

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
مؤسسه تحقیقات شیلات ایران - پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

عنوان :

بررسی آلاینده‌های زیست محیطی
(فلزات سنگین، هیدروکربورهای نفتی،
سورفاکتانت ها و سموم کشاورزی)
در سواحل جنوبی دریای خزر

مجری :

سید ابراهیم واردی

شماره ثبت

۳۹۲۶۵

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
مؤسسه تحقیقات شیلات ایران - پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

عنوان پروژه/ طرح : بررسی آلاینده‌های زیست محیطی (فلزات سنگین، هیدروکربورهای نفتی، سورفکتانت ها و سموم کشاورزی) در سواحل جنوبی دریای خزر
شماره مصوب : ۱۲-۷۶-۱۲-۸۶۰۵-۸۶۰۸۸
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : سید ابراهیم واردی
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) : -
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : سید ابراهیم واردی
نام و نام خانوادگی همکاران : شعبان نجف پور- فریبا واحدی- سلیمان غلامی پور- حوریه یونسی پور- یوسف علومی- حسین طالبشیان- احد احمد نژاد- حسن فضل‌ی
نام و نام خانوادگی مشاوران : نیما پورنگ - رضا پورغلام
نام و نام خانوادگی ناظر : -
محل اجرا : استان مازندران
تاریخ شروع : ۸۶/۱۰/۱
مدت اجرا : ۲ سال
ناشر : موسسه تحقیقات شیلات ایران
شمارگان (تیراژ) : ۲۰ نسخه
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۰
حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

«سوابق طرح یا پروژه و مجری»

پروژه: بررسی آلاینده‌های زیست محیطی (فلزات سنگین، هیدروکربورهای نفتی،

سورفاکتانت‌ها و سموم کشاورزی) در سواحل جنوبی دریای خزر

کد مصوب: ۸۶۰۸۸-۸۶۰۰۵-۱۲-۷۶-۱۲

شماره ثبت (فروست): ۳۹۲۶۵ تاریخ: ۹۰/۰۶/۳۰

با مسئولیت اجرایی جناب آقای سید ابراهیم واردی دارای مدرک تحصیلی

کارشناس ارشد در رشته شیمی دریا می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ

۸۹/۹/۲۰ مورد ارزیابی و با نمره ۱۸ و رتبه عالی تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در:

ستاد پژوهشکده مرکز ایستگاه

با سمت عضو هیئت علمی پژوهشکده اکولوژی دریای خزر مشغول بوده است.

به نام خدا

صفحه	«فهرست مندرجات»	عنوان
۱	چکیده
۴	۱- مقدمه
۴	۱-۱- آلاینده فلزات سنگین
۱۱	۱-۲- آلاینده نفتی
۱۶	۱-۳- آلاینده سموم کشاورزی کلره
۱۹	۱-۴- آلاینده سورفاکتانت
۲۴	۲- مواد و روش ها
۲۴	۲-۱- منطقه مورد بررسی
۲۸	۲-۲- آلاینده فلزات سنگین
۲۸	۲-۲-۱- آماده سازی نمونه آب
۲۹	۲-۲-۲- آماده سازی نمونه رسوب
۳۰	۲-۲-۳- ماهی
۳۱	۲-۲-۴- تعیین میزان فلزات
۳۲	۲-۲-۵- محاسبه مقدار فلز در رسوب و ماهی
۳۲	۲-۲-۶- تعیین برآورد سیل خطر THQ
۳۳	۲-۲-۷- تجزیه تحلیل های آماری
۳۴	۲-۳- آلاینده نفتی
۳۴	۲-۳-۱- آماده سازی نمونه آب
۳۵	۲-۳-۲- آماده سازی نمونه رسوب
۳۵	۲-۳-۳- آماده سازی نمونه ماهی
۳۷	۲-۳-۴- تعیین برآورد خطر HQ (Hazard Quotient)
۳۸	۲-۳-۵- تجزیه و تحلیل آماری
۳۸	۲-۴- آلاینده سموم کشاورزی
۳۸	۲-۴-۱- آماده سازی نمونه آب
۳۹	۲-۴-۲- آماده سازی نمونه رسوبات

۳۹	۳-۴-۲- آماده سازی نمونه ماهیان
۴۰	۴-۴-۲- تجزیه تحلیل های آماری
۴۱	۵-۲- آلاینده سورفاکتانت
۴۱	۱-۵-۲- آماده سازی نمونه های آب
۴۲	۳- نتایج :
۴۲	۱-۳- آلاینده فلزات سنگین
۴۲	۱-۱-۳- فلزات سنگین در آب دریای خزر
۴۴	۲-۱-۳- فلزات سنگین در بافت خوراکی ماهیان دریای خزر
۵۲	۳-۱-۳- فلزات سنگین در رسوبات دریای خزر
۷۱	۲-۳- آلاینده نفتی
۷۱	۱-۲-۳- PAHs در آب دریای خزر
۷۹	۲-۲-۳- PAHs در رسوبات دریای خزر
۸۶	۳-۲-۳- TPAHs در ماهی کفال و سفید دریای خزر
۸۸	۳-۳- آلاینده سموم کشاورزی
۸۸	۱-۳-۳- سموم کشاورزی کلره در آب دریای خزر
۱۲۱	۲-۳-۳- سموم کشاورزی کلره در رسوبات دریای خزر
۱۳۲	۳-۳-۳- سموم کشاورزی کلره در ماهیان کفال و سفید
۱۳۷	۴-۳- آلاینده سورفاکتانت
۱۳۷	۱-۴-۳- سورفاکتانت در آب دریای خزر
۱۴۳	۴- بحث :
۱۴۳	۱-۴- آلاینده فلزات سنگین
۱۵۷	۲-۴- آلاینده نفتی
۱۶۴	۳-۴- سموم کشاورزی کلره
۱۷۱	۴-۴- آلاینده سورفاکتانت
۱۷۳	۵- نتیجه گیری
۱۷۵	پیشنهادها
۱۷۸	منابع
۱۸۸	پیوست
۲۰۰	چکیده انگلیسی

چکیده

در سالهای اخیر توسعه روز افزون فعالیتهای انسانی کشورهای حاشیه دریای خزر با تخلیه فاضلابها و پسابهای صنعتی، اکولوژی این دریا را دستخوش تغییراتی نموده است. با توجه به موقعیت کنونی، بررسی آلاینده ها بعنوان یک موضوع قابل بحث دارای اهمیت می باشد.

این پروژه با اهداف زیر به اجرا در آمد.

- تعیین میزان آلاینده ها در آبهای سواحل ۵، ۱۰ و ۵۰ متر
- تعیین نوسانات زمانی و مکانی آلاینده های حوضه جنوبی دریای خزر
- یافتن ارتباط بین میزان تجمع آلاینده ها با پارامتر رشدی ماهیان
- بازنگری وضعیت آلاینده های زیست محیطی و مقایسه آن با استانداردهای جهانی در محیط زیست آب همچنین به منظور مدیریت زیست محیطی، میزان ریسک اکولوژیکی ترکیبات پلی آروماتیک و ارزیابی ریسک سلامت مصرف ماهیان مصرفی سواحل حوزه جنوبی دریای خزر از نظر فلزات سنگین مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

تحقیق حاضر از تاریخ ۸۶/۱۰/۱ لغایت ۸۸/۱۰/۳۰ ابلاغ و کار میدانی آن در سال ۱۳۸۷ بر روی ۸ ترانسکت در عمق های ۵، ۱۰ و ۵۰ متر انجام گردید. نمونه برداری آب و رسوبات بصورت سطحی طی چهار فصل و نمونه برداری ماهی سفید از تعاونی پره فرح آباد ساری و نمونه برداری کفال پوزه باریک از حوزه جنوب شرقی دریای خزر با استفاده از ترال (توسط کشتی گیلان) انجام گردید. اساس یا معیار انتخاب فلزات بدلیل تنوع روزافزون صنایع در حوضه آبریز ساحلی و نداشتن اطلاعات دقیق از فرآیند و پروسه تولیدی صنایع، فلزات قابل اندازه گیری (کادمیم، کروم، مس، آهن، سرب، کبالت، نیکل، روی و جیوه) در این پژوهشکده انجام گردید.

نتایج تحقیق حاضر در آبهای حوزه جنوبی نشان داد که مقادیر فلزات سنگین (کادمیم، کروم، مس، آهن، سرب، و روی) دارای شرایط حفاظت شده و قابل قبول برای زندگی آبزیان بوده است. تجمع قابل ملاحظه فلزات کبالت، مس و کروم در ترانسکت های رسوبی سفیدرود و انزلی در مقایسه با ۶ ترانسکت دیگر (ترکمن، امیرآباد، بابلسر، نوشهر، تنکابن و آستارا) و تجمع نیکل در ترانسکت های رسوبی سفیدرود و آستارا در مقایسه ۶ ترانسکت دیگر (ترکمن، امیرآباد، بابلسر، نوشهر، تنکابن و انزلی) مشهود بود ($P \leq 0.05$). فلز روی بالاترین مقدار

در عضله ماهی کفال دیده شد و پس از آن فلزات آهن، مس، سرب، کادمیم، نیکل، جیوه و کبالت دیده شدند ($P \leq 0.0001$). با توجه به اینکه بیشترین صید ماهیان استخوانی دریای خزر، ماهیان سفید (حدود ۶۵ درصد) و کفال (حدود ۳۰ درصد) است. با فرض مصرف این دو گونه ماهی در شمال کشور با محاسبه برآورد سیل خطر (THQ) نسبت دوز تعیین شده آلاینده به سطح دوز مرجع نسبت کمتر از ۱ را برای تمام فلزات در افراد بزرگسال و خردسال نشان داده است ($THQ < 1$). بنابراین مصرف ماهیان سفید (ساحل فرح آباد) و کفال پوزه باریک سواحل جنوب شرقی دریای خزر با سرانه ۶ کیلوگرم در سال خطر آشکاری برای سلامت افراد بزرگسال و خردسال وجود نمی آورد.

از جمله ترکیبات خطرناک مشتقات نفتی در محیط زیست هیدروکربورهای پلی اروماتیک (PAHs) میباشد. آژانس محیط زیست آمریکا (EPA) ۱۶ ترکیب از PAHs را به عنوان آلاینده های شاخص اعلام کرد نتایج تحقیق حاضر نشان داد که در اکثر ایستگاهها و فصول مختلف غلظت ترکیبات ۲ و ۳ حلقه ای اروماتیک در آب، رسوب و ماهی در مقایسه با ترکیبات ۴، ۵ و ۶ حلقه ای کمتر بوده است. از میان ۱۶ ترکیب PAHs فقط ترکیبات Benzo(a)anthracene، Chrysene، Benzo(a)pyrene و Dibenzo(a,h)anthracene دارای ریسک اکولوژیک (HQ) بالاتر از واحد در آب و رسوب بوده است. شایان ذکر است که در بافت خوراکی ماهیان مورد بررسی (ماهی کفال و سفید دریای خزر) ترکیباتی همچون Chrysene، Benzo(a)anthracene و Benzo(a)pyrene که به عنوان ترکیباتی با ریسک اکولوژیک بالا در آب و رسوب میباشند مشاهده شده است.

حداکثر مقدار غلظتی باقی مانده سموم ارگانوکلره در نمونه آب ایستگاههای سطحی (۵ متر) از بهار تا زمستان مربوط به ترکیبات β -endosulfan (ترکمن)، dieldrin (بابلسر، تنکابن) و endosulfan sulfate (آستارا) و در ایستگاههای سطحی (۱۰ متر) ترکیبات γ -BHC، dieldrin، (دو فصل متمادی در تنکابن)، DDT (ترکمن) و aldrin (بابلسر) و ایستگاههای سطحی (۵۰ متر) مربوط به ترکیبات δ -BHC (تنکابن)، dieldrin (امیرآباد)، γ -BHC (انزلی) و heptachlor (امیرآباد) مشاهده گردیده است. حداکثر میزان درصدی سموم ارگانوکلره در رسوبات از بهار تا زمستان فقط برای ترکیب aldrin در ایستگاههای ترکمن، بابلسر و تنکابن مشخص گردید. حداکثر غلظت باقی مانده سموم ارگانوکلره در بافت ماهی سفید و ماهی کفال سالیس مربوط به ترکیبات endrin aldehyde و DDT دیده شد.

نتایج کلی غلظت سورفاکتانت (LAS) آبهای سطحی (ستون ۵، ۱۰، ۵ و ۵۰ متر) حوزه جنوبی (ترانسکت هشتگانه) بمیزان $0,017 \pm 0,049$ بوده است. داده ها نشان میدهد. حداکثر غلظت در فصول بهار ($0,084 \text{ mg/l}$) و تابستان ($0,082 \text{ mg/l}$) مربوط به ترانسکت انزلی و حداکثر غلظت در فصول پاییز ($0,035$) و زمستان ($0,060 \text{ mg/l}$) مربوط به ترانسکت سفیدرود بود. براساس استانداردهای موجود، غلظت سورفاکتانت های حوزه جنوبی دریای خزر در حال حاضر بحرانی نیست.

۱- مقدمه

۱-۱- آلاینده فلزات سنگین

۱-۱-۱- آب

با صنعتی شدن و شهر نشینی در نواحی ساحلی، تخلیه فاضلاب ها، پسابها و پسماندهای حاوی فلزات سنگین ، بداخل مصب ها و یا محیط زیست ساحلی از طریق رودخانه ها ، رواناب منابع زمینی بتدریج فزونی یافته است. این آلودگیها ممکن است در ستون آب پخش و رسوبات کف دریا ته نشست نماید. فلزات سنگین تجمع یافته در رسوبات از طریق این فرآیندها ممکن است نقش بالقوه ایی در آلوده کردن ستون منابع آبی و ارگانسیم های دریایی بازی کنند(Choi et al,2008)

دریای خزر با توجه به ذخایر زیستی (گیاهی و جانوری) و تامین مواد پروتئینی و صید ماهی استورژن و استحصال خاویار یکی از منحصر به فردترین دریاچه های جهان است (بذرافشان،۱۳۷۴). در سالهای اخیر توسعه روز افزون فعالیتهای انسانی کشورهای حاشیه دریای خزر اکولوژی این دریا را دستخوش تغییراتی نموده است. دریای خزر با داشتن پالایشگاههای نفت و گاز و ذخایر نفتی در حوزه های نفتی و فعالیتهای اکتشاف و حفاری بوسیله پنج کشور مشاع، خصوصا آذربایجان و قزاقستان و تخلیه فاضلابها و پسابهای صنعتی سبب آلوده سازی دریا شده است (واردی، ۱۳۸۵).

در اقیانوس اطلس باغرق شدن نفتکش پرستیژ در سال ۲۰۰۲ که حامل مقدار زیادی سوخت سنگین بود. لکه عظیم نفتی این شناور بیش از ۷۰ روز شمال اقیانوس اطلس را پوشانده بود. ۲ درصد لکه ها مربوط به کادمیم، ۲۳ درصد مس و ۷۱ درصد سرب بودند. با اندازه گیری فلزات سنگین در ستون آب در حدود ۲۵ کیلوگرم کادمیم ، ۱۷۰ کیلوگرم مس و ۱۰ کیلوگرم سرب در اقیانوس آزاد شد (Prego and Cobelo-Garcia,2004).

کمیته محیط زیست و اکولوژی جمهوری آذربایجان نیز اعلام کرد که کارخانه های صنعتی بندرباکو شهر سوم گایت طی سال ۱۹۹۰ بیش از ۲۳۰ میلیون متر مکعب فاضلاب و مواد سمی به دریای خزر ریخته اند و به نقل از منصور اف رئیس کمیته ایالتی دریای خزر سالانه ۰٫۵ میلیارد متر مکعب فاضلاب از منطقه باکو وارد دریای خزر می شود که تنها ۳۰۰ میلیون متر مکعب آن تصفیه شده است (بهمنی،۱۳۷۴).

سطح برخی از فلزات (همچون مس ، روی ، سرب و کادمیم) در آب رودخانه ولگا که سهم کمتر از ۸۰ درصد جریان آب دریای خزر (Dumont, 1998) ، بعهدہ دارد. بیش از ۱۵ سال گذشته افزایش داشته اند (Karpinsky, 1992). علاوه بر این ، غلظت بعضی از عناصر کمیاب در رسوب گزارش شد (Winkels et al., 1998) .

Yablonslaya و Kosarev در سال ۱۹۹۴ غلظت فلزات سنگین در شمال دریای خزر را برای فلزات مس (۷ μg/l) روی (۲۲ μg/l) ، سرب (۱,۳ μg/l) و کادمیم (۰/۵ μg/l) گزارش کرد و در مقایسه با ماکزیمم غلظتهای فلزی آبهای بریتانیا و دریاهای مجاور برای مس (۴/۷ μg/l) روی (۲۵ μg/l) ، سرب (۱/۱ μg/l) و کادمیم (۰/۱۳ μg/l) ، نیکل (۰/۱۳ μg/l) سطح آلودگی برخی از فلزات بویژه فلزات سمی سرب و کادمیم فراتر رفته است . شاخص آلودگی فلز آهن و مس در ساحل Atyrau قزاقستان بترتیب ۲۰ برابر و ۱۲ برابر حد مجاز فراتر رفته است . و در پایین دست اورال فلزات مس و منگنز بترتیب ۵/۳ و ۱/۹ برابر بیش از حد مجاز گزارش گردیده است (CEP ، 1998) .

مطالعات انجام شده فلزات سنگین در آبهای اعماق کمتر از ۱۰ متر سال ۱۳۷۸ دامنه تغییرات فلزات سرب (۵-۵۰) ، مس (۱۱-۱۱۱۷) ، آهن (۱۰-۱۷۲) ، روی (۱۰-۴۲۲) ، کروم (۱) ، کادمیم (۲) میکروگرم بر لیتر نشان داد. میزان فلزات سنگین در آب دریا از حد مجاز تعیین شده برای حفظ حیات ماهیان دریایی و غلظت های بحرانی استانداردهای اروپا ، آمریکا و ژاپن کمتر بوده است (لالویی و همکاران ، ۱۳۸۳).

در منطقه مورد مطالعه سواحل ایرانی دریای خزر حدود ۷۰۰ کیلومتر از غرب (آذربایجان) به شرق (ترکمنستان) به طور روزافزون منابع مختلف انسانی بارهای عظیم آلوده کننده را به دریای خزر تخلیه می کند. بانک جهانی تخمین زده است که میلیون ها متر مکعب فاضلاب تصفیه نشده صنعتی ، با حجم عمده ایی از نفت و عملیات معدنکاوی به طور مستقیم به دریای خزر تخلیه می شود (Motavalli, 1999). رودخانه ولگا حجم عمده ایی از طیف وسیع آلاینده های صنعتی و کشاورزی درحوضه رودخانه خود گسترانیده است. نویل (Neville, 2006) تخلیه سالانه این رودخانه را به طور متوسط ۶۰۰۰۰ تن متریک (60000 metric tonnes) از مشتقات نفت ، ۲۴،۰۰۰ تن از سولفیت ، و ۴۰۰،۰۰۰ تن کلر تخمین می زند (Parizanganeh et al, 2007).

آلودگی فلزسرب در مجاورت ایستگاه گمیشان با تخلیه فاضلاب چرم و صنایع پالایش مرکز صنعتی بندر ترکمن ، ارتباط مستقیم دارد. منبع اصلی آلاینده نیکل نزدیک به مختوم قلی ، تحت نفوذ از منابع متعددی از

آلاینده مجتمع صنعتی بهشهر است که به دریا تخلیه می شود. این منطقه به دلیل وجود آلاینده ها با جریان آنتی سیکلونی در حال تبدیل شدن به منطقه بشدت آلوده می باشد (Parizanganeh et al, 2006). اگر چه با نتایج دیگران (Windom et al., 1989; Huang and Lin, 2003; Lakhan et al., 2002) مغایرت دارد و اندازه دانه بندی رسوبات را عامل اصلی میزان غلظت فلز سرب می دانند.

آلودگی های حادث شده علاوه بر اثرات مضر بر سلامت انسان ، یکی از عوامل مؤثر در کاهش شدید صید ماهی خاویاری عنوان گردیده است . صید ماهیان خاویاری از ۳۰۰۰۰ تن در سال ۱۹۸۵ به ۵۶۷۲ تن در سال ۱۹۹۵ کاهش نشان داد (گزارش های برنامه محیط زیست خزر CEP). با توجه به اینکه ۸۵ تا ۹۰ درصد از ماهیان خاویاری جهان در دریای خزر تولید می گردد. کاهش صید ماهی خاویاری نه تنها تهدید کننده بقای صنعت خاویار ، بلکه بر اقتصاد داخلی ایران تاثیر گذار است.

دریای خزر ، بزرگترین دریاچه جهان است . این دریا توسط پنج کشور قزاقستان ، ترکمنستان ، روسیه ، آذربایجان و ایران ، (Dumont ., 1998) احاطه شده است. بعنوان محیط بسته، آلودگی ها از آن خارج نشده ، پساب آلاینده های مختلف ناشی از مناطق حوزه آبریز ساحلی و نشت تولیدات نفت و تجمع یافتن آن در سواحل دریای خزر (Karpinsky, 1992).

با توجه به این واقعیت که خزر، دریای غیر جزر و مدی و محصور در خشکی است ، بخش عمده ای از آلاینده های تخلیه شده در امتداد ساحل ایرانی در درون حوضه به دام افتاده باقی می ماند. با جریان های دریایی، آلاینده ها در طول سواحل خزر به گردش در می آیند. درصد زیادی از ساکنین (بیش از ۱۰ میلیون نفر) در استان های ساحلی ایران در معرض غلظت بالای آلاینده های سمی قرار می گیرند. به عنوان مثال ، ساکنان ساحلی با مصرف انواع ماهیان دریا، آلاینده های انباشته در ماهی ، به زنجیره غذایی انسان منتقل می شود (Agusa et al, 2004).

۲-۱-۱- رسوب

در بررسی مقدماتی فلزات سنگین در دریای خزر که در روسیه بعمل آمد آلودگی ناشی از فعالیتهای انسانی و عامل طبیعی دو منبع عمده آلودگی محیطهای آبی با فلزات سنگین تشخیص داده شد . منابع فلزی شامل آهن ، منگنز ، نیکل و سرب سهم آن از طریق باد بمیزان ۶۸-۸۷ درصد و منبع روی، مس کادمیم به میزان ۳۶-۴۸ درصد از طریق آب رودخانه ای ونقش بزرگ تامین هریک از فلزات منگنز ، سرب ، کادمیم و کبالت بترتیب

۲۴، ۲۶، ۲۸، ۶۹ درصد از طریق مواد معلق رودخانه ای برآورد گردید. میزان نزولات اتمسفری برای انتقال فلزات روی، مس و کادمیم به دریای خزر بترتیب ۲۷، ۱۲، ۱۴ درصد موثر بوده است. با توجه به اینکه دریای خزر دریای بسته ایست لذا عمده فلزات تخلیه شده در این دریا (۹۹/۹ - ۹۸/۹ درصد) در بستر مدفون می گردد (Morozov and Petukhov, 1985).

بطور کلی مواد رسوبی کف دریای خزر را رسوبات آبرفتی رودخانه ای، بقایای رستنیهای دریایی، مواد تخریبی سواحل دریا و مناطق مجاور آن که قسمتی از آنها بوسیله باد از خشکی به دریا آورده می شوند تشکیل می دهند ویژگی اصلی جمع شدن رسوبات فعلی دریای خزر به ترکیبات متشکله عناصری مثل $CaCO_3 - Fe - Mn - P$ و مواد آلی نسبت داده شده است که تحت تاثیر عوامل هیدرودینامیکی در کف پخش شده و با تک تک مواد ارتباط دارند (کرلیف، ۱۹۸۷).

در سالهای ۷۵-۱۳۷۴ توسط نصراله زاده و واردی بررسی میزان آلودگیهای نفتی و فلزات سنگین در آبهای اعماق کمتر از ۵ متر و آبهای ۱۰ متر حوزه جنوبی دریای مازندران (نصراله زاده، ۱۳۷۹) و در سالهای ۱۳۷۸ و ۸۳-۱۳۸۲ (لالویی و همکاران، ۱۳۸۳) مطالعاتی نیز بر روی فلزات سنگین و TPH و سورفاکتانت و باقی مانده سموم ارگانوکلره در آب حوزه جنوبی دریای خزر در اعماق کمتر از ۱۰ متر انجام گردید.

بطور کلی سرب و کادمیم در خزر شمالی غلظتهای آن چندین برابر شرایط موجود بودند بطوریکه متوسط غلظت سالانه فلزات سنگین در مناطق ساحلی فدراتیو روسیه در سال ۱۹۹۵ برای مس (۲۷/۹ - ۴/۶)، سرب (۴/۲ - ۰/۱)، نیکل (۱۵۷۱ - ۶۵) میکروگرم بر گرم نشان داد. عمده ورودی آلودگی های دریای خزر از طریق جریان آب رودخانه ها حدود ۹۰ درصد حجم مقادیر کلی را نشان می دهد. حامل های این سهم از ذرات اجزا ترکیبی آن شامل هیدروکربورهای نفتی، فنلها، سورفاکتانتها، مواد ارگانیک، فلزات و غیره است. غلظتهای مواد آلوده کننده در دهانه رودخانه ها غالباً بطور معنی داری از غلظتهای ماکزیمم قابل قبول ۱۰ برابر یا بیشتر متجاوز شده است (CEP, 1998).

مطالعه بر روی فلزات سنگین در آب و بستر سواحل جنوب شرقی دریای خزر (آبهای ساحلی مقابل نیروگاه نکا تا صیدگاه خواجه نفس) در سالهای ۷۳-۷۴ (قبل از حفاری چاههای نفت) انجام گرفت دامنه نتایج

رسوب برای فلزات ، سرب (۲۹-۳۳) ، مس (۹-۱۰/۶۶) ، روی (۳۴-۴۱) ، آهن (۲۹/۹-۲۹/۴) ، کروم (۱۳/۷-۱۳/۳) و کادمیم ۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک گزارش گردید (بذرافشان، ۱۳۷۴).

تحقیق دیگری در سال ۱۳۷۶ میزان فلزات Cu , Cr , Fe , Zn , Cd , Pb در آب و رسوبات سطحی سواحل حوضه جنوبی (آستارا تا ترکمن) از اعماق کمتر از ۵ متر و اعماق ۱۰ متر انجام شد. نتایج فلزات در رسوبات (از تنکابن تا ترکمن) بترتیب سرب (۱۰) ، کادمیم (۲,۵) ، روی (۸۲) ، کروم (۲۳) ، مس (۲۳) میکروگرم بر گرم وزن خشک و آهن (۶/۴۶) درصد وزن خشک و در اعماق ۱۰ متر برای سرب (۱۰) ، کادمیم (۱۸) ، روی (۶۰) ، کروم (۱۴۹) ، مس (۲۱) میکروگرم بر گرم وزن خشک و آهن (۱۱/۰۰) درصد وزن خشک تعیین شد (واردی و افراز ، ۱۳۷۸).

غلظت فلزات Hg و Al, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb در رسوبات سطحی و مغزی (Core) از ۱۲ ناحیه ساحل دریای کره جنوبی با فرض اینکه این مناطق آلوده است. تبیین شد. خطرات زیست محیطی آلودگی فلزات سنگین با خطوط راهنمای رسوبات (SQGS) مقایسه و ارزیابی شده بود. همچنین روندهای منطقه ایی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات بحث گردید. متوسط مقادیر آهن، مس، روی، کادمیم، سرب و جیوه بیش از ۱,۵ برابر در هر منطقه بود. بیشترین آلودگی از میان ۱۲ ناحیه مربوط به رسوبات نزدیک جنوب پوسان تعیین شد (Choi et al, 2008).

۳-۱-۱- ماهی

فلزات سنگین از طریق منابع طبیعی و فعالیت های انسانی دائما در حال وارد شدن به اکوسیستم های آبرزی می باشند (Oymak et al, 2009). با توجه به سمیت ، پایداری طولانی و تجمع زیستی و خواص تجزیه ناپذیری آنها، فلزات سنگین گروه اصلی آلاینده های آبرزیان در زنجیره مواد غذایی را تشکیل می دهند. (et al, 2008). مطالعات و پژوهش های انجام شده موید آنست که عوامل آلوده کننده از طریق ایجاد شرایط نامطلوب در دریا و اثراتی که در سیستم تولید مثل آبرزیان دارند باعث کاهش ذخایر آبرزیان می گردد (قاسم اوف، ۱۹۹۴). آلودگی آب با ترکیبات یا عناصر فلزی سنگین، منجر به مسمومیت خونی ماهیان (توکسمی) و به دنبال آن ، تلفات مستقیم و یا مسمومیت مزمن و تغییرات ظریف در فیزیولوژی ماهیان می شود که نتیجه آن عدم توانایی جانور برای ادامه حیات خواهد بود. فلزات سنگین برعکس مواد زائد آلی ، آلوده کننده هایی پایداری که

معمولاً توسط باکتریها تجزیه نمی شوند. اگر هم تجزیه صورت گیرد آنقدر کند و بطئی است که می توان آنها را بعنوان افزودنی های پایدار به محیط زیست آبی محسوب نمود (Clark,1992).

یونهای فلزی اغلب از طریق انتشار غیر فعال و یا انتقال به وسیله حمل کننده های واسطه، از طریق آبشش جذب می شوند. اما ترکیبات فلزی ای که با مواد آلی اتصال یافته و ماهی آنها را بلعیده، با مکانیسم اندوسیتوز در روده جذب می شوند (Heath,1987).

در بدن ماهیان سه روش متفاوت برای مقابله با اثرات سمی فلزات وجود دارد: کاهش سرعت جذب فلزات، اتصال فلزات به لیگاندها، دفع توسط بدن. دفع تنها راهی است که فلزات را از بدن خارج می کند فلزات ممکن است از طریق آبشش ها، روده، کبد، کیسه صفرا یا کلیه دفع شوند و به این طریق دوباره در محیط طبیعی وارد شوند و شاید دوباره چرخه جدیدی را آغاز کنند (Olsson,1998).

فلزات سمی از راههای گوناگون سبب مرگ ماهیان می شوند. بیشتر ترکیبات فلزی یا یونهای آنها در بافتهای بدن، به ویژه کبد، آبشش، قلب، طحال و استخوان تجمع می یابند (جلالی و آقازاده، ۱۳۸۵).

درمیان فلزات سنگین که بطور معمول در آبهای طبیعی یافت می شوند، اهمیت سرب، کادمیم، جیوه از نظر امکان بروز تلفات در ماهیان از بقیه عناصر بیشتر است. نمک فلزات سنگین به طور طبیعی و یا از راه فاضلاب های صنعتی وارد منابع آب پرورش آبزیان می شود و باعث بروز ضایعات در آبشش و سایر اندام های آبزیان می گردد. به دنبال چنین ضایعاتی در آبشش، عفونتهای میکسوباکتریایی باعث مرگ و میر آبزیان به ویژه ماهیان پرورشی آب شیرین در استخرها می گردد (Roberts,2001).

جذب فلزات سنگین از طریق غذا به عوامل متعددی بستگی دارد. برخی از گزارشات مبین آن است که جذب قابل ملاحظه یک فلز توسط ماهیها تنها هنگامی اتفاق می افتد که میزان فلزات موجود در غذا از حد یک آستانه حداقل فراتر رود (Dallinger,1978، واردی، ۱۳۷۶).

سطح فلز سنگین (کادمیم، کبالت، نیکل، مس، آهن، سلنیم، روی، کروم، منگنز و آرسنیک) در برخی از بافت های (عضلانی، کبد، آبشش، گناد و کلیه) *Cyprinus carpio L* در دریاچه بافرا مشخص شده اند. نتایج تمامی فلزات در بافت های عضلانی به استثنا آرسنیک پایین تر از حدود قابل قبول جوامع اروپایی و مستندات مواد غذایی ترکیه بودند. علاوه بر این، برخی از مقادیر فلزات سنگین (کادمیم، روی) در بافت های دیگر (کبد،

کلیه، آبشش و گناد) بالاتر بودند. در نتیجه، احتمال داده شد بخاطر فاضلاب ها و فعالیت های کشاورزی میزان فلزات سنگین در ماهیان دریاچه افزایش یابد (Sevket Kandemir et al, 2010).

ماهیان غالباً در نوک زنجیره ای آبزیان قرار داشته و ممکن است مقادیر زیادی از برخی فلزات در آب را در خود تغلیظ کنند. علاوه بر این، ماهی یکی از فاکتور های شاخص برای برآورد ردیابی آلودگی فلزات در سیستم های آب شیرین و خطر بالقوه ابتلا به مصرف انسان را بیشتر نشان می دهد. از این رو تعیین غلظت فلزات سنگین برای ارزیابی ماهیان تجاری به منظور خطر احتمالی مصرف ماهی مهم است (Yilmaz et al, 2007). هریک از فلزات که وارد بدن ماهی می شوند اثر سمیت خاص خود را روی اندام های هدف می گذارند که در جدول زیر موارد مختلف بطور خلاصه اشاره گردید.

جدول ۱-۱ - فلزات دارای سمیت ملایم، زیاد، شدید و تاثیر آنها بر روی کپور ماهیان

نام فلز	منشا در طبیعت	میزان و شدت سمیت	راه ورود به بدن ماهی		اندامهای دارای بیشترین غلظت		مقدار ترجیحی برای کپور ماهیان در آب با سختی > ۳۰۰	حد مجاز برای کپور ماهیان در آب با سختی > ۳۰۰
			راه عمده	راههای بعدی	اندام عمده	اندام بعدی		
آهن	آبهای کم اکسیژن با pH پایین	سمیت ملایم	آبشش	گوارش	آبشش	تخم ها و بافت های مختلف	۰,۹	-
کادمیم	سنگ معدن روی مانند سولفیدروی و کانی های ثانویه مثل کربنات روی	سمیت زیاد	آبشش	گوارش	آبشش	پوست، استخوان	۰,۰۱۲	-
روی	روی ترکیب شده با سولفیدها، کانی اسفالریت در سنگ، ماسه و شیل تجمع می یابد	سمیت زیاد	آبشش	گوارش	آبشش	پوست، استخوان	۲	-
سرب	سوخت بنزین، صنایع باتر سازی	سمیت زیاد	آبشش	-	آبشش	کبد، ماهیچه ها	۰,۱	-
نیکل	کارخانجات آبکاری فلزات	سمیت زیاد	آبشش	گوارش	آبشش	کلیه، کبد و ماهیچه	۰,۵	۴۵
مس	معادن قدیمی، کودها	سمیت شدید	آبشش	اِپیتلیوم	آبشش	کبد و کلیه	۰,۱۱۲	۰,۳

[Robert, 2001], [Van-Duijn, 2000]
 [Schlotfeldt & Alderman, 1995], [Wedemyer, 1996], [Stoskof, 1993]
 (روحانی، ۱۳۷۴)

علامت - نشان دهنده فقدان اطلاعات معتبر است.

پراکنش جغرافیایی ماهی سفید دریای خزر در فصل پاییز مناطق عمیق و در زمستان نواحی ساحلی (عمق حدود ۳۰ متر) و نزدیک مصب رودخانه ها را ترجیح می دهد. وقتی که در دریا باشند در مناطقی با موجودات کفزی مخصوصاً نرم تنان بسر می برند. تغییرات دمایی و جریانهای آبی باعث بروز مهاجرتهایی برای این گونه می شود. در تمامی سواحل جنوب دریای خزر از رودخانه اترک تا کورا وجود دارد. در سواحل ایران تعداد زیادی از آن

جهت تولید مثل به رودخانه های شیروود، حویق، لمیر، رودخانه های منتهی به تالاب انزلی، سفیدرود، تجن، بابلرود و گرگانرود مهاجرت می نماید (نادری و همکاران، ۱۳۸۳).

پراکنش جغرافیایی ماهی کفال سالیس همانند کفال اوراتوس (گرما دوست، بصورت گروهی در آبهای شور و لب شور دریا و دهانه رودخانه ها) در تمامی سواحل جنوبی دریای خزر وجود دارد. تعداد زیادی از آن در جنوب شرقی دریای خزر مخصوصا تالاب گمیشان و خلیج گرگان همیشه وجود دارند (نادری و همکاران، ۱۳۸۳).

ماهی کفال سالیس از خانواده کفال ماهیان (*Mugilidae*) با نام فارسی کفال پوزه باریک معروف است. نام های انگلیسی آن عبارتند Sharpnose, Small or Grey mullet, Leaping grey mullet

خصوصیات کلیدی ماهی کفال سالیس نسبت به کفال اوراتوس دارای پوزه و سر باریکتری است. فلسهای روی سر از سوراخهای بینی گذشته و تا نوک پوزه ادامه دارد. پلک چربی ندارد. ساقه دم کفال سالیس نسبت به کفال اوراتوس کوتاهتر و باریکتر است. تعداد خارهای آبششی بر روی اولین کمان آبششی ۸۵-۶۵ عدد، تعداد زوائد پیلوریک ۷-۹ عدد که سه عدد آنها بزرگ و مابقی آنها کوتاه است. فلسهای پشتی با چند کانال یا شیار می باشند (نادری و همکاران، ۱۳۸۳).

ماهی سفید به عنوان اصلی ترین صید ماهیان استخوانی دریای خزر، هر ساله بیش از ۵۰ درصد از صید و بیش از ۶۰ درصد از درآمد صیادان را بخود اختصاص می دهد. کفال ماهیان بعد از ماهی سفید در درجه دوم اهمیت اقتصادی قرار دارند و بیش از ۳۰ درصد درآمد صیادان را بخود اختصاص می دهند (عبدالملکی و همکاران، ۱۳۸۶).

بدلیل بهره برداری بی رویه، صید قاچاق و نیز از بین رفتن مناطق تخم ریزی این ماهی در رودخانه ها و تالاب انزلی، بدلیل شن برداری و ورود فاضلاب های کشاورزی، شهری و صنعتی بداخل این منابع آبی و کاهش سطح آب دریای خزر میزان صید ماهی سفید روند کاهشی داشته است (رضوی صیاد، ۱۳۶۹ و سادلایف و همکاران ۱۹۶۵ و Coad, 1980).

۲-۱-آلاینده نفتی

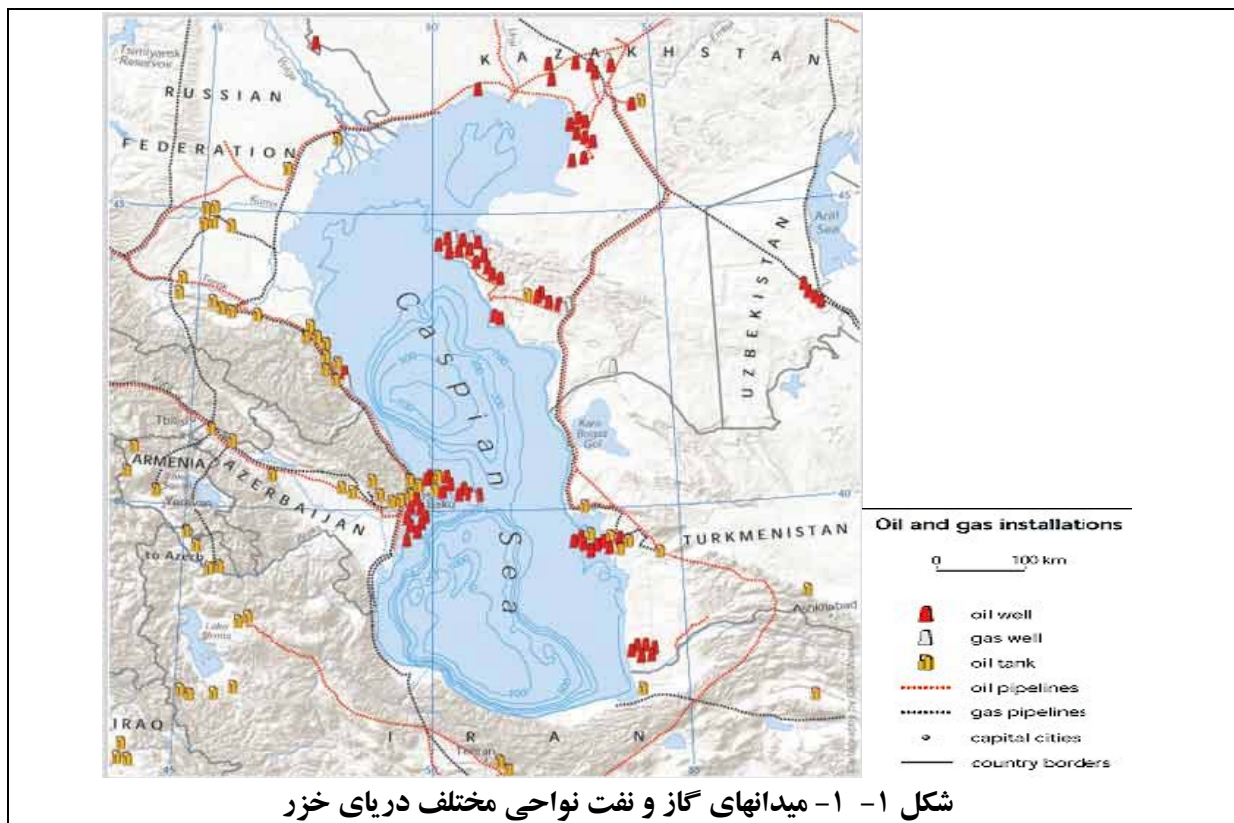
مشکلات زیست محیطی دریای خزر دارای خاستگاه متعدد و متنوعی است. از آنجائی که دریای خزر به عنوان یک اکوسیستم بسته محسوب می گردد، لذا بیشتر از دریا های دیگر تحت تاثیر فعالیت های انسانی

(anthropogenic) قرار دارد. فلات قاره دریای خزر از یک قرن پیش مورد بهره برداری اتحاد شوروی سابق بوده و صدها چاه فعال و متروکه نفت و گاز در بستر آن وجود دارد. در حاشیه این دریا و همچنین رودهای بزرگ ورودی به آن، نظیر ولگا، دهها پالایشگاه، مجتمع پتروشیمی، صنایع سنگین و سبک، صنایع سلولزی و چوب، و کارخانجات رنگ و صنایع مختلف وجود دارد و دهها شهر بزرگ در غالب موارد فاضلابهای شهری، صنعتی و کارخانجات شیمیایی خود را به صورت تصفیه نشده به دریا تخلیه می نمایند. بعنوان مثال شهروندان شهرهای مختلف کشور آذربایجان و شهروندانی که در حاشیه رود ولگا و دریای خزر زندگی می کنند همگی فاضلاب خود را بدون هیچگونه تصفیه ای به دریای وارد می کنند (Efediyeva, 1993).

افزایش فعالیتهای اخیر صنعتی و نفتی کشورهای حاشیه می تواند آسیب های جدی اکولوژیکی و زیست محیطی را به این دریا وارد نماید (شکل ۱-۱).

با توجه به غنی بودن مواد نفتی در حوزه های نفتی دریای خزر و امکان بروز حوادثی از جمله نشت نفت، ریخت و پاش مواد نفتی، حوادث کشتیرانی خصوصا نفتکشها، بروز زلزله، آتش سوزی چاههای نفت، آلوده سازی دریا در اثر تخلیه فاضلاب و پسابهای صنعتی که در حاشیه دریا و رودهای مهم قرار دارند دور از انتظار نیست (بذرافشان ۱۳۷۴).

برطبق آمار منتشر شده در سال ۱۹۶۶ مقدار ۴۷۰۰۰ تن نفت از حوزه نفتی آذربایجان وارد دریای خزر شده است. با آنکه در مورد میزان ریخت و پاش مواد نفتی اطلاعات دقیقی در دست نیست لکن می توان گفت در سال ۱۹۷۰ آلودگی نفتی به وسعت ۲۰۰۰ مایل مربع در شمال دریای خزر ثبت شده است. در سال ۱۹۷۱ نیز بر اثر آتش سوزی یکی از چاههای نفت سطح وسیعی از شمال دریای خزر آلوده شده است (Nasrollahzadeh *et al.*, 2005). شکل ۱-۱ نقشه دریای خزر و استقرار سکوها و چاههای نفتی و گازی در مناطق مختلف را نشان می دهد. با توجه به این نقشه درمیا بیم که در حوزه جنوبی دریای خزر یعنی سواحل ایران استخراج نفت و گاز صورت نمی گیرد.



رود ولگا با ۷۸ درصد آب شیرین از مهمترین رودخانه‌های وارده به دریای خزر می باشد. همه واحدهای صنعتی روسیه در کنار ولگا است و همه آلودگی‌های نفتی و اتمی از طریق این رودخانه وارد شمال دریای خزر می شود. از طرف دیگر در باکو صنعت بهره برداری نفتی هنوز سستی است و مقدار ورود آلودگی نفتی بالاست و آلوده‌ترین منطقه دریای خزر است. حتی آلودگی به اندازه‌ای است که همه موجودات آبی در باکو آذربایجان از میان رفته‌اند و لایه نفتی همه جا را گرفته است. در دریای خزر جهت جریانهای دریایی خلاف عقربه ساعت است و آلودگی ها در این دریا در همه مناطق آن می چرخد. Korotenko و همکارانش (۲۰۰۴) گزارش کردند که سالانه حدود ۱۲۲ هزار تن مواد نفتی از طروق مختلف وارد دریای خزر میشوند (جدول ۲-۱). همچنین او اظهار کرد که اگر نشت نفتی در شمال دریا اتفاق بیافتد لکه های نفتی به دلیل چرخش های آبی به حوزه جنوبی خواهد رسید.

جدول ۲-۱- مجموع آلودگی مواد نفتی وارده به دریای خزر (Korotenko, et al, 2004)

ردیف	منابع	مواد نفتی (tons/year)
۱	رودخانه ها	۷۵۰۰۰
۲	شهرها	۱۹۰۰۰
۳	صنایع	۲۸۰۰۰
۴	اتمسفر	۳۵۰
۵	کل	۱۲۲۳۵۰

هیدروکربورهای نفتی دارای مشتقات مختلفی می باشند که ترکیبات آروماتیک چند حلقه ای که PAHs معروف هستند (از خانواده PACs) از آن جمله اند. این ترکیبات از آلاینده های اکوسیستم خاکی و آبی به شمار می روند و نیز این ترکیبات در طبیعت برای آبزیان بسیار خطرناک و مهلک هستند (Vodinh, 1989 و Baker, 1976). PAHs از فرآیندهای طبیعی که بوسیله فعالیت های بیولوژیکی در آب دریا یا محیط (in situ) منشاء می گیرند دارای درصد کمی هستند، اما اخیراً "به دنبال افزایش فعالیت های انسانی در اکوسیستم های ساحلی افزایش یافته است (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱).

حضور و یا بالا بودن PAHs برای موجودات دریایی و سلامت انسان مضر می باشد زیرا این نوع ترکیبات دارای خواص مختلفی از قبیل سمیت، موتوژنیک، سرطانزائی و استروژنیک می باشد. برای مثال بنزوپیرین a و c هر دو در بدن حیوانات با اسیدهای آمینه واکنش داده و ایجاد انواع بیماری های ژنتیکی می نمایند (خسروی و کارگشا، ۱۳۸۱)، و نیز ماهی های منطقه اروپا و آمریکا که در معرض این نوع ترکیبات قرار داشتند دارای کبدی با جراحت زیاد و تومور بوده اند (Arises, et al., 1997).

ترکیبات PAHs با توجه به داشتن گروه های مختلف دارای خواص فیزیکی و شیمیایی گوناگونی هستند، بطور مثال، این نوع ترکیبات دارای نقطه ذوب و جوش بالایی بوده و دارای حلالیت و فشار بخار پایینی می باشند. حلالیت آنها با افزایش درجه حرارت، کاهش شوری و کاهش وزن مولکولی، افزایش می یابد، در نتیجه این نوع ترکیبات لیپوفیلیک بوده و تمایل به جذب مواد آلی و معدنی ذرات معلق و رسوبات داشته (Meyer, et al., 2001) و به همین دلیل میزان آن در نواحی آلوده بیشتر بوده و تجمع این نوع ترکیبات در حیوانات کوچک مانند دوکفه ایها افزایش می یابد. بر همین اساس ماهیان بنتیک خوار و یا گونه هایی که از این ماهیان تغذیه می کنند دارای مقادیر قابل توجهی از PAHs می باشند زیرا روزانه تعداد زیادی از موجودات بنتیک را مورد مصرف قرار

داده و در نتیجه PAHs را جذب می کنند. بررسیها نشان داده است که در مناطق شهری و صنعتی، میزان PAHs چند هزار برابر بیشتر از نواحی دریایی دست نخورده (دور از ساحل) می باشد (Ariese *et al.*, 1997).

ورود این ترکیبات به طبیعت بوسیله احتراق ناقص سوخته های فسیلی ترکیبات آلی، گازهای موتورهای دیزلی درون سوز، نشت نفت نیروگاه های برق و فعالیت های انسانی از قبیل سیگار و سوزاندن چوب می باشد (Yaffe, *et al.*, 2000). اصلی ترین ایجاد کنندگان این مواد در آب دریاها کشتیها، قایقهای موتوری ماهیگیری می باشند (خسروی، کارگشا، ۱۳۸۱).

در مجموع تقریباً بیش از یکصد نوع ترکیبات PAHs دارای ۲ تا بیشتر حلقه بنزنی یا آروماتیک شناسایی شده است (Meyer, *et al.*, 2001)، آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (US EPA) ۱۶ نوع از PAHs را به عنوان آلاینده های آروماتیک شاخص لیست کرده است که در جدول ۳-۱ براساس تعداد حلقه بنزن و سمیت آنها آورده شده است (Mayers, *et al.*, 2001, Ramirez, 1997, DeB Araki, 2000).

جدول ۳-۱- ترکیبات پلی آروماتیک (16PAHs) براساس استاندارد EPA

ردیف	نوع ترکیبات	تعداد حلقه	خواص سمیت	طبقه بندی
۱	Naphthalene	۲	سمی-غیر سرطانزا	L PAHs
۲	Acenaphthylene	۳	سمی-غیر سرطانزا	L PAHs
۳	Anthracene	۳	سمی-غیر سرطانزا	L PAHs
۴	Phenanthrene	۳	سمی-غیر سرطانزا	L PAHs
۵	Fluorene	۳	سمی-غیر سرطانزا	L PAHs
۶	Acenaphthene	۳	سمی-غیر سرطانزا	L PAHs
۷	Benz(a)anthracene	۴	سرطانزایی ضعیف	H PAHs
۸	Chrysene	۴	سرطانزایی ضعیف - تومورژنیک	H PAHs
۹	Fluoranthene	۴	سرطانزایی ضعیف - تومورژنیک	H PAHs
۱۰	Pyrene	۴	سرطانزایی ضعیف - تومورژنیک	H PAHs
۱۱	Benzo(b)fluoranthene	۴	سرطانزایی معمولی	H PAHs
۱۲	Dibenz (a,h) anthracene	۵	-	H PAHs
۱۳	Benzo (k) fluoranthene	۵	سرطانزایی ضعیف	H PAHs
۱۴	Benzo(a)pyrene	۵	سرطانزایی بسیار شدید	H PAHs
۱۵	Indo(1,2,3-cd) pyrene	۶	سرطانزایی ضعیف یا تومورژنیک	H PAHs
۱۶	Benzo(ghi)perylene	۶	سرطانزایی ضعیف یا تومورژنیک	H PAHs

L PAHs: Low Molecular PAHs (group of PAHs < 4 rings)

H PAHs: High Molecular PAHs(group of PAHs ≥ 4 rings)

(Ramirez, 1997, DeB Araki, 2000, Mayers, *et al.*, 2001)

۳-۱-آلاینده سموم کشاورزی کلره

میزان جمعیت جهان هر روز در حال افزایش می باشد لذا با روند افزایشی جمعیت، تقاضای نیاز انسان ها به غذا روز به روز افزایش بیشتری می یابد. بنابراین، با توجه به این افزایش هر روز زمینهای زیادتری بواسطه شهرک سازیهای مسکونی و صنعتی از گردونه کشت و تولیدات کشاورزی خارج و عملاً سطح زیر کشت روند کاهش را نشان میدهد. در ضمن با فشار مداوم از سوی کشاورزان به زمینهای کشاورزی جهت کشت مجدد و برداشت محصول چند مرحله ائی در یکسال سبب می گردد که خاک از حاصلخیزی تهی گردد. لذا جهت بهره گیری بیشتر از خاک، نرخ کود دهی و سموم افزایش یافته و این روند در چرخه تولید بطور مرتب هر سال بصورت تکرار ادامه می یابد. حال با استفاده وسیع سموم و حاصلخیز کننده ها که سبب حذف حشرات، علف های هرز و رشد فرآورده های کشاورزی بدنال دارد بخش قابل ملاحظه ائی از مواد شیمیائی یاد شده وارد دانه های غلات میگردد. این امر سبب آغشته شدن غلات و حبوبات به قارچ کشها، حشره کشها و علف کشها گشته و با تداوم این امر، لایه های زمین، آبهای زیر زمینی و سطحی به میلیونها تن مواد سمی و شیمیائی آلوده میگرددند. بر اثر بارندگی های مداوم و شستشوی خاک، سموم زمینهای کشاورزی از طریق نشتاب و پساب به رودخانه ها وارد و در ادامه این آلودگی نقاط ساحلی و مناطق اقتصادی دریا ها را بشدت تهدید نموده و در خاتمه این عمل اکوسیستم ماهیان و آبزیان را در دریا ها کاملاً به مخاطره خواهد انداخت. لذا مطالعاتی که در این زمینه صورت پذیرفته بشرح زیر ارائه میگردد:

تحقیقات انجام شده در تالاب ونیز ایتالیا نشان داد، ترکیبات (Polychlorinated biphenyls) PCB

DDT (Dichloro-Diphenyl-Trichloroethane) و مشتقات آن از قبیل DDE

(Dichlorodiphenyl-dichloro ethylene) و DDD (Dichlorodiphenyldichloroethane) ، لیندین، بنزن هگزاکلراید و

در ماکروآلگها، ساقه و برگ جلبکها وجود داشته است. دو سم لیندین و هگزاکلروبنزن در اکثر نمونه های فوق

بهم نزدیک بوده و یا در برخی از نمونه ها در حد دیتکت نبوده است. مقدار غلظت نمونه ها برحسب وزن خشک

(وزنی خشک ۰/۱ نانوگرم بر گرم) برای مجموع د.د.ت (DDT's) ، بنزن هگزاکلراید و PCBs به ترتیب ۱۰/۶،

۰/۶ و ۱۳ نانوگرم بر گرم بوده است (Sfrios, et al.1993, Rajeendram et al., 1992). نتایج برخی از تحقیقات انجام

شده نشان داد، آفت کشها پس از ورود به منابع آبی سمیت آنها برابر، کمتر و یا بیشتر از ترکیب اصلی خود را

بروز داده و در بسیاری از موارد شکل تغییر یافته آن (علف کشها) سمیت کمتری را از خود نشان داده است. چندین ترکیب از حشره کش های ارگانوفسفره و کاربامات ها از ترکیب اصلی سمی تر بوده و یا در موارد نادری سمیت مشابه ترکیب اصلی دارند. مطالعاتی در زمینه پایداری آفت کشها صورت پذیرفته نشان می دهد که برخی از آنها نظیر سموم ارگانوکلره در مقایسه با سموم ارگانوفسفره از پایداری بیشتری برخوردارند.

سم کلره (BHC) Benzenhexachloride دارای فرمول شیمیایی $C_6H_6Cl_6$ است که دارای ایزومرهای متفاوت از جمله $\alpha, \beta, \delta, \gamma$ می باشد که ایزومر گامای آن لیندین است، کریستال این سم بی رنگ بوده و نقطه ذوب نوع خالص آن ۲۲۶ درجه سانتی گراد است. حلالیت آن در آب بسیار کم ولی در بنزن داغ، کلروفرم، دی سولفید کربن و دی اتیل کاملاً حل می شود. تحقیقات انجام شده نشان می دهد، سم فوق عامل سرطانزایی برای موشها و انسانها بوده است. برای ۵ گونه از ماهیان آب شیرین در طول ۹۶ ساعت غلظت مرگ و میر ۵۰ درصد (LC50) به مقدار ۰/۲ تا ۰/۰۵ میلی گرم در لیتر می باشد (Tomlin, 1994). سم کلره DDE، این سم دارای فرمول شیمیایی $C_{14}H_8Cl_4$ می باشد که با از دست دادن یک کلر از گروه CCl_3 - از DDT مشتق گردیده است، مقدار سمیت د.د.ائی در مقایسه با DDT از درجه کمتری برخوردار بوده و بعنوان علف کش مورد استفاده قرار نمی گیرد. اکثر هیدروکربن کلرینه دریا و حدود ۸۰ درصد هیدروکربورهای موجود در ارگانیزمهای دریایی از د.د.ت تشکیل می شوند و به احتمال قوی تمامی د.د.ائی با شکستن DDT مشتق می گردد (Clark, 1992).

پیامد های ناگوار از مصرف بیرویه آن در گذشته و حال و با در نظر گرفتن نیمه عمر تقریبی برخی از ترکیبات سموم ارگانوکلره که بین ۳ الی ۱۵۰ سال (UBA, 1993) می باشند می تواند خسارت های جبران ناپذیری را برای این نسل و نسل های آتی در پی داشته باشد.

استان های شمالی کشور (گیلان، مازندران و گلستان) از قطب های مهم و کلیدی محصولات و فرآورده های کشاورزی در کشور محسوب میگردد. تراکم کشت های مختلف نظیر کشت مرکبات و گسترده گی کشت برنج در استانهای گیلان و مازندران و تراکم کشت گندم، سویا و پنبه در استان گلستان سبب گردید که حجم وسیعی از سموم کشاورزی شامل حشره کشها، قارچ کشها و علف کشها در مزارع جهت بهره وری و افزایش راندمان تولید بکار گرفته شود که غالباً پس از مصرف از چند طریق نظیر شستشوی خاک مزارع بر اثر بارش باران و نشت پساب و وزش باد وارد رودخانه های استانها می گردند و در نتیجه به آلوده نمودن آب دریای خزر ختم

می گردد. لذا جهت حفاظت و صیانت از اکوسیستم های آبی در جهت ادامه حیات آبریان و سلامت ماندن آنها از خطرات و مضرات عوامل آلاینده محیط های آبی باید از استفاده بی رویه کود و سم در امر کشاورزی بطور جدی جلوگیری به عمل آورد زیرا خطرات و خساراتی که از این طریق متوجه جوامع انسانی بواسطه نشت سموم و آلاینده ها به رودخانه ها و لایه های زمین و در نتیجه آلوده شدن چاههای آب شرب و قنوات و نفوذ آن به نسوج و سایر اعضا ماهی و با توجه به نقش مصرف ماهی در جیره غذایی روزانه انسان ها وارد می شوند کمتر از خساراتی که به محیط و اکوسیستم های آبی وارد می شوند نخواهد بود.

نحوه استفاده سموم در گذشته دور با توجه به یکپارچه بودن مزارع کشاورزی عموماً توسط هواپیماهای مخصوص سمپاش و بصورت پاششی صورت می گرفت، لذا به هنگام پاشش سموم در برخی موارد مواجهه با وزش باد می گردید که عموماً در اثر وزش باد به دیگر مکانها منتقل می شده است. با این جابجاییها عملاً در بسیاری از مناطق مشاهده می گردیده است.

در جمع بندی کلی، مصرف بیش از حد سموم در مزارع و استفاده فرآورده های کشاورزی و دامی با توجه به نیمه عمر تقریبی برای برخی از ترکیبات سموم ارگانوکلره که بین ۳ الی ۱۵۰ سال می باشند (UBA, 1993)، مضار آنها متوجه انسانها بوده و هر روز مردم زیادی به بیماریهای لاعلاج مبتلا می نمایند. حال براساس موارد یاد شده، مطالعاتی در زمینه باقی مانده سموم ارگانوکلره در آب، رسوب و ماهی از نوار ساحلی دریای خزر (آستارا تا بندرترکمن) و برخی از رودخانه های مهم استانها طی دو دهه گذشته نظیر مناطق ساحلی با اعماق کمتر از ۱۰ متر طی چند دوره، رودخانه های بابلرود، چالوس رود، شیرود، چشمه کیله تنکابن و رودخانه تجن که منتهی به اندازه گیری باقی مانده سموم در دریا میشود صورت پذیرفته است (نجف پور و همکاران ۱۳۷۵، هاشمیان و همکاران ۱۳۸۸، نجف پور و همکاران ۱۳۷۴، نجف پور و همکاران ۱۳۸۶، لالویی و همکاران ۱۳۷۵، شرکت مهندسين مشاور خزر آب ۱۳۷۷ و یوسفیان و همکاران ۱۳۷۹). تحقیقات نسبتاً کاملی در زمینه سموم کشاورزی ارگانوکلره در رودخانه های بابلرود (شش ایستگاه) و رودخانه چالوس (چهار ایستگاه) در خصوص ترکیبات شیمیائی نظیر د.د.ت، د.د.ائی، کلتنان، ایزومر های آلفا و بتا بنزن هگزا کلراید و لیندین طی یک سال در چهار فصل صورت پذیرفته است (نجف پور و همکاران، ۱۳۸۰). حداکثر روند تغییرات فصلی ترکیبات شیمیائی اندازه گیری شده نظیر د.د.ت، د.د.ائی، کلتنان، ایزومر های آلفا و بتا بنزن هگزا کلراید و لیندین در رودخانه بابلرود مربوط به

ایستگاه پل محمد حسن خان بابل در فصل کشاورزی (بهار) در حد ۱۹/۲، ۲۷/۴، ۵۳/۸، ۱۵/۵، ۱۹/۵ و ۳۸/۱ میکروگرم بر لیتر بوده است. مقدار در صد سموم مشاهده شده ترکیبات شیمیائی نظیر د.د.ت، د.د.ائی، کلتان، ایزومر های آلفا و بتا بنزن هگزا کلراید و لیندین در چهار فصل نمونه برداری در شش ایستگاه بترتیب ۵۸، ۴۶، ۷۵، ۳۸، ۷۵ و ۵۰ در صد از کل نمونه ها می باشند (نجف پور و همکاران، ۱۳۸۰).

۴-۱-آلاینده سورفاکتانت

سیستمهای آبی در درجات مختلف توانایی جذب مقدار معینی از مواد سمی را دارا هستند. اما وقتی بار از مقدار معینی بیشتر باشد، ممکن است شیوه خود پالایی بوم سازگان تغییر کرده و یا قطع شده و اثرات آن در زندگی آبزیان آشکار شود. انواع سورفاکتانتها می توانند به عنوان محصولات مصرفی در شوینده ها و دیگر کاربردهای صنعتی نظیر صنایع غذایی، دارویی، سموم کشاورزی، نساجی و چوب، صنعت پلاستیک، رنگها و جلاها ... مورد استفاده قرار میگیرند. (تیزکار، ۱۳۷۸)

اجزای شیمیایی یک پاک کننده به طور کلی به سه دسته عمومی طبقه بندی می شود:

۱. سورفاکتانتها (مواد فعال سطحی یا مواد مؤثر)

۲. سازنده ها (پرکننده ها)

۳. مواد متفرقه

سورفاکتانتها به عنوان عامل خیس کننده عمل کرده کشش سطحی آب را کم می کنند در نتیجه آب بهتر وارد بافت الیاف می گردد. این مواد همچنین ذرات کثیف و آب را به یکدیگر اتصال می دهند. سازنده ها نقش اصلی در پاک کننده ها دارند و عامل جدا کنندگی هستند. سازنده ها، یون های منیزیم و کلسیم موجود در آب سخت را به شکل یون های بزرگ محلول در آب درمی آورند. مواد سازنده خاصیت قلیایی در آب ایجاد می کنند و مانع از نشست مجدد لکه ها می شوند. امروزه بیشترین سازنده های متداول مورد استفاده، پلی فسفات ها هستند (دبیری، ۱۳۷۵). دترجنتها اصولاً ترکیبات آلی زنجیره ای کربن دار هستند که دارای ۲ قطب هیدروفیل و لیوفیل می باشند. قطب هیدروفیل، آب دوست و قطب لیوفیل، چربی دوست می باشد.

بر اساس خصوصیات قطب هیدروفیل دترجنتها به ۳ گروه تقسیم می شوند: (حسینیان، ۱۳۶۴)

۱- دترجتهای آنیونی: این ترکیبات در اثر یونیزاسیون در محیط آبی به یونهای منفی $R-O-S_3^-$ که در آن R یک زنجیر کربنی طولانی الکیلی و یک یون مثبت که اغلب سدیم است تفکیک می شوند. بیشترین دترجنت مصرفی در منازل و مصارف عمومی در این گروه قرار دارد.

۲- دترجتهای کاتیونی: این دترجتها در اثر یونیزاسیون به یونهای مثبت گروه آمونیومی که دافع آب است و گروه یونهای منفی جاذب آب تبدیل می شود و دارای قدرت زیاد باکتری کشی می باشند.

۳- دترجتهای خنثی: این پاک کننده ها از ترکیب چند شاخه اتیلن بر روی یک ریشه ای که دافع آب است حاصل می شود و بهترین مثال از آنها پلی گلیکول اتوالکیل فنل است که قدرت پاک کنندگی شدیدی دارد (حسینیان، ۱۳۶۴).

شوینده ها بر اساس مواد فعال سطحی به دو دسته سخت و نرم تقسیم می شوند که شوینده های نرم شامل LABS یا الکیل بنزن سولفونات خطی هستند که تجزیه پذیر می باشد. شوینده های سخت که شامل ABS یا الکیل بنزن سولفونات شاخه ای می باشند از این گروه می توان به مشهورترین عامل دودسیل بنزن سولفونات سدیم اشاره کرد که به دلیل داشتن شاخه فرعی در محیط زیست تجزیه نمی شود و سبب آلودگی محیط زیست می گردد (دبیری، ۱۳۷۵).

دترجتها پس از مصرف به همراه پساب به دریاچه ها یا رودخانه ها ریخته می شوند و بر روی محیط زیست تأثیر مخرب می گذارند. آلودگی محیط زیست ناشی از مصرف دترجتها بیشتر از نظر دو عامل قابل بررسی است.

۱. اثر مواد مؤثر موجود در دترجنت.

۲. اثر مواد پرکننده موجود در دترجنت.

آثار سوء حیاتی شوینده ها بر محیط زیست عبارتند از:

- تجمع کف بر روی آبهای سطحی و جلوگیری از عمل اکسیژن گیری آب

- تولید بو و طعم نامطبوع در آب

- اثرات سمی بر موجودات زنده مانند انسان، موجودات آبی (جانوران و گیاهان)

- تخریب و انهدام اکوسیستم

- حذف و کاهش مواد معلق آب در حضور شوینده ها به صورت دلخواه مقدور نیست.

- به خودگیری میکروبا بیماری زا و مساعد نمودن شرایط محیطی در جهت شیوع بیماریها
 - اشکال در امر انعقاد و ته نشینی و صاف کردن آب
 - وقوع پدیده پرغذایی (EUTROFICATION) به لحاظ مصرف فسفاتها
 - تجزیه ناپذیری گروه سخت دترجتها
 - ایجاد واکنش های فیزیولوژیکی در مصرف کننده آب آلوده (نوری، ۱۳۷۹).
- همچنان که پاک کننده بیشتری به وسیله پساب به آبهای طبیعی اضافه می شود، کف بیشتری ایجاد می کند که تأثیر به سزایی در محیط زیست دارد. عامل ایجاد کف سورفاکتانت، پاک کننده ها می باشد.
- ماهیان و آبزیان نیز از آثار سوء شوینده ها بی بهره نیستند زیرا شوینده ها باعث کاهش میزان اکسیژن گیری آب می شوند. شوینده ها قادرند حالت و کیفیت پروتئین را تغییر دهند و متابولسیم باکتری ها را مختل سازند و موجب کندی اعمال حیاتی آنها گردند، این امر ناشی از اثر شوینده ها در کاهش کشش سطحی آب می باشد (دبیری، ۱۳۷۵). غشاء میکروارگانسیم ها در اثر شوینده ها پاره شده و موجب از بین رفتن آنزیم ها می شود. این موارد در مورد مصرف دترجت هایی است که ماده مؤثر آن تجزیه شونده نیست. اما مواد مؤثر تجزیه شونده در روش های تصفیه و دیگر موارد یاد شده اشکالات مهمی به وجود نمی آورد (محمد حسینی و همکاران، ۱۳۸۶)
- به عنوان طرحی در جهت جلوگیری از پدیده کف کردن، الکیل بنزن سولفونات های خطی LAS در جهان مورد استفاده قرار گرفتند که جایگزین گروه آلکیلی شاخه دار ABS به منظور سهولت تجزیه شدند (دبیری، ۱۳۷۵).
- عموماً LAS در مقایسه با ABS سریعتر و شدیدتر تجزیه می شود. البته سرعت تجزیه LAS با موقعیت گروه فنیلی تحت تأثیر قرار می گیرد.
- از طرفی تولید کنندگان تمام تلاش خود را صرف توسعه مواد خام دترجت با قابلیت تجزیه بیشتر کردند. یکی از این مواد آلفا ولفین سولفونات بدون گروه فنیل (AOS) هستند. AOS به دلیل کارآیی خوب شستشو، مانند پاک کنندگی، قدرت کف کنندگی و خواص آبکشی آن، یکی از بهترین سورفاکتانت ها می باشد.
- پاک کنندگی AOS نسبت به LAS، در آبهای سخت، کمتر کاهش پیدا می کند. طبق آزمایش های انجام شده بر روی حیوانات، ایمنی AOS اثبات شده است و هیچ مورد غیرعادی در آزمایش مسمومیت مزمن و حاد مشاهده نشده است.

نگرانی کنونی محیط زیست بیشتر در مورد سازنده‌هاست. این مواد مشکل تجزیه زیست محیطی را ندارند بلکه فرآورده‌های هیدرولیز سازنده‌ها (ارتوفسفات‌ها) مسلماً دارای فسفر می باشد که باعث اشکال در فرآیند تغذیه طبیعی می شود (دبیری، ۱۳۷۵). آبی که در آن مواد مغذی مانند نترات و فسفات در اثر تخلیه فاضلاب زیاد باشد محیط خوبی برای رشد بیش از اندازه آلگها خواهد بود. این آلگها در اثر پدیده فتوسنتز با مصرف مواد غذایی موجود در آب باعث زیاد شدن اکسیژن در محیط می شوند. چون عمر این آلگها کوتاه است و از بین رفتن بیولوژیکی آنها مستلزم صرف مقدار زیادی اکسیژن می باشد، لذا مقدار اکسیژن محیط به هم می خورد و با کاهش این ماده حیاتی، فعل و انفعالات بی‌هوازی پیشرفت می کند در نتیجه به مرور لجن کف جریانها افزایش یافته و از عمق مفید کانالها کاسته شده و انواع گیاهان در این منطقه رشد می کنند و تمام منطقه به مرداب تبدیل می شود این پدیده *EUTROPHICATION* نامیده می شود. از سالهای ۱۹۶۸ و ۱۹۶۹ میلادی سر و صدای آلودگی آب در اثر این پدیده در آمریکا پیاپی خواست و دترجتهای حاوی فسفات به این جرم محکوم شدند (حسینیان، ۱۳۶۴).

در سیستمهای آبی معمولاً "غلظت سورفکتانتها کمتر از ۱/ میلی گرم در لیتر است مگر در نواحی مثل مصب رودخانه ها و نقاطی که دارای منبع آلودگی هستند. شویندها می توانند توسط باکتریها تجزیه شوند اما در غلظتهای زیاد ممکن است باکتریها نقش خود را ایفا نکنند زیرا غلظت شویندها مانع عمل باکتریها می گردد.

اندازه گیری شویندها (در اینجا آلکیل بنزین سولفاناتها) خطی با علامت اختصاری LAS است) به دو صورت آنالیز گروهی آنالیز اجزای تشکیل دهنده آن انجام می گیرد. در آنالیز گروهی صرف نظر از ساختمان R، به کمک کاتیونهای رنگی نظیر متلن بلو، LAS از طریق گروه SO_3 - تشکیل جفت یون پایداری با غلظت کم می کند که براحتی توسط حلالهای نظیر کلروفرم از استخراج و به روش اسپکتروفتومتری تعیین کمی میشود. این روشها دارای حد تشخیص ۱۰-۴۰ ppb هستند. (DAKay & Kikodemusz, I, 1981).

بطور کلی خطرات زیست محیطی تهدید کننده حوزه جنوبی دریای خزر عبارتند از: آلودگیهای ناشی از فاضلابهای شهری و خانگی، آلودگیهای ناشی از فاضلابهای صنعتی، آلودگیهای ناشی از فاضلابهای کشاورزی، آلودگی ناشی از میدانهای ساحلی

این پروژه با اهداف زیر به اجرا در آمد

- تعیین میزان آلاینده ها در آبهای سواحل ۵، ۱۰ و ۵۰ متر
 - تعیین نوسانات زمانی و مکانی آلاینده های حوزه جنوبی دریای خزر
 - یافتن ارتباط بین میزان تجمع آلاینده ها با پارامتر رشدی ماهیان
 - بازنگری وضعیت آلاینده های زیست محیطی و مقایسه آن با استانداردهای جهانی در محیط زیست آب
- همچنین به منظور مدیریت زیست محیطی ، میزان ریسک اکولوژیکی ترکیبات پلی آروماتیک و ارزیابی ریسک سلامت مصرف ماهیان مصرفی سواحل حوزه جنوبی دریای خزر از نظر فلزات سنگین مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

۲- مواد و روش ها

۲-۱- منطقه مورد بررسی

۲-۱-۱- موقعیت و مشخصات کلی

مساحت کل خزر جنوبی برابر ۱۴۸۶۴۰ کیلومتر مربع و ۳۹٫۳ درصد کل مساحت دریا می باشد. حجم آب آن ۵۱۲۴۵ کیلومتر مکعب و ۶۵٫۶ درصد حجم کل دریاست. بیشترین عمق آن ۱۰۲۵ متر و عمق متوسط ۳۴۵ متر می باشد (قاسم اف، ۱۹۸۷). طول خط ساحلی در جنوب دریای خزر حدود ۶۴۰ کیلومتر است.

۲-۱-۲- ترانسکت ها ، فواصل و انتخاب ایستگاهها

نمونه های آلاینده ها از ۸ ترانسکت شامل آستارا ، انزلی ، سفید رود، تنکابن ، نوشهر، بابلسر، امیر آباد و ترکمن که از هر ترانسکت اعماق ۵ ، ۱۰ و ۵۰ متر نمونه برداری گردید. انتخاب ایستگاهها با در نظر گرفتن مناطق تاثیر پذیر آلاینده رودخانه ای ، بنادر و منطبق نمودن این ایستگاهها با مطالعات قبلی بوده است. نمونه آب اعماق ۵ ، ۱۰ و ۵۰ متر (با حداکثر تاثیر پذیری آلاینده های ساحلی و یا تحت تاثیر دیگر مناطق دریایی) انجام شد.

فاصله ایستگاه ها در نیم خط عمود بر ساحل مناطق هشتمانه بشرح جدول زیر است.

جدول ۲-۱- فاصله ایستگاه ها (به متر) در ترانسکت های هشتمانه حوزه جنوبی دریای خزر

ترکمن	امیر آباد	بابلسر	نوشهر	تنکابن	سفیدرود	انزلی	آستارا	مسافت (متر)
۸٫۶۱۸	۲٫۶۸۱	۰٫۴۹۲	۰٫۹۳۲	۰٫۵۶۴	۲٫۱۴۸	۱٫۰۳۸	۵٫۲۶۳	۱۰ تا ۵ متر
۵۶٫۷۵۶	۱۸٫۳۹۶	۹٫۴۹۱	۵٫۸۳۲	۸٫۸۸۶	۵٫۹۰۱	۱۱٫۲۴۴	۱۸٫۷۲۰	۵۰ تا ۵ متر
۴۸٫۳۱۶	۱۶٫۴۷۴	۹٫۰۰۰	۳٫۲۵۲	۸٫۳۲۳	۳٫۸۷۴	۱۰٫۴۶۷	۱۳٫۸۸۶	۵۰-۱۰ متر

۲-۱-۳- نمونه برداری ها و تناوب زمانی

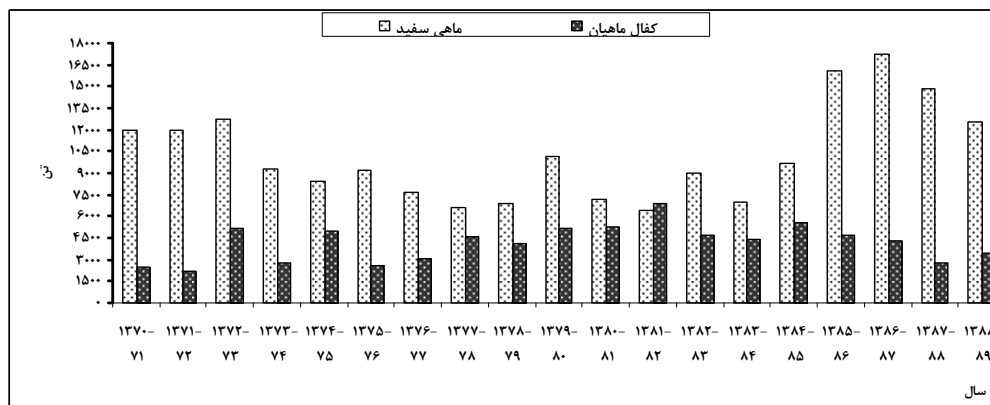
تناوب نمونه برداری برای آب و رسوبات بصورت فصلی در چهار فصل سال ۱۳۸۷ انجام گردید. نمونه برداری ماهی کفال سالیس (*Liza saliens*) در فصل تابستان با استفاده صید بروش ترال در دریا توسط کشتی گیلان انجام گردید. نمونه برداری ماهی سفید در فصل بهار (*Rutilus frisii kutum*) توسط تعاونی صیادی پره (فرح آباد) گرفته شد.

جدول ۲-۲- میزان صید ماهیان استخوانی (سفید و کفال) حوزه جنوبی

دریای خزر طی سالهای ۱۳۷۰ لغایت ۱۳۸۸ (برحسب تن)

سال	1370-71	1371-72	1372-73	1373-74	1374-75	1375-76	1376-77	1377-78	1378-79	1379-80
ماهی سفید	12000	12000	12727	9277	8435	9222	7650	6624	6905	10120
ماهیان کفال	2500	2200	5135	2809	5014	2554	3074	4558	4080	5125

سال	1380-81	1381-82	1382-83	1383-84	1384-85	1385-86	1386-87	1387-88	1388-89
ماهی سفید	7199	6417	8984	7036.5	9631.3	16117.5	17195.9	14834.7	12494.91
ماهیان کفال	5263	6873	4690	4426	5517.3	4692.9	4314.3	2780.4	3493.052

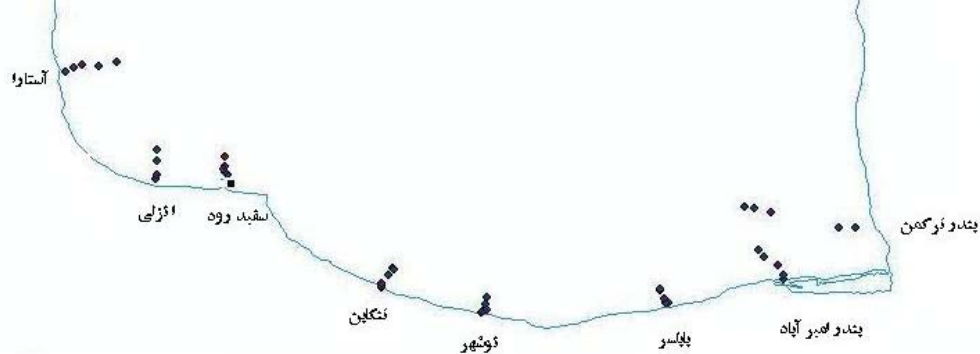


شکل ۱-۲- روند میزان صید ماهیان استخوانی (سفید و کفال) حوزه جنوبی دریای خزر طی سالهای ۱۳۷۰ لغایت ۱۳۸۸ (بر حسب تن)

۴-۱-۲- موقعیت جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری

جدول ۲-۳- موقعیت جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری حوزه جنوبی دریای خزر

ایستگاه	طول	عرض	عمق (متر)
آستارا	۴۸° ۵۵' ۸۲۲" E	۳۸° ۰۹' ۲۳۴" N	۵
آستارا	۴۸° ۵۸' ۹۰۳" E	۳۸° ۱۰' ۷۱۶" N	۱۰
آستارا	۴۹° ۰۸' ۴۰۰" E	۳۸° ۱۱' ۲۴۰" N	۵۰
انزلی	۴۹° ۲۹' ۳۷۴" E	۳۷° ۲۹' ۰۴۰" N	۵
انزلی	۴۹° ۲۹' ۴۶۸" E	۳۷° ۲۹' ۲۳۴" N	۱۰
انزلی	۴۹° ۳۰' ۱۹۹" E	۳۷° ۳۵' ۰۹۰" N	۵۰
سفیدرود	۴۹° ۵۶' ۹۱۶" E	۳۷° ۲۸' ۵۴۰" N	۵
سفیدرود	۴۹° ۵۵' ۸۹۸" E	۳۷° ۲۹' ۳۷۳" N	۱۰
سفیدرود	۴۹° ۵۵' ۰۶۷" E	۳۷° ۳۱' ۳۷۴" N	۵۰
تنکابن	۵۲° ۳۹' ۰۹۲" E	۳۶° ۴۳' ۳۲۲" N	۵
تنکابن	۵۲° ۳۸' ۹۶۱" E	۳۶° ۴۳' ۵۶۷" N	۱۰
تنکابن	۵۲° ۳۶' ۹۵۰" E	۳۶° ۴۸' ۱۵۹" N	۵۰
نوشهر	۵۱° ۳۰' ۶۵۰" E	۳۶° ۴۰' ۱۰۸" N	۵
نوشهر	۵۱° ۳۱' ۲۴۹" E	۳۶° ۴۰' ۲۵۵" N	۱۰
نوشهر	۵۱° ۳۱' ۲۴۹" E	۳۶° ۴۰' ۲۵۵" N	۵۰
بابلسر	۵۲° ۳۹' ۰۹۲" E	۳۶° ۴۳' ۳۲۲" N	۵
بابلسر	۵۲° ۳۸' ۹۶۱" E	۳۶° ۴۳' ۵۶۷" N	۱۰
بابلسر	۵۲° ۳۶' ۹۵۰" E	۳۶° ۴۸' ۱۵۹" N	۵۰
امیرآباد	۵۳° ۲۲' ۴۶۵" E	۳۶° ۵۳' ۳۴۱" N	۵
امیرآباد	۵۳° ۲۲' ۷۲۱" E	۳۶° ۵۳' ۷۷۸" N	۱۰
امیرآباد	۵۳° ۱۵' ۶۸۶" E	۳۷° ۰۰' ۶۸۰" N	۵۰
ترکمن	۵۳° ۴۹' ۰۳۳" E	۳۷° ۱۱' ۳۷۱" N	۵
ترکمن	۵۳° ۴۳' ۲۰۹" E	۳۷° ۱۱' ۵۹۳" N	۱۰
ترکمن	۵۳° ۱۱' ۶۴۵" E	۳۷° ۱۸' ۴۶۳" N	۵۰



شکل ۲-۲- ترانسکت های نمونه برداری در حوزه جنوبی دریای خزر



شکل ۲-۳- فاصله تقریبی ترانسکت ها در منطقه ساحلی (۵۸۳ کیلومتر)

۶-۱-۲- طریقه نمونه برداریها (آب ، رسوب)

طریقه نمونه برداری آب ، رسوب بشرح جدول ۴- ۲ خلاصه گردید .

جدول ۴- ۲- نحوه و انجام عملیات نمونه برداری آب و رسوب

پروژه آلاینده های دریای خزر در کشتی گیلان

عوامل	فلزات سنگین	سموم کشاورزی	PAH	سورفکتانت	توضیحات
دستگاه نمونه بردار	نسکین ساخت شرکت هیدروبیوز	نسکین ساخت شرکت هیدروبیوز	نانسن ساخت شرکت کالسیکو	نسکین ساخت شرکت هیدروبیوز	
نوع ظرف نگهداری	ظرف پلاستیکی یک لیتری	شیشه های قهوه ای ۲/۵ لیتری	شیشه های مدرج شفاف	شیشه های قهوه ای ۲/۵ لیتری	
شستشوی ظرف نمونه برداری	نگهداری و شستشوی به مدت ۲۴ ساعت در سطل اسید نیتریک ۱-۱	شستشوی با آب معمولی و آب دریا	شستشوی با آب معمولی و آب دریا	شستشوی با آب معمولی و آب دریا	
میزان نمونه	یک لیتر	یک لیتر	یک لیتر	شیشه نمونه کاملاً پر	برداشت نمونه دور از محل کف آلود
میزان فیکساتیو	۱/۵ CC نیتریک اسید به ازای هر لیتر نمونه آب دریا (برای فلز جیوه محلول 20 درصد k ₂ Cr ₂ O ₇ به میزان ۲ میلی لیتر)	۵۰ CC ان هگزان به ازاء هر لیتر نمونه	۵۰ CC دی کلرومتان به ازاء هر لیتر نمونه	-	

مقدار فیکسایتو برای هر ترانسکت	۱۰ cc	۱۵۰ cc	۱۵۰ cc	۱۵۰ cc
تعداد نمونه آب در هر ترانسکت	۳ نمونه سطحی	سه نمونه سطحی	سه نمونه سطحی	سه نمونه سطحی
تعداد نمونه رسوب در هر ترانسکت	از هر ایستگاه سه نمونه جمعاً ۹ نمونه (نمونه رسوب مشترک آلاینده ها)	از هر ایستگاه سه نمونه جمعاً ۹ نمونه (نمونه رسوب مشترک آلاینده ها)	از هر ایستگاه سه نمونه جمعاً ۹ نمونه (نمونه رسوب مشترک آلاینده ها)	-

مشخصات نمونه ها شامل تاریخ نمونه برداری ، زمان نمونه برداری ، ایستگاه ، عمق، کد نمونه و نام پروژه بر روی ظرف نمونه درج شد.

۷-۱-۲- تفکیک و تعداد نمونه ماهیان و رسوبات مورد بررسی

برای اندازه گیری فلزات به تعداد ۴۰ قطعه نمونه ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) در فصل بهار و به تعداد ۲۲ قطعه نمونه ماهی کفال (*Liza saliens*) در تابستان جمع آوری گردید. از این تعداد برای اندازه گیری آلاینده ها ی نفتی تعداد ۱۷ قطعه ماهی سفید و ۱۳ قطعه ماهی کفال و آلاینده سموم کشاورزی ۱۷ قطعه ماهی سفید و ۱۰ قطعه ماهی کفال مورد بررسی قرار گرفت. پس از بیومتری (اندازه طول کل، وزن و جنسیت) بافت عضلانی ماهیان با استفاده از وسایل ضد زنگ و استریل برش می شد. آنگاه با آب مقطر دوبار تقطیر شستشو داده می شد. نمونه های آماده شده جهت نگهداری در دمای ۲۰- درجه سانتیگراد فریز می شد. ۲۷ نمونه از ماهیان فریز شده سفید و کفال برای خشک کردن بطریق انجماد (فریز درای) به دانشکده علوم پایه بابلرس ارسال شد.



Mugilidae Liza Saliens



Rutilus frisii kutum

در خصوص رسوبات ، برای اندازه گیری فلزات سنگین رسوبات اعماق ۵ ، ۱۰ و ۵۰ متر در ترانسکتهای ۸ گانه طی چهار فصل به تعداد ۹۶ نمونه مورد بررسی قرار گرفت.

بدلیل کمبود اعتبار برای آلاینده های هیدروکربور نفتی و سموم کشاورزی از عمق ۱۰ متر از هشت ایستگاه (آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن) طی چهار فصل به تعداد ۳۲ نمونه در سال ۱۳۸۷ مورد ارزیابی قرار گرفت.

۲-۲- آلاینده فلزات سنگین

۲-۲-۱- آماده سازی نمونه آب

نمونه از آب زیر سطحی و از هر عمق یک نمونه که از ۸ ترانسکت (در اعماق ۵ ، ۱۰ و ۵۰ متر) مجموعاً در هر فصل ۲۴ نمونه جمع آوری گردید. روشهای آماده سازی و اندازه گیری آلاینده فلزات سنگین در آب براساس روش استاندارد (APHA,2005) انجام گردید.

نمونه های آب دریا پس از فیلتر (ممبران با قطر ۰,۴۵ میکرومتر) و افزایش $1/5^{cc}$ نیتریک اسید (جهت فیکس شدن) برای انجام استخراج آماده می گردید. ابتدا pH نمونه ها را به حداکثر بازیابی فلزات مورد اندازه گیری رسانده سپس 100^{cc} از هر نمونه را به قیف دکانه انتقال داده و بمقدار 1^{cc} APDC یک درصد می افزاییم . دو دقیقه بعد 10^{cc} حلال MIBK (متیل ایزو بوتیل کتون) اضافه و بمدت دو دقیقه شیکر نمودیم. بمدت ۲ دقیقه بحالت سکون رها نموده سپس فاز جدا شده آلی را در بشر 25^{cc} ریخته در دمای پایین (حمام آب) و یا هوای آزمایشگاه تبخیر و با 10^{cc} محلول نیتریک اسید (۱:۱) شستشو ، فیلتر و به حجم می رساندیم . نمونه آماده سازی

شده به دستگاه جذب اتمی تزریق می شد. در تمام نمونه ها نمونه ای بعنوان نمونه شاهد برای تزریق دستگاه آماده سازی می گردید.

۲-۲-۲- آماده سازی نمونه رسوب

نمونه های رسوب در دمای ۸۰ درجه سانتیگراد با استفاده از دستگاه آون (ATYEH TEB AZMA CO) خشک و پس از پودر و مخلوط کردن برای آنالیز آماده می گردید. (برای آماده سازی فلز جیوه در دمای ۶۰ درجه خشک می گردید). نمونه های آماده سازی شده بمقدار ۰,۳ گرم توزین و درون ویال ریخته می شد. با افزودن مخلوط نیتریک اسید (۱/۵^{cc}) و هیدروکلریک اسید (۴/۵^{cc}) بمدت یک شب در دمای آزمایشگاه نگهداری می شد. سپس بر روی صفحه داغ در ۱۲۰ درجه سانتیگراد بمدت ۳ ساعت ۳۰ دقیقه عمل هضم انجام می گردید. برای اندازه گیری جیوه (نمونه ها یی که در دمای ۶۰ درجه خشک و پودر و هموژن شده بودند) بمقدار ۰,۳ گرم توزین نمودیم. با افزودن ۴ میلی لیتر نیتریک اسید و ۲ میلی لیتر سولفوریک اسید بمدت یک ساعت در دمای اتاق قرار داده سپس برای عمل هضم در دمای ۹۰ درجه سانتیگراد بمدت ۳ ساعت بر روی هات پلیت گذاشتیم. آنگاه پس از سرد شدن با افزودن ۲۰ میلی لیتر آب مقطر و ۱ میلی لیتر بی کرومات پتاسیم (۲ درصد) ریخته شد و پس از فیلتر نمودن بحجم ۵۰^{cc} رساندیم. در تمام نمونه ها نمونه ای بعنوان نمونه شاهد برای تزریق دستگاه آماده سازی می گردید. (MOOPAM,1999).

۳-۲-۲- ماهی

۳-۲-۳-۱- بیومتری ماهیان

جدول ذیل مشخصات بیومتری هریک از ماهیان درج گردید.

جدول ۵-۲- مشخصات بیومتری و محل صید ماهی

توضیحات	اندازه طول (سانتیمتر) Mean ± Sd (Min - Max)	اندازه وزن (گرم) Mean ± Sd (Min - Max)	تعداد نمونه	گونه ماهی	محل صید
در زمان مهاجرت و تخم‌ریزی (بهار)	۴۲,۵± ۳,۰ (۳۶,۹-۵۰,۰)	۶۹۳,۰± ۱۴۰,۷ (۴۱۷,۰-۱۰۷۴,۰)	۴۰	<i>Rutilus frisii kutum</i> (ماهی سفید)	فرح آباد (تعاونی صیادی پره)
صید با استفاده از کشتی تحقیقاتی بروش ترال (تابستان)	۲۳,۰± ۱,۸ (۲۰,۴-۲۶,۷)	۹۷,۲± ۱۵,۷ (۷۱,۰-۱۲۲,۰)	۲۲	<i>Mugilidae Liza Saliens</i> (ماهی کفال پوزه باریک)	حوزه جنوب شرقی (صید بروش ترال)

۳-۲-۳-۲- آماده سازی نمونه ماهی

جهت آماده سازی نمونه های ماهی ، قسمت عضلانی با تیغه اسکالپل از دیگر قسمت ها تفکیک گردید. سپس در دمای ۸۰ درجه سانتیگراد با استفاده از دستگاه آون (ATYEH TEB AZMA CO) خشک ، پودر و میکس گردید. (برای آماده سازی فلز جیوه در دمای ۶۰ درجه خشک می گردید). نمونه های آماده سازی شده بمقدار ۰,۳ گرم توزین و درون ویال ریخته و با افزودن ۴^{cc} نیتریک اسید بمدت یک ساعت در دمای آزمایشگاه رها می شد. سپس بر روی هات پلیت در دمای ۹۰ درجه سانتیگراد بمدت ۳ ساعت عمل هضم انجام می گردید. برای اندازه گیری جیوه (نمونه ها یی که در دمای ۶۰ درجه خشک و پودر و هموژن شده بودند) بمقدار ۰,۳ گرم نمونه توزین و درون ویال ریخته ، سپس ۴۵ میلی گرم (۰/۰۴۵gr) اکسید وانادیم (V₂O₅) می افزاییم. در ادامه ۵^{cc} نیتریک اسید اضافه و بمدت یک شب در دمای اتاق قرار داده سپس برای عمل هضم در دمای ۹۰ درجه سانتیگراد بمدت ۳ ساعت بر روی هات پلیت گذاشتیم. آنگاه پس از خنک شدن نمونه با افزودن ۲۰ میلی لیتر آب مقطر و ۱ میلی لیتر بی کرومات پتاسیم (۲ درصد) بحجم ۵۰^{cc} رساندیم (MOOPAM,1999). در تمام نمونه ها نمونه ای بعنوان نمونه شاهد برای تزریق دستگاه آماده سازی می گردید.

۴-۲-۲- تعیین میزان فلزات

فلزات شامل Cu, Pb, Cd, Fe, Zn, Cr, Co, Hg و Ni با استفاده از جذب اتمی مجهز به سه سیستم شعله، گرافیتی و سیستم بخار با لامپ زمینه دو تریمر (M₅ (D2) Thermo, Electron Corporation AA Serio System Modle : تعیین غلظت گردید. اندازه گیری جیوه بروش بخارات سرد اتمی (Cold Vapour) انجام گردید (APHA, 2005). در تمام آزمونها از مواد شیمیایی خالص از شرکت MERCK آلمان خریداری و آنالیز انجام می شد.

گواهینامه ماده مرجع (CRM) مصرفی :

R.T. Corporation-2931 soldier springs Rd.-Larmie. WY, 82070-USA

Trace Metals – AA- QCI – 049(1,2,3) Lot No: 001016,001017,001018

جدول ۶-۲ - شرایط دستگاهی AA SPECTROMETER برای اندازه گیری فلزات

فلز	طول موج (nm)	پهنای شکاف (nm)	جریان لامپ (درصد)
Cu	۳۲۴/۸	۰/۵۰	۷۵
Pb	۲۱۷/۰	۰/۵۰	۷۵
Zn	۲۱۳/۹	۰/۲۰	۷۵
Fe	۲۴۸/۳	۰/۲۰	۷۵
Cd	۲۲۸/۸	۰/۵۰	۵۰
Ni	۲۳۲	۰/۱۰	۷۵
Cr	۳۵۷/۹	۰/۵	۱۰۰
Co	۲۴۰/۷	۰/۲۰	۷۵
Hg	۲۵۳/۷	۰/۵	۷۵

جدول ۷-۲ - کنترل کیفی روش آزمون فلزات سنگین در آب

فلز	Std Added (ppm)	LOD	LOQ	% Recovery	Uncertainty of Measurement
Pb	۰,۱۰۲۴	۰,۰۱۱۰	۰,۰۳۶	۸۸	±۰,۰۰۴۰
Cu	۰,۱۲۳۲	۰,۰۰۵	۰,۰۱۸	۱۰۰	±۰,۰۰۳۹
Zn	۱,۶۸۸	۰,۰۱۲	۰,۰۴۰	۹۹	±۰,۰۰۶۷
Fe	۰,۱۶۷	۰,۳۱۳	۱,۰۳۸	-	±۰,۰۰۹۵
Ni	۰,۱۸۴	۰,۰۱۰	۰,۰۲۹	۸۹	±۰,۰۰۶۸
Cd	۰,۰۸۱	۰,۰۰۴	۰,۰۱۴	-	±۰,۰۰۵۵
Co	۰,۰۶۰۶	۰,۰۱۲	۰,۰۴۰	-	±۰,۰۱۹۷
(*Hg ppb)	۲۰	۰,۳۹	۱,۳۰	۱۰۵	±۰,۰۰۴۵

* استاندارد جیوه اضافه شده بر حسب ppb است.

جدول ۸-۲- کنترل کیفی روش آزمون فلزات سنگین در ماهی

فلز	Std Added (ppm)	LOD	LOQ	% Recovery
Pb	۰,۵	۰,۰۱۲	۰,۰۳۸	۱۱۰,۷
Cu	۰,۵	۰,۰۰۳	۰,۰۱۰	۱۰۷,۸
Zn	۰,۵	۰,۰۰۴	۰,۰۱۴	۱۰۳,۸
Fe	۰,۵	۰,۰۳۶	۰,۱۲۲	۱۰۸,۱
Ni	۰,۵	۰,۰۴۸	۰,۱۶۱	۱۰۲,۵
Cd	۰,۵	۰,۰۰۴	۰,۰۱۲	۱۰۳,۳

۵-۲-۲- محاسبه مقدار فلز در رسوب و ماهی

برای محاسبه مقدار فلز مورد نظر در نمونه ها بر حسب ppm وزن خشک از فرمول زیر استفاده گردید.

$$C \times V / W = \text{مقدار فلز موجود در نمونه (بر حسب ppm وزن خشک یا میکروگرم بر گرم)}$$

C = مقدار فلز مورد نظر در نمونه بر حسب ppm که با استفاده از منحنی کالیبراسیون مشخص می گردد.

$$V = \text{حجم نهایی بر حسب میلی لیتر}$$

$$W = \text{وزن خشک نمونه بر حسب گرم}$$

در مطالعه حاضر ، غلظت بر اساس وزن خشک بیان می شود. میانگین رطوبت نمونه عضله ماهی کفال $75,71 \pm 2,1$ % و ماهی سفید $76,01 \pm 2,2$ % بود. در قسمت بحث به منظور مقایسه اطلاعات با مقادیر راهنمای استاندارد نتایج بر اساس وزن تر گزارش شد. ضریب تبدیل وزن خشک به وزن تر ماهی کفال و سفید بترتیب $0,227$ و $0,228$ تعیین شد.

۶-۲-۲- تعیین برآورد سیبل خطر (Target Hazard Quotient) THQ:

خطرات بهداشتی مصرف ماهی توسط مردم بر اساس THQ ارزیابی شد. جزئیات روش برآورد THQ توسط سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (US EPA, 2000) و محاسبات با استفاده از فرض استاندارد آنالیزهای ریسک فوق انجام شد

با توجه به متوسط بدن بزرگسال (بالغ) به وزن $55,9$ کیلوگرم و $32,7$ کیلوگرم برای بچه ها (Ge, 1992). خطرات بهداشتی به طور جداگانه در معرض متوسط تماس با هر یک (مانند ، غذا) تغییرات با سن در نظر گرفته شد

علاوه بر این ، بچه ها حساسیت بیشتری نسبت به آلودگی دارند. خطرات بهداشتی بین گروه های سنی وساکنین هر محل مقدار مشخصی اختلاف وجود خواهد داشت.

در این راستا ، THQ بر اساس روش Chien مورد مطالعه قرار گرفت (Chien et al,2002)

$$THQ = E_F E_D F_{IR} C / R_{FD} W_{AB} T_A * 10^{-3}$$

$$E_F = \text{در معرض ۳۶۵ روز / سال}$$

$$F_D = \text{با طول عمر متوسط ۷۰ سال (Bennett et al,1999)}$$

$$F_{IR} = \text{نرخ قورت غذایی (گرم / فرد / در روز)}$$

$$C = \text{غلظت فلز در غذا (میکروگرم / گرم)}$$

$$R_{FD} = \text{دوز مرجع (میلی گرم / کیلوگرم / روز)؛}$$

$$W_{AB} = \text{متوسط وزن بدن ۵۵,۹ کیلوگرم برای بزرگسالان و ۳۲,۷ کیلوگرم برای خردسالان}$$

$$T_A = \text{متوسط در معرض قرار گرفتن ۳۶۵ روز در سال در شرایط noncarcinogens}$$

با فرض ۷۰ سال (Cooper et al., 1991 and Chien et al., 2002).

جدول ۹-۲- دوز مرجع عناصر فلزی بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم در روز

فلز	غلظت
Zn	۰,۳
Cu	۰,۰۴
Cd	۰,۰۰۱
Pb	۰,۰۰۴
Hg	۰,۰۰۰۵
Cr	۱,۵

۲-۲-۷- تجزیه تحلیل های آماری

برای مشخص شدن نرمال بودن داده ها، از آزمون Kolmogorov-Smirnov استفاده گردید. در مورد داده های مربوط به ماهی ها چون فرضیه نرمال بودن داده ها تایید گردید لذا مشخص شد که می توان از روش های آمار پارامتریک استفاده نمود. برای تشخیص همگنی واریانس ها از آزمون Levene (Levene's test) استفاده شد. با توجه به ناهمگن بودن واریانس ها، تغییر شکل داده ها (data transformation) بر مبنای $\ln(n+1)$ انجام گردید.

از سوی دیگر با توجه به اینکه در مورد داده های مربوط به رسوبات نرمال بودن داده ها تایید نگردید، لذا روشهای آماری غیرپارامتریک مورد استفاده قرار گرفت.

از آنالیز خوشه‌ای با استفاده از مقیاس اقلیدسی (Euclidean distance) برای گروه بندی فلزات سنگین مورد نظر از دیدگاه تجمع هر فلز در بافت عضله نمونه های ماهی متعلق به هر یک از دو گونه و همچنین رسوبات منطقه مطالعاتی استفاده گردید. به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار بین نمونه های نر و ماده (ماهی سفید) و همچنین مقایسه دو گونه ماهی (از نظر تجمع هر یک از فلزات) از چند آزمون T (paired-sample) استفاده شد. به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار در تجمع فلزات مورد نظر در بافت عضله ماهی ها از تجزیه واریانس یک طرفه (One-way ANOVA) استفاده شد و با توجه به مشاهده اختلاف معنی دار، برای تشخیص گروههای همگن از آزمون دانکن استفاده گردید. از ضرائب همبستگی پیرسون (Pearson) به منظور بررسی روابط میان میزان تجمع فلزات در بافت عضله و برخی پارامترهای بیومتریک ماهی ها (وزن، طول کلی و طول چنگالی) استفاده شد. به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار میان فصول مختلف، اعماق نمونه برداری و ایستگاههای نمونه برداری از نقطه نظر تجمع هر یک از فلزات از آزمون Kruskal-Wallis استفاده شد و در موارد مشاهده اختلاف معنی دار از آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. آنالیزهای آماری مذکور فوق بر روی داده‌ها با استفاده از نسخه جدید بسته نرم افزاری SPSS (Version 17.0) انجام گردید.

۲-۳- آلاینده نفتی

۲-۳-۱- آماده سازی نمونه آب

دو لیتر از نمونه آب فیکس شده را به مدت تقریباً ۲۰ دقیقه روی دستگاه شیکر قرار می دهیم و سپس آن را در یک قیف جدا کننده دو لیتری (قیف شماره ۱) می ریزیم فرایند استخراج انجام می گیرد. این مرحله را دو باره انجام می دهیم و در انتها مجدداً با جدا شدن فاز آب و حلال، آب را دور ریخته و فاز حلال را بر روی حلال جدا شده در مرحله اول اضافه می کنیم. نمونه ها را در ۴ درجه سانتیگراد نگه داری می کنیم..

- تغلیظ محلول استخراج شده

نمونه استخراج شده را در فلاکس ته گرد ۲۵۰ میلی لیتری قابل ارتباط با دستگاه تبخیر کننده گردشی (Rotary evaporator) ریخته و آنرا به دستگاه متصل می نمایم به نحوی که حجم آن نزدیک به ۱۰ میلی لیتر تقلیل یابد. در مرحله نهایی این ۱۰ ml بوسیله جریان گاز نیتروژن به ۲ ml تغلیظ میگردد.

۲-۳-۲- آماده سازی نمونه رسوب

مقدار ۳۰۰-۵۰۰ گرم از رسوبات هر ایستگاه برداشته می شود. هر کدام از نمونه ها را در فویل آلومینومی جداگانه قرار داده و تا زمان رسیدن به آزمایشگاه در داخل یخچال و یا در کنار یخ نگهداری می شود. برای خشک کردن رسوبات از روش فریزدرایر (Freeze dryer) استفاده شده است.

- مرحله سوکسیله کردن (Soxhlet extractor)

مقدار ۵ تا ۱۰ گرم از نمونه خشک شده فریزدرایر شده را در کاغذ صافی مخصوص ریخته و به دستگاه سوکسیله منتقل گردید. پس از اضافه نمودن ۲۵۰-۳۰۰ ml حلال مخلوط n-هگزان و دی کلرومتان (۵۰:۵۰)، عملیات استخراج با این دستگاه به مدت یک تا دو روز صورت پذیرفت. یعنی در این مرحله در هر ۲۰-۳۰ دقیقه یک دور عملیات سیفون در سوکسیله انجام شده و می بایست حداقل ۱۵-۱۰ باز سیفون گردد. نمونه ها بعد از فرآیند سوکسیله می بایست تا حد ۱۵ ml با دستگاه روتاری تغلیظ گردد.

۲-۳-۳- آماده سازی نمونه ماهی

مقدار ۲۰۰-۱۰۰ گرم از بافت عضلانی هر ماهی برداشت می شود. هر کدام از نمونه ها در فویل آلومینومی جداگانه قرار داده تا رسیدن به آزمایشگاه در داخل یخچال و یا در کنار یخ نگهداری می شود. برای خشک کردن رسوبات از روش فریزدرایر (Freeze dryer) استفاده شده است (MOOPAM, 1999).

- مرحله سوکسیله کردن (Soxhlet extractor)

مقدار ۵ تا ۱۰ گرم از نمونه خشک شده فریزدرایر شده را در کاغذ صافی مخصوص ریخته و به دستگاه سوکسیله منتقل گردید. پس از اضافه نمودن ۲۵۰-۳۰۰ ml حلال متانل، عملیات استخراج با این دستگاه به مدت یک تا

دو روز صورت پذیرفت. یعنی در این مرحله در هر ۳۰-۲۰ دقیقه یک دور عملیات سیفون در سوکسله انجام شده و می بایست حداقل ۱۵-۱۰ باز سیفون گردد.

- مرحله صابونی شدن (Saponification)

بعد از اتمام عمل استخراج مقادیر ۲۰ ml از پتاس ۰/۷ مولار و ۳۰ ml آب به فلاسک افزوده و عمل استخراج به مدت ۲ ساعت دیگر جهت جداسازی بافت چربی ادامه می یابد. محلول بدست آمده از مرحله صابونی شدن به یک دکانتور یک لیتری منتقل شد. پس از آن با حلال n- هگزان عمل جداسازی انجام می شود. تغلیظ محلول استخراج شده همانند نمونه های آب و رسوب صورت می پذیرد.

- مرحله جداسازی و Clean up :

حلال تقلیل یافته احتمالاً شامل هیدروکربورهای از نوع غیر حلقوی که حداکثر تا ۳۴ کربن دارند و هیدروکربورهای حلقوی و یا ترکیبات شاخه دار آنها می باشند. نمونه نزدیک به دو میلی لیتر جهت جدا کردن هیدروکربورهای حلقوی بوسیله کروماتوگرافی ستونی (آلومینا و سیلیکا) و در نهایت جهت اندازه گیری کمی و کیفی آن بوسیله کروماتوگرافی گازی به آزمایشگاه طرف قرارداد می فرستیم. در این مرحله به وسیله یک ستون ساده کروماتوگرافی به شرح ذیل صورت می گیرد.

در نهایت استاندارد تهیه شده با غلظت مشخص به دستگاه GC و دیکتور FID تزریق و بر اساس زمان تاخیر (Retention time) هر ترکیب، میزان سطح زیر پیک تعیین میگردد. همچنین مقدار مشخصی از استاندارد CRM را برداشته و همانند نمونه های اصلی تمامی فرایندها را انجام داده و به دستگاه GC تزریق کرده و با استاندارد اولیه مقایسه و بازیافت (Recovery) را محاسبه می کنیم. در انتها نمونه پس از آماده سازی اولیه به دستگاه GC تزریق می شود. سپس از طریق استاندارد و بازیافت میتوان غلظت مشتقات ۱۶ گانه هیدروکربن های آروماتیک (PAHs) را محاسبه کرد.

- تزریق Spike (جهت تعیین Recovery):

جهت کنترل کیفی روش مقدار مشخصی از استاندارد CRM را برداشته و همانند نمونه های اصلی تمامی فرایندها را انجام داده و به دستگاه GC تزریق کرده و با استاندارد اولیه مقایسه کرده تا راندمان (Recovery) محاسبه می کنیم.

- تزریق استاندارد CRM :

استاندارد تهیه شده با غلظت مشخص به دستگاه GC و دیکتور FID تزریق و بر اساس زمان تاخیر (Retention time) هر ترکیب، میزان سطح زیر پیک تعیین میگردد.

– مشخصات دستگاه GC-FID:

Capillary Column: 30m (length), 0.25 (inside diameter, ID), 0.05 μ m (coated film Thickness) , RTX-5
Oven: 100 °C (2 min.) to 320 °C at (8 °C /min.) final time 15 ,min.
Carrier gas: He
Injection Temp.: 320 °C (splitless)
Detector: 330 °C
Flow/min.: 50ml/min
Injection volume: 20 μ l
Air: 0.6
H2: 0.05

۴-۳-۲- تعیین برآورد خطر HQ (Hazard Quotient)

ارزیابی ریسک اکولوژیک از سمیت تک گونه ای به سمیت چند گونه ای توسعه یافت و سپس منجر به مدل ریسک اکولوژیک شد. به منظور ارزیابی ریسک اکولوژیکی ترکیبات PAHs بر ارگانیزمهای دریای خزر روش سهم گذاری (Quotients Approach) بکار میرود تا یک ارزیابی اولیه ای از ریسک اکولوژیک بعمل آید (Slomoman et al., 2000; Brain et al. 2006).

برای اندازه گیری ریسک اکولوژیکی ترکیبات PAHs میتوان از فرمول زیر استفاده کرد:

$$HQ = C_{\text{exposure}} / TRV$$

در این فرمول HQ بیانگر سهم سمیت، C_{exposure} غلظت محیطی ترکیب و TRV مقادیر مرجع سمیت هر ترکیب میباشد که در جدول ۱۰-۲ مقادیر آن در آب و رسوبات آمده است. بطور کلی، $HQ > 1$ نشان دهنده ریسک اکولوژیک مطرح است و $HQ < 1$ به معنی اینست که ریسک اکولوژیکی نسبتا کم است و هرچه نسبت HQ بالاتر باشد یعنی ریسک اکولوژیک بالاتر است.

جدول ۱۰-۲- مقادیر مرجع سمیت هر ترکیب (TRV) PAHs در آب و رسوب

	Water ($\mu\text{g/l}$)	Sediment (mg/kg)
Naphthalene	۴۹۰	۰/۱۷۶
Acenaphthylene	NA	NA
Acenaphthene	۲۳	NA
Fluorene	۱۱	۰/۰۷۷
Phenanthrene	۳۰	۰/۰۴۲
Anthracene	۰/۳	۰/۰۵۷
Fluoranthene	۶/۱۶	۰/۱۱۱
Pyrene	۷	۰/۰۵۳
Benz(a)anthracene	۳۴/۶	۰/۰۳۲
Chrysene	۷	۰/۰۵۷
Benzo(b, k)fluoranthene	NA	NA
Benzo(a)pyrene	۰/۰۱۴	۰/۰۳۲
Dibenzo (a,h) anthracene	۵	۰/۰۳۳
Benzo(ghi)perylene	NA	NA
Indo(1,2,3-cd) pyrene	NA	NA
TPAHs	NA	۴

NA= Not Available

۵-۳-۲- تجزیه و تحلیل آماری

در این مطالعه، از نرم افزار (SPSS, Version 11) از روش پارامتریک (ANOVA) برای آزمایشات چندین نمونه مستقل از هم (فصول با PAH16، اعماق مختلف با PAH16، نیم خط های عمود بر ساحل (ترانسکت) با PAH16 و نواحی سه گانه با PAH16) جهت مقایسه با یکدیگر اعم از نمونه های آب و رسوب نیز استفاده گردیده است. همچنین از روش دانکن (Duncan Test) در سطح ۹۵ درصد میانگین ها بر اساس فصول، ایستگاه ها و نواحی مختلف گروه بندی انجام گردیده است.

۴-۲- آلاینده سموم کشاورزی

۱-۴-۲- آماده سازی نمونه آب

در هر ایستگاه، نمونه های آب در قسمت سطحی آب (لایه های ۳۰ تا ۵۰ سانتی متری) در چند نقطه بصورت ترکیبی در محدوده ائی به شعاع تقریبی کمتر از یک کیلومتر و به حجم تقریبی ۱۵-۲۰ لیتر از ترانسکت جمع آوری که پس از اختلاط کامل مقدار یک لیتر از آن جدا و در ظرف شیشه ای تیره رنگ قرار داده و با مواد آلی (حلال) در محل نمونه برداری فیکس میگردد. نمونه فیکس شده به آزمایشگاه منتقل و سپس در سه

مرحله با افزودن حلال آلی با استفاده از شیکر و دکانتور عمل جدا سازی فاز آلی و فاز مایع صورت می پذیرد. در این مرحله، نمونه با استفاده از مواد شیمیائی آب زدایی گردیده و سپس با استفاده از روتاری اوپوراتور مقدار آن تا ۲ میلی لیتر تغلیظ میگردد. با روش US-EPA نمونه تغلیظ شده به همراه نمونه شاهد (Spike) مطابق نمونه فوق عمل فیکس و جداسازی آن با افزودن استاندارد آماده گردیده و سپس با استفاده از دستگاه GC-ECD نمونه ها مورد قرائت قرار می گیرد. دستگاه مورد استفاده GC- model Shimadzu- 14 A با دتکتور ECD ، گاز حامل هلیوم و make up آن گاز ازت (N₂) با خلوص ۹۹/۹۹۹ درصد می باشد. ستون کاپیلاری استفاده شده بطول ۲۵ متر با ضخامت فیلم ۰/۲۵ میکرون و با قطر داخلی ۰/۲۲ میلی متر که نوع فاز آن CPB1 غیر قطبی بوده است (EPA, 1995). حد تشخیص (LOD) دستگاه برای تمامی ترکیبات ارگانو کلره بمقدار ۰/۱ میکروگرم برلیتر تعیین شد.

۲-۴-۲- آماده سازی نمونه رسوبات

نمونه های رسوب فریز درای شده با استفاده از فیلتر مخصوص در اوزان ۳-۵ گرم وزن گردید. فیلتر حاوی نمونه رسوب در سیستم سوکسله که شامل مواد حلال آلی (ان-هگزان و دای کلرومتان) است قرار داده و با عمل چرخشی (Circulation) در سوکسله بمدت بیش از ۲۴ ساعت جهت جداسازی فاز سموم احتمالی در رسوب صورت پذیرفته است. سپس مراحل تغلیظ اولیه توسط دستگاه روتاری و کلیناپ (Clean Up) آن با استفاده از ستون کروماتوگرام جهت آزدائی و رنگبری احتمالی نمونه انجام یافته است. در مرحله بعد، عمل تغلیظ نمونه تا ۲cc توسط دستگاه روتاری صورت می پذیرد. در خاتمه ۲ میلی لیتر از نمونه نهائی در ظروف تیره رنگ ذخیره و به بخش آنالیز دستگاهی جهت قرائت توسط دستگاه گاز کروماتوگراف (GC) ارسال میگردد. شرح عملیات قرائت نمونه های رسوب بمانند زیر بخش های نمونه های آب صورت می پذیرد (EPA, 1995).

۲-۴-۳- آماده سازی نمونه ماهیان

مقدار ۳ الی ۵ گرم از نمونه های بافت عضلانی ماهی فریزدرایر شده را با ۱۵ میلی لیتر اتر مخلوط نموده و در داخل یک دکانتور ریخته و سم آن را سه بار ، هر بار با ۳۰ میلی لیتر اسیترو نیتریل اشباع شده با اتر استخراج

میکنیم. استرونیتریل ها را جمع آوری کرده و بقیه را (اتر) بدور ریخته، به بخش استرونیتریلی حدود ۷۰۰ میلی لیتر آب نمک ۲ درصد اضافه کرده و به آن ۱۰۰ میلی لیتر اتر می افزایم. بالن (دکانتور) را شیک کرده و بخش اتری آنرا جدا کرده و بخش آبی را یکبار دیگر با ۵۰ میلی لیتر اتر استخراج می کنیم و این ۵۰ میلی لیتر را به ۱۰۰ میلی لیتر قبلی افزوده و سپس نمونه را توسط روتاری تا حد ۱۰-۱۵ میلی لیتر تغلیظ نموده و سپس جهت clean-up یا خالص سازی نگه می داریم. مرحله کلیناپ (Clean Up) آن توسط ستون کروماتوگرام که شامل سولفات سدیم انیدرید، سیلیکاژل، فلورزیل و شاربن اکتیو می باشند جهت آزدائی و رنگبری احتمالی نمونه انجام یافته است. در مرحله بعد، عمل تغلیظ نمونه تا ۲cc توسط دستگاه روتاری صورت می پذیرد. در خاتمه ۲cc از نمونه نهائی در ظروف تیره رنگ ذخیره و به بخش آنالیز دستگاهی جهت قرائت توسط دستگاه گاز کروماتوگراف (GC) ارسال میگردد. شرح عملیات قرائت نمونه های ماهی بمانند زیر بخش های نمونه های آب صورت می پذیرد. در ضمن جهت آماده سازی نیاز به مراحل شستشوی سیلیکاژل، شستشوی فلوروزیل، مراحل اسیدی نمودن، تهیه استرونیتریل اشباع شده و تهیه آب نمک ۲ درصد دارد که در طول عملیات صورت می پذیرد (EPA, 1995; AOAC, 2000).

۴-۴-۲- تجزیه تحلیل های آماری

در این مطالعه، از نرم افزار (SPSS-Statistical Package of Social Science, Version, 18) از روش آزمایشات غیر پارامتریک (Kruskal Walis Test) برای آزمایشات چندین نمونه مستقل از هم (فصول با سموم کلره، ایستگاههای سطحی با سموم کلره، نیم خط های عمود بر ساحل (ترانسکت) با سموم کلره جهت مقایسه با یکدیگر اعم از نمونه های آب، رسوب و ماهی نیز استفاده گردیده است. همچنین از روش پیرسون (Pearson) برای تعیین ضریب همبستگی ترکیبات در هر دو حالت ($P < 0.05$, $P < 0.01$) برای ترکیبات مشاهده شده در نمونه های آب، رسوب و ماهی در این تحقیق نیز استفاده شده است.

۵-۲- آلاینده سورفاکتانت

۱-۵-۲- آماده سازی نمونه های آب

- مرحله سابلشین

عملیات زیر براساس دستورکار ارائه شده کتاب استاندارد انجام گرفت (APHA,2005).

در یک لیتر از نمونه صد گرم نمک کلرید سدیم و ۵ گرم نمک بی کربنات سدیم حل کرده و در سابلشور وارد می نمایم. حال یک صد میلی لیتر اتیل استات را از بالای سابلشور روی نمونه اضافه میکنیم. عملیات حباب دهی را بمدت ۱۵ دقیقه ادامه می دهیم تا دو فاز آبی و آلی تا حد ممکن تفکیک شود. آنگاه کل فاز اتیل استات را جمع آوری کرده و مرحله بعدی را پی گیری می کنیم .

مرحله حذف حلال اتیل استات :

کل فاز اتیل استات را (که حدود ۹۰ سی سی است) در بالن دستگاه روتای وارد کرده در دمای ۴۵ درجه سانتیگراد و سرعت ۶۰ دور بر دقیقه با ایجاد خلا ، حذف کامل اتیل استات را انجام می دهیم. با حذف حلال شوینده ها بصورت خیلی نازک در دیواره بالن باقی می ماند که به وسیله ۵۰ سی سی آب مقطر طی سه مرحله شستشو شده و جمع آوری گردید.

مرحله متیلن بلو:

کل ۵۰ سی سی جمع آوری شده از مرحله قبل را در قیف دکانتور وارد کرده و بعد از افزودن ۱۲/۵ سی سی محلول متیلن بلو مراحل بعد پی گیری شد:

الف - ۵۰ سی سی کلروفرم افزوده ، بمدت سی ثانیه بشدت بهم زده و سپس بمدت سه دقیقه اجازه می دهیم تا دو فاز آبی و کلروفرم (اتی) کاملاً" تفکیک شود. فاز کلروفرم (لایه زیرین) را جمع آوری می کنیم .

ب- مرحله الف را دوبار دیگر هر بار با ۵ سی سی کلروفرم تکرار می کنیم .

ج - کل فاز آلی را جمع آوری کرده به حجم ۱۵ سی سی می رسانیم و بعد از ۱۰ دقیقه در طول موج ۶۲۵ نانومتر، جذب را قرائت می کنیم . اگر جذب بیشتر از ۰/۸ باشد بایستی نمونه رارقیق کرد . حال با توجه به معادله خط کالیبراسیون ، غلظت شوینده بر حسب میلی گرم بر لیتر گزارش میگردد.

۳- نتایج**۳-۱- آلاینده فلزات سنگین****۳-۱-۱- فلزات سنگین در آب دریای خزر****فلز سرب**

فلز سرب در فصل بهار ۸۷ بغیر از ایستگاه ۵ متر امیر آباد (۰,۰۱۱ میلی گرم بر لیتر) مابقی نتایج زیر حد تشخیص دستگاه جذب اتمی (۰,۰۱۱ <) اندازه گیری گردید. در فصل تابستان دامنه تغییرات فلز سرب (۰,۰۵۱ - Nd) میلی گرم بر لیتر) تعیین گردید. ماکزیمم مقدار در ایستگاه عمق ۵۰ متر امیر آباد نشان داد. در این فصل فلز سرب در ترانسکت های امیر آباد و ترکمن قابل تشخیص بود. در فصل پاییزبغیر از دو ایستگاه بقیه ایستگاهها قابل تشخیص بود. دامنه تغییرات در این فصل (۰,۰۳۸ - Nd) با حداکثر مقدار در ایستگاه سفیدرود (عمق ۵ متر) تعیین گردید. در فصل زمستان ۸۷ تمام ترانسکت ها قابل تشخیص بود. دامنه تغییرات در این فصل (۰,۰۴۵ - ۰,۰۱۷) با حداکثر مقدار در ایستگاه انزلی (عمق ۵ متر) نشان داد.

فلز روی

در فصل بهار حداکثر فلز روی در ایستگاه أستارا (عمق ۵ متر) با دامنه (۰,۰۵۱ - nd) برخوردار بود. میزان این فلز در فصول تابستان، پاییز و زمستان زیر حد تشخیص (۰,۰۱۲ <) نشان داد.

فلز مس

میزان فلز مس در فصول بهار و تابستان زیر حد تشخیص دستگاه جذب اتمی (۰,۰۰۵ <) نشان داد. در فصل پاییز ۸۷ دامنه تغییرات (۰,۰۴۷ - nd) با حداکثر مقدار (عمق ۵۰ متر) ایستگاه انزلی نشان داد. در فصل زمستان دامنه تغییرات (۰,۰۱۲ - nd) با حداکثر مقدار (عمق ۵۰ متر) ایستگاه سفیدرود دیده شد.

فلز کروم

فلز کروم در تمام ترانسکت ها قابل تشخیص نبود.

فلز نیکل

میزان فلز نیکل در فصل بهار ۱۳۸۷ زیر حد تشخیص دستگاه جذب اتمی (۰,۰۰۱ <) بود. در فصل تابستان دامنه تغییرات (۰,۰۱۲ - nd) نشان داد. حداکثر مقدار در ایستگاههای نوشهر و بابلسراندازه گیری شد. در فصل

پاییز دامنه تغییرات (nd-۰,۰۲۵) با حداکثر مقدار (عمق ۵۰ متر) ایستگاه ترکمن نشان داد. در فصل زمستان دامنه تغییرات (nd-۰,۲۴۵) با حداکثر مقدار (عمق ۱۰ متر) ایستگاه آستارا اندازه گیری شد.

فلز کبالت

فلز کبالت در تمام ترانسکت ها قابل تشخیص نبود.

فلز جیوه

فلز جیوه بر اساس سند پروژه قرار بود در خارج از پژوهشکده اندازه گیری گردد. چون تامین اعتبار نشده بود. نمونه ها خراب (نمونه ها حداکثر تا ۲۸ روز قابل نگهداری بود) و در فصل بهار اندازه گیری نشد و در ادامه این پارامتر در پژوهشکده راه اندازی شد. در فصل تابستان در ایستگاههای بابلسر عمق های ۵ متر و ۱۰ متر بترتیب به میزان ۱,۲۲ و ۰,۸۳۱ میکروگرم بر لیتر اندازه گیری شد و ایستگاه سفیدرود (عمق ۱۰ متر) بمیزان ۲,۲۵ میکروگرم بر لیتر از حداکثر مقدار در فصل تابستان برخوردار بود. مابقی ترانسکت ها زیر حد تشخیص (۰,۰۳۹ < میکروگرم بر لیتر) بود. در فصل پاییز تنها در ترانسکت بابلسر عمق های ۵ متر (۴,۸۲۰) و ۱۰ متر (۵۷,۸۶۰) ۵۰ متر (۴,۷۲۴) میکروگرم بر لیتر اندازه گیری شد. فلز جیوه در فصل زمستان قابل تشخیص نبود.

فلز کادمیم

فلز کادمیم در فصول بهار و تابستان زیر حد تشخیص دستگاه جذب اتمی (۰,۰۰۴ <) اندازه گیری شد. در فصل پاییز تنها در ایستگاه نوشهر عمق ۱۰ متر بمیزان ۰,۰۵۲ میلی گرم بر لیتر تعیین شد. در فصل زمستان دامنه تغییرات فلز کادمیم بین (nd-۰,۰۰۸) با حداکثر مقدار در ترانسکت انزلی دیده شد.

فلز آهن

غلظت فلز آهن در فصل بهار ۸۷ زیر حد تشخیص دستگاه بود. در فصل تابستان دامنه تغییرات فلز آهن (Nd-۲,۹۰۳ppm) تعیین گردید. ماکزیمم مقدار در ایستگاه عمق ۱۰ متر انزلی نشان داد. در فصل پاییز دامنه تغییرات (Nd- ۱,۱۰۰) با حداکثر مقدار در عمق ۵ متر ایستگاه سفیدرود دیده شد. در فصل زمستان دامنه تغییرات (Nd- ۳,۶۰۶) با حداکثر مقادیر در ترانسکت آستارا دیده شد.

۲-۱-۳- فلزات سنگین در بافت خوراکی ماهیان دریای خزر

فلز سرب

دامنه تغییرات فلز سرب در بافت عضلانی ماهی کفال ۸,۳۳-۰,۱۲ و انحراف معیار \pm میانگین (۲,۶۳ \pm ۲,۶۶ میکروگرم بر گرم) تعیین شد. کلیه مقادیر فلز سرب در ماهی سفید زیر حد تشخیص دستگاه (۰,۱۲ <) بود. نتایج آزمون T (Paired-samples T test) بمنظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار در بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلز سرب در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان داد ($P \leq 0.0001$). همبستگی بین فلز سرب تجمع یافته در عضله ماهی کفال با فلز کادمیم و مس رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح ۰,۰۵)

فلز روی

دامنه تغییرات فلز روی در بافت عضلانی ماهی کفال ۴۱۵,۳-۷۰,۳ و انحراف معیار \pm میانگین (۱۹۶,۲۷ \pm ۲۱۷,۸۱ میکروگرم بر گرم) تعیین شد. تغییرات میزان فلز روی در ماهی سفید بین ND-۱,۸ و میانگین ۰,۴ میکروگرم بر گرم بود. انحراف معیار \pm میانگین غلظت فلز روی ماهی سفید در جنس ماده (۰,۴۳۸ \pm ۰,۳۵۷ میکروگرم بر گرم) و در جنس نر (۰,۴۳۸ \pm ۰,۴۴۷ میکروگرم بر گرم) تعیین شد. نتایج آزمون Paired-samples T (test) T در بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلز روی در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان داد ($P \leq 0.0001$). نتایج همین آزمون بین دو جنس نر و ماده از دیدگاه تجمع فلز روی در بافت عضله اختلاف معنی دار نشان نداد (0.601 \leq). همبستگی بین فلز روی تجمع یافته در عضله ماهی سفید با فلز آهن رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح ۰,۰۱). همبستگی بین فلز روی تجمع یافته در عضله ماهی کفال با فلز آهن رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح ۰,۰۱)

فلز مس

دامنه نتایج فلز مس در ماهی کفال ۱۳-۲,۳ و انحراف معیار \pm میانگین (۱۱,۰۴۱ \pm ۱۰,۸۳ میکروگرم بر گرم) تعیین شد. تغییرات میزان فلز مس در ماهی سفید بین ND-۰,۰۲۳ و میانگین ۰,۰۱۳ \pm ۰,۰۰۶ میکروگرم بر گرم بود. غلظت فلز مس در ماهی سفید در جنس ماده ۰,۰۰۵ \pm ۰,۱۳۲ میکروگرم بر گرم (انحراف معیار \pm میانگین) و در جنس نر ۰,۰۰۸ \pm ۰,۱۳۱ میکروگرم بر گرم تعیین شد. نتایج آزمون T (Paired-samples T test) در

بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلز مس در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان داد ($P \leq 0.0001$). نتایج همین آزمون بین دو جنس نر و ماده از دیدگاه تجمع فلز مس در بافت عضله اختلاف معنی دار نشان نداد (≤ 0.976). همبستگی بین فلز مس تجمع یافته در عضله ماهی کفال با فلز سرب رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح ۰,۰۵).

فلز نیکل

دامنه نتایج فلز نیکل در ماهی کفال ۳,۳۳-ND و انحراف معیار \pm میانگین ($0,409 \pm 0,835$) میکروگرم بر گرم تعیین شد. کلیه مقادیر فلز نیکل در ماهی سفید زیر حد تشخیص دستگاه ($0,048 <$) بود. نتایج آزمون Paired-T (samples T test) در بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلز نیکل در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان داد ($P \leq 0.032$).

فلز کبالت

کلیه مقادیر فلز کبالت در ماهی سفید و ماهی کفال زیر حد تشخیص دستگاه بود.

فلز جیوه

دامنه نتایج فلز جیوه در ماهی کفال ۱,۰۵-۱,۶۷ و انحراف معیار \pm میانگین ($1,30 \pm 0,155$) میکروگرم بر کیلوگرم تعیین شد. تغییرات میزان فلز جیوه در ماهی سفید بین ۲,۶۹-ND و میانگین $1,63 \pm 0,342$ میکروگرم بر کیلوگرم بود. میانگین غلظت فلز جیوه در ماهی سفید در جنس ماده $1,04 \pm 0,92$ میکروگرم بر کیلوگرم و در جنس نر $1,48 \pm 0,444$ میکروگرم بر کیلوگرم تعیین شد. نتایج آزمون T (Paired-samples T test) در بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلز جیوه در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان نداد (≤ 0.0197). نتایج همین آزمون بین دو جنس نر و ماده از دیدگاه تجمع فلز جیوه در بافت عضله اختلاف معنی دار نشان داد (≤ 0.031). همچنین همبستگی بین فلز آهن تجمع یافته در عضله ماهی سفید با فلز جیوه رابطه غیر مستقیم معنی داری دیده شده است (سطح ۰,۰۵).

فلز کادمیم

دامنه نتایج فلز کادمیم ماهی کفال ۴-ND و انحراف معیار \pm میانگین ($1,066 \pm 0,631$ میکروگرم بر گرم) تعیین شد. کلیه مقادیر فلز کادمیم در ماهی سفید زیر حد تشخیص دستگاه ($0,004 <$) بود. همبستگی بین فلز کادمیم تجمع یافته در عضله ماهی کفال با فلز سرب رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح $0,05$)

فلز آهن

دامنه نتایج فلز آهن ماهی کفال ۵۸۵-۲۱ و انحراف معیار \pm میانگین ($140,62 \pm 125,64$ میکروگرم بر گرم) تعیین شد. تغییرات میزان فلز آهن در ماهی سفید بین $ND-0,8$ و میانگین $0,081$ میکروگرم بر گرم بود. میانگین غلظت فلز آهن ماهی سفید در جنس ماده $0,222 \pm 0,116$ میکروگرم بر گرم و در جنس نر $0,091 \pm 0,046$ میکروگرم بر گرم تعیین شد. همبستگی بین فلز آهن تجمع یافته در عضله ماهی سفید با فلز روی رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح $0,01$) همچنین همبستگی بین فلز آهن تجمع یافته در عضله ماهی سفید با فلز جیوه رابطه غیر مستقیم معنی داری دیده شده است (سطح $0,05$). همبستگی بین فلز آهن تجمع یافته در عضله ماهی کفال با فلز روی رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح $0,01$) (نتایج آزمون Paired-samples T test) در بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلز آهن در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان داد (≤ 0.0001). نتایج همین آزمون بین دو جنس نر و ماده از دیدگاه تجمع فلز آهن در بافت عضله اختلاف معنی دار نشان نداد (≤ 0.187).

جدول ۱-۳- نتایج چهار آزمون T (Paired-Samples T Test) به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار بین دو جنس (نر و ماده) از دیدگاه تجمع فلزات سنگین مورد نظر در بافت عضله.

Metals	df	t	P-value
Zn	19	0/531	$\leq 0/601$
Fe	19	-1/369	$\leq 0/187$
Cu	19	-0/03	$\leq 0/976$
Hg	19	2/336	$\leq 0/031$

نکته: در مورد سایر فلزات (Pb, Co, Ni, Cd) کلیه مقادیر زیر حد تشخیص دستگاه بود.

جدول ۲-۳- میانگین و انحراف معیار تجمع فلزات در بافت عضلانی (جنس نر و ماده) ماهی سفید (بر حسب ppm وزن خشک)

Metal	Sex	Mean	Std. Deviation
Zn	Female	0/35725	0/438373
	Male	0/44755	0/47927
Fe	Female	0/1164	0/222354
	Male	0/046	0/091334
Cu	Female	0/0132	0/005116
	Male	0/01315	0/008381
Hg	Female	1/04265	0/92695
	Male	1/48035	0/44452

جدول ۳-۳- نتایج هفت آزمون T (Paired-Samples T Test) به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلزات سنگین مورد نظر در بافت عضله.

Metals	df	t	P-value
Pb	21	-4/632	≤0/0001
Zn	21	-5/195	≤0/0001
Ni	21	-2/297	≤0/032
Cu	21	-4/603	≤0/0001
Cd	21	-2/78	≤0/011
Hg	21	-1/333	≤0/197
Fe	21	-4/186	≤0/0001

نکته: مقادیر کبالت در مورد هر دو گونه زیر حد تشخیص دستگاه بود.*

جدول ۳-۴- میانگین و انحراف معیار تجمع فلزات در بافت عضلانی ماهیان (سفید و کفال) (بر حسب ppm وزن خشک)

Metal	Species	Mean	Std. Deviation
Pb	کفال	2/6341	2/66747
	سفید	0	0
Zn	کفال	217/8123	196/2711
	سفید	0/4024	0/45565
Fe	کفال	125/6455	140/6225
	سفید	0/0812	0/17153
Cd	کفال	0/6318	1/06609

Metal	Species	Mean	Std. Deviation
	سفید	0	0
Cu	کفال	10/85	11/0416
	سفید	0/0132	0/00685
Co	کفال	0	0
	سفید	0	0
Ni	کفال	0/4091	0/83528
	سفید	0	0
Hg	کفال	1/3016	0/15535
	سفید	1/2615	0/75099

جدول ۵-۳- نتایج تجزیه واریانس یک طرفه به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار فلزات سنگین مورد نظر از نظر میزان تجمع آنها در بافت عضله.

منبع تغییرات	Sum of Squares	df	Mean Squares	F- ratio	P- value
میان گروهی	247/753	7	35/393	22/466	≤0/0001
درون گروهی	768/814	488	1/575		
جمع کل	1016/567	495			

جدول ۶-۳- ضرائب همبستگی پیرسون جهت بررسی روابط بین عناصر مختلف تجمع یافته در بافت عضله نمونه های ماهی سفید و برخی پارامترهای بیومتریکی.

		TL	FL	W	Zn	Fe	Cu	Hg
TL	ضریب همبستگی	1						
	سطح معنی دار							
FL	ضریب همبستگی	990**/	1					
	سطح معنی دار	0						
W	ضریب همبستگی	.895**	.916**	1				
	سطح معنی دار	0	0					
Zn	ضریب همبستگی	-0.087	-0.037	-0.075	1			
	سطح معنی دار	0.594	0.82	0.647				
Fe	ضریب همبستگی	-0.118	-0.079	-0.053	.552**	1		
	سطح معنی دار	0.468	0.626	0.745	0			
Cu	ضریب همبستگی	0.256	0.236	0.289	-0.201	-0.058	1	
	سطح معنی دار	0.111	0.143	0.071	0.213	0.723		
Hg	ضریب همبستگی	0.273	0.228	0.117	-0.275	-.362*	0.217	1
	سطح معنی دار	0.088	0.156	0.473	0.086	0.022	0.179	

TL: Total Weight, FL: Fork Length, W: Weight

* معنی دار در سطح ۰,۰۵ ، ** معنی دار در سطح ۰,۰۱

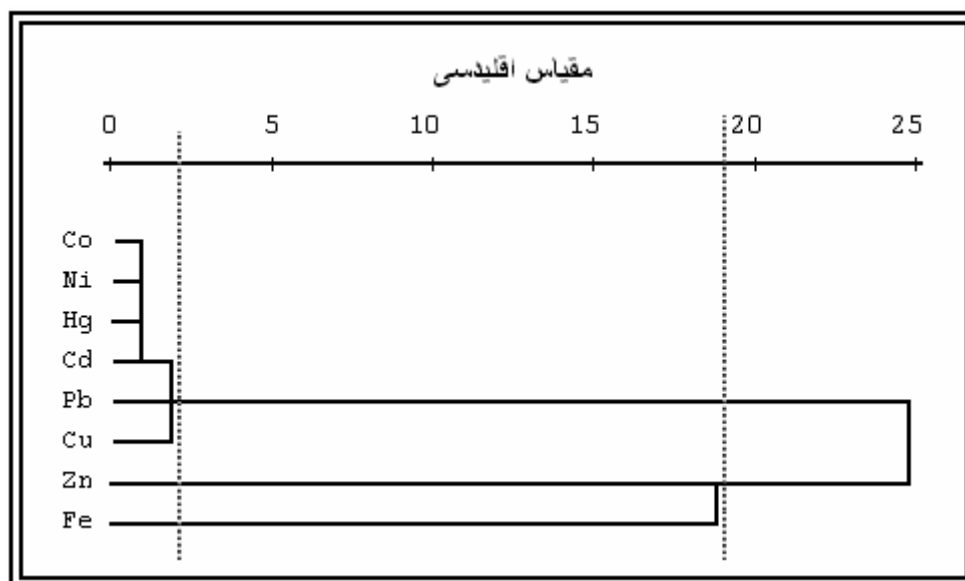
جدول ۷-۳- ضرائب همبستگی پیرسون جهت بررسی روابط بین عناصر مختلف
تجمع یافته در بافت عضله نمونه های ماهی کفال و برخی پارامترهای بیومتریک .

	TL	FL	W	Pb	Zn	Fe	Cd	Cu	Ni	Hg
TL	ضریب همبستگی 1									
	سطح معنی دار									
FL	ضریب همبستگی .980**	1								
	سطح معنی دار 0									
W	ضریب همبستگی .885**	.905**	1							
	سطح معنی دار 0	0								
Pb	ضریب همبستگی 0.102	0.087	0.233	1						
	سطح معنی دار 0.652	0.701	0.297							
Zn	ضریب همبستگی -0.149	-0.044	-0.033	-0.215	1					
	سطح معنی دار 0.51	0.846	0.883	0.338						
Fe	ضریب همبستگی 0.065	0.141	0.23	0.152	.642**	1				
	سطح معنی دار 0.775	0.532	0.304	0.499	0.001					
Cd	ضریب همبستگی 0.109	0.08	0.087	.428*	-0.09	-0.171	1			
	سطح معنی دار 0.63	0.722	0.7	0.047	0.69	0.447				
Cu	ضریب همبستگی -0.021	-0.05	0.037	.507*	-0.055	-0.06	0.326	1		
	سطح معنی دار 0.926	0.824	0.871	0.016	0.808	0.79	0.139			
Ni	ضریب همبستگی -0.238	-0.217	-0.296	-0.308	0.32	0.158	-0.103	-0.053	1	
	سطح معنی دار 0.286	0.332	0.181	0.163	0.147	0.483	0.648	0.816		
Hg	ضریب همبستگی 0.413	0.343	0.407	-0.056	-0.251	0.166	-0.102	0.153	0.141	1
	سطح معنی دار 0.056	0.118	0.06	0.804	0.26	0.46	0.653	0.498	0.532	

TL: Total Weight, FL: Fork Length, W: Weight

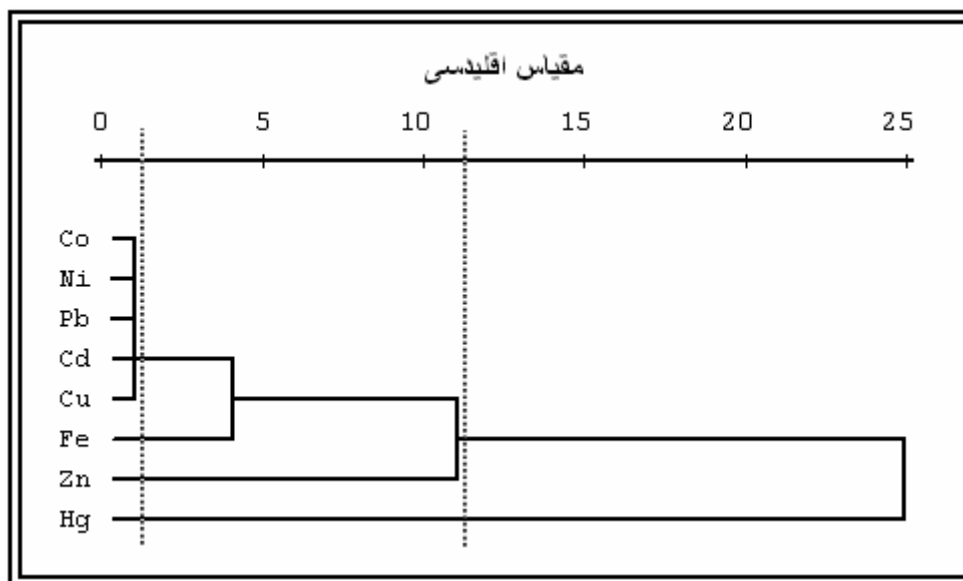
* معنی دار در سطح ۰,۰۵ ، ** معنی دار در سطح ۰,۰۱

گروه بندی فلزات تجمع یافته در عضله ماهیان کفال و سفید



شکل ۱-۳- دندروگرام آنالیز خوشه ای به منظور گروه بندی فلزات تجمع یافته در بدن نمونه های ماهی کفال صید شده از منطقه مطالعاتی

با در نظر گرفتن شکل شماره ۱-۳ مشخص می گردد که چنانچه خطوط عمودی فرضی در فواصل تقریبی ۲ و ۱۹ در نظر گرفته شوند، در تقسیم بندی نخست عناصر Co، Ni، Hg، Cd، Pb و Cu در یک گروه و عناصر Zn و Fe بصورت مجزا قرار می گیرند و در تقسیم بندی دوم نیز عناصر Co، Ni، Hg، Cd، Pb و Cu در یک گروه و Zn و Fe در گروه دوم قرار می گیرند.



شکل ۲-۳- دندروگرام آنالیز خوشه ای به منظور گروه بندی فلزات تجمع یافته در بدن نمونه های ماهی سفید صید شده از منطقه مطالعاتی

با در نظر گرفتن شکل شماره ۲-۳ مشخص می گردد که چنانچه خطوط عمودی فرضی در فواصل تقریبی ۱ و ۱۱ در نظر گرفته شوند، در تقسیم بندی نخست عناصر Co، Ni، Pb، Cd و Cu در یک گروه و عناصر دیگر بصورت مجزا قرار می گیرند و در تقسیم بندی دوم عناصر Co، Ni، Pb، Cd، Cu، Fe و Zn در یک گروه و Hg بصورت مجزا قرار می گیرد.

جدول ۸-۳- نتایج تجزیه واریانس یک طرفه به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار فلزات سنگین مورد نظر از نظر میزان تجمع آنها در بافت عضله.

منبع تغییرات	Sum of Squares	df	Mean Squares	F- ratio	P- value
میان گروهی	247.753	7	35.393	22.466	≤0.0001
درون گروهی	768.814	488	1.575		
جمع کل	1016.567	495			

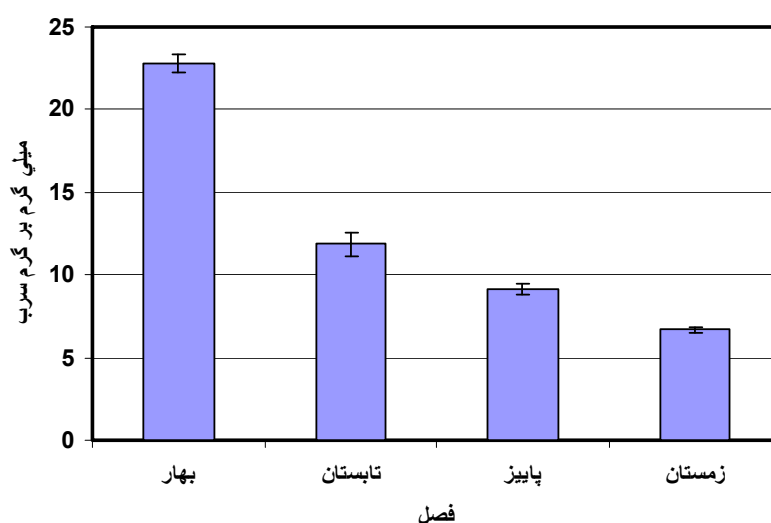
با توجه به نتایج تجزیه واریانس یک طرفه (جدول ۸-۳) و آزمون دانکن ترتیب میزان تجمع فلزات سنگین در بافت عضله دو گونه ماهی سفید و کفال (فلزاتی که خطی پیوسته زیر آنها کشیده شده است در یک گروه جای می گیرند و عبارتی دیگر اختلاف معنی داری بین غلظت آنها وجود نداشته است):

۳-۱-۳- فلزات سنگین در رسوبات دریای خزر

فلز سرب

دامنه تغییرات غلظت فلز سرب در رسوبات سطحی $ND - 0/88$ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه $\pm 0,13$ میکروگرم بر گرم (اشتباه معیار \pm میانگین) تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل بهار به میزان $22,79 \pm 0,55$ میکروگرم بر گرم بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل تابستان (ایستگاه بابلسر بمیزان 88 میکروگرم بر گرم) و حداقل مربوط به فصل زمستان بود.

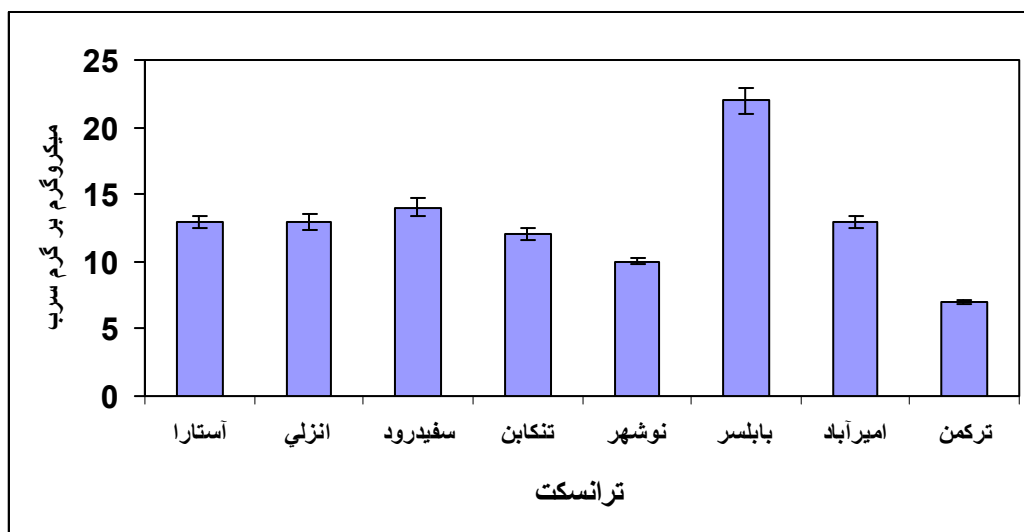
نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار فصلی غلظت فلز سرب در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. فصل بهار در یک گروه، سایر فصول در گروه دیگر همگن بودند (شکل ۳-۳). شایان ذکر است تمام بارهای انحراف در اشکال ستونی رسوبات بر اساس St Error ترسیم شده است.



شکل ۳-۳- تغییرات فصلی غلظت فلز سرب در رسوبات سطحی (سال ۱۳۸۲)

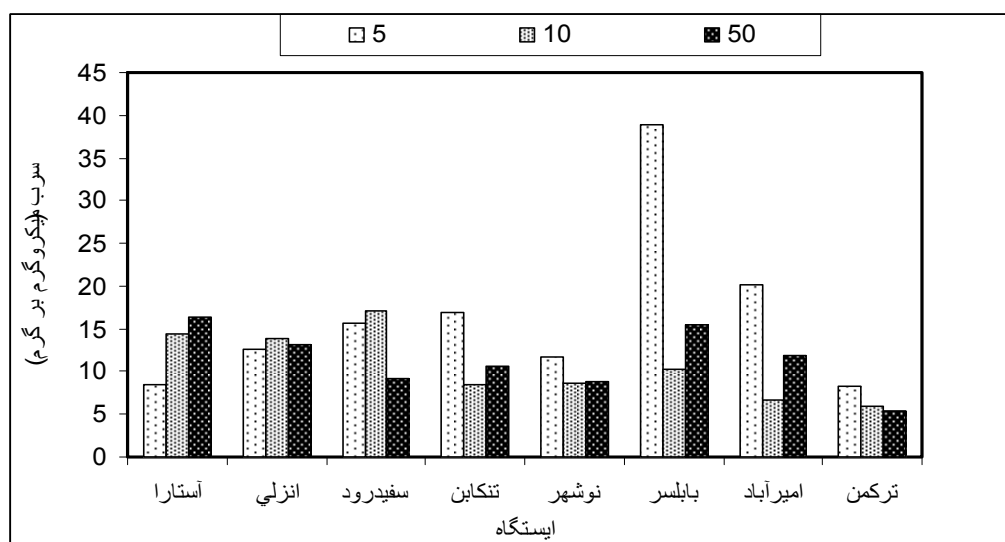
* بارهای انحراف نمودار ستونی بر اساس St Error

با استفاده از آزمون Kruskal-Wallis تجمع عنصر سرب در رسوبات سطحی میان ترانسکت های ۸ گانه اختلاف معنی داری دیده نشد. با توجه به شکل ۳ ترانسکت ساحلی بابلسر بیشترین تجمع سرب ($22 \pm 0,96$ میکروگرم بر گرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) نشان داد. حداقل غلظت تجمع سرب در ترانسکت ترکمن (۷ میکروگرم بر گرم) دیده شد (شکل ۳-۴).



شکل ۴-۳- غلظت فلز سرب در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۰-۵ متر) * بار های انحراف نمودار ستونی بر اساس St Error

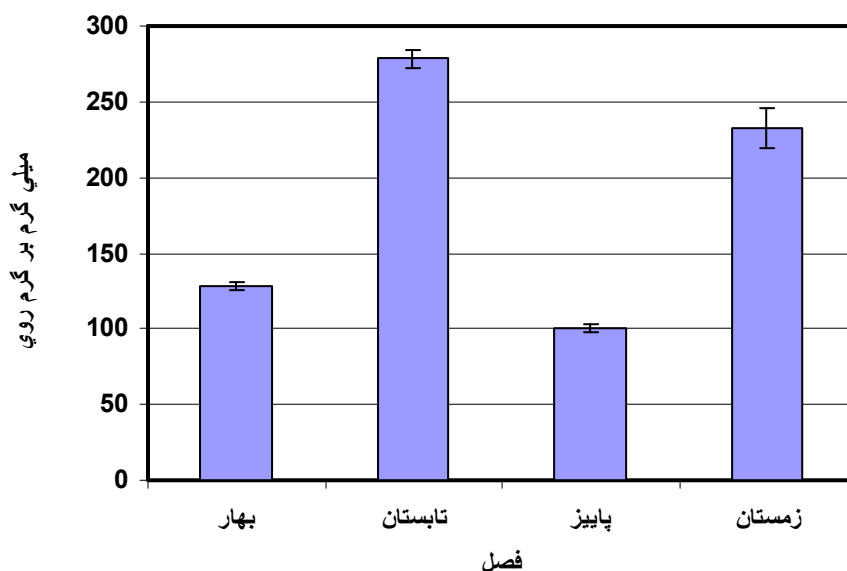
حداکثر غلظت تجمع سرب در عمق ها در ترانسکت بابلسر (عمق ۵ متر) و حداقل در ترانسکت ترکمن (عمق ۵۰ متر) اندازه گیری شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان عمق های نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز سرب در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد (شکل ۵-۳).



شکل ۵-۳- غلظت فلز سرب در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

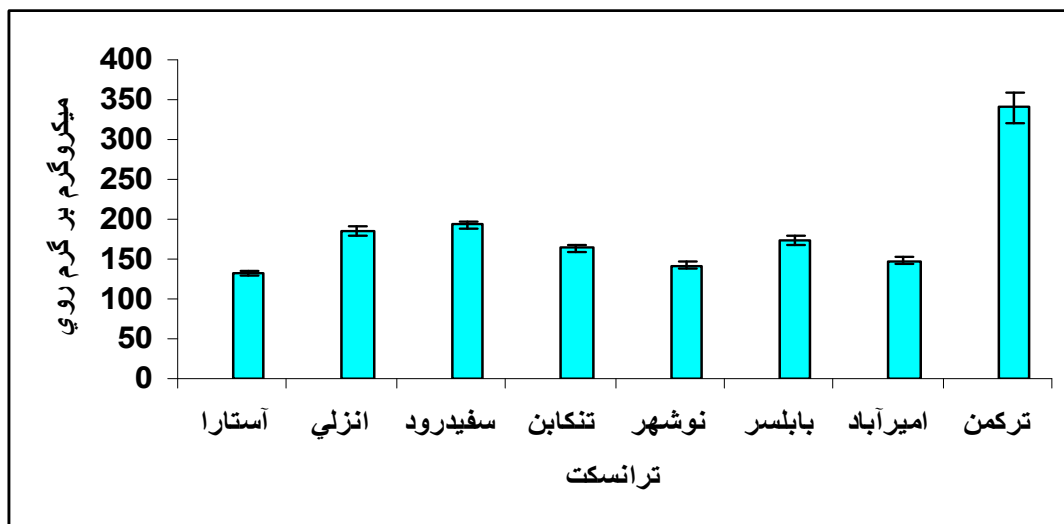
فلز روی

دامنه تغییرات غلظت فلز روی در رسوبات سطحی ۱۴۲۳-۹,۲ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه $184,66 \pm 1,92$ میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل تابستان به میزان $278,54 \pm 5,77$ میکروگرم بر گرم بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل زمستان (ایستگاه ترکمن بمیزان ۱۴۲۳ میکروگرم بر گرم) و حداقل مقدار در فصل زمستان دیده شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار فصلی غلظت فلز روی در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. گروههای همگن ۱- فصول بهار، پاییز ۲- فصول تابستان و زمستان بودند (شکل ۶-۳).



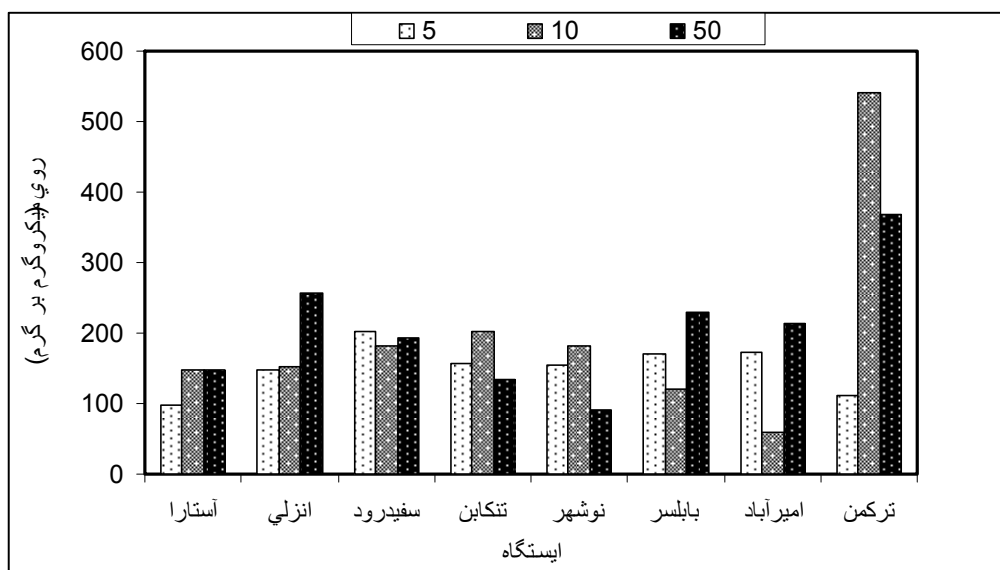
شکل ۶-۳- تغییرات فصلی غلظت فلز روی در رسوبات سطحی (سال ۱۳۸۷)

با توجه به شکل ۳-۷ ترانسکت ساحلی ترکمن بیشترین تجمع روی ($340 \pm 18,31$ میکروگرم بر گرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵-۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع روی در ترانسکت آستارا (۱۳۱ میکروگرم بر گرم) دیده شد. با استفاده از آزمون Kruskal-Wallis تجمع عنصر روی در رسوبات سطحی میان ترانسکت های ۸ گانه اختلاف معنی داری دیده نشد.



شکل ۷-۳- غلظت فلز روی در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه ((رسوبات سطحی عمق ۵۰-۵ متر)

حداکثر غلظت تجمع روی در عمق ها در ترانسکت ترکمن (عمق ۱۰ متر) و حداقل در ترانسکت امیرآباد (عمق ۱۰ متر) اندازه گیری شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان عمق های نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز روی در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد (شکل ۸-۳).

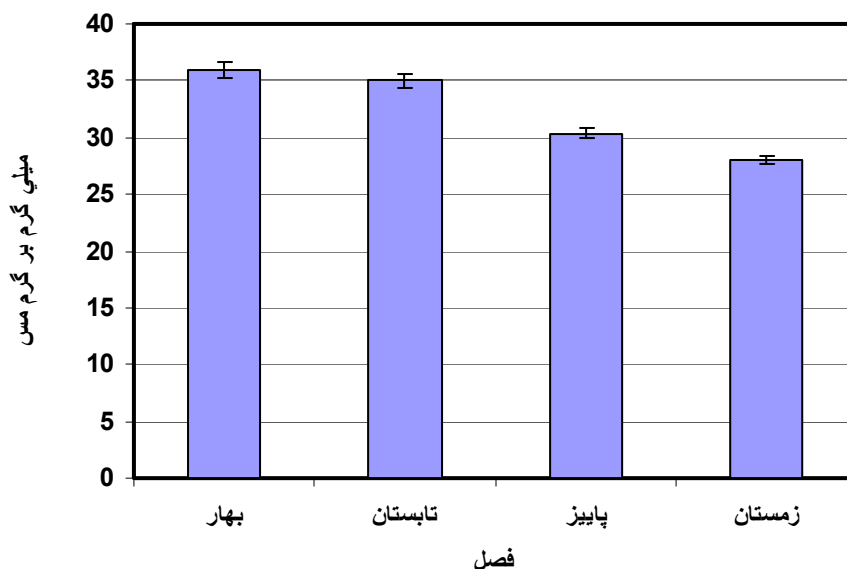


شکل ۸-۳- غلظت فلز روی در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

فلز مس

دامنه تغییرات غلظت فلز مس در رسوبات سطحی ۸۶,۰۰ - ۴,۳۰ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه $32,35 \pm 0,34$ میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل بهار به میزان $36,00 \pm 0,69$

میکروگرم بر گرم بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل بهار (ایستگاه انزلی بمیزان ۸۶ میکروگرم بر گرم) و حداقل مقدار مربوط به فصل پاییز بود. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری بین فصول از نظر غلظت تجمع فلز مس در رسوبات سطحی نشان نداد (شکل ۹-۳).



شکل ۹-۳- تغییرات فصلی غلظت فلز مس در رسوبات سطحی (سال ۱۳۸۷)

با توجه به شکل ۱۰-۳ ترانسکت ساحلی انزلی بیشترین تجمع مس ($44 \pm 0,63$ میکروگرم بر گرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع مس در ترانسکت ترکمن (۲۰ میکروگرم بر گرم) دیده شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری میان ترانسکت های ۸ گانه از دیدگاه تجمع فلز مس در رسوبات منطقه مطالعاتی نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص

گروه های همگن استفاده گردید. همگنی بین ترانسکت به ۴ گروه شامل

گروه ۱: ترانسکت انزلی

گروه ۲ ترانسکت های آستارا، سفیدرود، تنکابن

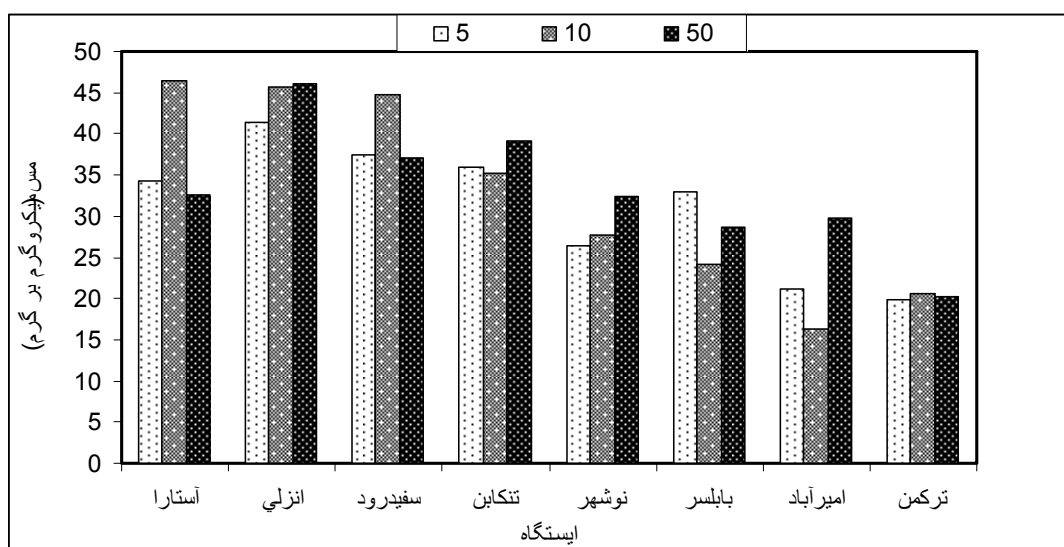
گروه ۳ ترانسکت های نوشهر و بابلسر

گروه ۴ ترانسکت امیر آباد و ترکمن تقسیم بندی شد.



شکل ۱۰-۳- غلظت فلز مس در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵-۵۰ متر)

حداکثر غلظت تجمع مس در عمق ها در ترانسکت آستارا (عمق ۱۰ متر) و حداقل در ترانسکت امیرآباد (عمق ۱۰ متر) اندازه گیری شد (شکل ۱۱-۳). نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان عمق های نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز مس در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد.

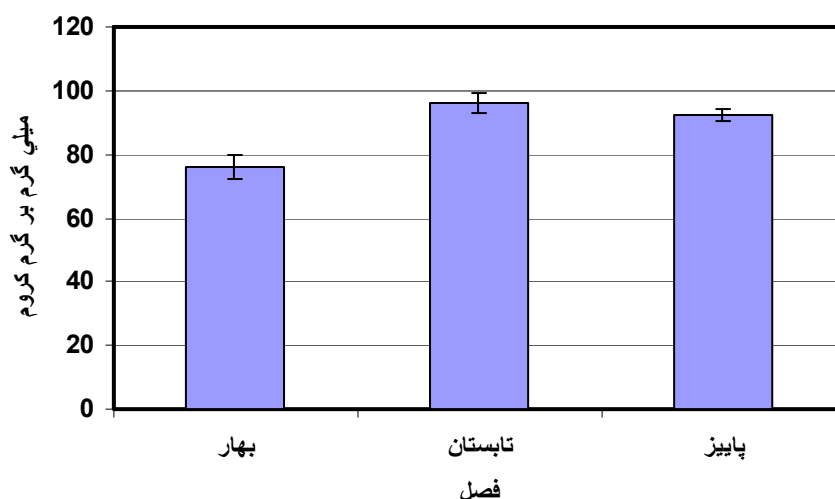


شکل ۱۱-۳- غلظت فلز مس در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

فلز کروم

دامنه تغییرات غلظت فلز کروم در رسوبات سطحی ۱۵-۴۵۱ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه $۷۶,۳۵ \pm ۷۳$ میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین سه فصل (بهار تابستان و پاییز) مربوط به فصل بهار ($۱۳,۳ \pm ۹۶,۱۴$ میکروگرم بر گرم) بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل بهار (ایستگاه انزلی، عمق ۱۰ متر بمیزان

۴۵۱ میکروگرم بر گرم) و حداقل در فصل پاییز بمقدار ۴۲,۳ میکروگرم بر گرم مربوط به ایستگاه ۵۰ متر ترکمن بود (شکل ۳-۱۲). نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار فصلی غلظت فلز کروم در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. فصل بهار در یک گروه و فصول تابستان و پاییز در گروه دیگر همگن بودند.



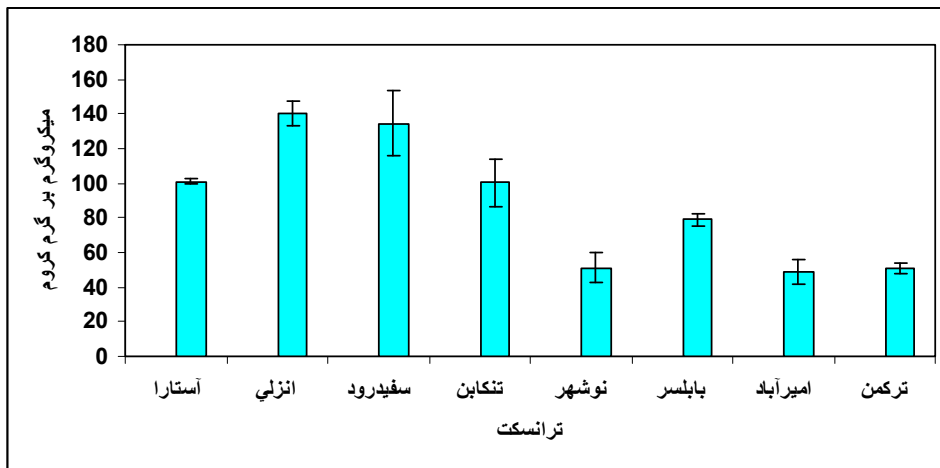
شکل ۱۲-۳- تغییرات فصلی غلظت فلز کروم در رسوبات سطحی (سال ۱۳۸۲)

با توجه به شکل ۱۳-۳ ترانسکت ساحلی انزلی بیشترین تجمع کروم ($140 \pm 5,20$ میکروگرم بر گرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع مس در ترانسکت امیرآباد (۴۹ میکروگرم بر گرم) دیده شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری میان ترانسکت های ۸ گانه از دیدگاه تجمع فلز کروم در رسوبات منطقه مطالعاتی نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. همگنی بین ترانسکت به ۳ گروه شامل

گروه ۱: ترانسکت های انزلی و سفیدرود

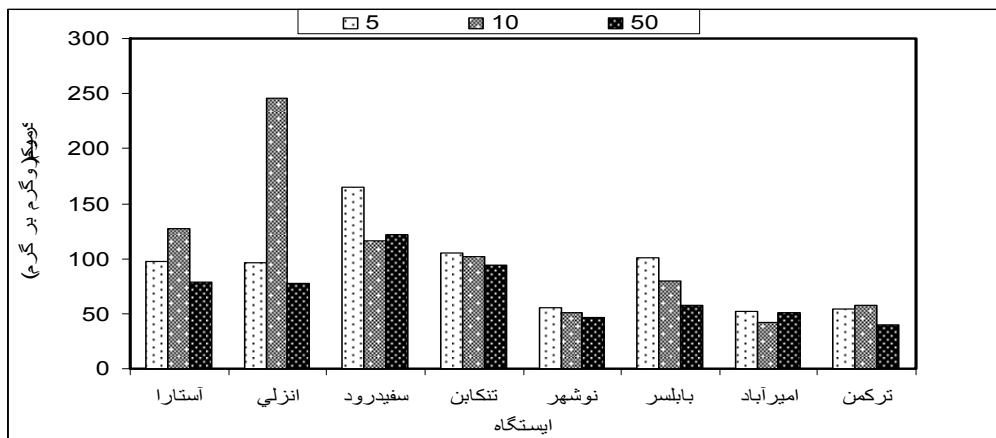
گروه ۲: ترانسکت های آستارا، تنکابن و بابلسر

گروه ۳: ترانسکت های نوشهر، امیرآباد و ترکمن تقسیم بندی شد.



شکل ۱۳-۳- غلظت فلز کروم در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵-۵۰ متر)

حداکثر غلظت تجمع کروم در عمق ها در ترانسکت انزلی (عمق ۱۰ متر) و حداقل در ترانسکت ترکمن (عمق ۵۰ متر) اندازه گیری شد (شکل ۳-۱۴) . نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان عمق های نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز کروم در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد.

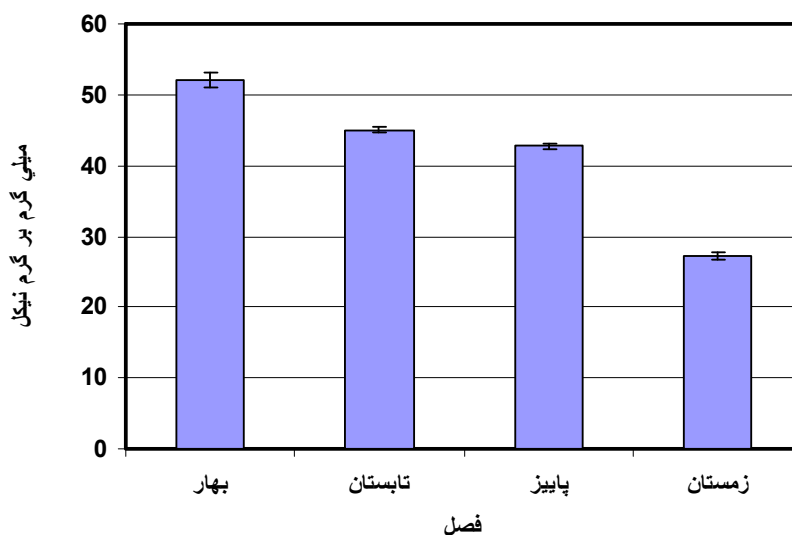


شکل ۱۴-۳- غلظت فلز کروم در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

فلز نیکل

دامنه تغییرات غلظت فلز نیکل در رسوبات سطحی ۰,۱۱۴ - ۱,۸ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه $۰,۴۳ \pm ۰,۲۱$ میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل بهار $(۱,۰۶ \pm ۰,۵۲)$ میکروگرم بر گرم بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل بهار (ایستگاه انزلی بمیزان ۱۱۴ میکروگرم بر گرم) و حداقل مقدار مربوط به فصل زمستان بود (شکل ۳-۱۵). نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار

فصلی غلظت فلز نیکل در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. فصل زمستان در یک گروه و فصول بهار، تابستان و پاییز در گروه دیگر همگن بودند.



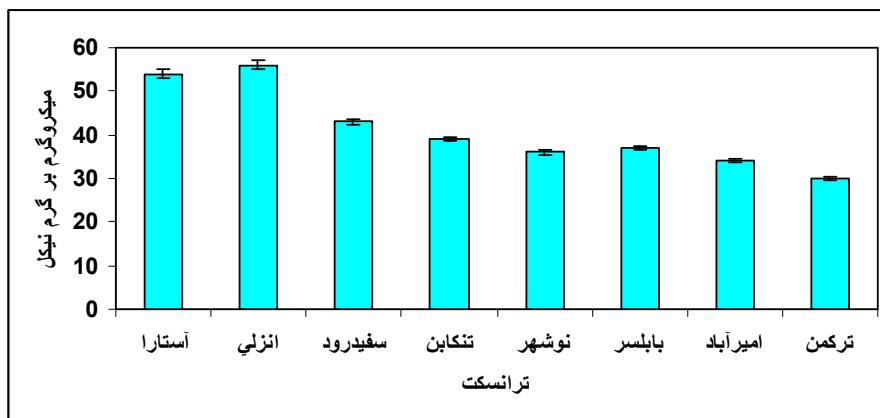
شکل ۱۵-۳- تغییرات فصلی غلظت فلز نیکل در رسوبات سطحی (سال ۱۳۸۷)

با توجه به شکل ۱۶-۳ ترانسکت ساحلی انزلی بیشترین تجمع نیکل ($1,08 \pm 56$ میکروگرم بر گرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع نیکل در ترانسکت ترکمن (30 میکروگرم بر گرم) دیده شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری میان ترانسکت های ۸ گانه از دیدگاه تجمع فلز نیکل در رسوبات منطقه مطالعاتی نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. همگنی بین ترانسکت به ۳ گروه شامل

گروه ۱: ترانسکت های آستارا، انزلی

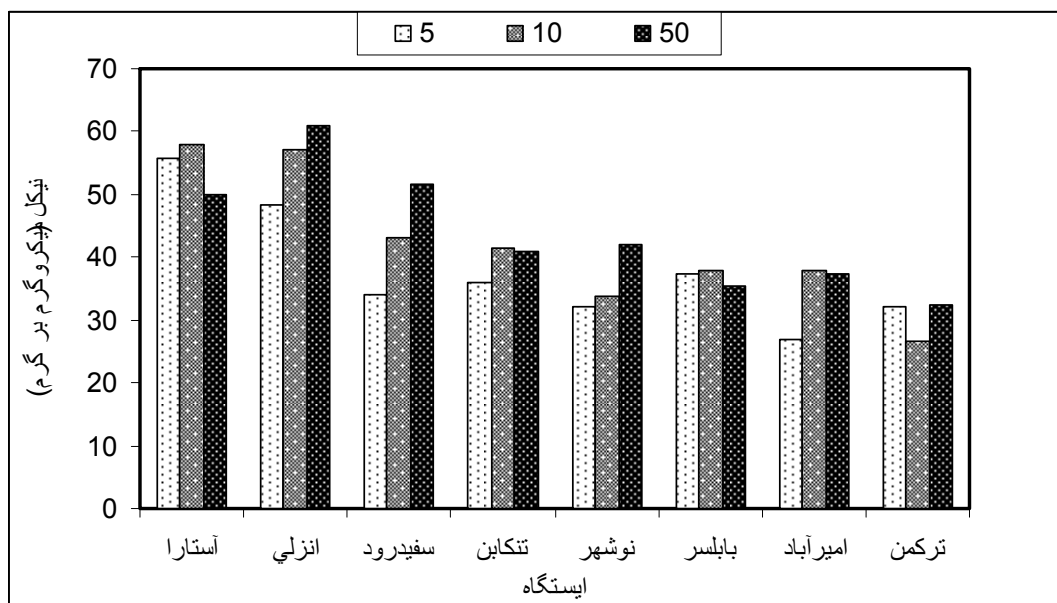
گروه ۲: ترانسکت های سفیدرود، تنکابن

گروه ۳: ترانسکت های بابلسر، نوشهر، امیرآباد و ترکمن تقسیم بندی شد.



شکل ۱۶-۳- غلظت فلز نیکل در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵-۵۰ متر)

حداکثر غلظت تجمع نیکل در عمق ها در ترانسکت انزلی (عمق ۵۰ متر) و حداقل در ترانسکت ترکمن (عمق ۱۰ متر) اندازه گیری شد (شکل ۱۷-۳). نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان عمق های نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز نیکل در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد.

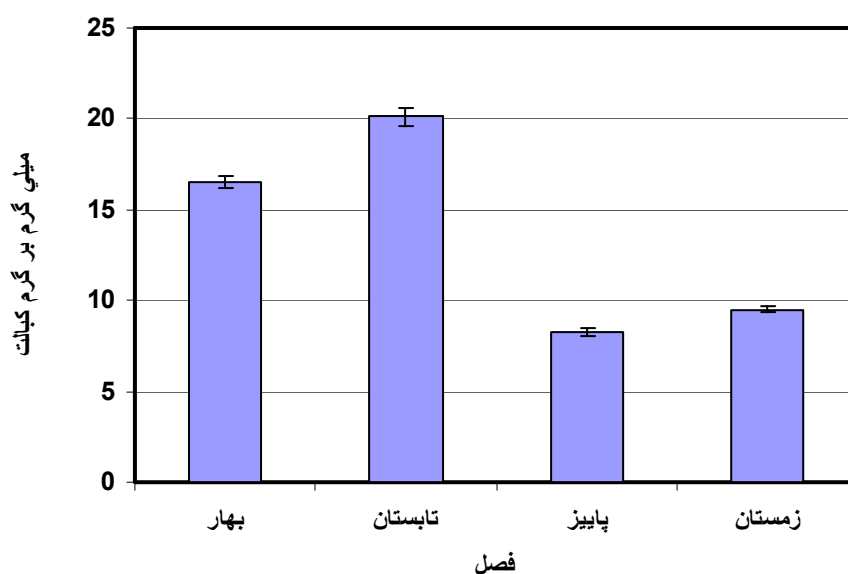


شکل ۱۷-۳- غلظت فلز نیکل در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

فلز کبالت

دامنه تغییرات غلظت فلز کبالت در رسوبات سطحی ۶۱,۷۰-ND میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه $13,91 \pm 0,14$ میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل تابستان ($20,12 \pm 0,49$)

میکروگرم بر گرم) بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل تابستان (ایستگاه سفیدرود بمیزان ۶۱,۷ میکروگرم بر گرم) و حداقل مقدار مربوط به فصل پاییز بود (شکل ۳-۱۸). نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار فصلی غلظت فلز کبالت در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. فصول بهار، تابستان در یک گروه و فصول پاییز زمستان در گروه دیگر همگن بودند.



شکل ۱۸-۳- تغییرات فصلی غلظت فلز کبالت در رسوبات سطحی (سال ۱۳۸۷)

با توجه به شکل ۳-۱۹ ترانسکت ساحلی سفیدرود بیشترین تجمع کبالت (22 ± 0.70 میکروگرم بر گرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع کبالت در ترانسکت ترکمن (۷ میکروگرم بر گرم) دیده شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری میان ترانسکت های ۸ گانه از دیدگاه تجمع فلز کبالت در رسوبات منطقه مطالعاتی نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید.

همگنی بین ترانسکت به ۵ گروه شامل

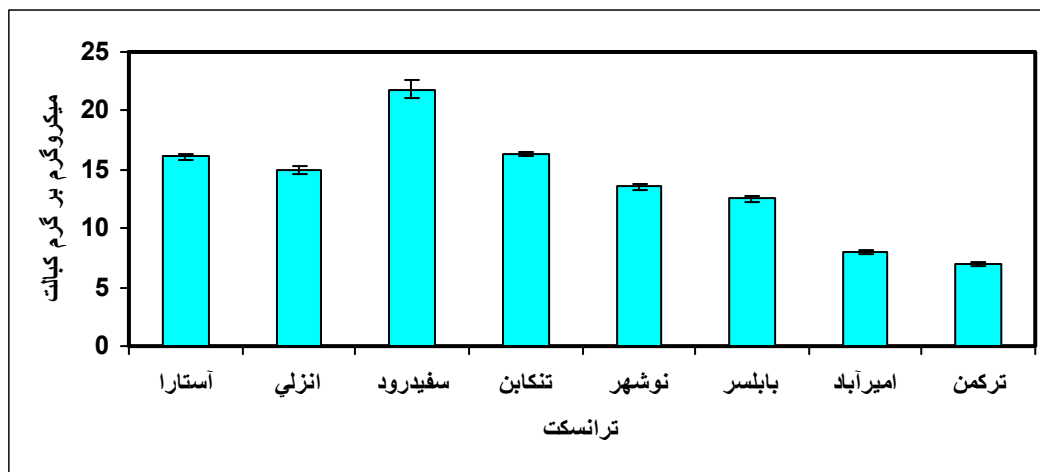
گروه ۱: ترانسکت سفیدرود

گروه ۲: ترانسکت های آستارا، تنکابن

گروه ۳ ترانسکت انزلی، بابلسر، نوشهر.

گروه ۴ ترانسکت امیرآباد

گروه ۵ ترانسکت ترکمن تقسیم بندی شد.

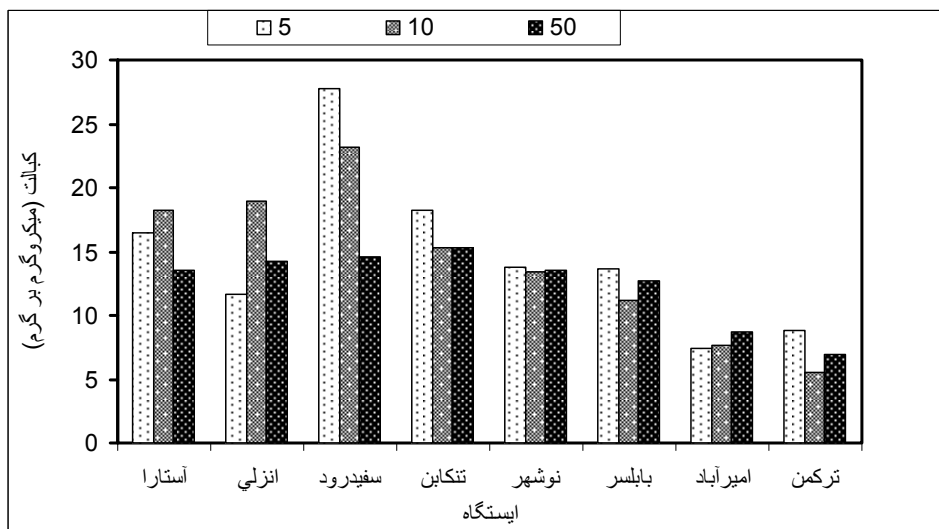


شکل ۱۹-۳- غلظت فلز کبالت در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵-۵۰ متر)

حداکثر غلظت تجمع کبالت در عمق ها (در ترانسکت سفیدرود (عمق ۱۰ متر) و حداقل در ترانسکت ترکمن

(عمق ۱۰ متر) اندازه گیری شد (شکل ۳-۲۰). نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان

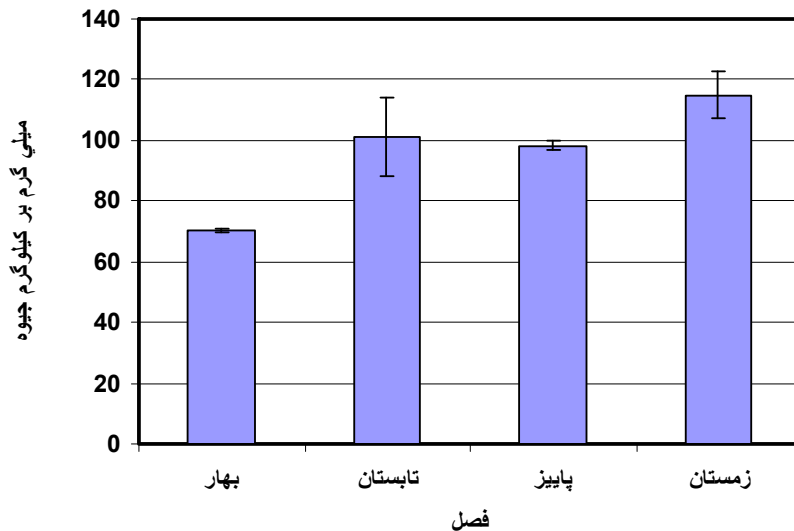
عمقهای نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز کبالت در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد.



شکل ۲۰-۳- غلظت فلز کبالت در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

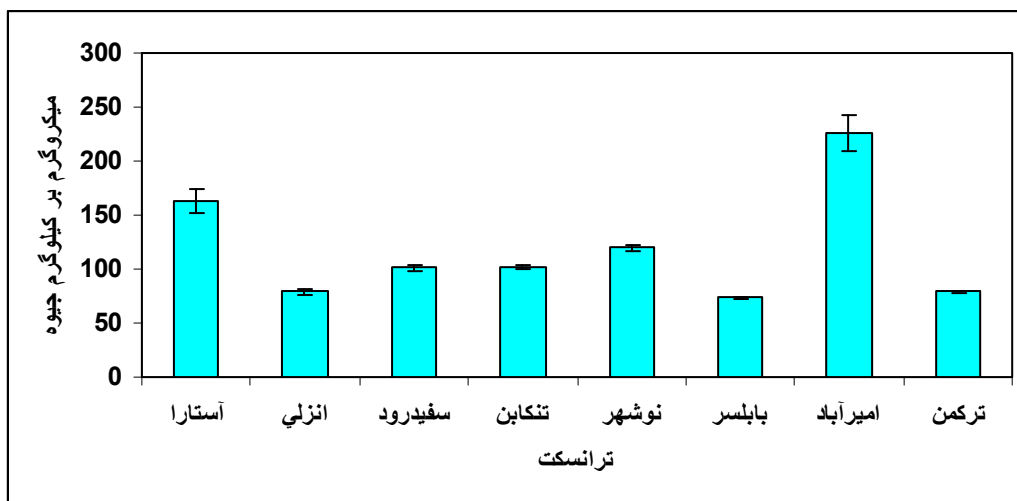
فلز جیوه

دامنه تغییرات غلظت فلز جیوه در رسوبات سطحی ۱۵۱۵-ND میکروگرم بر کیلوگرم با میانگین سالانه $1,26 \pm$ میکروگرم بر کیلوگرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل زمستان ($114,89 \pm 7,67$ میکروگرم بر کیلوگرم) بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل تابستان (ایستگاه امیرآباد بمیزان ۱۵۱۵ میکروگرم بر کیلوگرم) و حداقل مقدار مربوط به فصل زمستان بود (شکل ۳-۲۱). نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار فصلی غلظت فلز جیوه در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. فصل بهار در یک گروه ، سایر فصول در گروه دیگر همگن بودند.



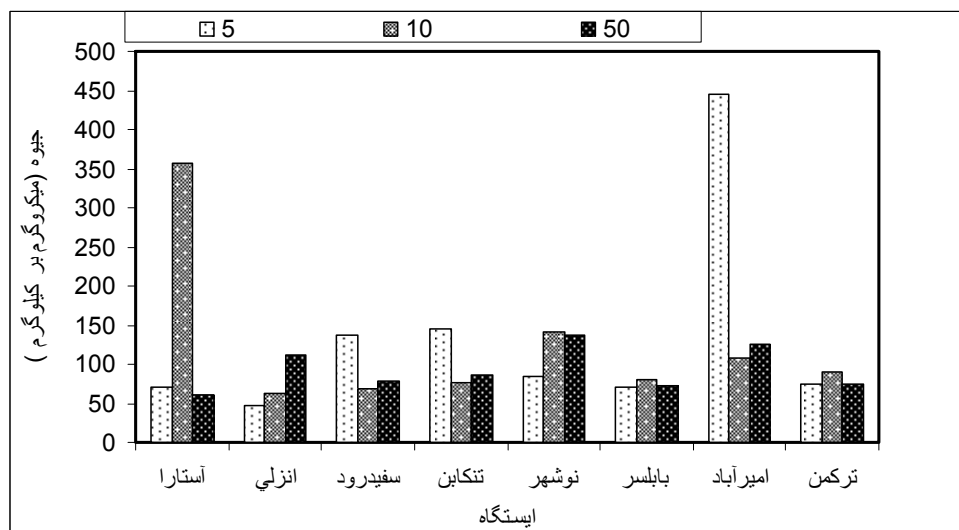
شکل ۲۱-۳- غلظت فلز جیوه در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵۰-۵ متر)

با توجه به شکل ۲۲-۳ ترانسکت ساحلی امیرآباد بیشترین تجمع جیوه ($17,05 \pm 226$ میکروگرم بر کیلوگرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع جیوه در ترانسکت بابلسر (۷۴ میکروگرم بر کیلوگرم) دیده شد. با استفاده از آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری میان تجمع عنصر جیوه در ترانسکت های ۸ گانه در رسوبات سطحی دیده نشد.



شکل ۲۲-۳- غلظت فلز جیوه در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۰-۵ متر)

حداکثر غلظت تجمع جیوه در عمق ها در ترانسکت امیرآباد (عمق ۱۰ متر) و حداقل در ترانسکت انزلی (عمق ۵ متر) اندازه گیری شد (شکل ۲۳-۳). نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان عمقهای نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز جیوه در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد.



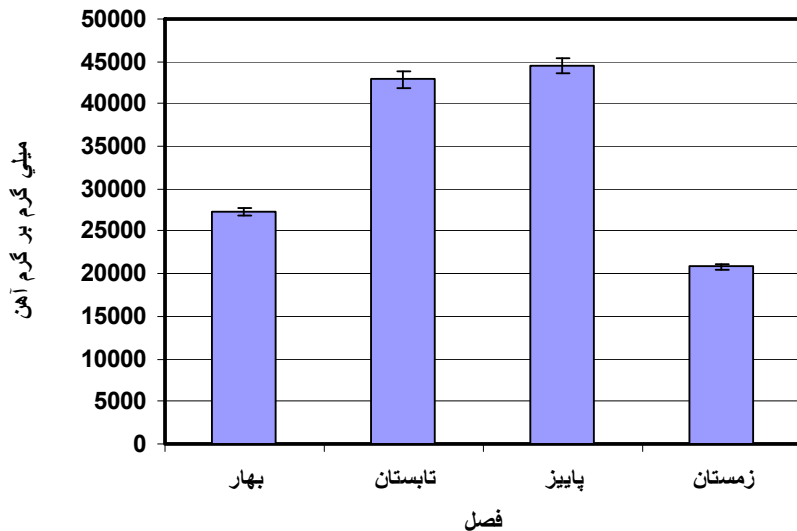
شکل ۲۳-۳- غلظت فلز جیوه در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

فلز کادمیم

کلیه مقادیر فلز کادمیم در رسوبات سطحی زیر حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود.

فلز آهن

دامنه تغییرات غلظت فلز آهن در رسوبات سطحی ۱۱۹۳۳۰-۱۴۰۸ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه ± 353 میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی مربوط به فصل پاییز (44493 ± 834 میکروگرم بر گرم) بود. حداکثر مقدار ایستگاهی مربوط به فصل تابستان (ایستگاه تنکابن بمیزان ۱۱۹۳۳ میکروگرم بر گرم) و حداقل مقدار مربوط به فصل تابستان بود (شکل ۲۴-۳). نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی دار فصلی غلظت فلز آهن در رسوبات سطحی را نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید. فصول بهار و زمستان در یک گروه ، فصول پاییز و تابستان در گروه دیگر همگن بودند.



شکل ۲۴-۳- غلظت فلز آهن در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵-۵۰ متر)

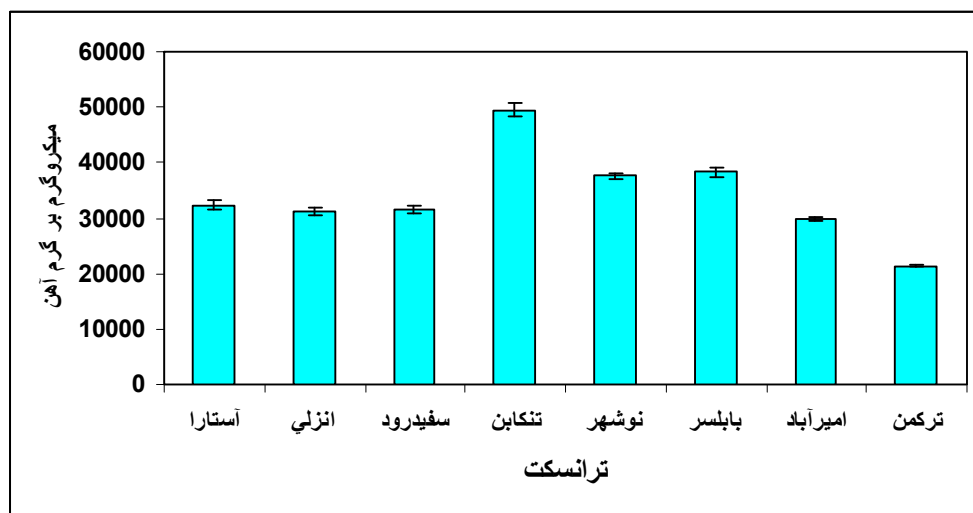
با توجه به شکل ۲۵-۳ ترانسکت ساحلی تنکابن بیشترین تجمع آهن $1273 \pm$ (49485 میکروگرم بر کیلوگرم) در رسوبات سطحی (عمق ۵ تا ۵۰ متر) اندازه گیری گردید. حداقل غلظت تجمع آهن در ترانسکت ترکمن (21276 میکروگرم بر کیلوگرم) دیده شد. نتایج آزمون Kruskal-Wallis اختلاف معنی داری میان ترانسکت های ۸ گانه از دیدگاه تجمع فلز آهن در رسوبات منطقه مطالعاتی نشان داد ($P \leq 0.05$). آزمون SNK (Student-Newman-Keuls) برای تشخیص گروه های همگن استفاده گردید.

همگنی بین ترانسکت به ۳ گروه

گروه ۱: ترانسکت تنکابن.

گروه ۲ ترانسکت های آستارا، انزلی، سفیدرود، نوشهر، بابلسرو امیرآباد.

گروه ۳ ترانسکت ترکمن تقسیم بندی شد.

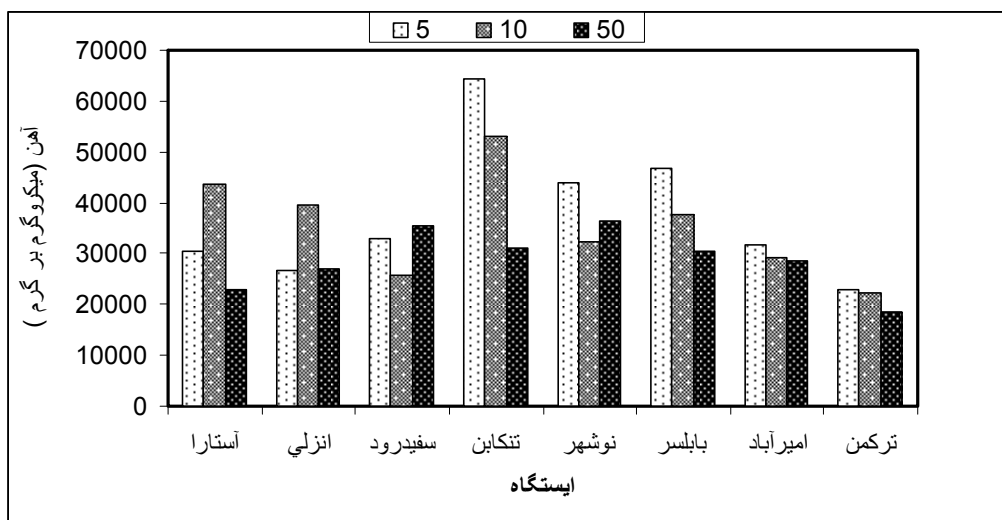


شکل ۲۵-۳- غلظت فلز آهن در ترانسکت های رسوبی ۸ گانه (رسوبات سطحی عمق ۵-۵۰ متر)

حداکثر غلظت تجمع آهن در عمق ها در ترانسکت تنکابن (عمق ۵ متر) و حداقل در ترانسکت ترکمن

(عمق ۵۰ متر) اندازه گیری شد (شکل ۳-۲۶). نتایج آزمون Kruskal-Wallis هیچ اختلاف معنی داری میان

عمقهای نمونه برداری از دیدگاه تجمع فلز آهن در رسوبات منطقه مطالعاتی وجود ندارد.



شکل ۲۶-۳- غلظت فلز آهن در ترانسکت های رسوبی به تفکیک عمق

جدول ۹-۳- نتایج میانگین ، انحراف معیار، حداقل و حداکثر فلزات در رسوبات حوزه جنوبی دریای خزر

Metals	Minimum	Maximum	Mean	SD
Pb	0	88	12.6177	13.2516
Zn	9.2	1423.3	184.6802	190.1881
Fe	1408	119330	33910.948	19242.4838
Co	0	61.7	13.6031	9.01998
Cd	0	0	0	0
Cu	4.3	86	32.3438	13.54039
Cr	15	451	88.2778	71.79571
Ni	1.8	114	41.2062	17.68715
Hg	0	1515.5	96.1052	178.79684

جدول ۱۰-۳- نتایج میانگین، انحراف معیار، حداقل و حداکثر فلزات به تفکیک فصول دررسوبات حوزه جنوبی دریای خزر

Metals	Minimum	Maximum	Mean	SD
PbSpring	5	52	22.7917	13.27953
ZnSpring	42	321	127.9167	69.34032
FeSpring	8263	45809	27410.958	10443.8489
CoSpring	7	36	16.5	8
CdSpring	0	0	0	0
CuSpring	18	86	36	16.47924
CrSpring	15	451	76.2917	89.96351
NiSpring	24	114	52	25.5411
HgSpring	25	106.7	70.275	15.53384
PbSummer	1.2	88	11.8458	17.57347
ZnSummer	59.7	631	278.5458	138.57737
FeSummer	1408	119330	42845.625	23231.9512
CoSummer	4.7	61.7	20.125	11.67555
CdSummer	0	0	0	0
CuSummer	11.7	81.5	35.0042	15.03311
CrSummer	34.2	324.3	96.1375	75.07344
HgSummer	0	1515.5	101.0792	309.02169
NiSummer	25.3	60	42.8208	9.95891
PbFall	3	42.5	9.15	7.87274
ZnFall	27.2	336	99.95	66.15462
FeFall	18895	93183	44492.583	20020.051
CoFall	0	19	8.2667	5.17247
CdFall	0	0	0	0
CuFall	4.3	50.5	30.35	11.07791
CrFall	42.3	206.2	92.4042	44.16451
NiFall	30.5	61.3	42.7208	9.26677
HgFall	43.2	240.5	98.1792	36.57057
PbWinter	0	14.8	6.6833	4.49934
ZnWinter	9.2	1423.3	232.3083	314.00865
FeWinter	7867	38253	20894.625	7666.34999
CoWinter	1.8	14	9.5208	2.95517
CdWinter	0	0	0	0
CuWinter	6.8	44	28.0208	9.59275
NiWinter	1.8	51.7	27.2833	11.21535
HgWinter	0	913.8	114.8875	184.0524

جدول ۱۱-۳- نتایج ۹ آزمون Kruskal-Wallis به منظور آزمون این فرض صفر که هیچ اختلاف معنی داری میان فصول مختلف از دیدگاه تجمع عناصر مختلف در رسوبات منطقه مطالعاتی

فصولی که با حروف لاتین مشابه مشخص گردیده‌اند، فاقد اختلاف معنی دار می‌باشند (بر مبنای آزمون SNK، $P \leq 0.05$).

	Pb	Zn	Fe	Co	Cd	Cu	Ni	Hg	Cr
H	28.135	23.529	34.777	32.124	0	3.541	26.536	18.967	8.974
df	3	3	3	3	3	3	3	3	2
P-Value	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 1.000	≤ 0.315	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 0.011
SP	b	a	a	b			b	a	a
SU	a	b	b	b			b	b	b
FA	a	a	b	a			b	b	b
WI	a	b	a	a			a	b	

SP: Spring, SU: Summer, FA: Fall, WI: Winter

جدول ۱۲-۳- نتایج ۹ آزمون Kruskal-Wallis به منظور آزمون این فرض صفر که هیچ اختلاف معنی داری میان عمق‌های نمونه برداری از دیدگاه تجمع عناصر مختلف در رسوبات منطقه مطالعاتی

	Pb	Zn	Fe	Co	Cd	Cu	Ni	Hg	Cr
H	0.847	0.847	1.473	0.054	0	3.847	1.012	0.091	1.922
df	2	2	2	2	2	2	2	2	2
P-Value	≤ 0.655	≤ 0.655	≤ 0.479	≤ 0.973	≤ 1.000	≤ 0.146	≤ 0.603	≤ 0.956	≤ 0.383

جدول ۱۳-۳- نتایج ۹ آزمون Kruskal-Wallis به منظور آزمون این فرض صفر که هیچ اختلاف معنی داری میان ایستگاههای نمونه برداری از دیدگاه تجمع عناصر مختلف در رسوبات منطقه مطالعاتی (ایستگاههایی که با حروف لاتین مشابه مشخص گردیده‌اند، فاقد اختلاف معنی دار می‌باشند (بر مبنای آزمون SNK، $P \leq 0.05$)).

	Pb	Zn	Fe	Co	Cd	Cu	Ni	Hg	Cr
H	12.137	3.317	18.44	31.291	0	40.534	22.461	10.998	24.677
df	7	7	7	7	7	7	7	7	7
P-Value	≤ 0.096	≤ 0.854	≤ 0.010	≤ 0.0001	≤ 1.000	≤ 0.0001	≤ 0.002	≤ 0.139	≤ 0.001
Astara			ab	bc		bc	b		ab
Anzali			ab	abc		c	b		b
Sefidrud			ab	c		bc	ab		b
Tonkabon			b	bc		bc	ab		ab
Noshahr			ab	abc		ab	a		a
Babolsar			ab	abc		ab	a		ab
Amirabad			ab	ab		a	a		a
Torkman			a	a		a	a		a

گروه بندی فلزات تجمع یافته در رسوبات منطقه مطالعاتی



شکل ۲۷-۳- دندروگرام آنالیز خوشه ای به منظور گروه بندی فلزات تجمع یافته در رسوبات منطقه مطالعاتی

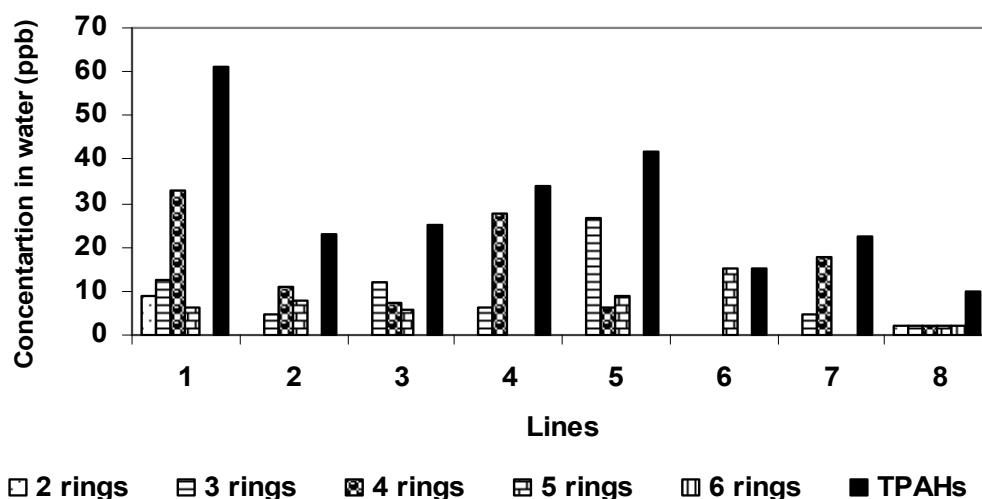
با در نظر گرفتن شکل شماره ۲۷-۳ مشخص می گردد که اگر خط عمودی فرضی در فاصله تقریبی ۱ در نظر گرفته شود بجز Fe که بصورت مجزا قرار می گیرد، سایر عناصر در یک گروه قابل طبقه بندی می باشند.

۳-۲- آلاینده نفتی

۳-۲-۱- PAHs در آب دریای خزر

۱۶ ترکیب PAHs شامل Anthracene، Phenanthrene، Fluorene، Acenaphthene، Acenaphthylene، Naphtalene، Benzo(a)pyrene، Benzo(b)(k)fluoranthene، Benzo(a)anthracene، Chrysene، Pyrene، Fluoranthene، Benzo(g,h,i) perylene، Indeno(1,3,3,cd)pyrene، Dibenzo(a,h)anthracene و TPAHs در آب فصول و اعماق مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر مورد بررسی قرار گرفت. شکل ۲۸-۳ نشان میدهد که ترکیبات PAHs در تمام ایستگاهها و ترانسکت ها پراکنده است. ترکیب دو حلقه ای در اکثر ترانسکت ها کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است، همچنین ترکیبات ۶ حلقه ای در هیچ یک از اعماق و ترانسکت ها مشاهده نشد. شایان ذکر

است که ترکیبات ۴ و ۵ حلقه ای در تمامی ترانسکت ها وجود داشته است. دامنه غلظت این ترکیبات در فصل بهار برابر ND-48.95 میکروگرم بر لیتر متغیر بوده است (جدول ۱۴). نتایج نشان می‌دهد که در فصل بهار حداکثر مقدار مربوط به ترکیب Chrysene در عمق ۵۰ متر و سطحی (۰ m) بوده است (جدول ۱۴-۳). در این فصل حداکثر TPAHs در نواحی غربی و مرکزی مشاهده گردید.



شکل ۲۸-۳- میزان و الگوی ترکیب TPAHs در فصل بهار سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه آبهای حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۱۴-۳ - میانگین غلظت ۱۶ ترکیب آروماتیک و TPAHs در فصل بهار سال ۱۳۸۷ در اعماق مختلف آبهای حوزه جنوبی دریای خزر (بر حسب میکروگرم بر لیتر)

	تعداد حلقه ها (Rings)	تعداد نمونه	m۵	m ۱۰	m ۵۰	درصد
Naphtalene	2	24	ND	9.10±0.00	ND	3.43
Acenaphthylene	3	24	10.2±0.00	5.90±4.53	14.65±0.00	13.82
Acenaphthene	3	24	ND	8.85±0.00	ND	3.34
Fluorene	3	24	16.2±0.00	39.40±0.00	4.30±0.00	14.86
Phenanthrene	3	24	19.8±21.14	6.00±0.99	4.95±0.00	2.53
Anthracene	3	24	15.90±15.90	4.90±0.00	5.57±0.00	2.55
Fluoranthene	3	24	10.2±7.61	7.98±5.27	15.55±12.66	4.41
Pyrene	4	24	10.3±7.51	29.80±0.00	13.47±8.58	8.12
Benzo(a)anthracene	4	24	26.1±0.00	41.92±31.50	5.40±0.00	26.33
Chrysene	4	24	ND	45.95±28.87	48.20±14.28	25.01
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	24	4.6±2.64	8.45±5.27	4.40±0.00	3.7
Benzo(a)pyrene	5	24	10.6±6.04	7.00±1.28	5.80±0.00	2.3
Dibenzo(a,h)anthracene	5	24	ND	ND	ND	0
Indeno(1,3,3,cd)pyrene	6	24	ND	ND	ND	0
Benzo(g,h,i)perylene	6	24	ND	ND	ND	0

ND=Not Detectable

بر اساس تست آماری ANOVA میانگین های اعماق و ترانسکت ها و نواحی مختلف در فصل بهار با یکدیگر مقایسه گردید. نتایج نشان داد که بین اعماق مختلف اختلاف معنی دار بوده است ($p < 0.05$) و بر اساس تست دانکن اعماق ۱۰ و ۵۰ در دو گروه قرار گرفته اند (جدول ۱۵-۳). اما بین ترانسکت های هشت گانه و ناحیه های سه گانه اختلاف معنی داری وجود ندارد ($p > 0.05$).

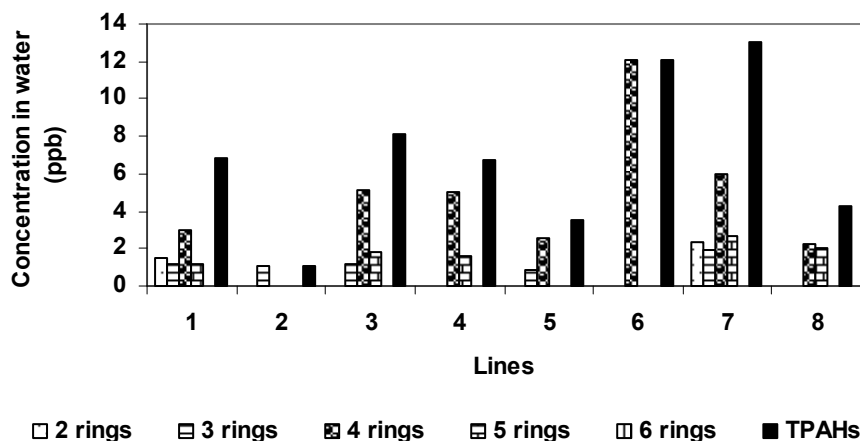
جدول ۱۵-۳- آنالیز آماری ANOVA بین میانگین های آبهای اعماق مختلف

فصل بهار سال ۱۳۸۲ در حوزه جنوبی دریای خزر

	Sum of squares	df	Mean square	F	Sig.
Between Groups	3.46	2	1.73	4.76	0.032
Within Groups	4.45	12	0.37		
Totals	7.9	14			

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل بهار و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به PAHs، شامل Anthracene و Benzo(a)pyrene بیش از ۲ واحد بوده است. ترکیبات دیگر دارای ریسک اکولوژیکی نسبتاً پایینی بوده اند (جدول پیوست آلاینده نفتی ۱).

در فصل تابستان ترکیبات چهار حلقه ای حداکثر فراوانی را در بین TPAHs داشته است و حداقل فراوانی مربوط به ۶ حلقه ای ها است (شکل ۳-۲۹). مقادیر غلظتی و ترکیبات ۱۶ تایی TPAHs در فصل تابستان کمتر از فصل بهار بوده است. در این فصل حداکثر غلظت مربوط به (Benzo (b)(k) fluoranthene) با ۲۳,۳۱ درصد بوده است. نتایج نشان میدهد که در فصل تابستان حداکثر مقدار در عمق ۵۰ متر دیده شده است (جدول ۳-۱۶). همچنین در این فصل حداکثر TPAHs در ناحیه شرقی مشاهده گردید.



شکل ۲۹-۳- میزان و الگوی ترکیب PAHs در فصل تابستان سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه آبهای حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۱۶-۳- میانگین غلظت ۱۶ ترکیب آروماتیک و TPAHs در فصل تابستان ۱۳۸۷ سال در اعماق مختلف آبهای حوزه جنوبی دریای خزر (بر حسب میکروگرم بر لیتر)

	تعداد حلقه ها (Rings)	تعداد نمونه	m۵	m۱۰	m۵۰	درصد
Naphtalene	2	24	1.45±0.00	ND	2.35±0.00	2.81
Acenaphthylene	3	24	0.60±0.00	0.78±0.04	2.35±0.00	2.83
Acenaphthene	3	24	2.10±0.71	ND	1.95±0.00	4.55
Fluorene	3	24	1.00±0.00	0.80±0.00	1.90±0.00	2.47
Phenanthrene	3	24	1.10±0.28	ND	1.60±0.00	2.81
Anthracene	3	24	1.10±0.00	1.20±0.00	1.60±0.99	3.29
Fluoranthene	3	24	ND	ND	1.75±0.00	1.3
Pyrene	4	24	ND	ND	2.43±0.94	5.4
Benzo(a)anthracene	4	24	1.83±0.83	4.80±0.00	5.15±4.09	20.87
Chrysene	4	24	5.70±0.00	1.10±0.00	6.20±3.18	14.21
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	24	ND	ND	15.75±0.00	23.31
Benzo(a)pyrene	5	24	1.80±0.57	1.20±0.00	1.95±0.28	6.55
Dibenzo(a,h)anthracene	5	24	3.20±0.00	ND	ND	2.37
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	24	4.20±0.00	ND	ND	3.11
Benzo(g,h,i)perylene	6	24	5.20±0.00	ND	ND	3.85

ND=Not Detectable

بر اساس تست آماری ANOVA میانگین های اعماق و ترانسکت ها و نواحی مختلف در فصل تابستان با یکدیگر مقایسه گردید. نتایج نشان داد که بین اعماق مختلف اختلاف معنی دار بوده است ($p < 0.05$) و بر اساس تست دانکن اعماق ۱۰ و ۵۰ در دو گروه قرار گرفته اند (جدول ۱۷-۳). اما بین ترانسکت های هشت گانه و ناحیه های سه گانه اختلاف معنی داری وجود ندارد ($p > 0.05$).

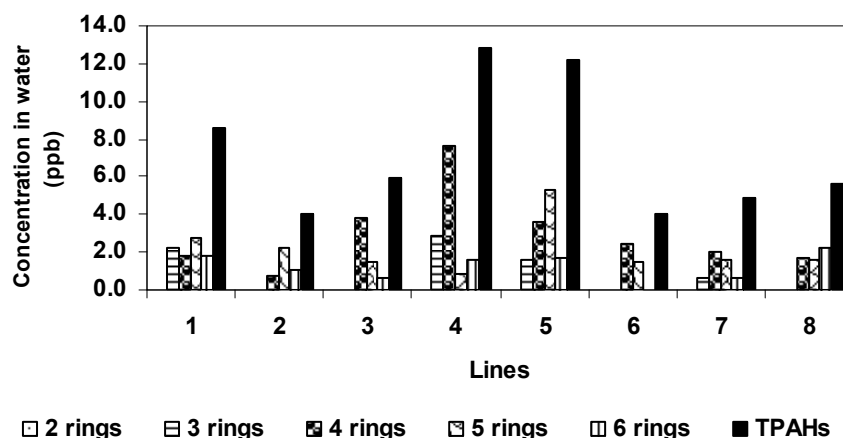
جدول ۱۷-۳- آنالیز آماری ANOVA بین میانگین های آبهای اعماق مختلف

فصل بهار سال ۱۳۸۷ در حوزه جنوبی دریای خزر

	Sum of squares	df	Mean square	F	Sig.
Between Groups	503.3	2	251.6	3.79	0.039
Within Groups	1395.3	12	66.45		
Totals	1898.6	14			

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل تابستان و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به PAHs ۱، شامل Benzo(a)pyrene بیش از واحد بوده است. ترکیبات دیگر دارای ریسک اکولوژیکی نسبتاً پایینی بوده اند (جدول پیوست ۱).

در فصل پاییز ترکیبات چهار حلقه ای حداکثر فراوانی را در بین PAHs داشته است و حد اقل فراوانی مربوط به دو حلقه ای بوده است (شکل ۳۰-۳). همچنین مقادیر این ترکیبات در این فصل با توجه به آنالیز اولیه داده ها در اکثر ترانسکت ها از مقدار حد آستانه (۱۰ ppb) پایین تر بوده ولی مقدار TPAHs در ترانسکت های ۴ و ۵ بالاتر برآورد شده است. در این فصل نیز حداکثر مقدار در عمق ۵ متر دیده شده است (جدول ۱۸-۳). در مجموع ترکیب Benzo (a)anthracene با ۲۴٪ در میان ۱۶ ترکیب آروماتیک دارای بیشترین درصد در کل ایستگاه ها می باشد.



شکل ۳۰-۳- میزان و الگوی ترکیب TPAHs در فصل پاییز سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه آبهای حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۱۸-۳- میانگین غلظت ۱۶ ترکیب آروماتیک و TPAH در فصل پاییز ۱۳۸۷ سال
در اعماق مختلف آبهای حوزه جنوبی دریای خزر (برحسب میکروگرم بر لیتر)

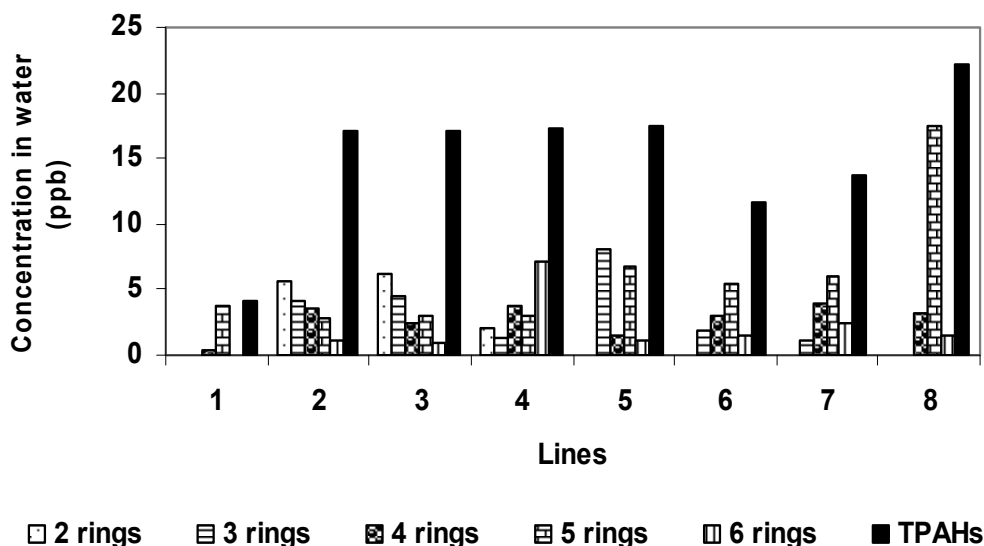
	تعداد حلقه ها (Rings)	تعداد نمونه	m۵	m۱۰	m ۵۰	درصد
Naphtalene	2	24	ND	ND	ND	0
Acenaphthylene	3	24	ND	0.75±0.30	0.56±0.47	1.99
Acenaphthene	3	24	1.10±0.00	0.37±0.00	ND	0.46
Fluorene	3	24	2.10±1.94	3.24±3.45	2.75±0.00	7.09
Phenanthrene	3	24	6.10±	1.29±0.48	2.41±2.25	7.49
Anthracene	3	24	ND	ND	0.70±0.25	0.32
Fluoranthene	3	24	2.20±1.87	0.51±0.38	0.62±0.00	3.89
Pyrene	4	24	0.60±0.00	2.43±2.34	4.42±5.74	7.37
Benzo(a)anthracene	4	24	7.10±4.23	4.80±0.21	5.85±4.15	23.89
Chrysene	4	24	2.60±2.03	1.15±1.06	2.88±2.56	9.52
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	24	2.50±2.41	1.51±0.40	4.18±4.74	10.85
Benzo(a)pyrene	5	24	4.10±2.57	2.74±1.81	3.34±2.42	14.69
Dibenzo(a,h)anthracene	5	24	1.40±0.46	0.97±0.74	1.25±0.97	5.36
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	24	1.40±0.46	1.00±0.86	2.30±0.00	5.31
Benzo(g,h,i)perylene	6	24	1.80±0.33	0.72±0.00	ND	1.8

ND=Not Detectable

بر اساس تست آماری ANOVA میانگین های اعماق و ترانسکت ها و نواحی مختلف در فصل پاییز با یکدیگر مقایسه گردید. نتایج نشان داد بین اعماق مختلف، ترانسکت های هشت گانه و ناحیه های سه گانه اختلاف معنی داری وجود ندارد ($p > 0.05$).

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل پاییز و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد همانند فصل تابستان HQs مربوط به PAHs ۱، شامل Benzo(a)pyrene بیش از واحد بوده است. ترکیبات دیگر دارای ریسک اکولوژیکی نسبتاً پایینی بوده اند (جدول پیوست ۱).

در فصل زمستان ترکیبات پنج حلقه ای حداکثر فراوانی را در بین TPAHs داشته است و حداقل فراوانی مربوط به دو حلقه ای است. همچنین مقادیر این ترکیبات در فصل زمستان با توجه به آنالیز اولیه داده ها در اکثر ترانسکت ها از مقدار حد آستانه (۱۰ ppb) پایین تر بوده ولی مقدار TPAHs در ترانسکت ۸ بالاتر برآورد شده است (شکل ۳-۳۱). در این فصل حداکثر مقدار در عمق ۵۰ متر دیده شده است (جدول ۳-۱۹). در مجموع ترکیب Chrysene با ۱۸٪ در میان ۱۶ ترکیب آروماتیک دارای بیشترین درصد در کل ایستگاه ها می باشد.



شکل ۳۱-۳- میزان و الگوی ترکیب TPAHs در فصل زمستان سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه آبهای حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۱۹-۳- میانگین غلظت ۱۶ ترکیب آروماتیک و TPAH در فصل زمستان ۱۳۸۷ در اعماق مختلف آبهای حوزه جنوبی دریای خزر (برحسب میکروگرم بر لیتر)

	تعداد حلقه ها (Rings)	تعداد نمونه	m۰	m۱۰	m ۵۰	درصد
Naphtalene	2	24	5.65±0.00	4.13±3.02	ND	6.95
Acenaphthylene	3	24	1.84±0.00	ND	17.60±0.00	9.73
Acenaphthene	3	24	ND	ND	0.79±0.00	0.39
Fluorene	3	24	0.71±0.00	ND	ND	0.35
Phenanthrene	3	24	1.69±0.00	4.60±0.00	6.73±7.61	6.43
Anthracene	3	24	6.62±7.48	1.23±0.00	3.31±3.62	10.56
Fluoranthene	3	24	3.19±0.00	ND	1.24±0.82	3.12
Pyrene	4	24	0.61±0.10	1.15±0.00	4.22±5.05	5.13
Benzo(a)anthracene	4	24	2.67±2.18	1.32±0.26	4.54±3.05	11.24
Chrysene	4	24	6.03±5.60	2.94±1.20	4.43±3.07	18.42
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	24	1.02 1.68±	1.43±0.37	2.93±1.64	6.27
Benzo(a)pyrene	5	24	2.50±1.66	3.12±3.04	1.89±0.88	9.07
Dibenzo(a,h)anthracene	5	24	0.40 1.09±	1.15±0.75	0.95±0.13	4
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	24	0.38±0.00	ND	ND	0.19
Benzo(g,h,i)perylene	6	24	2.41±2.33	2.71±0.00	1.68±0.77	8.17

ND=Not Detectable

بر اساس تست آماری ANOVA میانگین های اعماق و ترانسکت ها و نواحی مختلف در فصل زمستان با یکدیگر مقایسه گردید. نتایج نشان داد که بین ترانسکت های مختلف اختلاف معنی دار بوده است ($p < 0.05$) و بر اساس

تست دانکن ترانسکت های ۱، ۳، ۴، ۵، ۶، ۷ و ۸ در یک گروه و ترانسکت ۲ در گروه دیگر قرار گرفت (جدول ۲۰-۳). اما بین اعماق مختلف و ناحیه های سه گانه اختلاف معنی داری وجود ندارد ($p > 0.05$).

جدول ۲۰-۳- آنالیز آماری ANOVA بین متوسط های آبهای اعماق مختلف فصل بهار سال ۱۳۸۲ در حوزه جنوبی دریای خزر

	Sum of squares	df	Mean square	F	Sig.
Between Groups	2.38	7	0.24	۴,۱۶	۰,۰۰۹
Within Groups	1.13	16	0.081		
Totals	3.96	23			

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل زمستان و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیک (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد HQs مربوط به PAHs ۲، شامل Anthracene و Benzo(a)pyrene بیش از واحد بوده است. ترکیبات دیگر دارای ریسک اکولوژیک نسبتاً پایینی بوده اند (جدول پیوست ۱).

نتایج سالانه بدست آمده در جدول ۲۱-۳ نشان میدهد که بیشترین مقدار TPAHs در فصل بهار با ۴۹,۸٪ مشاهده گردیده است و کمترین مقدار مربوط به فصل تابستان با ۱۱,۹٪ از کل ترکیبات آروماتیک گزارش گردید. دو فصل پاییز و زمستان دارای درصد ۱۲,۵ و ۲۵,۸ میباشند. نتایج جدول ۲۲-۳ نشان می دهد که حداکثر غلظت ترکیبات آروماتیک مربوط به دو ترکیب Benzo(a)anthracene و Chrysene بوده است.

جدول ۲۱-۳- میانگین غلظت ترکیب TPAHs در فصول و ترانسکت های مختلف سال ۱۳۸۲ در آبهای حوزه جنوبی دریای خزر (برحسب میکروگرم بر لیتر)

ترانسکت	بهار ۸۷	تابستان ۸۷	پاییز ۸۷	زمستان ۸۷
۱	61.08 ± 12.59	6.84 ± 1.08	8.57 ± 1.04	4.12 ± 1.62
۲	23.15 ± 4.76	1.05 ± 0.47	4.05 ± 0.91	17.09 ± 1.67
۳	25.06 ± 5.06	8.14 ± 2.12	5.90 ± 1.60	17.15 ± 2.06
۴	33.98 ± 12.03	6.70 ± 2.19	12.88 ± 3.00	17.27 ± 2.29
۵	41.58 ± 10.86	3.48 ± 1.12	12.24 ± 2.04	17.42 ± 3.63
۶	14.90 ± 6.66	12.10 ± 5.41	4.01 ± 1.15	11.64 ± 2.02
۷	22.43 ± 7.73	13.01 ± 2.16	4.92 ± 0.79	13.68 ± 2.39
۸	10.00 ± 0.00	4.25 ± 1.17	5.58 ± 1.05	22.19 ± 7.37
Mean ± SD	29.02 ± 7.46	6.95 ± 1.97	7.27 ± 1.45	15.07 ± 2.88

جدول ۲۲-۳- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (PAHs) در فصول مختلف سال ۱۳۸۷ در آبهای حوزه جنوبی دریای خزر (برحسب میکروگرم بر لیتر)

	بهار ۸۷	تابستان ۸۷	پاییز ۸۷	زمستان ۸۷
Naphtalene	1.14 ± 3.22	0.48 ± 0.91	ND	1.74 ± 2.70
Acenaphthylene	1.14 ± 3.22	0.48 ± 0.83	0.41 ± 0.39	2.43 ± 6.16
Acenaphthene	1.11 ± 3.13	0.77 ± 1.10	0.09 ± 0.27	0.10 ± 0.28
Fluorene	4.93 ± 13.9	0.46 ± 0.71	1.46 ± 2.10	0.09 ± 0.25
Phenanthrene	0.84 ± 2.37	0.48 ± 0.68	1.54 ± 2.30	1.61 ± 2.67
Anthracene	0.84 ± 2.39	0.56 ± 0.86	0.07 ± 0.18	2.64 ± 4.22
Fluoranthene	1.46 ± 4.14	0.22 ± 0.62	0.80 ± 1.16	0.78 ± 0.96
Pyrene	2.69 ± 7.61	0.91 ± 1.36	1.51 ± 2.92	1.28 ± 1.75
Benzo (a)anthracene	8.73 ± 24.6	3.53 ± 3.88	4.91 ± 3.54	2.81 ± 2.74
Chrysene	8.29 ± 23.44	2.40 ± 3.27	1.96 ± 1.59	4.60 ± 3.20
Benzo(b)(k)fluoranthene	1.23 ± 3.46	3.94 ± 7.29	2.23 ± 1.96	1.56 ± 1.07
Benzo(a)pyrene	0.76 ± 2.16	1.11 ± 0.96	3.02 ± 2.42	2.27 ± 1.50
Dibenzo(a,h)anthracene	ND	0.40 ± 1.13	1.10 ± 0.71	1.00 ± 0.45
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	ND	0.53 ± 1.48	1.09 ± 0.93	0.05 ± 0.13
Benzo(g,h,i)perylene	ND	0.65 ± 1.84	0.37 ± 0.68	2.04 ± 2.16

بر اساس غلظت PAHs در آب در سال ۱۳۸۷ و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به ۳ ترکیب PAHs، شامل Anthracene، Chrysene و Benzo(a)pyrene بیشتر از واحد بوده است. اما HQs مربوط دیگر ترکیبات کمتر از واحد بوده است (جدول پیوست ۱).

بر اساس تست آماری ANOVA میانگین های سالانه اعماق و ترانسکت ها و نواحی مختلف با یکدیگر مقایسه گردید. نتایج نشان داد که بین ناحیه های سه گانه بر اساس ترکیب Benzo(g,h,i)perylene اختلاف معنی دار بوده است ($p < 0.05$) و بر اساس تست دانکن نواحی غربی و مرکزی در یک گروه و ناحیه شرق در گروه دیگر قرار گرفت (جدول پیوست ۲ و ۳). همچنین نتایج نشان داد که بین اعماق مختلف بر اساس ترکیب Benzo(g,h,i)perylene و TPAHs اختلاف معنی دار بوده است ($p < 0.05$) و بر اساس تست دانکن اعماق ۵ و ۱۰ متر در یک گروه و عمق ۵۰ متر در گروه دیگر قرار گرفت (جدول پیوست ۴، ۵ و ۶). اما بین ترانسکت های مختلف و اختلاف معنی داری وجود نداشت ($p > 0.05$).

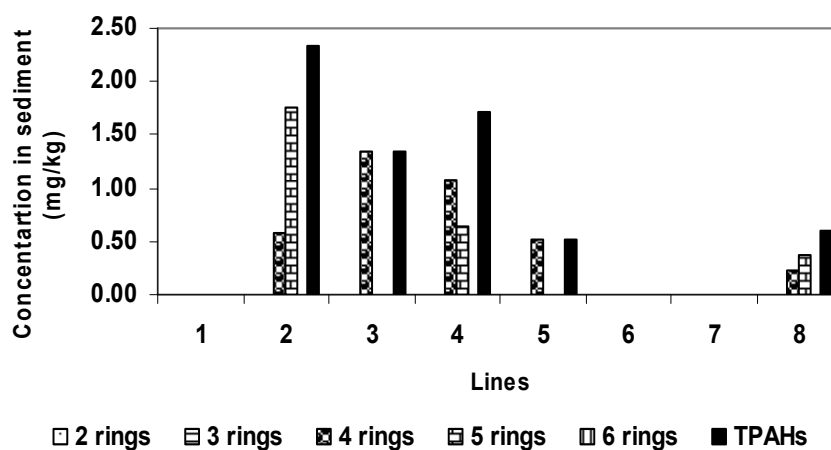
۲-۲-۳- PAHs در رسوبات دریای خزر

در خصوص رسوبات دریایی، تعداد ۳۲ داده از نمونه های عمق ۱۰ متر طی چهار فصل سال ۸۷ از هشت نیم خط عمود بر ساحل شامل آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن می باشند بشرح ذیل مورد ارزیابی قرار گرفت.

در فصل بهار ترکیبات Pyrene، Benzo (a)anthracene، Chrysene، (a,h)anthracene، Benzo (b)(k) fluoranthene در این فصل Dibenzo دارای حداکثر ۱,۹۲ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است (شکل ۳۲-۳). در این فصل ترکیبات ۲,۳ و ۶ حلقه ای ترکیبات پلی آروماتیک در نمونه ها وجود نداشت و غلظت آنها زیر حد تشخیص دستگاه بوده است. همچنین میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ترانسکت های ۱، ۶ و ۷ کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است. مقادیر TPAHs دارای دامنه ۲,۳۳-ND با متوسط 0.16 ± 0.34 میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بر آورد شده است (جدول ۲۳-۳).

میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ناحیه غربی، مرکزی و میانی به ترتیب برابر 2.07 ± 0.26 ، 1.49 ± 1.10 و 0.42 ± 0.30 میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است.

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل بهار و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به ۵ PAHs شامل Pyrene، Benzo (a)anthracene، Chrysene، Dibenzo (a,h)anthracene، Benzo(a)pyrene بیش از واحد بوده است. همچنین HQs مربوط به TPAHs در این فصل کمی بیش از یک (۱,۳) بر آورد گردید (جدول پیوست ۷).



شکل ۳۲-۳- میزان و الگوی ترکیب TPAHs در فصل بهار سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه رسوبات ۱۰ متر ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۲۳-۳- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (TPAHs) و درصد هر ترکیب در فصل بهار سال ۱۳۸۷ در رسوبات عمق ۱۰ متر ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

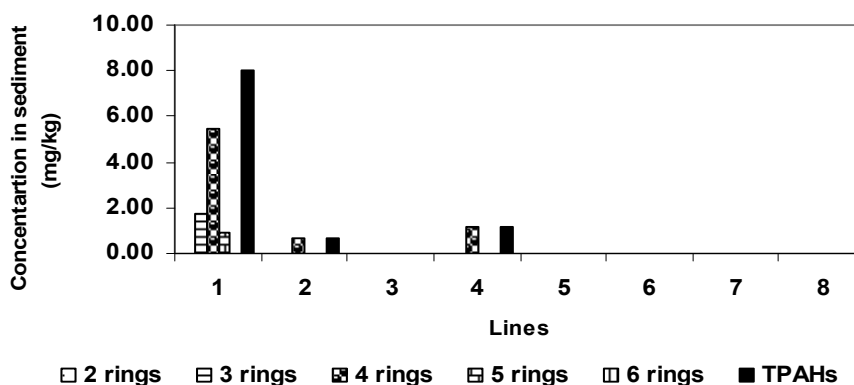
	تعداد حلقه ها	تعداد نمونه	Mean ± SD	%
Naphtalene	2	8	ND	0
Acenaphthylene	3	8	ND	0
Acenaphthene	3	8	ND	0
Fluorene	3	8	ND	0
Phenanthrene	3	8	ND	0
Anthracene	3	8	ND	0
Fluoranthene	3	8	ND	0
Pyrene	4	8	0.22± 0.00	4.37
Benzo(a)anthracene	4	8	0.73±0.08	14.17
Chrysene	4	8	1.43±0.00	28.79
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	8	1.00±0.79	19.57
Benzo(a)pyrene	5	8	1.49±1.57	27.48
Dibenzo(a,h)anthracene	5	8	0.29±0.00	5.61
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	8	ND	0
Benzo(g,h,i)perylene	6	8	ND	0

ND=Not Detectable

در فصل تابستان ترکیبات Benzo (b)(k) fluoranthene، Chrysene، Benz (a)anthracene، Fluoranthene، Dibenzo (a,h)anthracene دارای حداکثر ۵,۴۲ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است. این پنج ترکیب به ترتیب دارای ۱۷,۳۲، ۱۱,۸۲، ۶,۴۸، ۵۵,۲۹ و ۹,۱۴ درصد در رسوبات مشاهده شدند. در این همچنین فصل ترکیبات ۲ و ۶ حلقه ای ترکیبات پلی آروماتیک در نمونه ها وجود نداشت و غلظت آنها زیر حد تشخیص دستگاه بوده است (شکل ۳۳-۳). نتایج نشان داد که میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ترانسکت های ۳، ۵، ۶، ۷ و ۸ کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است. مقادیر TPAHs دارای دامنه ۸,۰۲-ND با متوسط ۱,۲۳±۰,۶۵ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بر آورد شده است (جدول ۲۴-۳).

میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ناحیه غربی، مرکزی و میانی به ترتیب برابر ۲,۸۸±۴,۴۶، ۰,۳۹±۰,۶۷ و ND میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است.

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل تابستان و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به ۴ PAHs، شامل Fluoranthene، Benzo (a)anthracene، Chrysene، Dibenzo (a,h)anthracene بیش از واحد بوده است. همچنین HQs مربوط به TPAHs در این فصل کمتر از یک (۰,۳) بر آورد گردید (جدول پیوست ۷).



شکل ۳۳-۳- میزان و الگوی ترکیب TPAHs در فصل تابستان سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۲۴-۳- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (PAHs) و درصد هر ترکیب در فصل تابستان سال ۱۳۸۷ در رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

	تعداد حلقه ها	تعداد نمونه	Mean ± SD	%
Naphtalene	2	8	ND	0
Acenaphthylene	3	8	ND	0
Acenaphthene	3	8	ND	0
Fluorene	3	8	ND	0
Phenanthrene	3	8	ND	0
Anthracene	3	8	ND	0
Fluoranthene	3	8	1.17±0.00	17.32
Pyrene	4	8	0.00±0.00	0
Benzo(a)anthracene	4	8	1.16±0.00	11.82
Chrysene	4	8	0.63±0.00	6.48
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	8	5.45±0.00	55.29
Benzo(a)pyrene	5	8	ND	0
Dibenz(a,h)anthracene	5	8	0.90±0.00	5.15
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	8	ND	0
Benzo(g,h,i)perylene	6	8	ND	0

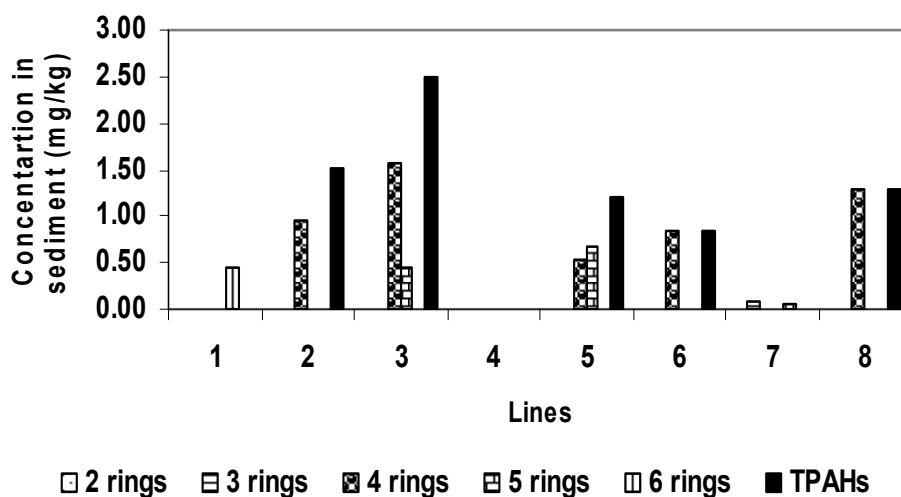
ND=Not Detectable

در فصل پاییز ترکیبات Fluorene، Acenaphthene، Anthracene، Benz(a)anthracene، Chrysene، fluoranthene خشک بوده است. این هفت ترکیب به ترتیب دارای ۱۷,۸۰، ۱۳,۵۹، ۲,۵۷، ۱۶,۱۴، ۱۰,۲۷، ۲۴,۶۴، ۱۲,۹۸ و ۸,۹۳ درصد در رسوبات مشاهده شدند (جدول ۳-۲۵). در این فصل ترکیب ۲ حلقه ای ترکیبات پلی آروماتیک در نمونه ها وجود نداشت و غلظت آنها زیر حد تشخیص دستگاه بوده است. همچنین میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ترانسکت های ۱ و ۷ کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است

(شکل ۳-۳۴). مقادیر TPAHs دارای دامنه ND-2.68 با متوسط 1.06 ± 0.40 میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بر آورد شده است (جدول ۳-۲۵).

میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ناحیه غربی، مرکزی و میانی به ترتیب برابر 1.72 ± 1.49 ، ± 0.61 و 0.67 و 0.64 ± 0.91 میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است.

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل پاییز و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به 5 ترکیب PAHs، شامل Fluorene، Benz(a)anthracene، Anthracene، Chrysene و Dibenzo(a,h)anthracene بیش از واحد بوده است. همچنین HQs مربوط به TPAHs در این فصل کمتر از یک (۰,۳) بر آورد گردید (جدول پیوست ۷).



شکل ۳-۳۴- میزان و الگوی ترکیبات PAHs در فصل پاییز سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

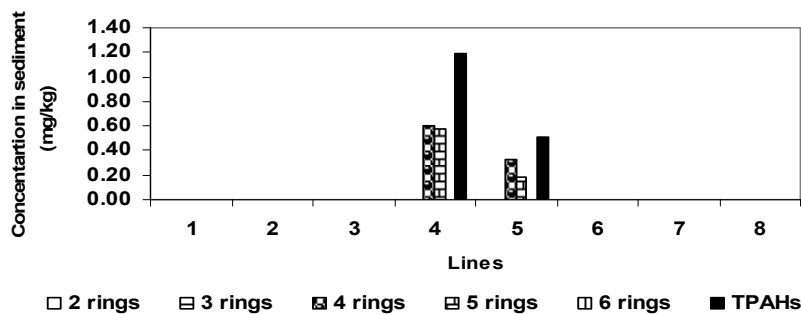
جدول ۲۵-۳- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (TPAHs) و درصد هر ترکیب در فصل پاییز سال ۱۳۸۲ در رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

	تعداد حلقه ها	تعداد نمونه	Mean \pm SD	%
Naphtalene	2	8	ND	0
Acenaphthylene	3	8	ND	0
Acenaphthene	3	8	0.91 \pm 0.00	17.8
Fluorene	3	8	0.70 \pm 0.00	13.59
Phenanthrene	3	8	ND	0
Anthracene	3	8	0.13 \pm 0.00	2.57
Fluoranthene	3	8	ND	0
Pyrene	4	8	ND	0
Benzo(a)anthracene	4	8	0.83 \pm 0.00	16.14
Chrysene	4	8	0.53 \pm 0.00	10.27
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	8	1.26 \pm 0.31	24.64
Benzo(a)pyrene	5	8	0.67 \pm 0.00	12.98
Dibenz(a,h)anthracene	5	8	0.46 \pm 0.00	8.93
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	8	ND	0
Benzo(g,h,i)perylene	6	8	ND	0

ND=Not Detectable

در فصل زمستان ترکیبات Benzo (a)anthracene، Chrysene، Benzo (b)(k) fluoranthene و (a,h)anthracene دارای حداکثر ۰,۷۴ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است. این چهار ترکیب به ترتیب دارای ۴۱,۶۳، ۱۸,۹۹، ۱۸,۲۶ و ۲۱,۳۲ درصد در رسوبات مشاهده شدند (جدول ۲۶-۳). در این فصل ترکیب ۲ و ۶ حلقه ای ترکیبات پلی آروماتیک در نمونه ها وجود نداشت و غلظت آنها زیر حد تشخیص دستگاه بوده است. همچنین میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) به غیر از ترانسکت های ۴ و ۵ در سایر ترانسکت ها کمتر از حد تشخیص دستگاه بوده است (شکل ۳۵-۳). مقادیر TPAHs دارای دامنه ND-2.68 با متوسط ۰,۶۶ \pm ۰,۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بر آورد شده است (جدول ۲۶-۳). میزان کل ترکیبات پلی آروماتیک (TPAHs) در ناحیه غربی و شرقی کمتر از حد تشخیص دستگاه و در ناحیه مرکزی برابر ۰,۹۰ \pm ۰,۸۸ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بوده است.

بر اساس غلظت محیطی PAHs در فصل زمستان و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به ۳ ترکیب PAHs، شامل Benzo (a)anthracene، Chrysene و Dibenz (a,h)anthracene بیش از واحد بوده است. همچنین HQs مربوط به TPAHs در این فصل کمتر از یک (۰,۱) بر آورد گردید (جدول پیوست ۷).



شکل ۳-۳۵- میزان و الگوی ترکیبات PAHs در فصل زمستان سال ۱۳۸۷ در ترانسکت های ۸ گانه رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۳-۲۶- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (TPAHs) و درصد هر ترکیب در فصل زمستان سال ۱۳۸۷ در رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

	تعداد حلقه ها	تعداد نمونه	Mean ± SD	%
Naphtalene	2	8	ND	0
Acenaphthylene	3	8	ND	0
Acenaphthene	3	8	ND	0
Fluorene	3	8	ND	0
Phenanthrene	3	8	ND	0
Anthracene	3	8	ND	0
Fluoranthene	3	8	ND	0
Pyrene	4	8	ND	0
Benz(a)anthracene	4	8	0.74±0.00	41.63
Chrysene	4	8	0.34±0.00	18.99
Benzo(b)(k)fluoranthene	4	8	0.33±0.00	18.26
Benzo(a)pyrene	5	8	ND	0
Dibenz(a,h)anthracene	5	8	0.38±0.00	21.32
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	6	8	ND	0
Benzo(g,h,i)perylene	6	8	ND	0

ND=Not Detectable

جدول ۳-۲۷- متوسط سالانه هر ترکیب و TPAHs نشان میدهد.

جدول ۲۷-۳ - میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (TPAHs) به همراه انحراف معیار، واریانس، مینیمم، ماکزیمم و درصد آماری سالانه هر ترکیب در ترانسکت های ۸ گانه رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

	تعداد نمونه	Min.	Max.	Mean \pm SD	Variance	Percentiles				
						۵	۲۵	۵۰	۵۷	۹۵
Naphtalene	32	ND	ND	ND	0	ND	ND	ND	ND	ND
Acenaphthylene	32	ND	ND	ND	0	ND	ND	ND	ND	ND
Acenaphthene	32	ND	0.91	0.029 \pm 0.161	2.6	ND	ND	ND	ND	0.32
Fluorene	32	ND	0.7	0.022 \pm 0.123	1.52	ND	ND	ND	ND	0.24
Phenanthrene	32	ND	ND	0.00 \pm 0.00	0	ND	ND	ND	ND	ND
Anthracene	32	ND	0.13	0.004 \pm 0.023	0.05	ND	ND	ND	ND	0.05
Fluoranthene	32	ND	1.7	0.053 \pm 0.30	9	ND	ND	ND	ND	0.6
Pyrene	32	ND	0.47	0.022 \pm 0.09	8.2	ND	ND	ND	ND	0.31
Benz(a)anthracene	32	ND	1.16	0.13 \pm 0.32	10	ND	ND	ND	ND	0.94
Chrysene	32	ND	1.48	0.093 \pm 0.295	8.7	ND	ND	ND	ND	0.93
Benzo(b)(k)fluoranthene	32	ND	5.42	0.39 \pm 1.05	109.2	ND	ND	ND	0.24	3.14
Benzo(a)pyrene	32	ND	3.21	0.15 \pm 0.58	34	ND	ND	ND	ND	1.56
Dibenz(a,h)anthracene	32	ND	0.9	0.075 \pm 0.20	4.1	ND	ND	ND	ND	0.69
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	32	ND	0.46	0.014 \pm 0.081	6.6	ND	ND	ND	ND	0.16
Benzo(g,h,i)perylene	32	ND	ND	ND	0	ND	ND	ND	ND	ND
TPAHs	32	ND	8.02	0.99 \pm 1.69	280.4	ND	ND	ND	1.26	5.46

ND=Not Detectable

بر اساس غلظت محیطی PAHs در رسوبات سال ۱۳۸۷ و مقادیر سمیت مرجع هر یک از ترکیبات PAHs، میزان ریسک اکولوژیکی (HQ) برای هر یک از 16 PAHs محاسبه گردید. نتایج نشان داد که HQs مربوط به ۶ ترکیب PAHs شامل Fluorene، Anthracene، Fluoranthene، Pyrene، Chrysene و TPAHs کمتر از واحد بوده است. اما HQs مربوط به ۴ ترکیب PAHs شامل Benzo(a)anthracene، Chrysene، Benzo(a)pyrene و (a,h)anthracene بیش از واحد بوده است (جدول پیوست ۷).

بر اساس تست آماری ANOVA میانگین های فصول و ترانسکت های مختلف با مقایسه گردید. نتایج نشان داد که بین ترانسکت مختلف بر اساس ترکیب Benzo(a)anthracene اختلاف معنی دار بوده است ($p < 0.05$) و بر اساس تست دانکن ترانسکت ۴ در یک گروه و بقیه ترانسکت ها در گروه دیگر قرار گرفت (جدول پیوست ۸ و ۹). نتایج نشان داد که بین فصول مختلف و ناحیه های سه گانه هم اختلاف معنی داری وجود ندارد ($p > 0.05$).

۳-۲-۳- TPAHs در ماهی کفال و سفید دریای خزر

بررسی میزان PAHs در بافت عضلانی ماهی کفال

در این بررسی ۱۳ نمونه کفال سالیس صید شده سواحل جنوب شرقی دریای خزر مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت. برخی پارامترهای مورفولوژیکی نمونه های ماهی کفال سالیس حوزه جنوبی دریای خزر در جدول ۳-۶۳ درج گردید.

با توجه به اطلاعات بدست آمده در جدول ۲۸-۳ می توان دریافت که ترکیبات Benzo(b)(k)fluoranthene، Chrysene و Benzo(a)pyrene در بافت خوراکی ماهی کفال دریای خزر مشاهده گردیده است که مقادیر متوسط این ۳ نوع ترکیب PAHs به ترتیب برابر است با ۰/۲۴، ۰/۵۳ و ۰/۵۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. طبق جدول تغییرات PAHs در بافت خوراکی ماهی کفال برابر ۰/۵۳ - ۰/۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. همچنین بالاترین غلظت PAHs با وزن ملکولی بالا (۵ حلقه ای) مربوط به Benzo(b)(k)fluoranthene بوده است و ما بقی ترکیبات PAHs زیر حد تشخیص دستگاه مشاهده گردیده است.

جدول ۲۸-۳- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (PAHs) و درصد هر ترکیب در بافت خوراکی ماهی کفال دریای خزر (بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک)

	تعداد حلقه ها	تعداد نمونه	Mean ± SD
Naphtalene	۲	۱۳	ND
Acenaphthylene	۳	۱۳	ND
Acenaphthene	۳	۱۳	ND
Fluorene	۳	۱۳	ND
Phenanthere	۳	۱۳	ND
Anthracene	۳	۱۳	ND
Fluoranthene	۳	۱۳	ND
Pyrene	۴	۱۳	ND
Benzo(a)anthracene	۴	۱۳	ND
Chrysene	۴	۱۳	0.24±0.25
Benzo(b)(k)fluoranthene	۴	۱۳	0.53±0.57
Benzo(a)pyrene	۵	۱۳	0.50±0.41
Dibenzo(a,h)anthracene	۵	۱۳	ND
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	۶	۱۳	ND
Benzo(g,h,i)perylene	۶	۱۳	ND

ND=Not Detectable

بررسی میزان PAHs در بافت عضلانی ماهی سفید:

در این بررسی ۱۷ نمونه ماهی سفید صید شده سواحل فرح آباد برای تعیین میزان PAHs مورد بررسی قرار گرفت. برخی پارامترهای مورفولوژیکی نمونه های ماهی سفید (Rutilus frisil kutum) حوزه جنوبی دریای خزر در جدول ۳-۶۰ آمده است

با توجه به اطلاعات بدست آمده در جدول ۲۹-۳ می‌توان دریافت که ترکیبات Benzo(b)(k)fluoranthene، Chrysene و Benzo(a)pyrene در بافت خوراکی ماهی سفید دریای خزر مشاهده گردیده است که مقادیر متوسط این ۳ نوع ترکیب PAHs به ترتیب برابر است با ۱,۵۹، ۰,۲۹ و ۰,۳۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. طبق جدول تغییرات PAHs در بافت خوراکی ماهی سفید برابر 1.59 - ND میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. همچنین بالاترین غلظت PAHs با وزن ملکولی بالا (۵ حلقه ای) مربوط به Chrysene بوده است و ما بقی ترکیبات PAHs زیر حد تشخیص دستگاه مشاهده گردیده است.

جدول ۲۹-۳- میانگین غلظت ترکیبات آروماتیک (TPAHs) و درصد هر ترکیب در بافت خوراکی ماهی سفید دریای خزر (برحسب میکروگرم بر گرم وزن خشک)

	تعداد حلقه ها	تعداد نمونه	Mean ± SD
Naphtalene	۲	۱۷	ND
Acenaphthylene	۳	۱۷	ND
Acenaphthene	۳	۱۷	ND
Fluorene	۳	۱۷	ND
Phenanthrene	۳	۱۷	ND
Anthracene	۳	۱۷	ND
Fluoranthene	۳	۱۷	ND
Pyrene	۴	۱۷	ND
Benzo(a)anthracene	۴	۱۷	ND
Chrysene	۴	۱۷	1.59±0.002
Benzo(b)(k)fluoranthene	۴	۱۷	0.29±0.04
Benzo(a)pyrene	۵	۱۷	0.34±0.08
Dibenzo(a,h)anthracene	۵	۱۷	ND
Indeno(1,3,3,CD)pyrene	۶	۱۷	ND
Benzo(g,h,i)perylene	۶	۱۷	ND

ND=Not Detectable

۳-۳-آلاینده سموم کشاورزی

سموم کشاورزی کلره در آب دریای خزر

در فصل بهار باقی مانده سموم ارگانوکلره در نمونه آب سه منطقه غرب، میانی و شرق شامل DDE, DDD, endosulfan, heptachlor, dieldrin, endrin, β -endosulfan, α -endosulfan, δ -BHC, β -BHC, α -BHC, DDT, aldrin, γ -BHC, lindane, heptachlor epoxide, endrin aldehyde, sulfate می باشند اندازه گیری گردید.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵ متر در فصل بهار از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب δ-BHC در حد ۷۵درصد، سموم α-BHC, β-BHC, endosulfan sulfate aldrin, در حد ۶۲/۵ درصد، ترکیبات α-endosulfan, DDE, dieldrin, heptachlor epoxide β-Endosulfan, سموم DDD, Endrin, γ-BHC, endrin aldehyde در حد ۳۷/۵ درصد، ترکیبات heptachlor, DDT در حد ۲۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی، تمامی شانزده ترکیب قابل اندازه گیری (۱۰۰ درصد) مورد مشاهده قرار گرفته است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری تنکابن، ترکمن، انزلی، آستارا، سفیدرود، نوشهر، بابلسر و امیرآباد بترتیب ۱۱، ۱۱، ۱۰، ۹، ۸، ۶، ۵ و ۳ ترکیب بوده است. بنابراین، بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های ترکمن، تنکابن و انزلی و کمترین تراکم آن در نیم خط های امیرآباد، بابلسر و نوشهر مشاهده گردیده است.

جدول ۳۰-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵ متری حوزه جنوبی

دریای خزر (آستارا تا ترکمن) بهار ۱۳۸۷ - ppb

Stations	α-HCB	β-BHC	γ-BHC(L ind)	δ-BHC	Heptachlor hl	Aldrin	Hept-Epoxi	α-Endosul.
آستارا	۰/۵۱	۰/۴۱	۰/۱۰	n.d	n.d	۰/۳۱	n.d	n.d
انزلی	n.d	۰/۱۳	۰/۲۱	۰/۳۶	n.d	۰/۱۳	۰/۱۶	۱/۳۷
سفیدرود	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۶	n.d	n.d
تنکابن	n.d	۰/۱۱	n.d	n.d	۰/۱۰	۰/۱۱	n.d	n.d
نوشهر	۰/۱۵	۰/۲۱	۰/۱۱	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۷۳
بابلسر	n.d	n.d	n.d	۰/۱۱	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰
امیرآباد	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن	۰/۹۵	۰/۹۸	۰/۱۸	۰/۹۵	۰/۸۶	۱/۲۶	۱/۱۶	n.d

Compos Stations	DDE	Dieldrin	Endrin	β-Endosul.	DDD	End-Aldeh	Endo-Sulfate	DDT
آستارا	n.d	۱/۱۱	n.d	n.d	۰/۲۳	۰/۱۸	۰/۱۰	n.d
انزلی	n.d	n.d	۰/۱۹	n.d	n.d	۰/۱۶	۰/۱۷	n.d
سفیدرود	n.d	۰/۳۱	۰/۱۱	۰/۱۰	۰/۱۱	n.d	۰/۱۰	n.d
تنکابن	۰/۴۲	n.d	۰/۱۵	n.d	n.d	۰/۰۳	۰/۲۲	۰/۰۵
نوشهر	۰/۱۱	n.d	n.d	n.d	۰/۱۱	n.d	n.d	n.d
بابلسر	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن	n.d	n.d	n.d	۵/۳۶	n.d	۱/۳۲	۱/۱۷	۰/۸۴

n.d= not detected

حداکثر مقدار غلظتی سم کلره مشاهده شده در سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب β -endosulfan در حد ۵/۳۶ میکروگرم برلیتر در ایستگاه ترکمن (منطقه شرق) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (۰/۷ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

β -Endosulfan, α - Endosulfan, انزلی > Endrin Aldehyde, Aldrin, Endosulfan Sulfate, Heptachlor Epoxide, α - Endosulfan, ترکمن > Dieldrin, آستارا > β -BHC, α -HCB, δ -BHC, Heptachlor, DDT, ترکمن > α - Endosulfan, نوشهر

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۵ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۵/۳۶ تا حداقل ۰/۷۳ میکروگرم برلیتر، از ایستگاه ترکمن تا ایستگاه نوشهر در نوسان بود.

طبق جدول ۳۰-۳ می توان دریافت، از میان شانزده سم ارگانوکلره که در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تعداد ۱۴ ترکیب (بغیر از سموم Heptachlor و DDT) در غرب، ۱۵ ترکیب (بغیر از سم dieldrin) در منطقه میانی و ۱۴ ترکیب (بغیر از سموم α - Endosulfan و DDD) در شرق مشاهده گردیده اند. در میان سموم اندازه گیری شده، سم γ -BHC (lindane) دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۶ ایستگاه) و سموم Heptachlor و DDT دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (۲ ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۱۰ متر در فصل بهار از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیبات β -BHC, aldrin, α - endosulfan, BHC, در حد ۸۷/۵ درصد، سموم DDD, endrin, dieldrin, heptachlor, در حد ۷۵ درصد، ترکیبات heptachlor epoxide, endrin aldehyde, δ -BHC, β - endosulfan, در حد ۶۲/۵ درصد، سم endosulfan sulfate در حد ۵۰ درصد، ترکیب α - BHC در حد ۳۷/۵ درصد، سموم DDE, DDT در حد ۲۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی تمامی شانزده ترکیب قابل اندازه گیری (۱۰۰ درصد) مورد مشاهده قرار گرفته است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری تنکابن، بابلسر، آستارا، امیرآباد، نوشهر، سفیدرود، ترکمن و انزلی بترتیب ۱۵، ۱۴، ۱۲، ۱۱، ۱۰، ۸، ۷ و ۵ ترکیب بوده است. بنابراین، بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های تنکابن، بابلسر، آستارا، امیرآباد و نوشهر و کمترین تراکم آن در نیم خط های ترکمن و انزلی مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مشاهده شده در سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب γ -BHC در حد ۲/۱۸ میکروگرم برلیتر در ایستگاه تنکابن (منطقه میانی) که در مقایسه با حداکثری مناطق ۵ متری در حد ۵۰ درصد کمتر بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم شناسایی شده از حداکثر به حداقل (یک میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

γ -BHC, DDE, α -Endosulfan, β -endosulfan, α -Endosulfan, Dieldrin, DDD, α -آستارا > تنکابن, Endrin, β -BHC, γ -BHC(lindane), β -endosulfan, آستارا > امیرآباد, β -BHC, γ -BHC, انزلی > تنکابن, Endrin, آستارا > δ -BHC, ترکمن

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۱۰ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۲/۱۸ تا حداقل مقدار ۱ میکروگرم برلیتر، از ایستگاه تنکابن تا ایستگاه آستارا در نوسان بود.

جدول ۳-۳۱- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۱۰ متری حوزه جنوبی

دریای خزر (آستارا تا ترکمن) بهار ۱۳۸۷ - ppb

Stations	Comps	α -HCB	β -BHC	γ -BHC/Lindane (n)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hepta-Epox	α -Endosulf.
آستارا		n.d	۰/۴۱	۰/۷۱	۱/۰۱	۰/۱۱	۰/۳۷	۰/۶۵	۰/۷۵
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۸۸	n.d	n.d	۰/۴۲
سفیدرود		n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	۰/۱۱	n.d	n.d	n.d	۰/۳۵
تنکابن		۰/۸۵	۱/۱۱	۲/۱۸	۰/۳۷	۰/۶۵	۰/۹۶	۰/۹۵	۱/۴۵
نوشهر		n.d	۰/۱۰	۰/۱۱	۰/۱۳	۰/۱۱	n.d	۰/۱۲	۱/۵۳
بابلسر		n.d	۰/۱۴	۰/۲۱	۰/۸۴	n.d	۰/۱۶	۰/۲۲	۰/۱۵
امیرآباد		۰/۱۰	۰/۱۱	۱/۰۸	n.d	۰/۱۰	۰/۱۱	۰/۱۱	۰/۷۱
بندر ترکمن		۰/۱۰	۰/۱۴	۰/۲۲	n.d	۰/۱۰	۱/۰۲	n.d	n.d
Stations	Comps	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosul.	DDD	End-Aldh	Endo sulfat	DDT
آستارا		n.d	۰/۲۴	n.d	۱/۰۴	۱/۷۳	۰/۱۵	۰/۱۶	n.d
انزلی		n.d	۰/۷۲	۱/۲۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	۰/۱۱	n.d	۰/۴۱	n.d	n.d	n.d
تنکابن		۱/۷۷	۱/۴۱	۱/۲۵	۱/۴۶	۱/۳۲	۰/۹۷	۰/۹۵	n.d
نوشهر		n.d	n.d	۰/۳۷	۰/۱۱	۰/۳۲	۰/۱۱	n.d	n.d
بابلسر		۰/۴۸	۰/۱۰	۰/۳۹	۰/۴۴	۰/۳۱	۰/۳۴	۰/۱۲	۰/۳۳
امیرآباد		n.d	۰/۳۳	۰/۱۰	۰/۳۱	n.d	n.d	n.d	۰/۲۲
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۰۴	n.d	۰/۱۶	n.d

n.d= not detected

جدول شماره ۳۱-۳ نشان می‌دهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره که در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تعداد ۱۳ ترکیب (بغیر از سموم DDT, α -HCB, DDE) در غرب، تمامی ۱۶ ترکیب در منطقه میانی و ۱۴ ترکیب (بغیر از سموم δ -BHC, DDT) در شرق مشاهده گردیده است. در میان سموم اندازه گیری شده، ترکیبات α -endosulfan, β -BHC, Adrin و Lindane دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۷ ایستگاه) و سم DDT دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (۲ ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردید.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵۰ متر در فصل بهار از حداکثر به حداقل بترتیب شامل ترکیب δ -BHC در حد ۸۷/۵ درصد، سموم heptachlor epoxide, β -BHC, heptachlor در حد ۷۵ درصد، ترکیبات α -BHC, γ -BHC در حد ۶۲/۵ درصد، سموم endrin, aldrin, endrin aldehyde در حد ۵۰ درصد، ترکیبات endosulfan sulfate, α -endosulfan در حد ۳۷/۵ درصد، سموم dieldrin, β -Endosulfan, DDE در حد ۲۵ درصد، ترکیبات DDT, DDD در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی تمامی شانزده ترکیب قابل اندازه گیری (۱۰۰ درصد) مورد مشاهده قرار گرفته است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری انزلی، تنکابن، ترکمن، آستارا، امیرآباد، سفیدرود، بابلسر و نوشهر بترتیب ۱۱، ۱۱، ۹، ۸، ۸، ۵، ۵ و ۴ ترکیب بوده است. بنابراین، بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های انزلی، تنکابن و ترکمن و کمترین تراکم آن در نیم خط های سفیدرود، بابلسر و نوشهر مشاهده گردیده است.

جدول ۳۲-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵۰ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) بهار ۱۳۸۷ - ppb

Station	Compd	α -HCB	β -BHC	γ -BHC(Lind a)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hepta-Epox	α -Endosul.
آستارا		۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۶۲	۰/۱۱	۰/۲۳	n.d	۰/۱۰	n.d
انزلی		۰/۱۷	۰/۱۴	n.d	۱/۱۱	n.d	۰/۱۰	n.d	۰/۴۱
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۱	n.d	n.d	۰/۱۹
تنکابن		n.d	۰/۱۰	۰/۱۴	۳/۵۸	۰/۲۶	۰/۳۹	۰/۴۲	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	۰/۱۱	n.d	n.d
بابلسر		۰/۱۸	۱/۰۱	۱/۸۳	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		۰/۱۰	۰/۱۳	n.d	۰/۳۶	n.d	۰/۱۳	۰/۲۱	۱/۳۷
بندر ترکمن		۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۶۲	۰/۱۱	۰/۲۳	n.d	۰/۱۰	n.d
Comps Stations		DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosul.	DDD	End-Aldh	Endo sulfat	DDT
آستارا		n.d	n.d	۱/۰۱	۰/۱۶	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	۰/۴۵	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۵۷	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	۰/۶۵	۲/۲۵	n.d	۰/۵۲	۰/۴۴	۰/۶۸
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		۰/۵۴	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		۱/۲۶	n.d	n.d	n.d	۰/۴۱	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	۰/۷۱	n.d	n.d	۰/۱۶	۰/۱۷	n.d

n.d= not detected

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مشاهده شده در سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب δ -BHC در حد ۳/۵۸ میکروگرم برلیتر در ایستگاه تنکابن (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم دیتکت شده از حداکثر به حداقل (۰/۷ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

δ -BHC, β -Endosulfan, > انزلی, δ -BHC, > امیرآباد, DDE, α -endosulfan, > بابلسر, γ -BHC, > تنکابن, δ -BHC, β -Endosulfan,

تنکابن, DDT, > ترکمن, Endrin, > آستارا, Endrin, بابلسر

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۵۰ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره در حداکثر غلظت ۳/۵۸ تا حداقل ۰/۷ میکروگرم برلیتر در نوسان بوده است. این نوسانات تنها در ایستگاه تنکابن مشاهده گردیده است.

همانطور که در جدول ۳۲-۳ اشاره شد، از میان شانزده سم که در سه منطقه نمونه برداری اندازه گیری شده بترتیب تعداد ۱۳ ترکیب (بغیر از سموم DDT, DDD, DDE) در غرب، تعداد ۱۴ ترکیب (بغیر از سموم α -endosulfan, DDD) در منطقه میانی و به تعداد ۱۳ ترکیب (بغیر از سموم β -endosulfan, dieldrin و DDT) در شرق مشاهده گردیده است. در میان سموم اندازه گیری شده ارگانوکلره، سم δ -BHC دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۷ ایستگاه) و سموم DDT, DDD دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (۱ ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. بنابراین، روند تغییرات غلظتی فصل بهار از مناطق ساحلی به اعماق بالاتر رو به افزایش را نشان میدهد.

ابتدا با بهره گیری از داده های فصل بهار، آزمایشات غیر پارامتریک با روش Kruskal Wallis Test جهت تعیین ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) و ایستگاههای سطحی ۵، ۱۰ و ۵۰ متری از ساحلی به دریا بشرح زیرمورد ارزیابی قرار میگیرد. در آزمایش ایستگاه ساحل به دریا، از میان سموم اندازه گیری شده همانگونه که در جدول شماره ۳۳-۳ آمده فقط با ترکیب DDD رابطه معنی داری (۰/۰۳۷) داشته است. ارتباط میانگین رتبه بندی سموم در بین سه ایستگاه سطحی در هشت نیم خط، با توجه به مشاهده تغییرات مثبت غلظتی DDD در اکثر نیم خط ها مطابق جدول شماره ۳۱-۳ و روند عدم مشاهده سم در اکثر ایستگاههای سطحی ۵۰ متری طبق جدول ۳۲-۳، ایستگاههای سطحی ۱۰ و ۵۰ متری بترتیب بیشترین و کمترین مقدار میانگین رتبه بندی سموم را بخود اختصاص داده است.

جدول ۳-۳۳- ضریب همبستگی سموم ارگانوکلره در سه ایستگاه از ساحل

به دریا داده های (آب) بهار ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Sig	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachlor	Aldrin	Hept Epox	α -Endosul
		Chi-square	۰/۱۰۳	۰/۱۳۸	۳/۹۳	۰/۶۹۱	۳/۸۶	۲/۷۲	۱/۱۶
Asy. Sig.	۰/۹۵۰	۰/۹۳۴	۰/۱۴۰	۰/۷۰۸	۰/۱۴۵	۰/۲۵۶	۰/۵۶۰	۰/۰۷۶	
Sig	Comps	DDE	Dieldri	Enrin	β -Endo	DDD	End. Aldly	Endo. Sulfa	DDT
		Chi-square	۰/۲۸۴	۲/۸۲	۲/۴۱	۲/۲۳	۶/۵۷	۰/۳۳۴	۰/۳۵۸
Asy. Sig.	۰/۸۶۸	۰/۲۴۴	۰/۲۹۹	۰/۳۲۸	۰/۰۳۷	۰/۸۴۶	۰/۸۳۶	۰/۸۳۲	

Grouping Variable: Depth

جدول ۳۴-۳- ضریب همبستگی سموم ارگانوکلره در هشت نیم خط عمود

بر ساحل داده های (آب) بهار ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Sig	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachlor	Aldrin	Hept Epox	α -Endos
		Chi-square	۶/۰۴	۹/۳۱	۵/۸۳	۴/۲۹	۶/۲۱	۱۱/۰۶	۸/۱۵
Asyp. Sig.	۰/۵۳۴	۰/۲۳۱	۰/۵۶۰	۰/۷۴۵	۰/۵۱۵	۰/۱۳۶	۰/۳۱۹	۰/۷۲۹	

Sig	Comps	DDE	Dieldrin	Enrin	β -Endo	DDD	End. Alde	Endo Sulfa	DDT
		Chi-square	۹/۸۸	۵/۵۲	۶/۳۱	۵/۳۴	۴/۶۸	۶/۹۳	۱۵/۳۱
Asyp. Sig.	۰/۱۹۵	۰/۵۹۷	۰/۵۰۵	۰/۶۱۸	۰/۶۹۸	۰/۴۳۵	۰/۰۳۲	۰/۴۱۵	

Grouping Variable: Transects

در آزمایش هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) با داده های ترکیبات کلره این فصل شده همانگونه که در جدول شماره ۳-۳۴ آمده فقط با ترکیب Endosulan Sulfate رابطه معنی داری (۰/۰۳۲) داشته است. ارتباط میانگین رتبه بندی سموم در بین هشت نیم خط در سه ایستگاه سطحی، با توجه به مشاهده تغییرات مثبت غلظتی Endosulan Sulfate در تمام ایستگاههای سطحی در منطقه تنکابن مطابق جداول ۳۰-۳ تا ۳-۳۲ و روند عدم مشاهده سموم در تمامی نیم خط های نوشهر و امیرآباد طبق جداول فوق، بترتیب بیشترین و کمترین مقدار میانگین رتبه بندی را بخود اختصاص داده است.

توجه به دامنه تغییرات و عدم یکنواختی در پراکنش داده ها (جداول ۳۰-۳ تا ۳۲-۳) در هر دو حالت ها رابطه معنی داری نداشته است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵ متر در فصل تابستان از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب γ -BHC (lindane) در حد ۶۲/۵ درصد، سم δ -BHC در حد ۵۰ درصد، ترکیب Aldrin در حد ۳۷/۵ درصد، سموم β -BHC, dieldrin در حد ۲۵ درصد و ترکیبات DDT, heptachlor, endrin در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی هشت ترکیب (۵۰ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری آستارا، بابلسر، امیرآباد، تنکابن، ترکمن، نوشهر، انزلی و سفیدرود بترتیب ۵، ۴، ۴، ۲، ۲، ۱، صفر و صفر ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خطهای آستارا، بابلسر و امیرآباد و کمترین تراکم آن در نیم خط نوشهر مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مشاهده شده در سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب Dieldrin در حد ۰/۴۵ میکروگرم برلیتر در ایستگاه بابلسر (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم دیتکت شده از حداکثر به حداقل (۰/۰۷ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

β -BHC, δ -BHC > امیرآباد, δ -BHC > آستارا, Dieldrin, γ -BHC, Heptachlor > بابلسر, Dieldrin, آستارا

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۵ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۰/۴۵ تا حداقل مقدار ۰/۰۷ میکروگرم برلیتر، از ایستگاه بابلسر تا ایستگاه آستارا در نوسان بود.

جدول شماره ۳۶-۳ نشان میدهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره که در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تعداد ۵ ترکیب (γ -BHC, δ -BHC, β -BHC, dieldrin, endrin) در منطقه غرب، ۵ ترکیب (γ -BHC, δ -BHC, aldri, dieldrin, γ -BHC, δ -BHC, β -BHC, Heptachlor, Aldrin) شامل (DDT, در منطقه میانی و ۵ ترکیب شامل (γ -BHC, δ -BHC, β -BHC, Heptachlor, Aldrin) در شرق مشاهده گردیده است.

جدول ۳-۳۶- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا نرگمن) تابستان ۱۳۸۷ - ppb

Station	Compd	α -HCB	β -BHC	BHC(Lindane) γ -a)	δ -BHC	Heptach	Aldrin	Hepta-Epox	α -Endosulf.
آستارا		n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	۰/۱۶	۰/۱۰	۰/۱۷	۰/۱۰	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

Station	Compd	DDE	Diieldri	Endrin	β -Endosulf.	DDD	Endr-Aldhy	Endo sulfat	DDT
آستارا		n.d	۰/۱۱	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	۰/۴۵	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

در میان سموم اندازه گیری شده، سم γ -BHC (lindane) دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۵ ایستگاه) و سموم DDT, heptachlor, endrin دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده است (جدول شماره ۳-۳۶). حدود ۷۰ درصد از ترکیبات در نمونه های مناطق غرب، میانی و شرق مورد مشاهده قرار نگرفته است. تعداد ۸ ترکیب که شامل α -BHC, DDE, endosulfan sulfate, β -endosulfan, Hepchlor-Epoxyde, DDD, endrin aldehyde, α -Endosulfan, می باشند در هیچ یک از نمونه های هشت ایستگاه سطحی مناطق غرب، میانی و شرق) مشاهده نگردیده است. در ایستگاههای انزلی، سفیدرود، هیچ یک از شانزده سموم ارگانوکلره و نیز در ایستگاههای تنکابن، نوشهر، امیرآباد و ترکمن ترکیبات β -endosulfan, DDE

endrin و DDD, endrin aldehyde, DDT, dieldrin, endosulfan sulfate در هیچ یک از نمونه ها مشاهده نگردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۱۰ متر در فصل تابستان از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیبات α -aldrin, DDE, endosulfan, در حد ۷۵ درصد، سموم δ -BHC, dieldrin در حد ۶۲/۵ درصد، ترکیبات γ -BHC (lindane), endosulfan sulfate, β -endosulfan, endrin aldehyde, DDT در حد ۵۰ درصد، سموم heptachlor, α -BHC, DDD, heptachlor epoxide در حد ۲۵ درصد، در حد ۱۲/۵ درصد بوده است (جدول ۳۷-۳). در این ایستگاههای سطحی، ۱۵ ترکیب (بیش از ۹۰ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری تنکابن، ترکمن، امیرآباد، نوشهر، بابلسر، آستارا، انزلی و سفیدرود بترتیب ۱۴، ۱۳، ۱۱، ۵، ۳، ۳، ۳ و ۲ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های تنکابن، ترکمن و امیرآباد و کمترین تراکم آن در نیم خط های نوشهر، بابلسر، آستارا، انزلی و سفیدرود مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مشاهده شده در سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب Dieldrin در حد ۸/۳۵ میکروگرم برلیتر در ایستگاه تنکابن (منطقه میانی) می باشد که در مقایسه با حداکثری مناطق ۵ متری (تابستان) در حد ۲۰ برابر بیشتر بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم دیتکت شده از حداکثر به حداقل (۰/۷ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

Dieldrin, α -Endosulfan, DDE, β -endosulfan, DDD, Endrin, انزلی > DDT, DDE, α -Endosulfan, تنکابن > Dieldrin,

انزلی > Aldrin, Endosulfan Sulfate, Endrin Aldehyde, ترکمن > Aldrin, γ -BHC, تنکابن > Dieldrin,

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۱۰ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت

۸/۳۵ تا حداقل مقدار ۰/۷۳ میکروگرم برلیتر در نوسان بوده است. این نوسانات تنها در ایستگاه تنکابن مشاهده

گردیده است.

جدول ۳۷-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۱۰ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) تابستان ۱۳۸۷ - ppb

Stations	Comps	α -HCB	β -BHC	γ -BHC/Lindane	δ -BHC	Heptach	Aldrin	Hepta-Epoxy	α -Endosul.
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۱
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۷۵	n.d	۶/۵۸
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۴۵
تنکابن		n.d	n.d	۰/۸۴	۰/۱۱	۰/۴۱	۱/۱۲	۰/۱۶	۳/۱۸
نوشهر		۰/۱۰	n.d	n.d	۰/۱۸	۰/۲۲	۰/۱۰	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	۰/۱۲
بندر ترکمن		۰/۰۴	n.d	۰/۰۷	۰/۰۷	n.d	۰/۲۵	n.d	۰/۵۲
Stations	Comps	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosul.	DDD	Endr-Aldhy	Endo sulfat	DDT
آستارا		۰/۱۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		۶/۵۹	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		۰/۴۷	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		۳/۱۹	۸/۳۵	۱/۳۳	۲/۳۹	۲/۴	۰/۷۳	۰/۷۴	۳/۹۴
نوشهر		n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		۰/۱۲	۰/۳۵	۰/۱۰	۰/۱۱	n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	۰/۱۰
بندر ترکمن		۰/۵۲	۰/۷۹	n.d	۰/۲۱	۰/۲۱	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

جدول شماره ۳۷-۳ نشان می‌دهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره که در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تعداد ۴ ترکیب (α -endosulfan, DDE, γ -BHC) در منطقه غرب، تعداد ۱۴ ترکیب (بغیر از سموم β -BHC, α -BHC, BHC) در منطقه میانی و به تعداد ۱۳ ترکیب (بغیر از β -BHC, Heptachlor Epoxide) در شرق مشاهده گردیده است. در میان سموم اندازه گیری شده، ترکیبات DDE, α -endosulfan, heptachlor, aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۶ ایستگاه) و سم heptachlor epoxide دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده است (جدول شماره ۳۷-۳). در ضمن سم کلره β -BHC در هیچ یک از ایستگاههای هشتگانه (آستارا تا ترکمن) مشاهده نگردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵۰ متر در فصل تابستان از حداکثر به حداقل بترتیب شامل ترکیبات β -Endosulfan,

α -BHC, α -endosulfan, DDE, Dieldrin, Endrin سموم Heptachlor, DDD, δ -BHC, γ -BHC, β -BHC, Endrin, Heptachlor Epoxide, Aldrin در حد ۷۵ درصد، ترکیبات Aldehyde, DDT, Endosulfan Sulfate, در حد ۶۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی، تمامی (۱۰۰ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری آستارا، سفیدرود، بابلسر، امیرآباد، ترکمن، نوشهر، تنکابن و انزلی بترتیب ۱۶، ۱۶، ۱۶، ۱۶، ۱۶، ۱۲، ۵ و صفر ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های آستارا، سفیدرود، بابلسر، امیرآباد و ترکمن و کمترین تراکم آن در نیم خط تنکابن مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مشاهده شده در سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب dieldrin در حد ۱۲/۸۵ میکروگرم برلیتر در ایستگاه امیرآباد (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (یک میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

β - > آستارا، سفیدرود، Dieldrin > امیرآباد، DDE، α -endosulfan، نوشهر، امیرآباد، DDT > امیرآباد، Dieldrin، β - Aldrin، γ -BHC، Endrin، آستارا > α -endosulfan > امیرآباد، Aldrin، آستارا > α -BHC، امیرآباد، Endosulfan، DDD، δ -BHC، γ -BHC، امیرآباد، Heptachlor، نوشهر > δ -BHC > آستارا، DDE، سفیدرود، α -BHC > ترکمن، بابلسر، امیرآباد > Dieldrin، β -BHC، آستارا

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۵۰ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۱۲/۸۵ تا حداقل مقدار ۱ میکروگرم برلیتر، از ایستگاه امیرآباد تا ایستگاه آستارا در نوسان بود.

جدول ۳-۳۸ نشان میدهد، تمامی شانزده سم اندازه گیری شده در هر سه منطقه نمونه برداری غرب، میانی و شرق مشاهده گردیده اند. در میان ترکیبات ارگانوکلره اندازه گیری شده، سموم δ -BHC، γ -BHC، DDD، heptachlor، β -endosulfan (lindane) دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۷ ایستگاه) و سموم β -BHC، endrin، aldrin، heptachlor epoxide، دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (۵ ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. نتیجه اینکه، هیچ یک از ۱۶ ترکیب سموم ارگانوکلره در نمونه نیم خط انزلی مشاهده نگردیده

است. همچنین روند تغییرات غلظتی سموم در ایستگاههای عمق ۵۰ متری این فصل (تابستان) در مقایسه با ایستگاههای فصل بهار روند افزایشی قابل ملاحظه ایی را نشان میدهد.

جدول ۳۸-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵۰ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا نرگمن) تابستان ۱۳۸۷ - ppb

Stations	Comps	α -HCB	β -BHC	γ -BHC(Lind a)	δ -BHC	Heptah	Aldrin	Hepta-Epoxy	α -Endosul.
آستارا		۲/۲۵	۱/۰۱	۰/۶۵	۰/۵۸	۰/۸۳	۰/۸۲	۰/۱۰	۲/۰۱
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		۱/۳۶	۰/۹۸	۰/۵۷	۰/۴۷	۰/۵۴	۰/۶۶	۰/۱۰	۰/۹۲
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		۰/۱۰	n.d	۰/۲۵	۱/۱۱	۰/۱۷	n.d	n.d	۰/۱۱
بابلسر		۰/۹۹	۰/۶۳	۰/۲۷	۰/۳۷	۰/۴۱	۰/۴۲	n.d	۰/۴۷
امیرآباد		۰/۲۸	۰/۶	۱/۸۲	۰/۶۷	۱/۰۶	۲/۱۶	۰/۲۷	۴/۳۷
بندرترکمن		۰/۱۳	۰/۱۱	۰/۲۸	۰/۱۳	۰/۲۱	۰/۳۴	n.d	۰/۱۰

Stations	Comps	DDE	Dieldri	Endrin	β -Endosul.	DDD	Endr-Aldehy	Endo sulfat	DDT
آستارا		۱/۳۰	۳/۱۰	۰/۳۳	۰/۴۸	۰/۴۹	۰/۱۲	۰/۱۳	۱/۳۵
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		۰/۹۳	۳/۱۰	۰/۲۵	۰/۴۱	۰/۴۲	۰/۱۶	۰/۱۶	۰/۷۸
تنکابن		n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d
نوشهر		۰/۱۱	۰/۷۱	n.d	۰/۲۶	۰/۲۶	۰/۱۹	۰/۱۹	۷/۸۱
بابلسر		۰/۴۷	۱/۴۹	۰/۲۷	۰/۲۵	۰/۲۵	۰/۱۲	۰/۱۲	۰/۶۹
امیرآباد		۴/۳۷	۱۲/۸۵	۱/۹۶	۲/۸۰	۲/۸۴	۰/۹۶	۰/۹۶	۶/۰۵
بندرترکمن		۰/۱۰	۱/۵۷	n.d	۰/۴۳	۰/۴۳	۰/۱۹	۰/۱۹	۰/۸۴

n.d= not detected

با بهره گیری از داده های فصل تابستان آزمایشات غیر پارامتریک با روش Kruskal Walis Test جهت تعیین ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) و ایستگاههای سطحی ۵، ۱۰ و ۵۰ متری از ساحلی به دریا بشرح زیرمورد ارزیابی قرار میگیرد. در آزمایش ایستگاه ساحل به دریا با سموم اندازه گیری شده همانگونه که در جدول شماره ۳۹-۳ آمده، تعداد ۱۴ ترکیب از ۱۶ سم ارگانوکلره در هر دو حالت معنی دار بوده فلذا ترکیبات شیمیائی نظیر β -Endosulfan, DDD, heptachlor, Endrin aldehyde, Endosulfan sulfate, همگی دارای ضریب همبستگی بسیار قوی و مثبت

کمتر از ۰/۰۱ (۰/۰۰۲ تا ۰/۰۰۸) بوده و رابطه معنی داری را دارا می باشد. همچنین سموم کلره γ -BHC، α -BHC، endrin، DDT، α -endosulfan، heptachlor epoxide، Dieldrin، DDE، δ -BHC، lindane) همگی دارای ضریب همبستگی قوی و مثبت کمتر از ۰/۰۵ (۰/۰۱۲ تا ۰/۰۴۴) بوده و رابطه معنی داری را دارا می باشند.

جدول ۳۹-۳- ضریب همبستگی سموم ارگانوکلره در سه ایستگاه از ساحل

به دریا داده های (آب) تابستان ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Comps Sig.	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept Epox	α -Endosl
Chi-square	۱۸/۱۶	۵/۷۶	۶/۲۵	۷/۲۴	۱۰/۸۴	۴/۸۵	۸/۱۱	۸/۷۹
Asy. Sig.	۰/۰۱۷	۰/۰۵۶	۰/۰۴۴	۰/۰۱۶	۰/۰۰۴	۰/۰۸۸	۰/۰۱۷	۰/۰۱۲
Comps Sig.	DDE	Dieldrin	Enrin	β -Endo	DDD	End. Aldehy	Endo Sulfa	DDT
Chi-square	۷/۸۱	۶/۵۸	۷/۰۲	۱۱/۸۵	۱۲/۳۷	۹/۶۳	۹/۶۲	۸/۳۱
Asy. Sig.	۰/۰۱۲	۰/۰۳۷	۰/۰۳۰	۰/۰۰۳	۰/۰۰۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۸	۰/۰۱۶

Grouping Variable: Depth

جدول ۴۰-۳- ارتباط میانگین رتبه بندی (Mean Rank) سموم ارگانوکلره در

سه ایستگاه از ساحل به دریا داده های (آب) تابستان ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Stations. Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept Epox	α -Endosl
S5M(8)	۹	۱۰/۶	۹/۸	۸/۶	۶/۸	۸/۲	۹/۵	۶/۷
S10M	۱۰/۷	۱۰/۱	۱۰/۲	۱۰/۸	۱۲/۶	۱۴/۴	۱۱/۲	۱۵/۶
S50M	۱۷/۷	۱۶/۷	۱۷/۵	۱۸/۱	۱۸/۱	۱۴/۹	۱۶/۸	۱۵/۲
Stations. Comps	DDE	Dieldrin	Enrin	β -Endo	DDD	End. Alde	Endo Sulfa	DDT
S5M(8)	۶/۷	۷/۲	۷/۷	۷/۵	۸	۸	۸	۸/۶
S10M	۱۵/۶	۱۲/۴	۱۱/۸	۱۱/۷	۱۱	۱۲	۱۲	۱۱/۴
S50M	۱۵/۱	۱۶/۸	۱۷	۱۸/۳	۱۸/۵	۱۷/۵	۱۷/۵	۱۷/۵

ارتباط میانگین رتبه بندی سموم در بین سه ایستگاه سطحی در هشت نیم خط (جدول ۴۰-۳)، با توجه به مشاهده نوسان قابل ملاحظه در تغییرات غلظتی اکثر ترکیبات یاد شده فوق در ایستگاههای سطحی ۵۰ متری طبق داده جدول ۳۸-۳، میانگین رتبه بندی بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده است. در ضمن، روند عدم مشاهده سم در اکثر ایستگاههای سطحی ۵ متری برحسب داده های جدول ۳۶-۳ کمترین مقدار میانگین رتبه بندی سموم را بخود اختصاص داده است. در بررسی ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) هیچ گونه رابطه مغنی داری مشاهده نگردید.

جدول ۴۱-۳- ضریب همبستگی (Pearson Correlations) سموم ارگانوکلره در هشت نیم خط عمود بر ساحل و سه ایستگاه سطحی داده های (آب) - تابستان ۱۳۸۷

Compds	α -BHC	β -BHC	Lindn	δ -BHC	Hepta	Aldrin	Hep Epoxy	α -Endo	DDE	Diield	End	β -End	DDD	End-Aldy	EndSulf	DDT
α -BHC	۱															
β -BHC	.۹۳**	۱														
Lindan	.۳۷	.۵۹**	۱													
δ -BHC	.۴۸*	.۵۶**	.۵۷**	۱												
Hepta	.۶۸**	.۸۳**	.۹۱**	.۶۶**	۱											
Aldrin	.۳۶	.۵۷**	.۹۴**	.۴۴*	.۸۶**	۱										
Hep-Epxy	.۳۱	.۵۲**	.۹۸**	.۴۵*	.۸۷**	.۹۵**	۱									
α -Endosul	.۱۶	.۲۶	.۵۵**	.۱۹	.۴۷*	.۷۸**	.۵۸**	۱								
DDE	.۰۹	.۲۲	.۵۳**	.۱۷	.۴۳*	.۷۷**	.۵۷**	.۹۹**	۱							
Diieldrin	.۲۴	.۴۷*	.۹۷**	.۴۵*	.۸۳**	.۹۴**	.۹۹**	.۵۸**	.۵۷**	۱						
Endrin	.۱۵	.۳۸	.۹۵**	.۳۸	.۷۸**	.۹۲**	.۹۸**	.۵۷**	.۵۷**	.۹۹**	۱					
β -Endosl	.۱۲	.۳۳	.۹۲**	.۳۹	.۷۴**	.۸۹**	.۹۶**	.۵۷**	.۵۷**	.۹۸**	.۹۹**	۱				
DDD	.۱۲	.۳۳	.۹۳**	.۳۹	.۷۵**	.۸۹**	.۹۶**	.۵۷**	.۵۷**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	۱			
EndAldh	.۱۱	.۳۳	.۹۳**	.۴۶*	.۷۵**	.۸۹**	.۹۶**	.۵۵**	.۵۵**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	۱		
EndSulf	.۱۱	.۳۴	.۹۳**	.۴۶*	.۷۵**	.۸۹**	.۹۶**	.۵۵**	.۵۶**	.۹۸**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	۱	
DDT	.۰۸	.۲۲	.۶۸**	.۸۴**	.۵۶**	.۵۶**	.۶۳**	.۳۴	.۳۴	.۶۶**	.۶۳**	.۶۸**	.۶۸**	.۷۴**	.۷۴**	۱

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

ماتریکس آماری پیرسون در جدول شماره ۴۱-۳ نشان میدهد، سموم ارگانوکلره اندازه گیری شده در داده های

(آب) فصل تابستان سم کلره DDT با تمامی ترکیبات بغیر از α -BHC, β -BHC, α -endosulfan, DDE, سموم

ارگانوکلره endrin, diieldrin, DDD, β -endosulfan, endosulfan sulfate, endrin aldehyde با تمامی ترکیبات بغیر از

α, β, δ -BHC سموم aldrin, lindane با تمامی ترکیبات بغیر از α -BHC, ترکیب heptachlor epoxide با تمامی

ترکیبات بغیر از β, δ -BHC، سموم α -endosulfan، DDE، با تمامی ترکیبات بغیر از α, β, δ -BHC، DDT، سم کلره heptachlor با تمامی ترکیبات بغیر از α -endosulfan، DDE، سم کلره δ -BHC با تمامی ترکیبات بغیر از γ, δ -lindane، heptachlor epoxide، δ -BHC، با β -BHC، سم β -BHC، heptachlor با α -BHC ترکیب BHC، heptachlor، aldrin که همگی با یکدیگر دارای ضریب همبستگی بسیار قوی ($P < 0.01$) و مثبت و رابطه معنی داری را با هم دارا می باشند. در این میان، سم α -BHC فقط با δ -BHC، ترکیب β -BHC فقط با dieldrin، سم heptachlor با α -endosulfan، DDE، ترکیب δ -BHC با aldrin، heptachlor epoxide، dieldrin، endosulfan sulfate، ترکیب δ -BHC با endrin aldehyde همگی دارای ضریب همبستگی قوی ($P < 0.05$) و مثبت و رابطه معنی داری را دارا می باشند.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵ متر در فصل پائیز از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط ترکیبات β -BHC، γ -BHC، α -endosulfan، DDE، heptachlor، BHC در حد ۳۷/۵ درصد، سموم aldrin، dieldrin در حد ۲۵ درصد، و ترکیبات β -endosulfan، endrin aldehyde، heptachlor epoxide، endosulfan sulfate، DDT، δ -BHC، α -BHC، endrin، DDD، در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی، تمامی (۱۰۰ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری تنکابن، نوشهر، امیرآباد، بابلسر، ترکمن، آستارا، انزلی و سفیدرود بترتیب ۱۶، ۴، ۴، ۳، ۱، صفر، صفر و صفر ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط تنکابن و کمترین تراکم آن در نیم خط ترکمن مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره که در سه منطقه غرب، میانی و شرق مشاهده گردید مربوط به ترکیب dieldrin در حد ۱۸/۵۴ میکروگرم برلیتر در ایستگاه تنکابن (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (۰/۷ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

Aldrin، Endrin، Aldrin > نوشهر، Aldrin > تنکابن، β -Endosulfan، DDD، DDT، α -Endosulfan، DDE، Dieldrin، Endosulfan Sulfate، Endrin Aldehyde، Heptachlor، تنکابن

موارد فوق نشان می‌دهد، در ایستگاههای سطحی به عمق ۵ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۱۸/۵۴ تا حداقل مقدار ۰/۷۳ میکروگرم برلیتر در نوسان بوده است. این نوسانات تنها در ایستگاه تنکابن مشاهده گردیده است.

جدول ۴۲-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا نورکمن) پاییز ۱۳۸۷ - ppb

Station	Compds	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Lindane)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	۰/۰۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		۰/۱۰	۰/۱۴	۱/۷۱	۰/۲۸	۰/۷۳	۲/۰۳	۰/۲۸	۴/۹۲
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۲/۶۵	n.d	۰/۱۰
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۱
امیرآباد		n.d	n.d	۰/۳۷	n.d	۰/۲۵	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

Station	Compds	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosulf.	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		۴/۹۳	۱۸/۵۴	۲/۲	۳/۱۴	۳/۱۵	۱/۸۸	۱/۸۹	۴/۸۱
نوشهر		۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		۰/۱۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	۰/۰۳	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

جدول ۴۲-۳ نشان می‌دهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب یک ترکیب γ -BHC در منطقه غرب، تمامی ۱۶ ترکیب در منطقه میانی و به تعداد ۵ ترکیب شامل heptachlor, DDE, dieldrin, β -BHC, γ -BHC, DDE, α -endosulfan, β -BHC, heptachlor, سموم. مشاهده گردیده است. بیشترین پراکنش ایستگاهی (۳ ایستگاه) و ترکیبات endrin, δ -BHC, DDT, heptachlor epoxide, endosulfan

در DDD, α -BHC, endrin aldehyde, β -endosulfan, sulfate, دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده است (جدول شماره ۴۲-۳). در ایستگاههای آستارا و انزلی هیچ یک از ۱۶ سموم ارگانوکلره مشاهده نگردیده ولی در ایستگاههای سفیدرود و ترکمن فقط یک ترکیب از سموم مشاهده شده است. بنابراین، در حدود ۵۷ درصد از سموم شامل β -DDT, endrin aldehyde, endosulfan sulfate, endrin, DDT, β -DDD, endosulfan, heptachlor epoxide, α -BHC, δ -BHC, می باشند که در هیچ یک از ایستگاههای نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن مشاهده نگردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۱۰ متر در فصل پائیز از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط ترکیبات DDT, dieldrin در حد ۵۰ درصد، سموم β -endosulfan, endrin aldehyde, β -endosulfan, α -endosulfan, DDT, dieldrin, aldryn, DDD, endosulfan sulfate, γ -BHC, در حد ۳۷/۵ درصد، ترکیبات δ -BHC, heptachlor, endrin, α -BHC, در حد ۲۵ درصد و سموم heptachlor epoxide در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی تمامی (۱۰۰ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری آستارا، بابلسر، نوشهر، ترکمن، انزلی، سفیدرود، تنکابن و امیرآباد بترتیب ۱۶، ۱۲، ۸، ۶، ۴، صفر، صفر و صفر ترکیب بوده است. بنابراین، بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های آستارا و بابلسر و کمترین تراکم آن در نیم خط انزلی مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره که در سه منطقه غرب، میانی و شرق مشاهده گردید مربوط به ترکیب DDT در حد ۲/۲۲ میکروگرم برلیتر در ایستگاه ترکمن (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم دیتکت شده از حداکثر به حداقل (۰/۵ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

DDE, β -BHC, α -BHC, آستارا > DDT, β -BHC, α -BHC, بابلسر و بابلسر > Dieldrin, نوشهر > DDT, β -BHC, α -BHC, آستارا > Dieldrin, ترکمن > DDT, β -BHC, α -BHC, آستارا > DDD, β -Endosulfan, δ -BHC, α -Endosulfan, آستارا

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی عمق ۱۰ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۲/۲۲ تا حداقل مقدار ۰/۵ میکروگرم برلیتر، از ایستگاه ترکمن تا ایستگاه آستارا در نوسان بود.

جدول ۴۳-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۱۰ متری حوزه جنوبی
دریای خزر (آستارا تا نرگمن) پاییز ۸۷ - ppb

Station	Compds	α -BHC	β -BHC	BHC(Linda γ - ne)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		۰/۵۹	۰/۳۶	۰/۵۲	۰/۲۶	۰/۳۵	۰/۴۶	۰/۱۰	۰/۷۱
انزلی		n.d	۰/۱۲	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		۰/۱۰	۰/۱۱	n.d	n.d	۰/۱۰	۰/۱۱	n.d	۰/۱۰
بابلسر		n.d	۰/۱۹	۰/۱۱	۰/۶۴	n.d	۰/۱۷	n.d	۰/۴۶
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندرترکمن		n.d	n.d	n.d	۰/۳۳	n.d	n.d	n.d	n.d

Station	Compds	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosu	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		۰/۷	۲/۰۵	۰/۳۵	۰/۴۶	۰/۴۶	۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۸۶
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		۰/۱۰	۰/۲۷	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۲/۰۴
بابلسر		۰/۴۶	۱/۲۳	n.d	۰/۶۶	۰/۶۶	۰/۴۲	۰/۴۲	۰/۹۵
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندرترکمن		n.d	۱/۵۳	۰/۷۶	۰/۱۹	۰/۱۹	n.d	n.d	۲/۲۲

n.d= not detected

جدول شماره ۴۳-۳ نشان می‌دهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تمامی ۱۶ ترکیب در منطقه غرب، ۱۴ ترکیب (بغیر از سموم endrin, heptachlor epoxide) در منطقه میانی و ۶ ترکیب که شامل β -Endosulfan, DDD, δ -BHC, Endrin Aldehyde, heptachlor, DDT, dieldrin می‌باشند در شرق مشاهده گردیده است. سموم β -BHC, dieldrin, DDT دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۳ ایستگاه) و ترکیب Heptachlor Epoxide دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده است. در ایستگاههای سفیدرود، تنکابن و امیرآباد هیچ یک از ۱۶ سموم ارگانوکلره مشاهده نگردیده است (جدول شماره ۳۷-۳). بنابراین، در حدود ۵۷ درصد از سموم شامل endosulfan sulfate, heptachlor, dieldrin،

β-endosulfan, endrin, heptachlor epoxide, δ-BHC, DDD, DDE, سفیدرود و تنکابن مشاهده نگردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵۰ متر در فصل پائیز از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط ترکیبات α-endosulfan, DDE در حد ۸۷/۵ درصد، سموم δ-BHC, γ-BHC در حد ۷۵ درصد، ترکیبات endrin aldehyde, β-BHC, dieldrin, heptachlor, β-endosulfan, DDT, DDD, heptachlor epoxide در حد ۳۷/۵ درصد، ترکیبات endrin, aldrin, در حد ۲۵ درصد و سم α-BHC در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی، تمامی شانزده ترکیب قابل اندازه گیری (۱۰۰ درصد) مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری تنکابن، امیرآباد، نوشهر، سفیدرود، بابلسر، انزلی، ترکمن و آستارا بترتیب ۱۶، ۱۲، ۶، ۵، ۵، ۴، ۳ و ۲ ترکیب بوده است. بنابراین، بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های تنکابن و امیرآباد و کمترین تراکم آن در نیم خط آستارا مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره که در سه منطقه غرب، میانی و شرق مشاهده گردید مربوط به ترکیب-γ BHC در حد ۱۳/۰۱ میکروگرم برلیتر در ایستگاه انزلی (منطقه غرب) بوده است. درضمن روند تغییرات غلظتی سموم دیتکت شده از حداکثر به حداقل (۱ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

> امیرآباد > Dieldrin, تنکابن > Endrin, Dieldrin, β-Endosulfan, DDD, α-Endosulfan, DDE, DDT > انزلی, γ-BHC, سفیدرود و نوشهر, δ-BHC > تنکابن, endosulfan sulfate, endrin aldehyde, aldrin,

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی به عمق ۵۰ متر بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۱۳/۰۱ تا حداقل مقدار ۱ میکروگرم برلیتر، از ایستگاه انزلی تا ایستگاه نوشهر در نوسان بود.

جدول شماره ۳-۴۴ نشان میدهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تعداد ۵ ترکیب شامل δ-BHC, DDE, dieldrin, α-Endosulfan, δ-BHC در منطقه غرب، تمامی ۱۶ ترکیب در منطقه میانی و ۱۳ ترکیب (بغیر از aldrin, δ-BHC, β-BHC, α-Endosulfan, γ-BHC, Heptachlor Epoxide) در شرق مشاهده گردیده است. نتیجه اینکه در مناطق غرب، میانی و شرق بترتیب در حدود ۳۱، ۱۰۰ و ۸۱ از سموم ارگانوکلره مشاهده گردیده است. سموم α-Endosulfan و DDE دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۷ ایستگاه) و ترکیب-α

BHC دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. در ایستگاههای آستارا، انزلی، سفیدرود، ترکمن هیچ یک از ترکیبات β -BHC, heptachlor, aldrin, heptachlor (جدول شماره ۴۴-۳). بنابراین، در ایستگاههای آستارا و ترکمن بترتیب در حدود ۸۷ و ۸۱ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردید.

جدول ۴۴-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵۰ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) پاییز ۱۳۸۷ - ppb

Station	α -BHC	β -BHC	γ -BHC/Lindane	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی	n.d	n.d	۱۳/۰۱	۰/۴۱	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰
سفیدرود	n.d	n.d	۰/۱۵	۱/۱۱	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰
تنکابن	۰/۳۱	۰/۵۱	۱/۵۱	۰/۳۶	۰/۷۱	۱/۷۹	۰/۲۵	۴/۷۵
نوشهر	n.d	n.d	۰/۱۲	۱/۰۱	۰/۱۱	n.d	n.d	۰/۱۰
بابلسر	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰
امیرآباد	n.d	n.d	۰/۳۲	n.d	n.d	۰/۲۱	۰/۰۳	۰/۶۷
بندر ترکمن	n.d	n.d	n.d	۰/۳۹	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰

Station	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosu	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن	۴/۷۶	۲۰/۳۵	۲/۴۲	۳/۸۱	۳/۸۲	۱/۹۶	۱/۹۷	۵/۱۴
نوشهر	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d
امیرآباد	۰/۶۷	۲/۳۲	۰/۲۷	۰/۴۴	۰/۴۴	۰/۲۲	۰/۲۲	۰/۵۷
بندر ترکمن	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

با استفاده از داده های فصل پاییز آزمایشات غیر پارامتریک با روش Kruskal Walis Test جهت تعیین ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا

ترکمن) و ایستگاههای سطحی ۵، ۱۰ و ۵۰ متری از ساحلی به دریا بشرح زیرمورد ارزیابی قرار میگیرد. در آزمایش ایستگاه ساحل به دریا، از میان سموم اندازه گیری شده همانگونه که در جدول شماره ۳-۴۵ آمده فقط با ترکیب δ -BHC رابطه معنی داری (۰/۰۲۶) داشته است. ارتباط میانگین رتبه بندی سموم در بین سه ایستگاه سطحی در هشت نیم خط، با توجه به مشاهده تغییرات مثبت غلظتی δ -BHC در اکثر نیم خط ها مطابق جدول شماره ۳-۴۴ و روند عدم مشاهده سم در اکثر ایستگاههای سطحی ۵ متری طبق جدول ۳-۴۲، ایستگاههای سطحی ۱۰ و ۵۰ متری بترتیب بیشترین و کمترین مقدار میانگین رتبه بندی سموم را بخود اختصاص داده است.

جدول ۳-۴۵- ضریب همبستگی سموم ارگانوکلره در سه ایستگاه از ساحل

به دریا داده های (آب) پاییز ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Sig	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachlor	Aldrin	Hept Epox	α -Endosul
Chi-square		۰/۰۲۸	۰/۹۲۰	۲/۹۴	۷/۲۹	۰/۰۵۱	۰/۱۰۱	۰/۴۴۸	۳/۴۶
Asy. Sig.		۰/۹۸۶	۰/۶۳۱	۰/۲۲۹	۰/۰۲۶	۰/۹۷۵	۰/۹۵۱	۰/۷۹۹	۰/۱۷۷
Sig	Comps	DDE	Dieldri	Endrin	β -Endo	DDD	End. Aldhy	Endo. Sulfa	DDT
Chi-square		۳/۴۶	۱/۷۱	۰/۳۳۲	۰/۸۷۰	۰/۸۷۰	۱/۱۷	۱/۱۷	۲/۰۷
Asy. Sig.		۰/۱۷۷	۰/۴۲۶	۰/۸۴۷	۰/۶۴۷	۰/۶۴۷	۰/۵۵۷	۰/۵۵۷	۰/۳۵۴

Grouping Variable: Depth

در ضمن، بررسی ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) فصل پاییز هیچ گونه رابطه معنی داری مشاهده نگردید.

در بررسی آماری پیرسون، جدول شماره ۳-۴۶ نشان میدهد، سموم ارگانوکلره اندازه گیری شده در داده های (آب) فصل پاییز، سم β -BHC با تمامی ترکیبات بغیر از δ -BHC, lindane, aldrin, سم heptachlor با تمامی ترکیبات، سم aldrin با تمامی ترکیبات بغیر از α -BHC, β -BHC, سموم ارگانوکلره- β , α -endosulfan, endrin, endosulfan sulfate, DDD, DDE, dieldrin, endrin aldehyde, DDT, heptachlor epoxide, با تمامی ترکیبات بغیر از ترکیب α -BHC، که همگی با یکدیگر دارای ضریب همبستگی بسیار قوی ($P < 0.01$) و مثبت و رابطه معنی داری را با هم دارا می باشند. در این میان، سم ارگانوکلره α -BHC با تمامی ترکیبات بغیر

از aldrin, endosulfan sulfate, endrin aldehyde همگی دارای ضریب همبستگی قوی ($P < 0.05$) و مثبت و رابطه معنی داری را دارا می باشند. در بین تمامی ۱۶ ترکیب شیمیائی اندازه گیری شده فقط سموم lindane, δ -BHC با هیچ یک از ترکیبات با توجه به دامنه تغییرات و عدم یکنواختی در پراکنش داده ها (جداول ۳-۴۲ تا ۳-۴۴) در هر دو حالت ها رابطه معنی داری نداشته است (جدول ۳-۴۶).

جدول ۳-۴۶ - ضریب همبستگی (Pearson Correlations) سموم ارگانوکلره در هشت نیم خط عمود بر ساحل و سه ایستگاه سطحی داده های (آب) - پاییز ۱۳۸۷

Comps	α -BHC	β -BHC	Lindane	δ -BHC	Hepta	Aldrin	Hep-Epxy	α -Endo	DDE	Dield	End	β -End	DDD	End-Aldy	EndSulf	DDT
α -BHC	۱															
β -BHC	.۸۲**	۱														
Lindane	.۰۱	.۰۱	۱													
δ -BHC	.۰۸	.۱۶	.۱۶	۱												
Hepta	.۵۹**	.۷۵**	.۰۷	.۱۳	۱											
Aldrin	.۲۸	.۴۳*	.۰۲	.۰۱	.۶۴**	۱										
Hep-Epxy	.۴۲*	.۶۵**	.۰۹	.۱۰	.۹۴**	.۶۸**	۱									
α -Endosul	.۴۱*	.۶۷**	.۱۰	.۱۳	.۹۳**	.۶۸**	.۹۹**	۱								
DDE	.۴۱*	.۶۷**	.۱۰	.۱۳	.۹۳**	.۶۸**	.۹۹**	.۹۹**	۱							
Dieldrin	.۴۱*	.۶۸**	.۰۹	.۱۲	.۹۲**	.۶۷**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	۱						
Endrin	.۴۲*	.۶۶**	.۰۸	.۱۲	.۹۰**	.۶۵**	.۹۷**	.۹۷**	.۹۷**	.۹۸**	۱					
β -Endosl	.۴۳*	.۷۳**	.۰۸	.۱۵	.۹۲**	.۶۶**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۶**	۱				
DDD	.۴۳*	.۷۳**	.۰۸	.۱۵	.۹۲**	.۶۶**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۷**	.۹۹**	۱			
EndAldh	.۳۷	.۶۹**	.۰۸	.۱۴	.۹۱**	.۶۶**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۶**	.۹۹**	.۹۹**	۱		
EndSulf	.۳۷	.۶۹**	.۰۸	.۱۴	.۹۱**	.۶۶**	.۹۸**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۶**	.۹۹**	.۹۹**	.۹۹**	۱	
DDT	.۴۱*	.۶۸**	.۰۵	.۱۳	.۸۶**	.۵۹**	.۰۹۰*	.۹۱**	.۹۱**	.۹۳**	.۹۵**	.۹۲**	.۹۲**	.۹۱**	.۹۱**	۱

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵ متر در فصل زمستان از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط ترکیبات δ -BHC, aldrin در حد ۸۷/۵ درصد، سم γ -BHC در حد ۵۰ درصد و ترکیبات β -BHC, heptachlor epoxide, DDE, α -endosulfan, heptachlor, در حد ۳۷/۵ درصد، سموم endosulfan sulfate, DDD, dieldrin,

α -BHC, endrin, β -endosulfan, endrin aldehyde, در حد ۲۵ درصد، ترکیب DDT در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی، تمامی شانزده ترکیب قابل اندازه گیری (۱۰۰ درصد) مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری آستارا، سفیدرود، بابلسر، انزلی، تنکابن، امیرآباد، نوشهر و ترکمن بترتیب ۱۵، ۱۴، ۱۰، ۳، ۲، ۲، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های آستارا، سفیدرود و بابلسر و کمترین تراکم آن در نیم خط های نوشهر و ترکمن مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره در سه منطقه غرب، میانی و شرق مشاهده گردید مربوط به ترکیب endosulfan sulfate در حد ۶۰۰۳ میکروگرم برلیتر در ایستگاه آستارا (منطقه غرب) بوده است. درضمن روند تغییرات غلظتی سموم شناسایی شده از حداکثر به حداقل (۱۰۰ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

endosulfan sulfate, آستارا > aldrin, بابلسر, DDD, آستارا > aldrin, انزلی, Dieldrin, β -Endosulfan, heptachlor epoxide, آستارا > endosulfan sulfate, α -BHC, DDE, β -BHC, Dieldrin, DDE, α -Endosulfan, heptachlor epoxide, endrin aldehyde, بابلسر > γ -BHC, سفیدرود > aldrin, DDD, امیرآباد > δ -BHC, آستارا > aldrin, سفیدرود > δ -BHC, Endrin, heptachlor, آستارا > δ -BHC, آستارا > γ -BHC, آستارا > heptachlor, انزلی > δ -BHC, آستارا > β -BHC, سفیدرود > endrin aldehyde, بابلسر, DDE, امیرآباد, aldrin, انزلی > γ -BHC, تنکابن > δ -BHC, آستارا > α -BHC, heptachlor, بابلسر > endrin, آستارا > δ -BHC, بابلسر, epoxide, آستارا > DDE, >

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی به عمق ۵ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۶۰۰۳ تا حداقل مقدار ۲۷ میکروگرم برلیتر در نوسان بوده است. این نوسانات تنها در ایستگاه آستارا مشاهده گردیده است.

جدول ۴۷-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) زمستان ۸۷ - ppb

Station	Compds	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda n)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		۲۰۸	۳۶۵	۷۹۰	۲۴۰	۱۹۵	۱۲۰۸	۲۱۸۰	۶۵
انزلی		n.d	n.d	۱۷۰	۳۴۵	n.d	۳۰۰۰	n.d	n.d
سفیدرود		۱۴۰۰	۱۲۵۰	۸۳۵	۵۷۰	۴۰۰	۱۱۳۰	۱۲۱۰	۱۲۴۰
تنکابن		n.d	n.d	n.d	۱۷۵	n.d	۶۸	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	۷۹	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	۸۰	۱۰۷۵	۶۵۵	۱۴۵	۵۰۳۵	۲۶۸	۳۷۸
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	۱۲۰۰	n.d	۳۸۵	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۷۷	n.d	n.d

Station	Compds	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosulf	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		۲۷	۲۸۵۴	n.d	۲۲۵۷	۳۹۶۸	۱۰۶۲	۶۰۰۳	۶۴۵
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		۱۲۴۰	۱۲۴۵	۵۵۰	n.d	۱۰۹۰	۳۶۵	۱۶۸۸	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		۳۷۸	n.d	۲۳۵	۱۷۰	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

جدول شماره ۴۷-۳ نشان می‌دهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب تمامی ۱۶ ترکیب در منطقه غرب، ۱۰ ترکیب (بغیر از سموم α -BHC, endrin aldehyde, endosulfan sulfate, DDD, DDT, dieldrin, در منطقه میانی و ۵ ترکیب شامل، δ -BHC, aldrin, DDE, β -Endosulfan, endrin, در شرق مشاهده گردیده است.

بنابراین، در مناطق غرب، میانی و شرق بترتیب در حد ۱۰۰، ۶۲/۵ و ۳۱ درصد از سموم ارگانوکلره مشاهده گردیده است. سموم δ -BHC و aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۷ ایستگاه) و ترکیب DDT دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند (جدول شماره ۳-۳۹). در ایستگاههای تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن هیچ یک از ترکیبات α -BHC, DDD, DDT, dieldrin

endrin aldehyde, endosulfan sulfate, مشاهده نگردیده است. لذا در ایستگاههای تنکابن، امیرآباد، نوشهر و ترکمن بترتیب بیش از ۹۳، ۹۳، ۸۶ و ۸۶ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۱۰ متر در فصل زمستان از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط ترکیبات- δ -aldrin, BHC در حد ۵۰ درصد، ترکیبات heptachlor, dieldrin, در حد ۲۵ درصد، سموم endosulfan sulfate, endrin, در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی، ترکیب (بیش از ۵۶ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری بابلسر، امیرآباد، سفیدرود، آستارا، انزلی، تنکابن، نوشهر و ترکمن بترتیب ۶، ۴، ۲، ۱، ۱، ۱، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های بابلسر و امیرآباد و کمترین تراکم در نیم خط های آستارا، انزلی، تنکابن، نوشهر و ترکمن مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره که در سه منطقه غرب، میانی و شرق مشاهده گردید مربوط به ترکیب aldrin در حد ۱۱۶۵ میکروگرم برلیتر در ایستگاه بابلسر (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم دیتکت شده از حداکثر به حداقل (۱۰۰ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

امیرآباد > Dieldrin, heptachlor > نوشهر > aldrin > بابلسر > endosulfan sulfate > سفیدرود > δ -BHC > بابلسر > aldrin, تنکابن > δ -BHC > بابلسر > DDD, سفیدرود > aldrin, امیرآباد > endrin, امیرآباد > δ -BHC > بابلسر > dieldrin, بابلسر > heptachlor, ترکمن > aldrin, آستارا > δ -BHC > بابلسر > endrin aldehyde, انزلی > heptachlor epoxide, موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی به عمق ۱۰ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۱۱۶۵ تا حداقل مقدار ۵۰ میکروگرم برلیتر در نوسان بوده است. این نوسانات تنها در ایستگاه بابلسر مشاهده گردیده است.

جدول ۴۸-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۱۰ متری حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) زمستان ۸۷-۸۸ ppb

Station	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Lindan)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	۷۸	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۱۲۵	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	۱۰۰۵	n.d	۱۹۵	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	۱۳۰	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۸۴۵	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	۵۰	۱۱۶۵	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	۴۵۵	۶۰۰	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۵۸	n.d	n.d

Station	Comps	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosu	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	۴۸۵	n.d	n.d	۱۵۵	۱۰۲	۹۸۵	n.d
امیرآباد		n.d	۵۲۵	۱۹۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

جدول شماره ۴۸-۳ نشان میدهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب ۳ ترکیب شامل δ -BHC, heptachlor epoxide, aldrin, heptachlor در منطقه غرب، ۷ ترکیب شامل heptachlor, Dieldrin, endosulfan در منطقه شرق، ۳ ترکیب شامل heptachlor, Dieldrin, aldrin در منطقه میانی و ۵ ترکیب شامل sulfate, endrin aldehyde, DDD, aldrin, δ -BHC در شرق مشاهده گردیده است.

بنابراین، در مناطق غرب، میانی و شرق بترتیب بیش از ۱۸، ۴۳ و ۳۱ درصد از سموم ارگانوکلره مشاهده گردیده است. سموم δ -BHC و aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۴ ایستگاه) و ترکیبات heptachlor, DDD, heptachlor epoxide, endrin, endrin aldehyde, endosulfan sulfate دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند (جدول شماره ۴۸-۳). در ایستگاههای آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر

و ترکمن هیچ یک از ترکیبات α -BHC, β -BHC, DDE, DDD, DDT, dieldrin, endrin aldehyde, heptachlor, γ - تنکابن، نوشهر و ترکمن و بترتیب بیش از ۹۳، ۹۳، ۸۶، ۹۳ و ۹۳ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردیده است. لذا در ایستگاههای آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر و ترکمن و بترتیب بیش از ۹۳، ۹۳، ۸۶، ۹۳ و ۹۳ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردیده است.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه سطحی به عمق ۵۰ متر در فصل زمستان از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط ترکیب aldrin در حد ۷۵درصد، سم heptachlor در حد ۵۰ درصد و ترکیب δ -BHC در حد ۳۷/۵ درصد بوده است. در این ایستگاههای سطحی تعداد ۳ ترکیب (کمتر از ۱۹ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. تعداد حداکثر تا حداقل ترکیبات سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری بترتیب آستارا، انزلی، تنکابن، بابلسر، امیرآباد، سفیدرود، نوشهر، و ترکمن در حد ۲، ۲، ۲، ۲، ۱، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین پراکنش در نیم خط های آستارا، انزلی، تنکابن، بابلسر و امیرآباد بوده ولی کمترین پراکنش در نیم خطهای سفیدرود، نوشهر، و ترکمن مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره که در سه منطقه غرب، میانی و شرق مشاهده گردید مربوط به ترکیب heptachlor در حد ۷۲۷ میکروگرم برلیتر در ایستگاه امیرآباد (منطقه شرق) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم شناسایی شده از حداکثر به حداقل (۷۸ میکروگرم برلیتر) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

aldrin, > آستارا، تنکابن، امیرآباد δ -BHC, > سفیدرود، انزلی، heptachlor, > بابلسر، aldrin, > امیرآباد، heptachlor, > ترکمن، انزلی، تنکابن، آستارا، aldrin, > بابلسر، heptachlor, > نوشهر

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای سطحی به عمق ۵۰ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۷۲۷ تا حداقل مقدار ۷۸ میکروگرم برلیتر از ایستگاه امیرآباد تا ایستگاه بابلسر در نوسان بوده است.

طبق جدول ۴۱-۳، از میان شانزده سم ارگانوکلره که در هر یک از مناطق نمونه برداری غرب، میانی و شرق به تعداد ۳ ترکیب شیمیائی که شامل δ -BHC, heptachlor, aldrin اندازه گیری گردیده است.

جدول ۴۹-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره ۵۰ متری حوزه جنوبی

دریای خزر (آستارا تا ترکمن) زمستان ۸۷ - ppb

Station	Comps	α -BHC	β -BHC	BHC(Linda γ - n)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	۲۰۷	n.d	۷۸	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	۲۰۷	۹۰	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	۳۰۵	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	۱۴۵	n.d	۸۱	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۱۳۵	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	۱۱۵	۳۲۶	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	۱۳۵	۷۲۷	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۱۰۵	n.d	n.d

Station	Comps	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosulf	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

بنابراین، در مناطق غرب، میانی و شرق بترتیب کمتر از ۱۹، ۱۹، و ۱۹ درصد از سموم ارگانوکلره مشاهده گردیده است. جدول شماره ۴۹-۳ نشان میدهد، سموم aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۶ ایستگاه) و ترکیب δ -BHC دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (۳ ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. در ایستگاههای آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن هیچ یک از ترکیبات α -BHC, endrin, endrin aldehyde, DDD, DDT, dieldrin, α -Endosulfan, β -Endosulfan, heptachlor epoxide, β -BHC, DDE, endosulfan sulfate, γ -BHC, مشاهده نگردیده است. لذا در ایستگاههای سفیدرود، نوشهر، ترکمن، آستارا، انزلی، تنکابن، بابلسر و امیرآباد بترتیب بیش از ۹۳، ۹۳، ۹۳، ۸۶، ۸۶، ۸۶ و ۸۶ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردید.

با بهره گیری از داده های فصل زمستان آزمایشات غیر پارامتریک با روش Kruskal Walis Test جهت تعیین ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) و ایستگاههای سطحی ۵، ۱۰ و ۵۰ متری از ساحلی به دریا بشرح زیرمورد ارزیابی قرار میگیرد. در آزمایش ایستگاه ساحل به دریا با سموم اندازه گیری شده همانگونه که در جدول شماره ۳-۵۰ آمده، تعداد ۵ ترکیب از ۱۶ سم ارگانوکلره در یک حالت معنی دار می باشند. بنابراین، ترکیباتی شیمیائی نظیر β - α -endosulfan, DDE, BHC, δ -BHC, lindane(γ -BHC), همگی دارای ضریب همبستگی بسیار قوی و مثبت کمتر از ۰/۰۵ (۰/۱۱ تا ۰/۴۷) بوده و رابطه معنی داری را دارا می باشند..

جدول ۳-۵۰- ضریب همبستگی سموم ارگانوکلره در سه ایستگاه از ساحل به دریا داده های (آب) زمستان

۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Sig	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachlor	Aldrin	Hept Epox	α -Endosul
Chi-square		۴/۱۷	۶/۵۳	۹/۱۱	۶/۰۱	۱/۲۱	۳/۵۸	۴/۴۳	۶/۵۳
Asy. Sig.		۰/۱۲۴	۰/۰۳۸	۰/۰۱۱	۰/۰۴۷	۰/۵۴۶	۰/۱۶۶	۰/۱۰۹	۰/۰۳۸
Sig	Comps	DDE	Dielti	Enrin	β -Endo	DDD	End. Aldhy	Endo. Sulfa	DDT
Chi-square		۶/۵۳	۲/۳۲	۲/۳۷	۴/۱۷	۲/۳۷	۲/۳۷	۲/۳۷	۲/۰۱
Asy. Sig.		۰/۰۳۸	۰/۳۱۳	۰/۳۰۵	۰/۱۲۴	۰/۳۰۵	۰/۳۰۵	۰/۳۰۵	۰/۳۶۸

Grouping Variable: Depth

ارتباط میانگین رتبه بندی سموم در بین سه ایستگاه سطحی در هشت نیم خط (جدول ۳-۵۱)، با توجه به مشاهده نوسان قابل ملاحظه در تغییرات غلظتی اکثر ترکیبات یاد شده فوق در ایستگاههای سطحی ۵ متری طبق داده جدول ۳-۴۷، میانگین رتبه بندی بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده است. در ضمن، روند عدم مشاهده سموم در اکثر ایستگاههای سطحی ۱۰ و ۵۰ متری (بجز ترکیب δ -BHC) برحسب داده های جداول ۳-۴۸ و ۳-۴۹ کمترین مقدار میانگین رتبه بندی سموم را بخود اختصاص داده است. در ضمن بررسی ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) هیچ گونه رابطه معنی داری مشاهده نگردیده است

جدول ۵۱-۳- ارتباط میانگین رتبه بندی (Mean Rank) سموم ارگانوکلره

در سه ایستگاه از ساحل به دریا داده های (آب) تابستان ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Stations.	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept Epox	α -Endosl
S5M(8)		۱۴/۵	۱۵/۵	۱۶/۵	۱۷/۲	۱۲/۴	۱۶/۲	۱۵/۲	۱۵/۵
S10M		۱۱/۵	۱۱	۱۰/۵	۱۱/۱	۱۰/۸	۱۰	۱۱/۸	۱۱
S50M		۱۱/۵	۱۱	۱۰/۵	۹/۲	۱۴/۲	۱۰/۵	۱۰/۵	۱۱
Stations	Comps	DDE	Dieldrin	Enrin	β -Endo	DDD	End.Alde	Endo Sulfa	DDT
S5M(8)		۱۵/۵	۱۳/۷	۱۴/۱	۱۴/۵	۱۴/۱	۱۴/۱	۱۴/۱	۱۳/۵
S10M		۱۱	۱۳/۲	۱۲/۳	۱۱/۵	۱۲/۳	۱۲/۳	۱۲/۳	۱۲
S50M		۱۱	۱۰/۵	۱۱	۱۱/۵	۱۱	۱۱	۱۱	۱۲

در بررسی آماری پیرسون، جدول شماره ۵۲-۳ نشان میدهد، سموم ارگانوکلره اندازه گیری شده در داده های (آب) فصل زمستان، سموم (α,β,γ) -BHC بطور مشترک با ترکیبات α - endosulfan, DDE, dieldrin, endrin، سموم heptachlor epoxide، ضمن اینکه ترکیب β -BHC با سم endrin aldehyde، ترکیب γ -BHC(lindane) با سموم endosulfan DDT, endrin aldehyde، ترکیبات aldryn, β -endosulfan, DDD, endrin aldehyde, endosulfan sulfate، بطور مشترک با سموم کلره، β - endosulfan, dieldrin, heptachlor epoxide، سموم DDD, β - endosulfan، بطور مشترک با ترکیبات dieldrin, heptachlor epoxide، سم ارگانوکلره heptachlor epoxide با ترکیبات dieldrin, β - endosulfan، سم α - endosulfan با ترکیبات DDE, endrin، سم endrin با همگی با یکدیگر دارای ضریب همبستگی بسیار قوی ($P < 0.01$) و مثبت و رابطه معنی داری را با هم دارا می باشند. در این میان، سم ارگانوکلره α -BHC با ترکیبات dieldrin, endrin aldehyde، سم heptachlor epoxide با ترکیبات endrin، سم β -BHC با ترکیبات DDD, endosulfan sulfate، سم DDT با ترکیب lindane، سم heptachlor epoxide با α - endosulfan همگی دارای ضریب همبستگی قوی ($P < 0.05$) و مثبت و رابطه معنی داری را دارا می باشند. در بین تمامی ۱۶ ترکیب شیمیایی اندازه گیری شده فقط سم δ -BHC با هیچ یک از ترکیبات با توجه به دامنه وسیع نوسانات غلظتی و عدم یکنواختی در پراکنش داده ها (جداول ۴۸-۳ تا ۴۹-۳) در هر دو حالت ها رابطه معنی داری نداشته است (جدول ۵۲-۳).

جدول ۵۲-۳- ضریب همبستگی (Pearson Correlations) سموم ارگانوکلره در هشت نیم خط عمود بر ساحل و سه ایستگاه سطحی داده های (آب) - زمستان ۱۳۸۷

Comps	α -BHC	β -BHC	Lindane	δ -BHC	Hepta	Aldrin	Hep Epoxy	α -Endo	DDE	Dield	End	β -End	DDD	End-Aldy	EndSulf	DDT
α -BHC	۱															
β -BHC	.۹۹**	۱														
Lindane	.۶۶**	.۶۶**	۱													
δ -BHC	.۲۲	.۲۳	.۳۳	۱												
Hepta	.۳۱	.۳۲	.۲۲	.۰۸	۱											
Aldrin	.۱۲	.۱۸	.۷۵**	.۳۱	-.۰۱	۱										
Hep-Epxy	.۵۸**	.۶۹**	.۷۳**	.۱۴	.۲۲	.۲۴	۱									
α -Endosul	.۹۵**	.۹۴**	.۷۰**	.۲۹	.۳۱	.۳۴	.۴۹*	۱								
DDE	.۹۵**	.۹۴**	.۶۹**	.۲۹	.۳۰	.۳۴	.۴۷*	.۹۹**	۱							
Dieldrin	.۴۸*	.۵۹**	.۶۰**	.۱۰	.۲۷	.۱۴	.۹۶**	.۳۶	.۳۴	۱						
Endrin	.۸۶**	.۸۵**	.۶۸**	.۳۵	.۴۵*	.۳۷	.۴۰	.۹۴**	.۹۴**	.۳۲	۱					
β -Endosl	.۱۰	.۲۴	.۵۴**	.۰۳	.۰۹	.۱۷	.۸۷**	.۰۲	-.۰۲	.۸۹**	-.۰۵	۱				
DDD	.۳۷	.۴۹*	.۵۸**	.۰۶	.۱۶	.۱۴	.۹۶**	.۲۵	.۲۲	.۹۷**	.۱۳	.۹۶**	۱			
EndAldh	.۴۲*	.۵۴**	.۶۱**	.۰۷	.۱۷	.۱۵	.۹۷**	.۳۱	.۲۸	.۹۸**	.۲۴	.۹۴**	.۹۹**	۱		
EndSulf	.۳۶	.۴۸*	.۵۷**	.۰۵	.۱۵	.۱۵	.۹۵**	.۲۵	.۲۲	.۹۸**	.۱۶	.۹۵**	.۹۹**	.۹۹**	۱	
DDT	.۱۱	.۲۴	.۴۷*	.۰۱	.۰۸	.۱۱	.۸۶**	-.۰۱	-.۰۳	.۸۹**	-.۰۷	.۹۹**	.۹۶**	.۹۴**	.۹۵**	۱

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

۲-۳-۳- سموم کشاورزی کلره در رسوبات دریای خزر

در خصوص رسوبات دریایی، تعداد ۳۲ داده از نمونه های عمق ۱۰ متر طی چهار فصل سال ۸۷ از هشت نیم خط عمود بر ساحل شامل آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و ترکمن می باشند بشرح زیر مورد ارزیابی قرار گرفت.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه به عمق ۱۰ متر فصل بهار از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب aldrin در حد ۸۷/۵ درصد، سم β -endosulfan در حد ۲۵ درصد و ترکیبات α -endosulfan, β -BHC, heptachlor epoxide در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاهها، ۵ ترکیب (بیش از ۳۱ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره در نیم خط های نمونه برداری ترکمن، انزلی، بابلسر، آستارا، سفیدرود، تنکابن، نوشهر و امیرآباد بترتیب ۴، ۲، ۲، ۱، ۱، ۱، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین

تراکم ترکیبی در نیم خط های ترکمن، بابلسر و انزلی و کمترین تراکم در نیم خط های آستارا، سفیدرود، تنکابن، نوشهر و امیرآباد مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مورد مشاهده در بین سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب aldrin در حد ۲۶۴/۶۴ میلیگرم بر کیلوگرم در ایستگاه ترکمن (منطقه شرق) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (۰/۰۳ میلی گرم بر کیلوگرم) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

aldrin, > α-endosulfan, heptachlor epoxide, ترکمن, امیرآباد, آستارا, بابلسر, انزلی و تنکابن, aldrin, انزلی, β-endosulfan, > β-BHC, بابلسر, > β-endosulfan, > نوشهر موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای رسوبات به عمق ۱۰ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۲۶۴/۶۴ تا حداقل مقدار ۰/۰۳ میلیگرم بر کیلوگرم از ایستگاه ترکمن تا ایستگاه بابلسر در نوسان بوده است.

جدول ۵۳-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره در رسوبات عمق ۱۰ متری

حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) بهار ۸۷- mg/kg

Station	Comps	α-BHC	β-BHC	γ-BHC(Lin dan)	δ-BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α-Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	16.01	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	4.81	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	1.88	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	1.01	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	9.41	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	131.34	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	264.64	1.11	1.11
Stations	Comps	DDE	Dieldrin	Enrin	β-Endo	DDD	End.Ald e	Endo Sulfa	DDT
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بندر ترکمن		n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

جدول شماره ۳-۵۳ نشان میدهد، از شانزده سم ارگانوکلره که در سه منطقه نمونه برداری اندازه گیری گردید بترتیب ۲ ترکیب کلره شامل aldrin, β -endosulfan در منطقه غرب، ۲ ترکیب شامل aldrin, β -BHC در منطقه میانی و ۴ ترکیب شامل heptachlor epoxide, α -endosulfan, aldrin, β -endosulfan در شرق مشاهده گردیده است. نتیجه اینکه، با مشاهده سم کلره aldrin در تمامی ایستگاههای مناطق میانی و شرق، بیشترین مقدار غلظتی آن در ایستگاه ترکمن بوده است. ضمناً سهم درصدی ترکیب یاد شده در ایستگاههای غرب در حد ۶۶ درصد گزارش شده است. در میان ایستگاهها، مقدار باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره سهم ایستگاه ترکمن بیش از همه ایستگاهها بوده است. در ایستگاه سفیدرود، با عدم مشاهده ۱۶ ترکیب سموم ارگانوکلره، در تمامی ایستگاههای آستارا تا ترکمن هیچ یک از ترکیبات (α, γ, δ) -BHC, DDE, DDD, DDT, dieldrin, endrin aldehyde, heptachlor, endrin, ترکیبات endosulfan sulfate مشاهده نگردیده است. بنابراین، در ایستگاههای آستارا، تنکابن، نوشهر، امیرآباد، بابلسر، انزلی و ترکمن بترتیب در حد ۹۳، ۹۳، ۹۳، ۸۷، ۸۷ و ۷۳ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردید.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه به عمق ۱۰ متر **فصل تابستان** از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب aldrin در حد ۷۵ درصد، سموم DDE, dieldrin در حد درصد ۶۲/۵، ترکیبات DDD, DDT در حد ۵۰ درصد، سموم کلره β -endosulfan, heptachlor در حد ۳۷/۵ درصد، ترکیبات δ -BHC, γ -BHC در حد ۲۵ درصد، سموم ارگانوکلره β -BHC, endrin, α -BHC در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاهها، ۱۳ ترکیب (بیش از ۸۵ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره مشاهده شده در نیم خط های نمونه برداری نوشهر، ترکمن، انزلی، امیرآباد، سفیدرود، بابلسر، آستارا و تنکابن بترتیب ۱۱، ۸، ۷، ۵، ۴، ۲، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های نوشهر، ترکمن، انزلی و کمترین تراکم در نیم خط های آستارا و تنکابن مشاهده گردیده است.

جدول ۵۴-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره در رسوبات عمق ۱۰ متری
حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) تابستان ۸۷-۸۷ mg/kg

Station	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Lindan)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0.47	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	28.78	n.d	n.d
نوشهر		n.d	0.11	۰/۱۰	n.d	0.22	4.64	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	4.43	n.d	n.d	25.18	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	5.12	n.d	n.d
ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۱۰	2.62	n.d	n.d

Station	Comps	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosu	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		1.01	1.01	n.d	n.d	۰/۱۰	0.11	n.d	1.63
سفیدرود		3.21	3.21	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		0.74	0.74	n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	0.76
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0.13
ترکمن		2.42	2.44	n.d	n.d	0.23	n.d	n.d	1.87

n.d= not detected

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مورد مشاهده در بین سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب aldrin در حد ۲۸/۷۸ میلیگرم بر کیلوگرم در ایستگاه تنکابن (منطقه میانی) بوده است. در ضمن، روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (۰/۰۳ میلی گرم بر کیلوگرم) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

> ترکمن، سفیدرود، DDE، نوشهر، aldrin، بابلسر، γ -BHC، تنکابن، بابلسر، امیرآباد، aldrin
> نوشهر، DDT، DDE، dieldrin، انزلی، ترکمن، نوشهر، DDT، DDE، dieldrin، ترکمن، DDE، dieldrin، DDT،

> انزلی, heptachlor, DDD, β -endosulf, انزلی, endrin aldehyde, > نوشهر, β -BHC, Heptachlor, > آستارا, aldrin, .. heptachlor, DDD, endrin, β -endosulfan, انزلی، سفیدرود، نوشهر و امیرآباد

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای رسوبات به عمق ۱۰ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۲۸/۷۸ تا حداقل مقدار ۰/۰۳ میلیگرم بر کیلوگرم از ایستگاه تنکابن تا چندین ایستگاه دیگر در نوسان بوده است. جدول شماره ۳-۵۳ نشان میدهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب ۸ ترکیب کلره شامل DDT, DDD, dieldrin, DDE, endrin aldehyde, heptachlor, δ -BHC, aldrin در منطقه غرب، ۱۱ سموم کلره (بغیر از ترکیبات δ -BHC, endosulfan sulfate, endrin aldehyde, heptachlor epoxide, α -endosulfan) در منطقه میانی و ۸ ترکیب شامل β -endosulfan, DDT, DDD, dieldrin, DDE, β -BHC, heptachlor در منطقه شرق مشاهده گردید.

نتیجه اینکه، با مشاهده سم کلره aldrin در تمامی ایستگاههای مناطق میانی و شرق، بیشترین مقدار غلظتی آن در ایستگاه تنکابن بوده است. سهم درصدی ترکیبات سموم مشاهده شده در مناطق غرب، میانی و شرق در حد ۵۰، ۸۸ و ۵۰ درصد گزارش شده است. سم aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۷ ایستگاه) و ترکیبات ارگانوکلره α -BHC, endrin, endrin aldehyde, دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. در میان ایستگاهها، مقدار باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در ایستگاه تنکابن بیش از همه ایستگاهها بوده است. در تمامی ایستگاههای آستارا تا ترکمن هیچ یک از ترکیبات endrin aldehyde, heptachlor epoxide, endosulfan sulfate, مشاهده نگردیده است. بنابراین، در ایستگاههای آستارا، تنکابن، بابلسر، سفیدرود، امیرآباد، انزلی، ترکمن و نوشهر بترتیب بیش از ۹۳، ۹۳، ۸۷، ۷۵، ۶۹، ۵۰، ۶۶ و ۳۱ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردید.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه عمق ۱۰ متر در **فصل پاییز** از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب aldrin در حد ۷۵ درصد، سموم β -BHC, γ -BHC در حد ۵۰ درصد، سموم کلره DDT, endrin, endrin aldehyde, در حد ۳۷/۵ درصد، ترکیبات DDD, endosulfan sulfate, heptachlor, heptachlorepoxyde, β -endosulfan, در حد ۲۵ درصد، سموم dieldrin, DDE, α -endosulfan, δ -BHC, α -BHC در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاهها، تمامی

۱۶ ترکیب (۱۰۰ درصد) قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره مشاهده شده در نیم خط های نمونه برداری تنکابن، انزلی، سفیدرود، امیرآباد، آستارا، ترکمن، نوشهر و بابلرس برترتیب ۱۴، ۹، ۴، ۴، ۳، ۲، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های تنکابن، انزلی و کمترین تراکم در نیم خط های نوشهر و بابلرس مشاهده گردیده است.

جدول ۵۵-۳ - میزان تغییرات سموم ارگانوکلره در رسوبات عمق ۱۰ متری

حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) پاییز ۸۷ - mg/kg

Station	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Lind an)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	3.11	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	0.14	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	0.17	n.d	0.14	0.91	n.d	n.d
تنکابن		n.d	0.14	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	4.01	n.d	n.d
بابلرس		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	32.71	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	0.07	n.d	n.d	21.41	0.11	n.d
ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

Station	Comps	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosu	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0.22	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0.05
تنکابن		0.4	0.85	n.d	۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	۰/۱۰	0.89
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلرس		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مورد مشاهده در بین سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب aldrin در حد ۳۲/۷۱ میلیگرم بر کیلوگرم در ایستگاه بابلرس (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (۰/۰۳ میلیگرم بر کیلوگرم) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

γ -آستارا, endrin aldehyde > تنکابن, dieldrin, DDT > بابلسر, امیرآباد, نوشهر, آستارا و سفیدرود, aldrin, تنکابن, β -endosulfan, DDD > امیرآباد, heptachlor epoxide > انزلی, سفیدرود, heptachlor, BHC > سفیدرود, انزلی, ترکمن, آستارا, تنکابن, (α, γ, δ) -BHC, DDT, endrin, ... > آستارا, β -BHC > امیرآباد, γ -BHC >

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای رسوبات به عمق ۱۰ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۲۸/۹ تا حداقل مقدار ۰/۰۳ میلیگرم بر کیلوگرم از ایستگاه بابلسر تا چندین ایستگاه دیگر در نوسان بود.

جدول شماره ۳-۵۴ نشان میدهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب ۱۰ ترکیب کلره (بغیر از سموم α -endosulfan, heptachlor epoxide, DDE, dieldrin, (α, δ) -BHC) در منطقه غرب، ۱۵ ترکیب کلره (بغیر از سم heptachlor) در منطقه میانی و ۵ ترکیب شامل, (β, γ) -BHC, endrin, heptachlor epoxide, aldrin در منطقه شرق مشاهده گردیده است.

نتیجه اینکه، با مشاهده سم کلره aldrin در ایستگاههای منطقه شرق، بیشترین مقدار غلظتی آن در ایستگاه بابلسر بوده است. سهم درصدی ترکیبات سموم مشاهده شده در مناطق غرب، میانی و شرق در حد ۶۲، ۹۳ و ۳۱ درصد گزارش شده است. سم aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۶ ایستگاه) و ترکیبات ارگانوکلره- (α, δ) BHC, heptachlor epoxide, α -endosulfan, DDE, کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. در میان ایستگاهها، مقدار باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در ایستگاه بابلسر بیش از همه ایستگاهها بوده است. در ایستگاههای نوشهر، بابلسر و ترکمن هیچ یک از ترکیبات ارگانوکلره، endrin aldehyde, endosulfan sulfate, endrin aldehyde, DDE, DDD, DDT, در ایستگاههای نوشهر، بابلسر، ترکمن، آستارا، تنکابن، امیرآباد، انزلی و سفیدرود بترتیب در حد ۹۳، ۹۳، ۸۷، ۸۱، ۷۵، ۷۵ و ۳۷ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردید.

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در تمامی نمونه های هشت ایستگاه به عمق ۱۰ متر فصل زمستان از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب aldrin در حد ۷۵ درصد، سموم γ -BHC در حد ۳۷/۵ درصد، ترکیب heptachlor در حد ۲۵ درصد، سموم β -BHC, DDD, endrin, DDE, dieldrin در حد ۱۲/۵ درصد بوده است. در این ایستگاهها، ۷ ترکیب (بیش از ۴۳ درصد) از شانزده ترکیب قابل اندازه گیری مشاهده شده است. حداکثر تا حداقل تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره مشاهده شده

در نیم خط های نمونه برداری انزلی، آستارا، نوشهر، تنکابن، امیرآباد، سفیدرود و ترکمن بترتیب ۴، ۳، ۲، ۳، ۲، ۲، ۱ و ۱ ترکیب بوده است. بنابراین بیشترین تراکم ترکیبی در نیم خط های انزلی، آستارا، تنکابن و کمترین تراکم در نیم خط های سفیدرود و ترکمن مشاهده گردیده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مورد مشاهده در بین سه منطقه غرب، میانی و شرق مربوط به ترکیب aldrin در حد ۳۲/۱۲ میلیگرم بر کیلوگرم در ایستگاه تنکابن (منطقه میانی) بوده است. در ضمن روند تغییرات غلظتی سموم مشاهده شده از حداکثر به حداقل (۰/۰۳ میلیگرم بر کیلوگرم) در ایستگاههای مختلف بشرح زیر اعلام میگردد:

aldrin, heptachlor, γ -BHC, > امیرآباد > aldrin, > تنکابن > γ -BHC, > تنکابن، سفیدرود، ترکمن و آستارا, aldrin, انزلی و نوشهر, endrin, DDD... > نوشهر, γ -BHC, heptachlor, > آستارا, dieldrin, DDE, > انزلی

موارد فوق نشان میدهد، در ایستگاههای رسوبات به عمق ۱۰ متر، بیشترین ترکیبات ارگانوکلره با حداکثر غلظت ۳۲/۱۲ تا حداقل مقدار ۰/۰۳ میلیگرم بر کیلوگرم از ایستگاه تنکابن تا چندین ایستگاه دیگر در نوسان بود.

جدول شماره ۳-۵۵ نشان میدهد، از میان شانزده سم ارگانوکلره در سه منطقه نمونه برداری، بترتیب ۶ ترکیب ارگانوکلره شامل, aldrin, DDE, dieldrin, DDD, γ -BHC, heptachlor, در منطقه غرب، ۵ ترکیب کلره شامل, β -BHC, γ -BHC, heptachlor, aldrin, DDD در منطقه میانی و ۲ ترکیب شامل, β -BHC, aldrin در منطقه شرق مشاهده گردیده است.

نتیجه اینکه، با مشاهده سم کلره aldrin در تمام ایستگاههای مناطق غرب و شرق، بیشترین مقدار غلظتی آن در ایستگاه تنکابن بوده است. سهم درصدی ترکیبات سموم مشاهده شده در مناطق غرب، میانی و شرق در حد ۳۷، ۳۱ و ۱۲ درصد گزارش شده است. سم aldrin دارای بیشترین پراکنش ایستگاهی (۶ ایستگاه) و ترکیبات ارگانوکلره, β -BHC, dieldrin, endrin, DDD, DDE دارای کمترین پراکنش ایستگاهی (یک ایستگاه) در سطح تمامی مناطق مشاهده گردیده اند. در میان ایستگاهها، مقدار باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره در ایستگاه تنکابن بیش از همه ایستگاهها بوده است. در ایستگاههای آستارا تا ترکمن هیچ یک از ترکیبات ارگانوکلره- β , α) (DDT, heptachlor epoxide, BHC, endosulfan sulfate, endrin aldehyde, endosulfan, β - α) مشاهده نگردیده است. در ایستگاه بابلسر، هیچ یک از ۱۶ ترکیب سموم ارگانوکلره مشاهده نگردیده است. بنابراین، در ایستگاههای

سفیدرود، ترکمن، تنکابن، امیرآباد، آستارا، نوشهر و انزلی بترتیب بیش از ۹۳، ۹۳، ۸۷، ۸۱، ۸۱ و ۷۵ درصد از ترکیبات سموم مشاهده نگردیده است.

جدول ۵۶-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره در رسوبات عمق ۱۰ متری
حوزه جنوبی دریای خزر (آستارا تا ترکمن) زمستان ۸۷- mg/kg

Station	Compds	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Lindan)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept. Epoxy	α -Endosulf.
آستارا		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	8.39	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	0.13	n.d	0.18	0.61	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	26.62	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	5.86	n.d	n.d	32.12	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	۰/۱۰	n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	5.82	n.d	n.d
ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	21.94	n.d	n.d

Station	Compds	DDE	Dieldrin	Endrin	β -Endosulf	DDD	End. Aldehy	End. Sulfate	DDT
آستارا		۰/۱۰	۰/۱۰	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
انزلی		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
سفیدرود		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
تنکابن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
نوشهر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
بابلسر		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
امیرآباد		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
ترکمن		n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d

n.d= not detected

با استفاده از داده های رسوبات چهار فصل سال ۸۷، آزمایشات غیر پارامتریک با روش Kruskal Walis Test جهت تعیین ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (گروه ترانسکت آستارا تا ترکمن) و گروه فصول مختلف (بهار، تابستان، پاییز و زمستان) بشرح زیرمورد ارزیابی قرار میگیرد. در آزمایش گروه ترانسکت آستارا تا ترکمن، ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی رابطه معنی داری با سموم ارگانوکلره مشاهده نشده است. ولی در ارتباط با گروه فصول مختلف که با سموم ۱۶ گانه مورد ارزیابی قرار گرفت همانگونه که در جدول شماره ۵۶ آمده، تعداد ۳ ترکیب از ۱۶ سم ارگانوکلره در هر

دو حالت معنی دار می باشند. بنابراین، ترکیبات شیمیائی نظیر DDT, dieldrin, دارای ضریب همبستگی قوی و مثبت کمتر از ۰/۰۵ (۰/۰۱۱ تا ۰/۰۲۶)، و سم کلره DDE, دارای ضریب همبستگی بسیار قوی و مثبت کمتر از ۰/۰۱ (۰/۰۰۸) بوده و رابطه معنی داری را دارا می باشند. (جدول شماره ۳-۵۶).

جدول ۳-۵۷ - ضریب همبستگی سموم ارگانوکلره (رسوبات دریایی)

در هشت نیم خط عمود بر ساحل، بین فصول سال ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Comps	Sig							
	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Linda)	δ -BHC	Heptachlor	Aldrin	Hept Epox	α -Endosl
Chi-square	۲/۰۷	۳/۶۶	۴/۷۶	۳/۸۲	۳/۲۲	۱/۵۹	۳/۷۴	۲/۰۷
Asy. Sig.	۰/۵۵۹	۰/۳	۰/۱۹۰	۰/۲۸۱	۰/۳۵۹	۰/۶۶۰	۰/۲۹۱	۰/۵۵۸
Comps	Sig							
	DDE	Dioldri	Enrin	β -Endo	DDD	End. Aldhy	Endo. Sulfa	DDT
Chi-square	۱۱/۷۱	۱۱/۱۵	۴/۵۷	۳/۳۲	۶/۶۷	۶/۴۷	۶/۱۹	۹/۲۹
Asy. Sig.	۰/۰۰۸	۰/۰۱۱	۰/۲۰۶	۰/۳۴۴	۰/۰۸۳	۰/۰۹۱	۰/۱۰۳	۰/۰۲۶

Grouping Variable: Seasons

ارتباط میانگین رتبه بندی سموم در بین گروه فصول چهار گانه (بهار، تابستان، پاییز و زمستان) در هشت نیم خط (جدول ۳-۵۷)، با توجه به مشاهده نوسان قابل ملاحظه در تغییرات غلظتی و وسعت نوسانات اکثر ترکیبات یاد شده در گروه فصول مختلف طبق داده جدول ۳-۵۳ (فصل تابستان)، میانگین رتبه بندی بیشترین مقدار را به خود اختصاص داده است. در ضمن، روند عدم مشاهده سموم در تمام ایستگاههای فصلی برحسب داده های جدول ۳-۵۲ کمترین مقدار میانگین رتبه بندی سموم را بخود اختصاص داده است. در بررسی ضریب همبستگی و ارتباط میانگین رتبه بندی سموم ارگانوکلره از هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت آستارا تا ترکمن) هیچ گونه رابطه معنی داری مشاهده نگردیده است.

جدول ۵۸-۳- ارتباط میانگین رتبه بندی (Mean Rank) سموم ارگانوکلره (رسوبات دریایی)

در در هشت نیم خط عمود بر ساحل، بین فصول سال ۱۳۸۷ با روش Kruskal-Wallis Test

Seasons	Comps	α -BHC	β -BHC	γ -BHC (Lindane)	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hept Epox	α -Endosl
		Spring(8)	۱۵/۵	۱۴/۴	۱۲/۰	۱۵/۰	۱۳/۰	۱۹/۳	۱۷/۱
Summer	۱۷/۵	۱۶/۷	۱۶/۱	۱۸/۹	۱۸/۸	۱۵/۱	۱۵/۰	۱۵/۵	
Fall	۱۷/۵	۲۰/۴	۱۹/۵	۱۷/۱	۱۷/۱	۱۴/۰	۱۸/۸	۱۷/۴	
Winter	۱۵/۵	۱۴/۵	۱۸/۴	۱۵/۰	۱۷/۰	۱۷/۵	۱۵/۰	۱۵/۵	

Seasons	Comps	DDE	Dieldrin	Enrin	β -Endo	DDD	End.Alde	Endo Sulfate	DDT
		Spring(8)	۱۳/۰	۱۳/۰	۱۴/۰	۱۶/۵	۱۳/۰	۱۴/۵	۱۵/۵
Summer	۲۳/۵	۲۳/۳	۱۵/۹	۱۸/۳	۲۱/۲	۱۶/۵	۱۵/۵	۲۱/۵	
Fall	۱۴/۸	۱۵/۰	۲۰/۱	۱۶/۸	۱۷/۱	۲۰/۴	۱۹/۵	۱۸/۵	
Winter	۱۴/۶	۱۴/۷	۱۵/۹	۱۲/۵	۱۴/۷	۱۴/۵	۱۵/۵	۱۳/۰	

بررسی آماری با روش پیرسون در خصوص داده های سموم ارگانوکلره بدست آمده از رسوبات دریایی در چهار فصل سال ۱۳۸۷ به شرح ذیل ارائه میگردد:

جدول شماره ۵۸-۳ نشان میدهد که سموم (α, β) -BHC بطور مشترک با ترکیبات ارگانوکلره β -endosulfan, aldric, endosulfan sulfate, endrin ترکیب δ -BHC با سموم DDE, dieldrin, endosulfan sulfate, ترکیبات β -heptachlor epoxide, α -endosulfan, β -endosulfan, ضمن اینکه ترکیب α -endosulfan با سم β -endosulfan, ترکیبات DDE, dieldrin, بطور مشترک با سموم کلره DDT, DDD, سم endrin با ترکیبات β -endosulfan, endosulfan sulfate, β -endosulfan, همگی با یکدیگر دارای ضریب همبستگی بسیار قوی ($P < 0.01$) و مثبت و رابطه معنی داری را با هم دارا می باشند. در این میان، سم ارگانوکلره α -BHC با ترکیبات β -BHC, DDT, δ -BHC، سم β -BHC با ترکیبات DDT, DDD, δ -BHC، سم endosulfan sulfate فقط با ترکیب β -endosulfan, سم DDT با ترکیبات کلره δ -BHC, β -endosulfan، همگی دارای ضریب همبستگی قوی ($P < 0.05$) و مثبت و رابطه معنی داری را دارا می باشند. در بین تمامی ۱۶ ترکیب شیمیائی اندازه گیری شده، سموم γ -BHC(lindane), endrin aldehyde با هیچ یک از ترکیبات با توجه به دامنه وسیع نوسانات غلظتی، عدم یکنواختی

در پراکنش داده ها وعدم مشاهده آنها (جداول ۳-۵۲ تا ۳-۵۵) در هر دو حالت ها رابطه معنی داری نداشته است (جدول ۳-۵۸).

جدول ۳-۵۹- ضریب همبستگی (Pearson Correlations) سموم ارگانوکلره در هشت نیم خط ایستگاه عمق ۱۰ متر داده های رسوبات دریایی ۱۳۸۷

Compds	α -BHC	β -BHC	Lindane	δ -BHC	Heptachlor or	Aldrin	Hepta. Epoxy	α -Endo	DDE	Dieldrin	End	β -End	DDD	End-Aldehy	EndSulf	DDT
α -BHC	۱															
β -BHC	.۸۹*	۱														
Lindane	-.۰۶	-.۱۱	۱													
δ -BHC	.۴۱*	.۳۸*	-.۰۸	۱												
Heptachlor	.۳۸*	.۳۱	-.۰۹	-.۱۱	۱											
Aldrin	-.۰۹	-.۱۶	.۰۴	-.۱۳	-.۱۶	۱										
Hepta.Epo.	-.۰۳	-.۰۷	-.۰۵	-.۰۵	-.۰۸	.۸۸*	۱									
α -Endosulf	-.۰۲	-.۰۶	-.۰۵	-.۰۴	-.۰۸	.۸۸*	.۹۹*	۱								
DDE	.۰۱۲	.۱۴	-.۰۹	.۶۱*	.۱۲	-.۱۳	-.۰۷	-.۰۶	۱							
Dieldrin	.۱۹	.۲۲	-.۰۹	.۶۷*	.۱۱	-.۱۴	-.۰۶	-.۰۶	.۹۹*	۱						
Endrin	.۵۲*	.۴۶*	-.۰۹	.۱۵	.۵۳*	-.۱۱	-.۰۱	-.۰۶	-.۰۲	.۰۱	۱					
β -Endosulf	.۶۱*	.۵۵*	-.۱۲	.۱۵	.۳۱	.۵۲*	.۶۷*	.۶۷*	.۱۵	.۱۹	.۴۶*	۱				
DDD	.۲۷	.۳۸*	-.۰۹	.۳۱	.۲۴	-.۱۴	-.۰۶	-.۰۵	.۶۴*	.۶۷*	.۱۲	.۳۵	۱			
End.Aldehy	-.۰۱	.۲۳	-.۰۷	.۱۷	-.۰۵	-.۱۰	-.۰۵	-.۰۴	.۰۲	.۰۲	-.۰۴	-.۰۷	.۰۹	۱		
End. Sulfate	.۶۴*	.۶۸*	-.۰۶	.۵۶*	.۰۵	-.۰۹	-.۰۲	-.۰۲	.۰۱	.۱۱	.۴۸*	.۳۹	.۲۸	.۰۵	۱	
DDT	.۳۷*	.۴۱*	-.۰۹	.۳۹*	.۲۵	-.۱۴	-.۰۶	-.۰۶	.۵۶*	.۵۸*	.۱۲	.۳۵	.۹۱*	.۲۱	.۲۵	۱

** Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

۳-۳-۳- سموم کشاورزی کلره در ماهیان کفال و سفید

بررسی میزان سموم کشاورزی کلره در بافت عضلانی ماهی سفید

در این مطالعه در فصل بهار تعداد ۱۷ نمونه ماهی سفید (*Rutilus frisil kutum*) صید شده از سواحل فرح آباد

ساری مورد بررسی قرار گرفت.

با مطالعه برخی پارامترهای مورفولوژیکی نظیر وزن، طول کل و طول فورک ماهی سفید همانگونه که جدول شماره ۳-۶۰ نشان میدهد، حداکثر مقدار وزن و طول بدن بترتیب ۱۰۷۴ گرم، ۵۰ سانتی متر مربوط به ماهی ماده و همچنین حداکثر طول دور شکم ۴۵/۲ سانتی متر می باشد که مربوط به ماهی نر است. میانگین وزن، طول بدن ماهیان سفید ماده و نر بترتیب $723/9 \pm 38/56$ گرم، $41/4 \pm 1/46$ و $22/7 \pm 1/48$ سانتی متر می باشند.

جدول ۳-۶۰- برخی پارامترهای مورفولوژیکی تعدادی از نمونه های بافت عضلانی ماهی سفید (*Rutilus frisil kutum*) حوزه جنوبی دریای خزر

ردیف	تاریخ نمونه برداری	وزن نمونه (g)	طول بدن (cm)	دور شکم (cm)	تفکیک جنسی نر/ماده
۱	۸۸/۲/۱	۷۰۰	۴۲/۵	۲۱	ماده
۲	۸۸/۲/۱	۸۴۳	۴۳	۲۴	ماده
۳	۸۸/۲/۱	۶۲۳	۳۹/۵	۲۱	ماده
۴	۸۸/۲/۱	۷۰۱	۴۱	۲۳	ماده
۵	۸۸/۲/۱	۵۷۸	۳۸/۵	۲۱	ماده
۶	۸۸/۲/۱	۵۲۱	۳۹	۲۰	نر
۷	۸۸/۲/۱	۵۳۳	۳۹/۵	۲۱	ماده
۸	۸۸/۲/۱	۸۸۱	۴۳/۵	۲۴	ماده
۹	۸۸/۲/۵	۶۸۷	۴۰/۸	۲۱	نر
۱۰	۸۸/۲/۵	۷۰۲	۴۳	۲۰	نر
۱۱	۸۸/۲/۵	۵۹۰	۴۱/۶	۱۹	نر
۱۲	۸۸/۲/۵	۷۸۷	۴۵/۵	۲۰/۵	نر
۱۳	۸۸/۲/۵	۷۳۰	۴۳/۲	۲۰/۵	نر
۱۴	۸۸/۲/۵	۹۶۷	۵۰	۲۳/۵	ماده
۱۵	۸۸/۲/۵	۱۰۷۴	۵۰	۲۴/۵	ماده
۱۶	۸۸/۲/۵	۸۵۰	۲۲	۴۵/۲	نر
۱۷	۸۸/۲/۵	۵۳۹	۴۱/۶	۱۷/۵	نر

جدول ۳-۶۱- حداکثر، حداقل، میانگین و خطاء استاندارد برخی پارامتر ماهی سفید

ماهی سفید	وزن نمونه (g)	طول بدن (cm)	دور شکم (cm)
Mean	۷۲۳/۹	۴۱/۴	۲۲/۷
Max.	۱۰۷۴	۵۰	۴۵/۲
Min.	۵۲۱	۲۲	۱۷/۵
Std. Erro.	۳۸/۵۶	۱/۴۶	۱/۴۸

بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره از بافت تمامی ۱۷ نمونه ماهی سفید نمونه برداری شده در حوزه جنوبی دریای خزر طبق جدول ۳-۶۱ نشان میدهد، از حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیبات Aldrin, α -Endosulfan, Endrin در حد ۲۴ درصد، سموم کلره β -BHC, heptachlor, در حد ۱۸ درصد، ترکیبات Lindane (γ -BHC), α -BHC, δ -BHC, Endrin Aldehyde در حد ۱۲ درصد، سموم Heptachlor, β -Endosulfan, در حد ۶ درصد بوده است. در میان بافت ماهیان سفید مورد آزمایش، در بافت ماهی شماره ۷ تعداد ۵ ترکیب (بیش از ۳۱ درصد) از شانزده ترکیب قابل تعیین مشاهده گردیده اند. این ترکیبات شامل Aldrin, Endrin, α -Endosulfan, Endrin aldehyde هستند که غلظت آنها به ترتیب ۰/۶۸، ۱/۵۶، ۷/۲۱، ۱۶/۴ و ۳۵/۰۱ میلیگرم بر کیلوگرم در نوسان بوده است. در بافت ماهی شماره ۸ تعداد ۴ ترکیب (۲۵ درصد) از شانزده ترکیب قابل تعیین مشاهده گردیده اند. این ترکیبات Aldrin, α -BHC, β -BHC, Endrin که غلظت آنها به ترتیب ۰/۳۵، ۰/۴۱، ۰/۴۲ و ۰/۶۵ میلیگرم بر کیلوگرم در نوسان بوده است. در بافت ماهی شماره ۱۱ تعداد ۳ ترکیب (بیش از ۱۸ درصد) از شانزده ترکیب قابل تعیین مشاهده گردیده اند. این ترکیبات کلره شامل heptachlor epoxide, δ -BHC, β -endosulfan که غلظت آنها به ترتیب ۰/۳۶، ۰/۶۹، ۰/۴۲ و ۰/۹۷ میلیگرم بر کیلوگرم در نوسان بوده است. در بافت ماهیان شماره ۱۰، ۱۳ و ۱۵ هر کدام به تعداد ۲ ترکیب (بیش از ۱۲ درصد) از شانزده ترکیب قابل تعیین مشاهده گردیده اند. این ترکیبات کلره برای ماهی شماره ۱۰ شامل α -BHC, Endrin با غلظت ۰/۸۱ و ۰/۶۱ میلیگرم بر کیلوگرم، برای ماهی شماره ۱۳ شامل α -endosulfan, δ -BHC با غلظت ۰/۴۶ و ۴/۳۶ میلیگرم بر کیلوگرم، برای ماهی شماره ۱۵ شامل Endrin, α -endosulfan با غلظت ۰/۳۴ و ۵/۸۴ میلیگرم بر کیلوگرم در نوسان بوده است. در مابقی بافت ماهیان (عدم مشاهده سموم در ماهیان شماره ۲ و ۶) فقط یک ترکیب شیمیایی مشاهده گردیده است.

جدول ۶۲-۳- میزان تغییرات سموم ارگانوکلره در بافت عضلانی ماهی سفید
(*Rutilus frisil kutum*) حوزه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷ - mg/kg

Fish No.	α -BHC	β -BHC	Lindan	δ -BHC	Heptachl	Aldrin	Hepta. Epoxy	α -Endo	DDE	Dieldrin	End	β -End	DDD	End-Aldy	End Sulf	DDT
۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۷۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۲	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۳	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۸۳	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۴	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۶۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۵	n.d	۱/۰۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۷	n.d	n.d	۱۶/۴	n.d	n.d	۰/۶۸	n.d	۱/۵۶	n.d	n.d	۷/۲۱	n.d	n.d	۳۵/۰۱	n.d	n.d
۸	۰/۴۱	۰/۳۵	n.d	n.d	n.d	۰/۴۲	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۶۵	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۹	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۸۳	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۰	۰/۴۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۶۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۱	n.d	n.d	n.d	۰/۶۹	n.d	n.d	۰/۴۶	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۹۷	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۲	n.d	۰/۳۹	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۳	n.d	n.d	n.d	۰/۸۱	n.d	n.d	n.d	۴/۳۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۴	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۹۴	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۵	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۵/۸۴	n.d	n.d	۰/۳۴	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۱/۴۳	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
۱۷	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۷۰/۰۲	n.d	n.d

بنابراین، بیشترین و کمترین تراکم ترکیبی به ترتیب در بافت ماهیان سفید مربوط به ماهی شماره ۷ با ۵ ترکیب شیمیایی و حداقل آن در ماهیان ۱، ۳، ۴، ۵، ۹، ۱۲، ۱۴، ۱۶ و ۱۷ هر کدام به تعداد ۱ ترکیب بوده است. حداکثر مقدار غلظتی سم ارگانوکلره مورد مشاهده در بین بافت ۱۷ ماهی سفید مربوط به ترکیب ارگانوکلره endrin aldehyde در حد ۷۰/۰۲ میلیگرم بر کیلوگرم در بافت ماهی شماره ۱۷ بوده است. در ضمن روند مشاهده تغییرات غلظتی سموم در بافت ماهی از حداکثر به حداقل (۰/۳۴ میلیگرم بر کیلوگرم) بشرح زیر اعلام میگردد:

α -endosulfan > ماهی ۱۵ و ۱۳ > α -endosulfan > ماهی ۷ > lindane, endrin, γ -BHC, ۷ > ماهی ۱۷ و ۷ > Endrin aldehyde, heptachlor, > ماهی ۱۱ و ۱۴ > endrin, β -endosulfan, > ماهی ۵ > β -BHC, > ماهی ۱۶ > aldrin, > ماهی ۷ > endosulfan,

α-BHC، ماهی ۴ > heptachlor، ماهی ۸ و ۱۰ > endrin، ماهی ۷ > aldrin، ماهی ۱۳ و ۱۱ > δ-BHC، ماهی ۹ و ۳ > heptachlor epoxide، ماهی ۱۰ و ۱۱ > aldrin، α-BHC، ماهی ۸ >...

نتیجه اینکه، هیچ یک از ۱۶ ترکیب سموم ارگانوکلره در بافت ماهیان شماره ۲ و ۶ مشاهده نگردیده است. ضمناً در بافت هیچ یک از ۱۷ ماهی سقید، سموم DDT، DDE، DDD، dieldrin، endosulfan aulfate، مشاهده نگردیده است. تراکم غلظتی سموم در بین ماهیان شامل ترکیبات endrin aldehyde (۷۰/۰۲ تا ۳۵/۱)، lindane (۱۶/۴)، endrin (۷/۲۱ تا ۰/۳۴)، α-endosulfan (۵/۸۴ تا ۰/۹۴)، aldrin (۱/۴۳ تا ۰/۴۲)، β-BHC (۱/۰۱ تا ۰/۳۵)، heptachlor (۰/۸۳ تا ۰/۶) .. که تمامی بر حسب میلیگرم بر کیلوگرم گزارش گردیده است.

بررسی میزان سموم کشاورزی کلره در بافت خوراکی ماهی کفال

در این بررسی ۱۰ نمونه کفال سالیس صید شده سواحل جنوب شرقی دریای خزر مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت.

با مطالعه برخی پارامترهای مورفولوژیکی نظیر وزن، طول کل و طول فورک همانگونه که در جدول ۳-۶۳ نشان میدهد، حداکثر مقدار وزن و طول کل ماهی کفال بترتیب ۱۳۲ گرم، ۲۶/۷ سانتی متر می باشند. همچنین حداکثر طول فورک ۲۴ سانتی متر بوده است. میانگین وزن، طول کل و طول فورک نمونه ها بترتیب $3/05 \pm$ ۱۳۲ گرم، $26/7 \pm 0/48$ و $24/5 \pm 0/35$ سانتی متر می باشند (جدول ۳-۶۳).

جدول ۳-۶۳ - برخی پارامترهای مورفولوژیکی تعدادی از نمونه های ماهی کفال سالیس حوزه جنوبی دریای خزر

ردیف	وزن نمونه (g)	طول کل (cm)	طول فورک (cm)
۱	۱۰۵	۲۲/۵	۲۱/۴
۲	۱۱۲	۲۳/۵	۲۲
۳	۱۱۸	۲۵/۶	۲۳/۵
۴	۱۰۱	۲۲/۲	۲۱
۵	۱۲۲	۲۶/۷	۲۴/۵
۶	۱۱۵	۲۳/۵	۲۲
۷	۱۳۲	۲۴/۳	۲۲/۵
۸	۱۲۷	۲۵/۹	۲۳
۹	۱۲۴	۲۵/۶	۲۳/۸
۱۰	۱۱۴	۲۴/۲	۲۲/۵

جدول ۶۴-۳- حداکثر، حداقل، میانگین و خطاء استاندارد برخی پارامتر ماهی کفال سالیس

طول فورک (cm)	طول کل (cm)	وزن نمونه (g)	ماهی کفال سالیس
۲۲/۶	۲۴/۴	۱۱۷	Mean
۲۴/۵	۲۶/۷	۱۳۲	Max.
۲۱	۲۲/۲	۱۰۱	Min.
۰/۳۵	۰/۴۸	۳/۰۵	Std. Erro.

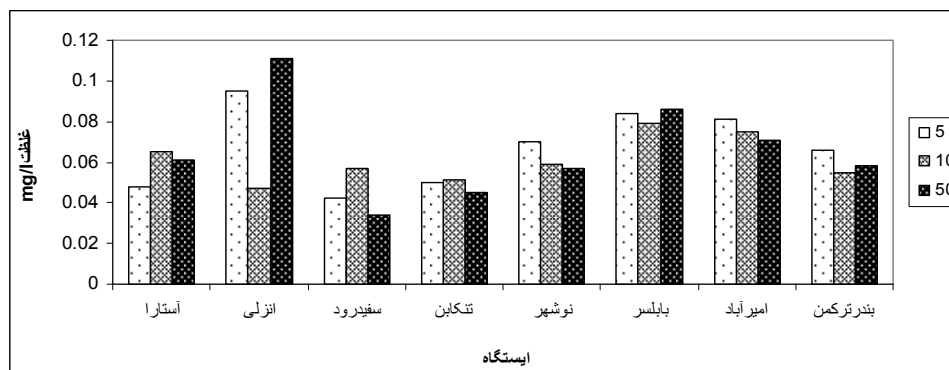
بررسی در خصوص مشاهده مقدار درصد سموم در باقی مانده ترکیبات ارگانوکلره از تمامی ۱۰ نمونه ماهی کفال سالیس صید شده در حوزه جنوبی دریای خزر حداکثر به حداقل بترتیب مربوط به ترکیب α -BHC, در حد ۴۰ درصد، سم کلره β -BHC, در حد ۳۰ درصد، ترکیبات α -Endosulfan, δ -BHC, β -Endosulfan, در حد ۲۰ درصد، سموم α -Endosulfan, δ -BHC, β -Endosulfan, در حد ۱۰ درصد بوده است.

۳-۴- آلاینده سورفاکتانت

۳-۴-۱- سورفاکتانت در آب دریای خزر

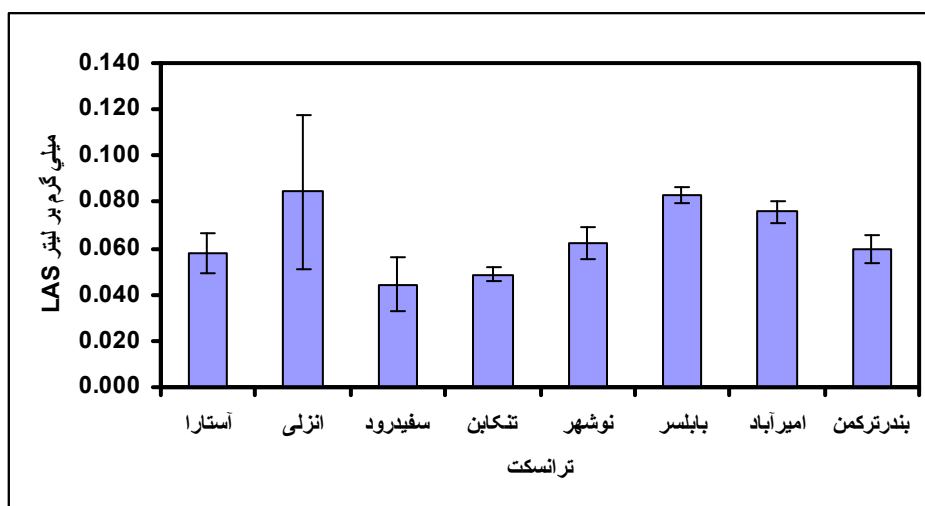
در بررسی های به عمل آمده در فصل بهار متوسط LAS قرائت شده (Mean \pm SD) 0.064 ± 0.018 mg/l بوده که حداکثر آن با 0.111 mg/l مربوط به عمق 50 m انزلی و حداقل آن 0.034 mg/l در سفیدرود بوده است. (جدول ۶۶-۳)

در بررسی عمقی در ایستگاههای مختلف نیز در فصل بهار ماکزیمم مقادیر در عمق 5 m مربوط به انزلی با میزان 0.095 mg/l و در عمق 10 متر 0.079 mg/l در بابلسر و در عمق 50 متری 0.111 mg/l در انزلی بوده است. (شکل ۳۶-۳)



شکل ۳۶-۳- تغییرات غلظت شوینده ها در ایستگاه های ۸ گانه حوزه جنوبی دریای خزر - بهار ۸۷

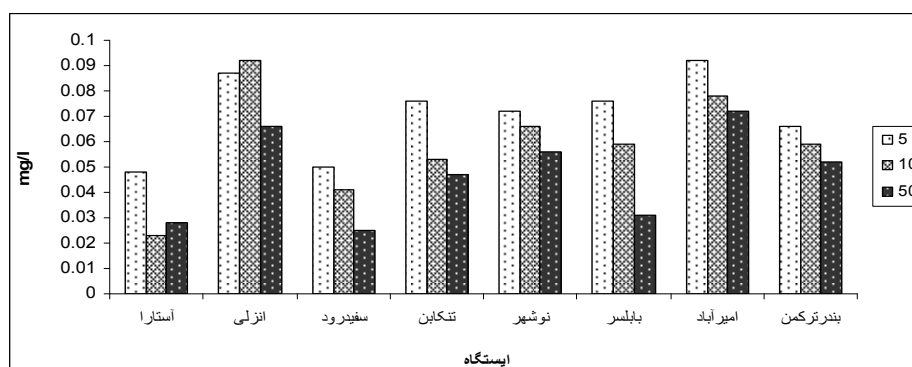
متوسط مقادیر اندازه گیری شده LAS در اعماق مختلف دارای اختلاف معنی داری نمی باشد. به طوری که در عمق ۵ متری ۰,۰۶۷، در عمق ۱۰ متری ۰,۰۶۱ و در عمق ۵۰ متری ۰,۰۶۵ میلی گرم بر لیتر برآورد شده است.



شکل ۳۷-۳ - نتایج سورفکتانت در ترانسکت های فصل بهار
* بار های انحراف نمودار ستونی بر اساس St Deviation

با توجه به شکل ۳۷-۳ حداکثر و حداقل مقادیر سورفکتانت در ترانسکت ها بترتیب مربوط به ترانسکت انزلی (۰,۰۸۴) و سفیدرود (۰,۰۴۴) تعلق داشت.

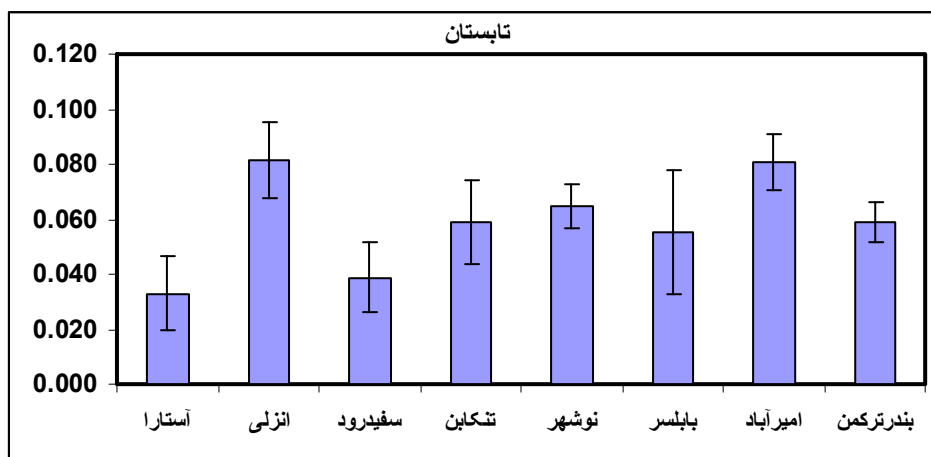
در فصل تابستان متوسط میزان LAS اندازه گیری شده در ایستگاههای هشت گانه ۰,۰۵۹mg/l بوده و ماکزیمم مقادیر در تمام اعماق مربوط به ایستگاه امیرآباد می باشد به طوری که در اعماق ۵ و ۱۰ متر به میزان ۰,۰۹۲mg/l و در عمق ۵۰m ۰,۰۷۲mg/l برآورد شده است. شکل ۳۷-۳ میزان تغییرات این فاکتور را در اعماق مختلف نشان می دهد.



شکل ۳۸-۳ - تغییرات غلظت شوینده ها در ایستگاه های ۸ گانه حوضه جنوبی دریای خزر - تابستان ۸۷

در این فصل حداقل مقادیر محاسبه شده در اعماق ۵m و ۱۰ در آستارا و در عمق ۵۰m در سفیدرود دیده شده است.

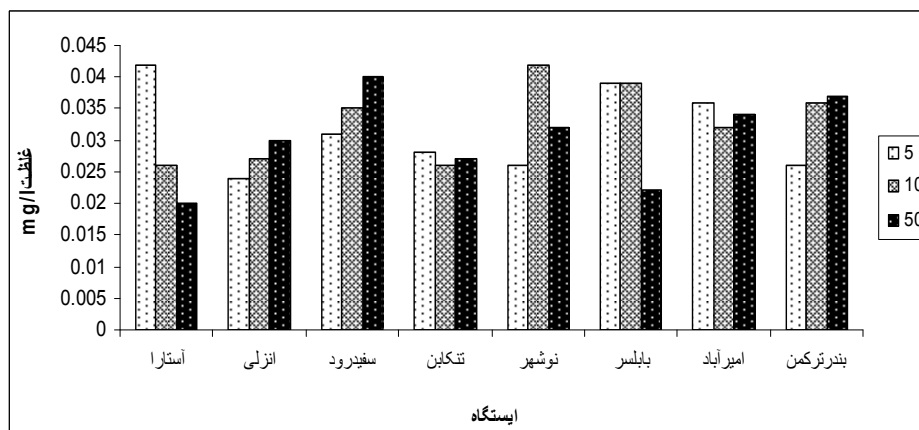
متوسط مقادیر عمق ۵m در این فصل ۰,۰۷۱mg/l و در عمق ۱۰m ۰,۰۵۹mg/l و در عمق ۵۰ متر ۰,۰۴۷mg/l بوده و از عمق به سطح کاهش قابل توجهی به چشم می خورد.



شکل ۳۹-۳- نتایج سورفکتانت در ترانسکت های فصل تابستان
* بار های انحراف نمودار ستونی بر اساس St Deviation

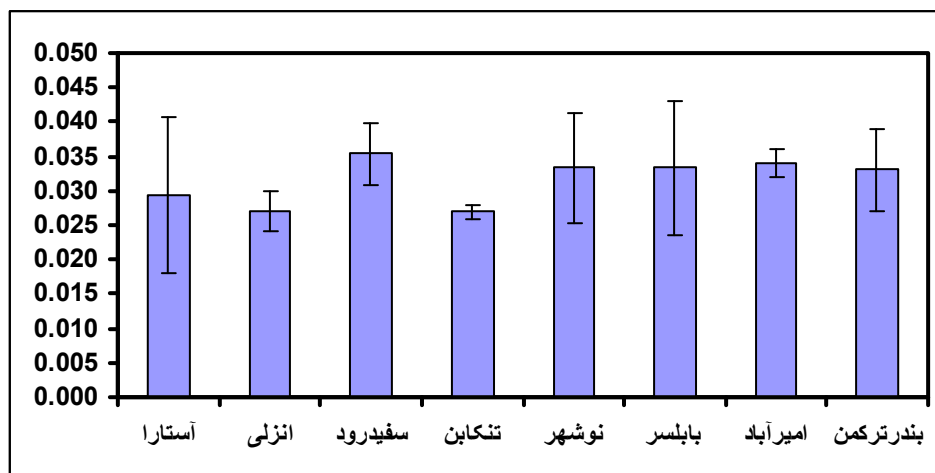
با توجه به شکل ۳۹-۳ حداکثر و حداقل مقادیر سورفکتانت در ترانسکت ها بترتیب ترانسکت انزلی (۰,۰۸۲) و آستارا (۰,۰۳۳) تعیین شد.

در فصل پاییز دامنه تغییرات از حداقل ۰,۰۲۰mg/l تا حداکثر ۰,۰۴۲mg/l بوده است و متوسط آن ۰,۰۳۲mg/l محاسبه شده است.



شکل ۴۰-۳- تغییرات غلظت شوبنده ها در ایستگاه های ۸ گانه حوضه جنوبی دریای خزر - پاییز ۸۷

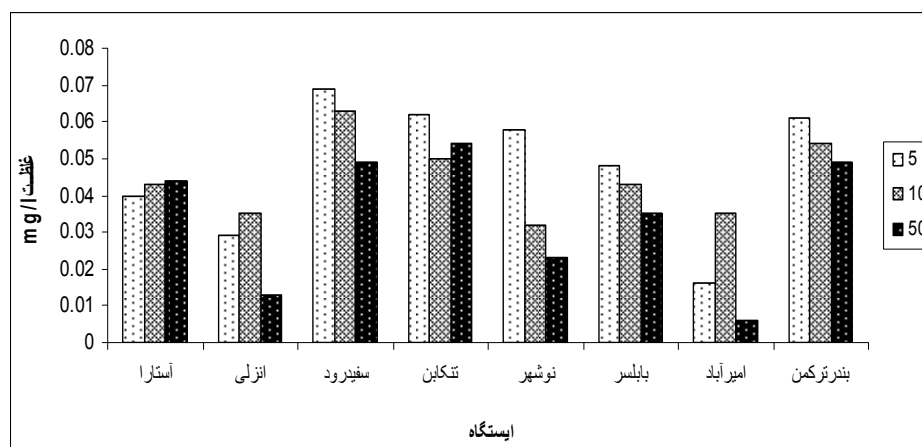
در بررسیهای عمقی نیز اعماق مختلف اختلاف معنی داری را نشان نداده اند. به طوری که در عمق ۵m دامنه نوسانات ۰,۰۲۴-۰,۰۴۲ mg/l و در عمق ۱۰ متری ۰,۰۲۶-۰,۰۴۲mg/l و در عمق ۵۰ متری ۰,۰۲-۰,۰۴mg/l بوده است. (شکل ۳-۳۸)



شکل ۳-۴۱ - نتایج سولفونامیدها در ترانسکت های فصل پاییز
* بار های انحراف نمودار ستونی بر اساس St Deviation

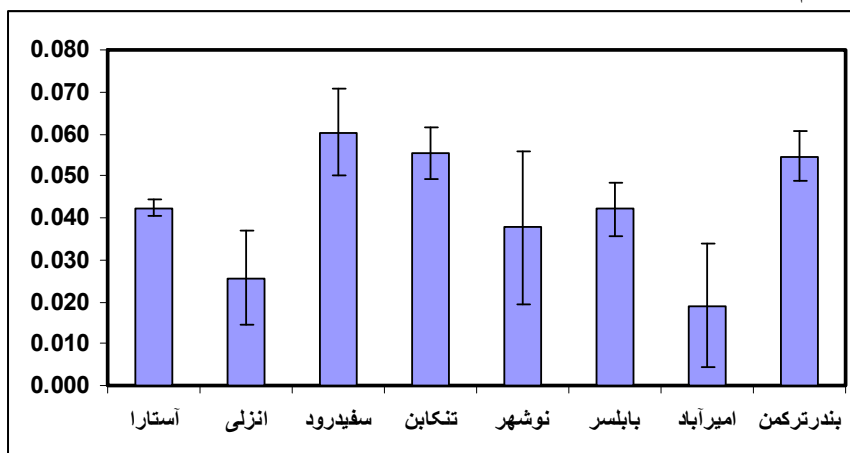
با توجه به شکل ۳-۴۱ حداکثر مقادیر مربوط به ترانسکت سفید رود (۰,۰۳۵) و حداقل مقادیر مربوط تنکابن و انزلی (۰,۰۲۷) تعیین شد.

در فصل زمستان متوسط میزان LAS به ۰,۰۴۲mg/l رسیده و ماکزیمم آن با ۰,۰۶۹mg/l مربوط عمق ۵m سفیدرود و مینیمم ۰,۰۰۶mg/l در عمق ۵۰m امیرآباد بوده است. (جدول ۳-۶۶)
در بررسیهای عمقی، عمق ۵m با ۰,۰۶۹mg/l در ایستگاه سفیدرود بیشترین میزان و با ۰,۰۱۶mg/l در امیرآباد کمترین میزان بوده است.



شکل ۳-۴۲ - تغییرات غلظت شوینده ها در ایستگاه های ۸ گانه حوضه جنوبی دریای خزر - زمستان ۸۷

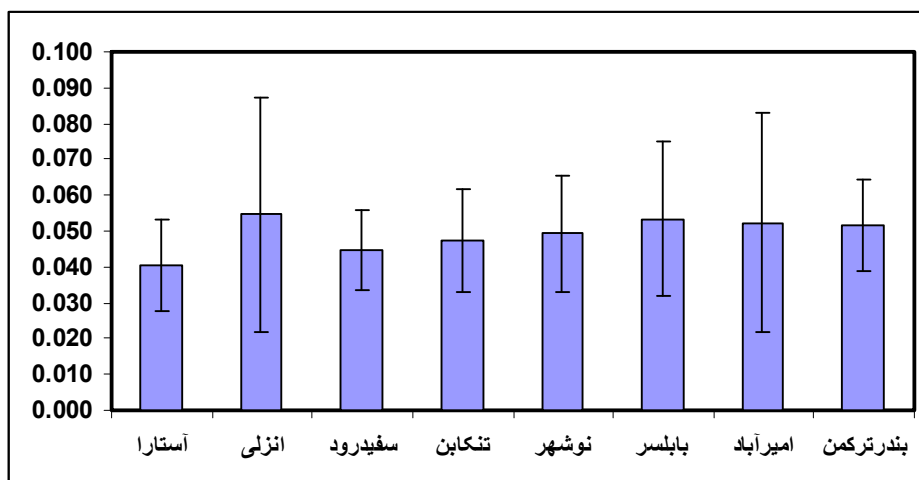
عمق ۱۰m حداقل را ۰,۰۳۲mg/l در نوشهر و حداکثر را ۰,۰۶۳mg/l در سفیدرود نشان داده است و در عمق 50m ماکزیمم و مینیمم مقادیر، به ترتیب ۰,۰۵۴mg/l و ۰,۰۰۶ در تنکابن و امیرآباد بوده است.



شکل ۴۳-۳- نتایج سورفکتانت در ترانسکت های فصل زمستان
* بار های انحراف نمودار ستونی بر اساس St Deviation

با توجه به شکل ۳-۴۳ حداکثر مقادیر سورفکتانت در ترانسکت ها مربوط به ترانسکت سفید رود (۰,۰۶۰) و حداقل مربوط به ترانسکت امیرآباد (۰,۰۱۹) تعیین شد.

بررسی ها بصورت کلی نشان میدهند میانگین غلظت شوینده ها (LAS) در کل ایستگاههای حوضه جنوبی دریای خزر در سال ۸۷ بمیزان ۰/۰۴۹ میلی گرم در لیتر بوده است. این مقدار نسبت به بررسیهای انجام شده در سال ۱۳۷۹ (لالویی و همکاران ۱۳۸۲) بیش از ۲ برابر افزایش داشت بطوریکه در مطالعه قبلی میزان آن ۰/۰۱۹ میلی گرم در لیتر بوده است.



شکل ۴۴-۳- نتایج سورفکتانت در ترانسکت هادر سال ۱۳۸۲
* بار های انحراف نمودار ستونی بر اساس St Deviation

با ملاحظه به شکل ۳-۴۴، متوسط مقادیر سورفاکتانت حوضه جنوبی دریای خزر در ترانسکت های هشتگانه در سال ۱۳۸۷، ترانسکت انزلی (۰,۰۵۵ mg/l) و ترانسکت آستارا (۰,۰۴۱ mg/l) از ماکزیمم و مینیمم مقادیر برخوردار بودند.

جدول ۶۵-۳- نتایج سورفاکتانت ها در ایستگاهها و آبهای سطحی
ستون ۵، ۱۰ و ۵۰ متر حوضه جنوبی دریای خزر

ترانسکت	ایستگاه	عمق	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
1	آستارا	5	0/048	0/048	0/042	0/04
		10	0/065	0/023	0/026	0/043
		50	0/061	0/028	0/02	0/044
2	انزلی	5	0/095	0/087	0/024	0/029
		10	0/047	0/092	0/027	0/035
		50	0/111	0/066	0/03	0/013
3	سفیدرود	5	0/042	0/05	0/031	0/069
		10	0/057	0/041	0/035	0/063
		50	0/034	0/025	0/04	0/049
4	تنکابن	5	0/05	0/076	0/028	0/062
		10	0/051	0/053	0/026	0/05
		50	0/045	0/047	0/027	0/054
5	نوشهر	5	0/07	0/072	0/026	0/058
		10	0/059	0/066	0/042	0/032
		50	0/057	0/056	0/032	0/023
6	بابلسر	5	0/084	0/076	0/039	0/048
		10	0/079	0/059	0/039	0/043
		50	0/086	0/031	0/022	0/035
7	امیرآباد	5	0/081	0/092	0/036	0/016
		10	0/075	0/078	0/032	0/035
		50	0/071	0/072	0/034	0/006
8	بندر ترکمن	5	0/066	0/066	0/026	0/061
		10	0/055	0/059	0/036	0/054
		50	0/058	0/052	0/037	0/049

۴- بحث

۱-۴- آلاینده فلزات سنگین

آب

در حال حاضر صنایع نقش مهمی در آلوده سازی منابع آبی کشور دارند و این امر بیشتر بدلیل تخلیه پسابهای حاصل از این صنایع به محیط های آبی می باشد. حفظ محیط زیست و ارج نهادن به قوانین ما را ملزم می سازد قبل از وارد ساختن ضایعات به محیط، بار آلودگی آنها را به حداقل برسانیم. از این میان صنایع تنها تعداد معدودی از آنها دارای سیستم تصفیه بوده و از میان این تعداد معدود تنها تعداد اندکی دارای سیستم نسبتا فعال و کامل هستند که بخوبی عمل می نمایند. طبق مطالعات بعمل آمده در پساب صنایع استخراج و معادن و صنعت رنگرزی، صنایع تولید شیمیایی و منسوجات و صنایع مرتبط با بنزین و ذغال سنگ فازات از جمله سرب، نیکل، کروم، کادمیم وجود دارد (حسینیان، ۱۳۸۱). شایان ذکر است اغلب صنایع در جوار چند رودخانه مهمی قرار دارند که به دریای خزر می ریزند. کارخانجات نساجی ۱ و ۲ و ۳ قائمشهر در کنار رودخانه سیاهرود، کارخانه فرش البرز در کنار رودخانه بابلرود، کارخانه تغلیظ سرب دونا، کارخانه تغلیظ باریت در جوار رودخانه چالوس، کارخانه چوکا در کنار رودخانه نوکنده قرار دارند. غالب واحدهای صنعتی استان گیلان از طریق رودخانه های گوهر رود و زرجوب به تالاب وارد شده و از آنجا به دریا منتقل می گردد. منابع دیگر ورود آلاینده، بطور مستقیم وارد دریای خزر می شود شامل تخلیه فاضلابهای شهری و خانگی شهرهای پرجمعیت ساحلی حاصل می شود.

نتایج فلزی این مطالعه در ایستگاه نوشهر، فلز کادمیم و جیوه غلظت بالاتری را نشان داد. بنظر می رسد وجود فلزات اشاره شده ناشی از منابع آلاینده صنایع و فاضلابهای شهری و خانگی فوق باشد. خروج پساب آلاینده نیروگاه نکا به دریا و آلوده نمودن هوا در محدوده وسیعی از دریا که با ریزش های جوی به دریا فرود می آیند. در این بررسیها میزان حداکثر فلز سرب و مس در ایستگاه امیرآباد با تبادل آب در نتیجه وزش باد و امواج دریا در طبقات بالایی رخ داده است.

بیشترین واحدهای صنعتی در نوار شهرهای ساحلی مربوط به شهرستانهای انزلی و بابلسر می باشند (ICZM, 1386). بدلیل عدم ساماندهی انواع مواد آلاینده شامل زباله های دیو شده بیمارستانی، مواد پوسیده فلزی و شیمیایی و

همچنین کود و سموم مصرفی کشاورزی همگی با نزولات جوی باسانی از طریق آبهای سطحی به دریا تخلیه می شوند از طرفی با ترابری دریایی و انتقال مواد نفتی توسط نفتکش ها و خطوط لوله دریایی و فعالیتهای صنایع نفت (حفاری و تولید) در اثر سوانح و ریخت و پاش نفت، مقادیر متناهی از آلاینده نفتی را به همراه دارد. مشتقات نفتی دریای خزر با درجه الویت حاوی مقادیر فلزات وانادیم، نیکل و آهن می باشند (اسماعیلی و همکاران، ۱۳۷۵). با توجه به وجود صنایع شیمیایی و صنایع نفت و گاز و پتروشیمی در روسیه و آذربایجان و آوردگاه رودخانه ولگا که جهت جریانها از سمت شمال غربی به جنوب شرقی دریا است بدلیل ژرفای زیاد در کرانه های ایران (خصوصا کرانه های غربی حوزه جنوبی) باعث کندی حرکت جریان شده بطوریکه منجر به تجمع انواع آلودگی های این دریاچه در این سواحل می شود. ابتدا نزدیک ترین ایستگاه کرانه های غربی حوزه جنوبی (آستارا) را تحت تاثیر قرار می دهد. در این ایستگاه مقادیر حداکثری فلز روی، نیکل و آهن را در حوزه جنوبی دیده شد.

جدول ۱-۴- حدود مجاز تخلیه فلزات به منابع آبی (مصوبه هیئت وزیران، ۱۳۸۴)

مقادیر فلزی آبهای سطحی اعماق ۱۰.۵ و ۵۰ مترسواحل جنوبی دریای خزر	حد مجاز تخلیه mg/l			فلز	ردیف
	کشاورزی مصرف	به آبهای زیر زمینی	به آبهای سطحی		
<۰,۰۵۲	۰,۰۵	۰,۱	۰,۱	کادمیم	۱
<۰,۰۵۱	۱	۱	۱	سرب	۲
<۰,۰۵۱	۲	۲	۲	روی	۳
<۰,۰۴۷	۰,۲	۱	۱	مس	۴
<۰,۲۴۵	۲	۲	۲	نیکل	۵
<۳,۶۰۶	۳	۳	۳	آهن	۶
-	۱	۱	۱	منگنز	۷
<۰,۰۱۲	۰,۰۵	۱	۱	کبالت	۸
-	۱	۱	۰,۵	کروم(۶)	۹
-	۲	۲	۲	کروم(۳)	۱۰

با نگاهی به جدول ۱-۴ نتایج اندازه گیری فلزات کادمیم، سرب، روی، مس، نیکل، آهن، کبالت و کروم در حدود مجاز تخلیه فلزات به آبهای سطحی نشان دادند. تنها در ایستگاه آستارا میزان آهن در فصل زمستان فراتر از حد مجاز (۳,۶ mg/l) تعیین شد.

دریای خزر یک سیستم منحصربفرد و لب شور و همچنین متفاوت از لحاظ ترکیبات نمک می باشد که ارزیابی معیارهای آلاینده گی بر پایه کیفیت آب همین دریا قابل تصدیق می باشد. لذا مقایسه با استانداردها در اینجا بایستی با احتیاط بکار گرفته شود. مع الوصف می توان اولین قدم در ارزیابی آلودگی دریای خزر برداشت. میزان غلظت فلزات سرب، روی، آهن، کروم، کادمیم و مس در مطالعات آبهای اعماق کمتر از ۱۰ متر سال ۸۳-۱۳۸۲ در حد قابل قبول برای زندگی آبزیان و نسبت به غلظت بحرانی کشورهای اروپایی، ژاپن و آمریکا کمتر نشان داده است (هاشمیان و همکاران، ۱۳۸۸).

در جدول ۲ استانداردها و ماکزیمم غلظت فلزات سنگین در آب آورده شد. نتایج فلزات سنگین (کادمیم ، کروم، مس، آهن، سرب، و روی) سواحل جنوبی دارای شرایط حفاظت شده و قابل قبول برای زندگی آبزیان بوده است. با مقایسه غلظت های بحرانی فلزات (اروپا، آمریکا و ژاپن) نتایج فلزات کادمیم، مس، سرب، روی، و جیوه در شرایط کنونی زیر حد غلظت بحرانی نشان می دهند. ولی قابل ذکر است در برخی ایستگاهها در زمانهای مختلف بصورت موردی بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی می باشد (جدول ۲-۴).

جدول ۲-۴- غلظت فلزات سنگین در آب برای مناطق تحقیق شده و استاندارد ها (بر حسب میلی گرم بر لیتر)

منبع	روی	سرب	آهن	مس	کروم	جیوه	کادمیم	مناطق و استانداردها
Gardiner & Mance , 1984	۴۰	۲۵		۵	۱۵		۵	ماکزیمم سطح قابل قبول برای زندگی آبزیان (MPL)
Anon.,2001	۴۰	۲۵	۱۰۰۰	۵	۱۵		۲,۵	حفاظت از حیات آب شور
SACs Project,2001						۰,۰۰۰۵	۰,۰۰۵	UK Marine(Estuary)
تحقیق کنونی	Nd-۰,۰۵۱	Nd-۰,۰,۰۵۱	Nd- ۳,۶۰۶	Nd-۰,۰۴۷	-	Nd-۰,۰۵۸	Nd-۰,۰۵۲	آبهای سطحی (۵، ۱۰ و ۵۰ متر) حوزه جنوبی دریای خزر

رسوبات

آزمونهای آماری (One Way ANOVA) میزان فلزات سنگین در رسوبات اعماق کمتر از ۱۰ متر سال ۱۳۷۸ بین فلزات سرب، مس، روی، آهن، کروم، کادمیم در فصول مختلف اختلاف معنی داری دیده شد و همچنین میزان فلزات سرب، آهن و مس در ایستگاههای اعماق کمتر از ۱۰ متر معنی دار بوده است (لالویی و همکاران، ۱۳۸۳).

آزمونهای آماری (Kruskal-Wallis) نشان داد میزان غلظت فلزات آهن، کبالت، مس، نیکل و کروم در ترانسکت های نمونه برداری (آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد، ترکمن) تفاوت معنی داری دیده شد. از نظر میزان تجمع فلزات در رسوبات سطحی، همگنی بین ترانسکتها (آزمون Student-Newman-Keuls) (SNK) بشرح زیر تعیین شد.

- فلز آهن

گروه ۱: ترانسکت تنکابن. گروه ۲: ترانسکت های آستارا، انزلی، سفیدرود، نوشهر، بابلسر و امیرآباد. گروه ۳: ترانسکت ترکمن تقسیم بندی شد.

رتبه بندی ترانسکت ها بر حسب مقادیر برای فلز آهن بشرح زیر بود

ترکمن > آستارا، انزلی، سفیدرود، نوشهر، بابلسر و امیرآباد > تنکابن

- فلز کبالت

گروه ۱: ترانسکت سفیدرود. گروه ۲: ترانسکت های آستارا، تنکابن. گروه ۳: ترانسکت انزلی، بابلسر، نوشهر. گروه ۴: ترانسکت امیرآباد. گروه ۵: ترانسکت ترکمن تقسیم بندی شد.

رتبه بندی ترانسکت ها بر حسب مقادیر برای فلز کبالت بشرح زیر بود

ترکمن > امیرآباد > بابلسر، نوشهر، انزلی > آستارا، تنکابن > سفیدرود

- فلز مس

گروه ۱: ترانسکت انزلی. گروه ۲: ترانسکت های آستارا، سفیدرود، تنکابن. گروه ۳: ترانسکت های نوشهر و بابلسر. گروه ۴: ترانسکت امیرآباد و ترکمن تقسیم بندی شد.

رتبه بندی ترانسکت ها بر حسب مقادیر برای فلز مس بشرح زیر بود

ترکمن، امیرآباد > بابلسر، نوشهر، > تنکابن، آستارا، سفیدرود > انزلی

- فلز نیکل

گروه ۱: ترانسکت های آستارا، انزلی. گروه ۲: ترانسکت های سفیدرود، تنکابن. گروه ۳: ترانسکت های بابلسر، نوشهر، امیرآباد و ترکمن تقسیم بندی شد.

رتبه بندی ترانسکت ها بر حسب مقادیر برای فلز نیکل بشرح زیر بود

ترکمن ، امیرآباد، نوشهر، بابلسر > تنکابن ، سفیدرود > آستارا ، انزلی

- فلز کروم

گروه ۱: ترانسکت های انزلی و سفیدرود. گروه ۲: ترانسکت های آستارا ، تنکابن و بابلسر. گروه ۳: ترانسکت های نوشهر، امیرآباد و ترکمن تقسیم بندی شد.

رتبه بندی ترانسکت ها بر حسب مقادیر برای فلز کروم بشرح زیر بود

ترکمن ، امیرآباد، نوشهر > بابلسر، تنکابن ، آستارا > سفیدرود ، انزلی



شکل ۱-۴- دندروگرام آنالیز خوشه ای به منظور گروه بندی فلزات تجمع یافته در رسوبات منطقه مطالعاتی

با در نظر گرفتن شکل شماره ۱-۴ بجز Fe که بصورت مجزا قرار می گیرد، سایر عناصر در یک گروه قابل طبقه بندی می باشند.

گروهی از فلزات (Fe, V, Zn, Co, Ni, Mn, Cr, Pb, Cu) با مواد دانه ریز شده پیوستگی دارند و همچنین رسوبات ریز گل/سیلت/رس حاوی مواد آلی آلودگی ها رایبتر از رسوب نسبتا دانه درشت ماسه ایی در خود نگه می دارند. بنابر این مکانهایی که رسوبات دانه ریز ته نشین شده باشند بارگذاری احتمالی فلزات سنگین را

افزایش می دهند (Mora et al., 2004; Everaarts, 1993). بنابراین تجمع بالای برخی فلزات در قسمت دانه ریز رسوبات مناطق جنوبی دریای خزر را می توان توجیه نمود.

آزمونهای آماری (Kruskal-Wallis) نشان داد که میزان فلزات (سرب، روی، آهن، کبالت، نیکل، جیوه و کروم) در فصول مختلف اختلاف معنی داری وجود دارد. گروههای همگن فصول برای فلزات مختلف بشرح زیر تفکیک گردید.

- سرب

گروه ۱: فصل بهار. گروه ۲: فصول تابستان، زمستان، پاییز

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست زمستان، پاییز، تابستان > بهار

- روی

گروه ۱: فصول بهار، پاییز. گروه ۲: فصول تابستان، زمستان

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست پاییز، بهار > زمستان، تابستان

- آهن

گروه ۱: فصول بهار، زمستان. گروه ۲: فصول تابستان، پاییز

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست زمستان، بهار > تابستان، پاییز

- کبالت

گروه ۱: فصول بهار، تابستان. گروه ۲: فصول پاییز، زمستان

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست پاییز، زمستان > بهار، تابستان

- نیکل

گروه ۱: فصول بهار، تابستان، پاییز. گروه ۲: فصل زمستان

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست زمستان، پاییز، تابستان > بهار

- جیوه

گروه ۱: فصل بهار. گروه ۲: فصول تابستان، پاییز، زمستان

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست بهار > زمستان، پاییز، تابستان

- کروم

گروه ۱: فصل بهار. گروه ۲: فصول تابستان، پاییز

رتبه بندی فصول بترتیب نزولی از چپ به راست بهار > پاییز، تابستان

فلزات آرسنیک، کروم و نیکل در دریای خزر غلظتهایی فراتر از کیفیت راهنمای استاندارد رسوبات کانادا (ISQG, 1995) نشان داده است یک چنین فلزاتی تا درجه زیادی زمینه طبیعی داشته اما فعالیت های انسانی از جمله معدنکاوی ممکن است غلظت ها را افزایش دهد (Mora et al., 2004). در شرایط فعلی متوسط مقادیر فلزی روی، مس، کروم، جیوه در جدول ۳ فراتر از کیفیت راهنمای استاندارد کانادا (ISQG, 1995) در سال ۱۳۸۷ بوده است (جدول ۳-۴).

توزیع فراوانی داده های فلزی در رسوبات انجام گردید. باتوجه به نتایج، درصد فراوانی داده ها برای فلزات فوق بترتیب روی (۵۰ درصد)، مس (۱۴ درصد)، کروم (۲۶ درصد)، جیوه (۸۹ درصد) زیر حد مقادیر کیفیت راهنمای استاندارد (استاندارد کانادا) و فلز نیکل (۶ درصد) زیر حد مقادیر دامنه اثرات متوسط تعیین شد.

تجمع قابل ملاحظه فلزات کبالت، مس و کروم در ترانسکت های رسوبی سفیدرود و انزلی در مقایسه با ۶ ترانسکت دیگر (ترکمن، امیرآباد، بابلسر، نوشهر، تنکابن و آستارا) و تجمع نیکل در ترانسکت های رسوبی سفیدرود و آستارا در مقایسه ۶ ترانسکت دیگر (ترکمن، امیرآباد، بابلسر، نوشهر، تنکابن و انزلی) مشهود بود ($P \leq 0.05$). نتایج فوق بنظر می رسد پسابهای شیمیایی و صنعتی استان گیلان از طریق رودخانه های گوهر رود و زرجوب و نوکنده تا عمق ۵۰ متر رسوبات این مناطق را تحت تاثیر قرار داده است. با برآورد نسبی سطح متوسط مقادیر فلزات (مس و کروم) در ترانسکت انزلی بترتیب بیش از ۲,۴ و ۲,۶ برابر کیفیت راهنمای استاندارد کانادا (ISQG, 1995) تعیین شد (جدول ۳-۴).

الگوی توزیع غلظت فلزات نیکل، کروم، مس تحت تاثیر اندازه دانه بندی رسوبی آشکار گردید. غلظتهای بالا در جمهوری آذربایجان و جمهوری اسلامی ایران منعکس کننده ته نشست درصدی از مواد معدنی رس در مواد رسوبی است (Mora et al, 2004). تجمع فلزات کبالت، نیکل، مس و کروم تا حدی می تواند زمینه طبیعی (بویره در ترانسکت سفیدرود) باشد.

در بررسیهای رسوبی انجام گرفته توسط (Mora et al, 2004) حداکثر دامنه تغییرات غلظت عناصر (کبالت، کروم، آهن، منگنز و روی) مربوط به سواحل جمهوری اسلامی ایران و حداکثر دامنه تغییرات غلظت عناصر (مس، جیوه، نیکل و سرب) به سواحل جمهوری آذربایجان و حداکثر دامنه غلظت فلز کادمیم به سواحل قزاقستان تعلق داشت. با توجه به وجود صنایع شیمیایی و صنایع نفت و گاز و پتروشیمی در روسیه و آذربایجان و آوردگاه رودخانه ولگا که جهت جریانها از سمت شمال به شمال غربی و از آنجا به جنوب شرقی دریا روان است بدلیل ژرفای زیاد در کرانه های ایران باعث کندی حرکت جریان در سواحل ایرانی شده بطوریکه منجر به تجمع آلودگی های پایدار فلزی در این سواحل می شود. در تحقیق کنونی نیز نتایج فلزات (آهن، روی، کبالت و کروم (تا عمق ۵۰ متر) با دامنه تغییرات بالا و حتی فراتر از نتایج مطالعات CEP اندازه گیری شده است.

غلظت جیوه در تعدادی ایستگاههای جمهوری آذربایجان (بویژه جنوب باکو) بطور قابل ملاحظه ای بیش از اثرات دامنه پایین (ERL) نشان داد. نتایج بدست آمده متاثر از ورودی فعالیتهای انسانی بود (Mora et al, 2004). در شرایط کنونی تا عمق ۵۰ متر (در ۸ ترانسکت) حوزه جنوبی غلظت جیوه در ۸۰ درصد نمونه ها مقادیری کمتر از کیفیت راهنمای استاندارد (۰,۱۳ میکروگرم بر گرم) دیده شد. نتایج بدست آمده سه برابر کمتر از مقدار گزارش شده توسط Mora و همکاران در سواحل آذربایجان می باشد. متوسط نتایج بدست آمده در سواحل حوزه جنوبی (تا عمق ۵۰ متر) در حدود مقادیر (ERL) و کمی بالاتر از استاندارد کانادا می باشد. در دو ایستگاه امیرآباد (۵ متر) و آستارا (۱۰ متر) حداکثر مقادیر را نشان داده است. بنظر می رسد در ایستگاه آستارا بواسطه جریانات شمال غربی (آذربایجان) از خلیج باکو بطرف اولین ایستگاه حوزه جنوبی (آستارا) را تحت تاثیر خود قرار داده است.

چند فلز (نقره، کادمیم و سرب) در رسوبات دریای خزر در سطح نسبتا پایین قرار داشته که نگرانی زیست محیطی مطرح نیست (Mora et al, 2004). در شرایط کنونی تجمع فلزات (کادمیم، سرب) در ۸ ترانسکت رسوبی حوزه جنوبی تا عمق ۵۰ متر در سطح نسبتا پایین و زیر حد کیفیت راهنمای استاندارد کانادا (ISQG) قرار دارد (جدول ۳-۴).

مطالعات انجام شده فلزات سنگین در رسوبات اعماق کمتر از ۱۰ متر سال ۱۳۷۸ دامنه تغییرات فلزات سرب (۱-۷۶)، مس (۲-۲۳)، روی (۱۰-۴۲۲)، کروم (۱-۳۲۲)، کادمیم (< ۳۰) میکروگرم بر گرم و میزان تجمع آهن (۲/۵-۱۴/۳۰) درصد نشان داد (لالویی و همکاران، ۱۳۸۳).

جدول ۳-۴- مقایسه نتایج فلزات سنگین در دهه گذشته و رسوبات کنونی حوزه جنوبی دریای خزر و استانداردهای آمریکا (NOAA) کانادا (ISQG) در دامنه های مختلف

پارامتر	استانداردهای مختلف بر حسب ppm وزن خشک							سال ۱۳۷۸	سال ۱۳۸۷
	ANZECC/ ARMCANZ Low	ANZECC/ ARMCANZ High	*EPA 3050	ERL	ERM	ISQG	PEL	(آستارا- ترکمن) (اعماق کمتر از ۱۰ متر)	(آستارا- ترکمن) (تعمق ۵۰ متر)
Pb	۵۰	۲۲۰	۳۳	۴۷	۲۲۰	۳۰,۲	۱۱۲	۱۹	۱۳
Zn	۲۰۰	۴۱۰	-	۱۵۰	۴۱۰	۱۲۴	۲۷۱	۶۴	۱۷۷
Cu	۶۵	۲۷۰	۳۲	۳۴	۲۷۰	۱۸,۷	۱۰۸	۱۸	۳۲
Cr	۸۰	۳۷۰	-	۸۱	۳۷۰	۵۲,۳	۱۶۰	۵۱	۷۶
Ni	۲۱	۵۲	-	۲۱	۵۲	-	-	-	۴۱
Co	-	-	-	-	-	-	-	-	۱۳
Cd	۱,۵	۱۰	۰,۹۹	۱,۲	۹,۶	۰,۷	۴,۲	۵	Nd
%Fe	-	-	۰,۲	-	-	-	-	۶	۳
Hg	-	-	-	۰,۱۵	۰,۷۱	۰,۱۳	۰,۷	-	۰,۱۵

ERL=Effects Range Low, ERM=Effects Range Medium, ISQG=Canadian Interim Marian Sediment Quality Guideline, PEL=Probable effects Level,

*Helling et al,1990 , ANZECC/ARMCANZ=. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council.

ماهیان

در این مطالعه غلظت ۹ فلز (Ni و Hg ,Co,Cr,Zn, Fe, Cd, Pb ,Cu) در عضله ماهی کفال پوزه باریک (*Mugilidae Liza Saliens*) و ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) اندازه گیری شد. در سال ۲۰۰۰ و ۲۰۰۲ غلظت ۱۳ عنصر در عضله چند گونه از ماهیان سواحل کشورهای جمهوری اسلامی ایران (*Rutilus frisii kutum*) ، قزاقستان (*Neogobius fluviatilis , caspicus Rutilus rutilus*) ، آذربایجان (*Neogobius melanostomus , Clupeonella delicatula*) و ترکمنستان (*Neogobius sp*) اندازه گیری شد. در این مطالعات بالاترین مقادیر مربوط به فلز روی و پس از آن مس ، سلنیم ، منگنز و کبالت بودند ، در حالی که سطح عناصر سمی (نقره ، کادمیم ، تالیم و سرب) نسبتاً کم بود (Anan et al,2005). در تحقیق کنونی نیز فلز روی بالاترین مقدار در عضله ماهی کفال دیده شد و پس از آن فلزات آهن، مس، سرب، کادمیم، نیکل، جیوه و کبالت دیده شدند ($P \leq 0.0001$). تنها غلظت فلز

کبالت در عضله ماهی کفال زیر حد تشخیص دستگاه بود. کلیه مقادیر فلزات سرب، نیکل، کبالت و کادمیم در ماهی سفید زیر حد تشخیص دستگاه نشان داد. همبستگی بین فلز سرب تجمع یافته در عضله ماهی کفال با فلز کادمیم و مس رابطه مستقیم معنی دار دیده شد (سطح ۰,۰۵) همبستگی بین فلز روی تجمع یافته در عضله ماهی سفید و ماهی کفال با فلز آهن رابطه مستقیم معنی دار دیده شده است (سطح ۰,۰۱). همچنین همبستگی بین فلز آهن تجمع یافته در عضله ماهی سفید با فلز جیوه رابطه غیر مستقیم معنی داری دیده شده است (سطح ۰,۰۵). تجمع فلز جیوه در بافت عضله ماهی سفید بین دو جنس نر و ماده اختلاف معنی دار نشان داد ($P \leq 0.031$).

در سواحل ایرانی تقریباً مقادیر فلزی در میان ۴ گونه از ماهیان بررسی شده متفاوت بود. در این مطالعه، ماهی کلمه (Caspian roaches) بنتوپلاژیک و نیمه مهاجر که تغذیه آن عمدتاً از نرم تن است. گونه های گاو ماهی (Gobies) از بنتیک تغذیه می کنند، در حالی که گونه های کیلکا (Caspian sprats) پلاژیک و از زئوپلانکتون دریا تغذیه می نمایند. ماهیان سفید (Kutums) بنتوپلاژیک و آنادروم هستند. سطوح عناصر جزئی با تغییر در ماهیان مختلف متفاوت و بسته به عوامل مختلف از جمله زیستگاه ها، رفتار تغذیه ای و حتی مهاجرت در همان منطقه متفاوت است (Rome'o et al, 1999 و Andres et al, 2000 و Canli and Atli, 2003). در بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلزات سرب ($P \leq 0.0001$)، روی ($P \leq 0.0001$)، مس ($P \leq 0.0001$)، نیکل ($P \leq 0.032$)، آهن ($P \leq 0.0001$) و جیوه ($P \leq 0.197$) در بافت عضله اختلاف معنی داری نشان داد. در این مطالعه ماهی کفال (*Mugilidae Liza Saliens*) دریایی و دیتريت خوار، ماهی سفید (*Rutilus frisii kutum*) آنادروم و بنتوپلاژیک هستند.

نتایج عناصر فلزی در انواع خانواده کپور ماهیان (Cyprinidae) و کفال ماهیان (Mugilidae) در مناطق جغرافیایی مختلف در جدول ۴-۴ و ۴-۵ درج شده است.

با توجه به جدول ۴-۴ میزان فلز سرب در عضله ماهی سفید در منطقه فرح آباد ناچیز و با مقادیر این فلز در کل سواحل جنوبی دریای خزر مطابقت می نماید. بطوریکه غلظت فلز سرب در ماهی سفید دریای خزر در مقایسه با ماهی سفید آتلانتیک جنوبی و سایر کپور ماهیان در سایر مناطق جغرافیایی کمتر نشان داده است. اما فلز سرب در ماهی کفال سالینس (جدول ۴-۵) مقادیری بالاتر از ماهی کفال اوراتوس در دریای خزر و آتلانتیک جنوبی و غلظت کمتری نسبت به کفال سفالوس در دریای مدیترانه و یک گونه کفال در آبهای مصر دیده شد.

در جدول ۴-۴ میزان فلز روی و مس در عضله ماهی سفید در منطقه فرح آباد مقادیر بسیار کمتری نسبت به کل سواحل جنوبی دریای خزر و سایر مناطق جغرافیایی نشان می دهد ولی غلظت فلز روی و مس در ماهی کفال

پوزه باریک (جدول ۴-۵) مقادیر بالاتری نسبت به سایر گونه ها از جمله اوراتوس دریای خزر و سایر گونه ها در سایر مناطق جغرافیایی نشان داده است.

میزان تجمع فلزات نیکل، کبالت، کادمیم و آهن در عضله ماهی سفید در تحقیق کنونی در حد ناچیز و در حد سایر ایستگاههای مناطق حوزه جنوبی خزر و کمتر از سایر گونه های خانواده کپور ماهیان در سایر مناطق آبی اندازه گیری گردید. در حالیکه میزان تجمع فلزات نیکل کبالت، کادمیم و آهن در عضله ماهی کفال سالیس از سایر گونه های کفال در سایر مناطق جغرافیایی بیشتر بوده است.

غلظت جیوه در بافت عضلانی ماهی سفید منطقه فرح آباد در مقایسه با سایر ایستگاههای مناطق حوزه جنوبی مقادیری کمتر نشان داده است. در عضله ماهی کفال پوزه باریک نیز از سایر گونه ها در آتلانتیک جنوبی مقادیر کمتری دیده شد.

جدول ۴-۴- مقایسه غلظت های فلزات سنگین در بافت عضلانی کپور ماهیان در نقاط مختلف دنیا (بر حسب ppm وزن خشک)

منابع	Fe	Hg	Cd	Co	Ni	Cu	Zn	Pb	منطقه جغرافیایی	گونه مورد مطالعه
تحقیق کنونی (سال ۸۷)	۰,۰۰۸	۰,۰۰۱۶	< ۰,۰۰۴	nd	< ۰,۰۴۸	۰,۰۱۳	۰,۴۰	< ۰,۰۱۲	فرح آباد ساری	<i>Rutilus fressi kutum</i> (ماهی سفید)
Anan et al, 2005	-	۰,۱۹	۰,۰۰۱	۰,۰۰۹	-	۱,۰۱	۱۷,۲	۰,۰۰۸	کل سواحل جنوبی دریای خزر	<i>Rutilus fressi kutum</i> (ماهی سفید)
Zeynaly et al, 2009	۷۳,۵۹	-	-	-	-	۳,۶۹	۳۷,۹۹	-	Southern Atlantic of Spin	<i>Rutilus fressi kutum</i> (ماهی سفید)
Zeynaly et al, 2009	۹۴,۷۸	-	-	-	-	۳,۳۹	۷۳,۸۱	-	Southern Atlantic of Spin	<i>Cipirus carpio</i> (کپور معمولی)
Bosnir et al, 2003	-	-	۱۰	-	-	-	-	۱۲۵	Jarun lake of Zagreb	<i>Cyprinidae</i> (خانواده کپور ماهیان)
Dobrowolski and Skowrońska, 2006	-	-	۵,۰۸	-	-	-	-	۱۶,۹	Man-made of Zemborzyce reservoir (lublin, poland)	<i>Abramis brama</i> (ماهی سیم)
Dobrowolski and Skowrońska, 2006	-	-	۴,۲	-	-	-	۵۵۶۵	۲۷,۲	Man-made of zemborzyce (lublin, poland)	<i>Rutilus rutilus</i> (ماهی کلمه)
Karadede and Unlu, 2000	۱۱,۵۱	nd	nd	nd	Nd	۲,۲۳	۹,۷۲	nd	Ataturk Dam Lake, Turkey	<i>Cipirus carpio</i> (کپور معمولی)

علامت - نشان دهنده فقدان اطلاعات.

* ($\mu\text{g g}^{-1}$ wet weight)

جدول ۵-۴- مقایسه غلظت های فلزات سنگین در بافت عضلانی کفال ماهیان در نقاط مختلف دنیا (بر حسب ppm وزن خشک)

گونه مورد مطالعه	منطقه جغرافیایی	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Cd	Hg	Fe	منابع
<i>Liza Saliens</i>	سواحل جنوب شرقی دریای خزر	۲,۶۳	۲۱۷,۸۱	۱۰,۸۳	۰,۴۰۹	nd	۰,۶۳۱	۰,۰۰۱۳	۱۲۵,۶۴	تحقیق کنونی (سال ۱۳۸۷)
<i>Lizza auratus</i>	سواحل جنوبی دریای خزر	۲,۳۱	۱۴,۳۳	۱,۰۰	-	۳,۰۷	۰,۳۲		۲۹,۵۴	واردی، ۱۳۸۵ ، امینی رنجبر و ستوده نیا، ۱۳۸۴
<i>Mugil auratus</i>	سواحل جنوبی دریای خزر	-	۴۳,۴۶	۳,۱۴	-	-	-	-	۸۱,۱۱	Zeynaly et al, 2009
<i>Lizza aurata(Bacuta)</i>	Southern Atlantic of Spin	۰,۰۳	۶۰,۰۷	۰,۰۵	۰,۰۷۰	-	۰,۰۳۰	۰,۰۱۳	۵,۴۰	Usero et al, 2003
<i>Lizza aurata (Lieber)</i>	Southern Atlantic of Spin	۰,۰۳	۸,۴۱	۰,۰۶	۰,۰۲۴	-	۰,۰۲۱	۰,۰۱۳	۷,۱۳	Usero et al, 2003
<i>Lizza aurata (San Carlos)</i>	Southern Atlantic of Spin	۰,۰۴	۳,۸۷	۰,۰۲	۰,۰۲۱	-	۰,۰۱۳	۰,۰۱۰	۴,۱۱	Usero et al, 2003
<i>Lizza aurata (San Juan)</i>	Southern Atlantic of Spin	۰,۰۵	۳,۱۰	۰,۰۴	۰,۰۲۳	-	۰,۰۱۸	۰,۰۱۰	۴,۳۳	Usero et al, 2003
<i>Mugil cephalus</i>	Northeast Mediterranean Sea	۵,۳۲	۳۷,۳۹	۴,۴۱	-	-	۰,۶۶	-	۳۸,۷۱	Canli,& Atli, 2003
<i>Mugil sp.</i>	Fayoum Governorate, Egypt	۶,۶	۱۶	۵,۷	-	-	۰,۷۳	-	-	Mansour & Sidky, 2002
<i>Lizza abu</i>	Ataturk Dam Lake, Turkey	-	۷,۷۴	۱,۳۶	nd	nd	-	-	۶,۸۸	Karadede et al, 2003

به منظور اعتبار بخشی، استاندارد های مجاز تعیین شده فلزات سنگین (در اتحادیه اروپایی، سازمان بهداشت جهانی، سازمان خواربار کشاورزی، انجمن بهداشت استرالیا، وزارت کشاورزی و شیلات و مواد غذایی انگلستان و چند کشور اروپایی و اداره غذا و دارو) با نتایج تحقیق کنونی در جدول ۶-۴ مقایسه شده است. میزان تجمع فلزات سرب، روی، مس، کادمیم، نیکل و جیوه در عضله ماهی سفید حوزه جنوبی خزر (منطقه فرح آباد) در حد ناچیز و با ملاحظه به جدول، پایین تر از حد مجاز اتحادیه اروپایی، سازمان بهداشت جهانی، انجمن بهداشت استرالیا، وزارت کشاورزی و شیلات و مواد غذایی انگلستان، اداره غذا و دارو و چند کشور دیگر (نیوزیلند، هنگ کنگ، دانمارک و سوئیس) بود.

در بافت عضلانی ماهی کفال پوزه باریک تجمع فلزات، جیوه با استانداردهای (WHO¹، EC، FDA، MAFF)، نیکل با استاندارد (WHO)، مس با استاندارد (FAO) مطابقت می نماید. فلز سرب پایین تر از مقادیر استانداردهای (WHO، MAFF، NHMRC) و چند کشور دیگر (نیوزیلند، هنگ کنگ، دانمارک و سوئیس) تعیین شد ولی مقادیری بالاتر از حدود مجاز (EC، FAO) نشان داد. تجمع فلز روی در بافت عضلانی کفال پوزه باریک پایین تر از حدود مجاز سازمان بهداشت جهانی و بالاتر از مقدار مجاز سازمان خواربار جهانی اندازه گیری شد.

میزان تجمع فلز کادمیم در بافت عضلانی ماهی کفال پوزه باریک پایین تر از حدود استانداردهای WHO و FAO و MAFF و New Zealand و Hong Kong و Denmark و بالاتر از حدود مجاز تعیین شده از سوی استانداردهای EC و NHMRC و Switzerland تعیین شد (جدول ۶-۴).

جدول ۶-۴- مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین ماهیان (سفید و کفال) دریای خزر با ماکزیمم غلظت قابل قبول چند فلز سنگین (بر اساس استانداردهای بهداشت جهانی، انجمن بهداشت استرالیا و ...)
(بر حسب میکرو گرم بر گرم وزن تر)

محل جغرافیایی و استانداردها	Pb	Zn	Cu	Cd	Ni	Hg	References
WHO ¹	۱,۵	۱۵۰	-	۰,۲	۰,۴	۰,۵	Biney & Ameyibor,1992; Madany et al.,1996
FAO	۰,۵	۴۰	۳۰	۰,۵	-	-	FAO,1983
EC	۰,۲	-	-	۰,۰۵	-	۰,۵	EC,2005
FDA ²	-	-	-	-	-	۱	Ruelle & Henry,1994
NHMRC ³	۱,۵	-	-	۰,۰۵	-	-	Maher,1986;Darmono& Denton,1990
MAFF ⁴	۲	-	-	۰,۲	-	۱	Merian,1991;Radojevic & Bashkin,199
New Zealand	۲	-	-	۱	-	-	Nauen,1983
Hong Kong	۶	-	-	۲	-	-	Nauen,1983
Switzerland	۱	-	-	۰,۱	-	-	Nauen,1983
Denmark	۲	-	-	-	-	-	Huss,1994
*Caspian Sea (پوزه باریک) (<i>Liza Saliens</i>)	۰,۶۳۲	۵۲,۲۷	۲,۶۰	۰,۱۵۲	۰,۰۹۶	۰,۰۰۰۳	تحقیق کنونی
*Caspian Sea (ماهی سفید) <i>Rutilus frisii kutum</i>	<۰,۰۱۲	۰,۰۹۷	۰,۰۰۳	<۰,۰۰۴	<۰,۰۱۱	۰,۰۰۰۳	تحقیق کنونی

*نتایج تحقیق کنونی برای مقایسه با استانداردها بر حسب وزن تر محاسبه شد.

- فقدان اطلاعات معتبر

۱- سازمان بهداشت جهانی

۲- اداره غذا و دارو

۳- انجمن بهداشت استرالیا

۴- وزارت کشاورزی، شیلات و مواد غذایی انگلستان

روش های متعددی به منظور برآورد خطرات بهداشتی بالقوه آلاینده ها پیشنهاد شده اند بطور عمده به اثرات سرطان زا و غیر سرطان زا تقسیم شده اند. برای مشاهده آلاینده های سرطان زا، یا پیش بینی در معرض غلظت

با حد نصاب مقایسه شده اثر عوارض جانبی و یا مقدار سمیت مرجع (TRV) به عنوان روابط اثر دوز تعیین شد (Solomon et al., 1996). تکنیک ارزیابی احتمالی خطر توسط تعدادی از محققان انجام شده است.

(Solomon et al., 1996 و Giesy et al., 1999 و Cardwell et al., 1999 و Hall et al., 1999 و Wang et al., 2002).

ارزیابی خطر سلامت بر اساس برآورد سیل خطر (THQ (Target Hazard Quotient) که نسبت دوز تعیین شده آلاینده به سطح دوز مرجع (R_{FD}) بیان می شود. اگر نسبت کمتر از ۱ باشد، خطر آشکاری وجود نخواهد داشت. در غیر اینصورت اگر دوز مساوی یا بزرگتر از R_{FD} باشد نگرانی خطرات سلامتی برای مردم در معرض آلودگی است (US EPA, 2000).

جدول ۷-۴- برآورد سیل خطر (Target Hazard Quotient) THQ با مصرف دو گونه ماهی اقتصادی دریای خزر برای فلزات مختلف در شمال ایران

گونه ماهی	بزرگسال					خردسال				
	Pb	Zn	Cu	Cd	Hg	Pb	Zn	Cu	Cd	Hg
(ماهی کفال پوزه باریک) <i>Liza Saliens</i>	۰,۱۹	۰,۲۱	۰,۰۸	۰,۱۹	۰,۰۰۰۸	۰,۴۹۶	۰,۵۴۷	۰,۲۰۴	۰,۴۷۶	۰,۰۰۲
(ماهی سفید) <i>Rutilus frisii kutum</i>	۰,۰۰۱	۰,۰۰۰۴	۰,۰۰۰۱	۰,۰۰۱	۰,۰۰۰۹	۰,۰۰۲	۰,۰۰۱	۰,۰۰۰۲	۰,۰۰۳	۰,۰۰۲
Total Fish (ترکیب ماهیان سفید و کفال)	۰,۰۹۷	۰,۱۰۷	۰,۰۴	۰,۱۲۲	۰,۰۰۰۹	۰,۲۴۹	۰,۲۷۴	۰,۱۰۲	۰,۲۳۹	۰,۰۰۲

THQ مورد مطالعه با جذب فلزات (Pb, Zn, Cu, Cd, Hg) از طریق مصرف ماهی (برای بزرگسالان و کودکان) در جدول ۷-۴ آمده است.

با محاسبه THQ نسبت دوز تعیین شده آلاینده به سطح دوز مرجع نسبت کمتر از ۱ را برای تمام فلزات در افراد بزرگسال و خردسال نشان داده است ($THQ < 1$). بنابراین خطر مصرف ماهی سفید برای سلامت افراد ناچیز و مشابه با نتایج بدست آمده ماهیان پرورشی تیانجین چین ($THQ < 1$) نشان داده است (Wang et al., 2005). با ملاحظه جدول فوق برآورد نتایج THQ در ماهی سفید بسیار کمتر از کفال پوزه باریک نشان می دهد. اگر بتهایی مصرف سرانه ماهی کفال به دو برابر برسد آنوقت سلامت مصرف ماهی برای افراد خردسال به حد آستانه می رسد.

باتوجه به اینکه بیشترین صید ماهیان استخوانی دریای خزر، ماهیان سفید (حدود ۶۵ درصد) و کفال (حدود ۳۰ درصد) است و ماهیان پرورشی (شامل کپور، آمور، فیتوفاگ، قزل آلا و...) نیز عمدتاً در برنامه غذایی مردم شمال کشور قرار دارد. بنابر این مصرف سرانه ۶ کیلوگرم، ترکیبی از ماهیان فوق می باشد و در برآورد THQ بایستی لحاظ گردد.

۲-۴-آلاینده نفتی

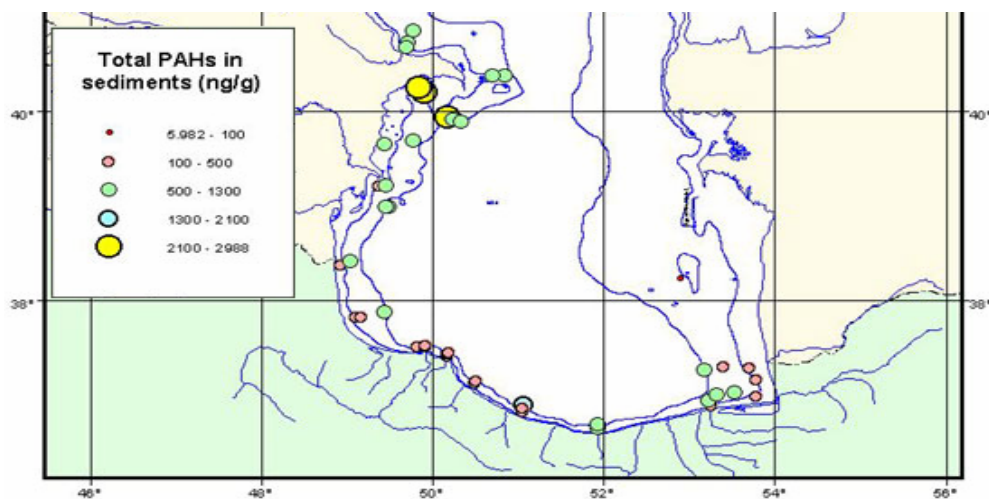
با نگاه به جداول و شکلها در میابیم که در اغلب ایستگاه ها مقادیر ترکیبات PAHs زیر حد تشخیص دستگاه (ND) بوده است که احتمالاً بدلیل تجزیه این ترکیبات به ترکیبات دیگر بوده است که بوسیله دستگاه GC قابل تشخیص نیستند. همانطور که (Neff, 1979) نیز گزارش کرد ترکیبات PAHs (به خصوص ترکیباتی با جرم ملکولی کم) در آب و رسوبات به عنوان ترکیبات مقاوم محسوب نمی گردد، زیرا این ترکیبات بوسیله فرآیندهای طبیعی به ترکیبات قطبی محلول تبدیل میشوند.

بطور کلی نفت در آب به صورت مختلف از قبیل فیلم روی سطح آب، محلول در آب، امولسیون و همچنین متصل به ذرات معلق وجود دارد. در این مطالعه از آنجاییکه نمونه برداری در زیر لایه سطحی صورت گرفت و همچنین با توجه به حلالیت بسیار کم هیدروکربورهای پلی آروماتیک در آب می توان اظهار نمود که نفت موجود در نمونه ها به دو صورت امولسیون و متصل به ذرات معلق در آب بوده است. در اکوسیستم آبی حضور شونده ها و ترکیباتی از این قبیل سبب امولسیون شدن نفت در آب می باشد. در دریای خزر میزان شونده ها در برخی ایستگاه ها به حد بحرانی نزدیک شده است. بنابراین امولسیون شدن نفت در ستون آبی دور از انتظار نمی باشد. تحقیق حاضر نشان داد بر اساس تست آماری بین ترکیبات پلی آروماتیک و شونده ها همبستگی وجود نداشته است که موید عدم حضور و یا حضور کم این ترکیبات به صورت امولسینه در آب می باشد. در خصوص مواد معلق که ترکیبات نفتی به آنها می چسبند می توان گفت که در ایستگاههای ساحلی که تحت تاثیر رودخانه ها و شستشوی سواحل قرار دارند اثر بیشتری دارد. نتایج این تحقیق نشان می دهد که مقادیر TPAHs در نوار ساحلی (عمق ۵ متر نسبت به عمق ۱۰ متر) در فصول بارندگی (بهار و زمستان) و پر آبی رودخانه ها به همراه شستشوی سواحل در مقایسه با نوار دور از ساحل بیشتر بوده است. بنابراین همانطوریکه در بالا توضیح داده شد

در این دو فصل (بهار و زمستان) ذرات معلق در آب نقش مهمی در افزایش مقادیر ترکیبات نفتی در ستون آبی داشته اند. بنظر میرسد توزیع و انتشار مواد نفتی در حوزه جنوبی دریای خزر به عواملی همچون: ۱- ورود این مواد از طریق رودخانه‌های ساحلی از قبیل سفیدرود، تجن، گرگانرود و ... ۲- شستشوی سواحل در اثر بارندگی فصلی ۳- تردد قایق، لنجها و کشتیها در بنادر مهم و دیگر نقاط ۴- چرخش توده آبی از منطقه باکو به سواحل ایران ۵- حرکت سیکلون بزرگ از شمال به جنوب دریای خزر، وابسته می باشد (Nasrollahzadeh and Malekshomali, 2002).

همچنین در ناحیه غربی خزر جنوبی ترکیبات PAHs بدلیل وجود پالایشگاه در این منطقه بالا بوده که می تواند بر حوزه جنوبی دریای خزر- سواحل ایران اثر بگذارد. نتایج این تحقیق نشان داد که ناحیه غربی دارای بیشترین غلظت این ترکیبات بوده است که این افزایش احتمالا" به دلیل حرکت توده آبهای آلوده منطقه باکوی آذربایجان از طریق چرخش سیکلونی به این منطقه میباشد.

(شکل ۱-۴) (Nasrollahzadeh and Malekshomali, 2002; Kaplin, 1995; کاپلین، ۱۹۹۱؛ نصراله زاده ساروی و ملک شمالی، ۱۳۷۵).



شکل ۱-۴ - تغییرات غلظت PAHs کل در نواحی خزر جنوبی در سال ۲۰۰۱ (CEP, 2002)

شایان ذکر است، در هر چهار فصل ترکیبات PAHs نیز در بنادر مهم شامل بندر انزلی و نوشهر مشاهده گردید که احتمالا" به دلیل تردد زیاد قایق ها و کشتی ها در این بنادر می باشد.

در فصل بهار ۱۳۸۳ مقادیر TPAHs کاهش چشمگیری داشته بطوریکه در فصل تابستان ۱۳۸۳ به حداقل مقدار رسیده است ولی در فصل پاییز این ترکیبات دارای افزایش بطنی بوده است (رستمی و همکاران، ۱۳۸۵).

اما در مطالعه ی حاضر بر خلاف سال ۱۳۸۳ مقادیر TPAHs در فصل بهار دارای حداکثر بوده است. همچنین در تابستان هر دو سال مقادیر TPAHs حداقل گزارش شده است و اینکه در فصل پاییز افزایش نسبی داشته است. زیرا مقادیر ماکزیمم در فصل سرما با توجه به حلالیت بیشتر مواد آلی در محیط سرد مشاهده گردیده است (رستمی و همکاران، ۱۳۸۵). نتیجه اینکه مقادیر این ترکیبات در برخی ایستگاه ها با توجه به آنالیز اولیه داده ها از مقدار حد آستانه (۱۰ ppb) بالاتر بوده است (Zhou and Maskaoui, 2003).

همچنین بر اساس نتایج تحقیقات حاضر مقادیر TPAHs در فصول بهار و زمستان بالاتر حد استاندارد و دیگر فصول کمتر از حد استاندارد بر آورد شده است. همچنین در فصول بهار و زمستان در اکثر ترانسکت ها مقادیر TPAHs بالاتر از حد مجاز اما در دو فصل دیگر این مقادیر در بیشتر ترانسکت ها کمتر بوده است.

جدول ۸- ۴- ترکیبات پلی آروماتیک (16PAHs) براساس استاندارد (EPA, 1985)*

(مندرج در رفرنس های اشاره شده در زیر نویس جدول)

ردیف	نوع ترکیبات	تعداد حلقه	خواص سمیت	طبقه بندی
۱	Naphthalene	۲	سمی غیر سرطانزا	L PAHs
۲	Acenaphthylene	۳	سمی غیر سرطانزا	L PAHs
۳	Anthracene	۳	سمی غیر سرطانزا	L PAHs
۴	Phenanthrene	۳	سمی غیر سرطانزا	L PAHs
۵	Fluorene	۳	سمی غیر سرطانزا	L PAHs
۶	Acenaphthene	۳	سمی غیر سرطانزا	L PAHs
۷	Benz(a)anthracene	۴	سرطانزایی ضعیف	H PAHs
۸	Chrysene	۴	سرطانزایی ضعیف - تومورژنیک	H PAHs
۹	Fluoranthene	۴	سرطانزایی ضعیف - تومورژنیک	H PAHs
۱۰	Pyrene	۴	سرطانزایی ضعیف - تومورژنیک	H PAHs
۱۱	Benzo(b)fluoranthene	۴	سرطانزایی معمولی	H PAHs
۱۲	Dibenz (a,h) anthracene	۵	-	H PAHs
۱۳	Benzo (k) fluoranthene	۵	سرطانزایی ضعیف	H PAHs
۱۴	Benzo(a)pyrene	۵	سرطانزایی بسیار شدید	H PAHs
۱۵	Indo(1,2,3-cd) pyrene	۶	سرطانزایی ضعیف یا تومورژنیک	H PAHs
۱۶	Benzo(ghi)perylene	۶	سرطانزایی ضعیف یا تومورژنیک	H PAHs

L PAHs: Low Molecular PAHs (group of PAHs < 4 rings)

H PAHs: High Molecular PAHs(group of PAHs ≥ 4 rings)

*(Ramirez, 1997, DeB Araki, 2000, Mayers, et al., 2001)

جدول ۹-۴- استاندارد PAHs در آب در کشورهای مختلف جهان

نام سازمانها	ترکیبات آروماتیک	غلظت PAHs در آب غیر شرب و شرب ($\mu\text{g/l}$)	مراجع
CEC	TPAH	۰/۲۰	Simko, 2003
British Columbia	BaP	۰/۱۰	WHO, 1996
CCME	BaP	۰/۰۱	Brook, 1995
U.S. EPA	BaP	۱/۶۰	Brook, 1995
	TPAH	۱۰	Zhou and Maskaoui, 2003

Council of European Communities (CEC), the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), the British Columbia Ministry of the Environment and the U.S. EPA.

غلظت PAHs در آب کمتر از رسوبات بوده ولی تنوع ترکیبات آنها در آب بیشتر بوده است. گرچه حلالیت این نوع ترکیبات در آب بسیار کم است ولی به دلیل وجود حلالها و دترجنتها چه بصورت طبیعی و غیر طبیعی و نیز وجود ذرات معلق در آب دریا، میزان TPAHs در برخی ایستگاهها و ترانسکتها قابل ملاحظه بوده است که احتمالاً به تخلیه ترکیبات نفتی از رودخانه به دریا و تردد قایقها و نشست مواد نفتی در آن منطقه نیز مرتبط می باشد.

این نوع ترکیبات براساس جرم مولکولی و تعداد حلقه‌های بنزنی به دو دسته PAHs با جرم مولکولی کم (< 4 rings) و جرم مولکولی بالا (≥ 4 rings) تقسیم می شود که ترکیبات دسته اول سمی می باشند ولی خاصیت سرطانزایی بالایی ندارند اما دسته دوم دارای خواص سرطانزایی و تومورژنیک متوسط تا قوی می باشند. با توجه به این نکته در آب دریا هر دو دسته از PAHs با غلظت کم در تمام ایستگاهها مشاهده می گردد ولی در رسوبات PAHs با جرم مولکولی کم دارای غلظت کمتر از دسته دوم می باشد که این امر بدیهی است زیرا در رسوبات دریا به دلیل وجود کفزیان و همچنین میکروارگانیزمهای پریکاریوتیک و یوکاریوتیک غلظت ترکیبات PAHs با جرم مولکولی کم کاهش می یابد (Daugoilis and McCracken, 2003). زیرا میکروارگانیزمها دارای توان تجزیه این دسته از PAHs می باشند البته عوامل دیگری از قبیل جابجایی و جذب فیزیکی توسط ارگانیزمها هم می توان براین مورد اثر بگذارد. نتایج حاصل از داده های رسوبات ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر موید بحث بالا میا شد بطوریکه نتایج نشان میدهد در اکثر ایستگاهها و فصول مختلف غلظت ترکیبات ۲ و ۳ حلقه ای آروماتیک در مقایسه با ترکیبات ۴، ۵ و ۶ حلقه ای، زیر حد تشخیص دستگاه بوده است.

از مقایسه غلظت ترکیبات PAHs رسوبات دو فصل بهار و تابستان در میابیم که تنوع این ترکیبات در ترانسکت های هشت گانه در فصل بهار (۱۰ متر) دو برابر فصل تابستان (۵ متر) بوده است، اگرچه ماکزیمم غلظت در فصل

تابستان مشاهده گردید. نتایج نشان داد که این ترکیبات در هر سه ناحیه غربی، مرکزی و شرقی در فصول بهار و پاییز مشاهده گردید اما در فصول تابستان و زمستان در برخی نواحی وجود داشت. از مقایسه TPAHs رسوبات دریای خزر با مقادیر استاندارد رسوبات NOAA در این گشت های دریایی در می یابیم که در تمامی ایستگاهها کمتر از حد مجاز برآورد شده است (Brooks, 1995).

جدول ۱۰- ۴: متوسط غلظت هیدروکربورهای نفتی آروماتیک (PAHs) در رسوبات نواحی مختلف جهان

منطقه	PAHs $\mu\text{g.g}^{-1} \text{dw}$	ترکیب	مرجع
فرانسه، دریای مدیترانه	۰/۰۰۳۶-۶/۹	(۱۸ ترکیب)	Baumard <i>et al.</i> , 1998
اسپانیا، دریای مدیترانه	۰/۰۰۱-۸/۴	(۱۸ ترکیب)	Baumard <i>et al.</i> , 1998
خلیج کانادا برزیل	۱/۵۷-۱۸/۴۴	(۲۳ ترکیب)	Lima, 1997
دریا بالتیک	۰/۰۱-۱/۸۷	(۱۱ ترکیب)	Witt, 1995
رودخانه دانوب	۰/۰۱-۳/۷	(۴ ترکیب)	Equipc cousteau, 1993
بوسفروس دریای سیاه، ترکیه	۰/۰۱۴-۰/۱۶۸	(۱۷ ترکیب)	Readman <i>et al.</i> , 1999
سوچی، دریای سیاه روسیه	۰/۰۵۸-۰/۳۶	(۱۷ ترکیب)	Readman <i>et al.</i> , 1999
اودسیا دریای سیاه اکراین	۰/۰۶۷-۰/۶۳	(۱۷ ترکیب)	Readman <i>et al.</i> , 1999
دریای سیاه	۰/۰۱۲-۳/۴	(۲۸ ترکیب)	Wakcham, 1996

مقادیر بدست آمده در این تحقیق را با تحقیقات برنامه محیط زیست دریای خزر (CEP) در سال ۲۰۰۲ مقایسه کرده ایم. نتایج نشان میدهد که مقادیر غلظتی این ترکیبات در این گشت های دریایی کمتر از سواحل آذربایجان، روسیه و ایران بوده است ولی از سواحل قزاقستان کمی بیشتر برآورد گردیده است (جدول ۱۱-۴). شایان ذکر است که نمونه های رسوب برداشتی در این تحقیق از عمق ۱۰ بوده است اما نمونه های رسوب مربوط به گشت های CEP فقط یک گشت و در اعماق بیش از ۱۰ متر (۱۰۰-۱۰ متر) صورت پذیرفت.

جدول ۱۱- ۴- متوسط غلظت هیدروکربورهای نفتی آروماتیک (PAHs) در رسوبات دریای خزر

مرجع	PAH $\mu\text{g.g}^{-1}\text{dw}$	روش آنالیز	سطح و استاندارد
De Mora, et al. 2002	۰/۰۷۲-۰/۹۵۴	GC-FID محیط زیست	دریای خزر - ایران
De Mora, et al. 2002	۱/۳۴-۷/۷۱۴	GC-FID محیط زیست	دریای خزر - روسیه
De Mora, et al. 2002	۰/۳۲۰-۳/۱۱	GC-FID محیط زیست	دریای خزر - آذربایجان
De Mora, et al. 2002	۰/۰۳۵-۰/۶۸۱	GC-FID محیط زیست	دریای خزر - قزاقستان
ERL-NOAA	۴	GC-FID	استاندارد

ترکیبات پلی آروماتیک بر اساس منشأ به دو دسته پتروژنیک (petrogenic) و پیروژنیک (pyrogenic) تقسیم می شوند (Bixian et al., 2001; Guo et al., 2006). این طبقه بندی بدین صورت است که اگر نسبت پیرن به فلورانتین (Pyr/Fluo) بیش از واحد گردد نشانه این است که این آلودگی منشأ پتروژنیک و یا نفت (فسیلی) دارد و همچنین اگر نسبت بنزو آ پیرن به مجموع بنزو آ پیرن و کرایسن (BaP/Bap+Chry) کمتر از ۰,۳۵ باشد نشانه این است که این آلودگی منشأ پیروژنیک و یا سوختن مواد آلی دارد. نتایج بدست آمده از این تحقیق نشان می دهد که در سه فصل بهار، پاییز و زمستان نسبت Pyr/Fluo بیش از یک و نسبت BaP/Bap+Chry بیش از ۰,۳۵ تعیین گردید که این نشان می دهد آلودگی این ترکیبات دارای منشأ پتروژنیک و یا فسیلی میا شد. در صورتیکه در فصل تابستان Pyr/Fluo تنها در ترانسکت یک (آستارا) کمتر از واحد بوده است که این آلودگی منشأ پیروژنیک و یا سوختن مواد آلی دارد.

مقایسه رسوبات فصول مختلف بر اساس ریسک اکولوژیک (HQ) نشان میدهد (جدول ۱۰-۴) که ترکیبات اروماتیک دارای حلقه بیشتر (High-ring) توان ریسک بیولوژیکی بالایی را برای آرگانیزمهای آبی داشته اند. بطوریکه از میان ۱۶ ترکیب PAHs فقط ترکیبات Benz(a)anthracene, Chrysene, و Benzo(a)pyrene و Dibenz(a,h)anthracene دارای HQ بالاتر از واحد داشته اند. شایان ذکر است که در بافت خوراکی این دو ماهی دریای خزر ترکیباتی همچون Chrysene, Benz(a)anthracene و Benzo(a)pyrene که به عنوان ترکیباتی با ریسک اکولوژیکی بالا میباشند مشاهده شده اند.

از آنجاییکه این ترکیبات در اکثر ایستگاه ها دارای منشأ پتروژنیک (نفتی) بوده است نیاز است که کشور های منطقه جهت حفظ و نگهداری این دریا کوشا بوده و از ریخت و پاش های نفتی در این اکوسیستم بسته و شکننده جلوگیری به عمل آید.

در منطقه ایرانی دریای خزر که مقادیر PAHs آن کمتر از حد مجاز NOAA بوده است مقادیر این نوع ترکیبات در تحقیق حاضر (بافت ماهیان سفید و کفال) و همچنین در ماهی سوف و آزاد دریای خزر (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۸۳) بسیار کمتر از ماهیان مناطق کشورهای خلیج فارس بوده است (جدول ۱۲-۴).

جدول ۱۲-۴- میزان PAHs در بافت ماهیان کشورهای خلیج فارس سال ۱۹۹۱

کشورها	تعداد گونه ها	PAHs در بافت های مختلف بر حسب $\mu\text{g.g}^{-1}/\text{dry weight}$	ماهیچه
کویت	۱	-	کبد
عربستان سعودی	۱	۱۱۴-۲۳۹	۲۱
بحرین	۴	-	۷/۶-۲۱
امارت متحده عربی	۱	۱۱۱	۱/۱-۱۹
عمان	۲	۳۷-۱۹۲	۹/۲
			۲/۳-۱۹/۷

Fowler, et al., 1991

جدول ۱۳-۴- تغییرات میزان PAHs در بافت ماهیان در کشورهای مختلف جهان

نوع بافت	مکان نمونه برداری	غلظت متوسط ($\mu\text{g.g}^{-1}/\text{dw}$)	مرجع
عضله	Hiroshima Bay	۰/۲۳-۱۳/۶	Deb, et al. 2000
عضله	Puget sound Maryland	۱۶۰	Landlot et al. 1987
عضله	Port phillip Bay Australia	۵۵/۷	Nicholson et al. 1994
عضله	Red Sea Coast of Yemen	۴۹/۲	Dou Abul, et al. 1997

ماهیان پر چرب نظیر ماهی آزاد خیلی راحت تر از ماهیان کم چرب بد طعم می شوند زیرا تجمع ترکیبات نفتی در آن بیشتر می باشد (نصراله زاده و همکاران ۱۳۸۳) گزارش کردند از ۲۰ ماهی آزاد آنالیز شده ۱۱ تای (۵۵٪) آن دارای ترکیبات ۲، ۳ و ۴ حلقه ای PAHs بوده است و این روند در ماهی سوف آنالیز شده به ۴ نمونه (۲۰٪) رسیده است. با توجه به این موضوع که ماهی آزاد دارای چربی بیشتری است و تجمع این نوع ترکیبات در بافت چربی بیشتر است لذا ترکیبات PAHs در تعداد بیشتری از ماهی آزاد مشاهده شده است. در تحقیق حاضر از ۱۷ ماهی سفید آنالیز شده ۷ تای (۴۲٪) آن دارای ترکیبات ۴ و ۵ حلقه ای PAHs بوده است و این روند در ۱۰ ماهی کفال آنالیز شده به ۳ نمونه (۳۰٪) رسیده است.

مقادیر بدست آمده از میزان متوسط ترکیبات PAHs در بافت خوراکی ماهیان سفید و کفال دریای خزر و مقایسه آن با استاندارد های جهانی از قبیل استاندارد محیط زیست آمریکا EPA 16PAHs (0.05mg/kg.dw) ، استاندارد

سازمان بهداشت جهانی WHO 6PAHs ($0,02 \text{ mg/kg.dw}$) و استاندارد اروپا BaP EU ($0,008 \text{ mg/kg.dw}$) در میابیم که این نمونه ها مقادیر PAHs آنها بیش از حد استاندارد بوده است.

نتیجه اینکه PAHs در غلظتهای بالا سبب سمیت و مرگ و میر ماهیان می گردد. اما با توجه به اینکه در بیشتر اکوسیستمها PAHs مقادیر پایینی را داراست اثرات آن با توجه به توان سرطانزایی، تومورژنتیک و استروژنتیک به صور مختلف نمودار می گردد. بطور نمونه می توان اثرات تجمع آنها در بافتهای کبد، آبشش، مغز، گناد و سیستم عصبی اشاره نمود (Deb, et al., 2000).

در این تحقیق سعی گردید تا ارتباط آماری بین اطلاعات حاصل از آب، رسوب و ماهی بدست آید، اما متاسفانه به دلیل کمبود بودجه تعداد ماهی آنالیز شده به اندازه کافی نبوده است. بنابراین به ارتباط بین آب و رسوب اکتفا کردیم. تست همبستگی پیرسون بین آب و رسوب (عمق ۱۰ متر) برای ترکیباتی که دارای ریسک اکولوژیکی بالاتری بودند استفاده گردید. نتایج نشان داد که بین آب و رسوب برای ترکیب Benzo(a)pyrene ضریب همبستگی $+0,421$ وجود داشت (رابطه مستقیم و معنی دار) و بقیه ترکیبات ضریب بسیار کمی داشته اند. ضریب همبستگی مثبت بیانگر آن است که با افزایش این ترکیب در محیط آبی مقادیر آن در رسوبات نیز فزونی می یابد و برعکس. شایان ذکر است که این ترکیب در میان ترکیبات PAHs دارای بالاترین مقدار ریسک بیولوژیک بوده است.

۳-۴- سموم کشاورزی کلره

سهم مشارکت درصد ترکیبات ارگانوکلره قابل مشاهده در نیم خط های عمود بر ساحل (ترانسکت) مطالعه اخیر در مقایسه با دو دوره گذشته در حوزه جنوبی دریای خزر (سالهای ۷۸ و ۸۲) بصورت فصلی نشان میدهد که با تحقیقات انجام شده سال ۱۳۷۸، در تمام فصول روند کاهشی داشته ولی در ارتباط سموم مورد مطالعه ۱۳۸۲ بغیر از فصل زمستان روند کاملاً افزایش بوده است. در نیم خط های عمود بر ساحل (ترانسکت) مطالعه اخیر، سهم مشارکت تراکم ترکیبی مورد مشاهده در مقایسه با دو دوره گذشته (سالهای ۷۸ و ۸۲) بصورت فصلی نشان میدهد، با تحقیق سال ۱۳۷۸ در تمام فصول روند افزایشی مشابهی که تماماً در منطقه غرب دریای خزر صورت پذیرفت داشته است ولی در ارتباط با مطالعه ۱۳۸۲ که بیشترین افزایش را در منطقه شرق بروز داده روند

کاملاً متفاوتی داشته است. حداکثر مقدار غلظتی باقی مانده سموم ارگانوکلره در نیم خط های عمود بر ساحل (ترانسکت) مطالعه اخیر در مقایسه با دو دوره گذشته بصورت فصلی نشان میدهد، با داده های کمتر از ۱۰ متر مناطق ساحلی سال ۷۸ طی فصول بهار، تابستان و پاییز (بغیر از افزایش چندین برابری در فصل زمستان) روند کاهشی داشته و در رابطه با داده های آلاینده سموم در سال ۸۲، روندی مشابه سال ۷۸ بوده است. در میان سموم اندازه گیری شده، سهم حداکثر و حداقل درصد پراکنش ایستگاهی در نیم خط های عمود بر ساحل (ترانسکت) مطالعه اخیر در مقایسه با دو دوره گذشته در حوزه جنوبی دریای خزر بصورت فصلی نشان میدهد که با داده های فصول بهار و تابستان سالهای ۷۸ و ۸۲ روند افزایشی ۲۰ تا ۴۰ درصدی در پراکنش ایستگاهی داشته و در فصل پاییز روند رشد کاهش یافته و سپس بار دیگر در فصل زمستان روند افزایشی نرم ولی رو به رشدی را بروز داده است (لالویی و همکاران، ۸۹ و ۱۳۸۳). از نکات برجسته پراکنش ایستگاهی مطالعه اخیر می توان یادآور گردید که علی رغم کاهش پراکنش ایستگاهی زمستان در مقایسه با فصول بهار و تابستان، غلظت ترکیبات مورد مشاهده روند افزایشی چند ده برابر را داشته و این احتمالاً می تواند بواسطه بارندگی های سیل آسا در زمستان ۸۷ و شستشوی خاکهای زمین های کشاورزی و انتقال باقی مانده سموم از خاک به دریا باشد.

نتیجه اینکه، مقایسه داده های ساحلی بهار با تابستان در این مطالعه نشان از عدم مشاهده حدود ۷۰ درصد ترکیبات سموم در مناطق غرب، میانی و شرق (نمونه های ۵ متری تابستان) بوده است. این روند تغییرات با توجه به داده های ایستگاههای سطحی اعماق بالا احتمال اینکه از ایستگاههای ساحلی به نقاط بالا دست دریا نقل مکان نموده باشد زیاد است. همچنین روند مقادیر غلظتی در ایستگاههای سطحی این فصل (تابستان) در مقایسه با فصل بهار رو به کاهش بوده و برای برخی از ترکیبات شدت کاهش تا حدود ۱۰ برابر رسیده است. داده های ایستگاههای سطحی اعماق بالا (۵۰ متر) تابستان و در مقایسه با ایستگاههای فصل بهار روند افزایشی حدود ۴ برابر را نشان میدهد. این نکته می تواند استدلال نسبتاً قابل قبولی برای موارد باد شده فوق باشد.

نتایج بدست آمده از مطالعه اخیر نشان میدهد، سهم حداکثر مشارکت درصدی ترکیبات و تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره فعال در داده های آب دریا طی فصول بهار، تابستان، پاییز و زمستان در تمامی هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت) از ایستگاههای سطحی ساحل به دریا روند رو به رشد را نشان داده است. در ضمن، سم کلره دیلدرین در تمامی سطوح ایستگاههای ساحلی (۵، ۱۰ و ۵۰ متر) در فصل تابستان با حداکثر مقدار غلظتی

در ۷۵ درصد از منطقه میانی (تنکابن تا بابلسر) و ۲۵ درصد منطقه شرقی حوزه جنوبی دریای خزر مشاهده گردیده است. لذا با مد نظر قرار دادن حرکت جریان های آبی و با توجه به وجود دو چرخه سیکلونی در غرب و شرق و همچنین چرخه آنتی سیکلون آبی در منطقه مرکزی با میانی حوزه جنوبی دریای خزر (کاتونین و پور غلام، ۱۳۷۴)، سم دیلدرین در بین پانزده سم کلره دیگر در اکثر ایستگاههای سطحی منطقه مرکزی دریا در چهار مرحله در بیشترین مقدار ممکن مشاهده میگردد و وقوع چنین حالتی می تواند قابل تحمل و تعمق باشد. حداکثر مقدار غلظتی ترکیب سم دیلدرین در این مطالعه در حد ۱۸/۵ میکروگرم برلیتر بوده است. مقایسه این سم با داده رودخانه شیروود، کمتر از ۲ برابر (۳۵ $\mu\text{g/l}$) (Najafpour, 2007)، کمی بیش از حوضه مصبی تجن ($1 \mu\text{g/l}$) (۱۳) (Najafpour et al, 2005)، هم مقادیر با مصب رود قرمز و بیش از ۲ برابر رودخانه دونگک، ویتنام ($8 \mu\text{g/l}$) و (۱۸/۶) (Hung and Thiemann, 2002)، بیش از ۱۵ برابر دریاچه التمساح و ۷۷ برابر دریاچه Bitter در محدوده کانال سوئز ($0.24 \mu\text{g/l}$ و $1/14$) (Said & Hamed, 2005)، کمتر از ۲ برابر رودخانه آتویا، نیکاراگوئه ($1.0/1 \mu\text{g/l}$) (Castilho et al., 2000) و حدود ۷ برابر کمتر از حوضه مصبی رودخانه مندرس، ترکیه ($128 \mu\text{g/l}$) (Turgut, 2003) بوده است.

حداکثر مقدار غلظتی ترکیب β -endosulfan در این تحقیق در حد ۵/۴ میکروگرم برلیتر بوده است. مقایسه این سم با مطالعه ۸۲ دریای خزر، ۴/۲ برابر کمتر ($22/9 \mu\text{g/l}$) (لالویی و همکاران، ۱۳۸۹)، حدود ۷ برابر کمتر با رودخانه پاتوکسانت و حدود ۴۱ برابر کمتر از رودخانه چوپتانک، امریکا ($225 \mu\text{g/l}$ و $35 \mu\text{g/l}$) (Lehotay et al., 1998)، حدود ۷ برابر کمتر از رودخانه شیروود ($35 \mu\text{g/l}$) (Najafpour et al, 2009)، کمی بیش از رودخانه آتویا، نیکاراگوئه ($3/3 \mu\text{g/l}$) (Castilho et al., 2000) و $23/7$ برابر کمتر از حوضه مصبی رودخانه مندرس، ترکیه ($1 \mu\text{g/l}$) (۱۲۸) (Turgut, 2003) بوده است.

حداکثر مقدار غلظتی ترکیب سم DDT در مطالعه اخیر در حد ۷/۸ میکروگرم برلیتر بوده است. مقایسه این سم با تحقیقات دریای خزر (دریا با مصب شیروود)، کمتر از ۲ برابر ($13/4 \mu\text{g/l}$) (Najafpour, 2002)، به ۳/۲ برابر کمتر از شیروود ($25 \mu\text{g/l}$) (Najafpour et al, 2009)، ۲/۵ برابر کمتر از حوضه مصبی بابلرود ($19/2 \mu\text{g/l}$) (Najafpour et al, 2003)، ۱۸ درصد کمتر از رودخانه چالوس ($9/2 \mu\text{g/l}$) (Najafpour et al, 2010)، ۶۶ درصد کمتر از حوضه مصبی تجن ($11/8 \mu\text{g/l}$) (Najafpour et al, 2006)، ۷/۴ برابر کمتر از حوضه مصبی رودخانه مندرس، ترکیه ($1 \mu\text{g/l}$)

(۱۲۸) (Turgut, 2003)، حدود ۸ برابر کمتر از کانال الحرام گیزا، مصر (۶۱ $\mu\text{g/l}$) (El-Kabbany *et al.*, 2000)، بیش از ۲ و ۳ برابر دریاچه های التمساح و Bitter در محدوده کانال سوئز (۲/۱۲ و ۳/۴ $\mu\text{g/l}$) (Said & Hamed, 2005)، ۳/۴ برابر کمتر از رودخانه آتویا، نیکاراگوئه (۲۶/۸ $\mu\text{g/l}$) (Castilho *et al.*, 2000)، و حدود ۲ برابر کمتر از مصب رود قرمز و ۲/۴ برابر کمتر از رودخانه دونگ در ویتنام (۱۵/۳ و ۱۸/۹ $\mu\text{g/l}$) (Hung and Thiemann, 2002) بوده است.

جدول ۱۴-۴- نتایج سموم ارگانوکلره آبهای سواحل جنوبی دریای خزر و مقایسه آن با دیگر منابع آبی (بر حسب ppb)

سموم	تحقیق کنونی	تحقیق سال ۸۲	دریاچه التمساح	دریاچه بایتر (کانال سوئز)	مصب رودخانه تجن	مصب رودخانه مندرس (ترکیه)	مصب رودخانه شیروود	مصب رودخانه بابلرود
ددت	۷/۸	-	۳/۴	۲/۱۲	۱۱/۸	۱۲۸	۱۳/۴	۱۹/۲
دیلدترین	۱۸/۵	-	۱/۱۴	۰/۲۴	۱۳	۱۲۸	-	-
بتا اندوسولفان	۵/۴	۲۲/۹	-	-	-	۱۲۸	۳۵	-

براساس استاندارد های اروپایی و آژانس حفاظت محیط زیست امریکا (EPA, 1992; EEC, 1998)، ترکیبات ارگانوکلره نظیر DDE, heptachlor, α -BHC, δ -BHC, DDT, DDD, γ -BHC, dieldrin, heptachlor epoxide, aldrin، که در این مطالعه مشاهده گردیده جز گروه B2 محسوب و احتمالاً این ترکیبات می توانند جز عوامل سرطان زائی انسان محسوب گردند (EPA, 2004). در مقابل ترکیبات α - endosulfan, β -endosulfan, endosulfan sulfate، همانند ترکیبات endrin, endrin aldehyde که در نمونه های آب دریای خزر مشاهده گردید جز گروه D بوده و غیر محتمل است که این ترکیبات جز عوامل سرطانزائی انسان محسوب گردند (EPA, 2004). بنابراین، با توجه به داده های بدست آمده حاکی از این است که سموم مورد استفاده در فعالیت های کشاورزی می تواند از طریق آب به ساقه های گیاهان، سبزیجات نفوذ نماید. این سموم در بافت ماهی تجمع نموده و این قابلیت را دارا است که اکوسیستم های زیست محیطی را تهدید جدی نموده و سلامتی انسان ها را به مخاطره اندازد. نتیجه گیری بدست آمده از ضریب همبستگی پیرسون حاکی از ارتباط قوی بین ترکیبات سموم ارگانوکلره با یکدیگر و فصول مختلف بشرح زیر می باشد.

ترکیبات δ -BHC, aldrin, heptachlor, و سموم lindan, heptachlor epoxide, dieldrin, endrin بترتیب همگی دارای ضریب همبستگی بسیار قوی و ($P < 0.01$) و قوی مثبت ($P < 0.05$) بوده و رابطه معنی داری را با فصول مختلف دارا می باشند. ترکیبات (α, β, γ - BHC) با سموم α - heptachlor, DDE, heptachlor epoxide, dieldrin, endrin, δ -BHC, aldrin, endosulfan, ترکیب با سموم β -BHC, γ - BHC, δ -BHC, aldrin, endosulfan, ترکیب با سموم α - heptachlor, DDE, heptachlor epoxide, dieldrin, endrin, (α, β, γ - BHC), aldehyde, endosulfan sulfate با ترکیبات β -endosulfan, α - endosulfan, heptachlor, ترکیب بترتیب همگی دارای ضریب همبستگی بسیار قوی و ($P < 0.01$) و قوی مثبت ($P < 0.05$) بوده و رابطه معنی داری را با یکدیگر دارا می باشند. ترکیبات β -endosulfan, DDT, با سموم ارگانوکلره heptachlor epoxide, dieldrin, endrin aldehyde, endosulfan sulfate (β, γ - BHC), ترکیب بترتیب همگی دارای ضریب همبستگی بسیار قوی و قوی مثبت ($P < 0.01$) بوده و رابطه معنی داری را با یکدیگر دارا می باشند. مطالعه اخیر رسوبات دریایی نشان میدهد، در بین تمامی ۱۶ ترکیب اندازه گیری شده، آلدین تنها ترکیبی است که در بیش از ۷۰ درصد سموم ارگانوکلره رسوبات ایستگاههای بهار تا زمستان گزارش گردیده است. درضمن، مقدار غلظتی آلدین بسیار زیاد بوده و از ترکیباتی است که در استاندارد مربوط به رسوبات کشور کانادا اعلام نگردیده است (Interim marine sediment quality guidelines (ISQGs)).

در این تحقیق، حداکثر مقدار غلظتی ترکیب DDT در رسوبات دریا در حد $1/87$ میلیگرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه این سم با مطالعه انجام شده دریای خزر توسط (de Mora *et al.*, 2004)، از منطقه آذربایجان کمتر ولی با ایستگاه روسیه نزدیکتر ($7/4$ و $1/79$ mg/kg) که در مقایسه با استاندارد کانادا ($0/001-0/005$ mg/kg) (CCME, 1999) نیز زیاد تر بوده است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره بیشتر ($51/7$ mg/kg) (Hong *et al.*, 2006) که در مقایسه با استاندارد کانادا ($0/001-0/005$ mg/kg) (CCME, 1999) نیز کمتر تر بوده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم DDD در مطالعه اخیر رسوبات ساحل جنوبی دریای خزر در حد $0/23$ میلیگرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه این سم با مطالعه قبلی دریای خزر توسط (de Mora *et al.*, 2004)، از منطقه آذربایجان کمتر ولی با ایستگاه ایران کمیتر ($3/4$ و $0/97$ mg/kg) که در مقایسه با استاندارد کانادا ($0/001-0/008$ mg/kg) (CCME, 1999) نیز زیاد تر بوده است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات سواحل کره

بیشتر (۷۲/۴ mg/kg) (Hong et al., 2006) که در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۸-۰/۰۰۱ mg/kg) (CCME. 1999) نیز کمتر تر بوده است.

در این تحقیق، حداکثر مقدار غلظتی ترکیب DDE در رسوبات دریا در حد ۳/۲۵ میلیگرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه این سم با مطالعه انجام شده دریای خزر، از منطقه ایران و آذربایجان بیشتر (۱/۷ و ۱/۳ mg/kg) (de Mora et al., 2004) که در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۲-۰/۰۰۴ mg/kg) (CCME. 1999) نیز زیاد تر بوده است. همچنین در مقایسه با داده رسوبات در سواحل کره بیشتر (۴۶ mg/kg) (Hong et al., 2006) که در مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۲-۰/۰۰۴ mg/kg) (CCME. 1999) نیز کمتر بوده است.

حداکثر مقدار غلظتی سم لئیدین در مطالعه اخیر رسوبات ساحل جنوبی دریای خزر بمیزان ۵,۸۶ میلیگرم بر کیلوگرم (۵۸۶۰ پیکوگرم بر گرم) بوده است. سم لئیدین با مطالعات قبلی دریای خزر جدول ۱۵-۴ و سواحل کره به میزان ۰/۲ mg/kg (Hong et al., 2006) و مقایسه با استاندارد کانادا (۰/۰۰۳-۰/۰۰۱ mg/kg) (CCME. 1999) زیاد تر بوده است.

جدول ۱۵-۴- ماکزیمم غلظت سموم کلره در رسوبات (تحقیق کنونی)

و مقایسه آن با مطالعات CEP (de Mora et al., 2004)

(بر حسب پیکوگرم بر گرم)

آفت کشتهای کلره	جمهوری آذربایجان	فدراتیو روسیه	جمهوری اسلامی ایران	جمهوری قزاقستان	تحقیق کنونی	ISQG*
لئیدین	۲۴۰	۶۰۹	۳۹	۱۱	۵۸۶۰	۳۲۰
د د ایی	۱۳۰۰	۶۳۹	۱۷۰۰	۱۰۰۰	۳۲۲۰	۱۲۲۰
ددد	۳۴۰۰	۶۱۳	۹۷۵	۴۱۰	۲۳۰	۲۰۷۰
ددت	۷۴۰۰	۱۷۹۶	۶۱۵	۱۹۰	۱۸۷۰	۴۷۷۰
دیلدرین	۵۱	۳۴۹	۱۸	۳۲	۳۲۱۰	۷۱۰
اندترین	۸۵	۱	۸۱	۵۰	۴۰	۲۶۷
هپتاکلر اپوکساید	۴۵	۱۸۶	۳۷	۱۶	۱۱۱۰	۶۰۰

*ISQG Canadian Interim Marine Sediment Quality Guidelines

باقی ماده سموم ارگانوکلره در بافت دو گونه ماهی اقتصادی حوزه جنوبی دریای خزر (ماهی سفید و کفال سفالینس) بترتیب در بیش از ۸۸ درصد نمونه ماهیان سفید به تعداد ۱ تا ۵ سم و در ۹۰ درصد نمونه ماهیان کفال سالیس به تعداد ۱ تا ۴ ترکیب کلره مشاهده گردیده است.

در این مطالعه، حداکثر غلظت سم د.د.ت فقط در بافت ماهی کفال در حد ۷۴/۱ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است. مقایسه آن با سه گونه ماهی اقتصادی که دریاچه های التمساح و Bitter در محدوده کانال سوئز مطالعه

گردیده (۲ mg/kg و ۱۸/۲) (Said & Hamed, 2005) بیشتر بوده است. تحقیقات انجام شده سم ددت بر روی سه گونه ماهی خاویاری دریای خزر توسط حسینی و همکاران در سال ۲۰۰۸ (۳۸/۱ mg/kg، ۲۷/۱ و ۴۹/۵) و همچنین یک نوع ماهی اقتصادی دریای سولو (۲۰ mg/kg) (Ramu et al, 2006) بیشتر نشان داده است.

در تحقیق کنونی، ترکیب لیندین در بافت ماهی سفید در مقایسه با سه گونه ماهی اقتصادی دریاچه های التمساح و Bitter در محدوده کانال سوئز (۲۲/۳ و ۳۱۰/۳) (Said & Hamed, 2005) کمتر بوده است. سم لیندین از جمله ترکیباتی است که دارای کلر کامل و آلی سایکلیک بوده و معمولاً بعنوان یکی از ترکیبات غالب در زمین های کشاورزی مورد استفاده قرار میگیرد. سم لیندین از ترکیبات ثابت و پایدار کلره محسوب و در محیط قلیائی به ترکیب تری کلروبنزن تجزیه گردیده و بخش حفاظت محیط زیست سازمان ملل این سم را در میان سایر سموم کلره کم مقاوم معرفی کرده است (UNEP, 1990).

سم آلدین یکی از ترکیبات دیگر آلی سایکلیک در بین سموم ارگانوکلره بوده و مقاومت آن در اکسیداسیون کمتر از ترکیبات آروماتیک (حلقوی) می باشد و به همین خاطر در حالت اکسیداسیون سریعاً به فرم اپوکساید که دیلدین باشد تبدیل میگردد (UNEP, 1990).

جدول ۱۶-۴ برای مقایسه با استاندارد ها نتایج بر حسب وزن خشک به وزن تر تبدیل گردید. (درصد رطوبت نمونه های کفال و سفید حدود ۷۶ درصد اندازه گیری شد. برای تبدیل از فرمول وزن خشک * ۰/۲۴ = وزن تر). تحقیق کنونی در بافت برخی نمونه های ماهی کفال سالیس، سموم ددت (۲۰ درصد)، ایندین (۱۰ درصد)، بتا هگزاکلرو بنزن (۱۰ درصد) در حد غیر قبول سازمان خواربار جهانی (FAO, 1983) دیده شد. ۶ درصد نمونه های ماهی سفید آلوده به سموم ایندین و لیندین و غیر قابل قبول سازمان خواربار جهانی (FAO, 1983) تشخیص داده شد. در برخی نمونه از ماهیان (سفید و کفال) سموم دیگر (دلتا هگزاکلرو بنزن، هپتا کلر و آلدین) دیده شد ولی مقادیر آن در حدود قابل قبول سازمان خواربار جهانی قرار دارد.

جدول ۱۶-۴- مقادیر سموم کلره تحقیق کنونی در عضله ماهی سفید و کفال و مقایسه آن با استانداردها

منابع	درصد	تعداد	حدود قابل قبول (میلی گرم بر گرم وزن تر)	درصد	تعداد	دامنه تغییرات (میلی گرم بر گرم وزن خشک)	دامنه تغییرات (میلی گرم بر گرم وزن خشک)	آفت کش های کلره
FAO,1983	۲۰	۲ (کفال)	۰/۵	۲۰	۲	Nd-۷۴/۰۹	Nd-۱۷/۷۸	دند
FAO,1983	۱۰درصد کفال ۶درصد سفید	۲ (۱کفال و ۱ سفید)	۰/۳		۵	Nd-۲۰/۵۴	Nd-۴/۹۳	ایندرین
FAO,1983	۱۰	۱ (کفال)	۰/۳	۱۹	۵	Nd-۴۲/۶۷	Nd-۱۰/۲۴	پتا هگزا کلرو بنزن
FAO,1983	۶	۱ (سفید)	۰/۳	۶	۱	Nd-۱۶/۳۹	Nd-۳/۹۳	لیندین
Rowe et al,1998	۰	۰	۰/۱	۱۲	۳	Nd-۱/۱۱	Nd-۰/۲۷	دلنا هگزا کلرو بنزن
FAO,1983	۰	۰	۰/۳	۸	۲	Nd-۰/۸۳	Nd-۰/۲۰	هپتا کلر
FAO,1983	۰	۰	۰/۳	۱۹	۵	Nd-۱/۴۳	Nd-۰/۳۴	آلدین

۴-۴-آلاینده سورفاکتانت

طبق آزمون ANOVA (آنالیز واریانس یک طرفه) بین فصول مختلف از نظر میانگین غلظت سورفاکتانت بر حسب میلی گرم در لیتر LAS اختلاف معنی دار آماری مشاهده نمی شود. ($P>0/05$)

در سال ۱۹۸۲ توسط Pohla&Adom اثر LAS بر روی ماهی آزاد رنگین کمان مورد بررسی قرار گرفت و متوسط غلظت کشندگی ۹۶ ساعته دترجنت مورد بررسی، ۵ میلی گرم در لیتر محاسبه شد. مشابه این تحقیقات توسط پیری و همکاران در سال ۸۰-۷۹ در ایستگاههای منتخب استان گیلان و مازندران و مجدداً در سال ۸۲ در سواحل دریای خزر انجام پذیرفت. که داده ها نشان دهنده روند افزایش در طی سالهای اخیر می باشد. طبق تحقیقات انجام شده غلظت این آلاینده ها در رودخانه های ورودی به دریای خزر که محل زادآوری طبیعی آبزیان می باشد بسیار بیشتر می باشد. که به علت وجود روستاها و آبادیها در حاشیه رودخانه است (تیزکار، ۱۳۷۸).

در اکوسیستم های آبی معمولاً غلظت سورفاکتانت کمتر از ۰٫۱ میلیگرم بر لیتر است مگر در نواحی خاصی مانند مصب رودخانه ها و نقاطی که دارای منبع آلودگی بیشتری هستند (APHA, 2005).

بررسی ها بصورت کلی نشان میدهد میانگین غلظت شوینده ها (LAS) در کل ایستگاههای حوضه جنوبی دریای خزر در سال ۸۷ بمیزان ۰/۰۴۹ میلی گرم در لیتر بوده است. این مقدار نسبت به بررسیهای انجام شده در سال ۱۳۷۹

(لالویی و همکاران ۱۳۸۳) بیش از ۲ برابر افزایش داشت بطوریکه در مطالعه قبلی میزان آن ۰/۰۱۹ میلی گرم در لیتر بوده است .

افزایش جمعیت و استفاده روزافزون از شوینده های مختلف، حجم زیادی از مشتقات LAS و مواد افزودنی را وارد تالاب انزلی نموده و تاثیرات زیادی بر آبزیان و الگوی تروفی تالاب داشته. بطوریکه در ایجاد محیط یوتروف تالاب نقش مهمی داشته است (دادای قندی و همکاران، ۱۳۸۴).

حداکثر مقادیر سورفاکتانت در ترانسکتها در فصول بهار و تابستان متعلق به سواحل انزلی میباشد.

غالب مواد آلاینده واحدهای صنعتی و شهری و خانگی شهرهای پرجمعیت ساحلی استان گیلان خصوصا فاضلاب تصفیه نشده شهر رشت از طریق رودخانه های گوهر رود و زرجوب به تالاب انزلی وارد شده و از آنجا به دریا منتقل می گردد. با توجه به داده های حاصل از این تحقیق و تحقیقات دیگر محققان غلظت کنونی شوینده ها در دریای خزر برای بسیاری از موجودات آبی خطر بحرانی ندارد.

براساس مطالعات (تیزکار ۱۳۷۸) مایع ظرفشویی که دارای ۱۷ درصد ماده موثر LAS و ۰/۱ درصد فرمالین و ۵ درصد اتانول آمین می باشد. نسبت به دو شوینده دیگر یعنی پودر لباسشویی دستی (دارای ۲۲ درصد LAS) و پودر لباسشویی ماشینی (دارای ۱۰ درصد LAS) که فاقد فرمالین و اتانول آمین بودند، اثرات شدیدتری بر مرگ و میر ماهیان به ویژه سیم و سوف داشته است.

به هر حال با توجه به اینکه سورفاکتانت ها گامی به عنوان عامل تشدید کننده سمیت انواع دیگر آلاینده ها مانند فلزات سنگین و هیدروکربورهای نفتی عمل می کنند. توجه به حضور روز افزون این آلاینده ها در بوم سازگای دریای خزر اهمیت بیشتری پیدا می کند (Dakay and Kikodemusz. 1981).

۵- نتیجه گیری

میزان تجمع فلزات نیکل، کبالت، کادمیم و آهن در عضله ماهی سفید در تحقیق کنونی در حد ناچیز و در حد سایر ایستگاههای مناطق حوزه جنوبی خزر و کمتر از سایر گونه های خانواده کپور ماهیان در سایر مناطق آبی اندازه گیری گردید. در حالیکه میزان تجمع فلزات نیکل کبالت، کادمیم و آهن در عضله ماهی کفال سالیس از سایر گونه های کفال در سایر مناطق جغرافیایی بیشتر بوده است. با توجه به اینکه بیشترین صید ماهیان استخوانی دریای خزر، ماهیان سفید و کفال است. با فرض مصرف این دو گونه ماهی در شمال کشور با محاسبه برآورد سیبل خطر (Target Hazard Quotient) THQ دوز تعیین شده آلاینده به سطح دوز مرجع نسبت کمتر از ۱ را برای تمام فلزات در افراد بزرگسال و خردسال نشان داده است ($THQ < 1$). بنابر این مصرف ماهیان سفید و کفال با سرانه ۶ کیلوگرم در سال خطر آشکاری برای سلامت افراد بزرگسال و خردسال بوجود نمی آورد. مقایسه رسوبات فصول مختلف بر اساس ریسک اکولوژیکی (HQ) نشان میدهد که ترکیبات اروماتیک دارای حلقه بیشتر (High-ring) توان ریسک بیولوژیکی بالایی را برای ارگانیزمهای آبی داشته اند. بطوریکه از میان ۱۶ ترکیب PAHs فقط ترکیبات Benzo(a)anthracene، Chrysene، Benzo(a)pyrene و Dibenz(a,h)anthracene دارای HQ بالاتر از واحد داشته اند. شایان ذکر است که در بافت خوراکی این دو ماهی دریای خزر ترکیباتی همچون Chrysene، Benzo(a)anthracene و Benzo(a)pyrene که به عنوان ترکیباتی با ریسک اکولوژیکی بالا میباشند مشاهده شده اند. از آنجاییکه این ترکیبات در اکثر ایستگاه ها دارای منشاء پتروژنیک (نفتی) بوده است نیاز است که کشور های منطقه جهت حفظ و نگهداری این دریا کوشا بوده و از ریخت و پاش های نفتی در این اکوسیستم بسته و شکننده جلوگیری به عمل آید.

نتایج بدست آمده از مطالعه اخیر نشان میدهد، سهم حداکثر مشارکت درصدی ترکیبات و تعداد ترکیبات سموم ارگانوکلره فعال در داده های آب دریا طی فصول بهار، تابستان، پاییز و زمستان در تمامی هشت نیم خط عمود بر ساحل (ترانسکت) از ایستگاههای سطحی ساحل به دریا روند رو به افزایش را نشان داده است. در ضمن، سم کلره دیلدرین در تمامی سطوح ایستگاههای ساحلی (۵، ۱۰ و ۵۰ متر) در فصل تابستان با حداکثر مقدار غلظتی در ۷۵ درصد از منطقه میانی (تنکابن تا بابلسر) و ۲۵ درصد منطقه شرقی حوزه جنوبی دریای خزر مشاهده گردیده است. لذا با مد نظر قرار دادن حرکت جریان های آبی و با توجه به وجود دو چرخه سیکلونی در غرب و

شرق و همچنین چرخه آنتی سیکلون آبی در منطقه مرکزی با میانی حوزه جنوبی دریای خزر، سم دیلدرین در بین پانزده سم کلره دیگر در اکثر ایستگاههای سطحی منطقه مرکزی دریا در چهار مرحله در بیشترین مقدار ممکن مشاهده میگردد و وقوع چنین حالتی می تواند قابل تأمل و تعمق باشد.

حداکثر مقادیر سورفاکتانت در ترانسکتها در فصول بهار و تابستان متعلق به سواحل انزلی میباشد. غالب مواد آلاینده واحدهای صنعتی و شهری و خانگی شهرهای پرجمعیت ساحلی استان گیلان خصوصا فاضلاب تصفیه نشده شهر رشت از طریق رودخانه های گوهر رود و زرجوب به تالاب انزلی وارد شده و از آنجا به دریا منتقل می گردد. از طرفی شستشوی لوزم منازل با استفاده از شوینده ها بویژه برای استقبال از سال جدید می توانند بعنوان توجیه عوامل تاثیر گذار در غلظت بالای LAS در این فصول محسوب شوند. با توجه به داده های حاصل از این تحقیق و تحقیقات دیگر محققان غلظت کنونی شوینده ها در دریای خزر برای بسیاری از موجودات آبی آن خطر بحرانی ندارد. باید توجه داشت که سورفاکتانت ها در محیطهای آبی بخصوص دریا دچار تجزیه زیستی می شوند.

پیشنهادها

- ۳ شناسایی فعالیتهای انسانی در حاشیه رودها و چگونگی برداشت از ذخایر غیرزیستی رودخانه ها
- ۳ شناسایی محل کارخانجات و مراکز صنعتی واقع شده در حاشیه رودها، شهرها و دریا و جمع آوری اطلاعات ضروری راجع به فاضلاب صنعتی هریک از مراکز مزبور و میزان مواد آلاینده آنها
- ۳ شناسایی فعالیتهای کشتارگاهی و کارخانجات مواد سلولزی و رنگ و..و میزان تخلیه فاضلاب آنها
- ۳ برآورد تقریبی مصرف علف کشها، حشره کشها، کودهای ازته و فسفره و مقایسه آن با مقادیر واقعی براساس نظریه کارشناسی
- ۳ کاهش آلودگی هوا (ذرات معلق، گازهای آلاینده، هیدروکربورها و دوده، بخارات اسیدی) خصوصا محدوده نیروگاه شهید سلیمی نکا
- ۳ جلوگیری و ممانعت از تخلیه فاضلابهای بهداشتی، شهری، صنعتی به حوضه آبریز خزر و عدم تخلیه زباله های شهری در حاشیه رودها و سواحل دریا
- ۳ اجبار قانونی جهت تجهیز واحدهای صنعتی، مواد غذایی و... به سیستم های تصفیه فاضلاب
- ۳ تعطیل واحدهای صنعتی آلاینده و تجهیز مناطق مسکونی به سیستم دفع فاضلاب مناسب
- ۳ همکاری ارگانهای محیط زیست، شیلات، صنایع نفت، شهرداری، جهاد کشاورزی، صنایع و معادن و دیگر سازمانها در حفاظت از محیط زیست و برخورد قانونی با افراد و سازمانهای خاطی
- ۳ همکاری و هماهنگی تمام کشورهای حاشیه دریای خزر در مورد مسائل آلودگی و دفع آلودگی ها...
- ۳ تهیه امکانات مبارزه با آلودگی نفتی و تربیت افراد برای این منظور
- ۳ عدم تخلیه آب توازن کشتیها و بازدید مستمر از خطوط لوله دریایی و تاسیسات نفتی
- ۳ بازدید مستمر از مراکز صنعتی و... سنجش و ارزیابی مواد آلاینده در پساب آنها
- ۳ انجام تحقیقات جامع بر روی رودخانه های حوضه آبریز خزر و آبهای نوار ساحلی
- ۳ بررسی سواحل خزر از نظر میزان تاربالهای نفتی ساحلی
- ۳ انجام مطالعات برآورد سالیانه آلاینده ها به دریا از طریق رودخانه ها
- ۳ مطالعه و شناسایی مناطق حساس به مواد آلاینده (فلزی-نفتی، بیولوژیکی) و حفاظت از این مناطق

۳ شناسایی گونه های گیاهان آبی رودخانه ای و دریایی که در خودپالایی محیط های آبی موثرند و

تکثیر و پرورش آنها بمنظور جذب آلاینده های فلزی و آلی

۳ بررسی و تحقیق روی باکتریها و قارچ های نفت خوار و استفاده از بیوتکنولوژی در تجزیه مواد

هیدروکربوری

۳ بررسی و تحقیق روی ماهیان و پرندگان دریایی از نظر مواد آلاینده و مطالعه و شناسایی بیواندیکاتورها

(شاخص های آلودگی)

تشکر و قدر دانی

بدینوسیله لازم می دانم از ریاست محترم پژوهشکده و معاونت های تحقیقاتی و مالی و اداری که امکانات لازم در اجرای این پژوهش فراهم نمودند تشکر و قدردانی نمایم .

از مسئول محترم اسبق بخش اکولوژی آقای دکتر محمد وحید فارابی و همکاران محترم در گروه آلاینده ها (دکتر حسن نصراله زاده ، دکتر شعبان نجف پور و سرکار خانم فریبا واحدی) همچنین از همکاران محترم آزمایشگاهها جناب آقای سلیمان غلامی پور، شراره فیروزکندیان، مریم رضایی، حوریه یونسی پور، احد احمدنژاد، مجید ابراهیم زاده و همکار محترم در قسمت تایپ خانم احترام السادات علوی کمال تشکر رادارم .

از جناب آقای دکتر نیما پورنگ مشاور محترم بسبب راهنمایی ها در طول اجرای پروژه تشکر و قدردانی می گردد.

از همکاران محترم در قسمت های ترابری زمینی ، دریایی و صیادی نیز سپاسگزارم .

منابع

- اسماعیلی ساری، عباس.، ۱۳۸۱، آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس.
- اسماعیلی، عباس. زارع مایوان، ح. ریاحی بختیاری، ع. ۱۳۷۵. اندازه گیری عناصر سنگین و هیدروکربورهای نفتی در آب و رسوبات بنادر شمال و جنوب کشور ناشی از حمل و نقل دریایی . سازمان بنادر و کشتیرانی.
- امینی رنجبر، غلامرضا. و ستوده نیا، فریبا. ۱۳۸۴. تجمع فلزات سنگین در بافت عضله ماهی کفال طلایی (*Mugil auratus*) دریای خزر در ارتباط با برخی مشخصات بیومتریک (طول استاندارد، وزن، سن و جنسیت) ، مجله علمی شیلات ایران، ۱۴ (۳)، ص ۱۸-۱.
- بذرافشان .علی اصغر. ۱۳۷۴. بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی ، آلودگی های نفتی و فلزات سنگین در جنوب شرقی دریای خزر (قبل از حفاری چاههای نفت) پایان نامه کارشناسی ارشد . دانشگاه آزاد اسلامی تهران.
- پیری ، محمد . و فلاحی ، مریم. ۱۳۷۶. بررسی تاثیر شوینده ها بر مرگ و میر دافنی ماگنا. بندر انزلی: مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر.
- تیزکار ، م .، ۱۳۷۸. تعیین حداقل میزان کشنده دترجنت آنیونی خطی بر روی دو گونه ماهیان استخوانی تلاب انزلی (سیم و سفید). پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران.
- جلالی جعفری، بهیار. آقازاده مشکی، م. ۱۳۸۵. مسمومیت ماهیان در اثر فلزات سنگین و اهمیت آن در بهداشت عمومی. انتشارات مان کتاب..
- حسینیان، سیدمرتضی. ۱۳۶۴. دترجنتها و آلودگی آب. ناشر شرکت مهندسی مشاور مهتاب قدس.
- حسینیان، سیدمرتضی. ۱۳۸۱. مصارف مجدد فاضلابهای تصفیه شده. انتشارات علوم روز.
- خسروی، ک.، کارگشا، ک.، ۱۳۸۱، روش جدید اندازه گیری هیدروکربنهای آروماتیک چند حلقه‌ای در آب با استفاده از برنامه زمانی طول موجی در دستگاه HPLC، اولین سمینار شیمی و محیط زیست ایران. دانشگاه یاسوج، ص ۲۲.

- دادای قندی، عظمت، عباس اسماعیلی و سیدحجت خداپرست. ۱۳۸۴. اندازه گیری میزان سورفکتانت آنیونی در تالاب انزلی، مجله علمی شیلات ایران، ۱۴، (۳)، ص ۶۷-۶۱.
- دبیری، مینو. ۱۳۷۵. آلودگی محیط زیست هوا، آب، خاک، صوت - انتشارات اتحاد.
- رستمی، حسینعلی خوشباور. سلطانی، بهروز. لالویی، فرامرز. یلقی، س. نصراله زاده ساروی، حسن. غلامی پور، سلیمان. نیرانی، م. مکرمی، علی. ۱۳۸۵. اندازه گیری میزان آلودگی نفتی در آب، رسوبات، کبد، کلیه و عضله ۵ گونه ماهیان خاویاری دریای خزر و بررسی میزان تاثیر این آلودگی ها بر سیستم ایمنی ماهیان خاویاری، مازندران: سازمان مدیریت و برنامه ریزی .
- رضوی صیاد، بهرامعلی. ۱۳۶۹. ارزیابی ذخایر و مدیریت ماهیان استخوانی و اقتصادی دریای مازندران. تهران: شرکت سهامی شیلات ایران..
- روحانی، م. ۱۳۷۴. تشخیص، پیشگیری و درمان بیماریها و مسمومیت های ماهی. تهران: اداره کل آموزش و ترویج معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران.
- سادلایف، ک و همکاران. ۱۹۶۵. گزارش فنی اقتصادی در مورد تولید ذخائر ماهی های شیلاتی در دریای خزر. قسمت آبهای ایرانی. سازمان تحقیقات شیلات ایران..
- شرکت مهندسین مشاور خزر آب. ۱۳۷۷. مطالعه طرح مهندسی و ساماندهی رودخانه تجن، کیفیت آب و آثار زیست محیطی، شرکت سهامی آب منطقه ای مازندران و گلستان
- عبدالملکی، شهرام. و غنی نژاد، داود. ۱۳۸۶. رهاکردن بچه ماهی سفید و نقش آن در باز سازی ذخائر این ماهی در سواحل ایرانی دریای خزر، ماهنامه آبزیان، ۸ (۸۶)، ص ۹.
- قاسم اوف، ا. ک. ۱۹۹۴. اکولوژی دریای خزر، انتشارات ناوکا-باکو، ترجمه ابوقاسم شریعتی، تهران: موسسه تحقیقات شیلات ایران.
- کاپلین، پ. ۱۹۹۱. وضعیت زیست محیطی دریای خزر در شرایط افزایش سطح آب دریا، ترجمه: عباسعلی جهانی، قهرمان قدرت نما، مجله آب و توسعه، ۱، (۳)، ص ۳۲-۱۸.
- کریلف، د. آ، ۱۹۸۷. زمین شناسی و منابع نفت و گاز دریای خزر. ترجمه اداره آمار و اطلاعات فنی اکتشاف و تولید وزارت نفت، ۱۳۶۸. تهران: وزارت نفت .

- لالوئی، فرامرز. واردی، ابراهیم. نصراله زاده، حسن. نجف پور، شعبان. غلامی پور، سلیمان. رستمیان، محمد تقی. روحی، ابوقاسم ۱۳۸۳. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و آلودگی های رست محیطی اعماق کمتر از ۱۰ متر حوضه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۷۸)، موسسه تحقیقات شیلات ایران.
- لالوئی؛ فرامرز. نجف پور، شعبان. نصراله زاده، حسن. غلامی پور، سلیمان. افرائی، محمدعلی. و رستمیان، محمد تقی. ۱۳۸۳. بررسی جامع رودخانه تنکابن (سال ۷۵). موسسه تحقیقات شیلات ایران
- محمد حسینی، ناهید- زینالی دانالو، میرعلی اصغر (۱۳۸۶) - شوینده ها و محیط زیست. پژوهشکده توسعه صنایع شیمیائی ایران.
- مصوبه هیئت وزیران، ۱۳۸۴. آئین نامه اجرایی ماده (۱۳۴) تنفیذی قانون برنامه سوم توسعه اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی جمهوری اسلامی ایران، موضوع ماده (۲۰) قانون برنامه چهارم توسعه اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی جمهوری اسلامی ایران.
- مطالعات طرح مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی کشور. آلاینده ها و آلودگیهای زیست محیطی مناطق ساحلی کشور (گیلان، مازندران، گلستان). ICZM. ۱۳۸۶. وزارت راه ترابری .
- نادری، مهدی. عبدلی، اصغر.. جهانبخش، محمد. ۱۳۸۳. اطلس ماهیان حوزه جنوبی دریای خزر (آبهای ایران). تهران: انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران. .
- نجف پور. شعبان. نصراله زاده، حسن. پرداختی، علیرضا. غلامی پور، سلیمان و یوسفیان، مهدی. " تعیین برخی از سموم کشاورزی کلره در آب رودخانه های بابلرود، چالوس و مصب آنها (درسال ۱۳۷۴). انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران در سال ۱۳۸۰ .
- نجف پور، شعبان. واردی، ابراهیم. روحی، ابوقاسم. یوسفیان، مهدی. غلامی پور. گنجیان، علی. و واحدی، فریبا. شعبانی، خداداد. موسوی، م. ۷۴-۱۳۷۳، " بررسی هیدرولوژی و هیدروبیولوژی رودخانه شیرود" انتشارات مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران ۱۳۷۵.
- نجف پور، شعبان. واردی، ابراهیم. روحی، ابوقاسم. یوسفیان، مهدی. غلامی پور، سلیمان. گنجیان، علی. موسوی، م. ربانی، م. افرائی، محمدعلی. ۱۳۸۶. بررسی مستمر (Monitoring) روخانه شیرود (غرب استان مازندران ۱۳۷۹). موسسه تحقیقات شیلات ایران.

- نصراله زاده ساروی، حسن، ملکی شمالی، ملک محمد. ۷۶-۱۳۷۵، بررسی میزان آلودگی نفتی در حوزه جنوبی دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران.
- نصراله زاده ساروی، حسن، یونسی پور، حوریه. ۱۳۸۳. بررسی میزان PAHs در ماهی آزاد دریای خزر مجموعه مقالات اولین کنگره آبزیان در ایران. تهران.
- نصراله زاده، حسن. واردی، ابراهیم. ۱۳۷۹. بررسی آلودگیهای نفتی و فلزات سنگین در حوزه جنوبی دریای مازندران. موسسه تحقیقات شیلات ایران..
- نوری، جعفر. شهریار افشار، عباس. ۱۳۷۹. بررسی نقش دترجتهای آنیونی در آلودگی محیط زیست. تهران: دانشگاه آزاد اسلامی.
- واردی، ابراهیم. ۱۳۸۵. ارزیابی غلظت عناصر در بافت های عضلانی ماهیان آزاد (Salmonidae)، سوف (Percidae) و کفال طلایی (Mugilidae) حوزه جنوبی دریای خزر. مجموعه مقالات اولین کنگره عناصر کمیاب ایران. معاونت پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی ایران. ص ۱۹۷.
- واردی. ابراهیم، افراز، علی. ۱۳۷۸. بررسی آلودگی فلزات سنگین در حوضه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات شیلات.
- واردی، ابراهیم. ۱۳۷۶. بررسی دانه بندی و تعیین میزان تجمع فلزات سنگین در رسوبات رودخانه چالوس. پایان نامه کارشناسی ارشد علوم محیط زیست واحد علوم و تحقیقات دانشگاه آزاد اسلامی تهران.
- هاشمیان، عبدالله. واردی، ابراهیم. نجف پور، سعبان. نصراله زاده، حسن. غلامی پور، سلیمان. رستمیان، محمد تقی. روحی، ابوالقاسم ۱۳۸۸. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و آلودگی های زیست محیطی اعماق کمتر از ۱۰ متر حوضه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۲)، موسسه تحقیقات شیلات ایران.
- یوسفیان، مهدی. سعیدی، علی اصغر. نجف پور، سعبان..... ۱۳۷۹، مقایسه کمی و کیفی تکثیر ماهی سقیدو رودخانه شیروود و تجن، مرکز تحقیقات شیلات مازندران.
- Agusa, T., Cainito, T., Tanabe, S., Pourkazemi, M. and Aubrey, D.G. 2004. Concentrations of trace elements in muscle of sturgeons in the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9-10): 789-800.
- Anan, A., Takashi, K., Shinsuke, T., Igor, M., David G.A. 2005., Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* ,51(8-12): 882-888.

- Andres, S., Ribeyre, F., Tourencq, J.-N., Boudou, A., 2000. Interspecific comparison of cadmium and zinc contamination in the organs of four fish species along a polymetallic pollution gradient (Lot River, France). *The Science of the Total Environment*, 248(1): 11–25.
- Anon., 2001. The UK marine special areas of conservation project. <http://www.ukmarinesac.org.uk>–
- Helling et al, 1990, ANZECC/ARMCANZ. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- AOAC, 2000, Pesticide and Chemical Residues; Edited by Parfitt, C.H. US Food and Drug Administration Chapter 10:1-20.
- APHA (American Public Health Association). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. American Public Health Association.
- Ariese, F., I. Burgers, k. Oudhoff and T. Rutten. 1997. Comparison of analytical approaches for PAH metabolites in fish bile samples for marine and estuarine monitoring, vrije University, Amsterdam, Netherlands.
- Baker, J.M. 1976. Marine ecology and oil pollution. New York: John Wiley & Sons.
- Baumard, P., H. Budzinski, Q. Mchin, P. Garrigues, T. Burgeot, and J. Bellocq. 1998. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47:77-90.
- Bennett DH, Kastenberg WE, McKone TE. A multimedia, multiple pathway risk assessment of atrazine: the impact of age differentiated exposure including joint uncertainty and variability. *Reliab Eng Syst Saf* 1999;63:185–98.
- Biney, C. A. and Ameyibor, E.: 1992, 'Trace metal concentrations in the pink shrimp *Penaeus notialis*, from the coast of Ghana', *Water, Air Soil Poll*, 63(3-4): 273–279.
- Bixian, F., Z. Jiamo, L. Gan, M. Zheng, S. Yushun, and W. Xingmin. 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Pearl River and estuary, China: spatial and temporal distribution and sources. *Applied Geochemistry*, 16:1429–1445.
- Bosnić, J., Puntarić, D., Skes, I., Klaric, M., Simić, S., Zoric, I. and Galic, R. 2003. Toxic Metals in Freshwater Fish from the Zagreb Area as Indicators of Environmental Pollution. *Coll. Antropol.* 27 Suppl, 1.(1): 31–39.
- Brain, R.A., H. Sanderson and P.K. Sibley. 2006. Probabilistic ecological hazard assessment: Evaluating pharmaceutical effects on aquatic higher plants as an example. *Ecotoxicology Environment Safe*, 64:128–135.
- Brooks, K. M. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbon migration from creosote-treated railway ties into ballast and adjacent wetlands. Res. Pap. FPL-RP-617. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory. http://www.fpl.fs.fed.us/documnts/fplrp/fpl_rp617.pdf
- Canli, M. and Atli, G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and size of six Mediterranean fish species *Environ Pollution*, 121(1):129-136.
- Cardwell RD, Brancato MS, Toll J, DeForest D, Tear L. (1999). Aquatic ecological risks posed by tributyltin in United States surface waters: pre-1989 to 1996 data. *Environ Toxicol Chem*;18:567– 77.
- Castilho, J.A.A., Fenzl, N., Guillen, S.M. and Nascimento, F.S. 2000. Organochlorine and organophosphorus pesticide residues in the Aytoya river basin, Chinandega, Nicaragua. *Environmental Pollution*, 110 (3) 523-533.
- CCME. 1999. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers for the Environment, Winnipeg.
- CEP (Caspian Environmental Program). 1998. *National Report of federation .Environmental problems of the Caspian Region* .Moscow.
- CEP (Caspian Environmental Program). 1998. *Transboundary Diagnostical Analysis National Report of the Republic of Kazakhstan*. Almaty: Kazakhstan.
- Chien LC, Hung TC, Choang KY, Yeh CY, Meng PJ, Shieh MJ, et al. Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. 2003. *Sci Total Environ*, 285(1-3):177-85.
- Choi, K.Y. Kim, S.K and Chon, H.T. 2008. Distributions and Accumulations of Heavy Metals in the Sediments of Harbors and Coastal Areas in Korea. Proceedings of the International Symposia on Geoscience Resources and Environments of Asian Terranes (GREAT 2008), 4th IGCP 516, and 5th APSEG; Bangkok, Thailand.
- Clark, R.B. 1992. *Marine Pollution*, 3rd edition.

- Coad, B.W. 1980. Environmental change and its impact on the freshwater fishes of Iran. *Biological Conservation*. 19:51-80.
- Cooper CB, Doyle ME, Kipp K. Risk of consumption of contaminated seafood, the Quincy Bay case study. *Environ Health Perspect* 1991;90:133-40.
- Dakay, M.F. and Kikodemusz, I. 1981. Effect of syntetic detergents on the formazan of various environmental ha bacteria. *Zentralbl. Mikrobiol.* 174:121-124.
- Dallinger, R. 1978. Contaminated food and uptake of heavy metal by fish. *Oecologia (Berlin)*, 67: 82-89
- Darmono, D. and Denton, G. R.W.: 1990, 'Heavy metal concentrations in the banana prawn, *Penaeus merguensis*, and leader prawn, *P. monodon*, in the Townsville Region of Australia', *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 44, 479-486.
- Daugulis, A.J. and C.M. McCracken. 2003. Microbial degradation of high and low molecular weight polyaromatic hydrocarbons in a two-phase partitioning bioreactor by two strains of *Sphingomonas* sp.. *Biotechnology Letters*, 25(17). 1441-1444.
- De Mora, S. and Sheikholeslami, M. R., 2002. Final report: interpretation of Caspian Sea sediment data. Contaminant Screening Programme of Caspian Environment Programme, UNCED, Baku.
- Deb, S.C., T. Araki, and T. Fukushima. 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fish organs. *Marine Pollution Bulletin*, 40(10): 882-885.
- Dobrowolski. R., Skowrońska. M., 2006. The Study of Trace Metal Levels in Select Environmental Components of the Zemborzyce Reservoir. *Polish J. of Environ. Stud*, 15(4) 537-542.
- Dou Abul, A. A., Z. Heba, H. M. A. and K. H. Fareed. 1997. Polynuclear aromatic hydrocarbons in fish from the red sea coast of Yemen. *Hydrobiologia*, 352: 251-262.
- Dumont, H.J., 1998. The Caspian Lake: history, biota, structure, and function. *Limnology and Oceanography*, 43: 44-52.
- EEC, (1998) Council Directive 98/83/EC of 3 Nov. 1998 on the quality of water intended for human consumption (Official Journal L 330, 05/12/1998, (32-45).
- Efendieva, L. M., and F.M. Dzhaferov. 1993. Ecological problems of the Caspian Sea. *Hydro technology Construction*, 1(27):22-23.
- El-Kabbany, S., Rashed, M.M. and Zayed, M.A. 2000. Case study Monitoring of the pesticide levels in some water supplies and agricultural land, in El-Haram, Giza (A.R.E.); *Journal of Hazardous Materials A72*: 11-21
- Environmental Protection Agency (EPA), (1992). National Survey of Pesticide in Dinking water Wells. Phase II Report EPA 570/9-91-020, National Technical Information Service, Spring-field, VA.
- Environmental Protection Agency, (1995). Organochlorine Pesticides (OCPs) Module Method # 508, in water by GC-ECD; Edited by J.W. Munch, US-EPA, Cincinnati, Ohio.
- Environmental Protection Agency, (2004). Chemicals Evaluated for Carcinogenic Potential Science Information Management Branch Health Effects Division Office of Pesticide Programs.
- Equipe Cousteau 1993. Concentration of chemical pollutants in sediments and mussels along the Danube. In: *The Danube...for whom and for what?* Equipe Cousteau's final report, Paris, 104-126.
- European Commission., 2005., As regards heavy metals. Official Journal of the European Union. Commission Regulation. No 78/2005. No 466/2001.
- European Economic Community (EEC), 1998. Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption, *Official Journal*, L 330, 32-45.
- Everaarts, J.M. 1993: Heavy metals in sediment, zooplankton and epibenthic invertebrates from the area of the continental slope of the Banc d' Arguin (Mauritania). *Hydrobiologia*, 258: 41-58.
- FAO, 1983. Compilation of legal limits for hazardous substance in fish and fishery products. FAO Fishery Circular No. 464., 5-100.
- FDA. (2000). Total diet study statistics on element results. Washington,
- Fillmann, G., Readman, J.W., Tolosa, I. Bartocci, J. Villeneuve, J.P. Cattini, C. and Mee, L.D 2002. Persistent organochlorine residues in sediments from the Black Sea, *Marine Pollution Bulletin* 44:122-133.
- Fowler, S.W., Readman, J.W., Oregioni, B., Villeneuve, J.-P., McKay, K., 1993. Petroleum hydrocarbons and trace metals in near shore Gulf sediments and biota before and after the 1991 war: An assessment of temporal and spatial trends. *Marine Pollution Bulletin* 27:171-182.
- Gardiner, J. and G. Mance 1984. Water quality standards arising from European community directives, *Water Research Center*, No.204.
- Ge KY, 1992. The status of nutrient and meal of Chinese in the 1990s. Beijing 7 People's hygiene press, 415-34.
- Giesy JP, Solomon KR, Coates JR, Dixon KR, Giddings JM, Kenaga EE. (1999). Chlorpyrifos: ecological risk assessment in North American aquatic environments. *Rev Environ Contam Toxicol*; 160:1- 129.

- Guo, Z. Guo, T. Lin, G. Zhang, Z. Yang and M. Fang, 2006. High-resolution depositional records of polycyclic aromatic hydrocarbons in the central continental shelf mud of the East China Sea. *Environmental Science and Technology*, 40: 5304–5311.
- Heath, A.G., 1987. *Water pollution and fish physiology*. (2nd ed.) CRC.Press.Boston. USA.
- Hong, S.H., Yim, U.H., Shim, W.J. Li, D.H. and Oh, J.R. 2006. Nationwide monitoring of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediments from coastal environment of Korea, *Chemosphere* 64: 1479–1488.
- Hosseini, S.V., Dahmardeh B.R., Esmaili-A.S., Bahramifar, N., Hosseini, S.M., Tahergorabi, R., Hosseini, S.F. and Feás, X. 2008. Contamination by organochlorine compounds in the edible tissue of four sturgeon species from the Caspian Sea (Iran), *Chemosphere* 73: 972–979
- Huang, K-M. and Lin, S. 2003. Consequences and implication of heavy metal spatial variation in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan.
- Hung, DQ. and Thiemann, W. 2002. Contamination by selected chlorinated pesticides in surface water in Hanoi, Vietnam. *Chemosphere* 47: 357-67.
- Huss, H. H.: 1994, Assurance of Seafood Quality. *FAO Fisheries Technical Paper, Rome*.
- ISQG, 1995. Interim sediment quality guidelines. Environment Canada, Ottawa.
- Kaplin, P.A. 1995. *The Caspian Sea, its past, present and future*. SPB Academic Publication: Amsterdam.
- Karadede, H.; Oymak, S.A. and Unlu, E., 2003. Heavy metals in mullet, *Liza abu*, and catfish, *Silurus triostegus*, from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Environm. International*. In press, Corrected proof available online at www.sciencedirect.com.
- Karadede, H., Ünlü, E., 2000. Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from the Atatürk Dam Lake (Euphrates), Turkey. *Chemosphere*, 41: 1371-1376.
- Karpinsky, M.G. 1992. Aspects of the Caspian Sea benthic ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, 24:384–389.
- Koner, S.K. and Mollick, S., 1993. Pollution hazards of coastal waters by petroleum products, Detergents and heavy metals.
- Korotenko, K.A., R.M. Mamedov, A.E. Kontar, and L.A. Korotenko. 2004. Particle tracking method in the approach for prediction of oil slick transport in the sea: modelling oil pollution resulting from river input. *Journal of Marine Systems*, 48:159–170.
- Kosarev, A.N. and E.A. Yablonskaya. 1994. *The Caspian Sea*. SPB Academic Publishing, The Hague. The Netherlands.
- Krahn, M. M., E. M. Ylitalo, J. Buzitis, J. L. Botton, C. A. Wigren, S., L. Chan and U. Varanasi. 1993. Analyses for petroleum related contaminants in marine fish and sediments following the Gulf oil spill. *Marine pollution Bulletin*, 27:285-292.
- Krahn, M.M., D. G. Burrows, W.D. MacLeod and D.C. Malins. 1987. Determination of individual metabolites of AHs in hydrolyzed bile of English sole (*Parophrys vetulus*) from polluted sites in Puget Sound, Washington. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16:511-522.
- Lakhan, V.C, Cabana, K. and LaValle, P.D. 2002. Heavy metal concentrations in surficial sediments from accreting and eroding areas along the coast of Guyana. *Environmental Geology*, 42:73-80.
- Landlot, M., D. Kalman, K. Nevissi, V. Ness, and F. Hafer. 1987. Potential toxicant exposure among consumers of recreationally caught fish from urban embayments of Puget Sound. Technical NOAA memorandum, Nos oms-33, Maryland, USA.
- Lima, A.L.C. 1997. *Geocronologia de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs): Estudo de caso de Guanabara*. Master of Sciences dissertation, PUC, Rio de Janeiro, Brazil.
- Madany, I. M., Wahab, A. A. A. and Al-Alawi, Z.: 1996, 'Trace metals concentrations in marine organisms from the coastal areas of Bahrain, *Arabian Gulf*', *Water, Air, Soil Pollut*, 91: 233–248.
- Maher, W.A : 1986, Trace metal concentrations in marine organisms from St. Vincent Gelf, south Australia, *Water, Air Soil Poll*, 29:77-84.
- Mansour, S.A. and Sidky, M.M., 2002. Ecotoxicological Studies. 3. Heavy metals contaminating water and fish from Fayoum Governorate, Egypt, *Fod Chemistry*, 78:15-22.
- Merian, E. : 1991, *Metals and Their Compounds in the Environment Occurrence, Analysis and Biological Relevance*. VCH, Weinheim.
- Meyer, J., J. Moore, A. Pawlisz, E. Smorong, and R.L. Breton. 2001. Investigation/ Feasibility study (RI/FS): Baseline Ecological Risk Assessment, Mac-Donald Environmental sciences Ltd, British.
- MOOPAM, 1999, *Manual of oceanographic observations and pollutant analyses methods*, Kuwait.
- Mora, S., Sheikholeslami, M.R., Wyse, E., Azemard, S., Cassi, R.; 2004. An assessment of contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. Elsevier. *Marine Pollution Bulletin*, 48:61-77.
- Morozov, M.P. and Petukhov, S.A. 1985. Preliminary estimate of the balance of heavy and transitional metals in the Caspian sea. *Meteorologiya, Russian*, 9:75-81.
- Motavalli, J. 1999. Black gold - Caspian Sea oil development. *The Environmental Magazine*, Vol. X, No. 6.

- Najafpour, Sh. 2002. Determination of pesticides residues, kelthane, lindane DDT, DDE and β -HCB in coastal region of Caspian Sea. In Proceeding of Regional Symposium of Chemical Eng. (RSCE) and Symposium of Malaysian Chemical Eng. (SOMCHE), 1: 337–341, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Najafpour, Sh. 2007. A Water Quality Study with Emphasis on Pesticides in Shiroud River Cachment in Southern Par of Caspian Sea. Doctoral dissertation Univiersiti Sains Malaysia.
- Najafpour, Sh., Abbas Alkarkhi, F.M., AB Kadir M.O. and Najafpour, Gh.D. 2009. Statistical assessment of organochlorine pesticides residues in surface water penetrated into capian Sea” *Journal of The Chemical Society of Pakistan*, 31(3): 415-421.
- Najafpour, Sh., Abbas Alkarkhi, F.M., Nik Ab Rahman, N.N. and Gholamipour, S. 2005. Effect of Chlorinated Pesticides residues of lindane, dieldrine and aldrine in Tajan River (Southern Part of Caspian Sea). In Proceeding of International Conference on 2nd Chemical & Bioprocess Engineering in Conjunction with 19th Symposium Malaysia Chemical Engineers (SOMCHE) 686-689, Penang, Malaysia.
- Najafpour, Sh., Farabi, S.M.V., Yousefian, M., Abbas Alkarkhi, F.M. and Ganjian Khenari A. 2010. The Determination of Organochlorine Pesticides Residues in Chalus River Water by multivariate Analysis, *Iranica Journal of Energy & Environment* 1(3), 222-227.
- Najafpour, Sh., Teng, T.T., Ab. Kadir, M.O. and Ibrhim M.H. 2003. Determination of chlorinated pesticides residues of lindane and DDT in freshwater of Babolroud River (Southern part of Caspian Sea). In Proceedings of the 17th Symposium of Malaysian Chemical Engineering (SOMCHE) 703-705, Penang, Malaysia..
- Nasrollahzadeh H. and M. Malekshomali. 2002. Fluctuation of oil pollution in some important ports of the southern of Caspian Sea. In proceedings of 10th International Congress, 24-25 December, 2002, KsapNIRKH: Astarkhan, Russia, 22-25.
- Nasrollahzadeh H.S., S. Rezvani, H. A. Rostami, H. Unesipour, F. Laloei, A. R. Pardakhti, A.A. Zinatizadeh, M.A. Zahed, and Sh. Najafpour. 2005. Study of the accumulation of petroleum derived polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in muscels of two bony fish in the Caspian Sea-Iran. In proceeding of International conference on innovation and technology oceanography and sustainable development, 26-29 Sep. 2005, Kula Lumpur: Malaysia, 34-36.
- Nauen, C.E.: 1983, Compilation of Legal Limits for Hazardous Substances in Fish and Fishery Products. FAO Fisheries Circular No. 764, Rome, Italy,.
- Neff, J.M. 1979. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Applied Science Publishers, London.
- Neville, R.;2006. Environmental Protection in the Caspian Sea: Policy Constraints and Prescriptions. International Institute for Caspian Studies. [http://www.caspianstudies.com/article/Rachel Nevil.htm](http://www.caspianstudies.com/article/Rachel%20Nevil.htm) . Chemosphere. 53:1113-1121.
- Nicholson, G. j., Theoderopoulos, T. and Fabris, E. J., 1994. Hydrocarbons, Pesticides, PCB and PAH in Port Phillip Bay (victoria) sand flathead. *Marine pollution Bulletin* 28:115-120.
- Olsson PE (1998). Disorders associated with heavy metal pollution. In: *Fish Diseases and Disorders. (Non-infectious Disorders)*. (Eds. Leatherland, J.E. and Woo, P.T.K.), CAB IInternational, U.K.2: 105-131
- Oymak, S.A., H. Karadede-Akin and N. Dogan 2009. Heavy metal in tissues of *Tor grypus* from Ataturk Dam Lake, Euphrates River Turkey. *Biologia*, 64: 151-155.
- Parizanganeh, A V. Chris Lakhan(2), and Sajid R. Ahmad.; 2006.; Pollution of the Caspian Sea Marine Environment Along the Iranian Coast.; *Environmental Informatics Archives*, 4(2): 209-217.
- Parizanganeh, A. Lakhan, V. C. Jalalian, H., 2007. A geochemical and statistical approach for assessing heavy metal pollution in sediments from the southern Caspian coast. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 4 (3): 351-358.
- Pohla , G. and Adam,M., 1982. Influence of The an ionactive detergent trout . *Zool-ANZ*, 202(1-2):97-110.
- Prego R, Cobelo-Garcia.,2004. Cadmium, copper and lead contamination of the seawater column on the *prestige* shipwreck (NE Atlantic Ocean). *ELSEVIER,Analytical Chemica Acta*, 524:23-26.
- Radojevi’c, M. and Bashkin, V. N.: 1999, Practical Environmental Analysis. *The Royal Society of Chemistry*, U.K., 466.
- Rajeendram, B.R. Karunguran, V.M. Babu, S. And Subramainian, A.N. 1992. Level of chlorinated Insecticides in fishes from the Bay of Bengal; *Marine pollution Bulletin* 24, (11): 567-570.
- Ramirez, P. 1997. Environmental contaminants in the aquatic Bird feed chain of a oil refinery wastewater pond. U.S fish and wildlife service, USA.
- Ramu, K., Kajiwara, N., Mochizuki, H., Miyasaka, H., Asante, K.A., Takahashi, S., Ota, S., Yeh, H.M., Nishida, S. and Tanabe, S. 2006. Occurrence of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in deep-sea fishes from the Sulu Sea *Baseline / Marine Pollution Bulletin* 52; 1784–1832.

- Readman J.W., Fillmann G., Tolosa I., Bartocci J., Villeneuve J.-P., Cattini C., Coquery M., Azemard S., Horvat M., Wade T., Daurova Y., Topping G. and Mee L.D. (1999). The Black Sea: A comprehensive survey of contamination. Black Sea Environmental Series. Vol. 10, edited by L.D. Mee and G. Topping. UN Publications. New York..
- Roberts, R.J. 2001., Fish pathology(3d ed). W.B Saunders. Harcourt Publishers Co.LTD.London,England.
- Rome'o, M., Siau, Y., Sidoumou, Z., Gnassia-Barelli, M., 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *The Science of the Total Environment*, 232, 169–175.
- Ruelle, R. and Henry, C., 1994. Life history observation and contaminant evaluation of pallid sturgeon. Final report. U.S. Fish and Wildlife service Region 6. Contaminants program.
- SACs Project,2001. UK Marine. Water quality standards for List I substances
- Said, T.O. and Hamed, M.A. 2005. Distribution of Chlorinated pesticides in Surface Water and Fish of El Tamsah and Bitter Lakes, Sues Canal, *Egyptian Journal of Aquatic Research*; 31(1) 200-212.
- Schlodtfeldt, H.J.,Alderman,D.J.,1995.,What shuld I do? European Association of fish Pathologist. Bulletin,15(4): 60.
- Sevket Kandemir, M. Ilker Dogru, Ibrahim Orun, Arzu Dogru, Levent Altas, Kenan Erdogan, Gulnihal Orun and Nazmi Polat .; 2010.; Determiation of Heavy Metal Levels, Oxidative Status, Biochemical and Hematological Parameters in *Cyprinus carpio L.*, 1758 from Bafra (Samsun) Fish Lakes,9 (3): 617-622.
- Sfriso, A. Maroli, L. pavoni, B. and Raccanelli, S. 1993. Concentrations of Polychlorinated Biphenyls and pesticides indifferent species of Macroalgae from venice lagoon. *Marine pollution Bulletin* 26 (10): 553-556.
- Sheppard, C.: 1993, 'Physical environment of the Gulf relevant to marine pollution: An overview', *Mar. Poll. Bull.* 27:3–8.
- Simko, P. 2002. Determiation of polycyclic aromatic hydrocarbons in smocked meat products and smoke flavouring food additives. *Journal of Chromatography B*, 770:3-18.
- Solomon KR, Baker DB, Richards RP, Dixon DR, Klaine SJ, LaPoint TW, et al. (1996). Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environ Toxicol Chem*;15(1):31 – 74.
- Solomon, K., J. Giesy and P. Jones. 2000. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. *Crop Protection*, 19:649–655.
- Solomon, K.R., D.B. Baker, R.P. Richards, D.R. Dixon, S.J. Klaine and T.W. LaPoint. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environmental Toxicology Chemistry*, 15(1):31 – 74.
- Stoskopf,M.K.1993., Fish medicine.WB. Saunders Co.London, England.
- UBA-Umwelt Bundes-Amt,1993. The German Federal Environment AgencyDate our Umbel. Erich Schmidt Vela, Berlin. 439-442. <http://www.umweltbundesamt.de/index-e.htm>
- Tomlin C. 1994. The Pesticide Manual, Incorporating the Agrochemical Handbook, 10th Edition. Crop protection Publication; British Crop Protection Council and the Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Turgut, C. 2003. The contamination with organochlorine pesticides and heavy metals in surface water in Menderes River in Turkey, 2000–2002. *Environment International* 29 (2003) 29– 32
- UBA-Umwelt Bundes-Amt), 1993. The German Federal Environment Agency (Date our Umbel. Erich Schmidt Vela, Berlin. 439-442. <http://www.umweltbundesamt.de/index-e.htm>
- United Nation Environmental Protection (UNEP), 1990. Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organochlorine compounds. Map technical report series No. 39, 104p
- US EPA.Risk-based concentration table. Philadeiphia PA : United State Environmental Protection Agency, Washington. DC : 2000.
- Usero, J.; Izquierdo, C.; Morllo,J. And Gracia,I.,2003. Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environm International*, 29(7) :949-956.
- Uysal, K., Y. Emre and E. Kose, 2008. The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). *Microchem. J.*, 90: 67-70.
- Van-Duijn,J.R.C.,2000 . Diseases of fishes. Narendra Publishing House. Dehli,India.
- Vo-Dinh, T. 1989. Chemical analysis of polycyclic aromatic compounds: A Series of Monographs on Analytical Chemistry and Its Applications (Volume 101), John Wiley & Sons.
- Wakeham, S.G. 1996. Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in Black Sea sediments. *Marine Chemistry*, 53:187-205.
- Wang XL, Sato T, Xing B, Tao S. Health risk of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Environ Res* 2005;350:28– 37.
- Wang, X.L., S. Tao, R.W. Dawson and FL. Xu. 2002. Characterizing and comparing risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in a Tianjin wastewater-irrigated area. *Environmental Research*, 90:201– 6.

- Wedemyer, G.A. 1996. Physiology of fish in intensive culture system. Chapman hall, International Thompson Publishing. New York, USA.
- Wedermyer, 1996]
- WHO (1996) Polynuclear aromatic hydrocarbons. In: Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. Geneva, *World Health Organization*, 495-505.
- Windom, H.L., Schropp, S.J., Calder, F.D., Ryan, J.D., Smith Jr., R.G., Burney, L.C., Lewis, F.G. and Rawlinson, C.H. 1989. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 23: 314-320.
- Winkels, H.J. and N.S. Kasimov. 1998. Geochronology of priority pollutants in sedimentation zones of the Volga and Danube delta in comparison with the Rhine delta. *Applied Geochemistry*, 13:581-591.
- Witt, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 31:237-248.
- Yaffe, D., Y. Cohen, J. Arey, R. Atkinson and J. Grovesky. 2000. Multimedia Analysis of PAHs and nitro-PAH Daughter products in the Los Angeles basin, university of California, Coliformal, USA.
- Yilmaz, F., N. Ozdemir, A. Demirak and A. Tuna, 2007. Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chem.*, 100: 830-835.
- Zeynaly. F., Taji K.H., Asri. R.S., Meshkini. S., Fallah. A.A., Rahnama. M., 2009. Determination of Copper Zinc and Iron levels in Eddible Muscel of three Commercial Fish Species from Iranian Coastal water of the Caspian Sea. *Journal of Animal and Veterinary Advences*, 8 (7): 1285-1288.
- Zhou, J.L., and K. Maskaoui. 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China. *Environmental. Pollution*, 121:269-281.

پیوست

آلاینده فلزات سنگین

- ماهی

جدول پیوست ۱-۵- نتایج چهار آزمون T (Paired-Samples T Test) به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار بین دو جنس (نر و ماده) از دیدگاه تجمع فلزات سنگین مورد نظر در بافت عضله.

Metals	df	t	P-value
Zn	19	0.531	≤0.601
Fe	19	-1.369	≤0.187
Cu	19	-0.03	≤0.976
Hg	19	2.336	≤0.031

نکته: در مورد سایر فلزات (Pb, Co, Ni, Cd) کلیه مقادیر زیر حد تشخیص دستگاه بود.

جدول پیوست ۲-۵- میانگین و انحراف معیار تجمع فلزات

در بافت عضلانی (جنس نر و ماده) ماهی سفید

Metal	Sex	Mean	Std. Deviation
Zn	Female	0.35725	0.438373
	Male	0.44755	0.47927
Fe	Female	0.1164	0.222354
	Male	0.046	0.091334
Cu	Female	0.0132	0.005116
	Male	0.01315	0.008381
Hg	Female	1.04265	0.92695
	Male	1.48035	0.44452

جدول پیوست ۳-۵ - نتایج هفت آزمون T (Paired-Samples T Test) به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار بین دو گونه مورد بررسی (سفید و کفال) از دیدگاه تجمع فلزات سنگین مورد نظر در بافت عضله.

Metals	df	t	P-value
Pb	21	-4.632	≤ 0.0001
Zn	21	-5.195	≤ 0.0001
Ni	21	-2.297	≤ 0.032
Cu	21	-4.603	≤ 0.0001
Cd	21	-2.78	≤ 0.011
Hg	21	-1.333	≤ 0.197
Fe	21	-4.186	≤ 0.0001

نکته: مقادیر کبالت در مورد هر دو گونه زیر حد تشخیص دستگاه بود.*

جدول پیوست ۴-۵ - میانگین و انحراف معیار تجمع فلزات در بافت عضلانی ماهیان (سفید و کفال)

Metal	Species	Mean	Std. Deviation
Pb	کفال	2.6341	2.66747
	سفید	0	0
Zn	کفال	217.8123	196.2711
	سفید	0.4024	0.45565
Fe	کفال	125.6455	140.6225
	سفید	0.0812	0.17153
Cd	کفال	0.6318	1.06609
	سفید	0	0
Cu	کفال	10.85	11.0416
	سفید	0.0132	0.00685
Co	کفال	0	0
	سفید	0	0
Ni	کفال	0.4091	0.83528
	سفید	0	0
Hg	کفال	1.3016	0.15535
	سفید	1.2615	0.75099

جدول پیوست ۵-۵- نتایج تجزیه واریانس یک طرفه به منظور بررسی وجود یا عدم وجود اختلاف معنی دار فلزات سنگین مورد نظر از نظر میزان تجمع آنها در بافت عضله.

منبع تغییرات	Sum of Squares	df	Mean Squares	F- ratio	P- value
میان گروهی	247.753	7	35.393	22.466	≤0.0001
درون گروهی	768.814	488	1.575		
جمع کل	1016.567	495			

جدول پیوست ۶-۵- ضرائب همبستگی پیرسون جهت بررسی روابط بین عناصر مختلف تجمع یافته در بافت عضله نمونه های ماهی سفید و برخی پارامترهای بیومتریک .

		TL	FL	W	Zn	Fe	Cu	Hg
TL	ضریب همبستگی	1						
	سطح معنی دار							
FL	ضریب همبستگی	.990**	1					
	سطح معنی دار	0						
W	ضریب همبستگی	.895**	.916**	1				
	سطح معنی دار	0	0					
Zn	ضریب همبستگی	-0.087	-0.037	-0.075	1			
	سطح معنی دار	0.594	0.82	0.647				
Fe	ضریب همبستگی	-0.118	-0.079	-0.053	.552**	1		
	سطح معنی دار	0.468	0.626	0.745	0			
Cu	ضریب همبستگی	0.256	0.236	0.289	-0.201	-0.058	1	
	سطح معنی دار	0.111	0.143	0.071	0.213	0.723		
Hg	ضریب همبستگی	0.273	0.228	0.117	-0.275	-0.362*	0.217	1
	سطح معنی دار	0.088	0.156	0.473	0.086	0.022	0.179	

TL: Total Weight, FL: Fork Length, W: Weight

* معنی دار در سطح ۰,۰۵ ، ** معنی دار در سطح ۰,۰۱

جدول پیوست ۷-۵- ضرائب همبستگی پیرسون جهت بررسی روابط بین عناصر مختلف تجمع یافته در بافت عضله نمونه های ماهی کفال و برخی پارامترهای بیومتریکی .

	TL	FL	W	Pb	Zn	Fe	Cd	Cu	Ni	Hg
TL ضریب همبستگی سطح معنی دار	1									
FL ضریب همبستگی سطح معنی دار	.980** 0	1								
W ضریب همبستگی سطح معنی دار	.885** 0	.905** 0	1							
Pb ضریب همبستگی سطح معنی دار	0.102 0.652	0.087 0.701	0.233 0.297	1						
Zn ضریب همبستگی سطح معنی دار	-0.149 0.51	-0.044 0.846	-0.033 0.883	- 0.215 0.338	1					
Fe ضریب همبستگی سطح معنی دار	0.065 0.775	0.141 0.532	0.23 0.304	0.152 0.499	.642** 0.001	1				
Cd ضریب همبستگی سطح معنی دار	0.109 0.63	0.08 0.722	0.087 0.7	.428* 0.047	-0.09 0.69	-0.171 0.447	1			
Cu ضریب همبستگی سطح معنی دار	-0.021 0.926	-0.05 0.824	0.037 0.871	.507* 0.016	-0.055 0.808	-0.06 0.79	0.326 0.139	1		
Ni ضریب همبستگی سطح معنی دار	-0.238 0.286	-0.217 0.332	-0.296 0.181	- 0.308 0.163	0.32 0.147	0.158 0.483	- 0.103 0.648	- 0.053 0.816	1	
Hg ضریب همبستگی سطح معنی دار	0.413 0.056	0.343 0.118	0.407 0.06	- 0.056 0.804	-0.251 0.26	0.166 0.46	- 0.102 0.653	0.153 0.498	0.141 0.532	1

TL: Total Weight, FL: Fork Length, W: Weight

* معنی دار در سطح ۰,۰۵ ، ** معنی دار در سطح ۰,۰۱

- رسوب

جدول پیوست ۸-۵- نتایج میانگین ، انحراف معیار، حداقل و حداکثر فلزات در رسوبات حوزه جنوبی دریای خزر

Metals	Minimum	Maximum	Mean	SD
Pb	0	88	12.6177	13.2516
Zn	9.2	1423.3	184.6802	190.1881
Fe	1408	119330	33910.948	19242.4838
Co	0	61.7	13.6031	9.01998
Cd	0	0	0	0
Cu	4.3	86	32.3438	13.54039
Cr	15	451	88.2778	71.79571
Ni	1.8	114	41.2062	17.68715
Hg	0	1515.5	96.1052	178.79684

جدول پیوست ۹-۵- نتایج میانگین ، انحراف معیار، حداقل و حداکثر فلزات به تفکیک فصول در رسوبات حوزه جنوبی دریای خزر

Metals	Minimum	Maximum	Mean	SD
PbSpring	5	52	22.7917	13.27953
ZnSpring	42	321	127.9167	69.34032
FeSpring	8263	45809	27410.958	10443.8489
CoSpring	7	36	16.5	8
CdSpring	0	0	0	0
CuSpring	18	86	36	16.47924
CrSpring	15	451	76.2917	89.96351
NiSpring	24	114	52	25.5411
HgSpring	25	106.7	70.275	15.53384
PbSummer	1.2	88	11.8458	17.57347
ZnSummer	59.7	631	278.5458	138.57737
FeSummer	1408	119330	42845.625	23231.9512
CoSummer	4.7	61.7	20.125	11.67555
CdSummer	0	0	0	0
CuSummer	11.7	81.5	35.0042	15.03311
CrSummer	34.2	324.3	96.1375	75.07344
HgSummer	0	1515.5	101.0792	309.02169
NiSummer	25.3	60	42.8208	9.95891
PbFall	3	42.5	9.15	7.87274
ZnFall	27.2	336	99.95	66.15462
FeFall	18895	93183	44492.583	20020.051
CoFall	0	19	8.2667	5.17247
CdFall	0	0	0	0
CuFall	4.3	50.5	30.35	11.07791
CrFall	42.3	206.2	92.4042	44.16451
NiFall	30.5	61.3	42.7208	9.26677
HgFall	43.2	240.5	98.1792	36.57057

Metals	Minimum	Maximum	Mean	SD
PbWinter	0	14.8	6.6833	4.49934
ZnWinter	9.2	1423.3	232.3083	314.00865
FeWinter	7867	38253	20894.625	7666.34999
CoWinter	1.8	14	9.5208	2.95517
CdWinter	0	0	0	0
CuWinter	6.8	44	28.0208	9.59275
NiWinter	1.8	51.7	27.2833	11.21535
HgWinter	0	913.8	114.8875	184.0524

جدول پیوست ۱۰-۵- نتایج ۹ آزمون Kruskal-Wallis به منظور آزمون این فرض صفر که هیچ اختلاف معنی داری میان فصول مختلف از دیدگاه تجمع عناصر مختلف در رسوبات منطقه مطالعاتی

فصولی که با حروف لاتین مشابه مشخص گردیده‌اند، فاقد اختلاف معنی دار می‌باشند (بر مبنای آزمون SNK ،

$P \leq 0.05$).

	Pb	Zn	Fe	Co	Cd	Cu	Ni	Hg	Cr
H	28.135	23.529	34.777	32.124	0	3.541	26.536	18.967	8.974
df	3	3	3	3	3	3	3	3	2
P-Value	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 1.000	≤ 0.315	≤ 0.0001	≤ 0.0001	≤ 0.011
SP	b	a	a	b			b	a	a
SU	a	b	b	b			b	b	b
FA	a	a	b	a			b	b	b
WI	a	b	a	a			a	b	

SP: Spring, SU: Summer, FA: Fall, WI: Winter

جدول پیوست ۱۱-۵- نتایج ۹ آزمون Kruskal-Wallis به منظور آزمون این فرض صفر که هیچ اختلاف معنی داری میان عمق های نمونه برداری از دیدگاه تجمع عناصر مختلف در رسوبات منطقه مطالعاتی

	Pb	Zn	Fe	Co	Cd	Cu	Ni	Hg	Cr
H	0.847	0.847	1.473	0.054	0	3.847	1.012	0.091	1.922
df	2	2	2	2	2	2	2	2	2
P-Value	≤ 0.655	≤ 0.655	≤ 0.479	≤ 0.973	≤ 1.000	≤ 0.146	≤ 0.603	≤ 0.956	≤ 0.383

جدول پیوست ۱۲-۵- نتایج ۹ آزمون Kruskal-Wallis به منظور آزمون این فرض صفر که هیچ اختلاف معنی داری میان ایستگاههای نمونه برداری از دیدگاه تجمع عناصر مختلف در رسوبات منطقه مطالعاتی (ایستگاههایی که باحروف لاتین مشابه مشخص گردیده‌اند، فاقد اختلاف معنی دار می‌باشند (بر مبنای آزمون $P \leq 0.05$ ، SNK).

	Pb	Zn	Fe	Co	Cd	Cu	Ni	Hg	Cr
H	12.137	3.317	18.44	31.291	0	40.534	22.461	10.998	24.677
df	7	7	7	7	7	7	7	7	7
P-Value	≤ 0.096	≤ 0.854	≤ 0.010	≤ 0.0001	≤ 1.000	≤ 0.0001	≤ 0.002	≤ 0.139	≤ 0.001
Astara			ab	bc		bc	b		ab
Anzali			ab	abc		c	b		b
Sefidrud			ab	c		bc	ab		b
Tonkabon			b	bc		bc	ab		ab
Noshahr			ab	abc		ab	a		a
Babolsar			ab	abc		ab	a		ab
Amirabad			ab	ab		a	a		a
Torkman			a	a		a	a		a

آلاینده نفتی

جدول پیوست ۱۳-۵- مقادیر ریسک اکولوژیکی ترکیبات آروماتیک در فصول و سالانه در آب حوزه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

	Water ($\mu\text{g/l}$) (Standard)	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سالانه
Naphthalene	۴۹۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Acenaphthylene	NA	-	-	-	-	-
Acenaphthene	۲۳	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Fluorene	۱۱	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Phenanthrene	۳۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Anthracene	۰,۳	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	>۱,۰	>۱,۰
Fluoranthene	۶/۱۶	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Pyrene	۷	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Benz(a)anthracene	۳۴/۶	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Chrysene	۷	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	>۱,۰
Benzo(b, k)fluoranthene	NA	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyrene	۰,۰۱۴	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰
Dibenzo (a,h) anthracene	۵	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Benzo(ghi)perylene	NA	-	-	-	-	-
Indo(1,2,3-cd) pyrene	NA	-	-	-	-	-
TPAHs	NA	-	-	-	-	-

جدول پیوست ۱۴-۵ - تست آنالیز واریانس (ANOVA) مربوط به ۱۶ ترکیب آروماتیک (آب) در نواحی سه گانه حوزه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
NAPH	Between Groups	6.868	2	3.434	2.113	0.127
ACENA	Between Groups	6.625	2	3.313	0.454	0.636
ACENAPH	Between Groups	2.423	2	1.211	1.281	0.283
FLUO	Between Groups	14.188	2	7.094	0.364	0.696
PHENAN	Between Groups	18.797	2	9.398	0.603	0.549
ANTHRA	Between Groups	15.222	2	7.611	0.501	0.608
FLOURAN	Between Groups	24.303	2	12.152	0.88	0.418
PYR	Between Groups	12.402	2	6.201	0.268	0.765
BENZANTH	Between Groups	36.395	2	18.198	0.214	0.807
CHRY	Between Groups	13.309	2	6.655	0.064	0.938
BENZFLOU	Between Groups	18.429	2	9.214	0.914	0.404
BENZPYR	Between Groups	0.934	2	0.467	0.076	0.927
DIBENZ	Between Groups	1.69	2	0.845	0.499	0.609
INDENO	Between Groups	0.937	2	0.469	0.277	0.758
BENZPERY	Between Groups	5.123	2	2.562	2.39	0.097
TPAH	Between Groups	159.839	2	79.92	0.289	0.75

جدول پیوست ۱۵-۵ - تست دانکن ترکیب Benzo(g,h,i)perylene (آب) در نواحی سه گانه در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۷

REGION	N	Subset for alpha = .05	
		۱	۲
(a,b) Duncan	غربی	36	0.0711
	مرکزی	36	0.425
	شرقی	24	0.6473
	Sig.		0.183

جدول پیوست ۱۶-۵- تست آنالیز واریانس (ANOVA) مربوط به ۱۶ ترکیب آروماتیک (آب) بین اعماق مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
NAPH	Between Groups	3.674	2	1.837	1.107	0.335
ACENA	Between Groups	10.482	2	5.241	0.723	0.488
ACENAPH	Between Groups	0.666	2	0.333	0.345	0.709
FLUO	Between Groups	22.925	2	11.463	0.59	0.556
PHENAN	Between Groups	16.271	2	8.136	0.521	0.596
ANTHRA	Between Groups	53.242	2	26.621	1.8	0.171
FLOURAN	Between Groups	15.623	2	7.811	0.562	0.572
PYR	Between Groups	19.046	2	9.523	0.414	0.663
BENZANTH	Between Groups	124.373	2	62.187	0.741	0.48
CHRY	Between Groups	155.926	2	77.963	0.761	0.47
BENZFLOU	Between Groups	16.988	2	8.494	0.841	0.434
BENZPYR	Between Groups	0.476	2	0.238	0.039	0.962
DIBENZ	Between Groups	3.987	2	1.993	1.194	0.308
INDENO	Between Groups	6.029	2	3.014	1.844	0.164
BENZPERY	Between Groups	7.052	2	3.526	3.355	0.039
TPAH	Between Groups	1298.424	2	649.212	2.46	0.091

جدول پیوست ۱۷-۵- تست دانکن ترکیب Benzo(g,h,i)perylene (آب)

در اعماق مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۷

	DEPTH	N	Subset for alpha = .05	
			۱	۲
Duncan(a)	m۱۰	32	0.1072	
	m۵۰	32	0.2098	
	m۵	32		0.7266
	Sig.		0.69	1

جدول پیوست ۱۸-۵- تست دانکن ترکیب TPAHs (آب) در اعماق مختلف

در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۷

	DEPTH	N	Subset for alpha = .05	
			۱	۲
Duncan(a, b)	m۱۰	31	7.9492	
	m۵	31	11.3176	11.3176
	m۵۰	32		16.9263
	Sig.		0.414	0.175

جدول پیوست ۱۹-۵- مقادیر ریسک اکولوژیکی ترکیبات آروماتیک در فصول و سالانه دررسوبات حوزه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

	Sediment (mg/kg) (Standard)	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سالانه
Naphthalene	۰/۱۷۶	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Acenaphthylene	NA	-	-	-	-	-
Acenaphthene	NA	-	-	-	-	-
Fluorene	۰/۰۷۷	<۱,۰	<۱,۰	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Phenanthrene	۰/۰۴۲	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Anthracene	۰/۰۵۷	<۱,۰	<۱,۰	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Fluoranthene	۰/۱۱۱	<۱,۰	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Pyrene	۰/۰۵۳	>۱,۰	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Benz(a)anthracene	۰/۰۳۲	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰
Chrysene	۰/۰۵۷	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	>۱,۰	>۱,۰
Benzo(b, k)fluoranthene	NA	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyrene	۰/۰۳۲	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	>۱,۰
Dibenzo (a,h)anthracene	۰/۰۳۳	<۱,۰	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰
Benzo(ghi)perylene	NA	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰
Indo(1,2,3-cd) pyrene	NA	-	-	-	-	-
TPAHs	۴	>۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰	<۱,۰

جدول پیوست ۲۰-۵- تست آنا لیز واریانس (ANOVA) مربوط به ۱۶ ترکیب آروماتیک (رسوب) در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
NAPH	Between Groups	0	7	0	.	0
ACENA	Between Groups	0	7	0	.	0
ACENAPH	Between Groups	0.182	7	0.026	1	0.455
FLUO	Between Groups	0.106	7	0.015	1	0.455
PHENAN	Between Groups	0	7	0	.	0
ANTHRA	Between Groups	0.004	7	0.001	1	0.455
FLOURAN	Between Groups	0.631	7	0.09	1	0.455
PYR	Between Groups	0.052	7	0.007	0.889	0.53
BENZANTH	Between Groups	1.43	7	0.204	2.94	0.023
CHRY	Between Groups	0.556	7	0.079	0.89	0.529
BENZFLOU	Between Groups	6.631	7	0.947	0.835	0.569
BENZPYR	Between Groups	2.078	7	0.297	0.84	0.565
DIBENZ	Between Groups	0.187	7	0.027	0.581	0.764
INDENO	Between Groups	0.046	7	0.007	1	0.455
BENZPERY	Between Groups	0	7	0	.	0
TPAH	Between Groups	16.189	7	2.313	0.77	0.618

جدول پیوست ۲۱-۵- تست دانکن ترکیب Benz(a)anthracene (رسوب)

در ترانسکت مختلف در حوزه جنوبی دزیای خزر سال ۱۳۸۷

	TRANS	N	Subset for alpha = .05	
			1	2
Duncan(a)	1	4	0	
	2	4	0	
	5	4	0	
	7	4	0	
	8	4	0	
	3	4	0.1963	
	6	4	0.207	
	4	4		0.6425
	Sig.		0.342	1

Abstract :

Recently, the ecology of the Caspian Sea coastal has undergone with increasing development of human activities and industrial wastewater discharge. Therefore, considering the current situation, evaluate of pollutants issue in the Caspian Sea is very important.

Results of this study showed that levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, and Zn) of water had lower than standard and also acceptable for aquatic life. Significant accumulation of metals such as Co, Cu and Cr in the sediment was observed at transect Sefidrood and Anzali in comparison with six other transects (Turkmen, Amirabad, Babolsar, Noshahr, Tonekabon and Astara) and for Ni at transects Sefidrood and Astara compared with six other transects (Turkmen, Amirabad, Babolsar, Noshahr, Tonekabon and Anzali) ($P < 0.05$). The amount of Zn in fish muscle *Liza saliens* was maximum and then metals such as Fe, Cu, Pb, Cd, Ni, Hg and Co were recorded ($P < 0.05$). In the north of Iran, two kind of bony fish, such as *R. frisii kutum* and *Liza.s* have maximum catchments as compared with other bony fish in the Caspian Sea. Based on calculation of risk of Target Hazard Quotient (THQ), we obtained THQ was less than one for all metals in young and adults human. Thus, consumption of *R. frisii kutum* and *Liza.s* per capita with 6 kg will not be at the risk for young and adults.

Among of oil derivatives, polyaromatic hydrocarbon (PAHs) is hazardous compounds in the environment. Environmental Protection Agency (EPA) was announced 16 compositions of PAHs as an index. The results of this project showed that concentration of two and three rings of PAHs was lower than 4, 5 and 6 rings of water, sediment and fish at most stations and seasons. Among of 16 PAHs, only Benz(α)anthracene, chrysene, Benzo(α)pyrene and Dibenz (α , h)anthracene compounds were contained with ecological risks (HQ) more than one in the water and sediment. In addition, three compounds such as Chrysene, Benz(α)anthracene and Benzo(α)pyrene were observed in the edible fish tissues (*Liza.s* and *R. frisii kutum*) which have high ecological risks in the water and sediment.

During four seasons (spring, summer, fall and winter), maximum concentration of organochlorine residue in the surface water (5m depth) were belong to β -Endosulfan (Turkmen), Dieldrin (Babolsar, Tonekabon) and endosulfan sulfate (Astara) and at 10m depth were γ -BHC, Dieldrin compounds (Tonekabon), DDT (Turkmen) and Aldrin (Babolsar). This values at 50m depth were belong to γ -BHC (Anzali), δ -BHC (Tonekabon), Dieldrin (Amirabad), and heptachlor (Amirabad). Maximum percentage of organochlorine pesticides residue in the sediments was belonging to only Aldrin compound at stations Turkmen, Babolsar and Tonekabon. In addition,

maximum concentration organochlorine pesticides residue in fish tissue (*Liza.s* and *R. frisii kutum*) was DDT and Endrin aldehyde compounds.

Mean surfactant concentration (LAS) of surface water (5, 10 and 50 m depths) at eight transects was 0.017 ± 0.049 mg/l. The maximum concentration of LAS were 0.084 mg/l and 0.082 mg/l in spring and summer (Anzali transect), respectively. This value was 0.035 mg/l and 0.060 mg/l in autumn and winter (Sefidrood transect), respectively. As a conclusion, the concentration of surfactant in the Caspian Sea basin is not critical as compared with standard level.

Ministry of Jihad – e – Agriculture

AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENTION ORGANIZATION

IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION – Caspian Sea Ecology Research Center

Title : Survey on environmental pollutants (Heavy metals, Hydrocarbons, Surfactant and Chlorinated pesticides) in southern part of the Caspian Sea

Apprpved Number: 12-76-12-8605-86088

Author: Sayyed Ebrahim Varedi

Executor : Sayyed Ebrahim Varedi

Collaborator(s) : Najafpour, Vahedi, . Gholamipour, Yonesi pour, Olomi, Taleshian, Ahmadnejat, Fazli

Advisor(s): R. Pourgholam, N. Pourang

Supervisor:-

Location of execution : Mazandaran province

Date of Beginning : 2008

Period of execution : 2 Years

Publisher : *Iranian Fisheries Research Organization*

Circulation : 20

Date of publishing : 2011

All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted without indicating the Original Reference

MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENTION ORGANIZATION
IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION- Caspian Sea Ecology Research
Center

Title:

**Survey on environmental pollutants (Heavy metals,
Hydrocarbons, Surfactant and Chlorinated pesticides) in
southern part of the Caspian Sea**

Executor :

Sayyed Ebrahim Varedi

Registration Number

39265