

تأثیرات فرایند پرورش میگو بر کیفیت آب خروجی و برخی از خصوصیات زیستی دو

گونه کشتی چسب (*Amphibalanus amphitrite* (Darwin, ۱۸۵۴)

و اویستر (*Saccostrea cucullata* (Born, ۱۷۷۸)

- **احمد رضا کهن:** گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبریان، دانشکده علوم و فناوری‌های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: ۱۹۸۳۹۶۹۴۱۱
- **علی نصر الهی*:** گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبریان، دانشکده علوم و فناوری‌های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: ۱۹۸۳۹۶۹۴۱۱
- **خسرو آئین جمشید:** پژوهشکده میگو کشور، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بوشهر، صندوق پستی: ۱۳۷۴
- **بهرام حسن زاده کیابی:** گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبریان، دانشکده علوم و فناوری‌های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: ۱۹۸۳۹۶۹۴۱۱

تاریخ دریافت: خرداد ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: شهریور ۱۳۹۶

چکیده

طی فرایند پرورش میگو آلاینده‌های مختلفی تولید و به همراه پساب از استخرهای پرورش خارج می‌شود. در این پژوهش تأثیرات سایت پرورش میگو شیف در استان بوشهر بر کیفیت آب خروجی از استخرها و نیز بر برخی از خصوصیات زیستی کشتی چسب *Amphibalanus amphitrite* و اویستر *Saccostrea cucullata* که در مجاورت این سایت حضور دارند مورد بررسی قرار گرفت. برطبق نتایج، فرایند پرورش میگو باعث کاهش کیفیت آب می‌شود. دما، شوری، نیتروژن کل، فسفر کل، آمونیاک و کلروفیل a در کانال خروجی اختلاف معنی‌داری با مقادیر ثبت شده برای این فاکتورها در کانال ورودی نشان دادند. میانگین نیتروژن کل (میلی‌گرم بر لیتر)، فسفر کل (میلی‌گرم بر لیتر) و کلروفیل a (میکروگرم بر لیتر) در آب ورودی به ترتیب $۰/۷۸ \pm ۰/۰۳$ ، $۰/۰۷ \pm ۰/۰۱$ و $۱۱/۸۳ \pm ۰/۷۶$ به ثبت رسید که در ابتدای کانال خروجی به ترتیب به $۲/۵۷ \pm ۰/۳۰$ ، $۰/۲۰ \pm ۰/۰۳$ و $۱۷/۱۶ \pm ۰/۳۳$ و در انتهای کانال خروجی به ترتیب به $۲/۳۸ \pm ۰/۰۳$ ، $۰/۱۵ \pm ۰/۰$ و $۱۶/۳۱ \pm ۰/۶۸$ رسید. تراکم کشتی‌چسبها در ابتدای کانال خروجی به‌طور معنی‌داری بالاتر از تراکم این گونه در کانال ورودی بود در حالی‌که تفاوتی بین تراکم اویسترها در ایستگاه‌های مختلف دیده نشد. با این وجود طول و وزن اویسترها و کشتی‌چسب‌های ساکن در کانال خروجی به‌طور معنی‌داری بالاتر از افراد هم گونه در کانال ورودی بود. به‌نظر می‌رسد افزایش بار مواد آلی در استخرها و در نتیجه در پساب خروجی با افزایش مواد غذایی در دسترس برای این دو گونه صافی‌خوار باعث افزایش تراکم کشتی‌چسبها و طول و وزن هر دو گونه در مقایسه با ایستگاه شاهد (کانال ورودی) شده است.

کلمات کلیدی: پرورش میگو، پساب، کشتی چسب، اویستر، خلیج فارس



مقدمه

در چند دهه گذشته شاهد رشد سریع جمعیت کره زمین و در پی آن افزایش تقاضا برای مواد غذایی بوده‌ایم. افزایش تقاضا در کنار کاهش ذخایر طبیعی آبزیان، رشد روز افزون صنعت آبی پروری را در پی داشته است (FAO, 2016). پرورش میگو به عنوان یکی از پرمصرف‌ترین غذاهای دریایی نیز رشد چشمگیری را نشان می‌دهد. بالابردن میزان تولید و پرورش میگو در کنار نبود طرح‌های مدیریتی کارآمد می‌تواند آسیب‌های جدی به محیط‌های دریایی مجاور وارد کند (Páez-Osuna, 2001). پرورش میگو در ایران نیز هم‌سو با سایر نقاط جهان رشد فزاینده‌ای در دو دهه گذشته داشته است.

پساب ناشی از پرورش میگو در سیستم‌های متراکم و نیمه‌متراکم مقادیر بالای آلاینده‌های آلی و غیرآلی را به اکوسیستم‌های دریایی مجاور وارد می‌کند (Ribeiro و همکاران، 2016؛ Herbeck و همکاران، 2013). ورود آلاینده‌ها تاثیرات مخربی بر محیط‌های دریافت کننده خواهد داشت که از آن جمله می‌توان به کاهش کیفیت آب و تغییرات در جوامع پلانکتونی و کفزی اشاره کرد (Ribeiro و همکاران، 2016؛ Trot و Alongi, 2013). از جمله مهم‌ترین فاکتورهایی که طی پروسه پرورش میگو در آب استخرهای پرورش دچار تغییرات محسوس و نامطلوب می‌شود، میزان نوترینت‌ها می‌باشد. نیتروژن و فسفر به عنوان دو ماده مغذی مهم و موثر بر جوامع دریایی و به‌طور مشخص جوامع فیتوپلانکتونی در استخرهای پرورشی به شدت افزایش می‌یابند (Briggs و Funge-Smith, 1998). از جمله مهم‌ترین منابع افزایش این دو ماده مغذی در استخرهای پرورشی غذاهای فرموله مورد استفاده برای تغذیه میگوها می‌باشد (Casillas-Hernández و همکاران، 2007). درصد زیادی از غذای میگو که به شکل پلت وارد استخر می‌شود به مصرف میگوها نمی‌رسد و خورده نشده باقی می‌ماند. این غذای خورده نشده به عنوان منبع نیتروژن آلی در آب استخر حل شده و یا به شکل ذرات معلق طی عملیات تعویض آب استخر به شکل پساب خارج می‌شوند (Teichert-Coddington و همکاران، 1999). آمونیاک به عنوان شکل دیگری از نیتروژن و به شکل غیرآلی توسط میگوها به ستون آب دفع شده و باعث تغییر در میزان نیتروژن کل آب می‌شود. مواد آلی ورودی به استخر از طریق غذای خورده نشده، اجساد میگوهای تلف شده، مواد آلی دفعی از میگوها و جوامع پلانکتونی موجود در ستون آب بار آلی پساب را افزایش داده و اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) را بالا می‌برد. میزان اکسیژن محلول در آب نیز به دلیل فعالیت‌های پلانکتون‌ها به خصوص باکتری‌های هتروتروف می‌تواند دچار تغییرات شدید گردد. در کنار موارد ذکر شده و در پی آنها امکان ایجاد شرایط یوتروفیکاسیون در مناطق دریافت کننده پساب آبی‌پروی وجود دارد (Herbeck و همکاران، 2013). آنچه امروزه

مورد توجه واقع شده است افزایش کارایی و بهره‌وری طرح‌های پرورش آبزیان با رویکرد پایداری اکوسیستم می‌باشد. تعداد سایت‌های پرورش میگو در سواحل خلیج فارس رو به افزایش است. افزایش ظرفیت پرورش میگو، افزایش تاثیرات مخرب زیست محیطی را می‌تواند در پی داشته باشد. یکی از بزرگ‌ترین سایت‌های پرورش میگوی کشور، سایت شیف می‌باشد که در مجاورت خور بوشهر قرار دارد. آب ورودی به استخرهای پرورشی در این سایت از طریق کانالی از خور بوشهر تامین می‌شود. کانال خروجی نیز پساب ناشی از پرورش میگو را در خور بوشهر تخله می‌کند. با توجه به این موضوع بروز یوتروفیکاسیون در این منطقه می‌تواند سلامت ساکنین منطقه را به خطر اندازد. از طرف دیگر افزایش آلاینده‌ها و کاهش کیفیت آب ورودی به استخرهای پرورش میگو می‌تواند آسیب‌های جبران ناپذیری به صنعت پرورش میگو در این منطقه وارد کند. به دلیل اهمیت موضوع، مطالعات متعددی در جهان به بررسی تاثیرات ناشی از پساب پرورش میگو بر مناطق ساحلی و بروز یوتروفیکاسیون در اکوسیستم‌های ساحلی پرداخته‌اند (Herbeck و همکاران، 2013؛ Thomas و همکاران، 2010)، با این وجود تاثیرات فرایند پرورش میگو در سایت شیف بر کیفیت آب خروجی تاکنون مطالعه نشده است.

تغییرات در میزان مواد مغذی و سایر فاکتورهای زیستی (مانند تراکم فیتوپلانکتونی و میکروبی) و غیر زیستی در پی فرایند پرورش میگو، می‌تواند باعث تغییراتی در جوامع ساکن در مناطق ساحلی شود. جوامع فولینگ (چسبنده) ساحلی به دلیل عدم توانایی جابه‌جایی و تغییر مکان، می‌توانند به نسبت بیش تری تحت تاثیر کیفیت آب قرار گیرند. این تاثیرات می‌تواند جنبه‌های مثبت یا منفی داشته باشند. افزایش مواد آلی در دسترس جهت تغذیه فیلتری، به عنوان منبع غذایی این موجودات، از جمله تاثیرات مثبت ورود پساب به محل زیست این جانداران می‌تواند باشد (Erle و همکاران، 2004؛ Herbeck و همکاران، 2013). در طرف مقابل، کاهش کیفیت آب از جمله تغییرات pH و میزان اکسیژن محلول می‌تواند حیات برخی از گونه‌های مختلف از جمله جوامع فولینگ را به خطر اندازد (Herbeck و همکاران، 2013). در این پژوهش به بررسی تاثیرات پساب ناشی از پرورش میگو بر کیفیت آب مناطق ساحلی مجاور پرداخته شده است. همچنین تاثیرات مثبت و منفی پساب خروجی بر دو گونه فولینگ *Saccostrea* و *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) و *cucullata* (Born, 1778) به عنوان دو گونه فولینگ غالب در منطقه مورد مطالعه قرار گرفته است. این پژوهش به دنبال پاسخ به این پرسش است که فرایند پرورش میگو در سایت شیف تا چه میزان بر کیفیت آب و دو گونه فولینگ ساکن در منطقه موثر است.



مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: پژوهش حاضر در مجاورت سایت پرورش

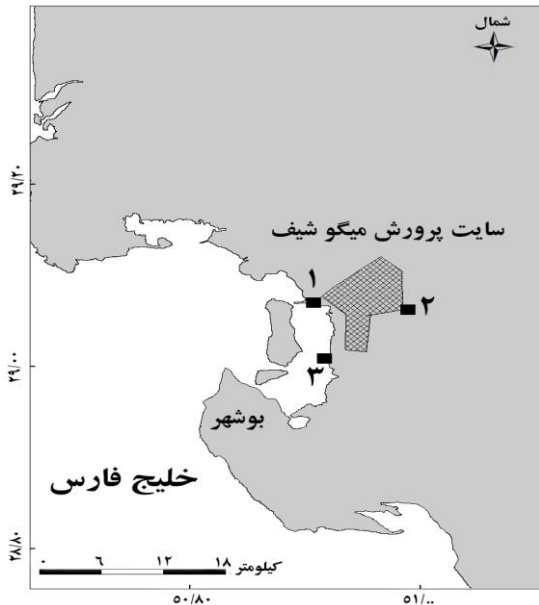
میگوی شیف (شکل ۱) در شمال خور بوشهر در زمان فعالیت این مرکز در تابستان ۱۳۹۵ انجام شد. مزارع پرورش میگو در این سایت با مساحت مفید حدود ۳۶۱ هکتار در سال ۱۳۹۵، نزدیک به ۸۶/۶ میلیون قطعه میگو را در خود ذخیره‌سازی کرده‌اند.

به منظور بررسی تأثیرات پرورش میگو بر کیفیت آب مناطق دریافت کننده پساب ناشی از پرورش، سه ایستگاه در مجاورت سایت پرورش میگوی شیف انتخاب گردید. ایستگاه شاهد (۱) در مجاورت دهانه کانال ورودی سایت، ایستگاه خروجی اول (۲) در ابتدای کانال خروجی پساب (بلافاصله پس از خروج از استخرها) و ایستگاه خروجی دوم (۳) در دهانه کانال خروجی پساب به دریا انتخاب گردید (شکل ۱).

نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها: پارامترهای مورد سنجش در

ایستگاه‌های مختلف شامل دما، شوری، pH، اکسیژن محلول (DO)، آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل (TN)، فسفر کل (TP) و کلروفیل *a* می باشد. دما، شوری، pH و اکسیژن محلول (DO) در هر ایستگاه اندازه‌گیری شدند. به منظور سنجش آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل (TN)، فسفر کل (TP) و کلروفیل *a* نمونه‌های آب به صورت مجزا از هر ایستگاه در بطری‌های پلاستیکی برداشته شده و درون یخ به آزمایشگاه منتقل گردید. به منظور تعیین میزان کلروفیل *a*، حجم معینی از نمونه آب توسط فیلترهای Whatman GF/F فیلتر شد. پس از جمع‌آوری فیتوپلانکتون‌ها از آب، فیلترها بلافاصله فریز شدند. استخراج رنگدانه‌ها با استفاده از استون انجام گرفت و با به کارگیری روش اسپکتروفوتومتری تراکم کلروفیل *a* اندازه‌گیری گردید (Clesceri و همکاران، ۱۹۹۸). ترکیبات نیتروژنی موجود در نمونه‌های آب با استفاده از هضم اکسیداتیو (Oxidative digestion) به نیترات تبدیل شده و سپس میزان نیترات نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. تبدیل نیتروژن آلی و غیرآلی به نیترات از طریق اکسیداسیون قلیایی (Alkaline oxidation) در دمای ۱۰۰ تا ۱۱۰ درجه انجام پذیرفت. اندازه‌گیری نیترات از طریق روش احیای کادمیوم (Cadmium reduction) صورت گرفت (Clesceri و همکاران، ۱۹۹۸). آمونیاک براساس روش اکسیداسیون ارائه شده توسط Parsons (۲۰۱۳) اندازه‌گیری گردید. این روش فوتومتریک برای تعیین میزان آمونیاک از طریق واکنش اکسیداسیون با هیپوکلریت در محیط قلیایی استفاده می‌شود. روش اسکوربیک اسید (Ascorbic acid method) به منظور سنجش میزان فسفر کل نمونه‌های پساب پرورش میگو مورد استفاده قرار گرفت (Clesceri و همکاران، ۱۹۹۸). در این روش به منظور ایجاد فسفات آزاد از ترکیبات آلی دارای فسفر، ماده آلی طی روند هضم، اکسید می‌شود. پس از این

مرحله، ارتوفسفات موجود در نمونه آب از طریق آنالیز رنگ‌سنجی (Colorimetric analysis) اندازه‌گیری می‌شود.



شکل ۱: موقعیت سایت پرورش میگوی شیف در شمال خلیج فارس و محل قرارگیری ایستگاه‌های مختلف در مجاورت سایت شیف

سنجش تراکم و زیست‌سنجی گونه‌های مورد بررسی: برای

بررسی اثر پساب مزارع پرورش میگو بر گونه‌های *A. amphitrite* و *S. cucullata* که در مسیر پساب قرار داشتند از کوادرات 25×25 سانتی‌متر استفاده گردید. در هر ایستگاه پنج تکرار صورت گرفت که در هر تکرار افراد این دو گونه از روی بستر در درون کوادرات تراشیده شدند. سپس در آزمایشگاه تعداد افراد هر گونه شمارش شده و طول و وزن افراد اندازه‌گیری گردید. به منظور اندازه‌گیری طول اویستر، فاصله قله (umbo) تا انتهای پوسته و برای کشتی‌چسب‌ها قطر محل اتصال به بستر به وسیله کولیس اندازه‌گیری شد. برای سنجش وزن اویسترها و کشتی‌چسب‌ها، وزن کل (به همراه پوسته) افراد مختلف اندازه‌گیری گردید. بسترهای سخت مورد بررسی شامل سطوح صخره‌ای، بتنی (صخره‌ای مصنوعی) و فلزی می‌باشد.

آنالیز آماری: تابعیت داده‌ها از توزیع طبیعی به وسیله آزمون

نرمالیتی (Shapiro-Whilk) مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های غیرنرمال با استفاده از ریشه دوم به توزیع نرمال نزدیک شدند. به منظور بررسی اختلاف بین پارامترهای مختلف در سه ایستگاه مورد بررسی و همچنین به منظور بررسی تفاوت طول و وزن دو گونه *A. amphitrite* و *S. cucullata* از آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (One-way ANOVA) با سطح اطمینان ۰.۰۵٪ استفاده گردید. جهت مقایسه دو به دو ایستگاه‌ها از آزمون Tukey استفاده شد.



نتایج

کیفیت آب: نتایج مربوط به سنجش دما، شوری، pH، اکسیژن محلول (DO)، آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل (TN)، فسفر کل (TP) و کلروفیل *a* در سه ایستگاه در جدول ۱ ارائه شده است. براساس نتایج، طی فرایند پرورش تمامی فاکتورهای مورد بررسی تغییر کردند. از میان فاکتورهای مورد بررسی تنها pH فاقد اختلاف معنی داری بین ایستگاه شاهد و دو ایستگاه خروجی بود ($P > 0.05$) و سایر فاکتورها در کانال خروجی (ایستگاه خروجی اول و دوم) اختلاف معنی داری با مقادیر ثبت شده برای این فاکتورها در کانال ورودی نشان دادند ($P > 0.05$). در مورد آمونیاک، هم چنین اختلاف معنی دار بین دو ایستگاه خروجی نیز مشاهده گردید. به این ترتیب که در طی حرکت پساب از خروجی اول به خروجی دوم نیتروژن غیرآلی در شکل آمونیاک به طور معنی دار کاهش یافته است ($P > 0.05$).

وضعیت کشتی چسب *A. amphitrite*: تراکم کشتی چسبها روی سطوح سخت در ایستگاه شاهد 352 ± 84 فرد در متر مربع بود (شکل ۲). در ایستگاه خروجی اول تراکم کشتی چسبها 100 ± 768 کشتی چسب در متر مربع بود که اختلافی معنی دار با ایستگاه شاهد نشان می دهد ($P < 0.05$). برخلاف ایستگاه خروجی اول، ایستگاه خروجی دوم از لحاظ تراکم کشتی چسب (با تراکم 46 ± 400 در متر مربع) اختلاف معنی داری با ایستگاه شاهد نشان نداد ($P > 0.05$) (شکل ۲).

از لحاظ طول و وزن تفاوت معنی داری بین کشتی چسبها در ایستگاه شاهد و دو ایستگاه خروجی مشاهده شد ($P < 0.05$). اگرچه اختلاف بین طول و وزن کشتی چسبها در دو ایستگاه خروجی با یکدیگر معنی دار نبود ($P > 0.05$). طول کشتی چسبها در ایستگاه شاهد، خروجی اول و دوم به ترتیب 5.0 ± 2.4 ، 5.1 ± 1.1 و 8.9 ± 2.7 میلی متر می باشد. از نظر وزن، به ترتیب 0.9 ± 0.3 ، 1.5 ± 0.3 و 1.5 ± 0.2 گرم براساس این نتایج کشتی چسبها در کانال خروجی دارای طول و وزن بیشتری نسبت به کشتی چسبهای ساکن در ایستگاه شاهد هستند (شکل ۲).

وضعیت اویستر *S. cucullata*: تراکم اویستر *S. cucullata* در ایستگاه شاهد، خروجی اول و خروجی دوم به ترتیب 88.0 ± 28 ، 94.4 ± 35 و 89.6 ± 25 فرد در متر مربع بود که براساس نتایج به دست آمده از آزمون ANOVA، تفاوت معنی داری بین سه تراکم دیده نمی شود ($P > 0.05$) (شکل ۲). نتایج آزمون ANOVA نشان داد که برخلاف تراکم، تفاوت معنی داری بین طول و وزن این گونه در ایستگاه شاهد (5.3 ± 1.0 سانتی متر و 27.4 ± 3.6 گرم) با ایستگاه خروجی اول (6.9 ± 0.5 سانتی متر و 35.5 ± 3.5 گرم) و خروجی دوم (7.1 ± 0.2 سانتی متر و 38.3 ± 3.0 گرم) وجود دارد ($P < 0.05$) (شکل ۲). به عبارت دیگر اویسترهای ساکن در کانال خروجی پساب پرورش میگو دارای طول و وزن بیشتری هستند (شکل ۲).

جدول ۱: نتایج مربوط به سنجش دما، شوری، pH، اکسیژن محلول (DO)، آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل (TN)، فسفر کل (TP) و کلروفیل *a* در سه ایستگاه شاهد (۱)، خروجی اول (۲) و خروجی دوم (۳) در مجاورت سایت پرورش میگوی شیف در شمال خور بوشهر در تابستان ۱۳۹۵ (انحراف معیار \pm میانگین)

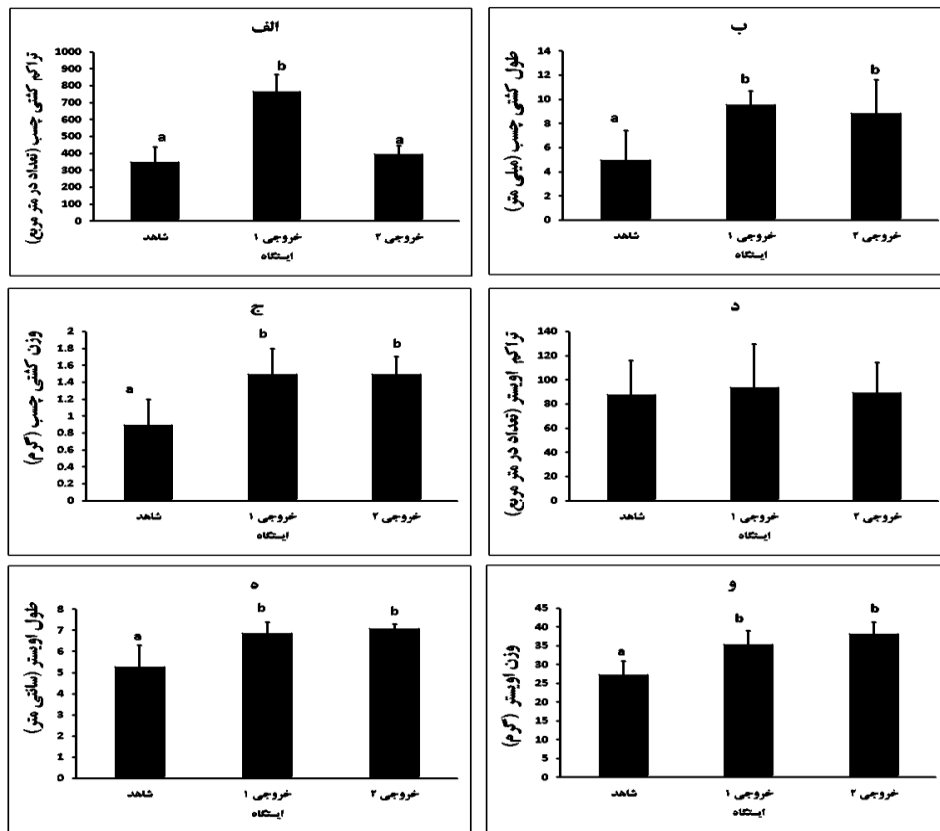
ایستگاه	شوری (ppt)	دما (درجه سلسیوس)	pH	DO (میلی گرم برلیتر)	TAN (میلی گرم برلیتر)	TN (میلی گرم برلیتر)	TP (میلی گرم برلیتر)	کلروفیل <i>a</i> (میکروگرم برلیتر)
۱	39.48 ± 0.62	27.20 ± 0.35	7.60 ± 0.31	1.057 ± 0.06	0.05 ± 0.02	0.78 ± 0.03	0.07 ± 0.01	11.83 ± 0.76
۲	41.89 ± 0.21	29.01 ± 0.27	7.21 ± 0.34	6.17 ± 0.04	0.70 ± 0.03	2.57 ± 0.30	0.20 ± 0.03	17.16 ± 0.33
۳	40.78 ± 0.17	27.71 ± 0.35	7.52 ± 0.11	7.27 ± 0.61	0.59 ± 0.04	2.38 ± 0.03	0.15 ± 0.0	16.31 ± 0.68

بحث

کاهش کیفیت آب طی فرایند پرورش به شکل کاهش میزان اکسیژن محلول (DO)، و افزایش نوترینت ها، دما و شوری مشاهده گردید. براساس نتایج، ماندگاری آب در استخرهای پرورش باعث افزایش شوری و دمای آب می شود (جدول ۱). جابه جایی اندک آب در استخرها و سطح گسترده در کنار عمق کم استخرها که باعث افزایش تبخیر می شوند را می توان دلیل افزایش این دو فاکتور در پساب خروجی از استخرها دانست. فرایندها و فعالیت های جاری در استخرهای پرورش میگو باعث افزایش بار آلاینده های مختلف در آب موجود در استخرها و در نتیجه پساب خروجی از آنها می شود (Biao و همکاران، ۲۰۰۴). مهم ترین عوامل کاهش کیفیت آب و افزایش

آلاینده ها را می توان پروسه غذایی به میگوهای پرورشی و دفع مواد زائد توسط این بی مهرگان دانست (Herbeck و همکاران، ۲۰۱۳؛ Burford و Williams، ۲۰۰۱). طی فرایند تغذیه میگوها، بخش عمده ای از مواد غذایی به شکل خورده نشده باقی می ماند که در ستون آب حل شده و یابه صورت ذرات معلق از دسترس میگو خارج می شود. مواد آلی حل شده در ستون آب باعث افزایش میزان نیتروژن و فسفر آلی آب و پساب خروجی می شوند (de Lacerda و همکاران، ۲۰۰۶؛ Jackson و همکاران، ۲۰۰۳). افزایش بار نیتروژن و فسفر آلی در آب استخر به معنی افزایش منابع در دسترس میکروارگانیسم ها جهت فعالیت های زیستی می باشد که در نتیجه این فعالیت ها، تغییرات در pH، میزان اکسیژن محلول و میزان فسفر و نیتروژن غیرآلی قابل مشاهده است (Alongi و Trott، ۲۰۰۰).





شکل ۲: نمودار تراکم، طول و وزن کشتی چسب *Amphibalanus amphitrite* (الف، ب، ج) و اویستر *Saccostrea cucullata* (د، ه، و) در ایستگاه شاهد و دو ایستگاه خروجی اول و دوم طی نمونه برداری در تابستان ۱۳۹۵

توجهی تحت تاثیر مواد مغذی موجود در پساب خروجی از استخرها هستند. نیتروژن و فسفر به عنوان دو عامل بسیار مهم در رشد جوامع فیتوپلانکتونی در پساب خروجی افزایش یافته و در نتیجه می تواند باعث رشد و تغییر در این جوامع شوند (Thomas و همکاران، ۲۰۱۰؛ Alongi و Trott، ۲۰۰۰). یکی از اشکال نیتروژن که به سهولت توسط جوامع فیتوپلانکتونی مورد استفاده قرار می گیرد، آمونیاک می باشد (Dauchez و همکاران، ۱۹۹۹). براین اساس افزایش معنی دار آمونیاک در پساب خروجی را احتمالاً می توان یکی از دلایل افزایش فیتوپلانکتون ها در کانال خروجی (ایستگاه های ۲ و ۳) دانست. بخش عمده ای از مواد آلی خروجی از استخرهای پرورش میگو به شکل ذرات معلق می باشند. مواد غذایی خورده نشده، بقایای اجساد میگوها و سایر موجودات ساکن استخرهای پرورش و مواد دفعی جامد میگوها به عنوان عوامل آلاینده آب طی فرایند پرورش میگو می توانند به عنوان منبع غذایی گونه های صافی خوار (Filter feeder) مورد استفاده قرار گیرند (Ward و Shumway، ۲۰۰۴؛ Jackson و همکاران، ۲۰۰۳؛ Alongi و Trott، ۲۰۰۴؛ Funge-Smith و Briggs، ۱۹۹۸). کشتی چسب *A. amphitrite* و اویستر *S. cucullata* به عنوان دو گونه صافی خوار می توانند از ذرات

از جمله اشکال نیتروژن غیر آلی که طی فرایندهای زیستی و شیمیایی در آب افزایش می یابد، آمونیاک است. علاوه بر این، دفع مواد زائده نیتروژنه توسط میگوها به شکل آمونیاک از مهم ترین منابع افزایش سطح این ماده در پساب خروجی است (Biao و همکاران، ۲۰۰۴؛ Funge-Smith و Briggs، ۱۹۹۸). در مطالعه انجام شده توسط دلشوب و همکاران (۱۳۸۹) که در سایت های پرورش میگوی دلوار و حله انجام دادند به نتایجی مشابه از لحاظ مواد مغذی، pH و DO دست یافتند. براساس نتایج این پژوهش، فسفات، نیتريت و نترات و میزان اکسیژن محلول طی فرایند پرورش میگو در استخرها افزایش می یابد ولی pH به شکل معنی داری تغییر نمی کند. افزایش بار نوترینت ها و تغییرات میزان اکسیژن محلول و سایر فاکتورهای فیزیکی شیمیایی آب در نتیجه استفاده در پرورش میگو در بسیاری از پژوهش های انجام شده در سایر مناطق جهان نیز مشاهده شده است (Ribeiro و همکاران، ۲۰۱۶؛ Biao و همکاران، ۲۰۰۴؛ Trott و Alongi، ۲۰۰۰).

طبق نتایج به دست آمده، تراکم فیتوپلانکتون ها دیگر عاملی است که در پساب خروجی از استخرها به شکل معنی داری نسبت به آب ورودی به استخرها بالاتر می باشد. فیتوپلانکتون ها به میزان قابل



2. Barbieri, E., 2010. Acute toxicity of ammonia in white shrimp (*Litopenaeus schmitti*) (Burkenroad, 1936, Crustacea) at different salinity levels. *Aquaculture*. Vol. 306, pp: 329-333.
 3. Biao, X.; Zuhong, D. and Xiaorong, W., 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 48, pp: 543-553.
 4. Burford, M.A. and Williams, K.C., 2001. The fate of nitrogenous waste from shrimp feeding. *Aquaculture*. Vol. 198, pp: 79-93.
 5. Casillas-Hernández, R.; Nolasco-Soria, H.; García Galano, T.; Carrillo-Farnes, O. and Páez-Osuna, F., 2007. Water quality, chemical fluxes and production in semi-intensive Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds utilizing two different feeding strategies. *Aquacult. Eng.* Vol. 36, No. 2, pp: 105-114.
 6. Clesceri, L.S.; Greenberg, A.E. and Eaton, A.D., 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.
 7. Dauchez, S.; Queguiner, B.; Treguer, P. and Zeyons, C., 1991. A comparative study of nitrogen and carbon uptake by phytoplankton in a coastal eutrophic ecosystem (bay of Brest, France). *Oceanol. Acta*. Vol. 14, No. 1, pp: 87-95.
 8. de Lacerda, L.D.; Vaisman, A.G.; Maia, L.P.; e Silva, C.A. R. and Cunha, E.M.S., 2006. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. *Aquaculture*. Vol. 253, No. 1, pp: 433-446.
 9. Eriar, D.; Pollard, P.C. and Knibb, W., 2004. Effects of secondary crops on bacterial growth and nitrogen removal in shrimp farm effluent treatment systems. *Aquacult. Eng.* Vol. 30, pp: 103-114.
 10. FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture. Contributing to food security & nutrition for all. Rome, 200 p.
 11. Funge-Smith, S.J. and Briggs, M.R.P., 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. *Aquaculture*. Vol. 164, pp: 117-133.
 12. Hentschel, B.T. and Emler, R.B., 2000. Metamorphosis of barnacle nauplii: effects of food variability and a comparison with amphibian models. *Ecol.* Vol. 81, No. 12, pp: 3495-3508.
 13. Herbeck, L.S.; Unger, D.; Wu, Y. and Jennerjahn, T.C., 2013. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. *Cont. Shelf Res.* Vol. 57, pp: 92-104.
 14. Jackson, C.; Preston, N.; Thompson, P.J. and Burford, M., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*. Vol. 218, pp: 397-411.
 15. Jones, A. and Preston, N., 1999. Sydney rock oyster, *Saccostrea commercialis* (Iredale and Roughley), filtration of shrimp farm effluent: the effects on water quality. *Aquacult. Res.* Vol. 30, No. 1, pp: 51-57.
 16. Martinelle, K. and Häggström, L., 1993. Mechanisms of ammonia and ammonium ion toxicity in animal cells: Transport across cell membranes. *J. Biotech.* Vol. 30, No. 3, pp: 339-350.
 17. Nasrolahi, A.; Sari, A.; Saifabadi, S. and Malek, M., 2007. Effects of algal diet on larval survival and growth of the barnacle *Amphibalanus improvisus*. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* Vol. 87, No. 5, pp: 1227-1233.
 18. Páez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environ. Manage.* Vol. 28, No. 1, pp: 131-140.
 19. Parsons, T.R., 2013. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis: Elsevier.
 20. Ramos, R.; Vinatea, L.; Seiffert, W.; Beltrame, E.; Silva, J. S. and Costa, R.H.R.D., 2009. Treatment of shrimp effluent by sedimentation and oyster filtration using *Crassostrea gigas* and *C. rhizophorae*. *Brazilian Archives of Biol and Technol.* Vol. 52, No. 3, pp: 775-783.
 21. Ribeiro, L.F.; Eca, G.F.; Barros, F. and Hatje, V., 2016. Impacts of shrimp farming cultivation cycles on macrobenthic assemblages and chemistry of sediments. *Environ. Pollut.* Vol. 211, pp: 307-315.
 22. Teichert-Coddington, D.R.; Rouse, D.B.; Potts, A. and Boyd, C.E., 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquacult. Eng.* Vol. 19, No. 3, pp: 147-161.
 23. Thiyagarajan, V.; Harder, T. and Qian, P.Y., 2002. Relationship between cyprid energy reserves and metamorphosis in the barnacle *Balanus amphitrite* Darwin (Cirripedia: Thoracica). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 280, No. 1, pp: 79-93.
 24. Thomas, Y.; Courties, C.; El Helwe, Y.; Herbland, A. and Lemonnier, H., 2010. Spatial and temporal extension of eutrophication associated with shrimp farm wastewater discharges in the New Caledonia lagoon. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 61, pp: 387-398.
 25. Troit, L.A. and Alongi, D.M., 2000. The Impact of Shrimp Pond Effluent on Water Quality and Phytoplankton Biomass in a Tropical Mangrove Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 40, No. 11, pp: 947-951.
 26. Ward, J.E. and Shumway, S.E., 2004. Separating the grain from the chaff: particle selection in suspension and deposit feeding bivalves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 300, No. 1, pp: 83-130.
 27. Wen-Xiong, W.; Jian-Wen, Q. and Pei-Yuan, Q., 1999. The trophic transfer of Cd, Cr, and Se in the barnacle *Balanus amphitrite* from planktonic food. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 187, pp: 191-201.
- معلق آلی موجود در ستون آب به عنوان منبع غذایی تغذیه کنند. بر این اساس، افزایش مواد آلی را می توان دلیل افزایش اندازه این دو گونه عنوان کرد. افزایش نوترینت های غیر آلی از جمله آمونیاک می تواند باعث رشد جوامع فیتوپلانکتونی شده (Dauchez و همکاران، ۱۹۹۹) و منابع غذایی در دسترس این بی مهرگان صافی خوار را افزایش داده (Nasrolahi و همکاران، ۲۰۰۷؛ Ward و Shumway، ۲۰۰۴؛ Wen-Xiong و همکاران، ۱۹۹۹) و در نهایت باعث افزایش رشد و اندازه این موجودات شود. البته افزایش آمونیاک به سطوح خطرناک می تواند باعث به خطر افتادن حیات گونه های مختلف جانوری از جمله *A. amphitrite* و *S. cucullata* (Barbieri، ۲۰۱۰؛ Martinelle و Häggström، ۱۹۹۳). افزایش مواد مغذی و به تبع آن افزایش فیتوپلانکتون ها باعث می شود دو گونه مذکور در دوره لاروی انرژی بیشتری ذخیره کنند و در نتیجه شانس نشست موفقیت آمیزتری داشته باشند که خود منجر به بقا بیشتر نیز می شود (Thiyagarajan و همکاران، ۲۰۰۲؛ Hentschel و Emler، ۲۰۰۰). بنابراین پساب مزارع میگو در سطوح غیر خطرناک می تواند باعث افزایش تراکم این گونه ها شود. توانایی اویسترها جهت پالایش و حذف مواد مغذی از پساب پرورش میگو در مطالعات انجام گرفته توسط سایر محققین مورد بررسی و تایید قرار گرفته است که با نتایج مطالعه حاضر هم سو می باشد (Ramos و همکاران، ۲۰۰۹؛ Jones و Preston، ۱۹۹۹). میزان جذب مواد مغذی توسط این بی مهرگان آن ها را به عنوان گزینه ای جهت پالایش زیستی این محیطها مطرح می کند. در مجموع مطالعه حاضر نشان می دهد که طی فرایند پرورش میگو کیفیت آب به طور قابل توجهی کاهش یافته و میزان مواد مغذی از جمله نیترژن و فسفر در پساب خروجی به شکل قابل ملاحظه ای افزایش می یابد. اگرچه افزایش بار مواد مغذی و جوامع فیتوپلانکتونی می تواند باعث بروز پدیده بوتروفیکاسیون در مناطق ساحلی دریافت کننده پساب ناشی از پرورش میگو باشد، اما افزایش مواد غذایی در دسترس به شکل مستقیم و نیز به صورت افزایش فیتوپلانکتون ها به طور کلی باعث افزایش جمعیت گونه های *A. amphitrite* و *S. cucullata* می شود. با توجه به این که افزایش جمعیت یک یا چند گروه می تواند منجر به کاهش یا از بین رفتن دیگر گروه ها شود و در نتیجه تعادل اکوسیستم را برهم زده و خدمات اکوسیستمی را کاهش دهد، باید راهکارهای مدیریتی در جهت کاهش میزان بار مواد آلی و غیر آلی قبل از ورود به دریا به کار گرفته شود.

منابع

۱. دلشب، ح.؛ دهقانی، ع.؛ فقیه، ح. و درویشی، خ.، ۱۳۸۹. مطالعه آلودگی پساب سایت های پرورش میگو حله و دوار در استان بوشهر، مجله علوم آبریزان. شماره ۲، صفحات ۲۳ تا ۳۱.

