تاثیرات فرایند پرورش میگو بر کیفیت آب خروجی و برخی از خصوصیات زیستی دو گونه کشتی‌چسب *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, ۱۸۵۴) و اویستر *Saccostrea cucullata* (Born, ۱۷۷۸)

- **احمدرضا کهن**: گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبزیان، دانشکده علوم و فناوری‌های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: ۱۹۸۳۹۶۹۴۱۱
- **علی نصرالهی***: گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبزیان، دانشکده علوم و فناوری‌های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: ۱۹۸۳۹۶۹۴۱۱
- **خسرو آئین‌جمشید**: پژوهشکده میگو کشور، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بوشهر، صندوق پستی: ۱۳۷۴
- **بهرام حسن‌زاده‌کیابی**: گروه زیست شناسی و زیست فناوری دریا و آبزیان، دانشکده علوم و فناوری‌های زیستی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، صندوق پستی: ۱۹۸۳۹۶۹۴۱۱

تاریخ دریافت: خرداد ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: شهریور ۱۳۹۶

چکیده

طی فرایند پروش میگو آلاینده‌های مختلفی تولید و به‌همراه پساب از استخرهای پرورش خارج می شود. در این پژوهش تاثیرات 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 به‌ترتیب ۰/۰۳±۰/۷۸، ۰/۰۱±۰/۰۷ و ۰/۷۶±۱۱/۸۳ به ثبت رسید که در ابتدای کانال خروجی به‌ترتیب به ۰/۳۰±۲/۵۷، ۰/۰۳±۰/۲۰ و ۰/۳۳±۱۷/۱۶ و در انتهای کانال خروجی به‌ترتیب به ۰/۰۳±۲/۳۸، ۰/۰±۰/۱۵ و ۰/۶۸±۱۶/۳۱ رسید. تراکم کشتی‌چسب‌ها در ابتدای کانال خروجی به‌طور معنی‌داری بالاتر از تراکم این گونه در کانال ورودی بود درحالی‌که 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

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: a_nasrolahi@sbu.ac.ir

Archive of SID
www.SID.ir

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 آبزی‌پروری را در پی داشته است (FAO، ۲۰۱۶). پرورش میگو به‌عنوان 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، ۲۰۰۱). 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، ۲۰۱۶؛ Herbeck و همکاران، ۲۰۱۳). 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، ۲۰۱۶؛ Trottو Alongi، ۲۰۱۳). 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، ۱۹۹۸). از جمله مهم‌ترین منابع افزایش این دو ماده مغذی در استخرهای پرورشی غذاهای فرموله مورد استفاده برای تغذیه میگوها می‌باشد(Casillas-Hernández و همکاران، ۲۰۰۷). 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، ۱۹۹۹). آمونیاک به‌عنوان 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 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 آبزی‌پروی وجود دارد (Herbeck و همکاران، ۲۰۱۳). 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. به‌دلیل 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، ۲۰۱۳؛ Thomas و همکاران، ۲۰۱۰)، 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 به‌دلیل عدم توانایی جابه‌جایی و تغییر مکان، می‌توانند به نسبت بیش‌تری تحت تاثیر کیفیت آب قرار گیرند. این تاثیرات می‌تواند جنبه‌های مثبت یا منفی داشته باشند. افزایش مواد آلی در دسترس جهت تغذیه فیلتری، به‌عنوان منبع غذایی این موجودات، از جمله تاثیرات مثبت ورود پساب به محل زیست این جانداران می‌تواند باشد (Erle و همکاران، ۲۰۰۴؛ Herbeck و همکاران، ۲۰۱۳). 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، ۲۰۱۳). 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 *Amphibalanus amphitrite* (Darwin, 1854) و *Saccostrea 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.

Archive of SID

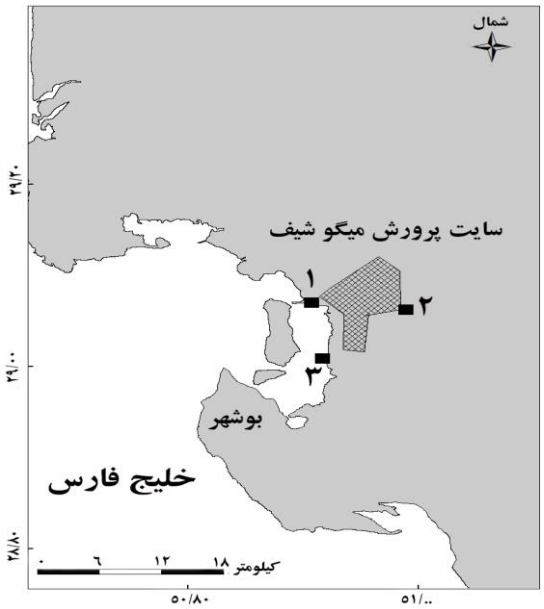
www.SID.ir

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.

به‌منظور بررسی تاثیرات 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)، فسفرکل (TP) و کلروفیل *a* می باشد. دما، شوری، pH و اکسیژن محلول (DO) در هر ایستگاه اندازه‌گیری شدند. به‌منظور سنجش آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل(TN)، فسفرکل (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 به‌کارگیری 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 فتومتریک برای تعیین میزان آمونیاک از طریق واکنش اکسیداسیون با هیپوکلریت در محیط قلیایی استفاده می‌شود. روش اسکوربیک اسید (Ascorbic acid method) به‌منظور سنجش میزان فسفر کل نمونه‌های پساب پرورش میگو مورد استفاده قرار گرفت (Clesceri و همکاران، ۱۹۹۸). 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 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 ۲۵×۲۵سانتی‌متر 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 ایستگاه مورد بررسی و هم‌چنین به‌منظور بررسی تفاوت طول و وزن دو گونه *A. amphitrite* و *S. cucullata* از آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه (One-way ANOVA) با سطح اطمینان ۹۵٪ استفاده گردید. جهت مقایسه دو به دو ایستگاه‌ها از آزمون Tukey استفاده شد.

Archive of SID
www.SID.ir

نتایج

کیفیت آب: نتایج مربوط به سنجش دما، شوری، pH، اکسیژن محلول (DO)، آمونیاک کل (TAN) ، نیتروژن کل(TN) ، فسفرکل (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 معنی‌داری بین ایستگاه شاهد 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 نیترژون غیرآلی در شکل آمونیاک به‌طور معنی‌دار کاهش یافته است ($P>0/05$).

وضعیت کشتی‌چسب *A. amphitrite*: تراکم کشتی‌چسب‌ها روی سطوح سخت در ایستگاه شاهد ۸۴±۳۵۲ فرد در متر مربع بود (شکل ۲). در ایستگاه خروجی اول تراکم کشتی‌چسب‌ها ۱۰۰±۷۶۸ 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 ۴۶±۴۰۰ در متر مربع) اختلاف معنی‌داری با ایستگاه شاهد نشان نداد ($P>0/05$) (شکل ۲).

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 ۲/۴±۵/۰، ۱/۱± ۹/۶ و ۲/۷±۸/۹ میلی‌متر می‌باشد. از نظر وزن، به‌ترتیب ۰/۳±۰/۹، ۰/۳±۱/۵ و ۰/۲±۱/۵ گرم براساس این نتایج کشتی‌چسب‌ها در کانال خروجی دارای طول و وزن بیش‌تری نسبت به کشتی‌چسب‌های ساکن در ایستگاه شاهد هستند (شکل ۲).

وضعیت اویستر *S. cucullata*: تراکم اویستر *S. cucullata* در ایستگاه شاهد، خروجی اول و خروجی دوم به‌ترتیب ۲۸±۸۸/۰، ۳۵±۹۴/۴ و ۲۵±۸۹/۶ فرد در متر مربع بود که براساس نتایج به‌دست آمده از آزمون ANOVA، تفاوت معنی‌داری بین سه تراکم دیده نمی‌شود ($P>0/05$) (شکل ۲). نتایج آزمون ANOVA نشان داد که برخلاف تراکم، تفاوت معنی‌داری بین طول و وزن این گونه در ایستگاه شاهد (۱/۰±۵/۳ سانتی‌متر و ۳/۶±۲۷/۴ گرم) با ایستگاه خروجی اول (۹۰/۵±۶/ سانتی‌متر و ۳/۵ ±۳۵/۵ گرم) و خروجی دوم (۰/۲±۷/۱ سانتی‌متر و ۳/۰± ۳۸/۳ گرم) وجود دارد ($P<0/05$) (شکل ۲). به عبارت دیگر اویسترهای ساکن در کانال خروجی پساب پروش میگو دارای طول و وزن بیش‌تری هستند (شکل ۲).

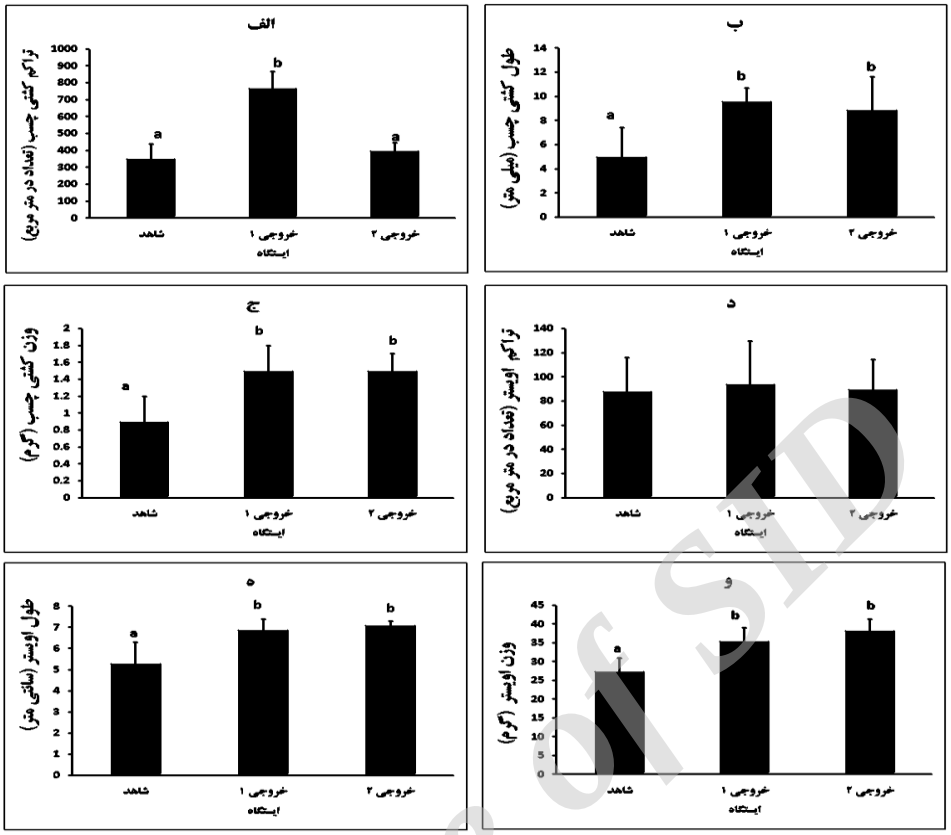
جدول ۱: نتایج مربوط به سنجش دما، شوری، pH، اکسیژن محلول (DO)، آمونیاک کل (TAN)، نیتروژن کل(TN)، فسفرکل (TP) و کلروفیل *a* در سه ایستگاه شاهد (۱)، خروجی اول (۲) و خروجی دوم (۳) در مجاورت سایت پرورش میگوی شیف در شمال خور بوشهر در تابستان ۱۳۹۵ (انحراف معیار ± میانگین)

ایستگاه	شوری (ppt)	دما (درجه سلسیوس)	pH	DO (میلی‌گرم برلیتر)	TAN (میلی‌گرم برلیتر)	TN (میلی‌گرم برلیتر)	TP (میلی‌گرم برلیتر)	کلروفیل *a* (میکروگرم برلیتر)
۱	۳۹/۴۸ ± ۰/۶۲	۲۷/۲۰ ± ۰/۳۵	۷/۶۰ ± ۰/۳۱	۱۰/۵۷ ± ۰/۶	۰/۰۵ ± ۰/۰۲	۰/۷۸ ± ۰/۰۳	۰/۰۷ ± ۰/۰۱	۱۱/۸۳ ± ۰/۷۶
۲	۴۱/۸۹ ± ۰/۲۱	۲۹/۰۱ ± ۰/۲۷	۷/۲۱ ± ۰/۳۴	۶/۱۷ ± ۰/۴	۰/۷۰ ± ۰/۰۳	۲/۵۷ ± ۰/۳۰	۰/۲۰ ± ۰/۰۳	۱۷/۱۶ ± ۰/۳۳
۳	۴۰/۷۸ ± ۰/۱۷	۲۷/۷۱ ± ۰/۳۵	۷/۵۲ ± ۰/۱۱	۷/۲۷ ± ۰/۶۱	۰/۵۹ ± ۰/۰۴	۲/۳۸ ± ۰/۰۳	۰/۱۵ ± ۰/۰	۱۶/۳۱ ± ۰/۶۸

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 ۱). 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، ۲۰۰۴). مهم‌ترین عوامل کاهش کیفیت آب و افزایش آلاینده‌ها را می‌توان پروسه غذادهی به میگوهای پرورشی و دفع مواد زائد توسط این بی‌مهرگان دانست (Herbeck و همکاران، ۲۰۱۳؛ Burford و Williams، ۲۰۰۱). طی فرایند تغذیه میگوها، بخش عمده‌ای از مواد غذایی به شکل خورده نشده باقی می‌ماند که در ستون آب حل شده و یابه‌صورت 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، ۲۰۰۶؛ Jackson و همکاران، ۲۰۰۳). افزایش بار نیتروژن و فسفر آلی در آب استخر به معنی افزایش منابع در دسترس میکروارگانیسم‌ها جهت فعالیت‌های زیستی می‌باشد که در نتیجه این فعالیت‌ها، تغییرات در pH، میزان اکسیژن محلول و میزان فسفر و نیتروژن غیرآلی قابل مشاهده است (Trott و Alongi، ۲۰۰۰).

Archive of SID
www.SID.ir



شکل ۲: 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 ۱۳۹۵

از جمله اشکال نیتروژن غیرآلی که طی فرایندهای زیستی و شیمیایی در آب افزایش می‌یابد، آمونیاک است. علاوه بر این، دفع مواد زائده نیتروژنه توسط میگوها به شکل آمونیاک از مهم‌ترین منابع افزایش سطح این ماده در پساب خروجی است (Biao و همکاران، ۲۰۰۴؛ Funge-Smith و Briggs، ۱۹۹۸). در مطالعه انجام شده توسط دلشب و همکاران (۱۳۸۹) که در سایت‌های پرورش میگوی دلوار 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 فیزیکو 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، ۲۰۱۶؛ Biao و همکاران ۲۰۰۴؛ Trott و Alongi، ۲۰۰۰).

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 به‌میزان قابل توجهی تحت تاثیر مواد مغذی موجود در پساب خروجی از استخرها هستند. نیتروژن 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، ۲۰۱۰؛ Trott و Alongi، ۲۰۰۰). یکی از اشکال نیتروژن که به سهولت توسط جوامع فیتوپلانکتونی مورد استفاده قرار می‌گیرد، آمونیاک می‌باشد (Dauchez و همکاران، ۱۹۹۹). براین اساس افزایش معنی‌دار آمونیاک در پساب خروجی را احتمالاً می‌توان یکی از دلایل افزایش فیتوپلانکتون‌ها در کانال خروجی (ایستگاه‌های ۲ و۳) دانست. بخش عمده‌ای از مواد آلی خروجی از استخرهای پروش 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 پروش میگو می‌توانند به‌عنوان منبع غذایی گونه‌های صافی‌خوار (Filter feeder) مورد استفاده قرار گیرند (Ward و Shumway، ۲۰۰۴؛ Jackson و همکاران، ۲۰۰۳؛ Funge-Smith و Briggs، ۱۹۹۸). کشتی‌چسب *A. amphitrite* و اویستر *S. cucullata* به‌عنوان دو گونه صافی‌خوار می‌توانند از ذرات

Archive of SID
www.SID.ir

معلق آلی موجود در ستون آب به‌عنوان منبع غذایی تغذیه کنند. بر این‌اساس، 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، ۱۹۹۹) و منابع غذایی در دسترس این بی‌مهرگان صافی‌خوار 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 موجودات‌شود.البته‌افزایش آمونیاک به سطوح خطرناک می‌تواند باعث به‌خطر افتادن حیات گونه‌های مختلف جانوری ازجمله *A. amphitrite* و *S. cucullata* شود (Barbieri، ۲۰۱۰؛ Martinelle و Häggström، ۱۹۹۳). 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، ۲۰۰۲؛ Hentschel و Emlet، ۲۰۰۰). 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، ۲۰۰۹؛ Jones و Preston، ۱۹۹۹). میزان جذب مواد مغذی توسط این بی‌مهرگان آن‌ها را به‌عنوان گزینه‌ای جهت پالایش زیستی این محیط‌ها مطرح می کند. در مجموع مطالعه حاضر نشان می‌دهد که طی فرایند پرورش میگو کیفیت آب به‌طور قابل توجهی کاهش یافته و میزان مواد مغذی از جمله نیتروژن 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 مستقیم‌ونیز به‌صورت افزایش فیتوپلانکتون‌ها‌به‌طور‌کلی باعث‌افزایش 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 درنتیجه 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

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

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 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. **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.
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. **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.; 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. **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. **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.

Archive of SID
www.SID.ir