

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی  
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور - پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

عنوان :

**هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلاینده‌های  
زیست محیطی در منطقه جنوبی دریای خزر**

مجری مسؤل :

حسن نصراله زاده ساروی

شماره ثبت

۴۸۴۶۳

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی  
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور - پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

---

عنوان طرح : هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلاینده‌های زیست محیطی در منطقه جنوبی دریای خزر

شماره مصوب طرح: ۸۹۰۶-۱۲-۷۶-۱

نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : حسن نصراله زاده ساروی

نام و نام خانوادگی مجری مسئول ( اختصاص به پروژه ها و طرح‌های ملی و مشترک دارد ) : حسن نصراله زاده ساروی

نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : حسن نصراله زاده ساروی

نام و نام خانوادگی همکار(ان): شعبان نجف پور، مژگان روشن طبری، فاطمه سادات تهامی، عبدالله هاشمیان،

نیما پورنگ ، مهدی یوسفیان، مهدی نادری، عبدالله سلیمانی رودی

نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -

نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : محمود رامین

محل اجرا: استان مازندران

تاریخ شروع: ۸۹/۸/۱

مدت اجرا: ۲ سال و ۲ ماه

ناشر: موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

تاریخ انتشار: سال ۱۳۹۴

حق چاپ برای مؤلف محفوظ است. نقل مطالب، تصاویر، جداول، منحنی‌ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است.

## «سوابق طرح یا پروژه و مجری مسئول / مجری»

طرح : هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلاینده‌های زیست محیطی در

منطقه جنوبی دریای خزر

کد مصوب : ۸۹۰۶-۱۲-۷۶-۱

شماره ثبت (فروست) : ۴۸۴۶۳ تاریخ : ۹۴/۱۰/۲۲

با مسئولیت اجرایی جناب آقای حسن نصراله زاده ساروی دارای

مدرک تحصیلی دکتری در رشته علوم زیستی (گرایش محیط

زیست) می‌باشد.

طرح توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی مورد

ارزیابی و با رتبه عالی تأیید گردید.

در زمان اجرای طرح ، مجری در :

ستاد □ پژوهشکده ■ مرکز □ ایستگاه □

با سمت معاون تحقیقاتی در پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

مشغول بوده است.

صفحه	عنوان
۱	چکیده
۴	۱- مقدمه
۷	۱-۱- مروری بر مطالعات گذشته
۱۳	۲- مواد و روش ها
۱۳	۲-۱- ایستگاهها، زمان و روش نمونه برداری
۱۵	۲-۲- روش بررسی نمونه ها
۲۰	۲-۳- تجزیه و تحلیل آماری
۲۴	۳- نتایج
۳۱	۳-۱- پارامترهای محیطی و مواد مغذی
۳۷	۳-۲- آلاینده های زیست محیطی
۳۹	۳-۳- فیتوپلانکتون
۴۶	۳-۴- زئوپلانکتون
۵۵	۳-۵- شانه دار
۶۰	۳-۶- ماکروبتوزها
۶۶	۳-۷- پارامترهای زیستی و غیر زیستی
۹۹	۴- بحث
۱۴۲	۵- نتیجه گیری
۱۴۴	پیشنهادها
۱۴۶	منابع
۱۵۴	پیوست
۱۵۶	چکیده انگلیسی

## چکیده

این طرح به بررسی روابط پارامترهای زیستی (فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، ماکروبنتوزها و شانه دار ( *Mnemiopsis leidy*) و پارامترهای غیر زیستی (پارامترهای محیطی، مواد مغذی و نیز آلاینده های زیست محیطی (نفی، سموم کشاورزی، فلزات سنگین و دترجنت) در آب ورسوب در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹ پرداخته است. نمونه برداری در چهار فصل (بهار، تابستان، پاییز و زمستان) و در هشت نیم خط عمود بر ساحل در منطقه آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیر آباد و بندر ترکمن انجام گردید. نمونه ها از ایستگاههایی در اعماق ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر و لایه های مختلف جمع آوری گردید. در این مطالعه از روشهای آماری پارامتریک و چند متغیره جهت نشان دادن ارتباط پارامترهای زیستی و غیرزیستی استفاده شده است.

نتایج نشان داد که میانگین سالانه (خطای استاندارد) پارامترهای محیطی و مواد مغذی از قبیل دمای آب، pH، شفافیت، اکسیژن محلول، ازت آمونیمی، ازت نیتراتی، ازت معدنی، ازت آلی، فسفر معدنی، فسفر آلی و سیلیس محلول در لایه ۰-۲۰ به ترتیب برابر (۰/۴۳)(۱۶/۷۰) (درجه سانتیگراد)، (۰/۰۱)(۸/۳۸)، (۰/۲۰)(۴/۶۱) (متر)، (۰/۰۵)(۵/۴۸) (ml/l)، (۰/۰۶)(۱/۵۲) (میکرومولار)، (۰/۰۶)(۱/۸۰) (میکرومولار)، (۰/۱۰)(۳/۴۱) (میکرومولار)، (۰/۰۹)(۴۳/۳) (میکرومولار)، (۰/۰۱)(۰/۳۲) (میکرومولار)، (۰/۰۲)(۰/۵۲) (میکرومولار) و (۰/۱۸)(۸/۸۸) (میکرومولار) بوده است.

همچنین میانگین سالانه (خطای استاندارد=SE) آلاینده های زیست محیطی ترکیبات نفتی (PAHs) و سموم کشاورزی (OCs) در رسوبات سطحی برابر (۰/۱۶)(۰/۸۸) (میکروگرم بر گرم وزن خشک)، (۰/۲۰)(۹/۷۸) (میکروگرم بر گرم وزن خشک) مشاهده گردید. میانگین سالانه (خطای استاندارد=SE) فلزات Pb, Ni, Cu, Zn, Hg نیز در رسوبات به ترتیب برابر (۰/۴۶)(۲۴۷) (میکروگرم بر گرم وزن خشک)، (۰/۵)(۲۹/۵) (میکروگرم بر گرم وزن خشک)، (۰/۹)(۴۹/۹) (میکروگرم بر گرم وزن خشک)، (۰/۰۶)(۹/۸۱) (میکروگرم بر گرم وزن خشک) و (۰/۸۰۰)(۰/۱۷۹) (میکروگرم بر گرم وزن خشک) بوده است.

نتایج این تحقیق همچنین نشان داد که میانگین سالانه (خطای استاندارد) تراکم پارامترهای زیستی: فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و شانه دار در لایه ۰-۲۰ به ترتیب برابر (۱۷) ۲۳۸ (میلیون عدد بر مترمکعب)، (۳۶۲) ۴۸۰۸ (عدد بر مترمکعب) و (۳) ۲۶ (عدد بر مترمکعب) و زی توده به ترتیب برابر (۶۰) ۷۴۷ (میلی گرم بر مترمکعب)، (۵/۰) ۴۴/۳ (میلی گرم بر مترمکعب) و (۰/۳۱) ۲/۱۵ (گرم بر مترمکعب) بوده است. همچنین میانگین سالانه (خطای استاندارد) تراکم پارامترهای زیستی: فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و شانه دار در زیر لایه ۲۰ متر به ترتیب برابر (۳۵) ۱۰۴ (میلیون عدد بر مترمکعب)، (۹۲) ۸۴۳ (عدد بر مترمکعب) و (۱) ۲ (عدد بر مترمکعب) و زی توده به ترتیب برابر (۹۳) ۴۱۲ (میلی گرم بر مترمکعب)، (۱/۰) ۹/۱ (میلی گرم بر مترمکعب) و (۰/۰۵) ۰/۱۵ (گرم بر مترمکعب) بوده است. میانگین سالانه (خطای استاندارد) تراکم ماکروبنتوزها به ترتیب برابر (۱۲۲۵) ۵۰۷۳ (عدد بر مترمربع) و زی توده آن (۷۳) ۱۴۴ (گرم بر مترمربع) ثبت گردیده است. در ضمن درصد کل مواد آلی

(TOM%)، شن (Gravel%)، ماسه (Sand%) و گل و لای (Silt-clay%) به ترتیب برابر (۰/۲۶) (۳/۷۴)، (۰/۳۲) (۰/۹۲)، (۴/۹۷) (۲۲/۵۱) و (۵/۰۱) (۷۶/۶۷) بوده است.

طبق اطلاعات این مطالعه طبقه بندی ستون آب در این حوزه براساس گرادیان دمایی استوار بوده بطوریکه شکست دمایی در این سال بیش از سالهای قبل بوده است. دما و فاکتور بیولوژیک (فیتوپلانکتون) بر تغییرات اکسیژن محلول در فصول مختلف اثرگذار بوده است اما در زمستان ضریب تاثیر دما بیش از فاکتور بیولوژیک بوده است. مقایسه مواد مغذی در سالهای مختلف افزایش این مواد (به غیر از فسفر معدنی) را در سالهای ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ نسبت به سال ۱۳۷۵ (سال ثبات اکوسیستم) نشان می دهد، که یکی از علل آن را می توان به حضور شانه دار نسبت داد. اگرچه ارتباط سالانه تراکم فیتوپلانکتون و درجه حرارت معکوس بود ولی الگوی آن در هر فصل (داخلی سالی) متغیر بوده است. در تحقیق حاضر (۱۳۸۹) دریای خزر علاوه بر شرایط محدودیت نیتروژنی (۰/۵۵) و محدودیت نیتروژنی و فسفری (۰/۴۳-۰/۰۶)، در شرایط محدودیت فسفری (۰/۳۹-۰/۰۲) ( $DIN/DIP > 20$ ) نیز قرار گرفته است. اگرچه عدم محدودیت سیلیسی (غلظت کافی از منابع سیلیسی) در اکوسیستم خزری زمینه مناسبی را برای غالبیت باسیلاریوفیتا فراهم می آورد اما به نظر می رسد که در سال ۱۳۸۹ عوامل دیگری از قبیل تغییرات دمایی بین فصول، اثرات شکارگری و تغذیه ای حلقه های بعدی از زنجیره غذایی، تفاوت در توان رشد و تکثیر و رقابت (جذب غذا) بین گروه های فیتوپلانکتون و استوکيومتری سایر مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) نقش موثری را در عدم غالبیت دیاتومه در بعضی فصول دارا بوده اند. بطوریکه در بهار و زمستان به ترتیب پیروفیتا و باسیلاریوفیتا غالب شدند و سیانوفیتا رتبه نخست شاخه غالب را در فصول تابستان و پاییز دارا شد.

آزمون های چند متغیره نشان داد که از بین گروه های مختلف زئوپلانکتون فقط کوبه پودا با اکسیژن و دمای آب ارتباط معنی دار نشان داد. این امر شاید بدلیل نقش پررنگ تر پارامتر های دیگر از قبیل غذا و شکارگری در هر فصل باشد و پارامترهای محیطی بصورت غیر مستقیم بر تراکم گروه های زئوپلانکتونی اثرگذار بوده است. در سال ۱۳۸۹ اگرچه مقادیر شاخص شانون در زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون به سال ۱۳۷۵ نزدیک تر گردید (نسبت به سال ۱۳۸۸ روند معکوسی داشت)، اما نمی تواند بر بهبود شرایط اکوسیستم به سوی ثبات صحه گذارد. زیرا شواهد منفی دیگر از قبیل سیر شدید افزایشی نسبت های زی توده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون در کلیه فصول و نواحی، بخصوص در سال های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ نسبت به سال ۱۳۷۵ (سال ثبات اکوسیستم) بوده است. به عبارت دیگر توازن بین زی توده حلقه اول و دوم زنجیره غذایی از شرایط ثبات در اکوسیستم فاصله گرفت. نتایج بدست آمده از آزمون های چند متغیره بین فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون بیانگر عدم وجود ارتباط معنی دار در بسیاری از موارد بین گروه های مختلف زئوپلانکتون و بعضی گونه های ماکول از یک سو و مصرف گونه های نامناسب (از نظر سایز، ارزش غذایی، سختی هضم و جذب و نیز پتانسیل ایجاد سم و مضر بودن) فیتوپلانکتون توسط زئوپلانکتون از سوی دیگر می باشد. این یافته ها شواهدی از عدم ارتباط

متعارف و قابل انتظار تغذیه ای بین زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون و بعنوان نشانه های عدم ثبات در اکوسیستم محسوب می شوند.

گروه غالب ماکروبتوزها (پلی کیت) در سال ۱۳۸۹، اعماق کم تر از ۲۰ متر را که نسبت siltclay و sand به ترتیب ۷۴ و ۲۶ درصد بوده را بر اعماق بالاتر ترجیح داده است. به نظر می رسد که این نسبت بین siltclay و sand برای زیست و تجمع آن مناسب بنظر می رسد. آزمون PCA نیز نشان می دهد که با افزایش TOM و نیز درصد siltclay از میزان تراکم ماکروبتوزها کاسته شد در حالی که افزایش درجه حرارت، اکسیژن محلول و pH در غالب فصول اثر مثبت بر تراکم ماکروبتوزها گذاشته اند. افزایش میانگین تراکم ماکروبتوزها در همه فصول (بجز بهار) هم نمی تواند نشانه قوی از بهبود وضعیت کیفی اکوسیستم در محیط اغتشاش یافته ی بعد از هجوم شانه دار باشد و شواهد نامطلوب همچون میزان پایین از شاخص شانون در نتایج به چشم می خورد. ضمن آن که در مطالعه حاضر (سال ۱۳۸۹) نیز مجدداً " *Streblospio* و اولیگوکیت ها (دارای رشد تهاجمی و برتری در دست یابی به غذا و زیستگاه و نیز تغذیه از رسوب) همانند سال های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸، بجای خانواده گاماریده از رده کراستاسه (تغذیه از مواد معلق) غالب بوده اند. این بدان معنا است که در رسوب میزان قابل توجهی مواد آلی وجود دارد و سطح تروفیکی اکوسیستم به یوتروفی متمایل است.

در مجموع بررسی داده های پارامترهای زیستی (فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و ماکروبتوزها) در سال ۱۳۸۹ و نیز مقایسه آن ها با مطالعات پیشین بیانگر پایداری اثر استرس (اعم از بیولوژیکی و آنتروپوژنیکی) بر تغییر الگوی جمعیتی ( روابط کمی بین گونه های موجود) و ساختاری (ترکیب گونه ای و گونه های غالب فصلی) بر آن ها می باشد. به عبارت دیگر بسیاری از گونه ها و موجودات زنده (اعم از ماکروسکوپی و میکروسکوپی) دریای خزر، همچنان در معرض عوارض بعد از ورود شانه دار مهاجم، قرار دارند. لذا در راستای حفاظت و بهره برداری مناسب از این اکوسیستم ارزشمند لازم است که از سوی ارگان های ذی ربط، نگاه جدی تر به مطالعه در منطقه برای یافتن راهکار های پیشگیرانه و عملی صورت گیرد.

**کلمات کلیدی:** پارامترهای محیطی و مواد مغذی، آلاینده های زیست محیطی، فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون،

شانه دار، ماکروبتوزها، دریای خزر

## ۱- مقدمه

دریای خزر هم از نظر سطح و هم حجم آب بزرگترین دریاچه جهان محسوب می گردد. حوضه ی آبریز این بدنه بزرگ آبی  $3/5$  million km<sup>2</sup> می باشد. بسیاری از ویژگی های این دریا خاص است. سطح آن پایین تر از سطح متوسط (MSL) دریا های جهان است. در قرن بیستم تقریباً "چهار متر نوسان داشته است بطوریکه از ۲۵ متر در آغاز قرن به ۲۹ متر در سال ۱۹۷۷ رسید. در آغاز قرن ۲۱ دوباره کاهش سطح شروع گردید. آب دریای خزر جزو آبهای لب شور محسوب می گردد بطوریکه شوری آن یک سوم اقیانوس های جهان است. در این دریاچه ی تقریباً " بسته سطح آب به میزان بارش، ورودی رودخانه و آب زیرزمینی و تبخیر (گردش جوی) مرتبط است (Aladin et al. 2004).

دریای خزر یک دریاچه همگن نیست. تقریباً " سه منطقه متفاوت ( شمالی، میانی و جنوبی) در آن تشخیص داده شده است که هر یک دارای خصوصیات فیزیکوشیمیایی و تنوع زیستی متفاوت هستند. به جز سه حوزه فوق، خلیج کم عمق قره بغازگل با عمق حداکثر ۱۰ متر نیز وجود دارد که مساحت آن در حدود ۲۱۵۰۰۰ کیلومتر ( بیش از ۳٪ از مساحت کل دریا) است. این خلیج از طریق تنگه های باریک با دریای خزر متصل است. مجموع طول خط ساحلی خزر با احتساب خلیج ها و آبگیرها تقریباً " ۷۰۰۰ کیلومتر است که ۶۰۰ کیلومتر آن در آذربایجان، ۷۲۵ کیلومتر - ایران، ۱۲۰۰ کیلومتر - ترکمنستان، ۲۳۰۰ کیلومتر - قزاقستان، و ۷۵۵ کیلومتر در قلمرو روسیه است (Aladin et al. 2004).

وجود شوری های مختلف در نقاط مختلف آب دریای خزر سبب تقسیم بندی آن به انواع oligohaline (دلتاها و مصب ها)، mesohaline (حوزه میانی و جنوبی دریای خزر) و hyperhaline (خلیج های کم عمق بخصوص در سواحل شرقی) گردیده است. تفاوت در شرایط فیزیکی از حوزه های فوق منجر به تفاوت های مشخص در تنوع زیستی (باکتریوپلانکتون، فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، نکتون، باکتری ها، تک یاخته ای های اعماق دریا، فیتوبنتوز، زئوبنتوز و ماکروفیت و...) گردیده است. بیشترین فون و فلور در بخش شمالی آن است و بخش میانی و جنوب میزان متوسط و خلیج قره بغازگل پایین ترین میزان تنوع زیستی را داراست (Aladin et al. 2004).

از اواخر قرن بیستم سرعت اثرات منفی بر اکوسیستم دریای خزر افزوده شده است. زیرا از یک سو فروپاشی اتحاد جماهیر شوروی و افزایش تعداد کشورهای حاشیه دریای خزر و صنعتی شدن این کشورها، میزان تخلیه انواع فاضلاب ها را به منابع آبی مختلف و نیز دریای خزر افزایش داده است و از سوی دیگر مشکلات اقتصادی میزان بهره وری انسان از دریا و حاشیه های آن را در زمینه های مختلف (شکار، ساخت و ساز، سد سازی و...) را به مرز غیر مجاز رسانده است. ضمن آن که حمل و نقل دریایی، وقوع تصادفات کشتیهای نفت کش، عملیات اکتشاف و حفاری چاه های نفت در دریا نیز بر این عوامل مزید گشته است. از معمول ترین عوارض این فعالیت ها انقراض و یا قرار گرفتن در معرض انقراض بسیاری از گونه ها (اعم از ماکروسکوپی و میکروسکوپی)، آسیب بر تنوع زیستی، شور شدن سریع و کاهش منابع آب، از دست دادن زیستگاه، تغییرات زیستگاه و شرایط



زندگی بوده است. به این ترتیب توسعه تمدن بشری که اثرات غیر قابل جبرانی را بر سیر طبیعی بسیاری از رویداد های اکوسیستم گذاشته، مهم ترین عامل در بی ثبات کردن فرایندهای طبیعی آن شمرده می شود. لذا ضروری است که کشورهای حاشیه دریای خزر نقاط پر خطر را شناسایی نموده و برنامه های اجرایی مناسب درون کشوری و یا منطقه ای (برون مرزی) را برای حفاظت، بازسازی و مرمت زیستگاه بکار گیرند ( Aladin et al. 2004).

آلودگی یک تهدید جدی علیه موجودات زنده دریای خزر است. هیدروکربن های نفتی، فلزات سنگین، فنل، سورفاکتانت، آفت کش ها کلرال آلی معمول ترین آلاینده ها در دریای خزر هستند. آلودگی نفتی در رتبه اول از آلاینده های دریای خزر محسوب می شود (Aladin and Plotnikov, 2004). هیدروکربن های نفتی باعث تغییرات مختلف فیزیولوژیکی، بیوشیمیایی و مورفولوژیکی در موجودات آبزی بالاخص ماهیان می گردد. فلزات سنگین دومین دسته از آلاینده های مهم دریای خزر می باشند. سرب، کادمیم، روی، مس و... در کبد و غدد جنسی تجمع می یابند و سبب تغییرات در اندام ها و کاهش عملکرد سیستم ایمنی بدن می گردند. بالاترین غلظت فلزات ضروری (Trace metals) در گربه ماهی و سوف دیده شد. غلظت مس در بافت ماهی در محدوده غلظت ماکزیمیم حد مجاز (MPC) ۰/۱۲-۲ قرار دارد. در ماهیان خاویاری و ازون برون بالاترین غلظت از مس و کادمیم در کبد و غدد جنسی یافت گردید. مقدار روی در بافت های ماهیان خاویاری از ۶/۰ میلی گرم/کیلوگرم تا ۷۰ میلی گرم/کیلوگرم وزن ترمغیر است. در ۱۹۹۶-۱۹۹۴ غلظت جیوه در بافت عضله ماهی خاویاری کمی افزایش یافت و از ۰/۰۴۸ میلی گرم/کیلوگرم، در سال ۱۹۹۳ به ۰/۱۰-۰/۱۹ میلیگرم/کیلوگرم وزن تر رسید (Aladin et al. 2004).

میزان آلودگی در بخش های مختلف از دریا متفاوت است. آب ولگا به عنوان "متوسط آلوده" در نظر گرفته می شود که در برخی مقاطع زمانی در شرایط "بسیار" و "بسیار شدید آلوده" قرار می گیرد. شدت آلودگی بسته به وضعیت اکوسیستم (هیدروشمی و سطح تروفیکی) تغییر می نماید. بطور کلی این بخش از اکوسیستم دارای عوامل کاهنده کیفیت است که آلودگی آن از نوع انسان ساخت محسوب می گردد. آب خزر میانی و جنوبی به عنوان متوسط آلوده - آلوده بیان می گردد. لذا تنوع زیستی موجودات بستر ۳ تا ۱۰ برابر کاهش یافته است. کاهش سخت پوستان و نرم تنان در منطقه Sumgait و باکو و دلتای کورا گزارش گردید. وضعیت زیست محیطی در خلیج باکو فاجعه بار است و بستر آن با زباله های خانگی، محصولات نفتی، فلزات سنگین و ترکیبات آلی پوشانده شده است و هیچ موجود کف زی در آن نیست. بر اساس شاخص های میکروبیولوژیکی و هیدروشمی وضعیت زیست محیطی در بخش آذربایجان از دریای خزر، آلوده - بسیار آلوده ارزیابی گردید. در آب های ساحلی خلیج Krasnovodsky غلظت فرآورده های نفتی در طول ۶ سال گذشته کاهش یافت. بطوریکه غلظت فنل از ۷ به ۱/۵ برابر MPC رسید. این کاهش به لغو عملیات حفاری و کاهش فعالیت کلی مربوط گردید. در بخش ترکمنستان دریای خزر، آب های ساحلی خلیج Krasnovodsky و شبه جزیره Cheleken آلوده ترین

مناطق عنوان گردیدند که غلظت متوسط سالانه ۴/۲ برابر MPC است. آلودگی عمدتاً به پالایشگاه نفت ترکمن باشی و ترمینال انتقال، حمل و نقل دریایی، و بهره برداری از چاه های نفت مرتبط بوده است ( Aladin et al. 2004).

منابع نوتریتی آنتروپوژن نظیر پساب های حاصل از زمین های کشاورزی و تخلیه فاضلاب ممکن است بصورت قابل ملاحظه ای مقادیر کلی این مواد در دسترس را برای رشد فیتوپلانکتونهای ساحلی بخصوص در فصل تابستان افزایش دهد (Caron et al., 2010). آفت کش های کلره که به طور گسترده ای در سال های ۱۹۶۰-۱۹۸۰ در بخش کشاورزی مورد استفاده قرار گرفت، اثرات پاتولوژیکی عمده ای را بر ماهیان گذاشت. مطالعات انجام گرفته در روسیه بر روی ماهیان خاویاری نشان داد که متابولیسم تقریباً تمام اشکال مواد اعم از پروتئین، کربوهیدرات، چربی و مواد معدنی دچار اختلال گردید. در کلیه دیستروفی آلبومین، نفریت مزمن، در کبد دیستروفی آلبومین و چربی، نکروز سلولهای کبدی، سیروز و در بافت های طحال و عضله اثرات پاتولوژیکی مشاهده شد. افزایش استرس انسانی در اکوسیستم دریای خزر (آلودگی با آفت کش ها، محصولات نفتی، فلزات سنگین) پیش از همه بر ماهیان خاویاری اثر گذاشت. بطوری که اثرات کاهش اکسیژن سبب پوسته پوسته شدن بافت عضلانی این ماهیان گردید (Belayeva et al., 1998).

آلودگی اگرچه یک عامل اصلی در شکل گیری بیولوژیکی دریای خزر نیست. اما در نواحی که آلودگی شدید و یا دائمی است (مانند میادین نفتی جنوب) نقش تعیین کننده دارد. بطوریکه وضعیت زیست محیطی در امتداد سواحل غرب در بخش میانی و جنوب دریای خزر نامطلوب و در خلیج باکو بحرانی گردید ( Aladin et al. 2004).

اگرچه در مطالعات روسی و خارج از کشور ایران اطلاعات زیستی و غیرزیستی و نیز آلاینده ها در محدوده حوزه ایرانی دریای خزر بسیار کم و محدود است، اما تهیه و تولید این نوع داده ها به میزان زیادی از اوایل دهه ی ۱۳۷۰ تاکنون، از طرف پژوهشکده اکولوژی دریای خزر محقق گردیده است. طرح حاضر نیز که در راستای این هدف می باشد با انجام پروژه های ذیل و تجزیه و تحلیل اطلاعات بدست آمده و مقایسه با اطلاعات پیشین، سعی نمود تا با ارائه تصویر دریای خزر از دیدگاه های متفاوت (فاکتورهای زیستی و غیرزیستی و آلاینده ها) استنباط و ارزیابی نسبتاً "جامعی از تغییرات و روابط موجود در اکوسیستم دریای خزر ارائه نماید. بدیهی است که درک این روابط قدم نخست در برنامه های اجرایی حفاظت دریای خزر در راستای توسعه ی پایدار محسوب می گردد:

- بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی فراوانی، پراکنش و تنوع زئوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی تنوع، پراکنش، فراوانی و زی توده ماکروبتنوزها در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی فراوانی و بیوماس شانه دار *Mnemiopsis leidyi* در منطقه جنوبی دریای خزر

- بررسی خصوصیات فیزیکو شیمیایی آب در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی آلاینده های زیست محیطی (فلزات سنگین، هیدروکربن های نفتی، سموم کشاورزی و دترجنت) در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی آلاینده های زیست محیطی هیدروکربن های نفتی (آب، رسوب و ماهی) در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی آلاینده های زیست محیطی سموم کشاورزی (آب، رسوب و ماهی) در منطقه جنوبی دریای خزر
- بررسی آلاینده های زیست محیطی دترجنت در آب منطقه جنوبی دریای خزر

### ۱-۱- مروری بر مطالعات گذشته

Nasrollahzadeh و همکاران (۲۰۰۸<sup>b</sup>) گزارش کردند که درجه حرارت آب در دو دوره زمانی ۹۶-۱۹۹۵ (پیش از ورود شانه دار به دریای خزر) و ۲۰۰۵ (بعد از ورود شانه دار به دریای خزر) تقریباً مشابه بود و بین ۹/۹۰ درجه سانتیگراد (در زمستان) و ۲۸/۶ درجه سانتی گراد (در تابستان) در نوسان بود. غلظت اکسیژن محلول از ۵/۵۲ میلی لیتر در لیتر در بهار به ۷/۹۰ میلی لیتر در لیتر در زمستان ۹۶-۱۹۹۵ متغیر بوده است. در ۲۰۰۵ این تغییرات بزرگتر بوده است بطوریکه حداقل غلظت اکسیژن محلول از ۵/۵۳ میلی لیتر در لیتر در تابستان به حداکثر ۱۰/۸۰ میلی لیتر در لیتر در پاییز رسیده است. در هر دو سال مورد بررسی، حداکثر شوری در تابستان (۱۳/۱۹ ppt) ثبت شده است. مقدار pH در این منطقه کاملاً ثابت داشت و از حداقل ۸/۱۱ تا حداکثر ۸/۶۳ تغییر نمود. در مطالعه ی Roohi و همکاران (۲۰۱۰) درجه حرارت در ستون آبی از بهار تا زمستان سالهای ۲۰۰۱-۲۰۰۶ تابع الگوی نوسانات فصلی بوده است. در این سال ها در تابستان- پاییز، هوا نسبتاً گرم و درجه حرارت لایه سطحی آب به ۱۸-۳۱ درجه سانتیگراد رسیده بود. در سال ۱۳۸۷ درجه حرارت سطحی آب در منطقه جنوبی دریای خزر از ۷/۲ در زمستان تا ۲۹/۸ درجه سانتی گراد در تابستان در نوسان بوده است (واحدی و همکاران، ۱۳۸۹). در مطالعه ی فوق، متوسط سالانه شفافیت آب را برابر  $0.24 \pm 4.91$  متر برآورد نمودند. دامنه تغییرات pH به میزان (۷/۱۵-۸/۷۳)  $1.58$  واحد بوده است. بیشترین میزان اکسیژن محلول در طول سال در لایه سطحی به میزان  $8.40 \pm 0.1$  میلی گرم در لیتر با اشباعیت  $137 \pm 18$  و غلظت فرم معدنی ازت شامل نیتريت، نترات و آمونیوم به میزان  $0.2 - 0.4$ ،  $0.0 - 0.6$  و  $0.05 - 0.12$  میکرومولار بوده است. در بررسی فصلی غلظت سیلیس مشخص گردید که فصل بهار دارای بیشترین مقادیر ( $130.7 \pm 6.6$  میکروگرم در لیتر) و تابستان، پائیز و زمستان بترتیب در رتبه های بعدی قرار دارند.

نصراله زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۰) گزارش کردند که در سال ۱۳۸۸ میانگین دمای آب در سطح در منطقه برابر  $18.76 \pm 0.32$  درجه سانتی گراد بوده است. همچنین میانگین شفافیت برابر  $4.35 \pm 0.21$  متر بوده است. pH با میانگین  $8.43 \pm 0.1$  نسبت به سال ۱۳۸۷ روند افزایشی داشته است. بطور کلی، نتایج نشان داد که دمای آب،

شوری، شفافیت و ازت آلی نسبت به سال قبل کاهش نشان داد اما اکسیژن محلول، درصد اشباعیت، pH، آمونیم، نترات و سیلیس محلول افزایش داشته است. فسفر معدنی و نیتريت تغيير قابل ملاحظه ای نداشته اند. نتایج نشان داد که در سال قبل از ورود شانه دار، اکوسیستم دریای خزر دارای محدودیت نیتروژنی برای رشد فیتوپلانکتون بوده است و در سال ۱۳۸۸ اکوسیستم علاوه بر شرایط محدودیت نیتروژنی، به سمت محدودیت فسفوری نیز سوق پیدا کرد.

از سال ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۸ طی پروژه های مختلف بیش از ۳۰۰ گونه فیتوپلانکتون شناسایی گردید که در شاخه های باسیلاریوفیتا (Bacillariophyta)، پیروفیتا (Pyrrophyta)، سیانوفیتا (Cyanophyta)، کلروفیتا (Chlorophyta)، یوگلنوفیتا (Euglenophyta)، زاتوفیتا (Xantophyta)، کریپتوفیتا (Cryptophyta)، کریزوفیتا (Chrysophyta) و هاپتوفیتا (Haptophyta) طبقه بندی گردیدند. در سال ۸۳-۸۲ همزمان با افزایش تراکم شانه دار مهاجم، تراکم پیروفیتا و سیانوفیتا برخلاف سال های پیشین بر باسیلاریوفیتا پیشی گرفت (Roohi et al, 2010). در ادامه این تغییرات، در اوایل مهر ۱۳۸۴ از سواحل انزلی تا سواحل نوشهر شکوفایی جلبکی ناشی از رشد و تکثیر شدید *Nodularia spumigena* (Nasrollahzadeh et al., 2011b). شکوفایی بعدی، در نیمه ی مهر ۱۳۸۵، کانال موج شکن در انزلی تا شهر حسن رود را در بر گرفت. آب دریا در این منطقه تحت تاثیر شکوفایی *Heterocapsa* از شاخه Pyrophyta برنگ قهوه ای متمایل به قرمز (کشند سرخ) در آمده بود. این پدیده پس از ۳ روز ناپدید گشت (HAB, 2006). در اواخر مرداد ۱۳۸۸ و اواسط مرداد ۱۳۸۹ مجدداً شرایط مناسب (از قبیل افزایش سطح تروفیکی آب، شرایط مناسب آب و هوایی مانند درجه حرارت بیش از ۲۵ درجه سانتیگراد و سکون هوا) بروز شکوفایی جلبکی شیری رنگ مربوط به *Nodularia spumigena* به ترتیب در حوالی سواحل تنکابن و نوشهر تا بابلسفرها آمد. این پدیده در سال ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ پس از حدود دو هفته پس از شکست دمایی و وزش باد پایان پذیرفت (Nasrollahzadeh et al., 2011b). ضمن آنکه در آب های نمونه برداری شده در دهه ی ۱۳۸۰ حدود ۱۵ گونه مضر و نیز گونه های دارای پتانسیل شکوفایی نیز گزارش شده است (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰ a).

*Mnemiopsis leidyi* که بومی سواحل آتلانتیک و آمریکای شمالی است، در سال ۱۹۵۲ بر اثر رفت و آمد کشتی از اسکله آمریکا به اسکله اودسا منتقل گردید و در دریای سیاه حضور یافت و بدنبال آن در ۱۹۸۸ در دریای آزوف مشاهده شد. در اواخر پاییز ۱۹۹۹ *Mnemiopsis leidyi* برای اولین بار در مرز میان ناحیه میانی و جنوبی دریای خزر در اعماق ۳۲-۲۹ متر مشاهده گردید. پس از آن در بهار سال ۲۰۰۰ در بخش های غربی از خزر میانی و جنوبی و در تابستان ۲۰۰۰ در شمال خزر جنوبی گزارش گردید (Shiganova et al., 2001, 2003).

*M. leidyi* به شدت از مزو پلانکتون ها بخصوص کوبه پودا و کلادوسرا تغذیه می کند چنانکه همراه با ظهور این شانه دار مهاجم در دریای خزر میزان زی توده مزوپلانکتون در خزر میانی و جنوبی به ترتیب ۶ و ۱۰ برابر کاهش یافت (Karpyuk et al., 2002). در دریای سیاه *M. leidyi* جوان عمدتاً از کوبه پودا و بالغ آنها از کلادوسرا تغذیه می کند. ارجحیت غذایی برای *M. leidyi* به ترتیب اهمیت شامل *Acartia clausi* در هر سن از

دوره زندگی، کالانوس کوچک سایزو کوبه پودا و کالانوس بزرگ سایزاست (Kasimov, 2004). رقابت شدید *M. leidy* در سفره غذایی ماهیان پلانکتون خوار، سبب گردیده که صید کیلکا آنچوی در آب های روسی دریای خزر از ۱۵۲ هزار تن در سال ۱۹۹۲ به ۳۲ هزار تن در سال ۲۰۰۰ برسد. در حالی که صید کیلکای معمولی در قسمتی از ناحیه شمالی خزر که مورد تهاجم *M. leidy* قرار نگرفت، تغییری ننموده است. کاهش کیلکا اثر منفی بر روی تغذیه ماهی بلوگا و فک خزر گذاشته است (Kasimov, 2004). همچنین در سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر میزان صید کیلکا ماهیان طی سالهای ۸۹-۱۳۷۶ قبل و بعد از ورود شانه دار، نوسانات زیادی داشته است بطوریکه این میزان برای کیلکای آنچوی از ۵۱۳۰۰ تن به ۲۴۵ تن، کیلکای چشم درشت از ۷۶۰۰ تن به ۱۰۹ تن و کیلکای معمولی از ۱۵۰۰ تن به ۲۶۸۰۰ تن رسیده است (جانباز و همکاران، ۱۳۹۰).

در دو دهه اخیر نه تنها تراکم زئوپلانکتون بشدت کاهش یافته بلکه ساختار ترکیب گونه ای آن نیز تغییر کرده است. گونه های غیر بومی و مزاحم مدیترانه ای از نظر زی توده در تجمعات پلانکتونی و بنتوز جانشین گونه های بومی گردیده اند (Karpinsky, 2010; Shiganova et al., 2005). فضلی و همکاران (۱۳۸۹) گزارش کردند که تعداد گونه های زئوپلانکتون (شامل هالو و مروپلانکتون و پروتوزوآ) ۶۷ گونه در سالهای ۱۳۷۴ تا ۱۳۸۵ در حوزه جنوبی دریای خزر شناسایی گردیدند.

ترکیب و تراکم ماکروبنتوزها در حوزه ایرانی دریای خزر از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۵ تغییرات عمده ای داشته است بدین ترتیب که کرم ها *Annelida* بخصوص *Nereis diversicolor* ۲۲ تا ۷۱ درصد و دوکفه ای ها *Bivalvae* بخصوص *Cerastoderma lamancki* ۳۵ تا ۵۱ درصد افزایش داشته است ولی سخت پوستان *Crustacea* بخصوص *Corophium robustom* ۹۸ درصد کاهش یافته است. در سال ۱۳۸۸ میزان مواد آلی بستر (TOM) در منطقه جنوبی دریای خزر نسبت به ۱۰ سال قبل، تقریباً دو برابر گردید که بر تغییرات ماکروبنتوزها اثر گذاشت (سلیمانی رودی و همکاران، ۱۳۹۰). همچنین فضلی و همکاران (۱۳۸۹) گزارش کردند که در سالهای ۱۳۷۴ تا ۱۳۸۵ تعداد گونه های ماکروبنتوز شناسایی شده در حوزه جنوبی دریای خزر ۵۶ گونه بوده که این تعداد بدون در نظر گرفتن گروههای *Oligochaeta*, *Chironomidae*, *Archaeobdella* می باشد.

پژوهشکده اکولوژی دریای خزر از سال ۱۳۷۶ تاکنون در حوزه ایرانی جنوب دریای خزر در سالهای مختلف مطالعات متعددی را بر روی میزان ترکیبات نفتی در آب و رسوب انجام داده است (واردی و همکاران، ۱۳۹۰؛ نجف پور و همکاران، ۱۳۹۱).

عظیمی یانچشمه (۱۳۹۱) گزارش کرد که غلظت های کل آلکان های نرمال و PAHs در رسوبات سواحل تالاب و بندر انزلی بترتیب در گستره ی ۳۱۶-۶۶۱۶ و ۰/۲۱-۹/۰۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک تعیین گردید. میزان غلظت آلکان های نرمال و ترکیبات PAH هر دو برای ایستگاه های واقع در بخش ساحلی خزر بیشتر از نواحی مختلف تالاب انزلی محاسبه شدند. الگوی توزیعی آلکان های نرمال و PAHs به همراه نسبت های تشخیصی مختلف بکار رفته برای آن ها، منشأ غالب پتروژنیک را برای هر دو آلاینده تایید کردند. حضور برجسته آلکان-

های نرمال ناشی از گیاهان عالی خشکی (C<sub>27</sub>، C<sub>29</sub> و C<sub>31</sub>) همچنین سهم بیوژنیک را در مقادیر کمتر برای آلکان‌های نرمال در منطقه مطالعاتی تایید کرد، که ناشی از مواد خشکی حمل شده بوسیله رودخانه‌های ورودی به تالاب می‌باشد. در ضمن الگوی توزیعی آلکان‌های نرمال با غلبه کربن زوج در اغلب ایستگاه‌های تالابی بهمراه UCM و بر اساس نسبت‌های LMW/HMW، U/R، Pri/n-C<sub>17</sub>، Phy/n-C<sub>18</sub> و Pr/Phy در کل منطقه مطالعاتی نشان‌دهنده فرایندهای هوازدگی و تجزیه باکتریایی قوی مرتبط با ریزش‌های قدیمی مواد نفتی می‌باشد.

Mohammadi Zadeh و همکاران (۲۰۱۰) عنوان نمودند که در برخی از ۲۵ ایستگاه انتخابی غلظت هیدروکربن های پلی آروماتیک رسوبات منطقه شرقی سواحل ایرانی دریای خزر بیش از حد مجاز ERL بوده است. بر اساس پنج نسبت تشخیصی مشخص گردید که در ایستگاه های نوشهر و امیرآباد منشاء این ترکیبات پتروژنیک بوده است اما در ایستگاه ساری منشاء این ترکیبات بیشتر پیروژنیک ثبت گردید

عابسی و سعیدی (۱۳۸۹)، هیدروکربن‌های نفتی رسوبات سواحل جنوبی دریای خزر را در محدوده استان‌های گلستان و مازندران با هدف تعیین منشأ و توزیع مکانی آنها در ۲۰ ایستگاه مختلف مورد بررسی قرار دادند. غلظت کل ترکیبات PAH در حدود ۱۶۰۰-۱۵۰ میکروگرم بر کیلوگرم گزارش شد. این ترکیبات در دریای خزر، غلظت‌های بالایی را در سواحل مرکزی ایران در مقایسه با سواحل قزاقستان و ترکمنستان نشان داده و کمترین غلظت در بخش شرقی در نزدیکی خلیج میانکاله ثبت شده است.

در بررسی سال‌های اخیر میزان فلزات سنگین در آب‌های کم‌تر از ۵ متر به طور معنی داری در مقایسه با آب‌های ۱۰ متر افزایش نشان داده است. نتایج مطالعات فلزات سنگین از سال ۷۸ تا سال ۸۷ افزایش مقادیر فلزی نظیر سرب، کادمیم و آهن را در این دریا نشان می‌دهد و در برخی ایستگاه‌های مورد مطالعه مقادیری از فلز جیوه نیز دیده شده است (واردی و همکاران، ۱۳۸۹). در مطالعه سال ۱۳۸۸ و سال ۱۳۸۷ (واردی و همکاران، ۱۳۸۹)، غلظت فلزات کادمیم، سرب و جیوه در مقایسه غلظت های بحرانی آنها در اروپا، آمریکا و ژاپن زیر حد غلظت بحرانی بوده است. اما در برخی ایستگاه‌ها و در زمانهای مختلف بصورت موردی بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی مشاهده گردید. در تحقیق کنونی (۱۳۸۸)، متوسط مقادیر فلز جیوه فراتر از کیفیت راهنمای استاندارد کانادا (ISQG, 1995) بوده است. ترکیباتی نظیر آرسنیک، کروم و نیکل در مطالعه سال ۱۳۸۸ دارای غلظت‌هایی فراتر از کیفیت راهنمای استاندارد رسوبات کانادا بود (نجف پور و همکاران، ۱۳۹۱).

میزان د.د.ت. در سال ۱۹۷۴ در عضله ماهی خاویاری صید شده در حوزه ایرانی دریای خزر  $3/7 \mu\text{g/l}$  بوده است (Sodergren et al., 1978). حداکثر غلظت سموم ارگانوکلره مشاهده شده در پائیز و زمستان در سه منطقه غرب، مرکز و شرق حوزه جنوبی دریای خزر مربوط به سموم DDT و DDD در منطقه شرق به ترتیب در حد  $74/3$  و  $79/1$  میکروگرم بر لیتر بوده است. حداکثر غلظت سموم مشاهده شده در بهار و تابستان در سه منطقه غرب، مرکز و شرق حوزه جنوبی دریای خزر مربوط به سم  $\gamma$ -BHC در منطقه مرکزی به ترتیب در حد  $88/3$  و  $35$  میکروگرم بر لیتر بوده است. در مجموع با توجه به داده‌ها در چهار فصل از سال، روند تغییرات غلظتی

سموم ارگانو کلره از غرب به شرق حوزه جنوبی دریای خزر روند رو به افزایش را نشان می‌دهد (نجف پور و همکاران، ۱۳۹۱).

در سال ۱۳۸۷ میانگین غلظت سورفاکتانت (LAS) در آبهای سطحی (ستون ۵، ۱۰ و ۵۰ متر) حوزه جنوبی (در هشت نیم خط)  $0/017 \pm 0/049$  بوده است. داده‌ها نشان می‌دهد که حداکثر غلظت در فصول بهار (mg/l)  $0/084$  و تابستان (mg/l)  $0/082$  مربوط به نیم خط انزلی و حداکثر غلظت در فصول پاییز (mg/l)  $0/035$  و زمستان (mg/l)  $0/060$  مربوط به نیم خط سفیدرود بوده است (واردی و همکاران، ۱۳۸۹). در سال ۱۳۸۷ مشخص گردید که غلظت آلاینده‌ها در رسوب بستر دریا بیشتر از آلاینده‌های موجود در سطح آب تغییرات را شامل می‌شوند (فارابی و همکاران، ۱۳۹۰).

در طرح مطالعاتی دریای خزر در سال ۱۳۸۸ (نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱) که روش کار آن مشابه با سال ۱۳۸۹ (تحقیق حاضر) بود نتایج ذیل حاصل گردید:

طبق اطلاعات این مطالعه طبقه بندی ستون آب در این حوزه براساس گرادیان دمایی استوار بوده و نقش شوری کم بوده است و درصد اشباعیت اکسیژن از ۱۰۵ درصد در سال ۱۳۷۵ به ۱۲۰ درصد در سال ۱۳۸۸ رسید. تراکم زئوپلانکتون در فصول بهار و زمستان دارای حداکثر بوده و در فصول تابستان و پاییز یعنی در زمان تراکم بالای شانه دار حداقل گردید. نتایج نشان داد که در زمان رشد و تکثیر شانه دار (فصول تابستان و پاییز)، از شش گروه اصلی زئوپلانکتون تنها دو گروه کوبه پودا و سیرپیدا (مروپلانکتون) غالب بوده و تراکم ۴ گروه دیگر عمدتاً "بدلیل مصرف بیشتر توسط شکارگرهای مختلف و نیز سیکل زندگی به حداقل رسید. بر اساس نتایج آنالیز آماری، رفتارهای تغذیه ای گونه‌های زئوپلانکتون در فصول مختلف یکسان نبود و بشدت به ترکیب گونه ای و تراکم فیتوپلانکتون بستگی داشت. فشارهای آنروپوژنیک و یوتریفیکاسیون سبب گردید که در سال ۱۳۸۸ افزایش تراکم و زی توده فیتوپلانکتون در مقایسه با زئوپلانکتون بسیار بیشتر شود و میانگین زی توده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون از "کمتر از 5" در سال ۱۳۷۵ به "بیشتر از ۱۰" برسد (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۱b). تغییرات تراکم ماکروبتوز در فصول مختلف نشان داد که حداکثر تراکم در فصول تابستان و حداقل آن در فصل سرما یعنی زمستان بوده است. در فصول مختلف رده ی پرتاران بالاترین سهم جمعیتی را در بین رده های غالب ماکروبتوز (پرتاران، کم تاران و سخت پوستان) دارا بود. رده کم تاران در بیشتر فصول رابطه مستقیم با بافت بستر (بطور مثال TOM) داشته است و با متغیرهای محیطی رابطه عکس داشته است. بر خلاف رده کم تاران، رده پرتاران در اکثر فصول با متغیرهای محیطی رابطه مستقیم داشته است. رده سخت پوستان نیز در فصول مختلف با بافت بستر و متغیرهای محیطی رابطه مستقیم داشته است. همچنین نتایج نشان داد که دو رده کم تاران و سخت پوستان علاوه بر بافت بستر و متغیرهای محیطی با ترکیبات سموم کلره ارتباط مستقیم و با ترکیبات نفتی و فلزات ارتباط معکوس داشته اند به بیان دیگر اثرات این دو متغیر (ترکیبات نفتی و فلزات) بر تراکم این دو رده ماکروبتوز مشهود تر بوده است. بطور کلی افزایش سطح تروفیکی از اولیگوتروف به مزویوتروف

افزایش شاخص شانون در فیتوپلانکتون و کاهش شاخص شانون در زئوپلانکتون، ورود گونه های با پتانسیل تهاجمی در لیست گونه های غالب فیتوپلانکتون، افزایش نسبت زی توده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون از کمتر از ۵، به بیشتر از ۱۰ و افزایش تراکم گونه های رسوب خوار ماکروبتنوزها را در سال ۱۳۸۸ نسبت به سال های پیش از ورود شانه دار، را می توان از جمله دلایل وجود اغتشاش و استرس در دریای خزر بر شمرد.



## ۲- مواد و روش ها

### ۲-۱- ایستگاهها، زمان و روش نمونه برداری

در این مطالعه بررسی پارامترهای غیر زیستی و زیستی سواحل ایرانی منطقه جنوبی دریای خزر طی چهار فصل (بهار، تابستان، پاییز و زمستان) در هشت نیم خط عمود بر ساحل (آستارا، انزلی، سفید رود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیر آباد و بندر ترکمن) در اعماق ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر در سال ۱۳۸۸ انجام گردید. در ضمن آلودگیهای سواحل ایرانی منطقه جنوبی دریای خزر در نیم خطهای مشابه طی دو فصل تابستان و زمستان انجام پذیرفت. بر اساس ویژگی های توپوگرافی و سابقه مطالعاتی نیم خط های فوق در سه ناحیه غربی (شامل نیم خط های آستارا، انزلی، سفید رود)، ناحیه مرکزی (شامل نیم خط های تنکابن، نوشهر، بابلسر) و شرقی (شامل نیم خط های امیر آباد و بندر ترکمن) قرار می گیرند. مشخصات ایستگاهها، موقعیت و اعماق نمونه برداری در شکل ۱-۲ و جدول ۱-۲ آمده است. برای بررسی آلاینده های زیست محیطی: نمونه برداری از لایه سطحی آب و رسوب، عوامل محیطی، مواد مغذی و فیتوپلانکتون، نمونه برداری در لایه های سطحی، ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر، زئوپلانکتون و شانه دار (*M. leidy*)، نمونه برداری بصورت کشش عمودی در لایه های ۵-، ۱۰-، ۲۰-، ۵۰-۲۰ و ۱۰۰-۵۰ متر و ماکروبتوزها، نمونه برداری از بستر دریا در اعماق ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر شرح جدول ۲-۲ انجام گرفت.

در بحث نیز مقایسه داده های سال ۱۳۸۹ (مطالعه حاضر) با سال های پیشین (۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ و ۱۳۷۵) صورت گرفت. این داده ها برگرفته از: واحدی و همکاران (۱۳۸۹)، نصراله زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۰)، روشن طبری و همکاران (۱۳۸۹ و ۱۳۹۱)، گل آقایی و همکاران (۱۳۹۱)، مخلوق و همکاران (۱۳۹۰b)، هاشمیان و همکاران (۱۳۸۹)، سلیمانی رودی و همکاران (۱۳۹۱) و حسینی و همکاران (۱۳۸۹) بوده است.



شکل ۱-۲: مناطق نمونه برداری به همراه نام ایستگاهها، و نیم خط ها در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

جدول ۱-۲: موقعیت جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری به همراه نام ایستگاهها، عمق و نیم خط ها در سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

نام ایستگاه	نیم خط	۵ متر	۱۰ متر	۲۰ متر	۵۰ متر	۱۰۰ متر
آستارا	طول جغرافیایی	۴۸° ۵۴'	۴۸° ۵۶'	۴۹° ۱'	۴۹° ۵'	۴۹° ۸'
	عرض جغرافیایی	۳۸° ۲۵'	۳۸° ۲۵'	۳۸° ۲۴'	۳۸° ۲۳'	۳۸° ۲۲'
بندر انزلی	طول جغرافیایی	۴۹° ۲۹'	۴۹° ۲۹'	۴۹° ۲۹'	۴۹° ۳۱'	۴۹° ۳۲'
	عرض جغرافیایی	۳۷° ۲۹'	۳۷° ۲۹'	۳۷° ۳۰'	۳۷° ۳۵'	۳۷° ۳۶'
سفید رود	طول جغرافیایی	۵۰° ۱۳'	۵۰° ۱۴'	۵۰° ۱۴'	۵۰° ۱۵'	۵۰° ۱۵'
	عرض جغرافیایی	۳۷° ۲۳'	۳۷° ۲۴'	۳۷° ۲۴'	۳۷° ۲۵'	۳۷° ۲۶'
تنکابن	طول جغرافیایی	۵۰° ۵۴'	۵۰° ۵۴'	۵۰° ۵۵'	۵۰° ۵۷'	۵۰° ۵۹'
	عرض جغرافیایی	۳۶° ۴۹'	۳۶° ۴۹'	۳۶° ۵۰'	۳۶° ۵۳'	۳۶° ۵۶'
نوشهر	طول جغرافیایی	۵۱° ۳۰'	۵۱° ۳۰'	۵۱° ۳۰'	۵۱° ۳۰'	۵۱° ۳۰'
	عرض جغرافیایی	۳۶° ۴۰'	۳۶° ۴۱'	۳۶° ۴۱'	۳۶° ۴۳'	۳۶° ۴۵'
بابلسر	طول جغرافیایی	۵۲° ۳۹'	۵۲° ۳۹'	۵۲° ۴۰'	۵۲° ۳۹'	۵۲° ۳۹'
	عرض جغرافیایی	۳۶° ۴۳'	۳۶° ۴۴'	۳۶° ۴۶'	۳۶° ۴۹'	۳۶° ۴۹'
بندر امیر آباد	طول جغرافیایی	۵۳° ۱۸'	۵۳° ۱۷'	۵۳° ۱۶'	۵۳° ۱۵'	۵۳° ۱۳'
	عرض جغرافیایی	۳۶° ۵۲'	۳۶° ۵۳'	۳۶° ۵۶'	۳۶° ۶۰'	۳۷° ۳'
بندر ترکمن	طول جغرافیایی	۵۳° ۵۷'	۵۳° ۵۳'	۵۳° ۳۵'	۵۳° ۱۷'	۵۳° ۱۳'
	عرض جغرافیایی	۳۷° ۰'	۳۷° ۱'	۳۷° ۵'	۳۷° ۸'	۳۷° ۹'

جدول ۲-۲-۱: اعماق و لایه های مختلف نمونه برداری در هر نیم خط

پارامترهای محیطی و مواد مغذی آب (۴۶۵ نمونه)، فیتوپلانکتون (۴۶۵ نمونه)					
عمق \ ایستگاه	۵ متر	۱۰ متر	۲۰ متر	۵۰ متر	۱۰۰ متر
سطحی	*	*	*	*	*
۱۰ متر		*	*	*	*
۲۰ متر			*	*	*
۵۰ متر				*	*
۱۰۰ متر					*

ادامه جدول ۲-۲- اعماق و لایه های مختلف نمونه برداری در هر نیم خط

پارامترهای محیطی و مواد مغذی آب (۴۶۵ نمونه)، فیتوپلانکتون (۴۶۵ نمونه)								
عمق	ایستگاه							
	۵ متر	۱۰ متر	۲۰ متر	۵۰ متر	۱۰۰ متر			
پارامترهای آلاینده های زیست محیطی								
ایستگاه	پارامتر	فلزات سنگین		هیدروکربن های نفتی		سموم کشاورزی کلره		سورفاکتانت
		رسوب (۴۸ نمونه)	آب (۹۳ نمونه)	رسوب (۴۸ نمونه)	آب (۹۳ نمونه)	رسوب (۴۸ نمونه)	آب (۹۳ نمونه)	آب (۹۳ نمونه)
۱۰ متر		*	*	*	*	*	*	*
۲۰ متر		*	*	*	*			
۵۰ متر		*	*	*	*	*	*	*
۱۰۰ متر						*	*	*
زئوپلانکتون (۲۴۸ نمونه)، شانه دار ( <i>Mnemiopsis leidyi</i> ) (۲۴۸ نمونه)								
۵ متر	۱۰ متر	۲۰ متر	۵۰ متر		۱۰۰ متر			
۰-۵	۰-۱۰	۰-۲۰	۰-۲۰	۲۰-۵۰	۰-۲۰	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰	
ماکروبتوزها (۱۵۵ نمونه)								
۵ متر	۱۰ متر		۲۰ متر	۵۰ متر		۱۰۰ متر		

۲-۲- روش بررسی نمونه ها

تجهیزات دستگاهی و روش نمونه برداری و بررسی پارامتر های مختلف در منطقه جنوبی دریای خزر در این طرح بشرح جدول ۲-۳ می باشد. همچنین علائم اختصاری مورد استفاده در متن گزارش بشرح جدول ۲-۴ آمده است.

جدول ۲-۳: تجهیزات، روش نمونه برداری و بررسی پارامتر های مختلف در منطقه جنوبی دریای خزر

روش بررسی (منبع)	تجهیزات دستگاهی	پارامترهای محیطی و مواد مغذی آب
APHA, 2005	ترمومتر برگردان	دمای آب
دیسک با قطر ۵۰ سانتی متر با رنگ سیاه و سفید. عمق لایه نوری (euphotic) (عمقی که میزان تابش نور به ۱٪ لایه سطحی می رسد) با ۳ برابر نمودن عمق شفافیت محاسبه شد (Hayward, 1987; Sapozhnikov et al., 1988; ) (Psarra et al., 2000).	صفحه شی سی دیسک	شفافیت
-	pH متر پرتابل (WTW 320) با دقت ۰.۰۱	pH

## ادامه جدول ۲-۳:

روش بررسی (منبع)	تجهیزات دستگاهی	پارامترهای محیطی و مواد مغذی آب
اکسیژن محلول (DO) با روش وینکلر (Winkler) اندازه گیری شد (APHA, 2005). غلظت اکسیژن محلول بر حسب میلی گرم بر لیتر بر ضریب ۱.۴۲ (ضریب تصحیح شوری) تقسیم گردید و تبدیل به میلی لیتر بر لیتر شد (Katunin and Sapozhnikov, 1997).	بطری وینکلر	اکسیژن محلول (DO)
روش رنگ سنجی ایندوفنل (indophenol) (Sapozhnikov 1988; et al., APHA, 2005; Solorzano, 1969)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	ازت آمونیومی (NH4+/N)
روش سولفانیل و نفتیل آمین (APHA, 2005)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	ازت نیترونی (NO2-/N)
روش ستون کاهشی کادمیم (APHA, 2005)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	ازت نیتراتی (NO3-/N)
(Yurkovskis, 2004) DIN = (NH4+) + (NO2-) + (NO3 -)	-	ازت معدنی (DIN/N)
(Yurkovskis, 2004) DON=TN-DIN	-	ازت آلی (DON/N)
روش هضم پرسولفات-بوریک اسید (APHA, 2005)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	ازت کل (TN/N)
روش آمونیم مولیدات و اسید اسکوریک (APHA, 2005)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	فسفر معدنی (DIP/P)
(Yurkovskis, 2004) DOP=TP-DIP	-	فسفر آلی (DOP/P)
روش هضم پرسولفات (APHA, 2005)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	فسفر کل (TP/P)
روش مولیدوسیلیکات (Sapozhnikov et al., 1988)	اسپکتروفتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	سیلیس محلول (DSi/Si)
وزن کروزه خالی (A)، رسوب خشک شده سپس مدت ۲۴ ساعت در آون ۱۰۵ درجه سانتی گراد قرار داده شد (B). در ادامه بمدت ۴ ساعت در کوره ۵۵۰°C قرار گرفت (C). اوزان مربوطه تعیین و محاسبه با فرمول زیر انجام شد: $T.O.M\% = (B-C / B-A) * 100$ (Holme and McIntyre, 1984)	نمونه برداری با گرب (van veen) grab و به روش Vinson and Hawkins, 1996 انجام شد.	مواد آلی بستر (TOM)
۱۰۰ گرم از رسوب بمدت ۱۲ ساعت در هگزامتافسفات سدیم (با غلظت ۶.۲۸ گرم در لیتر) قرار داده و سپس روی شیکر الکتریکی بترتیب از الک با چشمه ۱۰۰۰ و ۵۰۰ و ۲۵۰ و ۱۲۵ و ۶۳ میکرون عبور داده و پس از خشک نمودن در آون، رسوب باقیمانده روی هر الک وزن گردید. (Holme and McIntyre, 1984)	نمونه برداری با گرب (van veen) grab و به روش Vinson and Hawkins, 1996 انجام شد.	دانه بندی رسوبات

نمونه برداری با دستگاه نمونه بردار نسکین (Neskin) انجام گردید. واحد مواد مغذی بر حسب میکرومولار می باشد. برای تبدیل ترکیبات نیتروژنی، ترکیبات فسفری و سیلیس غلظت با واحد میکروگرم بر لیتر را به ترتیب بر ۱۴، ۳۱ و ۲۸ تقسیم می کنیم. دانه بندی رسوبات در این تحقیق به سه طبقه silt-clay (<6۳ μm)، Sand (۶۳-۱۰۰۰ μm) و Gravel (>۱۰۰۰ μm) تقسیم بندی گردیده است و آزمون های آماری براساس این طبقه بندی صورت پذیرفت.

ادامه جدول ۲-۳:

روش بررسی (منبع)	تجهیزات دستگاهی	پارامترهای آلودگیها	
روش APDC و حلال MIKB (APHA, 2005)	Thermo, Electron Corporation AA Serio System Modle	آب	Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg
روش هضم با اسیدها (MOOPAM, 2005)	Thermo, Electron Corporation AA Serio System Modle	رسوب	
استخراج مایع-مایع (حلال هگزان نرمال) (MOOPAM, 2005)	HPLC	آب	هیدروکربن های نفتی (PAHs)
سیستم سوکسله حلال مخلوط هگزان نرمال و دی کلرومتان (۵۰:۵۰) (MOOPAM, 2005)	HPLC	رسوب	
استخراج مایع-مایع (حلال هگزان نرمال) (EPA, 1995)	Shimadzu- , GC-ECD 14 A	آب	سموم کشاورزی کلره OCPs <sup>1</sup> (BHC, Heptachl, Drins, Endosol, DDTs)
سیستم سوکسله با حلال آلی (هگزان نرمال) و دی کلرومتان است (EPA, 1995)	Shimadzu- , GC-ECD 14 A	رسوب	
بروش رنگ سنجی _ متیلن بلو (APHA, 2005)	اسپکتروفوتومتر (مدل سیسیل ۱۰۱۰)	آب	سورفاکتانت LAS <sup>2</sup>

نمونه برداری آب با دستگاه نسکین و رسوبات سطح با گرب (van veen grab) صورت پذیرفت. در ضمن حد تشخیص آلاینده در زیر پروژ ه ها بطور کامل آورده شده است

ادامه جدول ۲-۳:

روش بررسی (منبع)	تجهیزات نمونه برداری	پارامتر های زیستی
بروش تغلیظ سازی (سیفون و سانتریفوژ)، بررسی کیفی و کمی با اسلاید (Wetzel and Likens, 2000. ; APHA, 2005; Kasimov, 2004, ). شناسائی گونه ای با کلید شناسایی Proshkina-Lavrenko and Makarova, 1968; Zabelina <i>et al.</i> , 1954 و تعیین زی توده بر اساس شکل و ابعاد هندسی صورت پذیرفت	دستگاه نسکین ( Sourina, ) (Vollenweider, 1974:1978)	فیتوپلانکتون
شمارش و سپس محاسبه بروش ( Newell ) and Newell, 1977 ، استفاده از وزن استاندارد زئوپلانکتون دریای سیاه ( Petipa , 1957)	با تور مخروطی با چشمه ۱۰۰ میکرون با دهانه ۳۶ سانتیمتر ( Newell and Newell, 1977) ، تثبیت نمونه طبق Wetzel and links, 1990	زئوپلانکتون

<sup>1</sup> Organo-Chlorine Pesticides

<sup>2</sup> linear alkylbenzene sulfonate

ادامه جدول ۲-۳:

روش بررسی (منبع)	تجهیزات دستگاهی	پارامترهای محیطی و مواد مغذی آب
<p>نمونه های <i>M. leidy</i> بلافاصله پس از نمونه برداری در یک پتری دیش با چشم غیر مسلح بوسیله خط کش (از لپ تا لپ جانور) با دقت میلی متر اندازه گیری و شمارش شدند. تراکم <i>M. leidy</i> (تعداد در متر مکعب) با استفاده از حجم آب فیلتر شده با محاسبه مساحت دهانه تور و عمق تورکشی محاسبه شد. زی توده شانه دار بر اساس اندازه گیری طول و رابطه نمائی بین طول و وزن (<math>W=0.013 \times L^{2.34}</math>) محاسبه گردید. (Kideys et al., 2001)</p>	<p>نمونه بردار METU Net با چشمه تور ۵۰۰ میکرون و قطر دهانه ۵۰ سانتی متر (Kideys et al., 2001)</p>	<p>شانه دار (<i>M. leidy</i>)</p>
<p>ماکروبتوز با استفاده از کلید شناسایی اطلس بی مهرگان دریای خزر (بیرشتین و همکاران، ۱۹۶۸) مورد شناسایی قرار گرفتند. سپس هرگونه (یا گروه) از این موجودات بطور جداگانه شمارش شدند و پس از خشک کردن روی کاغذ صافی، با استفاده از ترازوی حساس (بادقت ۰.۰۰۱g)، وزن تر آنها اندازه گیری شد</p>	<p>گرب (van veen grab) و روش (Vinson and Hawkins) 1996</p>	<p>ماکروبتوزها</p>

تعیین گونه های غالب با محاسبه ی ISI (Important Species Index) طبق فرمول زیر صورت گرفت (Rushforth & Brock, 1991).

$$ISI = (f_i) \times (D_i)$$

(=fi درصد فراوانی گونه i و Di = تراکم نسبی گونه i)

شاخص Shannon-Wiener که به شاخص شانون معروف است یکی از متداولترین شاخص های تنوع گونه ای است (Sournia, 1978; Washington, 1984; Ludwig & Reynolds, 1988) و از طریق فرمول زیر محاسبه می گردد:

$$H' = - \sum P_i \ln P_i$$

H' = شاخص شانون و واحد آن nits per individual است

Pi = فراوانی نسبی گونه

شاخص یکنواختی (Evenness) که چگونگی توزیع جمعیت در بین گونه ها را نشان می دهد نیز از فرمول زیر محاسبه شد:

$$E = H' / \ln S$$

E = شاخص یکنواختی، S = تعداد گونه

جدول ۲-۴. علائم اختصاری مورد استفاده در گزارش، نمودارها و جداول

علائم اختصاری	شرح	علائم اختصاری	شرح
Temp (°C)	دما (درجه سانتی گراد)	A Phyto (N/m <sup>3</sup> )	تراکم فیتوپلانکتون (تعداد در متر مکعب)
SD (m)	شفافیت (متر)	B Phyto (mg/m <sup>3</sup> )	زی توده فیتوپلانکتون (میلی گرم در متر مکعب)
DO	اکسیژن محلول	A Bacill (N/m <sup>3</sup> )	تراکم شاخه باسیلاریوفیتا (تعداد در متر مکعب)
pH	پی اچ	A Pyrro (N/m <sup>3</sup> )	تراکم شاخه پیروفیتا (تعداد در متر مکعب)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /N (μM)	ازت نیتراتی (میکرومولار)	A Cyano (N/m <sup>3</sup> )	تراکم شاخه سیانوفیتا (تعداد در متر مکعب)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /N (μM)	ازت آمونیومی (میکرومولار)	A Zoo (N/m <sup>3</sup> )	تراکم زئوپلانکتون (تعداد در متر مکعب)
DIN (μM)	ازت معدنی (میکرومولار)	B Zoo (mg/m <sup>3</sup> )	زی توده زئوپلانکتون (میلی گرم در متر مکعب)
DON (μM)	نیتروژن آلی (میکرومولار)	A Cope. (N/m <sup>3</sup> )	تراکم گروه کوبه پودا (تعداد در متر مکعب)
DIP (μM)	فسفر معدنی (میکرومولار)	A Clado. (N/m <sup>3</sup> )	تراکم گروه کلادوسرا (تعداد در متر مکعب)
DOP (μM)	فسفر آلی (میکرومولار)	A Roti. (N/m <sup>3</sup> )	تراکم گروه روتیفرا (تعداد در متر مکعب)
DSi (μM)	سیلیس محلول (میکرومولار)	A Proto. (N/m <sup>3</sup> )	تراکم گروه پروتوزوا (تعداد در متر مکعب)
DIN/DIP	نسبت نیتروژن معدنی به فسفر معدنی	A Cirri. (N/m <sup>3</sup> )	تراکم گروه سیریدیا (تعداد در متر مکعب)
DSi/DIN	نسبت سیلیس محلول به نیتروژن معدنی	A Lamll. (N/m <sup>3</sup> )	تراکم گروه لاملی برانشیا (تعداد در متر مکعب)
DSi/DIP	نسبت سیلیس محلول به فسفر معدنی	A M.leidyi (N/m <sup>3</sup> )	تراکم شانه دار <i>M. leidyi</i> (تعداد در متر مکعب)
TOM	مواد آلی رسوب بستر دریا	B M.leidyi (g/m <sup>3</sup> )	زی توده شانه دار <i>M. leidyi</i> (گرم در متر مکعب)
OCPs	سموم کشاورزی ارگانوکلره	A Benthos (N/m <sup>2</sup> )	تراکم ماکروبنتوز (تعداد در متر مربع)
PAHs	هیدروکربن های نفتی	B Benthos (g/m <sup>2</sup> )	زی توده ماکروبنتوزها (گرم در متر مربع)
LAS	شوینده یا سورفاکتانت	A Oligo (N/m <sup>2</sup> )	تراکم رده کم تاران (تعداد در متر مربع)
Cd, Pb, Ni, Hg, Zn, Cu	فلزات سنگین: کادمیم، سرب، نیکل، جیوه	A Poly (N/m <sup>2</sup> )	تراکم رده پرتاران (تعداد در متر مربع)
		A Crust (N/m <sup>2</sup> )	تراکم رده سخت پوستان (تعداد در متر مربع)

## ۳-۲- تجزیه و تحلیل آماری

در این مطالعه دو گروه از متغیرها یعنی متغیرهای مستقل (ایستگاه ها، فصل ها، سال، نیم خط ها، عمق ها و نواحی) و متغیرهای وابسته (کلیه پارامترهای زیستی، غیرزیستی و آلاینده ها) در نظر گرفته شدند (Bluman, 1998). داده ها بر اساس یکی از فرایندهای ریشه دوم و چهارم، رتبه بندی انتقال داده و سپس با رسم نمودار Q-Q نرمال بودن آن تایید گردید (Siapatis et al., 2008). برای تجزیه و تحلیل آماری از آزمون های پارامتریک بر روی داده های نرمال شده استفاده گردید. ثبت اطلاعات و کلاسه بندی داده ها در نرم افزار اکسل 2010 و تجزیه و تحلیل داده ها در برنامه های آماری SPSS (Version 11.5) و MVSP<sup>3</sup> (Version 3.1) انجام گردید. در ضمن تمام میانگین ها به همراه خطای استاندارد (SE) آورده شده است.

جهت طبقه بندی داده های اکولوژیک از آزمون مولفه اصلی (PCA<sup>4</sup>) که روش ریاضی برای تقلیل داده ها است استفاده شده است. در واقع منطق تحلیل عاملی کاهش مجموعه بزرگی از متغیرها به چند عامل اساسی است. در این آزمون تعیین بار عاملی<sup>5</sup> بین متغیرهای مختلف براساس چند کمیت تصادفی غیر قابل مشاهده (عامل یا فاکتور) با استفاده از داده های اصلی<sup>6</sup> انجام می شود (Simenov et al., 2001). در ابتدا آزمون شایستگی داده ها (کفایت نمونه برداری) تحت آزمون کیزر مایر (KMO<sup>7</sup>) انجام می شود. دامنه نوسان KMO بین صفر تا یک است. نحوه قضاوت در باره ضریب آزمون KMO بر اساس قاعده سرانگشتی<sup>8</sup> و تعداد نمونه ها می باشد (Hair et al., 1998; Stevenson et al., 2003). هر چه مقدار KMO به یک نزدیکتر باشد بدان معناست که روش مولفه اصلی برای آن مجموعه متغیرها مناسبتر است. ارزشیابی وضعیت ماتریس همبستگی بین متغیرها تحت آزمون بارتلت (Bartlett's test) انجام شد (Raftery, 1993). در این آزمون، فرضیه صفر بیانگر آن است که ماتریس ضرایب همبستگی بین متغیرها انجام می گیرد. خروجی این آزمون سطح معنی داری را نشان می دهد که در صورت معنی دار بودن فرض واحد بودن ماتریس همبستگی رد می شود ( $p < 0.05$ ). مقدار ویژه (Eigenvalue) اساساً روابط بین مجموعه ای از متغیرها را بصورت خلاصه نشان می دهد. نمودار سنگریزه (Scree plot) رسم مقدار ویژه متغیرها است و راهنمای ما در استخراج داده هاست. بار عاملی (Loading factor) نیز ضریب همبستگی یک متغیر با یک عامل را نشان می دهد. سپس جهت تحلیل از روش مولفه های اصلی با تعیین همبستگی بین متغیرها استفاده می شود. در صورت مشخص نشدن دسته عامل برای متغیر، از طریق دوران عاملی<sup>9</sup> واریماکس استخراج جدید صورت می پذیرد (غیاثوند، ۱۳۸۷).

<sup>3</sup> Multi-variate Statistical Package

<sup>4</sup> Principal Component Analysis

<sup>5</sup> Loading Factor

<sup>6</sup> Original data

<sup>7</sup> Kaiser-Meyer-Olkin Test

<sup>8</sup> Rule of thumb

<sup>9</sup> Factor Rotation



همچنین جهت تعیین روابط بین پارامترهای مختلف زیستی و غیر زیستی علاوه بر آزمون بالا از آزمون تناظر متعارف کننده (CCA<sup>۱۰</sup>) نیز استفاده شده است. در این آزمون بایستی ضریب واریانس تورمی (VIF<sup>۱۱</sup>) کمتر از ۱۰ باشد تا استفاده از آن متغیر در این آزمون مجاز باشد (Ter Braak, 1986; Ter Braak & Prentice, 1988; Nasrollahzadeh et al., 2011a). در صورت بالا بودن این ضریب بایستی آن متغیر حذف گردد.

در تحقیق حاضر از رگرسیون گام به گام (SMRA<sup>۱۲</sup>) نیز استفاده شد. بطوریکه پس از تعیین عامل های اصلی در آزمون PCA و استفاده از آن مولفه ها در رگرسیون گام به گام به روابط بین پارامتر های زیستی و غیرزیستی پرداخته شد. در این روش متغیرهای مستقل به ترتیب اهمیت وارد معادله می شوند و هر بار بعد از ورود یک متغیر، متغیرهایی که تاکنون وارد شده اند مجدداً مورد بررسی قرار می گیرند (غیاثوند، ۱۳۸۷). بررسی پارامترهای مختلف محیطی، آلاینده ها و پارامترهای زیستی بصورت فصلی، ایستگاهی، عمقی و ناحیه ای به تفصیل در پروژه های زیر طرح مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. معمولاً سه برابر لایه شفافیت بعنوان لایه نوری (Photic) منظور می گردد (Hayward, 1987; Sapozhnikov et al., 1988; Psarra et al., 2000). در این پروژه حداکثر عمق لایه نوری بر اساس حداکثر شفافیت بدست آمده حدود ۲۷ متر بوده است ( نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۰)، اما بدلیل محدودیت در امکانات و شرایط فقط تا لایه ۲۰ متر نمونه برداری گردید و لایه بعد از آن یعنی ۵۰ متر در زیر لایه نوری قرارگرفت. بنابراین در این طرح پس از نگاهی به روند کلی تمام متغیرها، به بررسی ارتباط بین این پارامترها در لایه ۰-۲۰ پرداخته شد. در ضمن بررسی میزان اثر عوامل مختلف بر هم (عوامل محیطی، آلاینده ها و پارامترهای زیستی)، تجزیه و تحلیل داده های اکولوژیک بصورت فصلی و سالانه انجام گرفت. روشهای تجزیه و تحلیل آماری داده ها بر حسب متغیرها بطور اجمال در جدول ۲-۵ و ۲-۶ آورده شده است.

<sup>10</sup> Canonical Correspondence Analysis

<sup>11</sup> Variance Inflation Factors

<sup>12</sup> Stepwise Multiple regression Analysis

جدول ۲-۵: ارتباط پارامترهای زیستی، غیر زیستی و آلاینده ها با یکدیگر

توضیحات	آلاینده ها	زیستی	غیر زیستی	پارامتر گروه
پارامترها در لایه نوری مورد بررسی قرار گرفتند	-	فیتوپلانکتون	پارامترهای محیطی و مواد مغذی	۱
همسان سازی عمق در پارامترهای مختلف صورت گرفت.	-	زئوپلانکتون	پارامترهای محیطی	۲
همسان سازی عمق در پارامترهای مختلف صورت گرفت.	-	شانه دار	پارامترهای محیطی و مواد مغذی	۳
همسان سازی عمق در پارامترهای مختلف صورت گرفت.	-	زئوپلانکتون + فیتوپلانکتون	-	۴
پارامترها در لایه نوری مورد بررسی قرار گرفتند	-	زئوپلانکتون + شانه دار	-	۵
به تفکیک در سطح رده انجام شد. همسان سازی عمق (نزدیک به عمق) در پارامترهای مختلف صورت گرفت.	-	ماکروبتوزها (رده)	پارامترهای محیطی و بافت رسوب	۶
همسان سازی عمق در پارامترهای مختلف صورت گرفت.	فلزات سنگین، هیدروکربن های نفتی و سموم کلره در رسوب	ماکروبتوزها (رده)	-	۷

جدول ۲-۶: آنالیز آماری مختلف برای فاکتورهای محیطی، آلاینده ها و زیستی

توضیحات	نوع آزمون	متغیرها	پارامتر گروه
براساس تراکم متغیرهای زیستی صورت پذیرفت	PCA (فصل ۱+سالانه)	پارامترهای محیطی و مواد مغذی، فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، شانه دار و ماکروبتوزها	۱
از تراکم سه شاخه اصلی و گونه های غالب استفاده گردید	PCA (سالانه) CCA (فصل ۴)	پارامترهای محیطی و مواد مغذی فیتوپلانکتون (شاخه های اصلی + گونه های غالب)	۲
بدلیل تراکم کم گروه ها آنالیز CCA در دو فصل تابستان و پاییز صورت نگرفت	PCA (فصلی و سالانه) CCA (فصل ۲)	پارامترهای محیطی و زئوپلانکتون (گروه ها)	۳

ادامه جدول ۲-۶:

توضیحات	نوع آزمون	متغیرها	پارامتر
			گروه
از تراکم شانه دار استفاده گردید	PCA (فصل ۲)	پارامترهای محیطی و مواد مغذی و شانه دار	۴
نمونه برداری از رسوبات جهت آنالیز آلودگیها در دوفصل صورت پذیرفت	PCA (سالانه) CCA (فصل ۴)	پارامترهای محیطی و بافت رسوب + ماکروبتوزها (رده)	۵
نمونه برداری از رسوبات جهت آنالیز آلودگیها در دوفصل صورت پذیرفت	CCA (سالانه)	ماکروبتوزها (رده) + فلزات سنگین، هیدروکربن های نفتی و سموم کلره در رسوب	۶
از گونه های غالب فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون هر فصل استفاده گردید	PCA+ SMRA	زئوپلانکتون + فیتوپلانکتون	۷
از طریق نمودار و همبستگی صورت پذیرفت	Pearson Correlation	زئوپلانکتون + شانه دار	۸

داده ها به روش ریشه دوم<sup>۱۳</sup>، چهارم<sup>۱۴</sup> و رتبه بندی<sup>۱۵</sup> استاندارد<sup>۱۶</sup> شد (Pamplin et al., 2006)

<sup>۱۳</sup> ۲SQRT

<sup>۱۴</sup> ۴SQRT

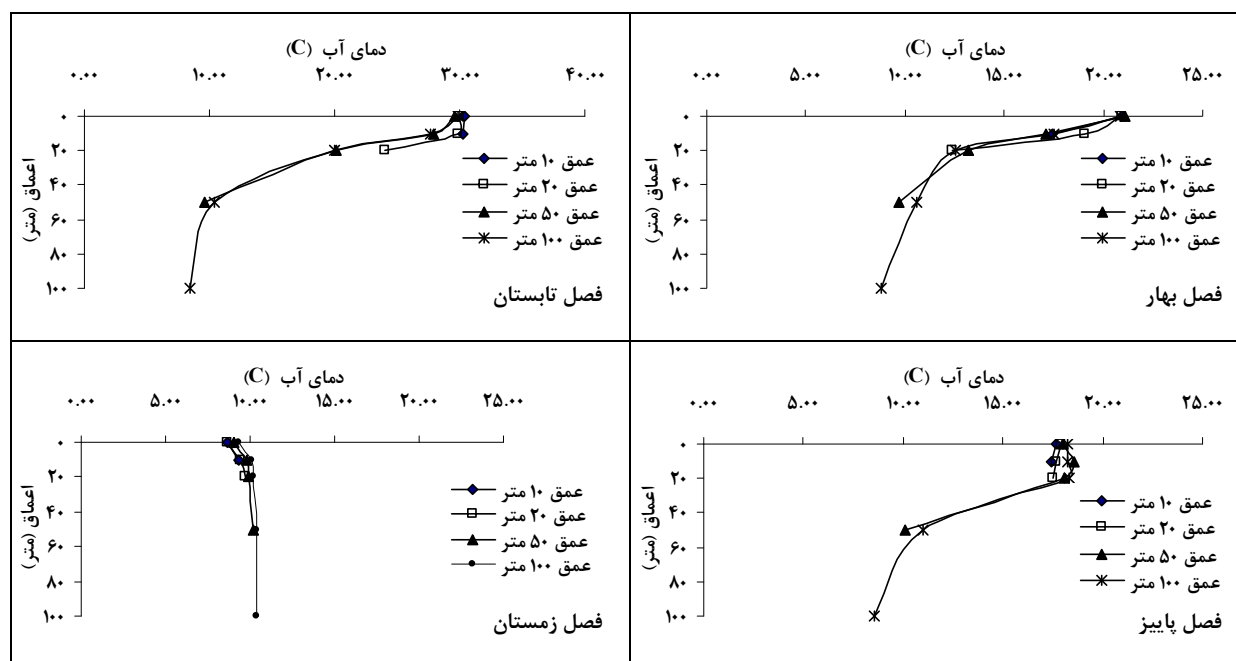
<sup>۱۵</sup> RANKIT

<sup>۱۶</sup> Standardized

۳- نتایج

۳-۱- پارامترهای محیطی و مواد مغذی

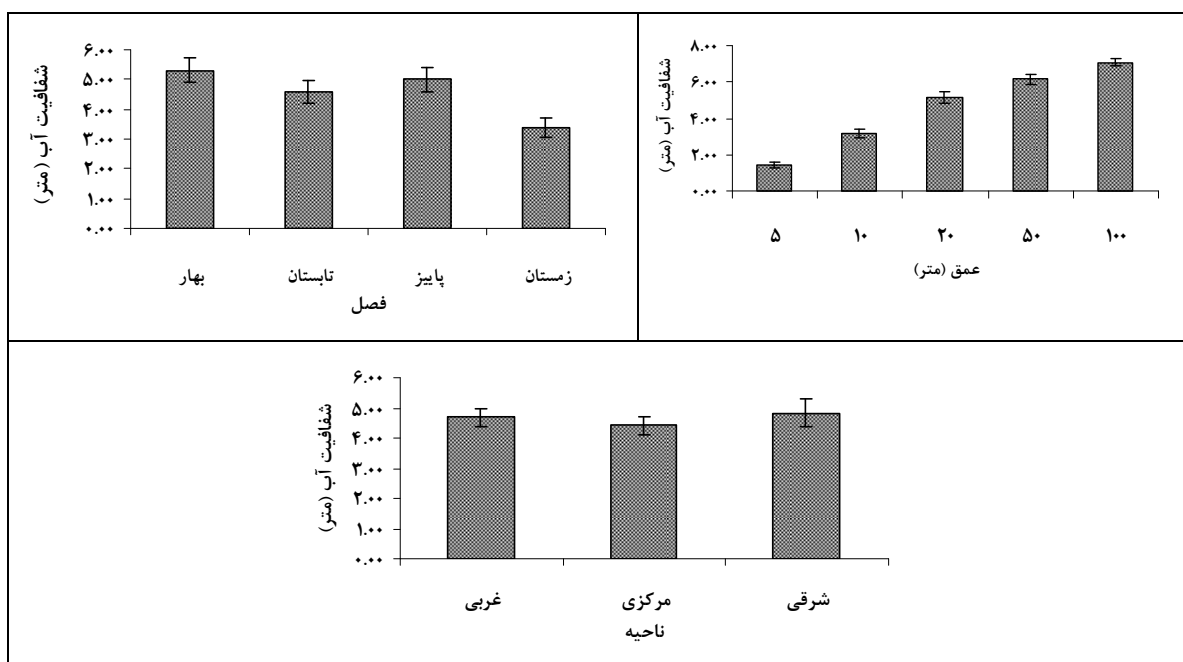
تغییرات دمای آب در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۱ نشان داده شده است. در فصول مختلف روند تغییرات دمای آب از سطح به عمق نزولی (به غیر از فصل زمستان) بوده است. بر اساس این نمودار شکست دمایی که در بهار شروع شده در تابستان در اعماق ۵۰ و ۱۰۰ متر مشاهده می شود. در فصل پاییز این شکست کاهش یافته و نهایتاً در زمستان تغییرات دما از سطح به عمق تقریباً مشابه گردید. میانگین دمای سطحی آب برابر  $19/71 \pm 0/61$  درجه سانتیگراد ثبت گردید. حداکثر دمای آب در فصل تابستان ( $33/00$ ) درجه سانتیگراد و حداقل در فصل زمستان ( $11/60$ ) بوده است. میانگین دمای آب بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به سه گروه تابستان، زمستان و بهار-پاییز تفکیک گردید. میانگین دمای آب بین نواحی مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ). بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه غربی و مرکزی-شرقی تفکیک گردید (جدول ضمیمه ۱). همچنین میانگین دمای آب بین اعماق مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) و در آزمون دانکن به دو گروه اعماق ۵، ۱۰، ۲۰ متر و ۵۰ و ۱۰۰ متر تفکیک گردید.



نمودار ۳-۱: تغییرات دمای آب (°C) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

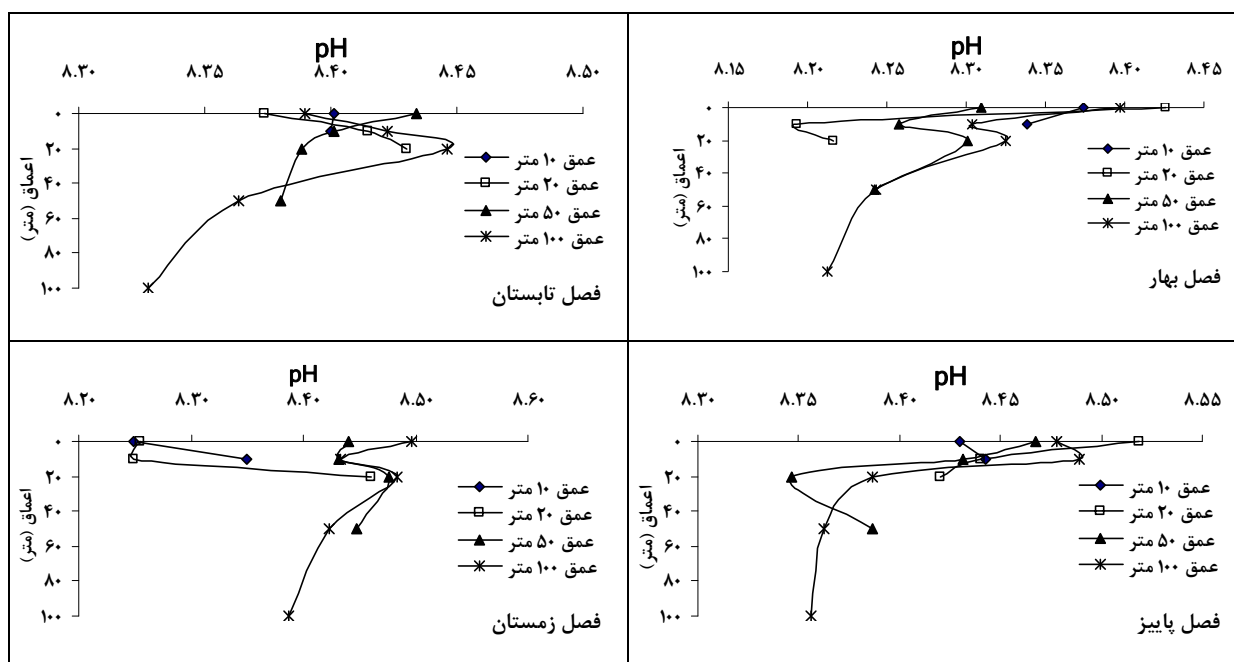
تغییرات شفافیت آب در فصول، اعماق و نواحی مختلف در نمودار ۳-۲ نشان داده شده است. حداکثر شفافیت آب در فصل بهار ( $9/00$  متر) و حداقل در فصل زمستان ( $7/00$  متر) بوده است. میانگین شفافیت آب بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ). در آزمون دانکن دو گروه تابستان-زمستان و بهار-پاییز از تغییرات دمایی شکل گرفت. میانگین شفافیت آب بین نواحی مختلف براساس آزمون ANOVA

اختلاف معنی داری را نشان نداد ( $p > 0/05$ ) اما بین اعماق مختلف، تفاوت معنی داری بود ( $p < 0/05$ )، بطوریکه براساس آزمون دانکن به پنج گروه اعماق ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر تفکیک گردید.



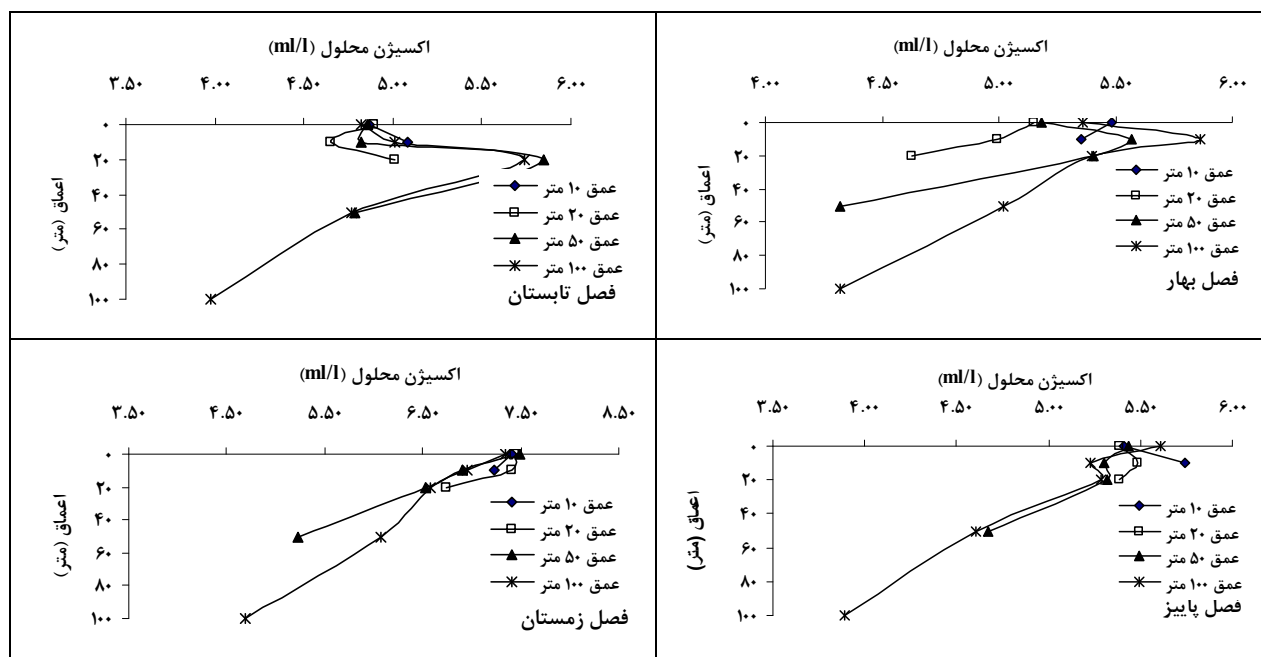
نمودار ۳-۲: تغییرات شفافیت آب (متر) در اعماق، فصول و نواحی مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات pH آب در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۳ نشان داده شده است. تغییرات pH در لایه های مختلف دارای روند معینی نبود اما از عمق ۵۰ متر به ۱۰۰ متر روند کاهشی را نشان داد. میانگین pH در لایه سطحی آب برابر  $8/39 \pm 0/02$  ثبت گردید. حداکثر pH در فصل پاییز ( $8/42$ ) و حداقل در فصل بهار ( $8/29$ ) بوده است. میانگین pH بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) و در آزمون دانکن به دو گروه بهار و تابستان - پاییز - زمستان تفکیک گردید. میانگین pH بین نواحی مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه شرقی و مرکزی - غربی تقسیم شد (جدول ضمیمه ۱). اما بین اعماق مختلف میانگین آن اختلاف معنی داری را نشان نداد ( $p > 0/05$ ).



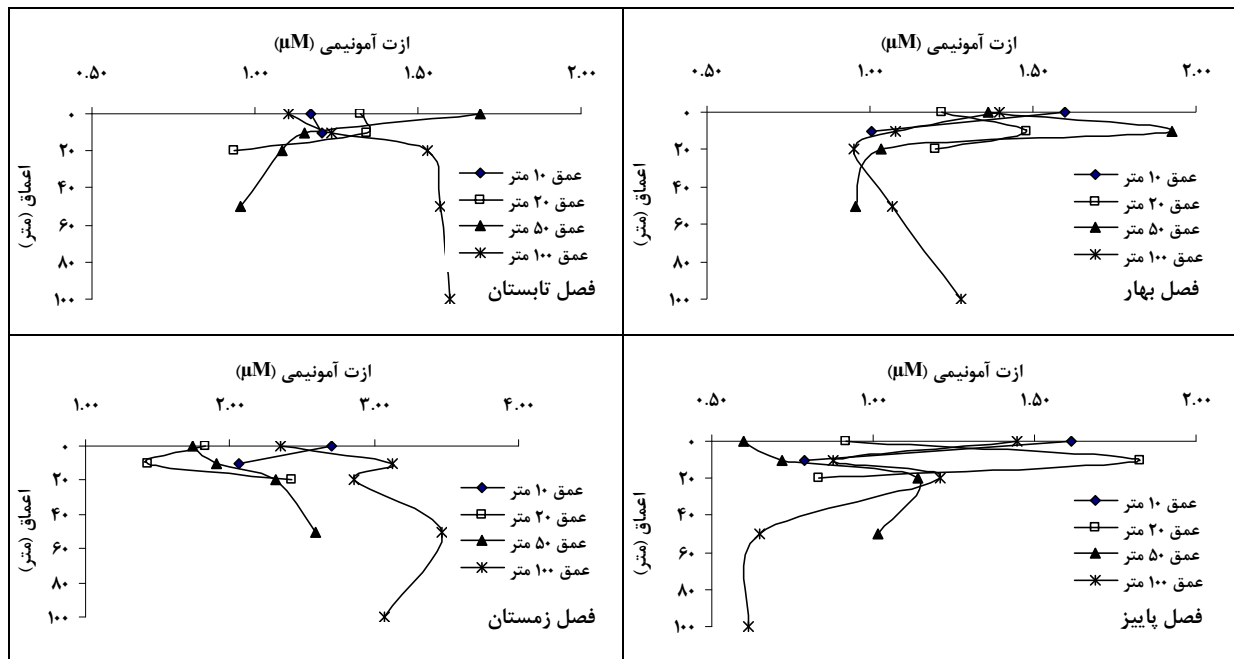
نمودار ۳-۳: تغییرات pH آب در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات اکسیژن محلول (ml/l) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۴ نشان داده شده است. در فصول بهار و تابستان تغییرات افزایشی و کاهششی را در لایه های ۱۰ و ۲۰ متر شاهد بوده و از عمق ۲۰ متر به پایینتر روند کاهششی می باشد اما در فصول پاییز و زمستان میزان اکسیژن محلول از سطح به عمق روند کاهششی را نشان داده است. میانگین اکسیژن محلول در لایه سطحی آب برابر  $(5/73 \pm 0/09)$  ml/l ثبت گردید. حداکثر اکسیژن محلول در فصل زمستان  $(6/74)$  ml/l و حداقل در فصل تابستان  $(4/96)$  ml/l بوده است. میانگین اکسیژن محلول بین فصول و نواحی براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ). بطوریکه براساس آزمون دانکن فصول به دو گروه بهار و تابستان - پاییز - زمستان و نواحی به دو گروه شرقی و مرکزی - غربی تفکیک گردید (جدول ضمیمه ۱). اما تغییرات میانگین اکسیژن محلول بین اعماق مختلف معنی داری نبود ( $p > 0/05$ ).



نمودار ۳-۴: تغییرات اکسیژن محلول (ml/l) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

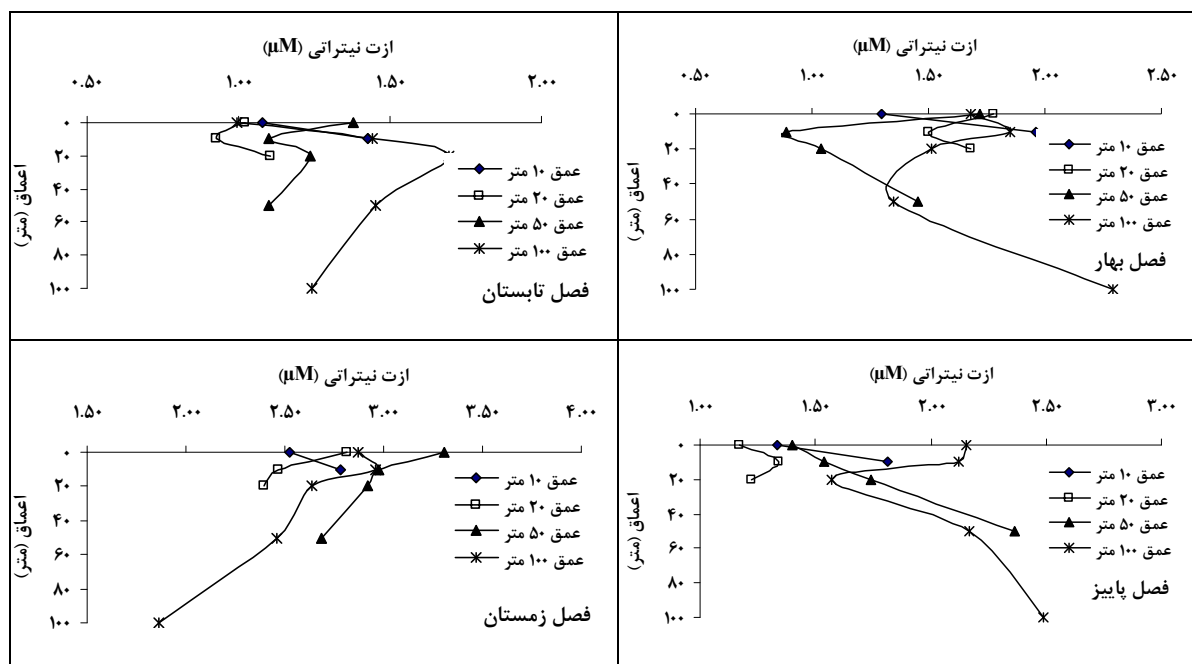
تغییرات ازت آمونیمی ( $\mu\text{M}$ ) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۵ نشان داده شده است. در فصول مختلف تغییرات ازت آمونیمی در لایه سطح به ۲۰ متر با کاهش و افزایش همراه بوده است اما از لایه ۵۰ متر به ۱۰۰ متر روند بطئی داشته است. میانگین ازت آمونیمی در لایه سطحی آب برابر  $1/65 \pm 0/12$  ثبت گردید. حداکثر ازت آمونیمی در فصل زمستان ( $2/48$ )  $\mu\text{M}$  و حداقل در فصل پاییز ( $1/06$ ) بوده است. میانگین ازت آمونیمی بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به سه گروه پاییز، زمستان و بهار-تابستان تفکیک گردید. میانگین ازت آمونیمی بین نواحی مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه شرقی و مرکزی- غربی تفکیک گردید (جدول ضمیمه ۱). همچنین میانگین ازت آمونیمی بین اعماق مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه اعماق ۵ متر و ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر تفکیک گردید.



نمودار ۳-۵: تغییرات ازت آمونیمی ( $\mu\text{M}$ ) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

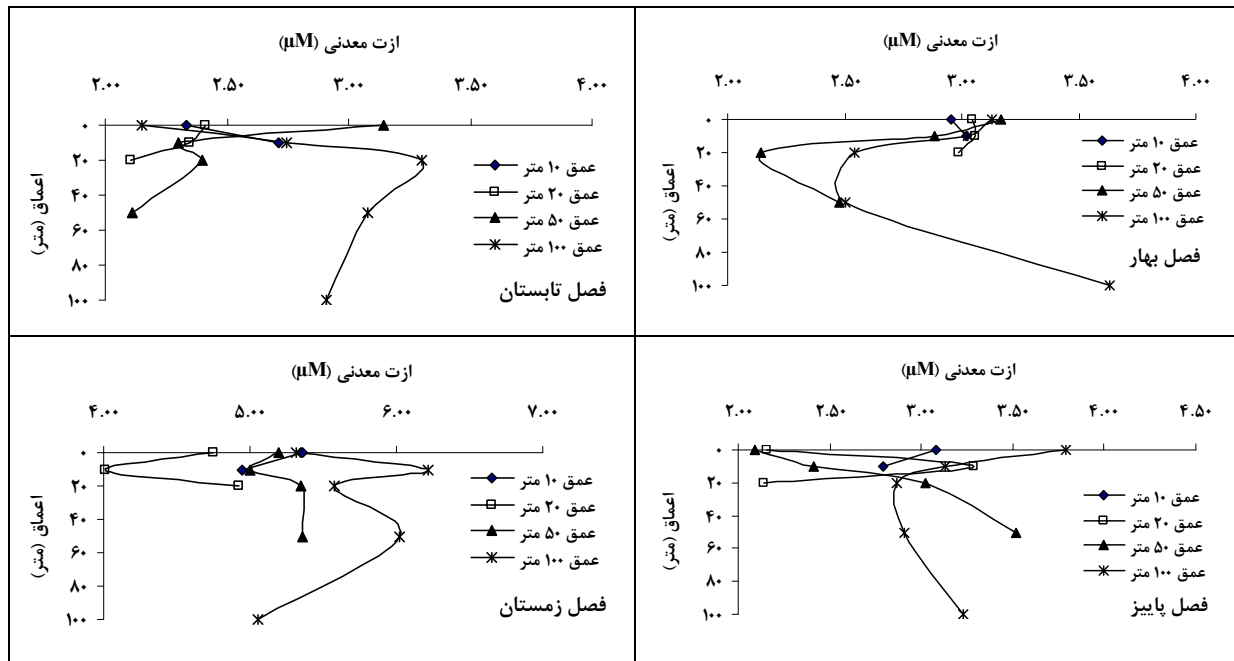
تغییرات ازت نیتراتی ( $\mu\text{M}$ ) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۶ نشان داده شده است. تغییرات ازت نیتراتی در لایه سطح به ۲۰ متر در فصول مختلف دارای روند متفاوت از افزایش و کاهش بود اما از لایه ۵۰ متر به ۱۰۰ متر در فصول بهار و پاییز روند افزایشی و در فصول تابستان و زمستان روند کاهشی را نشان داده است. میانگین ازت نیتراتی ( $\mu\text{M}$ ) در لایه سطحی آب برابر  $1/12 \pm 0/11$  ثبت گردید. حداکثر ازت نیتراتی در فصل زمستان ( $2/69$ )  $\mu\text{M}$  و حداقل در فصل تابستان ( $1/23$ )  $\mu\text{M}$  بوده است. میانگین ازت نیتراتی بین فصول و نواحی براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه فصول براساس آزمون دانکن به سه گروه پاییز، زمستان و بهار-تابستان و نواحی به سه گروه شرقی، مرکزی و غربی تفکیک گردید (جدول ضمیمه ۱). اما میانگین ازت نیتراتی بین اعماق مختلف دارای اختلاف معنی داری نبود ( $p > 0/05$ ).





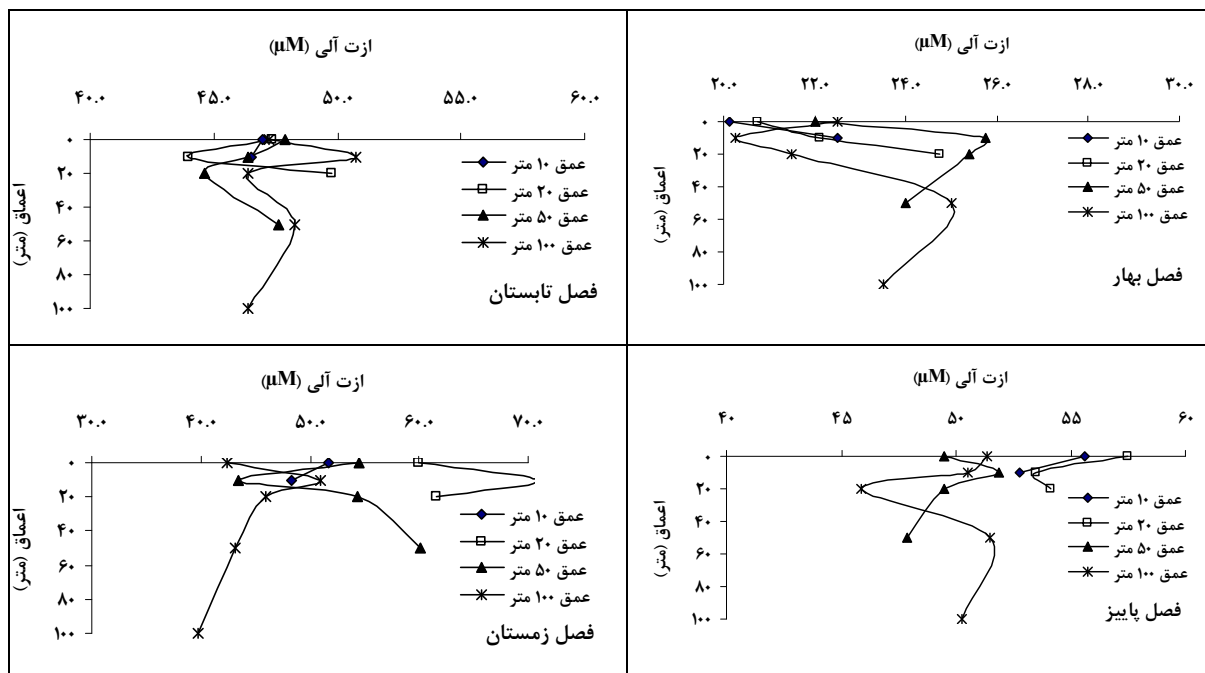
نمودار ۳-۶: تغییرات ازت نیتراتی (µM) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات ازت معدنی (µM) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۷ نشان داده شده است. کاهش و افزایش ازت معدنی نیز در لایه سطح به ۲۰ متر در فصول مختلف روند متغیری را نشان داد اما از لایه ۵۰ متر به ۱۰۰ متر در فصول بهار و پاییز روند افزایشی و در فصول تابستان و زمستان روند کاهشی را نشان داده است. میانگین ازت معدنی در لایه سطحی آب  $3/56 \pm 0/19$  (µM) ثبت گردید. حداکثر ازت معدنی در فصل زمستان (۱۵/۳۰) µM و حداقل در فصل تابستان (۸/۱۰) بوده است. میانگین ازت معدنی بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه زمستان و بهار-تابستان-پاییز تفکیک گردید. تغییرات میانگین ازت معدنی بین نواحی و اعماق مختلف نیز معنی داری بود ( $p < 0/05$ ) و این دو پارامتر براساس آزمون دانکن به سه گروه (شرقی، مرکزی و غربی) (جدول ضمیمه ۱) و دو گروه (۵ و ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ متر) تفکیک گردیدند.



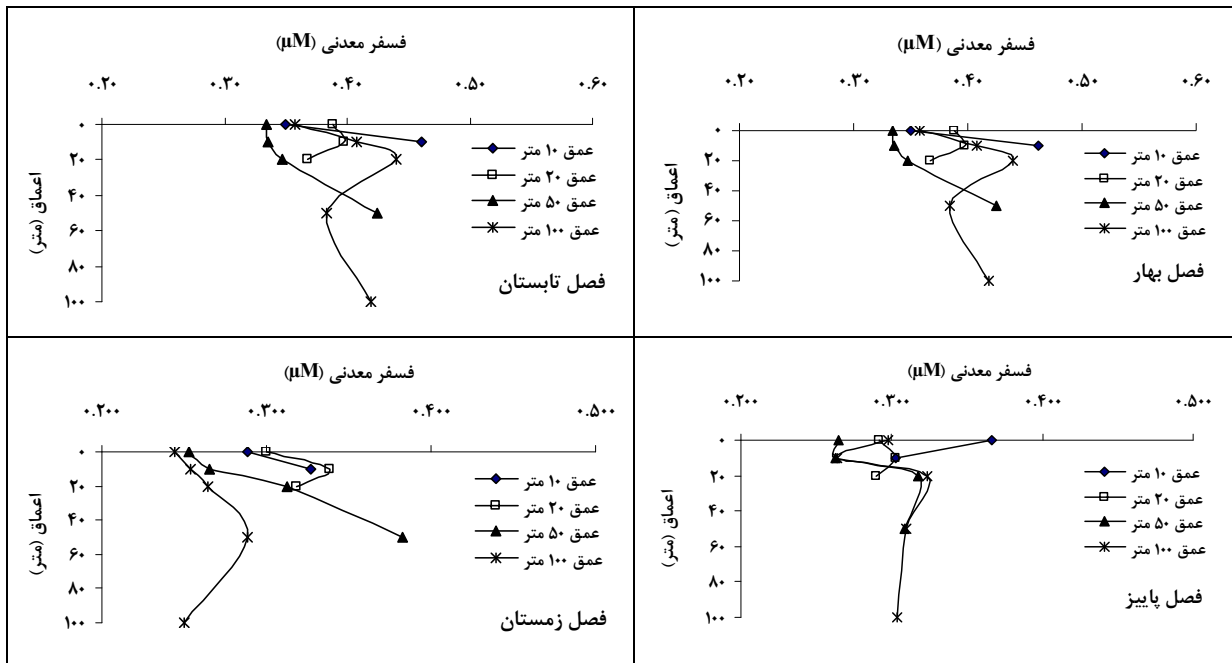
نمودار ۳-۷: تغییرات ازت معدنی ( $\mu\text{M}$ ) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

نمودار ۳-۸ تغییرات ازت آلی ( $\mu\text{M}$ ) را در فصول و اعماق مختلف نشان می دهد. در فصول مختلف تغییرات ازت آلی در لایه سطح به عمق روندی مشخصی نداشت و از لایه ۵۰ به ۱۰۰ متر روند کاهشی را نشان داد. همچنین غلظت ازت آلی در فصل بهار کمتر از  $30 \mu\text{M}$  بوده است در صورتی که در فصول دیگر بیش از  $40 \mu\text{M}$  ثبت گردیده است. میانگین ازت آلی در لایه سطحی آب برابر  $43/7 \pm 1/6$  ( $\mu\text{M}$ ) ثبت گردید. حداکثر ازت آلی در فصل زمستان ( $110 \mu\text{M}$ ) و حداقل در فصل بهار ( $8 \mu\text{M}$ ) بوده است. میانگین ازت آلی بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به سه گروه بهار، تابستان و پاییز-زمستان تفکیک گردید. تغییرات ازت آلی بین نواحی مختلف نیز معنی داری بود ( $p < 0/05$ ) و براساس آزمون دانکن به دو گروه غربی و مرکزی-شرقی و تفکیک گردید (جدول ضمیمه ۱). همچنین میانگین ازت آلی بین اعماق مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان نداد ( $p > 0/05$ ).



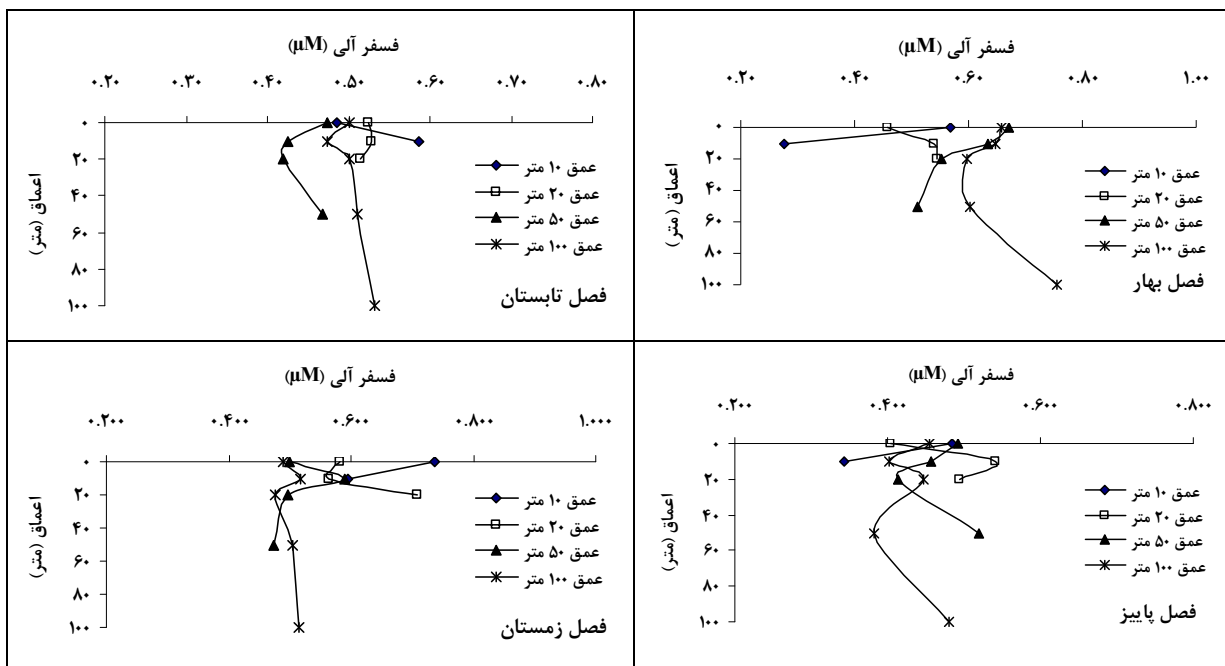
نمودار ۳-۸: تغییرات ازت آلی ( $\mu\text{M}$ ) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات فسفر معدنی ( $\mu\text{M}$ ) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۹ نشان داده شده است. در فصول مختلف تغییرات فسفر معدنی در لایه سطح به ۲۰ متر با کاهش و افزایش همراه بوده است اما از لایه ۵۰ متر به ۱۰۰ متر در فصول بهار و تابستان روند افزایشی و در فصول پاییز و زمستان روند کاهشی را نشان داده است. میانگین فسفر معدنی در لایه سطحی آب برابر  $0.32 \pm 0.01$  ( $\mu\text{M}$ ) ثبت گردید. حداکثر فسفر معدنی در فصل تابستان ( $0.74$ )  $\mu\text{M}$  و حداقل در فصل پاییز ( $0.52$ )  $\mu\text{M}$  بوده است. میانگین فسفر معدنی بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه زمستان و بهار-تابستان-پاییز تفکیک گردید. تغییرات معنی دار ( $p < 0.05$ ) از مقادیر فسفر معدنی بین نواحی نیز در آزمون دانکن به دو گروه (مرکزی، شرقی و غربی، شرقی) تفکیک گردید (جدول ضمیمه ۱). همچنین میانگین فسفر معدنی بین اعماق مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) که در آزمون دانکن به دو گروه اعماق (۵ و ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ متر) تفکیک گردید.



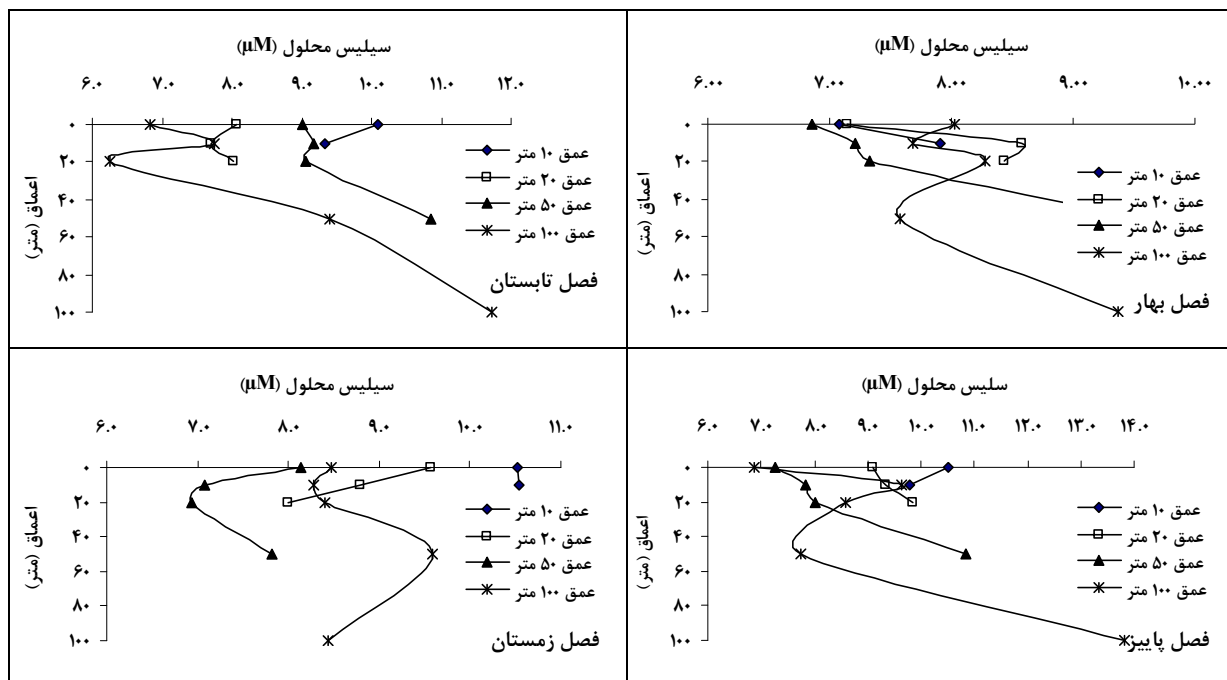
نمودار ۳-۹: تغییرات فسفر معدنی (μM) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات فسفر آلی (μM) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۱۰ نشان داده شده است. در فصول مختلف تغییرات فسفر آلی در لایه سطح به ۲۰ متر با نوسانات کاهشی و افزایشی همراه بوده است اما از لایه ۵۰ متر به ۱۰۰ متر در تمام فصول روند افزایشی را نشان داده است. میانگین فسفر آلی در لایه سطحی آب برابر  $0.03 \pm 0.052$  (μM) ثبت گردید. حداکثر فسفر آلی در فصل بهار (۱/۷۲) μM و حداقل در فصل پاییز (۱/۲۵) (μM) بوده است. میانگین فسفر آلی بین فصول و نواحی براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p > 0.05$ ). نواحی در آزمون دانکن به دو (گروه غربی، شرقی و مرکزی) تفکیک گردیدند (جدول ضمیمه ۱). اما اختلاف میانگین فسفر آلی بین اعماق مختلف معنی داری نبود ( $p > 0.05$ ).



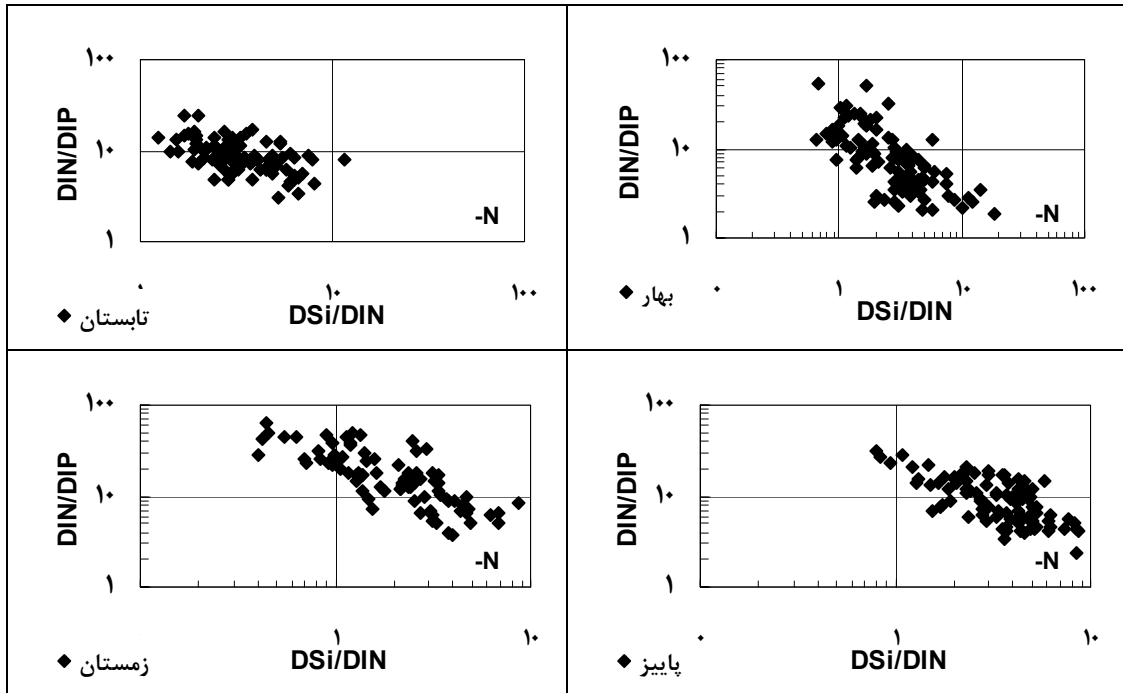
نمودار ۳-۱۰: تغییرات فسفر آلی (µM) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات سیلیس محلول (µM) در فصول و اعماق مختلف در نمودار ۳-۱۱ نشان داده شده است. تغییرات سیلیس محلول در فصول مختلف از لایه ۵۰ متر به ۱۰۰ متر بر خلاف لایه سطح به ۲۰ متر در تمام فصول (به غیر از فصل زمستان) روند افزایشی را نشان داده است. میانگین سیلیس محلول در لایه سطحی آب برابر  $9/08 \pm 0/33$  (µM) ثبت گردید. حداکثر سیلیس محلول در فصل پاییز (۲۲/۲۰) µM و حداقل در فصل تابستان (۱۸/۰۰) µM بوده است. میانگین سیلیس محلول بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0/05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه (تابستان و بهار، زمستان، پاییز) تفکیک گردید. آزمون دانکن تغییرات معنی دار ( $p < 0/05$ ) از سیلیس محلول را در بین نواحی مختلف به دو گروه (غربی، مرکزی و شرقی) تفکیک نمود (جدول ضمیمه ۱). همچنین مقادیر سیلیس محلول در بین اعماق مختلف دارای اختلاف معنی داری بود ( $p < 0/05$ ) و در آزمون دانکن به دو گروه (۵ و ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ متر) تفکیک گردید.

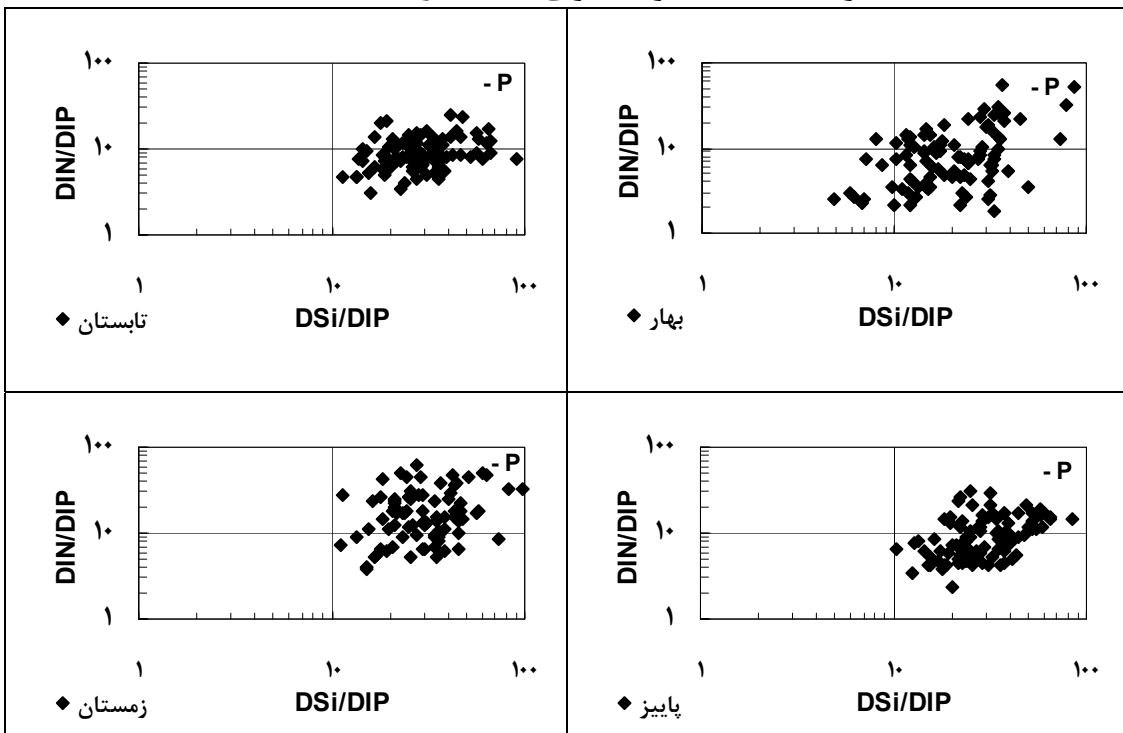


نمودار ۳-۱۱: تغییرات سیلیس محلول ( $\mu\text{M}$ ) در اعماق و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

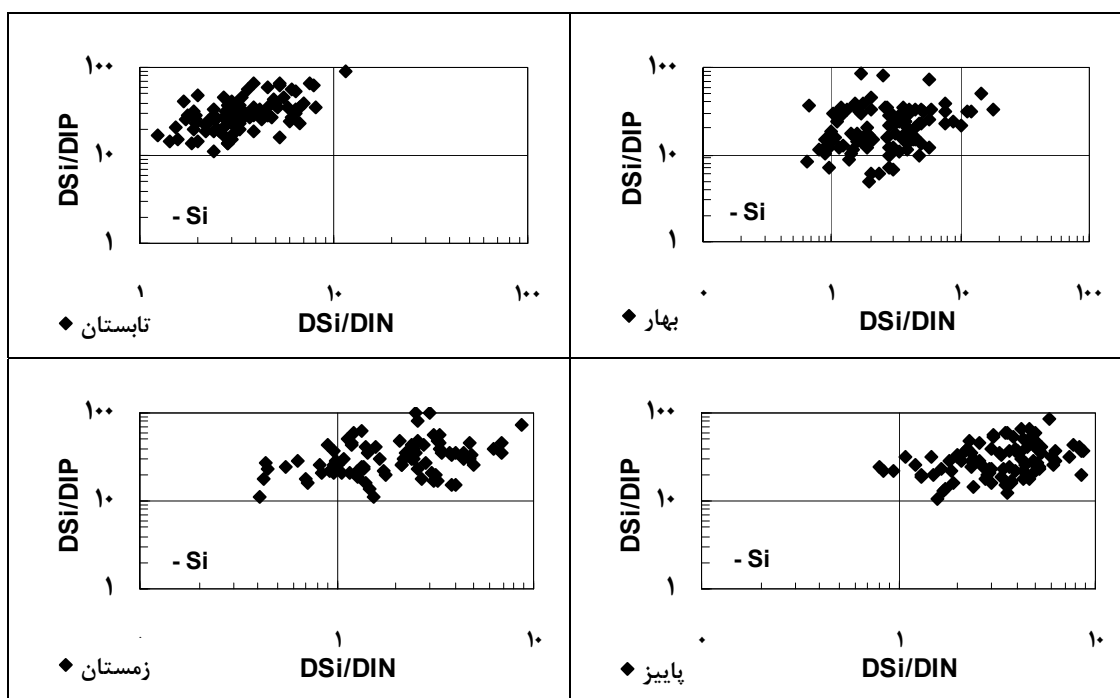
تغییرات نسبت های مولی مواد مغذی در لایه ۰-۲۰ متر و فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در نمودارهای ۳-۱۲، ۳-۱۳ و ۳-۱۴ نشان داده شده است. با توجه به نسبت های ارائه شده، محدودیت نیتروژنی، فسفری و سیلیسی برای فیتوپلانکتون به ترتیب در ربع های چهارم، اول و سوم مشخص می گردد. نمودار ۳-۱۲ نشان می دهد که کمترین نقاط یا داده ها در ربع چهارم میباشد. در نمودار ۳-۱۳ نیز بیشترین نقاط در ربع اول بوده و در نمودار ۳-۱۴ در ربع سوم تقریباً هیچ نقطه ای وجود ندارد.



نمودار ۳-۱۲: پراکندگی نسبت‌های مولی مواد مغذی (محدودیت نیتروژنی) در لایه ۰-۲۰ متر و فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹



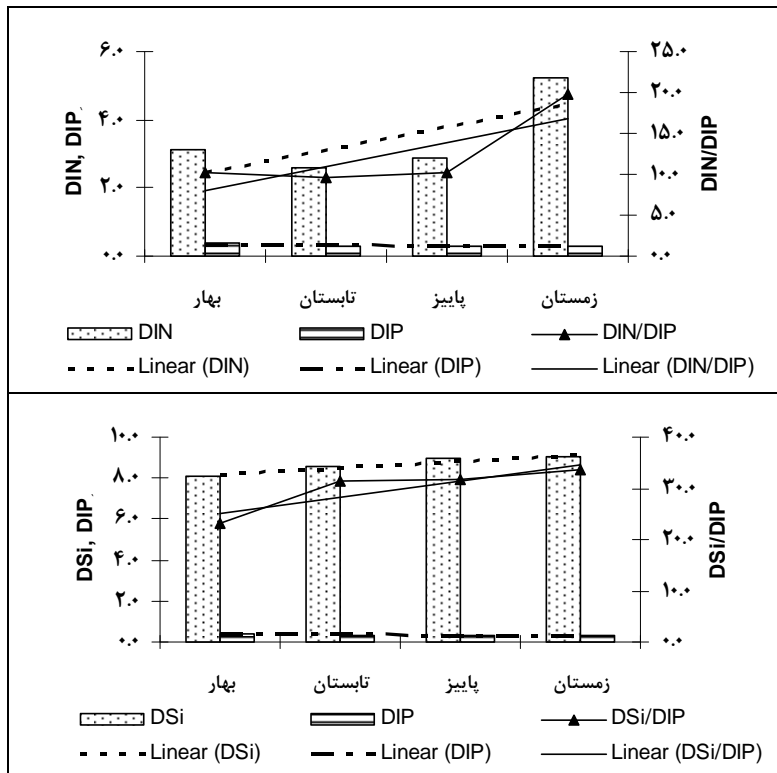
نمودار ۳-۱۳: پراکندگی نسبت‌های مولی مواد مغذی (محدودیت فسفری) در لایه ۰-۲۰ متر و نواحی مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹



نمودار ۳-۱۴: پراکندگی نسبت های مولی مواد مغذی (محدودیت سیلیسی) در لایه ۰-۲۰ متر و نواحی مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تغییرات میانگین غلظت مواد مغذی (DIP، DIN و DSi) و نسبت های مولی آنها در فصول مختلف به همراه خط روند (Trendline) در حوزه جنوبی دریای خزر در نمودار ۳-۱۵ نشان داد که از بهار تا زمستان غلظت DIN و DSi افزایشی اما غلظت DIP کاهش یافته است و روند نسبت مولی  $DIN/DIP$  و  $DSi/DIP$  نیز صعودی بوده است.





نمودار ۳-۱۵: تغییرات میانگین غلظت مواد مغذی و نسبت های مولی آنها در لایه ۰-۲۰ متر و فصول مختلف به همراه خط روند در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

### ۳-۲- آلاینده های زیست محیطی

#### ۳-۲-۱- ترکیبات نفتی

در فصل تابستان ترکیبات Fluoranthene، Benzo(a)anthracene، Pyrene دارای حداکثر ۱/۷۹ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. در این فصل ترکیبات ۲ و ۶ حلقه ای ترکیبات پلی آروماتیک در نمونه ها وجود نداشتند و غلظت آنها زیر حد تشخیص دستگاه (LOD) بوده است. حداکثر غلظت 16PAHs در نیم خط های انزلی و امیرآباد مشاهده گردید. مقادیر این ترکیبات با دامنه ND-۲/۳۳ و میانگین ۰/۹۳ (± ۰/۳۳) میکروگرم بر گرم وزن خشک بر آورده شده است. در فصل زمستان ترکیب Fluoranthene دارای حداکثر ۱۲/۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است. در این فصل غلظت ترکیب ۲، ۴، ۵ و ۶ حلقه ای پلی آروماتیک در نمونه ها در بیشتر نیم خطها زیر حد تشخیص دستگاه (LOD) بوده است. حداکثر میانگین 16PAHs در نیم خط آستارا مشاهده گردید. مقادیر 16PAHs دارای دامنه ND-۵/۲۳ با میانگین ۱/۱۷ (± ۰/۴۱) میکروگرم بر گرم وزن خشک بر آورده شده است.

## ۲-۲-۳- سموم کشاورزی

جدول ۱-۳ تغییرات سموم کلره (OCPs) در رسوبات سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر را نشان می دهد. حداکثر میانگین غلظت OCPs در زمستان ثبت گردیده است. تغییرات میانگین غلظت OCPs در دو فصل تابستان و زمستان زیاد بوده است. میانگین سالانه OCPs به همراه خطای معیار برابر (۲/۲۰) ۹/۷۸ میکرو گرم بر گرم وزن خشک مشاهده گردید.

جدول ۱-۳: آمار توصیفی تغییرات سموم کشاورزی کلره بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک در رسوبات فصول تابستان و زمستان حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تعداد	حداقل	حداکثر	خطای معیار	میانگین		
24	۰/۰۴	۳/۱۶	۰/۲۲	۰/۴۲	OCPs	تابستان
21	۰/۴۹	۵۷/۹	۳/۶	۲۰/۱	OCPs	زمستان

## ۳-۲-۳- فلزات سنگین

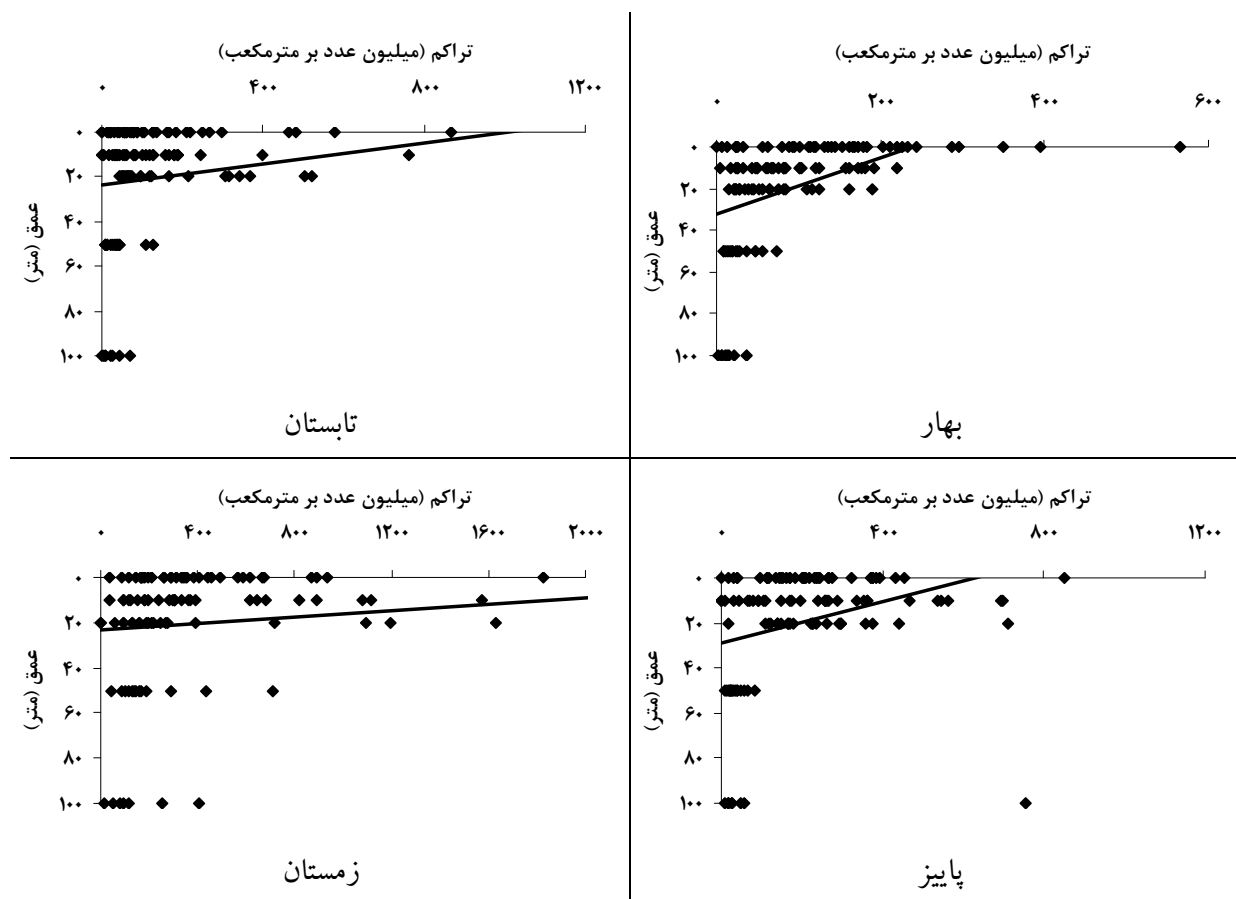
جدول ۲-۳ تغییرات فلزات سنگین در رسوبات سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر را نشان می دهد. غلظت فلز کادمیم در این تحقیق زیر حد تشخیص دستگاه بوده است. حداکثر میانگین غلظت فلز روی (۲۸۷ میکروگرم بر گرم وزن خشک) در تابستان ثبت گردید. تغییرات میانگین غلظت فلز مس در دو فصل تابستان و زمستان زیاد نبوده است. میانگین غلظت نیکل در فصل تابستان نسبت به فصل زمستان افزایش ۳۵ درصدی را نشان داد. حداکثر میانگین فلزات سرب و جیوه در فصل تابستان مشاهده گردید. بیشترین واریانس در فصل تابستان مربوط به فلز روی و جیوه ثبت گردید و در فصل زمستان مربوط به فلز روی بوده است. آزمون تی (T-test) نشان داد که میانگین تمام فلزات (به جزء عنصر روی) در دو فصل تابستان و زمستان معنی دار بوده است ( $p < 0/05$ ) (جدول ۲-۳) و میانگین غلظت تمامی فلزات فصل تابستان از فصل زمستان بیشتر بوده است.

جدول ۲-۳: آمار توصیفی تغییرات فلزات سنگین بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک (فلز Hg بر حسب نانوگرم بر گرم وزن خشک) در رسوبات فصول تابستان و زمستان حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تعداد	حداقل	حداکثر	انحراف معیار	خطای معیار	میانگین		
24	ND	788/3	266/48	54/39	287/21	Zn	تابستان
24	11/7	48/3	9/3	1/9	32/05	Cu	
24	24/3	221	40/7	8/31	59/6	Ni	
24	4/8	23/8	5/11	1/04	15/01	Pb	
24	0/4	3483/3	700/1	142/91	335/02	Hg	
21	61/2	1442/8	351/22	76/64	202	Zn	زمستان
21	3	42/2	10	2/18	26/6	Cu	
21	14/5	53/3	12/81	2/8	38/81	Ni	
21	ND	11/2	3/44	0/75	3/88	Pb	
21	0/4	۳/۰	0/83	0/18	1/06	Hg	

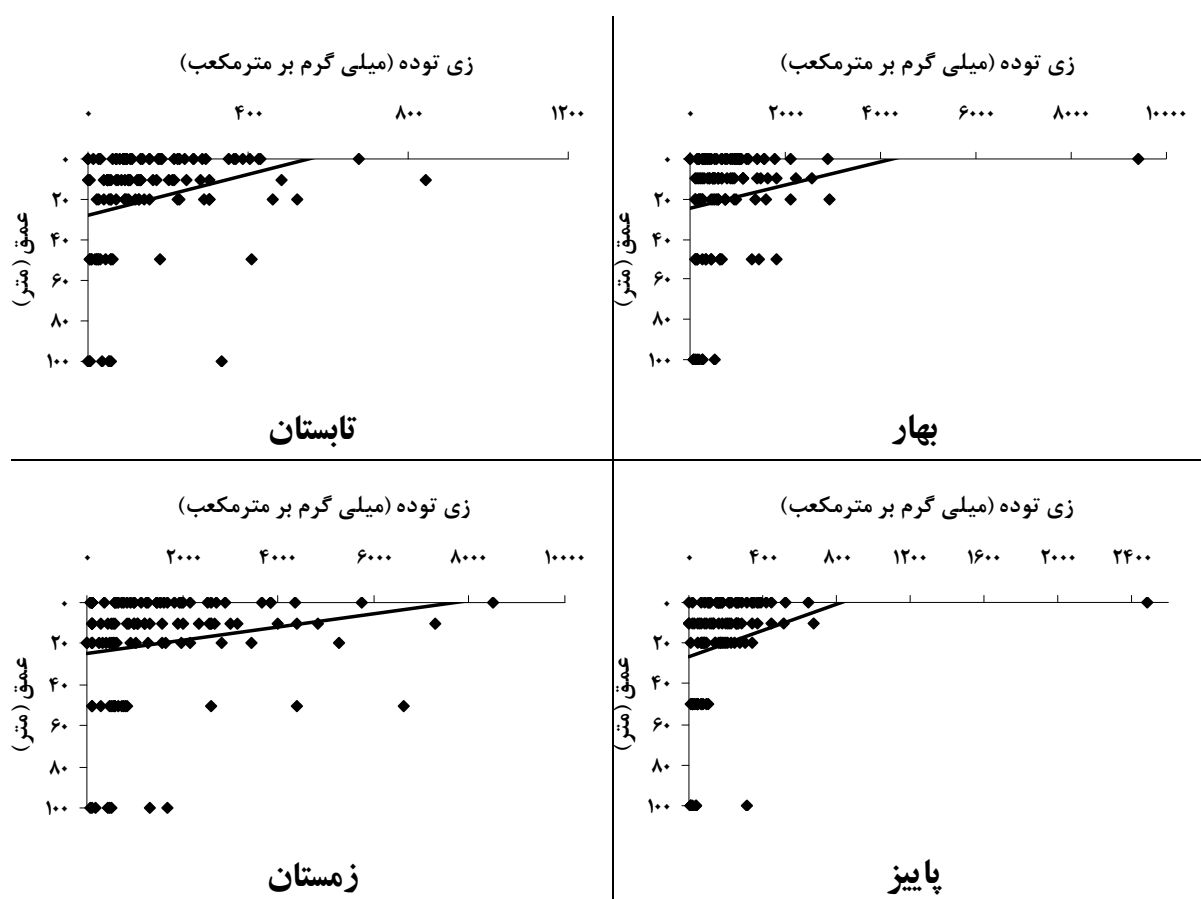
### ۳-۳- فیتوپلانکتون

تغییرات تراکم فیتوپلانکتون در اعماق و فصول مختلف سال در نمودار ۳-۱۶ نشان داده شده است. تراکم فیتوپلانکتون در فصول مختلف از سطح به عمق روند کاهشی نشان داده است که در فصول تابستان و زمستان بطئی بوده است. بیشترین و کمترین تراکم بترتیب در فصول زمستان و بهار بوده است. میانگین تراکم فیتوپلانکتون براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را بین فصول و نواحی نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه در آزمون دانکن فصول به سه گروه (بهار-تابستان، پاییز و زمستان) و نواحی به دو گروه (غربی-شرقیو مرکزی) تفکیک گردیدند. اما اختلاف میانگین تراکم فیتوپلانکتون بین اعماق مختلف معنی داری نبود ( $p > 0.05$ ). همچنین آزمون تی بین میانگین های تراکم فیتوپلانکتون لایه ۰-۲۰ متر و زیر لایه ۲۰ متر در تمام فصول سال اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ).



نمودار ۳-۱۶: تغییرات تراکم فیتوپلانکتون (میلیون عدد بر متر مکعب) در فصول و اعماق مختلف به همراه شیب خط در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تغییرات زی توده فیتوپلانکتون در اعماق و فصول مختلف سال در نمودار ۳-۱۷ نشان داده شده است. زی توده فیتوپلانکتون در فصول مختلف از سطح به عمق روند کاهشی نشان داده است ولی در زمستان روند کاهشی آن بطئی بوده است. حداکثر و حداقل میانگین زی توده در هر لایه نوری و زیر لایه نوری به ترتیب در فصول زمستان و بهار بود ولی همان طور که نمودار ۳-۱۶ نشان می دهد، حداکثر زی توده (۹۳۹۷ میلی گرم در مترمکعب) در فصل بهار (عمق ۵ متر) ثبت گردید. حداقل میزان زی توده نیز مربوط به لایه ۵۰ متر در فصل تابستان (۳ میلی گرم در مترمکعب) بوده است که به حداقل میزان در فصل پاییز (۵ میلی گرم در مترمکعب) نزدیک می باشد. میانگین زی توده فیتوپلانکتون در بین فصول و نواحی اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ). بطوریکه براساس آزمون دانکن برای این دو پارامتر به ترتیب سه گروه (بهار، تابستان-پاییز و زمستان) و دو گروه (غربی-مرکزی و شرقی) مشخص گردید. اما میانگین زی توده فیتوپلانکتون بین اعماق مختلف اختلاف معنی داری را نشان نداد ( $p > 0.05$ ). اما آزمون تی بین میانگین های زی توده فیتوپلانکتون در لایه ۰-۲۰ متر و زیر لایه ۲۰ متر در تمام فصول سال اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ).



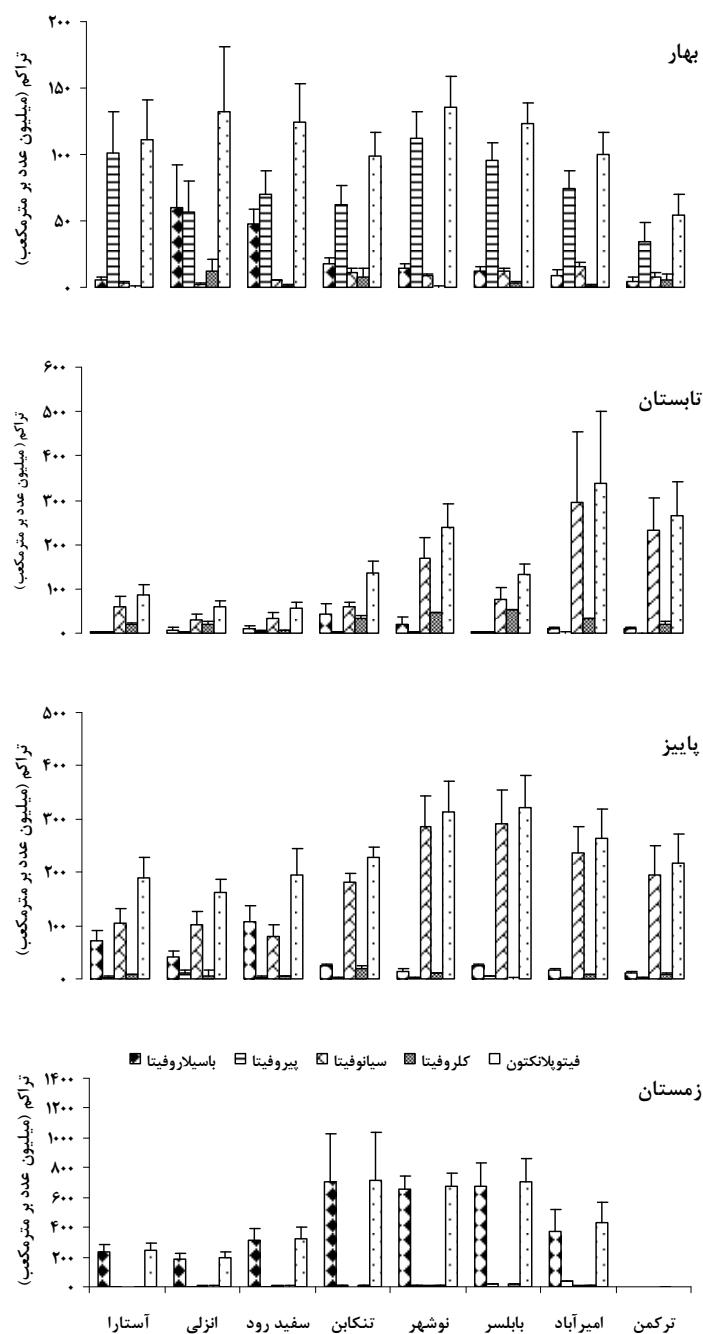
نمودار ۳-۱۷: تغییرات زی توده فیتوپلانکتون (میلی گرم بر متر مکعب) در فصول و اعماق مختلف به همراه شیب خط در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تغییرات تراکم فیتوپلانکتون و چهار شاخه غالب باسیلاریوفیتا (Bacillariophyta)، پیروفیتا (Pyrrophyta)، سیانوفیتا (Cyanophyta) و کلروفیتا (Chlorophyta) در فصول مختلف در نمودار ۳-۱۸ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می‌دهد سیانوفیتا نقش عمده‌ای را در ایجاد تراکم فیتوپلانکتون به ترتیب در فصول تابستان و پاییز داشته‌اند. اما در فصل بهار و زمستان به ترتیب شاخه‌های پیروفیتا و باسیلاریوفیتا تراکم بالاتری را دارا گردیدند.



نمودار ۳-۱۸: تغییرات میانگین تراکم فیتوپلانکتون (میلیون عدد بر متر مکعب) به همراه SE و سه شاخه غالب در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

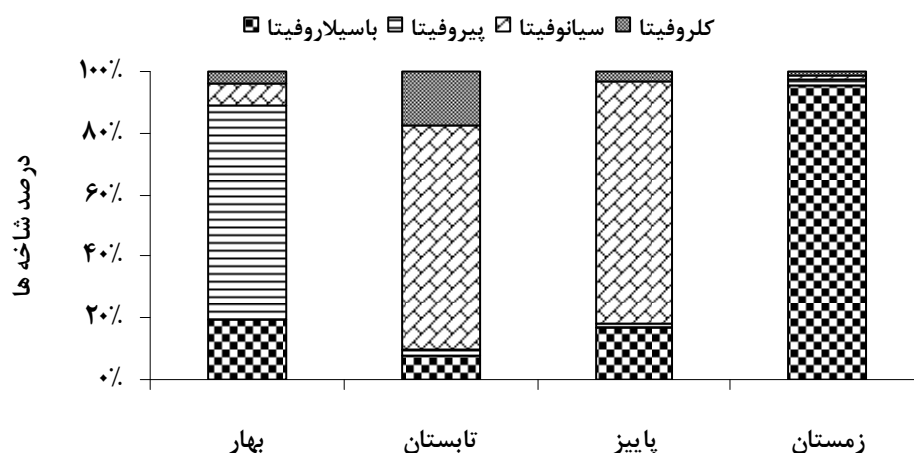
تغییرات تراکم فیتوپلانکتون و چهار شاخه غالب باسیلاریوفیتا (Bacillariophyta)، پیروفیتا (Pyrrophyta)، سیانوفیتا (Cyanophyta) و کلروفیتا (Chlorophyta) در نیم خط‌های مختلف در نمودار ۳-۱۹ آورده شده است. در این نمودار، در فصل بهار تراکم فیتوپلانکتون در تمام نیم خط‌ها تحت تاثیر تراکم دو شاخه غالب پیروفیتا و باسیلاریوفیتا می‌باشد اما در فصل تابستان و پاییز تراکم فیتوپلانکتون فقط تابع شاخه سیانوفیتا بوده است. در فصل زمستان تراکم فیتوپلانکتون در همه نیم خط‌ها تحت تاثیر تراکم باسیلاریوفیتا قرار گرفته است.



نمودار ۳-۱۹: تغییرات میانگین تراکم فیتوپلانکتون (میلیون عدد بر متر مکعب) به همراه SE و چهار شاخه غالب در نیم خط های مختلف حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

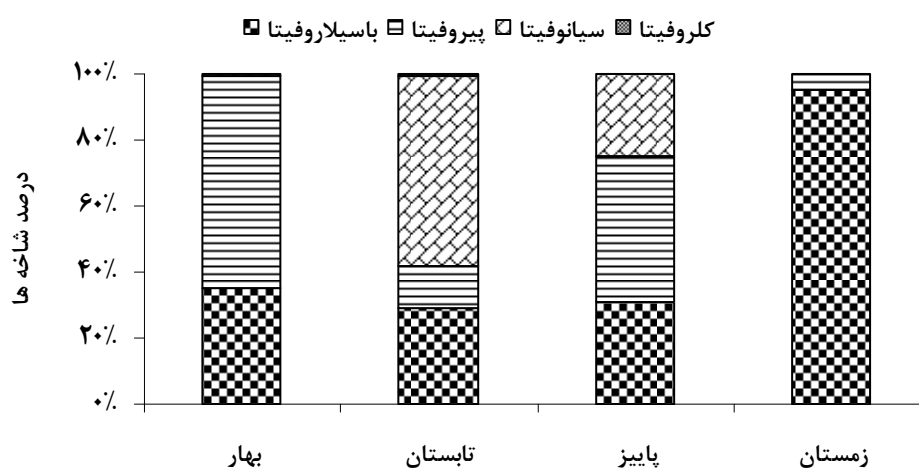
تغییرات درصدی تراکم شاخه های غالب فیتوپلانکتون (باسیلاروفیتا، پیروفیتا، سیانوفیتا و کلروفیتا) در فصول مختلف در نمودار ۳-۲۰ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصل بهار بیش از ۶۰ درصد تراکم فیتوپلانکتون مربوط به شاخه پیروفیتا بوده است و این روند در تابستان و پاییز تغییر کرده است.

بطوریکه در فصول تابستان و پاییز شاخه سیانوفیتا با ۷۰ درصد بیشترین سهم را در تراکم فیتوپلانکتون داشته‌اند. در فصل زمستان شاخه باسیلاریوفیتا به تنهایی بیش از ۹۰ درصد از تراکم فیتوپلانکتون را شامل گردید.



نمودار ۳-۲۰: درصد سه شاخه غالب فیتوپلانکتون (تراکم) در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تغییرات درصدی زی توده شاخه های غالب فیتوپلانکتون (باسیلاریوفیتا، پیروفیتا، سیانوفیتا و کلروفیتا) در فصول مختلف در نمودار ۳-۲۱ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصول بهار و پاییز به ترتیب ۶۴ و ۴۴ درصد زی توده فیتوپلانکتون مربوط به شاخه پیروفیتا بوده است و این روند در تابستان و زمستان تغییر کرده است. بطوریکه در فصل تابستان شاخه سیانوفیتا با ۷۰ درصد و در فصل زمستان شاخه باسیلاریوفیتا با ۹۵ درصد بیشترین سهم را در زی توده فیتوپلانکتون دارا گردیدند.



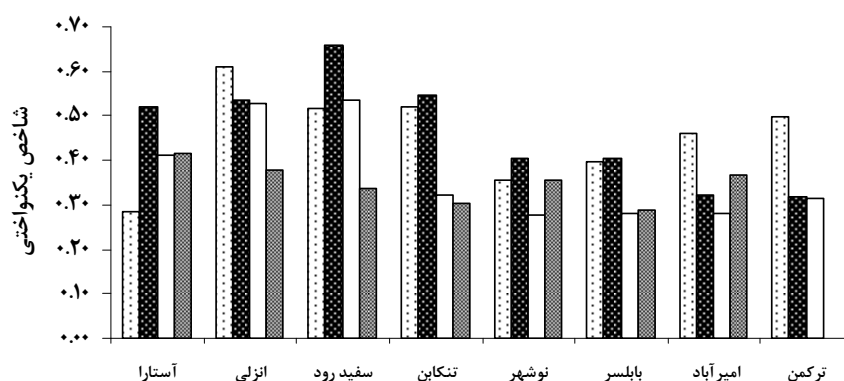
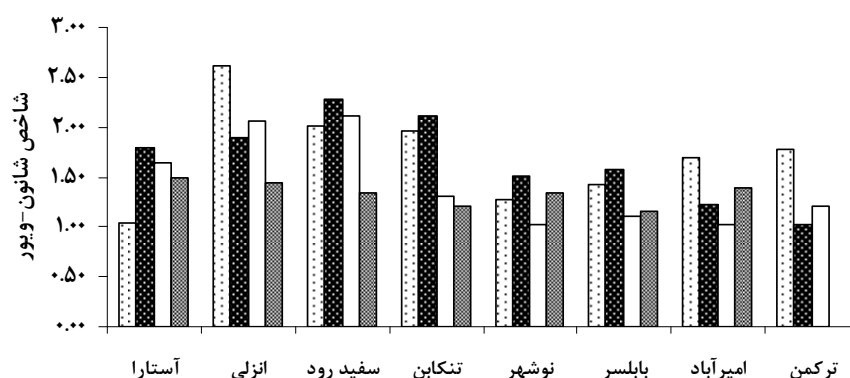
نمودار ۳-۲۱: درصد سه شاخه غالب فیتوپلانکتون (زی توده) در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

بطور کلی ۱۸۲ گونه فیتوپلانکتون در طی یک سال مطالعه شناسایی گردید که تعداد ۹۱ گونه در هر دو لایه نوری و زیر لایه نوری و تعداد ۸۴ گونه فقط در لایه نوری ثبت گردید. تعداد ۷ گونه نیز فقط در زیر لایه نوری ثبت شد که شامل دو گونه از باسیلاریوفیتا (*Nitzschia constricta*, *Diatoma* sp.)، یک گونه پیروفیتا (*Peridinium cinctum*)، دو گونه سیانوفیتا (*Gloeocapsa limnetica*, *Dactylococcopsis* sp., *Cylindrospermopsis* sp.) و یک گونه اگلنوفیتا (*Euglena viridis*) بوده است.

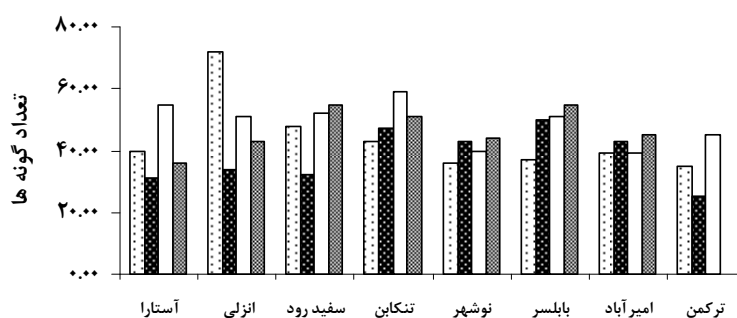
بر اساس نتایج بدست آمده در لایه نوری در شاخه های باسیلاریوفیتا (۷۹ گونه)، پیروفیتا (۲۴ گونه)، سیانوفیتا (۳۰ گونه)، کلروفیتا (۳۱ گونه)، اگلنوفیتا (۸ گونه)، هاپتوفیتا (۱ گونه) و زانتوفیتا (۲ گونه) جای داشته اند. در ضمن گونه های زیر لایه نوری در شاخه های باسیلاریوفیتا ( ۴۴ گونه)، پیروفیتا (۱۷ گونه)، سیانوفیتا (۱۷ گونه)، کلروفیتا (۱۱ گونه)، اگلنوفیتا (۷ گونه)، هاپتوفیتا (۱ گونه) و زانتوفیتا (۱ گونه) بوده است.

نمودار ۳-۲۲ میزان شاخص های شانون- ویور ( $H'$ )، یکنواختی (Evenness) و نیز تعداد گونه ها را در نیم خط ها و فصول مختلف در لایه ۰-۲۰ متر نشان می دهد. محدوده ی تغییرات شاخص تنوع گونه ای (شانون) از ۱/۰۲ (نیم خط های نوشهر و امیرآباد در تابستان و پاییز) تا ۲/۶۲ (نیم خط انزلی در بهار) متغیر بوده است. حداکثر و حداقل شاخص شانون- ویور به ترتیب در فصول زمستان (۱/۵۱) و بهار (۱/۹۷) بدست آمد. بررسی ناحیه ای نشان داد که شاخص های تنوع گونه ای و یکنواختی در ناحیه غربی و شرقی به ترتیب حداکثر و حداقل میزان را بدست آورد. بیش ترین و کم ترین تعداد گونه ها به ترتیب ۷۲ گونه در فصل بهار، در نیم خط انزلی و ۲۵ گونه در فصل تابستان و در نیم خط امیرآباد بوده است. بررسی فصلی نشان داد که پاییز و تابستان به ترتیب بیشترین و کم ترین تعداد گونه ها را دارا بوده اند (۱۱۶ و ۸۹ گونه). محاسبه شاخص اهمیت گونه ها (ISI) نشان داد که حدود ۱۱ گونه در هر فصل و نیز طی دوره یک ساله ۱۳ گونه (با کنار هم قرار دادن گونه های غالب در هر فصل) بیش از ۸۰ درصد اهمیت را به خود اختصاص داده اند (جدول ۳-۳).





بهار □ تابستان ■ زمستان ▨ پاییز □



### نمودار ۳-۲۲: چگونگی تغییرات فصلی شاخص‌های شانون-ویور، یکنواختی و تعداد گونه‌ها در نیم‌خط‌های مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

درصد تراکم هر یک از گونه‌های غالب نسبت به فیتوپلانکتون کل در نواحی و فصول مختلف در جدول ۷.۳ آورده شده است. اگرچه گونه‌های غالب در هر سه ناحیه تقریباً "مشترک" بودند، ولی تراکم اغلب آن‌ها اختلاف معنادار ناحیه‌ای و فصلی را نشان داد ( $p < 0.05$ ) و به عبارتی گونه‌ها دارای شاخص مکانی و زمانی گردیدند.

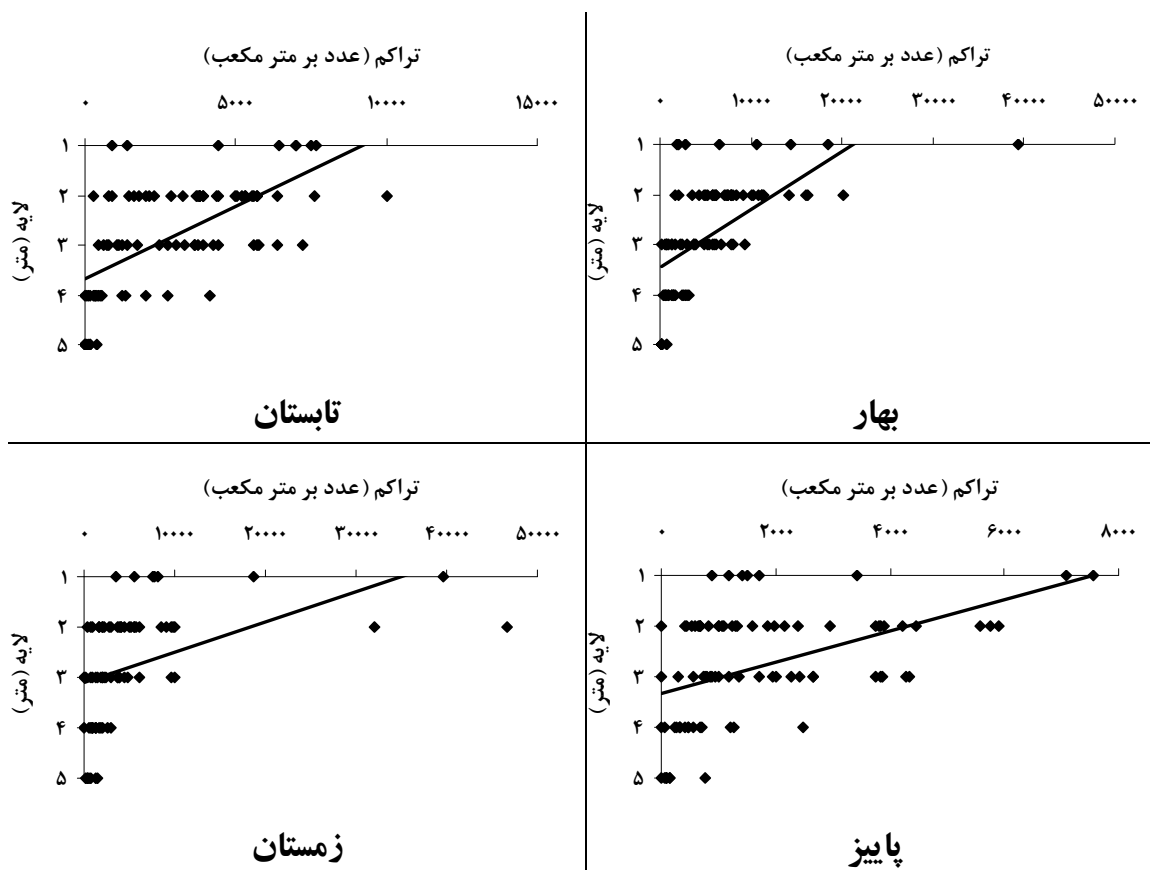
جدول ۳-۳: درصد تراکم هر یک از گونه های غالب به فیتوپلانکتون کل در لایه نوری در نواحی و فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

سالانه	زمستان ن	پاییز	تابستان ن	بهار	غربی	میانی	شرقی	کد گونه	گونه
۸/۳	۱۷/۴	۰/۲	۰/۵	۰/۶	۱۸/۶	۶/۳	۳/۹	۱۱۵	<i>Cerataulina pelagica</i>
۵/۶	۱۱/۱	۰/۲	۰/۲	۴/۰	۱۵/۰	۳/۴	۲/۱	۱۸۲	<sup>1</sup> <i>Dactyliosolen fragilissima</i>
۲۶/۷	۵۳/۳	۵/۷	۰/۶	۵/۸	۱۶/۶	۳۸/۲	۱۷/۶	۱۷۹	<i>Pseudonitzschia seriata</i>
۲/۹	۱/۴	۷/۳	۳/۸	۰/۳	۵/۷	۲/۷	۱/۱	۱۸۹	<i>Thalassionema nitzschioides</i>
۸/۰	۱/۵	۰/۶	۱/۴	۷۴/۱	۱۲/۵	۶/۹	۸/۲	۲۱۱	<i>Exuviaella cordata</i>
۰/۸	۰/۲	۰/۶	۰/۱	۶/۲	۱/۱	۰/۹	۰/۵	۲۳۳	<i>Prorocentrum proximum</i>
۰/۶	۰/۱	۰/۴	۰/۱	۴/۶	۱/۰	۰/۴	۰/۷	۲۳۴	<i>Prorocentrum scutellum</i>
۰/۴	۰/۰	۰/۰	۲/۰	۰/۰	۰/۸	۰/۲	0/1	312	<i>Anabaena aphanizomenides</i>
۳/۰	۰/۱	۱۰/۳	۳/۹	۰/۹	۱/۷	۳/۵	۴/۲	۳۲۸	<i>Lyngbya</i> sp.
۰/۴	۰/۱<	۰/۱<	۲/۳	۰/۳	۱/۶	<۰/۱	۰/۱	۳۳۲	<i>Nodularia spumigena</i>
۲۶/۶	۰/۸	۷۲/۸	۵۹/۲	۷/۱	۱۷/۶	۲۳/۲	۵۲/۵	۳۳۸	<i>Oscillatoria</i> sp.
۱/۷	۰	۰/۶	۹/۰	۰/۰	۰/۴	۱/۶	۳/۳	۳۴۲	<i>Spirulina laxissima</i>
۴/۹	۱/۵	۳/۷	۱۹/۵	۲/۹	۴/۵	۵/۴	۵/۸	۴۱۴	<i>Binuclearia lauterbornii</i>

1- نام قبلی آن *Rhizosolenia fragilissima* بود.

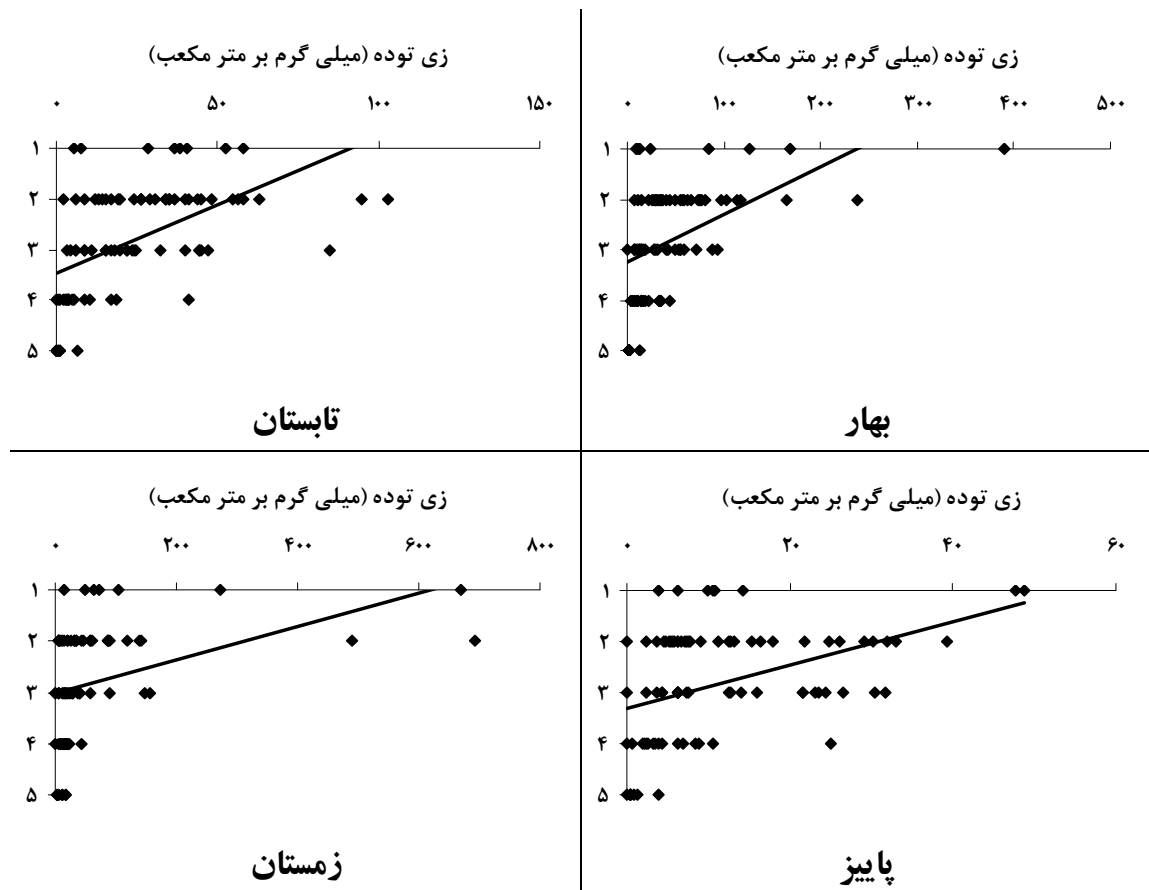
#### ۳-۴- زئوپلانکتون

تغییرات از سطح به عمق تراکم زئوپلانکتون در فصول مختلف در نمودار ۳-۲۳ نشان داده شده است. حداکثر تراکم زئوپلانکتون در فصول تابستان و پاییز کمتر از ۱۰۰۰۰ عدد در مترمکعب بود. اما در فصل بهار و زمستان حداکثر تراکم زئوپلانکتون به بیش از ۳۰۰۰۰ عدد در مترمکعب رسید. روند تغییرات تراکم از سطح به عمق در تمام فصول کاهش قابل ملاحظه ای را نشان داده است. میانگین تراکم زئوپلانکتون بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به سه گروه بهار، تابستان-زمستان و پاییز تفکیک گردید. میانگین تراکم زئوپلانکتون در بین نواحی و اعماق مختلف نیز اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) و در آزمون دانکن به دو گروه (غربی- مرکزی و شرقی) و دو گروه (۵، ۱۰ و ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ متر) تفکیک گردیدند. همچنین آزمون تی اختلاف معنی داری را بین میانگین های تراکم زئوپلانکتون (هولوپلانکتون و مروپلانکتون) در لایه ۰-۲۰ متر و زیر لایه ۲۰ متر در تمام فصول سال نشان داد ( $p < 0.05$ ).



نمودار ۳-۲۳: تغییرات تراکم زئوپلانکتون (عدد بر متر مکعب) در فصول و اعماق مختلف به همراه شیب خط در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ (لایه ها: ۱: ۰-۵، ۲: ۰-۱۰، ۳: ۰-۲۰، ۴: ۲۰-۵۰، ۵: ۵۰-۱۰۰)

تغییرات از سطح به عمق زی توده زئوپلانکتون اعماق و فصول مختلف سال در نمودار ۳-۲۴ نشان داده شده است. بیشترین زی توده در فصل زمستان (نزدیک به ۸۰۰ میلی گرم بر متر مکعب) بوده است. روند تغییرات زی توده همانند تراکم از سطح به عمق کاهش قابل ملاحظه ای را نشان داد. میانگین زی توده زئوپلانکتون بین فصول بر اساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه بر اساس آزمون دانکن به سه گروه (بهار-زمستان، تابستان و پاییز) تفکیک گردید. بر اساس اختلاف معنی داری ( $p < 0.05$ ) از میانگین زی توده زئوپلانکتون در بین نواحی مختلف آزمون دانکن نواحی را به دو گروه (غربی- مرکزی و شرقی) تفکیک گردید. میانگین زی توده زئوپلانکتون در هر لایه بین اعماق مختلف بر اساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری نشان داد ( $p < 0.05$ ) و بر اساس آزمون دانکن به سه گروه مختلف تفکیک گردیدند. همچنین آزمون تی بین میانگین های زی توده زئوپلانکتون در لایه ۰-۲۰ متر و زیر لایه ۲۰ متر اختلاف معنی داری را در تمام فصول نشان داد ( $p < 0.05$ ).



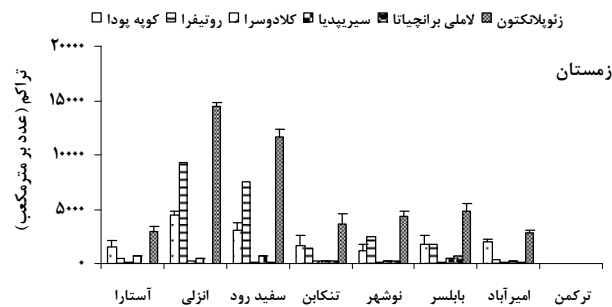
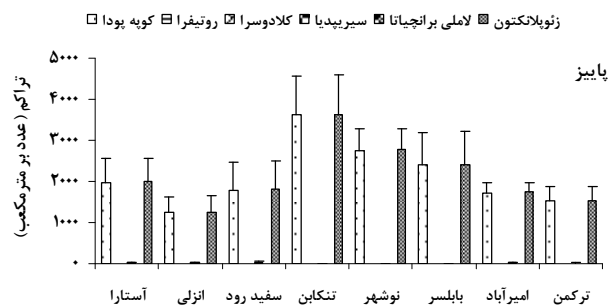
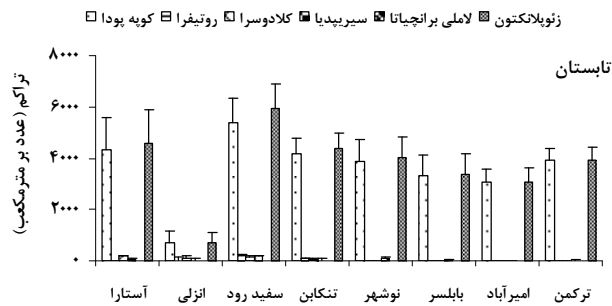
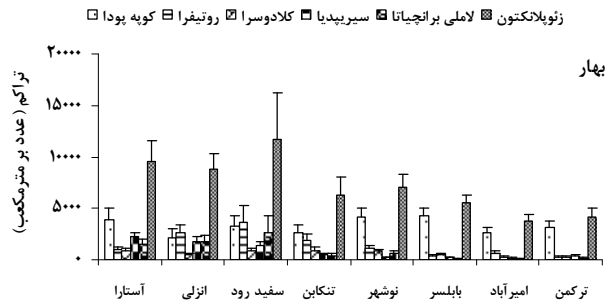
نمودار ۳-۲۴: تغییرات زی توده زئوپلانکتون (میلی گرم بر متر مکعب) در فصول و اعماق مختلف به همراه شیب خط در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ (لایه ها: ۱: ۵-۰، ۲: ۱۰-۰، ۳: ۲۰-۰، ۴: ۵۰-۲۰، ۵: ۵۰-۱۰۰)

تغییرات میانگین تراکم زئوپلانکتون و گروه های کوبه پودا (Copepoda)، روتیفرا (Rotifera)، کلادوسرا (Cladocera)، سیرپیدیا (Cirripedia) و لاملی برانچیاتا (Lamelibranchia larvae) در فصول مختلف در نمودار ۳-۲۵ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصول تابستان و پاییز تراکم زئوپلانکتون عمدتاً تحت تاثیر تراکم کوبه پودا بود اما در فصول بهار و زمستان سایر گروه ها نیز دارای تراکم تاثیر گذاری بر تراکم کل زئوپلانکتون بوده اند اما مشارکت گروه کوبه پودا در بهار و گروه روتیفرا در زمستان از سایرین بیشتر بوده است.



نمودار ۳-۲۵: تغییرات میانگین تراکم زئوپلانکتون (عدد بر متر مکعب) به همراه SE و گروه‌ها در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

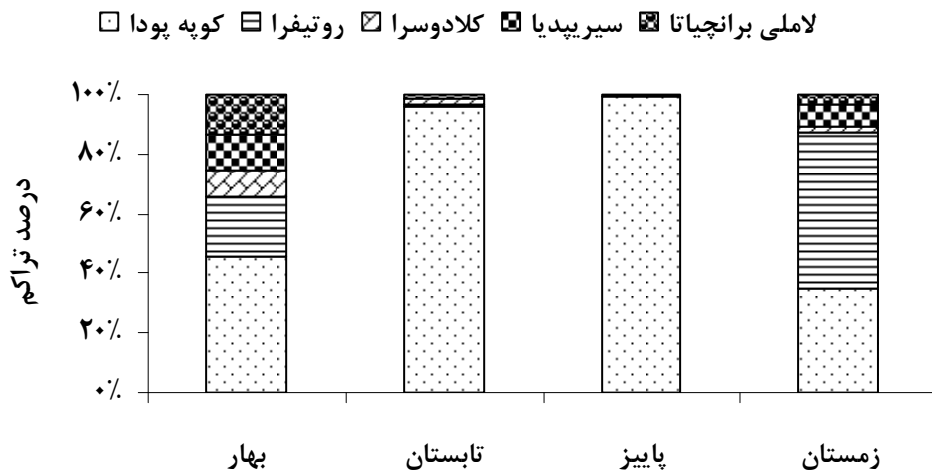
تغییرات تراکم فصلی زئوپلانکتون و گروه‌های کوپه پودا، روتیفر، کلادوسرا، پروتوزآ (Protozoa)، سیرپیدیا و لارولاملی برانچیاتا در نیم خط‌های مختلف در نمودار ۳-۲۶ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می‌دهد در فصل بهار تراکم زئوپلانکتون تحت تاثیر تراکم همه ی گروه‌ها (کوپه پودا، روتیفر، کلادوسرا، سیرپیدیا و لارولاملی برانچیاتا) بود اما تراکم کوپه پودا از سایرین بیشتر بوده است. در فصل تابستان تراکم زئوپلانکتون تابع دوگروه کوپه پودا و سیرپیدیا بوده و مجدداً "شاخه کوپه پودا تراکم بیشتری را دارا بوده است. در فصل پاییز همانند فصل تابستان نقش کوپه پودا در تراکم زئوپلانکتون بسیار بالا بوده و دوگروه پروتوزآ و سیرپیدیا سهم کمتری داشته‌اند. در فصل زمستان همانند فصل بهار اگرچه تراکم زئوپلانکتون تحت تاثیر تراکم پنج گروه کوپه پودا، روتیفر، کلادوسرا، سیرپیدیا و لارولاملی برانچیاتا بود ولی روتیفر و کوپه پودا تراکم بالاتری داشته‌اند.



**نمودار ۳-۲۶: تغییرات میانگین تراکم زئوپلانکتون (عدد بر متر مکعب) به همراه SE و گروه های مختلف در فصول و نیم خط های مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹**

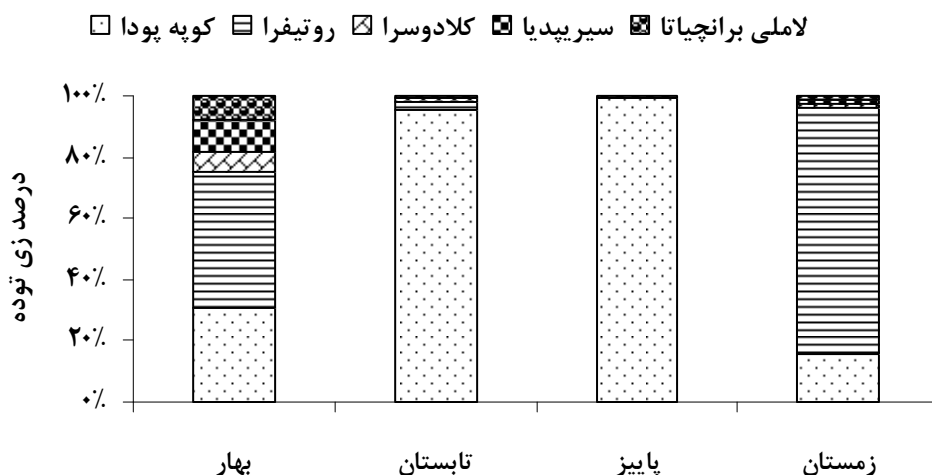
درصد تراکم گروه های مختلف زئوپلانکتون (کوبه پودا، روتیفرا، کلادوسرا، سیرپیدیا و لاملی برانچیاتا) در فصول مختلف در نمودار ۳-۲۷ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصول تابستان و پاییز بیش از ۹۰ درصد تراکم زئوپلانکتون مربوط به گروه کوبه پودا بوده است و این روند در زمستان

تغییر کرده و روتیفرا با ۵۲ درصد سهم بیشتری در تراکم زئوپلانکتون داشته و در فصل بهار دو گروه کوپه پودا و روتیفرا به ترتیب با ۴۶ و ۲۰ درصد نقش داشته اند.



نمودار ۳-۲۷: درصد تراکم گروه‌های زئوپلانکتون در فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر - سال ۱۳۸۹

تغییرات درصد زی توده گروه‌های زئوپلانکتون (کوپه پودا، روتیفرا، کلادوسرا، سیرپیدیا و لاملی برانچیاتا در فصول مختلف در نمودار ۳-۲۸ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می‌دهد در فصول تابستان و پاییز بیش از ۹۰ درصد زی توده زئوپلانکتون مربوط به گروه کوپه پودا بوده است و این روند در بهار و زمستان تغییر کرده و روتیفرا به ترتیب با ۴۴ و ۸۰ درصد سهم بیشتری در زی توده زئوپلانکتون داشته است.



نمودار ۳-۲۸: درصد زی توده گروه‌های زئوپلانکتون در فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر - سال ۱۳۸۹

در طی مطالعه بر روی گروه های مختلف زئوپلانکتون، مجموعاً ۱۵ گونه هولوپلانکتون و ۲ گروه مروپلانکتونی ثبت گردید. در میان این گونه ها *Podon evadnetrigona-typical* فقط در زیرلایه نوری و گونه های *Bosminalongirostris* و *Alonacostata* (شاخه کلادوسرا) فقط در لایه نوری مشاهده شد. بقیه گونه ها اگرچه از نظر حضور در دو لایه نوری و زیرلایه نوری مشترک بوده اند اما بسیاری از آنها از فراوانی حضور و تراکم بسیار کم برخوردار بوده اند. لذا همانطور که جدول ۳-۴ نشان می دهد عمده ترین گروه های هولوپلانکتون و مروپلانکتون در طی فصول مختلف در لایه نوری از نظر فراوانی حضور<sup>۱۷</sup> و نیز تراکم تنها ۹ عدد بوده است. بطوریکه در تابستان و پاییز یک گونه و در فصول بهار و زمستان ۳-۴ گونه بیش از ۹۰ درصد از اهمیت گونه ای را به خود اختصاص دادند. گونه های غالب تراکم در فصل بهار شامل *Asplanchnapridonta*، *Acartia tonsa*، *Podonpolyphemoides* (Cirripedia) نوزاد و لارو بالانوسو (*Balanuscypris*) و *Lamellibranchiate larvae*، در تابستان و پاییز *Acartiatonsa* و در زمستان *Asplanchnapridonta*، *Acartiatonsa* و نوزاد و لارو (*Cirripedia*) *Balanus* بود. بررسی های انجام شده بر روی زی توده نیز بیانگر الگویی مشابه تراکم بوده است.

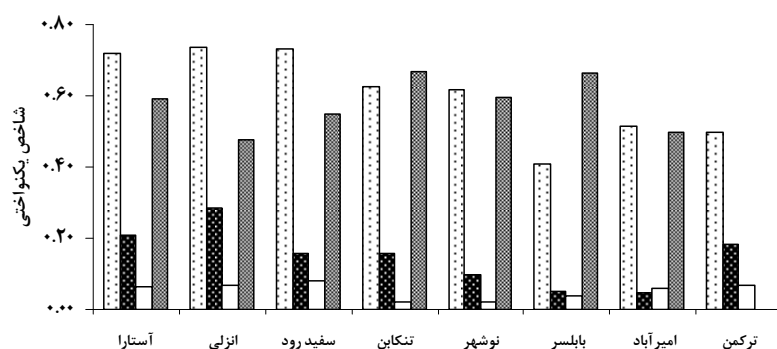
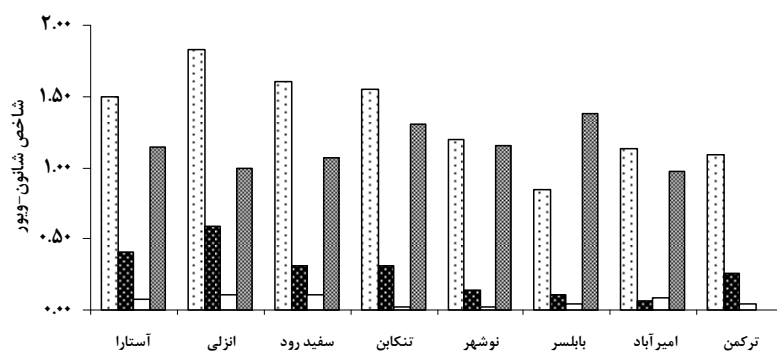
جدول ۳-۴: فراوانی حضور مهم ترین گروههای زئوپلانکتونی در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

بهار	تابستان	پاییز	زمستان
88	88	86	77
55	9	2	7
87	39	1	76
60	2	-	56
88	49	2	75
29	2	-	-
12	11	8	31
88	81	82	76
86	6	1	64

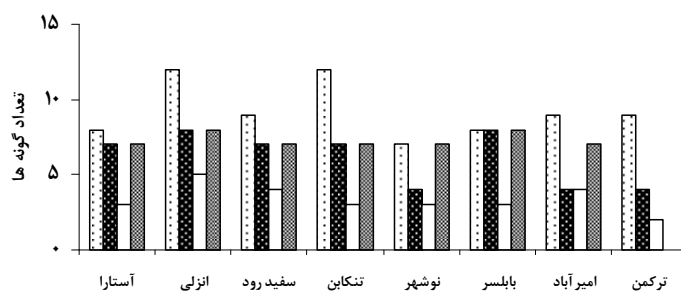
بر اساس نتایج بدست آمده در لایه نوری ( نمودار ۳-۲۹)، حداکثر مقدار شاخص شانون براساس تراکم زئوپلانکتون در فصول بهار (۱/۸) و تابستان (۰/۶) در نیم خط انزلی ثبت گردید. البته شاخص شانون در فصل بهار در نیم خط سفیدرود نیز به مقدار حداکثر نزدیک بوده است (۱/۶). در فصل پاییز حداکثر شاخص شانون در نیم خط های انزلی و سفیدرود (۰/۱۱)، مشابه ثبت گردید اما در زمستان شاخص شانون در بابلسر حداکثر گردید (۱/۳۸). به این ترتیب میانگین شاخص شانون در فصول بهار (۱/۷) و زمستان (۱/۲) بالاتر از فصول تابستان (۰/۵) و زمستان (۰/۱) بوده است. شاخص یکنواختی نیز در فصول بهار (۰/۶) و زمستان (۰/۵) بالاتر از فصول تابستان (۰/۲) و پاییز (۰/۱) بدست آمد. حداکثر تعداد گونه ها در نیم خط انزلی و در فصل بهار (۱۲ گونه) مشاهده شد (جدول ۳-۵).

<sup>17</sup>Frequency





زمستان ■ پاییز □ تابستان ■ بهار □



نمودار ۳-۲۹: چگونگی تغییرات فصلی شاخص‌های شانون-ویبور، یکنواختی و تعداد گونه‌های زئوپلانکتون در لایه نوری در نیم‌خط‌های مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

جدول ۳-۵: تغییرات فصلی شاخص‌های شانون-ویبور، یکنواختی و تعداد گونه‌های زئوپلانکتون در لایه نوری مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تعداد گونه	یکنواختی	شاخص شانون	
۱۴	۰/۶	۱/۷	بهار
۱۳	۰/۲	۰/۵	تابستان
۱۲	۰/۱	۰/۱	پاییز
۱۱	۰/۵	۱/۲	زمستان

تراکم Acartia و Balanus بر حسب مرحله زندگی (نوزادی (سه مرحله ی I تا III)، نابالغ (۴ مرحله ی I تا IV) و بالغ (۲ مرحله ی V و VI) در جداول ۳-۶ و ۳-۷ آورده شده است. بر اساس این داده ها در لایه نوری بیشترین درصد از *Acartia tonsa* مربوط به مرحله نوزاد III (۱۸/۵ درصد) و کم ترین آن مربوط به مرحله VI بالغ (۷/۶ درصد) بوده است (جدول ۳-۶). بررسی فصلی این داده ها نشان داد که اگرچه مرحله بالغ در تابستان (۲۳ درصد) نسبت به بقیه فصول حضور چشم گیرتری داشته است اما همچنان نسبت به مرحله نوزادی و نابالغ درصد پایین تری را شامل بوده است. مرحله نوزادی و نابالغ به ترتیب در فصول زمستان (۵۱ درصد) و بهار حداکثر (۴۹ درصد) مقادیر را بدست آوردند.

بررسی درصد تراکم مراحل مختلف Balanus نشان داد (جدول ۳-۷)، بجز بهار که Cypris بالاترین درصد (۴۸ درصد) را دارا گردید در بقیه فصول مرحله نوزادی I دارای بیشترین درصد تراکم (۸۲-۵ درصد) گردید.

### جدول ۳-۶: درصد تراکم Acartia و Ciripedia در مراحل مختلف از زندگی

#### در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

Acartia	درصد	Ciripedia	درصد
نوزاد I	۹/۰	نوزاد I	۳۸/۰
نوزاد II	۱۳/۴	نوزاد II	۳۰/۰
نوزاد III	۱۸/۵	Cypris	۳۳/۰
نابالغ I	۱۲/۸		
نابالغ II	۱۳/۵		
نابالغ III	۱۰/۴		
نابالغ IV	۶/۶		
نربالغ V	۴/۰		
ماده بالغ V	۴/۴		
نربالغ VI	۴/۱		
ماده بالغ VI	۳/۵		

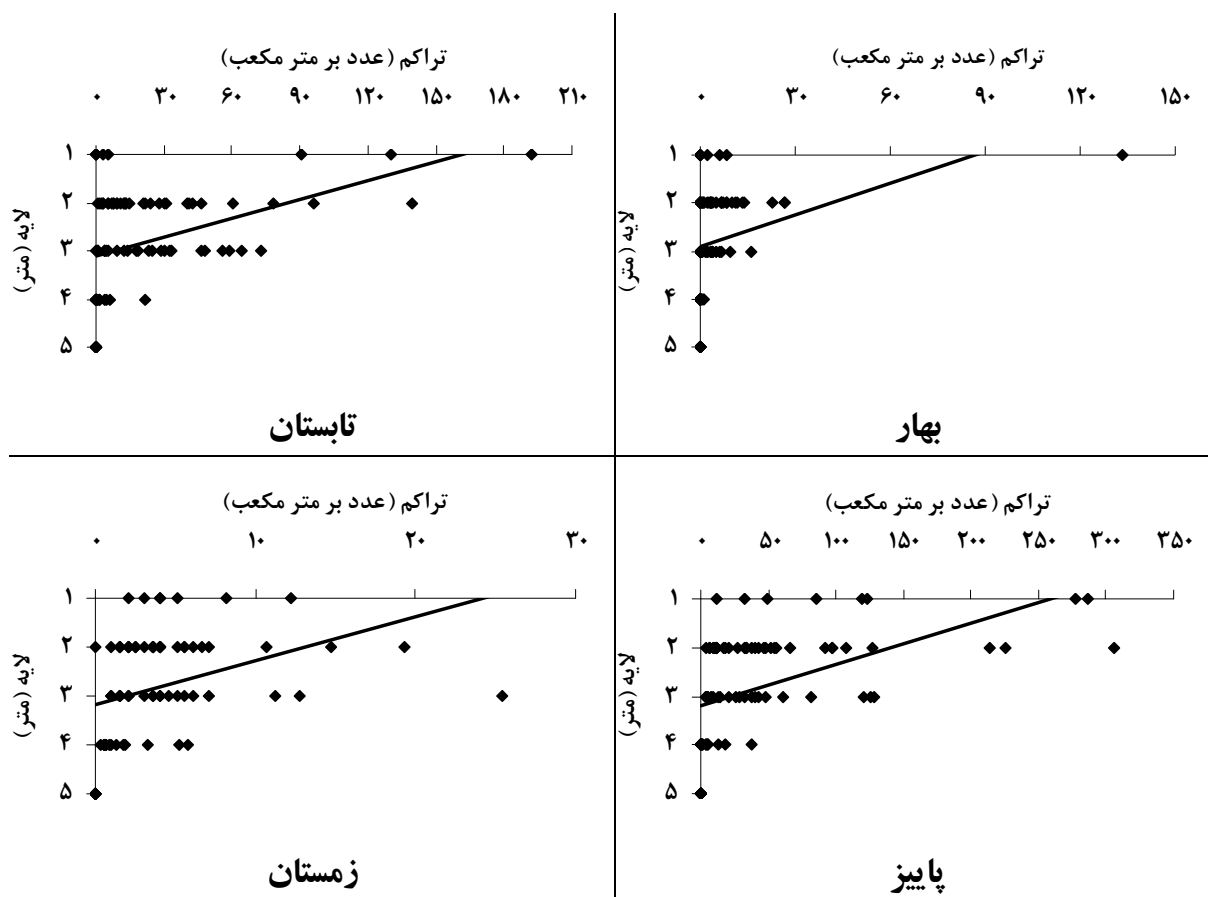
### جدول ۳-۷: تغییرات فصلی درصد تراکم Acartia و Ciripedia در مراحل مختلف از زندگی

#### در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

زمستان	پاییز	تابستان	بهار	
				Acartia
۵۱/۲	۴۰/۳	۳۵/۹	۴۰/۴	نوزاد
۳۷/۱	۴۳/۵	۴۱/۴	۴۸/۷	نابالغ
۱۱/۷	۱۶/۲	۲۲/۷	۱۰/۹	بالغ
				Ciripedia
۶۱/۵	۴۵/۰	۸۱/۹	۲۳/۷	نوزاد I
۳۳/۵	۲۷/۱	۸/۵	۲۸/۳	نوزاد II
۴/۹	۲۷/۹	۹/۶	۴۸/۰	Cypris

### ۵-۳- شانه دار

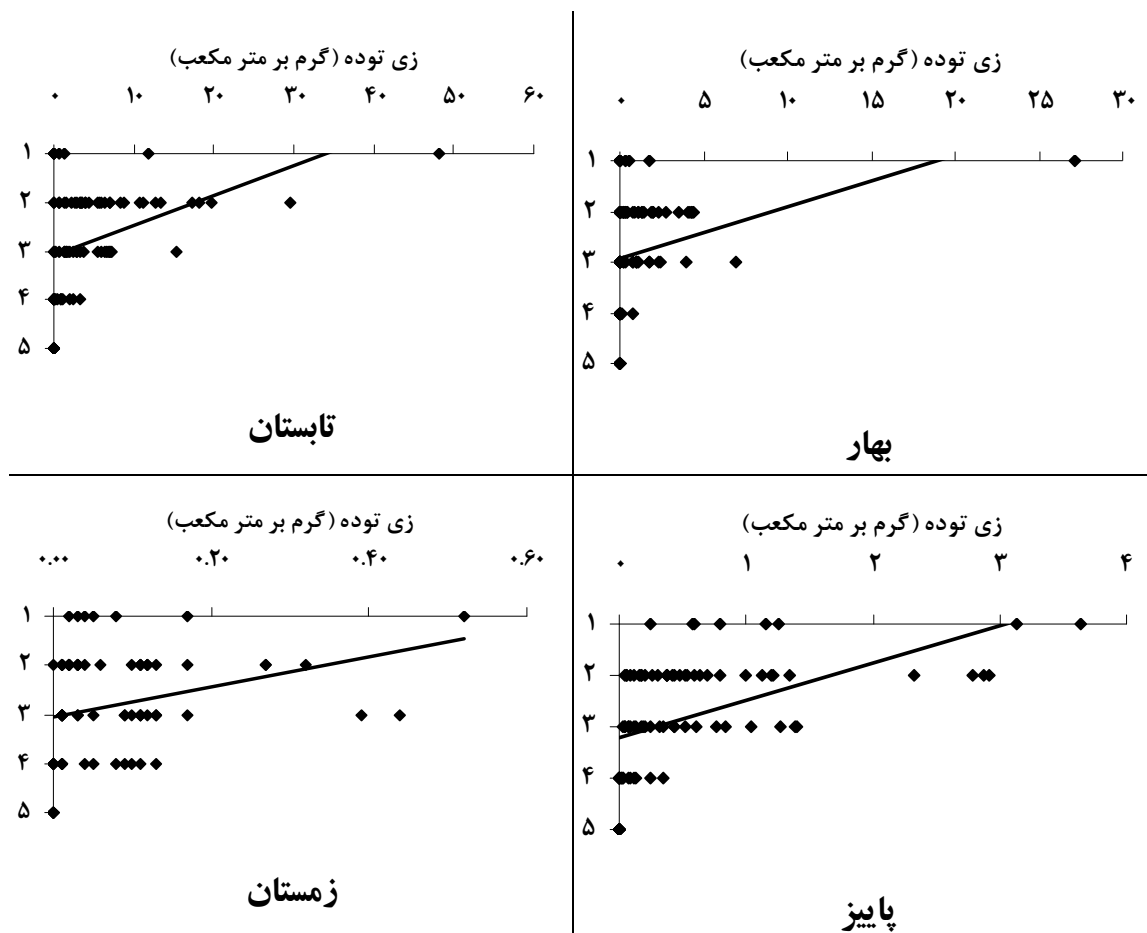
تغییرات تراکم شانه دار در اعماق و فصول مختلف سال در نمودار ۳-۳۰ نشان داده شده است. حداقل تراکم شانه دار در فصول زمستان با کمتر از ۳۰ عدد در متر مکعب ثبت گردید. در حالی که در فصول تابستان و پاییز به بیش از ۳۰۰ عدد بر متر مکعب نیز رسیده بود. تغییرات تراکم از سطح به عمق در تمام فصول سال کاهش قابل ملاحظه ای را نشان داده است. میانگین تراکم شانه دار بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به چهار گروه تفکیک گردید. میانگین تراکم شانه دار بین نواحی مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به دو گروه غربی- مرکزی و شرقی تفکیک گردید. میانگین تراکم شانه دار بین اعماق مختلف براساس آزمون دانکن در چهار گروه قرار گرفتند. همچنین آزمون تی بین میانگین های تراکم شانه دار لایه ۰-۲۰ متر و زیر لایه ۲۰ متر بیانگر اختلاف معنی دار بوده است ( $p < 0.05$ ).



نمودار ۳-۳۰: تغییرات تراکم شانه دار (عدد بر متر مکعب) در فصول و اعماق مختلف به همراه شیب خط در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ (لایه ها: ۱: ۵-۰، ۲: ۱۰-۰، ۳: ۲۰-۰، ۴: ۵۰-۲۰، ۵: ۱۰۰-۵۰)

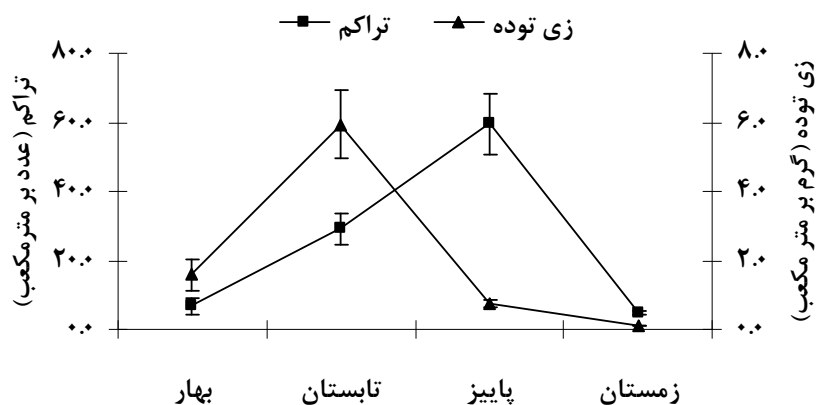
تغییرات فصلی زی توده شانه دار از سطح به عمق در نمودار ۳-۳۱ نشان داده شده است. زی توده شانه دار در فصول بهار، تابستان، پاییز و زمستان به نحوی بود که حداکثر زی توده در فصل تابستان (حدود ۵۰ گرم بر

مترمکعب) و کمترین آن در فصل زمستان (کمتر از ۰/۶ گرم بر متر مکعب) بوده است. روند تغییرات زی توده همانند تراکم از سطح به عمق کاهش قابل ملاحظه ای را نشان داده است. میانگین زی توده شانه دار بین فصول براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن به چهارگروه تفکیک گردید. نتایج آزمون دانکن داده های ناحیه ای این پارامتر را در دو گروه (غربی- مرکزی و شرقی) قرار داد. میانگین زی توده شانه دار بین اعماق مختلف براساس آزمون ANOVA اختلاف معنی داری نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن سه گروه جدا گردند. همچنین آزمون تی بین میانگین های زی توده شانه دار لایه ۰-۲۰ متر و زیر لایه ۲۰ متر بیانگر اختلاف معنی دار بوده است ( $p < 0.05$ ).



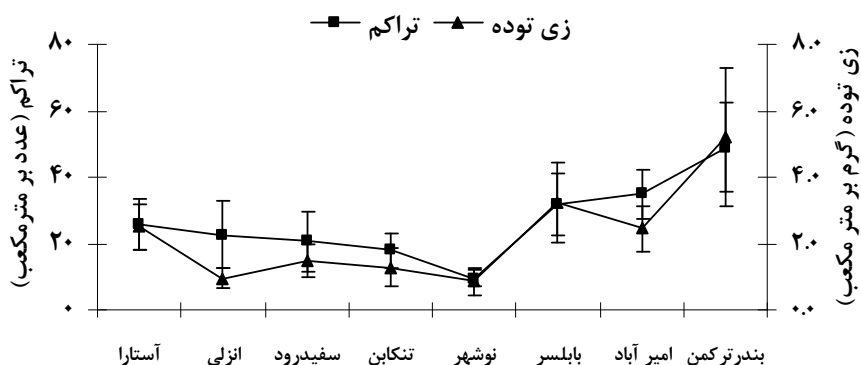
نمودار ۳-۳۱: تغییرات زی توده شانه دار (گرم بر متر مکعب) در فصول و اعماق مختلف به همراه شیب خط در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ (لایه ها: ۱: ۰-۵، ۲: ۰-۱۰، ۳: ۰-۲۰، ۴: ۲۰-۵۰، ۵: ۵۰-۱۰۰)

حداکثر میانگین تراکم شانه دار در فصول پاییز و حداقل آن در فصل زمستان ثبت گردیده است (نمودار ۳-۳۲). حداکثر زی توده شانه دار در فصل تابستان و حداقل آن در فصل زمستان بوده است.



نمودار ۳-۳۲: تغییرات میانگین تراکم و زی توده شانه دار به همراه SE در لایه ۰-۲۰ متر فصول مختلف در حوضه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

حداکثر میانگین تراکم شانه دار (۴۹ عدد بر متر مکعب) در نیم خط بندترکمن و حداقل آن (۹ عدد بر متر مکعب) در نیم خط نوشهر مشاهده گردیده است (نمودار ۳-۳۳). همچنین حداکثر زی توده شانه دار در نیم خط بندترکمن (۵/۲۱ گرم بر متر مکعب) و حداقل آن در نیم خط نوشهر (۰/۸۵ گرم بر متر مکعب) بوده است.



نمودار ۳-۳۳: تغییرات میانگین تراکم و زی توده شانه دار به همراه SE در نیم خط‌های مختلف در حوضه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

در طی مطالعه اندازه‌های طولی بدست آمده از *M.leidy* در محدوده ۳۵-۵ میلی متر قرار گرفت که به ۷ گروه تقسیم گردیدند (جدول ۳-۸).

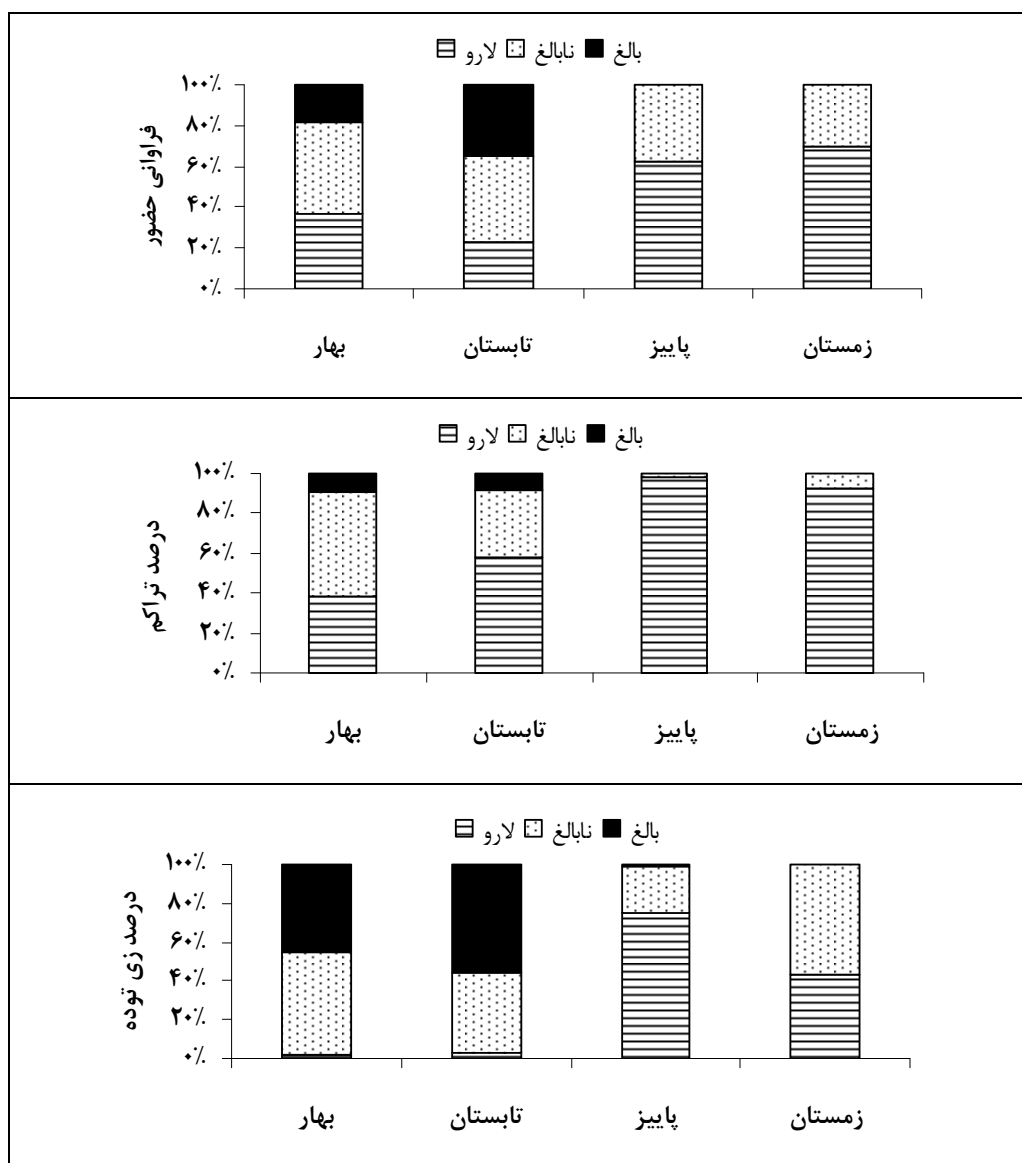
جدول ۳-۸: درصد فراوانی حضور، تراکم و زی توده گروههای طولی *M.leidy* در فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

سالانه	زمستان	پاییز	تابستان	بهار	پارامتر	گروه طولی (میلی متر)
۴۱	۷۰	۶۲	۲۳	۳۷	فراوانی حضور	۵-۰
۸۲	۹۱	۹۷	۵۸	۳۹	تراکم	
۹	۴۳	۷۵	۳	۲	زی توده	
۲۵	۲۹	۳۳	۲۲	۲۲	فراوانی حضور	۱۰-۶
۱۰	۸	۲	۲۲	۳۵	تراکم	
۱۷	۵۵	۱۹	۱۵	۲۱	زی توده	
۱۵	۱	۵	۲۰	۲۳	فراوانی حضور	۱۵-۱۱
۵	۱<	۱<	۱۲	۱۷	تراکم	
۲۵	۱	۴	۲۶	۳۲	زی توده	
۹	-	۱	۱۵	۱۲	فراوانی حضور	۲۰-۱۶
۲	-	۱<	۴	۷	تراکم	
۱۹	-	۱	۲۰	۲۶	زی توده	
۶	-	-	۱۲	۵	فراوانی حضور	۲۵-۲۱
۱	-	-	۳	۲	تراکم	
۲۰	-	-	۲۳	۱۷	زی توده	
۳	-	-	۶	۱	فراوانی حضور	۳۰-۲۶
۱<	-	-	۱	۱<	تراکم	
۸	-	-	۱۰	۳	زی توده	
۱	-	-	۲	-	فراوانی حضور	۳۵-۳۱
۱<	-	-	۱<	-	تراکم	
۲	-	-	۳	-	زی توده	

درصد فراوانی حضور شانه دار در اندازه طولی کم تر از ۵ میلی متر بیشترین میزان را دارا بود که بیشترین درصد آن در فصل زمستان بود (۷۰ درصد). این بررسی نشان می دهد که گروه های با طول بیشتر دارای درصد فراوانی حضور و تراکم کم تری بوده اند. بطوریکه درصد فراوانی حضور و تراکم گروه طولی ۳۱-۳۵ میلی متر حدود ۱ درصد بوده است. در واقع موجودات با گروه طولی بیشتر از ۲۰ میلی متر فقط در فصول گرم سال یعنی بهار و تابستان مشاهده شدند.

از نظر مرحله تکاملی گروه طولی کم تر از ۵ میلی متر در گروه لارو، ۶-۱۵ میلی متر در گروه نابالغ (انتقالی) و ۱۶-۳۵ میلی متر در گروه بالغ جای می گیرند. درصد فراوانی حضور، تراکم و زی توده این سه گروه (لارو، نابالغ و بالغ) در فصول مختلف در نمودار ۳-۳۴ نشان داده شده است.

بر اساس نمودار ۳-۳۴ توزیع در صد پارامترهای فراوانی حضور و تراکم در هر یک از گروه‌ها (لارو، نابالغ و بالغ) به نحوی بود که گروه بالغ کم‌ترین میزان را دارا بوده است. ضمن آن که در بهار و تابستان مراحل مختلف از چرخه زندگی *M.leidy* مشاهده شد، در حالی که در فصول سرد یعنی پاییز و بخصوص زمستان فقط مراحل لاروی و نابالغ از این موجود دیده می‌شود. بیشترین تراکم از مراحل لاروی، نابالغ و بالغ به ترتیب مربوط به فصول پاییز، بهار و بهار بوده است. بیشترین زی توده از مراحل تکاملی فوق نیز در پاییز، بهار و تابستان گزارش گردید. همچنین افزایش درصد زی توده گروه بالغ در فصل تابستان به اندازه‌ای بود که بر دو گروه دیگر نیز پیشی گرفت.



نمودار ۳-۳۴: درصد فراوانی حضور، تراکم و زی توده لارو، نابالغ و بالغ *M.leidy* در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

### ۳-۶- ماکروبتوزها

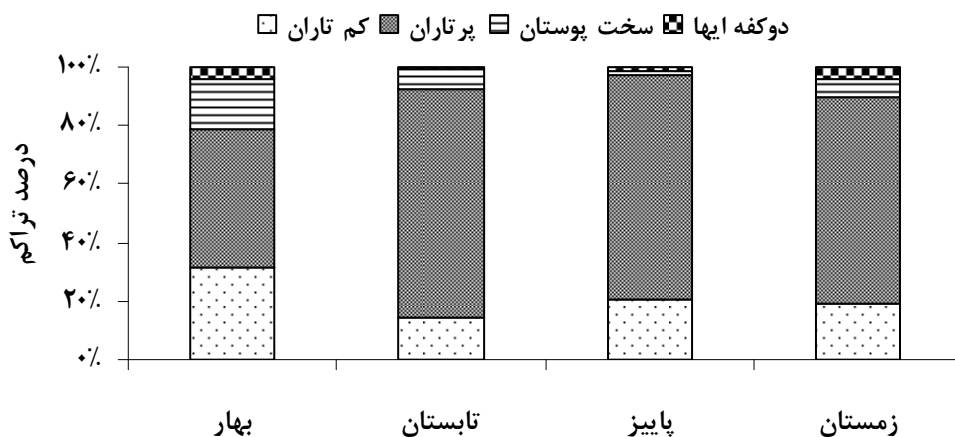
تغییرات تراکم ماکروبتوزها و رده های پرتاران (Polychaeta)، کم تاران (Oligochaeta)، سخت پوستان (Crustacea)، حشرات (Insecta) و دوکفه ایها (Bivalva) در فصول مختلف سال در نمودار ۳-۳۵ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصول تابستان، پاییز و زمستان تراکم ماکروبتوزها تحت تاثیر رده پرتاران بوده است اما در فصل بهار تراکم ماکروبتوزها تحت تاثیر همه رده ها بوده است. میانگین تراکم ماکروبتوزها بین فصول و اعماق مختلف (براساس آزمون ANOVA) اختلاف معنی داری را نشان داد ( $p < 0.05$ ) بطوریکه براساس آزمون دانکن فصول به دو گروه (تابستان، بهار-پاییز-زمستان) و اعماق به سه گروه (۵ - ۱۰ متر، ۲۰ متر و ۵۰-۱۰۰ متر) تفکیک گردیدند. میانگین تراکم ماکروبتوزها بین نواحی مختلف اختلاف معنی داری نشان نداد ( $p > 0.05$ ).



نمودار ۳-۳۵: تغییرات میانگین تراکم ماکروبتوزها و رده های مختلف (عدد بر متر مربع) به همراه SE در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

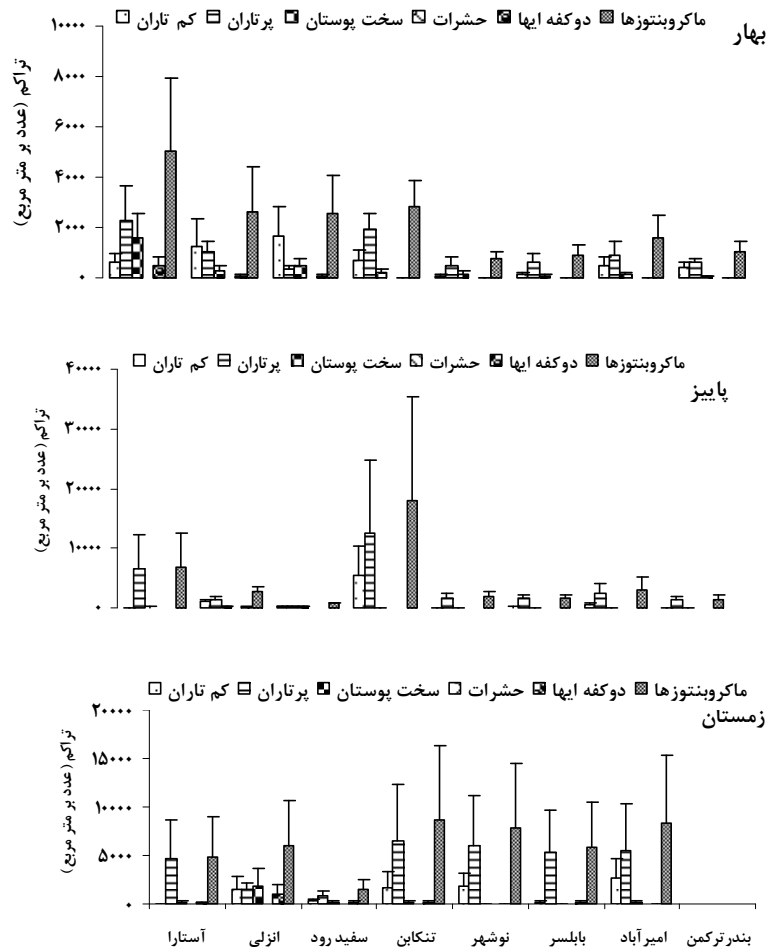
تغییرات درصدی تراکم رده های غالب ماکروبتوزها (پرتاران، کم تاران و سخت پوستان) در فصول مختلف در نمودار ۳-۳۶ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصول تابستان، پاییز و زمستان بیش از ۷۰ درصد تراکم ماکروبتوزها مربوط به رده پرتاران بوده است و این روند در بهار تغییر کرده و این رده با حدود ۴۷ درصد در تراکم ماکروبتوزها سهم بیشتری را دارا بود. در این فصل کم تاران، سخت پوستان و دوکفه ایها به ترتیب ۳۱، ۱۷ و ۴ درصد مشارکت را در تراکم ماکروبتوزها داشته اند. شایان ذکر است که رده حشرات کمتر از ۱ درصد در تراکم ماکروبتوزها سهم داشته است.





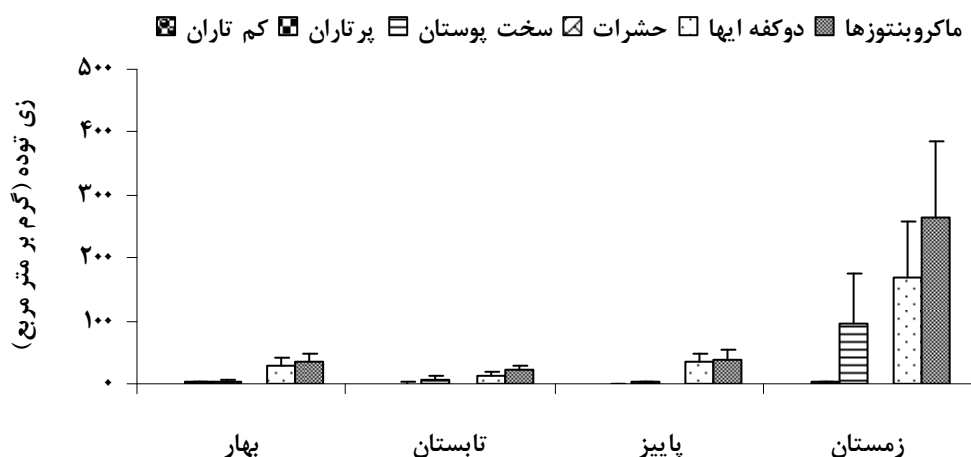
نمودار ۳-۳۶: درصد رده های ماکروبتوزها (تراکم) در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تغییرات تراکم ماکروبتوزها و رده های مختلف غالب کم تاران، پرتاران، سخت پوستان، حشرات و دوکفه ایها در فصول و نیم خط های مختلف در نمودار ۳-۳۷ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصل بهار تراکم ماکروبتوزها در نیم خط های ناحیه شرقی تحت تاثیر رده پرتاران و در نیم خط های مربوط به نواحی غربی و مرکزی تابع تراکم بقیه رده بوده است. در فصل تابستان در تمامی نیم خط ها تراکم ماکروبتوزها بیشتر تحت تاثیر پرتاران بوده است. در فصل پاییز در بیشتر نیم خط ها تراکم ماکروبتوزها تحت تاثیر تراکم پرتاران بوده است اما در نیم خط های ناحیه مرکزی تراکم کم تاران نیز موثر بوده است. تراکم ماکروبتوزها در فصل زمستان در تمامی نیم خط ها کاملاً تابع رده پرتاران بوده است و در ناحیه شرقی تراکم کم تاران نیز مشارکت موثری داشته است.



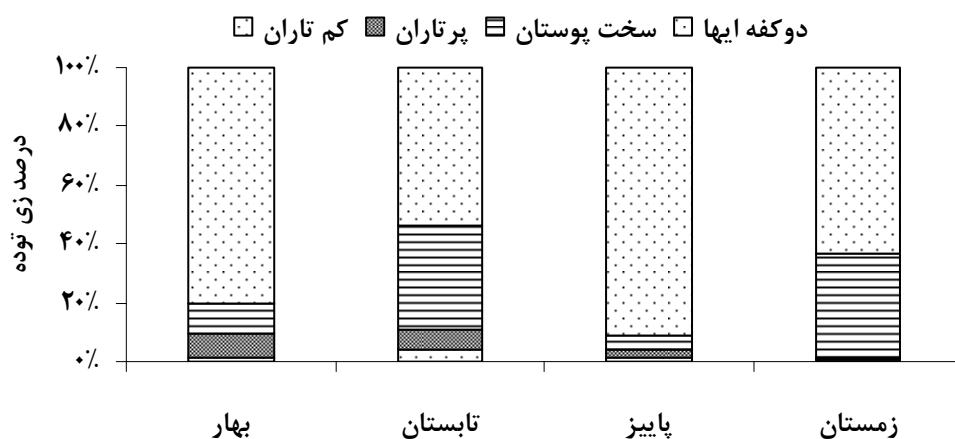
نمودار ۳-۳۷: تغییرات میانگین تراکم ماکروبتوزها و سه رده غالب (عدد بر متر مربع) به همراه SE در فصول و نیم خط های مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

تغییرات زی توده ماکروبتوزها و پنج رده آن را در فصول مختلف سال در نمودار ۳-۳۸ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در تمام فصول زی توده ماکروبتوزها تحت تاثیر رده دو کفه ایها بوده اما در فصل زمستان رده سخت بوستان نیز مشارکت موثر داشته است.



نمودار ۳-۳۸: تغییرات میانگین زی توده ماکروبتوزها و رده های مختلف (گرم بر متر مربع) به همراه SE در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹

تغییرات درصدی زی توده رده های ماکروبتوزها (پرتاران، کم تاران، سخت پوستان، حشرات و دوکفه ای ها) در فصول مختلف در نمودار ۳-۳۹ نشان داده شده است. همانطوریکه این نمودار نشان می دهد در فصول بهار و پاییز بیش از ۸۰ درصد زی توده ماکروبتوزها مربوط به رده دوکفه ای ها بوده است. این روند در تابستان و زمستان تغییر کرده و سخت پوستان تقریباً ۳۵ درصد از زی توده ماکروبتوزها را تشکیل دادند و رده دوکفه ای ها در فصول تابستان و زمستان به ترتیب ۵۳ و ۶۳ درصد در زی توده ماکروبتوزها مشارکت داشته است.



نمودار ۳-۳۹: درصد پنج رده ماکروبتوزها (زی توده) در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

حداکثر تعداد گونه های ماکروبتوزها در رده سخت پوستان مشاهده شد (۲۱ گونه). بدون در نظر گرفتن رده کم تاران که شناسایی گونه ای در آن صورت نگرفت، تعداد گونه در سایر رده ها یعنی پرتاران، حشرات و دوکفه ای ها به

ترتیب ۴، ۱ و ۳ بوده است. بررسی گروههای ماکروبتوز نشان داد که ۱۰ گونه به همراه اولیگوکیت در طی فصول مختلف سال دارای بیش از ۲۰ درصد فراوانی حضور (Percent Frequency) بودند که در ایجاد تراکم و زی توده نیز نقش عمده ای (بیش از ۷۰ درصد از کل ماکروبتوزها) را نشان دادند. بقیه گونه ها از درصد فراوانی حضور، تراکم و زی توده کم برخوردار بودند (جدول ۳-۹). این بررسی نشان داد که اولیگوکیت ها و *Streblospio* spp. (پلی کیت) در همه فصول از نظر درصد فراوانی حضور و تراکم جزو گروه های غالب ماکروبتوزها بودند. این دو گروه به ترتیب در تابستان و بهار دارای حداقل درصد تراکم گردیدند. از بین سایر گروه های معرفی شده در جدول ۳-۹، در فصل بهار *Hypaniola kowalewskii* و *Nereis diversicolor* نیز در ایجاد تراکم ماکروبتوزها در فصل بهار نقش قابل توجه داشته اند. در بررسی فصلی زی توده مشخص گردید که *Balanus improvises* و *Cerastoderma lamarcki* عمده ترین نقش را در ایجاد زی توده داشته اند. *Balanus improvises* و *Cerastoderma lamarcki* در پاییز به ترتیب کم ترین و بیشترین زی توده را در بین فصول دارا شدند.

**جدول ۳-۹: درصد فراوانی حضور، تراکم و زی توده مهم ترین گروههای ماکروبتوزها در حوزه جنوبی**

**دریای خزر در سال ۱۳۸۹**

سالانه	زمستان	پاییز	تابستان	بهار	پارامتر	ماکروبتوزها
۹۱	۹۱	۹۰	۸۵	۹۷	فراوانی حضور	Oligochaeta
۱۹	۱۹	۲۰	۱۴	۳۱	تراکم	
۱	<1	۲	۴	۲	زی توده	
۸۶	۸۳	۸۵	۹۲	۸۵	فراوانی حضور	<i>Streblospio</i> spp.
۶۳	۶۳	۷۱	۷۰	۲۴	تراکم	
<1	<1	۲	۳	<1	زی توده	
۸۳	۹۴	۸۳	۷۹	۷۹	فراوانی حضور	<i>Nereis diversicolor</i>
۵	۳	۴	۴	۱۵	تراکم	
۱	<1	۱	۳	۷	زی توده	
۴۵	۴۹	۴۳	۴۴	۴۶	فراوانی حضور	<i>Hypaniola kowalewskii</i>
۴	۵	۲	۳	۸	تراکم	
<1	<1	<1	<1	<1	زی توده	
۲۴	۱۷	۲۸	۲۳	۲۶	فراوانی حضور	<i>Hypania invalida</i>
<1	<1	<1	<1	<1	تراکم	
<1	<1	<1	<1	<1	زی توده	
۲۲	۱۷	۱۸	۲۸	۲۶	فراوانی حضور	<i>Stenocuma diastylodes</i>
<1	<1	<1	۱	<1	تراکم	
<1	<1	<1	<1	<1	زی توده	

ادامه جدول ۳-۹: درصد فراوانی حضور، تراکم و زی توده مهم ترین گروههای ماکروبتوزها در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

سالانه	زمستان	پاییز	تابستان	بهار	پارامتر	ماکروبتوزها
۱۹	۱۷	۲۰	۳	۳۶	فراوانی حضور	<i>Stenocuma grasiloides</i>
<1	<1	<1	<1	۲	تراکم	
<1	<1	<1	<1	<1	زی توده	
۱۸	۲۰	۲۳	۰	۲۸	فراوانی حضور	<i>Schizorhynchus eudorelloides</i>
<1	<1	<1	۰	۱	تراکم	
<1	<1	<1	۰	<1	زی توده	
۲۲	۳۷	۱۸	۳	۳۱	فراوانی حضور	<i>Balanus improvisus</i>
۲	۶	۱	<1	۳	تراکم	
۲۹	۳۶	۴	۳۰	۱۰	زی توده	
۲۲	۲۹	۳۵	۵	۲۱	فراوانی حضور	<i>Chironomus albidus</i>
<1	<1	<1	<1	<1	تراکم	
<1	<1	<1	۱	<1	زی توده	
۲۳	۲۹	۲۵	۱۵	۲۳	فراوانی حضور	<i>Cerastoderma lamarcki</i>
۲	۴	۱	<1	۴	تراکم	
۶۷	۶۳	۹۱	۵۱	۸۱	زی توده	

جدول ۳-۱۰ مقادیر شاخص های بیولوژیک ماکروبتوزها را در فصول، اعماق و نیم خط ها نشان می دهد حداکثر و حداقل شاخص های شانون و یکنواختی به ترتیب در فصول بهار (۲ و ۰/۶) و پاییز (۰/۹ و ۰/۳) دیده شد و تعداد گونه ها در زمستان به کم ترین میزان خود رسید (۱۹ گونه). مقایسه شاخص های بیولوژیکی در بین اعماق مختلف نشان می دهد که حداکثر و حداقل شاخص های شانون و یکنواختی به ترتیب در اعماق ۱۰۰ متر (۲/۲ و ۰/۷) و ۲۰ متر (۰/۶ و ۰/۲) بوده است. این مقایسه در بین نیم خط های مختلف بیانگر آن است که در نیم خط های آستارا، سفیدرود و بندرترکمن که شاخص های شانون (۱/۵) و یکنواختی (۰/۵) با مقادیر مشابه حداکثر بوده است. حداقل مقادیر شاخص شانون در نیم خط امیرآباد (۰/۸) و شاخص یکنواختی بطور مشابه در نیم خط های امیرآباد و بابلسر بوده است.

جدول ۳-۱۰: مقادیر شاخص های بیولوژیک گروههای ماکروبتنوزها در فصول، اعماق و نیم خط هادر حوزه

جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

فصل	شاخص شانون	شاخص یکنواختی	تعداد گونه
بهار	۲	۰/۶	۲۵
تابستان	۱/۲	۰/۴	۲۴
پاییز	۰/۹	۰/۳	۲۵
زمستان	۱/۲	۰/۴	۱۹
عمق (متر)			
۵	۱/۵	۰/۴	۲۶
۱۰	۱/۰	۰/۳	۱۹
۲۰	۰/۶	۰/۲	۱۶
۵۰	۱/۲	۰/۴	۱۷
۱۰۰	۲/۲	۰/۷	۲۵
نیم خط			
آستارا	۱/۵	۰/۵	۲۴
انزلی	۱/۳	۰/۴	۲۵
سفیدرود	۱/۵	۰/۵	۱۹
تنکابن	۱/۱	۰/۴	۲۵
نوشهر	۱/۳	۰/۴	۲۱
بابلسر	۱/۰	۰/۳	۱۷
امیرآباد	۰/۸	۰/۳	۱۹
بندر ترکمن	۱/۵	۰/۵	۲۰

۳-۷- پارامترهای زیستی و غیر زیستی

۳-۷-۱- موجودات زیستی و ارتباط با پارامترهای محیطی

۳-۷-۱-۱- ارتباط فیتوپلانکتون با پارامترهای محیطی

در بررسی فصل بهار، تراکم فیتوپلانکتون با پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۵۶۷ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۱۰ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به چهار مولفه (PC) با ۷۲/۴ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مولفه یک به تنهایی ۲۱/۸ درصد از کل واریانس را شامل شده است. در مولفه سوم تراکم فیتوپلانکتون با بار عاملی قوی به همراه ازت معدنی و سیلیس محلول مشارکت داشته است (جدول ۳-۱۱). واریانس مولفه های دو تا چهار به

ترتیب ۱۸/۷، ۱۶/۵ و ۱۳/۴ از کل واریانس را شامل شدند. در این سه مولفه بقیه متغیرهای محیطی مشارکت داشته‌اند.

در فصل تابستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۴۴۹ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۱۰ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به چهار مولفه (PC) با ۶۷/۹ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مولفه یک به تنهایی ۱۸/۴ درصد از کل واریانس را شامل شده است. در مولفه سوم تراکم فیتوپلانکتون به همراه سیلیس محلول با بار عاملی قوی و دما و شفافیت آب مشارکت داشته است (جدول ۳-۱۱). واریانس مولفه‌های دو تا چهار به ترتیب ۱۸/۰، ۱۷/۹ و ۱۳/۶ از کل واریانس را شامل شده است. در این سه مولفه بقیه متغیرهای محیطی مشارکت داشته‌اند.

در فصل پاییز، تغییرات شاخص KMO برای تراکم فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۱۶ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۱۰ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۵۸/۰ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مولفه یک ۲۳/۷ درصد از کل واریانس را شامل شده است. در این مولفه تراکم فیتوپلانکتون با pH، شفافیت، دمای آب و فسفر معدنی مشارکت داشته است (جدول ۳-۱۱). واریانس مولفه‌های دو تا سه به ترتیب ۲۰/۶ و ۱۳/۷ از کل واریانس را شامل شدند. در این دو مولفه بقیه متغیرهای محیطی مشارکت داشته‌اند.

در فصل زمستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۵۱۸ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۱۰ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به پنج مولفه (PC) با ۷۶/۰ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مولفه سه ۱۵/۳۲ درصد از کل واریانس را شامل شده است. در این مولفه تراکم فیتوپلانکتون با فسفر معدنی و فسفر آلی مشارکت داشته است (جدول ۳-۱۱). واریانس مولفه‌های یک، دو، چهار و پنج به ترتیب ۱۹/۸، ۱۶/۳، ۱۲/۴ و ۱۲/۲ از کل واریانس را شامل شده است.

در بررسی سالانه تراکم فیتوپلانکتون با پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۶۱۴ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۱۰ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به چهار مولفه (PC) با ۶۷/۶ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مولفه یک به تنهایی ۲۴/۸ درصد از کل واریانس را شامل شده است. در این مولفه تراکم فیتوپلانکتون با دما، اکسیژن محلول و ازت معدنی

داشته است (جدول ۳-۱۱). واریانس مولفه های دو تا چهار به ترتیب ۱۸/۰ ، ۱۲/۹ و ۱۱/۹ از کل واریانس را شامل شده است.

جدول ۳-۱: ارتباط تراکم فیتوپلانکتون با پارامترهای محیطی براساس آزمون مولفه اصلی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

سالانه	زمستان	پاییز	تابستان	بهار	
مولفه اول	مولفه سوم	مولفه اول	مولفه سوم	مولفه سوم	
۰/۶۶	۰/۸۳	۰/۶۲	۰/۸۱	۰/۶۵	تراکم فیتوپلانکتون
۰/۶۵				۰/۹۳	ازت معدنی
					ازت آلی
	-۰/۶۶	-۰/۶۰			فسفر معدنی
	۰/۶۰				فسفر آلی
			-۰/۸۲	۰/۴۸	سیلیس محلول
-۰/۸۷		۰/۷۶	-۰/۳۵		دمای آب
		۰/۶۶	۰/۵۰		شفافیت
۰/۸۷					اکسیژن محلول
		۰/۷۱			pH

در بررسی فصل بهار تراکم شاخه های باسیلاریوقیتا، پیروفیتا و سیانوفیتا با پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۵۴۶ بوده است. در نتایج آزمون Barttlet نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۱۲ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به چهار مولفه (PC) با ۷۰/۴ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مشارکت متغیرهای مختلف در جدول ۳-۱۲ شرح داده شده است.

در فصل تابستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم شاخه های باسیلاریوقیتا، پیروفیتا، سیانوفیتا، کلروفیتا و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۴۰۵ بوده است. در نتایج آزمون Barttlet نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۱۳ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به پنج مولفه (PC) با ۶۹/۱ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مشارکت متغیرهای مختلف در جدول ۳-۱۲ آورده شده است.

در فصل پاییز، تغییرات شاخص KMO برای تراکم شاخه های باسیلاریوقیتا، پیروفیتا و سیانوفیتا و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۵۱۷ بوده است. در نتایج آزمون Barttlet نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۱۲ متغیر فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree



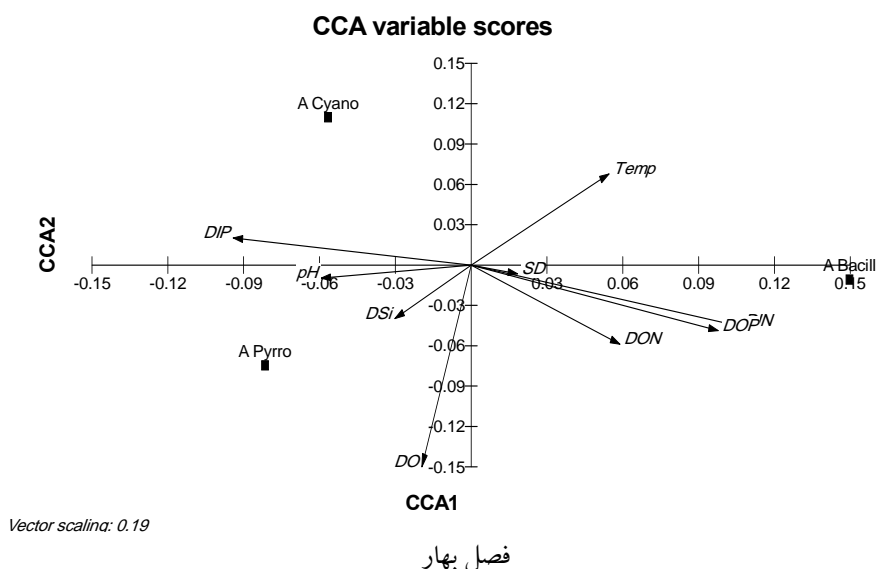


جدول ۳-۱۲: ارتباط تراکم شاخه های غالب فیتوپلانکتون با پارامترهای محیطی براساس آزمون مولفه اصلی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

زمستان		پاییز			تابستان		بهار				
مولفه ۲	مولفه ۱	مولفه ۳	مولفه ۲	مولفه ۱	مولفه ۲	مولفه ۱	مولفه ۴	مولفه ۳	مولفه ۲	مولفه ۱	
٪۱۲/۵	٪۲۳/۲	٪۱۴/۹	٪۱۷/۶	٪۱۸/۶	٪۱۵/۶	٪۱۶/۱	٪۱۵/۰	٪۱۷/۵	٪۱۸/۵	٪۱۹/۴	
						-۰/۷۸		۰/۷۶		سیلیس محلول	
	۰/۶۸			۰/۷۳					-۰/۶۲	-۰/۴۲	دمای آب
	۰/۸۵			۰/۶۶		۰/۶۶		۰/۹۱			شفافیت
										۰/۷۳	اکسیژن محلول
				۰/۶۸	-۰/۴۱			۰/۵۵			pH

آنالیز CCA در فصل بهار را نشان می دهد که در فصل بهار VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی و کمترین مربوط به فسفر آلی (DOP) بوده است. آنالیز CCA در فصل بهار نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۱/۸ درصد متغیرهای ازت معدنی (۰/۵۶،  $r=-0/46$ )، فسفر معدنی (۰/۴۶،  $r=-0/46$ ) و فسفر آلی (۰/۳۹،  $r=0/39$ ) بر تغییرات شاخه های فیتوپلانکتون نقش داشته اند و متغیرهای دما (۰/۶۰،  $r=0/60$ )، شفافیت (۰/۴۱،  $r=-0/41$ ) و اکسیژن محلول (۰/۷۷،  $r=0/77$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۳/۱ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۵۵) و دوم (۰/۲۳) بالا بوده است.

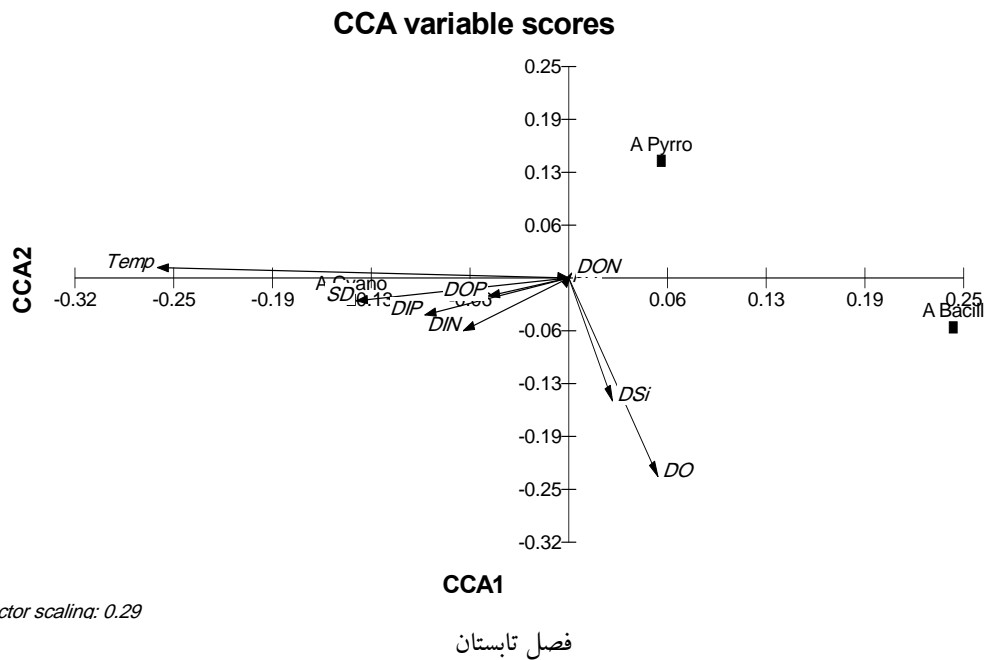
آنالیز CCA بر روی سه شاخه غالب فیتوپلانکتون در فصل بهار نشان داد که شاخه سیانوفیتا بیشتر تحت تاثیر فسفر معدنی قرار گرفته است. شاخه باسیلاریوقیتا با شفافیت، فسفر آلی و ترکیبات ازتی همبستگی نشان داد. شاخه پیروفتا با متغیرهای pH، اکسیژن محلول و سیلیس محلول ارتباط مستقیم داشت (نمودار ۳-۴۰).



نمودار ۳-۴۰: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای تراکم شاخه‌های فیتوپلانکتون در فصل بهار در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر ( Cyano.=Cyanophyta; Pyrro=Pyrophyta; Bacill=Bacillariophyta)

آنالیز CCA در فصل تابستان را نشان می‌دهد که تمام متغیرها در این فصل دارای VIF کمتر از ۱۰ بوده‌اند. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی (DON) و کمترین مربوط به فسفر معدنی (DIP) بوده است. آنالیز CCA در فصل تابستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۲۰ درصد متغیرهای دما ( $r=-0/96$ ) و سیلیس محلول ( $r=0/34$ ) بر تغییرات شاخه‌های فیتوپلانکتون نقش داشته‌اند و متغیرهای اکسیژن محلول ( $r=-0/90$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۴ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول ( $0/55$ ) و دوم ( $0/35$ ) بالا بوده است.

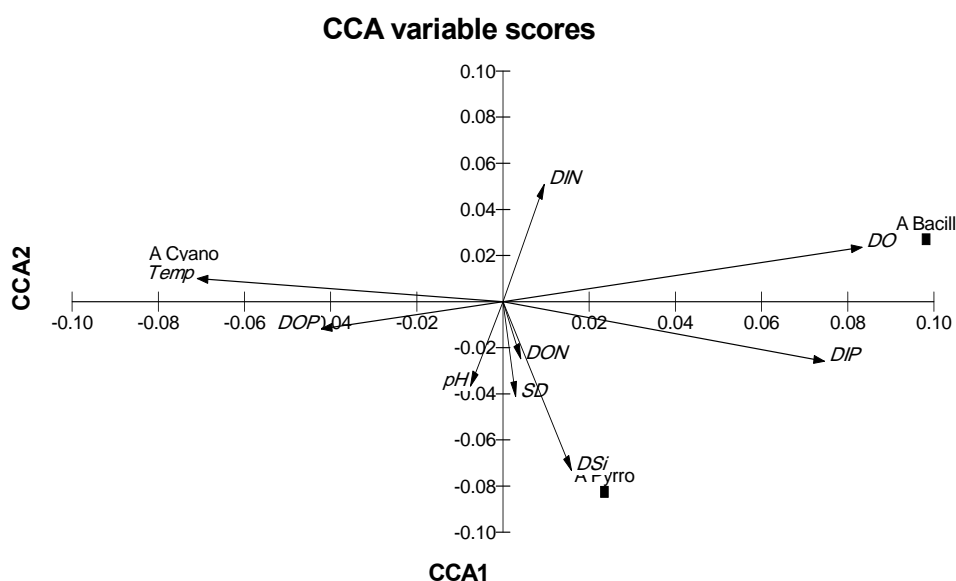
در آنالیز CCA بر روی سه شاخه غالب فیتوپلانکتون در فصل تابستان نشان داد که شاخه سیانوفیتا در ناحیه ای قرار گرفت که بیشتر تحت تاثیر فسفر، ازت معدنی و شفافیت بوده است. شاخه باسیلاریوفیتا با سیلیس محلول و اکسیژن محلول همبستگی نشان داد. همچنین شاخه پیروفیتا با هیچکدام از متغیرها ارتباط مستقیم نداشته است (نمودار ۳-۴۱).



نمودار ۳-۴۰: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای شاخه های فیتوپلانکتون در فصل تابستان در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر ( Cyano.=Cyanophyta; Pyrro=Pyrrrophyta; Bacill=Bacillorophyta)

آنالیز CCA در فصل پاییز نشان می دهد که تمام متغیرها در این فصل دارای VIF کمتر از ۱۰ بوده اند. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی (DON) و کمترین مربوط به فسفر معدنی (DIP) بوده است. آنالیز CCA در فصل پاییز نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۳ درصد متغیرهای دما ( $r=-0/40$ )، اکسیژن محلول ( $r=0/58$ ) و فسفر معدنی ( $r=0/41$ ) بر تغییرات شاخه های فیتوپلانکتون نقش داشته اند و متغیرهای شفافیت ( $r=-0/47$ ) و سیلیس محلول ( $r=-0/76$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۴ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول ( $0/43$ ) و دوم ( $0/36$ ) بالا بوده است.

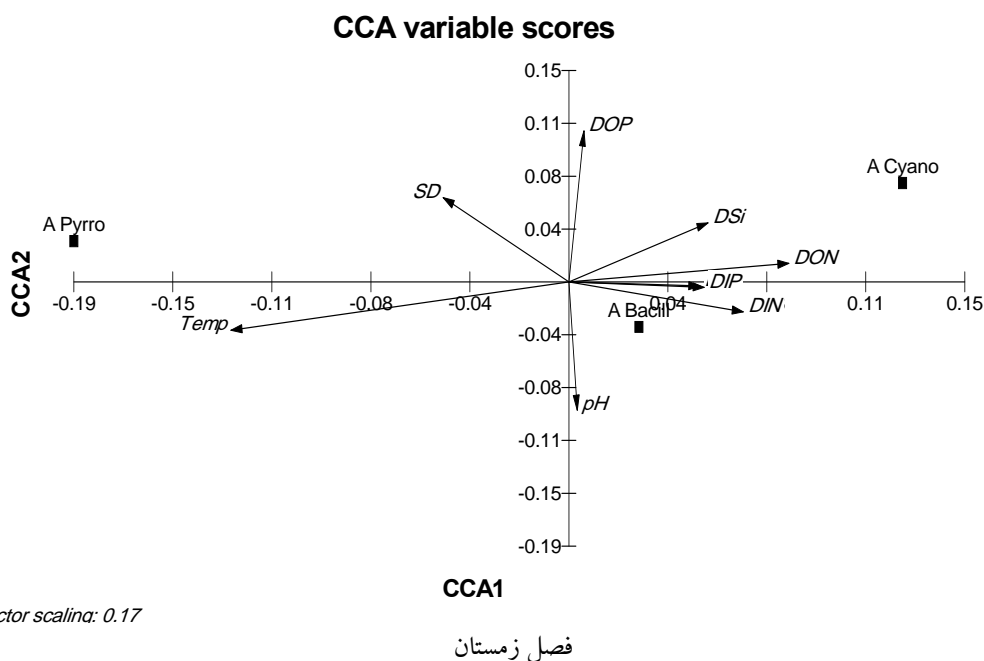
در آنالیز CCA بر روی سه شاخه غالب فیتوپلانکتون در فصل پاییز نشان داد که شاخه باسیلاریوفیتا بیشتر تحت تاثیر اکسیژن محلول و ازت معدنی قرار گرفته است. شاخه پیروفیتا نیز با ازت آلی، فسفر معدنی، سیلیس محلول و شفافیت همبستگی نشان داد. در ضمن شاخه سیانوفیتا تنها با دما ارتباط مستقیم نشان داد (نمودار ۳-۴۱).



فصل پاییز

نمودار ۳-۴۱: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای شاخه های فیتوپلانکتون در فصل پاییز در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر (Cyano.=Cyanophyta; Pyrro=Pyrophyta; Bacill=Bacillariophyta)

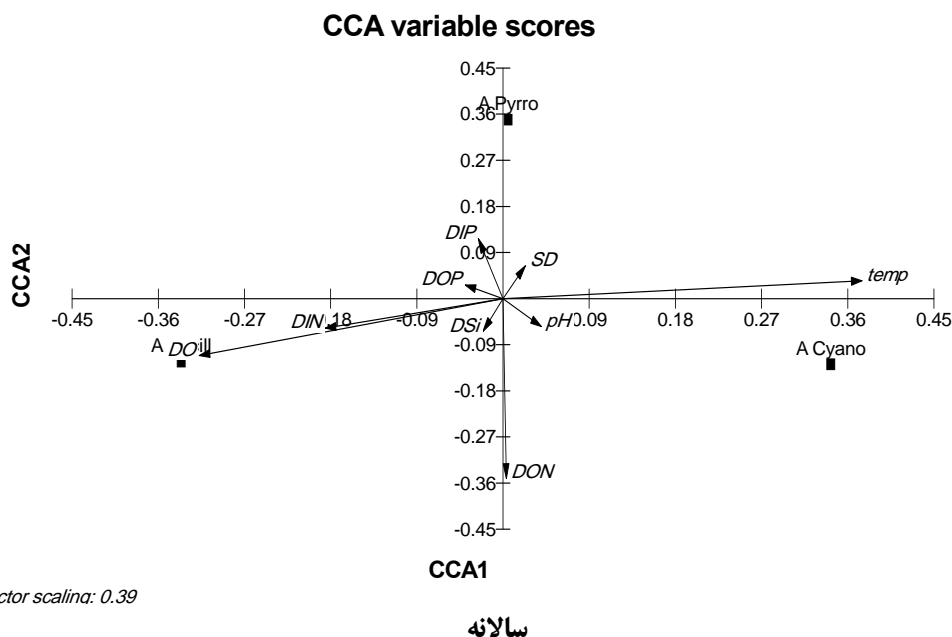
آنالیز CCA در فصل زمستان نشان می دهد که تمام متغیرها در این فصل دارای VIF کمتر از ۱۰ بوده اند. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی (DON) و کمترین مربوط به فسفر معدنی (DIP) بوده است. آنالیز CCA در فصل زمستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۲۴ درصد متغیرهای دما ( $r=-0/64$ )، ازت معدنی ( $r=0/46$ ) و ازت آلی ( $r=0/46$ ) بر تغییرات شاخه های فیتوپلانکتون نقش داشته اند و متغیرهای شفافیت ( $r=0/50$ )، pH ( $r=-0/60$ ) و فسفر آلی ( $r=0/68$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۴ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول ( $0/71$ ) و دوم ( $0/27$ ) بالا بوده است. آنالیز CCA بر روی سه شاخه غالب فیتوپلانکتون در فصل زمستان نشان داد که شاخه باسیلاریوفیتا بیشتر تحت تاثیر فسفر و ازت معدنی، و pH قرار گرفته است و شاخه پیروفیتا با شفافیت همبستگی داشت. همچنین شاخه سیانوفیتا با متغیرهای سیلیس محلول، فسفر و ازت آلی ارتباط مستقیم داشته است (نمودار ۳-۴۲).



نمودار ۳-۴۲: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای شاخه های فیتوپلانکتون در فصل زمستان در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر (= Bacill = Bacillariophyta; Pyro = Pyrrophyta; Cyano = Cyanophyta)

آنالیز سالانه CCA نشان داد که در محور اول (CCA1) متغیر دما با ۳۸ درصد واریانس بیشترین نقش را بر تغییرات شاخه های فیتوپلانکتون داشته اند و ازت آلی در محور دوم (CCA2) با واریانس ۲۰ درصد تاثیر گذار بوده اند. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۷۹) و دوم (۰/۷۰) نسبتاً بالا بوده است.

آنالیز سالانه CCA بر روی سه شاخه غالب فیتوپلانکتون نشان داد که شاخه باسیلاریوفیتا بیشتر تحت تاثیر اکسیژن محلول، ازت معدنی و سیلیس محلول قرار گرفته است. شاخه پیروفیتا با دما همبستگی نشان داد. همچنین شاخه سیانوفیتا با متغیرهای pH و ازت آلی ارتباط مستقیم داشته است (نمودار ۳-۴۳).

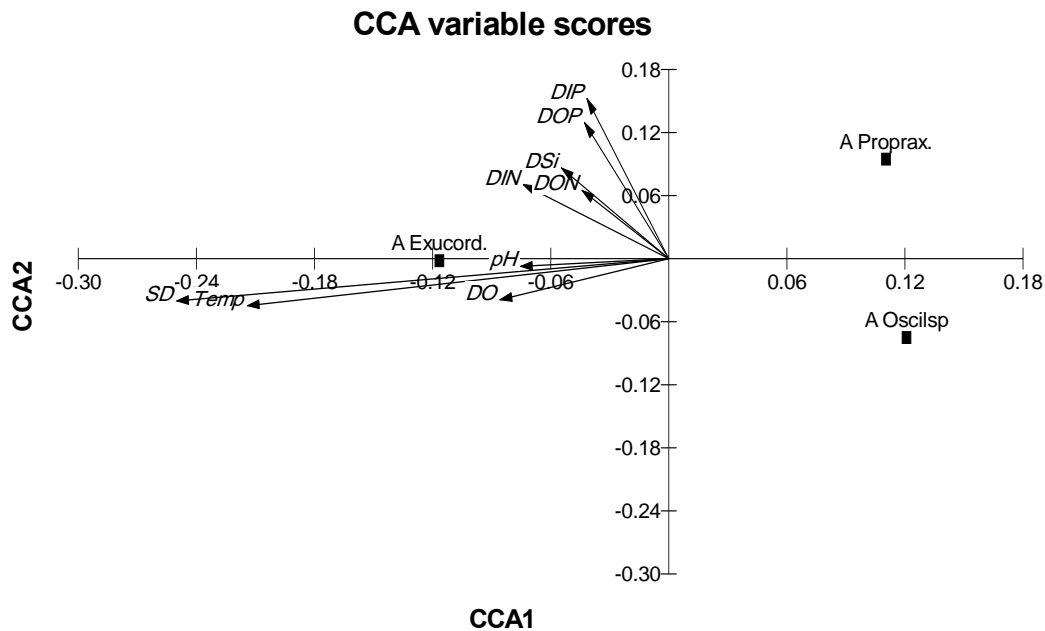


نمودار ۳-۴۳: آنالیز سالانه CCA با دو محور ۱ و ۲ برای شاخه های فیتوپلانکتون در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر (Cyano.=Cyanophyta; Pyrro=Pyrrrophyta; Bacill= Bacillariophyta)

به منظور درک چگونگی روابط بین گونه های غالب فیتوپلانکتون و فاکتورهای محیطی (دما، شفافیت، اکسیژن محلول، pH، ازت معدنی، فسفر معدنی، نیتروژن آلی، فسفر آلی و سیلیس محلول) نیز آزمون چند متغیره CCA انجام گرفت.

آنالیز CCA در فصل بهار نشان می دهد که در فصل بهار VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی و کمترین مربوط به فسفر آلی (DOP) بوده است. در این فصل در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۱/۸ درصد، متغیرهای دما ( $r=-۰/۴۴$ )، شفافیت ( $r=-۰/۵۸$ ) بر تغییرات گونه های فیتوپلانکتون نقش داشته اند و بقیه متغیرها در محور دوم (CCA2) با واریانس ۳/۲ درصد دارای ضریب بالا بوده اند. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۵۵) و دوم (۰/۲۳) بالا بوده است.

آنالیز CCA بر روی سه گونه غالب فیتوپلانکتون در فصل بهار نشان داد که مواد مغذی با گونه های *Exuviaella cordata* و *Oscillatoria sp.* به ترتیب دارای رابطه مستقیم و معکوس بوده اند. *Prorocentrum proximum* نیز با DO و پارامترهای محیطی (pH، شفافیت و درجه حرارت) ارتباط معکوس نشان داد (نمودار ۳-۴۴).

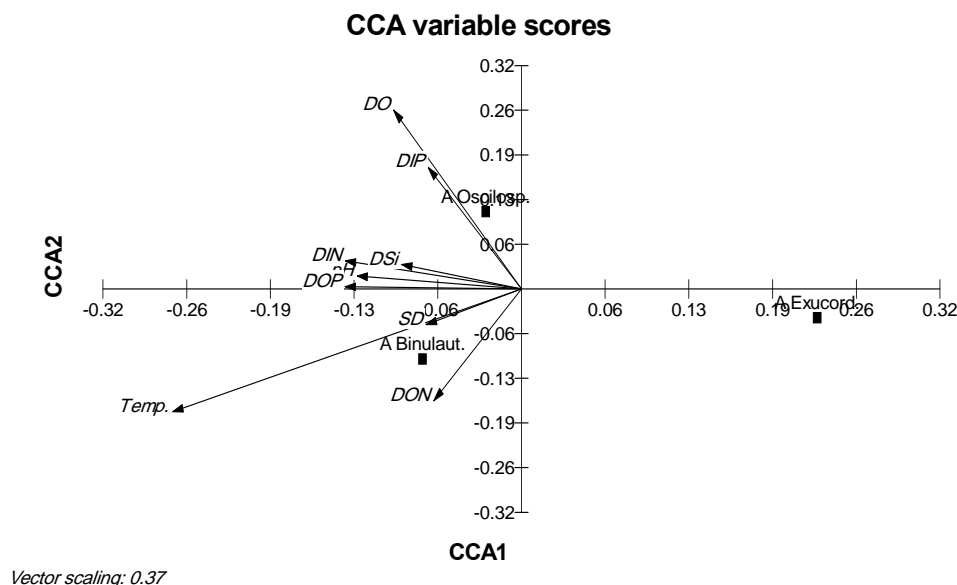


**فصل بهار**

نمودار ۳-۴۴: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای تراکم گونه های غالب فیتوپلانکتون در فصل بهار در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ (Exucord= *Exuviaella cordata* Oscilsp= *Oscillatoria* sp.; Proprac=*Prorocentrum;proximum*)

آنالیز CCA در فصل تابستان را نشان می دهد که تمام متغیرها در این فصل دارای VIF کمتر از ۱۰ بوده اند. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر دما و کمترین مربوط به فسفر معدنی (DIP) بوده است. آنالیز CCA در فصل تابستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۶/۷۴ درصد متغیرهای دما (۰/۸۶- $r$ ) و اکسیژن محلول ( $r=0/52$ ) بر تغییرات گونه های فیتوپلانکتون نقش داشته اند و بقیه متغیرها در محور دوم (CCA2) با واریانس ۵/۳۵ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۴۲) و دوم (۰/۲۹) بالا بوده است. در آنالیز CCA بر روی سه گونه غالب فیتوپلانکتون در فصل تابستان نشان داد که گونه *Oscillatoria* sp. با فسفر، ازت معدنی و سیلیس محلول و اکسیژن محلول و گونه *Binuclearia lauterbornii* با دما، شفافیت و ازت آلی همبستگی مثبت داشتند (نمودار ۳-۴۵).



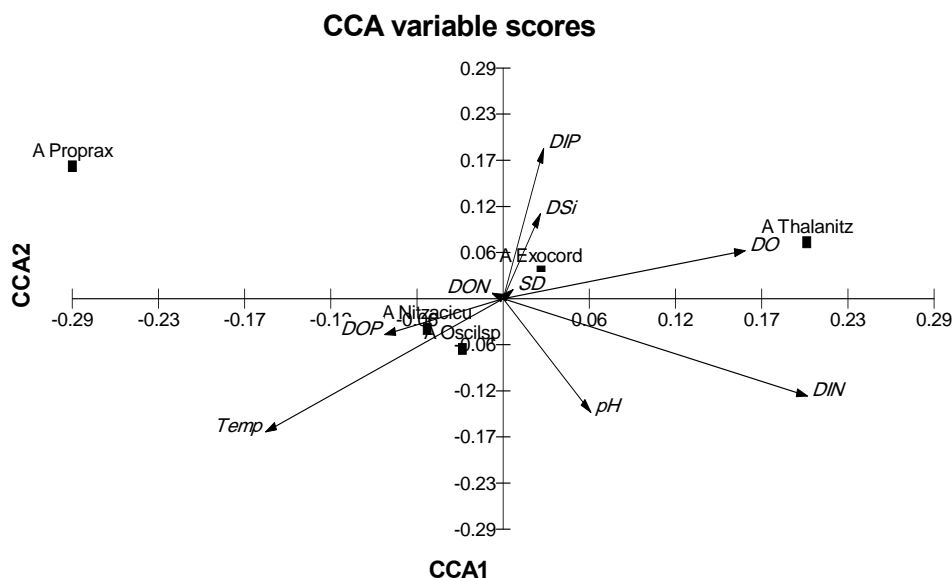


### فصل تابستان

نمودار ۳-۴۵: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای تراکم گونه‌های غالب فیتوپلانکتون در فصل تابستان در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ ( $Exucord = Exuviaella cordata$  Oscilsp.;  $Oscillatoria$  sp.; Binulaut=Binu)

آنالیز CCA در فصل پاییز نشان می‌دهد که تمام متغیرها در این فصل دارای VIF کمتر از ۱۰ بوده‌اند. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی (DON) و کمترین مربوط به فسفر معدنی (DIP) بوده است. آنالیز CCA در فصل پاییز نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۰/۲ درصد متغیرهای دما ( $r = -0/56$ ) و ازت معدنی ( $r = 0/67$ ) بر تغییرات گونه‌های فیتوپلانکتون نقش داشته‌اند و بقیه در محور دوم (CCA2) با واریانس ۳/۴ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۵۵) و دوم (۰/۳۴) بالا بوده است.

در آنالیز CCA بر روی گونه‌های فیتوپلانکتون در فصل پاییز نشان داد که گونه *Thalassionem anitzschoides* بیشتر تحت تاثیر اکسیژن محلول، فسفر معدنی و سیلیس محلول قرار گرفته است. در حالی که این پارامترها با *Nitzschia acicularis* و *Oscillatoria* sp. دارای رابطه هر چند ضعیف ولی منفی بوده‌اند. همبستگی این دو گونه (*Nitzschia acicularis* و *Oscillatoria* sp.) با دمای آب و فسفر آلی منفی بوده است. گونه *Prorocentrum proximum* نیز با DIN و pH رابطه معکوس نشان داد (نمودار ۳-۴۶).



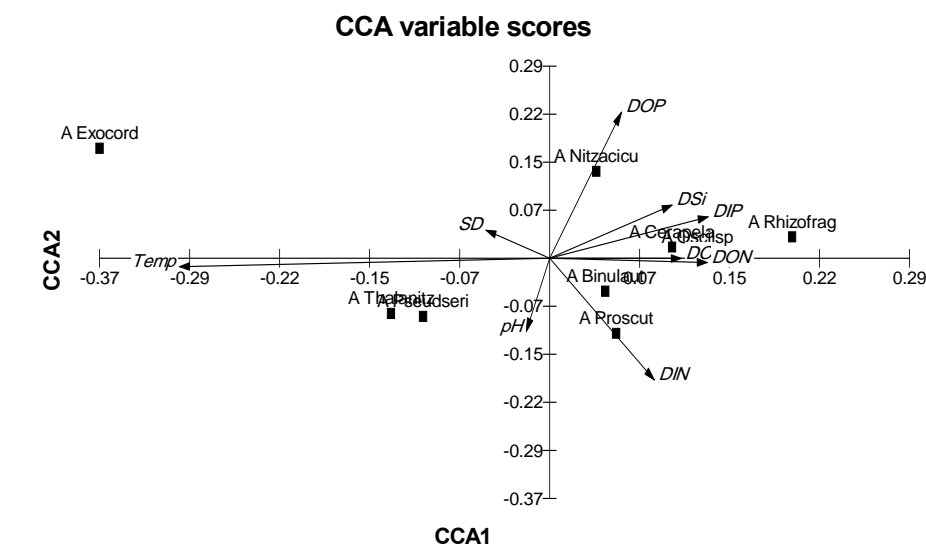
Vector scaling: 0.31

### فصل پاییز

نمودار ۳-۴۶: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای تراکم گونه های غالب فیتوپلانکتون در فصل پاییز در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹  
(Nitzacieu.=Nitzschia acicularis; Oscilsp.=Oscillatoria sp.; Exocord.=Exuviaella cordata; Proprac.=Prorocentrum proximum; Thalanitz.=Thalassionema nitzschooides)

آنالیز CCA در فصل زمستان نشان می دهد که تمام متغیرها در این فصل دارای VIF کمتر از ۱۰ بوده اند. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر ازت آلی (DON) و کمترین مربوط به فسفر معدنی (DIP) بوده است. آنالیز CCA در فصل زمستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۴/۰ درصد متغیرهای دما (۰/۸۷- $r$ ) و شفافیت ( $r=0/28$ ) بر تغییرات گونه های فیتوپلانکتون نقش داشته اند و بقیه متغیر در محور دوم (CCA2) با واریانس ۴/۰ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۷۳) و دوم (۰/۵۷) بالا بوده است.

آنالیز CCA بر روی گونه های فیتوپلانکتون در فصل زمستان نشان داد که گونه های *Nitzschia acicularis*، *Cerataulina pelagic* و *Oscillatoria sp.* بیشتر تحت تاثیر فسفر و سیلیس محلول قرار گرفته است و گونه های *Pseudonitzschia seriata* و *Thalassionema nitzschooides* با دمای آب و pH همبستگی مستقیم داشتند. گونه های *Prorocentrum scutllum* و *Binuclearia lauterbornii* به ترتیب با متغیرهای ازت (معدنی و آلی) ارتباط مستقیم و منفی نشان دادند (نمودار ۳-۴۷).



### فصل زمستان

نمودار ۳-۴۷: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای تراکم گونه‌های غالب فیتوپلانکتون در فصل زمستان در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر سال ۱۳۸۹ (*Cerapela*=*Cerataulina pelagic*; *Nitzacicu.*= *Nitzschia acicularis*; *Pseudseri*=*Pseudonitzschia seriata*; *Rhizofrag*=*Dactyliosolen fragilissima*; *Thalanz.*=*Thalassionema nitzschoides*; *Exocord.*=*Exuviaella cordata*; *Proscut*=*Prorocentrum scutillum*; *Oscilsp.*=*Oscillatoria sp.*; *Binulaut*=*Binuclearia lauterbornii*)

### ۲-۱-۷-۳- ارتباط زئوپلانکتون با پارامترهای محیطی

در بررسی فصل بهار تراکم زئوپلانکتون با پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۶۳۴ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۵ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۴۰/۶ و ۲۵/۴ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مشارکت متغیرها در جدول ۳-۱۳ نشان داده شده است.

در فصل تابستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۴۹۳ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۵ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۲۹/۹ و ۲۶/۵ درصد از کل واریانس کاهش یافته است.

در فصل پاییز، تغییرات شاخص KMO برای تراکم زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۴۲ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۵ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۳۹/۴ و ۲۶/۵ درصد از کل واریانس کاهش یافته است.

در فصل زمستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۵۳ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۵ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۳۴/۰ و ۳۲/۱ درصد از کل واریانس کاهش یافته است (جدول ۳-۱۳).

تغییرات سالانه شاخص KMO برای تراکم زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۵۲۸ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۵ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۳۶/۷ و ۲۸/۵ درصد از کل واریانس کاهش یافت.

جدول ۳-۱۳: ارتباط تراکم زئوپلانکتون با پارامترهای محیطی بر اساس آزمون مولفه اصلی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

سالانه	زمستان	پاییز	تابستان	بهار	
مولفه دوم (۰/۲۸/۵)	مولفه اول (۰/۳۴/۰)	مولفه دوم (۰/۲۶/۵)	مولفه دوم (۰/۲۶/۵)	مولفه اول (۰/۴۰/۶)	
-۰/۷۲	-۰/۷۸	۰/۵۷	-۰/۶۵	۰/۸۴	تراکم زئوپلانکتون
				-۰/۷۵	دمای آب
۰/۵۳	۰/۶۴	-۰/۴۰	۰/۷۷		شفافیت
		۰/۸۶		۰/۸۶	اکسیژن محلول
۰/۷۸	۰/۷۷		۰/۵۴		pH

در بررسی فصل بهار در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA)، شاخص KMO تراکم گروه‌های کوبه پودا، روتیفرها، کلادوسرا، سیرپیدیا و لاملی برانچیتا با پارامترهای محیطی برابر ۰/۶۹ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۹ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۷۴/۵ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مشارکت متغیرهای مختلف در جدول ۳-۱۴ شرح داده شده است.

در فصل تابستان، تغییرات شاخص KMO برای گروه‌های تراکم کوبه پودا، سیرپیدیا و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۵۶۲ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۶ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه‌ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۵۵/۷ درصد از کل واریانس کاهش یافته است.

در فصل پاییز، تغییرات شاخص KMO برای تراکم گروه‌های کوبه پودا، سیرپیدیا و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۲۰ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی‌دار بود. در آنالیز

مولفه های اصلی ۶ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۶۱/۸ درصد از کل واریانس کاهش یافته است.

در فصل زمستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم گروه های کوبه پودا، روتیفرا، کلادوسرا، سیرپیدا، لاملی برانچیتا و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۵۳۳ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۷۱/۱ درصد از کل واریانس کاهش یافته است.

تغییرات شاخص KMO سالانه برای تراکم گروه های کوبه پودا، روتیفرا، کلادوسرا، سیرپیدا، لاملی برانچیتا و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۷۷۰ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر زئوپلانکتون و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۷۵/۵ درصد از کل واریانس کاهش یافته است (جدول ۳-۱۴).

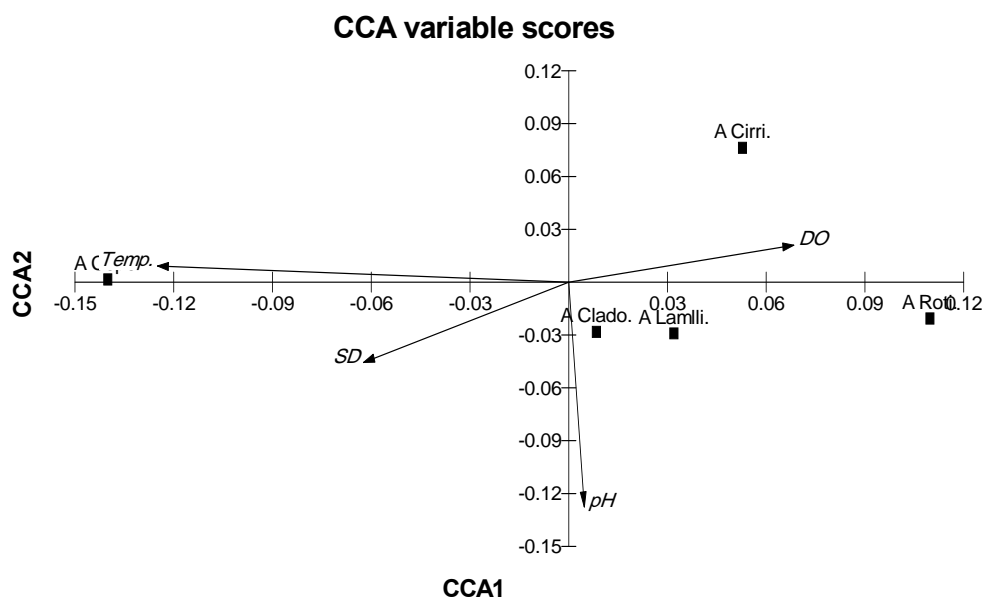
جدول ۳-۱۴: ارتباط تراکم گروه های غالب زئوپلانکتون با پارامترهای محیطی بر اساس آزمون مولفه اصلی در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

سالانه		زمستان		پاییز	تابستان	بهار		
مولفه ۲	مولفه ۱	مولفه ۲	مولفه ۱	مولفه ۱	مولفه ۱	مولفه ۲	مولفه ۱	
۰/۲۲/۳	٪۳۸/۰	٪۲۰/۱	٪۳۶/۰	٪۳۶/۵	٪۳۳/۸	٪۱۹/۲	٪۳۹/۲	
۰/۵۰			۰/۸۰	۰/۷۰	۰/۶۶	۰/۷۴		کوبه پودا
	۰/۸۷		۰/۸۰				۰/۸۴	روتیفرا
	۰/۹۲	۰/۵۹					۰/۶۷	کلادوسرا
	۰/۸۰		۰/۵۵	۰/۸۱	۰/۶۵		۰/۸۶	سیرپیدا
	۰/۹۱		۰/۸۴				۰/۹۲	لاملی برانچیتا
-۰/۸۷		-۰/۵۶	-۰/۵۸	-۰/۶۵	۰/۶۱	۰/۹۱		دمای آب
								شفافیت
۰/۸۴			۰/۴۵				۰/۵۱	اکسیژن محلول
		۰/۵۱		۰/۴۵				pH

آنالیز CCA در فصل بهار را نشان می دهد که در فصل بهار VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر دما و کمترین مربوط به شفافیت (SD) بوده است.

آنالیز CCA در فصل بهار نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۴/۲ درصد متغیرهای دما ( $r=۰/6۸$ ) و اکسیژن محلول ( $r=۰/۳۷$ ) بر تغییرات گروه های زئوپلانکتون نقش داشته اند و متغیر pH ( $r=-۰/87$ ) و شفافیت

( $r=0/36$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۲/۳ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۶۲) و دوم (۰/۷۳) بالا بوده است. آنالیز CCA بر روی پنج گروه زئوپلانکتون در فصل بهار نشان داد که لارو لاملی برانچیاتا، کلادوسرا و روتیفرا بیشتر تحت تاثیر قلیائیت آب (pH) قرار داشت. کوبه پودا با دما همبستگی نشان داد، ولی سیرپیدا با اکسیژن محلول ارتباط مستقیم داشت (نمودار ۳-۴۸).



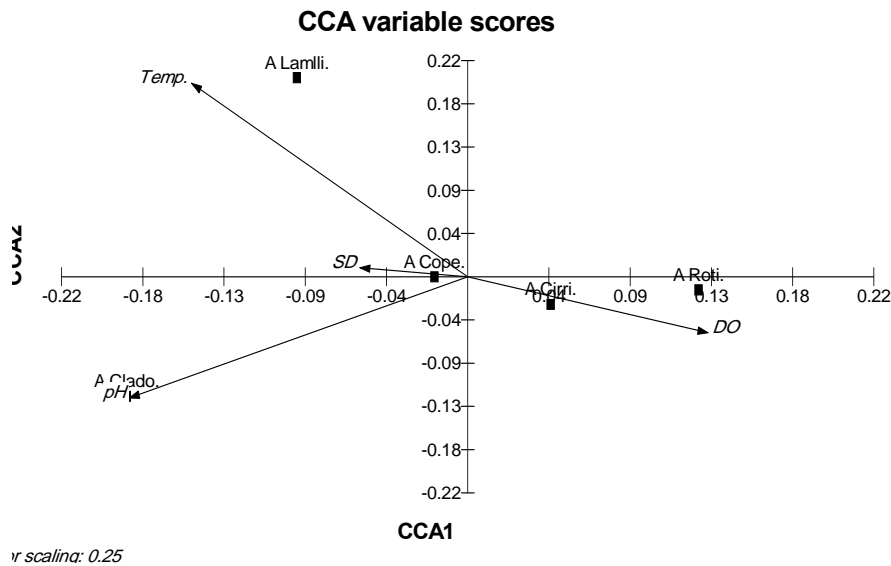
Vector scaling: 0.13

فصل بهار

نمودار ۳-۴۸: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای گروههای زئوپلانکتون در فصل بهار در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر ( Cope.=Copepoda; Clado.=Cladocera; Roti.=Rotifera; )  
( Cirri.=Cirripedia; Lamll.= Lamellibranchiata larvae

آنالیز CCA در فصل زمستان را نشان می دهد VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر دما و کمترین مربوط به شفافیت (SD) بوده است. آنالیز CCA در فصل زمستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۱/۱ درصد و متغیر اکسیژن محلول ( $r=0/45$ )، شفافیت ( $r=0/36$ ) و pH ( $r=0/70$ ) بر تغییرات گروه های زئوپلانکتون نقش داشته اند و متغیرهای دما ( $r=0/96$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۷/۹۸ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۵۷) و دوم (۰/۴۴) بالا بوده است. آنالیز CCA بر روی پنج گروه زئوپلانکتون در فصل زمستان نشان داد که کلادوسرا و بیشتر تحت تاثیر قلیائیت آب (pH) قرار داشت. لارو لاملی برانچیاتا با دما و شفافیت همبستگی نشان داد، ولی سیرپیدا و روتیفرا با اکسیژن

محلول ارتباط مستقیم داشت (نمودار ۳-۴۹). کوبه پودا که در مرکز نمودار قرار گرفت با تمام متغیرها ارتباط داشته است.



### فصل زمستان

نمودار ۳-۴۹: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای گروههای زئوپلانکتون در فصل زمستان در ارتباط با متغیرهای محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر ( Cope.=Copepoda; Clado.=Cladocera; Roti.=Rotifera; ) (Cirri.=Cirripedia; Lamll.= Lamellibranchiata larvae

### ۳-۱-۷-۳- ارتباط شانه دار با پارامترهای محیطی

در فصل تابستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم شانه دار و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۴۴۱ بوده است. در نتایج آزمون Barttlet نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۱۰ متغیر شانه دار و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به پنج مولفه (PC) ۷۶/۷ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مشارکت متغیرهای مختلف در جدول ۳-۱۵ آورده شده است. شایان ذکر است پارامترهای محیطی با مقادیر ویژه بالا در مولفه های دو تا پنج قرار گرفتند.

در فصل پاییز، تغییرات شاخص KMO برای تراکم شانه دار و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۵۲ بوده است. در نتایج آزمون Barttlet نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۱۰ متغیر شانه دار و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۶۱/۱ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مشارکت متغیرهای مختلف در جدول ۳-۱۵ آورده شده است. شایان ذکر است مابقی پارامترهای محیطی با مقادیر ویژه بالا در مولفه های یک (۰/۲۳/۵) و دو (۰/۲۱/۵) قرار گرفتند.

با توجه به اینکه تراکم و زی توده شانه دار در فصول بهار و زمستان بسیار کم بوده است بنابراین از آزمون مولفه اصلی استفاده نگردید.

**جدول ۳-۱۵: ارتباط تراکم شانه دار با پارامترهای محیطی براساس آزمون مولفه اصلی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)**

پاییز	تابستان	
مولفه سوم (۱/۱۶٪)	مولفه اول (۲/۱۸٪)	
۰/۵۷	۰/۷۹	تراکم شانه دار
۰/۶۶		ازت معدنی
	۰/۶۷	ازت آلی
		فسفر معدنی
	۰/۷۴	فسفر آلی
		سیلیس محلول
	-۰/۴۰	دمای آب
-۰/۴۰		شفافیت
۰/۷۶		اکسیژن محلول
		pH

**۴-۱-۷-۳-ارتباط ماکروبتنوزها با پارامترهای محیطی و رسوبات**

در بررسی فصل بهار تراکم و زی توده ماکروبتنوزها با پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۵۸۱ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر ماکروبتنوزها و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۷۰/۷ درصد از کل واریانس (بدون دوران) کاهش یافته است. مشارکت متغیرها در جدول ۳-۱۶ نشان داده شده است.

در فصل تابستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم و زی توده ماکروبتنوزها و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۵۷ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر ماکروبتنوزها و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۶۹/۹ درصد از کل واریانس (بدون دوران) کاهش یافت.

در فصل پاییز، تغییرات شاخص KMO برای تراکم و زی توده ماکروبتنوزها و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۱۷ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه



های اصلی ۹ متغیر ماکروبتوزها و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به دو مولفه (PC) با ۵۹/۷ درصد از کل واریانس کاهش یافت.

در فصل زمستان، تغییرات شاخص KMO برای تراکم و زی توده ماکروبتوزها و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۸۹ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر ماکروبتوزها و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۷۷/۸ درصد از کل واریانس کاهش یافت.

تغییرات شاخص KMO سالانه برای تراکم و زی توده ماکروبتوزها و پارامترهای محیطی در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) برابر ۰/۶۶۷ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر ماکروبتوزها و پارامترهای محیطی بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به چهار مولفه (PC) با ۷۲/۶ درصد از کل واریانس کاهش یافت. در ضمن زی توده ماکروبتوزها با قرار گرفتن در مولفه چهارم با هیچکدام از پارامترهای محیطی مشارکت نداشته است.

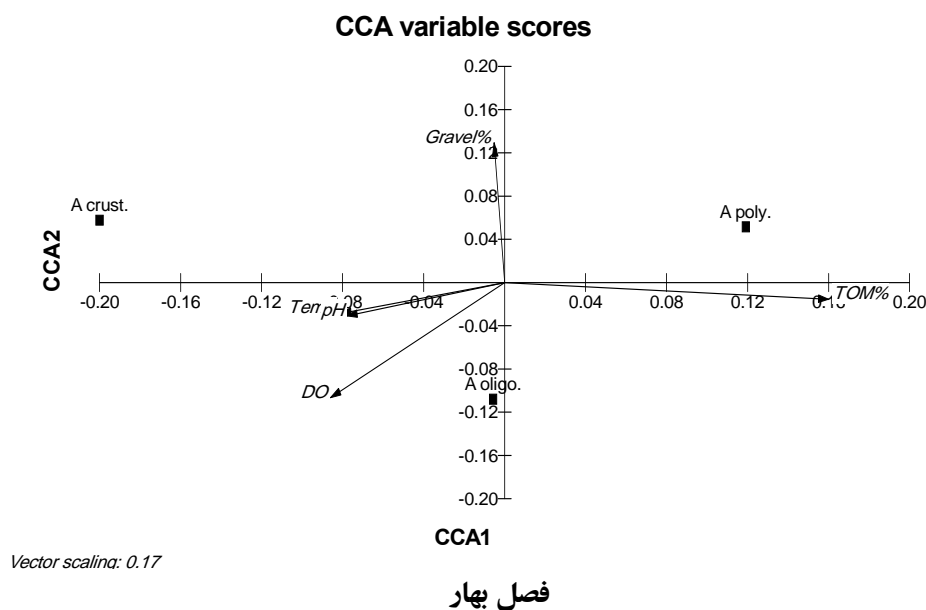
جدول ۳-۱۶: ارتباط تراکم و زی توده ماکروبتوزها با پارامترهای محیطی بر اساس آزمون مولفه اصلی (بدون دوران وارمیکس) در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

سالانه	زمستان		پاییز		تابستان	بهار	
	مولفه اول	مولفه دوم	مولفه اول	مولفه دوم	مولفه اول	مولفه دوم	
۰/۶۱	۰/۴۹/۰	۰/۱۶/۵	۰/۷۶	-۰/۷۶	۰/۷۵	۰/۷۰	تراکم ماکروبتوزها
		-۰/۶۹				-۰/۴۴	زی توده ماکروبتوزها
-۰/۸۱		-۰/۹۰			-۰/۶۷		TOM (%)
			-۰/۴۶		۰/۳۵		Gravel (%)
۰/۹۲		۰/۹۶			۰/۸۱	۰/۹۱	Sand (%)
-۰/۹۳		-۰/۹۶			-۰/۸۱	-۰/۹۰	Silt-clay (%)
۰/۴۸	۰/۵۳	-۰/۵۸			۰/۸۰	۰/۳۲	دمای آب (C)
۰/۵۴		۰/۸۲			۰/۷۲	۰/۴۳	اکسیژن محلول (ml/l)
۰/۶۱	۰/۷۲				۰/۴۵	۰/۶۲	pH

آنالیز CCA در فصل بهار را نشان می دهد که VIF تمام متغیرها (به غیر از Sand% و Silt-clay%) کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر دما و کمترین مربوط به Gravel% بوده است.

آنالیز CCA در فصل بهار نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۳/۸ درصد متغیرهای TOM% (r=۰/۸۶) و pH (r=-۰/۳۰) بر تغییرات رده های غالب نقش داشته اند و متغیر Gravel% (r=۰/۷۲) و کسیرن

محلول ( $r = -0.66$ ) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۵/۱ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۴۹) و دوم (۰/۳۶) بالا بوده است. در آنالیز CCA بر روی سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل بهار نشان داد که کم تاران بیشتر تحت تاثیر پارامترهای محیطی قرار گرفته است. سخت پوستان در بستر دارای بافت رسوبات %Gravel حضور داشت رده پرتاران با این پارامترها ارتباط مستقیم نشان نداده است (نمودار ۳-۵۰).

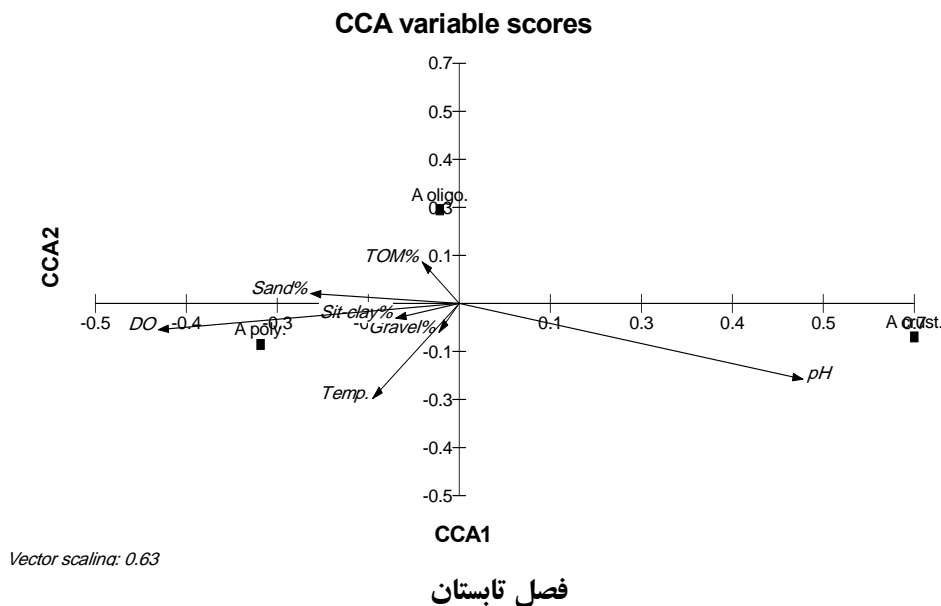


نمودار ۳-۵۰: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل بهار در ارتباط با متغیرهای محیطی و بافت رسوبات در حوزه جنوبی دریای خزر ( Oligo.= Oligochaeta; Poly.= Polychaeta; ) (Crust.= Crustacea)

آنالیز CCA در فصل تابستان را نشان می دهد که VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر %Silt-clay و کمترین مربوط به %Gravel بوده است.

آنالیز CCA در فصل تابستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۴۴/۵ درصد متغیرهای %TOM ( $r = 0.53$ ) بر تغییرات رده های غالب نقش داشته اند و بقیه پارامترها در محور دوم (CCA2) با واریانس ۸/۸ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۷۸) و دوم (۰/۵۷) بالا بوده است.

در آنالیز CCA بر روی سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل تابستان نشان داد که کم تاران بیشتر تحت تاثیر مواد آلی کل (TOM) و %Sand قرار داشت. سخت پوستان تحت تاثیر متغیر pH قرار داشته اند. تراکم رده پرتاران متأثر از بافت رسوبات %Silt-clay، %Gravel، اکسیژن و دما بوده است (نمودار ۳-۵۱).

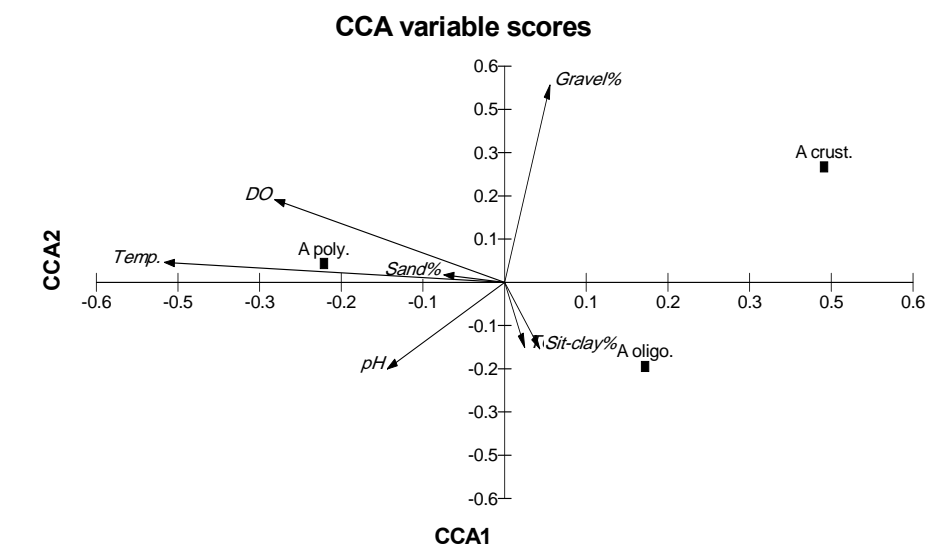


نمودار ۳-۵۱: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل تابستان در ارتباط با متغیرهای محیطی و بافت رسوبات در حوزه جنوبی دریای خزر ( Oligo.= Oligochaeta; Poly.= Polychaeta; ) (Crust.= Crustacea)

آنالیز CCA در فصل پاییز را نشان می‌دهد که VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر Silt-clay% و کمترین مربوط به Gravel% بوده است.

آنالیز CCA در فصل پاییز نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۲۸/۶ درصد متغیرهای TOM% (r=۰/۵۳) و دما (r=-۱/۳۰) بر تغییرات رده‌های غالب نقش داشته‌اند و پارامتر Gravel% (r=۰/۹۰) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۱۱/۸ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروه‌ها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۷۱) و دوم (۰/۵۲) بالا بوده است.

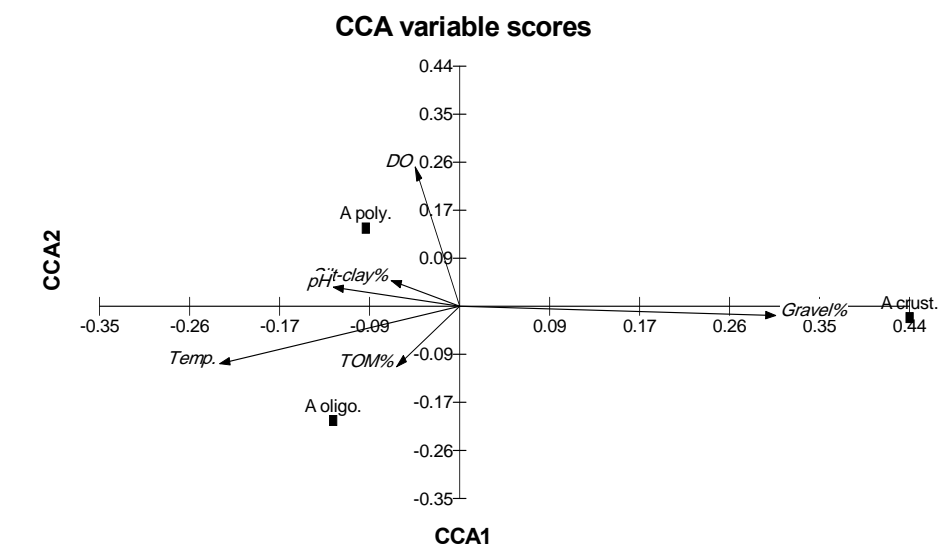
در آنالیز CCA بر روی سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل پاییز نشان داد که کم‌تاران بیشتر تحت تاثیر Silt-clay% و مواد آلی کل (TOM) قرار داشت. سخت‌پوستان تحت تاثیر متغیر Gravel% قرار داشته‌اند. تراکم رده پرتاران متأثر از بافت رسوبات Sand%، اکسیژن و دما بوده است (نمودار ۳-۵۲)



### فصل پاییز

نمودار ۳-۵۲: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل پاییز در ارتباط با متغیرهای محیطی و بافت رسوبات در حوزه جنوبی دریای خزر ( Oligo.= Oligochaeta; Poly.= Polychaeta; ) (Crust.= Crustacea)

آنالیز CCA در فصل زمستان را نشان می دهد که VIF تمام متغیرها (به غیر از Sand%) کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر Silt-clay% و کمترین مربوط به Gravel% بوده است. آنالیز CCA در فصل زمستان نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۲۴/۰ درصد متغیرهای TOM% (r=-۰/۸۷) و دما (r=-۰/۶۱)، Gravel% (r=۰/۶۵) بر تغییرات رده های غالب نقش داشته اند و پارامتر Silt-clay% (r=۱/۳۴) و اکسیژن محلول (r=۱/۱۸) در محور دوم (CCA2) با واریانس ۱۲/۵ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۶۱) و دوم (۰/۶۰) بالا بوده است. در آنالیز CCA بر روی سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل زمستان نشان داد که رده کم تاران تحت تاثیر TOM% و دما و رده سخت پوستان تحت تاثیر Gravel% قرار داشتند. تراکم رده پرتاران متأثر از متغیرهای pH، اکسیژن محلول و Silt-clay% بوده است (نمودار ۳-۵۳).



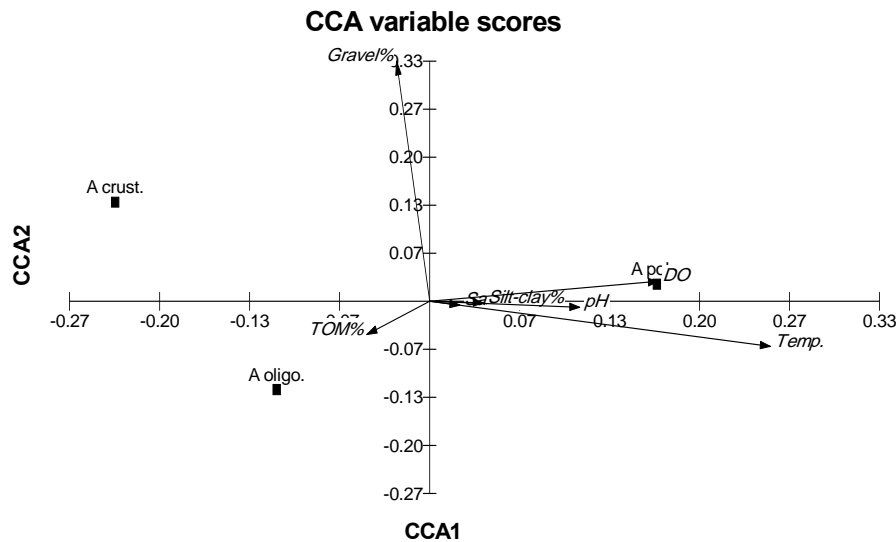
### فصل زمستان

نمودار ۳-۵۳: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای سه رده غالب ماکروبتوزها در فصل زمستان در ارتباط با متغیرهای محیطی و بافت رسوبات در حوزه جنوبی دریای خزر ( Oligo.= Oligochaeta; Poly.= Polychaeta; ) (Crust.= Crustacea)

آنالیز CCA سالانه نشان می‌دهد که VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر Silt-clay% و کمترین مربوط به Gravel% بوده است.

آنالیز CCA سالانه نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس ۱۳/۴ درصد متغیرهای Silt-clay% ( $r=1/07$ ) و اکسیژن محلول ( $r=0/73$ ) بر تغییرات رده‌های غالب نقش داشته‌اند و پارامترهای بافت رسوبات در محور دوم (CCA2) با واریانس ۴/۱ درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۴۸) و دوم (۰/۳۲) بالا بوده است.

آنالیز CCA سالانه بر روی سه رده غالب ماکروبتوزها نشان داد که کم‌تاران بیشتر تحت تاثیر گل ولای (Silt-clay%) قرار داشت و بر سخت پوستان فقط متغیر Gravel% بطور مستقیم بر آن اثر داشت. رده پرتاران بیشتر تحت تاثیر اکسیژن محلول قرار داشت (نمودار ۳-۵۴).



Vector scaling: 0.39

نمودار ۳-۵۴: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای سه رده غالب ماکروبتوزها سالانه در ارتباط با متغیرهای محیطی و بافت رسوبات در حوزه جنوبی دریای خزر (Oligo.= Oligochaeta; Poly.= Polychaeta; Crust.= Crustacea)

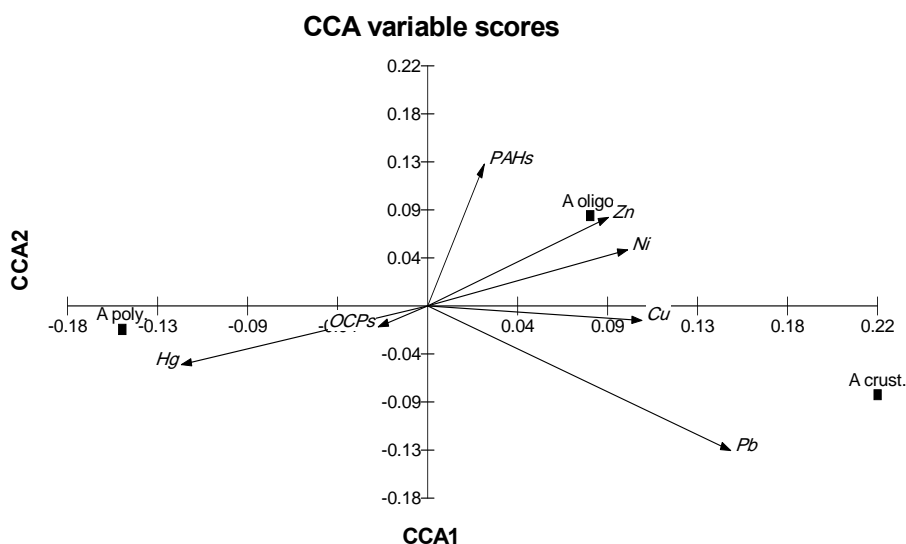
#### ۵-۱-۷-۳- ارتباط ماکروبتوزها با آلودگیهای رسوب

در بررسی تراکم و زی توده ماکروبتوزها با پارامترهای آلودگیها در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۵۸۹ بوده است. در نتایج آزمون Bartlett نیز اختلاف معنی دار بود. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر ماکروبتوزها با پارامترهای آلودگیها بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بیشتر از واحد، به سه مولفه (PC) با ۶۸/۳ درصد از کل واریانس کاهش یافته است. مولفه یک به تنهایی ۳۶/۷ درصد از کل واریانس را شامل شده است. در این مولفه تمام فلزات سنگین با بار عاملی قوی (>۰/۸۰) مشارکت داشته است. در مولفه دو با واریانس ۱۸/۷ تراکم (-۰/۵۳) و زی توده (۰/۶۳) ماکروبتوزها به همراه ترکیبات نفتی (۰/۷۳) و سموم کلره (۰/۴۳) را شامل شده است.

آنالیز CCA سالانه نشان می دهد که VIF تمام متغیرها کمتر از ۱۰ بوده است. در ضمن بالاترین وزن مربوط به متغیر PAHs کمترین مربوط به OCPs بوده است.

آنالیز CCA سالانه نشان داد که در محور اول (CCA1) با واریانس 1۱/6 درصد متغیرهای Pb، Hg، (r=۰/۸۷) و PAHs (r=۰/۴۹) بر تغییرات رده های غالب نقش داشته اند و پارامتر OCPs (r=-۰/۷۰) در محور دوم (CCA2) با واریانس 2/0 درصد دارای ضریب بالا بوده است. همبستگی بین گروهها و متغیرهای محیطی در محورهای اول (۰/۳۴) و دوم (۰/۲۳) بالا بوده است.

آنالیز CCA بر روی سه رده غالب ماکروبتوزها نشان داد که کم تاران تحت تاثیر دو گروه از روی، نیکل و ترکیبات نفتی (PAHs) بود و سخت پوستان تحت تاثیر سرب و مس قرار داشته اند. تراکم رده پرتاران از طریق ترکیبات سموم کلره (OCPs) بطور مستقیم تاثیر یافته است (نمودار ۳-۵۵).



نمودار ۳-۵۵: آنالیز CCA با دو محور ۱ و ۲ برای سه رده غالب ماکروبتوزها در ارتباط با متغیرهای آلودگیهای رسوب در حوزه جنوبی دریای خزر (Crustacea = Crustacea; Oligo.= Oligochaeta; Poly.= Polychaeta; Crust.= Crustacea)

### ۲-۷-۳- ارتباط موجودات زیستی با یکدیگر

### ۱-۲-۷-۳- ارتباط فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون

به منظور درک روابط بین گونه های زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون آزمون های PCA و رگرسیون گام به گام انجام گردید. همچنین از آزمون مولفه اصلی بخصوص در فصل تابستان که حضور گونه ای و تراکم زئوپلانکتون برای انجام رگرسیون گام به گام کافی نبود نیز بهره گرفته شد.

در فصل بهار گونه های فیتوپلانکتون در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۵۹۳ بوده است و در ضمن آزمون Bartlett اختلاف معنی داری را نشان داد. در آنالیز مولفه های اصلی ۶ متغیر گونه های فیتوپلانکتون، بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بالای یک، به سه مولفه (PC) با ۷۷/۰ درصد از کل واریانس کاهش یافته است (جدول ۳-۱۷).

جدول ۳-۱۷: بارهای عاملی گونه های فیتوپلانکتونی حوزه جنوبی دریای خزر در فصل بهار در ماتریکس مولفه ها در آنالیز چند متغیره PCA (سال ۱۳۸۹)

متغیرها	مولفه ها		
	PC3	PC2	PC1
	۰/۱۹/۰	۰/۲۳/۲	۰/۳۴/۸
			۰/۷۳
		۰/۸۷	
			۰/۸۵
			۰/۸۲
	۰/۹۶		
		۰/۷۲	

Extraction Method: Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

در فصل بهار گونه های موجود در مولفه های مختلف دارای بار عاملی مثبت گردیدند. تمام گونه های زئوپلانکتون با گونه های موجود در سه مولفه رابطه معنی دار مستقیم نشان داده است (جدول ۳-۱۸).

جدول ۳-۱۸: نتایج رگرسیون چندگانه گام به گام برای اثرات گروه های زئوپلانکتونی فصل بهار بر سه مولفه PC1، PC2 و PC3. ضرایب رگرسیون غیر استاندارد برای متغیرهای مستقل در مدل نهایی در نظر گرفته شد، تمام متغیرهای وابسته در سطح ۰/۰۵ معنی دار بوده است.

گونه ها	عرض از مبدا	PC1	PC2	PC3	R <sup>2</sup>
<i>Acartia tonsa</i>	۰/۰۰	۰/۲۷	-	-	۰/۰۷
<i>Asplanchna pridonta</i>	-	-	-	-	-
<i>Podon polyphemoides</i>	۰/۰۰	۰/۲۴	-	۰/۳۱	۰/۱۷
Balanus larvae	-	-	-	-	-
Lamellibranchiata larvae	۰/۰۲۰			۰/۲۸	۰/۰۸

در فصل تابستان گونه های فیتوپلانکتون در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۶۰۶ بوده است و در ضمن آزمون Bartlett اختلاف معنی داری را نشان داد. در آنالیز مولفه های اصلی ۶ متغیر مربوط به گونه های پلانکتون، بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بالای یک، به دو مولفه (PC) با ۵۱/۶ درصد از کل واریانس کاهش یافته است (جدول ۳-۱۹). در این فصل افزایش *Acartia tonsa* و *Balanus larvae* با کاهش *Oscillatoria sp.* همراه بود (جدول ۳-۱۹).



جدول ۳-۱۹: بارهای عاملی گونه‌های پلانکتونی حوزه جنوبی دریای خزر در فصول مختلف در ماتریکس مولفه‌ها آنالیز چند متغیره PCA (سال ۱۳۸۹)

زمستان		پاییز	تابستان	بهار	فصول
مولفه دوم (.۱۸/۵)	مولفه اول (.۲۰/۵)	مولفه سوم (.۱۵/۲)	مولفه اول (.۲۸/۰)	مولفه اول (.۲۲/۳)	متغیرها / مولفه‌ها
۰/۸۵					<i>Pseudonitzschia seriata</i>
-۰/۳۴					<i>Rhizosolenia</i> sp.
۰/۸۷		۰/۳۲			<i>Thalassionema nitzschioides</i>
۰/۷۰					<i>Exuviaella cordata</i>
۰/۶۵	-۰/۳۳		-۰/۶۴	-۰/۳۹	<i>Oscillatoria</i> sp.
۰/۴۰					<i>Binuclearia lauterbornii</i>
-۰/۴۰	۰/۷۹		۰/۷۲		<i>Acartia tonsa</i>
	۰/۷۹			۰/۷۷	<i>Asplanchna pridonta</i>
				۰/۵۲	<i>Podon polyphemoides</i>
-۰/۳۵	۰/۷۵	۰/۸۶	۰/۸۶	۰/۸۴	Balanus larvae
۰/۴۲	۰/۷۶	۰/۷۸		۰/۸۳	Lamellibranchiata larvae

Extraction Method: Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

در بررسی فصل پاییز گونه‌های فیتوپلانکتون در آنالیز مولفه‌های اصلی (PCA)، تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۶۵۱ بوده است و در ضمن اختلاف معنی دار در آزمون Bartlett دیده شد. در آنالیز مولفه‌های اصلی ۸ متغیر گونه‌های فیتوپلانکتون بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بالای یک به سه مولفه (PC) با ۷۴/۵ درصد از کل واریانس کاهش یافته است (جدول ۳-۲۰).

جدول ۳-۲۰: بارهای عاملی گونه‌های فیتوپلانکتونی در فصل پاییز در حوزه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه‌ها در آنالیز چند متغیره PCA (سال ۱۳۸۹)

مولفه سوم	مولفه دوم	مولفه اول	مولفه‌ها واریانس (%)	متغیرها
%۱۷/۰	%۲۴/۹	%۳۲/۶		
		۰/۸۸		<i>Nitzschia acicularis</i>
	۰/۶۲			<i>Pseudonitzschia seriata</i>
	۰/۷۸			<i>Thalassionema nitzschioides</i>
	۰/۸۴			<i>Exuviaella cordata</i>
		۰/۵۲		<i>Prorocentrum proximum</i>
۰/۸۶				<i>Prorocentrum scutillum</i>
		۰/۸۸		<i>Lyngbya</i> sp.
		۰/۸۷		<i>Oscillatoria</i> sp.

Extraction Method: Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

در فصل پاییز گونه های فیتوپلانکتونی با اهمیت بر اساس آزمون PCA در سه گروه قرار گرفتند. آزمون رگرسیون نشان داد که تنها Balanus larvae با گروههای فوق ارتباط معناداری را نشان دادند. بطوری که افزایش Balanus larvae با کاهش Lyngbya sp., Prorocentrum proximum, Nitzschia acicularis و Oscillatoria sp. همراه بود (جدول ۳-۲۱).

جدول ۳-۲۱: نتایج رگرسیون چندگانه گام به گام برای اثرات گروه های زئوپلانکتونی فصل پاییز بر چهار مولفه PC1، PC2 و PC3. ضرایب رگرسیون غیر استاندارد برای متغیر های مستقل در مدل نهایی در نظر گرفته شد، تمام متغیرهای وابسته در سطح ۰/۰۵ معنی دار بوده است.

گونه ها	عرض از مبدا	PC1	PC2	PC3	R <sup>2</sup>
<i>Acartia tonsa</i>	-	-	-	-	-
Balanus larvae	۰/۰۹	-۰/۲۶	-	-	۰/۰۲۷

در بررسی فصل زمستان گونه های فیتوپلانکتون در آنالیز مولفه های اصلی (PCA) تغییرات شاخص KMO برابر ۰/۴۶۷ بوده است و در ضمن آزمون Bartlett اختلاف معنی دار بوده است. در آنالیز مولفه های اصلی ۹ متغیر گونه های فیتوپلانکتون بر اساس منحنی سنگریزه ای (Scree plot) و مقدار ویژه (Eigenvalue) بالای یک به چهار مولفه (PC) با ۷۸/۰ درصد از کل واریانس کاهش یافته است (جدول ۳-۲۲).

جدول ۳-۲۲: بارهای عاملی گونه های فیتوپلانکتونی در فصل زمستان در حوزه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه ها در آنالیز چند متغیره PCA (سال ۱۳۸۹)

متغیرها	مولفه ها			
	واریانس (%)	مولفه اول	مولفه دوم	مولفه سوم
<i>Cerataulina pelagic</i>				۰/۸۶
<i>Nitzschia acicularis</i>		۰/۳۱	۰/۷۹	-۰/۳۷
<i>Pseudonitzschia seriata</i>		۰/۸۹		
<i>Dactyliosolen fragilissima</i>				۰/۷۷
<i>Thalassionema nitzschoides</i>		۰/۸۸		
<i>Exuviaella cordata</i>		۰/۷۸	۰/۴۳	
<i>Prorocentrum scutllum</i>				۰/۸۰
<i>Oscillatoria sp.</i>			۰/۸۲	
<i>Binuclearia lauterbornii</i>		۰/۳۵		۰/۶۹

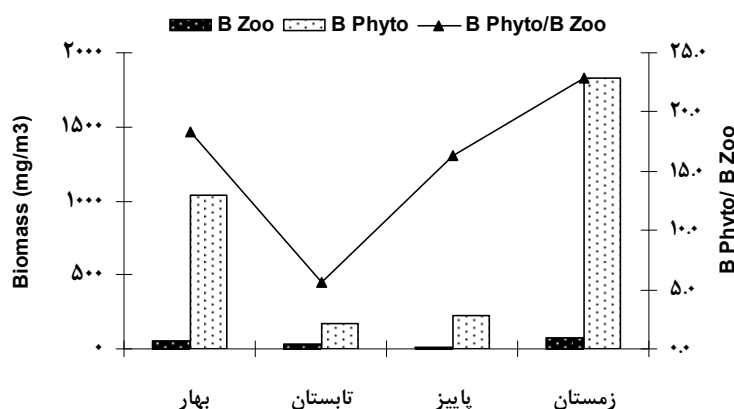
Extraction Method: Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

در فصل زمستان تعداد گروه‌های زئوپلانکتونی موثر بر فیتوپلانکتون افزایش یافت و علاوه بر *Acartia* و *Lamellibranchiata larvae* و *Balanus larvae* شامل *Podon polyphemoides* و *Asplanchna pridonta* نیز گردید. نتایج آزمون نشان داد که افزایش *Acartia tonsa* و *Balanus larvae* با کاهش گونه‌های موجود در مولفه اول (PC1) همراه بود و همچنین با افزایش *Podon polyphemoides* با کاهش گونه‌های مولفه دوم همراه بوده است (جدول ۳-۲۳). در حالی که افزایش *Asplanchna pridonta* همراه با افزایش گونه‌های مولفه چهارم بوده است.

جدول ۳-۲۳: نتایج رگرسیون چندگانه گام به گام برای اثرات گروه‌های زئوپلانکتونی فصل زمستان بر چهار مولفه PC1، PC2، PC3 و PC4. ضرایب رگرسیون غیر استاندارد برای متغیرهای مستقل در مدل نهایی در نظر گرفته شد، تمام متغیرهای وابسته در سطح ۰/۰۵ معنی دار بوده است.

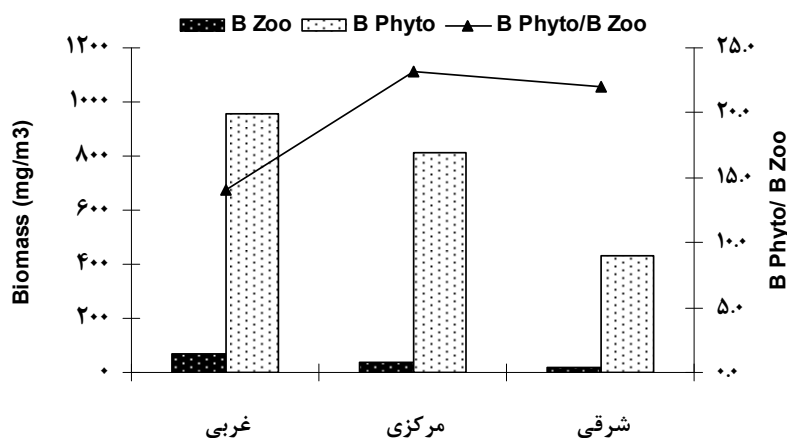
گونه‌ها	عرض از مبدا	PC1	PC2	PC3	PC4	R <sup>2</sup>
<i>Acartia tonsa</i>	۰/۰۰	-۰/۴۲	-	-	-	۰/۱۸
<i>Asplanchna pridonta</i>	۰/۰۰	-	-	-	۰/۲۷	۰/۰۷
<i>Podon polyphemoides</i>	۰/۰۰۴	-	-۰/۳۶	-	-	۰/۱۳
<i>Balanus larvae</i>	۰/۰۰	-۰/۳۶	-	-	-	۰/۱۳
<i>Lamellibranchiata larvae</i>	۰/۰۱	۰/۲۸	-	-	-	۰/۰۸

نمودار ۳-۵۶ تغییرات زی توده فیتوپلانکتون (میلی گرم بر مترمکعب) و زئوپلانکتون (میلی گرم بر مترمکعب) به همراه نسبت آنها را در فصول مختلف نشان می‌دهد. همانطوریکه نمودار نشان می‌دهد زی توده فیتوپلانکتون از بهار (۱۰۳mg/m<sup>3</sup>) به تابستان (۱۷۲mg/m<sup>3</sup>) کاهش و سپس تا زمستان (۱۸۲۸mg/m<sup>3</sup>) به ماکزیمم خود می‌رسد. نقاط حداکثر در میانگین زی توده زئوپلانکتون در فصول بهار (۵۷mg/m<sup>3</sup>) و زمستان (۸۰mg/m<sup>3</sup>) مشاهده گردیدند. نسبت زی توده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون از بهار (۱۸) به تابستان (۶) کاهش داشت ولی این نسبت در پاییز (۱۶) و زمستان (۲۳) بیش از فصل تابستان بود.



نمودار ۳-۵۶: تغییرات زی توده فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون و نسبت آنها در فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

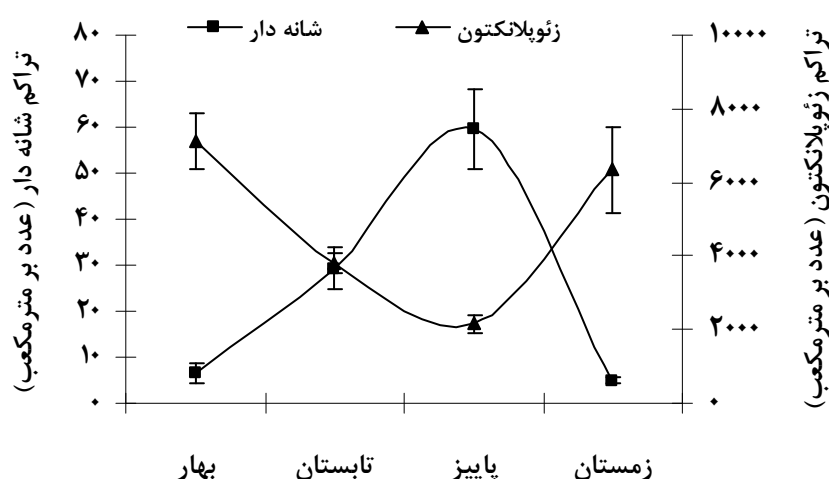
نمودار ۳-۵۷ تغییرات زی توده فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون به همراه نسبت آنها را در نواحی مختلف نشان می دهد. همانطوریکه نمودار نشان می دهد زی توده فیتوپلانکتون از ناحیه غربی (۹۵۸) به مرکز (۸۱۵) افزایش کم و سپس تا شرق (۴۳۱) کاهش یافت. ماکزیمم زی توده زئوپلانکتون در ناحیه غربی (۶۸) و مینیمم آن در ناحیه شرقی (۲۰) مشاهده گردید. نسبت زی توده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون نیز بیشتر تابع زی توده فیتوپلانکتون بوده است بطوریکه از ناحیه غربی (۱۴) به مرکزی (۲۳) افزایش و به ناحیه شرقی (۲۲) کاهش کمی نشان داد.



نمودار ۳-۵۷: تغییرات زی توده فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون و نسبت آنها در نواحی مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

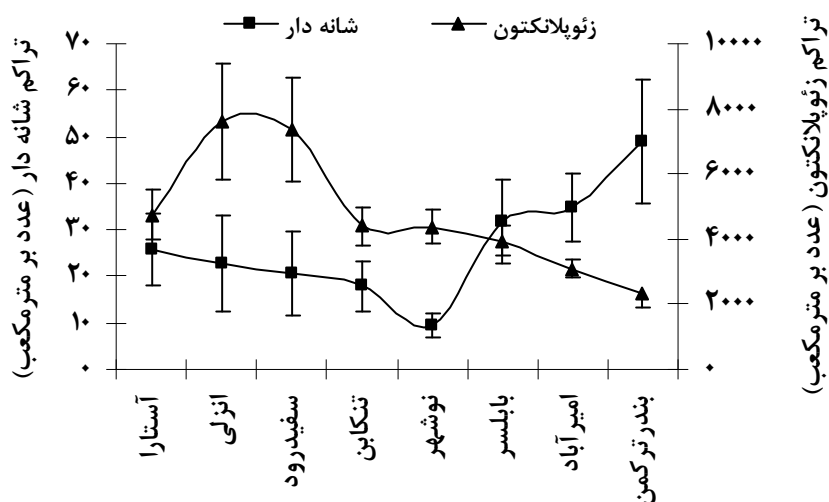
#### ۲-۲-۷-۳- ارتباط زئوپلانکتون و شانه دار

تغییرات میانگین تراکم زئوپلانکتون و شانه دار در فصول مختلف در نمودار ۳-۵۸ آورده شده است. در فصل زمستان همراه با کاهش درجه حرارت تراکم شانه دار بشدت کاهش یافت، در حالیکه تراکم زئوپلانکتون افزایش بارزی را نسبت به تابستان و پاییز نشان داد.



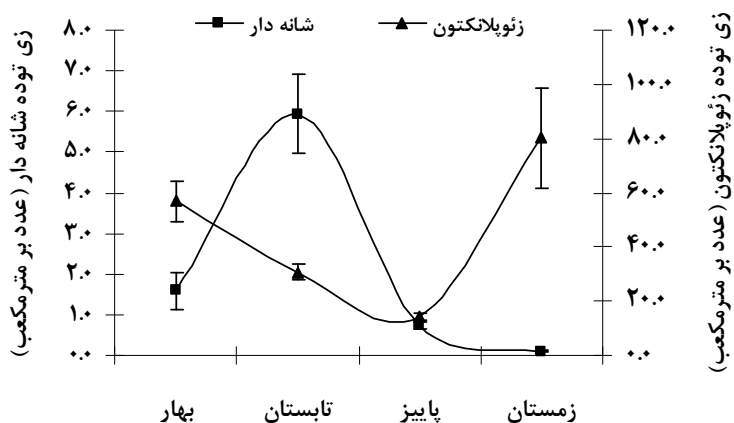
نمودار ۳-۵۸: تغییرات میانگین تراکم شانه دار و زئوپلانکتون به همراه خطای معیار (SE) در لایه ۰-۲۰ متر فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات میانگین تراکم زئوپلانکتون و شانه دار در نیم خط های مختلف در نمودار ۳-۵۹ آورده شده است. روند افزایش و کاهش تراکم زئوپلانکتون و شانه دار در نیم خط های مختلف معکوس بوده است. حداکثر میانگین شانه دار در منطقه شرقی و برای زئوپلانکتون در منطقه غربی مشاهده گردید.



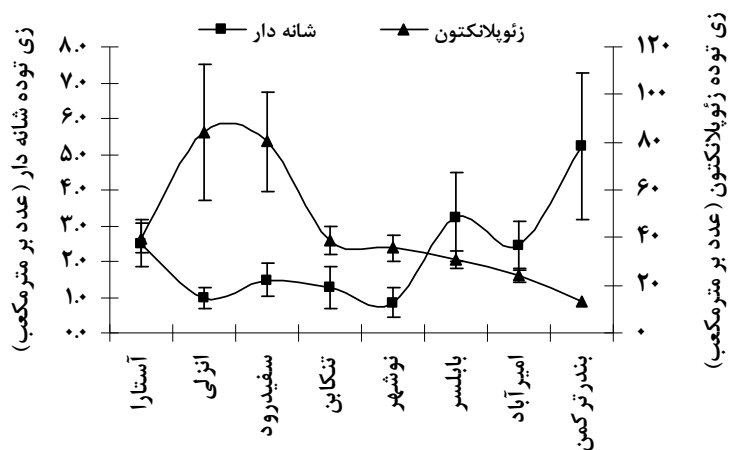
نمودار ۳-۵۹: تغییرات میانگین تراکم شانه دار و زئوپلانکتون به همراه خطای معیار (SE) در لایه ۰-۲۰ متر نیم خط های مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات میانگین زی توده زئوپلانکتون و شانه دار در فصول مختلف در نمودار ۳-۶۰ آورده شده است. در فصل زمستان همراه با کاهش درجه حرارت زی توده شانه دار بشدت کاهش یافت، در حالیکه زی توده زئوپلانکتون افزایش واضحی را نسبت به بهار، تابستان و پاییز نشان داد.



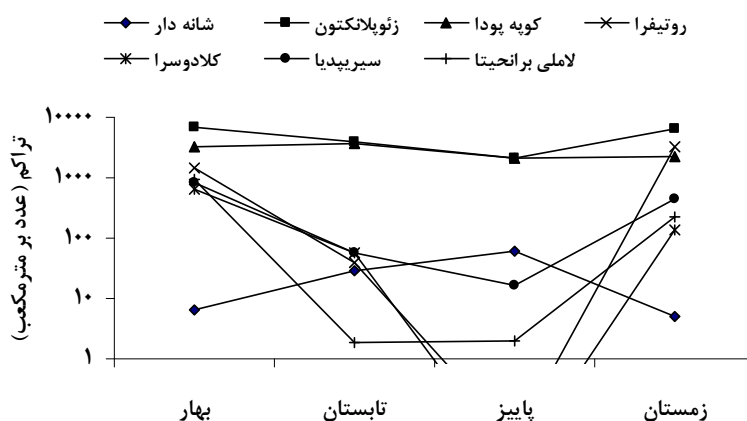
نمودار ۳-۶۰: تغییرات میانگین زی توده شانه دار و زئوپلانکتون به همراه خطای معیار (SE) در لایه ۰-۲۰ متر فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

تغییرات میانگین زی توده زئوپلانکتون و شانه دار در نیم خط های مختلف در نمودار ۳-۶۱ آورده شده است. روند افزایش و کاهش زی توده زئوپلانکتون و شانه دار در نیم خط های مختلف معکوس بوده است. حداکثر میانگین زی توده شانه دار در منطقه شرقی و برای زئوپلانکتون در منطقه غربی مشاهده گردید.



نمودار ۳-۶۱: تغییرات میانگین زی توده شانه دار و زئوپلانکتون به همراه خطای معیار (SE) در لایه ۰-۲۰ متر نیم خط های مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

افزایش تراکم شانه دار با کاهش همه گروه های زئوپلانکتونی همراه بوده است. بطوریکه برای گروه های از قبیل روتیفرا و کلادوسرا در فصل پاییز تراکم به صفر رسیده است اما کمترین تغییرات فصلی را در تراکم کوبه پودا مشاهده گردیده است (نمودار ۳-۶۲).



نمودار ۳-۶۲: تغییرات میانگین تراکم شانه دار، زئوپلانکتون و گروه های اصلی (تراکم در مقیاس لگاریتمی) در لایه ۰-۲۰ متر فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)

#### ۴- بحث

منطقه جنوبی دریای خزر با اقلیم نیمه استوایی- مرطوب (Wet-subtropical) دارای چهار فصل می‌باشد که تابستانی گرم و مرطوب و زمستانی ملایم و نمناک دارد (نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱; Kosarev and Yablinskaya, 1994; Mamedov et al., 1998; Zaker, 2007). با در نظر گرفتن این اقلیم، در مطالعه حاضر با توجه به تغییرات دمایی و معنی دار بودن میانگین‌ها ( $p < 0.05$ ) در لایه سطحی، این منطقه دارای چهار فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان می‌باشد. مقایسه میانگین دمای سطحی و لایه نوری در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و تحقیق حاضر (۱۳۸۹) نشان می‌دهد که دمای آب در تحقیق حاضر نسبت به سالهای ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ روند افزایشی داشته است و اختلاف معنی دار بوده است ( $p < 0.05$ ) اما نسبت به سال ۱۳۷۵ اندکی کاهش یافته است (جدول ۱-۴)

جدول ۱-۴: مقایسه تغییرات پارامترهای محیطی آب در لایه سطحی و نوری سال‌های مختلف در سواحل ایرانی منطقه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹ (تحقیق حاضر)	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		
۱۹/۷۱±۰/۶۱	۱۸/۶۷±۰/۳۴	۱۸/۹۰±۰/۴۴	۱۹/۹۰±۰/۴۵	لایه سطحی	دمای آب (°C)
۱۸/۴۲±۰/۳۸	۱۷/۸۸±۰/۳۲	۱۸/۳۱±۰/۴۴	۱۹/۱۹±۰/۲۶	لایه نوری	
۴/۶۴±۰/۲۰	۴/۳۵±۰/۲۱	۴/۹۱±۰/۲۴	۶/۶۵±۰/۳۲		شفافیت (m)
۸/۳۹±۰/۰۲	۸/۴۱±۰/۰۲	۸/۳۱±۰/۰۲	۸/۳۱±۰/۰۵	لایه سطحی	pH
۸/۳۸±۰/۰۱	۸/۴۴±۰/۰۱	۸/۳۲±۰/۰۱	۸/۳۰±۰/۰۷	لایه نوری	
۵/۷۳±۰/۰۹	۵/۸۷±۰/۱۰	۵/۹۲±۰/۰۷	۴/۵۰±۰/۰۵	لایه سطحی	اکسیژن محلول (ml/l)
۵/۶۹±۰/۰۵	۵/۷۶±۰/۰۶	۵/۷۲±۰/۰۴	۴/۴۳±۴/۱۷	لایه نوری	

نصراله زاده ساروی (۱۳۹۰) بیان کرد که در سال ۱۳۸۸ شکست دمایی در ستون آب به ازای هر متر کمتر از ۰/۶۰ درجه سانتیگراد بود. این شکست در مقایسه با دیگر دریاها (بازای هر متر ۱ درجه شکست دمایی) شدید نبوده است (Hao et al., 2012). مقایسه سالهای مختلف با تحقیق حاضر نشان می‌دهد که افزایشی در شکست دمایی مشاهده می‌گردد (جدول ۱-۴) که با افزایش دمای آب در تحقیق حاضر انطباق دارد (جدول ۲-۴).

جدول ۴-۲: مقایسه دامنه دمایی و شکست دمایی لایه ها و عمق های مختلف در سال های مختلف در دریای خزر

سال	لایه (متر)	اعماق (متر)	دامنه دمایی	اختلاف دمایی به ازای هر متر	مراجع
۱۳۷۵	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰	۱۴-۲۰	۰/۴۷-۰/۶۷	Nasrollahzadeh, 2008
۱۹۹۶	۲۰-۳۰	۱۰۰>	۱۲	۱/۲۰	Peeters et al., 2000
۱۳۸۷	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰	۱۳-۱۸	۰/۴۳-۰/۶۰	واحدی و همکاران، ۱۳۸۹
۱۳۸۸	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰	۱۲-۱۵	۰/۴۰-۰/۵۰	نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۰
۱۳۸۹	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰	۱۰-۲۱	۰/۳۴-۰/۷۰	(تحقیق حاضر)

مقایسه میانگین شفافیت در سال های ۱۳۷۵ با ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و تحقیق حاضر نشان می دهد که روند شفافیت آب کاهشی بوده است (جدول ۴-۱). این روند به میزان زیادی به افزایش تولیدات بیولوژیکی مرتبط می باشد. زیرا قبل از ورود شانه دار به دریای خزر تغییرات شفافیت آب (بدون در نظر گرفتن مواد معلق) وابسته به تولیدات فیتوپلانکتون در یک چرخه طبیعی بوده است اما بعد از حضور شانه دار (با توجه به فراوانی این موجود و ترشح موکوس توسط آن) و نیز افزایش غیر معمول تراکم فیتوپلانکتون، عوامل اثر گذار بر کاهش شفافیت آب بیشتر شده است.

در حوزه جنوبی خزر که شوری بالاتری نسبت به خزر شمالی دارد سیستم بافری آب قوی عمل کرده و از تغییرات زیاد pH آب جلوگیری می نماید، لذا بدلیل لگاریتمی بودن این فاکتور، تغییرات آن حتی در مقیاس کم تر از واحد نیز حائز اهمیت است. مقایسه میانگین pH سطحی و لایه نوری در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ با تحقیق حاضر نشان می دهد که روند pH آب افزایشی بوده است. مقایسه مشابه از میانگین DO سطحی و لایه نوری نیز روند افزایشی را نشان داد (جدول ۴-۱). افزایش فیتوپلانکتون و فعالیت های فتوسنتزی از سویی موجب افزایش اشباعیت اکسیژن در آب و از سوی دیگر کاهش CO<sub>2</sub> محلول و در نتیجه افزایش pH می گردد (Armstrong et al., 1994). احتمالاً "روند افزایشی pH و DO در دریای خزر در مطالعات سه ساله ۸۹-۱۳۸۷ نسبت به سال ۱۳۷۵ نیز تا حد زیادی تحت تاثیر افزایش قابل ملاحظه تراکم فیتوپلانکتون بوده است.

در مطالعه Armstrong و همکاران (۱۹۹۴) در خلیج Leven به هنگام شکوفایی *oscillatoria* pH به بیش از ۹ و بعد از از بین رفتن شکوفایی pH به حدود ۷ رسیده بود. از این دیدگاه، در دریای خزر در سال ۱۳۸۹ (تحقیق حاضر) نیز میانگین pH در فصول تابستان و پاییز (۸/۴۱ و ۸/۴۴) همزمان با تراکم شدید *oscillatoria* بیش از بهار و زمستان (۸/۳۹ و ۸/۳۱) بوده است. اما از دیدگاه دیگر، انتظار می رود که بدلیل بالاتر بودن تراکم فیتوپلانکتون در فصل زمستان و بدنبال آن افزایش اکسیژن محلول، مقدار pH نیز به حداکثر میزان خود برسد. درحالی که مقدار pH در زمستان سال های ۱۳۸۹ و نیز ۱۳۸۸ حداکثر میزان را در بین فصول دارا نبوده است. لذا لازم است که در بررسی تغییرات و روابط بین تراکم فیتوپلانکتون، pH و DO، تغییرات آب و هوایی و بخصوص درجه



حرارت مورد توجه قرار گیرد. به این ترتیب نقطه حداکثر DO در زمستان تحت تاثیر هر دو عامل افزایش تراکم فیتوپلانکتون و حلالیت گاز اکسیژن در آب نمود یافته است. چنانکه آزمون رگرسیون گام به گام نیز بر نقش موثرتر دما در افزایش DO در فصل زمستان صحنه گزارد ( $DO = 0.56 - 0.47Temp + 0.17Phyto$ ). اما به نظر می‌رسد که در فصل تابستان با وجود میزان بالای تراکم فیتوپلانکتون، بدلیل کم تر بودن حلالیت اکسیژن در آب، کم ترین میزان از اکسیژن محلول ثبت شده است بطوریکه آزمون رگرسیون گام به گام نیز این مورد را تایید کرده است ( $DO = -0.14 - 0.37Temp + 0.20Phyto$ ). نتایج سالانه آزمون مولفه اصلی (PCA) (جدول ۳-۱۱) نیز بخوبی ارتباط معنا دار و مثبت بین اکسیژن محلول و تراکم فیتوپلانکتون را همزمان با کاهش دما (در زمستان) نشان می‌دهد. به این ترتیب همراه با افزایش عمق (معمولا) دما و تراکم فیتوپلانکتون نیز کاهش می‌یابد) از میزان اکسیژن محلول کاسته می‌شود.

اگرچه ارتباط سالانه تراکم فیتوپلانکتون و درجه حرارت معکوس بود ولی الگوی آن در هر فصل (داخلی سالی) متغیر بوده است. در فصل تابستان ناحیه شرقی مانند مطالعات پیشین (نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱؛ مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰ b; Nasrollahzadeh, 2008) دارای حداکثر تراکم فیتوپلانکتون با غالبیت سیانوفیتا و گونه *Oscillatoria* sp. بوده است، در حالی که میانگین دما در این ناحیه حداکثر نبود. به نظر می‌رسد که در این فصل بعد از اولین شرط یعنی فراهم آمدن اپتیمم دمای رشد تکثیر برای *Oscillatoria* sp. (Chellappa & Costa, 2003; Wasmund et al., 2011) (گونه ی گرمادوست) در کلیه نواحی (با میانگین درجه حرارت بیش از ۲۰°C)، سایر پارامترها از قبیل مواد مغذی نقش قوی تری را ایفا کرده اند. لذا در آزمون PCA (جدول ۳-۱۱) رابطه بین درجه حرارت و تراکم فیتوپلانکتون معنی دار، منفی و ضعیف (۰/۳۵-) بدست آمد. در آزمون CCA (نمودارهای ۳-۴۰، ۳-۴۵)، شاخه و گونه غالب این فصل یعنی سیانوفیتا و *Oscillatoria* با مواد مغذی ارتباط مشهودی را نشان دادند. عدم مشاهده ارتباطات معنی دار و یا کاهش ضرایب ارتباطات می‌تواند بیانگر آن باشد که عوامل موثر (اعم از زیستی و غیرزیستی، داخل سیستمی یا خارج سیستمی) ضرایب تاثیر متفاوتی در مکان‌ها و زمان‌های مختلف دارند به عبارت دیگر نمی‌توان روابطی را با شدت تاثیر ثابت و معینی را در بین عوامل قائل شد.

در فصل پاییز با وجود آن که شاخه و گونه غالب همچنان سیانوفیتا و *Oscillatoria* بوده است ولی رابطه بین تراکم فیتوپلانکتون با درجه حرارت بر خلاف تابستان معنا دار قوی و مثبت (۰/۷۶) بدست آمد (جدول ۳-۱۱). در این فصل به نظر می‌رسد که اختلال در شرایط اپتیمم دما (کاهش میانگین دمای آب به کم تر از ۲۰°C ولی بالاتر از ۱۵°C در همه نواحی) سبب گردید که شاخه سیانوفیتا، *Oscillatoria* ویژگی گرمادوست بودن خود را با انتخاب نواحی دارای دمای بالاتر و ارتباط معنا دار قوی و مثبت با دما (جدول ۳-۱۱، ۳-۱۲، نمودارهای ۳-۴۱، ۳-۴۶) بروز دهد.

در فصل زمستان شاخه باسیلاریوفیتا و گونه *Pseudonitzschia seriata* غالب گردید. Skov و همکاران (۲۰۰۲) دمای بهینه رشد برای این گونه را ۶-۱۲ درجه سانتی گراد بیان نمودند. بنابراین با توجه به میانگین دمایی در نواحی مختلف (۸-۱۲ °C) به نظر می رسد که در این فصل شرایط اپتیمم دمایی برای این گونه ی سرمادوست در کلیه نواحی حاکم بوده است، لذا نوسانات مواد مغذی بیش از دما بر آن تاثیر گذاشته است (جداول ۳-۱۱، ۳-۱۲ و نمودار های ۳-۴۲، ۳-۴۷).

در فصل بهار همانند پاییز میانگین دما بین ۲۰ - ۱۵ درجه سانتیگراد بوده است و به نظر می رسد که شرایط دمایی در کل نواحی برای شاخه و گونه ی غالب (پیروفیتا، *Exuviaella cordata*) مناسب بوده است. *Exuviaella cordata* در شمار گونه هایی از دریای خزر است که توانایی حضور را در کلیه فصول سال داراست. این ویژگی به توانایی زیست این گونه در دامنه نسبتاً زیاد دمایی (دارای شرایط اپتیمم دمایی حرارت ۲۶-۶ درجه سانتی گراد) و یوری ترم (euryterm) بودن (Kasymov, 2004) آن مربوط می باشد. لذا تغییرات دما در محدوده فوق اثر معنا داری بر تغییرات تراکم فیتوپلانکتون نداشته است. جالب است که علی رغم برخی خصوصیات اکولوژیکی یکسان بین سیانوفیتا و پیروفیتا از قبیل گرما دوست بودن و مقاوم بودن در مقابل کاهش مواد مغذی، سیانوفیتا در این تحقیق (۱۳۸۹) و نیز سال های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ گوی سبقت را از پیروفیتا در فصول تابستان و پاییز ربوده و به شاخه غالب در این فصول تبدیل شده است (بر خلاف سال ثبات اکوسیستم در سال ۱۳۷۵). برای توضیح این وضعیت علاوه بر تفاوت در میزان توانایی صفات فوق، سایر فاکتورها از جمله تغذیه و مطلوبیت غذایی آن ها توسط موجودات فیتوپلانکتون خوار، استوکیومتری مواد مغذی، شدت و توان رشد تهاجمی و آلودگی ها نیز باید مورد توجه قرار گیرند. ضمن آن که شرایط فاز اولیه نیز دارای اهمیت است. به این معنا که اگرچه دمای محیط در پاییز و بهار تقریباً "یکسان هستند ولی بهار فصلی است که محیط شرایط زمستان را پشت سر گذاشته ولی در پاییز محیط شرایط تابستان را طی کرده است. در مجموع به نظر می رسد که همانند نتایج بدست آمده در دریای سیاه، فعالیت های زیستی از قبیل چرخه زندگی، میزان رشد، چرخه شروع و تکامل هر یک از جایگزینی ها و شدت هر دوره عمدتاً از طریق درجه حرارت هدایت شده است (BSC, 2008).

مقایسه مواد مغذی در سالهای مختلف افزایش این مواد (به غیر از فسفر معدنی) را در سالهای بعد از حضور شانه دار (سالهای ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹) نسبت به زمان عدم حضور (سال ۱۳۷۵) نشان می دهد، که یکی از علل آن را می توان به حضور شانه دار نسبت داد (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۱ a). Shiganova و همکاران (2003) بیان نمودند که در خزر شمالی همبستگی مثبتی بین حداکثر تراکم شانه دار و غلظت ازت آمونیمی وجود دارد یعنی با حضور و افزایش شانه دار غلظت ازت آمونیمی فزونی می یابد که با نتایج تحقیق حاضر در خزر جنوبی نیز مطابقت دارد. در تحقیق حاضر در مقایسه با سالهای قبل درصد ازت نیتراتی کمی بیشتر ازت آمونیمی بدست آمده است و به موازت آن غلظت ازت آلی بیش از سالهای قبل بوده است که احتمالاً به مقاوم بودن ترکیبات DON در مقابل تجزیه و عدم استفاده توسط گروههای زیادی از فیتوپلانکتون مربوط می باشند. بر خلاف

نیترژن آلی، فسفر معدنی احتمالاً" بدلیل شکوفایی های سیانوفیقا و نیاز و مصرف آن ها از فسفر معدنی دارای روند کاهشی بوده است. سیلیس محلول نسبت به سالهای قبل روند افزایشی داشته است. در دسترس بودن سیلیس محلول می تواند تاثیر بارزی بر روی گونه های غالب جوامع فیتوپلانکتون داشته باشد. در غلظت پایین تر از ۵ میکرومولار، بیشتر دیاتومه‌ها نمی توانند رقابت موثر با جلبک غیر دیاتومه ای (non-siliceous) داشته باشند (Zhejiang, 2002). در مطالعه Nasrollahzadeh و همکاران (a2008) در سالهای ۹۷-۱۹۹۶ و ۲۰۰۵ نیز با توجه به بالا بودن میزان DSi گونه غالب حوزه جنوبی دریای خزر دیاتومه بوده است. در مطالعه حاضر نیز اگرچه میانگین سالانه سیلیس بیش از ۵ میکرومولار و میزان سیلیس محلول (DSi) در تمام فصول بالاتر از این مقدار بوده است، ولی به نظر می رسد عوامل دیگری از قبیل فصل، اثرات شکارگری و تغذیه ای حلقه های بعدی از زنجیره غذایی و تفاوت در توان رقابت بین گروه های فیتوپلانکتون نقش موثری را در عدم غالبیت دیاتومه در بعضی فصول دارا بوده اند. بطور معمول میزان سیلیس محلول در فصول بارندگی (پاییز و زمستان) بدلیل ورود آبهای رودخانه ای افزایش می یابد. لذا کاهش آن در فصل زمستان احتمالاً" تحت تاثیر افزایش شدید مصرف آب در صورت پذیرفته است. چنانکه نتایج نیز نشان داد در زمستان تراکم شاخه باسیلاریوفیقا در لایه نوری (تحت تاثیر افزایش شدید گونه *Pseudonitzschia seriata*) نسبت به فصول دیگر از ۱۱ تا ۳۳ برابر افزایش داشته است. در حالی که در فصل پاییز همراه با روند طبیعی افزایش سیلیس محلول، شاخه باسیلاریوفیقا بعنوان عمده مصرف کننده سیلیس در دومین رتبه از شاخه غالب قرار داشته است. این امر احتمالاً" بر ایجاد نقاط حداکثر و حداقل سیلیس محلول به ترتیب در فصول پاییز و زمستان اثر گذاشته است.

#### جدول ۳-۴: مقایسه تغییرات پارامترهای مواد مغذی آب در لایه سطحی و نوری سال های مختلف در

##### سواحل ایرانی منطقه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹ (تحقیق حاضر)	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		
۱/۶۵±۰/۱۲	۳/۵۱±۰/۱۸	۱/۶۴±۰/۱۱	۰/۹۶±۰/۰۷	لایه سطحی	ازت آمونیمی (μM)
۱/۵۲±۰/۰۷	۳/۱۷±۰/۱۱	۱/۴۶±۰/۰۶	۰/۸۹±۰/۰۳	لایه نوری	
۱/۸۱±۰/۱۲	۱/۶۸±۰/۱۰	۱/۴۳±۰/۰۵	۰/۷۶±۰/۱۰	لایه سطحی	ازت نیتراتی (μM)
۱/۷۸±۰/۰۷	۱/۵۵±۰/۰۷	۱/۳۶±۰/۰۳	۰/۹۰±۰/۱۴	لایه نوری	
۳/۵۶±۰/۱۹	۵/۲۷±۰/۲۱	۳/۱۴±۰/۱۲	۱/۸۴±۰/۱۳	لایه سطحی	ازت معدنی (μM)
۳/۳۹±۰/۱۲	۴/۸۱±۰/۱۳	۲/۸۹±۰/۰۷	۱/۹۱±۰/۱۴	لایه نوری	
۴۴±۲	۲۹±۱	۳۸±۱	۳۱±۳	لایه سطحی	ازت آلی (μM)
۴۴±۱	۳۰±۱	۳۸±۱	۳۰±۱	لایه نوری	
۰/۳۲±۰/۰۱	۰/۲۵±۰/۰۱	۰/۲۳±۰/۰۱	۰/۴۰±۰/۰۳	لایه سطحی	فسفر معدنی (μM)
۰/۳۲±۰/۰۱	۰/۲۴±۰/۰۱	۰/۲۲±۰/۰۱	۰/۳۷±۰/۰۱	لایه نوری	
۰/۵۲±۰/۰۳	۰/۶۳±۰/۰۳	۰/۵۷±۰/۰۲	۰/۶۲±۰/۱۰	لایه سطحی	فسفر آلی (μM)
۰/۵۱±۰/۰۲	۰/۶۲±۰/۰۲	۰/۵۵±۰/۰۱	۰/۵۵±۰/۰۳	لایه نوری	
۹/۰۸±۰/۳۳	۸/۹۲±۰/۳۵	۷/۶۶±۰/۲۰	۷/۹۷±۰/۴۰	لایه سطحی	سیلیس محلول (μM)
۸/۶۵±۰/۲۰	۸/۲۲±۰/۲۲	۷/۳۴±۰/۱۳	۷/۳۶±۰/۲۰	لایه نوری	

گونه های مختلف فیتوپلانکتون برای رشد و تکثیر، نسبت های ایتیم و مشخصی از مواد مغذی (نیتروژن، فسفر) را مصرف می نمایند (Hodgkiss and Ho, 1997). اولین بار معیار استوکیومتری محدودیت مواد مغذی برای رشد دیاتومه ها (باسیلاریوقیتا) توسط Redfield و همکاران (1963) و Brzenzinki و همکاران (1985) توسعه یافت. برای به کارگیری از نسبت های فوق در تعیین محدودیت مواد مغذی ضروری است که غلظت این ترکیبات (ازت، فسفر و سیلیس) به حد آستانه رسیده باشد (Harrison et al., 1977; Perry & Eppley, 1981; Nelson & Brzezinski, 1990). بر اساس مطالعه جذب سینتیکی میزان آستانه ترکیبات DIN، DIP و DSi به ترتیب بایستی برابر ۱/۰، ۲/۰ و ۰/۱ میکرومولار باشد (Dortch & Whitledge, 1992; Rabalais & Turner, 2001; Justic et al., 1995). در تحقیق حاضر در اکثر فصول مقادیر بدست آمده از DIN (۱۰۰٪)، DIP (۱۰۰٪) و DSi (۱۰۰٪) بیش از حد آستانه بوده است. بنابراین نسبت مولی این ترکیبات برای سنجش محدودیت رشد فیتوپلانکتون مناسب می باشد.

در دریای خزر نسبت ازت/ فسفر دارای محدوده بسیار باریک (Narrow) است و مقادیر آن چند برابر کمتر از دیگر دریاها می باشد. نسبت سیلیس/ فسفر (Si/P) در محدوده ۸ و ۱۰۰ متغیر است. Semenov (1984) معتقد است که در تمام فصول سال نیتروژن به عنوان عامل محدوده کننده رشد فیتوپلانکتون محسوب می شود در حالی که سطح فسفر و سیلیس محلول همیشه بالا باقی می ماند. مطالعه Kosarev and Yablonskya (1994) نیز نشان داد که دریای خزر اکوسیستمی با محدودیت نیتروژنی است مگر در ورودی رودخانه ها (رودخانه ولگا) که عامل محدود کننده فسفر می باشد. مطالعه Nasrollahzadeh و همکاران (۲۰۰۸b) بر روی نتایج سالهای قبل از ورود شانه دار نیز مشابه نتایج مطالعه فوق، بیانگر محدودیت نیتروژنی برای رشد فیتوپلانکتون در اکوسیستم دریای خزر بوده است. این وضعیت در سه سال نخست (بعد از ورود شانه دار) نیز حاکم بود. اما در مطالعه حاضر فیتوپلانکتون کمتر تحت تاثیر محدودیت نیتروژنی بوده است. چنانکه نمودارهای مربوط به نسبت های مولی (نمودار ۳-۱۲) نیز نشان داد تعداد نقاط در ربع چهارم که بیانگر محدودیت نیتروژنی است در تمام فصول کم بود. در سال ۱۳۸۷ اکوسیستم دریای خزر به سمت محدودیت نیتروژنی و فسفری ( $DIN/DIP < 20$ ) سوق پیدا کرد تا جاییکه در سال ۱۳۸۸ شرایط جدیدی حاکم گردید و حوزه جنوبی دریای خزر علاوه بر شرایط محدودیت نیتروژنی و فسفری، شرایط محدودیت فسفری ( $DIN/DIP > 20$ ) را نیز نشان داده است (نمودار ۳-۱۳). این روند در تحقیق حاضر (۱۳۸۹) تکرار شده بطوریکه خزر علاوه بر شرایط محدودیت نیتروژنی (۵۵٪) و محدودیت نیتروژنی و فسفری (۴۳-۶٪)، شرایط محدودیت فسفری (۳۹-۲٪) ( $DIN/DIP > 20$ ) را نیز گذراند. محدودیت میانگین نسبت مولی DSi/DIP باریک و در محدوده ۴۰ و ۶۵ متغیر بوده است. این نسبت و نیز DSi/DIN نشان می دهد که این ناحیه از خزر دارای محدودیت سیلیسی برای رشد فیتوپلانکتون نمی باشد (نمودار ۳-۱۴) و محدودیت نیتروژن و فسفر بیش از سیلیس مطرح می باشد که با گزارش دیگران نیز همسویی دارد (Semenov, 1984; Kosarev and Yablonskya, 1994). بنابراین تنها با در نظر گرفتن میانگین های فصلی نسبت های DIN به DIP مشخص می گردد که محیط در فصول بهار (۱۰/۲۲)، پاییز (۱۰/۲۷) و زمستان (۱۹/۶۸) در

محدودیت هر دو ماده مغذی ( $20 < \text{DIN/DIP} < 10$ ) و در تابستان (۹/۵۳) در محدودیت نیتروژنی ( $< 10$ ) قرار داشته است. اما با توجه به مقادیر بدست آمده از این نسبت ها سه فصل بهار، تابستان و پاییز را می توان در یک گروه (محدودیت نیتروژنی - محدودیت نیتروژن و فسفر) یعنی انتهای محدودیت نیتروژنی و ابتدای محدودیت نیتروژن و فسفر قرار دارد. به این ترتیب زمستان نیز در گروه (محدودیت نیتروژن و فسفر - محدودیت فسفر) قرار می گیرد. اطلاعات سال های اخیر نشان می دهد که در زمستان تراکم باسیلاریوفیتا (*Pseudonitzschia seriata*) بشدت افزایش می یابد، لذا افزایش میزان مصرف N و P در زمستان احتمالاً به ایجاد شرایط محدودیت هر دو نوع ماده مغذی (نیتروژن و فسفر) در فصل بهار کمک نموده است، تغییر نسبت های مواد مغذی بسوی محدودیت نیتروژن و فسفر و نیز افزایش درجه حرارت، شرایط را برای افزایش پیروفتا در فصل بهار مهیا نمود. مطالعه Silkina و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که کاهش نیتروژن و فسفر و افزایش تبادلات محیطی در مدت ۲۰ روز سبب تغییر کامل در ترکیب گونه ای فیتوپلانکتون می گردد. در جنوب دریای سیاه نیز از مهم ترین تغییرات مشاهده شده حدود سه دهه پس از ورود شانه دار مهاجم، غالب شدن پیروفتا و دیگر میکرو-نانوفیتوپلانکتون نسبت به دیاتومه به دلیل تغییر در موازنه نوتریتی به همراه تغییرات درجه حرارت بیان گردید (BSC, 2008). ضمن آن که احتمالاً نوع منابع تامین کننده مواد مغذی نیز در غالب شدن شاخه ای و یا گونه ای نیز موثر است (Anderson et al., 2010). بعنوان مثال بر اساس نتایج بدست آمده در این تحقیق میانگین غلظت فسفر معدنی در فصل بهار از سایر فصول بیشتر بوده و با وجود آن که افزایش مقدار اندکی از فسفر می تواند رشد و تکثیر بسیاری از گروه ها و نیز باسیلاریوفیتا را افزایش دهد ولی درصد تراکم باسیلاریوفیتا با تفاوت زیاد نسبت به پیروفتا (رتبه اول) در رتبه دوم قرار گرفت. لذا افزایش مواد مغذی (بخصوص نیتروژن معدنی) از کف بر اثر تلاطم و یا اجساد شانه داران و فیتوپلانکتون های سقوط کرده در فصل زمستان برای رشد و تکثیر گونه سرمادوست (*Pseudonitzschia seriata*) از شاخه باسیلاریوفیتا مطلوب بوده است در حالی که ورود مواد مغذی از طریق رودخانه ها در فصل بهار رشد و تکثیر پیروفتا (*Exuviaella cordata*) را تشدید نمود (جداول ۳-۱۱، ۳-۱۲ و نمودارهای ۳-۴۰، ۳-۴۴). بر اساس PCA سیانوفیتا ارتباط معنی داری با مواد مغذی در فصل تابستان نداشته است (جداول ۳-۱۱، ۳-۱۲). با بررسی CCA مشخص می گردد که افزایش سیانوفیتا و گونه غالب آن (گونه ی *Oscillatoria* sp.) با کاهش پیروفتا (گونه *Exuviaella cordata*) همراه بوده است. لذا احتمالاً برتری سیانوفیتا بر پیروفتا از شدت مصرف مواد مغذی معدنی کاسته شد. لذا افزایش سیانوفیتا بصورت غیر مستقیم سبب افزایش DIP و DIN در آزمون CCA گردید (نمودارهای ۳-۴۰، ۳-۴۵). این بدین معنا نیست که *Oscillatoria* sp. آن ها را به مصرف نرسانده است. با توجه به آن که *Oscillatoria* sp. دارای سلول های تخصصی برای تثبیت نیتروژن مولکولی نیست (Armstrong et al., 1994) و عمل تثبیت را ممکن است تنها در سلول های دیگر انجام دهد، میانگین نیتروژن و فسفر معدنی (از بهار به تابستان) نیز کاهش یافت و شرایط محیط نیز به افزایش محدودیت نیتروژنی تمایل یافته است (نمودار ۳-۱۵). با ادامه مدت ماندگاری و افزایش شدت تراکم *Oscillatoria* sp. در

فصل پاییز بر میزان استفاده از فسفر معدنی افزوده شد که بصورت روابط معکوس بین تراکم فیتوپلانکتون، سیانوفیتا و *Oscillatoria* sp. در جدول ۳-۱۱ و نمودارهای ۳-۴۱ و ۳-۴۶ نشان داده شد و محیط علاوه بر محدودیت نیتروژنی، محدودیت فسفوری را نیز شامل گردید. سیانوفیتا هم می تواند میزان زیاد فسفر جذب کنند و هم به اندازه ۴-۳ تقسیم سلولی در خود ذخیره کنند (Chorus & Bartram, 1999). بدنال آن در زمستان با افزایش شدید تراکم فیتوپلانکتون (باسیلاریوفیتا، *Pseudonitzschia seriata*) مصرف فسفر و نیتروژن معدنی بیش از پیش افزایش یافت. هر چند که مقداری از مواد مغذی (نیتروژنی و فسفوری) بر اثر تلاطم از کف تامین می گردد (چرخش عمودی) ولی افزایش میانگین غلظت نیتروژن معدنی بیش از فسفر معدنی مشهود بود. این امر احتمالاً "بدلیل افزایش منابع نیتروژنی (از طریق اجساد شانه داران و فیتوپلانکتون های سقوط کرده) می باشد که نهایتاً" شرایط را تا حد زیادی به سوی محدودیت فسفوری سوق داد. در بین آزمون های مختلف PCA و CCA که در فصل زمستان انجام شد فقط ارتباط *Pseudonitzschia seriata* و فسفر معدنی معنی دار و معکوس بوده است (بدلیل مصرف فسفر معدنی توسط *Pseudonitzschia seriata*) و ارتباط واضح و معنی داری دیگری بین شاخه و گونه غالب (باسیلاریوفیتا، *Pseudonitzschia seriata*) با مواد مغذی بخصوص DIN دیده نشد که این امر احتمالاً" بدلیل شدت عدم ثبات شرایط محیط بخصوص از نظر مواد مغذی بوده است (Dahl et al., 2005).

آزمون های چند متغیره بین تراکم زئوپلانکتون و فاکتورهای محیطی روند ها و روابط گوناگونی را نشان داد که در مواردی با نتایج حاصله در سال ۱۳۸۸ نیز مطابقت نداشت. بعنوان مثال در آنالیز CCA بر روی پنج گروه زئوپلانکتون در سال ۱۳۸۸ نشان داد که مروپلانکتون ها (لارو لاملی برانچیاتا) و کلادوسرا همبستگی مستقیمی با متغیرهای محیطی نداشته و گروه روتیفرا بیشتر تحت تاثیر اکسیژن آب قرار گرفته است. سیرپیدیا با همه متغیرهای محیطی و کوپه پودا با دما، pH و شوری همبستگی داشت. در حالی که در تحقیق حاضر (سال ۱۳۸۹)، فقط کوپه پودا با اکسیژن (ارتباط مستقیم) و دمای آب (ارتباط منفی) نشان داد. این امر شاید بدلیل آن باشد که در هر فصل پارامترهای دیگر از قبیل غذا و شکارگری نقش پررنگ تری را ایفا می کنند و پارامترهای محیطی بصورت غیر مستقیم بر تراکم گروه های زئوپلانکتونی اثر می گذارند. به هر حال آنچه که از آزمون CCA در فصول بهار و زمستان استنباط می گردد بیانگر آن است که افزایش درجه حرارت در هر دو فصل اثر افزایشی بر تراکم کوپه پودا داشت (هر چند که این ارتباط در زمستان بسیار ضعیف بود)، و اکسیژن محلول با تراکم سیرپیدیا در هر دو فصل ارتباط مثبت دارا بود. pH نیز فقط با کلادوسرا ارتباط مثبت و معنی دار نشان داد.

در بررسی که در سال ۱۳۸۸ صورت گرفت مشخص گردید که شاخص شانون زئوپلانکتون در سال های بعد از هجوم پاییز تر از سال های پیش از آن بوده است، که بعنوان یکی از شواهد کاهش کنترل top-down از سوی زئوپلانکتون بر فیتوپلانکتون مطرح گردید (نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱). به عبارت دیگر کاهش شاخص شانون در زئوپلانکتون و افزایش شاخص شانون در فیتوپلانکتون بیانگر افزایش توان فیتوپلانکتون در مقابل کنترل top-down می باشد (اثر چرای فیتوپلانکتون توسط زئوپلانکتون کم می شود) در حالی که کنترل down-top (مواد

مغذی) بر روی فیتوپلانکتون قوی تر می گردد (Lampman and Makarewicz, 1999; Sommer et al., 2003). در سال ۱۳۸۹ اگرچه مقادیر شاخص شانون در زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون به سال ۱۳۷۵ نزدیک تر گردید (نسبت به سال ۱۳۸۸ روند معکوسی داشت)، اما نمی تواند بر بهبود شرایط اکوسیستم به سوی ثبات صحنه گذارد. چنانکه بررسی نسبت های زی توده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون در کلیه فصول و مناطق بیانگر سیر شدید افزایشی آن بخصوص در سال های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ نسبت به سال ۱۳۷۵ بوده است. بطوریکه از بهار تا تابستان ۹/۶-۳/۶ برابر افزایش یافت و سپس در زمستان ۱۳۸۹ به بیشترین میزان خود یعنی ۴۴/۷ برابر نسبت به زمستان ۱۳۷۵ رسید. مقایسه این نسبت در سال ۱۳۸۹ در نواحی مختلف نشان داد که کم ترین افزایش در غرب (۶/۶ برابر) بود ولی در میانی و شرق به ترتیب ۲۰/۹ و ۲۶/۸ برابر نسبت به سال ۱۳۷۵ گردید. به عبارت دیگر توازن بین زی توده حلقه اول و دوم زنجیره غذایی در فصل زمستان و نواحی میانی و شرقی بشدت از شرایط ثبات در اکوسیستم فاصله گرفت. افزایش زیاد زی توده فیتوپلانکتون نسبت به زئوپلانکتون بیانگر کاهش میزان چرا و کم بودن میزان تبدیل زی توده فیتوپلانکتون است (McCauley & Kalff, 1981). یعنی با وجود افزایش شاخص تنوع در ساختار زئوپلانکتون در سال ۱۳۸۹ نسبت به سال ۱۳۸۸، فرایند کارایی مصرف و انتقال انرژی از تولیدات فیتوپلانکتونی همچنان پایین بوده که نهایتاً افزایش مواد آلی و آهسته تر شدن جریان تجزیه و چرخه مواد را سبب می گردد (Stoyanova & Stefanova, 2001). این امر چگونگی افزایش منابع آلی نیتروژن و فسفات را در سال ۱۳۸۹ نیز روشن تر می نماید. لذا از دیدگاه نسبت بین زی توده فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون، کیفیت آب دریای خزر در سال ۱۳۸۹ در نواحی و فصول مختلف (Biomass phytoplankton: Biomass zooplankton, 6-23)، و نیز مقایسه با نتایج بدست آمده در دریای سیاه (Moncheva et al., 2002)، دارای کیفیت خوب نبوده و به میزان متوسط نزدیک بوده است. در دریای سیاه ایستگاههای دارای کیفیت آب متوسط (Water Quality)، نسبت فوق از ۲۸-۹ و در ایستگاههای در معرض آلودگی های شیمیایی، فاضلاب های کشاورزی و صنعتی با کیفیت آب بد-بسیار بد بین ۳۳ تا ۱۱۰۰ متغیر بود (Moncheva et al., 2002). در نگاه اول افزایش زی توده فیتوپلانکتون از جهت تامین غذای زئوپلانکتون مطلوب بنظر می رسد ولی افزایش شدید آن انعکاسی از نامناسب بودن وضعیت تغذیه ای زئوپلانکتون نیز می تواند باشد.

برای بررسی کنترل زئوپلانکتون بر فیتوپلانکتون از طریق چرا (Deason & Smayda, 1981, Top-down control) آزمون های چند متغیره نیز صورت گرفت. در آزمون های رگرسیون گام به گام و CCA (برای تعیین ارتباط تغذیه ای بین فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون) موارد معدودی ارتباطات معنا دار مشاهده شد و حتی در بهار بی معنا بوده است. به هر حال آنچه که از آزمون های فوق استنباط می گردد آن است که از شاخه سیانوفیتا، گونه *Oscillatoria* sp. در زمستان با حضور در مولفه دوم، ارتباط تغذیه ای معنا داری را با *Podon polyphemoides* (کلادوسرا) و *Balanus* (مروپلانکتون) نشان داد. از شاخه باسیلاریوفیتا گونه *Nitzschia acicularis* در پاییز مورد تغذیه *Balanus* قرار گرفت. این گونه از فیتوپلانکتون در زمستان نیز توسط *Acartia* و *Podon polyphemoides* و

Balanus مورد استفاده قرار گرفت. *Pseudonitzschia seriata* و *Thalassionema nitzschioides* دو گونه دیگر از باسیلاریوفیتا هستند که در فصل زمستان با حضور در مولفه اول نقش مهمی را در تغذیه *Acartia* داشته اند. از شاخه پیروفیتا گونه های *Prorocentrum proximum* و *Exuviaella cordata* جزو گونه های مورد تغذیه قرار گرفتند. بطوریکه در پاییز *Prorocentrum proximum* توسط *Acartia* و در زمستان *Exuviaella cordata* توسط *Acartia*، *Podon polyphemoides* و *Balanus* مورد استفاده قرار گرفت. *Binuclearia lauterbornii* تنها گونه از شاخه کلروفیتا بود که ارتباط معنا دار غذایی با زئوپلانکتون (*Acartia*) و فقط در یک فصل (زمستان) نشان داد. نتایج آزمون PCA بین زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون بخصوص در مواردی که شرایط آزمون رگراسیون قدم به قدم وجود نداشت (در تابستان) و یا آزمون رگراسیون قدم به قدم قادر به بیان ارتباط معنا دار نبود (فصل بهار) نیز مواردی از روابط غذایی را آشکار نمود. در این آزمون *Oscillatoria* sp. در همه فصول (بجز پاییز) ارتباط معنا دار تغذیه ای با گروه های با اهمیت زئوپلانکتون در هر مولفه دارا بود. اما در این آزمون نیز در فصل بهار با آن که گونه های با ارزش غذایی یعنی *Exuviaella cordata* غالب بود هیچ گونه ارتباط معنا داری بدست نیامد. این امر مجدداً عدم ارتباط متعارف و قابل انتظار تغذیه ای را بین زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون (بعنوان نشانه ای از عدم ثبات) نشان می دهد.

در مطالعه حوزه ایرانی دریای خزر در سال ۱۳۸۸ (نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱) نشان داده شد که تغییرات بین فصلی در هر سال از فاکتورهای مختلف از قبیل تغییرات درجه حرارت، غلظت مواد مغذی، تراکم فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون، جایگزینی فصلی و غالبیت گونه های فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون، شکل، اندازه و مکانیسم فیزیولوژیکی گونه های فیتوپلانکتون (تولید سم، ایجاد کلنی و پوشش ژلاتینی، کپسول دار بودن و سختی هضم و جذب) و زئوپلانکتون، اثرات آنتاگونیسمی و سینرژیسیم گونه ها بر هم، رقابت بین گونه ای (در توان تغذیه، سازگاری، مقاومت و...) تاثیر می پذیرد (Turner & Graneli, 1992; Sigeo, 2004; Goldyn & Kowalczewsk, 2007). لذا وجود تفاوت در روابط تغذیه ای گروه های معین از زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون در سال های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ می تواند از عوامل موثر فوق ناشی گردد. اما در نهایت روابط تغذیه ای حاصل شده در سال ۱۳۸۹ بر اساس آزمون CCA بیانگر آن است که همچنان گونه های رشته و زنجیره ای (*Oscillatoria* sp. و *Pseudonitzschia seriata*) با سبزی نامناسب، کیفیت نامطلوب ارزش غذایی، سختی هضم و جذب و نیز پتانسیل ایجاد سم و مضر بودن در لیست غذاهای مورد استفاده زئوپلانکتون قرار داشته اند. ضمن آن بین گونه های ماکول و مطلوب از قبیل *Exuviaella cordata* (پیروفیتا) و *Thalassionema nitzschioides* با زئوپلانکتون نیز تنها در موارد معدودی ارتباطات معنا دار تغذیه ای تعیین گردید.

بر خلاف زئوپلانکتون، ارتباط شانه دار با پارامترهای فیزیوشیمیایی واضح و قابل انتظار بود. چنانکه در تابستان مواد مغذی آلی همراه با افزایش شانه دار افزایش یافت ولی در زمستان افزایش نیتروژن معدنی با شانه دار ارتباط مثبت داشته است.



در سال ۱۳۸۹ همانند سال ۱۳۸۸، حداکثر تراکم ماکروبتوزها در فصول تابستان بود ولی حداقل آن از زمستان به بهار انتقال یافت. در میان گروه‌های غالب در تراکم ماکروبتوزها (پرتاران، کم تاران و سخت پوستان)، رده ی پرتاران در فصول مختلف دارای بالاترین سهم در ماکروبتوزها بوده است با این تفاوت که در فصول تابستان، پاییز و زمستان با ۷۸-۷۰ درصد ولی در فصل بهار با ۴۷ درصد در تراکم ماکروبتوزها مشارکت داشت. حداکثر تراکم ماکروبتوزها در تحقیق حاضر برخلاف سال ۱۳۸۸ (در عمق ۲۰ متر با دانه بندی متوسط، siltclay=85% و sand=15%) در عمق ۱۰ متر ثبت گردید. دانه بندی رسوب بین اعماق ۱۰ و ۲۰ متر در سال ۱۳۸۹، اختلاف معنی دار نداشت ( $P>0/05$ ) اما درصد ماسه و رس و لای در بیشتر اعماق در سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ با هم متفاوت بود. بطوری که در عمق ۲۰ متر درصد siltclay و sand به ترتیب ۷۴ و ۲۶ درصد گردید. اما به نظر می‌رسد که همچنان پلی کیت اعماق کم تر از ۲۰ متر را بر اعماق بالاتر ترجیح داده است و این سایز بندی و نسبت بین siltclay و sand همچنان برای زیست و تجمع آن مناسب بنظر می‌رسد. آزمون PCA نیز نشان می‌دهد که با افزایش TOM و نیز درصد siltclay از میزان تراکم ماکروبتوزها کاسته شد در حالی که افزایش درجه حرارت، اکسیژن محلول و pH در غالب فصول اثر مثبت بر تراکم ماکروبتوزها گذاشته‌اند. از نظر اکولوژیکی، تغییرات ماکروبتوزها بوسیله مجموعه‌ای از پارامترهای دما، شوری، اکسیژن، نوع بافت رسوب کنترل می‌گردد و تعیین یک پارامتر بعنوان کنترل کننده امکان پذیر نیست (Joydas, 2002; Harkantra & Parulekar, 1991). نتایج نشان می‌دهد که سه رده غالب در فصول مختلف رفتار متفاوتی را نسبت متغیرهای محیطی و بافت بستر نشان داده است. بطوریکه بر اساس آزمون CCA، رده کم تاران در بیشتر فصول رابطه مستقیم با بافت بستر (بطور مثال TOM) داشته است ولی ارتباط معنا دار و مثبت آن با درجه حرارت تنها به فصول بهار و زمستان محدود گردید. رده پرتاران در تابستان و پاییز با افزایش اکسیژن محلول و درصد sand در بستر افزایش یافت، در حالیکه در بهار DO رابطه منفی با تراکم پرتاران نشان داد. در زمستان ارتباط تراکم پرتاران با درصد siltclay و pH مستقیم بوده است. رده سخت پوستان نیز در فصول مختلف با Gravel (بهار و پاییز) و TOM (بهار و تابستان) به ترتیب ارتباط مثبت و منفی داشته است. افزایش زی توده ماکروبتوز در فصل زمستان نیز بدلیل افزایش گونه‌های دارای زی توده انفرادی بالاتر از قبیل *Cerastoderma lamarcki* و *Balanus improvisus* روی داده است.

وضعیت پارامترهای بیولوژیکی در سال ۱۳۸۹ کما بیش در جهتی که پس از هجوم شانه دار بر دریای خزر حاکم گردیده است، قرار داشته است. لذا مکانیسم تغییرات فصلی و عوامل آن تا حد زیادی مشابه به آن چه که در طرح هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر در سال ۱۳۸۸ گفته شد، می‌باشد. آنچه که در این بخش به آن توجه شده است، مقایسه نسبتاً "جامعی از وضعیت در سال ۱۳۷۵ بعنوان شاهد (اکوسیستم دارای ثبات) با اطلاعات بدست آمده از سه سال مطالعه هماهنگ و یکنواخت (سال‌های ۱۳۷۸، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹) در دریای خزر می‌باشد. مقایسه اطلاعات اکوسیستم در هر زمان (بخصوص بعد از تحمیل عامل مزاحم) با اطلاعات زمان ثبات

اکوسیستم (پیش از تحمیل عامل مزاحم) بیانگر میزان استرس های انسان ساخت (آنتروپوژنیک) است (Moncheva et al., 2002).

تعداد کل گونه های شناسایی شده فیتوپلانکتون در مطالعات سه ساله نسبت به سال ثبات اکوسیستم (۱۳۷۵) حدوداً ۲ برابر گردید. این افزایش اگرچه در همه ی شاخه های فیتوپلانکتون مشاهده گردید ولی در شاخه های سیانوفیتا (۳ برابر) و کلروفیتا (۵ برابر) بیش از باسیلاریوفیتا و پیروفیتا (۲ برابر) و یا سایر شاخه ها بوده است. گونه هایی بودند که همانند سال های پیشین (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰ a; Nasrollahzadeh et al. 2014) در سال ۱۳۸۹ نیز حضور داشته اند. نکته قابل توجه در جدول ۴-۵ جابجایی و بی نظمی بین سالی در شاخه های غالب در هر فصل است. بطوریکه در فصول بهار و تابستان گونه های غالب از باسیلاریوفیتا توسط گونه های مربوط به پیروفیتا و سیانوفیتا جایگزین گردیدند. در مواردی نیز که جابجایی در شاخه های غالب صورت نگرفت، جابجایی گونه های غالب در هر فصل صورت گرفت. چنانکه در فصل زمستان با آنکه شاخه باسیلاریوفیتا در مطالعات سه ساله نیز همچون سال ۱۳۷۵ همچنان غالب بوده است ولی عمده ی ترکیب گونه های غالب (*Pseudonitzschia seriata*, *Cerataulina pelagica*) از گونه های غیرماکول، مضر و سمی بوده است (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۲ b). حتی تابستان ۱۳۸۹ نسبت به تابستان ۱۳۸۸ از لحاظ افزایش چشمگیر کلروفیتا (*Binuclearia lauterbornii*) متمایز گردید. در سال ۱۳۸۹ نیز همانند سال ۱۳۸۸ گونه های غالب تحت تاثیر شرایط محیطی بخصوص دما، شوری و ورودی رودخانه ای در نیم خط ها و نواحی مختلف (غربی، میانی و شرقی) دارای مقادیر متفاوتی گردیدند. چنانکه در ناحیه شرقی *Oscillatoria* sp.، در ناحیه میانی *Pseudonitzschia seriata* و در ناحیه غربی *Cerataulina pelagica*، *Dactyliosolen fragilissima* و *Exuviaella cordata* در مقایسه با نواحی دیگر از درصد بالاتری از تراکم برخوردار بودند. به همین ترتیب در فصول بهار *Exuviaella cordata*، تابستان *Oscillatoria* sp. و *Binuclearia lauterbornii*، پاییز *Oscillatoria* sp. و زمستان *Pseudonitzschia seriata* و *Cerataulina pelagica* میزان درصد تراکم بالاتری را نسبت به سایر گونه ها دارا بودند. Kasymov (2004) گونه های فیتوپلانکتونی دریای خزر را به ۴ گروه: غالب (دارای توانایی افزایش شدید جمعیت حتی تا شکوفایی در فصول خاص)، تحت غالب (توانایی افزایش جمعیت در فصول خاص)، ضمیمه یا همراه (دارای توانایی حضور در همه فصول ولی با جمعیت متعادل) و تصادفی (دارای حضور کم و سالانه و گاهی بدون حضور سالانه) تقسیم نمود. با توجه به گونه ی غالب در اواخر دهه ۸۰ و بخصوص سال ۱۳۸۹ (تحقیق حاضر) آیا این تقسیم بندی هنوز قابل مشاهده است؟ زیرا شواهدی از قبیل کاهش شدت تراکم گونه های غالب همیشگی از قبیل *Exuviaella cordata* (از ۱۷ درصد در سال ۱۳۷۵ به ۸ درصد در سال ۱۳۸۹) و افزایش توزیع زمانی و پراکندگی فصلی گونه های غالب جدید از قبیل *Oscillatoria* sp. به فراوانی مشاهده می گردد.

جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه‌های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	ردیف
				<b>Bacillariophyta</b>
+	+	+	+	<i>Actinocyclus ehrenbergii</i>
	+	+	+	<i>Actinocyclus paradoxus</i>
			+	<i>Actinocyclus</i> sp.
		+		<i>Actinocyclus tenellus</i>
		+		<i>Amphora commutata</i>
+	+	+		<i>Amphora ovalis</i>
+	+	+		<i>Amphora</i> sp.
	+			<i>Bacillaria paradoxa</i>
+				<i>Calenois</i> sp.
+	+	+		<i>Cerataulina pelagica</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros convolutus</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros diversicurvatus</i>
		+		<i>Chaetoceros gracilis</i>
+				<i>Chaetoceros minutissimus</i>
+	+	+	+	<i>Chaetoceros mirabilis</i>
+		+		<i>Chaetoceros muelleri</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros peruvianus</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros rigidus</i>
			+	<i>Chaetoceros seiracanthus</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros simplex</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros socialis</i>
+	+		+	<i>Chaetoceros</i> sp.
	+			<i>Chaetoceros</i> sp.۲
+	+	+		<i>Chaetoceros subtilis</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros thronsenii</i>
+	+	+		<i>Chaetoceros wighamii</i>
+	+	+		<i>Cocconeis placentula</i>
		+		<i>Cocconeis skvortzowii</i>
+		+		<i>Cocconeis</i> sp.
+	+	+	+	<i>Coscinodiscus gigas</i>
+	+	+	+	<i>Coscinodiscus granii</i>

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

## در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		ردیف
+	+	+	+	<i>Coscinodiscus jonesianus</i>	۳۲
+	+	+	+	<i>Coscinodiscus perforatus</i>	۳۳
		+	+	<i>Coscinodiscus proximus</i>	۳۴
			+	<i>Coscinodiscus radiatus</i>	۳۵
+		+	+	<i>Cyclotella caspica</i>	۳۶
+	+	+	+	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	۳۷
		+		<i>Cymatopleura elliptica</i>	۳۸
+	+	+	+	<i>Cymatopleura solea</i>	۳۹
		+	+	<i>Cymatopleurasp.</i>	۴۰
+	+	+		<i>Cymbella cymbiformis</i>	۴۱
		+		<i>Cymbella parva</i>	۴۲
+		+		<i>Cymbella sp.</i>	۴۳
+	+	+		<i>Cymbella ventricosa</i>	۴۴
+	+	+	+	<i>Dactyliosolen fragilissima</i>	۴۵
+	+	+	+	<i>Diatoma ochki</i>	۴۶
+				<i>Diatoma sp.</i>	۴۷
+	+			<i>Diatoma vulgare</i>	۴۸
	+	+	+	<i>Diploneis interrupta</i>	۴۹
			+	<i>Diploneis salinarum</i>	۵۰
+				<i>Diploneis subovalis</i>	۵۱
	+	+		<i>Fragilaria capucina</i>	۵۲
+	+	+		<i>Fragillaria sp.</i>	۵۳
	+			<i>Gomphonema olivaceum</i>	۵۴
	+			<i>Gomphonema parvulum</i>	۵۵
+	+	+		<i>Gyrosigma acuminatum</i>	۵۶
+	+	+	+	<i>Gyrosigma attenuatum</i>	۵۷
	+			<i>Gyrosigma baicalense</i>	۵۸
	+	+		<i>Gyrosigma kuetzingii</i>	۵۹
+				<i>Gyrosigma peisone</i>	۶۰
+		+	+	<i>Gyrosigma sp.</i>	۶۱
+			+	<i>Gyrosigma strigile</i>	۶۲
+	+	+		<i>Melosira granulata</i>	۶۳

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه‌های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	ردیف
+	+			<i>Melosira moniliformis</i> ۶۴
+		+		<i>Melosira sp.</i> ۶۵
	+			<i>Melosira undulata</i> ۶۶
+	+	+		<i>Meiosira varians</i> ۶۷
+		+	+	<i>Navicula bombus</i> ۶۸
	+			<i>Navicula costulata</i> ۶۹
	+			<i>Navicula crucigera</i> ۷۰
+	+	+		<i>Navicula cryptocephala</i> ۷۱
+				<i>Navicula cuspidata</i> ۷۲
	+			<i>Navicula eliptica</i> ۷۳
	+			<i>Navicula exigua</i> ۷۴
	+	+	+	<i>Navicula gregaria</i> ۷۵
+			+	<i>Navicula kotschyi</i> ۷۶
	+			<i>Navicula pupula</i> ۷۷
+				<i>Navicula radiosa</i> ۷۸
+				<i>Navicula rostrata</i> ۷۹
+	+	+	+	<i>Navicula sp.</i> ۸۰
	+	+		<i>Navicula sp.2</i> ۸۱
+	+	+	+	<i>Nitzschia acicularis</i> ۸۲
+	+	+	+	<i>Nitzschia closterium</i> ۸۳
+				<i>Nitzschia constricta</i> ۸۴
		+	+	<i>Nitzschia distans</i> ۸۵
			+	<i>Nitzschia holsatica</i> ۸۶
+	+	+	+	<i>Nitzschia longissima</i> ۸۷
	+			<i>Nitzschia palea</i> ۸۸
+		+		<i>Nitzschia parva</i> ۸۹
+	+	+		<i>Nitzschia reversa</i> ۹۰
+		+		<i>Nitzschia sigma</i> ۹۱
+	+	+	+	<i>Nitzschia sigmoidea</i> ۹۲
+	+	+	+	<i>Nitzschia sp.</i> ۹۳
+	+	+		<i>Nitzschia sp.1</i> ۹۴
+	+	+	+	<i>Nitzschia sp.2</i> ۹۵

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

## در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		ردیف
+				<i>Nitzschia</i> sp.3	۹۶
+				<i>Nitzschia</i> sp.4	۹۷
+	+	+		<i>Nitzschia sublinearis</i>	۹۸
+	+	+	+	<i>Nitzschia tenuirostris</i>	۹۹
	+	+		<i>Nitzschia tryblionella</i>	۱۰۰
+	+	+	+	<i>Pleurosigma elongatum</i>	۱۰۱
			+	<i>Pleurosigma</i> sp.	۱۰۲
+	+	+		<i>Pseudonitzschia seriata</i>	۱۰۳
+	+			<i>Pseudonitzschia</i> sp.	۱۰۴
+	+	+	+	<i>Pseudosolenia calcaravis</i>	۱۰۵
+	+	+		<i>Rhicosphenia curvata</i>	۱۰۶
		+		<i>Rhizosolenia alata</i>	۱۰۷
		+		<i>Rhizosolenia eriensis</i>	۱۰۸
		+		<i>Rhizosolenia setigera</i>	۱۰۹
		+		<i>Rhizosolenia</i> sp.	۱۱۰
+	+		+	<i>Skeletonema costatum</i>	۱۱۱
+	+		+	<i>Skeletonema subsalsum</i>	۱۱۲
		+		<i>Stephanodiscusbinderuanus</i>	۱۱۳
+	+	+		<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	۱۱۴
	+	+		<i>Stephanodiscus socialis</i>	۱۱۵
+	+			<i>Stephanodiscus</i> sp.	۱۱۶
+				<i>Synedra amphirhynchus</i>	۱۱۷
+	+	+	+	<i>synedra ulna</i>	۱۱۸
	+			<i>Surirella elegans</i>	۱۱۹
	+	+		<i>Surirella ovalis</i>	۱۲۰
	+			<i>Surirella</i> sp.	۱۲۱
		+		<i>Surirella splendida</i>	۱۲۲
+	+	+	+	<i>Thalassionema nitzschioides</i>	۱۲۳
+	+	+	+	<i>Thalassiosira caspica</i>	۱۲۴
		+		<i>Thalassiosira hustedtii</i>	۱۲۵
	+			<i>Thalassiosira</i> sp.	۱۲۶
+		+	+	<i>Thalassiosira variabilis</i>	۱۲۷

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه‌های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	ردیف
				<b>Pyrrophyta</b>
+	+	+		<i>Dissodinium pseudolunula</i> ۱۲۸
+	+	+	+	<i>Exuviaella cordata</i> ۱۲۹
+	+	+	+	<i>Exuviaella marina</i> ۱۳۰
+	+	+	+	<i>Glenodinium behningii</i> ۱۳۱
+	+	+		<i>Glenodinium caspicum</i> ۱۳۲
+		+	+	<i>Glenodinium danicum</i> ۱۳۳
+	+	+	+	<i>Glenodinium lenticula</i> ۱۳۴
+	+	+	+	<i>Glenodinium penardii</i> ۱۳۵
	+	+		<i>Glenodinium sp.</i> ۱۳۶
	+			<i>Glenodinium sp.2</i> ۱۳۷
+	+	+		<i>Goniaulax digitale</i> ۱۳۸
			+	<i>Goniaulax minima</i> ۱۳۹
+	+			<i>Goniaulax monacantha</i> ۱۴۰
+	+	+	+	<i>Goniaulax polyedra</i> ۱۴۱
+		+		<i>Goniaulax sp.</i> ۱۴۲
+	+	+	+	<i>Goniaulax spiniferum</i> ۱۴۳
		+		<i>Gymnodinium lacustre</i> ۱۴۴
+		+		<i>Gymnodinium sp.</i> ۱۴۵
+	+	+	+	<i>Gymnodinium variabile</i> ۱۴۶
	+			<i>Heteraulacus polyedricus</i> ۱۴۷
	+			<i>Heterocapsa sp.</i> ۱۴۸
	+			<i>Heterocapsa triquetra</i> ۱۴۹
+	+	+	+	<i>Peridinium achromaticum</i> ۱۵۰
+				<i>Peridinium cinctum</i> ۱۵۱
+	+	+		<i>Peridinium latum</i> ۱۵۲
+	+	+		<i>Peridinium sp.</i> ۱۵۳
	+			<i>Peridinium sp.2</i> ۱۵۴
	+			<i>Peridinium sp.3</i> ۱۵۵
+	+	+		<i>Peridinium subsalsum</i> ۱۵۶
+	+	+		<i>Peridinium trochoideum</i> ۱۵۷
+	+	+		<i>Prorocentrum micans</i> ۱۵۸

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		ردیف
+	+	+	+	<i>Prorocentrum obtusum</i>	۱۵۹
+	+	+	+	<i>Prorocentrum proximum</i>	۱۶۰
+	+	+	+	<i>Prorocentrum scutellum</i>	۱۶۱
	+			<i>Protoperidinium sp.</i>	۱۶۲
	+			<i>Protoperidinium sp.2</i>	۱۶۳
	+			<i>Protoperidinium sp.3</i>	۱۶۴
<b>Cyanophyta</b>					
+	+			<i>Anabaena aphanizomenides</i>	۱۶۵
+	+	+		<i>Anabaena bergii</i>	۱۶۶
+	+	+		<i>Anabaena kisselevii</i>	۱۶۷
		+	+	<i>Anabaenasp.</i>	۱۶۸
+				<i>Anabaena sphaerica</i>	۱۶۹
+	+	+	+	<i>Anabaena spiroides</i>	۱۷۰
+			+	<i>Anabaenopsis cunningtonii</i>	۱۷۱
		+		<i>Anabaenopsis elenkinii</i>	۱۷۲
+				<i>Anabaenopsis nadsonii</i>	۱۷۳
		+		<i>Anabaenopsis raciborskii</i>	۱۷۴
+		+		<i>Anabaenopsis sp.</i>	۱۷۵
+				<i>Aphanizominon flos-aqua</i>	۱۷۶
+		+		<i>Aphanizominon sp.</i>	۱۷۷
	+			<i>Aphanizomenon ussaczewii</i>	۱۷۸
+	+	+	+	<i>Aphanothece elabens</i>	۱۷۹
+	+			<i>Aphanothece sp.</i>	۱۸۰
+		+		<i>Chroococcus sp.</i>	۱۸۱
	+			<i>Chroococcus turgidae</i>	۱۸۲
+	+			<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	۱۸۳
		+		<i>Dactylococcopsis raphidioides</i>	۱۸۴
+				<i>Dactylococcopsis sp.</i>	۱۸۵
+				<i>Gloeacapsa limnetica</i>	۱۸۶
		+		<i>Gloeacapsasp.</i>	۱۸۷
		+		<i>Gloeocapsa turqida</i>	۱۸۸
		+		<i>Gomphosphaeria lacustres</i>	۱۸۹



ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه‌های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

+	+	+		<i>Lyngbya limnetica</i>	۱۹۰
+	+	+		<i>Lyngbya sp.</i>	۱۹۱
+	+	+		<i>Merismopedia minima</i>	۱۹۲
	+		+	<i>Merismopedia punctata</i>	۱۹۳
	+		+	<i>Microcystis aeruginosa</i>	۱۹۴
+	+	+	+	<i>Microcystis sp.</i>	۱۹۵
+				<i>Nodularia harveyana</i>	۱۹۶
+	+			<i>Nodularia spumigena</i>	۱۹۷
		+		<i>Nostoc linckia</i>	۱۹۸
+	+	+		<i>Noctoc sp.</i>	۱۹۹
+				<i>Oscillatoria agardhii</i>	۲۰۰
+	+	+	+	<i>Oscillatoria geminata</i>	۲۰۱
+	+	+	+	<i>Oscillatoria limosa</i>	۲۰۲
+	+	+		<i>Oscillatoria sp.</i>	۲۰۳
	+			<i>Oscillatoria sp.2</i>	۲۰۴
	+			<i>Oscillatoria tangayikae</i>	۲۰۵
+	+			<i>Oscillatoria tenuis</i>	۲۰۶
+				<i>Phormidium sp.</i>	۲۰۷
+	+	+		<i>Spirulina laxissima</i>	۲۰۸
+	+			<i>Spirulina sp.</i>	۲۰۹
	+			<i>Spirulina subtilissima</i>	۲۱۰
	+			<i>Spirulina magor</i>	۲۱۱
+	+			<i>Synechococcu sp.</i>	۲۱۲
<b>Chlorophyta</b>					
	+			<i>Acanthosphaera sp.</i>	۲۱۳
		+		<i>Acanthosphaera zachariasii</i>	۲۱۴
+	+	+		<i>Actinastrum hantzschii</i>	۲۱۵
	+	+		<i>Ankistrodesmus acicularis</i>	۲۱۶
			+	<i>Ankistrodesmus arcuatus</i>	۲۱۷
+				<i>Ankistrodesmus convolutus</i>	۲۱۸
+				<i>Ankistrodesmus sp.</i>	۲۱۹
+	+	+	+	<i>Binuclearia lauterbornii</i>	۲۲۰
+	+	+		<i>Binuclearia sp.</i>	۲۲۱
+				<i>Chlamydomonas ovalis</i>	۲۲۲

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

ردیف	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
۲۲۳	+	+	+	+
۲۲۴		+	+	
۲۲۵		+		
۲۲۶		+		
۲۲۷		+		
۲۲۸		+	+	
۲۲۹	+	+		
۲۳۰		+		
۲۳۱		+		
۲۳۲		+		
۲۳۳		+		
۲۳۴		+	+	
۲۳۵		+		
۲۳۶	+	+	+	
۲۳۷	+			
۲۳۸		+		
۲۳۹		+		
۲۴۰		+		
۲۴۱	+	+		
۲۴۲		+		
۲۴۳	+			
۲۴۴	+	+		
۲۴۵	+	+		
۲۴۶	+			
۲۴۷		+		
۲۴۸	+	+	+	
۲۴۹	+	+		
۲۵۰		+		
۲۵۱		+	+	
۲۵۲		+		
۲۵۳	+			
۲۵۴	+	+	+	+

ادامه جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه‌های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		ردیف
+	+			<i>Oocystis</i> sp.	۲۵۵
+				<i>Pandorina charkoriensis</i>	۲۵۶
+				<i>Pandorina morum</i>	۲۵۷
	+			<i>Pandorina pectorale</i>	۲۵۸
	+			<i>Pandorina</i> sp.	۲۵۹
			+	<i>Pediastrum boryanum</i>	۲۶۰
	+		+	<i>Pediastrum simplex</i>	۲۶۱
		+		<i>Scenedesmus abundans</i>	۲۶۲
+	+	+		<i>Scenedesmus acuminatum</i>	۲۶۳
+	+	+		<i>Scenedesmus bijuga</i>	۲۶۴
+	+	+		<i>Scenedesmus quadricauda</i>	۲۶۵
+	+	+		<i>Scheroderia setigea</i>	۲۶۶
+				<i>Schroderia</i> sp.	۲۶۷
	+			<i>Selenastrum bibrajanum</i>	۲۶۸
+	+			<i>Selenastrum</i> sp.	۲۶۹
+	+			<i>Staurastrum</i> sp.	۲۷۰
		+		<i>Tetraedron minimum</i>	۲۷۱
+				<i>Tetraedron</i> sp.	۲۷۲
		+		<i>Tetrastrum heterocathum</i>	۲۷۳
+	+			<i>Tetrastrum</i> sp.	۲۷۴
	+			<i>Westella</i> sp.	۲۷۵
<b>Euglenophyta</b>					
+	+	+	+	<i>Euglena acus</i>	۲۷۶
+	+	+		<i>Euglena caudata</i>	۲۷۷
	+			<i>Euglena gaumei</i>	۲۷۸
		+		<i>Euglena gracilis</i>	۲۷۹
	+			<i>Euglena oxyuris</i>	۲۸۰
+	+	+	+	<i>Euglena</i> sp.	۲۸۱
	+			<i>Euglena variable</i>	۲۸۲
+			+	<i>Euglena viridis</i>	۲۸۳
	+			<i>Lepocinclis</i> sp.	۲۸۴
+	+	+		<i>Phacus</i> sp.	۲۸۵
		+		<i>Trachelomonas acuminata</i>	۲۸۶

جدول ۴-۴: حضور و عدم حضور گونه های مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹

## در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	ردیف
	+	+		<i>Trachelomonas compacta</i> ۲۸۷
+		+		<i>Trachelomonas planctoniaea</i> ۲۸۸
+	+	+	+	<i>Trachelomonas sp.</i> ۲۸۹
			+	<i>Trachelomonas sp.2</i> ۲۹۰
+	+	+	+	<i>Trachelomonas spiculifera</i> ۲۹۱
		+		<i>Trachelomonas stokesiana</i> ۲۹۲
		+		<i>Trachelomonas varians</i> ۲۹۳
+				<i>Trachelomonas verrucosa</i> ۲۹۴
<b>Xantophyta</b>				
		+		<i>Tribonema minus</i> ۲۹۵
+	+	+		<i>Tribonema sp.</i> ۲۹۶
+				<i>Tribonema vulgare</i> ۲۹۷
<b>Haptophyta</b>				
+	+			<i>Chrysochromalina sp.</i> ۲۹۸
<b>Chrysophyta</b>				
	+	+		<i>Dinobryon sertularia</i> ۲۹۹

جدول ۴-۵: مقایسه تعداد گونه ها در شاخه های مختلف فیتوپلانکتون مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸

## در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	
۱۸۲	۱۹۵	۱۹۱	۸۰	تعداد کل
۸۱	۸۱	۹۲	۴۵	باسیلاریوفیتا
۲۵	۳۳	۲۸	۱۴	پیروفیتا
۳۳	۲۸	۲۵	۹	سیانوفیتا
۳۱	۳۸	۳۰	۶	کلروفیتا
۹	۱۱	۱۵	۶	یوگلنافیتا
۲	۱	-	-	زانتوفیتا
-	۲	۱	-	کریزوفیتا
۱	۱	-	-	هاپتوفیتا

جدول ۴-۶: مقایسه الگوی ساختاری فیتوپلانکتون مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
شاخص شانون	بهار	۱/۷۰	۲/۹	۲/۵	۱/۹۷
تراکم کل ( $10^6 \text{ cells.m}^3$ )		۱۷	۶	۵۰	۱۱۰
شاخه های غالب در تراکم		باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	پیروفیتا، سیانوفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا
گونه های غالب در تراکم		<i>Cyclotella meneghiniana</i> , <i>Exuviaella cordata</i>	<i>Exuviaella cordata</i> , <i>Oscillatoria</i> sp. <i>Skletonema costatum</i>	<i>Exuviaella cordata</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i> *	<i>Exuviaella cordata</i> , <i>Oscillatoria</i> sp. و <i>Pseudonitzschia seriata</i>
شاخه های غالب در زی توده		باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا
ری توده فیتوپلانکتون: زی توده زئوپلانکتون		۱/۹۵	۰/۳۴	۹/۸۰	۱۸/۳۶
شاخص شانون	تابستان	۲/۱۵	۱/۸	۰/۹۶	۱/۷۳
تراکم کل ( $10^6 \text{ cells.m}^3$ )		۶	۲۳	۱۶۸	۱۶۴
شاخه های غالب در تراکم		باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	سیانوفیتا	سیانوفیتا	سیانوفیتا و کلروفیتا
گونه های غالب در تراکم		<i>Pseudosolenia calcaravis</i> , <i>Exuviaella cordata</i>	<i>Oscillatoria</i> sp., <i>Lyngbya</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp., <i>Binuclearia lauterbornii</i>
شاخه های غالب در زی توده		باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	پیروفیتا	سیانوفیتا و باسیلاریوفیتا
ری توده فیتوپلانکتون: زی توده زئوپلانکتون		۱/۵۶	۰/۸۷	۳/۴۱	۵/۵۷

۱۴۱۵۴ جدول ۴-۶: مقایسه الگوی ساختاری فیتوپلانکتون مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
شاخص شانون	پاییز	۰/۷۷	۰/۵۰	۲/۳۹	۱/۶۲
تراکم کل (10 <sup>6</sup> cells.m <sup>3</sup> )		۱۸	۴۷	۶۲	۲۳۶
شاخه های غالب در تراکم		باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	سیانوفیتا و باسیلاریوفیتا
گونه های غالب در تراکم		<i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Pseudosolenia calcaravis</i>	<i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Oscillatoria limosa</i>	<i>Thalassionema nitzschioides</i> , <i>Oscillatoria sp.</i>	<i>Oscillatoria sp.</i>
شاخه های غالب در زی توده		باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	پیروفیتا، باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا
ری توده فیتوپلانکتون: زی توده زئوپلانکتون		۱/۶۹	۱/۳۸	۱۱/۸۹	۱۶/۲۸
شاخص شانون زمستان		۰/۸۷	۲/۴	۱/۶۹	۱/۵۱
تراکم کل (10 <sup>6</sup> cells.m <sup>3</sup> )		۱۶	۵۰	۲۸۸	۴۷۱
شاخه های غالب در تراکم		باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا
گونه های غالب در تراکم		<i>Thalassionema nitzschioides</i>	<i>Pseudonitzschia seriata</i> , <i>Cerataulina pelagica</i> , <i>Exuviaella cordata</i>	<i>Pseudonitzschia seriata</i> , <i>Cerataulina pelagica</i>	<i>Pseudonitzschia seriata</i> , <i>Cerataulina pelagica</i> , <i>Dactyliosolen fragilissima</i>
شاخه های غالب در زی توده		باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا
ری توده فیتوپلانکتون: زی توده زئوپلانکتون		۰/۵۱	۰/۵۹	۱۰/۹۶	۲۲/۸۲
شاخه های غالب در تراکم	غربی	باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا، سیانوفیتا و پیروفیتا
	میانی	باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا
	شرقی	باسیلاریوفیتا	سیانوفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا
شاخه های غالب در زی توده	غربی	باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا
	میانی	باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا
	شرقی	باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا

ادامه جدول ۴-۶: مقایسه الگوی ساختاری فیتوپلانکتون مختلف طی سالهای ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
ری توده	غربی	۲/۱۴	۰/۶۱	۶/۵۱	۱۴/۱۱
فیتوپلانکتون: زی	میانی	۱/۱۱	۰/۶۹	۱۰/۵۳	۲۳/۲۱
توده زئوپلانکتون	شرقی	۰/۸۲	۰/۶۳	۱۳/۸۱	۲۱/۹۷
میانگین تراکم سالانه ( $10^6 \text{ cells.m}^3$ )	۱۴	۳۲	۱۴۳	۲۲۴	
شاخه های غالب در تراکم	باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا	
شاخه های غالب در زی توده	باسیلاریوفیتا	پیروفیتا و باسیلاریوفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	باسیلاریوفیتا و پیروفیتا	

\*در بعضی ایستگاه ه ها *Chrysochromalina sp.* حداکثر تراکم را دارا بود.

در برآورد وضعیت کیفی و ثبات در اکوسیستم از نقطه نظر فیتوپلانکتون، علاوه بر بررسی تراکم گونه های مضر، سمی و جدید، تعدادی از گونه ها از قبیل *Pseudosolenia calcaravis* و *Thalassionema nitzschioides* که در دوره ی ثبات اکوسیستم تراکم یا زی توده آن ها دارای اهمیت بوده است، شاخص می گردند و به عبارت دیگر تغییرات تراکم آن ها مورد توجه قرار می گیرد. در جداول زیر درصد تراکم تعدادی از گونه های شاخص (کاهش یا بهبود وضعیت کیفیت اکوسیستم) آورده شده است.

جدول ۴-۷: درصد تراکم برخی از گونه های شاخص به فیتوپلانکتون کل ( لایه نوری) در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸، ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

گونه	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
<i>Cerataulina pelagica</i>	--	۶/۷۰	۱۱/۳۹	۸/۲۵
<i>Chaetoceros peruvianus</i>	--	۴/۱۵	۰/۷۸	۰/۱۹
<i>Chaetoceros thronsenii</i>	--	۰/۹۹	۰/۲۶	۰/۱۰
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	۱۲/۲	۰/۹۴	۰/۷۸	۰/۲۴
<sup>1</sup> <i>Dactyliosolen fragilissima</i>	۰/۲۶	۲/۵۶	۸/۰۵	۵/۶۱
<i>Pseudosoleniacalcar-avis</i>	۵/۱۳	۰/۸۰	۰/۳۳	۰/۱۷
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	--	۱۱/۸۴	۲۴/۷۴	۲۶/۷۱
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	۵۳/۴۳	۱۶/۶۲	۴/۰۳	۲/۹۱
<i>Dissodonium pseudolunula</i>	--	۰/۰۳	۰/۰۱	<۰/۰۱
<i>Exuviaella cordata</i>	۱۶/۵۶	۷/۰۳	۲/۲۱	۸/۰۲
<i>Prorocentrum proximum</i>	۰/۰۱	۳/۴۹	۲/۵۶	۰/۷۹

ادامه جدول ۴-۷: درصد تراکم برخی از گونه های شاخص به فیتوپلانکتون کل ( لایه نوری) در سال های ۱۳۸۸، ۱۳۸۷، ۱۳۷۵ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

گونه	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
<i>Prorocentrum scutellum</i>	۰/۴۹	۰/۶۱	۰/۴۷	۰/۶۰
<i>Lyngbya sp.</i>	--	۸/۸۲	۲/۳۷	۳/۰۳
<i>Nodularia spumigena</i>	--	--	۰/۰۲	۰/۴۰
<i>Oscillatoria limosa</i>	۱/۱۳	۵/۷۷	۱/۴۶	۰/۶۳
<i>Oscillatoria sp.</i>	--	۹/۱۵	۲۷/۴۴	۲۶/۵۶
<i>Binuclearia lauterbornii</i>	۱/۴۵	۷/۰۳	۰/۳۷	۴/۹۲

جدول ۴-۸: تغییرات فصلی درصد تراکم تعدادی از گونه های شاخص به فیتوپلانکتون کل ( لایه نوری) در سال های ۱۳۸۸، ۱۳۸۷ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

گونه	سال	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
<i>Cerataulina pelagica</i>	1387	0	0	0	17/05
	1388	0/63	0/01	0/03	22/41
	1389	0/6	0/5	0/2	17/4
<i>Pseudonitzschia seriata</i>	1387	0	0/03	0/95	29/20
	1388	0/6	0	10/06	46/73
	1389	5/8	0/6	5/7	53/3
<i>Nodularia spumigena</i>	1387	-	-	-	-
	1388	0/01	0/04	0/04	0
	1389	0/3	2/3	0/0	0/0
<i>Oscillatoria sp.</i>	1387	10/63	28/13	2/80	5/99
	1388	7/57	80/77	24/03	0/79
	1389	7/1۰	59/2۰	72/8۰	0/8۰

پیش از بررسی جداول فوق، یاد آوری کوتاهی از اثرات گونه های مضر فوق ارائه می گردد: *Dissodonium pseudolunula*: کیست های ثانویه آن داینوسپورهایی تولید می کنند که دارای تاژک بوده و حرکت می کنند و قادرند که به تخم زئوپلانکتون ها (کوپه پودها) بچسبند و همانند انگل خارجی از آن تغذیه کنند (Elbrachter & Drebf, 1978)

*Cerataulina pelagica*: کاهش علفخواری زئوپلانکتونها، کاهش رشد و تکثیر دوکفه ایها، مرگ صدفهای بنتیک و ماهیان استخوانی بعد از بلوم آن توسط محققین در نقاط مختلف دنیا گزارش شده است (Taylor et al., 2007).

*Pseudonitzschia seriata*: از جمله گونه هایی است که سم نورو توکسینی (Domoic Acid) تولید می کند. این سم در صورت انباشتگی، می تواند سبب بیماری و مرگ در پستانداران و پرندگان دریایی و نیز انسان گردد (Bates et al., 1989; Gulland et al., 2002).



*Nodularia spumigena* - تولید کننده ی سم نودولارین (دارای ساختمان پنتا پپتید حلقوی) است. سم نودولارین هپاتوکسین است و سبب سرطان کبد می شود (Annala et al., 1996). (Paczuska & Kosakowska, 2003) و سلامت حیوانات اهلی، انسان و اکوسیستم طبیعی آب را بخطر می اندازد.

*Chaetoceros peruvianus* - این گونه شاخص آب های گرم و معتدل است. (Ake-Castillo, 2008). از جمله گونه هایی از جنس *Chaetoceros* است که دارای زوائد مویی (Setae) محکم و زبر می باشد. لذا صدماتی که بر اثر افزایش تراکم آن ناشی می شود غالباً به علت صدمات مکانیکی به آبشش ماهی و نیز کاهش اکسیژن (Hypoxia) در ستون آبی بدلیل انباشتگی توده ی سلولی مرده ی این فیتوپلانکتون می باشد (Lee et al., 2013; Al-Hashmi et al., 2015).

*Chaetocerothronsenii* - نقش زیست محیطی آنها نیز از لحاظ تولید سم، ایجاد شکوفایی همراه با کاهش اکسیژن محلول در آب مورد توجه است (Livingston, 2002).

*Oscillatoria* - علاوه بر پتانسیل تولید شکوفایی، اغلب گونه های موجود در این جنس، طیف گسترده ای از توکسین ها (نورو توکسین و هپاتوتوکسین) را تولید می کنند، منتهی درصد هر یک از سموم فوق در گونه های مختلف متفاوت است (Mutawie, 2012). در تعدادی از آن ها تولید سیتوتوکسین نیز گزارش شده است. در ابتدا تصور می شد که تنها در ۱۰ درصد از شکوفایی های سیانوفیتی پدیده تولید سم رخ می دهد در حالی که امروزه در تحقیقات با امکان دسترسی به اطلاعات بیشتر نشان می دهد که این مقدار به ۴۵-۷۵ درصد افزایش یافته است (Crayton, 1993).

بر اساس درصدهای ارائه شده در جداول بالا و نیز جدول حضور و غیاب گونه ای، از میان گونه هایی که در دهه ی ۸۰ وارد دریای خزر شده اند (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰ a): *Cerataulina pelagica* اگرچه از درصد تراکم آن در سال ۱۳۸۹ نسبت به سال ۱۳۸۸ کاسته شد، اما هنوز هم درصد تراکم آن بخصوص در فصل زمستان قابل توجه است.

گونه سمی *Pseudonitzschia seriata* نیز روند افزایشی تراکم را (هر چند با سرعت کم تر) ادامه داده است بطوریکه درصد آن از سال ۱۳۸۷ تا ۱۳۸۹ تقریباً دو برابر گردید. *Chaetoceros*، *Chaetoceros peruvianus* و *thronsenii* و *Dissodonium pseudolunula* در دسته ای قرار می گیرند که پس از ورود و حضور قابل توجه از شدت رشد و تکثیر آن ها بخصوص در سال ۱۳۸۹ کاسته شد. گونه سمی *Nodularia spumigena* نیز اگرچه در هیچ کدام از دوره های نمونه برداری حضور گسترده و تراکم قابل توجه نداشته است، اما در سال های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ چند روز قبل از شروع دوره نمونه برداری شرایط مناسب (از قبیل افزایش سطح تروفیکی آب، شرایط مناسب آب و هوایی مانند درجه حرارت بیش از ۲۵ درجه سانتیگراد و سکون هوا) سبب بروز شدید شکوفایی جلبکی شیری رنگ (*Nodularia spumigena*) به ترتیب در حوالی سواحل تنکابن و نوشهر تا بابلسفرههم آمد. این پدیده در سال ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ پس از حدود دو هفته پس از شکست دمایی و وزش باد پایان پذیرفت

(Nasrollahzadeh et al., 2011b). لذا ادامه حضور آن و نیز گسترش توزیع فصلی و مکانی آن در دریای خزر در سال ۱۳۸۹ پرچم قرمز وقوع شکوفایی را همچنان برای منطقه بالا نگه داشته است. *Oscillatoria* sp. از گونه های مضر است که در سال ۱۳۷۴ با تراکم بسیار کم حضور داشت (پور غلام، ۱۳۷۴) اما در مطالعه حاضر (سال های ۸۹-۱۳۸۷) تراکم آن چنان افزایش یافت که در این سال ها اولین گونه غالب در تابستان گردید و حتی در پاییز سال ۱۳۸۹ نیز جایگاه نخستین گونه غالب را بدست آورد در حالیکه در پاییز سال ۱۳۸۸ در دومین مرتبه از گونه های غالب قرار داشت. در مقابل، گونه های بومی و یا ساکن از قبیل *Cyclotella meneghiniana*، *Pseudosolenia calcar-avis* و *Thalassionema nitzschioides* که در سال ۱۳۷۵ از لحاظ تراکم یا زی توده رتبه های نخست را در لیست گونه های غالب دارا بودند، بشدت روند کاهشی تراکم را نشان دادند. *Pseudosolenia calcar-avis* پس از ورود به دریای خزر (در سال ۱۹۳۴) سبب کاهش *Dactyliosolen fragilissima* گردید (Levshakova & Sanina, 1973). بطوری که در سال ۱۳۷۵ تراکم *Pseudosolenia calcar-avis* ۲۰ برابر *Dactyliosolen fragilissimus* گردید. اما مطالعات پس از آن بیانگر پیشی گرفتن تراکم *Dactyliosolen fragilissimus* بر *Pseudosolenia calcar-avis* بوده است. بطوری که در سال ۱۳۸۸ تراکم *Dactyliosolen fragilissimus* به ۲۲ برابر تراکم *Pseudosolenia calcar-avis* رسید، اما در هر حال رابطه معکوس بین تغییرات تراکم *Dactyliosolen fragilissima* و *Pseudosolenia calcar-avis* وجود داشته است. اما در سال ۱۳۸۹ همراه با کاهش تراکم *Pseudosolenia calcar-avis* از تراکم *Dactyliosolen fragilissima* نیز کاسته شد. بنظر می رسد شدت افزایش تراکم از سوی گونه های دارای رشد تهاجمی همچون *Pseudonitzschia seriata* مانع افزایش مشارکت در تراکم از سوی گونه های بومی و ساکن از قبیل *Dactyliosolen fragilissima* و *Pseudosolenia calcar-avis* گردید. به عبارت دیگر اثرات رشد بی رویه ی گونه های غالب در دهه ی ۸۰ بر روابط متقابل بین گونه ای معمول در دریای خزر اثر گذاشته است.

*Pseudonitzschia seriata* هرچند ساکن دریای خزر بوده است ولی ماهیت تهاجمی آن در سال های اخیر بیشتر نمود یافته است (Shiganova et al., 2005; Vershinin & Orlova, 2008). حضور *Pseudonitzschia seriata* در دریای خزر، همانطور که در مطالعات سال ۱۳۸۸ نیز عنوان گردید به نحوی بود که در سال ۱۳۷۴ با تراکم بسیار کم و در منطقه محدودی از نیم خط های غربی و در فصل بهار بوده است (پور غلام، ۱۳۷۴). در سال ۱۳۸۳ به میزان گسترش آن افزوده شد و تا نیم خط های شرقی نیز مشاهده گردید و متوسط تراکم آن به حدود ۷ میلیون در مترمکعب رسید. تا سال ۱۳۸۸ افزایش تراکم آن در گستردگی مکانی بیش از زمانی مورد توجه بوده است به نحوی که عمدتاً در زمستان بوده است (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰b؛ نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱). اما در سال ۱۳۸۹، گونه ی مضر و سمی *Pseudonitzschia seriata* توانسته همراه با افزایش تراکم، توزیع و گستردگی زمانی خود را نیز افزایش دهد. بطوریکه عدم حضور آن در بعضی از فصول (بهار و تابستان ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸) در سال ۱۳۸۹ کاملاً منتفی گردید. بررسی نشان داد که شدت تراکم *Pseudonitzschia seriata* در بهار به اندازه پاییز بود

و با افزایش دما در تابستان نیز حضور خود را (با تراکم کم تر) حفظ نمود، تا آن که با رسیدن پاییز و زمستان ( کاهش دما) و فراهم شدن اپتیمم شرایط محیطی، رشد و تکثیر آن شدت یافت. به عبارت دیگر به نظر می رسد توانایی زیستی و سازگاری این موجود افزایش یافته است و اثر تغییر فصل و دما بر توالی آن کاهش یافته است. این موضوع نه تنها مجدداً اثر شرایط محیطی و استرس را بر تغییر الگوی جمعیتی (روابط کمی بین گونه های موجود) و ساختاری (ترکیب گونه ای و گونه های غالب فصلی) فیتوپلانکتون آشکار می کند ( Gomez & Souissi, 2003, 2007; Olenin et al., 2007; مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰ b، نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱)، بلکه لزوم نگاه جدی تر به راهکار های پیشگیرانه محدود نمودن رشد این گونه را در دریای خزر نشان می دهد. زیرا تا پیش از این رشد این گونه سمی در فصل سرما با مشخصه دمای پایین و شرایط نامناسب برای ظهور اثر جدی بر اکوسیستم و سایر موجودات، در واقع برگ برنده ای در دست سایر اجزای اکوسیستم محسوب می شد، اما اکنون با پیشروی رشد و تکثیر در فصول گرم تر و دارای دمای بالاتر می تواند زنگ خطر بسیار جدی تر برای سلامت اکوسیستم محسوب شود. چه بسا که زمینه انفجار بمب بیولوژیکی این موجود در فصول گرما مهیاتر باشد. کنترل شرایط آب و هوایی و توپوگرافی عملاً امکان پذیر نیست و در حال حاضر تنها راه قابل عملی کاهش ورودی مواد مغذی به اکوسیستم آبی از طرق مختلف می باشد. بر اساس روشهای سنجش بیولوژیکی، اگر درصد تراکم گونه مهاجم به فیتوپلانکتون کل به ۵۰-۱۰ درصد برسد شدت اثر تهاجم گونه فوق بر ساختار تراکم فیتوپلانکتون متوسط در نظر گرفته می شود و افزایش این نسبت به بیش از ۵۰ درصد، بیانگر اثر شدید است (Carlton, 2002). بنابراین بر اساس مقادیر ارائه شده در جداول بالا، در سال ۱۳۸۹ در فصول تابستان و پاییز *Oscillatoria sp.* و در فصل زمستان *Pseudonitzschia seriata* دارای اثر شدید تهاجمی بوده اند. ضمن آن که *Cerataulina pelagica* نیز در فصل زمستان اثرات متوسط تهاجمی داشته است.

خصوصیات زیر برای محیط دارای ثبات بیان شده است (Palmer, 1980; Washington, 1984; Olenin et al., 2007):

-تراکم گونه های مضر کم است و نوسانات بسیار کمی در تراکم آنها دیده می شود.

-انقراض گونه ها به ندرت صورت می گیرد.

- بین تراکم گونه های مختلف موازنه و تعادل وجود دارد و شکوفایی جلبکی در آن رخ نمی دهد.

از میان خصوصیات ذکر شده چه شواهدی و چه میزان در دریای خزر قابل مشاهده است؟ در مجموع اگرچه شواهدی از قبیل افزایش درصد گونه های بومی همچون *Exuviaella cordata* در سال ۱۳۸۹ نسبت به سال های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ به چشم می خورد، اما هنوز، بدلیل تغییرات عمده در جابجایی گونه های غالب و میزان تراکم آنها (که در بالا اشاره گردید) نمی توان چندان به روند رو به بهبود کیفیت اکوسیستم خوش بین بود.

جدول ۴-۹: فهرست گروه‌های زئوپلانکتون در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		ردیف
<b>Holoplankton</b>					
				<b>Copepoda</b>	۱
			+	<i>Acartiaclausi</i>	۲
+	+	+		<i>Acartiatonsa+clausi</i>	۳
+	+		+	<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	۴
+	+		+	<i>Ectinosoma concinnum</i>	۵
		+		<i>Ectinosomasp.</i>	۶
			+	<i>Eurytemora grimmeri</i>	۷
			+	<i>Eurytemora minor</i>	۸
+	+		+	<i>Halicyclops sarsi</i>	۹
			+	<i>Limnocalanus grimaldii</i>	۱۰
<b>Rotifera</b>					
+				<i>Asplanchna priodonta</i>	۱۱
	+	+	+	<i>Asplanchnasp.</i>	۱۲
+				<i>Brachionus calyciflorus</i>	۱۳
	+			<i>Brachionus plicatilis</i>	۱۴
	+	+		<i>Brachionus sp.</i>	۱۵
	+			<i>Keratella cochlearis</i>	۱۶
+	+		+	<i>Keratella quadrata</i>	۱۷
	+	+		<i>Keratellasp.</i>	۱۸
	+			<i>Lecane sp.</i>	۱۹
	+			<i>Monostylacornuta</i>	۲۰
		+		<i>Polyarthrasp.</i>	۲۱
		+		<i>Polyarthra vulgaris</i>	۲۲
	+	+	+	<i>Synchaeta sp.</i>	۲۳
+			+	<i>Synchaeta vorax</i>	۲۴
			+	<i>Synchaeta stylata</i>	۲۵
<b>Cladocera</b>					
+				<i>Alonacostata</i>	۲۶
			+	<i>Apagisossiani*</i>	۲۷
			+	<i>Apagiscylindrata*</i>	۲۸
+				<i>Bosmina longirostris</i>	۲۹
	+			<i>Bosminasp.</i>	۳۰
			+	<i>Cercopagis longiventris</i>	۳۱

ادامه جدول ۴-۹: لیست گروه‌های زئوپلانکتون در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹

در حوزه جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵		ردیف
	+		+	<i>Cercopagispengoi</i>	۳۲
			+	<i>Ceropagisprolangata</i>	۳۳
			+	<i>Cercopagissocialis</i>	۳۴
			+	<i>Cercopagisspinicaudata</i>	۳۵
			+	<i>Cercopagisrubosta</i>	۳۶
	+			<i>Daphnia sp.</i>	۳۷
			+	<i>Evadneanonyxdeflexa</i>	۳۸
			+	<i>Evadneanonyxprolongata</i>	۳۹
+	+		+	<i>Evadneanonyxtypica</i>	۴۰
			+	<i>Moina sp.</i>	۴۱
			+	<i>Podonintermedinus</i>	۴۲
+	+	+	+	<i>Podonpolyphemoides</i>	۴۳
		+	+	<i>Podonevadneangusta</i>	۴۴
+	+	+	+	<i>Podonevadnetrignonatypica</i>	۴۵
	+		+	<i>Podonevadnetrignonaintermeda</i>	۴۶
			+	<i>Podonevadnetrignonarotundata</i>	۴۷
			+	<i>Podonevadnecamptonyxattenuata</i>	۴۸
			+	<i>Podonevadnecamptonyxhamulus</i>	۴۹
			+	<i>Podonevadnecamptonyxkajdakensis</i>	۵۰
			+	<i>Podonevadnecamptonyxmacronyx</i>	۵۱
			+	<i>Podonevadnecamptonyxpodonoides</i>	۵۲
			+	<i>Podonevadnecamptonyx similes</i>	۵۳
			+	<i>Podonevadnecamptonyxsp</i>	۵۴
			+	<i>Polyphemusexiguus</i>	۵۵
<b>Protozoa</b>					
			+	<i>Arcella sp.</i>	۵۶
			+	<i>Epistylis sp.</i>	۵۷
+	+	+	+	<i>Foraminifera sp.</i>	۵۸
+	+		+	<i>Tintinopsistubulosa</i>	۵۹
		+		<i>Tintinopsissp.</i>	۶۰
			+	<i>Zoothamniumpelagicum</i>	۶۱

ادامه جدول ۴-۹: لیست گروه‌های زئوپلانکتون در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

ردیف	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹
<b>Meroplankton</b>				
۶۲	+	+	+	+
۶۳	+			
۶۴	+	+	+	+
۶۵	+			
۶۶	+			

\*این گونه در بعضی منابع تحت جنس *Cercopagis* آورده شده است.

جدول ۴-۱۰: مقایسه تعداد گونه‌های زئوپلانکتون در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

تعداد کل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)
تعداد کل	۴۸	۱۵	۲۴	۱۷
کوپه پودا	۷	۲	۴	۴
کلادوسرا	۲۶	۳	۷	۵
روتیفرها	۵	۶	۹	۴
پروتوزوا	۵	۲	۲	۲
مروپلانکتون	۵	۲	۲	۲

جدول ۴-۱۱: مقایسه تجمع زئوپلانکتونی در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)
شاخص شانون	بهار	*	۱/۲۸	۰/۸۲	۱/۷
تراکم کل (cells/m <sup>3</sup> )		۹۰۸۳	۱۰۴۲۲	۶۰۲۷	۷۰۹۸
گروه غالب در تراکم		کوپه پودا	مروپلانکتون	کوپه پودا	کوپه پودا، مروپلانکتون و روتیفرها
گونه‌های غالب در تراکم		<i>Eurytemora grimmeri</i> + <i>minor</i> , <i>Acartia clausi</i>	<i>Lamellibranchiata</i> larvae	<i>Acartia tonsa</i> + <i>clausi</i>	<i>Acartia tonsa</i> + <i>clausi</i> , <i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Lamellibranchiata</i> larvae, <i>Cirripedia</i> , <i>Podon polyphemoides</i>

ادامه جدول ۴-۱۱:

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)
گروه غالب در زی توده		کوپه پودا و کلادوسرا	مروپلانکتون و روتیفرا	کوپه پودا	روتیفرا، کوپه پودا و مروپلانکتون
شاخص شانون	تابستان	-	۰/۱۸	۰/۲۵	۰/۵
تراکم کل (cells/m <sup>3</sup> )		۲۹۴۶۲	۵۲۴۶	۵۸۵۸	۳۸۲۲
گروه غالب در تراکم		مروپلانکتون	کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا
گونه های غالب در تراکم		<i>Lamellibranchiata larvae, Acartia clausi</i>	<i>Acartia tonsa+clausi</i>	<i>Acartia tonsa+clausi</i>	<i>Acartia tonsa+clausi</i>
گروه غالب در زی توده		مروپلانکتون و کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا
شاخص شانون	پاییز	-	۰/۴۱	۰/۲۶	۰/۱
تراکم کل (cells/m <sup>3</sup> )		۲۰۴۰۶	۴۶۵۰	۴۴۳۷	۲۱۴۸
گروه غالب در تراکم		کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا
گونه های غالب در تراکم		<i>Acartia clausi</i>	<i>Acartia tonsa+clausi</i>	<i>Acartia tonsa+clausi</i>	<i>Acartia tonsa+clausi</i>
گروه غالب در زی توده		کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا	کوپه پودا
شاخص شانون	زمستان	-	۱/۵	۱/۲	۱/۲
تراکم کل (cells/m <sup>3</sup> )		۱۴۳۰۰	۹۵۶۷	۹۸۶۹	۶۳۵۸
گروه غالب در تراکم		کوپه پودا و روتیفرا	روتیفرا و کوپه پودا	روتیفرا، مروپلانکتون و کوپه پودا	روتیفرا و کوپه پودا
گونه های غالب در تراکم		<i>Acartia clausi, Synchaeta sp.</i>	<i>Asplanchna sp., Acartia tonsa+clausi</i>	<i>Asplanchna sp., Cirripedia, Acartia tonsa+clausi</i>	<i>Asplanchna priodonta, Acartia tonsa+clausi</i>
گروه غالب در زی توده		کوپه پودا و روتیفرا	روتیفرا و کوپه پودا	روتیفرا و کوپه پودا	روتیفرا و کوپه پودا

## ادامه جدول ۴-۱۱:

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)
گروه غالب در تراکم	غربی	کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا، روتیفرا و مروپلانکتون	کوپه پودا، مروپلانکتون و روتیفرا	کوپه پودا، روتیفرا و مروپلانکتون
	میانی	کوپه پودا و مروپلانکتون	مروپلانکتون و کوپه پودا	کوپه پودا و روتیفرا	کوپه پودا، روتیفرا و مروپلانکتون
	شرقی	کوپه پودا	کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا و روتیفرا	کوپه پودا، روتیفرا و مروپلانکتون
گروه غالب در زی توده	غربی	کوپه پودا و مروپلانکتون	روتیفرا و کوپه پودا	کوپه پودا و روتیفرا	روتیفرا و کوپه پودا
	میانی	کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا و روتیفرا	کوپه پودا و روتیفرا
	شرقی	کوپه پودا، روتیفرا و کلادوسرا	کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا و روتیفرا	کوپه پودا و روتیفرا
تراکم کل (cells/m <sup>3</sup> )		18313	9578	6630	7471
گروه غالب در تراکم		کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا، مروپلانکتون و روتیفرا	کوپه پودا، روتیفرا و مروپلانکتون	کوپه پودا، روتیفرا و مروپلانکتون
گروه غالب در زی توده		کوپه پودا و مروپلانکتون	روتیفرا، کوپه پودا و مروپلانکتون	کوپه پودا و روتیفرا	روتیفرا و کوپه پودا

\*شاخص شانون سالانه ۱/۶ (فضلی و همکاران، ۱۳۸۹).

ترکیب کیفی و نیز رشد کمی زئوپلانکتون ارتباط تنگاتنگ با جریان آب رودخانه ای به دریا دارد (پورغلام، ۱۳۷۴). لذا این عامل مهم به همراه سایر مسائل تحمیل شده بر دریای خزر (از قبیل تغییرات جهانی آب و هوا، ورود و تغذیه هجومی شانه دار و فعالیت های طبیعت ستیزانه جوامع انسانی) نهایتاً "سبب شده تا تعداد کل گونه های زئوپلانکتون در مطالعات سه ساله اخیر (۱۳۸۷ تا ۱۳۸۹) حدود ۳ برابر نسبت به سال ۱۳۷۵ کاهش نشان دهد. گروه کلادوسرا دارای گونه هایی است که در دامنه های متفاوتی از دما توانایی زیست دارند. لذا حتی در حوزه ایرانی دریای خزر که تغییرات دمایی بارزی همراه با تغییر فصل رخ می دهد نیز در هر فصل گونه هایی از کلادوسرا به هر حال توانایی حضور داشته اند (پورغلام، ۱۳۷۴). به این ترتیب در سال ۱۳۷۵ بیشترین تعداد گونه در گروه کلادوسرا (۲۶ گونه) شناسایی گردید و در سال های بعد بیشترین کاهش گونه ای نیز در همین گروه ظاهر گردید، به طوری که تعداد آن در سال ۱۳۸۹ به ۵ گونه رسید. در هر گروه نیز تعدادی از گونه ها اختصاصاً در مطالعات سال های ۱۳۸۷ تا ۱۳۸۹ گزارش شده اند که از مشخص ترین آن ها می توان به *Acartia tonsa* اشاره نمود. این گونه جزو گونه های غیر بومی دریای خزر شمرده می شود و همانند بسیاری از گونه های غیر بومی توان تکثیر بالایی دارد، چنانکه افزایش شدید تراکم آن بعد از ورود شانه دار و کاهش گونه های بومی از قبیل *Eurytemora* در دریای خزر مشاهده گردید (Zaitsev & Ozturk, 2001; Roohi et al., 2010). مطالعه فضلی و همکاران (۱۳۸۹) نشان داد که میانگین تراکم زئوپلانکتون از  $27003 \text{ individual/m}^3$  (در سال های ۷۸-۱۳۷۴ قبل از ورود شانه دار مهاجم) با ۴ برابر کاهش به  $6473 \text{ n/m}^3$  (در سال های ۸۵-۱۳۸۰ سال های اولیه ی



پس از ورود شانه دار) در کل حوزه جنوبی دریای خزر رسید. در مطالعه حاضر نیز مقایسه تراکم زئوپلانکتون در مطالعات ۳ ساله با سال ۱۳۷۵ (در ایستگاه های منطبق بر مطالعات ۸۹-۱۳۸۷) نشان داد که میزان تراکم زئوپلانکتون همچنان ۲-۳ برابر کم تر از سال ثبات اکوسیستم است. محاسبات نشان داد که *Acartia* در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۷۸، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ به ترتیب ۳۳، ۴۵، ۶۲ و ۵۹ درصد از تراکم کل زئوپلانکتون را شامل شده است. در دریای سیاه نیز اولین بار در سال ۱۹۷۰ و سپس در سال ۲۰۰۰ گزارش گردید. و در مدتی کوتاهی پس از آن در سال ۲۰۰۲ بیش از ۵۰ درصد از تراکم زئوپلانکتون را تشکیل داد. در حالی که در سال ۱۹۹۳ حدود ۹۰ درصد از تراکم زئوپلانکتون را *Acartia clausi* تشکیل داده بود (BSC, 2008). ضمن آن که گونه هایی همچون *Eurytemora grimmeri+minor* و *Polyphemus exiguus* در مطالعات سه ساله اخیر (همچون سایر مطالعات انجام شده در سال های پس از هجوم شانه دار) دیگر مشاهده نشده اند. *Polyphemus exiguus* در مکان های دارای رژیم هیدرولوژی پایدار زندگی می کند و مناطق دارای جریان کم رودخانه ای و دارای سواحل کم وسعت شرایط مساعدی برای زیست آن ها محسوب نمی گردد (پور غلام، ۱۳۷۴). *Eurytemora* نیز از غذاهای مطلوب برای حلقه های بعدی از زنجیره غذایی محسوب می گردد. از این رو حضور و غیاب و احیاناً تراکم چنین گونه هایی به عنوان گونه های کلیدی در برآورد وضعیت اکوسیستم از نقطه نظر اثرات تهاجم بیولوژیکی (تهاجم شانه دار) و شواهد بهبود کیفیت اکوسیستم مورد استفاده قرار می گیرد (Olenin et al., 2007). ضمن آن که تعدادی از گونه ها از قبیل *Podon polyphemoides* همواره حضور داشته اند، با آن که مانند *Eurytemora* هر چند با درصد مشارکت پایین تر در سفره غذایی ماهیان (کیلکا ماهیان، ماهی سیم، شانه دار مهاجم و...) جای داشته است. این امر لزوم توجه به خصوصیات گونه ای از قبیل توانایی زیستی، حساس و مقاوم بودن در مقابل عوامل محیطی (دما، عمق، شوری و...) را نشان می دهد. افزایش درصد تراکم بعضی از موجودات از قبیل *Lamellibranchiata larvae* که گاهی "بالاترین درصد تراکم را بدست آورده (بهار ۱۳۸۷) تا حدی از نوع افزایش ثانویه محسوب می شود. این بدین معنا است که کاهش میانگین تراکم سایر گونه ها، درصد مشارکت آن ها را در تجمع زئوپلانکتونی افزایش داده است. چرا که طبق جدول میانگین تراکم کل زئوپلانکتون کاهش یافته است و این امر انعکاسی از کاهش تراکم در عموم گروه ها و گونه های زئوپلانکتون است. هر چند که این امر با افزایش گونه دارای رشد تهاجمی از کوبه پودا یعنی *Acartia tonsa* رو به ترمیم شدن است. اما مسئله این است که آیا مصرف کننده های زئوپلانکتون (اعم از شانه دار و ماهیان) این گونه های جایگزین شونده را بعنوان غذا و طعمه پذیرا بوده اند یا خیر؟ مطالعات انجام گرفته توسط Jalilov (1999) بر روی تغذیه کیلکا ماهیان در محدوده غربی از خزر جنوبی در سال های ۱۹۹۲ تا ۲۰۰۱ نشان داد که مجموعاً "در غذای کیلکا ماهیان چشم درشت، معمولی و آنچوی به ترتیب ۳، ۱۴ و ۱۵ گونه زئوپلانکتون وجود داشته است، بطوریکه *Eurytemora* و *Acartia tonsa* عمده ترین بخش از غذای آن ها را تشکیل دادند. اما درصد استفاده در هر یک از انواع کیلکا ماهیان تفاوت داشت. در این مطالعه *Eurytemora* دارای بیشترین مشارکت در غذای کیلکای معمولی (۶۴ درصد) بود.

سهم این گونه در تغذیه چشم درشت و آنچوی ۴۳ و ۲۴ درصد گزارش گردید. *Acartia tonsa* با ۵۷ درصد مشارکت سهم عمده را در غذای کیلکای آنچوی نشان داد. این مشارکت در کیلکای چشم درشت و معمولی به ۱۰ و ۲۱ درصد رسید. کیلکای معمولی و آنچوی به میزان کمی از تعداد معدودی از گونه های کلادوسرا (۷-۵ گونه) نیز مصرف کردند، درحالی که کیلکای معمولی فقط کوبه پودا را برای تغذیه استفاده نمود. این مطالعه در قلمرو ایران در سال های پس از هجوم شانه دار به دریای خزر نشان داد که در سال ۸۴-۱۳۸۳، *Acartia tonsa* بعنوان طعمه فرعی و لارو بالانوس بعنوان طعمه اصلی بوده است (طبری و همکاران، ۱۳۸۸) اما در سال ۸۵-۱۳۸۸ بالانوس طعمه فرعی و *Acartia tonsa* بعنوان طعمه اصلی تعیین گردید (جانباز و همکاران، ۱۳۹۰). این امر همان طور که قبلاً اشاره گردید نشان می دهد که موجودات در مقطع زمانی معین برای حفظ بقای خود در شرایط بحرانی به غذای در دسترس، هر چند نامطلوب رو می آورند. آیا این نوع تغذیه توانایی حفظ این گونه ها را برای دراز مدت نیز خواهد داشت؟ و چه تاثیری بر کیفیت زیست و ارزش غذایی آن ها خواهد گذاشت؟ بر اساس مطالعه Bagheri و همکاران (۲۰۰۴) گونه ی *Acartia tonsa* از گروه کوبه پودا و *Podon polyphemoides*، از کلادوسرا، لارو دو کفه ایها و لارو بالانوس جزو غذاهای اصلی *M.leidy* بوده اند. در مقابل این مطالعات که نتایج آن ها تغذیه شکارگران را از *Acartia* نشان می دهد، نتایج مطالعه Karpinsky (۲۰۱۰) اندکی متفاوت است. او معتقد است که یکی از علل افزایش شدید *Acartia* پس از ورود شانه دار مهاجم به دریای خزر به علت مصرف نشدن آن است همان طور که *Pseudosolenia calcar-avis* پس از ورود به دریای خزر بدلیل مصرف نشدن به سرعت تراکم آن افزایش یافت.

همبستگی زی توده شانه دار و گروه های مختلف زئوپلانکتون در سال ۱۳۸۸ نیز نشان داد که زی توده شانه دار با گروه های کوبه پودا ( $r=0.36, p<0.05, n=158$ ) رابطه مثبت و معنی دارو با گروه های کلادوسرا ( $r=-0.45, p<0.05, n=158$ )، روتیفرا ( $r=-0.60, p<0.05, n=158$ )، سیریدیا ( $r=-0.17, p<0.05, n=158$ ) و لارو لاملی برانچیاتا ( $r=-0.55, p<0.05, n=158$ ) همبستگی منفی و معنی داری داشته است. این همبستگی ها نشان می دهد که هر چند *Acartia tonsa* نیز مانند سایر گروه ها به مصرف شانه دار مهاجم رسید ولی توان رشد تهاجمی آن مانع کاهش معنا دار در تراکم آن گردید. نتایج بدست آمده در سال ۱۳۸۹ نیز مشابه نتایج بالا بود. مجموع این تغییرات سبب گردید که نقاط حداکثر تراکم و زی توده شانه دار و زئوپلانکتون در نواحی و فصول مختلف، وضعیت معکوس نسبت به هم داشته باشند. همانطور که پیش از این هم بیان شد، اثر آب و هوا و درجه حرارت بر افزایش و کاهش تراکم گونه ها و جایگزینی فصلی گونه های زئوپلانکتون را نیز باید به خاطر داشت. چنانکه آزاد شدن لارو مروپلانکتون ها عموماً "همزمان با شکوفایی فیتوپلانکتون (هنگامی که حداکثر میزان منابع غذایی در دسترس است) صورت می گیرد. این همزمانی سبب می شود که در تجمعات زئوپلانکتون لارو مروپلانکتون غالب گردند. اگرچه گاهی این افزایش بدلیل شکار شدن شدید نمود نمی یابد (Pollupuu et al., 2010). چنانکه در دریای خزر در مطالعه سال ۱۳۸۸ (نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱) و نیز مطالعه حاضر در تابستان علی رغم درجه

حرارت مناسب برای افزایش *Podon polyphemoides* (Egloff et al., 1997)، احتمالاً "شکارگری شدید بر آن سبب کاهش تراکم آن گردید. *Acartia tonsa* بهترین رشد و تکثیر را در فصول بهار و تابستان (درجه حرارت ۲۰-۲۲ درجه سانتیگراد) دارا است (Sazhina, 1971). لذا با وجود آنکه در سراسر سال تراکم قابل ملاحظه ای از زئوپلانکتون را تشکیل داد اما حداکثر میانگین تراکم را در بهار و تابستان دارا گردید.

بر اساس جداول ارائه شده (۳-۱۳، ۳-۱۴، ۳-۱۵) تعداد گونه های ماکروبتوزها در سال های ۸۹-۱۳۸۷ نسبت به سال ۱۳۷۵ حدود ۱/۶ تا ۲ برابر کاهش داشته است شدت این کاهش در کراستاسه بیش از سایر رده های ماکروبتوزها بوده است. بر اساس مطالعه انجام شده در حوزه ایرانی دریای خزر عمده غذای شانه دار را *Acartia tonsa* و لارو دو کفه ای ها تشکیل می دهد. اما حدود ۱۰ درصد از غذای این موجود شامل کلادوسرا، لارو بالانوس و سخت پوستان می باشد (Bagheri et al., 2004). لذا کاهش کراستاسه پس از ورود شانه دار مهاجم، احتمالاً "بر اثر تغذیه ی شانه دار مهاجم از لارو کراستاسه رخ داده است (Roohi et al. 2010).

جدول ۴-۱۲: لیست گروه های مختلف ماکروبتوزها در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی دریای خزر

1375	1387	1388	1389	گروه	رده
+	+	+	+	-----	OLIGOCHAETA
+	+	+	+	<i>Hypaniola kowalewskii</i>	POLYCHAETA
+	+	+	+	<i>Hypania invalida</i>	
+				<i>Manayunkia caspia</i>	
+	+	+	+	<i>Nereis diversicolor</i>	
+				<i>Parhypania brevispinis*</i>	
	+	+	+	<i>Streblospio.sp.</i>	
+				<i>Axelbaeckia spinosa</i>	CRUSTACEA
+		+		<i>Amathillina cristata</i>	
		+	+	<i>Amathillina spinosa</i>	
+				<i>Derzhavinella macrochelata</i>	
		+	+	<i>Dikerogammarus oskari birstein</i>	
+	+	+	+	<i>Cardiophilus baeri</i>	
+				<i>Caspicola knipovitsch</i>	
+				<i>Caspiocuma sp.</i>	
+				<i>Gammarus pauxillus</i>	
+				<i>Gmelinopsis aurita</i>	
+				<i>Gmelinopsis tuberculata</i>	
+				<i>Niphargoides aequimanus</i>	
+	+	+	+	<i>Niphargoides carausuii</i>	
+			+	<i>Niphargoides caspius</i>	
+		+		<i>Niphargoides compactus</i>	
+	+	+	+	<i>Niphargoides compressus</i>	
	+			<i>Niphargoides corpulentus</i>	
	+	+	+	<i>Niphargoides crassus</i>	
+		+		<i>Niphargoides derzhavini</i>	

+				<i>Niphargoides grimmi</i>	
	+	+	+	<i>Niphargoides macrurus</i>	
+				<i>Niphargoides motasi</i>	
+	+	+	+	<i>Niphargoides similis</i>	
+				<i>Niphargoides sp.</i>	
+				<i>Pandorites podocerooides</i>	
+	+		+	<i>Pontoporeia affinis microphthalmia</i>	
+				<i>Zernovia volgensis</i>	
+				<i>Chelicorophium monodon</i>	
+				<i>Corophium chelicorne</i>	
+				<i>Corophium mucronatum</i>	
+		+	+	<i>Corophium nobile</i>	
+		+	+	<i>Corophium spinulozum</i>	
	+			<i>Corophium sp.</i>	
+		+	+	<i>Corophium volutator</i>	
+		+	+	<i>Caspiocuma campylaspoides</i>	
		+	+	<i>Peterocuma grandis</i>	
+	+	+	+	<i>Peterocuma pectinata</i>	
+		+	+	<i>Peterocuma rostrata</i>	
+	+	+	+	<i>Peterocuma sowinskyi</i>	
+				<i>Pseudocuma cercaroides</i>	
+	+			<i>Schizorhynchus bilamellatus</i>	
+	+	+	+	<i>Schizorhynchus eudorelloides</i>	
		+		<i>Schizorhynchus knipowitchi</i>	
+	+	+	+	<i>Stenocuma diastylodes</i>	
+	+	+		<i>Stenocuma gracilis</i>	
+	+	+	+	<i>Stenocuma grasiloides</i>	
+				<i>Volgocuma telmatophora</i>	
+		+		<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	
	+	+	+	<i>Balanus improvisus</i>	
+	+			<i>Balanus sp.</i>	
+	+	+		<b>Chironomidae</b>	INSECTA
			+	<i>Chironomus albidus</i>	
+	+	+	+	<i>Abra ovata</i>	BIVALVIA
+	+	+	+	<i>Cerastoderma lamarcki</i>	
			+	<i>Dreissena polymorpha</i>	
+				<i>Dreissena sp.</i>	
+				<i>Mytilaster lineatus</i>	

\* *Streblospio.sp.* نیز در ابتدای دهه ۱۳۸۰ (شمسی) به این نام شناسایی می شد که سپس اصلاح گردید.

جدول ۴-۱۳: مقایسه تعداد گونه های ماکروبتوزها در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه

جنوبی دریای خزر

۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	
30	32	24	50	تعداد کل *
4	4	4	5	POLYCHAETA
22	26	18	41	CRUSTACEA
3	2	2	4	BIVALVIA
1				INSECTA

\*علاوه بر گونه های آورده شده در جدول، اولیگوکیت (کم تاران) در حد رده در تمام سال ها و حشرات (insect) نیز در حد خانواده (شیرونومیده) در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ شناسایی شدند.

جدول ۴-۱۴: مقایسه تجمع ماکروبتوزها در سال های ۱۳۷۵، ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ در حوزه جنوبی

دریای خزر

۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	فصل	پارامتر
۲/۰	۱/۹	۲/۰	۲/۲	بهار	شاخص شانون
۲۲۰۵	۵۲۳۶	۴۷۷۳	۷۵۸۵		تراکم cells.m <sup>2</sup>
Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea	Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea	Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea	Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta		گروه های غالب در تراکم
<i>Streblospio</i> .sp., <i>Nereis diversicolor</i> , <i>Hypaniola kowalewskii</i> , <i>Peterocuma pectinata</i>	<i>Streblospio</i> .sp.	<i>Hypaniola kowalewskii</i> , <i>Streblospio</i> .sp., <i>Balanus improvisus</i>	<i>Hypaniola kowalewskii</i> , <i>Schizorhynchus eudorelloides</i> , <i>Stenocuma diastylodes</i>		گونه های غالب در تراکم
Bivalvia, Crustacea	Crustacea, Bivalvia	Bivalvia, Polychaeta	Bivalvia, Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta		گروه های غالب در زی توده
۱/۲	۱/۳	۱/۴	۲/۵	تابستا ن	شاخص شانون
۸۴۸۱	۷۶۶۲	۴۳۸۸	۳۹۶۸		تراکم کل (cells.m <sup>2</sup> )
Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta		گروه های غالب در تراکم

ادامه جدول ۴-۱۴ :

۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)	۱۳۸۸	۱۳۸۷	۱۳۷۵	فصل	پارامتر
<i>Streblospio</i> .sp., <i>Nereis</i> <i>diversicolor</i> , <i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i>	<i>Streblospio</i> .sp.	<i>Streblospio</i> .sp., <i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i>	<i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i> , <i>Corophium</i> <i>spinulozum</i> , <i>Stenocuma</i> <i>diastyloides</i>		گونه های غالب در تراکم
Bivalvia, Crustacea	Bivalvia	Bivalvia, Polychaeta, Oligochaeta	Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta Polychaeta		گروه های غالب در زی توده
۰/۹	۱/۲	۱/۳	۲/۳	پاییز	شاخص شانون
۴۵۳۸	۶۹۱۳	۳۸۳۲	۴۲۷۲		تراکم کل (cells.m <sup>2</sup> )
Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta		گروه های غالب در تراکم
<i>Streblospio</i> .sp.	<i>Streblospio</i> .sp.	<i>Streblospio</i> .sp., <i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i>	<i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i> , <i>Stenocuma</i> <i>diastyloides</i> , <i>Corophium</i> <i>spinulozum</i>		گونه های غالب در تراکم
Bivalvia	Bivalvia	Bivalvia, Polychaeta	Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta Polychaeta		گروه های غالب در زی توده
۱/۲	۱/۴	۱/۴	۲/۲	زمستان	شاخص شانون
۶۱۲۵	۴۰۷۲	۳۲۱۳	۴۹۴۱		تراکم کل (cells.m <sup>2</sup> ) (
Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta		گروه های غالب در تراکم
<i>Streblospio</i> .sp.	<i>Streblospio</i> .sp.	<i>Streblospio</i> .sp., <i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i> , <i>Nereis</i> <i>diversicolor</i>	<i>Hypaniola</i> <i>kowalewskii</i> , <i>Stenocuma</i> <i>diastyloides</i> , <i>Corophium</i> <i>spinulozum</i>		گونه های غالب در تراکم

پارامتر	فصل	۱۳۷۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸	۱۳۸۹ (مطالعه حاضر)
گروه های غالب در زی توده		Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta Polychaeta	Bivalvia, Polychaeta, Oligochaeta	Bivalvia	Bivalvia, Crustacea
گروه های غالب در تراکم	غربی	Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea
	میانی	Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta
	شرقی	Crustacea, Oligochaeta Polychaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta
گروه های غالب در زی توده	غربی	Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta Polychaeta	Bivalvia, Crustacea, Polychaeta	Bivalvia, Crustacea, Polychaeta	Crustacea, Bivalvia
	میانی	Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta Polychaeta	Bivalvia, Polychaeta, Oligochaeta	Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta	Bivalvia, Crustacea
	شرقی	Bivalvia, Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea, Bivalvia	Bivalvia, Crustacea,	Bivalvia, Crustacea
تراکم کل (cells.m2)	۵۱۹۱	۴۰۵۲	۵۹۷۰	۵۳۱۲	
گروه های غالب در تراکم		Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta	Polychaeta, Oligochaeta
گروه های غالب در زی توده		Bivalvia, Crustacea, Oligochaeta, Polychaeta	Bivalvia, Polychaeta	Bivalvia, Crustacea, Polychaeta, Oligochaeta	Bivalvia, Crustacea

*Cerastoderma lamarcki* و *Hypaniola kowalewskii* در گروه گونه هایی که همواره حضور داشته اند قرار دارد، در حالی که گونه هایی همچون *Gammarus pauxillus* و *Pseudocuma cercaroides* که در سال ۱۳۷۵ گزارش گردیده بودند در لیست گونه ای سال های ۸۹-۱۳۸۷ جای نداشته اند. در مطالعه Taheri و همکاران (2012) در محدوده ی شرقی حوزه ایرانی دریای خزر (سد گرگان) که ۱۰ گونه ماکروبتوزها (*Nereis diversicolor*, *Didacna*, *Cerastoderma lamarcki*, *Abra ovata*, Tubificidae, *Tubificoides fraseri*, *Streblospio gynobranchiata*, *Sp.*, *Mytilaster lineatus*, *Chironomus albidus*, *Gammarus aequicauda*) لیست گردید. در مطالعه آن ها گونه *Gammarus aequicauda* در ایستگاه های واقع در دریای خزر غایب بوده است. *Streblospio sp.* در ابتدای دهه ۱۳۸۰ به دریای خزر معرفی گردید (طاهری و همکاران، ۱۳۸۲) و در گروه گونه های جدید و بدون سابقه حضور در سال ۱۳۷۵ (سال شاهد یا سال ثبات اکوسیستم دریای خزر) قرار دارد. لازم به یادآوری است که

حضور *Parahypania bresevis* و عدم حضور *Streblospio* در مطالعات اوایل دهه ۱۳۷۰ که با حضور و نظارت کارشناسان روسی در مرکز تحقیقات شیلات مازندران صورت گرفته است مسلم و قطعی است (پور غلام، ۱۳۷۴). اما مستنداتی که دقیقا "سال ورود و حضور *Streblospio* در اوایل دهه ۱۳۸۰ را نشان دهد در دسترس نیست. به عبارت دیگر *Streblospio* تا اواخر سال ۱۳۸۶ بعلت تشابه فوق العاده و عدم داشتن کلید شناسایی در دسترس به اشتباه به عنوان *Parahypania bresevis* شناسایی می شد (هاشمیان و همکاران، ۱۳۸۹). اما در گزارش مربوط به مطالعه دریای خزر در سال ۱۳۸۷ پس از شناسایی و تایید اصلاح آن لحاظ گردید. شناسایی کم تاران (اولیگوکیت) در حد رده سبب محدودیت در تقسیم بندی گونه ها از نقطه نظر فوق می گردد، بخصوص آنکه کم تاران همانند پرتاران جزو رده های پرتراکم و دارای توزیع گسترده مکانی است. چنانکه Taheri et al., 2012 نیز گونه *Tubificoides fraseri* (رده کم تاران) را جزو گونه های مهاجم به دریای خزر پس از ورود شانه دار مهاجم قرار داده است. ضمن آن که وی در معرفی *Streblospio* بعنوان یکی از دو جنس ماکروبتوزها مهاجم به دریای خزر گونه ی *gynobranchiata* را نیز معرفی نموده است. نظر به اهمیت شناسایی گونه ای از جهات مختلف از جمله در طبقه بندی کیفی آب و برآورد استرس به اکوسیستم آبی، ضروری است که در اجرای پروژه های آتی، شناسایی گونه ای بیش از پیش مورد توجه قرار گیرد و هماهنگی بیش تری در نتایج حاصل از تحقیقات مختلف در حوزه دریای خزر بدست آید. در مطالعه فضلی و همکاران (۱۳۸۹) تراکم ماکروبتوزها در سال های اولیه پس از ورود شانه دار (۸۵-۱۳۸۱) حدود سه برابر نسبت به سال های پیش از ورود شانه دار (۷۵-۱۳۷۳) کاهش داشت و از  $3015 \text{ individual/m}^2$  به  $1003 \text{ individual/m}^2$  رسید. در مطالعه حاضر اگرچه میانگین تراکم نسبت به سال ۱۳۷۵ (در ایستگاه ها و اعماق منطبق بر مطالعات ۳ ساله) کاهش چشم گیر نشان نداده است، اما در مطالعات سه ساله (تحقیق حاضر) شاخص شانون در فصول مختلف (بخصوص پاییز و زمستان) نسبت به سال ۱۳۷۵ کاهش داشته است و *Hypaniola kowalewskii* بعنوان گونه غالب در کلیه فصول در سال ۱۳۷۵ به تدریج با درصد پیش رونده توسط گونه مهاجم از پرتاران یعنی *Streblospio.sp.* جایگزین گردید. بررسی میانگین تراکم *Streblospio.sp.* نشان داد که از  $1272 \pm 178$  (در سال ۱۳۸۷) به  $3726 \pm 465$  (در سال ۱۳۸۸) و  $669 \pm 3370$  (در سال ۱۳۸۹، مطالعه حاضر) ( $\text{individual/m}^2$ ) رسید. بطوری که درصد این گونه غیر بومی در تجمع ماکروبتوزها در سال های فوق به ترتیب از ۳۱ به ۶۲ و ۶۳ رسید. این مقادیر در اولیگوکیت با مقادیر  $164 \pm 1470$ ،  $996 \pm 108$  و  $991 \pm 212$  ( $\text{individual/m}^2$ ) و معادل ۳۶، ۱۷ و ۱۹ درصد از تراکم کل ماکروبتوزها بوده است. لذا به نظر می رسد که افزایش میانگین تراکم ماکروبتوزها در همه فصول (بجز بهار) هم نتوانست نشانه های قوی بر بهبود وضعیت کیفی اکوسیستم در محیط اغتشاش یافته ی بعد از هجوم شانه دار باشد و علائم بهبود از قبیل برگشت مجدد *Hypaniola kowalewskii* (با درصد پایین) در لیست گونه های غالب بسیار بطنی و محدود بوده است و شواهد نامطلوب همچون میزان نسبتا "پایین از شاخص شانون در نتایج به چشم می خورد. این نتایج بر خلاف نتایج بدست آمده از مطالعه ی Ghasemi و همکاران (2013) است. نتایج مطالعه آن ها



بر اساس مقایسه داده های بدست آمده در سال ۲۰۰۵ و ۲۰۱۰ میلادی (۱۳۸۴ و ۱۳۸۹ شمسی) در محدوده نوشهر تا نور (در اعماق کم تر از ۲۰ متر و در دو ایستگاه بصورت فصلی) بیانگر کاهش مقادیر میانگین تراکم و ماکزیمم تراکم *Streblospio.sp.* بوده است. لذا آنها استنتاج نمودند که اکوسیستم دریای خزر در حال برگشت به وضعیت تعادل است. اما در نتایج سه ساله مطالعه حاضر در کل حوزه جنوبی و نیز در ایستگاه و اعماق مشابه (۲۱، ۶۲ و ۶۳ درصد تراکم *Streblospio.sp.* از تراکم کل) با مطالعه Ghasemi و همکاران (۲۰۱۳) روند کاهشی از گونه غیر بومی فوق مشاهده نگردید. این اختلاف ممکن است بدلیل تفاوت در سطح نمونه برداری شده و روش کار در آزمایشگاه بوده باشد. به هر حال، بیان روند رو به بهبود در اکوسیستم نیاز به شواهد بیشتری در تایید ثبات در اکوسیستم بر پایه عوامل مختلف زیستی دارد. نتایج مطالعه حاضر (سال ۱۳۸۹) همانند مطالعات پیشین بیانگر جایگزین شدن *Streblospio* و اولیگو کیت ها بعنوان تغذیه کنندگان رسوب بجای خانواده گاماریده از رده کراستاسه (تغذیه از مواد معلق) می باشد (Roohi et al., 2010; نصراله زاده ساروی، ۱۳۹۱؛ نصراله زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۲ a) این بدان معنا است که در رسوب میزان قابل توجهی مواد آلی وجود دارد. یعنی سطح تروفیکی اکوسیستم به یوتروفی متمایل است. در این آب ها مواد آلی حتی اگر در زیر لایه رسوب قرار گیرند دارای ترکیب ناپایدار قابل هضم توسط ماکروبتوزی موجود یعنی رسوب خواران است (Sokolova, 1972). Taheri et al., 2012 هم به نتایج مشابه در مطالعه خود دست یافتند. آنها نیز این برتری را نتیجه رشد تهاجمی و برتری *Streblospio* و اولیگو کیت ها در دست یابی به غذا و زیستگاه و نیز افزایش آلودگی دانستند. افزایش انواع مختلف آلودگی (سموم کشاورزی، میکربی، فلزات سنگین و نفتی) در دریای خزر و یا زیستگاه های آبی نزدیک به آن از قبیل میانکاله و سد گرگان در تحقیقات مختلف نشان داده شده است (نصراله زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۲ a; Fereidoni et al., 2006; Karbasii and Amirnezhad, 2004; Shahryari et al., 2009). در مطالعه آن ها نیز رابطه معنا داری بین تراکم ماکروبتوزها و پارامترهای محیطی (شوری، اکسیژن، TOM، دانه بندی رسوب) بدست نیامد. آنها استنتاج نمودند که نوسانات تجمع ماکروبتوزها باید از عوامل دیگری تاثیر پذیرفته باشد. چنانکه نصراله زاده و همکاران (۱۳۹۲ a) در دریای خزر نیز نشان دادند مجموعه ای از وضعیت دانه بندی و میزان مواد آلی بستر، خصوصیات فیزیکوشیمیایی و میزان آلودگی آب و رسوب، در تغییرات تراکم ماکروبتوزها نقش دارند ولی برای گروه ها و زمان های مختلف میزان این تاثیرپذیری متفاوت است. در سال ۱۳۸۹ گروه کم تاران و پرتاران بر خلاف سال ۱۳۸۸ (دارای روابط یکسان و مشابه با فلزات سنگین و ترکیبات نفتی (PAHs)) در آنالیز CCA دارای روابط معکوس با همدیگر و نیز فلزات روی، نیکل و جیوه و ترکیبات نفتی (PAHs) بوده اند. بطوریکه افزایش نیکل، روی و ترکیبات نفتی (PAHs) با کاهش پرتاران همراه بود در حالی که کاهش کم تاران همراه با افزایش جیوه و سموم کلره بوده است. سخت پوستان نیز نسبت به افزایش مس و سرب مقاوم بوده و افزایش تراکم خود را حفظ نمودند.

## ۵- نتیجه گیری

مقایسه سالانه دمای آب در سال ۱۳۸۹ با سال های ۱۳۸۷ و ۱۳۸۸ نشان می دهد که دمای آب در سال ۱۳۸۹ نسبت به دو سال قبل افزایش داشت اما نسبت به سال ۱۳۷۵ کاهش داشته است. مقایسه سالهای مختلف با تحقیق حاضر نشان می دهد که افزایشی در شکست دمایی مشاهده می گردد که با افزایش دمای آب در تحقیق حاضر انطباق دارد. افزایش تراکم فیتوپلانکتون از یک سو احتمالاً بر کاهش شفافیت آب در سال های ۸۹-۱۳۸۷ نسبت به سال ۱۳۷۵ اثر گذاشته و از سوی دیگر با افزایش فعالیت های فتوسنتزی سبب افزایش pH و اکسیژن محلول در بین دو مقطع زمانی (قبل و بعد از ورود شانه دار) شده است. مقایسه مواد مغذی بیانگر افزایش این مواد (به غیر از فسفر معدنی) در سالهای ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ نسبت به سال ۱۳۷۵ می باشد که یکی از علل آن را می توان به حضور شانه دار نسبت داد. نتایج نشان داد که اگرچه دریای خزر در سه سال نخست (بعد از ورود شانه دار) همانند سال های پیش از ورود شانه دار، اکوسیستمی با محدودیت نیتروژنی برای رشد فیتوپلانکتون بوده ولی در مطالعه حاضر (۱۳۸۹) فیتوپلانکتون کمتر تحت تاثیر محدودیت نیتروژنی بوده است.

تعداد کل گونه های شناسایی شده فیتوپلانکتون در سال های ۸۹-۱۳۸۷ نسبت به سال ثبات اکوسیستم (۱۳۷۵) حدوداً ۲ برابر گردید. این افزایش اگرچه در همه ی شاخه های فیتوپلانکتون مشاهده گردید ولی در شاخه های سیانوفیتا (۳ برابر) و کلروفیتا (۵ برابر) بیش از باسیلاریوفیتا و پیروفیتا (۲ برابر) و سایر شاخه ها بوده است. ترکیب کیفی و نیز رشد کمی زئوپلانکتون ارتباط تنگاتنگ با جریان آب رودخانه ای به دریا دارد. لذا تغییر در این عامل مهم به همراه سایر مسائل تحمیل شده بر دریای خزر (از قبیل تغییرات جهانی آب و هوا، ورود و تغذیه هجومی شانه دار و فعالیت های طبیعت ستیزانه جوامع انسانی) سبب شده تا تعداد کل گونه های زئوپلانکتون در مطالعات سه ساله (۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹) حدود ۳ برابر نسبت به سال ۱۳۷۵ کاهش نشان دهد. شدت کاهش گونه ای در گروه کلاوسرا بیشتر از سایر گروه های زئوپلانکتون بوده است.

در دسترس بودن سیلیس محلول نقش مهمی در غالبیت دیاتومه ها در دریای خزر دارد. اما به نظر می رسد که عوامل دیگری از قبیل فصل، اثرات شکارگری و تغذیه ای حلقه های بعدی از زنجیره غذایی و تفاوت در توان رقابت بین گروه های فیتوپلانکتون (حضور گونه های فرصت طلب، غیر بومی و دارای رشد تهاجمی) سبب گردیده تا گروه دیاتومه ها در بعضی از فصول در سال ۱۳۸۹ غالب نشود. چنانکه در فصول تابستان و پاییز حداکثر تراکم فیتوپلانکتون در شاخه سیانوفیتا و گونه *Oscillatoria* sp ثبت گردید.

افزایش زی توده فیتوپلانکتون در دریای خزر از جهت تامین غذای زئوپلانکتون ظاهراً "مطلوب بنظر می رسد ولی افزایش شدید آن انعکاسی از نامناسب بودن وضعیت تغذیه ای زئوپلانکتون نیز می تواند باشد. به عبارت دیگر افزایش شدید زی توده فیتوپلانکتون نسبت به زئوپلانکتون بیانگر کاهش میزان چرا و کم بودن میزان تبدیل زی توده فیتوپلانکتون است. یعنی با وجود افزایش شاخص تنوع در ساختار زئوپلانکتون در سال ۱۳۸۹

نسبت به سال ۱۳۸۸، فرایند کارایی مصرف و انتقال انرژی از تولیدات فیتوپلانکتونی همچنان پایین بوده که نهایتاً افزایش مواد آلی و آهسته تر شدن جریان تجزیه و چرخه مواد را سبب گردد.

بر اساس آزمون‌های مختلف چند متغیره گونه *Oscillatoria sp.* (شاخه سیانوفیتا) در زمستان، ارتباط تغذیه ای معنا داری را با *Podon polyphemoides* (کلادوسرا) و *Balanus* (مروپلانکتون) داشته است. از شاخه باسیلاریوفیتا گونه *Nitzschia acicularis* در پاییز مورد تغذیه *Balanus* قرار گرفت. این گونه از فیتوپلانکتون در زمستان نیز توسط *Podon polyphemoides*، *Acartia*، *Thalassionema* و *Pseudonitzschia seriata* مورد استفاده قرار گرفت. *nitzschioides* دو گونه دیگر از باسیلاریوفیتا هستند که در فصل زمستان با حضور در مولفه اول نقش مهمی را در تغذیه *Acartia* داشته اند. از شاخه پیروفیتا گونه‌های *Prorocentrum proximum* و *Exuviaella cordata* جزو گونه های مورد تغذیه قرار گرفتند. بطوریکه در پاییز *Prorocentrum proximum* توسط *Acartia* و در زمستان *Exuviaella cordata* توسط *Acartia*، *Podon polyphemoides* و *Balanus* مورد استفاده قرار گرفت. *lauterbornii* تنها گونه از شاخه کلروفیتا بود که ارتباط معنا دار غذایی با زئوپلانکتون (*Acartia*) و فقط در یک فصل (زمستان) نشان داد.

آزمون چند متغیره ارتباطات واضح و قابل انتظاری را بین شانه دار با پارامترهای فیزیکوشیمیایی نشان داد. چنانکه در تابستان مواد مغذی آلی همراه با افزایش شانه دار افزایش یافت ولی در زمستان افزایش نیتروژن معدنی با شانه دار ارتباط مثبت داشته است.

تعداد گونه های ماکروبتوزها در سال های ۸۹-۱۳۸۷ نسبت به سال ۱۳۷۵ حدود ۱/۶ تا ۲ برابر کاهش داشته است شدت این کاهش در کراستاسه بیش از سایر رده های ماکروبتوزها بوده است. این امر احتمالاً بر اثر تغذیه ی شانه دار مهاجم از لارو کراستاسه رخ داده است. درصد گونه غیر بومی *Streblospio.sp.* در تجمع ماکروبتوزها در سال های ۱۳۸۷، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ به ترتیب از ۳۱ به ۶۲ و ۶۳ رسید. در سال ۱۳۸۹ همانند سال ۱۳۸۸، حداکثر تراکم ماکروبتوزها در فصول تابستان بود ولی حداقل آن از زمستان به بهار انتقال یافت. رده ی پرتاران در فصول مختلف دارای بالاترین سهم در تراکم ماکروبتوزها بوده است اما در فصول تابستان، پاییز و زمستان با ۷۸-۷۰ درصد ولی در فصل بهار با ۴۷ درصد در تراکم ماکروبتوزها مشارکت داشت. به نظر می رسد که افزایش میانگین تراکم ماکروبتوزها (در سال ۱۳۸۹ نسبت به سال های پیشین) در همه فصول (بجز بهار)، هم توانست نشانه های قوی بر بهبود وضعیت کیفی اکوسیستم در محیط اغتشاش یافته ی بعد از هجوم شانه دار باشد و علائم بهبود از قبیل برگشت مجدد گونه هایی همچون *Hypaniola kowalewskii* (با درصد پایین) در لیست گونه های غالب بسیار بطئی و محدود بوده است و شواهد نامطلوب از قبیل غالبیت گونه ی غیر بومی و دارای رشد تهاجمی (*Streblospio.sp.*) و میزان نسبتاً پایین از شاخص شانون در نتایج به چشم می خورد.

## پیشنهادها

- تعیین منشاء ترکیبات آلی (DON) از طریق انجام کارهای آزمایشگاهی
- مشخص نمودن دروه زمانی تجزیه گونه های غالب پلانکتون در مقیاس آزمایشگاهی و اضافه شدن مواد آلی به محیط آبی
- مشخص نمودن دروه زمانی برای تغییر ترکیب گونه ای گروه های زیستی بخصوص فیتوپلانکتون تحت تاثیر ورود مواد آلی و معدنی از طریق انجام کارهای آزمایشگاهی
- کنترل و نظارت بر کیفیت تخلیه آب موازنه
- مطالعه جدی در محدود نمودن رشد و تکثیر شانه دار مهاجم
- نظارت بومی و منطقه ای (درون مرزی و برون مرزی) بر مصرف سموم کشاورزی، تخلیه انواع فاضلاب ها
- استفاده از تور های با چشمه های ریز (کم تر از ۶۴ میکرون) در نمونه برداری به منظور دستیابی به اطلاعات دقیق از جمعیت پروتوزوآ.
- جهت درک هرچه بهتر روابط اکولوژیک نمونه برداری شبانه پارامترهای زیستی و غیر زیستی در حداقل در سه نیم خط (انزلی، نوشهر و امیرآباد) لازم و ضروری می باشد.

### تشکر و قدردانی:

از جناب آقای دکتر پورکاظمی ریاست محترم موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور و معاونین محترم ایشان و ریاست محترم بخش اکولوژی که حمایت مالی این طرح را بعهده داشتند کمال تشکر را دارم. از جناب آقای دکتر رضا پورغلام ریاست محترم پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، جناب آقای دکتر پورنگ ریاست محترم بخش اکولوژی موسسه، از مشاورین، مجریان و همکاران محترم پروژه در بخش تحقیقاتی که پشتیبانی علمی خوب و شایسته ای را داشتند سپاسگزاری می‌نمایم. همچنین از پرسنل پشتیبانی و همکارانی که در کشتی گیلان زحمت کشیده‌اند تشکر و قدردانی می‌گردد.

## منابع

- پورغلام، ر. ۱۳۷۴. پروژه پروژه هیدرولوژی و هیدروبیولوژی سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر با همکاری انستیتو تحقیقات کاسپنریخ (روسیه) و مرکز تحقیقات شیلات گیلان و مازندران، ۷۴-۱۳۷۳، ۱۳۷۳. مرکز تحقیقات شیلات مازندران، ۰۸-۰۰۰۲۴۲۰۰۰-۰۷۱۰۷۳-۷۳.
- حسینی، س. ع.، گنجیان، ع. مخلوق، آ.، کیهان ثانی، ع. ر.، تهامی، ف. س.، محمد جانی، ط.،، حیدری، ع.، مکارمی، م.، مخدومی، ن. م.، روشن طبری، م.، تکمیلیان، ک. ک.، روحی، ا.، رستمیان، م. ت.، فلاحی، م.، سبک آرا، ج.، خسروی، م.، واردی، س. ا.، هاشمیان، ع.، واحدی، ف.، نصراله زاده ساروی، ح.، نجف پور، ش.، سلیمان رودی، ع.، لالویی، ف.، غلامی پور، س.، علوم، ی. و سالاروند، غ. ر. ۱۳۸۹. پروژه هیدرولوژی و هیدروبیولوژی حوزه جنوبی دریای خزر (۷۶-۱۳۷۵). پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۳-۱۰۲۴۲۰۰۰-۷۱-۷۵.
- جانباز، ع. ا.، کر، د.، مقیم، م.، افراپی، م. ع.، عبدالملکی، ش.، دربانبرد، غ. ر.، خدمتی، ک.، شعبانی، خ.، باقری، س.، نهرو، م. ر.، راستین. ر.، رستمیان، م. ت. ۱۳۹۰. پروژه بررسی خصوصیات زیستی کیلکا ماهیان (سن، رشد، تغذیه و تولید مثل) در حوزه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات شیلات ایران، ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر ۱۳۹۰-۸۶۰۱-۸۶۰۱-۰۲-۲۰۰۰۰۰-۰۱۰۰۰.
- سلیمانی رودی، ع.، هاشمیان، ع.، سالاروند، رئیسین، ا.، نصراله زاده ساروی، ح.، فارابی، س. م. و.، مخلوق، آ.، نادری، م.، اسلامی، ف.، الیاسی، ف.، نظران، م.، دشتی، ع.، رضایی نصرآبادی، ع.، سلمانی، ع.، کاردر رستمی، م.، ۱۳۹۱. پروژه بررسی تنوع، پراکنش، فراوانی و زی توده ماکروبتنوزها در منطقه جنوبی دریای خزر. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۱۲-۷۶-۱۲-۸۶۰۵-۸۸۰۳۸.
- روشن طبری، م.، رحمتی، ر.، خداپرست، ن.، رستمیان، م. ت. رضوانی، غ.، اسلامی، ف.، سلیمانی رودی، ع.، کیهان ثانی، ع. ر.، کنعانی، م. ر.، امانی، ق. ع. ۱۳۸۹. پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی زئوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۷. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۱۲-۷۶-۱۲-۸۶۰۵-۸۷۰۳۵-۷۶-۱۲.
- روشن طبری، م.، فارابی، س. م. و.، رحمتی، ر.، خداپرست، ن.، رستمیان، م. ت. رضوانی، غ.، اسلامی، ف.، سلیمانی رودی، ع.، کیهان ثانی، ع. ر.، مکرمی، ع.، سبک آرا، ج.، دوستدار، م.، گنجیان، ع.، گل آقایی، م.، مخلوق، ا.، ۱۳۹۱. پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی زئوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر. ساری در سال ۱۳۸۸: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۱۲-۷۶-۱۲-۸۶۰۵-۸۸۰۳۸.
- طاهری، م. سیف آبادی، ج.، ابطحی، ب. و یزدانی، ف. م. ۱۳۸۲. گزارش اولین مشاهده خانواده spionidae (کرم پرتار) در سواحل شهرستان نور-جنوب دریای خزر. مجله علوم و فنون دریای ایران، بهار و تابستان ۱۳۸۲.

- عابسی ع.، سعیدی م.، ۱۳۸۹. منشأ هیدروکربن‌ها در رسوبات سواحل جنوبی دریای خزر در محدوده استان-های گلستان و مازندران، محیط شناسی، ۳۶(۵۵): ۴۳-۵۸.
- عظیمی یانچشمه، ر. ۱۳۹۱. توزیع و منشأ هیدروکربن‌های آروماتیک و آلکان‌های نرمال در رسوبات سطحی تالاب و بخش ساحلی انزلی-دریای خزر، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تربیت مدرس نور، ۱۱۷ص.
- غیاثوند، ا. ۱۳۸۷. کاربرد آمارو نرم افزار SPSS در تحلیل داده‌ها. تهران: نشر لویه.
- فارابی، م.و. فضل‌ی، ح.، واردی، ا.، واحدی، ف.، روشن طبری، م.، هاشمیان، ع.، گل آقائی، م. و رستمیان، م. ۱۳۸۷. طرح پروژه هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلودگی‌های زیست محیطی حوزه جنوبی دریای خزر. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، شماره مصوب، ۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۱.
- فضل‌ی، ح.، فارابی، م.و.، دریانبرد، غ.ر.، گنجیان، ع.، واحدی، ف.، واردی، ا.، هاشمیان، ع.، روشن طبری، م.، روحی، ا. ۱۳۸۹. پروژه تجزیه و تحلیل داده‌های هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر در سال‌های ۸۵-۱۳۷۴. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۸۶۰۸۹-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲.
- گل آقایی، م.، مخلوق، آ.، اسلامی، ف.، تهامی، ف.س.، کیهان‌ثانی، ع.ر.، دوستدار، م.، خداپرست، ن.، گنجیان، ع.، مکرمی، ع. نصراله تبار، ع. و پورمند، ت.م. ۱۳۹۱. پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانکتون در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۷. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۸۶۰۸۶-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۱۲.
- مخلوق، آ.، نصراله زاده ساروی، ح.، پورغلام، ر.، رحمتی، ر. ۱۳۹۰a. معرفی گونه‌های سمی و مضر جدید فیتوپلانکتون در آبهای سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر، مجله علوم زیستی، سال ۵، شماره ۳، ۹۳-۷۷.
- مخلوق، آ.، نصراله زاده ساروی، ح.، فارابی، س.م.و.، روشن طبری، م.، اسلامی، ف.، رحمتی، ر.، تهامی، ف.، کیهان‌ثانی، ع.ر.، دوستدار، م.، خداپرست، ن.، گنجیان، ع.، مکرمی، ع. ۱۳۹۰ b. پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۸. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۸۸۰۳۶-۸۸۰۱-۱۲-۷۶-۱۲.
- نجف‌پور، ش.، نصراله زاده ساروی، ح.، واردی، ا.، یونسی پور، ح.، فریبا واحدی، غلامی پور، س.، رضایی، م.، علومی، ی.، نصراله تبار، ع.، احمد نژاد، ا.، ۱۳۹۱. پروژه بررسی آلاینده‌های زیست محیطی (سموم ارگانوکلره، فلزات سنگین، هیدروکربورهای نفتی و سورفاکتانت) در سواحل منطقه جنوبی دریای خزر. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر ۸۸۰۳۴-۸۸۰۱-۱۲-۷۶-۱۲.
- نصراله زاده ساروی، ح. ۱۳۹۰. بررسی و مقایسه برخی از پارامترهای محیطی آب در سواحل ایرانی منطقه جنوبی دریای خزر، مجله علوم زیستی، سال ۵، شماره ۴، زمستان، جلد سوم، ۱۵۴-۱۳۹ص.

- نصراله زاده ساروی، ح. ۱۳۹۱. هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلاینده‌های زیست محیطی در منطقه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۸)، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۲۰۱ ص. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر ۱-۷۶-۱۲-۸۸۰۱
- نصراله زاده ساروی، ح. پورغلام، ر. واحدی، ف. مخلوق، آ. و صفوی، ا. ۱۳۹۱، روند تغییرات ماکرونوترینت (مواد مغذی) آب در سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر اقیانوس شناسی، ۳ (۱۱)، صفحات ۴۳-۵۳.
- نصراله زاده ساروی، ح.، سلیمانی رودی، ع.، مخلوق، آ.، نگارستان، ح. و اسلامی، ف. ۱۳۹۲a. بررسی روابط بین رده های غالب کفزیان و برخی پارامترهای محیطی در حوضه جنوبی دریای خزر با به کارگیری آزمون های چند متغیره تناظر متعارف کننده و مولفه ی اصلی. اقیانوس شناسی، ۴ (۱۴): صفحات ۶۸-۵۷.
- نصراله زاده ساروی، ح. مخلوق، آ.، روشن طبری، م. و اسلامی، ف. ۱۳۹۱b، بررسی تغییرات زمانی-مکانی نسبت زی توده فیتوپلانکتون/زئوپلانکتون در سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر، پژوهش های علوم و فنون دریایی، ۷ (۲)، صفحات ۵۹-۵۱.
- نصراله زاده ساروی، ح. مخلوق، آ. روشن طبری، م. و اسلامی، ف. ۱۳۹۲ b، بررسی روابط تغذیه ای زئوپلانکتون-فیتوپلانکتون در فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر با بکارگیری آزمون های آماری چند متغیره، اقیانوس شناسی، ۴ (۱۵)، صفحات ۳۸-۲۹.
- نصراله زاده ساروی، ح.، یونسی پور، ح.، علومی، ی.، نصراله تبار، ع.، الیاسی، ف.، نوروزیان، م.، دلیناد، غ. ح.، واحدی، ف.، گل آقایی، م.، مکرمی، ع.، مخلوق، آ.، کارد، م. ۱۳۹۰. پروژه بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در منطقه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۸. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۲-۷۶-۱۲-۸۸۰۱-۸۸۰۳۷.
- واحدی، ف. یونسی پور، ح. علومی، ی. نصراله تبار، ع. الیاسی، ف. نوروزیان، م. و دلیناد، غ. ۱۳۸۹. بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)، گزارش نهایی موسسه تحقیقات شیلات ایران. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر. ۱۰۲ صفحه.
- واردی، ا. نصراله زاده ساروی، ح.، نجف پور، ش.، واحدی، ف.، غلامی پور، س.، یونسی پور، ح.، علومی، ع.، طالبیان، ح.، احمد نژاد، ا.، ۱۳۸۹. پروژه بررسی آلاینده‌های زیست محیطی (فلزات سنگین، هیدرکربورهای نفتی، سورفاکتانت ها و سموم کشاورزی) در سواحل جنوبی دریای خزر. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۲-۷۶-۱۲-۸۶۰۵-۸۷۰۴۰.
- هاشمیان، ع.، سلیمانی رودی، ع.، سالاروند، غ. ر.، الیاسی، ف.، نظران، م.، دشتی، ع.، نورانی، آ.، اسلامی، ف.، غلامی، م.، رستمی، م. و شعبانی، خ. ۱۳۸۹. بررسی تنوع، پراکنش و فراوانی زی توده ماکروبن‌توزها در



حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۷. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ۸۸-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-

۲.

- Ake-Castillo, J.A.; Guerra-Martinez, S.L. and Zamudio-Reséndiz, M.E., 2004. Observations on Some Species of Chaetoceros (Bacillariophyceae) with Reduced Number of Setae from a Tropical Coastal Lagoon, *Hydrobiologia*, vol.524, pp.203-213.
- Aladin, N. , Plotnikov, I. and Bolshov, A. 2004. (head of biodiversity thematic center of Caspian Environment Program, Atyrau, Kazakhstan), A. Pichugin (Tethys Consultants), Biodiversity of the Caspian Sea. Caspian Sea Biodiversity Project under umbrella of CaspianSeaEnvironmentProgram, [http://www.zin.ru/projects/caspsdiv/biodiversity\\_report.html](http://www.zin.ru/projects/caspsdiv/biodiversity_report.html).
- Aladin, N. and I. Plotnikov. 2004. The Caspian Sea. Lake Basin Management Initiative Thematic Paper. ([www.vliz.be/imisdocs/publications/133415.pdf](http://www.vliz.be/imisdocs/publications/133415.pdf)).
- Al-Hashmi, K., Smith, S.L., Clereboul, M., Piontkovski, S., Al-Azari, A., 2015. Dynamics of potentially harmful phytoplankton in a semi-enclosed bay in the Sea of Oman, *Bull Mar Sci*, 91 (2), 141-166.
- Anderson, C.R., Sapiano, M.R.P., Bala Krishna, M.B., Long, W., Tango, P.J., Christopher, W.B. and Raghu, M. 2010. Predicting potentially toxigenic Pseudo-nitzschia blooms in the Chesapeake Bay, *Journal of Marine Systems*, 83( 3-4): 127-140.
- Annala, A., Lehtima, J., Mattilai, K., Eriksson, J.K. Sivonen, K. Rantala, T.T and Drakenberg, T., 1996, Solution Structure of Nodularin, *The Journal of Biological Chemistry*: 271 (28), pp. 16695-16702.
- APHA (American Public Health Association). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. American Public Health Association.
- Armstrong, J.A., Fozzard, L.R. and Sargent, R. J. 1994. *Freshwater Forum*, Vol 4, No 3. Development and collapse of an Oscillatoria bloom in Loch Leven during July 1994. P.203-210.
- Bagheri, S., A., D. Kideys, Sabkara and B. Anzali. 2004. Studying Ctenophora (*Mnemiopsis leidyi*) at the Iranian seashore of the Caspian Sea: *In material of the first international scientific and practical conference of young scientists "complex research of the biological resources of the south seas and rivers"*, Astrakhan, pp. 28-31.
- Bates, S.S., Bird, C.J., Defreitas, A.S.W., Foxall, R., Gilgan, M., Hanic, L.A., Johnson, G.R., McCulloch, A.W., Dodense, P., Pocklington, R., Quilliam, M.A., Sim, P.G., Smith, J.C., Subba Rao, D.V.; Todd, C.D.; Walter, J.A. and Wright. J.L.C. 1989. Pennate diatom Nitzschia pungens as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edwards Island, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1203 - 1215.
- Belayeva V.N., Ivanov V.P., Zailanova V.K. 1998. The Scientific Grounds for Stable Fishing and Regional Distribution of Commercial Sites of the Caspian. I.
- Bluman, A.G. 1998. Elementary statistics: a step by step approach. USA : Tom Casson publisher, 3<sup>rd</sup> edition.
- Brzezinski, M. 1985. The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21:347-357.
- BSC, 2008. State of the Environment of the Black Sea (2001-2006/7). Edited by Temel Oguz. Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea Against Pollution (BSC) 2008-3, Istanbul, Turkey, 421 pp.
- Carlton, J. 2002. Bioinvasion ecology: assessing invasion impact and scale. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. and Olenin, S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe – Distribution, Impacts and Management*. Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publications.
- Chellappa, N.T. and Costa, M.A.M. 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Grande do Norte State, Brazil, *Acta Oecologica*, 24: 3-10.
- Chorus, I. and Bartram, J. 1999. Toxic cyanobacteria in water, A guide to their public health consequences, monitoring and management. London: UK. E & FN Son.
- Crayton, M.A., 1993. Toxic cyanobacteria blooms, A Field/Laboratory Guide, Office of Environmental Health Assessments, Washington State.
- Dahl, E., E. Bagøien, B. Edvardsen and N.C. Stenseth. 2005. The dynamics of *Chrysochromulina* species in the Skagerrak in relation to environmental conditions. *Journal of Sea Research*, 54(1): 15-24.
- Deason, E.E. and T. J. Smayda. 1981. Ctenophore-zooplankton-phytoplankton interactions in Narragansett Bay, Rhode Island, USA, during 1972-1977, *Journal of Plankton Research*, 4 (2): 203-217.
- Dortch, Q. and T.E. Whitlege. 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continent Shelf Research*, 12:1293-1309.

- Elbrachter, M. and Drebf, G., 1978. Life cycles, phylogeny and taxonomy of *Dissodinium* and *Pyrocystis* (Dinophyta), *Helgolander wiss. Meeresunters*, vol.31, pp.347-366.
- EPA, 1995. US Environmental Protection Agency. Pesticides Module Method # 508, Washington, DC.
- Egloff D. A., P. W. Fofonoff and T. Onbé. 1997. Reproductive biology of marine cladocerans, *Advances in Marine Biology*. 31:79-168.
- Fereidouni, S, ModirRousta, H. and Azin, F. 2006. The First Report of Avian Cholera in Miankaleh Wetland, Southeast Caspian Sea. *Podoces* 1(1/2):71-75.
- Ghasemi, A.M., Jam, A., Taheri, M. and Yazdani Foshtomi, M. 2013. Changes in the density of the invader polychaete *Streblospio gynobranchiata* in the shallow water of the Caspian Sea, 4th Aquatic Biodiversity International Conference, Sibiu/Transylvania/Romania/European Union.
- Gołdyn, R. and K.M. Kowalczevska. 2007. Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland, *JPR Advance, Plankton Oxford Journal*.
- Gomez, F. and Souissi, S. 2003. The impact of the 2003 summer heat wave and the 2005 late cold wave on the phytoplankton in the north-eastern English Channel. *Biologies*, 331(9) : 678–685.
- Gomez, F. and Souissi, S. 2007. Unusual diatoms linked to climatic events in the northeastern English Channel. *J.Sea.Res*, 58 (4) :283–290.
- Gulland, F.M., Fauquier, D., Langlois, G., Lander, M.E., Zabka, T. and Duerr, R. 2002. Domoic acid toxicity in Californian sea lions (*Zalophus californianus*): clinical signs, treatment and survival, *Veterinary Record*, 150: 475-480.
- Hair, J. F., R. E. Anderson and R. L. Tatham, 1998. *Multivariate Data Analysis*, Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J., USA.
- Hao, J., Y. Chen and P. Lin, 2012. Seasonal thermocline in the China Seas and northwestern Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 117: 14 PP.
- Harkantra, S. N. and A. H. Parulekar. 1991. Interdependence of environmental parameters and sand dwelling benthic species abundance: a multivariate approach. *Indian Journal of Marine Sciences*, 20: 232-234.
- Harrison, P. J., H. L. Conway, R. W. Holmes and C. O. Davis. 1977. Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. III. Cellular chemical composition and morphology of three marine diatoms. *Marine Biology*, 43:19–31.
- Hayward, T. L. 1987. The nutrient distribution and primary production in the central North Pacific. *Deep-Sea Research I*, 34:1593–1627.
- Hodgkiss I. J. and Ho, K. C. 1997. Are changes in N:P ratios in coastal waters of the key to increased red tide bloom? *Hydrobiologia*, 352: 141-147.
- Holme N.A & Mcintyre A. 1984. Methods for study marine benthos IBP. Hand book. No. 16. Second edition. Oxford 387 pp.
- Jalilov, A.G., 1999. Copepoda in the south Caspian Sea (In Russian) Thesis, Baku, 21 pp.
- Joydas, T. V. 2002. Macrobenthos of the shelf waters of the west coast of India. Ph.D thesis submitted to Cochin University of Science and Technology.
- Justic, D., N.N. Rabalais, R.E. Turner and Q. Dortch. 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 40:339–356.
- Karbassi, A.R., and Amirnezhad, R. 2004. Geochemistry of heavy metals and sedimentation rate in a bay adjacent to the Caspian Sea. *IJEST* 1(3):191-198.
- Karpinsky, M. G. 2010. On Peculiarities of Introduction of Marine Species into the Caspian Sea. *Russian Journal of Biological Invasions*, 1(1): 7–10.
- Karpyuk, M.I., A. Yu. Mazhnik and N.G. Degtyarova. 2002. Main results of researches of institute in Fishery researches in the Caspian. Russia: Astrakhan.
- Kasimov, A. 2004. Ecology of the Caspian Sea plankton. Exxon Azerbaijan Operating Company. Baku, Azerbaijan: Publisher Adiloglu printing House.
- Katunin, D.N. and V.V. Sapozhnikov. 1997. *Okeanologiya*. Moscow, Russia.
- Kideys, A.E., F.M. Jafarov, Z. Kuliyevev and T. Zarbaliyeva. 2001. Monitoring *Mnemiopsis* in the Caspian waters of Azerbaijan. Final report, August 2001, prepared for the Caspian Environment Programme, Baku, Azerbaijan. 2001.
- Kosarev, A.N. and E.A. Yablonskaya. 1994. The Caspian Sea. The Netherlands: SPB Academic Publishing, The Hague.
- Lampman, G.G. and J.C. Makarewicz. 1999. The phytoplankton zooplankton link in the lake Ontario food web, *Journal Great Lake Research*, 25(2):239-249.

- Lee, S.D., Park, J.S., Yun, S.M. and Lee, J.H., 2014. Critical criteria for identification of the genus *Chaetoceros* (Bacillariophyta) based on setae ultra structure. I. subgenus *chaetoceros*, *Phycologia*, 53 (2), pp.174-187.
- Livingston, R.J., 2002. Trophic organization in coastal system, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, p 4.
- Ludwig, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. *Diversity indices*. Statistical ecology: A primer on method and computing. New York: John Wiley & Sons.
- Mamedov, R.M. and K.A. Korotenko. 2005. The ecological problems of transportation of the Caspian Sea oil to Black Sea region oil spill modelling. Workshop Clean Black Sea Working Group, 2nd – 5th June, Varna, Bulgaria PP.99.P.146.
- McCauley, E. and J. Kalff. 1981. Empirical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 38: 458–463.
- Mohammadi Zadeh, C., Saify A. and Shalikal, H. 2010. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHS) along the Eastern Caspian Sea Coast, *Global Journal of Environmental Research* 4 (2): 59-63.
- Moncheva, S., V. Dontcheva. G. Shtereva. L. Kamburska. A. Malej and S.Gorinstein. 2002. Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality, *Water Science and Technology*, 46(8):19–28.
- MOOPAM, 2005. Manual of oceanographic observations and pollutant Analyses Methods, Kuwait, VI 20.
- Mutawie, H.H., 2012. 2012 Assessment of hepatotoxins and neurotoxins from five *Oscillatoria* species isolated from Makkah area, KSA using HPLC, *International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science*, 2(10), 440-444.
- Nasrollahzadeh, H. S., Z. B. Din. S. Y. Foong and A. Makhloogh. 2008a. Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. *Continental Shelf Research*, 28:1153– 1165.
- Nasrollahzadeh, H. S., Z. B. Din. S. Y. Foong and A. Makhloogh. 2008b. Spatial and temporal distribution of macronutrients and phytoplankton before and after the invasion of the ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, in the Southern Caspian Sea. *Chemistry and Ecology*, 24(4): 233–246.
- Nasrollahzadeh, H.S. 2008. Ecological modeling on nutrient distribution and phytoplankton diversity in the southern of the Caspian Sea. Doctoral dissertation, University Science Malaysia.
- Nasrollahzadeh, H.S., A. Makhloogh. R. Pourgholam. Z.B. Din and S.Y. Foong. 2011. Multivariate analysis of water quality parameters and phytoplankton composition in the southern of Caspian Sea, *International Aquatic Research*, 3: 205-216.
- Nasrollahzadeh, H.S, Makhloogh, A, Pourgholam, R, Vahedi, F, Qanqermeh, A, Foong, S.Y. 2011. The study of *Nodularia spumigena* bloom event in the southern Caspian Sea, *Applied Ecology and Environmental Research*. ISSN 1589 1623, 141-155.
- Nasrollahzadeh Saravi H., Makhloogh A., Eslami F., Leroy.Suzanne . G .A. 2014. Features of Phytoplankton Community in the Southern Caspian Sea a Decade after the Introduction of *Mnemiopsis leidyi*. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 13(1):145-167.
- Nelson, D. M. and M. A. Brzezinski. 1990. Kinetics of silicic acid uptake by natural diatom assemblages in two Gulf Stream warm-core rings. *Marine Ecology Progress Series*, 62:283-292.
- Newell, G.E. and R.C. Newell. 1977. *Marine plankton: a practical guide*. London: Hutchinson. UK.
- Olenin, S., Minchin, D. and Daunys, D. 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (7-9): 379-394.
- Paczuska, L. & Kosakowska, A., 2003. Is iron a limiting factor of *Nodularia spumigena* blooms?. *Oceanologia*, 45 (4), pp. 679–692.
- Palmer, C.M. 1980. *Algae and water pollution*. The identification, Significance, and Control of Algae in water Supplies and in Polluted Water. London: Castle House Publication.
- Pamplin, P.A.Z., T.C.M. Almeida and O. Rocha. 2006. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(2):121-132.
- Peeters, F., Kipfer, R., Achermann, D., Hofer, M., Aeschbach-Hertig, W., Beyerle, U., Mboden, D.M., Rozanski, K., Frohlich, K., 2000. Analysis of deep-water exchange in the Caspian Sea based on environmental tracers, *Deep-Sea Research PT I*, vol. 47(4), pp.621-654.
- Petipa, T.S. 1957. On average weight of the main zooplankton forms in the Black Sea. *Proc. Sevastopol. Biological Station*, 9:39-57.
- Perry, M.J. and R.W. Eppley. 1981. Phosphate uptake by phytoplankton in the central North Pacific Ocean. *Deep-Sea Research I*, 28:39-49.

- Pollupuu, M., M. Simm and H. Ojaveer. 2010. Life history and population dynamics of the marine cladoceran *Pleopis polyphemoides* (Leuckart) (Cladocera, Crustacea) in a shallow temperate Pärnu Bay (Baltic Sea), *Journal of Plankton Research*, 32(10):1459-1469.
- Proshkina-Lavrenko, A.I. and Makarova, I.V. 1968. Plankton Algae of the Caspian Sea. Leningrad, Nauka: L. Science. 291 pp. (In Russa)
- Psarra, S., A. Tselepidis and L. Ignatiades. 2000. Primary productivity in the oligotrophic Cretan Sea (NE Mediterranean): seasonal and interannual variability. *Progress Oceanography*, 46:187-204.
- Raftery, A., 1993. Bayesian model selection in structural equation models. In K. Bollen & J. Long (Eds.), *Testing structural equation models* (pp. 163-180): Newbury Park, California.
- Rabalais, N. N. and R. E. Turner. 2001. Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union: USA.
- Redfield. A. C., B. H. Ketchum and F. A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of sea water, In: THE SEA, Hill. M. N. , Ed., Wiley- Interscience: New York. USA.
- Roohi, A., A. E. Kideys, A. Sajjadi, A. Hashemian, R. Pourgholam, H. Fazli, A. Ganjian Khanari and E. E. Develi. 2010. Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. *Biology Invasions*, 12:2343-2361.
- Rushforth SR, Brock JT. 1991. Attached diatom communities from the lower Truckee River, summer and fall, 1986. *Hydrobiologia* 224: 49-64.
- Sapozhnikov, V.N., A.E. Agatova, N.V. Arjanova, E.A. Nalitova, N.V. Mardosova, V.L. Zobarowij and E.A. Bandarikov. 1988. Methods of hydrochemical analysis of the major nutrients. VNIRO publisher: Moscow, Russia.
- Sazhina, L.I., 1971. Fecundity of mass pelagic Copepoda of the Black Sea. *Zoological Journal*. 4: 586-589 (in Russia)
- Semenov, Y. 1984. DIN/DIP and DSi/DIP ratios in the central and southern Caspian Sea. *Hydrobiologia*, 3:71-73.
- Silkina, V.A., Abakumov, A. I., Pautovac, L. A., Mikaelyanc, A. S., Chasovnikova, V. K. and Lukasheva, T. A. 2011, Coexistence of Nonnative and Black Sea Phytoplankton Species: Discussion of Invasion Hypotheses, *Russian Journal of Biological Invasions*, 2( 4), pp. 256–264.
- Sigeo, D. C. 2004. Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the freshwater Environment. UK: University of Manchester, John Wiley & Sons Inc.
- Shahyari, A., Kabir, M.J. and Golfirozy, K., 2009. Evaluation of microbial pollution of Caspian Sea at the Gorgan Gulf. *J Gorgan Uni Med Sci*, 10(2):69-73.
- Shiganova, T.A., A.M. Kamakin, O.P. Zhukova, V.B. Ushvtsev, A.B. Dulimov and E.I. Musaeva, 2001, The invader into the Caspian Sea ctenophore *Mnemiopsis* and its initial effect on the pelagic ecosystem. *Oceanology*, 41(4): 517-524.
- Shiganova, T.A., E.I. Musaeva, L.A. Pautova and Yu.V. Bulgakova. 2005. The Problem of Invaders in the Caspian Sea in the Context of the Findings of New Zoo- and Phytoplankton Species from the Black Sea. *Biology Bulletin*, 32(1): 65–74. Translated from *Izvestiya Akademii Nauk, Seriya Biologicheskaya*, No. 1, pp. 78–87.
- Shiganova, T.A., V.V. Sapozhnikov, E.I. Musaeva, M.M. Domanov, Y.V. Bulgakova, A.A. Belov, N.I. Zazulya, V.V. Zernova, A.F. Kuleshov, A.F. Sokol'skii, R.I. Imirbaeva and A.S. Mikuiza, 2003. Factors determining the conditions of distribution and quantitative characteristics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Caspian. *Oceanology*, 43(5):676-693.
- Siapatis, A., M. Giannoulaki, V. D. Valavanis, A. Palialexis, E. Schismenou, A. Machias and S. Somarakis. 2008. Modelling potential habitat of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Aegean Sea. *Hydrobiologia*, 612:281–295.
- Simenov, V., Sarbu, C., Massart, D. L. and Tsakovski, S., 2001. Danube River Water Data Modelling by Multivariate Data Analysis. Springer-verlag. *Mikrochim. Acta* 137, 243-248.
- Skov, J., Lundholm, N. and Moestrup, J. and Larsen, J., 1999. Potentially Toxic phytoplankton, 4. The diatom genus *Pseudo-nitzschia*, ICES Identification Leaflets for plankton, Palaegade 2-4, DK-1261, Copenhagen K, Denmark. 23p.
- Sodergren, A., R. Djirasarai, M. Gharibzadeh and A. Moinpour. 1978. Organochlorine residues in aquatic environments in Iran, 1974. *Pesticides Monitoring Journal*. 12: 81–86.
- Sokolova, M. N. 1972. Trophic Structure of Deep-Sea Macrobenthos, *Marine Biology*, 6: 1-12.
- Solorzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenolhypochlorite method, *Limnology and Oceanography*, 14: 799-801.

- Sommer, U., F. Sommer, B. Santer, E. Z. Illner, K. J. rgens, C. Jamieson, M. Boersma and K. Gocke. 2003. Daphnia versus copepod impact on summer phytoplankton: functional compensation at both trophic levels, *Oecologia*, 135:639–647.
- Sournia, A. 1978. *Phytoplankton Manual Unesco*, Paris: B.Biblio. Publisher, : Paris : Unesco.
- Stevenson, J.R., X. T. Irz, R.G. Alcalde, J. Petit and P. Morissens, 2003. *Coastal aquaculture systems in the Philippines: A Typology of brackish water pond aquaculture systems in the Philippines*. The university of Reading publisher, Philippines.
- Stoyanova, A. and K. Stefanova. 2001. Dynamics in phytoplankton-zooplankton relationship under conditions of increased Eutrophication, Institute of Oceanology, *Academy Bulgare of Sciences*.79-81.
- Taheri, M., Yazdani Foshto, M., Noranian, M. and Mira, S.S. 2012. Spatial Distribution and Biodiversity of Macrofauna in the Southeast of the Caspian Sea, Gorgan Bay in Relation to Environmental Conditions *Ocean Science Journal*, 47(2):113-122.
- Taylor, F.J., Taylor, N.J. and Walsby, J.R., 2007. A bloom of the planktonic diatom, *Cerataulina pelagica*, off the Coast of Northeastern New Zealand in 1983, and its contribution to an associated mortality of fish and benthic fauna, *International Review of Hydrobiology*, 70: 773 – 795.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. and I. C. Prentice .1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18: 271-317.
- Turner J. T. and E. Graneli. 1992. Zooplankton feeding ecology: grazing during enclosure studies of phytoplankton blooms from the west coast of Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.157:19-31.
- Vershinin, A.O. and Tu. Orlova. 2008. Toxic and Harmful Algae in the Coastal Waters of Russia. *Oceanology*, 48(4) :524–537.
- Washington, H.G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices, A Review with special relevance to Aquatic Ecosystems. *Water Research*, 18(6): 653-694.
- Wasmund, N., Tuimala, J., Suikkanen, S., Vandepitte, L. and Kraberg, A., 2011. Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic sea, *Journal of Marine Systems*, 87: 145-159.
- Wetzel, R.G. and Likens, G.E.2000. *Limnological Analyses*. New York: Springer-Verlag. Workshop Clean Black Sea Working Group, 2nd – 5th June, Varna, Bulgaria PP.46.P.146.
- Yurkovskis, A. 2004. Long-term land-based and internal forcing of the nutrient state of the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Journal of Marine Systems*, 50:181-197.
- Zabelina, M.M., I.A. Kisselev, A.I. Proshkina-Lavrenko and V.S. Sheshukova, 1951. Diatoms. In: Inventory of freshwater algae of the USSR. Sov. Nauka Moscow, Russia.
- Zaker, N.H., 2007. Characteristics and Seasonal Variations of Dissolved Oxygen, *International Journal of Environmental Research*, vol. 1(4) pp 296-301
- Zaitsev, Y. and B. Ozturk, 2001. Exotic species in the Aegean, Marmara, Black, Azov and Caspian Seas. Published by Turkish Marine Research Foundation Istanbul Turkey.
- Zhejiang, L.R.A. 2002. Biogeochemical Conversion of Nitrogen in Enclosed Pelagic Coastal Ecosystems of the German Bight: Mesocosm and Modelling Studies. Doctoral dissertation. Hamburg University.p.160.

# پیوست

جدول ضمیمه ۱: تغییرات پارامترهای محیطی و مواد مغذی در لایه نوری و فصول مختلف حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۹

سالانه		ناحیه شرقی		ناحیه مرکزی		ناحیه غربی		فاکتورها
Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	
۱۸/۴۲	۰/۳۸	۲۰/۰۸	۰/۶۸	۱۸/۵۳	۰/۵۹	۱۷/۳۵	۰/۶۵	Temp.
۸/۳۸	۰/۰۱	۸/۳۳	۰/۰۲	۸/۴۲	۰/۰۲	۸/۳۸	۰/۰۱	pH
۵/۶۹	۰/۰۵	۵/۳۹	۰/۰۹	۵/۶۹	۰/۰۹	۵/۸۵	۰/۰۹	DO (ml/l)
۱/۵۲	۰/۰۷	۱/۰۸	۰/۰۸	۱/۶۹	۰/۱۲	۱/۶۱	۰/۱۳	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (μM)
۱/۷۸	۰/۰۷	۱/۱۵	۰/۰۸	۲/۱۹	۰/۱۳	۱/۷۲	۰/۱۱	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (μM)
۳/۳۹	۰/۱۲	۲/۳۰	۰/۱۲	۳/۹۸	۰/۲۰	۳/۴۴	۰/۱۹	DIN (μM)
۴۳/۵۳	۱/۰۲	۴۲/۸۵	۲/۰۱	۳۹/۲۴	۱/۷۰	۴۸/۲۳	۱/۵۸	DON (μM)
۰/۳۲	۰/۰۱	۰/۳۱	۰/۰۱	۰/۳۰	۰/۰۱	۰/۳۵	۰/۰۱	DIP (μM)
۰/۵۱	۰/۰۲	۰/۵۳	۰/۰۳	۰/۴۳	۰/۰۲	۰/۵۸	۰/۰۳	DOP (μM)
۸/۶۵	۰/۲۰	۷/۲۶	۰/۳۱	۸/۶۸	۰/۳۳	۹/۴۴	۰/۳۳	DSi (μM)

**Abstract:**

The project investigates the relationship between the biological parameters (phytoplankton, zooplankton, Macro-benthic and ctenophore- *Mnemiopsis leidyi*) and environmental parameters, nutrients and environmental pollutants (oil, pesticides, heavy metals, and detergents) in water and sediment, at the southern of Caspian Sea in 2010-2011. Sampling was carried out in four seasons (spring, summer, autumn and winter) and in eight transects perpendicular to the coast (Astara, Anzali, Sefidroud, Tonekabon, Noshahr, Babolsar, Amir Abad and Bandar Turkmen). Samples were collected from the different layers at depths of 5, 10, 20, 50 and 100 meters. The relationship between biological and environmental parameters surveyed through parametric and multivariate statistical methods.

Result showed that the annual mean of environmental parameters and nutrients concentration such as water temperature, pH, transparency, DO, ammonium, nitrate, inorganic nitrogen (DIN), organic nitrogen (DON), inorganic phosphorus (DIP), organic phosphorus (DOP) and soluble silicon (DSi) at euphotic layer were  $16.70 \pm 0.43$  (°C),  $8.38 \pm 0.01$  (m),  $5.48 \pm 0.05$  (ml/l),  $1.52 \pm 0.06$  ( $\mu\text{M}$ ),  $1.80 \pm 0.08$  ( $\mu\text{M}$ ),  $3.41 \pm 0.10$  ( $\mu\text{M}$ ),  $43.3 \pm 0.9$  ( $\mu\text{M}$ ),  $0.32 \pm 0.01$  ( $\mu\text{M}$ ),  $0.52 \pm 0.02$  ( $\mu\text{M}$ ),  $8.88 \pm 0.22$  ( $\mu\text{M}$ ), respectively.

Meanwhile, annual mean of environmental pollutant such as PAHs and OCPs in sediment were recorded  $0.88 \pm 0.16$  ( $\mu\text{g/g.dw}$ ) and  $9.78 \pm 2.20$  ( $\mu\text{g/g.dw}$ ), respectively. In addition, annual mean of heavy metals such as Zn, Cu, Ni, Pb and Hg in sediment were obtained  $247 \pm 46$  ( $\mu\text{g/g.dw}$ ),  $29.5 \pm 1.5$  ( $\mu\text{g/g.dw}$ ),  $49.9 \pm 4.9$  ( $\mu\text{g/g.dw}$ ) and  $0.179 \pm 0.800$  ( $\mu\text{g/g.dw}$ ), respectively.

Annual mean abundance of biological parameters namely phytoplankton, zooplankton and *M. leidyi* (0-20m) at photic layer were  $238 \pm 17$  (million cells/ $\text{m}^3$ ),  $4808 \pm 362$  (individuals/ $\text{m}^3$ ) and  $26 \pm 3$  (individuals/ $\text{m}^3$ ) respectively, and for biomass were  $747 \pm 60$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ),  $44.3 \pm 5.0$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ),  $2.15 \pm 0.31$  ( $\text{g}/\text{m}^3$ ). Annual mean abundance of those biological parameters at below of photic layer (50-100m) were  $104 \pm 35$  (million cells/ $\text{m}^3$ ),  $843 \pm 92$  (individuals/ $\text{m}^3$ ) and  $2 \pm 1$  (individuals/ $\text{m}^3$ ) respectively, and for biomass were  $412 \pm 93$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ),  $9.1 \pm 1.0$  ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ),  $0.15 \pm 0.05$  ( $\text{g}/\text{m}^3$ ). Annual mean abundance and biomass of macrobenthic were  $5073 \pm 1225$  (individuals/ $\text{m}^2$ ) and  $144 \pm 73$  ( $\text{g}/\text{m}^2$ ), respectively. Annual mean annual percentage of TOM, Gravel, Sand and Silt-clay were recorded  $3.74 \pm 0.26$ ,  $0.92 \pm 0.32$ ,  $22.51 \pm 4.97$  and  $76.67 \pm 5.01$ , respectively.

The stratification of water column was strongly based on gradient of water temperature and the phenomenon (difference of temperature between water layers) was more clear in this study compared to previous years. Temperature and biological factors (phytoplankton) were effected on changes of dissolved oxygen at warm and cold seasons (summer and winter), but coefficient factor of temperature was higher than biological factors in winter. The nutrients concentration (with the exception of inorganic phosphorus) in different years 2008-2009, 2009-2010 and 2010-2011 increased compared to 1995-1996 (the year of stability of ecosystem). One of the reason attribute to the presence of the ctenophore (*M. leidyi*) in Caspian Sea after 1999. The annual correlation of phytoplankton abundance and temperature was reversed but seasonal pattern was varied at each season (within a year). In this study, the Caspian Sea contained the conditions of nitrogen limitation (55%) and nitrogen-phosphorus limitation (6-43%) as well as phosphate limitation (2-39%) ( $\text{DIN}/\text{DIP} > 20$ ). In spite of no silica limitation (sufficient concentration of silica) in the Caspian ecosystem, Bacillariophyta was not dominance phylum at whole seasons. It seems that other factors such as the temperature changes of seasons, the effects of predation and feeding of the next chains of the food chain, the difference of the ability in the growth and reproduction, competition (uptake of nutrients) in different groups of phytoplankton and stoichiometry of the nutrients (nitrogen and phosphorus) were caused of non-diatoms dominance at most seasons. As, Pyrrophyta and Bacillariophyta were dominant at spring and winter, respectively and Cyanophyta was pre-dominant at summer and autumn.

Multivariate analysis showed the significant correlation between Coppepoda and oxygen and water temperature only. The other groups of zooplankton did not show any significant correlation with environmental parameters. It might be due to stronger effects of other parameters such as food and predators on different groups of zooplankton at each season and abundance of zooplankton groups indirectly affected by environmental parameters. In this study, Shannon diversity indices of zooplankton and phytoplankton were closer to 1995-96 values and showed different trend compared to 2009-2010. However it is not enough reason for recovery of ecosystem in to the stability of Caspian Sea. It is because of other negative evidence such as strong increasing trend of phytoplankton to zooplankton biomass ratio in all seasons and regions particularly the 2009-2010 and 2010-2011 years compared to 1995-96 (the year of stable ecosystem). In the other word, the balance between the biomass of the first and second of the food chain has been disturbed and the value was much higher than the year of stable ecosystem in 1995-96. Based on multivariate analyses, there was not significant correlation between zooplankton groups and some edible phytoplankton species, vice versa zooplankton groups consumed some unsuitable species of phytoplankton (based on size, nutritional value, difficulty of digestion and absorption, the potential of toxicity and harmfulness). The lack of expected relationship and routine rules of nutritional between zooplankton and phytoplankton are the more reasons of instability in the ecosystem.



In current study, dominant group of macrobenthos (polychaeta) observed in depths less than 20 meters which the percentage of silt-clay and sand were 74 and 26, respectively. It seems that this ratio of silt-clay and sand was suitable for their living and accumulation. PCA analysis showed that increasing the percentage of TOM and silt-clay accompanied to the decreasing of macrobenthos abundance while increasing the temperature, dissolved oxygen and pH had a positive effect on macrobenthos abundance in most seasons. Increasing the abundance of macrobenthos at all seasons (except spring) would not be a strong indication of improvement of Caspian ecosystem after the ctenophore introduction stress and unfavorable evidence such as low Shannon diversity index observe in the results. Meanwhile, in the present study, *Streblospio* and oligochaeta (invasive growth and advantage to the food uptake and habitat and sediment seeding) similar to the years of 2008-2009, 2009-2010 still were dominant groups instead of Gammaridae family (feeding on suspended solids). This means that sediment has a noteworthy amount of organic matter which indicate to the trophic level of ecosystem tend to eutrophy level.

The comparison of results on this study to previous studies on biological parameters (phytoplankton, zooplankton and macrobenthos) indicating to the persistence of stress (such as biological and anthropogenic) on their changing population patterns (quantitative relationships between species) and structural patterns (species composition and seasonal succession of dominant species). In other words, many species (both macroscopic and microscopic) of the Caspian Sea are still vulnerable to complications of stressor factors. In order to protection and sustainable exploitation of this worth ecosystem it is necessary to look more serious studies and practical techniques from the relevant organizations in this area.

**Keywords:** Environmental parameters and nutrients; Environmental pollutions; Phytoplankton; Zooplankton; Ctenophore; Macrobenthic; Caspian Sea



**Ministry of Jihad – e – Agriculture**  
**AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION**  
**Iranian Fisheries Science Research Institute - Caspian Sea Ecology Research Center**

---

**Project Title : Hydrology, Hydrobiology and environmental pollution in the southern of Caspian Sea**

**Approved Number: 1-76-12-8906**

**Author: Hassan Nasrollahzadeh Saravi**

**Project leader Researcher : Hassan Nasrollahzadeh Saravi**

**Collaborator(s) : Najafpour, Sh., H., Roshan tabari, M., Tahami, F., Hashemian, A**

**Pouring, N., Yousefian, M . Naderi, A. Soleimani rodi**

**Advisor(s): -**

**Supervisor: M. Ramin**

**Location of execution : Mazandaran province**

**Date of Beginning : 2011**

**Period of execution : 2 Years & 2 Months**

**Publisher : Iranian Fisheries Science Research Institute**

**Date of publishing : 2016**

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

**MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE**  
**AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION**  
**Iranian Fisheries Science Research Institute - Caspian Sea Ecology Research Center**

**Project Title :**

**Hydrology, Hydrobiology and environmental pollution in  
the southern of Caspian Sea**

**Project leader Researcher :**

*Hassan Nasrollahzadeh Saravi*

**Register NO.**

**48463**