(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

مقاله پژوهشی

تعیین شاخص‌های تنوع زیستی تحت شرایط پرورش در قفس قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) در منطقه عباس‌آباد، جنوب دریای خزر

- **عرفان کریمیان***: گروه شیلات، دانشکده منابع‌طبیعی دریا، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، خرمشهر، ایران
- **محمد ذاکری**: گروه شیلات، دانشکده منابع‌طبیعی دریا، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، خرمشهر، ایران
- **سیدمحمدوحید فارابی**: پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران
- **مهسا حقی**: گروه شیلات، دانشکده منابع‌طبیعی دریا، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، خرمشهر، ایران
- **پریتا کوچنین**: گروه شیلات، دانشکده منابع‌طبیعی دریا، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، خرمشهر، ایران

تاریخ دریافت: آبان ١٣٩٨ تاریخ پذیرش: بهمن ١٣٩٨

چکیده

این تحقیق با هدف تعیین اثر احتمالی فعالیت پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان در قفس بر شاخص‌های تنوع جوامع زیستی آب‌های ساحلی منطقه عباس‌آباد (حوضه جنوبی دریای خزر) طراحی گردید. نمونه‌های جوامع زیستی (بزرگ بی‌مهرگان کفزی، فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون) از فواصل ٥، ٥٠، ١٠٠ و ١٠٠٠ متری از قفس‌های پرورش ماهی طی ٤ دوره شامل ماه‌های دی (قبل از پرورش) و اسفند ١٣٩٣ و ماه‌های اردیبهشت (دوره پرورش) و مرداد ١٣٩٤ (بعد از دوره پرورش) جمع‌آوری شدند. در این تحقیق ٩ گروه بزرگ بی‌مهرگان کفزی (با غالبیت رده پرتاران، *Streblospio gynobranchiata* و *Hypaniola kowalewskii*) و ٤٢ گونه فیتوپلانکتون متعلق به پنج شاخه با غالبیت شاخه Bacillariophyta شناسایی گردید. هم‌چنین ١٠ گروه از زئوپلانکتون‌ها نیز شناسایی شد که گونه *Acartia tonsa* از راسته پاروپایان جمعیت غالب را تشکیل داد. نتایج نشان داد که پراکنش و فراوانی جوامع زیستی به‌طور معنی‌دار تحت تأثیر تغییرات فصلی بود ($p<0/05$)، درحالی‌که اثر فاصله از مرکز قفس روی آن‌ها معنی‌دار نبود ($p>0/05$) و در بیش‌تر موارد تغییرات هیچ‌کدام از شاخص‌های تنوع زیستی تحت تأثیر فعالیت پرورش ماهی در قفس قرار نگرفت. به‌نظر می‌رسد که فعالیت پرورش در قفس قزل‌آلای رنگین‌کمان در منطقه عباس‌آباد، به‌دلیل تراکم پائین ماهی، کوتاه بودن طول دوره پرورش و جریان‌های آبی قوی اثر قابل ملاحظه‌ای روی جوامع زیستی محیط اطراف قفس نداشت به‌طوری‌که، تغییرات مشاهده شده در شاخص‌های تنوع زیستی بیش‌تر با تغییرات فصلی مرتبط بود.

کلمات کلیدی: پرورش در قفس، قزل‌آلای رنگین‌کمان، شاخص‌های تنوع زیستی، حوضه جنوبی دریای خزر

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: Erfankarimian88@gmail.com

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

مقدمه

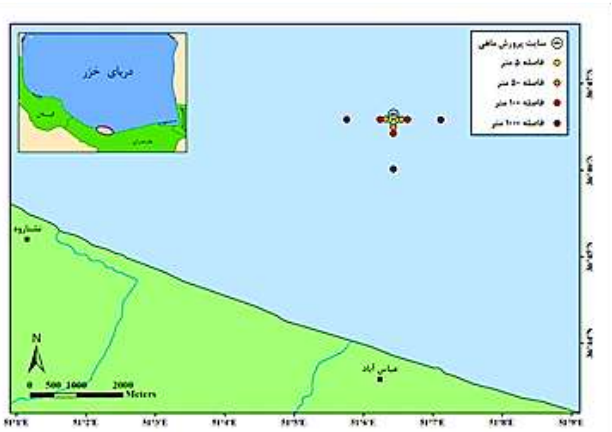
نقش آبزی‌پروری در تولید غذا، توسعه اقتصادی و امنیت غذایی امروزه به‌خوبی شناخته شده است. آبزی‌پروری به‌همراه صید مهم‌ترین منبع غذا، تغذیه، درآمد و معیشت صدها میلیون مردم در کل دنیاست (FAO، ۲۰۱۶)، بنابراین باید به‌عنوان اولویت مهم و یکی از بخش‌های اولیه تولید غذا باقی‌مانده و در تمامی مناطق جغرافیایی جهان توسعه پیدا کند(Grigorakis و Rigos، ۲۰۱۱).اما با توجه به افزایش جمعیت جهان، کاهش منابع طبیعی و تغییرات آب و هوایی، توسعه آبزی پروری چالش‌های زیادی در پیش‌رو خواهد داشت (FAO، ۲۰۱۶). پرورش در قفس آزادماهیان دریاچه‌ای به‌عنوان یک منبع مهم شناخته شده از ضایعات آلی و مواد مغذی است که می‌تواند باعث تغییر در جوامع پلانکتونی و کفزی (Gonzalez-Silvera و همکاران، ۲۰۱۵)، تغییر در شرایط اکولوژیکی اولیه، تنوع زیستی و عملکرد اکوسیستم و در نهایت تهدید تنوع زیستی موجودات آبزی گردد (Loya، ۲۰۰۷). محاسبه شاخص‌های تنوع زیستی جوامع زیستی، یک ویژگی مهم در ساختار اکوسیستم برای به‌دست آوردن شناخت مستقیم از سلامت بیولوژیک‌است،اگرچه‌رابطه‌بین شاخص‌های‌تنوع‌با پایداری اکوسیستم همیشه ساده نیست (Washington، ۲۰۰۳). هم‌چنین به‌کارگیری شاخص‌های تنوع زیستی مشابه برای جوامع زیستی مختلف (مانند بزرگ بی‌مهرگان کفزی، فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون‌ها) با توجه به ارزیابی‌شرایط اکولوژیکی‌در اکوسیستم‌های‌آبی‌مختلف، نتایج مختلفی را ارائه می‌کند(Azevêdo‌و‌همکاران، ۲۰۱۵).مزیت‌کاربرد شاخص‌های زیستی در ادغام تمامی عوامل محیطی نهفته است (Ellenberg و همکاران، ۱۹۸۶) به‌طوری‌که، اثرات تجمعی عوامل محیطی را بدون علم دقیق به‌علت و معلول‌ها نشان می‌دهند و در نتیجه موجودات همراه با گذر زمان با تغییرات‌مختلف‌زمانی‌و مکانی به تعادل رسیده‌اند. کاربرد موجودات به‌عنوان شاخص‌های زیستی، مانند جمعیت فیتوپلانکتون‌ها و زئوپلانکتون‌ها برای‌منطقه پلاژیک آب‌ها و هم‌چنین موجودات کفزی جهت تعیین سلامت رسوبات و سایر ویژگی‌های اکولوژیک بسیار موفقیت‌آمیز بوده است (Cottingham و Carpenter، ۱۹۹۸؛ Conti، ۲۰۰۸).مطالعه‌اثرات پرورش ۳ گونه ماهی (*Siniperca chuatsi*, *Ictalurus punctatus*, *Megalobrama Amblycephala*) در قفس بر جوامع زیستی دریاچه نیوشانهو (Niushanhu) چین نشان داده‌شد‌که‌شاخص‌های‌زیستی‌مانند‌شاخص شانون، غالبیت سیمپسون و غنای مارگالف به‌دلیل ورود مواد مغذی غیرطبیعی ناشی از فعالیت پرورش ماهی در قفس کاهش یافتند (Guo و Li، ۲۰۰۳). طی مطالعه Apostolakia و همکاران (۲۰۰۷) نیز بررسی اثرات پرورش ماهی در قفس روی ماکروبنتوزهای سه منطقه ساحلی دریای مدیترانه (اسپانیا، ایتالیا و یونان) نشان داد که تنوع گونه‌ای با فاصله از قفس‌ها، افزایش پیدا کرد. در ایران در ارتباط با اثرات پرورش ماهی در قفس مطالعات بسیاری محدود انجام شده است. نتایج بررسی تغییرات فراوانی و تنوع پرتاران در زیر قفس‌های پرورش ماهی (هامور، شانک و صبیتی) در خور غزاله (خلیج فارس) از ۴ ایستگاه از زیر قفس تا فاصله ۴۰۰ متری از قفس نشان داد که تنوع گونه‌ای از ایستگاه ۱ (زیر قفس) تا ایستگاه ۴ (۴۰۰ متری از قفس) از ۱/۷۹ به ۲/۱۱ و غالبیت از ۰/۴۱ به ۰/۱۶ رسید که این نتیجه ناشی از عدم اثرات پرورش ماهی در قفس بود (نبوی و همکاران، ۱۳۸۹). هم‌چنین Bagheri و همکاران (۲۰۱۶) در مطالعه اثر پرورش در قفس قزل‌آلای رنگین‌کمان بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی در حوضه جنوبی دریای خزر، با استفاده از آزمون PCA، تغییرات مکانی بین ایستگاه‌های قفس و شاهد را نشان دادند و معتقد بودند که محل قفس‌ها با غالبیت گونه‌های *Acartia tonsa*، *Pleopis polyphemoides*، *Balanus improvises* و لارو دو کفه‌ای از فراوانی بیش‌تری برخوردار بود.برای بررسی بیش‌تر، دسترسی به دانش و درک کلی اکوسیستم‌های آبی به‌عنوان پیش شرطی مناسب جهت برآورد اثرات آبزی‌پروری در قفس و تعدیل این اثرات مورد نیاز است. بنابراین تحقیق حاضر با هدف تعیین اثرات فعالیت پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین کمان در قفس بر شاخص‌های تنوع جوامع زیستی (پلانکتونی و بزرگ بی‌مهرگان کفزی) منطقه عباس‌آباد در حوضه جنوبی دریای خزر صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در ساحل جنوبی دریای خزر در استان مازندران در منطقه عباس آباد، با موقعیت جغرافیایی ۳۶ درجه و ۴۳ دقیقه عرض شمالی و ۵۱ درجه و ۱۵ دقیقه طول شرقی، انجام گرفت. برای انجام این تحقیق، ۴ ایستگاه: ایستگاه اول در لبه قفس‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان (۵ متر)، ایستگاه دوم در فاصله ۵۰ متری از قفس، ایستگاه سوم در فاصله ۱۰۰ متری و ایستگاه چهارم (شاهد) در فاصله ۱۰۰۰ متری از قفس به سمت شرق، غرب و جنوب یا ساحل دریای خزر (در مجموع ۱۲ مکان) در نظر گرفته شد (شکل ۱). نمونه‌برداری از جوامع زیستی از ماه دی ۱۳۹۳ تا ماه مرداد ۱۳۹۴ انجام شد. فعالیت پرورش، از ماهیانی با وزن پیش‌پرواری با میانگین ۲۰۰ گرم، شروع شد. میزان ذخیره‌سازی اولیه حداکثر ۵ تن به‌ازای هر قفس و به‌طور متوسط تعداد ذخیره‌سازی ۲۵۰۰۰ قطعه ماهی بود که ماهی‌های ذخیره شده طی ۴ ماه دوره پرورش به بیش از ۸۰۰ گرم رسیدند. ۳ قفس پرورشی با قطر ۲۰ متر، ارتفاع تور ۸ متر (چشمه تور ۲۰ میلی‌متر) و تاج یک متر که در فاصله ۵ کیلومتری از ساحل و در عمق ۳۰ متری از سطح دریا مستقر شد. توانایی اسمی تولید هر قفس ۲۵ تن بود ولی به‌دلیل احتمال کم‌ترین

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

احتساب خطرپذیری (عدم آگاهی پرورش‌دهندگان از اکولوژی محل استقرار قفس مانند وجود طوفان‌ها و در نتیجه جلوگیری از خسارات احتمالی)، عملاً حداکثر ۱۵ تن از آن برداشت شد. غذادهی روزانه به‌صورت دستی در دو نوبت در ساعات ۰۹:۰۰ و ۱۶:۰۰ به اندازه ۳ درصد از وزن بدن ماهیان انجام شد. ترکیبات غذایی پلت‌ها شامل (۴۱ درصد پروتئین، ۱۸٪ چربی، ۲۰٪ کربوهیدرات، ۱۰٪ خاکستر، ۸٪ رطوبت و ۳٪ فیبر) بود و میزان ضریب تبدیل غذایی بدون احتساب هدر رفت غذا ۱ به‌دست آمد (میزان فسفر و نیتروژن کل در غذا به‌ترتیب ۰/۶ و ۶/۵۶ درصد محاسبه شد). نمونه‌برداری زیستی طی ۴ مرحله شامل قبل از ذخیره‌سازی در قفس (دی ماه ۱۳۹۳)، اواسط دوره پرورش (اسفندماه، با تراکم بیش‌تر)، اواخر دوره پرورش (اردیبهشت ماه، با تراکم کم‌تر) و سه ماه پس از اتمام دوره پرورش (مرداد ماه ۱۳۹۴) به‌منظور تعیین شاخص‌های زیستی پلانکتونی و بزرگ بی‌مهرگان کفزی برای بررسی اثرات زیست‌محیطی پرورش در قفس، صورت گرفت.



شکل ۱: موقعیت قفس و ایستگاه‌ها در منطقه مورد مطالعه- عباس‌آباد

بررسی جمعیت پلانکتونی و بزرگ بی‌مهرگان کفزی پیرامون قفس‌های پرورش ماهی: نمونه‌برداری از بزرگ بی مهرگان کفزی به‌وسیله گرب با سطح مقطع ۰/۱۶ مترمربع انجام شد. نمونه‌ها جهت شناسایی با الک دارای چشمه ۵۰۰ میکرون شسته شده و پس از تثبیت کردن با فرمالین ۴٪ در آزمایشگاه ایستگاه تحقیقاتی نوشهر مورد بررسی قرار گرفتند. در آزمایشگاه نیز پس از شستشوی مجدد نمونه‌ها در الک ۵۰۰ میکرون، آن‌ها را در سینی تشریح ریخته و سپس اقدام به جداسازی، شمارش و شناسایی موجودات با توجه به کلیدهای شناسایی (Pennak، ۱۹۵۳؛ Hynei، ۱۹۸۴؛ Elliot، ۱۹۸۸) و اطلس بی‌مهرگان دریای خزر (۱۳۷۹) گردید. زی‌توده تر گروه‌های مختلف بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌وسیله ترازوی بادقت ۰/۰۰۰۱ گرم توزین شد. جهت مطالعه جمعیت فیتوپلانکتونی، پس از تعیین لایه نورگیر جمع‌آوری نمونه آب توسط نمونه‌بردار روتنر انجام گردید. در این روش ۵۰۰ سی‌سی آب از ایستگاه‌های مورد نظر را در ظروف شیشه‌ای جمع‌آوری و به نمونه‌ها فرمالین ۴ درصد (مقدار ۱۵ الی ۲۰ سی‌سی) اضافه نموده و سپس با درج مشخصات نمونه‌برداری روی ظرف جهت بررسی به آزمایشگاه پلانکتون‌شناسی پژوهشکده اکولوژی دریای خزر منتقل و نمونه‌ها به‌منظور رسوب و ته‌نشین کردن به‌مدت ۱۰ روز در تاریکی نگه‌داری شدند (Sourina، ۱۹۷۸). سپس با سیفون مخصوصی آب لایه فوقانی که فاقد هرگونه فیتوپلانکتون است، تخلیه و مابقی نمونه طی چند مرحله عمل سانتریفوژ آماده شمارش شده و جهت شمارش نمونه‌ها از لام سدویک رافتر (Sedgwick rafter) استفاده شد (Newell و Newell، ۱۹۷۷). شناسایی نمونه‌های فیتوپلانکتون با استفاده از کلیدهای شناسایی (Zablina و همکاران، ۱۹۵۱؛ Morosova، ۱۹۵۴؛ Habit و Penkow، ۱۹۷۶؛ Sourina، ۱۹۷۸) صورت گرفت. نمونه‌برداری زئوپلانکتون‌ها با استفاده از تور مخروطی پلانکتون ۱۰۰ میکرون با قطر دهانه ۳۶ سانتی‌متر به‌صورت کشش عمودی از عمق ۱۷ متری تا سطح صورت گرفت. در این روش آب از بستر تا سطح فیلتر گردید، سپس محتویات درون فیلتر به‌میزان ۵۰۰ سی‌سی آب در ظرف نمونه برداشت و حجم آب با توجه به ارتفاع آب فیلتر شده و دهانه تور محاسبه شد. نمونه‌های زئوپلانکتونی با فرمالین ۴ درصد در هنگام نمونه‌برداری تثبیت شدند (Wetzel و Linkes، ۱۹۹۱). برای شمارش زئوپلانکتون، ابتدا تغلیظ نمونه‌ها با استفاده از تور با چشمه کوچک‌تر از تور نمونه‌برداری صورت گرفت (Newell و Newell، ۱۹۷۷). نمونه‌ها توسط پی‌پت استمپل (Stample) لام شمارش بوگارو (Bogarov) قرار گرفت سپس نمونه‌هایی که در سطح محفظه پراکنده شده مورد شمارش قرار گرفتند. پی‌پت Stample یک سرنگ با دهانه باز است که قسمت پایین به‌صورت پیستون است و زمانی‌که پیستون بالا می‌آید حجم ۰/۵ سانتی‌مترمکعب در دیواره پی‌پت نگه‌داری می‌شود. نمونه به ظرف شمارش Bogarov منتقل و در زیر میکروسکوپ اینورت (Invert) شمارش و شناسایی نمونه‌های زئوپلانکتونی با استفاده از کلیدهای شناسایی Burshtina و همکاران (۱۹۶۸)؛ Ruttner (۱۹۷۴)؛ Newell و Newell (۱۹۷۷)، Wetzel و Linkes (۱۹۹۱) و اطلس بی‌مهرگان دریای خزر (۱۳۷۹) در ایستگاه تحقیقاتی خیررود کنار انجام شد. برای به‌دست آوردن وزن موجودات، طول آن‌ها اندازه‌گیری و با استفاده از شکل هندسی آن‌ها محاسبه شده است که در این بررسی از وزن استاندارد موجودات در دریای سیاه استفاده شد (Petipa، ۱۹۵۷).

تعیین شاخص‌های تشابه و تنوع زیستی: تنوع زیستی مفهومی بسیار مورد استفاده است با تکیه بر این واقعیت که ارتباطی

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

بین تنوع و آشفتگی‌های محیطی وجود دارد، به‌طوری‌که کاهش در تنوع زمانی اتفاق می‌افتد که آشفتگی افزایش یابد (Jørgensen و همکاران، ۲۰۰۵). محاسبه شاخص‌های مورد استفاده نیز توسط فرمول‌های زیر و در نرم‌افزار PAST صورت گرفت.

شاخص تراکم: تعدادافراد را درمساحت معین را تراکم می‌گویند. برای‌به‌دست‌آوردن تراکم در مترمربع باید تراکم در سطح نمونه‌برداری را به‌دست آورده و سپس به مترمربع تعمیم داده شد (Magurran، ۲۰۰۴).

شاخص شانون- وینر: براساس این شاخص فرض بر این است که افراد به‌صورت تصادفی از بین یک جامعه بسیار بزرگ نمونه‌برداری شوند و تمامی گونه‌ها دارای نماینده‌ای در جامعه هستند. این شاخص می‌تواند مقادیر بین ۵-۱ را به‌خود اختصاص دهد و هر چقدر مقدار عددی شاخص پایین باشد نشان‌دهنده شرایط غیرطبیعی می‌باشد. 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 فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و بنتوزها است (Magurran، ۲۰۰۴): $H' = -\sum P_i log_2 P_i$

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

شاخص غنای مارگالف: این شاخص، 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 به‌لحاظ زیستی از سلامت بالاتری برخوردار است (Magurran، ۲۰۰۴): $Ri=S-1/Ln(N)$

Ri= شاخص مارگالف، S= تعداد کل گونه‌ها، N= فراوانی کل گونه‌ها

شاخص یکنواختی: این شاخص بین ۰ تا ۱ نوسان می‌کند. وقتی که توزیع و فراوانی تمام افراد از گونه‌های مختلف در نمونه مشابه‌تر باشد، می‌توان پیش‌بینی کرد که شاخص تشابه توزیع به مقدار بیشینه نزدیک شود و درصورتی‌که توزیع و فراوانی نسبی افراد نامشابه‌تر باشد، مقدار عددی این شاخص به سمت صفر میل خواهد کرد (Magurran، ۲۰۰۴):

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{LnS}$$

H'= مقدار شاخص شانون، S= تعداد تاکزون در نمونه

شاخص غالبیت سیمپسون: سیمپسون شاخص خود را با این احتمال بیان می‌کند که دو فرد که از یک جامعه بسیار بزرگ و به‌صورت تصادفی استخراج شده است، ممکن است به یک گونه مشابه متعلق باشند (Magurran، ۲۰۰۴): $D = \sum p_i^2$

Pi= نسبت افراد یافت شده از گونه i

برای محاسبه شاخص فوق برای جامعه محدود، فرمول زیر استفاده شد: $D = \sum[n_i(n_i-1)/N(N-1)]$

ni= تعداد افراد گونه i، N= تعداد کل افراد

این شاخص نیز بین ۱-۰ متغیر است و مقادیر بالای آن نشانه تنوع پائین است.

قبل از تجزیه و تحلیل، داده‌ها از نظر نرمال بودن یا نبودن با استفاده از آزمون کولموگرف-اسمیرنوف و شاپیروویلک آزمون شدند. جهت‌تجزیه‌وتحلیل‌اثر زمان‌و ایستگاه‌به‌طور‌جداگانه روی شاخص‌های تنوع جوامع زیستی مورد بررسی از آزمون واریانس یک‌طرفه و جهت مقایسه میانگین از آزمون چند دامنه‌ای دانکن با استفاده از نرم‌افزار SPSS ۱۷ در سطح احتمال ۰/۰۵ انجام شد.

نتایج

جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی در منطقه مورد مطالعه: در مطالعه بزرگ بی‌مهرگان کفزی منطقه عباس‌آباد خزر جنوبی، ۸ گونه و ۸ جنس متعلق به چهار رده و هم‌چنین یک رده از کم‌تاران شناسائی شد (جدول ۱). لازم به ذکر است که بعضی گونه‌ها مانند *Balanus improvises*، *Chironomus albides* و *Cerastoderma lamarcki* در اردیبهشت‌ماه‌وگونه *Stenocuma grasiloiedes* در اسفند و اردیبهشت ماه به‌صورت موردی مشاهده شدند اما سایر گونه‌ها جزء نمونه‌های با فراوانی بالاتر بودند.

تعیین‌شاخص‌های‌زیستی جمعیت‌بزرگ بی‌مهرگان کفزی: در‌تعیین‌شاخص‌های‌تنوع زیستی، تنوع شانون نشان داد روند تغییرات تنوع بزرگ بی‌مهرگان کفزی طی دوره تحقیق بسیار جزیی و اندک بود به‌طوری‌که این مقدار از ۰/۲۷ در ایستگاه ۱۰۰ متری و مرداد ماه تا ۰/۹۳ در ایستگاه ۵۰ متری و دی ماه متغیر بود. اختلاف در مقدار این تنوع بین ایستگاه‌های مختلف در هر دوره (اثر فاصله از قفس) معنی‌دار نبود اما این معنی‌داری در دوره‌های مختلف در ایستگاه‌های ۵۰ و ۱۰۰ متری مشاهده گردید که بیش‌ترین و کم‌ترین آن به‌ترتیب در دی ماه و مرداد ماه گزارش شد. هم‌چنین نشان داده شد که روند کاهشی منظمی در این شاخص از اول دوره تا پایان آن در همه ایستگاه‌ها وجود دارد. شاخص زیستی پیلو در ایستگاه و دوره‌های مختلفی نیز دارای تغییرات جزئی بود که فقط در ایستگاه ۱۰۰ متری تغییرات‌معنی‌دار و مشاهده شد. این‌تغییرات بین ایستگاه‌ها از ۵ متری تا ۱۰۰۰ متری‌فاصله از قفس‌ها در‌دی‌ماه و تا حدودی اردیبهشت ماه باروند منظمی‌افزایش‌داشت.به‌طورکلی بیش‌ترین این شاخص (۰/۸۲) در ایستگاه ۱۰۰۰ متری دی ماه و کم‌ترین آن (۰/۲۲) در ایستگاه ۱۰۰ متری مرداد ماه مشاهده شد. همانند شاخص شانون برای این شاخص نیز روند کاهشی منظمی از اول تا پایان دوره مشاهده شد. دامنه تغییرات غنای تاکسونی مارگالف (۴۹/۷۷-۰/۰) نیز در کل تحقیق اندک بود. تغییرات این شاخص در دوره‌های مختلف

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

نمونه‌برداری فقط در ایستگاه ۱۰۰۰ متری معنی‌دار بود و بیش‌ترین (اردیبهشت ماه) و کم‌ترین (دی ماه) مقدار آن نیز در همین ایستگاه مشاهده گردید. هم‌چنین براساس شاخص غالبیت سیمپسون نیز نشان داده شد که مقدار آن بین ایستگاه‌های مختلف در هر دوره بسیار به هم نزدیک بود. بیش‌ترین این شاخص (۰/۸۷) در مرداد ماه و کم‌ترین آن در دی ماه (۰/۴۲) و ایستگاه ۱۰۰ متری بود. همانند شاخص‌های شانون و پیلو تغییرات معنی‌دار در مقدار شاخص سیمپسون در ایستگاه ۱۰۰ وجود داشت. اما برخلاف شاخص شانون و پیلو، روند منظم تغییرات این شاخص از اول تا پایان دوره در ایستگاه‌های مورد مطالعه افزایشی بود (جدول ۲).

جدول ۱: جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی مشاهده شده اطراف قفس در منطقه عباس‌آباد، ۱۳۹۴-۱۳۹۳

شاخه	رده	راسته	خانواده	جنس و گونه
Annelida	Polychaeta	Sponoida	Sponoidae	*Streblospio gynobranchiata*
		Sedentaria	Amphartidae	*Hypaniola kowalewskii*
		Aciculata	Nereidae	*Nereis diversicolor*
Artropoda	Crustacea	Cumacea	Psudocumidae	*Schizorhynchus edorelloides*
				Stenocuma grasiloiedes
		Cirripedia	Balanidae	*Balanus improvisus*
	Insecta	Diptera	Chironomidae	*Chironomus albides*
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Cardidae	*Cerastoderma lamarcki*
Annelida	Oligochaeta	-	-	-

جدول ۲: تعیین میانگین شاخص‌های تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی در اطراف قفس‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان مستقر در منطقه عباس‌آباد (۱۳۹۳-۱۳۹۴)

شاخص	زمان	ایستگاه (متر)			
		۵	۵۰	۱۰۰	۱۰۰۰
شانون	دی	۰/۸۷ ±۰/۸۷	۰/۹۳ ± ۰/۱۶[a]	۰/۹۱ ±۰/۰۷[a]	۰/۹ ±۰/۰۵
	اسفند	۰/۷ ±۰/۰۹	۰/۸۷ ± ۰/۲۹ [ab]	۰/۸ ±۰/۱۱ [a]	۰/۸۷ ±۰/۲۵
	اردیبهشت	۰/۶۴ ±۰/۰۸	۰/۸ ± ۰/۲۲ [ab]	۰/۸۷ ±۰/۲۶ [a]	۰/۸۲ ±۰/۲۸
	مرداد	۰/۴۹ ±۰/۴۶	۰/۳۵ ± ۰/۳۷ [b]	۰/۲۷ ±۰/۰۹ [b]	۰/۴۶ ±۰/۳۳
پیلو	دی	۰/۶۸ ±۰/۱۴	۰/۶۸ ± ۰/۰۳	۰/۷۷ ±۰/۱۶ [a]	۰/۸۲ ±۰/۰۴
	اسفند	۰/۶ ±۰/۱۴	۰/۶۸ ± ۰/۰۹	۰/۶۲ ±۰/۱ [a]	۰/۶۲ ±۰/۱۸
	اردیبهشت	۰/۴۵ ±۰/۰۶	۰/۵۴ ± ۰/۱	۰/۵۹ ±۰/۱۲ [a]	۰/۵۴ ±۰/۲۳
	مرداد	۰/۳۸ ±۰/۳۱	۰/۳ ± ۰/۳۵	۰/۲۲ ±۰/۰۴ [b]	۰/۳۹ ±۰/۳۱
مارگالف	دی	۰/۷۱ ±۰/۱۲	۰/۷۳ ± ۰/۳۳	۰/۵۷ ±۰/۱۱	۰/۴۹ ±۰/۰۳ [c]
	اسفند	۰/۵۵ ±۰/۱۱	۰/۷۱ ± ۰/۴	۰/۶۴ ±۰/۱۲	۰/۷ ±۰/۰۷ [ab]
	اردیبهشت	۰/۵۶ ±۰/۰۲	۰/۶۸ ± ۰/۱۵	۰/۷۷ ±۰/۲۲	۰/۷۷ ±۰/۰۷ [a]
	مرداد	۰/۵۱ ±۰/۲۲	۰/۵۵ ± ۰/۰۶	۰/۵۴ ±۰/۲۰	۰/۵۳ ±۰/۱۵ [bc]
سیمپسون	دی	۰/۴۹ ±۰/۱۲	۰/۴۸ ± ۰/۱	۰/۴۲ ±۰/۰۳ [b]	۰/۴۷ ±۰/۰۹
	اسفند	۰/۵۶ ±۰/۱۱	۰/۴۹ ± ۰/۱۲	۰/۵۲ ±۰/۰۷ [b]	۰/۴۹ ±۰/۱۱
	اردیبهشت	۰/۶۱ ±۰/۰۷	۰/۵۲ ± ۰/۱۳	۰/۴۷ ±۰/۱۱ [b]	۰/۵۴ ±۰/۱۷
	مرداد	۰/۷۳ ±۰/۲۷	۰/۸ ± ۰/۲۳	۰/۸۷ ±۰/۰۴ [a]	۰/۷۵ ±۰/۲۱

حروف غیرمشابه در هر ستون نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در هر ایستگاه بین دوره‌های مختلف نمونه‌برداری در سطح ۰/۰۵ است.

جمعیت گونه‌های فیتوپلانکتونی منطقه مورد مطالعه: بررسی جمعیت فیتوپلانکتونی نشان‌داد که نمونه‌ها شامل ۳۷ گونه و ۵ جنس فیتوپلانکتون و به پنج شاخه تعلق دارند. شاخه Bacillariophyta (دیاتومه‌ها) ۲۳ گونه، Pyrrophyta (داینوفلاژله‌ها) ۱۱ گونه، Cyanophyta ۴ گونه، Chlorophyata ۲ گونه و Euglenophyta ۲ گونه بود (جدول ۳). شاخه Bacillariophyta با بیش‌ترین تعداد گونه دارای بیش‌ترین درصد فراوانی (۷۶/۴۴ ٪) نیز بود اما شاخه Euglenophyta کم‌ترین تعداد گونه و درصد فراوانی را داشت.

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

جدول ۳: لیست شاخه، خانواده و گونه‌های فیتوپلانکتون شناسایی شده در اطراف قفس‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان مستقر در منطقه عباس‌آباد (۱۳۹۳-۱۳۹۴)

Phylum	Family	Genus (Species)
Bacillariophyta	Chaetocerotaceae	*Chaetoceros convolutes*
		Chaetoceros peruvianus
		Chaetoceros socialis
		Chaetoceros subtilis
	Coscinodiscus	Coscinodiscus granii
		Coscinodiscus gigas
	Hemiaulaceae	*Cerataulina pelagica*
	Stephanodiscaceae	*Cyclotella meneghiniana*
	Cymbellaceae	*Cymbella* sp
	Naviculaceae	*Naviculla* sp
	Bacillariaceae	*Nitzschia acicularis*
		Nitzschia closterium
		Nitzschia reversa
		Nitzschia tenuirostris
		Nitzschia sp
		Pseudonitzschia seriata
	Rhizosoleniaceae	*Rhizosolenia calcaravis*
		Rhizosolenia fragilissima
		Rhizosolenia stigema
	Skeletonemataceae	*Skletonema costatum*
		Skeletonema subsalsum
	Thalassionemataceae	*Thalassionema nitzschioides*
		Thalassiosira incerta
Pyrrophyta	Prorocentraceae	*Exuviaella cordata*
		Exuviaella marina
	Glenodiniaceae	*Glenodinium behningii*
		Glenodinium lenticula
	Gonyaulacaceae	*Gonyaulax polyedra*
		Gonyaulax digitalis
	Gymnodiniaceae	*Gymnodinium variabile*
	Peridiniaceae	*Peridinium achromaticum*
		Peridinium latum
	Prorocentraceae	*Prorocentrum praximum*
		Prorocentrum scutellum
Cyanophyta	Oscillatoriaceae	*Lyngbya* sp
		Oscillatoria limosa
		Oscillatoria sp
	Spirulinaceae	*Spirulina laxissima*
Chlorophyta	Gloeotilaceae	*Binuclearia lauterbornii*
	Oocystaceae	*Oocystis socialis*
Euglenophyta	Euglenaceae	*Euglena acus*
		Trachelomonas spiculifera

تعیین شاخص‌های تنوع و تشابه جمعیت فیتوپلانکتونی:

در تعیین شاخص‌های تنوع زیستی، دامنه تغییرات شاخص شانون طی دوره تحقیق در دوره‌های مختلف بیش‌تر بود به‌طوری‌که این مقدار از ۱/۰۹ در ایستگاه ۵۰ متری و مرداد ماه تا ۲/۲۹ در ایستگاه ۱۰۰۰ متری و اردیبهشت ماه متغیر بود. اختلاف در مقدار این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف در هر دوره (اثر فاصله از قفس) معنی‌دار نبود اما تفاوت معنی‌دار در دوره‌های مختلف در هر ایستگاه مشاهده گردید. میزان این شاخص در تمامی ایستگاه‌ها در دی ماه بالا بود، سپس در اسفند ماه کاهش، در اردیبهشت ماه افزایش و سپس در مرداد ماه کاهش یافت. در تعیین شاخص تشابه پیلو دامنه تغییرات کم‌تر بود (۳۴/۷۱-۰/۰) بود. تغییرات این شاخص نیز در کل دوره همانند شاخص شانون بود با این تفاوت که در اردیبهشت ماه اختلاف بین ایستگاه‌ها معنی‌دار بود. دامنه تغییرات غنای تاکسونی مارگالف (۱/۳۷-۰/۹۷) نیز در کل تحقیق اندک و بین ایستگاه‌ها به‌هم نزدیک بود. تغییرات این شاخص در تمامی ایستگاه‌ها در دوره‌های مختلف نمونه‌برداری معنی‌دار بود و بیش‌ترین در دی ماه و ایستگاه ۱۰۰ متری و کم‌ترین مقدار آن نیز در اسفند ماه و ایستگاه ۵ متری مشاهده گردید. هم‌چنین بیش‌ترین مقدار شاخص سیمپسون (۰/۵۹) در مرداد ماه (ایستگاه ۵۰ متری) و کم‌ترین آن در اردیبهشت ماه (۰/۱۵) و ایستگاه ۱۰۰۰ متری بود. همانند سایر شاخص تغییرات معنی‌دار در مقدار شاخص سیمپسون در همه دوره‌ها وجود داشت. مقدار این شاخص در مردادماه در همه ایستگاه‌ها نسبت به سایر دوره‌ها بسیار بالاتر بود (جدول ۴).

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

جدول ۴: تعیین شاخص‌های تنوع زیستی جمعیت فیتوپلانکتونی در اطراف قفس‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان مستقر در منطقه عباس‌آباد (۱۳۹۳-۱۳۹۴)

شاخص	زمان	ایستگاه (متر)			
		۵	۵۰	۱۰۰	۱۰۰۰
شانون	دی	۲/۱۱ ±۰/۱۶ a	۲/۲۴ ±۰/۱۵ a	۲/۰۷ ±۰/۰۲ a	۲/۲۷ ±۰/۱۵ a
	اسفند	۱/۲۳ ±۰/۱۲ b	۱/۳۵ ±۰/۰۷ c	۱/۲۷ ±۰/۰۷ b	۱/۲۶ ±۰/۳ b
	اردیبهشت	۲/۰۶ ±۰/۰۶ a	۲ ±۰/۰۳ b	۲/۱۴ ±۰/۰۲ a	۲/۲۹ ±۰/۲۸ a
	مرداد	۱/۱۳ ±۰/۱۷ b	۱/۰۹ ±۰/۰۸ d	۱/۲۲ ±۰/۱۲ b	۱/۲۸ ±۰/۱۱ b
پیلو	دی	۰/۶۴ ±۰/۰۳ a	۰/۶۸ ±۰/۰۴ a	۰/۶۲ ±۰/۰۱ b	۰/۶۸ ±۰/۰۳ a
	اسفند	۰/۴ ±۰/۰۲ b	۰/۴۲ ±۰/۰۲ c	۰/۴۱ ±۰/۰۲ c	۰/۳۹ ±۰/۰۸ b
	اردیبهشت	۰/۶۵ ±۰/۰۳ ABa	۰/۶۲ ±۰/۰۱ Bb	۰/۶۷ ±۰/۰۱ ABa	۰/۷۱ ±۰/۰۸ Aa
	مرداد	۰/۳۶ ±۰/۰۵ b	۰/۳۴ ±۰/۰۲ d	۰/۳۸ ±۰/۰۳ c	۰/۳۹ ±۰/۰۳ b
مارگالف	دی	۱/۲۸ ±۰/۰۹ a	۱/۲۹ ±۰/۰۸ a	۱/۳۷ ±۰/۰۶ a	۱/۳۴ ±۰/۰۹ a
	اسفند	۰/۹۷ ±۰/۱۵ b	۱/۰۹ ±۰/۰۱ b	۰/۹۸ ±۰/۰۷ b	۱/۱۳ ±۰/۱۲ b
	اردیبهشت	۱/۲۲ ±۰/۱۳ ab	۱/۲۸ ±۰/۰۲ a	۱/۲۷ ±۰/۰۶ a	۱/۳ ±۰/۰۷ ab
	مرداد	۱/۱ ±۰/۱۱ ab	۱/۱۹ ±۰/۰۷ ab	۱/۲۳ ±۰/۰۹ a	۱/۲۶ ±۰/۱ ab
سیمپسون	دی	۰/۱۹ ±۰/۰۴ b	۰/۱۶ ±۰/۰۳ c	۰/۱۹ ±۰/۰۰۵ c	۰/۱۶ ±۰/۰۲ b
	اسفند	۰/۴۶ ±۰/۰۶ a	۰/۴۲ ±۰/۰۸ b	۰/۴۲ ±۰/۰۵ b	۰/۴۴ ±۰/۱۲ a
	اردیبهشت	۰/۱۹ ±۰/۰۲ b	۰/۲۱ ±۰/۰۱ c	۰/۱۷ ±۰/۰۱ c	۰/۱۵ ±۰/۰۵ b
	مرداد	۰/۵۷ ±۰/۰۹ a	۰/۵۹ ±۰/۰۳ a	۰/۵۵ ±۰/۰۳ a	۰/۵ ±۰/۰۶ a

حروف کوچک غیرمشابه در هر ستون و حروف بزرگ غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

نتایج بررسی جمعیت زئوپلانکتونی در ایستگاه‌های اطراف قفس: در این بررسی تعداد ۹ جنس و گونه به‌همراه ۱ راسته از زئوپلانکتون‌ها شناسایی شد. از این میان یک گونه متعلق به راسته Copepoda، یک گونه از Cirripedia، یک گونه از Cladocera، یک گونه از Rotifera، یک گونه از Ciliata، یک گونه از Foraminifera، یک گونه از Aciculata، یک گونه از Sedentaria، و دو گروه از لارو Lamellibranchiata و Medusa بود. یک گونه نوزاد و لارو *Balanus* sp، لارو دوکفه‌ای Lamellibranchiate، لارو Foraminifera، *Nereis diversicolor* و لارو *Hypania* sp در گروه مروپلانکتون‌ها قرار داشتند (جدول ۵).

جدول ۵: گونه‌های زئوپلانکتونی مشاهده شده در عباس‌آباد- دریای خزر جنوبی، ۱۳۹۴-۱۳۹۳

شاخه	رده	راسته	خانواده	جنس و گونه
Arthropoda	Crustacea	Copepoda	Acartiidae	*Acartia tonsa*
		Cirripedia	Balanidae	*Balanus* sp nauplii
				Balanus sp cypris
	-	Cladocera	Podonidae	*Pleopis polyphemoides*
Rotatoria	-	Rotifera	Asplanchnidae	*Asplanchna* sp
Ciliphora	-	Ciliata	Codonellidae	*Tintinnopsis* sp
Sarcodina	Rhizopoda	Foraminifera	-	Foraminifera larvae
Annelida	polychaeta	-	Ampharetidae	*Hypania* sp larvae
	-	Aciculata	Nereidae	*Nereis diversicolor*
Mollusca	Bivalvia	_	-	Lamellibranchiata larvae
Cnidaria	medusozoa	Medusa	-	-

تعیین شاخص‌های تنوع زیستی جمعیت زئوپلانکتونی: تعیین شاخص‌های تنوع زیستی جمعیت زئوپلانکتونی منطقه مورد مطالعه نشان داد، حدود تغییرات تنوع شانون طی دوره تحقیق کمی بیش‌تر از تنوع شانون بزرگ بی‌مهرگان کفزی بود که این مقدار از ۰/۳۴ در ایستگاه ۵۰ متری و مرداد ماه تا ۱/۱۷ در ایستگاه ۱۰۰ متری و اردیبهشت ماه متغیر بود. اختلاف در مقدار این تنوع بین ایستگاه‌های مختلف فقط در اسفند معنی‌دار بود که بیش‌ترین آن در ایستگاه ۱۰۰ متری و کم‌ترین در ایستگاه ۱۰۰۰ متری مشاهده شد.

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

اما این معنی‌داری در دوره‌های مختلف در هر ایستگاه مشاهده گردید که بیش‌ترین و کم‌ترین میانگین آن به‌ترتیب در اردیبهشت ماه و مرداد ماه گزارش شد. شاخص تشابه پیلو نیز در ایستگاه و دوره‌های مختلفی دارای تغییراتی بود که تغییرات معنی‌دار بین ایستگاهی آن فقط در اسفند ماه مشاهده شد درحالی‌که، تغییرات معنی‌داری در دوره‌های مختلف در هر ایستگاه مشاهده گردید که همانند شاخص شانون بیش‌ترین و کم‌ترین میانگین آن به‌ترتیب در اردیبهشت ماه و مرداد ماه گزارش شد. به‌طورکلی بیش‌ترین این شاخص (۰/۶۹) در ایستگاه ۱۰۰ متری اردیبهشت ماه و کم‌ترین آن (۰/۲۴) در ایستگاه ۵۰ متری در مرداد ماه مشاهده شد. مورد توجه است که تغییرات هر دو شاخص برخلاف شاخص‌های محاسبه شده برای بزرگ بی‌مهرگان کفزی روند منظمی نداشت. دامنه تغییرات غنای تاکسونی مارگالف (۰/۴۶-/۷۷)درکل تحقیق اندک بود.تغییرات این شاخص در دوره‌های مختلف‌نمونه‌برداری فقط در ایستگاه ۵۰ متری معنی‌دار بود. هم‌چنین براساس شاخص سیمپسون نیز نشان داده شد که مقدار آن بین ایستگاه‌های مختلف در هر دوره بسیار به هم نزدیک بود. بیش‌ترین این شاخص (۰/۹) در مرداد ماه (ایستگاه ۱۰۰۰ متری) و کم‌ترین (۰/۴) آن در اردیبهشت ماه و ایستگاه ۱۰۰ متری بود. همانند شاخص شانون تغییرات معنی‌دار در مقدار شاخص سیمپسون طی دوره‌های مختلف در هر ایستگاه وجود داشت (جدول ۶).

جدول ۶: تعیین شاخص‌های تنوع زیستی جمعیت زئوپلانکتونی در اطراف قفس‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان مستقر در منطقه عباس‌آباد (۱۳۹۳-۱۳۹۴)

شاخص	زمان	ایستگاه (متر)			
		۵	۵۰	۱۰۰	۱۰۰۰
شانون	دی	۰/۷ ± ۰/۱۲ ^{b}	۰/۶۹ ± ۰/۰۸ ^{b}	۰/۴۷ ±۰/۱۴ ^{b}	۰/۵۹ ±۰/۰۷ ^{b}
	اسفند	۰/۷۹ ± ۰/۰۲ ^{ABb}	۰/۷۵ ± ۰/۰۶ ^{ABb}	۰/۸۸ ±۰/۳۴ ^{Aa}	۰/۶۳ ±۰/۱۳ ^{Bb}
	اردیبهشت	۱/۱ ± ۰/۱۸ ^{a}	۱/۰۸ ± ۰/۱۸ ^{a}	۱/۱۷ ±۰/۱۶ ^{a}	۱/۱ ±۰/۳۷ ^{a}
	مرداد	۰/۴۷ ± ۰/۲۵ ^{c}	۰/۳۴ ± ۰/۰۶ ^{c}	۰/۴۹ ±۰/۲۷ ^{b}	۰/۳۹ ±۰/۱۹ ^{c}
پیلو	دی	۰/۴۳ ± ۰/۰۶ ^{a}	۰/۴۶ ± ۰/۰۳ ^{ab}	۰/۳۴ ±۰/۱۱ ^{b}	۰/۳۸ ±۰/۰۵ ^{ab}
	اسفند	۰/۴۹ ± ۰/۰۲ ^{ABa}	۰/۴۸ ± ۰/۰۳ ^{ABab}	۰/۵۵ ±۰/۱۷ ^{Aa}	۰/۴ ±۰/۰۱ ^{Bab}
	اردیبهشت	۰/۶۱ ± ۰/۰۸ ^{a}	۰/۶۳ ± ۰/۰۵ ^{a}	۰/۶۹ ±۰/۰۵ ^{a}	۰/۶۲ ±۰/۲۲ ^{a}
	مرداد	۰/۲۸ ± ۰/۱۱ ^{b}	۰/۲۴ ± ۰/۰۲ ^{b}	۰/۳۸ ±۰/۱۴ ^{b}	۰/۲۶ ±۰/۰۷ ^{b}
مارگالف	دی	۰/۵۹ ± ۰/۰۵	۰/۶۱ ± ۰/۱۲ ^{a}	۰/۵۱ ±۰/۰۶	۰/۵۷ ±۰/۱۹
	اسفند	۰/۷۵ ± ۰/۰۳	۰/۷۱ ± ۰/۰۷ ^{a}	۰/۷۷ ±۰/۲۱	۰/۶۹ ±۰/۳۳
	اردیبهشت	۰/۶۹ ± ۰/۱۲	۰/۶۶ ± ۰/۱۳ ^{a}	۰/۷۲ ±۰/۱۳	۰/۶۶ ±۰/۱
	مرداد	۰/۵۶ ± ۰/۳	۰/۴۶ ± ۰/۲۷ ^{b}	۰/۵۹ ±۰/۲۷	۰/۴۸ ±۰/۵۳
سیمپسون	دی	۰/۶۶ ± ۰/۰۶ ^{b}	۰/۶۳ ± ۰/۰۱ ^{ab}	۰/۵۸ ±۰/۰۸ ^{ab}	۰/۵۳ ±۰/۰۴ ^{ab}
	اسفند	۰/۶۲ ± ۰/۰۲ ^{b}	۰/۵۹ ± ۰/۰۴ ^{ab}	۰/۴۷ ±۰/۱۹ ^{b}	۰/۵۱ ±۰/۰۴ ^{ab}
	اردیبهشت	۰/۴۳ ± ۰/۰۸ ^{c}	۰/۴۶ ± ۰/۰۷ ^{b}	۰/۴ ±۰/۰۹ ^{c}	۰/۴۳ ±۰/۲ ^{b}
	مرداد	۰/۸۲ ± ۰/۱۲ ^{a}	۰/۸۷ ± ۰/۰۲ ^{a}	۰/۸۱ ±۰/۱۳ ^{a}	۰/۹ ±۰/۰۷ ^{a}

حروف کوچک غیر مشابه در هر ستون و حروف بزرگ غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ است.

بحث

شاخص‌های تنوع و تشابه جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی:

در تعیین شاخص‌های تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی نشان داده شد که تغییرات هیچ‌کدام از شاخص‌ها در فواصل مختلف از قفس در هر دوره معنی‌دار نبود اگرچه تغییرات معنی‌دار فقط در بعضی ایستگاه‌ها طی دوره‌های مختلف مشاهده شد. برای مثال در تعیین شاخص تنوع شانون مشخص گردید که روند تغییرات طی دوره تحقیق بسیار جزیی و اندک بود و تغییرات معنی‌دار در دوره‌های مختلف فقط در ایستگاه‌های ۵۰ و ۱۰۰ متری مشاهده گردید که بیش‌ترین و کم‌ترین آن به‌ترتیب در دی و مرداد ماه به‌دست آمد. هم‌چنین نشان داده شد که روند کاهشی منظمی در این شاخص از اول تا پایان دوره در همه ایستگاه‌ها وجود داشت. محققین برای ارزیابی شرایط پایداری و سلامت اکوسیستم‌های آبی عنوان کرده‌اند که هرگاه شاخص تنوع شانون- وینر کم‌تر از ۱ باشد اکوسیستم پراسترس و بدون تنوع، بین ۱-۳ اکوسیستم در وضعیت نسبتاً بهتر و هرگاه بیش‌تر از ۳ باشد اکوسیستم پایدار و پرتنوع است. در تحقیق حاضر این شاخص با میزان کم‌تر از ۱ به‌علت غالبیت گونه‌های رده پرتاران بود که حدود

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

۹۹ درصد جمعیت مورد مطالعه را تشکیل داد و می‌تواند نشانه وجود استرس شدید در منطقه مورد مطالعه از دریای خزر باشد. غالبیت رده پرتاران قبلاً نیز در بسیاری از مطالعات انجام شده در شرایط طبیعی حوضه‌جنوبی دریای‌خزر گزارش شده است(طاولی و همکاران، ۱۳۹۵؛ Taheri و Yazdani Fashtomi، ۲۰۱۱) و نشان داده شده است که در کنار عوامل زیستی، عوامل محیطی مانند اندازه ذرات بستر، میزان موادآلی رسوبات و دما نقش کلیدی در الگوی پراکندگی، تنوع، فراوانی و زی‌توده کفزیان داشته‌اند (Smale، ۲۰۰۸). معمولاً شدیدترین اثرات ضایعات ناشی از پرورش در قفس روی جوامع کفزی، افزایش و یا کاهش در فراوانی، کاهش تنوع گونه‌ای، تغییر در ترکیب گونه‌ای با غالبیت کرم‌های پرتار بوده است (La Rosa و همکاران، ۲۰۰۱). در تحقیق حاضر تغییرات در میزان شاخص شانون در ارتباط با فعالیت پرورش ماهی در قفس غیرمعنی‌دار و روند نسبتاً نامشخصی با فاصله از قفس داشت به‌جز این‌که فقط در ایستگاه ۵۰ متری کاهش آن در دوره‌های فعال پرورش ماهی نسبت به قبل از پرورش معنی‌دار بود. بسیاری از مطالعات (Soto و Norambuena، ۲۰۰۴؛ Kalantzi و Karakassis، ۲۰۰۶؛ Klaoudatos و همکاران، ۲۰۰۶؛ Neofitou و همکاران، ۲۰۱۰) به کاهش شاخص تنوع شانون جوامع کفزی به‌دلیل وجود تغییرات قابل ملاحظه در ویژگی‌های شیمیایی رسوب ناشی از اثرات فعالیت پرورش ماهی در قفس اشاره نموده‌اند. برای مثال در مطالعه‌ای بسیار وسیع در ۲۹ مزرعه پرورش ماهی آزاد در قفس نشان داده شد که شاخص شانون محاسبه شده برای جوامع کفزی در ایستگاه‌های نزدیک به قفس، کاهش معنی‌داری نسبت به ایستگاه شاهد (۳۰۰ متر دورتر از قفس) داشت (Soto و Norambuena، ۲۰۰۴). اما همانند تحقیق حاضر در تعدادی از مطالعات (Alston و همکاران، ۲۰۰۵؛ Clynick و همکاران، ۲۰۰۸؛ Diaz-Castaneda و Valenzuela-Solano، ۲۰۰۹)نیز ارتباط معنی‌دار و واضح‌بین تغییرات شاخص شانون با این فعالیت مشاهده نگردید. مثلاً در بررسی اثر پرورش تن‌ماهیان در قفس نشان داده شد که ایستگاه‌های مورد مطالعه یعنی از نزدیک به قفس تا فاصله ۲۵۰ متری دارای شرایط مطلوبی بودند و شاخص شانون دارای تغییرات بسیار کمی بود (Diaz-Castaneda و Valenzuela-Solano، ۲۰۰۹). بعضی از این مطالعات میزان اثرات پرورش ماهی در قفس را تا فواصل مشخصی از قفس تعیین نموده‌اند که بیش‌تر اثرات به‌صورت محلی بود به‌طوری‌که، در مطالعه Neofitou و همکاران (۲۰۱۰) فاصله ۱۰-۵۰ متری از قفس و یا در بعضی مطالعات دیگر تا فاصله کم‌تر (۱۰-۲۵) تحت تأثیر قرار گرفت. در مطالعه حاضر نیز اگرچه ایستگاه ۵ متری نسبت به دیگر ایستگاه‌ها با فواصل بیش‌تر از قفس کاهش جزئی در شاخص شانون نشان داد اما این کاهش غیرمعنی‌دار و هم‌چنین روند تغییرات در سایر ایستگاه‌ها نیز واضح نبود. یکی از نتایج این تحقیق کاهش شاخص شانون در دوره‌های همراه با پرورش فعال ماهی نسبت به دی ماه بود (فقط در ایستگاه ۵۰ متری معنی‌دار بود) که به دلیل غالبیت گونه *H. kowalewskii* تحت تأثیر افزایش کدورت و مواد آلی اتفاق افتاد اگرچه افزایش این عوامل در ایستگاه‌های مختلف در هر دوره معنی‌دار نبود. هم‌چنین کاهش قابل ملاحظه این شاخص در مردادماه به دلیل غالبیت بالای (۹۴/۱۶٪) گونه *S. gynobranchiata* ناشی از افزایش عواملی مانند دما، آمونیوم و تا حدودی فسفر کل بود که به‌نظر می‌رسد افزایش این عوامل در مرداد ماه خیلی مرتبط با فعالیت‌پرورش ماهی در قفس نباشد. شاخص یکنواختی پیلو، پراکنش گونه‌های مختلف را در یک اجتماع بیان می‌کند و مقدار آن زمانی که شرایط محیطی مساعد است، افزایش می‌یابد. در مورد شاخص تشابه پیلو برای جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی نیز تقریباً با روندی مشابه با شاخص شانون، در ایستگاه و دوره‌های مختلف تغییرات جزئی مشاهده گردید با این تفاوت که فقط در ایستگاه ۱۰۰ متری تغییرات معنی‌دار طی دوره‌های مختلف به‌دست آمد. در کل دوره بیش‌ترین این شاخص در دی ماه و کم‌ترین در مرداد ماه محاسبه شد. اگرچه در مطالعه Neofitou و همکاران (۲۰۱۰) به کاهش این شاخص تحت تأثیر فعالیت‌پرورش ماهی درقفس اشاره شده است.اما همانند شاخص شانون درتحقیق‌حاضر،چنین‌نتیجه‌ای با روندمشخص درمورد شاخص پیلو نیز به‌دست نیامد. چراکه، در جوامعی که تحت تأثیر آشفتگی‌های شدید باشند، تعداد کم‌تری از گونه‌ها وجود دارند و یک یا دو گونه خاص غالب شده و در نتیجه شاخص یکنواختی پائین می‌آید. شاخص مارگالف نیز معرف غنای گونه‌ای اکوسیستم و گویای وضعیت محیط از لحاظ شرایط مناسب زیست آن‌ها است. بسیاری از مطالعات کاهش غنا و تنوع گونه‌ای را در نزدیکی قفس‌ها و افزایش آن را با فاصله از قفس نشان داده‌اند (Borja و همکاران، ۲۰۰۸؛ Bascinar و همکاران، ۲۰۱۴).نتایج‌تحقیق حاضر نشان داد که دامنه تغییرات (۴۹/۷۷-۰/۰) این شاخص محدود و میزان آن بسیار پائین بود. روند تغییرات شاخص غنای مارگالف به‌گونه‌ای بود که در ایستگاه‌های ۵ و ۵۰ متری از اول تا پایان دوره روند کاهشی داشت اما در ایستگاه‌های ۱۰۰ و ۱۰۰۰ متری بیش‌ترین این شاخص در دوره‌های اسفند و اردیبهشت ماه مشاهده شد اگرچه وجود این تغییرات فقط در ایستگاه ۱۰۰۰ متری معنی‌دار بود و بیش‌ترین آن نیز در اردیبهشت ماه به‌دست آمد. لازم به ذکر است که بعضی گونه‌ها مانند *B. improvises*، *Ch. Albides* و *C. lamarcki* در اردیبهشت ماه و به‌خصوص در ایستگاه‌های دورتر از قفس و گونه *S. grasiloiedes* در اسفند و اردیبهشت ماه به‌صورت موردی مشاهده شدند که این افزایش در شاخص غنای مارگالف به همین علت بوده است. در این تحقیق اگرچه یکی از عوامل مؤثر بر

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی و تا حدودی مرتبط با فعالیت پرورش ماهی در قفس، مواد آلی کل رسوب بود که طی دوره‌های اسفند و اردیبهشت ماه در بعضی ایستگاه‌ها افزایش معنی‌دار داشت (اما اثر فاصله از قفس معنی‌دار نبود) اما به‌نظر می‌رسد که عامل مؤثرتر افزایش درصد دانه ماسه خیلی‌ریز در اردیبهشت‌ماه بود که منجر به افزایش تعداد گونه‌ها و شاخص غنای مارگالف شد. معمولاً در بعضی مطالعات (Klaoudatos و همکاران، ۲۰۰۶؛ Rebecca و همکاران، ۲۰۰۹؛ Neofitou و همکاران، ۲۰۱۰) کاهش معنی‌دار در میزان این شاخص تحت تأثیر فعالیت پرورش ماهی در قفس گزارش شده است درحالی‌که، کاهش و افزایش آن در ایستگاه‌های مختلف طی دوره پرورش ارتباط مشخصی با این فعالیت نداشت. به‌طورکلی، پائین بودن مقدار عددی (کم‌تر از ۱) شاخص غنای مارگالف در کل دوره برای نتایج تحقیق حاضر بیان‌گر کاهش شدید تنوع گونه‌ای، عدم سلامت و وجود عوامل استرس‌زا و شرایط نامساعد زیستی در منطقه مورد مطالعه بوده که با افزایش استرس محیط، گونه‌ها به‌تدریج حذف شده، یا تغییر محل داده و یا تعدادشان کاهش یافته است. مقدار عددی شاخص غالبیت سیمپسون بین صفر (عدم وجود غالبیت در بین گونه‌ها) و یک (غالبیت شدید در بین گونه‌ها) متغیر است. میزان تغییرات این شاخص نیز طی دوره‌های مختلف کم بود و فقط در ایستگاه ۱۰۰ متری از قفس اختلاف معنی‌دار مشاهده گردید که بیش‌ترین میزان آن در مرداد ماه به‌دست آمد درحالی‌که بین دیگر دوره‌ها اختلاف معنی‌دار نبود. هم‌چنین مقدار این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف در هر دوره بسیار به‌هم نزدیک بود. روی جوامع کفزی، افزایش و یا کاهش در فراوانی، کاهش تنوع گونه‌ای، تغییر در ترکیب گونه‌ای با غالبیت کرم‌های پرتار بوده است با توجه به این‌که در بیش‌تر مطالعات شدیدترین اثرات ضایعات ناشی از فعالیت آبزی پروری در قفس، کاهش معنی‌دار در شاخص‌های تنوع زیستی با غالبیت بعضی گونه‌های فرصت‌طلب بوده است در نتیجه انتظار می‌رود مقدار این شاخص تحت تأثیر این فعالیت افزایش یابد. به‌طوری‌که، در محیط‌هایی همراه با افزایش شرایط نامساعد زیستی، مقدار این شاخص نیز افزایش پیدا می‌کند، زیرا در چنین شرایطی تعداد محدودی از گونه‌های مقاوم، توانایی زنده ماندن دارند (Gray، ۲۰۰۰). در این تحقیق مشاهده شد میزان تغییرات این شاخص کم بود و در بیش‌تر دوره‌ها و ایستگاه‌های مختلف اختلاف معنی‌دار نبود و همان‌طورکه قبلاً نیز گفته شد، افزایش آن در مرداد ماه به‌علت غالبیت بسیار بالای گونه *S. gynobranchiata* بود.

شاخص‌های تنوع و تشابه جمعیت فیتوپلانکتونی: در تعیین شاخص‌های تنوع زیستی جمعیت فیتوپلانکتونی در تحقیق حاضر نشان داده شد که میزان شاخص شانون و دامنه تغییرات آن (۰۹/۲۹-۱/۲) در دوره‌های مختلف نسبت به جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی بیش‌تر بود. اختلاف در مقدار این شاخص بین ایستگاه‌های مطالعاتی در هر دوره معنی‌داری نبود اما تفاوت معنی‌دار با روند منظم در دوره‌های مختلف در هر ایستگاه مشاهده گردید به‌طوری‌که، میزان آن در تمامی ایستگاه‌ها در دی‌ماه بالا بود، سپس در اسفندماه کاهش، در اردیبهشت ماه افزایش و سپس در مرداد ماه کاهش یافت. لازم به ذکر است که در بیش‌تر ایستگاه‌ها افزایش این شاخص در اردیبهشت با دی ماه و کاهش آن در مرداد با اسفند ماه معنی‌دار نبود. به‌طورکلی روی تغییرات شاخص‌های تنوع جمعیت فیتوپلانکتونی در ارتباط با اثرات پرورش ماهی در قفس مطالعات کمی انجام شده است (Acuna و همکاران، ۲۰۰۸؛ Skejic و همکاران، ۲۰۱۱). اما با توجه به این‌که در بیش‌تر مطالعات یکی از اثرات پرورش ماهی در قفس افزایش فراوانی و غالبیت بعضی گونه‌های خاص فیتوپلانکتونی بوده است (Stirling و Dey، ۱۹۹۰؛ Guo و Li، ۲۰۰۳؛ Mente و همکاران، ۲۰۰۶؛ Finaldy و همکاران، ۲۰۰۹؛ Paterson و همکاران، ۲۰۱۰؛ Degefu و همکاران، ۲۰۱۱) انتظار می‌رود که همانند جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی، شاخص‌های تنوع جمعیت فیتوپلانکتونی هم در اثر ورود مواد مغذی ناشی از پرورش ماهی در قفس و سپس غالبیت گونه‌های خاص فیتوپلانکتونی، کاهش پیدا کند (Acuna و همکاران، ۲۰۰۸). در تحقیق حاضر نشان داده شد که روند مشخصی از افزایش فیتوپلانکتونی تحت تأثیر فعالیت پرورش ماهی در قفس مشاهده نگردید و اثرات نسبتاً جزئی آن نیز بیش‌تر با تغییرات فصلی همراه بود. با توجه به نتایج تعیین شاخص تنوع شانون نیز مشخص گردید میزان آن قبل از شروع پرورش ماهی یعنی در دی ماه و در اردیبهشت ماه بالا بود اما هم‌زمان با دوره پرورش در اسفند ماه و در مرداد ماه یعنی ۳ ماه بعد از فعالیت پرورش، به‌طور معنی‌دار کاهش یافت. این کاهش معنی‌دار در اسفند ماه به‌علت غالبیت شاخه باسیلاریوفیتا بخصوص گونه *P. seriata* بود که ۶۱/۱۴ درصد کل جمعیت فیتوپلانکتونی را تشکیل داد. همان‌طور که قبلاً توضیح داده شد فراوانی بالای این شاخه بیش‌تر روند فصلی داشت که تا حدودی با اثرات نامشخص فعالیت پرورش ماهی در قفس نیز همراه بود. هم‌چنین کاهش آن نیز در مرداد ماه به‌دلیل غالبیت گونه *B. lauterbornii* از شاخه کلروفیتا با ۷۳/۵۶ درصد از کل جمعیت فیتوپلانکتونی بود که افزایش آن بیش‌تر جنبه فصلی داشت. افزایش این شاخص در اردیبهشت‌ماه نیز به این علت بود که با کاهش معنی‌دار گونه‌های شاخه باسیلاریوفیتا و فراهم شدن شرایط محیطی، فراوانی سایر شاخه‌ها (به‌جز شاخه کلروفیتا) همراه با حضور گونه‌های آن‌ها، افزایش معنی‌دار داشت و در نتیجه تنوع شانون نیز افزایش پیدا کرد. دلیل این‌که چند شاخه با هم افزایش جمعیت نشان می‌دهند، این است که بیش‌تر فیتوپلانکتون‌ها نیازهای مشابه دارند (King و همکاران،

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

۲۰۰۲). با توجه به میزان این شاخص (۰۹/۲۹-۱/۲)، وضعیت پایداری اکوسیستم شرایط نسبتاً بهتری نسبت به‌میزان تنوع جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی داشت. در مطالعه Skejic و همکاران (۲۰۱۱) نیز شاخص شانون در همه‌ی ایستگاه‌ها و طی دوره‌های مختلف بالا بود (۱۸/۵-۱/۴) که همانند مطالعه حاضر، تحت تأثیر معنی‌دار فعالیت پرورش ماهی در قفس و با الگوی منظم قرار نگرفت اگرچه افزایش جزئی آن را در داخل قفس‌ها نشان دادند. سایر شاخص‌ها مانند شاخص پیلو و غنای مارگالف نیز نسبت به مقدار شاخص شانون دارای میزان پائین‌تری بودند اما تقریباً روند تغییرات مشابهی در کل دوره داشتند. با این تفاوت که برای شاخص پیلو، تغییرات معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف در اردیبهشت ماه مشاهده شد و هم‌چنین میزان کاهش معنی‌دار آن در مرداد ماه نسبت به تنوع شانون، بیش‌تر بود. همان‌طور که انتظار می‌رفت شاخص سیمپسون نیز به‌طور معنی‌دار در اسفند و اردیبهشت ماه افزایش یافت که به‌ترتیب ناشی از غالبیت بالای گونه‌های *P. seriata* و *B. lauterbornii* در این دوره‌ها بود.

شاخص‌های تنوع و تشابه جمعیت زئوپلانکتونی: همانند مطالعات فیتوپلانکتونی، روی تغییرات شاخص‌های تنوع جمعیت زئوپلانکتونی نیز در ارتباط با اثرات پرورش ماهی در قفس مطالعات کمی انجام شده است. اما با توجه به این‌که در بعضی مطالعات، یکی از اثرات پرورش ماهی در قفس افزایش فراوانی و غالبیت بعضی گروه‌های خاص زئوپلانکتونی بوده است (Demir و همکاران، ۲۰۰۱؛ Guo و Li، ۲۰۰۳؛ Yang و همکاران، ۲۰۰۳؛ Dias، ۲۰۰۸؛ Degefu و همکاران، ۲۰۱۱؛ Bagheri و همکاران، ۲۰۱۶) انتظار می‌رود که شاخص‌های تنوع جمعیت زئوپلانکتونی هم در اثر ورود موادمغذی و ضایعات غذایی ناشی از پرورش ماهی در قفس به‌خصوص به‌صورت محلی کاهش پیدا کند. برای مثال کاهش تنوع شانون با افزایش یوتریفیکاسیون در مطالعه Azevêdo و همکاران (۲۰۱۵) مشاهده شد به‌طوری‌که، نشان دادند که شرایط یوتروفی منجر به غالبیت گونه‌های مقاوم‌تر گردید در نتیجه شاخص یکنواختی و به‌دنبال آن میزان تنوع شانون کاهش یافت. اگرچه همانند تحقیق حاضر، در بعضی مطالعات مانند Santos و همکاران (۲۰۰۹)، Borges و همکاران (۲۰۱۰)، Paterson و همکاران (۲۰۱۰)، Zanatta و همکاران (۲۰۱۳) میزان کم اثرات پرورش ماهی در قفس بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی گزارش شده است. از طرفی نشان داده شده است با توجه به افزایش مواد مغذی ناشی از فعالیت پرورش ماهی در قفس، اثر این فعالیت روی تغییر در اجتماعات زئوپلانکتونی احتمالاً کم‌تر از اثر مربوط به فرآیندهای یوتریفیکاسیونی باشد (Tundisi، ۲۰۰۳). در این تحقیق همانند مطالعه انجام شده Heidary و همکاران (۲۰۱۱) در حوضه جنوبی دریای خزر تنوع شانون در کل دوره بسیار پائین (در بیش‌تر دوره کم‌تر از ۱) گزارش گردید. علت این کاهش شدید در میزان شاخص‌های تنوع زیستی مانند شاخص شانون و غنای مارگالف ناشی از استرس شدید در محیط به‌دلیل وجود شانه‌دار و چرای شدید زئوپلانکتون‌ها توسط آن‌و هم‌چنین غالبیت بالای گونه *A. tonsa* در محیط بیان شد (Heidary و همکاران، ۲۰۱۱). در تحقیق حاضر نیز گونه *A. tonsa* در کل دوره ۷۶/۱۹ درصد کل جمعیت زئوپلانکتونی را تشکیل داد. در این تحقیق مقدار تنوع شانون جمعیت زئوپلانکتونی همانند جمعیت فیتوپلانکتونی، طی دوره‌های مختلف در هر ایستگاه دارای تغییرات معنی‌دار بود. میزان شاخص شانون در اول دوره یعنی دی ماه کم بود سپس افزایش جزئی آن در اسفند ماه همراه با شروع پرورش ماهی در بیش‌تر ایستگاه‌ها نسبت به دی ماه معنی‌دار نبود. سپس در اردیبهشت و مرداد ماه به‌ترتیب نسبت به سایر دوره‌ها افزایش و کاهش معنی‌دار پیدا کرد. به‌طورکلی، بیش‌ترین ویژگی‌های اکولوژیکی تحت تأثیر فعالیت پرورش ماهی، شامل تغییر در ترکیب و فراوانی، غنا، تنوع گونه‌ای اجتماعات زئوپلانکتونی است (Tundisi و Matsumura، ۲۰۰۸). در تحقیق حاضر، افزایش عواملی مرتبط با فعالیت پرورش ماهی و همراه با تغییرات فصلی در اسفند ماه، تأثیر قابل ملاحظه‌ای در شاخص شانون جمعیت زئوپلانکتونی نداشت و حتی به‌صورت جزئی نیز افزایش پیدا کرد. از اثرات افزایشی در اسفند ماه می‌توان به افزایش ترکیبات نیتروژنی اشاره کرد به‌طوری‌که، همبستگی منفی بیش‌تر گونه‌های زئوپلانکتونی با ترکیبات نیتروژنی به‌خصوص نیترات نشان داده شد و منجر به کاهش جزئی و غیرمعنی‌دار فراوانی جمعیت زئوپلانکتونی شد اما اثر کاهشی بر شاخص‌های تنوع نداشت. در مطالعه Ziadi و همکاران (۲۰۱۵) فراوانی نسبتاً بالای زئوپلانکتون‌های موقتی نشان داد که جمعیت آن‌ها در اکوسیستم‌های دریایی متغیر بوده و وابسته به بعضی عوامل مانند الگوهای فصلی تخم‌ریزی افراد بالغ دوکفه‌ای‌ها و شکم‌پایان (Carassou و همکاران، ۲۰۱۰)، در یک زمان مشخصی از سال افزایش می‌یابد (Fernandes و همکاران، ۲۰۱۲). در این تحقیق نیز افزایش معنی‌دار فراوانی بعضی زئوپلانکتون‌های موقتی شامل لارو دوکفه‌ای *Lamellibranchiata*، نوزاد و لارو sp *Balanus* از بارناکل و لارو Foraminifera و حضور آن‌ها در اردیبهشت ماه نسبت به سایر مشاهده گردید (Richardson، ۲۰۰۸؛ Bagheri و همکاران، ۲۰۱۴) که منجر به کاهش غالبیت گونه *A. tonsa* و درنتیجه افزایش مقدار شاخص شانون شد. اما کاهش معنی‌دار آن در مرداد ماه و بعد از دوره پرورش، به‌دلیل افزایش غالبیت گونه *A. tonsa* و کاهش فراوانی دیگر گروه‌های زئوپلانکتونی بود که می‌تواند ناشی از افزایش شانه‌دار مهاجم *M. leidy* در فصل تابستان (Roohi، ۲۰۱۰) و یا افزایش بعضی عوامل مانند ترکیبات نیتروژنی به‌خصوص نیترات در مرداد ماه باشد. در بررسی میزان این شاخص با توجه به اثر فاصله از قفس نیز نشان

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

داده شد که تغییرات معنی‌دار با روند نامنظم فقط در اسفند ماه مشاهده شد به‌طوری‌که، بیش‌ترین آن‌در ایستگاه ۱۰۰ متری و کم‌ترین آن در ایستگاه ۱۰۰۰ متری به‌دست آمد و در سایر دوره‌ها اثر فاصله از قفس بر این شاخص معنی‌دار نبود. همانند جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی، شاخص پیلو نیز نسبت به مقدار شاخص شانون دارای میزان پائین‌تری بود اما تقریباً روند تغییرات نسبتاً مشابهی در کل دوره داشت. مورد توجه است که تغییرات هر دو شاخص برخلاف شاخص‌های محاسبه شده برای بزرگ بی‌مهرگان کفزی روند منظمی نداشت. دامنه تغییرات غنای تاکسونی مارگالف در کل تحقیق اندک بود. برخلاف شاخص‌های شانون و پیلو، تغییرات این شاخص در دوره‌های مختلف نمونه‌برداری فقط در ایستگاه ۵۰ متری در مرداد ماه نسبت به سایر دوره‌ها کاهش معنی‌دار پیداکرد. براساس شاخص سیمپسون نیز نشان داده شد که مقدار آن بین ایستگاه‌های مختلف در هر دوره بسیار به هم نزدیک بود درحالی‌که، همانند شاخص شانون تغییرات معنی‌دار آن طی دوره‌های مختلف در همه ایستگاه‌ها وجود داشت. مطابق با انتظار و برخلاف شاخص شانون، کاهش و افزایش معنی‌دار آن به‌ترتیب در اردیبهشت ماه و مرداد ماه همراه با کاهش و افزایش غالبیت گونه *A. tonsa* مشاهده گردید. از آن‌جاکه بین شاخص شانون و غالبیت سیمپسون رابطه معکوس‌وجود دارد، مقایسه نتایج مشخص کرد هرچه غالبیت گونه‌ای خاص افزایش یابد از تنوع کاسته شده و با افزایش تنوع، میزان غالبیت کاهش می‌یابد. لازم به ذکر است که در تحقیق حاضر تغییرات در عوامل محیطی به میزانی نبود که با غالبیت گونه *A. tonsa* حذف‌دیگر گروه‌های زئوپلانکتونی اتفاق بیفتد بلکه به‌صورت جزئی از فراوانی آن‌ها کاسته شد و به‌نظر می‌رسد که بیش‌تر تغییرات در ساختار جمعیت زئوپلانکتونی دارای جنبه فصلی بود. همان‌طورکه نتایج نشان داد شاخص‌های تنوع مورد استفاده دارای مقادیر مختلفی برای جوامع زیستی مختلف بود که این اختلاف را ناشی از میزان و منبع عوامل استرس‌زای محیطی به‌خصوص تغییرات شرایط غذایی محیطی مرتبط دانسته‌اند (Vignatti و همکاران، ۲۰۱۲؛ Al-Shami و همکاران، ۲۰۱۳؛ Azevêdo و همکاران، ۲۰۱۵). در یک اکوسیستم هرچه تنوع گونه‌ای بیش‌تر باشد، زنجیره‌های غذایی طولانی‌تر و شبکه‌های حیاتی پیچیده‌تر شده و به محیطی پایدارتر و شرایط خود تنظیمی بیش‌تری منتج خواهد شد و از طرفی علاوه بر ارزش‌های غیر قابل جایگزین و بسیار والای اکولوژیک، از اهمیت‌های مربوط به بهره‌گیری غذایی، اقتصادی، تفرجگاهی و مانند آن‌ها نیز برای انسان برخوردار است. برای حفظ و دستیابی به این اهداف در دریای خزر مدیریت بالایی مورد نیاز است، چنانچه نتایج مطالعه‌های انجام شده در دریای سیاه حاکی از این است که در دورانی که تراکم شانه دار بالا بوده است، تنوع زیستی زئوپلانکتونی و ایکتیوپلانکتونی دچار افت شدیدی شده‌است که متعاقباً باکاهش تراکم شانه‌دار، اکوسیستم مجدداً احیاء شده و تنوع پلانکتونی افزایش یافته است (Shiganova، ۱۹۷۷). در این مطالعه بنا به‌دلایلی مانند ظرفیت پائین پرورش (۴۵ تن نسبت به بسیاری از مطالعات با بیش از ۳۰۰-۲۰۰ تن) و کوتاه بودن دوره مطالعه و هم‌چنین سال اول پرورش، شرایط هیدرولوژیکی مناسب مانند عمق و جریانات دائمی با سرعت جریان نسبتاً زیاد (بیش از ۱۵-۱۰ سانتی‌متر بر ثانیه)(Zaker و همکاران، ۲۰۱۱؛ www.azerbaijan.az؛ سازمان شیلات ایران، ۱۳۹۴) در مقابل بعضی از مطالعات با کم‌تر از ۴-۳ سانتی‌متر بر ثانیه) و در مجموع، مکان پرورش با فاصله مناسب از ساحل، میزان اثرات ناشی از فعالیت پرورش ماهی در قفس به گونه‌ای نبود که تغییراتی با الگوی منظم طی دوره و مخصوصاً فواصل مختلف از قفس در شاخص‌های تنوع زیستی جوامع مورد بررسی ایجاد کند. در نهایت این تحقیق می‌تواند به‌عنوان اولین مطالعه، دانش ما را به لحاظ نقش عملکردی مربوط به سیستم‌های پرورش ماهی در قفس و اثرات بالقوه آن‌ها روی جوامع آبزی در امتداد سواحل جنوبی دریای خزر افزایش دهد. لازم به ذکر است که نتایج این تحقیق باید به‌عنوان نتایج اولیه درنظر گرفته شود زیرا ممکن است اثرات تجمعی ناشی از فعالیت پرورش ماهی در قفس در اکوسیستمی به بزرگی دریای خزر به‌خصوص با وجود جریانات آبی زیاد و شرایط الیگوتروف- مزوتروف بودن آن‌در سال‌های بعدو با تعدادقفس‌های پرورشی بیش‌تر، مشهودتر از تحقیق حاضر باشد. بنابراین پیشنهاد می‌گردد که پایش سالانه و نظارت مدیریتی با اصول پیشگیرانه در ارتباط با این صنعت در حال رشد و احتمالاً دارای اثرات زیست‌محیطی جبران ناپذیر، به‌صورت آزمایشی و همراه با ارزیابی‌های دقیق زیست‌محیطی و آینده‌نگرانه دنبال گردد تا از تخریب و آسیب‌های اکولوژیکی اجتناب گردد.

منابع

۱. **حیدری، م.؛ سیف‌آبادی، س.ج. و خانی‌پور، ا.ا.، ۱۳۹۰.** تعیین شاخص‌های زیستی زئوپلانکتون در اعماق مختلف و ساعات شبانه روزی در آب‌های ساحلی بندر انزلی. مجله زیست‌شناسی ایران. دوره ۲۴، شماره ۴، صفحات ۶۲۳ تا ۶۳۲.

۲. **سازمان شیلات ایران. ۱۳۹۴.** تهیه و تدوین ضوابط و معیارهای استقرار قفس‌های پرورش ماهی و اسکله‌های پشتیبانی و معرفی مناطق مناسب برای توسعه پرورش ماهی در قفس در سواحل استان‌های مازندران، گیلان و گلستان. گزارش بخش دریایی استان مازندران. دفتر توسعه و مدیریت بنادر ماهیگیری. ۲۶ صفحه.

۳. **طاولی، م.؛ سیف‌آبادی، س.ج. و نجات‌خواه‌معنوی، پ.، ۱۳۹۵.** بررسی بوم‌شناختی و زیست‌شناسی جمعیت کفزیان ساحل شهر چالوس (دریای خزر). اقیانوس شناسی. دوره ۲۶، صفحات ۴۳ تا ۵۴.

۴. **نبوی، س.م.ب.؛ یاوری، و.؛ دهقان‌مدیسه، س.؛ سیدمرتضایی، س.ر. و جهانی، ن.، ۱۳۸۹.** بررسی تغییرات فراوانی و

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

تنوع پرتاران در زیر قفس‌های پرورش ماهی خورغزاله (خورموسی). مجله اقیانوس شناسی. دوره ۱، شماره ۱، صفحات ۱ تا ۹.

5. **Acuna, P.; Villa, I. and Marin, V.H., 2008.** Short-term responses of phytoplankton to nutrient enrichment and planktivorous¢sh predation in a temperate South American mesotrophic reservoir. Hydrobiologia. Vol. 600, pp: 131-138.
6. **Al-Shami, S.A.; Heino, J.; Che Salmah, M.R.; Abu Hassan, A.; Suhaila, A.H. and Madrus, M.R., 2013.** Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. Freshwater Biol. Vol. 58, pp: 1126-1137.
7. **Alston, D.E.; Cabarcas, A.; Capella, J.; Benetti, D.D.; Keene-Meltzoff, S.; Bonilla, J. and Cortes, R., 2005.** Report on the environmental and social impacts of sustainable offshore cage culture production in Puerto Rican waters. Final Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration, Contract NA16RG1611.
8. **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.
9. **Apostolakia, E.A.; Tsagarakia, T.; Tsapakisa, M. and Karakassis, I., 2007.** Fish farming impact on sediments and macro fauna associated with sea grass meadows in the Mediterranean. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 75, No. 3, pp: 408-416.
10. **Azevedo, D.J.S.; Barbosa, J.E.L.; Gomes, W.I.A.; Porto, D.E. and Molozzi, J., 2015.** Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? Ecological Indicator. Vol. 50, pp: 135-149.
11. **Bagheri, S.; Nierman, U.; Mansor, M. and Yoek, F.S., 2014.** Biodiversity, distribution and abundance of zooplankton in the Iranian waters of the Caspian Sea off Anzali during 1996-2010. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. Vol. 94, pp: 129-140.
12. **Bagheri, S.; Mirzajani, A. and Sabkara, J., 2016.** Preliminary studies on the impact of fish cage culture rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on zooplankton structure in the southwestern Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. Vol. 15, No. 3, pp: 1202-1213.
13. **Bascinar, N.S.; Gozler, A.M.; Sahin, C.; Eruz, C.; Tolun, L.; Agirbas, E.; Mantichi, M.; Serdar, S. and Verep, B., 2014.** The impact assessment of cage aquaculture on benth communities along the south eastern Black Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. Vol. 13, No. 3, pp: 719-738.
14. **Borja, A.; Bricker, S.B.; Dauer, D.M.; Demetriades, N.T.; Ferreira, J.G.; Forbes, A.T.; Hutchings, P.; Jia, X.; Kenchington, R.; Marques, J.C. and Zhu, C., 2008.** Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. Mar. Pollut. Bull. Vol. 56: pp: 1519-1537.
15. **Borges, P.A.F.; Train, S.; Dias, J.D. and Bonecker, C.C., 2010.** Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. Hydrobiologia. Vol. 649, pp: 279-291.
16. **Burshtina, Y.A.; Vinagradova, L.G.; Kondakova, N.N.; Koun, M.S.; Astakhva, T.V. and Ramanova, N.N., 1968.** Atlas of invertebrates in the Caspian Sea. Moscow.
17. **Cardoso, P.G.; Marques, S.C.; Ambrosio, M.; Pereira, E.; Costa Duarte, A.; Azeiteiro, U.M. and Pardal, M.A., 2013.** Changes in zooplankton communities along a mercury contamination gradient in a coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). Marine Pollution Bulletin. Vol. 76, pp: 170-177.
18. **Carassou, L.; Le Borgne, R.; Rolland, E. and Ponton, D., 2010.** Spatial and temporal distribution of zooplankton related to the environmental conditions in the coral reef lagoon of New Caledonia, Southwest Pacific. Mar. Pollut. Bull. Vol. 61, pp: 367-374.
19. **Clynick, B.G.; McKindsey, C.W. and Archambaul, T., 2008.** Distribution and productivity of fish and macroinvertebrates in mussel aquaculture sites in the Magdalen islands. Aquaculture. Vol. 283, pp: 203-210.
20. **Conti, M.E., 2008.** Biological Monitoring: Theory and applications-bioindicators and biomarkers for environmental quality and human exposure assessment. WIT Press, Boston.
21. **Cottingham, K.C. and Carpenter, S.R., 1998.** Population, community, and ecosystem variates as ecological indicators: Phytoplankton responses to whole-lake enrichment. Ecological Applications. Vol. 8, pp: 508-530.
22. **Degefu, F.; Mengistu, S. and Schagerl, M., 2011.** Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. Aquaculture. Vol. 316, pp: 129-135.
23. **Demir, N.; Kirkagaç, M.; Pulatsü, S. and Bekcan, S., 2001.** Influence of trout cage culture on the water quality, plankton and benthos in an Anatolian Reservoir. The Israeli Journal of Aquaculture. Vol. 53, pp: 115-127.
24. **Dias, J.D., 2008.** Impacto da pisciculturaemtanques-redesobreaestrutura da comunidade zooplanctônicaem um reservatório subtropical, Brasil. Master Thesis. UniversidadeEstadual de Maringá, Maringá, Brazil. 40 p.
25. **Diaz-Castaneda, V. and Valenzuela-Solano, S., 2009.** Polychaete fauna in the vicinity of Bluefin tuna sea-cages in Ensenada, Baja California, Mexico. Magnolia Press, Zoosymposia. Vol. 2, pp: 505-526.
26. **Ellenberg, H.; Mayer, R. and Schauermann, J., 1986.** Ökosystemforschung, Ergebnisse des Solling, Projektes. Ulmer, Stuttgart.
27. **Elliot, J.M., 1988.** Larvae of the British Ephemeroptera: a key with ecological notes, scientific publication. 145 p.
28. **FAO. 2009.** The State of World Fisheries and Aquaculture-2008. FAO Fisheries and Aquaculture Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
29. **FAO. 2016.** The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Contributing to food security and nutrition for all. 200 p.
30. **Fernandes, L.; Quintanilha, J.; Monteiro-ribas, W.; Gonzalezrodriguez, E. and Coutinho, R., 2012.** Seasonal and interannual coupling between sea surface temperature, phytoplankton and meroplankton in the subtropical southwestern Atlantic Ocean. Journal of Plankton Research. Vol. 3, pp: 236-244.
31. **Findlay, D.L.; Podemski, C.L.; Susan, E. and Kasian, M., 2009.** Aquaculture impacts on the algal and bacterial communities in a small boreal forest lake. Canadian J of fisheries and aquatic sciences. Vol. 66, No. 11, pp: 1936-1948.
32. **Gonzalez-Silvera, D.; Izquierdo-Gomez, D.; Fernandez Gonzalez, V.; Martínez-López, F.J.; López- Jiménez, J. A. and Sanchez-Jerez, P., 2015.** Mediterranean fouling communities assimilate the organic matter derived from coastal fish farms as a new trophic resource. Marine Pollution Bulletin. Vol. 91, pp: 45-53.
33. **Gray, J.S., 2000.** The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 250, pp: 23-49.
34. **Guo, L. and Li, Z., 2003.** Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

55. **Ruttner, K.A., 1974.** Plankton Rotifera, Biology and Taxonomy stutt yart. Schwizer bartsche VerLagsbuchhandlang, Stuttgart.

56. **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.

57. **Skejic, S.; Marasovic, I.; Vidjak, O.; Kušpilic, G. and Nincevic Gladan, Ž., 2011.** Effects of cage fish farming on phytoplankton community structure, biomass and primary production in an aquaculture area in the middle Adriatic Sea. Aquaculture research. Vol. 42, pp: 1393-1405.

58. **Smale, D., 2008.** Spatial variability in the distribution of dominant shallow-water benthos at Adelaide Island, Antarctica. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 357, pp: 140-148.

59. **Soto, D. and Norambuena, F., 2004.** Evaluation of salmon farming effects on marine systems in the inner seas of southern Chile: A large-scale mensurative experiment. Journal of Applied Ichthyology. Vol. 20, pp: 493-501.

60. **Sourina, A., 1978.** Phytoplankton Manual. Monograph of Oceanographic Methology. Paris, UNESCO. 337 p.

61. **Stirling, H.P. and Dey, T., 1990.** Impact of intensive cage fish farming on phytoplankton and periphyton of a Scottish Freshwater loch. Hydrobiologia. Vol. 190, pp: 193-214.

62. **Taheri, M. and Yazdani Foshtomi, M., 2011.** Community structure and biodiversity of shallow water macrobenthic fauna at Noor coast, South Caspian Sea, Iran. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. Vol. 91, No. 3, pp: 607-613.

63. **Washington, H.G., 2003.** Diversity, biotic, similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research. Vol. 18, pp: 653-694.

64. **Wetzel, R.G. and Likens, H., 1991.** Limnological analysis. Springer-Verlag. 391 p.

65. **www.azerbaijan.az**/_Geography/_Caspian/_caspian_e.html ?caspian_05.

66. **Vignatti, A.; Cabrera, G. and Echaniz, S., 2012.** Changes in the zooplankton and limnological variables of a temporary hypo-mesosaline wetland of the central region of Argentinaduring itsdrying. Pan-Am. J. Aquat. Sci. Vol. 7, pp: 93-106.

67. **Yang, Z.F.; Chen, L.Q.; Zhou, Z.L.; Chen, Y. and Wu, L.K., 2003.** Effects of fishery development on water environment and its countermeasures in Taihu Lake. Chinese Journal of Eco-Agriculture. Vol. 11, pp: 156-158.

68. **Yusoff, F.M.; Rezaei, H. and Kuwamura, A., 2003.** Distribution of different stages of copepods in the near shore and off-shore area along the Straits of Malacca. In: Aquatic Resource and Environmental Studies of the Straits of Malacca. pp: 203-211.

69. **Zablina, M.; Kilef, L.A.; Piroskina, A.I. and Laverinko, S.S., 1951.** Diatoms algae, Moscow. Covernmental publication in U.S.S.R, 4th edition. 65 p.

70. **Zaker, N.H.; Ghaffari, P.; Jamshidi, S. and Nouranian, M., 2011.** Currents on the Southern Continental Shelf of the Caspian Sea off Babolsar, Mazandaran, Iran. Journal of coastal Research. Vol. 64, pp: 1989-1997.

71. **Zanatta, A.S.; Perbiche-Neves, G.; Ventura, R.; Ramos, I.P. and Carvalho, E.D., 2011.** Effects of a small fish cage farm on zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda: Crustacea) in a subtropical reservoir (SE Brazil). Pan-American Journal of Aquatic Sciences. Vol. 5, No. 4, pp: 530-539.

in middle Yangtze River basin of China. Aquaculture. Vol. 226, pp: 201-212.

35. **Grigorakis, K. and Rigos, G., 2011.** Aquaculture effect on environmental and public welfare- The case of Mediterranean mariculture. Chemosphere. Vol. 855, pp: 899-919.

36. **Habit, R.N. and Penkow, R., 1976.** Algaeno Floranderstosee Vebgusta Fishers Verlaygiena. 493 p.

37. **Hynei, H.B.N., 1984.** A key to the adults and nymphs of the British stoneflies, scientific publication. 90 p.

38. **JØrgensen, S.E.; Costanza, R. and Xu, F.L., 2005.** Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. CRS press. 439 p.

39. **Kalantzi, I. and Karakassis, I., 2006.** Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. Marine Pollution Bulletin. Vol. 52, pp: 484-493.

40. **King, L.; Jones, R.I. and Barker, P., 2002.** Seasonal variation in the epilithic algal communities from four lakes of different trophic state. Arch. Hydrobiol. Vol. 154, No. 2, pp: 177-198.

41. **Klaoudatos, S.D.; Klaoudatos, D.S.; Smith, J.; Bogdanos, K. and Papageorgiou. E., 2006.** Assessment of site specific benthic impact of floating cage farming in the eastern Hios Island, Eastern Aegean Sea, Greece. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 338, pp: 96-111.

42. **La Rosa, T.; Mirto, S.; Favaloro, E.; Savona, B.; Sara, G.; Danovaro, R. and Mazzola, A., 2002.** Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. Water Research. Vol. 36, pp: 713-721.

43. **Loya, Y., 2007.** How to influence environmental decision makers? The case of (Red Sea) coral reefs. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. Vol. 344, pp: 35-53.

44. **Magurran, A.E., 1988.** Ecological Diversity and its Measurement. Croom Helm, London. 179 p.

45. **Mente, A.E.; Graham, J.; Pierce, A.E.; Santos, A.E. and Neofitou, C., 2006.** Effect of feed and feeding in the culture of salmonids on the marine aquatic environment: a synthesis for European aquaculture. Aquacult Int. Vol. 14, pp: 499-522.

46. **Morosova-Vodanidskaya, N.V., 1954.** Phytoplankton of Black Sea workds of sevastepol, Biology station of as U.S.S.R. Vol. 8, pp: 11-99.

47. **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. Aquaculture Environment Interactions. Vol. 1, pp: 95-105.

48. **Newell, G.E. and Newell, R.C., 1977.** Marine plankton: a practical guide. Hutchinson, London. 244 p.

49. **Paterson, M.J.; Podemski, C.L.; Findlay, W.J.; Findlay, D.L. and Salki, A.G., 2010.** The response of zooplankton in a whole-lake experiment on the effects of a cage aquaculture operation for rainbow trout. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 67, No. 11, pp: 1852-1861.

50. **Pennak, R.W., 1953.** Fresh- water invertebrates of the United States, the Ronald press. New York. 769 p.

51. **Petipa, T.S., 1957.** On average weight of the main zooplankton forms in the Black Sea. Proc. Sevastopol. Biological Station. Vol. 9, pp: 39-57 (in Russian).

52. **Rebecca, C.; Rooney, R.; Cheryl, L. and Podemski, C. L., 2009.** Effects of an experimental rainbow trout farm on invertebrate community composition. Canadian Journal of fisheries and aquatic science. Vol. 66, No. 11, pp: 1949-1964.

53. **Richardson, A.J., 2008.** In hot water: zooplankton and climate change. ICES. ICES Journal of Marine Science. Vol. 65, pp: 279-295.

54. **Roohi, A., 2010.** Population dynamic and effects of the invasive species Ctenophore, *Mnemiopsis leidyi* in the Southern Caspian Sea. University Sains Malaysia.

(DOI): 10.22034/AEJ.2020.131343

Determination of the biodiversity indicators under cage culture of rainbow trout conditions in the Abbas Abad area, southern basin of the Caspian Sea

- **Erfan Karimian*:** Department of Fisheries, Faculty of Marine Natural Resources, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran
- **Mohammad Zakeri:** Department of Fisheries, Faculty of Marine Natural Resources, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran
- **Seyed Mohammad Vahid Farabi:** Caspian Sea Ecology Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Sari, Iran
- **Mahsa Haqi:** Department of Fisheries, Faculty of Marine Natural Resources, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran
- **Preeta Kochanian:** Department of Fisheries, Faculty of Marine Natural Resources, Khorramshahr University of Marine Science and Technology, Khorramshahr, Iran

Received: November 2019 Accepted: January 2020

Key words: Cage culture, rainbow trout, biodiversity indicators, southern of the Caspian Sea

Abstract

This study was designed to determine the probable effect of rainbow trout cage culture on the biodiversity indicators in the Abbas Abad area, southern basin of the Caspian Sea. For this purpose, biological samples (benthic macro invertebrates, phytoplankton and zooplankton) were collected at distance of 5, 50, 100 and 1000 m from the cages in December 2014 (before the culture period), March and April (production period) and August 2015 (after the culture period). In this study, 9 taxa of benthic macro invertebrates (with the dominance of polychaetes; *Streblospio gynobranchiata* and *Hypaniola kowalewskii*) and 42 species of phytoplankton belonging to five phyla (with the dominance of Bacillariophyta) were identified. A total of 10 taxa of zooplanktons were identified with the copepod; *Acartia tonsa* being the dominant taxa as well. The results showed that the distribution and abundance of biological community were significantly affected by the seasons ($P<0.05$) where as it was not affected by the distance from the cages ($P>0.05$) and in most cases, changes of biodiversity indicators were not affected by cage culture activity. It seems that the rainbow trout cage culture in the Abbas Abad region no remarkable effect on the biodiversity indicators in the vicinity of small scale fish cages due to short duration of cage culture and strong water currents, so that observed changes were more associated with seasonal fluctuant.

* Corresponding Author's email: Erfankarimian88@gmail.com