

ارزیابی وضعیت آلودگی هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوبات پیرامونی اکوسیستم‌های مرجانی (مطالعه موردی: تالاب بین‌المللی شیدور)

مهدی سلطانی، صابر قاسمی* و احسان کامرانی

گروه محیط زیست، مرکز تحقیقات محیط زیست دریایی، دانشگاه آزاد اسلامی، بندرعباس، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۱۰/۱۳ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۱۲/۰۳

چکیده

تالاب‌ها به‌عنوان یکی از زیست‌گاه‌های غنی جهان و تلاقی‌دهنده زیست‌بوم‌های خشکی و دریا نقش مهمی در صیانت از آب، خاک، تنوع زیستی و تصفیه آب دارند. جزیره شیدور به‌دلیل اهمیت جزایر مرجانی به‌عنوان چهارمین تالاب بین‌المللی استان هرمزگان در خلیج فارس واقع شده است. تحقیق کنونی با هدف بررسی میزان آلودگی هیدروکربن‌های نفتی کل (TPHs) در رسوبات پیرامون اکوسیستم‌های مرجانی تالاب شیدور طی خردادماه ۱۴۰۱ انجام شد. براین اساس با توجه به مهم‌ترین مکان‌های پراکنش اکوسیستم‌های مرجانی تالاب، ۳ ایستگاه دریایی انتخاب و نمونه‌های رسوب از عمق حدود ۵-۰ SM بستر دریا توسط چنگک فولادی برداشت شد و در زمان جزر کامل جزیره نیز ۳ ایستگاه ساحلی انتخاب و نمونه‌های رسوب سواحل به‌صورت تصادفی توسط بیلچه جمع‌آوری و پس از انتقال به آزمایشگاه استخراج و اندازه‌گیری غلظت TPHs نمونه‌ها طبق دستورالعمل سنجش هیدروکربن‌های نفتی روش MOOPAM توسط دستگاه UVF برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک رسوب تعیین شد. نتایج به‌دست آمده از آنالیز بافت رسوبات نشان داد در رسوبات دریایی به‌ترتیب بیشترین تا کمترین درصد ذرات دانه‌ریز سیلت و رس در ایستگاه‌های سوم < دوم < اول و در رسوبات ساحلی اول < سوم < دوم مشاهده شد. همچنین محدوده تغییرات ذرات ماسه در رسوبات دریایی از ۵۱/۵۷٪ تا ۵۲/۰۷٪ و در رسوبات ساحلی از ۵۶/۷۶٪ تا ۶۸/۱۵٪ متغیر است. نتایج حاصله بیانگر پایین بودن غلظت TPHs از مقدار زمینه خطر زیست‌محیطی (۴ μg/g) می‌باشد. به‌طور کلی دلیل حضور ترکیبات نفتی در این تالاب را می‌توان همجواری ۱/۵ km این زیست‌بوم طبیعی با جزیره لاوان که از مناطق مهم و چهارگانه عملیات نفتی خلیج فارس با تأسیسات عظیم پالایش، حمل و نقل و بارگیری و صدور نفت خام در ارتباط دانست. یافته‌های ارزیابی خطر زیست‌محیطی ناشی از آلودگی هیدروکربن‌های نفتی کل بر آبیان با استفاده از دستورالعمل‌های کیفیت رسوب و ضریب آلودگی نشان داد که در حال حاضر رسوبات محدوده مطالعاتی خوشبختانه فاقد هرگونه اثر بیولوژیکی نامطلوب بر زندگی موجودات آبی این منطقه است.

کلمات کلیدی: تالاب شیدور، آبسنگ‌های مرجانی، خلیج فارس، آلودگی محیط‌زیست، هیدروکربن‌های

نفتی کل (TPHs)

*مسئول مکاتبات

s.ghasemi@iau.ac.ir

آدرس الکترونیکی

شناسه دیجیتال: (DOI:10.22078/PR.2023.5000.3230)

مقدمه

از میان انواع زیست‌بوم‌های طبیعی، تالاب‌ها به دلیل ایفای نقش در حفاظت از تنوع زیستی، کارکردهای طبیعی، اقتصادی و اجتماعی از ارزش بالایی برخوردار می‌باشند. تالاب‌ها جزء پرمولدترین و حاصل‌خیزترین زیست‌بوم‌های طبیعی زمین هستند [۱]، که نقش به‌سزایی در تنوع زیستی و معیشت انسان‌ها دارند [۲]، آن‌چنان‌که بیش از یک سوم جمعیت جهان در این مناطق به‌سر می‌برند و حدود ۹۰٪ از محصولات شیلاتی نیز از این مناطق در حال تأمین است [۳]. در حال حاضر این زیست‌بوم‌های دارای ارزش‌های اقتصادی، اجتماعی، تفریحی، زیباشناختی تحت فشارهای انسانی، گردشگری ناب‌خردانه، توسعه شهرنشینی، صنعتی شدن، تشدید کشاورزی و بهره‌برداری بیش از حد، حمل و نقل، ریزش و نشست مواد نفتی قرار گرفته‌اند که این امر عملکرد هیدرولوژیکی، اقتصادی و زیست‌محیطی تالاب‌ها را کاسته است [۴-۱۰ و ۱۱]. طبق تعریف کنوانسیون رامسر تالاب‌ها شامل نواحی علفزار تالابی، مانداب و تورب‌زارها^۱ به‌صورت طبیعی یا مصنوعی، دائمی یا موقت، دارای آب ساکن یا جاری شیرین، لب‌شور و شور و همچنین آن‌دسته از مناطق دریایی می‌باشند که عمق‌شان در هنگام جزر از شش متر تجاوز نکند [۱۲ و ۱۳] که بر همین اساس صخره‌های مرجانی و غارها نیز در این تعریف گنجانده می‌شوند [۱۴]. نقش آبسنگ‌های مرجانی در گردشگری، تأمین غذا، ارائه محصولات طبیعی و غیره برای بشر به اثبات رسیده است [۱۵] و از طرفی، یک زیست‌گاه امن برای جانداران آبی است. این زیست‌بوم بسیار غنی که نقش پررنگی در حفاظت از سواحل مرجانی داشته، امروزه جزء حساس‌ترین اکوسیستم‌ها نسبت به آلاینده‌های دریایی می‌باشد. اثرات سوء این آلاینده‌ها، تالاب‌ها را در زمره آسیب‌پذیرترین منابع محیط‌زیست جهانی قرار داده، که در سال‌های اخیر افزایش فعالیت‌های صنعتی و

مداخلات انسانی منجر به تخریب سطح عظیمی از تالاب‌ها و کاهش تنوع زیستی در آن‌ها شده است [۱۴ و ۱۶]. گرمایش جهانی، توسعه مدیریت نشده دریا-ساحل، تخریب زیست‌گاه، بالا رفتن اسیدیته و کاهش کیفیت آب، افزایش فعالیت‌های ماهی‌گیری، شکار بی‌رویه، شیوع بیماری، آلودگی و غیره از مهم‌ترین عوامل کاهش وسعت صخره‌های مرجانی هستند [۱۷ و ۱۸]. سلامت اکوسیستم‌های مرجانی با پارامترهایی هم‌چون شوری، دما و اکسیژن محلول آب همراه با کیفیت رسوبات ارزیابی می‌شود [۱۹]. نوع ساختار رسوبات مکانی مناسب برای تجمع انواع آلاینده‌های آلی، به‌ویژه هیدروکربن‌های نفتی کل (TPHs)^۲ است [۲۰]. طبق برآوردها سالانه حدود ۴/۶۳ میلیون تن نفت خام به طرق مختلف به دریاها تخلیه می‌گردد [۲۱] که با توجه به سمیت، انحلال‌پذیری و آب‌گریزی هیدروکربن‌های نفتی، توانایی بالایی جهت تجمع در رسوبات و زنجیره غذایی دارند [۲۲ و ۲۳]. تأثیر عوامل انسانی در ورود آلاینده‌ها از منابع نقطه‌ای و غیر نقطه‌ای بالادست به دریاها در حال حاضر از ظرفیت‌های فعلی بیشتر اکوسیستم‌های ساحلی برای سازگاری فراتر رفته است که ادامه این روند می‌تواند آلودگی شدید محیطی و تخریب محیط زیست این مناطق را به‌دنبال داشته باشد [۲۴، ۲۵ و ۲۶]. آلودگی رسوبات به TPHs در حال حاضر یکی دیگر از منابع تأثیرگذار در سلامت اکوسیستم‌های مرجانی به‌شمار رفته که این آلاینده‌ها پس از تجمع در رسوبات، توانایی مجدد بازیافت به آب را دارند [۲۷، ۲۸ و ۲۹]. بدین ترتیب ارزیابی ریسک آلودگی رسوبات در زیست‌بوم‌های حساس ساحلی هم‌چون آبسنگ‌های مرجانی از اهمیت بسیار بالایی برخوردار است. اجرا و پایش کنوانسیون‌های بین‌المللی حفاظت از محیط‌زیست دریایی نظیر آب توازن کشتی‌ها، مارپول، سیستم‌های مضر ضدخزه

1. Peatland

2. Total Petroleum Hydrocarbons (TPHs)

اکوسیستم‌های آبی این خلیج را تحت تأثیر اثرات سوء آلاینده‌های نفتی قرار داده است [۳۳]. تالاب بین‌المللی و منطقه حفاظت شده آبسنگ‌های مرجانی شیدور، به دلیل نزدیکی و همجواری با تأسیسات نفتی جزیره لاوان و همچنین تردد رو به افزایش قایق‌های صیادی و گردشگری در معرض آلودگی‌های مختلف از جمله آلودگی نفتی قرار دارد. با توجه به آن که تاکنون مطالعه‌ای درباره میزان آلودگی نفتی همزمان رسوبات ساحلی و دریایی این جزیره غیرمسکونی انجام نشده است؛ از این رو هدف پژوهش کنونی بررسی هیدروکربن‌های نفتی کل (TPHs) در رسوبات پیرامونی تالاب بین‌المللی شیدور و همچنین ارزیابی شدت و خطر زیست‌محیطی آلودگی ناشی از حضور این آلاینده در رسوبات ساحلی و دریایی این جزیره مرجانی واقع در شمال خلیج فارس است.

مواد و روش‌ها محدوده مطالعاتی

محدوده مطالعاتی تحقیق جزیره شیدور می‌باشد. جزیره شیدور در فاصله حدود ۱/۵ km شرق جزیره لاوان (یکی از مناطق مهم عملیات نفتی کشور و دارای تأسیسات عظیم پالایش و صادرات نفت خام در خلیج فارس) و در ۱۷۰ km شهرستان بندرلنگه واقع شده است. این منطقه به دلیل اهمیت جزایر مرجانی با وسعت ۸۷۰ هکتار به عنوان چهارمین تالاب بین‌المللی استان هرمزگان در کنوانسیون رامسر به ثبت رسیده است و ۹۸ هکتار آن (بخش خشکی) نیز به عنوان پناهگاه حیات وحش (پرندگان، لاک‌پشت‌های دریایی، ماهی‌ها و دلفین‌ها) مورد حفاظت قرار دارد. سواحل این جزیره محیط مناسبی برای تخم‌گذاری لاک‌پشت دریایی منقار عقابی محسوب می‌گردد.

و منطقه‌ای کویت می‌تواند در پیش‌گیری از آلودگی نفتی اکوسیستم‌های مرجانی کمک شایانی کند. امروزه یک نمونه بارز از انطباق آبریزان را در صخره‌های مرجانی خلیج فارس می‌توان مشاهده نمود. عمده آبسنگ‌های مرجانی این دریای نیمه بسته به صورت تکه‌تکه^۱ و حاشیه‌ای^۲ است [۳۰] و با نزدیک شدن به سواحل درصد پوشش و تنوع گونه‌ای مرجانی کاهش یافته، که بنا بر تحقیقات نشان داده شده است در حد آستانه شرایط محیطی، بقای مرجان‌ها محدود می‌شود [۳۱]. تأثیر عوامل و فعالیت‌های بشری مانند حمل و نقل دریایی نفت خام و مشتقات آن، تأسیسات اکتشاف و استخراج نفت، گاز و میعانات آن و توسعه روزافزون و نامتوازن شهرهای ساحلی، آبسنگ‌های مرجانی خلیج فارس را در معرض نابودی قرار داده و همچنین از وسعت آن‌ها نیز کاسته است [۳۲]. وجود شرایط خاصی هم‌چون درجه حرارت و شوری بسیار زیاد، کدورت بالا، عمق کم و حضور آلاینده‌های مختلف زیست‌محیطی مانند TPHs، اکوسیستم خلیج فارس این محیط آبی حساس زیست‌محیطی را به شدت تحت تأثیر اثرات سوء ناشی از این آلاینده‌های دریایی قرار داده است. در این راستا، محققین متعددی به بررسی آلودگی هیدروکربن‌های نفتی در خلیج فارس پرداخته‌اند. سید هشترودی و همکاران [۳۳] مشاهده غلظت‌های هیدروکربن‌های آروماتیک حلقوی^۳ به میزان ۲۳-۹۴ ng/g در رسوبات و ۳۳-۱۲۳ ng/g در مرجان *Acropora downingi* را ناشی از احتراق ترکیبات نفتی ارزیابی نمودند. در مطالعات میکروکیلی و حاجی زاده ذاکر [۳۴] نیز منشاء TPHs بالاتر تا میزان ۵۶۲۴ µg/g در رسوبات ساحلی نزدیک به پایانه‌های نفتی جزیره خارک در مقایسه با غلظت‌های جزئی‌تر در مناطق دورتر از تأسیسات نفتی این جزیره را سوخت‌های فسیلی دانستند. در خلیج فارس بالغ بر ۲۰۰ جزیره وجود دارد [۳۵] که عدم شناخت صحیح از پتانسیل‌های منطقه در اشکال مختلف توسعه، رسوبات، جزایر و

1. Patch Reef
2. Fringing Reef
3. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)

در آزمایشگاه ۳ شبانه‌روز در دمای تقریباً 15°C نگهداری شدند و به‌منظور استخراج و اندازه‌گیری غلظت TPHs نمونه‌ها مطابق دستورالعمل سنجش هیدروکربن‌های نفتی روش MOOPAM در ابتدا به میزان ۲۰ g از نمونه‌هایی که توسط خشک‌کن انجمادی^۴ تحت خلاء و برودت 5°C - خشک شده را به‌کمک هاون چینی همگن و در ویال دستگاه میکروویو قرار داده و به آن‌ها ۴۰ mL حلال‌های هگزان نرمال و دی کلرومتان (نسبت ۱ : ۱) نیز اضافه گردید. پس از قرار دادن درپوش و روپوش مخصوص، ظروف نمونه‌ها برای قرار گرفتن در دستگاه میکروویو آماده شدند. در گام بعدی، نمونه‌های آماده‌سازی شده را درون دستگاه قرار داده و با استفاده از LCD مخصوص دستگاه، برنامه مورد نیاز برای انجام مرحله استخراج به‌دستگاه داده شد. مشخصات دستگاه برای استخراج هیدروکربن‌های نفتی از نمونه‌های رسوبات به‌شرح زیر است :

• ← قدرت میکروویو ۱۲۰۰ W

• ← افزایش دما تا 115°C در ۱۰ min

• ← ادامه استخراج در دمای 115°C در ۲۰ min

پس از سرد شدن کامل نمونه‌ها و رسیدن به دمای محیط، آن‌ها را از کاغذ صافی عبور داده و درون ظروف شیشه‌ای ریخته شد. رسوبات باقی‌مانده در ویال با ۱۰ mL هگزان شستشو و سپس به ظروف شیشه‌ای منتقل گردید.

از طرفی این تالاب توسط مؤسسه بین‌المللی حیات پرندگان به‌عنوان یکی از مناطق مهم تجمع پرندگان (IBAs)^۱ شناخته شده است. همچنین این جزیره در فهرست مهم‌ترین آبسنگ‌های مرجانی اتحادیه جهانی حفاظت از طبیعت (IUCN)^۲ نیز ثبت شده است [۳۶]. عمده آبسنگ‌های مرجانی جزیره شیدور را مرجان‌های حاشیه‌ای تشکیل داده‌اند [۳۷].

روش کار

پس از بازدید میدانی از منطقه مطالعاتی و طی عملیات غواصی، ۳ ایستگاه دریایی در مهم‌ترین مکان‌های پراکنش اکوسیستم‌های مرجانی (اعماق کمتر از ۶ m) تالاب بین‌المللی شیدور به‌صورت تصادفی انتخاب و مختصات آن‌ها توسط GPS تعیین، ثبت و از الگوی ترانسکت برای نمونه‌برداری تصادفی استفاده گردید **جدول ۱** و در ادامه از عمق حدود ۵-۰ cm بستر با ۳ تکرار نمونه‌های رسوب توسط چنگک فولادی ضدزنگ ون‌وین^۳ از هر ایستگاه دریایی جمع‌آوری شدند. سپس در زمان جزر کامل جزیره ۳ ایستگاه در سواحل جزیره شیدور به‌طور تصادفی انتخاب شد و توسط یک بیلچه استیل نمونه‌های رسوب ساحل نیز با ۳ تکرار و با استفاده از یک کوادرات $20 \times 20 \text{ cm}^2$ از عمق حدود ۵-۰ cm برداشت و در ظروف آلومینیومی نگهداری و توسط یخدان به آزمایشگاه اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان هرمزگان منتقل شدند. نمونه‌های موجود

جدول ۱ مختصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوبات دریایی و ساحلی منطقه مورد مطالعه*

توضیحات	رسوبات ساحلی		رسوبات دریایی		ایستگاه	محدوده مطالعاتی
	UTM		UTM			
	Y	X	Y	X		
گردشگری ساحلی و دریایی، صیادی و غواصی	۲۹۶۵۸۹۳	۷۳۹۹۷۱	۲۹۶۶۱۶۹	۷۳۹۶۶۷	۱ ^A	جزیره شیدور
	۲۹۶۵۲۳۰	۷۴۰۱۶۹	۲۹۶۵۳۶۴	۷۴۰۳۲۲	۲ ^B	
	۲۹۶۵۳۵۱	۷۳۹۳۰۰	۲۹۶۴۷۳۱	۷۳۸۸۴۸	۳ ^C	

* عمق نمونه‌برداری از رسوبات دریایی در ایستگاه‌ها (A) : ۱۶۰ cm، (B) : ۲۰۰ cm و (C) : ۴۵۰ cm

1. Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs)

2. The International Union for Conservation of Nature (IUCN)

3. Van Veen Grab

4. Freeze Dryer

دانه‌بندی انجام شود. در مرحله بعد الک‌ها را از روی لرزاننده الک جدا و مقدار رسوبات باقی‌مانده داخل هر الک را توزین نموده و در نهایت درصد انواع رسوبات مشخص شد. کلیه آنالیزهای ذکر شده در بالا برای هر نمونه به صورت سه بار تکرار صورت گرفت [۳۸]. شکل ۱ محدوده مطالعاتی و ایستگاه‌های نمونه‌برداری پژوهش حاضر را نشان می‌دهد.

ارزیابی شدت آلودگی در رسوبات

به منظور ارزیابی شدت و خطر زیست‌محیطی جهت بررسی اثرات بیولوژیکی نامطلوب و یا درجه سمیت رسوبات به آلاینده‌های نفتی از دو شاخص دستورالعمل‌های استانداردهای کیفیت رسوب^۳ و ضریب آلودگی^۴ در این مطالعه استفاده شد. برای ارزیابی کیفیت رسوب با استفاده از رابطه ۱، ارتباط بین غلظت آلاینده در نمونه رسوب و اثرات بیولوژیکی نامطلوب بررسی شد.

$$PEL_q = \left(\frac{C}{P} \right) \quad (1)$$

در رابطه ۱، PEL_q بیانگر مقدار سمیت هیدروکربن‌های نفتی، C نشان‌دهنده غلظت هیدروکربن‌های نفتی موجود در نمونه‌های رسوبی ($\mu\text{g/g}$) و P نیز بیانگر مقدار PEL برحسب $\mu\text{g/g}$ است. رابطه فوق براساس مقادیر مشخصی از دامنه اثر کم یا حد تأثیر آستانه (TEL) و دامنه اثر متوسط و یا حد اثرات احتمالی (PEL) است. TEL غلظت آلاینده با یک اثر نسبتاً پایین در جوامع زیستی و PEL بیانگر غلظت آلاینده با اثرات سمی می‌باشد [۳۹]. لانگ و همکاران [۴۰] میزان هیدروکربن‌های نفتی کل را در رسوبات خلیج فارس به چهار دسته تقسیم نمودند. در این تقسیم‌بندی مقادیر TPHs کمتر از $10 \mu\text{g/g}$ به عنوان زمینه طبیعی (TEL) و مقادیر بالاتر از $500 \mu\text{g/g}$ به عنوان PEL در نظر گرفته شد.

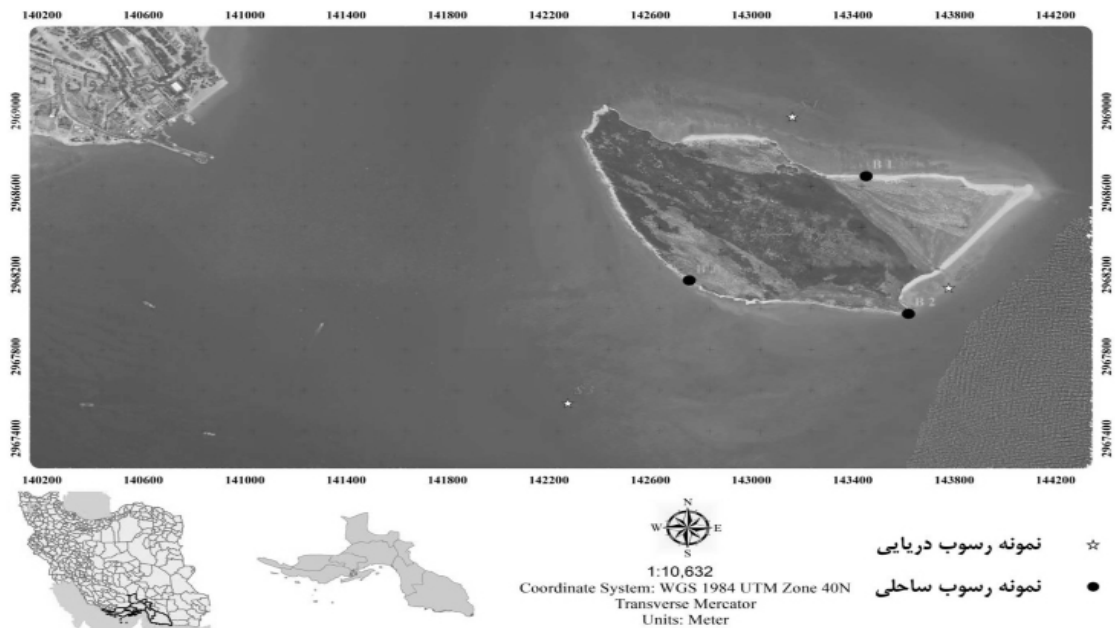
برای ممانعت از تبخیر حلال‌های مورد استفاده، نمونه‌ها تا انجام مراحل بعدی اندازه‌گیری، در دمای 3°C نگهداری شدند. در مرحله بعد نمونه استخراج شده با دستگاه تبخیرکننده گردشی^۱ تا حجم 15 mL تغلیظ گردید و در نهایت نمونه تغلیظ شده توسط جریان ملایمی از گاز نیتروژن خشک و تمیز با درجه خلوص (99.99%)، به حجم 2 mL رسانده شد. لازم است دستگاه تبخیرکننده گردشی با دور 30 rpm تنظیم و دمای حمام نیز بیش از 30°C نباشد. در این مرحله (اندازه‌گیری) جهت سنجش عملکرد ارزیابی دستگاه مورد استفاده و همچنین کنترل کیفیت (بهبود درصد استخراج)، ابتدا به دستگاه غلظت‌های مختلفی از محلول استاندارد (محلول کرایزن) داده شد که دستگاه این میزان جذب را با رسم یک منحنی کالیبراسیون نشان داد و سپس غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل توسط دستگاه فلوروسانس اشعه ماورای بنفش^۲ با طول موج 310 nm و طول موج انتشار 360 nm با ۲ بار تکرار برحسب واحد نانوگرم بر میلی‌لیتر (ppb) قرائت و در نهایت مقدار آن برحسب میکروگرم بر گرم ($\mu\text{g/g}$) وزن خشک رسوب محاسبه شد [۳۸]. در پژوهش حاضر درصد خطای کلیه آنالیزهای صورت گرفته برای هر نمونه در سطح معناداری 95% محاسبه گردید. در ادامه کارهای آزمایشگاهی از سری الک‌های با مش ۱۰، ۱۴، ۱۸، ۲۵، ۳۵، ۴۵، ۶۰، ۸۰، ۱۲۰، ۱۷۰ و ۲۳۰ به منظور تعیین دانه‌بندی رسوبات دریایی و ساحلی استفاده شد. برای این کار در ابتدا مقداری از نمونه رسوب داخل ظرف استوانه‌ای 500 cc قرار داده شد و سپس برای از بین بردن ماده آلی مقداری آب اکسیژنه به آن افزودیم. در مرحله بعد ظرف استوانه‌ای به مدت 48 h داخل آن با دمای 70°C جهت خشک شدن قرار داده شد. پس از آن رسوب را وزن کرده و داخل الک‌هایی که بر روی هم از بالا به پایین روی دستگاه لرزاننده قرار گرفته‌اند به مدت 15 min ریخته شده تا توسط لرزش‌های صورت گرفته جداسازی و عمل

1. Rotary Evaporator

2. Ultraviolet Fluorescence Spectroscopy (UVF)

3. Sediment Quality Guidelines (SQGs)

4. Contamination Factor (C_p)



شکل ۱ محدوده مطالعاتی

براین اساس و طبق تعریف کنوانسیون رامسر محدوده مطالعاتی رسوبات دریایی نیز جزء تالابها در نظر گرفته شد [۱۳].

بافت نمونه‌های رسوب

از جمله پارامترهایی که در تمرکز و انباشت آلاینده‌ها نقش داشته، نوع بافت رسوبات است. معمولاً پس از آن که ترکیبات نفتی به ذرات رسوبی می‌چسبند، رسوب‌گذاری پدید می‌آید. با توجه به این که مناطق کم‌عمق ساحلی عموماً مملو از مواد معلق‌اند، به همین دلیل شرایط رسوب‌گذاری برای ترکیبات نفتی مطلوب است [۲۰ و ۴۲]. در جدول ۴ نتایج دانه‌بندی رسوبات دریایی و ساحلی تالاب بین‌المللی شیدور آورده شده است. نتایج میانگین روند تغییرات از بیشترین تا کمترین درصد ذرات دانه‌ریز سیلت و رس بافت تشکیل‌دهنده رسوبات دریایی به ترتیب در ایستگاه‌های سوم < دوم < اول و این محدوده برای ذرات ماسه از ۵۱/۵۷٪ تا ۵۲/۰۷٪ متغیر بود. بیشترین میانگین درصد سیلت و رس بافت تشکیل‌دهنده رسوبات ساحلی در ایستگاه اول به میزان ۴۳/۲۴٪ و کمترین آن نیز در ایستگاه شماره دو با ۳۱/۸۵٪ است.

براساس این ضریب منظمی تهرانی و همکاران [۳۹]، درجه‌بندی اثرات زیستی TPHs در رسوبات را برای آزمون مطابق جدول ۲ ارائه نمودند. سپس ضریب آلودگی رسوبات با استفاده از رابطه ۲ به منظور بررسی آلودگی محیط‌زیست نسبت به یک ماده آلاینده خاص محاسبه شد [۴۱].

$$C_f = \left(\frac{C_{0-1}}{C_n} \right) \quad (2)$$

در رابطه بالا C_f بیانگر ضریب آلودگی، C_{0-1} نشان‌دهنده میانگین غلظت TPHs در نمونه‌های رسوبی ($\mu\text{g/g}$) و C_n غلظت TPHs در رسوبات طبیعی ($\mu\text{g/g}$) است. براساس رابطه ۲، درجه آلودگی به ۴ گروه تقسیم‌بندی می‌شود (جدول ۳): تجزیه و تحلیل‌های آماری تحقیق حاضر با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ و ترسیم نمودارها نیز با نرم‌افزار Excel صورت گرفت.

نتایج و بحث

از آنجائی که عمق آب نمونه‌برداری پژوهش حاضر در رسوبات دریایی محدوده پراکنش آبسنگ‌های مرجانی جزیره شیدور در کمتر از ۶ m قرار داشته،

جدول ۲ رده‌بندی اثر سمیت هیدروکربن‌های نفتی بر موجودات آبی [۹۳]

PEL _q	PEL _q < ۰/۱	۰/۱ < PEL _q < ۰/۵	۰/۵ < PEL _q < ۱/۵	PEL _q > ۱/۵
شدت اثر نامطلوب	بدون اثر	کم	متوسط	شدید

جدول ۳ رده‌بندی درجه آلودگی هیدروکربن‌های نفتی براساس ضریب آلودگی [۱۴]

C _f	C _f < ۱	۱ ≤ C _f < ۳	۳ ≤ C _f < ۶	C _f > ۶
درجه آلودگی	کم	متوسط	قابل توجه	زیاد

جدول ۴ مقادیر میانگین دانه‌بندی در نمونه‌های مطالعاتی

رسوبات ساحلی			رسوبات دریایی			محدوده مطالعاتی
سیلت+رس (%)	ماسه (%)	ایستگاه	سیلت+رس (%)	ماسه (%)	ایستگاه	
۴۳/۲۴	۵۶/۷۶	۱	۴۷/۹۳	۵۲/۰۷	۱	جزیره شیدور
۳۱/۸۵	۶۸/۱۵	۲	۴۷/۹۸	۵۲/۰۲	۲	
۳۸/۰۱	۶۱/۹۹	۳	۴۸/۴۳	۵۱/۵۷	۳	
۳۷/۷۰	۶۲/۳۰	میانگین	۴۸/۱۱	۵۱/۸۹	میانگین	

شماره دو به‌میزان ۰/۲۸ μg/g اندازه‌گیری شد. همچنین در رسوبات ساحلی نیز محدوده میانگین هیدروکربن‌های نفتی کل از بیشترین تا کمترین غلظت به‌ترتیب در ایستگاه‌های دوم < اول < سوم مشاهده شد. لازم به ذکر است در پژوهش حاضر به‌دلیل آن‌که در جزیره خالی از سکنه شیدور منبع مهم و تأثیرگذاری جهت ورودی و محاسبه میزان کل ماده آلی (TOM) محیط‌های آبی پیرامونی مشاهده و گزارش نشده است، از بررسی نقش و تأثیر آن در رسوبات محدوده مطالعاتی صرف‌نظر شد. در شکل‌های ۲ و ۳ مقادیر TPH در رسوبات دریایی و ساحلی نشان داده شده است.

همبستگی داده‌ها

به‌منظور تعیین رابطه آماری غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل و دانه‌بندی رسوبات از روش همبستگی پیرسون استفاده شد. نتایج حاصل از آزمون همبستگی نشان داد که بین TPHs موجود در رسوبات دریایی و ساحلی با نوع بافت رسوبات (اندازه ذرات رسوبی) ارتباط معناداری وجود ندارد.

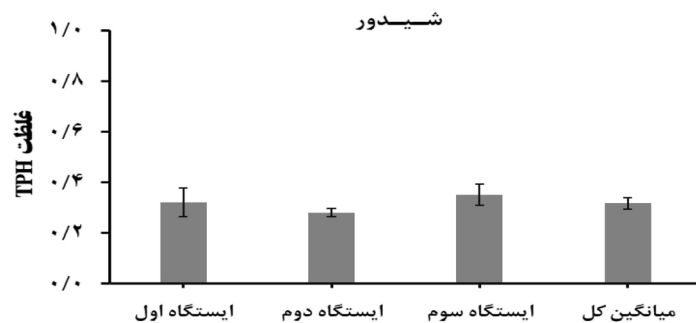
همچنین برای درصد ذرات تشکیل‌دهنده ماسه میانگین این تغییرات از بیشترین تا کمترین میزان آن به‌ترتیب در ایستگاه‌های دوم < سوم < اول است. با توجه به بستر صخره‌ای - شنی [۳۶] و عمق کم آب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری اول (۱۶۰ cm)، دوم (۲۰۰ cm) و سوم (۴۵۰ cm) از رسوبات دریایی پیرامون آب‌سنگ‌های مرجانی، وجود تفاوت‌های مشاهده شده در میانگین دانه‌بندی رسوبات دریایی تالاب توجیه‌پذیر است. از طرفی نوع دانه‌بندی رسوبات دریایی کم‌عمق جزیره در محدوده مطالعاتی را می‌توان برگرفته از آب‌شویی بافت ماسه‌ای و رسوبات ساحلی آن دانست که با نوع بافت رسوبات معرفی شده این تالاب توسط عسکری حصنی و همکاران [۳۶] نیز همخوانی دارد.

غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوب

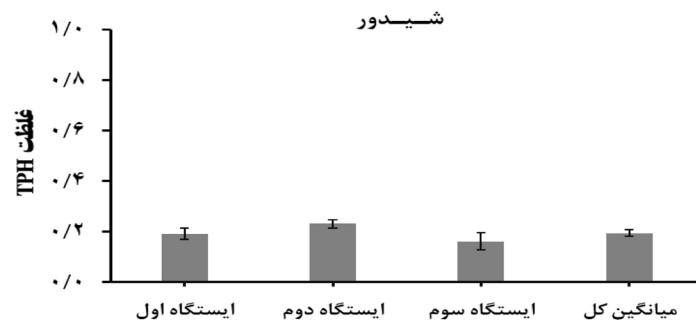
نتایج حاصل از غلظت TPHs موجود در رسوبات دریایی و ساحلی در جدول ۵ آورده شده است. نتایج بیانگر آن بود که بیشترین میانگین غلظت TPHs در رسوبات دریایی ایستگاه شماره سه به‌میزان ۰/۳۵ μg/g و کمترین میانگین غلظت در ایستگاه

جدول ۵ مقادیر میانگین \pm انحراف معیار هیدروکربن‌های نفتی کل در نمونه‌های مطالعاتی

رسوبات ساحلی		رسوبات دریایی		محدوده مطالعاتی
غلظت TPH ($\mu\text{g/g}$)	ایستگاه	غلظت TPH ($\mu\text{g/g}$)	ایستگاه	
0.19 ± 0.04	۱	0.32 ± 0.10	۱	جزیره شیدور
0.23 ± 0.03	۲	0.28 ± 0.03	۲	
0.16 ± 0.06	۳	0.35 ± 0.07	۳	
0.19 ± 0.04	میانگین کل (n=9)	0.32 ± 0.07	میانگین کل (n=9)	



شکل ۲ مقادیر غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوبات دریایی محدوده مورد مطالعه



شکل ۳ مقادیر غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوبات ساحلی محدوده مورد مطالعه

(شکل‌های ۴ و ۵).

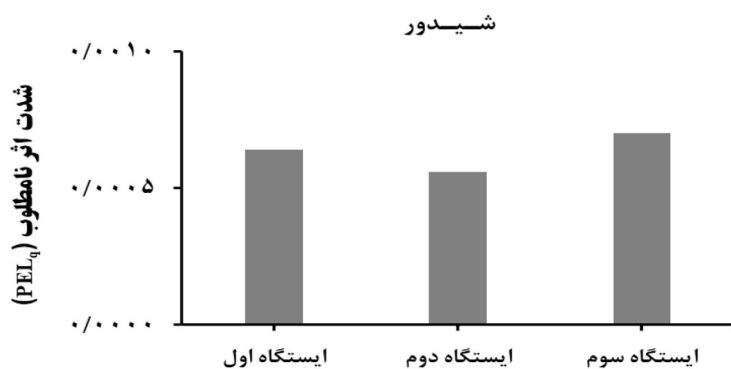
ضریب آلودگی

با توجه به محاسبات صورت گرفته طبق رابطه ۲ و جدول ۳ درجه آلودگی در کلیه رسوبات ایستگاه‌های دریایی و ساحلی تالاب مورد مطالعه در رده آلودگی کم قرار دارد (شکل‌های ۶ و ۷). مقایسه نتایج میانگین TPH در رسوبات مورد مطالعه با میانگین خلیج فارس و جهان گولدبرگ [۴۳] در مطالعات خود غلظت TPHs در رسوبات دریایی را مطابق جدول ۶ به گروه‌های زیر تقسیم‌بندی نمود.

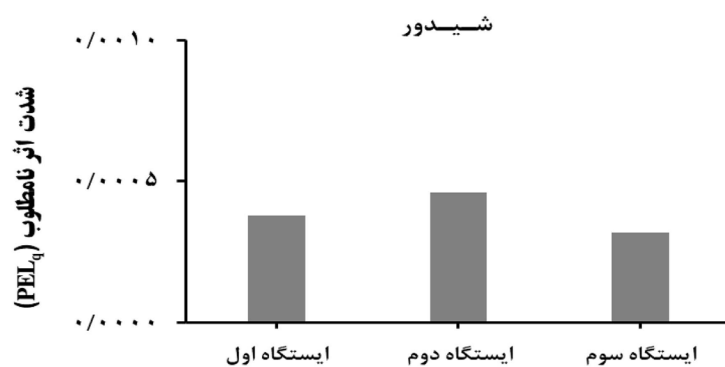
در ادامه بررسی‌ها به منظور ارزیابی آلودگی نفتی رسوبات از شاخص‌های دستورالعمل کیفیت رسوب و ضریب آلودگی استفاده شد.

دستورالعمل‌های استاندارد کیفیت رسوبات

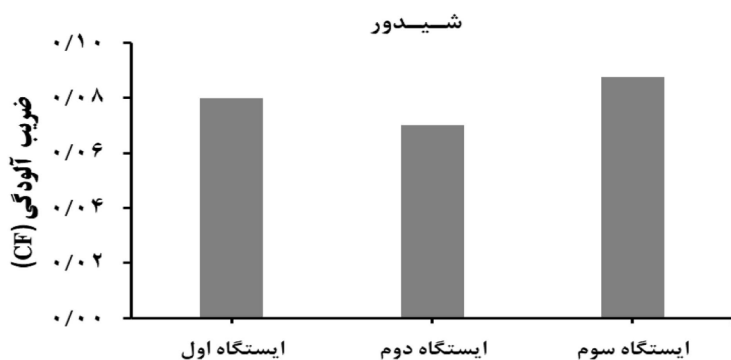
بر طبق محاسبات انجام گرفته، به منظور ارزیابی کیفیت رسوبات و اثرات بیولوژیک هیدروکربن‌های نفتی کل روی موجودات آبزی مقدار $500 \mu\text{g/g}$ در رابطه ۱ به عنوان PEL در نظر گرفته شد، که براساس جدول ۲ غلظت TPH در تمام رسوبات ایستگاه‌های محدوده مورد مطالعه فاقد هرگونه اثرات نامطلوب بیولوژیکی بر زندگی آبزیان است



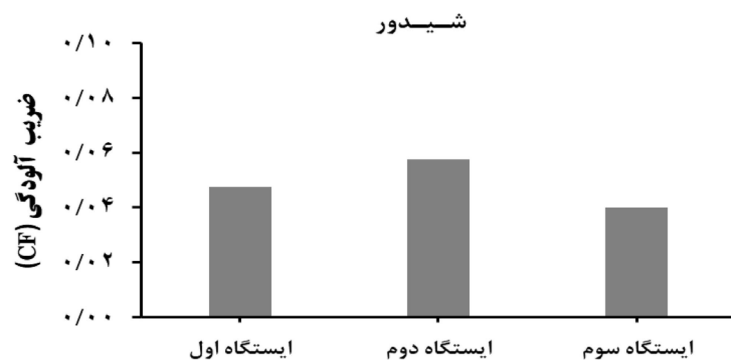
شکل ۴ نتایج حاصل از ارزیابی کیفیت رسوبات دریایی به TPHs در محدوده مورد مطالعه



شکل ۵ نتایج حاصل از ارزیابی کیفیت رسوبات ساحلی به TPHs در محدوده مورد مطالعه



شکل ۶ نتایج حاصل از ضریب آلودگی رسوبات دریایی به هیدروکربن‌های نفتی کل در محدوده مورد مطالعه



شکل ۷ نتایج حاصل از ضریب آلودگی رسوبات ساحلی به هیدروکربن‌های نفتی کل در محدوده مورد مطالعه

جدول ۶ تقسیم‌بندی مناطق براساس غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل [۳۴]

مقادیر TPH ($\mu\text{g/g}$)	وضعیت رسوبات
۱ - ۴	رسوبات اقیانوسی غیر آلوده
< ۱۰۰	رسوبات ساحلی با آلودگی متوسط
> ۱۲۰۰۰	رسوبات خیلی آلوده

بر طبق تقسیم‌بندی دیگری که توسط کامندیتور و استیوز [۴۵] ارائه شد، شدت آلودگی رسوبات مناطق ساحلی به TPHs به سه گروه تقسیم‌بندی شدند (جدول ۹). براساس دسته‌بندی‌های صورت گرفته توسط کامندیتور و استیوز [۴۵]، در حال حاضر شدت آلودگی به TPHs در تمامی ایستگاه‌های رسوبات ساحلی تالاب بین‌المللی شیدور از آلودگی کمی برخوردار است (جدول ۱۰). نتایج به‌دست آمده از پژوهش حاضر و مقایسه آن‌ها با تقسیم‌بندی‌های صورت گرفته در مطالعات گولدرگ [۴۳] مسعود و همکاران [۴۴]، کامندیتور و استیوز [۴۵] و بررسی‌های میکروکیلی و حاجی زاده ذاکر [۳۴] همخوانی دارد.

جدول ۹ دسته‌بندی رسوبات مناطق ساحلی به آلودگی هیدروکربن‌های نفتی کل [۴۵]

شدت آلودگی	میزان TPH ($\mu\text{g/g}$)
کم	$\text{TPH} > 10$
کم تا متوسط	$10 \geq \text{TPH} > 100$
متوسط تا زیاد	$100 \geq \text{TPH} > 1000$

جدول ۱۰ مقایسه میانگین غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوبات ساحلی محدوده مورد مطالعه با میانگین غلظت استاندارد آن در رسوبات مناطق ساحلی جهان

میانگین غلظت ($\mu\text{g/g}$) TPH	محدوده مورد مطالعه در پژوهش حاضر
۰/۱۹	جزیره شیدور
۱۰	میانگین غلظت استاندارد TPH در رسوبات مناطق ساحلی جهان [۴۵]

بر مبنای پژوهش‌های انجام گرفته توسط مسعود و همکاران [۴۴] غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوبات خلیج فارس برابر جدول ۷ به چهار گروه طبقه‌بندی شدند. براساس طبقه‌بندی صورت گرفته غلظت $10-15 \mu\text{g/g}$ به‌عنوان غلظت استاندارد هیدروکربن‌های نفتی کل در خلیج فارس است.

جدول ۷ طبقه‌بندی مناطق براساس غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل [۴۴]

درصد آلودگی منطقه	مقادیر TPH ($\mu\text{g/g}$)
غیر آلوده (مقدار زمینه)	۱۰ - ۱۵
آلودگی کم	۱۵ - ۵۰
آلودگی متوسط	۵۰ - ۲۰۰
آلودگی شدید	> ۲۰۰

با توجه به تقسیم‌بندی‌های صورت گرفته در مطالعات گولدرگ [۴۳] و مسعود و همکاران [۴۴] تمامی ایستگاه‌های محدوده مورد مطالعه (رسوبات دریایی و ساحلی) در دسته مناطق غیر آلوده به TPHs قرار دارند (جدول ۸).

جدول ۸ مقایسه میانگین غلظت هیدروکربن‌های نفتی کل در رسوبات دریایی محدوده مورد مطالعه با میانگین غلظت استاندارد آن در رسوبات جهانی و رسوبات خلیج فارس.

میانگین غلظت ($\mu\text{g/g}$) TPH	محدوده مورد مطالعه در پژوهش حاضر
۰/۳۲	جزیره شیدور
۴	میانگین غلظت استاندارد TPH در رسوبات دریایی جهان [۴۳]
۱۰	میانگین غلظت استاندارد TPH در رسوبات دریایی خلیج فارس [۴۴]

نتیجه گیری

متأسفانه دریا‌های جهان در دهه‌های اخیر به‌عنوان مدفن آلاینده‌ها، به‌ویژه آلاینده‌های نفتی از سوی انسان است و خلیج فارس آبراه مهم و استراتژیک انرژی در جهان نیز از این قاعده مستثنی نیست [۴۶]. افزون بر آن خلیج فارس با طیف وسیعی از تهدیدهای زیست‌محیطی دیگر از جمله تخلیه مستقیم مواد از رودخانه‌ها و رواناب‌ها، انواع آلاینده‌های خانگی و صنعتی نیز مواجه است که این چالش‌های عموماً انسان‌ساخت بخش اعظمی از زیست‌بوم‌های حساس این دریای نیمه بسته از جمله آبرنگ‌های مرجانی را در حد آستانه‌ی شرایط محیطی خود قرار داده است. بنا بر نتایج به‌دست آمده یکی از دلایل عمده و اصلی حضور TPHs در رسوبات تالاب بین‌المللی شیدور را می‌توان فاصله نزدیک (۱/۵ km) و همجواری این منطقه حفاظت شده با تأسیسات عظیم پالایش، حمل و نقل، بارگیری و صدور نفت خام در جزیره لاوان به‌عنوان یکی از مناطق مهم چهارگانه عملیات نفتی خلیج فارس برشمرد [۴۷] که با بررسی‌های میکروکیلی و حاجی‌زاده ذاکر [۳۴] در رسوبات جزیره خارک مطابقت دارد. تحقیقات نشان داده است که مجاورت اکوسیستم‌های مرجانی با تأسیسات نفتی، تخلیه آب توازن و سوخت قاچاق به دریاها یا نزدیکی به اسکله‌ها (صیادی و تجاری) نیز می‌تواند یکی دیگر از دلایل حضور ترکیبات نفتی در این اکوسیستم‌ها باشد [۴۲، ۴۸ و ۴۹]، به‌علاوه آن که می‌دانیم آلودگی نفتی دریاها به‌طور عمده توسط تخلیه غیرقانونی هیدروکربن‌ها از جانب کشتی‌ها به محیط‌زیست دریایی رخ می‌دهد [۵۰]. محبی نوذر و همکاران [۵۱] در بررسی دلایل حضور TPH جنگل‌های حرای لافت در خلیج فارس، نزدیکی مانگروها به منشاء آلودگی را مهم‌ترین عامل حضور هیدروکربن‌ها دانستند، لذا سطح بالاتر غلظت TPHs در ایستگاه سوم رسوبات دریایی را نیز می‌توان ناشی از نزدیکی فاصله

این ایستگاه تا جزیره نفتی لاوان دانست. براساس نتایج به‌دست آمده و مطالعات انجام گرفته توسط محمدی گلنگش و همکاران [۵۲] تفاوت در غلظت پایین‌تر هیدروکربن‌های نفتی کل رسوبات ساحلی در مقایسه با رسوبات دریایی را عمدتاً می‌توان به‌دلیل فرآیندهای مختلف نوری، فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی دانست، زیرا این فرآیندها از توانایی تجزیه این آلاینده‌های آلی برخوردارند. آب‌شویی ناشی از بارندگی، انرژی امواج، جریان‌های آبی و جزر و مدی، نوع رسوب و میزان ذرات معلق محیط‌های آبی [۱] در محدوده‌ی این تالاب نیز می‌تواند یکی دیگر از عوامل مؤثر در توزیع و بالاتر بودن میانگین غلظت TPHs در رسوبات دریایی نسبت به رسوبات ساحلی باشد. از سویی با توجه به درصد بالاتر ذرات ماسه در مقایسه با ذرات دانه‌ریز سیلت و رس رسوبات این تالاب، کاهش بار آلودگی نفتی در رسوبات پیرامونی اکوسیستم‌های مرجانی این جزیره توجیه‌پذیر است که با نتایج سیلوا و همکاران [۵۳] در بررسی رسوبات سطحی خلیج تودوس سانتوس برزیل مطابقت داشت. عمق کم آب در ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوبات دریایی آبرنگ‌های مرجانی نیز می‌تواند یکی دیگر از عوامل حضور TPHs باشد که با نتایج الولاد و همکاران در نیجریه همخوانی دارد [۵۴] و شاید یکی از دلایل میزان پایین‌تر از حد استاندارد TPH رسوبات شیدور در مقایسه با میانگین جهانی و متوسط آن در خلیج فارس، پراکنش آبرنگ‌های این تالاب در اعماق زیر ۶ m و قرار گرفتن آن‌ها در نواحی ساحلی نمونه‌برداری باشد، چراکه میزان آلودگی نفتی کمتر در نواحی ساحلی به‌دلیل کم‌بودن میزان کربن آلی در پژوهش‌های محبی نوذر و همکاران [۵۱] در رویشگاه‌های مانگرو خلیج فارس نیز گزارش شده که با این نتایج همخوانی دارد و دلیل دیگر آن هم می‌تواند گرمای فصل نمونه‌برداری باشد، زیرا تجزیه زیستی هیدروکربن‌ها در طول فصل گرم با افزایش دما و بالا رفتن میزان اکسیژن حل شده در آب، با سرعت

نفتی و نیاز بخش‌های تحقیقاتی و اجرایی کشور به تغییرات و نوسانات خصوصیات محدوده آب‌های ایران در خلیج فارس، ارزیابی‌های مشابه و استمرار آن در قالب طرح‌های پایش در سایر زیست‌بوم‌های حساس آبی خلیج فارس و ضرورت اجرای اثربخش کنوانسیون‌های بین‌المللی مصوب در راستای حفاظت از محیط‌زیست دریایی این خلیج و کاهش بار آلاینده‌گی ترکیبات نفتی آن پیشنهاد می‌گردد.

تشکر و قدردانی

پژوهش حاضر مستخرج از رساله دکتری تخصصی رشته مدیریت محیط‌زیست با موضوع بررسی هیدروکربن‌های نفتی کل (TPHs) در رسوبات جزایر خلیج فارس محدوده استان هرمزگان می‌باشد. بدین‌وسیله از حسن مساعدت‌های حوزه معاونت پژوهشی و مسئول محترم آزمایشگاه‌های دانشگاه آزاد اسلامی واحد بندرعباس جناب آقای مهندس باقری و سرکار خانم دکتر احسان‌پور کارشناس محترم مرکز سنجش آلودگی و امور آزمایشگاه‌های محیط‌زیست هرمزگان صمیمانه تشکر و قدردانی می‌گردد.

بیشتری انجام و در نتیجه غلظت آن‌ها نیز کمتر می‌شود که با نتایج ال‌ایماره و همکاران [۵۵] در رودخانه شط‌العرب عراق، لی و همکاران [۵۶] در خلیج بوه‌ای چین و مکتوف و همکاران [۴۸] در رودخانه الناصریه عراق مطابقت دارد. در کل با توجه به آن‌که در خود تالاب منبع و ورودی مستقیم آلودگی وجود نداشت، غلظت هیدروکربن‌های نفتی مشاهده شده در منطقه مطالعاتی مطابق پژوهش‌های متوالی و همکاران [۵۷] احتمالاً به ویژگی‌های رسوبی وابسته نبوده بلکه تابع مجاورت و نزدیکی به منشأ آلودگی نفتی مانند جزیره لاوان باشد. به‌منظور صیانت از اکوسیستم آب‌سنگ‌های مرجانی تالاب بین‌المللی شیدور که جزء یکی از زیست‌بوم‌های آسیب‌پذیر محیط‌زیست خلیج فارس در استان هرمزگان به‌شمار می‌رود، لزوم برنامه‌ریزی و اجرای طرح‌هایی نظیر مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی-دریایی به‌ویژه در تالاب‌های ساحلی-دریایی ضمن بهره‌گیری از ظرفیت‌های جوامع بومی-محلی در جهت حفظ، حراست و احیای تالاب‌ها با رویکرد توسعه پایدار نمایان‌تر می‌گردد که با توجه به وقایع مختلف زیست‌محیطی خصوصاً آلودگی‌های

مراجع

- [1]. Ghermandi, A., Van den Bergh, J. C. J. M., Brander, L. M., Nunes, P. A. L. D. (2008) The economic value of wetland conservation and creation: a meta-analysis, FEEM Working, 79: 25.
- [2]. Ten Brink, P., Badura, T., Farmer, A., Russi, D. (2012). The Economics of ecosystem and biodiversity for water and wetlands: abriefing note, Institute for European Environmental Policy, London. 84.
- [3]. Barbier, E. B. (2013). Valuing ecosystem services for coastal wetland protection and restoration: progress and challenges, Resources, 2: 213-230. <https://doi.org/10.3390/resources2030213>, doi.org/10.3390/resources2030213.
- [4]. Elmberg, J., Nummi, H., Poeyssae, A., Sjoeborg, k. (1994). Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblesay of breeding water fowl, Biogeogr, 21: 75-84, doi.org/10.2307/2845605.
- [5]. Zedler, J. B., Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability, Annual Review of Environment and Resources, 15: 39-74.
- [6]. Wang, X. Y., Feng, J., Zhao, J. M. (2010). Effects of crude oil residuals on soil chemical properties in oil sites, Momoge Wetland. China. Environmental Monitoring and Assessment, 161: 271-280, <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0744-1>.
- [7]. Kim, K. G., Lee, H., Lee, D. H. (2011). Wetland restoration to enhance biodiversity in urban areas – a comparative analysis, Landscape and Ecological Engineering, 7: 27-32.
- [8]. Bassi, N., Dinesh Kumai, M., Sharma, A., Pardha-Saradhi, P. (2014). Status of wetlands in India: A review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies, Journal of Hydrology: Regional Studies 2, 1-19.
- [9]. Balogun, A. L., Yekeen, S. T., Pradhan, B., Althwaynee, O. F. (2020). Spatio-temporal analysis of oil spill impact and recovery pattern of coastal vegetation and wetland using multispectral satellite landsat 8-OLI imagery and

- machine learning models. *Remote Sensing*, 12: 1225, <https://doi.org/10.3390/rs12071225>.
- [10]. Kuang, S. P., Dong, Z. W., Wang, B. C., Wang, H. H., Li, J. L. & Shao, H. B. (2021). Changes of sensitive microbial community in oil polluted soil in the coastal area in Shandong, China for ecorestoration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207: 111551, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111551>.
- [11]. Zheng, X. X., Wang, H., Tao, Y., Kou, X. Ch., He Ch, U. & Wang, Z. Q. (2022). Community diversity of soil meso-fauna indicates the impacts of oil exploitation on wetlands. *Ecological Indicators*, 144: 109451. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109451>.
- [12]. Davis, T. J. (1993). *Towards the wise use of wetlands*, Gland, Switzerland: Ramsar Convention Bureau Report, 180, ISBN: 2-940073-07-4.
- [13]. Royal C. Gardner & Nick C. Davidson (2007) *The Ramsar convention. Wetlands: Integrating multidisciplinary concepts*, 3rd edition, Ramsar Convention Secretariat: Gland, Switzerland), Springer, 189-203, ISBN 978-94-007-0551-7.
- [14]. Maltby, E. & Acreman, M. (2011). Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm, *Hydrological Sciences Journal*, 56: 1341-1359, <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631014>.
- [15]. Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., Van de Leemput, I. A., Lough, J. M., Morrison, T. H., Palumbi, S. R., van Nes, E. H. & Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the anthropocene, *Nature*, 546: 82-90. <https://doi.org/10.1038/nature22901>.
- [16]. Wei, J., Gao, J., Wang, N., Liu, Y., Wang, Y. W., Bai, Z. H., Zhuang, X. L. & Zhuang, G. Q. (2019). Differences in soil microbial response to anthropogenic disturbances in Sanjiang and Momoge Wetlands, China, *FEMS Microbiology Ecology*, 95: 110, <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz110>.
- [17]. Hoegh-Guldberg, O., Poloczanska, E. S., Skirving, W. & Dove, S. (2017). Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification, *Frontiers in Marine Science*, 158: 20, <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00158>.
- [18]. Anthony, K. R. N., Helmstedt, K. J., Bay, L. K., Fidelman, P., Hussey, K. E., Lundgren, P., Mead, D., McLeod, I. M., Mumby, P. J., Newlands, M., Schaffelke, B., Wilson, K. A. & Hardisty, P. E. (2020). Interventions to help coral reefs under global change a complex decision challenge. *PLoS One* 15: 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236399>.
- [19]. Ranjbar-Jafarabadi, A., Riyahi-Bakhtiyari, A., Shadmehri-Toosi, A. & Jadot, C. (2017). Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran, *Chemosphere*, 185: 1090-1111, doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.110.
- [20]. Mille, G., Asia, L., Guiliano, M., Malleret, L. & Doumenq, P. (2007). Hydrocarbons in Coastal Sediments from the Mediterranean Sea (Gulf of Fos Area, France), *Marine Pollution Bulletin*, 54: 566-575, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.009.
- [21]. Carpenter, A. (2019). Oil pollution in the North Sea: the impact of governance measures on oil pollution over several decades, *Hydrobiologia*, 845: 109-127.
- [22]. Mirza, R., Mohammadi, M., Faghiri, I., Abedi, E., Fakhri, A., Azimi, A. & Zahed, M. A. (2014). Source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment samples from the northern part of the Persian Gulf, Iran, *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 7387-7398.
- [23]. Paluselli, A., Fauvelle, V., Schmidt, N., Galgani, F., Net, S. & Sempere, R. (2018). Distribution of phthalates in Marseille Bay (NW Mediterranean Sea), *Science of the Total Environment*, 621, 578-587, [10.1016/j.scitotenv.2017.11.306](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.306).
- [24]. Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries, *Environmental Conservation*, 29: 78-107.
- [25]. Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., d'Agrosa, C. & Watson, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems, *Science*, 319: 948-952.
- [26]. Richmond, R. H., Tisthammer, K. H. & Spies, N. P. (2018). The effects of anthropogenic stressors on reproduction and recruitment of corals and reef organisms, *Frontiers in Marine Science*, 5: 226, doi.org/10.3389/fmars.2018.00226.
- [27]. Rodríguez-Barroso, M. R., García-Morales, J. L., Oviedo, C. & Quiroga Alonso, J. M. (2010) An assessment of heavy metal contamination in surface sediment using statistical analysis, *Environmental Monitoring Assessment*, 163: 489-501.
- [28]. Yang, L., Chen, F., Zhang, L., Liu, J., Wu, S. & Kang, M. (2012). Comprehensive assessment of heavy metal contamination in sediment of the Pearl River estuary and adjacent shelf, *Marine Pollution Bulletin*, 64: 1947-1955, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.04.024.
- [29]. Noman, M. A., Feng, W., Zhu, G., Hossain, M. B., Chen, Y., Zhang, H. & Sun, J. (2022). Bioaccumulation and potential human health risks of metals in commercially important fishes and shellfishes from Hangzhou Bay,

- China. Scientific Reports, 12: 1-15.
- [30]. Fatemi, S. M. R. & Shokri, M. R. (2001). Iranian coral reefs status with particular reference to Kish Island, Persian Gulf. International Coral Reef Initiative Indian Ocean Regional Workshop, Muzambique, 13.
- [31]. Fouda, M. (1997). Overview on Land-Based sources and activities affecting the marine environment in ROPME Sea Area (DRAFT), Prepared for Unep and Ropme.
- [32]. Monikh, F. A., Safahieh, A., Savari, A. & Doraghi, A. (2013). Heavy metal concentration in sediment, benthic, benthopelagic, and pelagic fish species from Musa Estuary (Persian Gulf), Environmental Monitoring and Assessment, 185: 215-222.
- [۳۳]. سید هشترودی، م.، صالح، ا. و شیجونی فومنی، ن. (۱۳۹۶). ارزیابی اولیه از غلظت ترکیبات PAH در نمونه‌های رسوب و مرجان *Acropora downingi* جمع‌آوری شده از جزیره هنگام، مجموعه مقالات اولین همایش بین‌المللی اقیانوس‌شناسی غرب آسیا، تهران، ایران، ۴.
- [۳۴]. میروکیلی، ح. س.، حاجی‌زاده ذاکر، ن. (۱۳۹۲). غلظت و منشاء هیدروکربن‌های نفتی کل در خلیج فارس (TPH) در رسوبات ساحلی جزیره خارک. مجله محیط‌شناسی، ۳۹، ۴: ۱۴۸-۱۳۷.
- [۳۵]. نامی، م. ح. (۱۳۹۶). ویژگی‌های خلیج فارس، فصلنامه مطالعات خلیج فارس، ۲، ۴: ۶۱-۴۸.
- [۳۶]. عسکری حسنی، م.، بلوکی کورنده، م.، ایرانمنش، م.، میرشکار، د.، هاشم‌آبادی، م.، طالبی متین، م.، فتح‌اله‌زاده، ز.، تیموری، ب.، عسکری، ا.، قاسمی، م. و اکبرپور، م. (۱۳۹۹). تعیین زیستگاه‌های حساس تخم‌گذاری و وضعیت تولیدمثلی گونه در خطر انقراض لاک‌پشت منقار عقابی در تالاب بین‌المللی شیدور، مجله بوم‌شناسی آریان، ۱۰ (۲): ۹۵-۱۰۵.
- [۳۷]. مرادی، م.، وارسته، ط. و نبی‌پور، ا. (۱۳۹۵). مرجان‌های خلیج فارس و مهندسی بافت (چاپ اول)، ناشر دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی، بوشهر، ۲۲۰.
- [38]. Moopam (2010) Manual of oceanographic observation and pollutant analyses methods, Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Kuwait (Ropme), 585.
- [39]. Monazami-Tehrani, G. H., Hshim, R., Sulaiman, A. H., Tavakoly-Sany, S. B., Khani-Jani, R. & Monazami-Tehrani, Z. (2012). Assessment of contamination by petroleum hydrocarbons in sediments of musa bay, Northwest of the Persian Gulf-Iran, International Conference on Environment, Energy and Biotechnology (Singapore), 33: 75-80.
- [40]. Long, E. R., MacDonald, D. D., Smith, S. L. & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, Environmental Management, 19: 81-97.
- [41]. Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control, A sedimentological approach, Water research, 14: 975-1001.
- [42]. Tolosa, I., de Mora, S., Sheikholeslami, M. R., Villeneuve, J. P., Bartocci, J. & Cattini, C. (2004). Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments, Marine Pollution Bulletin, 48: 44-60, doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00255-8.
- [43]. Goldberg, E. D. (1976). The Health of the Oceans. Unesco Press, Paris, 172.
- [44]. Massoud, M. S., Al-Abdali, F., Al-Ghadban, A. N. & Al-Sarawi, M. (1996). Bottom sediments of the Arabian Gulf—II. TPH and TOC contents as indicators of oil pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick, Environmental Pollution, 93, 271-284.
- [45]. Commendatore, M. G. & Esteves, J. L. (2007). An assessment of oil pollution in the coastal zone of Patagonia, Argentina, Environmental Management, 40, 814-821.
- [۴۶]. ماشینیچیان مرادی، ع.، ممهد هروی، م.، عبدی اسکویی، س. ح.، محمودی، ا. س. و اسکندری، م. (۱۳۹۲). بررسی هیدروکربن‌های آلیفاتیک در ترکیب نفت خام سکوه‌های نفتی خلیج فارس، مجله پژوهش نفت، ۲۳ (۷۴): ۱۴۴-۱۵۰.
- [۴۷]. سازمان جغرافیایی نیروهای مسلح (۱۳۸۲). جغرافیای جزایر ایرانی خلیج فارس: استان هرمزگان: جزیره لاون (چاپ اول)، ن تهران، ۲۸۸.
- [48]. Maktoof, A. A., Alkhafaji, B. Y. & Al-janabi, Z. Z. (2014). Evaluation of total hydrocarbons levels and traces metals in water and sediment from main outfall drain in Al-Nassiriya City/Southern Iraq, Natural Resources,

5: 795-803.

[49]. Monazami-Tehrani, G. H., Tavakoly-Sany, S. B., Hashim, R., Salleh, A. (2016). Predictive environmental impact assessment of total petroleum hydrocarbons in petrochemical wastewater effluent and surface sediment, *Environmental Earth Sciences*, 75: 1-13.

[۵۰]. رایگانی، ب.، نجفی یاسوری، م.، بداقی جمالی، ج. و سرخیل، ح. (۱۳۹۸). شناسایی لکه‌های آلودگی‌های نفتی با استفاده از سری زمانی داده‌های سنجنده مودیس (مطالعه موردی: آب‌های خلیج فارس)، مجله پژوهش نفت، ۲۹، (۱۰۸): ۹۷-۱۰۶.

[51]. Mohebbi-Nozar S L, Pauzi Zakaria M, Mortazawi M S, Salimizadeh M, Momeni M, Akbarzadeh Gh A, Ismail W R (2015) Total petroleum hydrocarbons in sediments from the coastline and mangroves of the northern Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 407-411.

[۵۲]. محمدی گلنگش، م.، صنعتی، ع. م.، بزرگ‌پناه، ز. (۱۳۹۷). بررسی هیدروکربن‌های نفتی کل (TPH) و فلزات شاخص (Ni and V) در گاماروس *Pontogammarus maeoticus* و رسوبات ساحلی دریای خزر، استان گیلان، مجله بوم‌شناسی آبزیان، ۷، (۴): ۹-۱۷.

[53]. Silva, C. S., Moreira. I. T., de Oliveira, O. M., Queiroz, A. F., Garcia, K. S., Falcão, B. A., Escobar, N. F. & Rios, M. C. (2014). Spatial distribution and concentration assessment of total petroleum hydrocarbons in the intertidal zone surface sediment of Todos os Santos Bay, Brazil, *Environmental monitoring and assessment*, 186: 1271-1280.

[54]. Ololade, I. A., Lajide, L. & Amoo, I. A. (2009). Spatial trends of petroleum hydrocarbons in water and sediments, *Central European Journal of Chemistry*, 7: 83-89.

[55]. Al-Imarah, F. J. M., Ali, S. A. & Ali, A. A. (2010). Temporal and spatial variations of petroleum hydrocarbons in water and sediments from Northern parts of Shatt Al-Arab River, Iraq, *Journal of Marine Mesopotamia Sciences*, 25: 65-74.

[56]. Li, Y., Zhao, Y., Peng, S., Zhou, Q. & Ma, L. Q. (2010) Temporal and spatial trends of total petroleum hydrocarbons in the seawater of Bohai Bay, *Marine Pollution Bulletin*, 60: 238-243, doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.020.

[57]. Metwally, M. E. S., Al-Muzaini, S., Jacob, P. G. & Bahloul, M. (1997). Petroleum hydrocarbons and related heavy metals in the near-shore marine sediments of Kuwait. *Environment International*, 23: 115-121, doi.org/10.1016/S0160-4120(96)00082-7.

Fig. 1 Location of sampling stations in the Shivdar International Wetland.

The highest and lowest average concentrations of TPHs in marine sediments were observed in stations No. 3 and 2, respectively, at the rate of 0.35 $\mu\text{g/g}$ and 0.28 $\mu\text{g/g}$, and the average range of changes was observed in the second > first > third coastal sediment stations (Figures 2 and 3).

Fig. 2 Concentration values of total petroleum hydrocarbons (TPHs) in marine sediments of the studied area.

Fig. 3 Concentration values of total petroleum hydrocarbons (TPHs) in the coastal sediments of the studied area.

In order to evaluate the severity and environmental risk of this pollutant, the indicators of sediment quality guidelines (SQGs) and contamination factor (Cf) were used. The evaluations carried out according to SQGs showed that the concentration of TPH in all the sediments of the studied range stations does not have any adverse biological effects on aquatic life. Also, the Cf studies showed that the degree of pollution in all the sediments of the studied marine and coastal wetland stations is in the low pollution category.

On the other hand, the findings of the present study and their comparison were consistent with the studies conducted by Goldberg [9]; Massoud et al., [10]; Commendatore and Esteves, 2007 [11].

Conclusions

The special conditions of the Persian Gulf and the presence of a wide range of organic pollutants such as total petroleum hydrocarbons have severely affected the ecosystem of this ecologically sensitive aquatic environment. In this study, the close distance and proximity of the coral ecosystems of Shidvar international wetland with the Lavan oil island, the discharge of balance water and smuggled fuel to the seas or the proximity to the docks (fishing and commercial) can be another reason for the presence of petroleum compounds in these ecosystems [12-14] and we know that oil pollution of the seas is mainly caused by the illegal discharge of hydrocarbons by ships into the marine environment [15]. In general, the higher level of TPHs concentration in the third marine sediments station can be attributed to the proximity of this station to the Lavan oil island. In addition, finer-grained particles such as silt and clay increase

the possibility of the accumulation and presence of petroleum compounds in sediments compared to coarser-grained particles such as sand [16]. Also, the difference in the lower concentration of petroleum hydrocarbons in all coastal sediments compared to marine sediments can be mainly attributed to different optical, physical, chemical and biological processes, because these processes have the ability to decompose these organic pollutants.

References

- Hughes T P, Barnes M L, Bellwood D R, Cinner J E, Cumming G S, Jackson J B C, Kleypas J, Van de Leemput I A, Lough J M, Morrison T H, Palumbi S R, van Nes E H, Scheffer M (2017) Coral reefs in the anthropocene. *Nature*, 546: 82–90. <https://doi.org/10.1038/nature22901>.
- Carpenter A (2019) Oil pollution in the North Sea: the impact of governance measures on oil pollution over several decades. *Hydrobiologia*, 845: 109-127.
- Mirza R, Mohammadi M, Faghiri I, Abedi E, Fakhri A, Azimi A, Zahed M A (2014) Source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment samples from the northern part of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 7387-7398.
- Paluselli A, Fauvelle V, Schmidt N, Galgani F, Net S, Sempere R (2018) Distribution of phthalates in Marseille Bay (NW Mediterranean Sea). *Science of the Total Environment*, 621: 578 - 587. [10.1016/j.scitotenv.2017.11.306](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.306).
- Rodríguez-Barroso M R, García-Morales J L, Oviedo C, Quiroga Alonso J M (2010) An assessment of heavy metal contamination in surface sediment using statistical analysis. *Environmental Monitoring Assessment*, 163: 489-501.
- Yang L, Chen F, Zhang L, Liu J, Wu S, Kang M (2012) Comprehensive assessment of heavy metal contamination in sediment of the Pearl River estuary and adjacent shelf. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 1947-1955.
- Noman M A, Feng W, Zhu G, Hossain M B, Chen Y, Zhang H, Sun J (2022) Bioaccumulation and potential human health risks of metals in commercially important fishes and shellfishes from Hangzhou Bay, China. *Scientific Reports*, 12: 1-15.
- MOOPAM (2010) Manual of Oceanographic Observation and Pollutant Analyses Methods. Regional Organization for the Protection of the Marine Environment. Kuwait (ROPME), 585 p.
- Goldberg E D (1976) *The Health of the Oceans*. Unesco Press, Paris, 172 p.
- Massoud M S, Al-Abdali F, Al-Ghadban A N, Al-Sarawi M (1996) Bottom sediments of the Arabian Gulf—II. TPH and TOC contents as indicators of oil pollution and implications for the effect and fate of the Kuwait oil slick. *Environmental Pollution*, 93: 271-284.
- Commendatore M G, Esteves J L (2007) An assessment of oil pollution in the coastal zone of Patagonia, Argentina. *Environmental Management*, 40: 814-821.
- Tolosa I, de Mora S, Sheikholeslami M R, Villeneuve J P, Bartocci J, Cattini C (2004) Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 44-60.
- Maktoof A A, Alkhafajil B Y, Al-janabi Z Z (2014) Evaluation of Total Hydrocarbons Levels and Traces Metals in Water and Sediment from Main Outfall Drain in Al-Nassiriya City/Southern Iraq. *Natural Resources*, 5: 795-803.
- Monazami-Tehrani G H, Tavakoly-Sany S B, Hashim R, Salleh A (2016) Predictive environmental impact assessment of total petroleum hydrocarbons in petrochemical wastewater effluent and surface sediment. *Environmental Earth Sciences*, 75: 1-13.
- Rayegani B, Najafi Yasouri N, Bodaghi Jamali J, Sarkheil H (2019) Detection of Oil Spill Hotspots Using Time-Series MODIS Data (Case Study: Persian Gulf). *Petroleum Research*, 108: 32-35.
- Mohebbi-Nozar S L, Pauzi Zakaria M, Mortazawi M S, Salimizadeh M, Momeni M, Akbarzadeh Gh A, Ismail W R (2015) Total petroleum hydrocarbons in sediments from the coastline and mangroves of the northern Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 95: 407-411.