بررسی تروفی و کیفیت آب دریاچه سد زاینده رود اصفهان با استفاده از جامعه پلانکتونی و فاکتورهای فیزیکو شیمیایی آب

بهزاد حمیدی منفرد[1*]، عیسی ابراهیمی[2]، امیدوار فرهادیان[2]، سالار درافشان[3]

۱-کارشناس ارشد بوم‌شناسی آبزیان شیلاتی

۲- دانشیار دانشگاه صنعتی اصفهان

۳- استادیار دانشگاه صنعتی اصفهان

Email: (behzadhamidimonfared@yahoo.com)

چکیده

اکوسیستم آبی دریاچه‌ها، به لحاظ اکولوژیکی و اقتصادی بسیار با اهمیت می‌باشد. در این مطالعه تروفی و کیفیت آب دریاچه سد زاینده‌رود به کمک جامعه پلانکتونی و برخی از خصوصیات کیفی آب بررسی شده است. نمونه‌برداری از آب و پلانکتون‌ها از ۹ ایستگاه معین در سال ۱۳۹۰ انجام شد. اندازه‌گیری‌ها دامنه اکسیژن محلول، نیترات، فسفات pH را به ترتیب در محدوده ۷/۱-۱۱/۲mg/L، ۱/۴-۳۹µg/L، ۱/۳۶-۲/۳۱mg/L و ۷/۷۷-۸/۵۳ نشان داد و پلانکتون غالب در دوره مطالعه جنس *Cyclotella* sp. و *Cyclops* sp. بود. دریاچه در مرحله الیگومزوتروف توالی طبقه‌بندی شد و به لحاظ کیفیت یک منبع آبی سالم برای مصارف انسانی است.

کلمات کلیدی: تروفی، کیفیت‌آب، دریاچه، زاینده‌رود، پلانکتون

۱. مقدمه و هدف

رشد روزافزون جعیت جهان، توسعه شهر نشینی، گسترش صنایع و بالا رفتن سرانه مصرف آب باعث گردیده تا تأمین آب شیرین به عنوان یکی از مشکلات جدی بشر در قرن حاضر مطرح گردد. منابع آب شیرین دریاچه‌ها به عنوان بخش ثابت منابع آب حائز اهمیت هستند و حدود ۷۸ درصد از آب‌های شیرین سطحی(مایع) را به خود اختصاص داده‌اند[۶]. دریاچه‌ها، سیستم‌های پویا و پایداری هستند که به لحاظ تنوع زیستی و جغرافیایی از اهمیت بالایی برخوردار می‌باشند. پژوهشگران علوم زیستی، بسیاری از فواید اکوسیستم‌های آبی را معرفی نموده‌اند، با این وجود ارزش‌های بسیاری در آن‌ها نهفته است که شناخت و دستیابی به آن‌ها مستلزم مطالعات بیولوژیکی است[۵]. سدهایی که با مطالعه کامل احداث شده و مدیریت آب درستی دارند، دارای اهمیت‌های بیان شده بوده و آب مورد نیاز برای شرب، صنعت و کشاورزی را تأمین کرده و از نظر محیط زیست دارای اهمیت هستند. افزایش جمعیت و توسعه فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی تغییرات زیادی در ساختار و کیفیت آب دریاچه‌ها ایجاد کرده است، بنابراین امروزه بیش از هر زمان شناخت و استفاده بهینه و پایدار از این اکوسیستم‌ها بویژه در کشور ما که از نظر اقلیمی جزء مناطق خشک و نیمه خشک است، اهمیت دارد.

۲. تئوری و پیشینه تحقیق

مطالعه موجودات آبزی و پلانکتون‌های آن علاوه بر اینکه در شناسایی و تنوع زیستی آنها اهمیت دارد، از نظر کنترل کیفی

آب نیز حائز اهمیت می‌باشد. مطالعه پلانکتون‌ها در کشور ما بسیار محدود صورت گرفته و بیشتر مطالعات به بررسی وضعیت شیمیایی آب دریاچه‌ها و رودخانه‌ها محدود می‌شوند. دریاچه سد زاینده رود نیز از این قاعده مستثنی نبوده و بررسی‌های اندکی در آن صورت گرفته است. پرویزیان (۱۳۸۱) به بررسی لیمنولوژیکی دریاچه پرداخت. شمس(۱۳۸۵) جوامع فیتوپلانکتونی دریاچه سد زاینده‌رود را مورد بررسی قرار دادند. لذا نیاز به یک مطالعه کامل از جوامع پلانکتونی به منظور شناخت تنوع زیستی و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب دریاچه و مقایسه آن با اطلاعات بدست آمده از مطالعات قبلی برای شناخت هر چه بهتر این محیط آبی و استفاده از آنها برای پایش کیفیت آب دریاچه و نوع مدیریت آب بیش از پیش احساس می‌شد. همچنین این بررسی زمینه لازم جهت تعیین تروفی و توان تولید اولیه در دریاچه سد زاینده‌رود را بعنوان یک زیست‌بوم آبی و تفرجگاهی ارزشمند فراهم می‌سازد.

۳. مواد و روشها

دریاچه سد زاینده‌رود بزرگترین دریاچه فلات مرکزی ایران است که در فاصله ۱۱۰ کیلومتری غرب شهر اصفهان قرار گرفته است. این دریاچه با داشتن مساحتی بالغ بر ۵۴ کیلومتر مربع در زمان طغیان رودخانه های ورودی و با داشتن مساحت مفیدی بالغ بر ۴۸ کیلومتر مربع و حجم ۱۲۵۰ میلیون متر مکعب در قیاس با مساحت دریاچه‌های دیگر، دریاچه بسیار کوچکی می-باشد. مهمترین آب ورودی به این دریاچه، رودخانه زاینده‌رود است و بالغ بر ۹۰ درصد از آب ورودی به دریاچه را به خود اختصاص می‌دهد[۴].

برای بررسی اهداف مورد نظر در این تحقیق با توجه به معیارهایی مانند مورفولوژی و وسعت دریاچه و برای پوشش کل منطقه تعداد ۹ ایستگاه از ابتدای دریاچه سد (ورودی رودخانه) تا نزدیک تاج سد انتخاب گردید. نمونه‌برداری در چهار مرحله و در طی دو فصل بهار و تابستان ۱۳۹۰ هر ۴۵ روز (دو نمونه‌برداری در هر فصل) صورت گرفت بطوری که نمونه-برداری‌ها در ماه‌های اردیبهشت، خرداد، مرداد و شهریور انجام شد. برای نمونه برداری از فیتوپلانکتون‌ها، از هر ایستگاه نمونه آب با حجم یک لیتری با سه تکرار توسط بطری نمونه برداری نانسن برداشت شد. نمونه‌های زئوپلانکتون، بوسیله تور پلانکتون‌گیری با چشمه ۵۰ میکرون و دهانه ۲۵ سانتی‌متر با ۸ متر تورکشی عمودی جمع‌آوری شد.

در این مطالعه تمام نمونه‌های فیتوپلانکتونی برداشت شده در محل نمونه‌برداری با ترکیب دو محلول فرمالین ۴٪ مرک برای تثبیت بافت نمونه‌ها و لوگول آیودین برای تثبیت رنگ نمونه‌های فیتوپلانکتونی به میزان ۱٪ استفاده گردید و برای تثبیت نمونه‌های زئوپلانکتونی فقط از فرمالین ۴٪ مرک استفاده شد. شمارش فیتوپلانکتون‌ها با استفاده لام سدویک رافتر و شناسایی با استفاده از میکروسکوپ اینورت مدل CETI, Belgium نمونه‌ها رویت و مورد عکس برداری قرار گرفتند و به کمک کلیدهای شناسایی در حد جنس شناسایی شدند. برای شمارش نمونه‌های زئوپلانکتونی از لام باگاروف استفاده شد و شناسایی با استفاده از لوپ آزمایشگاهی و میکروسکوپ اینورت و به کمک کلیدهای شناسایی مختلف شناسایی در حد جنس انجام شد.

تنوع گونه‌ای به عنوان نسبت بین تعداد گونه‌ها و کل تعداد افراد در یک اجتماع تعریف می شود که میزان آن به ثبات محیط زیست آن‌ها بستگی دارد. از آنجا که این ثبات در اجتماعات و اکوسیستم‌های مختلف متفاوت است، وضعیت تنوع گونه‌ای نیز در این مناطق دستخوش تغییرات محیطی خواهد بود. از شاخص‌های تنوع می‌توان برای ارزیابی ۳ جنبه از ساختار جامعه شامل تعداد گونه‌ها، تعداد کل ارگانیزم های موجود از هر گونه یا فراوانی و یکنواختی در گسترش گونه‌های مختلف به صورت یکسانی استفاده کرد.ارزش این روش‌ها بر این فرض استوار است که با افزایش آلودگی در یک اکوسیستم، تعداد گونه‌های حساس کاهش یافته و سبب نقصان پارامترهای دیگر می‌شود، در نتیجه کاهش تنوع در جامعه نمایان می‌گردد. ممکن است در برخی موارد روند معکوس ظاهر شود. برای مثال در دریاچه‌های فقیر از مواد غذایی مناطق کوهستانی و زمین‌های بایر با افزایش تدریجی آلاینده‌های زیستی بر تراکم و تنوع گیاهان و جانوران افزوده می‌شود. در میان شاخص‌های تنوع، ۳ شاخص شانون–وینر، سیمپسون و مارگالف کاربرد بیشتری دارند[۱۰].

شاخص تنوع شانون–وینر

در سال ۱۹۴۹ به صورت جداگانه توسط شانون و وینر ارائه شده است، معمولاً برای محاسبه تنوع زیستی در محیطهای خشکی و آبی به کار می‌رود. با افزایش تعداد و توزیع یکنواخت تاکسون ها (یکنواختی) در بین جامعه، میزان شاخص شانون–وینر افزایش می‌یابد[۱۰].

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} \frac{ni}{N} Ln \frac{ni}{N} \quad (1)$$

ni= تعداد افراد گونه‌ی i

N = تعداد کل افراد نمونه

S = تعداد گونه‌ها

H′= شاخص شانون–وینر

جدول ۲- ۲- طبقه بندی کیفیت آب بر اساس شاخص تنوع شانون–وینر[۲۹].

طبقه کیفی آب	شاخص شانون–وینر
آب تمیز	۳–۵
آلودگی متوسط	۱–۳
آلودگی زیاد	۱>

نمونه‌برداری از آب جهت تعیین پارامترهای اکسیژن محلول، سختی کل، دما، pH، فسفات، نیترات، هدایت الکتریکی از سطح ایستگاه‌ها انجام گرفت. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب شامل دما، pH، اکسیژن محلول در محل هر منطقه با استفاده از دستگاه‌های پرتابل شامل دماسنج جیوه‌ای با دقت ۰/۱ درجه سانتی گراد، pH متر دیجیتال Schottgerate مدل 666221 ساخت آلمان، EC متر مدل CIBA,Corning ساخت آمریکا، اکسیژن متر مدل Paqualab ELE اندازه گیری شد. برای اندازه‌گیری عمق نفوذ نور یا عمق شفافیت آب از صفحه سکشی دیسک استفاده گردید. نیترات به روش کالیمتری و اندازه گیری با طیف نورسنجی به وسیله دستگاه اسپکتروفتومتر مدل Jasco 530 اندازه گیری شد. فسفات محلول به روش رنگ سنجی با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل Jenway 6400 اندازه گیری شد [۱۲].

۴. نتایج و بحث

فاکتورهای فیزیکوشیمیایی

دما و pH آب

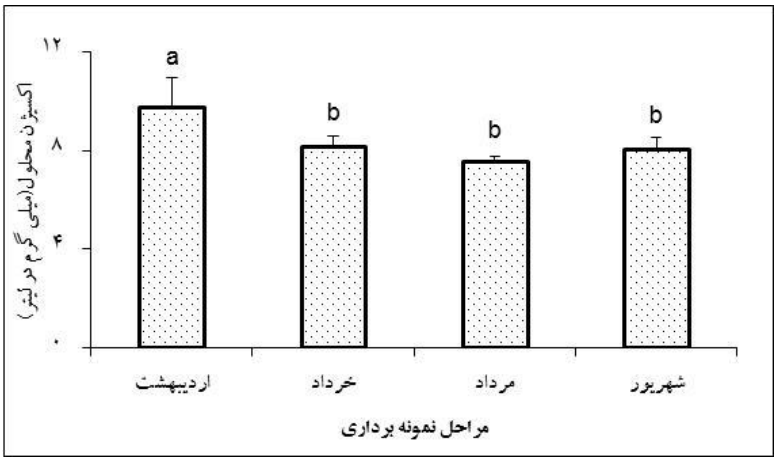
میزان تغییرات دما در دریاچه سد زاینده‌رود با توجه به قرار گرفتن این دریاچه در اقلیم کوهستانی زیاد بود است و نشان می دهد که رژیم حرارتی آب دریاچه تابع شرایط محیط است به طوری که میانگین میزان دما در اردیبهشت، خرداد، مرداد و شهریورماه به ترتیب ۹,۴، ۲۰,۴، ۲۳,۸ و ۲۲,۵ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری شد.

حداقل پی‌اچ در اردیبهشت ماه در ایستگاه ۱ برابر ۷/۷۷ و بیشترین مقدار آن در خردادماه در ایستگاه ۹ برابر ۸/۵۳ اندازه گیری شد و در محدوده مناسب برای آب‌های طبیعی قرار داشت[۱۰].

اکسیژن محلول

نمودار ۴–۱ تغییرات میزان اکسیژن محلول در مراحل مختلف نمونه برداری را نشان می‌دهد. از نظر زمانی اختلاف معنی‌داری بین مرحله یک(اردیبهشت‌ماه) و سایر مراحل نمونه‌برداری مشاهده شد (p<۰/۰۱). میزان اکسیژن محلول در دریاچه سد

زاینده رود در تمام مراحل نمونه برداری بالا بود وکمترین میزان اکسیژن محلول در ایستگاه ۴ و در مردادماه با ۷/۱ میلی‌گرم در لیتر و بیشترین میزان آن در ایستگاه‌های ۷ و ۹ در اردیبهشت ماه با ۱۱/۲ میلی گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. همانگونه که مشاهده می‌شود کاهش اکسیژن محلول مشاهده شده در خرداد، مرداد و شهریورماه می‌تواند تحت تاثیر عواملی از جمله افزایش دمای آب، افزایش شدت تنفس و افزایش سرعت تجزیه مواد آلی باشد. بالا بودن اکسیژن در اردیبهشت‌ماه نیز به علت پایین بودن دما و بالا رفتن میزان حلالیت اکسیژن در آب، وجود جریان باد و همین طور کاهش سرعت تجزیه مواد آلی و تنفس باشد. تلاطم و امواج در سطح آب، سطوح جذب اکسیژن را در محل هوا–آب افزایش می‌دهد. در محیط‌های آبی اکسیژن‌گیری سطحی در آب‌های سرد و خروشان بیشتر از آب‌های گرم و کند است [۱۳]. درصد اشباعیت اکسیژن در تمامی مراحل نمونه برداری بالا(حدود ۱۰۰٪ اشباعیت) و در وضعیت خیلی مطلوبی قرار داشت. بطور کلی میزان بالای اکسیژن محلول و درصد اشباعیتآن در مراحل و ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری می‌تواند بیانگر کیفیت بالا و تمیزی آب دریاچه باشد که بالاتر ازسطح مشخص شده برای استانداردهای مختلف کیفیت آب است [۱۰].



نمودار٤-۱- میانگین اکسیژن محلول در مراحل مختلف نمونه برداری. حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار است (p>۰/۰۵).

عمق رؤیت سکشی دیسک(شفافیت)

اختلاف معنی داری بین میزان عمق رویت صفحه سکشی آب دریاچه در مراحل مختلف نمونه برداری وجود داشت(p<۰/۰۱). میانگین شفایت در مراحل اردیبهشت، خرداد، مرداد و شهریورماه به ترتیب ۱/۱، ۴/۱، ۵/۸ و ۳/۹ متر مشاهده شد. این تفاوت‌ها می‌تواند از دو جنبه مورد ارزیابی قرار گیرد در درجه نخست مهمترین عامل در تغییر روئیت صفحه سکشی به حجم جریان ورودی از رودخانه زاینده رود به دریاچه بستگی دارد. به گونه‌ای که در فصل بهار با طغیان رودخانه، رسوبات و مواد معلق فراوانی به پیکره آبی دریاچه وارد می‌شود که تأثیر خود را در عمق شفیت نشان می‌دهد. این فاکتور نیز کیفیت مناسب آب دریاچه را نشان می‌دهد.

نیترات(NO_3) و فسفات

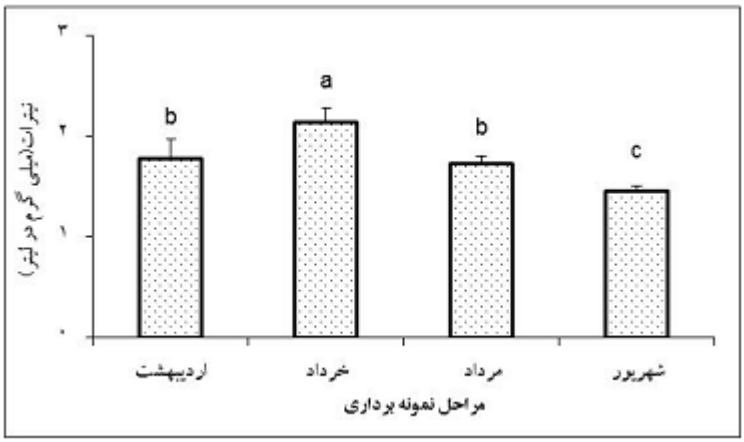
میزان مطلوب نیترات برای آب‌های طبیعی کمتر از ۱۰ میلی گرم در لیتر می‌باشد و غلظت های بالاتر نشانگر اثر کودهای حاوی نیتروژن است[۹]، بدین ترتیب میزان نیترات در تمامی ایستگاه‌ها و در تمامی مراحل نمونه‌برداری در رنج مطلوب بوده است.

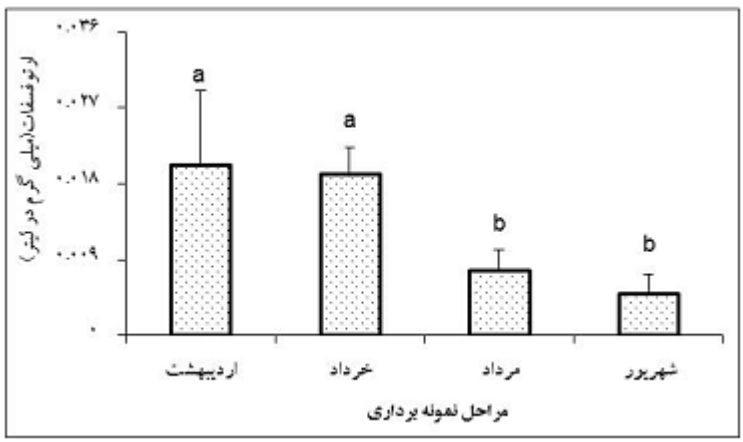
میانگین داده‌های نیترات در مراحل مختلف نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری را نشان داد(p<۰/۰۱). میزان نیترات از مرحله یک(اردیبهشت ماه) تا مرحله دو(خردادماه) افزایش یافته و در مرحله سه(مرداد) و چهار(شهریور) روند کاهشی داشته است(نمودار۴-۲). دلیل بالا بودن نیترات در فصل بهار را می‌توان به میزان بالای ورود از طریق رودخانه به علت بارش-ها(فرسایش زمین) و به دلیل استفاده از کودهای نیتراته در این فصل اشاره کرد. کازی و همکاران(۲۰۰۹) میزان بالای

نیترات و فسفات را در نتیجه نفوذ از فاضلاب‌های خانگی و کودهای مصرف شده در کشاورزی دانست. کاهش میزان نیترات در تابستان به ویژه در شهریورماه را می‌توان به کاهش میزان نیترات ورودی از رودخانه و همچنین مصرف نیترات توسط تولیدکنندگان بویژه فیتوپلانکتون‌ها اشاره کرد. بانی(۱۳۷۵) ارتباط منفی بین مواد مغذی(نیترات و فسفات) و فراوانی فیتوپلانکتون‌ها را نشان داد و بیان کرد کاهش میزان این مواد در پی افزایش مصرف به علت افزایش فراوانی فیتوپلانکتون-ها می‌باشد.

غلظت فسفر کل در اکثر آب‌های آلوده نشده کمتر از ۰/۱ میلی گرم در لیتر گزارش شده است[۹] در تحقیق حاضر میزان فسفات در همه ایستگاه‌ها و در تمام مراحل کمتر از این مقدار برآورد شده است(نمودار۴-۳) بدین ترتیب میزان فسفر در محدوده مقادیر گزارش شده برای آب‌های آلوده نشده می‌باشد. در مطالعه حاضر بیشترین مقدار فسفر ۳۴ برابر کمتر از کمترین مقدار نیترات مشاهده شده می‌باشد، با توجه به مطالعات ساس و ویتیک(۱۹۸۷) دامنه نیاز فسفر نسبت به نیتروژن برای فیتوپلانکتون‌ها ۵:۱ تا ۱۵:۱ می‌باشد[۱۷]، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت، فسفر عامل محدود کننده برای رشد جوامع فیتوپلانکتونی در دریاچه سد زاینده‌رود می‌باشد. پی‌سدو و همکاران(۲۰۰۸) نیز در مطالعه فیتوپلانکتونی دریاچه Nansi در چین فسفر را عامل محدود کننده تولید بیان کردند.

تغییرات میزان فسفر در مراحل مختلف از اردیبهشت ماه تا شهریورماه روند کاهشی نشان می‌دهد(نمودار۴-۱۶). از نظر آماری اختلاف معنی‌داری بین مراحل نمونه‌برداری در بهار و تابستان دیده می‌شود($p<۰/۰۱$). تغییرات فصلی فسفات تقریبا شبیه نیترات می باشد، بطوری که بیشترین مقدار آن در بهار و کمترین مقدار آن در تابستان برآورد شد که دلایل تغییرات آن می‌تواند با نیترات مشابه بوده و بدلیل مصرف و ذخیره‌سازی فسفر توسط فیتوپلانکتون‌ها[۳] و همینطور تشکیل ترکیبات غیر محلول و رسوب فسفر باشد[۱].





نمودار٤-۲- سمت چپ میانگین نیترات در مراحل مختلف نمونه برداری. حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار است ($p>۰/۰۵$). نمودار٤-۳-سمت راست میانگین فسفات در مراحل مختلف نمونه برداری. حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار است ($p>۰/۰۵$).

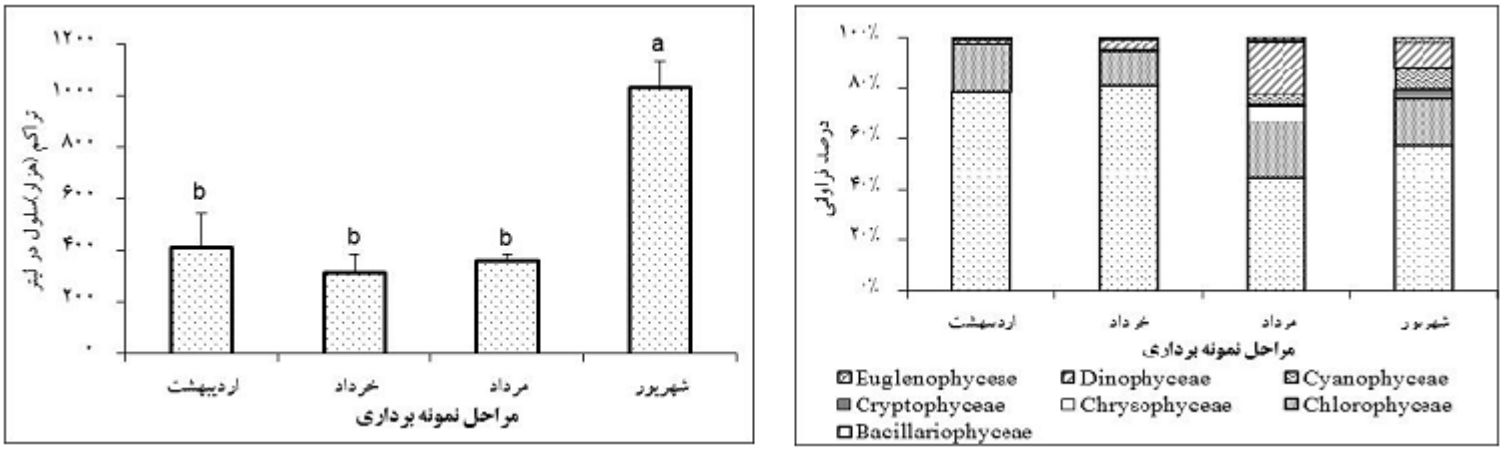
فاکتورهای بیولوژیک

ترکیب فیتوپلانکتونی

نمودار۴-۴ تغییرات تراکم فیتوپلانکتون‌ها در مراحل مختلف نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. بیشترین تراکم فیتوپلانکتونی در شهریورماه بود و از نظر آماری با مراحل دیگر نمونه‌برداری اختلاف معنی داری داشت ($p<۰/۰۱$). دلایل افزایش فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در شهریورماه را می‌توان به دمای بالا، افزایش تابش نور خورشید و کاهش روزهای ابری (که ارتباط مثبتی با رشد فیتوپلانکتون‌ها دارند) نسبت داد. کادری(۱۹۹۸) در دریاچه Keban نیز همین دلایل را عامل افزایش فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در فصل تابستان بیان کرد. برای توجیه کاهش فراوانی در ماه‌های خرداد و مرداد می‌توان به وجود وزش باد در منطقه اشاره نمود که باعث جابجایی جوامع پلانکتونی به بخش‌های ساحلی و محافظت شده از باد می‌شود. همچنین

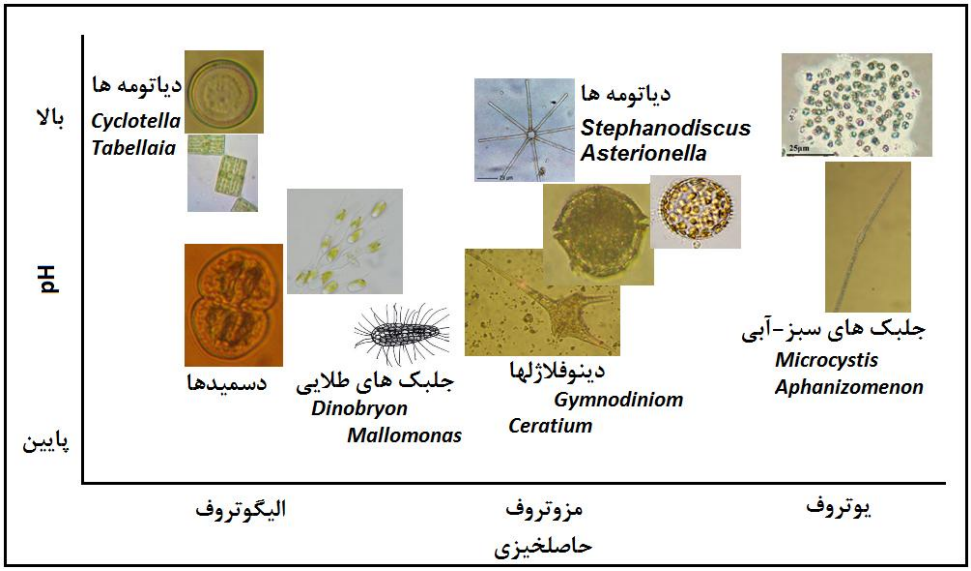
چرا شدن فیتوپلانکتون‌ها توسط زئوپلانکتون‌ها و لارو ماهیان می‌تواند نرخ تولید اولیه و بیومس فیتوپلانکتون‌ها را تحت تاثیر قرار دهد[۱۱،۱].

نمودار۴-۵ تغییرات درصد فراوانی شاخه‌های مختلف فیتوپلانکتونی در مراحل مختلف را نشان می‌دهد. شاخه دیاتومه‌ها در همه مراحل نمونه‌برداری بیشترین درصد فراوانی را به خود اختصاص داد و بعد از آن شاخه جلبک‌های سبز بیشترین درصد فراوانی را داشت. بیشترین درصد فراوانی دینوفلاژله‌ها و جلبک‌های سبز-آبی در فصل تابستان مشاهده شد. بطور کلی تعداد شاخه‌های مشاهده شده در تابستان بیشتر از بهار بود. دلیل اینکه چند آرایه فیتوپلانکتونی باهم افزایش جمعیت نشان می‌دهند، این است که اکثر آنها نیازهای مشابه دارند[۱۱].



نمودار٤-٤-سمت چپ میانگین تراکم جوامع فیتوپلانکتونی در مراحل مختلف نمونه برداریحروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار است (p>۰/۰۵). نمودار٤-٥- سمت راست درصد فراوانی شاخه های مختلف جوامع فیتوپلانکتونی در مراحل مختلف نمونه برداری

جنس *Cyclotella* sp. از دیاتومه‌ها دارای بیشترین پراکنش و فراوانی بود بطوری‌که در تمامی ایستگاه‌ها دیده شد و در تمام دوره نمونه‌برداری از نظر تراکم، جنس غالب بود. بیشترین تراکم جنس *Cyclotella* sp. در شهریور ماه بود. در این جنس سلول‌ها مدور، با قطر ۵۰µm-۵ که در نمای جانبی مستطیل شکل دیده شد. سلول‌ها به صورت منفرد یا زوج که گاهی توسط توده موسیلاژی به هم متصل بودند، دیده شدند. سلول‌ها به صورت زنجیرهای دنبال هم به ندرت مشاهده شد.این جنس از دیاتومه ها همانطور که در شکل۴-۱ دیده می‌شود شاخص آب‌های الیگوتروف می باشد.



شکل٤-۱- شکوفایی گروه‌های مختلف جلبکی در حاصلخیزی و pH مختلف آب [٦].

ترکیب زئوپلانکتونی

زئوپلانکتون‌های مشاهده شده در دریاچه سد زاینده‌رود شامل پاروپایان، روتیفرها، آنتن منشعب‌ها و سایر جامعه زئوپلانکتونی به ترتیب با ۴۲، ۳۴، ۲۳ و حدود ۱ درصد میانگین کل جامعه زئوپلانکتونی بود.

Copepoda

سه جنس *Cyclops* sp. ، *Diaptomus* sp. و *Lepeophteirus* sp. از این شاخه شناسایی شد. علاوه بر آن تعداد زیادی از مرحله‌های کپه‌پودیت و ناپلیوسی مشاهده شد که بیشترین تراکم در این گروه را به خود اختصاص دادند

Cladocera

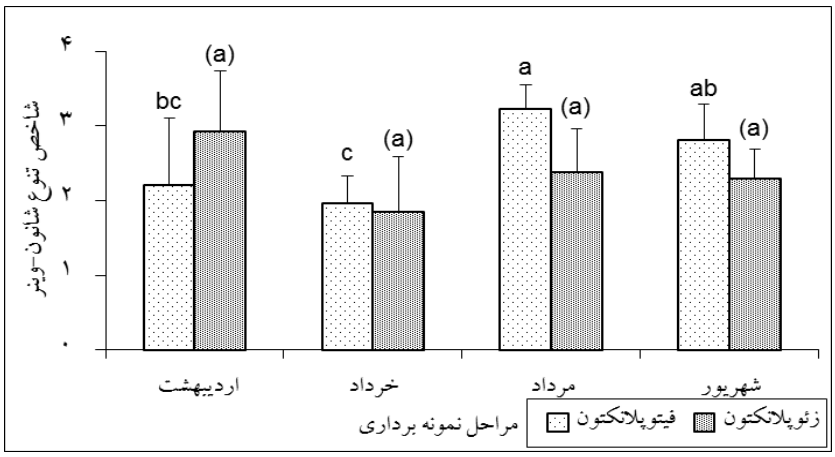
مهمترین جنس‌های شناسایی شده از این گروه *Daphnia* sp. ،*Ceriodaphnia* sp. و *Bosmina* sp. می‌باشد. در تمام مراحل نمونه‌برداری اعضای این جنس‌ها دیده شدند. ماده‌های دارای افی‌پیوم *Daphnia* sp. درهر دو فصل مشاهده شد، که می‌تواند به دلیل حضور شکارچیان و میزان کم مواد غذایی باشد. این نوع تخم‌ها بیشتر در شرایط سخت محیطی(زمستان گذرانی) و در حضور شکارچی نیز تولید می‌شود [۷].

Rotifera

جنس‌های *Ascomorpha* sp. ،*Asplanchna* sp. و *Polyarthra* sp. در تمامی مراحل نمونه‌برداری مشاهده شد. اوج تراکم جنس *Asplanchna* sp. در شهریورماه بود که به علت وفور فیتوپلانکتون‌ها و شرایط دمایی مناسب می‌باشد. جنس-های *Filinia* sp. و *Keratella* sp. با تراکم کم در دریاچه سد زاینده‌رود مشاهده شدند. این دو جنس به همراه جنس *Brachionus* sp. (در دریاچه زاینده رود مشاهده نشد) شاخص آب‌های آلوده بوده و در آب‌های پر تولید غالب هستند [۷]. تراکم پایین و عدم حضور این جنس‌ها می‌تواند نشان دهنده تمیزی آب دریاچه باشد. اوزچالخاپ و تیمل(۲۰۰۶)، کایا و آلتین‌داغ(۲۰۰۵) جنس *Keratella* sp. و *Brachionus* sp. را شاخص آب‌های پرتولید بیان کردند.

تغییرات شاخص تنوع شانون وینر برای هیچ یک از جوامع پلانکتونی از نظر مکانی اختلاف معنی‌دار آماری را نشان نداد(p>۰/۰۵). عدم تمایز در میزان شاخص‌های تنوع و غنا در ایستگاه‌های مختلف را می‌توان به یکپارچه بودن محیط دریاچه و شرایط کم و بیش یکسان حاکم بر تمام ایستگاه‌ها نسبت داد.

شاخص تنوع شانون واینر برای جامعه فیتوپلانکتونی اختلاف معنی دار بین مراحل مختلف را نشان داد(p<۰/۰۱) که بیشترین وکمترین مقدار خود را در مرداد و خرداد داشت (نمودار۴-۶). این شاخص در مراحل مختلف نمونه‌برداری برای زئوپلانکتون‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان نداد(p=۰/۱۳) .



نمودار٤-٦- شاخص تنوع شانون وینر در مراحل مختلف نمونه برداری. حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار است (p>۰/۰۵).

منطقه مورد مطالعه در مراحل مختلف نمونه‌برداری (طبقه‌بندی کیفی آب با استفاده از شاخص تنوع شانون وینر که ویلم(۱۹۶۸) ارائه شده است) با توجه به جوامع پلانکتونی در طبقه کیفی با آلودگی متوسط(کیفیت نسبتا خوب) قرار گرفت

دلیل که دریاچه با این نوع سنجش در طبقه آبهای خیلی تمیز قرار نگرفت می‌توان به مرحله توالی اکوسیستم اشاره کرد، که تنوع پایین ممکن است به دلیل جوان بودن سیستم باشد که نیاز به دید اکولوژیک در تفسیر این نوع بررسی‌ها و استفاده از سایر پارامترهای سنجش کیفیت را بیشتر نمایان می‌کند.

۵. نتیجه‌گیری

میزان تراکم جوامع پلانکتونی دریاچه سد زاینده‌رود در مقایسه با دریاچه‌های دیگر در سطح پایین‌تری قرار داشت. تراکم پایین جوامع فیتوپلانکتونی به همراه غالبیت جنس *Cyclotella* sp. در تمام مراحل نمونه‌برداری (شاخص دریاچه‌های الیگوتروف) و عدم حضور گونه‌هایی مانند *Aphanizomeno* sp. و *Microcysti* sp. و تراکم پایین *Anabena* sp.، *Peridinium* sp. و *Ceratium* sp. (شاخص دریاچه‌های یوتروف) و نیز جنس‌های *Filinia* sp. و *Keratella* sp. با تراکم بسیار پایین در دریاچه سد زاینده‌رود مشاهده شدند، این دو جنس به همراه جنس *Brachionus* sp. (در دریاچه زاینده رود مشاهده نشد) شاخص آب‌های آلوده بوده و در آب‌های پر تولید غالب هستند[۷]. تراکم پایین و عدم حضور این جنس‌ها می‌تواند نشان دهنده تمیزی آب دریاچه باشد. بالا بودن غلظت اکسیژن و عمق رویت سکشی و پایین بودن میزان ازت و فسفر نیز نشان داد که این دریاچه در مراحل ابتدایی تا میانی توالی قرار دارد(حاصل‌خیزی کم). بنابراین می‌توان این دریاچه را جزء دریاچه‌های با تروفی الیگومزوتروف دسته‌بندی کرد.

در اغلب آب‌های طبیعی غیرآلوده کمبود ازت و فسفر اصلی ترین عامل محدودیت توسعه پلانکتونی به شمار می‌رود. در مطالعه حاضر با وجود اینکه هر دو فاکتور نیترات و فسفر در سطح پایین قرار داشت (در سطح آب‌های آلوده نشده)، عامل اصلی محدود کننده رشد فیتوپلانکتون‌ها فسفر بود.

بنابراین آب این دریاچه بر اساس معیارهای فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی به عنوان یک منبع آبی سالم و بی‌خطر طبقه‌بندی شد بطوری‌که برای مصارف انسانی قابل استفاده می‌باشد. از منظر شیلاتی رهاسازی ماهی در تراکم زیاد به علت پایین بودن میزان تولید در این دریاچه توصیه نمی‌شود. بدلیل اینکه آب دریاچه برای مصارف شرب استفاده می‌شود پرورش مصنوعی ماهی(پرورش در قفس) نیز در آن توصیه نمی‌شود.

۶. پیشنهادها

۱ – ادامه پایش زیست محیطی دریاچه بطور سالانه به دلیل اهمیت آن(استفاده از آب دریاچه برای شرب)
۲ – کنترل واصلاح سیستم های آبیاری و کود دهی مزارع بالادست دریاچه جهت پیشگیری از آلودگی‌های زیست محیطی.
۳ – مطالعه فون درشت بی‌مهرگان کفزی و میزان کربن فیکس شده در اعماق مختلف دریاچه زاینده رود برای کامل‌تر شدن مطالعات در این دریاچه.
۴ – استفاده از نتایج بدست آمده از این نوع مطالعات در برنامه‌ریزی‌ها و مدیریت اکوسیستم‌ها و منابع آبی.

۷. منابع

۱. اسماعیلی‌افق، ع. ۱۳۹۰. *ارزیابی شرایط تروفی تالاب چغاخور*. پایان نامه کارشناسی ارشد بوم شناسی آبزیان شیلاتی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۸۷ صفحه.
۲. برونمارک، ک.، هنسون، ل. ا. ۱۳۸۴. *زیست شناسی دریاچه ها و آبگیرها*. ترجمه حسینی، ن.، انتشارات نقش مهر، تهران، ۳۶۷ صفحه.

۳. بونی، الف، دی.، ۱۳۷۹. *فیتوپلانکتون*، ترجمه: رحیمی بشر، م. انتشارات سبز، رشت، ۲۱۸ صفحه.

۴. بینا، ب.، اسدی، م. و قیصری، ع. ۱۳۸۱. "ارزیابی اثرات زیست محیطی سد زاینده رود". مجله آب و فاضلاب. شماره ۴۴، صفحات ۳۳-۱۵.

۵. پیغمبری، ی. ۱۳۷۳. *بررسی روابط فیزیکوشیمیایی و تراکم موجودات ماکروبنتیک در تالاب انزلی*، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران،۱۰۸ صفحه.

۶. ثبوتی، ی.، ۱۳۹۰. *زمین گرم ارمغان سده بیست و یکم*. انتشارات موسسه جغرافیایی و کارتوگرافی گیتاشناسی، تهران، ۲۳۳ صفحه.

۷. سندهال، ا. وبرگن، ه. ۱۳۸۱. *اطلس رنگی پلانکتون شناسی*. ترجمه اسماعیلی ساری، م.، موسسه تحقیقات شیلات ایران، تهران، ۱۳۳ صفحه.

۸. شمس، م .، ۱۳۸۵. *بررسی فیتوپلانکتون‌های دریاچه سد زاینده رود*، پایان نامه کارشناسی ارشد علوم گیاهی، دانشکده علوم زیست شناسی، دانشگاه اصفهان، ۱۴۵صفحه.

۹. صادقی، ر.، ۱۳۷۹. *راهنمای آزمایش آب و فاضلاب*. انتشار زیبا-سهند. چاپ اول. ۱۵۹ صفحه.

۱۰. فتحی، پ. ۱۳۹۰. *ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص های کیفی و زیستی*. پایان نامه کارشناسی ارشد بوم شناسی آبزیان شیلاتی، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۰۷صفحه.

۱۱. قریب‌خانی، م.، تاتینا، م.، رمضان پور، ز. و چوبیان،ف. ۱۳۸۸." بررسی تنوع، تراکم و فراوانی فیتو پلانکتون های تالاب استیل آستارا". مجله شیلات، سال سوم، شماره چهارم.

۱۲. *APHA. 1986. Standard metod for the examination of water and wasterwater (17th ed). American Public Health Association, Washington. 1265pp.*

۱۳. *Cole, G. A. 1975. Texbook of limnology. The Mosby Company. USA. 283 pp.*

۱۴. *Kadri, A. and Sen, B. 1998. "Seasonal Distribution of Phytoplankton in Orduzu Dam Lake (Malatya, Turkey)". Turk J Bot 28 (2004) 279-285.*

۱۵. *Kaya, M . and Altindag, A. 2005. "Zooplankton Fauna and Seasonal Changes of Gelingüllü Dam Lake (Yozgat, Turkey)". Turk J Zool, 31 (2007) 347-351.*

۱۶. *Ozcalkap, S. and Temel, M. 2006. "Seasonal changes in zooplankton community structure in Lake Küçükçekmece, İstanbul, Turkey". Turk J Zool; 35(5): 689-700.*

۱۷. *South, G. R. and Whittick, A. 1987. Introduction to phycology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Canada, 340.*