

A review on ecosystem-based coastal protection with a focus on flow patterns and sediment transport

E. Ghanbari-Adivi¹, M. Khosravi²

Extended Abstract

Introduction:

Coasts, as sensitive ecosystems and diverse habitats, require protection. Human activities and climate change can exacerbate erosion and degradation of these ecosystems. Understanding water flow patterns and sediment transport is crucial for developing effective solutions for coastal management and reducing of hazards from storms and sea-level rise. Coasts, as the interface between land and sea, are influenced by water flows, sedimentation processes, and erosion. Fluid dynamics theories, such as the Navier-Stokes equations, describe the behavior of flows and their impact on sediment distribution. Sediment transport models, such as equilibrium sediment models, also aid in analyzing sedimentation and erosion mechanisms. Environmental and climatic impacts, especially through climate change models, add new dimensions to this topic.

Methods:

Coastal communities rely on gray infrastructure such as breakwaters and seawalls to reduce flood risk. These structures absorb and deflect wave energy, but they can impact the morphology of downstream currents. Breakwaters are located on sandy beaches and trap sediment on their landward side, but they can increase erosion on downstream beaches. Offshore breakwaters are located in deeper water and reduce sand flow, but they can intensify wave action in unprotected areas. Seawalls are used to protect coastlines; however, they can increase erosion and expose inland areas to flood risk. Wave control structures cannot sustainably manage flood risk, and require high maintenance costs. These structures fragment and destroy natural habitats and have limited ecological function. Moreover, they cannot adapt to climate change and rising sea levels. Using vegetation to increase coastal resilience and reduce the impact of floods is a promising approach. However, little information exists regarding the longevity of vegetation for flood risk management, so further research is needed. Coastal vegetation is recognized as an effective defense against natural and human disturbances. These plants support diverse ecosystems and provide habitats for various species. Mangrove trees, with their complex root systems, create shelters for mammals, birds, and reptiles. Salt marshes are also productive ecosystems that support unique plant and animal species. Seagrasses provide important habitats for marine life and contribute to the life cycle of aquatic organisms. Coastal vegetation plays a significant role in mitigating the effects of climate change and accounts for 14% of the carbon dioxide absorbed by oceans. Seagrass beds comprise 10 to 18 percent of the total ocean carbon storage. These ecosystems help stabilize the coastline and prevent erosion by retaining sediments. White mangroves in Iran enhance soil stability and prevent coastal erosion. Overall, coastal vegetation is effective on reducing flood risks and provides environmental and climatic benefits.

Results:

This research evaluated the role of vegetated coastal habitats in flood risk management, focusing on their mechanisms, benefits, and challenges. Coastal areas, home to more than one-third of the world's population, face growing flood risks due to climate change, including sea-level rise and increased storm intensity. While traditional solutions such as breakwaters and seawalls are effective at a local level in reducing coastal flood

1- Associated Professor of the Department of Water Science, Shahrood University, Shahrood, Iran.

2- M.Sc. Student, Department of Water Science, Shahrood University, Shahrood, Iran.

*Corresponding Author: ghanbariadi@sku.ac.ir

Received: 2025/05/24

Accepted: 2025/07/07

risk, they pose significant long-term environmental problems, including down-drift erosion and increased vulnerability to flooding. In contrast, vegetated areas such as mangroves, salt marshes, and seagrass beds offer opportunities as sustainable alternatives for flood risk reduction, functioning through wave attenuation, sediment stabilization, and storm surge reduction. Furthermore, these solutions provide multiple benefits, such as promoting biodiversity, improving water quality and facilitating carbon sequestration. However, implementing vegetation on a larger scale faces various challenges, including: ecological and environmental limitations related to the response, behavior, and dynamics of coastal ecosystems; socio-economic and policy limitations; and a lack of empirical evidence regarding their effectiveness and sustainability within the timeframes required for coastal management. Moreover, evaluating and measuring the long-term effectiveness of these solutions in flood and inundation risk management remains challenging due to insufficient empirical data and the complexities of coastal systems.

Conclusion:

This review examined studies on coastal protection, focusing on flow patterns, sediment transport, and coastal flood control through vegetation such as mangroves, seagrasses, and salt marshes. The interaction of vegetation with waves' dynamics, challenges, uncertainties, and data scarcity for vegetation-based coastal flood protection were also discussed. The results of this review could contribute to the developing sustainable and effective solutions for coastal management and protection.

Keywords: Coastal flooding, Flow pattern, Sediment transport, Vegetation cover

Citation: Ghanbari-Adivi, E., Khosravi, M. 2025. A review on ecosystem-based coastal protection with a focus on flow patterns and sediment transport. *Iranian Water Research Journal*. 58(3). pp.45-77.
<https://dx.doi.org/10.22034/iwrj.2025.15225.2686>.



مروری بر تحقیقات انجام شده در خصوص حفاظت سواحل مبتنی بر زیست بوم ساحلی با تمرکز بر الگوی جریان و انتقال رسوب

الهام قنبری عدیوی^{۱*}، محمد خسروی^۲

چکیده

سواحل به عنوان اکوسیستم‌های حساس و زیستگاه‌های متنوع، نیازمند حفاظت هستند. تغییرات ناشی از فعالیت‌های انسانی و تغییرات اقلیمی می‌تواند فرسایش و تخریب این اکوسیستم‌ها را تشدید کند. درک الگوهای جریان آب و انتقال رسوب، امکان ارائه راهکارهای مؤثر برای مدیریت سواحل و کاهش خطرات ناشی از طوفان و افزایش سطح دریا را فراهم می‌کند. سواحل، به عنوان نقاط تلاقی زمین و دریا تحت تأثیر جریان‌های آبی، فرآیندهای رسوب‌گذاری و فرسایش قرار دارند. از دیرباز استفاده از سازه‌های سنتی یکی از راه‌های مورد توجه مهندسان دریا بوده است. اما کاستی‌ها و ضعف‌های مربوط به این اقدامات باعث شد مهندسان و برنامه‌ریزان حوزه ساحل به روش‌های جایگزین پایدارتر و سازگار با زیست بوم ساحلی توجه بیشتری نشان دهند. این پژوهش مروری، تحقیقات صورت گرفته درباره حفاظت سواحل، با تمرکز بر الگوهای جریان، انتقال رسوب و کنترل سیل ساحلی از طریق پوشش گیاهی و درختی مانند درختان حرا، علف‌های دریایی و باتلاق‌های نمکی را بررسی می‌کند. تعامل پوشش‌های گیاهی با امواج، چالش‌ها، ابهامات و کمبود داده‌های لازم برای پیاده‌سازی روش‌های حفاظت گیاهی در مقابل سیلاب‌های ساحلی نیز مورد بحث قرار گرفت. همچنین به تأثیر روش‌های حفاظت مبتنی بر طبیعت بر میزان انتقال رسوب در کرانه ساحلی نیز پرداخته شده است. نتایج این بررسی به توسعه راهکارهای پایدار و هوشمند در مدیریت و حفاظت سواحل کمک خواهد کرد.

واژه‌های کلیدی: الگوی جریان، انتقال رسوب، پوشش گیاهی، سواحل، سیل ساحلی.

ارجاع: قنبری عدیوی، ا.، خسروی، م.، ۱۴۰۴. مروری بر تحقیقات انجام شده در خصوص حفاظت سواحل مبتنی بر زیست بوم ساحلی با تمرکز بر الگوی جریان و انتقال رسوب. مجله پژوهش آب ایران، ۵۸(۳)، صص. ۴۵-۷۷.

<https://dx.doi.org/10.22034/iwrj.2025.15225.2686>

۱- دانشیار گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

* نویسنده مسئول: ghanbariadi@sku.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۴/۱۶

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۳/۰۳

۱-مقدمه

سواحل از جنبه‌های مختلف یکی از مهم‌ترین منابع طبیعی به حساب می‌آیند و هنگامی که تخریب شوند، فرایند اصلاح و بازسازی آن‌ها، دشوار، پرهزینه و یا غیر ممکن است. ۶۰ درصد از جمعیت جهان در اواخر قرن گذشته در مناطقی در فاصله ۱۰۰ کیلومتری دریا زندگی می‌کردند (Fukuoka, 1993). گردشگری ساحلی بزرگترین بخش بازار گردشگری جهانی است (Stoesser et al., 2004). مناطق ساحلی اکوسیستم‌های رابط بین زمین و دریا را تشکیل می‌دهند (Goncalves et al., 2012; Martins et al., 2013; Leewis et al., 2013). این مناطق تحت تأثیر انواع زیادی از فشارهای طبیعی و انسانی قرار دارند (Nobre and Ferreira 2009) علاوه بر این، یکی از پویاترین مناطق روی زمین هستند. در حقیقت، یکی از ویژگی‌های مهم مناطق ساحلی، تغییرپذیری در اثر فشارهایی است که در معرض آن قرار دارند (Dias, 2004).

مخاطرات نواحی ساحلی شامل افزایش سطح آب دریا، رشد جمعیت انسانی در نوار ساحلی، اثرات تغییرات آب و هوایی، جزر و مد طوفانی، سونامی و امواج بلند است که هر کدام می‌تواند آسیب‌های جدی به ساختارهای زیربنایی، اکوسیستم‌ها و جمعیت‌های ساکن در این مناطق وارد کند. از سوی دیگر، تغییرات اقلیمی و افزایش سطح آب دریا، روند تخریب سواحل و کاهش کیفیت محیط‌های طبیعی را تشدید کرده است، که این موارد نیازمند مطالعه و شناخت دقیق نحوه تأثیر این وقایع بر الگوهای جریان و انتقال رسوب در سواحل و همچنین یافتن راهکارهای حفاظت از سواحل است (Barnard et al., 2019; Buzard et al., 2024; Doorga et al., 2024; Siegel, 2020; Jevrejeva et al., 2006).

خسارات ناشی از سیل ساحلی در اتحادیه اروپا و بریتانیا سالانه به حدود ۱/۴ میلیارد یورو می‌رسد (Vousdoukas et al., 2020). انتظار می‌رود این تأثیرات اجتماعی-اقتصادی، به‌ویژه در مناطق ساحلی کم‌ارتفاع، که آسیب‌پذیرترین و مستعدترین مناطق در برابر سیل‌های ساحلی دوره‌ای ناشی از موج‌های طوفانی هستند، بدتر شود (Almar et al., 2021). با افزایش سطح آب دریا، تعداد افراد و دارایی‌هایی که در معرض سیل ساحلی قرار دارند، ناگزیر افزایش خواهد یافت. پیش‌بینی‌های اخیر نشان می‌دهد که سیل‌های ساحلی تا سال ۲۲۰۰، ۱/۴۶ درصد از جمعیت جهان را آواره خواهد کرد (Siegel, 2020). Desmet et al., 2021 پیش‌بینی می‌شود که افزایش قرار گرفتن جمعیت‌های انسانی و دارایی‌ها در معرض سیل ساحلی در قرن بیست و یکم، چالش‌های اقتصادی، بشردوستانه و امنیت

ملی را به همراه داشته باشد (Barnard et al., 2019; Lincke et al., 2022). پیش‌بینی‌های اخیر نشان می‌دهد که چین تا پایان این قرن در واکنش به سیل‌های ساحلی با ضرر ۸۲۸/۱۶ میلیارد دلاری در تولید ناخالص داخلی مواجه خواهد شد و زندگی بیش از ۷ میلیون نفر تحت تأثیر قرار خواهد گرفت (Xu et al., 2024).

مناطق ساحلی کم‌ارتفاع با خطرات بیشتری نسبت به سایر مناطق جغرافیایی مواجه خواهند شد. به‌عنوان مثال، افزایش ۲۵۰ تا ۳۰۰ میلی‌متری سطح آب دریا در امتداد خطوط ساحلی کم‌ارتفاع تا سال ۲۰۵۰، خطر سیل شدید را به‌ویژه در مراکز شهری ساحلی اصلی به‌طور قابل توجهی افزایش خواهد داد (Ohenhen et al., 2024). بر اساس همین مطالعه، پیش‌بینی می‌شود که افزایش نسبی سطح آب دریا در ایالات متحده تا سال ۲۰۵۰، اثربخشی پدافندهای ساحلی فعلی را تضعیف کرده و ۱۳۰۰ کیلومتر مربع دیگر از زمین را به زیر آب ببرد که به‌طور بالقوه منجر به آوارگی بیش از ۲۵۰۰۰۰ نفر و تحت تأثیر قرار گرفتن بیش از ۱۷۰۰۰۰ ملک خواهد شد (Ohenhen et al., 2024).

علاوه بر این، پیش‌بینی می‌شود که خسارات اقتصادی ناشی از سیل در مناطق شهری ساحلی تا سال ۲۰۵۰ به حدود ۱ تریلیون دلار آمریکا برسد (Lorie et al., 2020; Fant et al., 2021). در کشورهای جزیره‌ای کوچک، پیش‌بینی‌های مربوط به پیامدهای اقتصادی ناشی از سیل ناشی از موج طوفان در طول قرن آینده نگران‌کننده است. برای مثال، یک رویداد جزر و مد طوفانی با دوره بازگشت ۱۰۰ ساله در طول قرن آینده می‌تواند باعث ضرر و زیان تولید ناخالص داخلی به میزان ۳۰/۹ درصد و ۳۴/۲ درصد در مناطق مورد بررسی شود (Doorga et al., 2024).

در بریتانیا، میانگین خسارت سالانه به اماکن تجاری ناشی از سیل ساحلی در حال حاضر از ۱۵۰ میلیون دلار آمریکا فراتر رفته و این رقم تا سال ۲۰۵۰ به‌طور قابل توجهی افزایش خواهد یافت (Sayers, 2020). بنابراین، مدیریت ریسک سیل ساحلی نیازمند بررسی فوری و دقیق در سطح جهانی است. افزایش خطر سیل ساحلی همراه با افزایش تعداد افراد و فعالیت‌های اجتماعی-اقتصادی متمرکز در مناطق ساحلی، نیاز فوری به مدیریت پایدار و مؤثر ریسک سیل ساحلی را ضروری می‌سازد (Buzard et al., 2024).

مناطق ساحلی در سراسر جهان همواره در معرض تهدیدات طبیعی قرار داشته‌اند و پیش‌بینی می‌شود تغییرات آب‌وهوایی این مخاطرات را تشدید کند (Weisse et al., 2012). تغییرات



شکل ۱- نمونه‌ای از خاکریزهای سبز (Cecchetti et al., 2020)

است که در آن تپه‌های شنی ساحلی احیا و تقویت می‌شوند تا ظرفیت طبیعی آن‌ها برای حفاظت از ساحل بهبود یابد (Inacio et al., 2022). این فرآیند شامل تثبیت تپه‌های شنی از طریق کاشت پوشش گیاهی بومی، تغییر شکل تپه‌های شنی با استفاده از پر کردن مجدد شن و ماسه و اجرای تکنیک‌های دیگر برای بازیابی شکل و عملکرد طبیعی آن‌ها است. مطالعات با تمرکز صریح بر پوشش گیاهی نشان می‌دهد که این اشکال پوشش گیاهی می‌توانند تضعیف امواج و کاهش عمق سیل را تسهیل و یک مکانیسم دفاعی طبیعی برای مناطق ساحلی فراهم کنند (Moller et al., 2014; Schoonees et al., 2019).

بنابراین، هدف این پژوهش، مروری بر مطالعات انجام شده و پرداختن به بررسی و درک اثربخشی پوشش گیاهی برای کاهش خطر سیل ساحلی بر اساس یک بررسی گسترده است. این بررسی بینش‌های مهمی در مورد مزایا، چالش‌ها، محدودیت‌ها و عدم قطعیت‌های مربوط به استفاده از اثر بخشی گیاهی برای مدیریت خطر سیل ساحلی ارائه خواهد داد. چنین بینش‌هایی پیامدهای نظری مهمی برای اصلاح استراتژی‌ها و سیاست‌های مدیریت خطر سیل ساحلی خواهد داشت، همچنین مزایایی برای تصمیمات قوی‌تر و پایدارتر در کاهش خطر سیل ساحلی دارد. پوشش گیاهی انواع مختلفی دارد. با این حال، در این بررسی، به‌طور خاص روی جنگل‌های حرا (مانگروها)، باتلاق‌های نمکی و علف‌های دریایی به‌دلیل نقش‌های اکولوژیکی، هیدرولوژیکی و اجتماعی-اقتصادی آن‌ها در مدیریت خطر سیل ساحلی تمرکز شده است. این سیستم‌های گیاهی با هم یک شبکه منسجم تشکیل می‌دهند که در نگاه تئوری، حفاظت از سواحل را بهینه می‌کند. بیشه‌های انسان‌ساز در محیط‌های گرمسیری و نیمه‌گرمسیری رشد می‌کنند، باتلاق‌های نمکی در مناطق معتدل رایج هستند و علف‌های دریایی در آب‌های ساحلی کم‌عمق وجود دارند. با تمرکز بر این سه سیستم رویشی، این مقاله طیف گسترده‌ای از گیاهان را که می‌توانند در مناطق جغرافیایی مختلف اعمال شوند، در بر

آب و هوایی با پیامدهایی همچون افزایش سطح آب دریا و تشدید طوفان‌ها، تهدیدی جدی برای اکوسیستم‌های ساحلی محسوب می‌شوند. میانگین سطح دریا در طول قرن گذشته سالانه به‌طور متوسط ۱ تا ۲ میلی‌متر افزایش یافته است، که در چند دهه اخیر شتاب خطرناکی پیدا کرده است (Jevrejeva et al., 2006).

اگرچه سازه‌های کنترل موج مانند دیوارهای دریایی، آب‌شکن‌ها و موج‌شکن‌ها، با موفقیت و به‌طور سنتی برای کاهش خطر سیل ساحلی و خطرات فرسایش در مقیاس محلی مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Anfuso et al., 2011; Rangel-Buitrago et al., 2020; Edmonds et al., 2018)، اما اخیراً پتانسیل راهکارهای مبتنی بر طبیعت برای کاهش این مخاطرات و همزمان تضمین پایداری اکوسیستم‌های ساحلی، به‌طور فزاینده‌ای مورد توجه قرار گرفته است (Horstman et al., 2014; Narayan et al., 2016; Gijssman et al., 2021; Van Hespén et al., 2023). ابتکارات سبز و طرح‌های مهندسی زیست‌محیطی برای کاهش خطرات ناشی از مخاطرات ساحلی مرتبط با آب و هوا، مانند فرسایش و سیل ناشی از افزایش سطح دریا هستند (Dhyani et al., 2020; Unguendoli et al., 2023). سیل ساحلی عمدتاً تمایل به استفاده از سیستم‌های پوشش گیاهی ساحلی، مانند حرا، باتلاق‌های نمکی و علف‌های دریایی (Morris et al., 2018) و همچنین خطوط ساحلی زنده کمتر رایج (Davis et al., 2015; NOAA, 2015) و صخره‌های مصنوعی (Chowdhury et al., 2021) وجود دارد. خطوط ساحلی زنده اصطلاح گسترده‌ای است که شامل چندین تکنیک تثبیت خط ساحلی می‌شود. یک خط ساحلی زنده در درجه اول از مواد بومی تشکیل شده است و می‌تواند شامل پوشش گیاهی (یا سایر عناصر طبیعی) به تنهایی یا در ترکیب با نوعی ساختار سخت‌تر خط ساحلی (به‌عنوان مثال، صخره‌های صدفی) برای پایداری بیشتر باشد (NOAA, 2015).

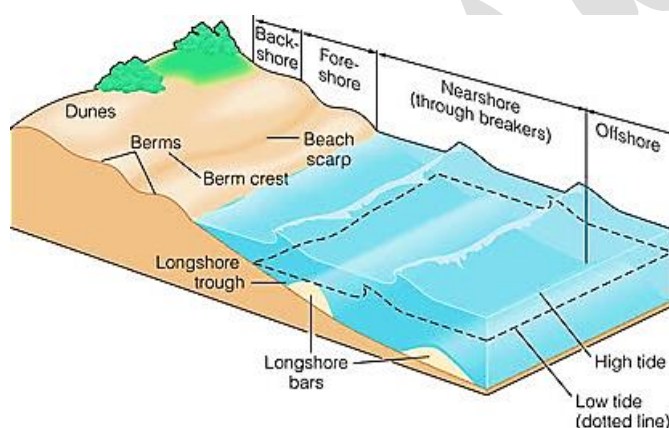
در سال‌های اخیر سیستم‌های حفاظت ساحلی، موسوم به خاکریزهای افقی یا خاکریزهای سبز (شکل ۱) به عنوان یک راهکار نوین مطرح شده‌اند. این سازه‌های زیست‌مهندسی معمولاً شامل یک تالاب زیرسطحی با شیب ملایم هستند که بین دیواره‌های ساحلی و مناطق جزرومدی باتلاقی احداث می‌شوند (Cecchetti et al., 2020).

همچنین احیای تپه‌های شنی، شکل دیگری از پوشش گیاهی،

به خوبی بررسی شده‌اند. یافته‌های این پژوهش می‌تواند در قالب توصیه‌های کاربردی ارائه شود که قابلیت تأثیرگذاری بر سیاست‌های مدیریت سواحل را دارند.

۲- تعاریف کاربردی

در اینجا، ابتدا تعاریف عملیاتی در حوزه اجزای ساحل (شکل ۲) با استفاده از اصطلاحات کلیدی که اساس مطالعه این پژوهش هستند، ارائه می‌شود:



شکل ۲- اجزا مناطق ساحلی

به عنوان ترکیبی از امواج، جزر و مدهای نجومی، امواج طوفانی و میانگین سطح دریا ایجاد می‌شوند. سیل ساحلی همچنین ممکن است ناشی از رواناب رودخانه‌های بالادست، سیلاب ناشی از بارندگی شدید و سونامی باشد. علاوه بر این سیل ساحلی مرکب نیز وجود دارد که ناشی از وقوع همزمان دو یا چند عامل سیل است (به عنوان مثال، سیلاب رودخانه‌ای نزدیک ساحل همراه با سیلاب ناشی از بارندگی) (Bevacqua et al., 2020). این بررسی، با تمرکز بر سیل ساحلی ناشی از امواج، جزر و مدها، امواج طوفانی و میانگین سطح دریا محدود می‌شود زیرا این عوامل فراوان‌ترین و قابل پیش‌بینی‌ترین محرک‌های چنین رویدادهای سیلی در سطح جهان هستند. این نیروهای محرک برای درک روندهای بلندمدت در خطر سیل ساحلی، به‌ویژه در زمینه افزایش سطح آب دریا و تغییرات آب و هوایی، بسیار مهم هستند. با تعریف سیل ساحلی از نظر این محرک‌های خاص، می‌توان بینش‌های عملی‌تری برای مدیریت خطر سیل ارائه کرد که به‌طور گسترده‌تری در مناطق ساحلی مختلف قابل استفاده هستند. تعریف محدود شده از سیل ساحلی این امکان

می‌گیرد. این امر شواهد تجربی از اثربخشی آن‌ها برای مدیریت ساحلی را ارائه می‌دهد و امکان بحث دقیق در مورد مزایا، چالش‌ها، محدودیت‌ها و عدم قطعیت‌های آن‌ها را در مقیاس‌های زمانی و مکانی مختلف برای مدیریت پایدار ساحلی فراهم می‌کند. علاوه بر این، تمرکز بر این سیستم‌های رویشی خاص با روندهای فعلی در سیاست‌های زیست‌محیطی و مدیریت ساحلی همسو است، جایی که شناخت فزاینده‌ای از اهمیت احیا و حفاظت از این زیستگاه‌های حیاتی وجود دارد. تمرکز کلی این مطالعه روی این سیستم‌های رویشی است که

۲-۱- سیل و آبگرفتگی

بسیاری از مطالعات اصطلاحات "سیل"^۱ یا "آبگرفتگی"^۲ را برای توصیف موقعیت‌هایی که یک منطقه خشک مرطوب می‌شود، به جای یکدیگر استفاده می‌کنند. با این حال، این اصطلاحات معانی متمایز دارند و نباید به جای یکدیگر استفاده شوند. سیل یک رخداد گذرا در پاسخ به الگوهای آب و هوایی فصلی یا دوره‌ای در طول رویدادهای طوفانی است (Flick et al., 2012; Buchori et al., 2018). در مقابل، آبگرفتگی نشان‌دهنده غرق شدن دائمی‌تر است، جایی که زمین برای دوره‌های طولانی زیر آب باقی می‌ماند (Flick et al., 2012; Buchori et al., 2018). در واقع، تفاوت اصلی بین این دو اصطلاح مربوط به مقیاس‌های زمانی زیر آب‌بودن یک منطقه است (Seenath, 2015).

۲-۲- سیل ساحلی^۳

در این پژوهش، سیل ساحلی به عنوان مناطق خشک مجاور ساحل تعریف می‌شود که به‌طور موقت، به‌صورت دوره‌ای مرطوب می‌شوند. با پیروی از (Nicholls and Haigh, 2017)، چنین سیلی ناشی از سطوح شدید دریا است که

³ Coastal flooding

¹ Flooding
² Inundation

گیرند (Androulidakis et al., 2015; Calafat et al., 2022) بر اساس (Bevacqua et al., 2020) انتظار می‌رود احتمال وقوع سیل ساحلی در سراسر جهان تا سال ۲۱۰۰ تحت سناریوی انتشار بالا بیش از ۲۵ درصد افزایش یابد که عمدتاً به دلیل افزایش سطح آب دریا است. در مناطق بالاتر از ۴۰ درجه عرض شمالی، پیش‌بینی می‌شود این افزایش بیش از ۲/۵ برابر بیشتر از مناطق نیمه گرمسیری باشد که عمدتاً به دلیل تغییرات در بارندگی شدید و جزر و مدهای هواشناسی است. در کنار امواج طوفانی، سطوح آب ناشی از موج نیز نقش مهمی در سیل ساحلی، به‌ویژه در طول رویدادهای طوفانی یا دوره‌های فعالیت موج بالا ایفا می‌کنند. موج ناشی از تجمع آب به دلیل شکستن امواج در نزدیکی ساحل و پیشروی موج (حداکثر میزان عمودی که امواج هنگام حرکت به سمت ساحل به آن می‌رسند) می‌توانند به‌طور قابل توجهی سطح آب را در مقیاس محلی افزایش دهند (Merrifield et al., 2021). حتی در غیاب امواج طوفانی، این فرآیندهای ناشی از موج می‌توانند باعث سیل ساحلی در مناطق کم ارتفاع، به‌ویژه در طول جزر و مدهای بالا یا در مناطقی با سواحل شیب‌دار و بازتابنده که انرژی موج را تقویت می‌کنند، شوند (Dodet et al., 2019). هنگامی که با امواج طوفانی ترکیب می‌شوند، سطوح آب ناشی از موج می‌توانند عمق و گستره فضایی سیل ساحلی را در خشکی افزایش دهند.

افزایش سطح دریا با تقویت امواج طوفانی، جزر و مدهای بالا و اثرات عمل موج، منجر به تشدید سیل ساحلی می‌شود و منجر به زیر آب رفتن مناطق کم ارتفاع می‌شود که در اینجا کم ارتفاع به ارتفاعات کمتر از سطوح موج اشاره دارد (Fitzgerald et al., 2014; Cazenave and Cozannet, 2014). همچنین می‌تواند منجر به زیر آب رفتن دائمی (آبگرفتگی) مناطق ساحلی کم ارتفاع در کشورهای کوچک جزیره‌ای (Martyr-Koller et al., 2021; Vousedoukas et al., 2023) و همچنین در کشورهای قاره‌ای شود (Antonioli et al., 2017). تاکید در اینجا بر کشورهای کوچک جزیره‌ای مهم است، به‌ویژه از آنجا که این کشورها اغلب از نظر اجتماعی و اقتصادی به مناطق ساحلی وابسته هستند (Seenath, 2022). افزایش سطح دریا همچنین باعث فرسایش خط ساحلی، نفوذ آب شور به منابع آب شیرین و اختلال در سیستم‌های زهکشی می‌شود و اکوسیستم‌های ساحلی، بهداشت عمومی، زیرساخت‌های محلی و ذخیره کربن را تهدید می‌کند (Rotzoll and

را می‌دهد تا درک جامع‌تر و ظریف‌تری از چالش‌های پایدارتر و گسترده‌تر مرتبط با مدیریت خطر این پدیده فراهم کرد.

۲-۳- خطر و آسیب‌پذیری

خطر^۱ به‌عنوان احتمال پیش‌بینی شده وقوع یک رویداد، همراه با شدت پیامدهای منفی بالقوه آن تعریف می‌شود. این معیاری است که احتمال وقوع یک رویداد خطرناک را با اثرات احتمالی آن ترکیب می‌کند. از سوی دیگر، آسیب‌پذیری^۲ به ویژگی‌ها و شرایط ذاتی یک جامعه، سیستم یا دارایی اشاره دارد که حساسیت آن را به اثرات یک خطر افزایش می‌دهد (Blaikie et al., 2014). این شامل عوامل اجتماعی، اقتصادی، زیست‌محیطی و فیزیکی است که باعث می‌شوند یک جامعه، سیستم یا دارایی بیشتر در معرض اثرات نامطلوب یک رویداد خطرناک قرار گیرند. در نهایت، مواجهه و در معرض قرار گرفتن^۳ به‌عنوان توزیع مکانی جمعیت‌ها، فعالیت‌های اقتصادی و دارایی‌های زیست‌محیطی در مناطقی که در معرض اثرات نامطلوب رویدادهای خطرناک قرار دارند (در این مورد، خطرات سیل)، تعریف می‌شود. این مفهوم پتانسیل آسیب، زیان یا خسارت را بر اساس موقعیت و حضور افراد و دارایی‌ها در مناطق مستعد خطر برجسته می‌کند.

۳- تحلیل خطر سیل در سواحل

سیل ساحلی زمانی رخ می‌دهد که مناطق ساحلی معمولاً خشک یا کم ارتفاع به‌طور موقت توسط آب دریا زیر آب می‌روند (Gingerich et al., 2017). امواج طوفانی که در اثر فشار کم جوی و بادهای شدید ایجاد می‌شوند، باعث افزایش غیرعادی سطح دریا (امواج مثبت) شده و اغلب به شکل‌گیری سطوح شدید آب و سیل ساحلی منجر می‌شود (Resio and Westerink, 2008; Von Storch and Woth, 2008; Vinet, 2017; Pinheiro et al., 2020). این رویدادهای موقت که از چند ساعت تا چند روز طول می‌کشند، تهدیدات قابل توجهی برای مناطق ساحلی در سطح جهان، به‌ویژه مناطق کم ارتفاع (کمتر از ۱۰ متر بالاتر از میانگین سطح دریا) ایجاد می‌کنند و اغلب سالانه باعث خسارات گسترده به اموال و زیان‌های مالی قابل توجه می‌شوند (Cooper et al., 2020; Teh and Khan, 2021). انتظار می‌رود تغییرات آب و هوایی باعث افزایش فراوانی امواج طوفانی شدید در سطح جهان شود و ناهماهنگی‌های منطقه‌ای مهمی تحت تأثیر شرایط توپوگرافی، اقیانوسی و هواشناسی محلی قرار

³ Exposure

¹ Risk

² Vulnerability

(et al., 2011; Rangel-Buitrago et al., 2018) در ادامه چند نوع از این سازه‌ها برای مثال آورده شده است.

۴-۱- سازه‌های ساحلی

۴-۱-۱- آبشکن‌ها^۱

سازه‌های هیدرولیکی ساحلی هستند که در سواحل شنی قرار دارند و از قسمت بالایی ساحل (Foreshore) تا آب‌های عمیق‌تر امتداد دارند (Kristensen, 2013). آن‌ها با تأثیرگذاری بر شکست موج و گردش منطقه موج‌سواری، رانش ساحلی را متوقف کرده و رسوبات را در سمت رو به بالای خود به دام می‌اندازند (McLean, 2013; Barkwith et al., 2014). تجمع ماسه، ساحل رو به بالای خود را گسترش داده و مقاومت فرسایشی آن را در برابر طوفان‌ها افزایش می‌دهد (Barkwith et al., 2014). با این حال، به دام افتادن شار رسوبات ساحلی، تأمین ماسه به سواحل رو به پایین را کاهش می‌دهد و باعث فرسایش آن‌ها می‌شود (Kraus et al., 1994; Brown et al., 2016; Reeve et al., 2018). علاوه بر این، موقعیت ثابت آبشکن‌ها در عرض ساحل مانع از آن می‌شود که آن‌ها انتقال رسوبات دریایی را در طول طوفان‌ها متوقف کنند (Mitra, 2013). رسوبات از دست رفته در ساحل می‌توانند باعث تخلیه رسوبات رو به بالای ساحل و تشدید فرسایش رو به پایین ساحل شوند و مناطق داخلی رو به پایین را در معرض خطرات سیل ساحلی قرار دهند.

۴-۱-۲- موج‌شکن‌ها^۲

یکی از تکنیک‌های حفاظت ساحلی استفاده از انواع موج‌شکن‌ها است که به‌طور سنتی به موازات ساحل و در آب‌های عمیق‌تری (Nearshore) نسبت به آبشکن‌ها قرار می‌گیرند (Reeve et al., 2018; Ghasemi Pirbaluti et al., 2024). شده در مواجهه با دیواره سازه، جریان‌های نزدیک ساحل ناشی از امواج را کاهش می‌دهد و جریان ماسه را در جهت ساحل کند یا متوقف می‌کند (Hanson and Kraus, 1990; Fairley et al., 2009). اگرچه این امر باعث می‌شود ساحل در راستای موج‌شکن به سمت دریا گسترش یابد، اما همچنان به مانند یک آبشکن انتهایی عمل می‌کند (Pilkey and Dixon, 1996; Goudie, 2001). در مجاورت موج ایجاد شده از برخورد با موج‌شکن، تداخل امواج پراکنده با امواج برخوردی که از انتهای موج‌شکن عبور می‌کنند، فعالیت موج را در ساحل تشدید می‌کند و فرسایش را در آن قسمت از مناطق ساحلی که توسط موج‌شکن حفاظت و بافر نشده‌اند، بدتر می‌کند (Brampton,

Fletcher, 2013; Charles, 2018; Tully et al., 2019; Abdelhafez et al., 2024; O'donnell et al., 2024). بنابراین، سیل ساحلی و آبگرفتگی ناشی از افزایش سطح دریا پیامدهای گسترده‌تری فراتر از خسارت مالی دارند و پایداری کلی محیط زیست ساحلی و معیشت وابسته به این محیط‌ها را به خطر می‌اندازند. براساس پیش‌بینی‌های اخیر، تا سال ۲۱۰۰، متوسط سطح جزر و مد بالا به مناطقی خواهد رسید که هم اکنون محل سکونت ۱۵۰ تا ۲۵۰ میلیون نفر است (Kulp and Strauss, 2019) و خطرات قابل توجهی از جابه جایی، آسیب به زیرساخت‌ها و اختلال و از بین رفتن اکوسیستم‌های ساحلی وجود دارد. داده‌های فعلی از سرویس تغییرات آب و هوایی کوپرنیک (C3S) نشان می‌دهد که از سال ۱۹۹۳ تا ۲۰۰۳، میانگین جهانی میزان افزایش سطح دریا $1/1 \pm 2/1$ میلی‌متر در سال (C3S, 2024) بوده است. این روند در دوره ۲۰۱۳ تا ۲۰۲۳ به $4/3 \pm 0/6$ میلی‌متر در سال افزایش یافته است، که نشان‌دهنده افزایش ۱۰۵ درصدی (C3S, 2024) است. این روند فزاینده بالا آمدن میانگین جهانی سطح دریاها، به‌طور اجتناب‌ناپذیری خطر سیلاب و آبگرفت‌گیرا در مناطق ساحلی جهان تشدید می‌کند و لزوم اقدامات فوری برای کاهش اثرات وسازگاری با این شرایط را پررنگ می‌سازد. این اقدامات در حال حاضر از اهمیت حیاتی برخوردارند، به‌ویژه با توجه به پیش‌بینی افزایش جمعیت‌های انسانی و دارایی‌ها در قرن حاضر که چالش‌های بزرگی در حوزه‌های اقتصادی، بشردوستانه و امنیتی ملی به همراه خواهد داشت (Barnard et al., 2019; Lincke et al., 2022). همان‌طور که در بخش‌های پیشین بحث شد.

۴- حفاظت سواحل با روش‌های سازه‌ای

جوامع ساحلی به‌طور سنتی برای کاهش و تعدیل خطرات سیل به راه‌حل‌های خاکستری، مانند آبشکن‌ها، موج‌شکن‌ها و دیوارهای ساحلی متکی بوده‌اند (Palmer et al., 1996; Rangel-Buitrago et al., 2018; Edmonds et al., 2020; Arnall, 2022; Arkhurst et al., 2023; Samani et al., 2023). این سازه‌های دفاعی ساحلی مرسوم برای جذب و انحراف انرژی امواج ورودی طراحی شده‌اند و از خطوط ساحلی در برابر فرسایش و سیل محافظت می‌کنند. اگرچه این سازه‌های دفاعی در کنترل فرسایش و کاهش خطر سیل در مجاورت محلی خود موفق هستند، اما می‌توانند بر مورفولوژی جریان رو به پایین فراتر از مقیاس مکانی خود تأثیر بگذارند (Anfuso,

² Breakwaters

¹ Groynes

شوند (Dawson et al., 2017; Abbass et al., 2022). انتظار می‌رود گرمایش پیش‌بینی شده آب و هوا منجر به تغییراتی در الگوهای باد جهانی و ویژگی‌های طوفان شود (IPCC, 2022).

ترویج استفاده از پوشش گیاهی (مانند باتلاق‌های نمکی، علف‌های تپه‌های شنی و جنگل‌های حرا) برای تسهیل رسوب‌گذاری در مناطق مستعد سیل، روشی امیدوارکننده برای افزایش تاب‌آوری ساحلی ارائه می‌دهد. این کار با کاهش تأثیر عوامل طبیعی سیل، مانند امواج بلند و طوفان‌ها، از طریق افزایش زبری سطح و در نتیجه اتلاف انرژی موج و کاهش اثرات موج طوفان انجام می‌شود (Morris et al., 2018; Gijssman et al., 2021; Van Zelst et al., 2021; Van Hespén et al., 2023; Ghanbari Adaivi and Fathi Moghadam, 2014).

پدیده انتقال رسوب به‌عنوان یکی از عوامل مهم در تعیین عملکرد هیدرولیکی سواحل محسوب می‌شود. پوشش گیاهی ساحلی می‌تواند به‌طور متوسط نرخ انتقال رسوب کل را تا ۴۱/۱۸ درصد کاهش دهد و از این طریق به حفظ زیست بوم ساحلی کمک نماید (Jalil-Masir et al., 2021).

با این حال، در مقایسه با سازه‌های کنترل موج، اطلاعات کمی در مورد طول عمر پوشش گیاهی و میزان اثرگذاری بلند مدت آن‌ها برای کاهش خطر سیل ساحلی وجود دارد. بنابراین، اکنون قبل از بررسی انتقادی چالش‌ها و عدم قطعیت‌های کلیدی اجرای پوشش گیاهی برای مدیریت خطر سیل ساحلی، به بررسی دقیق نقش پوشش گیاهی در فیزیک سیل در سیستم‌های ساحلی پرداخته می‌شود.

۴-۲- جریان‌های پیچیده ساحلی و تأثیر آن‌ها بر فرسایش در سواحل

یکی از چالش‌های اصلی در درک دینامیک سواحل و طراحی راهکارهای مؤثر حفاظتی، شناخت و تحلیل جریان‌های پیچیده‌ای است که در مناطق ساحلی رخ می‌دهند. جریان‌های پیچیده‌ای مانند جریان بازگشتی (Rip current)، جدایش جریان (Flow Separation) و گردابه‌ها (Eddies) از مهم‌ترین الگوهای جریان در سواحل می‌باشند. درک عمیق از دینامیک جریان‌های پیچیده ساحلی برای طراحی و اجرای راهکارهای مؤثر حفاظت سواحل حیاتی است. این جریان‌ها به‌طور مستقیم بر الگوی انتقال رسوب و فرسایش ساحلی تأثیر می‌گذارند. نادیده‌گرفتن این پدیده‌ها در طراحی سازه‌های

(2002) و دوباره مناطق بیشتری را در معرض خطرات سیل ساحلی قرار می‌دهد.

۴-۳- دیوارهای ساحلی^۱

دیوارهای ساحلی سازه‌های عمودی هستند که برای محافظت از خطوط ساحلی و تعریف مرز بین خشکی و دریا استفاده می‌شوند. این سازه‌ها عموماً در مکان‌هایی قرار می‌گیرند که لازم است فرسایش خط ساحلی متوقف شده و ساحل با تأکید بر حفظ خط ساحلی محکم شود (Barkwith et al., 2013; Valipour et al., 2023). دیوارهای ساحلی، فرسایش ساحل را افزایش داده و پروفیل ساحل را عمیق‌تر می‌کند، که باعث کاهش ساحل در مقابل این سازه‌ها و کاهش رسوب و فرسایش به سمت پایین می‌شود (Tait and Griggs, 1991; Reeve et al., 2018; Barkwith et al., 2014) و مناطق داخلی بیشتری را در معرض خطرات سیل ساحلی قرار می‌دهد. اثرات جانبی فوق از استحکامات و سازه‌های سخت می‌تواند بر تغییر خط ساحلی در مقیاس مزو (۱۰۰-۱۰ سال؛ ۱۰۰-۱۰ کیلومتر) تأثیر بگذارد (Bruun, 1995; Ells and Murray, 2012; Brown et al., 2016). سازه‌های کنترل موج برای مدیریت ریسک سیل ساحلی در درازمدت پایدار نیستند. دلایل مهم این موضوع عبارتند از:

۱- اگرچه دیوارهای ساحلی به‌طور قابل‌توجهی خسارات سیل را در مناطق ساحلی بین ۷۰ تا ۸۳ درصد کاهش می‌دهند (Yoo et al., 2023)، اما اجرای آن‌ها نیاز به هزینه‌های مالی قابل‌توجهی (که همیشه عملی نیست) برای ساخت و نگهداری منظم دارد (Jonkman et al., 2013; Hinkel et al., 2014; Morris et al., 2018).

۲- اجرای آن‌ها تمایل به اختلال و تکه تکه کردن زیستگاه‌های طبیعی حیاتی دارد و در نهایت منجر به تخریب آن‌ها می‌شود (Airolidi et al., 2005; Dafforn et al., 2015).

۳- سازه‌های کنترل موج برخلاف یک سیستم پوشش گیاهی طبیعی که از اکوسیستم‌های متنوع پشتیبانی می‌کنند، عملکرد اکولوژیکی محدودی دارند. به‌عنوان مثال، یک سیل‌بند بتنی اگرچه ممکن است از سیلاب جلوگیری کند، اما ممکن است قادر به تأمین شرایط زیستگاهی مناسب برای جوامع آبی نباشد و حتی شرایط را نامناسب‌تر کند (Morris et al., 2017).

۴- سازه‌های کنترل موج، بدون طراحی مجدد و مکرر، نمی‌توانند با شرایط پویا و متغیر، مانند افزایش سطح دریا و افزایش شدت طوفان در اثر تغییرات اقلیمی، سازگار

^۱ Seawalls

ناگهانی در پوشش گیاهی یا توپوگرافی بستر رخ می‌دهد. جدایش جریان زمانی اتفاق می‌افتد که گرادیان فشار نامطلوب (افزایش فشار در جهت جریان) یا انحنای شدید در مسیر جریان، باعث شود ذرات سیال انرژی کافی برای غلبه بر تنش برشی ناشی از ویسکوزیته و ادامه حرکت در امتداد سطح را از دست بدهند (Yoon et al., 2013). در نتیجه، جریان از سطح جدا شده و منطقه‌ای از جریان برگشتی (Recirculation Zone) یا گردابه در پشت مانع یا نقطه جدایش ایجاد می‌شود. مناطق جدایش جریان معمولاً با نوسانات شدید فشار، سرعت‌های بالا و تلاطم قوی مشخص می‌شوند. این شرایط محیطی ایده‌آلی برای فرسایش موضعی بستر فراهم می‌کنند. در اطراف سازه‌های ساحلی، جدایش جریان می‌تواند منجر به گودال‌سازی (Scouring) در پایه سازه شده و پایداری آن را به خطر اندازد (van Rijn, 2017). همچنین، الگوهای جدایش جریان می‌توانند بر انتقال رسوبات تأثیر گذاشته و منجر به تجمع رسوب در برخی مناطق و فرسایش در مناطق دیگر شوند، که این خود به تغییرات مورفولوژیکی در مقیاس‌های زمانی مختلف می‌انجامد.

۴-۲-۳- گردابه‌ها^۳

گردابه‌ها، ساختارهای دورانی یا چرخان در سیال هستند که به دلیل ناپایداری‌های برشی، جدایش جریان، یا تعامل جریان با موانع شکل می‌گیرند (Wang and Shen, 2021). این ساختارها می‌توانند در مقیاس‌های مختلف، از گردابه‌های کوچک ناشی از تلاطم تا گردابه‌های بزرگ مقیاس در مناطق گسترده‌تر، وجود داشته باشند. گردابه‌ها می‌توانند به دلایل مختلفی شکل بگیرند. در مناطق ساحلی، این پدیده‌ها اغلب در پشت سازه‌های نفوذپذیر یا غیرقابل نفوذ (مانند موج‌شکن‌ها یا سنگ‌چین‌ها)، در نقاط شکست امواج یا در اثر تلاقی جریان‌های با سرعت‌های متفاوت ایجاد می‌شوند (Fredsoe and Deigaard, 1992). تلاطم ناشی از برهمکنش جریان با بستر ناهموار یا پوشش گیاهی نیز می‌تواند منجر به تولید گردابه‌های کوچک مقیاس شود.

گردابه‌ها نقش مهمی در توزیع انرژی و جابجایی رسوبات در محیط‌های ساحلی دارند. چرخش و حرکت سیال در گردابه‌ها می‌تواند منجر به افزایش تنش برشی بر بستر و فرسایش موضعی شود (Dufresne et al., 2008). همچنین، گردابه‌ها توانایی حمل و نقل رسوبات معلق را در خود دارند و می‌توانند آن‌ها را

حفاظتی یا برنامه‌ریزی مدیریت ساحلی می‌تواند منجر به شکست طرح‌ها، تشدید فرسایش در نقاط غیرمنتظره، یا کاهش کارایی اقدامات حفاظتی شود. در ادامه به بررسی این سه نوع الگوی جریان و ارتباط آن‌ها با فرسایش و حفاظت سواحل پرداخته می‌شود.

۴-۲-۱- جریان بازگشتی^۱

جریان بازگشتی، یکی از الگوهای جریان قدرتمند و خطرناک در مناطق ساحلی است که نقش به‌سزایی در فرسایش و انتقال رسوب ایفا می‌کند. این جریان‌های باریک و پرسرعت، آب را از خط ساحلی به سمت دریا باز می‌گردانند و عموماً در شکست موج‌های ورودی و خروج حجم زیادی از آب به دریا شکل می‌گیرند (Clark et al., 2017). جریان‌های بازگشتی عمدتاً در نتیجه تغییرات توپوگرافی بستر (مانند کانال‌های عمیق‌تر)، وجود سازه‌های ساحلی (مانند اسکله‌ها و موج‌شکن‌ها) که الگوهای شکست موج را تغییر می‌دهند، یا ناهمگونی در انرژی موج ورودی در امتداد خط ساحلی شکل می‌گیرند (Brander et al., 2011). آب تجمع یافته در منطقه خیزاب، از نقاط با حداقل مقاومت به سمت دریا حرکت کرده و این جریان قوی را ایجاد می‌کند.

سرعت بالای جریان بازگشتی (گاهی تا ۲/۵ متر بر ثانیه) (Pearce and Brander, 2014) توانایی بالایی در فرسایش بستر و حمل رسوبات دارد. این جریان‌ها می‌توانند رسوبات را از خط ساحلی به مناطق عمیق‌تر دریا منتقل کرده و به تدریج منجر به شکل‌گیری کانال‌های عمیق‌تر یا گودال‌های بازگشتی در منطقه نزدیک ساحل شوند. این فرسایش موضعی، پایداری خط ساحلی را به خطر می‌اندازد و می‌تواند منجر به عقب‌نشینی ساحل در مناطق مستعد شود. مطالعات نشان داده‌اند که جریان‌های بازگشتی نقش مهمی در بودجه رسوب سواحل، به‌ویژه در انتقال رسوبات ریزدانه، دارند (Short and Brander, 1999).

۴-۲-۲- جدایش جریان^۲

جدایش جریان پدیده‌ای است که در آن، لایه مرزی سیال از سطح بستر یا یک مانع جدا می‌شود و جریان از یک مسیر منظم به یک الگوی آشسته و گردابه‌ای تغییر می‌کند (Soulsby et al., 2017). این پدیده به‌ویژه در اطراف سازه‌های ساحلی مانند موج‌شکن‌ها، دیوارهای دریایی، یا حتی در مناطقی با تغییرات

³ Eddies

¹ Rip Current

² Flow Separation

جمله گونه‌های ماهی مهم تجاری، لاک‌پشت‌های دریایی و گاوهای دریایی عمل می‌کنند (Hemminga and Duarte, 2000). این مراتع ضمن تأمین غذا برای جانداران، عمل حفاظت در برابر شکارچیان را نیز انجام می‌دهند و از چرخه زندگی موجودات آبی متعدد پشتیبانی می‌کنند (Hemminga and Duarte, 2000). علاوه بر این، تپه‌های شنی ساحلی اگرچه نوعی پوشش گیاهی طبیعی نیستند، ولی زمینه‌های مناسبی برای علف‌ها و درختچه‌ها فراهم می‌کنند و امکان توسعه زیستگاه‌ها را برای حشرات، پرندگان و پستانداران کوچک مختلف فراهم می‌کنند که به پیچیدگی اکولوژیکی مناطق ساحلی منجر می‌شود (Scott et al., 2014).

سیستم‌های پوشش گیاهی ساحلی، مانند حرا و باتلاق‌های نمکی (شکل ۳)، نقش مهمی در کاهش اثرات تغییرات اقلیمی دارند (Jalil-Masir et al., 2022; Mcleod et al., 2011; Duarte et al., 2013). نکته قابل توجه این است که پوشش گیاهی ساحلی، مانند حرا، ۱۴ درصد از دی اکسید کربنی را که توسط اقیانوس‌های جهان جذب می‌شود، ترسیب می‌کند (Alongi, 2012). این امر تا حدودی به دلیل توانایی آن‌ها در جذب کربن آلی معلق در طول سیلاب جزر و مدی است (Mcleod et al., 2011; Wang et al., 2021a).

بسترهای علف دریایی همچنین به عنوان یک منبع و نیروگاه برای ذخیره کربن عمل می‌کنند (Valdez et al., 2020; Wahyudi et al., 2020; Van Dam et al., 2021). وجود اشغال کمتر از ۰/۱ درصد از کف اقیانوس، ۱۰ تا ۱۸ درصد از کل ذخیره کربن اقیانوس را تشکیل می‌دهند (Fu et al., 2023).

علاوه بر این، پوشش گیاهی ساحلی، مانند حرا و باتلاق‌های نمکی، از طریق حفظ رسوبات به تثبیت خط ساحلی کمک می‌کنند و از فرسایش ساحلی محافظت می‌کنند (Cahoon et al., 2021). به عنوان مثال، در ایران، نشان داده شده است که چراهای سفید از طریق ریشه‌های خود پایداری خاک را افزایش می‌دهند و از فرسایش ساحلی جلوگیری می‌کنند (Karimi et al., 2022). به طور کلی، گونه‌های مختلف پوشش گیاهی، مانند حرا، باتلاق‌های نمکی و علف‌های دریایی، نه تنها ابزاری بالقوه و مؤثر برای کاهش خطرات سیل ساحلی در درازمدت ارائه می‌دهند بلکه نویدبخش مزایای قابل توجه زیست‌محیطی - اقلیمی نیز هستند.

از یک مکان به مکان دیگر منتقل کنند. در مناطق پشت سازه‌های دریایی، الگوهای گردابه‌ای ممکن است منجر به تجمع رسوب در برخی مناطق (مثلاً در پناه سازه) و فرسایش در مناطق دیگر (در کناره‌های سازه) شوند، که این امر بر پایداری و عملکرد سازه‌های حفاظتی تأثیر می‌گذارد.

۵- حفاظت سواحل: روش‌های مبتنی بر محیط زیست ساحلی

پوشش گیاهی معمولاً به عنوان یک شاخص مؤثر در محیط‌های ساحلی در برابر هر دو اختلال طبیعی و انسانی، مورد استفاده قرار می‌گیرد (Gaertner-Mazouni et al., 2012).

پوشش گیاهی (شکل ۱) فراتر از حفاظت احتمالی در برابر سیل، چندین مزیت کلیدی زیست‌محیطی نسبت به سازه‌های کنترل موج مرسوم ارائه می‌دهد (Narayan et al., 2016; Van Zelst et al., 2021). در مرحله اول، روش‌های مبتنی بر محیط زیست ساحلی مانند پوشش گیاهی (Nature-Based Coastal Solutions) با افزایش ساختارهای زیستگاهی، چه گیاهی و چه جانوری، از اکوسیستم‌های متنوع پشتیبانی می‌کنند (Nagelkerken et al., 2008). به عنوان مثال، ساختارهای ریشه‌ای پیچیده درختان حرا که در مناطق ساحلی گرمسیری و نیمه‌گرمسیری رشد می‌کنند، زیستگاه‌های مناسبی برای طیف وسیعی از گونه‌های دریایی و خشکی، از جمله پستانداران بومی، پرندگان (مانند حواصیل مخطط) و خزندگان (مانند مار باتلاقی براق) فراهم می‌کنند (Luther and Greenberg, 2009).

به همین ترتیب، باتلاق‌های نمکی که در مناطق معتدل رایج هستند، اکوسیستم‌های ساحلی پربار با دسترسی آسان هستند که از گونه‌های گیاهی منحصر به فردی مانند علف‌های شیشه‌ای و علف‌های طنابی پشتیبانی می‌کنند که با محیط‌های شور سازگار شده‌اند و زیستگاهی مناسب برای پرندگان، ماهی‌ها و بی‌مهرگانی مانند خرچنگ‌ها و میگوها هستند (Gedan et al., 2009; Whitfield, 2017; Zu Ermgassen et al., 2021). باتلاق‌های نمکی با عملکردهای حیاتی مانند تصفیه آب و چرخه مواد مغذی، نقش اکولوژیکی کلیدی در محیط‌های ساحلی ایفا می‌کنند (Xin et al., 2022).

علف‌های دریایی، که گیاهان دریایی غوطه‌ور هستند و در آب‌های ساحلی کم عمق یافت می‌شوند، مراتع وسیعی در زیر آب تشکیل می‌دهند که به عنوان زیستگاه برای حیات دریایی از



شکل ۳- نمونه‌هایی از گونه‌های مختلف پوشش گیاهی: الف) جنگل‌های حرا در جنوب غربی توباگو (ب) باتلاق‌های نمکی در نووا اسکوشیا (Justine and Seenath, 2025)

۵-۱- کنترل و کاهش خطر سیل در سواحل

به‌طور سنتی نشان داده شده است که سیستم‌های پوشش گیاهی ساحلی با افزایش زبری سطح و جذب انرژی موج، یک مکانیسم طبیعی دفاع در برابر سیلاب ارائه می‌دهند؛ چرا که پوشش گیاهی مقاومت در مقابل جریان را افزایش داده، جریان را کنترل می‌کند و میزان فرسایش و رسوب‌گذاری را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Moller et al., 2014; Schoonees et al., 2019; Ghanbari Adaivi and Fathi Moghadam, 2014).

همچنین مشخص شده است که سیستم پوشش گیاهی رسوب‌گذاری را افزایش می‌دهد و به حفظ و تثبیت خطوط ساحلی در طول زمان کمک می‌کند (Cao et al., 2018). در این بخش، بر نقش پوشش گیاهی در فیزیک سیل تمرکز می‌شود:

پوشش گیاهی ساحلی با اتلاف انرژی موج ورودی از طریق فرآیندهای اصطکاکی، زمانی که برگ‌ها و ساقه‌های آن‌ها با ستون آب تعامل دارند، به محافظت از خطوط ساحلی و مناطق ساحلی کمک می‌کنند (Van Veelen et al., 2021; Rosenberg and Marsooli, 2022; Mirzakhani et al., 2023). این تعامل باعث ایجاد نیروی اصطکاک می‌شود که منجر به کاهش ارتفاع موج و نیروهای فرسایشی مرتبط می‌شود (Losada et al., 2016). وقتی امواج از روی پوشش گیاهی عبور می‌کنند، ناهمواری سطح ایجاد شده توسط ساختارهای گیاهی، جریان آب را مختل کرده و سرعت و انرژی آن را کاهش می‌دهد (Stephan and Gutknecht, 2002; Neumeier and Amos, 2006).

این تعامل می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی ارتفاع امواج ورودی را کاهش دهد. به‌طور خاص، در حال حاضر، سواحل دارای پوشش گیاهی، ارتفاع امواج را بیش از ۲۵ درصد برای حدود ۱۱/۵ درصد از خطوط ساحلی جهان کاهش می‌دهند (Van Zelst et al., 2021).

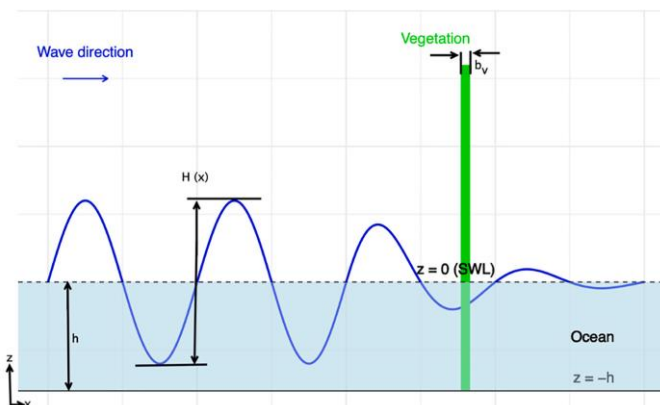
(et al., 2021) باتلاق‌های نمکی و جنگل‌های حرا در کاهش انرژی امواج ساحلی بسیار مؤثر بوده‌اند. تحقیقات نشان می‌دهد که باتلاق‌های نمکی می‌توانند انرژی موج را تا ۷۲ درصد کاهش دهند (Narayan et al., 2016). در حالی که جنگل‌های حرا می‌توانند ارتفاع موج را تا ۶۶ درصد کاهش دهند (McIvor et al., 2012; Gijsman et al., 2021) و این فرآیند را می‌توان با نیروی درگ اعمال شده توسط پوشش گیاهی بر آب در حال حرکت توصیف کرد، که از معادله اصلاح شده موریسون (Abdolali et al., 2022) پیروی می‌کند:

$$F_x = \frac{1}{2} \rho C_d b_v Nu |u| \quad (1)$$

که در آن F_x : نیروی درگ آب، p : چگالی آب، C_d : ضریب درگ، b : قطر ساقه پوشش گیاهی، N : تراکم گیاه است که به‌صورت تعداد ساقه در هر متر مربع بیان می‌شود و u : سرعت افقی آب ناشی از حرکت موج است.

اثر تجمعی این نیروهای درگ منجر به اتلاف انرژی موج و در نتیجه کاهش ارتفاع موج و تأثیر آن بر خط ساحلی می‌شود (Van Veelen et al., 2021; Mirzakhani et al., 2023). کاهش ارتفاع موج به معنای کاهش ارتفاع موج و بالا آمدن آن و در نتیجه، کاهش سطح آب سیلاب است که اثرات فرسایش بر خط ساحلی را به حداقل می‌رساند. امواج اقیانوس عمود بر تاج پوشش گیاهی، مطابق با محور افقی (محور x) حرکت می‌کنند، همانطور که در شکل ۴ دیده می‌شود. پوشش گیاهی بر کاهش اثرات و نیروی امواج تاثیر قابل‌توجه دارد (Van Veelen et al., 2021).

در شکل ۵ به وضوح تاثیر پوشش گیاهی بر ایجاد اغتشاش و در نتیجه تضعیف موج و استهلاک انرژی در یک بررسی آزمایشگاهی قابل مشاهده است. همچنین میزان میرایی امواج تحت تاثیر پوشش گیاهی مختلف و نوع روش بررسی در جدول ۱، ارائه شده است.



شکل ۴- جزئیاتی از برهمکنش موج-پوشش گیاهی اصلاح شده (Van Veelen et al., 2021)

جدول ۱- مطالعات عددی و آزمایشگاهی در خصوص اثرگذاری پوشش گیاهی ساحلی بر تضعیف امواج

منبع	نتایج	روش
Marsooli and Wu (2014)	بکارگیری پوشش گیاهی مانگرو و کاهش ارتفاع موج (۳۲ تا ۷۷ درصد)	مدل سازی عددی
Zhang et al. (2020)	پوشش گیاهی مانگرو ارتفاع امواج را در زمان جزر ۸۵ تا ۹۰ درصد و تا ۹۶-۹۷ درصد در طول جزر و مد در عمق بیش از ۱۰۰ متر کاهش دادند.	مدل سازی عددی
Osorio et al. (2022)	کاهش ۴۵ درصدی ارتفاع امواج در واکنش به باتلاق های نمکی (حداقل ۱۸ درصد و حداکثر ۸۴ درصد)	مدل سازی عددی
Taylor-Burns et al. (2024)	شبیه سازی در پاسخ به احیای مرداب ها در سن متئو، کالیفرنیا، نشان می دهد که مزایای کاهش سیل به ترتیب با افزایش ۰/۵ و ۱ متری سطح دریا، ۵ و ۲۳ برابر افزایش می یابد.	مدل سازی عددی
Jalil-Masir et al. (2020)	وجود پوشش درختی منجر به استهلاک ۷۱/۲۸ نیروی مخرب موج و افزایش ۹۱/۵۲ درصدی میرایی موج می گردد.	آزمایشگاهی
Motamedi Nejad et al. (2017)	وجود کمربند سبز ساحلی به طور متوسط، نیروی مخرب موج شکن را تا ۶۰ درصد کاهش می دهد.	آزمایشگاهی
Van Veelen et al. (2020)	تضعیف موج توسط پوشش گیاهی منعطف به دلیل عبور آب از این پوشش بین ۲۰ تا ۷۰ درصد کمتر از پوشش گیاهی صلب است.	آزمایشگاهی
Ma et al. (2023)	کاهش ارتفاع موج، ۳۳/۶ تا ۷۲/۴ درصدی در واکنش به باتلاق های نمکی در طول زمستان	آزمایشگاهی
John et al. (2015)	کاهش ۵۰ درصدی انرژی موج در واکنش به علف های دریایی	آزمایشگاهی
Hu et al. (2021)	کاهش ۳۳/۷ درصدی انرژی موج در واکنش به جنگل های حرا	آزمایشگاهی
Mirzakhani et al. (2024)	در بهترین حالت، جنگل ساحلی زمینی می تواند نیروی امواج را تا ۳/۷۶ برابر بیشتر از حالت بدون جنگل جذب کند. همچنین، ارتفاع موج در چگالی بالاتر و بیشترین دامنه موج، تا ۸۱ درصد کاهش یافت.	آزمایشگاهی
Van Wesenbeeck et al. (2022)	کاهش ۱۵ تا ۲۰ درصدی ارتفاع موج در واکنش به جنگل های بید در امتداد ۴۰ متر	مطالعات صحرایی
Garzon et al. (2019)	۵۰ تا ۷۰ درصد کاهش انرژی موج در واکنش به باتلاق های نمکی در امتداد ۲۵۰ متر	مطالعات صحرایی
Zhou et al. (2022)	کاهش ۵۸/۳ درصدی ارتفاع موج در واکنش به جنگل های مانگرو	مطالعات صحرایی
Lee et al. (2024)	کاهش ۱۵ تا ۷۹ درصد در مقایسه با بدون پوشش گیاهی	آزمایشگاهی
Kongko, (2004)	کاهش ۱۰ تا ۶۰ درصد انرژی امواج	آزمایشگاهی
Tang et al. (2013)	کاهش ۳۱ درصدی حداکثر دامنه موج متمرکز و کاهش ۴۵ درصد کل انرژی موج	آزمایشگاهی
Mirzakhani et al. (2022)	با افزایش تراکم پوشش گیاهی از ۳۲ به ۶۶، ارتفاع موج پس از پوشش ۲۰ درصد کاهش می یابد	آزمایشگاهی

(Chang et al., 2017). نرخ تضعیف موج توسط گونه‌های مختلف گیاهی در بررسی‌های صحرایی در جدول ۲ آمده است. با عبور امواج از ساقه‌های متراکم، انرژی بیشتری از آن‌ها از طریق تلاطم و مقاومت از بین می‌رود که به‌طور مؤثر ارتفاع و قدرت کلی موج را کاهش می‌دهد. این تعامل افزایش یافته بین امواج و پوشش گیاهی منجر به اتلاف انرژی کارآمدتر در مقایسه با مناطقی با تراکم ساقه کمتر می‌شود، جایی که موانع کمتر، به امواج این اجازه را می‌دهند که با مقاومت کمتری حرکت کنند و در نتیجه انرژی بیشتری را حفظ می‌کنند. مناطق حرا با تراکم بالای پوشش گیاهی، که در عمق آب کمتر از ۱ متر تراکم پوشش گیاهی به ۳۲ درصد می‌رسد، تضعیف موج بسیار بیشتری را نسبت به مناطقی با تراکم کمتر ایجاد می‌کنند (Horstman et al., 2014). مشابه اثرات تراکم ساقه بالاتر، شبکه متراکم ریشه‌ها، تنه‌ها و شاخه‌ها نیز اثرگذار هستند و اصطکاک و تلاطم را هنگام عبور امواج افزایش می‌دهند. در آب‌های کم‌عمق (به‌عنوان مثال، اعماق کمتر از ۱ متر)، پوشش گیاهی متراکم با انرژی موج تعامل مستقیم بیشتری خواهد داشت و باعث می‌شود که از طریق نیروی کشش و مقاومت بین این دو، سریع‌تر مستهلک شود. پوشش گیاهی متراکم همچنین با ایجاد موانع بیشتر مقابل امواج، حرکت موج را مختل می‌کند و به نوبه خود ارتفاع و انرژی کلی آن‌ها را کاهش می‌دهد. جنگل‌های حرا متراکم می‌توانند ارتفاع موج را به میزان قابل توجهی از ۴۲ تا ۴۷ درصد (و در طول طوفان‌ها تا ۵۴ درصد) کاهش دهند؛ در حالی که جنگل‌های حرا تنک‌تر (تراکم کمتر) معمولاً ارتفاع موج را بین ۳۰ تا ۴۳ درصد کاهش می‌دهند (Horstman et al., 2014). همچنین، مشخص شده است که جنگل‌های حرا متراکم، ۶۸ تا ۷۴ درصد از انرژی موج را تلف می‌کنند، که از کاهش ۵۲ تا ۷۱ درصدی مشاهده شده در مناطق تنک‌تر فراتر می‌رود. این مساله نشان‌دهنده ظرفیت بیشتر آن‌ها برای اتلاف انرژی موج است. علاوه بر این، گونه‌های حرا، مانند گونه‌های ریزوفورا، در مقایسه با سایرین، قابلیت‌های تضعیف امواج را افزایش می‌دهند (Hashim and Catherine, 2013). اثربخشی درختان ریزوفورا در این فرآیند به ساختارهای ریشه‌های پیچیده آن‌ها نسبت داده می‌شود که مقاومت اصطکاکی بیشتری را در برابر امواج ورودی ایجاد می‌کنند (Hashim and Catherine, 2013). در مورد علف‌های دریایی، توانایی آن‌ها در تضعیف انرژی موج با افزایش خم شدن ساقه آن‌ها کاهش می‌یابد (Luhar and Nepf, 2016). این امر به این دلیل رخ می‌دهد که خم شدن ساقه، ناحیه جلویی (سطح تصویر شده

اثربخشی تضعیف امواج توسط پوشش گیاهی تحت تأثیر تعامل پیچیده‌ای از عوامل مختلف قرار دارد (Phan et al., 2019). ویژگی‌های پوشش گیاهی، مانند ارتفاع ساقه گیاه، سختی و انعطاف‌پذیری و تراکم، نقش مهمی در تأثیرگذاری بر ارتفاع و دوره‌های موج دارند (Méndez and Losada, 2004; Rupprecht et al., 2017).



شکل ۵- تصویری از اغتشاش ایجاد شده در موج در اثر برخورد با پوشش درختی به‌صورت آزمایشگاهی (Jalil-Masir et al., 2022)

یک پارامتر حیاتی در این برهم‌کنش، ضریب درگ (Cd) است که به‌نوعی مقاومتی را که پوشش گیاهی بر جریان آب اعمال می‌کند، بیان می‌کند. این مقاومت از ترکیبی از ویژگی‌های فیزیکی پوشش گیاهی مانند تراکم ساقه و برگ بر نیروهای آب در حال حرکت ناشی می‌شود (Vuik et al., 2016). مطالعات متعدد نشان می‌دهند که جنگل‌های حرا با تراکم ساقه بالاتر، ظرفیت تضعیف موج بیشتری نسبت به جنگل‌های با تراکم کمتر دارند (Best et al., 2022; Van Hespén et al., 2023). این امر به این دلیل رخ می‌دهد که تراکم ساقه بالاتر به این معنی است که موانع فیزیکی بیشتری برای تقابل با امواج ورودی وجود دارد که در نتیجه اصطکاک و درگ بیشتری ایجاد می‌کند.

۵-۲- تعامل بین پوشش گیاهی و درختی با موج

باتلاق‌های نمکی تالاب‌های جزر و مدی با پوشش گیاهی هستند که می‌توانند بخشی از یک دفاع ساحلی مبتنی بر طبیعت باشند (شکل ۱). تأثیر آن‌ها در برابر آسیب‌های امواج در مطالعات بسیاری نشان داده شده است. علاوه بر این آن‌ها رسوبات را به تله می‌اندازند که به ثبات ساحلی کمک می‌کند و سازگاری با افزایش سطح دریا را فراهم می‌کند (Jadhav et al., 2013). رشد پوشش گیاهی در سواحل و دشت‌های سیلابی توسط شرایط اکولوژیکی، هیدرولوژیکی و تنظیمات ژئومورفولوژیکی این نواحی کنترل می‌شود. حضور پوشش گیاهی، با افزایش زبری هیدرولیکی مقطعی، سرعت جریان و تنش برشی بستر را کاهش می‌دهد و با تغییر الگوی جریان باعث تغییر در مقدار و چگونگی انتقال رسوبات می‌شود

مقابل جریان) را که علف دریایی در معرض امواج ورودی قرار می‌دهد، کاهش می‌دهد.

جدول ۲- شواهد طبیعی از نرخ میرایی و تضعیف موج توسط گونه‌های مختلف گیاهی

منبع	میرایی موج	نوع پوشش گیاهی
Sánchez-Núñez et al. (2020)	۶۱-۷۰ درصد	پوشش مانگرو (<i>Avicennia germinans</i> و <i>Rhizophora mangle</i>)
Zhou et al. (2022)	۸۰ درصد	پوشش مانگرو (<i>Aegiceras corniculatum</i>)
Zhu et al. (2021)	۶۰ درصد	علف دریایی (<i>Zostera marina</i>)
Mazda et al. (2006)	۱۳-۴۴ درصد در هر ۱۰۰ متر	پوشش مانگرو (گونه <i>Sonneratia</i>).
Gong et al. (2024)	کاهش ارتفاع موج ۱۱/۶ تا ۴۶/۱ درصد	نمک زار (<i>Spartina alterniflora</i>)
Horstman et al. (2014)	۶۳-۷۲ درصد	پوشش مانگرو (<i>Avicennia</i> and <i>Sonneratia</i> and <i>Rhizophora</i>)
Van Wesenbeeck et al. (2022)	۲۰ درصد کاهش بیش از ۴۰ متر	جنگل بید
Brinkman (2006)	۶۵ تا ۷۷ درصد بالای ۱۰۰ متر	پوشش مانگرو (<i>Rhizophora stylosa</i>)
Moller et al. (2014)	۶۰ درصد	نمک زار
Yang et al. (2012)	۶۰ درصد اتلاف انرژی موج و ۲۳ درصد کاهش ارتفاع موج ۵۰ تا ۷۰ درصد کاهش انرژی موج	<i>Spartina alterniflora</i> (نمک زار)
Garzon et al. (2019)	موج در واکنش به باتلاق‌های نمکی به امتداد ساحل به طول ۲۵۰ متر	باتلاق‌های نمکی

شده‌اند، می‌توانند انرژی موج را مستهلک کنند، اما اثربخشی آن‌ها، مشابه استدلال‌های بالا، بسته به ویژگی‌های گیاه، شرایط موج و عمق آب متفاوت است (Rupprecht et al. 2017). به‌عنوان مثال، *Puccinellia* با رشد کم می‌تواند سرعت مداری موج را در سطح آب بالا و دوره‌های موج بلند، که از ویژگی‌های شرایط موج طوفان است، تا ۳۵ درصد کاهش دهد؛ در حالی که *Elymus* بلندتر و سفت‌تر، دچار تاخوردگی ساقه می‌شود و در چنین شرایطی کمتر مؤثر است. در سطح آب پایین‌تر و دوره‌های موج کوتاه‌تر، *Elymus* در کاهش سرعت‌های نزدیک بستر مؤثرتر است.

ناحیه جلویی، سطحی از علف دریایی است که مستقیماً رو به موج قرار دارد و برای ایجاد نیروی پسا و اصطکاک جهت اتلاف انرژی موج بسیار مهم است. وقتی ساقه‌ها خم می‌شوند، تراز افقی بیشتری با جریان موج همسو می‌شود و این تعامل را کاهش می‌دهد. خم شدن ساقه همچنین سرعت نسبی بین آب و علف دریایی را کاهش می‌دهد، به این معنی که آب با عبور از علف دریایی، بدون ایجاد تلاطم یا مقاومت زیاد، روان‌تر جریان می‌یابد. در نتیجه، انرژی موج کمتر اتلاف می‌شود و اثرات کلی بر تضعیف موج را کاهش می‌دهد.

در شرایط موج طوفان باتلاق‌های نمکی، مانند آن‌هایی که از *Elymus athericus* و *Puccinellia maritima* تشکیل

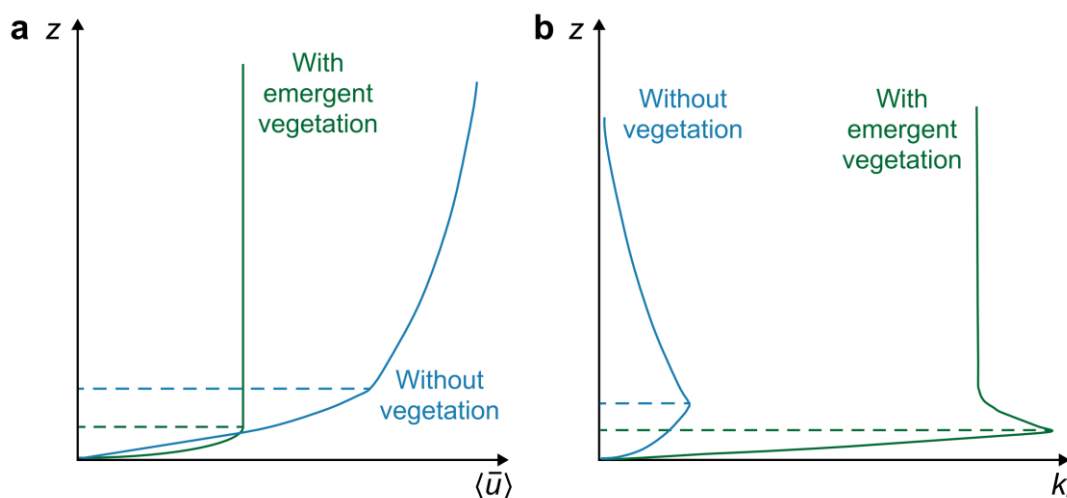
۵-۳- تعامل بین پوشش درختی و رسوب

پوشش گیاهی، به عنوان یکی از اجزای رایج محیط‌های آبی طبیعی، بر انتقال املاح و ذرات در آب‌های سطحی و تبادلات هیپوریک تأثیر می‌گذارد (Nepf, 2012a, 2012b; Huang et al., 2015; Vargas-Luna and Yang, 2022; Wang et al., 2015). پوشش گیاهی می‌تواند با ایجاد نیروی درگ، جریان سطحی را کند کند و انتقال جرم را کاهش دهد (Etminan et al., 2017; Anne and Nepf, 2006; Tanino and Nepf, 2008) و با ایجاد تلاطم، پراکندگی املاح و انتقال بار معلق و بستر را افزایش دهد (Tinoco and Coco, 2018; Yang and Nepf, 2018). تأثیر خالص پوشش گیاهی بر انتقال جرم ناشی از غلبه کاهش نیروی درگ یا افزایش تلاطم است (Yang and Nepf, 2018; Ortiz et al., 2013; Yang and Nepf, 2019). چنین تأثیراتی را می‌توان به گرادیان فشار ناشی از پوشش گیاهی در مقیاس اندازه ساقه پوشش گیاهی (Jin et al., 2023) آشفتگی ناشی از پوشش گیاهی (Huang and Yang, 2022) و گرادیان فشار ناشی از پوشش گیاهی نسبت داد. درک نقش این مکانیسم‌ها در تنظیم انتقال املاح و ذرات برای حفظ و بازیابی پایداری و سلامت اکوسیستم‌های آبی با پوشش گیاهی بسیار مهم است.

۵-۳-۱- تأثیرات پوشش گیاهی بر الگوی جریان سطحی و انتقال رسوب

هنگامی که آب سطحی از میان پوشش گیاهی عبور می‌کند، نیروی پسای ایجاد شده توسط پوشش گیاهی را تجربه می‌کند

و سرعت آن را کاهش می‌دهد. همان‌طور که پوشش گیاهی جریان متوسط را کند می‌کند، ساقه‌های آن انرژی را از جریان متوسط استخراج کرده و آن را به انرژی جنبشی آشفتگی تبدیل می‌کنند (Nepf, 2012a). انرژی جنبشی آشفتگی نشان‌دهنده نوسانات لحظه‌ای سرعت جریان از میانگین است. برای جریان آشفته، انرژی استخراج‌شده از جریان متوسط توسط پوشش گیاهی عمدتاً از طریق تولید گردابه در دنباله پوشش گیاهی است. با توجه به شکل ۳ قسمت a در شیب سطح آب یکسان، پوشش گیاهی جریان را کند می‌کند و سرعت جریان ($\bar{U}$) را کاهش می‌دهد و توزیع عمودی را تغییر می‌دهد. بدون پوشش گیاهی، پروفیل سرعت از قانون دیواره (Julien, 2010) پیروی می‌کند در صورتی که با پوشش گیاهی، سرعت را می‌توان به صورت توزیع دو لایه تقریب زد (Yang et al., 2015). همچنین با توجه به شکل ۶ قسمت b پوشش گیاهی آشفتگی اضافی ایجاد می‌کند و انرژی جنبشی آشفتگی کل را افزایش می‌دهد. خطوط چین افقی، مرزهای بالایی لایه‌های مرزی را نشان می‌دهند. در مقایسه با کاهش انرژی جنبشی آشفتگی (K_t) با افزایش ارتفاع (Z) بالای لایه مرزی در کانال بدون پوشش گیاهی انرژی جنبشی آشفتگی (K_t) در کانال دارای پوشش گیاهی در ستون آب بالایی بالای لایه مرزی نسبتاً یکنواخت است (Yang et al., 2016). در ادامه در جدول ۳ اثربخشی پوشش گیاهی بر الگوی جریان و نرخ انتقال رسوب در مطالعات مختلف آمده است.



شکل ۶- تأثیر پوشش گیاهی بر مولفه‌های جریان (a) تأثیر پوشش گیاهی بر سرعت جریان (b) تأثیر پوشش گیاهی بر انرژی جنبشی جریان (Yang, 2024)

جدول ۳- اثربخشی پوشش گیاهی بر الگوی جریان و نرخ انتقال رسوب

منبع	موضوع بررسی شده
Tseng and Tinoco (2021); Xu and Nepf 2020	اثر بخشی پوشش گیاهی بر سرعت متوسط جریان و انرژی جنبشی آشفتگی، کنترل ترتیب ضریب جابجایی و اختلاط عمودی
Tinoco and Coco (2018)	اثر بخشی پوشش گیاهی بر ضریب اختلاط عمودی و پروفیل غلظت رسوبات
Xu and Nepf (2021)	اثر بخشی پوشش گیاهی بر الگوی جریان و تلاطم ایجاد شده و نقش آن بر پراکندگی عمودی رسوبات معلق
Yang and Nepf (2018 and 2019)	اثر بخشی پوشش گیاهی بر تنش برشی بحرانی بستر و نرخ انتقال بار بستر
Jalil-Masir et al. (2021)	تأثیرات ساختارهای مختلف پوشش جنگلی بر کاهش حمل رسوب کلی ناشی از امواج تنها در مناطق ساحل

نارگیل به منظور تضعیف موج و کاهش اثرات مخرب ناشی از آن بسیار مؤثر بوده است (Mascarenhas and Jayakumar, 2008).



شکل ۷- تصاویری از جنگل حرا در لامپونگ اندونزی (Benazir et al., 2024)

۵-۴-۲- ایجاد فضای مناسب برای پتانسیل‌های اقتصادی

پوشش گیاهی با کاهش خطرات بلایای ساحلی، پتانسیل ایجاد فرصت‌هایی برای فعالیت‌های اقتصادی را به دنبال دارند. برای مثال در استرالیا درختان حرا بخش عمده‌ای (حدود ۸۰ درصد) از کل کربن موجود در زیست توده بالای سطح زمین در تمام اکوسیستم‌های گیاهی ساحلی را ذخیره می‌کنند (Serrano et al., 2019)، در نتیجه ارزش زمین را از طریق بهبود خدمات اکوسیستم افزایش می‌دهند.

۵-۴-۳- ایجاد فرصت‌های جدید

پوشش گیاهی همچنین مزایای دیگری از جنبه اجتماعی، اقتصادی و زیست‌محیطی، حتی جدای از مقابله با خطرات طبیعی مانند سیل و فرسایش دارد. به عنوان مثال: (الف) علف‌های دریایی بخش قابل توجهی (حدود ۷۰ درصد) از کل ذخایر کربن خاک و میزان ترسیب کربن را تشکیل می‌دهند (Serrano et al., 2019) (ب) در یک مخزن ۱/۴۵ هکتاری در جنوب پرتغال، علف‌های دریایی توانستند تقریباً ۰/۸ تا ۱/۸ کیلوگرم نیتروژن در روز، ۰/۰۴ تا ۰/۰۷ کیلوگرم فسفر در روز

۵-۴-۴- سایر مزایای پوشش گیاهی ساحلی

علاوه بر کاهش خطر بالقوه بلندمدت سیل، پوشش گیاهی مزایای متعددی را ارائه می‌دهد که تاب‌آوری و پایداری ساحلی را افزایش می‌دهد. این مزایا شامل افزایش تنوع زیستی، افزایش ساختارهای زیستگاهی، تسهیل ترسیب کربن و بهبود کیفیت آب می‌شود که به پایداری زیست‌محیطی گسترده‌تر مناطق ساحلی (یعنی فراتر از حفاظت در برابر خطر سیل و فرسایش) کمک می‌کند (Morris et al., 2018; Baustian et al., 2020; Dhyani et al., 2020; Dal Barco et al., 2024). بنابراین، پوشش گیاهی می‌تواند یک معیار مهم تاب‌آوری باشد که می‌توان آن را از طریق چارچوب سه‌گانه تاب‌آوری شامل کم کردن خسارت، پتانسیل‌سازی اقتصادی و ایجاد فرصت‌های نو، زمینه‌سازی کرد (Tanner et al., 2015; Surminski et al., 2016).

۵-۴-۱- حداقل‌سازی خسارات

پوشش گیاهی پتانسیل کاهش اثرات فوری خطرات ساحلی، کاهش آسیب به زیرساخت‌ها و محافظت از جان انسان‌ها را با عمل به عنوان ضربه‌گیرهای طبیعی دارد. به عنوان مثال، جنگل‌های حرا سانداربانس در دلتای گنگ، میلیون‌ها نفر را از طوفان‌ها، امواج جزر و مدی و فرسایش ساحلی محافظت می‌کنند (Islam and Hossain, 2017)، در صورتی که هم‌زمان بیش از ۳۰۰ گونه گیاهی و ۴۲۵ گونه جانوری را در خود جای داده‌اند (Daniel et al., 2020). کمربند سبز باید بین خط داخلی ساحل و منطقه مسکونی اجرا شود که شامل پوششی از درختان گرمسیری مثل نارگیل، انبه و مانگرو (حرا) می‌باشد. حرا ریشه گسترده و برگ متراکم دارد و برای کاهش ارتفاع امواج بلند و امواج جزر و مدی مناسب است (شکل ۷) (Harada and Imamura, 2005). مطالعات صحرایی انجام گرفته در امتداد ساحل تامیل نادو واقع در جنوب شرق شبه جزیره هند، نشان داد که استفاده از درختان نخل و

ایجاد شده در منطقه مکران برای سواحل ایران، پاکستان و عمان نوعی سونامی موضعی محسوب می‌شوند و زمان سیر آن به سواحل ایران و پاکستان کمتر از ۳۰ دقیقه خواهد بود. بنابراین می‌توان در این مناطق با تقویت پوشش گیاهی موجود به کاهش اثرات مخرب این امواج در ساحل کمک کرد. علاوه بر این، شواهد تجربی نوظهور نشان می‌دهد که پوشش گیاهی نسبت به راه‌حل‌های سازه‌ای برای مدیریت ریسک سیل مقرون به صرفه‌تر است. به عنوان مثال: (الف) هزینه بازسازی یا نگهداری پوشش گیاهی از نظر مالی عملی‌تر (اقتصادی و مقرون به صرفه‌تر) از هزینه‌های ساخت و طراحی مجدد راه‌حل‌های سازه‌ای است (Barbier, 2015)، به عنوان مثال در یک بررسی مشخص گردید راه‌حل‌های مبتنی بر طبیعت می‌توانند تا ۵۰ درصد ارزان‌تر باشند و ۲۸ درصد ارزش بهتری نسبت به راه‌حل‌های خاکستری ارائه دهند (Bassi et al., 2021) (ب) نسبت سود خالص مثبت و نسبت سود به هزینه پوشش گیاهی چندین برابر بیشتر از راه‌حل‌های خاکستری است (Hynes et al., 2022) (ج) هزینه مقایسه در فیلادلفیا نشان می‌دهد که راه‌حل‌های پوشش گیاهی برای محافظت از سیل ساحلی در طول ۲۵ سال ۱/۲ میلیارد دلار خواهد بود، در حالی که راه‌حل‌های خاکستری ۶ میلیارد دلار هزینه دارند (Eesi, 2019).

و ۰/۷ تا ۱/۱ کیلوگرم ذرات معلق در روز را در خود نگه دارند و در نتیجه با حذف مواد مغذی اضافی و ذرات معلق از ستون آب، کیفیت کلی آب را بهبود بخشند (De Los Santos et al., 2020) (ج) باتلاق‌های نمکی با وجود این که درصد کمی از سطح زمین را تشکیل می‌دهند، اما تا ۵۵ برابر کربن بیشتری در واحد سطح نسبت به هر اکوسیستم جنگلی خشکی جذب می‌کنند (McLeod et al., 2011; Pace et al., 2021)؛ (د) مرداب کایوت در کالیفرنیا (ایالات متحده آمریکا) یک تله نیتروژن قوی و فیلتر ساحلی است که کیفیت کلی آب ساحلی را بهبود می‌بخشد (Nelson and Zavaleta, 2012). از نظر مزایای زیست‌محیطی، توانایی ترسیب کربن پوشش گیاهی می‌تواند نقش مهمی در دستیابی به اهداف کلیدی برای کاهش کلی تغییرات اقلیمی داشته باشد. استفاده از کمربند سبز درختی به جای سیستم‌های سخت مانند موج‌شکن، که هزینه‌های بالایی دارند، می‌تواند به عنوان راهکاری مؤثر در کاهش استهلاک انرژی امواج در سواحل رودخانه‌ها و دریاها مورد بهره‌برداری قرار گیرد (Ghanbari Adaivi and Fathi Moghadam, 2015). به‌طور خاص در ایران از نظر تاریخی، پتانسیل ایجاد امواج طوفانی و یا حتی سونامی از منابع موضعی در خلیج فارس به خاطر پایین بودن عمق آب و گسل‌های فعال چندان زیاد نیست ولی منطقه مکران در دریای عمان خطر بیشتری دارد. سونامی

جدول ۴- شرایط مطلوب برای رشد انواع پوشش گیاهی ساحلی

منابع	شرایط و خصوصیات مطلوب برای رشد	پوشش گیاهی
Barbier et al. (2011); Rupprecht (2015); Buffington et al. (2020); Palacios et al. (2021); Boorman (2003); Fagherazzi et al. (2020); Borges et al. (2021)	ساحل شنی یا گلی-غوطه‌وری گاه به گاه- خط ساحلی کم عمق و کم انرژی- حساس به تغییرات آب و سطح شوری- حساس به آلودگی و اضافه بار مواد مغذی (نیتروژن)- برای رشد به انواع خاصی از رسوبات و دامنه‌های جزر و مدی نیاز دارد زیرا آن‌ها برای حفظ ساختار و عملکرد خود به تعادل ظرفیت رسوب‌گذاری و فرسایش بستگی دارند- مستعد گونه‌های مهاجمی هستند که می‌توانند ساختار و عملکرد آن‌ها را تغییر دهند.	باتلاق‌های نمکی
Gutiérrez et al. (2011); Augustinus 1995; Fazlioglu and Chen (2020); Ahmed et al. (2022); Van Loon et al. (2016); Gijsman et al. (2024)	خاک‌های سست و مرطوب- غوطه‌وری دوره‌ای در آب ناشی از جزر و مد- آب‌های شور تا لب‌شور- آب و هوای گرمسیری یا نیمه گرمسیری- حساس به تغییرات در شوری و ترکیب رسوبات- درختان حرا برای استقرار و رشد به شرایط هیدرولوژیکی خاصی، از جمله سطح آب کافی و دامنه شوری نیاز دارند.	جنگل‌های حرا
Barbier et al. (2011); Duarte et al. (2008); Green and Short (2003); Waycott et al. (2009); Wang et al. (2022); Carr et al. (2010); Connolly et al. (2018); Zhu et al. (2021)	بسترهای نرم- محیط‌های محافظت‌شده در برابر امواج- در دسترس بودن نور- عمق تا ۴۰ متر- نزدیکی به سایر اکوسیستم‌های ساحلی- حساس به تغییرات کیفیت آب، به ویژه افزایش کدورت و سطح مواد مغذی- آب‌های پایدار، کم عمق و شفاف- تاثیر نوسانات فصلی در زیست توده و پوشش علف‌های دریایی می‌تواند بر اثربخشی آن‌ها در تضعیف امواج تاثیر بگذارد- به شدت در معرض اثرات تغییرات اقلیمی، از جمله اسیدی شدن اقیانوس‌ها و افزایش دمای دریا هستند.	علف دریایی

در میان ذینفعان ساحلی محلی، راه‌حل‌های خاکستری اغلب نقش مهمی در حفاظت از سکونتگاه‌های مهم، زیرساخت‌ها یا میراث (Apine and Stojanovic, 2024) و همچنین ایجاد حس راحتی و اطمینان برای افرادی که نگران خطرات ساحلی هستند، ایفا می‌کنند (Bongarts Lebbe et al., 2021)، با وجود اینکه در درازمدت ناپایدار هستند. این برداشت‌ها احتمالاً به دلیل وجود شواهد زیاد در مورد راه‌حل‌های خاکستری است که تأثیر واضح، سریع و ملموسی بر کاهش خطر سیل و فرسایش ساحلی در مقیاس محلی دارند. این امر با کمبود مطالعات موردی و داده‌ها درباره اثربخشی پوشش گیاهی، که شاید به این واقعیت نسبت داده شود که پوشش گیاهی تحت همان دقت ارزیابی مانند راه‌حل‌های سازه‌ای کنترل موج قرار نمی‌گیرد (Taylor-Burns et al., 2024)، اغلب منجر به جذب و تأمین مالی محدود برای پوشش گیاهی می‌شود (Waylen et al., 2018; Moraes et al., 2022).

محدودیت‌های مالی همچنین اتخاذ این اقدامات را چالش‌برانگیز می‌کند، زیرا آن‌ها اغلب به هزینه‌های سرمایه‌گذاری اولیه بالایی نیاز دارند، اگرچه ارزان‌تر از روش‌های مهندسی مرسوم هستند (Bisaro and Hinkel, 2018). این مانع مالی اولیه می‌تواند جوامع و سیاست‌گذاران را از سرمایه‌گذاری در این راه‌حل‌های پایدار بازدارد، حتی اگر هزینه‌های نگهداری آن‌ها به‌طور کلی کمتر باشد (Bisaro and Hinkel, 2018). علاوه بر این، تأمین بودجه برای این پروژه‌ها می‌تواند به دلیل بازه‌های زمانی طولانی‌تر مورد نیاز برای تحقق کامل مزایای حفاظتی و زیست‌محیطی آن‌ها، دشوار باشد (Apine and Stojanovic, 2024). این امر باعث می‌شود که راه‌حل‌های خاکستری سنتی فوری و پرهزینه برای برنامه‌ریزی بودجه کوتاه‌مدت جذاب‌تر باشند.

۶-۳- چالش‌های مربوط به تغییرات مورفولوژیکی ساحلی

سیستم‌های ساحلی، به‌ویژه سیستم‌های ساحل شنی، به تغییرات ظریف در نیروهای خارجی (مانند امواج، نوآوری‌های مدیریتی و غیره) حساس هستند. مطالعات متعددی نشان داده‌اند که این سیستم‌ها در مقیاس‌های مکانی و زمانی مختلف در پاسخ به انواع مختلف نیروهای خارجی تکامل می‌یابند (Stive et al., 2002; Reeve et al., 2019; Seenath, 2022).

تأثیر فصلی بر مورفولوژی ساحلی یک عدم قطعیت کلیدی در زمینه بررسی اثرات بلندمدت پوشش گیاهی بر مورفولوژی ساحلی است. سیستم‌های پوشش گیاهی، هیدرودینامیک

در ادامه بر اساس مطالعات انجام شده پیشین به شرایط و خصوصیات مطلوب برای رشد سه گونه پوشش گیاهی مورد نظر این پژوهش در جدول ۴ پرداخته شده است.

۶- چالش‌های حیاتی در خصوص اجرای پوشش گیاهی

اگرچه پوشش گیاهی پتانسیل امیدوارکننده‌ای برای کاهش خطرات سیل ساحلی دارد، اما به‌طور گسترده اذعان شده است که همه پوشش گیاهان در سطح جهان قابل اجرا نیستند و مناسب بودن آن‌ها به شرایط خاص محیطی و اجتماعی بستگی دارد (Ruangpan et al., 2020). در این‌جا، چالش‌ها و ابهامات مختلف پیرامون استفاده و اجرای پوشش گیاهی برای مدیریت خطر سیل ساحلی را بررسی می‌کنیم.

۶-۱- چالش‌های زیست‌محیطی و اکولوژیکی پوشش گیاهی

فراوانی پوشش گیاهی می‌تواند در طول سال تغییر کند و به‌طور مستقیم بر میزان توانایی سیستم‌های گیاهی در کاهش اثرات امواج تأثیر بگذارد (Bouma et al., 2014). به‌عنوان مثال، مکانیسم دفاعی طبیعی علف‌های دریایی در امتداد ساحل اقیانوس اطلس ایالات متحده بسته به فصل متفاوت است. علف‌های دریایی در تابستان بیشترین فراوانی را دارند اما در پاییز که تمایل بیشتری به طوفان وجود دارد، کاهش می‌یابند. این کاهش می‌تواند باعث شود که علف‌های دریایی در صورت لزوم به‌عنوان یک دفاع ساحلی طبیعی کمتر مؤثر باشند (Koch et al., 2009).

یکی دیگر از محدودیت‌های اکولوژیکی مهم در مورد استفاده از پوشش گیاهی برای مدیریت ریسک سیل ساحلی، انتخاب گونه‌های مناسب است (Sutton-Grier et al., 2015).

۶-۲- تعیین سیاست‌ها و مسائل اجتماعی، اقتصادی

صرف نظر از عدم قطعیت کلی در مورد اثربخشی آن‌ها، عدم وجود روش‌های استاندارد و تثبیت‌شده برای ارزیابی عملکرد و افزایش مقیاس اجرا، مانع از پذیرش گسترده پوشش گیاهی برای مدیریت ریسک سیل ساحلی می‌شود (Kumar et al., 2021). تصمیم‌گیرندگان اغلب برای پشتیبانی از پذیرش رویکردهای جدید برای مدیریت ریسک سیل، به داده‌ها و شواهد کافی از اثربخشی نیاز دارند (Chee et al., 2021). چنین داده‌ها و شواهدی برای پوشش گیاهی کم است (Taylor-Burns et al., 2024). علاوه بر این، سیاست‌ها و مقررات فعلی سیل اغلب فاقد مفاد صریح برای پوشش گیاهی برای مدیریت ریسک سیل ساحلی، لایه دیگری از پیچیدگی را به اجرای آن‌ها اضافه می‌کند (Kumar et al., 2021).

ساحلی متنوع در نظر بگیرند، وجود ندارند (Luhar and Nepf, 2016; Wang et al., 2021b, 2023; Chen et al., 2024) علاوه بر این، واکنش راه‌حل‌های مبتنی بر پوشش گیاهی به رویدادهای شدید آب و هوایی، مانند طوفان‌ها و موج‌های طوفان، هنوز به‌طور کامل درک نشده است (Hanley et al., 2020; Raymond et al., 2020). اگرچه پوشش گیاهی می‌تواند انرژی موج و ارتفاع موج‌های طوفان را از بین ببرد (Horstman et al., 2014; Narayan et al., 2017; Rupprecht et al., 2017; Van Wesenbeeck et al., 2022)، اما ماندگاری این مزایا نامشخص است، به‌ویژه در مورد این که آیا سیستم‌های پوشش گیاهی ساحلی می‌توانند با نرخ افزایش نسبی سطح دریا و افزایش شدت طوفان در شرایط تغییرات اقلیمی همگام شوند یا خیر. بنابراین، تحقیقات بیشتری برای ارزیابی و تعیین میزان تأثیر پوشش گیاهی بر کاهش خطر سیل ساحلی در شرایط آب و هوایی آینده مورد نیاز است.

۸- تحولات و آینده‌نگری

با توجه به پتانسیل پوشش گیاهی برای تسهیل کاهش خطر سیل ساحلی و پایداری کلی ساحلی، به تلاش‌های هماهنگ در جهت پرداختن به شکاف شواهد در مورد اثربخشی این راه‌حل‌ها و ایجاد اعتماد در مورد اثربخشی آن‌ها در درازمدت نیاز است. اگر هدف اجرای این راه‌حل‌ها در مقیاس‌های محلی، منطقه‌ای و جهانی باشد، این موارد بسیار مهم هستند. برای دستیابی به این موارد، شش افق برای آینده در مورد این موضوع را می‌توان بیان نمود.

۱- برای ارزیابی دقیق‌تر و جامع‌تر از اثر بخشی و پایداری بلندمدت پوشش‌های گیاهی در مقایسه با راه‌حل‌های سنتی، نیاز به انجام مطالعات گسترده و طولانی‌مدت وجود دارد. در این زمینه، مفهوم پایداری باید در قالب افق‌های زمانی بلندمدت، شامل دهه‌ها تا قرن‌ها، مورد بررسی قرار گیرد، زیرا تنها در این بازه‌های زمانی است که اثرات بلندمدت و پایداری واقعی این مداخلات قابل بررسی و ارزیابی خواهد بود. در نواحی ساحلی عوامل طبیعی مانند فعالیت‌های ساحلی، فرسایش، رسوب‌گذاری، نوسانات سطح دریا و روندهای بلندمدت تغییرات اقلیمی در طول دهه‌ها و قرن‌ها رخ می‌دهند. در نتیجه برای ارزیابی اثرات واقعی و پایداری راه‌حل‌ها لازم است افق‌های زمانی بلندمدت در نظر گرفته شود.

۲- باید بررسی شود که راه‌حل‌های تلفیقی برای مدیریت ریسک سیلاب‌های ساحلی - ترکیبی از راه‌حل‌های ساختاری و

ساحلی (Beudin et al., 2017)، رژیم‌های رسوبی (Keijzers et al., 2015) و فرآیندهای بیوژئوشیمیایی (Jennerjahn, 2012) را تغییر می‌دهند. همه این‌ها پیامدهایی برای ژئومورفولوژی ساحلی دارند. با این حال، هنوز در مورد چگونگی واکنش سیستم‌های ساحلی به پوشش گیاهی در شرایط آب و هوایی آینده اطمینانی وجود ندارد. آنچه می‌توان از آن مطمئن بود این است که این گونه‌ها راه‌حل‌های مدیریتی، چشم‌انداز ساحلی را تغییر خواهند داد و پیامدهای اجتماعی-اقتصادی گسترده‌تری مربوط به هویت‌های ساحلی، معیشت، میراث فرهنگی و فعالیت‌های اقتصادی خواهند داشت. بنابراین، باید روابط متقابل بین پوشش گیاهی و مورفولوژی ساحلی را درک کرد و به اثرات اجتماعی-اقتصادی گسترده‌تر توجه ویژه داشت. چنین درکی برای شناسایی مسیری جهت استفاده و اجرای مؤثر پوشش گیاهی برای مدیریت خطر سیل ساحلی بدون به خطر انداختن نیازهای اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی مرتبط با ساحل ضروری است.

۷- کمبود اطلاعات در زمینه حفاظ گیاهی در مقابل

سیلاب‌های ساحلی

علیرغم حجم فزاینده‌ای از تحقیقات که استفاده از پوشش گیاهی برای مدیریت خطر سیل ساحلی را پوشش می‌دهند، ابهامات و شکاف‌هایی در درک از اثربخشی و تاب‌آوری بلندمدت آن‌ها باقی‌مانده است. چنین شکاف‌هایی بیشتر ناشی از فقدان داده‌های تجربی برای سنجش و پیش‌بینی عملکرد پوشش گیاهی در کاهش خطر سیل ساحلی در درازمدت است (Bouma et al., 2014; Kumar et al., 2021). ماهیت پویای سیستم‌های پوشش گیاهی ساحلی، تحت تأثیر تغییرات فصلی، تغییرات اقلیمی و تأثیرات انسانی، به عدم قطعیت در مورد اثربخشی پایدار آن‌ها کمک می‌کند. اثربخشی انواع مختلف پوشش گیاهی، مانند حرا، مرداب‌های نمکی و علف‌های دریایی، بسته به ویژگی‌های گونه‌ها و شرایط محیطی به‌طور قابل توجهی متفاوت است و این امر درک عملکرد خاص گونه‌های مختلف در پاسخ به شرایط محیطی ساحلی و عوامل استرس‌زای مختلف را بسیار مهم می‌کند (Sutton-Grier et al., 2015)، در حالی که نیروی درگ اعمال شده توسط پوشش گیاهی بر آب در حال حرکت، مکانیسمی کاملاً مستند برای تضعیف موج است. تعاملات دقیق بین انواع مختلف پوشش گیاهی و نیروهای هیدرودینامیکی نیاز به بررسی بیشتر دارد. عواملی مانند تراکم گیاه، انعطاف‌پذیری ساقه و ساختار ریشه بر این تعاملات تأثیر می‌گذارند، اما مدل‌های جامعی که این متغیرها را در محیط‌های

نظارتی موجود به طور کامل بررسی شوند تا موانع و محدودیت‌های مربوط به اجرا شناسایی گردند. این تحلیل، نقاط ضعف سیستم‌های حاکمیتی و خلاءهای قانونی را مشخص می‌کند و امکان اصلاح و بهبود سیاست‌ها را فراهم می‌آورد. نتیجه نهایی، توانمندسازی تصمیم‌گیرندگان برای ایجاد فضای حمایتی تر و تقویت پویایی‌های قدرت و مقررات است تا پذیرش و اجرای موثرتر راهکارهای طبیعی و سبز افزایش یابد.

۶- برای بهره‌برداری بهینه از پوشش گیاهی در مدیریت ریسک سیل‌های ساحلی، ضروری است مزایای بلندمدت آن شامل تنوع زیستی و خدمات اکوسیستم مطالعه شود. درک عمیق‌تر از ارزش‌های اکولوژیکی گسترده‌تر و اثرگذاری این راه‌حل‌ها در شرایط آب‌وهوایی متغیر، راهنمای مهمی برای هدایت سیاست‌ها و تصمیم‌گیری‌های بهتر است. چنین شناختی مبتنی بر شواهد قوی، نقش حیاتی در مقابله با چالش‌ها و عدم قطعیت‌های موجود و ترویج سیاست‌های پایدار و مقاوم در مدیریت سیل‌های ساحلی دارد.

۹- نتیجه‌گیری

در این پژوهش، نقش گونه‌های مختلف پوشش گیاهی در مدیریت ریسک سیل‌های ساحلی با تمرکز بر مکانیزم‌ها، مزایا و چالش‌های مرتبط با آن ارزیابی شد. نواحی ساحلی، که بیش از یک سوم جمعیت جهانی در آن‌ها سکونت دارند، در مواجهه با تغییرات اقلیمی شامل افزایش سطح آب دریا و شدت بیشتر طوفان‌ها با خطر رو به رشد سیلاب مواجه هستند.

در حالی که راه‌حل‌های صلب همچون آب‌سنگ‌ها و دیوارهای ساحلی در سطح محلی برای کاهش خطر سیل ساحلی مؤثر هستند، اما در بلندمدت با مشکلات زیست‌محیطی قابل توجهی از جمله فرسایش رو به پایین و افزایش حساسیت در برابر سیلاب مواجه می‌شوند. در مقابل، عرصه‌های پوشش گیاهی مانند حرا، باتلاق‌های نمکی و علف‌های دریایی، فرصت‌هایی به‌عنوان جایگزین‌های پایدار در کاهش خطر سیل ارائه می‌دهند که از طریق تضعیف امواج، تثبیت رسوبات و کاهش شدت امواج طوفان عمل می‌کنند. علاوه بر این، این نوع راه‌حل‌ها منافع متعددی مانند ارتقاء تنوع زیستی، بهبود کیفیت آب و جذب کربن را فراهم می‌آورند. با این حال، اجرای پوشش گیاهی در سطوح گسترده‌تر با چالش‌های مختلفی روبه‌رو است؛ از جمله محدودیت‌های اکولوژیکی و زیست‌محیطی مربوط به واکنش، رفتار و پویایی‌های اکوسیستم‌های ساحلی، محدودیت‌های اقتصادی-اجتماعی و سیاست‌گذاری و کمبود شواهد تجربی در خصوص اثربخشی و پایداری آن‌ها در قالب‌های زمانی مورد نیاز

پوشش‌های گیاهی- در سطح زمانی متوسط، که مورد توجه مدیران ساحلی است، چگونه می‌توانند مزایا را به حداکثر و معایب را به حداقل برسانند. این رویکرد مبتنی بر این فرض است که هر دو نوع مداخلات، یعنی راه‌حل‌های سازه‌ای و پوشش گیاهی، دارای مزایای مستقل هستند و ترکیب این مزایا می‌تواند اثرات مثبت کلی را تقویت و محدودیت‌های ناشی از تکیه بر یک نوع راه‌حل تنها را کاهش دهد. روش‌های مبتنی بر محیط‌زیست، مانند ترکیب کاشت درخت و پوشش گیاهی با سازه‌ها، در مقایسه با روش‌های صرفاً سازه‌ای، در کاهش شدت امواج ساحلی و محافظت از سواحل نقش مؤثری دارند و مزایای زیست‌محیطی و اقتصادی بیشتری ارائه می‌دهند (Rezaporan et al., 2023; Bahrami Samani et al., 2023).

۳- برای ارتقاء پذیرش و تعامل ذینفعان محلی با پوشش گیاهی در مدیریت ریسک سیل‌های ساحلی، باید با استفاده از کارگاه‌های آموزشی و همچنین رویکردهای سیستماتیک مانند نقشه‌برداری سیستم‌ها، این فرآیند تقویت شود. در حال حاضر، بین دیدگاه‌های علمی و محلی درباره پوشش گیاهی اختلاف نظر وجود دارد؛ جامعه علمی معمولاً حمایت بیشتری از رویکردهای سبز دارد، در حالی که ذینفعان محلی بیشتر به راه‌حل‌های سازه‌ای یا راه‌حل‌های ترکیبی گرایش نشان می‌دهند. بکارگیری رویکردهای تعاملی و آگاهی‌بخشی می‌تواند این شکاف را بهبود بخشیده و امکان همکاری موثرتر در مدیریت ریسک‌های سیل را فراهم آورد (Seddon et al., 2019) که عموماً به عدم آگاهی و شواهد در مورد اثربخشی پوشش گیاهی نسبت داده می‌شود (Morris et al., 2024). این نشان‌دهنده یک مانع ارتباطی بین هر دو گروه است- مانعی که باید به‌منظور تسهیل تصمیم‌گیری جامع‌تر و قوی‌تر در مدیریت ساحلی مورد توجه قرار گیرد.

۴- برای بهبود مدیریت و تصمیم‌گیری در حوزه کاهش ریسک سیل‌های ساحلی، نیاز است تحلیل جامع‌تر و چندبعدی هزینه-فایده پوشش گیاهی انجام شود. این تحلیل باید جنبه‌های اقتصادی، زیست‌محیطی و اجتماعی را در برگیرد تا تصویر کامل‌تری از منافع و معایب هر راه حل ارائه دهد. چنین رویکردی به شواهد قوی‌تری برای ارزیابی اثربخشی و ارزش‌افزایی انواع راه‌حل‌ها کمک می‌کند و امکان تصمیم‌گیری آگاهانه و استراتژیک‌تری در تدوین سیاست‌های مدیریت سیل فراهم می‌آورد.

۵- برای تسهیل توسعه و اجرای گسترده‌تر پوشش گیاهی در مدیریت سیل‌های ساحلی، لازم است چارچوب‌های سیاستی و

- evolution and cell distribution. *Geomorphology*, 129, pp.204–214. [10.1016/j.geomorph.2011.01.023](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.01.023)
3. Androulidakis, Y.S., Kombiadou, K.D., Makris, C.V., Baltikas, V.N. and Krestenitis, Y.N., 2015. Storm surges in the Mediterranean Sea: variability and trends under future climatic conditions. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, 71, pp.56–82. [10.1016/j.dynatmoce.2015.06.001](https://doi.org/10.1016/j.dynatmoce.2015.06.001)
 4. Antonioli, F., Anzidei, M., Amorosi, A., Lo Presti, V., Mastronuzzi, G., Deiana, G., De Falco, G., Fontana, A., Fontolan, G., Lisso, S., Marsico, A., Moretti, M., Orrù, P.E., Sannino, G.M. and Serpelloni, E., 2017. Sea-level rise and potential drowning of the Italian coastal plains: flooding risk scenarios for 2100. *Quaternary Science Reviews*, 158, pp.29–43. [10.1016/j.quascirev.2016.12.021](https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2016.12.021)
 5. Abdelhafez, M. A., Mahmoud, H. N. & Ellingwood, B. R. 2024. Adjusting to the reality of sea level rise: reshaping coastal communities through resilience-informed adaptation, *Climatic Change*, 177(7), pp. 110. [10.1007/s10584-024-03763-w](https://doi.org/10.1007/s10584-024-03763-w)
 6. Arnall, A., 2022. Where land meets sea: islands, erosion and the thing-power of hard coastal protection structures. *Environment and Planning: Nature and Space*, 6, pp.69–86. [10.1177/25148486221101461](https://doi.org/10.1177/25148486221101461)
 7. Arkhurst, B.M., Poku-Boansi, M. and Adarkwa, K.K., 2023. Indigenous knowledge in climate change adaptation: choice of indigenous adaptation responses to coastal erosion in Ghanaian communities. *Environmental Science and Policy*, 147, pp.326–335. [10.1016/j.envsci.2023.06.021](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2023.06.021)
 8. Airolidi, L., Abbiati, M., Beck, M.W., Hawkins, S.J., Jonsson, P.R., Martin, D., Moschella, P.S., Sundelöf, Å., Thompson, R.C. and Åberg, P., 2005. An ecological perspective on the deployment and design of low-crested and other hard coastal defence structures. *Coastal Engineering*, 52, pp.1073–1087. [10.1016/j.coastaleng.2005.09.007](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.09.007)
 9. Abbass, K., Qasim, M.Z., Song, H., Murshed, M., Mahmood, H. and Younis, I., 2022. A review of the global climate change impacts, adaptation, and sustainable mitigation measures. *Environmental Science and Pollution Control Series*, 29, pp.42539–42559. [10.1007/s11356-022-19718-6](https://doi.org/10.1007/s11356-022-19718-6)
 10. Alongi, D.M., 2012. Carbon sequestration in mangrove forests, pp. 313–322. In: *Carbon Sequestration in Forest Ecosystems*, Springer. [10.4155/cmt.12.20](https://doi.org/10.4155/cmt.12.20)
 11. Abdolali, A., Hesser, T.J., Anderson Bryant, M., Roland, A., Khalid, A., Smith, J., Ferreira, C., Mehra, A. and Sikiric, M.D., 2022. Wave attenuation by vegetation: model implementation and validation study. *Frontiers in Built Environment*, 8, p.891612. [10.3389/fbuil.2022.891612](https://doi.org/10.3389/fbuil.2022.891612)
 12. Anne, F.L. and Nepf, H.M., 2006. Prediction of velocity profiles and longitudinal dispersion in emergent salt marsh vegetation. *Limnology and Oceanography*, 51(1), pp.218–228. [10.4319/lo.2006.51.1.0218](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1.0218)
 13. Ahmed, S., Sarker, S.K., Friess, D.A., Kamruzzaman, M., Jacobs, M., Islam, M.A., Alam, M.A., Suvo, M.J.,

مدیریت ساحلی. از سوی دیگر، ارزیابی و اندازه‌گیری اثربخشی بلندمدت این راه‌حل‌ها در مدیریت ریسک سیل و آب‌گرفتگی، به دلیل نبود داده‌های تجربی کافی و پیچیدگی‌های سیستم‌های ساحلی، هنوز چالش‌برانگیز است. بنابراین، نیاز است تلاش‌های بیشتری برای درک نقش پوشش گیاهی در کاهش خطر سیلاب و ارزیابی میزان اثربخشی آن‌ها در آینده، به‌ویژه از طریق نظارت مستمر و مدل‌سازی‌های پیشرفته، صورت گیرد. اگرچه مزایای زیست‌محیطی و هیدرولوژیکی پوشش گیاهی امیدوارکننده است، اجرای موفقیت‌آمیز آن‌ها نیازمند حمایت قوی و تدوین سیاست‌ها و چارچوب‌های حاکمیتی مناسب است. جوامع ساحلی در مواجهه با خطرات فزاینده تغییرات اقلیمی نیازمند سیاست‌های تطبیقی هستند که پایداری بلندمدت را در اولویت قرار داده و تلفیق رویکردهای طبیعی و سازگار را به عنوان راهکاری حیاتی مدنظر قرار دهند. در نهایت، ادغام پوشش گیاهی با سایر استراتژی‌های تطبیقی در مدیریت ساحلی، نیازمند همکاری مستمر بین سیاست‌گذاران، مدیران منطقه‌ای و ذینفعان محلی است تا تضمین شود که راه‌حل‌های پیشنهادی هم از نظر زیست‌محیطی پایدار، هم از نظر اقتصادی قابل اجرا و هم از نظر اجتماعی مورد پذیرش قرار گیرند. تقویت ساختارهای سیاستی و حاکمیتی در این راستا، کلید دستیابی به توسعه جوامع ساحلی مقاوم و مدیریت پایدار سواحل خواهد بود.

تقدیر و تشکر

نویسندگان از دانشگاه شهرکرد به خاطر در اختیار قرار دادن امکانات لازم برای این پژوهش، تشکر می‌نمایند.

تضاد منافع نویسندگان

در این مقاله هیچ‌گونه تضاد منافع وجود ندارد و این مسئله مورد تایید همه نویسندگان است.

دسترسی به داده‌ها

همه اطلاعات و نتایج در متن مقاله ارائه شده است.

منابع

1. Almar, R., Ranasinghe, R., Bergsma, E. W., Diaz, H., Melet, A., Papa, F., et al., (2021). A global analysis of extreme coastal water levels with implications for potential coastal overtopping. *Nature communications*, 12(1), 3775. [10.1038/s41467-021-24008-9](https://doi.org/10.1038/s41467-021-24008-9)
2. Anfuso, G., Pranzini, E. and Vitale, G., 2011. An integrated approach to coastal erosion problems in northern Tuscany (Italy): littoral morphological

26. Brander, R. W., MacMahan, J. H., & Reniers, A. J. H. M. (2011). Rip currents: Nature's river on the sea. *Earth-Science Reviews*, 107(1-2), 1-32.
27. Best, Ü.S.N., Van der Wegen, M., Dijkstra, J., Reyns, J., Van Prooijen, B.C. and Roelvink, D., 2022. Wave attenuation potential, sediment properties and mangrove growth dynamics data over Guyana's intertidal mudflats: assessing the potential of mangrove restoration works. *Earth System Science Data*, 14, pp.2445–2462. [10.5194/essd-14-2445-2022](https://doi.org/10.5194/essd-14-2445-2022)
28. Brinkman, R.M., 2006. *Wave Attenuation in Mangrove Forests: an Investigation through Field and Theoretical Studies*. James Cook University, Doctoral Dissertation.
29. Baustian, M.M., Jung, H., Bienn, H.C., Barra, M., Hemmerling, S.A., Wang, Y., et al., 2020. Engaging coastal community members about natural and nature-based solutions to assess their ecosystem function. *Ecological Engineering*, 143. [10.1016/j.ecoena.2019.100015](https://doi.org/10.1016/j.ecoena.2019.100015)
30. Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. and Silliman, B.R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), pp.169–193. [10.1890/10-1510.1](https://doi.org/10.1890/10-1510.1)
31. Buffington, K.J., Goodman, A.C., Freeman, C.M. and Thorne, K.M., 2020. Testing the interactive effects of flooding and salinity on tidal marsh plant productivity. *Aquatic Botany*, 164, p.103231. [10.1016/j.aquabot.2020.103231](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103231)
32. Boorman, L.A., 2003. Saltmarsh review. An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management. *JNCC Report No. 334*.
33. Borges, F.O., Santos, C.P., Paula, J.R., Mateos-Naranjo, E., Redondo-Gomez, S., Adams, J.B., Caçador, I., Fonseca, V.F., Reis-Santos, P., Duarte, B., and Rosa, R., 2021. Invasion and extirpation potential of native and invasive *Spartina* species under climate change. *Frontiers in Marine Science*, 8, p.696333. [10.3389/fmars.2021.696333](https://doi.org/10.3389/fmars.2021.696333)
34. Barbier, EB, 2015. Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. *Ecosystem Services*, 11, pp.32–38. [10.1016/j.ecoser.2014.06.010](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.010)
35. Bassi, A.M., Bechauf, R., Casier, L., and Cutler, E. 2021. How Can Investment in Nature Close the Infrastructure Gap? International Institute for Sustainable Development (IISD) and United Nations Industrial Development Organization (UNIDO).
36. Bouma, TJ, Van Belzen, J, Balke, T, Zhu, Z, Airoldi, L, Blight, AJ, et al., 2014. Identifying knowledge gaps hampering application of intertidal habitats in coastal protection: opportunities and steps to take. *Coastal Engineering*, 87, pp.147–157. [10.1016/j.coastaleng.2013.11.014](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.11.014)
37. Benazir, B., Triatmadja, R., Syamsidik, S., Nizam, N., & Warniyati, W. (2024). Vegetation-based approached for tsunami risk reduction: Insights and challenges. *Progress in Disaster Science*, 23. [10.1016/j.pdisas.2024.100352](https://doi.org/10.1016/j.pdisas.2024.100352)
- Sani, M.N.H., Dey, T., Naabeh, C.S.S. and Pretzsch, H., 2022. Salinity reduces site quality and mangrove forest functions. From monitoring to understanding. *Science of The Total Environment*, 853, p.158662. [10.1016/j.scitotenv.2022.158662](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158662)
14. Augustinus, PG, 1995. Geomorphology and sedimentology of mangroves. In: GME Perillo (ed.), *Geomorphology and sedimentology of estuaries*, developments in sedimentology. Elsevier, Amsterdam. [10.1016/S0070-4571\(05\)80032-9](https://doi.org/10.1016/S0070-4571(05)80032-9)
15. Apine, E & Stojanovic, T, 2024. Is the coastal future green, grey or hybrid? Diverse perspectives on coastal flood risk management and adaptation in the UK. *Cambridge Prisms: Coastal Futures* 2, e4. [10.1017/cft.2024.4](https://doi.org/10.1017/cft.2024.4)
16. Barnard, P. L., Erikson, L. H., Foxgrover, A. C., Hart, J. A. F., Limber, P., O'Neill, A. C., et al. (2019). Dynamic flood modeling essential to assess the coastal impacts of climate change. *Scientific reports*, 9(1), 4309. [10.1038/s41598-019-40742-z](https://doi.org/10.1038/s41598-019-40742-z)
17. Buzard, R.M., Maio, C.V., Erikson, L.H., Overbeck, J.R., Kinsman, N.E.M. and Jones, B.M., 2024. Current and projected flood exposure for Alaska coastal communities. *Scientific Reports*, 14, p.7765. [10.1038/s41598-024-58270-w](https://doi.org/10.1038/s41598-024-58270-w)
18. Buchori, I., Pramitasari, A., Sugiri, A., Maryono, M., Basuki, Y. and Sejati, A.W., 2018. Adaptation to coastal flooding and inundation: mitigations and migration pattern in Semarang city, Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 163, pp.445–455. [10.1016/j.ocecoaman.2018.07.017](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.07.017)
19. Bevacqua, E., Voudoukas, M.I., Zappa, G., Hodges, K., Shepherd, T.G., Maraun, D., Mentaschi, L. and Feyen, L., 2020. More meteorological events that drive compound coastal flooding are projected under climate change. *Communications Earth and Environment*, 1, p.47. [10.1038/s43247-020-00044-z](https://doi.org/10.1038/s43247-020-00044-z)
20. Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I. and Wisner, B., 2014. *At Risk: Natural Hazards, People's Vulnerability and Disasters*. Routledge. Taylor & Francis. 496p .
21. Barkwith, A., Hurst, M.D., Thomas, C.W., Ellis, M.A., Limber, P.L. and Murray, A.B., 2014. Coastal vulnerability of a pinned, soft-cliff coastline, II: assessing the influence of sea walls on future morphology. *Earth Surface Dynamics*, 2, pp.233–242. [10.5194/esurf-2-295-2014](https://doi.org/10.5194/esurf-2-295-2014)
22. Barkwith, A., Hurst, M.D., Thomas, C.W., Ellis, M.A., Limber, P.W. and Murray, A.B., 2013. Assessing the influence of sea walls on the coastal vulnerability of a pinned, soft-cliff, sandy coastline. *Earth Surface Dynamics Discussions*, 1, pp.1127–1149. [10.5194/esurfd-1-1127-2013](https://doi.org/10.5194/esurfd-1-1127-2013)
23. Brown, S., Barton, M. and Nicholls, R., 2016. The influence of groin fields and other hard defenses on the shoreline configuration of the soft cliff coastlines. *Shore & Beach*, 84, pp.13–24.
24. Brampton, A. 2002. *Ice Design and Practice Guide: Coastal Defence*. Thomas Telford, London.
25. Bruun, P., 1995. The development of downdrift erosion. *Journal of Coastal Research*, 11, pp.1242–1257.

- Coastal and Shelf Science*, 44, pp.883–898. [10.1007/s12237-020-00834-w](https://doi.org/10.1007/s12237-020-00834-w)
52. Cao, H., Zhu, Z., Balke, T., Zhang, L. and Bouma, T.J., 2018. Effects of sediment disturbance regimes on *Spartina* seedling establishment: implications for salt marsh creation and restoration. *Limnology & Oceanography*, 63, pp.647–659. [10.1002/lno.10657](https://doi.org/10.1002/lno.10657)
 53. Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. and Wiberg, P., 2010. Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115, G02009. [10.1029/2009JG001103](https://doi.org/10.1029/2009JG001103)
 54. Connolly, R.M., Jackson, E.L., Macreadie, P.I., Maxwell, P.S. and O'Brien, K.R., 2018. Seagrass dynamics and resilience. In: Larkum, A.W.D., Kendrick, G.A., Ralph, P.J. *Seagrasses of Australia*. Springer, Cham. [10.1007/978-3-319-71354-0_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-71354-0_7)
 55. Chee, SY, Firth, LB, Then, AY-H, Yee, JC, Mujahid, A, Affendi, Y, Amir, AA, Lau, CM, Ooi, JLS, Quek, YA, Tan, CE, Yap, TK, Yeap, CA & Mcquatters-Gollop, A, 2021. Enhancing uptake of nature-based solutions for informing coastal sustainable development policy and planning: a Malaysia case study. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. [10.3389/fevo.2021.708507](https://doi.org/10.3389/fevo.2021.708507)
 56. Chen, Z, Luo, F, Zhou, G, Zhu, F, Wu, H, Li, R and Zhang, C, 2024. Hydrodynamic modeling study of nature-based hybrid coastal defense strategy applied in salt marsh restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 298, p.108666. [0.1016/j.ecss.2024.108666](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108666)
 57. Chang, C.W., Liu, P.L.F., Mei, C.C. and Maza, M., 2017. Modeling transient long waves propagating through a heterogeneous coastal forest of arbitrary shape. *Coastal Engineering*, 122, pp.124–140. [10.1016/j.coastaleng.2017.01.010](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2017.01.010)
 58. Dias, J.M.A., 2004. A história da evolução do litoral português nos últimos vinte milénios. In: Cardoso (Org.), pp. 157–170. [10.13140/RG.2.1.4445.2567](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4445.2567)
 59. Desmet, K., Kopp, R.E., Kulp, S.A., Nagy, D.K., Oppenheimer, M., Rossi-Hansberg, E., Strauss, B.H., 2021. Evaluating the economic cost of coastal flooding. *Am. Econ. J. Macroecon.* 13, 444–486. [10.1257/mac.20180366](https://doi.org/10.1257/mac.20180366)
 60. Doorga, J. R. S., Bernardie-Tahir, N., Deenapanray, P. N., Dindoyal, Y., Mycoo, M., et al. (2024). Surging seas, rising sea levels, and sinking communities: The urgent need for climate adaptation in small island states. *Environmental Science & Policy*, 157, 103788. [10.1016/j.envsci.2024.103788](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2024.103788)
 61. Dhyani, S., Karki, M. and Gupta, A.K., 2020. Opportunities and advances to mainstream nature-based solutions in disaster risk management and climate strategy. In: Dhyani, S., Gupta, A.K. and Karki, M., eds. *Nature-Based Solutions for Resilient Ecosystems and Societies*. Springer Singapore, pp. 1–26. [10.1007/978-981-15-4712-6_1](https://doi.org/10.1007/978-981-15-4712-6_1)
 62. Davis, J.L., Currin, C.A., O'Brien, C., Raffenburg, C. and Davis, A., 2015. Living shorelines: coastal
 38. Bisaro, A and Hinkel, J, 2018. Mobilizing private finance for coastal adaptation: a literature review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 9, e514. [10.1002/wcc.514](https://doi.org/10.1002/wcc.514)
 39. Beudin, A, Kalra, TS, Ganju, NK and Warner, JC, 2017. Development of a coupled wave model for shoreline change simulations.
 40. Bahrami Samani, S., Shams, G., Ghanbari Adivi, E., Mehranfar, M. and Nariman, R., 2023. Numerical study of the effect of using a combined coastal wall and coastal forest design on coastal protection and sustainability. *Journal of Marine Engineering*, 19(39), pp.79–96. [10.61186/marineeng.19.39.79](https://doi.org/10.61186/marineeng.19.39.79)
 41. Bongarts Lebbe, T, Rey-Valette, H, Chaumillon, E, Camus, G, Almar, R, Cazenave, A, et al., 2021. Designing coastal adaptation strategies to tackle sea level rise. *Frontiers in Marine Science*, 8. [10.3389/fmars.2021.740602](https://doi.org/10.3389/fmars.2021.740602)
 42. Sayers, P.B., Horritt, M., Carr, S., Kay, A., Mauz, J., Lamb, R. and Penning-Rowsell, E., 2020. Third UK climate change risk assessment (CCRA3): future flood risk. Research undertaken by Sayers and Partners for the Committee on Climate Change. Published by Committee on Climate Change, London.
 43. Chowdhury, M.S.N., La Peyre, M., Coen, L.D., Morris, R.L., Luckenbach, M.W., Ysebaert, T., Walles, B. and Smaal, A.C., 2021. Ecological engineering with oysters enhances coastal resilience efforts. *Ecological Engineering*, 169. [10.1016/j.ecoleng.2021.106320](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106320)
 44. Cecchetti, A.R., Stiegler, A.N., Graham, K.E. and Sedlak, D.L., 2020. The horizontal levee: a multi-benefit nature-based treatment system that improves water quality and protects coastal levees from the effects of sea level rise. *Water Research X*, 7. [10.1016/j.wroa.2020.100052](https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100052)
 45. Cooper, J.A.G., O'Connor, M.C. and McIvor, S., 2020. Coastal defences versus coastal ecosystems: a regional appraisal. *Marine Policy*, 111, p.102332. [10.1016/j.marpol.2016.02.021](https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.02.021)
 46. Calafat, F.M., Wahl, T., Tadesse, M.G. and Sparrow, S.N., 2022. Trends in Europe storm surge extremes match the rate of sea-level rise. *Nature*, 603, pp.841–845. [10.1038/s41586-022-04426-5](https://doi.org/10.1038/s41586-022-04426-5)
 47. Cazenave, A. and Cozannet, G.L., 2014. Sea level rise and its coastal impacts. *Earth's Future*, 2, pp.15–34. [10.1002/2013EF000188](https://doi.org/10.1002/2013EF000188)
 48. Charles, S.P., 2018. Saltwater intrusion and vegetation shifts drive changes in carbon storage in coastal wetlands. [10.25148/etd.FIDC006842](https://doi.org/10.25148/etd.FIDC006842)
 49. C3S, 2024. Copernicus climate change service (C3S), climate indicators, sea level indicator. <https://climate.copernicus.eu/climate-indicators/sea-level>.
 50. Clark, D. G., Brander, R. W., & MacMahan, J. H. (2017). Rip current characteristics on beaches with complex bathymetry: A review. *Marine Geology*, 393, pp. 161–175.
 51. Cahoon, D.R., Mckee, K.L. and Morris, J.T., 2021. How plants influence resilience of salt marsh and mangrove wetlands to sea-level rise. *Estuarine*,

- [sheet-nature-as-resilient-infrastructure-an-overview-of-nature-based-solutions.](#)
75. Ells, K. and Murray, A.B., 2012. Long-term, non-local coastline responses to local shoreline stabilization. *Geophysical Research Letters*, 39, p.L19401. [10.1029/2012GL052627](#)
 76. Fukuoka, S., 1993. Flood-control measure that utilize nation function of river. In: Proceedings of the XXV Congress of the International Association for Hydraulic Research, Vol. VII, Tokyo.
 77. Fant, C., Jacobs, J. M., Chinowsky, P., Sweet, W., Weiss, N., Sias, J. E., et al. (2021). Mere nuisance or growing threat? The physical and economic impact of high tide flooding on US road networks. *Journal of infrastructure systems*, 27(4), 04021044. [10.1061/\(ASCE\)IS.1943-555X.0000652](#)
 78. Flick, R.E., Chadwick, D.B., Briscoe, J. and Harper, K.C., 2012. "Flooding" versus "inundation". *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 93, pp.365-366. [10.1029/2012EO380009](#)
 79. Fitzgerald, D.M., Fenster, M.S., Argow, B.A. and Buynevich, I.V., 2008. Coastal impacts due to sea-level rise. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 36, pp.601-647. [10.1146/annurev.earth.35.031306.140139](#)
 80. Fairley, I., Davidson, M. and Kingston, K., 2009. The morpho-dynamics of a beach protected by detached breakwaters in a high energy tidal environment. *Journal of Coastal Research*, pp.607-611.
 81. Fredsøe, J., and Deigaard, R. (1992). *Mechanics of coastal sediment transport*. World Scientific Publishing.
 82. Fu, C., Frappi, S., Havlik, M.N., Howe, W., Harris, S.D., Laiolo, E., Gallagher, A.J., Masqué, P. and Duarte, C.M., 2023. Substantial blue carbon sequestration in the world's largest seagrass meadow. *Communication Earth & Environment*, 4. [10.1038/s43247-023-01154-0](#)
 83. Fagherazzi, S., Mariotti, G., Leonardi, N., Canestrelli, A., Nardin, W. and Kearney, W.S., 2020. Salt marsh dynamics in a period of accelerated sea level rise. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 125, e2019JF005200. [10.1029/2019JF005200](#)
 84. Fazlioglu, F. & Chen, L., 2020. Introduced non-native mangroves express better growth performance than co-occurring native mangroves. *Scientific Reports*, 10, p.3854. [10.1038/s41598-020-60454-z](#)
 85. Goncalves, S.C., Anastacio, P.M. and Marques, J.C., 2013. Talitrid and Tylid crustaceans bioecology as a tool to monitor and assess sandy beaches ecological quality condition. *Ecological Indicators*, 20, pp. 549-557. [10.1016/j.ecolind.2013.01.035](#)
 86. Gijsman, R., Horstman, E.M., Van der Wal, D., Friess, D.A., Swales, A. and Wijnberg, K.M., 2021. Nature-based engineering: a review on reducing coastal flood risk with mangroves. *Frontiers in Marine Science*, 8, p.702412. [10.3389/fmars.2021.702412](#)
 87. Ghanbari Adivi, E. and Fathi Moghadam, F., 2014. A Review of Research on the Attenuation and Damping resilience with a blue carbon benefit. *PLoS One*, 10, p.e0142595. [10.1371/journal.pone.0142595](#)
 63. Dodet, G., Melet, A., Ardhuin, F., Bertin, X., Idier, D. and Almar, R., 2019. The contribution of wind-generated waves to coastal sea-level changes. *Surveys in Geophysics*, 40, pp.1563-1601. [10.1007/s10712-019-09557-5](#)
 64. Dafforn, K.A., Mayer-Pinto, M., Morris, R.L. and Waltham, N.J., 2015. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 158, pp.61-73. [10.1016/j.jenvman.2015.05.001](#)
 65. Dawson, R., Gosling, S., Chapman, L., Darch, G., Watson, G., Powrie, W., Bell, S., Paulson, K., Hughes, P. and Wood, R., 2017. UK climate change risk assessment chapter 4: infrastructure. *UK Climate Change Risk Assessment*.
 66. Dufresne, P., Lajeunesse, E., and Doublet, R. (2008). Sediment transport in turbulent wakes. *Journal of Fluid Mechanics*, 608, pp. 339-358.
 67. Duarte, C.M., Losada, I.J., Hendriks, I.E., Mazarrasa, I. and Marbà, N., 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3, pp.961-968. [10.1038/nclimate1970](#)
 68. Dal Barco, M.K., Furlan, E., Pham, H.V., Torresan, S., Zachopoulos, K., Kokkos, N., Sylaios, G. and Critto, A., 2024. Multi-scenario analysis in the Apulia shoreline: a multi-tiered analytical framework for the combined evaluation and management of coastal erosion and water quality risks. *Environmental Science & Policy*, 153. [10.1016/j.envsci.2023.103665](#)
 69. Daniel, A., Erik, Y., Jahson, A., Lynn-Wei, W., Sasha, S., Natasha, B. and S.J.H., 2020. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, Taylor & Francis, 58, pp.107-141. [10.1201/9780429351495-3](#)
 70. De Los Santos, C.B., Olivé, I., Moreira, M., Silva, A., Freitas, C., Araújo Luna, R., et al., 2020. Seagrass meadows improve inflowing water quality in aquaculture ponds. *Aquaculture*, 528. [10.1016/j.aquaculture.2020.735502](#)
 71. Duarte, C.M., Dennison, W.C., Orth, R.J. and Carruthers, T., 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts*, 31(2), pp.233-238. [10.1007/s12237-008-9038-7](#)
 72. Edmonds, D.A., Caldwell, R.L., Brondizio, E.S. and Siani, S.M.O., 2020. Coastal flooding will disproportionately impact people on river deltas. *Nature Communications*, 11, p.4741. [10.1038/s41467-020-18531-4](#)
 73. Etminan, V., Lowe, R.J. and Ghisalberti, M., 2017. A new model for predicting the drag exerted by vegetation canopies. *Water Resources Research*, 53(4), pp.3179-3196. [10.1002/2016WR020090](#)
 74. Eesi, 2019. Fact sheet: Nature as resilient infrastructure – an overview of nature-based solutions. <https://www.eesi.org/papers/view/fact->

- Hulscher, S.J.M.H., 2014. Wave attenuation in mangroves: a quantitative approach to field observations. *Coastal Engineering*, 94, pp.47–62. [10.1016/j.coastaleng.2014.08.005](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2014.08.005)
100. Haigh, I.D. and Nicholls, R.J., 2017. Coastal flooding. *MCCIP Science Review*, 2017, pp.98–104. [10.14465/2017.arc10.009-cof](https://doi.org/10.14465/2017.arc10.009-cof)
101. Hanley, M.E., Bouma, T.J. and Mossman, H.L., 2020. The gathering storm: optimizing management of coastal ecosystems in the face of a climate-driven threat. *Annals of Botany*, 125, pp.197–212. [10.1093/aob/mcz204](https://doi.org/10.1093/aob/mcz204)
102. Hanson, H. and Kraus, N.C., 1990. Shoreline response to a single transmissive detached breakwater. In: 22nd International Conference on Coastal Engineering, Delft, The Netherlands. [10.1061/9780872627765.156](https://doi.org/10.1061/9780872627765.156)
103. Hinkel, J., Lincke, D., Vafeidis, A.T., Perrette, M., Nicholls, R.J., Tol, R.S.J., Marzeion, B., Fettweis, X., Ionescu, C., Levermann, A. and others, 2014. Coastal flood damage and adaptation costs under 21st-century sea-level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, pp.3292–3297. [10.1073/pnas.1222469111](https://doi.org/10.1073/pnas.1222469111)
104. Hemminga, M.A. and Duarte, C.M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY. [10.1017/CBO9780511525551.005](https://doi.org/10.1017/CBO9780511525551.005)
105. Hu, Z., Lian, S., Wei, H., Li, Y. and Stive, M., 2021. Laboratory data on wave propagation through vegetation with following and opposing currents. *Earth System Science Data*, 13, pp.4987–4999. [10.5194/essd-13-4987-2021](https://doi.org/10.5194/essd-13-4987-2021)
106. Huang, S. & Yang, J.Q., 2022. Impacts of emergent vegetation on hyporheic exchange. *Geophysical Research Letters*, 49(13), pp.[pages missing]. [10.1029/2022GL099095](https://doi.org/10.1029/2022GL099095)
107. Hashim, A.M. and Catherine, S.M.P., 2013. A laboratory study on wave reduction by mangrove forests. *APCBEE Procedia*, 5, pp.27–32. [10.1016/j.apcbec.2013.05.006](https://doi.org/10.1016/j.apcbec.2013.05.006)
108. Hynes, S, Burger, R, Tudella, J, Norton, D & Chen, W, 2022. Estimating the costs and benefits of protecting a coastal amenity from climate change-related hazards: nature-based solutions via oyster reef restoration versus grey infrastructure. *Ecological Economics*, 194, p.107349. [10.1016/j.ecolecon.2022.107349](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107349)
109. Harada, K., and Imamura, F. (2005). Effects of coastal forest on tsunami hazard mitigation-a preliminary investigation. *Advances in natural and technological hazards research*, 23, 279. [10.1007/1-4020-3331-1_17](https://doi.org/10.1007/1-4020-3331-1_17)
110. Inacio, M., Karnauskaite, D., Mikša, K., Gomes, E., Kalinauskas, M. and Pereira, P., 2022. Nature-based solutions to mitigate coastal floods and associated socio-ecological impacts. In: Ferreira, C.S.S., Kalantari, Z., Hartmann, T. and Pereira, P., eds. *Nature-Based Solutions for Flood Mitigation: Environmental and Socio-Economic Aspects*. Springer International Publishing, Cham. [10.1007/978-2020-675](https://doi.org/10.1007/978-2020-675)
- of Sea Waves by Coastal Vegetation. *Quarterly Journal of Marine Science and Technology*, 18(70), pp.1-1. [In Persian].
88. Ghanbari Adivi, E. and Fathi Moghadam, F., 2015. The Effect of Vegetation Cover on the Group Tensile Coefficient of Trees and the Resistance of the Cover to Coastal Waves. *Irrigation Science and Engineering*, 38(2), pp.103-112. [In Persian]. [10.22055/jise.2015.11352](https://doi.org/10.22055/jise.2015.11352)
89. Gingerich, S.B., Voss, C.I. and Johnson, A.G., 2017. Seawater-flooding events and impact on freshwater lenses of low-lying islands: controlling factors, basic management and mitigation. *Journal of Hydrology*, 551, pp.676–688. [10.1016/j.jhydrol.2017.03.001](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.001)
90. Ghasemi Pirbaluti, G., Ghanbari Adivi, E., Fattahi Nafchi, R. and Khavasi, M., 2024. Numerical modeling of the effect of cylindrical barriers on coastal waves using OpenFOAM software. *Journal of Marine Sciences and Technologies*, 23(3), pp.22-38. [In Persian]. [10.22113/JMST.2022.354486.2489](https://doi.org/10.22113/JMST.2022.354486.2489)
91. Goudie, A., 2001. *The Human Impact on the Natural Environment*. MIT Press.
92. Gaertner-Mazouni, N. and De Wit, R., 2012. Exploring new issues for coastal lagoons monitoring and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114, pp.1–6. [10.1016/j.ecss.2012.07.008](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.008)
93. Gedan, K.B., Silliman, B.R. and Bertness, M.D., 2009. Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 1, pp.117–141. [10.1146/annurev.marine.010908.163930](https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930)
94. Garzon, J.L., Maza, M., Ferreira, C.M., Lara, J.L. and Losada, I.J., 2019. Wave attenuation by Spartina saltmarshes in Chesapeake Bay under storm surge conditions. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 124, pp.5220–5243. [10.1029/2018JC014865](https://doi.org/10.1029/2018JC014865)
95. Gong, S., Xu, S., Yin, K., Chen, Y., Chen, J. and Lei, J., 2024. Experimental study on wave attenuation and cross-shore profiles by submerged flexible vegetation. *Ocean Engineering*, 307. [10.1016/j.oceaneng.2024.118218](https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2024.118218)
96. Gijnsman, R., Horstman, E.M., Swales, A., Balke, T., Willemsen, P.W.J.M., Van der Wal, D. and Wijnberg, K.M., 2024. Biophysical modeling of mangrove seedling establishment and survival across an elevation gradient with forest zones. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 129, e2024JF007664. [10.1029/2024JF007664](https://doi.org/10.1029/2024JF007664)
97. Green, E.P. and Short, F.T., 2003. *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, USA.
98. Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Byers, J.E., Arkema, K.K., Berkenbusch, K., Commito, J.A., Duarte, C.M., Hacker, S.D., Lambrinos, J.G., Hendriks, I.E., Hogarth, P.J., Palomo, M.G., and Wild, C., 2011. Physical ecosystem engineers and the functioning of estuaries and coasts. In: *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, pp. 53–81. Elsevier. [10.1016/B978-0-12-374711-2.00705-1](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00705-1)
99. Horstman, E.M., Dohmen-Janssen, C.M., Narra, P.M.F., van den Berg, N.J.F., Siemerink, M. and

- environmental change. *Earth-Science Reviews*, 114, pp.19–41. [10.1016/j.earscirev.2012.04.005](https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.04.005)
124. Kulp, S.A. and Strauss, B.H., 2019. New elevation data triple estimates of global vulnerability to sea-level rise and coastal flooding. *Nature Communications*, 10, p.4844. [10.1038/s41467-019-12808-z](https://doi.org/10.1038/s41467-019-12808-z)
125. Kristensen, S.E., 2013. *Marine and Coastal Morphology: Medium Term and Long-Term Area Modelling*. PhD thesis, Technical University of Denmark.
126. Kraus, N.C., Hanson, H. and Blomgren, S.H., 1994. Modern functional design of groin systems. In: 24th Conference on Coastal Engineering, Kobe, Japan, 29 January 1994. [10.1061/9780784400890.097](https://doi.org/10.1061/9780784400890.097)
127. Karimi, Z., Abdi, E., Deljouei, A., Cislighi, A., Shirvany, A. and Schwarz, M., 2022. Vegetation-induced soil stabilization in coastal area: an example from a natural mangrove forest. *Catena*, 216, p.106410. [10.1016/j.catena.2022.106410](https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106410)
128. Koch, EW, Barbier, EB, Silliman, BR, Reed, DJ, Perillo, GM, Hacker, SD, et al., 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, pp.29–37. [10.1890/080126](https://doi.org/10.1890/080126)
129. Kumar, P, Debele, SE, Sahani, J, Rawat, N, Marti-Cardona, B, Alfieri, SM, et al., 2021. Nature-based solutions efficiency evaluation against natural hazards: modelling methods, advantages and limitations. *Science of The Total Environment*, 784, p.147058. [10.1016/j.scitotenv.2021.147058](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147058)
130. Kongko, W., 2004. Study on tsunami energy dissipation in mangrove forest. Master Thesis, Wate University, Japan.
131. Keijsers, JGS, De Groot, AV & Riksen, MJP, 2015. Vegetation and sedimentation on coastal foredunes. *Geomorphology*, 228, pp.723–734. [10.1016/j.geomorph.2014.10.027](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.10.027)
132. Leewis, L., van Bodegom, P.M., Rozema, J. and Janssen, G.M., 2012. Does beach nourishment have long-term effects on intertidal macroinvertebrate species abundance? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113, pp. 172–181. [10.1016/j.ecss.2012.07.021](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.021)
133. Lincke, D., Hinkel, J., Mengel, M., and Nicholls, R. J. (2022). Understanding the drivers of coastal flood exposure and risk from 1860 to 2100. *Earth's Future*, 10(12), e2021EF002584. [10.1029/2021EF002584](https://doi.org/10.1029/2021EF002584)
134. Lorie, M., Neumann, J. E., Sarofim, M. C., Jones, R., Horton, R. M., Kopp, R. E. et al. (2020). Modeling coastal flood risk and adaptation response under future climate conditions. *Climate risk management*, 29, 100233. [10.1016/j.crm.2020.100233](https://doi.org/10.1016/j.crm.2020.100233)
135. Luther, D.A. and Greenberg, R., 2009. Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *Bioscience*, 59, pp.602–612. [10.1525/bio.2009.59.7.11](https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.11)
136. Losada, I.J., Maza, M. and Lara, J.L., 2016. A new formulation for vegetation-induced damping under
111. IPCC, 2022. *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
112. Islam, M.M. and Hossain, M.M., 2017. Community dependency on the ecosystem services from the Sundarbans mangrove wetland in Bangladesh. In: Prusty, B., Chandra, R. and Azeez, P.A., eds. *Wetland Science: Perspectives from South Asia*. Springer India, New Delhi. [10.1007/978-81-322-3715-0](https://doi.org/10.1007/978-81-322-3715-0)
113. Jalil-Masir, H., Fattahi, R., Ghanbari-Adivi, E. and Aghbolaghi, M.A., 2021. Effects of different forest cover configurations on reducing the solitary wave-induced total sediment transport in coastal areas: An experimental study. *Ocean Engineering*, 235, p.109350. [10.1016/j.oceaneng.2021.109350](https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2021.109350)
114. Jonkman, S.N., Hillen, M.M., Nicholls, R.J., Kanning, W. and Van Leeden, M., 2013. Costs of adapting coastal defenses to sea-level rise—new estimates and their implications. *Journal of Coastal Research*, 290, pp.1212–1226. [10.2112/JCOASTRES-D-12-00230.1](https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-12-00230.1)
115. Justine, Y. E. D., and Seenath, A. (2025). Vegetative nature-based solutions for coastal flood risk management: Benefits, challenges, and uncertainties. *Ocean and Coastal Management*, 261, 107520. [10.1016/j.ocecoaman.2024.107520](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2024.107520)
116. Jalil-Masir, H., Fattahi, R., Ghanbari-Adivi, E., Asadi Aghbolaghi, M., Ehteram, M., Ahmed, A.N., & El-Shafie, A., 2022. An inclusive multiple model for predicting total sediment transport rate in the presence of coastal vegetation cover based on optimized kernel extreme learning models. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(44), pp.67180–67213. [10.1007/s11356-022-20472-y](https://doi.org/10.1007/s11356-022-20472-y)
117. Jalil-Masir, H., Fatahi, R., Ghanbari Adivi, E. & Asadi, M., 2020. Investigation on flexible trees impact on flow pattern at the coasts using physical model. *Journal of Marine Engineering*, 16(32), pp.9–19. [In Persian] [10.29252/marineeng.16.32.9](https://doi.org/10.29252/marineeng.16.32.9)
118. John, B.M., Shirlal, K.G. and Rao, S., 2015. Effect of artificial seagrass on wave attenuation: an experimental investigation. *Aquatic Procedia*, 4, pp.221–226. [10.1016/j.aqpro.2015.02.030](https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.02.030)
119. Jin, G., Zhang, S., Zhou, B., Yang, Y., Zhang, Z. & Chen, H., 2023. Solute transport characteristics in the streambed due to rigid non-submerged plants: experiment and simulations. *Journal of Hydrology*, 619, pp.129315. [10.1016/j.jhydrol.2023.129315](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129315)
120. Julien, P.Y., 2010. *Erosion and Sedimentation*. Cambridge: Cambridge University Press.
121. Jadhav, R.S., Chen, Q. and Smith, J.M., 2013. Spectral distribution of wave energy dissipation by salt marsh vegetation. *Coastal Engineering*, 77, pp.99–107. [10.1016/j.coastaleng.2013.02.013](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.02.013)
122. Jevrejeva, S., Grinsted, A., Moore, J.C. and Holgate, S., 2006. Nonlinear trends and multiyear cycles in sea level records. *Journal of Geophysical Research: Oceans*. [10.1029/2005JC003229](https://doi.org/10.1029/2005JC003229)
123. Jennerjahn, TC, 2012. Biogeochemical response of tropical coastal systems to present and past

148. Mirzakhani, G., Ghanbari-Adivi, E., & Fattahi, R., 2023. Sediment trapping efficiency in different coastal forest characteristics. *Arabian Journal of Geosciences*, 16(9), p.502. [10.1007/s12517-023-11622-8](https://doi.org/10.1007/s12517-023-11622-8)
149. Marsooli, R. and Wu, W., 2014. Numerical investigation of wave attenuation by vegetation using a 3D RANS model. *Advances in Water Resources*, 74, pp.245–257. [10.1016/j.advwatres.2014.09.012](https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2014.09.012)
150. Motamedi Nejad, Fathi Moghaddam, and Davoodi. (2017). Investigating the effect of coastal forest on the absorption of individual breaking wave force on steep coasts. *Irrigation Science and Engineering*, 40 (2), 251-263. [InPersian] [10.22055/jise.2017.13183](https://doi.org/10.22055/jise.2017.13183)
151. Ma, Y., Zhu, L., Peng, Z., Xue, L., Zhao, W., Li, T., et al., 2023. Wave attenuation by flattened vegetation (*Scirpus mariqueter*). *Frontiers in Marine Science*, 10, p.1106070. [10.3389/fmars.2023.1106070](https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1106070)
152. Mirzakhani, G., Ghanbari Adivi, E. and Fattahi, R., 2024. Laboratory study of the effects of terrestrial coastal forests on the absorption of solitary wave force. *Acta Geophysica*, 72(1), pp.449-465. [10.1007/s11600-023-01039-y](https://doi.org/10.1007/s11600-023-01039-y)
153. Méndez, F.J. and Losada, I.J., 2004. An empirical model to estimate the propagation of random breaking and nonbreaking waves over vegetation fields. *Coastal Engineering*, 51, pp.103–118. [10.1016/j.coastaleng.2003.11.003](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2003.11.003)
154. Mazda, Y., Magi, M., Ikeda, Y., Kurokawa, T. and Asano, T., 2006. Wave reduction in a mangrove forest dominated by *Sonneratia* sp. *Wetlands Ecology and Management*, 14, pp.365–378. [10.1007/s11273-005-5388-0](https://doi.org/10.1007/s11273-005-5388-0)
155. Mirzakhani, G. and Fatahi, R., 2022. Rigid vegetation density impact on wave force and height reduction in the shoreline. *Water and Soil Science*, 32(3), pp.163–180. [In Persian] [10.22034/ws.2021.37217.2305](https://doi.org/10.22034/ws.2021.37217.2305)
156. Moraes, RPL, Reguero, BG, Mazarrasa, I, Ricker, M & Juanes, JA, 2022. Nature-based solutions in coastal and estuarine areas of Europe. *Frontiers in Environmental Science*, 10. [10.3389/fenvs.2022.829526](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.829526)
157. Morris, RL, Pomeroy, AWM, Boxshall, A, Colleter, G, Dack, D, Dunlop, AR, et al., 2024. A blueprint for overcoming barriers to the use of nature-based coastal protection in Australia. *Frontiers in Environmental Science*, 12 [10.3389/fenvs.2024.1435833](https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1435833)
158. McIvor, A., Spencer, T., Möller, I., Spalding, M. and others, 2012. Storm surge reduction by mangroves. *Natural Coastal Protection Series: Report 2*, The Nature Conservancy and Wetlands International.
159. Mascarenhas A. and Jayakumar S, 2008. An environmental perspective of the post tsunami scenario along the coast of Tamil Nadu, India: Role of sand dunes and forests. *Journal of Environmental Management* 89(1): 24-34. [10.1016/j.jenvman.2007.01.053](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.053)
160. Nobre, A.M. and Ferreira, J.G., 2009. Integration of ecosystem-based tools to support coastal zone combined waves and currents. *Coastal Engineering*, 107, pp.1–13. [10.1016/j.coastaleng.2015.09.011](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2015.09.011)
137. Luhar, M. and Nepf, H.M., 2016. Wave-induced dynamics of flexible blades. *Journal of Fluid Mechanics*, 61, pp.20–41. [10.1016/j.jfluidstructs.2015.11.007](https://doi.org/10.1016/j.jfluidstructs.2015.11.007)
138. Lee, J.-H., Jeong, Y.-M., Jeong, J. and Hur, D.-S., 2024. An experimental study on the effect of cross-sectional changes in rigid and flexible submerged vegetation on beach erosion control. *Journal of Coastal Research*, 116, pp.643–647. [10.2112/JCR-SI116-130.1](https://doi.org/10.2112/JCR-SI116-130.1)
139. Martins, M.C., Neto, C. and Costa, J.C., 2013. The meaning of mainland Portugal beaches and dunes psammophilic plant communities: a contribution to tourism management and nature conservation. *Journal of Coastal Conservation*. [Online] Available at: [insert URL] [Accessed date]. [10.1007/s11852-013-0232-9](https://doi.org/10.1007/s11852-013-0232-9)
140. Morris, R.L., Konlechner, T.M., Ghisalberti, M. and Swearer, S.E., 2018. From grey to green: efficacy of eco-engineering solutions for nature-based coastal defence. *Global Change Biology*, 24, pp.1827–1842. [10.1111/gcb.14063](https://doi.org/10.1111/gcb.14063)
141. Moller, I., Kudella, M., Rupprecht, F., Spencer, T., Paul, M., Van Wesenbeeck, B.K., Wolters, G., Jensen, K., Bouma, T.J., Miranda-Lange, M. and Schimmels, S., 2014. Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience*, 7, pp.727–731. [10.1038/ngeo2251](https://doi.org/10.1038/ngeo2251)
142. Merrifield, M.A., Johnson, M., Guza, R.T., Fiedler, J.W., Young, A.P., Henderson, C.S., Lange, A.M.Z., O'Reilly, W.C., Ludka, B.C., Okiihiro, M., Gallien, T., Pappas, K. and Engeman, L., 2021. An early warning system for wave-driven coastal flooding at Imperial Beach, CA. *Natural Hazards*, 108, pp.2591–2612. [10.1007/s11069-021-04790-x](https://doi.org/10.1007/s11069-021-04790-x)
143. Martyr-Koller, R., Thomas, A., Schleussner, C.-F., Nauels, A., and Lissner, T., 2021. Loss and damage implications of sea-level rise on small island developing states. *Current Opinions in Environmental Sustainability*, 50, pp.245–259. [10.1016/j.cosust.2021.05.001](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2021.05.001)
144. McLean, R.F., 2013. Bruun rule. In: Goudie, A., ed. *Encyclopedia of Geomorphology*. Taylor & Francis. [10.4324/9780203381137](https://doi.org/10.4324/9780203381137)
145. Mitra, A., 2013. *Sensitivity of Mangrove Ecosystem to Changing Climate*. Springer India, New Delhi. [10.1007/978-81-322-1509-7](https://doi.org/10.1007/978-81-322-1509-7)
146. Morris, R.L., Chapman, M.G., Firth, L.B. and Coleman, R.A., 2017. Increasing habitat complexity on seawalls: investigating large- and small-scale effects on fish assemblages. *Ecology and Evolution*, 7, pp.9567–9579. [10.1002/ece3.3475](https://doi.org/10.1002/ece3.3475)
147. Mcleod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Bjork, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H. and Silliman, B.R., 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, pp.552–560. [10.1890/110004](https://doi.org/10.1890/110004)

- inundation patterns. *Continental Shelf Research*, 200, p.104132. [10.1016/j.csr.2020.104132](https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104132)
174. Palmer, R., 1996. *History of Coastal Engineering in Great Britain*. Development Consultants, London.
175. Pilkey, O.H. and Dixon, K.L., 1996. *The Corps and the Shore*. Island Press, Washington, D.C.
176. Pearce, K. A., & Brander, R. W. (2014). Rip current velocity and variability on a tropical embayed beach. *Coastal Engineering*, 84, 1-13.
177. Phan, K.L., Stive, M.J.F., Zijlema, M., Truong, H.S. and Aarninkhof, S.G.J., 2019. The effects of wave non-linearity on wave attenuation by vegetation. *Coastal Engineering*, 147, pp.63-74. [10.1016/j.coastaleng.2019.01.004](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2019.01.004)
178. Pace, G., Petet, D., Dunton, M., Wang-Mondaca, C., Ismail, S., Supino, J. and Nichols, J., 2021. Importance of quantifying the full-depth carbon reservoir of Jamaica Bay salt marshes, New York. In: *City and Environment Interactions*, vol. 12. [10.1016/j.cacint.2021.100073](https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100073)
179. Palacios, M.M., Trevathan-Tackett, S.M., Malerba, M.E. and Macreadie, P.I., 2021. Effects of a nutrient enrichment pulse on blue carbon ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 165, 112024. [10.1016/j.marpolbul.2021.112024](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112024)
180. Rangel-Buitrago, N., Williams, A. and Anfuso, G., 2018. Hard protection structures as a principal coastal erosion management strategy along the Caribbean coast of Colombia: a chronicle of pitfalls. *Ocean & Coastal Management*, 156, pp.58-75. [10.1016/j.ocecoaman.2017.04.006](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.04.006)
181. Resio, D.T. and Westerink, J.J., 2008. Modeling the physics of storm surges. *Physics Today*, 61, pp.33-38. [10.1063/1.2982120](https://doi.org/10.1063/1.2982120)
182. Rotzoll, K. and Fletcher, C.H., 2013. Assessment of groundwater inundation as a consequence of sea-level rise. *Nature Climate Change*, 3, pp.477-481. [10.1038/nclimate1725](https://doi.org/10.1038/nclimate1725)
183. Reeve, D., Chadwick, A. and Fleming, C., 2018. *Coastal Engineering: Processes, Theory and Design Practice*. Spon Press, Oxford, UK. [10.4324/9781351165525](https://doi.org/10.4324/9781351165525)
184. Rupprecht, F., Möller, I., Paul, M., Kudella, M., Spencer, T., Van Wesenbeeck, B.K., Wolters, G., Jensen, K., Bouma, T.J., Miranda-Lange, M. and Schimmels, S., 2017. Vegetation-wave interactions in salt marshes under storm surge conditions. *Ecological Engineering*, 100, pp.301-315. [10.17863/CAM.27739](https://doi.org/10.17863/CAM.27739)
185. Rupprecht, F., 2015. Vegetation succession and coastal protection by wave dissipation in salt marshes of north-west Europe. PhD thesis, Universität Hamburg.
186. Raymond, C, Horton, RM, Zscheischler, J, Martius, O, Aghakouchak, A, Balch, J, Bowen, SG, Camargo, SJ, Hess, J, Kornhuber, K, Oppenheimer, M, Ruane, AC, Wahl, T & White, K, 2020. Understanding and managing connected extreme events. *Nature Climate Change*, 10, pp.611-621. [10.1038/s41558-020-0790-4](https://doi.org/10.1038/s41558-020-0790-4)
187. Rosenberger, D. and Marsooli, R., 2022. Benefits of vegetation for mitigating wave impacts on vertical management. *Journal of Coastal Research*, 56, pp. 1676-1680.
161. Narayan, S., Beck, M.W., Reguero, B.G., Losada, I.J., Van Wesenbeeck, B., Pontee, N., et al., 2016. The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PLOS ONE*, 11, p.e0154735. [10.1371/journal.pone.0154735](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154735)
162. Narayan, S, Beck, MW, Wilson, P, Thomas, CJ, Guerrero, A, Shepard, CC, et al., 2017. The value of coastal wetlands for flood damage reduction in the northeastern USA. *Scientific Reports*, 7, p.9463. [10.1038/s41598-017-09269-z](https://doi.org/10.1038/s41598-017-09269-z)
163. NOAA, 2015. Guidance for considering the use of living shorelines. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Springs, Maryland.
164. Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A. and others, 2008. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, 89, pp.155-185. [0.1016/j.aquabot.2007.12.007](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007)
165. Neumeier, U. and Amos, C.L., 2006. The influence of vegetation on turbulence and flow velocities in European saltmarshes. *Sedimentology*, 53, pp.259-277. [10.1111/j.1365-3091.2006.00772.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2006.00772.x)
166. Nepf, HM., 2012a. Flow and transport in regions with aquatic vegetation. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 44(1), pp.123-142. [10.1146/annurev-fluid-120710-101048](https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-120710-101048)
167. Nepf, HM., 2012b. Hydrodynamics of vegetated channels. *Journal of Hydraulic Research*, 50(3), pp.262-279. [10.1080/00221686.2012.696559](https://doi.org/10.1080/00221686.2012.696559)
168. Nelson, J.L. and Zavaleta, E.S., 2012. Salt marsh as a coastal filter for the oceans: changes in function with experimental increases in nitrogen loading and sea-level rise. *PLOS One*, 7, p.e38558. [10.1371/journal.pone.0038558](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038558)
169. Ohenhen, L.O., Shirzaei, M., Ojha, C., Sherpa, S.F., & Nicholls, R.J., 2024. Disappearing cities on US coasts. *Nature*, 627(8002), pp.108-115. [10.1038/s41586-024-07038-3](https://doi.org/10.1038/s41586-024-07038-3)
170. O'Donnell, K.L., Bernhardt, E.S., Yang, X., Emanuel, R.E., Ardon, M., Lerdau, M.T., et al., 2024. Saltwater intrusion and sea level rise threaten U.S. rural coastal landscapes and communities. *The Anthropocene*. pp. 45, 100427. [10.1016/j.ancene.2024.100427](https://doi.org/10.1016/j.ancene.2024.100427)
171. Osorio, R.J., Linhoss, A., Skarke, A., Brasher, M.G., French, J. and Baghbani, R., 2022. Modeling wave climates and wave energy attenuation in marsh terrace environments in the northern Gulf of Mexico. *Ecological Engineering*, 176, p.106529. [10.1016/j.ecoleng.2021.106529](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106529)
172. Ortiz, A.C., Ashton, A. and Nepf, HM., 2013. Mean and turbulent velocity fields near rigid and flexible plants and the implications for deposition. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 118(4), pp.2585-2599. [10.1002/2013JF002858](https://doi.org/10.1002/2013JF002858)
173. Pinheiro, J.P., Lopes, C.L., Ribeiro, A.S., Sousa, M.C. and Dias, J.M., 2020. Tide-surge interaction in Ria de Aveiro lagoon and its influence in local

- of Hydrology, 269, pp.27–43. [10.1016/S0022-1694\(02\)00192-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00192-0)
201. Sánchez-Núñez, D.A., Mancera Pineda, J.E. and Osorio, A.F., 2020. From local- to global-scale control factors of wave attenuation in mangrove environments and the role of indirect mangrove wave attenuation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 245. [10.1016/j.ecss.2020.106926](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106926)
202. Surminski, S., Tanner, T. and others, 2016. *Realising the 'Triple Dividend of Resilience'*. Springer. [10.1007/978-3-319-40694-7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-40694-7)
203. Serrano, O., Lovelock, C.E., Atwood, T.B., Macreadie, P.I., Canto, R., Phinn, S., et al. 2019. Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature Communications*, 10, p.4313. [10.25919/5d3a8acc9b598](https://doi.org/10.25919/5d3a8acc9b598).
204. Sutton-Grier, AE, Wowk, K & Bamford, H, 2015. Future of our coasts: the potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems. *Environmental Science & Policy*, 51, pp.137–148. [10.1016/j.envsci.2015.04.006](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.006)
205. Stive, MJF, Aarninkhof, SGJ, Hamm, L, Hanson, H, Larson, M, Wijnberg, KM, Nicholls, RJ & Capobianco, M, 2002. Variability of shore and shoreline evolution. *Coastal Engineering*, 47, pp.211–235. [10.1016/S0378-3839\(02\)00126-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3839(02)00126-6)
206. Seddon, N, Sengupta, S, García-Espinosa, M, Hauler, I, Herr, D & Rizvi, AR, 2019. Nature-Based Solutions in Nationally Determined Contributions. IUCN and University of Oxford, Gland, Switzerland and Oxford. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2019-030-En.pdf>
207. Teh, D. and Khan, T., 2021. Types, definition and classification of natural disasters and threat level. In: Eslamian, S. and Eslamian, F., eds. *Handbook of Disaster Risk Reduction for Resilience*. Springer International Publishing, Cham.
208. Tully, K., Gedan, K., Epanchin-Niell, R., Strong, A., Bernhardt, E.S., Bendor, T., Mitchell, M., Kominoski, J., Jordan, T.E., Neubauer, S.C. and Weston, N.B., 2019. The invisible flood: the chemistry, ecology, and social implications of coastal saltwater intrusion. *Bioscience*, 69, pp.368–378. [10.1093/biosci/biz027](https://doi.org/10.1093/biosci/biz027)
209. Tait, J.F. and Griggs, G.B., 1991. Beach response to the presence of a seawall: comparisons of field observations. *U.S. Army Corps of Engineers*.
210. Taylor-Burns, R., Lowrie, C., Tehranirad, B., Lowe, J., Erikson, L., Barnard, P.L., Reguero, B.G. and Beck, M.W., 2024. The value of marsh restoration for flood risk reduction in an urban estuary. *Scientific Reports*, 14, p.6856. [10.1038/s41598-024-57474-4](https://doi.org/10.1038/s41598-024-57474-4)
211. Tanino, Y. and Nepf, H.M., 2008. Laboratory investigation of mean drag in a random array of rigid, emergent cylinders. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(1), pp.34–41. [10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2008\)134:1\(34\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:1(34))
212. Tinoco, R.O. and Coco, G., 2018. Turbulence as the main driver of resuspension in oscillatory flow seawalls. *Ocean Engineering*, 250, p.110974. [10.1016/j.oceaneng.2022.110974](https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2022.110974)
188. Reeve, DE, Horrillo-Caraballo, J, Karunaratna, H & Pan, S, 2019. A new perspective on meso-scale shoreline dynamics through data-driven analysis. *Geomorphology*, 341, pp.169–191. [10.1016/j.geomorph.2019.04.033](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.04.033)
189. Rezaporan, A., Ghanbari Adivi, E. and Fattahi, R., 2023. Performance comparison of hybrid protection methods in weakening coast waves. *International Journal of Maritime Technology*, 17(1), pp.1-12. [10.52547/ijmt.10.18.1](https://doi.org/10.52547/ijmt.10.18.1)
190. Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Di Sabatino, S., Leo, L.S., Capobianco, V., Oen, A.M.P., McClain, M.E., Lopez-Gunn, E., 2020. Nature-based solutions for hydro meteorological risk reduction: a state-of-the-art review of the research area. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 20, 243–270. [10.5194/nhess-20-243-2020](https://doi.org/10.5194/nhess-20-243-2020)
191. Stoesser, T., Neary, V. and Wilson, C.A.M.E., 2005, August. Modeling vegetated channel flows: Challenges and opportunities. In *Proceedings of the WSEAS (The World Scientific and Engineering Academy and Society) Conference on Fluid Mechanics*, Corfu, Greece (pp. 20-22).
192. Siegel, F.R., 2020. An example of coastal cities hazard exposure and economics. In: Siegel, F.R. (Ed.), *Adaptations of Coastal Cities to Global Warming, Sea Level Rise, Climate Change and Endemic Hazards*. Springer, Cham, pp.63-69. [10.1007/978-3-030-22669-5](https://doi.org/10.1007/978-3-030-22669-5)
193. Schoonees, T., Gijón Mancheno, A., Scheres, B., Bouma, T.J., Silva, R. and Schlurmann, T., 2019. Hard structures for coastal protection, towards greener designs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42, pp.1709–1729. [10.1007/s12237-019-00551-z](https://doi.org/10.1007/s12237-019-00551-z)
194. Seenath, A., 2015. Comparing hydrodynamic models and GIS for coastal flood vulnerability assessment. University of the West Indies.
195. Seenath, A., 2022. On simulating shoreline evolution using a hybrid 2D/one-line model. *Coastal Engineering*, 178, pp.104216. [10.1016/j.coastaleng.2022.104216](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2022.104216)
196. Samani, S.B., Ghahfarokhi, G.S. and Adivi, E.G., 2023. Investigating the effect of using coastal barriers as a shear stress factor in weakening waves by using the 3D numerical model. [In Persian]. [10.22126/ATWE.2023.9221.1054](https://doi.org/10.22126/ATWE.2023.9221.1054)
197. Short, A. D., and Brander, R. W. (1999). Rip current drainage patterns and sediment budget: a conceptual model. *Marine Geology*, 159(1-4), 101-118.
198. Soulsby, R. L., Whitehouse, R. J. S., & Harris, J. M. (2017). *Handbook of coastal processes and coastal erosion*. CRC Press
199. Scott, D.B., Frail-Gauthier, J. and Mudie, P.J., 2014. *Coastal Wetlands of the World: Geology, Ecology, Distribution and Applications*. Cambridge University Press, [10.1017/CBO9781107296916](https://doi.org/10.1017/CBO9781107296916)
200. Stephan, U. and Gutknecht, D., 2002. Hydraulic resistance of submerged flexible vegetation. *Journal*

- in flood defences. *Nature Communications*, 12, p.6533. [10.1038/s41467-021-26887-4](https://doi.org/10.1038/s41467-021-26887-4)
224. Van Rijn, L. C. (2017). Principles of coastal engineering. Delft University of Technology.
225. Valdez, S.R., Zhang, Y.S., Van Der Heide, T., Vanderklift, M.A., Tarquinio, F., Orth, R.J. and Silliman, B.R., 2020. Positive ecological interactions and the success of seagrass restoration. *Frontiers in Marine Science*, 7, p.91. [10.3389/fmars.2020.00091](https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00091)
226. Van Dam, B.R., Zeller, M.A., Lopes, C., Smyth, A.R., Bottcher, M.E., Osburn, C.L., Zimmerman, T., Profrock, D., Fourqurean, J.W. and Thomas, H., 2021. Calcification-driven CO₂ emissions exceed "blue carbon" sequestration in a carbonate seagrass meadow. *Science Advances*, 7, eabj1372. [10.1126/sciadv.abj1372](https://doi.org/10.1126/sciadv.abj1372)
227. Van Veelen, T.J., Karunarathna, H. and Reeve, D.E., 2021. Modelling wave attenuation by quasi-flexible coastal vegetation. *Coastal Engineering*, 164, p.103820. [10.1016/j.coastaleng.2020.103820](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2020.103820)
228. Van Veelen, T.J., Fairchild, T.P., Reeve, D.E. and Karunarathna, H., 2020. Experimental study on vegetation flexibility as control parameter for wave damping and velocity structure. *Coastal Engineering*. [In press]. [10.1016/j.coastaleng.2020.103648](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2020.103648)
229. Van Wesenbeeck, B.K., Wolters, G., Antolínez, J.A.A., Kalloe, S.A., Hofland, B., De Boer, W.P., Çete, C. and Bouma, T.J., 2022. Wave attenuation through forests under extreme conditions. *Scientific Reports*, 12, p.1884. [10.1038/s41598-022-05753-3](https://doi.org/10.1038/s41598-022-05753-3)
230. Vargas-Luna, A., Crosato, A. & Uijtewaal, W.S.J., 2015. Effects of vegetation on flow and sediment transport; comparative analyses and validation of predicting models. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(2), pp.157–176. [10.1002/esp.3633](https://doi.org/10.1002/esp.3633)
231. Vuik, V., Jonkman, S.N., Borsje, B.W. and Suzuki, T., 2016. Nature-based flood protection: the efficiency of vegetated foreshores for reducing wave loads on coastal dikes. *Coastal Engineering*, 116, pp.42–56. [10.1051/e3sconf/20160713014](https://doi.org/10.1051/e3sconf/20160713014)
232. Van Loon, A.F., Te Brake, B., Van Huijgevoort, M.H.J. and Dijkma, R., 2016. Hydrological classification, a practical tool for mangrove restoration. *PLoS ONE*, 11, e0150302. [10.1371/journal.pone.0150302](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150302)
233. Weisse, R., von Storch, H., Niemeyer, H.D. and Knaack, H., 2012. Changing North Sea storm surge climate: an increasing hazard? *Ocean & Coastal Management*, 68, pp.58–68. [10.1016/j.ocecoaman.2011.09.005](https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.09.005)
234. Wang, X., and Shen, X. (2021). Coastal hydrodynamics and morphodynamics. Springer.
235. Whitfield, A.K., 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27, pp.75–110. [10.1007/s11160-016-9454-x](https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x)
236. Wang, F., Sanders, C.J., Santos, I.R., Tang, J., Schuerch, M., Kirwan, M.L., et al., 2021a. Global blue carbon accumulation in tidal wetlands increases with climate change. *National Science Review*, 8, nwaa296. [10.1093/nsr/nwaa296](https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa296)
- through vegetation. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 123(5), pp.891–904. [10.1002/2017JF004504](https://doi.org/10.1002/2017JF004504)
213. Tseng, C.-Y. and Tinoco, R.O., 2021. A two-layer turbulence-based model to predict suspended sediment concentration in flows with aquatic vegetation. *Geophysical Research Letters*, 48(3), e2021GL092273. [10.1029/2020GL091255](https://doi.org/10.1029/2020GL091255)
214. Tang, J., Causon, D., Mingham, C. and Qian, L., 2013. Numerical study of vegetation damping effects on solitary wave run-up using the nonlinear shallow water equations. *Coastal Engineering*, 75, pp.21–28. [10.1016/j.coastaleng.2013.01.002](https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2013.01.002)
215. Tanner, T., Surminski, S., Wilkinson, E., Reid, R., Rentschler, J. and others, 2015. *The Triple Dividend of Resilience: Realising Development Goals through the Multiple Benefits of Disaster Risk Management*. <https://www.odi.org/publications/9599-triple-dividend-resilience-development-goals-multiple-benefits-disaster-risk-management>
216. Unguendoli, S., Biolchi, L.G., Aguzzi, M., Pillai, U.P.A., Alessandri, J. and Valentini, A., 2023. A modeling application of integrated nature based solutions (NBS) for coastal erosion and flooding mitigation in the Emilia-Romagna coastline (Northeast Italy). *Science of The Total Environment*, 867, p.161357. [10.1016/j.scitotenv.2022.161357](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161357)
217. Voudoukas, M., Mentaschi, L., Mongelli, I., Ciscar Martinez, J., Hinkel, J., Ward, P., Gosling, S., Feyen, L., 2020. Adapting to Rising Coastal Flood Risk in the Eu under Climate Change. Publications Office of the the European Union, Luxembourg. [10.2760/456870](https://doi.org/10.2760/456870)
218. Van Hespén, R., Hu, Z., Borsje, B., De Dominicis, M., Friess, D.A., Jevrejeva, S., Kleinhans, M.G., Maza, M., Van Bijsterveldt, C.E.J., Van der Stocken, T. and Van Wesenbeeck, B., 2023. Mangrove forests as a nature-based solution for coastal flood protection: biophysical and ecological considerations. *Water Science and Engineering*, 16, pp.1–13. [10.1016/j.wse.2022.10.004](https://doi.org/10.1016/j.wse.2022.10.004)
219. Von Storch, H. and Woth, K., 2008. Storm surges: perspectives and options. *Sustainability Science*, 3, pp.33–43. [10.1007/s11625-008-0044-2](https://doi.org/10.1007/s11625-008-0044-2)
220. Vinet, F., 2017. Introduction. In: Floods. Elsevier. [10.1016/B978-1-78548-269-4.50027-5](https://doi.org/10.1016/B978-1-78548-269-4.50027-5)
221. Voudoukas, M.I., Athanasiou, P., Giardino, A., Mentaschi, L., Stocchino, A., Kopp, R.E., et al., 2023. Small island developing states under threat by rising seas even in a 1.5°C warming world. *Nature Sustainability*, 6, pp.1552–1564. [10.21203/rs.3.rs-1902201/v1](https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1902201/v1)
222. Valipour, S. and Ghanbari Adivi, E., 2023. Investigation of the forces caused by individual waves on coastal walls using OpenFOAM software. *Marine Engineering Scientific Research Journal*, 18(37), pp.1-15. [In Persian]. [10.2112/SI65-026.1](https://doi.org/10.2112/SI65-026.1)
223. Van Zelst, V.T.M., Dijkstra, J.T., Van Wesenbeeck, B.K., Eilander, D., Morris, E.P., Winsemius, H.C., Ward, P.J. and De Vries, M.B., 2021. Cutting the costs of coastal protection by integrating vegetation

248. Yoon, H. S., Hsieh, H. M., and Hsiao, S. S. (2013). Numerical simulation of turbulent flow around a submerged breakwater with different porosity. *Ocean Engineering*, 71, 170-179.
249. Yang, J.Q. and Nepf, H.M., 2018. A turbulence-based bed-load transport model for bare and vegetated channels. *Geophysical Research Letters*, 45(10), pp.[pages missing]. [10.1029/2018GL079319](https://doi.org/10.1029/2018GL079319)
250. Yang, J.Q. and Nepf, H.M., 2019. Impact of vegetation on bed load transport rate and Bedform characteristics. *Water Resources Research*, 55(7), pp.6109–6124. [10.1029/2018WR024404](https://doi.org/10.1029/2018WR024404)
251. Yang, J.Q. and Nepf, H.M., 2015. Estimation of the bed shear stress in vegetated and bare channels with smooth beds. *Water Resources Research*, 51(5), pp.3647–3663. [10.1002/2014WR016042](https://doi.org/10.1002/2014WR016042)
252. Yang, J.Q., Chung, H. and Nepf, H.M., 2016. The onset of sediment transport in vegetated channels predicted by turbulent kinetic energy. *Geophysical Research Letters*, 43(21), pp.[pages missing]. [10.1002/2016GL071092](https://doi.org/10.1002/2016GL071092)
253. Yang, J.Q., 2024. Solute flow and particle transport in aquatic ecosystems: A review on the effect of emergent and rigid vegetation. *Environmental Science and Ecotechnology*, 100429. [10.1016/j.ese.2024.100429](https://doi.org/10.1016/j.ese.2024.100429)
254. Yang, S.L., Shi, B.W., Bouma, T.J., Ysebaert, T. and Luo, X.X., 2012. Wave attenuation at a salt marsh margin: a case study of an exposed coast on the Yangtze Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35, pp.169–182. [10.1007/s12237-011-9424-4](https://doi.org/10.1007/s12237-011-9424-4)
255. Zu Ermgassen, P.S.E., Deangelis, B., Gair, J.R., Ermgassen, S.Z., Baker, R., Daniels, A., et al., 2021. Estimating and applying fish and invertebrate density and production enhancement from seagrass, salt marsh edge, and oyster reef nursery habitats in the Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, pp.1588–1603. [10.1007/s12237-021-00935-0](https://doi.org/10.1007/s12237-021-00935-0)
256. Zhang, Y., Yang, Y., Yang, K., Tan, X., Sun, X., Leng, B., Zhou, C. and Zhu, B., 2020. Nonlinear wave attenuation quantification model improves the estimation of wave attenuation efficiency of mangroves. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 245, p.106927. [10.1016/j.ecss.2020.106927](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106927)
257. Zhou, X., Dai, Z., Pang, W., Wang, J. and Long, C., 2022. Wave attenuation over mangroves in the Nanliu Delta, China. *Frontiers in Marine Science*, 9, p.874818. [10.3389/fmars.2022.874818](https://doi.org/10.3389/fmars.2022.874818)
258. Zhu, Q., Wiberg, P.L. and Reidenbach, M.A., 2021. Quantifying seasonal seagrass effects on flow and sediment dynamics. *Remote Sensing*, in press. [10.1029/2020JC016547](https://doi.org/10.1029/2020JC016547)
237. Wahyudi, A.J., Rahmawati, S., Irawan, A., Hadiyanto, H., Prayudha, B., Hafizt, M., Afdal, A., Adi, N.S., Rustam, A., Hernawan, U.E., Rahayu, Y.P. and others, 2020. Assessing carbon stock and sequestration of tropical seagrass meadows in Indonesia. *Ocean Science Journal*, 55, pp.85–97. [10.1007/s12601-020-0003-0](https://doi.org/10.1007/s12601-020-0003-0)
238. Wang, C., Zheng, S.-s., Wang, P.-f. and Hou, J., 2015. Interactions between vegetation, water flow and sediment transport: A review. *Journal of Hydrodynamics. Series B*, 27(1), pp.24–37. [10.1016/S1001-6058\(15\)60453-X](https://doi.org/10.1016/S1001-6058(15)60453-X)
239. Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., et al., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, pp.12377–12381. [10.1073/pnas.0905620106](https://doi.org/10.1073/pnas.0905620106)
240. Wang, X., Bai, J., Yan, J., Cui, B. and Shao, D., 2022. How turbidity mediates the combined effects of nutrient enrichment and herbivory on seagrass ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 9, p.787041. [10.3389/fmars.2022.787041](https://doi.org/10.3389/fmars.2022.787041)
241. Waylen, K.A., Holstead, K.L., Colley, K. and Hopkins, J., 2018. Challenges to enabling and implementing natural flood management in Scotland. *Journal of Flood Risk Management*, 11. [10.1111/jfr3.12301](https://doi.org/10.1111/jfr3.12301)
242. Wang, Y., Yin, Z. & Liu, Y., 2021b Predicting the bulk drag coefficient of flexible vegetation in wave flows based on a genetic programming algorithm. *Ocean Engineering*, 223, p.108694. [10.1016/j.oceaneng.2021.108694](https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2021.108694)
243. Xu, H., Hou, X., Pan, S., Bray, M., and Wang, C., 2024. Socioeconomic impacts from coastal flooding in the 21st century China's coastal zone: A coupling analysis between coastal flood risk and socioeconomic development. *Science of the Total Environment*, 917, p.170187. [10.1016/j.scitotenv.2024.170187](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170187)
244. Xin, P., Wilson, A., Shen, C., Ge, Z., Moffett, K.B., Santos, I.R., Chen, X., Xu, X., Yau, Y.Y.Y. and Moore, W., 2022. Surface water and groundwater interactions in salt marshes and their impact on plant ecology and coastal biogeochemistry. *Reviews of Geophysics*, 60, e2021RG000740. [10.1029/2021RG000740](https://doi.org/10.1029/2021RG000740)
245. Xu, Y. and Nepf, H., 2020. Measured and predicted turbulent kinetic energy in flow through emergent vegetation with real plant morphology. *Water Resources Research*, 56(12), pp.1–14. [10.1029/2020WR027892](https://doi.org/10.1029/2020WR027892)
246. Xu, Y. and Nepf, H., 2021. Suspended sediment concentration profile in a *Typha latifolia* canopy. *Water Resources Research*, 57(9), e10594. [10.1029/2021WR029902](https://doi.org/10.1029/2021WR029902)
247. Yoo, J., Sinha, V. and Mendelsohn, R., 2023. Can seawalls help American cities adapt to coastal flooding? *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 15, pp.479–492. [10.1108/IJCCSM-02-2022-0020](https://doi.org/10.1108/IJCCSM-02-2022-0020)