



دانشگاه گنبد کاووس

نشریه "حفاظت زیست‌بوم گیاهان"

دوره ششم، شماره سیزدهم

<http://pec.gonbad.ac.ir>

بررسی تغییرات بلندمدت وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در رویشگاه‌های مانگرو ایران (مطالعه موردی: رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان)

داود مافی غلامی^{۱*}، معصومه بهارلویی^۲، بیت‌الله محمودی^۳

^۱استادیار گروه علوم جنگل، دانشکده‌ی منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد

^۲دانشجوی کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد

^۳استادیار گروه علوم جنگل، دانشکده‌ی منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد

تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۱۲/۱۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۲/۹

چکیده

اکوسیستم‌های مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها خدمات اکوسیستمی گوناگونی را ارائه می‌دهند که نقش مهمی در پایداری اکوسیستم ساحلی بر عهده دارد و بر هم خوردن تعادل میان این دو اکوسیستم سبب افت کیفیت این خدمات می‌شود. از این‌رو بررسی تغییرات بلندمدت رخ داده در گستره این دو اکوسیستم می‌تواند به ارائه راهکارهای لازم برای حفظ تعادل و خدمات اکوسیستمی آن‌ها کمک نماید. لذا هدف این مطالعه نیز بررسی تغییرات ایجادشده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان در یک دوره زمانی بلندمدت است. بدین منظور با تجزیه و تحلیل تصاویر ماهواره‌ای، گستره این دو نوع پوشش گیاهی در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ نقشه‌سازی شد و تغییرات آن طی زمان مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نشان داد که به علت کاهش قابل توجه در روند افزایش وسعت مانگروها در زون‌های رویشگاهی گوناگون، وسعت مانگروهای استان طی دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) تنها به میزان ۱۷ هکتار افزایش یافته است و در همین دوره، جوامع گیاهی شورپسند دارای افزایش وسعت قابل ملاحظه‌ای بوده‌اند (در حدود ۹۲۷۰ هکتار). در واقع می‌توان گفت که عوامل محیطی گوناگونی مانند تغییرات اقلیمی، ژئومورفولوژی و هیدرولوژی محلی و نیز فعالیت‌های انسانی سبب محدودسازی روند توسعه مانگروها، ایجاد شرایط مناسب برای توسعه جوامع گیاهی شورپسند و افزایش وسعت آن‌ها در رویشگاه‌های استان هرمزگان در طول این دوره شده است.

واژه‌های کلیدی: اکوسیستم‌های ساحلی، پایش زمانی و مکانی، GIS، RS

*نویسنده مسئول: d.mafigholami@nres.sku.ac.ir

مقدمه

به طور کلی، مجموعه خدمات اکوسیستمی فراهم شده توسط مجموعه پوشش های گیاهی مانگرو و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن ها با چگونگی تغییرات رخ داده در ساختار و عملکرد این اکوسیستم ها 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 آن ها اثرگذار 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 می شود (Patterson et al., 1997). در این فرآیند، جوامع گیاهی شورپسند با جذب مواد مغذی از پهنه های گلی با گونه های مانگرو و نهال های آن ها به رقابت می پردازند (Patterson et al., 1997). بر اساس مطالعات موجود، عوامل اثرگذار بر فعل و انفعالات میان مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن ها در مقیاس محلی شامل هیدروپریود، شوری، خصوصیات رسوب و علفخواری است (Clarke and Allaway, 1993; Patterson et al., 1997; Rogers et al., 2005; Stevens et al., 2006) و در مقیاس منطقه ای نیز عواملی مانند تغییرات در الگوی بارندگی، افزایش در سطح مواد غذایی و میزان رسوب گذاری، بازکاشت پهنه های آشفته شده و تغییر در رژیم های جزر و مدی و بالا آمدن سطح آب دریا بر چگونگی نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن ها اثرگذار است (Wanless et al. 1994; Saintilan and 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 گونه های شورپسند مجاور آن ها می گردد (Saenger, 1995; Saintilan and Wilton, 2001) و از سوی دیگر کاهش بارندگی و وقوع خشک سالی از طریق افزایش تبخیر و ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زندهمانی نهال ها و کاهش تنوع زیستی و توان رقابت مانگروها می تواند منجر به مرگومیر کاهش وسعت مانگروها و افزایش وسعت گونه های شورپسند موجود در محیط رشد مانگروها گردد (Lovelock and Ellison, 2007; Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009; Saintilan et al., 2015).

توسعه و نفوذ مانگروها به درون جوامع گیاهی شورپسند و یا کاهش وسعت مانگروها و غلبه گونه های شورپسند مجاور آن ها، درواقع بیانگر از بین رفتن تعادل میان این دو اکوسیستم است که نتیجه آن، کاهش و یا از بین رفتن خدمات اکوسیستمی فراهم شده توسط آن ها و در برخی موارد سبب رشد و توسعه عوامل بیماری زایی می گردد که سلامتی جوامع انسانی مجاور این رویشگاه ها را به مخاطره می اندازد (Dale et al., 2013). از این رو انجام برنامه ریزی و فراهم آوردن ابزارهای مناسب برای جلوگیری از پیامدهای نامطلوب ناشی از تغییرات رخ داده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی

شورپسند امری اجتناب‌ناپذیر است (Allen et al., 2003). دستیابی به هدف فوق درگرو آگاهی و اطلاعات کافی و دقیق درباره روند تغییرات ایجادشده در گستره این اکوسیستم‌ها در طول زمان است (Eslami-Andargoli et al., 2009; Dale et al., 2013). درواقع بررسی تغییرات ایجادشده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها در طول زمان، سازمان‌ها و مدیران متولی قادر به انتخاب گزینه‌های سازگار مناسب و راه‌کارهایی خواهد نمود که نقش مهمی در کارایی و موفقیت برنامه‌های حفاظت و توسعه این اکوسیستم‌ها خواهد داشت (Eslami-Andargoli et al., 2009). به دلیل اهمیت این موضوع، تاکنون مطالعات مختلفی در سطح جهان و ایران درزمینه پایش تغییرات رخ داده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها صورت گرفته است. در مطالعه انجام‌شده توسط سینتیلان و ویلتون (Saintilan and Wilton, 2001)، نتایج نشان داد که در خلیج جرویس استرالیا در طول یک دوره زمانی ۵۵ ساله 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 گیاه‌های شورپسند و کاهش وسعت آن‌ها بوده است. در مطالعه انجام‌شده توسط آرمیتیج و همکاران (Armitage et al., 2015) بررسی تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در سواحل خلیج نگزاس در ایالات متحده نشان داد 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 آن کاسته شده است. در این مطالعه عواملی مانند بالا آمدن سطح آب دریا و کاهش حجم آب شیرین ورودی به محیط ساحلی به عنوان مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تغییرات وسعت این اکوسیستم‌ها معرفی شده‌اند. اسلامی اندارگلی و همکاران (Eslami-Andargoli et al., 2009) اقدام به 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 نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که رابطه معکوسی میان نرخ تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۰ وجود داشت به طوری که با مثبت بودن نرخ تغییرات وسعت مانگروها، نرخ تغییرات وسعت جوامع گیاهی شورپسند دارای مقداری منفی بود. همانند سایر نقاط جهان، در ایران نیز مطالعاتی درزمینه تغییرات وسعت مانگروها در رویشگاه‌های مختلف انجام شده است. سراج‌الدین و همکاران (۱۳۹۱) در مطالعه‌ای به بررسی تأثیر نوسانات عناصر اقلیمی بر مساحت جنگل‌های حرا ایران در خلیج گواتر پرداخته است. نتایج نشان داد که وضعیت کمی جنگل‌های حرای خلیج گواتر طی دوره آماری مورد بررسی (۱۳۶۶-۱۳۸۷) دارای سیر صعودی هستند و وسعت جنگل‌ها از ۲۸۴ هکتار در سال ۱۳۶۶ به ۶۰۷ هکتار در سال ۱۳۸۷ افزایش یافته است. خورانی و همکاران

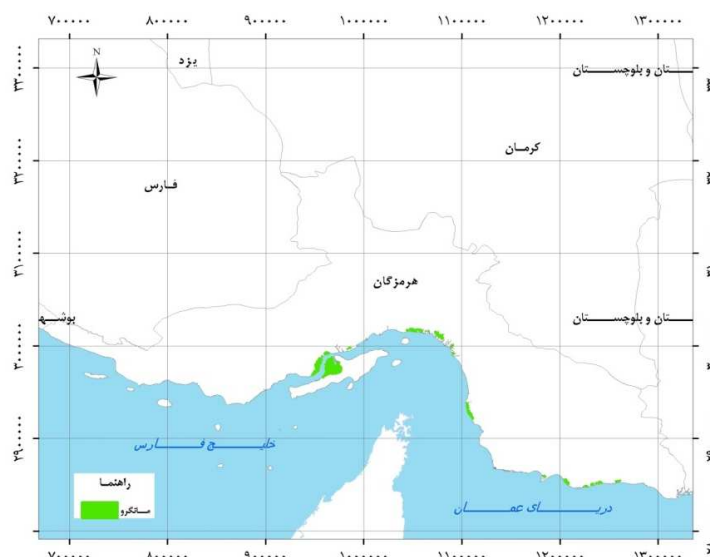
(۱۳۹۵) اقدام به بررسی تغییرات سطح جنگل‌های حرا با توجه به نوسانات اقلیمی در زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که سطح پوشش جنگل‌های حرا بین سال‌های ۱۹۸۴ تا ۱۹۹۸ دارای روند افزایشی (با مقدار متوسط افزایش وسعت برابر با ۳۳/۹۲ هکتار در سال) و بین سال‌های ۱۹۹۸ تا ۲۰۰۱ دارای روند کاهشی (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. صالحی پور و لک (۱۳۹۳) اقدام به بررسی تغییرات وسعت مانگروهای ایران در بازه زمانی ۳۵ ساله ۱۹۷۳ تا ۲۰۰۸ نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که کلیه رویشگاه‌های مانگرو کشور در طول دوره زمانی موردنظر دارای روند افزایش وسعت بودند. بر اساس نتایج این مطالعه کلیه رویشگاه‌های مانگرو ایران در دوره زمانی ۱۹۷۵ تا ۱۹۸۹ دارای روند افزایش وسعت بوده و تنها از وسعت زون رویشگاهی جاسک در همین دوره زمانی کاسته شده است و مانگروهای زون‌های رویشگاهی قشم و تیاب نیز دارای بیشترین میزان افزایش وسعت در میان کلیه زون‌های رویشگاهی مانگرو کشور در همین دوره زمانی بوده‌اند. نتایج همچنین نشان داد که میزان افزایش وسعت مانگروهای ایران از ۱۹۸۹ تا ۲۰۰۰ بسیار کاهش یافته و مجموعاً ۳/۵ درصد بر وسعت مانگروهای کشور افزوده شده است. در نهایت، وسعت کلیه رویشگاه‌های مانگرو کشور تا سال ۲۰۰۸ دارای روند افزایشی بود؛ چنانکه وسعت مانگروهای کشور از سال ۱۹۷۵ تا ۲۰۰۸ به میزان ۳۷/۸ درصد افزایش یافته است. در مطالعه انجام شده توسط بذرافشان و همکاران (۱۳۹۵) تأثیر رواناب و رسوب حوزه آبخیز بالادست بر تغییرات وسعت جنگل‌های مانگرو گابریگ در استان هرمزگان مورد بررسی قرار گرفت. بر اساس نتایج این مطالعه، تغییرات تاج پوشش در دوره زمانی موردنظر دارای روندهای افزایشی و کاهشی و تغییرات مساحت دارای روند افزایشی بود، چنان‌که مقدار متوسط افزایش وسعت مانگروهای گابریگ-جاسک در دوره زمانی ۷ ساله برابر با ۰/۲۲ هکتار در سال به دست آمد.

علی‌رغم انجام بررسی‌های مختلف در نقاط مختلف جهان در زمینه تغییرات رخ داده در گستره و جایگزینی مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در طول زمان با یکدیگر، تاکنون در ایران مطالعه‌ای در زمینه تغییرات هم‌زمان وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مجاور آن‌ها در رویشگاه‌های مختلف انجام نشده است. لذا هدف این مطالعه نیز بررسی تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان در طول یک دوره ۳۰ ساله است. همچنین جهت درک بهتر روند تغییرات ایجاد شده در گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند مورد مطالعه، دوره زمانی ۳۰ ساله به دو بازه زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ (به عنوان سال میانی دوره زمانی مورد مطالعه) تقسیم شد و مقدار متوسط تغییرات وسعت این دو نوع پوشش گیاهی در این دو دوره زمانی مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

جنگل‌های طبیعی مانگرو استان هرمزگان با وسعتی برابر با ۱۰۰۲۵/۵۵ هکتار (بیش از ۹۰ درصد جنگل‌های مانگرو ایران)، در محدوده جغرافیایی حدفاصل عرض شمالی ۳۴° ۱۳' تا ۲۵° در گابریک (شهرستان جاسک) تا ۲۲° ۰۶' طول شرقی در شهرستان بندرلنگه و در ۷ شهرستان جاسک، سیریک، میناب، بندرعباس، خمیر، قشم و بندرلنگه در رویشگاه‌های مختلف توسعه یافته‌اند (شکل ۱). جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان بیشترین وسعت این اجتماعات را در کشور و نیز در کل حوزه خلیج فارس و آب‌های منطقه راپمی دارا بوده و متشکل از دو گونه حرا (*Avicennia marina* (Forsk)) و چنل (*Rhizophora mucronata*) هستند. در گستره یادشده توده‌های طبیعی به‌جز رویشگاه سیریک تماماً از اجتماعات خالص، نامنظم و ناهمسال درختان حرا پوشیده شده است و تنها در رویشگاه سیریک (خور آذینی) درختان چنل به‌صورت آمیخته با درختان حرا مشاهده می‌شود. در این رویشگاه‌ها، گونه مانگرو با جوامع گیاهی هالوفیت یا شورپسند متعلق به تیره *Chenopodiaceae* از سه گونه *Halochneum strobilaceum*، *Suaeda vermiculata* و *Halopeplis perfoliata* همراه است که در برخی از رویشگاه‌ها مانند زون رویشگاهی قشم، این گونه‌های شورپسند از وسعت بیشتری برخوردارند (دانه‌کار و همکاران، ۱۳۸۵). در این مطالعه بر اساس نواحی تحت پوشش تصاویر ماهواره‌ای و نیز به‌منظور بررسی دقیق تغییرات گستره مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند، حوزه‌های رویشگاهی موردبررسی به ۵ زون (خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک) تقسیم‌بندی شدند و میزان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند آن‌ها موردبررسی قرار گرفت.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی مانگروهای استان هرمزگان

پردازش تصاویر ماهواره‌ای: در این مطالعه برای پایش تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در زون‌های رویشگاهی خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک) در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶)، از تعداد ۱۲ تصویر ماهواره لندست مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ استفاده شد که برای پوشش رویشگاه‌های جاسک، تیاب، سیریک، خمیر و قشم به ترتیب دارای ردیف و گذر ۱۵۸/۰۴۲، ۱۵۹/۰۴۱، ۱۵۹/۰۴۲ و ۱۶۰/۰۴۱ بودند. برای بررسی نقشه‌سازی دقیق‌تر از تصاویری استفاده گردید که ضمن اینکه 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 ثبت‌شده توسط بخش آب‌نگاری سازمان نقشه‌برداری کشور تصاویری انتخاب گردید که دارای تراز امواج یکسان و یا تفاوت ارتفاع 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 که در این مورد از نقاط کنترل زمین و نقشه توپوگرافی استان در مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ استفاده شد. برای انجام طبقه‌بندی دقیق‌تر و به‌منظور تعیین حد نهایی ناحیه انتقالی رویشگاه‌های مانگرو و گونه‌های شورپسند با زیستگاه‌های بالاتر موجود در خشکی، مطابق با روش بکار رفته توسط Armitage و همکاران (۲۰۱۵)

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.

به طور کلی در میان روش های مختلف طبقه بندی تصاویر ماهواره ای، روش طبقه بندی حداکثر احتمال به عنوان یکی از کارآمدترین روش ها در استخراج پوشش گیاهی تالاب ها از تصاویر ماهواره ای با قدرت تفکیک مکانی متوسط همانند تصاویر لندست است (Held et al., 2003; Giri et al., 2007; Nguyen et al., 2013; Armitage et al., 2015). در این مطالعه نیز از روش طبقه بندی نظارت شده حداکثر احتمال برای طبقه بندی تصاویر و استخراج پوشش گیاهی مانگروها و گونه های شورپسند استفاده شد. به منظور بازسازی تصاویر و کمک به انجام دقیق تر طبقه بندی و جداسازی پوشش گیاهی از نواحی آبی و خشکی های پیرامون از شاخص گیاهی NDVI که یکی از بهترین و پرکاربردترین شاخص های مورد استفاده برای شناسایی سریع و ساده پوشش گیاهی سبز از سایر مناطق است، استفاده گردید (Seto and Fragkias, 2007; 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، طبقه بندی نظارت شده برای نقشه سازی پوشش گیاهی در تمامی تصاویر انجام شد. همچنین برای تفکیک بهتر مانگروهای حاشیه ای و گونه های شورپسند هم مرز با مانگروها و افزایش دقت کلی طبقه بندی، با انجام تفسیر چشمی تصاویر در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰ و تخصص تیم هدایت کننده پژوهش، مرزهای دو پوشش گیاهی مورد نظر با انجام رقومی سازی دستی در محیط نرم افزار ArcGIS 10 استخراج شد. بررسی های گوناگون نشان داده که انجام رقومی سازی دستی یکی از بهترین راهکارهای موجود برای استخراج مرزهای مانگروهای حاشیه ای و پوشش های گیاهی دارای اشتراک مرزی با مانگروها به هنگام استفاده از تصاویر ماهواره ای با قدرت تفکیک متوسط است (Eslami-Andargoli et al., 2009; Ellison and Zouh, 2012; Nguyen et al., 2013; Armitage et al., 2015). در نهایت، مرز استخراج شده برای تعیین دقیق تر گستره مانگروها و گونه های شورپسند مورد استفاده قرار گرفت. جهت حذف پیکسل های منفرد و یا نویزهای موجود در نقشه های حاصل از طبقه بندی، فرآیند فیلترینگ مورد استفاده قرار گرفت و نقشه های به دست آمده به عنوان پوشش نهایی مورد صحت سنجی قرار گرفت.

برای انجام صحت سنجی نقشه های حاصل از طبقه بندی تصاویر سال ۲۰۱۶، تعداد ۳۰۰ نمونه زمینی با ابعاد ۳۰×۳۰ متر (۹۰۰ مترمربع) در سال ۲۰۱۶ از سطح و نیز مرزهای مشترک مانگروها و گونه های شورپسند برداشت شد. همچنین، برای صحت سنجی نقشه های حاصل از تصاویر مربوط به سال های ۱۳۷۲ و ۱۳۸۰ استفاده شد. مطابق با مطالعه انجام شده توسط ناگین و همکاران (Nguyen et al., 2013) و

اسلامی اندارگلی و همکاران (Eslami-Andargoli et al., 2009)، 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 تهیه‌شده، محاسبه شد. پس از تهیه نقشه‌های نهایی گستره مانگروها و گونه‌های شورپسند و با استفاده از توابع موجود در نرم افزار ArcGIS 10، مساحت هر یک از دو نوع پوشش گیاهی در سطح هر یک از زون‌های رویشگاهی در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ محاسبه شد و پس از آن، مقدار متوسط تغییر وسعت پوشش‌ها در هر یک از زون‌های رویشگاهی مختلف در دو دوره زمانی ۱۹۸۶ تا ۲۰۰۰ و ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ محاسبه شد و مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج

نتایج صحت سنجی: ارزیابی دقت تصاویر طبقه‌بندی شده با استفاده از نرم افزار Idrisi و تشکیل ماتریس خطای طبقه‌بندی نشان داد که دقت کلی تمامی طبقه‌بندی‌های انجام شده بیشتر از ۹۲٪ بود و مقدار دقت کاربر و دقت 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. درواقع این نتایج نشان می‌دهد که تصاویر لندست از دقت قابل توجهی برای بررسی تغییرات وسعت پوشش‌های گیاهی تالاب‌ها در طول زمان برخوردار هستند.

تجزیه و تحلیل تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی: بر اساس نتایج به‌دست آمده، مانگروهای زون رویشگاهی خمیر در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ دارای تغییرات وسعت افزایشی و کاهشی در فواصل زمانی میان مقاطع ذکر شده بودند؛ در حالیکه وسعت جوامع شورپسند دارای روند افزایشی در سه مقطع زمانی ذکر شده است (جدول ۱). همان‌طور که جدول (۲) نشان می‌دهد مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروهای زون رویشگاهی خمیر در طول دوره ۳۰ ساله برابر با ۴/۶۴- هکتار در سال به‌دست آمده و در همین دوره، مقدار متوسط تغییرات وسعت جوامع شورپسند برابر با ۲۹/۶۲ هکتار در سال است. تفاضل میان مقادیر وسعت مانگروها در دو بازه زمانی ۱۹۸۶ تا ۲۰۰۰ و ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ به ترتیب برابر با ۱۶۷/۷۵ و ۳۰۶- هکتار بوده و برای جوامع شورپسند نیز به ترتیب برابر با ۲۸۸/۶۳ و ۶۰۰/۰۳ هکتار است (جدول ۱). این میزان تغییرات وسعت سبب شد تا مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها در زون رویشگاهی خمیر در دو دوره زمانی قبل و بعد از مقطع زمانی ۲۰۰۰ به ترتیب دارای مقادیر مثبت (افزایش وسعت) و منفی (کاهش وسعت) و

برای جوامع شورپسند دارای مقادیر مثبت (افزایش وسعت) در هر دو دوره زمانی باشد (جدول ۲ و شکل ۲).

نتایج بررسی تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون رویشگاهی قشم نشان داد که وسعت مانگروهای این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره قبل از آن به میزان قابل توجهی کاهش یافته است؛ چنانچه پس از افزایش ۵۳۸ هکتاری در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰، در حدود ۳۴۲ هکتار از وسعت این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ کاسته شده است و جوامع شورپسند نیز در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰ دارای افزایش وسعتی برابر با ۵۵۶/۲۹ هکتار بوده و در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ دارای ۱۱۶۱/۰۹ هکتار کاهش وسعت بوده‌اند (جدول ۱). بر اساس تغییرات وسعت در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰، مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها در این دو دوره به ترتیب برابر با ۳۸/۴۳ و ۲۱/۳۸- هکتار در سال است و مقدار متوسط تغییرات وسعت برای جوامع شورپسند نیز در دو دوره فوق به ترتیب برابر با ۳۹/۷۴ و ۷۲/۶- هکتار در سال به دست آمده است. برآیند تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) سبب شده تا تغییرات وسعت این دو نوع پوشش گیاهی به ترتیب برابر با ۶/۵۳ و ۲۰/۲- هکتار در سال به دست آید (جدول ۲ و شکل ۲).

همان‌طور که جدول (۱) نشان می‌دهد، مانگروها و جوامع شورپسند موجود در زون رویشگاهی تیاب در هر دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ دارای افزایش وسعت هستند. این افزایش وسعت در دو دوره زمانی سبب شده است تا وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ به ترتیب ۷۰۵ و ۲۱۶۹/۹ هکتار افزایش یافته است (جدول ۱، شکل ۲). نتایج همچنین نشان داد هر دو پوشش گیاهی مانگرو و جوامع شورپسند دارای مقادیر متوسط مثبت برای تغییرات وسعت در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ هستند (جدول ۲). وجود مقادیر متوسط مثبت در تمام طول دوره سبب شد تا مقدار متوسط تغییرات وسعت برای مانگروها و جوامع شورپسند در طول دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) به ترتیب برابر با ۲۳/۵۰ و ۷۲/۳۳- هکتار در سال به دست آید (جدول ۲). بر اساس نتایج به دست آمده، از وسعت مانگروهای زون رویشگاهی سیریک در دوره زمانی قبل از سال ۲۰۰۰ کاسته شده و در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ با افزایش بیش از دو برابری در وسعت همراه بوده است (جدول ۱). این در حالی است که وسعت جوامع شورپسند در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ افزایش یافته است (تا چندین برابر وسعت اولیه) (جدول ۱، شکل ۲). تفاضل میان مقادیر وسعت ابتدا و انتهای دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) در مانگروها و جوامع شورپسند به ترتیب برابر با ۴۳۷ و ۲۱۳۵/۲۶- هکتار به دست آمد که نشان‌دهنده افزایش قابل توجه وسعت انتهای دوره ۳۰ ساله به ابتدای آن هر دو نوع پوشش گیاهی در این زون رویشگاهی است (جدول ۱). این افزایش وسعت در طول دوره ۳۰ ساله سبب شد تا مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون

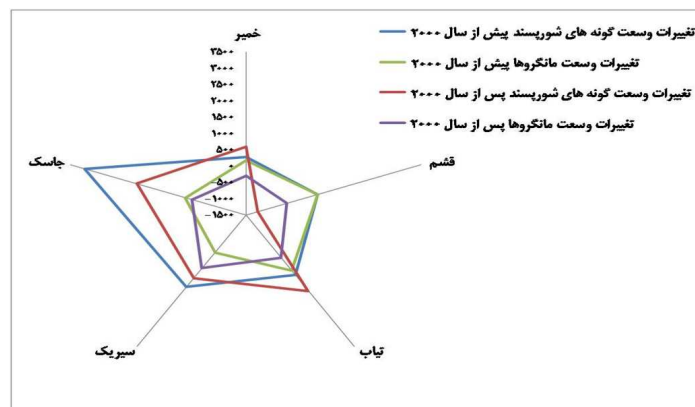
رویشگاهی سیریک به ترتیب برابر با ۱۴/۵۸ و ۷۰/۸۴ هکتار در سال به دست آید (جدول ۲). تجزیه و تحلیل تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون رویشگاهی جاسک نشان داد که هر دو نوع پوشش گیاهی موجود در این زون رویشگاهی دارای افزایش وسعت در هر دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ و نیز در تمام طول دوره ۳۰ ساله هستند (جدول ۱). درواقع نتایج نشان می‌دهد که در میان کلیه زون‌های رویشگاهی موردبررسی، جوامع شورپسند موجود در زون رویشگاهی جاسک دارای بیشترین مقادیر افزایش وسعت در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ هستند (جدول ۱، شکل ۲). بر این اساس، میزان افزایش وسعت مانگروها و جوامع شورپسند این زون رویشگاهی در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) به ترتیب برابر با ۲۶۰ و ۴۶۹۰ هکتار به دست آمد. همان‌طور که جدول (۲) نشان می‌دهد در زون رویشگاه جاسک، مقدار متوسط افزایش وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ به میزان قابل‌توجهی نسبت به دوره زمانی قبل از سال ۲۰۰۰ کاهش یافته است. به دلیل افزایش قایل توجه وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در دوره زمانی قبل از سال ۲۰۰۰، مقدار متوسط تغییرات وسعت برای این دو نوع پوشش گیاهی در طول دوره ۳۰ ساله به ترتیب برابر با ۸/۶ و ۱۵۶/۳۲ هکتار در سال به دست آید که نشان‌دهنده روند افزایشی وسعت این دو نوع پوشش گیاهی در زون رویشگاهی جاسک است. درنهایت نتایج نشان داد که با توجه به مجموع تغییرات رخ داده در وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در زون‌های رویشگاهی خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک، رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان دارای روند افزایشی در وسعت مانگروها و جوامع شورپسند مجاور آن‌ها است (شکل ۳). همان‌طور که شکل (۳) نشان می‌دهد، در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ تنها به میزان ۱۷ هکتار بر مجموع وسعت مانگروهای استان هرمزگان افزوده شده است و این در حالی است که وسعت جوامع شورپسند به میزان ۳۳۱۶ هکتار افزایش وسعت یافته است که نشان‌دهنده افزایش حدود ۲۹ درصدی وسعت جوامع شورپسند در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ است.

جدول ۱- تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی مورد مطالعه

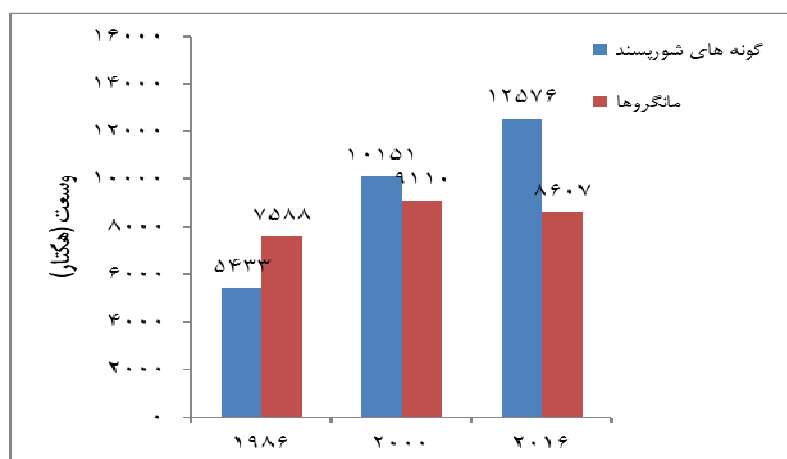
رویشگاه	وسعت در سال ۱۹۸۶ (هکتار)		وسعت در سال ۲۰۰۰ (هکتار)		وسعت در سال ۲۰۱۶ (هکتار)	
	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند
خمیر	۱۶۶۰/۶	۱۱۹۰/۱۶	۱۸۲۸/۳۵	۱۴۷۸/۷۹	۱۵۲۱/۳۶	۲۰۷۸/۸۲
قشم	۵۳۴۳/۷۵	۳۳۱۳/۴۴	۵۸۸۱/۷۷	۳۸۶۹/۷۳	۵۵۳۹/۶۸	۲۷۰۸/۶۴
تیاب	۲۷۹/۷۲	۴۱۵/۳۵	۸۷۴/۰۸	۱۱۹۳/۶۷	۹۸۴/۶	۲۵۸۵/۲۵
سیریک	۴۸۲/۳۱	۱۲۵/۵۵	۴۰۰/۱	۱۳۵۹/۶۳	۹۱۹/۶۲	۲۲۵۰/۸۱
جاسک	۳۰۳/۴۸	۵۱۴/۰۸	۵۲۵/۶۹	۳۶۰۸/۸۲	۵۶۱/۴۲	۵۲۰۳/۷۱

جدول ۲- مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها و جوامع شورپسند در زون‌های رویشگاهی مورد مطالعه

رویشگاه	مقدار متوسط تغییرات وسعت قبل از سال ۲۰۰۰ (هکتار)		مقدار متوسط تغییرات وسعت پس از سال ۲۰۰۰ (هکتار)		مقدار متوسط تغییرات در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) (هکتار)	
	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند	مانگرو	جوامع شورپسند
خمیر	۱۱/۹۸	۲۰/۶۲	-۱۹/۱۹	۳۷/۵۰	-۴/۶۴	۲۹/۶۲
قشم	۳۸/۴۳	۳۹/۷۴	-۲۱/۳۸	-۷۲/۶	۶/۵۳	-۲۰/۲
تیاب	۴۲/۴۵	۵۵/۵۹	۶/۹۱	۸۶/۹۷	۲۳/۵۰	۷۲/۳۳
سیریک	-۵/۸۷	۸۸/۱۵	۳۲/۴۷	۵۵/۷۰	۱۴/۵۸	۷۰/۸۴
جاسک	۱۵/۸۷	۲۲۱/۰۵	۲/۲۳	۹۹/۶۸	۸/۶۰	۱۵۶/۳۲



شکل ۲- تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در دوره های زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰



شکل ۳- تغییرات وسعت مانگروها و پوشش های گیاهی شورپسند در رویشگاه های مانگرو استان هرمزگان

بحث و نتیجه گیری

نتایج این مطالعه نشان داد که مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند رویشگاه های استان هرمزگان در طول دوره ۳۰ ساله و در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۲۰۰۰ دارای تغییرات وسعت قابل توجهی بوده اند. بر اساس نتایج به دست آمده، در بین کلیه زون های رویشگاهی مورد بررسی، مانگروهای زون رویشگاهی سیریک برخلاف مانگروهای سایر رویشگاه های استان هرمزگان، دارای افزایش قابل توجه در مقدار متوسط تغییرات وسعت در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره پیش از آن بودند. بررسی گزارش ها و اسناد موجود نشان می دهد که در دوره زمانی ۱۳۸۷ تا ۱۳۸۹ گستره ای به مساحت ۶۴۸ هکتار از پهنه های گلی واقع در زون رویشگاهی سیریک تحت جنگل کاری با گونه های حرا و

چندل قرار گرفته است. این وسعت بالای جنگل کاری در زون رویشگاهی سیریک دلیل اصلی افزایش وسعت قابل توجه این رویشگاه در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره زمانی پیش از آن است. مطالعات موجود نشان می دهد که عواملی مانند ایجاد تغییر نامطلوب در روند توزیع رسوب در محیط ساحلی در اثر ایجاد تأسیسات و سازه ها، بهره برداری بیش از حد از مانگروها جهت مصارف سوختی و یا چرای دام ها، توسعه آبی پروری، آلاینده ها و اثرات اقلیمی مانند بالا آمدن سطح آب دریا به عنوان برخی از عوامل اصلی اثرگذار در روند کاهش وسعت جنگل های مانگرو در جهان عنوان شده است (Gilman et al., 2007; Ellison and Zouh, 2012; Hai-Hoa et al., 2013; Tran Thi et al., 2014). در جنگل های مانگرو استان هرمزگان نیز عوامل مختلفی مانند تعلیف دام، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح ساختمانی (مانگروهای قشم و خمیر)، توسعه آبی پروری، ساخت اسکله، ترابری دریایی و رفت و آمد شناورها در محدوده مانگروها (در آب های حوزه رویشگاهی جاسک)، توسعه برخی صنایع و معدن کاری در پیرامون مانگروها و ورود فاضلاب های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور و نیز آلودگی های نفتی (مانگروهای رویشگاه خمیر و قشم) می توانند نقش مؤثر در تخریب و وقوع پسروری این رویشگاه ها داشته باشند (Danehkar et al., 2008; Mehrabian et al., 2008). چنانچه نتایج حاصل از مشاهدات میدانی نشان می دهد که قطع و سرشاخه زنی درختان حرا در نقاط مختلف با شدت های متفاوتی صورت می گیرد؛ چنانچه بیشترین میزان برداشت سرشاخه در مانگروهای حوزه رویشگاه های حوزه خمیر و قشم رخ می دهد.

نتایج نشان داد که مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروهای واقع در زون رویشگاهی جاسک به میزان قابل توجهی در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره پیش از کاهش یافته است (از ۱۵/۸۷ هکتار در سال در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰ به ۲/۲۳ هکتار در سال در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰) و این کاهش مقدار تغییرات وسعت در مورد جوامع شورپسند موجود در این زون رویشگاهی نیز وجود دارد به نحوی که مقدار متوسط تغییرات وسعت این جوامع گیاهی از ۲۲۱/۰۵ هکتار در سال در دوره زمانی پیش از سال ۲۰۰۰ به ۹۹/۶۸ هکتار در سال در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ کاهش یافته است. مطالعات موجود نشان می دهد که احداث سد جگین در سال ۲۰۰۸ در مسیر رودخانه جگین، سبب کاهش حجم قابل توجهی از رسوب وارد شده به ساحلی توسط این رودخانه شده است؛ چنانکه مقدار حجم رسوب سالانه ورودی به این سد برابر با ۵/۲ میلیون مترمکعب است (مهندسين مشاور پایداری طبیعت و منابع. ۱۳۹۲). بدون شک احداث این سد سبب تغییر دینامیک رسوبی نواحی ساحلی پایین دست این سد شده است و می تواند یکی از عوامل تأثیرگذار در کاهش وسعت مانگروهای این ناحیه باشد؛ چنانچه مطالعات گوناگون نیز نشان داده که احداث سد بر مسیر جریان رودخانه ها می تواند با افزایش و یا کاهش بار رسوبی و حجم آب شیرین عرضه شده توسط

رودخانه‌ها سبب تغییر کمیت و کیفیت مانگروها شود (Koedam and Dahdouh-Guebas, 2008; Ellison and Zouh, 2012). درواقع تغییرات دینامیکی در گسترش نسبی مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند با تأثیر بالقوه تغییرات رخ داده در عرضه آب شیرین دچار پیچیدگی بیشتری می‌شود؛ چراکه رشد و توسعه مانگروها تابعی از زمان‌بندی و کیفیت (مواد غذایی و شوری) آب شیرین ورودی به محیط ساحلی است (Cintron et al., 1978; Lugo and Brown, 1982). ازاین‌رو هرگونه تغییر در مقدار آب شیرین ورودی به محیط ساحلی می‌تواند نرخ افزایش وسعت مانگروها و نفوذ آن‌ها به درون جوامع گیاهی شورپسند را تغییر دهد (Krauss et al., 2011). در زون‌های رویشگاهی همانند جاسک نیز که مانگروها تحت تأثیر آب شیرین ورودی از رودخانه جگین قرار دارند، احداث سد و تغییرات رخ داده در حجم آب ورودی این رودخانه به محیط ساحلی می‌تواند یکی از دلایل کاهش وسعت مانگروهای این زون رویشگاهی باشد. مطالعات بیشتر می‌تواند رابطه میان تغییرات وسعت مانگروهای این زون رویشگاهی را با تغییر در دبی رودخانه جگین در دو دوره زمانی قبل و بعد از احداث سد نشان دهد.

بررسی مجموع وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در تمام زون‌های رویشگاهی استان هرمزگان نشان می‌دهد که علی‌رغم افزایش بسیار اندک در وسعت مانگروها در فاصله سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ (به میزان ۱۷ هکتار)، بیش از ۳۳۰۰ هکتار بر وسعت جوامع گیاهی شورپسند در این دوره زمانی افزوده شده است. مطالعات موجود نشان داده که افزایش میزان بارندگی از طریق کاهش سطح شوری اراضی بالادستی سبب افزایش وسعت و نفوذ مانگروها به درون گونه‌های شورپسند مجاور آن‌ها می‌گردد (Saenger, 1995; Saintilan and Wilton, 2001) 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 مرگ‌ومیر و کاهش وسعت مانگروها و گونه‌های شورپسند و نیز توسعه این گونه‌ها در رویشگاه‌ها و نفوذ آن‌ها به درون مانگروها گردد (Lovelock and Ellison, 2007; Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009). چنانچه نتایج به‌دست‌آمده نیز نشان می‌دهد که در دوره وقوع خشک‌سالی پس از سال ۲۰۰۰، به‌استثنای رویشگاه قشم، متوسط افزایش وسعت گونه‌های شورپسند به میزان قابل‌توجهی از نرخ افزایش وسعت مانگروها بیشتر است و این امر نشان‌دهنده غلبه گونه‌های شورپسند بر رویشگاه‌ها و جایگزینی تدریجی آن‌ها با مانگروها است. کشور ایران با قرار گرفتن در کمربند بیابانی جهان (۲۵ تا ۴۰ درجه عرض شمالی)، دارای تغییرپذیری شدید اقلیمی بوده و میزان بارش آن در مانگروحدود یک‌سوم متوسط جهانی است و ازاین‌رو، کمبود بارندگی و وقوع خشک‌سالی با فراوانی و شدت بالایی در ایران وجود دارد (Madani, 2014) و میانگین بارندگی و حجم آب سطحی ورودی به نواحی ساحلی خلیج فارس و دریای عمان واقع در جنوب ایران از سال ۲۰۰۰ تاکنون نسبت به دوره

زمانی ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۰، به ترتیب ۴۳ و ۶۷ درصد کاهش یافته است (رضایی و بهنیا، ۱۳۸۷). بدون شک وقوع این خشک‌سالی‌ها بر کاهش وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند اثرگذار بوده است و مطالعات آینده می‌تواند تأثیر وقوع خشک‌سالی و تغییرات الگوی بارندگی را بر این رویشگاه‌ها نشان دهد. هرچند که سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور جنگل‌کاری‌های گسترده‌ای را در سالیان اخیر در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان اجرا نموده است، اما مطالعات موجود نشان داده که بخش عمده‌ای از مناطق جنگل‌کاری شده دچار افت قابل توجه در وسعت (تا حدود ۸۰ درصد) شده و نیز در وضعیت ناپایداری (۸۴ درصد) قرار دارند (مهندسین مشاور پایداری طبیعت و منابع، ۱۳۹۲). این امر نشان‌دهنده سهم ناچیز جنگل‌کاری‌های انجام‌شده در افزایش وسعت مانگروهای استان هرمزگان در سالیان اخیر است (افزایش ۱۵ هکتاری مانگروها در دوره پس از سال ۲۰۰۰).

مطالعات موجود نشان می‌دهد که عوامل دیگری مانند ژئومورفولوژی، آشفستگی و هیدرولوژی محلی نیز می‌تواند بر نرخ تغییرات و الگوهای توسعه مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند اثرگذار باشد و در تفسیر افزایش وسعت و یا کاهش وسعت مانگروها نیز می‌توان تغییر در رژیم‌های جزر و مدی یا سطح آب‌های مصبی، افزایش سطوح مواد مغذی و رسوب‌گذاری و آشفستگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی همانند تغییر کاربری اراضی در حوزه‌های آبریز ساحلی و سدسازی را نام برد (Saintilan and Williams, 1999). تمامی این دلایل می‌تواند بر تفاوت‌های میان تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در زون‌های رویشگاهی گوناگون ایران اثرگذار باشد؛ چنانکه در رویشگاه قشم روند تغییرات وسعت مانگروها و گونه‌های شورپسند دارای تفاوت قابل توجه به دیگر رویشگاه‌ها است. این امر نیاز به انجام مطالعات گسترده‌ای را در زمینه تأثیر عوامل فوق بر تغییرات ایجادشده در پوشش‌های گیاهی رویشگاه‌های مانگرو ایران نشان می‌دهد. به‌طور کلی، وجود جریان‌های سطحی رودخانه‌های مهران، میناب، شور، کل، حسن لنگی و جلابی، رسوبات حاصل از فرسایش را در بستر کم‌عمق سواحل و پیش‌کرانه‌های مناطق مرکزی و شرقی استان هرمزگان متراکم می‌کنند و سبب توسعه جلگه‌های ساحلی و نیز افزایش رسوب‌گذاری در بستر مانگروهای واقع در سواحل این نواحی می‌شوند. این امر می‌تواند یکی از عوامل اثرگذار برافزایش وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند موجود در زون‌های رویشگاهی تیاب و سیریک باشد. مطالعات نشان داده که بیشترین بودن میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروها نسبت به جوامع گیاهی شورپسند، یکی از دلایل افزایش گستره مانگروها و از بین رفتن جوامع شورپسند در نواحی ساحلی گوناگون است (Saintilan et al., 2013).

مقادیر متوسط تغییرات وسعت محاسبه‌شده برای رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان در این مطالعه با نتایج سایر مطالعات انجام‌شده در این رویشگاه‌ها قابل‌مقایسه است. خورانی و همکاران (۱۳۹۵) متوسط تغییرات وسعت مانگروهای زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم را در دوره ۲۵ ساله

۱۹۸۴ تا ۲۰۰۹ را برابر با ۱۸/۲۸ هکتار در سال به دست آوردند که نشان‌دهنده روند افزایشی وسعت مانگروهای این رویشگاه‌ها است در حالیکه در مطالعه حال حاضر متوسط تغییرات وسعت برای دو رویشگاه فوق در دوره زمانی ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶) برابر با ۰/۹۵ بود که کمتر از مقدار متوسط محاسبه‌شده توسط خورانی و همکاران است. صالحی پور و لک (۱۳۹۳) بیان نمودند که در دوره زمانی ۱۹۷۳ تا ۲۰۰۸ کلیه رویشگاه‌های مانگرو ایران دارای روند افزایش وسعت بوده‌اند در حالیکه مطالعه حال حاضر نشان داد که در مقطع زمانی پس از سال ۲۰۰۰ زون‌های رویشگاهی خمیر و قشم دچار کاهش وسعت شده و مقدار متوسط تغییرات وسعت مانگروها در زون رویشگاهی خمیر در طول دوره ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ دارای مقداری منفی و یا کاهش وسعت است. همان‌طور که نتایج این مطالعه نشان داد، مانگروهای زون رویشگاهی جاسک علی‌رغم کاهش مقدار متوسط افزایش وسعت در دوره زمانی پس از سال ۲۰۰۰ نسبت به دوره پیش از آن، دارای روند افزایش وسعت در تمامی دوره زمانی ۳۰ ساله ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶ (۸/۶ هکتار در سال). بذرافشان و همکاران (۱۳۹۵) نیز در دوره زمانی ۱۹۹۳ تا ۲۰۱۰ روند تغییرات وسعت مانگروهای زون رویشگاهی جاسک را افزایشی بیان نمودند.

از مجموع مطالب ذکرشده می‌توان دریافت که تفسیر دقیق دلایل تغییرات وسعت مانگروها و جوامع گیاهی شورپسند در رویشگاه‌های مانگرو مورد مطالعه نیازمند انجام مطالعات گسترده در زمینه تأثیر تغییرات الگوهای بارندگی و وقوع خشک‌سالی در نواحی ساحلی، تغییرات روند فرسایش و رسوب‌گذاری در بستر مانگروها، تأثیر بار آلودگی موجود در محیط ساحلی بر رشد و توسعه مانگروها و جوامع شورپسند و نیز نحوه و میزان بهره‌برداری جوامع ساکن از مانگروها است.

منابع

- بذرافشان، ع.، احمدی، س.، خرانی، ا. ۱۳۹۵. تأثیر رواناب و رسوب حوضه بر تغییرات منطقه جنگل‌های مانگرو. تحقیقات فرسایش محیطی. ۶ (۲۱): ۸۸-۱۰۲.
- خورانی، ا.، بی‌نیاز، م.، امیری، ح. ا. ۱۳۹۵. تغییرات وست جنگل‌های مانگرو به دلیل تغییرات اقلیمی مطالعه موردی: جنگل بین بندر و خاک جزیره، مجله بوم‌شناسی آبریان، ۵: ۱۱۱-۱۰۰.
- دانه‌کار، ا. ۱۳۷۸. مناطق حساس دریایی ایران. فصلنامه علوم محیط‌زیست، ۲۴: ۳۸-۲۸.
- دانه‌کار، ا.، محمودی بهاشمی، ا. ۱۳۸۵. طرح مدیریت و توسعه جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان، اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان، ۲۰۰ صفحه.
- رضایی صدر، ح.، بهنیا، ع. ۱۳۸۷. رابطه بین پدیده النینو- نوسانات جنوبی (ENSO) و خشک‌سالی در جنوب ایران، اولین کنفرانس بین‌المللی بحران آب، زابل، دانشگاه زابل، پژوهشکده تالاب بین‌المللی هامون.
- سراج‌الدین، ا. ۱۳۹۱. اثر نوسانات در آب‌وهوای جنگل‌های مانگرو منطقه در ایران (مطالعه موردی: خلیج گواتر). پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه سیستان و بلوچستان. ۱۱۰ ص.

صالحی پور، ا.، لک. ر. ۱۳۹۳. پایش گستره جنگل‌های مانگرو در ساحل جنوبی ایران. سی و دومین جلسه اولین کنگره بین‌المللی علوم زمین. وزارت صنایع، معادن و معادن، تحقیقات زمین‌شناسی و اکتشاف مواد معدنی. تهران، ایران.

مهندسین مشاور پایداری طبیعت و منابع. ۱۳۹۲. سند ملی جنگل‌های مانگرو کشور. ۵۳۰ ص.

- Allen, J.A., Krauss, K.W., Hauff, R.D. 2003. Factors limiting the intertidal distribution of the mangrove species *Xylocarpus granatum*. *Oecologia*, 135(1): 110-121.
- 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.
- Cintrón, G., Lugo, A.E., Pool, D.J., Morris G. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 110-121.
- 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.
- Ellison, J.C. 1999. Impacts of sediment burial on mangroves. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8): 420-426.
- 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.
- Forests, Range and Watershed Management Organization (FRWMO). 2014. Available online: <http://frw.org.ir/00/En/StaticPages/Page.aspx?tid=13238>.
- 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.
- Gilman, E., Ellison, J., Coleman R. 2007. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. *Environmental monitoring and assessment*, 124(1): 105-130.
- Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A. Tieszen, L.L. 2007. Monitoring Mangrove Forest Dynamics of the Sundar- bans 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.
- Held, C., Ticehurst, L., Lymburner Williams, N. 2003. High Resolution Mapping of Tropical Mangrove Eco- systems Using Hyperspectral and Radar Remote Sensing,” *International Journal of Remote Sensing*, 24(13): 2739-2759.
- Koedam, N., Dahdouh-Guebas, F. 2008. Ecological quality changes precede changes in quantity in mangrove forests, *Science, ELetter* 2 October 200.
- Krauss, K.W., From, A.S., Doyle, T.W., Doyle, T.J., Barry, M.J. 2011. Sea-level rise and landscape change influence mangrove encroachment onto marsh in the Ten Thousand Islands region of Florida, USA. *Journal of Coastal Conservation*, 15(4): 629-638.
- Lovelock, C.E., Ellison, J.C. 2007. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change.
- Lugo, A.E., Brown, S., Brinson, M.M. 1988. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. *Limnology and Oceanography*, 33(4): 894-909.
- Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A.S., Mostafavi, H., Liaghati, H., Kouchekezadeh, M. 2009. Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South-west Iran). *Journal of integrative plant biology*, 51(3): 251-260.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Seto, K.C., Fragkias, M. 2007. Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: A remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on Wetlands. *Global Environmental Change*, 17(3): 486-500.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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, Delray Beach, FL, USA, 199-223.