محیط شناسی، سال سی و هشتم، شمارهٔ ۳، پاییز ۹۱، صفحهٔ ۲۷-۳۶

شناسایی آلودگی فلزات سنگین در جنگل‌های مانگرو استان بوشهر

علی داوری[۱]، افشین دانه‌کار[۲*] ، نعمت الله خراسانی[۳]، آرش جوانشیر[٤]

۱- کارشناسی ارشد محیط زیست، گروه محیط زیست دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران Adavarei@gmail.com

۲- دانشیار محیط زیست، گروه محیط زیست دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران

۳- استاد محیط زیست، گروه محیط زیست دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران khorasan@ut.ac.ir

٤- استادیار شیلات، گروه شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران javanshir@nrf.ut.ac.ir

تاریخ دریافت : ۸۹/۱۰/۲ تاریخ پذیرش: ۹۰/۱۰/۱۷

چکیده

در مناطق ساحلی استان بوشهر در جنوب کشور ایران درختان مانگرو وجود دارد که این گیاهان قرن‌هاست به عنوان داروهای سنتی و همچنین علوفه دام مورد استفاده مردم بومی قرار می‌گیرند. دانسته‌های اندکی در بارهٔ سطوح فلزات سنگین در جنگل‌های مانگرو ایران وجود دارد. به منظور تعیین سطوح فلزات سنگین و شناسایی منابع آنها در این پژوهش از روشهای آماری تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) بهره گرفته شد که نقش اساسی در نمایش پراکندگی‌های الگوها در محیط زیست دارد. به طور کلی PCA برای تجزیه و تحلیل تغییرپذیری فضایی آلاینده‌ها استفاده می‌شود ولی در تعیین منابع آلودگی و شناسایی منابع کلیدی آلاینده‌ها برای اهداف پایش محیط زیست نیز از توانایی ویژه‌ای برخوردار است. در این مطالعه رسوبات سطحی (صفر تا ۱۰ سانتیمتر) سه رویشگاه مانگرو استان بوشهر واقع در مجاورت فعالیت‌های توسعهٔ نفت و گاز پارس جنوبی به منظور تجزیه‌وتحلیل فلزات سنگین در بهار سال ۱۳۸۸ نمونه برداری شد. دامنهٔ غلظت فلزات سنگین به ترتیب برای آلومینیم، آهن، کادمیوم ، مس ، نیکل، سرب ، وانادیوم و روی برابر با؛ ۱۴۵۱۱/۸۹، ۳۰۷۳۶/۷۲، ۱/۷۲، ۴۶/۰۴، ۶۴/۱۴، ۹۴/۸، ۳۱۱/۳۳ و ۱۸۱/۴۶ میکرو گرم بر گرم تعیین شد. نتایج تحلیل‌های PCA نیز نشان داد که با کاهش اثر دانه‌بندی با نرمال کردن داده‌های فلزات سنگین با میزان ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون رسوب، عواملی که تغییرپذیری فلزات را تحت تأثیر قرار می‌داد مانند مینرالوژی، منابع آلاینده‌های مصنوعی و منابع آلودگی نفتی به طور کامل قابل شناسایی و تفسیر است.

کلید واژه

جنگل‌های مانگرو، استان بوشهر، رسوبات، PCA، آلودگی، فلزات سنگین، نرمال سازی

سرآغاز

مانگروها اجتماعات درختی و درختچه‌ای پراکنش یافته در زیستگاههای کم شیب و دانه ریز نواحی بین جزرومدی مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری هستند. ریشه‌های نگهدارنده و هوایی درختان مانگرو در ناحیه بین جزرومدی بویژه در نواحی پایین بین جزرومدی[۱]، سیمای نادری را در این اکوسیستم ساحلی ایجاد می‌کند (Ellison & Farnsworth, 1992). ریشه‌های مانگرو برای موجودات خشکی‌زی، دریایی، جلبک‌ها، بی مهرگان، مهره‌داران و انواع مختلف از گونه‌هایی که با تراکم بالا دیده می‌شوند زیستگاه مناسبی را فراهم می‌آورد. همچنین تولید بالای این اکوسیستم می‌تواند آبزی پروری ماهی و میگو را حمایت کند (Manson, et al., 2005). بنابراین می‌توان اکوسیستم مانگرو را اکوسیستمی با اهمیت برای انسان تلقی کرد زیرا با حمایت از آبزی پروری، کشاورزی، جنگلداری، حفاظت از سواحل در برابر فرسایش، فراهم کردن منبع چوبی و مواد ساختمانی، نیازهای غالب انسان، بویژه جوامع محلی را تأمین (Hogarth, 1999) و خدمات فراوانی برای آنها فراهم می‌آورد (Davari & Danehkar, 2009). با وجود این‌که وسعت مانگروهای جهان چشمگیر نیست ولی در دهه‌های اخیر با کاهش گسترده‌ای مواجه شده است (Spalding, 1998; Alongi, 2002). قطع درختان و ورود آلودگی به این اکوسیستم از جمله آثار مستقیم کاهش آنها شمرده می‌شود و تغییر در مدیریت حوزه‌های آبریز ساحلی و بی توجهی به این مناطق به عنوان محیطی با ارزش‌های ذاتی اندک، آثار غیر مستقیم متعددی به این اکوسیستم تحمیل کرده است (Bosire, et al., 2005). ورود آلاینده‌ها بویژه فلزات سنگین افزون بر تهدیدات درختان مانگرو، جوامع زیستی مرتبط با آن را هم بشدت به مخاطره می‌اندازد، زیرا

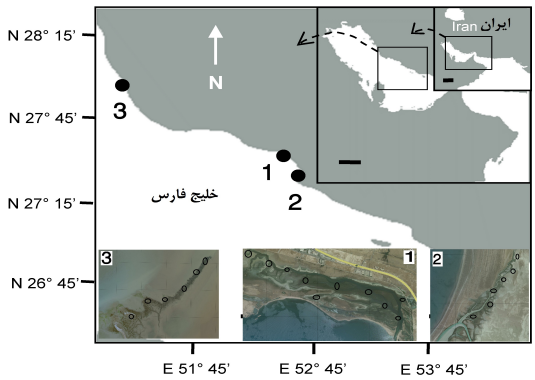
نویسنده مسئول: تلفن: ۰۹۱۲۳۰۹۴۸۶۱ danekar@nrf.ut.ac.ir

فلزات سنگین یکی از جدی‌ترین آلاینده‌ها در محیط طبیعی به دلیل خاصیت سمی، تجزیه ناپذیری و تجمع پذیری است. به طوری که با ورود فلزات سنگین از منابع طبیعی و مصنوعی به کالبد این گیاهان، در بافت‌ها و اندام‌ها تجمع می‌یابند و انباشت این آلاینده‌ها در پیکر جانداران مهمتر از خطر سمی‌بودن آن است (Hoff, 2002). خلیج فارس یکی از قدیمی‌ترین گذرگاههای آبی در دنیا محسوب می‌شود. نام خلیج فارس به ۵۰۰ سال قبل از میلاد برمی‌گردد. زمانی که اولین امپراطور فارس (کوروش) بر آسیای میانه و غربی حکومت می‌کرد. منابع شیلاتی خلیج فارس بسیار غنی است، و دارای جزایر مرجانی بسیار زیباست. خلیج فارس به علت صدف‌های مروارید ساز گرانبها از هزاران سال قبل شهرت تاریخی داشته است. فروشنده‌ها و تاجران عربی یک شبکه تجارتی در خلیج فارس راه انداخته بودند که حتی با دولت‌های بسیار دورتر از شرق چین ارتباط داشتند (Price, et al., 1994). درحدود ۵۷ تا ۶۶ درصد منابع نفتی شناخته شده در دنیا و ۴۵ درصد ذخایر گاز طبیعی دنیا در مجاور و یا زیر بستر این پهنه آبی واقع شده است (US-DOE, 2004). افزایش وابستگی جوامع امروزه به نفت و گاز طبیعی، موجب توسعه پر تراکم صنایع وابسته در سواحل و مناطق مجاور آن شده که احتمال آثار منفی برای محیط زیست منطقه را افزایش داده است. هر ساله به سبب رخدادهای غیرعمدی مختلف حدود ۱/۲ میلیون بشکه معادل ۱۶۰ هزار تن نفت خام به خلیج فارس و دریای عمان وارد می‌شود. به نحوی که میزان آلودگی آب سطحی در خلیج فارس را بیش از ۵۰ برابر آبهای آزاد اعلام کرده‌اند و از خلیج فارس به عنوان آلوده‌ترین زیست بوم آبی آزاد جهان یاد می‌شود (Khorasani, et al., 2005). چنین وضعیتی همواره تهدیدی جدی برای زیستگاههای دریایی و ساحلی محسوب می‌شود و سنجش میزان آلاینده‌های نفتی در زیستگاههای حساس خلیج فارس می‌تواند مدیران را به راهکارهای پیشگیرانه، کنترلی و پاکسازی رهنمود سازد. جنگل‌های مانگرو ایران با وسعتی بالغ بر ۱۲ هزار هکتار در سواحل سه استان جنوبی ایران در تماس با آبهای شمالی خلیج فارس و دریای عمان توزیع شده‌اند. استان بوشهر در ۳ رویشگاه مختلف دربرگیرنده حدود ۱۲۰ هکتار از اجتماعات ساحلی مانگرو است (Danehkar, et al., 2006) که همواره از توسعه صنعت نفت و گاز در مجاورت خود در معرض تهدید قرار داشته‌اند. این مطالعه با هدف سنجش میزان فلزات سنگین در جنگل‌های مانگرو استان بوشهر، نرمال سازی فلزات سنگین و تعیین بهترین نرمال‌کننده فلزات سنگین رسوبات در منطقه، منشأیابی فلزات سنگین و سنجش کارایی روش آماری تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) در بررسی آلودگی فلزات سنگین در منطقه مذکور به انجام رسید.

مواد و روشها

محدودهٔ مورد مطالعه

مانگروهای استان بوشهر از اجتماعات گیاهی منطقهٔ رویشی خلیج عمانی کشورند که در بخش‌هایی از منطقه ساحلی شمال خلیج فارس پراکنش دارند. محدودهٔ مورد مطالعه که از نظر موقعیت جغرافیایی بین ´۲۰ °۵۱ تا ´۲۲ °۵۵ طول شرقی و´۳۵ °۲۶ تا ´۸۸ °۲۸ عرض شمالی واقع شده است در برگیرندهٔ چهار رویشگاه عمده از اجتماعات حراست. 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 مل گنزه 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 را مناطق کوهستانی و ۶۷۲۱ کیلومتر مربع را دشت‌ها و کوهپایه ها تشکیل می‌دهد. اراضی جنگل مانگرو در رویشگاههای بوشهر دارای زمستان‌های پر بارش و تابستان‌های بدون بارش است. میانگین دمای ماهانه این محدوده حدود ۲۴ درجهٔ سانتیگراد به مدت بیش از ۱۵۰ روز در سال در منطقه است که موجب استقرار بهینه جنگل‌ها شده است. دمای صفر و سرمای در حد یخبندان گزارش نشده است. تمام رویشگاههای مورد بررسی از اجتماعات خالص و نامنظم درختان حرا (Avicennia Marina) پوشیده شده است (Danehkar, et al., 2006). شکل شمارهٔ (۱) موقعیت رویشگاههای مانگرو استان بوشهر را نشان می‌دهد.جنگل‌های مانگرو خلیج نای‌بند حدود ۸۰ هکتار وسعت دارد. هر دو رویشگاه این خلیج (بیدخون و بساتین) در بطن پارک ملی ساحلی دریایی نای‌بند قرار دارند. اما گزارش‌هایی از نفوذ آلاینده‌های نفتی و صنعتی ناشی از فعالیت‌های پیرامون آنها حکایت دارد و بیش از ۶۰ درصد درختان این رویشگاه دارای پوشش تاجی متراکم هستند. این رویشگاهها در حال حاضر کمترین فاصله فیزیکی از منبع آلودگی را دارند. رویشگاه مل‌گنزه حدود ۲۵ هکتار وسعت دارد و از سلامت و شادابی مطلوب برخوردار بوده و تاکنون از هر گونه فعالیت توسعه اقتصادی شهری و صنعتی به دور مانده است. این رویشگاه جزء منطقهٔ حفاظت شدهٔ مند است.



شکل شمارهٔ (۱): موقعیت منطقه مورد مطالعه

روش بررسی

این مطالعه با استفاده از نمونه‌برداری از رسوب و سنجش فلزات سنگین در آنها و سرانجام تجزیه و تحلیل آماری یافته ها صورت گرفت. در سه رویشگاه مانگرو استان بوشهر، روی‌هم رفته ۲۲ قطعه نمونه برداشت شد که توزیع قطعات میان رویشگاهها متناسب با وسعت هر رویشگاه بر اساس روش تصادفی هدفدار بود، به این ترتیب ۴۵ درصد قطعات نمونه در خور بیدخون و مابقی قطعات به‌طور مساوی در دو رویشگاه دیگر به نحوی انتخاب شد که در توده‌های مختلف از حیث انبوهی و موقعیت‌های مختلف رویشگاه از نظر توزیع مکانی و نیمرخ کرانه برای کشف عوامل اثر گذار در به تله افتادن آلاینده‌ها توزیع داشته باشد. قطعات نمونه ابتدا بر روی نقشه رویشگاه و به‌گونه‌ای توزیع شد که بتواند فراهم کننده اطلاعات لازم از انتشار آلاینده‌ها در بخش‌های مختلف رویشگاه باشد. سپس مختصات هر نقطه از نقشه به سامانه موقعیت‌یاب جهانی منتقل و بر روی زمین شناسایی شد. از هر ایستگاه نمونه‌برداری، ۳ نمونه رسوب سطحی (۰ تا ۱۰ سانتیمتر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم بوسیله اجسام پلاستیکی اسید شویی شده برداشته شد. نمونه‌های رسوب در درون کیسه‌های پلاستیکی پلی اتیلن قرارگرفت و در نهایت تمامی کیسه‌های نمونه رسوب در یخدان قرار داده شد و به آزمایشگاه خاک‌شناسی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل شد. نمونه‌ها در آزمایشگاه به‌طور کامل در هوای آزاد و سپس در دمای ۱۰۵ درجه سانتیگراد آون به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند (MacFarlane, et al., 2003). نمونه‌های گلی پس از خشک شدن تبدیل به کلوخ شد که پس از آن به طور کامل در هاون چینی ۱۲/۵ کوبیده شد و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد (USEPA, 1999). برای تهیهٔ عصاره از نمونه‌ها مطابق پروتکل ۵۰۳۰ سازمان حفاظت محیط زیست امریکا عمل شد. به منظور جداسازی رسوبات حاصل از فرایند عصاره‌گیری از فیلتر استفاده شد. تجزیه‌وتحلیل نمونه‌ها با دستگاه ICP-AES انجام شد. بسیاری از مطالعات صورت گرفته، همبستگی مثبتی بین میزان رسوبات دانه‌ریز با آلودگی فلزات سنگین نشان داده است. بنابراین تعیین صحیح دانه‌بندی و مواد معدنی برای تجزیه و تحلیل‌های آلودگی ضروری است. در بیشتر کارهای تجزیه و تحلیل آلودگی دانه‌بندی به عنوان نرمال‌کننده آلاینده‌ها به‌کار می‌رود. در این مطالعه برای تعیین بافت و دانه‌بندی رسوبات از روش هیدرومتری استفاده شد. به این ترتیب ۵۰ گرم از نمونه رسوبات وزن و داخل بالن ریخته شد، سپس به آن ۵۰ میلی‌لیتر محلول هگزامتان پلی‌فسفات به منظور تفکیک بافت رسوب اضافه و ۲۴ ساعت باقی نگاه داشته شد. پس از این مدت بالن‌ها با شیکر به مدت ۳۰ دقیقه به خوبی تکان داده شد. سپس نمونه‌ها به استوانه مدرج ۱ لیتری منتقل و با آب معمولی به حجم ۱ لیتر رسانده شد. اولین اندازه‌گیری پس از همزدن کامل نمونه با هیدرومتر و دماسنج صورت گرفت. پس از ۲ ساعت (بدون هم‌زدن) دومین قرائت عدد هیدرومتری و دما صورت گرفت. عدد هیدرومتری در ۶۸ درجه فارنهایت عدد واقعی را نشان می‌دهد. بنابراین درصورتی که دما کمتر از این میزان باشد، به میزان هر درجه فارنهایت با ضریب ۰/۲ (ضریب آزمایشگاه) از عدد هیدرومتری کم و در صورتی که بیش از ۶۸ درجه فارنهایت باشد به میزان درجه فارنهایت بالاتر از این میزان با ضریب ۰/۲ به عدد هیدرومتری اضافه می‌شود. قرائت اول میزان رس و سیلت، قرائت دوم میزان رس را نشان داد در نهایت با کسر وزن نمونه از قرائت اول میزان ماسه در نمونه‌ها تعیین شد. برای تعیین کربن آلی از روش والکی و بلک (Page, et al., 1982) استفاده شد. طی این روش، از دی‌کرومات آمونیوم به عنوان اکسیدکننده کربن، از اسید سولفوریک غلیظ به عنوان کاتالیزور و تسریع‌کننده اکسیداسیون و از سولفات فرآمونیوم به عنوان احیاکننده استفاده شد.

به این ترتیب که ۱۰ میلی‌لیتر دی‌کرومات به ۱ گرم نمونه رسوب اضافه شد و در مرحله بعد ۱۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به آن اضافه شد، پس از ۳۰ دقیقه که عمل اکسیداسیون کامل شد به هر کدام از نمونه‌ها ۲۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر و ۱۰ قطره معرف ارتوفنول افزوده شد. میزان سولفات فرآمونیومی که به‌صورت محلول برای هر نمونه مصرف می‌شود تا به حالت احیا برگردد (با

تغییر رنگ) نشان‌دهندهٔ میزان دی‌کروماتی است که برای اکسیدکربن آلی مصرف شده است.

تحلیل‌های آماری

هدف این مطالعه تعیین روابط بین فلزات سنگین و منشأیابی آنها با تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی است. روش آماری چند متغیره تغییرپذیری متغیرها را نشان می‌دهد. داده‌های محیطی از تغییرپذیری زیادی و در همه سان از روابط درونی نیز برخوردارند، در نتیجه، تفسیر و شناسایی آنها با روشهای معمول آماری مانند رگرسیون، عملی بسیار زمان‌بر و حجیم خواهد بود. تجزیه به مؤلفه‌های اصلی(PCA) روش کاهش داده‌هایی است که از میان انواع عوامل، عواملی‌که بیشترین تأثیر را بر پراکنش داده‌ها دارد، شناسایی می‌کند.

به عبارت دیگر تجزیهٔ مؤلفه‌های اصلی، واریانس موجود در داده‌های چند متغیره را به مؤلفه‌هایی تجزیه می‌کند. اولین مؤلفهٔ اصلی یا شاخص، داده‌ای است که دارای بیشترین واریانس و تغییرپذیری است و دومین مؤلفه علت بیشترین واریانس ممکن بعد از مؤلفه اول را نشان می‌دهد (Farshadfar, 2005). در این مطالعه برای انجام تحلیل‌های PCA از نرم افزار SPSS, 13 استفاده شد.

در بسیاری از مطالعات قبل از اجرای PCA برای اطمینان از نرمال بودن داده‌ها از تبدیل‌های لگاریتمی (log (x+1)) استفاده می‌شود (Alvarez-Iglesias, et al., 2003; Prieto, et al., 2008; Scrimshaw & Lester, 2001). در صورتی که بیشتر داده‌ها دارای اریب منفی باشد، تبدیل لگاریتمی، نرمال‌کننده مناسبی برای داده‌ها نخواهد بود، با وجود این در اریب‌های مثبت نتیجه خوبی به همراه دارد (Reid & Spencer, 2009).

در این مطالعه از تبدیل لگاریتمی داده‌ها قبل از اجرای PCA استفاده شد. احتمال ایجاد داده‌های پرت در هر مطالعه‌ای، بویژه در بررسی‌های محیطی وجود دارد (Reimann & Filzmoser, 2000) که می‌تواند آثار معنی‌داری در تفسیر، توزیع و نتایج تجزیه‌وتحلیل داده‌ها داشته باشد (Ellis, et al., 2006; Grant, 1990; Landajo, et al., 2004; Soares, et al., 1999).

با وجود این در بسیاری از مطالعات بدون حذف داده‌های پرت تجزیه و تحلیل PCA را انجام داده‌اند و تنها مطالعات اندکی قبل از تجزیه و تحلیل‌های آماری اقدام به حذف داده‌های پرت کرده‌اند (Landajo, et al., 2004; Soares, et al., 1999). بنابراین یکی دیگر از روشهای اصلاح داده‌ها قبل از اجرای PCA ، حذف داده‌های پرت است. یکی دیگر از مشکلاتی که غلظت فلزات رسوبات را تحت تأثیر قرار می‌دهد، درصد بخش ریز رسوب است. فلزات همبستگی قوی با بخش ریز رسوب دارند (Covelli & Fontolan, 1997; Kersten & Smedes, 2002)، که علت آن بالاتر بودن سطح بیرونی نسبت به حجم آنهاست (Matthai & Birch, 2001). با وجود این یکی دیگر از روشهایی که به اصلاح داده‌های فلزات سنگین قبل از تجزیه و تحلیل‌های آماری کمک می‌کند استفاده از نرمال کننده‌هایی مانند آلومینیم، آهن، کربن آلی و درصد رسوبات دانه ریز است (Reid & Spencer, 2009).

نتایج

غلظت فلزات سنگین در جنگل های مانگرو استان بوشهر

غلظت آلومینیم (Al) در رسوبات در دامنهٔ حداقل ۰/۱۷ (در رویشگاه مل‌گنزه) تا ۳ (در رویشگاه بساتین) درصد قرار گرفت. آهن (Fe) در دامنهٔ وسیعی از پراکنش غلظت دیده شد. به طوری‌که از حداقل ۰/۶ درصد در رویشگاه مل‌گنزه تا حداکثر ۵/۱ درصد در رویشگاه بیدخون نوسان داشت. کادمیوم (Cd) در رسوبات جنگل های مانگرو استان بوشهر دارای تفاوت اندکی بود و دامنه پراکنش آن از ۰/۶ تا ۳/۴۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که حداقل آن در رویشگاه مل‌گنزه و حداکثر آن در رویشگاه بساتین مشاهده شد. مس از ۱۴/۱ تا ۹۸/۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بین نمونه‌های رسوب سطحی مانگرو مشاهده شد. فلز نیکل (Ni) از حداقل ۱۴/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم تا حداکثر ۲۰۴/۵۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و هر دو دامنه در رویشگاه بیدخون برخوردار است. سرب (Pb) در منطقهٔ مورد مطالعه از دامنهٔ حداقل ۳۴/۱۵ تا حداکثر ۱۹۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم پراکنده است. وانادیوم (V) گستردگی بسیار بالایی را در رسوبات سطحی منطقه نشان داد، به طوری که از دامنهٔ غلظت ۶۵/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم تا ۸۲۵/۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم پراکنش داشت. حداقل روی (Zn) ۴۴/۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم در رویشگاه مل‌گنزه و حداکثر ۳۰۶/۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در رویشگاه بساتین مشاهده شد.

جدول شمارهٔ (۱) غلظت فلزات سنگین در رویشگاههای مانگرو استان بوشهر و جدول شمارهٔ (۲) مقایسه این غلظت‌ها را با مطالعات مشابه و استانداردهای ملی و بین‌المللی به نمایش گذاشته است.

تجزیه به مؤلفه‌های اصلی[۲](PCA) (داده‌های خام)

ابتدا قبل از انجام تجزیه به مؤلفه‌های اصلی باید از مناسب بودن تعداد نمونه‌ها برای این آزمون آماری اطمینان پیدا کرد.

ضریب کایزر (KMO) در آزمون PCA به این منظور استفاده می‌شود که در این جا مقدار قابل قبولی ارائه کرده است. ضریب کایزر برای نمونه‌های این مطالعه ۰/۶۴۸ ارائه شد و همچنین آزمون بارتلت نیز معنی‌دار است. در جدول شمارهٔ (۳) نتیجهٔ تجزیه به مؤلفه‌های اصلی با دادهٔ‌های خام پس از چرخش وریماکس۳ ارائه شده است

جدول شمارهٔ (۱): ویژگی های فیزیکی و شیمیایی رسوبات سطحی جنگل‌های مانگرو استان بوشهر

رویشگاه	درصد رس	درصد سیلت	درصد ماسه	ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون	درصد کل کربن آلی	آلومینیوم درصد	آهن درصد	Cd Mg/Kg	Cu Mg/Kg	Ni Mg/Kg	Pb Mg/Kg	VMg/Kg	ZnMg/Kg
بیدخون	۳۷	۴۲	۲۱	۷۹	۰/۹	۲/۱	۴/۵	۱/۹	۴۳/۴	۵۱/۹	۱۰۱/۲	۱۸۰/۳	۲۴۱/۳
	۴۳	۳۴	۲۳	۷۷	۲	۲	۴/۵	۱/۹	۴۰/۵	۵۸/۵	۹۳/۹	۲۵۰/۴	۱۸۲/۲
	۳۷	۴۶	۱۷	۸۳	۱/۷	۲/۵	۴/۸	۱/۹	۳۷/۵	۴۳/۸	۹۲/۵	۲۲۳/۷	۱۷۴
	۳۷	۳۸	۲۵	۷۵	۲/۳	۲	۴/۳	۲/۶	۴۳/۵	۷۱/۳	۱۱۹/۱	۳۰۱/۵	۲۲۸/۶
	۳۵	۴۶	۱۹	۸۱	۱/۹	۲/۱	۴/۴	۱/۸	۵۱/۸	۴۹/۹	۱۱۵/۶	۲۲۵/۵	۱۹۶/۵
	۲۷	۵۸	۱۵	۸۵	۱/۴	۳	۵/۱	۲	۵۰/۷	۲۰۴/۵	۹۴/۲	۸۲۵/۳	۲۱۴/۷
	۱۳	۶۰	۲۷	۷۳	۲/۴	۲	۴/۵	۲	۸۳/۷	۱۱۰	۱۰۵/۲	۵۶۰/۲	۲۸۰/۷
	۱۷	۱۶	۶۷	۳۳	۱/۱	۱	۱/۶	۱/۸	۳۹	۳۸	۷۶/۶	۱۲۵	۱۴۸
	۷	۱۴	۷۹	۲۱	۰/۳	۰/۵	۱/۳	۱/۹	۴۱/۳	۱۴/۱	۸۱/۱	۶۵/۴	۱۸۳/۲
	۲۱	۱۱	۶۷	۳۳	۱/۵	۱/۱	۲/۸	۱/۹	۴۴	۴۲/۹	۸۲/۳	۱۲۱/۸	۱۶۲/۷
بساتین	۲۵	۲۲	۵۳	۴۷	۰/۳	۰/۴	۱۲۶۶۰	۱/۹	۴۹/۷	۳۲/۴	۱۲۲/۴	۲۰۷/۵	۲۵۹/۳
	۴۹	۲۶	۲۵	۷۵	۰/۸	۱/۸	۴/۳	۱/۹	۵۶/۵	۶۲/۸	۱۵۱/۴	۴۱۷/۸	۲۷۷/۵
	۳۷	۱۸	۴۵	۵۵	۰/۹	۱/۲	۲/۳	۳/۵	۷۱/۱	۵۸/۴	۱۹۱/۶	۳۲۲/۵	۲۸۴/۱
	۶۹	۱۵	۵۰	۸۴	۱/۱	۳	۵	۱/۹	۱۸/۶	۱۸۱/۷	۴۲/۸	۷۸۱/۴	۹۵/۵
	۶۷	۱۴	۵۱	۸۱	۲/۵	۲	۴/۵	۱	۹۱/۶	۸۲/۵	۱۵۹/۵	۲۳۰/۷	۳۰۴/۷
	۴۳	۲۶	۳۱	۶۹	۲	۱/۸	۴/۳	۱	۹۸/۳	۷۴/۶	۱۶۰/۱	۲۰۱	۳۰۶/۲
مل‌گنزه	۳۱	۳۴	۳۵	۶۵	۲/۴	۱/۵	۳/۲	۱/۹	۳۰/۲	۷۴/۳	۷۰/۳	۴۵۹	۱۸۹/۷
	۱۹	۴	۷۷	۲۳	۰/۶	۰/۶	۱/۵	۰/۶	۱۴/۱	۲۰/۲	۳۵/۲	۱۴۸/۲	۴۴/۹
	۳۵	۲۸	۳۷	۶۳	۱/۵	۰/۶	۱/۲	۱/۹	۲۹/۳	۳۹/۱	۷۹/۹	۲۴۰	۱۲۰/۱
	۳۶	۱۰	۶۶	۴۵	۱/۶	۰/۱۸	۰/۶	۰/۹	۳۴/۳	۵۴/۴	۵۹/۸	۳۱۹/۶	۵۷/۲
	۱۵	۱۸	۶۴	۳۳	۰/۶	۰/۷	۱/۵	۱/۵	۲۱/۳	۲۵/۱	۳۴/۲	۱۵۴/۷	۵۱/۷
	۵۵	۱۰	۸۳	۶۵	۲	۱/۲	۳	۱/۳	۲۸/۷	۳۸/۳	۴۰/۵	۳۹۴/۲	۶۸/۶
میانگین	۳۴/۳	۲۶/۸	۴۴/۴	۶۱/۱	۱/۵۱	۱/۵	۳/۲	۱/۸	۴۶/۳	۶۴/۹	۹۵/۹	۳۰۷/۱	۱۸۵
حداقل	۷	۴	۱۵	۲۱	۰/۲۹	۰/۱۸	۰/۶	۰/۶	۱۴/۱	۱۴/۱	۳۴/۲	۶۵/۴	۴۴/۹
حداکثر	۶۹	۶۰	۸۳	۸۵	۳/۰۱	۳	۵/۱	۳/۵	۹۸/۳	۲۰۴/۵	۱۹۱/۶	۸۲۵/۳	۳۰۶/۲
انحراف معیار	۱۶/۲	۱۶	۲۲/۳	۲۱/۲۶	۰/۷۸	۰/۸	۱/۵	۰/۶	۲۲/۴	۴۷/۱	۴۲/۸	۲۰۰	۸۴/۴

جدول شمارهٔ (۲): مقایسهٔ میانگین مقادیر فلزات سنگین رسوبات جنگل‌های مانگرو منطقهٔ مورد مطالعه با سایر مطالعات و استانداردهای ملی و بین المللی غلظت (میلی گرم بر کیلوگرم) – به معنی در دسترس نبودن داده است

	A(درصد)	Fe(درصد)	Cd	Cu	Ni	Pb	V	Zn
استرالیا (MacFarlane, et al., 2003)	–	–	–	۶۱	–	۱۰۰	–	۲۴۳
سنگاپور (Cuong, et al., 2005)	–	–	۰/۱۸۱	۷/۰۶	۷/۴۴	۱۲/۲۸	–	۵۱/۲۴
سنگاپور (Cuong, et al., 2005)	–	–	۰/۲۶۶	۳۲	۱۱/۶۵	۳۰/۹۸	–	۱۲۰/۲۳
پاناما (Defew, et al., 2005)	–	۱	۱۰	۵۶/۳	۲۷/۳	۷۸/۲	–	۱۰۵
کاستاریکا(Guzman and Jimenez, 1992)	–	۰/۳	۷/۳	۸/۴	۱۰۲	۳۴/۵	–	۱۴/۷
چین (Ruilian, et al., 2008)	–	–	۰/۵۹	۷۱/۴	۳۳/۴	۶۷/۷	–	۱۷۶/۶
چین (Zhang, et al., 2007)	–	–	۰/۳۳	۴۴	۳۷/۴	۵۰	–	۱۳۹
ایران (Karbassi, et al., 2005)	۵/۸	۳/۱	-	۲۶	۲۹/۷	۴۱/۷	-	۱۸۳/۳
استاندارد اولیه چین (CSBTS, 2002)	–	–	۰/۵	۳۵	–	۶۰	–	۱۵۰
استاندارد ثانویه چین (CSBTS, 2002)	–	–	۱/۵	۱۰۰	–	۱۳۰	–	۳۵۰
استاندارد اولیه سازمان محیط زیست امریکا(USEPA, 1999			/۶۸	۱۸/۷	۱۵/۹	۳۰/۲	–	۱۲۴
استاندارد ثانویه سازمان محیط زیست امریکا(USEPA, 1999)	–	–	۴/۲۱	۱۰۸	۴۲/۸	۱۱۲	–	۲۷۱
مطالعه حاضر	۱/۵	۳/۲	۱/۷۲	۴۶/۰۴	۶۴/۱۴	۹۴/۸	۳۱۱/۳۳	۱۸۱/۴۶

همان‌طور که مشاهده می‌شود ۳ عامل در تغییر داده‌ها مهمترین نقش را دارد که در مجموع مسئول ۸۴/۸ درصد تغییر واریانس در این داده‌ها است. آستانه قابل قبول برای بارگذاری‌های PCA ۰/۴ است که در تحلیل‌ها دارای اهمیت است (Spencer, & Reid 2009). شاخص اول که ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون، کل کربن آلی، آلومینیم، آهن، نیکل و وانادیوم در آن بارگذاری شده است، احتمالاً منشاء زمینی داشته باشند. زیرا شاخص ۱ با فلزات آلومینیم و آهن که از مهمترین سیلیکات‌های پوستهٔ زمین هستند همبستگی نشان داده است. همچنین بارگذاری ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون و کربن آلی نیز پیشنهاد می‌کند که شاخص اول تحت تأثیر دانه بندی و مینرالوژی قرار گرفته است. به دلیل این‌که ذرات ریز تر رسوب و مواد آلی رسوب توانایی بالایی در باند (ترکیب) فلزات سنگین دارند، بنابراین احتمال جذب بعضی از فلزات با افزایش این دو مشخصه، افزایش می‌یابد. درنتیجه برای بیان قطعی نتایج باید از نرمال کننده‌های فلزات سنگین مانند ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون (Reid & Spencer, 2009)، آلومینیم، آهن و کل کربن آلی (TOC)، (Tam & Yao, 1998) استفاده کرد. شاخص دوم جدول شمارهٔ (۳) ۳۰/۰۵ درصد از واریانس‌ها را در بر می‌گیرد. در این شاخص فلزات مس، سرب و روی بارگذاری شده است که این فلزات احتمالاً منشأ آلودگی‌های انسانی دارند. شاخص سوم که ۱۱/۵۷ درصد از کل واریانس‌ها را به خود اختصاص می‌دهد فقط فلز کادمیوم در این شاخص بارگذاری شده است که تصمیم‌گیری دربارهٔ آن مشکل است و شاید نرمال کردن داده‌ها برای این تصمیم‌گیری نیز کارساز واقع شود.

جدول شمارهٔ (۳): شاخص‌های بارگذاری شده از PCA با داده های خام

	شاخص۱	شاخص۲	شاخص۳
واریانس	۴۳/۱۸	۳۰/۰۵	۱۱/۵۷
ذرات رسوب ۶۳> µ(%)	/۸۳۸	/۳۲۴	/۰۱۵
کل کربن آلی(%)	/۷۰۹	/۲۱۵	–/۳۵۳
Al (µg g-1)	/۹۰۴	/۲۰۶	/۰۷۷
Fe (µg g^{-1})	/۸۴۹	/۳۴۳	–/۰۲۷
Cd (µg g^{-1})	/۱۱۶	/۲۳۴	/۹۱۳
Cu (µg g^{-1})	/۱۵۱	/۹۲۳	–/۱۲۰
Ni (µg g^{-1})	/۸۸۷	–/۰۳۸	/۱۵۳
Pb (µg g^{-1})	/۰۴۵	/۹۴۰	/۲۳۹
V (µg g^{-1})	/۸۴۲	–/۲۰۷	/۲۳۵
Zn (µg g^{-1})	/۲۰۰	/۹۲۷	/۲۰۳

نرمال سازی داده ها با ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون

همان‌طور که پیش‌بینی می‌شود با نرمال کردن داده‌ها با ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون، PCA نتیجهٔ متفاوتی را ارائه کرد. زیرا همان‌طور که اشاره شد این بخش از رسوب به علت دارا بودن مساحت سطحی بالاتر تمایل به پیوند بیشتری با فلزات سنگین دارد. در نتیجه با نرمال کردن مقادیر فلزات سنگین با درصد ذرات ریز رسوبات، سه عامل مؤثر در شکل دهی داده‌ها هویدا می‌شود که روی‌هم‌رفته ۸۳/۸۶ درصد از واریانس‌ها را به خود اختصاص می‌دهند (جدول شمارهٔ ۴). تغییر اساسی که در این داده‌ها مشاهده می‌شود انتقال کادمیوم از گروه سوم در PCA با داده‌های خام (جدول شمارهٔ ۴)، به گروه اول و هم گروه شدن کادمیوم با فلزات مس، سرب و روی است که تأییدی دیگر بر افزایش احتمال انسان

منشأ بودن آن است. گروه دوم با آلومینیم و آهن همبستگی نشان داده است که این فلزات به احتمال قوی زمین منشأ هستند و حضور نسبتاً بالای آنها در نمونه‌های رسوب جنگل‌های مانگرو استان بوشهر طبیعی است. در شاخص سوم تنها نیکل و وانادیوم بارگذاری شده است. همان‌طوری که در بسیاری از مطالعات (Zahiry, 1997؛ Zare-maivan, et al., 1999 ;Danehkar, et al., 2004) این فلزات به عنوان شاخص آلودگی نفتی معرفی شده‌اند، درنتیجه احتمال آلودگی نفتی در منطقه می‌رود.

جدول شمارهٔ (۴): شاخص‌های بارگذاری شده از PCA با داده‌های نرمال شده با درصد ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون(FF)

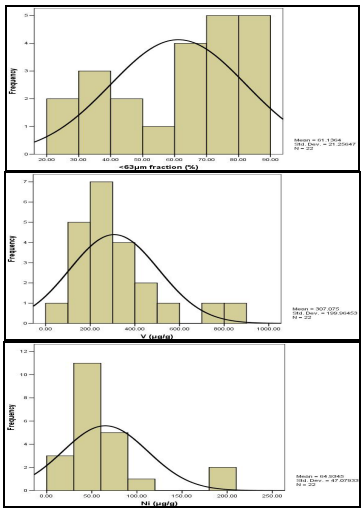
	شاخص۱	شاخص ۲	شاخص ۳
واریانس	۴۰/۷۷	۲۲/۷۹	۲۰/۳۰
کل کربن آلی(%)	-/۴۹۸	/۳۵۶	/۲۳۷
Al ($\mu g\ g^{-1}$)	-/۰۴۶	/۹۳۷	/۱۶۴
Fe ($\mu g\ g^{-1}$)	/۱۲۴	/۹۵۲	-/۰۱۶
Cd ($\mu g\ g^{-1}$)	/۸۶۵	-/۰۳۷	-/۰۱۸
Cu ($\mu g\ g^{-1}$)	/۹۰۷	/۱۰۲	-/۰۸۰
Ni ($\mu g\ g^{-1}$)	-/۰۵۴	/۳۲۱	/۹۱۰
Pb ($\mu g\ g^{-1}$)	/۹۵۰	-/۰۳۳	-/۱۵۴
V ($\mu g\ g^{-1}$)	-/۲۰۸	-/۰۹۵	/۹۳۲
Zn ($\mu g\ g^{-1}$)	/۹۴۰	/۱۲۱	-/۱۲۶

نرمال سازی داده ها با درصد کل کربن آلی

مواد آلی نیز به علت توانایی تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین می‌تواند تأثیر مثبتی بر غلظت فلزات سنگین در رسوبات بگذارد که به این دلیل در بسیاری از مطالعات داده‌های فلزات سنگین را با این مشخصه نرمال می‌کنند. در اینجا PCA دو عامل مهم در شکل دهی داده‌ها را شناسایی کرده است. این دو شاخص مسئول ۸۴/۵۷ درصد از واریانس‌ها در داده‌ها است. در شاخص اول با ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون، کادمیوم، مس، سرب و روی بارگذاری شده است. در شاخص دوم آلومینیم، آهن، نیکل و وانادیوم بارگذاری شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود به دلیل این‌که با نرمال‌سازی داده‌ها با درصد کل کربن آلی تعداد گروهها تقلیل پیدا کرد، بنابراین می‌شود چنین نتیجه گرفت که درصد کل کربن آلی، نرمال کننده مناسبی برای جنگل‌های مانگرو استان بوشهر نیست.

لگاریتم داده ها

یکی از معایب PCA آزمون نکردن نرمال بودن داده‌هاست که در صورت نرمال بودن داده‌ها احتمالاً نتایج داده‌ها تغییر کند. در بسیاری ازمطالعات قبل از PCA داده‌ها را نرمال کرده‌اند. در اینجا اریب مثبت و منفی بالایی در بعضی از متغیرها مشاهده شد. اریب مثبت در نیکل و وانادیوم و اریب منفی در ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون به‌دست آمد که در شکل شمارهٔ (۲) هیستوگرام توزیع نرمال آنها آورده شده است. از میان متغیرها تنها فلز نیکل و وانادیوم دارای اریب بسیار بالاتر از یک هستند که می‌تواند به شدت، خروجی ها را تحت تأثیر قرار دهد. از میان مشخصه‌های بالا فقط ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون دارای اریب منفی است که کمتر از یک است. بنابراین با تبدیل لگاریتمی داده‌های نیکل و وانادیوم نتایج PCA در سه شاخص در این تحلیل گروه بندی شد که ۸۵/۴۱ درصد از کل واریانس‌ها را در بر می‌گیرند. نتایج، تغییر آنچنانی با اولین آزمون PCA را نشان نداد، بنابراین نرمال کننده‌های لگاریتمی نیز نمی‌تواند برای نرمال کردن فلزات سنگین رسوبات مانگرو استان بوشهر مناسب باشد.



شکل شمارهٔ (۲): هیستوگرام نیکل، وانادیوم و ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون

بحث و نتیجه‌گیری

همان‌طور که در نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA) ملاحظه شد، سه عامل مهم در پراکنش داده‌های خام حاصل از این مطالعه تأثیر دارد (جدول شمارهٔ ۲). عامل اول که بیشترین واریانس در این عامل قرار گرفته است، فلزات آلومینیم، آهن، نیکل و وانادیوم است که با ذرات دانه ریز رسوبات و درصد کربن آلی همبستگی نشان داده است. نتایج مطالعه Araujo و همکاران (۲۰۰۹) نشان داد که شاخص اول ۴۲/۱ درصد از واریانس داده‌ها را به خود اختصاص می‌دهد که فلزات آهن و وانادیوم در این گروه قرار گرفته‌اند که نتیجه مشابهی را با مطالعه حاضر نشان داد. ولی فلزات

مس، سرب و روی نیز در این عامل دیده شد که این فلزات در مطالعهٔ حاضر در عامل دوم دسته بندی شده است. می‌توان پیش‌بینی کرد بندر Cadiz اسپانیا دارای آلودگی متوسط است در نتیجه فلزات مس، سرب و روی که بیشتر منشأ آلودگی انسانی دارند، در مطالعه یادشده با فلز آهن که معرف فلزات زمین منشأ است، همبستگی نشان داده است. مطالعهٔ دیگری (Spencer, & Reid 2009)، در منطقه‌ای که بشدت تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی است نشان داد که فلزات مس، سرب و روی در دومین عامل و فلزات معرف زمینی در اولین عامل قرار گرفته‌اند که از این نظر با مطالعهٔ حاضر نتایج مشابهی دارد. همان‌طور که در جدول شمارهٔ (۳) نتیجه PCA با داده‌های نرمال شده با ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون مشاهده می‌شود، نیکل و وانادیوم از شاخص‌های اول جدا شده و در دسته سوم قرار گرفته است. از طرف دیگر کادمیوم که در دستهٔ سوم قرار گرفته بود، در دسته اول با فلزات آلاینده هم گروه شده است. همان‌طور که اشاره شد ذرات ریزتر در ترکیب فلزات سنگین اثر مثبتی دارند و در اینجا مشاهده می‌شود که با حذف اثر این مشخصه در شکل‌گیری غلظت فلزات سنگین، نتایج با تغییر اساسی همراه می‌شود. بنابراین چنین نتیجه‌گیری می‌شود که فلزات سنگین انسان منشأ و فلزات سنگین نفتی مهمترین عامل تنش در جنگل‌های مانگرو استان بوشهر محسوب می‌شوند . Reid و Spencer در سال ۲۰۰۹ به نتیجه مشابهی در ارتباط با فلزات مس، سرب و روی رسیدند ولی نیکل و وانادیوم در این مطالعه هر کدام در یک شاخص دسته‌بندی شدند که وانادیوم منشأ زمینی و نیکل نیز منشأ املاح دریایی دارد. ولی در این مطالعه چون نیکل و وانادیوم با غلظت بالا و آن هم با رابطه همبستگی بالا مشاهده شد، می‌توان احتمال داد که این فلزات منشأ آلودگی نفتی دارند. با توجه به این که سهم آلاینده‌ها در خلیج فارس ۵۳ درصد مربوط به آلاینده‌های نفتی و ۲۰ درصد مربوط به سایر بهره‌برداری از دریاست (Ports & Maritime Organization, 2008)، این نتیجه قابل پیش‌بینی است.

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 دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران به دلیل تجزیه‌وتحلیل نمونه‌های رسوب تشکر می‌شود و همچنین از استادان گروه محیط زیست دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران به خاطر مساعدت‌های علمی آنها تشکر می‌شود.

یادداشت ها

1-Sub intertidal
2- Principal components analysis
3- Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization

منابع مورد استفاده

Alongi,D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. Environmental Conservation, Volume 29: 331-349.

Alvarez-Iglesias,P., B.,Rubio, F.,Vilas .2003. Pollution in intertidal sediments of San Simon Bay (Inner Ria de Vigo NW of Spain): Total heavy metal concentrations and speciation. Marine Pollution Bulletin 46, 491–521.

Araujo,C.V.M., et al .2009. Sediment integrative assessment of the Bay of Cadiz (Spain): An ecotoxicological and chemical approach. Environment International 35, 831-841

Bosire,J.O., et al .2005. Predation on propagules regulates regeneration in a high-density reforested mangrove plantation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 299, 149–155.

CSBTS (China State Bureau of Quality and Technical Supervision). 2002. The People’s Republic of China National Standards GB 18668-2002 –Marine Sediment Quality. p10

Cuong,D.T., et al. 2005. Heavy metal contamination in mangrove habitats of Singapore. Marine Pollution Bulletin 50, 1713−1744.

Covelli,S., G.,Fontolan .1997. Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. Environmental Geology 30, 34–45.

Danehkar,A. 2006. Status of Mangrove Forest of Iran. Iran Department of the Environment project. *Project No.20061190*. pp210.

Danehkar,A., A.,Mashinchian .2004. Selection of Reforestation Practice for Mangrove Forests of Iran Consequent to the Persian Gulf War. *Project No.5000352*. pp101

Davari,A,. A.,Danehkar .2009. Analyses of habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *The abstract of third national conference on world environment day*. June 2009, University of Tehran. Tehran- Iran. P 199.

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

Ellis,R.N., et al .2006. Non-linear principal components analysis: an alternative method for finding patterns in environ-mental data. Environ metrics 17, 1–11.

Ellison,A.M., E.J.,Farnsworth .1992. The ecology of Belizean mangrove-root fouling communities: patterns of epibiont distribution and abundance, and effects on root growth. Hydrobiologia 247, 87–98.

Farshadfar,E. 2005. Multivariate Principles and Procedures of Statistics. Taghbustan press. Pp734

Grant,A. 1990. Multivariate statistical analysis of sediment geochemistry. Marine Pollution Bulletin 21, 297–299.

Guzman,H.M., C.E.,Jimenez .1992. Contamination of coral reefs by heavy metals along the Caribbean coast of Central America (Costa Rica and Panama). Marine Pollution Bulletin 24, 554–561.

Hoff,R. 2002. Oil Spills in Mangroves. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Ocean Service, Office of Response and Restoration, 70pp

Hogarth,P.J. 1999. The Biology of Mangroves. Oxford University Press, New York.

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

Kersten,M., F.,Smedes .2002. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and temporal trend monitoring. Journal of Environmental Monitoring 4, 109–115.

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.

Landajo,A., et al .2004. Analysis of heavy metal distribution in surficial estuarine sediments (estuary of Bilbao, Basque Country) by open-focused microwave-assisted extraction and ICP-OES. Chemosphere 56, 1033–1041.

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.

Manson,F.J., et al .2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 43, 483–513.

Matthai,C., G.Birch .2001. Detection of anthropogenic Cu, Pb, and Zn in continental shelf sediments of Sydney, Australia – a new approach using normalization with cobalt. Marine Pollution Bulletin 42, 1055–1063.

Page,A.L., R.H.,Miller, D.R.,Keeney .1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Nelson DR, Sommers LE, editors. Methods of soil analysis. Part 2, Am Soc Agron, Soil Sci Soc Madison, Wisconsin, USA., 539-579.

Ports and Maritime Organization .2008. < http://www.pmo.ir/>. Site visited on 4.11.2009

Price,A.R.G., et al .1994. The 1991 Gulf War: environmental assessments of IUCN and collaborators, IUCN Marine and Coastal Area Programme, Switzerland, 1994. p 49.

Prieto,A., et al .2008. Levels and spatial distribution of inorganic and organic contamination in sediment along the Bilba estuary. Marine pollution Bulletin, 59, 2094-2099

Reid,M.K., K.L.,Spencer .2009. Use of principal components analysis (PCA) on estuarine sediment datasets: The effect of data pre-treatment. Environmental Pollution 157, 2275–2281.

Reimann,C., P.,Filzmoser .2000. Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. Environmental Geology 39, 1001–1014.

Ruilian,Y., et al .2008. Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China. Journal of Environmental Sciences 20, 664–669

Scrimshaw,M.D., J.N.,Lester .2001. Multivariate analysis of UK salt marsh sediment contaminant data with reference to the significance of PCB contamination. Environmental Science and Technology 35, 2676–2681.

Soares,H.M.V.M., et al .1999. Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. Environmental Pollution 105, 311–323.

Spalding,M.D., 1998. Patterns of biodiversity in coral reefs and mangroves: global and local scales. Ph.D. Thesis. University of Cambridge, U.K.

Tam,N.F.Y., M.W.Y.,Yao .1998. Normalization and heavy metal contamination in mangrove sediments. The Science of the Total Environment 216, 33-39.

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

USEPA-Region II, USACE-New York District, USDOE-BNL .1999. Fast Track Dredged Material Decontamination Demonstration for the Port of New York and New Jersey

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 Engineering. Faculty of Environment. University of Tehran, Tehran, Iran. 172pp.

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 (1999) 119-121.

Zhang,L.P., et al .2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. Mar Pollut. Bull, 54, 974–982.