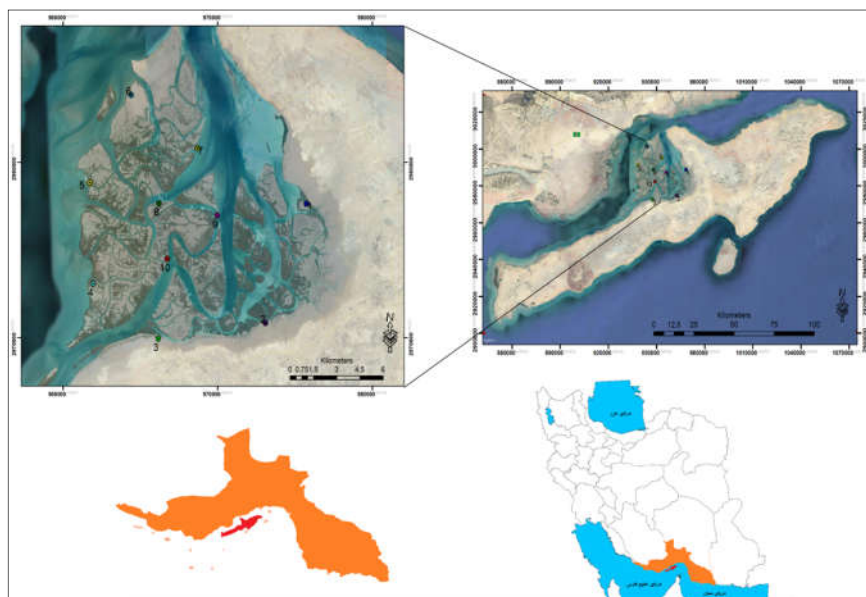
سواحل شمال غربی جزیره قشم پوشیده از جنگل مانگرو از گونه حراست که به دلیل شرایط مناسب محیطی همچون دما و بارش، فعالیت جزرومدی قوی، امواج دریایی کم، فعالیت رودخانه‌های موقتی و رسوب‌گذاری رودخانه‌هایی که از سمت شمال (خشکی ایران) وارد خلیج فارس می‌شوند، در این بخش از جزیره قشم گسترده شده است. جنگل مانگروی قشم با وسعت ۱۲ هزار هکتار، گسترده‌ترین مانگروی استان هرمزگان و ایران است (شکل ۱).

در راستای ارزیابی آلودگی رویشگاه مانگرو در جزیره قشم، ابتدا ۱۰ نقطه در جنگل‌های مانگرو در نواحی ساحل شمالی جزیره قشم بر اساس توزیع درختچه‌های حرا، بریدگی‌های قطعات رسوبی پوشیده از مانگرو، دوری و نزدیکی به ساحل بر روی تصویر گوگل ارث مشخص شد (جدول ۱). سپس طی ۶ مرتبه در سال ۱۳۹۸ از رسوبات بستر و برگ درختچه حرا نمونه‌برداری شد که علت تکرار در نمونه‌برداری این بود که خطای ناشی از نمونه‌برداری در یک بار اندازه‌گیری از بین برود و در آنالیزها نیز از میانگین ۶ بار اندازه‌گیری استفاده شد. در هر مرتبه نمونه‌برداری از ۱۰ نقطه در جنگل مانگرو، ۳ نمونه از رسوبات و ۵۰ برگ تهیه شد و با ترکیب آن‌ها، نمونه مرکب برای هر نقطه در هر مرتبه نمونه‌برداری تهیه شد. نقطه‌های نمونه‌برداری در سواحل و جزایر رسوبی که از تراکم ضعیف، متوسط و زیاد درختچه‌های حرا برخوردار بود، انجام شد که برای نمونه‌برداری رسوبات و برگ حرا در جزایر رسوبی، از قایق‌های موتوری اجاره‌ای استفاده شده و نمونه‌برداری انجام شد.

در اکولوژی ساحلی که پوشیده از درختان حرا بوده، معرفی شد و اثر بالقوه‌ای بر حیات آبریان آن دارد (دنگ<sup>۱</sup> و همکاران، ۲۰۱۹). ظرفیت و توانایی بالای درختان حرا در جذب و تجمع فلزات سنگین، کشت و گسترش آن‌را به‌عنوان یکی از روش‌های نوین گیاه‌پالایی در آلودگی اکولوژی ساحلی تبدیل کرده است، چون این گیاه قادر به حذف بی‌ضرر کادمیوم و سرب موجود در رسوبات ساحلی بوده و به‌خوبی محیط را از آلودگی مصون نگه می‌دارد (هیدالگو<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۲۰). استقرار صنایع در جنوب ویتنام که از سال ۱۹۹۰ آغاز شد، رویشگاه‌های ساحلی حرا در آن را تحت تأثیر قرار داده و غلظت فلزات سنگین در آن به‌شدت افزایش یافته است. در رسوبات حرا، غلظت مس، کروم، کبالت، روی، کربن آلی و نیتروژن کل اندازه‌گیری شد که در آن غلظت فلزات سنگین بالاتر از حد استاندارد آن بوده که پژوهشگران دلیل اصلی آن را فعالیت‌های صنعتی و انسانی عنوان کرده‌اند؛ اما دلیل غلظت بالای کربن آلی در رسوبات، آلودگی هوا و فرسایش است (کاستا بودکر<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۲۰).

اکوسیستم جنگل‌های مانگرو در جزایر رسوبی شمال غربی جزیره قشم در سواحل خلیج فارس در معرض آلودگی‌های صنعتی، پساب‌های شهری و آلودگی‌های نفتی قرار دارد. اگرچه پژوهشگران درختچه حرا را به‌عنوان گیاه مقاوم به آلودگی شناسایی کرده‌اند و نقش مهمی در پالایش زیستی خلیج‌ها و محیط‌های ساحلی دارد، اکوسیستم مانگرو خود در بر گیرنده میکرواکوسیستم‌هایی است که زیستگاه آبریان و دوزیستان است. آلودگی می‌تواند بر حیات این اکوسیستم‌ها اثر بگذارد. آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم مانگروی قشم ناشناخته مانده و پژوهشگران تنها فلزات وانادیوم و نیکل را در آن بررسی کرده‌اند که ناشی از مواد نفتی می‌باشد؛ در صورتی که افزایش غلظت فلزاتی همچون کادمیوم، سرب، روی و مس می‌تواند بر اکوسیستم ساحلی آسیب بزند. با محاسبه ضریب انتقال در درختچه حرا،

1. Deng
2. Hidalgo
3. Costa-Böddeker



شکل (۱): موقعیت جغرافیایی جنگل مانگرو در سواحل شمال غربی جزیره قشم

Figure (1): Geographical location of mangrove forest on the northwest coast of Qeshm Island

جدول (۱): موقعیت جغرافیایی نقاط نمونه برداری از جنگل مانگرو در سواحل شمال غربی جزیره قشم

Table (1): Geographical location of stations of mangrove forest on the northwest coast of Qeshm Island

تراکم پوشش گیاهی	نوع بستر	فاصله از ساحل قشم (متر)	مختصات جغرافیایی		نقاط نمونه برداری
			عرض	طول	
زیاد	آبی - جنگلی	۱۳۷	۲۶ درجه، ۵۰ دقیقه و ۲۴ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۷ دقیقه و ۶ ثانیه	نقطه یک
متوسط	آبی - جنگلی	۷۴	۲۶ درجه، ۴۶ دقیقه و ۴۷ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۵ دقیقه و ۹ ثانیه	نقطه دو
ضعیف	رسوبی - جنگلی	۱۰	۲۶ درجه، ۴۶ دقیقه و ۳۰ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۱ دقیقه و ۱۴ ثانیه	نقطه سه
متوسط	رسوبی - جنگلی	۴۳۲۳	۲۶ درجه، ۴۷ دقیقه و ۲۳ ثانیه	۵۵ درجه، ۳۸ دقیقه و ۲۷ ثانیه	نقطه چهار
ضعیف	رسوبی - جنگلی	۹۱۴۶	۲۶ درجه، ۵۱ دقیقه و ۱۷ ثانیه	۵۵ درجه، ۳۸ دقیقه و ۳۴ ثانیه	نقطه پنج
متوسط	رسوبی - جنگلی	۱۵۵۵۶	۲۶ درجه، ۵۱ دقیقه و ۱ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۰ دقیقه و ۱۶ ثانیه	نقطه شش
زیاد	رسوبی - جنگلی	۸۹۹۰	۲۶ درجه، ۵۲ دقیقه و ۱۶ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۲ دقیقه و ۴۹ ثانیه	نقطه هفت
ضعیف	رسوبی - جنگلی	۸۳۷۲	۲۶ درجه، ۵۰ دقیقه و ۳۳ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۱ دقیقه و ۹ ثانیه	نقطه هشت
زیاد	آبی - جنگلی	۶۵۷۰	۲۶ درجه، ۵۰ دقیقه و ۳ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۳ دقیقه و ۳۲ ثانیه	نقطه نه
متوسط	رسوبی - جنگلی	۱۱۱۵۶	۲۶ درجه، ۴۹ دقیقه و ۷ ثانیه	۵۵ درجه، ۴۱ دقیقه و ۳۸ ثانیه	نقطه ده

(۲۰۱۹)، شاخص تجمع فلز (MAI<sup>۵</sup>، هو<sup>۶</sup> و همکاران، ۲۰۱۴)، شاخص بار آلودگی (PLI<sup>۷</sup>، مهی‌الدین<sup>۸</sup> و همکاران، ۲۰۱۰)، شاخص ریسک اکولوژیکی (RI<sup>۹</sup>، هاکانسون، ۱۹۸۰) و شاخص میانگین ضریب سطح احتمالی خطر آلودگی (amPELq<sup>۱۰</sup> الجهدالی و همکاران، ۲۰۲۰) استفاده شد.

نمونه‌های رسوب و برگ در کیسه‌های پلاستیکی کدگذاری شده و به آزمایشگاه انتقال یافت. برای سنجش غلظت فلزات سنگین شامل روی، سرب، مس و کادمیوم از روش (سلگی و بیگ‌محمدی، ۲۰۲۰) و برای سنجش غلظت فلزات سنگین در برگ درختچه‌های حرا از روش (الجهدالی و همکاران، ۲۰۲۰) با دستگاه جذب اتمی انجام شد.

به‌منظور ارزیابی آلودگی اکوسیستم جنگلی مانگرو در قشم، از شاخص‌های آلودگی شامل فاکتور آلودگی (CF<sup>۱</sup>، هاکانسون<sup>۲</sup>، ۱۹۸۰)، شاخص تجمع زیستی (BCF<sup>۳</sup>، المهاشیر<sup>۴</sup>،

3. Bio Concentration Factor
4. Almahasheer
5. Metal Accumulation Index
6. Hu
7. Pollution Load Index
8. Mohiuddin
9. Ecological Risk Index
10. Mean Probable Effect Level Quotient

1. Contamination Factor
2. Hakanson

$$BCF = C_{\text{Plant Tissue}} / C_{\text{Soil}} \quad (۳)$$

که  $C_{\text{Plant Tissue}}$  غلظت فلز در بافت گیاه و  $C_{\text{Soil}}$  غلظت فلز در خاکی است که گیاه از آن تغذیه می‌کند.

### شاخص تجمع فلز (MAI)

از آنجا که گیاهان قادرند به‌طور هم‌زمان چندین فلز را در خود انباشته کنند، شاخص تجمع فلز (MAI) برای بررسی مقدار انباشت هم‌زمان فلزات گوناگون توسط گونه‌های گیاهی جامعه آزمایش از طریق رابطه زیر محاسبه شد:

$$MAI = (1/N) \times \sum_{j=1}^N I_j \quad (۴)$$

که در آن،  $N$  تعداد فلزات اندازه‌گیری شده (۴ فلز سنگین در پژوهش حاضر)،  $I_j$  برای هر فلز از تقسیم میانگین غلظت در اندام گیاه بر مقدار انحراف معیار آن محاسبه می‌شود.

### شاخص خطر اکولوژیکی (RI)

شاخص ارزیابی خطر اکولوژیکی اولین‌بار توسط هاکنسون به‌منظور ارزیابی خطر آلودگی رسوبات به‌وسیله فلزات سنگین استفاده شد که بر اساس میزان سمیت فلزات روش‌های اصلاحی توسط پژوهشگران به کار گرفته شد. بر اساس رویکرد هاکنسون فاکتور پاسخ سمیت برای فلزات کادمیوم، مس، سرب و روی به ترتیب برابر ۳۰، ۵، ۵ و ۱ می‌باشد که در پژوهش حاضر پتانسیل خطر اکولوژیکی بر اساس رابطه (۵) و (۶) محاسبه شد:

$$E_r^i = \frac{c_i^i}{c_0^i} \times T_r^i \quad (۵)$$

$$RI = \sum_{i=1}^7 E_r^i \quad (۶)$$

در معادلات فوق،  $E_r^i$  شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی،  $C_i$  و  $C_0^i$  به ترتیب مقدار اندازه‌گیری شده و مقدار طبیعی،  $T_r^i$  برابر فاکتور پاسخ سمیت فلز (  $Zn=1, Pb=5, Cd=30, Cu=5$  ) و جدول (۳) میزان خطر اکولوژیکی و محیطی فلزات سنگین مورد بررسی را نشان می‌دهد.

جدول (۳): ارزیابی خطر اکولوژیکی فلزات سنگین

Table (3): Ecological hazard of heavy metals

شاخص خطر RI	خطر اکولوژیکی
کوچکتر از ۱۵۰	خطر پایین
۱۵۰ - ۳۰۰	خطر متوسط
۳۰۰ - ۶۰۰	خطر زیاد
بزرگتر از ۶۰۰	خطر خیلی زیاد

### شاخص فاکتور آلودگی (CF)

اصولاً مقادیر ضریب آلودگی و درجه آلودگی به ترتیب می‌توانند توصیفی از آلودگی مربوط به عنصر سنگین مورد بررسی و آلودگی محیط رسوب را ارائه دهد، ضریب آلودگی از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به دست می‌آید (جدول ۲).

$$CF = C_i / C_n \quad (۱)$$

که  $C_i$  غلظت عنصر در نمونه و  $C_n$  غلظت همان فلز در ماده مرجع (میانگین شیل) است.

جدول (۲): رده‌بندی ضریب آلودگی (CF) رسوبات

Table (2): Classification CF of sediments

ضریب آلودگی CF	ضریب آلودگی رسوب
کوچکتر از ۱	آلودگی پایین
۱ تا ۳	آلودگی متوسط
۳ تا ۶	آلودگی قابل توجه
بزرگتر مساوی ۶	آلودگی بسیار بالا

### شاخص بار آلودگی (PLI)

این شاخص برای تعیین سطح آلودگی ارائه شده است و می‌تواند تخمینی از سطح آلودگی فلزات را در اختیار ما قرار دهد. این شاخص از طریق حاصل ضرب شاخص‌های آلودگی فلزات به‌صورت فرمول زیر قابل محاسبه است:

$$PLI = \sqrt[7]{CF_{Cd} \times CF_{Zn} \times CF_{Pb} \times CF_{Cu}} \quad (۲)$$

مقادیر شاخص بار آلودگی از صفر (غیرآلوده) تا ۱۰ بسیار آلوده تغییر می‌کند که به‌طور معمول، مقادیر کوچک‌تر از ۱ نشان‌دهنده عدم آلودگی و مقادیر بزرگ‌تر از ۱ نشان‌دهنده آلودگی نسبت به فلزات سنگین است.

### شاخص تجمع زیستی (BCF)

شاخص تجمع زیستی از تقسیم غلظت فلز سنگین در بافت گیاهی به غلظت همان عنصر در خاکی که گیاه در آن مستقر است، به دست می‌آید. اگر مقدار این شاخص بیشتر از یک باشد، نشان‌دهنده بیش انباشتگر است. اگر بین ۰/۱ تا ۱ باشد بیانگر متوسط انباشتگر و اگر کمتر از ۰/۱ باشد، غیرانباشتگر خواهد بود.

## شاخص (mPELq)

باشد، برای تثبیت فلز سنگین و گیاه پالایی مناسب است.

## نتایج

در رسوبات بستر و برگ اکوسیستم مانگروی قشم، الگوی فلزات سنگین  $Pb > Zn > Cu > Cd$  بود. بیشینه غلظت فلز روی در رسوبات و برگ درختچه‌های حرا در ایستگاه ۱ بود که در آن از درختچه‌های حرا و رسوبات بستر نمونه‌برداری شد. همچنین کمینه غلظت فلز روی در ایستگاه ۹ اندازه‌گیری شد که در آن از جزایر رسوبی موجود در اکوسیستم مانگرو نمونه‌برداری شد. بیشینه غلظت سرب و کادمیوم نیز در ایستگاه ساحلی ۱ مشاهده شد؛ اما کمینه سرب و کادمیوم به ترتیب در ایستگاه ۸ و ۵ بود که این نقاط در جزایر رسوبی داخلی اکوسیستم مانگرو قرار دارند. بیشینه و کمینه غلظت مس نیز به ترتیب در ایستگاه ۲ و ۱۰ بود. می‌توان گفت که غلظت فلزات سنگین در رسوبات و برگ درختچه‌های ساحلی حرا بیشتر از جزایر رسوبی است (جدول ۱).

شاخص میانگین ضریب سطح اثر احتمالی آلودگی در پژوهش حاضر برای اندازه‌گیری تأثیر بیولوژیکی فلزات سنگین به‌عنوان یک ماده سمی بر درختچه‌های حرا استفاده شد که از رابطه (۷) محاسبه می‌شود:

$$mPELq = \frac{\sum_{m=1}^n (\frac{C_m}{PEL_m})}{n} \quad (7)$$

که در معادله فوق،  $C_m$  غلظت فلز در رسوبات،  $PEL_m$  برای هر فلز ( $Zn = 270, Pb = 110, Cd = 4.2, Cu = 110$ ) و  $n$  نیز تعداد کل فلزات اندازه‌گیری شده است. میزان ضریب اثر سمیت فلزات سنگین در اکوسیستم ساحلی مانگرو نیز بر مبنای طبقه‌بندی استاندارد لانگ و همکاران (۲۰۰۰) محاسبه شد.

در ادامه، ضریب تجمع زیستی فلزات سنگین در رسوبات و برگ درختچه‌های حرا از طریق معادله ضریب انتقال (غلظت فلز در بافت گیاه تقسیم بر غلظت فلز در رسوب) محاسبه گردید. بر اساس این معادله، اگر ضریب انتقال بیشتر از یک

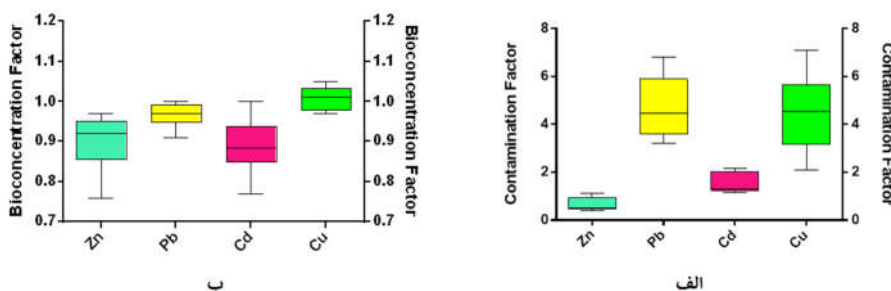
جدول (۴): میانگین و انحراف معیار غلظت فلزات سنگین در رسوبات و برگ درختچه‌های حرا در جنگل مانگروی قشم (واحد: میلی‌گرم در کیلوگرم)

Table (4): Mean and standard deviation of heavy metal concentration in sediments and leaves of mangrove in Qeshm (mg/kg)

ایستگاه	روی (Zn)	سرب (Pb)	کادمیوم (Cd)	مس (Cu)
۱ رسوبات	۱۰۴ ± ۱۰/۸	۱۳۵ ± ۵/۹	۲/۷ ± ۰/۴	۹۵/۳ ± ۵
۱ برگ مانگرو	۹۲/۳ ± ۶/۲	۱۳۱ ± ۳/۴	۲/۲۸ ± ۰/۳۹	۹۴/۱ ± ۴/۳
۲ رسوبات	۹۲ ± ۸/۸	۱۲۹ ± ۵/۳	۲/۴ ± ۰/۳	۹۶/۸ ± ۲/۷
۲ برگ مانگرو	۸۹/۸ ± ۷/۳	۱۱۷/۸ ± ۷/۴	۲/۱ ± ۰/۲۸	۹۳/۸ ± ۳/۴
۳ رسوبات	۸۰/۳ ± ۷/۷	۱۱۳ ± ۱۱/۳	۱/۷ ± ۰/۱۴	۸۹/۸ ± ۴/۴
۳ برگ مانگرو	۷۶ ± ۷/۵	۱۰۲/۶ ± ۶/۵	۱/۵۱ ± ۰/۱۵	۸۸/۳ ± ۴/۳
۴ رسوبات	۵۰/۶ ± ۹/۱	۹۱/۵ ± ۸/۵	۱/۱۶ ± ۰/۲۵	۵۶/۶ ± ۵/۱
۴ برگ مانگرو	۴۸ ± ۷/۵	۸۸/۱ ± ۸/۶	۱/۰۳ ± ۰/۲۴	۵۸/۱ ± ۵/۷
۵ رسوبات	۴۹/۵ ± ۷/۹	۸۳ ± ۱۱/۶	۰/۸۱ ± ۰/۱۵	۵۸/۵ ± ۳/۲
۵ برگ مانگرو	۴۶ ± ۸/۱	۸۶/۲ ± ۶/۷	۰/۷۸ ± ۰/۲۲	۶۱/۵ ± ۳
۶ رسوبات	۸۸/۸ ± ۷/۴	۱۱۴ ± ۱۱/۳	۲ ± ۰/۵۴	۸۶/۶ ± ۴/۲
۶ برگ مانگرو	۸۳/۳ ± ۸/۶	۱۱۰ ± ۱۱/۲	۱/۸۵ ± ۰/۵۱	۸۳/۸ ± ۷/۱
۷ رسوبات	۴۱/۶ ± ۶/۲	۸۵/۶ ± ۵/۴	۱/۲۱ ± ۰/۲۶	۵۳ ± ۴/۱
۷ برگ مانگرو	۳۵/۶ ± ۴/۷	۸۶ ± ۵/۲	۰/۹۳ ± ۰/۲۳	۵۵ ± ۳/۶
۸ رسوبات	۵۰/۳ ± ۴	۷۳/۶ ± ۵/۵	۱/۲۳ ± ۰/۲۹	۵۶/۶ ± ۵/۲
۸ برگ مانگرو	۴۵/۶ ± ۴/۹	۷۳ ± ۵/۴	۱/۱۵ ± ۰/۲۳	۵۶/۵ ± ۶/۳
۹ رسوبات	۳۶/۵ ± ۶/۳	۶۵/۳ ± ۵	۱/۷۳ ± ۰/۵۵	۵۹/۳ ± ۴/۶
۹ برگ مانگرو	۲۷/۶ ± ۵/۸	۶۴/۸ ± ۳/۸	۱/۴۶ ± ۰/۴۳	۶۰/۳ ± ۳/۲
۱۰ رسوبات	۴۵/۸ ± ۶/۴	۶۳/۵ ± ۱/۸	۱/۷۳ ± ۰/۲۳	۵۱/۶ ± ۵/۲
۱۰ برگ مانگرو	۳۸/۶ ± ۶/۲	۶۰/۸ ± ۲/۹	۱/۷۳ ± ۰/۳۶	۵۲/۵ ± ۴/۷

روی، سرب و مس بین ۰/۹ تا یک بود. به طور کلی، درختچه‌های حرا توانایی ذخیره و انباشت فلزات سنگین در اندام خود را دارند (شکل ۲، ب). همچنین شاخص‌های فاکتور آلودگی و شاخص تجمع فلزات در برای فلزات سنگین در ۱۰ نقطه نمونه برداری شده محاسبه و نتایج آن در جدول (۵) ارائه شده است.

ارزیابی آلودگی اکوسیستم مانگرویی قشم (میانگین ۱۰ نقطه نمونه برداری) با شاخص فاکتور آلودگی (CF) نشان داد که فلزات کادمیوم و روی دارای ضریب آلودگی متوسط و فلزات سرب و مس دارای ضریب آلودگی قابل توجه هستند (شکل ۲، الف). تجمع فلزات سنگین توسط درختچه‌های حرا (شاخص BCF) در کادمیوم بیشتر از یک بود، اما در



شکل (۲): ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات و برگ مانگرویی قشم با شاخص الف (CF) و ب (BCF)

Figure (2): Evaluation of heavy metal pollution in sediments and leaves of Qeshm mangrove by CF and BCF

جدول (۵): میزان عددی شاخص‌های BCF و CF برای هریک از فلزات سنگین مورد مطالعه در نقاط نمونه برداری

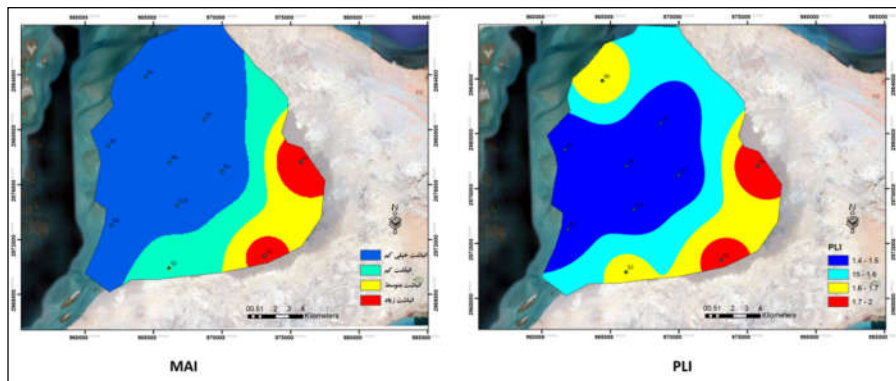
Table (5): Values of BCF and CF indices for heavy metals studied in the sampling points

نقاط نمونه برداری	شاخص	روی (Zn)	سرب (Pb)	کادمیوم (Cd)	مس (Cu)
۱	BCF	۰/۸۸	۰/۹۷	۰/۸۵	۰/۹۹
	CF	۱/۱	۶/۷	۷/۱	۲/۱
۲	BCF	۰/۹۷	۰/۹۷	۰/۸۶	۰/۹۷
	CF	۰/۹۷	۶/۴	۶/۴	۱/۳
۳	BCF	۰/۹۵	۰/۹۱	۰/۸۸	۰/۹۸
	CF	۰/۸۴	۵/۶	۴/۵	۲
۴	BCF	۰/۹۵	۰/۹۶	۰/۸۹	۱/۰۳
	CF	۰/۵۳	۴/۵	۳/۱	۱/۲
۵	BCF	۰/۹۳	۱	۰/۹۶	۱/۰۵
	CF	۰/۵۲	۱/۴	۱/۲	۱/۳
۶	BCF	۰/۹۴	۰/۹۷	۰/۹۱	۰/۹۷
	CF	۰/۹۳	۵/۷	۵/۴	۱/۹
۷	BCF	۰/۸۶	۱	۰/۷۷	۱/۰۴
	CF	۰/۴۳	۴/۲	۳/۲	۱/۱
۸	BCF	۰/۹۱	۰/۹۹	۰/۹۳	۱
	CF	۰/۵۲	۳/۶	۳/۲	۱/۲
۹	BCF	۰/۷۶	۰/۹۹	۰/۸۵	۱/۰۲
	CF	۰/۳۸	۳/۲	۴/۶	۱/۳
۱۰	BCF	۰/۸۴	۰/۹۶	۱	۱/۰۲
	CF	۰/۴۸	۳/۱	۴/۶	۱/۱

انباشت خیلی کم هستند. همچنین سطح بار آلودگی (PLI) در کل اکوسیستم مانگرویی قشم بیشتر از یک بوده که بیانگر آلودگی است و بیشینه آن در نواحی ساحلی و کمینه آن در جزایر رسوبی است (شکل ۳).

شاخص تجمع کل فلزات در اکوسیستم مانگرویی قشم (شاخص MAI) در مناطق ساحلی بیشتر از جزایر رسوبی بود؛ به گونه‌ای که در نواحی ساحلی، درختچه‌های حرا دارای انباشت زیاد فلزات سنگین بوده، اما جزایر رسوبی دارای

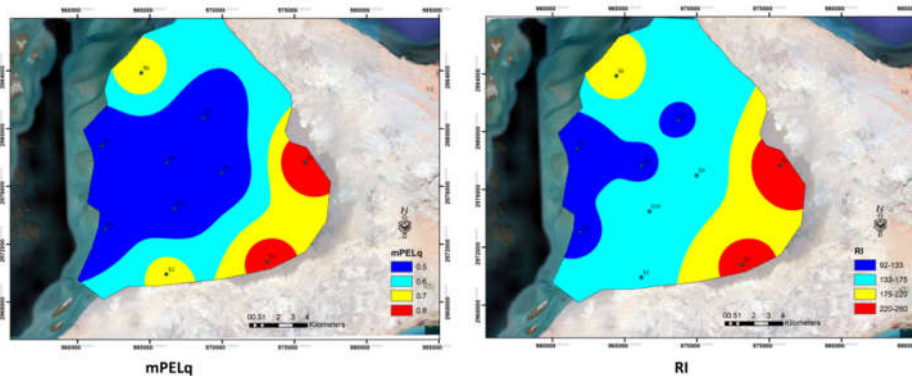




شکل (۳): ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات و برگ مانگروی قشم با شاخص سمت راست (PLI، سمت چپ) MAI  
 Figure (3): Evaluation of heavy metal contamination in sediments and leaves of Qeshm mangrove by index Left: PLI and Right: MAI

مانگروی قشم (mPELq) نشان داد که مناطق ساحلی دارای احتمال خطر متوسط و جزایر رسوبی دارای خطر پایین آلودگی هستند (شکل ۴). در ادامه، نتایج عددی شاخص‌های آلودگی برای نقاط مورد مطالعه در جدول (۶) ارائه شده است.

بررسی خطر اکولوژیک و ریسک محیطی (شاخص RI) نشان‌دهنده خطر اکولوژیک متوسط در نواحی ساحلی و خطر اکولوژیک پایین در جزایر رسوبی اکوسیستم مانگروی قشم است (شکل ۴). همچنین ضریب سطح خطر احتمالی ناشی از آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم جنگلی



شکل (۴): ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات و برگ مانگروی قشم با شاخص سمت راست (RI و سمت چپ: mPELq  
 Figure (4): Evaluation of heavy metal contamination in sediments and leaves of Qeshm mangrove by right: RI and left; mPELq

جدول (۶): میزان شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین در نقاط نمونه‌برداری از جنگل مانگروی قشم

Table (6): Heavy metal pollution indices in sampling points of Qeshm mangrove forest

RI	PLI	mPELq	MAI	نقاط
۲۵۸	۱/۹۶	۰/۷۸	۱۹/۲۱	۱
۲۳۷	۱/۸۹	۰/۷۴	۱۷/۴۷	۲
۱۷۴	۱/۷۱	۰/۶۳	۱۳/۸۶	۳
۱۲۱	۱/۳۸	۰/۴۵	۷/۹۰	۴
۹۲	۱/۲۹	۰/۴۱	۹/۸۸	۵
۱۹۹	۱/۷۷	۰/۶۵	۱۰/۸۷	۶
۱۲۳	۱/۳۲	۰/۴۲	۱۰/۱۱	۷
۱۲۲	۱/۳۵	۰/۴۱	۹/۵۹	۸
۱۶۰	۱/۳۳	۰/۴۲	۹/۳۷	۹
۱۵۸	۱/۳۵	۰/۴۰	۱۰/۳۱	۱۰

بود. بنابراین فلز مس دارای بیشترین ضریب انتقال از رسوبات نرم بستر اکوسیستم به اندام و به‌ویژه برگ

الگوی بیشینه ضریب انتقال فلزات سنگین از رسوبات به اندام درختچه‌های حرا به ترتیب مس، سرب، روی و کادمیوم

درختچه‌های حراست (جدول ۷).

جدول (۷): نرخ ضریب انتقال فلزات سنگین از رسوبات به برگ مانگرو در قشم  
**Table (7): Transfer rate of heavy metals from sediments to mangrove leaves in Qeshm**

ایستگاه	روی (Zn)	سرب (Pb)	کادمیوم (Cd)	مس (Cu)
۱	۰/۸۹	۰/۹۷	۰/۸۶	۰/۹۹
۲	۰/۹۸	۰/۹۱	۰/۸۶	۰/۹۷
۳	۰/۹۵	۰/۹۱	۰/۸۹	۰/۹۸
۴	۰/۹۵	۰/۹۶	۰/۸۹	۱/۰۳
۵	۰/۹۳	۱/۰۱	۰/۹۵	۱/۰۵
۶	۰/۹۴	۰/۹۷	۰/۹۱	۰/۹۷
۷	۰/۸۶	۱	۰/۷۶	۱/۰۴
۸	۰/۹۱	۰/۹۹	۰/۹۶	۱
۹	۰/۷۵	۰/۹۹	۰/۸۶	۱/۰۲
۱۰	۰/۸۴	۰/۹۶	۱	۱/۰۲
میانگین	۰/۹۰	۰/۹۷	۰/۸۹	۱/۰۱

### بحث و نتیجه گیری

اکوسیستم مانگرو که عمدتاً در نواحی ساحلی و جزایر رسوبی در نواحی گرمسیری تشکیل می‌شود، به تنش‌های حساس محیطی، مقاوم بوده و قادر به ادامه حیات هستند (داک<sup>۱</sup>)، (۲۰۰۶). پژوهشگران توانایی مانگرو را در مقابل آلودگی ناشی از فلزات سنگین بررسی کرده‌اند؛ نتایج آن‌ها بیانگر سازگاری این گیاه در برابر آلودگی است (لیو<sup>۲</sup> و همکاران، ۲۰۱۵). درختچه حرا دارای ریشه‌های قوی با پراکنش افقی و عمودی متراکمی است که در رسوبات نرم گسترش می‌یابد. تارک‌های ریشه اصلی حرا برای تغذیه و انتقال مواد مورد نیاز گیاه، عناصر را از رسوبات جذب کرده و وارد ریشه، اندام و در نهایت برگ گیاه می‌کند (میرزا و همکاران، ۲۰۱۹). اگر گیاه در برابر آلودگی ناشی از فلزات سنگین ضعیف و حساس باشد، از بین رفته و اکوسیستم منطقه تخریب می‌شود؛ اما درختچه‌های حرا به آلودگی ناشی از فلزات سنگین مقاوم بوده و اکوسیستم ساحلی آسیب نمی‌بیند. هر چقدر ضریب انتقال فلزات سنگین از رسوبات به اندام هوایی گیاه بیشتر باشد، فرایند پالایش اکوسیستم سریع‌تر اتفاق می‌افتد و میکرواکوسیستم‌های ساحلی و دریایی کمتر در معرض

آلودگی قرار می‌گیرند (التورک<sup>۳</sup> و همکاران، ۲۰۱۸). پژوهش حاضر نشان داد که ضریب انتقال مس، سرب، کادمیوم و روی در اکوسیستم جنگلی مانگرو در قشم بین ۰/۹ تا ۱ است که بیانگر ضریب انتقال سریع این محیط بوده و تجمع زیستی فلزات در اکولوژی گیاهی حرا زیاد است. در پژوهش حاضر، ضریب انتقال و تجمع فلزات سنگین در برگ درختچه‌های حرا در نواحی ساحلی بیشتر از جزایر رسوبی بود که دلیل اصلی آن بافت درشت‌دانه رسوبات ساحلی و بافت ریز و رسی جزایر رسوبی است؛ چون رسوبات درشت، فلزات خود را سریع‌تر در اختیار گیاه داده، اما رسوبات نرم تمایل به تجمع و نگهداری فلزات دارند (هی و همکاران، ۲۰۱۴). از طرف دیگر، حضور مواد آلی در رسوبات موجب کاهش ضریب انتقال فلزات از رسوب به گیاه می‌شوند که در آن ماده آلی با برقراری پیوند با فلزات سنگین و کلاته کردن، باعث نگهداشت فلزات در رسوبات می‌گردد (ابولینو<sup>۴</sup> و همکاران، ۲۰۰۳).

پژوهشگران در مناطق مختلف نشان دادند که جنگل‌های مانگرو نقش مهمی در تصفیه تالاب‌ها، بیابان‌های ساحلی و جزایر رسوبی دارند. اگرچه ضریب انتقال معیاری برای بررسی تحرک فلزات سنگین از رسوبات به درختچه‌های حرا می‌باشد و این ضریب بر مبنای جذب ریشه بوده، درختچه‌های حرا می‌توانند از طریق رسوبات اتمسفری نیز فلزات انتشار یافته از صنایع و فعالیت‌های انسانی را جذب کنند (قاسمی و همکاران، ۲۰۱۸). غلظت فلزات سنگین در اکوسیستم مانگروی قشم نسبت به مانگروهای ساحلی اکوادور (فرناندز کادنا و همکاران، ۲۰۱۴)، مالزی (سانی<sup>۵</sup> و همکاران، ۲۰۱۳)، پرتغال (کاریو<sup>۶</sup> و همکاران، ۲۰۰۵)، پورتوریکو (مچاس<sup>۷</sup> و همکاران، ۲۰۱۳)، هند (بهر<sup>۸</sup> و همکاران، ۲۰۱۳)، عربستان (الجهدالی و همکاران، ۲۰۲۰) و چین (گوپالاکریشنان و همکاران، ۲۰۲۰) کمتر و نسبت به مصر (عثمان و همکاران، ۲۰۲۰)، کلمبیا (اسپینوسا<sup>۹</sup> و همکاران، ۲۰۱۱)، هنگ‌کنگ (تام و ونگ<sup>۱۰</sup>،

3. ELTurk  
 4. Abollino  
 5. Sany  
 6. Caeiro  
 7. Mejias  
 8. Behera  
 9. Espinosa  
 10. Tam and Wong

1. Duke  
 2. Liu

محیط‌زیستی و شاخص احتمال خطر محیطی بیانگر خطر آلودگی پایین در جزایر رسوبی و آلودگی متوسط در اکوسیستم مانگروی قشم است. بررسی شاخص‌های تجمع زیستی در برگ درختچه‌های حرا بیانگر تجمع زیاد فلزات سمی در اندام گیاه است که موجب پالایش اکوسیستم مانگرو شده و حیات میکرواکوسیستم‌های مانگرو شامل آبزیان، خزندگان، گیاهان علفی و دوزیستان را از خطر آلودگی مصون می‌دارد. بنابراین، جنگل‌های مانگرو با قدرت بالا در انتقال آلودگی از رسوبات بستر به اندام خود و تجمع زیستی زیاد، می‌تواند به‌عنوان روشی نوین در پالایش زیستگاه نواحی بیابان‌های ساحلی، تالاب‌ها و خلیج‌ها مورد استفاده قرار بگیرد.

(۲۰۰۰) و برزیل (ویکتوریا و همکاران، ۲۰۲۰) کمتر است. در این پژوهش، آلودگی ناشی از فلزات سنگین و نرخ تجمع و انتقال آن از رسوبات به برگ درختچه‌های حرا در اکوسیستم جنگلی مانگرو در جزیره قشم بررسی شد. آلودگی فلزات با شاخص‌های آلودگی که کادمیوم و روی در اکوسیستم مانگرو در بیابان ساحلی و جزایر رسوبی شمال‌غربی جزیره قشم در آلودگی متوسط و سرب و مس در طبقه آلودگی قابل توجه قرار دادند، بررسی شده است؛ اما نرخ انتقال فلزات از رسوبات به درختچه حرا زیاد است که نشان می‌دهد این گیاه قادر به پالایش اکوسیستم بیابان ساحلی از آلودگی می‌باشد. شاخص خطر اکولوژیک و ریسک

## منابع

1. Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Sarzanini, C. and Mentasti, E. (2003). Adsorption of heavy metals on Namontmorillonite. Effect of pH and organic substances. *Water research*, 37(7), 1619-1627.
2. Aljahdali, M. O. and Alhassan, A. B. (2020). Ecological risk assessment of heavy metal contamination in mangrove habitats, using biochemical markers and pollution indices: A case study of *Avicennia marina* L. in the Rabigh lagoon, Red Sea. *Saudi Journal of Biological Sciences*.
3. Almahasheer, H. (2019). High levels of heavy metals in Western Arabian Gulf mangrove soils. *Molecular biology reports*, 46(2), 1585-1592.
4. Behera, B. C., Mishra, R. R., Patra, J. K., Sarangi, K., Dutta, S. K. and Thatoi, H. N. (2013). Impact of heavy metals on bacterial communities from mangrove soils of the Mahanadi Delta (India). *Chemistry and Ecology*, 29(7), 604-619.
5. Caeiro, S., Costa, M. H., Ramos, T. B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., ... and Painho, M. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach. *Ecological indicators*, 5(2), 151-169.
6. Costa-Böddeker, S., Hoelzmann, P., de Stigter, H. C., van Gaever, P., Huy, H. Đ., Smol, J. P. and Schwab, A. (2020). Heavy metal pollution in a reforested mangrove ecosystem (Can Gio Biosphere Reserve, Southern Vietnam): Effects of natural and anthropogenic stressors over a thirty-year history. *Science of The Total Environment*, 716, 137035.
7. Davari, A., Khorasani, N., Danehkar, A., 2013. Comparison of Heavy Metal Concentration in Bidekhun, Basatin and Melgonze Mangrove Forests. *ijae*. 1 (2): 15-26. [In Persian]
8. Deng, J., Guo, P., Zhang, X., Shen, X., Su, H., Zhang, Y., ... & Xu, C. (2019). An evaluation on the bioavailability of heavy metals in the sediments from a restored mangrove forest in the Jinjiang Estuary, Fujian, china. *Ecotoxicology and environmental safety*, 180, 501-508.
9. Duke, N. C. (2006). *Australia's mangroves: the authoritative guide to Australia's mangrove plants*. MER.
10. ELTurk, M., Abdullah, R., Rozainah, M. Z. and Bakar, N. K. A. (2018). Evaluation of heavy metals and environmental risk assessment in the Mangrove Forest of Kuala Selangor estuary, Malaysia. *Marine pollution bulletin*, 136, 1-9.
11. Espinosa, L. F., Parra, J. P. and Villamil, C. (2011). Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la ciénaga grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 40(1).
12. Ezcurra, P., Ezcurra, E., Garcillán, P. P., Costa, M. T. and Aburto-Oropeza, O. (2016). Coastal landforms and accumulation of mangrove peat increase carbon sequestration and storage. *Proceedings of the National*

- Academy of Sciences, 113(16), 4404-4409.
13. Fernández-Cadena, J. C., Andrade, S., Silva-Coello, C. L. and De la Iglesia, R. (2014). Heavy metal concentration in mangrove surface sediments from the north-west coast of South America. *Marine pollution bulletin*, 82(1-2), 221-226.
  14. Ghasemi, S., Moghaddam, S. S., Rahimi, A., Damalas, C. A. and Najj, A. (2018). RETRACTED: Ecological risk assessment of coastal ecosystems: The case of mangrove forests in Hormozgan Province, Iran.
  15. Gopalakrishnan, G., Wang, S., Mo, L., Zou, J. and Zhou, Y. (2020). Distribution determination, risk assessment, and source identification of heavy metals in mangrove wetland sediments from Qi'ao Island, South China. *Regional Studies in Marine Science*, 33, 100961.
  16. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*. 1980 Jan 1;14(8):975-1001.
  17. He, B., Li, R., Chai, M. and Qiu, G. (2014). Threat of heavy metal contamination in eight mangrove plants from the Futian mangrove forest, China. *Environmental geochemistry and health*, 36(3), 467-476.
  18. Hidalgo, K. T. S., Carrión-Huertas, P. J., Kinch, R. T., Betancourt, L. E. and Cabrera, C. R. (2020). Phytonanoremediation by *Avicennia Germinans* (black mangrove) and Nano Zero Valent Iron for Heavy Metal Uptake from Ciénaga Las Cucharillas Wetland Soils. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 14, 100363.
  19. Hu, Y., Wang, D., Wei, L., Zhang, X. and Song, B. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in plant leaves from Yan' an city of the Loess Plateau, China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 110, 82-88.
  20. Liu, J., Ma, K. and Qu, L. (2015). Ecological risk assessments and context-dependence analysis of heavy metal contamination in the sediments of mangrove swamp in Leizhou Peninsula, China. *Marine pollution bulletin*, 100(1), 224-230.
  21. Long, E. R., MacDonald, D. D., Severn, C. G. and Hong, C. B. (2000). Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(10), 2598-2601.
  22. Mejías, C. L., Musa, J. C. and Otero, J. (2013). Exploratory evaluation of retranslocation and bioconcentration of heavy metals in three species of mangrove at Las Cucharillas marsh, Puerto Rico. *Journal of Tropical Life Science*, 3(1), 14-22.
  23. Mirza, R., Moeinaddini, M., Pourebrahim, S. and Zahed, M. A. (2019). Contamination, ecological risk and source identification of metals by multivariate analysis in surface sediments of the khouran Straits, the Persian Gulf. *Marine pollution bulletin*, 145, 526-535.
  24. Mohiuddin KM, Zakir HM, Otomo K, Sharmin S, Shikazono N. Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science & Technology*. 2010 Dec 1;7(1):17-28.
  25. Nasar, M. (2014). Exploitation survey of sea water in agriculture of coastal deserts in Libya. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 4(2), 72.
  26. Osman, M. R., Madkour, H. A. and Madyan, S. M., 2020. Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in the Mangrove Sediments from Some Localities along the Egyptian Red Sea Coast.
  27. Praveena, S. M., Ahmed, A., Radojevic, M., Abdullah, M. H. and Aris, A. Z. (2008). Heavy metals in mangrove surface sediment of Mengkabong Lagoon, Sabah: multivariate and geo-accumulation index approaches.
  28. Saito, H., Bellan, M. F., Al-Habshi, A., Aizpuru, M. and Blasco, F. (2003). Mangrove research and coastal ecosystem studies with SPOT-4 HRVIR and TERRA ASTER in the Arabian Gulf. *International Journal of Remote Sensing*, 24(21), 4073-4092.
  29. Sany, S. B. T., Salleh, A., Rezayi, M., Saadati, N., Narimany, L. and Tehrani, G. M. (2013). Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of Port Klang, Selangor, Malaysia. *Water, Air and Soil Pollution*, 224(4), 1476.
  30. Shi, C., Ding, H., Zan, Q. and Li, R. (2019). Spatial variation and ecological risk assessment of heavy metals in mangrove sediments across China. *Marine pollution bulletin*, 143, 115-124.
  31. Smical, A. I., Hotea, V., Oros, V., Juhasz, J. and Pop, E. (2008). Studies on transfer and

- bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5), 609-615.
32. Solgi, E. and Beigmohammadi, F. (2020). Investigate the effect of distance from source and species type on the absorption ability of heavy metals by tree species around Nahavand cement factory. *Journal of Plant Ecosystem Conservation*, 8(16), 321-343. (In Persian with English Abstract).
33. Tam, N. F. Y. and Wong, Y. S. (2000). Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution*, 110(2), 195-205.
34. Yunus, K., Yusuf, N. M., Shazili, N. M., Chuan, O. M., Saad, S., Chowdhury, A. J. K. and Bidai, J. (2011). Heavy metal concentration in the surface sediment of Tanjung Lumpur mangrove forest, Kuantan, Malaysia. *Sains Malaysiana*, 40(2), 89-92.
35. Zhang, C., Shan, B., Tang, W., Dong, L., Zhang, W. and Pei, Y. (2017). Heavy metal concentrations and speciation in riverine sediments and the risks posed in three urban belts in the Haihe Basin. *Ecotoxicology and environmental safety*, 139, 263-271.

## Assessment of Heavy Metal Pollution in the Mangrove Forest Ecosystem on Qeshm Island

Samaneh Habibi<sup>1</sup>, Mahmoud Behrouzi<sup>2</sup>, Ahmad Nohegar<sup>3\*</sup>

Received: 29/12/2020

Accepted: 17/01/2022

### Extended Abstract

**Introduction:** The mangrove ecosystem in the coastal desert and sedimentary islands northwest of Qeshm Island off the coast of the Persian Gulf is exposed to industrial pollution, urban effluents and oil pollution. Considering the fact that pollution can affect the ecosystems, any increase in the concentration of metals such as cadmium, lead, zinc, and copper may damage coastal ecosystems. On the other hand, the role of mangrove (as a coastal ecosystem) in accumulating heavy metals can be identified by measuring its transfer coefficient. However, as the heavy metal contamination in Qeshm mangrove ecosystem has still remained unknown, this study sought to identify and evaluate heavy metal pollution in the mangrove ecosystem of the Qeshm coast and to examine the ability of contaminants to accumulate in mangrove by calculating their transfer rate.

**Materials and Methods:** At First, ten mangrove stations were identified using Google Earth images. Next, mangrove sediments and leaf were sampled six times in 2019, which were then were encoded in plastic bags and transferred to the laboratory. Finally, the concentrations of heavy metals including zinc, lead, copper, and cadmium were measured using an atomic absorption spectrometer. Moreover, indicators such as CF, BCF, MAI, PLI, RI, and mPELq were used to assess the pollution of mangrove ecosystem in Qeshm.

1. PhD, Faculty of Agriculture & Natural Resources, Watershed Management Department, University of Hormozgan, BandarAbbas.

2. PhD in Climatology- Environment Hazards, Research Institute for Grapes and Raisin, Malayer University, Malayer

3. Professor of Geomorphology, Environmental Planning, Management & Education, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran; Corresponding Author, nohegar@ut.ac.ir

DOI: 10.22052/deej.2022.11.35.53

**Results:** According to study's results, the heavy metals' pattern was found to be  $Pb > Zn > Cu > Cd$  in the mangrove forest ecosystem's sediments and leaves. Furthermore, the maximum and minimum concentration of zinc metal in mangrove's sediments and leaves were found in stations 1 and 9, respectively. Moreover, while the maximum concentration of lead and cadmium belonged to the coastal station 1, their minimum values were found stations 8 and 5, respectively, both of which are located in the inland sediments of the mangrove ecosystem. Also, the maximum and minimum copper concentrations were identified in stations 2 and 10, respectively.

On the other hand, the investigation of Qeshm mangrove ecosystem' pollution revealed that while cadmium and zinc metals had moderate pollution coefficients, lead and copper metals possessed significant pollution coefficients. Moreover, the accumulation of heavy metals in mangroves were more than 1 in cadmium. However, the amount varied from 0.9 to 1 in zinc, lead, and copper.

In general, it could be argued that mangroves can store and accumulate heavy metals in their organs. On the other hand, the MAI index is higher in coastal areas than in sedimentary islands. In fact, while heavy metals are highly accumulated in coastal areas' mangroves, they are much less accumulated in sedimentary islands. Also, the PLI value is over 1 in the whole mangrove ecosystem of the Qeshm island, indicating the island's polluted state, whose maximum and minimum values belong to the coastal areas and sedimentary islands, respectively. Furthermore, the analysis of ecological risk (RI index) suggested moderate and low ecological risks in coastal areas and sedimentary islands of the Qeshm mangrove ecosystem, respectively. Also, examining the potential hazard level's coefficient in the Qeshm Mangroveforest ecosystem (mPELq) showed that coastal areas and sedimentary islands had moderate and low pollution risks, respectively.

**Conclusion:** this study investigated the heavy metal contamination, its accumulation rate, and its transfer from sediments to mangrove leaves. Metal pollution with pollution indices has been studied that cadmium and zinc in the mangrove ecosystem in the coastal desert and sedimentary islands in moderate pollution and lead and copper in the pollution category are significant; However, the transfer rate from sediments to mangrove was high, indicating the ability of the plant to purge the coastal desert ecosystem from pollution. On the other hand, the Ecological and environmental risk indices and the environmental risk probability index suggested low and moderate pollution risks in the mangrove.

Generally, it could be said that according to the pollution indicators, the Qeshm island's mangrove-covered northwestern coastal desert contains higher concentrations of metals than the island's sedimentary inlands. However, due to the coarser texture of the sediments, and the extensive distribution of coastal mangrove roots, the heavy metals' transfer rate from sediments to plant organs is higher in these coastal areas than in sedimentary islands, considering the fact that soft sediments in sedimentary islands tend to absorb and accumulate heavy metals. Therefore, the coastal areas of the Qeshm island can be classified within the low pollution category. As mangrove forests possesses a high power transferring contamination from bed sediments to their leaves, they can be used as a new method for purifying the habitats of coastal desert areas, wetlands, and bays.

**Keywords:** Bioaccumulation, Ecological Pollution Risk, Mangrove, Sediment, Copper.