

پایش نرخ پیشروی و پسروی در جنگل‌های مانگرو با استفاده از سنجش از دور و سامانه تجزیه و تحلیل رقومی خط ساحلی (DSAS) (مطالعه موردی: ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا)

داود مافی‌غلامی^{۱*}، معصومه بهارلویی^۲، بیت‌اله محمودی^۳

۱. استادیار، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

۲. دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

masoomebaharloie70@gmail.com

b.mahmoudi@ut.ac.ir

۳. استادیار، گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۱۱/۱۵

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۵/۱۰/۲۷

چکیده

به طور کلی، بررسی تغییرات دینامیک رسوبی مانگروها یکی از راهکارهای مدیریتی مؤثر برای حفاظت و توسعه این اکوسیستم‌ها است. هدف این مطالعه نیز بررسی تغییرات مرز مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا به منظور تحلیل دینامیک فرسایش و رسوب‌گذاری آن در طول دوره‌ای ۳۰ ساله بود. بدین منظور، حاشیه رو به دریای مانگروها از تصاویر لندست مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ استخراج شد و با استفاده از سامانه تجزیه و تحلیل رقومی خط ساحلی (DSAS) و اجرای روش آماری نرخ رگرسیون خطی (LRR)، نرخ تغییر مرزهای مانگروها محاسبه شد. نتایج نشان داد که میانگین نرخ تغییرات مرز مانگروها در بخش ساحلی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا برابر با ۰/۵۰ متر در سال و در بخش جزیره‌ای آن نیز برابر با ۰/۷۳ متر در سال بود. بر اساس نتایج بدست آمده، میانگین نرخ تغییرات مرز مانگروها در ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا نیز برابر با ۰/۶۲ متر در سال به دست آمد که نشان‌دهنده غالب بودن فرآیند رسوب‌گذاری بر فرسایش در این رویشگاه است. در نهایت می‌توان گفت که نتایج حاصل از این تحقیق می‌تواند با فراهم کردن اطلاعات دقیق درباره وضعیت فرسایش و رسوب‌گذاری، کمک چشمگیری به برنامه‌ریزی و اجرای اقدامات احیاء و توسعه مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا کند.

کلیدواژه

فرسایش و رسوب‌گذاری، ماهواره لندست، نرخ تغییرات مرز مانگروها.

۱. سرآغاز

جلوگیری از صدمات ناشی از طوفان، کنترل سیلاب و حفاظت از خطوط ساحلی و کنترل فرسایش ساحلی، جذب مواد زائد، تفرج و حمل و نقل هستند (UNEP- WCMC, 2006; Tamin et al., 2011). لذا برای هزاران سال نقش قابل ملاحظه‌ای را در اقتصاد و معیشت پایدار جوامع انسانی برعهده داشته‌اند (Kaplowitz, 2001). با

در میان زیرسیستم‌های طبیعی واقع در سواحل جهان، مانگروها 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،

بر هم خوردن دینامیک رسوبی سواحل ایران شده که می‌تواند سبب افزایش آسیب‌پذیری جنگل‌های مانگرو نسبت به سایر مخاطرات اقلیمی و هیدرولوژیکی شود (Danekhar, 2001; Mehrabian et al., 2008). این امر اهمیت بررسی نرخ پیشروی و پسروی مرز و یا وضعیت فرسایش و رسوب‌گذاری بستر مانگروها را برای کمک به برنامه‌ریزی و اجرای اقدامات حفاظتی و احیاء مانگروهای ایران نشان می‌دهد. لذا هدف این مطالعه که بخشی از پایان‌نامه کارشناسی ارشد با موضوع بررسی تغییرات مانگروهای ایران با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و سامانه سنجش از دور است نیز پایش تغییرات مرزهای مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا استان هرمزگان در دوره زمانی ۳۰ ساله است.

به‌طورکلی تصاویر ماهواره‌ای و سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) به‌صورت گسترده‌ای در پایش تغییرات مکانی و زمانی مانگروها و دیگر زیستگاه‌ها در طول زمان استفاده شده‌اند (Satyanarayana et al., 2011; Giri et al., 2011; Heumann, 2011; Ahmad & Lakhan, 2012; Nfotabong-Atheull et al., 2013; Nguyen et al., 2013). در این میان، سامانه تجزیه و تحلیل رقومی خطوط ساحلی (DSAS)^۱ یکی از ابزارهای الحاقی به نرم‌افزار ArcGIS است که برای اندازه‌گیری خودکار و یا تحت نظارت تغییرات ایجاد شده در خطوط ساحلی تهیه شده است (Thieler et al., 2009). در این سیستم با استفاده از خط منبای ساحلی معرفی شده توسط کاربر و عمود کردن مجموعه‌ای از ترانکست‌های ترسیم شده از این خط به سمت مرزهای ساحل و اکوسیستم‌های ساحلی، تغییرات مرزی در دوره‌های زمانی مختلف اندازه‌گیری می‌شود (Morton et al., 2006). با توجه به کارایی و دقت بالای این نرم افزار، امروزه از آن به صورت گسترده‌ای در بررسی تغییرات خطوط ساحلی جهان و نیز مرزهای مانگروها استفاده شده است (جدول ۱).

وجود اهمیت بالای این خدمات اکوسیستمی در تأمین نیازهای انسانی، تخریب و از بین رفتن این رویشگاه‌های منحصربه‌فرد ساحلی در طول سه دهه گذشته در سراسر دنیا شدت یافته است، چنان که تاکنون بیش از ۵۰ درصد از جنگل‌های مانگروی جهان دچار تخریب و افت کیفیت شده‌اند و این روند همچنان ادامه دارد (Alongi, 2002). نتیجه مستقیم تخریب و از بین رفتن مانگروها، از بین رفتن طیف گسترده‌ای از کالاها و خدمات ارائه شده توسط این اکوسیستم‌ها و ناپایداری جوامع انسانی وابسته به آنها بوده است (Kristensen et al., 2008; Walters et al., 2008). این امر اهمیت ارائه راهکارهای مدیریتی و برنامه‌ریزی مؤثر را برای حفاظت و یا احیاء اکوسیستم‌های مانگرو نشان می‌دهد که به یکی از مهمترین اهداف تصمیم‌سازان و مدیران منابع طبیعی تبدیل شده است. یکی از راه‌های دستیابی به هدف فوق، بررسی تغییرات مرز مانگروها در طی زمان است که می‌تواند به‌عنوان یکی از بهترین شاخص‌ها در بررسی پاسخگویی مانگروها نسبت به تغییرات مورفولوژیک و دینامیک رسوبی سواحل و نیز بررسی میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها نسبت به وقوع تنش‌های اقلیمی استفاده شود (McIvor et al., 1997; Gilman et al., 2007).

جنگل‌های مانگرو ایران نیز همانند سایر مانگروهای جهان علی‌رغم در بر داشتن طیف گسترده‌ای از عملکردهای اکولوژیک، در معرض تخریب ناشی از مخاطرات طبیعی و انسانی مختلفی قرار دارند. از جمله: برداشت بیش از حد سرشاخه‌ها، گردشگری بدون برنامه، توسعه صنایع و معدنکاری، توسعه آبی‌پروری، ورود گونه‌های غیربومی (موش سیاه)، بهره‌برداری بیش از حد از آبریزان، ورود فاضلاب شهری و صنعتی به درون این جنگل‌ها و آلودگی‌های نفتی، خشکسالی‌های پی‌درپی و کمبود بارش سالانه و کاهش تخلیه آب و رسوبات مغذی. وقوع این تنش‌ها و آشفتگی‌های طبیعی و انسانی سبب ایجاد تغییرات نامطلوب در رشد و توسعه مانگروها و نیز

جدول ۱. نمونه مطالعات انجام شده با استفاده از DSAS در بررسی نرخ تغییرات خطوط ساحلی و مرزهای مانگروها

شماره	منطقه مورد مطالعه	دوره زمانی	مرجع
۱	خطوط ساحلی در مصب رودخانه نئوز، ایالات متحده	۱۹۵۸-۱۹۹۸	Cowart et al. (2011)
۲	خطوط ساحلی سانداربانز، هندوستان و بنگلادش	۱۹۷۳-۲۰۱۰	Rahman et al. (2011)
۳	خطوط ساحلی دشت سله، ایتالیا	۱۸۷۰-۲۰۰۹	Alberico et al. (2012)
۴	تالاب‌های ساحلی ترکیه	۱۹۷۲-۲۰۰۹	Kuleli et al. (2011)
۵	ناحیه ساحلی میان کانیاکوماری و توتیکورین، هندوستان	۱۹۹۹-۲۰۰۹	Sheik and Chandrasekar (2011)
۶	مانگروهای مصب دوالا، کامرون	۱۹۷۵-۲۰۰۷	Ellison and Zhou (2012)
۷	ساحل و دارانایم، هندوستان	۱۹۳۰-۲۰۰۵	Natesan et al. (2013)
۸	ناحیه ساحلی کین جیانگ، ویتنام	۲۰۰۳-۲۰۰۹	Hai-Hoa et al. (2013)
۹	ساحل بنگلادش	۱۹۸۹-۲۰۰۹	Sarwar and Woodroffe, 2013
۱۰	مانگروهای سواحل موی کا ماو، ویتنام	۱۹۵۳-۲۰۱۱	Tran Thi et al. (2014)
۱۱	خطوط ساحلی پیرامونی دانمارک	۱۸۶۲-۲۰۰۵	Kabuth et al. (2013)
۱۲	دلتای نیجر، آفریقا	۱۹۸۶-۲۰۱۳	Kuenzer et al. (2014)
۱۳	ساحل غربی یوکون، کانادا	۱۹۵۱-۲۰۰۹	Konopczak et al. (2014)

ملی را به خود اختصاص داد. همچنین به‌خاطر 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). ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا به لحاظ گونه‌ای همانند مانگروهای سایر نقاط جهان به‌ویژه مانگروهای جنوب استرالیا و نیوزلند دارای اجتماعات گونه حرا (*Avicennia marina*) بوده با این تفاوت که دارای تنوع گونه‌ای کمتر بوده و متشکل از اجتماعات خالص، نامنظم و ناهمسال حرا است که در دو جزیره‌ای و ساحلی با جوامع گیاهی هالوفیت یا شورپسند متعلق به تیره *Chenopodiaceae* همراه است (دانه کار و همکاران، ۱۳۸۵). جنگل‌های مانگروی این منطقه بیشترین وسعت جنگل‌های مانگروی ایران و حتی کشورهای حوزه خلیج فارس را شامل می‌شود و در برگیرنده ۸۵ درصد مساحت مانگروهای ایران است. جنگل‌های مانگروی این ذخیره‌گاه با قرار گرفتن در سه فرم رویشگاهی دلتایی، ساحلی و جزیره‌ای، پناهگاه

به دلیل کاربرد گسترده و توانایی بالای سیستم تجزیه و تحلیل رقومی خطوط ساحلی (DSAS) در محاسبه نرخ تغییرات خطوط ساحلی، در این مطالعه نیز برای تغییرات خطوط مرزی مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا در طول دوره ۳۰ ساله (۱۹۸۶-۲۰۱۶) از آن استفاده شد.

۲. مواد و روش‌ها

– منطقه مورد مطالعه

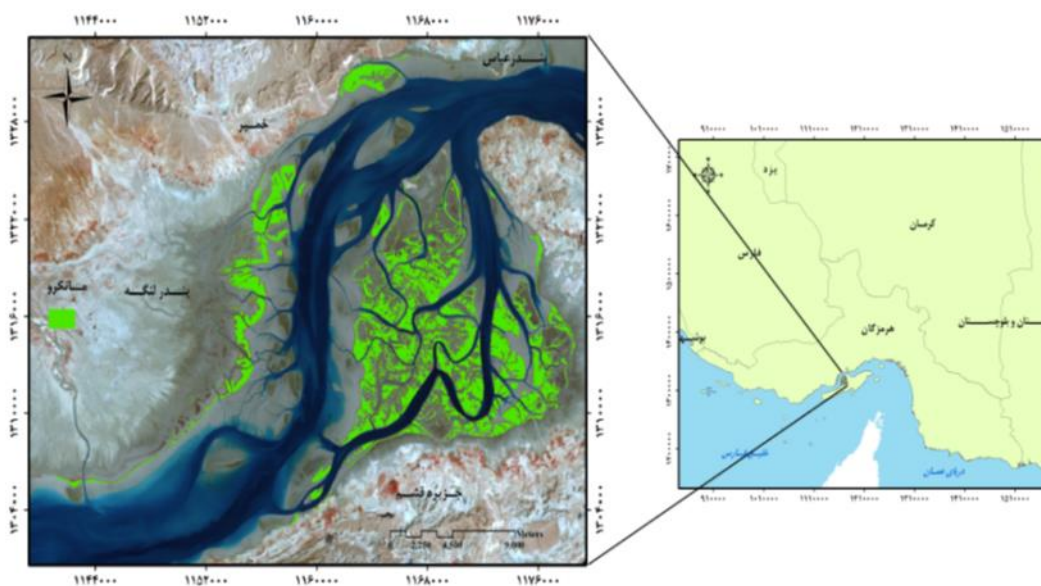
ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا به وسعت ۸۵۶۸۶ هکتار در موقعیت جغرافیایی ۲۶ درجه و ۴۳ دقیقه تا ۲۶ درجه و ۵۹ دقیقه عرض شمالی و ۵۵ درجه و ۳۲ دقیقه تا ۵۵ درجه و ۴۸ دقیقه طول شرقی در حد فاصل اراضی ساحلی بخش بندر خمیر تا اراضی ساحلی دهستان‌های لافت و طبل در جزیره قشم قرار گرفته است. این منطقه نخستین بار در سال ۱۳۵۱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

وجود دارند. از نظر رسوب‌شناختی وضعیت مشابهی بین رویشگاه‌های مختلف ذخیره‌گاه حرا دیده می‌شود؛ چنانچه در خاک سطحی به‌طور عمده دارای بافت لومی و در خاک تحتانی دارای بافت لومی-رسی تا لومی-رسی-سیلتی هستند (شکل ۱) (دانه‌کار و همکاران، ۱۳۸۵).

پردازش تصاویر ماهواره‌ای

در این مطالعه از تصاویر ماهواره لندست مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ برای تجزیه و تحلیل نرخ پیشروی و پسروی مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا در طول دوره‌ای ۳۰ ساله استفاده شد. انتخاب سال‌ها، بر اساس پراکنش مناسب در طول دوره زمانی مورد نظر است تا بدین ترتیب به‌هنگام اجرای مدل رگرسیونی از ایجاد چولگی در نتایج جلوگیری شود (Dolan et al., 1991; Ellison and Zouh, 2012) (جدول ۲).

و محل تخم‌گذاری و زادآوری بسیاری از انواع جانوران اعم از پرندگان، آبزیان (ماهی، میگو، خرچنگ، نرم‌تنان، دوکفه‌ای‌ها و ...) و پستانداران (دلفین و ...) است. میانگین طولانی مدت بارش سالانه در ایستگاه‌های باران‌سنجی منطقه ۱۴۶ میلیمتر بوده و دمای متوسط سالانه آن ۲۷/۲ درجه سانتی‌گراد است. بیشترین مقدار بارش در ماه‌های ژانویه و فوریه می‌بارد. گرم‌ترین ماه سال ژوئیه با دمای متوسط ۳۴/۵ درجه سانتی‌گراد و سردترین ماه سال، ژانویه با دمای متوسط ۱۸/۱ درجه سانتی‌گراد است. حداکثر و حداقل مطلق دما نیز به ترتیب برابر ۴۸ و ۷/۵ درجه سانتی‌گراد به ثبت رسیده است. رطوبت نسبی هوا در این مناطق زیاد بوده به‌طوری‌که متوسط سالانه آن بیش از ۶۵ درصد است. جریان بادهای منطقه به‌طور عمده دارای جهت شمال غربی- جنوب شرقی بوده و فصل وزش آن‌ها، زمستان است و بادهای محلی نیز با شدت کمتر



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا در استان هرمزگان

جدول ۲. مشخصات تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده در بررسی تغییرات مرزی مانگروها

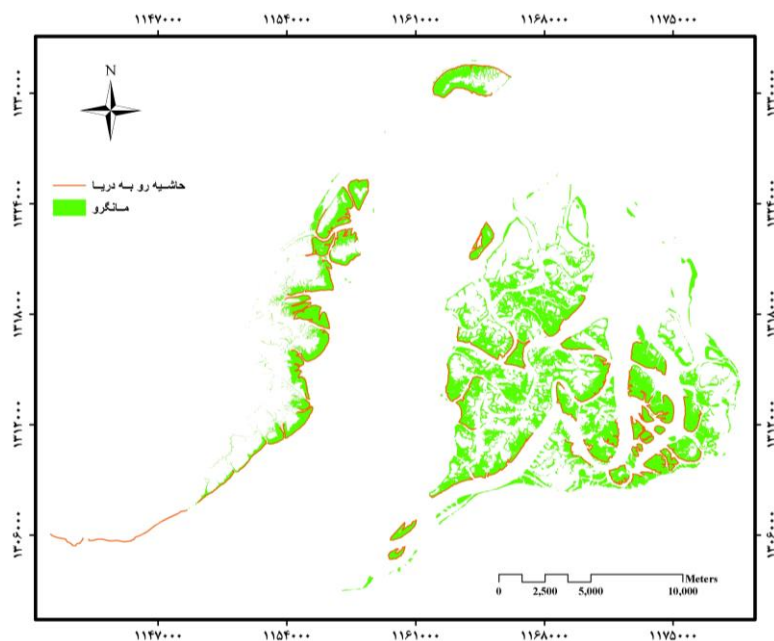
تصویر	تاریخ دریافت تصویر	ردیف/گذر	فاصله زمانی تجمعی نسبت به سال مرجع (سال)	قدرت تفکیک (متر)
Landsat TM	۱۹۸۶/۰۵/۲۱	۱۶۰/۰۴۱	مینا	۳۰
Landsat TM	۲۰۰۰/۰۵/۲۲	۱۶۰/۰۴۱	۱۲	۳۰
Landsat C	۲۰۱۶/۰۵/۱۸	۱۶۰/۰۴۱	۳۰	۳۰

تصاویر نیز قابل شناسایی بودند، تصاویر ماهواره لندست C سال ۲۰۱۶ با مقدار خطای کمتر از یک پیکسل (در این مطالعه $RMS=0/143$) زمین مرجع شدند. در نهایت تصاویر تصحیح شده لندست C برای تصحیح هندسی تصاویر لندست TM سال‌های ۱۹۸۶ و ۲۰۰۰ استفاده شدند. مقدار RMS در هیچ یک از تصحیحات تصاویر بیشتر از ۰/۱۸ نشد.

به طور کلی، با توجه به توان تفکیک تصاویر مورد استفاده و بر اساس مطالعات صورت گرفته توسط Gilman و همکاران (۲۰۰۷)، Zouh و Ellison (۲۰۱۲) و Tran Thi و همکاران (۲۰۱۴)، لبه تاج پوشش بسته مانگروها، مرز رو به دریای این رویشگاه‌ها در نظر گرفته شد و تک درختان و نهال‌های موجود در ناحیه فراتر از این لبه‌ها از فرایند تجزیه و تحلیل مرز رویشگاه‌ها کنار گذاشته شدند. به منظور جداسازی پوشش گیاهی مانگروها از نواحی آبی و یا اراضی ساحلی پیرامون و ترسیم مرزهای نهایی این رویشگاه‌ها، 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 and Fragkias, 2007; Vo et al., 2013).

لازم به ذکر است آنچه که سبب انتخاب تصاویر ماهواره لندست برای بررسی تغییرات مرزی مانگروها شد، محدودیت دسترسی به تصاویر ماهواره‌ای دارای قدرت تفکیک بالاتر بود. با توجه به اینکه وجود پوشش ابری سبب کاهش کیفیت تصاویر و ایجاد خطا در تشخیص پدیده‌های موجود در تصاویر می‌شود، بنابراین با بررسی تعداد زیادی از تصاویر موجود در آرشیو ماهواره لندست، تصاویر فاقد پوشش ابر استفاده شدند. همچنین برای تعیین دقیق مرز مانگروها از تصاویری استفاده شد که سطح آب دریا در پایین‌ترین حد جزر قرار داشت.

نخستین مرحله برای انجام تجزیه و تحلیل تصاویر، انجام تصحیح هندسی بر روی آن‌ها بود. با توجه به اینکه تشخیص دقیق مرزهای مانگروها یکی از مراحل مهم در بررسی نرخ پیشروی و پسروی مانگروها با استفاده از نرم افزار DSAS است، بنابراین در این مطالعه، نیاز به تصاویری با دقت هندسی بسیار بالایی بود. هر چند که تصاویر لندست C دارای دقت هندسی مناسبی است؛ اما برای دستیابی به حداکثر دقت ممکن، با کمک نرم‌افزار Idrisi و ثبت مجموعاً ۱۲۸ نقطه کنترل زمینی با استفاده از GPS که دارای پراکنش مناسب در سطح منطقه بوده و در



شکل ۲. استخراج مرز رو به دریای مانگروها برای بررسی نرخ فرسایش و رسوب گذاری

مانگروها نسبت به خط مبنا در طول زمان است و آنچه که نمایان‌کننده این تغییرات در طی زمان است، مجموعه ترانسکت‌هایی است که از خط مبنا به صورت عمود بر خطوط مرزی مانگروها، ترسیم می‌شوند. در این مطالعه برای مجموعه رویشگاه‌های منتخب، تعداد ۴۴۴۳ ترانسکت که دارای فاصله ۳۰ متری از یکدیگر بودند، با استفاده از نرم افزار DSAS ترسیم شدند. خط مبنا مورد استفاده می‌تواند براساس نظر کاربر و یا از طریق ترسیم بافر برای خطوط مرزی مانگروها در یکی از سال‌های مورد نظر، ترسیم شود (Ellison & Zhou, 2012; Sarwar & Woodroffe, 2013). در این مطالعه ضمن در نظر گرفتن جهت کلی هر یک از رویشگاه‌ها و نیز با استفاده از بافر ترسیم شده برای مرز مانگروها در تصاویر سال ۲۰۰۰، خط مبنا مورد استفاده به صورت دستی ترسیم شد و ترانسکت‌ها به صورت عمود بر این خط مبنا ترسیم شدند.

به طور کلی، محاسبه نرخ فرسایش و رسوب‌گذاری و یا همان پیشروی و پسروی با استفاده از روش‌های آماری مختلفی انجام می‌شود که از آن جمله می‌توان به نرخ نقطه نهایی (EPR)^۲، نرخ‌های متوسط (AOR)^۳، طول توصیف حداقل (MDL)^۴، روش جک نیفینگ (JK)^۵، نرخ رگرسیون خطی (LRR)^۶، حداقل مربعات وزن‌دهی شده (WLS)^۷، حداقل انحراف مطلق (LAD)^۸ و حداقل انحراف مطلق وزن‌دهی شده (WLAD)^۹ اشاره کرد (Dolan et al., 1991; Thieler & Danforth, 1994; Crowell et al., 1997; Coyne et al., 1999; Honeycutt et al., 2001; Genz et al., 2007; Kuleli, 2010; Kuleli et al., 2011; Sheik and Chandrasekar, 2011).

این روش‌ها، روش آماری LRR به دلیل بررسی تغییرات خطوط ساحلی و مرز اکوسیستم‌ها در زمان‌های مختلف (بیش از ۲ دوره زمانی) بیشترین کاربرد را داشته است (Sarwar & Woodroffe, 2013; Tran Thi et al., 2014).

در این روش، نرخ متوسط پیشروی و پسروی مانگروها با استفاده از موقعیت خطوط مرزی مانگروها و خط مبنا و برازش خط رگرسیونی حداقل مربعات نسبت به موقعیت

به منظور ساخت باند مصنوعی شاخص گیاهی NDVI و جداسازی پوشش گیاهی مانگروها از آب، از باندهای قرمز مرئی و مادون قرمز نزدیک استفاده شد. پس از تهیه NDVI و به منظور دستیابی به حداکثر دقت در تعیین مرز مانگروها، با استفاده از تفسیر دقیق چشمی در مقیاس ۱:۱۰۰۰۰ و تخصص تیم هدایت‌کننده طرح، مرز رو به دریای مانگروها رقوم‌سازی دستی شد (شکل ۲). بدین ترتیب مرز رو به دریای رویشگاه‌های مانگروها در تصاویر مربوط به سال‌های ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ مشخص شد. در نهایت، دقت مرزهای رقوم‌سازی شده با قرار دادن آن‌ها بر روی تصاویر لندست ارزیابی و تأیید شد.

صحت‌سنجی زمینی و نظرسنجی اجتماعی

صحت‌سنجی زمینی در سال‌های ۱۳۹۳ و ۱۳۹۴ انجام گرفت. بر این اساس که مجموعاً تعداد ۲۲۰ نقطه کنترل زمینی که تعیین‌کننده مرز رو به دریای مانگروها در رویشگاه‌های مختلف بودند، وارد GIS شدند و با مرزهای استخراج شده از تصاویر، مقایسه شدند. همچنین، موقعیت روستاها و سکونتگاه‌های انسانی موجود در مجاورت مانگروها ثبت شد. تمامی نقاط ثبت شده برای انجام تجزیه و تحلیل وارد نرم‌افزار ArcGIS 10 شد. همچنین، نظرسنجی اجتماعی با انجام مصاحبه رو در رو با خانوارهای ساکن در روستاهای مجاور مانگروها و نیز با کارشناسان اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان انجام گرفت. با توجه به اینکه هدف از مصاحبه دستیابی به نظرهای افراد درباره چگونگی تغییرات موقعیت و وسعت مانگروها در طول زمان بود، بنابراین با افرادی مصاحبه شد که دارای بیشترین سابقه سکونت در منطقه (سکونت بالای ۳۰ سال) بودند. بر این اساس، ۲۵ نفر با سنین ۵۰ تا ۶۵ سال مصاحبه رو در رو شدند. نظرات ثبت شده برای تجزیه و تحلیل نتایج بدست آمده استفاده شد.

محاسبه نرخ تغییر مرز مانگروها با استفاده از DSAS

همان‌طور که بیان شد تعیین نرخ پیشروی و پسروی مانگروها بر مبنای اندازه‌گیری تغییرات موقعیت مرز

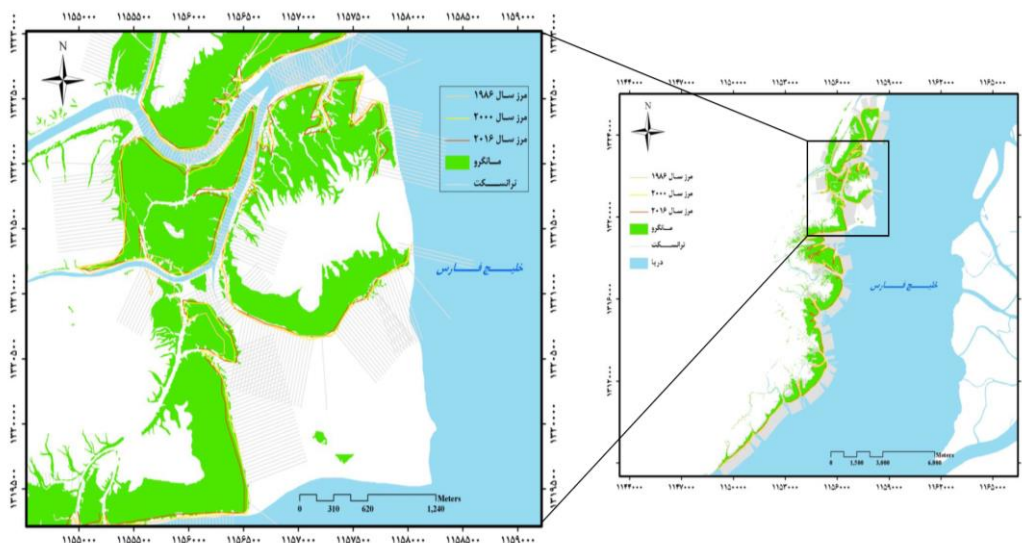
نشان داد که از مجموع ۱۶۸۴ ترانسکت ترسیم شده برای تجزیه و تحلیل نرخ تغییر مرز مانگروها در این حوزه رویشگاهی، تعداد ۸۷۵ ترانسکت دارای مقادیر LRR منفی و ۸۰۹ ترانسکت دارای مقادیر LRR مثبت بودند. بیشترین تعداد ترانسکت‌های با مقدار LRR منفی در لکه‌های رویشی بخش غربی این رویشگاه قرار گرفتند (۵۳ درصد از ترانسکت‌های منفی) و لکه‌های واقع در بخش‌های شرقی این رویشگاه به‌طور عمده دارای ترانسکت‌های با مقادیر LRR مثبت بودند. در رویشگاه خمیر بیشترین مقدار LRR برابر با ۲۱/۱۰ متر در سال و کمترین مقدار آن برابر با ۱۶/۰۷- متر در سال بود. بر اساس نتایج به‌دست آمده میانگین تغییرات مرز مانگروها در حوزه رویشگاهی خمیر برابر با ۰/۲۶ متر در سال بود که نشان‌دهنده بیشتر بودن سهم ترانسکت‌های دارای مقادیر LRR مثبت نسبت به ترانسکت‌های دارای مقادیر LRR است. در واقع مثبت بودن مقدار میانگین LRR نشان‌دهنده رسوب‌گذاری و یا پیشروی مانگروها به سمت دریا در رویشگاه خمیر است و با توجه به تغییرات مقادیر LRR مثبت در بخش‌های مختلف رویشگاه می‌توان بیان کرد که نرخ رسوب‌گذاری و یا پیشروی مانگروها به سمت دریا در بخش‌های غربی این رویشگاه بیشتر از بخش‌های شرقی آن است (شکل ۳).

این خطوط مرزی، برآورد می‌شود. مقادیر مثبت محاسبه شده توسط DSAS نشان‌دهنده پیشروی مرزهای مانگروها (رسوب‌گذاری) و مقادیر منفی نشان‌دهنده پسروی مرز این جنگل‌ها (فرسایش) در دوره زمانی مورد نظر است. در این مطالعه نیز روش LRR برای بررسی نرخ پیشروی و پسروی مانگروها در دوره ۳۰ ساله استفاده شد.

۳. نتایج

در این مطالعه بررسی تغییرات مرزهای جنگل‌های مانگرو ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا در دوره‌ای ۳۰ ساله با استفاده از تصاویر لندست سال‌های ۱۹۸۶، ۲۰۰۰ و ۲۰۱۶ و نرم‌افزار DSAS انجام شد. نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل تغییرات مرزهای مانگروها نشان داد که مقادیر LRR محاسبه شده در زون‌های مختلف با تغییراتی همراه است. در محدوده این تغییرات، مقادیر مثبت LRR برای ترانسکت‌های ترسیم شده نشان‌دهنده پیشروی مرزهای مانگروها به سمت دریا (رسوب‌گذاری) و مقادیر با علامت منفی بیان‌کننده پسروی مرزهای مانگرو (فرسایش) و یا همان مهاجرت به سمت خشکی است.

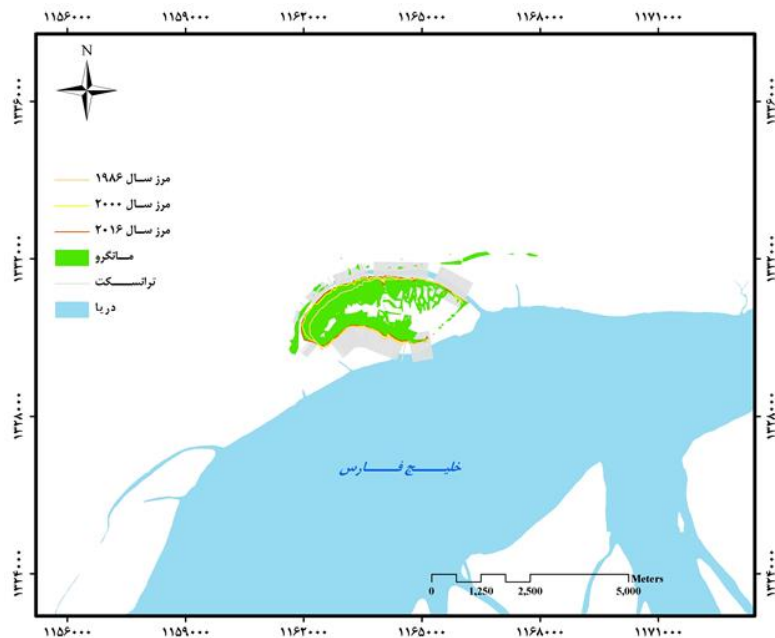
تجزیه و تحلیل تغییرات نرخ پیشروی و پسروی در رویشگاه خمیر که با طول حاشیه تقریبی ۷۱ کیلومتر از سواحل پهل تا مصب رودخانه مهران گسترده شده است،



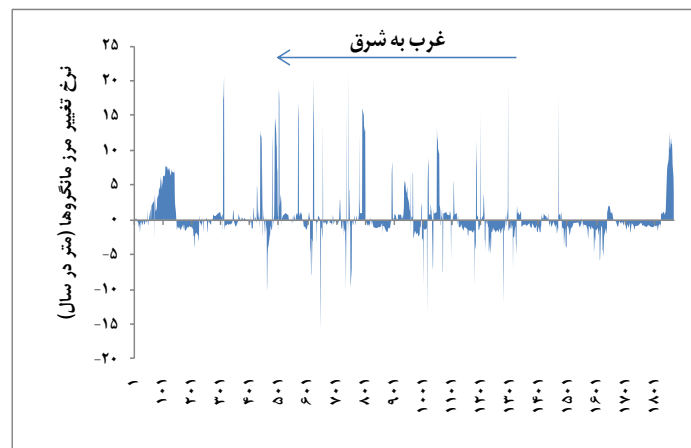
شکل ۳. تغییرات مرزهای مانگرو در رویشگاه خمیر از سال ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶

زیست‌کره حرا، با حرکت از غرب به شرق بر نرخ رسوب‌گذاری و یا همان پیشروی مرز مانگروها به سمت دریا افزوده می‌شود؛ چنانچه مقدار متوسط LRR از ۰/۲۶ متر در سال در رویشگاه خمیر به ۰/۷۴ متر در سال در رویشگاه مردو افزایش یافته است. بر این اساس، میانگین نرخ تغییرات مرز مانگروها در بخش ساحلی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا برابر با ۰/۵۰ متر در سال بدست آمد. شکل (۵) نشان‌دهنده نوسان تغییرات مقادیر LRR در جهت غرب به شرقی بخش ساحلی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا (از غرب رویشگاه خمیر تا جزیره مردو) است.

در حرکت به سمت شرق و با نزدیک شدن به مصب رودخانه کل، رویشگاه مردو که در جزیره مردو قرار دارد، دارای نرخ میانگین LRR برابر با ۰/۷۴ متر در سال یا پیشروی به سمت دریا بوده و از ۱۸۶ ترانسکت ترسیم شده برای آن، تعداد ۱۳۴ ترانسکت دارای مقدار LRR مثبت بوده و حداقل و حداکثر تغییر مرز مانگروها در این زون به ترتیب برابر با ۱/۸۵- و ۱۲/۶۸ متر در سال بود (شکل ۴). در واقع شکل (۴) پیشروی مانگروها را در سواحل غربی و شمال‌غربی جزیره مردو نشان می‌دهد. این نتایج نشان می‌دهد که در بخش ساحلی ذخیره‌گاه



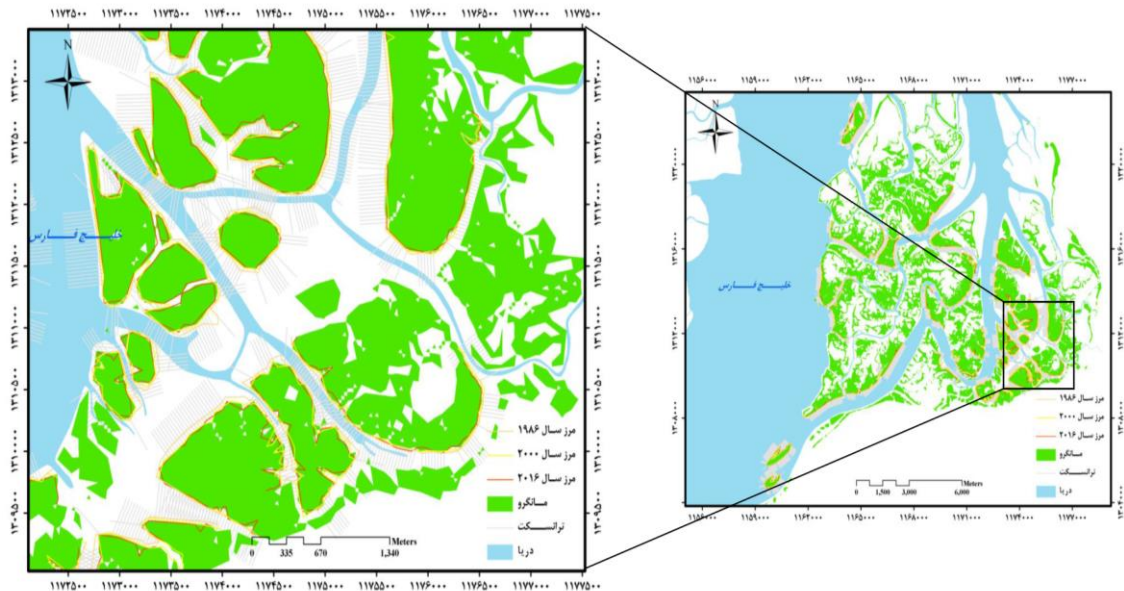
شکل ۴. تغییرات مرزهای مانگرو در رویشگاه خمیر-جزیره مردو از سال ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶



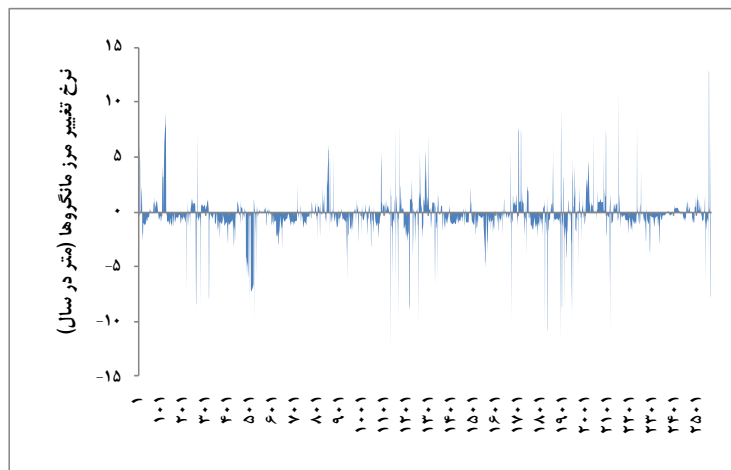
شکل ۵. چگونگی تغییرات مقادیر LRR مرز مانگروها در بخش ساحلی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا

دارای مقادیر مثبت LRR نسبت به نرخ فرسایش و یا پسروی در ترانسکت‌های دارای مقادیر منفی LRR نشان می‌داد. همچنین، حداقل و حداکثر مقادیر LRR نیز برای مجموع ترانسکت‌های ترسیم شده به ترتیب برابر با $12/77$ - و $12/98$ متر در سال بدست آمد. شکل (۶) تغییرات مرز مانگروها و ترانسکت‌های ترسیم شده برای بررسی مقادیر LRR را در بخش جزیره‌ای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا نشان می‌دهد. شکل (۷) نیز نوسان تغییر مقادیر LRR را در تعداد ۲۵۷۱ ترانسکت ترسیم شده برای بخش جزیره‌ای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا نشان می‌دهد.

براساس نتایج بدست آمده، از تعداد ۲۵۷۱ ترانسکت ترسیم شده برای محاسبه نرخ تغییرات مرز مانگروها در بخش جزیره‌ای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا، تعداد ۱۷۳۴ ترانسکت (۶۷ درصد از مجموع ترانسکت‌های ترسیم شده) دارای مقادیر LRR منفی بودند و تعداد ۸۳۷ ترانسکت باقی‌مانده (۳۳ درصد از مجموع ترانسکت‌های ترسیم شده) دارای مقادیر LRR مثبت بودند. نتایج نشان داد که علی‌رغم بیشتر بودن تعداد ترانسکت‌های دارای LRR منفی، میانگین نرخ تغییرات مرز مانگروها بر اساس مجموع تعداد ترانسکت‌ها برابر با $0/73$ متر در سال بود که نرخ پیشروی و یا رسوب‌گذاری بالاتر را در ترانسکت‌های



شکل ۶. تغییرات مرز مانگروها در حرای قسم از سال ۱۹۸۶ تا ۲۰۱۶



شکل ۷. چگونگی تغییرات مقادیر LRR مرز مانگروها در بخش جزیره‌ای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا

Ellison و Zouh (۲۰۱۲) بر روی جنگل‌های مانگرو Douala Estuary در کامرون نشان داده که در دوره‌ای ۳۲ ساله (۱۹۷۵ تا ۲۰۰۷)، مانگروهای این منطقه دارای میانگین نرخ پسروری ۳- متر در سال بودند (Ellison & Gilman, 2007). همکاران (۲۰۰۷) نیز میانگین نرخ فرسایش را برای مانگروهای American Samoa و در طول دوره‌ای ۴۰ ساله (۱۹۶۱ تا ۲۰۰۱) $1/11$ - متر در سال (از $6/39$ - سانتیمتر در سال تا $3/27$ - متر در سال) برآورد کردند (Tran Thi et al., 2014). در مطالعه انجام شده توسط Tran Thi و همکاران (۲۰۱۴)، میانگین نرخ پسروری جنگل‌های مانگرو Mui Ca Mau ویتنام و در طول دوره‌ای ۵۱ ساله (۱۹۵۳ تا ۲۰۱۱) برابر با $33/24 \text{ myr}^{-1}$ - (از $5/80$ - سانتی‌متر در سال تا $38/31$ - متر در سال) برآورد شد (Tran Thi et al., 2014). این نتایج نشان‌دهنده نرخ فرسایش و یا پسروری کمتر جنگل‌های مانگروی مورد مطالعه در مقایسه با مانگروهای مطالعه شده در سطح جهان است. البته وجود دینامیک رسوبی متفاوت در محیط ساحلی و نیز وجود سایر عوامل ایجادکننده فرسایش مانند احداث تأسیسات و سازه‌ها در ساحلی، مسائل اقتصادی و اجتماعی و نیز خصوصیات اقلیمی مناطق گوناگون نیز می‌تواند از دلایل عمده ایجاد تفاوت در نرخ فرسایش مناطق گوناگون باشد. بر اساس مطالعات انجام شده، عواملی مانند ایجاد تغییر نامطلوب در روند توزیع رسوب در محیط ساحلی در اثر ایجاد تأسیسات و سازه‌ها، بهره‌برداری بیش از حد از مانگروها برای مصارف سوختی و یا چرای دام، توسعه آبی‌پروری، آلاینده‌ها و آثار اقلیمی مانند بالا آمدن سطح آب دریا به‌عنوان برخی از عوامل اصلی اثرگذار در روند پسروری جنگل‌های مانگرو در سایر مناطق جهان عنوان شده است (Gilman et al., 2007; Ellison and Zouh, 2012; Hai-Hoa et al., 2013; Tran Thi et al., 2014). در جنگل‌های مانگروی ایران نیز عوامل مختلفی مانند چرای دام (به‌ویژه در مانگروهای واقع در رویشگاه خمیر)، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح

نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که بخش جزیره‌ای ذخیره‌گاه زیست کره حرا با دارا بودن مقدار LRR برابر با $0/73$ متر در سال دارای نرخ پیشروی و یا رسوب‌گذاری بیشتری نسبت به بخش ساحلی آن (مقدار LRR برابر با $0/50$ متر در سال) است. بر اساس این نتایج، میانگین نرخ تغییر مرز مانگروها برای مجموعه ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا برابر با $0/62$ متر در سال است که نشان‌دهنده غالب بودن فرآیند رسوب‌گذاری بر فرسایش در این بخش از مانگروهای استان هرمزگان است. نتایج همچنین نشان داد که میانگین نرخ پسروری (مجموع ترانسکت‌های دارای مقادیر LRR منفی) در مانگروهای ذخیره‌گاه برابر با $1/08$ - متر در سال و میانگین نرخ پیشروی (مجموع ترانسکت‌های دارای مقادیر LRR مثبت) برابر با $2/68$ متر در سال بود.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، تجزیه و تحلیل مکانی یکی از ابزارهای مناسبی است که با شناسایی و سنجش تغییرات مرزهای مانگروها در طول زمان می‌تواند نقش مهمی را در برنامه‌ریزی و انجام اقدامات حفاظتی مؤثر و کاهش آسیب‌پذیری مانگروها نسبت به مخاطرات طبیعی و انسانی داشته باشد (Lucas et al., 2002; Shearman, 2010). لذا در این مطالعه اقدام به پایش تغییرات مکانی مرزهای مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا در طول دوره زمانی ۳۰ ساله شد. نتایج این تحقیق نشان داد که بخش‌های ساحلی و جزیره‌ای ذخیره‌گاه دارای نرخ پیشروی و پسروری یا فرسایش و رسوب‌گذاری متفاوتی هستند. چنانچه بر اساس نتایج بدست آمده میزان پیشروی و یا نرخ رسوب‌گذاری در مانگروهای بخش جزیره‌ای ذخیره‌گاه بیشتر از مانگروهای واقع در بخش ساحلی است. نتایج نشان داد که متوسط نرخ فرسایش و یا پسروری در جنگل‌های مانگرو مورد مطالعه $1/08 \text{ myr}^{-1}$ - بود. این نتایج با نتایج حاصل از تحقیقات مشابه انجام شده در مانگروهای سایر مناطق جهان مقایسه‌شدنی است. نتیجه مطالعه انجام شده توسط

شیب زمین و همچنین تراکم ضعیف پوشش گیاهی در سطح استان هرمزگان است (FRWMO, 2016). 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. همین امر می‌تواند دلیل نرخ پیشروی بیشتر در مانگروهای ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا باشد. البته در کنار نقش چشمگیر رودخانه‌ها در بالا بودن نرخ رسوب‌گذاری در سواحل مرکزی و شرقی خلیج فارس، وضعیت زمین‌شناسی در فاصله میان امتداد محوری چین‌خوردگی‌ها نسبت به خط ساحلی نیز موجب افزایش حجم رسوب‌گذاری در سواحل این ناحیه شده است. مطالعه عکس‌های هوایی و نقشه‌های توپوگرافی نشان می‌دهد که عامل شیب پیشکرانه نیز در رسوب‌گذاری بالای سواحل مرکزی و شرقی مؤثر است؛ چنانکه رودخانه‌ها با ورود به دشت ساحلی و کاهش چشمگیر شیب، بخش زیادی از رسوبات خود را در این ناحیه ته‌نشین می‌سازند.

نتایج حاصل از این تحقیق می‌تواند با فراهم آوردن اطلاعات دقیق در خصوص وضعیت پیشروی و یا پسروی مانگروها در بخش‌های ساحلی مختلف، کمک چشمگیری به اجرای اقدامات حفاظتی و احیاء مانگروهای ایران کند. همچنین، نتایج این مطالعه نشان داد که انجام تجزیه و تحلیل مکانی مرزهای مانگروها با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و GIS می‌تواند ابزار مفیدی برای پایش و شناسایی رویشگاه‌های آسیب‌پذیر و در معرض فرسایش استفاده شود. با استفاده از روش به‌کار رفته در این مطالعه می‌توان نرخ پیشروی و یا پسروی مانگروها را در سایر مانگروهای واقع در سواحل جنوبی خلیج فارس و دریای عمان برآورد کرد و به این ترتیب برنامه‌های حفاظت و توسعه مانگروهای این منطقه را در سطح بین‌المللی تهیه کرد.

ساختمانی، توسعه آبرزی پروری، ساخت اسکله، ترابری دریایی و رفت‌وآمد شناورها در محدوده مانگروها، توسعه برخی صنایع و معدن‌کاری در پیرامون مانگروها، ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور و نیز آلودگی‌های نفتی می‌توانند نقش مؤثر در تخریب و وقوع پسروی این اکوسیستم‌ها داشته باشند (Danehkar, 2001; Mehrabian et al., 2008). تمامی افراد محلی و نیز کارشناسان اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان که مصاحبه شدند نیز بیان داشتند که بهره‌برداری بی‌رویه بومیان حاشیه جنگل‌های مانگرو نیز سهم زیادی در تخریب این رویشگاه‌ها دارد، چرا که بومیان مناطق برای تأمین خوراک دام، اقدام به سرشاخه‌زنی درختان می‌کنند.

بررسی تغییرات مرزهای مانگروهای سواحل شمالی خلیج فارس و دریای عمان نشان داد که میانگین نرخ پیشروی مرزهای مانگروها $2/68 \text{ myr}^{-1}$ است. در مطالعات انجام شده توسط Ellison و Zouh (2012) و Tran Thi و همکاران (2014) متوسط نرخ پیشروی و یا رسوب‌گذاری مانگروها در Douala Estuary در کامرون و Mui Ca Mau در ویتنام به ترتیب $0/79$ متر در سال و $40/65$ متر در سال به‌دست آمده است. همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، میانگین پیشروی مانگروهای ایران بیشتر از میانگین پیشروی مانگروهای Douala Estuary در کامرون و کمتر از میانگین پیشروی در مانگروهای Mui Ca Mau در ویتنام است.

مطالعات انجام شده توسط سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری ایران نشان داده که میزان فرسایش خاک در سطح حوزه‌های آبخیز استان هرمزگان بیش از 20 تن در هکتار در سال است و در برخی از حوزه‌های آبخیز واقع بر سازندهای فرسایش‌پذیر مکران، میزان فرسایش به 30 تن در هکتار در سال نیز می‌رسد. این حجم بالای فرسایش متأثر از چهار عامل اصلی شامل نوع رژیم بارندگی رگباری با شدت زیاد، گسترش سازندهای زمین‌شناسی حساس به فرسایش به‌ویژه مارن‌های مکران و سازندهای میشان در بخش‌های مرکزی و شرقی استان، وضعیت توپوگرافی و

۵. پیشنهادات

۳- پیشنهاد می‌شود در خصوص مسائل اجتماعی و اقتصادی ساکنین محلی و تأثیر این عوامل در میزان تغییرات جنگل‌های مانگرو مطالعات بیشتری صورت پذیرد.

تشکر و قدردانی

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

یادداشت‌ها

1. Digital Shoreline Analysis System (DSAS)
2. End Point Rate (EPR)
3. Average Of Rates (AOR)
4. Minimum Description Length (MDL)
5. Jackknifing (JK)
6. Linear Regression Rate (LRR)
7. Reweighted Weighted Least Squares (RWLS)
8. Least Absolute Deviation (LAD)
9. Weighted Least Absolute Deviation (WLAD)

۱- متأسفانه 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؛ چنانچه سازمان بین‌المللی دریانوردی (IMO) این منطقه را در سال ۲۰۰۷ به عنوان منطقه ویژه دریایی اعلام کرد. وقوع دو جنگ پی‌درپی در سال‌های ۱۹۹۱ و ۱۹۸۸ در محدوده خلیج فارس، حجم عظیمی از آلاینده‌های نفتی را وارد آب‌های این ناحیه کرد که بدون شک در وسعت و موقعیت کنونی مانگروهای این مناطق اثرگذار بوده است. این موضوع، اهمیت انجام مطالعات بیشتر در زمینه تغییرات وسعت و یا نرخ پیشروی و پسروی مانگروهای سواحل خلیج فارس و دریایی عمان را در دو دوره زمانی قبل و بعد از وقوع حوادث فوق نشان می‌دهد.

۲- پیشنهاد می‌شود مطالعه‌ای در خصوص تأثیر تغییرات اقلیمی بر روی تغییرات جنگل‌های مانگرو انجام پذیرد.

منابع

- دانه‌کار، ا.، محمودی، ب. و هاشمی، ا. ۱۳۸۵. طرح مدیریت و توسعه جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان، اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان.
- صفیاری، ش. ۱۳۸۱. جنگل‌های مانگرو (قسمت دوم) - جنگل‌های مانگرو ایران، چاپ اول، انتشارات مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها، تهران.
- Ahmad, S.R. and Lakhan, V.C. 2012. GIS-based analysis and modeling of coastline advance and retreat along the coast of Guyana. *Marine Geodesy*, 35: 1-15.
- Alberico, I., Amato, V., Aucelli, P.P.C., D'Argenio, B., Paola, G.D. and Pappone, G. 2012. Historical shoreline change of the Sele Plain (Southern Italy): The 1870-2009 time window. *Journal of Coastal Research*, 28: 1638-1647.
- Alongi, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29: 331-349.
- Cowart, L., Corbett, D.R. and Walsh, J.P. 2011. Shoreline change along sheltered coastlines: Insights from the Neuse River Estuary, NC, USA. *Remote Sensing*, 3: 1516-1534.
- Coyne, M.A., Fletcher, C.H. and Richmond, B.M. 1999. Mapping coastal erosion hazard areas in Hawaii: observation and errors, *Journal of Coastal Research*, 28: 171-184.
- Crowell, M., Douglas, B.C. and Leatherman, S.P. 1997. On forecasting future U.S. shoreline positions: a test of algorithms. *Journal of Coastal Research*, 13: 1245-1255.
- Danehkar, A. 2001. Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands. *The Environment Scientific Quarterly Journal*, 34: 43-49.
- Dolan, R., Fenster, M.S. and Holme, S.J. 1991. Temporal analysis of shoreline recession and accretion. *Journal of Coastal Research*, 7: 723-744.
- Ellison, J.C. and Zouh, I. 2012. Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa. *Biology*, 1: 617-638.

- Forests, Range and Watershed Management Organization (FRWMO). 2016. Available online: <http://frw.org.ir/00/En/StaticPages/Page.aspx?tid=13238>.
- Genz, A. S., Fletcher, C.H., Dunn, R.A., Frazer, L.N. and Rooney, J.J. 2007. The predictive accuracy of shoreline change rate methods and alongshore beach variation on Maui, Hawaii, *Journal of Coastal Research*, 231: 87-105.
- Gilman, E., Ellison, J. and Coleman, R. 2007. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. *Environmental Monitoring Assessment*, 124: 112-134.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T. and Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 154-159.
- Hai-Hoa, N., McAlpine, C., Pullar, D., Johansen, K. and 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.
- Heumann, B.W. 2011. An object-based classification of mangroves using a hybrid decision tree—Support vector machine approach. *Remote Sensing*, 3: 2440-2460.
- Honeycutt, M.G., Crowell, M. and Douglas, B.C. 2001. Shoreline position forecasting: impact of storms, rate calculation methodologies, and temporal scales, *Journal of Coastal Research*, 17: 721-731.
- Kabuth, A.K., Kroon, A. and Pedersen, J.B. 2013. Multi-decadal shoreline changes in Denmark. *Journal of Coastal Research*, 30: 714-728.
- Kaplowitz, M.D. 2001. Assessing mangrove products and services at the local level: the use of focus groups and individual interviews. *Landscape and urban planning*, 56: 53-60.
- Konopczak, A.M., Manson, G.K. and Couture, N.J. 2014. Variability of Coastal Change along the Western Yukon Coast. *Natural Resources Canada*.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T. and Marchand, C. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany*, 89: 201-219.
- Kuenzer, C., Leinenkugel, P., Vollmuth, M. and Dech, S. 2014. Comparing global land-cover products—implications for geoscience applications: an investigation for the trans-boundary Mekong Basin. *International Journal of Remote Sensing*, 35: 2752-2779.
- Kuleli, T. 2010. Quantitative analysis of shoreline changes at the Mediterranean Coast in Turkey, *Environmental Monitoring Assessment*, 167: 387-397.
- Kuleli, T., Guneroglu, A., Karsli, F. and Dihkan, M. 2011. Automatic detection of shoreline change on coastal Ramsar wetlands of Turkey, *Ocean Engineering*, 38: 1141-1149.
- Lucas, R.M., Ellison, J.C., Mitchell, A., Donnelly, B., Finlayson, M. and 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: 159-173.
- McIvor, C.C., Ley, J.A. and Bjork, R.D. 1997. Changes in freshwater inflow from the Everglades to Florida Bay including effects on biota and biotic processes: a review. *Everglades: the ecosystem and its restoration*. St. Lucie Press, Delray Beach, 117-146.
- Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A.S., Mostafavi, H., Liaghati, H. and Kouchekezadeh, M. 2008. Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South-west Iran). *Journal of integrative plant biology*, 51: 251-260.
- Morton, R.A. and Miller, T.L. 2006. National assessment of shoreline change, Part 2: Historical shoreline changes and associated coastal land loss along the US Southeast Atlantic Coast, US Geological Survey Open File Report 2005-1401, US Geological Survey, USA. 35p.
- Natesan, U., Thulasiraman, N., Deepthi, K. and Kathiravan, K. 2013. Shoreline change analysis of Vedaranyam coast, Tamil Nadu, India, *Environmental Monitoring Assessment*, 185: 5099-5109.
- Nfotabong-Atheull, A., Din, N. and Dahdouh-Guebas, F. 2013. Qualitative and quantitative characterization of mangrove vegetation structure and dynamics in a peri-urban setting of Douala (Cameroon): An approach using air-borne imagery. *Estuaries and coasts*, 36: 1181-1192.
- Nguyen, H.H., McAlpine, C., Pullar, D., Johansen, K. and 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.
- Rahman, A.F., Dragoni, D. and El-Masri, B. 2011. Response of the Sundarbans coastline to sea level rise and decreased sediment flow: A remote sensing assessment, *Remote Sensing of Environment*, 115: 3121-3128.

- Sarwar, M.G.M. and Woodroffe, C.D. 2013 Rates of shoreline change along the coast of Bangladesh. *Journal of Coastal Conservation*, 17: 515-526.
- Satyanarayana, B., Mohamad, K.A., Idris, I.F., Husain, M. L. and Dahdouh-Guebas, F. 2011. Assessment of mangrove vegetation based on remote sensing and ground-truth measurements at Tumpat, Kelantan Delta, East Coast of Peninsular Malaysia. *International journal of remote sensing*, 32: 1635-1650.
- Seto, K.C. and 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: 486-500.
- Shearman, P.L. 2010. Recent change in the extent of mangroves in the northern Gulf of Papua, Papua New Guinea. *Ambio*, 39: 181-189.
- Sheik, M. and Chandrasekar, B. 2011. A shoreline change analysis along the coast between Kanyakumari and Tuticorin, India, using digital shoreline analysis system, *Geo-Spatial Information Science*, 14: 282- 293.
- Tamin, N.M., Zakaria, R., Hashim, R. and Yin, Y. 2011. Establishment of *Avicennia marina* mangroves on accreting coastline at Sungai Haji Dorani, Selangor, Mzaysia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 334-342.
- Thieler, E.R. and Danforth, W.W. 1994. Historical shoreline mapping (II): Application of the digital shoreline mapping and analysis systems (DSMS/DSAS) to shoreline change mapping in Puerto- Rico, *Journal of Coastal Research*, 10: 600-620.
- Thieler, E.R., Himmelstoss, E.A., Zichichi, J. L. and Ergul, A. 2009. Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 4.0- An ArcGIS extension for calculating shoreline change, US Geological Survey Open File Report 2008-1278, US Geological Survey, USA.
- Tran Thi, V., Tien Thi Xuan, A., Phan Nguyen, H., Dahdouh-Guebas, F. and Koedam, N. 2014. Application of remote sensing and GIS for detection of long-term mangrove shoreline changes in Mui Ca Mau, Vietnam. *Biogeosciences*, 11: 3781-3795.
- UNEP-WCMC. 2006. *In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs*. UNEP-WCMC, Cambridge, 33p.
- Vo, Q.T., Oppelt, N., Leinenkugel, P. and Kuenzer, C. 2013. Remote sensing in mapping mangrove ecosystems - An Object-Based Approach, *Remote Sensing*, 5: 183-201.
- Walters, B.B., Rönnbäck, P., Kovacs, J.M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R. and Dahdouh-Guebas, F. 2008. Ethnobiology, socio-economic and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89: 220-236.