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

Akram Nouri-Kamari [a,*], **Fariba Karami**[a]
[a,] *Assisstant 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 (α=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**

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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.

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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 رویشگاه های 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
تاریخچهٔ 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 (۲۰۲۴-۱۹۸۶) 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 پسروی مرزهای این رویشگاه در سمت دریا، به میزان ۰/۱۴۱ متر در سال، مشاهده شد. روند کاهشی وسعت و پسروی 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.

* نویسندهٔ مسئول: a.nourikamari@cfu.ac.ir

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

۱ـ 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 گستره 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 گستره 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 آبزی‌پروری، 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 گستره و مرزهای جنگل‌های حرا در حاشیه های به سمت خشکی و به سمت دریا در سطح بین الملل 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

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

جنگل‌های حرا نابود شـد اسـت که عمدتاً ناشـی از توسـعه آبزی‌پروری، کشاورزی و تغییر کاربری اراضی بوده است (Arifanti et al., 2022). از نمونه مطالعات انجام شـده در طیمنه پایش تغییرات وسـعت مانگروهای ایران می‌توان به بررسی رابطه نوسانات اقلیمی با تغییر وسعت جنگل‌های حرا در خلیج گواتر (Khourani et al., 2016)، مطالعه تغییرات سطح جنگل‌های حرا در مناطق خمیر و قشم (Salehipour & Lak, 2014)، تحلیل تغییرات وسعت جنگل‌های حرا ایران طی بازه زمانی ۳۵ سـاله (۲۰۰۸-۱۹۷۳) (Mahdavi et al., 2004) و پایش تغییرات مرز ذخیره‌گاه زیسـت‌کره حرا (Mafi-Gholami et al., 2016) اشـاره کرد. این پژوهش‌ها عمدتاً تغییرات گسـتره یا مرزهای جنگل‌های حرا را به صـورت جداگانه بررسی کرده‌اند. این در حالی است که مطالعات انجام شده توسط Mafi-Gholami همکاران (۲۰۱۹ و ۲۰۲۰) نشان داده که بررسی همزمان تغییرات گستره و مرزها جنگل‌های حرا در سمت دریا می‌تواند اطلاعات جامع‌تر و دقیق‌تری درباره واکنش این اکوسـیستم‌ها به تنش‌های اقلیمی نظیر خشـکسالی و بالا آمدن سطح آب دریا ارائه دهد. مطالعات پیشـین نشان داده‌اند که سال ۱۹۹۸ نقطه عطف مهمی در تغییرات وسعت جنگل‌های حرا استان هرمزگان بوده است، به گونه‌ای که پس از این سال، وقوع خشکسالی‌های بلندمدت باعث کاهش محسوس وسعت این رویشگاه‌ها 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 گسـتره و مرز جنگل‌های حرا در سمت دریا در خلیج گواتر در استان سیستان و بلوچستان طی یک بازه زمانی ۳۹ سـاله (۲۰۲۴-۱۹۸۶) انجام شـده است. برای این منظور، از سری زمانی ۳۹ ساله تصاویر ماهواره‌ای، سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)[1] و ابزار تحلیل رقومی خط ساحلی (DSAS)[2] استفاده شده است. در این مطالعه، برای نخسـتین‌بار در مقیاس محلی خلیج گواتر، از یک سـری زمانی بلندمدت ۳۹ سـاله با بهره‌گیری از تکنیک‌های پیشرفته سـنجش از دور و تحلیل دیجیتالی خط سـاحل (DSAS) اسـتفاده شد تا نرخ تغییرات وسعت و مرز جنگل‌های مانگرو به‌صـورت دقیق کمی‌سـازی شـود. این رویکرد، مزیتی نوآورانه در مقایسه با مطالعات پیشین محسوب می‌شود و سطح بالاتری از دقت و عمق تحلیلی را فراهم کرده است

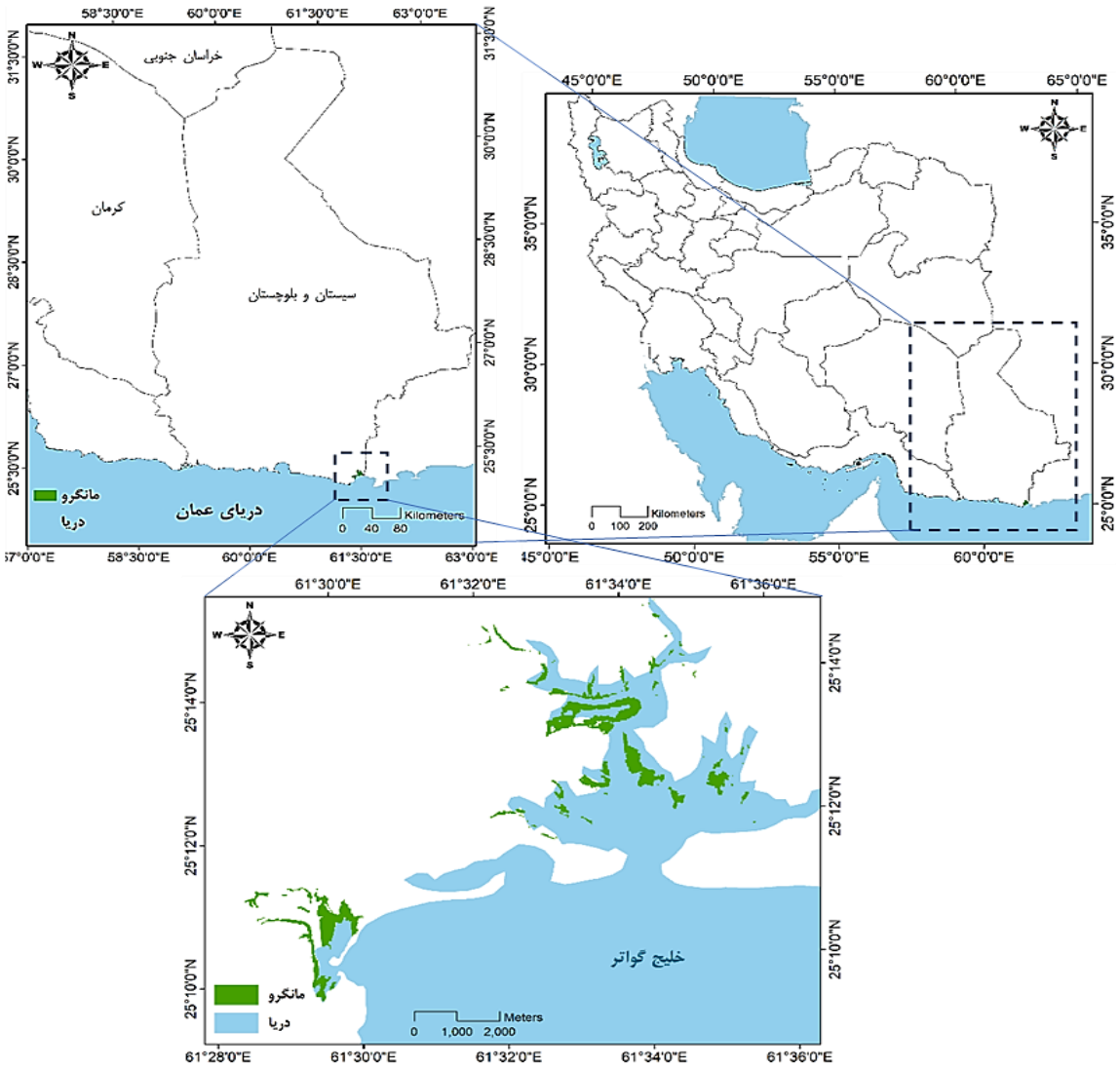
۲ـ منطقهٔ مورد مطالعه

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 شـرقی، در شـرقی‌ترین سواحل استان سیستان و بلوچستان قرار دارد (شکل ۱). این خلیج شش شاخابه متصل به خشکی دارد که سه شاخابه شامل خور باهو، مصب رودخانه باهوکلات و خور گواتر در محدوده مرزهای ایران و سـه شاخابه دیگر در کشور پاکستان قرار گرفته‌اند. خلیج گواتر بخشی از تالاب بین‌المللی و منطقه حفاظت‌شده گاندو است و به‌دلیل ارزش‌های اکولوژیک منحصربه‌فردش شناخته می‌شود. جنگل‌های حرا خور گواتر که در غربی‌ترین خور این خلیج قرار دارند، به‌طور خالص از گونه حرا تشـکیل شـده و با دو گونه هالوفیت علفی همراه هستند. این رویشگاه طبیعی بوده و تاکنون عملیات جنگل‌کاری در آن انجام نشـده اسـت (Danekar et al., 2014). منطقه در بر گیرنده حراهای خلیج گواتر دارای اقلیم گرم و خشک بیابانی بر اساس طبقه‌بندی اقلیمی کوپن–گرایگر است و میانگین دمای سـالیانه در این منطقه حدود ۲۶ تا ۲۸ درجه سـانتی‌گراد و میانگین بارندگی سـالیانه آن بین ۱۰۰ تا ۱۵۰ میلی‌متر متغیر

[1] - Geographic Information System (GIS)
[2] - Digital Shoreline Analysis System (DSAS)

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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 شکل‌دهی 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 جنگل های حرا خلیج گواتر در استان سیستان و بلوچستان

۳ـ مواد و روش

۳ـ۱ـ 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

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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 سال های مورد نظر بودند تا اثرات فنولوژیکی فصلی به حداقل برسد. در این مطالعه، به‌منظور 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 به‌عنوان 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, 2005; NCC, 2006). 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 پسروی 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، ۳۷۶ 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 پسروی 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).

۳ـ۲ـ ابزار و مدل ها

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. به‌منظور کاهش اثرات جوّی، روش تفریق مقدار بازتاب اشیای تیره برای حذف اثرات جوّی 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)[1] 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 مانگروی ایران محسوب می‌شود (Mafi-Gholami et al., 2016, 2017, 2019, 2021; Pirasteh et al., 2024; Shirmohammadi et al., 2024). در این

[1] - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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).

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

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

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

$$k = \frac{N \sum_{I=1}^{K} n_{ii} - \sum_{i=1}^{k} (n_{+i} \times n_{i+})}{N^2 \sum_{j=1}^{k} (n_{+i} \times n_{i+})}$$ **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؛ $\sum n_{ij}$: تعداد کل نمونه‌های واقعی در کلاس i؛ $\sum n_{ji}$: مجموع نمونه‌هایی که در کلاس i توسط طبقه‌بندی‌کننده قرار گرفته اند؛ 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 نرم افزار تحلیل‌گر نقطه تغییر (CPA)[1] 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

[1] - Change Point Analyser (CPA)

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

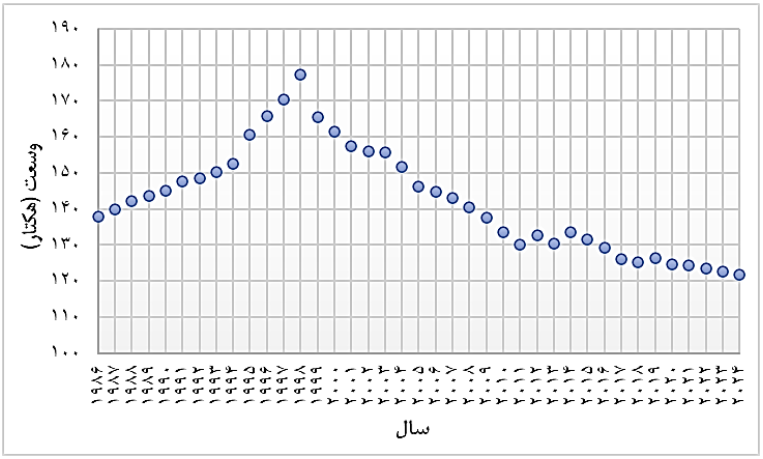
دقیق‌تری از الگوهای تغییر ارائه شود. در گام نخست، به‌منظور شناسایی ناپیوستگی‌ها و نقاط تغییر ساختاری در روند وسعت جنگل‌های حرا، از آزمون Pettitt–Mann–Whitney بهره گرفته شد. این آزمون به تشخیص نقاط شکست در سری زمانی کمک می‌کند و امکان تفکیک معنادار دوره‌های پایدار از دوره‌های بحرانی را فراهم می‌سازد. برای افزایش دقت در تعیین این نقطه بحرانی، از روش CUSUM در نرم‌افزار CPA استفاده شد. این ترکیب دوگانه، چارچوبی قابل‌اتکا برای تحلیل تغییرات تدریجی و ناگهانی در طول زمان ارائه داد. در ادامه، به‌منظور 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 به‌طور کمّی تأیید کرد. در بخش تحلیل فضایی، از قابلیت‌های نرم‌افزارDSAS در محیط نرم افزارArcGIS 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 به‌دست آمد. این نرخ‌ها به‌صورت 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 (۲۰۲۴-۱۹۸۶) 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.

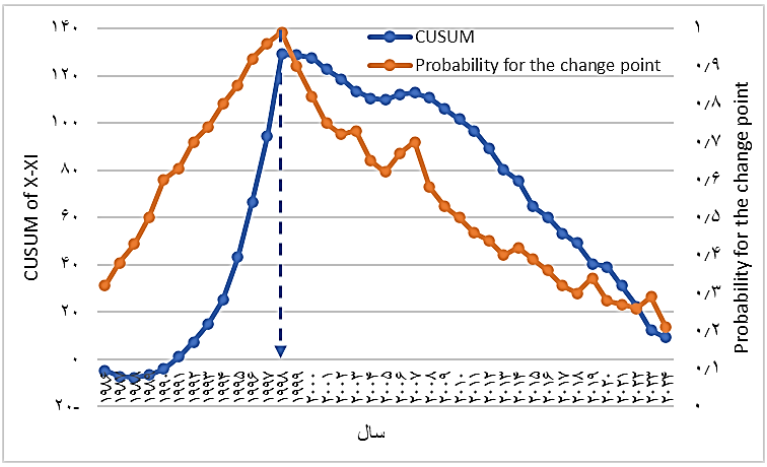
[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]



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

نتـایج اجرای روش‌های Pettitt-Mann-Whitney ($\alpha = 0.05$) و CUSUM برای تعیین نقطه تغییر در سـری زمانی ۳۹ سـاله مقادیر وسـعت جنگل‌های حرا نشان داد که سال ۱۹۹۸ به احتمال ۹۹ درصد (بالاترین مقدار احتمال در بین سـال‌های دوره ۳۹ سـاله) نقطه اصلی تغییر در روند ۳۹ ساله مقادیر وسعت است. این نقطه تغییر در روند به وضوح نشـان‌دهنده تغییرات عمده در شـرایط محیطی یا عوامل مؤثر بر جنگل‌های حرا اسـت. همچنین، اجرای آزمون t برای مقایسـه میانگین مقادیر وسعت در دو دوره زمانی قبل و بعد از سال ۱۹۹۸، تفاوت معناداری میان مقادیر مشاهده‌شده 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 گسـترش و پسـروی جنگل‌های حرا پس از سـال 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.

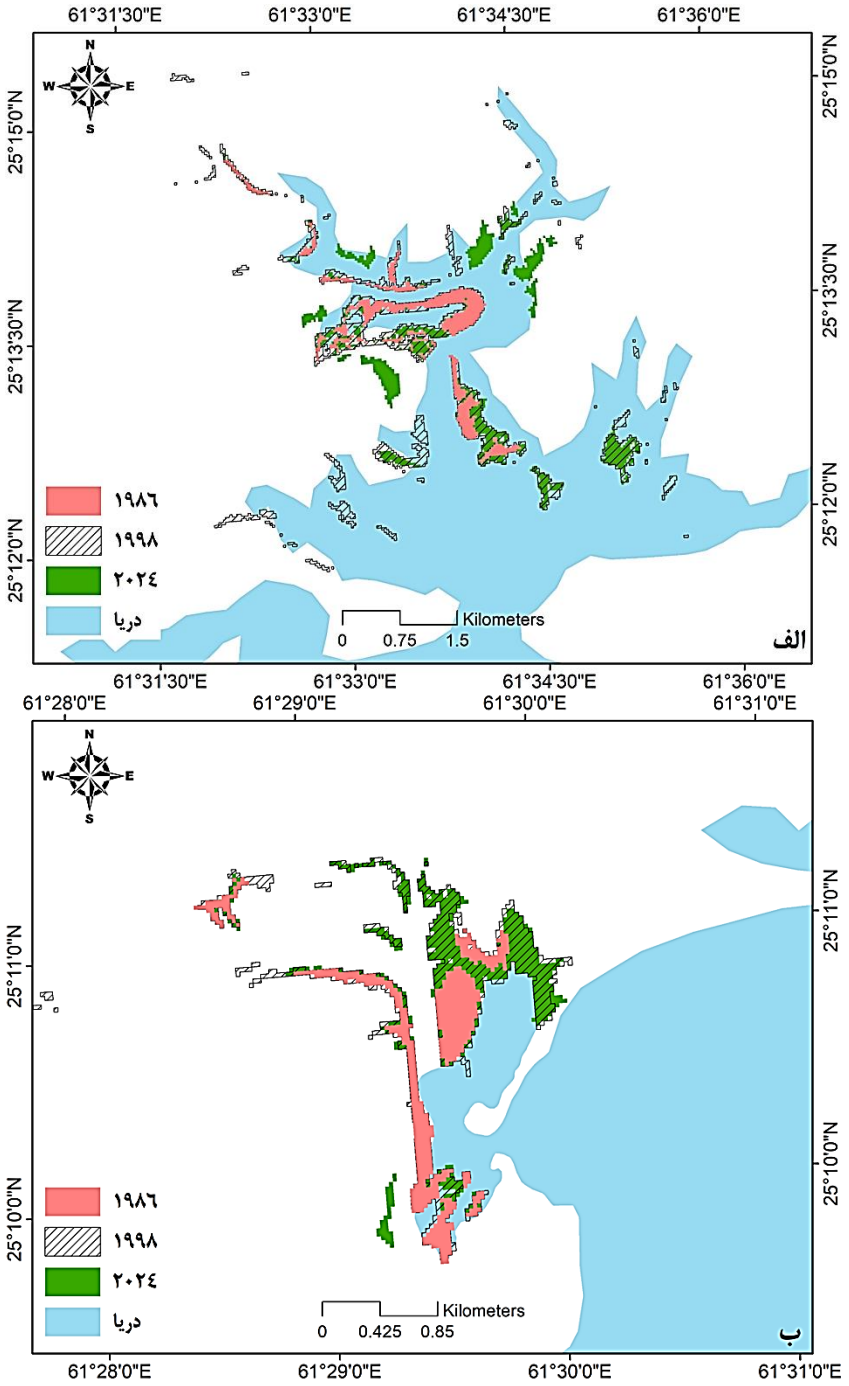


شکل ۳: نتایج اجرای روش‌های Pettitt-Mann-Whitney (Probability for the change point) و CUSUM برای سری زمانی ۳۹ ساله (۲۰۲۴-۱۹۸۶) مقادیر وسعت جنگل‌های حرا

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.

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

نتایج بعدی نیز نشان می‌دهد که از سال ۱۹۹۸ تا ۲۰۲۴، تغییرات منفی در گستره مانگروها مشاهده شده است. در این دوره، علاوه بر از بین رفتن لکه‌های کوچک در حاشیه‌های سمت خشکی، وسعت لکه‌های بزرگتر در مناطق مرکزی و حاشیه‌ای نیز کاهش یافته است. با این حال، نتایج نقشه‌سازی نشان می‌دهند که حتی در این بازه زمانی کاهش یافته، لکه‌های رویشی جدیدی در حاشیه‌های سمت دریا و نواحی گلی مجاور خورها به وجود آمده است. این تغییرات، نمایانگر واکنش جنگل‌های حرا به تغییرات محیطی، از جمله تغییرات اقلیمی و فشارهای انسانی است که می‌تواند به‌عنوان معیارهایی برای ارزیابی آسیب‌پذیری و پتانسیل سازگاری این اکوسیستم‌ها با تغییرات اقلیمی مورد استفاده قرار گیرد.



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

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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

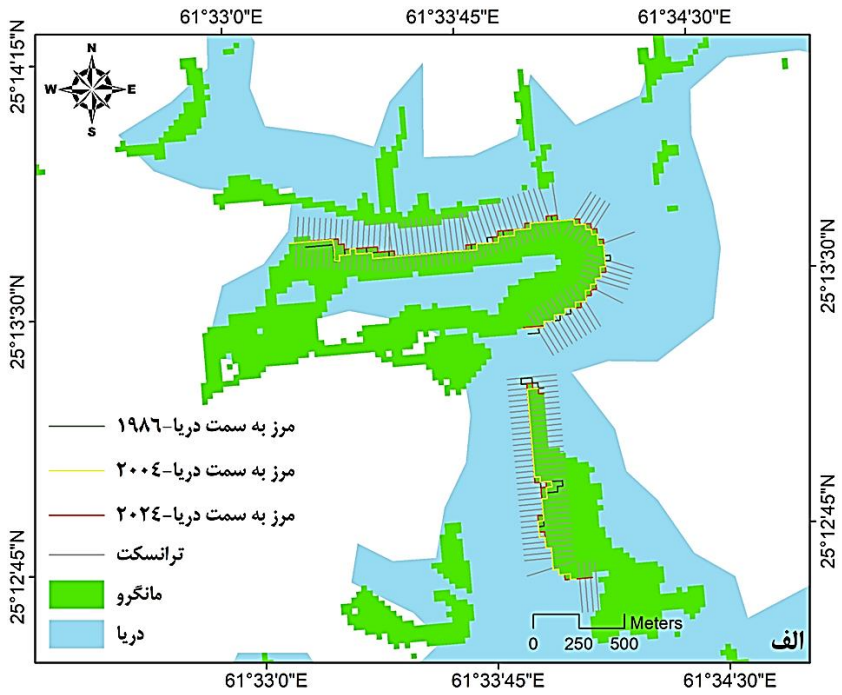
نتایج پژوهش‌های پیشین مانند Mafi-Gholami و همکاران (۲۰۱۷ و ۲۰۱۹) نیز به روند افزایشی وسعت جنگل‌های حرا تا پیش از ۱۹۹۸ اشاره دارند که در ارتباط با افزایش بارندگی و وقوع ترسالی در این دوره بوده، در حالی که پس از آن، کاهش بارندگی و وقوع خشکسالی‌های شدید موجب کاهش ساختار و توان تولیدی جنگل‌های حرای ایران 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 آبزی‌پروری، 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

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

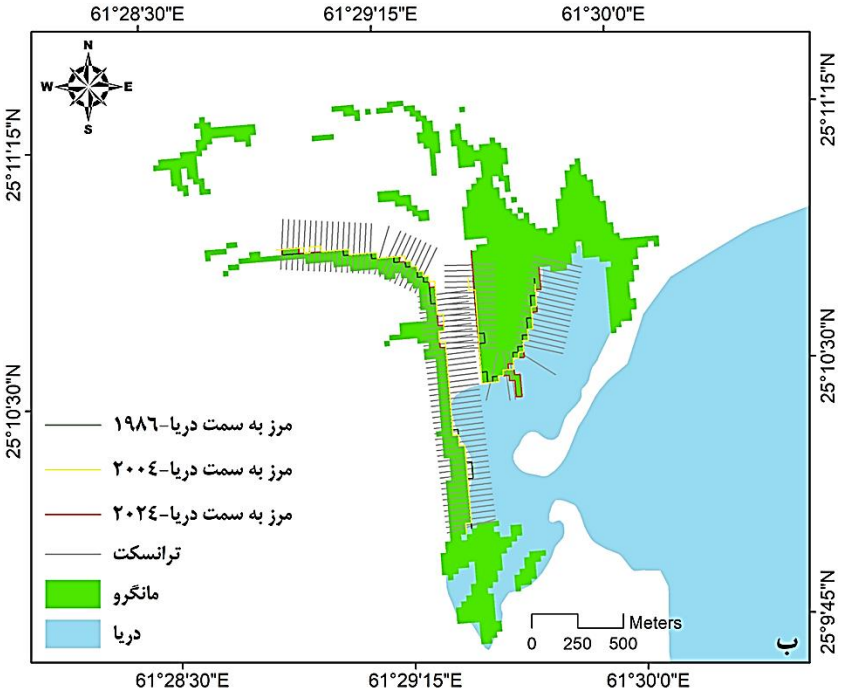
عنوان موانع طبیعی در برابر اثرات فرسایشی امواج، حفظ تعادل رسوبات ساحلی و جلوگیری از نابودی سواحل، نقش کلیدی در افزایش پایداری ساحلی ایفا می‌کنند. حفظ و گسترش این جنگل‌ها می‌تواند به کاهش خطرات ناشی از فرسایش خط ساحلی و آسیب‌های ناشی از بالا آمدن سطح آب دریا در آینده کمک کند. بررسی‌های بیشتر می‌تواند ارتباطات پیچیده‌تری میان تغییرات گستره جنگل‌های حرا و عوامل محیطی مانند تغییر در رژیم توزیع رسوب، فعالیت‌های اقتصادی و عوامل اقلیمی مانند افزایش سطح دریا، ارائه دهد. در این میان، شایان‌ذکر است که تأثیرات عوامل انسانی، به‌ویژه توسعه صنعتی و بهره‌برداری از مانگروها ، در بسیاری از نقاط ساحلی می‌تواند باعث تسریع روند کاهش وسعت جنگل‌های حرا شود. مقایسه نتایج حاصل از این تحقیق با دیگر مطالعات مشابه مانند Danekar و همکاران (۲۰۱۴) که روند افزایشی وسعت جنگل‌های حرا تا پیش از ۱۳۷۸ و کاهش آن پس از آن را گزارش کرده‌اند، نشان‌دهنده همبستگی بین روند تغییرات اکوسیستم‌های مختلف در ایران است. لازم به ذکر است که نتایج این پژوهش‌ها تحت تأثیر عوامل مختلفی چون قدرت تفکیک داده‌های ماهواره‌ای و روش‌های تحلیل مکانی قرار دارند (Giri et al., 2007). این مسئله می‌تواند منجر به تغییرات قابل توجه در نتایج به‌دست‌آمده از مطالعات مشابه شود.

نتایج تحلیل نرخ تغییرات پیشروی و پسروی مرز جنگل‌های حرا به سمت دریا در طول دوره ۳۹ ساله که در شکل ۵ (الف و ب) به نمایش درآمده، تغییرات موقعیت مرز جنگل‌های حرا در مقاطع زمانی مختلف را به‌طور واضح نشان می‌دهد. این بررسی‌ها می‌توانند به‌عنوان مبنای مستند برای ارزیابی اثرات تغییرات اقلیمی، فشارهای انسانی و دیگر عوامل مؤثر بر جنگل‌های حرا در این منطقه استفاده شوند.



[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]



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 به‌دست 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 (۲۰۲۴-۱۹۸۶) 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 قابل‌توجهی 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 به طور 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.

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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

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

۵ـ نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که جنگل‌های حرا در خلیج گواتر طی چهار دهه گذشته با روندی مستمر از کاهش وسعت و پسروی مرز مواجه بوده‌اند؛ روندی که بیانگر آسیب‌پذیری بالای این اکوسیستم حساس در برابر پیامدهای تغییرات اقلیمی از جمله خشکسالی‌های مکرر، نوسانات بارندگی و افزایش سطح آب دریاست.. یافته‌ها بر لزوم طراحی و اجرای سیاست‌های حفاظتی و برنامه‌های احیای اکوسیستم‌های مانگرو تأکید دارند؛ به‌ویژه در مناطقی مانند خلیج گواتر که در معرض تهدیدات شدید اقلیمی و محیطی قرار دارند. تدوین راهبردهای سازگاری با تغییر اقلیم، بر پایه داده‌های مکانی دقیق و روندهای بلندمدت، می‌تواند از تخریب بیشتر این منابع طبیعی ارزشمند جلوگیری کند. در این راستا، بهره‌گیری از فناوری‌های نوین مانند تصاویر ماهواره‌ای و سامانه‌های پایش هوشمند، ابزارهای قدرتمندی برای ارتقای کیفیت تصمیم‌گیری‌های مدیریتی فراهم می‌آورد. این تحقیق نه‌تنها تصویری روشن از الگوی واکنش جنگل‌های حرا به تنش‌های اقلیمی ارائه می‌دهد، بلکه چارچوبی علمی برای ارزیابی آسیب‌پذیری و اولویت‌بندی مداخلات حفاظتی در اختیار سیاست‌گذاران و مدیران منابع طبیعی قرار می‌دهد. همچنین، این نتایج می‌تواند به‌عنوان مبنایی برای تدوین برنامه‌های منطقه‌ای سازگاری با تغییرات اقلیمی در مناطق ساحلی ایران و سایر مناطق مشابه مورد استفاده قرار گیرد. با توجه به اهمیت نقش جنگل‌های حرا به‌عنوان سد زیستی در برابر فرسایش و طوفان‌های دریایی، ادامه روند کاهش وسعت آن‌ها می‌تواند پایداری خطوط ساحلی را تهدید کرده و مخاطرات طبیعی را برای نواحی ساحلی دوچندان سازد. از این‌رو، پیشنهاد می‌شود که در مطالعات آینده، تحلیل‌های دقیق‌تری پیرامون اثرات هم‌زمان تغییرات بارندگی، دما و رژیم‌های رسوب‌گذاری و فرسایش در مرزهای رویشگاهی حرا، به‌ویژه در ارتباط با نوسانات سطح آب دریا، انجام شود. چنین تحلیل‌هایی به درک بهتری از سازوکارهای دینامیک محیطی این مناطق منجر خواهد شد و زمینه را برای مدیریت تطبیقی مؤثرتر فراهم می‌سازد.

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, Ilman, 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.

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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.
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/10.1201/9780429052729.
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.
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

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]

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., Mendelssohn, 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

[Downloaded from magazine.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOI: 10.61882/jeer.15.3.140]