

نقشه‌سازی شدت فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو: پیش‌نیازی جهت اجرای فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری

داود مافی غلامی^{۱*}، ابوالفضل جعفری^۲

۱. گروه علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
۲. مؤسسه تحقیقات جنگلها و مراتع کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۲/۰۲

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۳/۰۵

شناسه دیجیتال (DOI): [10.22113/jmst.2019.133473.2165](https://doi.org/10.22113/jmst.2019.133473.2165)

چکیده

به‌طور کلی، فعالیت‌های صیادی با برهم زدن فرآیند رسوب‌گذاری و جریان‌ات امواج، کاهش سطح تنوع زیستی و وارد نمودن آلاینده‌های نفتی به محیط مانگروها یکی از مهم‌ترین آشفتگی‌های محیطی مؤثر در افزایش آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها محسوب می‌شود. از این رو بررسی و نقشه‌سازی شدت انجام فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگروها نقش مهمی در اجرای فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری و ارائه راهکارهای مدیریتی و توانمندسازی این اکوسیستم‌ها جهت به حداقل رساندن و جبران خسارت‌های ناشی از وقوع مخاطرات محیطی ایفا می‌کند. لذا هدف این مطالعه بررسی، نقشه‌سازی و تعیین شدت فعالیت‌های صیادی در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان بود. بدین منظور، با نقشه‌سازی گستره رویشگاه‌های مانگرو، ترسیم ۵۹۸ سلول شبکه با ابعاد ۴×۴ کیلومتر در سطح آب‌های ناحیه کرانه دربرگیرنده مانگروها و نیز تهیه داده‌های مربوط به موقعیت جغرافیایی و تعداد شناورهای موجود در بنادر صیادی استان هرمزگان، نقشه شدت انجام فعالیت‌های صیادی به تفکیک رویشگاه‌های خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک تهیه شد. نتایج نشان داد که بر اساس پراکنش جغرافیایی و تعداد شناورهای موجود در بنادر صیادی استان هرمزگان، شدت فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو این استان بدین ترتیب است: رویشگاه خمیر < رویشگاه قشم < رویشگاه تیاب < رویشگاه جاسک < رویشگاه سیریک. نتایج این مطالعه می‌تواند به‌عنوان یکی از پیش‌نیازهای ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروهای ایران مورد استفاده قرار گیرد.

واژگان کلیدی: فعالیت صیادی، GIS، نقشه شدت فعالیت صیادی، مانگرو، استان هرمزگان

*نویسنده مسئول، پست الکترونیک: d.mafigholami@nres.sku.ac.ir

۱. مقدمه

(Hoffman *et al.*, 2006). نمای رویشگاه‌هایی که دچار تخریب شدید می‌شوند اغلب به‌صورت تعداد اندکی از گونه در فواصل زیاد و یا درختان کوتاه‌قد و با ظاهر درختچه‌ای دیده می‌شود. چنین دگرگونی‌هایی در ساختار و ترکیب جنگل می‌تواند سبب تغییر قابل‌توجه در شرایط زیستگاهی برای استقرار نهال‌ها و سایر گروه‌های جانوری ساکن در اکوسیستم‌های مانگرو شود (Crona & Bodin, 2006). علاوه بر تأثیر مستقیم صید و بهره‌برداری بر ساختار مانگروها، تغییرات رخ‌داده در وضعیت رسوب‌گذاری در بستر مانگروها نیز از پیامدهای ناشی از عبور و مرور شناورهای صیادی است که به دلیل ایجاد تغییر و تحولات زمانی و مکانی در وضعیت رسوب‌گذاری به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر سیستم‌های مانگروها شناخته می‌شوند (Amsad Ibrahim Khan *et al.*, 2014). فرایندهای فرسایش و رسوب‌گذاری بر میزان و جهت جابجایی جوامع مانگرو در ناحیه ساحلی اثر گزار هستند (Furakawa & Wolanski, 1996; Ellison, 2015). چنانچه تغییر در میزان این فرایندها می‌تواند سبب گسترش و یا از بین رفتن اکوسیستم‌های مانگروها و یا سلامتی، فراوانی و پراکنش گونه‌های بنتیک شود (Ellison, 2008). مطالعات همچنین نشان داده که سالانه مقادیر بسیار زیادی از مواد نفتی در اثر تردد انواع شناورهای تجاری و صیادی به درون مانگروها نفوذ می‌کند که سبب وارد آمدن اثرات مخرب گسترده‌ای مانند تغییر شکل و خشک شدن برگ‌ها، کاهش رشد و پوسیده و خشک شدن نهال‌ها، شکاف خوردن پوست درخت، کاهش تراکم ریشه‌های تنفسی، کاهش جوانه‌زنی، افزایش نرخ جهش و از بین رفتن اندام‌های تحتانی درختان می‌شود (Yu *et al.*, 2005). به دلیل این پیامدهای نامطلوب ناشی از فعالیت‌های صیادی بر اکوسیستم‌های مانگرو امروزه تلاش‌های بسیاری جهت مدیریت این فعالیت‌ها و نیز کاهش اثرات نامطلوب ناشی از آن‌ها انجام می‌شود (Wolanski *et al.*, 2000; Alongi *et al.*, 2000,)

به لحاظ تاریخی عمده اثرات انسانی بر محیط‌زیست‌های طبیعی ناشی از تخریب و بهره‌برداری بیش‌ازحد از اکوسیستم‌ها بوده است (Alongi, 2015). در این میان، اکوسیستم‌های مانگروها بیشترین تهدید را متحمل شده‌اند؛ چنان‌که نرخ متوسط از دست رفتن مانگروها در هر سال برابر با ۱/۵۲ درصد است (Valiela *et al.*, 2001; Alongi, 2015) و با ادامه همین نرخ، پیش‌بینی یک جهان بدون مانگرو به حقیقت خواهد پیوست (Duke *et al.*, 2007). مطالعات نشان می‌دهد که رفاه نسبی جوامع ساحلی بیشتر از میزان جمعیت بر نرخ از بین رفتن اکوسیستم‌های مانگرو تأثیر دارد (Valiela *et al.*, 2001) چنانکه فعالیت‌های مختلف انجام‌شده توسط جوامع ساحلی (معیشتی، تجاری و صنعتی) صدمات بسیاری را بر ساختار و عملکرد مانگروها وارد آورده است (Wolanski *et al.*, 2000; Atkinson *et al.*, 2016). جوامع محلی به‌طور دائمی از مانگروها به‌عنوان منبعی از چوب برای پخت‌وپز و گرم کردن و ساختن خانه‌ها، کلبه‌ها، حصارها، حصیربافی و تخته سازی استفاده می‌کنند (Vedeld *et al.*, 2004). تنه درختان مانگرو به‌صورت گسترده‌ای برای مصارفی مانند تولید زغال، استخراج تانن و رزین برای رنگ‌آمیزی و چرم‌سازی، ساخت مبلمان، پل‌ها، تولید چوب برای ساخت قفس‌ها و تله‌های ماهیگیری، قایق‌ها و بسیاری از محصولات دیگر مورد‌استفاده قرار می‌گیرد (Walters, 2004; Dahdouh-Guebas & Koedam, 2006). همچنین، بسیاری از جوامع ساحلی دارای وابستگی قابل‌ملاحظه‌ای به بهره‌برداری از منابع آبزیان برای گذران معیشت هستند و بخش عمده‌ای از درآمد خود را از صید و فعالیت‌های مرتبط با آن به دست می‌آورند (Abdullah *et al.*, 2016). (Vedeld *et al.*, 2004). بر این اساس، پیامدهای تجمعی ناشی از بهره‌برداری بی‌رویه از اکوسیستم‌های مانگروها شامل کاهش تراکم، ارتفاع و پیوستگی تاج پوشش است (Hauff *et al.*, 2006; Lopez-)

رویشگاه‌های خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک تهیه شد.

۲. مواد و روش‌ها

جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان با وسعتی برابر با ۱۰۰۲۵/۵۵ هکتار (بیش از ۹۰ درصد جنگل‌های مانگرو ایران)، در محدوده جغرافیایی حدفاصل عرض شمالی "۱۳' ۳۴° ۲۵ در گابریک (شهرستان جاسک) تا "۵۴' ۱۰° ۲۷ در کولغان شهرستان بندرعباس و طول شرقی "۰۷' ۳۴° ۵۸ در هیمن شهرستان جاسک تا "۰۶' ۲۲° ۵۵ در شهرستان بندرلنگه توسعه یافته‌اند. جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان بیشترین وسعت این اجتماعات را در کشور و نیز در کل حوزه خلیج فارس و آب‌های منطقه راپمی دارا بوده و متشکل از دو گونه حرا و چنند هستند. در گستره یادشده توده‌های طبیعی به‌جز رویشگاه سیریک تماماً از اجتماعات خالص، نامنظم و ناهمسال درختان حرا پوشیده شده است و تنها در رویشگاه سیریک درختان چنند به‌صورت آمیخته با درختان حرا مشاهده می‌شود (Danekar, 2001). به‌طور کلی بر اساس توزیع جغرافیایی، جنگل‌های مانگرو استان هرمزگان در چهار حوزه رویشگاهی خمیر و قشم، تیاب، سیریک و جاسک قابل تقسیم بندی هستند که در این مطالعه نیز طبقه‌بندی شدت فعالیت‌های صیادی در سطح این حوزه‌های رویشگاهی انجام شده است.

در این مطالعه برای نقشه‌سازی گستره مانگروهای رویشگاه‌های خمیر، قشم، تیاب، سیریک و جاسک از تعداد چهار تصویر ماهواره لندست مربوط به سال ۲۰۱۸ که به ترتیب دارای ردیف/گذر ۱۶۰/۰۴۱، ۱۵۹/۰۴۱، ۱۵۹/۰۴۲ و ۱۵۸/۰۴۲ بودند، استفاده شد. جهت دستیابی به حداکثر دقت هندسی تصاویر، با کمک نرم‌افزار ایدرسی و ثبت مجموعاً ۲۴۰ نقطه کنترل زمینی با استفاده از GPS، تصاویر ماهواره لندست ۸ مربوط به سال ۲۰۱۸ با مقدار خطای کمتر از یک پیکسل زمین مرجع شدند. سپس، از روش

(2015). همچنین، بررسی شدت فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو به‌عنوان یکی از آشفستگی‌های محیطی نقش مهمی در اجرای فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها بر عهده دارد که نتایج حاصل از آن کمک قابل‌توجهی به کاهش آسیب‌پذیری و افزایش تاب‌آوری آن‌ها نسبت به وقوع سایر تنش‌ها و آشفستگی‌های محیطی می‌کند. در رویشگاه‌های مانگرو ایران نیز طیف گسترده‌ای از مخاطرات طبیعی و انسانی گوناگون مانند برداشت سرشاخه‌ها، گردشگری بدون برنامه، صیادی آبری‌پروری، توسعه صنایع، ورود فاضلاب شهری و صنعتی و آلودگی‌های نفتی، خشک‌سالی‌های پی‌درپی و کمبود شدید بارندگی سالانه قرار دارند (Danekar, 2001; Mafi-Gholami *et al.*, 2017a; Mafi-Gholami & Nouri kamari, 2018a,b). نتیجه وقوع این تنش‌ها و آشفستگی‌های محیطی گوناگون افزایش حساسیت و به دنبال آن میزان آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها نسبت به وقوع تغییرات اقلیمی آتی خواهد بود (Mafi-Gholami & Nouri kamari, 2018a). این در حالی است که تاکنون مطالعه‌ای درزمینه‌ی نقشه‌سازی شدت وقوع تنش‌ها و آشفستگی‌های ذکرشده و ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروهای ایران انجام نشده است. درواقع این مطالعه بخشی از مجموعه نوشتارهایی است که باهدف ارزیابی آسیب‌پذیری مانگروهای ایران انجام شده است. لذا هدف این مطالعه بررسی، نقشه‌سازی و تعیین شدت فعالیت‌های صیادی در رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان است که برای اولین بار در سطح کشور اجرا شده است و نتیجه حاصل از آن در فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری این رویشگاه‌ها استفاده خواهد شد. بدین منظور، ضمن نقشه‌سازی گستره رویشگاه‌های مانگرو، تهیه داده‌های موجود درزمینهٔ موقعیت جغرافیایی و تعداد شناورهای موجود در صیادی استان هرمزگان و نیز بهره‌گیری از سامانه اطلاعات جغرافیایی (GIS)، نقشه و درجه شدت انجام فعالیت‌های صیادی در سطح مانگروهای استان هرمزگان و به تفکیک

ظرفیت صید و درنهایت، گستره نفوذ شناورها در سطح آب‌های منطقه خواهد بود (Rowlands *et al.*, 2012). بنابراین، اولین مرحله در پهنه‌بندی شدت فعالیت‌های صیادی، شناسایی و تعیین موقعیت مکانی بنادر ماهیگیری در طول سواحل استان هرمزگان است. بر اساس تعاریف موجود، یک بندر به‌عنوان هر نقطه‌ای که یک یا تعداد بیشتری شناور به‌طور دائمی در آن مستقر هستند، تعریف شده است که اندازه و تعداد شناورهای مستقر در آن بر اساس خصوصیات سکونتگاه‌های انسانی مجاور، متغیر است (Rowlands *et al.*, 2012). بر اساس این تعریف و با استفاده از اطلاعات اخذشده از معاونت صید و بنادر ماهیگیری سازمان شیلات ایران، بررسی چشمی تصاویر ماهواره‌ای Google Earth Pro (©DigitalGlobe) و Inc.; ©GeoEye Inc. و نیز پیمایش زمینی خطوط ساحلی استان هرمزگان، تعداد ۲۸ بندر ماهیگیری محلی و یا احداث‌شده توسط اداره کل توسعه و مدیریت بنادر ماهیگیری در سواحل استان هرمزگان شناسایی شد. تفکیک انواع شناورهای موجود در ناوگان صیادی بندار، بر اساس ویژگی‌های ظاهری و ظرفیت صید آن‌ها صورت می‌گیرد. بر اساس تقسیم‌بندی موجود، شناورهای موجود به دودسته قایق و لنج تقسیم‌بندی می‌شوند. قایق‌ها دارای طول ۵ تا ۱۲ متر، تعداد خدمه ۲ تا ۴ نفر و ظرفیت صید ۱ تا ۲/۵ تن است. لنج‌ها دارای طول ۱۵ تا ۲۰ متر، تعداد خدمه بیشتر از ۴ نفر و ظرفیت صید ۷۰ تا ۱۰۰ تن بوده و دارای تجهیزات و ادوات صیادی مختلفی است (سازمان بنادر و دریانوردی، ۱۳۹۷). در این مرحله نیز با استفاده از اطلاعات موجود در معاونت صید و بنادر ماهیگیری سازمان شیلات ایران و بازدید میدانی از بنادر موجود، تعداد ناوگان صیادی فعال موجود در هر یک از بنادر مشخص گردید (جدول ۱).

طبقه‌بندی نظارت‌شده حداکثر احتمال برای طبقه‌بندی تصاویر و استخراج پوشش گیاهی مانگروها استفاده شد (Wang *et al.*, 2004; Nguyen *et al.*, 2013). به‌منظور بارزسازی تصاویر و کمک به انجام دقیق‌تر طبقه‌بندی و جداسازی پوشش گیاهی مانگروها از نواحی آبی و خشکی‌های پیرامون از شاخص گیاهی NDVI که یکی از بهترین و پرکاربردترین شاخص‌های مورد استفاده برای شناسایی سریع و ساده پوشش گیاهی سبز از سایر مناطق است، استفاده گردید (Seto & Fragkias, 2007; Vo *et al.*, 2013). با در اختیار داشتن نقشه NDVI و نیز تهیه نقشه ترکیب رنگی کاذب باندهای سبز، قرمز و مادون قرمز نزدیک، طبقه‌بندی نظارت‌شده برای تمامی تصاویر انجام شد و نقشه گستره رویشگاه‌های مانگرو تهیه شد. برای انجام صحت‌سنجی نقشه‌های حاصل از طبقه‌بندی تصاویر، تعداد ۳۰۰ نمونه زمینی با ابعاد ۳۰×۳۰ متر (۹۰۰ مترمربع) در سال ۲۰۱۸ از سطح رویشگاه‌های مانگرو برداشت شد. مطابق با مطالعه انجام‌شده توسط Nguyen و همکاران (۲۰۱۳) و Eslami-Andargoli و همکاران (۲۰۰۹)، روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی‌شده برای صحت‌سنجی نقشه‌های نهایی مورد استفاده قرار گرفت و دقت کاربر، دقت تولیدکننده، دقت کلی و ضریب کاپا برای نقشه‌های تهیه‌شده، محاسبه شد.

به‌طور کلی، فعالیت‌های ماهیگیری با شدت‌های متفاوت و در گستره وسیعی از آب‌های ساحلی ایران انجام می‌شود. این فعالیت‌ها توسط انواعی از شناورهای صیادی صورت می‌گیرد که در تعداد، ابعاد و ظرفیت‌های صید متفاوت، در بنادر و سایر مکان‌های ساحلی استقرار می‌یابند. از این‌رو، بررسی شدت و گستره انجام فعالیت‌های صیادی در آب‌های ساحلی نیازمند تعیین موقعیت و تعداد بنادر و مکان‌های استقرار ساحلی، تفکیک انواع شناورها به لحاظ

جدول ۱: موقعیت جغرافیایی بنادر صیادی استان هرمزگان

ردیف	نام بندر	موقعیت جغرافیایی	
		طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
۱	قشم	۵۶° ۱۶' ۴۹ و ۴۰"E	۲۶° ۵۷' ۱۳ و ۰۰"N
۲	شهید باهنر	۵۶° ۱۲' ۱۱ و ۶۱"E	۲۷° ۸۰' ۴۲ و ۲۳"N
۳	جاسک	۵۷° ۴۶' ۳۹ و ۵۳"E	۲۵° ۳۹' ۲۰ و ۹۷"N
۴	کنگ	۵۴° ۵۷' ۰۰ و ۵۴"E	۲۶° ۳۵' ۲۳ و ۹۹"N
۵	بستانه	۵۴° ۳۹' ۴۵ و ۳۶"E	۲۶° ۳۰' ۳۳ و ۱۸"N
۶	پشت شهر	۵۶° ۱۵' ۳۱ و ۸۰"E	۲۷° ۱۰' ۰۹ و ۰۰"N
۷	صلخ	۵۵° ۴۳' ۰۳ و ۷۴"E	۲۶° ۴۱' ۰۹ و ۷۰"N
۸	کلاهی	۵۶° ۵۱' ۰۲ و ۵۰"E	۲۷° ۰۲' ۵۸ و ۸۶"N
۹	حسینه	۵۴° ۲۱' ۴۴ و ۵۳"E	۲۶° ۳۹' ۰۷ و ۱۸"N
۱۰	لنگه	۵۴° ۵۳' ۱۹ و ۴۲"E	۲۶° ۳۳' ۰۴ و ۷۸"N
۱۱	جوادالائمه	۵۲° ۵۹' ۵۷ و ۸۶"E	۲۷° ۰۷' ۳۸ و ۴۱"N
۱۲	باسعیدو	۵۵° ۱۶' ۰۸ و ۷۰"E	۲۶° ۳۹' ۴۰ و ۲۰"N
۱۳	سیریک	۵۷° ۰۴' ۵۸ و ۷۸"E	۲۶° ۳۱' ۵۵ و ۲۲"N
۱۴	گوکسر	۵۸° ۵۰' ۱۰ و ۹۴"E	۲۵° ۳۲' ۲۳ و ۳۳"N
۱۵	درگهان	۵۶° ۰۲' ۵۴ و ۹۰"E	۲۶° ۵۷' ۴۸ و ۳۴"N
۱۶	کوهستک	۵۷° ۰۱' ۲۴ و ۳۲"E	۲۶° ۴۷' ۵۸ و ۰۵"N
۱۷	کوه مبارک	۵۷° ۱۷' ۵۴ و ۵۶"E	۲۵° ۴۹' ۴۹ و ۲۵"N
۱۸	هرمز	۵۶° ۲۶' ۳۹ و ۳۴"E	۲۷° ۰۵' ۴۰ و ۶۰"N
۱۹	ابوموسی	۵۵° ۰۰' ۳۹ و ۹۱"E	۲۵° ۵۲' ۲۹ و ۶۶"N
۲۰	کیش	۵۳° ۵۶' ۳۵ و ۵۳"E	۲۶° ۳۴' ۱۹ و ۴۳"N
۲۱	سورگلم	۵۸° ۱۲' ۱۲ و ۳۱"E	۲۵° ۳۳' ۵۴ و ۸۹"N
۲۲	خمیر	۵۵° ۳۶' ۰۲ و ۲۴"E	۲۶° ۵۶' ۳۳ و ۴۸"N
۲۳	رمچاه	۵۶° ۰۹' ۴۸ و ۷۸"E	۲۶° ۵۳' ۵۸ و ۳۲"N
۲۴	چیرویه	۵۳° ۴۴' ۰۵ و ۰۲"E	۲۶° ۴۲' ۴۹ و ۷۸"N
۲۵	خورآذینی	۵۷° ۰۶' ۲۲ و ۴۵"E	۲۶° ۱۹' ۴۳ و ۷۶"N
۲۶	لاوان	۵۳° ۲۱' ۵۱ و ۸۲"E	۲۶° ۴۸' ۵۵ و ۱۲"N
۲۷	لارک	۵۶° ۲۳' ۱۴ و ۸۲"E	۲۶° ۵۳' ۰۵ و ۷۰"N
۲۸	سوزا	۵۶° ۰۴' ۵۹ و ۵۶"E	۲۶° ۴۷' ۳۷ و ۹۸"N

ساحلی منطبق باشد. لذا در این مطالعه، گستره‌ای از آب‌های ناحیه کرانه که دربرگیرنده حوزه‌های رویشگاهی خمیر، تیاب، سیریک و جاسک بوده و مرز دریایی آن حد پایین منطقه جزر و مدی و مرز خشکی آن حد بالای پهنه خطر است، به‌عنوان محدوده جغرافیایی بررسی شد فعالیت‌های صیادی در نظر گرفته شد (شکل ۱).

پس از مشخص شدن موقعیت جغرافیایی بنادر و تعداد و انواع شناورهای موجود در آن‌ها، نیاز به تعیین محدوده جغرافیایی مشخصی است که ضمن در بر گرفتن حوزه‌های رویشگاهی مورد بررسی، از یکسو امکان اجرای روش‌های پهنه‌بندی و توزیع جغرافیایی فعالیت‌های صیادی را در منطقه مورد مطالعه فراهم آورد و از سوی دیگر، بر مرزهای محدوده‌های مشخص شده در مطالعات مدیریت یکپارچه مناطق

که در این رابطه؛ D_{max} : حداکثر مسافتی که قایق‌ها از بندر صیادی دور می‌شوند و D_C : فاصله میان مرکز سلول شبکه تا بندر صیادی است. بر اساس اطلاعات موجود در اسناد معاونت صید و بنادر ماهیگیری سازمان شیلات ایران، نظرات کارشناسان و نیز گفتگو با صیادان، حداکثر فاصله‌ای که قایق‌های ماهیگیری از بندر دور می‌شوند، در حدود ۱۰۰ کیلومتر است. برای مثال، سلول‌هایی که دارای فاصله ۶۵ کیلومتر از یک بندر مشخص هستند دارای مقدار fd_{pi} برابر با $0/65$ هستند و سلول‌های دارای فاصله بیشتر از ۱۰۰ کیلومتر از بندر، دارای مقدار fd_{pi} برابر با صفر بوده و فعالیت صیادی در آن‌ها انجام نمی‌شود. بنابراین، مقدار فاکتور fd_{pi} برابر با احتمال حضور قایق‌های صیادی در سلول‌های گوناگون است. n_{BP_i} برابر است با تعداد کل قایق‌های موجود در هر یک از بنادر.

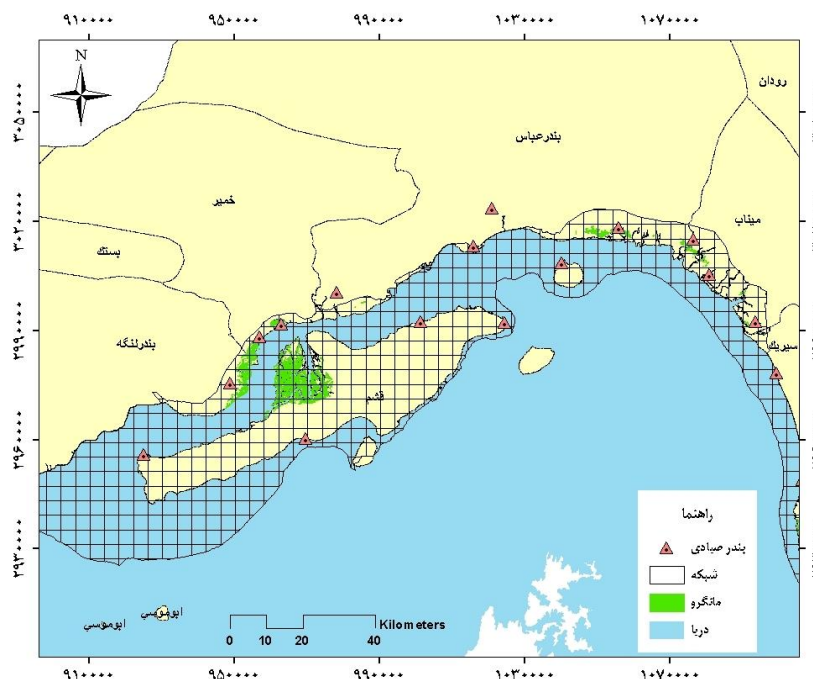
بر اساس روش بکار رفته توسط Rowlands و همکاران (۲۰۱۲) و به‌منظور تهیه نقشه تغییرات مکانی شدت فعالیت‌های صیادی، گستره آب‌های ناحیه کرانه که دربرگیرنده حوزه‌های رویشگاهی مورد مطالعه است، به ۵۹۸ سلول شبکه فرضی با ابعاد 4×4 کیلومتر تقسیم‌بندی شد (شکل ۱). در هر یک از سلول‌های شبکه و با استفاده از رابطه (۱)، نمایه شدت فعالیت صیادی توسط قایق (FB) محاسبه گردید و در نهایت نقشه تغییرات شدت فعالیت صیادی با قایق در سطح آب‌های محدوده مورد مطالعه و در مناطق پیرامون جنگل‌های مانگرو تهیه شد.

$$F_B = \sum_{i=1}^N fd_{pi} \times n_{BP_i} \quad (\text{رابطه ۱})$$

که در

این رابطه: N : تعداد بنادر ماهیگیری، fd_{pi} : فاکتور کاهش خطی فاصله (صفر تا یک) است که از رابطه (۲) محاسبه می‌شود:

$$fd_{pi} = \frac{(D_{max} - D_C)}{D_{max}} \quad (\text{رابطه ۲})$$



شکل ۱: موقعیت بندر صیادی و شبکه ترسیم‌شده جهت تعیین شدت فعالیت صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو

۳. نتایج

ارزیابی دقت تصاویر طبقه‌بندی‌شده نشان داد که دقت کلی تمامی طبقه‌بندی‌های انجام‌شده بیشتر از ۹۲٪ بود. همچنین، مقدار دقت کاربر و دقت تولیدکننده برای تمامی طبقه‌بندی‌های انجام‌شده بر روی تصاویر بیشتر از ۸۰ بودند که نشان‌دهنده دقت بالای طبقه‌بندی انجام‌شده برای نقشه‌سازی گستره مانگروها بود. نتایج نشان داد که وسعت مانگروها در رویشگاه‌های قشم و خمیر، تیاب، سیریک و جاسک به ترتیب برابر با ۷۰۶۱/۸، ۹۱۹/۹۸۴،۶/۶ و ۵۶۱/۴۲ هکتار بود. شکل‌های شماره (۲) تا (۵) گستره رویشگاه‌های مانگرو را در سواحل استان هرمزگان نشان می‌دهد.

در مقایسه با قایق، فعالیت صیادی توسط لنج‌ها در مسافت‌های طولانی‌تری انجام می‌شود. با استفاده از اطلاعات موجود و نظرات کارشناسان معاونت صید و بنادر ماهیگیری سازمان شیلات ایران و نیز گفتگو با صیادان، حداکثر فاصله‌ای که لنج‌های ماهیگیری برای انجام صید از بندر دور می‌شوند، در حدود ۱۵۰ کیلومتر برآورد گردید. بر این اساس نمایه شدت فعالیت صیادی برای لنج‌ها (FL) را می‌توان به صورت رابطه (۳) بیان نمود:

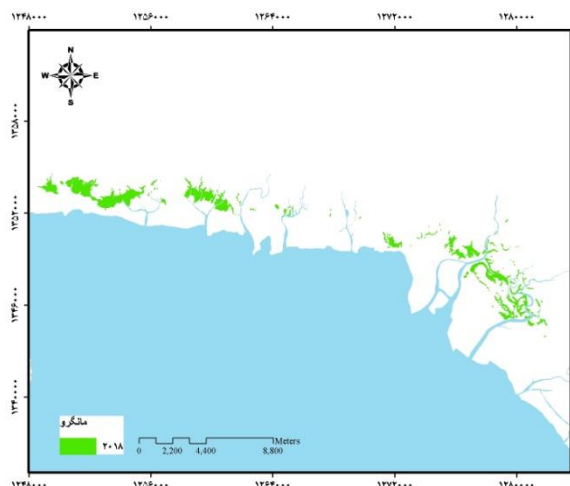
$$F_L = \sum_{i=1}^N fd_{Pi} \times n_{LPi} \quad \text{رابطه ۳}$$

که در این

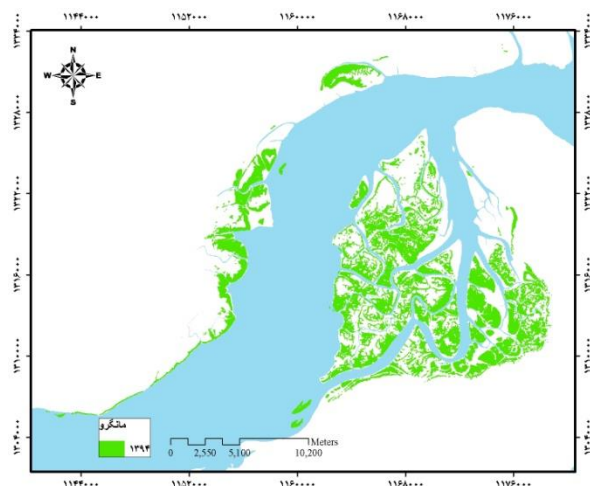
رابطه؛ N: تعداد بنادر ماهیگیری، fd_{Pi} : فاکتور کاهش خطی فاصله (صفر تا یک)، n_{LPi} : تعداد کل لنج‌های موجود در هر یک از بنادر است.

پس از تهیه نقشه‌های نمایه شدت فعالیت صیادی توسط قایق و لنج، نقشه پهنه‌بندی نمایه شدت فعالیت‌های صیادی (FI) در محدوده مورد مطالعه، از مجموع نمایه‌های (FB) و (FL) بدست آمد (رابطه ۴).

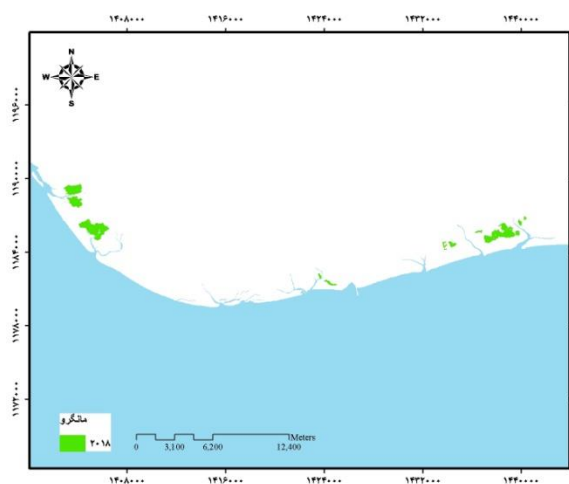
$$FI = F_B + F_L \quad \text{رابطه ۴}$$



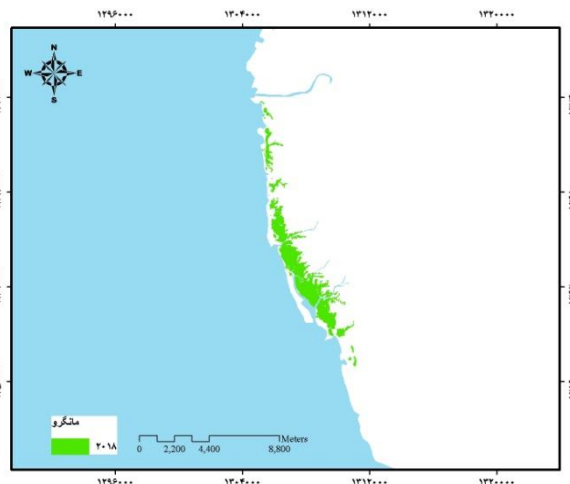
شکل ۳: گستره مانگروهای رویشگاه تیاب



شکل ۲: گستره مانگروهای رویشگاه خمیر



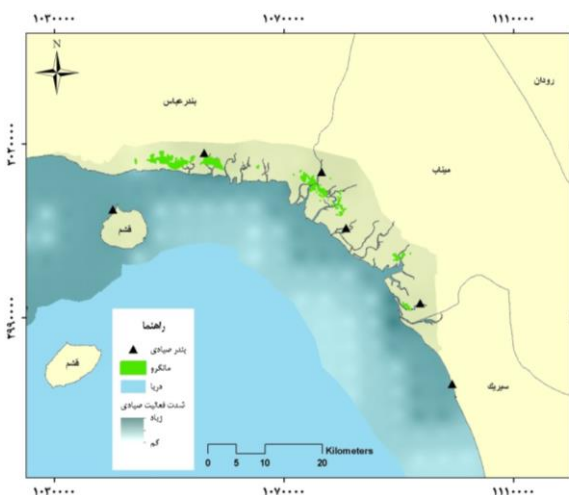
شکل ۵: گستره مانگروه‌های رویشگاه جاسک



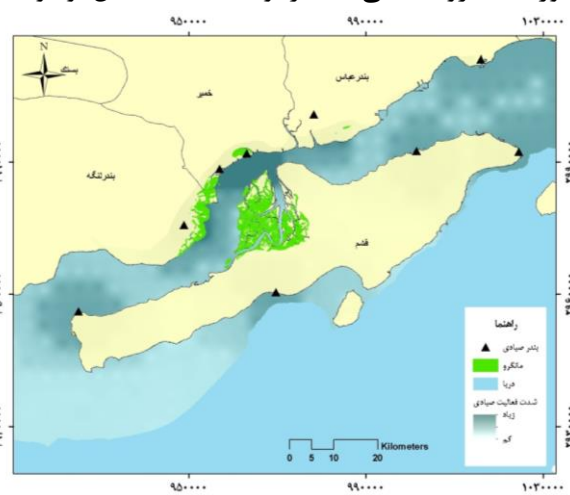
شکل ۴: گستره مانگروه‌های رویشگاه سیریک

تعداد بیشتری از بنادر صیادی فعال، دارای مقادیر نمایه شدت فعالیت صیادی بیشتری هستند که این امر نشان‌دهنده تمرکز بیشتر فعالیت‌های صیادی در این دو حوزه رویشگاهی نسبت به دو حوزه رویشگاهی دیگر (سیریک و جاسک) است. بدون شک وجود فعالیت‌های صیادی بیشتر در حوزه‌های رویشگاهی خمیر و تیاب سبب ایجاد آسیب‌پذیری بیشتر در این دو حوزه رویشگاهی نسبت به دو حوزه رویشگاهی سیریک و جاسک خواهد شد.

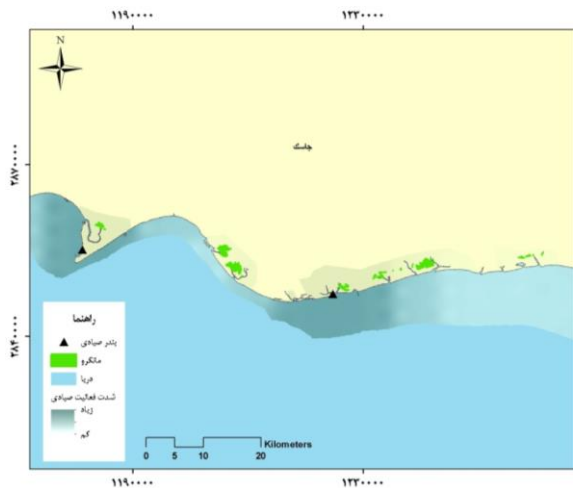
همان‌طور که بیان شد، به‌منظور تهیه نقشه تغییرات مکانی شدت فعالیت‌های صیادی، گستره آب‌های کرانه‌برگیرنده رویشگاه‌های مورد مطالعه است، به ۵۹۸ سلول شبکه فرضی با ابعاد 4×4 کیلومتر تقسیم‌بندی شد و در هر یک از سلول‌های شبکه نمایه‌های شدت فعالیت صیادی با قایق و لنج محاسبه گردید. نقشه‌های شماره (۶) تا (۹)، نشان‌دهنده شدت فعالیت صیادی در محدوده رویشگاه‌های مانگرو مورد مطالعه است. همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، حوزه‌های رویشگاهی خمیر و تیاب، به دلیل وجود



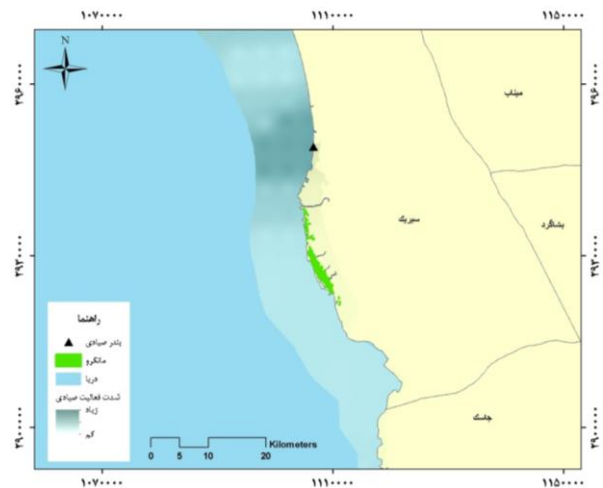
شکل ۷: شدت فعالیت صیادی در محدوده آب‌های رویشگاه تیاب



شکل ۶: شدت فعالیت صیادی در محدوده آب‌های رویشگاه خمیر



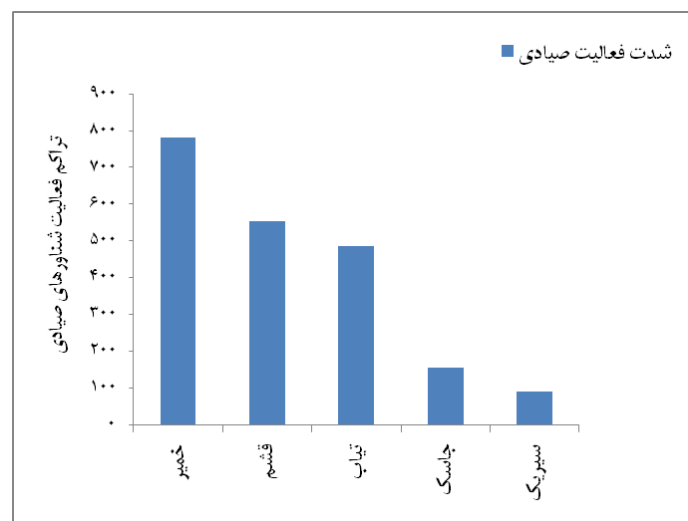
شکل ۹: شدت فعالیت صیادی در محدوده آب‌های رویشگاه جاسک



شکل ۸: شدت فعالیت صیادی در محدوده آب‌های رویشگاه سیریک

مانگروهای مورد مطالعه بود (شکل شماره ۱۰). همچنین، رویشگاه‌های قشم و تیاب نیز در رده‌های دوم و سوم به لحاظ شدت فعالیت صیادی قرار داشتند. در واقع این نتایج نشان می‌دهد که با حرکت از غرب به شرق در طول سواحل استان هرمزگان، از شدت فعالیت صیادی در سطح آب‌های کرانه‌ای دربرگیرنده مانگروها کاسته می‌شود.

بررسی تغییرات مقادیر شدت فعالیت صیادی در سطح رویشگاه‌های مورد مطالعه نیز نشان داد که مطابق با تعداد شناورهای صیادی موجود در بنادر و محدوده پراکنش فعالیت آن‌ها در سطح آب‌های کرانه‌ای و گستره رویشگاه‌ها، رویشگاه خمیر در معرض بیشترین شدت فعالیت صیادی در سطح آب‌های کرانه‌ای استان هرمزگان قرار دارد و در مقابل، رویشگاه سیریک دارای کمترین شدت فعالیت صیادی در بین



شکل ۱۰: شدت فعالیت صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان

شدت وقوع انواع تنش‌ها و آشفستگی‌های محیطی است که نتایج حاصل از آن از طریق اولویت‌بندی اقدامات مدیریتی و فراهم آوردن زیرساخت‌های مطلوب،

۴. بحث و نتیجه‌گیری

به‌طور کلی یکی از مراحل اجرای فرآیند ارزیابی آسیب‌پذیری اکوسیستم‌های مانگرو، نقشه‌سازی

خشک‌سالی‌های بلندمدت پس از سال ۱۹۹۸، رویشگاه‌های مانگرو ایران دچار کاهش وسعت شده‌اند و عمده کاهش وسعت در این رویشگاه‌ها در حاشیه‌های رو به خشکی آن‌ها رخ داده است و این امر میزان آسیب‌پذیری مانگروهای ایران را نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا تشدید می‌نماید. شدت بالای فعالیت‌های صیادی در محل رویشگاه‌های خمیر و تیاب نیز با برهم زدن فرآیند رسوب‌گذاری در بستر مانگروهای این رویشگاه‌ها می‌تواند میزان آسیب‌پذیری آن‌ها را نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا تشدید نماید. این موضوع اهمیت انجام مطالعات بیشتر در زمینه تغییرات میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروهای سواحل خلیج فارس و دریای عمان را در اثر فعالیت‌های صیادی نشان می‌دهد.

اما علاوه بر تأثیرات نامطلوب بر میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروها، تردد انواع شناورها در محدوده این رویشگاه‌ها سبب وارد آمدن انواع آلاینده‌های نفتی به درون آن‌ها می‌شود. متأسفانه منطقه خلیج فارس به دلیل حجم بالای ورود آلاینده‌های نفتی (سالانه بیش از ۱/۵ میلیون تن نفت) به یکی از آلوده‌ترین مناطق دریایی جهان تبدیل شده است؛ چنانچه سازمان بین‌المللی دریانوردی (IMO) این منطقه را در سال ۲۰۰۷ به‌عنوان منطقه ویژه دریایی اعلام کرد. همچنین، بررسی اسناد و مطالعات انجام‌شده نشان می‌دهد که بخش عمده رفت‌وآمد شناورها و فعالیت‌های صیادی، تخلیه مواد نفتی و ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی در محدوده مانگروهای واقع در تنگه هرمز (رویشگاه‌های خمیر و تیاب) متمرکز است که بدون شک بر روند پیشروی این رویشگاه‌ها به سمت خشکی و تشدید میزان آسیب‌پذیری این رویشگاه‌ها نسبت به وقوع سایر مخاطرات محیطی و به‌ویژه بالا آمدن سطح آب دریا اثر گزار است.

مطالعات موجود نشان می‌دهد که علاوه بر فعالیت‌های گسترده صیادی در محدوده آب‌های مانگروهای ایران، فعالیت‌های انسانی دیگری همانند

راه‌کارهای لازم برای کاهش آسیب‌پذیری و افزایش تاب‌آوری مانگروها را فراهم می‌آورد (Woodroffe, 1995; Lucas *et al.*, 2002; Cahoon and Hensel, 2006). لذا در این مطالعه نیز اقدام به نقشه‌سازی شدت فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان شد که نتایج حاصل از آن یکی از پیش‌نیازهای لازم جهت ارزیابی آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها است. نتایج این مطالعه نشان داد که بر اساس وضعیت فعلی رویشگاه‌های مانگرو، پراکنش جغرافیایی بنادر و تعداد شناورهای صیادی موجود در آن‌ها، رویشگاه‌های خمیر و قشم دارای در معرض بیشترین شدت فعالیت صیادی قرار دارند. نتایج همچنین نشان داد که رویشگاه سیریک نیز دارای کمترین شدت فعالیت صیادی در میان رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان بود. هرچند که نتایج موجود نشان‌دهنده وسعت بسیار بالاتر رویشگاه‌های خمیر و قشم نسبت به سایر رویشگاه‌های استان هرمزگان است و این امر توان بالاتر این رویشگاه‌ها را در مقابله با انواع تنش‌ها و آشفتگی‌های محیطی نشان می‌دهد، آنچه در این میان از اهمیت برخوردار است، هم‌افزایی میان اثرات ناشی از فعالیت‌های صیادی با وقوع سایر مخاطرات محیطی در محل هر یک از رویشگاه‌ها است که می‌تواند شدت خسارات وارد آمده بر رویشگاه‌های مانگرو دوچندان سازد. بر اساس مطالعات موجود، وضعیت پیشروی به سمت خشکی و میزان رسوب‌گذاری در بستر مانگروها نسبت به نرخ بالا آمدن سطح آب دریا تعیین‌کننده میزان آسیب‌پذیری این رویشگاه‌ها نسبت به این پدیده اقلیمی است (Woodroffe, 1995; Ellison, 2000). بر اساس مطالعات موجود، وضعیت تغییرات وسعت و شیب اراضی ساحلی در محل رویشگاه‌های مانگرو ایران به‌گونه‌ای است که رویشگاه‌های خمیر و تیاب دارای بیشترین میزان آسیب‌پذیری نسبت به بالا آمدن سطح آب دریا هستند (Mafi Gholami *et al.*, 2017b). مطالعات انجام‌شده توسط Mafi Gholami و همکاران (۲۰۱۷a) همچنین نشان داده که با وقوع

Alongi, D. M., Tirendi, F., and Clough, B. F., 2000. Below-ground decomposition of organic matter in forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina* along the arid coast of Western Australia. *Aquatic Botany*, 68(2), 97-122.

Alongi, D. M., 2015. The impact of climate change on mangrove forests. *Current Climate Change Reports*, 1(1), 30-39.

Amsad Ibrahim Khan, S. K., Ramachandran, A., Kandasamy, P., Selvam, V., and Shanmugam, P., 2014, December). *Impact of Sea Level Rise on Mangrove Ecosystem and its Dependent Fishing Communities in the Coastal Regions of Cauvery Delta: A Message for Policy Planners to Frame Suitable Anticipatory Adaptation Strategies*. In *AGU Fall Meeting Abstracts*.

Atkinson, S.C., Jupiter, S.D., Adams, V.M., Ingram, J.C., Narayan, S., Klein, C.J., and Possingham, H.P., 2016. Prioritising mangrove ecosystem services results in spatially variable management priorities. *PloS one*, 11(3), e0151992.

Cahoon, D. R., and Hensel, P., 2006. High-resolution global assessment of mangrove responses to sea-level rise: a review. *In Proceedings of the symposium on mangrove responses to relative sea level rise and other climate change effects* (Vol. 13, pp. 9-17).

Crona, B., and Bodin, Ö., 2006. What you know is who you know? Communication patterns among resource users as a prerequisite for co-management. *Ecology and society*, 11(2).

Dahdouh-Guebas, F., and Koedam, N., 2006. Coastal vegetation and the Asian tsunami. *Science*, 311(5757), 37-38.

Danehkar, A., 2001. Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands, *The Environment Scientific Quarterly Journal*, 34, 43-49.

Danehkar, A., Hasheni, A., Varasteh, R., Fadakar, S., Sharifipour, R., 2008. *The spatial analysis of environmental sensitivity of coastal areas in Hormozgan province*. The department of the environment, Hormozgan province, 180p.

Duke, N. C., Meynecke, J. O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., and Koedam, N., 2007. A world without mangroves?. *Science*, 317(5834), 41-42.

Ellison, J. C., 2008. Long-term retrospection on mangrove development using sediment

چرای دام (به‌ویژه در مانگروهای واقع در حوزه‌های رویشگاهی خمیر و قشم)، تهیه چوب سوختی و نیز مصالح ساختمانی،، احداث سد و جاده‌سازی در مسیر رودخانه‌های منتهی به منطقه ساحلی (سد جگین)، ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از مناطق شهری مجاور نیز نقش مؤثر در تخریب و وقوع پس‌روی این اکوسیستم‌ها دارند (Danehkar et al., 2008; Mehraanian et al., 2009). بر اساس نظر افراد محلی و نیز کارشناسان اداره کل منابع طبیعی استان هرمزگان، بهره‌برداری بی‌رویه بومیان حاشیه جنگل‌های مانگرو نیز سهم زیادی در تخریب این رویشگاه‌ها دارد، چراکه بومیان مناطق برای تأمین خوراک دام، اقدام به سرشاخه زنی درختان می‌کنند. بدون تأثیر این بهره‌برداری بی‌رویه از مانگروها همراه با پیامدهای نامطلوب ناشی از تردد انواع شناورها در محدوده این رویشگاه‌ها سبب تضعیف و از بین رفتن مانگروها شده و درنهایت افزایش آسیب‌پذیری این رویشگاه‌ها را به دنبال دارد.

درنهایت می‌توان گفت که نتایج این مطالعه می‌تواند با فراهم آوردن اطلاعات ضروری در مورد شدت انجام فعالیت‌های صیادی در سطح رویشگاه‌های مانگرو استان هرمزگان می‌تواند نقش مهمی در اجرای فرایند ارزیابی آسیب‌پذیری این اکوسیستم‌ها و ارائه راهکارهای لازم جهت دستیابی به اهداف حفاظت و احیای مانگروهای ایران داشته باشد. بر این اساس که شدت فعالیت‌های صیادی در رویشگاه‌هایی که دارای بیشترین میزان آسیب‌پذیری هستند باید کاهش یافته و رفت‌وآمد انواع شناورها باید در رویشگاه‌های انجام گیرد که دارای کمترین میزان آسیب‌پذیری نسبت به وقوع تنش‌ها و آشفستگی‌های محیطی هستند.

منابع

Abdullah, A.N.M., Stacey, N., Garnett, S. ., and Myers, B., 2016. Economic dependence on mangrove forest resources for livelihoods in the Sundarbans, Bangladesh. *Forest Policy and Economics*, 64, 15-24.

- Mehrabian, A., Naqinezhad, A., Mahiny, A. S., Mostafavi, H., Liaghati, H., and Kouchekezadeh, M., 2009. Vegetation Mapping of the Mond Protected Area of Bushehr Province (South-west Iran). *Journal of integrative plant biology*, 51(3), 251-260.
- Nguyen, H.H., McAlpine, C., Pullar, D., Johansen, K., Duke, N.C., 2013. The relationship of spatial-temporal changes in fringe mangrove extent and adjacent land-use: Case study of Kien Giang coast, Vietnam. *Ocean and Coastal Management* 76, 12-22.
- Ports and Maritime Organization, 2017. Ship Definitions, Official Website of the Ports and Maritime Organization. <https://www.pmo.ir/fa/servicecharges/tariffbook>
- Rowlands, G., Purkis, S., Riegl, B., Metsamaa, L., Bruckner, A., and Renaud, P., 2012. Satellite imaging coral reef resilience at regional scale. A case-study from Saudi Arabia. *Marine Pollution Bulletin*, 64(6), 1222-1237.
- Seto, K.C., Fragkias, M., 2007. Mangrove conversion and aquaculture development in Vietnam: A remote sensing-based approach for evaluating the Ramsar Convention on Wetlands. *Global Environmental Change* 17(3), 486-500.
- Valiela, I., Bowen, J. L., and York, J. K., 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience*, 51(10), 807-815.
- Vedeld, P., Angelsen, A., Sjaastad, E., and Kobugabe Berg, G., 2004. *Counting on the environment: forest incomes and the rural poor*. Environment Department Paper No. 98, World Bank, Washington, DC.
- Vo, Q.T., Oppelt, N., Leinenkugel, P., Kuenzer, C., 2013. Remote sensing in mapping mangrove ecosystems—An object-based approach. *Remote Sensing*, 5(1), 183-201.
- Walters, B. B., 2004. Local management of mangrove forests in the Philippines: successful conservation or efficient resource exploitation?. *Human Ecology*, 32(2), 177-195.
- Wang, Q., Tenhunen, J., Dinh, N. Q., Reichstein, M., Vesala, T., Keronen, P., 2004. Similarities in ground-and satellite-based NDVI time series and their relationship to physiological activity of a Scots pine forest in cores and pollen analysis: a review. *Aquatic Botany*, 89(2), 93-104.
- Ellison, J.C., 2015. Vulnerability assessment of mangroves to climate change and sea-level rise impacts. *Wetlands Ecology and Management*, 23(2), 115-137.
- Eslami-Andargoli, L., Dale, P.E.R., Sipe, N., Chaseling, J., 2009. Mangrove expansion and rainfall patterns in Moreton Bay, southeast Queensland, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(2), 292-298.
- Furukawa, K., and Wolanski, E., 1996. Sedimentation in mangrove forests. *Mangroves and salt marshes*, 1(1), 3-10.
- Hauff, R. D., Ewel, K. C., and Jack, J., 2006. Tracking human disturbance in mangroves: estimating harvest rates on a Micronesian Island. *Wetlands Ecology and Management*, 14(2), 95-105.
- López-Hoffman, L., Monroe, I., Narváez, E., Martínez-Ramos, M., and Ackerly, D., 2006. Sustainability of mangrove harvesting: how do harvesters' perceptions differ from ecological analysis?. *Ecology and Society*, 11(2).
- Lucas, R. M., Ellison, J. C., Mitchell, A., Donnelly, B., Finlayson, M., and Milne, A. K., 2002. Use of stereo aerial photography for quantifying changes in the extent and height of mangroves in tropical Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 10(2), 159-173.
- Mafi-Gholami, D., Mahmoudi, B., and Zenner, E. K., 2017a. An analysis of the relationship between drought events and mangrove changes along the northern coasts of the Persian Gulf and Oman Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 141-151.
- Mafi Gholami, D., Baharlouei, M., and Mahmoudi, B., 2017b. Investigating the Consequences of Climate Change on the Extent of Mangroves and Hippopotamus communities in Qeshm Avicennia Marina. *Journal of Environmental Research*. Accepted for publication.
- Mafi Gholami, D., and Nouri Kamari, A., 2018a. An investigation of the relationship between hydrological drought occurrence and areas changes of mangroves of Hormozgan province. *Journal of Marine Science and Technology*. Accepted for publication.
- Mafi Gholami, D., and Nouri Kamari, A., 2018b. Prioritizing environmental sensitivity criteria of mangroves using FAHP. *Journal of Marine Science and Technology*. Accepted for publication.

Australia to anticipated sea-level rise. *Earth Surface Processes and Landforms*, 20(1), 65-85.

Yu, S. H., Ke, L., Wong, Y. S., and Tam, N. F. Y., 2005. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a bacterial consortium enriched from mangrove sediments. *Environment International*, 31(2), 149-154.

Finland. *Remote Sensing of Environment*, 93(1), 225-237.

Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D. M., Trott, L., and Davidson, A., 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(1), 85-97.

Woodroffe, C. D., 1995. Response of tide-dominated mangrove shorelines in Northern

Mapping intensity of fishing activities in mangrove habitats: a prerequisite for the vulnerability assessment process

Davood Mafi Gholami ^{1*}, Abolfazl Jaafari²

1. Department of forest sciences, Faculty of natural resources and earth sciences, Shahrekord University

2. Research Institute of Forests and Rangelands, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO)

(DOI): [10.22113/jmst.2019.133473.2165](https://doi.org/10.22113/jmst.2019.133473.2165)

Abstract

In general, fishing activities are considered as one of the most important environmental disturbances in increasing the vulnerability of the mangrove ecosystems due to their destructive effects on the process of sedimentation and wave currents, decreasing biodiversity, and introducing oil pollutants into these ecosystems. Therefore, investigating and mapping the intensity of fishing activities in mangrove habitats are of great needs in conducting the vulnerability assessment and providing managerial solutions and empowerment of these ecosystems to minimize and compensate the damages caused by environmental hazards. The aim of this study was to investigate, determine, and delineate and the intensity of fishing activities in the mangrove habitats of the Hormozgan province. To this end, the map of intensity of fishing activities was prepared in Khamir, Qeshm, Tiab, Sirik and Jask habitats through mapping the mangrove habitats, drawing 598 cell networks of 4 × 4 km in the coastal waters and the available geospatial data, and number of vessels in the fishing ports of the Hormozgan province. The results showed that in terms of the geographic distribution and the number of vessels in the fishing ports of the Hormozgan province, the intensity of the fishing activities in the mangrove habitats is ranked as follows: Khamir habitat > Qeshm habitat > Tiab habitat > Jask habitat > Sirik habitat. The results of this study can be used as a prerequisite for assessing the vulnerability of the mangroves of Iran.

Keywords: Fishing activity, GIS, fishing activity intensity map, mangrove, Hormozgan province

List of tables & shapes

Table1: Geographic location of fishing ports of Hormozgan province

Figure 1: Geographic location of fishing ports and Grid for determination of fishing intensity in mangroves habitats

Figure 2: Extent of mangroves of Khamir habitat

Figure 3: Extent of mangroves of Tiab habitat

Figure 4: Extent of mangroves of Sirik habitat

Figure 5: Extent of mangroves of Jask habitat

Figure 6: Fishing intensity in the surrounding waters of Khamir habitat

Figure 7: Fishing intensity in the surrounding waters of Tiab habitat

Figure 8: Fishing intensity in the surrounding waters of Sirik habitat

Figure 9: Fishing intensity in the surrounding waters of Jask habitat

Figure 10: Fishing intensity in mangroves of Hormozgan province

* Corresponding author E-mail: d.mafigholami@nres.sku.ac.ir