

تغییرپذیری مکانی زمانی کلروفیل a و شکوفایی جلبکی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در حوضه جنوبی دریای خزر

چکیده

افزایش غیرطبیعی در میزان فیتوپلانکتون‌ها از طریق، تأثیر بر عملکرد شبکه‌های غذایی و تنوع زیستی به‌عنوان عامل تهدیدکننده بوم‌سامانه‌ها های دریایی محسوب می‌شود. افزایش مواد معدنی و نوترینت‌های حاصل از فعالیت‌های انسانی، موجب افزایش نامطلوب و غیرطبیعی این میکروارگانیسم‌ها می‌شود. در نتیجه پایش زیست-توده فیتوپلانکتونی به‌عنوان یک روش کارآمد برای شناخت و پاسخ بوم‌سامانه‌ها های دریایی به فشار ناشی از فعالیت‌های انسانی و به دنبال آن بر غذایی می‌باشد. به‌منظور انجام این بررسی، داده‌های ماهواره‌ای سنجنده SeaWiFS و MODIS Aqua از منطقه حوضه جنوبی دریای خزر جمع‌آوری شدند، پس از انجام پیش‌پردازش تصاویر و استخراج الگوریتم سری زمانی ماهانه کلروفیل a و درجه حرارت سطح دریا از تاریخ ژانویه ۱۹۹۸ تا دسامبر ۲۰۱۵ و سپس تجزیه و تحلیل سری زمانی نرخ تغییرات با استفاده از رویه روند میانه (Theil-Sen) محاسبه گردید. نتایج حاصل از این آزمون نشان داد که مقدار غلظت کلروفیل a در آب‌های سطحی منطقه تحقیقاتی طی سال‌های ۱۹۹۸-۲۰۱۵ دارای روند افزایشی سالیانه ۰/۰۲ میلی‌گرم بر مترمکعب و همچنین مقدار درجه حرارت سطح دریا نیز شاهد روند افزایشی ۰/۱۱ درجه سانتی‌گراد سالانه می‌باشد. همچنین نتایج حاصل از داده‌های میدانی جهت ارتباط بین مقدار غلظت کلروفیل a و فراوانی شانه‌دار مهاجم نشان از ارتباط نسبتاً قوی بین این دو مؤلفه بود ($R^2=0/65$) از سوی دیگر، مقدار میانگین غلظت کلروفیل a در محدوده‌ی شکوفایی جلبکی نسبت به خارج از محدوده‌ی شکوفایی بیشتر بود. از این‌رو، شکوفایی جلبکی می‌تواند به‌عنوان یکی از عوامل مهم در افزایش غلظت کلروفیل a در نظر گرفته شود.

واژگان کلیدی: SeaWiFS, MODIS Aqua, شانه‌دار دریای خزر، کلروفیل a، سنجش‌ازدور، حوضه جنوبی دریای خزر.

بنیاد احمدی^۱

مهدی غلامعلی‌فرد^{۲*}

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
۲. استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران

*مسئول مکاتبات:

m.gholamalifard@modares.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۷/۱۹

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱۲/۲۴

کد مقاله: ۱۳۹۵۰۴۰۴۷۲

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی

ارشد است.

مقدمه

بوم‌سامانه‌های دریایی یکی از مهم‌ترین محیط‌های زیستی می‌باشند که کیفیت زندگی انسان‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند. این بوم‌سامانه‌ها به دلیل تولید ۳۲ درصد از تولید خالص اولیه و تأمین ۹۰ درصد ماهیگیری جهان از نظر محیط‌زیستی، اقتصادی و اجتماعی حائز اهمیت هستند. مجاور بودن این بوم‌سامانه‌ها با خشکی سبب افزایش مواد مغذی و فراهم نمودن انرژی برای موجودات ابتدایی زنجیره‌های غذایی می‌شود (Bierman et al., 2011) که ممکن است منجر به پدیده‌ی پر غذایی و تغییر چرخه انرژی از تولید ذخایر بالارزش به سمت گونه‌های مضر شود و این امر به‌نوبه‌ی خود موجب کاهش ذخایر آبزیان می‌گردد. به دلیل وسعت بوم‌سامانه‌های دریایی، مسائل محیط‌زیستی آن در کوتاه‌مدت مشخص نمی‌شود و هنگام آشکار شدن آن‌ها غیرقابل جبران و یا به‌سختی حل می‌شوند (ادب و همکاران، ۱۳۸۹).

با توجه به ارتباط تنگاتنگ کیفیت آب با سلامت محیط و کیفیت زندگی، نظارت بر بوم‌سامانه‌های دریایی لازم و ضروری می‌باشد. با پایش تغییرات کیفیت آب می‌توان روندهای بلندمدت کاهش کیفیت آب ناشی از منابع انسانی و طبیعی را مشاهده، ارزیابی و تصحیح نمود و همچنین تغییرات کیفیت آب را برای آینده پیش‌بینی کرد. به‌طور کلی برای پایش تغییرات کیفیت آب از دو روش سنتی (نمونه‌برداری میدانی) و سنجش‌ازدور استفاده می‌گردد. از آنجایی که مجموعه داده‌های سنجش‌ازدور، بزرگ‌نمایی و پوشش مکانی بهتر با فرکانس زمانی بیشتری از تغییرات پدیده‌های بوم‌شناختی را فراهم می‌کنند، نسبت به دیگر روش‌های پایش جامع‌تر می‌باشد (Bierman et al., 2011). در صورتی که روش ذکر شده نیز به دلیل برداشت داده‌ها از سطح دریا و پیدا کردن یک الگوریتم محلی جهت به‌دست آوردن مقادیر برداشت‌شده توسط سنجنده دارای محدودیت می‌باشد (Gholamalifard et al., 2015).

در بحث مؤلفه‌ی زیست-نوری، معمول‌ترین روش اندازه‌گیری زی‌توده فیتوپلانکتون‌ها، اندازه‌گیری غلظت کلروفیل a است. کلروفیل a مهم‌ترین رنگ‌دانه فتوسنتزی است که در تمام فیتوپلانکتون‌ها وجود دارد، بنابراین می‌تواند به‌عنوان شاخص زی‌توده فیتوپلانکتونی استفاده گردد. وقوع غلظت‌های بالای فیتوپلانکتون در عکس‌العمل نسبت به ورود مواد مغذی رخ می‌دهد و توزیع و تغییرات فصلی آن از اهمیت ویژه‌ای در مطالعات محیط‌زیستی برخوردار است. همچنین غلظت رنگ‌دانه فیتوپلانکتون (Chl-a) به دلیل استفاده آن در تعیین سطح تروفی آب‌ها، رایج‌ترین پارامتر مستخرج از سنجش‌ازدور کیفیت آب می‌باشد. کلروفیل a نماینده زی‌توده فیتوپلانکتون است و بنابراین مؤلفه مهم در استخراج محصولات ثانویه مانند تولید اولیه (Primary production) می‌باشد (Matthews, 2011).

شکوفایی جلبکی در نتیجه‌ی تعامل بین مشخصه‌های مرفولوژیکی و بوم‌شناختی گونه‌ها همچون فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی در ستون آب می‌باشد، این پدیده می‌تواند تأثیرات منفی روی سلامت زیستی گیاهان و یا جانوران بگذارد و تحت عنوان "شکوفایی مضر جلبکی" شناخته می‌شود (Backer et al., 2002). این پدیده دریایی می‌تواند در کوتاه‌مدت و مقیاس بزرگ جغرافیایی، در آب‌های شیرین، اقیانوس‌ها، دریاها و دهانه‌های رودخانه‌ها رخ دهند. شکوفایی مضر جلبکی به دودسته سمی و غیر سمی تقسیم می‌گردد. گونه‌های سمی از طریق سم ترشح‌شده بر روی گونه‌های دریایی و گونه‌های غیر سمی از طریق کاهش اکسیژن محلول و اختلال در زنجیره‌ی غذایی منجر به برهم خوردن بوم‌سامانه‌های دریایی می‌شود؛ به همین دلیل هر دودسته جلبک‌های ترشح‌کننده‌ی مواد سمی و جلبک‌های غیر سمی به‌عنوان شکوفایی مضر جلبکی شناخته‌شده‌اند (Horner et al., 1997). امروزه، پدیده‌ی شکوفایی مضر جلبکی، در حال تبدیل شدن به یک مسئله جدی برای سلامت عمومی می‌باشد، که از طریق تجمیع سریع زی‌توده فیتوپلانکتونی در سال‌های اخیر، در محیط‌های آبی سراسر دنیا افزایش یافته است که با تأثیر بر بوم‌سامانه دریایی، شیلات و بهداشت عمومی، اثرات خود را وارد می‌سازد (Anderson et al., 2002; Anderson, 2009).

شرایط شکوفایی جلبکی بسیار پیچیده است؛ در برخی مواقع این پدیده کاملاً منشأ طبیعی (Anderson, 1989) دارد. به‌طور مثال در برخی مناطق شکوفایی جلبکی می‌تواند پدیده‌ی فصلی باشد که به جریان‌های اقیانوسی مرتبط است (Ji et al., 2007) و گاه از فعالیت‌های انسانی (Shumway, 1990; Shanmugam and Ahn, 2006) ناشی می‌شود. در شرایطی که منشأ بروز این پدیده، انسانی باشد با ورود فاضلاب‌های انسانی، کشاورزی و صنعتی به منابع آبی، افزایش آلودگی سواحل، افزایش دمای آب دریا (Blondeau-Patissier et al., 2014)، افزایش گازهای گلخانه‌ای، گردوغبار غنی از آهن، فاکتورهای هیدرولوژیکی و تغییرات شدید در وضعیت آب‌وهوای جهانی (Moore et al., 2008)، انتقال گونه‌های غیربومی از طریق آب توازن کشتی‌ها (Ivanov, 2000) و سایر عوامل ناشناخته نیز به‌عنوان عوامل تأثیرگذار در بروز این پدیده معرفی می‌شوند.

هرساله، بسیاری از مناطق ساحلی در سراسر جهان تحت تأثیر مشکلات محیط‌زیستی، اقتصادی و بهداشتی ناشی از شکوفایی جلبکی قرار می‌گیرند. گزارش‌های متعددی از کنفرانس‌ها بین‌المللی مختلف، کارگاه‌ها و نشریات از سال ۱۹۷۴ به بعد شکوفایی فیتوپلانکتونی را گزارش کرده‌اند (Anderson, 1989; Ahn and Shanmugam, 2006). بوم جلبکی در وسعت بالا با فرکانس زمانی زیاد در طول سال در آب‌های هنگ

هنگ (Tang et al., 2003)، غرب دریای چین (Ahn and Shanmugam, 2006)، دریای کره‌ی جنوبی (Ahn and Shanmugam, 2006)، دریای ژاپن (Koizumi et al., 1996; Imai et al., 2006)، خلیج توکین (Tang et al., 2003)، دریای عرب (Tang et al., 2002)، ساحل فرانسه و پرتغال (Sellner et al., 2003)، آب‌های نیوزلند (Chang et al., 2003)، دریای بالتیک (Kahru et al., 2000)، خلیج مکزیک (Stumpf et al., 2003)، واشنگتن (Trainer et al., 2003) و خلیج کالیفرنیا (Dierssen et al., 2006) قرار می‌گیرند. این شواهد ضرورت پایش شکوفایی جلبکی مناطق ساحلی، مصب‌ها و خلیج‌ها را نشان می‌دهد. مکانیسم‌های پیچیده‌ای از شکوفایی جلبکی در شرایط متعدد اقیانوس‌شناسی را می‌توان با درک سیستماتیک اثر فاکتورهای مختلف و نیز الگوهای مکانی-زمانی شکوفایی جلبکی، و به دنبال آن تلفات ناشی از شکوفایی جلبکی را پیش‌بینی کرده و خسارت‌های ناشی از آن را به حداقل برسانیم (Stumpf and Tomlinson, 2007).

مقدار غلظت کلروفیل a و گونه جلبکی *Nodularia spumigena* در سال ۲۰۰۱ در خلیج جیدانسک (Gdańsk) همبستگی مثبت را نشان داد به‌طوری‌که با شکوفایی این گونه جلبکی، مقدار کلروفیل a نیز افزایش می‌یابد (Mazur and Plinski, 2003). همچنین Mazur-Marzec و همکاران (۲۰۰۶) در خلیج جیدانسک (Gdańsk) در مطالعه‌ای مشابه دریافتند که با شکوفایی جلبکی در طی سال‌ها ۲۰۰۴ و ۲۰۰۵ مقدار غلظت کلروفیل a نیز افزایش یافته است. Seppälä و همکاران (۲۰۰۷) در دریای بالتیک نشان دادند که عوامل محیطی متفاوتی می‌توانند در شکوفایی مضر جلبکی نقش داشته باشند. صرفاً در نظر گرفتن مقدار غلظت کلروفیل a اگرچه نمی‌تواند به‌تنهایی برای شکوفایی جلبکی مضر سیانوباکتری‌ها استفاده شود، اما می‌تواند به‌عنوان شاخص خوبی برای این نوع شکوفایی جلبکی باشد. Heisler و همکاران (۲۰۰۸) نشان دادند که در شکوفایی مضر جلبکی عوامل مختلف مانند مواد مغذی با کلروفیل a (به‌عنوان شاخص زی‌توده) دارای ارتباط می‌باشند که می‌تواند دارای ارتباط مثبت و منفی با شکوفایی مضر جلبکی باشد.

در مطالعه مکاری و همکاران (۱۳۸۹) نشان دادند که در شهریور سال ۱۳۸۴ (سپتامبر ۲۰۰۵) شکوفایی جلبکی از شاخه سیانوفیتا و گونه *Nodularia* بوده است به‌طوری‌که مقدار این گونه در اواخر شهریور ۱۳۸۴ نسبت به سال ۱۳۸۰ حدود ۴۰ برابر و نسبت به سال ۱۳۸۲ حدود ۷۰ برابر شده است. همچنین کم شدن و حذف تعدادی از گونه‌های زئوپلانکتونی در دریای خزر در اثر ورود شانه‌دار و کاهش نرخ چرای زئوپلانکتون‌ها موجب تغییرات جوامع فیتوپلانکتونی در این دریا بوده است. Nasrollahzadeh و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که در شکوفایی مضر جلبکی سال ۲۰۰۹ میلادی دو عامل آلودگی و پارامترهای محیطی نقش داشته‌اند. همچنین شکوفایی جلبکی *Nodularia* در عمق‌های مختلف که بیشترین آن در اواخر تابستان و اوایل پاییز در سطح دریا اتفاق افتاده است. نتایج حاصل از مطالعات Ramezanpour و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که شکوفایی جلبکی سال‌های ۲۰۰۵ و ۲۰۰۶ میلادی در منطقه بندر انزلی و سال ۲۰۰۹ میلادی در منطقه نوشهر مشاهده شده است.

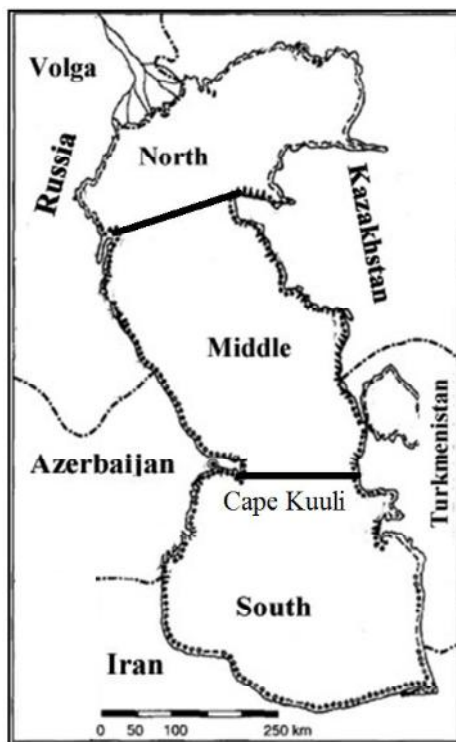
با توجه به مطالب ذکرشده، هدف از این مطالعه، بررسی روند زمانی-مکانی تغییرات کلروفیل در طی سال‌های ۲۰۱۵-۱۹۹۸ با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای، مشخص کردن مناطق ریسک‌پذیر و بررسی رابطه‌ی معنی‌داری تغییرات کلروفیل و شکوفایی مضر جلبکی با شانه‌دار در بخش جنوبی دریای خزر می‌باشد.

مواد و روش‌ها

دریای خزر بزرگ‌ترین پهنه آبی محصور در نیمکره شمالی و در امتداد شمالی-جنوبی و حول مدار نصف‌النهار ۵۰ درجه شرقی که بالاترین نقطه آن در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۴ دقیقه شمالی است (شکل ۱). سطح این دریا حدود ۲۷ متر پایین‌تر از سطح آب‌های آزاد می‌باشد، که مساحت آن حدود ۳۹۰۰۰۰ کیلومترمربع بوده و دارای حجمی حدود ۷۸۰ هزار کیلومتر مکعب می‌باشد؛ طول این دریا بیش از ۱۰۳۰ کیلومتر و عرض آن بین ۲۰ تا ۴۰۰ کیلومتر است. دریای خزر بر اساس توپوگرافی بستر، به سه بخش شمالی، میانی و جنوبی تقسیم می‌شود. منطقه

تغییرپذیری مکانی زمانی کلروفیل a و شکوفایی جلبکی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در حوضه جنوبی دریای خزر / احمدی و غلامعلی فرد

مورد مطالعه در این تحقیق، خزر جنوبی بوده که محدوده آن از خزر میانی تا کرانه‌های ساحل ایران در امتداد خط دماغه کولی-ژیلوی می‌باشد (Kostianoy and Kosarev, 2005).



شکل ۱: منطقه مورد مطالعه قسمت‌های عمده دریای خزر: (۱) خزر شمالی، (۲) خزر میانی، (۳) خزر جنوبی (Kostianoy and Kosarev, 2005).

هدف از این مطالعه بررسی روند و تغییرات مکانی-زمانی مؤلفه‌های زیست-نوری کلروفیل a در مقیاس ماهیانه در جنوب دریای خزر می‌باشد. تعداد ۲۱۶ تصویر از تاریخ ژانویه ۱۹۹۸ تا دسامبر ۲۰۱۵ به صورت ماهیانه از سنجنده MODIS Aqua و SeaWiFS از پایگاه داده Ocean Color اخذ گردید. تجزیه و تحلیل تغییرات زمانی-مکانی در زی توده فیتوپلانکتون‌های دریای خزر بر اساس داده‌های جمع‌آوری شده سنجش‌ازدور به وسیله سنجنده‌ی SeaWiFS و MODIS Aqua انجام گرفت. داده‌ها از مرکز هوانوردی ملی و مرکز مدیریت پرواز فضایی گذاردو مرکز توزیع بایگانی فعال (GSFS) به دست آمده است. از تصاویر نقشه‌های استاندارد سطح ۳ (SMI) به طور متوسط ماهانه استفاده گردید. فرمت این داده‌ها، به صورت شبکه‌ای منظم از طرح استوانه‌ای دارای مسافت برابر $360^\circ/4096$ پیکسل (سطح تحت پوشش $4/6$ کیلومتر) است. در حال حاضر تولیدات کلروفیل a بر اساس الگوریتم OC_4 می‌باشند (Hu et al., 2012)؛ که داده‌های بارزشی درباره توزیع زمانی و مکانی کلروفیل a در آب را فراهم می‌کنند:

$$\log_{10}(chl - a) = a_0 + \sum_{i=1}^4 a_i \log_{10} \left(\frac{R_{rs}(\lambda_{blue})}{R_{rs}(\lambda_{green})} \right)^i$$

این الگوریتم از رابطه چندجمله‌ای بین نسبت‌های انعکاس سنجش‌ازدور و کلروفیل a می‌باشد که مقدار کلروفیل را برحسب میلی‌گرم بر مترمکعب محاسبه می‌کند که در آن:

λ_{blue} : انعکاس در سه طول موج ۴۴۳، ۴۹۰ و ۵۱۰ نانومتر

λ_{green} : انعکاس در طول موج ۵۵۵ نانومتر

و ضرایب a_0, a_1, a_2, a_3 و a_4 به ترتیب مقادیر ثابت ۰/۳۲۷۲، ۰/۹۹۴، ۲/۷۲۱۸، ۱/۲۲۵۹ و ۰/۵۶۸۳ را نشان می‌دهد.

به‌منظور محاسبه دمای سطحی آب از الگوریتم خطی استفاده گردید، از آنجایی که این الگوریتم از نظریه Dual (Split) Window پیروی می‌کند و به دلیل استفاده از زاویه‌ی زبیتی (از طریق باندهای ۲۰، ۲۲ و ۲۳)، جذب بخار آب در جو (باندهای ۳۱ و ۳۲) و تصحیحات اتمسفری (همه باندها) از دقت بالایی برخوردار است (Brown et al., 1999).

$$T_s = C_1 + C_2 * T_{31} + C_3 (T_i - T_j) + C_4 (sec(\theta) - 1) * (T_i - T_j)$$

T_i دمای روشنایی باند ۳۱، $T_i - T_j$ اختلاف دمای روشنایی در دو باند ۳۱ و ۳۲، θ زاویه دید ماهواره می‌باشد. دمای روشنایی دو باند ۳۱ و ۳۲ از طریق فرمول زیر محاسبه شد:

$$T = \frac{(hc/k)}{\lambda * \ln\left(\left(\frac{2hc^2}{L\lambda^5}\right) + 1\right)}$$

T برابر است با دمای روشنایی، λ : طول موج، h : ثابت پلانک، k : ثابت بولتزمن، c : سرعت نور و L : گسیل انرژی می‌باشد. که مقدار خطای پیش‌بینی‌شده در محاسبه مقادیر دمای سطح دریا ۰/۳۴۵ کلوین است (Brown et al., 1999).

جدول ۱: ضرایب محاسبه‌شده ECMWF جهت محاسبه مقدار دمای سطحی آب از الگوریتم MCSST

(Brown et al., 1999)

ضرایب	$T_{30} - T_{31} > 0.7$	$T_{30} - T_{31} \leq 0.7$
C_1	۱/۱۹۶۰۹۹	۱/۱۱۰۷۱
C_2	۰/۹۸۸۳۶۶	۰/۹۵۸۶۸۶۵
C_3	۰/۱۳۰۰۶۲۶	۰/۱۷۴۱۲۲۹
C_4	۱/۶۲۷۱۲۵	۱/۸۷۶۷۵۲

جهت بررسی و ارتباط غلظت کلروفیل a و شانه‌دار مهاجم از داده‌های میدانی استفاده گردید. در طی سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۶ داده‌های کلروفیل a به‌صورت میدانی و داده‌های مربوط به شانه‌دار در شش ترانسکت بندر انزلی، نوشهر، بابلسر، لیسر، امیرآباد، و سفیدرود جمع‌آوری شدند و جهت بررسی و مطابقت آن‌ها با داده‌های ماهوره‌ای فقط از داده‌های سطحی میدانی استفاده گردید (هاشمی‌نژاد و همکاران، ۱۳۹۰)، درنهایت به‌منظور به‌دست‌آمده آوردن تصاویر رنگی کاذب از پایگاه داده MODIS تصاویر مربوط به شکوفایی جلبکی اخذ گردید (<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/index.html>) و متناسب با منطقه شکوفایی جلبکی مقدار غلظت کلروفیل a نیز جهت محاسبه مقدار غلظت این مؤلفه‌ی زیست-نوری در دو محدوده‌ی شکوفایی جلبکی و خارج از منطقه شکوفایی جلبکی تقسیم شد.

از آنجایی که در تصاویر ماهواره‌ای یک سری از پیکسل‌ها به دلایل مختلفی برداشت نمی‌شوند، برای از بین بردن داده‌های مفقودی، از روش میانه پیکسل‌های همسایه برای محاسبه پیکسل‌های برداشت نشده استفاده گردید؛ همچنین به منظور پیش‌پردازش داده‌ها و از بین بردن خودهمبستگی سریالی از روش‌های داربن واتسون، برای محاسبه خودهمبستگی سریالی و جهت از بین بردن این خودهمبستگی، از روش پیش سفید کردن استفاده گردید (Neeti and Estman, 2011). مقدار آماره داربن واتسون از طریق رابطه زیر به دست می‌آید (Eastman, 2015):

$$d = \frac{\sum_{t=2}^T (e_t - e_{t-1})^2}{\sum_{t=2}^T e_t^2}$$

e_t مقدارهای باقیمانده در زمان t است. میزان این آماره بین ۰ تا ۴ است؛ در صورتی که مقدار آن برابر ۲ باشد خودهمبستگی سریالی وجود ندارد، اگر مقدار آن بیشتر از ۲ و یا کمتر از ۲ باشد به ترتیب خودهمبستگی سریالی منفی و مثبت وجود دارد. در صورتی که وجود همبستگی سریالی پیش سفید کردن روی داده‌ها انجام گیرد از طریق رابطه زیر خودهمبستگی سریالی را از بین می‌برد (Eastman, 2015):

$$Y_t = a + bt + x_t$$

$$x_t = \rho x_{t-1} + e_t$$

که در آن a عرض از مبدأ، b شیب روند، t زمان، x_t نویز در زمان پردازش داده‌ها در تأخیر زمانی اول، ρ مقدار خودهمبستگی سریالی و e نیز مقدار خطاست. برای از بین بردن x_t سری زمانی جدید w_t که به صورت زیر محاسبه می‌شود (Eastman, 2015):

$$W_t = a^* + bt + e_t$$

$$a^* = \frac{(a + \rho b)}{1 - \rho}$$

$$e_t = e_t / 1 - \rho$$

و در نهایت با استفاده از رابطه زیر خودهمبستگی سریالی حذف خواهد شد (Eastman, 2015):

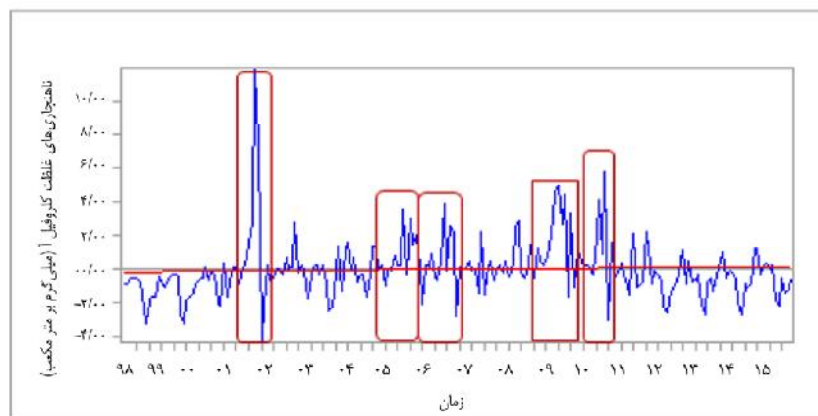
$$W_t = (Y_t - \rho Y_t - 1) / 1 - \rho$$

سری زمانی حاصل از پیش سفید کردن همان شبیه به سری زمانی اصلی است با این تفاوت که خودهمبستگی سریالی در سری جدید حذف شده است (Eastman, 2015). پس از بین بردن خودهمبستگی سریالی سری زمانی مربوط به ناهنجاری به دست آمد و در نهایت به منظور ارزیابی میزان تغییرات ماهیانه از رویه روند میانه (Theil-Sen) استفاده گردید. برای مشخص کردن مناطق شکوفایی مضر جلبکی از شماره ایندکس‌های ۱/۲۵۰۰۰ سازمان نقشه‌برداری استفاده شد (<http://217.218.133.169/tsm/Pages/MapCover.aspx>).

برای تحلیل روند مؤلفه‌ی زیست - نوری کلروفیل a و درجه حرارت سطح دریا از رویه روند میانه (Theil-Sen) استفاده گردید. این آزمون با در نظر گرفتن نقطه شکست در محدوده ۲۹ درصد، برای ارزیابی میزان تغییرات در زمان کوتاه و یا دارای اختلال توصیه می‌شود که با مقایسه مقادیر پیکسل‌های سری زمانی، شیب میانه محاسبه شده و نقشه‌ی خروجی آن نرخ تغییرات در واحد زمان را نشان می‌دهد.

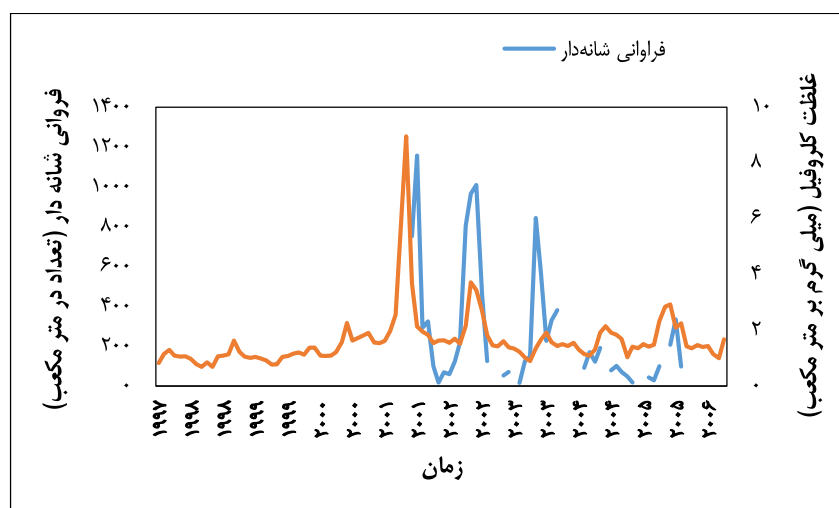
نتایج

بررسی سری زمانی ناهنجاری‌های ماهیانه غلظت کلروفیل *a* مربوط به داده‌های ماهواره‌ای نشان داد که در سری زمانی موردبررسی، چهار دوره شکوفایی مضر جلبکی در طی سال‌های میلادی ۲۰۰۱، ۲۰۰۵، ۲۰۰۹ و ۲۰۱۰ رخ داده است که در این سال‌ها نیز یک افزایش غیرطبیعی در میزان غلظت کلروفیل *a* مشاهده شد و همچنین پس از سال ۲۰۱۰ بوم‌سامانه‌ها دریای خزر به حالت اولیه خود (قبل از حمله شانه‌دار) برگشته است (شکل ۲).



شکل ۲: روند سری زمانی کلروفیل *a* در طی سال‌های ۱۹۹۸-۲۰۱۵.

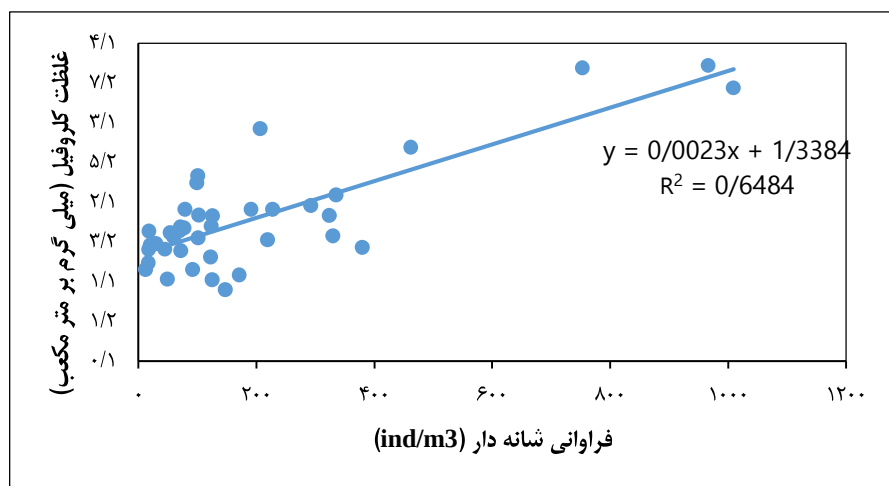
با توجه به شکل ۲ جهش اولیه افزایش غیرطبیعی در غلظت کلروفیل *a* در آگوست سال ۲۰۰۱ مشاهده شده است.



شکل ۳: مقایسه مقدار غلظت کلروفیل *a* با فراوانی *M. leidy* در طی سال‌های ۲۰۰۱-۲۰۰۶ با استفاده از داده‌های میدانی و ارتباط بین این دو مؤلفه در ترانسکت‌های نمونه‌برداری.

تغییرپذیری مکانی زمانی کلروفیل a و شکوفایی جلبکی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در حوضه جنوبی دریای خزر / احمدی و غلامعلی فرد

از سوی دیگر شکل ۳ نشان داد که بیشینه غلظت کلروفیل a و شانه‌دار مهاجم دریای خزر، در طی سال‌های موردبررسی به‌موازات یکدیگر افزایش یافته است. همچنین نتایج حاصل از رگرسیون نیز وجود ارتباط نسبتاً قوی را بین کلروفیل a و فراوانی شانه‌دار تأیید می‌کند (شکل ۴).



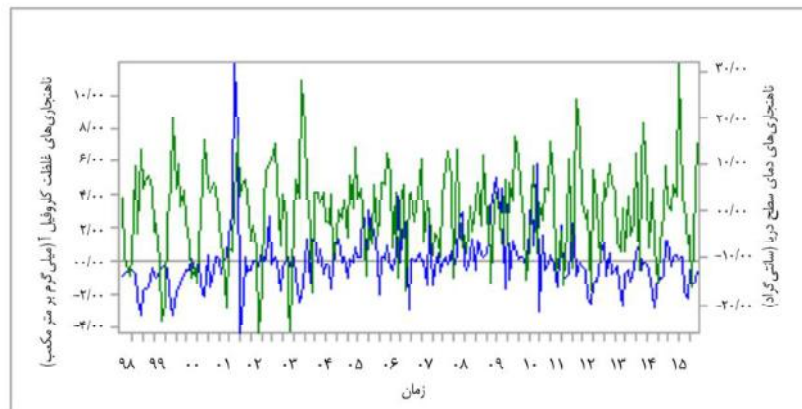
شکل ۴: مقایسه مقدار غلظت کلروفیل a با فراوانی *M. leidy* در طی سال‌های ۲۰۰۶-۲۰۱۱ با استفاده از داده‌های میدانی و ارتباط بین این دو مؤلفه در ترانسکت‌های نمونه‌برداری.

نتایج جدول تجزیه واریانس و ضریب تشخیص رگرسیون نشان داد رابطه خطی معنی‌داری بین متغیرهای موردبررسی وجود دارد. با توجه به مقدار sig با اطمینان ۹۵ درصد رابطه رگرسیونی خطی بین متغیر وابسته و مستقل وجود دارد.

جدول ۲: ضریب تشخیص و جدول تجزیه واریانس برای رابطه رگرسیونی

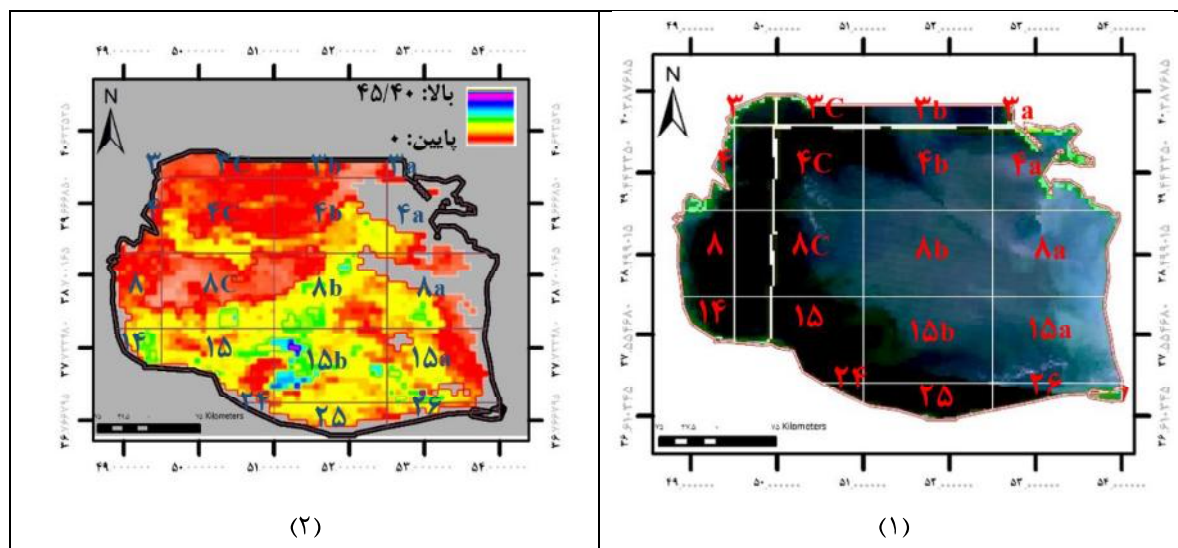
مدل	ضریب کارایی	ضریب همبستگی پیرسون	ضریب تبیین تعدیل‌شده	خطای معیار برآورد شده
۱	۰/۶۴۸	۰/۸۰۵	۰/۶۳۹	۱۴۲/۹۲۱۴۹
مدل	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	فراوانی نسبی
رگرسیون	۱۳۹۳۸۸۹/۸۶۲	۱	۱۳۹۳۸۸۹/۸۳۲	۶۸/۲۳۹
باقیمانده	۷۵۵۷۸۲/۴۱۴	۳۷	۲۰۴۲۶/۵۵۲	۰/۰۰۰
کل	۲۱۴۹۶۷۲/۲۷۵	۳۸		

نتایج حاصل از تحلیل روند سری زمانی طی سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۱۵ به‌صورت ماهیانه در بخش جنوبی دریای خزر نشان داد که مقدار ناهنجاری غلظت کلروفیل a به‌طور میانگین دارای نرخ افزایشی ۰/۰۲ میلی‌گرم بر مترمکعب در سال را داشته است (شکل ۶)، از سوی دیگر، نتایج حاصل از این آزمون برای درجه حرارت سطح دریا در بخش خزر جنوبی، مقدار ۰/۱۱ درجه سانتی‌گراد در سال بوده است. شکل ۶ نیز روند افزایشی در دو مقدار کلروفیل a و درجه حرارت سطح دریا را به‌وضوح نشان می‌دهد.



شکل ۵: الگوی ماهانه کلروفیل a و درجه حرارت سطح دریا در طی دوره ۱۹۹۸-۲۰۱۵ با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای.

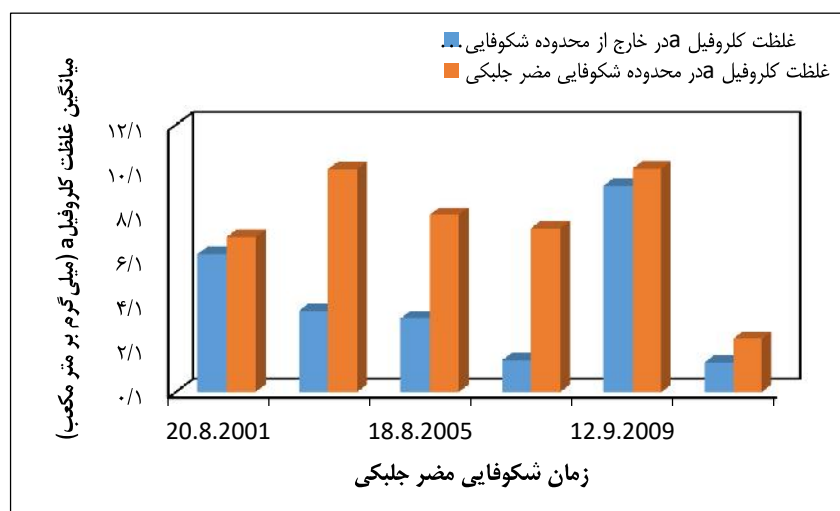
نتایج حاصل از بررسی سری زمانی طی دوره ۱۹۹۸-۲۰۱۵ نشان داد که مقدار ناهنجاری دمای سطح دریا و کلروفیل a حاکی از یک‌روند افزایشی می‌باشد (شکل ۶) از سوی دیگر شکل ۶ وجود همبستگی منفی ($r = -0.05$) بین الگوی ماهانه غلظت کلروفیل a با الگوی ماهانه درجه حرارت سطح دریا را نشان داد به‌طوری‌که، با افزایش یا کاهش در مقدار درجه حرارت، مقدار غلظت کلروفیل a نیز در جهت مخالف تغییر خواهد کرد. همان‌طور که در بالا ذکر گردید نتایج تحلیل از روند سری زمانی نشان داد (شکل ۲) که در طی زمان مورد بررسی، اولین تغییر ناگهانی در مقدار غلظت کلروفیل a در آگوست سال ۲۰۰۱ میلادی رخ داد که در این ماه نیز شکوفایی جلبکی اتفاق افتاده است (شکل ۶).



شکل ۶: نقشه‌های مربوط به (۱) تصویر رنگی کاذب بلوم و (۲) غلظت کلروفیل در تاریخ ۲۰ آگوست ۲۰۰۱.

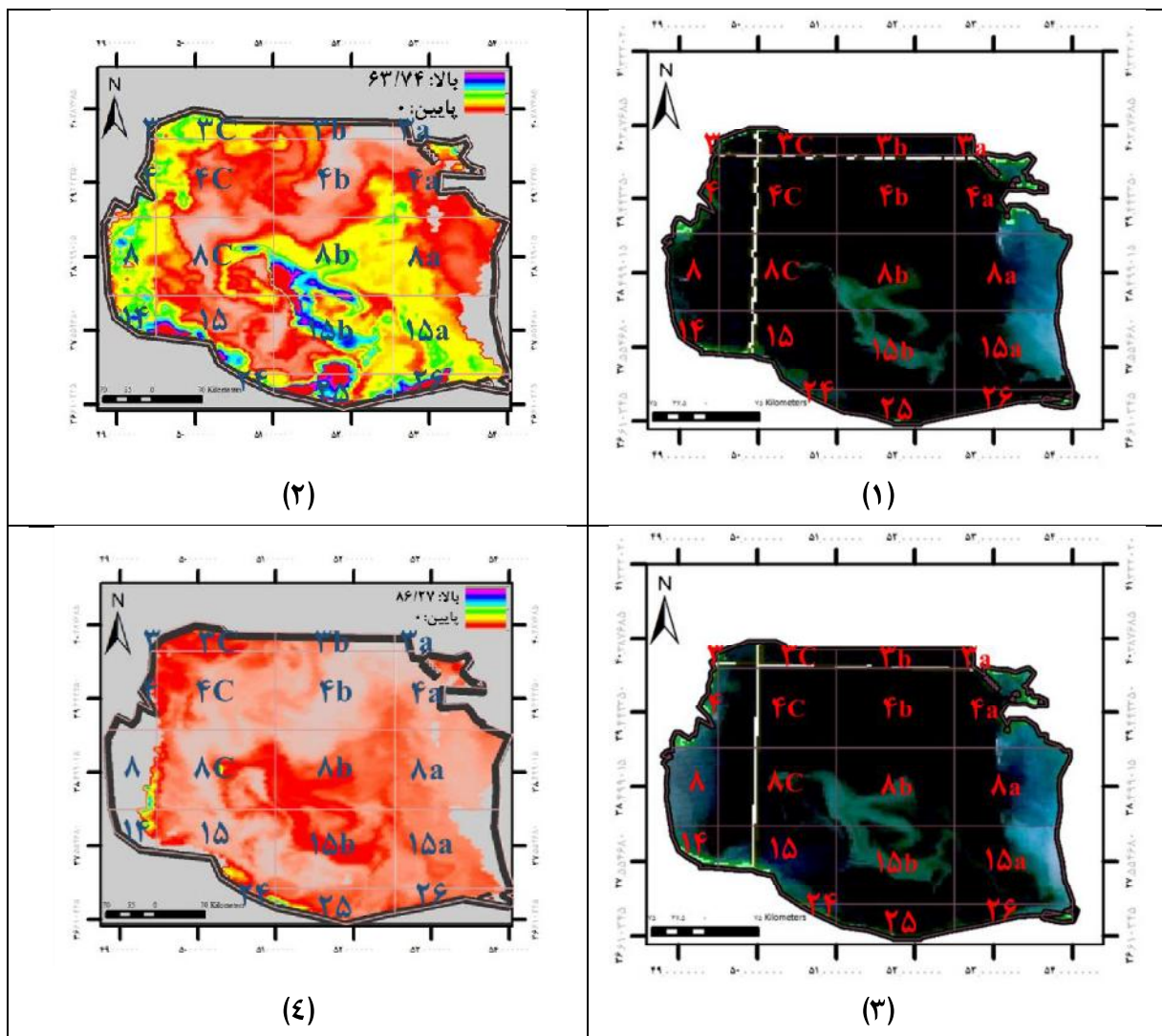
تغییرپذیری مکانی زمانی کلروفیل a و شکوفایی جلبکی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در حوضه جنوبی دریای خزر / احمدی و غلامعلی فرد

بررسی مقدار میانگین کلروفیل a در تاریخ وقوع شکوفایی جلبکی نشان داد که غلظت کلروفیل a در منطقه شکوفایی جلبکی ۶/۹۶ میلی گرم بر مترمکعب و خارج از منطقه شکوفایی این مقدار ۶/۲۰ میلی گرم بر مترمکعب است (شکل ۷)، این بلوم در قسمت شرقی و مرکزی بخش جنوبی و با مساحتی معادل ۹۲۵۰۰ کیلومتر مربع صورت گرفت (شکل ۶).



شکل ۷: میانگین غلظت کلروفیل a در دو محدوده‌ی داخلی و خارج از شکوفایی مضر جلبکی.

در سال ۲۰۰۵ میلادی در ماه آگوست (شکل ۸) و سپتامبر شکوفایی جلبکی غیرطبیعی در بخش جنوبی دریای خزر و در ناحیه‌ای با مساحت بالغ بر ۲۰۰۰۰ کیلومتر مربع، اتفاق افتاد. تصاویر رنگی کاذب نشان می‌دهد که این شکوفایی در ۱۶، ۲۴ و ۱۸ آگوست سال ۲۰۰۵ میلادی به ترتیب با وسعتی معادل ۹۶۰۰، ۱۵۲۰۰ و ۲۹۵۰۰ کیلومتر مربع و در سپتامبر همین سال این وسعت به مساحتی بالغ بر ۳۳۵۰۰ کیلومتر مربع رسیده است. در ۱۶ آگوست سال ۲۰۰۵ میلادی میانگین غلظت کلروفیل a در محدوده‌ی شکوفایی جلبکی ۱۰/۰۲ و در خارج این محدوده ۳/۶۵، در ۱۸ آگوست مقدار شکوفایی جلبکی در محدوده‌ی ۷/۹۶ و در خارج آن ۳/۳۱ بوده و همچنین در ۲۴ آگوست این مقدار در محدوده و خارج از شکوفایی جلبکی به ترتیب ۷/۳۶ و ۱/۴۲ میلی گرم بر مترمکعب بوده است (شکل ۷).



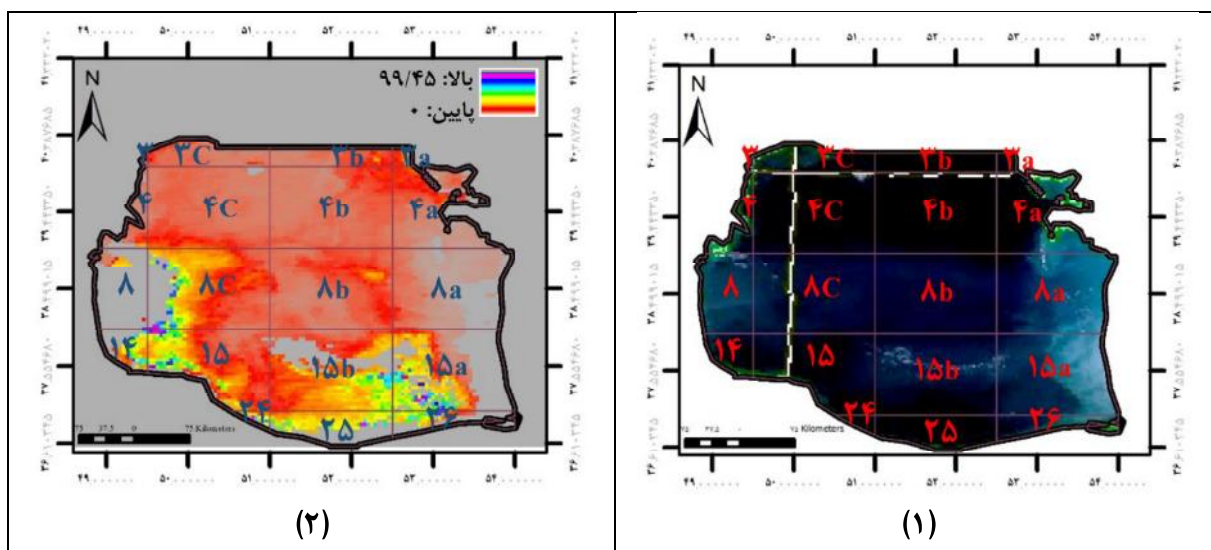
شکل ۸: نقشه‌های مربوط به (۱) تصویر رنگی کاذب بلوم، (۲) غلظت کلروفیل در تاریخ ۱۶ آگوست ۲۰۰۵؛ (۳) تصویر

رنگی کاذب بلوم و (۴) غلظت کلروفیل در تاریخ ۱۸ آگوست ۲۰۰۵.

(<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/index.html>)

نتایج حاصل از تصویر رنگی کاذب نشان داد که شکوفایی جلبکی صورت گرفته در ماه سپتامبر ۲۰۰۹ در قسمت غربی، مرکز و شرقی بخش جنوبی اتفاق افتاده است که مساحت این لکه جلبکی ۷۴۰۰۰ کیلومترمربع برآورد شده است (شکل ۹). مقدار غلظت کلروفیل a در این لکه به‌طور میانگین ۱۰/۰۴ میلی‌گرم بر مترمکعب و در خارج از این محدوده نسبت به شکوفایی‌های رخ داده در سال ۲۰۰۱ و ۲۰۰۵ بالاتر بود که مقدار میانگین کلروفیل در این سال ۹/۲۶ میلی‌گرم بر مترمکعب محاسبه گردید (شکل ۷).

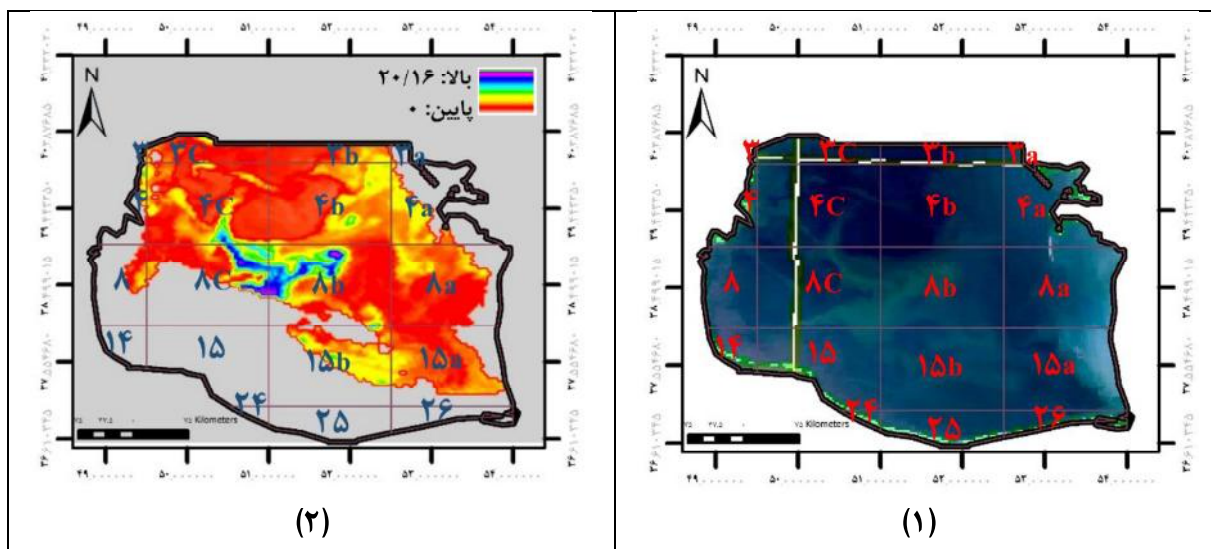
تغییرپذیری مکانی زمانی کلوپیل a و شکوفایی جلبکی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در حوضه جنوبی دریای خزر / احمدی و غلامعلی فرد



شکل ۹: نقشه‌های مربوط به (۱) تصویر رنگی کاذب بلوم

(۲) غلظت کلوپیل در تاریخ ۱۲ سپتامبر ۲۰۰۹. (<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/index.html>)

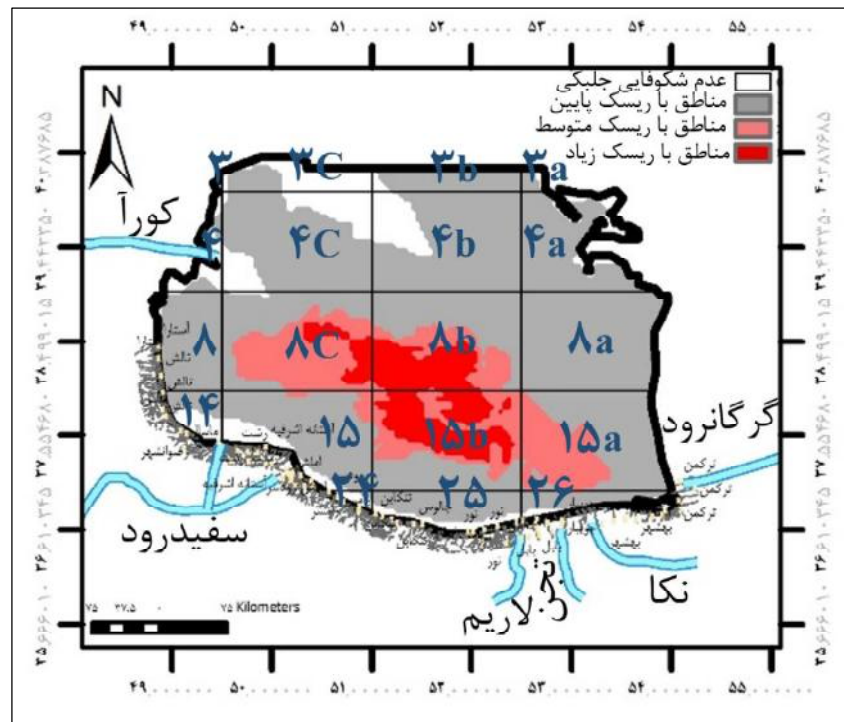
تحلیل داده‌های سری زمانی آخرین شکوفایی جلبکی را در سال ۲۰۱۰ نشان داد در این سال قسمت اعظم بخش جنوبی دریای خزر تحت تأثیر شکوفایی جلبکی قرار گرفت (شکل ۱۰).



شکل ۱۰: نقشه‌های مربوط به (۱) تصویر رنگی کاذب بلوم

(۲) غلظت کلوپیل در تاریخ ۱۶ آگوست ۲۰۱۰. (<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/index.html>)

مساحت این لکه جلبکی ۱۲۱۰۰۰ کیلومترمربع برآورد شد که نسبت به بلوم‌های صورت گرفته وسعت بیشتری را داشته است. مقدار غلظت کلروفیل a در محدوده‌ی بلوم جلبکی ۲/۳۹ و در خارج از این محدوده ۱/۳۳ میلی‌گرم بر مترمکعب به دست آمد (شکل ۷).



شکل ۱۱: مناطق وقوع شکوفایی مضر جلبکی در حوضه جنوبی دریای خزر.

به‌صورت کلی، مناطق با ریسک بالا، مناطق با ریسک متوسط و مناطق ریسک‌پذیر سه‌طبقه از مناطق دریای خزر از نظر شکوفایی جلبکی هستند؛ منطقه اول شامل مناطقی است که بیشتر از ۶ بلوم، منطقه دوم ۴ تا ۶ بلوم و منطقه آخر ۱ تا ۴ بلوم صورت گرفته باشد (شکل ۱۱). همان‌طور که مشاهده می‌شود مناطق ریسک‌پذیر از نظر شکوفایی جلبکی در مناطق دور از ساحل و در قسمت مرکزی بخش جنوبی دریای خزر می‌باشند، عمده این رودخانه‌ها به‌صورت فصلی و کوچک بوده در صورتی‌که، رودخانه‌های کورا، سفیدرود، تجن، نکا، لاریم و گرگانرود از رودخانه‌های اصلی حوضه جنوبی دریای خزر هستند در ایندکس‌های شماره ۱۵b، ۸c و ۸d بیشترین مساحت بلوم را شاهد بوده‌ایم.

بحث و نتیجه‌گیری

مقایسه و بررسی اطلاعات موجود در یک بوم‌سامانه‌ها در زمان ثبات بوم‌سامانه‌ها (پیش از ورود عامل مزاحم) با اطلاعات موجود در همان بوم‌سامانه‌ها در هر زمان (بعد از ورود عامل مزاحم) و میزان تغییرات نشان‌دهنده‌ی میزان استرس‌ها آنتروپوژنیک است (نصرالله زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۴). نتایج حاصل از افزایش ناهنجاری‌های غلظت کلروفیل a، در سال ۲۰۰۱ میلادی با نتایج حاصل از مطالعات قبلی در سری‌های زمانی مختلف ۱۹۹۸-۲۰۰۱ توسط Kopelevich و همکاران (۲۰۰۴)، ۱۹۹۸-۲۰۰۴ توسط Nezlin (۲۰۰۵)، ۱۹۹۸-۲۰۰۶ Moradi (۲۰۱۳) مطابقت داشت.

این افزایش غلظت می‌تواند توسط عوامل مختلفی نظیر حداکثر حمله *M.leidyi* (شکل ۳)، مواد غذایی (فسفر و نیتрат)، دمای سطح آب و تنش باد نسبت داده شود. در آگوست سال ۲۰۰۱ میلادی *M.leidyi* به دلیل سازگار شدن با بوم‌سامانه‌ها دریای خزر و همچنین در دسترس بودن مواد غذایی فراوان در طی مدت‌زمان کم در قسمت خزر جنوبی به سرعت افزایش یافت؛ افزایش فشار *M.leidyi* بر روی زئوپلانکتون می‌تواند اثر مهمی در کاهش فشار چرا کنندگان بر روی فیتوپلانکتون و افزایش توده فیتوپلانکتون داشته باشد، در نتیجه این امر سبب می‌شود که شکوفایی فیتوپلانکتونی در تصاویر ماهواره‌ای قابل مشاهده باشد (Kideys and Moghim, 2003; Kopelevich et al., 2004; Kideys et al., 2008; Moradi, 2013). یک اثر مشابه افزایش شدید *M.leidyi* هم‌زمان با افزایش توده فیتوپلانکتونی در دهه ۱۹۹۰ در دریای سیاه مشاهده شد (Kideys and Moghim, 2003). در نیمه دوم دهه ۱۹۹۰ *M.leidyi* با کشتی‌های باری حامل در مسیر کانال ولگا-دان از دریای سیاه به دریای خزر رفت‌وآمد می‌کردند انتقال یافت (Arpe et al., 2000) و در طول این دوره کوتاه به تراکم بالایی در دریای خزر رسید و منجر به کاهش زی‌توده زئوپلانکتون و ماهیان زئوپلانکتون خوار شد (Kideys and Moghim, 2003). در این زمینه، مطالعه Moradi (۲۰۱۳) نشان داد که بین کلروفیل و فراوانی *M.leidyi* همبستگی مثبت وجود دارد. همچنین نتایج حاصل از مطالعه Sullivan و همکاران، (۲۰۰۱) در نارآگانتست (Narragansett) نشان داد که تغذیه *M.leidyi* از زئوپلانکتون در فصل بهار سبب شکوفایی جلبکی در فصل تابستان می‌شود. در شهریورماه سال ۱۳۸۴ شکوفایی جلبکی بی‌سابقه‌ای در آب‌های غربی، مرکزی و ساحلی ایران در دریای خزر مشاهده گردید (CEP, 2006). نتایج این گزارش‌ها نشان داد که جلبک تشکیل‌دهنده این شکوفایی از رده سیانوفیسه می‌باشد که قبلاً در دریای خزر مشاهده نشده بود. جنس جلبک تشکیل‌دهنده این لکه بزرگ *Nodularia* شناسایی شد. شکوفایی جلبکی ابتدا در آب‌های شمال غربی گیلان مشاهده و سپس به سمت بندرانزلی و بندر نوشهر حرکت نموده است (پژوهشکده‌ی آبی‌پروری آب‌های داخلی کشور، ۱۳۸۴) علل تشکیل این لکه عظیم جلبکی شناخته‌شده نیست، ولی برای شکوفا شدن جلبک‌های سیانوفیسه عوامل مختلف و پیچیده‌ای می‌بایست در آب وجود داشته باشد که می‌توان به حضور آب‌های غنی از ترکیبات فسفر و نیتروژن و دمای مناسب آب برای تکثیر و تولیدمثل سریع این جلبک‌های سبز-آبی اشاره کرد. شکوفایی *Nodularia spumigena* در سال‌های ۲۰۰۵ و ۲۰۰۹ به ترتیب مقادیر ۱۱۲۰۰ و ۵۸۳۰ رسته در میلی‌لیتر ثبت شده است، درحالی‌که در دریاچه آب شیرین ایزنیک (Iznik lake) شکوفایی این گونه مقدار ۱۳۰ رسته در میلی‌لیتر را ثبت کرده است که ۵۳ درصد کل فراوانی را تشکیل می‌دهد (Akcaalan et al., 2009). در خلیج فنلاند نیز طی سال‌های ۲۰۰۵-۲۰۰۰ میلادی، زی‌توده فیتوپلانکتون‌های *Nodularia spumigena* و *Aphanizomenon flos-aquae* ۳۵/۸ درصد کل فراوانی را تشکیل می‌دهند (Raateoja et al., 2011). شکوفایی این گونه‌ها در دریای خزر از نظر تعداد رسته در میلی‌لیتر بسیار متراکم‌تر از مقادیر ثبت‌شده در دریاها و دریاچه‌های دیگر بوده است، همچنین شکوفایی *Nodularia spumigena* در سال ۲۰۰۵ میلادی متراکم‌تر از آنچه در سال ۲۰۰۹ میلادی ثبت شده، بوده است (مرادی، ۱۳۹۳). بنا بر گزارش EACCS، این پدیده در سال ۲۰۰۹ میلادی (شکل ۹) در یک دوره زمانی کوتاه در آب‌های ساحلی جنوب غربی دریای خزر تکرار شد؛ در سال ۲۰۱۰ میلادی (شکل ۱۰)، در اوایل ماه آگوست در جنوب دریای خزر، *Nodularia spumigena* مجدداً شکوفا گردید (مرادی، ۱۳۹۳). همان‌طور که در شکل ۱۱ نشان داده شده است این مناطق تحت تأثیر رودخانه سفیدرود و لاریم می‌باشد که از منطقه بابلسر تا محدوده‌ی بندر کیشهر را شامل می‌شود. در حدفاصل بین این دو رودخانه‌ی اصلی، رودخانه‌های کوچک زیادی نیز وجود دارد که می‌توانند به‌عنوان مهم‌ترین عوامل آلوده‌کننده دریای خزر و به دنبال آن شکوفایی مضر جلبکی باشد. استان‌های گیلان و مازندران به‌عنوان قطب‌های کشاورزی در ایران بشمار می‌آیند و مصرف انواع کودهای شیمیایی موجب آلودگی بسیار شدید در منابع آب‌های سطحی شده است. علاوه بر پساب‌های کشاورزی، هم‌جواری اکثر روستاها و شهرهای شمالی ایران با رودخانه‌ها و فقدان سیستم‌های اصولی برای تصفیه فاضلاب‌ها سبب گردیده که کلیه رودخانه‌های این استان‌ها نظیر سیاه‌رود، زرچوب، سفیدرود، هراز، تجن، بابل‌رود، چالوس و گرگان‌رود به مرکز اصلی دفع فاضلاب‌های شهری میل شوند (شهربان و اعتماد شهیدی، ۱۳۸۸). انواع آلودگی فاضلاب‌های خانگی بیشتر نیترات، فسفات، انواع و اقسام میکروب‌ها، کلیفرم‌ها، آنتروک‌ها و پاتوژن‌ها را

وارد آب می‌کنند. نیترات و فسفات باعث مغذی شدن آب دریای خزر می‌شوند. مغذی شدن آب در طولانی‌مدت، رشد بی‌رویه جلبک‌ها و بروز پدیده شکوفایی جلبکی را موجب می‌شود.

شکوفایی مضر جلبکی نه تنها کیفیت آب را تحت تأثیر قرار می‌دهد، بلکه کیفیت مواد غذایی را نیز برای مصرف‌کننده‌ها پایین می‌آورد (Carlson and Crilly, 2010). برخی گونه‌های غالب (*Prorocentrum proximum*, *Oscillatoria spumigena* و *Nitzschia acicularis*) در دریای خزر نشان‌دهنده‌ی وضعیت پر غذایی و آلودگی زیستی بوده و قادر به شکوفایی هستند و بر کیفیت آب تأثیر نامطلوبی می‌گذارند (Cabecinha et al., 2009). خصلت قلیایی و مقدار pH کربنات در دریای خزر به‌طور قابل‌توجهی بیشتر از سایر مناطق می‌باشد که علت اصلی آن مربوط به تخلیه رودخانه‌ها می‌باشد که این امر موجب تغییر ترکیبات شیمیایی دریا و همچنین اوج فتوسنتز در فصل تابستان می‌شود (Kosarev and Yablonskaya, 1994; Kosarev et al., 2004). از طرفی pH بالا و کمبود دی‌اکسید کربن شرایط لازم را جهت استفاده‌ی سیانوفیتا از بی‌کربنات به‌عنوان یک منبع انرژی فراهم می‌کند که لازمه‌ی رشد آن‌هاست (Dokulil and Teubner, 2000). از عوامل محدودکننده پر غذایی در دریای خزر می‌توان به نیتروژن و فسفر اشاره کرد که مطالعات نشان داده است عامل محدودکننده، وابسته به منطقه است و در طول زمان تغییر می‌کند این عامل در دریای خزر می‌تواند محدودیت فسفر در مدخل رودخانه‌ها باشد که می‌تواند به دلیل فاضلاب‌های خانگی حاوی مواد شوینده، صنعتی و کودهای شیمیایی باشد (Mahmoudi et al., 2014) اما کمبود نیتروژن در تمامی فصول در مناطق ساحلی مشهود است (Kosarev and Yablonskaya, 1994). در طی سال‌های ۲۰۰۵-۱۹۹۴ قابلیت تولید فیتوپلانکتون با کمبود نیتروژن مواجه بوده است (۴/۴۷ تا ۵/۷۸)، درحالی‌که میزان فسفر و سیلیس همواره بالا بوده است (Saravi et al., 2008). از این‌رو با شروع پدیده‌ی شکوفایی مضر جلبکی مقدار غلظت کلروفیل a نیز افزایش می‌یابد که نتایج این مطالعه با سایر پژوهش‌های مشابه (Mazur and Plinski, 2003; Mazur-Marzec, 2006; Seppala et al., 2007) مطابقت دارد.

در این مطالعه، توزیع مکانی-زمانی کلروفیل a به‌دست‌آمده از دو سنجنده MODIS Aqua و SeaWiFS و بررسی ارتباط بین این مؤلفه‌ی زیستی-نوری با شانه‌دار مهاجم و همچنین با بلوم‌های جلبکی رخ داده در بخش جنوبی دریای خزر بررسی شد. نتایج نشان داد که بین شانه‌دار مهاجم و مقدار غلظت کلروفیل a ارتباط نسبتاً قوی برقرار است ($R^2=0/65$) و همچنین با توجه به مقدار غلظت کلروفیل a در محدوده‌ی شکوفایی جلبکی می‌توان نتیجه گرفت که شکوفایی جلبکی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل افزایش غلظت کلروفیل a می‌باشد، که می‌تواند در کارهای مدیریتی و اجرایی مانند پیدا کردن مناطق مناسب جهت استقرار قفسه‌های ماهیگیری و همچنین یافتن مکان مناسب جهت حفاظت از مناطق دریایی استفاده گردد. از این‌رو، برای مقابله با شکوفایی جلبک‌های مضر باید از ورود مواد مغذی رودخانه‌های اصلی سفیدرود و لاریم در حدفاصل محدوده‌ی بین بابلسر تا بندر کیشهر به دریا جلوگیری کرد. در این خصوص باید فاضلاب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی و تصفیه شود، همچنین از ورود مواد زائد فسنفری و از ته به دریا جلوگیری به عمل آید. یکی از نکات مهم در کنترل شکوفایی جلبکی توجه و نظارت بر تصفیه آب‌های آلوده و حاوی مواد مغذی است، در این راستا کنترل تخلیه آب توازن کشتی‌ها و شناسایی جلبک می‌تواند از بروز شکوفایی جلبکی جلوگیری کند.

سپاسگزاری

نگارش حاضر از محل اعتبار پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس در قالب پایان‌نامه کارشناسی ارشد با کد رهگیری ایران داک ۱۳۲۶۱۷۱ تأمین گردیده است. بدین‌وسیله مراتب سپاس و قدردانی را از متولیان دانشگاه تربیت مدرس و همچنین جناب آقای دکتر اکبر رشیدی ابراهیم حصاری، دکتر مهدی مختار زاده، جناب آقای مهندس حمید هاشمی نژاد و سرکار خانم نسرين آقاجری به دلیل فراهم کردن زمینه و بستر لازم برای انجام پژوهش ابراز می‌شود.

منابع

- ادب، ح.، عتباتی، آ.، امیر احمدی، آ. و اسماعیلی، ر.، ۱۳۸۹. پایش زمانی دمای سطح دریا و کلروفیل a با استفاده از تحلیل تصاویر دورسنجی در دریای خزر. مجله بیولوژی دریا، ۸ (۲): صفحات ۳-۱۲.
- پژوهشکده‌ی آبی‌پروری آب‌های داخلی کشور، ۱۳۸۴. گزارش فنی رؤیت لکه مشکوک در دریای خزر. صفحه ۶.
- شهربان، م. و اعتماد شهیدی، ا.، ۱۳۸۸. بررسی کیفیت آب‌های سواحل جنوبی دریای خزر با استفاده از شاخص‌های OECD و TRIx. مجله علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، ۳ (۱۱): صفحات ۱۹۳-۲۰۴.
- مرادی، م.، ۱۳۹۳. بررسی الگوی تغییرات مکانی بلوم‌های سیانوباکتریال در دریای خزر با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای. طرح فنی پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی، ۴۸ص.
- مکارمی، م.، سبک‌آرا، ج. و میرزاجانی، ع.ر.، ۱۳۸۹. بررسی شکوفایی جلبک *Nodularia (AAB)* در حوضه جنوب غربی دریای خزر (محدوده آب‌های گیلان) سال‌های ۱۳۸۵-۱۳۸۴. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان، ۱ (۵): صفحات ۹۴-۷۹.
- نصرالله زاده ساروی، ح.، مخلوق، آ.، رحمتی، ر.، تهامی، ف.ا.، کیهان ثانی، ع.ر. و گل‌آقایی، م.، ۱۳۹۴. مطالعه وضعیت ثبات و اغتشاش در اکوسیستم دریای خزر (سواحل ایران) بر اساس الگوی ساختاری فیتوپلانکتون. مجله علمی-پژوهشی زیست‌شناسی دریا، صفحات ۴۴-۲۷.
- هاشمی نژاد، س.ح.، مختار زاده، م.، صاحبی، م.ر. و روحی، ا.، ۱۳۹۰. مطالعه تأثیر پارامترهای محیطی حاصل از سنجش‌ازدور در تخمین پراکنش شانه‌دار مهاجم در دریای خزر. همایش ملی ژئوماتیک، دانشگاه علم و صنعت تهران.
- Ahn, Y.H. and Shanmugam, P., 2006. Detecting the red tide algal blooms from satellite ocean color observations in optically complex Northeast-Asia Coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 103(4):419-437.
- Akcaalan, R., Mazur-Marzec, H., Zalewska, A. and Albay, M., 2009. Phenotypic and toxicological characterization of toxic *Nodularia spumigena* from a freshwater lake in Turkey. *Harmful Algae*, 8(2):273-278.
- Anderson, D. M., 1989. Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. *Red tides: Biology, Environmental Science and Toxicology*, pp.11-16.
- Anderson, D. M., Glibert, P. M. and Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4):704-726.
- Anderson, D.M., 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean and coastal Management*, 52(7):342-347.
- Arpe, K., Bengtsson, L., Golitsyn, G. S., Mokhov, I. I. and Semenov, V. A., 2000. Connection between Caspian Sea level variability. *Geophysical Research Letters*, 27(17):2693-2696.
- Baker, J. A., Entsch, B., Neilan, B. A. and McKay, D. B., 2002. Monitoring changing toxigenicity of a cyanobacterial bloom by molecular methods. *Applied and environmental microbiology*, 68(12):6070-6076.
- Bierman, P., Lewis, M., Ostendorf, B. and Tanner, J., 2011. A review of methods for analysing spatial and temporal patterns in coastal water quality. *Journal of Ecological Indicators*, 11(1): 103-114.
- Blondeau-Patissier, D., Gower, J. F., Dekker, A. G., Phinn, S. R. and Brando, V. E., 2014. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Progress in oceanography*, 123:123-144.
- Brown, O.B., Minnett, P.J., Evans, R., Kearns, E., Kilpatrick, K., Kumar, A., Sikorski, R. and Závody, A., 1999. MODIS Infrared Sea Surface Temperature Algorithm Algorithm Theoretical Basis Document Version 2.0. University of Miami, 33149-1098.
- Cabecinha, E., Lourenço, M., Moura, J. P., Pardal, M. Â. and Cabral, J. A., 2009. A multi-scale approach to modelling spatial and dynamic ecological patterns for reservoir's water quality management. *Ecological Modelling*, 220(19):2559-2569.
- Carlson, A. B. and Crilly, P. B., 2010. *Communication Systems*. 5e, McGraw-Hill Companies, 48pp.

- CEP, 1998.** National reports of the Caspian Sea countries (Azerbaijan, Iran, Kazakhstan, Russian Federation, Turkmenistan), Caspian Environment Programme.
- CEP, 2006.** Operational Monitoring of Anomalous Algae Bloom (AAB) in the Southern Caspian Sea using Remote Sensing Technique, Caspian Environment Programme.
- Chang, F. H., Uddstrom, M., Richardson, K., Pinkerton, M. and Beauchamp, T., 2003.** feasibility of monitoring of major hab events in new zealand using satellite remote ocean colour and SST images.
- Dierssen, H. M., Kudela, R. M., Ryan, J. P. and Zimmerman, R. C., 2006.** Red and black tides: Quantitative analysis of water-leaving radiance and perceived color for phytoplankton, colored dissolved organic matter, and suspended sediments. *Limnology and Oceanography*, 51(6):2646-2659.
- Dokulil, M.T. and Teubner, K., 2000.** Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438(1-3):1-12.
- Eastman J. R., 2015.** "[TerrSet]," TerrSet Help System. Accessed in TerrSet [18.10]. Worcester, MA: Clark University.
- Gholamalifard, M., Esmaili-Sari, A., Abkar, A., Naimi, B. and Kutser, T., 2013.** Influence of vertical distribution of phytoplankton on remote sensing signal of Case II waters: southern Caspian Sea case study. *Journal of applied remote sensing*, 7(1):073550-073550.
- GSFC NASA, <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/WIKI/OCProd.html>.** Visited Date: 10.08.2016
- Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J. M., Anderson, D. M., Cochlan, W., Dennison, W. C., Dortch, Q., Gobler, C. J., Heil, C. A., Humphries, E. and Lewitus, A., 2008.** Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8(1): 3-13.
- Horner, R. A., Garrison, D. L. and Plumley, F. G., 1997.** Harmful algal blooms and red tide problems on the US west coast. *Limnology and Oceanography*, 42(5part2):1076-1088
- Hu, C., Lee, Z. and Franz, B., 2012.** Chlorophyll aalgorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. *Journal of Geophysical Research*, 117(C1):1-25
- Imai, I., Yamaguchi, M. and Hori, Y., 2006.** Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton and Benthos Research*, 1(2):71-84.
- Ivanov, V. P., Kamakin, A. M., Ushivtzev, V. B., Shiganova, T., Zhukova, O., Aladin, N., Wilson, S. I., Harbison, G. R. and Dumont, H. J., 2000.** Invasion of the Caspian Sea by the comb jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). *Biological invasions*, 2(3):255-258.
- Ji, R., Davis, C.S., Chen, C., Townsend, D.W., Mountain, D.G. and Beardsley, R.C., 2007.** Influence of ocean freshening on shelf phytoplankton dynamics. *Geophysical Research Letters*, 34(24).
- Kahru, M., Leppänen, J. M., Rud, O. and Savchuk, O. P., 2000.** Cyanobacteria blooms in the Gulf of Finland triggered by saltwater inflow into the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 207:13-18.
- Kideys, A. and Moghim, M., 2003.** Distribution of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian Sea in August 2001. *Marine Biology*, 142(1):163-171.
- Kideys, A. E., Roohi, A., Eker-Develi, E., Mélin, F. and Beare, D., 2008.** Increased chlorophyll levels in the southern Caspian Sea following an invasion of jellyfish. *International Journal of Ecology*, 2008:4pp.
- Koizumi, Y., Uchida, T. and Honjo, T., 1996.** Diurnal vertical migration of *Gymnodinium mikimotoi* during a red tide in Hoketsu Bay, Japan. *Journal of plankton research*, 18(2):289-294.
- Kopelevich, O. V., Burenkov V. I., Ershova, S. V., Sheberstov, S. V. and Evdoshenko, M. A., 2004.** Application of SeaWiFS data for studying variability of bio-optical characteristics in the Barents, Black and Caspian Seas, *Journal of Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(10): 1063-1091.
- Kosarev, A. N. and Yablonskaya, E. A., 1994.** The Caspian Sea. SPB Academic Publishing, The Hague, 259 p.
- Kosarev, A.N., Tuzhilkin, V.S. and Kostianoy, A.G., 2004.** Main features of the Caspian Sea hydrology. In *Dying and Dead Seas Climatic Versus Anthropic Causes*. Springer Netherlands, Causes (pp. 159-184).
- Kostianoy A.G., Kosarev A.N., 2005.** The Caspian Sea Environment (Vol. 5). Springer Science and Business Media, 259 pp.

- Mahmoudi, N., Ahmadi, M. R., Babanezhad, M. and Seyfabadi, J., 2014.** Environmental variables and their interaction effects on chlorophyll-a in coastal waters of the southern Caspian Sea: assessment by multiple regression grey models. *Aquatic ecology*, 48(3):351-365.
- Matthews, M. W., 2011.** A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21):6855-6899.
- Mazur, H. and Plinski, M., 2003.** *Nodularia spumigena* blooms and the occurrence of hepatotoxin in the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia*, 45(2).
- Mazur-Marzec, H., Krezel, A., Kobos, J. and Plinski, M., 2006.** Toxic *Nodularia spumigena* blooms in the coastal waters of the Gulf of Gdańsk: a ten-year survey. *Oceanologia*, 48(2).
- Mazur-Marzec, H., Meriluoto, J., Pliński, M. and Szafranek, J., 2006.** Characterization of nodularin variants in *Nodularia spumigena* from the Baltic Sea using liquid chromatography/mass spectrometry/mass spectrometry. *Rapid communications in mass spectrometry*, 20(13):2023-2032.
- MODIS Web, <https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/index.html>.** Visited Date: 10.08.2016
- Moore, S. K., Trainer, V. L., Mantua, N. J., Parker, M. S., Laws, E. A., Backer, L. C. and Fleming, L. E., 2008.** Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environmental Health*, 7(2):1.
- Moradi M., 2013.** Variability of satellite derived chlorophyll-a in the southern Caspian Sea following an invasion of ctenophore *Mnemiopsis leidyi*, *Journal of Applied Remote Sensing*, 7(1): 073490-073490.
- Nasrollahzadeh, H. S., Makhloogh, A., Pourgholam, R., Vahedi, F., Qanqermeh, A. and Foong, S. Y., 2011.** The study of *Nodularia spumigena* bloom event in the Southern Caspian Sea. *Applied Ecology and Environmental Research*, 9(3):141-155.
- Neeti N. and Eastman J.R., 2011.** A contextual mann-kendall approach for the assessment of trend significance in image time series. *Journal of Transactions in GIS*, 15(5): 599-611.
- Nezlin N.P., 2005.** Patterns of seasonal and interannual variability of remotely sensed chlorophyll. In *The Caspian Sea Environment*, Springer Berlin Heidelberg, p 143-157.
- Raateoja, M., Kuosa, H. and Hällfors, S., 2011.** Fate of excess phosphorus in the Baltic Sea: A real driving force for cyanobacterial blooms? *Journal of sea research*, 65(2):315-321.
- Ramezanpour, Z., Imanpour, J., Arshad, U. and Mehdi-nezhad, K., 2011.** Algal blooms in the Caspian Sea. *Harmful Algae News/Intergovern. Oceanographic Commission. UNESCO.*—2011.—(44).—P: 10-11.
- Saravi, H. N., Din, Z. B. and Makhloogh, A., 2008.** Variations in nutrient concentration and phytoplankton composition at the euphotic and aphotic layers in the Iranian coastal waters of the Southern Caspian Sea. *Pakistan journal of biological sciences. PJBs*, 11(9):1179-1193.
- Sellner, K. G., Doucette, G. J. and Kirkpatrick, G. J., 2003.** Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30(7):383-406.
- Seppälä, J., Ylöstalo, P., Kaitala, S., Hällfors, S., Raateoja, M. and Maunula, P., 2007.** Ship-of-opportunity based phycocyanin fluorescence monitoring of the filamentous cyanobacteria bloom dynamics in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(3):489-500.
- Shumway, S. E., 1990.** A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 21(2):65-104.
- Stumpf, R. P. and Tomlinson, M. C., 2007.** Remote sensing of harmful algal blooms. In *remote sensing of coastal aquatic environments*. Springer Netherlands, (pp. 277-296).
- Stumpf, R. P., Culver, M. E., Tester, P. A., Tomlinson, M., Kirkpatrick, G. J., Pederson, B. A., Truby, E., Ransibrahmanakul, V. and Soracco, M., 2003.** Monitoring *Karenia brevis* blooms in the Gulf of Mexico using satellite ocean color imagery and other data. *Harmful Algae*, 2(2):147-160.
- Sullivan, B.K., Van Keuren, D. and Clancy, M., 2001.** Timing and size of blooms of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in relation to temperature in Narragansett Bay, RI. *Hydrobiologia*, 451(1-3):113-120.

- Tang, D., Kawamura, H. and Luis, A. J., 2002.** Short-term variability of phytoplankton blooms associated with a cold eddy in the northwestern Arabian Sea. *Remote Sensing of Environment*, 81(1):82-89.
- Tang, D., Kester, D. R., Ni, I. H., Qi, Y. and Kawamura, H., 2003.** In situ and satellite observations of a harmful algal bloom and water condition at the Pearl River estuary in late autumn 1998. *Harmful Algae*, 2(2):89-99.
- Trainer, V. L., Eberhart, B. T. L., Wekell, J. C., Adams, N. G., Hanson, L., Cox, F. and Dowell, J., 2003.** Paralytic shellfish toxins in Puget Sound, Washington state. *Journal of Shellfish Research*, 22(1):213-223.

تغییرپذیری مکانی زمانی کلوئید a و شکوفایی جلبکی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای در حوضه جنوبی دریای خزر / احمدی و غلامعلی فرد