

بررسی تغییرات فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی، مواد مغذی و کلروفیل a در آب‌های ساحلی مکران

کمال‌الدین کر^{۱*}، امیر قاضی‌لو^۲، حمید ارشادی‌فر^۳، عماد کوچک‌نژاد^۴، غلامرسول بسکله^۵

۱- استادیار گروه علوم زیستی دریا، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی ایران. پست الکترونیکی: kamlodin.kor@inio.ac.ir

۲- استادیار گروه علوم زیستی دریا، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی ایران. پست الکترونیکی: amir.ghazilou@inio.ac.ir

۳- استادیار گروه علوم زیستی دریا، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی ایران. پست الکترونیکی: hamid.ershadiifar@inio.ac.ir

۴- استادیار گروه علوم زیستی دریا، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی ایران. پست الکترونیکی: emad.koochaknejad@inio.ac.ir

۵- کارشناس گروه علوم زیستی دریا، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی ایران. پست الکترونیکی: baskaleh@inio.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۹۷/۸/۱۹

* نویسنده مسوول

تاریخ دریافت: ۹۷/۲/۲۹

چکیده

در این تحقیق، روند تغییرات غلظت مواد مغذی، کلروفیل a و همچنین فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی آب دریا در طی ۱۱ دوره نمونه‌برداری ماهیانه از اسفند ۹۵ الی اسفند ۹۶ در سواحل مکران مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌برداری از ۶ ایستگاه در ۲ ترانسکت عمود بر ساحل واقع در پساندر و بريس انجام شد. تعداد ۵۹۴ نمونه جمع‌آوری و آنالیز گردید. در طول مدت نمونه‌برداری میانگین غلظت کل برای نیتريت، نترات، سیلیکات و فسفات به ترتیب $۰/۳۰ \pm ۰/۱۱$ ، $۱/۴۷ \pm ۰/۶۶$ ، $۲/۸۱ \pm ۱/۲۴$ و $۰/۵۷ \pm ۰/۱۱$ میکرومول بر لیتر و برای کلروفیل a $۲/۵۲ \pm ۰/۲۰$ میکروگرم بر لیتر به دست آمد. بین دو ترانسکت مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری ($p < ۰/۰۵$) در برخی پارامترها از قبیل pH، شفافیت آب، نترات و سیلیکات وجود دارد ولی در برخی دیگر از قبیل شوری، هدایت الکتریکی، دما، نیتريت و فسفات هیچ گونه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. نتایج نشان داد که لایه بندی ستون آب در دوره مونسون وجود دارد ولی از آبان ماه تا اسفند اختلاط ستون آب غالب می‌باشد. به نظر می‌رسد که پدیده مونسون هم به صورت مستقیم و هم غیر مستقیم تأثیرات خود را بر روی بسیاری از فراسنج‌های مورد بررسی اعمال می‌کند.

کلمات کلیدی: مواد مغذی، کلروفیل a، فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی، مکران، پساندر، بريس.

۱. مقدمه

محیط‌های ساحلی دریاها تنها ۷٪ از مساحت کل اقیانوس‌های جهان را تشکیل می‌دهند، با این وجود ۳۰٪ از کل تولیدات اولیه اقیانوس‌ها را ایجاد نموده و نقش مهمی در شکل‌گیری این بخش از دریاها ایفا می‌کنند (Borges, 2005). افزایش جمعیت و توسعه سریع صنایع باعث افزایش فشار بر اکوسیستم‌های ساحلی دریایی

آب‌های ساحلی واسطه دینامیکی بین خشکی و دریاهای آزاد می‌باشند که نقش حیاتی برای فرایندهای بیوژئوشیمی دریایی و تولیدات ساحلی ایفا می‌کند (Durga Rao et al., 2017). اگرچه

محیط‌های دریایی و ساحلی نیازمند فهم بهتر فرایندهای محیطی و تاثیر متقابل آن‌ها با شرایط انسانی و فعالیت‌های مرتبط است. مطالعات متعددی در آب‌های سواحل مکران انجام گرفته که بیشتر آنها بر روی توزیع فیتوپلانکتون‌های این منطقه بوده است (Attaran Fariman et al., 2018; Rabhaniha et al., 2018) یا تنها به فراسنج‌های فیزیکی پرداخته شده است (Einali and Chegini, 2017). هیچگونه مطالعه سیستماتیک بر روی تغییرات ماهیانه غلظت مواد مغذی، فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی و کلروفیل *a* در این منطقه با جستجوی انجام شده یافت نشد. به طور کلی هدف از انجام این مطالعه بررسی کمی و کیفی تغییرات ماهیانه فاکتورهای فیزیکوشیمیایی از قبیل pH، هدایت الکتریکی (EC)، دما، شوری، شفافیت، اکسیژن محلول (DO) و مواد مغذی مانند نیترات، نیتريت، فسفات و سیلیکات و همچنین کلروفیل *a* در آب‌های سواحل مکران حداقل فصل پسابندر و بریس جهت درک بهتر روند این تغییرات و علل آن می‌باشد.

۲. مواد و روش‌ها

در این تحقیق، نمونه‌برداری از آب‌های سواحل مکران از اسفندماه سال ۱۳۹۵ به صورت ماهیانه (بجز ماه‌های خرداد و تیر که به علت شدت امواج ناشی از مونسون نمونه‌برداری امکان‌پذیر نبوده است) تا اسفندماه سال ۱۳۹۶ انجام گردید. بدین منظور دو ترانسکت عمود بر ساحل با ۶ ایستگاه در سواحل پسابندر و بریس در نظر گرفته شد. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و مشخصات آن‌ها در شکل ۱ و جدول ۱ ارائه شده است. در هر ایستگاه، نمونه‌برداری از سه عمق شامل سطح (کمتر از ۱ متر)، ۵ و ۱۰ متر با سه تکرار با استفاده از بطری نیسکین ۳ لیتری مارک Hydro-Bios انجام شد. ۱۰۰ میلی‌لیتر از نمونه‌های برداشته شده توسط نیسکین پس از فیلتر شدن با استفاده از فیلتر سرسرنگی ۰/۴۵ میکرومتر Sartorius به ظروف پلاستیکی پلی‌اتیلنی با تراکم بالا انتقال، و داخل کلمن حاوی یخ تا رسیدن به آزمایشگاه شیمی مرکز اقیانوس‌شناسی چابهار نگهداری شدند. نمونه‌ها تا زمان آنالیز در فریزر با دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. مقادیر فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی آب شامل pH، دما، اکسیژن محلول، شوری، هدایت و شفافیت آب در لحظه نمونه‌برداری ثبت گردید.

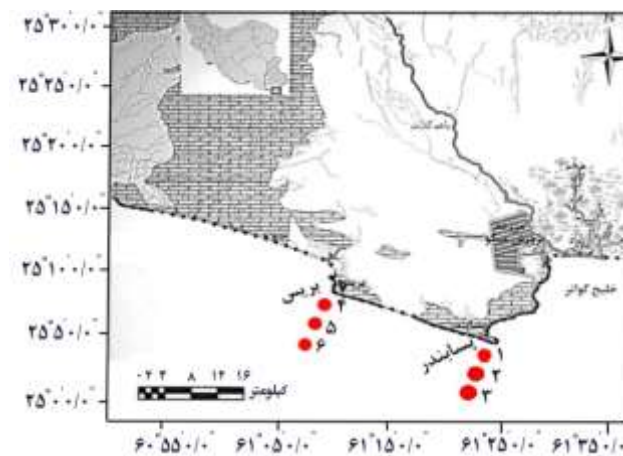
به واسطه دریافت آلودگی‌های مختلف ناشی از فعالیت‌های انسانی از طریق تخلیه فاضلاب، پسماندهای صنایع، روان آب‌های مزارع کشاورزی و پرورش آبزیان، نفوذ آب‌های زیرزمینی و غیره شده است. امروزه، افزایش بیش از حد مواد مغذی در آب‌های ساحلی به یک مشکل رو به رشد تبدیل شده است (Hollister et al., 2013). مواد مغذی برای تولیدات اولیه ضروری بوده و نقش مهمی در شبکه غذایی محیط‌های دریایی دارند (Lee et al., 2015). در طول سه دهه گذشته موارد زیادی از افزایش معنی‌دار در غلظت مواد مغذی در آب‌های ساحلی مشاهده شده است (Conley et al., 2009). به عنوان یک نتیجه از ورود مواد مغذی به آب‌های ساحلی می‌توان به وقوع شکوفایی‌های جلبکی مضر اشاره کرد که در برخی از سواحل به یک پدیده شایع تبدیل شده است (Anderson et al., 2002). علاوه بر ورود مواد مغذی از طریق فعالیت‌های انسان، آب‌های ساحلی مواد مغذی را از طریق فرایندهای فیزیکی مختلف مانند فراجوشش ساحلی، جریان‌های همرفتی، تجزیه مواد آلی، تثبیت نیتروژن توسط باکتری‌ها و جلبک‌های خاص، رسوب گرد و غبار و غیره دریافت می‌کنند (Prasanna Kumar et al., 2004). مطالعات نشان داده است که کشورهای آسیایی و بخصوص جنوب آسیا بیشترین سهم را در میزان ورود نیتروژن و فسفر معدنی به آب‌های ساحلی به خود اختصاص داده‌اند (Seitzinger et al., 2010).

میزان این دو ماده مغذی در اکوسیستم‌های آبی بسیار مهم بوده و هر تغییری در غلظت آنها جمعیت فیتوپلانکتونی را تغییر داده و می‌تواند اثر درازمدتی بر زنجیره‌ی غذایی داشته باشد. سواحل شمال شرق دریای عمان (سواحل مکران) در دوره مونسون تابستانه (جنوب غرب) بین ماه‌های تیر تا شهریور تحت تاثیر فراجوشش (upwelling) قرار می‌گیرند که ناشی از سیکلون گرمسیری تشکیل شده بر روی دریای عرب می‌باشد (Rabhaniha et al., 2018). این تغییرات نیمه سالیانه جریان‌های ساحلی در این ناحیه، درجه بالایی از تغییرات در فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی و مواد مغذی را منجر می‌شود (Durga Rao et al., 2017). در طی سال‌های اخیر، موارد زیادی از وقوع شکوفایی جلبکی در این منطقه و بخصوص در پسابندر و بریس اتفاق افتاده که منجر به تلفات مقادیر زیادی از آبزیان دریایی شده است. بدست آوردن داده‌های مربوط به روند تغییرات غلظت مواد مغذی و فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی آب در این ناحیه بسیار ارزشمند می‌باشد، زیرا مدیریت کارای

جدول ۱: مشخصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ایستگاه	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
۱	۶۱°۲۳'۵۶/۳"	۲۵°۰۴'۱۲/۳"
۲	۶۱°۲۳'۲۸/۰"	۲۵°۰۲'۱۶/۷"
۳	۶۱°۲۳'۰۹/۰"	۲۵°۰۰'۴۴/۳"
۴	۶۱°۱۰'۱۰/۷"	۲۵°۰۸'۱۸/۲"
۵	۶۱°۰۹'۲۹/۲"	۲۵°۰۶'۵۳/۹"
۶	۶۱°۰۸'۴۸/۱"	۲۵°۰۵'۱۴/۰"

از توزیع نرمال و هموزن بودن واریانس‌ها استفاده شد. شروط مذکور در مورد هیچ کدام از داده‌های محیطی حاکم نبود و با اعمال تبدیلات عددی نیز حاصل نشد. بنابراین از مدل‌های آماری خطی شده (Generalized linear models) با تابع لگاریتمی برای تحلیل اثر ایستگاه، زمان و عمق بر تغییرات پارامترهای مورد بررسی استفاده شد. در این مدل‌ها برای بررسی معنی‌داری اثر هر عامل بر پارامترها، از Wald test استفاده شد. همچنین برای مقایسه‌های دو به دویی نیز از آزمون Bonferroni استفاده شد. اعتبار مدل‌ها نیز با بررسی مقدار عددی شاخص نیکویی برازش deviance/df، مورد سنجش قرار گرفت و در مواردی که این عدد بزرگتر از یک بود از pearson chi-square به جای likelihood estimation به عنوان پارامتر مقیاس استفاده شد. برای مقایسه پارامترها بین دو موقعیت بریس و پسابندر نیز از آزمون غیر پارامتریک Mann-Whitney استفاده شد. همچنین از آزمون پیرسون برای تعیین همبستگی بین پارامترهای مختلف استفاده شد.

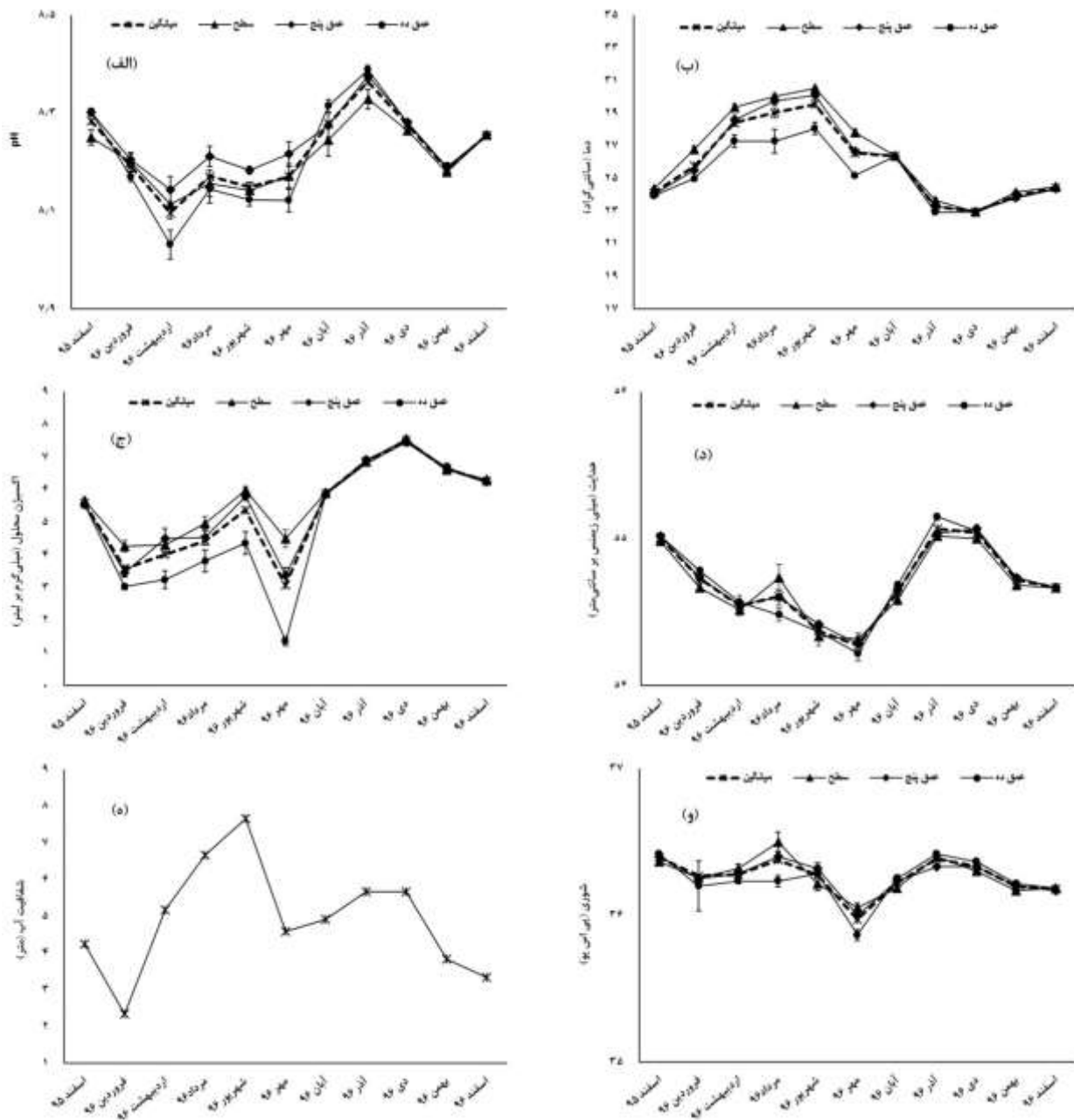


شکل ۱: موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

۳. نتایج و بحث

تغییرات ماهیانه فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی آب در منطقه مورد مطالعه در شکل ۲ نمایش داده شده است. محدوده تغییرات pH بین ۸/۳۶ در آذرماه ۹۶ و ۸/۱ در اردیبهشت ۹۶ ثبت شد و میانگین آن در طول مدت مطالعه ۸/۱۰ ± ۰/۲۲ بدست آمد. آنالیز آماری پیرسون (جدول ۲) جهت تعیین همبستگی بین متغیرهای مورد سنجش در سطح آب‌های منطقه مورد مطالعه نشان داد که pH همبستگی مثبت و معنی‌داری با اکسیژن محلول و هدایت و همبستگی منفی با دما و مواد مغذی دارد (p < ۰/۰۵). این چنین همبستگی در اکوسیستم‌های ساحلی در مطالعات دیگر نیز گزارش شده است (Barik et al., 2019). فیتوپلانکتون‌ها از طریق فتوسنتز نقش مهمی در افزایش pH دارند (Ebrahimi and Nikouyan, 2004). افزایش فیتوپلانکتون‌ها بعد از مونسون تابستانه به دلیل افزایش مواد مغذی مورد نیاز جهت رشد سریع آنها، از دلایل بالا بودن pH در ماه‌های آبان، آذر و دی ۹۶ می‌باشد. از خرداد تا شهریورماه نیز از طریق فرآیندهای ناشی از مونسون، آب‌های سرد و عمیق دریای عرب که میزان CO₂ بالایی دارند به سواحل مکران می‌رسد و pH در طول تابستان کاهش می‌یابد (Sreesh et al., 2019).

برای اندازه‌گیری کلروفیل a از ESS method 1975 استفاده شده است. بدین منظور از هر عمق ۲ لیتر آب با استفاده از بطری نیسکین برداشته شده و تا زمان رسیدن به آزمایشگاه در ظروف پلی اتیلن تیره رنگ نگهداری شد. سپس نمونه‌های منتقل شده به آزمایشگاه، با استفاده از کاغذ صافی با قطر منافذ ۰/۷ میکرومتر در محیط تاریک توسط پمپ خلاء فیلتر و بلافاصله در داخل فویل آلومینیوم به فریزر -۲۰ درجه انتقال داده شد. برای استخراج رنگدانه‌های کلروفیل، کاغذ صافی به لوله‌های سانتریفیوژ منتقل و ۱۰ میلی‌لیتر محلول ۱۰:۹۰ از آب: استون به آن اضافه شده و به مدت ۲ دقیقه در حمام اولتراسونیک برای استخراج بهتر قرار داده شد. در ادامه لوله‌ها به مدت یک شب در محیط تاریک با دمای ۴ درجه سلسیوس قرار گرفت. این لوله‌ها با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ با سرعت ۳۵۰۰ دور بر دقیقه به مدت ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ شده و جذب محلول در طول موج‌های ۶۳۰، ۶۴۵ و ۶۶۳ نانومتر با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر خوانده شد. سنجش مواد مغذی با روش MOOPAM (ROPME, 1999) و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر Ray Light مدل UV-9200 انجام شد. به منظور مطالعات آماری، از آزمون کالموگروف-اسمیرنوف و تست Levene's به ترتیب برای آزمون تبعیت داده‌ها



شکل ۲: تغییرات فراسنج‌های فیزیکوشیمیایی آب (الف pH، ب دما، ج) اکسیژن محلول، د) هدایت الکتریکی، ه) شفافیت، و) شوری

شهریورماه ۹۶ و کمترین میانگین دما (۲۲/۹ سانتی‌گراد) در دی ۹۶ ثبت شد. میانگین دما در طول مدت مطالعه $25/8 \pm 0/1$ سانتی‌گراد بود. بیشترین اختلاف دمایی بین عمق و سطح در مردادماه مشاهده شد که به اندازه ۲۱/۳ درجه سانتیگراد در عمق ۱۰ متری و ۳۱/۳ درجه سانتیگراد در سطح می‌باشد که نشان دهنده وجود جریانات سرد در عمق‌های پایین‌تر است. دلیل زیاد بودن این اختلاف دمایی را می‌توان تشکیل لایه ترموکلاین

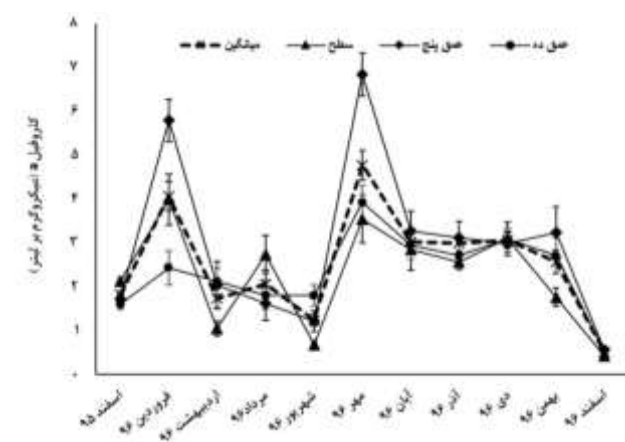
به طور کلی در طول مدت مطالعه میانگین pH در پسابندر به طور معنی‌داری کمتر از بريس بود ($p < 0/05$). همچنین آنالیزهای آماری نشان داد که اثر زمان، مکان و عمق بر تغییرات مشاهده شده در pH معنی‌دار می‌باشد ($p < 0/05$). فاکتورهای مختلفی از قبیل دمای هوا، تابش خورشید، سرعت باد، تغییرات شوری، میزان پوشش ابر و جریانات بر دمای آب تاثیرگذار می‌باشند. بالاترین میانگین دمای ماهیانه آب (۲۹/۶ سانتی‌گراد) در

این امر می‌تواند مانع انجام فتوسنتز و تولید اکسیژن توسط فیتوپلانکتون‌ها گردد (Jewson and Taylor, 1978). نتایج تغییرات عمقی میانگین اکسیژن در ماه‌های مختلف نیز نشان دهنده‌ی بیشترین اختلاف عمقی مقادیر اکسیژن محلول در مهرماه بود.

آنالیز همبستگی پیرسون نشان دهنده وجود همبستگی منفی و معنی‌دار بین دما، شوری، و کلروفیل a با اکسیژن محلول بود ($p < 0/05$). ایستگاه‌های واقع در پسابندر از میانگین اکسیژن محلول کمتری نسبت به بریس برخوردار بودند و آنالیز آماری نیز نشان داده اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($p < 0/05$). همچنین اکسیژن محلول با افزایش عمق کاهش و با کاهش دمای آب در نیمه دوم سال به دلیل افزایش انحلال اکسیژن در آب (Weiss, 1970)، افزایش نشان داد. به‌طور کلی اثر زمان، ایستگاه و عمق بر تغییرات مشاهده شده در اکسیژن محلول معنی‌دار بود ($p < 0/05$).

میانگین شوری طی ۱۱ دوره نمونه‌برداری در سال، psu $36/3 \pm 0/1$ بدست آمد که مشابه میانگین شوری گزارش شده برای دریای عرب می‌باشد (Donguy and Meyers, 1996). بیشترین میانگین ماهیانه شوری با مقدار psu $36/4$ در آذر ۹۶ و کمترین مقدار در مهرماه ۹۶ با psu $36/0$ اندازه‌گیری شد. نتایج حاصل از مقایسه میانگین میزان شوری بین عمق‌های مختلف نشان داد که میانگین شوری در عمق ۱۰ متری از ۵ متری و سطحی کمتر ولی فاقد اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($p < 0/05$). بیشترین اختلاف شوری آب بین عمق و سطح در مردادماه به اندازه ۱/۰ واحد بود و کمترین اختلاف در ماه‌های بهمن و اسفندماه ۹۶ به اندازه ۰/۲ واحد ثبت گردید که این روند، مشابه روند ثبت شده برای دمای آب می‌باشد و می‌تواند نشان از لایه‌بندی آب در دوره مونسون و مخلوط شدن ستون آب در زمستان باشد. آنالیز همبستگی پیرسون ارتباط منفی و معنی‌دار بین پارامتر شوری و غلظت مواد مغذی نشان داد که مشابه این نتایج در مطالعات دیگر نیز گزارش شده است (Barik et al., 2019). از لحاظ مکانی، میانگین شوری در بریس بیشتر از پسابندر بود ولی این اختلاف معنی‌دار نمی‌باشد ($p > 0/05$). میانگین هدایت الکتریکی در این مطالعه $54/7 \pm 0/1$ mS/cm بود. بیشینه مقدار ماهیانه میانگین هدایت ($55/1$ mS/cm) در آذرماه ۹۶ و کمترین مقدار میانگین آن ($54/3$ mS/cm) در مهرماه ۹۶ ثبت گردید. هدایت در ماه‌های شهریور و مهر به‌طور معنی‌داری کمتر از ماه‌های دیگر بود ($p < 0/05$). این اختلاف احتمالا ناشی از تاثیر

دانست و این لایه به نظر می‌رسد که حداکثر ضخامت خود را در تابستان و بخصوص مردادماه دارد که با شروع پاییز لایه ترموکلاین ضعیف و در فصل زمستان شاهد یک ستون آب مخلوط با دمای یکنواخت‌تر هستیم. علت این موضوع چگال شدن آب سرد سطحی در زمستان است که باعث فرو روی آب سطحی و اختلاط آن می‌شود (Einali and Chegini, 2017). در طول دوره نمونه‌برداری، میانگین دمای آب با افزایش عمق کاهش پیدا می‌کند و آنالیز آماری نیز نشان داد که اختلاف معنی‌داری در میانگین دمای آب در عمق‌های مختلف وجود دارد ($p < 0/05$). میانگین دما در پسابندر بیشتر از بریس بود اما این اختلاف معنی‌دار نمی‌باشد ($p > 0/05$). علت بالا بودن دما در پسابندر عمق کم آب در ایستگاه‌های واقع در آن می‌باشد که این دلیل در مطالعات دیگر نیز گزارش شده است (Nejatkhah Manavi, 2014). میانگین اکسیژن محلول در سطح آب‌های منطقه مورد مطالعه $5/72 \pm 0/08$ ، عمق ۵ متری $5/50 \pm 0/10$ و در عمق ۱۰ متری $4/90 \pm 0/14$ میلی‌گرم بر لیتر بوده است. کمترین و بیشترین مقدار اکسیژن محلول مشاهده شده به ترتیب در مهرماه ۹۶ به اندازه ۱/۰۰ میلی‌گرم بر لیتر مربوط به عمق ۱۰ متری ایستگاه ۳ و دی‌ماه ۹۶ به اندازه ۸/۰۰ میلی‌گرم بر لیتر مربوط به عمق ۵ متری ایستگاه ۳ می‌باشد. در مهرماه ۹۶ رشد سریع فیتوپلانکتون‌ها رخ داده که منجر به ایجاد پدیده شکوفایی جلبکی در منطقه گردید و نمودار تغییرات کلروفیل a نیز نشان دهنده بالا بودن میزان کلروفیل در این ماه می‌باشد (شکل ۳).



شکل ۳: تغییرات ماهیانه کلروفیل a در منطقه مورد مطالعه

با افزایش تراکم سلولی در شکوفایی جلبکی عمق شفافیت آب کاهش یافته و مانع رسیدن نور به اعماق پایین‌تر می‌شود که

داخلی که شامل فسفر آزاد شده از رسوبات و منابع خارجی مانند رسوب ذرات معلق در جو، فاضلاب‌های کشاورزی و تخلیه پساب اشاره کرد. میزان اکسیژن محلول نیز از عوامل موثر در غلظت فسفات به شمار می‌آید. در شرایط هوای فسفر آب جذب رسوبات شده و تحت شرایط بی‌هوای آزاد خواهد شد (Jin et al., 2006). آنالیز آماری پیرسون نشان می‌دهد که فسفات همبستگی منفی و معنی‌داری با اکسیژن محلول دارد که نشان‌دهنده مصرف اکسیژن برای رسوب دادن فسفات می‌باشد (Barik et al., 2019). همچنین فسفات همبستگی منفی با شوری و pH و همبستگی مثبت و معنی‌داری با دما دارد که نشان می‌دهد شوری بالاتر منجر به واجذب فسفات از ذرات معلق در آب می‌شود (Barik et al., 2019). در منطقه مورد مطالعه رودخانه دائمی و پر آبی وجود ندارد و همچنین خروجی فاضلاب شهری و یا صنعتی نیز مشاهده نمی‌شود، بنابراین غلظت فسفات بیشتر دستخوش تغییر توسط منابع داخلی و همچنین فراجوشش در دوره مونسون می‌باشد. غلظت فسفات در ماه‌های فروردین و مهر ۹۶ اختلاف معنی‌داری با ماه‌های دیگر دارد ($p < 0/05$). به نظر می‌رسد که پدیده مونسون هم به صورت مستقیم از طریق انتقال آب‌های غنی از فسفات و هم به صورت غیر مستقیم از طریق انتقال آب‌های کم اکسیژن به منطقه که باعث آزادسازی فسفات رسوبات می‌شود در افزایش فسفات نقش دارد. با افزایش عمق غلظت فسفات افزایش می‌یابد و اختلاف معنی‌داری بین غلظت فسفات در عمق ۱۰ متری با سطح و ۵ متری مشاهده شد ($p < 0/05$) که نشان می‌دهد فرایند کانی‌سازی فسفات توسط عمق تحت تاثیر قرار می‌گیرد (Jalali et al., 2014). از لحاظ تغییرات مکانی، مقایسه بین پسابندر و بریس مشخص کرد که اختلاف معنی‌داری بین دو مکان در غلظت فسفات وجود ندارد ($p > 0/05$).

نیتريت با بیشترین غلظت در مهرماه ۹۶ از ایستگاه ۴ و با کمترین غلظت در دی‌ماه ۹۶ از ایستگاه ۲ اندازه‌گیری شد. بیشترین غلظت نیتريت در ماه‌های فروردین و مهر ۹۶ و کمترین غلظت آن در اسفند ۹۶ ثبت شد و میانگین نیتريت و نیتريت در طول مدت مطالعه به ترتیب $0/30 \pm 0/11$ میکرومول بر لیتر و $1/47 \pm 0/66$ میکرومول بر لیتر به دست آمد. از منابع نیتريت و نیتريت در محیط‌های دریایی می‌توان به نزولات جوی، ورودی فاضلاب‌ها، رودخانه‌ها و انتقال کود کشاورزی به محیط دریا اشاره کرد (De Sousa, 1983).

مونسون تابستانه در انتقال آب‌های عمیق با شوری کمتر به این منطقه می‌باشد. به مثابه شوری، هدایت الکتریکی نیز در بریس بیشتر از پسابندر می‌باشد ولی این اختلاف معنی‌دار نبود ($p > 0/05$). آنالیز همبستگی پیرسون نشان داد که ارتباط مثبت و معنی‌دار بین پارامتر هدایت و شوری وجود دارد ولی همبستگی بین هدایت و دما منفی و معنی‌دار بود ($p < 0/05$). ارتباط منفی بین دما و هدایت در مطالعه صورت گرفته بر روی آب‌های خلیج فارس نیز گزارش شده است که دلیل آن را تاثیرات سه عامل ترموکلاين فصلی، دما و فشار آب دانسته‌اند که در شرایط مختلف تاثیرات متفاوتی بر هدایت الکتریکی می‌گذارند (Ebrahimi and Nikouyan, 2004). شفافیت آب از عوامل موثر بر زندگی موجودات آبی می‌باشد. شفافیت آب می‌تواند برحسب عمق سشی دیسک گزارش شود (Davies- Colley, 1984). در طول مدت مطالعه شفافیت آب بین ۰/۵ متر و ۱۱/۰ متر در تغییر بود و میانگین آن $4/9 \pm 0/1$ متر بدست آمد. جنس و نوع بستر، شرایط دریایی، جریان‌ات دریایی، جزر و مد و همچنین پدیده شکوفایی جلبکی از عوامل موثر در کاهش و یا افزایش شفافیت آب می‌باشند. از مقایسه تغییرات شفافیت آب و کلروفیل *a* مشاهده می‌شود که با افزایش در غلظت کلروفیل *a* در ماه‌های فروردین و مهر، کاهش در شفافیت آب روی می‌دهد. شفافیت آب در ایستگاه‌های نزدیک ساحل، هم در بریس و هم در پسابندر به علت عمق کم و جنس بستر گلی و ماسه‌ای، کم شده و در ایستگاه‌های دور از ساحل شفافیت آب بیشتر بود. میانگین شفافیت آب در پسابندر به طور معنی‌داری از بریس کمتر است ($p < 0/05$) که دلیل آن بالا بودن مقدار سیلت و رس در پسابندر می‌باشد. کدورت بالای آب در پسابندر یکی از دلایل کم بودن میانگین اکسیژن محلول نسبت به بریس نیز می‌باشد. به طور کلی آنالیز آماری نشان داد که اثر زمان و مکان بر تغییرات مشاهده شده در شفافیت معنی‌دار می‌باشد ($p < 0/05$). تغییرات ماهیانه میانگین غلظت مواد مغذی آب در منطقه مورد مطالعه مطابق شکل ۴ می‌باشد. بیشینه، کمینه و میانگین غلظت اندازه‌گیری شده برای مواد مغذی در آب‌های سطحی، ۵ و ۱۰ m در طول مدت مطالعه نیز در جدول ۳ نشان داده شده است. فسفات دارای بیشترین غلظت در مهرماه ۹۶ و از ایستگاه‌های ۱ و ۴ و کمترین غلظت آن نیز در دی‌ماه ۹۶ و از ایستگاه ۲ به ثبت رسید و میانگین کلی آن در طول مدت مطالعه $0/57 \pm 0/11$ میکرومول بر لیتر محاسبه شد. از منابع اصلی فسفات در آب می‌توان به دو منبع

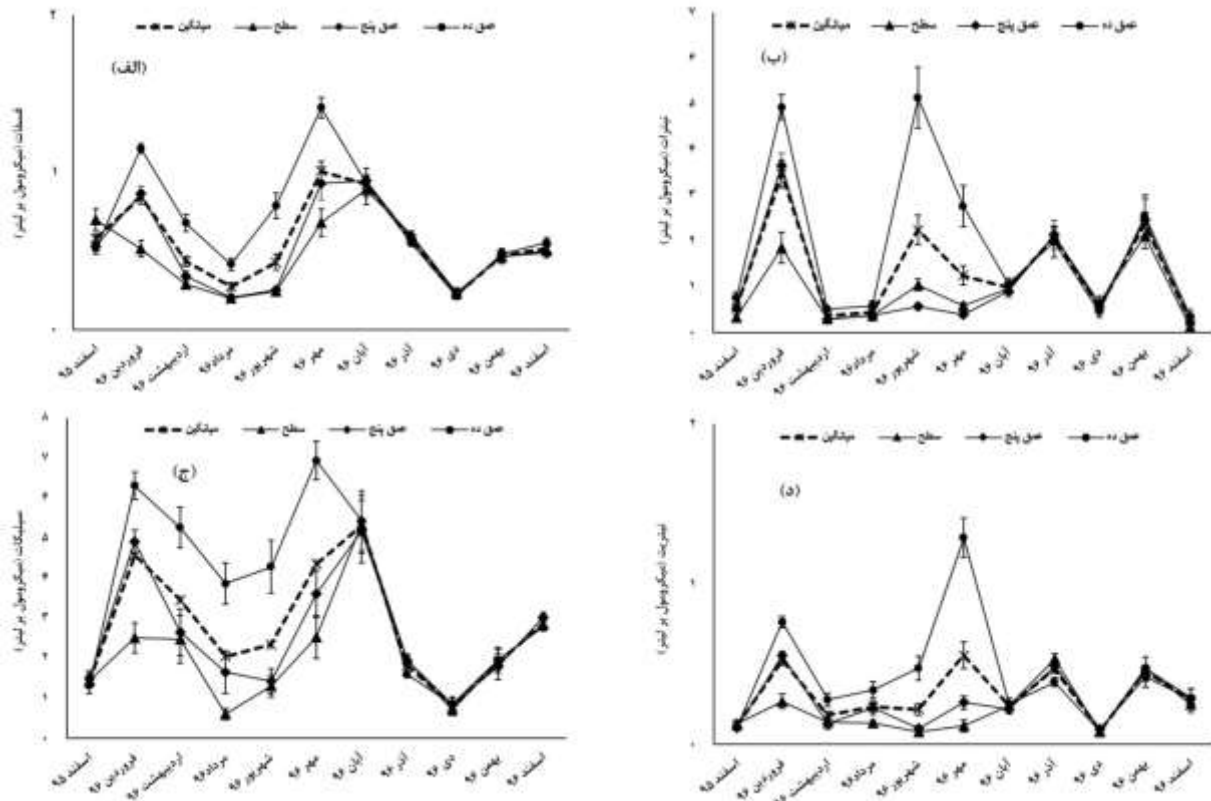
جدول ۲: همبستگی بین فاکتورهای مختلف بر اساس آنالیز آماری پی‌رسون

پارامتر	pH	هدایت	DO	دما	شوری	کلروفیل a	فسفات	سیلیکات	نیتريت	نترات
pH	۱									
هدایت	۰/۴۱*	۱								
DO	۰/۶۱*	۰/۵۲*	۱							
دما	-۰/۳۰*	-۰/۶۰*	-۰/۳۴*	۱						
شوری	-۰/۱۳	-۰/۵۹*	-۰/۲۸*	۰/۳۳*	۱					
کلروفیل a	-۰/۰۲	-۰/۰۳	-۰/۲۱*	۰/۲۹*	-۰/۰۱	۱				
فسفات	-۰/۲۲*	-۰/۲۵*	-۰/۵۶*	۰/۲۰*	-۰/۳۳*	۰/۲۳*	۱			
سیلیکات	-۰/۴۳*	-۰/۱۹	-۰/۶۳*	۰/۰۹	-۰/۲۴*	۰/۲۵*	۰/۷۶*	۱		
نیتريت	-۰/۲۲*	-۰/۰۸	-۰/۴۳*	-۰/۳۰*	-۰/۲۲*	۰/۲۱*	۰/۶۳*	۰/۵۱*	۱	
نترات	-۰/۱۷*	-۰/۰۱	۰/۳۱*	۰/۲۲+	-۰/۱۷*	۰/۱۱	۰/۴۸*	۰/۳۳*	۰/۶۱*	۱

* اختلاف مشاهده شده معنی‌دار می‌باشد (P < ۰/۰۵).

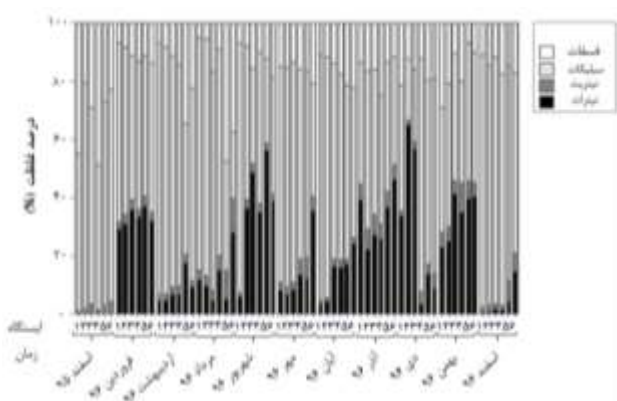
جدول ۳: بی‌شبی‌نه، کمی‌نه و می‌انگین غلظت اندازه‌گیری شده برای مواد مغذی در آب‌های سطحی، ۵ و ۱۰ متر در طول مدت مطالعه

عمق	مقادیر	فسفات (میکرومول بر لیتر)	سیلیکات (میکرومول بر لیتر)	نیتريت (میکرومول بر لیتر)	نیتريت (میکرومول بر لیتر)
بی‌شتری غلظت	۱/۴۶	۱۱/۴۱	۴/۸	۰/۸۸	
کمتري غلظت	۰/۰۳	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۳	
می‌انگین ± انحراف استاندارد	۰/۴۸ ± ۰/۰۵	۲/۱۴ ± ۰/۹۰	۱/۰۱ ± ۰/۴۰	۰/۲۲ ± ۰/۰۴	
بی‌شتری غلظت	۱/۴۲	۱۱/۵۲	۵/۶۳	۰/۷۷	
کمتري غلظت	۰/۱۲	۰/۱۷	۰/۱۱	۰/۰۱	
می‌انگین ± خطای استاندارد	۰/۵۳۱ ± ۰/۰۵	۲/۵۹۰ ± ۱/۱۰	۱/۲۶ ± ۰/۲۸	۰/۲۶ ± ۰/۰۴	
بی‌شتری غلظت	۱/۹۶	۱۱/۹۶	۹/۷۷	۲/۷۹	
کمتري غلظت	۰/۱۱	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۰	
می‌انگین ± خطای استاندارد	۰/۷۰ ± ۰/۰۶	۳/۶۹ ± ۱/۲۵	۲/۱۳ ± ۰/۶۴	۰/۴۳ ± ۰/۱۰	
بی‌شتری غلظت	۱/۹۶	۱۱/۹۶	۹/۷۷	۲/۷۹	
کمتري غلظت	۰/۰۳	۰/۰۲	۰/۰۰	۰/۰۰	
می‌انگین ± خطای استاندارد	۰/۵۷ ± ۰/۱۱	۲/۸۱ ± ۱/۲۴	۱/۴۷ ± ۰/۶۶	۰/۳۰ ± ۰/۱۱	



شکل ۴: تغییرات ماهیانه میانگین غلظت مواد مغذی (الف) فسفات، (ب) نیتريت، (ج) سیلیکات و (د) نیتريت

مشاهده شد. سیلیکات همبستگی منفی و معنی‌دار با pH، اکسیژن محلول و شوری نشان داد. غلظت سیلیکات در ایستگاه‌های نزدیک به ساحل هم در بریس و هم در پسابندر بیشتر است و با افزایش فاصله از ساحل کاهش پیدا می‌کند. میانگین غلظت سیلیکات در پسابندر به‌طور معنی‌داری بیشتر از بریس بود ($p < 0/05$). این امر ممکن است ناشی از کم عمق و گل‌آلود بودن آب در پسابندر باشد. عمق کم و گل‌آلود بودن آب به عنوان عاملی برای زیاد بودن سیلیکات در منابع دیگر نیز گزارش شده است (Ghaemi and Gholamipour, 2017). غلظت سیلیکات با افزایش عمق نیز افزایش پیدا می‌کند و نتایج آنالیز آماری نشان داد که اثر عمق بر تغییرات مشاهده شده در غلظت سیلیکات معنی‌دار می‌باشد ($p < 0/05$). با توجه به توانایی سیلیکات در جذب بر روی ذرات رسوب و برهمکنش شیمیایی با ذرات رس، با افزایش عمق و به دنبال آن افزایش غلظت ذرات معلق رسوب شاهد افزایش غلظت سیلیکات در عمق‌های پایین‌تر هستیم (Rajasegar, 2003).



شکل ۵: درصد غلظت مواد مغذی در هر ایستگاه به تفکیک ماه‌های مختلف

به‌طورکلی در اکثر ماه‌های نمونه‌برداری سیلیکات در هر ایستگاه بیشترین درصد غلظتی مواد مغذی را به خود اختصاص داده است و پس از آن نیترات و فسفات درصدهای بالاتری دارند و کمترین غلظت مربوط به نیتريت بوده است (شکل ۵ شکل). البته این روند ثابت نبوده و در برخی ماه‌ها تغییرات شدیدی در درصد غلظتی نیترات روی داده است به نحوی که در شهریورماه، آذر و در برخی از ایستگاه‌ها در دی‌ماه درصد غلظت نیترات غالب بوده است.

مقایسه نتایج به‌دست آمده در مطالعه حاضر با مطالعات دیگر در سواحل مکران، در جدول ۴ آورده شده است.

نیتريت محصول واسطه در چرخه نیتروژن در آب و حالت اکسایش واسطه بین آمونیاک و نیترات می‌باشد. در آب‌های سطحی به علت مصرف توسط فیتوپلانکتون‌ها و تبدیل شدن به نیترات در شرایطی که مقدار اکسیژن زیاد باشد، به ندرت در غلظت‌های بالا دیده می‌شود (Sharma and Ahlert, 1977). آنالیز آماری پیرسون نیز همبستگی منفی و معنی‌داری را بین اکسیژن محلول و نیتريت نشان داد ($p < 0/05$). از طرفی نیترات شکل اصلی نیتروژن آلی و حالت اکسایش نهایی نیتروژن ترکیبات در آب دریا می‌باشد و درصد غلظت آن نسبت به نیتريت غالب می‌باشد.

افزایش غلظت نیتريت و نیترات در فروردین، شهریور و مهرماه ۹۶ ناشی از فراجوشش در دوره مونسون زمستانه و تابستانه می‌باشد (Patil and Anil, 2008)، نمودار تغییرات غلظت نشان‌دهنده افزایش ناگهانی در آذرماه و همچنین بهمن ماه نیز می‌باشد که این افزایش به علت دو مورد بارندگی صورت گرفته در این ماه‌ها بود. همبستگی مثبت و معنی‌دار بین نیترات و نیتريت نشان می‌دهد که فرایند اکسایش از منابع اصلی تولید نیترات می‌باشد (Barik et al., 2019). روند تغییرات مکانی غلظت نیتريت و نیترات نشان داد که میانگین غلظت برای هر دو در بریس بیشتر از پسابندر بود که این اختلاف در مورد غلظت نیتريت معنی‌دار نبود ولی برای نیترات معنی‌دار می‌باشد ($p < 0/05$). همچنین ایستگاه‌های دور از ساحل میانگین غلظت نیترات بالاتری را نسبت به ایستگاه‌های نزدیک ساحل دارا می‌باشند که نشان از تاثیرپذیری کمتر آب‌های ساحلی این منطقه از منابع خارجی مانند ورودی رودخانه‌ها و فاضلاب‌ها می‌باشد.

تغییرات بیشینه و کمینه غلظت سیلیکات بین ۱۱/۹۶ میکرومول بر لیتر و ۰/۰۲ میکرومول بر لیتر بود و میانگین غلظت آن نیز در طول مدت مطالعه $2/81 \pm 1/24$ میکرومول بر لیتر بدست آمد. غلظت سیلیکات معمولاً به عنوان معیاری برای تعیین سرعت رشد دیاتومه‌ها در نظر گرفته می‌شود (Wassmann et al., 1999). میزان سیلیکات بیشتر تحت تاثیر رواناب رودخانه‌ها و انحلال دیاتومه‌ها و موجودات آبی قرار دارد (Abedi et al., 2016). افزایش معنی‌دار در غلظت سیلیکات ($p < 0/05$) در فروردین‌ماه (انتهای مانسون زمستانه) که اختلاط ستون آب وجود دارد و همچنین بعد از مونسون تابستانه (مهر و آبان) که انتقال آب‌های غنی از سیلیکات از طریق فراجوشش روی می‌دهد

جدول ۴: مقایسه نتایج این مطالعه با مطالعات دی‌گر

فراسنج	مرجع	
	Attaran,) (2010	Mirzaei et) (al., 2017
فسفات (می‌کرومول بر لی‌تر)	۰/۰۳-۱/۰۲	۰/۰۸-۰/۲۹
سی‌لی‌کات (می‌کرومول بر لی‌تر)	۰/۵۲-۹/۲۲	۰/۵۴-۶/۵۱
نیترات (می‌کرومول بر لی‌تر)	۰/۹۷-۶/۹۳	۰/۸۰-۶/۲۹
نیتری‌ت (می‌کرومول بر لی‌تر)	-	-
کلروفیل a (می‌کروگرم بر لی‌تر)	۰/۳۶-۱۴/۴۶	-
اکسیژن محلول (می‌لی‌گرم بر لی‌تر)	۲/۶-۸/۵	۳/۶-۸/۱
شوری (پی‌اس‌وی)	۳۵/۰-۴۰/۰	۳۵/۰-۳۸/۰
دما (سانتی‌گراد)	۲۵/۰-۳۵/۰	۲۵/۲-۳۴/۳
شفافیت (متر)	۰/۵-۳/۵	-
pH	۷/۹۵-۸/۵۴	۸/۲-۸/۴۹

این تغییرات پدیده مونسون می‌باشد و با توجه به نبود رودخانه‌های دائمی و ورودی فاضلاب‌ها و همچنین عدم انجام فعالیتهای صنعتی در سواحل، کمتر تحت تاثیر فرایندهای ژئوفیزیکی و ژئوشیمیایی قرار دارند. نتایج نشان داد که در طول مدت مطالعه، کلیه پارامترهای اندازه‌گیری شده پس از مونسون تابستانه و همچنین مونسون زمستانه دستخوش تغییرات شدیدی می‌شوند که این تغییرات با اتمام مونسون تابستانه به صورت کاهش شدید در فاکتورهای فیزیکوشیمیایی مانند اکسیژن محلول، شوری، هدایت الکتریکی و شفافیت آب مشاهده شد و برای مواد مغذی و کلروفیل a به صورت افزایش شدید در غلظت آنها بروز می‌کند. همچنین با افزایش دما پس از مونسون زمستانه در فروردین ماه، افزایش در غلظت مواد مغذی و کلروفیل a مشاهده می‌شود. به‌طورکلی نتایج این تحقیق مشخص می‌کند که از منظر زمانی تغییرات زیادی در پارامترهای مورد بررسی در طول سال روی می‌دهد. از منظر مکانی نیز مشخص شد که بین دو ترانسکت مورد مطالعه (پسابندر و بریس) در برخی پارامترها از قبیل pH، شفافیت، نیترات و سیلیکات اختلاف معنی‌داری وجود دارد ولی در برخی دیگر از قبیل شوری، هدایت الکتریکی، دما، نیتریت و فسفات هیچ گونه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. مشخص شد که مونسون هم به صورت مستقیم و هم غیر مستقیم تاثیرات خود را بر روی بسیاری از پارامترهای مورد بررسی اعمال می‌کند. نتایج شکل ۴ مشخص کرد که مقدار غلظت مواد مغذی برای هر سه عمق از آبان ماه تا فروردین تا حدود زیادی یکسان بوده و نشان می‌دهد که در این بازه زمانی ستون آب کاملاً مخلوط بوده ولی در دوره مونسون تابستانه کاملاً لایه‌بندی ستون آب مشاهده می‌شود. به‌طورکلی می‌توان گفت که در منطقه مورد مطالعه فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و مواد مغذی به طور دائم با فاکتورهای بیولوژیکی از قبیل کلروفیل a در حال تاثیر متقابل نسبت به یکدیگر قرار دارند.

۵. سپاسگزاری

مطالعه حاضر در قالب طرح پژوهشی با شماره کد ۰۳۳-۱۳-۰۱۱-۰۱۱-۳۹۵ با استفاده از امکانات و تجهیزات پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی انجام شده است. بدین‌وسیله از پشتیبانی مادی و معنوی صورت گرفته تقدیر و تشکر به عمل می‌آید. همچنین از زحمات آقای عبدالحکیم بارانی و مهندس حامد علیجانپور تشکر و قدردانی می‌شود.

تطابق خوبی بین نتایج این مطالعه با مطالعات دیگر در این منطقه مشاهده می‌شود و وجود اختلافات جزئی در بعضی فراسنجهای احتمالاً به دلیل تفاوت در مکان، زمان و همچنین عمق‌های مختلف نمونه‌برداری در مطالعات مختلف بوده است. به عنوان مثال نمونه‌برداری در مطالعه حاضر در تمام ماه‌های سال انجام شده ولی در مطالعه صورت گرفته توسط عطاران تنها چند ماه از سال نمونه‌برداری انجام شده است. همچنین وضعیت آب‌های این منطقه از لحاظ سطح تروپی به منظور ارزیابی زیست محیطی مورد بررسی قرار گرفت. روش‌های مختلفی برای تعیین سطح تروپی در مطالعات مختلف پیشنهاد شده است که اغلب این روش‌ها برای دریاچه‌ها و رودخانه‌ها مناسب می‌باشند. از میان روش‌های مختلف، تنها شاخص مرزی آزاد OECD (Caspers, 1984) روش مناسبی برای ارزیابی آبهای ساحلی دریاها شناخته شده است (Tromellini, 1992; Payandeh et al., 2014). در این روش نوع تروپی با استفاده از غلظت کلروفیل a تعیین می‌گردد. نوع تروپی در صورتی که مقدار غلظت کلروفیل کمتر از ۲/۵ میکروگرم بر لیتر باشد الیگوتروف، بین ۲/۵-۸ مزوتروف، بین ۸-۲۵ یوتروف و بیشتر از ۲۵ هایپرتروف خواهد بود. نتایج این مطالعه نشان داد که محدوده تغییرات غلظت کلروفیل a در آب‌های سواحل پسابندر و بریس بین ۶/۸۴-۰/۴۱ بوده است. بنابراین نوع تروپی این منطقه با توجه به نتایج شکل (۳) بیشتر الیگوتروف و در بعد از مونسون تابستانه و زمستانه مزوتروف می‌باشد.

۴. نتیجه‌گیری

نتایج تغییرات ماهیانه فراسنجهای فیزیکوشیمیایی و مواد مغذی در منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که یکی از عوامل اصلی ایجاد

- d'evaluation et de lutte». Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 69(2): 200-200.
<https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>
- Conley, D.J.; Carstensen, J.; Vaquer-Sunyer, R.; Duarte, C.M., 2009. Ecosystem thresholds with hypoxia. *Hydrobiologia*, 629(1): 21-29.
<https://doi.org/10.1007/s10750-009-9764-2>
- Davies- Colley, R.J., 1984. Factors affecting clarity of New Zealand lakes AU - Vant, W. N. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18(3): 367-377.
<https://doi.org/10.1080/00288330.1984.9516057>
- De Sousa, S.N., 1983. Studies on the behaviour of nutrients in the Mandovi Estuary during premonsoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16(3): 299-308.
[https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90147-6](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90147-6)
- Donguy, J.-R.; Meyers, G., 1996. Seasonal variations of sea-surface salinity and temperature in the tropical Indian Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 43(2): 117-138.
[https://doi.org/10.1016/0967-0637\(96\)00009-X](https://doi.org/10.1016/0967-0637(96)00009-X)
- Durga Rao, G.; Kanuri, V.V.; Kumaraswami, M.; Ezhilarasan, P.; Rao, V.D.; Patra, S.; Dash, S.K.; Peter, M.; Ranga Rao, V.; Ramu, K., 2017. Dissolved nutrient dynamics along the southwest coastal waters of India during northeast monsoon: a case study. *Chemistry and Ecology*, 33(3): 229-246.
<https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1287903>
- Ebrahimi, M.; Nikouyan, A., 2004. Seasonal variation and vertical distribution of environmental parameters in Iranian waters of the Persian Gulf. *Iranian fisheries science research institute*, 13(4): 1-14. (In Persian)
- Einali, A.; Chegini, V., 2017. Study of temporal and spatial variations of physical parameters (temperature, salinity and density) trend of the pozm bay. *Journal of Marine Science and Technology*, 16(3): 111-124. (In Persian)
- Abedi, E.; Gholamipoor, S.; Ghaemi, M., 2016. Seasonal determination of nutrients concentration in the Bardestan creek and loading analysis of them on the Persian Gulf. *Journal of Oceanography*, 7(25): 33-40. (In Persian)
- Anderson, D.M.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4): 704-726.
<https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Attaran Fariman, g.; Loghmani, M.; Mirkazehi Rigi, A., 2018. The effect of environmental factors on the abundance of dinoflagellate cysts in sediments of the southeastern coast of Iran in hot and cold seasons. *Journal of Oceanography*, 9(34): 59-67. (In Persian)
<https://doi.org/10.29252/joc.9.34.59>
- Attaran, G., 2010. Initial assessment on dispersion of harmful algae bloom along south-east coast of Oman sea. *Iranian Department of the Environment, Sistan and Balouchestan*, pp. 1-88.
- Barik, S.K.; Bramha, S.; Behera, D.; Bastia, T.K.; Cooper, G.; Rath, P., 2019. Ecological health assessment of a coastal ecosystem: Case study of the largest brackish water lagoon of Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 138: 352-363.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.056>
- Borges, A.V., 2005. Do we have enough pieces of the jigsaw to integrate CO2 fluxes in the coastal ocean? *Estuaries*, 28(1): 3-27.
<https://doi.org/10.1007/BF02732750>
- Caspers, H., 1984. OECD: Eutrophication of waters. monitoring, assessment and control. — 154 pp. paris: organisation for economic co-operation and development 1982. (publié en français sous le titre «eutrophication des eaux. méthodes de surveillance,

- phytoplankton from a short time incubation method. *Ocean Science Journal*, 50(3): 509-517.
<https://doi.org/10.1007/s12601-015-0046-9>
- Mirzaei, M.R.; Seraji, F.; Erfanifar, E.; Aminrad, T.; Aminikhoei, Z.; Azhang, B., 2017. Assessing phytoplankton community structure in relation to hydrographic parameters and seasonal variation (Pre & Post Monsoon). *Biodiversitas*, 18: 507-513.
<https://doi.org/10.13057/biodiv/d180209>
- Nejatkah Manavi, P., 2014. Variation of physical and chemical parameters by emphasizing on Nutrients in Southern Coasts of Caspian Sea. *Scientific Journal Management System*, 9(2): 15-28. (In Persian)
- Patil, J.S.; Anil, A.C., 2008. Temporal variation of diatom benthic propagules in a monsoon-influenced tropical estuary. *Continental Shelf Research*, 28(17): 2404-2416.
<https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.06.001>
- Payandeh, A.; Zaker, N.H.; Niksokhan, M.H., 2014. Numerical assessment of nutrient assimilative capacity of Khur-e-Musa in the Persian Gulf. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1): 4097-4104.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-4097-7>
- Prasanna Kumar, S.; Narvekar, J.; Kumar, A.; Shaji, C.; Anand, P.; Sabu, P.; Rijomon, G.; Josia, J.; Jayaraj, K.A.; Radhika, A.; Nair, K.K.C., 2004. Intrusion of the Bay of Bengal water into the Arabian Sea during winter monsoon and associated chemical and biological response. *Geophysical Research Letters*, 31(15): 1-4.
<https://doi.org/10.1029/2004GL020247>
- Rabbaniha, M.; Gerami, M.H.; Golsefid, S.A.M., 2018. Temporal phytoplankton diversity patterns and community structure in a monsoonal region, Oman Seawater (Iranian parts). *Regional Studies in Marine Science*, 24: 355-363.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.09.011>
- Rajasegar, M., 2003. Physico-chemical characteristics of Persian)
- Ghaemi, M.; Gholamipour, S., 2017. Seasonal measurement of nutrient concentrations and total alkalinity in the Mond Estuary ecosystem. *Journal of Oceanography*, 8(30): 11-18. (In Persian)
<https://doi.org/10.29252/joc.8.30.11>
- Giovanardi, F.; Tromellini, E., 1992. Statistical assessment of trophic conditions. application of the O.E.C.D. methodology to the marine environment, in *Marine Coastal Eutrophication*, (eds R.A.Vollenweider, R.Marchetti and R.Viviani). *Science of the Total Environment*: 211-234.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50023-7>
- Hollister, C.C.; Bisogni, J.J.; Lehmann, J., 2013. Ammonium, Nitrate, and Phosphate Sorption to and Solute Leaching from Biochars Prepared from Corn Stover (*Zea mays* L.) and Oak Wood (*Quercus* spp.). *Journal of Environmental Quality*, 42(1): 137-144.
<https://doi.org/10.2134/jeq2012.0033>
- Jalali, M.; Mahdavi, S.; Ranjbar, F., 2014. Nitrogen, phosphorus and sulfur mineralization as affected by soil depth in rangeland ecosystems. *Environmental Earth Sciences*, 72(6): 1775-1788.
<https://doi.org/10.1007/s12665-014-3082-3>
- Jewson, D.H.; Taylor, J.A., 1978. The influence of turbidity on net phytoplankton photosynthesis in some Irish lakes. *Freshwater Biology*, 8(6): 573-584.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1978.tb01479.x>
- Jin, X.; Wang, S.; Pang, Y.; Chang Wu, F., 2006. Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 139(2): 288-295.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.010>
- Lee, S.H.; Joo, H.; Lee, J.H.; Kang, J.J.; Lim, J.-H.; Yun, M.S.; Lee, J.H.; Kang, C.-K., 2015. Potential overestimation in primary and new productions of

- Sreeush, M.G.; Rajendran, S.; Valsala, V.; Pentakota, S.; Prasad, K.V.S.R.; Murtugudde, R., 2019. Variability, trend and controlling factors of Ocean acidification over Western Arabian Sea upwelling region. *Marine Chemistry*, 209: 14-24.
<https://doi.org/10.1016/j.marchem.2018.12.002>
- Wassmann, P.; Ratkova, T.; Andreassen, I.; Vernet, M.; Pedersen, G.; Rey, F., 1999. Spring Bloom development in the marginal ice zone and the central Barents Sea. *Marine Ecology*, 20(3-4): 321-346.
<https://doi.org/10.1046/j.1439-0485.1999.2034081.x>
- Weiss, R.F., 1970. The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, 17(4): 721-735.
[https://doi.org/10.1016/0011-7471\(70\)90037-9](https://doi.org/10.1016/0011-7471(70)90037-9)
- the Vellar estuary in relation to shrimp farming. *Journal of Environmental Biology*, 24(1): 95-101.
- ROPME, 1999. Manual of oceanographic observations and pollutant analyses methods (MOOPAM). Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Kuwait.
- Seitzinger, S.P.; Mayorga, E.; Bouwman, A.F.; Kroeze, C.; Beusen, A.H.W.; Billen, G.; Van Drecht, G.; Dumont, E.; Fekete, B.M.; Garnier, J.; Harrison, J.A., 2010. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(4): 1-16.
<https://doi.org/10.1029/2009GB003587>
- Sharma, B.; Ahlert, R., 1977. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, 11(10): 897-925.
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90078-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(77)90078-1)