پژوهش‌های محیط‌زیست، سال ۱۰، شماره ۱۹، بهار و تابستان ۱۳۹۸، از صفحه ۲۷ تا ۳۹

ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا

داود مافی غلامی*[۱]، معصومه بهارلوئی[۲]، بیت اله محمودی[۳]

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

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۶/۲۹؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۴/۱۰)

چکیده

به‌طورکلی، بررسی آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا رفتن سطح آب دریا و دیگر عواقب ناشی از تغییر اقلیم، نقش مهمی را در ارایه راهکارهای مدیریتی و توانمندسازی این اکوسیستم‌ها جهت به حداقل رساندن و جبران خسارت‌های پیش‌بینی شده ایفا می‌کند. بنابراین، هدف این مطالعه نیز ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروهای استان هرمزگان نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا است. بدین منظور از تصاویر ماهواره‌ای مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ و نقشه‌های رقومی ارتفاع و پراکنش سازه‌ها، تاسیسات و مراکز صنعتی و جمعیتی واقع در ناحیه پسکرانه مربوط به حوزه‌های رویشگاهی خمیر، تیاب و جاسک استفاده شد. با در اختیار داشتن نقشه NDVI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب، طبقه‌بندی نظارت شده برای تمامی تصاویر انجام شد و با استفاده از نقشه رقومی ارتفاع استان هرمزگان، نقشه شیب ناحیه پسکرانه در دو طبقه کمتر و بیشتر از ۵ درصد تهیه شد. همچنین با بررسی چشمی تصاویر ماهواره‌ای، گزارشات موجود و نیز پیمایش زمینی سواحل استان هرمزگان، موقعیت زیر ساخت‌ها و سازه‌های ساحلی در نواحی پسکرانه مجاور حوزه‌های رویشگاهی مشخص شد. نتایج نشان داد که گستره‌های رو به خشکی مانگروها در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸ نسبت به دوره پیش از آن به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته است و رویشگاه تیاب بیشترین میزان کاهش گستره رو به خشکی را در دوره پس از سال ۱۹۹۸ نسبت به دوره قبل از آن داشته است (در حدود ۴۳۰ هکتار). بررسی شیب و موقعیت زیرساخت ها در پسکرانه حوزه‌های رویشگاهی نشان داد که به استثنای جزیره مردو، در سایر بخش‌های حوزه‌های رویشگاهی محدودیتی بر مسیر مهاجرت مانگروها به سمت اراضی بالادستی وجود ندارد. در نهایت با توجه به میزان کاهش وسعت مانگروها از سمت خشکی می‌توان میزان آسیب‌پذیری حوزه‌های رویشگاهی را با شرط تداوم روند کنونی خشکسالی به صورت زیر نشان داد: تیاب>خمیر>جاسک.

کلید واژه‌ها: پیشروی به سمت خشکی، تغییر اقلیم، استان هرمزگان، مانگرو

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

سرآغاز

امروزه پیامدهای ناشی از تغییر اقلیم از طریق تغییر در سطح آب دریاها، افزایش رویدادهای آبی مخرب، افزایش طوفان‌ها، تغییر الگوهای بارندگی، افزایش درجه حرارت، افزایش غلظت دی‌اکسیدکربن اتمسفر و تغییر الگوهای چرخشی اقیانوسی بر سلامتی عملکرد اکوسیستم‌های ساحلی بویژه مانگروها اثرگذار بوده و از میان تمام این پیامدها، بالا آمدن سطح آب دریا بزرگترین تهدید برای جنگل‌های مانگرو به شمار می‌رود (Field, 1995; Lovelock and Ellison, 2007)؛ چنان که مطالعات موجود، بالا آمدن نسبی سطح آب دریا را دلیل اصلی تقلیل کنونی و آینده مورد انتظار در وسعت و سلامتی مانگروها و دیگر مناطق تالابی جذر و مدی معرفی می‌کنند (Nichols et al., 1999; Ellison and Stoddart, 1991; Ellison, 2000; Cahoon and Hensel, 2006; McLeod and Salm, 2006; (Gilman et al., 2006. مطالعات آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به تغییر در ارتفاع سطح آب دریا نشان داده است که اغلب رویشگاه‌های مانگرو جهان با نرخ متوسط کنونی بالا رفتن سطح آب دریا (۰/۳ ± ۱/۸ میلیمتر در سال) همگام نیستند که نتیجه آن کاهش تاب‌آوری و افزایش آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به وقوع سایر تنش‌های محیطی خواهد بود (Church et al., 2001; Cahoon and Hensel, 2006; Gilman et al., 2007; Mckee et al., 2007).

نتایج مطالعه (Gilman et al., 2006) نیز نشان داده که بالا آمدن سطح آب دریا در آینده می‌تواند دلیل اصلی از بین رفتن ۱۰ تا ۲۰ درصدی از کل کاهش سطح جنگل‌های مانگرو باشد.

به‌طورکلی، مانگروها نسبت به روند تغییرات سطح آب دریا سه واکنش کلی نشان می‌دهند. در حالت نخست اگر نرخ بالا آمدن سطح آب دریا برابر با نرخ رسوب‌گذاری در بستر مانگروها باشد، موقعیت استقرار مانگروها عموما ثابت می‌ماند (Blasco et al., 1996). در حالت دوم اگر نرخ بالا آمدن سطح آب دریا کمتر از نرخ رسوب‌گذاری در بستر مانگروها باشد، مانگروها با انجام رسوب‌گذاری تا جایی به سمت دریا پیش می‌روند و استقرار می‌یابند که شرایط (دوره، عمق و فراوانی وقوع غرقابی) برای استقرار آن‌ها مناسب باشد (Snedaker, 1995). در حالت سوم اگر نرخ بالا آمدن سطح آب دریا بیشتر از نرخ رسوب‌گذاری در بستر مانگروها باشد، مانگروها برای حفظ هیدروپریود[۱] مطلوب خود به سمت زمین‌های خشکی مهاجرت می‌کنند (Ellison, 2000; Woodroffe, 1995).

تحت تاثیر تنش‌های ناشی از بالا رفتن سطح آب دریا همانند فرسایش، افزایش شوری و افزایش طول مدت، فراوانی و عمق غرقابی، جنگل‌های مانگرو ساحلی به دلیل مرگ و میر درختان به سمت اراضی خشکی مهاجرت می‌کنند (Ellison, 2000; Lewis, 2005). بر اساس توانایی گونه‌های مانگرو در ایجاد کلونی در زیستگاه‌های در جدید جهت همگامی با نرخ بالا آمدن سطح آب دریا (Field, 1995; Duke et al., 1998; Lovelock and Ellison, 2007)، محدود شدن مهاجرت مانگروها به سمت زمین‌های خشکی سبب می‌شود تا برخی مانگروها به تدریج در منطقه کاهش یافته و به صورت پوشش‌های حاشیه‌ای باریک و یا به صورت تک درختانی در آمده و یا دچار نابودی در مقیاس محلی می‌شوند (Lovelock & Ellison, 2007). بر اساس مطالعه‌های موجود، دو عامل اصلی که مانع توسعه مانگروها به سمت اراضی خشکی می‌شوند، شامل شیب پسکرانه بزرگتر از ۵ درصد و وجود موانع انسان ساخت مانند جاده‌ها و یا تاسیسات ساحلی است (Kinnell, 2000). همچنین، کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی نیز از طریق افزایش تبخیر و تعرق و ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زنده‌مانی نهال‌ها در اراضی بالادستی خواهد شد که در نهایت می‌تواند منجر به عدم رشد و توسعه مانگروها در این نواحی تازه استقرار یافته شود (Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009). بنابراین، بررسی آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا با بررسی همزمان روند پیشروی یا پسروی مرز رو به دریای مانگروها، وضعیت شیب ناحیه پسکرانه (بزرگتر از ۵ درصد)، موقعیت زیرساخت‌ها و تاسیسات ناحیه پسکرانه[۲] نسبت به رویشگاه‌های مانگرو و نیز بررسی تغییرات الگوی بارندگی و وقوع خشکسالی در سطح ناحیه ساحلی به انجام می‌رسد (Woodroffe, 1995; Lucas et al., 2002, Ellison, 2000). بر این اساس مانگروهایی که در نتیجه کمتر بودن نرخ رسوب‌گذاری نسبت به نرخ بالا آمدن سطح آب دریا دارای پسروی مرز رو به دریا هستند و در بخش پسکرانه عوامل محدودکننده مهاجرت به سمت اراضی بالادستی مانند شیب بزرگتر از ۵ درصد، سازه‌ها و تاسیسات ساحلی همانند جاده، اسکله و دیواره‌های دریایی و شوری بالای محیطی به دلیل کاهش بارندگی و خشکسالی وجود دارند، نسبت به سایر

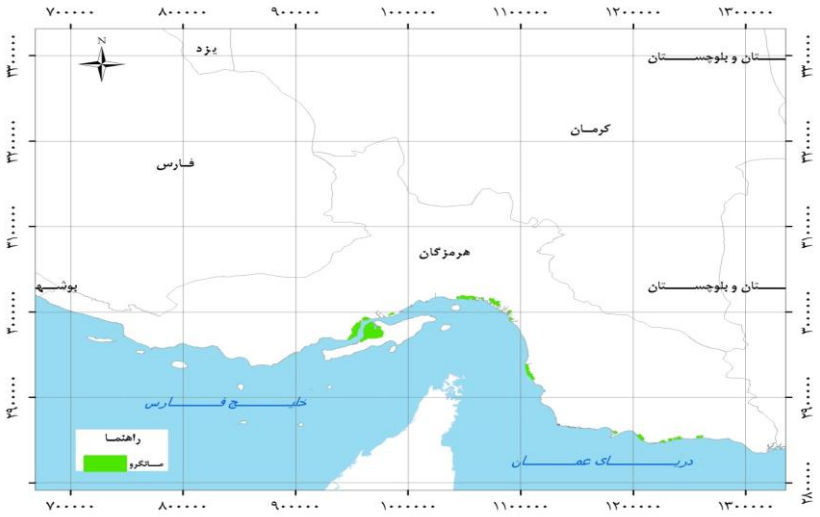
رویشگاه‌ها از درجه آسیب‌پذیری بالاتری نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا برخوردارند. از این رو، بررسی آسیب‌پذیری جنگل‌های مانگرو نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا به عنوان یکی از مهمترین ابزارهای موجود جهت حفاظت و ارایه راهکارهای مدیریتی موثر برای به حداقل رساندن اثرات مخرب ناشی از بالا آمدن سطح آب دریا بر مانگروها، مطرح می‌شود (Hansen et al., 2003; Ellison, 2004; Gilman, 2004). مانگروهای ایران در سواحل شمالی خلیج فارس و دریای عمان، به عنوان بخشی از شبکه جهانی انسان و زیست کره، یکی از مهمترین زیستگاه‌های مانگرو در خاورمیانه (با وسعتی در حدود ۱۹۲کیلومتر مربع)، دارای اهمیت قابل توجهی در سطح بین‌الملل هستند (Danehkar, 2001; FAO, 2007). با وجود این اهمیت، مانگروهای ایران در معرض طیفی از مخاطرات طبیعی و انسانی گوناگون مانند برداشت سرشاخه‌ها، گردشگری بدون برنامه، توسعه صنایع، ورود گونه‌های غیر بومی (موش سیاه)، توسعه آبزی‌پروری، ورود فاضلاب شهری و صنعتی و آلودگی‌های نفتی، خشکسالی‌های پی در پی و کمبود شدید بارندگی سالانه قرار دارند (Danehkar et al., 2008). از میان این عوامل مخرب طبیعی و انسانی، وقوع خشکسالی‌های بلند مدت و کاهش شدید مقادیر بارندگی در سواحل جنوب ایران به عنوان یکی از مهمترین تنش‌ها و آشفتگی‌های موثر در ایجاد آسیب‌پذیری مانگروهای ایران معرفی شده است (Mafi-Gholami et al., 2015). همچنین، مطالعه انجام شده در سواحل جنوب ایران نشان داده که در دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶)، سال ۱۹۹۸ مقطع زمانی تغییر در مقادیر بارندگی سالانه و وقوع خشکسالی در سواحل خلیج فارس و دریای عمان است و در دوره پیش از ۱۹۹۸، بر وسعت مانگروهای هرمزگان افزوده شده است و با وقوع خشکسالی‌های بلند مدت در دوره ۱۸ ساله پس از ۱۹۹۸ از وسعت مانگروهای استان هرمزگان کاسته شده است (Mafi-Gholami et al., 2018). این کاهش وسعت مانگروهای ایران در دوره‌های وقوع خشکسالی می تواند با کاهش توان توسعه مانگروها به سمت اراضی بالادستی و نیز وجود سازه ها و تاسیسات در بخش پسکرانه سبب عدم همگامی این اکوسیستم ها با بالا آمدن سطح آب دریا شده باشد که نتیجه آن افزایش آسیب پذیری این اکوسیستم ها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا و سایر پیامدهای ناشی از تغییر اقلیم خواهد بود. بر این اساس، با بررسی تغییرات گستره رو به خشکی مانگروها می‌توان ضمن طبقه بندی میزان آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا، برنامه‌های حفاظت و احیای مانگروهای ایران را با اولویت آسیب‌پذیرترین حوزه های رویشگاهی ارایه نمود. بنابراین، هدف اصلی این مطالعه ارزیابی آسیب‌پذیری رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا است که بر اساس آن می‌توان میزان آسیب‌پذیری حوزه‌های رویشگاهی مختلف را تعیین نمود. بدین منظور از سری تصاویر ماهواره‌ای مربوط به سه مقطع زمانی ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ برای تجزیه و تحلیل تغییرات گستره رو به خشکی مانگروها، پراکنش تاسیسات و زیر ساخت‌های ساحلی و نیز نقشه شیب ناحیه ساحلی جهت استفاده شد. همچنین سوال اصلی پژوهش به این صورت مطرح می‌شود که بر اساس تغیرات گستره رو به خشکی و وجود سازه ها و تاسیسات ساحلی، میزان آسیب پذیری حوزه های رویشگاهی استان هرمزگان چگونه است و آسیب پذیرترین رویشگاه ها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا کدام است؟ در این مطالعه فرض بر این گذاشته شد که وقوع خشکسالی‌های بلند مدت در سواحل ایران می‌تواند از طریق محدود نمودن رشد و توسعه مانگروها در گستره‌های رو به خشکی آن‌ها، سبب کاهش توان پیشروی این اکوسیستم‌ها به سمت خشکی شده و افزایش آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا را در پی داشته است.

مواد و روش‌ها

▪ منطقه مورد مطالعه

جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان با وسعتی برابر با ۱۰۰۲۵/۵۵ هکتار (بیش از ۹۰ درصد جنگل‌های مانگرو ایران)، در محدوده جغرافیایی حد فاصل عرض شمالی ″۱۳ ′۳۴ °۲۵ در گابریک (شهرستان جاسک) تا ″۵۴ ′۱۰ °۲۷ در کولغان شهرستان بندرعباس و طول شرقی ″۰۷ ′۳۴ °۵۸ در هیمَن شهرستان جاسک تا ″۰۶ ′۲۲ °۵۵ 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[۳] دارا بوده و متشکل از دو گونه حرا[۴] و چندل[۵] هستند. در گستره یاد شده توده‌های طبیعی به جز رویشگاه سیریک تماماً از

اجتماعات خالص، نامنظم و ناهمسال درختان حرا پوشیده شده است و تنها در رویشگاه سیریک درختان چندل به صورت آمیخته با درختان حرا مشاهده می‌شود (Danehkar et al., 2008). در میان رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان، در رویشگاه سیریک جنگلکاری‌های وسیعی با دو گونه حرا و چندل در سال ۱۳۸۹ انجام گرفته است (در حدود ۵۰۰ هکتار) و این امر بررسی دقیق پیشروی با پسروی مانگروهای این رویشگاه را با مشکل مواجه می‌سازد. بنابراین، در این مطالعه برای بررسی تغییرات پیشروی و پسروی مانگروها در دوره ۳۰ ساله تنها سه رویشگاه خمیر، تیاب و جاسک مورد بررسی قرار گرفتند و رویشگاه سیریک از فرآیند مطالعه کنار گذاشته شد.



شکل (۱): موقعیت جغرافیایی مانگروهای استان هرمزگان

- **تعیین تغییرات گستره رو به خشکی در رویشگاه‌های خمیر، تیاب و جاسک**

در این مطالعه برای بررسی پیشروی مانگروهای استان هرمزگان به سمت خشکی در سه حوزه رویشگاهی خمیر، تیاب و جاسک و در طول یک دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶)، از تعداد نه تصویر ماهواره لندست مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ استفاده شد که برای حوزه‌های رویشگاهی مورد بررسی دارای ردیف/گذر ۱۵۸/۰۴۲، ۱۵۹/۰۴۱ و ۱۶۰/۰۴۱ بودند. آن چه که سبب انتخاب تصاویر ماهواره لندست[۶] برای بررسی تغییرات مرزی مانگروها شد، محدودیت دسترسی به تصاویر ماهواره‌ای دارای قدرت تفکیک بالاتر بود. همچنین، برای بررسی نقشه‌سازی دقیق‌تر تغییرات گستره رو به خشکی و دریای مانگروها از تصاویری استفاده شد که ضمن این که بدون 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.

نخستین مرحله برای انجام تجزیه و تحلیل تصاویر، انجام تصحیح هندسی بر روی آن‌ها بود. هر چند که تصاویر لندست ۸ دارای دقت هندسی مناسبی است، اما برای دستیابی به حداکثر دقت هندسی تصاویر و نیز صحت بیشتر تجزیه و تحلیل تغییرات وسعت مانگروها، با کمک نرم افزار ایدریسی و ثبت مجموعاً ۲۴۰ نقطه کنترل زمینی با استفاده از GPS (که دارای پراکنش مناسب در سطح مناطق بودند و در تصاویر نیز قابل تشخیص بودند) تصاویر ماهواره لندست ۸ مربوط به سال ۲۰۱۶ با مقدار خطای کمتر از یک پیکسل[۷] زمین مرجع شدند. در نهایت تصاویر تصحیح شده لندست ۸ برای تصحیح هندسی تصاویر سال ۱۹۹۸ و تصاویر سال ۱۹۹۸ برای مجموعه تصاویر سال ۱۹۸۶ مورد استفاده قرار گرفتند.

به طورکلی در میان روش‌های مختلف طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای، روش طبقه‌بندی حداکثر احتمال به عنوان یکی از کارآمدترین روش‌ها در استخراج پوشش گیاهی مانگروها از تصاویر ماهواره‌ای با قدرت تفکیک مکانی متوسط همانند تصاویر لندست است (Held et al., 2003; Wang et al., 2004; Nguyen et al., 2013). در این مطالعه نیز از روش طبقه‌بندی نظارت شده حداکثر احتمال برای طبقه‌بندی تصاویر و استخراج پوشش گیاهی مانگروها استفاده شد. به منظور بارزسازی تصاویر

و کمک به انجام دقیق‌تر طبقه‌بندی و جداسازی پوشش گیاهی مانگروها 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 (Seto & Fragkias, 2007; Vo et al., 2013). با در اختیار داشتن نقشه NDVI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون قرمز نزدیک، طبقه‌بندی نظارت شده برای تمامی تصاویر انجام شد. همچنین برای تفکیک بهتر مانگروهای حاشیه‌ای و افزایش دقت کلی طبقه‌بندی، با انجام تفسیر چشمی تصاویر در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰ و تخصص تیم هدایت‌کننده پژوهش، مرزهای مانگروها با رقومی‌سازی دستی در محیط نرم افزار ArcGIS 10 استخراج شد. بررسی‌های گوناگون نشان داده که انجام رقومی‌سازی دستی یکی از بهترین راهکارهای موجود برای استخراج مرزهای مانگروهای حاشیه‌ای به هنگام استفاده از تصاویر ماهواره‌ای با قدرت تفکیک متوسط است (Wang et al., 2004; Ellison & Zouh, 2012; Nguyen et al., 2013). در نهایت، مرز استخراج شده برای تعیین دقیق‌تر گستره مانگروهای حاشیه‌ای مورد استفاده قرار گرفت. برای حذف پیکس‌های منفرد و یا نویزهای موجود در نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی، فرآیند فیلترینگ[۸] مورد استفاده قرار گرفت و نقشه‌های به دست آمده به عنوان پوشش نهایی مانگروها مورد صحت‌سنجی قرار گرفت. برای انجام صحت‌سنجی نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی تصاویر سال ۲۰۱۶، تعداد ۲۱۰ نمونه زمینی با ابعاد ۳۰×۳۰ متر (۹۰۰ متر مربع) در سال ۲۰۱۶ از سطح و نیز مرزهای رو به دریا و رو به خشکی مانگروها 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 توسط (Eslami-Andargoli et al., 2010; Nguyen et al., 2013)، 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 پوشش گیاهی مانگرو محاسبه شد. پس از تهیه نقشه‌های نهایی گستره مانگروها و با استفاده از توابع موجود در نرم‌افزار ArcGIS 10، ضمن بهره‌گیری از تخصص تیم هدایت‌کننده پژوهش و نیز روش مطالعات پیشین در زمینه پیشروی و پسروی مانگروها در سایر مناطق جهان (Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009; Ellison & Zouh, 2012; Nguyen et al., 2013)، تغییرات گستره رو به خشکی هر یک از رویشگاه‌ها در مقاطع زمانی ۱۹۸۶، ۱۹۹۸ و ۲۰۱۶ محاسبه شد و پس از آن، تغییرات وسعت گستره‌ها در سمت رو به خشکی در طول دوره ۳۰ ساله و نیز دو دوره زمانی ۱۹۸۶ تا ۱۹۹۸ و ۱۹۹۸ تا ۲۰۱۶ مورد بررسی قرار گرفت.

- **تهیه نقشه شیب ناحیه ساحلی**

همانطور که بیان شد، یکی از عوامل اصلی اثرگذار بر امکان پیشروی مانگروها به سمت خشکی در پاسخ به بالا آمدن سطح آب دریا، شیب ناحیه پسکرانه است؛ چنانکه در گستره‌های دارای شیب بزرگتر از ۵ درصد امکان توسعه مانگروها به سمت خشکی وجود ندارد. بر این اساس، در این مطالعه با استفاده از نقشه رقومی ارتفاع استان هرمزگان، نقشه شیب ناحیه پسکرانه در دو طبقه کمتر و بیشتر از ۵ درصد و با استفاده از توابع موجود در نرم‌افزار ArcGIS 10 تهیه شد و از آن در بررسی آسیب‌پذیری حوزه‌های رویشگاهی نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا استفاده شد.

- **بررسی وجود موانع انسان‌ساخت در پسکرانه مانگروها**

با توجه به این که وجود زیرساخت‌ها، تاسیسات و مراکز جمعیت انسانی موجود در ناحیه پسکرانه، یکی از موانع موجود پیشروی مرزهای مانگروها به سمت خشکی‌ها است، بنابراین، در این مطالعه با بررسی چشمی تصاویر ماهواره‌ای Google Earth Pro ©Digital Globe (Inc.; ©GeoEye Inc.)، گزارشات موجود و نیز پیمایش زمینی سواحل استان هرمزگان، موقعیت زیر ساخت‌ها و سازه‌های ساحلی مانند اسکله، جاده، مراکز جمعیتی و صنعتی و غیره در نواحل پسکرانه مجاور حوزه‌های رویشگاهی مشخص شد و از آن در بررسی آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالاآمدن سطح آب دریا، استفاده شد.

نتایج

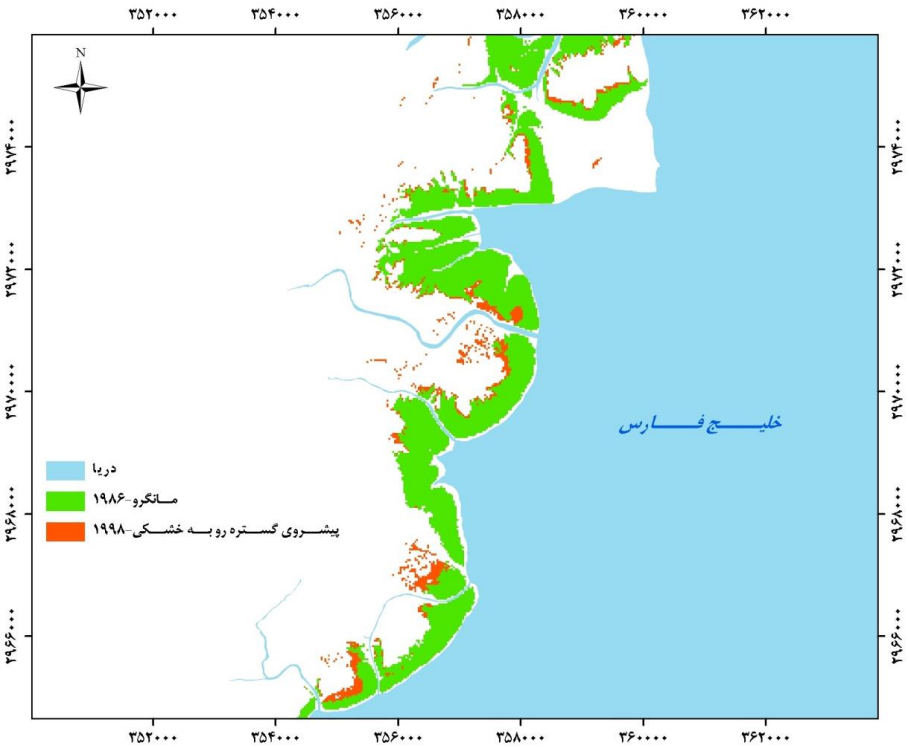
نتایج ارزیابی دقت تصاویر طبقه‌بندی شده در نرم افزار Idrisi با استفاده از نمونه برداری های زمینی، عکس های هوایی و تصاویر ماهواره‌ای کوئیک برد نشان داد که دقت کلی تمامی طبقه‌بندی‌های انجام شده بیشتر از ۹۲٪ بود. نتایج همچنین

نشان داد که مقدار دقت کاربر و دقت تولیدکننده برای تمامی طبقه‌بندی‌های انجام شده بر روی تصاویر بیشتر از ۸۰ بودند که دقت بالای طبقه‌بندی انجام شده برای نقشه‌سازی گستره مانگروها را اثبات می‌کند.

نتایج بررسی گستره‌های رو به خشکی مانگروها در حوزه‌های رویشگاهی خمیر، تیاب و جاسک نشان داد که بر گستره رو به خشک تمامی رویشگاه‌ها در دوره زمانی قبل از سال ۱۹۹۸ افزوده شده است (جدول ۱ و شکل ۱) و مطابق با روند کاهش وسعت این رویشگاه‌ها در دوره زمانی پس از سال ۱۹۹۸، از گستره‌های رو به خشکی آن‌ها در این دوره زمانی کاسته شده است (جدول ۱). بر اساس نتایج به دست آمده، بخش قابل توجهی از کاهش وسعت تمامی رویشگاه‌ها در نتیجه کاهش گستره‌های رو به خشکی آن‌ها رخ داده است؛ چنانکه در رویشگاه خمیر حدود ۲۷۸ هکتار از گستره رو به خشکی رویشگاه در سال ۲۰۱۶ نسبت به سال ۱۹۹۸ کاسته شده است. بر این اساس، در بین رویشگاه‌های مورد بررسی، رویشگاه تیاب بیشترین میزان کاهش در روند توسعه به سمت اراضی بالادستی را در دوره پس از سال ۱۹۹۸ نسبت به دوره قبل از آن داشته است به نحوی که از گستره رو به خشکی این رویشگاه در دوره پس از سال ۱۹۹۸ در حدود ۴۳۰ هکتار کاسته شده است. (جدول ۱). در رویشگاه جاسک نیز که در شرقی‌ترین بخش استان هرمزگان و در سواحل دریای عمان قرار دارد، گستره رو به خشکی از ۱۶۵/۳۴ هکتار در دوره پیش از سال ۱۹۹۸ به میزان ۱۳/۱۷ هکتار در دوره پس از سال ۱۹۹۸ کاهش یافته است شکل (۲).

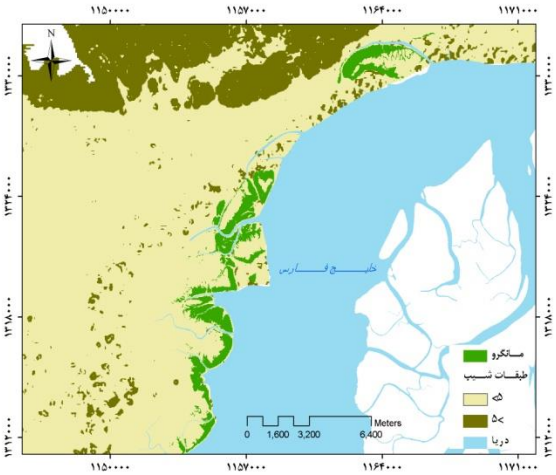
جدول (۱): تغییرات گستره رو به خشکی حوزه‌های رویشگاهی در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸

تغییرات زون رویشگاهی	تغییرات گستره رو به خشکی (هکتار) ۱۹۹۸-۱۹۸۶	تغییرات گستره رو به خشکی (هکتار) ۲۰۱۶-۱۹۹۸
خمیر	۹۵/۳۲	-۲۷۴/۷
تیاب	۴۶۲/۸۲	۳۵/۰۹
جاسک	۱۶۵/۳۴	۱۳/۱۷

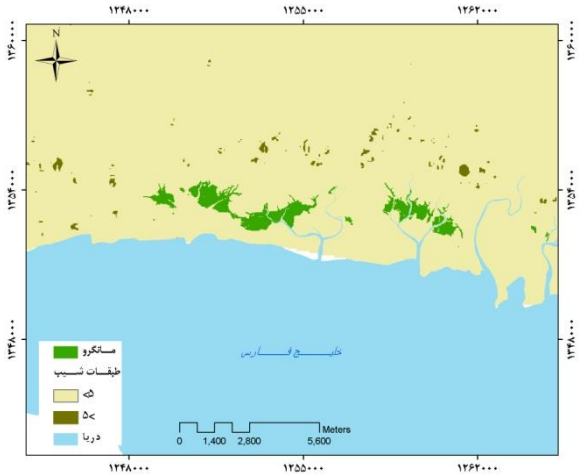


شکل (۲): تغییرات گستره رو به خشکی در رویشگاه خمیر در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۸

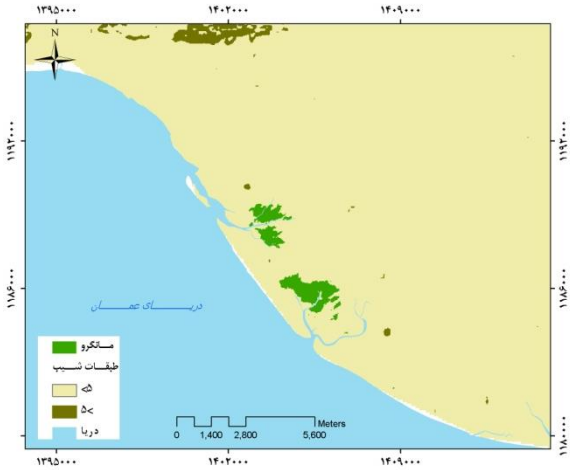
بررسی تغییرات شیب پسکرانه حوزه‌های رویشگاهی مختلف نسبت به حد آستانه ۵ درصد (شیب حد آستانه در بررسی آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا) نشان داد که بخش عمده‌ای از ناحیه پسکرانه مجاور مانگروها دارای محدوده شیب کمتر از ۵ درصد بود و شیب بزرگتر از ۵ درصد تنها به صورت میکروتوپوگرافی‌هایی در گستره این نواحی وجود داشت (شکل‌های ۳ تا ۵). در بین کلیه حوزه‌های رویشگاهی مورد بررسی، تنها در زون ۲ مربوط به حوزه رویشگاهی خمیر (رویشگاه جزیره‌ای مردو) ، ناحیه پسکرانه مجاور واقع در بخش شمالی مانگروها دارای شیب بزرگتر از ۵ درصد است (شکل ۳). بر اساس نتایج به دست آمده هیچ یک از رویشگاه‌های تیاب و جاسک در بخش پسکرانه خود دارای پهنه‌های با شیب بزرگتر از ۵ درصد نیستند و محدودیت شیب برای مهاجرت به سمت خشکی برای این رویشگاه‌ها وجود ندارد (شکل‌های ۴ و ۵).



شکل (۳): پهنه‌های شیب بزرگ‌تر از ۵ درصد در اراضی بالادستی رویشگاه خمیر



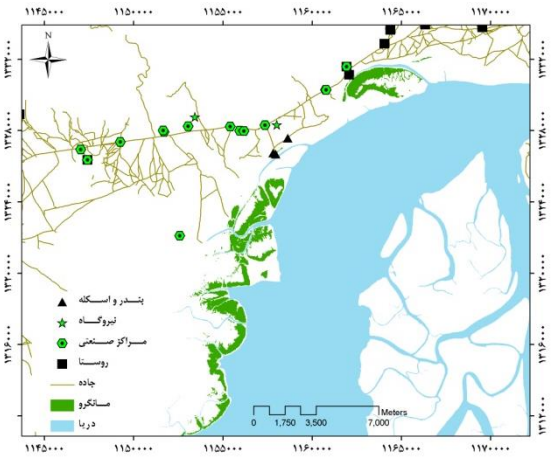
شکل (۴): پهنه‌های شیب بزرگ‌تر از ۵ درصد در اراضی بالادستی رویشگاه تیاب



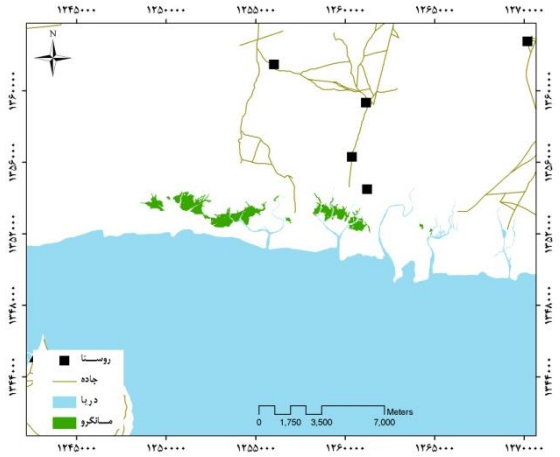
شکل (۵): پهنه‌های شیب بزرگ‌تر از ۵ درصد در اراضی بالادستی رویشگاه جاسک

نقشه‌سازی موقعیت سازه‌ها، تاسیسات، مراکز جمعیتی و صنعتی در ناحیه پسکرانه مانگروها از طریق بررسی چشمی سواحل استان هرمزگان با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و نیز با استفاده از اطاعات موجود و پیمایش‌های زمینی نشان داد که تنها در بخش شمالی جزیره مردو واقع در حوزه رویشگاهی خمیر، وجود جاده، مرکز صنعتی و روستا در ناحیه پسکرانه این رویشگاه می‌تواند به عنوان مانعی در پسروی آن به سمت اراضی بالادستی در همگام شدن با بالا آمدن سطح آب دریا عمل نماید. پراکنش جغرافیایی

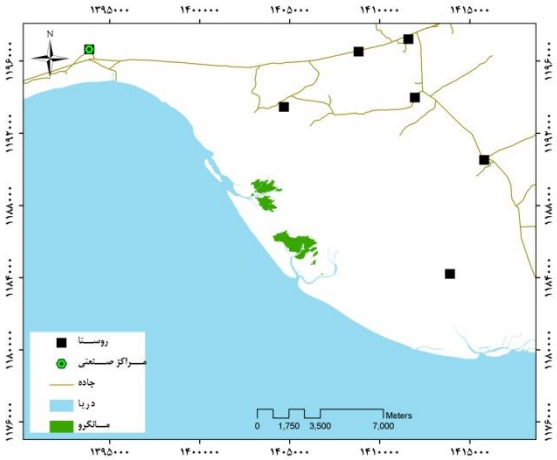
سازه‌ها، تاسیسات، مراکز جمعیتی و صنعتی موجود در نواحی پسکرانه رویشگاه‌های تیاب و جاسک دیگر نشان داد که در هیچ یک از رویشگاه‌ها، موانع انسان‌سازی در مسیر مهاجرت مانگروها به سمت اراضی خشکی وجود ندارد (شکل‌های ۶ تا ۸). به عبارت دیگر، عدم امکان پیشروی مانگروها در این حوزه‌های رویشگاهی به سمت اراضی خشکی به دلیل عوامل محیطی دیگری به غیر از عوامل انسانی خواهد بود.



شکل (۶): موقعیت مانگروهای رویشگاه خمیر نسبت به تاسیسات و مراکز انسان‌ساخت



شکل (۷): موقعیت مانگروهای رویشگاه تیاب نسبت به تاسیسات و مراکز انسان‌ساخت



شکل (۸): موقعیت مانگروهای رویشگاه جاسک نسبت به تاسیسات و مراکز انسان‌ساخت

بحث و نتیجه‌گیری

به طور کلی با انجام ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا می‌توان گزینه‌های سازگار مناسب را برای جلوگیری یا تعدیل نمودن پیامدهای مخرب وارد آمده بر این اکوسیستم‌ها ارایه داد و از طریق اولویت‌بندی اقدامات مدیریتی و فراهم آوردن زیرساخت‌های مطلوب، به راه‌کارهای لازم برای کاهش آسیب‌پذیری و افزایش تاب‌آوری مانگروها نسبت به وقوع سایر تنش‌های محیطی دست یافت Woodroffe, 1995; Lucas et al., 2002; Cahoon and) (Hensel, 2006. بنابراین، در این مطالعه نیز اقدام به ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروهای استان هرمزگان نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا شد. برای دستیابی به این هدف، وضعیت تغییرات مرزهای رو به خشکی مانگروها، شیب اراضی مجاور و نیز وجود موانع انسان ساخت بر سر مسیر مهاجرت مانگروها به سمت خشکی‌ها مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که در حوزه‌های رویشگاهی خمیر، تیاب و جاسک و در دوره زمانی

پس از سال ۱۹۹۸ که دوره وقوع خشکسالی‌های بلند مدت در سواحل جنوب ایران است (Mafi-Gholami et al., 2018)، گستره‌های رو به خشکی مانگروها نسبت به دوره پیش از سال ۱۹۹۸ به طور قابل ملاحظه‌ای دچار کاهش وسعت و یا پسروی از سمت خشکی شده است. بر اساس نتایج، رویشگاه تیاب بیشترین میزان کاهش وسعت از سمت رو به خشکی را در میان رویشگاه‌های مورد بررسی داشت به گونه‌ای که از گستره رو به خشکی این رویشگاه در دوره پس از سال ۱۹۹۸ در حدود ۴۳۰ هکتار کاسته شده است. همچنین، رویشگاه‌های خمیر و جاسک نیز تحت تاثیر خشکسالی‌های بلند مدت پس از سال ۱۹۹۸ دچار کاهش وسعت از سمت رو به خشکی شده‌اند. این نتایج نشان می‌دهد که در کلیه رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان، کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی یکی از عوامل اصلی از بین رفتن و کاهش گستره مانگروها از سمت اراضی بالادستی است. در واقع به دلیل ارتباط نزدیکی که میان شرایط رویشگاهی مانگروها و وقوع بارندگی وجود دارد، هر گونه تغییر در الگوهای بارندگی و جریانات آبی سطحی حوضه‌های آبریز تاثیر قابل توجهی بر رشد و توسعه مکانی مانگروها بویژه از سمت خشکی خواهد داشت (Snedaker, 1995). مطالعات نشان داده که کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی همراه با افزایش دمای هوا از طریق افزایش تبخیر و تعرق و ایجاد تنش شوری سبب کاهش تولید خالص اولیه، کاهش میزان رشد و زنده‌مانی نهال‌ها، تغییر رقابت میان گونه‌های مانگرو و کاهش تنوع زیستی آن‌ها خواهد شد که در نهایت می‌تواند منجر به تغییرات نامطلوب مانند کاهش وسعت، تاج‌پوشش و توان تولیدی مانگروها شود (Gilman et al., 2008; Eslami-Andargoli et al., 2009). در مطالعه انجام شده توسط Ellison, A. M. 1993, 2000, 2001; Woodroffe C.) D. 1995) کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی می‌تواند یکی از مهمترین عوامل موثر در کاهش وسعت حاشیه‌های رو به خشکی مانگروها معرفی شده است که به طور عمده ناشی از افزایش شوری بسیار زیاد اراضی رو به خشکی در بالادست مانگروها است. بر این اساس، وقوع خشکسالی‌های بلند مدت و شدید در سواحل جنوبی ایران نیز یکی از عوامل اصلی تاثیرگذار بر کاهش گستره رو به خشکی مانگروهای این نواحی در دوره پس از سال ۱۹۹۸ است. نتیجه به دست آمده مبنی بر انطباق میان تغییرات گستره مانگروهای مورد مطالعه با چگونگی وقوع خشکسالی در طول سواحل خلیج فارس و دریای عمان مطابق با نتیجه حاصل از مطالعه انجام شده توسط (Eslami-Andargoli et al., 2009) است که بیان نمودند تغییرات وسعت مانگروها در Morton bay مطابق با الگوی تغییرات مقادیر بارندگی در طول سواحل. (Eslami-Andargoli et al., 2009) دلیل عدم تشابه تغییرات وسعت رویشگاه‌های مانگرو موجود در مناطق دارای الگوی بارندگی یکسان را 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 می دانند. در تحقیق انجام شده توسط (Eslami-Andargoli et al., 2009)، وقوع خشکسالی در فاصله زمانی ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۳ و به دنبال آن کاهش گستره رو به خشکی مانگروها به دلیل فعالیت پدیده ال نینو معرفی شده است؛ در ایران نیز کاهش مقادیر بارندگی و وقوع خشکسالی ها در سواحل شمالی خلیج فارس و دریای عمان، به دلیل همزمانی، تاثیرگزاری و استمرار قوی ترین لانینای نیم قرن اخیر بیان شده است (Barlow et al., 2002). نتایج مطالعه انجام شده توسط (Gilman et al., 2007) نیز نشان داده که در حدود ۶۰ درصد از گستره رو به خشکی مانگروهای منطقه ساموآ در ایالات متحده در طی یک دوره ۴۰ ساله کاهش یافته است و مانگروهای مورد مطالعه فاقد توان پیشروی به سمت خشکی‌ها در پاسخ به بالا آمدن سطح آب دریا هستند و مانگروهای منطقه مورد مطالعه در اثر بالا آمدن سطح آب دریا تا سال ۲۱۰۰ دچار کاهش ۵۰ درصدی در وسعت خود خواهند شد. متاسفانه منطقه خلیج فارس و دریای عمان به دلیل حجم بالای ورود آلاینده‌های نفتی (سالانه بیش از ۱/۵ میلیون تن نفت) به یکی از آلوده‌ترین مناطق دریایی جهان تبدیل شده است؛ چنان چه سازمان بین‌المللی دریانوردی (IMO) این منطقه را در سال ۲۰۰۷ به عنوان منطقه ویژه دریایی اعلام کرد. وقوع دو جنگ پی در پی در سال‌های ۱۹۹۱ و ۱۹۸۸ در محدوده خلیج فارس، حجم عظیمی از آلاینده‌های نفتی را وارد آب‌های این ناحیه نمود که بدون شک در تغییرات وسعت و موقعیت کنونی مانگروهای این مناطق اثرگزار بوده است (PGSC, 2014). همچنین، بررسی اسناد و مطالعه‌های انجام شده نشان می‌دهد که بخش عمده ساخت و سازها و فعالیت‌های صنعتی، رفت و آمد شناورها، فعالیت‌های صیادی، تخلیه مواد نفتی و ورود

فاضلاب‌های صنعتی و خانگی در محدوده مانگروهای واقع در تنگه هرمز متمرکز است که بدون شک بر روند پیشروی این رویشگاه ها به سمت خشکی اثرگزار بوده است. این موضوع، اهمیت انجام مطالعه‌های بیشتر در زمینه تغییرات گستره رو خشکی مانگروهای سواحل خلیج فارس و دریایی عمان را در دو دوره زمانی قبل و بعد از وقوع حوادث نفتی و یا توسعه سازه‌ها و زیرساخت ها نشان می دهد.

بررسی شیب ناحیه پسکرانه و موقعیت سازه‌ها، زیرساخت‌ها و مراکز جمعیتی و صنعتی در مجاورت حوزه‌های رویشگاهی مورد مطالعه نشان داد که به استثنای جزیره مردو در حوزه رویشگاهی خمیر، سایر بخش‌های این رویشگاه و نیز دو حوزه رویشگاهی تیاب و جاسک محدودیتی به لحاظ وجود این موانع بر مسیر مهاجرت مانگروها به سمت اراضی بالادستی وجود ندارد. در واقع این نتایج نشان می‌دهد که دلیل عدم پیشروی مرز رو به خشکی در حوزه‌های رویشگاهی مورد مطالعه به دلیل وجود شیب بزرگتر از ۵ درصد و یا وجود موانع انسان ساخت نیست. در واقع این نتایج نشان می‌دهد که عوامل محیطی طبیعی و یا انسانی دیگری سبب عدم پیشروی مرز رو به خشکی این رویشگاه‌ها شده است که مطالعات پیشین تاثیر خشکسالی را بر آن نشان داده است (Mafi-Gholami et al., 2018). البته نتایج سایر بررسی‌ها نیز نشان داده است که عواملی مانند ایجاد تغییر نامطلوب در روند توزیع رسوب در محیط ساحلی در اثر ایجاد تاسیسات و سازه‌ها، بهره‌برداری بیش از حد از مانگروها برای مصارف سوختی و یا چرای دام‌ها، توسعه آبزی‌پروری، رهاسازی آلاینده‌ها و اثرات اقلیمی مانند بالا آمدن سطح آب دریا به عنوان برخی از عوامل اصلی اثرگذار در روند پسروی جنگل‌های مانگرو در سایر مناطق جهان هستند (Gilman et al., 2007; Ellison and Zouh, 2012; Hai-Hoa et al., 2013; Tran Thi et al., 2014). بدون شک، عوامل محیطی دیگری مانند فعالیت‌های انسانی، ویژگی‌های ژئومورفولوژیک محلی و دینامیک‌های هیدرولوژیک آب سطحی و زیرزمینی و نیز وضعیت زمین شناختی اراضی خشکی بالادستی و تاثیر آن بر میزان رسوب‌گذاری ساحلی، بر میزان تغییرات مانگروهای واقع در بخش های مختلف سواحل خلیج فارس و دریای عمان اثرگزار هستند. همچنین، در جنگل‌های مانگرو ایران عوامل مختلفی مانند چرای دام (به ویژه در مانگروهای واقع در حوزه‌های رویشگاهی خمیر)، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح ساختمانی، توسعه آبزی‌پروری، ترابری دریایی و رفت و آمد شناورها در محدوده مانگروها، معدن‌کاری در پیرامون مانگروها، احداث سد و جاده‌سازی در مسیر رودخانه‌های منتهی به منطقه ساحلی (سد جگین)، ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور و نیز آلودگی‌های نفتی می‌توانند نقش موثر در تخریب و وقوع پسروی این اکوسیستم‌ها داشته باشند (Danehkar et al., 2008; Mehrabanian et al., 2009). بر اساس نظر افراد محلی و نیز کارشناسان اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان، بهره‌برداری بی‌رویه بومیان حاشیه جنگل‌های مانگرو نیز سهم زیادی در تخریب این رویشگاه‌ها دارد، چرا که بومیان مناطق برای تامین خوراک دام، اقدام به سرشاخه‌زنی درختان می‌کنند. همچنین افراد مصاحبه‌شونده بیان کردند که با اجرای قانون هدفمند کردن یارانه‌ها در ایران و افزایش قیمت نفت و مواد سوختی در ایران، بخش عمده‌ای از خانوارهای روستاهای مجاور مانگروها به دلیل پائین بودن میزان درآمدشان قادر به تامین سوخت مورد نیاز خود نیستند و همین امر سبب شده تا با قطع و یا شاخه‌زنی از درختان اقدام به تهیه سوخت مورد نیاز خود کنند. بدون شک نتیجه این بهره‌برداری بی‌رویه از مانگروها سبب افت قابل توجه در وسعت مانگروها، بویژه در حاشیه رو به خشکی آن‌ها و در نهایت افزایش آسیب‌پذیری این جنگل‌ها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا می‌شود. بررسی بیشتر در این زمینه، موضوع مطالعات جداگانه‌ای است که می‌تواند امکان وجود رابطه میان تغییرات مرزهای مانگروها را با این فعالیت‌های انسانی مورد بررسی قرار دهد.

پژوهش حال حاضر نخستین مطالعه انجام شده بر روی مانگروهای ایران است که از طریق بررسی تغییرات گستره های رو به خشکی مانگروها در طول یک دوره ۳۰ ساله و چگونگی شیب و پراکنش بخش‌های انسان ساخت در ناحیه پسکرانه توانسته است میزان آسیب پذیری رویشگاه های مانگرو استان هرمزگان را نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا ارزیابی نماید. بر اساس نتایج این مطالعه و با شرط تداوم روند کنونی خشکسالی می توان میزان آسیب پذیری رویشگاه های مانگرو مورد مطالعه را به صورت زیر نشان داد: تیاب>خمیر>جاسک. بر این اساس می توان بیان نمود که اولویت‌بندی اقدام‌های مدیریت و برنامه‌ریزی لازم برای حفاظت و احیای رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان باید با تمرکز بر رویشگاه های دارای درجه آسیب‌پذیری بیشتر

(رویشگاه تیاب) انجام گیرد. همچنین، توسعه زیرساخت ها و سازه های ساحلی در نواحی ساحلی باید بر اساس وضعیت پسروی مانگروها در زون‌های مختلف انجام شود. در زون‌هایی که دارای پسروی و یا فرسایش در حاشیه سمت خشکی هستند هرگونه ساخت و ساز و توسعه ناحیه ساحلی باید با توجه به میزان پسروی مانگروها و نیاز آنها به وجود اراضی بالادست برای مهاجرت به سمت خشکی باشد. بر این اساس، بازسازی مناطقی که در اثر عوامل انسانی آسیب دیده و یـا تخریب شده است، باید در اولویت برنامه‌های مدیریتی این جنگل‌ها قرار گیرد. در این زمینه، بررسی مسائل اقتصادی- اجتماعی و بهبود وضعیت معیشتی جوامع بومی ساکن در مجاور جنگل‌های مانگرو ایران می‌تواند نقش بسیار موثری در جلوگیری از بهره‌برداری بی‌رویه و تخریب این جنگل ها داشته باشد. برای دستیابی به این هدف میزان وابستگی جوامع بومی به جنگل‌ها به منظور توسعه آبزی پروری، تهیه چوب سوختی و نیز استفاده از سرشاخه ها به عنوان علوفـه دام باید به حداقل برسد. در نهایت می توان گفت که نتایج این مطالعه می تواند با فراهم آوردن اطلاعات دقیق و ضروری در مورد وضعیت میزان کاهش گستره مانگروها از سمت خشکی و درجه آسیب پذیری آنها نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا، نقش مهمی در دستیابی به اهداف حفاظت و احیای مانگروهای ایران داشته باشد. بر این اساس که ایجاد زیستگاه‌های جدید و یا بازکاشت مانگروها باید به طور عمده در رویشگاه‌های انجام گیرد که دچار پسروی و یا کاهش گستره های رو خشکی شده‌اند و این امر می تواند نقش مهمی در کاهش میزان آسیب‌پذیری آنها نسبت به پیامدهای ناشی از تغییر اقلیم، به ویژه بالا آمدن آینده سطح آب دریاها داشته باشد.

تشکر و قدردانی

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

یادداشت‌ها

1. Hydroperiod
2. Offshore
3. Regional Organization for Protection Marine Environment (ROPME)
4. *Avicennia marina*
5. *Rhizophora macronata*
6. Landsat
7. Pixel
8. Filtering

فهرست منابع

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.

Blasco, F.; Saenger, P. & Janodet, E. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. Catena. 27(3-4): 167-178.

Cahoon, D. R. & Hensel, P. 2006. High-resolution global assessment of mangrove responses to sea-level rise: a review. In Proceedings of the symposium on mangrove responses to relative sea level rise and other climate change effects. Catchments to Coast. The Society of Wetland Scientists 27th International Conference, Cairns, Australia. 13: 9-17.

Church, J. A.; Gregory, J. M.; Huybrechts, P.; Kuhn, M.; Lambeck, K.; Nhuan, M. T. & Woodworth, P. L. 2001. Changes in sea level. In , in: JT Houghton, Y. Ding, DJ Griggs, M. Noguer, PJ Van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and CA Johnson (eds.): Climate Change 2001: The Scientific Basis: Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel (pp. 639-694).

Danehkar, A. 2001. Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands, The Environment Scientific Quarterly Journal. 34: 43-49. (In Persian, with English abrtract)

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. (In persian).

Duke, N.; Ball, M. & Ellison, J. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. Global Ecology & Biogeography Letters. 7(1): 27-47.

Ellison, A. M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough? Restoration Ecology. 8(3): 219-229.

Ellison, A. M. 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. Journal of Sea Research. 59(1): 2-15.

Ellison, J. 2004. Vulnerability of Fiji's mangroves and associated coral reefs to climate change. Prepared for the World Wildlife Fund. Launceston, Australia: University of Tasmania.

Ellison, J. C. & Stoddart, D. R. 1991. Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications. Journal of Coastal research. 7(1): 151-165.

Ellison, J. C. & Zouh, I. 2012. Vulnerability to climate change of mangroves: assessment from Cameroon, Central Africa. Biology. 1(3): 617-638.

Eslami-Andargoli, L.; Dale, P. E. R.; Sipe, N. & Chaseling, J. 2010. Local and landscape effects on spatial patterns of mangrove forest during wetter and drier periods: Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 89(1): 53-61.

Eslami-Andargoli, L.; Dale, P. E. R.; Sipe, N. and Chaseling, J. 2009. Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 85(2): 292-298.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007. The world's mangroves 1980–2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome.

Field, C. 1995. Impacts of expected climate change on mangroves. Hydrobiologia. 295(1-3): 75-81.

Gilman, E. 2004. Assessing and managing coastal ecosystem response to projected relative sea-level rise and climate change. In Prepared for the International Research Foundation for Development Forum on Small Island Developing States: Challenges, Prospects and International Cooperation for Sustainable Development. Contribution to the Barbados. 10: 28.

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. L.; Ellison, J.; Jungblut, V.; Van Lavieren, H.; Wilson, L.; Areki, F. & Kilman, M. 2006. Adapting to Pacific Island mangrove responses to sea level rise and climate change. Climate Research. 32(3): 161-176.

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.

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.

Hansen, L. J.; Biringer, J. L. & Hoffman, J. R. 2003. Buying time: a user's manual for building resistance and resilience to climate change in natural systems. WWF, Washington.

Held, A.; Ticehurst, C.; Lymburner, L. & Williams, N. 2003. High resolution mapping of tropical mangrove ecosystems using hyperspectral and radar remote sensing. International Journal of Remote Sensing. 24(13): 2739-2759.

Kinnell, P. I. A. 2000. The effect of slope length on sediment concentrations associated with side-slope erosion. Soil Science Society of America Journal. 64(3): 1004-1008.

Lewis, R. R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. Ecological engineering. 24(4): 403-418.

Lovelock, C. E. & Ellison, J. C. 2007. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change.

Lucas, R. M.; Ellison, J. C.; Mitchell, A.; Donnelly, B.; Finlayson, M. & Milne, A. K. 2002. Use of stereo aerial photography for quantifying changes in the extent and height of mangroves in tropical Australia. Wetlands ecology and Management. 10(2): 159-173.

Mafi-Gholami, D.; Feghhi, J.; Danehkar, A. & Yarali, N. 2015. Prioritizing stresses and disturbances affecting mangrove forests using Fuzzy Analytic Hierarchy Process (FAHP). Case study: mangrove forests of Hormozgan Province, Iran. Advances in Environmental Sciences. 7(3): 442-459.

Mafi-Gholami, D.; Baharlouii, M. & Mahmoudi, B. 2018. Investigation of climate change consequences on mangroves and saltmarshes of Iran. Environmental Researches. 9(17): 207-220 (In Persian).

McKee, K. L.; Cahoon, D. R. & Feller, I. C. 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation.Global Ecology and Biogeography. 16(5): 545-556.

McLeod, E. & Salm, R. V. 2006. Managing mangroves for resilience to climate change. World Conservation Union (IUCN).

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 & coastal management. 76: 12-22.

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.

Snedaker, S. C. 1995. Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses. In Asia-Pacific Symposium on Mangrove Ecosystems (pp. 43-49). Springer Netherlands.

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 Sensing. 5(1): 183-201.

Wang, Q.; Tenhunen, J.; Dinh, N. Q.; Reichstein, M.; Vesala, T. & Keronen, P. 2004. Similarities in ground- and satellite-based NDVI time series and their relationship to physiological activity of a Scots pine forest in Finland. Remote Sensing of Environment. 93(1): 225-237.

Woodroffe, C. D. 1995. Response of tide- dominated mangrove shorelines in Northern Australia to anticipated sea- level rise. Earth surface processes and landforms. 20(1): 65-85.