

تأثیرات فرایند پرورش میگو بر کیفیت آب خروجی و برخی از خصوصیات زیستی دو گونه کشتی چسب (*Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) و اویستر *Saccostrea cucullata* (Born, 1778)

- **احمد رضا کهن:** گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبریان، دانشکده علوم و فناوری های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: 1983969411
- **علی نصرالهی*:** گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبریان، دانشکده علوم و فناوری های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: 1983969411
- **خسرو آئین جمشید:** پژوهشکده میگو کشور، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بوشهر، صندوق پستی: 1374
- **بهرام حسن زاده کیابی:** گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبریان، دانشکده علوم و فناوری های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: 1983969411

تاریخ دریافت: خرداد 1396 تاریخ پذیرش: شهریور 1396

چکیده

طی فرایند پرورش میگو آلاینده های مختلفی تولید و به همراه پساب از استخرهای پرورش خارج می شود. 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. بر طبق نتایج، فرایند پرورش میگو باعث کاهش کیفیت آب می شود. دما، شوری، نیترژن کل، فسفر کل، آمونیاک و کلروفیل a در کانال خروجی اختلاف معنی داری با مقادیر ثبت شده برای این فاکتورها در کانال ورودی نشان دادند. میانگین نیترژن کل (میلی گرم بر لیتر)، فسفر کل (میلی گرم بر لیتر) و کلروفیل a (میکروگرم بر لیتر) در آب ورودی به ترتیب $0/03 \pm 0/78$ ، $0/01 \pm 0/07$ و $0/76 \pm 11/83$ به ثبت رسید که در ابتدای کانال خروجی به ترتیب به $0/30 \pm 2/57$ ، $0/03 \pm 0/20$ و $0/33 \pm 17/16$ و در انتهای کانال خروجی به ترتیب به $0/03 \pm 2/38$ ، $0/0 \pm 0/15$ و $0/68 \pm 16/31$ رسید. تراکم کشتی چسب ها در ابتدای کانال خروجی به طور معنی داری بالاتر از تراکم این گونه در کانال ورودی بود درحالی که تفاوتی بین تراکم اویسترها در ایستگاه های مختلف دیده نشد. با این وجود طول و وزن اویسترها و کشتی-چسب های ساکن در کانال خروجی به طور معنی داری بالاتر از افراد هم گونه در کانال ورودی بود. به نظر می رسد افزایش بار مواد آلی در استخرها و در نتیجه در پساب خروجی با افزایش مواد غذایی در دسترس برای این دو گونه صافی خوار باعث افزایش تراکم کشتی چسب ها 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 بوده ایم. افزایش تقاضا در کنار کاهش ذخایر طبیعی آبریان، رشد روز افزون صنعت آبی پروری را در پی داشته است (FAO، 2016). پرورش میگو به عنوان یکی از پر مصرف ترین غذاهای دریایی نیز رشد چشمگیری را نشان می دهد. بالا بردن میزان تولید و پرورش میگو در کنار نبود طرح های مدیریتی کارآمد می تواند

آسیب های جدی به محیط های دریایی مجاور وارد کند (Páez-Osuna، 2001). پرورش میگو در ایران نیز همسو با سایر نقاط جهان رشد فزاینده ای در دو دهه گذشته داشته است. پساب ناشی از پرورش میگو در سیستم های متراکم و نیمه-متراکم مقادیر بالای آلاینده های آلی و غیر آلی را به اکوسیستم های دریایی مجاور وارد می کند (Ribeiro و همکاران، 2016؛ Herbeck و همکاران، 2013). ورود آلاینده ها تأثیرات مخربی بر محیط های دریافت کننده خواهد داشت که از آن جمله می توان به کاهش کیفیت آب و تغییرات در جوامع پلانکتونی و کفزی



اشاره کرد (Ribeiro و همکاران، 2016؛ Alongi و Trott، 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 به‌شدت افزایش می‌یابند (Funge-Smith و Briggs، 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 می‌مانند. این غذای خورده نشده به‌عنوان 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 به‌عنوان شکل دیگری از نیتروژن و به شکل غیر آلی 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 به‌دلیل فعالیت‌های پلانکتون‌ها به‌خصوص 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 تأثیرات مخرب زیست محیطی را می‌تواند در پی داشته باشد. یکی از بزرگ‌ترین سایت‌های پرورش میگوی کشور، سایت شیف می-باشد 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. به‌دلیل اهمیت موضوع، مطالعات متعددی در جهان به بررسی تأثیرات 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 تأثیرات 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 (چسبیده) ساحلی به‌دلیل

عدم توانایی جابه‌جایی و تغییر مکان، می‌توانند به نسبت بیش‌تری تحت تأثیر کیفیت آب قرار گیرند. این تأثیرات می‌تواند جنبه‌های مثبت یا منفی داشته باشند. افزایش مواد آلی در دسترس جهت تغذیه فیلتری، به‌عنوان منبع غذایی این موجودات، از جمله تأثیرات 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 به‌خطر اندازد (Herbeck و همکاران، 2013).

در این پژوهش به بررسی تأثیرات پساب ناشی از پرورش میگو بر کیفیت آب مناطق ساحلی مجاور پرداخته شده است. همچنین تأثیرات مثبت و منفی پساب خروجی بر دو گونه فولینگ *Saccostrea* و *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) *cucullata* (Born, 1778) به‌عنوان دو گونه فولینگ غالب در منطقه مورد مطالعه قرار گرفته است. این پژوهش به‌دنبال 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 1) در شمال خور بوشهر در زمان فعالیت این مرکز در تابستان 1395 انجام شد. مزارع پرورش میگو در این سایت با مساحت مفید حدود 361 هکتار در سال 1395، نزدیک به 86/6 میلیون قطعه میگو را در خود ذخیره-سازی کرده‌اند.

به‌منظور 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 (1) در مجاورت دهانه کانال ورودی سایت، ایستگاه خروجی اول (2) در ابتدای کانال خروجی پساب (بلافاصله پس از خروج از استخرها) و ایستگاه خروجی دوم (3) در دهانه کانال خروجی پساب به دریا انتخاب گردید (شکل 1).

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* می‌باشد. دما، شوری، pH و اکسیژن محلول (DO) در هر ایستگاه اندازه‌گیری شدند. به‌منظور سنجش آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل (TN)، فسفر کل (TP) و کلروفیل *a* نمونه‌های آب به‌صورت مجزا از هر ایستگاه در بطری‌های پلاستیکی برداشته شده و درون یخ به آزمایشگاه منتقل گردید. به‌منظور 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 به‌کارگیری روش اسپکتروفوتومتری تراکم کلروفیل *a* اندازه‌گیری گردید (Clesceri و همکاران، 1998). 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 غیر آلی به نیترات از طریق اکسیداسیون قلیایی (Alkaline oxidation) در دمای 100 تا 110 درجه انجام پذیرفت. اندازه-گیری نیترات از طریق روش احیای کادمیوم

ایستگاه مورد بررسی و همچنین به منظور بررسی تفاوت طول و وزن دو گونه *A. cucullata* و *amphitrite* از آزمون تحلیل واریانس یکطرفه (One-way ANOVA) با سطح اطمینان 95% 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 1 ارائه شده است. براساس نتایج، طی فرایند پرورش تمامی فاکتورهای مورد بررسی تغییر کردند. از میان فاکتورهای مورد بررسی تنها pH فاقد اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها و دو ایستگاه خروجی بود ($P > 0/05$) و سایر فاکتورها در کانال خروجی (ایستگاه خروجی اول و دوم) اختلاف معنی‌داری با مقادیر ثبت شده برای این فاکتورها در کانال ورودی نشان دادند ($P > 0/05$). در مورد آمونیاک، همچنین اختلاف معنی‌دار 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 به‌طور معنی‌دار کاهش یافته است ($P > 0/05$).

وضعیت کشتی‌چسب *A. amphitrite*: تراکم کشتی‌چسب‌ها روی سطوح سخت در ایستگاه شاهد 84 ± 352 فرد در متر مربع بود (شکل 2). در ایستگاه خروجی اول تراکم کشتی‌چسب‌ها 100 ± 768 کشتی‌چسب در متر مربع بود که اختلافی معنی‌دار با ایستگاه شاهد نشان می‌دهد ($P < 0/05$). برخلاف ایستگاه خروجی اول، ایستگاه خروجی دوم از لحاظ تراکم کشتی‌چسب (با تراکم 46 ± 400 در متر مربع) اختلاف معنی‌داری با ایستگاه شاهد نشان نداد ($P > 0/05$) (شکل 2).

از لحاظ طول و وزن تفاوت معنی‌داری بین کشتی‌چسب‌ها در ایستگاه شاهد و دو ایستگاه خروجی مشاهده شد ($P < 0/05$). اگرچه اختلاف بین طول و وزن کشتی‌چسب‌ها در دو ایستگاه خروجی با یکدیگر معنی‌دار نبود ($P > 0/05$). طول کشتی‌چسب‌ها در ایستگاه شاهد، خروجی اول و دوم به‌ترتیب $5/0 \pm 2/4$ ، $1/1 \pm 9/6$ و $0/3 \pm 1/5$ میلی‌متر می‌باشد. از لحاظ وزن، به‌ترتیب $0/3 \pm 0/9$ ، $0/3 \pm 1/5$ و $0/2 \pm 1/5$ گرم براساس این نتایج کشتی‌چسب‌ها در کانال خروجی دارای طول و وزن بیش‌تری نسبت به کشتی‌چسب‌های ساکن در ایستگاه شاهد هستند (شکل 2).

وضعیت اویستر *S. cucullata*: تراکم اویستر *S. cucullata* در ایستگاه شاهد، خروجی اول و خروجی دوم به‌ترتیب $88/28 \pm 0$ ، $94/4 \pm 35$ و $89/6 \pm 25$ فرد در متر مربع بود که براساس نتایج به‌دست آمده از آزمون ANOVA، تفاوت معنی‌داری بین سه تراکم دیده نمی‌شود ($P > 0/05$) (شکل 2). نتایج آزمون ANOVA نشان داد که برخلاف تراکم، تفاوت معنی‌داری بین طول و وزن این گونه در ایستگاه شاهد ($5/3 \pm 1/0$ سانتی‌متر و $27/4 \pm 3/6$ گرم) با ایستگاه خروجی اول ($6/9 \pm 0/5$ سانتی‌متر و $35/5 \pm 3/5$ گرم) و خروجی دوم ($7/1 \pm 0/2$ سانتی‌متر و $38/3 \pm 3/0$ گرم) وجود دارد ($P < 0/05$) (شکل 2). به‌عبارت دیگر اویسترهای ساکن در کانال خروجی پساب پرورش میگو دارای طول و وزن بیش‌تری هستند (شکل 2).

(Cadmium reduction) صورت گرفت (Clesceri و همکاران، 1998). آمونیاک براساس روش اکسیداسیون ارائه شده توسط Parsons (2013) اندازه‌گیری گردید. این روش فتومتریک برای تعیین میزان آمونیاک از طریق واکنش اکسیداسیون با هیپوکلریت در محیط قلیایی استفاده می‌شود. روش اسکوریبک اسید (Ascorbic acid method) به‌منظور سنجش میزان فسفر کل نمونه‌های پساب پرورش میگو مورد استفاده قرار گرفت (Clesceri و همکاران، 1998). در این روش به‌منظور 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 1: 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. cucullata* و *amphitrite* 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 دوگونه از روی بستر در درون کوادرات تراشیده شدند. سپس در آزمایشگاه تعداد افراد هر گونه شمارش شده و طول و وزن افراد اندازه‌گیری گردید. به‌منظور اندازه‌گیری طول اویستر، فاصله قله (umbo) تا انتهای پوسته و برای کشتی‌چسب‌ها قطر محل اتصال به بستر به‌وسیله 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 به‌وسیله آزمون نرمالیتی (Shapiro-Whilk) مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های غیرنرمال با استفاده از ریشه دوم به توزیع نرمال نزدیک شدند. به‌منظور بررسی اختلاف بین پارامترهای مختلف در سه



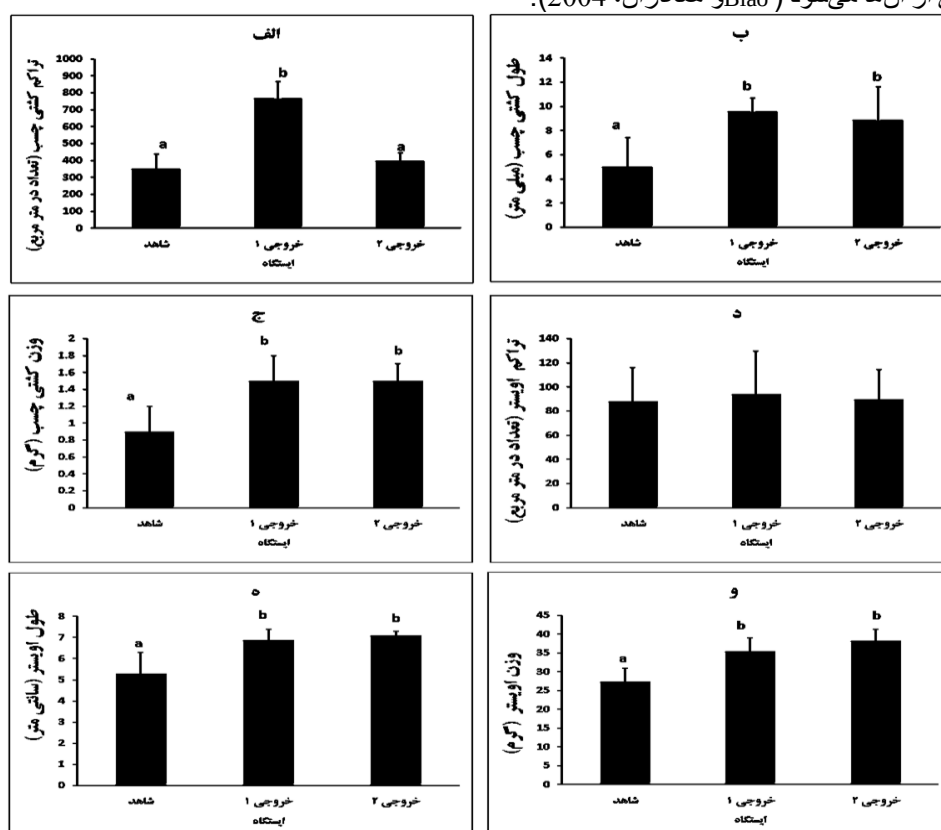
جدول 1: نتایج مربوط به سنجش دما، شوری، pH، اکسیژن محلول (DO)، آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل (TN)، فسفر کل (TP) و کلروفیل *a* در سه ایستگاه شاهد (1)، خروجی اول (2) و خروجی دوم (3) در مجاورت سایت پرورش میگوی شیف در شمال خور بوشهر در تابستان 1395 (انحراف معیار $\pm$ میانگین)

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)
1	39/48 $\pm$ 0/62	27/20 $\pm$ 0/35	7/60 $\pm$ 0/31	10/57 $\pm$ 0/6	0/05 $\pm$ 0/02	0/78 $\pm$ 0/03	0/07 $\pm$ 0/01	11/83 $\pm$ 0/76
2	41/89 $\pm$ 0/21	29/01 $\pm$ 0/27	7/21 $\pm$ 0/34	6/17 $\pm$ 0/4	0/70 $\pm$ 0/03	2/57 $\pm$ 0/30	0/20 $\pm$ 0/03	17/16 $\pm$ 0/33
3	40/78 $\pm$ 0/17	27/71 $\pm$ 0/35	7/52 $\pm$ 0/11	7/27 $\pm$ 0/61	0/59 $\pm$ 0/04	2/38 $\pm$ 0/03	0/15 $\pm$ 0/0	16/31 $\pm$ 0/68

بحث

کاهش کیفیت آب طی فرایند پرورش به شکل کاهش میزان اکسیژن محلول (DO)، و افزایش نوترینت‌ها، دما و شوری مشاهده گردید. براساس نتایج، ماندگاری آب در استخرهای پرورش باعث افزایش شوری و دمای آب می‌شود (جدول 1). جابه‌جایی اندک آب در استخرها و سطح گسترده در کنار عمق کم استخرها که باعث افزایش تبخیر می‌شوند را می‌توان دلیل افزایش این دو فاکتور در پساب خروجی از استخرها دانست. فرایندها و فعالیت‌های جاری در استخرهای پرورش میگو باعث افزایش بار آلاینده‌های مختلف در آب موجود در استخرها و در نتیجه پساب خروجی از آن‌ها می‌شود (Biao و همکاران، 2004).

مهم‌ترین عوامل کاهش کیفیت آب و افزایش آلاینده‌ها را می‌توان پروسه غذایی به میگوهای پرورشی و دفع مواد زائد توسط این بی-مهرگان دانست (Herbeck و همکاران، 2013؛ Burford و Williams، 2001). طی فرایند تغذیه میگوها، بخش عمده‌ای از مواد غذایی به شکل خورده نشده باقی می‌ماند که در ستون آب حل شده و یابیه‌صورت ذرات معلق از دسترس میگو خارج می‌شود. مواد آلی حل شده در ستون آب باعث افزایش میزان نیتروژن و فسفر آلی آب و پساب خروجی می‌شوند (de Lacerda و همکاران، 2006؛ Jackson و همکاران، 2003). افزایش بار نیتروژن و فسفر آلی در آب استخر به معنی افزایش منابع در دسترس میکروارگانیسم‌ها جهت



شکل 2: نمودار تراکم، طول و وزن کشتی‌چسب *Amphibalanus amphitrite* (الف، ب، ج) و اویستر *Saccostrea cucullata* (د، ه، و) در ایستگاه شاهد و دو ایستگاه خروجی اول و دوم طی نمونه‌برداری در تابستان 1395



خطرناک می‌تواند باعث به خطر افتادن حیات گونه‌های مختلف جانوری از جمله *A. amphitrite* و *S. cucullata* شود (Barbieri, 2010؛ Martinelle و Häggström، 1993). افزایش مواد مغذی و به تبع آن افزایش فیتوپلانکتون‌ها باعث می‌شود دو گونه مذکور در دوره لاروی انرژی بیشتری ذخیره کنند و در نتیجه شانس نشست موفقیت‌آمیزتری داشته باشند که خود منجر به بقاء بیش‌تر نیز می‌شود (Thiyagarajan و همکاران، 2002؛ Hentschel و Emler، 2000). بنابراین پساب مزارع میگو در سطوح غیر خطرناک می‌تواند باعث افزایش تراکم این گونه‌ها 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 همسو می‌باشد (Ramos و همکاران، 2009؛ Jones و Preston، 1999). میزان جذب مواد مغذی توسط این بی‌مهرگان آن‌ها را به‌عنوان گزینه‌ای جهت پالایش زیستی این محیط‌ها مطرح می‌کند. در مجموع مطالعه حاضر نشان می‌دهد که طی فرایند پرورش میگو کیفیت آب به‌طور قابل توجهی کاهش یافته و میزان مواد مغذی از جمله نیترژن و فسفر در پساب خروجی به شکل قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. اگرچه افزایش بار مواد مغذی و جوامع فیتوپلانکتونی می‌تواند باعث بروز پدیده یوتروفیکاسیون در مناطق ساحلی دریافت کننده پساب ناشی از پرورش میگو باشد، اما افزایش مواد غذایی در دسترس به‌شکل مستقیم و نیز به‌صورت افزایش فیتوپلانکتون‌ها به‌طور کلی باعث افزایش جمعیت گونه‌های *A. amphitrite* و *S. cucullata* می‌شود. با توجه به این‌که افزایش جمعیت یک یا چند گروه می‌تواند منجر به کاهش یا از بین رفتن دیگر گروه‌ها 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 غیرآلی قبل از ورود به دریا به‌کار گرفته شود.

منابع

1. دلشب، ح.؛ دهقانی، ع.؛ فقیه، ح. و درویشی، خ.، 1389. مطالعه آلودگی پساب سایت‌های پرورش میگو حله و دوار در استان بوشهر، مجله علوم آبزیان. شماره 2، صفحات 23 تا 31.
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.; Zhuhong, 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 Pérez-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. Erler, 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.

فعالیت‌های زیستی می‌باشد که در نتیجه این فعالیت‌ها، تغییرات در pH، میزان اکسیژن محلول و میزان فسفر و نیترژن غیرآلی قابل مشاهده است (Alongi و Trott، 2000). از جمله اشکال نیترژن غیرآلی که طی فرایندهای زیستی و شیمیایی در آب افزایش می‌یابد، آمونیاک است. علاوه بر این، دفع مواد زائده نیترژنه توسط میگوها به شکل آمونیاک از مهم‌ترین منابع افزایش سطح این ماده در پساب خروجی است (Biao و همکاران، 2004؛ Funge-Smith و Briggs، 1998). در مطالعه انجام شده توسط دلشب و همکاران (1389) که در سایت‌های پرورش میگوی دوار و حله انجام دادند به نتایجی مشابه از لحاظ مواد مغذی، pH و DO دست یافتند. براساس نتایج این پژوهش، فسفات، نیتریت و نیترات و میزان اکسیژن محلول طی فرایند پرورش میگو در استخرها افزایش می‌یابد ولی pH به شکل معنی‌داری تغییر نمی‌کند. افزایش بار نوترینت‌ها و تغییرات میزان اکسیژن محلول و سایر فاکتورهای فیزیکی شیمیایی آب در نتیجه استفاده در پرورش میگو در بسیاری از پژوهش‌های انجام شده در سایر مناطق جهان نیز مشاهده شده است (Ribeiro و همکاران، 2016؛ Biao و همکاران 2004؛ Alongi و Trott، 2000).

طبق نتایج به‌دست آمده، تراکم فیتوپلانکتون‌ها دیگر عاملی است که در پساب خروجی از استخرها به شکل معنی‌داری نسبت به آب ورودی به استخرها بالاتر می‌باشد. فیتوپلانکتون‌ها به میزان قابل توجهی تحت تاثیر مواد مغذی موجود در پساب خروجی از استخرها هستند. نیترژن و فسفر به‌عنوان دو عامل بسیار مهم در رشد جوامع فیتوپلانکتونی در پساب خروجی افزایش یافته و در نتیجه می‌تواند باعث رشد و تغییر در این جوامع شوند (Thomas و همکاران، 2010؛ Alongi و Trott، 2000). یکی از اشکال نیترژن که به سهولت توسط جوامع فیتوپلانکتونی مورد استفاده قرار می‌گیرد، آمونیاک می‌باشد (Dauchez و همکاران، 1999). براین اساس افزایش معنی‌دار آمونیاک در پساب خروجی را احتمالاً می‌توان یکی از دلایل افزایش فیتوپلانکتون‌ها در کانال خروجی (ایستگاه‌های 2 و 3) دانست. بخش عمده‌ای از مواد آلی خروجی از استخرهای پرورش میگو به شکل ذرات معلق می‌باشند. 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 می‌توانند به‌عنوان منبع غذایی گونه‌های صافی‌خوار (Filter feeder) مورد استفاده قرار گیرند (Shumway و Ward، 2004؛ Jackson و همکاران، 2003؛ Funge-Smith و Briggs، 1998). کشتی‌چسب *A. amphitrite* و اویستر *S. cucullata* به‌عنوان دو گونه صافی‌خوار می‌توانند از ذرات معلق آلی موجود در ستون آب به عنوان منبع غذایی تغذیه کنند. بر این اساس، افزایش مواد آلی را می‌توان دلیل افزایش اندازه این دو گونه عنوان کرد. افزایش

نوترینت‌های غیرآلی از جمله آمونیاک می‌تواند باعث رشد جوامع فیتوپلانکتونی شده (Dauchez و همکاران، 1999) و منابع غذایی در دسترس این بی‌مهرگان صافی‌خوار را افزایش داده (Nasrolahi و همکاران، 2007؛ Ward و Shumway، 2004؛ Wen-Xiong و همکاران، 1999) و در نهایت باعث افزایش رشد و اندازه این موجودات شود. البته افزایش آمونیاک به سطوح



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 Emlet, 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. Pérez-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.; Eça, 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. Thiagarajan, 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. Trott, 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.



