گوناگونی زیستی و تغییرات فصلی و زیستگاهی پلانکتون‌های گیاهی دریاچه‌ی سد درودزن، استان فارس

مهرداد زمان‌پور[1*]
اشکان اژدری[2]

۱. پژوهشگر سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بخش آبزیان، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، شیراز، ایران
۲. پژوهشگر سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، موسسه‌ی تحقیقات علوم شیلاتی کشور، مرکز تحقیقات شیلاتی آب‌های دور، چابهار، ایران

***مسئول مکاتبات:**
mzamanpoore@gmail.com

کد مقاله: ۱۳۹۸۰۴۰۷۴۹
تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۸/۲۳
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۲۶
این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

دریاچه‌ی سد درودزن بخش مهمی از آب آشامیدنی شیراز را تأمین می‌کند، و ازاین‌رو حفظ کیفیت آن بسیار مهم است. پلانکتون‌های گیاهی نقش کلیدی در چرخه‌ی مواد و انرژی در اکوسیستم‌های آبی دارند، اما اطلاعاتی از تنوع و فراوانی آن‌ها در اکوسیستم دریاچه‌ی درودزن در دست نیست. این پژوهش جمعیت‌های پلانکتون‌های گیاهی را در نه ایستگاه دریاچه از زمستان ۱۳۹۴ تا پاییز ۱۳۹۵ بررسی می‌کند. در این دریاچه مجموعاً ۴۵ سرده از ۱۰ رده شامل کلروفایسه (جلبک‌های سبز: ۱۶ سرده از ۹ خانواده)، سیانوفایسه (جلبک‌های سبز آبی، ۷ سرده از ۷ خانواده)، باسیلاریوفایسه (جلبک‌های دیاتومه‌ای: ۱۳ سرده از ۶ خانواده)، زانتوفایسه (جلبک‌های سبز زرد، ۱ سرده)، داینوفایسه (۲ سرده از ۲ خانواده)، یوگلنوفایسه (۲ سرده از ۲ خانواده)، کریزوفایسه (۱ سرده)، و کوزینودیسکوفایسه (۱ سرده)، تربوکسیوفایسه (۱ سرده)، و فلوریدوفایسه (۱ سرده) شناسایی شد. ترکیب گونه‌ها و تراکم آن‌ها در زیستگاه‌های مختلف دریاچه تفاوت‌هایی را نشان‌داد. در چرخه‌ی فصلی، بیش‌ترین تراکم کل فیتوپلانکتون‌ها در پاییز (۴۵۱۴ عدد در لیتر)، و در پراکنش مکانی بیش‌ترین شمار میانگین کل فیتوپلانکتون‌ها در زیستگاه ساحلی و در برش رودخانه‌ای دیده شد. برخی از سرده‌ها (*Cersatium*، Dinobryon، *Fragilaria*، *Pediastrum*، *Spirogyra*، و *Storastrum*) در همه‌ی فصل‌ها بودند. بیش‌ترین و کم‌ترین تنوع فیتوپلانکتون‌ها بر پایه‌ی نمایه‌ی مارگالف در تابستان (۱/۸) و زمستان (۰/۷)، و اندازه‌ی آن در زیستگاه عمقی کم‌تر از سطحی و ساحلی بود. تنوع رده‌های فیتوپلانکتون دریاچه‌ی درودزن از بیش‌تر دریاچه‌های بررسی‌شده در ایران بیش‌تر است. از آنجا که گونه‌های جلبک‌های سبز (کلروفایسه) و دیاتومه‌ها (باسیلاریوفایسه) در همه‌ی فصل‌ها بودند و جلبک‌های سبز-آبی (سیانوفایسه) هرگز به شکوفایی نرسیدند، با معیار گرفتن گروه‌های پلانکتون غالب می‌توان گفت که این دریاچه در شرایط الیگوتروفی است. نتایج این پژوهش نشانمی دهد که پراکنش و تراکم فصلی و مکانی فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی درودزن در لایه‌های مختلف، و زمان‌های مختلف سال، تا حد زیادی برای این دریاچه ویژه است.

واژگان کلیدی: جلبک، دریاچه‌ی سد، درودزن، اکولوژی، فارس.

مقدمه

پلانکتون‌ها (گیاهان و جانوران شناور آزاد میکروسکوپی) در همه‌ی زیستگاه‌های آبی از آب‌های شور، شیرین، نمکزارها، و با مواد غذایی کم‌وزیاد و حتی در آب‌های سرد قطبی و چشمه‌های آب گرم تا ۸۰ درجه‌ی سانتی‌گراد پراکنده‌شده‌اند. پلانکتون‌های گیاهی بخش پایه‌ای اکوسیستم‌های آبی‌اند، که با جذب مواد مغذی آب، و تبدیل آن به مواد آلی موجب انتقال این مواد به پلانکتون‌های جانوری و جانوران کوچک و بزرگ دیگر می‌شوند، و در این فرآیند حرکت مواد و انرژی را در زنجیره‌ی غذایی اکوسیستم ممکن می‌کنند.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

درک تأثیر و جایگاه پلانکتون‌ها برای مدیریت منابع حیاتی است. برخی از پلانکتون‌ها باعث ایجاد تغییر کیفیت آب‌های آشامیدنی می‌شوند، ازجمله با تشکیل لایه‌های لزج و ژلاتینی، تغییر رنگ، خاصیت خورندگی، تداخل با فرآیندهای تصفیه، و حتی سمّی شدن آب (Warrington, 2009). بعضی از این موارد در فرآیند تصفیه از میان نمی‌رود و کاهش آن نیز نیازمند صرف هزینه‌ی بیش‌تر در تصفیه‌خانه‌ها است. علت اصلی تولید مزه و بوی بد توسط پلانکتون‌های گیاهی ترکیبات آلی ناشی متابولیسم آن‌ها در آب است (Bellinger and Sigee, 2010). بنابراین، تکثیر زیاد و افزایش بی‌رویه‌ی جمعیت پلانکتون‌های گیاهی مشکلات زیادی را برای موجودات آبزی در درون و نیز برای موجودات بیرون اکوسیستم ازجمله انسان به وجود می‌آورد. اکوسیستم‌های آبی در بیش‌تر کشورهای جهان به دلیل افزایش سریع جمعیت و گسترش کشاورزی و صنعت، و با محدود بودن منابع آب شیرین، تخریب جنگل‌ها، فرسایش خاک، چرای بی‌رویه‌ی مرتع‌ها، تغییر اقلیم و خشک‌سالی‌های پی‌درپی، در طول زمان به‌سوی پرخوراک شدن (Eutrophication) می‌رود (Avagyan, 2011). این پدیده که اغلب در میانه‌ی بهار، پایان تابستان و آغاز پاییز به شکوفایی جلبکی می‌انجامد، سلامت آبزیان و محیط‌زیست، و نیز انسان را به خطر می‌اندازد (Avagyan, 2011).

پلانکتون‌ها ممکن است در فرآیند مدیریت آب نیز نقش مهمی داشته باشند. برای نمونه، شناسایی و تحلیل تراکم پلانکتون‌ها می‌تواند به قضاوت کیفیت آب، تصفیه‌ی فاضلاب‌های شهری و صنعتی، و مهار و مدیریت منابع آبی کمک کند. برخی از گونه‌های دیاتومه‌ها شاخص‌های مهمی در شناسایی کیفیت آب‌اند، به‌طوری‌که تعدادی از آن‌ها کارکردی مانند شناساگر برای پدیده‌ی خوراک‌وری دارند، و دو شاخص مهم بنام "شناساگر دیاتومه‌ای خوراک‌وری" (Trophic Diatoms Index) و "شناساگر دیاتومه‌ای سرده‌یی" (Generic Diatoms Index) در برنامه‌های کیفیت و مدیریت آب به کار می‌رود (Akbulut and Yildiz, 2002).

پراکنش موجودات زنده در زیستگاه‌های مختلف در هر اکوسیستم یکنواخت نیست و تقریباً در تمامی اکوسیستم‌های شناخته‌شده درجه‌های مختلفی از ناهمگونی مکانی در پراکنش دیده می‌شود. ریشه‌ی این ناهمگونی در مفاهیم بسیار پایه‌ای اکولوژی مانند رقابت، گوناگونی زیستی، توالی، تکامل، سازش، رشد جمعیت، و میان‌کنش شکار–شکارچی است (Legendre and Fortin, 1989; Wiens, 1989)، و دلیل آن یکنواخت نبودن پخش شدن منابع مانند مواد غذایی، نور، دما، اکسیژن، و حتی تفاوت در فراوانی شکارچیان در بخش‌های مختلف اکوسیستم است. این پدیده ارزش زیادی برای حفظ تعادل در بخش‌های مختلف هر اکوسیستم دارد، به‌طوری‌که گفته می‌شود مهم‌ترین پی آمد ناهمگونی مکانی پراکنش زیندگان پایداری اکوسیستم است (May, 1974; Neill, 1990).

اجتماع‌های تکه‌تکه از جلبک‌های ناخواسته یا زیان‌بار (مانند سیانوباکتریا و برخی داینوفلاجلیت‌ها) ممکن است در دریاچه‌های ذخیره‌ی آب مشکل کیفیت بد آب را به وجود آورند و هزینه‌ی تصفیه‌ی آن را افزایش دهند. مدیریت کارآمد و علمی آب‌های ذخیره‌شده نیازمند دانش گسترده‌ای از پویایی زمانی و مکانی فیتوپلانکتون‌ها است. همه‌ی جلبک‌ها ناهمگونی‌های ذاتی با یکدیگر دارند، و در بررسی و مدیریت کردن آنان باید ناهمگونی ویژگی‌های آن‌ها در نظر گرفته شود. به‌ویژه در دریاچه‌های سدهای منطقه‌ی مدیترانه و مناطق خشک و نیمه‌خشک که منابع آب آنان اندک است این دانش بسیار ضروری است. به عقیده‌ی کوللنبرگ (Kullenberg, 1978) حتی ناهمگونی پراکندگی جلبک‌ها در عمق‌های مختلف، که پاسخی به مقدار تابش نور و دمای آب، و نیز رفتار شکارگری پلانکتون‌های جانوری (چَرا) است، خود می‌تواند منجر به انتشار ناهمگون افقی آن‌ها نیز بشود.

بررسی پلانکتونی بخش مهمی از مطالعات هیدرو بیولوژی در محیط‌های آبی سدها است. در ایران کارهای ارزشمندی در این زمینه در دریاچه‌های مختلف انجام‌شده است. برای نمونه، سبک‌آرا و مکارمی (۱۳۸۲) پراکنش و تراکم پلانکتون‌ها را در دریاچه‌ی سد ماکو بررسی کردند. بیشترین تراکم پلانکتون‌های گیاهی در تابستان دیده شد. شاخه‌ی کریزوفایتا با ۷۶ درصد پلانکتون غالب دریاچه بود و گونه‌های غالب آن *Synedra olena*، *Diatoma vulgare* و *Cyclotella menenginiana* بود. مرتبه‌ی دوم را شاخه‌ی Chlorophyta با گونه‌های *Scenedesmus bijuga* و *S. bijugatus* داشت. گونه‌هایی نیز از Cyanophyta (*Osillatoria limosa*)، Euglenophyta

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

(*Euglena sp.*)، و Pyrophyta (*Ceratium hirdinella*) دیده شد. این سد به دلیل داشتن این جامعه‌ی فیتوپلانکتونی و وضعیت شیمیایی و فیزیکی آن امکان خوراک‌دهی به لارو ماهیان را دارد.

در دریاچه‌ی سد ارس ۴۶ گونه جلبک از ۵ شاخه‌ی دیاتومه‌ها، جلبک‌های سبز، جلبک‌های سبز آبی، داینوفلاجلات‌ها و یوگلنوفایتا شناسایی‌شده است. باسیلاریوفایتا (دیاتوم‌ها) در زمستان بیش‌ترین تراکم و پایروفایتا (داینوفلاجلاتا) در تابستان بیش‌ترین فراوانی را داشت (محبی و همکاران، ۱۳۹۱). منطقه‌ی تاج سد کم‌ترین تراکم و میانه‌ی دریاچه بیش‌ترین تراکم فیتوپلانکتونی را داشت. بررسی‌ها در دریاچه‌ی تهم در استان زنجان نشان داد که ۴۵ جنس از ۷ شاخه‌ی فیتوپلانکتونی در این دریاچه وجود دارد. جنس‌های *Cyclotella* و *Asterionella* (Bacillariophyta)، و *Anchistrodesmus* و *Chlorogonium* (Chlorophyta) بیش‌ترین فراوانی را داشتند (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱).

در دریاچه‌ی سد کرج دیاتوم‌ها بیش‌ترین تراکم را در میان فیتوپلانکتـون‌ها داشـتند. بیش‌ترین تعداد در *Cyclotella* دیده شد و *Asterionella*، *Fragilaria* ، *Synedra*، و *Anchistrodesmus* در رتبه‌های بعدی بودند. کلروفایسه‌ها (*Pyridinium*،*Ceratium* ، *Chlorococcum*، و *Oocystis*) کم‌تر از دیاتوم‌ها بودند و شمار گونه‌های سیانوفایسه بسیارکم بود (منوری و همکاران، ۱۳۹۲).

فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی سد دز از ۵ شاخه در ۷ رده شامل داینوفایسه (۶۱/۰۷ درصد)، باسیلاریوفایسه (۲۰/۳۸ درصد)، کلروفایسه (۸/۹۶٪)، سیانوفایسه (۵/۴۸ درصد)، کریزوفایسه (۳/۶۲ درصد)، یوگلینوفایسه (۰/۴۵ درصد) و زانتوفایسه (۰/۰۴ درصد) بودند که بیشترین تراکم را گونه‌های *Ceratium* sp و *Peridinium* sp. از داینوفایسه، *Cyclotella* sp. از باسیلاریوفایسه، *Oocystis* sp. و *Ankistrodesmus* sp. از کلروفایسه، *Gleocapsa* sp. و *Chroococcus* sp. از سیانوفیسه و *Dinobryon* sp. از کریزوفایسه داشتند (ویسی، ۱۳۷۸). بختیاری و همکاران (۱۳۹۱) نیز ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون‌ها را در استخرهای خاکی پرورش میگو بررسی کردند. جنس‌های غالب فیتوپلانکتون‌ها *Navicula*، *Cosinodiscus*، *Nitszchia*، *Rhizosolenia*، و *Pleurosigma* (Diatoma)؛ *Peridinium* و *Ceratuim* (Dinoflagellata)؛ *Oscillatoria* (Cyanophyta)؛ و *Nanochloropsis* (Chlorophyta) بودند. این پژوهش حضور پلانکتون‌های گیاهی مفید به‌ویژه دیاتوم‌ها را برای تغذیه‌ی پَسا-لارو میگو مناسب دانسته است.

دریاچه‌ی مصنوعی سد درودزن از منابع اصلی آب آشامیدنی شهر شیراز است. این سد حدود ۳۰ تا ۴۰ درصد از آب آشامیدنی شهر شیراز و نیز بخش عمده‌ی آب آشامیدنی مرودشت و کشاورزی و صنایع پایین‌دست را تأمین می‌کند. با توجه به روند روبه رشد اندازه‌ی جمعیت و مصرف روزافزون جامعه‌ی شهری پیش‌بینی‌شده است که نیاز شیراز به آب آشامیدنی از این سد در آینده‌ی نزدیک به ۶۰ درصد برسد (عیسایی، ۱۳۸۵)، ازاین‌رو هر تغییری در کیفیت آب این دریاچه تأثیری حیاتی بر سلامتی بیش از یک‌میلیون نفر از مردم استان دارد. بااین‌حال، هیچ اطلاعاتی از ترکیب گونه‌ای پلانکتون‌های گیاهی و جانوری دریاچه و تراکم زمانی و مکانی آن‌ها در دست نیست. هدف از این پژوهش شناخت جمعیت‌های پلانکتونی دریاچه‌ی درودزن، و تراکم فصلی آن‌ها در طول یک سال است. اطلاعات به‌دست‌آمده می‌تواند به درک تأثیر عوامل زیستی بر کیفیت آب و یافتن راه‌کارهایی برای بهره‌برداری‌های درست و کاهش آثار تخریبی در اکوسیستم دریاچه کمک کند.

مواد و روش‌ها

سد مخزنی دُرودزَن (خاکی با هسته‌ی رسی) با حجم تقریبی ۱ میلیارد مترمکعب، ارتفاع از پی ۵۸ متر، طول تاج ۷۱۰ متر، عرض تاج ۸ متر، حجم مخزن ۹۶۰ میلیون مترمکعب، حجم مفید مخزن ۸۳۰ میلیون مترمکعب، و مساحت ۵۵ کیلومترمربع در زمان پُر بودن (شرکت سهامی آب منطقه‌ای فارس، ۱۳۹۰)، در ۱۰۰ کیلومتری شمال غرب شیراز بر رودخانه‌ی کُر ساخته‌شده است (شکل ۱).

نمونه‌برداری از محیط دریاچه سه موقعیت اصلی در برش‌های دریاچه‌ای، میانی، و رودخانه‌ای برگزیده شد (Wetzel, 2001). محل ایستگاه‌ها در شکل ۱ نشان داده‌شده است. بررسی‌های گذشته در مورد پراکندگی مکانی پلانکتون‌ها در دریاچه‌های طبیعی و سدها (George and

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

(Edwards, 1976; Moreno-Ostos, 2004) نشان داد که پراکنش ریز جلبک‌ها در بخش‌های عمودی و افقی ارتباط شدیدی باهم دارند. به همین دلیل، در هر برش یک ایستگاه کناره‌ای (لیتورال)، و دو ایستگاه درون آب‌های آزاد دریاچه (پروفوندال) شامل یک ایستگاه سطحی (لیمنتیک)، و یک ایستگاه عمقی (اپی‌بنتیک) تعیین شد. اندازه‌ی ژرفا در ایستگاه دریاچه‌ای ۳۴ متر، در برش میانی ۱۶ متر، و در برش رودخانه‌ای ۹ متر بود. بنابراین در هر برش سه تکرار و درکل نُه ایستگاه در نظر گرفته شد. برداشت نمونه‌ها فصلی و از زمستان ۱۳۹۴ تا پاییز ۱۳۹۵ بود.

برش	زیستگاه	نقطه‌ی جغرافیایی
دریاچه‌یی	لیتورال (ساحلی)	30°12'06.3"N 52°24'10.3"E
	سطحی (پروفوندال) عمقی (اپی‌بنتیک)	30°12'35.7"N 52°24'22.9"E
میانی	لیتورال (ساحلی)	30°14'00.7"N 52°22'57.8"E
	سطحی (پروفوندال) عمقی (اپی‌بنتیک)	30°13'05.0"N 52°22'49.2"E
رودخانه‌یی	لیتورال (ساحلی)	30°13'16.3"N 52°19'39.2"E
	سطحی (پروفوندال) عمقی (اپی‌بنتیک)	30°13'35.5"N 52°20'54.0"E

شکل ۱: نمایش جای برش‌ها و زیستگاه‌های برگزیده‌ی نمونه‌برداری در دریاچه‌ی سد درودزن: دریاچه‌ای، میانی، و رودخانه‌ای (۱۳۹٤-۱۳۹۵).

برای نمونه‌برداری پلانکتون‌های گیاهی از زیستگاه‌های نزدیک به کف (اپی‌بنتیک) نمونه‌ی آب با نمونه‌بردار روتنِر برداشته می‌شد. نمونه‌ها در بطری‌های ۱/۵ لیتری در جعبه‌ی خنک نگه‌داری می‌شد تا به‌صورت تازه برای شناسایی به کار رود. نمونه‌ها پس از شناسایی با محلول لوگل تثبیت می‌شد (Zohary *et al*., 1998). برای تعیین تراکم پلانکتون‌ها پس از ته‌نشین شدن نمونه‌ها، آب‌رویی دور ریخته می‌شد تا نمونه متراکم‌تر شود و ۱۰۰ میلی‌لیتر برجا بماند. سپس مواد ته‌نشین‌شده‌ی درون ۱۰۰ میلی‌لیتر آب ظرف‌های نگه‌داری به هم زده می‌شد تا مخلوط یکنواخت شود، و با پیپت یک زیر نمونه با حجم یک میلی‌لیتر از آن تهیه می‌شد. زیر نمونه‌های فیتوپلانکتون‌ها روی اسلاید هموسایتومتری گذاشته و زیر میکروسکوپ شناسایی و شمارش می‌شد. این کار با سه تکرار انجام می‌شد و از شمار به‌دست‌آمده میانگین گرفته می‌شد تا شمار در میلی‌لیتر به دست آید. پس از شمارش، ضریب‌های تبدیل حجمی برای زیر نمونه‌ها اعمال می‌شد، یعنی شمار در میلی‌لیتر ضرب‌در ۱۰۰ می‌شد تا شمار فیتوپلانکتون‌ها در صد میلی‌لیتر متراکم‌شده محاسبه شود. این شمار درواقع مربوط به ۱/۵ لیتر نمونه‌ی اصلی بود، بنابراین، عدد به‌دست‌آمده تقسیم‌بر ۱/۵ می‌شد تا تراکم در ۱ لیتر از آب دریاچه به دست آید. داده‌های برداشته‌شده به دو شکل تحلیل شد. نخست میانگین شمار هر تاکسون در سه برش برای هر فصل در زیستگاه‌های سطحی، عمقی و ساحلی به دست آمد. سپس تغییرات فصلی مجموع شمار همه‌ی تاکسون‌ها در سه زیستگاه محاسبه شد.

برای بررسی آماری تغییرات تراکم، نخست نرمال بودن پراکندگی داده‌های مجموع پلانکتون‌های گیاهی با آزمون شاپیرو–ویلک بررسی شد و چون نشان داده شد که پراکندگی آنان بهنجار (نرمال) نیست، برای تحلیل تغییر آن‌ها در فصل‌ها، زیستگاه‌ها، و برش‌های مختلف آزمون ناپارامتری مان–ویتنی به کار گرفته شد. تغییرات گوناگونی زیستی پلانکتون‌های گیاهی با نمایه‌ی غنای گونه‌ای مارگالِف (Margalef, 1958) بررسی شد (رابطه ۱). سنجش این داده‌ها نیز با آزمون شاپیرو–ویلک نشان داد که پراکنش آن‌ها بهنجار نیست و تفاوت میانگین‌های آن‌ها با آزمون مان–ویتنی بررسی شد (Margalef, 1958).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

رابطه ۱:

$$D = \frac{S-1}{LnN}$$

پیدایش و برتری یافتن گروه‌های مختلف پلانکتون و ترکیب آن‌ها برای تشخیص دادن وضعیت تروفی دریاچه‌ها به‌کاربرده شده است. در این رویکرد، غالب بودن جلبک‌های سبز و دیاتوم‌ها در دریاچه‌های نشان‌دهنده‌ی این است که دریاچه در شرایط الیگوتروفی است، اما رشد زیاد و فراوان شدن جلبک‌های سبز-آبی تا حد شکوفایی نشان‌دهنده‌ی یوتروف شدن دریاچه و آلودگی آن است (Palumbo *et al*., 2002).

نتایج

در دریاچه‌ی سد درودزن مجموعاً ۴۵ سرده از ۱۰ رده از جلبک‌ها شناسایی شد. این جلبک‌ها از رده‌های کلروفایسه (جلبک‌های سبز) (۱۶ سرده از ۹ خانواده)، سیانوفایسه (جلبک‌های سبز آبی) (۷ سرده از ۷ خانواده)، باسیلاریوفایسه (جلبک‌های دیاتومه‌ای) (۱۳ سرده از ۶ خانواده)، زانتوفایسه (جلبک‌های سبز زرد) (۱ سرده)، داینوفایسه (۲ سرده از ۲ خانواده)، یوگلنوفایسه (۲ سرده از ۲ خانواده)، کریزوفایسه (۱ سرده)، و کوزینودیسکوفایسه (۱ سرده)، تربوکسیوفایسه (۱ سرده)، و فلوریدوفایسه (۱ سرده) بود (جدول ۱).

جدول ۱: تاکسونومی سرده‌های مختلف رده‌های فیتوپلانکتون در دریاچه‌ی سد درودزن (۱۳۹۴-۱۳۹۵).

Class Chlorophyceae Wille, in Warm., 1884	
Family Chlamydomonadaceae	Genus *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833, nom. cons.: *Chlamydomonas* sp.
Family Chlorellaceae	Genus *Chlorella* Beijerinck, 1890: *Chlorella* sp.
Family Desmidiaceae	Genus *Staurastrum* Meyen ex Ralfs, 1848: *Staurastrum* sp.
Family Hydrodictyaceae	Genus *Hydrodictyon* Roth, 1797, nom. cons.: *Hydrodictyon* sp.
	Genus *Pediastrum* Meyen, 1829: *Pediastrum* sp.
	Genus *Tetraedron* Kützing, 1845: *Tetraedron* sp.
Family Oocystaceae	Genus *Nephrocytium* Nägeli, 1849: *Nephrocytium* sp.
	Genus *Oocystis* Nägeli ex A.Braun, 1855: *Oocystis* sp.
	Genus *Trochiscia* Kützing, 1834: *Trochiscia* sp.
Family Selenastraceae	Genus *Selenastrum* Reinsch, 1867: *Selenastrum* sp.
	Genus *Kirchneriella* Schmidle, 1893: *Kirchneriella* sp.
Family Scenedesmaceae	Genus *Coelastrum* Nägeli, 1849: *Coelastrum*sp.
	Genus *Scenedesmus* Meyen, 1829: *Scenedesmus* sp.
	Genus *Tetrallantos* Teiling, 1916: *Tetrallantos* sp.
Family Treubariaceae	Genus *Treubaria* C.Bernard, 1908: *Treubaria* sp.
Family Zygnemataceae	Genus *Spirogyra* Link, 1820, nom. cons.: *Spirogyra* sp.
Class Cyanophyceae Sachs, 1874	
Family Aphanizomenonaceae	Genus *Aphanizomenon* A.Morren ex É.Bornet & C.Flahault, 1886: *Aphanizomenon* sp.
Family Aphanothecaceae	Genus *Aphanothece* C.Nägeli, 1849, nom. cons.: *Aphanothece* sp.
Family Gomphosphaeriaceae	Genus *Gomphosphaeria* Kützing, 1836: *Gomphosphaeria* sp.
Family Merismopediaceae	Genus *Aphanocapsa* C.Nägeli, 1849: *Aphanocapsa* sp.
Family Microcystaceae	Genus *Microcystis* Lemmermann, 1907: *Microcystis* sp.
Family Nostocaceae	Genus *Cylindrospermum* Kützing ex É.Bornet & C.Flahault, 1886: *Cylindrospermum* sp.

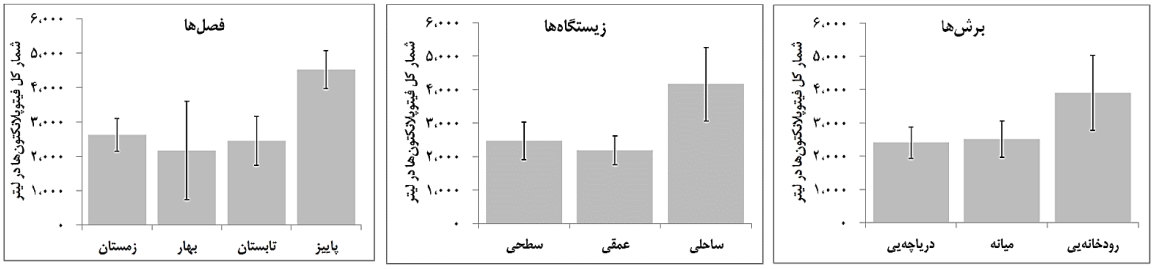
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

Family Oscillatoriaceae	Genus *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont, 1892: *Oscillatoria* sp.
Class Bacillariophyceae Dangeard, 1933	
Family Fragilariaceae	Genus *Fragilaria* Lyngbye, 1819: *Fragilaria* sp.
	Genus *Centronella* Max Voigt, 1901: *Centronella* sp.
	Genus *Synedra* Ehrenberg, 1830: *Synedra* sp.
Family Naviculaceae	Genus *Caloneis* Cleve, 1894: *Caloneis* sp.
	Genus *Gyrosigma* Hassall, 1845: *Gyrosigma* sp.
Family Stephanodiscaceae	Genus *Stephanodiscus* Ehrenberg, 1845: *Stephanodiscus* sp.
Family Tabellariaceae	Genus *Asterionella* Hassall, 1850: *Asterionella* sp.
	Genus *Diatoma* Bory, 1824: *Diatoma* sp.
	Genus *Meridion* C.Agardh, 1824: *Meridion* sp.
	Genus *Tabellaria* Ehrenberg ex Kützing, 1844: *Tabellaria* sp.
Family Amphipleuraceae	Genus *Amphipleura* Kützing, 1844Campylodiscus: *Amphipleura* sp.
	Genus *Frustulia* Rabenhorst, 1853, nom. et typ. cons.: *Frustulia* Sp.
Family Surirellaceae	Genus *Campylodiscus* Ehrenberg ex Kützing, 1844: *Campylodiscus* sp.
Class Xanthophyceae	
Family Tribonemataceae	Genus *Tribonema* Derbès & Solier, 1851: *Tribonema* sp.
Class Dinophyceae	
Family Peridiniaceae	Genus *Peridinium* Ehrenberg, 1830: *Peridinium* sp.
Family Ceratiaceae	Genus *Ceratium* F.Schrank, 1793: *Ceratium* sp.
Class Euglenophyceae	
Family Euglenaceae	Genus *Euglena* Ehrenberg, 1830: *Euglena* sp.
Family Phacaceae	Genus *Phacus* Dujardin, 1841: *Phacus* sp.
Class Chrysophyceae	
Family Dinobryaceae	Genus *Dinobryon* Ehrenberg, 1834: *Dinobryon* sp.
Class Coscinodiscophyceae	
Family Aulacoseiraceae	Genus *Aulacoseira* Thwaites, 1848: *Aulacoseira* sp.
Class Trebouxiophyceae	
Family Chlorellaceae	Genus *Closteriopsis* Lemmermann, 1899: *Closteriopsis* sp.
Class Florideophyceae	
Family Hildenbrandiaceae	Genus *Hildenbrandia* Nardo, 1834, nom. cons.: *Hildenbrandia* sp.

تفاوت زمانی و مکانی تراکم فیتوپلانکتون‌ها. تراکم کل فیتوپلانکتون‌ها در فصل‌های مختلف باهم تفاوت داشت، به‌طوری‌که تراکم در پاییز بیش‌تر (۷۱۵ ± ۴۵۱۴ عدد در لیتر بود) از فصل‌های بهار و تابستان (MannWhitney U = ۱۴/۰۰۰، Z=−۲/۳۴۰، Sig=۰/۰۱۹)، و زمستان (MannWhitney U = ۲۰/۰۰۰، Z=−۱/۸۱۰، Sig=۰/۰۷۷) بود، اما فصل‌های دیگر باهم تفاوت معناداری نداشت (شکل ۲−چپ). در مقایسه‌ی زیستگاه‌ها باهم، بیش‌ترین شمار (۱۱۰۱ ± ۴۱۶۲) در زیستگاه ساحلی دیده شد، اگرچه تفاوت آن معنادار نبود (مقایسه با سطحی: MannWhitney U = ۵۳/۰۰۰، Z=−۱/۰۹۷، Sig=۰/۲۹۱، با عمقی: MannWhitney U = ۵۴/۰۰۰، Z=−۱/۰۳۹، Sig=۰/۳۱۹)، و دو زیستگاه سطحی و عمقی باهم تفاوت مهمی نداشت (MannWhitney U = ۶۷/۰۰۰، Z=−۰/۲۸۹، Sig=۰/۷۹۹) (شکل ۲−وسط). از میان سه برش دریاچه نیز برش رودخانه‌ای تراکم بیش‌تری (۱۱۲۴ ± ۳۸۹۶) داشت اگرچه تفاوت آن‌ها معنادار نبود (مقایسه با هر دو برش: ۵۹/۰۰۰

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

MannWhitney U = ۷۰/۰۰۰، Z=-۰/۷۵۱، Sig=۰/۴۷۸)، اما دو برش دریاچه‌ای و میانه تفاوت مهمی باهم نداشت (MannWhitney U = ۱۱۵/۰، Z=-۰/۱۱۵، Sig=۰/۹۳۲) (شکل ۲-راست).



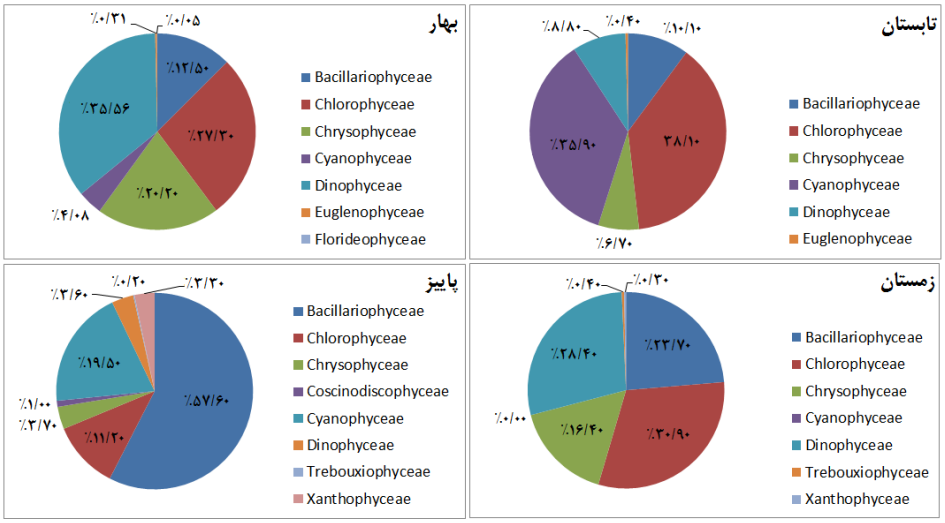
شکل ۲: تفاوت زمانی (چپ)، زیستگاهی (میان)، و مکانی (راست) تراکم کل فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی درودزن (۱۳۹۴ – ۱۳۹۵).

مقایسه‌ی تراکم رده‌های مختلف فیتوپلانکتون‌ها در فصل‌های مختلف سال تفاوت‌های مهمی را نشان داد (شکل ۳). در بهار بیش‌ترین تعداد در داینوفایسه (۳۷ درصد کل رده‌ها)، و پس‌ازآن در کلروفایسه (۲۷ درصد) بود. بیش‌ترین تعداد در تابستان در کلروفایسه (۳۸ درصد) دیده شد. شمار سیانوفایسه در تابستان افزایش یافت و به ۳۶ درصد رسید، اما داینوفایسه و کریزوفایسه کم شدند و به ترتیب به ۹ و ۷ درصد رسیدند. در پاییز باسیلاریوفایسه افزایش زیادی یافت و به ۵۷ درصد رسید، سیانوفایسه دوباره به ۲۰ درصد افزایش یافت و همه‌ی رده‌های دیگر کاهش یافتند. در زمستان شمار باسیلاریوفایسه کم شد و به ۲۴ درصد رسید. به‌جای آن کلروفایسه دوباره به ۳۱ درصد افزایش یافت. شمار کریزوفایسه در این فصل به بیش‌ترین اندازه‌اش در سال (۱۶ درصد) رسید، و افزایش سیانوفایسه نیز تا ۲۸ درصد بیش‌تر شد.

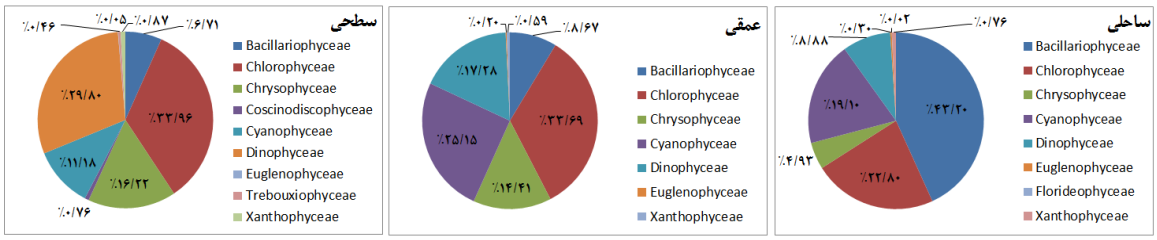
پراکنش این رده‌ها در زیستگاه‌های سه‌گانه‌ی دریاچه نیز متفاوت بود، به‌طوری‌که در زیستگاه سطحی بیش‌ترین تعداد در رده‌ی کلروفایسه با ۳۴ درصد از شمار کل فیتوپلانکتون‌ها، و بعدازآن داینوفایسه با ۳۰ درصد فراوان‌ترین بودند (شکل ۴). در زیستگاه عمقی نیز بیش‌ترین شمار در کلروفایسه (۳۴ درصد)، و بعدازآن در سیانوفایسه (۲۵ درصد) و داینوفایسه (۱۷ درصد) دیده شد، اما بیش‌ترین شمار پلانکتون‌های گیاهی در زیستگاه ساحلی در باسیلاریوفایسه (۴۳ درصد)، و پس‌ازآن در کلروفایسه (۲۳ درصد) و سیانوفایسه (۱۹ درصد) بود.

در بررسی جزئی‌تر سرده‌های فیتوپلانکتونی دیده شد که برخی از آنان در همه‌ی فصل‌ها در دریاچه پراکنده بودند، مانند *Ceratium*، *Dinobryon*، *Fragilaria*، *Pediastrum*، *Spirogyra* و *Staurastrum*. برخی دیگر تنها در زمان‌های محدودی از سال یافت شدند، برای نمونه *Centronella*، *Frustulia*، *Phacus*، *Gyrosigma*، *Hildenbrandia*، *Stephanodiscus*، *Synedra* و *treubaria* فقط در بهار، *Aphanothece*، *Chlamydomonas*، *Chlorella*، *Coelastrum*، *Cylindrospermum*، *Selenastrum* و *Tetraedran* فقط در تابستان، *Amphipleura*، و *Aulacoseira* فقط در پاییز، و *Caloneis*، *Campylodiscus*، *Meridion*، *Tetrallantos* و *Trochiscia* فقط در زمستان دیده شدند (جدول ۲).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]



شکل ۳: گوناگونی زمانی تراکم راسته‌های فیتوپلانکتونی در دریاچه‌ی سد درودزن (۱۳۹٤ – ۱۳۹۵).



شکل ٤: گوناگونی زیستگاهی تراکم راسته‌های فیتوپلانکتونی در دریاچه‌ی سد درودزن (۱۳۹٤ – ۱۳۹۵).

ازنظر اشغال زیستگاهی نیز تفاوت‌هایی میان سرده‌ها دیده شد. سرده‌ی *Aulacoseira* فقط در زیستگاه سطحی، سرده‌های *Gyrosigma* و *Kirchneriella* فقط در زیستگاه عمقی بودند، اما ۱۳ سرده‌ی *Amphipleura*، *Aphanothece*، *Caloneis*، *Campylodiscus*، *Chlorella*، *Chlosteriopsis*، *Diatoma*، *Frustulia*، *Hildenbrandia*، *Meridion*، *Osillatoria*، *Tetraedran* و *Tetrallantos* فقط در زیستگاه ساحلی دیده شدند (جدول ۲).

جدول ۲: پراکنش سرده‌های مختلف فیتوپلانکتونی در فصل‌ها، زیستگاه‌ها، و برش‌های مختلف در دریاچه‌ی سد درودزن (۱۳۹٤ – ۱۳۹۵).

	پراکنش زمانی				پراکنش زیستگاهی			پراکنش برشی		
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سطحی	عمقی	ساحلی	دریاچه‌ای	میانه	رودخانه‌ای
Amphipleura	_	_	*	_		_	*	_	_	*
Aphanizomenon	*	*	_	_	*	*	*	*	*	*
Aphanocapsa	*	*	*	_	*	*	*	*	*	*
Aphanothece	_	*	_	_		_	*	*	_	_
Asterionella	*	_	*	_	*	_	*	*	*	*
Aulacoseira	_	_	*	_	*	_	_	*	_	_
Caloneis	_	_	_	*		_	*	_	_	*

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

Campylodiscus	-	-	-	*	-	-	*	-	-	*
Centronella	*	-	-	-	-	*	-	-	*	*
Ceratium	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Chlamydomonas	-	*	-	-	*	*	*	*	*	*
Chlorella	-	*	-	-	-	-	*	*	-	*
Chlosteriopsis	-	-	*	*	-	-	*	-	-	-
Coelastrum	-	*	-	-	*	*	*	*	*	*
Cylindrospermum	-	*	-	-	*	*	*	*	-	*
Diatoma	-	-	*	*	-	-	*	-	*	*
Dinobryon	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Euglena	*	*	-	-	*	-	*	*	*	*
Fragilaria	*	*	*	*	*	-	*	*	*	*
Frustulia	*	-	-	-	-	-	*	*	-	-
Gomphosphaeria	*	*	-	-	*	*	*	*	*	-
Gyrosigma	*	-	-	-	-	*	-	-	*	-
Hildenbrandia	*	-	-	-	-	-	*	-	-	*
Hydrodictyon	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Kirchneriella	-	*	-	*	-	*	-	-	*	*
Meridion	-	-	-	*	-	-	*	-	-	*
Microcyctis	*	-	*	-	*	*	*	*	*	*
Nephrocytium	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*
Oocystis	-	*	-	*	*	*	*	*	*	*
Osillatoria	-	*	-	*	-	-	*	*	*	-
Pediastrum	*	*	*	*	*	*	*	*	-	*
Peridinium	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*
Phacus	*	-	-	-	*	-	-	-	*	-
Selenastrum	-	*	-	-	*	*	*	*	*	*
Scenedesmus	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*
Spirogyra	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Staurastrum	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Stephanodiscus	*	-	-	-	*	*	*	*	*	*
Synedra	*	-	-	-	*	*	*	-	*	*
Tabellaria	-	*	*	-	*	*	*	*	*	*
Tetraedran	-	*	-	-	-	-	*	-	-	*
Tetrallantos	-	-	-	*	-	-	*	*	-	-
treubaria	*	-	-	-	*	-	*	*	*	*
Tribonema	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*
Trochiscia	-	-	-	*	*	-	*	*	*	-

این اختصاصی بودن در میان سه برش اصلی دریاچه نیز دیده شد. برخی از آن‌ها فقط در برش دریاچه‌ای (سرده‌های *Aphanothece*، *Aulacoseira*، و *Frustulia*)، برخی فقط در برش میانه (*Gyrosigma*، و *Phacus*) و شش سرده نیز (شامل *Amphipleura*، *Caloneis*، *Campylodiscus*، *Hildenbrandia*، *Meridion*، و *Tetraedran*) فقط در برش رودخانه‌ای وجود داشت (جدول ۱).

پرتراکم‌ترین فیتوپلانکتون‌ها در بهار *Dinobryon* (۱۲۴۰ در لیتر)، و *Peridinium* (۱۱۵۷ در لیتر)؛ در تابستان *Pediastrum* (۱۱۹۲ در لیتر) و *Cylindrospermum* (۱۱۳۹ در لیتر)؛ در پاییز *Amphipleura* (۷۴۳۱ در لیتر) و *Diatoma* (۴۲۲۷ در لیتر)؛ و در زمستان *Caloneis* (۲۰۳۱ در لیتر) و *Ceratium* (۱۶۹۱ در لیتر) بودند.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

میانگین کل نمایه‌ی غنای گونه‌ای مارگالِف دریاچه در این سال ۱/۱۴±۰/۱۰ بود. بررسی دقیق گوناگونی زیستی پلانکتون‌های گیاهی با محاسبه‌ی نمایه‌ی مارگالِف تفاوت‌هایی را میان فصل‌ها، زیستگاه‌ها و برش‌های مختلف دریاچه نشان داد. تحلیل تفاوت این میانگین‌ها با آزمون ناپارامتری مان–ویتنی نشان داد که نمایه‌ی غنای گونه‌ای مارگالِف در تابستان از همه بیش‌تر، و در پاییز و زمستان کم‌ترین بود (جدول ۲). در میان سه زیستگاه برگزیده، زیستگاه عمقی کم‌تر از سطحی و ساحلی بود (جدول ۳). در میان سه برش دریاچه نیز برش میانه اندکی بیش‌تر از دو برش دیگر بود، اما تفاوت تنها میان این برش و برش رودخانه‌ای معنادار بود (جدول ۳).

جدول ۳: تفاوت نمایه‌ی گوناگونی مارگالِف برای فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی درودزن (۱۳۹٤ – ۱۳۹۵).

	مقایسه‌ی برش‌ها			مقایسه‌ی زیستگاه‌ها			مقایسه‌ی فصل‌ها		
	رودخانه‌ای	میانه*	دریاچه‌ای	ساحلی	عمقی	سطحی*	پاییز	تابستان*	بهار	زمستان
غنای گونه‌ای مارگالِف (میانگین±انحراف معیار)	۱/۱±۰/۲۶	۱/۳±۰/۱۵	۱/۱±۰/۱۶	۱/۴±۰/۱۶	۰/۸±۰/۱۵	۱/۳±۰/۱۹	۰/۸±۰/۱۴	۱/۸±۰/۰۹	۱/۳±۰/۱۶	۰/۷±۰/۱۲
Sig. (2-tailed)	۰/۰۱۶	–	۰/۱۱۵	۰/۸۵۱	۰/۷۴۰	–	۰/۰۰۱	–	۰/۰۶۵	۰/۰۰۱

* گروهی که گروه‌های دیگر با آن مقایسه‌ی آماری شده‌اند.

بحث و نتیجه‌گیری

درنتیجه‌ی این پژوهش پلانکتون‌های گیاهی (کلروفایسه، سیانوفایسه، باسیلاریوفایسه، زانتوفایسه، داینوفایسه، یوگلنوفایسه، کریزوفایسه، کوزینودیسکوفایسه، تربوکسیوفایسه و فلوریدوفایسه) در دریاچه‌ی سد درودزن شناسایی شد. در میان دریاچه‌های گزارش‌شده تاکنون در ایران دریاچه‌ی سد درودزن ازنظر تنوع رده‌های فیتوپلانکتون با ۱۰ رده و ۴۵ سرده فراوانی بسیاری دارد. گزارش‌ها نشان می‌دهد که در دریاچه‌ی سد دز ۱۶ سرده از ۵ رده شناسایی شد که فراوان‌ترین آن‌ها *Cyclotella* بود (سبز علیزاده و همکاران، ۱۳۸۴)، دریاچه‌ی سد دز ۷ رده (ویسی، ۱۳۷۸)، دریاچه‌ی سد ارس ۴۶ گونه جلبک از ۵ رده (محبی و همکاران، ۱۳۹۱)، و ۲۷ گونه از ۵ رده (Mohebbi *et al*., 2015)، دریاچه‌ی سد گلبلاغ (کردستان) ۲۳ سرده از ۶ رده (محمدی و همکاران، ۱۳۹۵)، و دریاچه‌ی تهم (استان زنجان) ۴۵ جنس از ۷ رده (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱) گزارش‌شده است. در سد مخزنی شهید رجایی (مازندران) ۱۰۷ گونه فیتوپلانکتون در ۵۳ جنس و ۸ شاخه شناسایی شد، و درمجموع ۶۸ تا ۹۹ درصد از تراکم آن‌ها از باسیلاریوفیتا و پیروفیتا بود (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۶). در مقایسه‌ی این گوناگونی فیتوپلانکتونی در شرایط آب‌وهوایی کشور، غنای گونه‌ای فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه‌های مجموعه سدهای رود نیمه استوایی پاراناپانِما در برزیل بسیار زیاد بود، به‌طوری‌که درمجموع ۲۳۴ تاکسون از ۹۲ سرده در آن یافته شد. پرگونه‌ترین گروه فیتوپلانکتونی کلروفایسه و پس‌ازآن باسیلاریوفایسه بود (Nogueira *et al*., 2010). پژوهش‌های انجام‌شده در پنج سد بزرگ در بلغارستان پراکندگی ۱۱۴ تاکسون از جلبک‌های پلانکتونی را نشان داد (Dochin, 2019).

شمار سرده‌های هر رده نیز در این دریاچه با دریاچه‌های دیگر متفاوت بود. بیشترین تنوع سرده‌های جلبک‌ها در دریاچه‌ی درودزن در جلبک‌های دیاتومه‌ای (باسیلاریوفایسه: ۱۳ سرده) و جلبک‌های سبز آبی (سیانوفایسه: ۷ سرده) بود، اما در دریاچه‌ی سد دز بیش‌ترین تعداد گونه‌ها از داینوفایسه و باسیلاریوفایسه بود (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۴)، و بیش‌ترین شمار سرده‌ها در دریاچه‌ی ارس در کلروفایسه و باسیلاریوفایسه (Mohebbi *et al*., 2015)، در دریاچه‌ی سد گلبلاغ در باسیلاریوفایسه و کلروفایسه (محمدی و همکاران، ۱۳۹۵)، در دریاچه‌ی سد ماکو در کریزوفایسه و کرلوفایسه (سبک‌آرا و مکارمی، ۱۳۸۲)، و در دریاچه‌ی تهم در باسیلاریوفایسه و کلروفایسه دیده شد (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱). یافته‌های برتری گروه‌های فیتوپلانکتونی در پنج سد بزرگ بلغارستان نشان داد که کلروفایسه بیش‌ترین تراکم (۳۲ درصد)، و اوکروفایسه (۲۲ درصد)، سیانوفایسه (۲۱ درصد) باسیلاریوفایسه (۲۰ درصد) ، سترپتوفایسه (۱۲ درصد) از کل تراکم را داشتند (Dochin, 2019).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

بیش‌ترین تراکم کل فیتوپلانکتون‌ها در پاییز بود که باسیلاریوفایسه با ۵۷ درصد گروه غالب آن‌ها بودند. در بهار شمار رده‌ی داینوفایسه بیش‌ترین (۳۷٪) بود، درحالی‌که در تابستان کلروفایسه (۳۸ درصد) و سیانوفایسه (۳۶ درصد)، و در زمستان کلروفایسه (۳۱ درصد) فراوان‌ترین فیتوپلانکتون‌ها بودند. در دریاچه‌ی سد ماکو بیشترین تراکم پلانکتون‌های گیاهی در تابستان دیده شد و شاخه‌ی کریزوفایتا با ۷۶٪ پلانکتون غالب دریاچه بود (سبک‌آرا و مکارمی، ۱۳۸۲). در دریاچه‌ی سد ارس باسیلاریوفایتا (دیاتوم‌ها) در زمستان بیش‌ترین تراکم و پایروفایتا (داینوفلاجلاتا) در تابستان بیش‌ترین فراوانی را داشت (محبی و همکاران، ۱۳۹۱). در دریاچه‌ی سد دز بیش‌ترین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها در اسفند و مرداد بود (Sabzalizadeh *et al*., 2005). تغییرات سالانه تراکم فیتوپلانکتون در دریاچه‌ی سد گلبلاغ (کردستان) نیز نشان داد که بیشترین آن در مرداد و اسفند بوده است (محمدی و همکاران، ۱۳۹۵). در سد مخزنی شهیدرجایی (مازندران) بیشینه و کمینه‌ی میانگین تراکم سلول‌های فیتوپلانکتون در تیر (سلول در مترمکعب ۶۶۱ میلیون در مترمکعب) و بهمن (۱۰ میلیون در مترمکعب) دیده شد (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۶). تفاوت‌های فصلی در انتشار جلبک‌ها در دریاچه‌ی گولباشی ترکیه نیز دیده شد (Naz and Türkmen, 2005). در دریاچه‌ی سد کینگکاوشا (چین) بیش‌ترین تراکم کل فیتوپلانکتون‌ها در تابستان دیده شد، و برتری با باسیلاریوفایت بود، و بیش‌تر کلروفایتا و سیانوفایتا در فاصله‌ی پاییز تا زمستان به کم‌ترین تراکم رسید (Yang *et al*., 2019). در این دریاچه، گونه‌های باسیلاریوفایتا در ماه‌های گرم افزایش داشتند، و در ماه‌های سرد تراکم جلبک‌ها به‌جز در گونه‌های کریزوفایتا کم بود. گونه‌های کریزوفایتا که وابستگی بسیار به دما دارند، در پایان پاییز شروع به رشد می‌کنند (Munawar *et al*., 1991). آشکار است که دما و نور بیش‌ترین تأثیر را بر رشد جلبک‌ها می‌گزارد (Pal and Choudhury, 2014) و در عرض‌های جغرافیای پایین‌تر که تغییرات مقدار تابش در طول سال زیاد نیست، دمای آب تنظیم‌کننده‌ی مهم پراکنش فصلی فیتوپلانکتون‌ها است (Lund, 1965). اما دیده شد که در بیش‌تر دریاچه‌های ثبت‌شده، بیش‌ترین افزایش تراکم فیتوپلانکتون‌ها در تابستان، اما در دریاچه‌ی درودزن در پاییز بود. این اختلاف را می‌توان به مقدار تابش در دریاچه‌های ثبت‌شده مربوط دانست. همه‌ی این دریاچه‌ها در عرض‌های جغرافیایی شمالی‌ترند و تابش دریافت شده‌ی آن‌ها کم‌تر از جنوب فارس است. برخورد فیتوپلانکتون‌ها با اندازه‌های شدید نور می‌تواند با تأثیر مخرب بخش‌های UV-B و به‌ویژه UV-A از نور خورشید منجر به از بین رفتن ساختار دی‌ان‌آ و نیز آسیب دیدن فتوسنتز آن‌ها شود (Wetzel, 2001). این پدیده بر اندازه‌ی رشد فیتوپلانکتون‌ها و درنتیجه تراکم آن‌ها اثر می‌کند. بنابراین، ممکن است افزایش تراکم آن‌ها را در پاییز به کاهش یافتن تابش در این فصل و برداشته شدن فشار آسیب‌رسانی نور UV نسبت داد.

در مقایسه‌ی میان سه زیستگاه دیده شد که بیش‌ترین شمار میانگین سالانه‌ی کل فیتوپلانکتون‌ها در زیستگاه ساحلی است. در بسیاری از دریاچه‌ها تأثیر وزش باد و جریان‌های درونی مانند جریان لانگ‌موار بر تجمع پلانکتون‌های شناور نشان داده‌شده است (Reynolds, 2006). در این پژوهش ویژگی‌های وزش باد و جریان‌های درونی بررسی نشده است، اما ازآنجاکه این دریاچه ازنظر ژرفا و گستره جزو دریاچه‌های بزرگ‌مقیاس نیست، می‌توان از عوامل تأثیرگذار بر تکثیر فیتوپلانکتون‌ها در مقیاس محلی برای توضیح تفاوت‌ها استفاده کرد (Reynolds, 2006). زیستگاه کف بسیار دور از دریافت نور است و نور و دمای بسیار کم‌تری می‌گیرد، و زیستگاه سطحی (پلاژیک) نیز با لایه‌های زیرین خود مخلوط می‌شود (Brönmark and Hansson, 2005) که نور کم‌تری می‌گیرند. درحالی‌که همه‌ی حجم آب در بخش ساحلی می‌تواند به دلیل ژرفای کم بیش‌ترین نور ممکن را بگیرد. درنتیجه، این زیستگاه می‌تواند در طول سال (ازجمله در ماه‌های سرد) نور و (با درجه‌ی کم‌تر) دمای بیش‌تری جذب کند و درنتیجه محیط مناسب‌تری برای رشد فیتوپلانکتون‌ها فراهم آورد. از سوی دیگر ارتباط نزدیک‌تر این زیستگاه با خشکی احتمال دریافت مواد مغذی را درنتیجه‌ی شسته شدن خاک‌های پیرامون بیش‌تر می‌کند و به رشد بیش‌تر جمعیت فیتوپلانکتون‌ها کمک می‌کند (Reynolds, 2006). اگرچه، حساسیت و واکنش جمعیت تاکسون‌های مختلف در برابر این عوامل متفاوت است. برای نمونه، در عمق‌های مختلف در دریاچه‌ی سد گلبلاغ فراوانی داینوفایسه تقریباً مساوی بود، اما رده‌ی باسیلاریوفیسه در لایه‌ی سطحی فراوانی بیشتری نشان داد (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۴). برخی از گونه‌ها با مهاجرت به ژرفاهای بیش‌تر از آسیب نور UV دوری می‌کنند، و برخی با کمک ساختارهای مولکولی تخریب‌ها را بازسازی می‌کنند (Wetzel, 2001). در هر حالت، افزایش بیش‌ازاندازه‌ی نور موجب کاهش یافتن رشد و تراکم و درنتیجه پراکندگی آن‌ها

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

می‌شود. در دریاچه‌هایی که ناحیه‌ی متالیمنیون (زیر لایه) آن‌ها درون منطقه‌ی یوفوتیک (نور دار حقیقی) می‌افتد، بیش‌ترین شمار فیتوپلانکتون‌ها در ترموکلاین (لایه‌ی گذرایی دما) جمع می‌شود و بیشینه‌ی کلروفیل را می‌سازد (Pal and Choudhury, 2014). در دریاچه‌ی سد اوپا (نیجریه) بیش‌ترین فراوانی گونه‌های فیتوپلانکتون در زیستگاه عمقی (۷۱ گونه) در برش دریاچه‌ای و کم‌ترین فراوانی در زیستگاه عمقی (۵۱ گونه) در برش میانی دیده شد (Bolawa *et al*., 2018).

بیشینه بودن شمار میانگین سالانه‌ی کل فیتوپلانکتون‌ها در برش رودخانه‌ای نیز با استدلال همسانی توضیح داده می‌شود. برش رودخانه‌ای نخستین برش از دریاچه در سوی ورودی رود است. از یک‌سو ژرفای آب آن کم است و از سوی دیگر جریان پیوسته‌ی آب از رودخانه و سرشاخه‌های آن منبعی بسیار غنی از مواد مغذی مختلف را با خود به دریاچه می‌آورد که پیش از پراکنده شدن در آب، در دسترس زیندگان این برش است (Wetzel, 2001). این شرایط می‌تواند به رشد و تراکم بیش‌تر در این بخش بیانجامد. در دریاچه‌ی سد ارس در ۱۳۹۱ بیش‌ترین تراکم فیتوپلانکتونی در منطقه‌ی میانه‌ی دریاچه دیده شد، اگرچه محبی و همکاران (۱۳۹۱) تغییرات تراکم پلانکتونی در این دریاچه را بیش‌تر براثر رژیم آب‌شناختی دریاچه دانستند. دانسته شده است که میان کنش ویژگی‌های مکانیکی آب و شرایط فیزیکی تنه‌ی آب (برهم‌خوردگی، ساختار دمایی، شرایط درهم شدن لایه‌ها، شرایط نور و جابه‌جایی همرفتی) بر هریک از گروه‌های کارکردی جلبک‌ها (جلبک‌های شناگر، جلبک‌هایی با توان شناوری مثبت، منفی، و خنثی) اثر می‌گزارد و موجب شکل‌دهی به پراکنش جلبک‌ها و پراکنش غیریکنواخت آن‌ها می‌شود (George and Heaney, 1978). در دریاچه‌ی سد ایفه‌وارا (نیجریه) از بخش رودخانه‌ای به‌سوی بخش دریاچه‌ای تراکم یوگلنوفایتا کاهش یافت، باسیلاریوفایتا در بخش میانه بیش‌ترین میانگین تراکم را داشت، و گروه‌های کاروفایتا، کریزوفایتا، و داینوفایتا از بخش رودخانه‌ای به‌سوی بخش دریاچه‌ای افزایش یافتند (Hameed *et al*., 2019). در دریاچه‌ی سد اوپا (نیجریه) بیش‌ترین فراوانی گونه‌های فیتوپلانکتون در زیستگاه سطحی در برش دریاچه‌ای، و کم‌ترین آن در زیستگاه سطحی در برش رودخانه‌ای دیده شد (Bolawa *et al*., 2018). از میان مجموع ۸۲ گونه‌ی پلانکتون که در دریاچه‌ی سد اوپا (نیجریه) بررسی شدند، تفاوت‌های مکانی (میان برش‌ها و عمق‌ها) معنادار تنها در تراکم ۷ گونه دیده شد (Bolawa *et al*., 2018).

از میان سرده‌های شناسایی‌شده *Ceratium*، *Dinobryon*، *Fragilaria*، *Pediastrum*، *Spirogyra*، و *Staurastrum* در همه‌ی فصل‌ها در دریاچه پراکنده بودند و سرده‌های دیگر تنها در برخی از فصل‌ها دیده می‌شدند. در دریاچه‌ی سد ماکو سرده‌های *Synedra*، *Diatoma*، *Cyclotella*، *Senedesmus*، *Oscillatoria*، *Euglena*، و *Ceratium* غالب بود (سبک‌آرا و مکارمی، ۱۳۸۲)؛ در دریاچه‌ی تَهَم (زنجان) سرده‌های *Cyclotella*، و *Asterionella*، *Ankistrodesmus*، و *Chlorogonium* (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱)؛ در دریاچه‌ی سد دز *Ceratium*، *Peridinium*، *Cyclotella*، *Oocystis*، *Ankistrodesmus* و *Dinobryon* بیشترین تراکم را نشان دادند (ویسی، ۱۳۷۸). این تفاوت در ترکیب فیتوپلانکتون‌های غالب میان دریاچه‌های مختلف که در همه‌ی دریاچه‌های سدهای دیگر نیز دیده شد نشان‌دهنده‌ی تأثیر عوامل محیطی بر رشد و تکثیر گونه‌های مختلف است (Wetzel, 2001). در دریاچه‌ی گولباشی ترکیه دو سرده‌ی *Peridinium* و *Ceratium* (از پیرروفایتا) شناسایی شد (Naz and Türkmen, 2005)؛ *Ceratium* فقط در خرداد، اما *Peridinium* در دوره‌ی درازتری دیده شد. این دو گونه معمولاً دریاچه‌های یوتروفیک را دوست دارند، اما گزارش‌شده است که در دریاچه‌های مزوتروفیک هم می‌توانند باشند (Hutchinson, 1967). تراکم سرده‌های مختلف به‌مانند نشان‌گر آلودگی به‌کاربرده می‌شود، برای نمونه در دریاچه‌ی سد ایفه‌وارا (نیجریه) درصد زیاد تراکم اعضای زیرگروه دسمیدها (*Closterium*، *Cosmarium*، *Micrasterias*، و *Staurastrum*) نشانه‌ی الیگوتروف و پاک بودن آب دانسته شد (Hameed *et al*., 2019). فراوان بودن *Staurastrum* در همه‌ی فصل‌ها و همه‌ی زیستگاه‌های دریاچه‌ی درودزن نشان‌دهنده‌ی وضعیت الیگوتروفی دریاچه است. از ۸۲ گونه‌ی پلانکتون در دریاچه‌ی سد اوپا (نیجریه) تفاوت‌های فصلی معنادار تنها در تراکم ۱۶ گونه دیده شد، اما در تراکم هفت گونه‌ی دیگر تفاوت فصلی نبود (Bolawa *et al*., 2018).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

میانگین کل نمایه‌ی غنای گونه‌ای مارگالِف دریاچه‌ی درودزن درمجموع ۱/۱۴ بود. این نمایه در تابستان بیش‌ترین (۱/۸) و در زمستان کم‌ترین (۰/۷) اندازه را داشت، و در زیستگاه عمقی کم‌تر از سطحی و ساحلی بود. در دریاچه‌ی سد گلبلاغ اختلاف معنی‌داری میان ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شاخص‌های تنوع زیستی مارگالِف نبود، اما اختلاف میان زمان‌های مختلف معنی‌دار بود، به‌طوری‌که بیش‌ترین آن در خرداد (۱/۲۳) و کم‌ترین آن در مرداد (۰/۵) اندازه‌گیری شد (محمدی و همکاران، ۱۳۹۵). در دریاچه‌ی سد حنا (استان اصفهان) شاخص غنای مارگالِف از ۰/۱ در زمستان تا ۲/۸ در تابستان متغیر بود (فرهادیان و همکاران، ۱۳۹۲).

تنوع زیستی فیتوپلانکتون‌های یوگلنوفایت در دریاچه‌ی سد زاینده‌رود بر پایه‌ی شیوه‌ی شانون-وینر در پاییز کم‌ترین (۰/۴۹) و در بهار بیش‌ترین (۱/۴۸) بود (شمس و افشار زاده، ۱۳۸۹). این اندازه‌گیری‌ها نشان می‌دهد که عموماً تنوع گونه‌ای در فصل‌های گرم سال بیشینه است و در زمان‌های سرد به کم‌ترین می‌رسد. بااین‌حال در گزارشی از دریاچه‌ی سد ارس تنوع زیستی بر پایه‌ی شیوه‌ی شانون-وینر در تابستان کم‌ترین (۰/۵۱) و در زمستان بیش‌ترین (۱/۷۰) بود، که به زیادشدن دمای آب، تبخیر و کاهش تراز آب نسبت داده‌شده است که به‌احتمال افزایش اندازه‌ی تروفی دریاچه نسبت داده‌شده است (محبی و همکاران، ۱۳۹۱). از سوی دیگر، تنوع گونه‌ای در دریاچه‌ی بزنگان (خراسان) در چهارفصل سال بسیار همگن بود، به‌طوری‌که بیشینه‌ی آن در تابستان ۳/۹۹ و کمینه‌ی آن در زمستان ۳/۰۳ گزارش شد (غلامی و همکاران، ۱۳۸۴). تفاوت زیاد میان دریاچه‌های سدهای مختلف در کشور آشکار می‌کند که اثر شرایط محیطی هر دریاچه بر تنوع و ترکیب گونه‌های زیندگان ازجمله فیتوپلانکتون‌ها بسیار مهم است. از همین روی، ضروری است که در دریاچه‌هایی که به‌ویژه کاربرد آشامیدنی دارند شرایط محیطی تأثیرگذار و تعیین‌کننده شناسایی شود تا بتوان از آن در مهار گونه‌های سمی یا زیان‌بار بهره گرفت.

از سوی دیگر، یکی از راه‌های پی بردن به شرایط تروفی آب دریاچه بررسی ترکیب گونه‌ای و فراوانی جلبک‌های مختلف در دریاچه‌ها است (Palumbo *et al*., 2002). برای نمونه، جلبک‌های سبز (کلروفایسه) و دیاتوم‌ها (باسیلاریوفایسه) در آب‌های خاص الیگوتروفی غالب‌اند، اما اگر رشد و فراوانی جلبک‌های سبز-آبی (سیانوفایسه) به مرز شکوفایی برسد نشان‌دهنده‌ی حالت یوتروفی و آلودگی است (Palumbo *et al*., 2002). با توجه به این واقعیت، یافته‌های این پژوهش نشان می‌دهد که گونه‌های کلروفایسه و سیانوفایسه در همه‌ی فصل‌ها و همه‌ی زیستگاه‌ها حضور دارند، و در هیچ‌یک از آن‌ها تراکم سیانوفایسه در اندازه‌ی شکوفایی نیست. بر پایه‌ی این داده‌ها، به نظر می‌رسد "از دیدگاه وضعیت فیتوپلانکتون‌ها" دریاچه‌ی سد درودزن در شرایط الیگوتروفی است. با سنجش عامل‌های مؤثر دیگر مانند مواد مغذی می‌توان به درک بهتری از چگونگی تروفی دریاچه رسید.

درمجموع، تنوع رده‌های فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه‌ی سد درودزن در مقایسه با دریاچه‌های سدهای دیگر در ایران بسیار زیاد است. بیشترین تنوع در جلبک‌های سبز آبی و جلبک‌های دیاتومه‌ای دیده شد، و بیش‌ترین تراکم اجتماع کل فیتوپلانکتون‌ها در پاییز، در زیستگاه ساحلی، و در برش رودخانه‌ای بود. میانگین نمایه‌ی غنای گونه‌ای مارگالِف در فیتوپلانکتون‌های دریاچه ۱/۱۴ بود، که در تابستان به بیش‌ترین و در زمستان به کم‌ترین اندازه می‌رسید. با توجه به اطلاعات به‌دست‌آمده از وضعیت فیتوپلانکتون‌ها، این دریاچه در شرایط الیگوتروفی است. نتایج این پژوهش نشان داد که تراکم و طرح پراکندگی فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی درودزن در زیستگاه‌های سطحی، عمقی و ساحلی، و در میان سه برش اصلی رودخانه‌ای، میانه و دریاچه‌ای برای این دریاچه اختصاصی است. از سوی دیگر، تفاوت ترکیب گونه‌ها و تراکم در زیست‌گاه‌های مختلف دریاچه این حقیقت را نیز یادآوری می‌کند که حتی در درون دریاچه، شرایط در لایه‌های مختلف آب، در برش‌های مختلف دریاچه، و در زمان‌های مختلف سال بسیار متفاوت است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

سپاس‌گزاری

این مقاله بخشی از طرح پژوهشی اکولوژی دریاچه‌ی سد درودزن است که هزینه‌ی آن از سوی استانداری فارس تأمین‌شده و با شماره‌ی ۹۰۰۲۸-۱۲-۵۰-۴ در سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی به ثبت رسیده است. از سازمان آب منطقه‌ای فارس و به‌ویژه آقای مهندس اسلامی رییس وقت محترم سد درودزن و آقای بهزادی برای دراختیارگذاشتن قایق در نمونه‌برداری‌ها سپاس‌گزاری می‌شود.

منابع

بختیاری، ن.، فرهادیان، ا.، محبوبی‌صوفیانی، ن. و محمدی، م.، ۱۳۹۱. بررسی ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون‌ها و زئوپلانکتون‌های استخرهای خاکی پرورش میگوی پاسفید *Litopenaeus vannamei*. نشریه‌ی شیلات، مجله‌ی منابع طبیعی ایران. ۶۵ (۳): صفحات ۲۶۹-۲۵۷.

سبزعلیزاده، س.، خلفه‌نیلساز، م.، اسکندری، غ. و اسماعیلی، ف.، ۱۳۸٤. بررسی اکولوژی دریاچه سد دز خوزستان ـ اهواز. سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، ۸۴/۲۷۰.

سبک‌آرا، ج. و مکارمی، م.، ۱۳۸۲. بررسی تراکم و پراکندگی پلانکتونی در دریاچه‌ی سد ماکو. مجله‌ی علمی شیلات ایران، ۱۲ (۲): صفحات ۴۶-۲۹.

شرکت سهامی آب منطقه‌ای فارس، ۱۳۹۰. سد درودزن. <http://doroodzan.frrw.ir>.

شمس، م. و افشارزاده، س.، ۱۳۸۹. مطالعه‌ی اکولوژیک و تنوع گونه‌های اوگلنوفایت‌های دریاچه‌ی سد زاینده‌رود. مجله‌ی تاکسونومی و بیوسیستماتیک، ۲ (۲): صفحات ۱-۱۰.

غلامی، ع.، اجتهادی، ح. و قاسم‌زاده، ف.، ۱۳۸٤. بررسی تنوع گونه‌ای و اکولوژیک فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی بزنگان. مجله‌ی علمی شیلات ایران، ۱۴ (۲) : صفحات ۹۰-۷۳.

فرهادیان، ا.، حیدری، ص.، صداقت، ر.، محبوبی‌صوفیانی، ن.، ابراهیمی، ع.، اسداله، س. و متقی، ا.، ۱۳۹۲. پراکنش، فراوانی و تنوع زیستی فیتوپلانکتون‌های دریاچه‌ی سد حنا، ایران. اکولوژی کاربردی، ۲ (۳): صفحات ۷۸-۶۵.

عیسایی، ا.، ۱۳۸۵. بررسی و پایش کیفی آب رودخانه‌ی کر و مقایسه‌ی آن با مطالعات ۱۳۶۴. گزارش طرح مطالعاتی، شرکت سهامی آب منطقه‌ای فارس.

محبی، ف.، محسن‌پورآذری، ع. و عاصم، ع.، ۱۳۹۱. بررسی جمعیت فیتوپلانکتونی و شاخص‌های جمعیتی در دریاچه‌ی سد ارس. مجله‌ی زیست‌شناسی ایران، ۲۵ (۲): صفحات ۳۲۸-۳۱۶.

محمدی، ح.، پیغمبری، س. ی.، عبدلملکی، ش.، فلاحی، م.، قربانی، ر. و حسینی، س. ع.، ۱۳۹۵. بررسی ساختار جمعیتی و تنوع زیستی فیتوپلانکتون دریاچه‌ی سد گلبلاغ استان کردستان. بوم‌شناسی آبزیان، ۶ (۳) : صفحات ۵۴-۴۵.

مخلوق، آ.، نصرالله‌زاده‌ساروی، ح.، رامین، م. و رضایی، م.، ۱۳۹٦. بررسی ساختار، تراکم و اکولوژی فیتوپلانکتون با تأکید بر خصوصیات گونه‌های غالب در سد مخزنی شهید رجایی (مازندران). مجله‌ی پژوهش‌های گیاهی (زیست‌شناسی ایران)، ۳۰ (۱): صفحات ۱۸۴-۱۹۹.

میرزاجانی، ع.، عباسی، ک.، سبک آرا، ج.، مکارمی، م.، عابدینی، ع. و صیاد بورانی، م.، ۱۳۹۱. لیمنولوژی دریاچه‌ی الیگومزوتروف تهم در استان زنجان. مجله‌ی زیست‌شناسی ایران، ۲۵ (۱): صفحات ۸۹-۷۴.

منوری، م.، نوری، ج. و سهراب‌نیا، ن.، ۱۳۹۲. اثر تجمع فیتوپلانکتون‌ها بر کیفیت آب سد کرج. آب و فاضلاب، ۲: صفحات ۳۰-۱۹.

وزارت نیرو، ۱۳۸۷. پیش‌نویس دستور عمل اجرایی پایش کیفیت آب مخازن پشت سدها. نشریه‌ی شماره‌ی ۳۳۰.

ویسی، ن.، ۱۳۷۸. بررسی ساختار اجتماعات فیتوپلانکتون‌ها در دریاچه‌ی سد دز با تأکید بر فاکتورهای زیست‌محیطی. پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر.

Akbulut, A. and Yildiz, A., 2002. The planktonic diatoms of Lake Cildir (Ardahan Turkey). Turkish Journal of Botany, 26: 55–75.

Avagyan, A. B., 2011. Water global recourse management through the use of microalgae addressed to sustainable development. Clean Technologies and Environmental Policy, 13:431–445.

Bellinger, E. G. and Sigee, D. C., 2010. Freshwater Algae: Identification and use as bioindicators. John Wiley & Sons, 285 p.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

Bolawa, O. P., Adedeji, A. A. and Taiwo, Y. F. 2018. Ecological status of Opa Reservoir, Obafemi Awolowo University, Ile Ife, based on the abundance and diversity of its planktonic flora. Notulae Scientia Biologicae 10(2): 287–296.

Brönmark, C. and Hansson, L. A., 2005. The Biology of Lakes and Ponds. Oxford University Press, 300 p.

Dochin, K. 2019. Functional and morphological groups in the phytoplankton of large reservoirs used for aquaculture in Bulgaria. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 25 (1), 166–175.

George, D. G. and Edwards, R. W., 1976. The effect of wind on the distribution of Chlorophyll a and crustacean plankton in a shallow eutrophic reservoir. Journal of Applied Ecology, 13: 667–690.

George, D. G. and Heaney, S. I., 1978. Factors influencing the spatial distribution of phytoplankton in a small productive lake. Journal of Ecology, 66:133–155.

Hameed, I. O., Adeniyi, I. F., Adesakin, T. A. and Aduwo, A. I. 2019. Phytoplankton Diversity and Abundance in Relation to Physico-chemical Parameters of Ifewara Reservoir, Southwestern Nigeria. WNOFNS 24: 251–268.

Hutchinson, G. E., 1967. A Treatise on limnology II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley Pub, NewYork.

Kullenberg, G. E. B., 1978. Vertical processes and the vertical-horizontal coupling. In: Spatial Pattern in Plankton Communities. J. H. Steele (ed.): 43–71. Plenum Press. New York and London.

Legendre, P. and Fortin, M. J., 1989. Spatial pattern and ecological analysis. Vegetatio, 80: 107–138.

Lund, J. W. G., 1965. The ecology of the freshwater phytoplankton. Biological Reviews, 40: 231–293.

Margalef, R., 1958. Information Theory in Ecology. General Systems, 3: 36–71.

May, R. M., 1974. General Introduction, In: Ecological Stability. M. B. Usher & M. H. Williamson (eds.):1–15. Princeton University Press, Princeton. Pp. 1–14.

Mohebbi, F., Riahi, H., Sheidaei, M., Shariatmadari, Z. and Manaffar, M., 2015. Environmental control of the dominant phytoplankton in Aras Reservoir (Iran): A multivariate approach. Lakes and Reservoirs Research and Management, 20: 206–215.

Moreno-Ostos, E., 2004. Spatial dynamics of phytoplankton in El Gergal reservoir (Seville, Spain). PhD thesis. The University of Granada, 354 p.

Munawar, M., Munawar, I. F. and Sprules, W. G., 1991. The plankton ecology of lake. Hydrobiologia, 219: 203–227.

Naz, M. and Türkmen, M., 2005. Phytoplankton Biomass and Species Composition of Lake Gölbaşi (Hatay-Turkey). Turkish Journal of Biology, 29: 49–56.

Neill, W. E., 1990. Induced vertical migration in copepods as a defense against invertebrate predation. Nature, 345: 524–526.

Nogueira, M. G., Ferrareze, M., Moreira, M. L. and Gouvêa, R. M., 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). Brazilian Journal of Biology, 70(3) (suppl.): 781–793.

Pal, R. and Choudhury, A. K., 2014. An Introduction to Phytoplanktons: Diversity and Ecology. Springer, 175 p.

Palumbo, F., Ziglio, G. and Van der Beken, A., 2002. Detection Methods for Algae, Protozoa and Helminths in Fresh and Drinking Water. John Wiley & Sons, England, 246p.

Reynolds C. S., 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, 551 p.

Warrington, P., 2009. Aquatic pathogens cyanophytes.The blue-green algae. Available via DIALOG. http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/reference/cyanophytes.html

Wetzel, R., 2001. Limnology, Lake and River Ecosystems. Academic Press, 1006 p.

Wiens, J. A., 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology, 3: 385–397.

Yang, C., Nan, J. and Li, J., 2019. Driving Factors and Dynamics of PhytoplanktonCommunity and Functional Groups in an Estuary Reservoir in the Yangtze River, China. Water, 11, 1184: 1–17. doi:10.3390/w11061184.

Zohary, T., Fishbein, T., Kaplan, B. and Pollingher, U., 1998. Phytoplankton-metaphyton seasonal dynamics in a newly-created subtropical wetland lake. Wetlands Ecology and Management, 6: 133–142.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-11]