Archive of SID



# بررسی تجمع فلزات سنگین در بستر، برگ و ریشه درختان حرا (*Avicennia marina*) دراستان بوشهر

**علی داوری*[۱]، افشین دانه‌کار[۲]، نعمت‌ا... خراسانی[۳] و آرش جوانشیر[۴]**

[۱] دانش آموخته کارشناسی‌ارشد محیط‌زیست دانشگاه تهران، دانشکده منابع طبیعی، ایران

[۲] دانشیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

[۳] استاد دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

[۴] استادیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

(تاریخ دریافت: ۸۸/۸/۱۷، تاریخ تصویب: ۸۹/۱۰/۱۸)

## چکیده

در این پژوهش تجمع فلزات سنگین در رسوب، ریشه و برگ رویشگاه‌های حرا (*Avicennia marina*) در استان بوشهر مورد بررسی قرار گرفت. کادمیوم (Cd)، مس (Cu) و سرب (Pb)، در بافت ریشه به میزان بالاتری از غلظت این فلزات در رسوب اندازه‌گیری شد که نشان از تجمع این فلزات در ریشه درخت دارد. غلظت نیکل (Ni)، وانادیوم (V) و روی (Zn) به میزان پایین‌تری از غلظت آنها در رسوب بود و تجمع در بافت ریشه نداشت. در بررسی میزان انتقال فلزات به برگ مشاهده شد که سرب و روی از حرکت بسیار کم به برگ‌ها برخوردارند و این میزان برای مس با تجمع کمتر دیده شد. با این وجود غلظت سرب و روی در برگ‌های درختان حرا منطقه مورد مطالعه بالاتر از این میزان در مطالعات مشابه در دیگر مناطق جهان بود که‌این نشان از ورود فلزات سنگین از هوا و جذب سطحی برگ‌ها دارد.

**واژه‌های کلیدی:** آلودگی بستر، فلزات سنگین، مانگرو، استان بوشهر، درخت حرا، *Avicennia marina*

* نویسنده مسئول: تلفن: ۰۹۱۸-۸۱۶۷۰۳۲ فاکس: ۰۲۶۱-۲۲۴۵۹۰۸ E-mail: ADavarei@gmail.com

www.SID.ir

Archive of SID



## مقدمه

ارزیابی غلظت فلزات سنگین در رسوبات مانگرو در بسیاری از نقاط دنیا نشان داده است که می‌تواند منعکس کننده فعالیت‌های طولانی مدت انسان از نظر ورود آلاینده‌ها باشد (Lacerda et al., 1992; Perdomo et al., 1998; Harris and Santos, 2000; Tam and Wong, 2000). فلزات سنگین به دلیل مشکلات سمیت، پایداری و تجمع زیستی آنها در محیط زیست طبیعی از آلاینده‌های بسیار خطرناک محسوب می‌شود (MacFarlane and Burchett, 2000). خاصیت تجمع پذیری و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی پهنه‌های گلی بستر مانگرو، سبب شده است که‌این تیپ کرانه مواد تخلیه شده به سواحل را در خود تجمع دهد (Harbison, 1986). در رسوبات مانگرو شرایط بی هوازی، کاهشی[1]، غنی از سولفید و مواد آلی حاکم است. بنابراین آنها در نگهداری و ذخیره فلزات سنگین آب زاد[2] نقش دارند (Silva et al., 1990; Tam and Wong, 2000) که در هنگام جزرومد با اکسیژن دار شدن محیط و با تغییر از فاز سولفیدی، فلزات سیال شده و دسترسی زیستی آنها افزایش می‌یابد (Clark et al., 1998). غلظت فلزات در رسوبات معمولاً ۳ تا ۵ برابر غلظت آنها در آب افزایش می‌یابد و این غلظت بسیار بالا در صورتی که در دسترسی زیستی قرار گیرد، حتی مقایر بسیار کم آن نیز می‌تواند از نظر تجمع زیستی تهدیدی برای گیاهان و جانورانی باشد که در محیط زیست مانگرو زندگی می کند. از این‌رو فلزات سنگین توانایی تجزیه زیستی ندارد و در بافت گیاهان انتقال و تجمع می‌یابد و در دراز مدت با اثرات تخریبی بر گیاهان همراه خواهد بود. بسیاری از جنگل‌های مانگرو که در مجاورت مناطق شهری و صنعتی قرار دارد، تحت تأثیر رواناب خروجی از آنها که محتوی فلزات محلول و ذره‌ای است قرار می‌گیرد (Tam and Wong, 2000; MacFarlane, 2002; Preda and Cox, 2002). در خلیج نای بند جنگل‌های مانگرو در مجاورت فعالیت مجتمع های نفت و گاز واقع شده‌است. علاوه بر فاضلاب و رواناب حاصل از این فعالیت‌ها که پتانسیل آلوده کردن دارد، آلودگی هوا نیز در این منطقه به طرز کاملاً مشهودی مشاهده می‌شود. مهمتر از همه خلیج نای بند ارتباط مستقیم با ترابری نفتی خلیج فارس دارد. خیلج فارس یکی از قدیمی ترین گذرگاه‌های آبی در دنیا محسوب می‌شود. هر ساله حدود ۱/۲ میلیون بشکه نفت خام معادل ۱۶۰ هزار تن به خلیج فارس و دریای عمان وارد می‌شود. به نحوی که میزان آلودگی آب در خلیج فارس را بیش از ۵۰ برابر آب های آزاد اعلام کرده‌اند و از خلیج فارس به عنوان آلوده‌ترین زیست بوم آبی آزاد جهان یاد می‌شود (Khorasani et al., 2005). همچنین به دنبال سه جنگ بزرگ در سه دهه گذشته، تنش‌های زیادی به محیط زیست خلیج فارس وارد شد و مطالعات مختلفی معطوف به ارزیابی برخی از پیامدهای این رخداد زیست محیطی مهم در دنیا شد (Nadim et al, 2008 ؛ Saeed et al., 1996). بنابراین منطقه خلیج فارس اختلالات بسیار بالایی را از نظر آلودگی نفتی تحمل کرده است. مطالعات چندی نیز تأییدی بر آلوده بودن منطقه دارد (Zahiry, 1997؛ Zarea-Maivan et al., 1999؛ Danehkar et al., 2004).

اهداف این مطالعه، تهیه اطلاعات اولیه از سطوح ۶ فلز معمول آلاینده شامل کادمیوم (Cd)، مس (Cu)، نیکل (Ni)، سرب (Pb)، وانادیوم (V) و روی (Zn) در رسوب، ریشه و برگ درختان حرا در جنگل‌های مانگرو استان بوشهر؛ تعیین میزان انتقال فلزات سنگین از رسوب به ریشه و برگ درختان حرا و سرانجام بررسی میزان آلودگی منطقه به فلزات سنگین و تعیین منشأ ورود فلزات به درختان حرا است.

---

۱- Reduce

۲- Water born

www.SID.ir

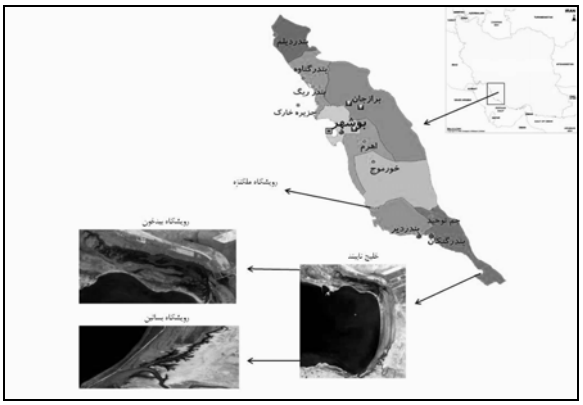
Archive of SID



## مواد و روش‌ها

**- محدوده مورد مطالعه**

مانگروهای استان بوشهر از اجتماعات گیاهی رویشگاه خلیجی از منطقه رویشی خلیج عمانی کشور است که در بخش‌هایی از منطقه ساحلی شمال خلیج فارس پراکنش دارد. محدوده مورد مطالعه که از نظر موقعیت جغرافیایی بین مختصات جغرافیایی ۲۶ درجه . ۳۵ دقیقه تا ۲۸ درجه . ۸۸ دقیقه عرض شمالی و ۵۱ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۵۵ درجه و ۲۲ دقیقه طول شرقی واقع شده در برگیرنده چهار رویشگاه عمده از اجتماعات درختان حرا است. دو رویشگاه در دو خور بساتین و بیدخون در خلیج نای بند قرار گرفته است، رویشگاه بردستان در مجاور شهر دیر قرار دارد و رویشگاه ملِ گُنزِه در پوزه ماشه در مصب رودخانه مند جای گرفته است. به سبب کوچک بودن رویشگاه بردستان، این مطالعه در سه رویشگاه دیگر به انجام رسید. مساحت این حوزه ۱۸۵۹۹ کیلومتر مربع است که حدود ۱۱۸۷۸ کیلومتر مربع آن مناطق کوهستانی و ۶۷۲۱ کیلومتر مربع را دشت‌ها و کوهپایه‌ها تشکیل می‌دهد. اراضی جنگل مانگرو در رویشگاه‌های بوشهر نیز در گروه مانگروهای شمال و جنوب خط استوا قرار دارد که دارای زمستان‌های پر بارش و تابستان‌های بدون بارش است. میانگین درجه حرارت ماهانه محدوده مورد مطالعه حدود ۲۴ درجه سانتیگراد با دوام بیش از ۱۵۰ روز در سال است که موجب استقرار بهینه جنگل‌ها شده است. درجه حرارت صفر و سرمای در حد یخبندان گزارش نشده است. تمام رویشگاه‌های مورد بررسی از اجتماعات خالص نامنظم درختان حرا (*Avicennia marina*) پوشیده شده است (Danehkar *et al.*, 2006). شکل ۱ موقعیت رویشگاه‌های مانگرو استان بوشهر را نشان می‌دهد.




**شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه**

رویشگاه‌های مانگرو خلیج نایبند حدود ۸۰ هکتار وسعت دارد. هر دو رویشگاه این خلیج در بطن پارک ملی ساحلی دریایی نای‌بند قرار دارد. اما گزارش‌هایی از نفوذ آلاینده‌های نفتی و صنعتی ناشی از فعالیت‌های پیرامون آنها حکایت دارد. این رویشگاه در کرانه‌های شمالی خلیج فارس در موقعیت ۲۷ درجه و ۲۳ دقیقه و ۳۷ ثانیه تا ۲۷ درجه و ۲۸ دقیقه و ۱۱ ثانیه عرض شمالی و ۵۲ درجه و ۳۸ دقیقه و ۳۲ ثانیه تا ۵۲ درجه و ۴۱ دقیقه و ۳۲ ثانیه طول شرقی قرار گرفته و بیش از ۶۰ درصد درختان این رویشگاه دارای پوشش تاجی متراکم است. این رویشگاه‌ها در حال حاضر کمترین فاصله فیزیکی از منبع آلودگی را دارد. رویشگاه مل‌گنزه در موقعت جغرافیایی ۲۷ درجه و ۵۰ دقیقه و ۴۳ ثانیه تا ۲۷ درجه و ۵۱ دقیقه و ۱۳ ثانیه عرض شمالی و ۵۱ درجه و ۳۲ دقیقه و ۴۷ ثانیه تا ۵۱ درجه و ۳۵ دقیقه و ۲۸ ثانیه طول شرقی قرار گرفته است. اجتماعات مانگرو در این رویشگاه حدود ۶ هکتار وسعت دارد و از سلامت و شادابی مطلوب برخوردار و تاکنون از هر گونه فعالیت توسعه اقتصادی شهری و صنعتی به دور مانده است. این رویشگاه جزو منطقه حفاظت شده مند محسوب می‌شود.

www.SID.ir

Archive of SID



**روش بررسی**

این مطالعه با استفاده از نمونه برداری از رسوب، ریشه و برگ درختان حرا و سنجش فلزات سنگین در هریک و سرانجام تجزیه و تحلیل آماری یافته‌ها صورت گرفت. در سه رویشگاه مانگرو استان بوشهر در مجموع ۲۲ قطعه نمونه در اردیبهشت ماه سال ۱۳۸۸برداشت شد که توزیع قطعات میان رویشگاه‌ها متناسب با وسعت هر رویشگاه بود. در بزرگترین منطقه یعنی خور بیدخون به تعداد ۱۰ ایستگاه نمونه برداری و در دو رویشگاه دیگر که کوچکتر از بیدخون است در هر یک ۶ ایستگاه تعیین شد. قطعات نمونه ابتدا بر روی نقشه رویشگاه و به شکلی توزیع شد که فراهم کننده اطلاعات لازم از انتشار آلاینده‌ها در بخش‌های مختلف رویشگاه باشد. سپس مختصات هر نقطه از نقشه به سامانه موقعیت یاب جهانی منتقل و بر روی زمین شناسایی شد. از هر ایستگاه ۳ نمونه رسوب سطحی (تا عمق ۱۰ سانتی‌متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم بوسیله اجسام پلاستیکی اسید شوره شده برداشته شد. نمونه‌های رسوب در کیسه‌های پلاستیکی پلی اتیلن قرارگرفت و به آزمایشگاه خاکشناسی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل شد.

علاوه بر نمونه‌های فوق که برای سنجش فلزات سنگین برداشت شد، ۳ نمونه رسوب بوسیله نمونه‌گیر گرب[۱] (۰/۱ متر مکعب) برداشته شد و رسوب آن با استفاده از الک ۱ میلی‌متر با آب دریا الک شد تا ریشه‌های تغذیه کننده درخت حرا از آن جداسازی شود. این نمونه‌ها نیز درون کیسه‌های پلاستیکی پاکیزه با یخدان به آزمایشگاه منتقل شد. در نمونه‌برداری از بافت ریشه به توصیه Lawton و همکاران (1981) (مندرج در MacFarlane et al., 2003) توجه شد و نمونه‌های گیاهی از ریشه‌های مغذی گیاه حرا انتخاب و از برداشت ریشه‌های بزرگتر تنفسی اجتناب شد. برای تهیه نمونه برگ، از هر ایستگاه مطابق روش MacFarlane و همکاران، (۲۰۰۳)، ۲۰ برگ با تکرار سه تایی جمع‌آوری شد. این نمونه‌ها از ۵ الی ۱۰ درخت انتخاب شد که ارتفاع بیش از ۳ متر(MacFarlane et al., 2003) داشتند. درختانی برای نمونه‌برداری برگزیده شد که شرایط ظاهری آن ها سالم بود و بر روی برگ‌ها نشانه بیماری و فعالیت آفات به چشم نمی‌خورد. نمونه‌های رسوب، ریشه و برگ جمع آوری شده در آزمایشگاه به طور کامل در هوای آزاد و سپس در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد آون به مدت ۲۴ ساعت خشک شد. نمونه‌ها پس از خشک شدن در هاون کوبیده شد و به منظور حذف مواد زاید و همچنین جدا کردن ذرات درشت تر از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. برای تهیه عصاره از نمونه‌ها مطابق پروتکل ۵۰۳۰ سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا عمل شد. به منظور جداسازی رسوبات حاصل از فرایند عصاره‌گیری از فیلتر استفاده شد. آنالیز نمونه‌ها بوسیله دستگاه ICP انجام شد. در این مطالعه هدف سنجش میزان نفوذ آلودگی فلزات سنگین به بافت ریشه و برگ درختان حرا و مقایسه معنی‌داری اختلاف غلظت فلزات سنگین بود. بنابراین برای آزمون وجود یا عدم وجود اختلاف معنی‌دار در بین گروه‌ها (اجزأ گیاهی) از تجزیه واریانس یک طرفه (ANOVA) با اطمینان ۹۵ درصد در برنامه SPSS (نسخه ۱۳) بهره گیری شد. مقایسه میان گروه‌ها با استفاده از آزمون گروه‌بندی میانگین توکی صورت گرفت.

## نتایج

### کادمیوم

این فلز در رسوبات جنگل‌های مانگرو استان بوشهر در دامنه ۰/۶ تا ۳/۴۵ میکرو گرم برگرم ماده خشک رسوب به‌دست آمد. این میزان در ریشه از ۰/۸ تا ۳/۹۸ و در برگ از ۰/۱ تا ۱/۹ میکروگرم برگرم ماده خشک نوسان نشان داد (جداول ۱، ۲ و ۳). به‌این ترتیب بیشترین میزان تراکم کادمیوم در ریشه مشاهده شد. تجزیه واریانس اختلاف معنی داری را بین تجمع کادمیوم در بافت‌های گیاه حرا و رسوب نشان مشاهده شد

۱- Van veen grabs

www.SID.ir

Archive of SID



(ANOVA, df=65, F=17.68, P<0.01). همچنین نتایج بررسی میزان انتقال فلزات سنگین در رسوبات نشان داد که کادمیوم به میزان ۱/۰۱ برابر سطح رسوب، در بافت ریشه تجمع نموده است (جدول ۴). کادمیوم همچنین به میزان اندک در برگ‌ها مشاهده شد. نسبت میزان کادمیوم برگ به رسوب معادل ۰/۴۸ تعیین شد (جدول ۴).

**مس**

غلظت مس در رسوب از حداقل ۱۴/۱۴ تا حداکثر ۹۸/۲۷، در ریشه از ۳۴/۲۵ تا ۲۲۵/۶ و در برگ از ۳/۹۶ تا ۳۶/۲۶ میکروگرم برگرم ماده خشک تعیین شد (جداول ۱، ۲ و ۳). تجمع این فلز نیز در ریشه با اختلاف فاحشی، بیشتر مشاهده شد. در بررسی اختلاف میزان فلزات سنگین در رسوب، ریشه و برگ آزمون‌های آماری اختلاف معنی‌داری نشان داد (ANOVA, df=65, F=23.66, P<0.01). همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، میزان انتقال مس از رسوب به ریشه بسیار بالا است و در ریشه ۲/۱۶ برابر رسوب مس، تجمع پیدا کرده است. میزان مس در برگ نیز ۰/۴۱ برابر میزان آن در رسوب تعیین شد (جدول ۴).

**نیکل**

غلظت این فلز سنگین در رسوب در دامنه ۱۴/۱ تا ۲۰۴/۵۴، در ریشه ۲/۵۷ تا ۲۱۷/۵ و در برگ ۲/۶۵ تا ۱۲۷/۵ میکروگرم بر گرم ماده خشک تعیین شد (جداول ۱، ۲ و ۳) و همچنان ریشه‌ها با بیشترین انباشت مواجه است. با این وجود نتایج آزمون تجزیه واریانس اختلاف معنی‌داری را در غلظت نیکل در رسوب، ریشه و برگ نشان نداد (ANOVA, df=65, F=1.912). غلظت نیکل در ریشه به میزان ۰/۶۷ برابر آن در رسوب و در برگ ۰/۶۲ برابر آن در رسوب است (جدول ۴).

**جدول ۱- غلظت فلزات سنگین در رسوبات جنگل‌های مانگرو**

| فلزات سنگین / ایستگاه | Cd (µg g-1) | Cu (µg g-1) | Ni (µg g-1) | Pb (µg g-1) | V (µg g-1) | Zn (µg g-1) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| میانگین (مطالعه حاضر) | ۱/۷۷ | ۴۶/۳۲ | ۶۴/۹۳ | ۹۵/۸۷ | ۳۰۷/۰۸ | ۱۸۵/۰۵ |
| پوسته زمین | - | ۵۰ | ۸۰ | ۱۴ | - | ۷۵ |
| خلیج فارس (Karbassi et al, 2005) | - | ۲۸/۵ | ۱۴۳/۵۵ | ۶۰/۶۴ | - | ۶۴/۷۴ |
| حداقل | ۰/۶۰ | ۱۴/۱۴ | ۱۴/۱۰ | ۳۴/۱۵ | ۶۵/۳۸ | ۴۴/۹۱ |
| حداکثر | ۳/۴۵ | ۹۸/۲۷ | ۲۰۴/۵۴ | ۱۹۱/۶۱ | ۸۲۵/۲۶ | ۳۰۶/۱۵ |
| انحراف از معیار | ۰/۵۹ | ۲۲/۴۴ | ۴۷/۰۷ | ۴۲/۸۴ | ۱۹۹/۹۶ | ۸۴/۴۱ |

**جدول ۲- غلظت فلزات سنگین در ریشه درختان حرا**

| فلزات سنگین / ایستگاه | Cd (µg g-1) | Cu (µg g-1) | Ni (µg g-1) | Pb (µg g-1) | V (µg g-1) | Zn (µg g-1) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| میانگین | ۱/۷۹ | ۹۹/۹۴ | ۴۴/۵۲ | ۱۲۶/۲۶ | ۶۷/۷۰ | ۱۸۰/۸۵ |
| حداقل | ۰/۸۰ | ۳۴/۲۵ | ۲/۵۷ | ۲۷/۰۳ | ۱۲/۲۷ | ۲۳/۱۰ |
| حداکثر | ۳/۹۸ | ۲۵۵/۶۰ | ۲۱۷/۵۰ | ۲۶۹/۷۹ | ۲۰۰/۸۷ | ۴۴۶/۱۰ |
| انحراف از معیار | ۰/۷۵ | ۶۴/۲۴ | ۵۱/۹۰ | ۷۲/۱۸ | ۴۶/۸۵ | ۱۱۳/۲۰ |

www.SID.ir

Archive of SID



**سرب**

غلظت سرب در رسوبات منطقه در دامنه ۳۴/۵ تا ۱۹۱/۶۱ در ریشه درختان حرا در دامنه ۲۷/۰۳ تا ۲۶۹/۷۹ و در برگ درختان حرا در دامنه ۱۱/۴۹ تا ۶۹/۳۸ میکروگرم بر گرم ماده خشک مشاهده شد (جداول ۱، ۲ و ۳). ریشه‌ها بیشترین میزان سرب را داشتند و نتایج آزمون آماری اختلاف معنی‌داری میان غلظت سرب در رسوب و بافت‌های گیاه حرا نشان داد (ANOVA, df=65, F=17.617, P<0.01). میزان سرب در ریشه، ۱/۳۲ برابر رسوب و در برگ ۰/۴۱ درصد رسوب مشاهده شد (جدول ۴).

**وانادیوم**

وانادیوم پراکنش بالایی در رسوبات جنگل‌های مانگرو استان بوشهر داشت. به طوری که غلظت آن از ۶۵/۳۷ تا ۸۲۵/۲۶ میکرو گرم بر گرم ماده خشک رسوب نوسان نشان داد. این میزان در ریشه از حداقل ۱۲/۲۷ تا حداکثر ۲۰۰/۸۶ و در برگ از حداقل ۳/۸۳ تا حداکثر ۲۲۳/۹ میکروگرم بر گرم ماده خشک تعیین شد (جداول ۱، ۲ و ۳). برخلاف سایر فلزات میزان تجمع این فلز در ریشه‌ها از برگ و رسوب کمتر مشاهده شد. تجزیه واریانس، اختلاف معنی‌داری را بین غلظت وانادیوم در رسوب و بافت حرا نشان داد (ANOVA, df=65, F=28.183, P<0.01). ریشه‌ها ۰/۲۲ برابر رسوب و برگ‌ها ۰/۲ برابر رسوب وانادیم داشت (جدول ۴).

**روی**

نتایج اندازه‌گیری روی در در رسوب نشان داد غلظت آن از ۴۴/۹۱ تا ۳۰۶/۱۵، در ریشه از ۲۳/۱ تا ۴۴۶/۱ و در برگ از ۷/۱۶ تا ۴۸/۲۹ میکروگرم برگرم ماده خشک تغییر می کند (جداول ۱، ۲ و ۳) و بیشترین میزان آن در ریشه‌ها مشاهده می‌شود. نتایج آزمون‌های آماری اختلاف معنی‌داری را در غلظت روی بین رسوب و ریشه و برگ نشان داد (ANOVA, df=65, F=25.647, P<0.01). روی در ریشه ۰/۹۸ برابر رسوب و در برگ ۰/۱۶ برابر رسوب تجمع داشت (جدول۴).

**جدول ۳- غلظت فلزات سنگین در برگ درختان حرا (µg g-1)**

| فلزات سنگین / ایستگاه | Cd (µg g-1) | Cu (µg g-1) | Ni (µg g-1) | Pb (µg g-1) | V (µg g-1) | Zn (µg g-1) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| میانگین | ۰/۸۵ | ۱۹/۱۸ | ۴۰/۱۳ | ۳۹/۰۱ | ۶۱/۰۲ | ۲۹/۸۳ |
| حداقل | ۰/۱۰ | ۳/۹۶ | ۲/۶۵ | ۱۱/۴۹ | ۳/۸۳ | ۷/۱۶ |
| حداکثر | ۱/۹۰ | ۳۶/۲۶ | ۱۲۷/۵۰ | ۶۹/۳۸ | ۲۲۳/۹۰ | ۴۸/۲۹ |
| انحراف از معیار | ۰/۳۹ | ۸/۸۵ | ۳۳/۶۹ | ۱۷/۳۸ | ۶۱/۸۹ | ۱۳/۴۰ |

**جدول ۴- میانگین فلزات سنگین در رسوب، ریشه و برگ و میزان انتقال آنها در بافت حرا (µg g-1)**

| بافت / فلزات | رسوب | ریشه | برگ | ضریب انتقال به ریشه | ضریب انتقال به برگ |
|---|---|---|---|---|---|
| Cd | ۱/۷۷ | ۱/۷۹ | ۰/۸۴ | ۱/۰۱ | ۰/۴۸ |
| Cu | ۴۶/۳۱ | ۹۹/۹۳ | ۱۹/۱۸ | ۲/۱۶ | ۰/۴۱ |
| Ni | ۶۴/۹۳ | ۴۴/۵۲ | ۴۰/۱۳ | ۰/۶۸ | ۰/۶۲ |
| Pb | ۹۵/۸۷ | ۱۲۶/۲۶ | ۳۹/۰۱ | ۱/۳۲ | ۰/۴۱ |
| V | ۳۰۷/۰۷ | ۶۷/۷۰ | ۶۱/۰۲ | ۰/۲۲ | ۰/۲۰ |
| Zn | ۱۸۵/۰۵ | ۱۸۰/۸۵ | ۲۹/۸۳ | ۰/۹۸ | ۰/۱۶ |

www.SID.ir

Archive of SID



## بحث و نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان داد مقادیر متفاوتی از شش فلز سنگین کادمیوم، مس، نیکل، سرب، وانادیوم و روی در رسوب، ریشه و برگ تمام رویشگاه‌های مانگرو استان بوشهر مشاهده می‌شود. این بررسی نشان داد تنها انتشار نیکل و وانادیوم در رسوب، ریشه و برگ یکنواخت است. مطابق نتایج به دست آمده همواره میزان نیکل، وانادیوم و روی در رسوب بیش از ریشه و برگ است، با این وجود تمرکز کادمیوم، مس و سرب در ریشه بیش از رسوب و برگ مشاهده شد. در هیچ نمونه‌ای میزان فلزات سنگین مورد بررسی در برگ‌ها بیش تر از ریشه و رسوب مشاهده نشد.

مقایسه یافته‌های این مطالعه با دیگر مطالعات (جدول ۵) نشان داد، غلظت فلزات سرب، روی و مس در برگ درختان حرا در مطالعه حاضر بیش از بررسی‌های صورت گرفته بر روی این گونه (MacFarlane et al., 2003; Peng et al., 1997; Pulkownik, 2000) در دیگر مناطق است. احتمالاً بالا بودن این میزان در برگ‌ها به آلوده بودن هوای منطقه مربوط است. همچنانکه در مطالعات Zarea Maivan و همکاران (1999) و Danehkar و همکاران، (2004) نیز اشاره شده بود که جنگل‌های مانگرو استان بوشهر به ویژه جنگل‌های مانگرو خلیج نای‌بند در معرض شدید آلودگی هوا از جمله فلزات سنگین ناشی از فعالیت مجموعه‌های پالایشگاهی و پتروشیمی قرار دارد.

با مقایسه میزان فلزات سنگین در برگ حرا با سایر گونه‌های مانگرو مشاهده شد که میزان مس در گونه *Avicennia officinalis* (Thomas and Fernandez,1997) بسیار بالاتر از غلظت مس در مطالعه حاضر می‌باشد. در گونه *Acanthus ilicifolius* (Thomas and Fernandez,1997) نیز غلظت بالایی از مس مشاهده شد. ولی غلظت مس در بقیه مطالعات پایین‌تر از این میزان در درختان مانگرو استان بوشهر مشاهده شد. همان‌طور که در جدول ۶ مشاهده می‌شود، غلظت فلزات سنگین روی، مس و سرب در ریشه درختان حرا، جنگل‌های مانگرو استان بوشهر از مطالعه Peng و همکاران (1997) بیشتر و از مطالعه Pulkownik (2000) و MacFarlane و همکاران (2003) کمتر است.

**جدول۵- غلظت فلزات سنگین در برگ درختان مانگرو در هند، استرالیا، پانماو مطالعه حاضر غلظت (µg g-1)**

| منطقه مورد مطالعه | گونه مانگرو | Cu | Zn | Pb | منابع |
|---|---|---|---|---|---|
| China | *Avicennia marina* | ۵ | ۲۳ | ۲ | Peng *et al*. (1997) |
| Kerala, India | *Acanthus ilicifolius* | ۷۴/۴ | ۱۳۵/۷ | ۶۳ | Thomas and Fernandez (1997) |
| Kerala, India | *Avicennia officinalis* | ۱۰۱/۷ | ۱۱۹/۵ | ۱۴۶ | Thomas and Fernandez (1997) |
| SE Australia | *Avicennia marina* | ۷-۳۱ | ۱۹-۴۷ | ۱-۲۴ | Pulkownik,( 2000) |
| Australia | *Avicennia marina* | ۹ | ۲۵ | ۵ | MacFarlane *et al*. (2003) |
| Panama | *Laguncularia racemosa* | ۳/۷ | ۳۵/۸ | ۶/۲ | Defew *et al*. (2005) |
| Tamil Nadu, India | *Acanthus ilicifolius* | ۱۳/۸ | ۶۷/۵ | ۱۶ | Agoramoorthy *et al*. (2008) |
| Tamil Nadu, India | *Avicennia officinalis* | ۱۴/۸ | ۱۰۷/۸ | ۲۳/۲ | Agoramoorthy *et al*. (2008) |
| Persian Gulf | *Avicennia marina* | ۱۹/۱۸ | ۲۹/۸۳ | ۳۹/۰۱ | Current study(2009) |

www.SID.ir

Archive of SID



جدول ۶- فلزات سنگین در ریشه درختان مانگرو در چین و استرالیا و مطالعه حاضر غلظت (µg g-1)

| منطقه | گونه مانگرو | Cu | Zn | Pb | منابع |
|---|---|---|---|---|---|
| China | *Avicennia marina* | ۱۴ | ۷۰ | ۳/۵ | Peng *et al*. (1997) |
| SE Australia | *Avicennia marina* | ۱۹-۱۹۰ | ۵۰-۲۰۰۰ | ۴۳-۲۰۰۰ | Pulkownik,( 2000) |
| Australia | *Avicennia marina* | ۱۰۱ | ۲۹۵ | ۱۶۴ | MacFarlane *et al*. (2003) |
| Persian Gulf | *Avicennia marina* | ۹۹/۹۳ | ۱۸۰/۸۵ | ۱۲۶/۲۶ | Current study(2009) |

همان‌طور که در بررسی میزان انتقال فلزات سنگین مس، سرب و روی به ریشه و برگ مشاهده می‌شود (جدول ۷)، میزان انتقال مس در مطالعه حاضر بیشتر از مطالعات MacFarlane و همکاران (2003) و Peng و همکاران (1997) و کمتر از مطالعه Pulkownik (2000) است. میزان انتقال مس از ریشه به برگ نیز مشابه مطالعه Pulkownik (2000) بود و از سایر مطالعات بیشتر است. این نشان می‌دهد که احتمالاً مس بیشتر از ریشه به برگ‌ها رسیده است. یا به عبارت دیگر منشأ مس برگ‌ها به مس موجود در رسوب بستر جنگل وابسته است. میزان انتقال سرب به ریشه کمتر از مطالعات Pulkownik (2000) و MacFarlane و همکاران (2003) به دست آمد، ولی میزان انتقال به برگ از تمام مطالعات دیگر بیشتر بود، که‌این نشان می‌دهد که به احتمال قوی میزان سرب در هوای منطقه مورد مطالعه بسیار بالا است که پیشنهاد می‌شود در مطالعات دیگری به‌اندازه‌گیری میزان سرب در خروجی دودکش‌ها و هوای محیط پرداخته شود. میزان انتقال فلز سنگین روی نیز به ریشه کمتر از مطالعات Pulkownik (2000) و MacFarlane و همکاران (2003) مشاهده شد ولی میزان این فلز در برگ بیشتر از مطالعات یادشده است. بنابراین منبع ورود روی نیز می تواند جذب سطحی برگ‌ها از هوا باشد که تایید آن مطالعات بیشتری را در منطقه می طلبد. با بررسی مطالعه Peng و همکاران (1997) مشاهده شد که میزان انتقال فلز روی به برگ می‌تواند بیش از مقادیر به دست آمده در مطالعه حاضر باشد، بنابراین برای کسب اطمینان بیشتر از میزان انتقال روی به برگ پیشنهاد می‌شود به‌اندازه‌گیری دقیق میزان روی در هوا و برگ و تعین روابط آنها پرداخته شود.

با توجه به‌اینکه فلزات سنگین نیکل، وانادیوم و کادمیوم نیز در برگ و ریشه درختان مانگرو استان بوشهر اندازه‌گیری شده است منبعی جهت تعیین وضعیت جنگل‌های استان بوشهر و مقایسه آنها یافت نشد، لذا پیشنهاد می‌شود با اندازه‌گیری‌هایی در آینده به نظارت پیوسته این فلزات در برگ و ریشه درختان حرا پرداخته شود.

یافته‌های این بررسی نشان می‌دهد با توجه به توسعه پرشتاب صنعت نفت و گاز در منطقه، ضرورت دارد پایش منظم کیفیت هوا و آب دریا توسط سازمان حفاظت محیط زیست صورت گیرد و با توجه به تمرکز زیاد فلزات سنگین در رسوب، ریشه و برگ رویشگاه‌های مانگرو استان بوشهر، تهیه طرح بهسازی مناطق فوق که جزو مناطق حساس ساحلی و از زیست بوم های تحت حفاظت می‌باشند، گریز ناپذیر و با اولویت است.

www.SID.ir

Archive of SID



جدول ۷- مقایسه ضریب انتقال فلزات سنگین در ریشه و برگ درختان مانگرو غلظت (µg g-1)

| کشور مورد مطالعه – منابع | فلزات | میزان فلزات رسوب | میزان فلزات ریشه | میزان فلزات برگ | ضریب انتقال به ریشه | ضریب انتقال به برگ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| China- Peng *et al*. (1997) | Cu | ۳۸ | ۱۴ | ۵ | ۰/۳۶ | ۰/۱۳ |
| | Pb | ۲۹ | ۳/۵ | ۲ | ۰/۱۲ | ۰/۰۷ |
| | Zn | ۱۱۴ | ۷۰ | ۲۳ | ۰/۶۱ | ۰/۲۰ |
| SE Australia- Pulkownik, (2000) | Cu | ۳-۳۸ | ۱۹-۱۹۰ | ۷-۳۱ | ۲/۴۰ | ۰/۴۴ |
| | Pb | ۷/۶۵۰ | ۴۳-۲۰۰۰ | ۱-۲۴ | ۳/۱ | ۰/۰۴ |
| | Zn | ۱۴-۸۳۰ | ۵۰-۲۰۰۰ | ۱۹-۴۷ | ۲/۳۸ | ۰/۰۸ |
| Australia- MacFarlane *et al*. (2003) | Cu | ۶۱ | ۱۰۱ | ۹ | ۱/۶۶ | ۰/۱۴ |
| | Pb | ۱۰۰ | ۱۶۴ | ۵ | ۱/۶۴ | ۰/۰۵ |
| | Zn | ۲۴۳ | ۲۹۵ | ۲۵ | ۱/۲۱ | ۰/۱۰ |
| Persian Gulf- Current study | Cu | ۴۶/۳۱ | ۹۹/۹۳ | ۱۹/۱۸ | ۲/۱۶ | ۰/۴۱ |
| | Pb | ۹۵/۸۷ | ۱۲۶/۲۶ | ۳۹/۰۱ | ۱/۳۲ | ۰/۴۱ |
| | Zn | ۱۸۵/۰۵ | ۱۸۰/۸۵ | ۲۹/۸۳ | ۰/۹۸ | ۰/۱۶ |

## تقدیر و تشکر

از شرکت ملی پالایش و پخش فرآورده‌های نفتی ایران به خاطر حمایت و پشتیبانی مالی این تحقیق تشکر می‌شود. از آزمایشگاه خاکشناسی دکتر حبیبی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران به خاطر آنالیز نمونه‌های رسوب تشکر می‌شود.

## منابع

- Agoramoorthy, G.; Fu-An. Chen & M. J. Hsu. 2008. Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. Environmental Pollution 155: 320-326.
- Clark, M.W.; D. McConchie; D.W. Lewis & P. Saenger. 1998. Redox stratification and heavy metal partitioning in Avicennia-dominated mangrove sediments: a geochemical model. Chemical Geology 149: 147–171.
- Danehkar, A. 2006. Status of Mangrove Forest of Iran. Iran Department of the Environment project. 25p.
- Danehkar, A. & A. Mashinchian. 2004. Selection of Reforestation Practice for Mangrove Forests of Iran Consequent to the Persian Gulf War – Project No.5000352. 101p.
- Defew, L. H.; J. M., Mair & H.M. Guzman. 2005. An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama. Marine Pollution Bulletin 50: 547–552.
- Harbison, P., 1986. Mangrove muds: a sink or source for trace metals. Marine Pollution Bulletin 17: 246–250.
- Harris, R.R & M.C.F. Santos. 2000. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs, Ucides cordatus and Callinectes danoe (Crustacea: Decapoda). Marine Biology 137: 691–703.
- Karbassi, A.R.; GH.R Nabi-Bidhendi & I. Bayati. 2005. Environmental geochemistry of heavy metals in a sediment core off Bushehr. Persian Gulf. Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng. 2: 225-260.
- Khorasani, N.; J. Shaugan & N. Karimishahri. 2005. Study of concentration of heavy metals (zinc, copper, iron, chromo, lead) in surface sediments of Bandar Abbas seashores. Iranian Journal of Natural resources, 58,4: 861-869.

www.SID.ir

Archive of SID



- Lacerda, I.D.; M.A. Fernandez; C.F. Calazans & K.F. Tanizaki. 1992. Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brazil. Hydrobiologia 228: 65–70.

- MacFarlane, G.R. 2002. Leaf biochemical parameters in Avicennia marina (Forsk.) Vierh as potential biomarkers of heavy metal stress in estuarine ecosystems. Marine Pollution Bulletin 44: 244–256.

- MacFarlane, G.R. & M.D. Burchett. 2000. Cellular distribution of Cu, Pb and Zn in the Grey Mangrove Avicennia marina (Forsk.) Vierh. Aquatic Botany 68: 45–59.

- MacFarlane, G.R.; A. Pulkownik & M.D. Burchett. 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, Avicennia marina (Forsk.) Vierh: Biological indication potential. Environmental Pollution 123: 139–151.

- Nadim, F.; A. Bagtzoglou & J. Iranmahboob. 2008. Coastal management in the Persian Gulf region within theframework of the ROPME programme of action. Ocean & Coastal Management 51: 556–565.

- Peng, L.; Z. Wenjian & L. Zhenji. 1997. Distribution and accumulation of heavy metals in Avicennia marina community in Shenzhen, China. Journal of Environmental Sciences 9 (4): 472–479.

- Perdomo, L.; I. Ensminger; L.F. Espinos; C. Elsters; M. WallnerKersanach & M.L. Schnetters. 1998. The mangrove ecosystem of the Cienaga Grande de Santa Marta (Colombia): Observations on regeneration and trace metals in sediment. Marine Pollution Bulletin 37: 393–403.

- Preda, M. & M.E. Cox. 2002. Trace metal occurrence and distribution in sediments and mangroves, Pumicestone region, southeast Queensland, Australia. Environment International 28: 433–449.

- Pulkownik, A. 2000. Ecotoxicology of Metals in Estuarine Plants. PhD thesis, University of Technology, Sydney.

- Saeed, T.; S. Al-Muzaini & A. Al-Bloushi. 1996. Post-Gulf War assessment of the levels of PAHs in the sediments from Shuaiba industrial area, Kuwait. Water, Science and Technology; 34: 195–201.

- Silva, C.A.R.; L.D. Lacerda & C.E. Rezende. 1990. Heavy metal reservoirs in a red mangrove forest. Biotropica 22: 339–345.

- Tam, N.F.Y. & W.S. Wong. 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. Environmental Pollution 110: 195–205.

- Thomas, G. & T.V. Fernandez. 1997. Incidence of heavy metals in the mangrove flora and sediments in Kerala, India. Hydrobiologia 352: 77-87.

- US-DOE. EIA country analysis brief, Persian Gulf oil and gas exports fact sheet, <www.eia.doe.gov>; 2004. Site visited on 10.01.08.

- Zahiry, Y. 1997. An Investigation on Concentrations and Sources of Heavy Metals in the Sediments of Central Part of the Persian Gulf. MSc thesis. Departmant of environmental enginering. Faculty of Environment. niversity of Tehran, Tehran, Iran. 172p.

- Zare-maivan, H.; A. Esmaili & A. Salahy. 1999. Measuring petroleum hydrocarbons and heavy metals in wetland and coastal ecosystems of southern Iran and source identification of oil-related pollutions. Pajouhesh & Sazandegi, No 43: 119-121.

www.SID.ir