

بررسی وضعیت، منابع و ریسک سلامت هیدروکربن های آروماتیک چند

حلقه ای (PAHs) در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز

محمود رضا قربانی^۱؛ نوید قنواتی^{۲*}؛ تیمور بابایی نژاد^۳؛ احد نظرپور^۴ و خوشناز پاینده^۳

۱- دانشجوی دکتری گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۲- دانشیار گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۳- استادیار گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۴- استادیار زمین شناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

(تاریخ دریافت ۹۹/۰۳/۱۰- تاریخ پذیرش ۹۹/۰۴/۲۴)

چکیده:

غلظت بالای هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای (PAHs) در خاک های سطحی به عنوان یک خطر جدی برای سلامت انسان و محیط زیست به شمار می آید. در این مطالعه جهت بررسی سطح آلودگی PAHs در میدان نفتی اهواز تعداد ۶۶ عدد نمونه خاک سطحی برداشت و غلظت PAHs به روش کروماتوگرافی گازی - طیف سنجی جرمی (GC-MS) تعیین گردید. مقدار کل غلظت ۱۶ PAHs در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز از ۹۱۳/۵۰ تا ۴۴۴۵۲/۰۵ میکروگرم در کیلوگرم متغیر است و دارای میانگین مجموع غلظت ۱۲۸۷۲/۵۷ میکروگرم در کیلوگرم است. PAHs ناشی از احتراق بخش قابل توجهی از کل غلظت PAHs را تشکیل می دهند، که از ۰/۶۱ تا ۰/۷۳ متغیر است. نسبت ترکیبات سرطان زا به کل PAHs ها در محدوده بین ۰/۵۵ تا ۰/۵۹ است. میانگین غلظت PAHs با وزن مولکولی بالا (HMW) ۱۰۵۷۳/۱۳ میکروگرم در کیلوگرم است که ۸۲٪ از کل PAHs را شامل می شود و منشاء آنها عموماً در اثر احتراق سوخته های نفتی می باشد. میانگین غلظت اکثر PAHs بالاتر از مقادیر ERL و کمتر از مقدار ERM است که نشان دهنده آن است که گاهی اوقات عوارض جانبی بیولوژیکی ناشی از PAHs رخ می دهد. اما غلظت دو ترکیب Ant و BaA بیشتر از مقدار ERM می باشد لذا این دو ترکیب در اغلب موارد باعث ایجاد عوارض جانبی بیولوژیکی است. غلظت معادل سمیت (TEQ) در خاک سطحی از ۹۹/۴۴ تا ۵۳۰۱/۸۶ میکروگرم در کیلوگرم متغیر است. میزان ILCR در مسیر بلع در کودکان بیشتر از بزرگسالان است اما در مسیر جذب پوستی و تنفس در بزرگسالان بیشتر از کودکان است. مجموع ریسک سرطانی (CR) برای کودکان ($۸/۹۵ \times 10^{-4}$) بیشتر از بزرگسالان ($۸/۶۴ \times 10^{-4}$) است که این امر پتانسیل بالای خطر سرطان زایی را در منطقه مورد مطالعه نشان می دهد.

کلید واژگان: خاک سطحی، PAHs، ارزیابی آلودگی، ریسک سلامت، میدان نفتی، اهواز

۱. مقدمه

عملیات استخراج نفت و گاز که در رشد اقتصادی و صنعتی کشورها بسیار موثر و از درجه اهمیت زیادی برای کشورهای نفت خیز برخوردار است، موجب بروز آلودگی های محیط زیستی بسیاری شده است. یکی از شایع ترین آلاینده های محیط زیست در گروه ترکیبات آلی، هیدروکربن های چند حلقه ای (PAHs) میباشند (Nazarpour et al., 2017). هیدروکربنهای آروماتیک چند حلقه ای (PAHs) گروهی از مواد آلی فرار هستند، که دارای دو یا چند حلقه بنزنی و حاصل پیرولیز مواد آلی می باشند که به مقدار قابل ملاحظه ای در سوخته های فسیلی وجود دارند و از احتراق ناقص مواد آلی وارد محیط می شوند (Hoseini et al., 2016). هیدروکربن های چند حلقه ای (PAHs) به عنوان آلاینده های زیست محیطی بطور گسترده در محیط توزیع شده اند که دارای منابع انسان زاد و طبیعی می باشند (Tobiszewski and Namieśnik, 2012). از منابع طبیعی این هیدروکربنها می توان به آتش سوزی جنگل ها و آتشفشان اشاره کرد (Kim and Weber, 2005). PAHs با منبع انسان زاد را می توان به دو گروه پیروژنیک و پتروژنیک طبقه بندی نمود. PAHs پیروژنیک از احتراق ناقص مواد آلی مانند احتراق سوخت های فسیلی و زغال سنگ ناشی می شود (Lee et al., 2011). PAHs با منشا پتروژنیک شامل نفت خام نسوخته و مشتقات آن مانند بنزین، سوخت دیزل و روغن است (Hwang et al., 2003). اثرات وسیعی از سمیت اکولوژیکی این ترکیبات بر موجودات زنده گزارش شده است (Ghanavati et al., 2019)، همچنین اثرات سمیت آنها بر روی رشد، متابولیسم، تشکیل تومور، سمیت حاد و مزمن، سمیت ژنی و خاصیت سرطان زایی نیز به اثبات رسیده

است (Hassanvand et al., 2015; Mroziak et al., 2003). PAHs دسته بزرگی از سرطان زا های محیطی هستند که در همه جا بعنوان آلاینده های محیطی از جمله آب، هوا و خاک دیده می شوند و بواسطه مقاومتشان در محیط های مختلف برای سلامتی انسان مضر می باشند. همچنین این ترکیبات باعث ایجاد مشکلات بهداشتی مانند آب مروارید، آسیب کلیه و کبد و زردی می شوند (Xiao et al., 2014). این ترکیبات در آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA) در اولویت لیست نظارت آلاینده ها قرار گرفته اند (Ghanavati et al., 2019; Kurtz et al., 2011; Lee and Dong, 2001). با توجه به خطر جدی آلودگی ناشی از PAHs بر روی سلامتی انسان، باید میزان آلودگی این ترکیبات مورد بررسی قرار گیرد. بنابراین با توجه به مطالب فوق الذکر و اهمیت زیست محیطی این مساله لزوم بررسی میزان غلظت این ترکیبات در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز احساس شده است. بدین ترتیب هدف از پژوهش حاضر (۱) تعیین غلظت و منبع PAHs در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز و ارزیابی میزان آلودگی آنها، (۲) تعیین منبع پتروژنیک و پیروژنیک PAHs در نمونه های خاک های سطحی و (۳) ارزیابی خطر PAHs بر سلامت انسانی با استفاده از شاخص های محیط زیستی است.

۲. مواد و روش ها

۲-۱. منطقه مورد مطالعه

میدان نفتی اهواز در استان خوزستان، در بخش مرکزی شهرستان اهواز، در جنوب غربی ایران می باشد. طول میدان اهواز ۶۷ کیلومتر و عرض آن ۶ کیلومتر است. این میدان نفتی، از شمال با میدان نفتی

تقریبی ۵۰۰ گرم برداشت و در مجموع ۶۶ نمونه از عمق ۱۰-۰ سانتیمتری برداشت گردید. نمونه ها پس از خارج نمودن آلودگی های سطحی در کیسه های پلاستیکی قرار داده شد و به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه ها به مدت ۴۸ ساعت در هوای اتاق، خشک شدند، سپس کوبیده شده و از الک پلی اتیلنی مش ۲۰۰ گذرانده شدند (Jiang et al., 2015).

۲-۳. مطالعات آزمایشگاهی

شانزده ترکیب PAHs که توسط EPA ایالات متحده به عنوان آلاینده های اولویت دار مشخص شده اند، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند. آماده سازی نمونه ها برای آنالیز توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی - طیف سنجی جرمی (GC-MS) بدین ترتیب بود که ابتدا معادل ۱۰ گرم وزن خشک از هر نمونه جدا و در دستگاه سوکسله که برای استخراج مواد آلی از آن استفاده می شود قرار داده شد (Soltani et al., 2015). در دستگاه سوکسله ۲۰۰ میلی لیتر دی کلرو متان، ۲ گرم مس فعال شده به ارلن اضافه شد. مس فعال شده برای گوگرد زدایی از نمونه ها استفاده می شود. نمونه ها حدود ۶ تا ۹ ساعت در دستگاه سوکسله با درجه حرارت ۵۳ درجه سانتی گراد قرار داده شد، بعد از گذشت مدت زمان تعیین شده (۶ تا ۹ ساعت) عصاره های ایجاد شده توسط تبخیر کننده های دوار (دستگاه روتاری) تغلیظ شدند. نمونه های تغلیظ شده به ستون سلیکاژل که برای جدا سازی انواع مواد آلی استفاده می شود اضافه شدند. در مرحله اول بعد از اضافه کردن n هگزان، هیدروکربنهای آلیفاتیک جدا می شوند. بخش دوم حاوی (PAHs) است که توسط ۷۰ میلی لیتر مخلوطی از دی کلرو متان و n هگزان (40:60, v/v) از ترکیب جدا شدند. در ادامه از دستگاه تبخیر و گاز بی اثر نیتروژن برای کاهش حجم نمونه

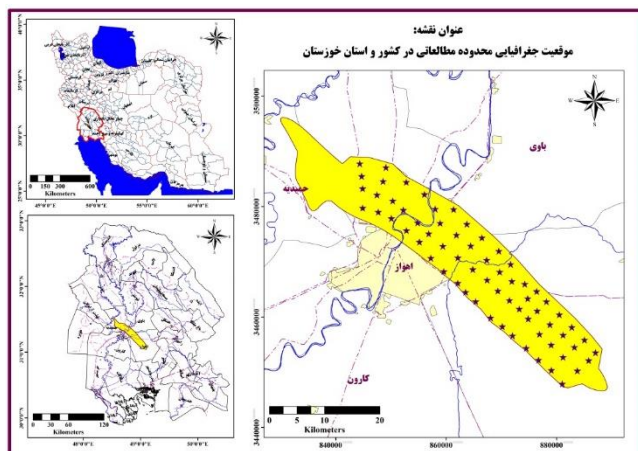
رامین، از شرق با میدان نفتی مارون، از جنوب با میدان نفتی شادگان و میدان نفتی منصوری و از غرب با میدان نفتی آب تیمور و میدان نفتی سوسنگرد مجاور است. میدان اهواز از نظر حجم ذخیره در جای نفت خام، بزرگترین میدان نفتی ایران است، که پس از میدان نفتی غوار (مستقر در عربستان سعودی) و میدان نفتی بورقان (مستقر در کویت) سومین میدان بزرگ نفتی جهان به شمار می آید. در حال حاضر ظرفیت تولید نفت خام میدان اهواز بطور میانگین معادل ۸۰۰ هزار بشکه در روز و میزان تولید گاز آن (گاز همراه نفت) بیش از ۱۳ میلیون متر مکعب در روز می باشد. حجم ذخیره در جای نفت خام این میدان بیش از ۶۵ میلیارد بشکه برآورد می شود، که بطور میانگین، در حدود ۳۷ میلیارد بشکه از آن قابل برداشت می باشد.

۲-۲. نمونه برداری

در این مطالعه به منظور ارزیابی شاخص های زیست محیطی برخی از PAHs در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز، نمونه برداری در فصل خشک در خردادماه ۱۳۹۷ انجام شد. نقشه پراکندگی نقاط نمونه برداری در شکل ۱ نمایش داده شده است. روش نمونه برداری بدین صورت بود که ابتدا با استفاده از توزیع نمونه برداری تصادفی در سیستم اطلاعات جغرافیایی، محل های پیشنهادی در منطقه مورد مطالعه تعیین شد. سپس با اصلاح موقعیت هر کدام از محل های نمونه برداری موقعیت جغرافیایی (UTM) هر کدام از نقاط به دستگاه سیستم موقعیت جغرافیایی (GPS) جهت دستیابی سریع به محل نمونه برداری استفاده شد. نقاط به گونه ای انتخاب شدند که بتواند کل منطقه مورد مطالعه را پوشش دهند. نمونه ها به صورت ترکیبی (مخلوط ۶ نمونه با هم، با فاصله ۵ تا ۱۰ متر) و با وزن

ها تا ۱ میلی لیتر استفاده شد. آنالیز تمام نمونه های استخراج شده توسط دستگاه کروماتوگرافی گازی - طیف سنجی جرمی (GC-MS) (HP5MS-)

مدل (MS 5970) انجام پذیرفت (Poster et al., 2006).



شکل ۱- موقعیت میدان نفتی مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری

بر موجودات در آن اکوسیستم بر اساس مقایسه با استانداردهای مختلف می باشد. لانگ (Long et al., 1995) برای ارزیابی کمی و کیفی آلودگی خاک و برای ارزیابی ریسک سلامت بر اساس دستورالعمل کیفی خاک (SOGS) شاخص های اکولوژیکی مانند ERM (Effects Range Median) و (Effects Range Low 50) ERL را پیشنهاد کردند. معیار های ERL و ERM با استفاده از صدک های 10th و 50th از افزایش غلظت در ارتباط با عوارض جانبی بیولوژیکی می باشد. غلظت کمتر از مقدار ERL حداقل اثرات زیست محیطی (Minimal-effects) را دارد و بیانگر تاثیراتی است که به ندرت رخ می دهد. غلظت های مساوی یا بیشتر از ERL و پایین تر از ERM نشان دهنده محدوده تاثیرات ممکن (Possible-effects) است، که گاهی رخ می دهند. غلظت های برابر یا بالاتر ERM نشان دهنده تاثیرات احتمالی (Probable-effects) هستند، اثراتی که اغلب رخ می دهند.

۲-۵-۲. ارزیابی خطر سرطان زایی PAHs

۲-۴. آنالیز آماری

برای بررسی نرمال بودن داده ها از آزمون آماری کولموگروف-اسمیرنوف (K-S) استفاده گردید. از تحلیل مولفه های اصلی (PCA) به منظور تعیین منابع احتمالی PAHs در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز استفاده شده است. نتایج PCA برای به دست آوردن اطمینان بیشتر از منابع شناسایی شده نهایی مقایسه شده است. تحلیل آماری داده ها با استفاده از بسته نرم افزار اس پی اس اس (SPSS 20) و محاسبات شاخص ها با استفاده از نرم افزار اکسل (Excel) انجام شده است.

۲-۵-۱. ارزیابی آلودگی

در این پژوهش جهت ارزیابی و تعیین سطح آلودگی PAHs از شاخص های زیست محیطی متفاوتی استفاده شده است. این شاخص ها عبارتند:

۲-۵-۱. ارزیابی ریسک زیست محیطی

ریسک اکولوژیکی به معنی بررسی میزان ترکیبات پلی آروماتیک در خاک و رسوبات و اثرات احتمالی منفی

بنزوآپیرن (BaP) گزارش کرده اند (Dong and Lee, 2004; Pufulete *et al.*, 2009). پتانسیل کل سرطان زایی PAHs ها با جمع کردن معادل سمیت بنزوآپیرن (BaPeq) غلظت هر PAHs بدست می آید (Cristale *et al.*, 2012; Kong *et al.*, 2010). TEQ از هر نمونه خاک با جمع کردن غلظت هر یک از PAHs و TEFs محاسبه می شود. مجموع معادل سمیت بنزو (آ)پیرن (BaP) برای همه ترکیبات سرطان زا با استفاده از معادله ۱ و ۲ محاسبه می شود.

$$BaPeq_i = PAH_i \times TEF_i \quad (1)$$

$$TEQ = \sum_i^n (PAH_i \times TEF_i) \quad (2)$$

که PAH_i غلظتی از PAHs، TEF فاکتور معادل سمیت برای هر یک از PAHs و TEQ ضریب معادل سمیت است. همچنین خطر افزایش ابتلا به سرطان در طول زندگی (ILCR) بوسیله خطر قرار گرفتن در معرض PAHs محیطی بر اساس مدل استاندارد EPA بصورت کمی تخمین زده می شود (Chen and Liao, 2011; Peng *et al.*, 2006). ILCR (بدون واحد) که از سه طریق بلع، تماس پوستی و استنشاق که از طریق معادلات ۳-۵ محاسبه می شود.

سمیت ناشی از PAHs در نمونه های خاک بر اساس مجموعه ای از سمیت فاکتورهای هم ارز (Toxicity Equivalency Factor) (TEFs) یا فاکتور معادل سمیت، ترکیبات آروماتیک ارزیابی می شود. TEFs پتانسیل سرطان زایی هر PAHs براساس مبنای غلظت معادل آن بنزوآپیرن (BaPeq) بیان می شود (Nisbet and Lagoy, 1992). خطر بروز سرطان را معمولاً بر اساس مقدار (Toxic Equivalent Concentration) TEQ یا ضریب معادل سمیت محاسبه می کنند (Nadal *et al.*, 2004; Qiao *et al.*, 2006). همچنین BaPeq_i (toxic benzo[a] pyrene equivalent) (سمی ترین PAHs) به عنوان ماده شیمیایی مرجع در نظر گرفته می شود (Nisbet and Lagoy, 1992; Pufulete *et al.*, 2004). ترکیب بنزو(آ)پیرن با توجه به سمیت بالا و قرار داشتن در رده سرطان زای قطعی (رده ۱ از رده بندی LARC) دارای TEFs برابر با ۱ است و دیگر ترکیبات بر اساس میزان سمیتش مقادیر کمتر از ۱ دارند، سایر PAHs، مقادیر TEFs خود را بر اساس سطح سرطان زایی آنها در مقایسه با

$LCRS_{Ingestion} = \frac{CS \times \left(CSF_{Ingestion} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \right) \times IR_{Ingestion} \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (3)$
$LCRS_{Dermal} = \frac{CS \times \left(CSF_{Dermal} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \right) \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT \times 10^6} \quad (4)$
$LCRS_{Inhalation} = \frac{CS \times \left(CSF_{Inhalation} \times \sqrt[3]{\left(\frac{BW}{70}\right)} \right) \times IR_{Inhalation} \times EF \times ED}{BW \times AT \times PEF} \quad (5)$

سال)، ED مدت زمان قرار گرفتن در معرض (سال)، IR Ingestion (میزان استنشاق (متر مکعب در روز)، IR Ingestion (میزان مصرف خاک (میلی گرم در روز)، SA قرار گرفتن در معرض سطح پوست (سانتی متر مربع در روز)، AF عامل چسبندگی پوست (میلی گرم در سانتی متر مربع)، ABS کسر جذب پوستی، PEF فاکتور انتشار ذرات (متر مکعب

CS : غلظت (PAHs) در نمونه های خاک (میلی گرم در کیلو گرم)، بر اساس معادل سمیت از BaP با استفاده از TEFs (میلی گرم در کیلوگرم) (Ferreira-Baptista and De Miguel, 2005)، عامل شیب سرطان زایی (میلی گرم در کیلو گرم در روز)، BW وزن بدن (کیلوگرم)، AT متوسط طول عمر (روز)، EF فرکانس مواجهه (روز بر

در کیلو گرم). تعیین عوامل شیب سرطان زا با توجه به توانایی ایجاد سرطان توسط BaP، CSF، CSF Ingestion، CSF Dermal و CSF Inhalation از BaP به ترتیب ۷/۳، ۲۵ و ۳/۸۵ (میلی گرم در کیلو گرم در روز) (Knafila et al., 2006; Waste and Response, 2002). پارامترهای دیگر اشاره شده برای کودکان (۱ تا ۶ ساله) و بزرگسالان (۷ تا ۳۱ ساله) بر اساس ارزیابی ریسک (EPA آمریکا) در جدول ۱ (Chiang, 2006; Chiang et al., 2009; Liao and) کمتر از 10^{-6} است

جدول شماره ۱- پارامترهای مورد استفاده در ارزیابی ریسک سرطان (ILCR)*

پارامتر	واحد	کودکان	بزرگسالان
BW	کیلوگرم	۱۵	۶۱/۵
EF	روز بر سال	۱۸۰	۱۸۰
ED	سال	۶	۲۴
IR _{Inh}	متر مکعب بر روز	۱۰	۲۰
IR _{Ing}	متر مکعب بر روز	۲۰۰	۱۰۰
SA	سانتی متر مربع بر روز	۲۸۰۰	۵۷۰۰
AF	میلی گرم بر سانتیمتر مربع	۰/۲	۰/۰۷
ABS	بدون واحد	۰/۱۳	۰/۱۳
AT	روز	$25550 = 365 \times 70$	$25550 = 365 \times 70$
PEF	متر مکعب بر کیلوگرم	$109 \times 1/36$	$109 \times 1/36$

(Ferreira-Baptista and De Miguel, 2005)*

میدان نفتی اهواز به ترتیب BaA (۲۷۸۸/۱۷) Chry < (۱۱۳۱/۵۹) Ant < (۱۴۶۷/۰۱) B(b)F < (۱۸۹۷/۴۱) Pyr < (۱۰۱۵/۳۰) B(k)F < (۱۰۴۹/۰۵) Flt < (۶۱۸/۲۷) InP < (۷۰۰/۷۶) Phe < (۷۶۲/۶۶) BaP < (۵۳۵/۷۵) Flu < (۲۶۷/۳۷) BghiP < (۲۵۷/۹۳) Acy < (۶۱/۴۱) DBA < (۱۸۱/۵۸) NaP < (۱۰۳/۷۴) Ace (۳۴/۵۷) می باشد. نسبت ترکیبات سرطان زا (Chry، BaA، B(b)F، B(k)F، BaP، DBA و InP) به کل PAHs (CanPAHs/Σ16PAHs) در محدوده بین ۰/۵۵ تا ۰/۵۹ است. همچنین نسبت ترکیبات غیر سرطان زا به کل PAHs ها (nCanPAHs/Σ16PAHs) در محدوده بین ۰/۴۱ تا ۰/۴۵ است (Rajput and Lakhani, 2009). میانگین غلظت PAHs با وزن مولکولی پایین (LMW 2-3 rings) ۲۲۹۹/۴۵ میکروگرم در کیلوگرم ۰/۱۸٪ از کل

۳. نتایج

۳-۱. غلظت PAHs در نمونه های خاک

سطوح مختلف ۱۶ ترکیب PAHs در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز شناسایی شد. در جدول ۲ خلاصه ای از پارامترهای آماری PAHs را در خاک - های سطحی میدان نفتی اهواز نشان می دهد. مقدار کل غلظت ترکیبات PAHs در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز از ۹۱۳/۵۰ تا ۴۴۴۵۲/۰۵ میکروگرم در کیلوگرم متغیر است و دارای میانگین مجموع غلظت ۱۲۸۷۲/۵۷ میکروگرم در کیلوگرم است. بیشترین و کمترین میانگین غلظت PAHs مربوط به بنزو(آ)آنتراسن(BaA) و آسنفتن(Ace) به مقدار ۲۷۸۸/۱۷ و ۳۴/۵۷ میکروگرم در کیلوگرم است. ترتیب میانگین غلظت PAHs در خاک های سطحی

تعیین منابع احتمالی ۱۶ نوع PAHs آلاینده در میدان نفتی اهواز استفاده شده است. نتایج حاصل از PCA برای PAHs نشان داد که چهار عامل اصلی اول (PC) ۶۷/۷۵ درصد از کل واریانس را تشکیل می دهند (جدول ۳). شکل ۲ آنالیز مولفه های اصلی (PCA) را نشان می دهد. اولین مولفه اصلی (PC1) ۲۳/۵۶ درصد

PAHs و میانگین غلظت PAHs با وزن مولکولی بالا (HMW 4-6 rings) ۱۰۵۷۳/۱۳ میکروگرم در کیلوگرم ۸۲٪ از کل PAHs است.

۲-۳. آنالیز مولفه های اصلی (PCA)

در این پژوهش، از آنالیز مولفه های اصلی (PCA) به منظور درک رابطه بین PAHs در خاکهای سطحی و

جدول شماره ۲- آمار توصیفی ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای در خاک های سطحی میدان نفتی اهواز (میکروگرم در کیلوگرم)

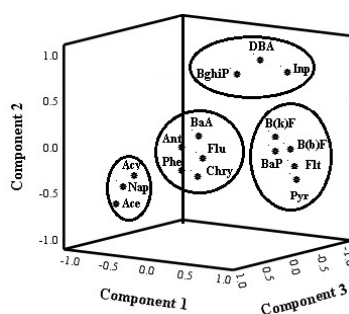
نام ترکیب	علامت اختصاری	تعداد حلقه	TEF	میانگین	حداکثر	حداقل	انحراف معیار	چولگی
Naphthalene	Nap	۲	۰/۰۰۱	۱۰۳/۷۴	۴۰۴/۶۲	۳۱/۰۳	۸۱/۹۶	۲/۱۲
Acenaphthylene	Acy	۳	۰/۰۰۱	۶۱/۴۱	۳۵۱/۳۹	۳/۱۹	۸۴/۶۱	۱/۹۶
Acenaphthene	Ace	۳	۰/۰۰۱	۳۴/۵۷	۱۹۶/۷۱	۱/۱۲	۵۴/۸۷	۱/۶۶
Fluorene	Flu	۳	۰/۰۰۱	۲۶۷/۳۷	۸۳۱/۷۱	۷/۸۷	۲۵۴/۹۹	۰/۶۶
Phenanthrene	Phe	۳	۰/۰۰۱	۷۰۰/۷۶	۲۹۹۲/۰۴	۴۶/۱۶	۱۶۵/۰۷	۱/۵۶
Anthracene	Ant	۳	۰/۰۱	۱۱۳۱/۵۹	۳۷۸۳/۷۲	۱۰۵	۱۲۹/۸۲	۱/۱۰
Chrysene	Chry	۴	۰/۰۱	۱۸۹۷/۴۱	۴۷۵۷/۰۵	۱۱۷/۵۹	۱۶۲/۵۹	۰/۲۹
Fluoranthene	Flt	۴	۰/۰۰۱	۱۰۴۹/۰۵	۳۸۳۸/۴۵	۱۳۰/۴۰	۱۷۹	۱/۳۲
Pyrene	Pyr	۴	۰/۰۰۱	۷۶۲/۶۶	۳۱۹۲/۲۰	۵۰/۳۴	۱۰۸/۲۳	۱/۴۰
Benz[a]anthracene	BaA	۴	۰/۱	۲۷۸۸/۱۷	۴۸۸۸/۶۳	۱۰۵	۱۷۳/۰۷	-۰/۷۱
Benzo[b]fluoranthene	BbF	۵	۰/۱	۱۴۶۷/۰۱	۴۶۷۷/۱۳	۱۶۴/۹۳	۱۳۳/۹۳	۱/۲۳
Benzo[k]fluoranthene	BkF	۵	۰/۱	۱۰۱۵/۳۰	۴۳۶۶/۴۲	۴۹/۱۸	۱۲۹/۳۲	۱/۴۰
Benzo[a]pyrene	BaP	۵	۱	۵۳۵/۷۵	۳۱۹۰/۲۴	۱۷/۵۷	۱۵۶/۱۲	۲/۰۴
Dibenz[a,h]anthracene	DBA	۵	۱	۱۸۱/۵۸	۳۴۹/۲۰	۴۳/۵۲	۱۲۲/۲۵	۰/۳۹
Indenopyrene	InP	۶	۰/۱	۶۱۸/۲۷	۲۲۸۵/۱۱	۳۹/۲۵	۹۲/۹۳	۱/۶۲
Benzo[ghi]perylene	BghiP	۶	۰/۰۱	۲۵۷/۹۳	۴۳۴۷/۴۳	۱/۳۵	۸۴/۶۱	۵/۰۷
2 ring %				۰/۸۱	۰/۹۱	۳/۴۰	۰/۶۸	۹/۱۷
3 ring %				۱۷/۰۶	۱۸/۳۵	۱۷/۸۸	۱۸/۲۱	۳/۰۵
4 ring %				۵۰/۴۷	۳۷/۵۲	۴۴/۱۵	۴۰/۷۲	۲/۰۰
5 ring %				۲۴/۸۶	۲۸/۳۱	۳۰/۱۳	۲۸/۹۳	۲/۸۶
6 ring %				۶/۸۱	۱۴/۹۲	۴/۴۴	۱۱/۴۶	۸/۹۳
{PAH				۱۲۸۷۲/۵۷	۴۴۴۵۲/۰۵	۹۱۳/۵۰	۲۲۱/۳۸	۳/۱۱
LMW PAHs				۲۲۹۹/۴۵	۸۵۶۰/۱۹	۱۹۴/۳۷	۲۷۱/۳۲	۹/۰۶
HMW PAHs				۱۰۵۷۳/۱۳	۳۵۸۹۱/۸۶	۷۱۹/۱۳	۷۵۰/۰۶	۴/۰۵
COMPAHs/Σ16PAHs				۰/۷۵	۰/۷۳	۰/۶۱	۰/۷۲	۰/۵۶
CANPAHs/Σ16PAHs				۰/۶۶	۰/۵۵	۰/۵۹	۰/۵۹	۰/۲۷
NCANPAHs/Σ16PAHs				۰/۳۴	۰/۴۵	۰/۴۱	۰/۴۱	۰/۷۳
TEQ				۱۳۴۲/۰۵	۵۳۰۱/۸۶	۹۹/۴۴	۳۸۴/۴۷	۲/۸۵
TEQ/ΣPAHs				۰/۱۰	۰/۱۲	۰/۱۱	۰/۱۲	۰/۱۲

LMWPAHs: PAHs با وزن مولکولی پایین (۳ حلقه ای)
 COMPAHs: PAHs مشتق شده از احتراق
 NCANPAHs: PAHs غیر سرطان زا
 TEQ: ضریب معادل سمیت

Σ16PAHs: مجموع غلظت PAHs
 HMWPAHs: PAHs با وزن بالا (۴، ۵ و ۶ حلقه ای)
 CANPAHs: PAHs سرطان زا
 TEF: فاکتور معادل سمیت

به احتراق زغال سنگ یا نفت خام نسبت داد (Zuo *etal.*, 2007). BaA مهمترین گونه تولید شده توسط احتراق دیزلی است (Lee *etal.*, 2004). پس منشا این ترکیبات را می توان به احتراق سوخت فسیلی (نفت) نسبت داد. ترکیباتی با وزن مولکولی کم مانند Phe, Flu, Ant, به طور قابل توجهی از فرایند پیرروژنیک دمای پایین ناشی می شوند (Xiao *etal.*, 2014). Flu و Chry از احتراق سوخت های فسیلی منتشر می شوند (Valavanidis *etal.*, 2006). چهارمین مولفه اصلی (PC4) ۱۰/۷۱ درصد از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۲ و ۳ حلقه ای Nap, Ace, Acy است. ترکیبات با وزن مولکولی کم به طور قابل توجهی از فرایند های پیرروژنیک دمای پایین ناشی می شوند. منشا ترکیبات Nap و Acy، منابع احتراق (احتراق چوب، سوخته های فسیلی مانند گاز مایع و گاز طبیعی و احتراق زغال سنگ) است (Guo *et al.*, 2003).

از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۴ و ۵ حلقه ای، B(b)F, B(K)F, Flt, Pyr, BaP می باشد. B(k)F و BaA مهمترین گونه تولید شده توسط احتراق دیزلی است (Luo *et al.*, 2008). همچنین منشا ترکیب BaP، دیزل و بنزین (Ravindra *et al.*, 2008) است. دومین مولفه اصلی (PC2) ۱۸/۹۹ درصد از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۵ و ۶ حلقه ای، DBA, InP, BghiP است. منشا این ترکیبات را می توان به منابع پتروژنیک و احتراق سوخته های فسیلی (بنزین، نفت و گازوئیل) نسبت داد که می توانند به شکل ذرات جامد، گاز یا بخار وارد محیط شوند (Lee and Dong, 2011). سومین مولفه اصلی (PC3) ۱۴/۴۹ درصد از واریانس کل را در بر گرفته و شامل ترکیبات آروماتیک ۳ و ۴ حلقه ای Phe, Ant, Chry, Flu, BaA است. Phe از سوخت فسیلی منتشر می شود (Simcik *etal.*, 1999). از طرفی غلظت بالای Phe را می توان



شکل ۲- آنالیز مولفه های اصلی (PCA) ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای (PAHS) موجود در منطقه مورد مطالعه

جدول ۳- واریانس کل تجزیه و تحلیل مولفه اصلی ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای (PAHS) موجود در منطقه مورد مطالعه

Rotation Sums of Squared Loadings		Extraction Sums of Squared Loadings		Initial Eigenvalues		Component			
درصد	درصد	کل	درصد تجمعی	درصد	کل	درصد	درصد		
تجمعی	واریانس			واریانس		تجمعی	واریانس		
۲۳/۵۶۲	۲۳/۵۶۲	۳/۷۷۰	۳۶/۲۷۳	۳۶/۲۷۳	۵/۸۰۴	۳۶/۲۷۳	۳۶/۲۷۳	۵/۸۰۴	۱
۴۲/۵۵۵	۱۸/۹۹۳	۳/۰۳۹	۵۳/۸۹۲	۱۷/۶۱۹	۲/۸۱۹	۵۳/۸۹۲	۱۷/۶۱۹	۲/۸۱۹	۲
۵۷/۰۴۳	۱۴/۴۸۹	۲/۳۱۸	۶۱/۲۳۹	۷/۳۴۷	۱/۱۷۶	۶۱/۲۳۹	۷/۳۴۷	۱/۱۷۶	۳
۶۷/۷۵۶	۱۰/۷۱۳	۱/۷۱۴	۶۷/۷۵۶	۶/۵۱۷	۱/۰۴۳	۶۷/۷۵۶	۶/۵۱۷	۱/۰۴۳	۴
						۷۳/۱۹۶	۵/۴۴۰	۰/۸۷۰	۵
						۷۸/۲۱۴	۵/۰۱۸	۰/۸۰۳	۶
						۸۲/۸۲۷	۴/۶۱۳	۰/۷۳۸	۷
						۸۶/۶۴۲	۳/۸۱۵	۰/۶۱۰	۸

ادامه جدول ۳- واریانس کل تجزیه و تحلیل مولفه اصلی ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای (PAHS) موجود در منطقه مورد مطالعه

Rotation Sums of Squared Loadings		Extraction Sums of Squared Loadings			Initial Eigenvalues		Component
درصد	درصد	درصد	درصد	درصد	درصد	درصد	کل
تجمعی	واریانس	کل	تجمعی	واریانس	کل	تجمعی	واریانس
						۰/۵۸۸	۹
						۰/۳۷۷	۱۰
						۰/۳۳۳	۱۱
						۰/۲۸۹	۱۲
						۰/۲۰۵	۱۳
						۰/۱۴۹	۱۴
						۰/۱۱۴	۱۵
						۰/۰۸۳	۱۶

۳-۳. ارزیابی ریسک زیست محیطی

در این مطالعه، مقادیر محدوده تاثیرات با دامنه کم (ERL) و محدوده تاثیرات با دامنه متوسط (ERM) برای ارزیابی سمیت زیست محیطی گونه های PAHs مورد استفاده قرار گرفت که در جدول ۴ ارائه شده است. این غلظت ها تحت عنوان سه محدوده در غلظت های شیمیایی که همراه با عوارض جانبی هستند، تعریف می شوند. غلظت NaP به ندرت باعث اثرات بیولوژیکی می شود چرا که میانگین غلظت آن زیر ERL است. در اغلب موارد نتایج نشان می دهد که میانگین غلظت اکثر PAH ها (Acy, Ace, Flu, Phe, Chry, Flt, Pyr, Bap, DBA) بالاتر از مقادیر ERL و کمتر از مقدار ERM است این نشان می دهد که گاهی اوقات عوارض جانبی بیولوژیکی ناشی از PAHs در نمونه ها رخ می دهد. همچنین نتایج نشان داد که غلظت دو ترکیب Ant و BaA بیشتر از مقدار ERM می باشد لذا این دو ترکیب در اغلب موارد باعث ایجاد عوارض جانبی بیولوژیکی می شوند.

۳-۴. ارزیابی خطر ابتلا به سرطان در طول عمر (ILCR)

ضریب معادل سمیت (TEQ) برای خاک های سطحی میدان نفتی اهواز بر اساس فاکتور معادل سمیت

(TEF) محاسبه شد (جدول ۵). برای ارزیابی خطر ابتلا به سرطان در طول عمر (ILCR) در انسان از بالاترین مقدار سمیت PAHs استفاده می شود (Kurtz *et al.*, 1992; Thompson *et al.*, 2001). پتانسیل-های سرطان زایی نسبت به TEQ، شاخص شیب سرطان زا (CSF) و چارچوب ارزیابی ریسک احتمالی PAHs از طریق استنشاق، بلع و جذب پوستی محاسبه گردید. بیشترین و کمترین میزان میانگین ILCR در هر دو گروه سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب مسیر جذب پوستی < بلع < تنفس بوده است. میزان ILCR در مسیر بلع برای کودکان بیشتر از بزرگسالان بوده است اما میزان ILCR در مسیر جذب پوستی و تنفس در بزرگسالان بیشتر از کودکان است. مقادیر ILCR کمتر از (1×10^{-6}) نشان دهنده ایمنی واقعی، مقادیر ILCR بین (1×10^{-6}) و (1×10^{-4}) نشاندهنده پتانسیل ریسک سرطان زایی و مقادیر بزرگتر از (1×10^{-4}) پتانسیل بالای ریسک سرطان زایی را نشان می دهد (Liao *et al.*, 2006) مجموع ریسک سرطانی (CR) برای کودکان $(8/95 \times 10^{-4})$ بیشتر از بزرگسالان $(8/64 \times 10^{-4})$ است که برای هر دو گروه سنی بیشتر از حد توصیه شده (1×10^{-6}) است که این موضوع توسط مطالعات دیگری نیز تایید شده است (Peng *et al.*, 2011; Wang and Lu, 2011). با توجه به اینکه مجموع ریسک سرطانی (CR) بیش از 10^{-4} است، این امر پتانسیل بالای خطر سرطان زایی را نشان می دهد

که این خطر در کودکان بیشتر از بزرگسالان است (Long et al., 2013).

جدول شماره ۴- معیارهای آلودگی استاندارد زیست شناختی اجزای PAHs در نمونه های مورد مطالعه*

خاک سطحی میدان نفتی اهواز		SQG		ترکیبات آروماتیک
حداکثر	میانگین	ERM	ERL	
(میکروگرم در کیلوگرم)		(میکروگرم در کیلوگرم)		
۴۰۴/۶۲	۱۰۳/۷۴	۲۱۰۰	۱۶۰	Nap
۳۵۱/۳۹	۶۱/۴۱	۶۴۰	۴۴	Acy
۱۹۶/۷۱	۳۴/۵۷	۵۰۰	۱۶	Ace
۸۳۱/۷۱	۲۶۷/۳۷	۵۴۰	۱۹	Flu
۲۹۹۲/۰۴	۷۰۰/۷۶	۱۵۰۰	۲۴۰	Phe
۳۷۸۳/۷۲	۱۱۳۱/۵۹	۱۱۰۰	۸۵/۳	Ant
۴۷۵۷/۰۵	۱۸۹۷/۴۱	۲۸۰۰	۳۸۴	Chry
۳۸۳۸/۴۵	۱۰۴۹/۰۵	۵۱۰۰	۶۰۰	Flt
۳۱۹۲/۲۰	۷۶۲/۶۶	۲۶۰۰	۶۶۵	Pyr
۴۸۸۸/۶۳	۲۷۸۸/۱۷	۱۶۰۰	۲۶۱	BaA
۳۱۹۰/۲۴	۵۳۵/۷۵	۱۶۰۰	۴۳۰	BaP
۳۴۹/۲۰	۱۸۱/۵۸	۲۶۰	۶۳/۴	DBA

*Long et al., 1995

جدول شماره ۵- خطر ابتلا به سرطان در مواجهه با آلودگی PAHs در خاک سطحی میدان نفتی اهواز

حداکثر	حداقل	میانگین	TEQ
۵۳۰/۱۸۶	۹۹/۴۴	۱۳۴۲/۰۵	
کودکان			
$2/34 \times 10^{-3}$	$5/43 \times 10^{-5}$	$3/98 \times 10^{-4}$	ILCRs ing
$2/91 \times 10^{-3}$	$6/77 \times 10^{-5}$	$4/97 \times 10^{-4}$	ILCRs der
$4/54 \times 10^{-8}$	$1/05 \times 10^{-9}$	$7/73 \times 10^{-9}$	ILCRs inh
$5/26 \times 10^{-3}$	$1/22 \times 10^{-4}$	$8/95 \times 10^{-4}$	Cancer risk
بزرگسالان			
$1/82 \times 10^{-3}$	$4/24 \times 10^{-5}$	$3/11 \times 10^{-4}$	ILCRs ing
$3/24 \times 10^{-3}$	$7/52 \times 10^{-5}$	$5/52 \times 10^{-4}$	ILCRs der
$1/41 \times 10^{-7}$	$3/29 \times 10^{-9}$	$2/41 \times 10^{-8}$	ILCRs inh
$5/07 \times 10^{-3}$	$1/17 \times 10^{-4}$	$8/64 \times 10^{-4}$	Cancer risk

PAHs ناشی از احتراق (COMPAHs/Σ16PAHs)

مجموع ترکیبات B(k)F, B(b)F, BaA, Pyr, Chry, BghiP و InP, BaP, که بخش قابل توجهی از کل غلظت PAHs را تشکیل می دهند، که محدوده ای از ۰/۶۱ تا ۰/۷۳ را نشان می دهد (Xiao et al., 2014) (جدول ۲). ترکیبات با وزن مولکولی کم (LMWPAHs) به طور قابل توجهی از فرایندهای پیروژنیک دمای پایین ناشی می شوند (Yu et al.,

۴. بحث و نتیجه گیری

در این مطالعه آلودگی ناشی از PAHs در نمونه های خاک سطحی میدان نفتی اهواز بررسی شد. بر اساس نتایج به دست آمده ترکیبات B(b)F, Chry, BaA, InP, Phe, Pyr, B(k)F, Flt, Ant اجزای اصلی PAHs هستند که منشا این ترکیبات، فرایندهای احتراقی میباشد (Hwang et al., 2003).

دهنده منشا پیروژنیک (احتراق) و اگر بیشتر از ۱ باشد نشان دهنده منشا پتروژنیک (نفتی) می باشد (Zhang *et al.*, 2012). در این مطالعه محدوده LMW/HMW، ۰/۲۴ تا ۰/۲۷ متغیر است. این نسبت کمتر از ۱ است و لذا نشان دهنده منشا پیروژنیک (احتراق) برای ترکیبات آروماتیک می باشد (جدول ۲). در این مطالعه نسبت های ایزومری همچون Ant/(Ant+Phe)، BaA/(BaA+Chry)، BaP/BghiP، InP/ (InP+BghiP) برای پی بردن به منابع احتمالی PAHs مورد استفاده قرار گرفت (Kose *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2008). بر مبنای نسبت Ant/(Ant+Phe) نیز اگر این نسبت بیش از ۰/۱ باشد نشان دهنده محدوده پیروژنیک (احتراق) و اگر کمتر از ۰/۱ باشد نشان دهنده منشا پتروژنیک (نفتی) است (Yunker *et al.*, 2002). در نمونه های مورد مطالعه این نسبت محدوده ۰/۵۶ تا ۰/۶۹ و میانگین ۰/۶۲ را نشان می دهد که بیان کننده منشاء پیروژنیک (احتراق) می باشد. اگر نسبت BaA/(BaA+Chry) در نمونه ها بیش از ۰/۳۵ باشد حاکی از منشا پیروژنیک (احتراق) و اگر کمتر از ۰/۲ باشد نشان دهنده منشا پتروژنیک است. نتایج بدست آمده براساس نسبت BaA/(BaA+Chr) محدوده ۰/۴۷ تا ۰/۵۱ و میانگین نیز ۰/۵۰ را نشان می دهد که بیان کننده منشاء پیروژنیک (احتراق) می باشد. بر اساس نسبت بین Phe/Ant نیز اگر این نسبت کمتر از ۱۰ باشد نشان دهنده منشا پیروژنیک و اگر بیشتر از ۱۰ باشد منشا پتروژنیک را نشان می دهد (Long *et al.*, 2013). در نمونه های مورد مطالعه این نسبت بین ۰/۴۴ تا ۰/۷۹ متغیر و میانگین آن نیز ۰/۶۲ است لذا این نسبت منشا پیروژنیک (احتراق) را نشان می دهد. بر مبنای نسبت Flu/Pyr نیز اگر این نسبت

2014). ترکیبات Ant، Flu از منابع احتراق (Fang *et al.*, 2004; Park *et al.*, 2002) بویژه احتراق نفت (Caricchia *et al.*, 1999; Long *et al.*, 2013) و Cry از انتشار بنزین می باشد (Khalili *et al.*, 1995; Park *et al.*, 2002) منشا ترکیب Acy منابع احتراق (Fang *et al.*, 2004; Park *et al.*, 2002) (احتراق چوپ، سوخته های فسیلی مانند گاز مایع و گاز طبیعی و احتراق زغال سنگ) (Guo *et al.*, 2003) است. همچنین Phe از سوخته های فسیلی منشع می گیرد (Wang, 2018). بطور کلی ترکیبات آروماتیک با وزن مولکولی بالا (HMW) درصد بیشتری از کل ترکیبات آروماتیک را نسبت به ترکیبات با وزن مولکولی پایین (LMW) تشکیل می دهند، منشا ترکیبات آروماتیک با وزن مولکولی پایین (LMW) عموماً در اثر عوامل احتراق و پیروژنیک می باشد و منشا ترکیبات آروماتیک با وزن مولکولی بالا (HMW) عمدتاً از منابع پتروژنیک و احتراق سوخته های نفتی می باشد (Liu *et al.*, 2007). منشا ترکیبات با وزن مولکولی بالا (HMW) را می توان به احتراق سوخته های فسیلی (بنزین، نفت و گازوئیل) نسبت داد که می توانند به شکل ذرات جامد، گاز یا بخار وارد محیط شوند (Ghanavati *et al.*, 2019; Lee and Dong, 2011). در مطالعه PAHs جهت تعیین منابع وارد کننده آلودگی به محیط زیست از محاسبه برخی ترکیبات PAHs نسبت به هم استفاده می شود که به عنوان نسبت های مولکولی PAHs شناخته می شوند (Luo *et al.*, 2008; Xiang *et al.*, 2010). نسبت فراوانی PAHs ۲-۳ حلقه ای به ۴-۶ حلقه ای برای شناسایی منابع پتروژنیک و پیروژنیک مورد استفاده قرار می گیرد. بر اساس نسبت LMW/HMW اگر این نسبت کمتر از ۱ باشد نشان

به بزرگسالان بیشتر است چون کودکان از طریق دست و دهان بیشتر می‌توانند گرد و غبار آلوده را از طریق بلع مصرف کنند (Yu *et al.*, 2014). بالا بودن میزان ILCR از طریق مسیر جذب پوستی برای بزرگسالان نسبت به کودکان را می‌توان به مقادیر بیشتر ناحیه‌ای از پوست که در تماس با گرد و غبار است (SA) و مدت زمان قرار گرفتن در معرض فلزات سنگین (ED) نسبت داد (Wang, 2018). اگرچه خطر جذب پوستی و استنشاق برای بزرگسالان بیشتر از کودکان است (جدول ۵). به منظور بررسی میزان تاثیر ترکیبات PAHs بر انسان، در مناطق با آلودگی زیاد این نوع ترکیبات در بافت های انسان و خون آنها اندازه گیری شود. به خصوص در افرادی که دارای مشکلات قلبی و عروقی یا سرطان هستند، تا بتوان فهمید که ترکیبات PAHs تا چه حد در بروز یا پیشرفت این نوع بیماری ها سهم داشته اند. همچنین با توجه به اینکه بخش عمده ای از ترکیبات PAHs، از طریق ورود مستقیم نفت و احتراق مواد نفتی به خاک منطقه مورد مطالعه راه یافته اند، بنابراین راه کارهای مدیریتی می بایست در حوزه جلوگیری، کنترل و کاهش ورود مستقیم این مواد به خاک سطحی میدان نفتی اهواز باشد.

در نمونه ها بیشتر از ۱ باشد منشا پیروژنیک (احتراق) و اگر کمتر از ۱ باشد منشا پتروژنیک (نفتی) را نشان می دهد (Baumard *et al.*, 1998). در نمونه های مورد مطالعه این نسبت بین ۰/۰۱۴ تا ۶/۱۵ متغیر است و میانگین نیز ۱/۰۶۲ می باشد. بر مبنای این نسبت درصدی از نمونه ها منشا پتروژنیک دارند و بیشتر نمونه ها نیز منشا پیروژنیک (احتراق) را نشان می دهند. نتایج آنالیز PCA نشان داد که PAHs با وزن مولکولی بالا در یک گروه و PAHs با وزن مولکولی پایین در یک گروه قرار گرفته اند. این نتایج ممکن است به دلیل اختلاف در تعداد حلقه ها و وزن مولکولی و در نتیجه اختلاف فشار بخار متفاوت PAHs با وزن مولکولی پایین و بالا باشد، که باعث الگوی جذب و دفع متفاوت هر یک از ترکیبات و قرارگیری آنها در این گروه ها شده است (شکل ۲). میزان ILCR از طریق مسیر جذب پوستی و بلع در تمام نمونه های گرد و غبار 10^{-4} می باشد که 10^4 تا 10^5 برابر بیشتر از مسیر تنفس (10^{-8} تا 10^{-9}) می باشد. در نتیجه استنشاق ذرات معلق از طریق بینی و دهان در مقایسه با سایر مسیرها تقریباً ناچیز است، که این موضوع توسط مطالعات دیگر نیز تایید شده است (Soltani *et al.*, 2015). ILCR از طریق مسیر بلع برای کودکان نسبت

References

- Caricchia, A. M., Chiavarini, S., and Pezza, M. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmospheric particulate matter in the city of Naples (Italy). *Atmospheric Environment* **33**, 3731-3738.
- Chen, S.-C., and Liao, C.-M. (2006). Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Science of the Total Environment* **366**, 112-123.
- Chiang, K.-C., Chio, C.-P., Chiang, Y.-H., and Liao, C.-M. (2009). Assessing hazardous risks of human exposure to temple airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Hazardous Materials* **166**, 676-685.

- Cristale, J., Silva, F. S., Zocolo, G. J., and Marchi, M. R. R. (2012). Influence of sugarcane burning on indoor/outdoor PAH air pollution in Brazil. *Environmental Pollution* **169**, 210-216.
- Dong, T. T., and Lee, B.-K. (2009). Characteristics, toxicity, and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Ulsan, Korea. *Chemosphere* **74**, 1245-1253.
- Fang, G.-C., Chang, C.-N., Wu, Y.-S., Fu, P. P.-C., Yang, I.-L., and Chen, M.-H. (2004). Characterization, identification of ambient air and road dust polycyclic aromatic hydrocarbons in central Taiwan, Taichung. *Science of the Total Environment* **327**, 135-146.

- Ferreira-Baptista, L., and De Miguel, E. (2005). Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment. *Atmospheric Environment* **39**, 4501-4512.
- Ghanavati, N., Nazarpour, A., and Watts, M. J. (2019). Status, source, ecological and health risk assessment of toxic metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust of Abadan, Iran. *Catena* **177**, 246-259.
- Guo, H., Lee, S., Ho, K., Wang, X., and Zou, S. (2003). Particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air of Hong Kong. *Atmospheric Environment* **37**, 5307-5317.
- Hassanvand, M. S., Naddafi, K., Faridi, S., Nabizadeh, R., Sowlat, M. H., Momeniha, F., Gholampour, A., Arhami, M., Kashani, H., and Zare, A. (2015). Characterization of PAHs and metals in indoor/outdoor PM10/PM2.5/PM₁ in a retirement home and a school dormitory. *Science of the Total Environment* **527**, 100-110.
- Hoseini, M., Yunesian, M., Nabizadeh, R., Yaghmaeian, K., Ahmadvani, R., Rastkari, N., Parmy, S., Faridi, S., Rafiee, A., and Naddafi, K. (2016). Characterization and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban atmospheric Particulate of Tehran, Iran. *Environmental Science and Pollution Research* **23**, 1820-1832.
- Hwang, H.-M., Wade, T. L., and Sericano, J. L. (2003). Concentrations and source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in pine needles from Korea, Mexico, and United States. *Atmospheric Environment* **37**, 2259-2267.
- Jiang, Y., Zeng, X., Fan, X., Chao, S., Zhu, M., and Cao, H. (2015). Levels of arsenic pollution in daily foodstuffs and soils and its associated human health risk in a town in Jiangsu Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **122**, 198-204.
- Khalili, N. R., Scheff, P. A., and Holsen, T. M. (1995). PAH source fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmospheric Environment* **29**, 533-542.
- Kim, H. S., and Weber, W. J. (2005). Optimizing contaminant desorption and bioavailability in dense slurry systems. 2. PAH bioavailability and rates of degradation. *Environmental Science & Technology* **39**, 2274-2279.
- Knafla, A., Phillipps, K., Brecher, R., Petrovic, S., and Richardson, M. (2006). Development of a dermal cancer slope factor for benzo [a] pyrene. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **4**, 159-168.
- Kong, S., Ding, X., Bai, Z., Han, B., Chen, L., Shi, J., and Li, Z. (2010). A seasonal study of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5} and PM_{2.5-10} in five typical cities of Liaoning Province, China. *Journal of Hazardous Materials* **183**, 70-80.
- Kose, T., Yamamoto, T., Anegawa, A., Mohri, S., and Ono, Y. (2008). Source analysis for polycyclic aromatic hydrocarbon in road dust and urban runoff using marker compounds. *Desalination* **226**, 151-159.
- Kurtz, J. C., Jackson, L. E., and Fisher, W. S. (2001). Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological Indicators* **1**, 49-60.
- Lee, B.-K., and Dong, T. T. (2011). Toxicity and source assignment of polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust from urban residential and industrial areas in a typical industrial city in Korea. *Journal of Material Cycles and Waste Management* **13**, 34-42.
- Lee, J. Y., Kim, Y. P., and Kang, C.-H. (2011). Characteristics of the ambient particulate PAHs at Seoul, a mega city of Northeast Asia in comparison with the characteristics of a background site. *Atmospheric Research* **99**, 50-56.
- Lee, J. H., Gigliotti, C. L., Offenberg, J. H., Eisenreich, S. J., and Turpin, B. J. (2004). Sources of polycyclic aromatic hydrocarbons to the Hudson River Airshed. *Atmospheric Environment*, **38**(35), 5971-5981.
- Li, J.-h., Dong, Y.-h., and Cao, Z.-h. (2008). Emission factors of PAHs from rice straw burning. *China Environmental Science* **28**, 23-36.
- Liao, C.-M., and Chiang, K.-C. (2006). Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples. *Chemosphere* **63**, 1610-1619.
- Liu, M., Cheng, S., Ou, D., Hou, L., Gao, L., Wang, L., Xie, Y., Yang, Y., and Xu, S. (2007). Characterization, identification of road dust PAHs in central Shanghai areas, China. *Atmospheric Environment* **41**, 8785-8795.
- Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L., and Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* **19**, 81-97.
- Long, Y., Dai, T., and Wu, Q. (2013). Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in street dust from the Chang-Zhu-Tan Region, Hunan, China.

- Environmental Monitoring and Assessment* **185**, 1377-1390.
- Luo, X.-J., Chen, S.-J., Mai, B.-X., Sheng, G.-Y., Fu, J.-M., and Zeng, E. Y. (2008). Distribution, source apportionment, and transport of PAHs in sediments from the Pearl River Delta and the northern South China Sea. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **55**, 11-20.
- Mrozik, A., Piotrowska-Seget, Z., and Labuzek, S. (2003). Bacterial Degradation and Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Polish Journal of Environmental Studies* **12**(1).
- Nadal, M., Schuhmacher, M., and Domingo, J. (2004). Levels of PAHs in soil and vegetation samples from Tarragona County, Spain. *Environmental Pollution* **132**, 1-11.
- Nazarpour, A., Ghanavati, N., and Babaenejad, T. (2017). Evaluation of the level of pollution and potential ecological risk of some heavy metals in surface soils in the Ahvaz oil-field. *Iranian Journal of Health and Environment* **10**, 391-400.
- Nisbet, I. C., and Lagoy, P. K. (1992). Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **16**, 290-300.
- Park, S. S., Kim, Y. J., and Kang, C. H. (2002). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons in Seoul, Korea. *Atmospheric Environment* **36**, 2917-2924.
- Peng, C., Chen, W., Liao, X., Wang, M., Ouyang, Z., Jiao, W., and Bai, Y. (2011). Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution* **159**, 802-808.
- Poster, D. L., Schantz, M. M., Sander, L. C., and Wise, S. A. (2006). Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in environmental samples: a critical review of gas chromatographic (GC) methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, *386*(4), 859-881.
- Pufulete, M., Battershill, J., Boobis, A., and Fielder, R. (2004). Approaches to carcinogenic risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbons: a UK perspective. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **40**, 54-66.
- Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., and Wang, Z. (2006). Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environment International* **32**, 28-33.
- Rajput, N., and Lakhani, A. (2009). Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons at an industrial site in India. *Environmental Monitoring and Assessment* **150**, 273-284.
- Ravindra, K., Sokhi, R., and Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* **42**, 2895-2921.
- Simcik, M. F., Eisenreich, S. J., and Liroy, P. J. (1999). Source apportionment and source/sink relationships of PAHs in the coastal atmosphere of Chicago and Lake Michigan. *Atmospheric Environment*, *33*(30), 5071-5079.
- Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Tavakol, T., Lahijanzadeh, A. R., Jaafarzadeh, N., and Kermani, M. (2015). Ecological and human health hazards of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust of Isfahan metropolis, Iran. *Science of the Total Environment* **505**, 712-723.
- Thompson, K. M., Burmaster, D. E., and Crouch, E. A. (1992). Monte Carlo techniques for quantitative uncertainty analysis in public health risk assessments. *Risk Analysis* **12**, 53-63.
- Tobiszewski, M., and Namieśnik, J. (2012). PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution* **162**, 110-119.
- Valavanidis, A., Fiotakis, K., Vlahogianni, T., Bakeas, E. B., Triantafyllaki, S., Paraskevopoulou, V., and Dassenakis, M. (2006). Characterization of atmospheric particulates, particle-bound transition metals and polycyclic aromatic hydrocarbons of urban air in the centre of Athens (Greece). *Chemosphere*, *65*(5), 760-768.
- Wang, H., and Lu, S. (2011). Spatial distribution, source identification and affecting factors of heavy metals contamination in urban-suburban soils of Lishui city, China. *Environmental Earth Sciences* **64**, 1921-1929.
- Wang, X. S. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust: sources and health risk assessment. *Environmental Geochemistry and Health* **40**, 383-393.
- Waste, S., and Response, E. (2002). Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. USEPA.
- Xiang, L., Li, Y., Yang, Z., and Shi, J. (2010). Influence of traffic conditions on polycyclic aromatic hydrocarbon abundance in street dust. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* **45**, 339-347.
- Xiao, R., Bai, J., Wang, J., Lu, Q., Zhao, Q., Cui, B., and Liu, X. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)

in wetland soils under different land uses in a coastal estuary: Toxic levels, sources and relationships with soil organic matter and water-stable aggregates. *Chemosphere* **110**, 8-16.

Xiao, Y., Tong, F., Kuang, Y., and Chen, B. (2014). Distribution and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in forest soils from urban to rural Areas in the Pearl River delta of Southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *11*(3), 2642-2656.

Yu, B., Xie, X., Ma, L. Q., Kan, H., and Zhou, Q. (2014). Source, distribution, and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dust from Tianjin, China. *Environmental Science and Pollution Research* **21**, 2817-2825.

Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., and Sylvestre, S. (2000). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* **33**, 489-515.

Zhang, Y., Guo, C.-S., Xu, J., Tian, Y.-Z., Shi, G.-L., and Feng, Y.-C. (2012). Potential source contributions and risk assessment of PAHs in sediments from Taihu Lake, China: comparison of three receptor models. *Water Research* **46**, 3065-3073.

Zuo, Q., Duan, Y. H., Yang, Y., Wang, X. J., and Tao, S. (2007). Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface soil in Tianjin, China. *Environmental Pollution*, *147*(2), 303-310.