



Monitoring the Trends of Extent and Boundary Changes in the Mangrove Forests of Gwadar Bay

Akram Nouri-Kamari^{a,*} , Fariba Karami^a 

^a Assistant Prof., Department of Geography Education, Farhangian University, Tehran, Iran.

Research Full Paper

Article History (Received: 2025/04/22

Accepted: 2025/07/19)

Extended abstract

1- Introduction

Mangrove ecosystems are highly sensitive to both natural and anthropogenic pressures, including climate change, sea-level rise, prolonged droughts, and unsustainable human activities such as oil pollution, coastal development, and overexploitation. In the face of these threats, monitoring changes in the extent and boundaries of mangrove forests over time is essential for assessing their vulnerability and informing conservation strategies. In Iran, mangrove forests, particularly those along the northern coasts of the Persian Gulf and the Sea of Oman, face significant challenges from natural hazards like drought and sea-level rise, as well as human-induced pressures such as unsustainable tourism, aquaculture development, and industrial pollution. The mangrove forests of Gwadar Bay, located in Sistan and Baluchestan Province, are no exception. These forests, dominated by *Avicennia marina*, are integral to the ecological integrity of Gwadar Bay, a part of the internationally recognized Gando Protected Area. Despite their ecological significance, these mangroves have experienced notable changes in extent and shoreline boundaries over recent decades, driven by climatic and anthropogenic factors. Previous studies in Iran have explored mangrove dynamics, often focusing on either extent or boundary changes independently. However, simultaneous analysis of both aspects provides a more comprehensive understanding of ecosystem responses to environmental stressors.

2-Material and Methods

This study utilized a 39-year time series of Landsat satellite imagery (1986–2024) to monitor changes in the extent and seaward boundaries of mangrove forests in Gwadar Bay. Thirty-two summer-season images (path 156, row 43) were selected to minimize phenological and tidal variations, ensuring consistent data quality. Images were validated using aerial photographs (1993, 2005) and 48 ground-truth samples (30×30 m) collected in 2016. Geometric corrections were performed using image-to-image methods, with 2017 Landsat 8 images aligned to a 1:25,000 topographic map. Radiometric corrections were conducted in ENVI software to standardize illumination and atmospheric conditions. Mangrove extent was extracted using the maximum likelihood classification method, leveraging Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and false-color composites (green, red, near-infrared bands). Classification accuracy was assessed via stratified random sampling, calculating overall accuracy, user/producer accuracy, and Kappa coefficient. Temporal trends in mangrove extent were analyzed using the Pettitt-Mann-Whitney test ($\alpha=0.05$) to detect trend changes, with the CUSUM method in Change Point Analyzer (CPA) software identifying the primary change point. A t-test evaluated the significance of extent differences before and after the change point. Seaward boundary changes were analyzed using DSAS in a GIS environment. A baseline was manually delineated based on the 1998 mangrove shoreline, buffered by 100 meters. A total of 376 transects, spaced 30 meters apart, were drawn perpendicular to the baseline to measure boundary shifts in 1986, 2004, and 2024. Linear regression calculated annual rates of boundary advance or retreat, with positive values indicating seaward expansion and negative values indicating landward

* Corresponding Author: a.nourikamari@cfu.ac.ir

retreat. This methodology ensured precise quantification of spatial-temporal mangrove dynamics, supporting robust vulnerability assessments.

3- Results

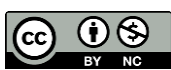
The analysis of the 39-year Landsat imagery revealed significant fluctuations in the extent of Gwadar Bay's mangrove forests. From 1986 to 1998, the mangrove extent exhibited an increasing trend, growing from 137.9 hectares to 177.2 hectares, with an average annual increase of 3 hectares. This expansion likely reflects favorable environmental conditions, such as adequate rainfall and limited human interference during this period. However, post-1998, a marked decline was observed, with the extent decreasing to 121.7 hectares by 2024, at an average annual reduction of 1.8 hectares. The overall net change rate over the 39-year period was negative, at -0.9 hectares per year, indicating a persistent decline in mangrove coverage. Statistical analyses, including the Pettitt-Mann-Whitney test and CUSUM method, identified 1998 as a critical turning point, with a 99% probability of being the primary change point in the time series. The t-test confirmed a significant difference in mean mangrove extent before and after 1998 ($p = 0.004$), underscoring the shift from expansion to contraction. Spatially, the mangrove patches showed dynamic changes. Between 1986 and 1998, new mangrove patches emerged, particularly along the margins of tidal creeks and adjacent to larger mangrove stands, indicating seaward expansion. Conversely, from 1998 to 2024, smaller peripheral patches diminished, and larger central patches contracted, particularly on the landward side. Despite this overall reduction, some new patches formed in muddy coastal areas near tidal creeks, suggesting localized resilience. The seaward boundary analysis, conducted using DSAS, revealed an average annual retreat of 0.141 meters, reflecting erosion and landward migration of mangrove boundaries. Classification accuracy assessments confirmed the reliability of these findings, with overall accuracies exceeding 91% and user/producer accuracies above 85% for all classified images.

4- Discussion & Conclusions

The observed trends in Gwadar Bay's mangrove forests highlight their high vulnerability to climate change impacts, particularly prolonged droughts and sea-level rise, compounded by human activities. The pre-1998 expansion aligns with periods of higher rainfall and milder environmental conditions, as noted in prior studies of Iranian mangroves. The post-1998 decline corresponds with intensified drought cycles and rising sea levels, which have been identified as primary stressors for mangrove ecosystems globally. The significant reduction in extent and the seaward boundary retreat underscores the combined effects of climatic stressors and anthropogenic pressures, such as coastal development and pollution, which disrupt sediment dynamics and exacerbate erosion. The identification of 1998 as a turning point is consistent with regional studies that link mangrove decline to prolonged droughts and climatic shifts in the late 1990s. The negative net change rate and boundary retreat indicate that Gwadar Bay's mangroves are undergoing significant stress, threatening their ecological functions, including coastal stabilization and biodiversity support. However, the emergence of new patches in some areas suggests potential for natural regeneration under favorable conditions, highlighting the need for targeted conservation efforts.

Key Words: Digital shoreline analysis, sea-level rise, change modeling.

Cite this article: Nouri-Kamari, A., & Karami, F. (2025). Monitoring the Trends of Extent and Boundary Changes in the Mangrove Forests of Gwadar Bay. *Journal of Environmental Erosion Research*. 2025; 15 (3):140-156. <http://doi.org/10.61186/jeer.15.3.140>



© The Author(s).

DOI: <http://doi.org/10.61186/jeer.15.3.140>

Published by Hormozgan University Press.

URL: <http://magazine.hormozgan.ac.ir>

پایش روند تغییرات گستره و مرز رویشگاه‌های جنگلی خلیج گواتر

اکرم نوری کمری*: استادیار گروه آموزش جغرافیا، دانشگاه فرهنگیان، تهران، ایران.

فریبا کرمی: استادیار گروه آموزش جغرافیا، دانشگاه فرهنگیان، تهران، ایران.

نوع مقاله: پژوهشی

تاریخچه مقاله (تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۲/۰۲ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۲۸)

DOI: <http://doi.org/10.61186/jeer.15.3.140>

چکیده

پایش تغییرات گستره و مرز رویشگاه‌های مانگروها در طول زمان یکی از الزامات اساسی برای ارزیابی میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها در برابر پیامدهای تغییرات اقلیمی به‌شمار می‌آید. این اکوسیستم‌ها علاوه بر نقش مهم در حفظ تنوع زیستی، در تثبیت سواحل، کاهش فرسایش و تعدیل تغییرات خط ساحلی نیز نقش مؤثری ایفا می‌کنند. این پژوهش به تحلیل تغییرات ۳۹ ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴) جنگل‌های حرا خلیج گواتر در استان سیستان و بلوچستان پرداخته است. با بهره‌گیری از سری زمانی تصاویر ماهواره‌ای لندست در بازه زمانی مذکور و استفاده از ابزارهای سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS) و تجزیه و تحلیل رقومی خط ساحل (DSAS)، میزان تغییرات وسعت و مرز جنگل‌های حرا در سمت دریا محاسبه و نقاط عطف در روند تغییرات شناسایی شدند. یافته‌ها حاکی از آن است که سال ۱۹۹۸ به‌عنوان نقطه کلیدی تغییرات وسعت جنگل‌های حرا خلیج گواتر شناخته می‌شود. پیش از سال ۱۹۹۸، وسعت این رویشگاه‌ها سالانه به‌طور متوسط ۳/۰۲ هکتار افزایش داشت، اما پس از این سال، وسعت آن‌ها با نرخ کاهشی ۱/۸ هکتار در سال کاهش یافته است. نرخ کلی تغییر وسعت در طول دوره مورد بررسی منفی (۰/۹- هکتار در سال) بوده و بر روند نزولی این تغییرات دلالت دارد. افزون بر این، کاهش سالانه وسعت همراه با پسروری مرزهای این رویشگاه در سمت دریا، به میزان ۰/۱۴۱ متر در سال، مشاهده شد. روند کاهشی وسعت و پسروری مرزهای جنگل‌های حرا خلیج گواتر در سه دهه گذشته بیانگر حساسیت بالای این اکوسیستم نسبت به پیامدهای تغییرات اقلیمی، از جمله خشکسالی و افزایش سطح آب دریا، است. نتایج این تحقیق به‌عنوان مبنای علمی برای توسعه راهکارهای حفاظتی و سازگاری با تغییرات اقلیمی در این رویشگاه‌های ارزشمند مفید خواهد بود.

واژگان کلیدی: تجزیه و تحلیل رقومی خط ساحلی، بالا آمدن سطح آب دریا، مدل‌سازی تغییرات.

۱- مقدمه

اکوسیستم‌های مانگرو به دلیل قرارگیری در معرض انواع مخاطرات طبیعی و انسانی، همواره با تهدیدات گوناگونی مواجه هستند (Alongi, 2015; Charrua et al., 2020). این اکوسیستم‌های حساس، به‌عنوان یکی از مؤلفه‌های مهم مناطق ساحلی، نقشی کلیدی در حفظ تنوع زیستی، تثبیت سواحل، و تعدیل تغییرات اقلیمی ایفا می‌کنند. با این حال، تغییرات اقلیمی نظیر بالا آمدن سطح آب دریا، خشکسالی‌های ممتد، و همچنین فعالیت‌های انسانی مخربی همچون آلودگی‌های نفتی، توسعه ناپایدار سواحل، برداشت بی‌رویه، و ورود گونه‌های غیربومی، سلامت و پایداری این اکوسیستم‌ها را به شدت تهدید می‌کند (Ellison, 2015; Mafi-Gholami et al., 2020; Akram et al., 2023). با توجه به این تهدیدات، برنامه‌ریزی مؤثر برای حفاظت و مدیریت پایدار مانگروها مستلزم دستیابی به اطلاعات دقیق و به‌روز در خصوص میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها در برابر تهدیدات مختلف است (Ellison, 2015). شناخت آسیب‌پذیری‌های مانگروها این امکان را برای مدیران و سازمان‌های ذیربط فراهم می‌آورد تا با پیش‌بینی آثار مخاطرات، گزینه‌های مدیریتی سازگارتر و مؤثرتری را انتخاب کنند، پیامدهای مخرب را تعدیل نمایند و در نهایت به حفظ پایداری این زیست‌بوم‌های ارزشمند کمک کنند (Gilman et al., 2008). یکی از کارآمدترین رویکردها برای سنجش میزان آسیب‌پذیری مانگروها، پایش تغییرات گسترده و مرزهای این اکوسیستم‌ها در طول زمان است (Mafi-Gholami et al., 2017). تحلیل روند تغییرات در وسعت رویشگاه‌ها و بررسی جابجایی مرزهای سمت دریا می‌تواند اطلاعات حیاتی برای برنامه‌ریزی‌های مدیریتی و حفاظتی فراهم کند. این پایش به مدیران کمک می‌کند تا اولویت‌های حفاظتی را تعیین کرده، تعادل میان بهره‌برداری اقتصادی و حفاظت زیست‌محیطی را حفظ نموده و الزامات مدیریتی، سازمانی و قانونی را بهتر پاسخ دهند (Ellison, 2015). علاوه بر این، تغییرات گسترده و مرزهای مانگروها شاخص مهمی برای درک واکنش این اکوسیستم‌ها به تغییرات دینامیکی و مورفولوژیکی مناطق ساحلی و سنجش آسیب‌پذیری آن‌ها در برابر تنش‌های اقلیمی، به ویژه بالا آمدن سطح آب دریا، محسوب می‌شود (Gilman et al., 2008; Ellison, 2015).

در ایران، جنگل‌های حرا مستقر در سواحل شمالی خلیج فارس و دریای عمان در معرض طیف وسیعی از تهدیدات طبیعی و انسانی قرار دارند. از جمله این تهدیدات می‌توان به برداشت سرشاخه‌ها، گردشگری ناپایدار، ورود گونه‌های غیربومی همچون موش سیاه، توسعه آبی‌پروری، آلودگی‌های نفتی و صنعتی، خشکسالی‌های مداوم و کاهش میزان بارندگی سالانه اشاره کرد (Etemadi et al., 2016). در میان این عوامل، خشکسالی‌های بلندمدت و بالا آمدن سطح آب دریا به عنوان دو عامل تنش‌زای اصلی، بیشترین تأثیر را بر کاهش وسعت، تاج‌پوشش و سلامت جنگل‌های حرا در دهه‌های اخیر داشته‌اند (Mafi-Gholami et al., 2017, 2019). با توجه به اهمیت بالای این اکوسیستم‌ها، پژوهش‌های متعددی در خصوص تغییرات گسترده و مرزهای جنگل‌های حرا در حاشیه‌های به سمت خشکی و به سمت دریا در سطح بین‌الملل و در ایران صورت گرفته است. نتایج نشان می‌دهد که بین سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ حدود ۶۷۷ هکتار از مانگروهای جهان از بین رفته و در همین دوره ۳۹۳ هکتار احیا شده است که کاهش نرخ نابودی را در دهه دوم نسبت به دهه اول نشان می‌دهد (Relief Web, 2023). همچنین، پژوهش‌ها بیانگر کاهش ۲۵ درصدی شاخص حفاظت ساحلی مانگروها و کاهش ۲ درصدی مساحت آن‌ها طی سال‌های اخیر هستند (Xu et al., 2024). مطالعه انجام شده توسط Arifanti و همکاران (۲۰۲۴) نشان داده که در اندونزی طی سال‌های ۲۰۰۹ تا ۲۰۱۹ بیش از ۱۲۸ هزار هکتار از

جنگل های حرا نابود شد است که عمدتاً ناشی از توسعه آبرزی پروری، کشاورزی و تغییر کاربری اراضی بوده است (Arifanti et al., 2022). از نمونه مطالعات انجام شده در طیمنه پایش تغییرات وسعت مانگروهای ایران می توان به بررسی رابطه نوسانات اقلیمی با تغییر وسعت جنگل های حرا در خلیج گواتر (Khourani et al., 2016)، مطالعه تغییرات سطح جنگل های حرا در مناطق خمیر و قشم (Salehipour & Lak, 2014)، تحلیل تغییرات وسعت جنگل های حرا ایران طی بازه زمانی ۳۵ ساله (۱۹۷۳-۲۰۰۸) (Mahdavi et al., 2004) و پایش تغییرات مرز ذخیره گاه زیست کره حرا (Mafi-Gholami et al., 2016) اشاره کرد. این پژوهش ها عمدتاً تغییرات گستره یا مرزهای جنگل های حرا را به صورت جداگانه بررسی کرده اند. این در حالی است که مطالعات انجام شده توسط Mafi-Gholami همکاران (۲۰۱۹) و (۲۰۲۰) نشان داده که بررسی همزمان تغییرات گستره و مرزها جنگل های حرا در سمت دریا می تواند اطلاعات جامع تر و دقیق تری درباره واکنش این اکوسیستم ها به تنش های اقلیمی نظیر خشکسالی و بالا آمدن سطح آب دریا ارائه دهد. مطالعات پیشین نشان داده اند که سال ۱۹۹۸ نقطه عطف مهمی در تغییرات وسعت جنگل های حرا استان هرمزگان بوده است، به گونه ای که پس از این سال، وقوع خشکسالی های بلندمدت باعث کاهش محسوس وسعت این رویشگاه ها شده است (Mafi-Gholami et al., 2017). با توجه به این پیشینه و خلأ موجود در مطالعات پیشین، پژوهش حاضر با هدف تحلیل همزمان تغییرات گستره و مرز جنگل های حرا در سمت دریا در خلیج گواتر در استان سیستان و بلوچستان طی یک بازه زمانی ۳۹ ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴) انجام شده است. برای این منظور، از سری زمانی ۳۹ ساله تصاویر ماهواره ای، سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)^۱ و ابزار تحلیل رقمی خط ساحلی (DSAS)^۲ استفاده شده است. در این مطالعه، برای نخستین بار در مقیاس محلی خلیج گواتر، از یک سری زمانی بلندمدت ۳۹ ساله با بهره گیری از تکنیک های پیشرفته سنجش از دور و تحلیل دیجیتال خط ساحل (DSAS) استفاده شد تا نرخ تغییرات وسعت و مرز جنگل های مانگرو به صورت دقیق کمی سازی شود. این رویکرد، مزیتی نوآورانه در مقایسه با مطالعات پیشین محسوب می شود و سطح بالاتری از دقت و عمق تحلیلی را فراهم کرده است

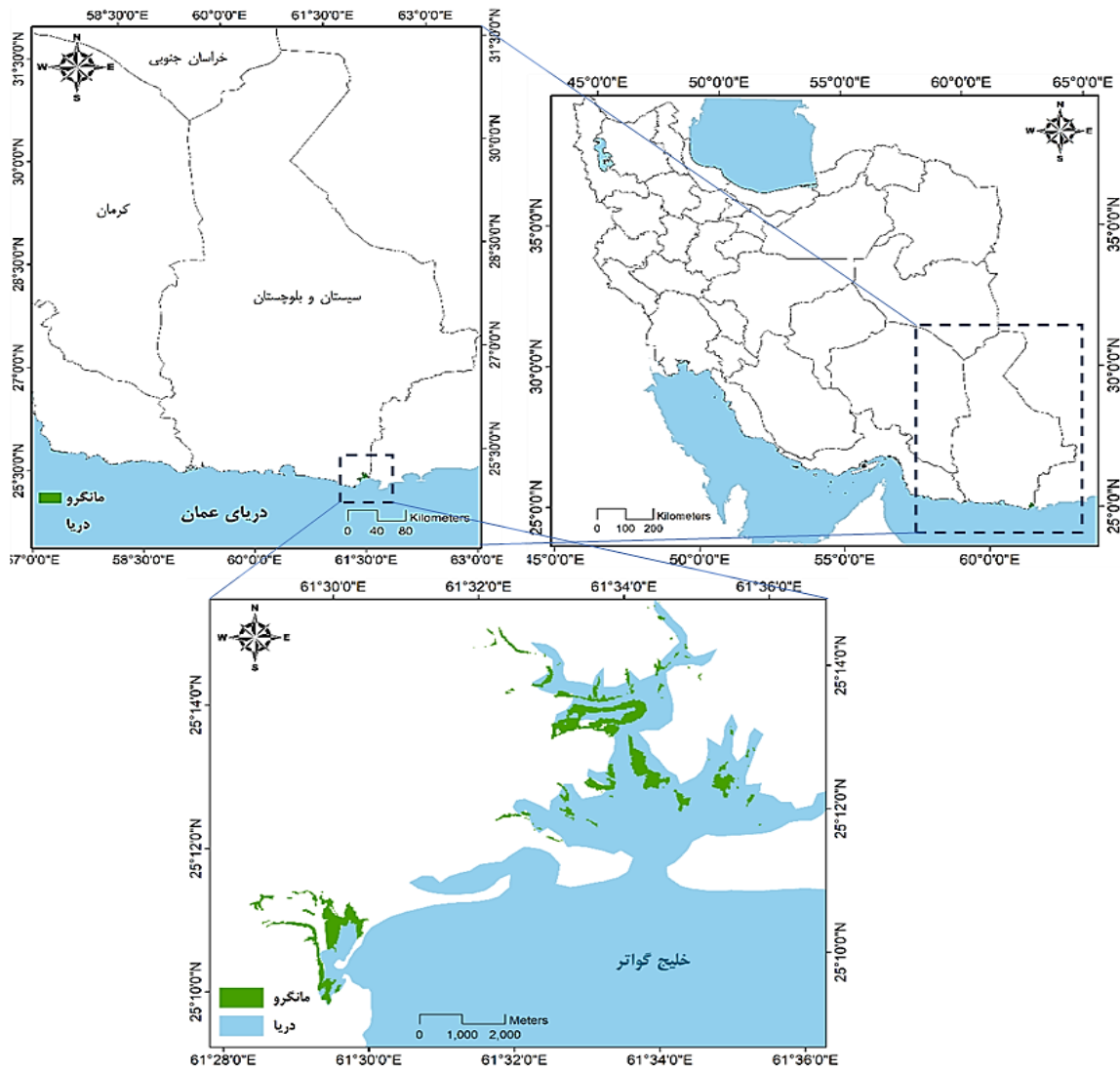
۲- منطقه مورد مطالعه

خلیج گواتر با مساحتی حدود ۴۱۶ کیلومتر مربع، در محدوده جغرافیایی ۱' ۲۵° تا ۱۲' ۲۵° عرض شمالی و ۳۴' ۶۱° تا ۴۷' ۶۱° طول شرقی، در شرقی ترین سواحل استان سیستان و بلوچستان قرار دارد (شکل ۱). این خلیج شش شاخه متصل به خشکی دارد که سه شاخه شامل خور باهو، مصب رودخانه باهوکلالت و خور گواتر در محدوده مرزهای ایران و سه شاخه دیگر در کشور پاکستان قرار گرفته اند. خلیج گواتر بخشی از تالاب بین المللی و منطقه حفاظت شده گاندو است و به دلیل ارزش های اکولوژیک منحصر به فردش شناخته می شود. جنگل های حرا خور گواتر که در غربی ترین خور این خلیج قرار دارند، به طور خالص از گونه حرا تشکیل شده و با دو گونه هالوفیت علفی همراه هستند. این رویشگاه طبیعی بوده و تاکنون عملیات جنگل کاری در آن انجام نشده است (Danekar et al., 2014). منطقه در بر گیرنده حراهای خلیج گواتر دارای اقلیم گرم و خشک بیابانی بر اساس طبقه بندی اقلیمی کوپن-گرایگر است و میانگین دمای سالیانه در این منطقه حدود ۲۶ تا ۲۸ درجه سانتی گراد و میانگین بارندگی سالیانه آن بین ۱۰۰ تا ۱۵۰ میلی متر متغیر

^۱ - Geographic Information System (GIS)

^۲ - Digital Shoreline Analysis System (DSAS)

است، که عمدتاً در فصل زمستان رخ می‌دهد. میزان تبخیر سالیانه بسیار بالا بوده و در برخی سال‌ها تا بیش از ۳۰۰۰ میلی‌متر نیز گزارش شده است، که باعث بروز تنش آبی شدید در اکوسیستم‌های طبیعی منطقه می‌گردد. این منطقه تحت تأثیر سامانه‌های موسمی دریای عرب و جریانات آب و هوایی جنوب غرب آسیا قرار دارد. از دیگر ویژگی‌های اقلیمی آن می‌توان به رطوبت نسبی متوسط در حدود ۶۵ تا ۷۵ درصد و بادهای غالب جنوب‌شرقی اشاره کرد که در شکل دهی به رژیم رسوب‌گذاری و فرسایش در منطقه نقش دارند. همچنین، وقوع خشکسالی‌های ممتد در دهه‌های اخیر یکی از عوامل مهم مؤثر بر تغییرات وسعت و سلامت جنگل‌های مانگرو منطقه محسوب می‌شود (Danekar et al., 2014; Etemadi et al., 2016; Mafi-Gholami et al., 2017).



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی جنگل‌های حرا خلیج گواتر در استان سیستان و بلوچستان

۳- مواد و روش

۳-۱- داده‌ها و متغیرهای تحقیق

در این پژوهش، برای تحلیل روند تغییرات جنگل‌های حرا در خلیج گواتر طی دوره ۳۹ ساله (۲۰۲۴-۱۹۸۶)، از ۳۹ تصویر ماهواره‌ای لندست استفاده شد (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). انتخاب بازه زمانی به دلیل در دسترس بودن تصاویر با کیفیت مناسب و پوشش زمانی منظم از سال ۱۹۸۶ انجام شد که امکان پایش بلندمدت تغییرات اکوسیستم را

فراهم می‌کرد. طی این دوره، منطقه تحت تاثیر خشکسالی‌های طولانی‌مدت و افزایش سطح آب دریا قرار داشته است که بررسی اثرات این عوامل نیازمند تحلیل سری‌های زمانی طولانی بود. تصاویر انتخابی شامل داده‌های ماهواره‌ای Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+, Landsat 8 OLI و Landsat 9 OLI-2 مربوط به ردیف ۱۵۶، گذر ۴۳ و زون ۴۱N و مربوط به فصل تابستان (عموماً در بازه زمانی خرداد تا شهریور) در سال‌های مورد نظر بودند تا اثرات فنولوژیکی فصلی به حداقل برسد. در این مطالعه، به منظور کاهش خطای ناشی از نوسانات جزر و مد، برای انتخاب تصویر پایه جهت ترسیم خط مبنا، تنها تصاویری استفاده شد که وضعیت دریا در شرایط جزر قرار داشت. به همین منظور، تراز آب در روز تصویربرداری با استفاده از داده‌های ایستگاه‌های آب‌نگاری در منطقه بررسی گردید و تصاویری با پایین‌ترین سطح تراز آب به عنوان مبنا انتخاب شدند. برای برآورد تغییرات مکانی مرز جنگل‌های حرا، در مرحله بعدی، تصاویر مورد استفاده به کمک عکس‌های هوایی و تصاویر کوئیک‌برد مربوط به سال‌های ۱۳۷۲ و ۱۳۸۵ صحت‌سنجی شدند (FRWO, 2006; NCC, 2005). همچنین نمونه‌های زمینی شامل ۴۸ نمونه با ابعاد ۳۰×۳۰ متر (۹۰۰ متر مربع) که در سال ۱۳۹۶ برداشت شد، برای صحت‌سنجی داده‌های طبقه‌بندی‌شده به کار رفت. برای محاسبه نرخ پسروری و پیشروی مرز جنگل‌های حرا در سمت دریا نیز، مرز جنگل‌ها در سه مقطع زمانی ۱۹۸۶، ۲۰۰۴ و ۲۰۲۴ استخراج گردید. سپس برای تحلیل تغییرات مرز، ترانسکت عمود بر خط مبنا با فاصله ۳۰ متر از یکدیگر ترسیم شدند. خط مبنا با توجه به مرز دریایی جنگل‌های حرا در تصاویر سال ۲۰۰۴ و ایجاد یک بافر ۱۰۰ متری در اطراف آن، به صورت دستی تهیه شد. طول ترانسکت‌ها به گونه‌ای تعیین شد که بتوانند تغییرات مرز جنگل‌های حرا را در طی دوره زمانی مورد بررسی (۱۹۸۶-۲۰۲۴) به طور کامل پوشش دهند و امکان اندازه‌گیری دقیق میزان پیشروی یا پسروری مرز را فراهم کنند. همچنین در انتخاب فاصله ۳۰ متری بین ترانسکت‌ها، تلاش شد تعادلی میان پوشش کامل منطقه و جلوگیری از همپوشانی اطلاعاتی ایجاد شود (Sarwar & Woodroffe, 2013; Ellison & Zhou, 2012; Mafi-Gholami et al., 2016).

۳-۲- ابزار و مدل‌ها

در این پژوهش، تصحیحات هندسی تصاویر ماهواره‌ای به روش تصویر به تصویر انجام شد و دقت تصاویر لندست ۹ سال ۲۰۲۴ با نقشه توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ منطقه بررسی شد. برای تصحیحات رادیومتریک، از ماژول Radiometric Calibration در نرم‌افزار ENVI 5.5 استفاده شد. ابتدا مقادیر DN به رادیانس و سپس به بازتابندگی تبدیل گردید. به منظور کاهش اثرات جوئی، روش تفریق مقدار بازتاب اشیای تیره برای حذف اثرات جوئی به کار گرفته شد. این فرآیند استانداردسازی روشنایی و شرایط نوری تصاویر را در طول سری زمانی تضمین نمود و دقت طبقه‌بندی‌های طیفی و شاخص‌های پوشش گیاهی مانند تفاوت پوشش گیاهی نرمال‌شده (NDVI)^۱ را افزایش داد (Chavez, 1988). برای استخراج پوشش جنگل‌های حرا، از روش طبقه‌بندی حداکثر احتمال بهره گرفته شد که به عنوان یکی از کارآمدترین روش‌ها برای تصاویر با قدرت تفکیک متوسط مانند لندست شناخته شده است (Giri et al., 2007; Nguyen et al., 2013). مطالعات گوناگون نشان داد که NDVI یکی از شاخص‌های کارآمد و قابل اتکا برای تحلیل‌های تغییرات زمانی و مکانی رخ داده در گستره و توان تولیدی مانگرویی ایران محسوب می‌شود (Mafi-Gholami et al., 2016, 2017, 2019, 2021; Pirasteh et al., 2024; Shirmohammadi et al., 2024).

^۱ - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

مطالعه، ابتدا نقشه NDVI و همچنین نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون قرمز نزدیک برای همه تصاویر تهیه شد. این طبقه‌بندی به‌طور مؤثری کمک کرد تا محدوده‌های پوشش گیاهی جنگل‌های حرا از سایر پوشش‌ها تفکیک شود. برای صحت‌سنجی طبقه‌بندی، روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی‌شده به کار گرفته شد و معیارهای دقت کلی (رابطه ۱)، دقت کاربر (رابطه ۲)، دقت تولیدکننده (رابطه ۳) و ضریب کاپا (رابطه ۴) محاسبه گردید (Foody, 2002; Congalton, & Green, 2019; Nguyen et al., 2013).

$$OA = 100 \times \frac{\sum_{i=1}^k n_{ii}}{N} \quad \text{رابطه ۱}$$

$$UA_i = 100 \times \frac{n_{ii}}{\sum_{j=1}^k n_{ji}} \quad \text{رابطه ۲}$$

$$PA_i = 100 \times \frac{n_{ii}}{\sum_{j=1}^k n_{ij}} \quad \text{رابطه ۳}$$

$$k = \frac{N \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k (n_{+i} \times n_{i+})}{N^2 \sum_{j=1}^k (n_{+i} \times n_{i+})} \quad \text{رابطه ۴}$$

که در این روابطه: n_{ii} : تعداد نمونه‌هایی که به‌درستی در کلاس i طبقه‌بندی شده‌اند؛ N : مجموع کل نمونه‌های ارزیابی شده؛ K : تعداد کل کلاس‌های پوشش زمینی؛ $\sum n_{ji}$: تعداد کل نمونه‌های واقعی در کلاس i ؛ $\sum n_{ji}$: مجموع نمونه‌هایی که در کلاس i توسط طبقه‌بندی‌کننده قرار گرفته‌اند؛ $n+1$: مجموع عناصر ردیف i در ماتریس صحت و n_{i+} مجموع عناصر ستون i در ماتریس صحت است.

این فرآیند ارزیابی دقت به‌طور قابل‌توجهی صحت نتایج طبقه‌بندی را تضمین نمود. برای تحلیل روند تغییرات وسعت جنگل‌های حرا، از آزمون Pettitt-Mann-Whitney با سطح اطمینان $\alpha=0.05$ استفاده شد. برای شناسایی نقطه تغییر اصلی (نقطه شکست) در سری زمانی، از روش CUSUM در نرم‌افزار تحلیل گر نقطه تغییر (CPA)^۱ بهره گرفته شد. سپس تفاوت میانگین وسعت جنگل‌های حرا قبل و بعد از نقطه شکست با استفاده از آزمون t بررسی شد. در مرحله تحلیل تغییرات مکانی مرز جنگل‌های حرا، از نرم‌افزار DSAS در محیط GIS استفاده شد. نرخ تغییرات (پیشروی یا پسروی) مرزها با استفاده از رگرسیون خطی محاسبه گردید که به دلیل امکان تحلیل تغییرات در بیش از دو دوره زمانی، روش مناسب‌تری نسبت به سایر روش‌ها محسوب می‌شود (Ellison & Zhou, 2012; Sarwar & Woodroffe, 2013; Topah et al., 2022). در این مطالعه، هدف از به‌کارگیری نرم‌افزار DSAS، نه پایش تغییرات فیزیکی خط ساحل، بلکه پایش جابه‌جایی مرز پوشش گیاهی جنگل‌های مانگرو در تقاطع با محیط دریایی طی بازه زمانی ۱۹۸۶ تا ۲۰۲۴ بود. لازم به ذکر است که خط مرزی مورد بررسی در این تحقیق، بیانگر حد نهایی گسترش پوشش مانگرو در سمت دریاست و نه لزوماً خط ساحلی فیزیکی و استفاده از این روش امکان تحلیل دقیق روند فضایی تغییرات در مرزهای زیستگاه مانگرو را فراهم کرده و به درک بهتر میزان تأثیرپذیری این اکوسیستم از عوامل اقلیمی و محیطی کمک می‌کند.

۳-۳- کاربرد ابزار و مدل‌ها و تحلیل داده‌ها و متغیرها

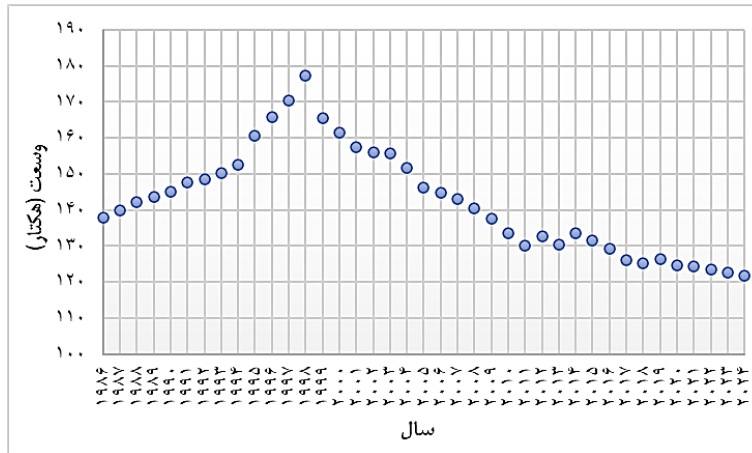
در این پژوهش، تمرکز اصلی بر استخراج هوشمندانه‌ی روندهای مکانی و زمانی تغییرات جنگل‌های حرا با بهره‌گیری از روش‌های تحلیلی تلفیقی و ابزارهای پیشرفته سنجش از دور بوده است. پس از تولید نقشه‌های پوشش جنگلی با استفاده از روش طبقه‌بندی حداکثر احتمال، داده‌های استخراج‌شده وارد مرحله تحلیل‌های آماری و مکانی شدند تا تفسیر علمی و

^۱ - Change Point Analyser (CPA)

دقیق تری از الگوهای تغییر ارائه شود. در گام نخست، به منظور شناسایی ناپیوستگی‌ها و نقاط تغییر ساختاری در روند وسعت جنگل‌های حرا، از آزمون Pettitt-Mann-Whitney بهره گرفته شد. این آزمون به تشخیص نقاط شکست در سری زمانی کمک می‌کند و امکان تفکیک معنادار دوره‌های پایدار از دوره‌های بحرانی را فراهم می‌سازد. برای افزایش دقت در تعیین این نقطه بحرانی، از روش CUSUM در نرم‌افزار CPA استفاده شد. این ترکیب دو گانه، چارچوبی قابل اتکا برای تحلیل تغییرات تدریجی و ناگهانی در طول زمان ارائه داد. در ادامه، به منظور ارزیابی آماری تفاوت وسعت جنگل‌ها در دو بازه قبل و بعد از نقطه شکست، آزمون t مستقل با سطح اطمینان ۹۵ درصد اعمال شد که معناداری تغییرات را به طور کمی تأیید کرد. در بخش تحلیل فضایی، از قابلیت‌های نرم‌افزار DSAS در محیط نرم افزار ArcGIS برای مدل‌سازی نرخ جابه‌جایی مرز بیرونی جنگل‌های مانگرو در جهت رو به دریا استفاده گردید. برخلاف کاربرد مرسوم DSAS در پایش تغییرات فیزیکی خط ساحل، در این تحقیق از آن برای ردیابی دقیق مرز زیست‌جغرافیایی جنگل‌های مانگرو بهره گرفته شد؛ مرزی که بازتاب‌دهنده‌ی وضعیت پویای زیستگاه‌های ساحلی در برابر تغییرات اقلیمی و هیدرولوژیکی است. برای این منظور، ترانسکت‌هایی با فاصله منظم عمود بر خط مبنای مرز دریایی جنگل‌ها در سه مقطع زمانی کلیدی (۱۹۸۶، ۲۰۰۴ و ۲۰۲۴) ترسیم شدند و تغییرات مکانی مرز نسبت به این ترانسکت‌ها اندازه‌گیری شد. سپس با برازش مدل رگرسیون خطی حداقل مربعات بر موقعیت‌های مکانی استخراج‌شده، نرخ سالانه پیشروی یا پسروی مرزهای مانگرو به دست آمد. این نرخ‌ها به صورت کمی نشان دادند که تغییرات مثبت نشان‌دهنده گسترش زیستگاه و تغییرات منفی بیانگر روند پس‌روی و از دست رفتن فضای زیستی هستند.

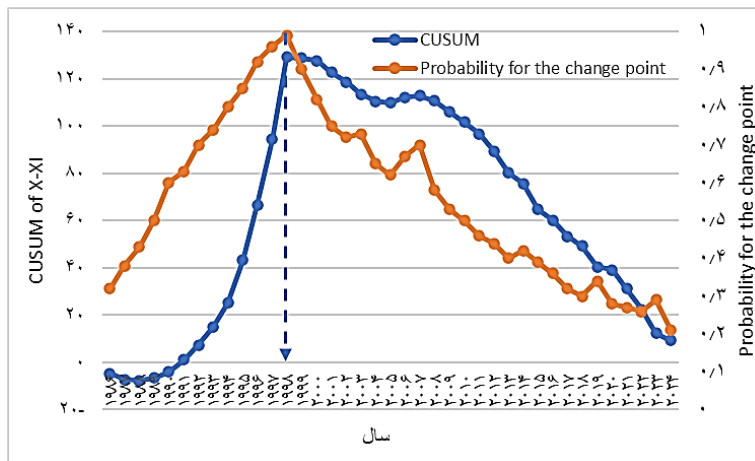
۴- یافته‌ها

ارزیابی دقت تصاویر طبقه‌بندی‌شده نشان داد که صحت کلی تمامی طبقه‌بندی‌های انجام‌شده بیشتر از ۹۱ درصد است. همچنین، مقدار صحت کاربر و تولیدکننده برای تمامی طبقه‌بندی‌های انجام‌شده بر روی تصاویر بیشتر از ۸۵ درصد بودند که بیانگر صحت بالای طبقه‌بندی انجام‌شده برای نقشه‌سازی گستره جنگل‌های حرا خلیج گواتر استان سیستان و بلوچستان است. تجزیه و تحلیل تصاویر ماهواره‌ای و تهیه سری زمانی ۳۹ ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴) مقادیر وسعت جنگل‌های حرا خلیج گواتر نشان داد که وسعت این رویشگاه در طول دوره با نوساناتی همراه بوده است (شکل ۲). در دوره زمانی پیش از سال ۱۹۹۸، تغییرات وسعت جنگل‌های حرا دارای روند افزایشی بوده و از ۱۳۷/۹ هکتار در سال ۱۹۸۶ به ۱۷۷/۲ هکتار در سال ۱۹۹۸ افزایش یافته است. این افزایش در وسعت ممکن است به دلیل شرایط محیطی مساعد، افزایش بارش‌ها و یا عواملی نظیر تغییرات در مدیریت منابع طبیعی در آن دوره باشد. اما پس از سال ۱۹۹۸، روند تغییرات به کاهشی تبدیل شد، به طوری که وسعت جنگل‌های حرا از ۱۷۷/۲ هکتار در سال ۱۹۹۸ به ۱۲۱/۷ هکتار در سال ۲۰۲۴ کاهش یافت. این کاهش در وسعت ممکن است ناشی از عواملی چون تغییرات اقلیمی، افزایش دوره‌های خشکسالی و بالا آمدن سطح آب دریا باشد که از مهم‌ترین تهدیدات برای جنگل‌های حرا در منطقه هستند. این نتایج حاکی از آسیب‌پذیری بالای این اکوسیستم‌ها نسبت به تغییرات محیطی است که نیاز به اقدامات حفاظتی و مدیریت سازگار با تغییرات اقلیمی را ضروری می‌سازد.



شکل ۲: تغییرات وسعت جنگل‌های حرا خلیج گواتر استان سیستان و بلوچستان در طول دوره ۳۹ ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴)

نتایج اجرای روش‌های Pettitt-Mann-Whitney ($\alpha = 0.05$) و CUSUM برای تعیین نقطه تغییر در سری زمانی ۳۹ ساله مقادیر وسعت جنگل‌های حرا نشان داد که سال ۱۹۹۸ به احتمال ۹۹ درصد (بالاترین مقدار احتمال در بین سال‌های دوره ۳۹ ساله) نقطه اصلی تغییر در روند ۳۹ ساله مقادیر وسعت است. این نقطه تغییر در روند به وضوح نشان‌دهنده تغییرات عمده در شرایط محیطی یا عوامل مؤثر بر جنگل‌های حرا است. همچنین، اجرای آزمون t برای مقایسه میانگین مقادیر وسعت در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸، تفاوت معناداری میان مقادیر مشاهده شده در این دو دوره را با سطح احتمال ۹۵ درصد نشان داد ($p = 0.004$)، که این نتیجه تأکید بر وجود یک تغییر مهم در روند گسترش و پسروری جنگل‌های حرا پس از سال ۱۹۹۸ دارد. این تغییر می‌تواند ناشی از عواملی چون تغییرات اقلیمی، شرایط خشکسالی و بالا آمدن سطح دریا باشد که به‌طور قابل توجهی بر جنگل‌های حرا تأثیر گذاشته است.

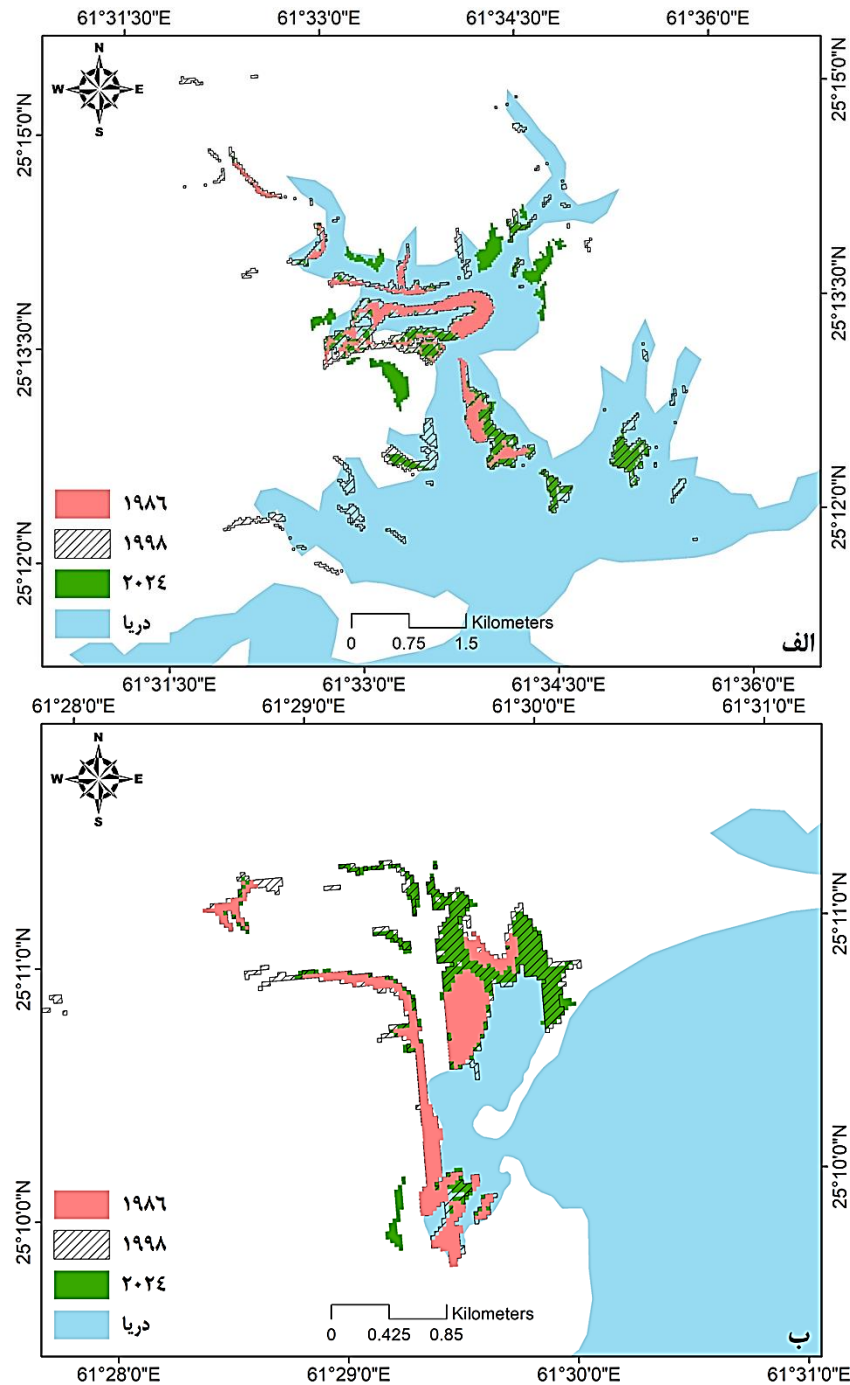


شکل ۳: نتایج اجرای روش‌های Pettitt-Mann-Whitney (Probability for the change point) و CUSUM برای سری زمانی ۳۹ ساله

ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴) مقادیر وسعت جنگل‌های حرا

همانطور که در شکل ۴ (الف و ب) مشاهده می‌شود، در بازه زمانی میان سال‌های ۱۹۸۶ تا ۱۹۹۸، لکه‌های متعدد رویشی جنگل‌های حرا در گستره‌های مختلف رویشگاه به‌ویژه در حاشیه خورهای خلیج گواتر و در مجاورت لکه‌های بزرگتر مانگرو شکل گرفته‌اند. این تغییرات نشان‌دهنده روند افزایشی در گسترش مانگروها در آن دوره زمانی است.

نتایج بعدی نیز نشان می دهد که از سال ۱۹۹۸ تا ۲۰۲۴، تغییرات منفی در گستره مانگروها مشاهده شده است. در این دوره، علاوه بر از بین رفتن لکه های کوچک در حاشیه های سمت خشکی، وسعت لکه های بزرگتر در مناطق مرکزی و حاشیه ای نیز کاهش یافته است. با این حال، نتایج نقشه سازی نشان می دهند که حتی در این بازه زمانی کاهش یافته، لکه های رویشی جدیدی در حاشیه های سمت دریا و نواحی گلی مجاور خورها به وجود آمده است. این تغییرات، نمایانگر واکنش جنگل های حرا به تغییرات محیطی، از جمله تغییرات اقلیمی و فشارهای انسانی است که می تواند به عنوان معیارهایی برای ارزیابی آسیب پذیری و پتانسیل سازگاری این اکوسیستم ها با تغییرات اقلیمی مورد استفاده قرار گیرد.



شکل ۴: تغییرات گستره جنگل های حرا خلیج گواتر در مقاطع زمانی ابتدا (۱۹۸۶)، میانه (۱۹۹۸) و انتهای (۲۰۲۴) دوره ۳۹ ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴)

نتایج جدول (۱) نشان‌دهنده نرخ تغییرات وسعت جنگل‌های حرا خلیج گواتر در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸ است. در دوره قبل از سال ۱۹۹۸، نرخ تغییرات وسعت رویشگاه دارای روند افزایشی است که نشان‌دهنده رشد قابل توجه جنگل‌های حرا در این بازه زمانی است. این افزایش ممکن است به عواملی چون شرایط مساعد زیست‌محیطی، سطح پایین‌تر فعالیت‌های انسانی و یا نوسانات طبیعی اقلیمی مربوط باشد. اما پس از سال ۱۹۹۸، نرخ تغییرات کاهش یافته است (دارای علامت منفی)، که حکایت از روند کاهشی در وسعت رویشگاه‌ها دارد. این کاهش ممکن است نتیجه تغییرات اقلیمی، بالارفتن سطح آب دریا، و یا تأثیرات منفی فعالیت‌های انسانی مانند ساخت و ساز و تغییرات کاربری زمین باشد. در نهایت، نرخ تغییرات کلی وسعت در دوره ۳۹ ساله با دارا بودن مقدار منفی نشان‌دهنده کاهش تدریجی این اکوسیستم حساس است.

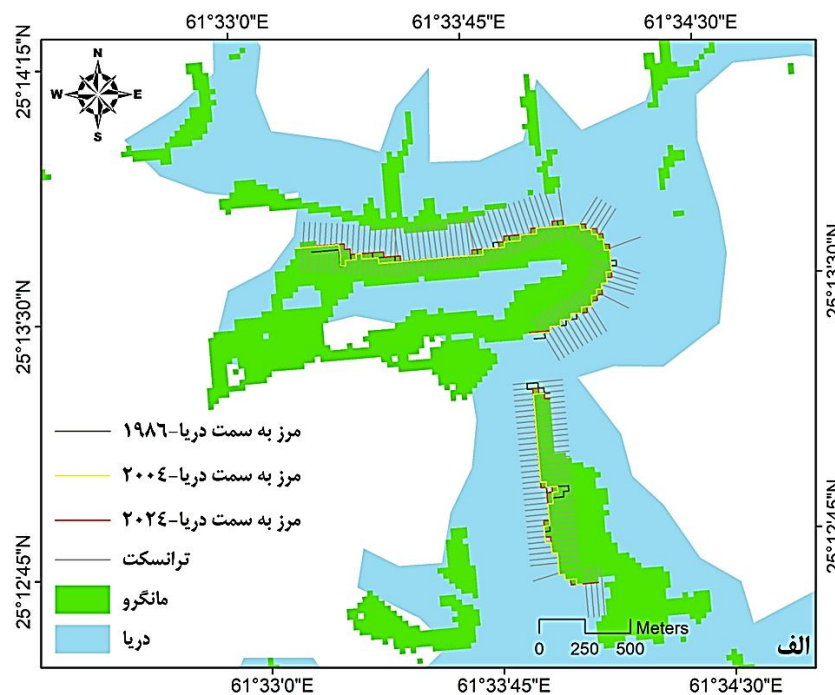
جدول ۱: نرخ تغییرات وسعت جنگل‌های حرا خلیج گواتر در دوره‌های زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸

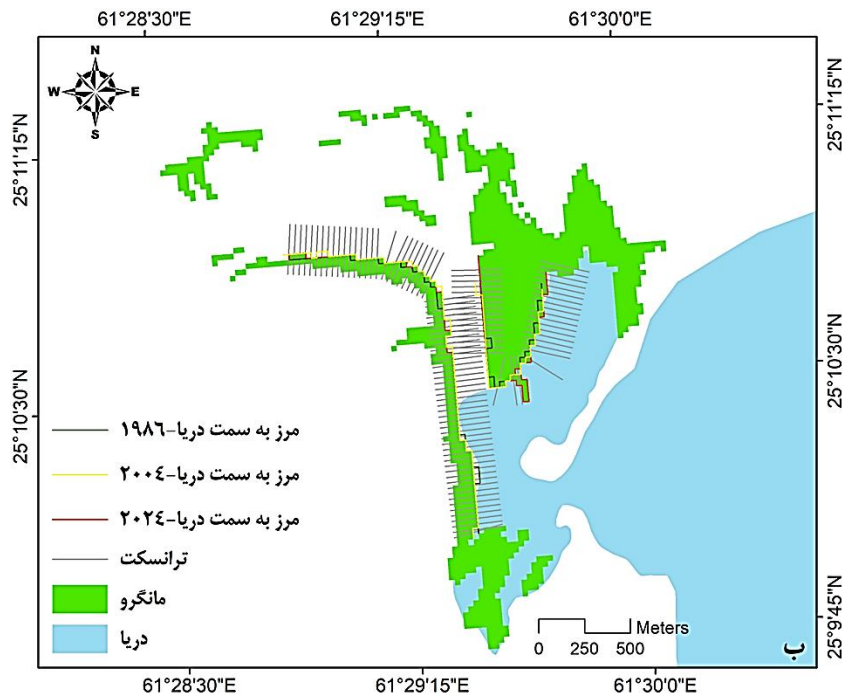
| نرخ تغییرات وسعت قبل از سال ۱۹۹۸ | نرخ تغییرات وسعت پس از سال ۱۹۹۸ | نرخ تغییرات وسعت در دوره ۳۹ ساله (۱۹۸۶ تا ۲۰۲۴) (هکتار/سال) |
|----------------------------------|---------------------------------|---|
| (هکتار/سال) | (هکتار/سال) | (هکتار/سال) |
| ۳/۰۲ | -۱/۸ | -۰/۹ |

نتایج پژوهش‌های پیشین مانند Mafi-Gholami و همکاران (۲۰۱۷ و ۲۰۱۹) نیز به روند افزایشی وسعت جنگل‌های حرا تا پیش از ۱۹۹۸ اشاره دارند که در ارتباط با افزایش بارندگی و وقوع ترسالی در این دوره بوده، در حالی که پس از آن، کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی‌های شدید موجب کاهش ساختار و توان تولیدی جنگل‌های حرای ایران شده است. با این حال، پژوهش حاضر با تمرکز بر خلیج گواتر و تحلیل هم‌زمان تغییرات وسعت و مرز در یک بازه بلندمدت ۳۹ ساله، جزئیات دقیق‌تری از روندهای مکانی-زمانی این تغییرات ارائه داده و به‌ویژه از روش‌های تلفیقی آماری و فضایی برای شناسایی نقاط عطف و تحلیل نرخ تغییرات بهره گرفته است. این نتایج می‌تواند نشان‌دهنده شباهت واکنش جنگل‌های حرا خلیج گواتر به تغییرات اقلیمی مشابه با دیگر جنگل‌های حرا در ایران باشد. همچنین، بر اساس بررسی‌های انجام‌شده، عواملی نظیر تغییرات در توزیع رسوب در نواحی ساحلی ناشی از ساخت تاسیسات، توسعه آبریز پروری، آلودگی‌ها و اثرات تغییرات اقلیمی همچون بالا آمدن سطح دریا نیز در روند کاهش وسعت جنگل‌های حرا تأثیرگذار بوده‌اند (Gilman et al., 2008; Ellison & Zouh, 2012; Alongi, 2015; Ellison, 2015). در واقع، این تحقیق نشان می‌دهد که در نواحی مختلف خلیج گواتر، جنگل‌های حرا تحت تأثیر ترکیبی از تغییرات اقلیمی و انسانی قرار دارند. در حالی که روند کاهش وسعت در سال‌های اخیر ارتباط مستقیمی با خشکسالی‌های طولانی و کاهش بارندگی‌ها دارد، تغییرات انسانی نظیر ساخت تاسیسات ساحلی، برداشت شن و ماسه، آلودگی‌های صنعتی و گسترش فعالیت‌های اقتصادی در منطقه نیز از عوامل مهم تأثیرگذار بر روند پس‌روی این اکوسیستم‌ها هستند. در این راستا، اثرات فرسایش و رسوب‌گذاری که بر تغییرات مرزهای جنگل‌های حرا تأثیر گذاشته‌اند، می‌تواند به‌طور مستقیم به تغییرات اقلیمی و شرایط محیطی در حال تغییر نسبت داده شود. این پژوهش همچنین به اهمیت توجه به شرایط خاص هر اکوسیستم در برنامه‌ریزی‌های حفاظتی و احیای آن‌ها اشاره دارد. به‌طور خاص، جنگل‌های حرا با ایفای نقش به

عنوان موانع طبیعی در برابر اثرات فرسایشی امواج، حفظ تعادل رسوبات ساحلی و جلوگیری از نابودی سواحل، نقش کلیدی در افزایش پایداری ساحلی ایفا می کنند. حفظ و گسترش این جنگل ها می تواند به کاهش خطرات ناشی از فرسایش خط ساحلی و آسیب های ناشی از بالا آمدن سطح آب دریا در آینده کمک کند. بررسی های بیشتر می تواند ارتباطات پیچیده تری میان تغییرات گستره جنگل های حرا و عوامل محیطی مانند تغییر در رژیم توزیع رسوب، فعالیت های اقتصادی و عوامل اقلیمی مانند افزایش سطح دریا، ارائه دهد. در این میان، شایان ذکر است که تأثیرات عوامل انسانی، به ویژه توسعه صنعتی و بهره برداری از مانگروها، در بسیاری از نقاط ساحلی می تواند باعث تسریع روند کاهش وسعت جنگل های حرا شود. مقایسه نتایج حاصل از این تحقیق با دیگر مطالعات مشابه مانند Danekar و همکاران (۲۰۱۴) که روند افزایشی وسعت جنگل های حرا تا پیش از ۱۳۷۸ و کاهش آن پس از آن را گزارش کرده اند، نشان دهنده همبستگی بین روند تغییرات اکوسیستم های مختلف در ایران است. لازم به ذکر است که نتایج این پژوهش ها تحت تأثیر عوامل مختلفی چون قدرت تفکیک داده های ماهواره ای و روش های تحلیل مکانی قرار دارند (Giri et al., 2007). این مسئله می تواند منجر به تغییرات قابل توجه در نتایج به دست آمده از مطالعات مشابه شود.

نتایج تحلیل نرخ تغییرات پیشروی و پسروی مرز جنگل های حرا به سمت دریا در طول دوره ۳۹ ساله که در شکل ۵ (الف و ب) به نمایش درآمده، تغییرات موقعیت مرز جنگل های حرا در مقاطع زمانی مختلف را به طور واضح نشان می دهد. این بررسی ها می توانند به عنوان مبنای مستند برای ارزیابی اثرات تغییرات اقلیمی، فشارهای انسانی و دیگر عوامل مؤثر بر جنگل های حرا در این منطقه استفاده شوند.





شکل ۵: تغییرات مرز جنگل‌های حرا در سمت دریا خلیج گواتر در مقاطع زمانی ابتدا (۱۹۸۶)، میانه (۲۰۰۴) و انتهای (۲۰۲۴) دوره ۳۹ ساله (۲۰۲۴-۱۹۸۶)

نتایج تجزیه و تحلیل تغییرات مرزهای جنگل‌های حرا در سمت دریا در خلیج گواتر با استفاده از مقادیر رگرسیون خطی نشان‌دهنده تغییرات متنوع در ترانسکت‌های مختلف است. مقادیر مثبت رگرسیون خطی نمایانگر پیشروی مرزهای جنگل‌های حرا به سمت دریا و مقادیر منفی نشان‌دهنده پسروی و یا مهاجرت به سمت خشکی هستند. در این پژوهش، نتایج به دست آمده از رویشگاه گواتر نشان می‌دهد که به‌طور همزمان با کاهش وسعت جنگل‌های حرا خلیج گواتر، مرزهای سمت دریای این اکوسیستم‌ها در طول دوره ۳۹ ساله (۱۹۸۶-۲۰۲۴) نیز تحت تأثیر فرآیندهای پیشروی و فرسایش قرار داشته است. به‌ویژه، حاشیه جنگل‌های حرا در سمت دریا در این منطقه با نرخ متوسط ۰/۱۴۱ متر در سال دچار پسروی یا وقوع فرسایش بستر بوده است (جدول ۲). این کاهش وسعت و پسروی مرز در مقایسه با پژوهش Mafi-Gholami و همکاران (۲۰۱۶) در ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا که نرخ تغییرات مرز را ۰/۷۳ متر در سال گزارش کرده‌اند، تفاوت قابل توجهی دارد. این تفاوت می‌تواند به دلیل تفاوت‌های موجود در شرایط مورفولوژیکی، ترکیب رسوبی و شرایط عمومی محیطی نظیر سطح آب دریا و تغییرات جزر و مدی باشد (Eslami-Andargoli et al., 2009; Woodroffe et al., 2016; Cinco-Castro et al., 2022). به عنوان مثال، در خلیج گواتر، ممکن است تأثیرات جزر و مد، الگوهای رسوب‌گذاری خاص و حتی تغییرات در وضعیت آبیاری در نواحی مختلف، باعث تفاوت‌های بارز در میزان فرسایش و رسوب‌گذاری در مقابل مرزهای جنگل‌های حرا شود. این متغیرها همگی بر رفتار جنگل‌های حرا تأثیر می‌گذارند و به‌طور غیرمستقیم باعث ایجاد تفاوت‌هایی در نرخ تغییرات مرز می‌گردند. به‌علاوه، وضعیت تغییرات سطح آب دریا به‌ویژه در نواحی حساس‌تر، می‌تواند عامل دیگری در تغییرات مشخص مرزها باشد.

جدول ۲: نرخ تغییرات مرز جنگل های حرا در سمت دریا در خلیج گواتر در طول دوره ۳۹ ساله (۲۰۲۴-۱۹۸۶)

| تعداد ترانسکت | متوسط تغییر مرز جنگل های حرا (متر در سال) | بیشترین مقدار رگرسیون خطی مرز جنگل های حرا (متر در سال) | کمترین مقدار رگرسیون خطی مرز جنگل های حرا (متر در سال) |
|---------------|--|---|--|
| ۳۷۶ | -۰/۱۴۱ | ۸/۶۹ | -۷/۷۹ |

۵- نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان می دهد که جنگل های حرا در خلیج گواتر طی چهار دهه گذشته با روندی مستمر از کاهش وسعت و پسروی مرز مواجه بوده اند؛ روندی که بیانگر آسیب پذیری بالای این اکوسیستم حساس در برابر پیامدهای تغییرات اقلیمی از جمله خشکسالی های مکرر، نوسانات بارندگی و افزایش سطح آب دریاست. یافته ها بر لزوم طراحی و اجرای سیاست های حفاظتی و برنامه های احیای اکوسیستم های مانگرو تأکید دارند؛ به ویژه در مناطقی مانند خلیج گواتر که در معرض تهدیدات شدید اقلیمی و محیطی قرار دارند. تدوین راهبردهای سازگاری با تغییر اقلیم، بر پایه داده های مکانی دقیق و روندهای بلندمدت، می تواند از تخریب بیشتر این منابع طبیعی ارزشمند جلوگیری کند. در این راستا، بهره گیری از فناوری های نوین مانند تصاویر ماهواره ای و سامانه های پایش هوشمند، ابزارهای قدرتمندی برای ارتقای کیفیت تصمیم گیری های مدیریتی فراهم می آورد. این تحقیق نه تنها تصویری روشن از الگوی واکنش جنگل های حرا به تنش های اقلیمی ارائه می دهد، بلکه چارچوبی علمی برای ارزیابی آسیب پذیری و اولویت بندی مداخلات حفاظتی در اختیار سیاست گذاران و مدیران منابع طبیعی قرار می دهد. همچنین، این نتایج می تواند به عنوان مبنایی برای تدوین برنامه های منطقه ای سازگاری با تغییرات اقلیمی در مناطق ساحلی ایران و سایر مناطق مشابه مورد استفاده قرار گیرد. با توجه به اهمیت نقش جنگل های حرا به عنوان سد زیستی در برابر فرسایش و طوفان های دریایی، ادامه روند کاهش وسعت آنها می تواند پایداری خطوط ساحلی را تهدید کرده و مخاطرات طبیعی را برای نواحی ساحلی دوچندان سازد. از این رو، پیشنهاد می شود که در مطالعات آینده، تحلیل های دقیق تری پیرامون اثرات هم زمان تغییرات بارندگی، دما و رژیم های رسوب گذاری و فرسایش در مرزهای رویشگاهی حرا، به ویژه در ارتباط با نوسانات سطح آب دریا، انجام شود. چنین تحلیل هایی به درک بهتری از سازوکارهای دینامیک محیطی این مناطق منجر خواهد شد و زمینه را برای مدیریت تطبیقی مؤثرتر فراهم می سازد.

منابع

1. Akram, H., Hussain, S., Mazumdar, P., Chua, K. O., Butt, T. E., & Harikrishna, J. A. (2023). Mangrove health: A review of functions, threats, and challenges associated with mangrove management practices. *Forests*, 14(9), 1698. <https://doi.org/10.3390/f14091698>.
2. Alongi, D. M. (2015). The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, (1), 30-39. <https://doi.org/10.1007/s40641-015-0002-x>.
3. Arifanti, V. B., Kauffman, J. B., Subarno, Iman, M., Tosiani, A., & Novita, N. (2022). Contributions of mangrove conservation and restoration to climate change mitigation in Indonesia. *Global Change Biology*, 28(15), 4523-4538. <https://doi.org/10.1111/gcb.16216>.

4. Charrua, A. B., Bandeira, S. O., Catarino, S., Cabral, P., & Romeiras, M. M. (2020). Assessment of the vulnerability of coastal mangrove ecosystems in Mozambique. *Ocean & Coastal Management*, 189, 105145. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105145>.
5. Chavez, P. S. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24(3), 459–479. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3).
6. Cinco-Castro, S., Herrera-Silveira, J., & Comín, F. (2022). Sedimentation as a support ecosystem service in different ecological types of mangroves. *Frontiers in Forests and Global Change*, (5), 733820. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.733820>.
7. Congalton, R. G., & Green, K. (2019). Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. CRC press. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00295-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4). <https://doi.org/10.1201/9780429052729>.
8. Danekar, A., Erfani, M., Nouri, G. H., Aghighi, H., Marvi Madjer, M., & Ardakani, T. (2014). Investigation of changes in the extent of mangrove forests (Case study: Gwatar Bay in Sistan and Baluchestan Province). *Iranian Journal of Forest*, (3), 197–207. (in Persian).
9. Ellison, J. C. (2015). Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(2), 115-137. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9397-8>.
10. Ellison, J. C., & Zouh, I. (2012). Vulnerability to climate change of mangroves: assessment from Cameroon, Central Africa. *Biology*, 1(3), 617-638. <https://doi.org/10.3390/biology1030617>.
11. 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.08.013>.
12. Etemadi, H., Samadi, S. Z., Sharifikia, M., & Smoak, J. M. (2016). Assessment of climate change downscaling and non-stationarity on the spatial pattern of a mangrove ecosystem in an arid coastal region of southern Iran. *Theoretical and Applied Climatology*, 126(1-2), 35-49. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1552-5>.
13. Foody, G. M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80(1), 185–201. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00295-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4).
14. Forest, Rangeland and Watershed Organization (FRWO). (2005). Aerial photographs archive, Gwadar Bay region. Tehran: Forests and Rangelands Publications. (In Persian).
15. 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. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.01.001>.
16. Giri, C., Pengra, B., Zhu, Z., Singh, A., & Tieszen, L. L. (2007). Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73(1-2), 91-100. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.01.016>.
17. Khourani, A., Bineiaz, M. & Amiri, H.R., (2016). Mangrove forest area changes due to climatic changes (Case study: forest between the port and the Khamir Island. *Journal of Aquatic Ecology*, (5), 100-111. (in Persian).
18. Mafi-Gholami, d., Baharlouii, M., & Mahmoudi, B. (2016). Monitoring progression and regression rate in mangroves using remote sensing and digital shoreline analysis system (DSAS) (Case study: Hara biosphere reserve). *Environmental studies*, 43 (4): 646-633. <https://doi.org/10.28991/esj-2019-01172>.
19. Mafi-Gholami, D., Mahmoudi, B., & Zenner, E. K. (2017). An analysis of the relationship between drought events and mangrove changes along the northern coasts of the Persian Gulf and Oman Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, (199), 141-151. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.05.027>.
20. Mafi-Gholami, D., Zenner, E. K., Jaafari, A., & Ward, R. D. (2019). Modeling multi-decadal mangrove leaf area index in response to drought along the semi-arid southern coasts of Iran. *Science of the Total Environment*, (656), 1326-1336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.448>.
21. Mafi-Gholami, D., Pirasteh, S., Ellison, J. C., & Jaafari, A. (2021). Fuzzy-based vulnerability assessment of coupled social-ecological systems to multiple environmental hazards and climate

- change. *Journal of Environmental Management*, 299, 113573. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113573>
22. Mahdavi, A., Zobeir, M., & Nemiranian, M. (2004). Trends of qualitative and quantitative changes in the mangrove forests of Qeshm using aerial photographs from 1967 and 1994. *Iranian Journal of Natural Resources*, 3, 377–386. (in Persian).
 23. National Cartographic Center (NCC). (2006). High-resolution satellite images (QuickBird), Gwadar Bay. Tehran: NCC Image Archive. (In Persian).
 24. 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. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.01.013>.
 25. Pirasteh, S., Mafi-Gholami, D., Li, H., Fang, Z., Nouri-Kamari, A., & Khorrami, B. (2024). Precision in mapping and assessing mangrove Biomass: Insights from the Persian Gulf coasts. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 128, 103769. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2024.103769>
 26. ReliefWeb. (2023). The world's mangroves 2000–2020. <https://reliefweb.int/report/world/worlds-mangroves-2000-2020>.
 27. Salehipour, A. & Lak, R. (2014). Monitoring the extent of mangrove forests in the southern coast of Iran. *Thirty-second meeting of first International Congress of Earth Sciences*. Ministry of Industry, Trade and Mines, Geological Survey and Mineral Exploration. Tehran, February 13. (in Persian).
 28. Sarwar, M. G. M., & Woodroffe, C. D. (2013). Rates of shoreline change along the coast of Bangladesh. *Journal of Coastal Conservation*, 17(3), 515–526. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0251-6>.
 29. Shirmohammadi, M., Mafi-Gholami, D., Pirasteh, S., Youssefi, F., Shen, J., Li, W., & Li, J. (2024). Assessing climatic change impacts on mangrove structural dynamics on the northern coasts of the Persian Gulf. *ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 10, 383–386. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-X-3-2024-383-2024>
 30. Topah, E. B., Salleh, S. A., Rahim, H. A., & Adnan, N. A. (2022, October). Mapping of Coastline Changes in Mangrove Forest using Digital Shoreline Analyst System (DSAS). In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1067, No. 1, p. 012036). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1067/1/012036>.
 31. U.S. Geological Survey. (n.d.). *EarthExplorer*. U.S. Department of the Interior. <https://earthexplorer.usgs.gov>
 32. Woodroffe, C. D., Rogers, K., McKee, K. L., Lovelock, C. E., Mendelsohn, I. A., & Saintilan, N. (2016). Mangrove sedimentation and response to relative sea-level rise. *Annual Review of Marine Science*, 8(1), 243–266. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-034025>.
 33. Xu, X., Fu, D., Su, F., Lyne, V., Yu, H., Tang, J., ... & Wang, J. (2024). Global distribution and decline of mangrove coastal protection extends far beyond area loss. *Nature Communications*, 15(1), 10267. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02242-z>