

بررسی پیامدهای حاصل از تغییر اقلیم بر گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا (Avicennia Marina) قسم

داود مافی غلامی*^۱، معصومه بهارلوئی^۲، بیت‌اله محمودی^۳

۱ استادیار، دکتری جنگلداری، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
۲ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد جنگلداری، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
۳ استادیار، دکتری جنگلداری، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۲/۱۰؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۰۳/۱۹)

چکیده

مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند با قرار گرفتن در ناحیه انتقالی میان خشکی و دریا، در معرض پیامدهای نامطلوب ناشی از تغییر اقلیم قرار دارند که نتیجه آن افزایش آسیب‌پذیری و کاهش تاب‌آوری این اکوسیستم‌ها نسبت به وقوع تنش‌ها و آشفتگی‌های گوناگون محیطی است. از این‌رو تجزیه و تحلیل تغییرات رخ داده در این اکوسیستم‌ها نسبت به این پیامدهای مخرب یکی از پیش‌نیازهای اصلی برای کارایی و موفقیت برنامه‌های حفاظت و توسعه آن‌ها است. بنابراین، هدف این تحقیق نیز بررسی رابطه میان کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی و تغییرات ایجاد شده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و داده‌های بلند مدت بارندگی در طول یک دوره ۳۰ ساله است. نتایج نشان داد که بر اساس سری زمانی ۳۰ ساله مقادیر SPI و نیز مقادیر بارندگی سالانه، مقطع زمانی ۱۹۹۸ نقطه شکست در مقادیر بارندگی سالانه و تغییر الگوی بارندگی در سطح منطقه در گیرنده ذخیره‌گاه بود. چنانچه در دوره پس از ۱۹۹۸، کاهش مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی‌ها در سطح ذخیره‌گاه، از شدت بیشتری برخوردار بوده است. نتایج همچنین نشان داد که همبستگی بالایی میان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند و تغییرات شدت خشکسالی در طول دوره ۳۰ ساله وجود داشت به گونه‌ای که روند افزایش یا کاهش وسعت این اکوسیستم‌ها مطابق با تغییرات شدت وقوع خشکسالی‌ها طول دوره زمانی مورد بررسی بود؛ به گونه‌ای که با وقوع خشکسالی‌های پیوسته در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸، تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند ذخیره‌گاه حرا دارای روند کاهشی بوده است.

کلید واژه‌ها: تغییر اقلیم، مانگرو، جوامع گیاهی شورپسند، ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا

سرآغاز

مجموعه دو اکوسیستم مانگرو و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها از توان تولیدی بالایی برخوردار بوده و با دارا بودن ارزش‌های استفاده‌ای مستقیم و غیرمستقیم در سطوح مختلف اکوسیستمی و اجزاء، فراهم‌کننده طیف متنوعی از کالاها و خدمات مورد نیاز جوامع ساحلی مانند تولید محصولات چوبی و دریایی، جلوگیری از صدمات ناشی از طوفان، کنترل سیلاب و حفاظت از خطوط ساحلی و کنترل فرسایش ساحلی، جذب مواد زاید، تفرج و حمل و نقل هستند (UNEP-WCMC, 2006; Tamin et al., 2011). این اکوسیستم‌ها فراهم‌کننده زیستگاهی ارزشمند برای انواعی از گونه‌های سخت‌پوستان، نرم‌تنان و ماهی‌ها بوده که بسیاری از آن‌ها دارای ارزش تجاری هستند (Manson et al., 2005). همچنین، این مجموعه اکوسیستمی دارای کارایی بالایی در ترسیب کربن است که این امر از طریق ذخیره‌سازی کربن اتمسفر در بیوماس زیرزمینی و عدم تخریب ماده آلی به دلیل وجود شرایط بی‌هوازی صورت می‌گیرد (Chmura et al., 2003; Donato et al., 2011; McLeod et al., 2011). مجموعه خدمات اکوسیستمی فراهم شده توسط مجموعه پوشش‌های گیاهی مانگرو و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها با چگونگی تغییرات رخ داده در ساختار و عملکرد این اکوسیستم‌ها در طول زمان در ارتباط است (McLeod et al., 2011). در طول دوره توالی مانگروها، طیفی از فاکتورهای گوناگون بر فعل و انفعالات میان مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها اثربخش است. وقوع یخبندان و ایجاد فضای باز در تاج پوشش مانگروها و رسیدن نور به کف جنگل سبب توسعه جوامع گیاهی شورپسند در زون جزر و مدی می‌شود (Patterson et al., 1997). در این فرآیند، جوامع گیاهی شورپسند با جذب مواد مغذی از پهنه‌های گلی با گونه‌های مانگرو و نهال‌های آن‌ها به رقابت می‌پردازند (Patterson et al., 1997). بر اساس مطالعات موجود، عوامل اثرگذار بر فعل و انفعالات میان مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها در مقیاس محلی شامل هیدروپریود، شوری، خصوصیات رسوب و علف‌خواری است (Clarke & Allaway, 1993; Patterson et al., 1997; Rogers et al., 2005; Stevens et al., 2006) و در مقیاس منطقه‌ای نیز عواملی مانند تغییرات در الگوی بارندگی، افزایش در سطح مواد

غذایی و میزان رسوب‌گذاری، بازکاشت پهنه‌های آشفته شده و تغییر در رژیم‌های جزر و مدی و بالا آمدن سطح آب دریا بر چگونگی نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها اثرگذار است (Wanless et al., 1994; Saintilan & Williams 1999; Eslami-Andargoli et al., 2009). افزایش میزان بارندگی ناشی از تغییرات اقلیمی از طریق کاهش سطح شوری اراضی بالادستی سبب نفوذ مانگروها به درون گونه‌های شورپسند مجاور آن‌ها می‌شود (Saenger & Bellan, 2001; Saintilan & Wilton, 1995) و از سوی دیگر کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی از طریق افزایش تبخیر و ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زنده‌مانی نهال‌ها و کاهش تنوع زیستی و توان رقابت مانگروها می‌تواند منجر به مرگ و میر کاهش وسعت مانگروها و افزایش وسعت گونه‌های شورپسند موجود در محیط رشد مانگروها گردد (Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009).

توسعه و نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند و یا کاهش وسعت مانگروها و غلبه گونه‌های شورپسند مجاور آن‌ها، یکی از پیامدهای حاصل از تغییر اقلیم است که سبب از بین رفتن تعادل میان این دو اکوسیستم شده و کاهش و یا از بین رفتن خدمات اکوسیستمی فراهم شده توسط آن‌ها و در برخی موارد، رشد و توسعه عوامل بیماری‌زایی را در پی دارد که سلامتی جوامع انسانی مجاور این رویشگاه‌ها را به مخاطره می‌اندازد (Eslami-Andargoli et al., 2009; Dale et al., 2013; Saintilan et al., 2014). هر چند که تغییرات رخ داده در ساختار و عملکرد گیاهانی مانند مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند به دلیل وقوع همزمان و هم‌افزایی تنش‌ها و آشفته‌گی‌های چندگانه همانند سیلاب‌ها و طوفان‌ها، آفات و آلودگی‌ها، نقصان مواد مغذی، چرا و فعالیت‌های مختلف انسانی در محیط ساحلی است (Gilman et al., 2008; Saintilan et al., 2014; Alongi, 2015). و این امر بیان رابطه میان تغییرات مانگروها و خشکسالی را توسط یک همبستگی خطی ساده با مشکل مواجه می‌سازد، اما مطالعات گوناگون عامل اصلی تغییر در ساختار و عملکرد پوشش‌های گیاهی گوناگون، از جمله مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مانند Atriplex, Salsoal و Suaeda را به دلیل تغییرات ایجاد شده در مقادیر بارندگی و به عبارت دیگر رابطه قوی میان دو متغیر بارندگی و پوشش گیاهی

در همان حال بر وسعت پوشش جوامع گیاهی شورپسند منطقه افزوده شده است (افزایش ۱۳۴ درصدی در وسعت) (Ruiz- Lunaa & Berlanga-Robles, 2002). بررسی روند تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در سواحل خلیج تگزاس در ایالات متحده نشان داده که در یک دوره ۲۰ ساله، وسعت مانگروهای خلیج به میزان ۷۴ درصد افزایش یافته و در طول همین مدت به میزان ۲۴ درصد از وسعت پوشش جوامع گیاهی شورپسند ان کاسته شده است و عواملی مانند بالا آمدن سطح آب دریا و تغییر در حجم آب شیرین ورودی به محیط ساحلی به عنوان مهم‌ترین عوامل موثر بر کاهش وسعت مانگروها معرفی شده‌اند (Armitage et al., 2015). بررسی رابطه میان تغییرات رخ داده در وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند و تغییرات رخ داده در الگوها و مقادیر بارندگی در طول یک دوره ۳۰ ساله در خلیج مورتون در کشور استرالیا نشان داده که با کاهش مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۰، نرخ تغییرات وسعت مانگروها دارای مقادیر منفی در این دوره زمانی بود و همبستگی قوی میان مقادیر بارندگی و نرخ تغییرات رخ داده در وسعت مانگروها وجود داشت (Eslami-Andargoli et al., 2009). در مطالعه انجام شده در مورد بررسی تاثیر نوسانات عناصر اقلیمی بر مساحت جنگل‌های حرا ایران در خلیج گواتر، نتایج نشان داده است که در بخش خشکی، روند تغییرات میانگین و کمینه دمای سالانه و در بخش دریا دمای هوا و دمای سطح آب دریای عمان با روند افزایش کمی جنگل‌های حرای خلیج گواتر تطابق دارد و بارندگی نیز به طور غیرمستقیم بر جنگل‌های حرا تأثیر دارد (سراج الدین و همکاران، ۱۳۹۰). بررسی تغییرات سطح جنگل‌های حرا با توجه به نوسانات اقلیمی در زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم نیز نشان داده که سطح پوشش جنگل‌های حرا بین سال‌های ۱۹۸۴ تا ۱۹۹۸ دارای روند افزایشی (با مقدار متوسط افزایش وسعت برابر با ۳۳/۹۲ هکتار در سال) و بین سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۱ دارای روند کاهش (با مقدار متوسط کاهش وسعت برابر با ۲۷ هکتار در سال) و در نهایت در دوره زمانی بین سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۹ دارای روند افزایشی (با مقدار متوسط افزایش وسعت برابر با ۴۵۰ هکتار در سال) بوده است (خورانی و همکاران، ۱۳۹۴). علی‌رغم انجام مطالعات گوناگون در سطح جهان و معدود مطالعات انجام شده در ایران در زمینه بررسی آثار اقلیم بر اکوسیستم‌های ساحلی، تاکنون مطالعه‌ای در ایران در زمینه

بیان نموده‌اند (Nicholson and Farrar, 1994; Rundquist et al., 2000; Tucker; Wang et al., 2001; Eslami-Andargoli et al., 2009; 2010; Dale et al., 2013; Saintilan et al., 2014). از این رو با تجزیه و تحلیل تغییرات ایجاد شده در موقعیت و گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند و بررسی رابطه آن با وقوع خشکسالی می‌توان اطلاعات ارزشمندی را در مورد آثار نامطلوب ناشی از تغییر اقلیم بر این اکوسیستم‌ها ارائه دهد. نتایج حاصل از این بررسی می‌تواند نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های حفاظت و توسعه رویشگاه‌های مانگرو داشته باشد و به عنوان بخشی از مدیریت یکپارچه زون ساحلی تضمین‌کننده تعادل میان بهره‌برداری اقتصادی و ارزش‌های فرهنگی و اولویت‌بندی تهدیدات موجود بوده و به رفع نیازمندی‌های مدیریتی، سازمانی و قانونی کمک نماید (Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009; Saintilan et al., 2014; Alongi et al., 2015).

اهمیت استفاده از سنجش از دور برای نقشه‌سازی مانگروها به خوبی اثبات شده است. در این زمینه تحقیقات بسیاری برای تجزیه و تحلیل کشف تغییرات ایجاد شده در مانگروها با استفاده از عکس‌های هوایی (Bird et al., 2004; Giri, 2016) و نیز پایش تغییرات اکوسیستم‌های ساحلی با استفاده از داده‌های سنجش از دور چند زمانه و در مقیاس‌های گوناگون انجام شده است (Filho et al., 2006). در رابطه بررسی تغییرات رخ داده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها مطالعات گسترده‌ای در نقاط مختلف جهان انجام شده است. تغییرات رخ داده در وسعت مانگروها و جوامع شورپسند موجود در خلیج Jervis در استرالیا در طول یک دوره زمانی ۵۵ ساله نشان داده که وسعت مانگروهای منطقه مورد مطالعه به میزان ۳۴ درصد افزایش یافته و در مقابل از وسعت جوامع شورپسند موجود در منطقه به میزان ۵۲/۵ درصد کاسته شده است و بالا آمدن سطح آب دریا مهم‌ترین عامل اثرگذار بر نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند و کاهش وسعت آن‌ها بوده است (Saintilan & Wilton, 2001). در بررسی تغییرات رخ داده در الگوهای پوششی و کاربری اراضی موجود در سیستم تالابی مکزیکو، نتایج طبقه‌بندی کاربری‌ها در منطقه در طول دوره ۲۴ ساله نشان داد که از وسعت مانگروها به میزان قابل توجهی (کاهش ۴۶ درصدی در وسعت) در پایان دوره کاسته شده است و

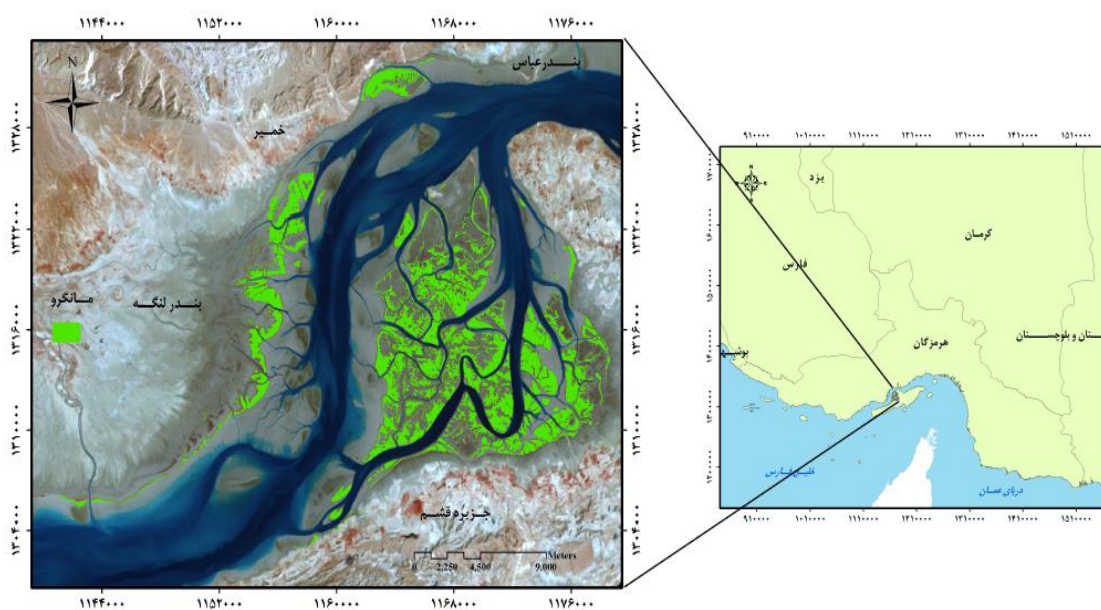
شده حرا تحت حفاظت قرار گرفت و سپس در سال ۱۳۵۴ به لحاظ ویژگی‌های منحصر به فرد طبیعی ارتقاء سطح حفاظتی پیدا کرده و عنوان پارک ملی را به خود اختصاص داد. همچنین به خاطر اهمیت منطقه مذکور در سطح بین‌المللی در سال ۱۹۷۵ میلادی تحت عنوان تالاب بین‌المللی به کنوانسیون رامسر و در سال ۱۹۷۶ میلادی به عنوان ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا به شبکه جهانی انسان و کره مسکون (Man & Biosphere) پیوست (صفیاری، ۱۳۸۱). جنگل‌های مانگرو این منطقه بیشترین وسعت جنگل‌های مانگرو ایران و حتی کشورهای حوزه خلیج فارس را شامل می‌شود و در برگیرنده ۸۵ درصد مساحت مانگروهای ایران است. (شکل ۱) (دانه‌کار و همکاران، ۱۳۸۵).

بررسی آثار خشکسالی بر وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند انجام نشده است. بنابراین، هدف این مطالعه بررسی رابطه میان وقوع خشکسالی و تغییر الگوی بارندگی بر وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در ذخیره‌گاه حرا است.

مواد و روش‌ها

■ منطقه مورد مطالعه

ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا به وسعت ۸۵۶۸۶ هکتار در موقعیت جغرافیایی ۲۶ درجه و ۴۳ دقیقه تا ۲۶ درجه و ۵۹ دقیقه عرض شمالی و ۵۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۵۵ درجه و ۴۸ دقیقه طول شرقی در حد فاصل اراضی ساحلی بخش بندر خمیر تا اراضی ساحلی دهستان‌های لافت و طبل در جزیره قشم قرار گرفته است. این منطقه اولین بار در سال ۱۳۵۱ با نام منطقه حفاظت



شکل (۱): موقعیت جغرافیایی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا در استان هرمزگان

اکوسیستم‌های طبیعی و مدیریت منابع آب در سکونتگاه‌های انسانی دارای اهمیت است (Wu et al., 2001). مطالعات نشان داده که این که زنده‌مانی و توان مانگروها برای مقابله با شوری بالای آب وابسته به مقدار بارندگی و نیز حجم آب‌های شیرین سطحی ورودی به این مناطق از حوزه‌های آبخیز بالادستی است (Field, 1995; Ellison, 2000) و تغییرات رخ داده در مقادیر بارندگی و حجم آب شیرین ورودی به محیط مانگروها به صورت تجمعی و پس از گذشت سه سال سبب ایجاد تغییرات در مانگروها می‌شود (Davenport & Nicholson, 1993). به

■ محاسبه نمایه بارش استاندارد (SPI)

به طور کلی، مقدار SPI با مقیاس‌های زمانی مختلف بیان‌کننده مقیاس زمانی آثار خشکسالی بر روی منابع آبی است. مقادیر SPI با مقیاس‌های زمانی کوتاه (۱ تا ۳ ماهه) نشان‌دهنده تغییرات در رطوبت خاک است که در بخش کشاورزی دارای اهمیت بسیار است و مقادیر SPI با مقیاس‌های زمانی بلندتر (۶ ماهه، یک ساله و بیشتر) نشان‌دهنده تغییرات بلند مدت در مقادیر بارندگی، آب‌های جاری سطحی و زیر زمینی و ذخایر و منابع آبی یک منطقه است که در زمینه تاثیر تغییرات بارندگی بر

قدم‌های موثری است که امکان بررسی و تفسیر دقیق‌تر پیامدهای وقوع خشکسالی‌ها و تغییر الگوی بارندگی را بر اکوسیستم‌ها فراهم می‌آورد (Chu et al., 2012). در این میان، آزمون‌های شکست امکان کشف تغییر در سری داده‌ها را امکان‌پذیر می‌سازند که از مهم‌ترین این روش‌ها می‌توان به آزمون‌های Pettitt (1979)، Buishand (1984)، Lee و Heghinian (1977) و Hubert و Carbonnel (1989) اشاره نمود. در این میان، روش Pettitt-Mann-Whitney بیش از سایر روش‌ها برای تعیین نقطه تغییر در سری‌های زمانی داده‌های بارندگی و دبی مورد استفاده قرار گرفته است (Nazemosadat et al., 2006; Eslami-Andargoli et al., 2009). این روش که شکلی ویژه و تغییر یافته از آزمون Mann-Withney است، نسبت به سایر آزمون‌ها دارای حساسیت بیشتری به نقاط شکست در سری داده‌های پیوسته بوده و سری زمانی مورد نظر را در دو زیر گروه واقع در قبل و بعد از نقطه شکست مورد بررسی قرار می‌دهد و احتمال وجود نقطه تغییر را در سری‌های زمانی گوناگون (سالانه، شش ماهه، فصلی و ماهانه) تعیین می‌کند (Maftai et al., 2012). در این مطالعه، پس از تعیین نقاط احتمالی تغییر در روند وقوع خشکسالی‌ها، با استفاده از آزمون ناپارامتریک Pettitt-Mann-Whitney ($\alpha=0/05$) احتمال تغییر روند برای هر یک از سال‌های سری زمانی با در نظر گرفتن مقادیر بارندگی سالیانه محاسبه شد. در نهایت با استفاده از نرم‌افزار CPA^(۱) و اجرای روش CUSUM^(۲) مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر بارندگی سالیانه مشخص شد. روش CUSUM روشی است که بدون در نظر گرفتن ماهیت داده‌ها، امکان کشف مهم‌ترین نقطه تغییر و یا همان نقطه شکست در روند تغییرات آن‌ها را امکان‌پذیر می‌سازد (Chelani, 2011). از این رو، این روش به صورت گسترده‌ای برای شناسایی نقاط شکست در سری‌های زمانی متغیرهای آب و هوایی استفاده شده است (Eslami-Andargoli, 2009; Chowdhury & Beecham 2010; Chu et al., 2012; Maftai et al., 2012). در نهایت پس از انتخاب مهم‌ترین سال تغییر در سری زمانی مقادیر بارندگی سالانه، معنی‌دار بودن تفاوت میانگین مقادیر بارندگی سالانه در دو سری زمانی قبل و بعد از نقطه تغییر با انجام آزمون t بررسی شد.

این دلیل، جهت بررسی روند تغییرات وقوع خشکسالی و کشف نقاط احتمالی تغییر مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی، مقادیر SPI یک ساله مورد استفاده قرار گرفت و برای بررسی رابطه میان وقوع خشکسالی و تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند از مقادیر SPI سه ساله استفاده شد. بدین‌منظور از سری داده‌های ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) بارندگی ماهانه مربوط به ۵ ایستگاه سینوپتیک ابوموسی، لنگه، بندرعباس، خمیر و قشم که در سطح زیر حوزه‌های آبریز بالادستی و نواحی ساحلی دربرگیرنده مانگروها پراکنده هستند، استفاده شد. برای عدم اثرگذاری تغییرات فنولوژیک بر نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل رابطه میان تغییرات وسعت پوشش‌های گیاهی موردنظر و روند وقوع خشکسالی، مطابق با تاریخ دریافت تصاویر در ماه سپتامبر، مقادیر SPI مربوط به همان ماه مورد استفاده قرار گرفت.

▪ بررسی روند تغییرات وقوع خشکسالی

به طور کلی، روش‌های آماری مختلفی برای کشف روند موجود در سری داده‌ها وجود دارد که هر یک دارای نقاط قوت و ضعف مختلفی هستند (Zhang et al., 2008). در میان روش‌های گوناگون، آزمون Mann-Kendall (MK) که توسط سازمان جهانی هواشناسی برای بررسی داده‌های آب و هوایی توصیه شده است (Mitchell et al., 1966) یکی از پرکاربردترین روش‌ها برای کشف روند موجود سری زمانی متغیرهای اقلیمی است. بنابراین، در این مطالعه نیز با استفاده از آزمون Mann-Kendall (MK) و در محیط نرم‌افزار MAKESENSE 1.0، روند تغییر مقادیر SPI در سطح منطقه مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه آزمون من کندال در سطح اطمینان ۹۵٪ و ۹۹٪ برای بررسی روند تغییرات شدت وقوع خشکسالی در سطح منطقه مورد استفاده قرار گرفت. با محاسبه آماره Z در هر یک از ایستگاه‌های سینوپتیک، الگوی توزیع مکانی روند تغییرات مقادیر SPI و یا همان تغییرات شدت وقوع خشکسالی در سطح منطقه مورد مطالعه بررسی شد. در صورتی که آماره Z مثبت باشد، روند سری داده‌ها صعودی و در صورت منفی بودن آن روند نزولی در نظر گرفته می‌شود.

▪ کشف نقطه تغییر در سری مقادیر بارندگی

علاوه بر بررسی روند تغییرات شدت خشکسالی‌ها در طی زمان، شناسایی نقاط شکست موجود در روند خشکسالی‌ها یکی از

■ پردازش تصاویر ماهواره‌ای

در این مطالعه برای پایش تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در ذخیره‌گاه حرا در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶)، از تعداد ۳۰ تصویر ماهواره لندست مربوط به ماه سپتامبر سال‌های دوره زمانی استفاده شد که دارای ردیف/گذر ۱۵۸/۰۴۲، ۱۵۹/۰۴۱، ۱۵۹/۰۴۲ و ۱۶۰/۰۴۱ بودند. همچنین، برای بررسی نقشه‌سازی دقیق‌تر از تصاویری استفاده شد که ضمن این که فاقد پوشش ابری بودند، آب دریا در حالت جزر قرار داشت و تاریخ دریافت تصاویر نیز در پایان فصل تابستان بود تا بدین ترتیب از تفاوت‌های فنولوژیکی ناشی از تغییر فصول جلوگیری شود. لازم به ذکر که جهت دستیابی به نتایج دقیق‌تر، با بررسی مقادیر تراز امواج ثبت شده توسط بخش آبنگاری سازمان نقشه‌برداری کشور تصاویری انتخاب شد که دارای تراز امواج یکسان و یا تفاوت ارتفاع سطح آب کمتر از ۰/۱ متر با یکدیگر باشند (Armitage et al., 2015).

نخستین مرحله برای انجام تجزیه و تحلیل تصاویر، انجام تصحیح هندسی بر روی آن‌ها بود. در این زمینه با استفاده از نقاط کنترل زمینی و نقشه‌های توپوگرافی منطقه، تصاویر تصحیح هندسی شدند. برای انجام طبقه‌بندی دقیق‌تر و به منظور تعیین حد نهایی ناحیه انتقالی رویشگاه‌های مانگرو و گونه‌های شورپسند با زیستگاه‌های بالاتر موجود در خشکی، مطابق با مطالعات موجود، مرز نهایی سمت خشکی شامل خط ترسیم شده در مرز ارتفاعی ۰/۴ متر بالاتر از میانگین ارتفاع سطح آب دریا در نظر گرفته شد (Armitage et al., 2015). به طور کلی در میان روش‌های مختلف طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای، روش طبقه‌بندی حداکثر احتمال به عنوان یکی از کارآمدترین روش‌ها در استخراج پوشش گیاهی تالاب‌ها از تصاویر ماهواره‌ای با قدرت تفکیک مکانی متوسط همانند تصاویر لندست است (Ruiz-Lunaa & Berlanga-Robles, 2002; Giri et al., 2007; Nguyen et al., 2013; Armitage et al., 2015). در این مطالعه نیز از روش طبقه‌بندی نظارت شده حداکثر احتمال برای طبقه‌بندی تصاویر و استخراج پوشش گیاهی مانگروها و گونه‌های شورپسند استفاده شد. به منظور بارسازی تصاویر و کمک به انجام دقیق‌تر طبقه‌بندی و جداسازی پوشش گیاهی از نواحی آبی و خشکی‌های پیرامون از شاخص گیاهی NDVI که یکی از بهترین و پرکاربردترین شاخص‌های مورد استفاده برای شناسایی سریع و ساده پوشش گیاهی سبز از سایر مناطق است،

استفاده شد (Vo et al., 2013; Armitage et al., 2015). با در اختیار داشتن نقشه NDVI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون قرمز نزدیک، طبقه‌بندی نظارت شده برای نقشه‌سازی پوشش‌های گیاهی مورد نظر در تمامی تصاویر انجام شد. همچنین برای تفکیک بهتر مانگروهای حاشیه‌ای و گونه‌های شورپسند هم‌مرز با مانگروها و افزایش دقت کلی طبقه‌بندی، با انجام تفسیر چشمی تصاویر در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰ و تخصص تیم هدایت‌کننده پژوهش، مرزهای دو پوشش گیاهی مورد نظر با انجام رقومی‌سازی دستی در محیط نرم‌افزار ArcGIS 10 استخراج شد. بررسی‌های گوناگون نشان داده که انجام رقومی‌سازی دستی یکی از بهترین راهکارهای موجود برای استخراج مرزهای مانگروهای حاشیه‌ای و پوشش‌های گیاهی دارای اشتراک مرزی با مانگروها به هنگام استفاده از تصاویر ماهواره‌ای با قدرت تفکیک متوسط است (Ruiz-Lunaa & Berlanga-Robles, 2002; Eslami-Andargoli et al., 2009; Ellison & Zouh, 2012; Nguyen et al., 2013; Armitage et al., 2015). نهایت، مرز استخراج شده برای تعیین دقیق‌تر گستره مانگروها و گونه‌های شورپسند مورد استفاده قرار گرفت. برای حذف پیکس‌های منفرد و یا نویزهای موجود در نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی، فرآیند فیلترینگ مورد استفاده قرار گرفت و نقشه‌های بدست آمده به عنوان پوشش نهایی مورد صحت‌سنجی قرار گرفت. برای انجام صحت‌سنجی نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی تصاویر سال ۲۰۱۶، تعداد ۳۰۰ نمونه زمینی با ابعاد ۳۰*۳۰ متر (۹۰۰ متر مربع) در سال ۲۰۱۶ از سطح و نیز مرزهای مشترک مانگروها و گونه‌های شورپسند برداشت شد. همچنین، برای صحت‌سنجی نقشه‌های حاصل از تصاویر مربوط به دیگر سال‌های دوره زمانی، از عکس‌های هوایی و تصاویر ماهواره‌ای کوئیک برد مربوط به سال‌های ۱۳۷۲ و ۱۳۸۰ استفاده شد. مطابق با مطالعه انجام شده، روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی شده برای صحت‌سنجی نقشه‌های نهایی مورد استفاده قرار گرفت و دقت کاربر، دقت تولیدکننده، دقت کلی و ضریب کاپا برای نقشه‌های تهیه شده، محاسبه شد (Eslami-Andargoli et al., 2009; Nguyen et al., 2013). پس از تهیه نقشه‌های نهایی گستره مانگروها و گونه‌های شورپسند و با استفاده از توابع موجود در نرم‌افزار ArcGIS 10، مساحت هر یک از دو نوع پوشش گیاهی در سطح هر یک زون‌های

مقادیر SPI منفی نشان دهنده کاهش قابل توجه مقادیر بارندگی سالانه و تداوم وقوع خشکسالی‌های طولانی مدت و شدید در این دوره زمانی (با مقادیر SPI از ۰ تا کمتر از -۲) است. نتایج بررسی روند سری مقادیر SPI یک ساله دوره آماری ۳۰ ساله با استفاده از آزمون من کندال نیز نشان داد که در تمامی ایستگاه‌های منتخب، مقادیر SPI در سطوح اطمینان ۹۵ و ۹۹ درصد دارای روند کاهشی بوده و بر شدت خشکسالی‌ها در دوره زمانی ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ افزوده شده است. نتایج همچنین نشان داد که تمامی گستره زیر حوزه‌های آبخیز بالادستی و نیز مناطق ساحلی دربرگیرنده مانگروها دارای روند کاهشی در مقادیر SPI و یا افزایش شدت خشکسالی بودند.

نتایج اجرای روش Prttit-Mann-Withney برای تعیین مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی مقادیر بارندگی سالیانه نشان داد که در کلیه ایستگاه‌های منتخب، سال ۱۹۹۸ با دارا بودن بیشترین مقدار احتمال در بین تمامی سال‌های سری زمانی، مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی ۳۰ ساله مقادیر بارندگی سالانه است؛ چنانکه کاهش معنی‌داری در مقادیر بارندگی سالانه در دو دوره زمانی قبل و بعد سال ۱۹۹۸ وجود دارد ($P < 0.01$) (جدول ۴). نتایج اجرای روش CUSUM نیز سال ۱۹۹۸ را به عنوان مهم‌ترین نقطه تغییر (نقطه شکست) در سری مقادیر بارندگی سالانه، نشان داد (جدول ۱). همچنین، نتایج استفاده از روش t-test نیز نشان داد که تفاوت معنی‌داری بین مقادیر بارندگی سالانه کلیه ایستگاه‌های منتخب در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸ وجود دارد که تأییدی بر انتخاب دقیق این سال به عنوان مهم‌ترین نقطه تغییر در روند مقادیر بارندگی سالانه است (جدول ۱).

رویشگاهی در هر یک از سال‌های دوره زمانی ۳۰ محاسبه شد و پس از آن، مقدار متوسط تغییر وسعت پوشش‌ها در هر یک از زون‌های رویشگاهی مختلف در فواصل زمانی سه ساله محاسبه شد و برای تجزیه و تحلیل‌های بعدی مورد استفاده قرار گرفتند.

تجزیه و تحلیل رابطه میان تغییرات مقادیر SPI و گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند

در این مرحله رابطه میان تغییرات مقادیر SPI سه ساله و میانگین سه ساله وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در طول دوره زمانی ۳۰ ساله با استفاده از روش رگرسیون خطی ساده بررسی شد. در نهایت، مقادیر متوسط تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در دوره‌های زمانی قبل و بعد از نقطه تغییر در روند وقوع خشکسالی مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها

نتایج بررسی تغییرات روند وقوع خشکسالی

نتایج حاصل از محاسبه SPI یک ساله نشان‌دهنده تغییرات زمانی پراکنش بارندگی در محدوده مقادیر کمتر و بیشتر از حد نرمال بود. نتایج نشان داد که پس از یک دوره زمانی وقوع ترسالی‌های متوسط تا شدید تا اواخر دهه ۱۹۹۰، کاهش قابل توجه در مقادیر SPI و وقوع خشکسالی‌های شدید تا بسیار شدید در سالیان اخیر کاملاً مشهود است. مطابق با این الگوی پراکنش زمانی خشکسالی و ترسالی، سری زمانی ۳۰ ساله مقادیر SPI به دو دوره زمانی قابل تفکیک است. بر این اساس که در دوره زمانی ۱۲ ساله ۱۹۸۶ تا ۱۹۹۸، عمده سال‌های دوره آماری دارای طیفی از مقادیر SPI مثبت با ترسالی‌های متوسط تا بسیار شدید هستند و در دوره زمانی ۱۸ ساله از ۱۹۹۸ تا ۲۰۱۶، وجود

جدول (۱): تغییرات مقادیر بارندگی سالیانه و احتمال تغییر روند در مقطع زمانی ۱۹۹۸

ایستگاه	سال (نقطه تغییر)	احتمال (p(t))	کاهش میانگین بارندگی سالانه در دوره پس از ۱۹۹۸ نسبت به قبل از آن (درصد)	p-value
بندرعباس	۱۹۹۸	۰/۹۴	۲۶	۰/۰۰۲
لنگه	۱۹۹۸	۰/۹۶	۳۰	۰/۰۰۴
قشم	۱۹۹۸	۰/۹۵	۲۹	۰/۰۰۳
ابوموسی	۱۹۹۸	۰/۹۲	۳۶	۰/۰۰۲
خمیر	۱۹۹۸	۰/۹۴	۳۳	۰/۰۰۳

۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ نشان داد که دقت کلی تمامی طبقه‌بندی‌های انجام شده بیشتر از ۹۲٪ بود. همچنین، مقدار دقت کاربر و دقت

نتایج تجزیه و تحلیل تصاویر ماهواره‌ای

ارزیابی دقت تصاویر طبقه‌بندی شده در سه مقطع زمانی ۱۹۸۶،

شده است. بر اساس این مقادیر تغییرات وسعت، مقدار متوسط تغییر وسعت مانگروها در دوره‌های زمانی پیش و پس از سال ۱۹۹۸ به ترتیب برابر با $۷۰/۴۱+$ و $۳۱/۱۷-$ هکتار در سال است (جدول ۴). بررسی تغییرات وسعت جوامع شورپسند در دوره ۳۰ ساله نشان داد که تغییرات وسعت آن‌ها در دوره زمانی پیش و پس از سال ۱۹۹۸ به ترتیب برابر با $۸۴۴/۹۲+$ و $۵۶۱/۰۶-$ هکتار است (جدول ۳). بر اساس این تغییرات مقادیر وسعت، مقادیر متوسط تغییرات وسعت جوامع شورپسند در دو دوره زمانی پیش و پس از سال ۱۹۹۸ به ترتیب دارای مقادیر افزایشی (علامت مثبت) و کاهش (علامت منفی) است (جدول ۴). علی‌رغم کاهش قابل توجه وسعت در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸، به دلیل میزان افزایش وسعت در دوره پیش از آن، مقادیر تغییرات وسعت این دو نوع پوشش گیاهی در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) به صورت افزایشی (علامت مثبت) بود که نشان‌دهنده افزایش وسعت کلی در طول دوره است (جدول ۴).

تولیدکننده برای تمامی طبقه‌بندی‌های انجام شده بر روی تصاویر بیشتر از ۸۰ بودند که نشان‌دهنده دقت بالای طبقه‌بندی انجام شده برای نقشه‌سازی گستره مانگروها و جوامع شورپسند بود. در واقع این نتایج نشان می‌دهد که تصاویر لندست از دقت قابل توجهی برای بررسی تغییرات پوشش‌های گیاهی تالاب‌ها در طول زمان برخوردار هستند.

بر اساس نتایج بدست آمده، مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند ذخیره‌گاه حرا دارای تغییرات وسعت افزایشی و کاهشی در فواصل زمانی سالهای ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ هستند؛ به طوری که در دوره زمانی پیش و پس از سال ۱۹۹۸ به ترتیب دارای روند افزایش و کاهش در تغییرات وسعت خود هستند (جدول ۲ و ۳ و شکل‌های ۲ و ۳). همانطور که جدول (۳) نشان می‌دهد وسعت مانگروهای ذخیره‌گاه در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۸ به میزان $۷۰۵/۷۸$ هکتار افزایش وسعت یافته است و در دوره پس از سال ۱۹۹۸ به میزان $۶۴۹/۰۸$ هکتار از وسعت آن کاسته

جدول (۳): تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی مورد مطالعه

وسعت در سال ۲۰۱۶ (هکتار)		وسعت در سال ۱۹۹۸ (هکتار)		وسعت در سال ۱۹۸۶ (هکتار)		ذخیره‌گاه حرا
جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	
۴۷۸۷/۴۶	۷۰۶۱/۰۴	۵۳۴۸/۵۲	۷۷۱۰/۱۲	۴۵۰۲/۶	۷۰۰۴/۳۴	

جدول (۴): مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی مورد مطالعه

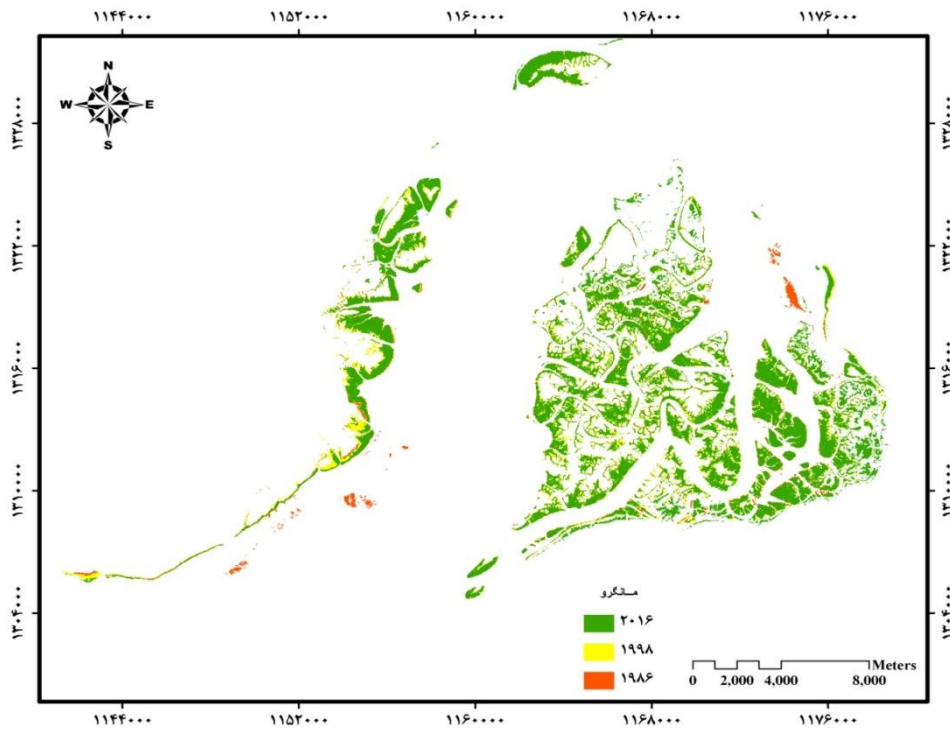
مقدار متوسط تغییرات در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) (هکتار)		مقدار متوسط تغییر وسعت پس از سال ۱۹۹۸ (هکتار)		مقدار متوسط تغییر وسعت قبل از سال ۱۹۹۸ (هکتار)		ذخیره‌گاه حرا
جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	
۹/۴۶	۱/۸۹	-۳۱/۱۷	-۳۶/۰۶	۷۰/۴۱	۵۸/۸۲	

مستقیم میان تغییرات مقادیر بارندگی و تغییرات وسعت مانگروها (شکل ۴). نتایج بررسی رابطه میان تغییرات وسعت جوامع شورپسند و مقادیر SPI سه ساله نیز نشان داد که همبستگی بالایی میان این دو متغیر برقرار است. بر اساس نتایج بدست، با کاهش مقادیر بارندگی سالانه (SPI منفی) در دوره زمانی پس از ۱۹۹۸، وسعت جوامع شورپسند کاهش یافته است و در دوره زمانی پیش از ۱۹۹۸ و با مثبت بودن مقادیر SPI (وجود دوره‌های ترسالی)، وسعت این پوشش گیاهی افزایش یافته است و وجود این رابطه مستقیم میان تغییرات وسعت جوامع شورپسند

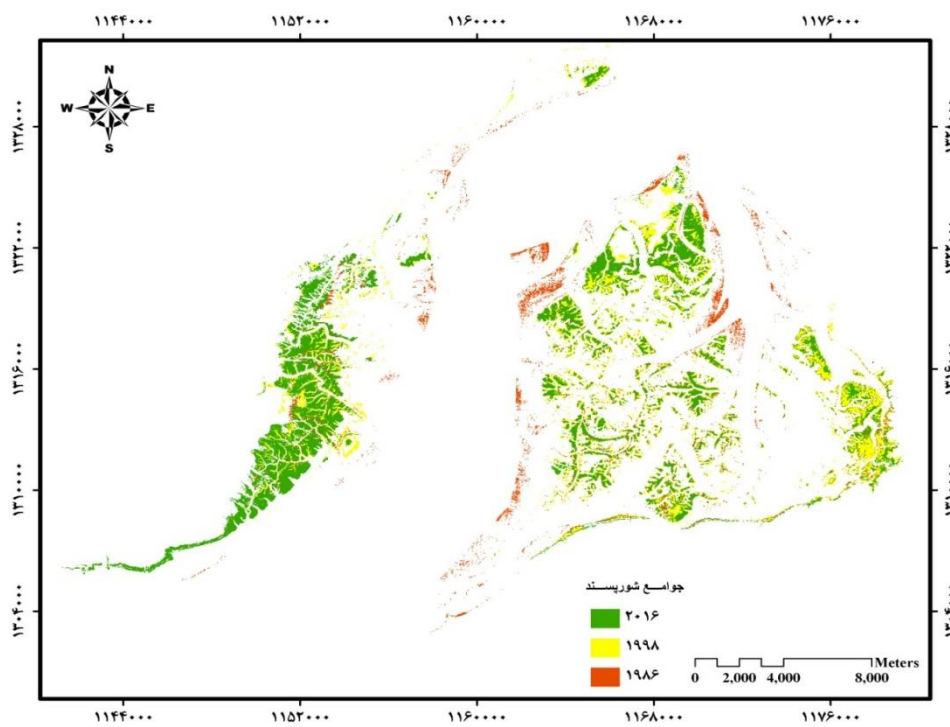
نتایج بررسی رابطه میان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند و تغییرات مقادیر SPI

بررسی رابطه میان دو متغیر متوسط وسعت مانگروها و تغییرات مقادیر SPI در فواصل زمانی ۳ ساله نشان داد که همبستگی بالایی میان این دو متغیر وجود دارد. بر اساس نتایج بدست آمده، مقدار ضریب همبستگی میان این دو متغیر در ذخیره‌گاه حرا برابر با $۰/۸۸$ بود و مقدار آماره P بیشتر از $۰/۰۰۰۴$ نبود. در واقع این نتایج نشان‌دهنده رابطه قوی میان تغییرات مقادیر بارندگی و تغییرات رخ داده در وسعت مانگروها در طول زمان است (رابطه

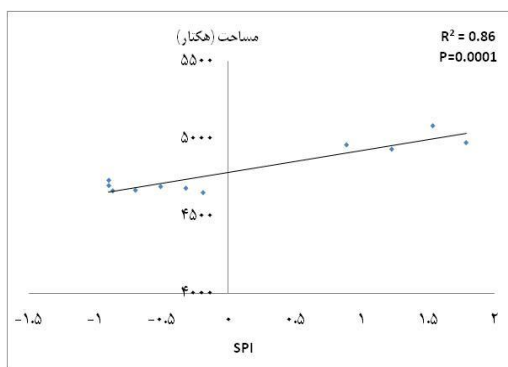
و مقادیر SPI در طول دوره ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ سبب شده با ۰/۸۶ بدست آید و مقدار آماره P نیز برابر با ۰/۰۰۰۱ بود تا در ذخیره گاه حرا، مقدار ضریب همبستگی میان دو متغیر برابر (شکل ۵).



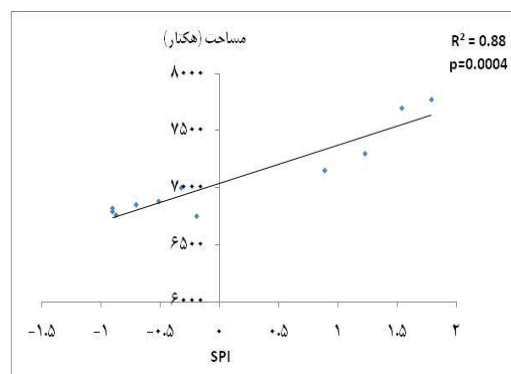
شکل (۲): تغییرات گستره مانگروهای ذخیره گاه حرا در دوره زمانی ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶



شکل (۳): تغییرات گستره جوامع شورپسند در ذخیره گاه حرا در دوره زمانی ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶



شکل (۵): رابطه میان تغییرات وسعت جوامع شورپسند و مقادیر SPI در ذخیره‌گاه حرا قشم



شکل (۴): رابطه میان تغییرات وسعت مانگروها و مقادیر SPI در ذخیره‌گاه حرا قشم

بحث و نتیجه‌گیری

(صمدی بروجنی و ابراهیمی، ۱۳۸۷). نتیجه این مطالعه در معرفی سال ۱۹۹۸ به عنوان نقطه اصلی تغییر روند وقوع خشکسالی‌ها و مقادیر بارندگی، مشابه با نتایج تحقیقاتی است که در آن وقوع خشکسالی وسیع، شدید و متوالی از سال ۱۹۹۸ در ایران را نتیجه همزمانی، تأثیرگذاری و استمرار قوی‌ترین لاینیای نیم قرن اخیر بیان نموده‌اند (Barlow et al., 2002). در تحقیق مشابه انجام شده در استرالیا، سال ۱۹۹۰ به عنوان مهم‌ترین نقطه تغییر در سری زمانی ۳۲ مقادیر بارندگی (۱۹۷۲ تا ۲۰۰۴) در خلیج مورتون تعیین شد و وقوع خشکسالی در فاصله زمانی ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۳ را ناشی از فعالیت پدیده ال نینو بیان نمودند (Eslami-Andargoli et al., 2009).

نتایج بررسی تغییرات وسعت رویشگاه‌های مانگرو و جوامع گیاهی شورپسند ایران نشان داد که مقادیر وسعت و میانگین تغییرات وسعت سالانه این پوشش‌های گیاهی در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ و به دنبال وقوع خشکسالی‌های طولانی مدت به میزان قابل توجهی کاهش یافته است؛ چنانکه در کلیه رویشگاه‌ها متوسط تغییر وسعت سالانه از مقادیر مثبت در دوره پیش از ۱۹۹۸ به مقادیر منفی پس از این مقطع زمانی تغییر یافته است. مطالعات انجام شده در سایر نقاط جهان نیز نشان داده که کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی می‌تواند یکی از مهم‌ترین عوامل موثر در کاهش مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها باشد که به طور عمده ناشی از افزایش شوری بسیار زیاد اراضی رو به خشکی در بالادست مانگروها است (Feild, 1995; Ellison, 2000; Eslami-Andargoli et al., 2009; Armitage et al., 2015). در واقع سایر دانشمندان جهان نیز در تحقیقات مشابه خود بیان نموده‌اند که به دلیل وجود همبستگی بسیار زیاد بین شرایط رویشگاهی مانگروها

و تحلیل تغییرات ایجاد شده در موقعیت و گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند و بررسی رابطه آن با وقوع خشکسالی می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را در مورد آثار نامطلوب ناشی از تغییر اقلیم بر این اکوسیستم‌ها و میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها ارائه دهد. در واقع، بررسی رابطه میان وقوع خشکسالی‌ها و تغییرات ایجاد شده در گستره پوشش‌های گیاهی اکوسیستم‌های تالابی می‌تواند نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های حفاظت و توسعه تالاب‌ها داشته باشد (Eslami-Andargoli et al., 2009; Saintilan et al., 2014; Alongi et al., 2015). بنابراین، در این مطالعه نیز تأثیر وقوع خشکسالی‌های بلند مدت بر پوشش‌های گیاهی مانگرو و جوامع گیاهی شورپسند موجود در ذخیره‌گاه حرای قشم مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نشان داد که مطابق با روند تغییرات مقادیر SPI و بارندگی سالانه، مقطع زمانی ۱۹۹۸ نقطه تغییر اصلی در مقادیر بارندگی سالانه در سطح منطقه مورد مطالعه است. با توجه به کاهش قابل توجه در مقادیر بارندگی سالانه از مقطع زمانی ۱۹۹۸ تاکنون ($P < 0.01$)، شدت و طول مدت خشکسالی‌ها در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ به مقدار قابل توجهی افزایش یافته است. بر اساس مطالعات موجود، کاهش قابل توجه در مقادیر بارندگی سالانه در این دوره زمانی می‌تواند ناشی از فعالیت سیستم پرفشار جنب حاره‌ای و به دنبال آن کاهش بارندگی در سالیان اخیر باشد (Halabian and Shabankari, 2010)؛ چنان که سیستم پرفشار جنب حاره‌ای از نفوذ هرگونه سیستم باران‌زا و صعود هوای مرطوب مستقر بر روی خلیج فارس و دریای عمان جلوگیری نموده و سبب وقوع خشکسالی‌های شدید تا بسیار شدید در این مناطق می‌شود

بالادستی و تاثیر آن بر میزان رسوب‌گذاری ساحلی، بر میزان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند واقع سواحل خلیج فارس اثرگذار هستند. نتایج این مطالعه نشان داد که وسعت مانگروهای ذخیره‌گاه حرا در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ دارای روند افزایشی بوده که مخالف با نتیجه مطالعات قبلی است که بیانگر افزایشی بودن روند توسعه وسعت مانگروهای ذخیره‌گاه حرا بین سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۹ است (خورانی و همکاران، ۱۳۹۴). همچنین نتایج این مطالعه نشان داد که همبستگی بالایی میان تغییرات وسعت مانگروها و تغییرات الگوی بارندگی و وقوع خشکسالی‌ها بر قرار است در حالی که سایر مطالعات موجود، عدم وجود ارتباط معنی‌دار را میان تغییرات وسعت مانگروها و تغییرات مقادیر بارندگی بیان نموده اند (خورانی و همکاران، ۱۳۹۴). یکی از نقاط قوت این مطالعه بکارگیری همزمان سری زمانی مقادیر SPI و بارندگی سالانه در تعیین نقطه شکست تغییر در مقادیر بارندگی و روند وقوع خشکسالی است. این در حالی است که در سایر مطالعات مشابه انجام شده، سری زمانی مورد نظر به صورت دلخواه و بدون انجام بررسی‌های دقیق به دوره‌های زمانی ۱۰ ساله تقسیم شده (Wilton, 2002) و یا آنکه تعیین مهم‌ترین نقطه تغییر در الگوی بارندگی تنها بر اساس مقادیر بارندگی سالانه و بدون بررسی روند و تغییرات بلند مدت وقوع خشکسالی‌ها انجام شده است (Eslami-Andargoli et al., 2009). همچنین در این مطالعه برای اولین بار با بررسی الگوی توزیع مکانی و روند تغییرات مقادیر SPI در سطح زیرحوزه‌های آبخیز بالادستی و نواحی ساحلی در برگیرنده مانگروها، اقدام به بررسی دقیق‌تر رابطه میان کاهش مقادیر بارندگی و روند و شدت وقوع خشکسالی‌ها با تغییرات وسعت مانگروها شد. در نهایت، با توجه به این که مانگروهای مورد مطالعه در مجاورت بندرعباس، بزرگترین بندر کشور قرار گرفته است و از این جهت در معرض حجم بالایی از آلاینده‌های شهری و صنعتی قرار دارد بنابراین، پیشنهاد می‌شود که در مطالعات تاثیر این آلاینده‌ها بر رویشگاه‌های مانگرو بررسی گردد.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از تمامی افرادی که یاری‌گر ما در انجام این پژوهش بودند تشکر و قدردانی می‌نمایم.

و الگوی بارندگی در طی زمان، هر گونه تغییر در مقادیر بارندگی و جریانات آبی سطحی و وقوع خشکسالی می‌تواند از طریق تغییر مستقیم در مقدار مواد غذایی و رسوبات ورودی به بستر مانگروها، تاثیر قابل توجهی بر رویش، ساختار و نحوه توزیع مکانی مانگروها داشته باشد (Snedaker, 1995; Ellison, 2000). همچنین مطالعات مختلف بیان نموده‌اند که عوامل ایجاد تغییر در روند توزیع رسوب در محیط ساحلی در اثر ایجاد تاسیسات و سازه‌ها، بهره‌برداری بیش از حد از مانگروها جهت مصارف سوختی و یا چرای دام‌ها، توسعه آبی‌پروری، آلاینده‌ها و آثار اقلیمی مانند بالا آمدن سطح آب دریا نیز از عوامل اصلی اثرگذار در روند کاهش وسعت جنگل‌های مانگرو جهان هستند (Gilman et al., 2007; Ellison and Zouh, 2012; Hai-Hoa et al., 2013; Tran Thi et al., 2014). در جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان و بویژه در مانگروهای رویشگاه‌های خمیر، قشم و تیاب نیز عوامل مختلفی مانند چرای دام، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح ساختمانی، توسعه آبی‌پروری، ساخت اسکله، ترابری دریایی و رفت و آمد شناورها در محدوده مانگروها، توسعه برخی صنایع و معدن‌کاری در پیرامون مانگروها و ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور و نیز آلودگی‌های نفتی می‌توانند نقش موثر در تخریب و وقوع پسروی این رویشگاه‌ها داشته باشند (Danekar et al., 2008; Mehrabian et al., 2009).

نتیجه بدست آمده مبنی بر انطباق بسیار زیاد میان تغییرات وسعت مانگروها و تغییرات شدت خشکسالی در این مطالعه مخالف با نتیجه حاصل از مطالعه انجام شده در استرالیا است که در آن تغییرات وسعت مانگروها در خلیج مورتون استرالیا با الگوی تغییرات مقادیر بارندگی در طول سواحل دارای انطباق کامل نیست (Eslami-Andargoli et al., 2009). مطالعات انجام شده دلیل عدم تشابه تغییرات وسعت رویشگاه‌های مانگرو با تغییرات الگوی بارندگی یکسان را در برخی از رویشگاه‌ها به دلیل با تفاوت موجود در سایر شرایط رویشگاهی مانند مورفولوژی تالاب، ترکیب رسوبی زیستگاه و نیز فاکتورهای کلی‌تری مانند سطح آب دریا و محدوده جزر و مدی معرفی نموده اند (Eslami-Andargoli et al., 2009). بدون شک، عوامل محیطی دیگری مانند فعالیت‌های انسانی، ویژگی‌های ژئومورفولوژیک محلی و دینامیک‌های هیدرولوژیک آب سطحی و زیر زمینی و نیز وضعیت زمین شناختی اراضی خشکی

یادداشت‌ها

2. Cumulative sum

1. Change Point Analyzer

فهرست منابع

- خورانی، ا.؛ بی‌نیاز، م. و امیری، ح. ۱۳۹۴. تغییرات سطح جنگل‌های حرا با توجه به نوسانات اقلیمی (مطالعه موردی: جنگل‌های بین بندر خمیر و قشم). مجله بوم‌شناسی آریزان، ۵ (۲): ۱۰۰-۱۱۱.
- دانه کار، ا.؛ محمودی، ب. و هاشمی، ا. ۱۳۸۵. طرح مدیریت و توسعه جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان، اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان، ۲۰۰ ص.
- سراج‌الدین، ف. ۱۳۹۰. بررسی تأثیر نوسانات عناصر اقلیمی بر مساحت جنگل‌های حرای ایران (مورد مطالعه: خلیج گواتر). پایان‌نامه کارشناسی ارشد در جغرافیای طبیعی گرایش اقلیم‌شناسی در برنامه‌ریزی محیطی. دانشگاه سیستان و بلوچستان. ۱۱۰ ص.
- صفیاری، ش. ۱۳۸۱. جنگل‌های مانگرو (قسمت دوم) - جنگل‌های مانگرو ایران. انتشارات موسسه تحقیقات جنگل‌ها، ۳۴۵ ص.
- صمدی بروجنی، ح. و ابراهیمی، ع. ۱۳۸۷. پیامدهای خشکسالی و راه‌های مقابله با آن (در استان چهارمحال و بختیاری). مرکز تحقیقات منابع آب، دانشگاه شهرکرد، ۴۶۰ صفحه.
- Alongi, D. M. 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, 1(1): 30-39.
- Armitage, A. R.; Highfield, W. E.; Brody, S. D. & Louchouart, P. 2015. The contribution of mangrove expansion to salt marsh loss on the Texas Gulf Coast. *PloS one*. 10(5): e0125404.
- Barlow, M.; Cullen, H. & Lyon, B. 2002. Drought in central and southwest Asia: La Nina, the warm pool, and Indian Ocean precipitation. *Journal of climate*. 15(7): 697-700.
- Ruiz-Luna, A. & Berlanga-Robles, C. A. 2002. Land use mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal of Coastal Research*. 514-522.
- Bird, M.; Chua, S.; Fifield, L. K.; The, T. S. & Lai, J. 2004. Evolution of the Sungei Buloh-Kranji Mangrove Coast, Singapore," *Applied Geography*. 3: 181-198.
- Buishard, T. 1984. Tests for detecting a shift in the mean of hydrological time series, *Journal of Hydrology*. 58: 51-69.
- Chelani, A. B. 2011. Change detection using CUSUM and modified CUSUM method in air pollutant concentrations at traffic site in Delhi. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 25(6): 827-834.
- Chmura, G. L.; Anisfeld, S. C.; Cahoon, D. R. & Lynch, J. C. 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global biogeochemical cycles*. 17(4).
- Chowdhury, R. K. & Beecham, S. 2010. Australian rainfall trends and their relation to the southern oscillation index. *Hydrological Processes*. 24(4): 504-514.
- Chu, H. J.; Pan, T. Y. & Liou, J. J. 2012. Change-point detection of long-duration extreme precipitation and the effect on hydrologic design: a case study of south Taiwan. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. 26(8): 1123-1130.
- Clarke, P. J. & Allaway, W. G. 1993. The regeneration niche of the grey mangrove (*Avicennia marina*): effects of salinity, light and sediment factors on establishment, growth and survival in the field. *Oecologia*. 93(4): 548-556.
- Dale, P.; Eslami-Andargoli, L. & Knight, J. 2013. The impact of encroachment of mangroves into saltmarshes on saltwater mosquito habitats. *Journal of Vector Ecology*. 38(2): 330-338.
- Danehkar, A.; Hasheni, A.; Varasteh, R.; Fadakar, S. & Sharifipour, R. 2008. The spatial analysis of environmental sensitivity of coastal areas in Hormozgan province. The department of the environment, Hormozgan province. 180p.
- Davenport, M. L. & Nicholson, S. E. 1993. On the relation between rainfall and the Normalized Difference

- Vegetation Index for diverse vegetation types in East Africa. *International Journal of Remote Sensing*. 14(12): 2369-2389.
- Donato, D. C.; Kauffman, J. B.; Murdiyarso, D.; Kurnianto, S.; Stidham, M & Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*. 4(5): 293-297.
- Ellison, A. M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough?. *Restoration Ecology*. 8(3): 219-229.
- Ellison, J. C. & Zouh, I. 2012. Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. *Biology*. 1: 617-638.
- Eslami-Andargoli, L.; Dale, P. E. R.; Sipe, N & Chaseling, J. 2009. Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 85(2): 292-298.
- Field, C. D. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. In *Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystems*, Springer Netherlands. pp. 75-81.
- Filho, P.; Martins, E. & Da Costa, F. 2006. Using Mangroves as a Geological Indicator of Coastal Changes in the Braganca Macrotidal Flat, Brazilian Amazon: A Remote Sensing Data Approach, *Ocean and Coastal Management*. 7-8: 462-475.
- Gilman, E. L.; Ellison, J.; Duke, N. C. & Field, C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*. 89(2): 237-250.
- Giri, C. 2016. Observation and Monitoring of Mangrove Forests Using Remote Sensing: Opportunities and Challenges.
- Giri, C.; Pengra, B.; Zhu, Z.; Singh, A. & Tieszen, L. L. 2007. Monitoring Mangrove Forest Dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India Using Multi-Temporal Satellite Data from 1973 to 2000," *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 1-2: 91-100.
- Hai-Hoa, N.; McAlpine, C.; Pullar, D.; Johansen, K. & Duke, N.C. 2013. The relationship of spatial-temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam, *Ocean Coast. Manage.* 76: 12-22.
- Halabian, A. H. & shabankari M. 2010. Synoptic analysis of relationship between subtropical high pressure at 600 hPa level and daily precipitation in Iran. *Geographical Research*. 25(2): 47-82.
- Hubert, P.; Carbonnel, J. P. & Chaouche, A. 1989. Segmentation des séries hydrométéorologiques—application à des séries de précipitations et de débits de l'Afrique de l'ouest. *Journal of hydrology*. 110(3): 349-367.
- Lee, A. F. & Heghinian, S. M. 1977. A Shift Of The Mean Level In A Sequence Of Independent Normal Random Variables-A Bayesian Approach- *Technometrics*. 19(4): 503-506.
- Maftei, C.; Bărbulescu, A. C. & Buta, D. T. 2012. Statistical analysis of precipitation time series in Dobrudja region. *MAUSAM*. 63(4): 553-564.
- Manson, F. J.; Loneragan, N. R.; Skilleter, G. A. & Phinn, S. R. 2005. An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. *Oceanography and marine biology*. 43, 483.
- Mcleod, E.; Chmura, G. L.; Bouillon, S.; Salm, R.; Björk, M.; Duarte, C. M. & Silliman, B. R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9(10): 552-560.
- Mehrabian, A.; Naqinezhad, A.; Mahiny, A. S.; Mostafavi, H.; Liaghati, H. & Kouchekzadeh, M. 2009. Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South-west Iran). *Journal of integrative plant biology*. 51(3): 251-260.
- Mitchell, J.M.; Dzerdzevskii, B.; Flohn, H.; Hofmeyr, W.L.; Lamb, H. H.; Rao, K.N. & Walle'n, C.C. 1966. *Climate Change*, World Meteorological Organization, Geneva. No. 195.TP.100.
- Nazemosadat, M. J.; Samani, N. & Barry, D. A. 2006. ENSO forcing on climate change in Iran: Precipitation analysis. *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction B: Engineering*, 30(ECOL-ARTICLE-2007-006). 555-565.

- Nguyen, H. H.; McAlpine, C.; Pullar, D.; Johansen, K. & Duke, N. C. 2013. The relationship of spatial-temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam. *Ocean and Coastal Management*. 76: 12-22.
- Nicholson, S. E. & Farrar, T.J. 1994. The influence of soil type on the relationships between NDVI, rainfall, and soil moisture in semiarid Botswana, I. NDVI response to rainfall. *Remote Sensing of the Environment*. 2: 107-121.
- Patterson, S.; McKee, K. L. & Mendelssohn, I. A. 1997. Effects of tidal inundation and predation on *Avicennia germinans* seedling establishment and survival in a sub-tropical mangal/salt marsh community. *Mangroves and Salt Marshes*. 1(2): 103-111.
- Pettitt, A. N. 1979. A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied statistics*, 126-135.
- Rogers, K.; Saintilan, N. & Heijnis, H. 2005. Mangrove encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria: the role of sedimentation, subsidence, and sea level rise. *Estuaries*. 28(4): 551-559.
- Rundquist, J.A. & Harrington, Jr. D.G. 2000. Goodin Mesoscale satellite bioclimatology Prof. Geogr., 52: 331-344.
- Saenger, P. & Bellan, M. F. 1995. The mangrove vegetation of the Atlantic coast of Africa: a review.
- Saintilan, N & Williams, R. J. 1999. Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*. 8(2): 117-124.
- Saintilan, N. & Wilton, K. 2001. Changes in the distribution of mangroves and saltmarshes in Jervis Bay, Australia. *Wetlands Ecology and Management*. 9(5): 409-420.
- Saintilan, N.; Wilson, N. C.; Rogers, K.; Rajkaran, A. & Krauss, K. W. 2014. Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. *Global change biology*. 20(1): 147-157.
- Snedaker, S. C. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. In *Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystems*, Springer Netherlands. pp. 43-49.
- Stevens, P. W.; Fox, S. L. & Montague, C. L. 2006. The interplay between mangroves and saltmarshes at the transition between temperate and subtropical climate in Florida. *Wetlands Ecology and Management*. 14(5): 435-444.
- Tamin, N. M.; Zakaria, R.; Hashim, R. & Yin, Y. 2011. Establishment of *Avicennia marina* mangroves on accreting coastline at Sungai Haji Dorani, Selangor, Malaysia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 94(4): 334-342.
- Tran Thi, V.; Tien Thi Xuan, A.; Phan Nguyen, H.; Dahdouh-Guebas, F.; & Koedam, N. 2014. Application of remote sensing and GIS for detection of long-term mangrove shoreline changes in Mui Ca Mau, Vietnam. *Biogeosciences*. 11(14): 3781-3795.
- UNEP-WCMC. 2006. In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, 33 pp.
- Vo, Q. T.; Oppelt, N.; Leinenkugel, P. & Kuenzer, C. 2013. Remote sensing in mapping mangrove ecosystems – An Object-Based Approach, *Remote Sens*. 5: 183-201.
- Wang, J.; Price, K.P. & Rich, P.M. 2001. Spatial patterns of NDVI in response to precipitation and temperature in the central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing*. 22(18): 3827- 3844.
- Wanless, H. R.; Parkinson, R. W. & Tedesco, L. P. 1994. Sea level control on stability of Everglades wetlands. *Everglades: The Ecosystem and Its Restoration*. St. Lucie Press, FL, USA. 199-223.
- Wilton, K.M. 2002. Coastal wetland habitat dynamics in selected New South Wales estuaries. Ph. D. Thesis, Australian Catholic University. Victoria, Australia. 329 pp.
- Wu, Y.; Falconer, R. A. & Struve, J. 2001. Mathematical modelling of tidal currents in mangrove forests. *Environmental Modelling and Software*. 16(1): 19-29.
- Zhang, P.; Cheng, H.; Edwards, R. L.; Chen, F.; Wang, Y.; Yang, X. & An, C. 2008. A test of climate, sun, and culture relationships from an 1810-year Chinese cave record. *Science*. 322(5903): 940-942.