

اثرات پرورش ماهی کپور معمولی در قفس بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی سد گلستان، استان گلستان

- پریا رئوفی*: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- حجت‌اله جعفریان: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- رحمان پاتیمار: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- رسول قربانی: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی، گرگان، ایران
- محمد هرسیج: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران

تاریخ دریافت: آذر ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: اسفند ۱۳۹۶

چکیده

پرورش ماهی در قفس از سیستم‌های جدید پرورش آبزیان در محیط محصور است، هرچند ممکن است به واسطه پسماند غذای خورده نشده و مدفوع ماهیان، با ایجاد تغییرات فیزیکوشیمیایی در ستون آب جمعیت زئوپلانکتونی دستخوش تغییر گردد. بدین منظور، این مطالعه به پایش اثرات فعالیت پرورش ماهی کپور معمولی در قفس بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی سد گلستان پرداخت. نمونه برداری در دو فصل بهار و تابستان در فواصل ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ متری از قفس صورت پذیرفت. نتایج نشان داد که پرورش ماهی کپور در قفس روی خصوصیات فیزیکوشیمیایی و نیز فراوانی زئوپلانکتون‌ها اثر معنی‌دار نداشت ($P > 0.05$) و عوامل ذکر شده بیش‌تر تحت تاثیر فصل قرار داشتند. در این مطالعه ۱۰ جنس از زئوپلانکتون‌ها شناسایی شد. یک گونه متعلق به راسته Cyrtophoridae، ۲ گونه متعلق به راسته Hymenostomatida، یک گونه متعلق به راسته Oligotrichida، دو گونه متعلق به راسته Diplostraca و راسته‌های Cyclopoida، Calanoida، Arcellinida و Ploima هر کدام دارای یک گونه شناسایی شدند. در هر دو فصل بهار و تابستان بیش‌ترین درصد فراوانی متعلق به Cyclops به ترتیب با ۶۴٪ و ۲۱٪ بود. شاخص‌های تنوع زیستی برای زئوپلانکتون‌ها در فصل بهار کم‌تر از فصل تابستان بود. نتایج آزمون CCA نشان داد که در فصل بهار، فاکتور DO و در تابستان NH_3 ارتباط منفی با فراوانی زئوپلانکتون‌ها داشت. به نظر می‌رسد این حجم از قفس‌های پرورش ماهی کپور معمولی مستقر در سد گلستان تاثیر معنی‌داری بر عوامل کیفی آب و همچنین روی جوامع زئوپلانکتونی شناسایی شده در محیط اطراف قفس ندارد به طوری که تغییرات مشاهده شده در ساختار زئوپلانکتونی بیش‌تر با تغییرات فصلی مرتبط بود.

کلمات کلیدی: پرورش در قفس، تنوع زیستی، زئوپلانکتون، سد گلستان



مقدمه

مخازن آبی پشت سدها از منابع مهم اقتصادی و زیست محیطی هستند که با اهدافی شامل تأمین آب آشامیدنی، تولید انرژی، تأمین آب کشاورزی، ماهیگیری و کنترل سیلاب در مناطق مختلف احداث شده اند (Beveridge و Stewart، ۱۹۹۸). در سال های اخیر آبریز پروری در سدها به یکی از فعالیت های مهم اقتصادی و اجتماعی تبدیل گشته، که با سرمایه گذاری اصولی و مطالعات لیمنولوژیک در این زمینه می توان آن را یکی از غنی ترین منابع آبی در زمینه تولید آبریزان به ویژه خانواده کپور ماهیان دانست. پرورش ماهی در قفس از سیستم های جدید پرورش آبریزان در محیط محصور است که در نیم قرن اخیر به دلیل نیاز بشر و محدودیت آب های شیرین، توسعه یافته است. از برتری های مهم این صنعت آبریز پروری، صرفه جویی در مصرف آب شیرین و ایجاد اشتغال است. سدهای مخزنی علاوه بر توزیع آب، دارای اهمیت اکولوژیکی و زیست محیطی می باشند که علاوه بر تغذیه جمعیت های متعدد جانوری، به عنوان منبعی با ارزش در تولید آبریزان نیز شمرده می شود. هرچند که این منابع به واسطه ارتباط با حوضه های آبریز داخلی در معرض آلودگی قرار دارند و فعالیت های انسانی تأثیر سویی بر روی کیفیت منابع آبی پشت سدها گذاشته است (Newton و همکاران، ۲۰۰۳؛ Smith، ۲۰۰۳). به طور کلی اثرات منفی پرورش ماهی در قفس از ورود ساختارهای مصنوعی و موجودات چسبنده، گسترش بیماری ها و انگل ها، اثرات اکولوژیکی فرار ماهیان پرورشی و ورود مواد غذایی و شیمیایی مشتق می شود (Pillay، ۲۰۰۴؛ Beveridge، ۲۰۰۴؛ Davenport و همکاران، ۲۰۰۳). پرورش ماهی در قفس به دو شکل منجر به آلودگی آب می شود، پسماند جامد مانند: غذای خورده نشده، مدفوع ماهیان پرورشی و موکوس ماهیان و هم چنین پسماند مایع مانند: ترکیبات فسفر و نیتروژن که نتیجه این فرآیند کمک به ایجاد یوتریفیکاسیون در سیستم آبی است (Li و Guo، ۲۰۰۳؛ Yucel و همکاران، ۲۰۰۷؛ Liu و همکاران، ۱۹۹۷؛ Beveridge، ۱۹۹۶؛ Silvert، ۱۹۹۲). با ایجاد تغییرات فیزیکی شیمیایی در ستون آب متعاقباً جمعیت زئوپلانکتونی نیز دستخوش تغییر خواهد شد. مطالعات متعددی اثبات کرده است که استقرار قفس به خصوص در محیط های آبی بسته مانند: سدها و مخازن منجر به تغییر جوامع زیستی شده است (Diaz و همکاران، ۲۰۱۱؛ Neofitou و همکاران، ۲۰۱۰؛ Zanatta و همکاران، ۲۰۱۰؛ Bilous و همکاران، ۲۰۱۶؛ Rowland و همکاران، ۲۰۱۶). در مطالعات متعددی، فعالیت آبریز پروری در قفس در آب های مخازن و سدها موجب افزایش نیترات و فسفر در آب شده (Hankanson، ۲۰۰۵) که متعاقباً این افزایش مواد مغذی منجر به تغییر در ترکیب گونه ای، تنوع و فراوانی جمعیت زئوپلانکتونی خواهد شد (Tundisi و Matsumura، ۲۰۰۸).

Tundisi، ۲۰۰۸). زئوپلانکتون ها بخش مهمی از فون منابع آبی را تشکیل می دهند که غالباً شامل پرتاران، سخت پوستان و نرم تنان می باشند، این موجودات در ساختار، تولید دینامیک و سلامت محیط زیست منابع آبی دارای نقش حیاتی هستند. بنابر عقیده دانشمندان، بی مهرگان نقش اساسی را در به جریان انداختن چرخه مواد غذایی و حفظ کیفیت آب دارند (Currie و همکاران، ۲۰۰۴؛ Dauvin و همکاران، ۲۰۰۷؛ Thompson و همکاران، ۲۰۰۴). برتری زئوپلانکتون ها نسبت به فیتوپلانکتون ها در این است که به تغییرات محیطی بلندمدت واکنش نشان می دهند و در نتیجه می توانند تغییرات محیطی را با جزئیات بیش تر پاسخگو باشند (Hunt و Matveev، ۲۰۰۵). یکی از موثرترین روش های مناسب برای بررسی پساب قفس های پرورش ماهی بر آب های مخازن و سدها، ارزیابی تغییرات جوامع زیستی آن است (Stephens و Farris، ۲۰۰۴). با توجه به نوپا بودن صنعت پرورش ماهی در قفس در ایران نسبت به سایر کشورهای توسعه یافته، بهتر است که مطالعات اکولوژیکی بر مبنای برآورد آثار زیست محیطی پرورش در قفس در مخازن آبی صورت گیرد تا بتوان از هرگونه آثار احتمالی تخریب زیست محیطی جلوگیری کرد. لذا می بایست رشد و توسعه پایدار صنعت آبریز پروری، با حفظ شرایط اکولوژیکی اکوسیستم های آبی ایران همراه باشد. مطالعه حاضر با هدف تعیین اثرات فعالیت پرورش در قفس ماهی کپور معمولی بر توزیع و ساختار اجتماعات زئوپلانکتونی منطقه سد گلستان صورت گرفت.

مواد و روش ها

این تحقیق در سد مخزنی گلستان با مختصات جغرافیایی $30^{\circ} 19' 37''$ عرض شمالی و $55^{\circ} 16' 55''$ طول شرقی در ۱۲ کیلومتری شمال شرقی شهرستان گنبد کاووس بر روی رودخانه گرگان رود انجام شد. دوره نمونه برداری در سطح قفس های پرورش ماهی کپور معمولی با شروع دوره پرورش در فروردین سال ۱۳۹۵ از وزن پیش پرواری (حدود ۲۵۰ گرم) شروع و تا پایان دوره پرورش (وزن نهایی کپور ماهیان حدود ۸۰۰ گرم) در مهرماه ۱۳۹۵ ادامه یافت. در سد گلستان، ۸ قفس با ظرفیت حدوداً ۱۲۰ مترمکعب و ارتفاع تور ۵ متر مستقر گردید. در هر قفس به طور متوسط تعداد ۱۲۰۰ قطعه ماهی ذخیره سازی گردید. غذادهی به میزان ۵-۳ درصد وزن بدن به صورت دستی و در دو نوبت انجام گرفت. نمونه برداری به طور ماهانه از ۶ ایستگاه در جهت وزش باد در نظر گرفته شد. ایستگاه اول به عنوان ایستگاه شاهد در فاصله ۵ متری از قفس های پرورش ماهی، ایستگاه دوم در فاصله ۱۰۰ متری، ایستگاه سوم در فاصله ۲۰۰ متری، ایستگاه چهارم در فاصله ۴۰۰ متری، ایستگاه پنجم در فاصله ۱۰۰۰ متری و

براساس شاخص تنوع زیستی شانون-وینر. فرض براین است که افراد به صورت تصادفی از بین یک جامعه بسیار بزرگ نمونه برداری شده و تمامی گونه‌ها دارای نماینده‌ای در جامعه هستند. هر چه قدر مقدار عددی شاخص پایین باشد نشان دهنده پایین بودن تنوع زیستی است. در صورتی که در نمونه تنها یک گونه حضور داشته باشد این شاخص برابر صفر خواهد بود و حداکثر آن زمانی است که هر فرد متعلق به یک گونه باشد. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن‌ها با هم در محاسبه لحاظ می‌شود و در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت آبریان است:

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

H' = مقدار شاخص شانون-وینر، n_i = تعداد افراد گونه، n = کل تعداد افراد در نمونه، $P_i = i/n$ = نسبت افراد یافت شده از گونه

شاخص غالبیت سیمپسون نیز از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$1-D = 1 - (\sum_{i=1}^S p_i^2)$$

$1-D$ = شاخص غالبیت سیمپسون، P_i = نسبت گونه i به تعداد گونه‌ها و n_i = تعداد افراد گونه

برای تشابه تاکزونی از شاخص یکنواختی پیلو یا شاخص تشابه توزیع استفاده می‌شود:

$$J = H' / \log(S)$$

H' = مقدار شاخص شانون بوده و S = تعداد تاکزون در نمونه مورد نظر ابتدا با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف نرمال بودن داده‌ها

بررسی شد. جهت تجزیه و تحلیل اثر زمان و ایستگاه به تفکیک بر روی فراوانی زئوپلانکتون‌ها از آزمون واریانس یک طرفه و جهت مقایسه میانگین‌ها از آزمون چنددامنه‌ای دانکن با استفاده از SPSS ۱۹ سطح احتمال ۰/۰۵ انجام شد. هم‌چنین تعیین اثر عوامل محیطی روی فراوانی جمعیت زئوپلانکتون‌ها با استفاده از نرم‌افزار Canoco ۴٫۵ توسط آزمون CCA صورت گرفت. محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با بسته‌های نرم‌افزاری ۲۰۱۰ Excel و جهت محاسبه شاخص‌های تنوع زیستی از نرم‌افزار Primer ۵ استفاده شده است.

نتایج

بررسی نتایج حاصل از آنالیز عوامل فیزیکوشیمیایی آب نشان داد که همه عوامل اندازه گیری شده (به جز BOD5) بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری نداشتند ($P > 0.05$) (جدول ۱). اکثر خصوصیات فیزیکوشیمیایی شوری، pH، هدایت الکتریکی، مجموع جامدات محلول، سختی، قلیائیت، نیتрат، آمونیاک، فسفات و BOD5 با فاصله گرفتن از قفس کاهش پیدا می‌کردند، ولی این کاهش به جز در مورد و BOD5 معنی‌دار نبود. بیش‌ترین میزان BOD5 در فاصله ۵ متری از قفس و کم‌ترین میزان مربوط به فاصله ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰

ایستگاه ششم در فاصله ۲۰۰۰ متری از ایستگاه اول انجام پذیرفت. فاکتورهای کیفی آب با روش‌های استاندارد آمریکا (ای پی ایچ ۱۹۸۰) و ابزار و وسایل دیجیتالی موجود اندازه‌گیری شد. در هر ایستگاه پارامترهایی مانند دمای آب، pH، شوری، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، کل مواد محلول، سختی، قلیائیت، نیترات، فسفات، آمونیاک به تفکیک اندازه‌گیری شد. برخی از پارامترها (دما برحسب درجه سانتی‌گراد، شوری، pH، هدایت الکتریکی (EC) برحسب ms/cm مجموع جامدات محلول (TDS) برحسب گرم بر لیتر و اکسیژن محلول برحسب میلی گرم بر لیتر توسط دستگاه مدل Hatch (با دقت ۰/۰۱) بلافاصله در محل اندازه‌گیری و سایر فاکتورها (سختی، قلیائیت، نیترات، فسفات و آمونیاک) پس از جمع‌آوری نمونه‌ها در ظروف یک لیتری نشان‌دار به آزمایشگاه منتقل و توسط دستگاه فوتومتر پالین تست، ساخت کشور انگلستان و نیز با استفاده از کیت‌های مربوط، انجام پذیرفت. برای اندازه‌گیری BOD5، ۵۰۰ سی‌سی نمونه آب با استفاده از روتر در محل نمونه‌برداری، داخل شیشه‌های وینکلر جمع‌آوری و با رعایت نکات لازم در یونولیت حاوی یخ و دمای 4°C به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌های مزبور ظرف مدت ۶ ساعت و حداکثر ۴۸ ساعت بعد از نمونه‌برداری مورد آزمایش قرار گرفتند. غلظت اکسیژن محلول در ابتدا و انتهای دوره ۵ روزه و در دمای 20°C اندازه‌گیری گردید و سپس اختلاف آن به عنوان (BOD5) محاسبه شد (Standard method, ۲۰۰۵). نمونه‌برداری از فون زئوپلانکتون، توسط تور مخروطی ۱۰۰ میکرونی با قطر دهانه ۳۶ سانتی‌متر از ایستگاه‌های مورد مطالعه در هر منطقه (از هر ایستگاه یک نمونه‌برداری) انجام گرفت. نمونه‌ها پس از جمع‌آوری در ظروف شیشه‌ای و با درج مشخصات نمونه از قبیل: تاریخ، مکان و لایه نمونه‌برداری روی ظرف نوشته شده و با فرمالین ۴ درصد تثبیت و برای بررسی به آزمایشگاه منتقل شدند (Likens و Wetzel, ۱۹۹۱). برای تغلیظ نمونه از تور با چشمه کوچک‌تر استفاده شد (Newell و Newell, ۱۹۷۷). برای شمارش زئوپلانکتون، نمونه‌ها با استفاده از پیپت استمیل روی لام شمارش بوگرو قرار گرفته و با میکروسکوپ وارونه شناسایی و شمارش شدند (Newell و Newell, ۱۹۷۷). سپس طول آن‌ها اندازه‌گیری و با استفاده از شکل هندسی، وزن تر نمونه‌های بزرگ‌تر آن‌ها محاسبه گردید (Lawrence و همکاران, ۱۹۸۷). شاخص غنای گونه‌ای مارگالف (۱۹۵۸)، میزان غنی و فقیر بودن اکوسیستم را از لحاظ تعداد گونه‌ها ارائه می‌دهد. هر چه مقدار عددی آن بیش‌تر باشد، حاکی از آن است که بدنه آبی به لحاظ زیستی غنی‌تر می‌باشد. شاخص غنای گونه‌ای مارگالف از طریق فرمول زیر محاسبه گردید:

$$Dmg = \frac{(S-1)}{\ln(N)}$$

Dmg = شاخص مارگالف، S = تعداد کل گونه‌ها و N = فراوانی کل گونه‌ها



متری از قفس اندازه گیری گردید. برعکس، اکسیژن محلول، با فاصله گرفتن از قفس افزایش پیدا کرد به طوری که از ۷/۵۹ میلی گرم در لیتر

در ایستگاه ۵ متری از قفس به ۸/۱۵ میلی گرم در لیتر در ایستگاه ۲۰۰۰ متری از قفس رسید ولی این افزایش معنی دار نبود.

جدول ۱: خصوصیات فیزیکوشیمیایی منطقه مورد مطالعه در ایستگاه های مختلف سد گلستان.

پارامتر /	فاصله از قفس (متر)	۵	۱۰۰	۲۰۰	۴۰۰	۱۰۰۰	۲۰۰۰
دما (سانتی گراد)		۱±۲۸/۶۶ ^a	۱±۲۸/۶۶ ^a	۱±۲۸/۶۶ ^a	۱±۲۸/۶۶ ^a	۲۷/۱±۸/۵۹ ^a	۲۷/۱±۸/۵۹ ^a
اکسیژن محلول (میلی گرم / لیتر)		۷/۵۹±۰/۶۹ ^a	۷/۶۸±۰/۷۱ ^a	۷/۹۰±۰/۷۹ ^a	۷/۹۰±۰/۷۹ ^a	۸/۰۶±۰/۷۹ ^a	۸/۱۵±۰/۷۸ ^a
شوری (ppm)		۰/۸۲±۰/۲۰ ^a	۰/۸۳±۰/۲۳ ^a	۰/۸۳±۰/۲۴ ^a	۰/۸۲±۰/۲۳ ^a	۰/۸۰±۰/۱۹ ^a	۰/۸۰±۰/۱۹ ^a
pH		۸/۰۲±۰/۳۷ ^a	۸/۰۳±۰/۳۵ ^a	۷/۹۴±۰/۳۸ ^a	۷/۸۹±۰/۳۱ ^a	۷/۸۷±۰/۳۱ ^a	۷/۷۹±۰/۲۷ ^a
هدایت الکتریکی (میکروزیمنس / سانتی متر)		۱۰۶۶/۶±۱۷۰/۶ ^a	۱۰۴۸/۳±۱۶۱/۹ ^a	۹۸۶/۶±۱۲۱/۱ ^a	۹۷۶/۶±۱۰۰/۵ ^a	۹۴۲/۵±۱۰۰/۲ ^a	۹۵۰/۸±۱۰۱/۷۰ ^a
کل جامدات محلول (گرم / لیتر)		۹۸۷/۲±۳۰۸/۸ ^a	۹۸۳±۲۹۳/۴ ^a	۹۴۹/۶±۲۶۳/۵ ^a	۹۲۳/۸±۲۴۴/۸ ^a	۹۱۱/۳±۲۲۵/۹ ^a	۹۰۳/۸±۲۳۵/۹ ^a
سختی (میلی گرم / لیتر)		۱۰۷۰±۱۵۹/۴ ^a	۱۰۶۱/۷±۱۶۸ ^a	۱۰۴۵±۱۶۵/۴ ^a	۱۰۲۰±۱۶۷/۳ ^a	۹۹۹/۲±۱۶۱/۶ ^a	۹۷۵±۱۴۴/۰۴ ^a
قلیائیت (ppm)		۱۱۱/۶±۳۰/۶ ^a	۱۱۱/۶±۳۰/۶ ^a	۱۰۷/۵±۲۵/۴ ^a	۱۰۴/۲±۲۷/۳ ^a	۱۰۱/۷±۲۶/۴ ^a	۱۰۱/۷±۲۶/۴ ^a
نیتрат (میلی گرم / لیتر)		۱±۰/۶۳ ^a	۰/۹۸±۰/۶۵ ^a	۰/۸۷±۰/۵۹ ^a	۰/۷۷±۰/۵۳ ^a	۰/۷۲±۰/۵۱ ^a	۰/۶۷±۰/۴۷ ^a
آمونیاک (میلی گرم / لیتر)		۱/۱۴±۰/۸۶ ^a	۱/۱۴±۰/۸۶ ^a	۱/۰۰±۰/۷۹ ^a	۰/۸۶±۰/۶۹ ^a	۰/۷۶±۰/۶۱ ^a	۰/۷۱±۰/۵۷ ^a
فسفات (میلی گرم / لیتر)		۰/۷۲±۰/۴۴ ^a	۰/۷۳±۰/۴۳ ^a	۰/۶۷±۰/۴۲ ^a	۰/۶۵±۰/۴۲ ^a	۰/۶±۰/۳۷ ^a	۰/۵۷±۰/۳۶ ^a
BOD		۳/۶±۱/۲۱ ^a	۳/۳±۱/۲۱ ^{ab}	۲/۶±۱/۲۱ ^{abc}	۲/۱±۰/۹۸ ^{bc}	۱/۶±۰/۸۱ ^c	۱/۶±۰/۸۱ ^c

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان دهنده تفاوت معنی دار در سطح ۵٪ است.

درحالی که پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ماه های مختلف نمونه برداری، اختلاف معنی داری داشتند ($P < 0.05$) (جدول ۲). با گذر از فصل بهار به تابستان، دما افزایش یافت. کمترین و بیشترین دمای ثبت شده در طول دوره پرورش، ۲۵/۵ و ۳۰ درجه سانتی گراد بود، همچنین مقادیر شوری و pH افزایش، اکسیژن محلول کاهش و سایر عوامل شیمیایی آب مانند فسفر، نیترات، آمونیاک و قلیائیت افزایش

داشتند که در بسیاری از مواد این نوسانات معنی دار بودند. مقدار BOD نیز از ۱/۳۳ در فروردین به ۳/۸۳ در شهریور ماه افزایش معنی دار نشان داد. به غیر از دما و اکسیژن محلول، کمترین و بیشترین مقادیر خصوصیات اندازه گیری شده در فروردین ماه و مرداد ماه ثبت گردید. بیشترین و کمترین اکسیژن محلول در فروردین ماه و مرداد ماه اندازه گیری گردید.

جدول ۲: خصوصیات فیزیکوشیمیایی منطقه مورد مطالعه در ماه های مختلف نمونه برداری در سد گلستان

پارامتر /	ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
دما (سانتی گراد)		۲۵/۰±۵۰/۰ ^f	۲۶/۰±۸۰/۰ ^e	۲۷/۰±۶۰/۰ ^d	۲۸/۰±۶۶/۵۱ ^c	۳۰/۰±۰۰/۰ ^a	۲۹/۰±۰۰/۰ ^b
اکسیژن محلول (میلی گرم / لیتر)		۸/۸۳±۰/۳۹ ^a	۸/۷۳±۰/۲۲ ^a	۷/۹۶±۰/۰۵ ^b	۷/۲۶±۰/۲۲ ^c	۷/۲۰±۰/۱۳ ^c	۷/۳۰±۰/۳۴ ^c
شوری (ppm)		۰/۶۰±۰/۰۰ ^d	۰/۶۶±۰/۰۰ ^c	۰/۶۶±۰/۰۰ ^c	۰/۹۰±۰/۰۰ ^b	۱/۱۶±۰/۰۶ ^a	۰/۹۳±۰/۰۵ ^b
pH		۷/۵۶±۰/۰۵ ^c	۷/۶۱±۰/۱۶ ^c	۷/۸۳±۰/۰۶ ^b	۷/۹۰±۰/۰۸ ^b	۸/۳۸±۰/۱۳ ^a	۸/۲۵±۰/۱۵ ^a
هدایت الکتریکی (میکروزیمنس / سانتی متر)		۸۴۱/۳±۳۰/۶۰ ^d	۸۵۵/۰±۱۲/۲۴ ^{cd}	۹۵۵/۰±۲۹/۳۳ ^c	۱۰۸۳/۳±۹۸/۳۱ ^b	۱۱۶۶/۶±۶۸/۳۱ ^a	۱۰۴۰/۰±۹۲/۷۳ ^b
کل جامدات محلول (گرم / لیتر)		۵۴۵/۸۳±۱۵/۳۰ ^e	۷۲۳/۰±۰/۰۰ ^d	۹۷۵/۰±۰/۰۰ ^c	۱۰۹۰/۰±۱۱۳/۱۳ ^b	۱۲۴۱/۶±۴۹/۱۵ ^a	۱۰۸۳/۳±۶۸/۳۱ ^b
سختی (میلی گرم / لیتر)		۸۳۱/۶±۲۱/۳۶ ^e	۸۸۳/۳±۴۰/۸۲ ^d	۹۵۰/۰±۴۴/۷۲ ^c	۱۱۴۹/۱±۵۶/۶۰ ^b	۱۲۱۶/۶±۴۰/۸۲ ^a	۱۱۴۰/۰±۳۲/۲۴ ^b
قلیائیت (ppm)		۶۹/۱۶±۳/۷۶ ^f	۸۶/۶±۲/۵۸ ^e	۹۵/۰±۵/۴۷ ^d	۱۱۴/۱±۴/۹۱ ^c	۱۴۱/۶±۶/۸۳ ^a	۱۳۱/۶±۶/۸۳ ^b
نیترات (میلی گرم / لیتر)		۰/۱۳±۰/۰۳ ^e	۰/۳۸±۰/۰۹ ^d	۰/۵۸±۰/۰۹ ^c	۰/۹۶±۰/۰۲ ^b	۱/۴۲±۰/۲۳ ^a	۱/۵۲±۰/۱۷ ^a
آمونیاک (میلی گرم / لیتر)		۰/۰۳±۰/۰۰ ^d	۰/۰۳±۰/۰۰ ^d	۱/۰±۰/۳۳ ^c	۱/۶۸±۰/۱۴ ^a	۱/۴۵±۰/۳۵ ^{ab}	۱/۳۳±۰/۳۵ ^{bc}
فسفات (میلی گرم / لیتر)		۰/۱۶±۰/۰۲ ^e	۰/۳۰±۰/۰۲ ^d	۰/۴۲±۰/۰۷ ^c	۰/۹۰±۰/۰۸ ^b	۱/۰۵±۰/۰۹ ^a	۱/۱۱±۰/۰۹ ^a
BOD		۱/۳۳±۰/۵۱ ^c	۱/۶۶±۰/۸۱ ^c	۲/۰±۰/۸۹ ^{bc}	۳/۰±۰/۸۹ ^{ab}	۳/۳±۱/۲۱ ^a	۳/۸۳±۰/۹۸ ^a

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان دهنده تفاوت معنی دار در سطح ۵٪ است.



Diplostraca و راسته‌های Cyclopoida, Calanoida, Arcellinida و Ploima هر کدام دارای یک گونه شناسایی شده بودند (جدول ۳).

در این مطالعه ۱۰ جنس از زئوپلانکتون‌ها شناسایی شد. یک گونه متعلق به راسته Cyrtophorida, ۲ گونه متعلق به راسته Hymenostomatida, یک گونه متعلق به راسته Oligotrichida, دو گونه متعلق به راسته

جدول ۳: جنس‌های زئوپلانکتونی شناسایی شده در سد گلستان

شاخه	رده	راسته	خانواده	جنس
Ciliophora	Ciliata	Cyrtophoridae	Chilododontidae	<i>Chilodonella</i>
			Codoenllidae	<i>Tintinopsis</i>
		Hymenostomatida	Tetrahymenidae	<i>Colpidium</i>
			Parameciidae	<i>Paramecium</i>
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca	Daphniidae	<i>Daphnia</i>
				<i>Simocephalus</i>
	Maxillopoda	Cyclopoida	Cyclopidae	<i>Cyclops</i>
			Aetideidae	<i>Senecella</i>
Protozoa	Lobosa	Arcellinida	Diffugiidae	<i>Diffugia</i>
				<i>Brachionus</i>
	Monogonta	Ploima		



شکل ۱: درصد فراوانی کل زئوپلانکتون‌های شناسایی شده در ماه‌های نمونه‌برداری در سد گلستان

در فصل بهار، *Cyclops* با درصد فراوانی حدود ۶۴٪ و پس از آن، *Daphnia* با درصد فراوانی حدود ۶٪ بیش‌ترین فراوانی را در بین زئوپلانکتون‌ها شامل شدند. در حالی که سایر گونه‌ها در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری، درصد فراوانی مشابهی داشتند. در فصل تابستان، بیش‌ترین فراوانی متعلق به *Cyclops* با حدود ۲۱٪ و پس از آن *Daphnia* با ۱۲/۵٪ و *Senecella* با ۱۱/۵٪ بیش‌ترین فراوانی را شامل شدند. مطابق با جدول ۴، فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی از ایستگاه ۵ متر تا ایستگاه ۲۰۰۰ متر تغییرات معنی‌دار نداشت. فراوانی *Colpidium* و *Daphnia* با افزایش فاصله از قفس به‌طور نامحسوسی افزایش داشتند و *Brachionus* با افزایش فاصله از قفس روند کاهشی داشته است.

جدول ۴: تراکم گونه‌های فراوان زئوپلانکتونی در ایستگاه‌های مختلف در سد گلستان

زئوپلانکتون / ایستگاه	۵ متر	۱۰۰ متر	۲۰۰ متر	۴۰۰ متر	۱۰۰۰ متر	۲۰۰۰ متر
<i>Chilodonella</i>	۹±۲۱۲/۵ ^a	۲۱۲/۹±۳/۸ ^a	۲۱۱/۱۰±۸/۱ ^a	۲۱۰/۹±۵/۵ ^a	۲۰۹/۹±۸/۷ ^a	۲۰۸/۹±۶/۸ ^a
<i>Colpidium</i>	۳۴۱/۶۶±۱۵/۷ ^a	۳۴۱/۳۳±۱۵/۷ ^a	۳۴۳/۵۰±۱۵/۵ ^a	۳۴۴/۱۶±۱۵/۸ ^a	۳۴۶/۶۶±۱۶/۵ ^a	۳۴۷/۰۰±۱۶/۸ ^a
<i>Cyclops</i>	۲۷۳۰/۲±۲۲۱۱/۶ ^a	۲۷۳۳±۲۲۱۴/۱ ^a	۲۷۲۴/۷±۲۲۰۴/۸ ^a	۲۷۰۳/۳±۲۱۸۴/۵ ^a	۲۶۷۱/۵±۲۱۵۲/۱ ^a	۲۶۷۳/۸±۲۱۵۵ ^a
<i>Daphnia</i>	۴۱۶/۵±۱۷/۸ ^a	۴۱۵/۸±۱۷/۴ ^a	۴۱۸/۳±۱۶/۶ ^a	۴۱۹/۳±۱۷/۳ ^a	۴۲۲/۲±۱۷/۳ ^a	۴۲۲/۸±۱۸/۱ ^a
<i>Diffugia</i>	۳۳۸/۲±۱۳/۷ ^a	۳۳۸±۱۴/۵ ^a	۳۳۸±۱۴/۴ ^a	۳۳۵/۸±۱۳/۵ ^a	۳۳۳/۵±۱۳/۷ ^a	۳۳۳±۱۳/۶ ^a
<i>Simocephalus</i>	۲۱۱/۵±۱۱/۷ ^a	۲۱۱/۲±۱۱/۷ ^a	۲۳۸/۸±۵۸/۱ ^a	۲۱۳±۱۱/۴ ^a	۲۴۱±۵۹/۶ ^a	۲۱۴/۸±۱۱/۶ ^a
<i>Senecella</i>	۳۷۸/۳۳±۱۶/۳ ^a	۳۷۸/۶۶±۱۶/۵ ^a	۳۷۷/۸۳±۱۷/۷ ^a	۳۷۵/۵۰±۱۶/۱ ^a	۳۷۲/۶۶±۱۶/۷ ^a	۳۷۲/۳۳±۱۶/۷ ^a
<i>Paramecium</i>	۲۱۲/۱۶±۱۱/۸ ^a	۲۱۱/۸۳±۱۱/۸ ^a	۲۱۳/۳۳±۱۱/۵ ^a	۲۱۳/۶۶±۱۱/۵ ^a	۲۱۵/۱۶±۱۱/۵ ^a	۲۱۵/۵۰±۱۱/۷ ^a
<i>Brachionus</i>	۳۵۴/۶۶±۱۵/۳ ^a	۳۵۴/۸۳±۱۵/۶ ^a	۳۵۴/۵۰±۱۶ ^a	۳۵۲/۱۶±۱۴/۸ ^a	۳۴۹/۶۶±۱۵ ^a	۳۴۹/۶۶±۱۴/۸ ^a
<i>Tintinopsis</i>	۲۰۸/۱۶±۸/۹ ^a	۲۰۷/۸۳±۸/۸۴ ^a	۲۰۹/۳۳±۸/۳ ^a	۲۰۹/۶۶±۸/۷ ^a	۲۰۹/۵۰±۸/۸ ^a	۲۰۵/۵۰±۱۴/۴ ^a

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ است.



فراوانی نمونه‌های غالب زئوپلانکتونی در بین فصول مختلف نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار داشت ($P < 0/05$) (جدول ۵). بیش‌ترین فراوانی *Chilodonella* در ماه شهریور با $224/5$ عدد در مترمکعب و کم‌ترین میانگین فراوانی آن در ماه فروردین با $200/5$ عدد در مترمکعب گزارش شد. میانگین فراوانی *Colpidium* در بین تمام ماه‌های نمونه‌برداری (به‌جز فروردین و تیر) معنی‌دار بود و بیش‌ترین میانگین فراوانی در ماه شهریور با $366/66$ عدد در مترمکعب و کم‌ترین میانگین فراوانی با $326/66$ عدد در مترمکعب در ماه فروردین مشاهده شد. میانگین فراوانی *Cyclops* در فصل بهار روند افزایشی داشت، ولی در ماه‌های تیر و مرداد با افت چشمگیری مواجه شد، به‌طوری‌که از $4933/33$ عدد در مترمکعب در ماه خرداد به $559/33$ عدد در مترمکعب در ماه تیر کاهش پیدا کرد. میانگین فراوانی *Daphnia* نیز از ماه فروردین تا ماه شهریور روند افزایشی نسبی داشت که با کاهش محسوس تعداد در مترمکعب در ماه تیر همراه بود. بیش‌ترین و کم‌ترین میانگین فراوانی برای *Diffugia* به‌ترتیب در ماه شهریور با $355/83$ عدد در

مترمکعب و در ماه فروردین با $320/83$ عدد در مترمکعب بود. برخلاف گونه‌های قبلی، میانگین فراوانی *Simocephalus* در طول ماه‌های نمونه‌برداری روند کاهشی داشت. بیش‌ترین فراوانی آن در ماه فروردین با $252/50$ عدد در مترمکعب و کم‌ترین میانگین فراوانی آن در ماه تیر با $201/5$ عدد در مترمکعب بوده است. در مورد *Senecella*، *Paramecium*، *Brachionus* و *Tintinopsis* نیز روند افزایشی میانگین فراوانی در مترمکعب در طول ماه‌های نمونه‌برداری مشاهده گردید. برای هر ۴ گونه ذکر شده، بیش‌ترین میانگین فراوانی در مترمکعب در ماه شهریور و کم‌ترین میانگین فراوانی در مترمکعب در ماه فروردین مشاهده شد. در بررسی شاخص‌های تنوع زیستی، روند تغییرات تنوع جوامع زئوپلانکتونی در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری بسیار اندک بود (جدول ۶). در بررسی شاخص‌های تنوع زیستی مشاهده گردید که شاخص‌های تنوع در فصل تابستان نسبت به فصل بهار افزایش یافت (جدول ۷).

جدول ۵: تراکم گونه‌های فراوان زئوپلانکتونی در طول ماه‌های مختلف نمونه‌برداری در سد گلستان.

زئوپلانکتون / ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
<i>Chilodonella</i>	$200/2 \pm 50/58^e$	$206/2 \pm 83/31^d$	$219/2 \pm 50/58^b$	$202/2 \pm 50/58^e$	$210/2 \pm 50/58^c$	$224/2 \pm 50/58^a$
<i>Colpidium</i>	$326/66 \pm 3/26^e$	$337/66 \pm 3/26^d$	$358/83 \pm 4/07^b$	$330/16 \pm 3/26^e$	$344/83 \pm 3/26^c$	$366/66 \pm 4/23^a$
<i>Cyclops</i>	$4511/50 \pm 54/26^c$	$4646/00 \pm 57/46^b$	$4933/33 \pm 59/25^a$	$559/33 \pm 6/68^f$	$750/16 \pm 9/26^e$	$826/16 \pm 10/10^d$
<i>Daphnia</i>	$399/66 \pm 4/13^e$	$413/00 \pm 4/73^d$	$432/50 \pm 4/72^b$	$404/00 \pm 4/73^e$	$422/00 \pm 4/73^c$	$443/83 \pm 5/38^a$
<i>Diffugia</i>	$320/83 \pm 3/76^e$	$320/66 \pm 3/26^d$	$347/83 \pm 4/21^b$	$324/50 \pm 3/50^e$	$337/16 \pm 3/76^c$	$355/83 \pm 4/53^a$
<i>Simocephalus</i>	$252/50 \pm 82/14^a$	$210/50 \pm 2/58^{ab}$	$222/83 \pm 2/31^{ab}$	$201/50 \pm 2/58^b$	$214/00 \pm 2/58^{ab}$	$228/50 \pm 2/58^{ab}$
<i>Senecella</i>	$357/83 \pm 4/53^e$	$368/66 \pm 4/13^d$	$390/00 \pm 4/73^b$	$362/83 \pm 4/53^e$	$376/00 \pm 4/73^c$	$400/00 \pm 4/73^a$
<i>Paramecium</i>	$199/83 \pm 2/31^e$	$211/50 \pm 2/58^d$	$222/83 \pm 2/31^b$	$202/50 \pm 2/58^e$	$215/50 \pm 2/58^c$	$229/50 \pm 2/58^a$
<i>Brachionus</i>	$335/83 \pm 3/76^e$	$346/66 \pm 3/77^d$	$365/83 \pm 4/53^b$	$340/00 \pm 3/52^e$	$353/16 \pm 4/53^c$	$374/00 \pm 4/73^a$
<i>Tintinopsis</i>	$196/66 \pm 8/16^d$	$203/66 \pm 2/73^c$	$214/16 \pm 2/78^b$	$203/50 \pm 2/58^c$	$209/50 \pm 2/58^b$	$222/50 \pm 2/58^a$

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ است.

جدول ۶: تعیین شاخص‌های زیستی زئوپلانکتون در ایستگاه‌های مطالعاتی در سد گلستان

شاخص /	ایستگاه	۵ متر	۱۰۰ متر	۲۰۰ متر	۴۰۰ متر	۱۰۰۰ متر	۲۰۰۰ متر
مارگالف		$1/0 \pm 05/05$	$1/05$	$1/05$	$1/05$	$1/05$	$1/05$
پیلو		$0/79$	$0/79$	$0/79$	$0/79$	$0/79$	$0/79$
شانون		$1/82$	$1/82$	$1/83$	$1/82$	$1/83$	$1/82$
سیمپسون		$0/72 \pm$	$0/72$	$0/73$	$0/72$	$0/73$	$0/73$

جدول ۷: تعیین شاخص‌های زیستی زئوپلانکتون در ماه‌های مختلف نمونه‌برداری در سد گلستان

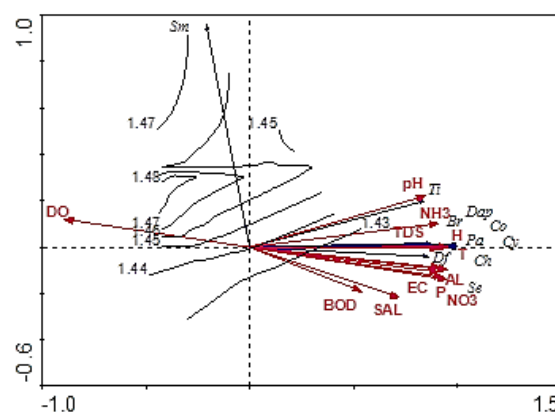
شاخص /	ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
مارگالف		$1/01$	$1/01$	$1/00$	$1/11$	$1/1$	$1/09$
پیلو		$0/63$	$0/62$	$0/62$	$0/97$	$0/96$	$0/95$
شانون		$1/44$	$1/43$	$1/43$	$2/24$	$2/21$	$2/20$
سیمپسون		$0/58$	$0/57$	$0/57$	$0/88$	$0/87$	$0/87$



بحث

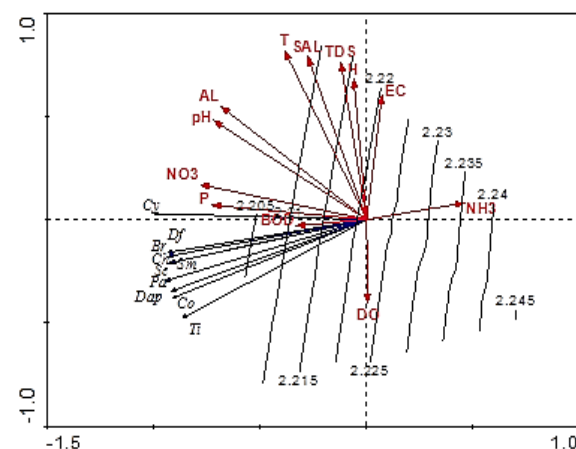
در این مطالعه، اثرات پرورش ماهی کپور در محیط محصور بر کیفیت آب و جوامع زئوپلانکتونی بررسی گردید. تاکنون مطالعات مختلفی در خصوص اثرات پرورش ماهی در قفس بر کیفیت آب و جوامع زیستی در دریای خزر و حوضه‌های متنوع آن صورت گرفته است (فارابی و همکاران، ۱۳۹۳؛ افرائی‌بندی و همکاران، ۱۳۹۵؛ پرافکنده‌حقیقی و همکاران، ۱۳۹۵؛ نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۵؛ کریمیان و همکاران، ۱۳۹۶؛ Bagheri و همکاران، ۲۰۱۶). با توجه به نتایج به‌دست آمده، پرورش ماهی کپور معمولی در قفس در سد گلستان، بر عوامل کیفی آب و غلظت مواد مغذی تاثیر بسیار جزئی داشته و همچنین اثر قابل ملاحظه‌ای روی جوامع زئوپلانکتونی محیط اطراف قفس نداشت به‌طوری‌که تغییرات مشاهده شده در ساختار زئوپلانکتونی بیش‌تر با تغییرات فصلی مرتبط بود. نتایج این بررسی مشابه با یافته‌های کریمیان و همکاران (۱۳۹۶) و پرافکنده‌حقیقی و همکاران (۱۳۹۵) می‌باشد. به‌نظر می‌رسد به‌دلیل کوتاه بودن دوره پرورش و جریانات آبی قوی، بخشی از این اختلافات می‌تواند ناشی از فعالیت پرورش ماهی در قفس باشد. در این مطالعه، در بین فاکتورهای فیزیکی شیمیایی آب، تنها عامل اکسیژن محلول بین ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری داشت. با فاصله گرفتن از قفس، میزان اکسیژن محلول در آب افزایش یافت. به‌نظر می‌رسد غذای مصرف نشده در طول دوره پرورش به‌دلیل تجزیه شدن، نقش مؤثری در کاهش اکسیژن محلول داشته است. میزان اکسیژن محلول در داخل و نزدیک قفس از نوسانات بیش‌تری نسبت به نواحی دورتر از قفس برخوردار است (Cornell و Whoriskey، ۱۹۹۳). اکسیژن‌زدایی نیز از آثار ناشی از پرورش ماهی است که در زیر قفس‌های پرورش ماهی اتفاق می‌افتد (Veenstra و همکاران، ۲۰۰۳). میزان اکسیژن محلول با گذر از فصل بهار به تابستان به‌طور معنی‌داری کاهش پیدا کرد. این امر ارتباط مستقیمی با دمای آب و هوا دارد (Sliskovic و Mrcelic، ۲۰۱۰). با توجه به نتایج، سایر عوامل فیزیکی‌وشیمیایی آب تغییرات معنی‌داری در ارتباط با فاصله از قفس نشان ندادند. به‌عبارتی میزان تغییرات عوامل فیزیکی‌وشیمیایی، کم‌تر تحت تأثیر فعالیت آبی‌پروری براساس فاصله از قفس بوده است. در مطالعات مشابه دیگری نیز تغییر معنی‌داری در میزان مواد مغذی بین ایستگاه نزدیک به قفس و شاهد مشاهده نگردید و به‌عبارت دیگر، این فعالیت هنوز روی کیفیت آب اثر قابل ملاحظه‌ای نداشته و احتمالاً مدت‌زمان کوتاه پرورش برای ایجاد اثرات، کافی نیست (Santos و همکاران، ۲۰۰۹؛ Zanatta و همکاران، ۲۰۱۰). یکی از عوامل مهم در عدم تغییرات معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف، جلوگیری از ته‌نشست سریع غذا و ضایعات آن در اطراف قفس‌ها و

نتایج حاصل از تعیین اثر فاکتورهای محیطی روی فراوانی گونه‌های زئوپلانکتون در فصل بهار نشان داد که فاکتور DO بیش‌ترین تاثیر مثبت را بر روی *Simocephalus* داشته است. به‌عبارتی با افزایش اکسیژن محلول، فراوانی این گونه افزایش می‌یابد. فاکتورهای چون دما، شوری، BOD، هدایت الکتریکی، فسفات، قلیائیت و نیتрат بیش‌ترین همبستگی مثبت را بر فراوانی *Chilodonella*، *Diffugia*، *Senecella*، *Cyclops* و *Paramecium* نشان دادند. همچنین گروه‌های *Tintinopsis*، *Brachionus* و *Colpidium* بیش‌ترین همبستگی مثبت را با فاکتورهای چون pH، آمونیاک، TDS و سختی نشان دادند.



شکل ۲: ارتباط عوامل محیطی با فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی در فصل بهار در سد گلستان

در بررسی اثر فاکتورهای محیطی روی فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی در فصل تابستان مشاهده شد که فراوانی *Cyclops* بیش‌ترین همبستگی مثبت را با مقادیر فسفات، نیترات، pH و قلیائیت داشت. برای سایر گروه‌های زئوپلانکتونی شناسایی شده، BOD همبستگی مثبت جزئی و آمونیاک همبستگی منفی نشان داد.



شکل ۳: ارتباط عوامل محیطی با فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی در فصل تابستان در سد گلستان

انتقال اثرات در منطقه وسیع تر ناشی از جریانات آبی است (Kalantzi و Karakassis، ۲۰۰۶؛ Holmer و همکاران، ۲۰۰۸). به طور کلی تشخیص اثرات آبی پروری به دلیل رقیق سازی سریع ضایعات در مقیاس بزرگ مشکل خواهد بود (Philipos و همکاران، ۲۰۱۲؛ Holmer و همکاران، ۲۰۰۸). در مطالعه جریان مواد مغذی و فرایندهای اکوسیستم طی پرورش ماهی آزاد در قفس نشان داده شد که بیش تر ضایعات ناشی از پرورش به مناطق دورتر پراکنده می گردد و مستقیماً زیر قفس ها تجمع نمی یابد و رهاسازی ضایعات آلی ناشی از آبی پروری به روش متراکم گاهی فواصل زیادی (۲۵-۲ کیلومتر) را در بر می گیرد (Strain و Hargrave، ۲۰۰۵). در مطالعه Bagheri و همکاران (۲۰۱۶) پرورش قزل آلا رنگین کمان بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی در حوضه جنوبی دریای خزر تأثیر معنی داری را نشان داد. نتایج به دست آمده در این تحقیق، نشان داد که پرورش ماهی در قفس در سد گلستان و میزان غذای وارد شده به محیط نقشی در یوتروفیکاسیون آب نداشته است. در نتیجه با رعایت میزان غذادهی و تراکم ماهیان در سطح قابل قبول، امکان پرورش و توسعه ماهیان در سد گلستان وجود دارد. از آن جایی که افزایش دما طی دوره، ارتباطی با فعالیت پرورش ماهی در قفس ندارد، افزایش فسفر و نیتрат در مرداد ماه ممکن است ناشی از عواملی چون عدم مصرف آن توسط جمعیت فیتوپلانکتونی باشد، هم چنین بعد از شهریور ماه، بیش ترین فراوانی گونه ها در خرداد ماه مشاهده گردید که با افزایش معنی دار دما، pH، آمونیاک، کلیاتیت، هدایت الکتریکی و TDS و کاهش DO همراه بوده است. اثر آبی پروری از طریق افزایش BOD نیز روی *Diffugia*، *Senecella* و *Chilodonella* جزئی بود. بیش ترین میانگین فراوانی *Simocephalus* در فروردین ماه مشاهده شد چرا که نتایج اثر عوامل محیطی نشان داد که فراوانی این گونه به طور مثبت تحت تأثیر افزایش DO بود که در فروردین ماه دارای بیش ترین میزان بود. فراوانی و تنوع زیستی گونه های زئوپلانکتونی شناسایی شده در سد گلستان بین ایستگاه های نمونه برداری تفاوت معنی داری نداشت. در تحقیق حاضر غالب نمونه های زئوپلانکتونی را در هر دو فصل بهار (۶۴٪) و تابستان (۲۱٪) *Cyclops* شامل می شد. سه عامل فسفات، آمونیوم و BOD بیش ترین تأثیر مثبت را روی فراوانی *Cyclops* و تا حدودی *Diffugia* داشتند. به عبارتی با افزایش این عوامل فراوانی این دو گونه افزایش یافت. از سوی دیگر، اثر نیترات روی فراوانی تمام گونه های زئوپلانکتونی با همبستگی مثبت همراه بود. کم ترین میزان نیترات در ماه های فروردین و اردیبهشت مشاهده شد که متعاقباً برای ۸ گونه از زئوپلانکتون های شناسایی شده کم ترین فراوانی را در این ماه ها شاهد بودیم. در حالی که در سایر مطالعات انجام شده نتایج، همبستگی منفی میزان نیترات با فراوانی زئوپلانکتون ها گزارش شده است (Arauzo، ۲۰۰۳؛ کریمیان و همکاران، ۱۳۹۶).

زئوپلانکتون ها یک شاخص زیستی معتبر برای شرایط غذایی به حساب می آیند (Canfield و Jones، ۱۹۹۶؛ Bays و Crisman، ۱۹۸۳؛ Wang و همکاران، ۲۰۰۷). روتیفرها بهترین گروه مطالعه شده جهت تغییرات موقعیت تروفی هستند که در آب های با تروفی بالا فراوانی بیش تری خواهند داشت (Azevedo و همکاران، ۲۰۱۵؛ Sousa و همکاران، ۲۰۰۸). در این تحقیق جنس *Brachionus* از روتیفرها بوده که فراوانی آن به طور معنی داری در فصل تابستان بیش تر از بهار مشاهده شد. به نظر می رسد که ارتباط بین گونه های روتیفر با سطح تروفی و دسترسی به مواد مغذی در این تحقیق هم خوانی داشته باشد، جایی که مواد مغذی مانند فسفر و نیترات به طور معنی داری در تابستان بیش تر از بهار مشاهده شدند. این نتایج با مطالعه کریمیان و همکاران (۱۳۹۶) نیز هم خوانی دارد. پرورش در قفس ماهیان یک منبع نقطه ای مهم (Beveridge، ۱۹۸۴) در افزایش فسفر و نیترات به خصوص در مخازن آبی کوچک با پروفوندال (بستر تاریک دریاچه) محدود و اختلاط کم است (Yan، ۲۰۰۵). فسفر و نیترات شناخته شده ترین فاکتورهای اصلی تولید شده توسط فعالیت های پرورش آبیان است که روی محیط زیست دریاچه تأثیر گذار است (Kelly، ۱۹۹۲؛ Jones و همکاران، ۱۹۸۲). در این مطالعه *Tintinopsis* درصد فراوانی بسیار پایینی (۲٪) در مترمکعب در هر ایستگاه داشت. درصد فراوانی این گونه در مطالعات Sawsan و همکاران (۲۰۱۴) و کریمیان و همکاران (۱۳۹۶) نیز بسیار پایین بود. علت این امر می تواند در نتیجه مصرف این گونه توسط سایر گونه های زئوپلانکتونی و شکار شدن توسط ماهیان موجود در سد گلستان باشد. هم چنین فراوانی دو جنس *Simocephalus* و *Cyclops* تغییرات چشمگیری بین دو فصل بهار و تابستان داشته است. Fernandes و همکاران (۲۰۱۲) بیان می کند که فراوانی زئوپلانکتون ها به صورت موقتی در یک زمان مشخصی از سال افزایش می یابد. بنابراین در مورد این گونه ها قابل ذکر است که تغییرات فصلی بیش تر از فعالیت پرورش ماهی در قفس بر فراوانی و ساختار جمعیتی زئوپلانکتون های شناسایی شده اثر گذاشته است. به طور کلی نگرانی های عمومی در ارتباط با اثرات زیست محیطی پرورش در قفس آبیان در هر دو اکوسیستم های آب شیرین و دریایی در تعدادی از گزارشات وجود دارد (McLay و Gordon-Rogers، ۱۹۹۷؛ NCC، ۱۹۹۰؛ EAO، ۱۹۹۷؛ Weston و همکاران، ۱۹۹۶؛ Li و Guo، ۲۰۰۳؛ Yucel-Gier و همکاران، ۲۰۰۷). تراکم ماهی پرورشی، شرایط مورفومتریک و هیدرولوژی نقش کنترلی را با توجه به درجه تخریب اثرات زیست محیطی پرورش ماهی در قفس ایفا می کنند (Beveridge، ۱۹۸۴). اندازه گیری فراوانی، شاخص های تنوع زیستی و مشاهده تغییرات ساختار زئوپلانکتونی بیش تر با تغییرات فصلی مرتبط بود و اختلافات جزئی را بین ایستگاه ها، نشان داد که این اختلافات می تواند ناشی از نوسانات محیطی و یا شرایط

southwestern Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. Vol. 15, No. 3, pp: 1202-1213.

۱۰. **Bays, J.S. and Crisman, T.L., 1983.** Zooplankton and Trophic State Relationships in Florida Lakes. Canadian J of fisheries and aquatic sciences. Vol. 40, pp: 1813- 1819.
۱۱. **Beveridge, M.C.M., 1984.** Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. FAO Doc. Tech. Peches. No. 255. FAO, Rome. 126 p.
۱۲. **Beveridge, M.C.M., 1996.** Cage aquaculture (2nd edition). Fishing News Books, Oxford.
۱۳. **Beveridge, M.C.M. and Stewart, J.A., 1998.** Cage culture: limitations in lakes and reservoirs. In: Inland Fishery Enhancements (Ed. by T. Petr), FAO Fisheries Technical Paper 374. FAO, Rome, pp. 263-279.
۱۴. **Beveridge, M.C.M., 2004.** Cage aquaculture. Oxford: Fishing News Books.
۱۵. **Bilous, O.; Barinova, S.; Ivanova, N. and Huliaieva, O., 2016.** The use of phytoplankton as an indicator of internal 4 hydrodynamics of a large seaside reservoir case of the 5 Sasyk Reservoir, Ukraine. Ecohydrol. Hydrobiol. Vol. 16, No. 3, pp: 160-174.
۱۶. **Canfield, T.J. and Jones, J.R., 1996.** Zooplankton Abundance, Biomass, and Size-Distribution in Selected Midwestern Waterbodies and Relation with Trophic State. Journal of Freshwater Ecology. Vol. 11, No. 2, pp: 171-191.
۱۷. **Cornell, G.E. and Whoriskey, F.G., 1993.** The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediment of Lac du Passage, Quebec. Aquaculture. Vol. 109, pp: 101-117.
۱۸. **Currie, D.R. and Small, E., 2004.** Macro benthic community responses to longterm environmental change in an east Australian subtropical estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 63, pp: 315-331.
۱۹. **Dauvin, J.C.; Ruellet, T.; Desroy, N. and Janson, A.L., 2007.** The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. Marine Pollution Bulletin. Vol. 55, pp: 241-257.
۲۰. **Davenport, J.; Black, K.; Burnell, G.; Cross, T.; Cullory, S.; Ekaratne, S.; Furness, B.; Mulcahy, M. and Thetmeyer, H., 2003.** Aquaculture the ecological issues. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd.
۲۱. **Dias, J.D., 2008.** Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplancônica em um reservatório subtropical, Brasil. Master Thesis. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brazil. 40 p.
۲۲. **Fernandes, T.F.; Eleftherious, A. and Ackefors, H., 2001.** The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. J Appl Ichthyol. Vol. 17, pp: 181-193.
۲۳. **Guo, L. and Li, Z., 2003.** Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. Aquaculture. Vol. 226, pp: 201-212.
۲۴. **Hankanson, L., 2005.** Changes to Lake Ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. Lakes & Reservoirs: Research and Management. Vol. 10, pp: 71-80.
۲۵. **Holmer, M.; Hansen, P.K.; Karakassis, I.; Borg J.A. and Schembri, P., 2008.** Monitoring of environmental impacts of marine aquaculture. In: Holmer M, Black K, Duarte CM, Marba N, Karakassis I (eds) Aquaculture in the ecosystem. Springer, Dordrecht. pp: 47-85.
۲۶. **Hunt, R.J. and Matveev, V.F., 2005.** The effects of nutrients and zooplankton community structure on phytoplankton growth in a subtropical Australian reservoir: An enclosure study. Limnologia. Vol. 35, pp: 90-101.

قفس‌های پرورش ماهی باشد. با توجه به نتایج حاصل از این مطالعه، به نظر می‌رسد با توجه به حجم پایین تولید پرورش ماهی کپور معمولی در قفس‌های مستقر در سد گلستان، آبی‌پروری تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر عوامل کیفی آب و همچنین روی جوامع زئوپلانکتونی شناسایی شده در محیط اطراف قفس نداشته و بیش‌تر تغییرات مشاهده‌شده در عوامل کیفی آب و ساختار جمعیتی زئوپلانکتون‌ها ناشی از تغییرات فصلی بود.

منابع

۱. **افرائی‌بندی، م.ع.؛ هاشمیان کفشگری، ع. و پرافکنده حقیقی، ف. ۱۳۹۵.** بررسی ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سواحل جنوبی دریای خزر به منظور استقرار قفس‌های پرورش ماهی. مجله علمی شیلات ایران. شماره ۵، صفحات ۲۳ تا ۳۹.
۲. **پرافکنده حقیقی، ف.؛ افرائی‌بندی، م.ع. و سلیمانی‌رودی، ع. ۱۳۹۵.** بررسی پراکنش، تراکم و زی‌توده بزرگ موجودات بنتیکی در محل استقرار پرورش ماهی در قفس در سواحل جنوبی دریای خزر (آب‌های مازندران-کلارآباد). مجله علمی شیلات ایران. شماره ۳، صفحات ۹۱ تا ۱۰۳.
۳. **فارابی، م.و.؛ پورغلام، ر. و آذری، ع. ۱۳۹۳.** بررسی امکان پرورش ماهی در قفس در کرانه جنوبی دریای خزر با تأکید بر پارامترهای دما، شوری و اکسیژن محلول آب. مجله شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد آزادشهر. سال ۸، شماره ۴، صفحات ۱۳ تا ۲۲.
۴. **کریمیان، ع.؛ ذاکری، م.؛ فارابی، م.و.؛ حقی، م. و کوچنین، پ. ۱۳۹۶.** اثر پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی منطقه عباس آباد، در جنوب دریای خزر. نشریه توسعه آبی‌پروری. سال ۱۱، شماره ۳، صفحات ۷۵ تا ۹۴.
۵. **نصراله‌زاده ساروی، ح.؛ افرائی‌بندی، م.؛ روحی، ه.؛ واحدی، ح.؛ نصراله‌تبار، ا.؛ علومی، ی.؛ یونسی‌پور، ح.؛ مخلوق، آ.؛ خداپرست، ن.؛ یعقوب‌زاده، ز.؛ رامین، م.؛ ابراهیم‌زاده، م.؛ رازقیان، غ.ر. و طهماسبی، م. ۱۳۹۴.** پایش مواد مغذی رسوبات بر پدیده شکوفایی جلبکی در منطقه حوزه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.
۶. **APHA (American Public Health Association). 2005.** Standard Methods for The Examination of water and wastewater, 21th ed. American Public Health Association, Washington, DC. 1550 p.
۷. **Arauzo, A., 2003.** Harmful effects of unionized ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. Water Research. Vol. 37, pp: 1048-1054.
۸. **Azevedo-santos, V.M.; Pelicice, F.M.; Lima-Junior, D.P.; Magalhaes, A.L.B.; Orsi, M.L.; Vitule, J.R.S. and Agostinho, A.A., 2015.** How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. Natureza & Conservação. Vol. 13, No. 2, pp: 123-113.
۹. **Bagheri, S.; Mirzajani, A. and Sabkara, J., 2016.** Preliminary studies on the impact of fish cage culture rainbow trout on zooplankton structure in the



- Mediterranean Sea, Egypt. Egyptian Journal of Aquatic Research. Vol. 40, pp: 283-290.
۴۵. **Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949.** The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana. 144 P.
۴۶. **Silvert, W., 1992.** Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. Aquaculture. Vol. 107, pp: 67-79.
۴۷. **Simpson, E.H., 1949.** Measurement of diversity. Nature. Vol. 163, 688 p.
۴۸. **Smith, V.H., 2003.** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. Environ. Sci. Pollut. Res. Int. Vol. 10, pp: 126-139.
۴۹. **Sousa, W.; Attayde, J.L.; Rocha, E.S. and Anna, E.M.E., 2008.** The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid north-eastern Brazil. Journal of Plankton Research. Vol. 30, pp: 699-708.
۵۰. **Stephens, W. and Farris, J.L., 2004.** A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. Aquacul. Vol. 241, p: 319-3۳۰.
۵۱. **Strain, P. and Hargrave, B., 2005.** Salmon aquaculture, nutrient fluxes and ecosystem processes in southwestern New Brunswick. In: Hargrave BT (ed) Environmental effects of marine finfish aquaculture. Handbook of environmental chemistry, Vol 5M. Springer-Verlag, Berlin. pp: 29-57.
۵۲. **Thompson, B. and Lowe, S., 2004.** Assessment of macro benthose response to sediment contamination in the San Fransisco estuary, Callifornia, USA. Environmental toxicology and chemistry. 23: 2178-2187.
۵۳. **Tundisi, J.G. and Matsumura-Tundisi, T., 2008.** Limnologia. Oficina de textos, São Paulo. 631 p.
۵۴. **Veenstra, J.; Nolen, S.; Carroll, J. and Ruiz, C., 2003.** Impact of net pen aquaculture on lake water quality. Water Science and Technology. Vol. 47, No. 12, pp: 293-300.
۵۵. **Wang, S.; Xie, P.; Wu, S. and Wu, A., 2007.** Crustacean zooplankton distribution patterns and their biomass as related to trophic indicators of 29 shallow subtropical lakes. Limnologia. Vol. 37, No. 3, pp: 242-247.
۵۶. **Weston, D.P.; Phillips, M.J. and Kelly, L.A., 1996.** Environmental impacts of salmonid culture. Chapter 16 in: Principals of Salmonid Culture. Developments in Aquaculture and Fisheries Science. Vol. 29, pp: 919-96۷.
۵۷. **Wetzel, R.G. and Likens, G.E., 1991.** Limnological analysis. Springer-Verlag, New York, USA. 391 p.
۵۸. **Yan, D., 2005.** Research needs for the management of water quality issues, particularly phosphorus and oxygen concentrations, related to salmonid cage aquaculture in Canadian freshwaters. Environmental Reviews. Vol. 13, pp: 1-19.
۵۹. **Yucel-Gier, G.; Kucuksezgin, F. and Kocak, F., 2007.** Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). Aquacult Res. Vol. 38, pp: 256-267.
۶۰. **Zanatta, A.S.; Perbiche-Neves, G.; Ventura, R.; Ramos, I.P. and Carvalho, E.D., 2010.** Effects of a small fish cage farm on zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda: Crustacea) in a sub-tropical reservoir (SE Brazil). Pan-Am. J. Aquat. Sci. Vol. 5, No. 4, pp: 530-539.
۲۷. **Jones, G.B.; Simon, B.M. and Horsley, R.W., 1982.** Microbial sources of ammonia in freshwater lake sediments. J of general microbiology. Vol. 128, No. 12, pp: 2823-2831.
۲۸. **Kalantzi, I. and Karakassis L., 2006.** Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. Mar Pollut Bull. Vol. 52, pp: 484-493.
۲۹. **Kelly, L.A., 1992.** Dissolved reactive phosphorus release from sediments beneath a freshwater cage aquaculture development in West Scotland. Hydrobiologia. Vol. 235/236, pp: 567-572.
۳۰. **Lawrence, S.C.; Malley, D.F.; Findlay, W.J.; Maciver, M.A. and Delbsere, I.L., 1987.** Method for estimating dry weight of Freshwater Planktonic Crustaceans from measures of length and shape. Can.J. fish. Aquat. Vol. 44, pp: 246-2۷۴.
۳۱. **Liu, J.S.; Cui, Y.B. and Liu, J.K., 1997.** Advances in studies on the effect of cage culture on the environment. Acta Hydrobiol Sin. Vol. 21, pp: 174-184.
۳۲. **Margalef, R., 1958.** Information theory in ecology. Gen Syst. Vol. 3, pp: 36-71.
۳۳. **Mc Lay, A. and Gordon-Rogers, K., 1997.** Report of the Scottish Salmon Strategy Task Force. Scottish Agriculture, Environment and Fisheries Department, Edinburgh.
۳۴. **Mrcelic, G.J. and Sliskovic, M., 2010.** The impact of fish cages on water quality in one fish farm in Croatia. World Academy of Science, Engineering and Technology. Vol. 4, pp: 8-25.
۳۵. **NCC. 1990.** Fish Farming and the Scottish Freshwater Environment. A report to the Nature Conservancy Council. Institute of Aquaculture, Institute of Freshwater Ecology, Institute of Terrestrial Ecology. 285 p.
۳۶. **Neofitou, N.; Vafidis, D. and Klaoudatos, S., 2010.** Spatial and temporal effects of fish farming on benthic community structure in a semi-enclosed gulf of the Eastern Mediterranean. Aquacult Environ Interact. Vol. 1, pp: 95-105
۳۷. **Newell, G.E. and Newell, R.C., 1977.** Marine plankton: a practical guide. Hutchinson, London. 244 p.
۳۸. **Newton, A.; Icely, J.D.; Falcao, M.; Nobre, A.; Nunes, J.P.; Ferreira, J.G. and Vale, C., 2003.** Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon. Portugal. Continental Shelf Research. Vol. 23, pp: 1945-1961.
۳۹. **Pielou, E.C.J., 1966.** The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol. Vol. 13, pp: 131-144.
۴۰. **Philipose, K.K.; Krupessha, S.R.; Jayasree, L.; Ayasree, L.; Damodaran, D.G.; Syadara, G.; Vaidya, N.G.; Mhaddolkar, S.S.; Sadhu, N. and Dub, P., 2012.** Observations on variations in physico-chemical water parameters of marine fish cage farm off Karwar. Indian Journal Fish. Vol. 59, No. 1, pp: 83-88.
۴۱. **Pillay, T.V.R., 2004.** Aquaculture and the environment. Oxford: Blackwell Publishing Ltd.
۴۲. **Rowland, S.J. and Allan, G.L., 2006.** Development of techniques and evaluation of the potential of cage culture of silver perch for cotton farms. In: Proceedings of the 13th Australian Cotton Conference. Australian cotton growers research association, Narrabri, NSW, Australia. pp: 661-6۷۸.
۴۳. **Santos, R.M.; Rocha, G.S.; Rocha, O. and Santos Wisniewski, M.J., 2009.** Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. Aquaculture Research. Vol. 40, pp: 753-776.
۴۴. **Sawsan, M.A.; Ahmed, M.M. and Samiha, M.G., 2014.** Variability of spatial and temporal distribution of zooplankton communities at Matrouh beaches, south-eastern

