وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
مؤسسه تحقیقات شیلات ایران ـ پژوهشکده آبزی‌پروری جنوب کشور

عنوان :

شناسایی خورهای منطقه ماهشهر به عنوان مناطق حفاظت شده

مجری :
سیمین دهقان مدیسه

شماره ثبت
۸۸/۱۶۹۳

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
مؤسسه تحقیقات شیلات ایران ـ پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان پروژه / طرح : شناسایی خورهای منطقه ماهشهر به عنوان مناطق حفاظت شده
شماره مصوب : ۸۵۰۱۰-۰۰۰۰-۰۴-۲۰۰۰۰۰-۰۲۸-۴
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارنده گان : سیمین دهقان مدیسه
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) : -
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : سیمین دهقان مدیسه
نام و نام خانوادگی همکاران : سارا سبز علیزاده- فوزیه اسماعیلی- منصوره خلفه نیلساز- غلامرضا اسکندری- فریدون عوفی- یوسف میاحی- جمیل بنی طرفی زادگان
نام و نام خانوادگی مشاوران : -
محل اجرا : استان خوزستان
تاریخ شروع : ۱۳۸۵/۱/۱
مدت اجرا : ۲سال
ناشر : موسسه تحقیقات شیلات ایران
شمارگان (تیتراژ) : ۱۵ نسخه
تاریخ انتشار : سال ۱۳۸۸
حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENTION ORGANIZATION
IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION- Iran Aquaculture Research Center

Title:

Study on Mahshahr Creeks (North of Persian Gulf) As Protected Area

Executor :

Simin Dehghan Madiseh

Registration Number

2009.1693

Ministry of Jihad – e – Agriculture

AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENTION ORGANIZATION

IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION –- Iran Aquaculture Research Center

---

Title: Study on Mahshahr Creeks (North of Persian Gulf)
Apprpved Number: 4-028-200000-04-0000-85010
Author: Simin Dehghan Madiseh
Executor : Simin Dehghan Madiseh
Collaborator *: S.Sabzalizadeh-f.Esmaeli-M.Khalfeh Nilsaz-Gh.Eskandary-F.Owfi-Y.Mayyahi- J.Banitorfi*
Location of execution : Khuzestan province
Date of Beginning :2006
Period of execution : *1 year*
Publisher : *Iranian Fisheries Research Organization*
Circulation : *15*
Date of publishing : *2009*

All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted without indicating the Original Reference

بسمه تعالی

طرح / پروژه : شناسایی خورهای منطقه ماهشهر به عنوان مناطق حفاظت شده

کد مصوب: ۸۵۰۱۰-۰۰۰۰-۰٤-۲۰۰۰۰۰-۰۲۸-٤

با مسئولیت اجرایی : سیمین دهقان مدیسه

در تاریخ ۱۳۸۷/۱۰/۲۳ در کمیته علمی فنی مؤسسه تحقیقات شیلات ایران مورد تأیید قرار گرفت.

معاون تحقیقاتی موسسه تحقیقات شیلات ایران

---

[1]- خانم سیمین دهقان مدیسه متولد سال ۱۳۳۹ در شهرستان مسجد سلیمان بوده و دارای مدرک تحصیلی دکتری در رشته بیولوژی دریا می‌باشد و در زمان اجرای پروژه / طرح : شناسایی خورهای منطقه ماهشهر به عنوان مناطق حفاظت شده

در ستاد □ پژوهشکده ■ مرکز □ ایستگاه □

با سمت رئیس بخش اکولوژی مشغول فعالیت بوده است.

به نام خدا

عنوان	«فهرست مندرجات »	صفحه

چکیده ۱
۱- مقدمه ۳
۱-۱- مناطق حفاظت شده ساحلی(اهداف و انتخاب مکان) ۵
۱-۲- معیارهای انتخاب مناطق حفاظت شده ۸
۱-۳- منطقه مورد مطالعه و اهداف تحقیق ۱۲
۱-۴- عوامل تهدید کننده و پیشینه مطالعات در خلیج فارس و سواحل خوزستان ۱۳
۱-۵- ارزیابی ریسک اکولوژیک (Ecological Assessment) ۱۶
۲- مواد و روشها ۲۱
۲-۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه ۲۱
۲-۲- عملیات نمونه‌برداری و آنالیز پارامترها ۲۱
۲-۳- روش تعیین وضعیت آلودگی رسوبات براساس فلزات سنگین ۲۷
۲-۳-۱- استانداردهای کیفیت رسوب (The sediment Quality Guidelines) ۲۷
۲-۳-۲- تعیین مقادیر مرجع (Background) فلزات سنگین درمنطقه مورد مطالعه ۲۸
۲-۳-۳- تعیین شاخص آلودگی(C_f) فلزات و درجه آلودگی(C_d) خورهای مختلف ۳۰
۲-۴- محاسبه شاخص AMBI و BI در جوامع بنتیک ۳۰
۲-۵- ارزیابی ریسک اکولوژیک (Ecologaical Assessment) ۳۵
۲-۵-۱- تعیین شاخص ریسک(Risk Index) ۳۷
۲-۶- ارزیابی کیفیت آب ۳۸
۳- نتایج ۴۰
۳-۱- نتایج آنالیز پارامترهای فیزیک شیمیایی آب ۴۰
۳-۱-۱- نتایج شاخص کیفیت آب در خورهای مورد مطالعه ۴۶
۳-۲- نتایج بخش فیتوپلانکتون ۴۶
۳-۳- نتایج بخش زئوپلانکتون ۴۹
۳-۴- نتایج بخش رسوبات ۵۸
۳-۴-۱- نتایج آنالیز ویژگیهای رسوبات ۵۸
۳-۴-۲- نتایج آنالیز فلزات سنگین ۶۰
۳-۴-۳ – ارزیابی کیفیت رسوبات ۶۴

عنوان	«فهرست مندرجات »	صفحه

۴-۴-۳- نتایج بررسی جانوران بنتیک ۶۹
۵-۴-۳- نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک ۷۶
۵-۳- نتایج بخش ماهی‌شناسی ۸۱
۱-۵-۳- شناسایی و تعداد گونه‌های آبزیان ۸۱
۲-۵-۳- فراوانی آبزیان صید شده ۸۵
۳-۵-۳- وزن صید ۸۷
۴-۵-۳- تخمین CPUA ۸۹
۵-۵-۳- رسیدگی جنسی و فراوانی طولی آبزیان صید شده ۹۰
۶-۵-۳- بررسی وضعیت صید و صیادی در منطقه خوریات ماهشهر و بندر امام ۹۵
الف: میزان صید در منطقه ۹۵
ب: تلاش صید در منطقه ۹۶
ج: قایق های فعال و تعداد مجوز صادر شده ۹۷
د: میزان صید گروه های مختلف آبزیان ۹۸
۴- بحث و نتیجه‌گیری ۱۰۰
۱-۴- بخش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی ۱۰۰
۱-۱-۴- شاخص کیفیت آب ۱۰۴
۲-۴- بخش فیتوپلانکتون ۱۰۴
۳-۴- بخش زئوپلانکتون ۱۰۶
۴-۴- بخش ماکروزئوپلانکتونها ۱۰۶
۵-۴- بخش جانوران بنتیک ۱۰۸
۶-۴- بخش ماهی شناسی(صید ترال) ۱۱۰
۷-۴- بخش ارزیابی کیفیت رسوبات ۱۱۰
۱-۷-۴- کیفیت شیمیایی رسوبات ۱۱۰
۲-۷-۴- ارزیابی جوامع بنتیک ۱۱۷
۳-۷-۴- ارزیابی ریسک اکولوژیک ۱۲۲
۵- نتیجه‌گیری نهایی ۱۲۳
پیشنهادها ۱۳۴
پیوست ۱۳۵
منابع ۱۴۳
چکیده انگلیسی ۱۵۱

چکیده

درسالهای اخیر مناطق حفاظت شده به عنوان ابزاری برای حصول یک دیدگاه اکوسیستمی در مدیریتهای شیلات بسیار مورد توجه قرار گرفته اند. مناطق حفاظت شده به منظور بالابردن ذخایر و تولیدات شیلاتی و حفظ تنوع زیستی ایجاد میگردند. این مطالعه به منظور شناسایی مناطق حساس و با ارزش شیلاتی و در عین حال شناسایی مناطق تحت فشار استرس های محیطی و شناسایی مناطق حفاظت شده در خورهای منطقه ماهشهر از مهر ماه ۱۳۸۴ تا شهریور ۱۳۸۵ انجام شد. کلیه پارامترهای زیستی شامل فیتوپلانکتونها، زئوپلانکتونها، ماکروزئوپلانکتونها، موجودات بنتیک و آبزیان صید ترال به همراه پارامترهای فیزیکی و شیمیایی و فلزات سنگین رسوبات مطالعه شده اند. نمونه برداری پارامترهای مختلف بصورت ماهانه و فصلی از ۸ خور در منطقه ماهشهر در شمال غربی خلیج فارس انجام شد. نمونه های آب توسط بطری نمونه بردار و نمونه رسوب بوسیله گراب پترسون انجام شد. آلودگی رسوبات و ارزیابی خطر اکولوژیک در منطقه خوریات ماهشهر با استفاده از شاخص های اکولوژیک و بیولوژیک بر اساس جوامع بنتیک و آلودگی فلزات سنگین انجام شده است. تعیین غلظت فلزات به روش پلاروگرافی ولتامتری با استفاده از دستگاه متروم ۷۹۷ انجام شد. دامنه و میانگین غلظت فلزات در واحد میلیگرم برکیلوگرم برای مس ۲۷/۰۱(۳۵/۱۶ – ۱۵/۰۳)، نیکل ۱۰۲/۶۷(۱۷۱/۴۱– ۶۵/۵۷)، کبالت ۱۳/۲۲ (۲۰/۰۶ –۴/۶۳)، جیوه ۰/۲۲ (۰/۷۸ – ۰/۰۹۳) ، روی ۱۱۳/۷(۳۷۹ –۶۵/۰۷)، کادمیم ۰/۵۵۹ (۱– ۰/۲۷) و سرب ۱۴/۶۶ (۲۹/۷۲– ۷/۰۹) تعیین شده است. به منظور تعیین سطح آلودگی فلزات سنگین، مقادیر طبیعی (Background value) فلزات مختلف در منطقه مورد مطالعه با استفاده از میانگین داده های پیشین به اضافه یک واحد انحراف معیار تعیین شده و فاکتور آلودگی هر فلز (C_f) و در مجموع درجه آلودگی هر خور(C_d) براساس فلزات سنگین تعیین گردید. بر اساس مقادیر فاکتور آلودگی فلزات مختلف (C_f)، بصورت ذیل ردیف میشوند :

$$Hg > Zn > Cu \geq Ni > Pb \geq Co > Cd$$

و بر اساس درجه آلودگی(C_d)، خورهای مختلف بشکل زیر ردیف میشوند:

بیحد< پاتیل < غزاله < درویش ≥ دورق < زنگی ≥ احمدی < غنام

غلظتهای اندازه گیری شده با استانداردهای جهانی کیفیت رسوب NOAA آمریکا و ISQG کانادا مقایسه شد. عنصر نیکل در اکثر خورها بیش از حد ERM بوده، میزان غلظت عنصر جیوه در خورهای غنام، احمدی، پاتیل، غزاله و زنگی بالاتر از حد ERL و عنصر روی در خور غنام بیش از حد ERL و در خور دورق بیش از استاندارد ISQG بوده است. سایر فلزات پائین تر از سطوح تعیین شده استانداردهای فوق بر اساس درجه خطر آلودگی برای آبزیان بوده اند. همچنین با تعیین درجه سمیت فلزات سنگین مختلف(S_t) و شاخص تولید زیستی (Bioproduction Index) در رسوبات، شاخص خطر (Risk Index) برای خورهای مختلف تعیین شده است. نتایج شاخص اخیر نشان میدهد که بعضی فلزات مثل جیوه، روی و نیکل در سطح خطر بوده و تمامی خورها ی مورد مطالعه در سطح درجه آلودگی متوسط بوده اند بجز خور غنام که آلودگی قابل ملاحظه ای را از نظر فلزات سنگین نشان میدهد.

موجودات بنتیک مناسب ترین شاخص در ارزیابی سطح کیفی رسوبات محیطهای دریایی هستند که در این مطالعه از شاخص زیستی AMBI (AZTIs Marine Biotic Index) بر اساس جوامع بنتیک به منظور تعیین اثرات و سطح کیفی رسوبات بسترهای نرم و گلی استفاده گردید. جنس بستر تمامی خورهای مورد مطالعه رسی- گلی بوده است. ماکروبنتوزهای شناسایی شده بر اساس حساسیتشان به افزایش استرسها و آلاینده های محیطی در پنج گروه اکولوژیک دسته بندی شده اند. در این مطالعه بدلیل حضور فراوان نماتودها و گونه *Capitella sp* (گونه شاخص آبهای آلوده) ، تنوع کاهش یافته است. آنالیز واریانس دوطرفه ANOVA بر اساس فراوانی، تنوع و غنای گونه ای، معنی داربودن فصلی را در میانگین فراوانی($p< 0/05, f= 5/712, df =3,21$) و شاخص غنای گونه‌ای ($p<0/05, f= 4/975, df = 3,21$) نشان میدهند در حالیکه در تمامی خورهای مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری از نظر فاکتورهای فوق مشاهده نشده است .

بر اساس میانگین سالانه مقادیر شاخص AMBI ، بجز خور درویش که غیر آلوده ارزیابی شده تمامی خورها در گروه اکولوژیک III در حد کمی آلوده قرار گرفته اند. بطور کلی بر اساس مقادیر شاخصهای AMBI و BI در فصول و خورهای مختلف، ۳۴ درصد خورها غیر آلوده، ۳۴ درصد خورها کمی آلوده و خورهای پاتیل، زنگی و دورق در تابستان و زنگی و بیحد در زمستان شرایط آلودگی شدید را نشان میدهند .

در این مطالعه از شاخص کیفیت آب (WQS) بر اساس فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب استفاده گردید که طبق نتایج این شاخص کیفیت آب تمامی خورها ضعیف تعیین شده است. نتایج بخش کیفیت شیمیایی رسوبات، فاکتور آلودگی فلزات مختلف و درجه آلودگی خورهای مورد مطالعه با نتایج حاصل از شاخص AMBI و شاخص کیفیت آب و نهایتا شاخص خطر یکدیگر را تائید نموده و بطور کلی خورهای ماهشهر را در وضعیت آلودگی متوسط تا شدید ارزیابی نموده است. پارامترهای بیولوژیک جوامع بنتیک همچون تنوع وغنای گونه ای و همچنین سایر گروههای زیستی، روند رو به نزول کیفیت اکولوژیک را در خورهای مورد مطالعه و با درجه‌ای کمتر در خورهای درویش و بیحد نشان میدهند. با توجه به بهره برداریهای متعدد در این ناحیه ساحلی اعلام شرایط نامتعادل و رو به آلودگی در این منطقه، بدیهی است.

تشخیص ارزشهای زیستی و حساسیت زیستگاه ساحلی خوریات ماهشهر و همچنین بیان شدت خطرات و تهدیدات با استفاده از معیارهایی صورت پذیرفت. معیارهای مثبت(پتانسیلهای زیستگاهی) و منفی (فاکتورها و شاخصهای تهدید و خطر) در سه رتبه ۱، ۳و ۵ بترتیب در سه سطح ضعیف، متوسط و خوب دسته بندی شده اند. نهایتا بیشترین امتیاز بیان کننده مناسب ترین مکان برای حفاظت از میان خورهای مورد مطالعه بوده است. خورهای درویش ، دورق و غزاله مناسب ترین خورها و خورهای غنام، زنگی و احمدی در سطح ضعیف برای حفاظت شناخته شده اند و خورهایی همچون بیحد و پاتیل در سطح متوسط و رتبه دوم انتخاب برای حفاظت قرار دارند. بررسی امکان ایجاد مناطق حفاظت شده و اعمال قوانین حفاظتی ، سطح و شدت حفاظت و محدوده حفاظت نیازمند مطالعات فراگیر تر در آینده است.

کلمات کلیدی: خوریات ماهشهر، مناطق حفاظت شده، آلودگی فلزات سنگین، درجه آلودگی خورها(C_d)، AMBI Index، شاخص ارزیابی خطر اکولوژیک

۱- مقدمه

شدت فشارهای انسانی بر اکوسیستم های آبی منجر به تلاشهای جدی جهت حفاظت از این منابع ارزشمند شده است. اگرچه امروزه بخشهای محدودی از مناطق با پتانسیل دریاها خصوصا در نواحی ساحلی تحت عنوان مناطق حفاظت شده اعلام میگردند(آنهم بدلیل آنکه کنترل و اعمال شرایط محافظتی راحت تر و امکان پذیر تراست، مکانی برای گریز گونه های در معرض خطر و تحت فشار صیادی است و همچنین منطقه بافری در مقابل بعضی مدیریتهای ناصحیح وقدرتهای ضعیف اجرایی است) ولی از آنجائیکه این مناطق از اثرات انواع متغیرهای محیطی در امان و ایزوله نمیتوانند باشند امروزه دیدگاه بسیاری از متخصصان امرحفاظت دریاها به سمت شناسایی منابع استرس زا و خطر آفرین بر اکوسیستم دریاها و ذخایر سوق یافته و اعمال مدیریتهایی در جهت کاهش و یا حذف عوامل استرس زا امری بسیار جدی تلقی میگردد(Allison *et al.*,1998).

در حد قابل قبولی از بهره برداری، مشروط بر اینکه سلامت محیط دریاها حفظ گردد، سلامت ذخایر طبیعی دریاها می تواند حفظ گردد. آلودگی دریاها تنها مهمترین عامل موثر در صنعت ماهیگیری جهان نیست بلکه میتواند بر ذخایری که تحت فشارهایی همچون صید بی رویه و تخریب زیستگاههای طبیعی خود هستند اثر معنی داری داشته باشند(Lawrence & Hemingway, 2003). ذخایرآبزیان جهان به همراه زیستگاه هایشان رو به سقوط و کاهش هستند و دیدگاه مدیریتهای شیلاتی به جای حفاظت از سلامت اکوسیستم دریا روی حفظ تک گونه ها متمرکز بوده است. درسالهای اخیر مناطق حفاظت شده به عنوان ابزاری برای حصول یک دیدگاه اکوسیستمی در مدیریتهای شیلات بسیار مورد توجه قرار گرفته اند. مناطق حفاظت شده به منظور بالابردن ذخایر و تولیدات شیلاتی و حفظ تنوع زیستی ایجاد میگردند.

بسیاری از عوامل تهدید کننده محیطهای دریایی، مستقیما از مراکز صنعتی، طیف وسیعی از آلاینده های شیمیایی را وارد سیستم های آبی می نماید و مابقی از منابع زمینی و اتمسفری وارد میشوند. اثرات بیوتیک مواد زائد و آلاینده های شیمیایی در محیطهای ساحلی بسیار شدید بوده و یوتریفیکاسیون آبهای مصبی، ایجاد شرایط بی هوازی، بلوم جلبکهای سمی، مرگ دست جمعی موجودات بنتیک و اپی بنتیک وتغییرات فراوانی و تنوع ماهیان و حالتهای غیر طبیعی در ماهیان و صدفهای مناطق از جمله این اثرات است. علاوه بر آلاینده های شیمیایی عوامل انسانی نیز بخصوص در مناطق ساحلی خطر ساز می باشند .

پاسخ های موجودات دریایی به عوامل استرس زا ی ورودی در چهار سطح بیولوژیک: سلولی، موجود زنده، جمعیت و جامعه مشاهده میشوند. نوع پاسخ در یک موجود به نوع آلاینده شیمیایی، فاکتورهای محیطی (مثل حرارت ،شوری و میزان اکسیژن محلول)، مرحله تکاملی موجود و سلامت موجود در برخورد با استرس بستگی دارد. مراحل لاروی و مراحل پائین تر سیکل حیات موجود حساسیت بیشتری را نسبت به موجود با الغ به آلودگی نشان میدهند. سلامت، سن، وضعیت تولید مثلی و تغذیه ای در پاسخ به بار آلودگی تاثیر میگذارد. علاوه بر این عوامل محیطی نیز بسیار مهمند. اغلب عوامل محیطی موجب پاسخ هایی در سطح سلولی و فیزیولوژیک در آبزیان شده که شبیه اثرات آلودگی است. لذا تعیین اثرات اختصاصی آلودگی و استرس روی موجود مشکل است خصوصا هنگامیکه اثرات در حد زیر کشنده باشد(Lawrence & Hemingway, 2003). با توجه به اهمیت نواحی ساحلی چه از نظر در بر داشتن شرایط مناسب رشد و پرورش انواع آبزیان بخصوص مراحل ابتدای حیات بسیاری از گونه های مهم و تجاری وچه نقش مهم زیستگاههای ساحلی در فرایند های اکولوژیک اکوسیستم دریاها، نگرش جدی به امر حفاظت، نخستین اقدام جدی در جلوگیری از نابودی اینگونه اکوسیتمهای با ارزش ساحلی خواهد بود.

۱-۱- مناطق حفاظت شده ساحلی (اهداف و انتخاب مکان)

دو تعریفی که در سطح جهانی برای مناطق حفاظت شده وجوددارد ۱) تعریف IUCN در هفدهمین مجمع عمومی در سال ۱۹۸۸است که طبق این تعریف منطقه حفاظت شده منطقه ای از ناطق جزرومدی و زیر جزر ومدی به همراه آبهای احاطه کننده اش، فون و فلور، تاریخچه و فرهنگ آن است که توسط قانون یا دیگر روشهای اجرایی موثر، بخشی یا کل آن محافظت شوند و ۲) تعریف CBD (Convention on Biological Diversity) است که مناطق حفاظت شده ساحلی را محدود به آبهای دریایی و نواحی مجاور آن می داند که به همراه فون و فلور ، تاریخچه و فرهنگ آن بوسیله قوانین حفاظت میشوند با این اثر که تنوع زیستی ا ین محیط دریایی یا ساحلی نسبت به محیطهای اطرافشان در سطح بالایی محافظت گردند. انواع مناطق حفاظت شده در هدف، اندازه و سطح محافظت، نام و قوانین و شدت اجرای آن با یکدیگر اختلاف دارند.

در قرن گذشته، مناطق حفاظت شده با هدف شکار و صیدگاه پایه گذاری میشد و از اوایل تا نیمه قرن بیستم حفظ گونه ها و زیستگاهها هدف اصلی حفاظت شد و از سال ۱۹۶۲ ، بر اساس تعریف IUCN، مناطق حفاظت شده با اهداف مختلف انجام میشود و بر اساس موضوعات مورد مدیریت در شش گروه دسته بندی میگردند که حفاظت از حیات وحش ، اکوسیستم و تفرجگاهها ، زیستگاهها ، منابع طبیعی و تحقیقات علمی از جمله این انواع حفاظتند (Ray and McCormick-Ray, 2004). امروزه مهمترین دیدگاه شناسایی و ایجاد مناطق حفاظت شده حفظ تنوع زیستی و زیستگاه است و علاقه مندی به احداث مناطق حفاظت شده به عنوان ابزاری در مدیریتهای شیلاتی افزایش یافته است. در خشکی انتخاب محلها و زیستگاههای بحرانی برای گونه های کمیاب یا در معرض خطر مهمترین نقش را در شناسایی مناطق حفاظت شده ایفا میکند و همچنین اندازه زیستگاههای خشکی معمولا محدود و ارتباط جانوران خشکی نسبتا کم است.

در دریا زیستگاهها بندرت محدودند و بقا یک گونه محدود به یک نقطه خاص نیست . گونه های آزاد زی بسیار زیادندو جریانات آبی مواد ژنتیکی را تا فواصل زیادی جابجا میکنند. جوامع یکسان در دامنه وسیع جغرافیایی تا جایی که بستر یا کیفیت آب مطلوب باشد حضور دارند. بومی بودن در دریا نادر است و معمولا بیشتر شامل گونه هایی است که در مکانی تخمریزی میکنند یا مراحل ابتدای حیات خو د را میگذرانند تا آنهایی که توسط جریانات آبی جابجامیشوند.گزارش مستدلی دال بر انقراض گونه های کاملا دریایی که دارای لارو پلانکتونی می باشند (مانند نرم تنان، سخت پوستان و بسیاری از ماهیان) وجود ندارد. مفهوم زیستگاه بحرانی برای یک گونه در معرض خطر فقط برای پستانداران دریایی ، لاک پشتان دریایی ، پرندگان دریایی و گاها گونه های بومی است. بنابراین دیدگاه اکولوژیکی در شناسایی مناطق حفاظت شده ، کمتر بر اساس حفاظت از زیستگاههای بحرانی برای گونه های در معرض خطر و انقراض است و بیشتر بر اساس نیاز به حفاظت از زیستگاههای مهم برای گونه های تجاری و با ارزش، تفرجگاهها و یا زیستگاه خاص با تنوع ژنتیکی جوامعی خاص است.

مناطق حساس دریایی که می توانند در سواحل آبهای سرزمینی، منطقه انحصاری و اقتصادی و آب های آزاد شناسایی و انتخاب گردند، نواحی هستند که واجد منابع حساس ساحلی دریایی و یا وابسته به دریا بوده و این حساسیت به واسطه تنوع زیستی، غنای جمعیت جانوران، وجود گونه های در معرض خطر، گونه های در حال انقراض، گونه های آسیب پذیر، واقع شدن اجتماعات حیاتی در آستانه تحمل اکولوژیک، حساسیت به

آلاینده‌ها، کندی ترمیم زیست محیطی آسیب های وارده و مشکلات ناشی ازپاکسازی آلاینده های محیطی ایجاد می گردد(عوفی، ۱۳۸۷).

شواهدی که از مطالعه ۷۰ منطقه حفاظت شده دریایی حاصل شده است نشان میدهد که ۶۳ درصد آنها تراکم گونه ای بالاتر ، ۹۰ درصد آنها بیوماس بالاتر، ۸۰ درصد آنها میانگین اندازه افراد بالاتر و ۵۹ درصد آنها تنوع بالاتری را نسبت به محیطهای بیرون داشته اند . تاثیر مناطق حفاظت شده شیلاتی در افزایش بیوماس و فراوانی میتواند موجب افزایش ذخایر تخمریزی شده و انتقال مراحل لاروی آنها به مناطق اطراف و افزایش بازگشت پذیری (Recruitment)و درنهایت افزایش ذخایر آنها در خارج از محیط حفاظت شده گردد.

تحقیقات Botsford و همکاران در سال 2006 نشان میدهد که در مناطق حفاظت شده گونه هایی که کمتر متحرکند افزایش ذخایر بیشتری را نسبت به گونه های کاملا پلاژیک و متحرک که این مناطق را درمراحل مختلف حیات ترک میکنند، دارند. شواهد نشان میدهد که صید و CPUE گونه های متحرک در نزدیکی مناطق حفاظت شده بالاتر از مناطق دور تر است اگر چه بعضی این افزایش در میزان صید را بدلیل اعلام ممنویتهای صید در مناطق حفاظت شده میدانند.

به منظور آگاهی از نقش مناطق حفاظت شده در مدیریت شیلات مهم است که نوع MPA مشخص شود ودرجه محافظت مورد نیاز تعیین گردد .دیدگاه جهانی در ایجاد مناطق حفاظت شده حفظ و افزایش تنوع زیستی و تولید است . در بعضی مناطق ، حفاظت از یک منطقه با تنوع نسبتا کم اما با تولید بالا، حفظ مناطق بحرانی مثل محلهای تخمریزی ، نوزادگاهی و تغذیه ای ضروری اعلام میگردد. تنوع زیستی در مناطق ساحلی حد بالایی از محافظت را نسبت به محیطهای اطرافشان نیاز دارد. حفاظت از ذخایر پلاژیک تجاری دشوار است زیرا در طول حیاتشان خیلی متحرکند و طرح پراکنش و مناطق تخمریزی و نوزادگاهی ناشناخته دارند. تحقیقات امروز به شناخت طرح پراکنش ، مسیرهای مهاجرت و نقاط حساس در محیطهای آزاد اقیانوسی را که ماهیان گونه های پلاژیک برای تغذیه ، تولید مثل یا گذران دوران جوانی انتخاب می نمایند می پردارد.

چهار مرحله در انتخاب مناطق حفاظت شده لازم الاجراست و شامل جمع آوری اطلاعات ، آنالیز ، تجزیه تحلیل و سنتز داده ها و انتخاب نقاط است.

در مرحله جمع آوری داده ها، اطلاعات موجود و در دسترس که شامل جمع آوری اطلاعات مطالعات پیشین و همچنین انجام مطالعات جدید در خصوص تعیین وضعیت فعلی منطقه مورد مطالعه میگردد. پس از جمع‌آوری اطلاعات، داده ها تجزیه تحلیل شده و منابع با ارزش اکوسیستم همچون مکانهای تخمریزی ، نوزاد گاهی و پرورشگاهی لارو، بهره برداریها و فعالیتهای انسانی و خطرات و تهدیدات محیطی در منطقه مورد نظر نمایش داده شود. مناطقی که محل تمرکز منابع فوق الذکر میباشند برای حفاظت کاندید میشوند. در مرحله انتخاب منطقه حفاظت شده عوامل متعددی در الویت بندی نقاط تعیین شده در نظر گرفته میشوند. برای مثال سطح وابستگی صیادان به مناطق صیادی، الویت بیشتری نسبت به حفظ و حراست از منطقه صیادی در میان نقاط کاندید شده دارد یا اینکه میزان آسیب پذیری نسبت به بعضی تهدیدات و خطرات ناشی از فعالیتها و توسعه های صنعتی ممکن است در انتخاب دو منطقه کاندید شده مشابه ، موثر باشد.

دیدگاه دیگر در مرحله تحلیل و سنتز داده ها ،درک از روابط بین فاکتورهای بیولوژیک(مثلا گونه ها)، فرآیندهای اکولوژیک(مثل انتقال مواد مغذی) و فعالیتهای انسانی است. وجود تعارضات بین فعالیتهای انسانی و مسائل توسعه ای و حفاظت از اکوسیستم های حساس و با ارزش مثل مناطق تخم ریزی و نوزادگاهی مشکلاتی را در انتخاب مناطق کاندید شده بوجود میآورد اما اعمال بعضی مدیریتها ی منطقی از جمله حفاظت از ذخایر در فصل تخمریزی و اجازه صیادی در مابقی ایام سال ، شاید بهترین شکل حفاظت در اینگونه مواقع باشد. بهر حال با تجزیه تحلیل داده ها و نمایش نقاط کاندید شده بر روی نقشه ممکن است مناطق متعددی برای حفاظت پیشنهاد شود که انتخاب آنها منوط به در نظر گرفتن معیارهای انتخاب مناطق حفاظت شده است.

۲-۱- معیارهای انتخاب مناطق حفاظت شده

Salm and Clark (1984) ، معیارهایی را در شناسایی و انتخاب مناطق حفاظت شده ساحلی عنوان نموده اند و برای هر یک از معیارها که بسته به هدف حفاظت متفاوت است درجه کمی بصورت رتبه ای از یک تا پنج(حداقل تا حداکثر درجه) تعلق می گیرد و در نهایت مجموع رتبه های تعیین شده در مناطق کاندید شده مقایسه شده و الویت با مناطقی است که بیشترین امتیاز را کسب می نمایند . در اینجا بیشتر به معیارهای مرتبط با مناطق حفاظت شده شیلاتی اشاره شده است.:

- **معیارهای اجتماعی** :

- پذیرش اجتماعی(Social acceptance): درجه ای است که حمایت و مقبولیت جامعه محلی را از ایجاد منطقه حفاظت شده نشان میدهد.
- سلامت عمومی (Public health): درجه ای است که ایجاد مناطق حفاظت شده موجب کاهش آلودگیها و افزایش سلامت عمومی گردد.
- تفرجگاهی و فرهنگی (Recreation and Culture) : درجه ای است که منطقه بعنوان تفرجگاهی و دارا بودن ارزشهای فرهنگی(مذهبی ، تاریخی ، هنری) قابل استفاده و بهره برداری باشد. لذت بردن و افزایش آگاهی از محیط طبیعی درجه بالاتری را در امتیازبندی این معیار خواهدداشت. محیطهای طبیعی که ارزش فرهنگی بالاتری دارند درجه بالاتری داشته و حفاظت از آنها ممکن است به حفظ سلامت اکوسیستمهای مجاور نیز کمک نماید.
- اختلافات و تعارضات(Conflict and compatibility): درجه ای است که یک منطقه حفاظت شده بر روی فعالیتهای مردم منطقه اثر میگذارد. مثلا یک منطقه صیادی مهم برای صیادان محلی نباید بعنوان تفرجگاه انتخاب شود.
- امنیت و دسترسی (Safety and accessibility): درجه امنیت آن منطقه از بلایای طبیعی همچون جریانات و طوفانها ، امواج و سایر خطرات و دسترسی آن است .
- تحقیق و پژوهش(Research and education) : درجه ای که بدلیل ویژگیهای اکولوژیک یک منطقه میتواند محیط مناسبی برای تحقیقات و اعمال روشهای علمی- تحقیاتی باشد.
- معبار بودن (Benchmark): درجه ای که یک منطقه میتواند بعنوان یک سایت کنترل برای فعالیتهای تحقیقاتی – پژوهشی(مانند منطقه ای بدون هر گونه دخالت انسانی برای تخمین تغییرات سایر نقاط) مورد استفاده قرار گیرد.

- معیارهای اقتصادی

- اهمیت گونه ای(Importance to species) : درجه ای که نشان دهنده وابستگی گونه های مهم تجاری به آن منطقه است. بعضی از زیستگاهها برای حضور ، تولیدمثل ، پناهگاه یا تغذیه بعضی گونه های با ارزش ، بحرانی میباشند .
- اهمیت شیلاتی(Importance to fisheries) : درجه ای است که به تعداد صیادان وابسته به صید آن منطقه و میزان محصول صیادی آن مرتبط است. هرچه این وابستگی بیشتر و میزان صید بالاتر باشد اعمال مدیریت صحیح اهمیت بیشتری پیدا میکند.
- عوامل تهدید(Nature of threats) : زیستگاهها ممکن است بطور مستقیم مورد تخریب و تهدید قرار گیرند (مانند استفاده از مواد منفجره ، انواع ترالهای کف یا بهره برداریهای بیش از حد). درجه ای که به شدت عوامل تهدید کننده یک منطقه تعلق میگیرد.
- مزایای اقتصادی (Economic benefits): درجه ای است که نشان دهنده تاثیر ایجاد منطقه حفاظت شده بر اقتصاد محلی منطقه در طولانی مدت خواهد بود(مانند حفاظت از منطقه تغذیه ای ماهیان مهم).
- توریسم(Tourism) : درجه ای است که به پتانسیل آن منطقه برای توسعه صنعت توریسم تعلق میگیرد. منطقه ای که علاوه بر اهداف حفاظت بتواند جاذب توریسم هم باشد درجه بالاتری را کسب مینماید.

معیار های اکولوژیک

انتخاب مناطق حفاظت شده بوسیله ارزشهای اکولوژیک گونه ها و اکوسیستم به شرح زیر انجام میگیرد:

- شاخص بودن (Representativeness): درجه ای که یک منطقه بعنوان شاخصی از یک نوع زیستگاه، فرآیند اکولوژیکی، جوامع بیولوژیک، خصوصیت خاص فیزیکی یا هیدرولوژیکی و یا سایر ویژگیهای طبیعی باشد.
- تنوع (Diversity) درجه ای است که به حضور انواعی از شکلهای زندگی زیستگاهها ، جوامع، جمعیتها و ذخیره های ژنتیکی داده میشود.

- بکر بودن (Naturalness) درجه ای است که به بکر بودن و سلامت منطقه داده میشود و بیشترین درجه به منطقه ای داده میشود که کمترین تهدید ات را دارد.
- وابستگی (Dependency): درجه ای که نشان دهنده میزان وابستگی گونه ها به منطقه یا اکوسیستم به فرایندهای اکولوژیکی را نشان میدهد.
- بی نظیری (Uniqueness) درجه ای است که به میزان منحصر بفرد بودن یک منطقه به عنوان زیستگاهی اختصاصی برای گونه در معرض خطر ، داده میشود.

بیش از چند دهه گذشته تعداد قابل توجهی از مناطق حفاظت شده در جهان ایجاد شده و احداث آنها نیز توصیه میگردد. ایجاد این مناطق و توصیه آنها بدلیل توسعه مدیریتهای شیلاتی بهمراه حفاظت از تنوع زیستی است. ۲۴درصد از ذخایر جهان در معرض نابودی ، صید بی رویه و یا بازسازیند(Botsford *et al.*, 2006) .

از آنجائیکه استفاده از MPAs نوعی از مدیرتهای مکانی است شناخت ویژگیهای تاریخچه حیات و جابجایی در مراحل مختلف لاروی ، جوانی و بلوغ اهمیت زیادی دارد. بهتر است که ایجاد و مدیریت موفق از یک منطقه حفاظت شده در منطقه ای که ممکن است از نظر اکولوزیکی خیلی ایده ال نباشد اما اهداف پایه گذاری آن قابل حصول تر باشد بنا شود. درجائیکه شانس منطقه مناسب اکولوژیک وجود دارد مثل محیطهای دریایی،معیارهای انتخاب محل MPA معیارهای اجتماعی- اقتصادی باشد و در جائیکه این شانس وجود ندارد معیارهای اکولوژیکی در الویت هستند.

قبل از آغاز پروسه انتخاب باید هدف مشخص گردد و همانگونه که در بالا ذکر شد مهمترین اهداف در ایجاد و مدیریت مناطق حفاظت شده حفظ تنوع زیستی و دیگری افزایش تولید است. هر اکوسیستم دریایی نمیتواند حفاظت شود و منابع قابل حفاظت محدودند. اگر حفاظت از تنوع زیستی اصلی ترین هدف باشد بهتراست منطقه ای انتخاب گردد که تحت تاثیر شدید عوامل تهدید کننده نباشد. اگر هدف افزایش تولید است ، بیشترین میزان محصول ماهی با اعلام ممنوعیت صید در مناطق تحت فشار صیادی حاصل میگردد تا اینکه از مناطق بکر و کم دسترس محافظت گردد . نتیجه MPA ، حفظ سلامت و تنوع زیستی در کنار افزایش ذخیره شیلاتی است.

در حقیقت مناطق حفاظت شده هم باعث حفاظت از تنوع بیولوژیک و هم تولید میگردند. در ایجاد این مناطق دو هدف اصلی فوق مطلوبتر از دو نوع هدف مجزا در انتخاب منطقه حفاظت شده است.

لذا با توجه به توضیحات فوق برای آغاز مطالعات در زمینه انتخاب مناطق حفاظت شده دو رکن اساسی یکی شناخت ارزشهای زیستی منطقه مورد نظر از نظر میزان تنوع، درجه بومی بودن، تولید ، پتانسیلهای زیستگاهی بعنوان مناطق مهم در تخم ریزی ، نوزادگاهی ، مهاجرتی و گلوگاههای مهاجرتی و حضور گونه های مهم تجاری و یا احتمالا در معرض خطر است و دیگری بررسی عوامل تهدید کننده و استرسهای محیطی که بنوعی شرایط زیستی این مناطق را تهدید میکند و ضرورت حفاظت را مطرح میسازد.

مهمترین مطالعات در مناطق حفاظت شده مقایسه جوامع مختلف قبل و بعد از احداث منطقه حفاظت شده یا بین منطقه حفاظت شده با محیط اطراف با ویژگیهای زیستگاهی مشابه است.

۳-۱- منطقه مورد مطالعه و اهداف تحقیق

بندر امام خمینی در منتهی الیه شمال غربی خلیج فارس و در انتهای آبراه طبیعی خورموسی و در ۱۶۵ کیلومتری مرکز استان خوزستان قرار دارد.این آبراه به طول ۴۲ مایل ، با عرض حد اقل ۲۵۰ متر و متوسط عمق ۲۰ متر، بستری آرام و مطمئن را برای تردد انواع کشتیهای اقیانوس پیمای تجاری و نفتکش از این بندر به اقصی نقاط جهان فراهم آورده است. کانال خورموسی آبراه ارتباطی بین آبهای ساحلی خوزستان در شمال غربی خلیج فارس به منطقه وسیعی از خورهای متعدد با عمق و گستره مختلف است که حاصل پیشرفتگی آب دریا در خشکی می باشند.

در استان خوزستان مجموعا ۲۶ خور اصلی وجود دارد(عظیمیان ، ۱۳۶۶) که شامل خورهای ناحیه آبادان و خورهای منطقه ماهشهر است. خورهای ماهشهر شامل خورهای بزرگ و اصلی و نهرهای منشعب از آنهاست.

خورها به واسطه موقعیت مکانی خود دارای خصوصیات ویژه ای می باشند که بر شرایط محیطی و زیستی آنها کاملا تاثیر نموده است. از جمله این ویژگیها ۱) تاثیرپذیری از خشکی: خورها دائما در معرض ورود روان آبهای زمینهای اطراف خود بوده و متاثراز خصوصیات حاکم بر این نواحی هستند، ۲) شرایط سخت محیطی: مثل جریانات جزرومدی که روزانه ۲ بار اتفاق می افتد ، عمق کم و تغییرات شدید شوری ناشی از تبخیر شدید

و کدورت بالا بواسطه جزرومد و حمل مواد معلق کناره ها و بستر است و ۳) بالا بودن میزان آلاینده ها: بدلیل ارتباط با خشکیها، ترد کشتیها و فعالیت های صیادی و سایر فعالیتهای انسانی است(فاطمی ، ۱۳۷۵). یکی دیگر از ویژگیهای مهم خورها، پتانسیل زیستی بالای این مناطق بدلیل تولید اولیه بالا، مکان مناسب برای تخمریزی و گذران دوره لاروی و نوزادگاهی گونه های مهم آبزیان تجاری و غیر تجاری است.

با توجه به عوامل استرس زای مختلف که در سواحل خوزستان حیات اکوسیستم ساحلی را مختل نموده و با توجه به حساسیت و اهمیت ناحیه ساحلی خوزستان از نظر در بر داشتن پتانسیل بالای زیستی و شیلاتی، اولین قدم جدی برای شناسایی اینگونه مناطق حساس و قابل ارزش و احتمالا تحت اثر استرس، بررسی شرایط فعلی (Existing condition) و تعیین پتانسیلهای زیستی و ارزیابی خطرات احتمالی است که اکوسیستم و آبزیان را به مخاطره می اندازد. لذا با توجه به شرایط ویژه خوریات ماهشهر ، این مطالعه در هشت خور انتخاب شده در این منطقه ساحلی انجام شد. بخشهای مختلف اکوسیستم در این مطالعه بررسی شده و علاوه بر نمایش وضعیت زیستی و پتانسیل زیستی این مناطق به منظور شناسایی مناطق مورد تهدید و تحت اثر از شاخصهای مختلف اکولوژیک و بیولوژیک بر اساس جوامع بنتیک ،آلودگی فلزات سنگین و کیفیت شیمیایی آب استفاده شد. این مطالعه به منظور ارزیابی کامل منطقه خوریات ماهشهر انجام نشده بلکه می تواند گامی نخست در خصوص شناسایی مناطق حساس و با پتانسیل شیلاتی و همچنین ارزیابی خطرات اکولوژیک و اعلام وضعیت سلامت این منطقه باشد.

٤-١- عوامل تهدید کننده و پیشینه مطالعات در خلیج فارس و سواحل خوزستان

محیط دریایی خلیج فارس از نظر اجتماعی، اقتصادی، عمران و توسعه و موقعیت استراتژیک اهمیت زیادی پیداکرده است. منابع تجدید شونده و یک محیط دریایی بی آلاینده، نقش مهم و محوری را دربهره برداری بهینه و توسعه پایدار منطقه ایفا می کنند. بهره برداری های مختلف و فعالیتهای انسانی در نواحی ساحلی بدون شک محیط دریا را تخریب می نماید که وسعت و شدت آن بسته به موقعیت جغرافیایی متفاوت است. اینگونه فعالیتها و اثراتشان روی محیط خلیج بطور خیلی اجمالی بررسی و مطالعه شده اند و بخصوص بعد از وقوع جنگ

خلیج در سال۱۹۹۱ و ارزیابی اثرات پس از جنگ وخطرات احتمالی بر حیات اکوسیستم موجب افزایش مطالعات در این خصوص شد(Price *et al*., 1994).

آلودگیهای نفتی، پسابهای خانگی، شهری و صنعتی مشکلات زیادی را در نواحی مختلف خلیج فارس بوجود آورده است اگرچه اثرات آنها بر ساختار اکوسیستم بخوبی شناخته نشده است.از مهمترین مشکلات اکولوژیک از بین رفتن و تخریب زیستگاههای ساحلی با پتانسیل و تولید بالاست که در نتیجه فعالیتهای خشکی سازی و رسوب گذاریها از بین میروند.

Sheppard و همکاران (۱۹۹۲) و Price (۱۹۹۳)، عناوین انواع بهره برداریها ، فعالیتها ومهمترین فشارها بر محیط ساحلی و دریایی خلیج فارس را عنوان می کنند. اثراتی همچون نشت نفت، ساحل سازی و تخریب زیستگاهها و رسوب گذاریها، ورود انواع پسابها ، کودهای کشاورزی ، حفاریها وافزایش میزان فلزات سنگین در رسوبات از مهمترین این فشارها بر اکوسیستم ارزشمند خلیج فارس است.

پس از جنگ خلیج فارس در سال ۱۹۹۱ ، توجه وعلاقه مندی به مباحث آلودگی و عوامل تهدیدکننده در خلیج فارس مورد توجه قرار گرفت و مطالعات متعددی نیز به منظور تخمین خسارتهای وارده بر حیات اکوسیستم خلیج فارس انجام شد که از جمله این مطالعات تحقیقات Price و همکاران (۱۹۹۴) بوده که مطالعه گسترده ای را با حمایت[۱] IUCN به منظور بررسی خسارتهای ناشی از جنگ خلیج فارس، نشت نفت وسیع و سوختن حلقه چاههای متعدد انجام شد که این مطالعات شامل بررسیهای فون زیستی و عوامل آلاینده همچون نفت و فلزات سنگین بود. Price و همکاران (۱۹۹۴)، در نتیجه گیری نهایی خود چنین نظر میدهند که درجه تخریب محیط ناشی از حوادثی مثل جنگ، بستگی زیادی به مدت زمان اثر استرس و دوره پس از استرس دارد. بطوریکه در دوره های زمانی در حد ماه و یا یک سال جوامعی همچون پرندگان آسیب جدی خواهند دید در حالیکه در مقیاس زمانی طولانی تر مثلا پنج سال یا بیشتر تحت تاثیر پروسه های طبیعی ، گونه ها و جوامع زیستی، کم و بیش ترمیم میشوند. لذا بررسی اثرات، نیازمند انجام پایش های طولانی مدت به منظور تعیین مقدار آلاینده ها ، ماندگاری و سمیت آنها در محیط اکوسیستم است (Price *et al*., 1994).

۱- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

اگرچه مطالعات متعددی به منظور بررسی انواع آلاینده ها در خلیج فارس بخصوص در سالهای اخیر انجام شده اما اکثرا محدود به اندازه گیری عناصر مختلف همچون آلاینده های نفتی(خصوصا[۲] PAH)و فلزات سنگین و مقایسه داده ها با مقادیر استاندارد آبهای جهانی بوده است و در خصوص ارزیابی وضعیت اکولوژیک و تعیین سطح سلامت زیستگاههای مهم و با ارزش این منطقه کمتر تحقیقی انجام شده است.

مطالعات کشورهای عضو[۳] ROPME که در سواحل کشورهای بحرین، کویت، قطر، عمان، امارات، عربستان و ایران طی سالهای مختلف به منظور تعیین غلظت فلزات سنگین در خلال برنامه پایش در آب ، رسوبات و بافت آبزیان انجام شده است[۴](SOMER, 2003) . از دیگر منابع مهم در مورد غلظت آلاینده ها، نتایج ارزیابی [۵] ROPME_IAEA است که در منطقه تحت پوشش راپمی (ROPME Sea Area) انجام شده است و شامل فلزات سنگین و آلودگیهای آلی بوده و در کویت ، بحرین و امارات (June,1994) ، جمهوری اسلامی ایران ، عمان و قطر (May-June, 1997) ، عربستان سعودی و کویت (October, 1998) و در قطر ، امارات ،بحرین و عمان (2000,2001) انجام شده و نتایج آن در گزارشات (ROPME_IAEA,1996,1998,1999 and 2001)ارائه شده است.

در سال ۱۹۹۶ در جمهوری اسلامی ایران توسط کشتی قدس نمونه برداری از ۹ ترانسکت در طول سواحل ایران از خورموسی تا جزیره هرمز انجام شد و تنها نمونه برداری در سواحل خوزستان یک ایستگاه در آبادان بوده است وسایر نقاط در استانهای بوشهر و بندرعباس انجام شده است[۶] (DOE- I.R.Iran,1996).

سابقه مطالعات تحقیقاتی درخصوص بررسی آلودگیها در سواحل خوزستان ، مطالعات سواری و نبوی در سالهای ۱۳۶۲، ۱۳۶۳ و ۱۳۷۳ تحت عنوان بررسی آبزیان خلیج فارس و تعیین اثرات آلوده کننده بر روی آنها بوده که محدود به مطالعات جوامع زیستی بوده و مواد آلاینده تعیین مقدار نشده است.

از مطالعاتی که تاکنون در زمینه بررسی آلاینده های شیمیایی در سواحل ایرانی خلیج فارس انجام شده است میتوان به تحقیقات سامانی(۱۳۷۲)، امیدی (۱۳۷۶)، نیکوئیان وهمکاران(۱۳۸۴)، کرباسی(۱۳۷۹) و همچنین تعیین غلظت چهار عنصر روی ، کادمیم ، نیکل و وانادیم در ماهی، رسوبات سطحی و آب در شمال خلیج فارس

۲- Poly Aromatic hydrocarbons

۳-Regional Organization for the Protection of the Marine Environment

٤-State of the Marine Environment Report.

۵-International Atomic Agency

۶-Department of the Environment, Islamic Republic of Iran

از تنگه هرمز تا نزدیک خورموسی (Pourang *et al*.,2005) اشاره نمود و همچنین بررسی فلزات سنگین در آب و رسوب خوریات ماهشهر توسط مروتی(۱۳۷۵)، مظاهری (۱۳۷۴) و سبزعلیزاده و خلفه نیلساز(۱۳۷۷) پیش از این انجام شده است. تنها کرباسی (۱۳۷۹) مطالعه ای را در خصوص تعیین شدت آلودگی فلزات سنگین با استفاده از شاخص ژئوشیمیایی و با تعیین حد طبیعی یا استاندارد غلظت فلزات سنگین در رسوبات بخش مرکزی خلیج فارس انجام داده است. تحقیق نامبرده با استفاده از رسوبات نمونه برداری شده توسط گشت کشتی مونت میشل در سال ۱۹۹۲ انجام شده است.

همچنین مطالعات متعددی نیز به منظور تعیین شرایط زیستی مناطق ساحلی در سواحل ایرانی خلیج فارس ، سواحل خوزستان و خوریات ماهشهرانجام شده است که میتوان به : تحقیقات ابراهیمی و همکاران(۱۳۸۵)، شکوری(۱۳۷۶)، ولوی(۱۳۷۶) ، نیکوئیان (۱۳۸۴و۱۳۷۷)، نبوی و همکاران (۱۳۷۱) ، خلفه نیلساز و همکاران (۱۳۸۱و۱۳۸۴)، پارسامنش و همکاران (۱۳۷۲) و نبوی (۱۳۷۷ و ۱۳۷۵) اشاره نمود.

از پیشینه مطالعات در خصوص مناطق حفاظت شده ساحلی در ایران میتوان به مطالعات (عوفی ، ۱۳۷۸)، (عوفی و شریفی پور، ۱۳۸۵)، (Owfi and Rabbanihha,2007a)، (Owfi and Rabbaniha, 2007b) و (Owfi *et al*., 2007) اشاره نمود.

۵-۱- ارزیابی ریسک اکولوژیک (Ecological Risk Assessment)

Ecological Risk Assessment طبق تعریف[۷] EPA(1992) به پروسه ای اطلاق میگردد که به ارزیابی اثرات مضر و نامطلوب اکولوژیکی که در نتیجه در معرض قرار گرفتن یک محیط با یک یا چند استرس پیش آمده (یا در شرف پیش آمدن) بوجود آمده، می پردازد. طبق این تعریف ارزیابی خطرات احتمالی در سطوح مختلف بیولوژیک از فرد تا جامعه و اکوسیستم قابل انجام است. کنترل کیفیت محیطهای دریایی معمولا با انجام پایش پارامترهای مختلف آب ، رسوب و موجودات زنده انجام میگردد. یک پروسه ERA شامل طرح ریزی ، آنالیز داده ها ، کسب نتایج و ارائه فرضیه ها و ارزیابی خطرات احتمالی و اثرات شدید اکولوژیک است.

[7]-Environmental Protection Agency

پایش بیولوژیک (Biological monitoring) عمدتا با استفاده از وجود و عدم وجود گروههای شاخص محیط انجام میشود و تخمینی مستقیم از اثرات بیولوژیک ایجاد شده توسط آلودگی نیست زیرا تغییرات مشاهده شده ممکن است علاوه بر آلودگی، ناشی از سایر استرسها همچون عوامل طبیعی و دخالتهای انسانی باشد. اگر ماهیت استرس شیمیایی باشد، نوع وکمیت آلودگی تشخیص داده میشود که به آن پایش شیمیایی (Chemical monitoring) اطلاق میگردد. بهترین تخمینها، حاصل ادغام پایشهای بیولوژیک و شیمیایی است.

مطالعات متعددی به منظور تعیین اثرات دامنه وسیعی ازعوامل خارجی (Xenobiotics) روی ساختار بیوشیمیایی، فیزیولوژیکی و جمعیتی انواعی از ماهیان و بی مهرگان انجام شده است . در این مطالعات ، سمیت ترکیبات شیمیایی خاص و پتانسیل خطر آنها را برای افراد یک گونه یا اکوسیستم تعیین نموده و بیو مارکرهای سریع (نشانگرهای زیستی) را برای تشخیص آلودگیها معرفی نموده اند .امروزه بسیاری از تحقیقات بر پایه کشف پاسخ به استرس در حد سلولی- مولکولی است و در بسیاری از گونه ها رابطه بین اثرات در سطح مولکولی و جمعیتها و ذخایر آنها مشخص شده است.(Lawrence & Poulter, 1998; Goksoyr *et al.*, 1991; Depledge,1994).

مطالعه رسوبات در ارزیابی ، تخمین میزان و تاریخچه آلودگیهای شیمیایی در اکوسیستم های آبی نقش مهمی را ایفا می نماید . غلظت بالای فلزات سنگین در رسوبات سواحل دریاها و مناطق مصبی موجب شده است که رسوبات بعنوان منبعی مستقیم ودارای پتانسیل سمیت ، اهمیت ویژه ای پیدا کنند. داده های شیمیایی وزمین شناسی رسوبات به تنهایی شاهدی برای تخریب بیولوژیکی محیطهای دریایی نیستند. مطالعات وسیعی بر روی آلودگیهای دریایی بصورت تلفیقی از تعیین سطوح آلاینده ها در آب و رسوبات بهمراه بافت انواع جانوران باید انجام پذیرد. به منظور تعیین اثرات آلاینده ها بر روی جوامع بیولوژیک موجودات ساکن اینگونه منابع ، تجربیات زیادی بصورت کوتاه مدت و بلند مدت لازم است تا درک بهتری از وضعیت سلامت یک اکوسیستم ایجاد گردد(Aksu *et al.*, 1997).

فلزات سنگینی همچون کادمیم ، جیوه ، سرب ، مس و روی، بدلیل ماندگاری ، سمیت و توانایی آنها برای شرکت در زنجیره غذایی، آلاینده های جدی و خطرسازی برای حیات اکوسیستم های آبی می باشند. بطور کلی سه اصطلاح مورد استفاده در خصوص تجمع فلزات در موجودات زنده و رابطه آن با غلظت ماده در محیط عبارتند از : ۱) Bioaccumulation: به توانایی موجود در تجمع یک ماده شیمیایی از محیط اطراف اطلاق میشود

که بطور مستقیم از آب دریا و رسوبات توسط برانش ، لوله گوارش و جذب روده ای، یا بطور غیر مستقیم از طریق غذای خورده شده صورت میگیرد. ۲) Biomagnification : تجمعی است که از طریق زنجیره غذایی و بقایای مواد غذایی حاصل میشود و با عبور از هر مرحله تروفیکی به سطح بالاتر ، افزایش می یابد. بهترین مثال تجمع عنصر جیوه در موجودات دریایی است ۳) Bioconcentration factor که بیان کننده نسبت بین غلظت یک ماده شیمیایی در بدن موجود به غلظت آن در محیط آب یا رسوب است.

علاوه بر آلاینده شیمیایی، جزء دیگراینگونه ارزیابیها مطالعه جوامع بنتیک میباشند. امروزه علاقه مندی و ضرورت ارائه تکنیکهایی که قادر به ارزیابی تغییرات در محیطهای ساحلی و مصبی باشند افزایش یافته و شاخصهای اکولوژیک و بیولوژیک متعددی برای تشخیص سطوح مختلف کیفیت اکولوژیک بکار میروند. بنتیک اکولوژیستها شاخصهای عددی و مدلهایی را ارائه و توسعه داده اند که بر اساس آنها ، تغییرات ویژگیهایی همچون فراوانی ، بیوماس ، تنوع و ترکیب گونه ای موجودات بنتیک در مقابل شیب تغییرات آلاینده آنالیزو پیش بینی میشوند (Bortone, 2005). اکثر شاخصهای مورد استفاده در ارزیابی وضعیت سلامت اکوسیستمهای آبی برای استفاده در اکوسیستمهای آب شیرین خصوصا دریاچه ها ، طرح ریزی شد ه بطوریکه Ecological Risk Index در دریاچه ها و سیستم های آب شیرین به منظورکنترل آلودگیهای محیطی براحتی و بسادگی قابل قیاس کمی بوده و مورد استفاده قرارمیگیرد در حالیکه این شاخصها در آبهای دریایی و ساحلی بدلیل دخالت متغیرهای مختلف و دینامیک پیچیده، کمتر مورد استفاده قرار گرفته اند(Bortone , 2005) .

متداولترین شاخصها ، شاخصهایی است که بر اساس حضور و فقدان گونه های خاص و یا بعبارتی بر اساس حساسیت و مقاومت گونه ای به شرایط غیر طبیعی ، انجام میگردد. البته بسیاری از محققین استفاده از این گونه های شاخص را توصیه نمی کنند زیرا در اغلب موارد ممکن است این گونه ها بطور طبیعی زیاد شده باشند. روشی وجود ندارد که بتواند حد و سطح حضور و فراوانی گونه های شاخص را بعنوان نماینده جامعه در هر نوع آلودگی مشخص نماید(Jorgensen, 2005).

وقتی در مورد گونه های شاخص صحبت میشود باید فرق گونه شاخص(Indicator species) و گونه هایی که مواد آلاینده در بدن آنها تجمع می یابد (Bioaccumulative species) مشخص شود. گونه های Bioaccumulative بیشتر در مطالعات سم شناسی مورد استفاده قرار میگیرند و بر اساس نوع و میزان ترکیب شیمیایی یا سم مورد آزمایش

گونه های مختلف انتخاب میگردند. گونه های شاخص به گونه هایی اطلاق میشوند که حضور و فراوانیشان در ارتباط با یک تخریب و آسیب محیطی یا بدلیل مطلوب بودن آن عامل است و یا بدلیل مقاومت در برابر آن نوع آلودگی نسبت به سایر گونه ها بوده است .

اگر چه کنترل کیفیت محیطهای دریایی بر مطالعات فیزیکی شیمیایی و سم شناسی محیطی (اکوتاکسیکولوژی) است ومعمولا کمتربر متغیرهای بیولوژیک متمرکز است، Dauer,1993 معتقد است که معیارهای بیولوژیک اجزا مهم درتعیین کیفیت آب هستند زیرا ۱) آنها تخمینهای مستقیمی از شرایط موجودات زنده اند ۲) مشکلات سایر روشها را شامل امکان عدم تشخیص یا تخمینهای پائین (Underestimate) را ندارند و ۳) موجب تخمینی از روند تلاش و فعالیتهای بازسازی جوامع تحت اثر می گردد.

Gray و همکاران(۱۹۹۲) چنین عنوان می کنند که موجودات بنتیک بدون شک بهترین شاخص برای تشخیص سلامت محیطند. آنها بر روی یا درون رسوبات زندگی میکنند و مستقیما در معرض آلاینده های تجمع یافته در رسوبات قرارمیگیرند و بدلیل نحوه زندگیشا ن قدرت فرار از شرایط نامناسب محیطی را ندارند همچنین در این منبع دلایل مناسب بودن موجودات بنتیک در مطالعات ارزیابی اثرات آلاینده ها را چنین مطرح میسازند که : ۱) بدلیل وزن مخصوص ، هرجسمی در نهایت در رسوبات کف مدفون میشود و حتی آلاینده های حمل شده در آبهای شیرین در اعماق آبهای ساحلی ته نشین میگردند. ۲)هر جسمی میمیرد و نقطه پایان آن تبدیل شدن به مواد دیتریتی در زنجیره غذایی است که مورد استفاده موجودات بنتوز قرار میگیرند. مواد آلاینده به ذرات آلی می چسبند و بنابراین بنتوزها از طریق غذا و زیستگاهشان شدیدا در معرض آلاینده ها قرار میگیرند ۳) بنتوزها طول عمر نسبتا طولانی داشته و وابسته به تکیه گاه هستند(Sessile) بنابر این آنها در مدت طولانی تری در معرض عوامل آلاینده قرار میگیرند ۴) بی مهرگان بنتیک به آلاینده ها حساسند ۵) آشوبهای ناشی از فعالیت های موجودات بنتیک در رسوبات (Bioturbation)، بر روی جابجایی و مدفون شدن مواد آلاینده خارجی (Xenobiotic) در رسوبات اثر میگذارند. رسوبات قبرستان تاریخی اکوسیستم بوده و بدلیل آنکه در بردارنده تمامی وقایع گذشته اند حافظه اکوسیستم محسوب میشوند . اغلب بنتیک اکولوژیستها بدنبال یافتن موجودات مقاوم و حساس به وضعیت نا مناسب محیط و آلاینده ها میباشند(long *et al.*, 2002). از اطلاعات مربوط به جوامع بنتیک وانجام آزمایشهای تعیین مسمیت در میزان بقا انواع موجودات ، حساسیت و مقاومت انواع گونه ها

ارزیابی می گردد. بعضی از گونه ها بسیار مقاومتر از سایر گونه ها بـه اسـترس (مثـل کمبـود اکـسیژن و غلظـت بالای مواد سمی) می باشند. هر چه درجه استرس افزایش می یابد بعضی گونه ها قادر به حیاتند در حالیکه بعضی گونه ها فراوانیشان شدیدا کـاهش یافتـه یـا کـاملا حـذف میگردنـد و در شـرایط حـاد، رسـوبات بـدون موجـود زنده(Azoic) خواهند بود.

رابطه بین استرسهای انسانی ، فاکتورهای فیزیکی ، متغیرهای بافت رسوبات و شاخصهای بنتیک ترکیب پیچیـده ای را بوجود می آورند زیرا ترکیب و تنوع موجودات بنتیک تابعی از فاکتورهای بیولوژیک و عوامل غیر زنـده است که غیر قابل جداشدن است(Smith *et al*., 2001). شـواهد قـوی وجـود دارد کـه ترکیـب بنتوزهـا در نـواحی سـاحلی و مـصبی شـاخص بیولوژیـک حـساس تـری از تخریـب کیفیـت رسـوبات اسـت بـرای مثـال در Puget sound تغییرات معنی داری که در ترکیب بنتوزها در شرایط بـدون اکـسیژنی مـشاهده شـد در نمونـه هـای مورد آزمایش جهت تعیین سمیت مشاهده نشد((Gray *et al*., 2002).

بطور کلی اساس ERA تخمین اثرات آلاینده های شیمیایی بر جمعیتهاست .اکثر تکنیکها در ارزیابی اثرات آلاینده ها بر اساس بررسی ساختار جوامع بنتیک و کیفیت شیمیایی رسوبات است که با استفاده از روشهای تک متغیره (Univariate) و چند متغیره (Multivariate) انجام میگردد (Newman *et al*., 2001).

از روشهای تک متغیره ، مدل Pearson & Rosenberg Model (PRM)، منحنی مقایسه فراوانی و بیوماس (ABC)، منحنی غالبیت – تنوع (Dominance-Diversity)، شاخصهای ساختار اجتماعات موجودات بنتیک و از تکنیکهای چند متغیره آنالیزهای خوشه ای،[۸] PCA و [۹] MDS به منظور تشخیص و توصیف آلودگیها و آشوبهای هر منطقه مورد استفاده قرار میگیرند.

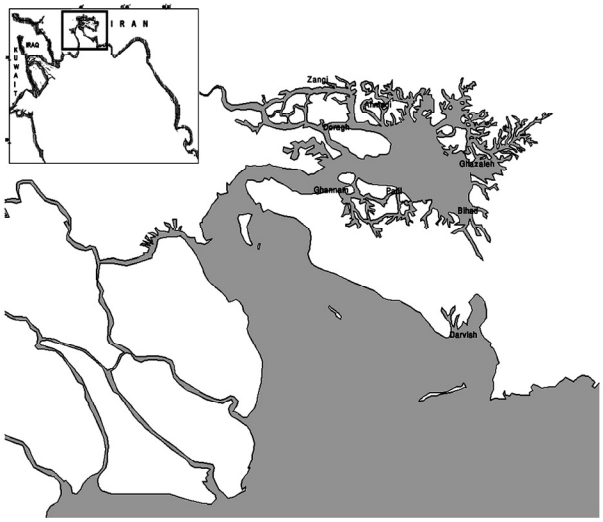
۸- Principal component analysis

۹-Multidimensional scaling

۲- مواد و روشها

۱- ۲- موقعیت منطقه مورد مطالعه

عملیا ت نمونه برداری به مدت یک سال (۸۵- ۱۳۸۴)، از هشت خور منطقه ماهشهر در سواحل خوزستان و در شمال غربی خلیج فارس انجام شد. منطقه مورد مطالعه در محدوده جغرافیایی('۲۰ °۴۹ - '۰۰°۴۹ طول شرقی) و ('۳۲ °۳۰ -'۱۵ ° ۳۰ عرض شمالی) قرار داشته وشامل هشت خور : درویش ، غنام، پاتیل، بیحد، دورق، احمدی، غزاله و زنگی بوده است . در شکل ۲-۱- موقعیت خورهای مورد مطالعه در نقشه ماهواره ای منطقه ساحلی خوزستان مشخص شده است.



شکل۲-۱ – نمایش منطقه خوریات ماهشهر در شمال غربی خلیج فارس و خورهای مورد مطالعه (۸۵-۱۳۸٤)

۲- ۲- عملیات نمونه برداری وآنالیز پارامترها

با در نظر گرفتن ابتدا و انتهای خورهای مختلف ازناحیه میانی خورها نمونه برداریها انجام شده است. کلیه روشهای نمونه برداری و آنالیز پارامترها بر اساس روشهای ارائه شده توسط(ROPME,1999) و (Clesceri *et al*., 1989) انجام شده است. نمونه برداری آب جهت آنالیز فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی بصورت ماهانه انجام شده است و نمونه های رسوب جهت آنالیز ویژگیهای رسوب ، دانه بندی ذرات و میزان درصد

مواد آلی ، تعیین غلظت فلزات سنگین و مطالعه فون بنتیک، بصورت فصلی از خورهای مختلف نمونه برداری شده است.

نمونه برداری آب توسط بطری نمونه بردار روتنر از عمق میانه ستون آب انجام شده است .پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مثل دما، pH ، هدایت الکتریکی توسط دستگاه پرتابل Hach و آنالیز فاکتورهای شوری، BOD_5، آمونیاک، نیتریت و سایر نوترینتها بر اساس روشهای استاندارد(Clesceri *et al*., 1989) انجام شده است.

DO توسط فیکس نمونه در محل و تیتراسیونهای یدومتری (روش وینکلر) ، شوری توسط روش مور و فرمول کندسن ($S\% = 1.805\ [Cl^-] + 0.03$) ، سختی کل توسط تیتراسیونهای کمپلکسومتری و سایر پارامترها بر اساس روشهای اسپکتروفتومتری شامل نیترات توسط احیا با کادمیم و تبدیل به نیتریت ، نیتریت بکمک واکنش با سولفانیلیک اسید و تشکیل نمکهای حدواسط دی آزونیم و فسفات توسط واکنش با آمونیم هپتامولیبدات انجام شده است . کدورت به روش مقایسه با جذب نفازین وآمونیاک به روش ایندوفنل با غلظت کم اندازه گیری شد. در این روش رنگ آبی ایندوفنل که در اثر واکنش با فنل و هیپوکلریت در pH بالا بوجود آمده اندازه‌گیری میشود و مواد مزاحم توسط کمپلکس منیزیم و کلسیم با سدیم سیترات حذف میگردند.

فسفرکل نمونه در اثر هیدرولیز ملایم اسیدی به ارتو فسفات تبدیل شده و بعد از عمل هضم، فسفر کل (ارتوفسفات) در مجاورت اسید مولیبدات – اسید اسکوربیک به کمپلکس آبی رنگ مولیبدات تبدیل شده و شدت جذب آن در ۸۸۰ نانومتر قرائت میگردد.

نمونه برداری رسوب توسط گراب پترسون (Peterson) مدل هیدروبیوز با سطح ۰/۱۲۵ متر مربع انجام پذیرفت .درهر فصل از هرخور سه تکرار و بصورت دوبار نمونه برداری در هر نقطه انجام میشد. قبل از هر نمونه‌برداری سیستم گرب توسط محلول آب و صابون شستشو داده میشد.

یکی از نمونه های رسوب به دو بخش تقسیم شده، بخشی جهت تعیین درصد مواد آلی با استفاده از روش فیزیکی سوختن (بمدت ۸ ساعت در ۵۵۰ درجه سانتیگراد) و همچنین تعیین دانه بندی و اندازه ذرات رسوب با استفاده از روش متداول استفاده از الک استفاده میشد(Holme and Mcintyre,1984).

بخش دوم رسوب برای تعیین غلظت ۷ فلزسنگین روی، نیکل، کادمیم ،مس ، جیوه ، کبالت و سرب مورد استفاده قرار گرفت . بر روی شناور، توسط قاشق پلاستیکی از لایه سطحی رسوب و بخشی که کمترین تماس

را با بدنه گرب داشته ، نمونه ای جداشده و درون ظروف پلاستیکی در مجاورت یخ به آزمایشگاه منتقل و تا زمان آنالیز در دمای ۴ درجه سانتیگراد نگهداری میشد. بخش سیلت – رسی نمونه رسوب پس از خشک شدن در دمای ۸۵ درجه در آون، توسط تور با چشمه ۵۰ میکرون جدا شده و جهت آنالیز نمونه ها ، در ظروف تفلونی (Teflon bombs)به یک گرم نمونه رسوب ۱ سی سی مخلوط HNO_3 و HCl (۱ : ۳) و ۶ میلی لیتر HF افزوده و سپس به مدت ۲/۵ ساعت بر روی هیتر در دمای ۱۲۰ درجه سانتیگراد حرارت داده شد.

۳/۷ گرم اسید بوریک در ۲۰ میلی لیتر آب عاری از یون حل شده و پس از سرد شدن به نمونه سرد شده فوق اضافه میگردید. سپس حجم نمونه توسط آب عاری از یون به ۵۰ میلی لیتر رسانده شد و برای مدتی قبل از قرائت در دمای ۴ درجه سانتیگراد نگهداری میشد. آماده سازی و هضم نمونه توسط روش ارائه شده توسط MOOPAM[10] انجام شد(ROPME,1999). غلظت فلزات سنگین با روش ولتامتری و پلاروگرافی (Zirino and Kounaves,1980; Brugmann,1984; Scarano *et al*.,1992; Gunkel1 *et al*., 1999) توسط دستگاه پلاروگراف متروم مدل ۷۹۷ VAComputrace اندازه گیری گردید.

یکی از روشهای مناسب و قدیمی ترین روش الکتروشیمیایی جهت آنالیز فلزات سنگین روش ولتامتری میباشد (Riley, 1989 ; Hilali *et al*., 2005). در این روش از یک سو غلظت یونها با اندازه گیری شدت جریان تعیین می گردد و از سوی دیگر، شناسایی این یونها به کمک مقادیر پتانسیلهای اکسیدی - احیایی انجام می پذیرد. بنا براین این روش در آن واحد هم روش کمی و هم روش کیفی تجزیه محسوب می شود (پورنقی آذر، ۱۳۶۸ و Perret *et al*., 2000).

اختلاف ولتامتری و پلاروگرافی در نوع الکترودی است که مورد استفاده قرار میگیرد. پلاروگرافی یکی از متداولترین روشهای ولتامتری است که در آن قطره جیوه چکنده به عنوان الکترود کار مورد استفاده قرار می گیرد. در دستگاه پلاروگراف هر یون فلزی بر اساس میزان پتانسیل اکسیداسیون- احیا عنصر و شدت جریان دستگاه از کاتد الکترون گرفته و آزاد میگردد که جهت اندازه گیری عنصر جیوه و عناصری با پتانسیل های بالاتر از پتانسیل انحلال جیوه، از الکترود چرخان طلا[11] (Au–RDE) (ولتامتری) و برای سایر فلزات از الکترود

---

[10]- Manual of Oceanographic Observation and Pollutant Analysis Methods

[11]- Rotating Gold Electrod

قطره چکان جیوه [۱۲] (DME) (پلاروگرافی) استفاده می گردد که در آن جیوه از یک لوله مویین شیشه ای[۱۳] خارج می گردد. گرچه الکترود قطره چکان جیوه نیاز به مخزنی جهت جیوه دارد که یکی از معایب آن است ولی به دلیل چکیدن مداوم قطره جیوه سطح الکترود همواره تجدید میگردد که امکان هر نوع آلودگی سطح را از بین می برد یعنی کاتد بطور مستمر تجدید می گردد و سبب قابل تکرار بودن کامل سطح هر قطره می گردد که این یکی از مزایای بزرگ الکترود قطره چکان جیوه می باشد (Tokusuogt *et al.*, 2004). روش ولتامتری بر اساس روابط موجود بین شدت جریان و پتانسیل در یک الکترد کار است. روش کار در این سیستم افزایش استاندارد می باشد و غلظت فلز ات مختلف بر اساس ارتفاع منحنی ولتامو گرام ثبت شده، تعیین میگردد.

نمونه دوم رسوب، برای مطالعه فون بنتیک استفاده میشد. ابتدا بر روی شناور کل نمونه درون گرب در الک ۵۰۰ میکرون تخلیه و شستشوداده شده و پس از شستشو باقیمانده رسوب در الک در ظروف نمونه برداری تخلیه و توسط الکل فیکس میگردند. در آزمایشگاه پس از رنگ آمیزی نمونه بوسیله محلول رزبنگال (یک گرم در لیتر)، جانوران مختلف از نمونه جداسازی شده و بر اساس گروههای جانوری مختلف دسته بندی و شناسایی میگردند. شناساییها با استفاده از استریومیکروسکپ دو چشمی انجام شد و جهت شناسایی نمونه های جانوری از کلیدهای شناسایی فون بنتیک استفاده گردید:

(Barnes, 1987; Jones, 1986; Hutchings, 1984; Carpenter and Niem, 1998; Pavlovskii, 1955; Sterrer, 1986).

تعداد گونه ها، تراکم در متر مربع و همچنین بیومس نمونه های مختلف بر حسب گرم وزن تر بر متر مربع با استفاده از روش (Washington, 1984) انجام و محاسبه شد.

به منظور مطالعه فیتوپلانکتونها ، ماهانه از هر ایستگاه سه تکرار یک لیتری توسط بطری نانسن از عمق میانی هر ایستگاه نمونه برداری میشد و توسط فرمالین ۴٪ فیکس و در ظروف پلاستیکی نگهداری میگردید. در آزمایشگاه همگن کردن مورد مشاهده میکروسکپی قرار میگردید. هدف از این مطالعه ، بررسی کیفی و کمی

[۱۲] Dropphng Mercury Electrode

[۱۳] Cappillary

فیتوپلانکتونها یعنی شناسایی ترکیب گونه ها و فراوانی آنها بوده است.جهت محاسبه فراوانی آنها در یک لیتر آب دریا از فرمول زیر استفاده شده است(Clesceri *et al*, 1989).

$$D= (N * V) / v$$

D= تعداد گونه در لیتر

N = تعداد ارگانیسم های شمارش شده در نمونه میکروسکوپی

V= حجم آب تغلیظ شده از یک لیتر نمونه (سانتیمتر مکعب)

v= حجم نمونه مورد مشاهده میکروسکوپی (سانتیمتر مکعب)

به منظور مطالعه زتوپلانکتونها، با استفاده از پمپ از عمق میانه هر ایستگاه حدود ۲۰۰ لیتر آب در تور ۱۰۰ میکرون فیلترمیشد. برای مطالعه نمونه های ماکروزئو پلانکتونها و ایکتیوپلانکتونها با استفاده از تور ۳۰۰ میکرون و با انجام کشش مورب از نزدیک کف تا سطح نمونه برداری انجام میشد. نمونه های جمع آوری شده توسط فرمالین فیکس و به آزمایشگاه منتقل میگردید. در آزمایشگاه پس از همگن نمودن، از نمونه تور ۱۰۰ میکرون، ۵ سی سی در لام حفره دار توسط میکروسکپ اینورت مورد بررسی قرار میگرفت . نهایتا تعداد نمونه ها در حجم آب فیلتر شده و سپس تعداد در یک لیتر آب منطقه محاسبه میگردید. نمونه های تور ۳۰۰ میکرون ابتدا با استفاده از صافی چشمه ریز تماما شستشو داده میشد و سپس تماما یا بخش معینی از نمونه با استفاده از جداکننده (splitter) توسط استریو میکروسکپ مورد مشاهده قرار میگرفت. تعداد ماکروزئو پلانکتونها با استفاده از روش (Smith & Richardson,۱۹۷۷)، بصورت تعداد در ۱۰ متر مربع(C) محاسبه شده اند :

$$C=۱۰(a^{-۱} b^{-۱} cd)$$

c– تعداد تخمها یا لاروها درنمونه جمع آوری شده

a– مساحت دهانه تور به متر مربع

b– طول مسیر کشش به متر (fr)

d– عمق ماکزیمم

f– ضریب کالیبراسیون فلومتر

r– تعداد چرخش فلومتر

روش‌های نمونه برداری و بررسی‌های آزمایشگاهی زئوپلانکتون‌ها براساس منبع(Omori and Ikeda, 1984). بوده و شناسایی زئوپلانکتونها با استفاده از کلیدهای شناسایی از جمله منابع زیر انجام میشد :

1997 , Boltovskoy, 1999, Newell, and Newell., 1963) (Davis, 1955 , Chihara & Masaaki Murano

به منظور مطالعه آبزیان خصوصا ترکیب صید و فراوانی بچه ماهیانی که این منطقه را بعنوان مکانی برای گذران دوره جوانی خود انتخاب نموده اند، بطور ماهانه در خوریات مورد مطالعه با استفاده از تور ترال کف(میگو)[۱۴] نمونه برداری انجام میشد . سعی شده تمام تورکشیها بمدت ۳۰ دقیقه انجام شوند.

پس از جداسازی گونه های بزرگ مانند:کوسه ماهی ،سفره ماهی ،گربه ماهیهای بزرگ وعقرب ماهی از کل صید، حتی الامکان کل صید مخلوط شده و سپس تمام صید درون کیسه های پلاستیکی و درون یخدان به آزمایشگاه منتقل میگردد. در مواقعی که میزان صید نمونه های بسیار ریز (مانند پنجزاری ،ریش بزی و...) زیاد بوده است پس از وزن کل صید، بصورت تصادفی از کل صید زیر نمونه تهیه و توزین شده است. آبزیا ن نمونه های مورد نظر بطور جداگانه بر اساس نوع گونه جداسازی ،شمارش وتوزین می شدند .گونه ها در دو گروه اقتصادی (گونه هایی که قابل فروش در بازار بودند)وغیر اقتصادی (بخشی از صید ضمنی که قابل فروش در بازار نبوده است ودورریز محسوب میشود) دسته بندی و بیومتری شده اند. همچنین تعدادی از ماهیان جهت بررسی مراحل رسیدگی جنسی تشریح شده ووزن گناد، مرحله بلوغ جنسی وجنسیت آنها با استفاده از کلید ۷ مرحله ای تعیین میشد(Biswas, 1993).

میزان CPUA به روش مساحت جاروب شده طبق روش(Sparre and Venema, 1992) محاسبه شد.

$$CPUA= Cw/a$$

CPUA : صید در واحد سطح (کیلوگرم برمایل مربع دریایی)

Cw : وزن کل گونه درایستگاه (kg)

a: مساحت جاروب شده(nm^2)

$$a= t.v.h.x_2$$

t: زمان تورکشی (ساعت)

[14]-اندازه چشمه تور : ۲۴ mm ، عرض موثرتور (بدلیل هلالی شدن تور درزمان توراندازی):m ۵ ، طول توردرقسمت بازوها : ۸ m ، طول طناب بالایی وپایینی تور :m ۹/۲ ، طول ساک تور : ۲۴۰ cm اندازه چشمه: mm: ۲۴ ، اندازه دهانه ساک تور : ۱۲۰ cm

V : سرعت شناور (گره دریایی)

H : طول طناب بالایی تور (m)

X_2: ضریب ثابت گستردگی تور (۰/۶۶)

به منظور تفکیک و شناسایی آبزیان ازکلیدهای شناسایی ومنابع علمی ذیل استفاده گردید :

(Bianchi *et al* ,1985; Fischer *et al* ,1984 ; اسدی ودهقانی ،۱۳۷۵)

به منظور بررسی وضعیت صید و صیادی در منطقه خوریات ماهشهر و بندر امام خمینی از اطلاعات ثبت شده اداره کل شیلات خوزستان ازاسکله های بندر امام خمینی و خورسمایلی در سال مطالعه استفاده شد.

جهت تجزیه تحلیل داده ها از نرم افزارهـای Excel، SPSS وMinitab و جهـت تعیـین انـواع شاخـصهای زیـستی ، آنالیز های PCA و خوشه ای از نرم افزارهای Primer و Biological tools استفاده شد . نمایش داده ها بر روی نقشه دیجیتایز منطقه با استفاده از نرم افزار Arc view انجام شده است.

۳-۲- روش تعیین وضعیت آلودگی رسوبات بر اساس فلزات سنگین

در این مطالعه از سه جنبه مختلف وضعیت آلودگی رسوبات خورهای مورد مطالعه از نظر فلزات سنگین بررسی میگردد ۱) مقایسه مقادیر اندازه گیری شده با استانداردهای جهانی (sediment Quality Guide lines) ۲) مقایسه با مقادیر مرجع فلزات مختلف در منطقه (Background value) و ۳) تعیین شاخص آلودگی (Contamination factor) یا C_f است.

۱-۳-۲- استاندارد های کیفیت رسوب (The Sediment Quality Guidelines)

هدف ازتعیین استانداردهای کیفیت رسوب ، محافظت از محیطهای آبی و تعیین سطح سلامت رسوب از نظر میزان فلزات ، مواد غذایی (خصوصا مواد پیش برنده رشد جلبکها) و ترکیبات آلی است. تا سال ۱۹۷۶این استانداردها به منظور تعیین ظرفیت آبهای آزاد دریاها برای انتقال مواد لایروبی و تعیین بار ترکیبات منتقل شده بود اما امروزه توسعه یافته و به منظور ارزیابی تمامی جنبه های رسوبات مورد استفاده قرار میگیرند. بطور کلی استانداردها در سه سطح بدون اثر، کمترین حد اثر و شدیدترین حد اثر ارائه شده اند.

۱) حد بدون اثر (No Effect Level) : حدی است که ترکیبات شیمیایی، اثری بر ماهیان و موجودات ساکن رسوبات ندارند. در این حد ترکیبات شیمیایی به زنجیره غذایی منتقل نشده و اثری بر کیفیت آب نیز ندارد.
۲) پائین ترین سطح اثر (The Lowest Effect Level): مشخص کننده سطحی از آلودگی است که برای عمده جانوران کفزی قابل تحمل بوده و اثر خاصی در جوامع بیولوژیک مشاهده نمیشود.آلودگی در رسوبات، بیش از پائین ترین حد اثر نیازمند مطالعه دقیق و طرحهای مدیریتی است.
۳) شدیدترین حد اثر(The Sever Effect Level) : آلودگی شدید را نشان میدهد که سلامت موجودات بنتیک را بخطر می اندازد.اگر آلودگی از این حد بالاتر اعلام گردد باید با انجام آزمایشات دقیق سمیت رسوب تعیین گردد. از متداولترین استانداردهای کیفیت رسوب ، گزارشات[۱۵] NOAAآمریکا و استانداردهای کیفیت رسوب کانادا ISQG[۱۶] می باشد (Long and Morgan,1990) و (Persuade *et al*,1992) .

در کیفیت رسوب NOAA، دو حد خطر برای آلودگی فلزات در رسوبات بیان شده است که بصورتERL (Effect Range Low)، حدی که کمتر ۱۰ درصد جوامع بیولوژیک در خطرند وERM (Effect Range Medium) حدی که کمتراز ۵۰ در صد جوامع بیولوژیک در خطر ند، ارائه شده است و در استانداردهای کیفیت رسوب کانادا (ISQGs) این دو سطح بصورت The Lowest Effect Level (LEL) و The Sever Effect Level (SEL) ارائه شده است. EPA، سطوح اثرهای ارائه شده توسط Long and Morgan (1990) و Persuad و همکاران در سال(۱۹۹۲) مقایسه و ترکیب نموده و چنین مطرح نموده که هر دو سیستم استاندارد بر اساس اطلاعات صحرایی صورت گرفته اگرچه رفرنس دوم محدود به داده های دریاچه های بزرگ بوده و رفرنس اول بر اساس داده های آب شیرین و دریا تعیین سطوح را اعلام داشته است .

۲-۳-۲- تعیین مقادیر مرجع(Background) فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه

بطور کلی ارزیابی و تشخیص درجه آلودگی فلزات سنگین در رسوبات مناطق مصبی و دریایی کاری دشوار است (Rubio *et al.*, 2002).این نیز بدلیل اختلافاتی است که در روشهای آنالیز مطالعات مختلف وجود داشته و

۱۵ -National Oceanic and Atmospheric Administration
۱۶- Interim Sediment Quality Guidelines

همچنین مقادیر طبیعی یا مقادیر مرجع (Background value) این عناصر در رسوبات دریایی مختلف نامشخصند (Nasr *et al*., 2006).

تعیین مقادیر مرجع عناصر مشکل است و کلا از دو طریق میتوان به آن دست یافت یکی استفاده از اطلاعات زمین شناسی و مقادیر فلزات در پوسته زمین است برای مثال براساس داده های (Turekian and Wedepohl, 1961) و استفاده از این استانداردها برای تمامی مقایسات است و دوم یافتن مقادیر قبل از دوره صنعتی شدن یا مقادیر Preindustrial در آن منطقه است. در روش اول اختلافات محلی و منطقه ای نادیده گرفته میشوداما در روش دوم به اختلافات مکانی و محلی بسیار تاکید شده است. لذا در تحقیقات مختلف به منظور یافتن مقادیر مرجع (Background value) به چند طریق عمل نموده اند : استفاده از استانداردهای بین المللی ، استفاده از مقادیر تعیین شده در مطالعات پیشین منطقه مورد مطالعه و همچنین روش محاسبه آن است بطوریکه مقدار میانگین هر عنصر را از داده هایی با قدمت بالا در مطالعات موجود منطقه ، محاسبه نموده و میانگین به اضافه یک واحد انحراف معیار (SD) بعنوان مقادیرمرجع یا غلظت طبیعی یاغلظت پیش از بهره برداریهای صنعتی (Preindustrial) عنصر مورد نظر تعیین میگردد(Hakanson, 1980). از آنجائیکه اختلافات زیادی در میزان مقادیر مرجع در مطالعات مختلف و همچنین منابع آبی مختلف وجود دارد در این مطالعه ترجیحا از روش محاسبه آن با استفاده از داده های موجود در منطقه استفاده گردید. بدین منظور تمامی داده‌های موجود در سواحل ایرانی خلیج فارس که شامل یک دوره ده ساله بوده است جمع آوری شده و میانگین هر فلز در رسوبات منطقه ساحلی تعیین و با یک واحد انحراف معیارجمع گردید. مقادیر حد طبیعی در مطالعه کرباسی(۱۳۷۹) بدلیل آنکه در بخش مرکزی خلیج فارس ودر رسوبات دور از ساحل تعیین شده است فقط به عنوان منبع مقایسه مورد استفاده قرار گرفته است. شایان ذکر است بدلیل قدمت پائین داده های فلزات سنگین رسوبات درپیشینه مطالعات منطقه , این داده ها نمیتوانند مقادیر پیش از صنعتی شدن (Preindustrial values) باشند .

۳-۳-۲- تعیین شاخص آلودگی (C_f) فلزات ودرجه آلودگی(C_d)خورهای مختلف:

Hakanson (۱۹۸۰)، این شاخص را به منظور بیان وضعیت آلودگی سیستم های آبی به مواد آلاینده مختلف معرفی نمود:

$$C^i_f = C^i_{o-1} / C^i_n$$

C^i_f = فاکتور آلودگی هر عنصر ، C_{o-1} = میانگین غلظت عنصر در رسوبات نمونه برداری شده از لایه سطحی و C^i_n = مقدار غلظت عنصر در رسوبات طبیعی و بکراست[۱۷].

C^i_fبرای هر عنصر جداگانه محاسبه میگردد. اگر $C^i_{o-1} \geq C^i_n$ باشد عنصر میتواندعامل آلودگی باشد و اگر $C^i_{o-1} < C^i_n$ باشد عنصر مورد نظر نمیتواند عامل آلودگی باشد.

مقادیر C_f در چهار گروه دسته بندی میشوند(Hakanson, 1980) :

$C_f<1$ آلودگی پائین ، $1\leq C_f<3$ آلودگی منوسط ، $3 \leq C_f < 6$ آلودگی قابل ملاحظه است و $C_f > 6$ آلودگی بسیار بالا را نشان میدهد.

درجه آلودگی(C_d) مجموع فاکتورهای آلودگی محاسبه شده برای تمامی فلزات مورد بررسی است.

$$C_d = \Sigma C^i_f = \Sigma C^i_{o-1} / C^i_n$$

توصیف عددی شاخص C_d برای ۷ عنصر آنالیز شده بصورت زیر است:

$C_d < 7$ درجه پائین آلودگی، $7 < C_d < 14$ درجه متوسط آلودگی و $14 < C_d < 28$ درجه قابل ملاحظه آلودگی و بالاتر از ۲۸ درجه شدید آلودگی را نشان میدهد.

٤-۲- محاسبه شاخص AMBI و BI در جوامع بنتیک

شاخص AMBI (AZTIs Marine Biotic Index) توسط Borja و همکاران درسال ۲۰۰۰به منظور بررسی و تعیین اثرات وضعیت کیفی رسوبات بر جوامع بنتیک رسوبات نرم و گلی دریا ها معرفی شد و از آن پس به منظور بررسی انواع منابع اثر و استرس زا مورد استفاده قرار گرفت. مزیت این شاخص در تشخیص اثرات اختصاصی

۱۷- (Reference value, Preindustrial value, Background value)

در منطقه تحت اثر نمایان شد(Borja *et al*., 2003a). بر اساس این شاخص موجودات بنتیک بر اساس حساسیتشان به افزایش استرس گروه بندی شده اند.

در ارتباط با درجه حساسیت موجودات بنتیک به افزایش بار مواد آلاینده و استرسهای محیطی، ابتدا Salen-Picard در سال ۱۹۸۳ و Hilly در سال ۱۹۸۴، چهار گروه و سپس Glemarec در سال ۱۹۸۶، پنج گروه اکولوژیک را معرفی نمودند. سپس توسط Grall and Glemarec در سال ۱۹۹۷ پنج گروه خلاصه و دسته بندی شده اند که این پنج گروه ، اساس کار در شاخص فوق می باشند:

گروه I) گونه های بسیار حساس به مواد آلی که در شرایط غیر آلوده حضور دارند مانند پر تاران گوشتخوار و رسوب خواران (Deposit-feeders)، گروه II) گونه های بی تفاوت به مواد آلاینده ، که همیشه در تراکم پائین و بدون اختلاف معنی دار نسبت به زمان حضور دارند و عمدتا معلق خوارانند (Suspension -feeders)، گروه III) گونه های مقاوم به مواد آلاینده ، این گونه ها ممکن است در شرایط طبیعی حضور داشته باشند اما جمعیتهایشان با افزایش بار آلاینده تحریک میشوند و عمدتا رسوب خواران معلق خوارند(Suspension Deposit-feeders) ، گروه IV)گونه های فرصت طلب درجه دو بخصوص پلی کیتهای کوچک سایز که از لایه های زیر سطحی رسوبات تغذیه می کنند(Subsurface Deposit – feeders) و گروه V) گونه های فرصت طلب درجه اول همچون رسوب خواران (Deposit-feeders).

برای استفاده از این شاخص نزدیک به ۲۰۰۰ گروه جانوری از جوامع بنتیک بستر های نرم و گلی دسته بندی شده اند(Borja *et al*., 2003a).

فون بنتیک شناسایی شده در این مطالعه بر اساس گروه بندی انجام شده توسط Grall and Glemerac درسال ۱۹۹۷ در پنج گروه اکولوژیک دسته بندی گردید. در این طبقه بندی گونه ها و جانوران مختلف بنتیک با استفاده از اطلاعات منابع زیر در گروههای مختلف اکولوژیکی دسته بندی شده اند:

(Majeed,1987;Dauer, 1993; Weisberg *et al*., 1997; Grall and Glemarec, 1997 and Roberts *et al*., 1998).

قبل از محاسبه شاخص AMBI، طبق دستورالعمل اصلاحی ارائه شده توسط (Borja et al.,2005)، موارد زیر باید مورد توجه قرار گیرند:

- شاخص فقط خاص نمونه های تهیه شده از بستر های نرم و گلی است و نباید برای جوامع بستر های سخت مورد استفاده قرار گیرد.
- ابتدا باید تمامی جانوران غیر بنتیک از نمونه جدا شوند(مثل مرحله لارو و مرحله جوانی ماهی یا جلبکها و...)
- نمونه های آب شیرین احتمالی خصوصا در مناطق مصبی از نمونه جدا و خارج گردند.
- گروههای جانوری اپی بنتیک مثل Bryozoan از نمونه جدا و خارج گردند.
- حتی الامکان گروههای شناسایی شده از نظر رده بندی در سطح یکسانی دسته بندی گردند.
- بجز گروههایی مثل نمرتینی که در گروه بندی شاخص در سطح بالای رده بندی دسته بندی شده اند ، از گروه بندی جانوران در سطوح بالای رده بندی مثلا Bivalve و یا Gastropod خود داری گردد.
- به منظور جلوگیری از ابهامات در نتایج، بهتر است برای تمامی تکرارها شاخص محاسبه گردد و سپس میانگین گرفته شود . چرا که ممکن است بعضی تکرارها حاوی نمونه نباشند .
- هنگامیکه درصد گروههایی که تعیین گروه نشده اند و مشمول شاخص نمیگردند بیش از ۲۰ در نتایج باید با احتیاط ارزیابی گردند .این شاخص با استفاده از فرمول زیر محاسبه میشود:

$$AMBI = \frac{(0 \times GI\,\%) + (1.5 \times GII\,\%) + (3 \times GIII\,\%) + (4.5 \times GIV\,\%) + (6 \times GV\,\%)}{100}$$

در این شاخص در صد فراوانی هر یک از گروههای تعیین شده در سطوح یک تا پنج از فراوانی کل جانوران شرکت کننده در شاخص محاسبه میشود (GI-GV).

علیرغم اینکه این شاخص یکی از بهترین و متداولترین ابزارها برای تشخیص و ارزیابی اثرات است اما بر اساس نتایج مطالعات مختلف ، قدرت شاخص در هنگامیکه تعداد گروهها ی جانوری کم است(۳- ۱ گونه) و یا تعداد افراد کم باشد (کمتر از ۳ فرد در هر تکرار) ،کم میشود(Borja *et al*., 2003a).

طبق نتایج Simboura(2003) ، تعیین گروه جانوران مختلف در یکی از پنج گروه اکولوژیک ممکن است منجر به طبقه بندی نادرست گردد. حتی در تعیین دو گروه اکولوژیک نیز این مشکل وجود دارد (Simboura and Zenetos,2002). در مطالعه حاضر سعی شده است که موارد فوق حتی الامکان در محاسبه و

توصیف داده های شاخص رعایت گردند. در این شاخص جانورانی که تعیین گروه نشده اند در محاسبه شاخص شرکت نمی کنند لذا با توجه به اینکه در بعضی نمونه ها بدلیل مشخص نبودن گروه اکولوژیک بعضی جانوران ، درصد خیلی پائینی از جانوران در شاخص شرکت نموده اند و یا بدلیل تعداد کم گونه ها وافراد در نمونه ها از اعتبار شاخص کاسته میشود، در محاسبه میانگین شاخص، از نمونه هایی که بالای ۷۰ درصد جانوران شناسایی شده در شاخص شرکت نموده اند استفاده شده است.

مقادیر این شاخص در آبهای طبیعی و نرمال بین ۰ تا ۱/۲ ، در آبهای کم آلوده بین ۱/۲تا۳/۲، در آبهایی با آلودگی متوسط بین ۳/۲ تا ۵ و در آبهای با آلودگی بالا ۵ تا ۶ و در آبهای بسیار آلوده بین ۶ تا ۷ است.

در جدول۲-۱– بر اساس مقادیر شاخص AMBI، پنج گروه اکولوژیک فوق خلاصه شده اند ، بر اساس گروههای اکولوژیک و حساسیت موجودات به آلاینده ها ، شاخص BI نیز در هشت سطح از صفر تا هفت تعریف شده است(Hilly, 1984; Hilly *et al*., 1986; Majeed, 1987). در ستون آخر وضعیت سلامت جوامع بنتیک بر اساس ویزگیهای اکوسیستم مطرح شده است(Borja *et al*.,2003 b).

جدول ۱-۲- خلاصه مقادیر شاخصهای(AMBI (BC و BI و توصیف اکولوژیک آنها
(Borja *et al*,2000 ,2003b)

سلامت جوامع بنتیک	Biotic Index	Ecological group	AMBI value	کلاسه بندی مناطق آلوده
طبیعی	۰	I	۰< BC ≤ ۰/۲	غیر آلوده
کم توان	۱	II	۰/۲< BC ≤ ۱/۲	
نا متعادل	۲	III	۱/۲< BC ≤ ۳/۳	کمی آلوده
رو به آلوده	۳	IV-V	۳/۳< BC ≤ ۴/۳	آلودگی متوسط
آلوده	۴	IV-V	۴/۵ < BC ≤ ۵	
رو به آلودگی شدید	۵	V	۵ < BC ≤ ۵/۵	آلودگی شدید
آلودگی شدید	۶	V	۵/۵ < BC ≤ ۶	
کاملا آلوده	بدون جانور	بدون جانور	بدون جانور	بدون جانور

بدنبال علاقه مندی ایجاد شده در ارزیابی کیفی اکوسیستمهای آبی، توسط WFD (European Water Framework Directive) مفهوم جدیدی تحت عنوان وضعیت کیفی اکولوژیک (Ecological Quality Status(EQS) مطرح شد و پیشنهاد نمود ند که ارزیابی ها بر اساس فراوانی و ترکیب

گونه ای اجزائ مختلف اکوسیستم (فیتوپلانکتون ، بنتوز و ماهی) صورت پذیرد. در این رابطه ، پنج سطح کیفی را تحت عنوان خیلی خوب، خوب،متوسط ، ضعیف و بد را در ارزیابی کیفیت اکولوژیک معرفی نمود. همچنین با استفاده از شاخصهای بیولوژیک همچون شاخص تنوع و غنای گونه ای(یا تعداد گونه ها) و مقادیر شاخص AMBI معیار دیگری بنام EQR (Ecological Quality Ratio) بصورت دامنه تعریف شده است که بر اساس مقایسه با مناطق مرجع یا رفرنس بوده و وضعیت اکولوژیک را از صفر (وضعیت بد اکولوژیک) تا۱ (وضعیت ایده آل اکولوژیک) در این معیار تعریف نموده است (WFD,2000/60/EC, cited in Borja *et al*., 2003a,b). در جدول ۲-۲- رابطه عوامل بیولوژیک همچون تنوع و غنای گونه ای ، شاخص AMBI و وضعیت سلامت اکولوژیکی ارائه شده است.

جدول ۲-۲- رابطه عوامل بیولوژیک و مقادیر شاخص AMBI در بیان وضعیت اکولوژیک
(WFD* 2000/60/EC, cited in Borja *et al*., 2003a,b)

وضعیت اکولوژیک (EQS)	EQR	AMBI (BC)	غنای گونه ای (Richness)	تنوع (Diversity)
بد	۰ – ۰/۲۵	۵/۵ – ۷	۰ – ۱۵	۰– ۱/۲
ضعیف	۰/۲۵ – ۰/۵	۴/۳ – ۵/۵	۱۵ – ۳۰	۱/۲ – ۲/۴
متوسط	۰/۵ – ۰/۷	۳/۳ – ۴/۳	۳۰ – ۴۵	۲/۴ – ۳/۶
خوب	۰/۷ – ۰/۹	۱/۲ – ۳/۳	۴۵ – ۶۰	۳/۶ – ۴/۸
عالی	۰/۹ – ۱	۰ – ۱/۲	>۶۰	>۴/۸

WFD* =European Water Framework Directive

از دیگر شاخصهایی که بر اساس استراتژی های اکولوژیک است میتوان به شاخص هایی همچون Nematods/Copepods Index [۱۸] که بر اساس نسبت بین فراوانی نماتودا به فراوانی کپه پودا تخمین زده میشود و یا شاخص Polychaetes/Amphipods Index [۱۹] که بر اساس نسبت فراوانی پرتاران به ناجور پایان محاسبه میگردد اشاره نمود. در این شاخصها مقادیر بالاتر شاخص، نشاندهنده افزایش بار آلودگی محیط است. همچنین شاخصهایی

۱۸- I=nematode abundance/copepod abundance

۱۹-I=log 10 (polychaetes abundance/Amphipods abundance)+1

که بر اساس مقادیر تنوع گو نه ای طرح ریزی شده اند و از میان آنها میتوان به شاخصهای[۲۰] Shannon-wiener Index، [21] Simpson Index و شاخص غنای گونه ای(Species richness)[۲۲] اشاره نمود.

۵-۲- ارزیابی ریسک اکولوژیک(Ecological Risk Assessment)

برای تعیین این شاخص و ارزیابی سطح خطر در خورهای مورد مطالعه از نظر آلودگی فلزات سنگین، میبایست دو پارامتر مهم یکی شاخص سمیت فلزات مختلف در رسوبات S_t (Sedementological-toxic factor) و دیگری شاخص تولید زیستی BPI (Bioproduction Index) ، علاوه بر فاکتور آلودگی تعیین گردند.

به منظور یافتن درجه سمیت فلزات سنگین در رسوبات و پتانسیل خطر آنها برای جوامع زیستی از تکنیک ارائه شده توسط Hakanson (1980)استفاده گردید. در این تکنیک ، با این فرض که در طبیعت بین سمیت و کمیابی هر عنصر ومیل ترکیبیشان به مواد جامد تناسبی وجود دارد ،S_t فلزات مختلف محاسبه میگرد در تعیین S_t، پارامترهای مختلفی دخالت دارند که از جمله این پارامترها: ۱) فراوانی نسبی (Relative abundance) هر عنصر در محیطهای مختلف با منشا زمین شناسی متفاوت و جانوران و گیاهان زمینی و آبزی است (برای مثال غلظت کادمیم ۵۰۰ مرتبه کمتر از غلظت کروم در سنگهای آذرین است و یا در جانوران خشکی غلظت سرب ۸۰ برابر غلظت روی است) و۲) فاکتور ته نشینی (Sink- factor) است که در ارتباط با قدرت حک شدن و ته نشینی عناصر مختلف در رسوبات است. چرا که هر ماده ای با سرعتی متفاوت ته نشین میشود که خود تحت تاثیر عوامل مختلفی است (عنصری که بیشترین مقدار فاکتور ته نشینی را داراست مثلا جیوه ، موجودیت آن در آب بیشتر از رسوب است و بلعکس عنصری که کمترین مقدار فاکتور ته نشینی را داراست مثلا کروم بیشترین موجودیت آن در رسوب است تا در ستون آب.)

Hakanson (1980) برای تعیین فاکتور سمیت فلزا ت سنگین در رسوبات بستر با استفاده از داده های پنجاه دریاچه در اروپا و با در نظر گرفتن تمامی عوامل مهم در سمیت عناصر، با انجام یکسری عملیات ریاضی و در

۲۰- $H' = \sum p_i \log_2 p_i$ P_i= نسبت فراوانی گونه i ام درنمونه

۲۱- $D=\sum p i^2$ P_i= نسبت فراوانی گونه i ام درنمونه

۲۲- $R = \frac{s-1}{\ln (n)}$ n= تعدادافراد , s= تعداد گونه هاو

نهایت انجام تصحیحات مکرر، فاکتور S_t را برای فلزات سنگین مختلف محاسبه نمود. از آنجائیکه مطالعه ایشان در اکوسیستم دریاچه انجام شده و در سایر مطالعاتی که در مناطق ساحلی اکوسیستمهای دریایی صورت گرفته از مقادیر S_t رفرنس مذکور استفاده شده است ، لذا در این مطالعه سعی شده است با استفاده از روش ارائه شده توسط Hakanson(1980) ، فاکتور S_t فلزات سنگین مورد مطالعه در رسوبات ساحلی منطقه مورد مطالعه تعیین گردد.شایان ذکر است که در روش فوق ، با هدف ارزیابی خطر دریاچه ها، برای تعیین فراوانی نسبی فلزات مختلف از فراوانی فلزات در سنگهای آذرین ، خاک ،آبهای شیرین ، گیاهان و جانوران زمینی استفاده نموده و در مطالعه حاضر از فراوانی عناصر در آبها و رسوبات دریایی به جای پارامترهای آب شیرین استفاده شده است.

حساسیت موجودات زنده به مواد سمی شدیدا تحت کنترل تولیدات زیستی (Bioproduction) است. به استثنای آرسنیک تمام فلزات بنظر ارتباط مستقیمی را با درجه تولید زیستی نشان میدهند بطوریکه با کاهش تولید، اثرات منفی و میزان سمیت فلزات سنگین افزایش می یابد(Bowen,1966) واین در حالی است که سمیت ترکیبات آلی مثل PCB و PAH با افزایش تولید ، افزایش می یابد(Olson,1977). بنابراین مرحله بعدی در تعیین شاخص ریسک، تخمین فاکتور پاسخ سمیت یا (T_r) Toxic response factor است . این متغیر آنالوگ C_f بوده و تعیین کننده واکنش یا پاسخ سمیت هر فلز سنگین به میزان تولید زیستی در آن منطقه است. رابطه S_t ،BPI و T_r برای چند آلاینده در جدول۳۲-۲ بیان شده است.

جدول۳-۲- رابطه مقدار سمیت (S_t)، BPI و فاکتور پاسخ سمیت (T_r) فلزات مختلف (Hakanson,1980)

مواد آلاینده	S_t- value	T_r - value
Hg	۴۰	× 5/BPI۴۰
Cd	۳۰	× √5/√BPI۳۰
Pb	۵	× √5/√BPI ۵
Cu	۵	× √5/√BPI ۵
Zn	۱	× √5/√BPI ۱
PAH	۴۰	× BPI/5۴۰

روشها و فرمول های متعددی برای تعیین سطح تروفیکی یا سطح تولید زیستی بر اساس میزان نوترینتها ، پلانکتونها ، موجودات بنتیک ودیگر پارامترها وجود دارد(Ahl & Wiederholm, 1977). در اینجا تولید زیستی رسوبات مورد نظر است و از آنجائیکه سطح تروفیکی در دریاچه ها ارتباط شدیدی را با محتویات نیتروژن موجود در رسوبات نشان میدهد(Hansen, 1959; Horie,1969)، لذا در این مطالعه نیز به روش Hakanson (۱۹۷۵ و ۱۹۸۰) ، با تعیین مقدار درصد مواد آلی یا (Ignition loss) (IG-value) بوسیله درصد وزن خشک کاسته شده پس از سوختن رسوب بمدت یکساعت در ۵۵۰ درجه سانتیگراد و میزان نیتروژن رسوب با استفاده از روش کجلدال بر حسب میلیگرم بر کیلوگرم وزن خشک ، BPI محاسبه شد. در این روش بر اساس رگرسیون خطی بین میزان نیتروژن و درصد مواد آلی (IG) رسوبات ، وبا قرار دادن IG=10% در معادله رگرسیون، مقادیر BPI تعیین میگردد. در این مطالعه بدلیل یکسان بودن تاریخچه زمین شناسی، از کل نمونه های رسوب در محاسبه تولید زیستی منطقه خوریات استفاده گردید.

۱-۵-۲- تعیین شاخص ریسک (Risk Index)

ابتدا پتانسیل خطر اکولوژیک هر آلاینده (E^i_r) محاسبه میگردد :

$$E^i_r = T^i_r \times C^i_f$$

T^i_r= فاکتور پاسخ سمیت برای هر ماده آلاینده است (Toxic response factor)

C^i_f = شاخص آلودگی آن ماده است (Contamination factor)

در نهایت شاخص RI (Risk Index) بصورت مجموع E^i_r های محاسبه شده برای هر آلاینده (در اینجا فلز سنگین) تعیین میگردد:

$$RI = \sum E^i_r = \sum T^i_r * C^i_f$$

برای توصیف RI ، مجموع مقادیر S_t عناصر مورد مطالعه که در اینجا ۷ عنصر میباشد بعنوان حد پایه در شرایط غیر آلوده و کمترین خطر اکولوژیک تعیین میکردد ($\sum St = x$) (در این حالت مقادیر C_f یک است) .مقادیر x۲ برای حد متوسط و x۴ برای بالاترین سطح خطر اکولوژیک تعریف شده است. لذا توصیف مقادیر RI در این مطالعه به شرح ذیل است:

۱۴۰ > RI = کمترین سطح خطر اکولوژیک

۲۸۰ > RI > ۱۴۰ = سطح متوسط خطر اکولوژیک

۴۲۰ > RI ≥ ۲۸۰ = خطر اکولوژیک شدید

RI ≥ ۵۶۰ = خطر اکولوژیک بسیار شدید

٦- ۲- ارزیابی کیفیت آب

به منظور بررسی کیفیت آب خورهای مورد مطالعه از شاخص کیفیت آبهای ساحلی(Water Quality Score) ارائه شده توسط(SCECAP[23]) استفاده شده است(Van Dolah *et al*., 2004).

این شاخص با استفاده از چند پارامتر کیفیت آب و ارزش گذاری هر پارامتر با توجه به نقش و تاثیرآنها درکیفیت آبهای ساحلی از نظر سلامت حیات و تکثیر جوامع فون و فلور(بر اساس استانداردهای[۲۴] SCDHEC, (2001)، محاسبه میگردد. در این شاخص وضعیت سلامت زیستگاه مورد نظر در سه سطح بد (رتبه ۱)، ضعیف(رتبه ۳) و خوب(رتبه ۵) دسته بندی شده است. شش پارامتر مورد استفاده در این شاخص شامل اکسیژن محلول (DO)، BOD_5، نیتروژن کل (TN)، فسفات کل (TP)، آمونیاک(NH3) وpH است.پارامترهایی همچون تعداد کلیفرمها و کدورت نیز بطور جایگزین در شاخص فوق استفاده میشوند. در جدول۴-۲ شش پارامتر مورد استفاده در این مطالعه و رتبه بندی آنها ارائه شده است. پس ازانجام رتبه بندی پارامترهای مختلف، از تقسیم مجموع رتبه ها بر تعداد پارامترهای شرکت کننده در شاخص ، رتبه زیستگاه مورد مطالعه تعیین شده و وضعیت سلامت زیستگاه مورد نظر بر اساس رتبه نهایی اعلام میگردد.

۲۳- South Carolina Estuarine and Coastal Assessment Program

۲۴-South Carolina Department of Health and Environmental Control

جدول ٤-۲ - پارامترهای مورد استفاده در شاخص (WQS) ، مقادیر آستانه ورتبه بندی آنها (Van Dolah *et al.*, 2004)

پارامترهای کیفیت آب	مقادیر آستانه	رتبه بندی
میانگین اکسیژن محلول(DO) (ppm)	DO≥۴	۵
	۳≤ DO < ۴	۳
	DO < ۳	۱
میانگین pH	pH≥ ۷/۴	۵
	۷/۱≤ pH < ۷/۴	۳
	pH< ۷/۱	۱
میانگین BOD_5 (ppm)	BOD_5 ≤ ۱/۸	۵
	۱/۸≤ BOD_5 < ۲/۶	۳
	BOD_5 >۲/۲۹	۱
میانگین نیتروژن غیر آلی کل (ppm)	TN ≤۰/۹۵	۵
	۰/۹۵ < TN ≤ ۱/۲۹	۳
	TN > ۱/۲۹	۱
میانگین فسفات کل (ppm)	TP ≤ ۰/۰۹	۵
	۰/۰۹ < TP ≤۰/۱۷	۳
	> ۰/۱۷	۱
میانگین آمونیاک (ppb)	NH3 ≤ ۰/۲۸	۵
	۰/۲۸ < NH3 < ۰/۶	۳
	NH3 > ۰/۶	۱

۳- نتایج

۱-۳-نتایج آنالیز پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب

در جدول۱-۳ مقادیر میانگین سالانه ، حداکثر ، حداقل و ا نحراف معیار پارامترهای اندازه گیری شده در کل منطقه مورد مطا لعه در خوریات ماهشهر آورده شده است . طبق اشکال ۱-۳، ۲-۳و ۳-۳ و.جدول ۲- ۳ مقادیر میانگین سالانه ، حداکثر ، حداقل و انحراف معیار پارامترهای مختلف اندازه گیری شده در خورهای مورد مطالعه نمایش داده شده است . همچنین روند تغییرات پارامترهای مختلف در ماههای مختلف در اشکا ل ۱ تا ۶ دربخش ضمیمه نمایش داده شده است. نتایج آنالیز واریانس دو طرفه(ANOVA) پارامترهای مختلف آب در خورها و فصول مختلف ، بغیر از یون نیتریت سایر پارامترها در فصول مختلف اختلاف معنی داری را در سطح $p <$ ۰/۰۵ نشان میدهند. همچنین در خورهای مختلف پارامترهای pH ، آمونیاک ، یون نیتریت و یون فسفات اختلاف معنی داری را در سطح $p <$ ۰/۰۵ نشان میدهد(جدول ۳-۳).

اگرچه روند تغییرات یون نیتریت در ماههای مختلف سال در تمامی خورهای مورد مطالعه تقریبا مشابه بوده و دوپیک افزایشی را در تابستان و پاییزنشان میدهد اما اختلاف در مقادیر یون نیتریت در خورهای مختلف بسیار بالاست و حداقل مقادیر و دامنه تغییرات یون میتریت در خور درویش اندازه گیری شده است(شکل ۲-پیوست).

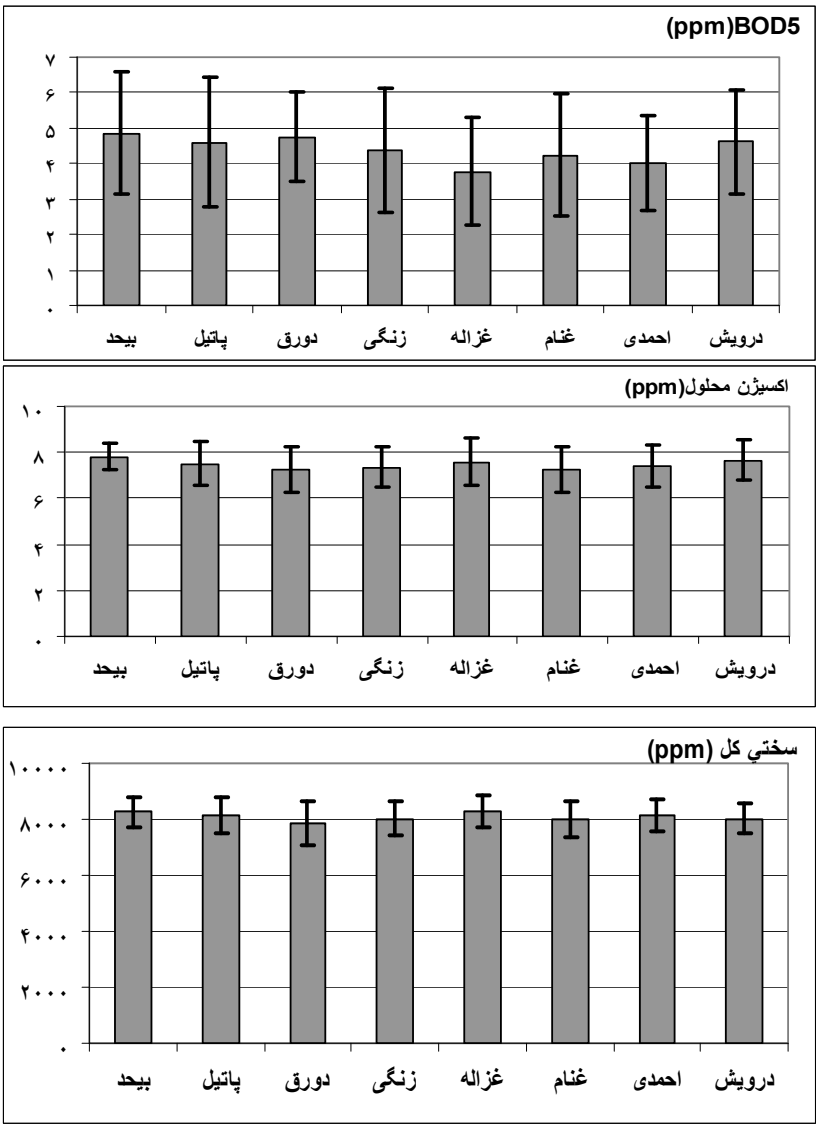
مقادیر pH با وجود دامنه محدود تغییرات سالانه (۸/۴۶ – ۷/۴۳) بدلیل اختلاف مقادیر در فصول مختلف سال و همچنین اختلاف مشخص در مقادیر pHخور درویش با سایر خورها این اختلاف معنی دار مشاهده شده است (شکل۴- پیوست).

حد اکثر و حد اقل مقدار فسفات در این مطالعه ppm (۳ – ۱) بوده است که بغیر از خور درویش با حداقل مقادیر فسفات ، سایر خورها مقادیر حداکثر یا نزدیک به آن را در فصول بهار و پائیز نشان میدهند(شکل۳- پیوست).

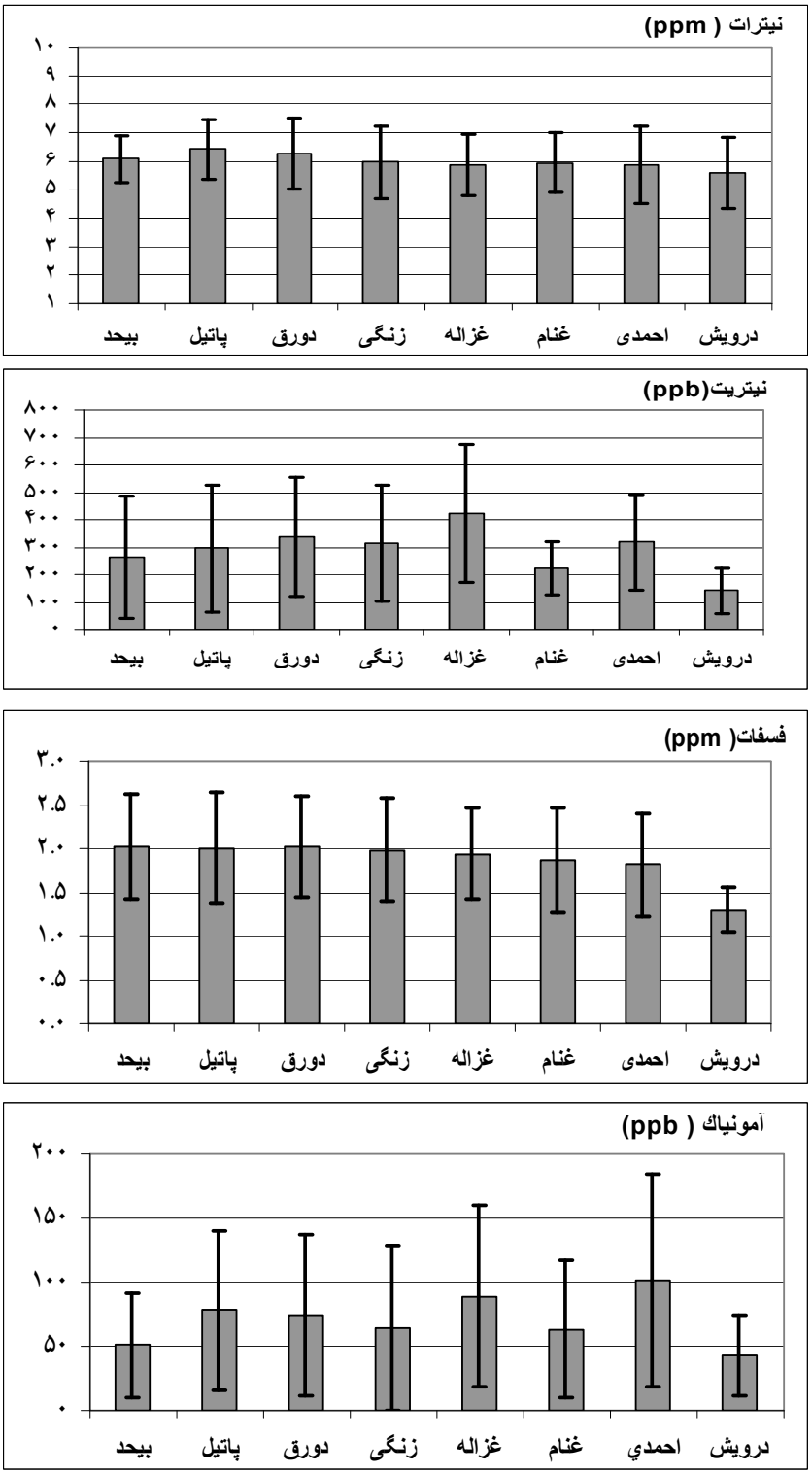
تغییرات غلظت آمونیاک اگرچه مقدار حداقل صفر را در تمامی خورها در بعضی از ماههای سال نشان داده است اما مقادیر حداکثر آن ازppb ۹۲ در خور درویش تا ppb ۲۳۹ در خورهای احمدی و غزاله متغیر بوده است(شکل۲- پیوست).

جدول ۱-۳- مقادیر حداقل ،حداکثر ، میانگین و انحراف معیار پارامترهای مختلف در خورهای مورد مطالعه (۸۵-۱۳۸٤)

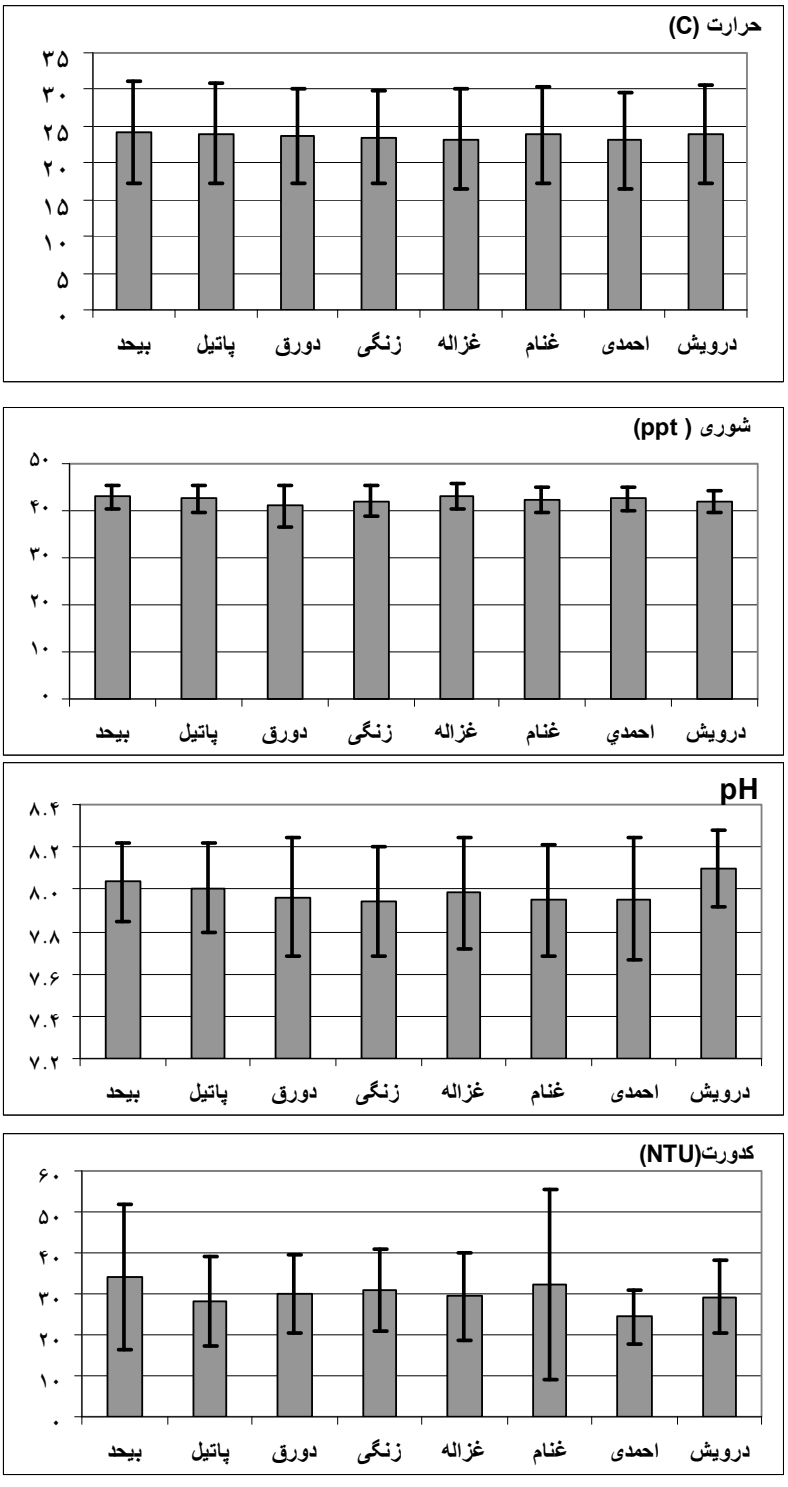
	درویش	احمدی	غنام	غزاله	زنگی	دورق	پاتیل	بیحد
	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)	(حداکثر -حداقل) (انحراف معیار±میانگین)
اکسیژن محلول (ppm)	(۵/۵۲-۸/٦۵) ۷/٦٦±۰/۸۷	(٦/11-۸/۵۵) ۷/٤1±۰/۹۳	(۵/۰۲-۸/٦۵) ۷/۲۷±۱/۰1	(٦/۲۳-۹/۳) ۷/۵۸±۱/۰۳	(٦/11-۸/۵۳) ۷/۳٦±۰/۹	(۵/۳٤-۸/۳۷) ۷/۳۳±۱/۰1	(۵/۲-۸/٤۹) ۷/۵1±۰/۹٦	(٦/۸۷-۸/۵۳) ۷/۸۳±۰/۵۵
BOD5 (ppm)	(1/۲1-٦/٤٦) ٤/٦1±1/٤۸	(1/٦٧-۵/۸) (٤/۰۲±1/۳۳	(1/۰۲-٦/1۳) ٤/۲۳±1/۷۲	(1/۵۸-٦/٦٤) ۳/۷۸±1/۵۰	(1/۰۵-۷/۲۵) ٤/۳٦±1/۷۵	(۳/۳٦-٦/1۵ ٤/۷۵±1/۲۷	(1/۲۳-٦/۸1) ٤/۵۹±1/۸٤	(1/۵٦-٦/۵۳) ٤/۸۵±1/۷1
سختی کل (ppm)	(۷۲۵۰-۸۹۵۰) ۸۰۲۵/۸۳±۵1۵/۸۳	(۷۲۰۰-۸۷۰۰) ۸1۲۸/۳۳±۵۵۷/۰٤	(۷1۵۰-۹۰۰۰) ۸۰1۰/۸۳±٦۳٦/۵۵	(۷1۵۰-۸۹۰۰) ۸۲٦1/٦۷±۵٦٤/۰1	۷۰۵۰-۸۸۰۰ ۸۰۳۳/۳۳±٦۰٦/11	(٦٦۵۰-۸۹۵۰) ۷۸٤/1۷±۷۸1/۸۵	(۷1۰۰-۹۰۰۰) /۳۳±٦۲۸/۵۲ ۸1۳۸	(۷۲۵۰-۸۹۰۰) ۸۲٦۲/۵±۵1۵/۲۸
شوری (ppt)	(۳۹/۲-٤۵/1) ٤1/۸۳±۲/۲۳	(۳۹-٤٦/1) ٤۲/۵1±۲/٦۲	(۳۸/۸-٤٦/۵) ٤۲/۲۳±۲/۷1	(۳۹/۳-٤۷/۳) ٤۳/۰۲±۲/۸۲	(۳٦/٦-٤٦/۷) ٤1/۹۸±۳/۳۲	(۳۳/۷-٤۷) ٤1/11±٤/٤۵	(۳۸/۹-٤۷/1) ٤۲/٦1±۲/۸۳	(۳۹/۵-٤٦) ٤۲/۹۲±۲/٦۳
NO_3^- (ppm)	(۳/۲۲-۸/1) ۵/٦1±1/۳٤	(۳/۹۵-۷/۵۷) ۵/۸۸±1/۳٦	(۳/۸۵-۷/۵۲) ۵/۹۳±1/۰۵	(۳/۸۵-۷/۵۲) ۵/۸٦±1/۰۷	(۸/٦۲-۳/۹۸) ۵/۹٦±1/۳٦	(٤/۰۷-۸/۸۵) ٦/۲۷±1/۲٦	(٤/۸٦-۸/۸) ٦/٤1±1/۰۳	(٤/٦۵-۷/۵) ٦/۰۷±۰/۸٤
NO_2^- (ppb)	(۱۳-۲٦۳) ۱٤1/۲±۸1/۸	(۱۰۳-۷٤۳) ۳۱۸/۷±۱۷۵/۳	(۱۳-۳۹٤) ۲۲۳/٤±۹۷/٤	(۱۱۹-۸۵۵) ٤۲1/۲±۲۵1/٤	(۱۹-۷٤۹) ۳۱۵/۷±۲11/۷	(۳۳-۷٤۳) ۳۳٦/۸±۲۱۹	(۲۳-۸۳۹) ۲۹٤/۵±۲۳۳/۸	(۱٦-٦۹۷) ۲٦٤/٦±۲۲۲/۷
NH_3 (ppb)	(۰-۹۳) ٤۳±۳1/1	(۰-۲۳۹) 1۰1/۳±۸۲/۳	(۰-1٦۵) ٦۳/۵±۵۳/۳	(۰-۲۰٦) ۸۹/۳±۷1/۳	(۰-۱۹۰) ٦٤/1±٦۳/۸	(۰-۱۸۵) ۷٤/۸±٦۲/٤	(۰-۱۷٤) ۷۷/۹±٦1/۷	(۰-1۰۵) ۵1/۳±٤۰/۷
PO_4^{-3} (ppm)	(1-1/۷۵) 1/۳±۰/۲۵	(1/1۲-۲/۷۵) 1/۸1±۰/۵۹	(1/۰٦-۲/۸۵) (1/۸۷±۰/٦	(1/۲۷-۳) 1/۹٤±۰/۵۳	(1/۲۷-۳) 1/۹۹±۰/٦	(1/۲۳-۲/۸) ۲/۰۲±۰/۵۷	(1/۰۵-۲/۷۵) ۲/۰1±۰/٦٤	(1/1۲-۲/۷٦) ۲/۰۲±۰/٦
pH	(۷/۸۵-۸/۳۵) ۸/1±۰/1۸	(۷/۵۹-۸/٤٦) ۷/۹٦±۰/۲۹	(۷/٤۳-۸/۳1) (۷/۹۵±۰/۲٦	(۷/٦۵-۸/۳۷) (۷/۹۸±۰/۲٦	(۷/٦-۸/۲۵) ۷/۹٤±۰/۲٦	(۷/۵1-۸/۳٦ ۷/۹٦±۰/۲۸	(۷/۷1-۸/۳) ۸۰1±۰/۲1	(۷/۷٦-۸/۲٦) ۸/۰۳±۰/1۸
درجه حرارت (درجه سانتیگراد)	(1٤/۷-۳۲/۲) ۲۳/۸٤±٦/٦۸	(1۵/۲-۳۰/٤) ۲۳/۰۷±٦/۵	(1٤/۹-۳1) (۲۳/۸۷±٦/۵1	(1٤/۹-۳1/۵) (۲۳/۲۸±٦/۷۵	(1۵/۲-۳۰/۳) ۲۳/٤٦±٦/۲۹	(1۵/۳-۳۰/۵ ۲۳/٦۲±٦/٤۵	(1۵/٤-۳1/۷ ۲٤±٦/۸۷	(1٤/۸-۳۲/۸) ۲٤/1٤±٦/۹۸
کدورت	(۲۰-٤۹) ۲۹/1۷±۸/۹۲	(1٦-۳۷) ۲٤/٤۲±٦/٦	(1۸-۱۰۳) ۳۲/1۷±۲۳/1٦	(1۷-٤۷) ۲۹/٤۲±1۰/۵٦	(1۹-۵۲) ۳۰/۸۳±۹/۸۷	(1۹-۵۲) ۳۰±۹/۷۵	(۹-٤۸) ۲۸/1۷±11/۰٤	(1٤-٦۸) ۳٤±1۷/۷



شکل ۱-۳- میانگین سالانه پارامترهای BOD_5 ، اکسیژن محلول و سختی کل در خورهای مختلف (۸۵-۱۳۸٤)



شکل ۲-۳- میانگین سالانه پارامترهای نیتریت ، نیترات ، فسفات و آمونیاک در خورهای مختلف (۸۵ – ۱۳۸٤)



شکل۳-۳ – میانگین سا لانه پارامترهای حرارت، شوری ، pH و کدورت در خورهای مختلف(۸۵ – ۱۳۸٤)

جدول۲-۳- میانگین سالانه ، حداکثر و حد اقل
پارامترهای مختلف در خورهای مورد مطالعه (۳۸۵-۱۳۸٤)

	واحد	حداکثر	حداقل	انحراف معیار ± میانگین
اکسیژن محلول	ppm	۹/۳	۵/۰۲	۰/۹۰۱ ± ۷/ ۴۸
BOD_5	ppm	۷/۲۵	۱/۰۲	۱/۵۶۸± ۴/۴۰
سختی کل	ppm	۹۰۰۰	۶۶۵۰	۵۹۶/۱± ۸۰۹۳/۱
شوری	ppt	۴۷/۳	۳۳/۷	۲/۹۶۴ ± ۴۲/۲۸
NO_3^-	ppm	۸/۸۶	۲/۹۵	۱/۱۳۳ ± ۶
NO_2^-	ppb	۸۵۵	۱۳	۲۰۴/۱± ۲۸۹/ ۴۹
NH_3	ppb	۲۳۹	۰	۶۰/۷۹ ± ۷۰/۶۴
PO_4^{-3}	ppm	۳	۱	۰/۵۸ ± ۱/۸۶۹
pH		۸/۴۶	۷/۴۳	۰/۲۴ ± ۷/۹۹
درجه حرارت آب	° C	۳۲/۸	۱۴/۷	۶/۳۴ ± ۲۳/۶۶
کدورت	NTU	۱۰۳	۹	۱۳ ± ۲۹/ ۷۷

جدول ۳-۳- نتایج آنالیز واریانس دو طرفه پارامترهای مختلف در خورها و فصول مختلف (۸۵-۱۳۸٤)

پارامتر	واحد	ایستگاه		فصل	
		F	P	F	P
BOD_5	ppm	۲/۱۲۷	۰/۰۸۵	۳۲/۴۲۱	$۱۰^{-۸}$ × ۴/۵۵
pH		۳/۸۱۶	۰/۰۰۷	۷۷/۵۹۴	$۱۰^{-۱۱}$ ×۱/۵۸
DO	ppm	۱/۳۲۸	۰/۲۸۶	۱۷/۶۱۴	$۱۰^{-۶}$ ×۶/۰۱
NO_3^-	ppm	۲/۰۶۱	۰/۰۹۴	۱۳/۹۴۸	$۱۰^{-۵}$ ×۳/۱۷
NO_2^-	ppb	۴/۰۷۲۵	۰/۰۰۵۷	۱/۴۴۵	۰/۲۵۷۹
PO_4^{3-}	ppm	۷/۷۰۹۹	۰/۰۰۰۱۱۹	۲۴/۲۸۶۶	$۱۰^{-۷}$ × ۵/۰۲
NH_3	ppb	۲/۶۵۸	۰/۰۳۸۹	۱۴/۷۱۵	$۱۰^{-۵}$ × ۲/۱۹
شوری	ppt	۲/۰۷۲۵	۰/۰۹۲۸	۸۶/۳۸۶	$۱۰^{-۱۲}$ × ۵/۶
سختی کل	ppm	۱/۲۵۳	۰/۳۱۹۶	۳۲/۱۸۷	$۱۰^{-۸}$×۴/۸۴
کدورت	NTU	۰/۷۰۵	۰/۶۶۷۷	۷/۱۴۲	۰/۰۰۱۷۳

پارامترهای معنی دار، نشاندار شده است .

۱-۱-۳- نتایج شاخص کیفیت آب در خورهای مورد مطالعه

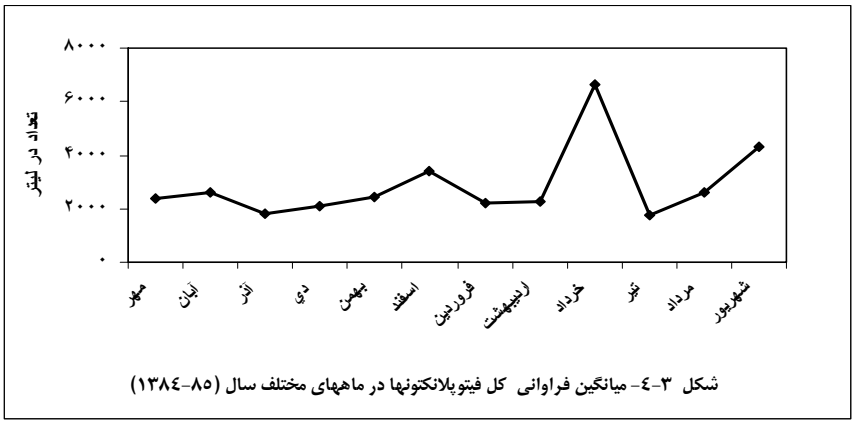
جدول ٤-۳- مقادیر فاکتورهای مختلف، امتیاز آنها و رتبه بندی شاخص WQS در خوریات ماهشهر ۸۵-۱۳۸٤

پارامتر	واحد		درویش	احمدی	غنام	غزاله	زنگی	دورق	پاتیل	یحد
اکسیژن محلول	(ppm)	مقدار	۷/۶۶	۷/۴۱	۷/۲۷	۷/۵۸	۷/۳۶	۷/۲۳	۷/۵۱	۷/۸۲
		امتیاز	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
BOD5	(ppm)	مقدار	۴/۶۱	۴/۰۲	۴/۲۳	۳/۷۸	۴/۳۶	۴/۷۵	۴/۵۹	۴/۸۵
		امتیاز	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
نیتروژن کل	(ppm)	مقدار	۱/۰۳	۱/۱۱	۱/۱۷	۱/۲۱	۱/۱۵	۱/۲۳	۱/۲۳	۱/۲۶
		امتیاز	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳
فسفر کل	(ppm)	مقدار	۰/۳۴	۰/۳۹	۰/۴۱	۰/۴۵	۰/۴۵	۰/۴۷	۰/۴۴	۰/۴۶
		امتیاز	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
pH		مقدار	۸/۱	۷/۹۶	۷/۹۵	۷/۹۸	۷/۹۴	۷/۹۶	۸/۰۱	۸/۰۳
		امتیاز	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
آمونیاک	(ppb)	مقدار	۴۳	۱۰۱/۳	۶۳/۵	۸۹/۳	۶۴/۱	۷۴/۸	۷۷/۹	۵۱/۳
		امتیاز	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
جمع امتیازات			۲۰	۲۰	۲۰	۲۰	۲۰	۲۰	۲۰	۲۰
رتبه کل			۳/۳۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۳/۳۳

۲-۳- نتایج بخش فیتوپلانکتون

در این مطالعه ۱۹ جنس فیتوپلانکتونی شناسایی شد که شامل گروه دیاتومه ها (Bacillariophyceae) ، سیانوفیسه (Cyanophyceae) و دینوفیسه (Dinophyceae)به ترتیب با درصد فراوانی ۶۷/۲۱ ، ۲۵/۹۱ و ۶/۸۸ حضور داشته اند و نسبت جنسهای شناسایی شده از سه گروه فوق بترتیب ۱۶: ۱: ۲ بوده است. از دیاتومه ها جنسهای *Cyclotella*، *Nitzschia* ، *Navicula* و *Pleurosigma* و از دینوفیسه ها جنس *Peridinum* فراوانترین بوده اند و از سیانوفیسه ها تنها جنس *Oscilatoria* حضور داشته است. دیاتومه ها گروه غالب جمعیت فیتوپلانکتونی است(جدول۵-۳).

تغییرات زمانی میانگین سالیانه فیتوپلانکتون ها به گونه ای است که در بهمن و اسفند بدلیل حضور فراوان تر سیانوفیسه ها فراوانی آنها افزایش ولی در فروردین و اردیبهشت ماه کاهش یافته وسپس در خردادماه با حضور بیشتر باسیلاریوفیسه ها افزایش قابل محسوسی را نشان میدهند(شکل ۳-۴).

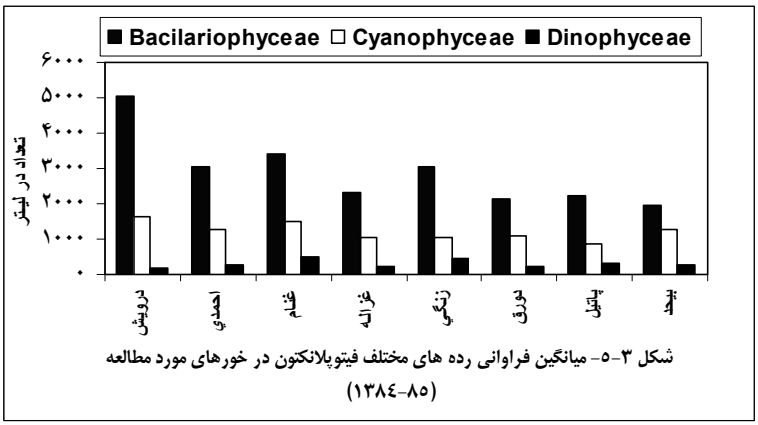


شکل ۳-٤- میانگین فراوانی کل فیتوپلانکتونها در ماههای مختلف سال (۸۵-۱۳۸٤)

جدو ل۵-۳- درصد فراوانی و میانگین فراوانی جنسهای مختلف فیتوپلانکتونی در منطقه خوریات ماهشهر

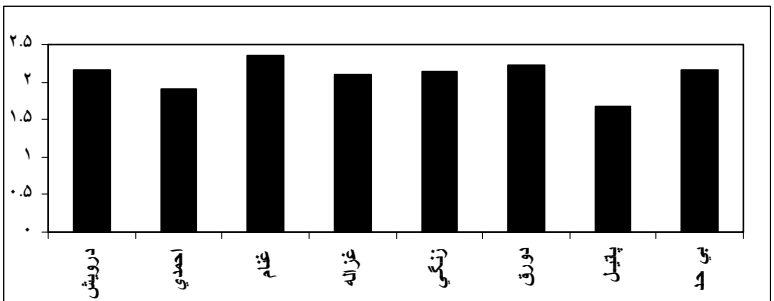
رده	جنس	میانگین فراوانی (N/L)	درصد فراوانی
Bacilariophyceae	*Thalasiothrix*	۲۳/۶	۰/۷۹
	Synedra	۱۲۰/۳	۴/۰۳
	Surirella	۱۳۰/۵	۴/۳۷
	Rhizosolenia	۱۲۷/۸	۴/۲۸
	Plurosigma	۳۷۷/۸	۱۲/۶۶
	Nitzschia	۴۸۵	۱۶/۲۷
	Navicula	۴۴۵/۵	۱۴/۹۳
	Melosira	۱۷۱/۶	۵/۷۵
	Gyrosigma	۱۷/۷	۰/۵۹
	Eucampia	۱۰۰/۹	۳/۳۸
	Cyclotella	۴۸۸/۳	۱۶/۳۷
	Cossinodiscus	۱۴۷/۲	۴/۹۴
	Cheatocerus	۲۸۱/۴	۹/۴۳
	Biddulphia	۴۳/۸	۱/۴۷
	Amphpleura	۱۳	۰/۴۴
	Amphora	۸/۳۳	۰/۲۸
Cyanophyceae	*Oscilatoria*	۱۱۵۰/۳	۱۰۰
Dinophyceae	*Peridinium*	۲۷۶/۳	۹۰/۴۲
	Ceratium	۲۹/۲	۹/۵۸

در شکل ۳-۵ تغییرات میانگین سالیانه فیتوپلانکتونها در خورهای مورد مطالعه نشان میدهد به ترتیب خورهای درویش،غنام، زنگی و احمدی فراوانی بیشتری از رده باسیلاریوفیسه و تقریبا در رده دینوفیسه را دارند(شکل ۲).



شکل ۳-۵- میانگین فراوانی رده های مختلف فیتوپلانکتون در خورهای مورد مطالعه (۱۳۸٤-۸۵)

میزان تنوع فیتوپلانکتون ها براساس شاخص شانون در خورهای غنام ،دورق و درویش بیشتر از سایر خورها است(شکل۳-۶).

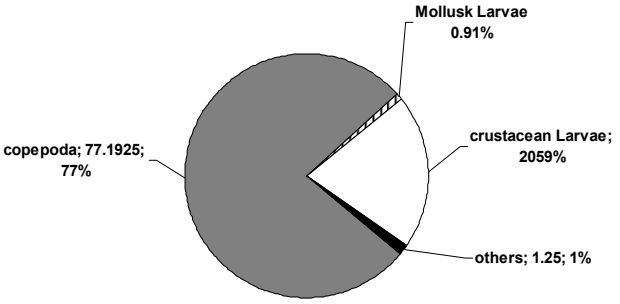


شکل ۳-۶- مقادیر شاخص تنوع شانون (H) فیتوپلانکتونها در خورهای مورد مطالعه۱۳۸۴-۸۵

۳-۳- نتایج بخش زئوپلانکتون

۱-۳-۳- زئوپلانکتونها

جمعیت زئوپلانکتونها شامل ۷۷ درصد کوپه پودا، ۲۱ درصد مراحل لاروی سایر سخت پوستان وکمتر از یک درصد لارو دوکفه ایها و حدود۱/۳ درصد را سایر گروههای زئوپلانکتون که شامل مراحل لاروی خارپوستان، پیکانیان و پروتوزواها بوده است (۳-۷)

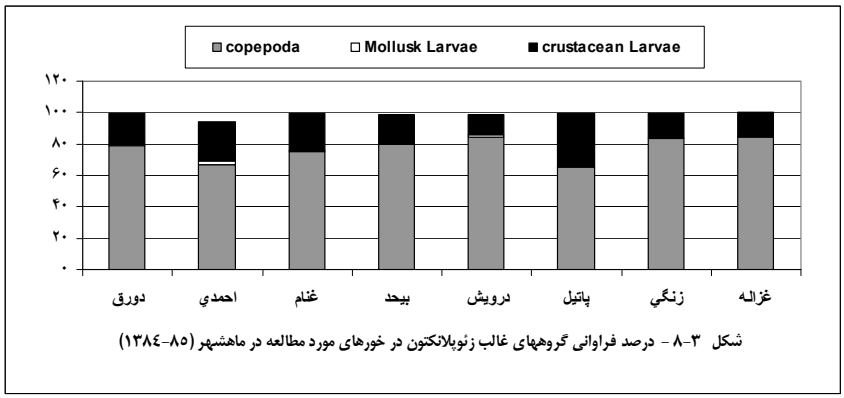


شکل ۳-۷ - درصد گروههای غالب زئوپلانکتونها در منطقه خوریات ماهشهر (۸۵-۱۳۸٤)

به جز ۰/۳ درصد از مجموعه پاروپایان را که گونه های Cyclopoid شامل میشوند و شامل گونه هایی از جنس *Oithona*، *Corycaeus*، *Oncaea* و *Sapphirina* میباشند بقیه از گروه Calanoid بوده اند که شامل ۱۲ جنس بوده و جنس *Acartia* با ۸۰ درصد و پس از آن جنس *Clausocalanus* با ۹/۶ درصد بیشترین فراوانی نمونه های شناسایی شده در جمعیت پاروپایان را شامل میشده اند.

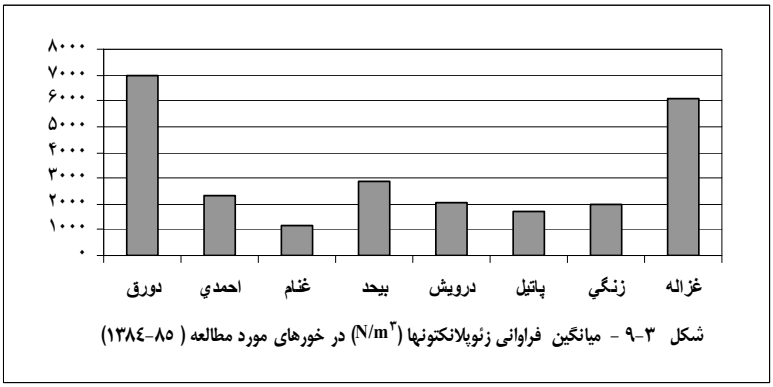
لارو سایرسخت پوستان که عمدتا شامل ناپلی و زوآی خرچنگها، مراحل لاروی میگوهای Sergestidae، Ostracoda و Cladocera بوده اند در تمامی خورها درصد فراوانی نسبتا یکسانی داشته اندو بیشترین فراوانی را در خور پاتیل خصوصا در ماههای خرداد و تیر داشته اند.

لارو نرمتنان شامل لارو دوکفه ایها و شکم پایان است که در خورهای احمدی و درویش حضور بیشتری داشته اند. در شکل۳-۸ درصد فراونی گروههای غالب زئوپلانکتونی در خورهای مختلف مشخص شده است . درصد فراوانی پاروپایان و لارو سخت پوستان در خورهای مختلف نسبتا مشابه بوده است .



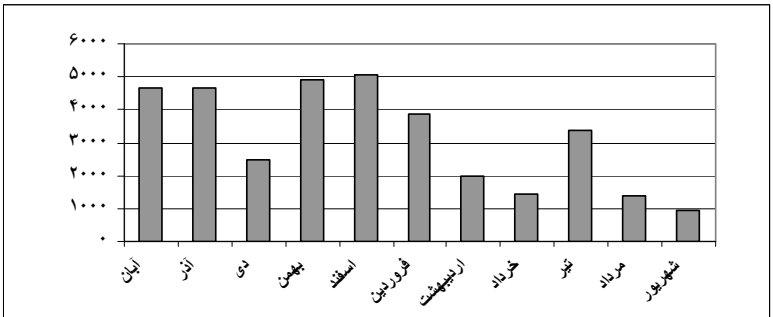
شکل ۳-۸ - درصد فراوانی گروههای غالب زئوپلانکتون در خورهای مورد مطالعه در ماهشهر (۸۵-۱۳۸٤)

در شکل۳-۹ میانگین فراوانی زئوپلانکتونها در خورهای مورد مطالعه نمایش داده شده است بجز خورهای دورق و غزاله که فراوانی بالاتری را نشان داده اند در سایر خورها فراوانی زئوپلانکتونها کمتر و نسبتا مشابه بوده است و غنام کمترین فراوانی را داشته است.



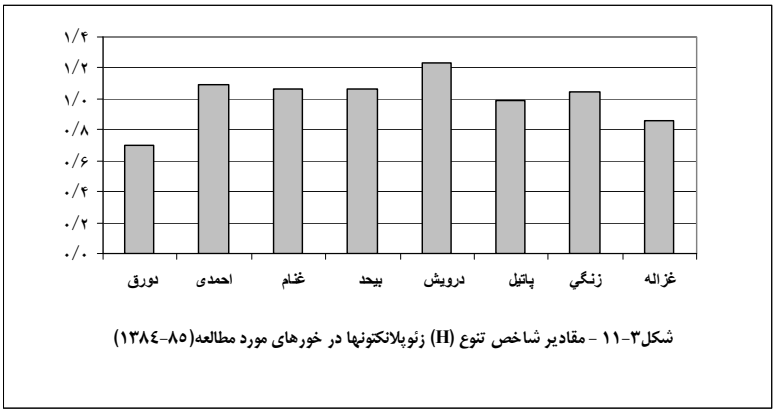
شکل ۳-۹ - میانگین فراوانی زئوپلانکتونها (N/m^3) در خورهای مورد مطالعه (۸۵-۱۳۸٤)

درشکل۳-۱۰تغییرات فراوانی زئوپلانکتونها در ماههای مختلف نمایش داده شده است. دو افزایش فراوانی مشخص در فصل پائیز و همچنین از اواخر زمستان تا نیمه بهار مشاهده شده است.



شکل ۳-۱۰ - میانگین فراوانی زئوپلانکتونها(N/m^3) در ماههای مختلف سال در منطقه خوریات ماهشهر(۸۵- ۱۳۸٤)

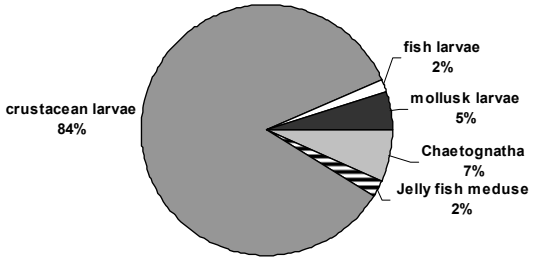
در شکل ۳-۱۱ مقادیر شاخص تنوع شانون در خورهای مختلف مقایسه شده است. آنالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) اختلاف معنی داری را در مقادیرشاخص تنوع بین خورهای مختلف نشان نمیدهد. بیشترین مقدار شاخص تنوع مربوط به خور درویش بوده که ۱/۲۳۶ تعیین شده است.



شکل۳-۱۱ - مقادیر شاخص تنوع (H) زئوپلانکتونها در خورهای مورد مطالعه(۸۵-۱۳۸٤)

۲-۳-۳- ماکروزئو پلانکتونها

در مطالعه اخیر جمعیت ماکروزئوپلانکتونها شامل پیکانیان(Chaetognatha)، لارو انواع سخت پوستان خصوصا ده پایان، مدوز مرجانها(Jellyfish medusa)، شانه داران (Ctenophora) و لارو ماهیان (Ichthyoplankton) و تعداد اندکی از سایر گروههای جانوری بوده است . در شکل۳-۱۲ درصد گروههای مختلف ماکروزئوپلانکتون نمایش داده شده است.لارو سخت پوستان ۸۴ درصد از کل این مجموعه را بخود اختصاص میدهد.

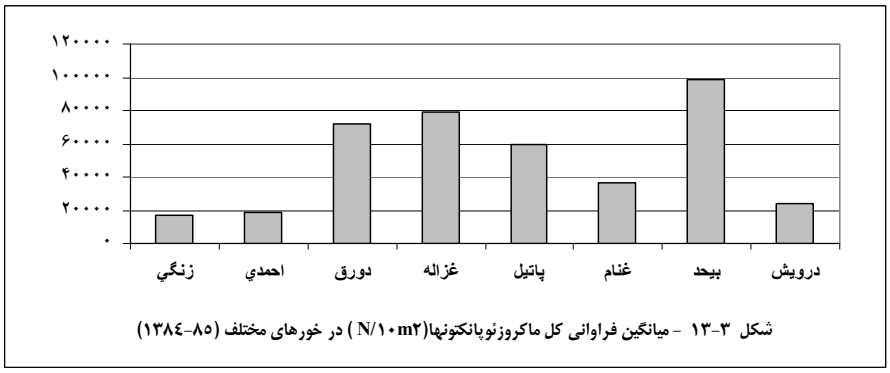


شکل۳-۱۲- نمایش درصد فراوانی گروههای مختلف ماکروزئوپلانکتون درخوریات ماهشهر (۸۵-۱۳۸٤)

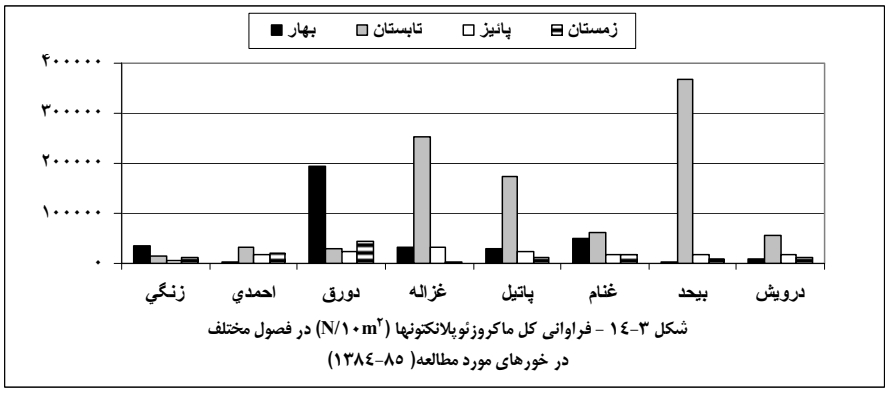
از پیکانیان گونه هایی از چهار جنس *Aidanosagita*، *Ferosagita* ، *Flaccisagita* و *Krohnitta* حضور داشته اند و گونه *Ferosagita ferox* بیشترین فراوانی را داشته است. تعداد ۱۳ گونه مدوز که عمدتا از جنسهای *Phialucium*، *Eirene*، *Diphye*، *Eutima*، *Octaphialucium* ، *Aequorea*، *Liriope* و *Phialella* بوده اند شناسایی شده اند و فراوانترین گونه مدوز *Eirene kambara* بوده است. از شانه داران فقط جنس *Pleurobrachia* در اکثر خورها حضور داشته و تنها در فصل زمستان جنس Beroe خصوصا در خورهای پاتیل و غنام شناسایی شده است.

فراوانترین خانواده های لارو ماهیان Gobbidae، Scianidae، Engraulidae و Clupeidae بوده اند.

در شکلهای۳-۱۳ و ۳-۱۴ میانگین فراوانی و فراوانی کل ماکروزئوپلانکتونها بصورت تعداد در ۱۰متر مربع در فصول مختلف ودر خورهای مختلف نمایش داده شده است . در خورهای بیحد، غزاله و دورق فراوانی بیشتر و خورهای زنگی، احمدی و درویش فراوانی کمتری از جمعیت ماکروزئوها حضور داشته اند. به استثنای خور دورق که این فراوانی را در فصل بهار نشان داده است سایرخورها فراوانی بالاتری در فصل تابستان داشته اند.



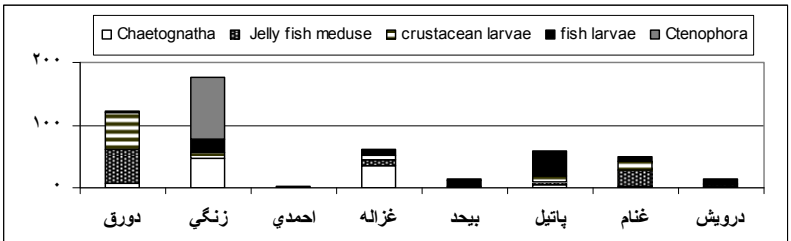
شکل ۳-۱۳ - میانگین فراوانی کل ماکروزئوپانکتونها(N/۱۰m۲) در خورهای مختلف (۸۵-۱۳۸٤)



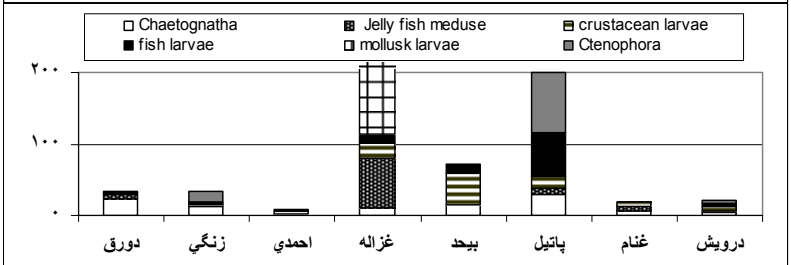
شکل ۳-۱٤ - فراوانی کل ماکروزئوپلانکتونها (N/۱۰m^۲) در فصول مختلف در خورهای مورد مطالعه(۸۵-۱۳۸٤)

آنالیز واریانس دو طرفه (ANOVA) بر اساس فراوانی اختلاف معنی داری را در بین خورهای مختلف نشان نمیدهد اما فصول مختلف اختلاف معنی داری را نشان میدهند (f= 3/569, df=3, p<0/05).

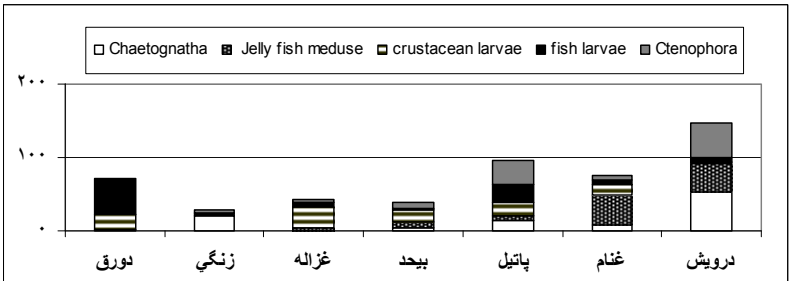
در اشکال ۳-۱۵ الی ۳-۱۸ درصد گروههای ماکروزئوپلانکتونی در فصول مختلف مشخص شده است. در فصل بهارفراوانی بالای مدوزها و لارو سخت پوستان در خور دورق و شانه داران در خور زنگی مشص است درخورهای بیحد، احمدی و درویش با حضور اندک گروههای ماکروزئوپلانکتونی مواجه بوده ایم و تنها لارو ماهیان در خورهای فوق در فصل بهار بالاتر بوده است(شکل۳-۱۵).



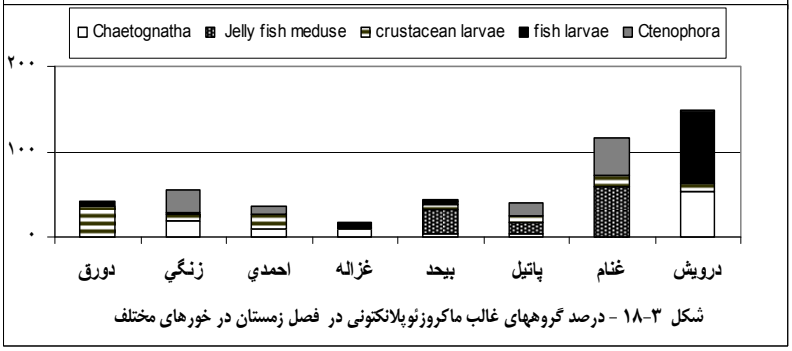
شکل ۳-۱۵ - درصد گروههای غالب ماکروزئوپلانکتونی در فصل بهار در خورهای مختلف



شکل ۳-۱۶ - درصد گروههای غالب ماکروزئوپلانکتونی در فصل تابستان در خورهای مختلف



شکل ۳-۱۷ درصد گروههای غالب ماکروزئوپلانکتونی در فصل پائیز در خورهای مختلف



شکل ۳-۱۸ - درصد گروههای غالب ماکروزئوپلانکتونی در فصل زمستان در خورهای مختلف

در فصل تابستان خورهای پاتیل و غزاله فراوانی بالاتری را نشان میدهند .در خور غزاله حضور فراوان ژله فیشها و لارو نرمتنان خصوصا گاستروپود، درخورپاتیل فراوانی بالای لارو ماهیان و شانه داران ، در خور بیحد سخت پوستان که عمدتا لاروخرچنگهای گرد(Brachyura)، میگوهای کاریده(Alpheidae) و Thallassinoidaeها می باشندکاملا بارز و مشخص است(شکل۳-۱۶).

درفصل پائیز حضورشانه داران و ژله فیشها در اکثر خورها خصوصا در خورهای بیحد،پاتیل، غنام و درویش که در واقع خورهای جنوبی و مرتبط به دریای آزاد هستند فراوانترند. سخت پوستان در اکثر خورها فراوانی نسبتا مشابه داشته اند(شکل۳-۱۷). در فصل زمستان حضور شانه داران ادامه داردو لارو ماهیان در خور درویش و سخت پوستان در خورهای دورق و احمدی حضور بیشتری داشته اند(شکل۳-۱۸) .

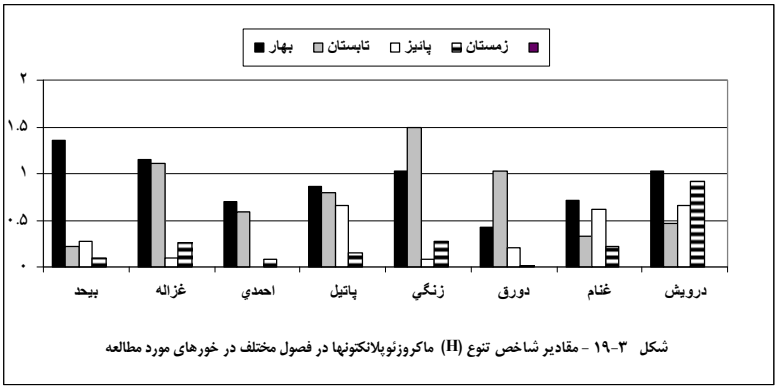
از نظر تنوع نیز آنالیزواریانس دو طرفه (ANOVA) اختلاف معنی دری را بین خورهای مورد مطالعه نشان نمیدهد اما فصول مختلف اختلاف معنی داری را نشان میدهند($f=7/101, df= 3, p<0/05$).در جدول – مقادیر شاخص تنوع شانون(H') و میانگین شاخص غنای گونه ای در خورها و فصول مختلف ارائه شده است.

همانگونه که از نتایج جدول مشخص است مقادیر حد اکثر شاخص تنوع عمدتا در فصل بهار بوده و تنها خورهای زنگی و دورق بیشترین مقدار شاخص را در فصل تابستان داشته اند. خور زنگی بالاترین تنوع را بامقدار۱/۴۹ در تابستان و کمترین تنوع را با مقدار ۰/۰۸ در فصل پائیز در این مطالعه نشان داده است. دامنه غنای گونه ای (تعداد نمونه های جانوری که در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفته اند)(۱۶- ۴) بوده است که حد اکثر آن در خور دورق در تابستان و حداقل آن فقط در فصل زمستان و در خورهای ا حمدی،پاتیل،زنگی و غنام بوده است. میانگین غنای گونه ای بیشترین مقدار را در خور دورق(۱۱/۲۵) و کمترین مقدار را در خور احمدی (۵/۶۶) داشته است.

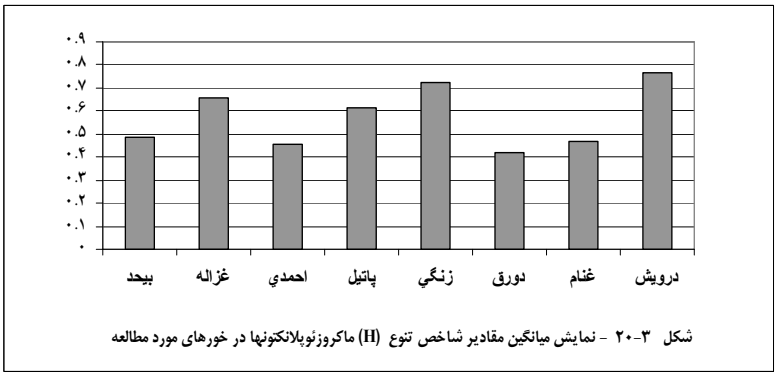
جدول٦-۳- مقادیر شاخص تنوع(H') و شاخص غنای گونه ای ماکروزئوپلانکتونها در خورها و فصول مختلف

	زنگی	دورق	احمدی	غزاله	بیحد	پاتیل	غنام	درویش
بهار	۱//۰۳	۰/٤۳	۰/۷۰	۱/۱٤	۱/۱٤	۰/۸٦	۰/۷۱	۱/۰۲
تابستان	۱/٤۹	۱/۰۲۳	۰/۵۸	۱/۱۱	۰/۲۱	۰/۷۹	۰/۳۳	۰/٤۷
پائیز	۰/۰۸	۰/۲۱	–	۰/۱۰	۰/۲۷	۰/٦۵	۰/٦۱	۰/٦٦
زمستان	۰/۲۸	۰/۰۲	۰/۰۹	۰/۲٦	۰/۱۰	۰/۱۵	۰/۲۲	۰/۹۲
میانگین غنای گونه ای	۹	۱۱/۲۵	۵/٦٦	۸/۵	۷/۷۵	۸/۷۵	۹/۵	۱۰/۵

در شکل۳-۱۹ مقادیر شاخص تنوع در خورها و فصول مختلف مقایسه شده ودر شکل۳-۲۰ میانگین شاخص تنوع در خورهای مختلف نمایش داده شده است. میانگن شاخص، بیشترین مقدار خود را بترتیب در خورهای درویش، زنگی، پاتیل و غزاله و کمترین مقدار رابترتیب در خورهای دورق،احمدی و غنام داشته است.



شکل ۳-۱۹ - مقادیر شاخص تنوع (H) ماکروزئوپلانکتونها در فصول مختلف در خورهای مورد مطالعه



شکل ۳-۲۰ - نمایش میانگین مقادیر شاخص تنوع (H) ماکروزئوپلانکتونها در خورهای مورد مطالعه

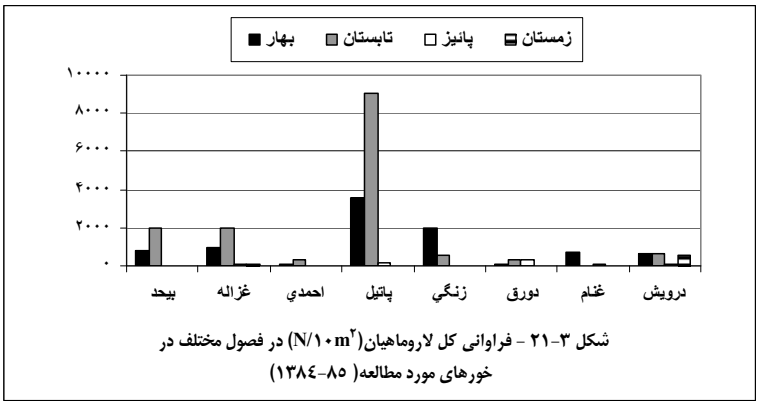
لارو ماهیان ۲ درصد از کل جمیت ماکروزئو پلانکتونها را شامل شده است .این مجموعه شامل لارو ۱۳ خانواده بوده وتعدادی لارو نیز که عمدتا در مرحله pre flexion بوده اند ناشناخته هستند.در این مطالعه لارو خانواده Gobbidae ۷۹ درصد از مجموعه لاروی را بخود اختصاص داده و پس از آن لارو خانواده Scianidae

(۸/۲۷ درصد)Engaulidae (۲/۷۳ درصد) و Clupeidae(۲/۵ درصد) و سایر خانواده ها جمعا کمتر از ۸ درصد را شامل میشوند(جدول۷-۳).

جدول ۷-۳- درصد فراوانی و میانگین فصلی تراکم لارو ماهیان خانواده های مختلف در خورهای مورد مطالعه

	تعداد در ۱۰ متر مربع	بیحد	غزاله	احمدی	پاتیل	زنگی	دورق	غنام	درویش	درصد فراوانی
۱	Gobiidae	٦٩٥/٥	٦٨٧/٧٥	١٠٩/٦٦	٢٧٥٧	٦٠٠	١٥٥/٢٥	١١/٣٣	٢٤٩/٧٥	٧٩
٢	Engraulidae	٤	٠	٠	١١٣/٦	٦/٧٥	١	٤/٢٥	٥٠/٥	٢/٧٣
٣	Clupeidae	٠	٥٩	١٧/٥	١٣/٦٦	٨/٢٥	٣/٧٥	٥٨	٥/٧٥	٢/٥
۴	Scianidae	١٦	٠	٤	٣٠٠	١١	١٦/٥	٥٢/٢٥	١٤٦	٨/٢٧
۵	Sillaginidae	٠	٣	٠	٠	٠	٠	٠	٢	٠/٠٧٥
۶	Carangidae	٠	٠	٠	٣٦	٠	١/٢٥	٠	٠	٠/٥٦
٧	Soleidae	٠	٠	٠	٤	٠	٠	٠	٠	٠/٠٦
٨	Sparidae	٠	٠	٠	٠	٠	١/٧٥	٠/٥	٠	٠/٠٣٤
٩	Syngnathidae	٠	٠	٠	٠	٠	١/٢٥	٠/٧٥	/٢٥	٠/٠٣٤
١٠	Leiognathidae	٠	٠	٠	٠	٠	٢/٥	٠/٥	١٦/٢٥	٠/٢٩
١١	Cynoglossidae	٠	٠	٠	٠	٠	١	١٤/٢٥	٠	٠/٢٣
١٢	Triachantidae	٠	٠	٠	٠	٠	١/٢٥	٠	٠	٠/٠١٨
١٣	Bregmacerotidae	٠	٠	٠	٠	٠	٠	٦٦/٢٥	٠	١
١۴	unknown fish larvae	١/٧٥	١٤/٦٦	٠	٢٣٢	٥	١٧	٤/٧٥	٠	٠/٢٤

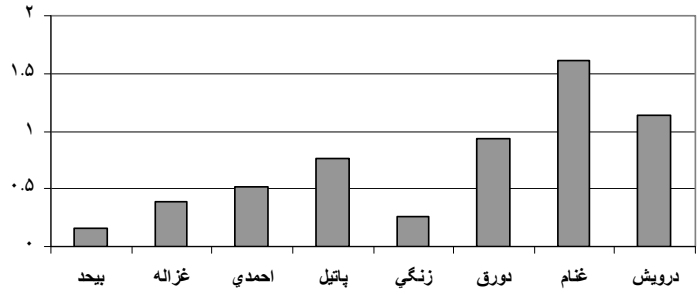
در شکل۳-۲۱ فراوانی کل لارو ماهیان بصورت تعداد در ۱۰ متر مربع در فصول مختلف و در خورهای مورد مطالعه نمایش داده شده است. فراوانی بالای لاروماهی در خور پاتیل در دو فصل بهار و تابستان کاملا مشخص است که مربوط به فراوانی بالای لارو خانواده Gobiidae در این خور بوده است . خورهای دورق، غنام و احمدی کمترین جمعیت لاروی را داشته اند. عمده جمعیت لاروی در فصول بهار و تابستان حضور داشته اند و در فصل پائیز با کاهش فراوانی لاروها و در زمستان با حداقل جمعیت لاروی روبرو شده ایم تنها در خور درویش فراوانی خانواده Scianidae در فصل زمستان شاخص بوده است.



شکل ۳-۲۱ - فراوانی کل لاروماهیان($N/10m^2$) در فصول مختلف در خورهای مورد مطالعه(۸۵-۱۳۸٤)

آنالیز واریانس دوطرفه (ANOVA) بر اساس فراوانی لارو ماهیان اختلاف معنی داری را بین خورها و فصول مختلف در سطح ($p<0/05$) نشان نمیدهد. درشکل۳-۲۲ مقادیرشاخص تنوع لارو ماهیان در خورهای مختلف نمایش داده شده است. دامنه تعداد خانواده های لاروی در این مطالعه (۱۱-۳)بوده است که بیشترین تعداد مربوط به خورهای دورق و غنام و کمترین تعداد در خورهای احمدی، بیحد و غزاله حضور داشته اند.دامنه مقادیر میانگین شاخص تنوع لارو ماهیان (۱/۶۱- ۰/۲۶) بوده است.

آنالیز واریانس دو طرفه (ANOVA) بر اساس مقادیر شاخص تنوع، اختلاف معنی داری را در خورهای مختلف نشان نمیدهد در حالیکه فصول مختلف این اختلاف تنوع را نشان میدهند($f= 3/57, df= 3, p<0/05$).



شکل ۳-۲۲- نمایش میانگین شاخص تنوع (H) لارو ماهیان در خورهای مورد مطالعه (۸۵- ۱۳۸٤)

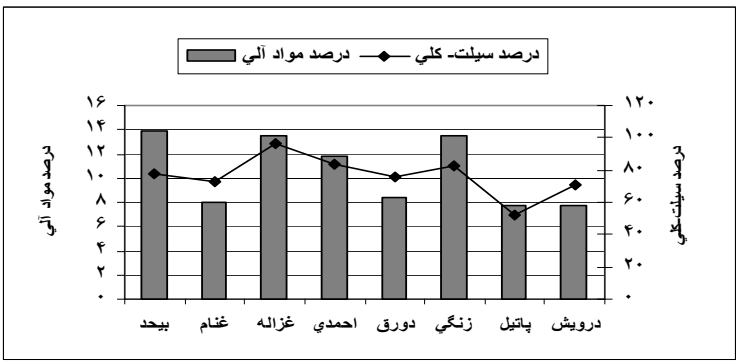
٤-۳- نتایج بخش رسوبات

۱-٤-۳- نتایج آنالیز ویژگیهای رسوبات

بعضی از ویژگیهای رسوبات بستر خورهای مطالعه شده در منطقه ماهشهر (خور موسی) در جدول ۸-۳ نمایش داده شده است. دامنه عمق نمونه برداری در خورهای مورد مطالعه در طول سال ارائه شده است. آنالیز دانه بندی رسوبات خورهای مختلف میزان درصد سیلت- کلی را با دامنه(۹۶/۸۸ – ۵۲/۱۲) نشان میدهند که کمترین مقدار آن در خور پاتیل و حداکثر آن در خور غزاله تعیین شده است به استثنای پاتیل، سایر خورها بالای ۷۰ درصد سیلت- کلی را نشان داده اند . لذا بستر خوریات مطالعه شده از جنس گلی می باشد. همچنین میانگین فصلی درصد ماده آلی در رسوبات خورهای مختلف با دامنه ۱۳/۹۵ – ۷/۷۵ درصد تخمین زده شد که کمترین مقادیر مربوط به خورهای درویش (۷/۷۵)؛ پاتیل(۷/۸۰)، غنام(۸/۰۵) و مقادیر بالاتر در خورهای بیحد(۱۳/۹۵)؛ زنگی (۱۳/۵۴) و غزاله (۱۳/۵۱) تعیین شده است. در شکل۳-۲۳ تغییرات میانگین میزان درصد مواد آلی و درصد سیلت ـکلی در خورهای مختلف نمایش داده شده است.

جدول۸-۳ – ویژگیهای رسوبات بستر خورهای مورد مطالعه در منطقه ماهشهر ۸۵-۱۳۸٤

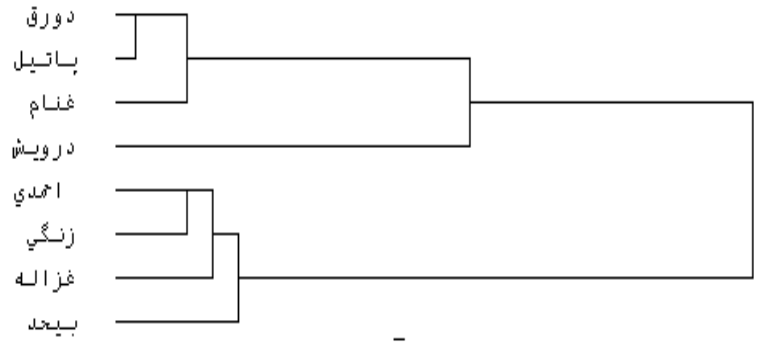
	بیحد	پاتیل	دورق	زنگی	غزاله	غنام	احمدی	درویش
عمق نمونه برداری(متر)	۵-۳۱	۵-۳۱	۷/۵-۲۰	۷-۲۰	۹/۵-۱۶	۱۳-۲۱	۴-۱۵	۷-۱۶
درصد مواد آلی	۱۳/۹۵	۷/۸۰	۸/۴۳	۱۳/۵۴	۱۳/۵۱	۸/۰۵	۱۱/۷۵	۷/۷۵
درصد ذرات کمتر از ۶۵ میکرون	۷۸/۱۶	۵۲/۱۲	۷۵/۸۵	۸۲/۳۷	۹۶/۸۸	۷۲/۷۱	۸۳/۳۷	۷۰/۴۷



شکل ۲۳-۳- مقایسه درصد مواد آلی و درصد سیلت- کلی
در رسوبات خورهای مورد مطالعه(۸۵ - ۱۳۸٤)

همانگونه که در شکل مشخص شده است تغییرات کاملا رابطه افزایش میزان مواد آلی رسوبات گلی را باافزایش میزان درصد سیلت کلی نشان میدهد.

آنالیز واریانس دو طرفهANOVA بر اساس میزان سیلت – کلی رسوبات در خورها و فصول مختلف سال ، اختلاف معنی داری را در سطح (p=0.05) در خورها و فصول مختلف نشان نمیدهد در حالیکه درصد مواد آلی هم در فصول مختلف (df=3,21, f=7/.85, p<0.05) و هم در خورهای مورد مطالعه (df=7,21, f= 5.38,p<0.05,) اختلاف معنی دار را نشان میدهند. در شکل۳-۲۴- آنالیز خوشه ای خورهای مختلف بر اساس درصد مواد آلی نمایش داده شده است .



شکل ٢٤-٣- آنالیز خوشه ای خورهای مورد مطالعه بر اساس میزان درصد مواد آلی بستر

در شکل فوق دودسته مشخص را در خورهای مطالعه شده از نظر میزان درصد مواد آلی میتوان تشخیص داد . گروهی شامل خورهای بیحد، غزاله، زنگی و احمدی با میزان مواد آلی بالاتر و گروه دوم شامل خورهای درویش، غنام ، پاتیل و دورق که محتوی میزان مواد آلی کمتری نسبت به گروه اول بوده اند.تست دانکن علاوه بر دو گروه فوق زیر مجموعه سومی را که شامل خورهای زنگی ، احمدی، غزاله و دورق است را نیزجدا نموده است(جدول شماره ۱ - پیوست).

۲-٤-۳- نتایج آنالیز فلزات سنگین

کنترل کیفی نمونه ها با استفاده از تیترازولهای استاندارد مرک انجام شد و در جدول ۹-۳- غلظت های مواد استاندارد فلزات مختلف مورد استفاده در این مطالعه و غلظت های قرائت شده ارائه شده است. همانگونه که نتایج نشان میدهد درصد Recovery از ۹۷/۵ تا ۱۰۳ درصد بوده است .

جدول۹-۳- نتایج آنالیز غلظت مواد استاندارد فلزات مختلف (میلیگرم بر کیلوگرم) در این مطالعه

فلزات	Zn	Cu	Ni	Co	Pb	Hg	Cd
مواداستاندارد	۱۵۰	۵۰	۱۰۰	۵۰	۵۰	۱۰	۱۰
غلظت قرائت شده	۱/۶±۱۴۹/۰۱	۵۱/۲۴ ±۰/۷۲	۰/۱۵±۱۰۲/۹۸	۰/۸۵±۴۹/۵۵	۰/۱۸±۵۱/۵۲	۰/۷۰±۹/۷۱	۰/۱۸±۹/۸۲

دامنه و میانگین غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده در رسوبات بر حسب میلیگرم بر کیلوگرم در جدول ۳-۱۰- نمایش داده شده است. عنصر مس با میانگین ۲۷/۰۱ و دامنه (۳۵/۱۶ – ۱۵/۰۳) ، عنصر نیکل با میانگین ۱۰۲/۶۷و دامنه(۱۷۱/۴۱- ۶۵/۵۷)، عنصر کبالت با میانگین ۱۳/۲۲ و دامنه(۲۰/۰۶ -۴/۶۳)، عنصر جیوه با میانگین ۰/۲۲ و دامنه (۰/۷۸ - ۰/۰۹۳)، عنصر روی با میانگین۰ ۱۱۳/۷ و دامنه (۳۷۹ -۶۵/۰۷) ، عنصر کادمیم با میانگین ۰/۵۶ و دامنه (۱- ۰/۲۷) و عنصر سرب با میانگین ۱۴/۶۶ و دامنه (۲۹/۷۲- ۷/۰۹) میلی گرم بر کیلوگرم اندازه گیری شده اند.

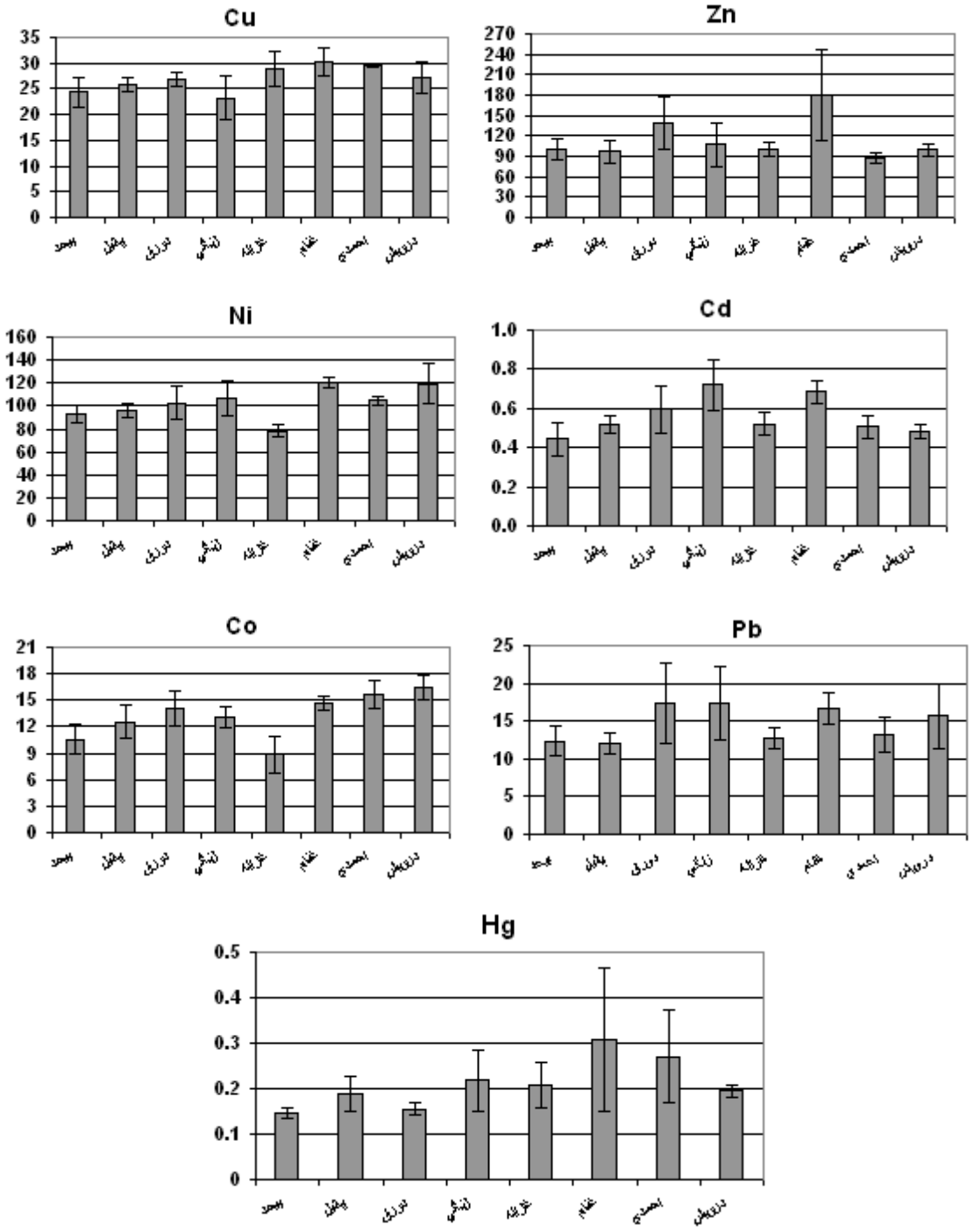
طبق جدول۳-۱۰و شکل۳-۲۵ بیشترین مقدار میانگین عناصر مس (۳۰/۲۷)، روی (۱۷۹/۸۱) ، نیکل (۱۲۰/۸۸) و عنصر جیوه (۰/۳۰۷) در خور غنام اندازه گیری شده اند. بیشترین مقدار میانگین عنصر کادمیم در خور زنگی و غنام بترتیب با مقادیر ۰/۷۲ و ۰/۶۸ و عنصر سرب درخورهای دورق و زنگی بترتیب با (۳۷/ ۱۷) و ۱۷/۲۹۵) اندازه گیری شده است. بیشترین مقدار میانگین عنصر کبالت (۱۶/۵۱) در خور درویش تعیین شده است.

نتایج آنالیز واریانس دو طرفه ANOVA ، بر اساس غلظت فلزات مختلف در خورها و فصول مختلف ،به استثنای عنصر کبالت (,df=3,7, f=4.841, p<0.05) وعنصر نیکل (df=3,7, f=3.045, p<0.05) که معنی دار بوده اند برای سایر فلزات مورد مطالعه در خورهای مختلف اختلاف معنی داری را نشان نداده است .

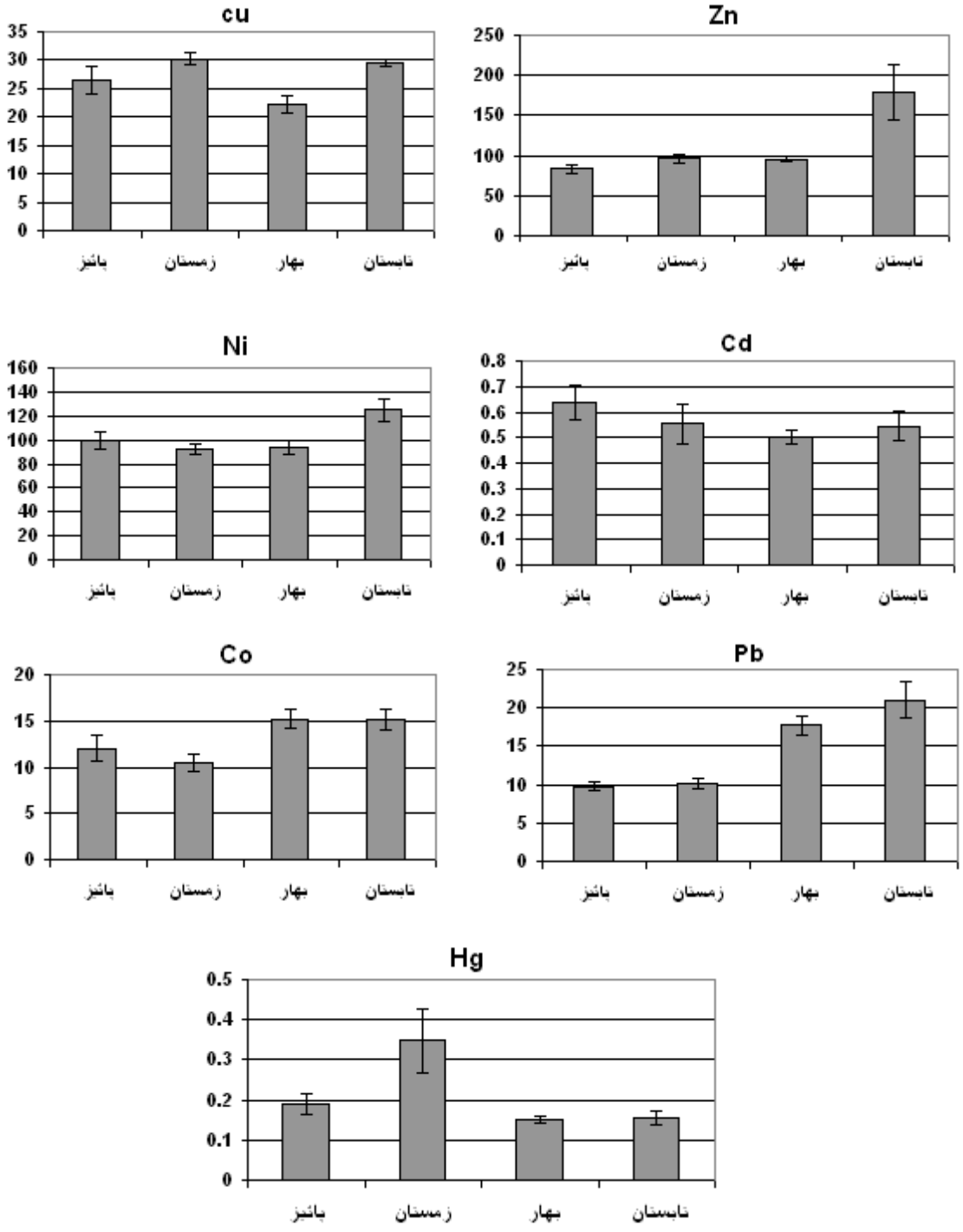
جدول ۱۰-۳- میانگین، حداکثروحداقل غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده (mg/kg) در رسوبات خورهای ماهشهر (۸۵-۱۳۸٤)

	Cu	Ni	Co	Hg	Pb	Zn	Cd
احمدی	۲۹/٥٤ (۳۰/۳۳ – ۲۸/۹۲)	۱۰٤/٤۸ (۱۱٥/۸۰ – ۹٥/۹۳)	۱٥/٦۱ (۲۰/۰٦ -۱۳/۱۱)	۰/۲۷ (۰/٥٦ – ۰/۰۹)	۱۳/۲۲ (۱۹/٤۹ – ۹/۸٤)	۸۷/٦۸ (۱۰۷/٥٤ – ٦۹/٦۷)	۰/٥۰ (۰/٦۱ – ۰/۳٤)
پاتیل	۲٥/۸۰ (۲۷/۸۰ – ۲۱/٥۸)	۹٦/۱٤ (۱۱۰/٤۷ – ۸٦/۰٤)	۱۲/٥۰ (۱۷/۳۸ – ۸/٦٥)	۰/۱۹ (۰/۳ – ۰/۱٦)	۱۲/۰٦ (۱٥/۰۷ – ۸/٥۹)	۹٦/۹۷ (۱٤٤/۹٦ – ۷۰/۳۸)	۰/٥۲ (۰/٦۱ – ۰/٤۲)
غزاله	۲۸/۹۳ (۳٤/٥۳ – ۱۹/٤۳)	۷۸/٤۷ (۸۷/۹۸ – ٦٥/٥۷)	۸/۸٥ (۱۳/۳۷ – ٤/٦۳)	۰/۲۱ (۰/۳٤ -۰/۱۳)	۱۲/۷۰ (۱٥/۲٥ – ۱۰/۰۱)	۱۰۰/۷٥ (۱۲۸/۳۰ – ۸٤/٤۸)	۰/٥۲ (۰/٦۷ – ۰/٤۱)
درویش	۲۷/۲۲ (۳۳/٥۱ – ۱۹/۲۹)	۱۱۹/٥۰ (۱۷۱/٤۱ – ۱۰۷/۹۱)	۱٦/٥۱ (۱۹/۷۷ – ۱۳/۳۳)	۰/۱۹ (۰/۲۳ – ۰/۱۷)	۱٥/٦۷ (۲٥/۳۹ – ۷/۰۹)	۹۹/۱۰ (۱۲۱/۷٤ – ۷۹/٦۰)	۰/٤۸ (۰/٥٤ – ۰/۳۹)
دورق	۲٦/۷۷ (۲۹/۳۷ – ۲۳/۰٥)	۱۰۲/٥۸ (۱۳٤/۱۷ – ٦۷/٥۰)	۱۳/۹۹ (۱۸/۷۹ – ۹/۸۳)	۰/۱٥ (۰/۱۹ – ۰/۱۳)	۱۷/۳۷ (۲۹/۷۲ – ۸/۱٤)	۱۳۸/۳۱ (۲٥۳/۰۹ – ۸۲/٦۹)	۰/٦۰ (۰/۹٥ – ۰/٤۰)
زنگی	۲۳/۲٤ (۳۲/٥٤ -۱٥/۰۳)	۱۰٦/۳٦ (۱٤۸/٤۳ – ۷۷/۹٦)	۱۳/۰۲ (۱٦/۲۷ – ۱۱/۱۱)	۰/۲۲ (۰/٤۱ – ۰/۱۱)	۱۷/۲۹ (۲۹/٤٥ – ۸/۳٥)	۱۰٦/۹۸ (۲۰۰/۳٤ – ٦٥/۰۷)	۰/۷۲ (۱/۰۰ – ۰/٤۷)
غنام	۳۰/۲۷ (۳٥/۱٦ – ۲٤/۱۹)	۱۲۰/۸۸ (۱۳۰/۱۳ – ۱۰۹/۱٦)	۱٤/٦۸ (۱٦/۳۷ – ۱۳/٤۰)	۰/۳۱ (۰/۷۸ -۰/۱۱)	۱٦/٦۰ (۲۲/٤۱ – ۱۳/۳۱)	۱۷۹/۸۱ (۳۷۹ - ۱۰٥/۱۹)	۰/٦۸ (۰/۷۹ – ۰/٥۲)
بیجد	۲٤/۳٥ (۳۰/۲۰ – ۱٦/۷۸)	۹۲/۹٥ (۱۱۲/۲۰ – ۸۰/٤۳)	۱۰/٥۹ (۱٤/۱۱ – ۷/٦۷)	۰/۱٤ (۰/۱۸ – ۰/۱۳)	۱۲/۳۷ (۱۷/۷٤ – ۸/۷۸)	۱۰۰/۰۳ (۱٤۱/۷٥ – ۷٦/٤۳)	۰/٤٤ (۰/٦٦ – ۰/۲۷)
میانگین	۲۷/۰۱	۱۰۲/٦۷	۱۳/۲۲	۰/۲۲	۱٤/٦٦	۱۱۳/۷۰	۰/٥٦

- مقادیر حداکثر در خورهای مختلف نشاندار شده است.



شکل ۲۵-۳ – مقادیر میانگین فلزات سنگین (mg/kg) در رسوبات سطحی خورهای مورد مطالعه۸۵-۱۳۸٤



شکل- ۲۶-۳- تغییرات فصلی در مقادیر میانگین فلزات سنگین (mg/kg) در رسوبات سطحی خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

در شکل ۲۶-۳- تغییرات فصلی در مقدار میانگین فلزات مختلف نمایش داده شده است . نتایج آنالیز واریانس دو طرفه ANOVA، همچنین نشان میدهد که به استثنای عنصر کادمیم ، سایر فلزات اختلاف معنی داری را در بین فصول مختلف سال نشان میدهند (بطوریکه در $p<0.05$ و $df=3,7$ ؛ مقادیر f برای مس (۵/۶۸)، نیکل(۷/۲۸)، کبالت(۸/۱۹)، سرب (۱۸/۳۱) ؛ روی (۷/۰۴۱) و جیوه (۴/۴۷) تعیین شده است). نتایج حاصل از گروه بندی انجام شده توسط تست دانکن دو گروه بندی را در فصول مختلف برای تمامی فلزات مشخص نموده بطوریکه برای عناصر نیکل و روی فصل تابستان ، و عنصر جیوه فصل زمستان از سایر فصول جدا شده است. فلزات سرب و کبالت در (تابستان – بهار) و (زمستان – پائیز) و عنصر مس در (بهار – پائیز) و (پائیز- زمستان – تابستان) گروه بندی انجام شده است(جداول شماره ۲ پیوست).

۳-٤-۳- ارزیابی کیفیت رسوبات

با تعیین مقادیرمرجع فلزات سنگین مورد مطالعه در منطقه با استفاده ازسوابق مطالعاتی در منطقه و همچنین با استفاده از سایر رفرنسها، فاکتور آلودگی (C_f) محاسبه شده است.

جدول ۱۱-۳- مقادیر فلزات مورد مطالعه (mg/kg) در سنگهای رسوبی (Bowen,1966) و مقادیر مرجع محاسبه شده در مطالعه حاضر با استفاده از روش Hakanson,1980

	سنگهای رسوبی (Sedimentary rocks)	میانگین مقادیر فلزات از سوابق منطقه(1993-2007)	انحراف معیار	مقادیر مرجع (Background value)
Cd	۰/۰۳۵ – ۰/۳	۱/۷۰	۰/۴۸	۲/۱۸
Co	۰/۱ – ۲۰	۱۹/۸۱	۴/۵۵	۲۴/۳۶
Cu	۴ - ۵۰	۹/۵۷	۷/۴۲	۱۶/۹۹
Hg	۰/۰۳ – ۰/۴	----------	----------	(۰/۰۵)*
Ni	۲ - ۷۰	۴۸/۰۵	۲۹/۰۲	۷۷/۰۷
Pb	۷ - ۲۰	۱۶/۶۹	۹/۲۵	۲۵/۹۴
Zn	۱۵ - ۱۰۰	۲۹/۷۹	۱۳/۷۳	۴۳/۵۲

*- مقادیرمرجع عنصر جیوه بدلیل فقدان اطلاعات پیشین در منطقه، غلظت اعلام شده برای رسوبات دریایی بکر استفاده شده است (Sadiq, 1992) .

در مقایسه با حد طبیعی غلظت فلزات مختلف که در رسوبات بخش مرکزی خلیج فارس توسط کرباسی ۱۳۷۹ اعلام شده است بجز فلز سرب و کبالت که مقادیر کمتری را در مقایسه با مطالعه اخیر دارند برای سایر فلزات مقادیر بیشتری تعیین شده است.

در جدول۱۲-۳ مقادیر فاکتور آلودگی (C_f) فلزات مختلف و درجه آلودگی خورهای مختلف (C_d) بر اساس غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده در خورهای مورد مطالعه نمایش داده شده است.

جدول۱۲-۳- مقادیر فاکتور آلودگی فلزات مختلف (C_f) و درجه آلودگی (C_d) خورهای موردمطالعه ۸۵-۸٤

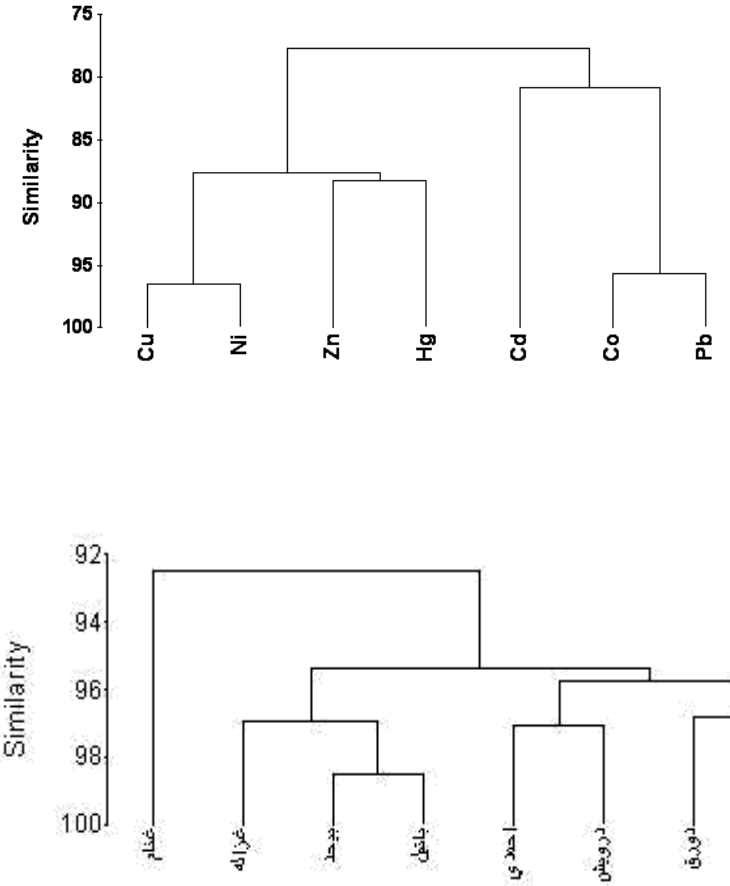
	Cd	Co	Cu	Ni	Zn	Pb	Hg	$C_d=\Sigma C_f$
خور احمدی	۰/۲۳	۶۴/۰	۷۴/۱	۴۹/۱	۰۴/۲	۵۳/۰	۵/۴۲	۱۲/۰۹
خورپاتیل	۰/۲۴	۵۸/۰	۵۲/۱	۳۷/۱	۲۶/۲	۴۸/۰	۳/۷۵	۱۰/۱۴
خور غزاله	۰/۲۴	۳۷/۰	۷۰/۱	۱۲/۱	۳۴/۲	۵۱/۰	۴/۱۵	۱۰/۴۳
خور درویش	۰/۲۲	۶۹/۰	۶۰/۱	۷۱/۱	۳۱/۲	۶۳/۰	۳/۸۹	۱۱/۰۵
خوردورق	۰/۲۷	۵۸/۰	۵۷/۱	۳۲/۱	۲۲/۳	۷۰/۰	۳/۱۰	۱۰/۳۵
خور زنگی	۰/۳۳	۵۴/۰	۳۷/۱	۵۲/۱	۴۹/۲	۶۹/۰	۴/۳۵	۱۱/۴۱
خور غنام	۰/۳۱	۶۱/۰	۷۸/۱	۷۳/۱	۱۸/۴	۶۶/۰	۱۵/۶	۱۶/۲۲
خور بیحد	۰/۲۰	۴۴/۰	۴۳/۱	۳۳/۱	۳۳/۲	۴۹/۰	۲/۹۰	۸/۷۴
میانگین	۰/۲۶	۵۵/۰	۵۹/۱	۴۵/۱	۶۵/۲	۵۹/۰	۲۱/۴	۱۱/۳۰

مقادیر ماکزیمم فاکتور آلودگی برای هر فلز نشاندار شده اند.

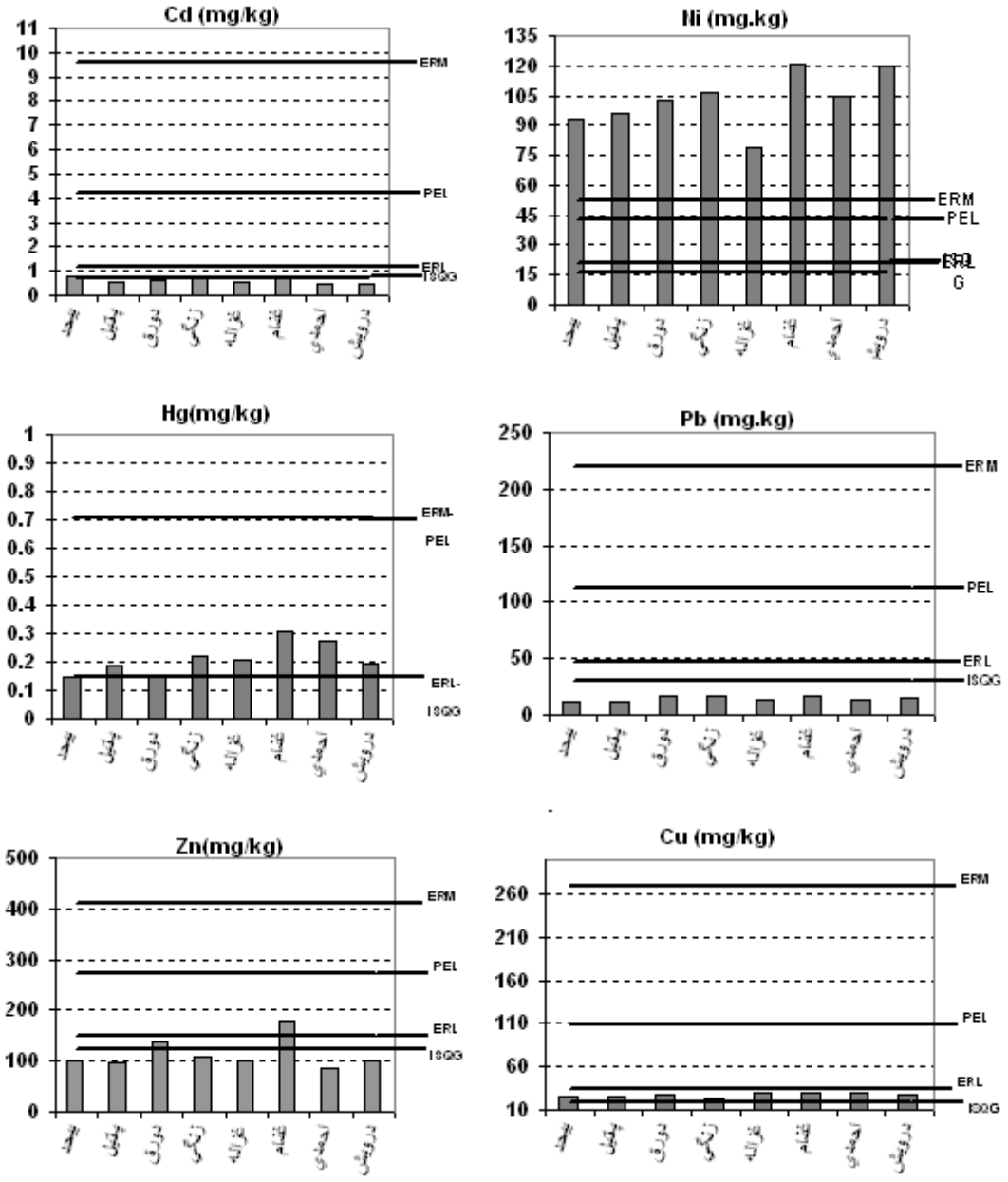
دامنه این شاخص برای فلز روی (۴/۱۸-۲/۰۴)، سرب (۰/۷-۰/۴۸)، مس (۱/۷۸-۱/۳۷)، نیکل (۱/۷۳-۱/۱۲)، جیوه (۶/۱۵-۲/۹)، کبالت (۰/۶۹-۰/۳۷) و کادمیم(۰/۳۳-۰/۲) محاسبه شد. طبق نتایج حاصل بیشترین مقادیر شاخص آلودگی برای فلز جیوه ، روی، نیکل و مس در خور غنام ، فلز سرب و کادمیم در خور زنگی و فلز کبالت در خور درویش تعیین شده است. دامنه درجه آلودگی در خورهای مورد مطالعه (۱۶/۲۲۳-۸/۷۴)بوده است که بیشترین مقدار در خور غنام و کمترین مقدار آن در خور بیحد تعیین شده است.

شکل۳-۲۷– الف-آنالیز خوشه ای شاخص تشابه (Bray curtis) بر اساس مقادیر (C_f)، سه گروه مشخص فلزات سنگین را در سطوح مختلف آلودگی تعیین میکند. شکل۳-۲۷ ب- آنالیز خوشه ای شاخص تشابه خورهای مختلف را بر اساس میانگین فلزات سنگین نشان میدهد که طبق آن خور غنام کاملا از سایر خورها مجزا شده است .

در شکل ۳-۲۸- مقادیر میانگین فلزات مختلف با سطوح مختلف استاندارد در خورهای مختلف مقایسه شده است .سطوح مختلف شامل حد اثر پائین (ERL) ، حد اثر متوسط(ERM) ،حد احتمال اثر (PEL) و حد مجاز استاندارد رسوب (ISQGs) است.



شکل ۲۷-۳- آنالیز خوشه ای شاخص تشابه (Bray Curtis) الف) براساس فاکتور آلودگی (C_f) فلزات سنگین مختلف ب) بر اساس میانگین غلظت فلزات سنگین در خورهای مختلف



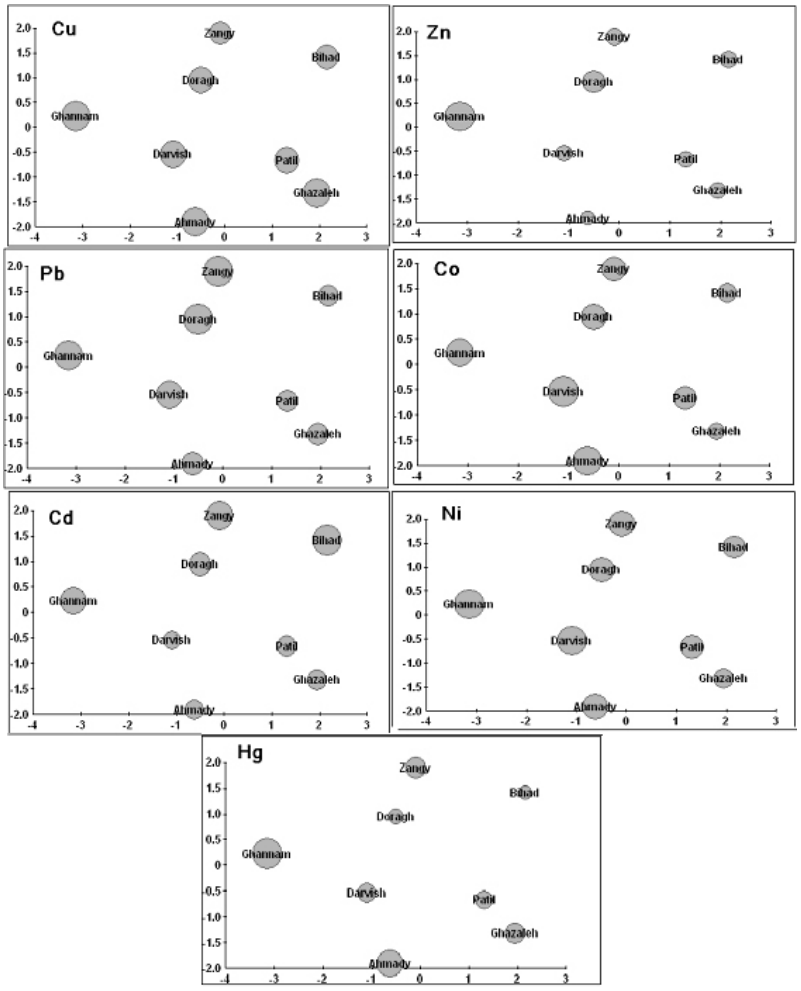
شکل ۲۸-۳- مقایسه مقادیر میانگین فلزات سنگین با سطوح مختلف استاندارد در خورهای مختلف

ERL=Effect Range Low, ERM=Effect Range Medium, PEL=Probable Effect Level,and ISQG= Interim Sediment Quality Guidelines.

جدول۱۳-۳ توصیف سطح خطر فلزات سنگین در خورهای مختلف بر اساس فاکتور (C_f) و درجه آلودگی (C_d)

	Co ،Pb ،Cd	Cu	Ni	Zn	Hg	درجه آلودگی
غنام	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	$C_f>6$ خیلی شدید	قابل ملاحظه
احمدی	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	متوسط
زنگی	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	متوسط
دورق	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$قابل ملاحظه	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	متوسط
درویش	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	متوسط
غزاله	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	متوسط
پاتیل	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$3\leq C_f<6$ قابل ملاحظه	متوسط
بیحد	C_f <۱ غیر آلوده	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ متوسط	$1\leq C_f<3$ قابل ملاحظه	متوسط

طبق جدول۱۳- ۳خورهای مختلف بر اساس فاکتور آلودگی فلزات مختلف و درجه آلودگی سطح بندی شده‌اند. عنصر جیوه در تمامی خورهای مطالعه شده در حد آلودگی شدید و قابل ملاحظه بوده به استثنای خور بیحد که در حد آلودگی متوسط تعیین شده است .به استثنای فاکتور آلودگی عناصر کادمیم، سرب و کبالت که در سطح غیر آلوده تعیین شده است سایر خورها برای تمامی فلزات مطالعه شده در حد متوسط آلودگی تعیین شده اند و عنصر روی در خورهای غنام و دورق در حد قابل ملاحظه آلودگی بوده است. بر اساس درجه آلودگی نیز به استثنای خور غنام که درسطح آلودگی قابل ملاحظه قرار دارد سایر خورها در وضعیت متوسط آلودگی می باشند. اگرچه طبق دامنه توصیف مقادیر شاخص به استثنای خور غنام ، سایر خورها در سطح آلودگی متوسط دسته بندی شده اند اما طبق شکل ۳-۲۹ که آنالیز PCA بر اساس غلظت فلزات مختلف نمایش داده شده است، خورها در سه دسته از نظر شدت آلودگی متمایز شده اند بطوریکه خور غنام به تنهایی در یک گروه ، خورهای زنگی ، دورق، درویش و احمدی در گروه دوم و خورهای بیحد ، پاتیل و غزاله در گروه سوم قرار میگیرند.



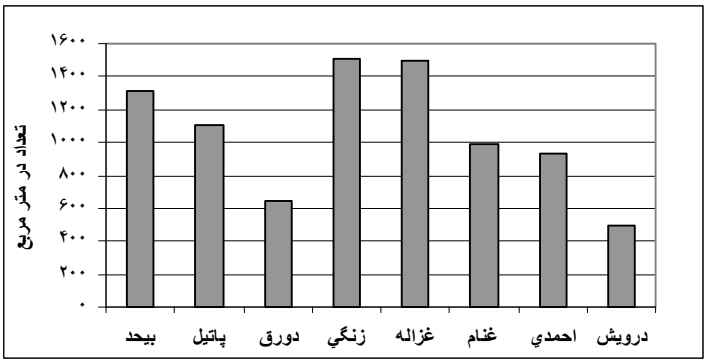
شکل ۲۹-۳- نمایش آنالیز PCA خورهای مختلف بر اساس مقادیر میانگین فلزات سنگین

٤-٤-۳-نتایج بررسی جانوران بنتیک

بطور کلی ۲۸ گروه جانور بنتیک در مطالعه حاضر شناسایی شده است. بیشترین فراوانیها را به ترتیب پرتاران (Polychaeta) با ۴۹ درصد ، نماتودها (Nematoda) با ۱۷/۹۵ درصد , سخت پوستان (Crustacea) با ۱۶ درصد و نرم تنان(Mollusca) با ۱۳ درصد به خود اختصاص داده اند. جانوران بنتیک بر اساس حساسیتشان به آلودگی رسوبات بستر, بر اساس مطالعات Borja و همکاران(۲۰۰۰)، در پنج گروه اکولوژیکی دسته بندی شده اند. لیست جانورانی که در کل خورهای مورد مطالعه شناسایی شده اند بهمراه گروه اکولوژیکی آنها در جدول ۱۴-۳ ارائه شده است:

در شکل ۳۰-۳ میانگین فراوانی کل ماکروبنتوزها در خورهای مختلف نمایش داده شده است .بیشترین فراوانیها در خورهای غزاله ، زنگی و بیحد و کمترین فراوانیها در خورهای درویش و دورق حضور داشته اند. همچنین در شکل ۳۱-۳ تغییرات فصلی در جمعیتهای ماکروبنتوزی خورهای مختلف نمایش داده شده است که در اکثر خورها خصوصا خورهایی که فراوانی بالاتری از ماکروبنتوزها حضور داشته اند تغییرات فصلی نمایان تر است و فصول تابستان و زمستان در نوسانات مشاهده شده در جوامع بنتیک تاثیر مشخصی را داشته اند. نمونه های بدون جانور (Azoic) مربوط به خورهای غزاله ، احمدی در فصل تابستان و دورق در پائیز می باشند.

شکل۳۲-۳ تغییرات بیومس کل جوامع ماکروبنتوزی را در فصول مختلف سال در خورهای مختلف نمایش میدهد. در این شکل بیشترین بیومس ماکروبنتوزی در خور درویش مشاهده میشود که کمترین فراوانی را داشته و بلعکس در خورهای غزاله ، زنگی و بیحد که فراوانی بالاتری از ماکرو بنتوزی را در بر داشته اند بیومس کمتری مشاهده میشود.

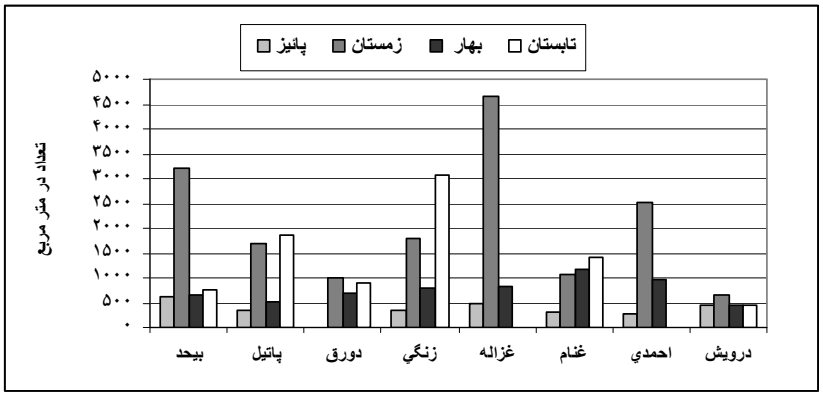


شکل۳۰-۳- میانگین فراوانی کل ماکروبنتوزهای خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)

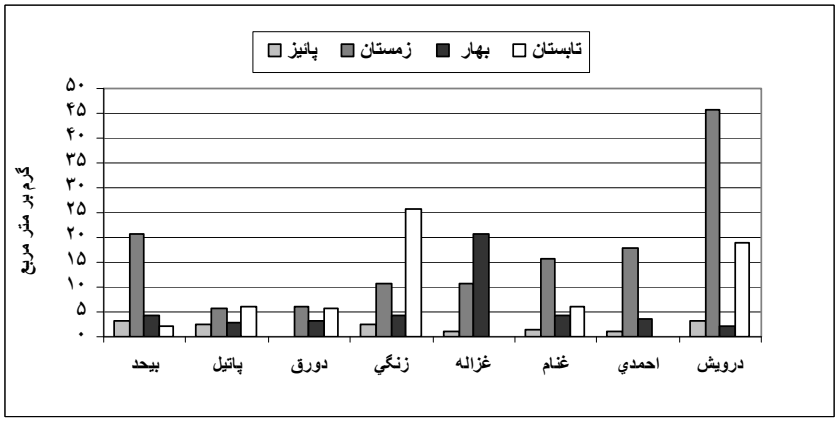
جدول ١٤-٣- گروههای جانوران بنتیک شناسایی شده و گروههای اکولوژیک آنها بر اساس (Borja *et al*.,2000)

Biotic taxa			Groups
Polychaets	Syllidae	*Syllis sp.*	II
	Sabellariidae	*Sabella sp.*	I
	Capittelidae	*Capitella sp.*	V
	Glyceridae	*Glycera sp.*	II
	Spoinidae		III
	Nereidae		III
	Cossuridae	*Cossura sp.*	*
	Sternapsidae		III
	Dorvellidae		*
Mollusk	Veneridae	*Irus Irus*	I
		Callista sp.	I
		Paphia sp.	I
		Corbula odesta	I
		Dosinia alta	I
	Tellinidae	*Tellina capsoides*	I
	Atyidae		II
	Naticidae		II
	Donacidae	*Donax sp.*	I
	Acmaeidae	*Acmea sp.*	*
	Phasciolariidae		*
	Collumbellidae	*Coumbella sp.*	I
	Potamididae		*
Crustacean	Amphipoda	*Caprella sp.*	*
	Isopoda		I
	Stomatopoda		I
	Tanaidae	*Tanais sp.*	*
	Brachiura		*
Nematoda			*
Nemertina			III
Ophiuridae			II
Antozoa			I
Bryozoa			I
Ascidian			I

* = گروه اکولوزیک تعیین نشده است

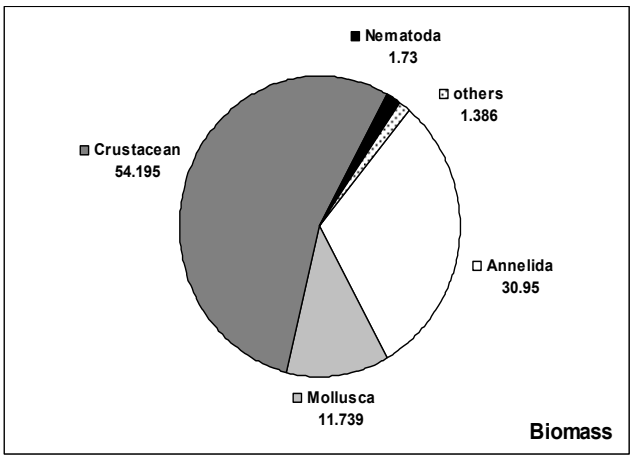


شکل ۳۱-۳- تغییرات فراوانی کل ماکروبنتوزها در فصول مختلف در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

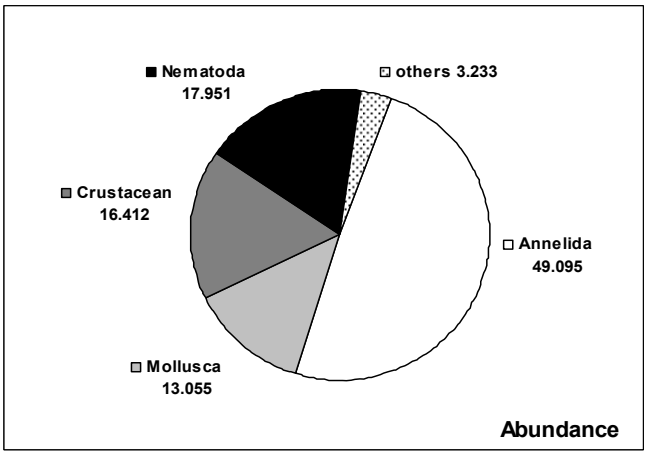


شکل۳۲-۳- تغییرات بیومس کل ماکرو بنتوزها در فصول مختلف سال در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

الف)



ب)



شکل۳۳-۳- الف) – در صد بیومس گروههای ماکروبنتوزی
ب) – درصد فراوانی گروههای ماکرو بنتوزی در خورهای مورد مطالعه (۸۵-۱۳۸٤)

در شکل ۳۳-۳- الف و ب – درصد گروههای مختلف ماکروبنتوزی براساس فراوانی و بیومس کل ارائه شده است. دامنه و میانگین بعضی از ویژگیهای بیولوژیک فون بنتیک و مقادیر شاخصهای مطالعه شده در هر یک از خورهای مورد مطالعه در جدول۱۵-۳ ارائه شده است.نتایج آنالیز واریانس دو طرفه ANOVA بر اساس فصول و خورهای مختلف ، اختلاف معنی داری را در بین خورهای مطالعه شده بر اساس میانگین فراوانی و همچنین مقادیر شاخصهای تنوع و غنای گونه ای نشان نمیدهند($p> 0/05$) در حالیکه میانگین فراوانی ماکروبنتوزها ($df=3,21, f=5/712, p< 0/05$) و مقادیر شاخص غنای گونه ای با($df=3,21, f=4/975, p<0/05$) در فصول مختلف اختلاف معنی داری را نشان میدهد.

در شکل۳-۳۴- آنالیز PCA خورهای مورد مطالعه بر اساس فراوانی ماکروبنتوزها نمایش داده شده است . طبق نتیجه این آنالیز جمعیت ماکروبنتوزی در فصول مختلف اختلاف مشخصی را نشان میدهند و در تمامی فصول خورهای بیحد و درویش از سایر خورها متمایز شده اند.

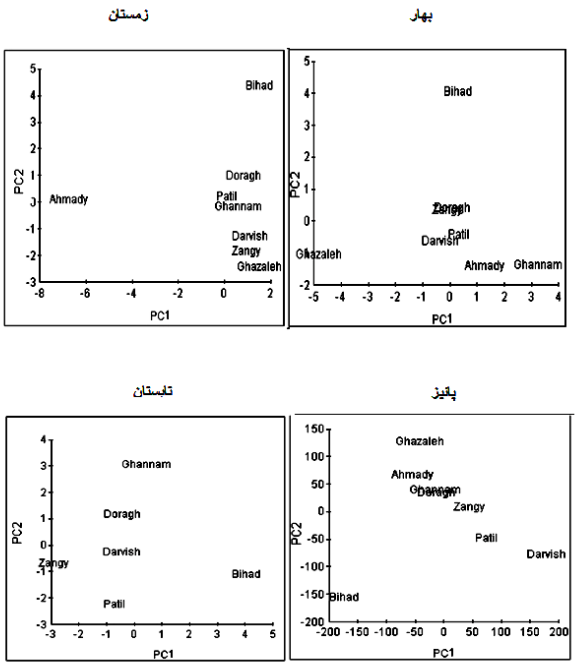
جدول۱۵-۳- ویژگیهای بیولوژیک فون بنتیک رسوبات و شاخصهای زیستی مورد استفادهدرخورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

	بیحد	پاتیل	دورق	زنگی	غزاله	غنام	احمدی	درویش
تعداد گونه	۵ - ۱۱	۴ - ۵	۰ - ۶	۴ - ۵	۰ - ۸	۳ - ۷	۰ - ۱۱	۳ - ۵
شاخص تنوع	۱/۴۶-۱/۸۳	۱/۳۹-۱/۵۲	۰-۱/۵۸	۰/۸۱-۱/۵۲	۰-۱/۳۱	۱/۰۸-۱/۶۶	۰-۱/۸۳	۰/۹۳-۱/۵۵
شاخص غنای گونه‌ای	۰/۷۵-۱/۲۴	۰/۴۸-۰/۶۷	۰-۰/۷۲	۰/۴-۰/۶۰	۰-۰/۸۲	۰/۳۵-۰/۸۵	۰-۱/۲۷۸	۰/۳۳-۰/۶۱
AMBI(BC)	۰/۶۸-۴/۱۷	۱/۴۹-۵/۰۲	۰/۵۲-۴/۹۶	۰/۴۹-۴/۴۴	۰-۲/۶۹۵	۰/۹۹-۲/۶	۰/۸۶-۱/۴۴	۰-۱/۲
میانگین (BC)	۲/۴۹	۳/۱۷	۲/۱۸۵	۳/۲۲	۲/۳۳	۲/۲۶	۱/۴۸	۰/۹۲

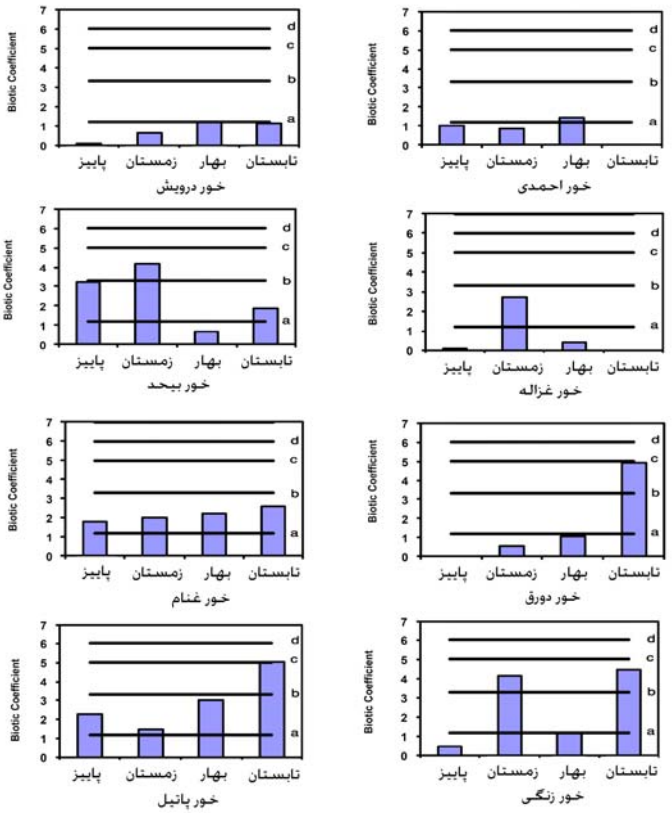
در شکل۳۵-۳ تغییرات فصلی در مقادیر شاخصAMBI در خورهای مختلف نمایش داده شده است و همچنین تغییرات درجه آلودگی بر اساس شاخص مذکور تعیین شده است. سطوح مختلف وضعیت آلودگی بصورت : a= بدون آلودگی(Unpolluted)، b = کمی آلوده (Slightly Polluted)، c = آلودگی متوسط(Meanly Polluted) و d = آلودگی شدید (Heavily Polluted) نمایش داده شده است. به استثنای خورهای زنگی، دورق و پاتیل در تابستان و همچنین خورهای زنگی و بیحد در فصل زمستان که در حد متوسط آلودگی دسته بندی شده اند سایر نمونه ها در گروه بدون آلودگی و کمی آلوده قرار میگیرند .

در شکل ۳۶-۳ تغییرات میانگین شاخص فوق در خورهای مختلف نمایش داده شده است. همانگونه که در شکل مشخص شده است به استثنای خور درویش که در سطح غیر آلوده طبقه بندی شده سایر خورها درسطح کمی آلوده و رو به آلوده طبقه بندی شده اند.

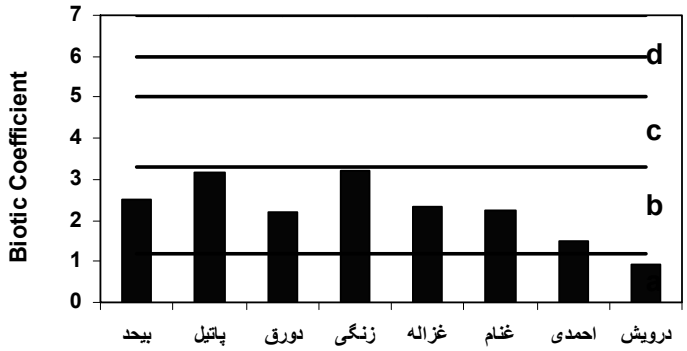
بر اساس مقادیر شاخص (AMBI(BC، شاخص BI (Biotic Index) در نمونه های مورد مطالعه تعیین شد . نتایج نشان میدهد که ۲ نمونه با BI= 0 ، ۱۱ نمونه با BI=1 ، ۱۱ نمونه با BI=2 ، ۲ نمونه باBI=3 ، ۲ نمونه با BI=4 ، ۱ نمونه با BI=5 و سه نمونه بدون جانور بوده اند.



شکل ۳۴-۳- نمایش آنالیز PCA خورهای مختلف بر اساس فراوانی موجودات بنتیک



شکل ۳۵-۳ نمایش مقادیرفصلی شاخص AMBI در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)



شکل ۳۶-۳ نمایش میانگین مقادیر شاخص AMBI در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)

مقایسه داده های حاصل با طبقه بندی ارائه شده در جدول ۲-۲ (براساس Borja et al.,2003b) نشان میدهد که شاخص (Ecological Quality Ratio) بر اساس مقایسه پارامترهای بیولوژیک جمعیت ماکرو بنتوزی همچون شاخص تنوع و تعداد گونه های خورهای مختلف، شرایط ضعیف و بد اکولوژیک را در تمامی خورهای مورد مطالعه اعلام میدارد در حالیکه EQR بر اساس مقادیر میانگین شاخصAMBI ، وضعیت اکولوژیک خوب را در خورهای مورد مطالعه اعلام نموده است(جدول ۱۶-۳). لذا با توجه به نتایج حاصل و اینکه مقادیر شاخص AMBI و BI در خورها و فصول مختلف وضعیت نامتعادل و رو به آلودگی را در اکثر خورها به استثنای خور درویش تعیین نموده اند وضعیت کیفی خورهای مورد مطالعه به استثنای خور درویش بر اساس مقادیر میانه شاخصهایEQR فوق در وضعیت متوسط کیفیت اکولوژیک با EQR حدود ۰/۷-۰/۵ قرار میگیرند.

جدول۱٦-۳ مقایسه مقادیرمیانگین شاخص AMBI و شاخص BI با EQR

	درویش	دورق	غزاله	غنام	زنگی	پاتیل	بیجد	احمدی
AMBI	۰/۹۲	۲/۱۸	۲/۳۳	۲/۲۶	۳/۲۲	۳/۱۷	۲/۴۹	۱/۴۸
BI	۱	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲
EQR-Biological indices	۰-۰/۵	۰-۰/۲۵	۰-۰/۲۵	۰-۰/۵	۰-۰/۲۵	۰-۰/۲۵	۰-۰/۵	۰-۰/۲۵
EQR- AMBI	۰-۹/۱	۰/۷-۰/۹	۰/۷-۰/۹	۰/۷-۰/۹	۰/۷-۰/۹	۰/۷-۰/۹	۰/۷-۰/۹	۰/۷-۰/۹

۵- ٤-۳- نتایج ارزیابی ریسک اکولوژیک

در این بخش طی چند مرحله متوالی فاکتورها ی سمیت (St) و خطر(Er) فلزات سنگین مختلف و شاخص خطر اکولوژیک برای خورهای مختلف محاسبه شده است. طبق موارد مذکور در مواد و روشها و با در نظر

گرفتن عوامل دخیل دردرجه سمیت فلزات در رسوبات در جدول۱۷-۳ فراوانی نسبی عناصر در محیطهای مختلف ، فاکتور ته نشینی (Sink factor) و در نهایت Sedimentological toxic factor برای هر فلز تعیین میگردد.

Hakanson(1980) مقادیر St محاسبه شده را با رعایت نسبت درجه سمیتشان بصورت واقعی تر تصحیح نمود بنظر ایشان فاصله کادمیم و جیوه زیاد بوده و فاکتور سمیت جیوه را از ۸۰ به ۴۰ کاهش داد. در مطالعه حاضرنیز نسبت بین سمیت جیوه و کادمیم بالاتر از سایر مطالعات بوده که بدلیل بالاتر بودن غلظت Background کادمیم محاسبه شده در منطقه مورد مطالعه نسبت به سایر مطالعات است.کرباسی (۱۳۷۹) غلظت طبیعی کادمیم را در رسوبات ۲/۷ اعلام نموده اند. در رسوبات بکر دریایی غلظت کادمیم ۰/۳ بوده و بر اساس این غلظت دامنه فاکتور آلودگی برای عنصر کادمیم در مطالعه حاضر (۲/۴ – ۱/۴۸) خواهد بود و سمیت آن ۴۰ و سومین عنصر از نظر فاکتور آلودگی پس از جیوه و روی خواهد بود. در جدول ۱۸-۳ مقادیر فاکتور مذکور برای فلزات سنگین مختلف در مطالعه حاضر و سایر مطالعات ارائه شده است.

جدول۱۷-۳ فراوانی فلزات سنگین(mg/kg) در سنگهای آذرین ، خاک ، جانوران خشکی،رسوبات دریایی و جانوران بنتیک (Mussel) و در آبهای دریایی(µg/L)
(Forstner, 1980; Bowen,1966;Sadiq,1992;Adriano,1986)

	سنگهای آذرین (Igneus rocks)	خاک (Soil)	آبهای دریایی (Sea water)	رسوبات دریایی (Marine sediment)	جانوران خشکی (Land animal)	جانوران بنتیک (Mussel)
(Cd)کادمیم	۰/۲	۰/۰۶	۰/۱۱	۰/۱۷	≤۰/۲	۲
(Co)کبالت	۲۵	۸	۰/۲۰	۱۴	≤۰/۵	--
(Cu)مس	۵۵	۲۰	۰/۲۵	۳۳	۲/۴	۱۰
(Hg)جیوه	۰/۰۸	۰/۰۳-۸	۰/۰۳	۰/۱۹	۰/۴۶	۰/۴
(Ni)نیکل	۷۵	۴۰	۰/۵۶	۵۲	۰/۸	۰/۳
(Pb)سرب	۱۲/۵	۱۰	۰/۰۲	۱۹	۲	۵
(Zn)روی	۷۰	۵۰	۴/۹	۴۷۰۰۰۰-۹*	۱۶۰	۱۰۰

*- از میانگین رسوبات دریایی (۹۵) برای عنصر روی استفاده شده است .

ادامه جدول۱۷-۳:

	فراوانی نسبی (سنگهای آذرین)	فراوانی نسبی (خاک)	فراوانی نسبی (آبهای دریایی)	فراوانی نسبی (رسوبات دریایی)	فراوانی نسبی (جانوران خشکی)	فراوانی نسبی (جانور بنتیک)	مجموع* فراوانیهای نسبی	Abundance Number**
(Cd)کادمیم	۳۷۵	۸۳۳/۳۳	۴۴/۵۴	۵۵۸/۸	۸۰۰	۵۰	۱۸۲۸/۳	۳۶۵/۶۶
(Co)کبالت	۳	۶/۲۵	۲۴۵	۶/۷۸۵	۳۲۰	----	۲۶۱/۰۴	۶۵/۲۶
(Cu)مس	۱/۳۷۵	۲/۵	۱۹/۶	۲/۸۷۸	۶۷	۱۰	۳۶/۳۵	۷/۲۷
(Hg) جیوه	۹۳۷/۵	۱۲۱/۰۵	۱۶۳/۳۳	۵۰۰	۳۴۸۰	۲۵۰	۱۹۷۲	۳۹۴/۴
(Ni) نیکل	۱	۱/۲۵	۸/۷۵	۱/۸۳	۲۰۰	۳۳۳/۳	۲۱۲/۸۳	۴۲/۵۷
(Pb)سرب	۶	۵	۱۶۳/۳	۵	۸۰	۲۰	۱۹۹/۳	۳۹/۸۶
(Zn)روی	۱/۰۷	۱	۱	۱	۱	۱	۵	۱

*- با حذف ماکزیمم مقدار برای هر عنصر (نشاندار شده)، مجموع پنج گروه فراوانی محاسبه شده است. در مورد عنصرکبالت بر اساس چهار گروه محاسبات انجام شده است.

**- از تقسیم مجموع فراوانی نسبی بر فراوانی عنصر روی محاسبه میشود.

	Background آبهای دریایی(µg/L)	Background رسوبات مطالعه حاضر(mg/kg)	* فاکتور ته نشینی (Sink actor)	فراوانی نسبی × فاکتور ته نشینی	** St مقادیر مطالعه حاضر	St value (Hakanson,1980)
(Cd)کادمیم	۰/۰۱	۲/۱۸	۴/۵۸۷	۱۶۷۷/۲۸	۱۹	۳۰
(Co)کبالت	۰/۰۱	۲۴	۰/۴۱۶	۲۷/۱۵	۲/۴	-
(Cu)مس	۰/۰۵	۱۷	۲/۹۴	۲۱/۳۷	۲/۱۴	۵
(Hg)جیوه	۰/۰۱	۰/۰۵	۲۰۰	۷۸۸۸۰	۱۳۰/۲۴	۸۰
(Ni)نیکل	۰/۱۳	۷۰	۱/۸۶	۷۹/۱۸	۴/۱۳	-
(Pb)سرب	۰/۰۲	۲۵	۰/۸	۳۱/۸۹	۲/۶۲	۵
(Zn)روی	۰/۲	۴۳	۴/۶۵	۴/۶۵	۱	۱

*- از تقسیم مقادیر Background فلزات در آبهای دریایی بر Background فلزات در رسوبات منطقه مورد مطالعه (حاضر) و حاصلضرب آن در ۱۰۰۰ محاسبه شده است .

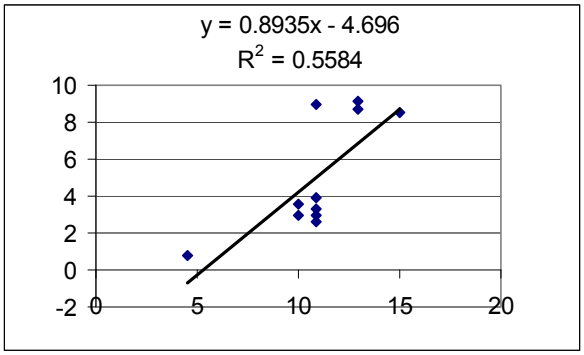
**- مقادیر ستون پنجم بر مقدار محاسبه شده برای عنصر روی(۴/۶۵)تقسیم شده سپس ریشه دوم گرفته شده و در نهایت گرد شده اند.

جدول۱۸-۳- مقادیر فاکتور سمیت St در مطالعات مختلف

فلزات سنگین	دریاچه های اروپا (Hakanson,1980)	خلیج ازمیر ترکیه (Aksu,1997)	سواحل خوزستان (مطالعه حاضر)
Hg	۴۰	۷۵	۸۰
Cd	۳۰	۴۰	۱۹
Pb	۵	۵	۵
Ni	-	-	۵
Cu	۵	۵	۵
Co	-	-	۱
Zn	۱	۱	۱

بر اساس این مقادیر، سمیت فلز جیوه ۸۰ برابر سمیت فلز روی است و فلزات مس ، نیکل و سرب در رسوبات دریایی سمیت مشابه ای را نشان میدهند.

پس از تعیین فاکتور St ، به منظور تعیین شاخص خطر نیازمند تعیین BPI یا شاخص تولید زیستی در منطقه مورد مطالعه هستیم. طبق روش متذکر شده در مواد و روشها ، با احتساب ۱۰ درصد مواد آلی در معادله خط رگرسیون بدست آمده بین دو متغیر میزان نیتروژن و درصد مواد آلی رسوبات ، تولید زیستی محاسبه میگردد.



شکل۳۷-۳ رابطه همبستگی بین درصد مواد آلی و میزان نیتروژن(mg/g) وزن خشکدررسوبات خوریات ماهشهر(۸۵-۱۳۸٤)

در معادله خط رگرسیون ، تولید زیستی۴/۲۳ تعیین شده است. با استفاده از جدول ۳-۲ در فصل مواد و روشها و رابطه بین فاکتور سمیت وتولید زیستی ، فاکتور Er که فاکتور خطر برای هر فلز است تعیین میگردد. در

جدول ۱۹-۳ مقادیر Er فلزات مختلف و RI که مجموع فاکتورهای فلزات مختلف است درخورهای مورد مطالعه محاسبه شده است.

طبق نتایج حاصل در جدول آخر، مقادیرRI محاسبه شده بر اساس فاکتور سمیت فلزات مختلف در مطالعه حاضر، وضعیت خطر اکولوژیک خورهای زنگی ، غزاله، غنام و احمدی را در وضعیت خطر بسیار شدید و خورهای بیحد ، درویش ، دورق و پاتیل را در سطح خطر شدید دسته بندی نموده است. در حالیکه بر اساس فاکتورهای سمیت ارائه شده توسط Hakanson (1980)، خورهای بیحد ، دورق ، پاتیل و درویش در سطح خطر اکولوژیک متوسط و خورهای غنام، زنگی ، غزاله و احمدی در سطح خطر اکولوژیک شدید دسته بندی میشوند.

جدول۳-۱۹- مقادیر فاکتور ریسک (Er-value) برای فلزات مختلف و شاخص ریسک اکولوژیک (RI-value) برای خورهای مورد مطالعه (۸۵-۱۳۸٤)

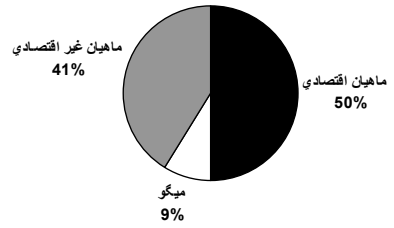
خورها BPI=4/23	Cd ۱۹St=	Co St=1	Hg St=80	Hg* St=40	Pb St=5	Ni St=5	Cu St=5	Zn St=1	RI= ∑Er	RI= ∑Er**
بیحد	٥	١	٢٧٣	١٣٨	٣	٧	٨	٢	٢٩٩	١٦٤
پاتیل	٥	١	٣٥٣	١٧٨	٣	٧	٨	٢	٣٧٩	٢٠٤
دورق	٥	١	٢٩٢	١٤٦	٤	٧	٩	٣	٣٢١	١٧٥
زنگی	٧	١	٤١٠	٢٠٥	٤	٩	٨	٣	٤٤٢	٢٣٧
غزاله	٥	١	٣٩١	١٩٥	٣	٦	٩	٢	٤١٧	٢٢١
غنام	٧	١	٥٨٠	٢٩٠	٤	٩	٩	٤	٦١٤	٣٢٤
احمدی	٥	١	٥١١	٢٥٥	٣	٨	٩	٢	٥٣٩	٢٨٣
درویش	٥	١	٣٦٧	١٨٣	٣	٩	٩	٢	٣٩٦	٢١٢

۵-۳- نتایج بخش ماهی شناسی

۱-۵-۳- شناسایی وتعداد گونه های آبزیان

در این بخش از مطالعه که با استفاده از ترال میگو در خوریات ماهشهر صورت گرفت ، درمجموع۳۴ گونه ماهی ومیگو شناسایی شدند ، تعداد کل افراد ۸۸۶۱عدد با وزن کل صید ۴۴۷ /۱۱۳کیلوگرم بود. این تعداد شامل ۲۶۷۳ عدد میگو و ۶۱۸۸عدد ماهی بوده است .

دربین۳۴ گونه شناسایی شده ۳ گونه میگو ازخانواده پنائیده شناسایی شده اند و ازمجموع ماهیان صید ضمنی ۱۷گونه از ۱۵ خانواده از ماهیان اقتصادی منطقه بوده و ۱۴گونه مابقی ماهیان غیر اقتصادی و دورریزبوده اند (جداول –و –). تعداد گونه های ماهیان اقتصادی ۵۰ درصد از این تعداد را شامل میشوند و دررتبه های بعدی ماهیان عیر اقتصادی با ۴۱ درصد ومیگوها با ۹ درصد قرار دارند(شکل ۳- ۳۹).



شکل- ۳-۳۹- درصد تعداد گروههای مختلف آبزیان در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

جدول۲۰-۳ - گونه های آبزی غیر اقتصادی شناسایی شده ودرصد وزن صید آنها از صید کل در کل خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

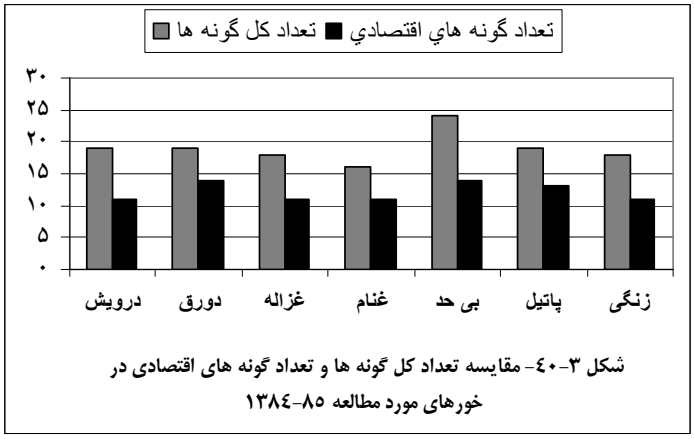
ردیف	نام فارسی گونه	نام خانواده	نام علمی	درصد وزن صید
۱	گربه ماهی بزرگ	Ariidae	*Arrius thalasinus*	۰/۰۱۵
۲	وزغ ماهی پهن	Batrachoididae	*Austrobatrachus dussumieri*	۰/۰۵
۳	شمسک کوچک	Clupeidae	*Ilisha melastoma*	۳/۰۱
۴	شیغ	Engraulidae	*Thrysa hamiltuni*	۶/۴۷
۵	گاوماهی	Gobidae	*Valencinnea persica*	۰/۱۹
۶	پنجزاری باله نارنجی	Leiognathidae	*Leiognathus bindus*	۳۹/۴۷
۷	بز ماهی تیره نوار	Mullidae	*Upenus tragula*	۰/۰۳
۸	مارماهی تیز دندان	Muraenosocidae	*Muraenosox cinerus*	۰/۰۵
۹	زروک	Scatophagidae	*Scatophagus argus*	۰/۰۵
۱۰	شورت	Sillaginidae	*Silago sihama*	۰/۷۹
۱۱	کریشو	Synodonthidae	*Saurida tumbil*	۰/۰۲
۱۲	بادکنک ماهی زیتونی	Tetraodonthida	*Chelonoden patoca*	۰/۰۲
۱۳	یال اسبی سربزرگ	Thrichiuridae	*Trichiurus lepturus*	۰/۰۱
۱۴	سه خاره پوزه کوتاه	Triacanthidae	*Triacanthus biaculeatus*	۰/۴۶

جدول۲۱-۳- گونه های آبزی اقتصادی شناسایی شده و درصد وزن صید آنها از صید کل در کل خورهای مورد مطالعه

ردیف	نام فارسی گونه	نام خانواده	نام علمی	درصد وزن صید
۱	کفشک چپ گرد	Bothidae	*Pseudochromus arsius*	۰/۰۸
۲	گیش میگویی	Carangidae	*Aleps djedaba*	۰/۰۱
۳	گواف رشته دار	Clupeidae	*Nematolusa nassus*	۰/۱۶
۴	کفشک زبان گاوی	Cynoglossidae	*Cynoglossus arel*	۰/۹۶
۵	حلوا سیاه	Carangidae	*Parastromateus niger*	۰/۰۲
۶	بیاه	Mugilidae	*Liza macrolepis*	۰/۱۲
۷	زمین کن معمولی	Platycephalidae	*Platycephalus indicus*	۰/۳۲
۸	راشگو ۶ رشته	Polynemidae	*Polynemus sextarius*	۰/۰۷
۹	سنگسر معمولی	Pomadasyidae	*Pomadasys kaakan*	۰/۳
۱۰	شوریده	Sciaenidae	*Otolithes ruber*	۰/۰۶
۱۱	شبه شوریده	Sciaenidae	*Johnius belangerii*	۲۱/۱۴
۱۲	هامور معمولی	Serranidae	*Epinephelus coioides*	۰/۰۶
۱۳	صافی	Carangidae	*Scomberoides commersonnianus*	۰/۰۱
۱۴	کفشک گرد	Solidae	*Euryglosa orientalis*	۰/۳۳
۱۵	کفشک ریز	Solidae	*Solea elongata*	۰/۱
۱۶	شانک باله زرد	Sparidae	*Acanthopagrus latus*	۱/۹
۱۷	حلوا سفید	Steromateidae	*Pampus argenteus*	۰/۰۲
۱۸	میگو ببری سبز	Peneidae	*Penaeus semisulcatus*	۱/۴۵
۱۹	میگو خنجری	Peneidae	*Parapenaeopsis stylifera*	۷/۱۱
۲۰	میگو سفید	Peneidae	*Metapenaeus affinis*	۱۳/۱۷

در شکل ۳-۴۰ تعداد کل گونه های شناسایی شده و گونه های اقتصادی خورهای مورد مطالعه نمایش داده شده است. خور بی حد با داشتن ۲۴ گونه آبزی بیشترین تعداد گونه را داراست و همین خور به همراه خور دورق با ۱۴ گونه آبزی اقتصادی بیشترین تعداد این گونه هارا در طول دوره دارا میباشند. خور غنام با ۱۶ گونه دارای کمترین تعداد گونه دربین ۷خورمورد بررسی بوده است. خورهای غنام ، درویش وزنگی با وجود۱۱گونه اقتصادی کمترین تعداد گونه های اقتصادی را دارا بودند(جدول۲۲-۳).

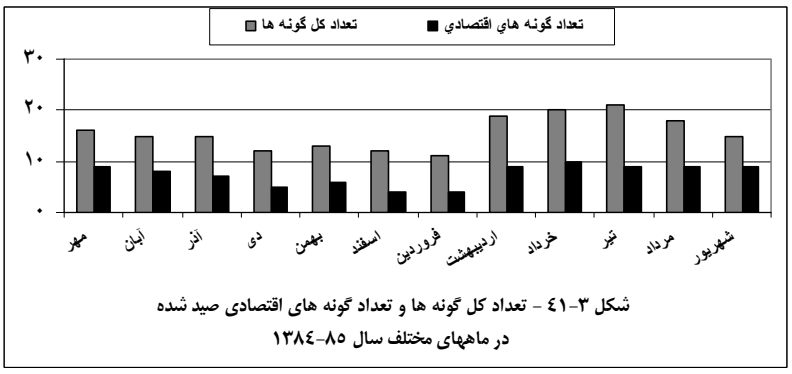
گونه های *Johnius belangerii*،*Acanthopagrus latus*،*Cynoglossus arel*، *Euryglosa orientalis*، *Plathycephalus indicus*، *Metapenaeus affinis*، *Parapenaeopsis stylifera* و *Penaeus semisulcatus* گونه های مشترک وغالب در تمام خوریات بودند.



شکل ۳-٤۰- مقایسه تعداد کل گونه ها و تعداد گونه های اقتصادی در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

از بین ماهیان اقتصادی: شبه شوریده (*Johnius belangerii*)، کفشک زیان گاوی (*Cynoglossus arel*)، شوریده (*Otolithes ruber*)، کفشک گرد (*Euryglosa orientalis*)، زمین کن *Platycephalus indicus*، *وبیاه* (*Liza macrolepis*) در تمام فصول مورد بررسی حضور داشته اند و سایر گونه ها در ۱تا۳ فصل مشاهده شده اند، ۳گونه میگو شناسایی شده در تمام فصلها مشاهده شده اند.

روند تغییرات ماهانه تعداد گونه های شناسایی شده درطول سال مطالعه در شکل ۳-۴۱ نمایش داده شده است. بیشترین تعداد گونه ها درتیر ماه با حضور ۲۱گونه وکمترین تعداد درفروردین ماه با۱۱گونه مشاهده شده است از نظر تعداد گونه های اقتصادی در طول ماههای مورد مطالعه بیشترین تعداد گونه را در خرداد ماه با۱۳ گونه وکمترین تعداد رادر فروردین واسفند با ۶ گونه شاهد بودیم. تعداد گونه های آبزیان اقتصادی شناسایی شده از مهرماه تا فروردین با یک روند کاهشی روبرو است سپس تا خرداد ماه تعداد گونه ها بطرز قابل توجهی بالا رفته و مجددا با کاهش تعداد گونه ها روبرو شده ایم.



شکل ۳-٤۱ - تعداد کل گونه ها و تعداد گونه های اقتصادی صید شده در ماههای مختلف سال ۸۵-۱۳۸٤

در جدول ۲۳-۳ ، نمایی کلی از تعداد گونه ها و وزن کل آبزیان صید شده در ماههای مختلف سال ارائه شده است. بر اساس این جدول در ماههای مهر، آذر، دی، اردیبهشت تا مرداد هر ۳ گونه میگو در خوریات حضور داشته اند. بیشترین تعداد ماهیان اقتصادی در خرداد ماه با ۱۰گونه ماهی به ثبت رسیده است. از نظر تعداد گونه همانطور که در جدول مشاهده میشود. بیشترین تعداد گونه ها در تابستان و پاییز و کمترین تعداد گونه در فصل زمستان مشاهده شده است.

جدول ۲۲ -۳- مقایسه فراوانی کل آبزیان صید شده در خورهای مورد مطالعه از مهر ۱۳۸٤ تا شهریور۱۳۸۵

	کل گونه ها			ماهیان اقتصادی			ماهیان غیر اقتصادی			میگو		
	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)
دوریش	۱۵۵۰	۱۹	۲۸/۰۴۲	۷۰۶	۸	۱۹/۳۲۹	۵۷۶	۸	۶/۸۴۰	۲۶۸	۳	۱/۸۷۲
دورق	۸۷۱	۱۹	۷/۸۲۳	۱۱۵	۱۱	۴/۳۸۴	۵۸۲	۵	۲/۶۸۴	۱۷۴	۳	۰/۷۵۳
غزاله	۱۶۵۰	۱۸	۱۸/۴۴۸	۲۸۸	۹	۶/۲۴۲	۴۰۷	۶	۴/۲۲۸	۹۵۵	۳	۷/۹۷۷
غنام	۱۰۰۶	۱۶	۱۱/۳۵۰	۹۴	۸	۴/۱۸۸	۵۸۲	۵	۵/۵۱۴	۳۳۰	۳	۱/۶۴۷
بی حد	۱۴۵۰	۲۴	۱۹/۴۴۵	۱۲۲	۱۱	۴/۹۴۴	۱۱۳۰	۱۰	۱۰/۸۴۲	۱۹۸	۳	۳/۶۵۸
پاتیل	۱۳۴۵	۱۹	۱۷/۷۴۸	۱۹۵	۱۰	۵/۱۵۸	۹۲۵	۶	۳/۴۳۳	۲۲۳	۳	۱/۳۸۰
زنگی	۹۸۹	۱۸	۱۰/۵۸۸	۱۶۲	۸	۵/۹۰۸	۳۰۴	۷	۱۰/۴۵۹	۵۲۳	۳	۱/۹۹۶
مجموع	۸۸۶۱	۳۴	۱۱۳/۴۴۷	۱۶۸۲	۱۷	۵۰/۱۵۷	۴۵۰۶	۱۴	۴۴/۰۰۳	۲۶۷۳	۳	۱۹/۲۸۶

جدول۳ ۲-۳- مقایسه تعداد و وزن کل (kg) آبزیان صید شده در ماههای مختلف درخورهای مورد مطالعه۸۵-۱۳۸٤

	کل گونه ها			ماهیان اقتصادی			ماهیان غیر اقتصادی			میگو		
	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)	تعداد کل	تعداد گونه	وزن کل (kg)
دوریش	۱۵۵۰	۱۹	۲۸/۰۴۲	۷۰۶	۸	۱۹/۳۲۹	۵۷۶	۸	۶/۸۴۰	۲۶۸	۳	۱/۸۷۲
دورق	۸۷۱	۱۹	۷/۸۲۳	۱۱۵	۱۱	۴/۳۸۴	۵۸۲	۵	۲/۶۸۴	۱۷۴	۳	۰/۷۵۳
غزاله	۱۶۵۰	۱۸	۱۸/۴۴۸	۲۸۸	۹	۶/۲۴۲	۴۰۷	۶	۴/۲۲۸	۹۵۵	۳	۷/۹۷۷
غنام	۱۰۰۶	۱۶	۱۱/۳۵۰	۹۴	۸	۴/۱۸۸	۵۸۲	۵	۵/۵۱۴	۳۳۰	۳	۱/۶۴۷
بی حد	۱۴۵۰	۲۴	۱۹/۴۴۵	۱۲۲	۱۱	۴/۹۴۴	۱۱۳۰	۱۰	۱۰/۸۴۲	۱۹۸	۳	۳/۶۵۸
پاتیل	۱۳۴۵	۱۹	۱۷/۷۴۸	۱۹۵	۱۰	۵/۱۵۸	۹۲۵	۶	۳/۴۳۳	۲۲۳	۳	۱/۳۸۰
زنگی	۹۸۹	۱۸	۱۰/۵۸۸	۱۶۲	۸	۵/۹۰۸	۳۰۴	۷	۱۰/۴۵۹	۵۲۳	۳	۱/۹۹۶
مجموع	۸۸۶۱	۳۴	۱۱۳/۴۴۷	۱۶۸۲	۱۷	۵۰/۱۵۷	۴۵۰۶	۱۴	۴۴/۰۰۳	۲۶۷۳	۳	۱۹/۲۸۶

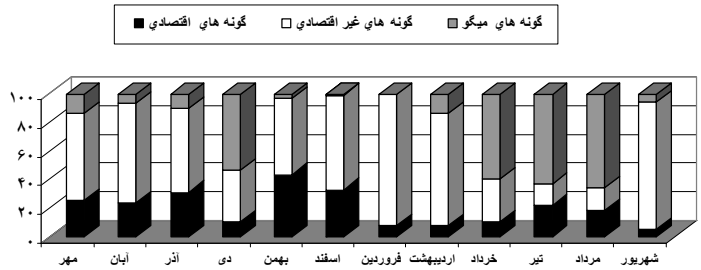
۲-۵-۳- فراوانی آبزیان صید شده

از نظر فراوانی، از بین کل افراد صید شده ۳۰ درصد را میگوها و ۷۰ درصد را ماهیان اشغال کرده اند. و ازبین صید کل آبزیان اقتصادی ۶۳ درصد را میگوها و۳۷ درصد را ماهیان اقتصادی تشکیل داده اند . درمیان ۳۴ گونه شناسایی شده ، بیشترین فراوانی متعلق به گونه پنجزاری باله نارنجی(*Leiognathus bindus*)با ۳۲۵۱ قطعه (۴۳/۵۱ درصد از فراوانی کل گونه ها)می باشد . در رتبه دوم گونه شبه شوریده (*Johnius belangerii*) با فراوانی ۱۲۵۹ عدد که ۱۵/۵۶ درصد از فراوانی کل گونه ها را دارا می باشد. از بین کل میگوها ، میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) از نظر فراوانی بعد از پنجزاری وشبه شوریده قرار دارد که ۹/۲۱ درصد از درصد فراوانی کل آبزیان شناسایی شده را اشغال کرده است.

درموردترکیب صیدگونه های اقتصادی شناسایی شده در ترال کف، از بین ۲۰ گونه آبزی، فراوانترین گونه ها بترتیب شامل شبه شوریده (۳۵/۵۳ درصد)، میگوی سفید (۳۲/۴۷ درصد) ودر رتبه سوم میگوی خنجری (۱۴/۶۷ درصد) از فراوانی کل گونه های اقتصادی میباشد.

بیشترین تعداد کل گونه ها با ۲۷۸۳عدد در فصل تابستان وکمترین آن با۹۹۱ عدد در زمستان مشاهده شده است. با توجه به جدول ۳- ۲۳ در می یابیم که بیشترین تعداد کل گونه های شناسایی شده در تیر ماه با ۱۳۹۱ قطعه آبزی و بهمن ماه دارای کمترین تعداد با ۲۵۱ نمونه می باشد. گونه های اقتصادی بیشترین و کمترین تعداد را بترتیب در ماههای تیر(۱۱۸۳) و شهریور(۵۵) داشته اند . درمورد میگوبیشترین فراوانی در ماه تیر با ۸۷۰ میگو (۶۲/۵ درصد از صید کل همین ماه) وکمترین فراوانی در ماه اسفند با ۳ عدد میگو می باشد ، که ۰/۸۲ درصد از تعداد کل آبزیان در همین ماه است .

در ماههای مختلف بیشترین درصد فراوانی ماهیان غیر اقتصادی در فروردین (۹۱/۱۸٪ از فراوانی کل گونه ها در همین ماه) میباشد. در مورد ماهیان اقتصادی حداکثر درصد فراوانی آنهادر بهمن ماه (۴۳/۸۲ ٪ از فراوانی کل گونه ها در همین ماه) میباشد. میگوهادرمرداد ماه(۶۵/۱۶ ٪از فراوانی کل درهمین ماه)، حداکثر درصد فراوانی خودرا در طول مطالعه داشته اند(شکل ۳-۴۲).

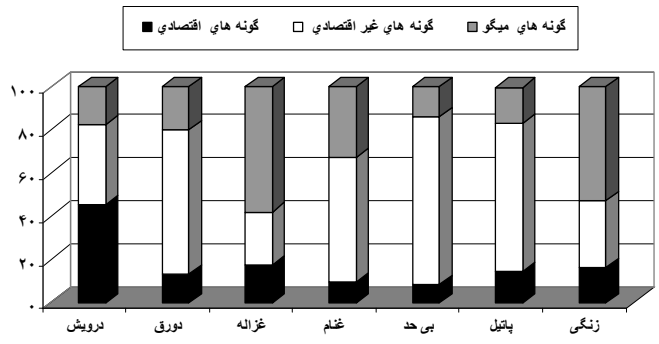


شکل ۳-۴۲- درصد فراوانی گروههای مختلف آبزیان صید شده در ماههای مختلف در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

از بین فراوانی کل میگوها ، میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) ۳۲/۴۷٪ ، میگوی خنجری (*Parapenaeopsis stylifera*) ۵۳/۱۷ ٪ و میگوی ببری سبز (*Penaeus semisulcatus*) ۳/۵۶ ٪از فراوانی کل میگوها را شامل میشوند. نتایج آنالیز واریانس یکطرفه اختلاف معنی داری را بین فراوانی ماهانه کل گونه ها نشان نمیدهد ($df=11, f=1/25$ و $p>0.05$). از طرف دیگر بین وزن صید آبزیان شناسایی شده در ماههای مختلف نیز اختلاف معنی داری وجود نداشت ($df= 11, f=1/052$ و $p > 0.05$).

اگر چه نتایج آنالیز واریانس یکطرفه بر اساس فراوانی گونه های اقتصادی در ماههای مختلف اختلاف معنی دار را نشان میدهد ($df=11, f=2/03$, $p<0.05$). اما وزن صید گونه های اقتصادی شناسایی شده در ماههای مختلف اختلاف معنی داری را نشان نمیدهد($df=11, f= 1/61$ و $p < 0.05$).

طبق جدول ۲۲- ۳ و شکل۳-۴۳ بالاترین میزان فراوانی در خور غزاله با ۱۶۵۰ قطعه و کمترین فراوانی در خور زنگی با ۹۸۹ ماهی ومیگو مشاهده شد . خور درویش با دارا بودن ۷۰۶ عدد ماهی اقتصادی ، بیشترین فراوانی این گروه را با ۴۵/۵۵٪ از تعداد کل آبزیان همین خور را شامل میشوند و کمترین تعداد ماهیان اقتصادی در خور غنام با فراوانی ۹۴ قطعه ماهی می باشد که ۹/۳۴ درصد از فراوانی کل آبزیان این خور است. درمورد میگوها ، بیشترین فراوانی آنها در خور غزاله با ۹۵۵ میگو(۸۸ /۵۷٪ از تعداد کل گونه ها در همین خور) مشاهده شده است . خور دورق کمترین فراوانی میگوها را با ۱۷۵میگو (۵۲/۸۸ ٪ از فراوانی کل آبزیان درخور دورق) شامل میشود.



شکل ۳-۴۳ - درصد فراوانی گروههای مختلف آبزیان صید شده در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

نتایج آنالیز واریانس یکطرفه اختلاف معنی داری را بین فراوانی کل گونه ها در خورهای مطالعه شده نشان نمیدهد ($p>0.05$ و $df=6, f=0/873$). در حالیکه بین وزن صید آبزیان شناسایی شده در خورهای مطالعه شده اختلاف معنی داری وجود دارد ($p < 0.05$ و $df= 6, f = 2/769$).

اگر چه نتایج آنالیز واریانس یکطرفه بر اساس فراوانی کل گونه های اقتصادی در خورهای مورد مطالعه اختلاف معنی دار را نشان نمیدهد ($df=6, f=1/358$, $p>0.05$). اما وزن صید گونه های اقتصادی شناسایی شده در خورهای مختلف اختلاف معنی داری را نشان میدهد($p < 0.05$ و $df=6, f= 3/461$).

۳-۵-۳- وزن صید

وزن کل صید بدست آمده با ترال کفی دراین مطالعه ۱۱۳/۴ کیلوگرم بود ، که ۶۱ درصد آن را آبزیان اقتصادی (با وزن کل ۶۹/۴ کیلوگرم) و ۳۹ درصدآن را آبزیان غیر اقتصادی (با وزن کل ۴۴ کیلوگرم)شامل شده اند. درصد وزن صید میگو از مجموع گونه های اقتصادی حدود ۱۷ درصدبوده است . در جدول۲۴-۳ وزن گونه های اقتصادی(ماهی و میگو) و وزن گونه های غیر اقتصادی در خورهای مختلف ارائه شده است . خور درویش بیشترین وزن صید کل و بیشترین وزن صید گونه های اقتصادی را داشته و خور های غنام و دورق کمترین وزن صید را در این گروه داشته اند. در جدول۲۵-۳ وزن صید گروههای مختلف در ماههای مختلف ارائه شده است. بر اساس نتایج جدول بیشترین وزن صید کل گونه ها و وزن صید گونه های اقتصادی در تیرماه مشاهده شده است.

جدول۲٤-۳- مقایسه وزن صید آبزیان مختلف (kg) در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

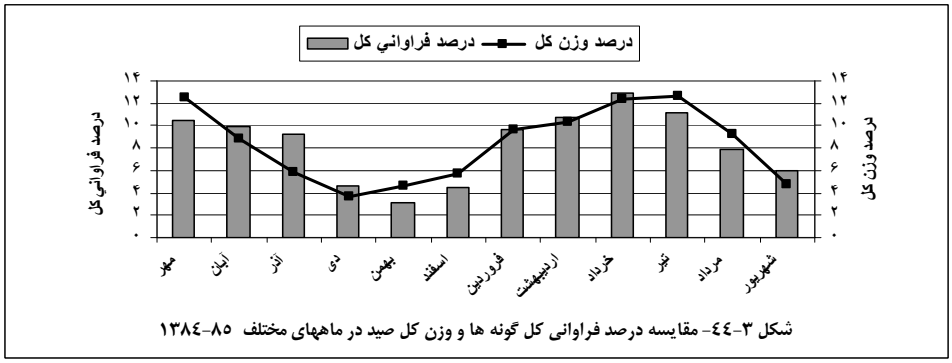
نام خور	کل آبزیان	گونه های اقتصادی	گونه های غیر اقتصادی
دوریش	۲۸/۰۴۳	۲۱/۲۰	۶/۸۴۳
دورق	۷/۸۲۳	۵/۱۰	۲/۶۸۴
غزاله	۱۸/۴۴۹	۱۴/۲۲	۴/۲۲۸
غنام	۱۱/۳۵۰	۵/۸۴۴	۵/۵۱۴
بی حد	۱۹/۴۴۶	۸/۶۰	۱۰/۸۴۲
پاتیل	۱۷/۷۴۸	۷/۲۹	۱۰/۴۵۹
زنگی	۱۰/۵۸۸	۷/۱۵	۳/۴۳۳
مجموع	۱۱۳/۴۴۷	۶۹/۴۴۳	۴۴/۰۰۳

جدول۲۵-۳ - مقایسه وزن صید آبزیان مختلف(kg) درماههای مختلف در خورهای ماهشهر ۸۵-۱۳۸٤

ماه	وزن صیدکل آبزیان	گونه های اقتصادی	گونه های غیر اقتصادی
مهر	۱۴/۱۷۱	۹/۴۷۳	۴/۶۹۸
آبان	۹/۹۴۹	۷/۱۲۳	۲/۸۲۴
آذر	۶/۵۷۲	۴/۲۹۹	۲/۲۷۴
دی	۴/۲۲۵	۲/۴۲۷	۱/۷۹۷
بهمن	۵/۲۶۷	۳/۳۷۸	۱/۸۸۸
اسفند	۶/۴۴۷	۳/۵۹	۲/۸۵۵
فروردین	۱۰/۹۴۷	۳/۰۱۱	۷/۹۳۵
اردیبهشت	۱۱/۶۴۵	۴/۶۱۸	۷/۰۲۷
خرداد	۱۴/۰۴۵	۸/۹۶۸	۵/۰۷۷
تیر	۱۴/۳۴۳	۱۱/۶۱۷	۲/۷۲۵
مرداد	۱۰/۴۷۲	۸/۴۹۱	۱/۹۸۱
شهریور	۵/۳۵۷	۲/۴۳۹	۲/۹۱۸

شکل ۳-۴۴ رابطه بین درصد فراوانی و وزن کل گونه ها را در ماههای مورد مطالعه نشان میدهد. بیشترین وزن صید بدست آمده در تیر ماه با kg ۱۴/۳۴۳وکمترین وزن صید دردی ماه kg ۴/۲۲۵ می باشند. روند تغییرات ماهانه وزن صید بدین صورت است که ، وزن صید از مهر تا بهمن با یک سیر نزولی روبرو است ، که مشابه روند تغییرات فراوانی گونه هاست . سپس از بهمن تا تیر روند تغییرات بصورت افزایشی است که با کمی اختلاف با

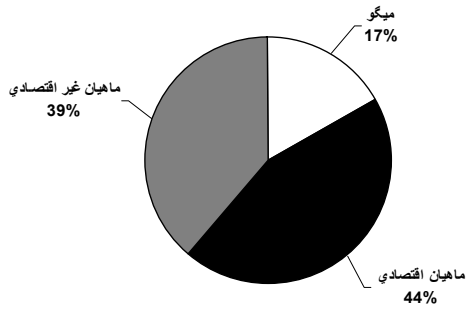
سیر صعودی در تعداد کل گونه ها نزدیک است ، و از تیر ماه تا پایان فصل تابستان وزن صید و فراوانی کل آبزیان هر دو کاهش می یابند.



شکل ۳-٤٤- مقایسه درصد فراوانی کل گونه ها و وزن کل صید در ماههای مختلف ۸۵-۱۳۸٤

٤-۵-۳- تخمین CPUA

درصد CPUA گروههای مختلف آبزیان شناسایی شده درشکل ۳-۴۵ نمایش داده شده است



شکل۳-٤۵- درصد CPUA گروههای مختلف آبزیان در خورهای مورد مطالعه ۸۵-۱۳۸٤

درصد CPUA ماهیان اقتصادی، ماهیان غیر اقتصادی و میگو بترتیب ۴۴ ، ۳۹ و ۲۷ درصد بوده است.جداول ۲۶- ۳ و۲۷-۳ بترتیب CPUA محاسبه شده برای خورهای مطالعه شده و ماههای مختلف را نشان میدهند. براساس نتایج این جداول خور درویش بیشترین میزان این فاکتور را درحد kg/nm^2 ۹۱۷/۷۹ وخور دورق کمترین CPUA را به میزان kg/nm^2 ۲۴۶/۹۷ دارا می باشند. بیشترین و کمترین مقادیر CPUA بترتیب در تیر ماه($kg/nm^2$۱۰۶۵/۷۸)ودی ماه (kg/nm^2 ۱۳۳ /۵)می باشند.

جدول ۲۶-۳ - مقادیر CPUA کل گونه هادر خورهای مورد مطالعه

نام خور	درویش	دورق	غزاله	غنام	بی حد	پاتیل	زنگی
تعداد کل افراد	۱۵۵۰	۸۷۱	۱۶۵۰	۱۰۰۶	۱۴۵۰	۱۳۴۵	۹۸۹
(CPUA kg/nm^2)	۹۱۷/۷۹	۲۴۶/۹۷	۵۱۵/۳۲	۲۸۱/۸۸	۴۴۸/۰۲۱	۲۹۰/۳۵	۳۲۶/۶۶

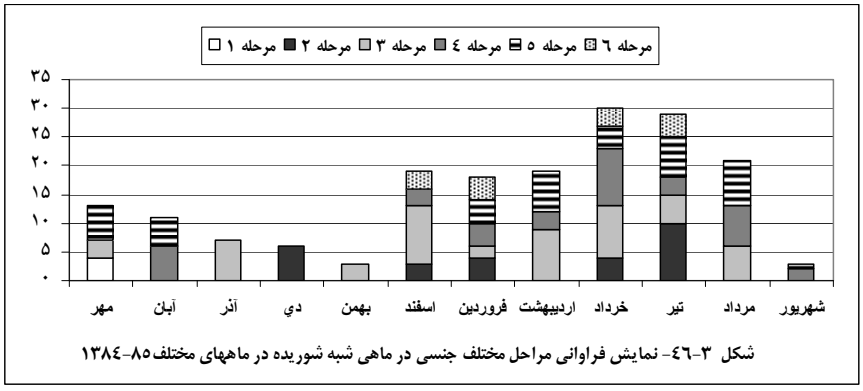
جدول۲۷-۳- مقادیر CPUA کل گونه ها در ماههای مختلف در خورهای ماهشهر۸۵-۱۳۸۴

ماه	مهر(۱۳۸۴)	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
CPUA (kg/nm^2)	۸۶۹/۳۸	۷۵۳/۷۱	۴۴۷/۰۷	۲۳۲/۱۴	۳۷۶/۲۱	۲۵۹/۹۶
ماه	فروردین(۱۳۸۵)	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
CPUA (kg/nm^2)	۶۴۳/۹۴	۶۸۰/۹۹	۸۷۷/۸۱	۱۳۱۵/۸۷	۸۹۵/۰۴	۵۰۰/۶۵

نتایج آنالیز واریانس یکطرفه براساس مقادیر CPUA نشان میدهد که مقادیر CPUA کل گونه ها در خورهای مختلف اختلاف معنی داری را نشان میدهد($df= 6, f= 2/77, p<0/05$)در حالیکه بر اساس CPUA گونه های اقتصادی اختلاف معنی داری را در بین خورهای مختلف نشان نداده است ($df= 6, f=1/375, p>0/05$).

۵-۵-۳- رسیدگی جنسی و فراوانی طولی آبزیان صید شده

در بین ماهیان اقتصادی شناسایی شده تنها گونه شبه شوریده با مراحل مختلف رسیدگی جنسی در خورهای مورد مطالعه حضور داشته و تعداد بسیار اندکی از سایر گونه ها به سایز بلوغ رسیده بودند و در صورت وجود گونه های بالغ ، در مراحل پایین رسیدگی جنسی بودند. لذا در اینجا فقط به ارائه اطلاعات رسیدگی جنسی ماهی شبه شوریده بعنوان فراوانترین گونه ماهی درصید ترال پرداخته شده است.در شکل۳-۴۶ فراوانی مراحل مختلف رسیدگی جنسی در ماهی شبه شوریده در ماههای مختلف نمایش داده شده است.

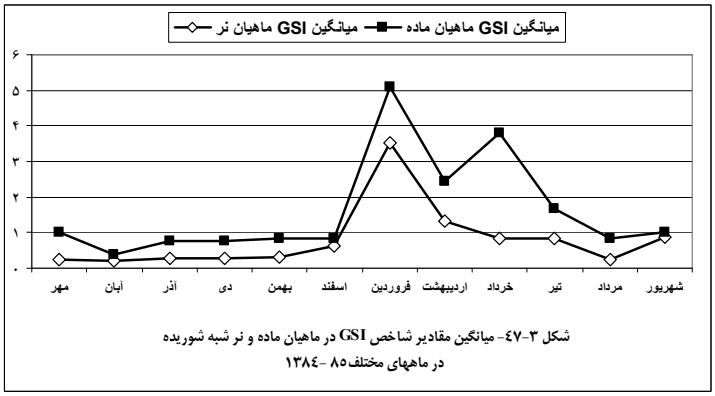


شکل ۳-٤٦- نمایش فراوانی مراحل مختلف جنسی در ماهی شبه شوریده در ماههای مختلف۸۵-۱۳۸٤

غدد جنسی ماهیان ماده شبه شوریده در مهر ماه(۱۳۸۴) اکثرا در مرحله ۵ رسیدگی جنسی بودند (در حال تخمریزی) ودر آبان ماه اکثرا در مرحله ۴ وتعداد اندکی در مرحله ۵ بوده اند. درفروردین(۱۳۸۵) بیشتر ماهیان ماده وارد مرحله ۶ شدهاند. درتیر ماه اغلب غدد جنسی ماده ها مرحله۲و۳ را نشان دادند وتعداد اندکی از ماهیان ماده در مرحله ۵و۶ بودند.

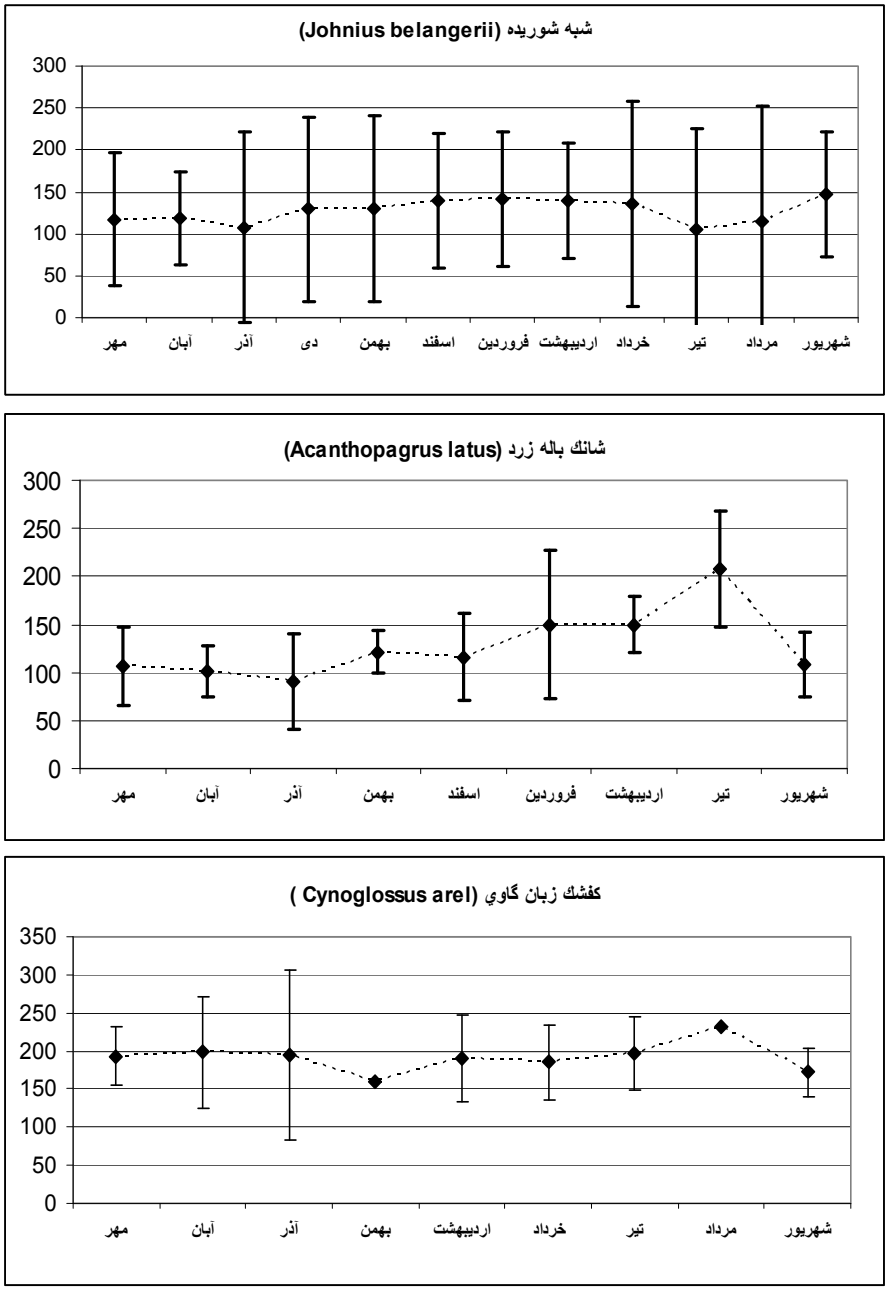
در مورد ماهیان نر شبه شوریده روند تغییرات غدد جنسی بدین صورت بود که در مهر ماه تمام ماهیان نر در انتهای مرحله ۱ وابتدای مرحله ۲بودند . در ماههای بهمن واسفند غدد جنسی ماهیان نر اکثرا در انتهای مرحله۳ و ۴ ، در فروردین در مرحله ۵ ودر حال تخمریزی بودند . در اردیبشهت در مرحله ۶ وتخمریزی کرده بودند . با توجه به نتایج فوق فصل مهم در تخمریزی این گونه از اسفند تا مرداد رخ داده است.

روند تغییرات ماهانه GSI در ماهیان نر و ماده شبه شوریده(***Johnius belangerii***) مشابه بوده و همانگونه که در شکل ۳-۴۷ نمایش داده شده است از مهر۸۴ تا فرودین ۸۵روند افزایشی داشته و حداکثر این فاکتور را در فروردین نشان میدهد (در نمونه های نر ۳/۵۴۰ و در نمونه های ماده ۵/۰۸۸)، مجددا تا مرداد میزان GSI کاهش می یابد .کمترین میزان GSI در آبان ماه بدست آمده است(در نمونه های نر ۰/۲۱ و در نمونه های ماده ۰/۳۸۸).

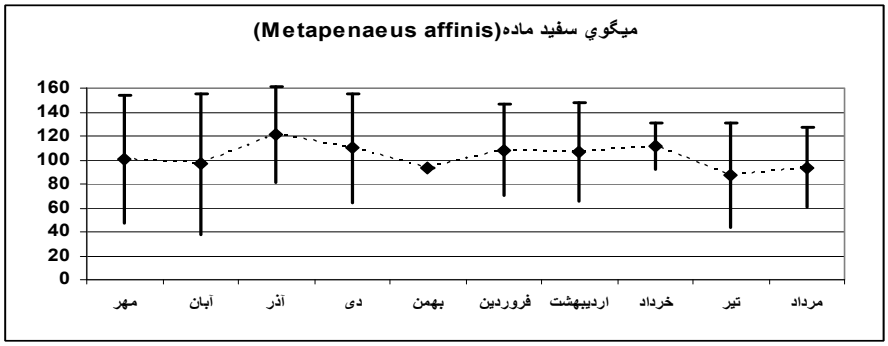


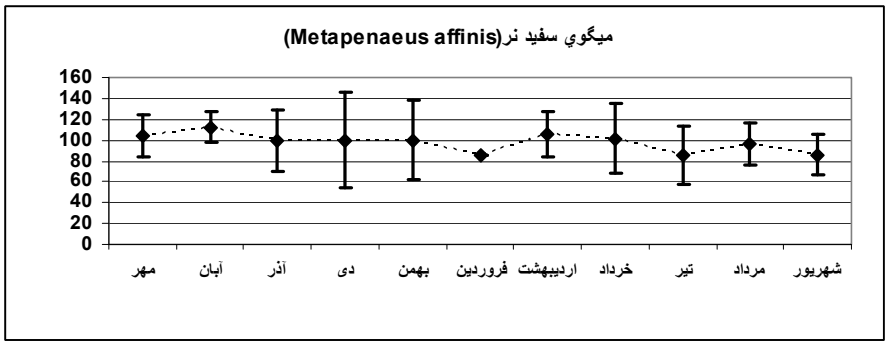
شکل ۳-٤۷- میانگین مقادیر شاخص GSI در ماهیان ماده و نر شبه شوریده
در ماههای مختلف۸۵ -۱۳۸٤

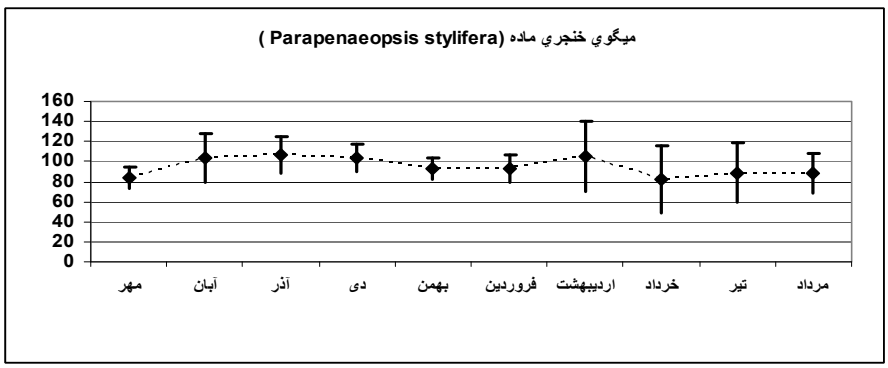
در اشکال ۳-۴۸ و ۳-۴۹ میانگین طول و انحراف معیار گونه های شبه شوریده (*Johnius belangerii*) ، شانک باله زرد (*Acanthopagrus latus*) ، کفشک زبان گاوی (*Cynoglossus arel*) ،میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*) ومیگوی خنجری (*Parapenaeopsis stylifera*) ، که فراوانتر از سایر گونه ها بوده اند و از اهمیت اقتصادی بیشتری در صید و صیادی منطقه دارند در ماههای حضورشان ارائه شده است.

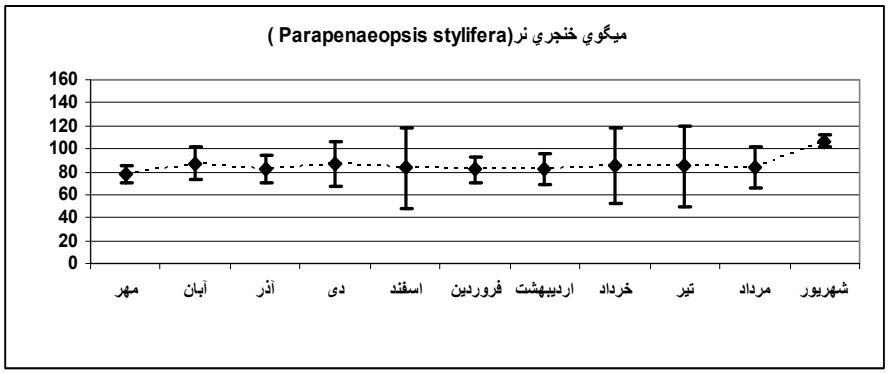


شکل۴۸-۳- میانگین طول و انحراف معیار سه گونه ماهی شبه شوریده ، شانک باله زرد و کفشک زبان گاوی درماههای مختلف ۸۵-۱۳۸۴









شکل ۴۹-۳- میانگین طول و انحراف معیار گونه های میگوی سفید و خنجری در ماههای مختلف ۸۵-۱۳۸۴

در ماهی شبه شوریده (*Johnius belangerri*) که در تمامی ماههای سال حضور داشته است بیشترین طول درمرداد ماه(۲۴۵ میلیمتر) و کمترین طول در تیر ماه (۳۶ میلیمتر) مشاهده شده است .اگرچه میانگین ماههای مختلف بسیار نزدیک است اما بیشترین دامنه طولی در ماههای مرداد ، تیر و خرداد حضور داشته است.

ماهی شانک زرد باله(*Acanthopagrus latus*) در تمامی ماههای سال بجز دی، خرداد و مرداد حضور داشته است. دامنه طولی این ماهی (۲۰۷/۵ -۹۰)میلیمتر بوده که بیشترین و کمترین طول را بترتیب در تیر ماه و آذرماه داشته است . بیشترین دامنه طولی در ماه فروردین و کمترین دامنه طولی را در ماه بهمن مشاهده شده است.

ماهی کفشک زبان گاوی(*Cynoglossus arel*) در ماههای فصل زمستان حضور نداشته است (فقط یک نمونه ۱۶۰میلیمتری در بهمن ماه).این ماهی دارای دامنه طولی (۲۳۲-۱۶۰) میلیمتر بوده است که بیشترین وکمترین طول در تنها نمونه موجود از این گونه بترتیب در ماههای مرداد و بهمن بوده است . بیشترین دامنه طولی این ماهی در ماه آذر مشاهده شده است.

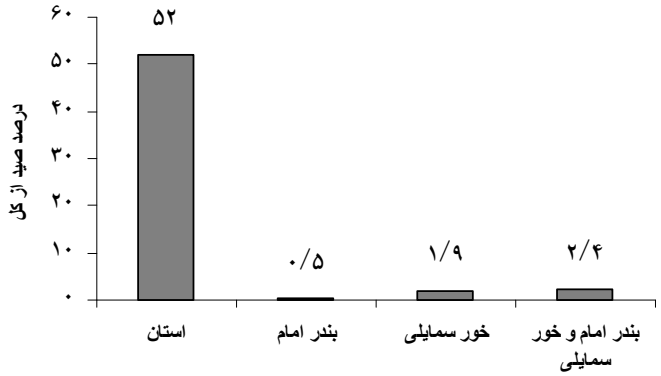
میگوی سفید (*Metapenaeus affinis*)که بجز ماههای بهمن و اسفند در سایر ماههای سال حضور داشته اند(در ماه بهمن فقط یک نمونه). دامنه طولی این گونه در نمونه های ماده (۱۲۱-۸۷) میلیمتر بوده که بیشترین طول را در ماه آذر و کمترین را درتیر ماه داشته است . دامنه طولی نمونه های نر این گونه (۱۱۲- ۸۵) میلیمتر بوده که بیشترن طول در ماه آبان و کمترین طول در ماه فروردین و تیر مشاهده شده است. بیشترین دامنه طولی نمونه های ماده و نر این گونه بترتیب در ماههای آبان و دی حضور داشته اند.

میگوی خنجری (*Parapenaeopsis stylifera*) بجز ماههای بهمن (در نمونه های نر)و اسفند (در نمونه های ماده) در سایر ماههای سال حضور داشته اند. دامنه طولی این گونه در نمونه های ماده (۱۰۷-۸۲) میلیمتر بوده که بیشترین طول را در ماه آذر و کمترین طول را درخرداد ماه داشته است . دامنه طولی نمونه های نر این گونه (۱۰۶-۷۷/۵) میلیمتر بوده که بیشترن طول در ماه شهریور و کمترین طول در ماه مهر مشاهده شده است. بیشترین دامنه طولی نمونه های ماده و نر این گونه بترتیب در ماههای خرداد-تیر و اسفند حضور داشته اند.

٦-٥-٣- بررسی وضعیت صید و صیادی در منطقه خوریات ماهشهر و بندر امام

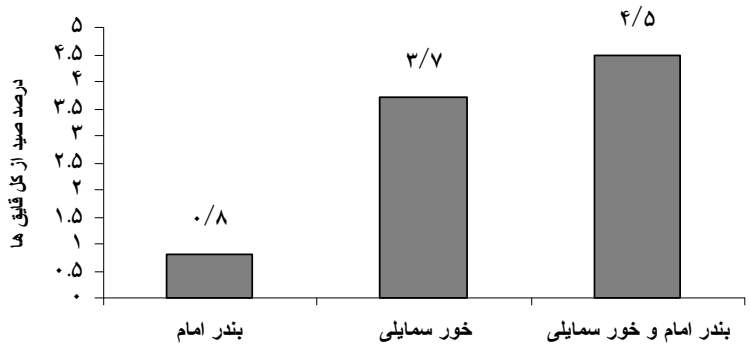
الف - میزان صید در منطقه

میزان صید تخلیه شده توسط قایق ها در استان در حدود ۱۳۸۳۴ تن و در اسکله های بندر امام و خور سمایلی توسط قایق ها در حدود ۶۲۴ تن می باشد که از این میزان ۵۰۹ تن در خور سمایلی و ۱۱۵ تن در اسکله بندر امام تخلیه گردیده است. صید تخلیه شده توسط قایق ها در استان در حدود ۵۲ درصد صید کل بوده و در خور سمایلی در حدود ۱/۹ درصد و بندر امام در حدود ۰/۵ درصد صید استان را تشکیل می دهند. که در مجموع ۲/۴ درصد از صید کل در استان را به خود اختصاص می دهند (شکل ۵۰-۳).



شکل ۵۰-۳- درصد صید قایق ها نسبت به کل صید استان در سال ۸۵

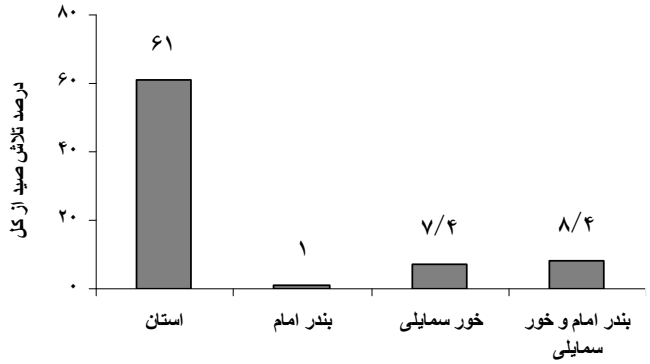
میزان صید قایق ها در خوریات ۴/۵ درصد از کل صید قایق ها در استان می باشد. خور سمایلی و بندر امام به ترتیب ۳/۷ و ۰/۸ درصد می باشند (شکل ۵۱-۳).



شکل ۵۱-۳- درصد صید قایق ها در منطقه خوریات نسبت به کل صید قایق ها دراستان در سال ۸۵

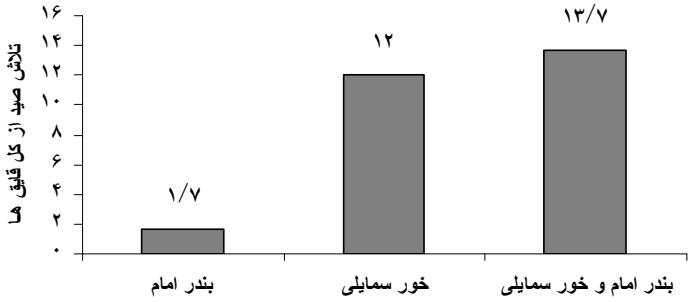
ب- تلاش صید در منطقه

میزان تلاش ثبت شده جهت قایق های صیادی درکل استان ۱۳۸۹۸۷ روز ٬ در اسکله بندر امـام ۲۳۹۶ و در خـور سمایلی ۱۶۸۱۴ روز ثبت شده است. تلاش صید جهت قایق ها نـسبت بـه تـلاش کـل در حـدود ۶۱ درصـد و در اسکله بندر امام در حدود ۱ درصد و در خور سمایلی در حدود ۷/۴ درصد می باشد و در دو منطقه ۸/۴ درصـد است (شکل ۵۲-۳).



شکل ۵۲-۳- درصد تلاش صیادی در منطقه نسبت به کل استان در سال ۸۵

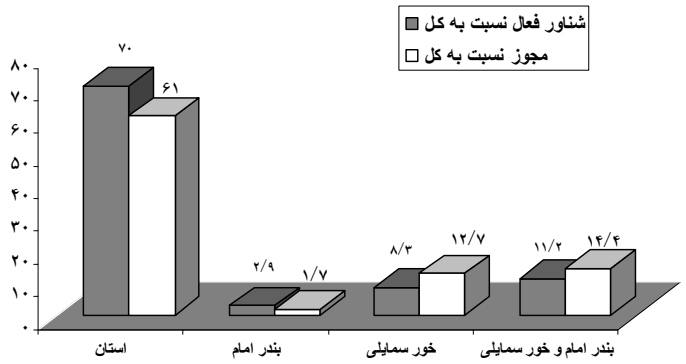
میزان تلاش صیادی ثبت شده جهت قایق ها در بندر امام و خور سمایلی به ترتیب ۱/۷ و ۱۲ درصد از کل تـلاش صیادی قایق های استان را تشکیل می دهند (شکل ۵۳-۳).



شکل ۵۳-۳- درصد تلاش صیادی قایق ها در منطقه خوریات نسبت به کل قایق های استان در سال ۸۵

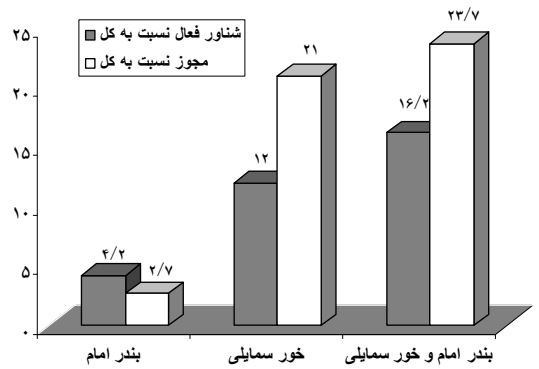
ج- قایق های فعال و تعداد مجوز صادر شده

تعداد قایق های فعال در استان ۱۳۶۶، در بندر امام ۵۸ و در سمایلی ۱۶۴ دستگاه می باشد که به ترتیب ۷۰، ۲/۹ و ۸/۳ درصد از کل شناورهای فعال را تشکیل می دهند. تعداد مجوز صید صادر شده در استان، بندر امام و خور سمایلی به ترتیب ۱۸۸۳۸، ۵۱۳ و ۳۹۲۸ میباشد. قایق ها در استان ۶۱ درصد شناورها را تشکیل می دهند و در بندر امام و خور سمایلی به ترتیب ۴/۷ و ۱۲/۷ درصد شناورها را تشکیل می دهند (شکل ۵۴-۳).



شکل ٥٤-۳- نسبت قایق های فعال به کل شناورها و تعداد مجوزها به کل در استان در سال ۸۵

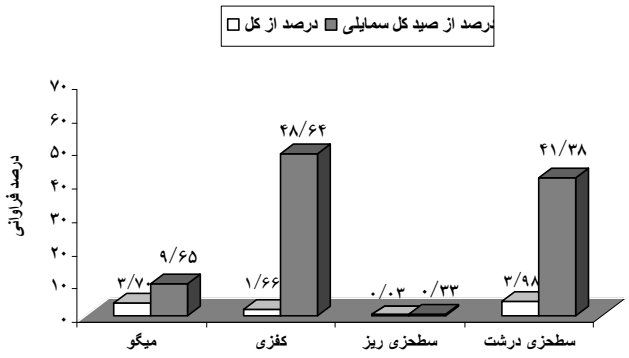
قایق های فعال در بندر امام و سمایلی به ترتیب ۴/۲ و ۱۲ درصد از قایق های فعال استان را تشکیل می دهند. همچنین درصد مجوز قایق ها در بندر امام و خور سمایلی به ترتیب ۲/۷ و ۲۱ درصد از قایق های استان را تشکیل می دهند (شکل ۵۵-۳).



شکل ۵۵-۳- نسبت قایق های فعال و تعداد مجوزها در خوریات به کل قایق ها در استان در سال ۸۵

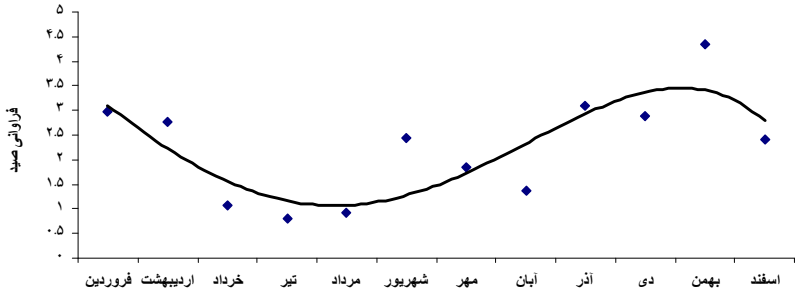
د- میزان صید گرو های مختلف آبزیان

بیشترین میزان صید تخلیه شده در اسکله خورسمایلی متعلق به کفزیان (۴۸/۶۴ درصد) و کمترین آن به سطحزیان ریز (۰/۳۳ درصد) اختصاص دارد . در خور سمایلی ۳/۷ درصد از صیدکل میگو ، ۱/۶۶ درصد کفزیان، ۰/۰۳ درصد سطحزیان ریز و ۳/۹۸ درصد سطحزیان درشت تخلیه می شوند(شکل ۵۶-۳).



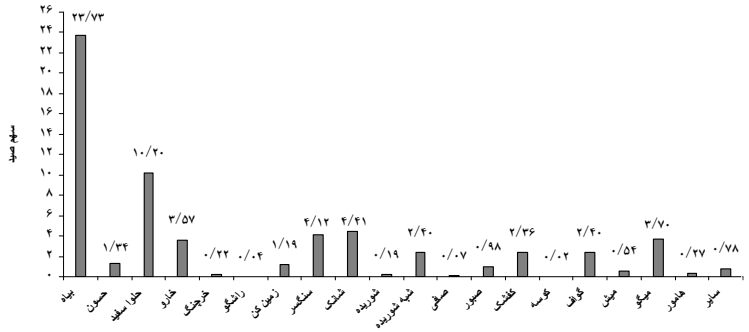
شکل ٥٦-۳- درصد فراوانی گروه های مختلف آبزیان تخلیه شده در خور سمایلی در سال ۱۳۸۵

روند تخلیه صید در ماههای مختلف در شکل ۵۷-۳ نشان داده شده است. همانطوری که مشاهده می شود بیشترین تخلیه صید در زمستان و بهار انجام می شود.

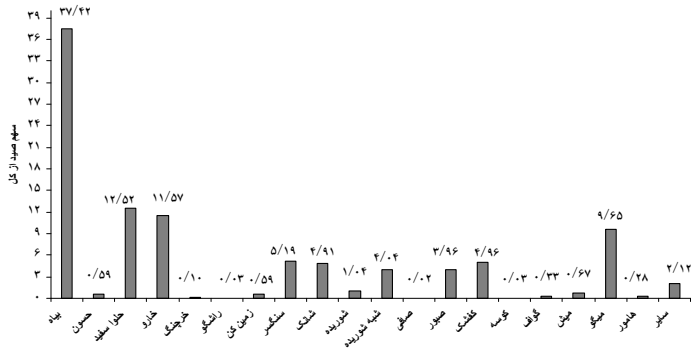


شکل ۵۷-۳- روند ماهانه تخلیه صید در خور سمایلی در خوریات ماهشهر در سال ۱۳۸۵

میزان صید گروه های مختلف تخلیه شده در خور سمایلی در شکل ۳-۵۸ نمایش داده شده است. بیشترین سهم صید تخلیه شده در خور سمایلی نسبت به صید کل گونه در استان مربوط به بیاه و پس از آن حلوا سفید می‌باشد. بیشترین سهم صید تخلیه شده در خور سمایلی مربوط به بیاه ، حلوا سفید ، خارو و میگو می باشد (شکل ۵۹-۳).



شکل ۳-۵۸- سهم صید تخلیه شده انواع آبزیان در خور سمایلی نسبت به کل هر گروه در استان در سال ۱۳۸۵



شکل ۵۹-۳- سهم صید تخلیه شده انواع آبزیان در خور سمایلی در سال ۱۳۸۵

٤- بحث و نتیجه گیری

٤-١- بخش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی

pH یکی از مهمترین پارامترهای شیمیایی زیستگاه محسوب میشود که نه تنها بطور مستقیم بر تنوع و پراکندگی موجودات زنده اثر می گذارد بلکه ماهیت بسیاری از واکنشهای شیمیایی در محیط را نیز تعیین میکند . با توجه به اینکه آب دریا دارای خصلت بافری میباشد، دامنه تغییرات pH در آن چندان زیاد نبوده و حدودا بین ۷ تا ۸/۵ تغییر می‌نماید (میرجلیلی ، ۱۳۷۳). همچنین مقدارمیانگین pH آب اقیانوسها برابر ۸ با دامنه ای از ۷/۸ تا ۸/۳ گزارش شده است (Al-Yamani *et al.*, 2004). در مطالعه ای که در سال ۷۷-۱۳۷۶ در منطقه خوریات ماهشهر صورت گرفت دامنه تغییرات pH ۷/۹ تا ۸/۵۲ گزارش شده است (خلفه نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۱) . درتحقیق حاضر مقادیر pH بین ۷/۴۳ تا ۸/۴۶ می‌باشد که با اندکی کاهش دامنه تقریبا با مقادیر گزارش شده قبل مطابقت دارد.

اکسیژن محلول یکی از مهمترین پارامترهاست که علاوه بر آنکه جهت تنفس موجودات آبزی ضرورت دارد بر وضعیت اکسیداسیون احیائی بسیاری از مواد شیمیایی دیگر نیز مؤثر است . همچنین مقدار کم اکسیژن محلول اغلب شاخص آلودگی ناشی از مواد آلی است .اکسیژن در محیط های آبی برخلاف جو ، شدیدا متغیر و عموما کم است و توسط فاکتورهای متعددی چون حرارت ، شوری ، تنفس و فتوسنتز تحت تاثیر قرار می گیرد. میانگین غلظت اکسیژن محلول در آب دریا ۵ میلی گرم در لیتر میباشد و مقادیر کمتراز ۵ میلی گرم در لیتر ممکن است سبب تغییر رفتار، کاهش رشد و تولید مثل و مرگ و میر در گونه های حساس و تازه بالغین گردد(Al-Yamani *et al.*, 2004) . بررسی نتایج حاصل از دو پارامتر درجه حرارت و اکسیژن نشان می‌دهد که در ماههای آذر تا اسفند که درجه حرارت آب دارای کمترین مقدار بوده است، اکسیژن دارای بیشترین مقادیر میباشد (جدول ۳-۲). دامنه تغییرات درجه حرارت آب در مطالعه کنونی ۱۴/۷ تا ۳۲/۸ درجه سانتی گراد بوده است و این دامنه در آبهای سطحی خلیج فارس ۱۲ تا ۳۵ (UNEP , 1999)، در سواحل کویت ۱۱/۹ تا۳۶ (Al -Yamani *et al.*, 2004) و در خوریات ماهشهر این دامنه ۱۳/۹ تا ۳۵ درجه سانتیگراد گزارش شده است (نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۱). در مطالعه حاضر دامنه تغییرات اکسیژن محلول ۵/۰۲ تا ۹/۳ میلی گرم در لیتر و در مطالعه (نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۱) در خوریات این دامنه ۵/۰۵ تا ۱۱/ ۷۵اعلام شده است. میانگین کمتر از ۳ میلی گرم در لیتر اکسیژن محلول مشخص کننده شرایط استرس شدید در اکوسیستم است در حالیکه میانگین

بالای ۵ میلی گرم در لیتر شرایط ایده آل است. بررسی‌ها نشان می‌دهد که بطور کلی در سراسر حوضه آبی خلیج فارس ، مقدار اکسیژن محلول در لایه های سطحی نزدیک به اشباع می‌باشد و در آبهای داخلی خلیج فارس حالت اشباعیت اکسیژن تا لایه‌های عمقی نیز ادامه می‌یابد (UNEP , 1999). بنابراین بالا بودن مقادیر اکسیژن در منطقه خوریات نیز قابل توجیه میباشد.

شوری به کل نمکهای محلول در آب اطلاق میشود و شامل یونهایی از قبیل کلسیم ، منیزیم ، سدیم ، پتاسیم ، سولفاتها ، کربناتها ، بی‌کربناتها و از همه مهمتر املاح کلرید می‌باشد . مقدار شوری در دریاها با افزایش عمق ، افزایش خواهد یافت. شوری در آبهای ساحلی دارای دامنه وسیعی است و مقادیر آن به موقعیت جغرافیایی، عمق، فصل و جریانات جزر و مدی بستگی دارد.شوری نقش مهمی در پراکنش و تنوع موجودات بی مهره و گونه های ماهی دارد. در صورتیکه دامنه تغییرات در طول دوره زمانی کوتاه وسیع باشد تغییرات شوری در یک منطقه همچنین میتواند تخمینی از شرایط استرس باشد

Al-Yamani. وهمکاران (۲۰۰۴) میانگین شوری خلیج فارس را در حدود ۴۱ گرم در کیلوگرم آب دریا گزارش نموده اند. نتایج مطالعات صورت گرفته نشان می‌دهد که میانگین تبخیر آبی که از لایه های سطحی آبهای منطقه خوریات صورت می‌گیرد به مراتب بیشتر از مقدار آبی است که از طریق رودخانه های ورودی و نزولات آسمانی وارد این حوضه می‌گردد، بنابر این به نظر میرسد که شوری آب در منطقه خوریات بیشتر از دریا باشد. دامنه تغییرات شوری در مطالعه کنونی ۳۳/۷ تا ۴۷گرم در کیلوگرم با میانگین ۴۲/۲۸ بوده و این دامنه در مطالعه خلفه نیلساز و همکاران(۱۳۸۱)، ۳۵/۲۶ تا ۵۰ /۰۱ با میانگین ۴۳/۴۵ گزارش شده است .

روند تغییرات سختی کل تقریبا با شوری مشابهت دارد وهمانطور که مشاهده می‌شود بیشترین مقدار سختی و شوری در تابستان و پائیز می‌باشد (شکل۱ – ضمیمه) . از آنجاکه عمده املاح سازنده شوری در آب دریا یونهای کلرید و املاح کلسیم و منیزیم و سدیم می‌باشد و با توجه به اینکه در آبهای سخت میزان املاح کلسیم و منیزیم بالا می‌باشد ، لذا آب دریا همانطور که دارای شوری بالاست، دارای سختی بالا نیز می‌باشد. دامنه تغییرات سختی کل در مطالعه کنونی ۶۶۵۰ تا ۹۰۰۰ میلیگرم در لیتر بوده است (جدول ۳-۲) .

در مورد فاکتور BOD_5 با توجه به اینکه فعالیتهای متابولیکی در دماهای بالا بطور چشمگیری افزایش می یابندو نور مناسب در میزان تولید اکسیژن توسط موجودات فتوسنتز کننده موثر است لذا دما، زمان و نور سه پارامتر

موثر در تغییرات BOD_5 میباشند.(شکل ۴ ضمیمه) نشان میدهد که در زمستان مقادیر BOD_5 در خوریات بطور قابل ملاحظه ای کاهش یافته است و با توجه به میانگین این پارامتر که مساوی ۴/۴ میلیگرم در لیتر میباشد و بر اساس استاندارد آبها ی دریایی که مقادیر بیشتر از ۲/۶ میلیگرم در لیتر شرایط نامطلوب و در معرض استرس معرفی شده است(SCDHEC ,2001) لذا می توان میزان BOD_5 در خوریات را بالا دانست.

مقدار نیتریت در آبهای طبیعی کم می‌باشد زیرا ماده ای حدواسط است که بسرعت توسط باکتریها به نیترات تبدیل می‌شود. نیتریت موجود در آب عموما طبق دو مکانیسم احیای نیترات و نیتریفیکاسیون(اکسید شدن یون آمونیم) ایجاد می‌شود. وقتی‌که تولید نیتریت بواسطه این مراحل بیشتر از جذب آن توسط فیتوپلانکتونها و باکتریها باشد، میزان نیتریت در آب افزایش می یابد. همچنین ممکن است احیای موزون نیترات در ناحیه نوری توسط فیتوپلانکتونها از تولید آن بیشتر باشد(Olsen , 1981). غلظت بیش از ۰/۱ میکرومول در لیتر نیتریت نشان دهنده فعالیت باکتریایی موجود در آب می‌باشد. در آبهای غیر آلوده در حدود ۰/۲۳ میلیگرم در لیتر (معادل ۰/۷۶ میلی مول در لیتر)گزارش شده است (سالارآملی , ۱۳۷۳).

دامنه تغییرات نیتریت در مطالعه کنونی ۰/۰۱۳ تا ۰/۸۵۵ میلی گرم در لیتر (معادل ۰/۰۴۳ تا ۲/۸۱ میلی مول در لیتر) با میانگین ۰/۲۸۹ میلیگرم در لیتر (معادل ۰/۹۵ میلی مول در لیتر) میباشد (جدول ۳-۲). این دامنه در سواحل غربی خلیج فارس صفر تا ۰/۴۵ میلیگرم در لیتر (نیلساز وهمکاران ، ۱۳۸۴) گزارش شده است. با توجه به داده ها مشاهده می‌شود که مقادیر یون نیتریت در مطالعه فوق کمی بیشتر از مقادیر این یون در آبهای غیر آلوده میباشد. طبق مطالعات انجام شده در آبهای محدوده جنوب غربی هند ، تغییرات مقدار نیتریت با توجه به کم بودن آن در آب نمی‌تواند اهمیت خاصی از نظر کنترل سایر فاکتورها داشته باشد (Sinch *et al.*,1989).

میانگین گازآمونیاک در این پروژه ۰/۰۷ میلیگرم در لیتر بوده است و از آنجا که مقادیر تا حدود ۰/۰۶ میلیگرم در لیتر ازت آمونیاکی (معادل ۰/۰۷۲ میلیگرم در لیتر گاز آمونیاک) در غالب آبها دیده میشود(Riley,1971)، لذا میتوان مقدار این گاز را در حد مجاز دانست.

نیتراتها آخرین مرحله اکسیداسیون مواد نیتروژن دار درون آب می‌باشند و یکی از مهمترین املاح جهت رشد فیتوپلانکتونها در آب می‌باشند . دامنه تغییرات نیترات در مطالعه کنونی ۲/۹۵ تا ۸/۸۶ با میانگین ۶ میلیگرم در لیتر می‌باشد (جدول۳- ۱) . مقدار نیترات آب دریا صفر تا ۳/۱ (سالارآملی ، ۱۳۷۳) و میانگین آن در آب دریا ۲/۲۱ میلیگرم در لیتر گزارش شده است (غفوری و مرتضوی ، ۱۳۷۱) . میزان نیترات مناطق گرم آتلانتیک تا

حداکثر ۳۲ ، در آبهای پاسیفیک ۴۰ و در اقیانوس هند شمالی تا ۴۵ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (Wetzel & Kens , 1991) . مقادیر یون نیترات گزارش شده در این تحقیق تقریبا دو برابر آب دریاست .

PO_4^{-3} شکل رایج فسفر قابل استفاده است و بطور نسبی نامحلول می‌باشد. ماندگاری فسفات محلول در محیط بسیار کوتاه است ولی می‌تواند برای دوره زمانی طولانی در بیومس گیاهی یا بصورت نمکهای نامحلول در رسوبات باقی بماند. دامنه تغییرات فسفات در آبهای طبیعی صفر تا ۱/۶ میلی‌گرم در لیتر است (Kevern , 1973). در غلظت‌های کمتر از ۱۰ میکروگرم در لیتر (۳۱ میکرو گرم در لیتر فسفات) فسفر عنصری محدود کننده در رشد جلبکی است ولی در غلظت‌های بیشتر میزان رشد بسیاری از گونه های پلانکتونی مستقل از غلظت فسفات می‌باشد (Riley , 1971). دامنه تغییرات فسفات در این تحقیق (۳ – ۱) میلی‌گرم در لیتربا میانگین ۱/۸۷ بوده (جدول ۳-۲) و در اوایل بهار دارای کمترین مقادیر می‌باشد (شکل۳- ضمیمه) بنابراین رشد گونه های پلانکتونی موجود در منطقه مستقل از غلظت فسفات می‌باشد. دامنه تغییرات یون فسفات در خوریات ماهشهر ۰/۳۳ تا ۳/۸۳ میلی‌گرم در لیتر با میانگین ۱/۴۵ میلیگرم در لیتر گزارش شده است(نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۱) . طبق مطالعات صورت گرفته بیشترین مقادیر اندازه گیری شده در پاییز و آبهای محدوده شمالی خلیج فارس مشاهده شده است (Al-Yamani *et al*., 2004).این مسئله نشان می‌دهد که آبهای نزدیک به سواحل ایران (آبهای شمالی) دارای غلظت بیشتری از یون فسفات می‌باشند.

با توجه به میانگین سالانه فسفات و نیترات در تمامی فصول ، غلظت نیترات چندین برابر فسفات بدست آمده که احتمالا بدلیل بیشتر بودن حلالیت نمکهای نیترات نسبت به نمکهای فسفات و نیز حضور بیشتر نیتروژن در طبیعت می‌باشد (میرجلیلی ، ۱۳۷۳). ضمنا با توجه به غلظت یون فسفات میتوان گفت که احتمالا این یون یک عامل محدود کننده در رشد جوامع جلبکی نمی‌باشد.

عوامل ایجاد کننده کدورت دارای ۳ منشاء : مواد شیمیایی محلول (مانند تانین ها، اسیدها و نمکها)، ذرات معلق (مانند سیلت، رس و مواد آلی) و میکروارگانیزمها میباشند(غفوری و مرتضوی،۱۳۷۱). از آنجا که کدورت آب مانع نفوذ نور در آب میگردد، لذا افزایش کدورت میتواند سبب کاهش شدت فتوسنتز در آب گردد.میانگین کدورت در این مطالعه مساوی NTU ۲۳/۶۶ بوده و در سال ۷۷– ۷۶، NTU ۱۳/۷۵ تعیین شده است (نیلساز و

همکاران،۱۳۸۱) . در سواحل خوریات خوزستان بطور طبیعی کدورت آب بالا است و طبق استاندارد آبهای دریایی مقادیر بالای NTU ۲۵ میتواند حیات آابزیان دریایی را دچار مشکل مینماید.

۱- ۱-٤- شاخص کیفیت آب (WQS)

بر اساس نتایج این شاخص در جدول۳-۴، تشابه بالای خورهای مورد مطالعه از نظر کیفیت پارامترهای مختلف آب کاملا مشخص شده و رتبه کلی برای تمامی خورها ۳/۳۳ تعیین شده که بیان کننده شرایط ضعیف کیفیت آب در منطقه مورد مطالعه است.

۲-٤- نتایج بخش فیتوپلانکتون

در منطقه خوریات ماهشهر باسیلاریوفیسه ها در طول سال غالبند. معمولا ۶۰ تا ۸۰ درصد ترکیب گونه‌ای در مناطق مصبی وجزر و مدی را باسیلاریوفیسه ها تشکیل می‌دهند(Mann,2000) و معمولا جنس هایی مانند *Cyclotella* و *Nitzschia* از باسیلاریوفیسه ها درمناطق جزرومدی غالب میباشند (*Nybakken, 1993*). جنس *Oscillatoria* از رده سیانوفیسه بر روی سطح بستر های گلی حضور فراوان دارد و تحت تاثیر جزر و مد و جریانات ساحلی شدید این جلبک های کفزی از بستر جداشده و معلق میشوند(Green, 1968).

در جدول ۴-۱ مقایسه ای بر اساس تعداد جنسهای فیتوپلانکتون در مقایسه حاضر و مطالعات پیشین در منطقه خوریات انجام شده است . تعداد حنسها ی گروه غالب دیاتومه درمطالعه اخیر کاهش داشته است.

جدول ۱-٤- نسبت تعداد جنس های فیتوپلانکتونی رده های مختلف در منطقه خوریات ماهشهر

رده	* سال مطالعه ۱۳۷۱	**سال مطالعه ۱۳۷۵	مطالعه حاضر (۱۳۸۵)
باسیلاریوفیسه	۲۱	۲۳	۱۶
سیانوفیسه	۲	۱	۱
دینوفیسه	۱	۳	۲

* پارسامنش و همکاران(۱۳۷۲)

* * خلفه نیل ساز و همکاران(۱۳۸۱)

جدول۲-٤- مقایسه در صد فراوانی رده های فیتوپلانکتونی در منطقه خوریات ماهشهر

رده	سال مطالعه ۱۳۷۵*	سال مطالعه (۱۳۸٤)**	مطالعه حاضر (۱۳۸۵)
باسیلاریوفیسه	۹۹/۹	۹۸/۴۵	۶۷/۲۱
سیانوفیسه	۰/۰۰۳	۰/۵۸	۲۵/۹۱
دینوفیسه	۰/۰۸	۰/۹۶	۶/۸۸

* خلفه نیل ساز و همکاران،(۱۳۸۱)　　** اسکندری و همکاران،(۱۳۸۶)

طبق جدول ۴-۳ مقادیر میانگین شاخص تنوع فیتوپلانکتونها در خورهای ماهشهر در مطالعه اخیر دامنه (۲/۳۴ – ۱/۶۶) را نشان میدهند که اگرچه مقایسه شاخص تنوع با خورهای مشابه در مطالعه پیشین، افزایش تنوع را نشان میدهد ولی کاهش شدید فراوانی (تعداد در لیتر) و تغییر در ترکیب گونه های فیتوپلانکتونی روند رو به نزول شرایط کیفی آب را نشان میدهد.

همچنین درصد جمعیت دیاتومه ها از ۹۹/۹ درصد در سال مطالعه ۱۳۷۵ (خلفه نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۱) به ۶۷/۲ درصد در مطالعه اخیر کاهش یافته است و بلعکس درصد حضور سیانوفیسه ها از ۰/۰۰۳ درصد در سال مطالعه ۱۳۷۵ به حدود ۲۶ درصد افزایش یافته است. افزایش سیانوفیسه ها و کاهش جمعیت دیاتومه ها خود زنگ خطری از وضعیت نامناسب شرایط آب خصوصا از نظر افزایش بار مواد آلی است (Shubert, 1984).

جدول۳-٤- مقایسه شاخص تنوع شانون و فراوانی کل دیاتومه ها (N/L) در جمعیت فیتوپلانکتونهادر دو سال مطالعه در خوریات ماهشهر

	۱۳۷۵(خلفه نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۱)		مطالعه اخیر (دهقان و همکاران در دست چاپ)	
	شاخص تنوع(H')	فراوانی دیاتومه ها	شاخص تنوع(H')	فراوانی دیاتومه ها
درویش	-	-	۲/۱۶	۵۰۳۶
احمدی	۰/۹۲	۱۸۲۳۹	۱/۹	۳۰۳۸
غنام	۰/۹۴	۸۷۴۰	۲/۳۴	۳۴۳۱
غزاله	۱/۱	۲۶۹۹۵	۲/۰۹	۲۳۲۸
دورق	۰/۶۷	۸۳۹۳	۲/۲۳	۲۱۴۱
پاتیل	۰/۷۵	۱۴۳۲۰	۱/۶۶	۲۲۳۳
زنگی	-	-	۲/۱۴	۳۰۴۹
بیحد	-	-	۲/۱۶	۱۹۷۲

۳-٤- بخش زئوپلانکتونها

طبق نتایج مطالعه اخیر ، جمعیت زئوپلانکتونها را ۷۸/۷ درصد کوپه پودا، ۱۹/۳ درصد مراحل لاروی سایر سخت پوستان(که عمده آنها را لارو زوآی خرچنگ های گرد (Brachyuran) شامل می شده است)، کمتر از یک درصد لارو دوکفه ایها و حدود۱/۳ درصد را سایر گروههای زئوپلانکتون که شامل مراحل لاروی خارپوستان، پیکانیان و پروتوزواها بوده به خود اختصاص داده است. در مطالعه اخیر تغییراتی فاحش در فراوانی گروههای زئوپلانکتونی مشاهده شده است. بطوریکه میانگین تراکم سالانه در خوریات ماهشهر در مطالعه اخیر تعداد ۳ زئو در لیتر بوده در حالیکه در سال مطالعه ۱۳۷۵ این تراکم ۵۵ زئو در لیتر محاسبه شده است (خلفه نیلساز و همکاران ۱۳۸۱). دامنه تعداد در لیتر انواع نمونه های زئو پلانکتون در خورهای مختلف حداقل ۱۱ زئو در خورهای زنگی و غزاله و حد اکثر ۲۰ نوع زئو در خور درویش بوده است. در آخرین مطالعه انجام شده در سواحل خوزستان(خلفه نیلساز و همکاران ۱۳۸۴ و اسکندری و همکاران، ۱۳۸۶) ، دومین فراوانی زئو پلانکتونها را لارو نرم تنان به خود اختصاص داده در صورتیکه جمعیت این گروه در خورهای مورد مطالعه بسیارنا چیز است که احتمالا بدلیل کاهش جمعیت بالغین این گروه در منطقه است.

دامنه شاخص تنوع (شانون) زئوپلانکتونها در خورهای مورد مطالعه (۱/۲۳۶ – ۰/۸۵۷) تعیین شده است (جدول ۳-۱۵) که حداقل در خور غزاله و حداکثر آن درخور درویش بوده است. نتایج حاصله تنوع بسیار پائین زئوپلانکتون را بیان میدارد که طبق نظر Welch(1992) این مقدار شاخص تنوع، شاخص آبهایی با کیفیت ضعیف اکولوژیک و آلوده است. بطور کلی کاهش شدید فراوانی موجودات پلانکتونی چه زئوپلانکتونهای کوچکتر و چه ماکروزئو پلانکتونها و کم بودن مقادیر شاخص تنوع که در مطالعه عمدتا در حد عدد یک و یا کمتر است دلیل روشن و واضحی بر وجود شرایط نامتعادل ونا مطلوب زیستی برای این بخش مهم از زنجیره غذایی اکوسیستم ساحلی است .

٤-٤- بخش ماکروزئوپلانکتونها

ماکروزئوپلانکتونها گروهی از پلانکتونها هستند که دامنه طولی آنها ۲۰-۲ سانتیمتر است و شامل طیف وسیعی از گروههای جانوری میباشند که بخش عمده آنها را مروپلانکتونها شامل میشوند (Nybakken ,1993) .

مروپلانکتونها پس از گذران دوره لاروی به موجود نکتونی یا بنتیکی تبدیل میشوند و شامل لارو انواع سخت پوستان ، نرم تنان ، خاروستان ، پیکانیان ، ماهیان و بسیاری از گروههای جانوری هستند .بخش مهمی از مروپلانکتونها نیازمند نشستن به کف و یا تکیه گاه هستند که بسته به شیوه زندگی و نوع زیستگاه موجود ، این تکیه گاه متفاوت است. در سواحل خوزستان با بستری عمدتا گلی، لارو پلانکتونی گونه هایی که ساکن بسترهای سخت تر هستند فرصت کمی برای ماندن و یافتن مکان مناسب دارند و بهمراه جریانات منطقه خارج میگردند. با توجه به تغذیه این گروه پلانکتونی از سایر ماکروزئوها و زئوپلانکتونهای کوچکتر ، فراوانی بالای این گروه ، شدیدا فراوانی و تنوع سایر گروههای زئوپلانکتون را تحت تاثیر قرارمیدهد. اختلاف فصلی درفراوانی و حضور انواع ماکروپلانکتونها میتواند علاوه برشرایط بیولوژیک ، طول و زمان دوره های تولید مثلی و جریانات حاکم در منطقه به قدرت و توان پراکنش گروههای مختلف ماکروزئوپلانکتونی بستگی دارد.

در آخرین مطالعه ای که درسال ۷۵-۱۳۷۴ در زمینه لارو ماهیان در خوریات خوزستان انجام شده است(دهقان و همکاران ۱۳۷۷) و در شش خور با مطالعه اخیر مشترک بوده اند لارو ۱۶ خانواده شناسایی شد و خانواده های Gobiidae (۸۶درصد) ، Engraulidae (۹/۱۳درصد)، Clupeidae (۲/۵ درصد)و Scianidae (۱/۳درصد) خانواده های غالب بوده اند. تمامی خانواده های شناسایی شده در مطالعه حاضر، در مطالعه گذشته حضور داشته اند و حضور زمانی جمعیت لارو ماهیان مختلف در دو مطالعه کاملا مشابه بوده است. در مطالعه حاضر فراوانی لارو خانواده Scianidae با (۸/۲۷ درصد) در رتبه دوم بعد از خانواده Gobiidae قرار دارد که ا حتمالا با توجه به اختلاف در تعداد و گستره خورهای مطالعه شده در دو مطالعه نامبرده و همچنین فراوانی خانواده Scianidae در خور درویش که خوری مرتبط به آبهای آزاد دریاست ومستقل از محدوده خوریات ماهشهر است میتواند این اختلاف را موجب شده باشد . اگرچه حضور فراوانتر مراحل لاروی ماهیان با علل بیولوژیک و عواملی همچون صیادی نیز مرتبط است.

در خورهایی همچون غنام ،دورق و احمدی که فراوانی بالاتری از گروههای ماکروزئو پلانکتون خصوصا ژله فیشها و شانه داران دارند فراوانی لارو ماهیان بسیار کم بوده است. خور غنام که حداقل فراوانی لارو ماهیان را داشته است بالاترین مقدار شاخص تنوع را نشان داده است که بدلیل تعداد بسیار کم وتوزیع یکسان افراد خانواده های مختلف بوده است .تراکم متوسط فراوانی لارو ماهیان در این خور یک ششم مطالعه د ۰ سال

گذشته در این خور بوده است.در مقایسه ای که در جدول۴-۴ ارائه شده مقادیر متوسط لارو ماهیان در مطالعه اخیر با مطالعه سال ۷۵-۱۳۷۴ مقایسه شده است. به استثنای خور پاتیل که فراوانی لاروها چند برابر مطالعه قبل بوده و ناشی از تراکم بالای لارو Gobiidae در این خور بوده است سایر خورها در مطالعه اخیر کاهش زیادی تا چند برابردر فراوانی جمعیت لاروی را نشان داده اند.

شاخص تنوع نیز به استثنای خور غنام که با وجود برابری تعداد خانواده های لاروی شناسایی شده در دومطالعه فوق بدلیل غالبیت خانواده Gobiidae در مطالعه قبل شاخص تنوع کمتر از مطالعه اخیر بوده است در حالیکه در مطالعه اخیر جمعیت این خانواده در خور غنام بسیار کاهش یافته است.

بطور کلی کاهش شدید فراوانی موجودات پلانکتونی چه زئوپلانکتونهای کوچکتر و چه ماکروزئو پلانکتونها و کم بودن مقادیر شاخص تنوع که عمدتا در حد عدد یک و یا کمتر است دلیل روشن و واضحی بر وجود شرایط نامتعادل ونا مطلوب زیستی برای این بخش مهم از زنجیره غذایی اکوسیستم ساحلی است

جدول٤-٤- مقایسه مقادیر متوسط تراکم (تعداد در $۱۰m^2$)**و شاخص تنوع(H)**
لارو ماهیان در مطالعه اخیرو مطالعه دهقان و همکاران (۱۳۷۷)

	متوسط ترا کم مطالعه اخیر(۸۵-۱۳۸٤)	متوسط ترا کم سال مطالعه(۷۵-۱۳۷٤)	متوسط شاخص تنوع مطالعه اخیر(۸۵-۱۳۸٤)	شاخص تنوع سال مطالعه(۷۵-۱۳۷٤)
بیحد	۷۱۴/۲۵	۱۳۰۳	۰/۱۵۸	۰/۵۷
غزاله	۷۶۳/۵	۹۹۴	۰/۳۹	۰/۵۳
احمدی	۹۴	۶۹۲	۰/۵۲۴	۰/۶
پاتیل	۳۱۹۶	۵۳۵	۰/۷۶۳	۰/۹۳
دورق	۲۰۱/۵	۷۲۸	۰/۹۳۱	۰/۸۷
درویش	۴۷۰/۵	-	۱/۱۳۶	-
غنام	۱۹۷	۱۱۰۳	۱/۶۱	۰/۹۷
زنگی	۶۳۱	-	۰/۲۶۲	-

٥-٤- بخش جانوران بنتیک

عمده گروههای جانوران بنتیک در این مطالعه شامل ۴۹ درصد پر تاران (Polychaet)، ۱۸درصد نماتود(Nematod)، ۱۶/۴۱ درصد سخت پوست (Crustacea)، ۱۳ درصد دوکفه ای (Mollusk) و درصد اندکی سایر جانوران همچون خارپوستان(Echinoderm)، بریوزوآ(Bryozoan)، آنتوزوآ(Anthozoa)، نمرتینی(Nemertine) و اسیدیاسه (Ascidian) بوده اند. طبق جدول ۵-۴، نبوی(۱۳۷۸) در بررسی ماکروبنتوزهای خوریات ماهشهر، ۶۸

گونه پرتار از ۲۸ خانواده را شناسایی نموده که در این مطالعه تعداد ۱۲ نمونه از ۸ خانواده پرتاردر کل مطالعه شناسایی شده است. در مطالعه نبوی ۱۳۷۸ ، سخت پوستان آمفی پود بیشترین درصد فراوانی را با ۴۳ درصد بخود اختصاص میدادند که در مطالعه اخیر فراوانی کل این گروه حدود ۱۰ درصد بوده و بیشترین فراوانی را پرتاران با ۴۹ درصد شامل میشوند. یکی از شاخصهای مورد استفاده در تعیین وضعیت سلامت محیط رسوبات نسبت فراوانی جمعیت پرتاران به آمفی پود است که افزایش این نسبت بیان کننده وجود آلاینده ها خصوصا آلودگی نفتی در رسوبات است (Jorgensen *et al*., 2005).

تنوع عادات غذایی ماکروبنتوزها نیز با افزایش آلودگی رسوبات کاهش خواهد یافت. مطالعات متعددی در خصوص تغییروتوالی و همچنین تغییر سطح تروفیکی بنتوزها در ارتباط با آلاینده های محیط و رسوبات انجام شده است(Zobell and Feltham, 1983; Peterson, 1991; Rakocinski *et al*., 2000) .در اینگونه مطالعات نشان داده شده که ساختار تروفیکی شدیدا مرتبط به غلظت آلاینده های رسوبات دانه ریز بوده و جمعیت رسوب خوران از لایه های زیر سطحی رسوبات (Subsurface Deposit- feeders) همچون پرتاران، نسبت به سایر عادات غذایی مثل گوشتخواری و ریزه خواری و حتی رسوب خواری سطحی در محیطهای آلوده افزایش می یابد. غالبیت پلی کیتها ی شناسایی شده در مطالعه حاضر بعنوان شاخص ترین جانوران نیز میتواند شاخصی برای افزایش بار آلودگی رسوبات بستر باشد(Rakocinski *et al*, 2000).

در سواحل آلوده خلیج مکزیک جمعیت یک گونه پرتار (*Mediomastus californiensis*) با داشتن سایزی کوچک و عمق کم نفوذ در رسوبات، غالب شده بود(Gaston *et al*., 1998).

جدول- ٥-٤: مقایسه دامنه مقادیر شاخص تنوع ' H در مطالعه اخیر و مطالعه نبوی(۱۳۷۸)

	سال مطالعه ۷٦- ۱۳۷۵ (نبوی، ۱۳۷۸)	سال مطالعه ۸۵ – ۱۳۸٤ (مطالعه حاضر)
بیحد	(۲/۲۳ – ۲/۵۰)	(۱/۴۵۹ – ۱/۸۳۲)
پاتیل	-	(۱/۳۸۶ – ۱/۵۲۳)
دورق	(۱/۷۲ – ۲/۲۶)	(۰ – ۱/۵۸۱
زنگی	-	(۰/۸۱۲ – ۱/۵۲۳)
غزاله	(۱/۰۲ – ۱/۶۳)	(۰ – ۱/۳۱۲)
غنام	(۱/۹۹ – ۲/۳۸)	(۱/۰۷۹ – ۱/۶۵۸)
احمدی	-	(۰ – ۱/۸۲۸)
درویش	-	(۰/۹۳ – ۱/۵۴۷)

بطور کلی دامنه میانگین مقادیر شاخص تنوع در جانوران بنتیک (۱/۴۶ – ۰/۸۸) تعیین شده است که مقادیر شاخص تنوع بسیار پائینی را در این منطقه بیان میدارد.

٦-٤- بخش ماهی شناسی (صید ترال)

طبق نتایج مطالعه اخیر ، آمار صید ماهیان صید ترال در خورهای مورد مطالعه حضور ۳۴ گونه آبزی را در منطقه خورهای ماهشهراعلام می دارد که شامل۱۷ گونه ماهی اقتصادی، ۱۴ گونه ماهی غیراقتصادی و ۳ گونه میگوی پنائیده بوده است. دامنه تعداد گونه ماهیان (۲۱ – ۱۷) بوده است که کمترین تعداد به خور غنام و بیشترین تعداد به خور درویش تعلق داشته است. دامنه شاخص تنوع شانون در ماهیان خورهای مختلف (۱/۹۱ – ۱/۳۳) بوده است که کمترین تنوع مربوط به خور بیحد و بیشترین تنوع مربوط به خورهای زنگی و درویش بوده است. همچنین خور درویش با ۴۵/۵ درصد و خور غنام با ۹/۳۴ درصد بترتیب بیشترین و کمترین درصد فراوانی گونه های اقتصادی را داشته اند. بدلیل عدم وجود داده های دقیق ازترکیب و میزان صید انواع آبزیان درمطالعات پیشین در منطقه خورهای ماهشهر که از مهمترین مناطق صیادی در سواحل استان می باشد امکان مقایسه روند تغییرات درصد صید گونه های مختلف و تنوع آبزیان با مطالعه اخیر وجود نداشته و تنها سوابق موجود اطلاعات پارسامنش وهمکاران(۱۳۷۲) در خورهای غزاله و احمدی و بیضاپور (۱۳۷۵) در کانال اصلی خورموسی بوده است . بیضاپور ۴۵ گونه از ۳۲ خانواده را شناسایی نموده است و ماکزیمم مقدار شاخص تنوع شانون را ۲/۴ تعیین نموده است.

۷-٤- بخش ارزیابی کیفیت رسوبات

۱-۷-٤- کیفیت شیمیایی رسوبات

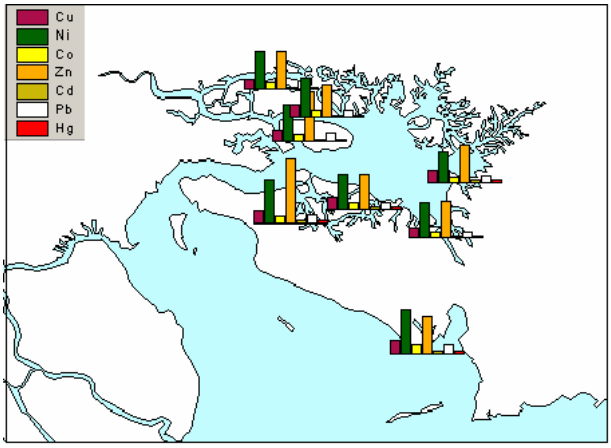
عدم وجود اختلاف معنی دار در میزا ن سیلت- کلی رسوبات خورهای مختلف، یکسان بودن نسبی بافت رسوبات را در منطقه نشان میدهد که عمدتا گلی است در حالیکه معنی دار بودن مقادیر مواد آلی در خورها و فصول مختلف میتواند از یک طرف به شرایط متغیر فصلی ، شرایط فیزیکی ناشی از جریانات حاکم بر منطقه و

ناپایداری رسوبات سطحی بستر و از طرفی به عوامل محلی که موجب تغییر در میزان مواد آلی رسوبات خورهای مختلف شده مربوط باشد که همگی از عوامل آشوب (Turbation) در اینگونه بسترها میباشند.

ذرات ریز رسوبات با افزایش نسبت سطح به حجم (یا وزن)، پتانسیل بالاتری را برای بدام انداختن آلاینده های آلی و غیر آلی از ستون آب دارند. طور کلی ذرات ریز رسوبات بسترهای نرم و گلی با در بر داشتن مواد آلی بیشتر، آلاینده های بیشتری را نسبت به بسترهای شنی –ماسه ای در خود نگه میدارند (Mora and Sheikholeslami, 2002).

در شکل ۴-۱ غلظتهای فلزات سنگین در خورهای مختلف بر روی نقشه منطقه مورد مطالعه نمایش داده شده است. غلظت فلزات مختلف با سطوح مختلف کیفیت رسوب در استانداردها ی جهانی نشان میدهد که عنصر نیکل در اکثر خورها بیش از حد ERM بوده ، میزان غلظت عنصر جیوه در خورهای غنام ، احمدی، پاتیل، غزاله و زنگی بالاتر از حدERL و عنصر روی در خور غنام بیش از حدERL و در خور دورق بیش از استاندارد ISQG بوده است. سایر فلزات پائین تر از سطوح تعیین شده استانداردهای فوق بر اساس درجه خطر آلودگی برای آبزیان بوده اند. درجدول ۶-۴ استانداردهای کیفیت رسوب NOAA آمریکا (Long *et al*,1995) و همچنین ISQGs کانادا (CCME ,1999) برای فلزات سنگین مورد مطالعه بهمراه مقادیر میانگین مطالعه حاضر آورده شده است.

در این جدول PEL (The Probable Effect Level)، حدی که همیشه اثرات مضر مشاهده میشود، تعیین شده توسط محیط زیست کانادا ، نیز ارائه شده است. در جدول-۴ -۷- استاندارد کیفیت رسوب ارائه شده توسط حفاظت محیط نیویورک در دو سطح حداقل سطح اثر(LEL) و شدیدترین حد اثر(SEL) برای فلزات سنگین مورد مطالعه بهمراه مقادیر میانگین مطالعه حاضر آورده شده است(DEC,1991):



شکل ۱-٤- نمایش میانگین غلظت فلزات سنگین مختلف در خورهای ماهشهر (۸۵-۱۳۸٤)

جدول٦-٤- غلظت استاندارد فلزات سنگین(mg/kg وزن خشک)
درکیفیت رسوب NOAA ومحیط زیست کانادا

فلز سنگین	ERL	ERM	ISQG	PEL	مطالعه حاضر
Cd	۱/۲	۹/۶	۰/۷	۴/۲	۰/۵۵۹
Cu	۳۴	۲۷۰	۱۸/۷	۱۰۸	۲۷/۰۱
Pb	۴۷	۲۲۰	۳۰/۲	۱۱۲	۱۴/۶۶
Hg	۰/۱۵	۰/۷۱	۰/۱۳	۰/۷	۰/۲۲
Ni	۲۱	۵۲	*۱۵/۹	*۴۲/۸	۱۰۲/۶۷
Zn	۱۵۰	۴۱۰	۱۲۴	۲۷۱	۱۱۳/۷

* ارائه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب سواحل فلوریدا

جدول ۷-٤- استاندارد کیفیت رسوب حفاظت محیط نیویورک

فلز سنگین	LEL(mg/kg)	SEL(mg/kg)	مطالعه حاضر
Cd	۰/۶	۹	۰/۵۵۹
Cu	۱۶	۱۱۰	۲۷/۰۱
Pb	۳۱	۱۱۰	۱۴/۶۶
Hg	۰/۱۵	۱/۳	۰/۲۲
Ni	۱۶	۵۰	۱۰۲/۶۷
Zn	۱۲۰	۲۷۰	۱۱۳/۷

در جدول ۴-۸ دامنه و میانگین غلظت فلزات سنگین مختلف در منابع آبی مختلف ارائه شده است. پوررنگ و همکاران (۲۰۰۵) ، فلزات کادمیم ، سرب، نیکل و وانادیم در رسوبات سواحل شمالی خلیج فارس در سواحل ایران از تنگه هرمز تا نزدیک خور موسی را اندازه گیری نموده و غلظت فلزات کادمیم ، سرب و نیکل در رسوبات بالاتر از حد استاندارد جهانی (Global baseline values) بوده و بمقدارقابل ملاحظه ای بیشتر از غلظتهای RSA (ROPME Sea Area) وبیش از حد ERL استاندارد NOAA بوده است.

در مطالعه سبز علیزاده و خلفه نیلساز (۱۳۷۷)، در رسوبات خورهای منطقه ماهشهر تنها غلظت کادمیم بالاتر از غلظت رسوبات غیر آلوده بوده است و در مطالعه مظاهری (۱۳۷۴) به استثنای فلز کادمیم ، میانگین کل فلزات سر ب ، نیکل ، روی و مس را بیشتر از مطالعه فوق اعلام نموده است. در جدول ۴-۳ غلظت فلزات سنگین در مطالعه اخیر با سایر مطالعات خلیج فارس و استانداردهای رسوبات مقایسه شده است.

جدول ۸-٤- دامنه و میانگین غلظت فلزات سنگین در رسوبات دریایی (mg/kg وزن خشک)

منطقه جغرافیایی و سال مطالعه	Ni	Cu	Zn	Pb	Cd	Co	Hg	منبع
خوریات ماهشهر، شمال غربی خلیج فارس	۱۰۲/۷	۳۷/۰۱	۱۱۳/۷	۱٤/٦٦	۰/٥٦	۱۳/۲۲	۰/۲۲	مطالعه حاضر
خوریات ماهشهر، شمال غربی خلیج فارس	۲۹/۸۱	٤/۹٥	۳٥/٥۳	۱۳/۱٥	۱/۹	۱۹/۸۱	-	سبز علیزاده و نیلساز ، ۱۳۷۷
خورموسی، شمال غربی خلیج فارس	۸۲ - ٥۲	۳٥ - ۱٥	٤۷۸ - ۷۷	٥۸ - ٤٤		۳٦ - ۲۱		مظاهری نژاد، ۱۳۷٤
خلیج فارس ، سواحل شمالی	٦٤/۸۹۷			۹۰/٤۷۹	۲/۸۹٤			نیکونیان و همکاران ۱۳۸٤
خلیج فارس ، بخش مرکزی	۱۳۳	۳۸	۹٥	۳۹	٤	۲۷	------	کریاسی، ۱۳۷۹
Persian Gulf, Bahrain(1993-8)	----------	۱۱-۷٦/۹٥	۲۱-۱۱۷/۰۷	۲٤-۷٦/۹٥	۰/۰۱ - ۰/۱۰	---------	----------	ROPME,2004
Persian Gulf, Bahrain(2001)	----------	۹/٤ - ۳٥۷	۱۲ -٤٥۱	۰ - ۸٤٦	۷۱ - ٥۸۷	----------	----------	ROPME,2004
Persian Gulf, Bahrain(2002)	----------	٤ - ٦۰	۳/٦ - ۲۹	۰ - ۱۲	۱۹ - ۱٤۷	----------	----------	ROPME,2004
Persian Gulf, Oman(2001)	٤ - ٦٦۷	۱/۰۹ - ۳۰/۱		۰/۳۲ - ۳/٥۲	۰/۱٥ - ۱/٦۰	----------		ROPME,2004
Persian Gulf, Oman(2002)	۱۰/۳ - ۱۱٦۷	۲/۱ - ۲۲/۳۷	٤۰/٦ - ٥۸/۰٤	۰/۸۲ - ٦/۸۷	۰/۰٥۳ - ۰/۳۳	۱/۷٤ - ٥/٥٦	----------	ROPME,2004
Persian Gulf,Kuwait, Qurah Island -1991	۱٥	۱/۲	۱/۲۸	۱/۰۳	۰/۷۷	۰/۹۱	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf ,Saudi, Ras Al Khafji (1991)	۱۳/۸	۳/۲٤	۳/٤۱	۱/۷۰	۰/۱٤	۱/۳۸	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf,Saudi,Ras Al Mishab(1991)	۲۷/۸	٥/٥۳	۹/٤۸	۲/٥۸	۰/۱۷	۳/۳٤	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf,Saudi, Ras Al Tanagib(1991)	۱٥/٤	۳/٦۲	۷/۳۹	۳/٤۹	۰/۰۸۹	۲/۳٥	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf, Saudi,Manifa Bay (1991)	۷/۸٦	۳/۱٤	۷/٥۸	٤/٤٤	۰/۲٥	۰/۹۸	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf,Saudi, Ras Al Ghar(1991)	۱۱/۳	۳/۳۰	۸/۲۳	۲/٦۳	۰/۲۱	۱/۹۲	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf,Bahrain, Al Malikiyah(1991)	۱۹/٦	۳/٤۳	۳/۷۹	۰/٦٤	۰/۲۱	۱/٦٦	----------	Price et al. 1994
Persian Gulf, U A E, Jebel Ali(1983)	۰/۰۳	٤/٦	----------	۳/٦	---------	---------	----------	Price et al. 1994
Caspian sea, Iran	٦۷/۸ -۲۹/٤	۰۰/۹ - ۱۳/۳	۱٤٦ - ٥٥/۹	۲٤/٦ - ۱۱/۳	۰/۰۹۸ - ۰/۲٤٤	۲٤/۲ - ٦/۹۱	۰/۰۹۲ - ۰/۰۲۱	Mora and Sheikholeslami,2002
Caspian sea, Russia	۳٤/۲ - ٥/٤۲	۲۱/۹ - ۳/٥٤	٥۲/۹ - ۲/۷۷	۸/۰۳ - ۰/٦۹	۰/۰۹۹ - ۰/۰۳۲	۷/٦۲ - ۱/۳۳	۰/۰٦۸ - ۰/۰۰۹	Mora and Sheikholeslami,2002
Caspian sea, Azerbaijan	٦۸ - ۳٤/٥	٥۷/٦ - ۱٤/٥	۱۱۰ - ٥۱/۱	۲۸/٦ - ۱۲/۲	۰/۱۸٥ - ۰/۰۷٦	۱۸/۱ - ۱۱/٥	۰/٤٥۰ - ۰/٤۷	Mora and Sheikholeslami,2002
Caspian sea Kazakhstan	٥٤/۸ - ۱/۸	٤۹/٥ - ۱/۲	٥۹/۹ - ۱/۰٤	۱٤/٦ - ۱/٤۳	۰/۰۰۸ - ۰/۳٥۲	۱۲/۱ - ۰/۷۳	۰/۰٤۰ - ۰/۰۰۱	Mora and Sheikholeslami,2002
ROPME sea area- 2001	۱۰٤- ٥٥	۳۳ - ۱۰	۲۳۰۰ - ٥۰	۱۷/٥ - ٤/۲	۰/۷ - ۰/۱	----------	۰/۱۲٥- ۰/۰۱۳	ROPME,2004
ROPME sea area guideline	۸۰ - ۷۰			۳۰ - ۱٥	۲ - ۱/۲			ROPME,1999
NOAA marine sediment quality guideline(ERL)	۲۱	۳٤	۱٥۰	٤۷	۱/۲	------	۰/۱٥	Long and Morgan,1990
NOAA marine sediment quality guideline(ERM)	٥۲	۲۷۰	٤۱۰	۲۲۰	۹/٦	----------	۰/۷۱	Long and Morgan,1990
Environmenta Canada(PEL)	٤۲/۸	۱۰۸	۲۷۱	۱۱۲	٤/۲	----------	۰/۷	(Persuad et al,1992)
ISQG (Canadian interim marine sediment quality)	۱٥/۹	۱۸/۷	۱۲٤	۳۰/۲	۰/۷	----------	۰/۱۳	(Persuad et al,1992)
Global baseline values	٥۲	۳۳	۹٥	۱۹	۰/۳	۱٤	----------	Bowen,1966

جنبه دیگر از تعیین کیفیت شیمیایی رسوبات در این مطالعه بر اساس تعیین مقادیر مرجع فلزات مورد مطالعه و تعیین شاخص آلودگی بوده است. نزدیکترین مطالعات مشابه در این خصوص توسط Nasr و همکاران (۲۰۰۶)در خلیج عدن یمن انجام شده است که مقادیر مرجع فلزات سنگین رسوبات را از رفرنسهای مختلف استفاده نموده است . Aksu و همکاران (۱۹۹۷) در خلیج ازمیر ترکیه این ارزیابی را از طریق روش محاسبه ، با داده های پنجاه نمونه برداری از منطقه مورد مطالعه انجام داده است و بر اساس استدلالها و شواهد زمین شناسی ، معتقد است مقادیربدست آمده در رسوباتی با قدمت ۱۲۵ تا ۶۲۵ سال بوده و میتوانند بعنوان مقادیر مرجع مورد استفاده قرار گیرند. Ray و همکاران (۲۰۰۲) در ارزیابی مشابه ای که در منطقه مصبی Godavari هندوستان انجام داد مقادیر میانگین جهانی در پوسته زمین را که توسط (Turkian and Wedepohl, 1961) ارائه شده است بعنوان مقادیر مرجع(Background value) ، استفاده نموده است. کرباسی (۱۳۷۹) در رسوبات بخش مرکزی خلیج فارس غلظت استاندارد یا حد طبیعی فلزات را با تفکیک شیمیایی غلظت فلزات در فازهای مختلف سست، سولفیدی ، آلی و مقاوم تعیین نمود . ایشان مجموع بخشهای سست، سولفیدی و آلی را بعنوان درصد انسانساخت و بخش زمینی را که مجموع فاز مقاوم ومیان بطنی (بخش پیوند سیلیسی) است را بعنوان حد طبیعی یا غلظت استاندارد اعلام نمود. مقادیر حد طبیعی در مطالعه کرباسی ۱۳۷۹ بدلیل آنکه در بخش مرکزی خلیج فارس و در رسوبات دور از ساحل تعیین شده است فقط به عنوان منبع مقایسه مورد استفاده قرار گرفته است. شایان ذکر است بدلیل قدمت پائین داده های فلزات سنگین رسوبات درپیشینه مطالعات منطقه ، این داده ها نمیتوانند مقادیر پیش از صنعتی شدن (Preindustrial values) محسوب گردند.

در جدول ۹-۴ مقادیر مرجع فلزات سنگین رسوبات در مطالعات مذکور فوق و مطالعه حاضر در واحد میلیگرم بر کیلوگرم آورده شده است.

جدول۹-٤ مقادیر مرجع (Background value) فلزات سنگین رسوبات(mg/kg) مطالعات مختلف

منبع	منطقه مورد مطالعه	Hg	Cu	Co	Ni	Pb	Cd	Cr	Zn
(Ray *etal*., 2002)	منطقه مصبی هندوستان	-	۴۵	۱۹	۶۸	۲۰	۰/۳	۹۰	-
Nasr *et al*. , 2006	خلیج عدن، یمن	-	۲۰	۱۳	۳۸	۲۰	-	۳۰	۷۰
Aksu *et al*.,1997	خلیج ازمیر ترکیه	۰/۰۵	۱۷	–		۸/۵	۰/۰۳	۱۷۵	۶۵
(۱۳۷۹)کرباسی	بخش مرکزی خلیج فارس	–	۳۳	۱۵	۸۶	۴/۵	۲/۷	–	۶۹
مطالعه حاضر	خوریات خوزستان	۰/۰۵	۱۷	۲۴	۷۰	۲۵	۰/۰۵	–	۴۳

با تعیین مقادیر مرجع فلزات مختلف در مطالعه حاضر و براساس فاکتور آلودگی فلزات مختلف(C_f)، تمامی خورها از نظر غلظت سرب ، کادمیم و کبالت در دامنه مقادیر مناطق غیر آلوده قرار داشته ، از نظر غلظتهای روی ، مس در حد آلودگی متوسط و از نظر غلظت فلز جیوه به استثنای خور غنام که در حد آلودگی شدید است، سایر خورها در حد آلودگی قابل ملاحظه است .

فلزات مختلف بر اساس فاکتورهای آلودگی(بترتیب کاهش فاکتور آلودگی) بصورت زیر ردیف میشوند:

$$Hg > Zn > Cu \geq Ni > Pb \geq Co > Cd$$

خورهای مختلف نیز بر اساس درجه آلودگی(C_d) (بترتیب کاهش درجه آلودگی) بصورت زیر ردیف میشوند:

بیحد< پاتیل < غزاله < درویش ≤ دورق < زنگی ≤ احمدی < غنام

درجه آلودگی(C_d) به استثنای خور غنام که در سطح آلودگی قابل ملاحظه ارزیابی شده برای سایر خورها آلودگی متوسط را نشان میدهند.

کرباسی (۱۳۷۹) ، با استفاده از شاخص ژئوشیمیایی برای فلزات روی و نیکل آلودگی شدید برای مس ، سرب و کبالت آلودگی متوسط تا شدید و برای کادمیم غیر آلوده تا متوسط را در رسوبات مرکزی خلیج فارس تعیین نموده اند.

معنی داربودن فصلی غلظتهای فلزات احتمالا بدلیل نوسانات فصلی مشخص در منطقه مورد مطالعه است. اختلافات محلی مشاهده شده در غلظتهای فلزات سنگین همیشه نشان دهنده افزایش یا کاهش فلزات آلاینده در زمان نیست چنین اختلاف معنی داری در غلظت فلزات رسوبات بستـــر در فصول مختلف و در چنیـــن دوره

زمانی کوتاه ، غیر معمول است اما با توجه به ماهیت دینامیکی محیط دریایی، جریانات جزرومدی و ناپایداری رسوبات سطحی و همچنین با توجه به منابع آلاینده در منطقه ساحلی و جریانات آبی حاکم در منطقه ، چنین تغییرات زمانی در غلظت فلزات احتمالا قابل انتظار است (Algan *et al.*, 1999).

ارزیابی کیفیت رسوبات مناطق ساحلی و مصبی تنها بر اساس درجه آلودگی فلزات کاری دشوار است (Rubio *et al.*,2000). اختلاف در روشهای آنالیز در مطالعات مختلف و عدم آگاهی از مقادیر واقعی یا غلظتهای مرجع یا طبیعی آلاینده ها ی مختلف در رسوبات بکر منطقه ، این مشکلات را مشهود تر نموده است (Nasr *et al.*,2006)

در مطالعه حاضر بعضی فلزات مثل جیوه ، نیکل، روی ومس بیش از حد مقادیر مرجع در منطقه بوده و در سطح خطر ارزیابی گردیده اند. اکثر خورهای مورد مطالعه در سطح متوسط و قابل ملاحظه آلودگی از نظر فلزات سنگین دسته بندی شده اند که با توجه به تنوع بهره برداریها و کثرت منابع آلاینده در این منطقه ساحلی و اینکه کانال خور موسی کانال کشتیرانی برای تردد کشتیهای صنعتی، تجاری و صیادی است امری بدیهی بنظر میرسد.

۲-۷-٤- ارزیابی جوامع بنتیک

علیرغم معنی دارنبودن پارامترهای بیولوژیک جوامع بنتیک(فراوانی و غنای گونه ای) در خورهای مورد مطالعه که نشان دهنده تشابه ویژگیهای بیولوژیک در جوامع بنتیک است ، معنی دار بودن پارامترهای فوق در فصول مختلف نشان دهنده نقش تغییرات فصلی در نوسانات جوامع بنتیک در منطقه مورد مطالعه است .

تغییرات فصلی معنی دار در انواع پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک در اکثر مطالعات انجام شده در سواحل خوزستان گزارش شده است(خلفه نیلساز و همکاران،۱۳۸۱؛ سبزعلیزاده و خلفه نیلساز ۱۳۷۷؛ خلفه نیلساز و همکاران ، ۱۳۸۴ . همچنین با توجه به بعضی ویژگیهای بیولوژیک جانوران بنتیک همچون طول عمر و طول دوره های تولیدمثلی ، عمق زیستگاه در رسوبات ، سطح تروفیکی و همچنین عواملی همچون شدت فعالیتهای صیادی و فشارهای ناشی از ترال همگی نقش مهمی را در نوسانات فراوانی ، توالی و تنوع گونه های ماکروبنتوزی ایفا می کنند(Little, 2000).

بطور کلی طبق نتایج حاصل از مقادیر شاخص AMBI(BC)، بر اساس حساسیت و مقاومت گونه های بنتیک ، نمونه های خورهای مطالعه شده در گروه مناطق بدون آلودگی و کمی آلوده قرار میگیرند به استثنای خورهای زنگی، دورق و پاتیل در تابستان و خورهای زنگی و بیحد در فصل زمستان که در حد متوسط آلودگی دسته بندی شده اند . توصیف مقادیر شاخص فوق با استفاده از شاخص زیستی BI(Biotic Index) نشان میدهد که اکثر خورهای مطالعه شده در وضعیت نا متعادل و رو به آلودگی برای سلامت موجودات بنتیک قرار میگیرند و این در حالی است که طبق پارامترهای بیولوژیک محاسبه شده همچون تنوع و غنای گونه ای (بر اساس (WFD,cited in Borja et al.,2003b)) ، نتایج نشان دهنده شرایط بد و ضعیف رسوبات بستر تمامی خورهای مورد مطالعه از نظر کیفیت اکولوژیک تعیین شده است.

اگرچه میانگین سالانه شاخص در خورهای مطالعه شده عمدتا خورها را در سطح کمی آلوده طبقه بندی نموده است اما موجودات بنتیک تحت تاثیر شرایط فصلی و احتمالا انواع استرسها از جمله فشارهای صیادی در منطقه دچار وضعیت های حاد دوره ای خصوصا در فصول تابستان و زمستان که شرایط دمایی و نوسانات شوری در منطقه شدیدتر بوده است ، قرار میگیرند. این عوامل از مهمترین عوامل محیطی موثر در میزان تجمع و سمیت عناصرسنگین در موجودات دریایی می باشند، که موجب واکنش در جوامع بنتیک میگردند (Mance, 1990 ; Sadiq,1992).

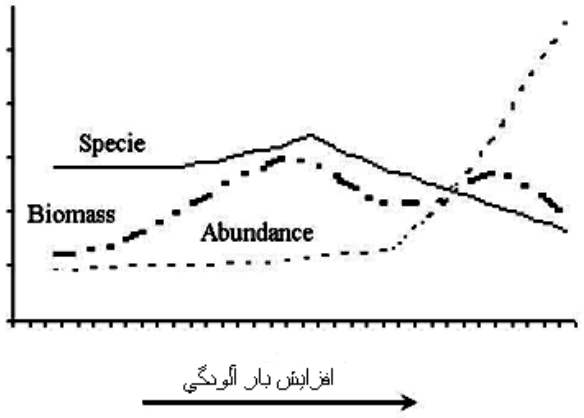
در مطالعه حاضر اگرچه با افزایش شاخص BI ، تعداد گونه ها افزایش می یابد اما بدلیل ظهور گونه های غالبی همچون گونه پلی کیت *Capitella sp* ، که گونه ای شاخص آبهای آلوده است، تنوع کاهش می یابد. میانگین شاخص تنوع در مطالعه حاضر کمتر از میانگین فصلی تعیین شده در سواحل گلی در سواحل خوزستان بوده است (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۸۳).

کاربرد شاخص زیستی(Biotic Indices)، توسط محققین متعددی مورد ارزیابی و بازنگری قرار گرفته و از آن جمله، مطالعات Washington (1984) است که معتقد است موجودات در برابر انواع عوامل آلاینده و اثرات دخالتهای انسانی حساسیتها و مقاومتهای متفاوت و عکس العملهای متفاوتی را نیز نشان میدهند و پیشنهاد مینماید که ارزیابی واقعی تر مناطق تحت اثر در مناطق جغرافیایی مختلف و همچنین در انواع اکوسیستمها

(مصبی ، ساحلی کم عمق و آبهای دریایی)، نیازمند اعمال تغییراتی خصوصا در تعریف گروههای اکولوژیک و سطوح تعیین درجه سلامت اکوسیستم است.

اگرچه شاخص AMBI شاخص مفیدی در تشخیص اثرات در زمان و مکان است اما قدرت آن در زمانیکه تعداد گونه ها و گروه های جانوری کم است(۱ تا ۳) کاهش می یابد (Borja and Muxika,2005).

از دیگر مدلهای معروف و متداول در ارزیابی اکولوژیکی ، مدل PRM (Pearson & Rosenberg, 1978) است که تا سال ۲۰۰۰ در بیش از ۴۰۰ تحقیق بعنوان روش مورد مطالعه از آن استفاده شده است. مدل P-R که سالهاست در مطالعات متعددی در مناطق ساحلی بکار گرفته میشود برای نمایش اثرات افزایش بار مواد آلی روی موجودات زنده رسوبات طرح ریزی شده و پیش بینی این مدل تغییرات تعداد گونه ها ، فراوانی کل گونه ها و بیوماس تمام گونه ها در شیب افزایش بار مواد آلی رسوبات است. مدل پیش بینی می کند که بیوماس کل موجودات ابتدا با افزایش میزان مواد آلی بتدریج افزایش یافته و سپس سریعا تا حد ماکزیمم اوج میگیرد پس از آن بیوماس کاهش یافته و مجددا افزایشی اما کمتر از پیک بیشترین فراوانی را نشان میدهد. حداکثر تعدادگونه‌ها مصادف با پیک بیوماس است. این در حالی است که فراوانی ابتدا آهسته افزایش داشته اما یکدفعه سریعا افزایش یافته و به نقطه حد اکثرمیرسد که مصادف با پیک حضور فراوان گونه های فرصت طلب است و قبل از نزول شدید شان ، کاهش شدید اکسیژن رخ میدهد. در شکل۱-۴ مدل P-R نمایش داده شده است (Gray *et al*., 2002).



شکل ۲-٤- تغییرات پارامترهای بیولوژیک یک جامعه در ارتباط با افزایش بار ماد آلاینده آلیبر اساس مدل Pearson & Rosenberg, 1978

طبق این شکل، درحضورآلاینده محیطی، غنای گونه ای (Species Richness) و اندازه بدن افرادکاهش می یابد در حالیکه تعدا کل افراد ، تراکم و بیوماس گونه های فرصت طلب افزایش می یابد (Pearson & Rosenberg, 1978). درصد مواد آلی رسوبات در تمامی خورهای مطالعه شده بیش از حد مقادیر مرجع مواد آلی رسوبات در سواحل دریایی تعیین شده است(EPA, 2002 and Burtone *et al.*, 2003).

Diaz and Rosenberg (1996) عنوان می کنند که بندرت یک عامل استرس زا عمل میکند و ماکروبنتوزها همزمان به انواعی از عوامل استرس زا واکنش نشان میدهند. یک نظریه پایه ای این است که هر گونه عامل استرس زای محیطی چه عامل بی اکسیژنی، سموم، پرغذایی و چه عامل فیزیکی، ترتیب توالی ماکروبنتوزها را بسمت مرحله ابتدایی تر سوق خواهد داد .

در سطح آلودگی شدید یعنی مناطقی که شاخص BI، ۶ و ۷ تعیین شده ، اعتقاد بر این است که مرگ موجودات بنتیک در اثر سقوط غلظت اکسیژن به زیر ۲ میلی گرم در لیتر اتفاق می افتد و این شرایط کم اکسیژنی بطور دوره ای و کوتاه مدت (روز و یا هفته) ویا بصورت فصلی در چنین مناطقی بوقوع می پیوندد که بطور ناگهانی جمعیت بنتوزها را نابود میسازد. لذا اندازه گیری مقدار اکسیژن رسوبات خصوصا در مناطقی که جوامع بنتیک بسیار کم و یا بدون جانور می باشند، متغیر مهمی در ارزیابی وضعیت محیط خواهد بود است (Diaz and Rosenberg, 1995).

Weston(1990) از این مدل در بررسی موجودات بنتیک در محل احداث مزارع پرورش ماهی در دریا تا فاصله ۴۵۰ متری آن استفاده نمود و پیک موجودات فرصت طلب در منطقه آلوده را که مدل فوق پیش بینی کرده بود مشاهده ننمود. در مطالعات وسیعتری که Maurer و همکاران (۱۹۹۳) انجام داد مدل مذکور را در آبهای آزاد سواحل کالیفرنیا بررسی نمود و مشاهده کردکه جریانات واختلاط سریع آب در طول ساحل و جریانات جزرومدی موجب افزایش مواد آلی شده و اگرچه سرعت ورود مواد آلی افزایش می یابد اما اگر پراکنش مناسب باشد و ذرات معلق آلی نتوانند ته نشین گردند ویژگیهای مدل P-R در مورد موجودات بنتیک منطقه مشاهده نمیشود.

علاوه بر این Wilson and Jeffrey (1994) اشاره میکنند که فقط تعداد ۹۰ گونه فرصت طلبی که پیرسون و روزنبرگ (۱۹۷۸) شناسایی کردند اختصاصا ویژگی شرایط افزایش بار مواد آلی را نشان میدادند و

اکثر آنها تحت تاثیر هر آشوبی پاسخ مشابه ای خواهند داد. شواهدی وجود دارد که مشخص میکند ماکروبنتوزها به آلودگی ناشی از فلزات و مواد آلی پاسخ متفاوتی میدهند. برای مثال آلودگی فلزات برروی تمامی گروهها اثر گذاشته در حالیکه افزایش بار مواد آلی بر روی موجودات فرصت طلب اثر خاص خواهد گذاشت(Rygg,1986; Wilson &Jeffrey,1994).

این مدل برای مناطق نیمه بسته تعریف شده بود که از ویژگیهای آن تعویض محدود آب , بستری از جنس سیلت –رس و با سرعت رسوب گذاری معمولی و نرمال بوده است (Maurer *et al.*,1993). در نهایت مطالعات اخیر نشان داده که اگر شرایط فیزیکی امکان ته نشینی مواد آلی را بوجود آورد میتوان تغییرات پیش آمده در جوامع بنتیک را در ارتباط با افزایش بار مواد آلی بستر عنوان نمود. پروسه رسوب گذاری خود به تنهایی موجب اثرات مستقیم و غیر مستقیم روی موجودات بنتیک میگردد (Gray *et al.*,2002)

از ویژگیهای خورهای خوزستان: گلی بودن جنس بستر ، تعویض شدید آب در لایه های کف ، ناپایداری رسوبات سطحی و سرعت بالای رسوب گذاری و دوباره معلق شدن ذرات رسوبات سطحی (Resuspention)، تحت تاثیر جریانات چرخشی خلیج فارس و جزرو مد شدید در مناطق کم عمق ساحلی است. این ویژگیها عوامل مهمی در ایجاد نوسانات در جوامع زیستی علاوه بر عوامل آلاینده می باشند. یکی دیگر از عوامل آشوب در رسوبات بستر خورهای منطقه شدت فعالیتهای صیادی خصوصا صید ترال است. مطالعات متعددی به منظورتعیین اثرات و شدت آسیبهای وارده بر عوامل بیولوژیک و اکولوژیک رسوبات بستر توسط ترال انجام شده است (Hall, 1999). اگرچه در اکثر این مطالعات اثرات ترال بر رسوبات بستر و جوامع بنتیک را با توجه به قدرت ترمیم , سرعت احیا و استراتژیهای تولیدمثلی و رفتاری جوامع بنتیک در طولانی مدت نسبتا بی خطر اعلام نموده اند اما در مقاطع زمانی کوتاهتر، خصوصا بلافاصله بعد از تر ال اثرات مشهود در فراوانی ، تنوع و ترکیب گونه ای مشاهده میشوند.

اگر چه اساس این شاخص فرضیه پیرسون و روزنبرگ (۱۹۷۸)است که نوسانات جوامع بنتیک را در ارتباط با افزایش بار مواد آلی بیان میدارد ، همچنین میتواند در ارزیابی سایر اثرات ناشی از دخالتهای انسانی مثل تغییرات فیزیکی در زیستگاه، فلزات سنگین و غیره مفید میباشد(Borja et al,2000).

۳-۷-٤- ارزیابی ریسک اکولوژیک

با توجه به مقادیر شاخص ریسک (Risk Index) که با استفاده از فاکتور آلودگی و درجه سمیت فلزات مختلف محاسبه شده است تمامی خورهای مورد مطالعه در وضعیت آلودگی شدید و خور غنام بسیار شدید ارزیابی شده اند. مقادیر شاخص ریسک (RI) بیان کننده چند نکته است : ۱) مقایسه غلظت عناصر در رسوبات لایه های عمیق تر بستر قبل از صنعتی شدن و دخالتهای انسانی با غلظتهای آنها در رسوبات سطحی که اخیرا ته نشین شده اند. ۲) مقادیر RI در مناطقی که تحت تاثیر چند عامل آلاینده (ماده شیمیایی) میباشند بالاتر از مناطقی است که تحت تاثیر تعداد معدودی از این عوامل هستند. ۳) مواد شیمیایی مختلف اثرات سمیت متفاوت داشته و مقادیر RI این اختلاف در درجه سمیت مواد مختلف رانمایان میسازد. ۴) مناطق مختلف حساسیتهای متفاوتی به مواد سمی نشان میدهند. در آبهایی با pH و تولید زیستی کمتر ، اثر سمیت مواد شدید تر است، بطوریکه در این مناطق غلظت جیوه در ماهیان در مقایسه با مناطقی که همین غلظت جیوه را داشته ولی مقدار pH و تولید بالاتر بوده ، بیشتر بوده است(Hakanson, 1980). خورهایی مثل غنام ، که شدیدترین سطح خطر را از نظر آلاینده فلز سنگین نشان داده است از جمله خورهای کوچک و محدود منطقه بوده و در مقابل خورهای بیحد، غزاله و درویش که درجه پایین تری از خطر را نشان داده اند خورهایی وسیع تر بوده که انشعابات آنها مرتبط با آبهای دریایی میباشند. با توجه به شدت بهره برداریها خصوصا صنایع نفت ، پتروشیمی و کشتیرانی در منطقه خوریات ماهشهر و همچنین فشار صیادی حاکم بر منطقه این نتایج بدیهی و قابل انتظار بوده است. ماندگاری و افزایش مداوم استرسها در این منطقه با ارزش ساحلی میتواند خطرات جدی تری را هم برای اکوسیستم و هم متعاقب آن بر جامعه انسانی داشته باشد.

انجام ارزیابی خطر یا ریسک با استفاده از آلاینده های رسوبات می بایست در مناطقی مثل خوریات خوزستان که بطور مداوم ذرات ریز سیلت- کلی در رسوبات بستر ته نشین میگردند، انجام پذیرد.

۵- نتیجه گیری نهایی

در هر اکوسیستمی ، اگر هیچگونه عامل خارجی بر اکوسیستم وارد نشود تغییرات فصلی و زمانی مشخص در عمده پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب و رسوب از مهمترین عوامل در ایجاد توالی و تغییرات در ترکیب گونه ها و جوامع است. وابستگی چرخه حیات و مهاجرت بسیاری از آبزیان به مناطق ساحلی وهمچنین زمان شروع و تعداد دوره های تولیدمثلی گو نه های مختلف شدیدا تحت تاثیر شرایط محیطی است و تغییر در سطوح تغذیه ای نیز از دیگر عواملی است که تحت تاثیر نوسانات محیطی و بعنوان یک رفتار سازشی بوقوع مسی پیوندد. لذا در یک اکوسیستم سالم، بطور طبیعی کلیه عوامل بیولوژیک و اکولوژیک متاثر از تغییرات فصلی و زمانی ، در نوسانند و شدت این نوسانات بسته به موقعیت جغرافیایی ، وسعت ، عمق، جریانات غالب و شکل منبع آبی متفاوت است. اگر چه این گونه تغییرات بطور طبیعی و دوره ای در اکوسیستم بوقوع می پیوندند اما هر گونه عامل خارجی که بنوعی این نظم دوره ای را بر هم بزند بعنوان یک استرس بر پیکره اکوسیستم تحمیل شده و آنرا مجبور به پاسخگویی خواهد نمود.

اگرچه در میزان تنوع و فراوانی رده های مختلف آبزیان در خورهای مورد مطالعه اختلافاتی آنهم جزئی وجود داردولی با توجه به اینکه خورها در عمده عوامل زیستی و غیر زیستی مورد مطالعه اختلاف معنی داری را نشان نداده و تنها اختلافات فصلی معنی دار را نشان داده اند(که این امر هم بدلیل تغییرات واضح و نوسانات معنی داری که د ر شرایط اکولوژیک موجود در فصول مختلف رخ میدهد، بدیهی و قابل انتظار است) این امر شباهت خورها را از نظر شرایط زیستی بیان میدارد . نتایج بخش کیفیت شیمیایی رسوبات ، فاکتور آلودگی فلزات مختلف و درجه آلودگی خورهای مورد مطالعه با نتایج حاصل از شاخص AMBI، شاخص کیفیت آب و شاخص ریسک (Risk Index) یکدیگر را تائید نموده و بطور کلی خورهای ماهشهردر وضعیت آلودگی متوسط تا شدید ارزیابی شده است و پارامترهای بیولوژیک جوامع بنتیک و سایر پارامترهای زیستی روند رو به نزول کیفیت اکولوژیک را برای تمامی خورهای مورد مطالعه و با درجه ای کمتر در خورهای درویش و بیحد را بیان میدارند. لذا منطقه خوریات ماهشهر بطور نسبتا یکسانی تحت تاثیر استرسهای محیطی و خطرات زیست محیطی است .

بطورکلی مقایسه پارامترهای فراوانی و تنوع در مطالعه اخیر و سوابق اطلاعاتی منطقه نشان میدهد که تنوع در تمامی سطوح بیولوژیک اکوسیستم از زئوپلانکتونها تا بنتوزها و ماهیان منطقه نسبت به سالهای گذشته کمتر شده است. تنوع بالا منجر به پایداری بیشتر جوامع و تولید بیشتر میشود و سیستم را در مقابل استرسها مقاومتر میسازد. تنوع زیستی و ساختار جوامع مهمترین عامل در تخمین عملکرد یک اکوسیستم است (Raghukumar and Anil, 2003). طبق نظر Welch (۱۹۹۲)مقدار شاخص تنوع در ابهای ساحلی فاقد آلودگی بالاتر از ۳، در آبهای با آلودگی متوسط ۳-۱ و در آبهای آلوده کوچکتر از ۱ است.

با توجه به هدف این مطالعه یعنی شناسایی خورها بعنوان مناطق حفاظت شده در خوریات ماهشهر و با توجه به هدف حفاظت از این مناطق که حفظ تنوع زیستی و افزایش تولید است با یک نگرش کلی به شرایط زیستی، خطرات و تهدیدات و ارزشهای بلقوه اینگونه زیستگاهها ،خورهای مناسب حفاظت انتخاب شده اند. ازآنجایی که پارامترهای انتخاب مناطق حساس دریایی با ضوابط ارائه شده از سوی IUCN برای ذخیره گاههای دریایی یا مناطق حفاظت شده دریایی مطابقت دارد، لذا وجود منابع حساس دریایی (Vulnerable Marine Resources) می تواند به عنوان مهمترین پارامتر ایجاد یک منطقه حفاظت شده دریایی یا حساس نیز تلقی گردد(عوفی ،۱۳۷۸).

در بخش انتخاب خورها بعنوان مناطق حفاظت شده ابتدا از میان معیارهای انتخاب منطقه حفاظت شده (با توجه به هدف حفاظت) معیارهای اکولوژیک را که مهمترین معیارها برای ارزیابی شرایط زیستی خورهای مورد مطالعه خواهند بود مورد ارزیابی قرار داده ایم. دو رکن اساسی در اینگونه معیارها یکی تعیین ارزشهای زیستی و پتانسیل شیلاتی مناطق مطالعه شده است و دیگری تعیین شدت اثرات ،استرسهای محیطی و خطرات و تهدیداتی است که حیات این اکوسیستم را به خطر می اندازد.

در جدول۵-۱معیارهایی به منظورتشخیص ارزشهای زیستی و حساسیت زیستگاه ساحلی خوریات ماهشهر و همچنین بیان شدت خطرات و تهدیدات ارائه گردیده است. بدلیل عدم وجود اطلاعات دقیق از داده های صیادی به تفکیک خورهای مختلف، معیاری همچون وابستگی صیادان با وجود اهمیت آن در منطقه ارزیابی نشده و فقط از CPUA بعنوان شاخصی از وضعیت صیادی خورهای مختلف استفاده شده است. در جدول ۵-۲ معیارهای مثبت(پتانسیلهای زیستگاهی) و منفی (فاکتورها و شاخصهای تهدید و خطر) در سه رتبه ۱، ۳و ۵

بترتیب در سه سطح ضعیف، متوسط و خوب دسته بندی شده اند . نهایتا بیشترین امتیاز بیان کننده مناسب ترین مکان برای حفاظت از میان خورهای مورد مطالعه بوده است.

معیارهای مختلف بر روی نقشه منطقه مورد مطالعه در اشکال ۱-۵ الی ۷- ۵ نمایش داده شده است.

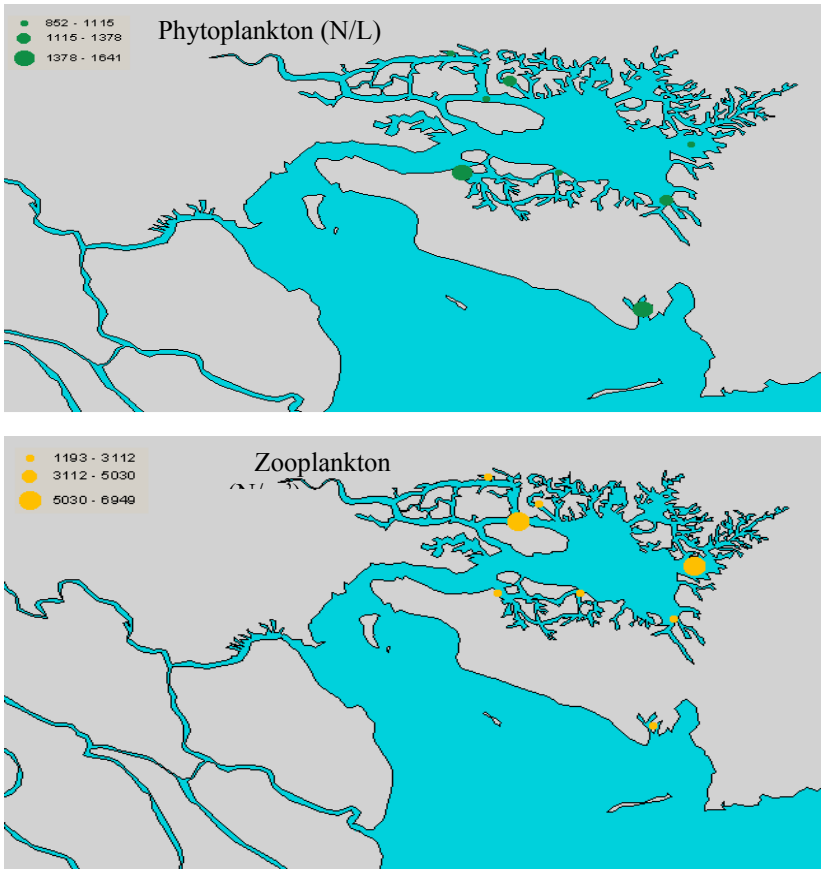
نمایش امتیاز خورهای مختلف در شکل ۵-۷ بیان میدارد که خورها بر اساس امتیاز بدست آمده از نظر ارزش حفاظت در سه سطح دسته بندی میگردند . خورهای درویش ، دورق و غزاله مناسب ترین خورها و خورهای غنام ، زنگی و احمدی در سطح ضعیف برای حفاظت شناخته شده اند و خورهایی همچون بیحد و پاتیل در سطح متوسط و رتبه دوم انتخاب برای حفاظت قرار دارند. این انتخاب اولین مرحله در فرآیند شناسایی مناطق حفاظت شده بر اساس ویژگیهای زیستی و تهدیدات زیست محیطی است و بررسی امکان ایجاد مناطق حفاظت شده و اعمال قوانین حفاظتی ، سطح و شدت حفاظت و محدوده حفاظت نیازمند مطالعات فراگیر تر در آینده است.

جدول ۵-۱- معیارهای مورد استفاده در ارزش گذاری خورهای مورد مطالعه بعنوان مناطق حفاظت شده(۸۵-۱۳۸٤)

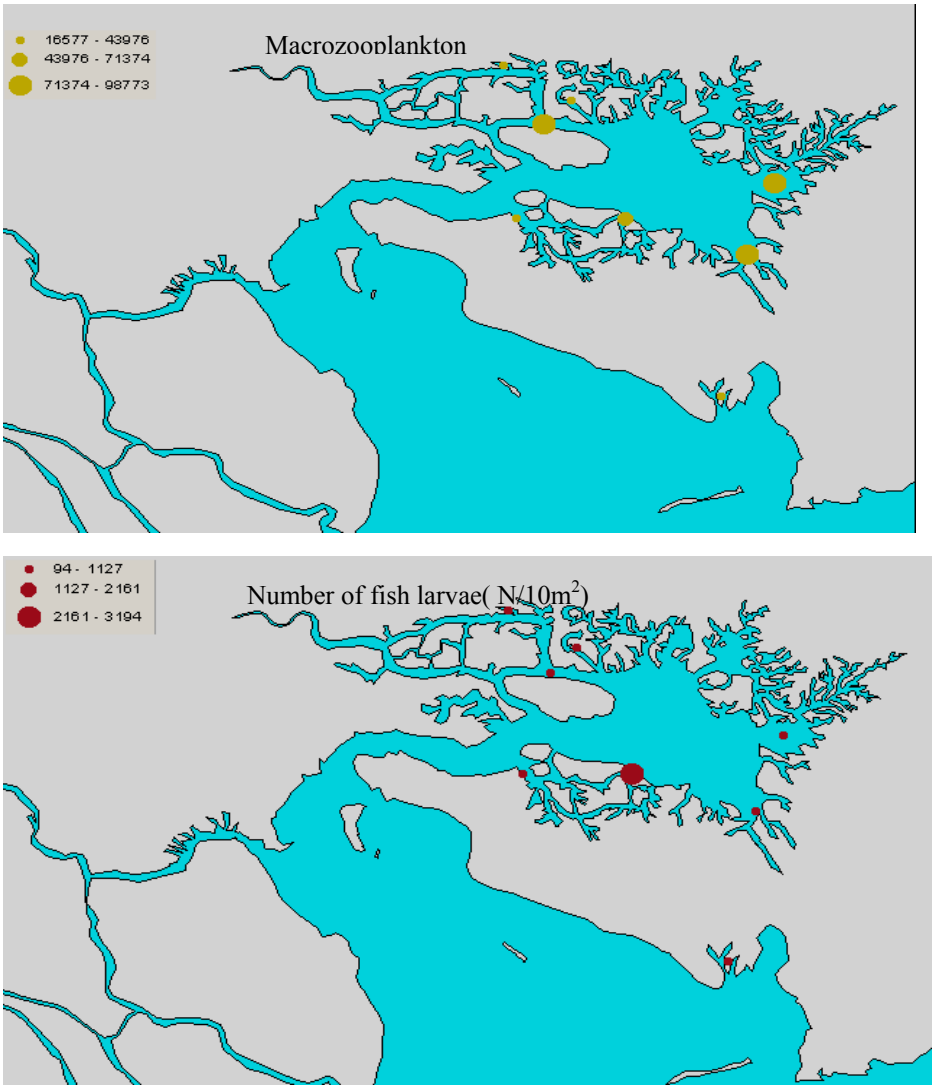
	پتانسیلها و ارزشهای زیستگاه								تهدیدات و خطرات		
	فیتوپلانکتونها N/L	زئوپلانکتونها N/m^3	تعداد ماکروزئوپلانکتونها $(N/10m^2)$	تعدادخانواده های لاروی $(N/10m^2)$	فراوانی لارو ماهیان$(N/10m^2)$	تعداد آبزیان صید ترال	تعداد آبزیان تجاری	CPUA (kg/nm^2)	شاخص آلودگی فلزات سنگین(Cd)	شاخص AMBI	شاخص Risk
بیحد	۱۲۵٦	۲۸۷۱	۹۸۷۷۳	۸	۷۱٤	۲٤	۱٤	٤٤۸	۸/۷٤	۲/٤۸	۳۲۰
غزاله	۱۰۳۲	٦۱۱٥	۷۹۱٥۰	۹	۷٦۳	۱۸	۱۱	٥۱٥	۱۰/٤۳	۲/۳۳	٤٤۲
دورق	۱۰۷۰	٦۹٤۹	۷۲۲۹٦	۱۲	۳۰۱	۱۹	۱٤	۲٤۷	۱۰/۳٥	۲/۱۸	۳٥۱
پاتیل	۸٥۲	۱۷۰٦	٥۹۲۳۰	۹	۳۱۹٤	۱۹	۱۳	۲۹۰	۱۰/۱٤	۳/۱۷	٤۰٤
احمدی	۱۲٥۱	۲۳۳٥	۱۹۱۳۹	٦	۹٤	-	-	-	۱۲/۰۹	۱/٤۸	٥۷۳
زنگی	۱۰۷٥	۱۹۷٤	۱٦٥۷۷	۹	٦۳۱	۱۸	۱۱	۳۲٦	۱۱/٤۱	۳/۲۲	٤۷۷
غنام	۱٤۸۱	۱۱۹۳	۳٦۸٤٤	۱۰	۱۹۷	۱٦	۱۱	۲۸۲	۱٦/۲۲	۲/۲٦	٦٤٦
درویش	۱٦٤۱	۲۰۲۰	۲۳۷۹۳	۱۱	٤۷۰	۱۹	۱۱	۹۱۷	۱۱/۰٥	۲/٤۹	٤۳۱

جدول ۲-۵- رتبه بندی معیارهای مختلف و امتیاز خورهای مورد مطالعه (۸۵-۱۳۸٤)

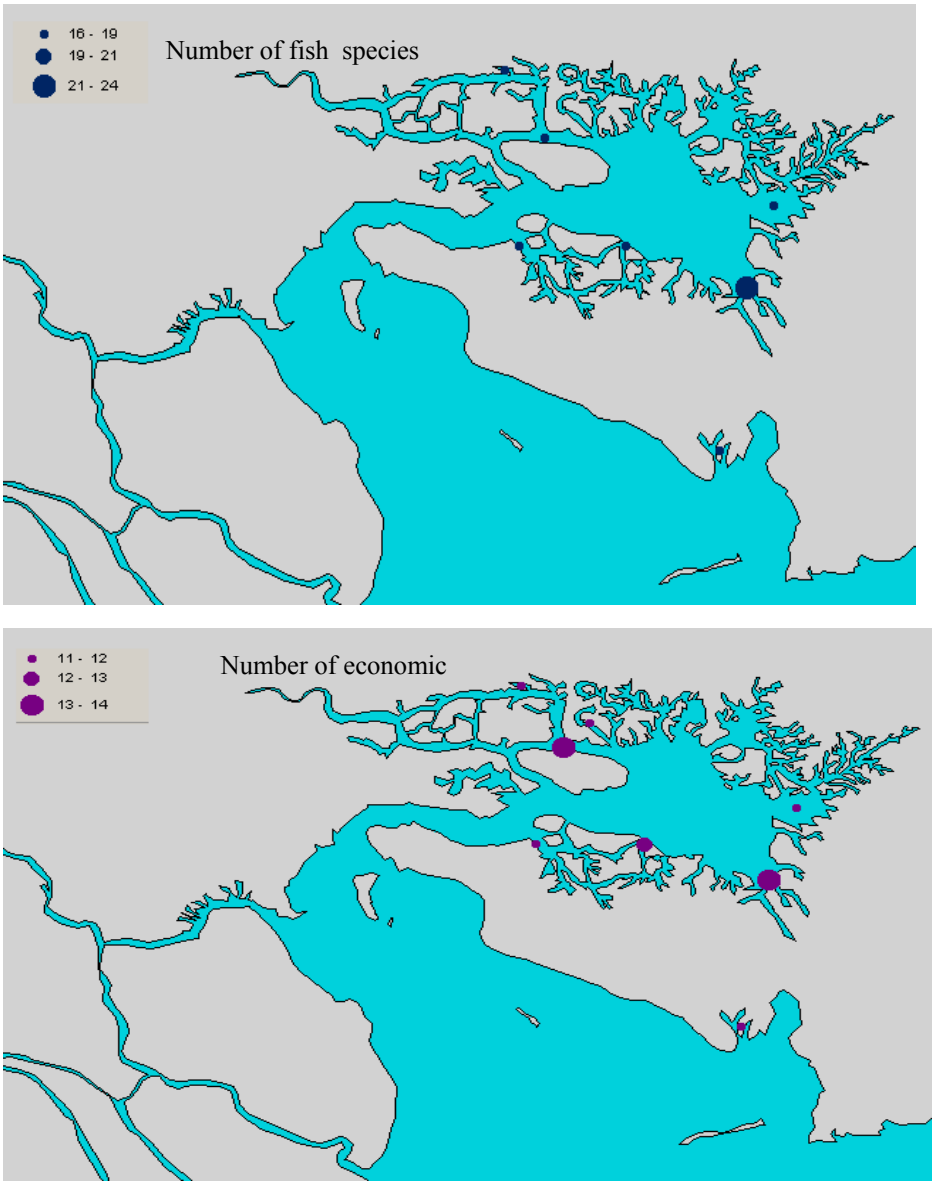
	فیتوپلانکتونها N/L	زئوپلانکتونها N/m^3	تعداد ماکروزئوپلانکتونها $(N/10m^2)$	تعدادخانواده های لاروی $(N/10m^2)$	فراوانی لارو ماهیان$(N/10m^2)$	تعداد آبزیان صید ترال	تعداد آبزیان تجاری	CPUA (kg/nm^2)	شاخص آلودگی فلزات سنگین(Cd)	شاخص AMBI	شاخص Risk	جمع امتیازات
بیحد	۱	۱	۵	۱	۱	۵	۵	۱	۳	۳	۱	۲۷
غزاله	۳	۵	۵	۳	۱	۱	۱	۳	۳	۳	۱	۲۹
دورق	۱	۵	۵	۵	۱	۱	۵	۱	۳	۳	۱	۳۱
پاتیل	۱	۱	۳	۳	۵	۱	۳	۱	۳	۳	۱	۲۵
احمدی	۳	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۳	۳	۱	۱۷
زنگی	۱	۱	۱	۳	۱	۱	۱	۱	۳	۳	۱	۱۷
غنام	۵	۱	۱	۳	۱	۱	۱	۱	۱	۳	۱	۱۹
درویش	۵	۱	۱	۵	۱	۱	۱	۵	۳	۵	۱	۲۹



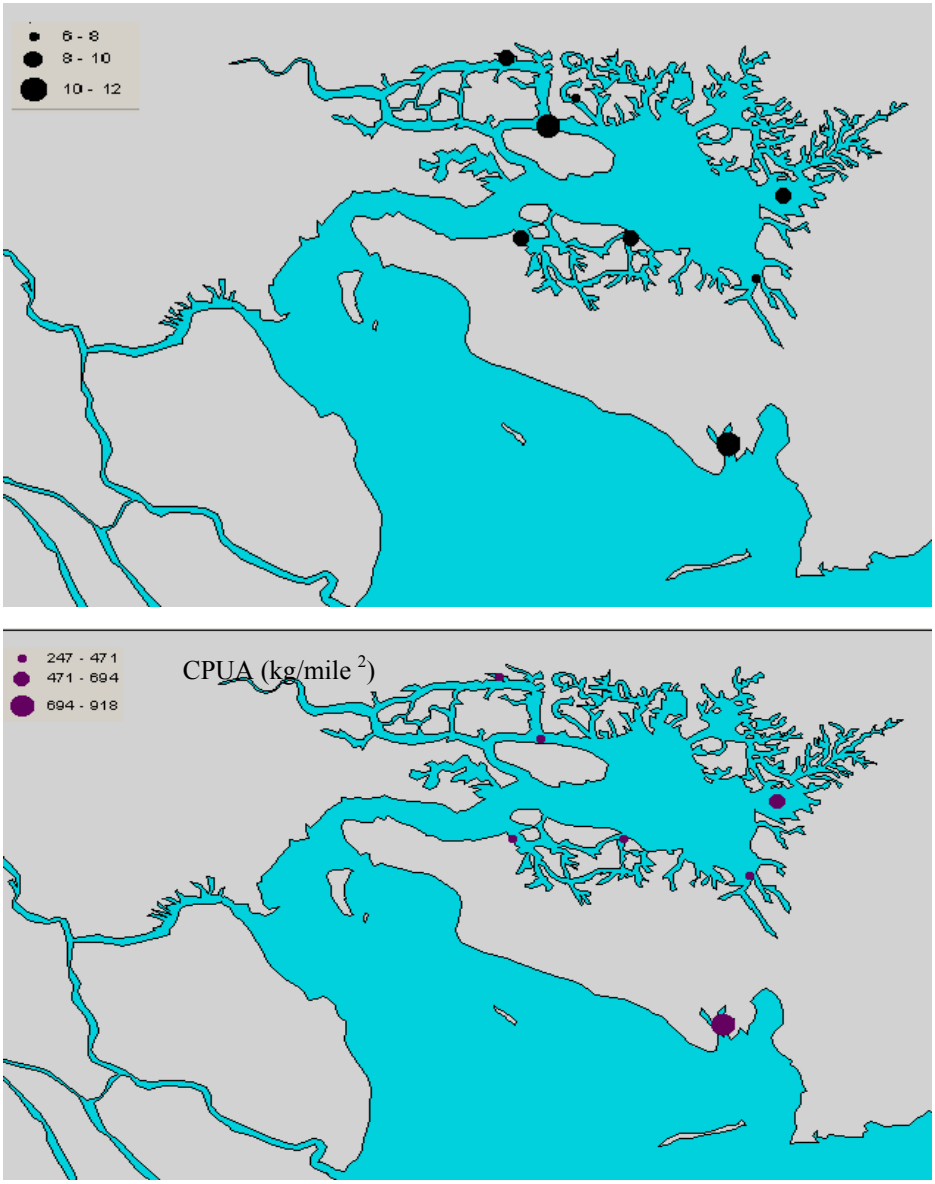
شکل ۱-۵ : نمایش فیتوپلانکتونها (بالا) و زئوپلانکتونها(پائین) درخورهای (۸۵-۱۳۸٤)



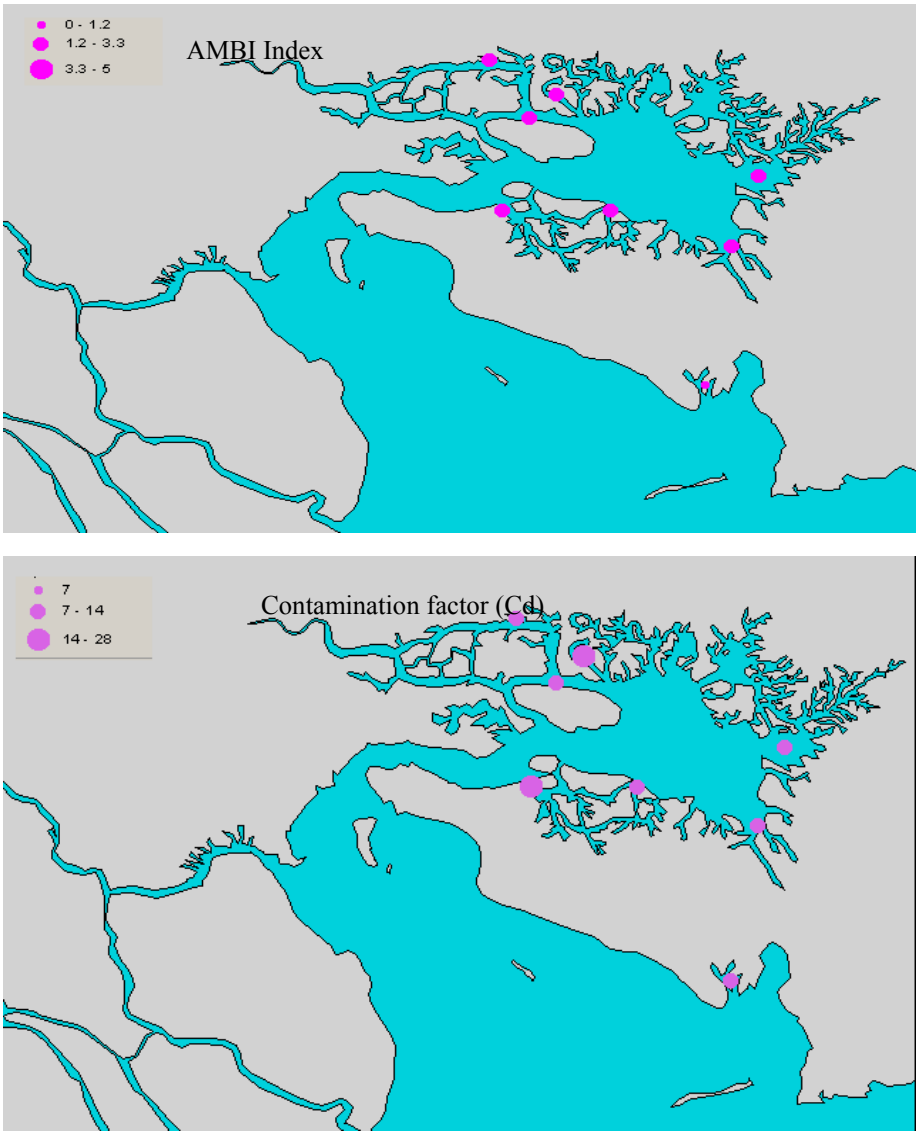
شکل ۲-۵- نمایش فراوانی ماکروئوپلانکتونها(بالا) و لارو ماهیان در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)



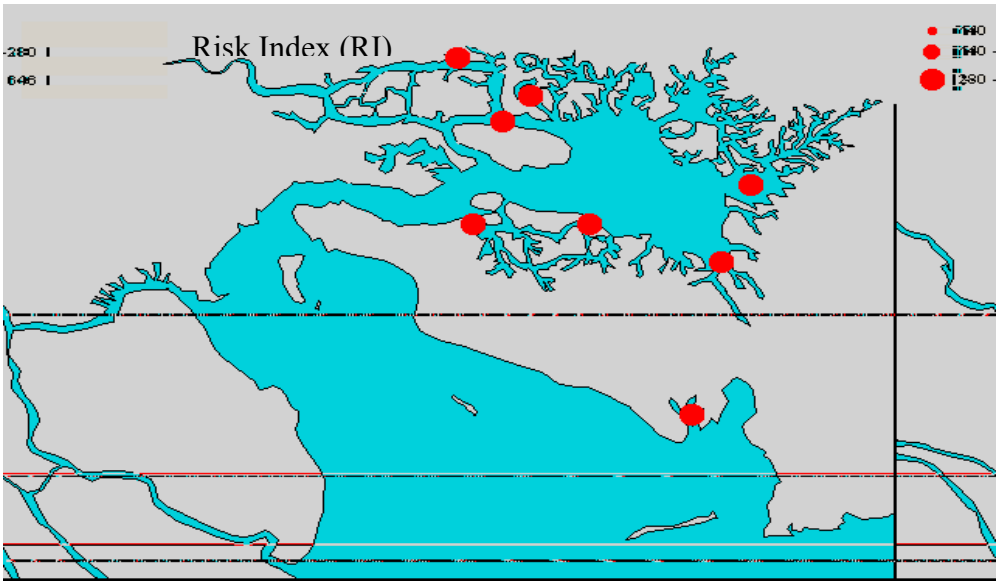
شکل۳-۵ : نمایش تعداد گونه های آبزیان(بالا) وگونه های اقتصادی در صید ترال (۸۵-۱۳۸٤)



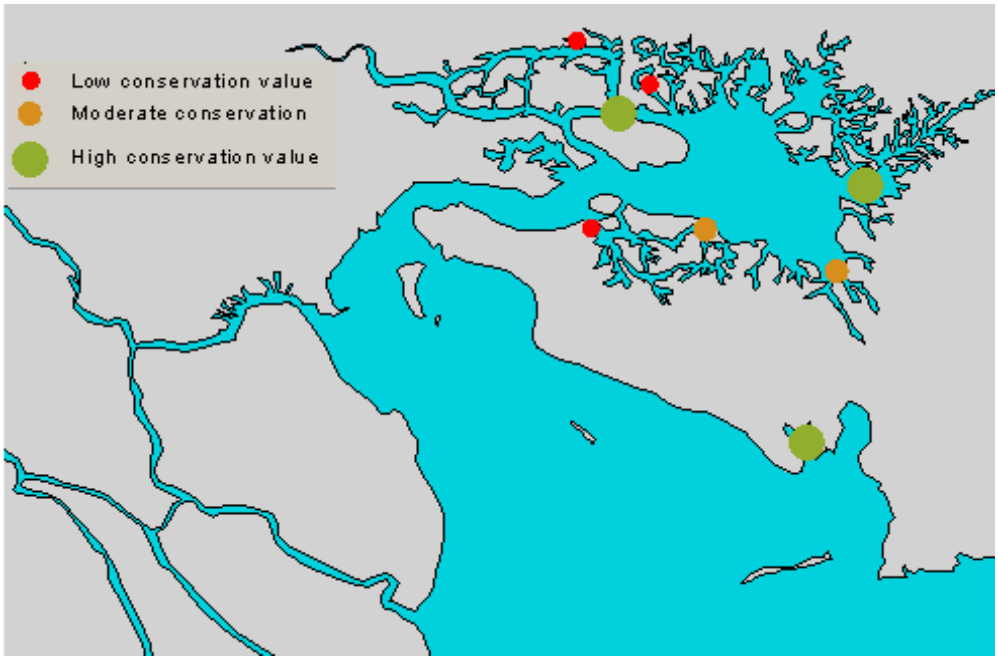
شکل ٤-٥- نمایش تعداد خانواده های لارو ماهیان (بالا)ومیزان CPUA (پائین) در خورهای مختلف(٨٥-١٣٨٤)



شکل ۵-۵- نمایش شاخص بنتیک AMBI (بالا) و شاخص آلودگی فلزات سنگین Cd (پائین)در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)



شکل ٦-٥- نمایش شاخص Risk در خورهای مختلف (٨٥-١٣٨٤)



شکل ٧-٥- نمایش امتیاز خورهای مختلف در سه سطح مختلف ارزش حفاظت (٨٥-١٣٨٤)

پیشنهادها

۱- با توجه به نتایج این مطالعه خورهای منطقه ماهشهر در سطح آلودگی متوسط تا شدید ارزیابی شده اند، لذا ضروری است که مطالعاتی جدی در خصوص شناسایی منابع آلاینده در منطقه صورت گیرد.

۲- یافتن روشهای جدید، عملی و امکان پذیر به منظور حفاظت از زیستگاههای با ارزش ساحلی خوزستان ضروری است چرا که با توجه به شرایطی که ارزیابی شده است روشهای فعلی، مکفی و قدرتمند نبوده است.

۳- مناطق انتخاب شده می بایست بر اساس ویژگیهای اجتماعی و اقتصادی منطقه بخصوص در ارتباط با وابستگی صیادان و سطح پذیرش مقررات حفاظتی و بر اساس موقعیت خورها و ویژگیهای فیزیکی آنها مورد بررسی و مطالعه قرارگیرند.

۴- یکی از مشکلات مهم در اجرای تحقیقات کاربردی عدم وجود اطلاعات و مطالعات مستمر میباشد. لذا لزوم انجام مطالعات پایش جهت ثبت داده های مختلف در این مناطق حساس ساحلی به منظور ارزیابی کیفی و بررسی روند تغییرات شرایط اکولوژیک منطقه ضروری بنظر میرسد.

۵- در این تحقیق فقط فلزات سنگین بعنوان شاخص آلودگی رسوبات مطالعه شده اند بنابراین بررسی سایر عوامل آلاینده از جمله ، آلاینده های مربوط به صنایع پتروشیمی ، سموم مختلف ، نفت ، آلاینده های در مطالعات آینده ضروری است.

۶- تشکیل کمیته ای مشترک از کارشناسان و متخصصین ارگانهای مختلف شامل سازمان محیط زیست ، دانشگاهها و شیلات جهت بررسی مستمر شرایط موجود منطقه و اعمال قوانین مدیریتی و فعالیت در راستای اصلاح و بازسازی شرایط سواحل در استانهای ساحلی ضروری میباشد.

پیوست

جدول شماره ۱ - نتیجه تست دانکن بر اساس معنی داری درصد مواد آلی رسوبات بستر در خورهای مورد مطالعه در منطقه ماهشهر ۵۸-۱۳۸٤

TOM

Duncan[a,b]

KHUR	N	Subset 1	Subset 2	Subset 3
8.00	4	7.7500		
7.00	4	7.8025		
2.00	4	8.0475		
5.00	4	8.4300	8.4300	
4.00	4	11.7475	11.7475	11.7475
3.00	4		13.5100	13.5100
6.00	4		13.5375	13.5375
1.00	4			13.9525
Sig.		.142	.058	.404

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.
Based on Type III Sum of Squares
The error term is Mean Square(Error) = 11.199.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 4.000.

b. Alpha = .05.

جدول شماره ۲- نتیجه تست دانکن بر اساس معنی داری غلظت فلزات مختلف در فصول مختلف سال در خورهای ماهشهر ۵۸-۱۳۸٤

NICKLE

	season	N	Subset for alpha = .05 1	2
Duncan[a]	زمستان	8	92.9250	
	بهار	8	93.3625	
	پاییز	8	99.3313	
	تابستان	8		125.0675
	Sig.		.544	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

COPPER

	season	N	Subset for alpha = .05 1	2
Duncan[a]	بهار	8	22.1713	
	پاییز	8	26.3363	26.3363
	تابستان	8		29.4237
	زمستان	8		30.1438
	Sig.		.074	.119

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8.000.

ادامه جدول شماره ۲:

ZINC

	season	N	Subset for alpha = .05	
			1	2
Duncan[a]	بابیز	8	83.5200	
	بهار	8	95.7900	
	زمستان	8	96.0300	
	تابستان	8		179.8563
	Sig.		.643	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8.000.

MERCURY

	season	N	Subset for alpha = .05	
			1	2
Duncan[a]	بهار	8	.1513	
	تابستان	8	.1563	
	بابیز	8	.1888	
	زمستان	8		.3475
	Sig.		.564	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8.000.

LEAD

	season	N	Subset for alpha = .05	
			1	2
Duncan[a]	بابیز	8	9.7700	
	زمستان	8	10.1275	
	بهار	8		17.6987
	تابستان	8		21.0463
	Sig.		.858	.101

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

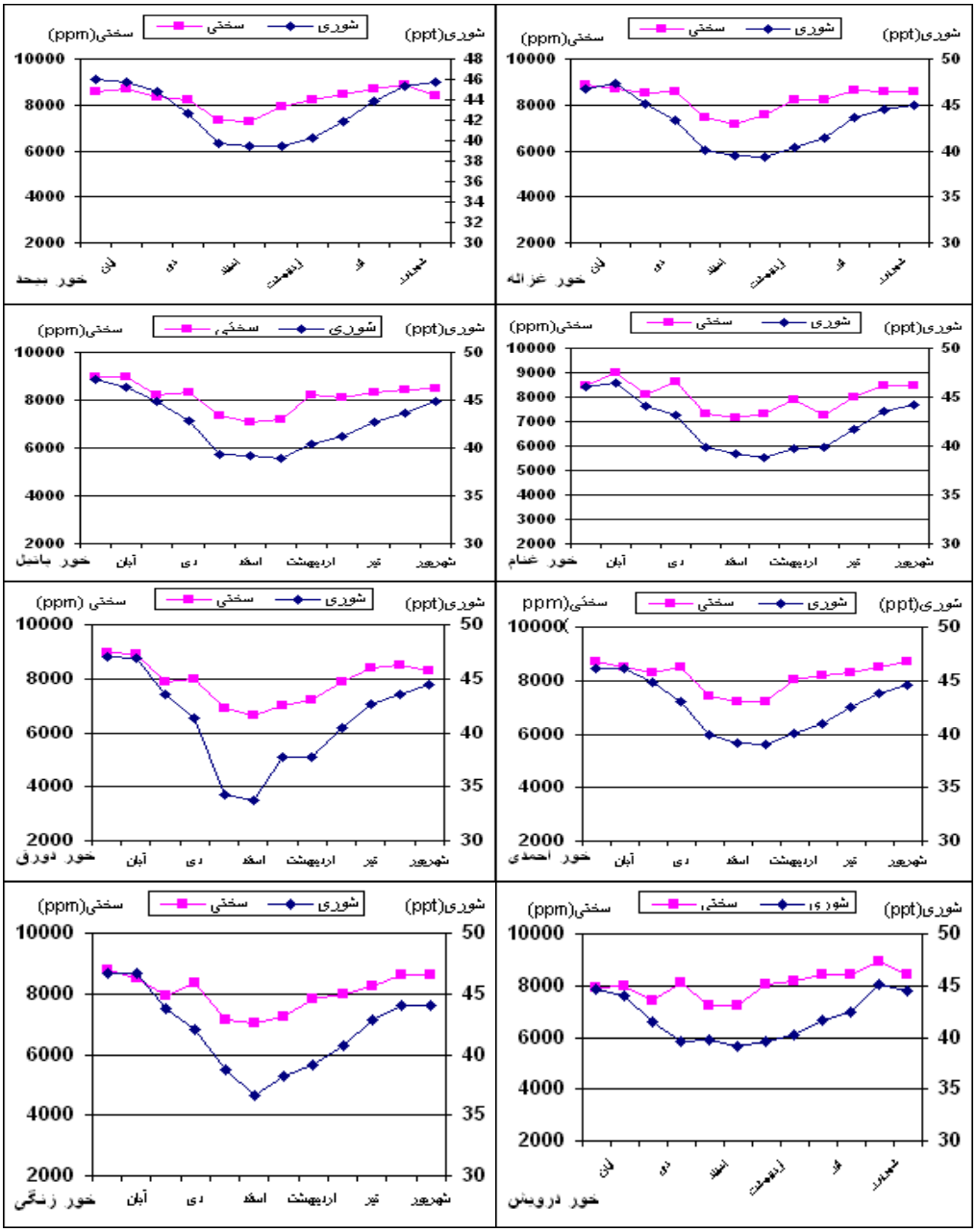
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8.000.

COBALT

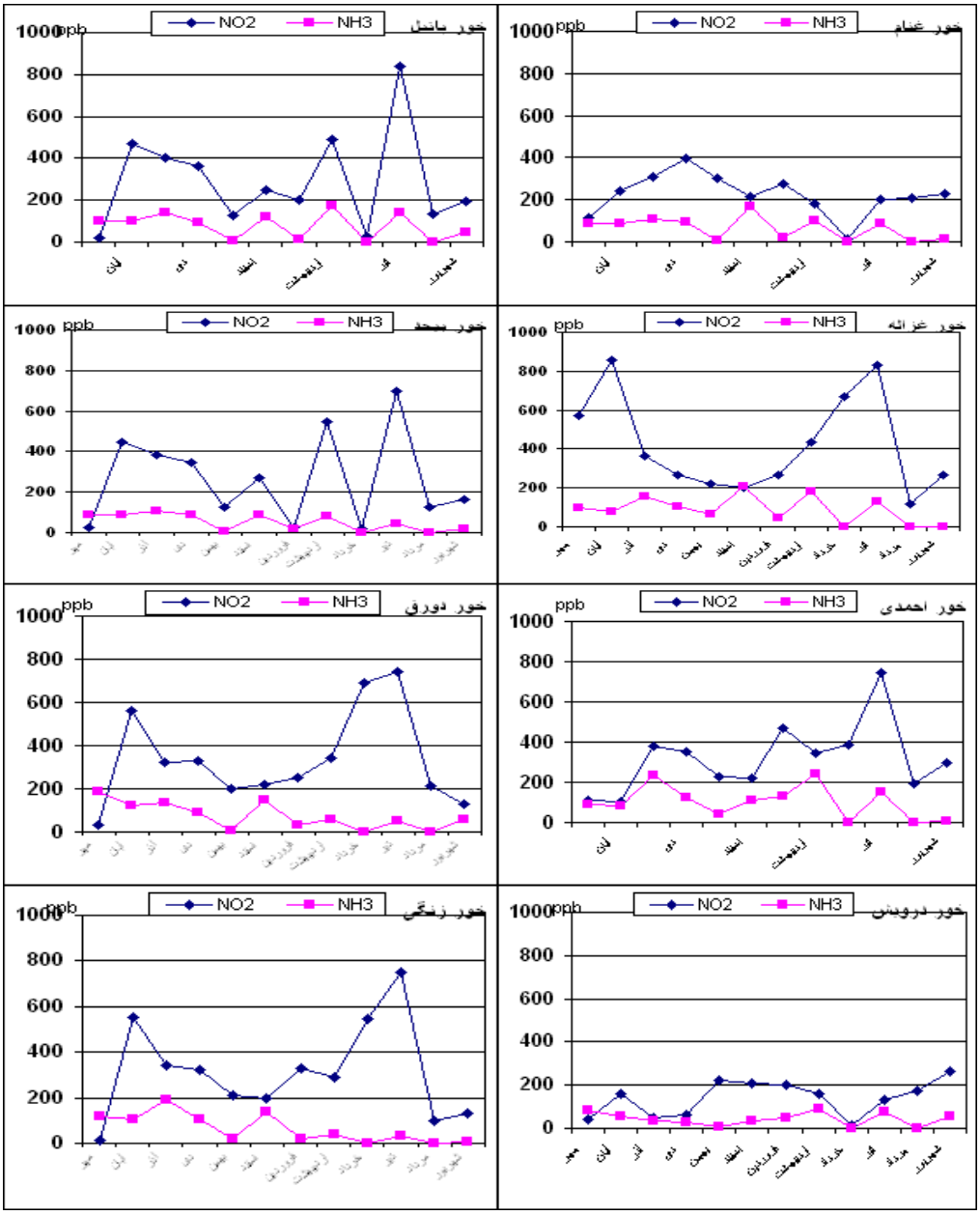
	season	N	Subset for alpha = .05	
			1	2
Duncan[a]	زمستان	8	10.4825	
	بابیز	8	12.0263	12.0263
	تابستان	8		15.1688
	بهار	8		15.2025
	Sig.		.351	.075

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

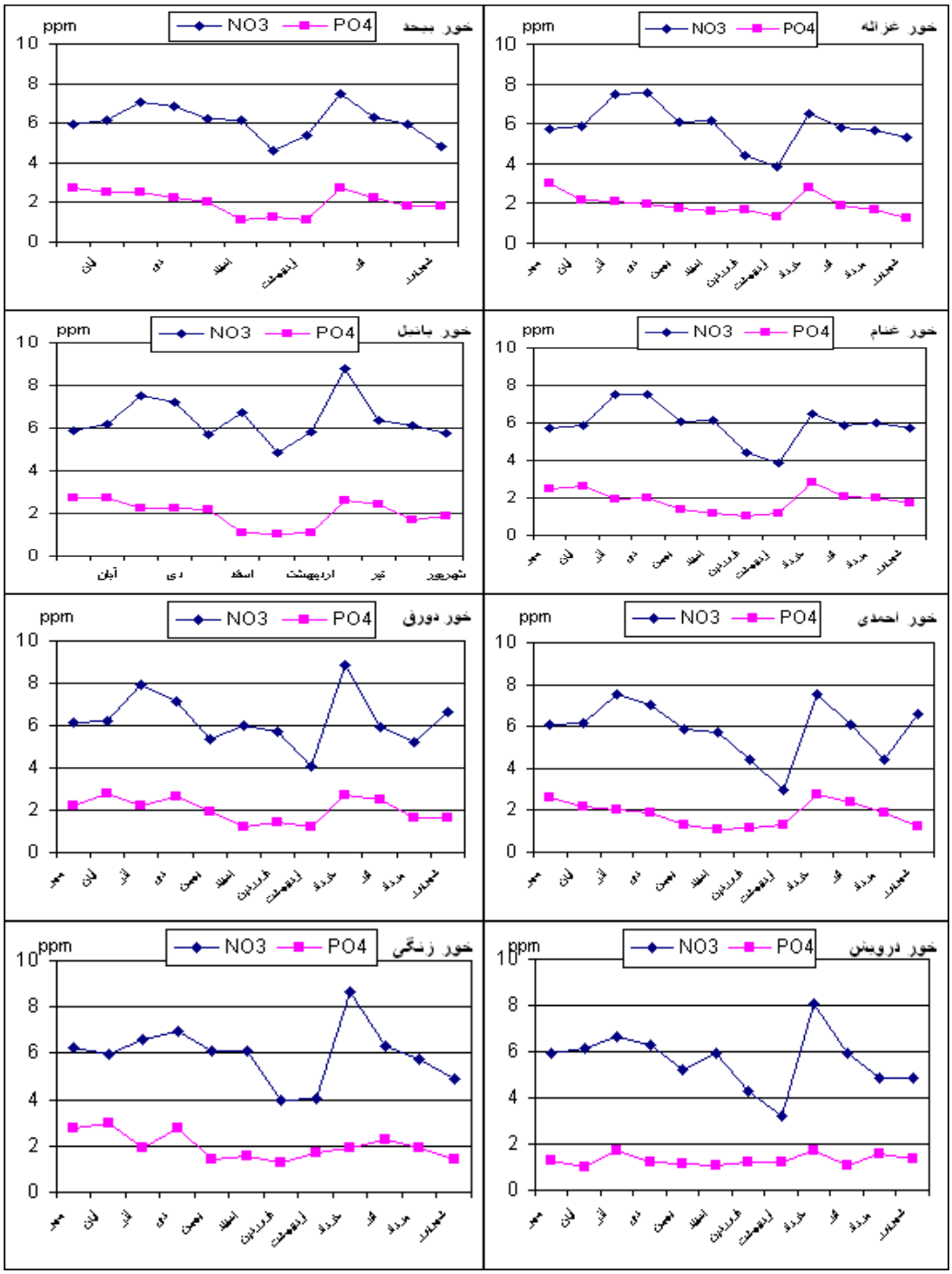
a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 8.000.



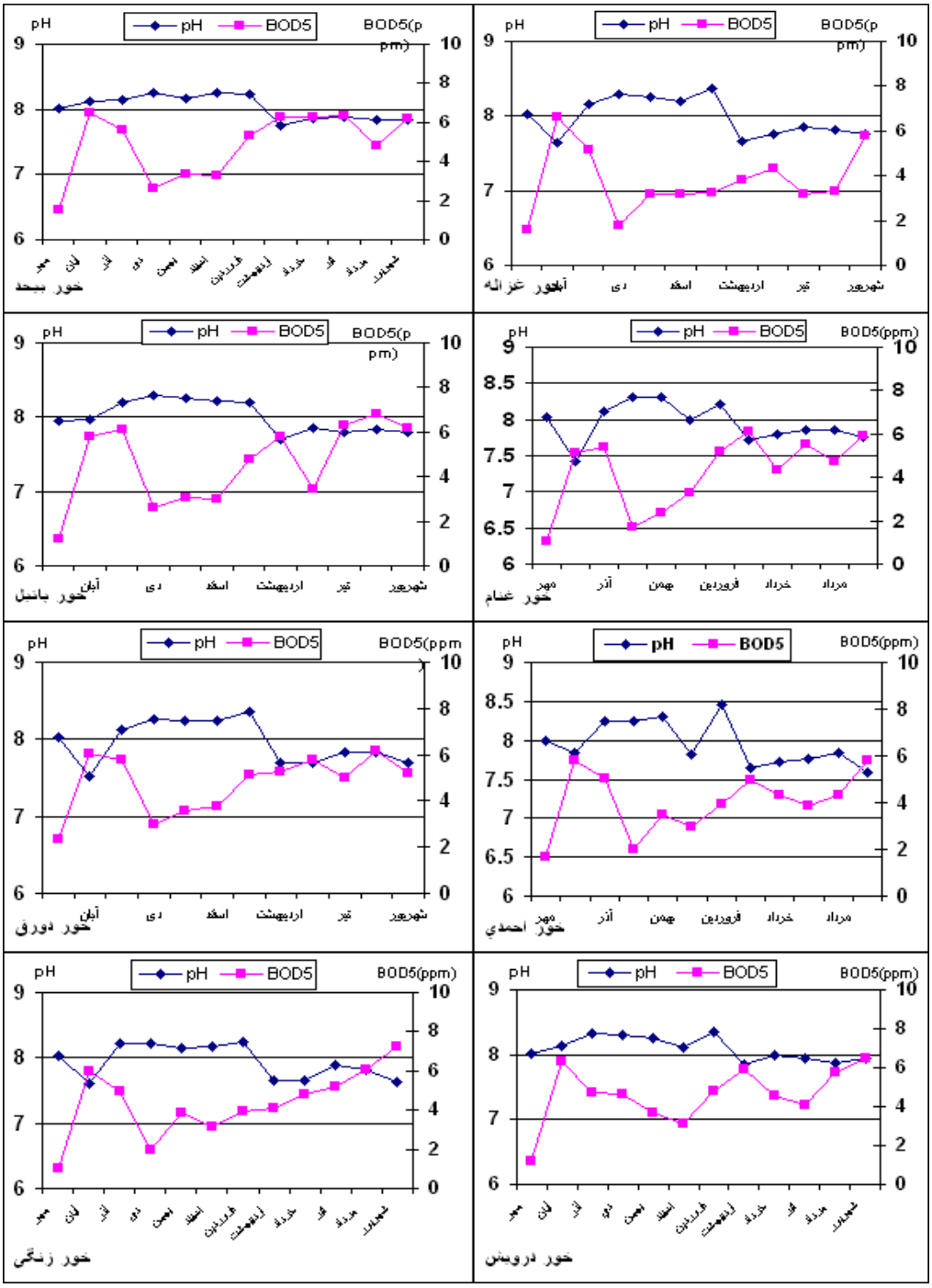
شکل ۱- روند تغییرات پارامترهای شوری و سختی کل آب در خورهای مختلف



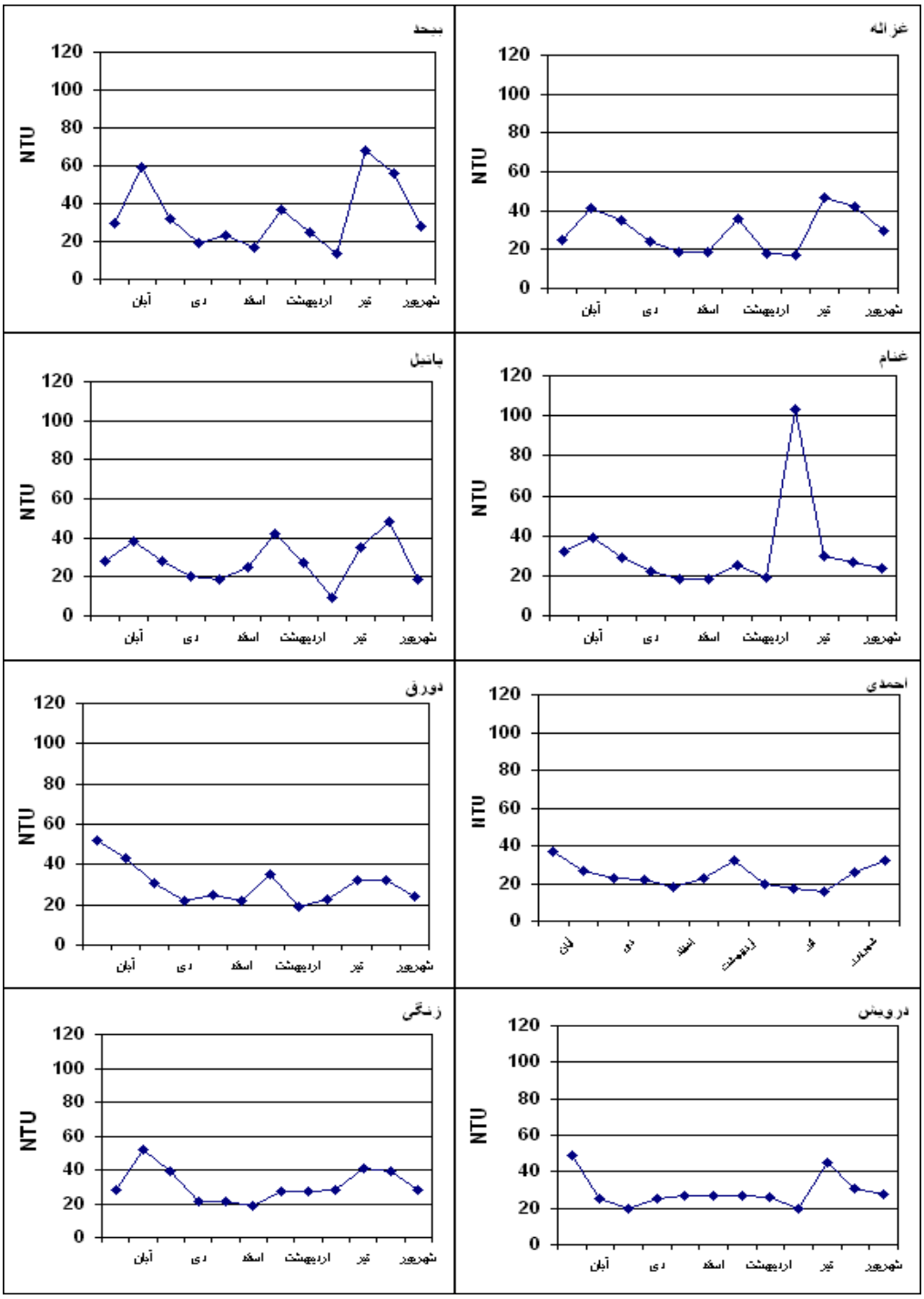
شکل ۲- روند تغییرات پارامترهای آمونیاک و نیترات در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)



شکل ۳- روند تغییرات پارامترهای فسفات و نیترات در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)



شکل ٤- روند تغییرات پارامترهای BOD_5 و pH در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)



شکل ۵- روند تغییرات کدورت آب در خورهای مختلف(۸۵-۱۳۸٤)

منابع

۱. ابراهیمی، م.، محبی نوذر، ل. ، سراجی، ف.، اسلامی، ف.، اجلالی،ک.، سلیمی زاده، م.،و آقاجری،ن. ، ۱۳۸۵. مطالعات مستمر هیدرولوژی و هیدروبیولوژی خلیج فارس و تنگه هرمز در آبهای محدوده استان هرمزگان. موسسه تحقیقات شیلات ایران. پژوهشکده اکولوژی خلیج فارس و دریای عمان. ۱۱۸ ص.

۲. اسدی سامانی، ن. ،۱۳۷۲. بررسی بار آلودگی فلزات سنگین سرب, نیکل و وانادیوم در کانال سلطانی بوشهر.دانشگاه آزاد اسلامی , واحد شمال تهران. ۱۰۷ صفحه.

۳. اسکندری، غ. ، صفی خانی، ح.، اسماعیلی، ف.، سبزعلیزاده ، س.، دهقان مدیسه، س.، خلفه نیلساز، م. و کاشی، م. ۱۳۸۶. بررسی ساختار جمعیتی زیستگاههای مصنوعی احداث شده در سواحل استان خوزستان . موسسه تحقیقات شیلات ایران.

۴. امیدی، س. ، ۱۳۷۶ . گزارش نهایی پروژه بررسی میزان فلزات سنگین در آبهای ساحلی استان بوشهر.موسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران . ۳۵ صفحه.

۵. بیضاپور، د.، ۱۳۷۵. بررسی تنوع زیستی ماهیان خورموسی. پایان نامه کارشناسی ارشد . دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه شهید چمران اهواز. ۸۹ص

۶. پارسامنش، ا.، نجف پور، ن.، خدادادی، م.، داودی، ف. و سبزعلیزاده ، س.، ۱۳۷۲. بررسی مقدماتی هیدروبیولوژیک خوریات استان خوزستان . موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۶۷ص.

۷. پور نقی آذر، م.ح.، ۱۳۶۸. آشنایی با شیمی تجزیه. انتشارات دانشگاه تبریز . شماره ۲۹۶، ۲۹۴ صفحه.

۸. خلفه نیلساز، م.، سبزعلیزاده ، س.، اسماعیلی، ف. و معاضدی، ج. ،۱۳۸۱. شناسایی مکانهای مناسب جهت توسعه پرورش ماهی در قفس در منطقه خوریات ماهشهر . موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۹۷ ص.

۹. خلفه نیلساز، م.، دهقان مدیسه، س.، مزرعاوی، م.، اسماعیلی، ف. و سبزعلیزاده، س.، ۱۳۸۴. بررسی هیدرولوژیک و هیدروبیولوژیک خلیج فارس در آبهای استان خوزستان .موسسه تحقیقات شیلات ایران.۱۱۷ ص.

۱۰. دهقان مدیسه ، س .، غ. اسکندری ، م . ال مختار و س. سبز علیزاده . ۱۳۷۷. شناسایی و تعیین تراکم ایکتیوپلانکتونهای خوریات استان خوزستان . مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران

۱۱. سالار آملی ، ح. ، ۱۳۷۳ . تجزیه شیمیایی آب . سازمان تحقیقات و آموزش شیلات ایران .

۱۲. سبزعلیزاده ،س. و خلفه نیلساز،م.،۱۳۷۷. بررسی آلودگی فلزات سنگین در آب و رسوب خورهای مهم استان خوزستان .موسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران .۴۹ صفحه

۱۳. سواری ، ا. و نبوی، س. م. ب .۱۳۶۲ . گزارش فاز اول طرح بررسی آبزیان خلیج فارس و تعیین میزان مواد آلوده کننده بر روی آنها. انتشارات جهان دانشگاهی مرکز (تهران) و اهواز.

۱۴. سواری ، ا. و نبوی، س. م. ب .۱۳۶۳ . گزارش فاز دوم طرح بررسی آبزیان خلیج فارس و تعیین میزان مواد آلوده کننده بر روی آنها. انتشارات جهان دانشگاهی مرکز (تهران) و اهواز. ۶۵ صفحه.

۱۵. سواری ، ا. و نبوی، س. م. ب . ، ۱۳۷۳ . آلودگی در خلیج فارس. گزارش نهایی ، معاونت پژوهشی دانشگاه شهید چمران اهواز

۱۶. شکوری ، ا.، ۱۳۷۶. بررسی ساختار اجتماعات پلی کیت های خورهای منطقه ماهشهر ، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهیدچمران ، دانشکده علوم دریای و اقیانوسی .

۱۷. عظیمیان ، ا.، ۱۳۶۶. بررسی مسائل صید سنتی استان خوزستان . مرکز تحقیقات شیلاتی خلیج فارس، موسسه تحقیقات شیلات ایران .

۱۸. غفوری ، م . و مرتضوی ،س.ر. ،۱۳۷۱ . آب شناسی . مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.

۱۹. عوفی، ف. ۱۳۷۸. بررسی اکولوزیک خوریات خلیج فارس و دریای عمان با تاکید بر ویژگیهای شیلاتی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران.

۲۰. عوفی، ف . و شریفی پور، ر. ۱۳۸۵. معیارهای پیشنهادی برای طبقه‌بندی سواحل و ارزیابی مناطق ساحلی – دریایی ایران به منظور مدیریت زیستگاههای حساس و آسیب‌پذیر شیلاتی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران.

۲۱. فاطمی ، س. م . ، ۱۳۷۵. خورهای آبهای جنوبی ایران . ماهنامه آبزیان . شماره ۷۳، ص۱۵-۱۲

۲۲. کرباسی ،ع.، ۱۳۷۹. غلظت استاندارد و منشا Fe، V، Cd، Co، Cu، Zn، Ni، Mn، Pb در سوبات سطحی خلیج فارس . مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست، شماره ۵ و ۶، تابستان و پائیز ۱۳۷۹. ۶۶-۵۳

۲۳. مظاهری نژاد، م.ف .۱۳۷۴. بررسی آماری و اندازه گیری فلزات سنگین در آب و رسوب منطقه خوریات استان خوزستان(ماهشهر) و کارخانجات پتروشیمی بندر امام خمینی .دانشگاه آزاد واحد تهران شمال.۴۹ صفحه.

۲۴. مروتی ، ک. ۱۳۷۵. مطالعه لیمنولوژیک و حفظ تعادل اکولوژی آبهای داخلی (خور موسی). انتشارات اداره کل حفاظت محیط زیست خوزستان.

۲۵. نبوی، س. م. ب.، ۱۳۷۷. ارزیابی تاثیرگذاری انسان بر ساختار اجتماعات ماکروبنتیک خور موسی. همایش دریا ، انسان ، توسعه، مرکز ملی اقیانوس شناسی.

۲۶. نبوی ، س. م. ب.، سواری ، ا. و سخایی، ن.، ۱۳۷۱. طرح بررسیهای بنتونیکی خلیج فارس (آبهای منطقه خوزستان) دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی دانشگاه شهید چمران اهواز.

۲۷. نبوی، س. م. ب. ، ۱۳۷۸. بررسی ماکروبنتوزهای خوریات ماهشهر با تاکید بر نقش آنها در تغذیه آبزیان شیلاتی. رساله دکترای بیولوژی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی ، واحد علوم و تحقیقات. ۱۷۸ص.

۲۸. نیکوئیان ، ع.، ابراهیمی، م.، وخلفه نیلساز، م.،۱۳۸۴. بررسی هیدرولوژی و هیدروبیولوژی خلیج فارس در محدوده آبهای خوزستان ، بوشهر و هرمزگان (۱۳۸۲-۱۳۷۹). موسسه تحقیقات شیلات ایران . ۱۰۶ ص.

۲۹. نیکوئیان ، ع. ، ۱۳۷۷. بررسی پراکنش ، تنوع و تولید اولیه و ثانویه بی مهره گان کفزی (ماکروبنتوزها) در خلیج چابهار ، رساله دکترای بیولوژی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات. ۱۹۵ ص.

۳۰. ولوی، ح. ، ۱۳۷۶. بررسی اکولوژیک و شناسایی گونه ای پرتاران منطقه بین جزرومدی سواحل استان بوشهر، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه شهید چمران دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی .

31. -Ahl, T. and Wiederholm, T., 1977. Svenska vattenkvali tetskriterier-eutrofierande amnen. SNV PM 918, Upsala
32. -Aksu, A.E ., Yasa, D. and Uslu, O. 1997. Assessment of marine pollution in Izmir Bay: Heavy metal and organic compound concentrations in surficial sediments. Izmir. Turkish of Engineering and Environmental Science, 22: 387-415.
33. Al.Yamani , F.Y., J.Bishop, E.Ramadhan, Al-Husaini , M., Al-ghadban, A.N. , 2004 . Oceanographic Atlas of Kuwaits Waters. Environmental Public Authority.203 p.
34. -Algan, A. O., Cagatay, M. N., Sarikaya, H. Z ., Balkis, N. and Sari, E. 1999.Pollution monitoring using marine sediment: a case study on the Istanbul Metropolitan Area. Turkish of Engineering and Environmental Science, 23: 39-48.

35. -Allison, G.W., Lubchenco, J., and Carr, M.H., 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. Ecological applications, 8(1) supplement: 79-92.
36. -Adrino, D.C, 1986.Trace elements in the terrestrial environment. Springer verlag, New York Inc.533p.
37. -Barnes, R. D., 1987. Invertebrate zoology. Fifth Edition, Saunders College Publishing. 893p.
38. -Bianchi, G. (1985). Fieldguide commercial marine and brackish water species of Pakistan. FAO, Rome.
39. -Biswas,S.P. (1993). Manual of Methods in fish biology. South Asian Publisher pvt Ltd, New Dehli, 157 P.
40. Botsford, L. W. Micheli, F. And Parma, A. M., 2006. Biological and ecological considerations in the design, implementation and success of MPAs. FAO workshop on marine protected areas and fisheries management, Review of issue and cosideraion(12-14 June, 2006).
41. -Boltovskoy D., 1999. South Atlanthic zooplankton , Backhoys publisher, Leiden.Netherland.
42. -Borja, A., Franco, J., and Perez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar. Pollut. Bull. 40: 1100-1114.
43. –Borja, A., Muxika, I., and Franko, J., 2003a.The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft bottom benthic communities along European coasts. Mar. pollut. Bull. 46: 835-845
44. –Borja, A., Franco, J., and Muxka, I., 2003b. Classification tools for marine ecological quality assessment: The useful macrobenthic communities in an area affected by submarine outfall .ICES CM 2003/session J-02, Tallinn (Estonia), 24-28 September 2003.
45. –Borja, A., Franco, J., and Muxka, I., 2004. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools . Mar. Pollut. Bull. 48: 405-408.
46. -Borja, A., and Muxka, I., 2005. Guideline for the use of AMBI (AZTI s Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. Mar.Pollut. Bull. 50: 787-789.
47. -Bortone, S.A., 2005. Estuarine indicators. CRC press. 530 p.
48. -Bowen, H.J.M., 1966.Trace element in Biochemistry, Academic Press. London.
49. Brugmann, L., 1984. Electrochemical speciation of trace metals in sea water. The Science of the Total Environment 37: 41-60.
50. Carpenter, K.E., and Neim, V.H., 1998. Crabs: FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, Crustaceans, holothuridians and sharks. FAO, Rome, pp.1045-1155.
51. -CCME(Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999. Canadian environmental Quality Guidelines, From Publication No.1299:ISBN 1-896997-34-1.
52. -Chihara & Masaaki Murano, 1997. An illustrated guide to marine plankton in Japan ,tokyo university press.
53. -Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., and Trussel, R.R., 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th edition. American Public Health Association. Newyork.
54. -Davis, C.C., 1955. The marine and freshwater plankton., Michigan State University Press . 560p.
55. -Dauer, D.M., 1993. Biological criteria, environmental health and estuarine macro benthic community structure. Mar. pollut. Bull. 26(5): 249-257
56. -DEC. 1991. New York Department of Environmental Conservation, DRAFT Cleanup Policy and Guidelines, Volume II-Appendix D: Clean-up Criteria for Aquatic Sediments. Cleanup Standards Task Force.
57. -Depledge, M., 1994. Genotypic toxicity: implications for individuals and populations. Environmental Health Perspectives, 102(12): 101-104.
58. -Diaz, R.J., and Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macro fauna. Oceanography and marine biology annual review 33: 245-303.
59. -Diaz, R.J., and Rosenberg, R., 1996. The influence of sediment quality on functional aspects of marine benthic communities. In M. Munawar & G. Dave (eds), Development and progress in sediment quality assessment: rationale, Challenges, Techniques and Strategies. Ecovision World Monograph Series. Academic Publishing, Amesterdam, pp. 57-68.
60. -DOE. 1996. Department of the Environment, I.R.IRAN-Ghods oceanography research cruise in the Persian Gulf. Marine Environmental Research Bureau.
61. –Downing, N., and Roberts, C.M., 1993. Has the Gulf war affected coral reefs of the northwestern Gulf? Mar. Pollut. Bull. 27: 149-156.
62. -EPA(Environmental Protection Agency). 1986. U.S.EPA. National Water Quality Inventory, Washington, D.C. 1986.
63. –EPA. 1992. Interim guidance on interpretation and implementation of aquatic life criteria for metals. U.S. Environmental protection agency, health and ecological criteria division, Office of Science and Technology.
64. –EPA(U.S. Environmental Protection Agency), 2002. Mid–Atlantic Integrated assessment(MAIA) estuaries 1997-98: summary report, EPA/620/R-02/003,115pp.

65. –-Fischer, W. G. and Bianchi, G. (1984). FAO species identification sheet for fishery purposes Western Indian Ocean, Fishing Area 51. FAO, Rome, Vol **3.**
66. -Forstner, U., Olausson, E., and Cato, I., 1980. Chemistry and biochemistry of estuaries. Jone Wiley & Sons. Chichester, U.K. 307p.
67. -aston, G.R. Brown, S.S., Rakocinski, C.F., Brown, S.S., and Cleveland, C.M., 1998. Trophic function in estuaries: Response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. Marine and freshwater Research 49: 833-846.
68. -Glemarec, M., 1986. Ecological impact of an oil-spill: utilization of biological indicators. IAWPRC-NERC Conference, July 1985.IAWPRC Journal 18: 203-211.
69. -Goksøyr, A., Solberg, T.S., and Serigstad, B., 1991. Immunochemical detection of cytocrome-P4501A1induction in cod larvae and juveniles exposed to water-soluble fraction of North Sea crude oil. Mar. Pollut. Bull. 22(3):122-127.
70. -Grall, J., and Glemarec, M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobethic community perturbations in the Bay of Brest. Estuarine, Coastal and Shelf Science 44(suppl. A): 43-53.
71. -Gray, J.S., Macintyre, A.D., and Stirn, J., 1992. Manual of methods in aquatic environment research. Part 11.Biological assessment of marine pollution with particular reference to benthos. FAO Fisheries Technical Paper Number 324.United Nations Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
72. –Gray, J.S., Wu, R.S., and Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Mar.Ecol. Prog. Ser.238:249-279.
73. -Gubbay, S., 1995. Principles and techniques for management. Chapman & hall, 231p.
74. -Green, J., 1968. The biology of estuarine animals. Sidgwick & Jackson, London. 401 pp.
75. –Hansen, K., 1959. Sediments from Danish lakes.J.Sediment.Petrol.29:38-46. -Hall, S.J., 1999. The effect of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science. 274p.
76. –Hakanson, L., 1975. Kvicksilver I Vanern-nulage och prognos-SNV PM 563/NLU rapport 80.Upssala.
77. -Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water research.14:975-1001.
78. -Hily, C., 1984.Variabilitede la macrofaune benthique dans les millieeux hypertrophiquesde laRade de Brest.These de Doctorat dEtat,Univ.Bretagne occidentale.Vol.1,359p ; Vol.2: 337p.
79. -Hily, C., Le Bris, H., and Glemarec, M., 1986. Impacts biologiques des emissaries urbains sur les ecosystems benthiques. Oceanis 12: 419-426.
80. Hilali, A., Carlos, Jimenez, J.C., Callejon, M., Bello, M.A., and Guiraum, A., 2005. Electrochemical study of imipenem's primary metabolite at the mercury electrode Voltammetric determination in urine. Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis 38: 768–775.
81. -Holme, N.A., and Mcintyre, A.D., 1984. Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication. 387p.
82. -Horie, S., 1969. Asian lakes .In Eutrophication-Causes. Consequences, Correctives(Edited by Rohlich, G.A), Washington, DC.
83. –Hutchings, P.A., 1984. An illustrated guide to the estuarine Polychaete worms of New South Wales. Coast and wetland society, Sydney, 160 p.
84. -Gunkel1, P., Fabre1, B., Prado, G. and Baliteau J.Y., 1999. Ion chromatographic and voltammetric determination of heavy metals in soils. Comparison with atomic emission spectroscopy. Analysis 27: 823-828.
85. -IAEA. 1996. ROPME 1994 contaminant Screening Project. Mid-Term Progress Report(First Mission Report).IAEA Marine Environment Laboratory, Monaco, 50p.
86. –-IAEA. 1998.IAEA/ ROPME 1997contaminant Screening Project. First Mission Report. IAEA Marine Environment Laboratory, Monaco, 29p.
87. –IAEA. 1999. ROPME 1998 Contaminant Screening Project. Second Mission and final Report. IAEA Marine Environment Laboratory, Monaco, 19p.
88. –IAEA. 2001. ROPME 2000-2001 contaminant Screening Project. Final Report ,IAEA Marine Environment Laboratory, Monaco, 27p.
89. –Jones, D.A., 1986. A field guide to the seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland ford Press.182p.
90. -Jorgensen, S.E., Costanza, R., Liuxu, F., 2005. Hand book of ecological indicators for assessment of ecosystem health. Taylor & Francis group, CRC press.439p.
91. -Kevern , N.R., 1973. A manual of limnological methods department of fisheries and wild life . Michigan state university.

92. -Lawrence, A.J., and Poulter, C., 1998. Development of a sub-lethal pollution bioassay using of estuarine amphipod *Gammarus duebeni*. Water Resaerch, 32:569-578.
93. Little ,C. , 2000.The biology of soft shores and estuaries. Oxford university press.252pp
94. -Lawrence, A.J., and Hemingway, K.L., 2003. Effect of pollution on fish, Molecular effects and population responses. Blackwell poblishing, 324p.
95. -Long, E.R., and Morgan, L.G., 1990.The potential for biological effects of sediment contaminants tested in the National States and Trends Program. National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA)Technical Memorandum No.5,OMA52, NOAA National Ocean Service Washington.
96. -Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., and Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentration in marine and estuarine sediments. Environmental Management 19(1):81-97.
97. -Long, E.R., Hameedi, M.J., Solane, G.M., and Read, L., 2002. Chemical contamination, toxicity and benthic community indices in sediment of the lower Miami River and adjoining portions of Biscayne Bay, Florida. Estuaries 25:622-637.
98. -Mann, K.H., 2000. Ecology of coastal water: with implications for management. Second edition. Blacckwell Science. 400 p.
99. -Majeed, S.A., 1987. Organc matters and biotic indices on the beaches of North Brittany. Mar. Pollut. Bull. 18 (9):490-495.
100. -Mance, G., 1990. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier Applied Science. 371p.
101. -Maurer, D., Rosenberg, J., Gerlinger, T., 1993. San Pedro shelf California: testing the Pearson-Rosenberg model (PRM).Mar. Environ . Res.35:304-321
102. -Mora, S.D. and Sheikholeslami, M.R., 2002. ASTP: Contaminant Screening Program: Final report: Interpretation of Caspian sea sediment data. Caspian Environment Program(CEP), 27p.
103. -Nasr, M.S., Okbah, M.A. and Kasem, S.M., 2006. Environmental assessment of heavy metal pollution in bottom sediment of Aden port, Yemen. International journal of oceans and oceanography.1(1): 99-109.
104. -Newman, M.C., Roberts, M.H., and Hale, Jr.R.C., 2001. Coastal and estuarine risk assessment. Lewis Publishers. CRC press LLC. 347p.
105. -Newell, G.E and Newell, R.C.,1963. Marine plankton , Hutchinson educationaLTd. London(Revisededition).1966.221p.
106. -Nybakken J.W., 1993. Marine biology .An ecological approach. Third edition. 462 pp.
107. -Olsson, M., 1977. Mercury, DDT and PCB in aquatic test organisms. SNV PM 900, Solna.
108. -Olsen, R.J. , 1981 . 15 N Tracer studies of the primary nitrite maximum. J. Mar.Res., 203-226 p.
109. -Omori M.and Ikeda, T.,1984. Methods in marine zooplankton ecology. New York : Wiley: 332 p.
110. Owfi, F., Rabbaniha, M., Shapoori, M., 2007. New method for standards determination of coastal ecological category and environmental/ fishery assessment of Iranian marine- coastal habitats, INOC, Jordan.
111. Owfi, F., Rabbaniha, M., Toosi, M., 2007. Study on ecological, biological and fisheries indicators of marine- coastal environment for Integrated Coastal Zone Management (ICCM) in Iran, INOC, Jordan.
112. -Owfi, F., Rabbaniha, M., 2006. Habitat Diversity and Marine/ Coastal ecosystems of Iranian side of the Persian Gulf, Oman Sea and Caspian Sea, with particular reference to the Protected Area, INOC, Senegal
113. -Pavlovskii, E.N., 1955. Atlas of the invertebrates of the far eastern seas of the USSR.Academy of Science of the U.S.S.R. Zoological Instute. 455p.
114. -Pearson, T.H., and Rosenberg, J.1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and marine biology annual review,16:229-311.
115. -Persaude, D., Jaagumagiand, R., and Hayton, A., 1992. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Queens printer for Ontario.
116. -Perret, S., Morlay, C., Cromer, M., and Vittori, O., 2000. Polarographic study of the removal of Cadmium(II) and Lead(II) from dilute aqueous solution by a synthetic flocculants. Comparison with Copper(II) and Nickel(II). Water Research 34: 3614-3620.
117. -Peterson, C.H., 1991. Intertidal zonation of marine invertebrates in sand and mud. American Scientist 79: 236-249.
118. -Pourang, N., Nikouyan, A., and Dennis, J.H., 2005.Trace element concentrations in fish , surficial sediment and water from Northern part of Persian Gulf. Environmental Monitoring and assessment , 109:293-316.
119. -Price, A.R.G., 1993. The Gulf: Human impacts and management initiatives. Marine Pollution Bulletin,27:17-30.
120. Price, A. R. G. ; Downing, N. ; Fowler, S.W. ; Hardy, J. T. ; Le Tissier, M. ; Mathews, C. P. ; McGlade, J. M. ; Medley, P. A. H. ; Oregioni, B. ; Readman, J. W. ; Roberts, C. M. and Wrathall, T.J. 1994. The 1991 Gulf War: Environmental Assessments of IUCN and Collaborators. IUCN, Gland, Switzerland, 48p.
121. -Raghukumar, S., and Anil, A.C., 2003. Marine biodiversity and ecosystem functioning : A perspective. Current Science, Vol. 84, No.7, 19 April 2003.

122.-Rakocinski, C.F., Brown, S.S., Gaston, G.R., Heard, R.W., and Walker, W.W., 2000. Species – abundance-biomass responses by estuarine macrobenthos to sediment chemical contamination. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery 7: 201-214.
123.Ray, G. C. and McCormick-Ray, M.G., 2004. Coastal marine conservation: Science and policy. Blackwell publishing , 327p.
124.-Ray, A.K., Tripathy, S.C., Patra, S., and Sarma, V.V., 2002. Assessment of Godavari estuarine mangrove ecosystem through trace metal studies. National inst.of oceanography, India.12p.
125. -Riley, J.P., Chester, R., 1971. Introduction to marine chemistry. Academic Press Inc.(London).England .421p.
Riley, J.P., 1989. Chemical Oceanography. Academic Press Inc. (London). England. Volume 9. 258 p.
126.-Roberts, R.D., Gregory, M.R., and Fosters, B.A., 1998. Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study—a dredge spoil example. Mar. Pollut. Bull. 36 (3):231-235.
127.-Robert, C.M., and Wrathall, T.J., 1994. The 1991 Gulf War: Environmental Assessments of IUCN and Collaborators. IUCN, Gland ,Switzerland, 48p.
128.-ROPME.1999. Manual of Oceanographic Observation and Pollutant Analysis Methods(MOOPAM). Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Kuwait.
129.-ROPME, 2004. State of the Marine Environment Report (2003). Regional Organization for the Protection of the Marine Environment (ROPME), Kuwait, 217p.
130.-Rubio, B., Nombela, M.A., and Vilas, F., 2002. Geochemistry of major and trace elements in sediment of the Ria de Vigo (NW Spain) an assessment of metal pollution. Mar. pollu. Bull. 40(11): 968-980.
131.-Rygg, B., 1986. Heavy metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. Mar. pollut. Bull. 17:31-36.
132.-Sadiq, M., 1992.Toxic Metal Chemistry in marine environments. Marcel Decker, INC. 389p.
133.-Salen-Picard, C., 1983. Schemas devolution dune biocenose macrobenthique du substrat meuble. Comptes Rendus de l Academie des Sciencies de Pris 296:587-590.
134.-Salm, R. V. and Clark, J. A. 1984. Marine and coastal protected areas: A guide for planners and managers, IUCN, Gland, Switzerland, xiii, 302p.
135.-Scarano, G., Bramanti, E., and Zirino, A., 1992. Determination of copper complexation in sea water by a ligand competition technique with voltammetric measurement of the labile metal fraction. Analytic Chemical Acts 264: 153-162.
136.-Sheppard, C.R.C., Price, A.R.G., and Robert, C.M., 1992. Marine Ecology of the Arabian Region:Patterns and Processes in Extreme Tropical Environments .Academic Press, London,359 p.
137.-Sheppard, C.R.C., 1993. Physical environment of the Gulf relevant to marine pollution: an overview. Mar. Pollut. Bull. 27: 57-80.
138.-Shubert, L,E., 1984. Algae as ecological indicators. Academic press. London. 434p.
139.-Simboura, N., and Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. Mediterranean Marine Science, 3: 77-111
140.-Simboura, N., 2003. Benthix index vs. Biotic Index in monitoring: an answer to Borja *etal*, 2003.Mar. pollut. Bull.46:124-132
141.-Smith, P. E. and Richardson, S. L., 1977. Standard technique for pelagic fish eggs and
142.larvae surveys. FAO, Rome. 100 p.
143.-Smith, R.W., Bergen, M., Weisberg, S.B., Cadien, D., Dalkey, A., Montagne, D., Stull, J.K., and Velarde, R.G., 2001.Benthic response index for assessing infounal communities on the Southern California mainland shelf. Ecological Applications 11(4):1073-1087.
144.-Sinch , R.V., L.R. Khambadkar, A. Nandakumar and A.V.S. Murty., 1989 . vertical Distribution of phosphate , Nitrate and nitrite of lakshadweep waters in the Arabian Sea . First workshop Scient. Resul. FORV Sagar Sampada, 5-7 June:19-23 (1990).
145.-SOMER(State of the Marine Environment Report).2003.ROPME/GC-11/003.Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Kuwait, 217p.
146.-SCDHEC(South Carolina Department of Health and Environmental Control). 2001. Water classifications and standards (Regulation 61-68) and classified waters (Regulation 61-68) for the state of South Carolina. Office of Environmental Quality Control, Columbia, S.C.
147.-Sterreer, W., 1986. Marine fauna and flora of Bermuda, a systematic guide to the identification of marine organisms. John Willy & Sons, 742p.
148.-Sparre,P. and Venema,S.C. (1992). Introduction to tropical fish stock assessment.FAO Fisheries Technical Paper. 306 P**.**
149.-Tokusuogy, O., Aycan, L.S., Akalin, S., Kocuak, S., And Ersoy, N., 2004. Simultaneous Differential Pulse Polarographic Determination of Cadmium, Lead, and Copper in Milk and Dairy Products. Journal of Agricultural and Food Chemistry 52: 1795-1799.

150.-Turekian, K.K., and Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull.Geol.Soc.Am.32:175-192.
151.-United Nations Environmet Program., 1999 . Overviwe on Land – based Sources and Activities Affecting he Marine Environment in the ROPME Sea Area . UNEP Regional Seas Report and Studies. No.168.127pp.
152.-Van Dolah, R.F., Jutte, P.C., Riekerk, G.H., Levisen, M.V., Scrowe, S., Lewitus, A., Chestnut, D.E., Mcdermoth, W., Bearden, D., and Fulton, M.H., 2004. The condition of South Carolinas estuarine and coastal habitats during 2001-2002. SCECAP(South Carolina estuarine and coastal assessment program). Technical report, No 100, 73p.
153.-Washington, H.G., 1984. Diversity , biotic and similarity indices . A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research 18:653-694.
154.-Weisberg, S.R., Ranasinghe, J.A., Dauer, D.M., Schaffner, L.C., Diaz, R.J., and Frithsen, J.B., 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries 20 (1):149-158.
155.-Welch, E.B., 1992. Ecological effect & waste water , 2nd ed. Chapman & Hall.425p.
156.-Weston, D.P., 1991, Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. Mar.Eco.Prog.Ser.61: 253-269
157.-Wetzel, R.J., Kens, E.L., 1991 . Limnological Analysis . second ed. Springer– verlag , New york.
158.-Wilson, J.G., and Jeffrey, D.W., 1994. Benthic biological pollution indices in estuaries .Pages 311-327 in K. J. Kramer, editor. Biomonitoring of coastal waters and estuaries. CRC press, Boca Raton, Florida, USA.
159.-Zirino, A., and Kounaves, S.P., 1980. Stripping polarography and the reduction of copper(II) in sea water at the hanging mercury drop electrode. Analytica Chimica Acta 113: 79-90.
160.-Zobell, C.E., and Feltham, C.B., 1938. Bacteria as food for certain marine invertebrates. Journal of Marine Research 1: 312-327.

Abstract

In recent years MPAs (Marine Protected Areas) have been known as a flexible tool to improve fishery management as well as to preserve biodiversity in valuable coastal waters habitats . This study was conducted to selecting the sensitive and high potential area that are impacted by several environmental stress and associated habitats are being damaged in Mahshahr creeks in Northwest of Persian Gulf. Study was done in eight creeks from October 2005 to September 2006. Different biotic parameters such as phytoplanktons, zooplankton, macrozooplankton, benthic animals and fishes(trawled species) communities and also physico-chemical parameters and sediments heavy metals were investigated. Different parameters were sampled monthly or seasonal from each creek. Water samples with bottle sampler and sediment were collected by Peterson grab. Several ecological and biological indices based on heavy metals and benthic communities were used. Concentrations of heavy metals were measured by using voltammetric plarography method (Methrom 797). The range and mean concentrations obtained in mg/kg were 35.16-15.03 (27.01) for Cu, 171.41-65.57 (102.672) for Ni, 20.06-4.63 (13.22) for Co, 0.78-0.093 (0.22) for Hg, 379-65.07 (113.7) for Zn,1.00-0.27 (0.559) for Cd and 29.72-7.09 (14.66) for Pb.

To evaluate the levels of sediment contaminations, the background values of the different heavy metals were calculated and contamination factor for each metals and degree of contamination for each creek determined as well. Measured concentrations were compared with International standards. Ultimately the heavy metals contamination factors (C_f) can be arranged as follows: Hg> Zn> Cu≥ Ni> Pb≥ Co > Cd and according to contamination degree (C_d), different creeks can be arranged as follows too:

Ghannam> Ahmady≥ Zangy> Doragh≥ Darvish> ghazaleh> Patil> Bihad

Regarding the results some elements such as Hg, Zn and Ni, are at risk level and all of the studied creeks are classified in moderate degree of pollution except Ghannam showing considerable degree of pollution.

The benthic invertebrates are a well-established target in evaluations of environmental quality status. The AMBI(AZTI's Marine Biotic Index) was developed to determine the impacts and the quality status in soft-bottom marine benthic communities. All creeks are characterized by muddy bottom. Macrobenthic animals, according to their sensitivity to an increasing stress gradient, classified in five ecological groups. In present study due to appearance of dominant species such as *Capitella sp* and nematodes (as opportunist species), diversity values was reduced.

Two way ANOVAs showed only seasonal significant differences in mean abundance ($P<0.05$, $f=5.712$, df:3,21) and Richness index values ($p<0.05$, $f= 4.975$, df=3,21), while all of creeks showed similar biological characters based on benthic communities. According to annual, mean of AMBI (BC) all of creeks classified in ecological group *III* with slightly pollution, except Darvish that was placed in unpolluted category.

In general, according to AMBI and BI values, The most creeks are classified in unpolluted (34%) and slightly pollution (34%) categories except Zangy, Doragh and Patil in summer and also Zangy and Bihad in winter that showed moderate to heavily pollution(32%).

The results of chemical quality of sediments, C_f values, C_d values, AMBI Index and water quality and risk Indices have confirmed each other. In general, the Mahshahr creeks are classified in moderate to heavy pollution status. In addition, biological parameters of benthic communities and other biotic parameters have shown-descending trend in ecological quality in all of the studied creeks.

communities. According to annual, mean of AMBI (BC) all of creeks classified in ecological group ***III*** with slightly pollution, except Darvish that was placed in unpolluted category.

In general, according to AMBI and BI values, The most creeks are classified in unpolluted (34%) and slightly pollution (34%) categories except Zangy, Doragh and Patil in summer and also Zangy and Bihad in winter that showed moderate to heavily pollution(32%).

The results of chemical quality of sediments, C_f values, C_d values, AMBI Index and water quality and risk Indices have confirmed each other. In general, the Mahshahr creeks are classified in moderate to heavy pollution status. In addition, biological parameters of benthic communities and other biotic parameters have shown-descending trend in ecological quality in all of the studied creeks.

We used of some criteria for evaluation of biotic potential or sensitivity and also to explain the ecological health level of studied creeks. Positive and negative criteria are classified in three level 1,3 and 5 for low, moderate and high degree of conservation value respectively. According to gained points the creeks Darvish, Doragh and Ghazaleh in high level and creeks Ghannam , Zangy and ahmady in low level of conservation value were classified.

Keywords: Bottom sediments, Heavy metals, Contamination factor, AMBI Index, Risk Index, Mahshahr creeks, Khuzestan coastal waters.