وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور – پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان:

ارزیابی ویژگیهای زیستی و غیر زیستی جوامع شیلاتی در تالاب شادگان

مجری:
منصور خلفه نیل ساز

شماره ثبت
۴۹۴۹۸

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان پروژه : ارزیابی ویژگیهای زیستی و غیر زیستی جوامع شیلاتی در تالاب شادگان
شماره مصوب پروژه : ۹۰۱۳۳-۱۲-۷۴-۴
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : منصور خلفه نیل ساز
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) :
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : منصور خلفه نیل ساز
نام و نام خانوادگی همکار(ان) : فوزیه اسماعیلی، سارا سبز علیزاده، صادق آلبوعبید
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : غلامرضا اسکندری
محل اجرا : استان خوزستان
تاریخ شروع : ۹۰/۴/۱
مدت اجرا :۱ سال و ۶ ماه
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۵
حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

«سوابق طرح یا پروژه و مجری مسئول / مجری»

پروژه : ارزیابی ویژگیهای زیستی و غیر زیستی جوامع شیلاتی در تالاب شادگان

کد مصوب : ۹۰۱۳۳-۱۲-۷۴-۴

شماره ثبت (فروست) : ۴۹۴۹۸ تاریخ : ۹۵/۲/۲۶

با مسئولیت اجرایی جناب آقای منصور خلفه نیل سازدارای مدرک تحصیلی کارشناسی ارشددر رشته شیلات می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ ۹۴/۱۰/۳۰ مورد ارزیابی و با رتبه عالی تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در :

ستاد □ پژوهشکده ■ مرکز □ ایستگاه □

با سمت کارشناس پلانکتون شناسی در پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور مشغول بوده است.

عنوان	«فهرست مندرجات »	صفحه

چکیده ۱
۱- مقدمه ۳
۲- مواد و روشها ۱۶
۲-۱- منطقه مورد بررسی ۱۶
۲-۲- روش تعیین مساحت تالاب شادگان ۱۶
۲-۳- روش نمونه برداری وسنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب ۱۷
۲-۴- روش نمونه برداری و سنجش فیتوپلانکتون ها و رنگدانه کلروفیل ۲۰
۲-۵- روش نمونه برداری و سنجش زئوپلانکتون ها ۲۱
۲-۶- روش نمونه برداری و آزمایشگاهی جلبکهای کفزی (فیتوبنتوز) ۲۳
۲-۷- روش نمونه برداری و آزمایشگاهی بنتوزها و تعیین مواد آلی و دانه بندی رسوبات ۲۹
۳- نتایج ۳۰
۳-۱- مساحت تالاب شادگان: ۳۰
۳-۲-کیفیت آب تالاب شادگان ۳۳
۳-۳- فیتوپلانکتونهای تالاب ۴۴
۳-۴- زئوپلانکتونهای تالاب شادگان ۶۱
۳-۵- جلبکهای کفزی تالاب ۶۴
۳-۶- بنتوزهای تالاب و مواد آلی ودانه بندی رسوبات بستر ۸۳
۴- بحث و نتیجه گیری ۹۹
۴-۱- سطح تالاب ۹۹
۴-۲- کیفیت آب تالاب شادگان ۹۹
۴-۳- فیتوپلانکتونهای تالاب ۱۰۷
۴-۴-زئوپلانکتونهای تالاب ۱۲۰
۴-۵- جلبکهای کفزی تالاب ۱۲۱
۴-۶- بنتوزها و مواد آلی و دانه بندی رسوبات ۱۳۱
پیشنهادها ۱۳۶
منابع ۱۳۷
چکیده انگلیسی ۱۴۵

چکیده

تالاب شادگان که یکی از تالاب های بین المللی ثبت شده در یونسکو بوده، در جنوب استان خوزستان واقع شده است. این تالاب شامل سه بخش آب شیرین، پهنه جزر و مدی و منطقه ساحلی یا بخش آب شور و در اقلیم خشک و گرم استقرار دارد. سطح تالاب در محدوده مورد مطالعه در فصول متفاوت است. در این بررسی که در محدوده آب شیرین است، سعی گردیده که با پایش تالاب بتوان با پیگیری روند شرایط محیطی در حال تغییر و ارزیابی وضعیت موجود، به راهکارهای مناسبی برای بهبودکیفیت آب برای مدیریت جامع این زیستگاه دست یافت. این تحقیق، طی یکسال از فروردین تا اسفند ۱۳۸۹در چهار منطقه از تالاب شادگان مورد قرار گرفت.

نتایج حاصل از شاخص کیفیت آب نشان می‌دهد که تمامی ایستگاههای تالاب شادگان در گروه سه و با کیفیت متوسط قرار دارند. ایستگاه رگبه از شاخص کیفیت بالاتر و ایستگاه مالح از شاخص کیفیت آب کمتری نسبت به سایر برخورداراست. نهایتاً از ورود پسابها به تالاب می توان بیان نمود که پساب کانال نیشکر اثر منفی و پساب آزادگان اثر مثبت بر ری وی تالاب دارد، و ورودی مالح نیز می‌تواند بدترین اثر را روی کیفیت آب تالاب داشته باشد. مقادیر اکسیژن محلول، BOD5، نیتریت و فسفات نسبت به مطالعات قبلی کاهش و شوری، هدایت الکتریکی، TDS و نیترات افزایش یافته است که می تواند به دلیل کم آبی و وجود خشکسالی در منطقه صورت گرفته است.

از رده های فیتوپلانکتون ۶ رده و ۵۴ جنس فیتوپلانکتون شناسایی شده است. رده باسیلاریوفیسه با ۲۰ جنس دارای بیشترین درصد فراوانی (۵۲٪) وسیانوفیسه با ۷ جنس (۳۲٪) و کلروفیسه ها با ۲۲ جنس (۱۴٪) فراوانی کل را به خود اختصاص داده است. مقدار میانگین کلروفیل a سالانه ۱۰/۹۵ میلی گرم در متر مکعب و میانگین تولید اولیه سالانه ۲/۶۸ گرم کربن در متر مربع در روز که بیشترین و کمترین آن به ترتیب در رگبه و مالح می باشد واز نظر یوتروفیکاسون فیتوپلانکتونهای شناور در محدوده مزوتروف زیاد قرار گرفته اند.

ازجلبک های کفزی تالاب ۱۸ جنس اپی پلون و ۲۷ جنس اپی فیتون شناسایی که به ترتیب رده های باسیلاریوفیسه و سیانوفیسه غالب هستند. فراوانترین رنگدانه کلروفیل α است که میانگین آنها به ترتیب ۱۷/۴۶و۱۰/۷۵ میلی گرم بر متر مربع و میانگین سالانه تولید اولیه دراین جلبکها به ترتیب ۱۷۴۸ و ۹۷۸ گرم کربن بر متر مربع در سال می باشد. از نظر شاخص تنوع وضعیت تالاب در حد نیمه آلوده ای و از نظر یوتروفیکاسون در طبقه بین مزوتروف زیاد تا یوتروف قرار دارد و بر اساس شاخص پالمر نیز تالاب فاقد آلودگی آلی شدید می باشد.

جنس های *Brachionus* از روتیفرهای زئوپلانکتون بدلیل داشتن تحمل شوری بالا، در تابستان، فراوان تر شده اند. شاخص زئو پلانکتون تالاب(wzi)نشان دهنده وضعیت پایین کیفیت تالاب است.

دربسترهای با پوشش گیاهی ۱۵ گروه ماکروفون از بنتوزها شناسایی شده است که بیشترین فراوانی را شیرونومیدها داشته اند. دربسترهای رسوبی ۷ گروه ماکروبنتوزی مشاهده شده که در مقایسه با سال ۱۳۷۴ با کاهش شدیدی مواجه شده اند. این تغییرات می تواند ناشی ازپدیده خشکسالی، ورود پسابها و بهم خوردن تعادل زیستی و تخریب زیستگاهها باشد.

با بررسی های ماهوره ای از سطح تالاب شادگان، نشان می دهد که با تخمین ۶۹۹۴۵ هکتار سطح مناسب آبزی پروری ، برآورد شده است.

کلمات کلیدی: تالاب شادگان، کیفیت آب، پلانکتون، جلبک کفزی، بنتوز، ذخایرماهی، صید و صیادی

۱- مقدمه

پایش یا بعبارتی مانیتورینگ فرآیندی نظام مندی است که اندازه گیری شرایط را برای ردیابی تغییرات در طول زمان تکرار می کند(Miller *et al.*, 1996). پایش به عنوان پزشکی است که علائم حیاتی بیمار را به عنوان راهی برای ردیابی وضعیت بیمار به کمک دانشمندان، سازمان های تابع در طول زمان ردیابی می کند.

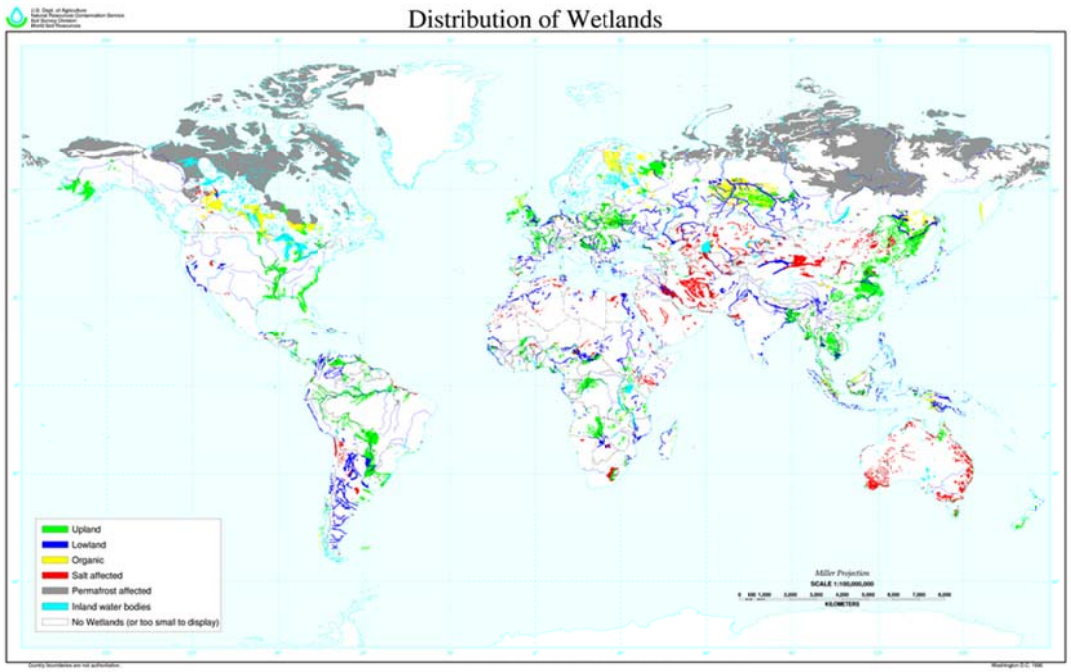
کلمه " مانیتورینگ" از مشتق معنای کلمه لاتین "هشدار" گرفته شده است و یکی از استفاده های پایش به عنوان هشدار دهنده زود هنگام شرایط محیطی سیستم در حال تغییراست و درصد است که در اوایل مشکلات، آنهارا براحتی تصحیح نماید. سایر کاربردهای پایش عبارتند از ارزیابی پیشرفت به سوی اهدافی از جمله بهبود کیفیت آب و یا احیای زیستگاه، ارزیابی اثر بخشی تکنیک های مختلف مدیریت زیستگاه است.

نظارت معمولاً فراتر از جمع آوری داده ها و بلکه به دست آوردن درک و بینش کلی نسبت به چگونگی عملکرد تالاب (انعکاس وضعیت زیست محیطی) و اینکه چگونه می توان این عملکرد را در طول دوره تغییر، مرمت کرد. در کشورهای درحال توسعه نیازمند نظارت سیستمی قوی برای اندازه گیری تحولات در طول زمان و ارزیابی اثربخشی ناشی از تلاش های بازسازی است. البته این تغییرها می توانند اثر مثبت، منعکس کننده، و یا منفی، داشته باشند، که در نتیجه تغییر نیازمند انجام اقدامات اصلاحی هستند(Clarkson, 2004).

از نظر لغوی تالاب در فارسی از دو کلمه تال و آب تشکیل شده است. اولین تعریف نسبتًا کامل از تالاب (زمین های مرطوب) در سال ۱۹۷۱ در رامسر به مناطق مردابی آب مانده، اراضی سیاه خیس باتلاقی، برکه های طبیعی یا مصنوعی که به طور دائم یا موقت دارای آب مانده یا جاری با مزه شور، لب شور یا شیرین بوده و نیز مناطقی از سواحل دریا که هنگام جزر، ارتفاع آب آنها بیشتر از ۶ متر نباشد، اطلاق میشود Ramsar ; Ramsar a, 2002). (Convention, 1971ارزشهای تالابها را میتوان در سه گروه عنوان کرد که عبارتند از تالاب به عنوان زیستگاه حیات وحش و گیاهان آبزی، بهبود دهندهٔ کیفیت محیط زیست و در نهایت ارزشهای اقتصادی،اجتماعی و فرهنگی آنها می باشد(بهروزی راد و سپهرنیا، ۱۳۸۰).

وسعت تالابهای بین المللی جهان مطرح شده در کنوانسیون رامسر تا کنون ۱۰۳۲۹۶۴۳۴ هکتار و حدود ۷ تا ۹ میلیون کیلومترمربع (۴ تا ۶ در صد از سطح کره زمین) که شامل ۱۱۸۰ تالاب از۱۳۳ کشور عضو این کنوانسیون می باشد و ایران نیز با۲۱ تالاب مساحتی حدود ۱۴۵۷۲۰ هکتار را در اختیار دارد(شکل۱-۱)(Ramsar b, 2002 , Mitsch & Gosselink 2000).

در همایش زمین های مرطوب در سال ۱۹۷۱ هدف اصلی کنوانسیون رامسر،تحقیق و حفاظت، مدیریت تالابها و جلوگیری ازروند خشک شدن آنها با تاکید بربهره وری خردمندانه و جلوگیری از تخریب آنهاست(بهروزی راد، ۱۳۷۷ ; Ramsar c, 2002).



شکل۱-۱ : نقشه توزیع جغرافیایی تالاب ها در جهان

این زمین های مرطوب نظر بسیاری از دانشمندان جهان به خود جلب کرده است. برای مثال در همایش رامسر در سال ۲۰۰۲، ۱۲۳۰ تالاب را در ۶ نقطه جهان (اروپا،آسیا،افریقا،مناطق گرمسیری ،امریکای شمالی و اقیانوسی) شناخته شده اند که دارای اهمیت بین المللی هستند.(Wetlands International Ramsar sites database, 2002).

تالاب ها بیشترین ارزش را برای محیط و انسان ها دارند (Richardson, 1994 ; Mitsch & Gosselink, 2000). ویژگیهای اکوسیستمهای تالاب شامل انتقال و ذخیره آب، تولید گیاهان و جانوران، و تجزیه مواد آلی و زیستگاهی برای موجودات زنده است (Richardson, 1994). این ویژگیهای تالاب است که آنها را برای انسانها و دیگر اکوسیستم طبیعی ارزشمند می نماید. تالاب ها کنترل کننده سیلاب، فیلترکننده آب، کنترل کننده فرسایش خاک و تولید غذا (میگو،اردک و ماهی و غیره) و بازسازی (قایقرانی ، ماهیگیری، و غیره) و بطورکلی زیستگاهی برای گیاهان و جانورانی است که بسیار نایاب و در حال انقراض هستند.

رژیم تامین آب تالاب ها به خاطر اجرای طرح‌های توسعه آبیاری در مقیاس بزرگ در بالادست حوضه رودخانه در معرض تغییرات عمده در کمیت، کیفیت و تغییرات فصلی قرار گرفته است. این طرح‌های توسعه‌ای نه تنها آب زیادی را از سیستم رودخانه ها برداشت و مصرف می‌کنند، بلکه زه‌آبهای زیادی را هم که حاوی آلاینده‌های مختلف هستند به درون تالابها وارد می‌کنند. توسعه طرح‌های عمرانی متعدد نظیر جاده‌سازی،

نیروگاه‌های حرارتی، خطوط انتقال نیرو، صنایع نفت و پتروشیمی، صنایع فولاد و خطوط انتقال نفت به طور گسترده بر کیفیت آب آن تاثیرپذی است.

امروزه در تمامی نقاط جهان تعیین حداقل نیاز آبی زیست محیطی منابع آبی، خصوصا تالاب ها، از راهکارهای مؤثر و ثمربخش در حفظ تمامیت زیستی و بقاء این عرصه ها می باشد. زیرا آب عنصر اصلی حیات در این اکوسیستم ها بوده و نوسانات آن اثرات نامطلوبی بر زیستگاه ها و موجودات وابسته به آنها خواهد داشت. لذا تعیین حداقل نیاز آبی زیست محیطی تالاب ها می تواند در حفظ و مدیریت آنها گامی مؤثر باشد. امروزه به دلیل

برداشت های متعددی که در سطح حوضه های آبریز صورت می پذیرد خسارات بسیاری بر تالاب ها وارد شده است.

تالاب ها که عمدتاً در پائین دست حوضه های آبریز واقع شده اند، به دلایل متعددی از جمله: برداشت آب جهت آبیاری اراضی کشاورزی، سد سازی ها، توسعه شبکه های آبیاری و زهکشی، برداشت آب جهت مصارف شهری و صنعتی و بسیاری موارد دیگر همواره از نظر تأمین آب مورد نیاز مشکلات فراوانی را داشته اند. مسئله ای که این بحران را صدچندان می نماید، لحاظ ننمودن حق آبه زیست محیطی تالاب ها در تخصیص های سالانه می باشد. لذا انجام این مطالعات می تواند در حفظ و احیاء تالاب ها بسیار مؤثر باشد.

فیتوپلانکتون ها غالب ترین موجودات زنده آبی هستند که به عنوان اولین حلقه زنجیره غذایی در اکوسیستم های آبی قادر به انجام عمل فتوسنتز می باشند. بدلیل دارا بودن رنگدانه کاروتن، انواع ویتامین ها، اسیدهای چرب و پروتئین، از ارزش غذایی بالایی در کلیه منابع آبی برخوردار می باشند.

با توجه به نقش مهم اکوسیستم تالابی و جدید بودن مطالعات در این خصوص، ارزیابی و بررسی این زیستگاه حساس و آسیب پذیر می تواند نتایج ارزشمندی را بهمراه داشته باشد که در بهبود مدیریت شیلاتی و زیست محیطی نواحی تالابی بعنوان بخشی از مدیریت مناطق تالاب کاربرد دارد.

در سال های اخیر استفاده از پایش بیولوزیکی در ارزیابی یکپارچگی اکوسیستم مورد توجه بسیار زیادی قرار گرفته است. تعداد فزآینده ای از مطالعات گزارش شده از ماهی (Karr et al., 1991 ; Minns et al., 1994)، ماکروبنتوزها (Lenat 1993 ; Burton *et al.*, 1999) ، دیاتومه ها (Kelly & Whitton, 1995) و پری فیتونها (McCormick & Stevenson, 1998) برای ارزیابی زیستگاه در یک محدوده جغرافیایی استفاده شده است.

تالاب ها از نظر بوم شناسی واقتصادی مهم هستند و به سرعت در معرض از بین رفتن و تخریب قرار گرفته اند. بسیاری از تالاب ها که هنوز باقی مانده اند توسط گونه های کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) از نظر چرخه زیستی مورد تهاجم قرار گرفته اند. طبعاً تغییرات گوناگون در کاربری استفاده از زمین منجر به افزایش کدورت آب و غلظت مواد مغذی شده است(Whillans, 1996 ; Chow-Fraser, 1999). بنابر این مدیران برای پیگیری این

تغییرات کمی و کیفی در اکوسیستم ها، به یک ابزار ساده ای نیاز دارند که با استفاده از زئوپلانکتونها و ارتباطشان با ماکروفیت ها و متغیر های کیفی آب به چگونگی کیفیت تالاب ها دسترسی حاصل گردد.

شاخص wetland zooplankton index (WZI) معمولاً شاخصی است که نشان می دهد زئوپلانکتون ها به شرایط محیطی واکنش سریعی نشان می دهند (Schindler, 1987) و تعدادی از این موجودات بعنوان شاخصی برای یکپارچگی کیفی اکوسیستم های آبزی مورد استفاده قرار می گیرند (Gannon & Stemberger, 1978, Sla´decek, 1983, Stemberger & Lazorchak, 1994; Gaiser & Lang, 1998). دلایل استفاده از زئوپلانکتونها برای ارزیابی اکوسیستم در سه مقوله قرار می گیرد. اولین مورد اینکه زئوپلانکتون ها با اجتماعات گیاهی در ارتباط هستند وحضور آنها در یک اکوسیستم ارتباط قوی با ماکروفیت های درون آب دارد(Quade 1969; Paterson, 1993). در این بخش اجتماعات زئوپلانکتونی منعکس کننده حضور وانتشار گیاهان درون آب هستند. دوم اینکه گروههای زئوپلانکتون اغلب گویای وضعیت تروفیکی(Berzins & Pejler, 1989 ; Berzins & Bertilsson, 1989) و شفافیت آب (Lougheed & Chow-Fraser, 1998) هستند. بنابر این جابجایی گونه ها که اغلب رخ می دهد منجر به درجه بندی کیفیت آب می شود. نهایتاً اینکه غنای گونه های ماکروفیت های درون آب با شروع حاصلخیزی و تخریب زیستگاه همراه است (Lougheed *et al.*, 2001 ; Crosbie & Chow-Fraser, 1999). بنابر این زئوپلانکتون ها می توانند منعکس کننده تغییرات در اجتماعات گیاهی که در طول زمان تخریب اکوسیستم و طول دوره تروفیکی رخ داده ، باشند. لذا این شاخص می توان در کوتاه مدت روند تغییرات را پیگیری و از این جنبه مفید باشد.

پری فیتونها یا جلبک های کفزی[1] (فیتوبنتوز ها[2]) اجتماعات جلبکی هستند که روی سطوح اشیای در آب مانند سنگ ها، چوب، گیاهان و هر سطح مناسب دیگر چسبیده و بر اساس نوع بستری که برروی آن رشد می کنند، تقسیم بندی می شوند(Welch, 1992 ; Greenberg *et al.*, 1992). آنها منبع غذایی مهمی برای موجودات دیگر به شمار می آیند(Naz & Turkmen, 2005).

فیتوبنتوزها بعنوان تولید کنندگان اولیه در اکوسیستمهای آبی شناخته شده اند. تولید و بیوماس آنها می تواند برابر و یا حتی بیشتر از فیتوپلانکتونهای در ستون آب باشد. جلبک های کفزی اهیمت زیادی در چرخش مواد مغذی و کنترل کننده قا بلیت دسترسی به مواد مغذی توسط سایر تولیدکنندگان اولیه هستند. آنها مستقیما غذای ریزه خواران[3] را فراهم می کنند و توسط فرآیندهای فیزیکی غذای معلق خواران را از آب می گیرند (Cahoon *et al.*, 1999).

اهمیت جلبک های کفزی در سیستم های کم عمق در تولید اکسیژن و منابع غذایی برای مصرف کنندگان[4] کاملاً شناخته شده می باشد. تولیدات جلبک های کفزی در بر گیرنده در صد بالایی از کل تولید اولیه در اکوسیستم

---

[1] -Benthic algae
[2] -Phytobenthose
[3] -Detritivores
[4] -Consumers

های آبی می باشند. برای بدست آوردن تخمین دقیق از تولیدات جلبک های کفزی لازم است میزان کربن تولید شده از آنها در محیط های با بسترهای مختلف اندازه گیری شود (Barranguet *et al.*, 1998). بنابر این جلبک های کفزی در اکوسیستم های کم عمق آبی، منبع غذایی بزرگی برای مایوبنتوز[5] و ماکرو بنتوزها [6]و برخی از لارو ماهیان کفزی محسوب می شوند. اطلاعات قابل دسترس زیادی از تولید فیتوپلانکتونها در آبها وجود دارد، ولی بر روی تولیدات کفزی در آبهای کم عمق و محیط های جزر و مدی بسیار اندک است(Rajesh *et al.*, 2001)

پری فیتون ها بدلایل زیادی توسط محققین برای بررسی انتخاب شده اند. اول اینکه پری فیتونها طبیعتاً دارای تعداد گونه های زیادی هستند و مهمترین منبع غذایی برای بسیاری از موجودات سطوح بالاتر هستند(Sabater *et al.*, 2000). دوم اینکه به آسانی تحت تاثیر کیفیت آب قرار می گیرند و فاقد هرگونه سیستم مقابله ای در برابراین تغییرات هستند (McCormick & Cairns, 1994). اغلب این پری فیتون ها مسئول تغییرات سریع زمانی در شرایط نامناسب و بحرانی هستند. پری فیتونها اغلب نقش بزرگی درچرخش متابولیکی و جابجایی مواد درجه بندی شده زیستی هستند(Saravia *et al.*, 1998). نهایتاً اینکه سطح تغییرات یا حساسیت آنها با تغییرات محیطی، تغییرات خاصی را حاصل می کند(US EPA, 2002). از آنجائیکه پری فیتونها براحتی تحت تاثیر موجودات دیگر قرار می گیرند، آنها شاخص های خوبی برای منابع آبی هستند.

اجتماعات ماکروبنتوز به عنوان عمده ترین منبع غذایی آبزیان دارای نقش کلیدی در زنجیره غذایی آبها می باشند، به طوری که هر گونه تغییر در محیط میتواند صدمات زیانباری را به این اجتماعات وارد کند. این موجودات در ساختار، تولید و سلامت محیط زیست منبع آبی نقشی حیاتی دارند. آنها همچنین در رسوبگذاری، شکستن، ترکیب و برگشت مواد آلی در بستر و نیز چرخش مجدد مواد مغذی به لایه های بالایی آبها نقش اساسی دارند. شمار زیادی از گونه های بنتوز، دارای اندازه کوچک با طول عمر کوتاه ولی تولید ثانویه زیاد میباشند. بنابراین به عنوان یک حلقه اتصال بسیار مهم در شبکه های غذایی محسوب شده و به ویژه در رژیم غذایی موجودات بزرگتر، به خصوص ماهیان که به لحاظ شیلاتی مهم هستند، حائز اهمیت می باشند. برخی از ماکروبنتوزهای بزرگ مانند میگوها شکم پایان، دوکفه ایها، خرچنگها و شماری از پرتاران نیز به صورت مستقیم از محیط قابل بهره برداری هستند. از بنتوزها جهت پایش اثرات آلودگیها میتوان استفاده کرد. از آنجا که بسیاری از گونه های ماکروبنتوز غالباً غیر مهاجر و ساکن هستند لذا میتوان از ساختار جمعیتی و تنوع آنها به عنوان شاخص بیولوژیکی، جهت ارزیابی اکوسیستمهای آبی استفاده کرد.

تالاب شادگان در انتهای جنوب غربی ایران بین ´ ۲۰ -° ۴۸ تا ´ ۲۰-°۴۹ درجه طول شرقی و ´ ۵۰ -° ۳۰ تا ´ ۰۰-°۳۱ درجه عرض شمالی واقع شده است. این تالاب در اراضی بسیار مسطح و کم شیب دشت خوزستان و در دلتای رودخانه جراحی قرار دارد.در واقع این تالاب رابطی بین رودخانه جراحی در شمال و خلیج فارس در

---

[5]-Meiobenthos
[6]-Macrobentose

جنوب است. شهر شادگان که تالاب نام خود را از آن گرفته است عملاً بوسیله تالاب محاصره شده است. شهر اهواز در شمال ، آبادان در جنوب غربی و ماهشهر در جنوب شرقی آن است، مراکز اصلی جمعیتی علاوه بر شهر شادگان توسط روستاهای متعددی است که در اطراف تالاب سکونت دارند. تالاب شادگان شامل سه بخش متمایز می باشد(جدول۱-۱)(شکل ۱-۲).

۱- تالاب آب شیرین

این بخش در بخش شمالی تالاب قرار دارد که از آب رودخانه جراحی ، و تاحدی در سابق از نهر بحره آبگیری می شد ولی اکنون پسآب های طرح توسعه نیشکر ، طرح پرورش ماهی آزادگان از بخش شمالی و پسآب های طرح کشاورزی شرق کارون به همراه خروجی صنایع فولاد و فاضلاب های شهری اهواز همگی توسط آبراه مالح به تالاب منتهی می شوند.

۲-پهنه جزر و مدی

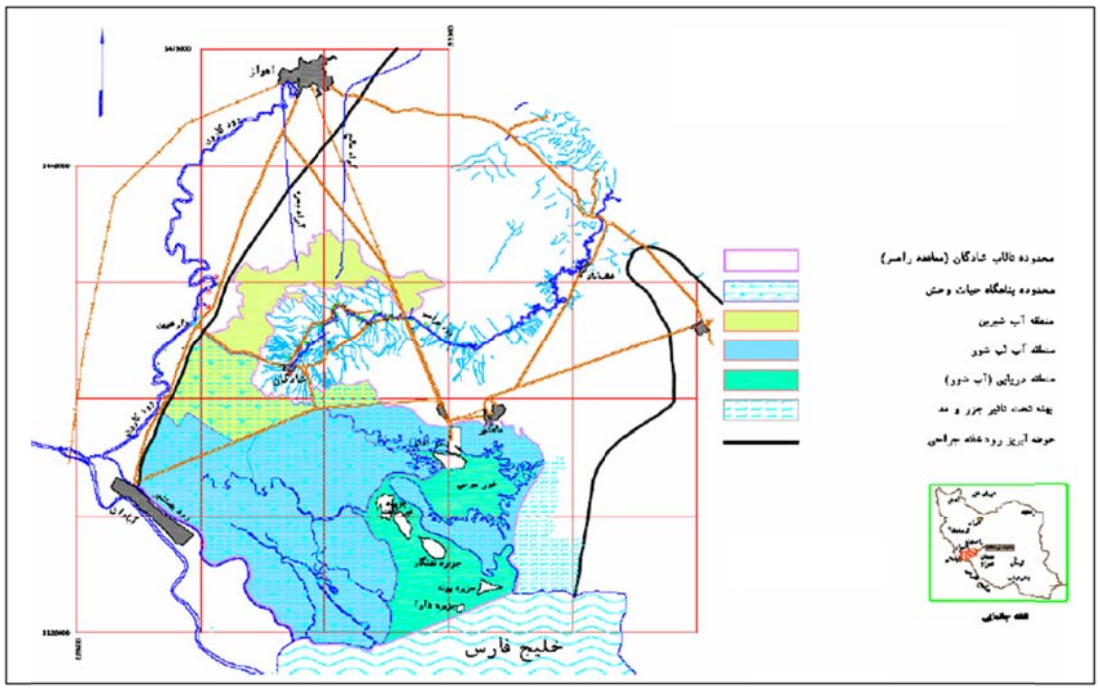
این بخش در جنوب تالاب قرار دارد (پایین دست جاده آبادان - ماهشهر) که سابق تحت تاثیر جزر ومد خلیج فارس قرار داشت ولی امروزه این ارتباط گاها قطع شده است. شوری بالای بخش جنوبی تالاب بیشتر بدلیل تبخیر شدید و ماندگاری آب است.

۳- منطقه ساحلی یا بخش آب شور

این بخش در جنوب شرقی تالاب قرار دارد بخصوص در آبراه خور دورق (خور موسی) که بسیار ناچیز می باشد. آنچه از دیدگاه محیط زیست بعنوان حیات وحش تالاب می باشد شامل بخشهای آب شیرین و پهنه جزر و مدی است.

جدول ۱-۱: سطح منا طق مختلف بخشهای تالاب شادگان (اقتباس از لطفی،۱۳۸۱)

منطقه	محدوده تالاب براساس معاهده رامسر		محدوده تالاب در پناهگاه حیات وحش	
	هکتار	درصد	هکتار	درصد
تالاب آب شیرین	۱۲۰۳۷۸	۲۲/۴	۶۵۹۳۴	۲۲/۹
پهنه جزر و مدی	۲۲۲۲۵۲	۴۱/۳	۲۲۲۲۵۲	۷۷/۱
خور موسی (ناحیه ساحلی)	۱۱۵۹۷۸	۲۱/۶	-	-
سایر مناطق و اراضی حاشیه ای	۷۹۱۲۳	۱۴/۷	-	-
جمع	۵۳۷۷۳۱	۱۰۰	۲۸۸۱۸۶	۱۰۰



شکل ۱-۲ :پهنه بندی تالاب شادگان(اقتباس از لطفی ۱۳۸۱)

مساحت تالاب شادگان تالاب بین المللی ثبت شده در کنوانسیون رامسر است که ۲۹۶۰۰۰ هکتار آن بر اساس مصوبهٔ شماره ۴۱ مورخ۲۲ /۱۳۵۱۹/۹ شورای عالی محیط زیست به عنوان پناهگاه حیات وحش تعیین شده است.این تالاب، دائمی و از نوع تالابهای شور، لب شور و شیرین است(شکل ۱-۳) (بهروزی راد و سپهرنیا، ۱۳۸۰ و Ramsara 2002).

در گزارشی که اخیراً خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ انجام دادند، سطح کل تالاب را در بخش آب شیرین حدود ۱۲۷۰۰۰ هکتار که از بین آن، سطح خشک (۱۸۲۱۴)، کم عمق(۵۲۸۳۷)،عمق متوسط(۴۲۳۹۷)، عمیق(۱۳۶۰۱) هکتار برآورد نموده اند(خلفه نیل ساز و همکاران ۱۳۸۸).

ازآنجائیکه سطح تالاب به گونه ای است که قسمتهای وسیعی از آن در معرض خشک شدن می باشد و سطوح آب در تالاب بدلیل شیب کم تالاب در برخی نقاط بسیارکم بوده و آب در تمام تالاب پخش میگردد، سطح تالاب گویای مقدارواقعی آب ابقاء شده در تالاب را بیان نکند. بنابراین لازم است ابتدا تالاب به نقاط مختلف عمق تقسیم بندی کرد و سپس با تعیین عمق های مختلف تالاب، پراکندگی هر عمق بهتر شناخته شود. پس با این توصیف در هر فصل ۳ عمق و حاشیه خشکی مشخص شده است. منطقه خشک ناحیه ای از تالاب است که در برخی فصول حاوی زمینهای مرطوب است.منطقه با عمق کم شامل نواحی از تالاب است که عمقی کمتر از ۰/۵ متر را دارند.منطقه با عمق متوسط دارای عمقی بین ۱/۵-۰/۵ متر ومنطقه عمیق بین ۳-۱/۵ متر عمق دارد(خلفه نیل ساز و همکاران ۱۳۸۸).

شکل ۱-۳ : نقشه ماهواره ای از تالاب شادگان

ارتفاع آب در بخش های مختلف بین چند سانتیمتر تا ۳ متر در نوسان است و بخشهای عمیق تر تالاب معمولا در امتداد آبراهه های طبیعی هستند. شیب تالاب در جهت شمال به جنوب در حدود ۰/۱۵ تا ۰/۱ متر در کیلومتر است. در پهنه جزر و مدی بسیار مسطح و شیب آن کمتر از ۰/۰۵ متر در کیلومتر است.

ارتفاع زمین تالابی بین ۲ تا ۴ متر از سطح دریای آزاد می باشد. اراضی آن غالباً از رسوبات قدیمی جراحی و کارون تشکیل شده است. تالاب شادگان بخاطر ویژگیهای پوشش گیاهی و وضعیت کلی آن جزو مهمترین تالابها برای تعداد زیادی از پرندگان مهاجر، عبوری و تولید مثل کننده است، مضافاً اینکه مأمن و محل پرورش بسیارخوبی برای تعداد زیادی گونه های ماهی، بخصوص ماهی های آندمیک در حوزه جنوب غربی ایران می باشد. حفظ تالاب شادگان از نظر محیط زیستی ، بویژه پس از کم آب شدن تقریبی تالاب تالابالعظیم،دارای اهمیت بسیار زیادی است.

از دیدگاه ژئومورفولوژی و فیزیوگرافی، بنظر می آید که تالاب شادگان احتمالا زمانی با تالاب هور العظیم در مرز ایران و عراق متصل بوده و بخشی از تالاب های عظیم و گسترده بین النهرین بوده است که فعالیتهای تکتونیکی و رسوبگذاری رودخانه ای، توپوگرافی اولیه آن را تغییر داده و باعث جدا افتادگی تالاب شادگان از بدنه تالاب های بین النهرین شده است (UNEP, 2001).

آمارها نشان میدهند که تا قبل از سال ۱۳۷۸ در طول یک دوره بررسی (۵۷۶ ماه) در ۴۲ ماه میانگین دبی ماهانه جراحی کمتر از ۲ مترمکعب در ثانیه می باشد و در ۸۱ ماه میانگین دبی ماهانه کمتر از۵ مترمکعب در ثانیه بوده است که عمدتاً در ماههای تابستان و اوایل پاییز است و طبعا در ۴۵۳ ماه دیگر میانگین دبی ماهانه بیش از ۵

مترمکعب در ثانیه است. میانگین دبی سالانه رودخانه جراحی که به تالاب تخلیه می شود حدود ۲/۳ میلیون مترمکعب در ثانیه که در سالهای مختلف بین۰/۴ تا بیش از ۶/۶ میلیون مترمکعب در ثانیه متغیر بوده است. سخت ترین دوران بحرانی تالاب شادگان در سالهای ۱۳۳۶ تا ۱۳۴۶ بوده که میانگین جریان سالانه حدود ۰/۸۵ میلیون مترمکعب در ثانیه است(لطفی ،۱۳۸۱).

بغیر از روخانه جراحی جریانات ورودی دیگری به تالاب وارد میشوند که شامل:

سیلابهای آبرهه کوپال:

این آبراهه که فصلی می باشد روان آبهای حاصل از حوضه های کوچک واقع در غرب دشت رامهرمز را جمع آوری و به سمت تالاب منصوره جاری می نمود. چناچه میزان سیلاب وسیعتر بود به آبراه مالح به تالاب شادگان تخلیه میگردید. البته امروزه دیگر از سیلابهای کوپال خبری نیست و فقط از آبراهه مالح تنها آبهای جمع آوری شده پساب کشاورزی شرق کارون و فاضلاب های ناحیه صنعتی اهواز و شهری است که به تالاب شادگان می ریزند.

سریزهای سیلابی رودخانه کارون(نهر بحره):

دبی رودخانه کارون در پایین دست بحره (جنوب شهر اهواز) چنانچه جریان آن به بیش از ۳۰۰۰ مترمکعب در ثانیه بیشتر می شوداز کناره های آن سرریز نموده و در سطح دشت به سمت تالاب شادگان جاری می شود. البته امروزه با آبگیری چندین سد ازجمله کارون۳ ، سد مسجدسلیمان و چندین سد در حال احداث این سریز بندرت ویا شاید رخ ندهد.

آب ورودی از واحدهای کشت وصنعت نیشکر:

در سالهای اخیر شرکت توسعه نیشکر در شمال و شمال غربی به مساحت ۳۶۰۰۰ هکتار را برای کشت نیشکر و صنایع جانبی آن پیش بینی نموده است . با غرقآب کردن زمین های مورد نظر ابتدا شوری بالایی را به تالاب وارد کرد که به مرور زمان شوری تاحدی کاهش یافته است. بطور کلی این پساب های کشاورزی برروی اکوسیستم تالاب ها اثرات متفاوتی برجا می گذارد. قطعاً با ورود پساب به تالاب با غوطه ور شدن زمین های تالاب و رشد گیاهان بلند یک اثر منفی برجا میگذارد و افزایش منابع زمینهای مرطوب و ایجاد پناهگاههای بسیاری از پرندگان و بسیاری از موجودات وابسته دیگر می شود که این جنبه مثبت آن می باشد Galbraith *et al.*, (2005).

اقلیم تالاب که حوضه آبریز مارون – جراحی و تالاب شادگان است بطور کلی تحت تاثیر شرایط ویژه ای است که بارزترین آنها عر ض جغرافیایی پایین ، ارتفاع نسبتا کم و وجود خلیج فارس در جنوبی ترین مرز حوضه

آبریز می باشد. رژیم بارندگی منطقه از نوع مدیترانه ای که در آن بخش اصلی بارشها در طول زمستان (دیماه تا فروردین)رخ می دهد.دیگر ماههای سال عموماً خشک بوده و فاقد بارندگی قابل ملاحظه است. البته الگوی بارندگی در منطقه تالاب بصورت عمده شامل ریزش های جوی در ماههای آخر پاییز تا اوایل بهار است. تابستان بسیار گرم و طولانی و زمستانهای کوتاه و ملایم از ویژگیهای بارز اقلیم این منطقه است. در طبقه بندی دومارتن، اقلیم حوضه آبریز رودخانه جراحی از خشک تا نیمه مرطوب مشخص شده و اقلیم بیابانی خشک بخش عمده (۶۳/۳٪) منطقه را در بردارد. در حالیکه اقلیمهای نیمه خشک و مدیترانه ای ۲۳٪ در صد و اقلیم نیمه مر طوب فقط ۱۳/۷ درصد منطقه را شامل می شود و بطور کلی اراضی تالاب شادگان جزو اقلیم خشک و گرم قرار دارد. در منطقه مطالعاتی تالاب شادگان تغییرات میانگین دمای ماهانه در ماههای تابستان در حدود ۳۷-۳۲ درجه و در زمستان در حدود ۱۸-۱۲ درجه می باشد.

در خصوص کیفیت آب تالاب شادگان و منابع آبی مطالعاتی انجام شده که مختصری از آن به شرح زیر میباشد:

در زمینه کیفیت آب و شاخص WQI ، مطالعات متعددی در تالابها و تالاب شادگان انجام شده است که گزیده ای از آنهابه شرح زی می باشد:

مهندسین مشاور یکم پروژه‌ای تحت عنوان "طرح اجمالی تالاب شادگان و بررسی امکان پرورش ماهی در اراضی حاشیه آن" را به انجام رساندند(مهندسین مشاور یکم. ۱۳۶۷).

فرخیان، پروژه‌ای تحت عنوان "مدیریت آب و آلاینده های تالاب شادگان" از زمستان ۱۳۷۳ به مدت چهار فصل و با بررسی فاکتورهای زیست محیطی مانند: درجه حرارت، DO، pH، EC، کدورت، شوری، BOD5 و COD و آلاینده های فلزی را انجام داد(فرخیان ۱۳۷۴).

سازمان حفاظت محیط زیست خوزستان از پاییز ۱۳۷۴ تا تابستان ۱۳۷۵ نمونه‌برداری از آب تالاب شادگان را در ایستگاه‌های مارد، جاده‌ی آبادان- ماهشهر، خوردورق، جراحی و رگبه انجام و فاکتورهای دما، شوری، COD، BOD5، نیترات، نیتریت، فسفات، EC، DO، TDS و فلزات سنگین را مورد بررسی قرار داد(مروتی، ۱۳۷۵).

مرکز تحقیقات شیلات خوزستان در سال ۷۵-۱۳۷۴ پروژه ای با عنوان " مطالعات طرح جامع تالاب شادگان" را به انجام رساند. در بخشی از این پروژه برای بررسی کیفیت آب ۱۵ ایستگاه در منطقه انتخاب شد که در کانال های ورودی، خروجی و مرکز تالاب واقع بودند، نمونه‌گیری به صورت ماهانه از زمستان ۷۴ تا تابستان ۷۵ انجام شد. فاکتورهای مورد بررسی عبارت بودند از: دما، شوری، pH، EC، DO، BOD5، COD، NH3، فسفات، نیتریت، نیترات، TDS، TSS و غیره.(غفله مرمضی و همکاران، ۱۳۷۴)

پروژه ای تحت عنوان "مطالعه لیمنولوژی و حفظ تعادل اکولوژیک آبهای داخلی" به صورت فصلی و از زمستان ۷۷ تا پاییز ۷۸ به انجام شد. ایستگاههای مورد بررسی در این پروژه مارد، جاده آبادان- ماهشهر، رگبه، خروسی و خوردورق بودند و پارامترهای درجه حرارت، pH، EC، کدورت، DO، شوری، NH4، NO3، PO4، BOD5 و COD بررسی شدند(سبز علیزاده،۱۳۷۵).

شرکت مهندسین مشاور پندام در بخشی از مطالعه خود در پروژه ای تحت عنوان "طرح مدیریت زیست محیطی تالاب شادگان" ، اقدام به اندازه‌گیری کیفیت آب نمود. این بررسی در دو ماه بهمن ۱۳۷۹ و خرداد ۱۳۸۰ صورت گرفت. مهم‌ترین پارامترهای مورد بررسی در این تحقیق دما، شوری، pH، EC، DO، BOD5، COD،TDS، فسفات، نیتریت، نیترات، اسیدیته، سیلیکات، قلیائیت، سختی کل، سختی دائم و آمونیوم بودند(لطفی و همکاران، ۱۳۸۰).

کیفیت تالاب شادگان با استفاده از منحنیهای شاخص کیفیت بررسی و آب تالاب در گروه سوم تا چهارم (متوسط تا بد) ارزیابی گردید(سبزعلیزاده و اسکندری، ۱۳۸۰).

با توجه به منطقه مورد مطالعه، تاکنون تحقیقات متعددی در زمینه ی مطالعات اکولوژیک و لیمنولوژیک و کیفیت آب تالاب شادگان انجام شده است که از میان آنها به مرتبط ترین منابع اطلاعاتی اشاره می شود:

طرح تحقیقاتی با عنوان گزارش پلانکتون مطالعات جامع تالاب شادگان انجام گرفت. در این مطالعه مجموعاً ۵۱ جنس و ۵ رده فیتوپلانکتون و ۴۱ جنس زئوپلانکتون شناسایی شد (غفله مرمضی، ۱۳۷۵).

گزارش یکساله تحقیقاتی دیگری با عنوان مطالعه لیمنولوژیک و حفظ تعادل اکولوژیک آب های داخلی (خور موسی) توسط سازمان محیط زیست استان خوزستان انجام شد. که در بخش فیتوپلانکتون، شناسایی فیتوپلانکتون ها در سه رده باسیلاریوفیسه، دینوفیسه و سیانوفیسه انجام گرفت که باسیلاریوفیسه ها رده ی غالب بودند (مروتی، ۱۳۷۵).

طرح تحقیقاتی با عنوان مطالعه لیمنولوژیک و حفظ تعادل اکولوژیک آب های داخلی (تالاب شادگان) توسط سازمان محیط زیست استان خوزستان انجام شد. در این مطالعه به بررسی اثر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب بر جمعیت های فیتوپلانکتون های تالاب شادگان پرداخته شد (مروتی،۱۳۷۵).

طرح تحقیقاتی با عنوان پروژه مطالعاتی پایش تالاب شادگان انجام گرفت. که در بخش فیتوپلانکتون تالاب شادگان مجموعاً ۴۲ جنس در ۴ رده فیتوپلانکتون شناسایی گردید (خلفه نیل ساز و همکاران، ۱۳۸۸).

چاپمن و همکاران او در سال ۲۰۰۴ تحقیقی بر روی زئوپلانکتونهای تالاب لیسبون انجام دادند. نتایج آنها نشان داد که، تالابهایی که در بالا دست تر هستند، دارای تراکم و تنوع بیشتری از زئو پلانکتونهایی است که در پایین تالاب هستند. همچنین سخت پوستان پلانکتونی در رودخانه های کوچک منتهی به تالاب بسیار کمتر از رودخانه هایی است که از تالاب خارج می شوند. رشد فیتوپلانکتون ها نیز منطبق با تولید مواد مغذی در طول فصل طغیان است و به طبع آن رشد زئوپلانکتونها با تاخیر زمانی افزایش می یابد.(Chapman *et al.*, 2004).

در بررسی که داتا در سال ۲۰۱۱ با عنوان تنوع زئو پلانکتونها و شرایط فیزیکی و شیمیایی در دو تالاب در هند داشتند، نشان داد که تنوع زئو پلانکتونها در دو تالاب مورد بررسی آنها کاملا متفاوت هستند و حضور تعداد بیشتری از کوپه پودها در تمام فصول سال حاکی از کم حاصلخیز بودن تالاب است. وضعیت پارامترهای

فیزیکی و شیمیایی معرف کیفیت خوب در دو تالاب است. تنوع موجودات با میزان TSS ارتباط مثبتی وجود دارد(Datta, 2011).

در مطالعه ای که توسط نیرمال کومار در سال ۲۰۱۱ با عنوان ارزیابی تنوع زئوپلانکتونهای در سیستم های تالابی مناطق گرمسیری انجام شد. نتایج نشان دادند که اجتماعات زئوپلانکتون دارای انتشار جهانی در طبیعت و زیستگاههای آب شیرین هستند. این گونه ها نه تنها به عنوان شاخص زیستی مفید هستند بلکه اغلب برای بهبود آبهای آلوده نیزمفید می باشند.در بررسی آنها به شناسایی ۳۶ گونه از زئوپلانکتون و ارزیابی تغییرات ماهانه تنوع و تراکم زئوپلانکتونها اشاره شده است (Nirmal Kumar *et al.*, 2011).

در مطالعه ای که خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ انجام دادند، تخمینی از تولید اولیه و بیوماس فیتوبنتوزها (جلبکهای کفزی) در تالاب شادگان را تعیین نمودند. میانگین تولید اولیه سالیانه تالاب شادگان در فیتو بنتوزها ۴۸۶ $gC/m^2/y$ بدست آمده و دامنه میانگین ماهانه کلروفیل a و تولید اولیه به ترتیب ۰/۵۴–۱۱/۶۵ mg/m^2 و ۰/۱–۳/۴۵ $gC/m^2/day$ می باشد(خلفه نیل ساز و همکاران، ۱۳۸۸).

در تحقیقی که سیما و تجریشی در سال ۱۳۸۵ بر روی برآورد نیاز آب زیست محیطی تالاب شادگان انجام دادند، دریافتند که سطح آب تالاب با احتمال تجمع ۶۰ درصد می تواند حداقل آورد تاریخی تالاب، شرایط غرقاب مناسب، نیازمندیهای پوشش گیاهی و گونه در معرض خطر پرندگان تالاب را تأمین نماید.. همچنین حفاظت از این رژیم هیدرولوژیکی به عنوا ن نیاز آب زیست محیطی تالاب، می بایست مد نظر قرار گیرد. در حال حاضر، ورود زهاب واحدهای توسعه نیشکر به عنوان بزر گترین تهدیدی است که اکوسیستم تالاب با آن مواجه است(سیما و تجریشی، ۱۳۸۵).

در بررسی که حسینی الهاشمی و همکاران در سال ۲۰۱۱ بر روی تجمع و دسترسی زیستی عناصر کمیاب در رسوبات تالاب شادگان انجام دادند، دریافتند که عناصر کمیاب شامل مس، سرب، کرم، کادمیم و روی بیشترین آنتروپوژنی رسوبات این منطقه هستند. دو شاخص آلودگی استفاده شده از این تحقیق معرف اختلاف در شدت آلودگی در تالاب شادگان است.نهایتاً قابلیت دسترسی غلظت عناصر کمیاب برای نیکل، وانادیم، سرب و کبالت بسیار قوی و ارتباط قوی با عناصر مس، کروم و کادمیم دارد(Hosseini Alhashemi *et al.*, 2011).

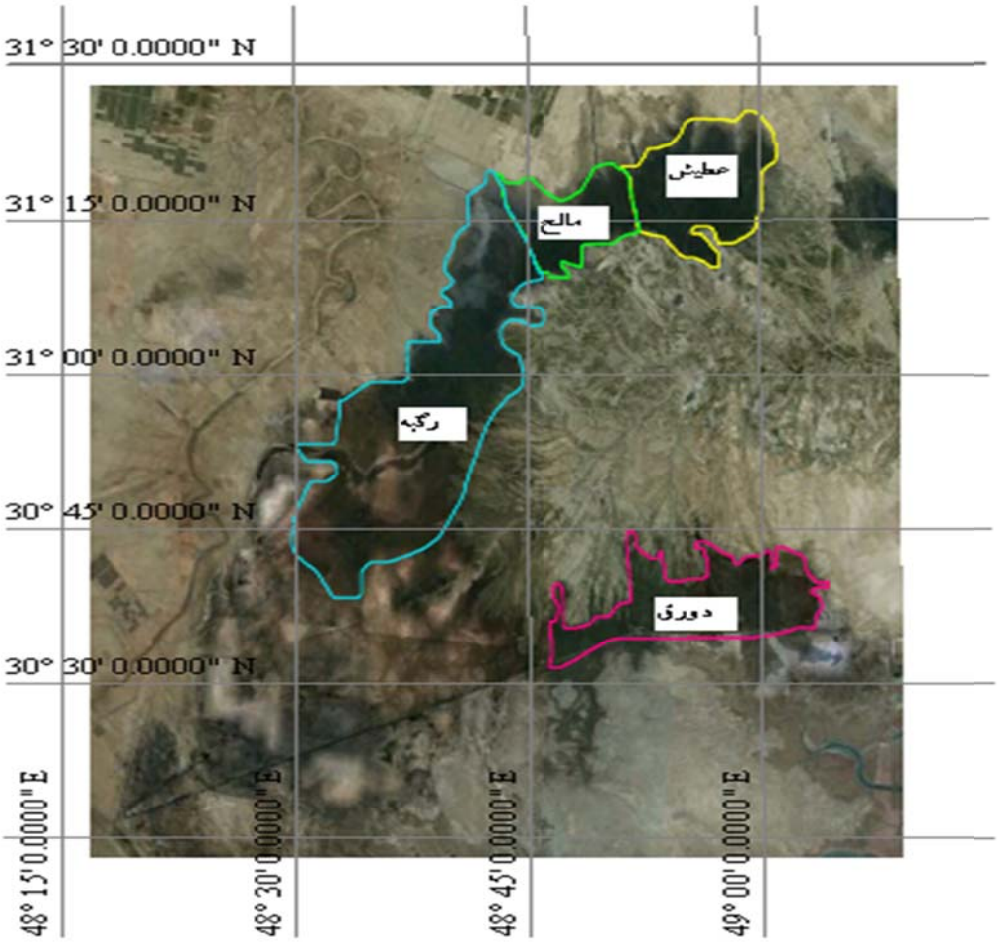
در کتابی که توسط رامش ردی و کلارک از آژانس حفاظت از محیط زیست امریکا با نام روشهایی برای ارزیابی شرایط تالاب ها نوشته شده است، پارامترهای بیو ژئوشیمی به عنوان شاخصی مناسب برای توصیف وضعیت مواد مغذی در تالاب هستند. فرآیندهای بیو ژئوشیمی در خاک و آب ستون می توانند بعنوان عملکرد اکوسیستم در ارتباط با ارزش های تالاب (به عنوان مثال بهبود کیفیت آب از طریق ترکیب نیترات سازی، ذخیره سازی طولانی مدت مواد مغذی در مواد آلی، و غیره) باشند. نهایتاً مجموعه ای از شاخص های اساسی و پیشرفته تر بیو ژئوشیمی را که می تواند مورد استفاده قرار گیرد برای توصیف وضعیت تالاب و ارزیابی آن شاخص ها معرفی نماید (Ramesh Reddy & Clark, 2008).

درمطالعه ای که توسط هاکانسون و بولیون در سال ۲۰۰۴ با عنوان تهیه مدل های تجربی ودینامیکی برای جلبک های کفزی در دریاچه انجام دادند، دریافتند که مدل های تجربی برای جلبک ها کفزی نشان می دهد که بیوماس آنها را می توان از نسبت بین مساحت دریاچه و عمق سی شی دیسک بدست آورد و نهایتاً می توان تولید اولیه را تخمین زد. نتایج تولید جلبک های کفزی بستگی زیادی به مرفولوژی دریاچه و ویژگی رسوبات بستر نسبت به کدورت آب و حتی کمتر به غلظت مواد مغذی (فسفر) در آب و رسوب دارد. این مدل یک پیش بینی برای تولید و بیوماس جلبک های کفزی ارائه می نماید (Hakanson & Boulion, 2004).

۲- مواد و روشها

۲-۱- منطقه مورد بررسی

در این بررسی، محور انتخاب ایستگاه بر اساس منابع تغذیه کننده، مکانهای تخلیه آب، ورود پساب های کشاورزی و مناطق درمعرض خشک شدن تالاب و مطالعات پایش گذشته بوده است. این مطالعه در محدوده زمانی از فروردین تا اسفند ۱۳۸۹ انجام شده است. چهار منطقه در بخش های شمالی، جنوبی و بخش مرکزی تالاب شادگان انتخاب شدند(شکل۲-۱). در این بررسی تلاش گردیدکه با انطباق ایستگاههای انتخاب شده با مطالعات قبلی، امکان پیش بینی تغییرات در تالاب را گویاتر بیان کرد.



شکل۲-۱ : نقشه تالاب شادگان و مناطق نمونه برداری شده(۱۳۸۹)

۲-۲- روش تعیین مساحت تالاب شادگان

تعیین سطح تالاب شادگان براساس ۴ تصویر ماهواره ای لندست ۷ در چهار فصل مورد بررسی قرار گرفته است (جدول۲-۱).

جدول۲-۱: زمان تصاویر ماهواره ای مورد استفاده در محدوده تالاب شادگان(۸۷-۱۳۸۶)

فصول	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
تاریخ شمسی	۲۵ اسفند۱۳۸۸	۱۵ مرداد۱۳۸۹	۲۰ آبان ۱۳۸۹	۲۳ دی ۱۳۸۹
تاریخ میلادی	15 March 2010	6 Augst 2010	10 Nov 2010	13 Jan 2011

برای پردازش داده ها و تعیین سطح با استفاده از نرم افزارهای Erdas imagine ver. 8.6 ، Global mapper ver. 10 ، Geomatica ver. 10، Adobe photoshop CS استفاده شده است.

تصاویر ماهواره ای از سازمان فضایی ایران تهیه شده است. تصاویر حاصله خام بوده و بر روی آنها پردازش انجام گردید. ازآنجائیکه سطح تالاب به گونه ای است که قسمتهای وسیعی از آن در معرض خشک شدن می باشد و سطوح آب در تالاب بدلیل شیب کم تالاب در برخی نقاط بسیارکم بوده و آب در تمام تالاب پخش میگردد ، سطح تالاب گویای واقعی از مقدار آب ابقاء شده در تالاب را بیان نکند. بنابراین لازم است ابتدا تالاب به نقاط مختلف عمق تقسیم بندی کرد و سپس با تعیین عمق های مختلف تالاب، پراکندگی هر عمق بهتر شناخته شود. پس با این توصیف در هر فصل ۳ منطقه عمیق، کم عمق و خشک مشخص شده است. منطقه خشک ناحیه ای از تالاب است که در برخی فصول حاوی زمینهای مرطوب است. منطقه با عمق متوسط شامل نواحی از تالاب است که عمقی کمتر از ۰/۵ متر را دارند. منطقه عمیق دارای عمقی بین ۲-۰/۵ متر است (جدول ۲-۳).

لازم به ذکر است که فقط تصویر اخذ شده در ۲۵ اسفند ۱۳۸۸ بدلیل عدم وجود تصویر در فصل بهار به عنوان بهار ۱۳۸۹ ملاک ارزیابی واقع شده است.

۳-۲- روش نمونه برداری وسنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب

اندازه‌گیری دما و pH آب با استفاده از دستگاه قابل حمل مدل Hach و هدایت الکتریکی نیز توسط دستگاه در محل صورت گرفته‌است. جهت اندازه‌گیری گاز NH_3 یک نمونه آب در بطری درب سنباده‌ای به آزمایشگاه منتقل گردید. همچنین جهت اکسیژن محلول، دو نمونه از فاصله ۲۰ سانتی متری سطح برداشت و سپس توسط کلرورمنگان و یدور قلیایی در محل فیکس شد. جهت اندازه‌گیری BOD_5 نیز دو نمونه در بطریهای درب سنباده‌ای از همان مکان برداشت گردید و پس از پیچیدن درکاغذ آلومینیم، به آزمایشگاه منتقل و به مدت ۵ روز در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد و محیط تاریک نگهداری گردید. اکسیژن محلول و BOD_5 توسط روش وینکلر اندازه‌گیری شده‌اند. جهت انجام سایر آزمایشها حدود ۱ لیتر آب ازسطح برداشت و در بشکه‌های پلاستیکی به آزمایشگاه منتقل گردید. مخلوط NH_3 و یون آمونیوم توسط روش نسلر، شوری توسط روش مور(Mohr) و فرمول کندسن (Salinity =1.805[Cl-]+0.03) (Rilly, 1971)، سختی کل توسط تیتراسیونهای کمپلکسومتری، TSS توسط

دستگاه اسپکتروفتومتر Hach و TDS توسط خشک کردن ۵۰ سی‌سی از نمونه آب در ۸۰ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری گردید. سایر فاکتورها توسط روشهای اسپکتروفتومتری به شرح زیر اندازه‌گیری شده‌اند.

یون $PO4^{3-}$ تحت شرایط اسیدی توسط واکنش با آمونیم‌هپتامولیبدات، یون NO^{3-} توسط احیا با کادمیم و سپس واکنش با سولفانیلیک اسید و نیتریت به کمک واکنش با سولفانیلیک اسید و تشکیل نمک حد واسط دی‌آزونیم اندازه‌گیری شده‌اند.کلیه آنالیزها بر اساس روشهای استاندارد صورت گرفته‌اند (Eaton *et al.*, 2005).

جهت رسم نمودارها، تجزیه و تحلیل داده‌ها و گروه‌بندی ایستگاهها برای پارامترهای مختلف به ترتیب از نرم افزارهای Excel و Minitab استفاده شد.

یکی از روشهای بررسی و ارزیابی میزان آلودگی در آب، استفاده از منحنی‌های استاندارد شاخص کیفیت می‌باشد که بر اساس آن، تاثیر مرکب پارامترهای بیولوژیک و فیزیکی و شیمیایی نشان داده می‌شود و از الگوی $WQI = \Sigma WiQi$ تبعیت می‌کند که در آن:

Wi = وزن یا درجه اولویت عامل که از صفر تا ۱ تغییر می‌کند.

Qi = عیار یا کیفیت پارامتر که تغییرات آن از صفر تا صد است.

WQI = شاخص کیفیت آب که تغییرات آن از صفر تا صد می‌باشد.

این الگو در سال ۱۹۷۰ توسط بنیاد ملی بهداشت آمریکا ارائه شد. طبق این الگو ۹ فاکتور مهم و درجه اولویت آنها و نیز تاثیر مقادیر هر یک از آنها بر کیفیت آب (طبق منحنیهای شاخص کیفیت) مشخص شد. مقادیر و وزن این پارامترها در جدول ۲-۲ ارائه شده است. جهت بررسی بار آلودگی، ایستگاههای مورد مطالعه با استفاده از منحنیهای شاخص کیفیت از نظر میزان آلودگی ارزیابی و طبقه بندی گردید. در این گزارش جهت محاسبه شاخص کیفیت آب از نرم‌افزار Water Quality Index Calculators استفاده شده است.

جدول ۲-۲-پارامترهای مهم و وزنهای انتخاب شده در نظام شاخص کیفیت آب

پارامتر	واحد	وزن
اکسیژن محلول	درصد اشباع	۰/۱۷
اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی	mg/l	۰/۱۱
آمونیاک	mg/l	۰/۱۶
pH		۰/۱۱
ارتوفسفات	mg/l	۰/۱۰
مواد معلق (TSS)	mg/l	۰/۰۸
TDS	mg/l	۰/۰۷
درجه حرارت	ºC	۰/۱۰
نیترات	mg/l	۰/۱۰

پس از محاسبه شاخص کیفیت آب ماهانه در هر ایستگاه و سپس محاسبه شاخص کیفیت سالانه، با استفاده از جدول ۲-۳ کیفیت آب ایستگاه تعیین می گردد.

جدول ۲-۳- نظام طبقه بندی آبها بر اساس اطلاعات به دست آمده از سیستم شاخص کیفیت آب

گروه	شاخص سالانه	وضعیت عمومی آب
۱	۱۰۵۰ - ۱۲۰۰	آب پاک و سالم، بدون تماس یا با تماس با آلودگی خانگی، ایده‌آل برای مصارف طبیعی نظیر پرورش ماهی و حیات وحش، مراحل بحرانی تولیدمثل بندپایان و نرم‌تنان بدون تنش سپری می‌شود. ممکن است در برخی از رودخانه‌ها مشاهده شود.
۲	۸۵۰ - ۱۰۴۹	شروع تغییرات جدی در ویژگی آب تحت تاثیر تخریب محیط زیست و تماس با آلودگیهای خانگی و کشاورزی، ایجاد تغییرات جزیی در بخشهای ساختمانی اکوسیستم آبی، قابل استفاده با تمهیدات جزیی برای مصارف خانگی و صنعتی، مناسب برای تامین حیات وحش و پرندگان مهاجر، تولید مثل نرم‌تنان و بندپایان دچار نقصان شده و بازدهی جامعه پلانکتون کاهش یافته است. تولید مثل ماهیان مهاجر تحت تاثیر قرار می گیرد.
۳	۶۵۰ - ۸۴۹	ایجاد تغییرات شدید در مشخصات آب، شروع تغییرات در مکانیسم‌های طبیعی و جامعه زنده، تغییرات در بخشهای ساختمانی به ویژه بستر آب، شروع تغییرات در رنگ و بوی آب، قابل استفاده با تمهیدات جدی برای مصارف خانگی و صنعتی، قابل استفاده برای پرندگان مهاجر، پستانداران و دوزیستان، کاهش بازدهی تولید مثل در ماهیها و سایر گروههای جانوری، امکان وقوع تلفات مهره‌داران در برخی ایام سال
۴	۴۵۰ – ۶۴۹	ایجاد تغییرات خطرناک در سیستم آبی، جایگزین شدن بخش بخش عمده سیستم با گروههای مقاوم به آلودگی، ایجاد تلفات انبوه در مهره‌داران و سایر مصرف کنندگان آبزی، خطر شیوع بیماری و ایجاد مسمومیت برای انسان، ایجاد بوی آزاردهنده همیشگی، هزینه بالای تصفیه جهت استفاده‌های مرسوم، قابل استفاده برای گروههای جانوری سازگار با آلودگی، نابودی تقریبا کامل جامعه زنده بومی
۵	کمتر از ۴۵۰	آلودگی در سطح بسیار خطرناک، خطر جدی برای گونه‌های آبزی، اشغال محیط آبی برای جوامع هتروتروف، آلودگیهای شیمیایی در حد بسیار زیاد، استفاده‌های مرسوم طبیعی عملا امکان پذیر نمی‌باشد. ممکن است در برخی از رودخانه‌ها به‌طور محدود مشاهده گردد.

تقسیم بندی زیر برگرفته از سایت http://www.csgnetwork.com است که در جدول ۲-۴ جهت مقادیرکیفیت ماهانه WQI ارائه شده است:

جدول ۲-۴- طبقه بندی آبها بر اساس مقادیرکیفیت ماهانه WQI

دامنه WQI	کیفیت
۹۰ – ۱۰۰	عالی
۷۰ – ۹۰	خوب
۵۰ – ۷۰	متوسط
۲۵ – ۵۰	بد
۰ – ۲۵	خیلی بد

۴-۲- روش نمونه برداری و سنجش فیتوپلانکتون ها و رنگدانه کلروفیل

جهت شناسایی ترکیب گونه ها، در هر ایستگاه یک لیتر آب توسط بطری نمونه بردار نانسن از عمق میانی هر ایستگاه در ظروف پلاستیکی جمع آوری و توسط فرمالین ۴٪ فیکس می گردید. در آزمایشگاه پس از تکان دادن و همگن کردن نمونه، سه تکرار هر بار۵ سی سی از نمونه در لام حفره دار۵ سی سی در زیر میکروسکوپ اینورت بررسی و شناسایی گردید. نمونه ها با بزرگنمایی ۲۰۰ در حد جنس و در صورت امکان در حد گونه شناسایی شدند. سپس جهت محاسبه فراوانی آنها در یک لیتر آب از فرمول زیر استفاده شده است(Clesceri *et al.*, 1989).

$$D= (N \times v) / V$$

D= تعداد گونه درلیتر

N = تعداد ارگانیسم های شمارش شده در نمونه میکروسکوپی

v= حجم آب تغلیظ شده از یک لیترنمونه (سانتی متر مکعب)

V= حجم نمونه مورد مشاهده میکروسکپی (سانتی متر مکعب)

جهت اندازه گیری کلروفیل، با استفاده از بطری نمونه بردار، یک لیتر آب بصورت مخلوطی از لایه سطحی ونزدیک به کف در ایستگاه مورد نظر تهیه و در محیط تاریک و خنک نگهداری و در آزمایشگاه با فیلترهای ۰/۴۵ میکرون میلی پور تحت فشار پمپ خلاء فیلتر شدند و سپس جهت استخراج کلروفیل a به آن استون ۹۰٪ اضافه می کنیم.

سپس یک شبانه روز در یخچال نگهداری کرده و پس از هم زدن نمونه در سانتریفوژ با دور ۳۰۰۰ rpm قرار داده و میزان جذب محلول شفاف آن در طول موجهای ۷۵۰ ، ۶۶۴ و ۶۳۰ نانومتر قرائت و سپس با اعمال تصحیحات لازم میزان کلروفیل a بر حسب میلی گرم در متر مکعب محاسبه گردید (Parson *et al.*, 1992) .

$$\text{mg chlorophylla/m}^3 = (C \times v) / (V \times 10)$$

v = حجم استون ۹۰٪ افزوده شده برحسب میلی لیتر

V = حجم نمونه آب فیلتر شده توسط فیلترهای میلی پور بر حسب لیتر

C = میزان جذب قرائت شده پس از انجام تصحیحات (در کویته ۱ سانتی متر)

تعیین تولید اولیه با استفاده از روش اندازه گیری کلروفیل a محاسبه شده است (Kerbs,1976).

براساس معادله زیر :

$$P = \frac{R}{K} \times c \times 3.7$$

P= میزان فتوسنتز فیتوپلانکتونها بر حسب گرم کربن در متر مربع در روز

R= میزان فتوسنتز نسبی مقدار نوری که به منبع آبی تابش می کند(جدول ۲-۵).

K= ضریب extinction coeficient بر حسب متر

C= میزان کلروفیل در متر مکعب در ستون آب

میزان ۳/۷ در معادله بالا در واقع بر حسب گرم کربن فیکس شده در عمل فتوسنتز در هر گرم کلروفیل در یک ساعت می باشد، مقدار تولید اولیه محاسبه می گردد.

جدول ۲-۵-میزان فتوسنتز نسبی در ماه های مختلف سال تالاب شادگان

(اقتباس از گزارش مطالعات پایش تالاب شادگان۱۳۸۸)

ماه	اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	وضعیت سالانه
R	۲۱	۱۷/۵	۱۵	۱۵	۱۷	۱۹	۲۳	۲۴	۲۴/۵	۲۵	۲۴	۲۳	۲۰/۶

۵-۲-روش نمونه برداری و سنجش زئوپلانکتون ها

در روش نمونه برداری زئوپلانکتونها ۱۰۰ لیتر آب تالاب از عمق میانی ایستگاه مورد نظر و از تور با چشمه ۱۰۰ میکرون عبور داده شد و نهایتا آب کالکتور تور در ظروف یک لیتری تخلیه و نمونه با فرمالین ۴٪ فیکس گردید.

برای ارزیابی تالاب از شاخص wetland zooplankton index (WZI) استفاده شده است. این شاخص با استفاده از میانگین وزنی طبق معادله زیر (Zelinka and Marvan 1961 , Lenat 1995, Kelly and Whitton 1993) محاسبه شده است(جدول ۲-۶).

$$\mathbf{WZI} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \mathbf{Y_i T_i U_i}}{\sum_{i=1}^{n} \mathbf{Y_i T_i}}$$

Yi= فراوانی یا حضور گونه

Ti= دامنه تحمل که بین ۱ تا ۳ است.

Ui= اپتیمم شرایط که بین ۱ تا ۵ است.

WZI= می تواند دارای دامنه از یک (معرف کیفیت کم) تا پنج (معرف کیفیت بالای تالاب) باشد.

جدول۲-۶- گونه های شاخص WZI با مقادیر دامنه اپتیمم (U) و تحمل (T) زئوپلانکتون

گونه/ گروه	U	T
Rotifers		
Anuropsis sp.	۳	۱
Ascomorpha sp.	۱	۱
Asplanchna sp.	۲	۱
Brachionus sp.	۲	۱
Cephalodella sp.	۳	۱
Collotheca sp.	۵	۲
Conochiloides	۴	۲
Euchlanis sp.	۴	۲
Filinia sp.	۱	۱
Gastropus sp.	۲	۱
Hexarthra sp.	۱	۱
Kellicotia sp.	۳	۳
Keratella sp.	۳	۱
Lecane sp.	۵	۲
Lepadella sp.	۴	۲
Lophocaris sp.	۲	۱
Macrochaetus sp.	۴	۱
Monostyla sp.	۵	۲
Mytilina sp.	۵	۳
Notholca sp.	۳	۱
Platyias sp.	۴	۲
Ploesoma sp.	۴	۲
Polyarthra sp.	۳	۱
Pompholyx sp.	۱	۱
Scaridium sp.	۵	۱
Testudinella sp.	۴	۲
Trichocerca sp.	۴	۲
Trichotria sp.	۵	۲
Chydoridae	۴	۲
Kurzia latissima	۳	۳
Leydigia leydigit	۱	۱
Monospilus dispar	۲	۱

ادامه جدول۲-۶- گونه های شاخص WZI با مقادیر دامنه اپتیمم (U) و تحمل (T) زئوپلانکتون

گونه/ گروه	U	T
Macrothricidae	۵	۳
Illiocryptus sordidus	۱	۱
Daphnidae		
Ceriodaphnia sp.	۴	۲
Daphnia sp.	۲	۲
Megafenestra sp.	۲	۱
Scapholeberis kingi	۴	۲
Simocephalus sp.	۵	۳
Sididae		
Diaphanosoma birgei	۱	۲
D. brachyurum	۵	۲
Latona parviremis	۴	۱
Latonopsis occidentalis	۵	۱
Sida crystallina	۵	۳
Bosminidae	۳	۱
Additional species		
Polyphemus pediculus	۵	3
Leptodora kindti	۱	1
Moina sp.	۱	1
Holopedium gibberum	۳	1

۶-۲-روش نمونه برداری و آزمایشگاهی جلبکهای کفزی (فیتوبنتوز)

روش جمع آوری جلبکهای کفزی با استفاده از پروتکل آژانس حفاظت محیط زیست امریکا طراحی شده است (Barbour *et al.*, 1999).

درروش نمونه برداری از جلبک های اپی پلون(بستر رسوبات سست) نمونه رسوبات بستر با استفاده از گرب ون وین با ابعاد ۱۵/۵ × ۱۵/۵ سانتی متر به صورت سه تکرار برداشت می گردید. با استفاده از کورسمپلر استوانه ای با قطر ۶ سانتی متر رسوبات را جدا و لایه نازکی ازرسوبات را با اسکالپر جمع آوری و در ظروف پلی اتیلینی ۲۵۰ سی سی انتقال داده می شد. این بخش شامل دو قسمت می باشد. در قسمت اول، سه تکرار تهیه شده از مجموع سه گرب، را برای اندازه گیری پیگمانهای رنگی لایه رسوب سطحی در همان ظروف پلی اتیلینی ۲۵۰ سی سی با افزودن آب و بستن درب آن، توسط پوشش سیاه پلی اتیلینی پوشانده شد تا از ورود نور به داخل ظرف ممانعت بعمل آید.در قسمت دوم برای شناسایی وفراوانی ترکیب جنس یا گونه ای مجددا با تهیه سه

تکرار از مجموع سه گرب، برای فیکس کردن نمونه ها به آنها فرمالین ۴٪ افزوده شد. همه نمونه های تهیه شده تا قبل از رسیدن به آزمایشگاه در شرایط استاندارد نگهداری شده اند(Barbour *et al.*, 1999).

درروش نمونه گیری از جلبک های اپی فیتون (ماکروفیت ها ، توده های ریشه) با استفاده از یک کوادرا چوبی به ابعاد ۰/۲۵ متر مربع و پرتاب آن بطور کاملا تصادفی در ایستگاه، و بریدن بخش هایی از گیاهان در محدوده چهارچوب تا عمق ۵۰ سانتی متری و قراردادن بخشهای جدا شده از گیاهان در یک تشت پلاستیکی، و افزودن مقداری آب و ضمن تکان دادن شدید همراه با مالش ملایم، نمونه همگن می گردید. سپس نمونه را از الک ۵۰۰ میکرون عبور داده (برای ممانعت از ورود قطعات بزرگ و اجزای گیاهی ماکروفیت)، ودر ظروف پلی اتیلینی ۲۵۰ سی سی منتقل می شدند. این بخش نیز مانند نمونه گیری از جلبک های اپی پلون شامل دو قسمت می باشد، در قسمت اول، سه تکرار تهیه شده از مجموع کوادرا، برای اندازه گیری پیگمانهای رنگی جلبک های چسبیده به سطح ماکروفیت در همان ظروف پلی اتیلینی ۲۵۰ سی سی با افزودن آب مقطر و به حجم رساندن آن، درب آن محکم بسته شده، وتوسط پوشش سیاه پلی اتیلینی پوشانده می شد تا از ورود نور به داخل ظرف ممانعت بعمل آید. درقسمت دوم برای شناسایی وفراوانی ترکیب تاکسونومیک آنها مجددا با تهیه سه تکرار از مجموع سه کوادرا، برای فیکس کردن نمونه ها به آنها فرمالین ۴٪ افزوده می شود. همه نمونه های تهیه شده تا قبل از رسیدن به آزمایشگاه در شرایط استاندارد نگهداری می شدند(Barbour *et al.*,1999).

در آزمایشگاه برای شناسایی، فراوانی و ترکیب تاکسونومیک هرکدام از بخش ها، پس از تکان دادن و همگن کردن نمونه، سه تکرار از هرنمونه در لام حفره دار ۵ سی سی در زیر میکروسکوپ اینورت و با بزرگنمایی ۱۰۰ در حد جنس و در صورت امکان در حد گونه شناسایی می گردید. سپس فراوانی آنها در یک متر مربع از سطوح استقرار جلبک های در تالاب محاسبه می شد(Clesceri *et al.*, 1989).

در آزمایشگاه برای مطالعات کمی هرکدام از بخش ها و تعیین میزان کلروفیل، نمونه هایی را که در منطقه در یخ و در اسرع وقت به آزمایشگاه منتقل شده اند(کمتر از ۱۲ ساعت بعد از نمونه برداری) و در آزمایشگاه نیز در یخچال نگهداری شده اند. برای انجام استخراج کلروفیل در آزمایشگاه با استفاده از یک هموژنایزر عمل همگن شدن نمونه ها انجام گردید. حجم نمونه اولیه را ثبت و حداقل از یک نمونه ، به طور مساوی دو زیر نمونه تهیه می نماییم. سپس ضمن یادداشت حجم زیر نمونه، نمونه کلروفیل را با عبور از فیلترهایی میلی پور بر روی الیاف شیشه ای جی افسی[۷]، کنسانتره کرده و فیلتر مورد نظر را در لوله های استوانه ای در بسته قرار داده وجهت استخراج رنگدانه به آن استون ۹۰٪ اضافه کرده وبا پوشاندن آن توسط فویل آلومینیوم از مجاورت در نور پرهیز و در شرایط سرد و یا در فریزر نگهداری نمودیم(Barbour *et al.*, 1999). سپس به مدت یک شبانه روز در یخچال نگهداری کرده و پس از هم زدن، نمونه را به مدت ۲۰ دقیقه با دور rpm ۳۰۰۰ در سانتریفوژ می نمائیم.

[7]-Glass microfibre filter disc

سرانجام میزان جذب محلول شفاف رادر طول موجهای ۷۵۰، ۶۶۴، ۶۳۰،۵۱۰ و ۴۸۰ نانومتر قرائت و سپس با اعمال تصحیحات لازم میزان رنگدانه را بر حسب میلی گرم بر متر مربع محاسبه گردید (Parson et al., 1992).

برای شناسایی تاکسونومیک جلبکهای کفزی از کلید های شناسایی بلینگر و سیگی[8] در سال ۲۰۱۰، وایتون وبروک[9] در سال ۲۰۰۲ و شیتز[10] در سال ۱۹۹۶ استفاده شد (Sheath, 1996 ; Bellinger & Sigee, 2010 ; Whitton & Brook, 2002).

محاسبه شاخص سطح تروفیکی کارلسون[11]:

در دریاچه ها میانگین مقدار فسفر، کلروفیل a و عمق سی شی دیسک[12] (عمق نفوذ نور)در فصل تابستان را برای این شاخص محاسبه می کنند. مقدار این شاخص بین ۰ تا ۱۰۰ است. مقدار۰ تا۳۰ اولیگوتروف بوده که آب بسیار شفاف، فسفر کم و تراکم جلبکی بسیار ناچیز است. مقدار بین ۳۰ تا ۵۰ یک حد متوسطی است که تعداد گیاهان آبزی افزایش می یابد و مقدار فسفر بسیار قابل دسترس برای جلبک ها است. چنانچه مقدار شاخص TSI در دریاچه بالاتر از ۵۰ باشد، در طبقه یوتروف قرار می گیرد. در این حالت تراکم گیاهان و جلبک ها بالابوده و در برخی زمان هایی مثل تابستان شناکردن در این منبع آبی بسیار ناخوشایند است. برخی دریاچه ها بدلیل فعالیتهای انسانی میزان TSI به مرور زمان افزایش می یابد(جدول ۲-۲).

چگونگی روند مقادیر شاخص وضعیت تروفیکی از طریق زیر محاسبه می شود.

(فرمول۲-۲)

Carlson's TSI = [TSI (TP)+TSI(CA)+TSI(SD)]/3
TSI for Chlorophyll-a (CA)
TSI = 9.81ln Chlorophyll-a(µg/l_1)(mg/m3)
TSI for Secchi depth (SD)
TSI = 60-14.41ln Secchi depth(Meters)
TSI for Total phosphorus (TP)
TSI = 14.42 ln (Total phosphorous (mg/l)*1000) + 4.15

شاخص وضعیت تروفیکی نیازی به کیفیت آب ندارد(Carlson, 1977).

محاسبه تابع شانون - وینر :

تنوع زیستی توسط شاخص شانون-واینرانجام گرفت. این شاخص احتمال این‌که دو فرد از یک جامعه (که بصورت تصادفی انتخاب شده‌اند) متعلق به یک گونه باشند را پیش‌بینی می‌کند. این شاخص در واقع میزان تنوع و هتروژینوس[13] بودن جامعه را اندازه می‌گیرد. این شاخص زمانی صفر خواهد شد که تنها یک گونه در نمونه

---

[8]- Bellinger and Sigee
[9]-Whitton and Brook
[10]-Sheath
[11]-Carlson's Trophic State Index
[12]-Secchi depth
[13]-Heterogeneous

وجود داشته باشد وبیشترین مقدار را، زمانی خواهد داشت که تمام گونه‌ها تعداد افراد یکسانی داشته‌باشند. میزان شاخص شانون بصورت خطی با لگاریتم تعداد گونه‌ها در نمونه ارتباط مستقیم دارد. در بررسی تابع شانون - واینر

$$H' = \sum_{i-1}^{S} P_i \log P_i$$

ازطریق فرمول زیر محاسبه گردید(Krebs, 1989) .

(فرمول۲-۳)

H´= شاخص تنوع گونه ای

s = تعداد گونه

Pi= فراوانی نسبی گونه i در اجتماع

هر پایه لگاریتمی را می توان برای این شاخص مورد استفاده قرار داد، زیرا قابل تبدیل به یکدیگر هستند.

(پایه لگاریتمی ۲) H´ ۳/۳۲۱۹۲۸ = (پایه لگاریتمی۲)=H´

(پایه لگاریتمی ۱۰) H´ ۲/۳۰۲۵۸۵ = (پایه لگاریتمی e)=H´

مقدار H´ با افزایش تعداد گونه ها در اجتماعات افزایش می یابد و از نظر تئوریکی می تواند به مقادیر بسیار زیادی برسد، اما در عمل از ۴/۵ تجاوز نمی کند . مقادیر حداکثر و حداقل شاخص تنوع گونه ای به ترتیب log(s) و[$\frac{N}{N-S}$] log می باشند.

شاخص غنای جمعیت مارگالف[14] :

غنای زیستی به صورت تعداد شاخه‌های قابل شناسایی برای هر نمونه و هر منطقه محاسبه می‌شود. این شاخص بر اساس رابطه بین تعداد گونه‌ها و تعداد کل افراد تشکیل دهنده گونه‌ها بیان می‌شود. میزان این شاخص به تعداد نمونه‌های جمع‌آوری شده و همچنین به طول زمان بستگی دارد (Krebs, 1989).

(فرمول۲-۴)

$$R_1 = \frac{S-1}{Ln(n)}$$

R_1=شاخص غنای مارگالف

S= تعداد کل گونه

n= فراوانی

[14]-Margalof richness index

شاخص سیمپسون[15] :

این شاخص میزان فراوانی و هموژنی جامعه را نشان می‌دهد. رقم شاخص سیمپسون از ۰ تا ۱ متغیر است و نشان دهنده میزان احتمال تعلق دو فرد انتخاب شده (بطور تصادفی) از کل جمعیت به یک گونه می‌باشد. این شاخص بصورت زیر محاسبه می‌شود (Krebs, 1989).

$$\widehat{X} = \sum_{i=1}^{s} \frac{n(n-1)}{N(N-1)}$$

(فرمول۲-۵)

n= تعداد گونه در قسمت

N= تعدادکل گونه ها

X= شاخص سیمپسون

شاخص ترازی زیستی[16] :

این شاخص چگونگی توزیع فراوانی افراد یک جامعه را در میان گونه‌های مختلف بیان می‌کند. اگر توزیع فراوانی افراد متعلق به گونه‌های مختلف در نمونه یکسان باشد، رقم شاخص فوق حداکثر خواهد بود. هر چقدر توزیع تراکم و فراوانی افراد گونه‌ها تغییرات بیشتری داشته‌باشد، درجه یکسانی پراکندگی افراد به حداقل خواهد رسید (Krebs, 1989).

(فرمول۲-۶)

$$E_1 = \frac{Ln(N_1)}{Ln(N_0)}$$

N_0 = تعداد تمام گونه‌ها در نمونه است (بدون در نظر گرفتن فراوانی آنها)

H' شاخص شانون است $N_1 = eH$

شاخص پالمر[17]:

محققین یک روشی را تعیین کردند که بر اساس آن سطح مواد آلی را با بررسی بر روی جلبک در یک نمونه بدست آوردند. این شاخص آلودگی از ۱ تا ۵ برای هر جنس است که شامل ۲۰ نوع جلبک است که اکثرا

[15]-Simpsons Index
[16]-Evenness Index
[17]-Palmer index

دارای دامنه آلودگی هستند. هرچه قدر دامنه آلودگی زیاد باشد، دارای عدد بیشتری (۵)، و هرچه قدر دامنه آلودگی کم باشد، دارای عدد کمتری (۱)است (جدول۲-۷).

جدول۲-۷ : شاخص آلودگی پالمر جلبکی (Palmer 1969)

Genus Index	شاخص	Genus Index	شاخص
Anacystis	۱	*Micractinium*	۱
Ankistrodesmus	۲	*Navicula*	۳
Chlamydomonas	۴	*Nitzschia*	۳
Chlorella	۳	*Oscillatoria*	۵
Closterium	۱	*Pandorina*	۱
Closterium	۱	*Phacus*	۲
Euglena	۵	*Phormidium*	۱
Gomphonema	۱	*Scenedesmus*	۴
Lepocinclis	۱	*Stigeoclonium*	۲
Melosira	۱	*Syndra*	۲

سپس تعداد شاخص های جلبکی با هم جمع می شوند، اگرجمع شاخص آلودگی ۲۰ و یا بیشتر باشد، آن نمونه دارای آلودگی آلی بسیار شدید است.چنانچه جمع شاخص آلودگی آلی در محدوده ۱۵ تا ۱۹ باشد، احتمالا دارای آلودگی آلی است و کمتر از این مقدار فاقد آلودگی آلی می باشد.

آنالیزهای آماری داده های جلبکهای کفزی:

برای مقایسه بین چهار منطقه مورد مطالعه، از میانگین زیر نمونه‌های هر منطقه استفاده شد. میانگین به دست آمده از زیر نمونه‌های هر منطقه در تمامی آنالیزهای آماری این مطالعه مورد استفاده قرار گرفته است. جهت بررسی وجود ارتباط بین فراوانی و بیومس با پارامترهای محیطی، از آزمون همبستگی استفاده شد و بر اساس آن ضریب همبستگی (R) بین ۰/۷ تا ۱ بیانگر ارتباط قوی، بین ۰/۴ تا ۰/۶۹ بیانگر ارتباط متوسط، بین ۰/۲ تا ۰/۳۹ بیانگر ارتباط ضعیف و کمتر از ۰/۲ بدون ارتباط تلقی می‌گردد (Liaghati *et al.*, 2003). جهت بررسی اختلاف بین میانگین متغیرها در مناطق و ماهها از آنالیز واریانس یک‌طرفه داده‌ها استفاده شد. متغیرها شامل فراوانی، بیومس (کلروفیل a) و شاخص تنوع زیستی شانون در هر ایستگاه و فاکتورها زمان (ماهها) و ایستگاه می‌باشند. برای انجام آنالیز واریانس[18]، داده‌ها از نظر توزیع نرمال توسط آزمون کالموگراف اسمیرنف[19] مورد بررسی

[18]-ANOVA
[19]-Kolmogorov-Smirnov

قرارگرفتند. همچنین درصورت وجود اختلافات معنی‌دار، از نرم‌افزار مینی تب[۲۰] جهت بررسی میزان همپوشانی استفاده گردید. در نهایت برای رسم گرافها و نمودارها از نرم‌افزار اکسل[۲۱](۲۰۰۷) استفاده شد. جهت بررسی شاخصهای زیستی و جهت آنالیزهای خوشه‌ای و بررسی درصد تشابه برای کورتیس[۲۲] بین ایستگاهها و فصول از نرم‌افزار پرایمر استفاده گردید.

۷-۲- روش نمونه برداری و آزمایشگاهی بنتوزها و تعیین مواد آلی و دانه بندی رسوبات

در این بررسی کفزیان بر روی رسوبات بستر و برروی گیاهان مسقر در تالاب مورد ارزیابی قرار می گیرند. نمونه برداری از کفزیان برروی گیاهان با استفاده از کوادرت با ابعاد ۰/۲۵ متر مربع از ایستگاههای درون تالاب انجام گردید. بدین ترتیب که کلیه گیاهان قرار گرفته در چارچوب شستشه شده و نمونه ها جمع آوری و با الکل ۹۰ درجه فیکس گردید. برای نمونه برداری از ماکروبنتوزهای مستقر بر رسوبات، نمونه برداری با گرب ون وین با ابعاد۱۵ ×۱۵ سانتیمتر انجام شد. در این مطالعه فاکتورهای محیطی مانند مواد آلی و دانه بندی رسوبات بعنوان فاکتورهای مهم و موثر بر جمعیت و پراکنش بنتوزها اندازه گیری شد. جهت اندازه گیری میزان مواد آلی از روش فیزیکی سوختن در دمای ۵۵۰°C در کوره الکتریکی (Neira & Hopher 1994, Sarda *et al* ., 1995) و به منظور آنالیز دانه بندی، رسوبات از یکسری الک استاندارد عبور داده شد (Buchanan 1984). برای محاسبه شاخص های بیولوژیکی از نمایه های سیمپسون، شانون وینر، غنای گونه ای، ترازی زیستی و شاخص مارگالوف با استفاده از برنامه نرم افزاری Biotools انجام گردید.

---

[20]-Minitab
[21]-Excel software
[22]-Bray Curtis

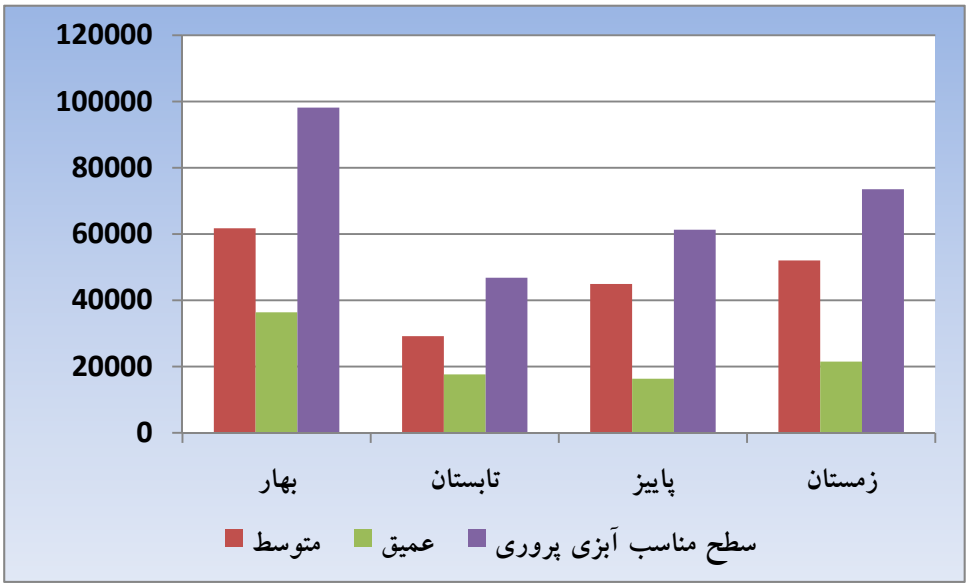
۳- نتایج

۳-۱- مساحت تالاب شادگان

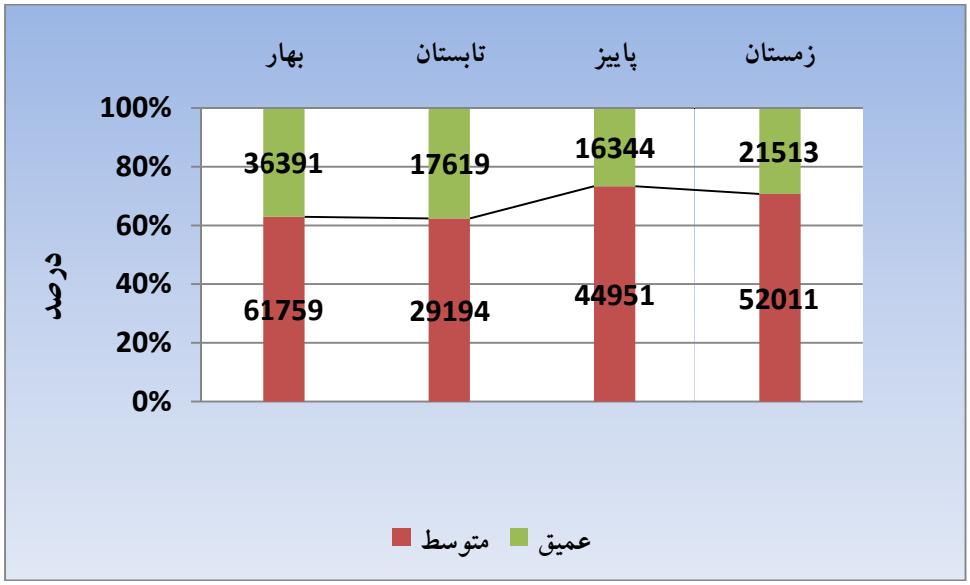
جدول و نمودار زیرتغییرات سطح و عمق تالاب شادگان و تغییرات فصلی آب در زمان مورد بررسی را نشان می دهد. این تغییرات بیان کننده این است که بیشترین سطح مناسب آبزی پروری را در بهار و سپس در زمستان بوده است. همچنین در همین ماهها نسبت ماههای عمیق به متوسط بیشتر است (جدول ۳-۱ ، نمودار۳-۱ تا ۳-۲ ، اشکال۳-۱تا۳-۴).

جدول ۳-۱ : سطح تالاب شادگان برحسب هکتار در اعماق مختلف در سال ۱۳۸۹

	فروردین۸۹	مرداد ۸۹	آبان ۸۹	دی ۸۹	میانگین
سطح کل	۹۸۱۵۰	۹۸۱۵۰	۹۸۱۵۰	۹۸۱۵۰	۹۸۱۵۰
متوسط	۶۱۷۵۹	۲۹۱۹۴	۴۴۹۵۱	۵۲۰۱۱	۴۶۹۷۹
عمیق	۳۶۳۹۱	۱۷۶۱۹	۱۶۳۴۴	۲۱۵۱۳	۲۲۹۶۷
سطح مناسب آبزی پروری	۹۸۱۵۰	۴۶۸۱۲	۶۱۲۹۵	۷۳۵۲۴	۶۹۹۴۵



نمودار۳-۱: تغییرات فصلی سطح تالاب شادگان در عمق های مختلف در سال ۱۳۸۹



نمودار۳-۲ : درصد تغییرات فصلی سطح تالاب شادگان در عمق های مختلف در سال ۱۳۸۹

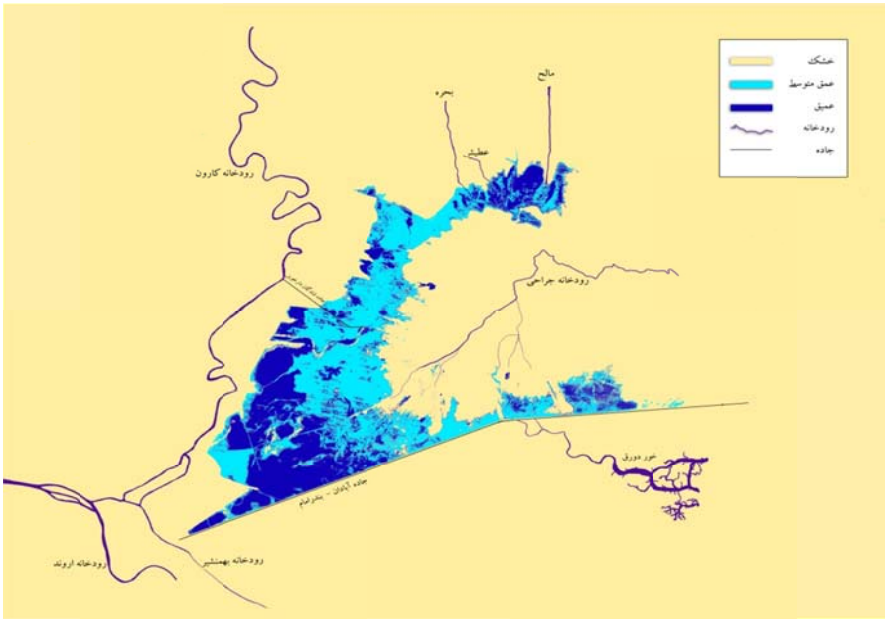
سطح کل : سطحی از تالاب در این محدوده بررسی است که در بیشترین فصل پرآبی تالاب شادگان را در بر می گیرد.

سطح عمق متوسط: سطحی از تالاب است که عمقی بین ۰/۲ تا۱متر است.

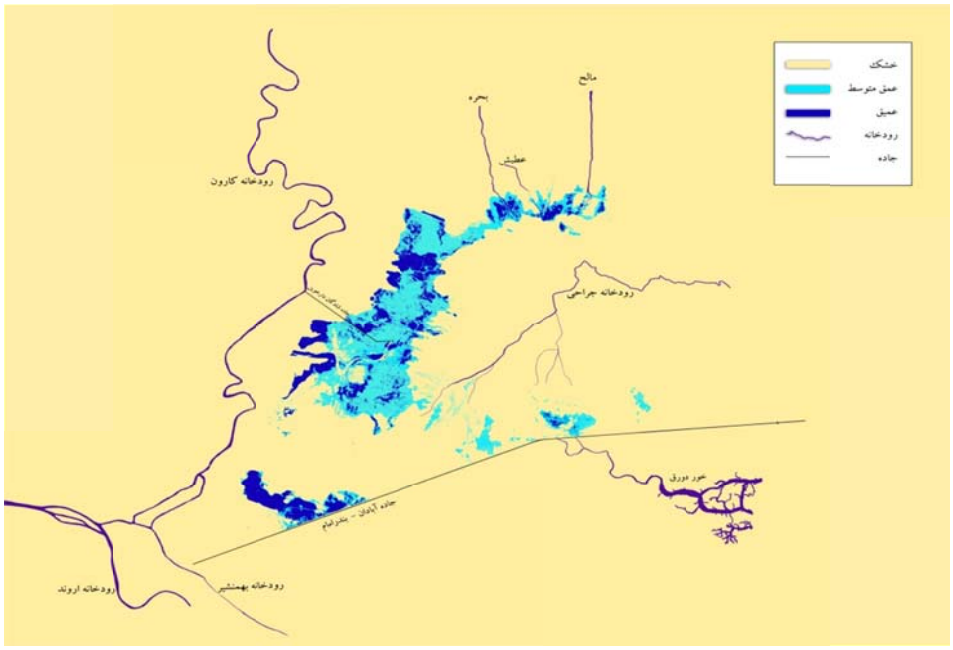
سطح عمیق: سطحی از تالاب است که عمقی بین ۱ تا ۳ متر است.

سطح مفید آبزی پروری : مجموع عمق متوسط و عمیق است.

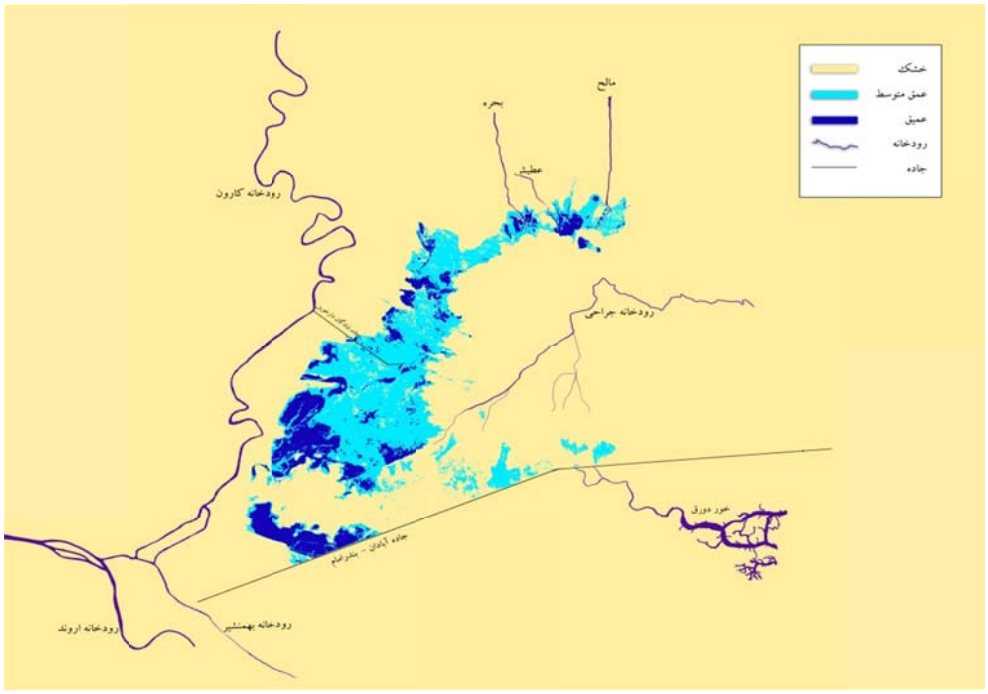
در این بررسی میانگین سطح مناسب آبزی پروری ۶۹۹۴۵ هکتار برآورد شده است.



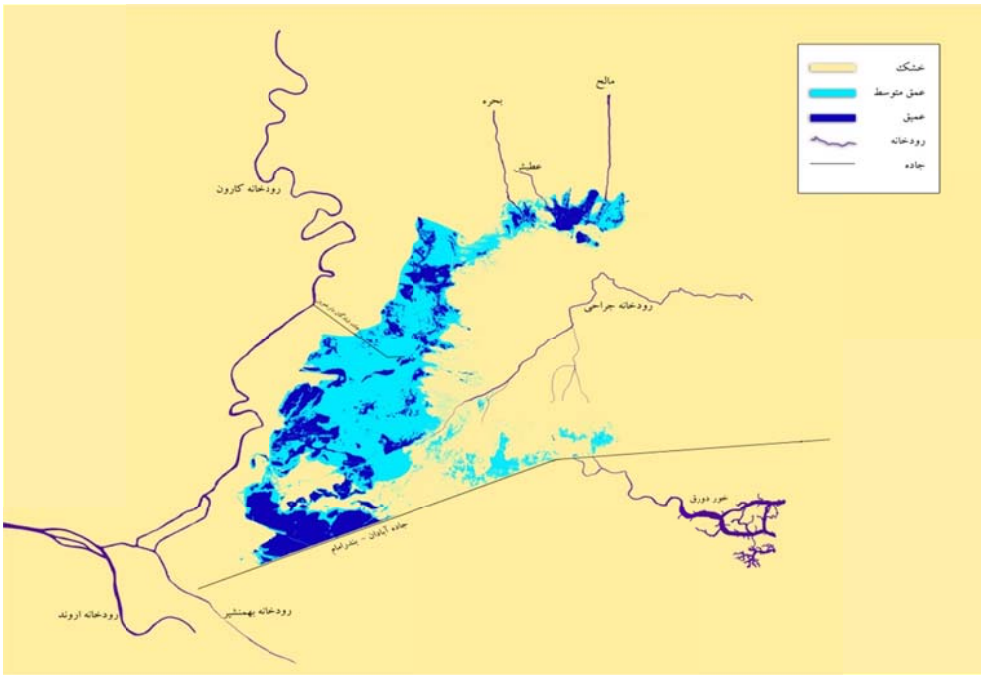
شکل۳-۱ : تغییرات عمق در تالاب شادگان در فصل بهار(فروردین ۱۳۸۹)



شکل۳-۲ : تغییرات عمق در تالاب شادگان در فصل تابستان (مرداد ۱۳۸۹)



شکل۳-۳: تغییرات عمق در تالاب شادگان در پاییز (آبان ۱۳۸۹)



شکل۳-۴ : تغییرات عمق در تالاب شادگان در زمستان (دی ۱۳۸۹)

۲-۳- کیفیت آب تالاب شادگان

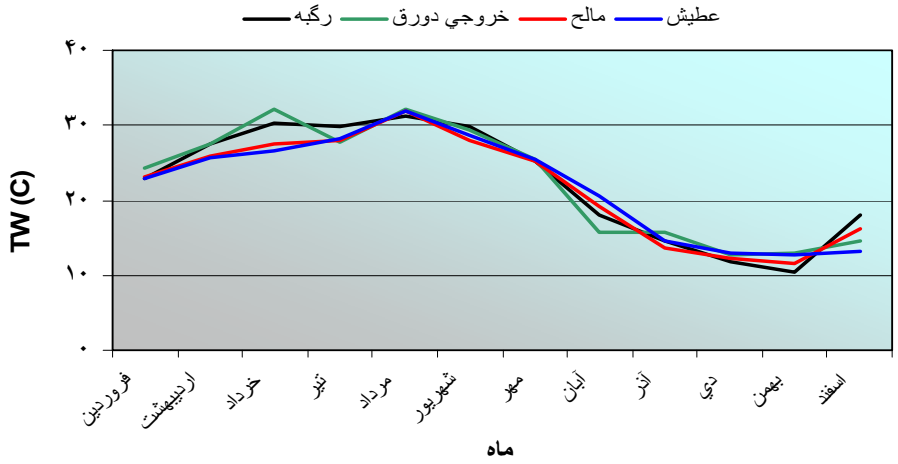
در جدول ۳-۲ مقادیر میانگین، حداکثر، حداقل و انحراف معیار پارامترهای اندازه گیری شده در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان در طول سال ارائه شده است. گاز سولفید هیدروژن فقط در ایستگاه مالح در دو ماه تیر و مرداد به ترتیب مساوی ۱/۱۲ و ۱/۶۵ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شده است و در سایر موارد مساوی صفر بوده است.

در جدول ۳-۲ برای هر پارامتر بیشترین و کمترین میانگین سالانه به ترتیب با رنگ قرمز و سبز مشخص گردیده است. بر اساس جدول ۳-۲ بیشترین مقادیر شوری، هدایت الکتریکی، سختی، جامدات محلول کل و مصرف بیولوژیکی اکسیژن در منطقه خروجی دورق و بیشترین مقادیر فسفات، نیترات، نیتریت، گاز آمونیاک، کل مواد معلق و pH در منطقه مالح مشاهده گردیده است. همچنین کمترین مقادیر pH، اکسیژن محلول، مصرف بیولوژیکی اکسیژن، نیتریت، گاز آمونیاک و کل مواد معلق در منطقه رگبه و کمترین مقادیر شوری، هدایت الکتریکی، سختی کل، نیترات ، فسفات و کل مواد جامد محلول در منطقه عطیش بوده است.

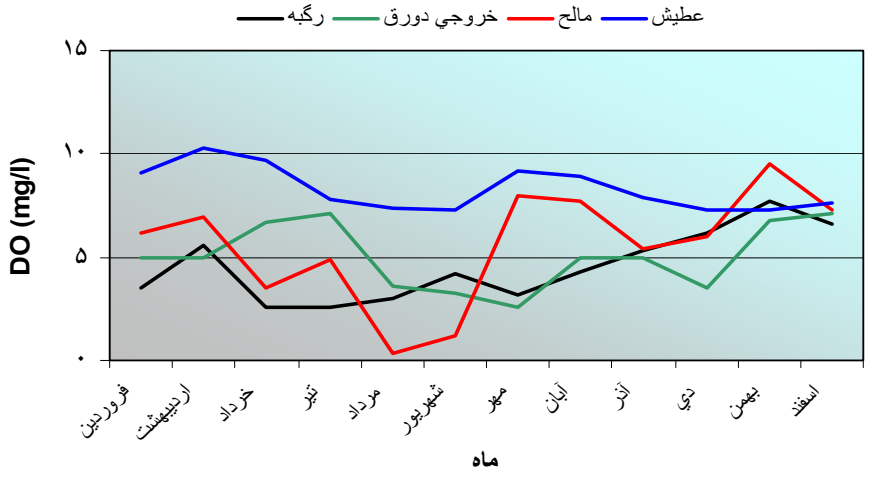
در نمودارهای ۳-۳ تا ۳-۱۵ مقادیر پارامترهای مختلف اندازه‌گیری شده در مناطق مختلف تالاب شادگان ارائه شده است. چنانچه مشاهده می‌شود روند تغییرات پارامترهای شوری، سختی کل، هدایت الکتریکی و TDS در ایستگاههای مختلف از الگوی یکسانی تبعیت می‌کند. همچنین مقادیر فسفات در ایستگاههای مختلف دارای تغییرات یکسانی می‌باشد.

جدول ۳-۲- مقادیر پارامترهای اندازه‌گیری شده در ایستگاههای تالاب شادگان سال۱۳۸۹

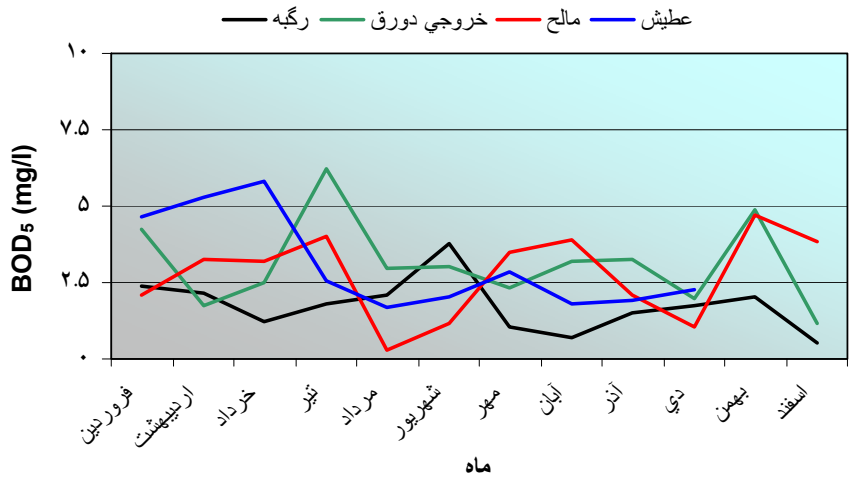
ایستگاه	رگبه	خروجی دورق	مالح	عطیش
پارامتر	SD ± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه	SD± میانگین دامنه
pH	۷/۳۹ ± ۰/۳۴ (۷/۰۵ – ۸/۱۴)	۷/۸۴ ± ۰/۳۲ (۷/۲۹ – ۸/۴۲)	۸/۲۴ ± ۰/۵۱ (۷/۲۰ – ۸/۸۸)	۸/۰۵ ± ۰/۳۴ (۷/۵۷ – ۸/۵۴)
DO (ppm)	۴/۵۶ ± ۱/۷۱ (۲/۵۳ – ۷/۷۴)	۵/۰۵ ± ۱/۶۱ (۲/۵۷ – ۷/۱۵)	۵/۵۸ ± ۲/۷۳ (۰/۳۵ – ۹/۵)	۸/۳ ± ۱/۰۸ (۷/۲۵ – ۱۰/۳۲)
BOD5 (ppm)	۱/۷۶ ± ۰/۸۸ (۰/۵۴ – ۳/۸)	۳/۱۲ ± ۱/۴۱ (۱/۱۹ – ۶/۲۱)	۲/۷۶ ± ۱/۳۹ (۰/۲۹ – ۴/۷)	۲/۹۱ ± ۱/۵۸ (۱/۲ – ۵/۸۲)
شوری (ppt)	۸/۲۸ ± ۲/۲۶ (۲/۷ – ۱۰/۹)	۸۱/۵۳ ± ۷۰/۷۷ (۴/۴ – ۱۷۲/۵)	۱۳/۰ ± ۶/۲۶ (۸/۰ – ۲۷/۶)	۵/۳۳ ± ۱/۱۶ (۳/۸ – ۷/۶)
EC (ms/cm)	۱۴/۳۶ ± ۳/۷ (۴/۸۶ – ۱۸/۳۷)	۱۲۰/۷۵ ± ۱۰۲/۵ (۸/۰۱- ۲۴۶)	۲۱/۵۶ ± ۹/۵ (۱۳/۸ – ۴۳/۳)	۹/۵۵ ± ۲/۰۲ (۷/۰۳– ۱۳/۳۹)
(ppm)سختی کل	۶۴۷/۷ ± ۱۵۴/۰ (۲۸۳ – ۸۷۰)	۵۲۰۷/۸۳ ± ۴۳۵۶/۷ (۶۰۰ – ۱۱۲۰۰)	۹۱۲/۲۵ ± ۳۳۰/۰۷ (۶۰۲ – ۱۵۰۰)	۴۸۷ ± ۱۳۱/۳۲ (۳۰۲ – ۶۹۸)
NO3- (ppm)	۴/۷۹ ±۰/۶۶ (۳/۵– ۶/۱۹)	۵/۶۳ ±۲/۷۴ (۴/۴۲– ۱۴/۱۴)	۵/۶۷ ± ۱/۸۴ (۳/۰۹ – ۸/۸۴)	۴/۱۶ ± ۰/۸۳ (۲/۶۵– ۵/۷۵)
NO2- (ppm)	۰/۰۲۲ ± ۰/۰۰۸ (۰/۰۱۶ – ۰/۰۴۲)	۰/۰۲۶ ± ۰/۰۱۳ (۰/۰۱۳ – ۰/۰۵۹)	۰/۰۴۸ ± ۰/۰۵۱ (۰/۰۱۳ – ۰/۰۲)	۰/۰۳۹ ± ۰/۰۵ (۰/۰۱۶ – ۰/۲)
PO43-(ppm)	۰/۳۵ ± ۰/۱۳ (۰/۱۱ – ۰/۴۸)	۰/۳۹ ± ۰/۱۴ (۰/۲۰ – ۰/۷۱)	۰/۴۲ ± ۰/۱۳ (۰/۱۹ – ۰/۶۴)	۰/۳۳ ± ۰/۱۲ (۰/۱۱ – ۰/۵۷)
NH3 (ppb)	۱۳/۸۳ ± ۱۴/۴۷ (۳/۹ – ۵۶/۶)	۳۱/۵۹ ± ۲۵/۶۵ (۵/۹ – ۸۳)	۶۵/۲۴ ± ۴۳/۷۷ (۵ – ۱۳۷/۸)	۴۳/۵۲ ± ۲۹/۸۳ (۷/۸ – ۱۰۱/۳)
TSS (ppm)	۱۰/۹۲ ± ۴/۹۸ (۴ – ۱۹)	۱۵/۲۵ ± ۱۵/۱۳ (۲ – ۵۹)	۲۴/۵۸ ± ۱۵/۱۱ (۲ – ۴۸)	۲۲/۹۲ ± ۱۶/۹۶ (۳ – ۵۱)
TDS (ppt)	۱۰/۱۴ ± ۳/۰۱ (۳/۲۶ – ۱۵/۰۷)	۷۹/۱ ± ۶۴/۳۷ (۷/۱۸ – ۱۵۹/۴۴)	۱۳/۴۵ ± ۶/۰۹ (۸/۹۷ – ۳۰/۸۸)	۶/۴۶ ± ۱/۳۷ (۴/۷۸ – ۹/۲۷)
TW °C	۲۲/۴۸ ± ۷/۶۳ (۱۰/۵ – ۳۱/۱)	۲۲/۵۳ ± ۷/۶۱ (۱۲/۸ – ۳۲/۲)	۲۱/۸۶ ± ۶/۹۸ (۱۱/۶ – ۳۱/۸)	۲۱/۹۷ ± ۶/۹۴ (۱۲/۸ – ۳۱/۹)



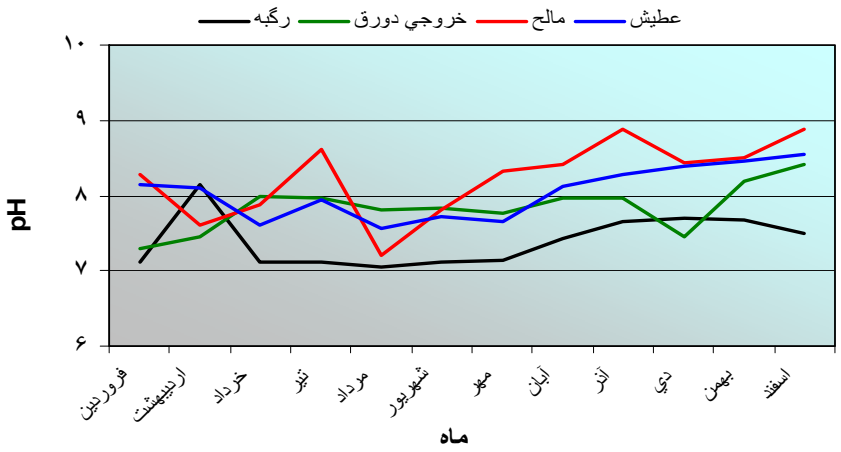
نمودار ۳-۳- منحنی تغییرات درجه حرارت در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان(سال ۱۳۸۹)



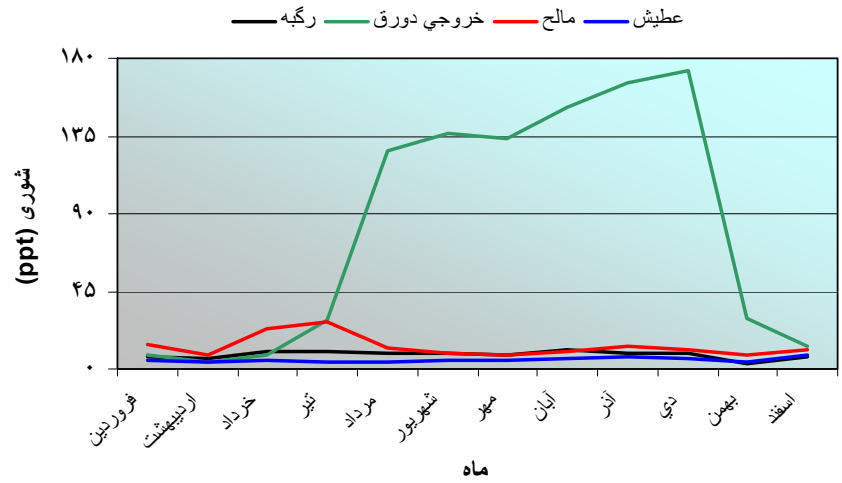
نمودار ۳-۴- منحنی تغییرات اکسیژن محلول (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



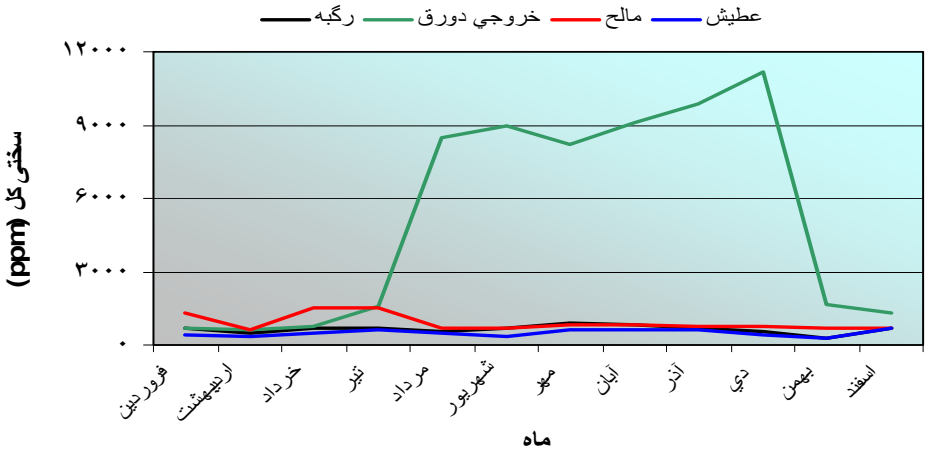
نمودار ۳-۵- منحنی تغییرات مصرف بیولوژیکی اکسیژن (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



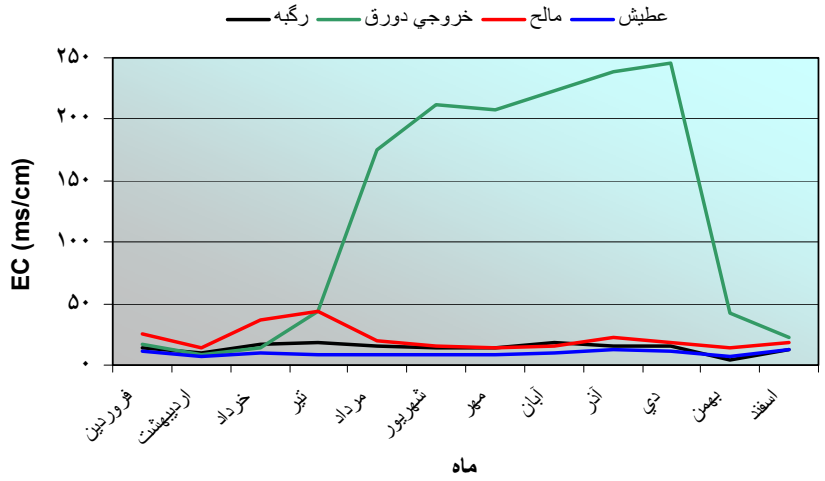
نمودار ۳-۶- منحنی تغییرات pH در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



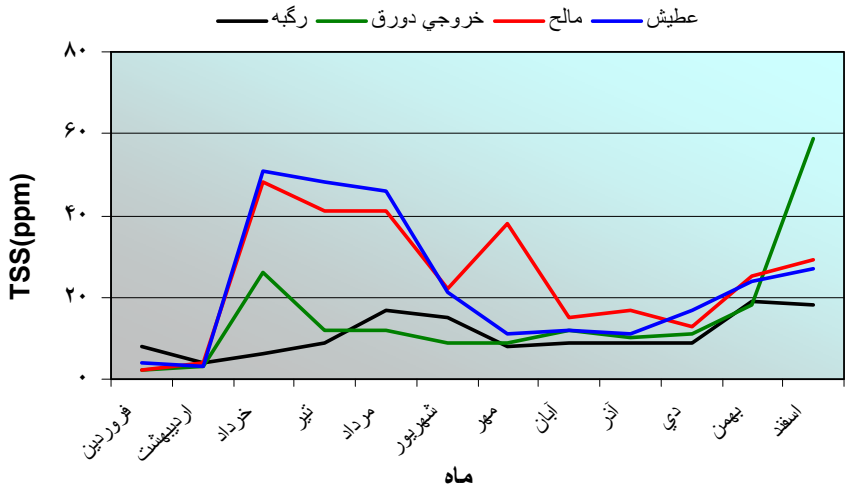
نمودار ۳-۷- منحنی تغییرات شوری (ppt) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



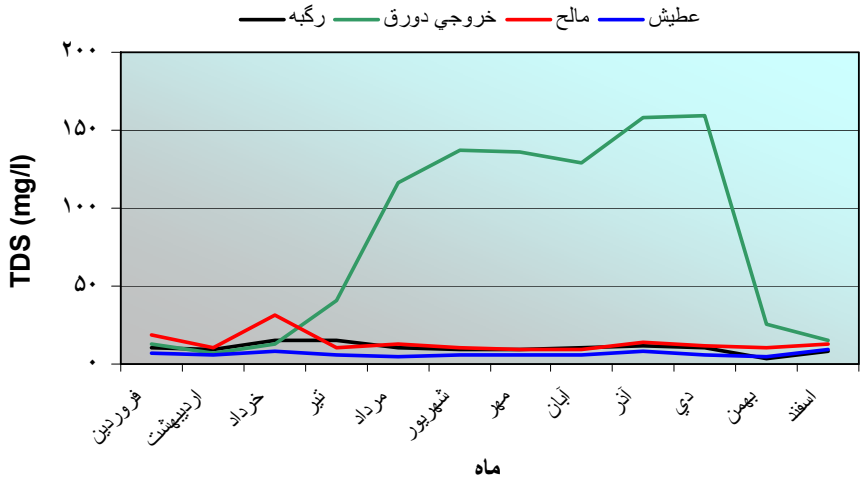
نمودار ۳-۸- منحنی تغییرات سختی کل (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



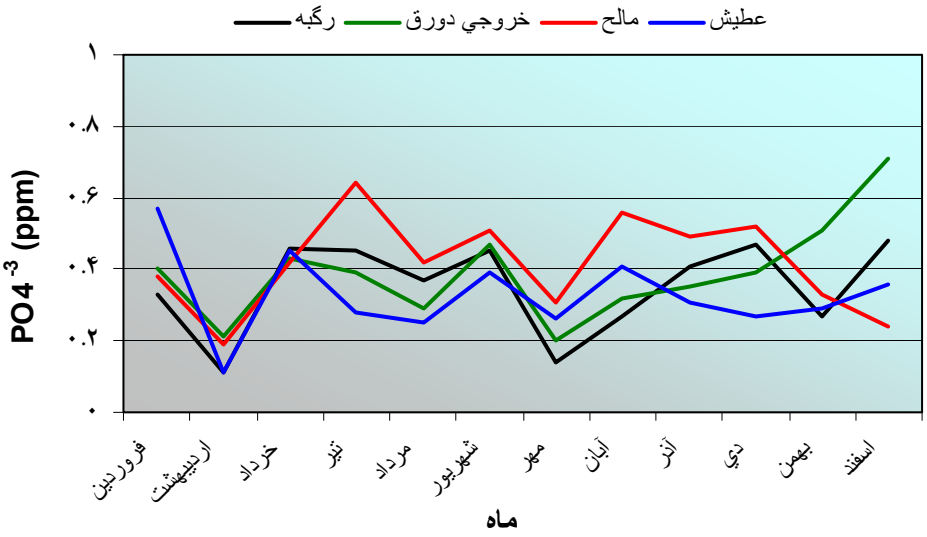
نمودار ۳-۹- منحنی تغییرات هدایت الکتریکی (ms/cm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



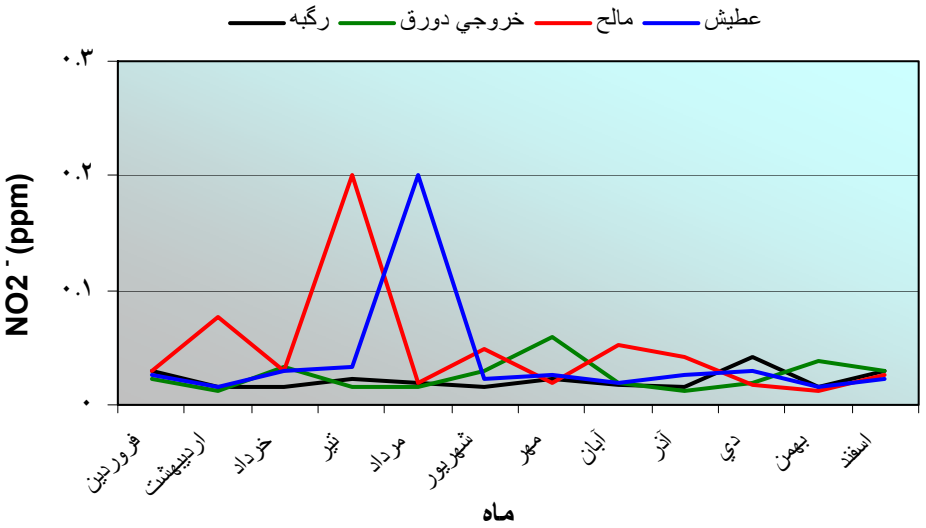
نمودار۳-۱۰- منحنی تغییرات جامدات محلول (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب(سال ۱۳۸۹)



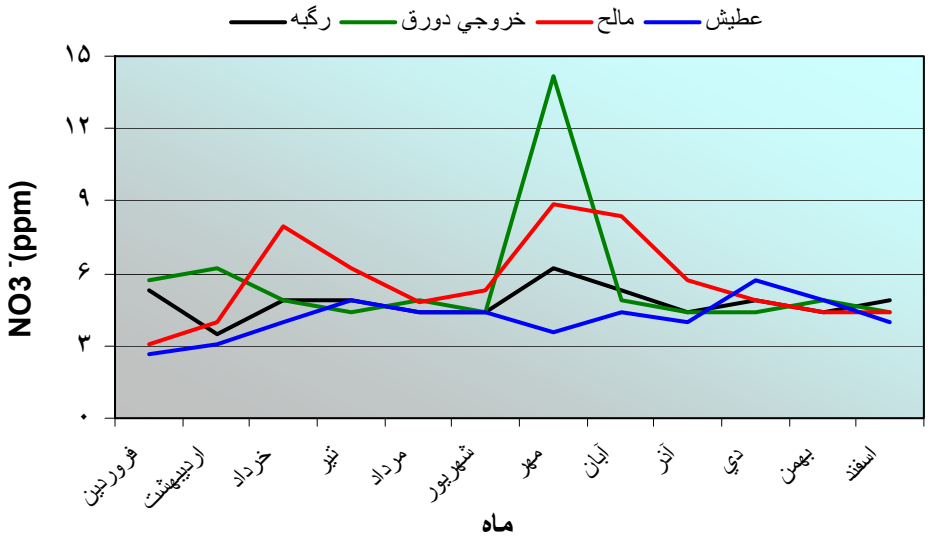
نمودار ۳-۱۱- منحنی تغییرات مواد معلق (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان(سال ۱۳۸۹)



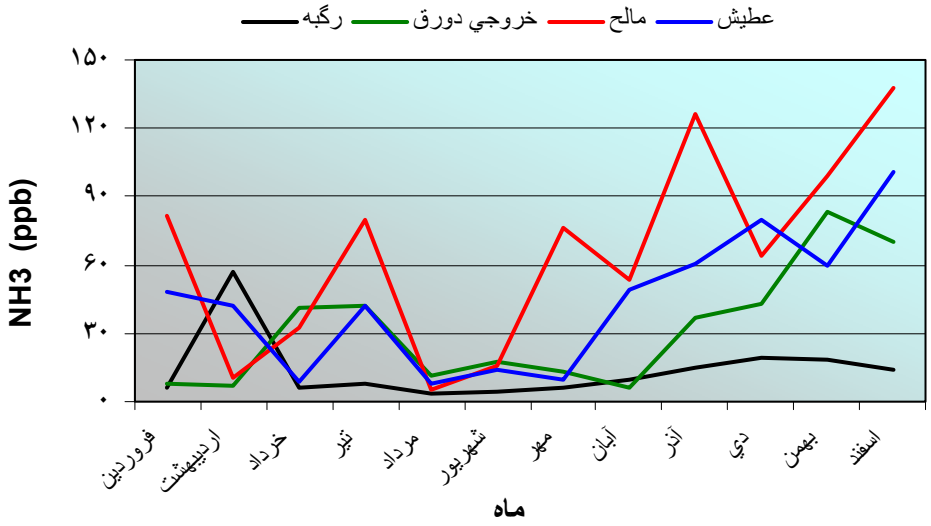
نمودار ۳-۱۲- منحنی تغییرات یون فسفات (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



نمودار۳-۱۳- منحنی تغییرات یون نیتریت (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



نمودار ۳-۱۴- منحنی تغییرات یون نیترات (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)



نمودار ۳-۱۵- منحنی تغییرات آمونیاک (ppm) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)

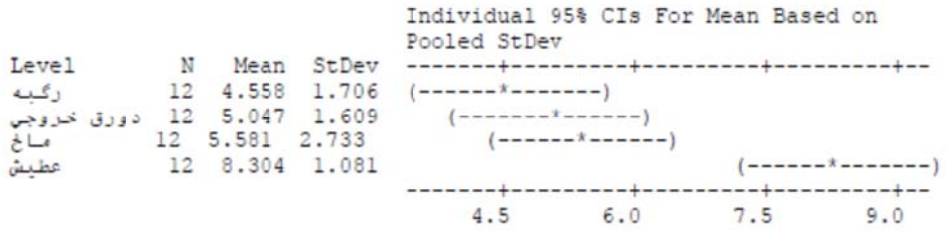
جهت بررسی وجود اختلافات مکانی و زمانی، از آنالیز واریانس یک طرفه داده‌ها استفاده شد که نتایج آن در جدول ۳-۳ ارائه شده است. خانه‌های مربوط به پارامترهایی که دارای اختلاف معنی‌دار هستند، رنگی نشان داده شده‌اند.

چنانچه مشاهده می‌شود پارامترهای درجه حرارت، نیترات، نیتریت، فسفات و BOD_5 در ایستگاههای مختلف و پارامترهای نیترات، نیتریت، BOD_5، شوری، هدایت الکتریکی، سختی کل و TDS در ایستگاههای مختلف در سطح اطمینان ۹۵٪ دارای اختلاف معنی‌دار آماری نمی‌باشند ($p<0.05$).

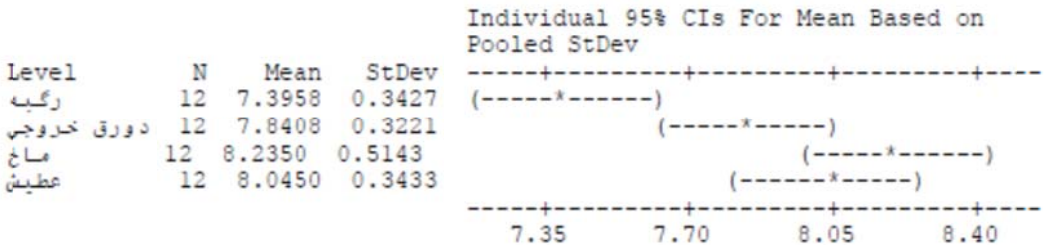
جدول۳-۳- نتایج حاصل از آنالیز واریانس دو طرفه داده‌ها (۱۱ و ۳ = df) در ماهها و ایستگاههای مختلف تالاب شادگان (سال ۱۳۸۹)

پارامتر	ایستگاههای مختلف		ماههای مختلف	
	P	F	P	F
pH	۱/۵۹ × ۱۰-۶	۱/۵۵۷	۰/۰۰۵۸	۳/۰۹۸
درجه حرارت	۰/۴۹۹	۰/۸۰۷	۳/۶۶ × ۱۰-۲۳	۱۱۷/۲۲
اکسیژن محلول	۱/۶ × ۱۰-۵	۱۲/۱۹	۰/۰۴۷	۲/۱۲۳
BOD5	۰/۰۷۳	۲/۵۴	۰/۳۴۲	۰/۱۷۲
شوری	۱/۲۵ × ۱۰-۵	۱۲/۵۲۲	۰/۴۹۴	۰/۹۶۶
هدایت الکتریکی	۱/۲۱ × ۱۰-۵	۱۲/۵۷	۰/۵۰۵	۰/۹۵۴
سختی کل	۱/۰۵ × ۱۰-۵	۱۲/۷۷۸	۰/۵۰۴	۰/۹۵۵
TDS	۶/۷۴ × ۱۰-۶	۱۳/۴۴	۰/۵۴۲	۰/۹۰۹
TSS	۰/۰۱	۴/۴۲	۰/۰۰۱۳	۳/۸۲۹
NO3-	۰/۰۶۹	۲/۶	۰/۰۷	۱/۹۳۶
NO2-	۰/۳۴۴	۱/۱۴۸	۰/۷۹۵	۰/۶۲۴
NH3	۹/۶ × ۱۰-۵	۹/۷۲	۰/۰۰۳۲	۳/۳۹۲
PO43-	۰/۱۸	۱/۷۲۷	۰/۰۰۴	۳/۲۵۸

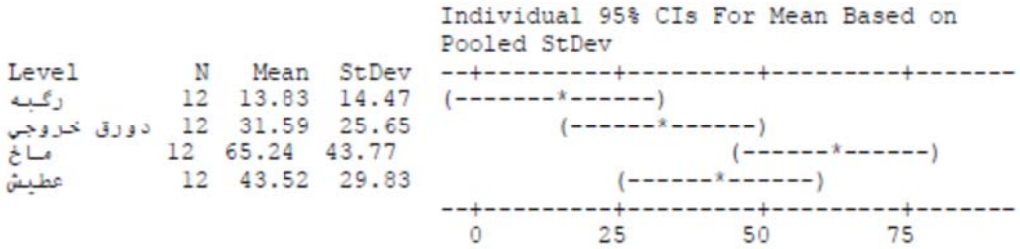
در نمودارهای ۳-۱۶ تا ۳-۲۳ گروه بندی ایستگاهها بر اساس پارامترهای مختلف نشان داده شده است.



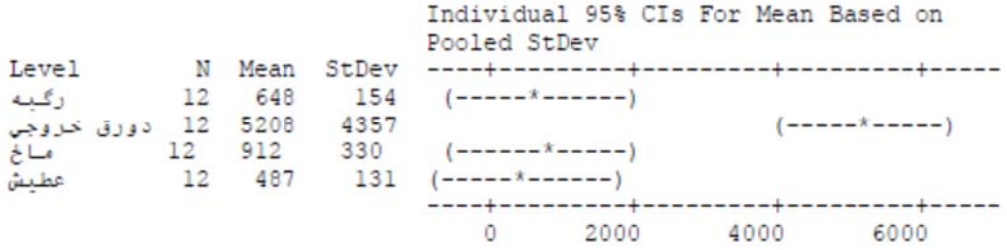
نمودار ۳-۱۶- گروه بندی مقادیر اکسیژن محلول(ppm)ایستگاههای تالاب شادگان



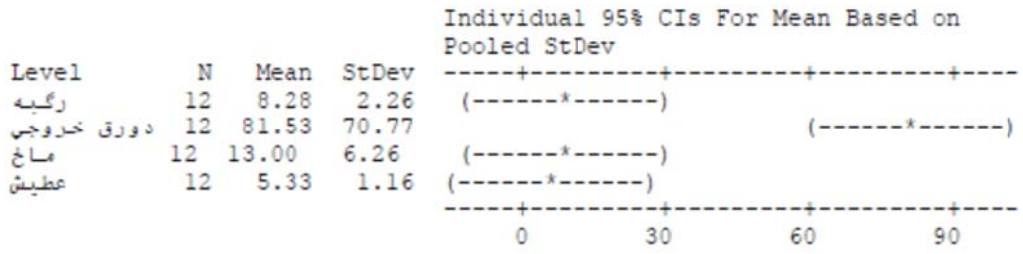
نمودار ۳-۱۷- گروه بندی مقادیرpH ایستگاههای تالاب شادگان



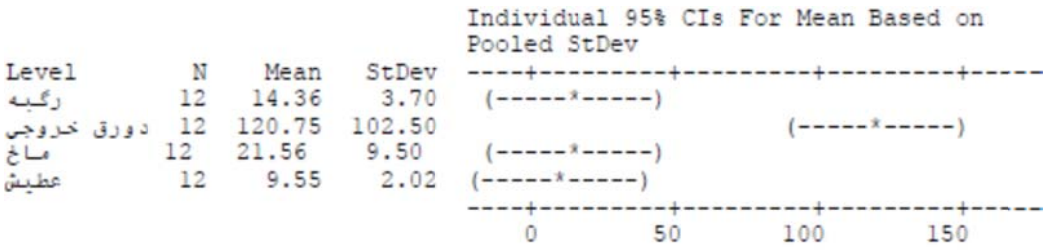
نمودار۳-۱۸- گروه بندی مقادیرگاز آمونیاک (ppm)ایستگاههای تالاب شادگان



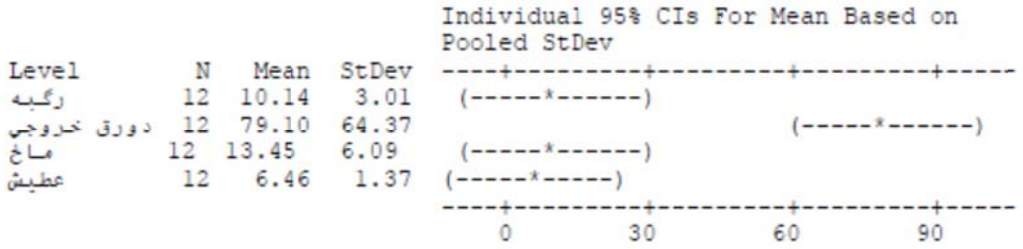
نمودار ۳-۱۹- گروه بندی مقادیر سختی کل (ppm)ایستگاههای تالاب شادگان



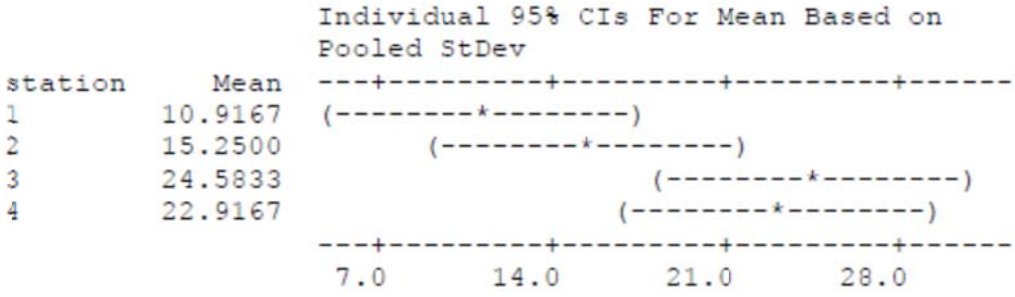
نمودار ۳-۲۰- گروه بندی مقادیر شوری (ppt) ایستگاههای تالاب شادگان



نمودار ۳-۲۱- گروه بندی مقادیر هدایت الکتریکی (ms/cm) ایستگاههای تالاب شادگان



نمودار ۳-۲۲- گروه بندی مقادیر TDS (ppt) ایستگاههای تالاب شادگان



نمودار۳-۲۳- گروه بندی مقادیر TSS (ppm) ایستگاههای تالاب شادگان

چنانچه مشاهده می‌شود مقادیر اکسیژن ایستگاه عطیش با بقیه ایستگاهها، مقادیر pH در ایستگاه رگبه با سایر ایستگاهها و مقادیر سختی کل، شوری، هدایت الکتریکی و TDS در ایستگاه خروجی دورق با سایر ایستگاهها دارای اختلاف می‌باشد.

همچنین مقادیر گاز آمونیاک ایستگاه رگبه و ایستگاه مالح در دو گروه مجزا قرار می‌گیرد. برای پارامتر TSS ایستگاههای رگبه و دورق در یک گروه و ایستگاههای مالح و عطیش در یک گروه قرار می‌گیرند.

نتایج شاخص کیفیت آب پس از محاسبه عیار یا کیفیت هر پارامتر از روی منحنیهای شاخص کیفیت و محاسبه شاخص کیفیت آب در هر ایستگاه در طول سال، شاخص کیفیت سالانه و نیز میانگین شاخص کیفیت ماهانه برای هر منطقه در تالاب شادگان محاسبه گردید که در جدول ۳-۴ ارائه شده است. البته با توجه به تاثیر احتمالی کانال نیشکر بر ایستگاه رگبه و پساب مجتمع آزادگان بر ایستگاه عطیش، مقادیر شاخص کیفیت در این دو منطقه نیز محاسبه و در جدول ارائه شده است.

جدول ۳-۴- مقادیر شاخص کیفیت آب (WQI) در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان

ماه	کانال نیشکر	رگبه	خروجی دورق	مالح	پساب مجتمع آزادگان	عطیش
فروردین	۵۹	۶۵	۶۹	۶۶	۵۸	۵۷
اردیبهشت	۶۶	۶۹	۷۳	۶۹	۶۳	۶۰
خرداد	۵۷	۶۳	۵۹	۵۹	۶۴	۵۶
تیر	۵۷	۶۱	۵۴	۵۵	۶۷	۵۵
مرداد	۵۹	۶۴	۶۶	۵۴	۵۷	۶۱
شهریور	۶۱	۶۶	۶۳	۵۳	۶۲	۵۹
مهر	۶۳	۶۸	۶۰	۵۱	۶۵	۶۳
آبان	۵۹	۷۱	۷۰	۵۷	۶۵	۵۸
آذر	۶۴	۷۱	۶۶	۵۹	۶۶	۶۶
دی	۶۸	۷۰	۶۲	۶۵	-	۶۵
بهمن	۶۴	۷۲	۶۰	۵۹	۶۷	۶۶
اسفند	۶۳	۷۰	۶۰	۵۹	۶۳	۶۴
WQI (سالانه)	۷۴۰	۸۱۰	۷۶۲	۷۰۶	۷۶۰	۷۳۰
WQI (میانگین ماهانه)	۶۱/۶۷	۶۷/۵	۶۳/۵	۵۸/۸۳	۶۳/۳۳	۶۰/۸۳

با توجه به مقادیر محاسبه شده شاخص کیفیت آب، ملاحظه می‌شود که منطقه رگبه دارای بیشترین و مالح دارای کمترین مقدار شاخص کیفیت می‌باشند. البته همه ایستگاهها از نظر طبقه‌بندی در گروه سوم و کیفیت متوسط قرار می‌گیرند.

لازم به ذکر است مقادیر شاخص کیفیت آب در کانال نیشکر کمتر از ایستگاه رگبه می‌باشد ولی مقادیر شاخص کیفیت آب در پساب مجتمع پرورش ماهی آزادگان بیشتر از ایستگاه عطیش می‌باشد.

۳-۳- فیتوپلانکتونهای تالاب

بررسی انواع رده های فیتوپلانکتون در طی ۱۲ ماه نمونه برداری از ۴ منطقه مورد مطالعه، بیانگر حضور ۶ رده و ۵۴ جنس در تالاب شادگان می باشد.

نتایج مشاهده انواع فیتوپلانکتون های تالاب شادگان بر اساس رده بندی در جدول (۳-۵) ذکر گردیده است.

جدول ۳-۵- میانگین فراوانی(تعداد در لیتر) فیتوپلانکتون ها بر اساس رده بندی در تالاب شادگان در طول مطالعه (۱۳۸۹)

رده	جنس	میانگین (تعداد در لیتر)
Baciliarophyceae	*cyclotella*	۱۲۶۳۹۰۶
	Rhizosolenia	۱۰۴۳۷
	Naviculla	۱۱۹۳۳۷
	Nitzschia	۲۶۸۸۹۴۱
	Cocconeis	۱۴۰۱۱
	Diatoma	۱۰۴۹۸۹
	Pinularia	۳۱۸۹
	Melosira	۱۸۹۷
	Amphiprora	۱۸۰۵۶
	Cymbella	۷۳
	Synedra	۷۲۰۸۸
	Gyrosigma	۹۷۵۳
	Cosinodiscus	۱۳۲۵
	Diploneis	۷۵۶۲
	Amphora	۱۲۸۹۱
	Fragilaria	۳۴۷۵
	Surirella	۳۲۲۱۱
	Cymatopoleura solea	۳۷۵۰۰
	Talasiosira condensa	۴۰۰۰
	Stephanodiscus	۱۰۰

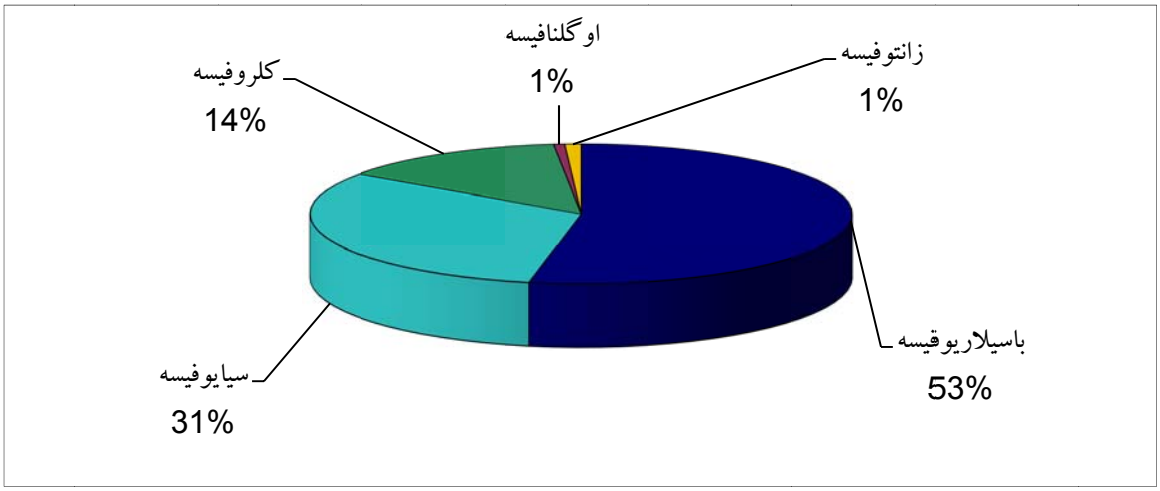
ادامه جدول ۳-۵- میانگین فراوانی(تعداد در لیتر) فیتوپلانکتون ها بر اساس رده بندی در تالاب شادگان در طول مطالعه (۱۳۸۹)

رده	جنس	میانگین (تعداد در لیتر)
Chlorophyceae	*Ankistrodesmus*	۳۹۴۸۱۹
	Scenedsmus	۳۷۴۷۴۵
	Chlorella	۹۰۳۶۳
	Spirulina	۶۶۵۸۷
	Closterium	۳۵۰۷۰
	Actinastrum	۴۱۲۰۵
	Chlamydomunas	۹۲۱۹
	Carteria	۵۷۴۴
	coelastrum	۷۲۲۱۸
	Codatella	۲۷۵
	Pediastrum	۳۳۶۷۵
	Crucigenina	۴۰۶۲۱
	Oocystis	۱۵۷۵
	Nephrocylium	۱۵۲۵۰
	Pandorina	۵۴۹۳
	Cosmarium	۱۳۶۰۱
	Staurastrum	۸۱۸۷
	Stichococcus	۲۳۸۴۷
	Tetrahedron	۳۰۳۶۹
	schroedria stigra	۳۷۵۰۰
	Mugeotia	۱۵۰۰
Cyanophyceae	*Oscilatoria*	۲۴۲۷۸۹۴
	Chroococcus	۳۳۰۲۳۶
	Merismopedia	۱۲۶۵۴۹
	Anabena	۱۱۴۲۳۲
	Nostoc	۹۲۶۰
	Gomphosphaeria	۵۴۲۵
	Gloecapsa	۴۴۵۰۰

ادامه جدول ۳-۵- میانگین فراوانی(تعداد در لیتر) فیتوپلانکتون ها بر اساس رده بندی در تالاب شادگان در طول مطالعه (۱۳۸۹)

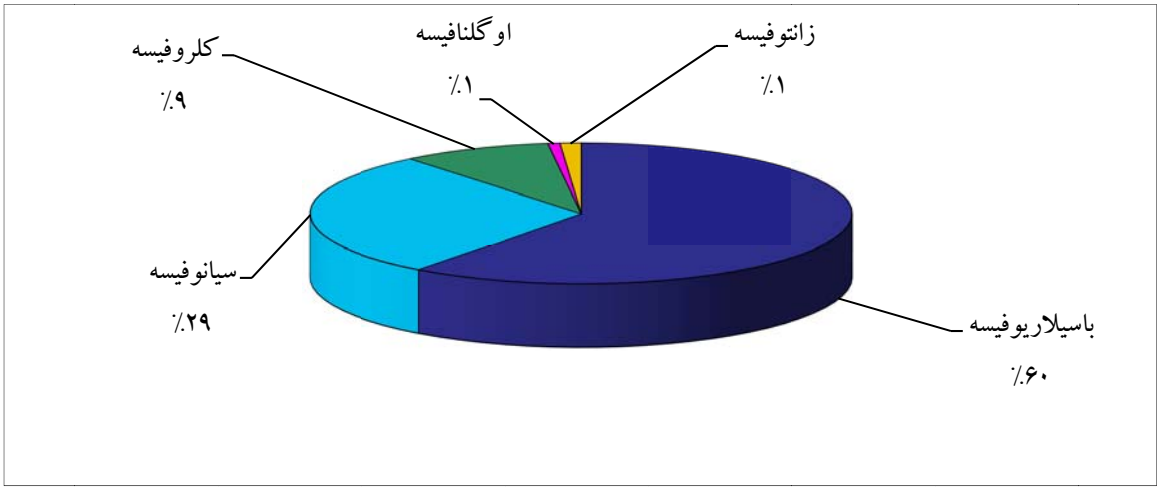
رده	جنس	میانگین (تعداد در لیتر)
Dinophyceae	*Ceratium*	۲۰۰
	Peridinium	۱۵۳۱۱
	Gymnodinium	۳۷۳۹۲
Xanthophyceae	*Tribonema*	۶۱۵۴۴
Euglenaphyceae	*Euglena*	۶۹۸۵۸
	Trachelomunas	۱۵۵۷۲۹

از بین رده های فیتوپلانکتون باسیلاریوفیسه با ۲۰ جنس دارای بیشترین درصد فراوانی (۵۳٪) می باشد. و بعد از آن سیانوفیسه با ۷ جنس (۳۱٪) و کلروفیسه با ۲۲ جنس (۱۴٪) را به خود اختصاص داده است. به دنبال آن زانتوفیسه با ۱ جنس (۱٪) و اوگلنافیسه با ۲ جنس (۱٪) فراوانی فیتوپلانکتون را تشکیل داده اند (نمودار ۳-۲۴).



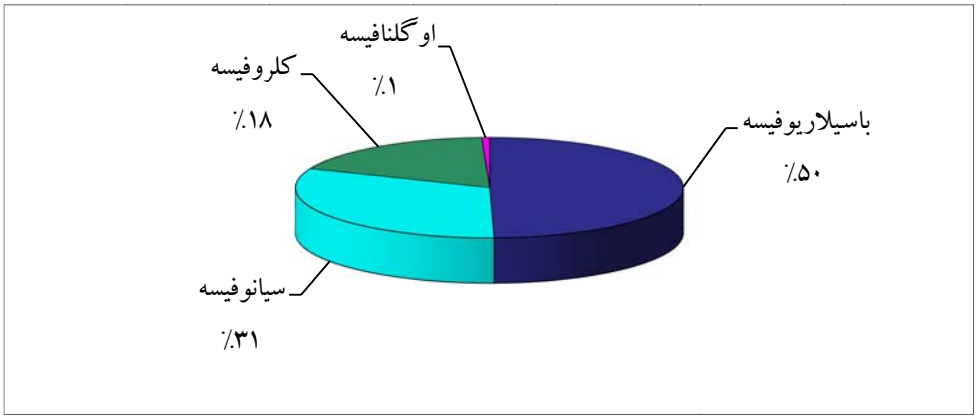
نمودار۳-۲۴- درصد فراوانی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

در ایستگاه رگبه فراوانی نسبی باسیلاریوفیسه ۶۰٪ بود که بیشترین فراوانی را در بین سایر رده های فیتوپلانکتون دارا بوده است. پس از آن سیانوفیسه ها با (۲۹٪) و کلروفیسه ها با (۹٪) بیشترین فراوانی نسبی را داشته اند. همچنین فراوانی نسبی زانتوفیسه ها و اوگلنا فیسه ها هر کدام(۱٪) بوده است (نمودار ۳-۲۵).



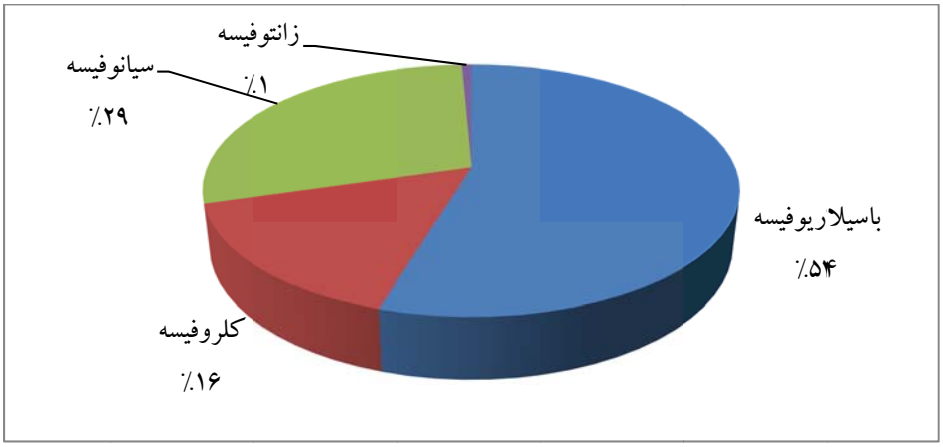
نمودار ۳-۲۵- میانگین فراوانی نسبی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در ایستگاه رگبه(۱۳۸۹)

در ایستگاه مالح فراوانی نسبی باسیلاریوفیسه (۵۰٪) بود که بیشترین درصد فراوانی را دارا بوده است. پس از آن سیانوفیسه (۳۱٪) و کلروفیسه (۱۸٪) و اوگلنافیسه (۱٪) فراوانی را به خود اختصاص داده است (نمودار ۳-۲۶).



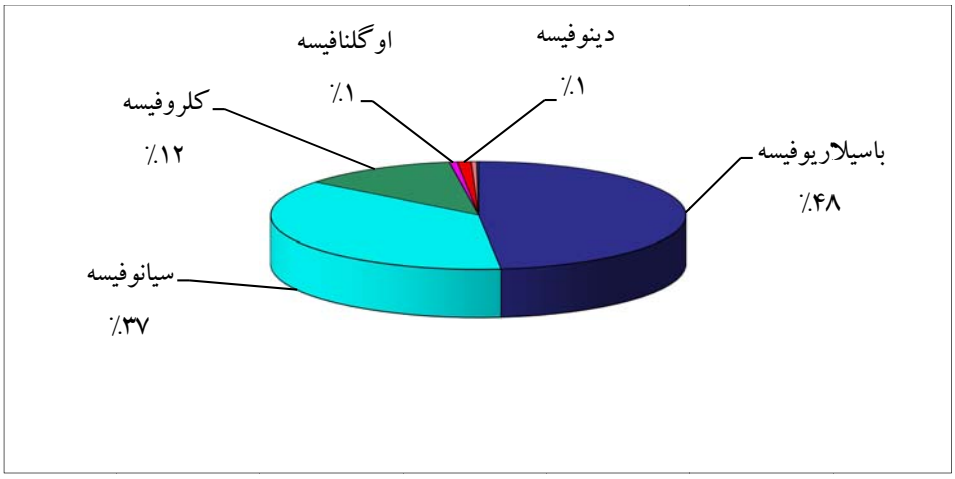
نمودار ۳-۲۶- میانگین فراوانی نسبی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در ایستگاه مالح(۱۳۸۹)

در ایستگاه عطیش فراوانی نسبی باسیلاریوفیسه (۵۴٪) بود که بیشترین فراوانی را در بین سایر رده های فیتوپلانکتون دارا بوده است. پس از آن سیانوفیسه با (۲۹٪) و کلروفیسه با (۱۶٪) بیشترین فراوانی نسبی را داشته اند. همچنین فراوانی نسبی زانتوفیسه و اوگلنافیسه هرکدام (۱٪) فراوانی نسبی را به خود اختصاص داده اند (نمودار ۳-۲۷).



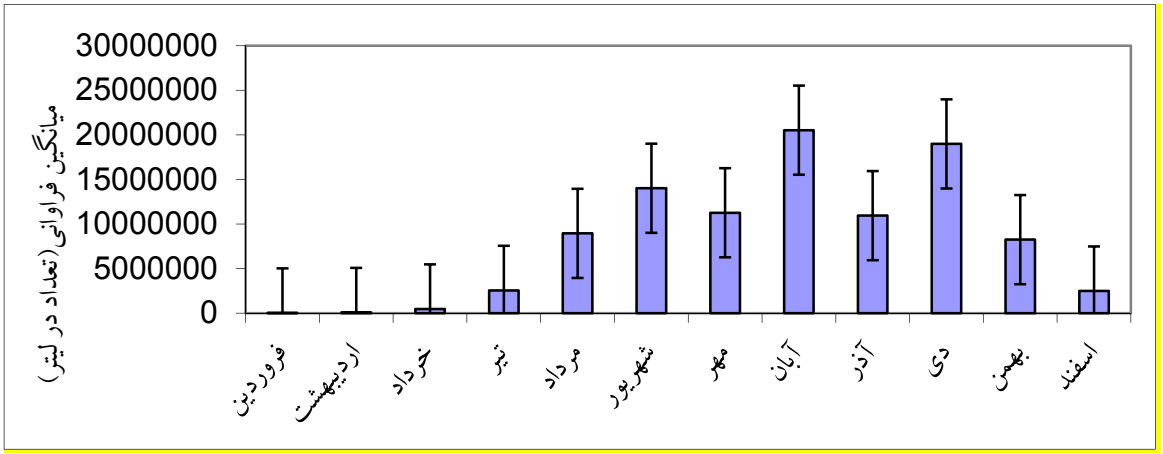
نمودار ۳-۲۷- میانگین فراوانی نسبی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در ایستگاه عطیش(۱۳۸۹)

در ایستگاه دورق فراوانی نسبی باسیلاریوفیسه (۴۸٪) بود که بیشترین فراوانی را در بین سایر رده های فیتوپلانکتون دارا بوده است. پس از آن سیانوفیسه با (۳۷٪) و کلروفیسه با (۱۲٪) بیشترین فراوانی نسبی را داشته اند. همچنین فراوانی نسبی دینوفیسه و اوگلنافیسه هرکدام (۱٪) فراوانی نسبی را به خود اختصاص داده اند (نمودار۳-۲۸).



نمودار ۳-۲۸- میانگین فراوانی نسبی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در ایستگاه دورق(۱۳۸۹)

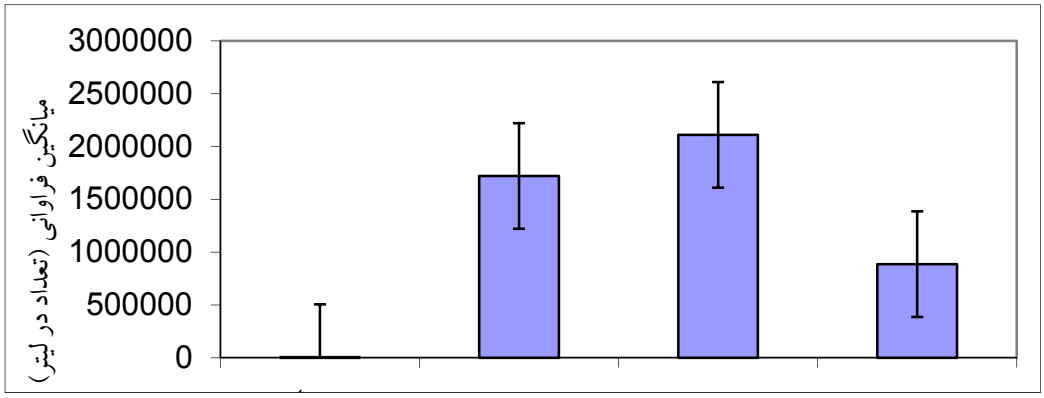
بیشترین مقدار میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در آبان ماه برابر با ۱۵۲۰۱۳۶ ± ۲۰۵۲۲۲۰۸ تعداد در لیتر و کمترین مقدار میانگین در فروردین ماه برابر با ۳۳۴۰± ۳۰۵۳۳ تعداد در لیتر می باشد (نمودار۳-۲۹).



نمودار ۳-۲۹- میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها (±SD) در ماه های نمونه برداری در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

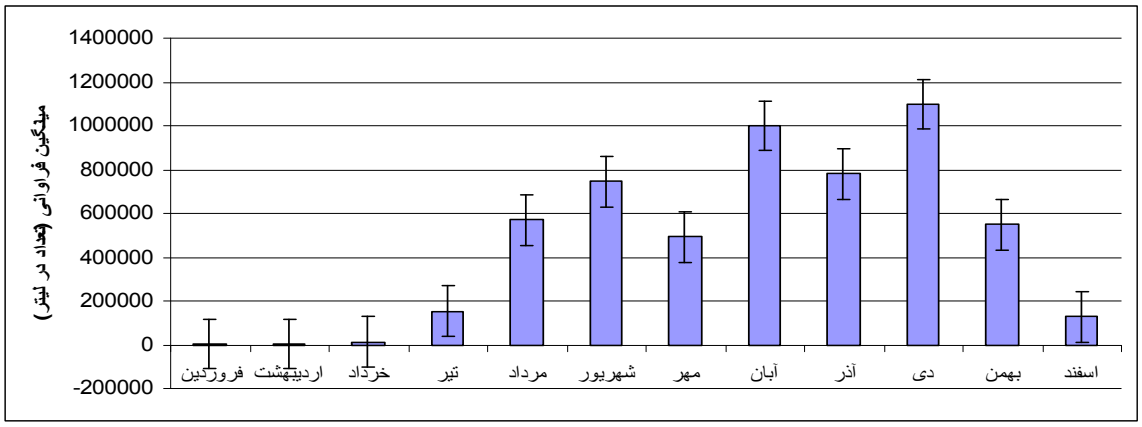
برای مقایسه میانگین فراوانی کل فیتوپلانکتون ها در ایستگاه ها و ماه های مختلف از آنالیز واریانس طرح بلوک کامل تصادفی استفاده شد. آزمون آنالیز واریانس یک طرفه فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاه های مختلف مقدار P= 0/1 (F= ۱/۵۹ ، df= 11) نشان داد که تفاوت معنی داری بین ایستگاه های مختلف وجود ندارد (P>0/05) و در بین ماه های مختلف مقدار P= 0/18 (F= 1/64 ، df= 3) نشان داد که اختلاف بین ماه ها نیز معنی دار نیست (P>0/05).

بیشترین میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در تالاب شادگان طی سال مطالعه متعلق به ایستگاه عطیش و معادل ۳۷۸۰۰۱ ±۲۱۱۰۲۶۳ (تعداد در لیتر) و کمترین میانگین فراوانی متعلق به ایستگاه رگبه با میانگینی برابر با ۷۹۴ ±۵۶۸۲ (تعداد در لیتر) بوده است(نمودار ۳-۳۰)



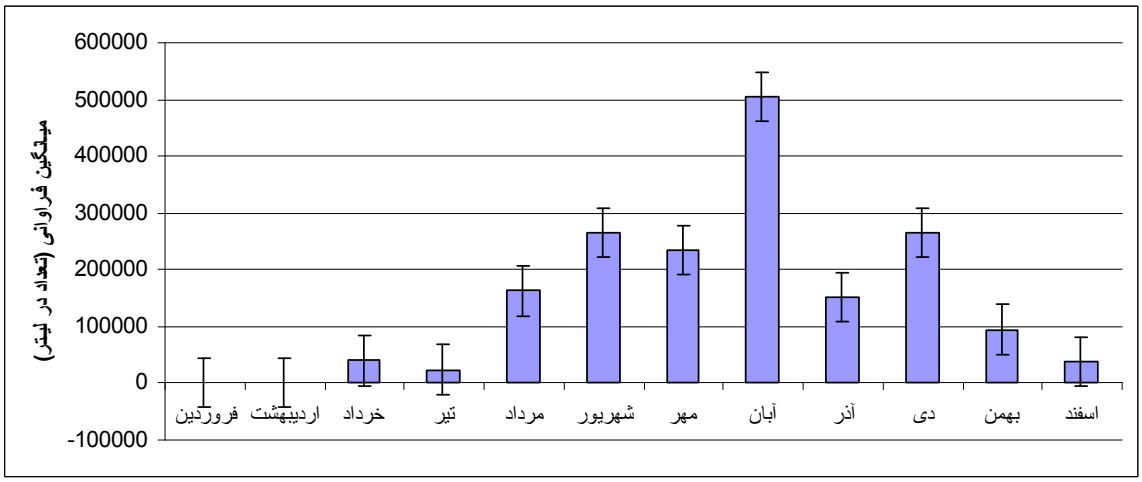
نمودار ۳-۳۰- میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها (±SD) در ایستگاه های نمونه برداری در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

بیشترین میانگین فراوانی این رده در دی ماه برابر با ۱۳۷۱۲۰ ±۱۰۹۶۹۶۶ تعداد در لیتر می باشد. فراوانی دیاتومه ها در ماه های فروردین و اردیبهشت نسبت به ماه های دیگر کاهش یافت. به طوریکه در فروردین ماه میانگین فراوانی این رده به ۱۱۳۰ ± ۳۴۰۵ تعداد در لیتر رسیده است. از این رده جنس های *Cyclotella* و *Nitzschia* تقریباً در کلیه ایستگاه ها و ماه های نمونه برداری مشاهده شدند و بیشترین فراوانی این رده متعلق به جنس *Nitzschia* است(نمودار۳-۳۱). همچنین فراوانی این رده در جدول (۳-۵) قابل مشاهده است.



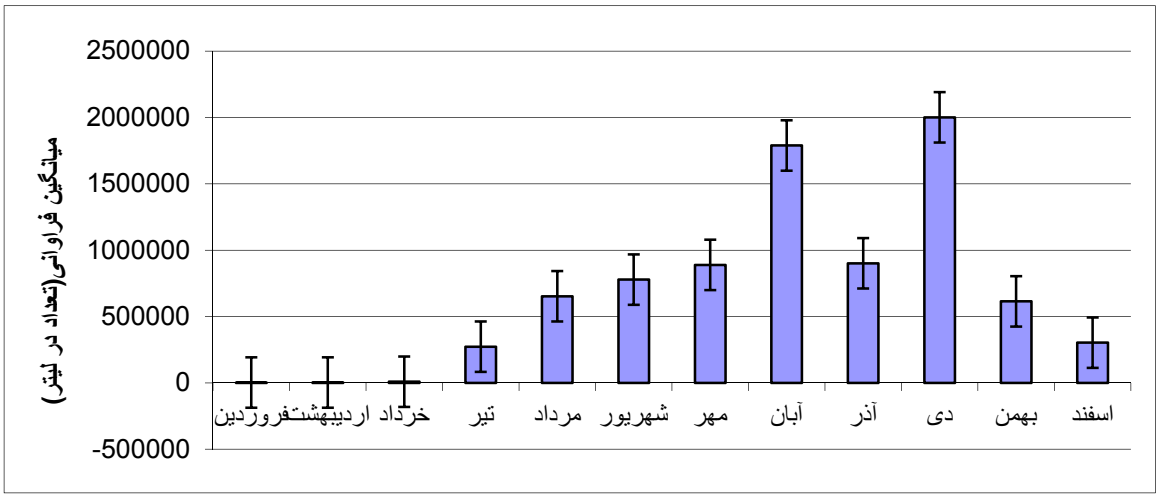
نمودار ۳-۳۱- میانگین فراوانی(±SD) رده باسیلاریوفیسه در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۳۲) بیشترین میانگین فراوانی این رده در آبان ماه برابر با ۱۱۲۸۲۳± ۵۰۴۵۷۶ و کمترین میانگین فراوانی در فروردین ماه برابر با ۱۰۰±۳۰۰ می باشد. از این رده جنس های *Scenedsmus* و *Ankistrodesmus* تقریباً در اکثر ایستگاه ها و ماه های نمونه برداری مشاهده شدند. بیشترین فراوانی این رده متعلق به جنس *scenedsmus* است. همچنین فراوانی این رده در جدول (۳-۵) قابل مشاهده است.



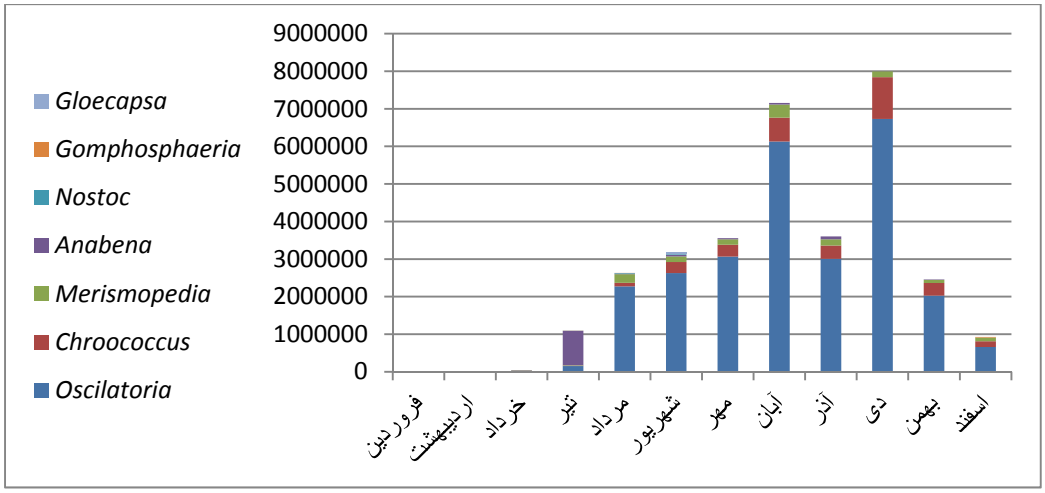
نمودار ۳-۳۲- میانگین فراوانی(±SD) رده کلروفیسه در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بیشترین میانگین فراوانی این رده در دی ماه برابر با ۳۳۳۴۵۵ ± ۲۰۰۰۷۳۵ تعداد در لیتر می باشد. تعداد سیانوفیسه ها در فروردین ماه به کمترین مقدار خود ۷۳۵ ± ۲۵۰۰تعداد در لیتر رسید (نمودار۳-۳۳).



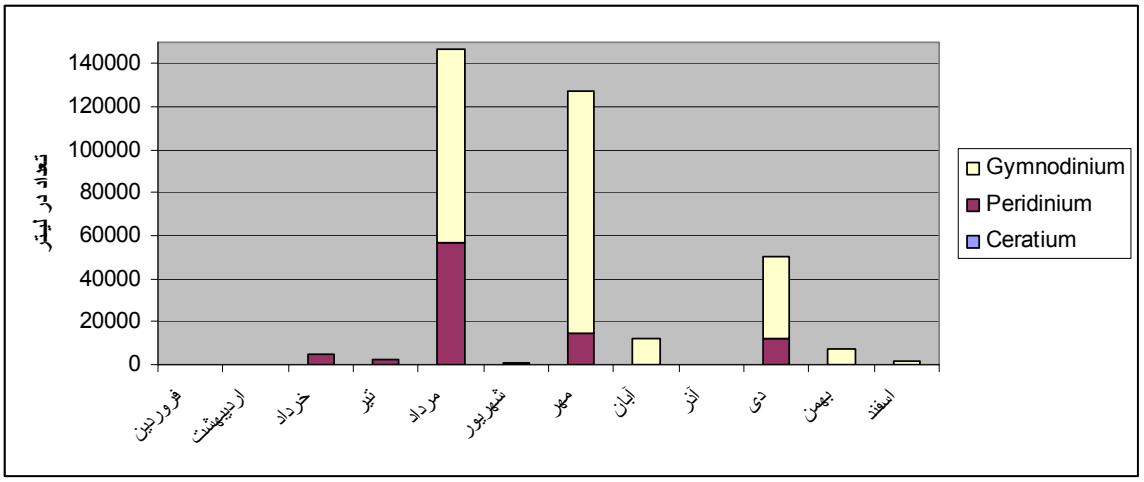
نمودار (۳-۳۳) میانگین فراوانی (±SD) رده سیانوفیسه در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

از این رده جنس های *Oscillatoria* و *Chroococcus* تقریباً در کلیه ایستگاه ها و ماه های نمونه برداری مشاهده شدند. بیشترین فراوانی این رده متعلق به جنس *Oscillatoria* است(نمودار۳-۳۴). همچنین فراوانی این رده در جدول(۳-۵) قابل مشاهده است.



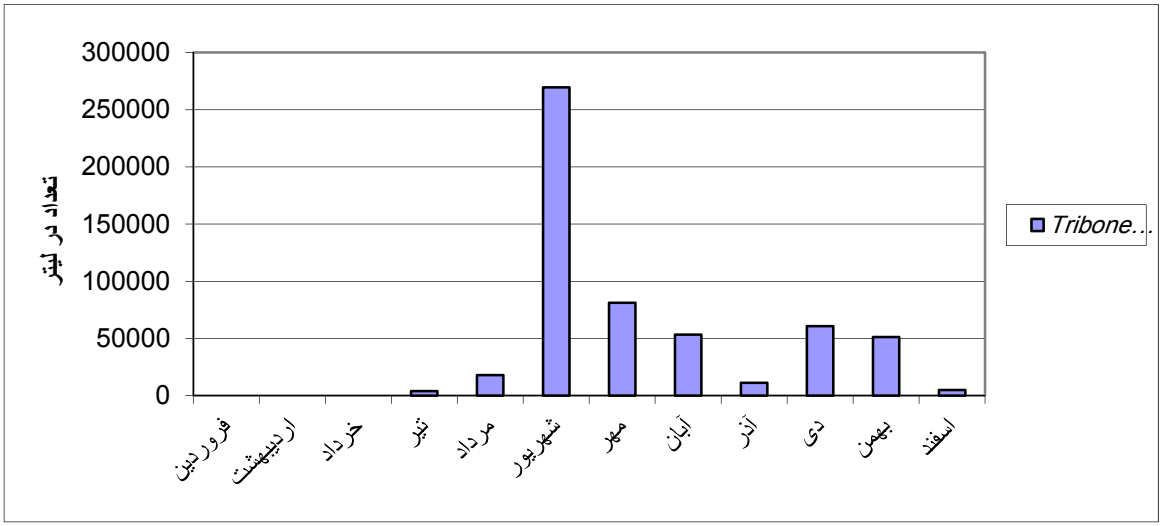
نمودار ۳-۳۴- فراوانی جنس های مختلف سیانوفیسه(تعداد در لیتر) در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بیشترین فراوانی این رده در مرداد ماه برابر با ۱۴۶۹۷۸ تعداد در لیتر می باشد و کمترین فراوانی این رده در ماه های فروردین و اردیبهشت با فراوانی ۲۰۰ تعداد در لیتر بوده است. در فروردین ماه تنها جنس مشاهده شده از رده دینوفیسه جنس *Ceratium* در ایستگاه دورق و تنها جنس مشاهده شده در اردیبهشت ماه جنس *peridinium* در ایستگاه عطیش می باشد. در آذر ماه جنسی از دینوفیسه ها در ایستگاه های مطالعاتی مشاهده نگردید. از این رده جنس های *Gymnodinium* و *Peridinium* تقریباً در اکثر ایستگاه ها و ماه های نمونه برداری مشاهده شدند. بیشترین فراوانی این رده متعلق به جنس *Gymnodinium* است (نمودار ۳-۳۵). همچنین فراوانی این رده در جدول(۳-۵) قابل مشاهده است.



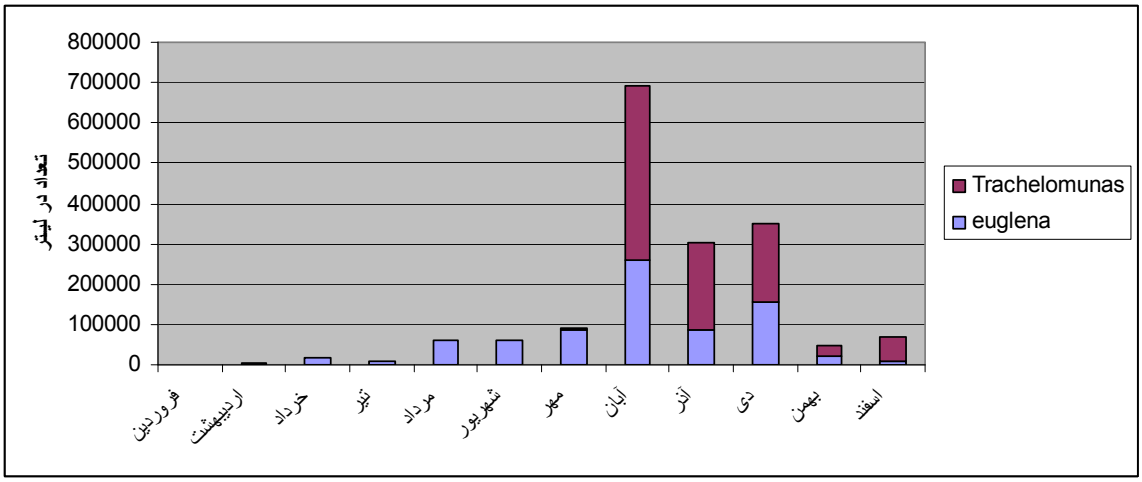
نمودار۳-۳۵- فراوانی جنس های مختلف دینوفیسه در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بیشترین فراوانی رده زانتوفیسه در شهریور ماه معادل ۲۶۹۵۸۳ و کمترین فراوانی در تیر ماه برابر با ۳۹۰۰ تعداد در لیتر می باشد. در ماه های فروردین، اردیبهشت و خرداد، این جنس مشاهده نگردیده است. از این رده جنس *Tribonema* تنها جنس مشاهده شده می باشد(نمودار ۳-۳۶). همچنین فراوانی این رده در جدول (۳-۵) قابل مشاهده است.



نمودار ۳-۳۶- فراوانی جنس *Tribonema* در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

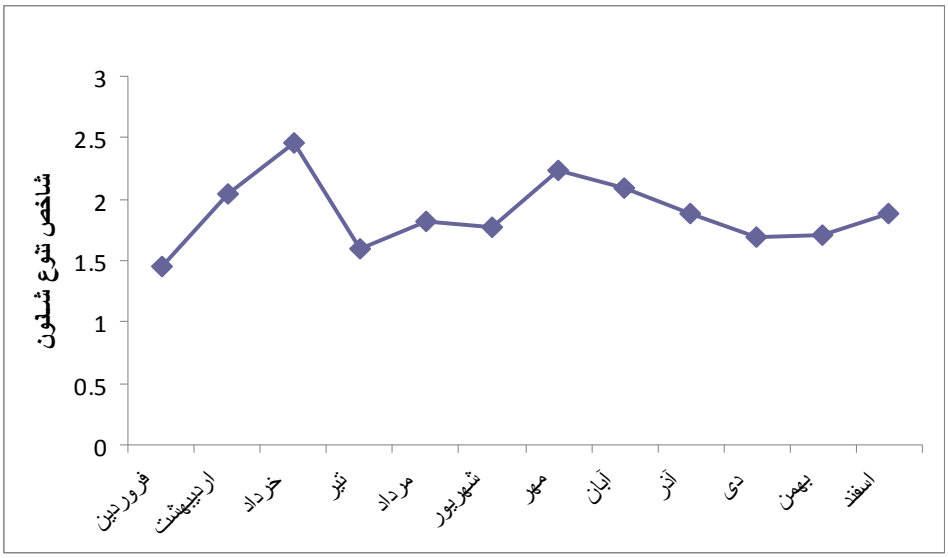
بیشترین فراوانی رده اوگلنافیسه در آبان ماه معادل ۶۹۰۴۱۷ و کمترین مقدار فراوانی در اردیبهشت ماه برابر با ۵۸۰۴ تعداد در لیتر می باشد (نمودار ۳-۳۷). در فروردین ماه جنسی از این رده مشاهده نشده است.



نمودار ۳-۳۷- فراوانی جنس های مختلف اوگلنیده در ماه های مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

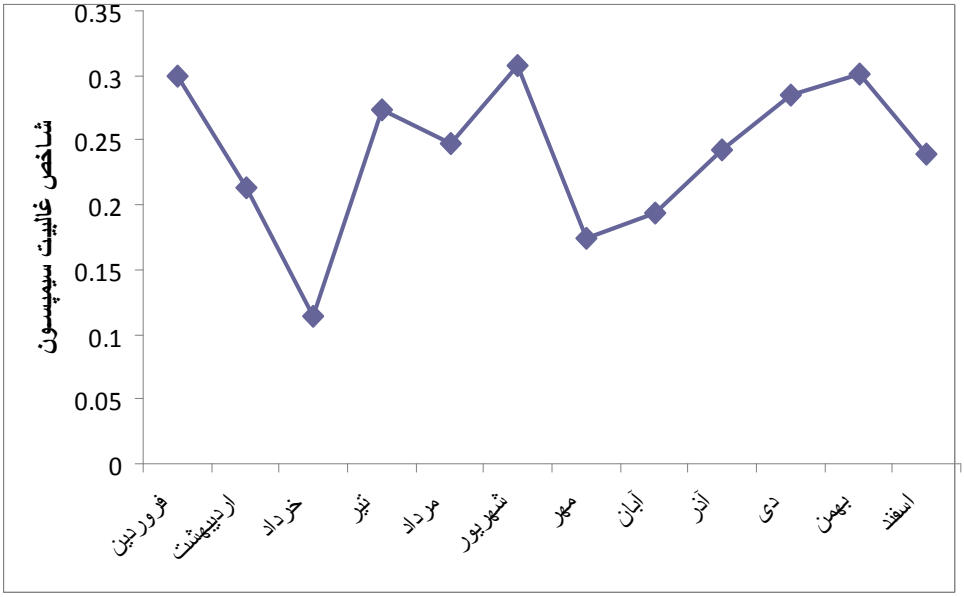
نتایج شاخص های زیستی فیتوپلانکتون

بر اساس نمودار (۳-۳۸) بیشترین مقدار میانگین شاخص شانون در خرداد ماه برابر با ۲/۴۵ و کمترین مقدار میانگین این شاخص برابر با ۱/۴۶در فروردین ماه می باشد.



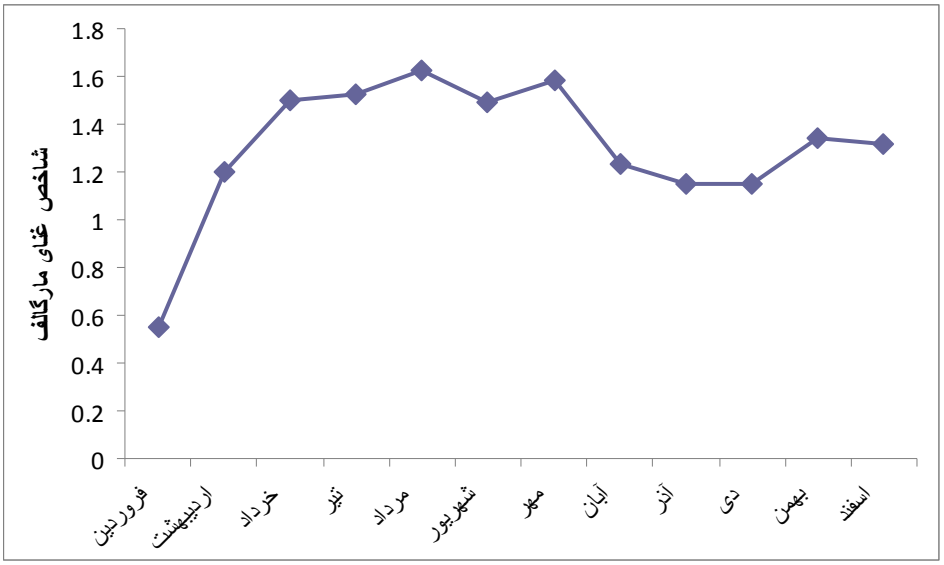
نمودار (۳-۳۸) نتیجه شاخص تنوع شانون در ماه های مورد مطالعه در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۳۹) شاخص سیمپسون در شهریور ماه بیشترین مقدار میانگین معادل ۰/۳۱ را دارا بود و کمترین میزان این شاخص در خرداد ماه میانگینی برابر ۰/۱۱ داشت.



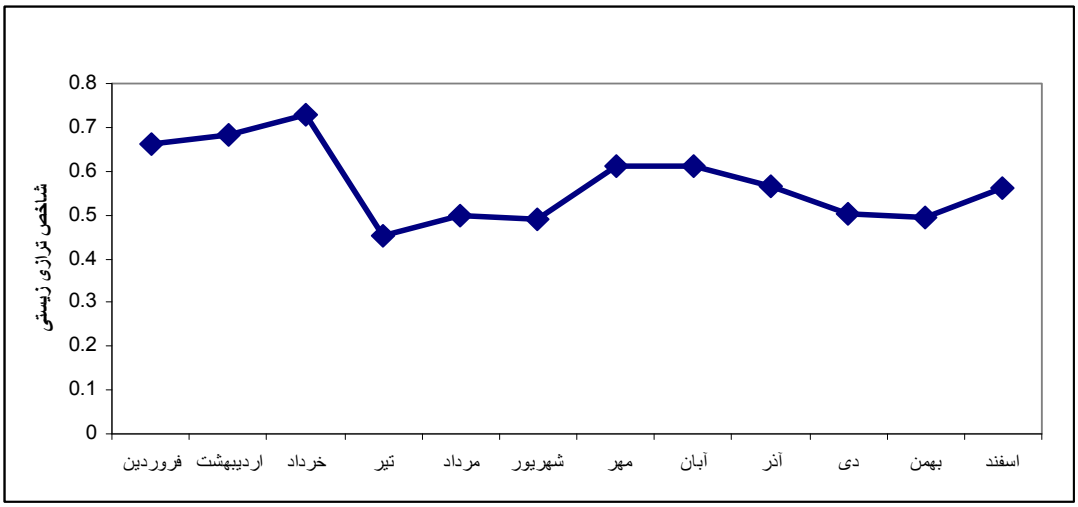
نمودار ۳-۳۹- نتیجه شاخص غالبیت سیمپسون در ماه های مورد مطالعه در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۴۰) شاخص مارگالف در مرداد ماه بیشترین مقدار میانگین معادل ۱/۶۲ را داشته است و کمترین میزان این شاخص در فروردین ماه میانگینی برابر۰/۵۵ داشت.



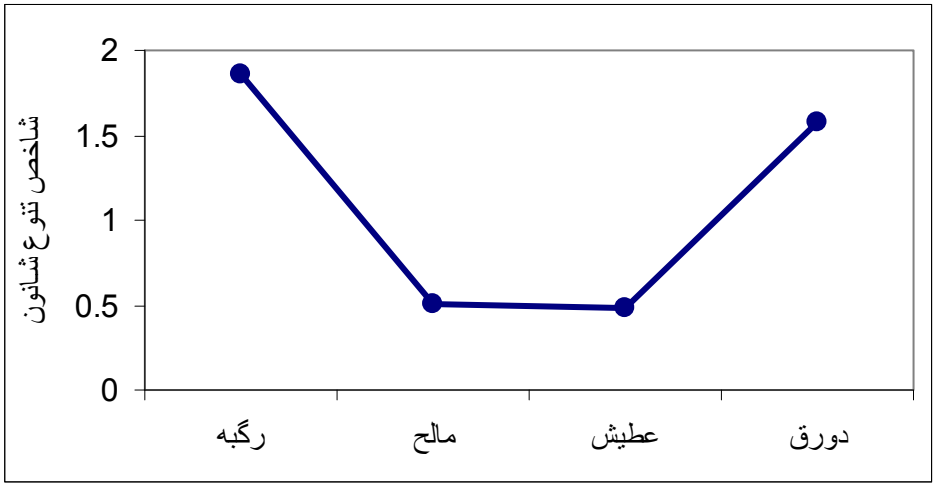
نمودار ۳-۴۰- نتیجه شاخص غنای مارگالف در ماه های مورد مطالعه در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۴۱) شاخص ترازی زیستی در خرداد ماه با میانگین معادل ۰/۷۳ بیشترین مقدار را دارا بود و کمترین میزان این شاخص در تیر ماه میانگینی برابر ۰/۴۵داشت.



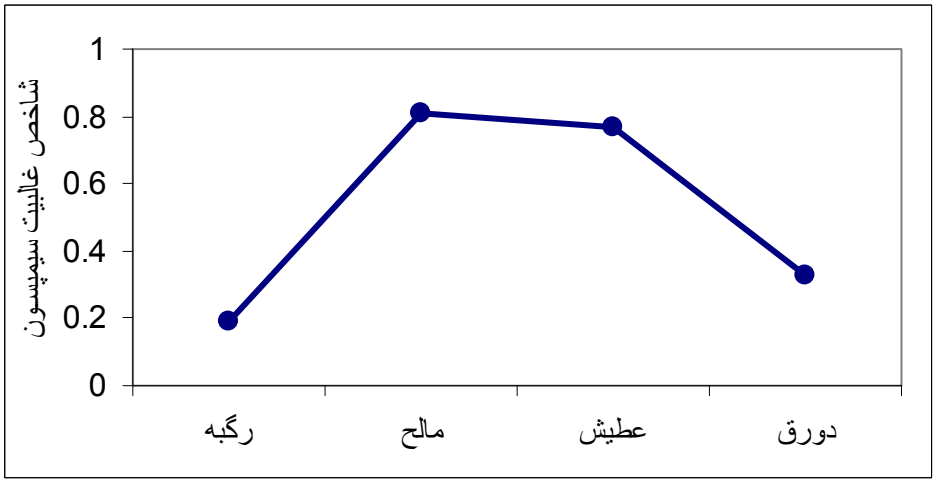
نمودار ۳-۴۱- نتیجه شاخص ترازی زیستی در ماه های مورد مطالعه در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۴۲) ایستگاه رگبه با میانگینی برابر با ۱/۸۶بیشترین میزان شاخص شانون و ایستگاه عطیش با میانگینی برابر با ۰/۴۸ کمترین میزان شاخص شانون را به خود اختصاص داده اند.



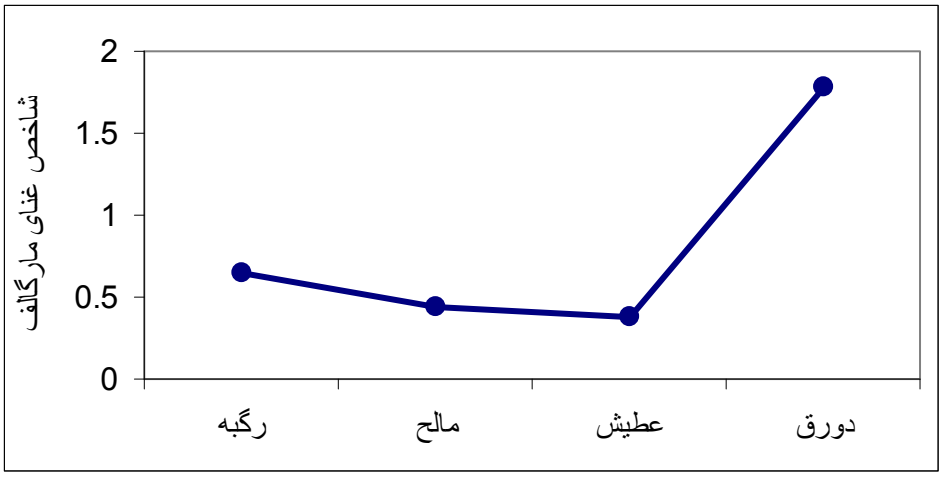
نمودار۳-۴۲- نتیجه شاخص تنوع شانون در ایستگاه های مورد مطالعه در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۴۳) ایستگاه رگبه با میانگینی برابر با ۰/۱۸ کمترین میزان شاخص غالبیت سیمپسون و ایستگاه مالح با میانگینی برابر با ۰/۸۱ بیشترین میزان شاخص غالبیت سیمپسون را دارا می باشند.



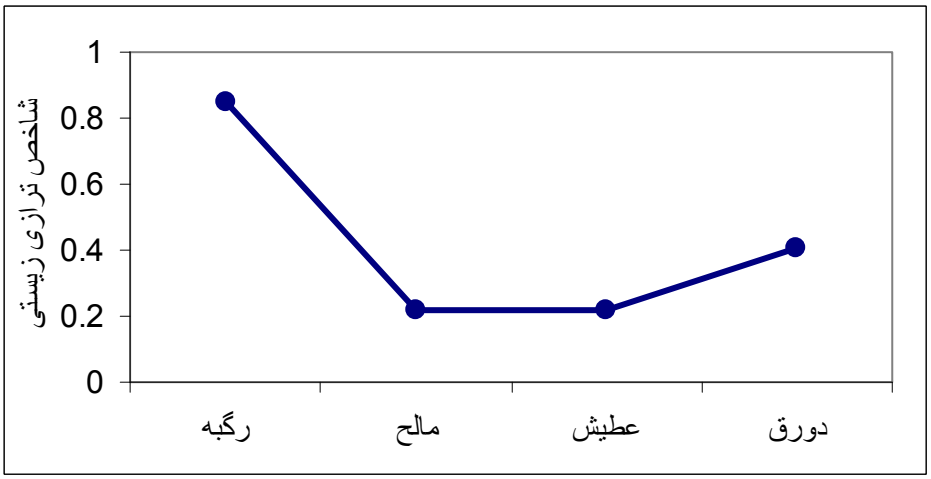
نمودار ۳-۴۳- نتیجه شاخص غالبیت سیمپسون در ایستگاه های مورد مطالعه در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۴۴) ایستگاه دورق با میانگینی برابر با ۱/۷۸ بیشترین میزان شاخص مارگالف و ایستگاه عطیش با میانگینی برابر با ۰/۳۸ کمترین میزان شاخص مارگالف را دارا می باشند.



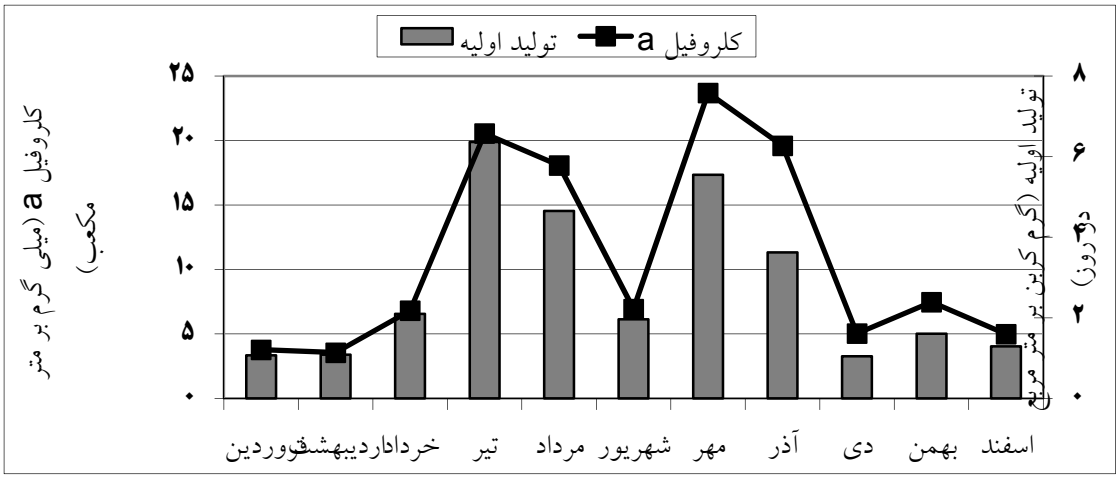
نمودار ۳-۴۴-نتیجه شاخص غنای مارگالف در ایستگاه های مورد مطالعه در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بر اساس نمودار (۳-۴۵) شاخص ترازی زیستی در ایستگاه رگبه با میانگین معادل ۰/۸۵ بیشترین مقدار را دارا بود و کمترین میزان این شاخص در ایستگاه مالح میانگینی برابر ۰/۲۲ داشت.



نمودار ۳-۴۵- نتیجه شاخص ترازی زیستی در ایستگاه های مورد مطالعه در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

طبق نمودار(۳-۴۶)روند تغییرات میانگین کلروفیل a و تولید اولیه، که تابعی از هم می باشند نشان می دهد که بیشترین مقدار میانگین کلروفیل a در مهر ماه برابر با ۲۳/۶۹ میلی گرم در مترمکعب و کمترین میزان آن در اردیبهشت ماه برابر با ۳/۵۴ میلی گرم در متر مکعب می باشد. همچنین بیشترین میانگین تولید اولیه در تیر ماه برابر با ۶/۳۶ گرم کربن در متر مربع در روز و کمترین میزان آن با میانگینی برابر با ۱/۰۵ گرم کربن در متر مربع در دی ماه بوده است.

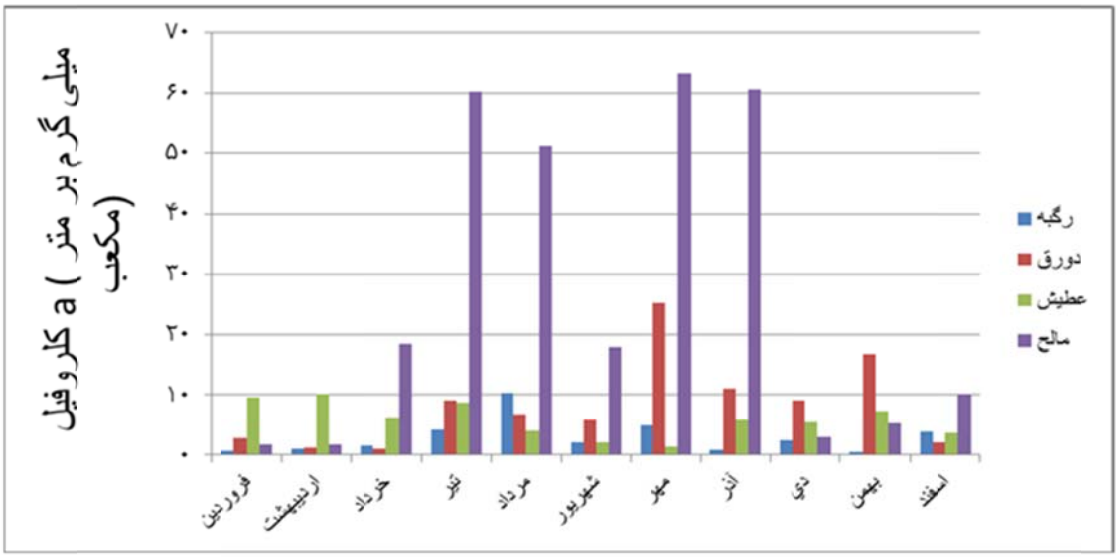


نمودار۳-۴۶- روند تغییرات میانگین کلروفیل a و تولید اولیه در ماه های مختلف در تالاب شادگان(۱۳۸۹)

مقدار میانگین سالانه کلروفیل a، ۱۰/۹۵ میلی گرم در متر مکعب است و حداکثر آن ۲۶/۶۷ میلی گرم در متر مکعب در ایستگاه مالح و حداقل آن ۲/۹۷ میلی گرم در متر مکعب در ایستگاه رگبه می باشد.

همچنین مقدار میانگین سالانه تولید اولیه ۲/۶۸ گرم کربن در متر مربع در روز و حداقل و حداکثر آن به ترتیب ۰/۵۲ گرم کربن در متر مربع در روز در ایستگاه رگبه و ۶/۴۱ گرم کربن در متر مربع در روز در ایستگاه مالح می باشد(۳-۴۷).

نمودار ۳-۴۷-روند تغییرات میانگین سالانه کلروفیل a و تولید اولیه در ایستگاه های مختلف تالاب شادگان(۱۳۸۹)

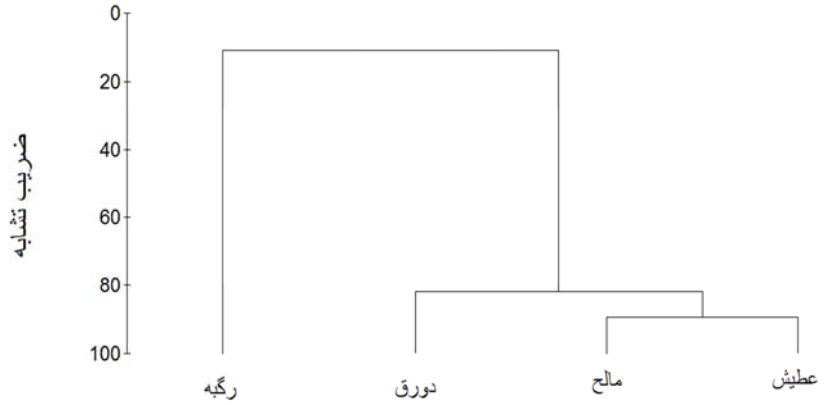


نمو

	فـروردین	اردیبهشـت	خـرداد	تیر	مـرداد	شـهریور	مهر	آذر	دی	بهمـن	اسـفند
رگبـه	۰/۷۳	۱/۱۱	۱/۵۷	۴/۲	۱۰/۴	۲/۰۶	۴/۹۳	۰/۸۷	۲/۴۵	۰/۵	۳/۸۶
دورق	۲/۹۱	۱/۱۹	۱/۰۵	۹/۰۷	۶/۷۵	۵/۸۳	۲۵/۲۲	۱۱/۰۷	۹/۰۵	۱۶/۸۱	۲/۱۹
عطیـش	۹/۶	۱۰/۱۶	۶/۲۲	۸/۷۶	۴/۱۱	۲/۰۶	۱/۳۸	۵/۸۳	۵/۵۷	۷/۲۷	۳/۷۱
مـالح	۱/۸۵	۱/۷۳	۱۸/۳۹	۶۰/۱۷	۵۱/۰۳	۱۷/۸	۶۳/۲۴	۶۰/۶۳	۳/۰۶	۵/۳	۱۰/۲۱

در این بخش میزان شباهت ایستگاه ها و فصول مختلف از نظر میانگین فراوانی فیتوپلانکتون های شناسایی شده با استفاده از آنالیز خوشه ای و MDS بررسی شد. نتایج آنالیز MDS در تمام ایستگاه ها کمترین میزان استرس (Stress=0) را نشان داد. که این نمایانگر جور شدگی خیلی زیاد[۲۳] بین ایستگاه ها و نیز فصول مختلف می باشد. نمودار (۳-۴۹) با استفاده از نرم افزار پرایمر و آنالیز خوشه ای ترسیم گردیده است. با استفاده از آنالیز خوشه ای میزان شباهت ایستگاه های نمونه برداری در طول سال بر حسب میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها به صورت شماتیک و ترسیمی محاسبه شد.

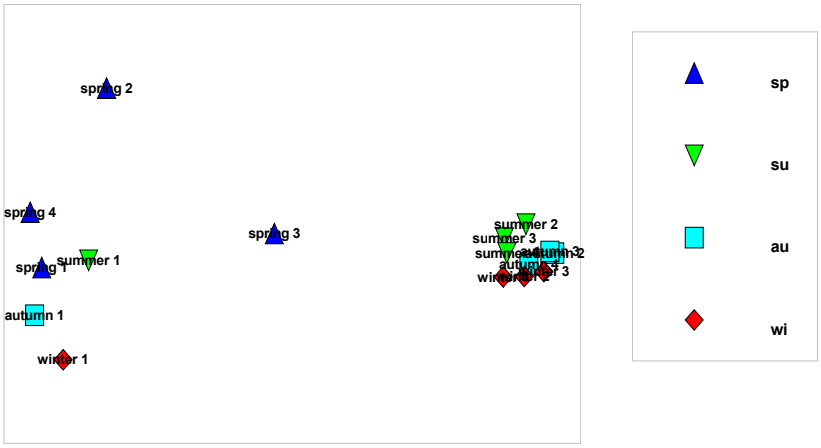
[23] .Best fitness



نمودار ۳-۴۹- نمودار خوشه ای بر اساس سطح تشابه Bray-Curtis برای ایستگاه های مورد مطالعه بر حسب میانگین سالانه فراوانی جنس های فیتوپلانکتون در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

بر اساس نتایج آنالیز خوشه ای دو ایستگاه مالح و عطیش با ضریب تشابه معنی دار ۸۹/۵۱ درصد نشان داده شده اند. ایستگاه دورق با ضریب تشابه ۸۱/۸۵ درصد نسبت به دو ایستگاه مالح و عطیش نشان داده شده است. همچنین ایستگاه رگبه با ضریب تشابه ۱۰/۹۱ درصد با سه ایستگاه دیگر متشابه و ترسیم شده است(۳-۵۰).

نتایج نمودار MDS نیز مکمل نتایج آنالیز خوشه ای می باشد. در تمامی فصول به جز فصل بهار ۳ ایستگاه مالح، عطیش و دورق بیشترین شباهت را دارا بودند و ایستگاه رگبه در تمام فصول شباهت کمتری به سایر ایستگاه ها داشت (نمودار ۳-۵۰).



نمودار ۳-۵۰- شباهت ایستگاه ها (۴=دورق، ۳=عطیش، ۲=مالح، ۱=رگبه)

بر اساس میانگین فراوانی جنس های فیتوپلانکتون در فصول مختلف در تالاب شادگان (۱۳۸۹)

۴-۳- زئوپلانکتونهای تالاب شادگان

در این مطالعه ۲۴ جنس زئوپلانکتون که در ۴ گروه پروتوزوآ , روتیفرآ، کوپه پودآ و کلادوسرآ به ترتیب با نسبت ۱, ۱۲ ,۸، ۳ جنس حضور داشته اند و نسبت فراوانی این گروه ها به ترتیب ۵/۷ , ۷۷/۳۴ ، ۱۴/۱۲ و ۲/۹ در صد است و روتیفرها غالب ترین گروه می باشند. و مقایسه آنها با سالهای گذشته تغییرات در صد فراوانی را نشان می دهد(جدول ۳-۷).

جدول ۳-۷ : مقایسه در صد فراوانی رده های زئوپلانکتونی در سالهای مختلف در منطقه تالاب شادگان

رده	* ۱۳۷۵	** ۱۳۷۹	**۱۳۸۶-۸۷	۱۳۸۹
پروتوزوآ	۲۶/۸	۳۹/۴	۲	۵/۷
روتیفرآ	۴۶/۳	۴۹/۹	۸۰/۴۷	۷۷/۳۴
کوپه پودآ	۱۷/۰۷	۱۰/۶۷	۱۷/۳۰	۱۴/۱۲
کلادوسرآ	۷/۳۱	۰	۰/۲۳	۲/۹

* غفله مرمضی (۱۳۷۵) ** خلفه نیل ساز (۱۳۸۸) ** خلفه نیل ساز (۱۳۸۸)

از زئوپلانکتون پروتوزوآ جنس *Strobilidium* با ۱۰۰ درصد , از روتیفرآ جنس های *Ascomorpha*, و *Brachionus* به ترتیب با ۷۸/۳۵ ، و ۱۳/۸۱ و از کوپه پودها، جنس *Paracyclops* ، *Onchocamptus* و مراحل لاروی آنهابا ۲۵/۱۳ ، ۱۸/۹۲ و ۱۸/۴۱ ، از کلادوسرها گونه *polyhemus pediculus* و جنس *Alona* به ترتیب ۴۵/۲۱ و ۲۳/۲۹ درصد بیشترین فراوانی را داشته اند(جدول۳-۸).

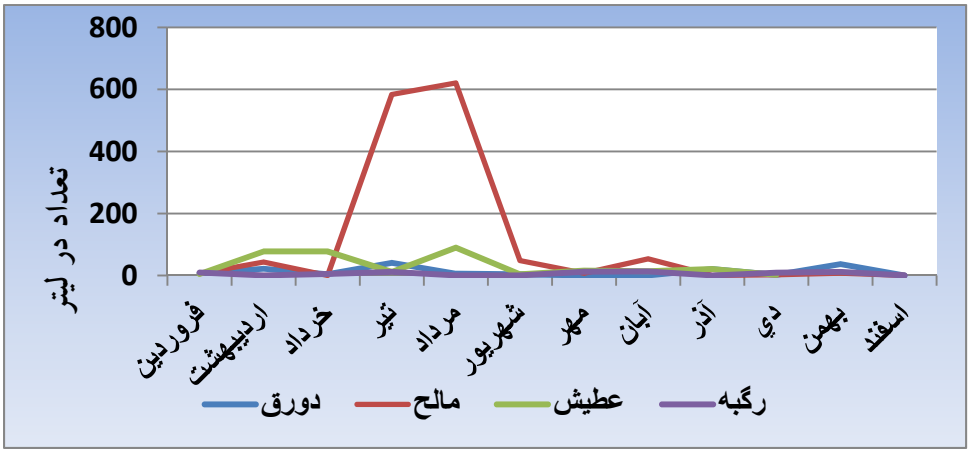
جدول۳-۸: درصد فراوانی نسبی رده های مختلف زئوپلانکتونی در منطقه تالاب شادگان

گروه	جنس	میانگین (تعداد در لیتر)	در صد فراوانی در هر گروه
protozoa	*Strobilidium*	۳۵.۲۵	۱۰۰
Rotifera	*Brachionus*	۶۷	۱۳.۸۱
	Asplanchuna	۱۶	۳.۳۰
	Monostyla	۷.۵	۱.۵۵
	Ascomorpha	۳۸۰	۷۸.۳۵
	Lecane	۸.۵	۱.۷۵
	longicaudum Scardium	۱	۰.۲۱
	Filinia	۱	۰.۲۱
	Keratella	۴	۰.۸۲

ادامه جدول۳-۸: درصد فراوانی نسبی رده های مختلف زئوپلانکتونی در منطقه تالاب شادگان

گروه	جنس	میانگین (تعداد در لیتر)	در صد فراوانی در هر گروه
Copepoda	*Napillus*	۱۶.۳	۱۸.۴۱
	Cyclops	۴.۵	۵.۰۸
	Attheylla amurensis	۰.۷۵	۰.۸۵
	Ectocyclops	۱۴.۲۵	۱۶.۰۹
	Thermocyclops	۵.۳۷۵	۶.۰۷
	Paracyclops	۲۲.۲۵	۲۵.۱۳
	Onchocamptus	16.75	۱۸.۹۲
	Canthocamptus	۸.۳۷۵	۹.۴۶
Cladocera	*polyhemus pediculus*	۸.۲۵	۴۵.۲۱
	Alona	۴.۲۵	۲۳.۲۹
	Ceriodaphnia	۱.۷۵	۹.۵۹
	Rnynchotalona	۲.۲۵	۱۲.۳۲
	Leptodora	۱.۷۵	۹.۵۹

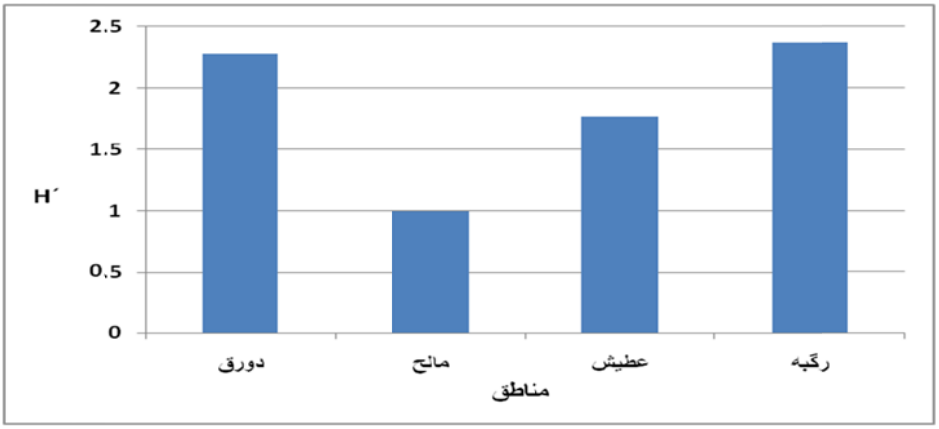
تغییرات زمانی میانگین سالیانه زئوپلانکتون به گونه ای است که در تیر و مردادماه افزایش محسوسی بدلیل حضور روتیفرها در منطقه مالح مشاهده می شود(نمودار۳-۵۱).



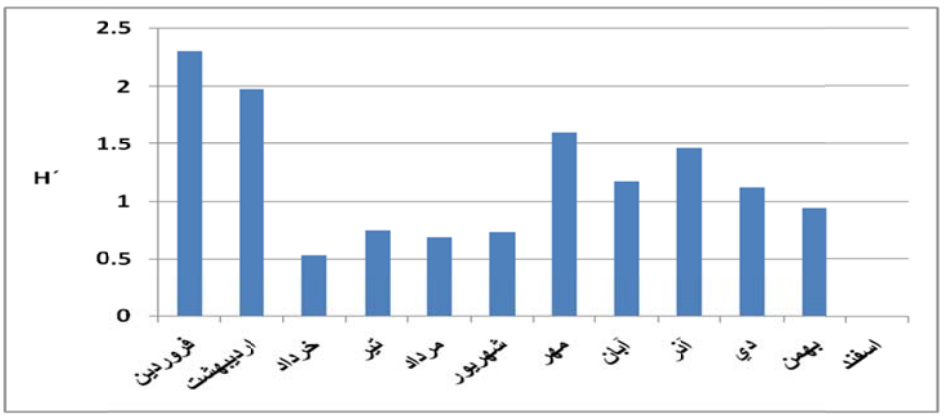
نمودار۳-۵۱: میانگین تغییرات فراوانی گروههای زئوپلانکتونها در طول سال در منطقه تالاب شادگان

میزان تنوع زئوپلانکتون ها براساس شاخص شانون - واینر در ایستگاهها به ترتیب در رگبه و دورق بیشترین تنوع و کمترین آن در منطقه مالح است. است(نمودار۳-۵۲).

ميزان تنوع زئوپلانکتون ها نيز در ماهها نشان می دهد که در فروردين و ارديبهشت ماه بيشترين تنوع و از خردادماه تا مهرماه تنوع کاهش و سپس مجدداً مقدار تنوع افزايش می يابد. کمترين آن در مهرماه است(نمودار۳-۵۳). مقايسه نسبی بين تنوع زئوپلانکتون در ايستگاهها در مدت چند سال بررسی در منطقه تالاب شادگان در مناطقی مانند رگبه و دورق يک روند افزايشی در تنوع زئوپلانکتونها وجود دارد در صورتی که تنوع در منطقه عطيش تسبت نسبت به سال ۱۳۸۷ تفاوت چندانی نداشته است، ولی منطقه مالح با کاهش تنوع مواجه است(جدول ۳-۹).



نمودار۳-۵۲ : تغييرات تنوع زئوپلانکتون در مناطق مورد بررسی از تالاب شادگان



نمودار۳-۵۳ : تغييرات تنوع زئوپلانکتون در طول سال در منطقه تالاب شادگان

جدول۳-۹ : مقایسه نسبی تنوع زئوپلانکتون در ایستگاهها در منطقه تالاب شادگان

ایستگاه	۱۳۷۵	۱۳۷۹	۱۳۸۷	۱۳۸۹
رگبه	۰/۸۵	۰/۳۴	۲/۰۶	۲/۳۷
دورق	۰/۷۲	–	۱	۲/۲۷
عطیش	۰/۸۵	۰/۴۵	۱/۷۹	۱/۷۶
مالح	۱/۱۱	–	۱/۴۵	۰/۹۹

میزان شاخص wetland zooplankton index (WZI) بدست آمده ۱/۶۱ می باشد، که با توجه به مقادیر اشاره شده در روش کار، که در دامنه بین ا تا ۵ قرار می گیرد، بنابر این معرف کیفیت کم تالاب است.

۵-۳- جلبکهای کفزی تالاب

در این مطالعه ۱۸ جنس جلبک اپی پلون که در ۳ رده باسیلاریوفیسه، سیانوفیسه و کلروفیسه به ترتیب با نسبت ۱۴, ۳ ,۱ جنس حضور داشته اند. ایستگاههای مالح و دورق بیشترین تعداد جنس را دارا هستند. نسبت فراوانی این رده ها به ترتیب ذکر شده ۵۰/۴۵، ۴۸/۶۶، ۰/۸۸ در صد است. بدین ترتیب دیاتومه ها غالب ترین رده هستند. همچنین در این مطالعه ۲۷ جنس جلبک اپی فیتون که در ۴ رده باسیلاریوفیسه(دیاتومه)، سیانوفیسه، کلروفیسه و کریزوفیسه به ترتیب با نسبت ۱۳، ۹ ،۴، ۱ جنس حضور داشته اند. نسبت فراوانی این رده ها در ایستگاه رگبه به ترتیب ذکر شده ۴۶/۱۵، ۵۲/۳۵، ۰/۶۴، ۰/۸۵ در صد است و بیشترین تعداد جنس را دارد، که سیانوفیسه ها غالب ترین رده می باشند (جدول ۳-۱۰).

جدول ۳-۱۰:تعدادجنس های جلبک های کفزی از رده های مختلف اپی پلون و اپی فیتون در ایستگاهها مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

جلبک	اپی پلون			اپی فیتون			
رده	سیانوفیسه	باسیلاریوفیسه	کلروفیسه	سیانوفیسه	باسیلاریوفیسه	کلروفیسه	کریزوفیسه
رگبه	۲	۵	–	۶	۱۳	۱	–
مالح	۲	۱۲	–	۵	۷	۲	–
دورق	۲	۱۲	–	۶	۱۰	–	–
عطیش	۳	۸	۱	۴	۶	۲	۱
کل تالاب	۳	۱۴	۱	۹	۱۳	۴	۱

از رده باسیلاریوفیسه جلبک های اپی پلون، جنس های *Navicula* ، *Nitzschia* ، *Synedra* به ترتیب با ۲۳/۴۴ ، ۲۱/۱۷ ، ۱۰/۴۷ ، از رده سیانوفیسه جنس های *Oscillatoria* ، *Anabenopsis* با ۵۷/۸۶ ، ۴۱/۷۴ درصد و از رده کلروفیسه فقط جنس Scenedesmus بیشترین فراوانی را داشته اند. از رده باسیلاریوفیسه جلبک های اپی فیتون، جنس های *Navicula*، *Synedra* ، *Nitzschia* به ترتیب با ۳۵/۱۸ ، ۲۳/۰۱، ۱۸/۸۲، از رده سیانوفیسه جنس های *Oscilatoria*، *Lyngbia* ، *Aphanizomenon* ، با ۳۹/۳۴ ، ۱۶/۵۹ ، ۱۶/۲۵ و از رده کلروفیسه جنس *Chlorella* با ۵۷/۷۴ درصد بیشترین فراوانی را داشته اند. بطور کلی میانگین فراوانی اپی پلون و اپی فیتون ۹۵۵۵ و۵۲۱۷۱ تعداد در مترمربع است که حدود ۵/۴۶ برابر، تعداد فراوانی اپی فیتون بیشتر از اپی پلون ها است (جدول۳-۱۱).

جدول۳-۱۱ : در صد فراوانی جنس های جلبکهای کفزی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

اپی فیتون	اپی پلون	نام جنس	رده	اپی فیتون	اپی پلون
درصد	میانگین فراوانی (تعداد در مترمربع)	درصد	میانگین فراوانی (تعداد در مترمربع)		
۳۵/۱۸	۲۲۲۲۰۷	۲۳/۴۴	۲۰۳۴۷	*Navicula*	Bacilariophyceae
۱۸/۸۲	۱۱۸۸۶۳	۲۱/۱۷	۱۸۳۷۴	*Nitzschia*	
۰/۹۰	۵۷۴۰	۳/۰۲	۲۶۲۸	*Pinnularia*	
۱/۷۸	۱۱۲۴۸	۵/۰۰	۴۳۴۶	*Surirella*	
۵/۶۶	۳۵۷۹۴	۲/۷۷	۲۴۰۷	*Cyclotella*	
۰/۲۴	۱۵۳۰	۴/۴۴	۳۸۶۰	*Cymatopleura*	
۱/۲۹	۸۲۰۰	۴/۳۵	۳۷۷۹	*Cymbella*	
–	–	۲/۶۹	۲۳۳۸	*Gomphonema*	
۴/۲۳	۲۶۷۲۳	۹/۹۳	۸۶۲۳	*Gyrosigma*	
۲۳/۰۱	۱۴۵۳۱۰	۱۰/۴۷	۱۳۸۳۷	*Synedra*	
–	–	۰/۸۴	۷۲۹	*Amphora*	
–	–	۲/۲۹	۱۹۸۸	*Complydiscus*	
۰/۰۷	۴۷۶	۰/۸۵	۷۴۰	*Cocconeis*	
۰/۸۳	۵۲۵۶	۳/۶۰	۳۱۲۹	*Achnanthes*	
۷/۶۶	۴۸۳۸۸	–	–	*Diploneis*	
۰/۲۷	۱۷۴۳	–	–	*Epithemia*	

ادامه جدول۳-۱۱ : در صد فراوانی جنس های جلبکهای کفزی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

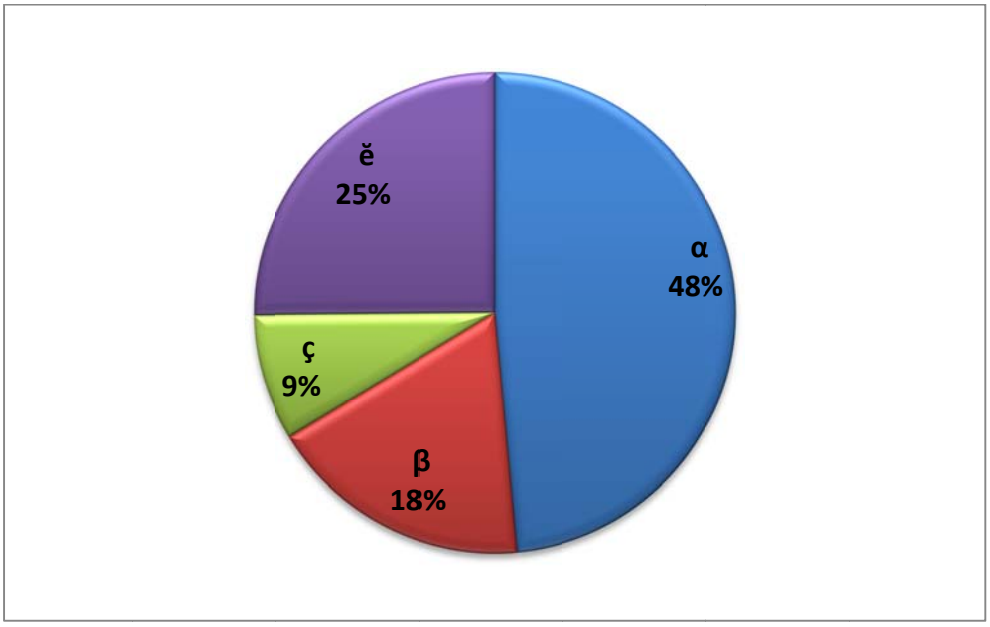
اپی فیتون	اپی پلون	نام جنس	رده	اپی فیتون	اپی پلون
درصد	میانگین فراوانی (تعداد در مترمربع)	درصد	میانگین فراوانی (تعداد در مترمربع)		
۳۹/۳۴	۲۸۱۷۶۲	۵۷/۸۶	۴۸۴۳۰	*Oscillatoria*	Cyanophyceae
۱۲/۱۹	۸۷۳۳۳	۴۱/۷۴	۳۴۹۴۳	*Anabenopsis*	
۱۱/۸۶	۸۴۹۶۴	-	-	*Merismopedia*	
۰/۲۰	۱۴۸۴	۰/۳۷	۳۲۴	*Anabaena*	
۰/۳۴	۲۴۶۸	-	-	*Gloeocapsa*	
۲/۷۳	۱۹۵۷۲	-	-	*Gloeotrichia*	
۱۶/۵۹	۱۱۸۸۷۶	-	-	*Lyngbia*	
۰/۴۶	۳۳۰۰	-	-	*Rivularia*	
۱۶/۲۵	۱۱۶۴۲۴	-	-	*Aphanizomenon*	
۷/۰۱	۶۱۶	۱۰۰	۱۵۲۰	*Scenedesmus*	Chlorophyceae
۱۰/۰۱	۸۸۰	-	-	*Ankistrodesmus*	
۵۷/۷۴	۵۰۷۳	-	-	*Chlorella*	
۲۵/۲۲	۲۲۱۶	-	-	*Tribonema*	
۱۰۰	۱۱۶۶۶	-	-	*Dinobryon*	Chrysophyceae
-	۵۲۱۷۱	-	۹۵۵۵	میانگین کل	

میانگین رنگدانه های α ، β، c و e جلبک های کفزی اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات به ترتیب **۱۷/۴۶**، **۶/۴۲**، **۳/۰۷**، **۹/۰۶** است. همچنین میانگین رنگدانه های جلبکی های اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان α ، β، c و e به ترتیب **۳۴/۹۲**، **۱۲/۴۵**، **۵/۸۸**، **۹/۳۴** می باشد. مقادیر رنگدانه های اپی فیتون و اپی پلون و نسبت آنها به همدیگر نشان می دهد که نسبت اپی فیتون به اپی پلون به غیر از رنگدانه e که تقریبا ۱ برابر افزایش داشته، سایر رنگدانه ها حدود ۲ برابر افزایش داشته اند جدول(۳-۱۲).

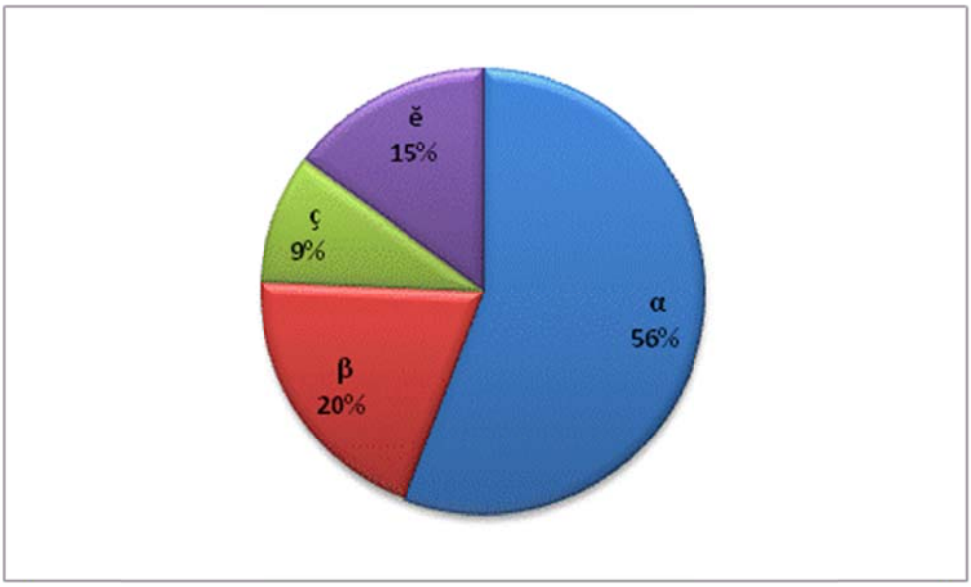
جدول۳-۱۲ :مقادیر رنگدانه های اپی فیتون و اپی پلون و نسبت آنها به همدیگر(برحسب mg/m^3) در تالاب شادگان ۱۳۸۹

رنگدانه	اپی فیتون	اپی پلون	نسبت اپی فیتون به اپی پلون
α	۳۴/۹۲	۱۷/۴۶	۲
β	۱۲/۴۵	۶/۴۲	۱/۹۴
c	۵/۸۸	۳/۰۷	۱/۹۲
e	۹/۳۴	۹/۰۶	۱/۰۳

روند تغییرات درصد رنگدانه در جلبک های کفزی اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات نشان می دهد که به ترتیب دارای رنگدانه های کلروفیل α ، β، e و c و جلبک های کفزی اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان دارای رنگدانه های کلروفیل α ، e ، β و c می باشند(نمودار۳-۵۴،۳-۵۵).

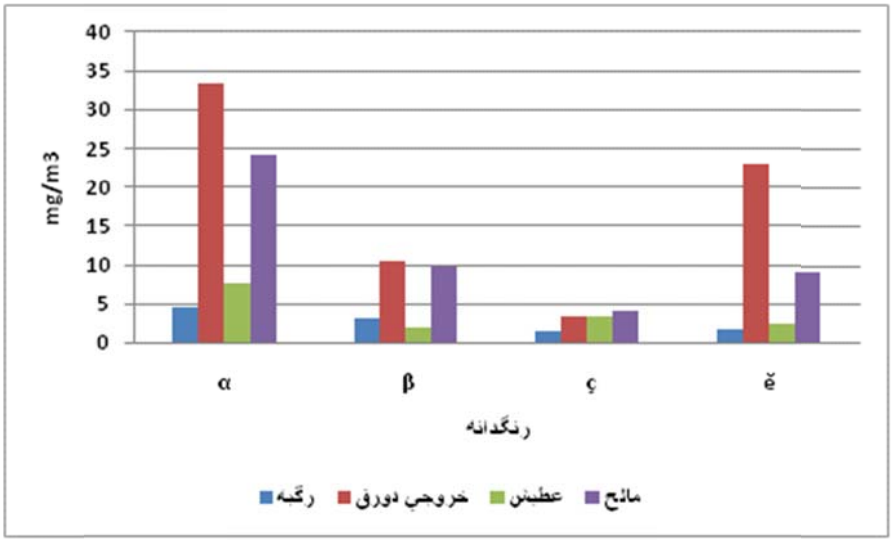


نمودار۳-۵۴: رنگدانه های جلبکی های اپی پلون در تالاب شادگان ۱۳۸۹

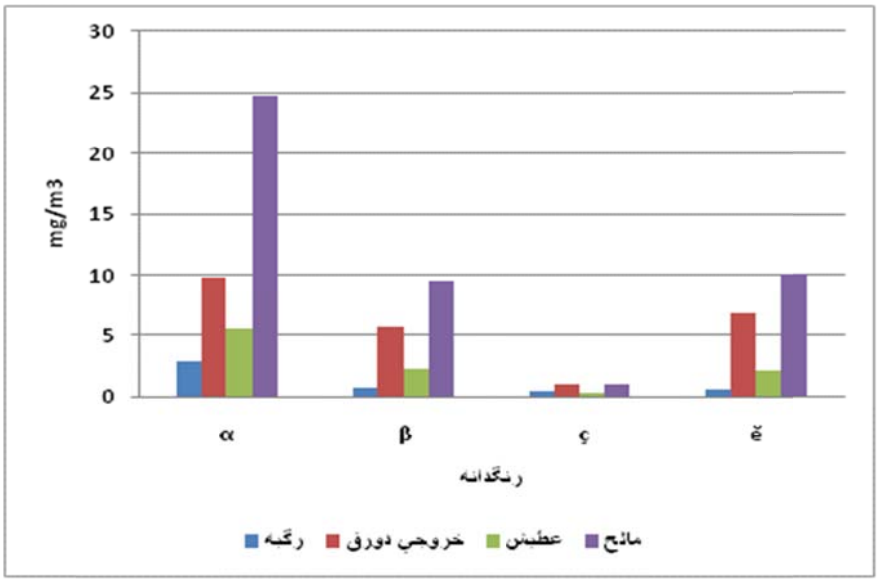


نمودار ۳-۵۵:رنگدانه های جلبکی های اپی فیتون در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات مقادیر رنگدانه ها در جلبک های کفزی اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات نشان می دهد که رنگدانه های α، β ، e به ترتیب در دورق و مالح و رنگدانه c با نسبتا مقدار مشابهی درمناطق وجود دارند. تغییرات مقادیر رنگدانه ها در جلبک های کفزی اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان نشان می دهد که جلبک هایی با رنگدانه های α، β ، e به ترتیب در مالح و دورق و جلبک هایی ورنگدانه c با مقدار کمتری درمناطق وجود دارند(نمودار۳-۵۶،۳-۵۷).

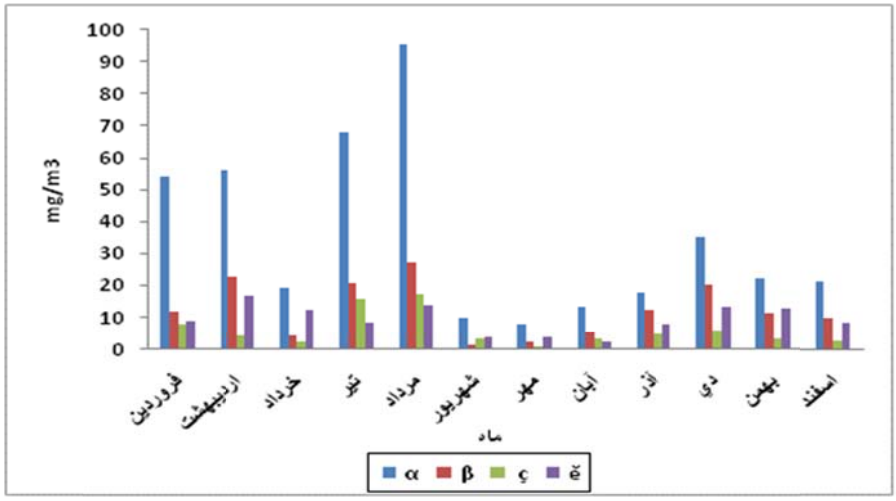


نمودار ۳-۵۶ :تغییرات رنگدانه های جلبکی های اپی پلون درمناطق مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹



نمودار ۳-۵۷ : تغییرات رنگدانه های جلبکی های اپی فیتون درمناطق مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

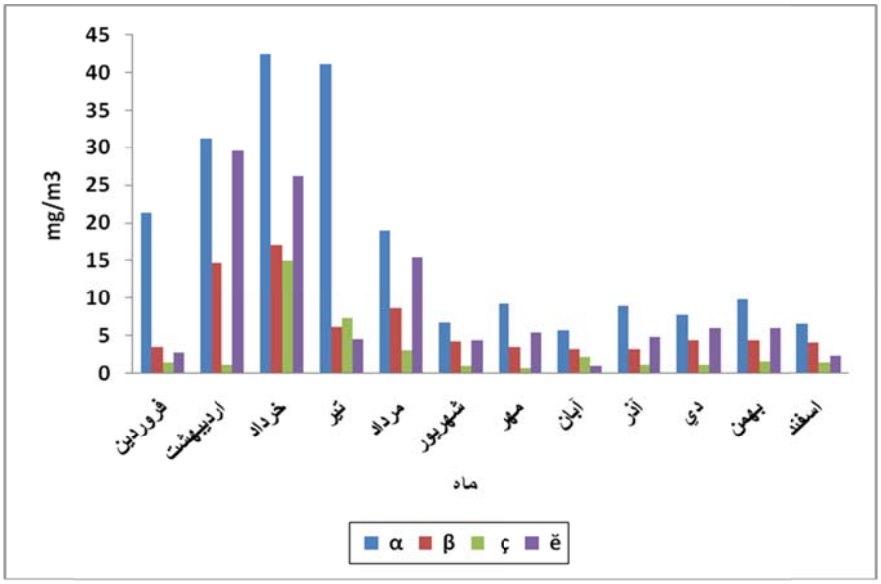
توالی زمانی رنگدانه های جلبکی های اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات نشان می دهد که رنگدانه α که بیشترین مقدارآن به ترتیب در ماههای مرداد، تیر، اردیبهشت و فروردین و کمترین مقدار آن در مهر و شهریورماه می باشد. روند کلی نیز بیانگر افزایش رنگدانه ها از بهار تا اواسط تابستان رخ داده و سپس کاهش محسوسی را نشان می دهد. مجددا از اواخر پاییز تا اوایل زمستان نیز روند نسبتا افزایشی رانشان می دهد(نمودار ۳-۵۸).



نمودار ۳-۵۸ : توالی زمانی رنگدانه های جلبکی های اپی پلون در ماههای مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

توالی زمانی رنگدانه های جلبکی های اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان نشان می دهد که رنگدانه α که بیشترین مقدارآن به ترتیب در ماههای خرداد، تیر، اردیبهشت و کمترین مقدار آن در آبان ماه می باشد. روند

کلی نیز بیانگر افزایش رنگدانه ها از بهار تا اوایل تابستان رخ داده و سپس تا اواسط پاییزکاهش محسوسی را نشان
می دهد. مجددا در اواسط زمستان نیز تا حدی روند نسبتا افزایشی را نشان می دهد(نمودار ۳-۵۹).



نمودار ۳-۵۹ : توالی رنگدانه های جلبکی های اپی فیتون در ماههای مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

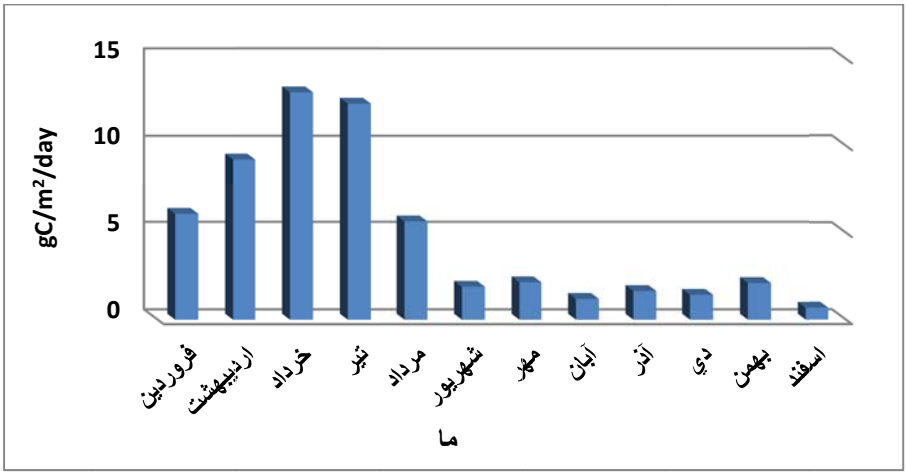
نتایج آنالیز واریانس یک طرفه ANOVA بین کلروفیل a جلبک های کفزی اپی پلون واپی فیتون در مناطق مختلف تفاوت معنی داری را نشان می دهد($p<0/05$)، ولی بین کلروفیلa آنها درماههای مختلف طول سال تفاوت معنی داری وجود ندارد ($p>0/05$) (جدول ۳-۱۳).

جدول۳-۱۳ : نتایج آنالیز واریانس یک طرفه بین کلروفیل a در مناطق و ماههای مختلف در تالاب شادگان۱۳۸۹

کلروفیلa		df	F	P-value
مناطق	اپی پلون	۳	۳/۷۰	**۰/۰۱
	اپی فیتون	۳	۴/۶۴	**۰/۰۰۶
ماهها	اپی پلون	۱۱	۱/۰۷	۰/۴
	اپی فیتون	۱۱	۱/۰۹	۰/۳۹

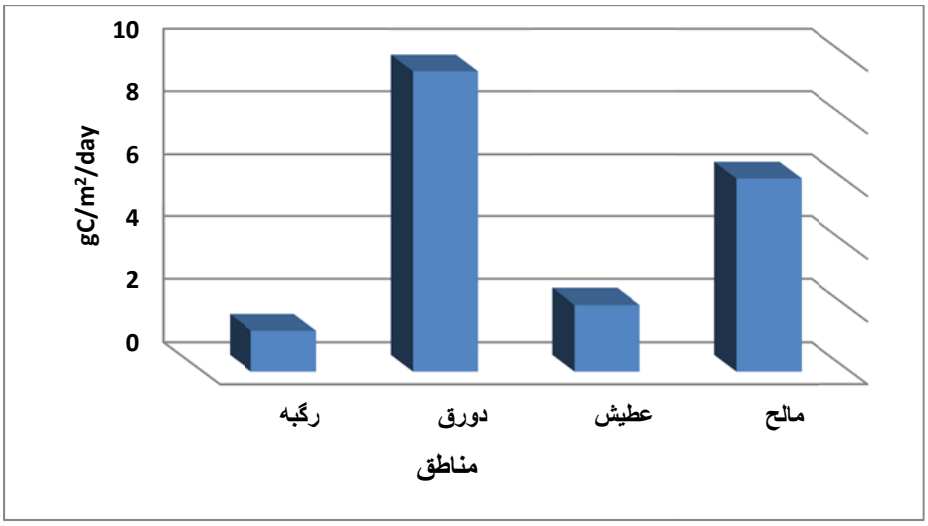
** سطح معنی دار بودن مقادیر

میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات تالاب نشان می دهد که بیشترین مقداربه ترتیب در خرداد، تیر و اردیبهشت ماه ویا بعبارتی دیگر در بهار روند صعودی داشته و سپس در تابستان روند نزولی داشته، بطوری که در پاییزوزمستان بطور محسوسی کاهش می یابند (نمودار ۳-۶۰).



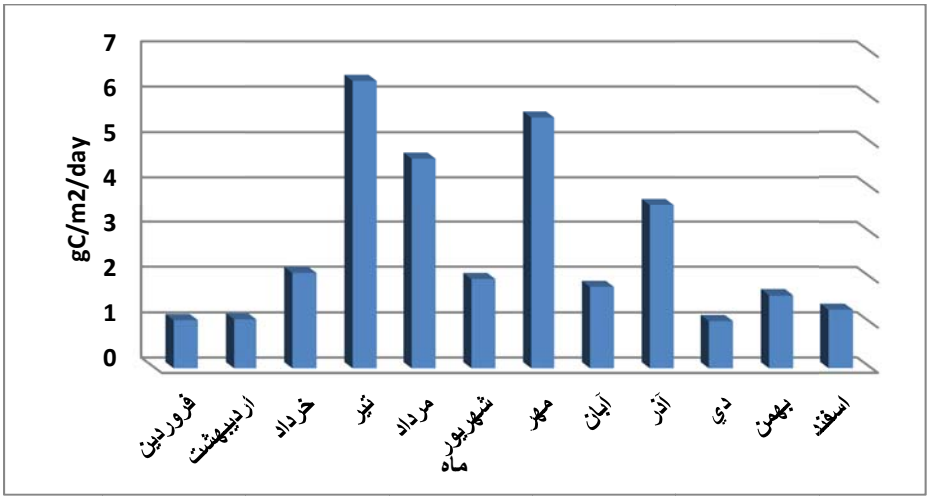
نمودار ۳-۶۰: میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی پلون درماههای مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات تالاب نشان می دهد که بیشترین مقداربه ترتیب در منطقه دورق و مالح است (نمودار ۳-۶۱).



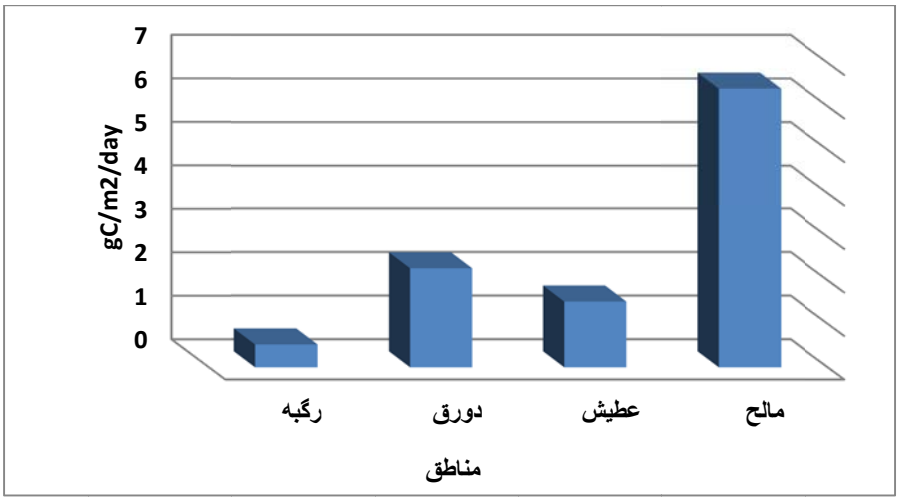
نمودار ۳-۶۱ : میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی پلون درمناطق مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان نشان می دهد که بیشترین مقداربه ترتیب در تیر، مهر ومرداد ماه می باشد و با نگرش روند کلی در تابستان روند صعودی داشته و درانتهای تابستان روند نزولی ومجددا ازابتدای پاییز افزایش نشان می دهد، که نهایتاً درزمستان کاهش آنها محسوس می گردد(نمودار ۳-۶۲).



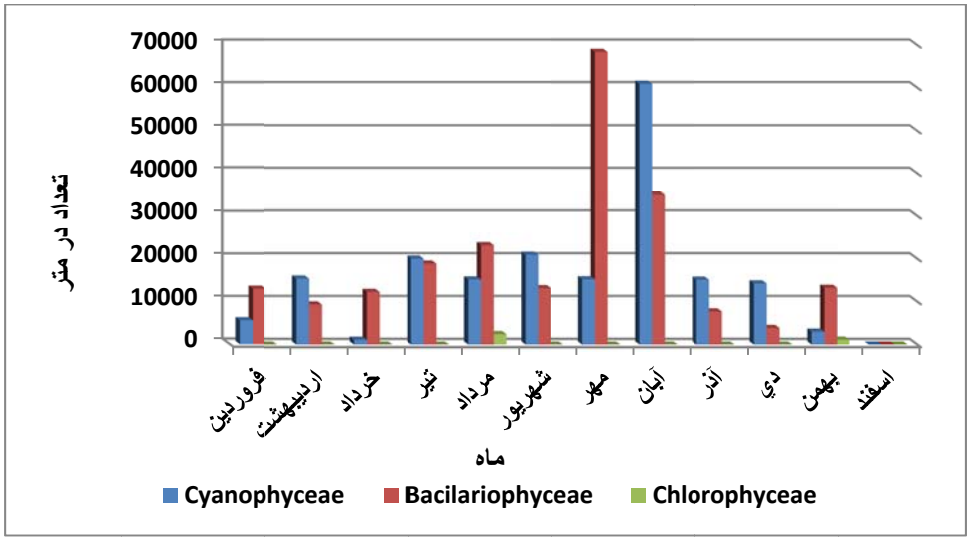
نمودار ۳-۶۲ : میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی فیتون درماههای مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان تالاب نشان می دهد که بیشترین مقدار مالح است (نمودار ۳-۶۳).



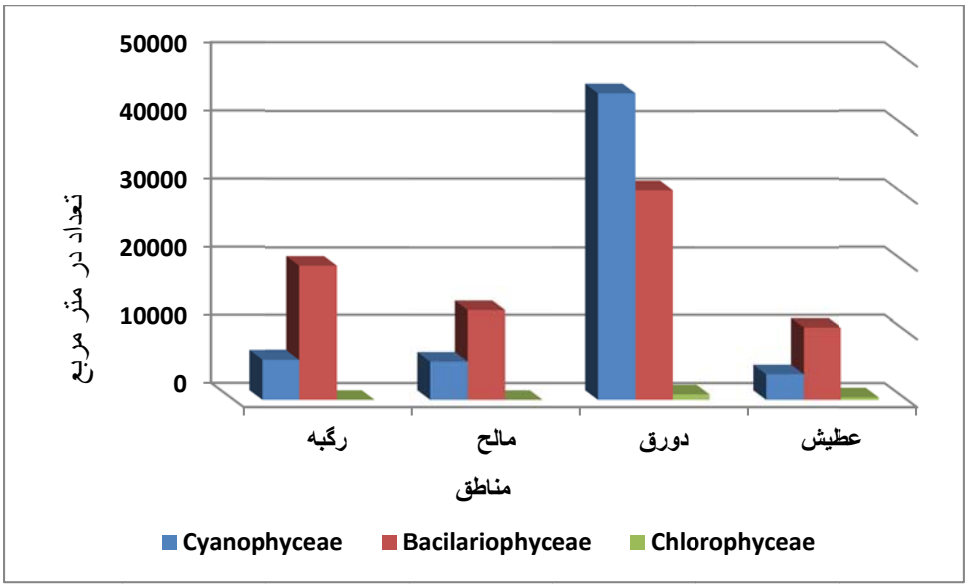
نمودار ۳-۶۳: میانگین تولید اولیه در جلبک های اپی فیتون درمناطق مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی پلون بر روی رسوبات بستر نشان می دهدکه رده باسیلاریوفیسه به ترتیب در مهروآبان و رده سیانوفیسه در آبان ماه بیشترین فراوانی را داشته اند. رده کلروفیسه بطوراندکی نسبت به سایر رده هادرمردادماه فراوانی بیشتری داشته اند (نمودار ۳-۶۴).



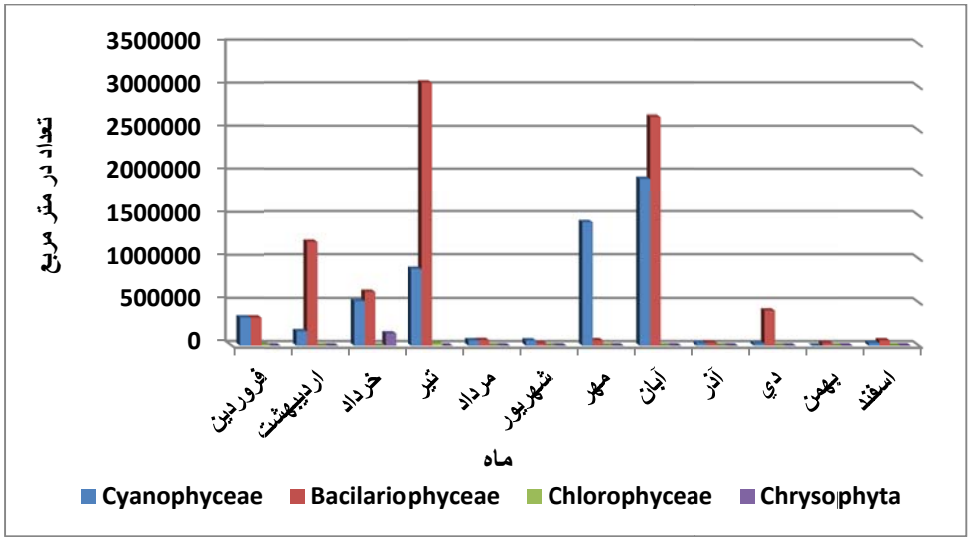
نمودار ۳-۶۴ :تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی پلون درماههای مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی پلون بر روی رسوبات نشان می دهدکه رده باسیلاریوفیسه و سیانوفیسه به ترتیب در منطقه دورق بیشترین فراوانی را داشته اند. رده کلروفیسه بطوراندکی نسبت به سایر رده هادرمنطقه دورق فراوانی بیشتری داشته است شکل(نمودار ۳-۶۵).



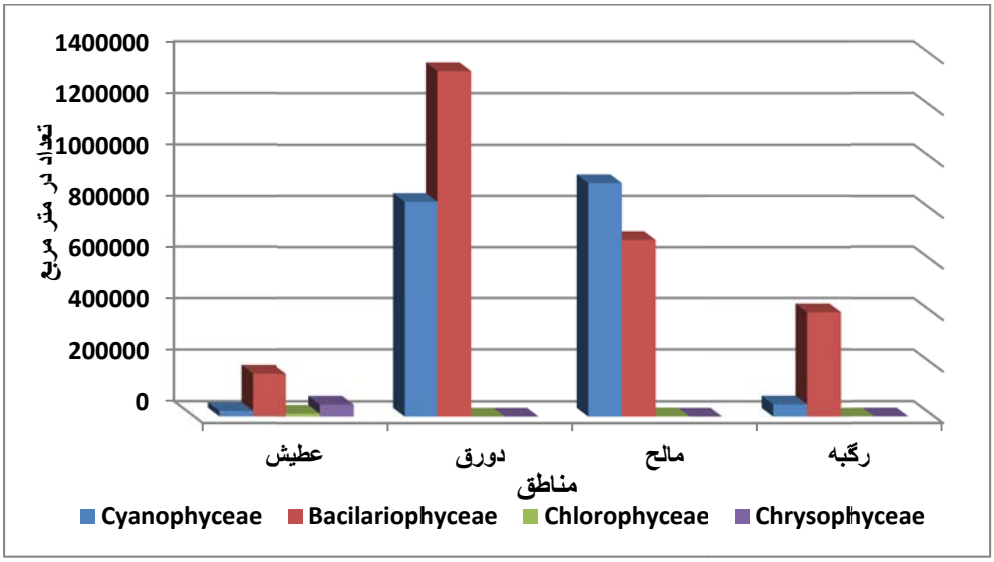
نمودار ۳-۶۵ :تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی پلون درمناطق مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی فیتون بر روی گیاهان نشان می دهدکه رده باسیلاریوفیسه به ترتیب در تیروآبان ماه و رده سیانوفیسه در آبان و مهرماه بیشترین فراوانی را داشته اند (نمودار ۳-۶۶).



نمودار ۳-۶۶ :تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی فیتون درماههای مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی فیتون بر روی گیاهان نشان می دهدکه رده باسیلاریوفیسه در منطقه دورق و سیانوفیسه در مالح بیشترین فراوانی را داشته اند. رده کریزوفیسه بطوراندکی نسبت به سایر رده ها درمنطقه عطیش فراوانی بیشتری داشته است (نمودار ۳-۶۷).



نمودار ۳-۶۷ :تغییرات فراوانی رده های جلبک کفزی اپی فیتون درمناطق مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۸۹

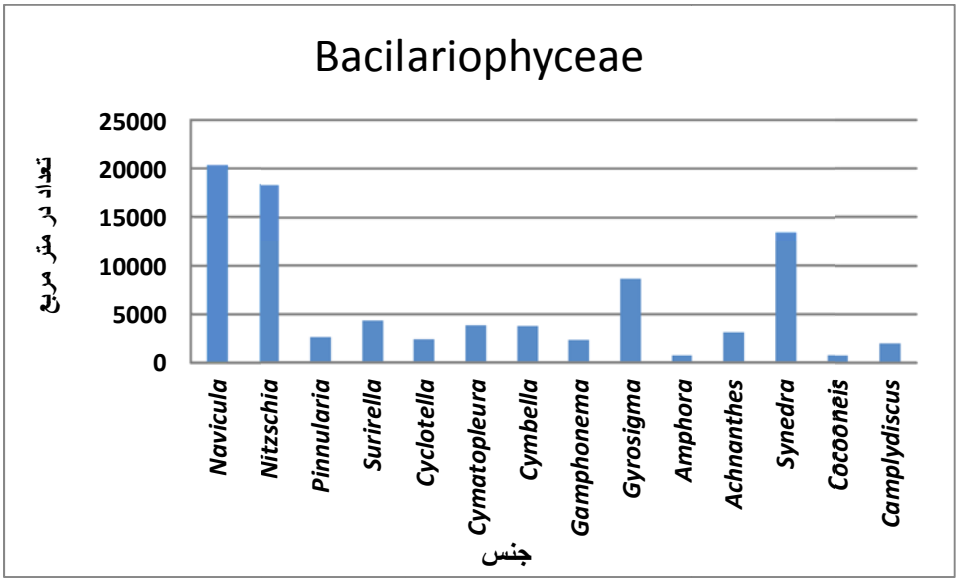
نتایج آنالیز واریانس یک طرفه ANOVA بین فراوانی جنس های جلبک های کفزی در مناطق مختلف مورد بررسی از تالاب شادگان نشان می دهد که بین فراوانی جنس های جلبک های کفزی اپی پلون در مناطق مختلف تفاوت معنی داری وجود ندارد ($p>0/05$)، ولی بین فراوانی جلبک های کفزی اپی فیتون تفاوت معنی داری وجود دارد ($p<0/05$). همچنین بین فراوانی جلبک های کفزی اپی پلون واپی فیتون در ماههای مختلف طول سال تفاوت معنی داری وجود دارد ($p<0/05$) (جدول ۳-۱۴).

جدول ۳-۱۴ : نتایج آنالیز واریانس یک طرفه بین فراوانی ها در مناطق و ماههای مختلف در تالاب شادگان۱۳۸۹

فراوانی		df	F	P-value
مناطق	اپی پلون	۳	۱/۲۳	۰/۳
	اپی فیتون	۳	۳/۲۸	۰/۰۲ **
ماهها	اپی پلون	۱۱	۲/۱۳	۰/۰۱ **
	اپی فیتون	۱۱	۲/۳۶	۰/۰۰۸ **

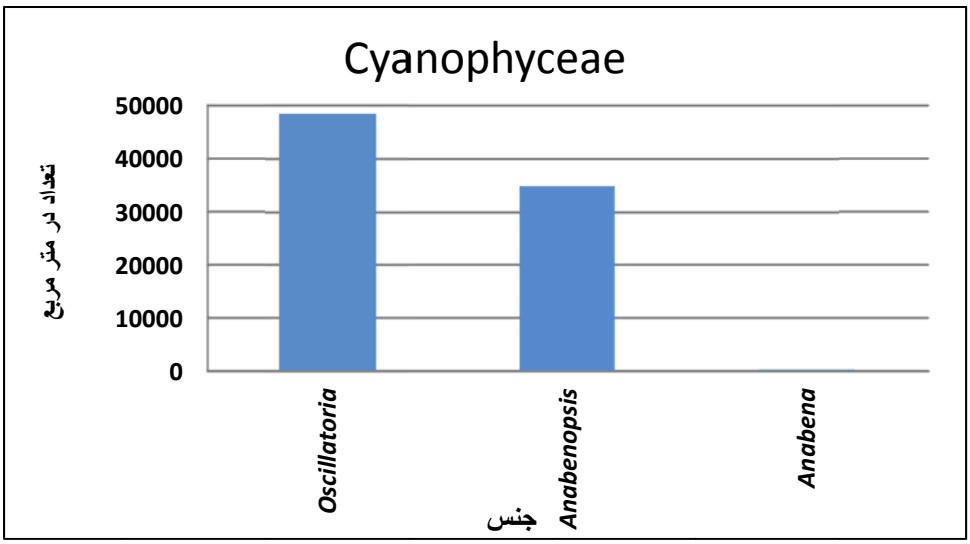
** سطح معنی دار بودن مقادیر

تغییرات فراوانی جنس های مختلف از رده باسیلاریوفیسه اپی پلون های بر روی رسوبات بستر در طول دوره بررسی نشان می دهد که به ترتیب جنس های *Navicula*، *Nitzschia*، *Synedra* ، *Gyrosigma* بیشترین فراوانی را دارند(نمودار ۳-۶۸).



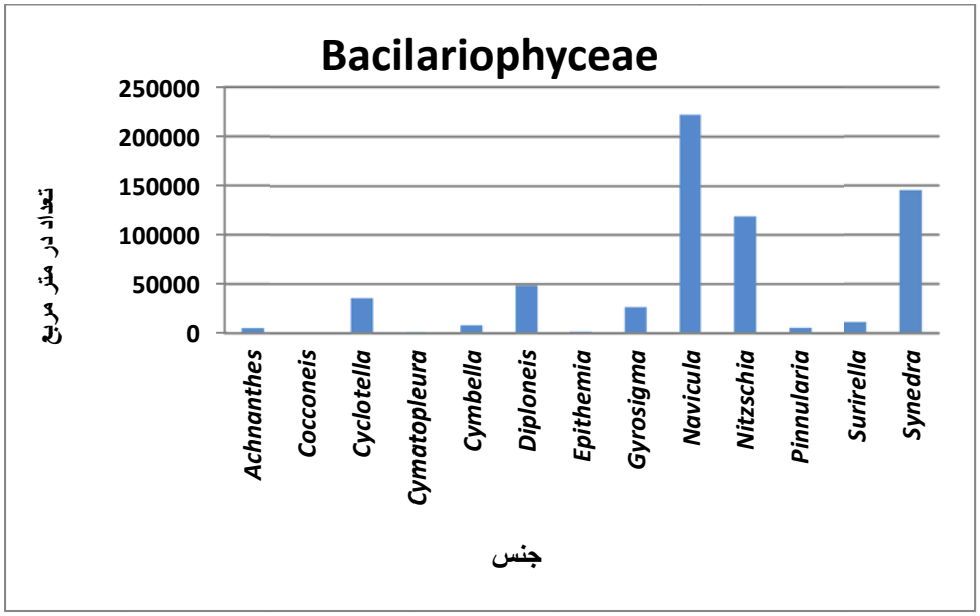
نمودار ۳-۶۸ :فراوانی جنس های رده باسیلاریوفیسه اپی پلون ها در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی جنس های مختلف از رده سیانوفیسه اپی پلون های بر روی رسوبات بستر در طول دوره بررسی نشان می دهد که به ترتیب جنس های *Oscillatoria*، *Anabenopsis* بیشترین فراوانی را دارند (نمودار ۳-۶۹).



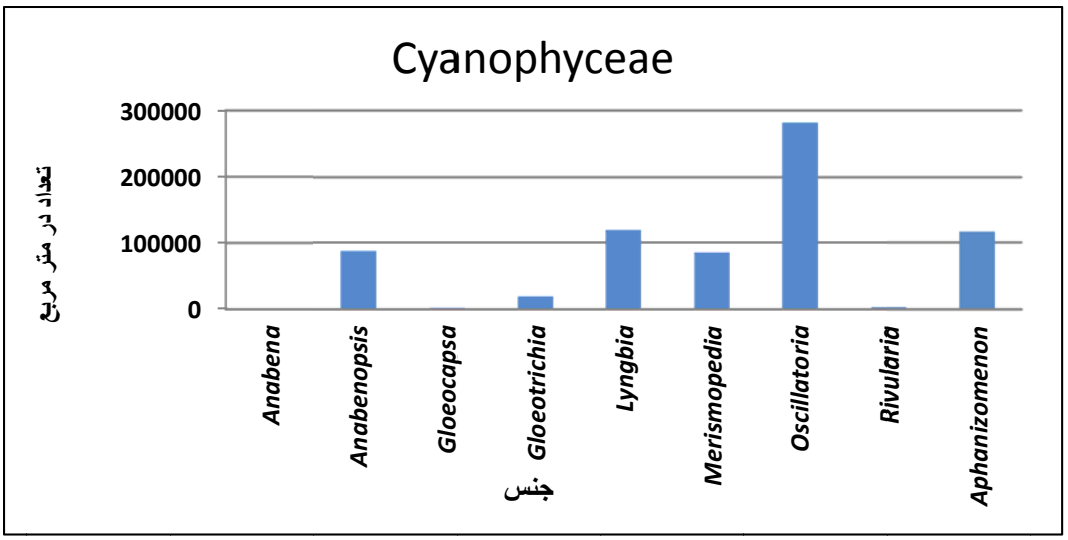
نمودار ۳-۶۹ :فراوانی جنس های رده سیانوفیسه از اپی پلون ها در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی جنس های مختلف از رده باسیلاریوفیسه اپی فیتون های بر روی گیاهان در طول دوره بررسی نشان می دهد که به ترتیب جنس های *Navicula*، *Synedra*، *Diploneis*، *Cyclotella* بیشترین فراوانی را دارند (نمودار ۳-۷۰).



نمودار ۳-۷۰ :فراوانی جنس های رده باسیلاریوفیسه از جلبک های اپی فیتون در تالاب شادگان ۱۳۸۹

تغییرات فراوانی جنس های مختلف از رده سیانوفیسه اپی فیتون های بر روی گیاهان در طول دوره بررسی نشان می دهد که به ترتیب جنس های *Oscillatoria*، *Lyngbia*، *Aphanizomenon*، *Anabenopsis*، *Merismopedia* بیشترین فراوانی را دارند (نمودار ۳-۷۱).



نمودار ۳-۷۱ :فراوانی جنس های رده سیانوفیسه از جلبک های اپی فیتون در تالاب شادگان ۱۳۸۹

دامنه مقادیر شاخص تنوع شانون- واینر در اپی پلون ۲/۳۴- ۱/۴۶ بوده که کمترین مقدار در منطقه رگبه و بیشترین آن در منطقه مالح می باشد. همچنین دامنه مقادیر شاخص تنوع شانون در اپی فیتون ۲/۱۹- ۱/۸۳ بوده که کمترین مقدار در منطقه مالح و بیشترین آن در منطقه عطیش می باشد.

مقادیر شاخص ترازی زیستی در اپی پلون ۰/۸۸- ۰/۵۵ بوده که کمترین مقدار در منطقه دورق و بیشترین آن در منطقه مالح می باشد. همچنین دامنه مقادیر شاخص شاخص ترازی زیستی در اپی فیتون ۰/۸۵- ۰/۶۸ بوده که کمترین مقدار در منطقه رگبه و بیشترین آن در منطقه عطیش می باشد.

مقادیر شاخص غالبیت در اپی پلون ۰/۸۸- ۰/۶۶ و اپی فیتون ۰/۸۸- ۰/۸۰ بوده که کمترین مقدارآن در منطقه دورق و بیشترین آن در منطقه مالح می باشد. مقادیر شاخص غنای گونه ای مارگالف در اپی پلون ۱/۰۷- ۰/۵۱ بوده که کمترین مقدار در منطقه رگبه و بیشترین آن در منطقه مالح می باشد. همچنین دامنه مقادیر شاخص غنای گونه ای در اپی فیتون ۱/۴۵- ۰/۸۷ بوده که کمترین مقدار در منطقه مالح و بیشترین آن در منطقه رگبه می باشد(جدول ۳-۱۵).

جدول۳-۱۵ : مقادیر میانگین شاخصهای زیستی در مناطق مطالعه شده در تالاب شادگان۱۳۸۹

شاخصهای زیستی	غنای گونه ای مارگالف (species Richness)		غالبیت (Simpson)		ترازی زیستی (Pielous Evenness)		تنوع شانون (Shannon-Wiener)	
جلبک / ایستگاه	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون
عطیش	۰/۹۷	۰/۹۶	۰/۸۱	۰/۸۶	۰/۸۱	۰/۸۵	۲/۲۰	۲/۱۹
دورق	۱/۰۲	۱/۰۴	۰/۶۶	۰/۸۴	۰/۵۵	۰/۷۵	۱/۴۶	۲/۰۸
رگبه	۰/۵۱	۱/۴۵	۰/۷۹	۰/۸۰	۰/۸۷	۰/۶۸	۱/۷۰	۲/۰۶
مالح	۱/۰۷	۰/۸۷	۰/۸۸	۰/۸۸	۰/۸۸	۰/۶۹	۲/۳۴	۱/۸۳

دامنه مقادیر شاخص تنوع شانون در فصول در اپی پلون ۲/۲۸- ۱/۷۶ بوده، که کمترین مقدار در پاییز و بیشترین آن در بهار می باشد. همچنین دامنه مقادیر شاخص تنوع شانون در اپی فیتون ۲/۳۱- ۱/۳۵ است، که کمترین مقدار در فصل زمستان و بیشترین آن در بهار می باشد.

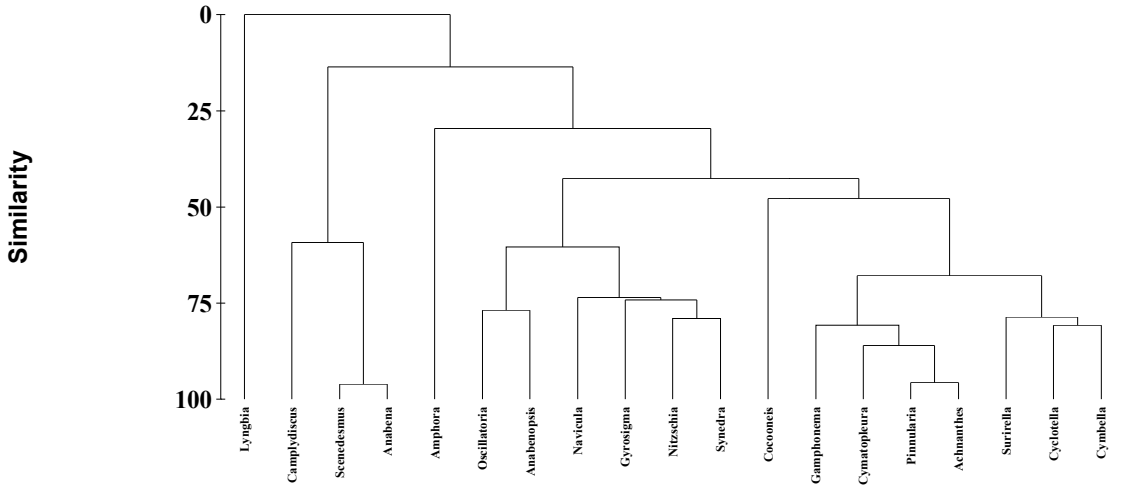
مقادیر شاخص ترازی زیستی در اپی پلون۰/۸۷- ۰/۷۱ بوده که کمترین مقدار در پاییز و بیشترین آن در تابستان و زمستان می باشد. همچنین دامنه مقادیر شاخص شاخص ترازی زیستی در اپی فیتون۰/۷۸- ۰/۶۶ بوده که کمترین مقدار در پاییز و بیشترین آن در تابستان می باشد.

مقادیر شاخص غالبیت در اپی پلون ۰/۸۷- ۰/۷۶ که کمترین مقدار آن در پاییز و بیشترین آن در بهار می باشد و دامنه مقادیر اپی فیتون ۰/۸۶- ۰/۵۶ بوده که کمترین مقدارآن در زمستان و بیشترین آن در بهار می باشد. مقادیر شاخص غنای گونه ای مارگالف در اپی پلون ۰/۹۹- ۰/۵۸ بوده که کمترین مقدار در تابستان و بیشترین آن در بهار می باشد. همچنین دامنه مقادیر شاخص غنای گونه ای در اپی فیتون ۱/۴۷- ۰/۶۸ بوده که کمترین مقدار در پاییز و بیشترین آن در بهار می باشد(جدول۳-۱۶).

جدول۳-۱۶ : مقادیر شاخص های زیستی محاسبه شده در فصول مختلف در تالاب شادگان۱۳۸۹

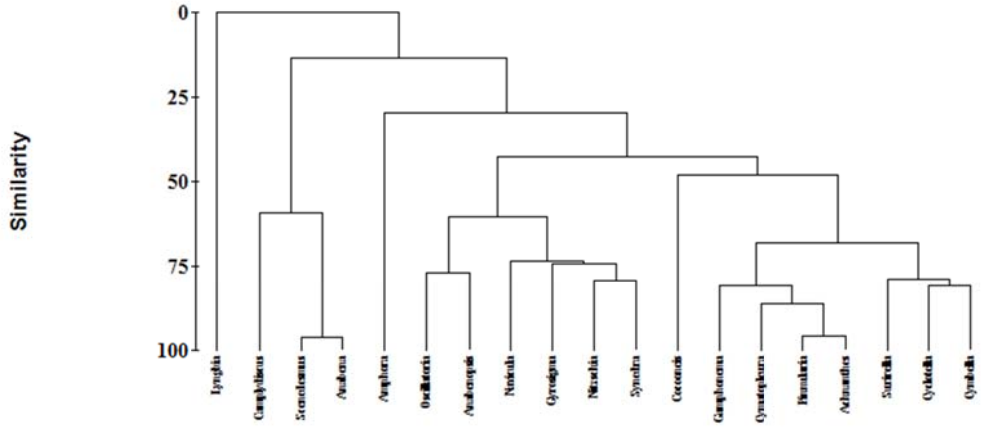
شاخصهای زیستی	غنای گونه ای مارگالف (species Richness)		غالبیت (Simpson Dominance)		ترازی زیستی (Pielous Evenness)		تنوع شانون (Shannon-Wiener)	
جلبک / ایستگاه	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	جلبک ایستگاه	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون
بهار	۰/۹۹	۱/۴۷	۰/۸۷	۰/۸۶	۰/۸۶	۰/۷۳	۲/۲۸	۲/۳۱
تابستان	۰/۵۸	۰/۶۹	۰/۸۲	۰/۸۱	۰/۸۷	۰/۷۸	۱/۹۱	۱/۹۴
پاییز	۰/۷۶	۰/۶۸	۰/۷۶	۰/۷۵	۰/۷۱	۰/۶۶	۱/۷۶	۱/۶۴
زمستان	۰/۷۸	۰/۷۴	۰/۸۵	۰/۵۶	۰/۸۷	۰/۵۶	۲/۱	۱/۳۵

آنالیز خوشه ای بین جنس های جلبک های اپی پلون بر اساس فراوانی آنها در تالاب شادگان نشان می دهد که ۱۵ جنس حدوداً بالای ۷۵ درصد دارای تشابه بوده، که از بین آنها جنس های *Scenedesmus*، *Anabena*، *Pinnularia*، *Achnanthes* تشابه فراوانی بیشتری داشته اند (نمودار ۳-۷۲).

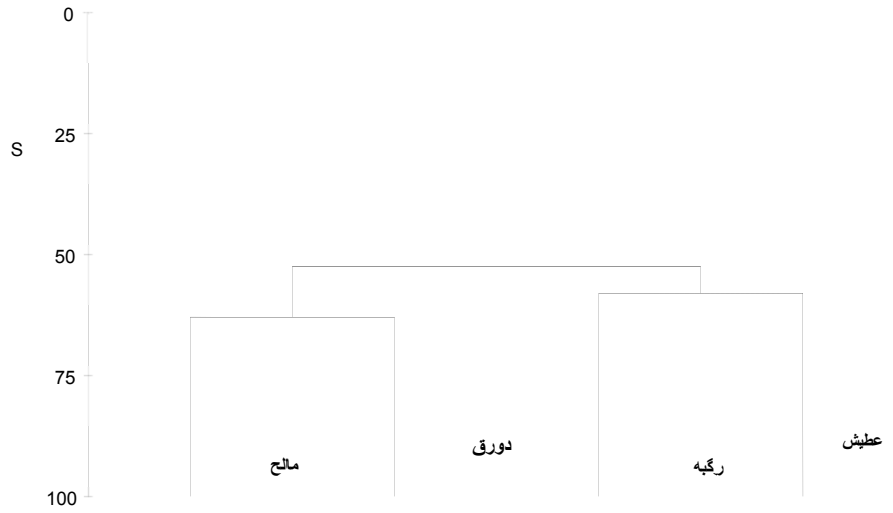


نمودار ۳-۷۲: آنالیز خوشه ای شاخص تشابه Bray-curtis بر اساس فراوانی جنس های جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹

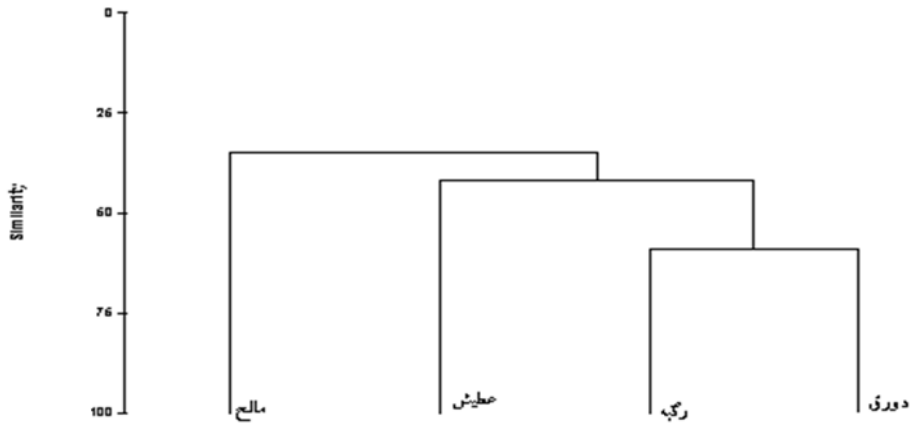
آنالیز خوشه ای بین جنس های جلبک های اپی فیتون بر اساس فراوانی آنها در تالاب شادگان نشان می دهد که ۱۶ جنس حدودا بالای ۷۵ درصد دارای تشابه بوده، که از بین آنها جنس های *Epithemia*، *Anabena* تشابه فراوانی بیشتری داشته اند (نمودار ۳-۷۳).



نمودار ۳-۷۲: آنالیز خوشه ای شاخص تشابه Bray-curtis بر اساس فراوانی جنس های جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹

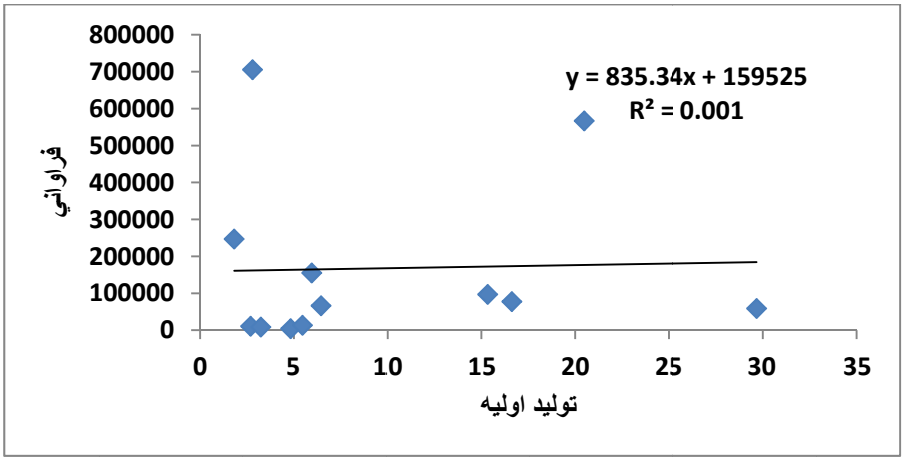


نمودار ۳-۷۴: آنالیز خوشه ای شاخص تشابه Bray-curtis بر اساس مناطق مختلف جنس های جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹

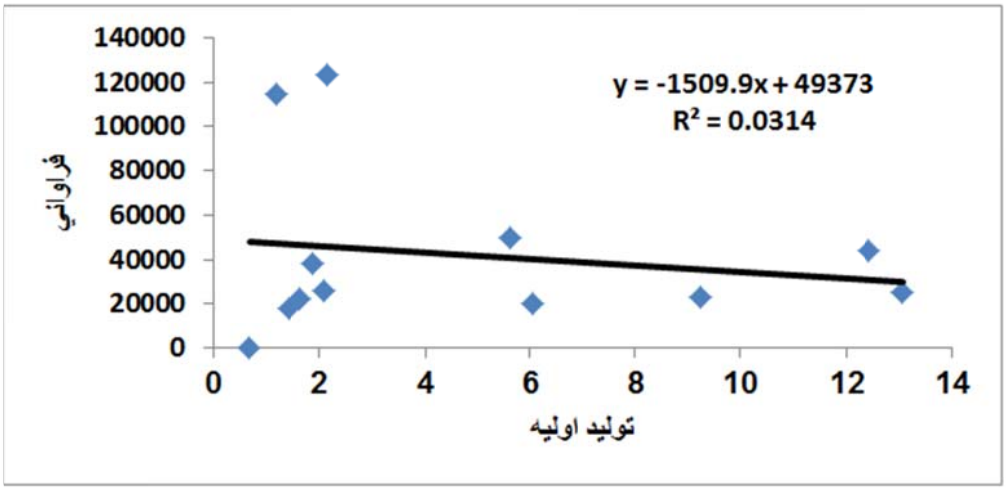


نمودار ۳-۷۵: آنالیز خوشه ای شاخص تشابه Bray-curtis بر اساس مناطق مختلف جنس های جلبک های اپی فیتون در تالاب شادگان۱۳۸۹

رابطه آنالیز رگرسیون خطی بین تولید اولیه و فراوانی در جلبک های اپی فیتون با R=۰/۰۳ (R^2=۰/۰۰۱) و بین تولید اولیه و فراوانی در جلبک های اپی پلون R=۰/ ۱۸ (R^2=۰/۰۳۱) در حد بدون ارتباط تلقی می شود(نمودار ۳- ۷۶ و ۳-۷۷)

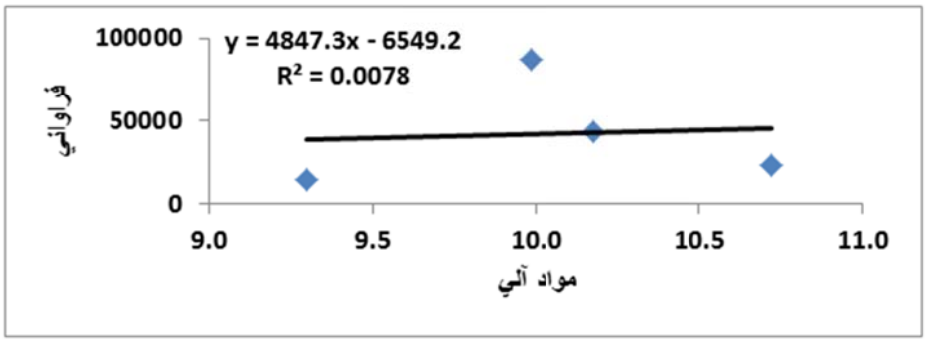


نمودار۳-۷۶: آنالیز رگرسیون خطی بین تولید اولیه و فراوانی در جلبک های اپی فیتون در تالاب شادگان۱۳۸۹

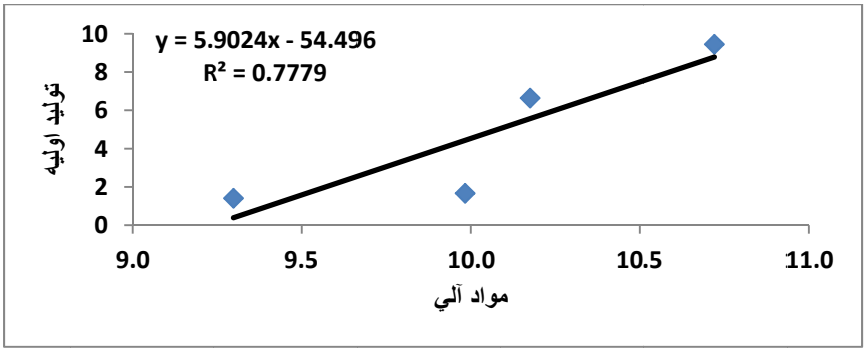


نمودار۳-۷۷: آنالیز رگرسیون خطی بین تولید اولیه و فراوانی در جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹

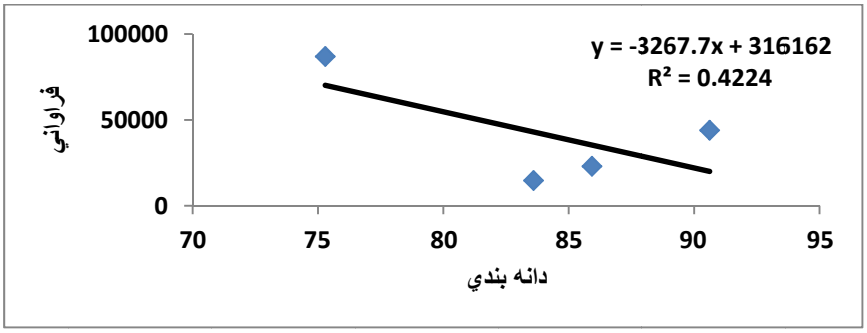
رابطه آنالیز رگرسیون خطی بین فراوانی و مواد آلی در جلبک های اپی پلون با $R=۰/۰۸$ ($R^2=۰/۰۰۷$) بدون ارتباط بیان می شود. این رابطه بین تولید اولیه و مواد آلی در جلبک های اپی پلون $R=۰/۸۷$ ($R^2=۰/۷۷$) ارتباط قوی و بین فراوانی و دانه بندی در جلبک های اپی پلون به صورت معکوس $R=۰/۶۴$ ($R^2=۰/۴۲$) و بین فراوانی و دانه بندی در جلبک های اپی پلون به صورت مثبت $R=۰/۶۵$ ($R^2=۰/۴۳$) ارتباط متوسط وجود دارد (نمودار۳-۷۸ تا ۳-۸۱).



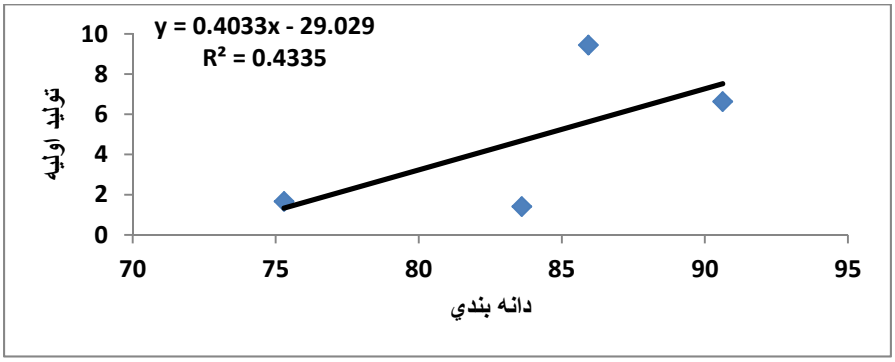
نمودار۳-۷۸: آنالیز رگرسیون خطی بین فراوانی و مواد آلی در جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹



نمودار۳-۷۹: آنالیز رگرسیون خطی بین تولید اولیه و مواد آلی در جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹



نمودار۳-۸۰: آنالیز رگرسیون خطی بین فراوانی و دانه بندی در جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹

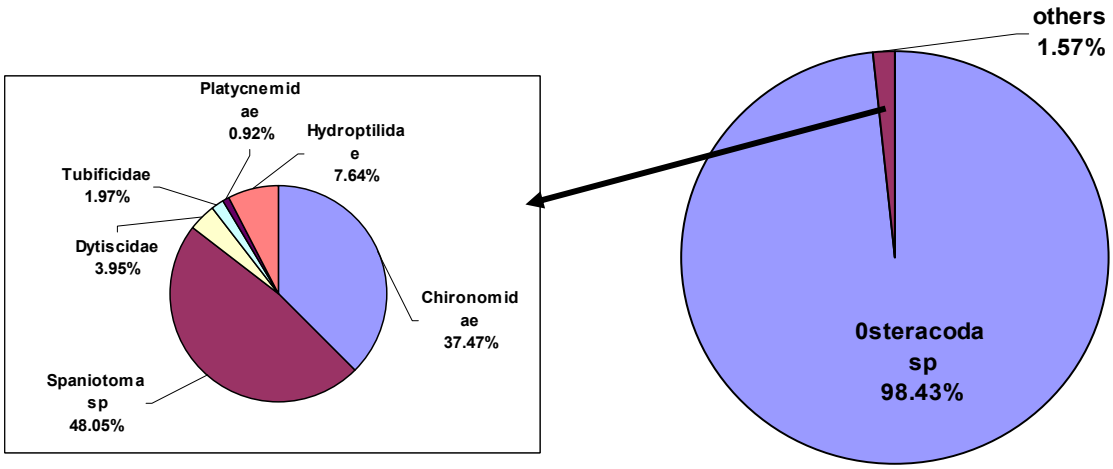


نمودار۳-۸۱: آنالیز رگرسیون خطی بین تولید اولیه و دانه بندی در جلبک های اپی پلون در تالاب شادگان۱۳۸۹

۳-۶- بنتوزهای تالاب و مواد آلی ودانه بندی رسوبات بستر

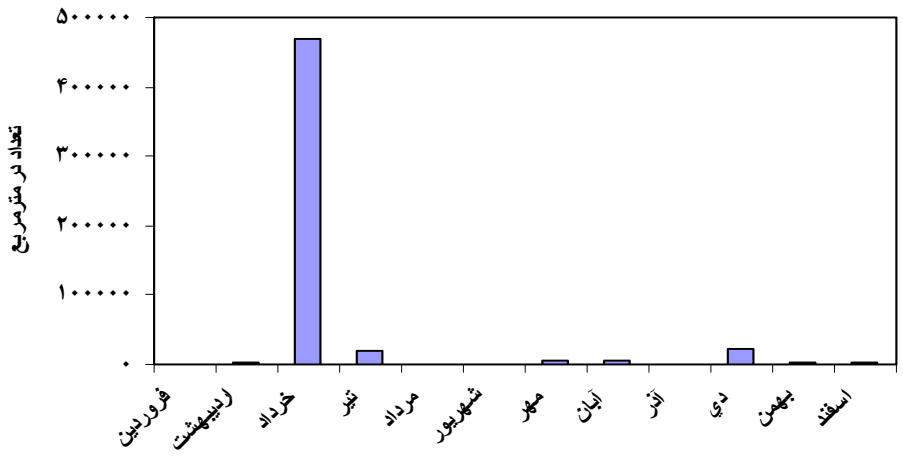
۳-۶-۱- بنتوزهای چسبیده به بستر

در طول یکسال نمونه برداری جمعاً ۷ گروه از ماکروبنتوزها شناسایی و جداسازی شدند (جدول۳-۱۷ تا ۳-۲۰). در بین گروههای شناسایی شده بیشترین درصد فراوانی درناحیه بستر مربوط به استراکودا با ۹۸/۴۳ ٪ و سایر گروههای ماکروبنتوزی۱/۵۷٪ بوده است (نمودار ۳-۸۲).



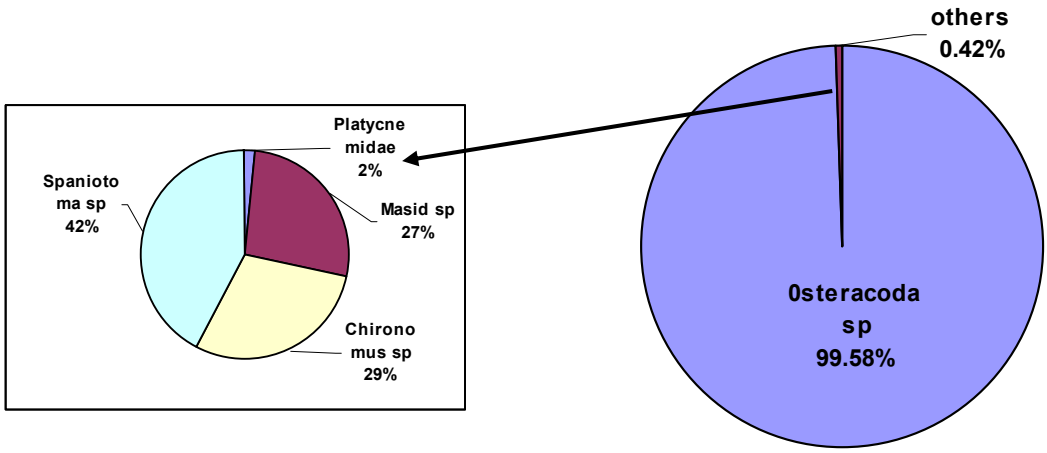
نمودار۳-۸۲- درصد فراوانی کل ماکروبنتوزها در تالاب شادگان

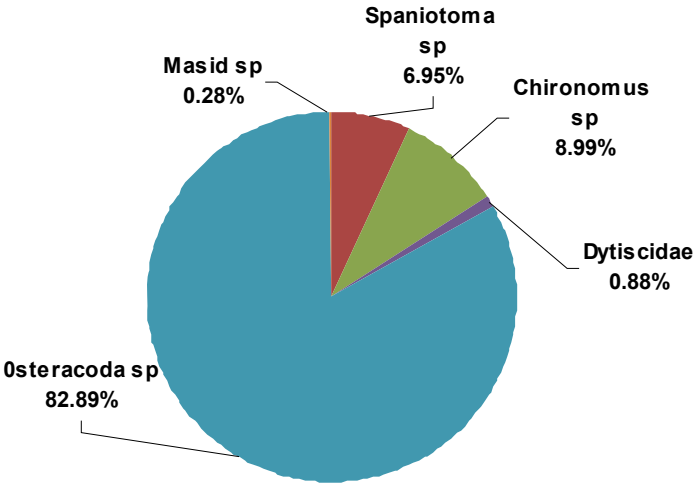
تغییرات درصد فراوانی ماکروبنتوزها در ماههای نمونه برداری در نمودار۳-۸۳ نشان داده شده است. بیشترین فراوانی ماکروبنتوزها با ۴۶۷۸۸۵ عدد در مترمربع در خرداد ماه و کمترین آن درماههای فروردین ، مرداد و آذر ماه به ترتیب معادل ۹۶۳، ۸۸۰ و۹۶۸ عدد در مترمربع بوده است.



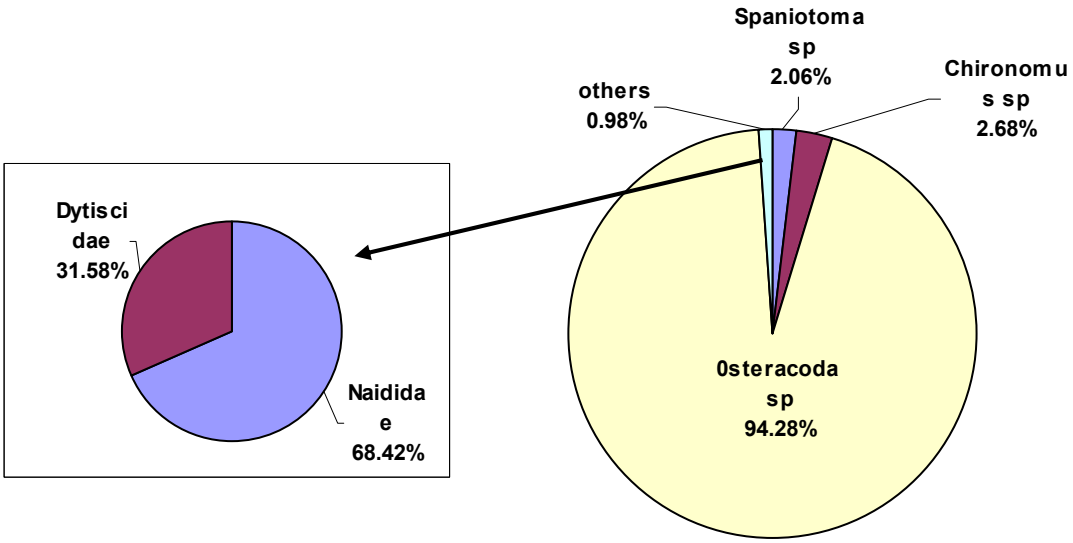
نمودار۳-۸۳ –فراوانی کل ماکروبنتوزها (تعداد در متر مربع) درماههای مختلف تالاب شادگان(۱۳۸۹)

همچنین مقایسه درصد فراوانی کل گروههای مختلف ماکروبنتوزی در ایستگاههای مورد مطالعه به تفکیک در نمودارهای۳-۸۴ تا ۳-۸۷ نشان داده شده است، که در کلیه ایستگاهها بیشترین درصد فراوانی به استراکودا تعلق دارد.

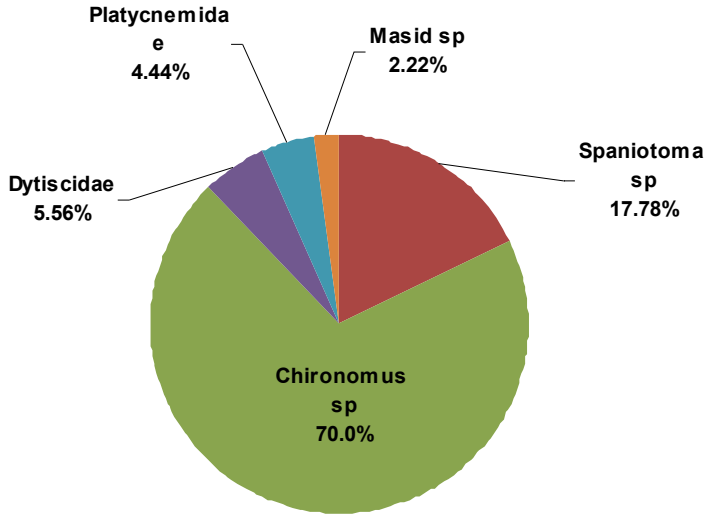




نمودار ¡(۱۳۸۹)



نمودار ۳-۸۶- درصد فراوانی گروههای مختلف ماکروبنتوزی دربستر ایستگاه رگبه(۱۳۸۹)



نمودار ۳-۸۷ درصد فراوانی گروههای مختلف ماکروبنتوزی دربستر ایستگاه دورق(۱۳۸۹)

جدول ۳-۱۷: فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده در بستر ایستگاه عطیش بر حسب تعداد در مترمربع (سال ۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp.*	۸۸	۱۱۶	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۷۶	۰	۲۶۴۰	۴۴۰	۳۴۶۰
	Chironomus sp.	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۹۶۸	۷۰۴	۶۶۰	۲۳۳۲
0steracoda	*0steracoda sp.*	۰	۲۶۴۰	۱۸۷۰۰۸۸	۴۸۴۰	۲۰۰	۰	۲۶۴۰	۵۲۸۰	۰	۴۴۰۰۰	۰	۰	۱۹۲۹۶۸۸
Platycnemidae	*Platycnemidae sp*	۱۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۳۲
Masidae	*Masid sp.*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۲۰۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۲۰۰

جدول۳-۱۸: فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده دربستر ایستگاه مالح بر حسب تعداد در مترمربع (۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp.*	۷۹۲	۱۷۶۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۶۴	۰	۳۷۸۴	۰	۶۶۰۰
	Chironomus sp.	۸۸	۰	۵۲۸	۰	۰	۰	۷۰۴	۳۰۸	۰	۱۴۰۸	۴۴۰۰	۱۱۰۰	۸۵۳۶
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۰	۰	۶۶۰	۸۸	۰	۰	۰	۸۸	۰	۰	۰	۰	۸۳۶
0steracoda	*0steracoda sp.*	۰	۹۲۸۴	۸۸	۷۰۴۰	۲۲۰۰	۰	۸۸۰۰	۶۶۰۰	۰	۴۴۰۰۰	۶۶۰	۰	۷۸۶۷۲
Naididae	*Naididae sp.*	۰	۰	۸۸	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۸۸
Masidae	*Masid sp.*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۶۴	۰	۰	۰	۰	۲۶۴

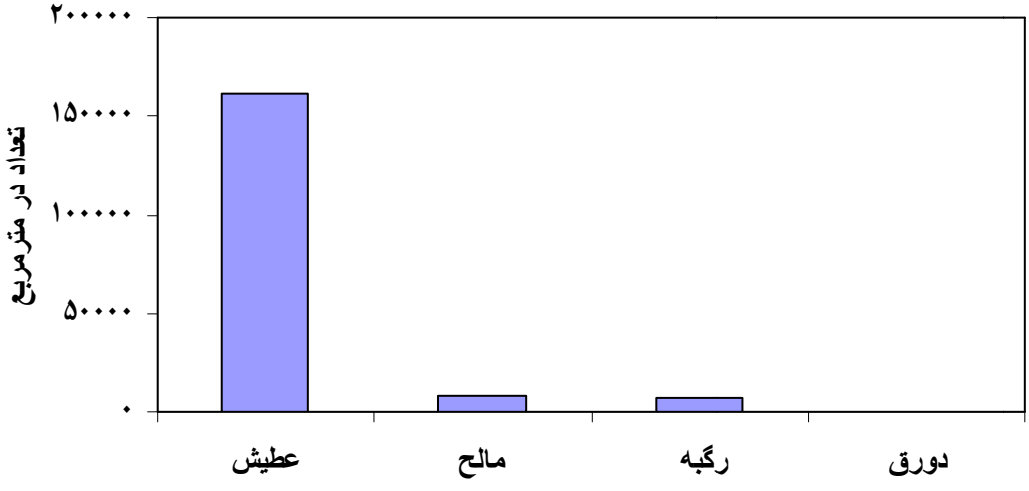
جدول۳-۱۹: فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده دربستر ایستگاه رگبه بر حسب تعداد در مترمربع (۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp.*	۱۳۲	۰	۸۸	۰	۰	۰	۰	۰	۳۵۲	۰	۸۸	۱۱۰۰	۱۷۶۰
	Chironomus sp.	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۵۲۸	۰	۱۷۶۰	۲۲۸۸
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۰	۰	۰	۰	۰	۲۶۴	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۶۴
0steracoda	*0steracoda sp.*	۰	۰	۰	۶۶۰۰۰	۱۳۲۰	۰	۳۰۸۰	۷۰۴۰	۳۰۸۰	۰	۰	۰	۸۰۵۲۰
Naididae	*Naididae sp.*	۴۴۰	۱۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۵۷۲

جدول۳-۲۰: فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده دربستر ایستگاه دورق بر حسب تعداد در مترمربع (۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp.*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۴۸۴	۲۲۰	۷۰۴
	Chironomus sp.	۱۵۴۰	۰	۰	۱۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۱۰۰	۲۷۷۲
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۱۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۸۸	۰	۰	۰	۰	۲۲۰
Platycnemidae	*Platycnemidae sp.*	۱۷۶	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۷۶
Masidae	*Masid sp.*	۱۸۴۸	۰	۰	۱۳۲	۰	۰	۰	۱۷۶	۰	۰	۴۸۴	۱۳۲۰	۳۹۶۰

بررسی تغییرات فراوانی ماکروبنتوزها به تفکیک ایستگاه در طول سال نشان می دهد که بیشترین فراوانی متعلق به ایستگاه عطیش بوده و کمترین فراوانی را ایستگاه دورق داشته است (نمودار۳-۸۸).



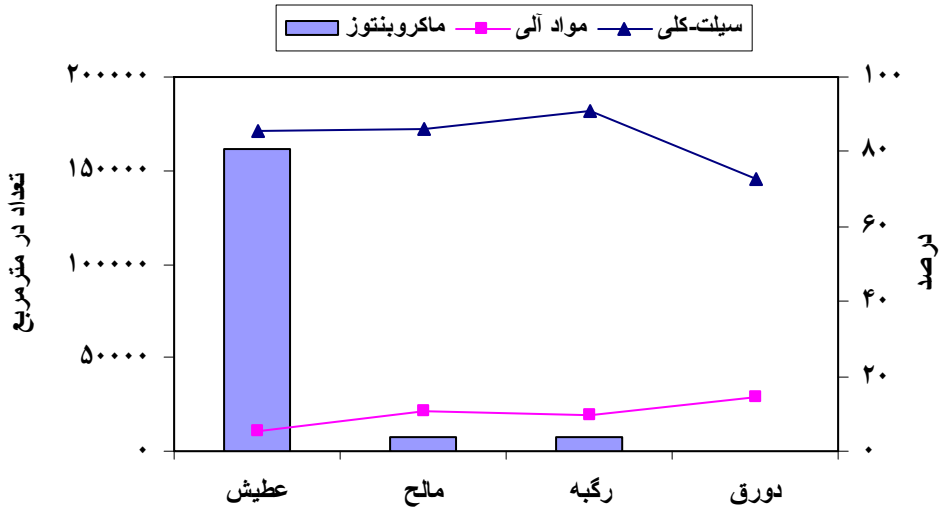
نمودار ۳-۸۸- میانگین سالانه ماکروبنتوزها دربستر ایستگاههای مختلف تالاب شادگان(۱۳۸۹)

نتایج سنجش میزان کل مواد آلی و دانه بندی رسوبات در ایستگاههای مختلف (جدول ۳-۲۱) نشان میدهد که در کلیه ایستگاهها میزان سیلت- کلی بالاتر از ۷۲/۸۴٪ بوده و بیشترین میزان مواد آلی رسوبات در ایستگاه خروجی دورق ثبت شده است.

جدول ۳-۲۱: مقادیر فراوانی کل و درصد مواد آلی و سیلت- کلی دربستر تالاب شادگان(۱۳۸۹)

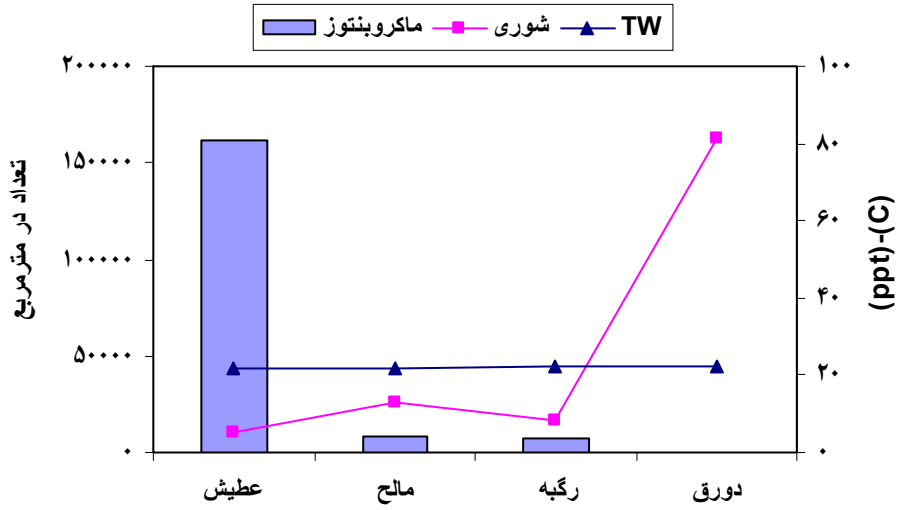
ایستگاه	فراوانی کل	مواد آلی	سیلت- کلی
عطیش	۱۶۱۴۸۴/۳	۵/۵۸۴	۸۵/۵۷
مالح	۷۹۱۶/۳	۱۰/۷۴۱	۸۶/۲۴
رگبه	۷۱۱۷	۹/۶۴۲	۹۰/۷۶
دورق	۳۳۰	۱۴/۲۱	۷۲/۸۴

همانطور که نتایج نشان می دهد بافت اصلی رسوبات گلی و رسی می باشد. همچنین تاثیر فاکتورهای محیطی بر روی فراوانی و تراکم ماکروبنتوزها مورد بررسی قرار گرفت. مقایسه روند فراوانی کل ماکروبنتوزهای بستر در رابطه با تاثیر دو فاکتور مواد آلی و سیلت- کلی در نمودار-۹ نشان داده شده است. طبق نمودار مقادیر این پارامترها در ایستگاههای مختلف از روند خاصی برخوردارنمی باشند و میزان سیلت- کلی و همچنین مواد آلی با پراکنش و فراوانی ماکروبنتوزها دارای روند خاصی نیست (نمودار ۳-۸۹).



نمودار ۳-۸۹- مقایسه درصد مواد آلی و سیلت- کلی با فراوانی ماکروبنتوزها در ایستگاههای مختلف (۱۳۸۹)

در نمودار۳- ۹۰ شوری و دما بعنوان مهمترین و موثرترین عوامل بر جمعیت ماکروبنتوزها با فراوانی ماکروبنتوزها مقایسه گردیدند. همان طور که نشان داده شده است، کمترین شوری در ایستگاه عطیش و بیشترین شوری معادل ۸۱/۵ ppt در ایستگاه دورق بوده که میزان ماکروبنتوزها به شدت کاهش داشته است (نمودار ۳-۹۰).



نمودار ۳-۹۰ - مقایسه شوری و دما با فراوانی ماکروبنتوزها دربستر ایستگاههای مختلف(۱۳۸۹)

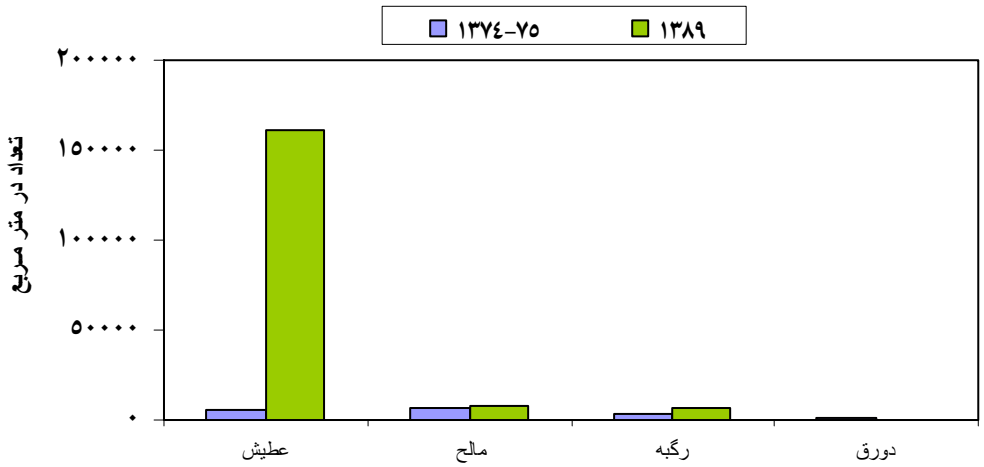
آنالیز واریانس یک طرفه بین تعدادکل ماکروبنتوزها در ماههای مختلف اختلاف معنی داری را نشان نمی دهد ($f_{(11 \text{ و } 47=,}$ /۹۷۹ و p = ۰/۴۸). همچنین آنالیز واریانس بر روی تعداد کل ماکروبنتوزها در ایستگاههای مختلف نیز اختلاف معنی داری را نشان نمی دهد ($f_{(4 \text{ و } 47)}$ =۱/۰۱۳ و p= ۰/۳۹۶).

نتایج بررسی شاخص های زیستی در ایستگاههای مختلف نشان می دهد که بیشترین شاخص تنوع شانون در ایستگاه رگبه (H´ = ۰/۸۶) و کمترین در ایستگاه عطیش معادل (H´ = ۰/۰۱) ثبت شد (جدول ۶). همچنین شاخص غالبیت سیمپسون بیشترین میزان غالبیت را در ایستگاه عطیش و کمترین را در ایستگاه رگبه نشان می دهد(جدول ۳-۲۳). بیشترین شاخص evenness در ایستگاه رگبه (E =۰/۵۳) و کمترین برابر با E =۰/۰۱ در ایستگاه عطیش بوده است(جدول ۳-۲۲).

جدول ۳-۲۲: مقادیر شاخصهای بیولوژیک دربستر ایستگاههای مختلف تالاب شادگان(۱۳۸۹)

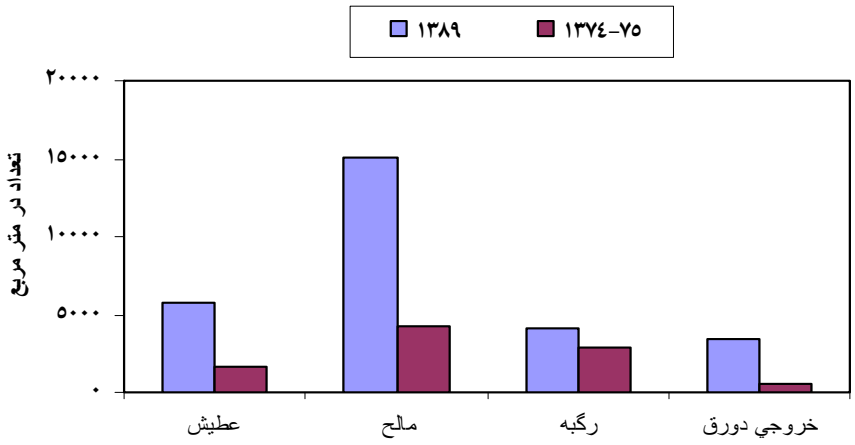
ایستگاه	Richness	Evenness	Shannon-Wiener	Simpson's Dominance
عطیش	۳	۰/۰۱	۰/۰۱	۱/۰۰
مالح	۴	۰/۲۷	۰/۳۸	۰/۸۱
رگبه	۵	۰/۵۳	۰/۸۶	۰/۵۵
خروجی دورق	۳	۰/۴۲	۰/۴۶	۰/۷۷

مقایسه نتایج مطالعه کنونی با مطالعه ای که در سال۷۵ -۱۳۷۴ انجام گردیده، در نمودار ۳-۹۱ نشان داده شده است. طبق نمودار ارائه شده، مقدار میانگین کل ماکروبنتوزها در ایستگاه عطیش در مطالعه فعلی نسبت به سال ۷۵-۱۳۷۴ افزایش چشمگیری را نشان می دهد و در سایر ایستگاهها مقادیر نسبتاً مشابه میباشند.



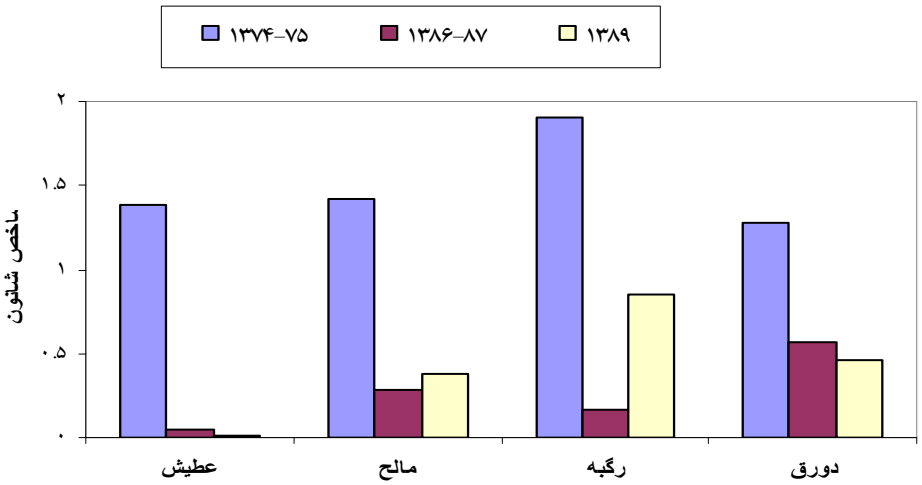
نمودار ۳-۹۱- مقایسه مقدار میانگین کل ماکروبنتوزها در بستر ایستگاههای تعیین شده در دو سال مطالعه(۱۳۸۹)

همچنین بررسی خانواده لارو شیرونومیده ها در این مطالعه نشان می دهد که فراوانی این خانواده در کلیه ایستگاهها بخصوص ایستگاه مالح و عطیش نسبت به سال ۷۴ افزایش داشته است .(نمودار ۳-۹۲).



نمودار ۳-۹۲: مقایسه میانگین لارو شیرونومیده در ایستگاههای تعیین شده در دو سال مطالعه

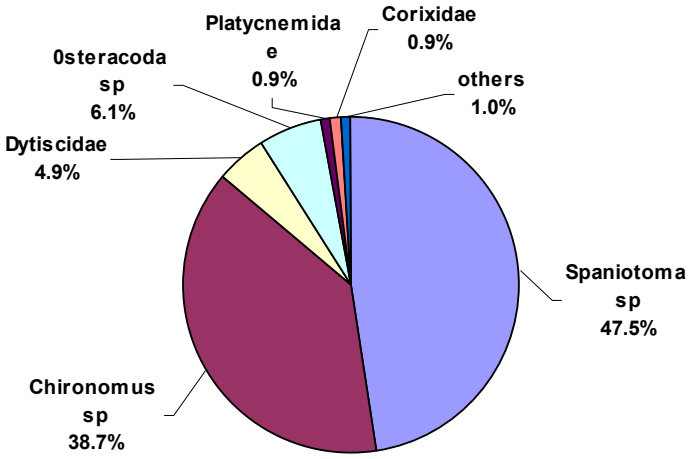
همچنین میزان تنوع شانون وینر در این مطالعه با سالهای۷۵ -۷۴ ۱۳و۸۷- ۱۳۸۶مقایسه گردیده است. شاخص تنوع شانون در تمامی ایستگاهها واقع دربستر تالاب به جز ایستگاه عطیش نسبت به مطالعه سال۸۷-۱۳۸۶ افزایش نشان داده است و درمقایسه با مطالعه سال۷۵- ۱۳۷۴در تمامی ایستگاهها کاهش شدید داشته است.(نمودار۳-۹۳).



نمودار۱۳: مقایسه شاخص تنوع شانون درسه سال مطالعه تالاب شادگان(۱۳۸۹)

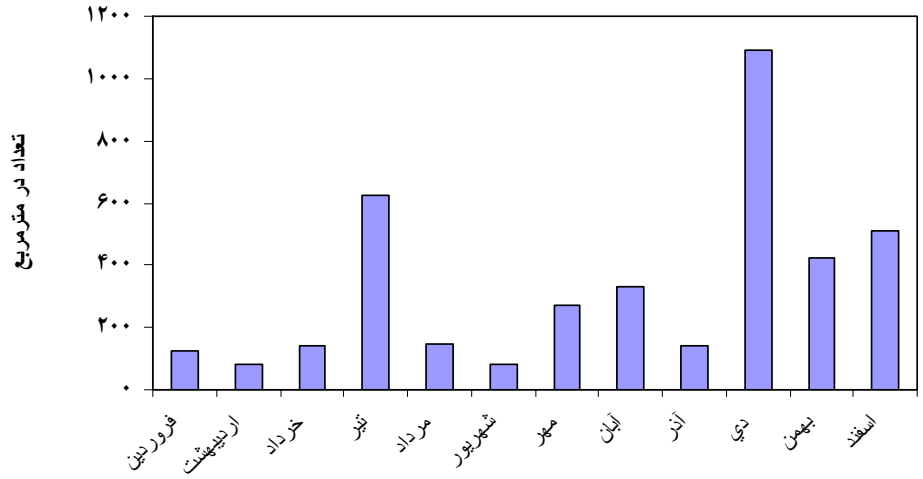
۲-۶-۳- بنتوزهای چسبیده به گیاهان

در طول یکسال نمونه برداری از بتنوزهای چسبیده به پوشش گیاهی جمعاً ۱۵گروه از ماکروبنتوزها شناسایی و جداسازی شدند (جدول ۳-۲۳ تا ۳-۲۶). در بین گروههای شناسایی شده بیشترین درصد فراوانی در این ناحیه بترتیب مربوط به Spaniotoma sp با ۴۷/۵٪ و Chironomus sp با۳۸/۷٪و Osteracoda sp با۶/۱٪ می باشد.(نمودار ۳-۹۴).



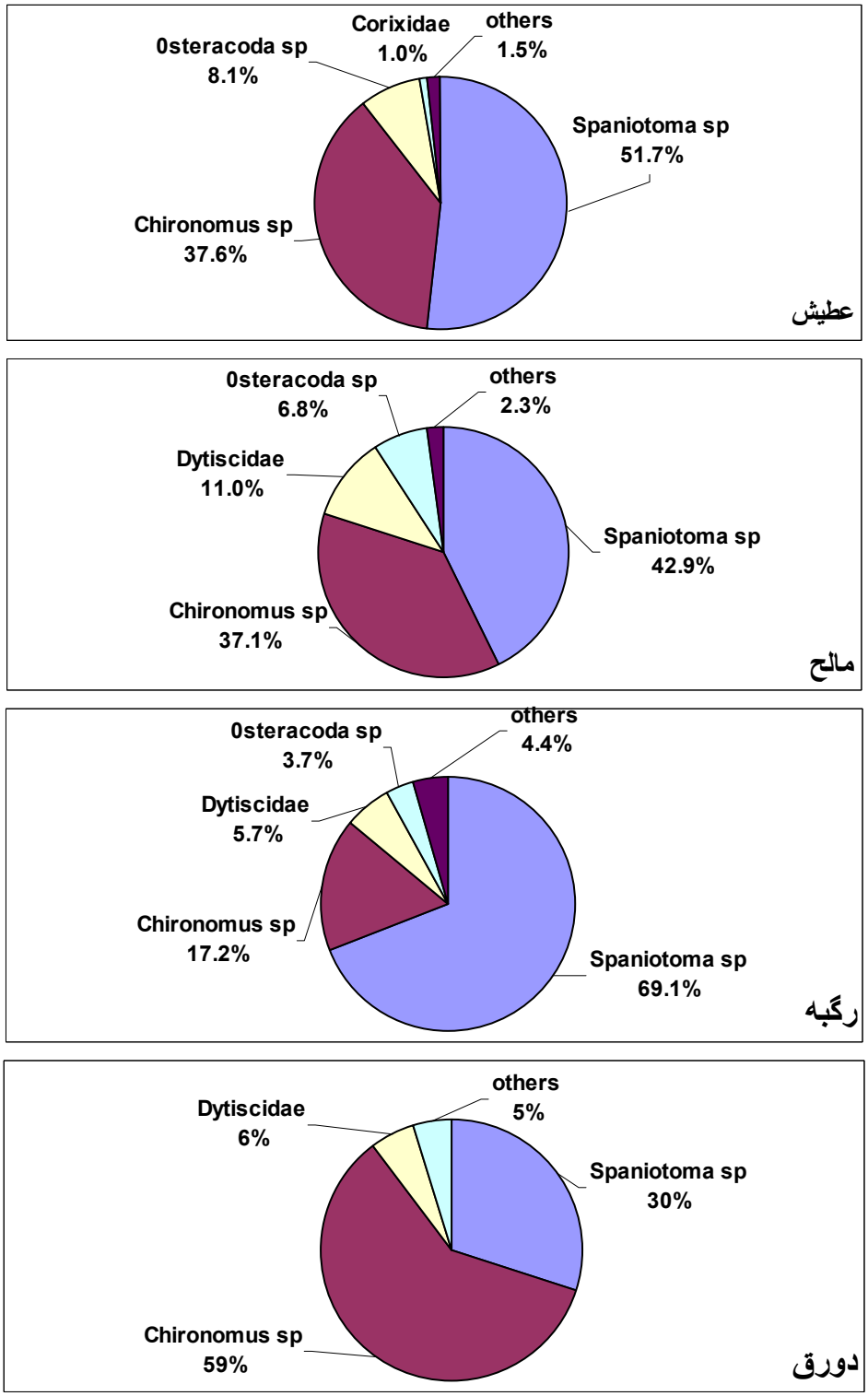
نمودار۳-۹۴ – درصد فراوانی کل ماکروبنتوزها چسبیده به پوشش گیاهی تالاب شادگان(۱۳۸۹)

تغییرات درصد فراوانی ماکروبنتوزها ناحیه گیاهی در ماههای نمونه برداری در نمودار ۳-۹۵ نشان داده شده است. بیشترین فراوانی ماکروبنتوزها با ۱۰۹۱ عدد در مترمربع در دی ماه و کمترین آن درماههای شهریور و اردیبهشت ماه به ترتیب معادل ۷۹و ۸۱ عدد در مترمربع بوده است.



نمودار ۳-۹۵ - فراوانی کل ماکروبنتوزها در ماههای مختلف چسبیده به پوشش گیاهی تالاب شادگان(۱۳۸۹)

همچنین مقایسه درصد فراوانی کل گروههای مختلف ماکروبنتوزی در ایستگاههای مورد مطالعه به تفکیک درنمودار ۳-۹۶ نشان داده شده است. به جزایستگاه دورق که بیشترین درصد فراوانی متعلق به *Chironomuss sp.* بوده است در سایر ایستگاهها بیشترین درصد فراوانی به *Spaniotoma sp.* اختصاص داشته است.



نمودار ۳-۹۶-درصد فراوانی کل گروههای مختلف ماکروبنتوزی چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاههای مختلف

جدول ۳-۲۳- فروانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاه عطیش بر حسب تعداد در مترمربع (سال ۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	کل جمع
Chironomidae	*Spaniotoma sp*	۱۴۰	۰	۰	۱۰۲۸	۱۸۰	۵۲	۴۰	۵۲۰	۱۶	۰	۷۶۰	۶۴۰	۳۳۷۶
	Chironomus sp	۰	۰	۲۰۰	۰	۰	۰	۲۴۰	۱۲۸	۰	۱۸۰۰	۰	۸۸	۲۴۵۶
0steracoda	*0steracoda sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۴۸۰	۴۸	۰	۰	۰	۰	۵۲۸
Platycnemidae	*Platycnemidae sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۱۶	۰	۲۰	۰	۰	۰	۰	۳۶
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۱۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۲
Anthomyiidae	*Limnophora sp*	۱۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۲
Ceratopogonidae	*Bezzia sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۶	۰	۰	۰	۰	۰	۱۶
Hemiptera	*Corixidae*	۰	۰	۰	۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۳۶	۶۸
Ephemeroptera	*Baetidae*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۴	۰	۲۴

جدول۳-۲۴ : فروانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاه مالج بر حسب تعداد در مترمربع (سال ۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp*	۷۲	۰	۸	۴۹۲	۱۳۲	۱۰۴	۱۳۲	۳۹۲	۰	۰	۳۲۰	۳۲۰	۱۹۷۲
	Chironomus sp	۰	۱۳۲	۴۸	۰	۱۳۲	۵۲	۰	۰	۲۴	۱۲۰۰	۷۲	۴۴	۱۷۰۴
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۰	۷۶	۸	۶۸	۱۲	۱۲	۰	۰	۲۶۴	۲۴	۴۰	۰	۵۰۴
0steracoda	*0steracoda sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۹۰	۰	۰	۲۲۴	۳۱۴
Hemiptera	*Corixidae*	۰	۰	۰	۰	۰	۱۶	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۶
Platycnemidae	*Platycnemidae sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۲	۰	۲۴	۰	۳۶
Diptera	*Simulium sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۸	۰	۸
	Limnophora sp	۲۰	۰	۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۵۲
Oligochaeta	*Tubificidae*	۰	۰	۸	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۸

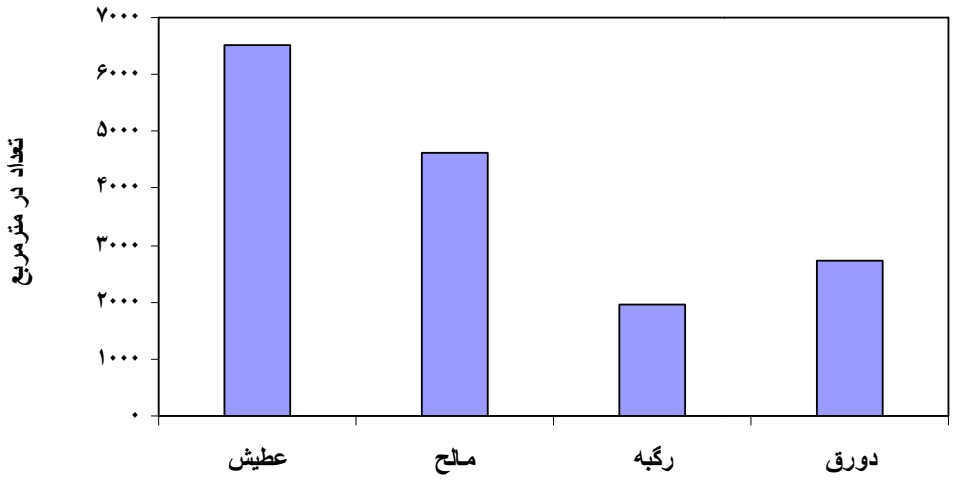
جدول۳-۲۵: فروانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاه رگبه بر حسب تعداد در مترمربع (سال ۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp*	۰	۰	۰	۰	۸۴	۳۶	۱۲۴	۶۸	۶۰	۰	۳۲۰	۶۶۰	۱۳۵۲
	Chironomus sp	۸۰	۱۱۶	۰	۰	۰	۰	۳۶	۲۴	۰	۰	۸۰	۰	۳۳۶
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۰	۰	۵۲	۲۴	۰	۰	۰	۰	۰	۳۶	۰	۰	۱۱۲
0steracoda	*0steracoda sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۷۲	۰	۰	۰	۰	۷۲
Hemiptera	*Corixidae*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۳۶	۰	۰	۳۶
Platycnemidae	*Platycnemidae*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۴۰	۰	۴۰

جدول۳-۲۶: فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاه دورق بر حسب تعداد در مترمربع (سال ۱۳۸۹)

خانواده	گونه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	جمع کل
Chironomidae	*Spaniotoma sp*	۴۰	۰	۵۲	۷۲۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۲	۸۲۵
	Chironomus sp	۱۲۰	۰	۱۱۲	۱۳۲	۰	۰	۰	۰	۰	۱۲۶۰	۰	۱۲	۱۶۳۶
Dytiscidae	*Derenetctes depressus*	۰	۰	۰	۰	۲۸	۲۸	۰	۰	۸۸	۰	۰	۰۸	۱۵۲
Platycnemidae	*Platycnemidae sp*	۰	۰	۲۶	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۶
Diptera	*Simulium sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۴	۰	۴
0steracoda	*0steracoda sp*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۵۰	۰	۰	۰	۰	۵۰
Oligochaeta	*Naididae*	۰	۰	۲۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۲۰
Hemiptera	*Corixidae*	۰	۰	۰	۰	۲۰	۰	۴	۰	۰	۰	۰	۰	۲۴
Trichoptera	*Hydroptilidae*	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۸	۰	۰	۸

بررسی تغییرات فراوانی ماکروبنتوزها به تفکیک ایستگاه در طول سال نشان می دهد که بیشترین فراوانی متعلق به ایستگاه عطیش بوده و کمترین فراوانی را ایستگاه رگبه داشته است (نمودار۳-۹۷).

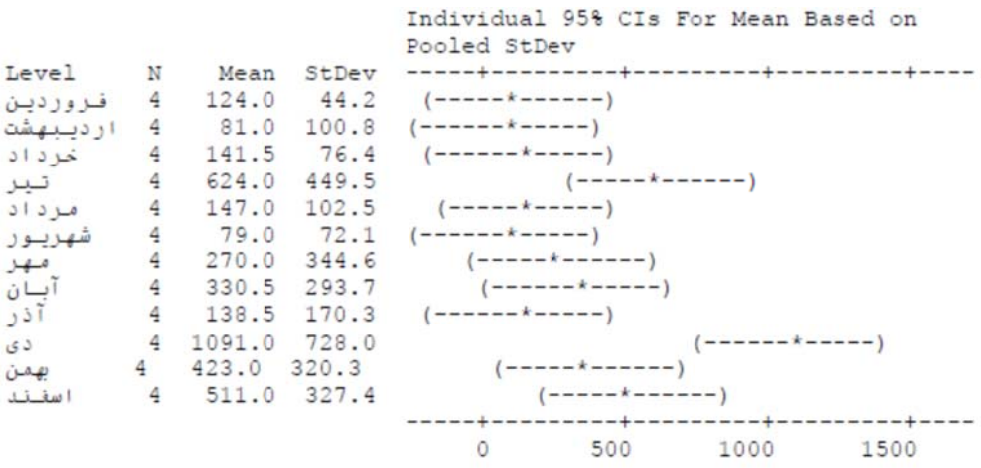


نمودار ۳-۹۷ - میانگین سالانه ماکروبنتوزهای چسبیده به پوشش گیاهی در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان(۱۳۸۹)

در نمودار ۱۶، شوری و دما بعنوان مهمترین و موثرترین عوامل بر جمعیت ماکروبنتوزها با فراوانی ماکروبنتوزها مقایسه گردیدند. همان طور که نشان داده شده است، کمترین شوری در ایستگاه عطیش و بیشترین شوری معادل ۸۱/۵ ppt در ایستگاه دورق بوده که میزان ماکروبنتوزها و شوری ارتباط خاصی را نشان نمی دهند . (نمودار ۳-۹۸).

نمودار ۳-۹۸- مقایسه شوری و دما با فراوانی ماکروبنتوزها چسبیده به پوشش گیاهی در ایستگاههای مختلف(۱۳۸۹)

آنالیز واریانس یک طرفه بین تعدادکل ماکروبنتوزها در ماههای مختلف دارای اختلاف معنی داراست. (۰/۰۰۲ = p و ۳/۵۵ =$f_{(۱۱ ,۴۷)}$).و آنالیز واریانس بر روی تعداد کل ماکروبنتوزها در ایستگاههای مختلف نیز اختلاف معنی داری را نشان نمی دهد (۰/۰۸۶ =p و۲/۳۴۶ =($f_{(۳,۴۷)}$). در نمودار ۳-۹۹ گروه بندی ماکروبنتوزهای پوشش گیاهی تالاب شادگان در ماههای مختلف نشان داده شده است. طبق شکل دیماه با سایر ماههای سال دارای همپوشانی نمیباشد.



نمودار۳-۹۹ – گروه بندی ماکروبنتوزهای چسبیده به پوشش گیاهی تالاب شادگان در ماههای مختلف

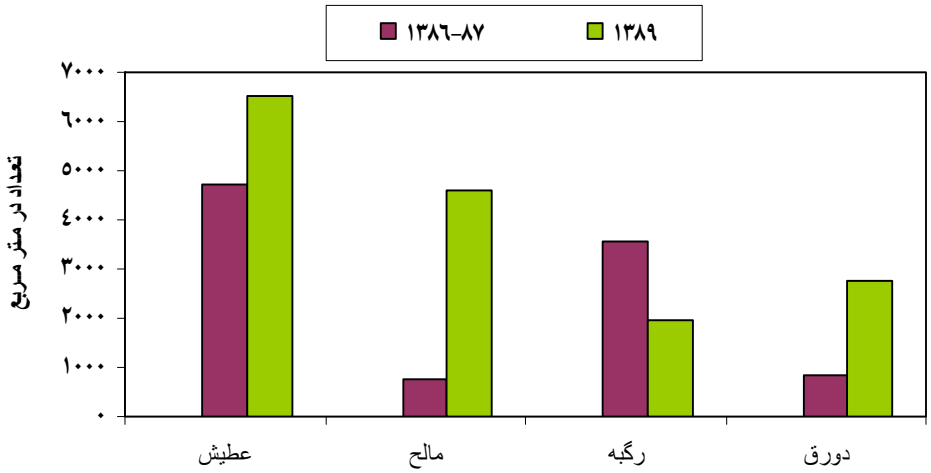
نتایج بررسی شاخص های زیستی در پوشش گیاهی ایستگاههای مختلف نشان می دهد که بیشترین شاخص تنوع شانون در ایستگاه رگبه (H´ = ۱/۲۹۷) و کمترین در ایستگاه دورق معادل (H´ = ۰/۶۲۷) ثبت شد (جدول ۳-۲۷).

جدول ۳-۲۷: مقادیر شاخصهای بیولوژیک چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاههای مختلف تالاب شادگان(۱۳۸۹)

	Richness	Evenness	Shannon-Wiener	Simpson's Dominance
عطیش	۷	۰/۳۶۶	۰/۷۱۲	۰/۶۴۱
مالح	۷	۰/۵۰۲	۰/۹۷۷	۰/۴۸۶
رگبه	۶	۰/۷۲۴	۱/۲۹۷	۰/۳۶۶
خروجی دورق	۸	۰/۳۰۲	۰/۶۲۸	۰/۷۳۳

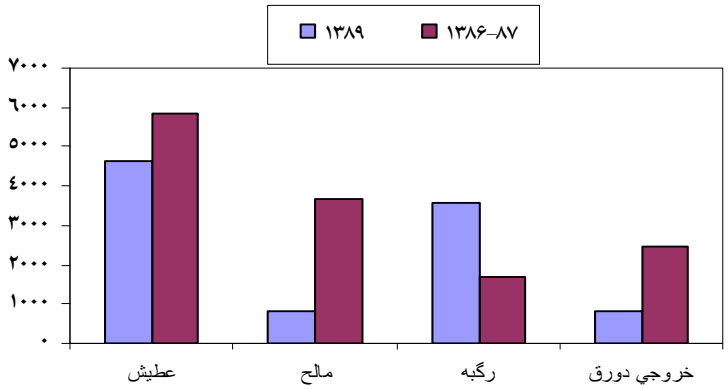
همچنین شاخص غالبیت سیمپسون بیشترین میزان غالبیت را در ایستگاه دورق و کمترین را در ایستگاه رگبه نشان می دهد(جدول ۱۱). بیشترین شاخص evenness در ایستگاه رگبه (E =۰/۷۲۴) و کمترین برابر با E =۰/۳۰۲ در ایستگاه دورق بوده است.

مقایسه نتایج مطالعه کنونی و با مطالعه ای که در سال ۷۵-۱۳۷۴ انجام گردیده، در نمودار۳-۱۰۰ نشان داده شده است. طبق نمودار ارائه شده، مقدار میانگین کل ماکروبنتوزها درهمه ایستگاهها بجز ایستگاه رگبه در مطالعه فعلی نسبت به سال ۷۵-۱۳۷۴ افزایش چشمگیری را نشان می دهد .



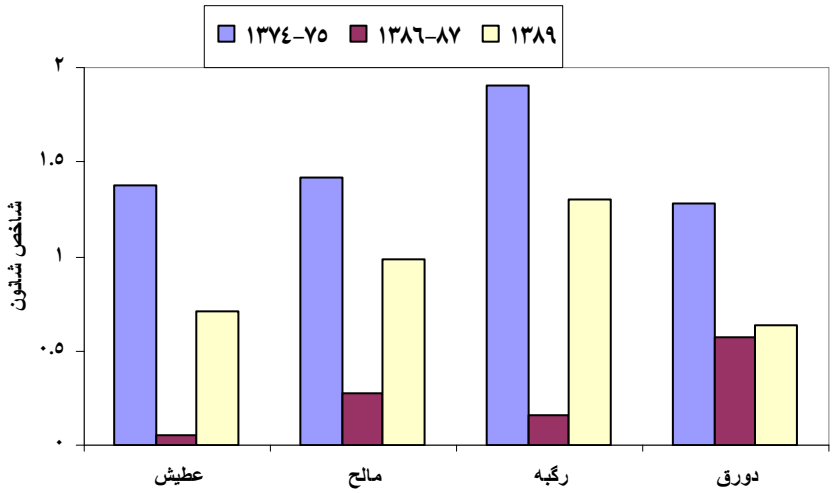
نمودار ۳-۱۰۰: مقایسه مقدار میانگین کل ماکروبنتوزها چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاههای تعیین شده در دو سال مطالعه(۱۳۸۹)

همچنین بررسی خانواده لارو شیرونومیده ها در این مطالعه نشان می دهد که فراوانی این خانواده در کلیه ایستگاهها کاهش داشته به جز ایستگاه رگبه که افزایش نشان می دهد و در سایر ایستگاهها کاهش.(نمودار ۱۰۱)



نمودار۳- ۱۰۱: مقایسه میانگین لارو شیرونومیده چسبیده به پوشش گیاهی ایستگاههای تعیین شده در دو سال مطالعه(۱۳۸۹)

همچنین میزان تنوع شانون با مطالعات سال۷۵- ۱۳۷۴و ۱۳۸۷- ۱۳۸۶مقایسه گردیده است. شاخص تنوع شانون در تمامی ایستگاهها واقع درپوشش گیاهی تالاب نسبت به سال ۱۳۷۴ کاهش ، و در مقایسه باسال ۱۳۸۷ افزایش نشان میدهد(نمودار ۱۰۲)



نمودار ۳-۱۰۲ : مقایسه شاخص تنوع شانون ماکروبنتوزهای چسبیده به پوشش گیاهی در سه سال مطالعه تالاب شادگان(۱۳۸۹)

۴- بحث و نتیجه گیری

۴-۱- سطح تالاب

برطبق نظرات مختلف سطح آب مناسب برای پرورش ماهی حداقل عمق آبی بیشتر از۹ سانتی متر را باید داشته باشد(Piepho 1993 ; Rothius 1998)

در منابع متفاوتی مدیریت سطح آب تالاب را برای گونه های موجود در آن تخمین می زنند. به نحوی که برای فراوانی ماهی، عمق آب ۱۵ سانتی متری را خوب و با افزایش آن از عمق بیشتر از ۳۰ سانتی متررا با معیار عالی توصیف شده است. طبعاً عمق زیر ۱۵ سانتی متری مناسب برای فراوانی ماهی نمی باشد(Mitsch and Gosselink ,1993)(جدول ۴-۱).

جدول۴-۱ : مدیریت سطح آب در گونه های تالابی

بیشتر از ۳۰ سانتی متر	۱۵ سانتی متر	خاک مرطوب	حداقل سطح آب
نسبتاً خوب	عالی	نسبتاً خوب	تنوع گونه های گیاهی
خوب	عالی	نسبتاً خوب	کاربرد تنوع حیات وحش
عالی	خوب	وجود ندارد	فراوانی ماهی
نسبتاً خوب	خوب	عالی	کاربرد پرندگان مهاجر
پایین	پایین	بالا	تنوع گونه های مزاحم

اقتباس شده از :(Mitsch and Gosselink ,1993)

بنابر این تالاب شادگان با ۶۹۹۴۵ هکتار سطح مناسب آبزی پروری می تواند ظرفیت پذیرش تولید ماهی را در این سال داشته باشد. هرگونه تغییردر ورودهای آب به تالاب شادگان می تواند این سطح مناسب آبزی پروری را دستخوش دگرگونی نماید. طبعاً موضوع تعیین حقابه تالاب به برآورد نیاز آبی تالاب برمی گردد که مستلزم مطالعات هیدرولوژیکی و توپوگرافی از تالاب است که از حوصله این گزارش خارج و نیازمند مطالعات فراتری می باشد. طبعاً این داده ها برای پایه گذاری بخشی از این نیاز سنجی بسیار مفید است.

۴-۲- کیفیت آب تالاب شادگان

اکسیژن محلول یکی از پارامترهای مهم در آب می‌باشد. حداقل اکسیژنی که ماهی می‌تواند تحمل کند بستگی به مدت زمان کمبود اکسیژن دارد. به عنوان مثال ممکن است ماهی غلظت ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن را چند ساعت تحمل نماید. همچنین تحمل کمبود اکسیژن تحت تأثیر گونه، سن، اندازه ماهی، شرایط فیزیولوژیکی، غلظت املاح محلول قرار می‌گیرد. غلظتهای فوق اشباع اکسیژن باعث بیماری حباب هوا و مرگ و میر ماهی می‌شود. در این حالت حباب هوا اطراف آبشش‌ها را می‌پوشاند. Romaire (۱۹۸۵) معتقد است که اگر غلظت

اکسیژن محلول در مدتی طولانی کمتر از ۷۵٪ میزان اشباع باقی بماند، باعث کاهش رشد آبزی می‌گردد. همچنین Colt and Orwicz (۱۹۹۱) توصیه کرده‌اند که برای رشد مطلوب، اکسیژن محلول باید حداقل در حد ۹۵٪ میزان اشباع نگه داشته شود. اگر مقادیر اکسیژن محلول ۱ تا ۵ میلی‌گرم در لیتر باشد جهت بقاء موجود کافی است ولی در معرض قرارگیری با مقدار کم اکسیژن به مدت طولانی‌تر می‌تواند سبب کاهش رشد گردد. مقادیر کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن می‌تواند سبب مرگ گردد و فقط ماهیان کوچک می‌توانند در این محیط بقای خود را حفظ کنند (Lawson, 1995). علاوه بر اهمیت اکسیژن در تنفس و متابولیسم ماهی، اکسیژن نقش تعیین‌کننده‌ای در پویایی و سلامت اکوسیستم دارد. وجود و حضور اکسیژن باعث فعالیتهای میکروبی هوازی و ایجاد شرایط اکسید می‌شود و فقدان آن حالت بی‌هوازی و شرایط احیا را بوجود می‌آورد. تحت شرایط احیا گازهای سمی مانند متان و سولفید هیدروژن تشکیل شده که فوق‌العاده برای سلامتی ماهی خطرناک می‌باشند.

از آنجا که در غلظتهای ۱ تا ۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن، ماهی زنده می‌ماند و در غلظتهای بالای ۵ میلی‌گرم در لیتر ماهی بخوبی رشد می‌کند (Boyd, 1990). با توجه به میزان اکسیژن محلول در تالاب شادگان، ایستگاههای رگبه، خروجی دورق و مالح در برخی از ماهها (عموما تابستان) مقادیری کمتر از mg/l ۵ دارند ولی در سایر ماهها می‌توان مقدار این فاکتور را در حد مطلوب دانست. دسته‌بندی ایستگاهها نشان می‌دهد که ایستگاه عطیش با میانگین بیشتر غلظت اکسیژن در گروه مجزایی قرار می‌گیرد (شکل ۱۵).

میزان مصرف اکسیژن توسط باکتریها، برای تجزیه آلاینده‌های موجود درآب را اکسیژن‌خواهی بیولوژیکی می‌نامند. اندازه‌گیری این پارامتر در منابع آبی بدین سبب دارای اهمیت است که تجزیه مواد آلی توسط میکروارگانیزمها یک عامل مهم در مصرف اکسیژن محلول آب می‌باشد (Zweig et al., 1999).

در جدول ۷ و ۸ طبقه بندی آبها بر اساس میزان BOD5 ارائه شده است.

جدول ۴-۲- طبقه بندی آب براساس میزان BOD5(mg/l) در انگلیس (Tchobanglous, 1991)

BOD5 (mg/l)	طبقه بندی آب	BOD5 (mg/l)	طبقه بندی آب
۰ – ۱	خیلی پاک	۶ – ۱۰	آلودگی ضعیف
۱ – ۲/۵	پاک	۱۰ – ۱۵	آلودگی شدید
۲/۵ – ۴	نسبتا پاک	۱۵ – ۲۰	آلودگی خیلی شدید
۴ – ۶	مشکوک	۲۰	آلودگی بیش از حد شدید

جدول۴-۳- رده بندی آب ها نسبت به درجه آلودگی آنها برحسب میلی‌گرم در لیتر (منزوی،۱۳۷۲)

نوع آب	BOD5	نوع آب	BOD5
آب خالص- آب آشامیدنی	۰	آب نیمه کثیف	۸
آب کاملاً تمیز	۱	آب خیلی کثیف	۲۰
آب نسبتاً تمیز	۳	فاضلاب خانگی رقیق	۲۰۰
آب رودخانه تمیز	۱ تا ۳	فاضلاب خانگی متوسط	۳۰۰
آب رودخانه متوسط	۳ تا ۵	فاضلاب خانگی غلیظ	۴۰۰
آب رودخانه با کثیفی کم	۵ تا ۸	فاضلاب های صنعتی	۲۰ تا ۵۰۰۰

با توجه به جداول ۴-۲ و ۴-۳ و نمودار مرتبط با آنها، مقادیر BOD5 تالاب شادگان فقط در خرداد ماه ایستگاه عطیش و تیرماه ایستگاه دورق بیشتر از mg/l ۵ می‌باشد و بیشترین میانگین سالانه این پارامتر ۳/۱۲ میلی‌گرم‌درلیتر و در ایستگاه خروجی دورق می‌باشد لذا با توجه به تقسیم بندی آبها از نظر میزان BOD5 (Tchobanglous, 1991) و (منزوی،۱۳۷۲) می‌توان آب این ایستگاهها را در حد آبهای نسبتا پاک رودخانه‌های تمیز دانست. از نظر میزان BOD5 ایستگاههای مختلف، اختلاف معنی‌داری را با یکدیگر نشان نمی‌دهند.

شوری به مقدار نمکهای قابل حل در آب اطلاق می‌گردد که به‌طور طبیعی و یا به صورت آلاینده‌ها به محیط افزوده می‌شوند. در آبهای شیرین شوری و توزیع یونها در آب به‌طور معنی‌داری به بارشها و ساختار زمین‌شناسی منطقه بستگی دارد و در آبهای شیرین به‌طور نسبی غلظت کربنات، کلسیم، منیزیم و سدیم بیشتر از سایر یونهاست. همچنین شوری در آبهای شور به نوار ساحلی، بارش، رودخانه‌ها و دیگر تخلیه‌ها بستگی دارد. توزیع المنتها در آب شور خیلی شاخص نمی‌باشد ولی می‌توان گفت که کلرید و یون سدیم در درجه اول و سولفات، کلسیم، منیزیم و بی‌کربنات در غلظت کمتری حضور دارند (Stumm and Morgan, 1981). هر موجود زنده‌ای دامنه‌ای از شوری را جهت رشد مناسب نیاز دارد و هنگامی که خارج از این دامنه قرار بگیرد، به انرژی بیشتری جهت نگه داری غلظت مناسب یونها در بدنش نیاز دارد و این مسئله بر عملکرد فیزیولوژیکی موجود تاثیر می‌گذارد. بر اساس میزان شوری، آبها به چند گروه تقسیم می‌شوند:

-آبهای شیرین با شوری کمتر از ۰/۵ گرم در کیلوگرم

-آبهای لب شور شامل لب شور با شوری کم (بین نیم تا ۳ گرم در کیلوگرم)، لب شور با شوری متوسط (بین ۳ تا ۱۶/۵ گرم در کیلوگرم) و لب شور با شوری بالا (بین ۱۶/۵ تا ۳۰ گرم در کیلوگرم)

-آب دریا با شوری بین ۳۰ تا ۴۰ گرم در کیلوگرم

-آبهای بسیار شور با شوری بیش از ۴۰ گرم در کیلوگرم

مقادیر شوری، هدایت الکتریکی و TDS نشان میدهد که طبق تقسیم بندی فاست، آب تالاب شادگان جزء آبهای لب شور با شوری متوسط (رگبه، مالح و عطیش) تا شور (خروجی دورق) محسوب می‌شود و این پارامترها در

ایستگاههای مختلف با یکدیگر دارای اختلاف می‌باشد. به‌طوری‌که خروجی دورق با میانگین بیشتری نسبت به سه ایستگاه دیگر، در دسته جداگانه‌ای قرار می‌گیرد. دلیل شوری بالای خروجی دورق احتمالا به سبب خشک شدن تدریجی و بدلیل توپوگرافی تالاب از سایر بخش های تالاب مجزا می گردد.

pH یکی از مهمترین پارامترهای محیط آبی محسوب می‌شود که به طور مستقیم بر تنوع و پراکندگی موجودات زنده اثر می‌گذارد و به طور غیر مستقیم نیز با تاثیر بر سایر پارامترها می‌تواند بر روی موجودات تاثیر بگذارد. به عنوان مثال، pH پایین سبب کاهش فسفر غیر آلی و دی‌اکسیدکربن قابل دسترس برای فتوسنتز فیتوپلانکتونها می‌گردد. همچنین در pH پایین فلزات سمی می‌توانند از رسوبات آزاد گردند و در pH بالا فرم سمی آمونیاک می‌تواند رایج گردد (Zweig, *et al.*, 1999). در مقادیر کمتر pH توانایی نگه‌داری تعادل نمکی در موجودات تحت تاثیر قرار می‌گیرد (Lloyd, 1992). در جدول ۹ دامنه تحمل pH و اثرات ایجاد شده جهت ماهیان گرم‌آبی ارائه شده‌است.

جدول ۴-۴- دامنه تحمل pH و اثرات ایجاد شده جهت ماهیان گرم‌آبی (Lawson,1995)

مقدار pH	اثرات
کمتر از ۴	نقطه مرگ اسیدی
۴ تا ۵	عدم تولید مثل
۴ تا ۶/۵	رشد آهسته
۶/۵ تا ۹	دامنه مطلوب
۹ تا ۱۱	رشد آهسته
بیشتر از ۱۱	نقطه مرگ قلیایی

با توجه به نمودار مربوط به مقادیر pH در تالاب شادگان در حد مطلوب بوده است. مقادیر این پارامتر در ایستگاههای مختلف دارای اختلاف است به طوری که ایستگاه رگبه با میانگین کمتر در یک گروه و سایر ایستگاهها در گروه دیگری قرار دارند.

یکی از منابع اصلی سختی، حل شدن سنگهای آهکی شامل کربناتهای منیزیم و کلسیم در آب میباشد. کلسیم یکی از مهمترین اجزاء سختی جهت آبزی‌پروری است زیرا برای تشکیل استخوان و اسکلت بدن موجودات لازم است. سخت‌پوستان در هنگام پوست‌اندازی کلسیم را جذب می‌کنند و اگر آب خیلی نرم باشد، اسکلت آنها شروع به نرم شدن کرده و پوست‌اندازی آنها متوقف می‌گردد. به‌علاوه استخوانهای آنها دفرمه شده و سرعت رشد آنها کاهش می‌یابد. همچنین سختی روی گونه‌های تکثیر شده و واکنش آنها با سایر گونه‌های موجود در آب تاثیر می‌گذارد. کلسیم سبب کاهش سمیت فلزات، آمونیاک و یون هیدروژن می‌گردد. به‌علاوه به دلیل زیاد بودن غلظت یونها در آبهای سخت، ذرات رسوبات معلق در آبهای سخت سریعتر از آبهای نرم ته‌نشین می‌گردند. در آبهایی که قلیاییت بالا و کلسیم کم دارند، فتوسنتز ممکن است سبب افزایش pH در حدی

که جهت ماهیان مضر است، گردد (Boyd, 1990). مقادیر مطلوب سختی برای آبهای شیرین بین ۲۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم‌درلیتر می‌باشد (Romaire, 1985) و میانگین سختی در آبهای شور و لب شور تا ۶۶۰۰ مشکلی را در سیستم آب ایجاد نمی‌کند (Lawson, 1995). در آبهای شور میزان کربنات منیزیم به مراتب بیشتر از کربنات کلسیم می‌باشد. آبها از نظر سختی به گروههای زیر تقسیم می‌شوند (Boyd, 1990):

آبهای نرم با سختی بین ۰ تا ۷۵ میلی‌گرم درلیتر

آبهای نیمه سخت با سختی بین ۷۵ تا ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر

آبهای سخت با سختی بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ میلی گرم در لیتر

آبهای خیلی سخت با سختی بیشتر از ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر

از نظر میزان سختی، آب تالاب جزء آبهای سخت طبقه بندی می‌شود. چنانچه مشاهده می‌شود ایستگاه خروجی دورق با میانگین سختی بیشتر نسبت به سایر ایستگاهها در دسته جداگانه‌ای قرار می‌گیرد.. مقادیر این پارامتر در فصول تابستان و پاییز در ایستگاه خور دورق بسیار زیاد شده‌است که احتمالا به دلیل خشک شدن تدریجی این ایستگاه در اثر کم شدن آب ورودی و تبخیر بالا می‌باشد.

در یک منبع آبی سرعت یوتریفیکاسیون با نرخ ورود مواد مغذی (N,P) کنترل می‌شود. فسفر عامل محدود کننده رشد آلگها در دریاچه‌ها بوده و همچنین نوترینت‌ها تعیین کننده گونه‌ها و میزان مواد گیاهی و کنترل کننده اکسیژن دردسترس برای گونه‌های حیوانی غالب می‌باشند (Carpenter, 1998).

همچنانکه گیاهان و ماکروفیت‌ها رشد می‌کنند و می‌میرند، مواد آلی در کف دریاچه‌ها تجمع می‌یابند. تجزیه مواد آلی مقداری از اکسیژن موجود را مصرف کرده، شرایط بی‌هوازی را بوجود می‌آورد، شرایط بی‌هوازی نیز روی گونه‌های گیاهی و جانوری تأثیر گذاشته موجب تغییرات جمعیتی در گونه‌های موجود می‌شود.

نیترات در میان ترکیبات غیر آلی موجود در آب، کمترین میزان سمیت را دارد و به عنوان محصول پایانی در فرآیند نیتریفیکاسیون شکل می‌گیرد و غلظت آن عموما بیشتر از آمونیوم و نیتریت می‌باشد. مقادیر زیاد یون نیترات می‌تواند روی تنظیمات اسمزی و انتقالات اکسیژن تاثیر بگذارد ولی غلظتهای سمی آن خیلی بیشتر از مقادیری است که برای نیتریت و آمونیاک ذکر می‌گردد (Lowson, 1995). میزان نیترات آبهای سطحی در زمستان، پاییز و اوایل بهار افزایش و در اواخر پاییز و تابستان کاهش می‌یابد (سالار آملی، ۱۳۷۳). غلظت نیتروژن نیتراتی در لایه های آب از مقادیر قابل چشم پوشی تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر (معادل ۴۴/۳ میلی گرم در لیتر یون نیترات) در آبهای شیرین و غیرآلوده می‌رسد، اما این مقدار بسته به فصول و مکانهای مختلف، بسیار متغیر می‌باشد (Wetzel, 1983). همچنین Pillay در سال ۱۹۹۰ میزان غلظت نیترات را تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر مجاز دانسته‌است. مقادیر نیترات در تالاب شادگان در بیشتر موارد بین ۳ تا ۶ میلی‌گرم در لیتر و در حد آبهای غیرآلوده بوده و در پاییز نیز افزایش داشته‌است (نمودار ۱۳). این پارامتر در ایستگاههای مختلف دارای اختلاف معنی‌داری نبوده است.

نیتریتها فرم حد واسط فرآیند نیتریفیکاسیون و تبدیل آمونیاک به نیترات می‌باشند. تاثیر سمی نیتریت به دلیل توانایی آن در اکسیداسیون آهن هموگلوبین خون و ایجاد هیپوکسیا و بیماری خون قهوه‌ای شناخته شده است. از آنجا که سرعت تولید محصول نهایی در فرایند نیتریفیکاسیون بالاست، لذا غلظتهای بالای یون نیتریت مشکل جدی در سیستمهای آبی نمی‌باشد (Zweig *et al.*, 1999). در آبهای شور و لب‌شور نیتریت به عنوان یک عامل مشکل ساز اطلاق نمی‌گردد زیرا سمیت آن با افزایش یونهای کلسیم، کلرید، برمید و بی‌کربنات کاهش می‌یابد. همچنین مشاهده گردیده است که بالا بودن غلضت نیتریت هم‌زمان با کم بودن میزان کلرید می‌تواند سبب کاهش فعالیتهای تغذیه‌ای، کاهش مقاومت در برابر بیماریها و افزایش مرگ و میر گردد. افزایش میزان نیتریت می‌تواند سبب افزایش pH، کاهش اکسیژن محلول و افزایش غلظت آمونیاک سمی گردد (Lowson, 1995). استاندارد FAO حداکثر غلظت نیتریت قابل قبول جهت ماهیان گرم آبی را ۱۰۰µ g/l گزارش کرده است (EIFAC, 1984). Swann (۱۹۹۳) غلظت مطلوب نیتریت در مراکز تکثیر ماهی آب شیرین را کمتر از ۰/۵میلی‌گرم در لیتر و Pillay (۱۹۹۲) در آبهای شیرین سخت مقدار مطلوب آن را کمتر از ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر ذکر کرده‌اند. با توجه به مقادیر ذکر شده و مقادیر یون نیتریت بدست آمده در این تحقیق ملاحظه می‌گردد که این فاکتور در کلیه موارد در حد مجاز می‌باشد (شکل ۱۲). مقادیر این پارامتر در تالاب شادگان در ماههای تیر و مرداد و به ترتیب در ایستگاههای مالح و عطیش در حدود ۰/۲ میکروگرم در لیتر و بنابراین کمی بیشتر از حد مجاز بوده است ولی در کل می‌توان گفت که این پارامتر در حد مجاز بوده است. مقادیر یون نیتریت در تالاب شادگان در ایستگاههای مختلف دارای اختلاف معنی‌داری نبوده است.

در استخرهای پرورش ماهی مواد دفعی ماهی و تجزیه مواد آلی توسط میکروبها منشأ اصلی آمونیاک بوده و این مواد ممکن است غلظت آمونیاک را فوق‌العاده افزایش داده و به حد نامطلوب و مرگ‌آور برسانند. چون آمونیاک یک گاز می‌باشد برای عبور از عشاء سلولهای آبشش ماهی از قوانین انتشار گازها تبعیت می‌کند. بنابراین هنگامی که غلظت آن در محیط افزایش یابد موجب افزایش غلظت آمونیاک خون و بافتها می‌شود. بدین معنی که ماهی نمی‌تواند آمونیاک‌حاصل از متابولیسم بدن خود را دفع نماید و در نتیجه این افزایش، pH خون ماهی نیز افزایش حاصل کرده، بر فعالیت آنزیم‌ها و کاتالیزورها و پایداری غشاء سلولها تأثیر می‌گذارد که در نتیجه خاصیت تراوائی غشاء سلولها و غلظت یونها در داخل بدن کاهش حاصل می‌نماید. همچنین آمونیاک موجب ایجاد ضایعه در آبششها، تأثیر بر قدرت انتقال اکسیژن توسط خون، افزایش مصرف اکسیژن توسط بافتها تخریب گلبولهای قرمز و بافتهایی که آنها را می‌سازند و اثر روی تنظیم فشار اسمزی گردد (Lawson, 1995). سمیت آمونیاک به میزان زیادی تحت تاثیر فرآیندهای شیمیایی است. سمیت نیتروژن آمونیاکی کل (TAN که معادل +NH4 و NH3 می باشد) بستگی به کسر یونیزه شده آمونیاک (که سمی است) از کل آن دارد. آمونیاک در آب عمدتا به شکل یون آمونیوم می‌باشد که این فرم برای آبزیان بی خطر است ولی شکل تفکیک نشده آن یعنی آمونیاک برای خیلی از جانداران خصوصا ماهیها سمی و کشنده است. با افزایش pH نسبت آمونیاک به

یون آمونیوم بیشتر می‌گردد به‌طوری‌که در pH بیشتر از ۹/۵ این نسبت ۱ به ۱ خواهد شد. آمونیاک فقط در غلظتهای بالا می‌تواند سمی باشد (Boyd, 1990). مقدار یونیزه شده و غیریونیزه آمونیاک بر اساس میزان pH سیستم آبی در حال تعادل با یکدیگرند. معمولا با افزایش مقدار pH میزان آمونیاک یونیزه نشده نیز بیشتر می‌گردد. لذا می‌توان گفت در pH بالا مقادیر کمتری از نیتروژن آمونیاکی کل می‌تواند اثرات سمی را ایجاد نماید. به عنوان مثال تغییر مقدار pH از ۷ به ۸ میتواند سمیت آمونیاکی موجود را ۱۰ برابر گرداند (Lloyd, 1992). میزان مجاز غلظت TAN تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (Meade, 1989) و Pillay (۱۹۹۲) حداکثر دامنه تحمل مقدار یونیزه نشده آمونیاک کل (گاز آمونیاک) را تا ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر گزارش کرده‌است. دامنه تحمل مقدار آمونیاک در آبهای گرم بیشتر از آبهای سرد و در در آبهای شیرین بیشتر از آبهای شور می‌باشد معمولاً اثرات سمی و مرگ‌آور آمونیاک غیریونیزه درغلظتهای بین ۶۰۰ تا ۲۰۰۰ میکروگرم در لیتر مشاهده می‌گردد اما اکثر گونه ها حد تحمل کمتری دارند (Lawson, 1995). ملاحظه می‌شود که مقادیر گاز NH_3 در ایستگاههای مطالعه شده بجز در دو مورد همواره کمتر از ۹۰ میکروگرم در لیتر و در حد مجاز بوده است. آنالیز واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که ایستگاه مالح با بیشترین میانگین سالانه (۶۵/۲۴ میکروگرم در لیتر) با سایرایستگاهها دارای اختلاف معنی‌دار است و در دو گروه مجزا قرار می‌گیرند.. همچنین این پارامتر در ماههای مختلف نیز دارای اختلاف بوده و عمدتا در زمستان و پاییز دارای مقادیر بیشتری است.

فسفر یکی از مواد ضروری جهت رشد موجودات است که شکل رایج آن در محیط آبی فسفات می‌باشد. فسفات می‌تواند سبب شکوفایی جلبکی و از این رو معضلات ثانویه گردد. دامنه تغییرات فسفات بین ۰ تا ۱/۶ میلی‌گرم در لیتر است (Kevern, 1973) و اکثر آبهای طبیعی که دستخوش دخالتهای انسانی نیستند دارای فسفری در حدود ۱ تا ۱۰۰ میکروگرم در لیتر (معادل ۳ تا ۳۰۶ میکروگرم در لیتر فسفات) هستند (Bronmark & Hansson, 1998). آبهایی که نزدیک مناطق شهری هستند دارای غلظت بیشتری از فسفات هستند. غلظت فسفات در اغلب آبهای سطحی غیر آلوده بین ۱۰ تا ۵۰ میکروگرم بر لیتر فسفر (۳۰/۷ تا ۱۵۳ میکروگرم در لیتر فسفات) می‌باشد (Wetzel, 1983). معمولاً اصطلاح اولیگوتروفی و یوتروفی براساس غلظت فسفات تخمین زده می‌شود، به طوریکه آبهایی که غلظت فسفات آنها بین ۱۰- ۵ میکروگرم در لیتر باشد اولیگوتروف، دریاچه هایی با غلظت فسفات بین ۳۰-۱۰ میکروگرم در لیتر مزوتروفیک و بین ۱۰۰-۳۰ میکروگرم در لیتر، یوتروف نامیده می‌شوند (Bronmark & Hansson, 1998). لازم به ذکر است افزایش بار نوترینتها زمانی می‌تواند روی حاصل‌خیزی یک منبع آبی تأثیر گذار باشد که این افزیش به شکل مداوم و مستمر باشد. تغییرات یون فسفات در ایستگاههای مختلف تالاب شادگان از روند یکسانی برخوردار بوده و مقدار آن همواره (به جز دو مورد) کمتر از ۰/۶ میلی‌گرم در لیتر بوده است.

مقادیر فسفات در ایستگاههای مختلف دارای اختلاف معنی‌دار نمی‌باشد ولی در ماههای مختلف دارای اختلاف است به‌طوری که در اردیبهشت و مهر ماه مقادیر این یون در تمامی ایستگاهها کاهش یافته است.

TSS یا مواد جامد معلق، به ذرات در ابعاد مختلف از میلی‌میکرون تا چند دهم میکرون شامل رس، ماسه، مواد آلی، فیتوپلانکتونها، قطعات گیاهی و میکروارگانیسمها اطلاق می‌شود که این عوامل همگی سبب جذب نور در آب می‌شوند و در آبهای کدر اغلب درگیر برانشهای ماهیان و در نتیجه استرس می‌شوند (غفوری و مرتضوی، ۱۳۷۱). مقدار مواد معلق در آب بسیار متغییر بوده و دامنه‌ای از زیر ۱۰mg/l تا بالای ۱۰۰۰mg/l را دارا می‌باشند (Boyd, 1982). میزان مواد معلق کشنده برای ماهیان سردآبی بین ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر ذکر شده است (Alabaster and Lloyed, 1982) ولی گربه ماهیان دامنه تحمل بیشتری دارند و تا ۱۰۰۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر مواد معلق را نیز تحمل می‌کنند ولی واکنشهای رفتاری آنان در بالاتر از ۲۰۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر تحت تاثیر قرار می‌گیرد (Tucker and Robinson, 1990). وجود مواد معلقی که مقدار آن کمتر از ۱۰۰ mg/l باشد اثرات بسیار کمی بر اغلب گونه‌های ماهی دارد (Beveridge, 1987). با توجه به شکل ۱۴ملاحظه می‌شود که مقادیر TSS در اکثر موارد، زیر ۶۰mg/l می‌باشد و بنابراین این پارامتر تاثیری بر آبزیان تالاب ندارد. بررسی آماری نتایج نشان می‌دهد که ایستگاه مالح با میانگین بیشتر مواد معلق (۲۴/۵۸ mg/l) با سایر ایستگاهها دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

نتایج حاصل از شاخص کیفیت آب نشان می‌دهد که تمامی ایستگاههای تالاب شادگان در گروه ۳ و با کیفیت متوسط قرار می‌گیرند. گرچه همه ایستگاهها در یک گروه قرار می‌گیرند ولی ایستگاه رگبه از شاخص کیفیت بالاتر و ایستگاه مالح از شاخص کیفیت کمتری نسبت به سایر ایستگاهها برخوردارند. از آنجا که آب کانال نیشکر وارد منطقه رگبه و پساب مجتمع آزادگان وارد منطقه عطیش می‌گردد، با توجه به کمتر بودن مقدار شاخص کیفیت آب کانال نیشکر نسبت به رگبه و بیشتر بودن شاخص کیفیت پساب آزادگان نسبت به عطیش، می‌توان احتمال داد که کانال نیشکر اثر منفی و پساب آزادگان اثر مثبت بر روی تالاب شادگان داشته باشد. ضمنا ورودی مالح نیز می‌تواند بدترین اثر را روی تالاب داشته باشد.

در جدول ۴-۵ مقادیر میانگین سالانه پارامترهای اندازه گیری شده در تالاب شادگان در سالهای مختلف با یکدیگر مقایسه شده‌اند. چنانچه از جدول پیداست مقادیر pH، آمونیاک و TSS کمی بیشتر از مطالعه سال ۸۷-۱۳۸۶ و کمتر از سایر مطالعات بوده است. مقادیر اکسیژن محلول، BOD5، نیتریت و فسفات نسبت به مطالعات قبلی کاهش و شوری، هدایت الکتریکی، TDS و نیترات افزایش یافته است. افزایش این پارامترها احتمالا به دلیل کم آبی و وجود خشکسالی در منطقه صورت گرفته است.

بررسی سختی کل نشان می‌دهد که گرچه مقادیر شوری نسبت به مطالعات قبلی بیشتر شده است ولی سختی کمتر شده‌است و این مسئله می‌تواند احتمالا بیانگر این نکته باشد که املاح سدیم و کلرید افزایش داشته‌اند و املاح کلسیم و منیزیم نسبت به مطالعات قبلی کاهش داشته‌اند.

جدول۴-۵- مقایسه میانگین سالانه پارامترهای اندازه گیری شده در تالاب شادگان در سالهای مختلف

فاکتور	سال ۷۵ – ۱۳۷۴ (سبزعلیزاده، ۱۳۷۵)	سال ۷۹ – ۱۳۷۸ (سبزعلیزاده، ۱۳۷۹)	سال ۸۷ – ۱۳۸۶ (خلفه‌نیل ساز، ۱۳۸۸)	مطالعه کنونی
pH	۷/۸۹	۸/۱۱	۷/۷۷	۷/۸۸
WT (ºC)	۲۳/۳۲	۱۹/۹۳	۱۹/۶۸	۲۲/۲
DO (mg/l)	۷/۸۲	۹/۴	۶/۴۳	۵/۸۷
BOD5 (mg/l)	۳/۴۶	۵/۳	۲/۹۹	۲/۶۳
Salinity (g/kg)	۳/۲۲	۵/۸۴	۸/۹۳	۲۷/۰۳
EC (ms/cm)	۷/۷۳	–	۱۴/۴۷	۴۱/۵۵
NO2 - (µg/l)	۹۷	۶۰	۴۷/۵۷	۳۴
NO3 - (mg/l)	۴/۴	۴/۶۱	۴/۹۱	۵/۰۶
PO4 -3 (mg/l)	۰/۷۲	۱/۳۶	۰/۵۳	۰/۳۷
Total hardness (mg/l)	۱۷۶۷/۵	۲۶۵۹/۹	۲۷۵۳/۷	۱۸۱۳/۷
TDS (g/l)	۲/۹۵	–	۱۰/۵۵	۲۷/۲۹
TSS (mg/l)	–	۵۹/۶۷	۱۴/۴	۱۸/۴۲
NH3 (µg/l)	۴۷	۷۶	۲۰/۳۲	۳۸/۵۵

۳-۴- فیتوپلانکتونهای تالاب

مطالعه خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۷۵ منجر به شناسایی ۵۱ جنس در ۵ رده فیتوپلانکتونی شد که بیشترین فراوانی فیتوپلانکتون ها به ترتیب متعلق به رده کلروفیسه، باسیلاریوفیسه، سیانوفیسه، دینوفیسه و کریزوفیسه بوده است. همچنین در مطالعه ی دیگر نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ نیز ۴۲ جنس فیتوپلانکتونی در ۴ رده دیاتومه ها، سیانوفیسه، کلروفیسه و دینوفیسه شناسایی و گزارش گردید.

در این مطالعه تغییرات فراوانی کل فیتوپلانکتون ها در ایستگاه های مختلف از نظر آماری اختلاف معنی داری نداشت ($p > ۰/۰۵$) و در بین ماه ها و فصول مختلف نیز اختلاف معنی دار نیست($p>۰/۰۵$).

عدم وجود اختلاف معنی دار در تغییرات فراوانی کل فیتوپلانکتون ها در ایستگاه ها و ماه های مختلف می تواند به علت یکسان بودن تقریبی شرایط و فاکتور های محیطی مؤثر بر فراوانی و تنوع فیتوپلانکتون ها و نزدیک بودن برخی ایستگاه ها به یکدیگر باشد.

احتمالا دمای گرم تر تا حدی مسئول حضور بیشتر جلبک های سبز و سیانوفیسه ها در خلال ماه های تابستان است. لیکن، اغلب بیوماس کل در طی سال خیلی متغیر نیست، به ویژه در مناطقی که نوسانات آب و هوایی زیاد نمی باشد. عموماً به نظر می رسد در مورد فیتوپلانکتون های تالاب هایی که گستره ی آب و هوایی زیادی ندارند، یک حداقل در میانه زمستان و یک حداکثر بهاره یا پاییزه ، بیشترین تغییرات فصلی است که دیده می

شود (Naz & Turkman, 2005). در تالاب شادگان نیز یک حداکثر پاییزه مشاهده شده است. در این مطالعه ماکزیمم پاییزه وجود داشته و بیشتر از ماکزیمم بهار است.

در مطالعه ای که در حوضه جنوبی دریای خزر صورت گرفت، نتایج بررسی نشان داد که حداکثر تراکم فیتوپلانکتون ها در فصل بهار مشاهده شده است (گنجیان و مخلوق، ۱۳۷۵).

در مطالعه ای روی فیتوپلانکتون های رودخانه بهمنشیرنشان داد که بالاترین درصد فراوانی را متعلق به رده دیاتومه ها بیان نمود. همچنین در این مطالعه پیک بهاره وجود داشته که میزان آن از پیک پاییزه بیشتر می باشد(فعال، ۱۳۸۶).

نجات خواه معنوی و همکاران در مطالعه خود بر شکوفایی فیتوپلانکتون ها در تالاب انزلی و شناسایی جلبک های سمی در سال ۱۳۸۰، دو پیک شکوفایی فیتوپلانکتونی در سال را گزارش کردند. اولین آن در اواخر بهار و اوایل تابستان و دومین پیک در فصل پاییز گزارش شده است.

به طور کلی ملاحظه می شود فسفات، نیترات و سیلیس مهمترین موا مغذی برای تولید اتوتروفیک هستند، اگرچه سایر ترکیبات شیمیایی نیز می توانند در شرایط خاصی رشد را محدود کنند (. Lukatelich & McComb 1986). معمولاً نیتروژن اغلب، در آب اقیانوس ها برای رشد فیتوپلانکتون ها محدود کننده می باشد ولی در آب های شیرین کمتر محدود کننده است ولی فسفر برعکس در محیط های آب شیرین محدود کننده است. معمولاً فاضلاب های شهری ذخیره ی غنی از فسفر دارند. چنانچه یک منبع آبی که فسفر در آن برای رشد فیتوپلانکتون ها محدودیت ایجاد می کند، می توان با وارد کردن مقدار مناسبی فسفر به آن منبع، افزایش رشد فیتوپلانکتون ها را تحریک نمود (Sze 1986). از طرفی دیگر، افزایش شکوفایی فیتوپلانکتونی تنها زمانی امکان پذیر است که میزان تجمع خالص زیست توده از مقادیر افت فراتر رود. از اینرو، ورودیهای اندک رودخانه و زمان های طولانی مدت ماندگاری آب باعث تجمع فیتوپلانکتونها و بروز شکوفایی پلانکتونی می شوند (Howarth & 2006 Marino). همچنین افزودن po4-p به طور معنی داری کلروفیل a و جذب co2 را افزایش می دهد (Mann 2000).

بنابراین فسفر و نیتروژن درشرایط خاصی می توانند محدودیت غذایی ایجاد نمایند. به نظر می رسد که میزان ذخیره این مواد غذایی در آب می تواند در میانگین کل جلبک ها در یک دوره زمانی محدودیت ایجاد کند هرچند این مواد غذایی می توانند میزان بیوماس جلبک ها را محدود کنند ولی باید اثر میزان نور را نیز جهت پدیده فتوسنتزی نیز مد نظر داشت مثلاً زمانی که میزان مواد غذایی (فسفات و نیترات) در یک محدوده بیشتر باشد ولی شرایط نوری مناسب فراهم نباشد بیوماس جلبک ها نیز رشد نخواهد داشت. اما وقتی شرایط متوسطی از نور و وفور مواد غذایی فراهم باشد در آن زمان رشد جلبک ها افزایش خواهند یافت (Moss 2007). در تالاب شادگان درماه های شهریور، آبان و دی، افزایش میزان مواد مغذی و فراهم بودن حد متوسطی از شرایط نوری سبب رشد جلبک ها در این محدوده زمانی شده است.

نوروزی و همکاران در مطالعه توزیع فصلی جلبک های اپی فیت و روابط بین بیوماس آنها، رابطه ی مستقیم بین فسفر کل و ازت کل با تراکم سلولی مشاهده کردند و بیان کردند افزایش فسفر کل و ازت کل سبب افزایش حاصلخیزی آب و بیومس جلبک های اپی فیت می شود. همچنین ۷۰-۶۰ درصد از کل بیوماس جلبک های اپی فیت را دیاتومه ها به خود اختصاص می دهند.

در میان جمعیت های فیتوپلانکتونی تالاب شادگان، دیاتومه ها بیشترین تعداد جنس ها را به خود اختصاص داده و فراوانترین رده فیتوپلانکتونی این تالاب محسوب می گردند و در اکثر اوقات سال حضور دارند. که دلیل آن می تواند کاهش سرعت جریان آب در برخی ایستگاه ها و ایجاد فرصت برای رشد و تکثیر آنها باشد.

در مطالعات پیشین در تالاب شادگان (غفله مرمضی، ۱۳۷۵) و خور موسی (مروتی و همکاران، ۱۳۷۵)، رودخانه چالوس (روشن طبری و همکاران،۱۳۷۹) و رودخانه تجن (روشن طبری و همکاران، ۱۳۷۳) و رودخانه سیاهرود (روشن طبری،۱۳۷۶) ،کرگانرود (سبک آرا و همکاران، ۱۳۸۵)، رودخانه بهمنشیر (فعال، ۱۳۸۶) و سد دز (ویسی، ۱۳۷۸) حداکثر تنوع و تراکم مربوط به شاخه Chrysophyta و رده باسیلاریوفیسه بوده است.

همچنین دیاتومه ها از پلانکتون های غیر سمی و غیر مضر محسوب می شوند که برای ساختن دیواره سلولی خود به سیلیکات نیازمند هستند. لذا رشد آنها با کاهش ذخایر سیلیکات کاهش یافته و یا متوقف می گردد (مروتی، ۱۳۷۷). در آبهای تالاب شادگان میزان سیلیکات بالا است که وضعیت مناسبی را برای رشد دیاتومه ها ایجاد نموده است (نیل ساز و همکاران، ۱۳۹۰). این رده در تمامی مطالعات پیشین انجام شده در تالاب شادگان به عنوان فلور طبیعی این تالاب گزارش شده است. در مطالعه پایش تالاب شادگان توسط خلفه نیل ساز و همکاران نیز در سال ۱۳۷۵، بیشترین حضور دیاتومه ها را در ماه های مرداد، شهریور و مهر، بیشترین حضور رده کلروفیسه را در مرداد ماه و رده دینوفیسه در اردیبهشت ماه و همچنین در مرداد و آبان ماه حضور نسبی سیانوفیسه ها را گزارش کردند.

در طبیعت منابع محدود کننده در کنار فاکتورهای غیر محدود کننده، جایگزینی گونه های فیتوپلانکتونی در منابع آبی را تحت تأثیر قرار می دهند که میزان این رویه در آب های با حاصلخیزی کم و زیاد متفاوت است. جایگزینی یک گونه به جای گونه دیگر بدلیل شرایط محیطی جدید و با وضعیت فیزیولوژیکی و مرفولوژیکی آن گونه سبب می گردد که در هر مکانی در زمان خاص فقط گونه خاصی قادر به رشد باشد که این اساس توالی یا جایگزینی در فیتوپلانکتون ها می باشد. معمولاً تمام موجوداتی که در محیط های آبی زیست می نمایند، در واقع توانسته اند تطابقی با محیط خود ایجاد نمایند و در آن محیط حیات داشته باشند (Moss 1993). اما زمانی که شرایط محیطی برای نمونه جلبک های میکروسکوپی نا مطلوب می گردد، این جلبک ها به صورت غیر فعال می گردند. مانند برخی جلبک های سبز که با تشکیل دیواره مقاوم به استراحت رفته و زمانی که شرایط محیطی مطلوب می گردد رشد آنها مجدداً فعال می شود. ولی بر خلاف آن اکثر دیاتومه ها به دلیل ویژگی های

ساختمانی و فیزیولوژیکی به صورت دایمی در آب های شیرین حضور و کمتر بصورت موقتی وجود دارند (Sze, 1986).

عموماً در تالاب ها ی مناطق گرمسیری یک الگوی فصلی نسبتاً منظم وجود دارد. دیاتومه ها در پاییز غالب هستند و در بهار و تابستان نیز به عنوان اجزای اصلی فلور تداوم می یابند، اگرچه ترکیب گونه ای آنها تغییر می کند. فراوانی کل معمولاً در بهار زیادتر است و اوج دیگری از فراوانی می تواند در پاییز رخ دهد. گروه های دیگر، به ویژه جلبک های سبز و سیانوفیسه ها می توانند در تابستان فراوان باشند (زهاری و همکاران، ۱۹۹۸). معمولا جلبک های سبز با مقادیر زیاد نور در ارتباط هستند. برعکس به نظر می رسد بسیاری از دیاتومه ها تحت تأثیر تغییرات فصلی نور واقع نمی شوند (Hinez, 1988). دیاتومه ها در نور کم غالب هستند، در حالی که جلبک های سبز رشته ای در مقادیر بیشتر نور فراوان هستند (Rabinson, 1995).

در این مطالعه بیشترین فراوانی کلروفیسه ها در ماه های آبان و شهریور می باشد. در این ماه ها از یک طرف شفاف شدن آب و از طرف دیگر کاهش سرعت جریان آب در یک محدوده زمانی خاص، سبب افزایش تراکم کلروفیسه ها شده است. و همانطور که قبلاً هم اشاره شد دیاتومه ها در تمامی فصل ها به طور غالب حضورر داشته اند. اما بیشترین میزان درصد فراوانی را در فصل پاییز دارا بودند. بیشترین حضور رده سیانوفیسه ها در ماه های دی و آبان ماه هنگامی که مقدار فسفات و سولفات و نیترات افزایش می یابد، می باشد.

بر اساس نتایج تحقیقی که بر تالاب های کنوال و گوجارات هند انجام گرفت، کلروفیسه ها در فصل های بارانی و دیاتومه ها در تمام فصل ها به خصوص فصل زمستان غالب بودند. همچنین سیانوفیسه ها در فصل تابستان و زمستان مشاهده شدند. شکوفایی کلروفیسه ها در فصل زمستان هنگامی که میزان DO بالا و قلیائیت در سطح پایینی می باشد، رخ می دهد (Comar, 2008).

بررسی ساختار و پویایی فیتوپلانکتون ها در دریاچه آنتراکتیک توسط آنرین و همکارش در سال ۱۹۹۹ انجام شد در این مطالعه نیز، غالبیت دیاتومه ها گزارش شده است. رده کلروفیسه و سیانوفیسه در رده های بعدی قرار داشته اند. همچنین این مطالعه نشان داد که در اثر وزش باد های دائمی و اختلاط ستون آب هیچیک از پارامترهای فیزیکوشیمیایی تفاوتی را در اعماق مختلف نداشته اند.

حضور جنس *Oscillatoria* که از جمله سیانوفیسه هایی است که در بسترهای گلی حضور دارد (پاندی و همکاران، ۲۰۰۰)، با بافت رسوبات بستر شادگان تا حدی مشابهت دارد. بیشترین فراوانی این جنس در تالاب شادگان در دی ماه و آبان می باشد. همچنین بیشترین فراوانی این جنس در ایستگاه دورق مشاهده شده است. که به دلیل سازگاری این جنس در آب های شور می باشد. در مطالعه ی مروتی و همکاران در سال ۱۳۷۷ بیشترین حضور جنس *Oscillatoria* در ایستگاه دورق گزارش شده است. در مطالعه خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ بیشترین فراوانی این جنس در شهریور و آذر ماه می باشد. همچنین بیشترین فراوانی این جنس در ایستگاه دورق گزارش شده است. با توجه به اینکه بسیاری از جلبک های شاخص آلودگی مانند *Osillatoria* و

Anabena در رده سیانوفیسه قرار دارند، با مطالعات بیشتر در این زمینه باید به ارتباط بین بالا رفتن آلاینده ها و عناصری مانند نیترات و فسفات و فراوانی این جلبک ها در ایستگاه های مختلف پرداخته شود.

معمولاً حضور جنس های غالبی مانند *Cyclotella* , *Nitzschia* از باسیلاریوفیسه ها را می توان درمناطق تالابی مشاهده کرد (Nybakken, 1993). محدوده حضور جنس *cyclotella* از آب های شیرین تا آب های با شوری بسیار بالا است. اگر چه فراوانی جنس *Cyclotella* کاملاً وابسته به وضعیت تروفیکی است ولی معمولاً شاخص دریاچه های اولیگوتروف می باشد (Thompson & Rhee, 1994). ولی این جنس در دریاچه های یوتروف نیز مشاهده می شوند (Akbay *et al.*, 1999). جنس های *Cyclotella* و *Nitzschia* بیشتر در محیط های با شوری متوسط و آب های قلیایی یافت می شوند (Hassan *et al.*, 2006). نظر بر این است که فراوانی دیاتومه ها در تالاب های طبیعی و مصنوعی بیشتر تحت تأثیر PH و EC تا نسبت به درجه حرارت یا اکسیژن محلول می باشد (Finlayson et al., 2006). در این مطالعه جنس های *Cyclotella* و *Nitzschia* بیشترین فراوانی رده باسیلاریوفیسه ها را دارا بودند.

نجات خواه معنوی و همکاران در مطالعه خود بر شکوفایی فیتوپلانکتون ها در تالاب انزلی و شناسایی جلبک های سمی در سال ۱۳۸۰، در منطقه هند خاله جنس *Cyclotella* فراوان ترین جلبک گزارش شده است(نجات خواه معنوی و همکاران، ۱۳۸۰).

از جهتی دیگر غالبیت جنس های *Cyclotella* از دیاتومه ها و حضور جنس های *Closterium*، *Scenedsmus* و *Pediastrum* از جلبک های سبز و همچنین حضور جنس های *Oscillatoria* و Anabena از جلبک های سبزآبی بیانگر وضعیت مزوتروفیک-یوتروفیک در تالاب شادگان می باشد. نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ در مطالعات جامع تالاب شادگان بیان نمود تالاب شادگان به وضعیت یوتروف نرسیده است. عدم حضور گونه هایی که شاخص دریاچه های یوتروف هستند مانند *Aphanizomenon* و *Microcystis* بیانگر این می باشد که تالاب شادگان به وضعیت یوتروف نرسیده است (Mann 2000). از جنبه دیگر فراوانی اندک جنس های *peridinium* , *Ceratium* از رده دینوفیسه که شاخص دریاچه های یوتروف هستند مطالب فوق را تأیید می کند (Rosenuom and Lepisto 1996).

معمولاً در آب های مناطق گرمسیری یک دوره مشخص رشد فیتوپلانکتونی در طول سال وجود دارد که به ندرت در اثر تغییر شرایط آبی خاص، این دوره منظم تغییر می نماید. به طورکلی تنوع و تولید جمعیت فیتوپلانکتون ها به طور محسوسی وابسته به کیفیت آب و فاکتورهای اقلیمی می باشد (Moss, 1993). معمولاً وضعیت هیدرولوژیکی یک منبع آبی به سر منشأ آن وابسته می باشد. سرچشمه و مسیر عبوری آب ورودی به منبع، تعیین کننده کیفیت آب آن منبع می باشد (Wetzel, 1983).

همچنین برای اکولوژیست ها روشن است که هر گونه تغییر در ترکیب شیمیایی آب های طبیعی، اهمیت فراوانی در ترکیب و پراکندگی دوره ای فیتوپلانکتون ها و فراوانی آنها دارد (Gopal et al., 2001).

دما، PH، قلیایت و میزان فسفات از جمله فاکتورهای مؤثر بر کنترل پراکنش سیانوفیسه ها می باشند (پاندی و همکاران، ۲۰۰۰). میزان فسفات، نیترات و نیتریت میزان رشد دیاتومه ها و کلروفیسه ها را در آبهای ساکن کنترل می کند (Harish 2002). بنابراین با بررسی پدیده توالی فیتوپلانکتون ها در تالاب شادگان معلوم گردید که دیاتومه ها به لحاظ وضعیت مرفولوژیکی و فیزیولوژیکی پراکندگی مکانی بیشتری در این منبع آبی داشته باشند ولی کلروفیسه ها در مکان هایی که آب از وضعیت ثابت تری برخوردار است به لحاظ فرم زنجیره ای آنها قادر به حضور در ایستگاههای پایین دست تر تالاب مانند ایستگاه مالح هستند.

تحقیقی که در مورد عوامل مؤثر بر رشد فیتوپلانکتون های توسط آوخ در سال ۱۳۸۰ انجام گرفت، نشان داد افزایش و کاهش دما بر رشد فیتوپلانکتون ها تأثیر دارد. دمای پایین فیتوپلانکتون ها را نمی کشد ولی دمای بالای C° ۳۵ آنها را از بین می برد. همچنین بیان می دارد که افزایش درجه حرارت تا میزان معینی باعث افزایش رشد فیتوپلانکتون ها می شود.

نتایج این مطالعه نشان می دهد که تغییرات دامنه حرارتی محسوس نمی باشد، دامنه تغییرات دمایی در طول مطالعه ۳۲-۲۳ درجه سانتیگراد گزارش شده است (خلفه نیل ساز و همکاران ۱۳۸۸) و با اندک کاهشی که در ماه های آذر، دی و بهمن وجود دارد می توان گفت آب تالاب شادگان از شرایط نسبتاً یکنواختی، برخوردار است. بنابراین تغییرات حرارتی آب نمی تواند بر رشد فیتوپلانکتون های تالاب شادگان مؤثر باشد.

فرضیه ی دیگری نیز مبنی بر اینکه، درجه حرارت بر رشد فیتوپلانکتون ها نیز مؤثر است، وجود دارد. اثر درجه حرارت بر روی فیتوپلانکتون ها بیشتر بر روی فیزیولوژی موجود مؤثر است. و اثر آن کمتر از مواد غذایی و نور می باشد. به دلیل اینکه تغییرات حرارتی با سرعت کمتری نسبت به دیگر فاکتورها، اتفاق می افتد. بنابراین تغییرات حرارتی نیز به کندی بر روی الگوی فصلی (نه در همه حالت ها) مؤثر است. به وضوح می توان گفت که اثر درجه حرارت بگونه ای است که به ازاء افزایش یا کاهش هر ۱۰ درجه سانتیگراد با اثر بر روی میزان تنفس و نهایتاً محتویات پروتئین های سلولی می تواند بر روی ماکزیمم رشد آنها تأثیر داشته باشد (Rynolds 2006). نتایج مطالعه دیگردر دریاچه بایکال نشان می دهد که دما و لایه بندی حرارتی آب، نیروهای مؤثری در الگوی پراکنش منطقه ای و توالی فصلی فیتوپلانکتون ها هستند (Fietz 2005).

این در حالیست که لایه بندی حرارتی عموماً برای تالاب هایی با عمق کم مانند تالاب شادگان ایجاد نمی شود.

در این مطالعه میزان میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در فصل تابستان علی رغم وجود نور مطلوب نسبت به سایر فصل ها دارای میزان کمتری بود که این خود می تواند به دلیل افزایش روتیفر ها و سایر گونه های زئوپلانکتون ها و عمل چریده شدن باشد. همچنین در اواخر بهار و فصل تابستان، کمبود آب، تبخیر شدید، شوری و EC بالا در کلیه ایستگاه های مورد مطالعه سبب کاهش فراوانی فیتوپلانکتون ها در تالاب شادگان شده است.

بیشترین میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در طول مطالعه در ایستگاه عطیش می باشد. می توان گفت منشأ ورود فیتوپلانکتون های اولیه به تالاب از رودخانه جراحی، رودخانه کارون و آب های باقی مانده از پرآبی سال

گذشته مانند آبگیر عطیش به تالاب تأمین می گردد و با این شرایط توصیف شده فیتوپلانکتون ها فراوان می گردند که این رشد از فصل بهار آغاز می گردد اما از آنجائیکه این پدیده مصادف با فصل تخم ریزی و رشد بچه ماهیان و تغذیه آنها از فیتوپلانکتون ها است، میزان فراوانی آنها را کاهش می دهد. اما پس از اتمام این تغذیه پلانکتون خواری از اواخر فصل تابستان به دلیل کاهش پدیده مصرف کنندگی، مجدداً فراوانی بالا می رود. همچنین آب ایستگاه عطیش به دلیل دائمی و مطلوب بودن میزان فسفات و نیترات آن که بر اساس مطالعات نیل ساز و همکاران میانگین فسفات برابر با ppm ۰/۴۱ و میانگین نیترات برابر با ppm ۵/۶۶ گزارش شده است، سبب حفظ گونه های دائمی فیتوپلانکتونی نظیر دیاتومه ها و یا حفظ مرحله استراحت برخی از گونه های جلبک های سبز شده است. از آنجائیکه مسیل مالح به عنوان زهکش طبیعی برای تخلیه ی رواناب های شرق جاده

ملاثانی–اهواز می باشد و در انتها در شمال تالاب شادگان، وارد آن می شود. مسیل مالح در زمان طغیان کارون و یا طغیان های زمستانی بهمنشیر بخشی از جریان را به تالاب هدایت می کند. همچنین بخش جنوبی و غربی تالاب تحت تأثیر مد خلیج فارس می باشد. بنابراین بخش شمالی تالاب شادگان دارای مناطق تالابی با آب شیرین و بخش میانی و جنوبی آن به علت مجاورت به خورهای خلیج فارس دارای نواحی تالابی با آب شور و لب شور می باشد. بنابراین ایستگاه عطیش نسبت به دیگر ایستگاه های مطالعاتی دارای کمترین میزان شوری، با میانگین شوری ppt ۵/۳۲ مشاهده شده است (خلفه نیل ساز و همکاران۱۳۸۸). که این خود می تواند توجیهی برای بالا بودن میزان میانگین تعداد فیتوپلانکتون ها نسبت به سایر ایستگاه ها باشد.

در مطالعه ای که بر روی آب های یوکاتان در مکزیک انجام گرفت دیاتومه ها غالب بوده و بیشترین تراکم، تنوع و غنای فیتوپلانکتون ها در ایستگاه هایی که کمترین شوری و بیشترین میزان نوترینت غیر آلی را دارا بودند، مشاهده شد (Troccoli & Luis 2004).

جریان آب به چند طریق بر پراکنش و فراوانی فیتوپلانکتون ها تأثیر می گذارد. جریان بر خصوصیات بستر تأثیر می گذارد. به علاوه، جریان موجب تجدید پیوسته گازها و مواد غذایی می شود و نیز سرعت جریان بر میزان انتشار مواد مورد نیاز به داخل سلول ها اثر می گذارد (Allan & Flecker 1993) .

در تالاب شادگان نیز در ایستگاه های عطیش و مالح که به طور نسبی جریان آب کندتر و به دور از سیلاب می باشد، میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها بیشتر می باشد.

در مطالعه خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۷۵ و ۱۳۸۸ نیز بیشترین میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در ایستگاه عطیش و مالح گزارش شده است.

شرایط محیطی ایستگاه دورق به گونه ای است که به علت موانع جاده ای، ارتباط آن با سایر منابع آبی محدود شده است، همچنین این ایستگاه تحت تأثیر مدهای خلیج فارس می باشد، لذا تبخیر زیاد و خشکسالی سبب افزایش شوری در این ایستگاه و کاهش تراکم فیتوپلانکتون ها نسبت به ایستگاه های مطالعاتی عطیش و مالح

گردیده است. در مطالعه ی خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۹ میانگین شوری این ایستگاه 82 ppt گزارش شده است (خلفه نیل ساز و همکاران۱۳۸۸). همچنین افزایشگونه های مقاوم به شوری مانند *Oscillatoria* در این ایستگاه مطالب فوق را تأیید می کند.

گیاهخواری شدید نیز ممکن است موجب کم شدن بیوماس فیتوپلانکتون ها در برابر افزایش نور شود(Whitton & Potts 2000). در این مطالعه میزان میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در فصل تابستان علی رغم وجود نور مطلوب نسبت به سایر فصل ها دارای میزان کمتری بود که این خود می تواند به دلیل افزایش روتیفر ها و سایر گونه های زئوپلانکتون ها و عمل چریده شدن باشد. همچنین بر اساس مطالعات خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ که بیان داشتند بیشترین میزان فراوانی زئو پلانکتون ها در ایستگاه رگبه می باشد (خلفه نیل ساز و همکاران۱۳۸۸). عمل چریده شدن می تواند دلیل موجهی برای کاهش تراکم فیتوپلانکتون ها در این ایستگاه باشد. دلیل دیگر توجیه تراکم کم فیتوپلانکتون ها در این ایستگاه، کاهش مقدار میانگین فسفات (۰/۳۲ ppm)و نیترات (ppm ۴/۱۶) مخصوصاً در فصل تابستان به علت تبخیر و کاهش مقدار آب نسبت به سایر ایستگاه ها باشد. همچنین ایستگاه رگبه دارای پوشش گیاهی انبوه و متراکم تری نسبت به سایر ایستگاه های مطالعاتی می باشد بنابراین توجیه دیگری برای کاهش میزان نیترات، می تواند به علت مصرف نیترات توسط گیاهان و افزایش رشد گیاهان در این ایستگاه باشد.

در جمعیت های فیتوپلانکتونی که تنوع گونه ای بالایی دارند برخلاف جمعیت هایی که تنوع پایینی دارند گونه های غالب کم می باشد. زیرا وقتی یک گونه قادر به رشد و فراوانی زیاد می گردد با پدیده رقابت مانع از رشد گونه های دیگر می گردد. بنابراین یکی از فاکتورهایی که برای تنوع جمعیت های فیتوپلانکتونی استفاده می شود ترکیب گونه ای می باشد (Raymont, 1980). در مناطق تالابی که دارای حاصلخیزی بالا هستند بدلیل حضور فراوان تعداد معدودی از گونه ها، تنوع کم ولی در جایی که حاصلخیزی کم است به لحاظ اینکه رشد جلبک ها به آرامی صورت می گیرد تعداد زیادی از گونه ها به نیازهای اساسی مشابهی دسترسی پیدا کرده و از تنوع بیشتری برخوردار هستند (Kvet *et al.*, 1993).

با ارزیابی اطلاعاتی که در خصوص شاخص زیستی در ماه های مختلف حاصل گردید، نتایج زیر ارائه می شود:

در این مطالعه دامنه ی تغییرات شاخص تنوع شانون برای فیتوپلانکتون ها ۲/۴۵-۱/۴۶ می باشد. کمترین میزان شاخص تنوع شانون در فروردین ماه به مقدار ۱/۴۶ بوده است. ولی مقدار آن در اغلب ماه ها به غیر از ماه های خرداد و مهر که میزان این شاخص افزایش پیدا می کند، در حد متوسط است. از دلایل مهم این موضوع این است که تعداد جنس هایی که جمعیت غالب دارند بیش از یکی است. در خرداد ماه تنوع جنس در رده های کلروفیسه و سیانوفیسه افزایش یافته است. این امر باعث افزایش مقدار شاخص شانون و کاهش شاخص سیمپسون در این ماه می شود.

احتمالا در تالاب شادگان در انتهای فصل بهار و پاییز شرایط نسبتاً خوبی از مواد غذایی و حرارتی وجود داشته است که گونه های بیشتری توانسته اند حضور فراوانتری داشته باشند و تنوع را بالا ببرند در صورتی که در اواسط زمستان و اوایل بهار بدلیل فراهم نبودن این شرایط گونه های خاصی قادر به رشد بوده و تنوع را کم کرده اند. همچنین دامنه ی تغییرات شاخص تنوع شانون برای ایستگاه های مطالعاتی تالاب شادگان ۱/۸۶-۰/۴۸ می باشد. که بیشترین میزان شاخص تنوع شانون و شاخص ترازی زیستی در ایستگاه رگبه می باشد و این بدین معنی است که این ایستگاه دارای گونه های متنوع تری است و توزیع فراوانی گونه های مختلف در نمونه تقریباً یکسان می باشد. کمترین میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه عطیش و مالح می باشد. مواد غذایی قابل دسترس و درجه حرارت آب ممکن است در الگوی تنوع دخالت داشته باشد هنگامیکه شرایط مواد غذایی و حرارتی مناسب باشد تمام گونه ها خود را بروز می دهند و هنگامیکه مواد غذایی کم و شرایط حرارتی بالا باشد فقط گونه های خاصی قادر به رشد می گردند (Wetzel 1983).

در مطالعه خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۷۵ دامنه ی تغییرات شاخص شانون برای فیتوپلانکتون ها ۱/۲۹-۰/۷۲ و برای ایستگاه های مطالعاتی ۱/۳۸-۰/۷۴ گزارش شده است. همچنین در مطالعه ی خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ بیشترین میزان شاخص تنوع شانون در اسفند ماه و کمترین آن در مهر ماه گزارش شده است که بیشترین میزان این شاخص به ترتیب در ایستگاه های رگبه و عطیش و کمترین آن در ایستگاه مالح بیان شده است.

از طرف دیگر در این مطالعه شاخص سیمپسون در شهریور ماه دارای بالاترین مقدار خود ۰/۳۱ نسبت به سایر ماه ها می باشد. در شهریور ماه تنوع جنس در رده های کلروفیسه و سیانوفیسه و دینوفیسه به حداقل رسیده است ولیکن رده ی باسیلاریوفیسه با غالبیت جنس های *Nitzschia , Cyclotella* باعث افزایش شاخص سیمپسون در این ماه می شود. کمترین میزان این شاخص در خرداد ماه برابر با ۰/۱۱ می باشد زیرا فراوانی تعداد فیتوپلانکتون ها تقریباً نزدیک به هم می باشد. همچنین بیشترین میزان این شاخص متعلق به ایستگاه مالح و کمترین آن متعلق به ایستگاه رگبه می باشد.

شاخص ترازی زیستی دارای کمترین میزان ۰/۴۵ در تیر ماه می باشد. این شاخص با افزایش غالبیت یک گونه، به سمت صفر میل می کند و بیشترین میزان این شاخص در خرداد ماه برابر با ۰/۷۳ می باشد. کاهش مقدار این شاخص را در تیر ماه می توان به غالبیت جنس های *Nitzshchia , oscillatioria* نسبت داد. می توان چنین نتیجه گرفت که افزایش غالبیت به کاهش تنوع می انجامد. بنابراین میزان کم شاخص تنوع شانون در تیر ماه نیز این مطلب را تأیید می کند. همچنین ایستگاه های رگبه و مالح به ترتیب دارای بیشترین و کمترین شاخص ترازی زیستی در این مطالعه بوده اند.

بیشترین میزان شاخص مارگالف متعلق به ایستگاه دورق و برابر ۱/۷۸ و کمترین میزان این شاخص متعلق به ایستگاه عطیش و معادل ۰/۳۸ می باشد. از طرف دیگر کمترین میزان شاخص غنای مارگالف در فروردین ماه به

میزان ۰/۵۵ است. که علت آن پایینی بودن تعداد جنس ها در این ماه نسبت به ماه های دیگر است. به طوریکه تعداد کل جنس های مشاهده شده در این ماه ۱۲ جنس بوده است که همین امر موجب افت غنای گونه ای مارگالف در این ماه گردیده است. از طرف دیگر در این ماه غالبیت بارده ی باسیلاریوفیسه بویژه جنس *Nitzschia* , *Cyclotella* بوده است و بیشترین میزان این شاخص برابر با ۱/۶۲در مرداد ماه می باشد.

مقایسه شاخص های تنوع شانون و سیمپسون نشان می دهد که نتایج حاصل از این دو آزمون کاملاً عکس یکدیگرند و بنابراین یکدیگر را تأیید می کنند بدین معنی که هر منطقه ای دارای تنوع بالاتری باشد پذیرایی جنس های مختلفی از فیتوپلانکتون ها بوده و لذا غالبیت یک گونه خاص که همان غالبیت سیمپسون می باشد کاهش می یابد و در عوض تنوع گونه ای افزایش می یابد و بر عکس، که این امر به خوبی در ماه های فروردین و شهریور مشهود است.

در این مطالعه نسبتاً بین غالبیت سیمپسون و ترازی زیستی ارتباط معکوس وجود دارد که منطقی به نظر می رسد، چرا که غالبیت نمایانگر توزیع افراد در بین گونه های غالب است و ترازی زیستی توزیع افراد در میان کل گونه ها می باشد. حداقل میزان ترازی زیستی در تیر ماه است که میزان بالای غالبیت نیز مؤید این مطلب است. به طور کلی نتایج حاصل از بررسی شاخص های مختلف نشان داد که تنوع نسبتاً خوبی در جمعیت فیتوپلانکتونهای منطقه وجود دارد. از سوی دیگر دامنه نسبتاً محدود و مقادیر نزدیک هر شاخص در ماه های مختلف احتمالاً به علت حضور همیشگی جنس های غالب و فراوانی پایین تر سایر گونه ها می باشد.

در این مطالعه به دلیل کمبود امکانات مناسب نمونه برداری و تفکیک های آماده سازی نانوپلانکتون ها، ثبت فیتوپلانکتون هایی که در گروه نانوپلانکتونی قرار می گیرند انجام نگرفته است. در حالیکه می دانیم نانو فیتوپلانکتون ها، ۵۰ درصد کل بیوماس فیتوپلانکتون ها را شامل می شوند. همچنین بیش از ۹۰ درصد تولیدات اولیه متعلق به این گروه فیتوپلانکتونی می باشد(Graham & Wilcox 2000).

روند تغییرات میانگین کلروفیل a و تولید اولیه که تابعی از هم می باشند در تالاب شادگان نشان می دهد که دو ماکزیمم میانگین کلروفیل a وجود دارد که اولین آن در مهر ماه و دومین ماکزیمم در تیر ماه می باشد. با بررسی این روند با رده های فیتوپلانکتونی، این تغییرات با فراوانی رده سیانوفیسه منطبق تر می باشد. مقدار میانگین کلروفیل a سالانه ۱۰/۹۵ میلی گرم در متر مکعب است و حداکثر آن ۲۶/۶۷ میلی گرم در متر مکعب در ایستگاه مالح و حداقل آن ۲/۹۷ میلی گرم در متر مکعب در ایستگاه رگبه می باشد.

همچنین مقدار میانگین تولید اولیه در طول سال ۲/۶۸ گرم کربن در متر مربع در روز و حداقل و حداکثر آن به ترتیب ۰/۵۲ گرم کربن در متر مربع در روز در ایستگاه رگبه و ۶/۴۱ گرم کربن در متر مربع در روز در ایستگاه مالح می باشد.

خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ مقدار میانگین کلروفیل a سالانه را ۶/۲۸ میلی گرم در متر مکعب و حداکثر و حداقل آن را به ترتیب ۱۵/۱۴ و ۲/۱۵ میلی گرم در متر مکعب و میانگین تولید اولیه را ۱/۶۷ گرم

کربن در متر مربع در روز و حداکثر و حداقل آن را به ترتیب ۴/۶۷ و ۰/۵ گرم کربن در متر مربع در روز گزارش کردند.

مقایسه مقدار میانگین تولید اولیه با مطالعه ی خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۸ نشان می دهد میزان تولید اولیه در تالاب شادگان افزایش یافته است.

شاپوری و جوانشیر در سال ۱۳۸۸ در مطالعه خود با عنوان بررسی میزان توده زنده کلروفیل a در دهانه رودخانه تجن بیشترین میزان غلظت کلروفیل a را در فصل بهار و پاییز گزارش کردند، همچنین در این مطالعه غلظت کلروفیل a در ستون آب تغییرات فصلی شدیدی را نشان داد (۹۴-۰/۶ میلی گرم در متر مکعب)، که بالاترین میزان آن در فصل بهار برابر با ۹۴ میلی گرم در متر مکعب و در فصل پاییز برابر با ۸۲/۸ میلی گرم در متر مکعب بوده است(شاپوری و جوانشیر ۱۳۸۸).

در این مطالعه روند تغییرات جوامع فیتوپلانکتون در ماه های مختلف سال با نوسانات میزان تولید اولیه بر اساس میزان غلظت کلروفیل a خیلی همخوانی نداشته است که این امر می تواند ناشی از فاکتورهای تأثیر گذار محیطی و بیولوژیکی از قبیل نوع گونه های فیتوپلانکتون، سایز گونه فیتوپلانکتون، ساختمان سلولی (تک سلولی، رشته ای، کلنی)، میزان غلظت کلروفیل a نسبت به سایر رنگدانه ها باشد (Parson 1992). بنابراین این عدم همخوانی در برخی از ماه ها را می توان این گونه توجیه کرد، به طوریکه در تیر ماه کاهش میزان تراکم سیانوفیسه ها که از لحاظ ساختاری جز فیتوپلانکتون های رشته ای می باشند و شمارش هر جنس (زنجیره طویل یا کوتاه) به عنوان یک موجود شمارش شده است. این در حالیست که میزان کلروفیل a در زنجیره کوتاه یا بلند هر جنس متفاوت می باشد. بنابراین با وجود کاهش تراکم فیتوپلانکتون ها در تیرماه، میزان کلروفیل a و تولید اولیه در این ماه میانگین بالایی را نشان می دهد. همچنین در ماه های شهریور و دی افزایش فراوانی رده باسیلاریوفیسه با غالبیت جنس های *Cyclotella* و *Nitzschia* سبب افزایش مقدار میانگین فراوانی جنس های فیتوپلانکتون در این ماه ها شده است، در حالیکه مقدار میانگین کلروفیل a اندازه گیری شده در این ماه ها نسبت به ماه های دیگر کمتر می باشد که می تواند به علت سایز کوچک جنس های دیاتومه ها و همچنین غلظت کمتر کلروفیل a در این رده نسبت به سایر رده های فیتوپلانکتونی باشد. همچنین ایستگاه دورق با وجود فراوانی کمتر جنس های فیتوپلانکتونی نسبت به ایستگاه عطیش دارای میزان کلروفیل a و تولید اولیه بالاتری می باشد که حضور بیشتر جنس های سیانوفیسه در این ایستگاه میزان بالاتر تولید اولیه را توجیه می کند.

بسیاری از تالاب ها تحت افزایش بار مواد غذایی قرار می گیرند. ارتباط بین جریان آب شیرین و تجمع زیست توده فیتوپلانکتونی در تالاب ها پیچیده می باشد. ورودیهای بالای آب شیرین می توانند از طریق ورود مواد غذایی به سیستم، تولید اولیه را باعث شوند (Rabinson 1995).

نتایج این مطالعه نشان داده است که ایستگاه مالح دارای تولید نسبتاً بالایی در فصول مختلف می باشد.

حضور دائمی آب در این منطقه نسبت به دیگر مناطق تالاب که در برخی ازدوره های زمانی خشک می گردند. خود به مانند وجود ذخیره ای از جلبک هایی بوده که در دوره ی پر آبی و مطلوب شدن شرایط زیستی جمعیت های خود را افزایش می دهند و سبب بالا بردن تولید اولیه می گردند، و نسبت به سایر مناطق تالاب که با خشک شدن آب، زنجیره حیات شکسته و متوقف می گردد، نیازی به رشد اولیه نمی باشد. همچنین در این ایستگاه به طور نسبی جریان آب کندتر و به دور از سیلاب می باشد، میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها بالا و میزان تولید اولیه بیشتر بوده است.

خلفه نیل ساز و همکاران در مطالعات جامع تالاب شادگان در سال ۱۳۸۸، ایستگاه های عطیش و مالح را به عنوان ایستگاه هایی با تولید اولیه بالاتر نسبت به سایر ایستگاه ها گزارش کرده اند.

با توجه به اینکه نور به عنوان یک متغیر مهم در کنترل تولید فیتوپلاکنتون در آب های غنی از نظر مواد مغذی به حساب می آید و از آنجائیکه سوسپانسیون و مواد معلق حاصل از سیلاب ها و رسوبات ازجمله عوامل مهمی هستند که بر عمق نورگیری در ستون آب تأثیر می گذارند (دوگان، ۱۹۹۰)، بررسی های انجام شده در مطالعات خلفه نیل ساز و همکاران در سال ۱۳۸۹ نشان می دهد که کدورت آب تالاب شادگان ناشی از ورودی های آن (رودخانه جراحی) می باشد. بنابر این در فصول پرآبی، کدورت آب در تالاب شادگان بالا می رود. معمولاً بالا بودن ذرات جامد معلق در آب به طور مستقیم بر روی میزان نفوذ نور به آب اثر دارد و سبب کاهش میزان تولید اولیه می گردد (Raymont 1980). این پدیده بخصوص در ایستگاه های ورودی آب از رودخانه جراحی به تالاب که کدورت بالایی دارند مانند ایستگاه رگبه به خوبی دیده می شود که تولید اولیه این مناطق بسیار پایین می باشد.

بر اساس نتایج حاصل از آنالیز خوشه ای که در فصل نتایج آورده شده است دو ایستگاه مالح و عطیش با ضریب تشابه معنی دار ۸۹/۵۱ درصد، نشان داده شده اند. ایستگاه دورق با ضریب تشابه ۸۱/۸۵ درصد نسبت به دو ایستگاه مالح و عطیش نشان داده شده است. همچنین ایستگاه رگبه با ضریب تشابه ۱۰/۹۱ درصد با سه ایستگاه دیگر متشابه و ترسیم شده است (نمودار۳-۵۰). ضریب تشابه ۸۹/۵۱ درصد بین ایستگاه های عطیش و مالح بیانگر نزدیک بودن میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در این ایستگاه ها می باشد. که میزان شباهت می تواند به علت یکسان بودن تقریبی شرایط و فاکتور های محیطی مؤثر بر فراوانی و تنوع فیتوپلانکتون ها و نزدیک بودن این دو ایستگاه به یکدیگر باشد.

همچنین نتایج نمودار MDS نیز که مکمل نتایج آنالیز خوشه ای می باشد نشان می دهد در تمامی فصول به جز فصل بهار، ایستگاه های مالح، عطیش و دورق بیشترین شباهت را دارا بودند و ایستگاه رگبه در تمام فصول شباهت کمتری به سایر ایستگاه ها داشت (نمودار ۳-۵۰).

ایستگاه رگبه در نتایج حاصل از آنالیز خوشه ای و MDS تفاوت بیشتری را نسبت به سایر ایستگاه ها نشان می دهد به گونه ای که در نمودار ذکر شده این ایستگاه به طور مجزا از سایر ایستگاه ها ترسیم شده است (هرچند

این اختلاف در حدی نبوده است که سبب ایجاد تفاوت معنی داری در مقدار میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها بین ایستگاه های تالاب شادگان شود). تنها نزدیک بودن نسبی میانگین فراوانی فیتوپلانکتون های ایستگاه های مالح، عطیش و دورق در فصل بهار نسبت به ایستگاه رگبه سبب ایجاد شباهت ایستگاه رگبه نسبت به سایر ایستگاه ها می باشد. به طور کلی در این مطالعه تراکم و فراوانی فیتوپلانکتون ها ی ایستگاه رگبه نسبت به سایر ایستگاه ها کمتر می باشد بنابراین فراوانی اندک فیتوپلانکتون ها در فصل بهار در ایستگاه های دورق و عطیش و مالح موجب ایجاد این شباهت شده است.

در نهایت از بررسی های انجام شده در این طرح می توان اینگونه استنباط نمود که تالاب شادگان به دلیل وضعیت و شرایط هیدرولوژیکی خاص خود که در برخی مواقع بدلیل طغیان های رودخانه جراحی و سیلابهای کارون، بخشی از زمین های اطراف را نیز پرآب می نماید و در برخی از ماه ها بدلیل ورودی کم آب و تبخیر شدید، در فصول کم آبی بخش اعظمی از این منبع آبی خشک می گردد، زیستگاه ویژه خاص خود را داراست. از آنجائیکه فاکتور های دیگری مانند رقابت، دوران حیات یک گونه، قدرت سازگاری گونه، اثر توأم عوامل محیطی بر یکدیگر و تشدید سمیت مواد آلاینده نیز می تواند بر تراکم و پراکنش فیتوپلانکتون ها اثر بگذارد، برآیند این مجموعه عوامل سبب می شود در پاره ای مواقع نتایج بدست آمده غیر از نتایج مورد نظر باشد.

برطبق میانگین کلروفیل α در تالاب در ستون آب ۱۰/۷۵ میلی گرم بر متر مکعب است و با توجه به طبقه بندی که از یوتروفیکاسون وجود دارد، در محدوده مزوتروف زیاد قرار دارند(جدول۴-۶)(Zhou & Xu, 2006).

جدول ۴-۶ : طبقه بندی استاندارد یوتروفیکاسیون در تالاب ها

پارامتر	اولیگوتروف	مزوتروف کم	مزوتروف متوسط	مزوتروف زیاد	یوتروف	یوتروف بالا
کلروفیل a (mg/m3)	۱	۲	۴	۱۰	۶۵	۱۶۰

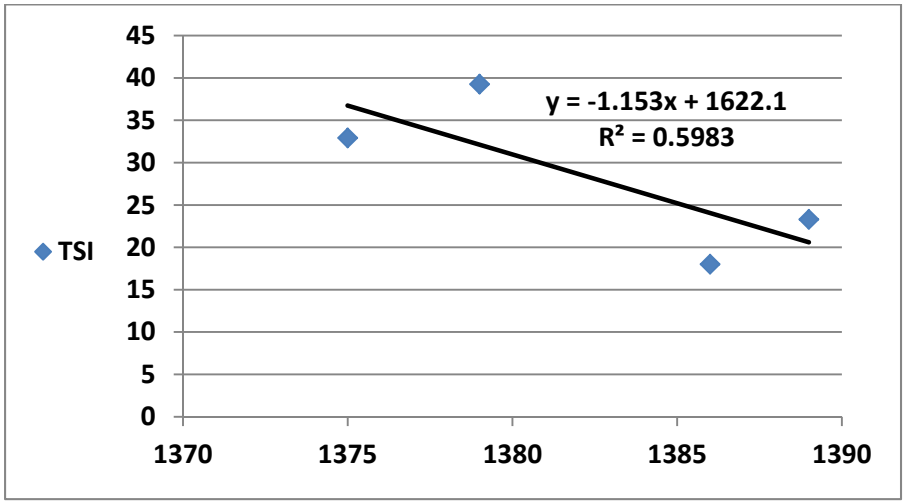
در طبقه بندی دیگری که از نظر یوتروفی و وضعیت تالاب وجود دارد، مجدداً بیانگر این است که تالاب باز در طبقه مزوتروف خوب قرار می گیرد(جدول ۴-۷).

جدول ۴-۷ : طبقه بندی مرزهای تروفیک تالاب

مرزهای تروفیکی	میانگین کلروفیل a (mg/m3)
الیگوتروف (طبیعی)	<1.7
مزوتروف (خوب)	1.7-21
یوتروف (نسبتا خوب)	21-84
هیپرتروفیک(غنی)	>84

Dwaf, 2002 ;Walmsley & Butty, 1980 ;Walmsley, 1984 ; Biggs, 2000

برطبق مطالعات غفله مرمضی و همکاران و خلفه نیل ساز و همکاران بین سالهای ۱۳۷۴ تا ارزیابی مطالعه کنونی بر روی فیتوپلانکتونهای شناور انجام دادند، بیانگر رابطه منفی وضعیت شاخص تروفیکی در طول سالهای ذکر شده است(نمودار۴-۱) (غفله مرمضی و همکاران ۱۳۷۴ ، خلفه نیل ساز و اسماعیلی ۱۳۷۸و مطالعه کنونی). البته مهم این است که افزایش شاخص تروفیکی بیانگروضعیتی است که نشان دهنده این است که به طرف یوتروف شدن پیش می رویم و از جنبه ای وضعیت کاهش مواد مغذی را نشان می دهد(Minneapolis Minnesota, 2009).



نمودار۴-۱: میانگین شاخص تروفیکی از سال ۱۳۷۴ تا ۱۳۸۹ در فیتوپلانکتونهای شناور

۴-۴-زئوپلانکتونهای تالاب

جنس های *Brachionus* از روتیفرها بدلیل داشتن تحمل شوری بالا، در زمانی که تالاب شادگان دارای شوری بالا (تابستان) است، فراوان تر می گردند و سایر گونه های زئوپلانکتون قادر به حضور فراوان نیستند (Kotani et al., 2005). برای پی بردن به تثبیت اکولوژیکی منطقه مورد بررسی لازم است که روند ترکیب گونه ها و فراوانی و تنوع فیتوپلانکتون در طی چند سال بررسی شود.

میانگین تنوع زیستی در بین سه سال پراکنده نشان میدهد که در سال ۱۳۷۵،۱۳۷۹ و۱۳۸۷ و مطالعه کنونی در زئو پلانکتون ها به ترتیب ۱/۵۱،۰/۰،۳۹/۸۸ و ۱/۸۴ میباشد که روند افزایشی تنوع در زئوپلانکتونها به غیر از منطقه مالح محسوس است و منطقه عطیش با تغییرات کمتری از تنوع از ثبات اکولوژیکی بیشتری برخوردار است. بر اساس تئوری Tilman در شرایطی که تنوع بالا باشد سبب تثبیت بیشتر اجتماعات و تولیدات شده و این سیستم کمتر مستعد در برابر استرس است (Raghukumar & Ani , 2003). بنابر این ایستگاههایی مانند رگبه و دورق تنوع بالاتری از زئو پلانکتون دارا هستند، یعنی از پایداری اکولوژیکی بیشتری برخوردار می باشند، بعبارتی دیگر این ایستگاهها کمتر در برابر استرس های محیطی حساس هستند.

شاخص wzi در این بررسی نشان می دهد که حضور فراوان گونه های مانند *Brachionus* و *Ascomorpha* که دامنه تحمل آلودگی بالا دارند، نشان دهنده کیفیت کم تالاب و از طرفی فراوانی کم گونه هایی کلادوسری مانند *polyhemus pediculus* ، *Ceriodaphnia* و *Leptodora* که معرف کیفیت بالای تالاب هستند، همگی دلالت بر این است که وضعیت کیفیت تالاب از جنبه شاخص wzi کم است(Chow-Fras & Lougheed, 2002).

۵-۴- جلبکهای کفزی تالاب

جلبک های کفزی بعنوان منابع غذایی اولیه، بخش مهم و حیاتی زنجیره غذایی را برای مصرف کنندگان کوچکی مانند ماهی ها و بی مهرگان تشکیل می دهند(Gaiser, 2008). جلبک های کفزی از طریق فتوسنتز اکسیژن محلول را برای بسیاری از موجودات آبی در اطرافشان فراهم می کنند (Florida Lakewatch, 2000). علاوه براین که جلبک های کفزی مسئول تغییرات سریع در محیط هستند وبعنوان بیو اندیکاتورهای زیستی نشان دهنده تغییرات محیطی نیز هستند(Gaiser, 2008 ; Lakewatch, 2000).

این بررسی نشان داده که ترکیب گونه ای جلبک های کفزی از رده باسیلاریوفیسه، سیانوفیسه و کلروفیسه تشکیل یافته است، که این ترکیب گونه ای در دریاچه های با حاصلخیزی متوسط نیز گزارش شده است(Karosienė & Kasperoviciene, 2008). از جلبکهای اپی پلون رده باسیلاریوفیسه با داشتن نسبت جنس و فراوانی بیشتردر مقایسه با رده های سیانوفیسه و کلروفیسه حضورداشته اند. همچنین از جلبکهای اپی فیتون اگرچه از نظر نسبت جنس رده باسیلاریوفیسه بیشتر است ولی ازجنبه نسبت فراوانی رده سیانوفیسه و بعد با اندکی کمتر رده باسیلاریوفیسه غالب ترین رده می باشند. غالب بودن رده باسیلاریوفیسه توسط بسیاری از مطالعات بر روی جلبک های کفزی نیز گزارش شده است و دلیل آن، چسبیدن دیاتومه ها به بسیاری از بسترهای موجود در آب است و از آنها بعنوان مناسب ترین شاخص برای ارزیابی کیفیت آب استفاده می کنند(Yana & Peerapornpisal, 2009 ; Pillsburyr, 2002 ; Brown & Short, 1999 ; Brown et al., 2008). باسیلاریوفیسه از نظر تعداد گونه و فراوانی در تمام طول سال حضوردارند. باسیلاریوفیسه در اکثر مواقع تنوعی از جلبکهای آب شیرین را تشکیل و برای این اکوسیستم ها بسیار مهم هستند. اجتماعات آنها نقش مهمی را در تولید اولیه در اکوسیستم های آبی دارند. آنها بطور گسترده ای برای تغییرات شرایط محیطی مثل یوتروفیکاسیون، اسیدیته شدن، شورشدن، تغییرات سطح دریا و خشکی ها یکار می روند، زیرا آنها دارای اپتیمم و دامنه باریکی از بسیاری از متغیرهای محیطی هستند(Bennion *et al.*, 2001) .

البته افزایش جزئی فراوانی سیانوفیسه ها اپی فیتون نسبت به باسیلاریوفیسه کاملا وابسته به عوامل تاثیر گذار مثل نور، مواد مغذی، عمق و بخصوص بستر گیاهی مناسب جهت چسبیدن جلبک ها می باشد(Karosiene & Kasperoviciene, 2008).

حضور جنس های غالب *Navicula*، *Nitzschia*، *Synedra* در اجتماعات اپی پلون و اپی فیتون بیانگر مقاومت آنها در حضور آبهایی است که ازنظر کیفیت آب در حد متوسط هستند و مشابه همین جنس در طبقه بندی مختلف از نظر کیفیت آب بیان شده است(Leelahakriengkrai & Peerapornpisal, 2010). البته حضور جلبک های سیانوفیسه موجود در ستون آب بیشتر در آبهای یوتروفیک گزارش شده است، ولی حضور این جلبکها در روی بستر گلی بیشتر در آبهای نسبتا فقیر که آب شفاف و نور خورشید در آن نفوذ می کند، ذکر شده است(Edwards *et al.*, 1992). سیانوفیسه در زیستگاههای متعددی، بخصوص نواحی گرمسیری قادر به زیست هستند و دارای گونه هایی است که دارای انتشار جهانی هستند و همچنین عامل تنوع زیستی جلبک ها می باشند. اجتماعات سیانوفیسه و جنس های مانند *Oscillatoria* تحت تاثیر دوره های هیدرولوژیکی، رژیم هیدرودینامیکی و درجه حرارت هستند که تعیین کننده معرف حضور آنها دراین ترکیب گروههای جلبکی است (Huszar & Caraco, 1998 ; Fonseca & Rodrigues, 2007).

اجتماعات پلانکتونها و جلبک های کفزی برای دریاچه های کم عمق مشابه هستند. جلبک های کفزی قادربه تولید اولیه ای و هم در زنجیره غذایی در دریاچه هایی که فاقد لایه بندی هستند، شرکت نمایند(Zimba, 1995; Bonilla *et al.*, 2005). اگرچه رشد جلبک های کفزی در دریاچه های کدر بدلیل عدم نفوذ نور محدود می شود ونمی توانند بر روی رسوبات تثبیت یابند(Noges & Laugaste, 1998).

جلبکهای کفزی عموما حاوی کلروفیلα ، b، c و کاروتنوئیدها هستند(Jeffrey *et al.*, 1997 ;Clayton & King, 1990 ; Rowan 1989). رنگدانه های α ، β، c، و e جلبک های کفزی اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات و اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان در تالاب شادگان نشان می دهد که کلروفیل a فراوانترین مقدار را دارد. بررسی ها نشان داه اند که بطور کلی کلروفیل α فراوانترین کلروفیل در جلبک ها می باشد، هرچند که کلروفیل β ، c نیز در فیتوپلانکتونهای آبهای شیرین نیز وجود دارد (Higdon, 2004).

همچنین در تالاب شادگان مقادیر رنگدانه های اپی فیتون و اپی پلون و نسبت آنها به همدیگر نشان می دهد که نسبت رنگدانه های α ، β و c اپی فیتون به اپی پلون حدود ۲ برابر افزایش داشته اند. انواع رنگدانه ها در هریک از اجتماعات جلبکی متفاوت است و هرکدام از این پیگمانها در سیستم ها نقش های متفاوتی را ایفا می کنند. انواع کلروفیل ها مسئول تولید اکسیژن هستند ولی اعمال اولیه کاروتنوئیدها درواکنش های نوری می باشد(جذب انرژی در طول موج کوتاه) (Richardson, 1996). در این بررسی دو برابر شدن مقادیر کلروفیل در اپی فیتون ها نسبت به اپی پلونها بستگی زیادی به زیستگاه آنها دارد، زیرا اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات اول اینکه دائماً در مواجه با استرس رسوب گذاری و کدورت بالا بوده و دوم اینکه به دلیل کاهش نفوذ نور بدلیل سایه گذاری گیاهان ماکروفیت و کدورت آب باعث کاهش تولید آنها می شود (Waters, 1995).

در صد نسبی رنگدانه ها α ، β، c , در جلبک های کفزی اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات و اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان در تالاب شادگان تقریبا با همدیگر شباهت دارد، ولی کاهش ۱۰ درصدی کاروتن

ها (e) نسبت اپی فیتون به اپی پلون باز بسته به زیستگاه آنها دارد. افزایش سایه توسط خود گیاهان ماکروفیت سبب می شود که پیگمان کاروتن کاهش می یابد(Quinn *et al.*, 1997). از طرفی چون در نواحی مانند دورق و مالح در طول سال با کم آبی شدید و کاهش عمق روبروهستند و از آنجائیکه عمق با تولید جلبکی رابطه غیرمستقیم دارد، لذا در ایستگاههای مثل دورق و مالح هم اپی پلون وهم اپی فیتون با افزایش کلروفیل a مواجه هستند(Liboriussen, 2003).

روند توالی زمانی مقادیر رنگدانه های جلبکی های نشان داده که از اوایل بهار تا اواسط تابستان اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات و اپی فیتون بر روی گیاهان افزایش داشته اند. افزایش مقادیر پیگمان های جلبک های کفزی تحت تاثیر عوامل محیطی متعددی ازجمله رژیم آبی، موادمغذی، نور و برخی دیگرعوامل مانند شوری است که می توانند ایجاد محدودیت رشد کنند. در بهار با پرشدن آب تالاب شرایط مناسبی حاکم است که مواد مغذی که از دوره قبل بدلیل خشک شدن بخش هایی از تالاب مورد استفاده قرارنگرفته و فراهم شدن شرایط نوری که در منطقه نیمه گرمسیری حاکم و رشد پلانکتونها از اوایل بهار شروع می شود، می تواند بیانگر این باشد که مهیا شدن شرایط محیطی سبب افزایش بهاری آنها شده است. طبعاً با عبور از فصل بهار و افزایش طول ماکروفیت ها با سایه اندازی بر جلبک های کفزی میزان تولید را کاهش یافته و مجدداً با از بین رفتن این ماکروفیت ها و یا کاهش رشد آنها عمل سایه اندازی بر آنها کاهش ومهیا شدن شرایط بهتر نوری مجددا در زمستان قدری افزایش می یابند(Romo *et al.*, 2007; Arfi *et al.*, 1997 ; Toet, 2003)

جلبک های کفزی غالب ترین تولیدکنندگان رودخانه ها و دریاچه ها هستند و جزو تولیدکنندگان اصلی انرژی در سطح تروفیکی بالا این محیط ها می باشند(Lamberti, 1996).

تولید اولیه در جلبک های اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات و اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان تالاب نشان می دهد که در بهار روند صعودی داشته و سپس از تابستان روند نزولی یافته و بطوری که در پاییز و زمستان بطور محسوسی کاهش می یابند.

از طرفی اپی پلون ها در منطقه دورق که شوری بالا دارد، تولید اولیه آنها بیشتر است. بررسی ها نیزبیان می کنند که تولید اولیه با درجه حرارت و شوری رابطه مستقیم وجود دارد (MacIntyre & Cullen, 1996). بنابر این می توان نتیجه گرفت که جلبک های اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات در شرایطی که شوری بالاتری نسبت به سایر مناطق تالاب شادگان دارد، دارای تولید اولیه بیشتری می باشند. از جهتی تولید اولیه در جلبک های اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان تالاب به گونه ای است که در ایستگاه مالح بدلیل بار زیاد مواد آلی، تولید اولیه اجتماعات بر روی ماکروفیت ها بیشتر باشد. طبعا خود رسوبات بدلیل بار آلی بالا، شرایط غیر هوازی ایجاد می کنند و جلبک ها قادر به تثبیت روی بستر نیستند، اما در عوض مواد آلی شناور بر روی سطوح ماکروفیت ها، کمک به افزایش تولید اولیه جلبکهای اپی فیتون می کند(Simcic, 2005).

مقایسه رده های جلبک کفزی اپی پلون بر روی رسوبات بستر و جلبکهای کفزی اپی فیتون بر روی گیاهان در ایستگاهها نشان داده، که در منطقه دورق دو رده سیانوفیسه و باسیلاریوفیسه نسبت به سایر مناطق فراوانی بیشتری داشته باشند. البته حضور گونه هایی از دیاتومه ها بخصوص Navicula و Nitzchia که دارای دامنه تحمل بالای در برابر شرایط محیطی دارند قادرند در مکان هایی که دارای استرس های محیطی بالایی باشد خود را نمایان کنند (Yallop & Anesio, 2010). اغلب حضور گونه هایی مانند Oscillatoria که دارای تحمل آلودگی به مواد آلی بالایی دارند، گویای شرایط نامناسب آب از نظر آلودگی بالای مواد آلی است(Aftab & Asif, 1996). نهایتاً می توان نتیجه گرفت که حضور این گونه ها بعنوان شاخص زیستی، می توان نامناسب بودن کیفیت آب و رسوب مناطق دورق و مالح را پیش بینی کرد.

عمق آب و مقدار شفافیت آب در تالاب شادگان در مناطق مختلف اختلاف چندانی ندارند. اگرچه عمق آب و عمق نفوذ نور از فاکتورهای مهم در تولید جلبکهای اپی پلون و اپی فیتون می باشند، ولی هرچه میزان سایه گذاری توسط ماکروفیت ها بیشتر باشد، سبب کاهش تولید این جلبکها می شود، به نحوی که انتشار و پراکندگی آنها را نیز تحت تاثیر قرار می دهد (Phillips *et al.*, 1978 ; Sand-Jensen & Borum, 1984 ; Sand-Jensen & Borum, 1991). البته جلبکهای کفزی زیستگاه برخی از ماکروفیت ها را با جذب کربن غیر آلی از ستون آب محدود می کند(Sand-Jensen, 1977 ; Jones *et al.*, 2002).

دامنه دمایی آب در تالاب شادگان، تفاوت تقریبا ۲۰ درجه ای را نشان می دهد. ولی طبعاً این اختلاف دمایی ناشی از تغییرات فصلی و دمای هوا است. اما از بین فاکتورهای محیطی در تالاب شادگان که بسیار محسوس است، مقدار اکسیژن محلول در آب است. زیرا در برخی از نقاط تالاب بدلیل کم آبی و جدا شدن بخشهایی از تالاب با سایر قسمتهای آن، موجب شده که مقدار اکسیژن محلول در آب افت شدید حاصل کند که پیامد آن موجب شده که حیات برخی از موجودات در آب مانند ماهی را به مخاطره اندازد. البته شرایط کم اکسیژنی سبب حضور گونه هایی مانند *Nitzschia* شده که دامنه تحمل شرایط استرس زایی بالا دارد(Hürlimann & Schanz, 1993 ; van Dam *et al.*, 1994).

شوری و هدایت الکتریکی آب در مناطق مورد بررسی در تالاب تفاوت محسوسی مشاهده می شود. این وضعیت در منطقه دورق بدلیل جدا شدن بخشهای دیگری از تالاب و شدت تبخیر زیاد با شوری بالایی روبرو می گردند. از جلبک های کفزی، تولید و تنوع دیاتومه ها با افزایش شوری کاهش می یابد و اکسیژن تولید شده از فتوسنتز اغلب بطور معنی داری با شوری بالای ۷۵ گرم بر لیتر کاهش می یابد(Herbst & Blinn, 1998). در تالاب شادگان این استرس شوری بر روی تولید اولیه اپی پلون ها در منطقه دورق که شوری بالای ۷۵ گرم بر لیتر تاثیر گذار نبوده ولی بر روی جلبک های کفزی اپی فیتون تاثیر گذاشته و تولید آنها را کاهش داده است.

چنانچه طبقه بندی آب از نظر شوری را مد نظر قرار دهیم، در تالاب شادگان منطقه عطیش و رگبه جزو مناطقی با شوری متوسط و منطقه مالح با شوری بالا و منطقه دورق با شوری بالا قرار می گیرند(جدول۴-۸).

جدول ۴-۸ : طبقه بندی شوری آب در تالاب ها(Hakansson, 1981)

گروه	شوری (گرم بر لیتر)
بسیار کم	کمتر از ۲
کم	۲-۴
متوسط	۴-۸
زیاد	۸-۱۶
بسیار زیاد	بیشتر از ۱۶

میانگین میزان مواد مغذی شامل نیترات و فسفات در تالاب شادگان گویای این است که در همه مناطق وضعیت مشابهی دارند. کاهش مقادیر مواد مغذی بر روی جلبک ها کفزی نشان می دهد که نه تنها حداکثر بیوماس وفراوانی را کاهش می دهد، بلکه طول دوره حضور آنها را نیز کاهش می دهد (Biggs, 2000). روند تغییرات مواد مغذی با بیوماس جلبک های کفزی در دریاچه ها بسیار پیچیده است(Kahlert, 2001).

معمولا بین تنوع و فراوانی جلبک های کفزی با لایه آلی در رسوبات بستر ارتباط منفی وجود دارد (Oberholster, 2010). در تالاب شادگان میزان مواد آلی بر روی تولید اولیه اپی پلون ها در منطقه دورق اثرات منفی داشته است و نسبتا از تولید کمتری برخورداراست.

بر طبق طبقه بندی که در دانه بندی رسوبات در تالاب وجود دارد، تالاب شادگان اکثرا از دانه بندی گلی و رسی تشکیل شده و فقط در منطقه دورق که در حال خشک شدن (فصل پاییز) است حدود ۷۰ درصد بافت شنی و ماسه ای دارد (جدول۴-۹).

جدول۴-۹ : طبقه بندی انواع بستر ها بر اساس اندازه ذرات تشکیل دهنده(Hakansson, 1981)

بستر	اندازه ذرات
خاک رس بالا	کوچکتر از ۰/۰۰۲میلی متر
گل	کوچکتر از ۰/۰۶ میلی متر
شن و ماسه زیبا	۰/۰۶-۰/۱ میلی متر
شن و ماسه	۰/۱ تا ۲ میلی متر
شن	۲-۲۰ میلی متر
سنگریزه ها و سنگ های متحرک	۲۰-۱۰۰ میلی متر و یا بزرگتر در مکان های بسیار در معرض
سنگ غیر متحرک	۱۰۰-۱۰۰۰ میلی متر یا کمتر در مکان های دارای پناهگاه
تخته سنگ	بزرگتر از ۱۰۰۰ میلی متر

تفاوت معنی داری در بین فراوانی جنس های جلبک های کفزی اپی فیتون در مناطق مختلف، نشان دهنده این است که در منطقه دورق در تیر و آبان ماه رده های به ترتیب باسیلاریوفیسه و سیانوفیسه به بیشترین مقدار خود می رسند که نسبت به سایر ایستگاهها تفاوت زیادی دارد. معمولا در شرایطی که جریان آب ورودی به تالاب در فصل خشک کاهش می یابد، ابتدا رشد جلبک ها سریعا افزایش یافته و به حداکثر مقدار خود می رسند، که در این صورت بیوماس و تولید اولیه بطور معنی داری افزایش می یابد، اما پس از مدتی بیوماس آنها کاهش می یابد تا اینکه آب مجددا در فصل پرآبی، آب وارد تالاب شده و بیوماس تدریجا افزایش می یابد(Townsend *et al.*, 2002). البته چرا این اختلاف در اپی فیتون ها رخ داده است، قدر مسلم این است که با کم آب شدن تالاب و خشک شدن برگهای ماکروفیتی، سطح بستر لازم برای چسبیدن اپی فیتونها کاهش و به شدت فراوانی آنها در پایان فصل خشک کاهش می یابد و سبب بروز اختلاف نسبت به سایر مناطق می گردد.

تفاوت معنی داری بین فراوانی جلبک های کفزی اپی پلون واپی فیتون در ماههای مختلف طول سال نیز بدلیل تغییرات فصلی و رژیم آبی تالاب می باشد. بیشتر گزارشات در باره تغییرات فصلی که در مورد جلبک ها وجود دارد، توجه بیشتری به پارامترهای غیر زیستی مانند شرایط نوری، مواد مغذی، دما و غیره دارند که بعد از آن نهایتاً عامل زیستی ناشی از تغییرات فصلی را به مقدار مصرف کنندگی، مصرف کنندگان جلبک ها مرتبط می دانند(Kahlert, 2001).

تفاوت معنی دار بین کلروفیل α جلبک های کفزی اپی پلون واپی فیتون در مناطق مختلف مورد بررسی، نشان دهنده این است که کلروفیل α جلبک های کفزی اپی پلون در منطقه دورق بسیار زیاد می گردد که احتمالا بدلیل عدم وجود ماکروفیت هامی باشد. مطالعات بدست آمده نیز موید این واقعیت است که بین جلبک های کفزی اپی پلون با بیوماس ماکروفیت ها رابطه منفی وجود دارد(Tuttle & Mitsch, 2005). همچنین کلروفیل α جلبک های کفزی اپی فیتون در منطقه رگبه بسیار افزایش یافته اند که مخالف آنچه در مورد رابطه اپی پلونها با ماکروفیت ها وجود دارد. در منطقه رگبه بدلیل وجود ماکروفیت گونه هایی بیشتری از جلبک های اپی فیتون غالب شده اند. به عبارتی دیگر با افزایش ماکروفیت ها، جلبک های اپی فیتون نیز افزایش یافته اند (McNair & Chow-Fraser, 2003). بررسی های مشابه انجام شده نشان داده اند که بیوماس بدست آمده از کلروفیل در فصل بارانی رشد کمی نسبت به فصل خشک دارد، که این پدیده بیشتر به عوامل مشخص محیطی برمی گردد که سبب تغییرات فیزیکی و شیمیایی در آب می شود(Silverstre-Costa *et al.*, 2005). البته اگر چه فراوانی در جلبک های کفزی در طول سال تفاوت معنی داری داشته است ولی بدلیل توالی جلبکی که اتفاق افتاده است، گونه هایی حضور یافته اند که میزان کلروفیل آنها بیشتر بوده است به عبارتی هر گونه جلبکی مقدار کلروفیل متفاوتی با گونه دیگر دارد(Pillsbury *et al.*, 2002).

شاخص شانون- واینر در مناطق مختلف بسته به شرایط محیطی و دگرگونی زیستگاهی دارد. در تالاب شادگان جلبک های کفزی اپی پلون در منطقه رگبه که سرعت جریان آب در آن بیشتر از مناطق دیگر است، تنوع

کمتری وجود دارد. از آنجائیکه ساختار بستر یکی از مهمترین عوامل در تثبیت جلبک های کفزی بر روی رسوبات بستر است و چنانچه جریان آب افزایش یابد، سبب ناهمگون شدن بستر و سبب ایجاد نیروهای هیدرو دینامیکی بر روی بستر شده که برروی موجودات آن تاثیر گذار است (Ferrier & Carpenter, 2009). افزایش تنوع در منطقه مالح به افزایش میزان مواد مغذی مثل نیترات و فسفات وابسته است. مطالعات نشان داده اند که تنوع گونه های جلبک های کفزی اپی پلون در رسوبات ارتباط زیادی با این موادمغذی دارند (Zheng *et al.*, 2004).

کمترین تنوع در جلبک های اپی فیتون در منطقه مالح و بیشترین آن در منطقه عطیش می باشد. همانگونه که قبلاً نیز اشاره گردید،کم شدن ماکروفیت ها در منطقه مالح بدلیل کاهش کیفیت آب سبب کاهش تنوع در آنها شده است(McNair & Chow-Fraser, 2003). در عوض منطقه عطیش بدلیل بهتر بودن کیفیت آب و حضور ماکروفیت ها تنوع بیشتری در این جلبک ها نشان می دهد.

کمترین تنوع در جلبک های در اپی پلون در پاییز و بیشترین آن در بهار می باشد. همچنین کمترین تنوع در جلبک های اپی فیتون در فصل زمستان و بیشترین آن در بهار می باشد. همانگونه که در باره تغییرات فصلی جلبک ها وجود دارد، پارامترهای غیر زیستی مانند شرایط نوری، مواد مغذی، دما وغیره عامل موثری هستند که تنوع را در جلبک ها در بهار افزایش دهند(Kahlert, 2001).

برای پی بردن به وضعیت منطقه از نظر رابطه تنوع و آلودگی، ازشاخص شانون به کار رفته شده، استفاده شده است(Welch, 1992) . وضعیت میزان شاخص شانون- واینر هم در جلبک های کفزی اپی پلون و اپی فیتون با وضعیت آلودگی نشان می دهد که از نظر آلودگی در تالاب شادگان در حد نیمه آلوده ای قرار داریم(جدول ۴-۱۰).

جدول ۴-۱۰ : طبقه بندی وضعیت آلودگی با میزان شاخص شانون- واینر(Welch,1992)

وضعیت آلودگی	میزان شاخص شانون- واینر
به شدت آلوده	< 1Ĥ
نیمه آلوده	= 1-3Ĥ
عاری از آلودگی	>3Ĥ

شاخص ترازی زیستی در باره جلبک های کفزی که چگونگی توزیع فراوانی افراد یک جامعه را در میان گونه‌های مختلف بیان می کند، در تالاب شادگان کمترین مقادیر شاخص ترازی زیستی در اپی پلون ها در منطقه دورق و بیشترین آن در منطقه مالح می باشد. این ترازی زیستی در اپی پلون ها نشان می دهد که توزیع تراکم و فراوانی افراد گونه‌ها در منطقه دورق دارای تغییرات بیشتری بوده و سبب شده که درجه یکسانی پراکندگی افراد به حداقل برسد. در منطقه مالح پراکندگی افراد دارای وضعیت یکسانی است. کمترین مقدار شاخص ترازی زیستی در اپی فیتون ها که در منطقه رگبه و بیشترین آن در منطقه عطیش می باشد. کمترین

مقدار در شاخص ترازی زیستی در اپی پلون ها و اپی فیتون ها در پاییز و بیشترین آن در تابستان است. در فصل پاییز درجه یکسانی پراکندگی افراد به حداقل رسیده و در تابستان پراکندگی افراد دارای وضعیت یکسانی است. شاخص سیمپسون که میزان فراوانی و هموژنی جامعه را نشان می‌دهد. مقادیر شاخص غالبیت سیمپسون در اپی پلون ۰/۸۸- ۰/۶۶ و اپی فیتون ۰/۸۸- ۰/۸۰ بوده که کمترین مقدارآن در منطقه دورق و بیشترین آن در منطقه مالح می باشد. بدلیل اینکه منطقه دورق از ویژگیهای خاصی برخوردار است و فقط گونه های خاصی قادر به رشد هستند، که باعث برهم زدن هموژنی جمعیت می شود. در منطقه مالح وضعیت برعکس می باشد. همچنین مقادیر این شاخص هم در اپی پلون و اپی فیتون در پاییز کمترین ودر بهار بیشترین است. تنوع گونه ای که امکان حضور آنها بدلایل فراهم شدن شرایط مناسب، این امکان فراهم شده که همسانی جامعه بیشتر شود. البته مقادیر این شاخص نزدیک به هم بوده و تفاوت معنی داری بین آنها وجود ندارد($p<0.05$).

شاخص غنای جمعیت مارگالف که بر اساس رابطه بین تعداد گونه‌ها و تعداد کل افراد تشکیل دهنده گونه‌ها بیان می‌شود. در تالاب شادگان بیان کننده این است که در اپی پلون ها منطقه رگبه که کمترین تعداد گونه را دارد و منطقه مالح که بیشترین تعداد گونه را دارند، به ترتیب کمترین و بیشترین غنای جمعیتی را دارند. در اپی فیتون ها منطقه مالح که کمترین تعداد گونه و منطقه رگبه که بیشترین تعداد گونه را دارد، به ترتیب کمترین و بیشترین غنای جمعیتی را دارند. همچنین مقادیر این شاخص هم در اپی پلون و اپی فیتون به ترتیب درتابستان و پاییز کمترین ودر بهار بیشترین است. قطعاً در پاییز و تابستان با تعداد کم گونه ها مواجه هستیم ولی در بهار بدلیل تعدد گونه ها این شاخص بیشتر است.

تشابه آنالیز خوشه ای نشان می دهد که هرچه توزیع ناهمگون در جنس های جلبک های کفزی باشد، در صد تشابه نیز کاهش می یابد(Cattaneo & Amireault, 1992) . بنظر می آید که جلبک های اپی پلون و اپی فیتون توریع نسبتا همگونی در آنها و جود دارد. زیرا به ترتیب در اپی پلون و اپی فیتونها ۱۵ و ۱۶ جنس حدود ۷۵ در صد دارای تشابه هستند.

این تشابه درون مناطق به گونه ای است که در جلبک های کفزی اپی پلون در دو گروه قرار می گیرند، بدین شکل که مالح و دورق در یک گروه و رگبه و عطیش در گروه دیگر قرار می گیرند. این تشابه در خصوص جلبک های کفزی اپی فیتون مناطق دورق و رگبه سبب شده که در یک گروه قرار گیرند.

تشابه نسبی در مناطق مالح و دورق بدلیل شوری بالاتر از سایر نواحی، سبب شده که جلبک های کفزی اپی پلون این منلطق در یک گروه و مناطق رگبه و عطیش با شوری کمتر در گروه دیگر قرار گیرند. افزایش شوری آب عاملی منفی است برای نیترفیکاسیون اجتماعاتی است که در این محیط نامناسب زیست می کنند(Santoro & Enrich-Prast, 2009). تشابه جلبک های کفزی اپی فیتون مناطق دورق و رگبه به گونه ای است که این دو منطقه از نظز میزان کلروفیل و تولید اولیه تقریبا یکسان هستند. این مناطق بدلیل شباهت آنها در حضور ماکروفیتها در این پدیده تاثیر گذار است، زیرا مقدار اپی فیتون ها متاثر از مقدار سطح ماکروفیتها می باشد(Conde *et al.*, 1999).

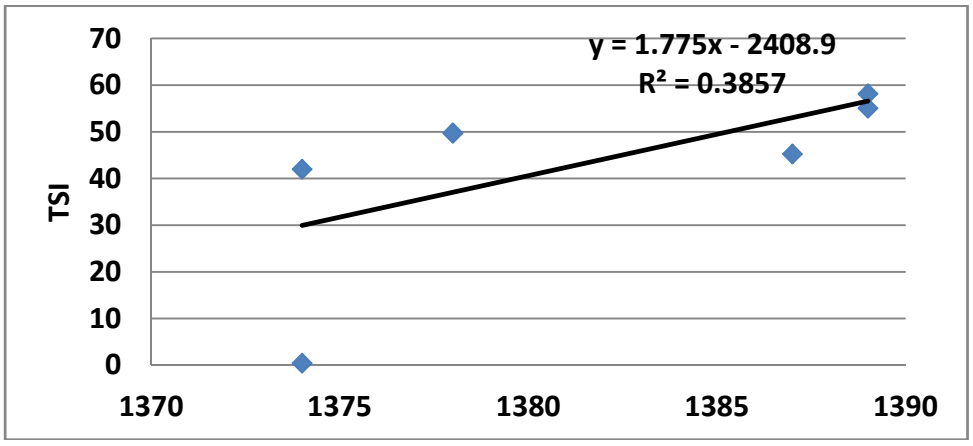
با احتساب مقدار شاخص سطح تروفیکی در جلبک های جلبک های کفزی اپی پلون برابر با ۵۵/۰۴ و مقدار همین شاخص در جلبک های کفزی اپی فیتون ۵۸/۱۴ است. با مراجعه به جدول درجه بندی شاخص وضعیت تروفیکی و تطبیق اعداد بدست آمده از این شاخص، این تالاب از جنبه این جلبک های کفزی در حد یوتروفی پایین، کاهش شفافیت، کاهش اکسیژن در هیپولیمنیون در تابستان، مشکلات ماکروفیت ها، تنها ماهیان گرم آبی قادر به رشد در این تالاب هستند. مطالعات خلفه نیل ساز و همکاران و بررسی های فرخیان باز مؤید مزوتروفی بالای تالاب (یا بعبارتی یوتروفی پایین) ذکر شده است (خلفه نیل ساز و همکاران، ۱۳۸۸ ; فرخیان ۱۳۸۸).

برطبق میانگین کلروفیل α در تالاب در جلبک های کفزی اپی پلون تثبیت یافته بر روی رسوبات و جلبک های کفزی اپی فیتون تثبیت یافته بر روی گیاهان به ترتیب ۱۷/۴۶ و۳۴/۹۲ است و با توجه به طبقه بندی دیگری که از یوتروفیکاسون وجود دارد، بین مزوتروف زیاد تا یوتروف قرارمی گیرند(جدول۴-۶)(Zhou & Xu, 2006).

در طبقه بندی دیگری که از نظر یوتروفی و وضعیت تالاب وجود دارد، مجدداً بیانگر این است که تالاب باز در طبقه یوتروفیک ضعیف قرار می گیرد(جدول ۴-۷).

برطبق مطالعات غفله مرمضی و همکاران و خلفه نیل ساز و همکاران بین سالهای ۱۳۷۴ تا ۱۳۸۹ و ارزیابی مطالعه کنونی بیانگر رابطه مثبتی وضعیت شاخص تروفیکی در طول سالهای ذکر شده است. آنالیز رگرسیون خطی نیزبیانگر شیب مثبتی است که، شاخص افزایش تولید و افزایش مواد مغذی و کاهش کیفیت آب است(نمودار۴-۲) (غفله مرمضی و همکاران ۱۳۷۴ ، خلفه نیل ساز و اسماعیلی ۱۳۷۸و خلفه نیل ساز ۱۳۸۸).

البته مهم این است که افزایش شاخص تروفیکی بیانگروضعیتی است که نشان دهنده این است که به طرف یوتروف شدن پیش می رویم و از جنبه ای وضعیت بدی از کیفیت آب را نشان می دهد(Minneapolis Minnesota, 2009).



نمودار۴-۱:میانگین شاخص تروفیکی از سال ۷۴ تا ۸۹ در جلبک کفزی

ارزیابی آلودگی تالاب براساس شاخص پالمر نشان می دهد که این چهارمنطقه، بیانگر فاقد آلودگی آلی شدید می باشند.ولی از جلبک های کفزی اپی پلون فقط منطقه عطیش و از جلبک های کفزی اپی فیتون به ترتیب مناطق مالح،عطیش و رگبه دارای آلودگی نسبی هستند. سایر مناطق بدون آلودگی از جلبک های کفزی اپی پلون به ترتیب مناطق دورق،مالح و رگبه و از جلبک های کفزی اپی فیتون منطقه دورق می باشند(جدول۴-۱۱).

جدول۴-۱۱ : شاخص آلودگی آب به مواد آلی با استفاده از مقاومت جلبک های اپی پلون و اپی فیتون در تالاب شادگان

جنس های جلبک / ایستگاهها	شاخص آلودگی آلی	مالح		عطیش		دورق		رگبه	
		اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون	اپی پلون	اپی فیتون
Synedra	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲
Cymbella	مقاومت نسبتا کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclotella	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
Nitzschia	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳	-	۳
Navicula	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳
Gyrosigma	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Euglena	۵	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorella	۳	-	۳	-	-	-	-	-	۳
Scenedesmus	۴	-	-	۴	۴	-	-	-	-
Amphipleura	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Spirogyra	مقاومت نسبتا کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Closterium	مقاومت نسبتا کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Spirulina	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Ankistrodesmus	۲	-	۲	-	-	-	-	-	-
Planktoshareia	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Gamphospheria	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Schroederia	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Aphanotheca	مقاومت کم	-	-	-	-	-	-	-	-
Oscillatoria	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
Phormidium	۱	-	-	-	-	-	-	-	-
جمع امتیاز		۱۴	۱۹	۱۸	۱۸	۱۴	۱۴	۱۱	۱۷

۶-۴- بنتوزها و مواد آلی و دانه بندی رسوبات

تالابها از جمله نظام های حیاتی، حیات بخش و شکننده و بسیار مفید جهت حفظ تعادل موجودات می باشند. سریعتر از سایر اکوسیستم ها صدمات ناشی از دستکاری ها و آلودگی ها را منعکس می سازند، یعنی اینکه زودتر از بین می روند.

ماکروبنتوزها یکی از شایعترین ارگانیسم هایی هستند که برای ارزیابی و سلامت اکوسیستم ها بکار گرفته می شوند. اگر چه آلوده کننده های فیزیکی و شیمیایی با روشهای آزمایشگاهی مشخص می شوند، ولی بدلیل فراوانی بی مهرگان کفزی، این موجودات در عملکرد تالابها بی نهایت موثر می باشند. بنابراین بعنوان شاخصی مهم برای ارزش تالابها شمرده می شوند، زیرا فراوان هستند و به آسانی محاسبه می شوند و همچنین از لحاظ تقسیم بندی (رده) بیولوژیکی قوی هستند و شناخت تنوع و ترکیب جمعیتی ماکروبنتوزی در یک منبع آبی به تشخیص کل غنای گونه ای و تعیین میزان سلامت یا عدم سلامت اکوسیستم آبی کمک خواهد کرد.

در این مطالعه ۷ گروه ماکروبنتوزی دربستر که کاهش شدیدی را در مقایسه با سال ۱۳۷۴ در ناحیه بستر نشان می دهد. از آن جاکه تالاب شادگان به دفعات تحت تاثیر پدیده خشکسالی قرار گرفته است لذا طبیعی است که فون محدودی داشته باشد. این امر همچنین میتواند ناشی از ورود فاضلابهای کشت وصنعت و بهم خوردن تعادل زیستی و تخریب زیستگاهها باشد

در این مطالعه بیشترین در صد فراوانی موجودات بستر متعلق به استراکودا است ومقادیر مواد آلی و سیلت کلی بستر نیز بالا می باشد. استراکودا را می توان به عنوان یک شاخص حساس برای مطالعه آلودگی مورد استفاده و بررسی قرار داد و از آنجا که هر چه غالبیت بین تعداد کمتری از گونه ها تقسیم شود ثبات جامعه کمتر خواهد بود، لذا نشانه عدم ثبات تالاب می باشد و از آنجا که وجود شرایط مساعدی چون دانه ریزی رسوب که توام با فراوانی مواد آلی است و ویژگی های مورفولوژی بستر، رشد مساعد استراکودا را باعث می گردد. لذا افزایش استراکوداها را میتوان به این عوامل ارتباط داد. مقایسه میزان مواد آلی و سیلت-کلی با فراوانی ماکروبنتوزها روند مشخصی را نشان نمی دهد و تعیین نقش بستر به علت مداخله سایر عوامل محیطی بسیار پیچیده است. به علاوه اندازه و مقدار مواد آلی که بر رشد ارگانیزمها تاثیر می گذارد بسته به نوع بستر تغییر می کند. همبستگی طبیعی عوامل محیطی فوق باعث می شود که به سختی بتوان علت کاهش یا افزایش ماکروبنتوزها را در ارتباط با عوامل مواد آلی و سیلت-کلی را به اثبات رساند. علاوه بر این تفسیر یک متغیر منفرد همیشه عملی نمی باشد. در هر حال اگر چه منطقی به نظر نمی رسد که ادعا کنیم بستر و آن هم به تنهایی عامل پراکنش جانداران است اما بدون شک عامل بسیار مهمی در این زمینه محسوب می شود (Minshall, 1984).

از آن جا که اکثر جانوران به شدت به دما وابسته اند و این امر در مطالعات زیادی با استفاده از سخت پوستان (Sutcliffe *et al.*, 1981) و حشرات (Sioli, 1984) بیان شده است.دما بر رشد و تنفس جانوران و حاصلخیزی اکوسیستم از طریق تاثیرات زیادی که بر فرآیندهای متابولیکی میگذارند تاثیر دارد، همچنین بر چرخه زندگی

جانوران و تحریک نمو جانور تاثیر زیادی میگذارد. در این تحقیق ارتباط خاصی بین دما و تغییرات ماکرو بنتوز ها مشاهده نشده که می تواند به دلیل یکسان بودن میانگین دما در ایستگاههای مختلف باشد.

در نتایج همچنین ماکروبنتوزها با میزان شوری مقایسه شده اند. معمولاً تغییرات آب و هوا و تغییر مقدار، زمان و تغییر پذیری جریان آب بر تالاب تاثیر می گذارد و در این رابطه، خشکسالی احتمالی دارای اهمیت خاصی میباشد و بنابراین ممکن است اکوسیستم های برخی مناطق آسیب پذیرتر باشند. آبهای لب شور بهترین محیط زندگی برای این موجودات می باشند. در رسوبات این محیط ،استراکودها بحدی فراوان هستند که می توانند تشکیل سنگ دهـند. در این تحقیق در ایستگاههایی که دارای آب لب شور هستند حضور فراوان استراکودها مشاهده میشود و در ایستگاه دورق که میانگین شوری بسیار بالاست استراکود مشاهده نمیگردد.

اثرات بارندگی و دبی جدی ترین عواقب بالقوه تغییر تالاب و رودخانه های منتهی به تالاب می باشد، زیرا جریان آبی و دبی از راههای بسیاری بر افراد گونه ها و فرآیندهای اکوسیستم تاثیر می گذارد. بدون شک دماهای بالا تغییراتی را بر پراکنش گونه ها اعمال می نماید و گونه های محلی که قادر به گسترش در عرض های جغرافیایی بالاتر نیستند، نابود می شوند. همچنین مجموع تاثیر تغییراتی که انسان بر منابع آبی اعمال می کند، در مورد گونه های در معرض خطر به طور هشدار دهنده ای آشکارتر است (Allan and Flecker, 1993).

همچنین درمنطقه پوشش گیاهی ۱۵ گروه ماکروفون شناسایی شده است که بیشترین فراوانی را شیرونومیدها داشته اند. پشه های خانواده شیرونومیده پراکنده ترین و فراوانترین گروه از حشرات می باشند که در آبهای شیرین، لب شور و شور وجود دارند. لاروهای شیرونومیده با انواع محیطهای آبی و نیمه آبی سازگاری یافته و در بیشتر محیطهای آبزی بیش از نصف مجموع گونه های بی مهره گان حاضر را تشکیل می دهند. این لاروها در جویبارهای کوهستانی، مناطق یخبندان قطبی، آبهای گرم رودخانه ها، باتلاقها، حوضچه ها، اعماق دریاچه ها، میان گیاهان آبزی، در بافت آوندی گیاهان.وجود دارند. این موجودات به‌دلیل ارزش غذایی بالا به‌عنوان غذای زنده‌ی مهمی در آبزی‌پروری محسوب می‌شوند.. همچنین در این مطالعه تنوع گونه ای افزایش کمی را نسبت به سال ۱۳۸۶-۸۷ نشان میدهد. تالابها درون خود از تنوع زیستگاهی فراوانی برخوردارند و این امر از طرفی موجب تنوع بیشتر آنان و از طرف دیگر موجب پیچیدگی ساختار و عملکرد آنان می گردد. . به تناسب وجود گیاهان در سواحل و داخل تالاب ها جانوران متعددی نیز در تالاب وجود دارند

نتایج شاخص شانون که شاخصی جهت تعیین تنوع گونه ای بوده و با توجه به مقیاس (Welch ۱۹۹۲)(جدول ۴-۱۲).

جهت ارزیابی آلودگی محیطی استفاده می شود نشان داد که در کلیه ایستگاه ها واقع در بستر وپوشش گیاهی تالاب به جز پوشش گیاهی رگبه آلودگی بالا وجود دارد.

جدول۴-۱۲: الگوی معرفی شده توسط Welch, 1992

نتیجه	شانون
منطقه با آلودگی بالا	H<1
منطقه با آلودگی متوسط	H<3
منطقه فاقد آلودگی	H>3

در اکوسیستمی که محیط و عوامل محیطی (از جمله خشکسالی، ورود آلاینده ها به تالاب، کم آبی و دخالت انسانی)، نوسانات شدیدی داشته باشد، تنوع کمتر است زیرا انرژی، بیشترصرف فعالیت های زیستی می شود و انرژی کمتری صرف تولید بیومس شده که خود موجب تنوع کمتر میگردد. همچنین آلودگی و فعالیت های انسانی سبب کاهش تنوع می گردد.

با توجه به نتایج به دست آمده از مطالعات انجام شده در خصوص سطح و تعیین حداقل نیاز آبی تالاب شادگان، به نظر می رسد ارقام به دست آمده با توجه به شرایط فعلی رودخانه جراحی و تالاب شادگان، قابل تامین نباشد. به منظور حل این مشکل به نظر می رسد بهتر است در ابتدا مطالعه ای با هدف تعیین حداقل نیاز آبی تالاب با شرایط موجود و واقع بینانه صورت پذیرد و سپس راهکارهای اجرایی مناسب جهت حفظ شرایط کمی و کیفی موجود ارائه گردد.

نکته قابل توجه آن است که در تعیین حداقل نیاز آبی در تالاب شادگان توجه به گستردگی و تنوع اکوسیستمی و سیستم تالاب، ارزش های اجتماعی و وضعیت اقوام ساکن در بدنه و اطراف تالاب، بهره مندی های گوناگون و کمبودهای فعلی با توجه به طبقه بندی و رتبه بندی آنها، امکانات موجود منابع آبی، منابع مالی و حساسیت های اجتماعی و سیاسی و سند توسعه استان خوزستان دارای اهمیت فوق العاده ای بوده و لازم است که در تعیین نیاز آبی مد نظر قرار گیرد. نکته دیگر که جایگاه مهمی در این امر دارد، لزوم توجه به تعیین نیاز آبی بصورت انعطاف پذیر و متناوب در زمان های مختلف (ماه ها و فصول مختلف) و دارای قابلیت به روز رسانی در فواصل زمانی معین و شرایط متغیر مانند پدیده خشکسالی و رخداد آن می باشد.

اکنون برآورد تخمین حجم آب ابقاء شده در تالاب که در سال ۱۳۷۵ توسط غفله مرمضی و همکاران سطح حدود ۱۲۰۰۰۰هکتار و در سالهای ۱۳۸۶-۱۳۸۷ و مطالعه کنونی (۱۳۸۹) که توسط خلفه نیل ساز و همکاران انجام شد به ترتیب بطور متوسط ۵۶۰۰۰ و ۶۹۹۴۵ هکتار ذکر شده است. اکنون اگر میانگین حداقل وضع موجود از سه سال بررسی بدست آوریم یعنی مقدار ۸۲۰۰۰ هکتار می باشد. چنانچه ۲ متر عمق متوسط تالاب را مد نظر بگیریم، حجم تالاب حدود ۱۶۴۰۰۰۰۰۰۰ متر مکعب در سال برآورد می گردد. با توجه به عدد فوق برای پرشدن تالاب در طول یکسال (۳۶۵ روز) به دبی ورودی حدود ۵۲ متر مکعب در ثانیه نیازمندیم تا وضعیت تالاب به چیزی بطور متوسط بین ۲۰ سال گذشته و اکنون برسد.

کیفیت آب در تابستان در برخی از نقاط تالاب بدلیل قطع شدگی بخشهایی از تالاب تا حدی نگران کننده است به نحوی که میزان اکسیژن محلول در ایستگاههای رگبه، خروجی دورق و مالح مقادیری کمتری از حد مطلوب پیدا می کند.

آب تالاب شادگان جزء آبهای لب شور با شوری متوسط (رگبه، مالح و عطیش) تا شور (خروجی دورق) محسوب می‌شود. که طبعاً بخشهای قطع شده از تالاب بدلیل کم بودن عمق و تبخیر شدید شوری آنها بالاتر می رود. مقادیر pH در تالاب شادگان در حد مطلوب بوده است و از مقدار سختی، آب تالاب جزء آبهای سخت طبقه بندی می‌شود. مقادیر نیترات در تالاب در حد آبهای غیرآلوده بوده و مقدار یون نیتریت در این تحقیق در حد مجاز می‌باشد. گاز آمونیاک در ایستگاههای مطالعه شده بجز در دو مورد همواره کمتر از ۹۰ میکروگرم در لیتر و در حد مجاز بوده است. مقادیر TSS در حدی است که تاثیری بر آبزیان تالاب ندارد. از نظر شاخص کیفیت آب ایستگاه رگبه از شاخص کیفیت بالاتر و ایستگاه مالح از شاخص کیفیت کمتری نسبت به سایر ایستگاهها برخوراست. از آنجا که آب کانال نیشکر وارد منطقه رگبه و پساب مجتمع آزادگان وارد منطقه عطیش می‌گردد، با توجه به کمتر بودن مقدار شاخص کیفیت آب کانال نیشکر نسبت به رگبه و بیشتر بودن شاخص کیفیت پساب آزادگان نسبت به عطیش، می‌توان احتمال داد که کانال نیشکر اثر منفی و پساب آزادگان اثر مثبت بر روی تالاب شادگان داشته باشد. ضمنا ورودی مالح نیز می‌تواند بدترین اثر را روی تالاب داشته باشد.

مقایسه پارامترهای اندازه گیری شده در تالاب شادگان در سالهای مختلف نشان می دهد که مقادیر pH، آمونیاک و TSS کمی بیشتر از مطالعات قبلی و مقادیر اکسیژن محلول، BOD5، نیتریت و فسفات نسبت به مطالعات قبلی کاهش و شوری، هدایت الکتریکی، TDS و نیترات افزایش یافته است. افزایش این پارامترها احتمالا به دلیل کم آبی و وجود خشکسالی در منطقه صورت گرفته است.

البته در ارزیابی که در خصوص کیفیت آب تالاب مطرح است این است که برای احیا کیفیت آب تالاب چه چاره اندیشی می توان کرد؟ طبعاً این نکته را باید مد نظر داشت که با افزایش جوامع انسانی و طرحهای اجرا شده در اطراف تالاب ها در تمام نقاط جهان با این مسئله درگیر هستند و کشورهای توسعه یافته راهکارهای متفاوتی را برای رفع این وضعیت به کار برده اند. یکی از روشهای احیاء آب تالاب، استفاده از تالابهای مصنوعی است که در سالهای اخیر کاربرد زیادی پیدا نموده است و از آنها با اهداف گوناگون تصفیه فاضلابهای نقطه ای و غیرنقطه ای و نیز با هدف توسعه چشم اندازهای اکولوژیکی مناسب استفاده شده است. تالاب های مصنوعی، سیستم های مؤثری برای تصفیه فاضلابهای شهری و صنعتی هستند که قادرند BOD ، مواد معلق، پاتوژنها، مواد مغذی و فلزات سنگین را از آب حذف نمایند. این سیستم ها هزینه ساخت و نگهداری نسبتاً کمی دارند و در آنها انرژی (اکسیژن) لازم از طریق اتمسفر و مواد غذائی مورد نیاز میکروارگانیسم ها از مواد آلی فاضلاب و زهاب ها تأمین می گردد. اگرچه تالاب ها در ابتدا بمنظور تصفیه فاضلاب از منابع نقطه ای بکار

گرفته شدند، اما در طول سه دهه اخیر ارزش و کاربرد چند منظوره تالاب ها و برکه های گیاهی به خوبی در کشورهای پیشرفته شناخته شده و اهمیت فزاینده آنها در تصفیه رواناب سطحی کشاورزی و شهری نیز مشخص گردیده است. از این رو آگاهی و شناخت درباره توانایی این سیستم های تصفیه در حذف آلودگیهای نقطه ای و غیرنقطه ای در کشورهای در حال توسعه و بویژه در کشورهای خاورمیانه که هم اکنون با بحران کم آبی روبرو هستند بسیار مهم می باشد(معاضد و همکاران، ۱۳۸۶) .

در طی ۵۰ سال اخیر استفاده از تالاب های مصنوعی بعنوان شیوه ای از تیمار آلاینده با هدف کنترل آلودگی و مدیریت فاضلاب های خانگی و صنعتی رواج روبه رشدی داشته است. تالاب های مورد استفاده متشکل از تالاب سطحی با جریان آب آزاد و تالاب های زیر زمینی بوده اند. در هر دو نوع تالاب، پوشش گیاهی از انواع آبزی بطور معمول مورد استفاده قرار می گیرند. تجارب صورت گرفته در طیف وسیعی از شرایط اقلیمی نشان داده است که این شیوه می تواند انواع فاضلاب های شهری، خانگی، کشاورزی و صنعتی را بطور موثری کاهش دهد. در واقع سیستم های تیماری تالاب مصنوعی، یک جایگزین عملی برای تیمار شیمیایی فاضلاب است که دارای منافع زیادی از جمله ساختارساده، هزینه های نگهداری و عملکرد پایین با رفع موثرآلودگی، مصرف انرژی کم، هزینه های راه اندازی پایین و مهارت های مورد نیاز کم می باشد. استفاده از این سیستم ها بخصوص در کشورهای در حال توسعه از نظر اقتصادی بسیار مقرون به صرفه است(شریف و چهاردولی، ۱۳۸۹).

امروزه تالاب های طبیعی بدلیل ورود مواد مغذی فراوانی که از طریق فاضلابها شهری و صنعتی و پساب های کشاورزی به آنها وارد می شود، بطور ناگهانی افزایش مواد مغذی درون آب مواجه می گردند. این پدیده موجب یوتروفیکاسیون تالاب در ستون آب می گردد. نکته قابل توجه در تالاب شادگان این است که در محدوده زمانی سال ۱۳۸۰ تخلیه زهاب واحدها نیشکر به تالاب شادگان رخ می دهد و موجب یوتروف شدن آب تالاب و بالابردن شاخص TSI در تالاب میگردد و اما در سالهای بعد با کاهش ناگهانی مواد مغذی این شاخص به مقدار پایین تری می رسد. اما موضوع تا حدی پیچیده تر از این است این ورود مواد مغذی با ته نشین شدن ویا جذب آنها توسط گیاهان موجب ابقاء آنها در بستر می شود و در سالهای متمادی موجب یوتروف شدن تالاب توسط جلبک های کفزی گردیده است. طبعاً پیش بینی این وضعیت این است که تالاب بطرف یوتروف شدن می رود که لازم است اقدامات احیاء با یک برنامه مدون علمی صورت گیرد.

طبعاً استفاده از موجوداتی مانند زئو پلانکتونها بعنوان شاخص های زیستی که نسبت به تغییرات محیطی پاسخ سریعی را نشان می دهند، ارزشمند است. شاخص wzi در این بررسی نشان می دهد که تالاب از جنبه تغییرات زیست محیطی از وضعیت نسبتاً خوبی برخوردار نیست. در کنار این شاخص، شاخص wqi بخش میانی تالاب از کیفیت مناسبی داراست. ورودهای آب در منطقه مالح و پساب های نیشکر با کیفیت کم می تواند تا حدی نگران کننده باشد. اگرچه پساب مجتمع پرورش ماهی آزادگان چنانچه با احیاء آنها می تواند نقش مفیدی برای تالاب داشته باشد.

پیشنهادها

- مطالعه زه آبهای وارد شده به تالاب شادگان و تاثیر زیست محیطی آنها بر تالاب
- برنامه ریزی مدیریت آب پسابها و بهینه سازی آب آنها قبل از ورود به تالاب
- بررسی و پیش بینی ایجاد تالاب های مصنوعی
- انجام پایش دوره ای و سالانه از جنبه های شیلاتی ، اکولوژیکی و زیست محیطی
- پایش مداوم تالاب از جنبه یوتروفیکاسیون
- ایجاد ایستگاه تحقیقاتی در تالاب شادگان
- ایجاد سایت اطلاعاتی از داده های حاصله از تالاب
- جمع آوری اطلاعات ماهواره ای و پیگیری روند تغییرات تالاب بر اساس سنجش از راه دور
- گردآوری پیشینه تمام کارهای تحقیقاتی در زمینه تالاب شادگان
- تعیین حقآبه تالاب جهت حفظ ذخایر اکولوژیکی و آبزیان تالاب
- ایجاد راههای ماهی رو بین تالاب و رودخانه ها و کانال های ارتباطی
- بررسی تاثیر خشکسالی بر فون و فلور تالاب شادگان
- شناخت مناطق حساس زیست محیطی تالاب شادگان
- شناخت مستمر تنوع و ترکیب فراوانی گونه های ماهیان بومی و غیر بومی
- تدوین برنامه های جامع مدیریت تالاب با هماهنگی ارگان های ذیربط
- استفاده و به کارگیری مراکز علمی و دانشگاهی در تحقیقات تالاب
- ارتباط با سازمانهایی مانند برنامه توسعه ملل متحد،محیط زیست جهانی،آژانس حفاظت محیط زیست و.....
- ایجاد فضای اطلاعاتی در سایت رامسر
- ایجاد همایش ملی در زمینه تالاب شادگان

منابع

- خلفه نیل ساز م. و اسماعیلی ف.، ۱۳۷۸، بررسی فیتوبنتوزهای تالاب شادگان، موسسه تحقیقات شیلات ایران ص. ۴۵.
- خلفه نیل ساز، م.سبزعلیزاده، س.اسماعیلی، ف. انصاری، ه.اسکندری،غ. هاشمی،ا. و آلبوعبید، ص. ۱۳۸۸. پایش تالاب شادگان. پژوهشکده ابزی پروری جنوب کشور. ۱۵۰ صفحه.
- روشن طبری، م. ۱۳۷۶. هیدرولوژی و بیولوژی رودخانه سیاهرود، مجله علمی شیلات ایران، ۶: ۴۲-۲۷.
- روشن طبری، م.۱۳۷۳. هیدرولوژی و بیولوژی رودخانه تجن، مجله علمی شیلات ایران، ۳: ۷۰-۵۹.
- روشن طبری، م؛ عبدلی، ا،تکمیلیان، ک؛ نجف پور، ش؛ فروغی فرد، ح.۱۳۷۹. هیدرولوژی و بیولوژی رودخانه چالوس. مجله علمی شیلات ایران،۹: ۱۴-۱.
- سالار آملی،ح.، ۱۳۷۳. تجزیه شیمیایی آب. سازمان تحقیقات و آموزش شیلات ایران.
- سبزعلیزاده، س.، ۱۳۷۵. گزارش هیدروشیمی مطالعات جامع تالاب شادگان. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان.
- سبزعلیزاده، س.، ۱۳۷۹. طرح پایش تالاب شادگان. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان. ۳۱ ص.
- سبزعلیزاده، س.، اسکندری، غ.ر. ۱۳۸۰. بررسی کیفیت آب تالاب شادگان با استفاده از منحنیهای شاخص کیفیت. اولین همایش ملی بحرانهای زیست محیطی ایران و راهکارهای بهبود آنها. واحد علوم و تحقیقات اهواز. مجموعه مقالات. ص ۱۵۰-۱۴۳
- سبک آرا، ج؛ مکارمی،م، محمدجانی،ط.۱۳۸۵. بررسی پراکنش و فراوانی پلانکتونی در رودخانه کرگانرود، مجله پژوهش و سازندگی(امور دام و آبزیان)،۱۹: ۷۳-۶۵.
- سیما س.، تجریشی م.، ۱۳۸۵، برآورد نیاز آب زیست محیطی تالاب شادگان، هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران
- شریف م.، چهاردولی ا.، ۱۳۸۹، مزیت ها و محدودیت ها در استفاده از تالاب های مصنوعی به منظور تصفیه آب های آلوده. چهارمین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست.دانشکده محیط زیست تهران
- غفله مرمضی،ج .۱۳۷۵.ارزیابی ذخایر ماهی مطالعات جامع تالاب شادگان.مرکز تحقیقات شیلات استان خوزستان.۵۷ صفحه.
- غفله مرمضی و همکاران ۱۳۷۴،طرح جامع تالاب شادگان، موسسه تحقیقات شیلات ایران ۱۷ جلد.
- غفوری، م.ر.، و مرتضوی، س.ر.، ۱۳۷۱. آب شناسی. موسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران. ص ۲۲۶ ، ۲۷ ص.

- فرخیان، ف.، ۱۳۷۴. مدیریت آب و آلاینده‌های تالاب شادگان. دانشگاه آزاد اسلامی. واحد علوم و تحقیقات تهران.
- فعال، ز.۱۳۸۶.شناسایی فیتو پلانکتون ها و بررسی کیفی آب رودخانه بهمنشیر(از شاخه حفار تا مصب رودخانه-خلیج فارس).پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی منابع طبیعی،علوم تحقیقات اهواز دانشگاه آزاد اسلامی.ص ۱۶۱.
- گنجیان ،ع؛ مخلوق ،آ.۱۳۷۵.بررسی پراکنش گروه های عمده فیتوپلانکتونی حوضه جنوبی دریای با تأکید بر کریزوفیتا (دیاتومه ها) و پیروفیتا (دو تاژکداران)، مجله علمی و پژوهشی شیلات،۱: ۱۱۶-۱۰۳.
- لطفی،ا.غفاری،ه.بهروزی راد،ب.سواری،ا و کاووسی،ک. ۱۳۸۱. فعالیتهای انسانی واثرات آنها بربوم سازگان تالاب شادگان، طرح مدیریت زیست محیطی تالاب شادگان.گزارش شماره ۲..انتشارات مهندسان مشاور پندام. ۷۴ صفحه.
- مروتی، ک.، ۱۳۷۵. مطالعه لیمنولوژیک و حفظ تعادل اکولوژی آبهای داخلی (خور موسی). انتشارات اداره کل حفاظت محیط زیست خوزستان، ۷۸ صفحه.
- معاضد ه.، سلطانی محمدی ا.، زینال زاده ک.، کریمی غ.، ۱۳۸۶،استفاده از تالاب های مصنوعی در تصفیه فاضلابهای شهری و صنعتی، اولین همایش سازگاری با کم آبی
- منزوی، م، ت. ۱۳۷۲. جمع آوری فاضلاب. مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران.
- مهندسین مشاور یکم. ۱۳۶۷. مطالعات گام اول طرح تالاب انزلی. جلد دهم (آلودگی). ۳۶ ص.
- نجات خواه،پ؛ عریان،ش، روستائیان، ع؛ نقشینه،ر ،فاطمی،م.۱۳۸۲. شکوفایی فیتوپلانکتونی در تالاب انزلی و شناسایی جلبک های سمی، مجله علمی شیلات ایران، ۲: ۱۰۹-۹۵.
- ویسی، ن.۱۳۷۸.بررسی ساختار اجتماعات فیتوپلانکتون ها در دریاچه سد دز با تأکید بر فاکتورهای زیست محیطی،پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه علوم و تحقیقات خوزستان،۱۵۹ ص.
- Aftab A. and Asif A. K., 1996, Dynamics of plankton communities in four freshwater lenticecosystems in relation to varying dominant biota. Polln Res, 15(3), p. 254
- Akbay N,Anul N,Yerli S.1999.Seasonal distribution of large phytoplankton in the Keban dam reservoir.Journal of Phytoplankton Research,21:771-787.
- Alabaster, J. S., and Lloyed, R. 1982. Water Quality Criteria for Fresh Water Fish. 2d edition. London: Butterworth Scientific.
- Allan J,Flecker A.1993.Biodiversity conservation in running water.Journal of BioSceince,43:32-43.
- Arfi R. Bouvy M. and Luquet P.,1997, Effects of a Seasonal Salinity Change on Periphyton Biomass in a Shallow Tropical Lagoon, Int. Revue ges. Hydrobiol,82: 81-93
- Barbour, M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., and Stribling J.B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency.
- Barranguet, C. Kromkamp,J. Peene,J. 1998. Factors controlling primary production and photosynthetic characteristics of intertidal microphytobenthos. Marine Ecology Progress Series. Vol. 173: 117-126
- Bellinger E. and Sigee D.D., 2010, Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators, Publisher: John Wiley and Sons Ltd, 284 p.

- Bennion, H., Appleby, B.G. and Philips, G.L. 2001. Assessing eutrophication In the Norfolk Broads:implications for the application of diatom-phosphorus transfer functions to shallow lake management. Journal of Paleolimnology, 26: 181-204.
- Berzins, B., and B. Pejler. 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. Hydrobiologia 182:171-180.
- Berzins, B., and J. Bertilsson. 1989. On limnic micro-crus-taceans and trophic degree. Hydrobiologia 185:95-100.
- Beveridge, M., 1987. Cage aquaculture. Fishing News Books Ltd.352 p.
- Biggs B.J.F., 2000, Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient-chlorophyll relationships for benthic algae,J. N. Am. Benthol. Soc., 19(1):17-31
- Bonilla S., Villeneuve V. and Vincent W.F., 2005. Benthic and planktonic algal communities in a high Arctic lake: pigment structure and contrasting responses to nutrient enrichment. Journal of Phycology, 41, 1120.1130
- Boyd, C.E., 1982. Water qualityy in warm water fish ponds. Elsevier sci. Biswas,publ., Amsterdam. 318 p.
- Boyd, C.E., 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Birmingham publishing Co.482 p.
- Bronmark, C., and Hansson, L.A., 1998. The Biology of lakes and ponds. Oxford university press.xii, 216 p.
- Brown L.R., Jason May T., and Hunsaker C.T., 2008, Spcieses composition and habitat association of benthic algae assemblages in headwater streams of the Sierra Nevada California, Western North American Naturalist 68(2) pp. 194–209
- Brown, L.R., and Short T.M., 1999. Biological, habitat,and water quality conditions in the upper Merced River drainage,Yosemite National Park, 1993–1996. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigation Report,pp. 99-4088.
- Burton, T. M., D. G. Uzarski, J. P. Gathman, J. A. Genet, B. E. Keas, and C. A. Stricker. 1999. Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. Wetlands 19:869-882.
- Cahoon L.B., Neariioof J.E. and Tiiton C.L., 1999, Sediment Grain Size Effect on Benthic Microalgal Biomass in Shallow Aquatic Ecosystems, Estuaries Vol. 22, No. 36, pp. 735-741
- Carlson R.E., 1977, A trophic state index for lakes. Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis 55455
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. Ecological Applications 8:559–568.
- Cattaneo A. & Amireault M.C. 1992. How artificial are artificial substrates for periphyton? Journal North American Benthological Society 11(2):244-256.
- Chapman D.C., Poulton B.C., Mabee W.R., 2004, Ecological Dynamics of Wetlands at Lisbon Bottom, Big Muddy National Fish and Wildlife Refuge, Missouri, Chapter 3: Zooplankton, final report to U.S. Fish and Wildlife Service, Big Muddy National Fish and Wildlife Refuge, Missouri,65-71p.
- Chow-Fraser, P. 1998. A conceptual model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of Lake Ontario, Canada. Wetland Ecology and Management 6:43-57.
- Chow-Fraser, P. 1999. Seasonal, interannual and spatial variability in the concentrations of total suspended solids in a degraded coastal wetland of Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 25:799-813.
- Clarkson B.,2004, Monitoring wetland restoration: A Handbook for freshwater systems. Measuing the result and wetland protection, section3, chapter 13.244-261P.
- Clayton M.N., King R.J., 1990, Biology of Marine Plants, Longman, Melbourne.
- Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., and Trussell, R.R., 1989. Standard methods for examination of water and wast water.17 th edition.APHA-AWWA-WPCF.
- Colt, J. and Orwicz, K., 1991a. Aeration in intensive aquaculture. In: Brune, D.E., Tomasso, J.R. (Eds.), Aquaculture and Water Quality, Advances in World Aquaculture, vol. 3. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, pp. 198–271.
- Crosbie, B., and P. Chow-Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment qualityof 22 marshes in the Great Lakes basin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56:1781-1791.
- Datta T. 2011, Zooplankton diversity and physic-chemicalconditions of two wetlands of Jalpaiguri district, India, International Journal of Applied Biology and Pharmaceutical Technology, Volume2 ,576-583p.

- DWAF (Department of Water Affairs and Forestry), 2002, National Eutrophication Monitoring Programme, Implementation Manual. Compiled by Murray, K., du Preez, M. and Van Ginkel, C.E., Pretoria, South Africa.
- Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., and Greenberg, A.E., 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th edition. American Public Health Association. Washington, DC. Multiple pages.http://www.csgnetwork.com
- Edwards C., Beattie K., Scrimgeour C., Codd G., 1992, Identification of anatoxin-a in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings at Loch Insh, Scotland. Toxicon, 30: 1165–1167.
- EIFAC, 1984. Water quality criteria for Europaen fish. Report of nitrite and fresh water fish. EIFAC echn. Pap. 46, pp.21.
- Ferrier G.A. and Carpenter R.C., 2009, Subtidal Benthic Heterogeneity: Flow Environment Modification and Impacts on Marine Algal Community Structure and Morphology, Biol. Bull. 217: 115–129
- FietzS.2005.Regional,vertical and seasonal distribution of phytoplankton and pholosynthetic pigment in lake Baikal Journal of Plankton Reasearch, 8:793-810.
- Finlayson C,Lowry J,Bellio M,Noul S,Pidgeon R,Walden D,Humphrey C,Fox G.2006.Biodiversity of the wetland of the Kakadu Region.Journal of Aqua Science,68:374-399.
- Florida Lakewatch, 2000,. A Beginner's Guide to Water Management – Nutrients. Information Circular No. 102. Department of Fisheries and Aquatic Sciences and Institute of Food and Agricultural Sciences, University
- Fonseca I.A. and Rodrigues L., 2007, Periphytic Cyanobacteria in different environments from the upper Paraná river floodplain, Brazil, Acta Limnol. Bras., 19(1):53-65
- Gaiser E., 2008, Periphyton as an indicator of restoration in the Everglades. Ecological Indicators. Volume 9,Issue 6, Supplement 1. Amsterdam, Netherlands: Elsevier Publisher
- Gaiser, E. E., and K. L. Lang. 1998. Distribution of cladoceran zooplankton among prairie pothole wetlands in northwest Iowa. Lake and Reservoir Management 14:37-51.
- Gannon, J. E., and R. S. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Transactions of the American Microscopal Society 97:16-35.
- GopalB, JumkWJ, DavisJA.2001.Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation, vol 1:Backhuys Publishres,418P.
- GrahamL, WilcoxL.2000.Algae.Prentice Hall,639p
- GrahamL, WilcoxL.2000.Algae.Prentice Hall,639p.
- Greenberg A.E., Clesceri l.S. and Trussell R.R., 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater . washington D.C.
- Hakanson L. and Boulion V.V., 2004, Empirical and dynamical models of production and biomass of benthic algae in lakes, Hydrobiologia 522: 75–97
- Harish (2002): Limnology of ponds and lakes of Mysore, Karnataka, India. – Ph.D.
- Herbst D.B. and Blinn D.W.,1998, Experimental mesocosm studies of salinity effects on the benthic algae community a saline lake , J. Phycol. 34, 772–778
- Higdon,J., 2004, Chlorophyll and chlorophyllin, http://lpi.oregonstate.edu/infocenter/phytochemicals/chlorophylls/.
- Hoar,w.s.,D.J.Raxdall and E.M.Douald Sou. 1983.fish physiology V.IX A cademic press,INC.,pp.477.
- Hosseini Alhashemi A., Karbassi A.R., Hassanzadeh Kiabi B., Monavari S.M. and Nabavi M.B., 2011, Accumulation and bioaccessibility of trace elements in http://www.wetlands.org/RDB/Ramsar_Dir/_COUNTRIES.htm
- Howarth R, Marino R. 2006.Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems:Evolving views over three decades.Journal of Limnology & Oceanography,51:364-376.
- Huszar V.L.M. and Caraco N.F., 1998, The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. Freshwater Biol., 40:679-696.
- Jeffrey S.W., Mantoura R.F.C., Wright S.W., 1997, Phytoplankton pigments in oceanography, UNESCO publishing:aris
- John D.M., Whitton B.A. and Brook A.J., 2002, The Freshwater Algal Flora of the British Isles,An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae, Cambridge University Press; 1 edition. 714 p.
- Kahlert M., 2001, Biomass and Nutrient Status of Benthic Algae in Lakes. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 649. 35 pp.
- Karosiene J. Kasperoviciene J., 2008, Seasonal succession of epiphyton algal communities on Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Stend. in a mesoeutrophic lake, Ecologia.Vol. 54. No. 1. P. 32–39

- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applications 1:66-84.
- Kelly, M. G., and B. A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology 7:433-444.
- Kerbs, C.J.1976. The experimental analysis of distribution and abundance . Institute of animal resource ecology the Univ. of British columbia. Harper Row, Pub.
- Kevern, N.R., 1973. A manual of limnological methods. Department of fisheries and wiled life. Michigan state university.
- Kotani T., Hagiwara A., Snell T.W. and Serra M.2005. Euryhaline Brachionus strains (Rotifera) from tropical habitats:morphology and allozyme patterns Hydrobiologia 546:161–167
- KvetJ, JenikJ, SoukupovaL.1993.Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future.paris:Man and The Biosphere Series,495p.
- Lamberti G. A., 1996, The role of periphyton in benthic food webs, p. 533–572. In R. J. Stevenson, M. L. Bothwell, and R. L. Lowe [eds.], Algal ecology: Freshwater benthic ecosystems. Academic.
- Lawson, T.B. 1995. Fundamental of Aquaculture Engineering. New York: Chapman and Hall.
- Leelahakriengkrai P. and Peerapornpisal Y., 2010, Diversity of Benthic Diatoms and Water Quality of the Ping River,Northern Thailand, Environment Asia 3(1) 82-94
- Lenat, D. R. 1993. A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. Journal of North American Benthological Society 12:279-290.
- Liaghati T, Preda M, Cox M.E., 2003, Heavy metal distribution and controlling factors within coastal plain sediments, Bells Creek catchment, southeast Queensland, Australia.Environ Int, 29: 935-948.
- Liboriussen L., 2003, Production, regulation and ecophysiology of periphyton in shallow freshwater lakes. National Environmental Research Institute Ministry of the Environment . Denmark,48P.
- Lloyd, R. 1992. Pollution and Freshwater Fish. West byfleet: Fishing News Books.
- Lougheed, V. L. & P. Chow-Fraser, in press. Development and use of a zooplankton index to monitor wetland quality in the Great Lakes basin.. Ecological Applications, 12(2), pp. 474–486
- Lougheed, V. L., B. Crosbie, and P. Chow-Fraser. 2001. Primary determinants of macrophyte community structure in 62 marshes across the Great Lakes basin: latitude, land use & water quality effects. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:1603-1612.
- Lukatelich R, McComb A. 1986. Nutrient levels and the development of diatom and blue-green-algal blooms in a shallow Australian estuary.Journal of Plankton Research,8:597-618.
- MacIntyre H.L. and Cullen J.J., 1996, Primary production by suspended and benthic microalgae in a turbid estuary: time-scales of variability in San Antonio Bay, Texas, Mar Ecol Prog Ser 145:245-268
- MannK.2000.Ecology of Coastal Water:With implictions for management.2ndedn:Blackwell Science,400p.
- McCormick V. and Cairns J., 1994, Algae as indicators of environmental change. Journal of Applied Phycology 6:509-526.
- McCormick, P. V., and STEVENSON R. J., 1998,. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. J. Phycol. 34: 726–733.
- McNair S.A. and Chow-Fraser P., 2003, Change in biomass of benthic and planktonic algae along a disturbance gradient for 24 Great Lakes coastal wetlands. CanadianJournal of Fisheries and Aquatic Science 66: 676-689.
- Meade, J. W., 1989. Aquaculture Management. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Miller D.C., Geider R.J., MacIntyre H.L., 1996, Microphytobenthos: The ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. II. Role in sediment stability and shallowwater food webs. Estuaries 19:202-212.
- Minneapolis Minnesota, 2009, Diamond Lake Management Plan Healthy Lakes & Rivers, Partnership Committee Friends of Diamond Lake & Minneapolis Park and Recreation Board, 67p.
- Minns, C. K., V. W. Cairns, R. G. Randall, and J. E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assem-blages in the littoral zone of Great Lakes' Areas of Concern. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 1804-1822.
- Mitsch, W.J., and Gosselink, J.G., 1993, Wetlands: New York, Van Nostrand Reinhold Company, 722 p
- MossB.1993.Ecology of Fresh Waters:Man and Medium,Past to Future.3thedn.Black Well Science.557p.
- Naz M., Turkman M., 2005, Phytoplankton Biomass and Species Composition of Lake G.lbaby (Hatay-Turkey). Turk J Biol 29 : 49-56
- Nirmal Kumar J.I., Das M., Mukherji R. and N. Kumar R., 2011, Assessment of zooplankton diversity of a tropical wetland system, International Journal of Pharmacy and Life Sciences, Vol. 2, Issue 8:, 983-990p.

- Noges P., Laugaste R., 1998, Seasonal and long-term changes in phytoplankton
- Noyce T and Nicolson K (1993). “Chowilla flood and groundwater analysis.”SA Office of Planning and Urban Development, Adelaide.
- Oberholster P.J., Blaise C., Botha A.M., 2010, Phytobenthos and phytoplankton community changes upon exposure to a sunflower oil spill in a South African protected freshwater wetland, Ecotoxicology Volume 19, Number 8, 1426-1439of Florida, Gainesville, FL.of Lake Vortsjarv, Limnologica, 28 (1), 21-28
- Palmer, C M,1969,. A composite rating of algae tolerating organic pollution. Phyco. l5: 78-82.
- Parson, T.R.,Y. Maita and C.M. Lalli. 1992. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis pergman press.
- Parsons, T.R., Y. Maita and C.M. Lalli, 1992. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon Press, New York, USA, 144 pp.
- Paterson, M. 1993. The distribution of microcrustacea in the littoral zone of a freshwater lake. Hydrobiologia 263:173-183.
- Phillips G.L., Eminson D. & Moss B., 1978,. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. Aquatic Botany, 4, 103–126.
- Pillay, T. V. R. 1990. Aquaculture Principles and Practices. West Byfleet: Fishing News Books. 1992. Aquaculture and the Environment. New York: Halsted Press.
- Pillsbury R.W., Lowe R.L., Pany Y.D. and Greenwood J. L., 2002, Changes in the benthic algal community and nutrient limitation in Saginaw Bay, Lake Huron, during the invasion of the zebra mussel (Dreissena polymorpha), J. N. Am. Benthol. Soc, 21(2):238–252
- Quade, H. W. 1969. Cladoceran faunas associated with aquatic macrophytes in some lakes in northwestern Minnesota. Ecology 50:170-179.
- Quinn J., Cooper A.B., Stroud M.G. and Burrell G.P., 1997, Shade effects on stream periphyton and invertebrates:an experiment in streamside channels,New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 31: 665-683
- Raghukumar S., Anil A.C., 2003. "Marine biodiversity and ecosystem functioning: A perspective". Current science, vol. 84, No. 7, 884-892
- Rajesh K.M., Gowda G., Mendon M.R., Gupta T.R.C., 2001, Primary Production of Benthic Microalgae in the Tropical Semi-enclosed Brackishwater Pond, Southwest Coast of India. Asian Fisheries Science 14: 357-366
- Ramesh Reddy K. and Clark M.W., 2008,Methods for evalution wetland condition,Biogeochemical indicators, Chapter18, University of Florida, Institute of Food and Agriculture, Soil and Water Science Department.37p.
- Ramsar convention (a),2002, A directory of Wetland of international importance ,Shadegan marshes of Khore Amaya and Khore Musa.
- Ramsar convention (b),2002, A directory of Ramsar list,contracting parties to the Ramsar convention on wetlands.
- Ramsar convention(c), 2002, A directory of wetlands,what are wetlands ?
- Richardson, L., 1996, Remote sensing of algal bloom dynamics. BioScience, 46, 492−501.
- Romaire, R.P., 1985. Water Quality, Crustacean and Molusks Aquaculture in the United States. In J.V. Huner and E.E.Brown. eds. Westport: AVI Publishing.
- Romo S., Villena M.J., Garcia-Murica A., 2007, Epiphyton, phytoplankton and macrophyte ecology in a shallow lake under in situ experimental conditions. Arch Hydrobiol 170(3):197–209
- Rosenst U,Lepist R.1996.Phytoplankton indicator species of different types of Boreal lake.Journal of Algological Studies,82:131-140.
- Rothius A. 1998. Rice fish culture in the Mekong Delta, Vietnam: Constraint analysis and adaptive research. D.Sc. Thesis, Katholic University Leuven, Department of Biology, Laboratory of Ecology and Aquaculture
- Rowan K.S., 1989, Photosynthetic pigments of algae, Cambridge university press, Cambridge:334
- Sabater, S., Armengol J., Comas E., Sabater F., Urrizalqui I., Urrutia I., 2000, Algal biomass in a disturbed Atlantic River: water quality relationships and environmental implications. The Science of the Total Environment 263:185-195.
- Sand-Jensen K. and Borum J., 1991, Interactions among phyto- plankton, periphyton, and macrophytes in temperate fresh- waters and estuaries. Aquatic Botany, 41, 137-175.
- Sand-Jensen K. and Borum J.,1984, Epiphyte shading and its ef- fects on photosynthesis and diel metabolism of Lobelia dort- manna during the spring bloom in a Danish lake. Aquatic Botany, 20, 109-120.
- Sand-Jensen K., 1977, Effects of epiphytes on eelgrass photo- synthesis. Aquatic Botany, 3, 55-63.
- Santoro A. L. and Enrich-Prast A., 2009, Salinity control of nitrification in saline shallow coastal lagoons,Acta Limnol. Bras., vol. 21, no. 2, p. 263-267.

- Saravia, L.A., Momo F. and Boffi Lissin L.D., 1998. Modelling periphyton dynamics in running water. Ecological Modelling 114:35-47
- Sheath R.G., 1996, Biology of Polar Benthic Algae (Marine and Freshwater Botany), Publisher: Academic Press,753 p.
- Silverstre-Costa A.N., Chamixaes-Lopez C.B. and Eskinazi-Leca E., 2005, Estuarine nursery under environmental stress withemphasis on the benthonic microalgae community,Acta Limnol. Bras., 17(3):329-338
- Simcic T., 2005, The role of plankton, zoobenthos, and sediment in organic matter degradation in oligotrophic and eutrophic mountain lakes, Hydrobiologia (2005) 532: 69–79
- Sladecek, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. Hydrobiologia 100:169-201.
- Stemberger, R. S., and J. M. Lazorchak (1994). Zooplankton asemblage responses to disturbance gradients. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51, 2435-2447.
- Stumm, W., and Morgan, J.J., 1981. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibra in Natural Waters. 2d editions. New York: John Wiely and sons.
- Swann, L. 1993. Water Quality Water Sources Used in Aquaculture. Aquaculture Extention. Illinois-Indian Sea Grant Program. Purdue University, West Lafayette. Ind.
- SzeP.1986.A Biology of the Algae.Brown Publishing.251 P.
- Tchobanglous, G., and Metcalf, E., 1991. Waste water, disposal and reuse. 30 edition. Mc graw hill. New York. 90p.
- Thesis, Mysore University
- Thompson P,Rhee G.1994.Phytoplankton responses to eutrophication.Journal of Hydrobiology of Algae Water Pollution,42:125-166.
- Toet S., Hersbach L. and Verhoeven J.T.A., 2003, Periphyton and nutrient dynamics in a treatment wetland in relation to substratum, hydraulic retention time and nutrient removal, Arch.Hydrobio. Suppl.139/3,Monogr.Stud.,P. 361-392
- Townsend, S., G. Stewart P., Gell S., Bickford J., Tibby R., Croome M., Przybylska Padovan A. and Metcalfe R., 2002, Periphyton and Phytoplankton Response to Reduced Dry Season Flows in the Daly River. Northern Territory Department of Infrastructure, Planning and Environment, Darwin.
- Troccoli GH, Luis E.2004.Structural variation of phytoplankton in the coastal seas of Yucaton Mexico.Journal of Marine Ecology, 111: 99-109
- Tucker, C.S., and Robinson, E.H., 1990. Channel Catfisfh Farming Handbook. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Tuttle C.L. and Mitsch W.J., 2005, Aquatic vegetation biomass in two created riparian wetlands, The Olentangy River Wetland Research Park,75-80p.
- UNEP.2001. Partow, H. The Mesopotamian Marshlands: Demise of an Ecosystem (UNEP/DEWA/TR.01-3 Rev.1),UNEP, Nairobi, Kenya
- United States Environmental Protection Agency, 2002, http://www.epa.gov/bioindicators/html/periphyton.html
- Van Dam, H., Mertens A. and Sinkeldam J., 1994, A coded checklist and ecological indication values of freshwater diatoms from The Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 28: 117-133.
- Walmsley R.D. and Butty M., 1980, Guidelines for the control eutrophication in South Africa. Water Research Commission,ISBN 0 7988 17356.27pp.
- Walmsley, R. D. 1984. A chlorophyll a trophic status classification system for South African impoundments.J. Environ. Qual. 13: 97-104.
- Welch E.B., 1992, Ecological effect & waste water. 2nded.chapman & hall. P.425
- Wetlands, International "Ramsar Sites Database, 2002: A directory of wetlands of international importance"
- Wetzel, R.G.1983. Limnology. Second edition .Michigan State Univ. Saunders College Pub. Xii , 875 p.
- Whillans, T. H. 1996. Historic and comparative perspectives on rehabilitation of marshes as habitat for fish in the lower Great Lakes basin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53(Suppl. 1):56-66.
- Whitton B.A. and Brook A.J., 2002, The Freshwater Algal Flora of the British Isles,An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae, Cambridge University Press; 1 edition. 714 p.
- Zelinka, M., and P. Marvan. 1961. Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fliessender Gewنsser. Archive fur Hydrobiologie 57:389-407.
- Zheng L.R., Stevenson J. and Craft C., 2004, Changes in benthic algal attributes during salt marsh restoration, Wetlands :Volume 24, Number 2, 309-323

- Zhou L. and Xu, S., 2006, Application of Grey Clustering Method in Eutrophication Assessment of Wetland.Journal of American Science,2(4)
- Zimba P. V., 1995. Epiphytic algal biomass of the littoral zone, Lake Okeechobee, Florida (USA). Archiv fuer Hydrobiologie, Advances in Limnology, 45, 233.240.
- Zweig, R.D., Morton, J. D., Stewart. M.M. 1999. Source Water Quality for Aquaculture. Public Disclosure Authorized. 59p.

Abstract:
Shadegan wetland is one the international wetland which is registered in UNESCO and it is located in south of Khuzestan. This wetland have three zones: freshwater zone, intertidal zone and coastal zone with saltwater. The wetland is located in warm and arid region. This study was done in freshwater zone with the aim of finding solutions for integrated management to improve water quality of this habitat by monitoring of environmental trends and assessing the present situation. This study was done from March 2010 to February 2011 in four area of Shadegan wetland.
The water quality index results showed that all stations of Shadegan wetland are categorized as group three with moderate quality. Rogbe station have the highest quality and Maleh have the lowest quality. Finally we can conclude that wastewater of sugarcane plants have negative effect and Azadegan sewage have positive effect on the wetland, and Maleh inlet can have the most negative effect on water quality. The amount of dissolved oxygen, BOD5, nitrite and phosphate decreased and conductivity, salinity, TDS and nitrate increased that can be due to water scarcity and droughts in the region.
6 class and 54 genius of phytoplankton were identified. Bacillariophycae with 20 genius have (52%) and chlorophycae with 22 genius (14%) have the highest frequency percentage of total frequency. The average value of chlorophyll a was 10.95 mg/m^3 per year and the annual average primary production was 2.68 $g/c/m^2$ in a day which Rogbe and Maleh had the highest and lowest value respectively and eutrophication floating plankton were in high mesotrophic.
18 epipleon and 27 epiphyton genius of benthic algae were identified which Bacillariophycae and cyanophycae were dominant. Chlorophyll a was the most common pigment and The wetland diversity index indicated semi polluted situation and eutrophication statues was high mesotrophic to eutrophic and based on Palmer index, the wetland had no severe organic pollution. Brachionus spp from zooplankton rotifer increased in summer due to high tolerance of salinity. Wetland zooplankton index indicates low quality of wetland situation.
In substrate with vegetation, 15 groups of macrofauna of benthos were identified and Chironomidae had the highest frequency. In sedimentary substrate, 7 groups of macrobenthos were observed which in comparison to 1995 they severely decreased. These changes can be due to drought, sewage entrance, habitat degradation and ecosystem disturbances. Satellite studies of the Shadegan wetland show that 69,945 hectares are suitable for aquatic life.

Keywords: Shadegan wetland, Water quality, Plankton, Benthic algae, benthos, fish stocks, fishing

Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute – Aquaculture Research Center- South of Iran

---

Project Title : Assessing biotic and abiotic characteristics of fisheries communities in Shadegan Wetland
Approved Number: 4-74-12-90133
Author: Mansour Khalefeh Nilsaz
Project Researcher : Mansour Khalefeh Nilsaz
Collaborator(s) *:* F. Esmaeili- S. Sabz Alizadeh – S. Alboobid
Advisor(s): –
Supervisor: Gh.R. Eskandari
Location of execution : Khuzestan province
Date of Beginning : 2011
Period of execution :1 Year & 6 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 -Aquaculture Research Center- South of Iran

Project Title :

Assessing biotic and abiotic characteristics of fisheries communities in Shadegan Wetland

Project Researcher :

Mansour Khalefeh Nilsaz

Register NO.

49498