



دانشگاه گنبد کاووس

نشریه "حفاظت زیست بوم گیاهان"

دوره نهم، شماره نوزدهم

<http://pec.gonbad.ac.ir>

علمی-پژوهشی

شناسایی زیستگاه‌های مطلوب حرا در مقیاس محلی به منظور جنگل‌زایی مانگرو در جنوب

ایران

مجتبی فروزان نیا^۱، عاطفه چمنی^{۲*}

^۱ دانشجوی دکتری تنوع زیستی، گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران

^۲ دانشیار گروه محیط زیست، مرکز تحقیقات پسماند و پساب، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۶/۲۹

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۷/۱۲

چکیده

جنگل‌زایی یکی از راه‌های موثر برای جبران از دست‌روی اکوسیستم‌های مانگرو در جهان بشمار می‌آید و نیازمند توجه جزئی‌نگر به تمام شرایط هیدرولوژیکی و فیزیکی-شیمیایی موثر در رشد آن‌ها است. در این مطالعه، از مدل مطلوبیت زیستگاه مکسنت استفاده شد تا زیستگاه‌های مطلوب حرا در منطقه حفاظت شده حرا رود گز شناسایی شود. نواحی با استقرار موفق نهال‌های درختان حرا به عنوان داده‌های حضور با انجام پیمایش‌های میدانی تهیه گردید و ۱۰ لایه‌ی پیش‌بینی‌کننده در دو کلاس پارامترهای ساختاری و مرفولوژیکی و فیزیکی-شیمیایی رسوب برداشت شدند. سطح زیر منحنی ROC در مدل مکسنت برابر ۰/۹۶۳ بدست آمد که نشان از توان بالای مدل در شناسایی زیستگاه‌های مطلوب حرا است. بر اساس نتایج حاصل از جک‌نایف، پارامتر فاصله تا جوامع مانگرو، فاصله از کانال‌های آب و ارتفاع به ترتیب به عنوان مهمترین پارامترهای اثرگذار شناسایی شدند. نواحی با بیشترین مطلوبیت برای حرا (۲۵۵ هکتار - ۳/۱ درصد از کل وسعت خور) در میانه‌های منطقه و به طور خاص در امتداد کانال‌های اصلی خور به سمت مناطق بالادست پراکنده شده‌اند. عواملی مانند قطع فرآیند رسوبگذاری در ساحل، افزایش قدرت فرسایش آب دریا به همراه پیشروی سطح آن به سمت خشکی باعث شده تا زیستگاه‌های مطلوب درختان حرا در نواحی بالادست خور و دور از نواحی گسترش تاریخی آن‌ها شناسایی شود.

*نویسنده مسئول: atefehchamani@yahoo.com or_ a.chamani@khuif.ac.ir

مقدمه

درختان مانگرو طیف گسترده‌ای از گیاهان تالابی هستند که در طول خطوط جزر و مد، جایی که انباشت و فرسایش رسوب به صورت یک امر معمول در جریان است، گسترده شده‌اند (Bryan-Brown et al., 2020). این درختان، گروهی متشکل از ۳۶ گونه درخت شور پسند (۷۳ گونه با لحاظ کردن گونه‌های هیبرید) متعلق به هشت تیره متفاوت هستند (Spalding et al., 2010). در زیستگاه‌های عاری از تاثیر فشارهای انسانی، این درختان معمولاً پهنه‌های خالص و درهم تنیده‌ای از یک گونه یا جوامع ترکیبی با مرز بندی فیزیکی کاملاً متمایز را به موازات خط ساحل تشکیل می‌دهند (Chen et al., 2016). به عنوان یکی از پرتولیدترین زیستگاه‌های ساحلی- دریایی، جنگل‌های مانگرو از توانایی بسیار بالایی برای برقراری تعادل اکولوژیکی بین جریان‌ات دریایی، اتمسفری و خشکی برخوردار هستند (Mukherjee et al., 2014). به طور مثال، عملکرد درختان مانگرو در تثبیت کربن و کمک به کاهش اثرات تغییر اقلیم و گرمایش جهانی بیشتر از هر یک از نمونه‌های زمینی خود است بطوریکه سالانه به طور متوسط ۱/۵ تن کربن در هکتار (۶۰۶ کیلوگرم در هکتار در سال) را از اتمسفر زمین جذب و تثبیت می‌کنند. از جمله سازگاری‌های منحصر به فرد مانگروها نیز می‌توان به مقاومت بالا به شوری آب (McCain et al., 2020) و همچنین تحمل سطوح بسیار پایین اکسیژن در رسوبات اشاره کرد (Burdorf et al., 2016). این سازگاری‌ها باعث شده تا مانگروها به خوبی در طول سواحل گرمسیری و نیمه گرمسیری جهان، جایی که شرایط متغیر و حاد محیط زیستی توزیع بسیاری از گونه‌های گیاهی را محدود می‌کند، رشد کنند (Armitage et al., 2019).

علیرغم بردباری بالای درختان مانگرو، گسترش آن‌ها در نواحی جدید و نواحی که قبلاً تحت تاثیر فعالیت‌های مخرب از بین رفته‌اند (بخصوص در مجاورت کمربند خشک جهان) فرآیندی بسیار آرام و عمدتاً ناموفق است (Pranchai, 2015). همچنین هر ساله وسعتی در حدود ۱۵۰ هزار هکتار از جنگل‌های مانگرو جهان باید احیا شوند تا روند تخریب کنونی آن جبران شود (Pranchai, 2015). متأسفانه به دلیل فراوانی عوامل مخربی که موجب کاهش وسعت جنگل‌های مانگرو شده است، ارائه طرح‌های جهان‌شمول برای حفاظت از کلیه جنگل‌های مانگرو امکان‌پذیر نیست و شرایط اقتصادی- اجتماعی و اکولوژیکی هر ناحیه در مقیاس محلی، نقش مهمی در تدوین برنامه‌های حفاظت ایفا می‌کند (Iftekhar et al., 2004). این امر باعث شده تا امروزه بسیاری از طرح‌های احیای جنگل‌های مانگرو در سراسر دنیا با شکست مواجه شوند (Samson and Rollon, 2008; Semesi and Howell, 2012; Gedan and Silliman, 2009). از این رو، تلاش برای معرفی درختان مانگرو به رویشگاه‌های

جدید نیازمند توجه همه‌جانبه و جزئی‌نگر به تمام شرایط هیدرولوژیکی و فیزیکو-شیمیایی موثر در رشد آن‌ها است (Coldren et al., 2019). در مطالعات موجود، مدل‌های مطلوبیت زیستگاه به عنوان یکی از مهمترین ابزارهای دردسترس برای تحقق این امر و همچنین تعیین زیستگاه‌های در معرض تهدید درختان مانگرو شناخته شده است. با استفاده از این رویکرد، به طور مثال، قیومی و همکاران (۱۳۹۸) نشان دادند که مطلوبیت بخش‌های قابل توجهی از زیستگاه‌های مانگرو سواحل خلیج چابهار تا جاسک تا سال ۲۰۵۰ از بین خواهد رفت و نواحی شرقی تنگه هرمز از مطلوبیت بالاتری در آینده برخوردار خواهند بود. ونجیا و همکاران (Wenjia et al., 2020) و چاکرابورتی و همکاران (Chakraborty et al., 2019) و شیخ و همکاران (Shih et al., 2020) نیز با استفاده از مدل‌های مطلوبیت زیستگاه به شناسایی نواحی مستعد گسترش مانگروها و همچنین اولویت‌بندی حفاظتی زیستگاه‌های در معرض تهدید در نواحی مختلف جغرافیایی پرداختند.

انجام مطالعاتی مشابه در زیستگاه‌های مانگرو ایران امری لازم و ضروری است زیرا از یک سو، زیستگاه‌های مانگرو در عرض‌های جغرافیایی نزدیک به مدار ۳۰ درجه تنها به پهنه‌های جزر و مدی محدود شده‌اند و از سوی دیگر به دلیل عدم توانایی آن‌ها در اشغال اکوسیستم‌های جدید، بیش از پیش در معرض تخریب بوسیله تغییر اقلیم قرار گرفته‌اند (Pranchai, 2015; Faridah-Hanum et al., 2013). چالش کنونی در این زمینه، یافتن زیستگاه‌های مناسبی است که در آن، اولاً ساختارها و فرآیندهای بزرگ مقیاس در وضعیت مناسب باشند (مانند دما و اقلیم) و دوماً، توسعه نواحی جدید زیستگاهی با سرعت بالا و همچنین هزینه و ریسک عدم موفقیت کم صورت پذیرد. در این راستا، مطالعه حاضر به شناسایی عوامل موثر در رشد درختان حرا در منطقه حفاظت شده حرا رود گز در شرق تنگه هرمز پرداخته است تا نواحی مطلوب کنونی برای گسترش وسعت مانگروها شناسایی شود. برای این منظور، مجموعه‌ای از پارامترهای اکولوژیکی به همراه نقاطی که نهال‌های حرا با موفقیت تثبیت گردیده‌اند به عنوان ورودی به مدل مطلوبیت زیستگاه حداکثر بی‌نظمی وارد شدند تا محورهای مستعد رشد و توسعه آن‌ها شناسایی، تفسیر و برای حفاظت در اختیار بخش مدیریت زیستگاه‌های مانگرو قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

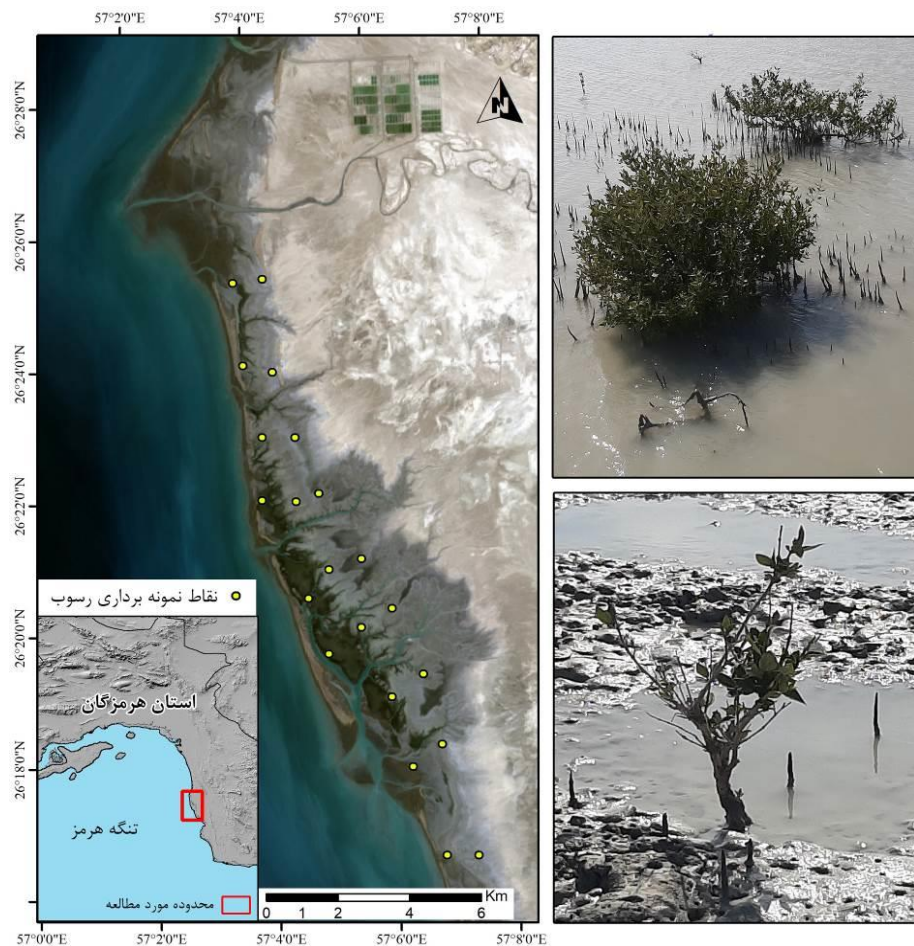
منطقه مورد مطالعه

منطقه حفاظت شده حرا رود گز یکی از چهار تالاب بین‌المللی استان هرمزگان و زیستگاهی منحصر به فرد از جنگل‌های مانگرو در ایران است که در تاریخ ۲۳ ژوئن ۱۹۷۵ میلادی در فهرست تالاب‌های بین‌المللی کنوانسیون رامسر قرار گرفت (Zahed et al., 2010). وجه تمایز این منطقه

نسبت به سایر اکوسیستم‌های جزر و مدی ایران، وجود دو گونه حرا (*Avicennia marina*) و چنل (*Rhizophora mucronata*) به صورت نواحی همجوار است (Zahed et al., 2010). به طور تقریبی، وسعت جنگل‌های مانگرو رود گز حدوداً برابر با ۸۳۰ هکتار تخمین زده شده که بخش بیشتر آن (۶۵۰ هکتار) توسط گونه حرا و سایر نواحی آن (۱۸۰ هکتار) توسط گونه چنل احاطه شده است. از مشخصه‌های بارز دیگر این خور وجود تپه‌های ماسه‌ای کشیده شده در امتداد طول خط ساحلی (۱۹۶ هکتار) است که با کاهش انرژی امواج و در نتیجه کاهش قدرت فرسایشی آن‌ها باعث به وجود آمدن زیستگاه‌های مطلوب مانگرو شده است. متوسط دمای سالیانه در این زیستگاه برابر با ۳۲ درجه سانتیگراد می‌باشد که حداقل آن در فصل زمستان (۲ درجه سانتیگراد) و حداکثر آن در فصل تابستان (۵۱ درجه سانتیگراد) است. میزان رطوبت در این منطقه به طور متوسط برابر با ۶۲ درصد و میزان بارش سالانه آن برابر با ۱۸۱/۲ میلی‌متر است (مرادی، ۱۳۹۵). از منظر پوشش خاک، قسمت اعظم سیستم جزر و مدی در قسمت رو به دریا توسط پهنه‌های شنی احاطه شده حال آنکه در قسمت‌های رو به خشکی، بافت شنی-گلی که از نواحی مناسب برای رشد مانگروها به شمار می‌آیند از غالبیت بیشتری برخوردار است (شکل ۱).

گونه مورد مطالعه

حرا (*Avicennia marina*) که به افتخار دانشمند ایرانی ابوعلی سینا با نام اوسینا شناخته می‌شود، گونه غالب جنگل‌های مانگرو ایران است (Faridah-Hanum et al., 2013). این درختان دارای تاج پوشش بسیار متراکم و گسترده هستند که به صورت جوامع یکدست، فشرده و اغلب تک گونه دیده می‌شوند. این درختان شاخه‌زا هستند و تنه‌ی آن‌ها به دلیل فشردگی زیست توده سبز از دور قابل مشاهده نیست. برگ این درختان در سال‌های اولیه استقرار سبز مایل به خاکستری است که با افزایش سن درخت به سبز روشن (متمایل به زرد) تغییر رنگ می‌دهد. برگ درختان حرا چرمی، بیضی شکل و دارای چیدمان متضاد است. پایه برگ کوتاه و باریک است. سطح فوقانی برگ‌ها سبز تیره و سطح زیرین آنها با پرزهای ریز پوشیده شده است. در شرایط مطلوب محیطی، هر برگ تا سالیان متمادی به صورت زنده بر روی درخت باقی خواهد ماند (Faridah-Hanum et al., 2013). رشد اصلی درختان حرا در خرداد ماه بوقوع می‌پیوندد. برخلاف سایر درختان، بذر درخت حرا بر روی درخت مادر جوانه می‌زند و سپس به روی زمین می‌افتد. در نتیجه، تولید مثل درختان حرا به صورت زنده‌زا یا شبه‌حیوانی نامیده می‌شود. در این زمان، اگر شرایط مطلوب برقرار باشد، ۹۰٪ بذر ها در یک دوره ۱۰ تا ۱۵ روز جوانه زده و بعد از ۲ تا ۳ ماه حدوداً ۳۰ تا ۴۰ سانتی‌متر رشد می‌کنند. ارتفاع درختان حرا بعد از ۲ تا ۳ سال نهایتاً به یک و نیم متر می‌رسد (Faridah-Hanum et al., 2013) (شکل ۱).



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه، نقاط نمونه برداری و نمونه نهال‌های حرا در منطقه مورد مطالعه

مدلسازی مطلوبیت زیستگاه

جمع آوری و آماده سازی لایه‌های ورودی

موفقیت در استقرار یک گونه گیاهی، نشان از توانایی گیاه برای تحمل شرایط محیط و بهره‌برداری از منابع آن است. همچنین، استقرار موفق گونه در یک محل می‌بایست در تعداد دفعات قابل قبولی ایجاد شده باشد (Beltrão-Mendes and Ferrari, 2019). با در نظر گرفتن این ملاحظات، پیمایش میدانی در پهنه‌ی جزر و مد برای شناسایی نهال‌هایی که با موفقیت در محل خود مستقر شده‌اند انجام شد. مناطقی که به عنوان نقطه حضور در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفتند دارای شرایط زیر بودند. (۱) ارتفاع متوسط ۵۰ سانتی متر گونه که گویای سن بین ۲ تا ۳ سال است، (۲) حداقل تعداد ۵ گونه

در ۱۰۰ متر مربع، ۳) عدم وجود نهال چنل، ۴) سلامت گیاه با بررسی شادابی برگها و عدم چروکیدگی پوست تنه، ۵) استقرار کامل ریشه‌های هوایی.

در بخش لایه‌های محیطی، ۱۰ پارامتر در دو کلاس (۱) پارامترهای ساختاری و مرفولوژیکی: شامل مدل رقومی ارتفاعی، متوسط غوطه وری (ساعت در روز)، فاصله از خط ساحل، فاصله از آبراهه‌های اصلی و فاصله از جوامع مانگرو و ۲) فیزیکی - شیمیایی رسوب: شامل کربن آلی (wt/%)، وزن مخصوص (g/cm³)، هدایت الکتریکی (ds/m)، اسیدیته و شن (درصد) تولید شدند. برای تهیه نقشه رقومی ارتفاعی، خط جزر و مد از تصاویر ماهواره سنتینل-۲ با استفاده از روش‌های تفسیر خودکار و بصری استخراج و به عنوان خطوط تراز مورد استفاده قرار گرفت. ارتفاع هر خط نیز با برداشت نقاط مرجع زمینی تعیین گردید. متوسط غوطه‌وری نیز در زمان برداشت نقاط مرجع زمینی و با تعیین زمان رفت و برگشت خط جزر و مد از هر نقطه محاسبه گردید. برای محاسبه پارامترهای رسوب، نمونه‌برداری از ۲۱ نقطه شامل ترکیبی از رسوب سطحی تا عمق ۳۰ سانتی‌متری برداشت شد (شکل ۱). برای این منظور، ابتدا با اعمال روش طبقه‌بندی نظارت نشده IsoData بر روی یک تصویر ماهواره سنتینل-۲ در موقع جزر، منطقه به نواحی همگن طیفی طبقه‌بندی و سپس در هر ناحیه نقاط نمونه برداری جانمایی گردید. برای جانمایی سعی شد تا نقاط در ترانسکتهایی عمود بر خط ساحل قرار گیرند تا تغییرپذیری پارامترهای محیطی از ساحل به خشکی به خوبی مشخص گردد. همچنین برای اختصاص داده‌های نقطه‌ای محاسبه شده به کل محدوده‌ی مورد مطالعه از روش میان‌یابی به روش معکوس فاصله وزنی استفاده شد (Blanco et al., 2018). فرض این روش بر این است که هر نقطه (مانند نقاط نمونه‌برداری) یک حوزه نفوذ محلی دارد که با افزایش فاصله، این حوزه کاهش می‌یابد. وزن نقاطی که نزدیکتر به نقطه مجهول هستند بیشتر از نقاط دور است یعنی هرچه قدر نقاط معلوم به نقطه مجهول نزدیکتر باشند تاثیر بیشتری در درون‌یابی خواهند داشت. برای اجرای این مدل و یافتن مقادیر پارامترهای رسوب برای نقاط مجهول، از ابزار IDW در نرم‌افزار ArcGIS 10.2 استفاده شد.

اجرای مدل حداکثر بی‌نظمی

برای اجرای مدل‌های مطلوبیت زیستگاه، از نرم‌افزار Maxent استفاده شد. تمام لایه‌های ورودی به مدل به فرمت سلولی (فرمت ascii) با اندازه سلول ۳۰ متر و سیستم مختصات WGS 1984 UTM Zone 40 N تبدیل شدند. ارتباط درونی پارامترها با فرض همبستگی معنی‌دار و بیش از ۰/۸ تعیین گردید. برای اجرای فرآیند آموزش مدل از ۷۰ درصد داده‌های حضور گونه (از مجموع ۱۳۸ نقطه حضور) و برای بررسی اعتبار مدل‌سازی از ۳۰ درصد باقی مانده استفاده شد. خروجی مدل نیز در قالب منطقی تهیه شد. مقادیر این قالب از ۰ تا ۱ متغیر است و امکان تفسیر بهتر و صحیح‌تری را نسبت به

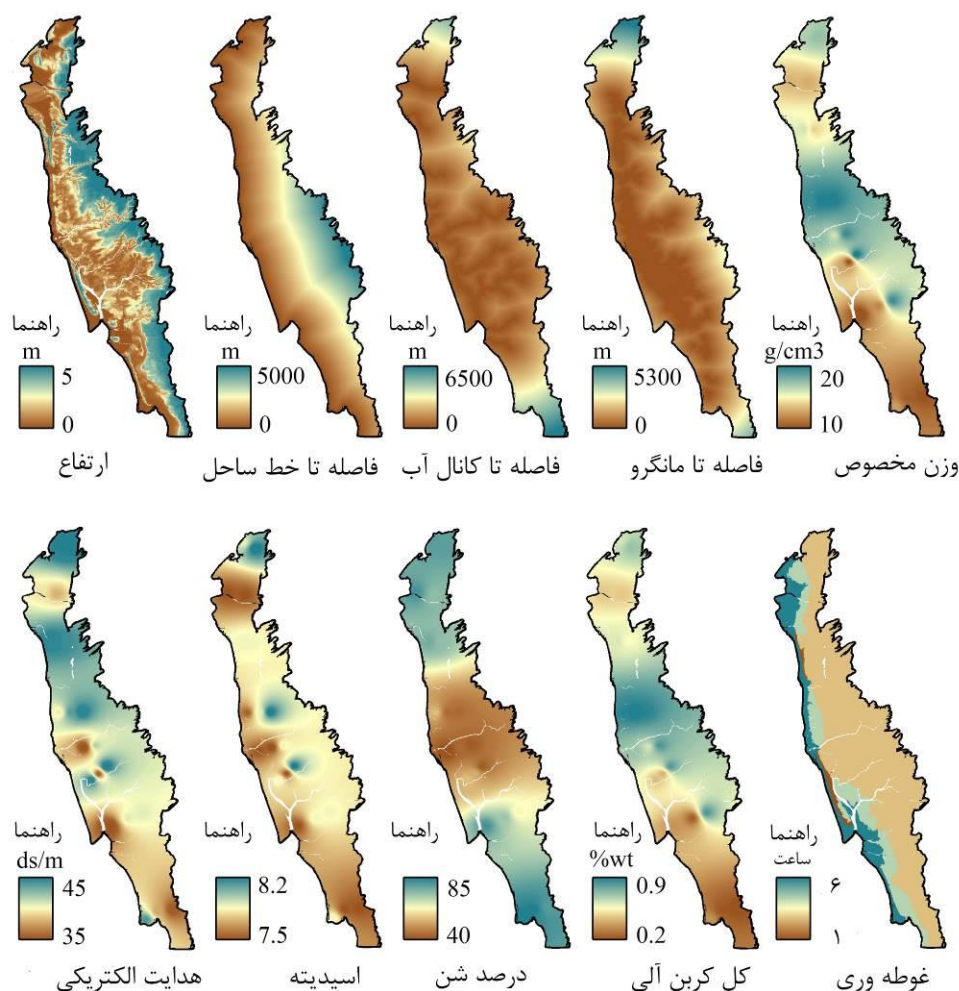
قالب‌های خام و تجمعی فراهم می‌کند (Alfasso, 2019). برای تعیین درصد تأثیر هریک از متغیرها از رویکرد جکنایف استفاده شد (Evcin et al., 2019). در این رویکرد هربار یک متغیر از مدل کنار گذاشته شده و مدل اجرا می‌شود تا صحت پیش‌بینی مدل با و بدون آن پارامتر اندازه‌گیری می‌شود. برای بررسی عملکرد مدل از آماره مساحت سطح زیر منحنی ROC استفاده شد که از ترسیم مقادیر احتمال طبقه‌بندی درست نقاط حضور به ازای ۱ منهای احتمال طبقه‌بندی درست نقاط عدم حضور (بر اساس دو مقدار حساسیت و ویژگی) محاسبه می‌شود. مقادیر عددی AUC بطور معمول بین ۰/۵ تا ۱ می‌باشد. مقادیر نزدیک به ۰/۵ نشان دهنده این است برآزش تصادفی و عدد ۱ نشان دهنده برآزش کامل است (Phillips et al., 2006). در نهایت طبقه‌بندی زیستگاه بر اساس نقاط شکست نمودار فراوانی مطلوبیت در ۴ طبقه نواحی با مطلوبیت بالا، متوسط، کم و ناچیز انجام شد.

نتایج

در طول پیمایش میدانی، تعداد ۱۳۸ نقطه به عنوان نقاط حضور جمع‌آوری گردید. مقادیر پارامترهای رسوب به تفکیک هر ایستگاه نیز در جدول ۱ آمده است. مقدار کربن آلی نمونه‌های رسوب بین ۴۷ و ۸۴ (wt/.) قرار داشت. کمترین وزن مخصوص محاسبه شده برابر با 1.08 g/cm^3 و بیشترین آن 1.88 g/cm^3 بدست آمد (متوسط $1.49/3 \text{ g/cm}^3$). هدایت الکتریکی نیز از $3/54$ تا $4/54 \text{ (ds/m)}$ متغیر بود. رسوبات از قلیائیت بالا، بین $7/79$ تا 8 (متوسط $7/87$) برخوردار بودند. درصد شن رسوبات نیز بسیار متغیر و بین ۴۵ تا ۸۵ درصد قرار داشت. نقشه پارامترهای حاصل از عملگر IDW در شکل ۲ نشان داده شده است.

جدول ۱- مقادیر شاخص‌های فیزیکی شیمیایی رسوبات برداشت شده در نقاط نمونه برداری

شاخص (واحد)					
موقعیت	کربن آلی (% wt)	وزن مخصوص (g/cm ³)	هدایت الکتریکی (ds/m)	اسیدیته	شن (درصد)
۱	۵۵	۱۰۸	۳/۵	۷/۸	۸۲
۲	۷۹	۱۸۰	۴/۱	۷/۹	۶۵
۳	۴۹	۱۲۴	۴/۱	۷/۹	۷۴
۴	۷۹	۱۸۰	۴/۱	۷/۹	۴۸
۵	۶۸	۱۵۵	۳/۵	۷/۷	۵۰
۶	۸۲	۱۸۵	۴/۴	۸/۰	۵۰
۷	۸۴	۱۸۵	۴/۳	۷/۹	۵۰
۸	۷۹	۱۸۸	۴/۵	۸/۰	۴۸
۹	۵۸	۱۱۲	۳/۶	۷/۸	۵۸
۱۰	۵۷	۱۱۲	۳/۶	۷/۸	۸۰
۱۱	۵۸	۱۱۵	۳/۸	۷/۸	۸۵
۱۲	۵۵	۱۲۹	۴/۳	۷/۹	۸۵
۱۳	۶۵	۱۴۰	۴/۳	۷/۹	۴۸
۱۴	۶۸	۱۵۵	۴/۴	۷/۹	۷۸
۱۵	۷۳	۱۶۵	۴/۵	۸/۰	۸۰
۱۶	۶۸	۱۶۰	۴/۴	۷/۹	۸۰
۱۷	۵۹	۱۳۱	۴/۴	۷/۹	۶۰
۱۸	۷۳	۱۶۶	۳/۹	۷/۸	۴۵
۱۹	۸۲	۱۸۰	۴/۰	۷/۸	۶۰
۲۰	۶۰	۱۳۲	۳/۹	۷/۸	۷۵
۲۱	۶۰	۱۳۴	۴/۰	۷/۸	۸۲

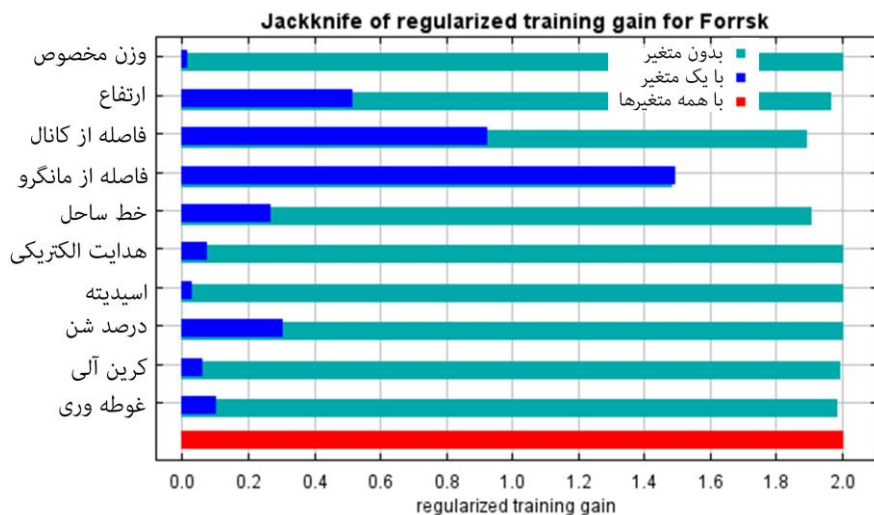


شکل ۲- متغیرهای محیطی وارد شده به مدل مکسنت برای مدل‌سازی مطلوبیت حرا

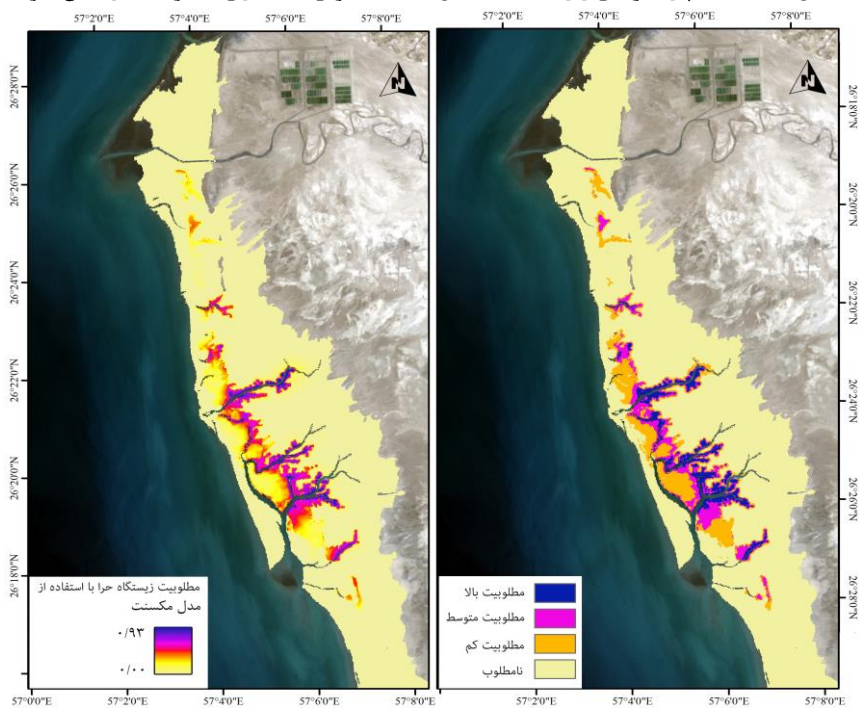
وزن مخصوص رسوب و کربن آلی از سمت جنوب به شمال روند افزایشی و سپس کاهشی داشتند. بیشترین مقدار این شاخص در میانه‌های خور که به دلیل وجود تپه ماهورها تحت تاثیر کمترین سطح جزر و مد و انرژی امواج است بدست آمد. هدایت الکتریکی نیز در قسمت‌های جنوبی مقادیر نسبتاً پایینتری از سایر نواحی داشت. مقدار اسیدیته روند افزایشی محسوسی به سمت مناطق بالا دست را از خود نشان داد. درصد شن رسوب بیشترین مقدار یکنواختی مکانی را داشت به طوری‌که با فاصله از جریان اصلی امواج و وجود تپه ماهورها، درصد شن رسوب به طرز چشمگیری کاهش و به مقدار پایینتر

از ۴۰ درصد رسید. حال آنکه در نواحی نزدیک به دریا که قدرت فرساینده‌ی امواج به حداکثر خود میرسد، درصد شن تا بیش از ۸۰ درصد محتویات رسوب را در بر گرفته بود. میزان همبستگی بین لایه‌های محیطی در هیچ یک از موارد بیش از مقدار ۰/۸ و معنی‌دار نبود، بنابراین از تمام لایه‌های تهیه شده برای اجرای مدلسازی استفاده شد.

بر اساس نتایج حاصل از جک‌نایف، پارامتر فاصله تا جوامع مانگرو، فاصله از کانال‌های آب اصلی و ارتفاع به ترتیب به عنوان مهمترین پارامترهای اثرگذار شناسایی شدند (شکل ۴) همچنین، پارامترهای هدایت الکتریکی، وزن مخصوص و اسیدیته از کمترین درصد اهمیت برخوردار بودند. مقدار AUC در مدل مکسنت نیز ۰/۹۵۱ برای نقاط تعلیمی و ۰/۹۶۳ برای نقاط آزمون بدست آمد که نشان از توان بالای مدل در شناسایی زیستگاه‌های مطلوب حرا است. بر اساس نتایج مطلوبیت (شکل ۴)، زیستگاه‌های مطلوب حرا به طور خاص در امتداد سه کانال اصلی خور به سمت مناطق بالادست پراکنده شده‌اند. به عبارت دیگر، فاصله از کانال‌های آب صرف نظر از فاصله از خط ساحل که اثر بارزی بر غوطه‌وری و انرژی امواج دارد نقش مهمی در تعیین مطلوبیت زیستگاه‌های حرا ایفا کرد. بر اساس طبقه‌بندی زیستگاه حاصل از نقاط شکست هیستوگرام فراوانی (شکل ۴)، نواحی با بیشترین مطلوبیت برای حرا (۲۵۵ هکتار - ۳/۱ درصد از کل وسعت خور) در میانه‌های خور و در کمترین فاصله از کانال‌های آب قرار دارند. همچنین هیچ ناحیه‌ای با مطلوبیت بالا در اراضی نزدیک به ساحل دیده نشد. اراضی با مطلوبیت متوسط (۴۰۷ هکتار - ۴/۶ درصد) و کم (۶۹۸ هکتار - ۸/۴ درصد) نیز به ترتیب در نواحی مجاور زیستگاه‌های مطلوب به سمت نواحی داخلی خور مشاهده شدند.



شکل ۴- اهمیت پارامترهای وارد شده به مدل مکسنت برای مدلسازی مطلوبیت درختان حرا



شکل ۴- مطلوبیت زیستگاه درختان حرا به صورت طبقات (راست) و مقادیر پیوسته مطلوبیت (چپ)

بحث و نتیجه گیری

محدودیت درختان مانگرو در رشد و گسترش سطح خود باعث شده تا فرآیند جنگل‌زایی به طور ویژه مد نظر سازمان‌ها و ارگان‌های مرتبط با منابع طبیعی و محیط زیست قرار گیرد. در سطح دنیا نیز توجه به افزایش وسعت درختان مانگرو بیشتر در گرو خدمات و کالاهای بیشماری است که این اکوسیستم در مقیاس محلی و جهانی در اختیار انسان قرار می‌دهد. به طور مثال، ریچاردز و همکاران (Richards et al., 2020) تنها راه حفظ نقش مانگروها در تثبیت کربن جو زمین و کاهش اثر گلخانه‌ای آن را افزایش تلاش برای کاشت درختان مانگرو و جبران از دست‌روی‌های پیشین آن دانسته است. تاکید این مطالعات بیشتر بر توجه به خط استوا و مناطقی با عرض جغرافیایی بیشتر از ۲۰ درجه شمالی (مانند مناطق جنوبی ایران) بوده است که به دلیل تغییرات اقلیمی، درختان مانگرو منحصراً محدود به مناطق جزر و مدی بوده و در معرض نابودی قرار دارند. به منظور شرکت در این تلاش جهانی، توجهات زیادی به افزایش سطح اراضی مانگرو در سواحل جزر و مدی خلیج فارس و دریای عمان معطوف شده است.

باید توجه داشت که نگاه به مقوله‌ی جنگل‌زایی مانگرو نیازمند توجه همه جانبه به فعل و انفعالات و کنش‌های بین فرآیندهای زیستی و غیر زیستی در مقیاس‌های مختلف زمانی و مکانی است. در مقیاس‌های مکانی بزرگ، عموماً پارامترهای اقلیمی مانند متوسط ماهانه و سالانه دما و بارش به عنوان مهمترین پارامترهای ورودی در مدل مطلوبیت انتخاب می‌شوند (Ward et al., 2016). به طور مثال، قیومی و همکاران (۱۳۹۸) با استفاده از مدل‌های اقلیمی RCP2.6 و RCP8.5 و مدل مکسنت نشان دادند که به تدریج در طول زمان تا سال‌های ۲۰۵۰، مطلوبیت زیستگاه مانگرو در سواحل خلیج فارس به دلیل افزایش شدید دما و (متعاقباً) شوری شدید آب کاهش یافته و به سمت دریای عمان حرکت خواهد کرد. اگرچه از دست روی زیستگاه‌های کنونی در مقیاس زمان ۵۰ ساله دور از انتظار به نظر می‌رسد اما تغییرات دمایی وارد شده در مدل آن‌ها به خوبی گویایی تغییر مطلوبیت آینده به سمت مناطقی مانند منطقه رود گز خواهد بود. البته باید توجه داشت که مطالعات بزرگ مقیاس تنها بر اولویت‌بندی زیستگاه‌های مختلف و نه پیشنهاد مناطقی مشخص (از چند صد متر تا چند هکتار) برای توسعه و کاشت درختان مانگرو خواهد انجامید. همچنین مطالعات کوچک مقیاس بجای دنبال کردن روندی که در مطالعات مقیاس بزرگ استفاده می‌شود (بطور خاص استفاده از مدل‌های مطلوبیت زیستگاه)، تنها به تعیین نوع ارتباط بین رشد و پارامترهای محیطی در یک نقطه و نه ایجاد دید جامع از کل گستره اکوسیستم منجر شود (Barreto et al., 2016). در این راستا، سارکر (Sarker, 2017) این امر را خلایی بزرگ در موفقیت طرح‌های جنگل‌زایی مانگرو دانسته است زیرا مجموعه داده‌هایی که در مقیاس محلی بر حضور و عدم حضور درختان مانگرو اثرگذار هستند بسیار متفاوت از سایر

پارامترهایی است که در مقیاس کلان هستند. از این رو، تحقیق حاضر را می‌توان گامی به سوی پیش‌برد فرآیند مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه از مقیاس‌های کلان به خرد دانست که بر اساس آن می‌توان در اولویت تعیین شده در مقیاس کلان (قیومی و همکاران) نقاطی برای کشت و افزایش سطح درختان مانگرو معرفی کرد. زیستگاه‌های مطلوب شناسایی شده برای درختان حرا بیشتر به سمت مناطق بالادست خور شناسایی شد. بجز محدوده‌های ابتدایی خور در مسیر کانال اصلی جنوبی، مهمترین محور شناسایی شده در امتداد سه کانال قرار داشت که بسیار متفاوت از گستره تاریخی درختان حرا است. این امر همسو با نتایج سارکر (Sarker, 2017) تاییدی بر محدوده وسیع تحمل درختان حرا در غلبه بر شرایط محیطی متفاوت و توان بالای سازگاری آن است. همچنین جبهه‌های رو به دریا که در حال حاضر تحت اشغال درختان حرا و چندل قرار دارند دارای مطلوبیت متوسط تا کم بودند. علت چنین نتیجه‌ای را می‌توان در یافته‌های مارتین و همکاران (Martin et al., 2005) و استاماتوپولوس و آلویزوس (Stamatopoulou and Alevizos, 2017) جستجو کرد. این محققین نشان دادند که نواحی رو به دریا به دلیل افزایش قدرت فرسایشی امواج و در زمانی که جریان اصلی رسوب‌گذاری به ساحل دچار اختلال می‌شود دارای بافت شنی غالب بوده و عموماً عاری از عناصر غذایی لازم برای استقرار و رشد درختان مانگرو هستند. به عبارت دیگر، از نتایج بدست آمده از این تحقیق و سایر مطالعات می‌توان استنباط اینطور کرد که وجود عواملی مانند قطع فرآیند رسوبگذاری در ساحل، افزایش قدرت فرسایش آب به همراه پیشروی سطح آب به سمت خشکی (حیدری و همکاران، ۱۳۹۶) باعث شده تا درختان حرا نواحی بالادست خور که دور از نواحی گسترش تاریخی آنها است را انتخاب کند. عدم استقرار نهال‌های حرا در نواحی شنی به سمت دریا و در نتیجه امتناع مدل حداکثر احتمال برای طبقه‌ی این نواحی به عنوان زیستگاه‌های مطلوب را می‌توان به موارد مذکور نسبت داد. این درحالی است که درختان چندل به دلیل بردباری کمتر آنها هنوز نتوانسته تا خود را با شرایط کنونی تطبیق داده و اراضی جدید را برای گسترش وسعت خود اشغال کند. چنانچه هدف گذاری بخش مدیریت این زیستگاه‌ها بر افزایش وسعت درختان حرا باشد، تفاوت در نواحی پراکنش و نتایج حاصل از مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بدست آمده در این تحقیق نیازمند تفکر منطقی و تصمیم‌گیری اصولی است زیرا با تمرکز بر جبهه‌های رو به دریا ممکن است موفقیت این طرح‌ها در آینده‌ای نزدیک در هاله‌ای از ابهام قرار گیرد. همانگونه که تمرکز بیشتر بر نواحی بالادستی که از غوطه‌وری پایینی برخوردار است نیز ممکن است منجر به عدم استقرار درختان مانگرو در سال‌های اولیه خود باشند.

اقبال بسیار زیاد مطالعات به استفاده از مدل‌های مطلوبیت زیستگاه در مقیاس‌های بزرگ منجر به تولید خروجی‌های قابل اعتماد در بخش اولویت‌بندی شده است حال آنکه موفقیت طرح‌های گسترش

مانگرو در نواحی کوچک مقیاس هنوز به مطالعات بیشتری نیاز دارد تا به جانمایی دقیق نواحی دستکاشت منجر شود (Samson and Rollon, 2008; Semesi and Howell, 2012; Gedan and Silliman, 2009). از این رو پیشنهاد می‌شود تا نتایج حاصل از این مطالعه با رویکردهای تصمیم‌گیری چند معیاره- تک هدفه (در نواحی تک گونه‌ای) تصمیم‌گیری چند معیاره- چند هدفه (در نواحی چند گونه‌ای مانند خور خوران) مقایسه و کاربردی‌ترین روش در مقیاس حاضر تعیین شود. همچنین انجام مطالعات دقیق که بر پایه داده‌های اقلیمی به روز استوار هستند، می‌تواند عدم قطعیت کنونی در نرخ بالا آمدن سطح آب دریا بواسطه تغییر اقلیم و گرمایش جهانی را به صورت کامل در مطالعات این‌چنینی از بین ببرد. بر این اساس، به نظر می‌رسد تعیین زیستگاه‌های مطلوب برای گونه‌های مانگرو فرآیندی پویا در طول زمان است که به داده‌های به روز (سالانه) در تغییر نرخ رسوب- فرسایش و اثر تغییرات اقلیمی وابسته است. همچنین استفاده بیشتر از تکنیک‌های پیشرفته کنونی در تهیه نقشه پارامترهای محیطی بخصوص استفاده از سنجش از دور می‌تواند عدم قطعیت پارامترهایی که از طریق فرایندهایی مانند میانمایی به لایه‌های مکانی تبدیل می‌شوند را کاهش دهد.

منابع

- حیدری، م، خلیل آبادی، م، بیدختی، ع.ا. ۱۳۹۶. تغییرات ماهانه ماکزیمم سطح آب در حوزه شمالی خلیج فارس. فصلنامه بوم‌شناسی آریزان، ۱ (۳): ۲۰-۱۰.
- علوی، ز، سعیدی، گراغانی. ۱۳۹۱. پیشنهاد روش مناسب اقتصادی مدیریت و توسعه جنگل های مانگرو (*Rizophora mucronata*) در شرق شهرستان جاسک، اکوسیستم های طبیعی ایران، ۲(۴): ۶۱-۵۳.
- قیومی، ر، ابراهیمی، ا، حسینی طایفه، ف، کشتکار، م. ۱۳۹۸. پیش بینی اثرات تغییرات اقلیمی بر توزیع جنگل های مانگرو در ایران با استفاده از مدل حداکثر آنتروپی. سنجش از دور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی (کاربرد سنجش از دور و GIS در علوم منابع طبیعی)، ۱۰(۲): ۳۴-۴۷.
- مرادی، ح. ۱۳۹۵. طرح جامع شناسایی منابع و پهنه‌بندی فضایی محیط زیست منطقه ساحلی دریای مکران. سازمان محیط زیست، ۱۰۳۴ صفحه.
- Alfasso, A. C. 2019. Habitat Suitability Modelling of Shallow Water Structure Forming Communities in the Big Bend Region of Florida's Northeastern Gulf of Mexico.
- Armitage, R., Carolyn. A., Weaver, John S., Kominoski, A., Pennings. C. 2019. Resistance to Hurricane Effects Varies Among Wetland Vegetation Types in the Marsh-Mangrove Ecotone. *Estuaries and Coasts*, 1-11.
- Barreto, M. B., Mónaco, S. L., Díaz, R., Barreto-Pittol, E., López, L., Peralba, M d C R. 2016. Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and

- Avicennia) of the Venezuelan Caribbean coast. *Organic Geochemistry*, 100: 51-61.
- Beltrão-Mendes. R., Ferrari, S F. 2019. Mangrove forests as a key habitat for the conservation of the critically endangered yellow-breasted capuchin, *Sapajus xanthosternos*, in the Brazilian Northeast, *Primates in Flooded Habitats. Ecology and Conservation*, 68.
- Blanco, I., Diego, P., Bueno, E., Fernández, F., Casas-Maldonado, C., Esquinas, J B., Soriano Miravittles. M. 2018. Geographical distribution of COPD prevalence in Europe, estimated by an inverse distance weighting interpolation technique. *International journal of chronic obstructive pulmonary disease*, 13: 57.
- Bryan-Brown, N., Rod, M., Connolly, D.R., Richards., Fernanda, A., Daniel, A., Friess., Christopher, J. 2020. Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports*, 10: 1-8.
- Burdorf, L., Silvia, H., Perran, L.M., Cook, A., Meysman, J.R. 2016. Long-distance electron transport by cable bacteria in mangrove sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 545: 1-8.
- Chakraborty, S., Sahoo, D., Majumdar, S., Saha, Roy, S. 2019. Future Mangrove Suitability Assessment of Andaman to strengthen sustainable development. *Journal of Cleaner Production*, 234: 597-614.
- Chen, Q., Zhao, Q., Li, J. 2016. Mangrove succession enriches the sediment microbial community in South China. *Sci Rep*, 6, 27468.
- Coldren, G.A., Langley, I.C., Feller., Chapman, S.K. 2019. Warming accelerates mangrove expansion and surface elevation gain in a subtropical wetland. *Journal of Ecology*, 107(1): 79-90.
- Evcin, O., Kucuk, O., Akturk, E., 2019. Habitat suitability model with maximum entropy approach for European roe deer (*Capreolus capreolus*) in the Black Sea Region. *Environmental monitoring and assessment*, 191(11): 669.
- Faridah-Hanum, I.A., Latiff, K., Hakeem, R., Ozturk, M. 2013. Mangrove ecosystems of Asia: status, challenges and management strategies, Springer.
- Gedan, K B., Silliman, B R. 2009. Using facilitation theory to enhance mangrove restoration, *AMBIO. A Journal of the Human Environment*, 38(2):109-109.
- Iftekhhar, M., Sayed, A., Rafiq Islam. M. 2004. Managing mangroves in Bangladesh: A strategy analysis. *Journal of Coastal Conservation*, 10: 139-46.
- Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M.A., de Vries, M., Frost, M., Hawkins, S.J., Macpherson, E., Moschella, P.S., Satta, M.P., Thompson, R.C. 2005. Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal engineering*, 52: 1027-1051.
- McCain, C., Sydney, K., Thomas, M., Houslay, A., Alastair, J., Huanda, L., Ryan, L. 2020. Choice consequences: salinity preferences and hatchling survival in the

- mangrove rivulus (*Kryptolebias marmoratus*). *Journal of Experimental Biology*, 223.
- Mukherjee, N., Sutherland, W.J., Dicks, L., Hugé, J., Koedam, N., Dahdouh-Guebas, F. 2014. Ecosystem Service Valuations of Mangrove Ecosystems to Inform Decision Making and Future Valuation Exercises. *PLoS ONE*, 9(9): 111-157.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3): 231-259.
- Richards, D.R., Thompson, B.S., Wijedasa, L. 2020. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. *Nature communications*, 11(1): 1-7.
- Pranchai, A. 2015. Spatial patterns and processes in a regenerating mangrove forest.
- Samson, M.S., Rollon, R.N. 2008. Growth performance of planted mangroves in the Philippines: revisiting forest management strategies, *AMBIO. A Journal of the Human Environment*, 37(4): 234-240.
- Sarker, S.K. 2017. Spatial and temporal patterns of mangrove abundance, diversity and functions in the Sundarbans. University of Glasgow.
- Semesi, A. Howell, K. 2012. Mangroves of the Eastern African region.
- Shih, SS. 2020. Spatial Habitat Suitability Models of Mangroves with *Kandelia obovata*. *Forests*, 11(4): 477.
- Spalding, M. 2010. World atlas of mangroves (Routledge).
- Stamatopoulou, L., Alevizos, G. 2017. Holocaust Questal Doone Development & Environmental Changes In Hais Ara (New Peloponnese), Gerke. *Analale Universitatii Bucuresti. Seria Geografie*.
- Ward, R.D., Friess, D.A., Day, R.H., MacKenzie, R.A. 2016. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(4): e01211.
- Wenjia, H., Yuyu, W., Dian, Z., Yu, W., Guangcheng, C., Tian, X., Zhenghua, L., Zhiyuan, M., Jianguo, D., Bixiao, C., Guangchun, L., Bin, C. 2020. Mapping the potential of mangrove forest restoration based on species distribution models: A case study in China. *Science of The Total Environment*, 784(1): 48-97.
- Zahed, M.A., Rouhani, F., Mohajeri, S., Bateni, F., Mohajeri, L. 2010. An overview of Iranian mangrove ecosystems, northern part of the Persian Gulf and Oman Sea. *Acta Ecologica Sinica*, 30(4): 240-244.