

غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای در آب های ساحلی بندر بوشهر

معصومه محمودی^۱، علیرضا صفاهیه*^۲، یدالله نیک پور^۳، کمال غانمی^۳

۱. گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
۲. دانشگاه آزاد اسلامی، واحد دورود
۳. گروه شیمی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

چکیده

این مطالعه به منظور تعیین غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای در آب دریا در مناطق جزر و مدی بوشهر در سال ۱۳۸۷ در ماههای مرداد و بهمن و مقایسه آن با استانداردهای جهانی و مطالعات انجام شده در سایر نقاط دنیا انجام شد. ۵ ایستگاه مختلف در طول ساحل بوشهر انتخاب و از هر ایستگاه سه نمونه آب دریا برداشته شد. پس از استخراج PAHs نمونه ها توسط حلال هگزان، این ترکیبات توسط دستگاه HPLC (Knauer) آنالیز و اندازه گیری شدند. نتایج نشان داد غلظت tPAHs در آب ایستگاههای مورد مطالعه در مرداد ماه به ترتیب در ایستگاههای رافائل، شغاب، آب شیرین کن، لیان و هلیله، ۳۱/۰، ۲۰/۸، ۴/۰، ۱۷/۶ و ۱۲/۳ میکروگرم بر لیتر بوده است. در بهمن ماه مقدار tPAHs به ترتیب ایستگاههای فوق الذکر ۳۸/۴، ۲۳/۰، ۵/۴، ۱۹/۳ و ۱۷/۲ میکروگرم بر لیتر بوده است. غلظت tPAHs در ایستگاههای مورد مطالعه اختلاف معنی دار آماری بین ماههای مرداد و بهمن نداشته است. غلظت tPAHs در ایستگاههای مورد مطالعه تفاوت معنی دار آماری داشته است ($P < 0.05$). ایستگاه رافائل بیشترین و آب شیرین کن کمترین مقدار tPAHs را دارا بوده اند. در میان ترکیبات tPAHs، فنانترن بیشترین غلظت و نفتالن کمترین غلظت را داشته است. غلظت tPAHs در آب سواحل بوشهر نسبت به سایر مناطق جهان بیشتر بوده است. همچنین مقدار ترکیبات آنتراسن، فنانترن، پیرن و فلورانتناز مقدار رهنمودی محیط زیست کانادا بیشتر بوده است. غلظت PAHs سرطانزا در مقایسه با PAHs غیرسرطانزا بسیار ناچیز بوده است. با توجه به آلودگی PAHs در آبهای ساحل بوشهر، نظارت دقیقتر بر کنترل و کاهش ورود نفت و فاضلاب به آب های ساحلی و همچنین پایش مداوم ترکیبات PAHs در منطقه پیشنهاد می شود.

واژگان کلیدی: PAHs، آب های ساحلی، بوشهر، ایران

* نویسنده مسوول، پست الکترونیک: a.safahieh@kmsu.ac.ir

۱. مقدمه

از این ترکیبات در بدن این آبزیان تجمع می کند (Orbea and Cajaraville, 2006).

ترکیبات آروماتیک حلقوی بسیار خطر ناک بوده و تهدیدی جدی برای آبزیان بشمار می روند. گزارش های متعدد از بروز سرطان کبد در جمعیت های ماهیان حاکی از آن است که در تمامی موارد میزان قابل توجهی از ترکیبات PAHs در محیط زیست این ماهیان وجود داشته است (Baumann, 1984). مطالعاتی نیز نشان داده است که بنزو(a)پایرن و ۱۲آدی متیل بنزو(a)آنتراسن باعث ایجاد ناهنجاری رشد بافت (تومور) در دو گونه ماهی کپور و (*Poeciliopsis spp.*) می شوند (Hendricks et al., 1985). از دیگر اثرات PAHs بر آبزیان اختلال غدد درون ریز در ماهی (Fossi and Marsili, 2003)، مانند تغییر سطح کورتیزول پلازما و اختلال در فرایندهای فیزیولوژیکی که توسط کورتیزول تنظیم می شود، اختلال در متابولیسم انرژی، رشد، تولید مثل و یا کارکرد سیستم ایمنی می باشد (Gesto et al., 2008).

ترکیبات PAHs تهدیدی جدی برای سلامتی انسان محسوب می شوند. مصرف آب یا آبزیان آلوده از عمده راههای ورود این ترکیبات به بدن انسان می باشند. عوارضی مثل سرطان و جهش (Lopez-Gouveia et al., 2001)، کاهش رشد جنین (Burchiel and et al., 2004)، ضعف سیستم ایمنی (Davis, 2001) و اختلال در غدد درون ریز (Luster, 2001) از عمده خطرات این ترکیبات برای سلامتی انسان هستند. آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا نام ۱۶ ترکیب از این آلاینده ها را در فهرست مواد خطر ناک قرار داده است. گرچه متداول ترین منابع ورود این ترکیبات به محیط های آبی ته نشست و ریزشهای اتمسفری، رواناب و فاضلاب شهری، فاضلاب صنعتی و نشسته طبیعی نفت می باشد (Chen, 2004). تصادف نفت کش ها، فعالیتهای مربوط به اکتشاف، استخراج بارگیری و حمل و نقل

آبهای مناطق ساحلی دریا نقش مهمی در تولید اولیه مناطق دریایی ایفا می کنند. وفور مواد مغذی نظیر نیترات و فسفات که معمولا توسط روان آبها، رود خانه ها، جریان های فراچاهنده^۱ و پسابهای تخلیه شده به دریا تأمین میگردند، مناطق ساحلی را به محلی مناسب برای تولید مثل، تخمیزی و رشد و نمو بسیاری از آبزیان بویژه گونه های خوراکی تبدیل می کنند. از آنجا که این آبها مجاور خشکی هستند بیشتر فعالیتهای انسان از جمله احداث سکو ها و پایانه های نفتی، فعالیت مربوط به اکتشاف، استخراج و صادرات نفت و گاز و همچنین حمل و نقل دریایی در محدوده فلات قاره صورت می گیرد. علیرغم قابلیت بالای آبهای ساحلی در تولید غذا در دریا، این حجم بالا از فعالیتهای انسانی در آن موجب ورود مقادیر متنابهی از آلاینده ها بویژه آلاینده های نفتی به این مناطق می گردد. این مسئله مشکلات عدیده ای برای آبزیان بوجود می آورد (Reynaud and Deschaux, 2006).

در بین آلاینده های آلی هیدروکربن های آروماتیک حلقوی بدلیل خواص شیمیایی و اثرات بیولوژیک ویژه بیش از سایرین مورد توجه محققین قرار گرفته اند (Liang et al., 2007; Di Leonardo et al., 2007; Shailaja and classy, 2003; Reynaud and Deschaux, 2006). این ترکیبات که از بهم جوش خوردن دو یا تعدادی حلقه بنزنی تشکیل شده اند اکثرا بشدت آبگریز هستند به همین دلیل هنگامی که وارد آب میشوند یا توسط موجودات زنده جذب می شوند و یا به ترکیبات معلق آلی درون آب متصل شده و با سنگین شدن ذرات ته نشین شده و به رسوبات وارد می گردند. از آنجا که متابولیسم این ترکیبات در پاره ای از موجودات زنده بسیار کند صورت می گیرد (Schlenk and Buhler, 1989; Akcha, et al., 2000)، مقادیر قابل توجهی

1. Upwelling

آلاینده های نفتی و PAHs در آبهای ساحلی بوشهر در دست نیست. بدلیل تعدد منابع بالقوه آلودگی نفتی و PAHs در آبهای ساحلی بوشهر، تحقیق حاضر به منظور مطالعه غلظت هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای (PAHs) در آب دریا در سواحل بوشهر و مقایسه آن با استانداردهای جهانی انجام گردید.

۲. مواد و روش ها

نمونه برداری از آب دریا در ماههای مرداد و بهمن ۱۳۸۷ از ۵ ایستگاه مختلف در طول ساحل شهرستان بوشهر انجام شد. شکل ۱ نام و موقعیت ایستگاههای مورد مطالعه را روی نقشه نشان می دهد.



شکل ۱. موقعیت ایستگاههای مورد مطالعه در استان بوشهر روی نقشه.

شدت تکان داده شد. قیف به مدت ۱۰ دقیقه روی پایه قرار داده شده و پس از جدا شدن دو فاز آلی و آبی، فاز آلی را کنار گذاشته و عمل استخراج دو مرتبه دیگر با دو حجم ۷ میلی لیتری هگزان روی فاز آبی انجام شد (Tsapakis *et al.*, 2003). تمامی فاز آلی به دست آمده از سه مرحله استخراج، جمع آوری و توسط سدیم سولفات بدون آب، آبگیری شده و درون دستگاه تبخیر کننده چرخان (Heidolph 4011) به حجم ۵ میلی لیتر رسانده شد. سپس جهت

نفت نیز از منابع مهم ورود ترکیبات PAHs به آب دریا می باشند (Sauer *et al.*, 1998).

استان بوشهر از نظر فعالیتهای مرتبط با صنایع نفت در سطح کشور منحصر بفرد است. پایانه نفتی خارک از مهمترین پایانه های نفتی میباشد که روزانه چندین نفتکش عظیم نفت صادراتی ایران را در آن بارگیری می کنند. تردد انواع نفتکش ها و کشتی های عظیم، به همراه فعالیتهای مربوط به استحصال گاز طبیعی در عسلویه همگی منابع بالقوه ورود ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای به آبهای ساحلی این منطقه می باشد. علیرغم مطالعات مختلف در زمینه آلودگی نفتی و PAHs در خلیج فارس (Al-Madani, 1994, Tolosa *et al.*, 2005, Egtesadi-Araghi and Farzadnia, 2011) اطلاعات کافی در خصوص میزان

نمونه برداری از آب دریا توسط بطری های تیره و از عمق ۵۰ سانتی متری (Zhou and Maskaoui, 2003) انجام شد. از هر ایستگاه سه نمونه آب دریا برداشته شد. پس از انتقال نمونه ها به آزمایشگاه حدود ۲۰ میلی لیتر از نمونه برداشته شد و ۱ میلی لیتر محلول دکاکلروبایفنیل با غلظت ۱۶ میکروگرم بر لیتر به عنوان استاندارد درونی (EPA, 1986) به نمونه اضافه شد. سپس نمونه توسط کاغذ صافی (واتمن ۴۲ میکرون) فیلتر شد. نمونه را وارد قیف جدا کننده نموده و ۷ میلی لیتر هگزان به آن اضافه به

نتایج نشان داد که در مرداد ماه غلظت PAHs کل (tPAHs) در آبهای ساحلی بوشهر در ایستگاههای رافائل، شغاب، آب شیرین کن، لیان و هلیله به ترتیب ۰/۳۱، ۸/۲۰، ۰/۴، ۰/۱۷ و ۳/۱۲ میکروگرم بر لیتر بوده است ($P < 0/05$). ایستگاه آب شیرین کن تمیز ترین آب و ایستگاه رافائل آلوده ترین آب را داشته است (شکل ۴).

مطالعه غلظت ترکیبات PAHs در آب دریا در بهمن ماه نشان داد ترکیبات فنانتین و پیرن در ایستگاه رافائل غلظت قابل توجهی داشته اند. همچنین در ایستگاه شغاب، فنانتین و آسنتین، در ایستگاه لیان فلورانتین و فنانتین و در هلیله غلظت فنانتین بیش از سایر ترکیبات بوده است. در ایستگاه آب شیرین کن اکثر ترکیبات غلظت پایینی نسبت به سایر ایستگاهها داشته اند، لیکن ترکیب فنانتین نسبت به سایر ترکیبات در این ایستگاه نیز غلظت بیشتری را به خود اختصاص داده است (شکل ۳). غلظت tPAHs در آب دریا در بهمن ماه به ترتیب در ایستگاههای رافائل، شغاب، آب شیرین کن، لیان و هلیله ۳۸/۴، ۲۳، ۵/۴، ۱۹/۳، ۱۷/۲ میکروگرم بر لیتر بوده است (شکل ۴). اختلاف معنی داری در غلظت tPAHs بین ایستگاهها مختلف وجود داشته است ($P < 0/05$). ایستگاه آب شیرین کن حداقل غلظت tPAHs را داشته است و بیشترین غلظت این ترکیبات در ایستگاه رافائل بوده است.

مقایسه غلظت tPAHs در ایستگاههای مورد مطالعه اختلاف معنی دار آماری بین ماههای مرداد و بهمن نداشته است ($P > 0/05$). شکل ۴ غلظت tPAHs را در ماههای مرداد و بهمن در ایستگاههای مورد مطالعه نشان می دهد. مقایسه محتوای PAHs بر اساس تعداد حلقه نشان داد که به طور کلی حداکثر غلظت PAHs در آب دریا در منطقه مورد مطالعه مربوط به ترکیبات ۳ حلقه ای (آسنتین، آسنتین، فلورن، فنانتین و آنتراسن) و پس از آن ترکیبات ۴ حلقه ای شامل فلورانتین، پیرن، بنزو (a) آنتراسن و کرایسن بوده است. غلظت PAHs ۵ و ۶ حلقه‌ای

حذف مواد آلی قطبی، نمونه از پودر فلورسیل عبور داده شد (EPA, 2007). نمونه را وارد ویال های مدرج نموده و پس از خشک شدن حلال آن به طور کامل، باقیمانده مواد در ۱ میلی لیتر استونیتریل حل شد. در پایان حدود ۲۰ میکرولیتر از نمونه به دستگاه^۱ HPLC مدل KANUER تزریق شد.

محلول استاندارد کالیبراسیون PAH mix محصول شرکت Supelco با شماره کاتالوگ 47940-U شامل نفتالن (Nap)، آسنتین (Acy)، آسنتین (Ace)، فلورن (Flu)، فنانتین (Phe)، آنتراسن (Ant)، فلورانتین (Fla)، پیرن (Pyr)، بنزو (a) آنتراسن (BaA)، کرایسن (Chr)، بنزو (b) فلورانتین (BbFA)، بنزو (k) فلورانتین (BkFA)، بنزو (a) پیرن (BaP)، دیننزو (ah) آنتراسن (DBahA)، بنزو (ghi) پرین (BghiP) و ایندینوپیرن (IP) و محلول استاندارد درونی Decachlorobiphenyl (Supelco,) (48318) بوده است.

۳. نتایج

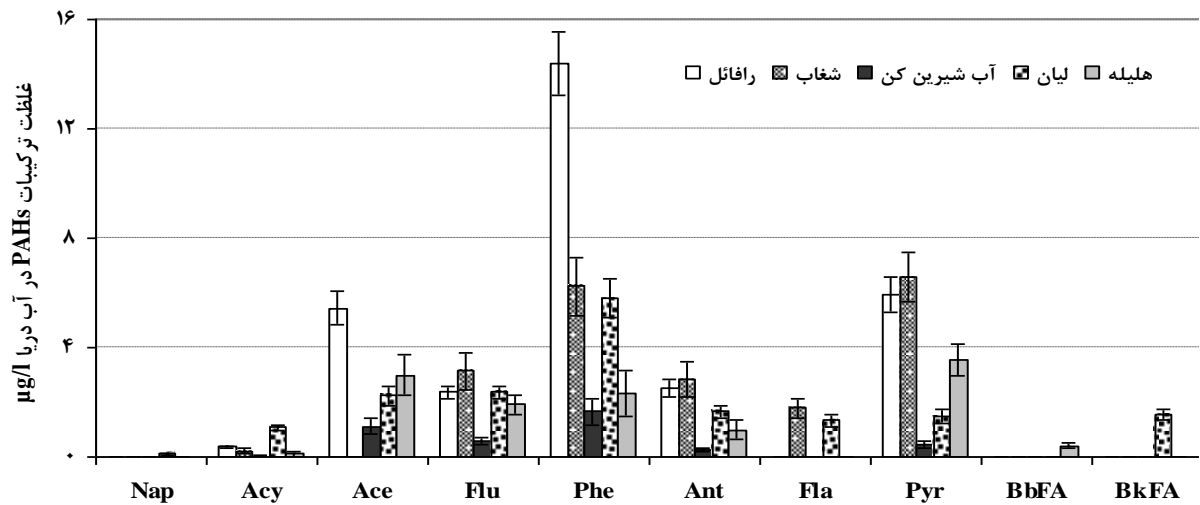
از میان ۱۶ ترکیب PAHs تعداد محدودی در آب دریا در ایستگاههای مورد مطالعه سنجیده شد و غلظت برخی از ترکیبات کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است. ترکیبات بنزو (a) آنتراسن، کرایسن، بنزو (a) پیرن، دی بنزو (ah) آنتراسن، بنزو (ghi) پرین و ایندینوپیرن در هیچ یک از ایستگاهها قابل سنجش نبوده است.

شکل ۲ غلظت ترکیبات PAHs را در آب دریا در ایستگاههای مورد مطالعه نشان می دهد. با توجه به شکل در ایستگاه رافائل ترکیبات فنانتین، پیرن و آسنتین و در شغاب فنانتین و پیرن غلظت قابل توجهی نسبت به سایر ترکیبات داشته اند. در آب شیرین کن و لیان ترکیب فنانتین و در هلیله پیرن نسبت به سایر ترکیبات غلظت بیشتری داشته اند.

2. High Performance Liquid Chromatograph

پایرن) ناچیز بوده است (شکل ۵).

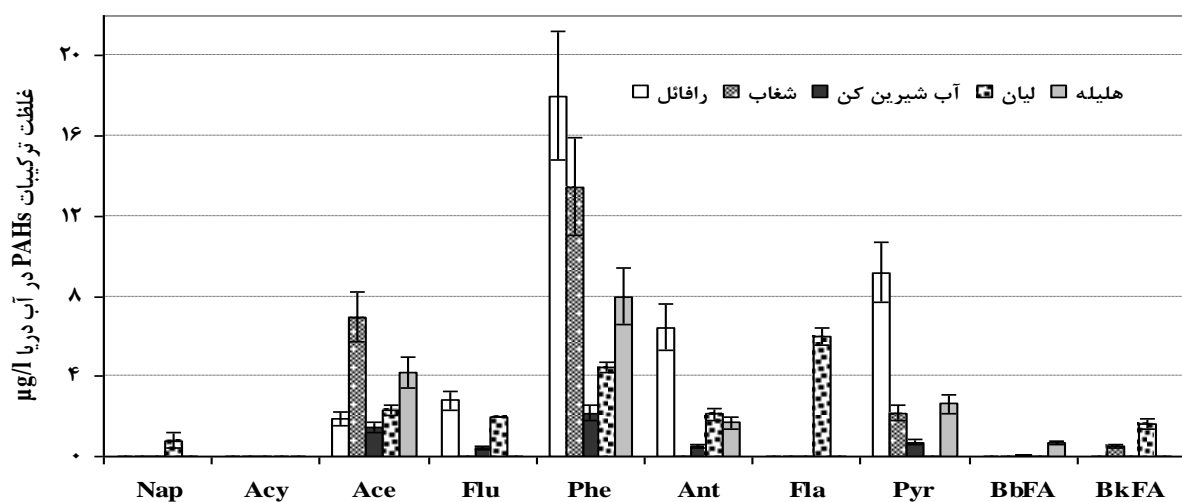
(بنزو (b) فلورانتن، بنزو (k) فلورانتن، بنزو (a) پایرن، دی بنزو (a,h) آنتراسن، بنزو (ghi) پرین و ایندنو



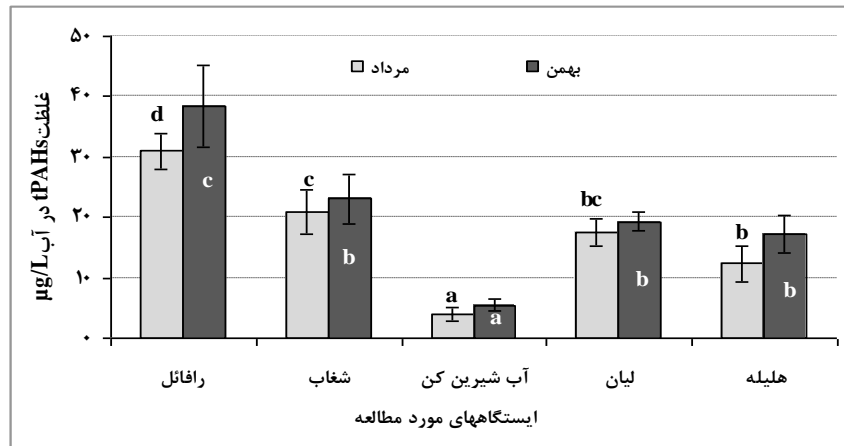
شکل ۲. غلظت PAHs در آب ایستگاههای مختلف بر حسب میکروگرم برلیتر در مرداد ماه ۱۳۸۷. بازایی استاندارد درونی در نمونه ها ± 5 درصد بوده است.

آنتراسن، کرایسن، بنزو (b) فلورانتن، بنزو (k) فلورانتن، بنزو (a) پایرن، دی بنزو (a,h) آنتراسن، بنزو (ghi) پرین و ایندنو پایرن می باشند. با توجه به شکل غلظت PAHs سرطانزا در آب منطقه مورد مطالعه نسبت به PAHs غیرسرطانزا ناچیز بوده است.

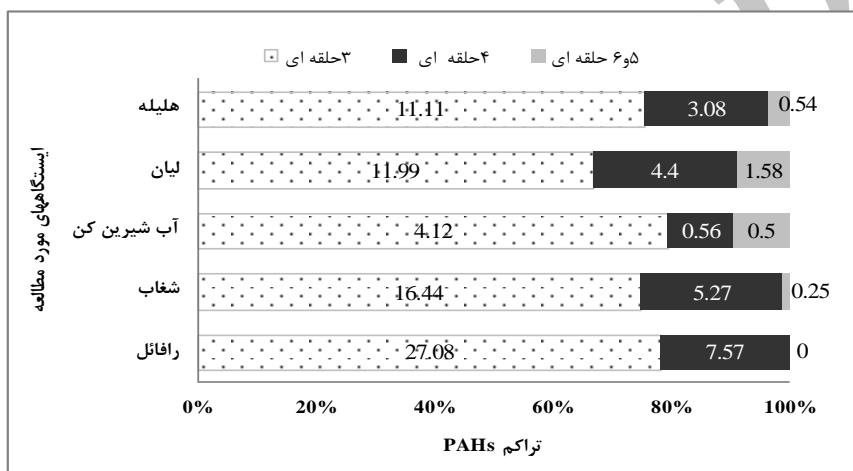
غلظت PAHs سرطانزا و غیر سرطانزا در آب در شکل ۶ نشان داده شده است. ترکیبات غیر سرطانزا شامل مجموع غلظت ترکیبات نفتالن، آسفتن، آسفتیلن، فلورن، فنانترن، آنتراسن، فلورانتن، پایرن و ترکیبات سرطانزا شامل مجموع غلظت ترکیبات بنزو (a)



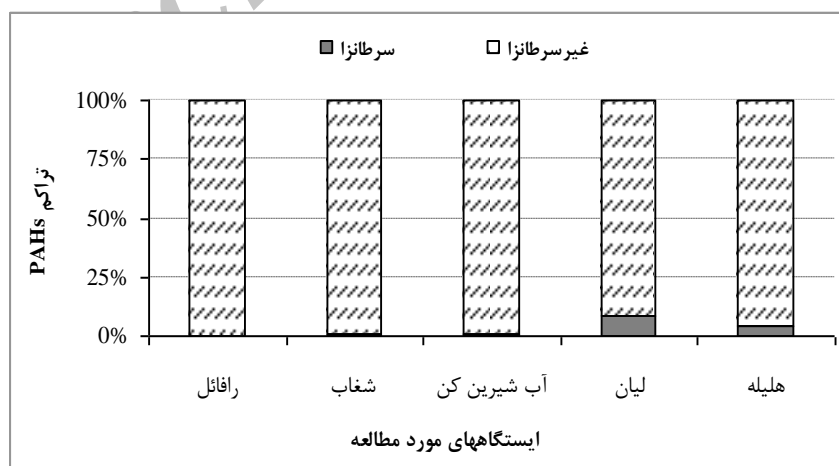
شکل ۳. غلظت PAHs در آب ایستگاههای مختلف بر حسب میکروگرم برلیتر در بهمن ماه ۱۳۸۷. بازایی استاندارد درونی در نمونه ها ± 5 درصد بوده است.



شکل ۴. مقایسه غلظت tPAHs در آب دریا در ایستگاههای مورد مطالعه در ماههای مرداد و بهمن ۱۳۸۷.



شکل ۵. غلظت و درصد هیدروکربنهای آروماتیک ۳ حلقه ای، ۴ حلقه ای و ۵ و ۶ حلقه ای در آب ایستگاههای مورد مطالعه سال ۱۳۸۷.



شکل ۶. غلظت هیدروکربنهای آروماتیک سرطانی و غیر سرطانی در آب ایستگاههای مورد مطالعه سال ۱۳۸۷.

۴. بحث و نتیجه گیری

به منظور سلامت آبریان، مقایسه شده است. با توجه به جدول غلظت ترکیبات آنتراسن، فنانترن، پیرن و فلورانتن از استاندارد محیط زیست کانادا بیشتر است.

در جدول ۱ غلظت PAHs در آب دریای منطقه بوشهر با مقدار رهنمودی غلظت این ترکیبات در آب

جدول ۱. مقایسه غلظت PAHs در آب دریا در سواحل بوشهر با استاندارد کیفیت آب کانادا (Environment Canada, 1998)

نام ترکیب	مقدار رهنمودی در آب ($\mu\text{g/l}$)	میانگین غلظت در آب سواحل بوشهر
نفتالن	۱/۴	۰/۰۹
آسنفتن	۵/۸	۲/۹۶
آنتراسن	۰/۰۱۲	۱/۹۰
فلورن	۳/۰	۱/۵۵
فنانترن	۱/۱	۷/۷۵
پیرن	۰/۰۲۵	۳/۰۶
فلورانتن	۰/۰۴	۰/۹۱
بنزو(a) آنتراسن	۰/۰۱۸	-
بنزو(a) پیرن	۰/۰۱۵	-

بر اساس نتایج به دست آمده از میان ۱۶ ترکیب PAHs فقط تعداد محدودی از این ترکیبات در آب سنجش گردید و غلظت سایر ترکیبات پایین تر از حد تشخیص دستگاه بوده و قابل اندازه گیری نبود. عدم حضور سایر ترکیبات صرفا به این دلیل نیست که این ترکیبات در آب منطقه وجود ندارد، بلکه علت آن خصوصیات فیزیکی شیمیایی این ترکیبات و تمایل آنها برای خروج از بدنه آبی توسط ته نشست، تجزیه و تبخیر می باشد به علاوه که فاکتورهای فیزیکی شیمیایی آب نیز مانند دما، pH، شوری و کدورت بر غلظت PAHs در آب تاثیر گذار است (ATSDR, 1995).

از میان ترکیبات سنجیده شده در ایستگاههای مورد مطالعه، فنانترن و پیرن غلظت بیشتری در آب دریا داشته اند. با توجه به اینکه این دو ترکیب در نفت خام غلظت بالایی دارند (IPCS, 1998) به نظر می رسد ایستگاههای مورد مطالعه به میزان زیادی در معرض نشست نفت از خطوط حمل و نقل و یا نفتکش ها باشد.

Al-Madani در سال ۱۹۹۴ غلظت PAHs را در آبهای ساحلی بحرین ۲۸، نزدیک بنادر ۵۲، نزدیکی مناطق صنعتی ۸۹ و در آبهای دور از ساحل ۱۶ میکروگرم بر لیتر گزارش نمود. به نظر می رسد ایستگاههای مورد مطالعه در تحقیق حاضر از نظر آلودگی PAHs شرایطی مشابه آبهای ساحلی و نزدیک بنادر در بحرین داشته باشد. آلودگی tPAHs در آب های ساحلی بوشهر در مقایسه با سایر نقاط دنیا مانند خلیج چیسایپیک در آمریکا (Gustafson and Dickhut, 1997)، خلیج دایا در چین (Zhou and Maskaoui, 2003)، دلتای نیجر در آفریقا (Anyakora and Coker, 2006) و شمال غربی دریای بالتیک (Maldonado et al., 1999) بیشتر بوده است. فعالیت های کشتیرانی و حمل و نقل دریایی، حضور اسکله های متعدد صیادی و حمل و نقل دریایی و همچنین نزدیکی به سکوهای نفتی می تواند عوامل آلودگی PAHs در این منطقه باشند که بطور مداوم این ترکیبات را وارد آب می نمایند.

نتایج نشان داد که غلظت PAHs سرطانزا نسبت به PAHs غیرسرطانزا ناچیز بوده است. با توجه به اینکه PAHs سرطانزا عمدتاً ۵ یا ۶ حلقه ای بوده و وزن مولکولی بالایی دارند تمایل به خروج از ستون آب و ته نشست در رسوبات را دارند در حالیکه PAHs غیر سرطانزا دو، سه و یا چهار حلقه در ساختار خود داشته، وزن مولکولی کمتر و حلالیت بیشتری در آب دارند (IPCS, 1998). بنابراین علی رغم غلظت نسبتاً بالای tPAHs در آب های سواحل شهرستان بوشهر نسبت به سایر مطالعات، احتمال می رود خطر دسترسی موجودات منطقه جزر و مدی (خصوصاً موجوداتی که بیشتر در معرض آب هستند مانند صافی خوارها) به بخش PAHs سرطانزا خیلی زیاد نباشد.

مطالعه حاضر نشان داد غلظت tPAHs در آبهای سطحی سواحل بوشهر نسبت به مطالعات انجام شده در سایر آب های جهان بیشتر بوده است. در بین ترکیبات PAHs، ترکیبات ۳ حلقه ای بیشترین تراکم و ترکیبات ۵ و ۶ حلقه ای کمترین تراکم را در آب منطقه مورد مطالعه داشته است. لذا بطور کلی غلظت PAHs سرطانزا در آب منطقه مورد مطالعه زیاد نمی باشد. در بین ایستگاههای مورد مطالعه از نظر غلظت PAHs رافائل آلوده ترین و آب شیرین کن پاکیزه ترین ایستگاه بوده است. با توجه به غلظت بالای ترکیبات PAHs پایش مداوم این ترکیبات در منطقه و همچنین استفاده از راهکارهایی جهت کاهش غلظت این آلاینده ها مانند کنترل و نظارت بیشتر بر ورود این ترکیبات به دریا از طریق شناور ها، عملیات استخراج و بارگیری نفت خام و همچنین تصفیه و پالایش پسابهای شهری و صنعتی قبل از ورود به دریا پیشنهاد می گردد.

در آب ایستگاههای مختلف از نظر غلظت tPAHs تفاوت معنی داری مشاهده شد. ایستگاههای مورد مطالعه منابع آلاینده متعددی دارا می باشند. منابع آلاینده احتمالی ایستگاه رافائل اسکله باربری و صیادی، فاضلاب شهری ورستوران می باشد. شغاب، هلیله و لیان در نزدیکی اسکله صیادی قرار گرفته و ایستگاه آب شیرین کن در معرض زباله های خانگی می باشد. ایستگاه رافائل و پس از آن شغاب به دلیل قرار گرفتن در ساحل شهر و تحت تأثیر قرار گرفتن با فعالیت های حمل و نقل اسکله ها و مضافاً ورود فاضلاب شهری، نسبت به سایر ایستگاهها، آلودگی PAHs بالاتری داشتند. کمترین مقدار PAHs در آب ایستگاه آب شیرین کن سنجیده شد که احتمالاً به دلیل دور بودن این منطقه از اسکله ها و عدم ورود فاضلاب بوده است. مقایسه غلظت tPAHs در آب، بین دو ماه سرد و گرم تفاوت معنی دار آماری نشان نداد. به نظر می رسد که ورود PAHs و همچنین خروج آن از آب همانند گذشته بوده است.

نتایج نشان داد که در آب ایستگاههای مختلف حضور ترکیبات ۳ حلقه ای بیشتر از سایر ترکیبات می باشد. با توجه به حلالیت بیشتر ترکیبات ۳ حلقه ای PAHs نسبت به سایر ترکیبات PAHs در آب، مقدار این ترکیبات در آب بیشترین تراکم را داشت. پس از آن بیشترین درصد محتوای PAHs در آب مربوط به ترکیبات ۴ حلقه ای بوده است و ترکیبات ۵ و ۶ حلقه ای به علت وزن مولکولی بالا و حلالیت پایین (Baumard *et al.*, 1998) در آب، کمترین غلظت را به خود اختصاص داده اند. نکته قابل توجه در مورد ترکیب ۲ حلقه ای نفتالن می باشد که علی رغم حلالیت زیاد این ترکیب نسبت به سایر PAHs در آب، حضور آن در نمونه ها بسیار کم بوده است، از آنجا که این ترکیب بیشترین فشار بخار را در مقایسه با سایر PAHs دارد (Sonnefeld *et al.*, 1983)، احتمالاً سریعاً تبخیر شده و از بدنه آبی خارج می گردد.

EPA (United States Environmental Protection Agency). 2007. Method 3620C, Florsil Cleanup. 27pp.

Fossi, C., Marsili, L., 2003. Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. *Pure. Appl. Chem.* 75: 2235-2247.

Gesto, M., Soengas J.L., Miguez J.M. 2008. Acute and prolonged stress responses of brain monoaminergic activity and plasma cortisol level in rainbow trout are modified by PAHs (naphthalene, B-naphthoflavone and benzo (a)pyrene) treatment. *Aquat. Toxicol.* 86:3 41-351.

Gouveia, N., Bremner, S.A., Novaes, H.M., 2004. Association between ambient air pollution and birth weight in Sao Paulo, Brazil. *Epidemiol. Communit. Health.* 58: 11-17.

Gustafson, K.E., Dickhut, R.M. 1997. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in Southern Chesapeake Bay surface water: evaluation of three methods for determining freely dissolved water concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 452-461.

Hendricks, J.D., Meyers, T.R., Shelton, D.W., Casteel, J.L., Bailey, G.S. 1985. Hepatocarcinogenicity of benzo(a)pyrene to rainbow trout by dietary exposure and intraperitoneal injection. *Natl. Cancer Inst.* 74: 839-851.

IPCS- International Programme on Chemical Safety. 1998. Selected Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. World Health Organization, Geneva. *Environ. Health Criteria* 202.

Liang, Y., Tse, M.F., Yong, L., Wong, M.H. 2007. Distribution Pattern of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAHs) in the Sediments and Fish at Mai Po Marshes. *Nature Res. Hong kong* 41: 1303-1311.

Lopez-Abente, G., Sanz-Anquela, J.M., Gonzalez, C.A. 2001. Consumption of wine stored in leather wine bottles and incidence of gastric cancer. *Arch. Environ. Health.* 56: 559-561.

Maldonado, C., Bayona, J.M., Bodineau, L., 1999. Sources, distribution, and water column processes of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the Northwestern Black Sea water. *Environ. Sci. Technol.* 33, 2693-2702.

Orbea, A., Cajaraville, M.P., 2006. Peroxisome proliferation and antioxidant

منابع

Akcha, F., Izuel, C., Venier, P., Budzinski, H., Burgeot, T., Narbonne, J. 2000. Enzymatic biomarker measurement and study of DNA adduct formation in benzo. *Aquat. Toxicol.* 49: 269-287.

Al-Madani I. 1994. Industrial effluents and Bahrain coastal pollution by oil hydrocarbons. *Ind. Cooper.* 15: 41-52.

Anyakora, C., Coker, H. 2006. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in selected water bodies in the Niger Delta. *Afr. J. Biotechnol.* 21: 2024-2031.

ATSDR- Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1995. Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Department of Health and Human Services. Atlanta.

Baumann, P.C. 1984. Cancer in wild freshwater fish populations with emphasis on the Great Lakes. *Great Lakes Res.* 10: 251-253.

Baumard, P., Buzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot Tand Bellocq, J. 1998. Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussel and Sediment Records. *Estua. Coast. Shelf Sci.* 47 :77-90.

Burchiel, S.W., Luster, M.I. 2001. Signaling by environmental polycyclic aromatic hydrocarbons in human lymphocytes. *Clinl. Immuno.* 98: 2-10.

Davis, D.L., Bradlow, H.L., Wolff, M., Woodruff, T., Hoel, D.G., Anton-Culver, H. 1993. Medical hypothesis: xenoestrogens as preventable causes of breast cancer. *Environ. Health Perspect.* 101: 372-377.

Di Leonardo, R., Bellanca, A., Capotondi, L., Cundy, A., Neri, R. 2007. Possible impacts of Hg and PAH contamination on benthic foraminiferal assemblages: An example from the Sicilian coast, central Mediterranean. *Sci. Total Environ.* 388: 168-183.

Eghtesadi-Araghi, P., Farzadnia, S. 2011. Petroleum inputs to the Persian Gulf. *Res. J. Environ. Sci.* 5(2): 134-141.

EPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. Method 8310, Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 13pp.

Sonnefeld, W.J., Zoller, W.H., May, W.E. 1983. Dynamic coupled-column liquid chromatographic determination of ambient temperature vapor pressures of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Analyt. Chem.* 55: 275-280.

Tsapakis, M., Stephanou, E.G., Karakassis, I. 2003. Evaluation of atmospheric transport as a nonpoint source of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments of the Eastern Mediterranean. *Mar. Chem.* 80: 283-298.

Tolosa, I., Mora, S.I., Fowler, S.w., Villeneuve, J.P., Bartocci, J., Cattini, C. 2005. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine biota and coastal sediments from the Gulf and the Gulf of Oman. *Mar. Poll. Bull.* 50: 1619-1633.

Zhou, J.L., Maskaoui, K. 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China *Environ. Poll.* 121: 269-281.

enzymes in transplanted mussels of four basque estuaries with different levels of polycyclic aromatic hydrocarbon and polychlorinated biphenyl pollution. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 1616-1626.

Reynaud, S., Deschaux, P. 2006. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the immune system of fish: a review. *Aquat. Toxicol.* 77(2): 229-38.

Sauer, T.C., Michel, J., Hayes, M.O., Aurand, D.v. 1998. Hydrocarbons characterization and weathering of oiled intertidal sediments along the Saudi Arabian coast two years after the Gulf war oil spill. *Environ. Ind.* 24: 43-60.

Schlenk, D., Buhler, D.R., 1989. Xenobiotic biotransformation in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Compar. Biochem. Physiol. C* 94: 476-480.

Shailaja, M.S. Classy, D. 2003. Evaluation of impact of PAH on a tropical fish, *Oreochromis mossambicus* using multiple biomarkers. *Chemosphere* 53: 835-841.

Archive of SID