مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های کانونی به‌منظور طرح‌ریزی حفاظت از تنوع زیستی در منطقه جنوب شرق ایران

محمد شفیعی‌زاده[۱]، حسین مرادی[۱*]، سیما فاخران[۱] و سعید پورمنافی[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۵/۲۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۰/۲۵)

چکیده

مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای گونه‌های کانونی از طریق مدل‌سازی ارتباط بین الگوی پراکنش تنوع زیستی و ویژگی‌های طبیعی و انسانی منطقه، مشکلات پیش رو در دستیابی به اطلاعات زیستگاهی مناطق دور از دسترس را، به حداقل رسانده است. پژوهش حاضر با هدف مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای گونه‌های کانونی و دستیابی به نقشه مدل‌سازی چندگونه‌ای مطلوبیت زیستگاه در منطقه جنوب شرق ایران صورت گرفته است. بدین ترتیب که ابتدا ۷ گونه آسیب‌پذیر منطقه شامل خرس سیاه، پلنگ، کل و بز، قوچ و میش، جبیر، هوبره و گاندو انتخاب و مطلوبیت زیستگاه برای هرکدام با چهار مدل خطی تعمیم‌یافته، افزایشی تعمیم‌یافته، درخت تصادفی و حداکثر بی‌نظمی با استفاده از ۱۰ متغیر مرتبط با پوشش اراضی، حضور انسان و توپوگرافی مدل‌سازی شد. در ادامه با تلفیق نقشه‌های مطلوبیت گونه‌های مختلف با نقشه سایت‌های لانه‌گزینی لاک‌پشت و زیستگاه‌های پرندگان به‌عنوان زیستگاه‌های حساس ساحلی نقشه نهایی مطلوبیت زیستگاه در منطقه به‌دست آمد. نتایج نشان داد که در مجموع بیش از ۳۴ درصد از کل منطقه موردمطالعه به‌عنوان زیستگاه حساس طبقه‌بندی شد که به‌طور عمده این نواحی به موازات خط ساحلی در منطقه پراکنش دارند. به‌طور کلی تنها کمتر از ۱۵ درصد از زیستگاه‌های حساس منطقه توسط شبکه مناطق حفاظتی پوشش داده شده است. همچنین بین محدوده شرق به غرب منطقه یک کریدور مطلوب ارتباطی وجود دارد که به‌دلیل مطلوبیت کمتر نسبت به زیستگاه‌های مرکزی و تمرکز اهداف حفاظتی بر هسته‌های زیستگاهی مغفول مانده است.

واژه‌های کلیدی: مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای، نقاط داغ تنوع زیستی، مطلوبیت زیستگاه، گونه کانونی

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: hossein.moradi@cc.iut.ac.ir

مقدمه

نواحی داغ تنوع زیستی بیشترین تعداد گونه‌های حیات وحش را حمایت کرده و اغلب با وجود تنوع گونه‌ای بالا، با نرخ بالایی از خطر انقراض مواجه هستند (۳۶). شناسایی مکانی این نواحی و بررسی روابط متقابل گونه‌ها و نحوه تأثیرگذاری آنها بر پراکنش مکانی یکدیگر اولین قدم در متوقف‌کردن انقراض تنوع زیستی محسوب می‌شود (۳۱ و ۳۶). این در حالی است که بسیاری از زیستگاه‌ها، در نواحی واقع شده‌اند که به‌دلیل عدم دسترسی و محدودبودن امکان نمونه‌برداری، ناشناخته باقی مانده‌اند (۱۹). بسیاری از مطالعات نشان می‌دهد مناطق تحت حفاظت کنونی اغلب نمایانگر تنوع زیستی یک ناحیه نبوده و سطح دربردارندگی و مشمولیت آنها کمتر از حد مورد نظر اهداف جهانی حفاظت است (۳۰ و ۴۲).

امروزه مدل‌های پراکنش گونه (Species Distribution Model :SDM) یا به‌اصطلاح مدل‌های مطلوبیت زیستگاه (Habitat Suitability Model :HSM) که بر اساس ارتباط میان الگوی پراکنش تنوع زیستی و ویژگی‌های طبیعی و انسانی محیط بنا نهاده شده‌اند، کاربردهای قابل توجهی در شناسایی عوامل اثرگذار بر تنوع زیستی، بررسی اثرات توسعه بر پراکنش حیات وحش و تعیین اولویت‌های حفاظتی دارند و رسیدن به این اهداف حتی در شرایطی که اطلاعات کمی از منطقه مورد نظر موجود است، قابل دسترس است (۱۹ و ۲۴). این مدل‌ها به‌صورتی گسترده برای تشریح آشیان اکولوژیک بنیادی (بالقوه)، واقعی (بالفعل) مورد استفاده قرار می‌گیرند (۴۴). مدل پراکنش گونه‌ای زمانی که با استفاده از متغیرهای محیطی مدل‌سازی می‌شود، به‌عنوان پیش‌بینی توزیع جغرافیایی بالقوه گونه (احتمال حضور در یک مکان) خوانده می‌شود و نقشه حاصل سطوح عکس‌العمل بوم‌شناختی (۲۶)، مدل‌های زیست-جغرافیایی پراکنش گونه‌ای (۲۵)، پیش‌بینی مکانی پراکنش گونه‌ای (۵)، پیش‌بینی حضور (۴۵) و یا نقشه‌های پیش‌بینی‌کننده توزیع (۴۳) نامیده می‌شود.

در حال حاضر با استفاده از این مدل‌ها مطالعات مختلفی در زمینه مدل‌سازی چندگونه‌ای مطلوبیت زیستگاه (۲۰)، بررسی تغییرات آب‌وهوایی در گذشته با استفاده از مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه فسیل‌ها (۲۳) و حتی مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه در مقیاس قاره‌ای (۳۹) انجام شده است. در ایران نیز مطالعات متعددی به‌منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های مختلف صورت گرفته که به‌طور مثال می‌توان به مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بز وحشی (۱۶ و ۴۶)، پلنگ ایرانی (۱۵ و ۱۸)، گوسفند وحشی (۶)، گرگ خاکستری (۳) و ... اشاره کرد که عمدتاً به‌صورت تک‌گونه‌ای و با محوریت پستانداران بزرگ‌جثه بوده است.

در این مطالعه شناسایی منابع حساس جانوری منطقه با تکیه بر رویکرد گونه‌های مهم یا کانونی (Focal species) به انجام رسیده است. این مفهوم که اغلب شامل گونه‌های سنگ سرطاق، چتر و یا پرچمدار است از یک‌سو با توجه به شرایط منطقه گونه‌های حمایت شده و در معرض خطر انقراض را در بر گرفته و از سوی دیگر با تکیه بر الزامات حفاظتی پیشنهادشده برای این گونه‌ها، موجب افزایش سطح حمایت و حفاظت سایر زیستمندان کمتر شناخته شده، تحت لوای گونه‌های مهم می‌شود (۱۰ و ۳۸). بدین ترتیب با شناسایی زیستگاه‌های بالقوه برای پراکنش این گونه‌ها با استفاده از مدل‌های مطلوبیت زیستگاه می‌توان به شناسایی مناطق حساسی نائل آمد که علاوه بر دارا بودن شرایط مناسب زیستگاهی، قابلیت حمایت سطوح بسیار بالایی از تنوع زیستی منطقه را دارا است (۲۷ و ۳۸).

مناطق خشک و نیمه‌خشک جنوب شرق ایران از جمله نواحی است که به‌دلیل دوری از مناطق توسعه یافته و شرایط امنیتی خاص دارای اطلاعات تنوع زیستی و جانوری محدودی است (۱). در چنین حالتی عدم دسترسی موجب فقدان اطلاعات مربوط به الگوی پراکنش گونه‌ها شده و براورد صحیح از وضعیت حفاظتی گونه‌ها را با دشواری مواجه می‌سازد. همچنین دستیابی به اطلاعاتی زیستی کلیدی مورد نیاز برای شناسایی گونه‌های در خطر انقراض که دارای جمعیت محدود یا رفتار مخفیانه هستند با دشواری‌هایی فراوانی همراه بوده است (۹). از این‌رو لزوم به‌کارگیری روش‌های SDM در شناسایی

زیستگاه‌های حساس جانوری به‌خصوص برای مناطق دور از دسترس جنوب شرق و سواحل مکران امری ضروری است. در این پژوهش تلاش شده است تا با بهره‌گیری از مدل‌های SDM بر پایه شناسایی و مدل‌سازی آشیان اکولوژیکی گونه‌های کانونی و در معرض خطر انقراض در منطقه ساحلی مکران، زیستگاه‌های حساس منطقه مدل‌سازی و نقشه‌سازی شود.

مواد و روش‌ها

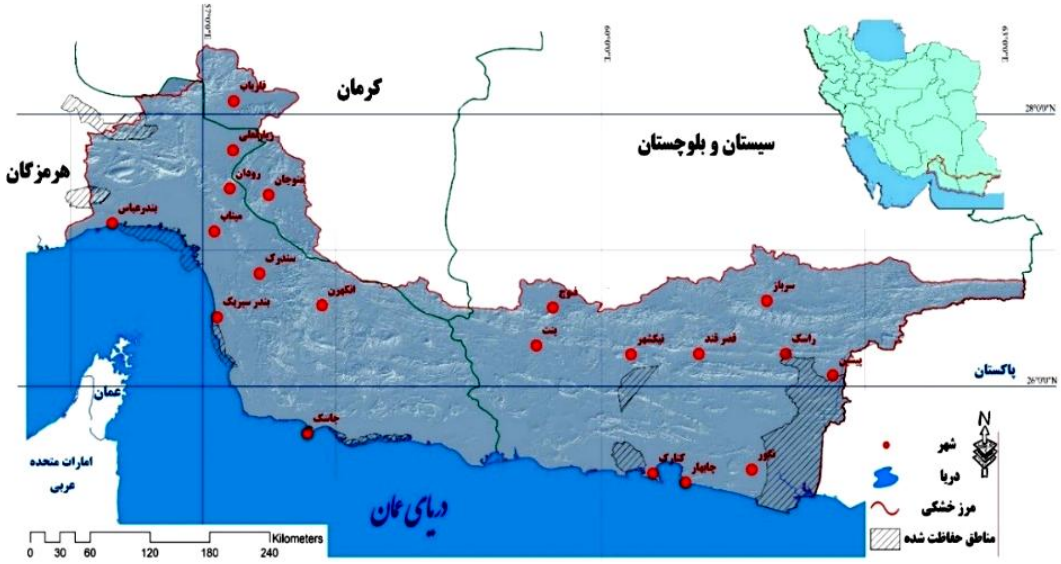
منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه واقع در جنوب شرق ایران و مشتمل بر وسعت دو حوزه آبخیز بلوچستان جنوبی در شرق و بندرعباس– سدیج در غرب است. مساحت منطقه بالغ بر ۹،۴۳۴،۰۴۰ هکتار براورد شده که محدوده‌ای از طول جغرافیایی ′۴ °۲۵ تا ′۳۰ °۲۸ شمالی و عرض جغرافیایی ′۵۸ °۵۵ تا ′۱۲ °۶۳ شرقی را دربرمی‌گیرد (شکل ۱). مجاورت منطقه با دریاهای وسیع جنوبی و منطقه پست انتهایی هیرمند در شمال و گستره وسیع بیابان و نفوذ سامانه‌های موسمی در دوره‌ای از سال منجر به ایجاد تنوع اکولوژیکی و شکل‌های مختلف معیشتی در منطقه شده است. از ویژگی‌های مهم این حوزه رویشی عدم وجود دوران یخبندان در زمستان و گرمای مناسب رویشی در تمام دوران سال است. قرارگیری جغرافیای زیستی منطقه در حد فاصل مناطق حساس زیستی– اکولوژیکی و بیوم‌های جانوری هند شرقی و پالئارکتیک به‌لحاظ دارا بودن فون جانوری و تنوع جمعیتی دارای اهمیت فراوانی است. وجود مناطق رویشی بیابانی ضعیف و فاقد پوشش گیاهی منجر به محدود شدن پراکنش بسیاری از گونه‌های حیات وحش به زیستگاه‌های ضعیف و محدود به حاشیه‌ای یا مناطق نیمه‌مرتفع شده است (۱).

مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه

روش‌های بسیار متنوعی برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌ها ابداع شده‌است که هریک از آنها از الگوریتم خاصی تبعیت کرده و با وجود مشابهت‌های روش‌شناسی برخی از آنها، نتایج متفاوتی از نظر نحوه عملکرد و پیش‌بینی الگوی توزیع به‌دست می‌دهند (۱۳ و ۴۹). به‌طور کلی روش‌های مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌ها را می‌توان در دو دسته مدل‌های خطی رگرسیون–پایه و مدل‌های پیچیده ماشین یادگیری طبقه‌بندی کرد (۲۲ و ۳۳) که در حالتی کارامدتر با تلفیق نتایج حاصل از این دو رویکرد می‌توان از مزایای هر دو این نوع الگوریتم‌های مدل‌سازی بهره گرفت. برای بررسی توزیع و مدل‌سازی مطلوبیت گونه‌های حساس جانوری منطقه مکران از بسته Biomod (۴۸) در نرم‌افزار R-version 3.4.1 استفاده شد. بدین منظور از روش مدل‌سازی رگرسیونی با عنوان مدل تعمیم‌یافته خطی (GLM: Generalized Linear Model) و سه روش دقیق و کارامد ماشین یادگیری شامل بیشینه بی‌نظمی (MaxEnt: Maximum Entropy)، مدل درخت رگرسیونی افزایشی (GBM: Generalized Boosted Model) و مدل جنگل تصادفی (RF: Random Forest) با انجام ۱۰ بار تکرار برای هر مدل استفاده شد. همچنین به‌منظور فراهم کردن زمینه برای تصمیم‌گیری هرچه بهتر و نیز فائق آمدن بر عدم قطعیت ناشی از برخی ناکارامدی‌های هر یک از مدل‌ها درنهایت مدل تلفیقی (Ensemble) بر اساس میانگین وزنی مدل‌های مذکور ساخته شد (۴ و ۳۳). وزن اختصاص‌یافته به هر یک از مدل‌ها نیز با درنظر گرفتن قدرت تشخیص مدل‌ها بر اساس آماره مساحت زیر منحنی (AUC: Area Under Curve) شاخص عملکرد سیستم (ROC: Receiver Operating Characteristic) تعلق گرفت.

به‌منظور شناسایی منابع حساس جانوری رویکرد گونه‌های حساس با تکیه بر گوشتخواران درشت جثه منطقه و نیز سایر گونه‌های تهدیدشده مورد توجه قرار گرفت. بدین ترتیب با مرور منابع و بررسی‌های کتابخانه‌ای فهرست هفت گونه حساس و کانونی منطقه که در روند مدل‌سازی زیستگاه مورد استفاده قرار گرفت به‌شرح جدول ۱ تهیه شد. پس از شناسایی گونه‌های حساس منطقه با مرور منابع موجود، استفاده از اطلاعات جمع‌آوری شده در بررسی‌های مستقیم میدانی توسط محیط‌بانان و نیز کارشناسان ادارات محیط زیست منطقه تلاش شد نقاط



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه

جدول ۱. گونه‌های مورد توجه برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه و شناسایی منابع حساس جانوری

ردیف	نام فارسی	نام علمی	وضعیت تهدید	تعداد نقاط حضور
۱	خرس سیاه	*Ursus thibetanus*	آسیب‌پذیر (Vulnerable)	۳۵
۲	پلنگ	*Panther pardus saxicolor*	در معرض خطر (Endangered)	۳۰
۳	کل و بز	*Capra aegagrus*	آسیب‌پذیر (Vulnerable)	۳۳
۴	قوچ و میش	*Ovis orientalis*	آسیب‌پذیر (Vulnerable)	۳۸
۵	جبیر	*Gazella bennettii*	آسیب‌پذیر (Vulnerable)	۳۰
۶	هوبره	*Chlamydotis macqueenii*	آسیب‌پذیر (Vulnerable)	۲۷
۷	تمساح پوزه کوتاه (گاندو)	*Crocodylus palustris*	آسیب‌پذیر (Vulnerable)	۱۳

حضور این گونه در زیستگاه‌های طبیعی منطقه با استفاده از سیستم موقعیت‌یاب جهانی (GPS) با مختصات دقیق جمع‌آوری شود و درنهایت لایه رقومی پراکنش نقاط در محیط ArcGIS تهیه شد.

به‌منظور دستیابی به صحت مطلوب در فرایند مدل‌سازی بهتر است که تناسب بین تعداد متغیرهای مورد استفاده با تعداد نقاط حضور گونه‌ها رعایت شود (۲۲) اما با توجه به اینکه هدف اصلی این مطالعه مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای چندین گونه با نیازهای زیستگاهی متفاوت است، تلاش شده تا متغیرها به‌گونه‌ای انتخاب شود تا به‌نحوی نیاز زیستگاهی کلیه گونه‌های مورد مطالعه را دربر بگیرد از این‌رو در مرحله اول از ۱۰ متغیر مرتبط با پوشش اراضی، حضور انسان و توپوگرافی منطقه استفاده شد (جدول ۲). از نقشه تیپ پوشش اراضی تهیه‌شده در سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور برای تهیه پنج متغیر مرتبط با تیپ پوشش اراضی شامل اراضی کشاورزی (شامل اراضی دیم، آبی، باغات و اراضی تابعه)، اراضی مرتعی کم‌تراکم (مراتع با تاج پوشش ۵ تا ۲۵ درصد)، بیشه‌زار و درختچه‌زار (درختچه‌زار با تراکم بیش از ۱۰ درصد)، اراضی بایر (شامل کویر، تپه‌های ماسه‌ای، اراضی شور و نمک‌زار) و مسیل (اراضی فاقد پوشش گیاهی در بستر رودخانه‌ها) استفاده شد. بدین منظور در نرم‌افزار ArcGIS-version 10.3.1 تراکم هر یک از تیپ‌های گفته‌شده با استفاده از تابع همسایگی (Neighborhood Analysis) در یک

جدول ۲. متغیرهای مورد استفاده برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های مختلف

ردیف	معیار	متغیر	منبع اولیه داده‌ها و اطلاعات
	خرس سیاه، پلنگ، کل و بز، قوچ و میش، جبیر و هوبره		
۱	پوشش اراضی	تراکم اراضی کشاورزی	نقشه تیپ پوشش سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور
۲		تراکم اراضی مرتعی کم تراکم	
۳		تراکم بیشه‌زارها و درخت‌زارها	
۴		تراکم اراضی بایر	
۵		تراکم مسیل‌ها	
۶	حضور انسان	فاصله از شهرها	سازمان حفاظت محیط زیست (۱)
۷		تراکم روستاها	
۸		تراکم شبکه جاده‌ای	
۹	توپوگرافی	ارتفاع	لایه رقومی ارتفاع (DEM) تهیه شده در USGS (۳۰)
۱۰		شاخص زبری ناهمواری‌ها	
	گاندو		
۱	اکولوژیکی	فاصله تا رودخانه‌های دائمی	سازمان حفاظت محیط زیست (۱)
۲	حضور انسان	تراکم روستا	
۳	توپوگرافی	جریان تجمعی رودخانه	لایه رقومی ارتفاع (DEM) تهیه شده در USGS (۳۰)
۴		شیب	

شبکه ۲/۵ × ۲/۵ کیلومتر محاسبه شد. از متغیرهای تراکم روستا در واحد سطح، فاصله از مناطق شهری و تراکم شبکه جاده‌ای به‌عنوان معیاری از حضور انسان و فعالیت‌های انسانی در زیستگاه استفاده شد. از لایه رقومی ارتفاع (DEM: Digital Elevation Model) تهیه شده در USGS (۳۷) برای تهیه ۲ متغیر ارتفاع و شاخص زبری (Roughness) ناهمواری‌ها به‌عنوان معیاری از تنوع پستی و بلندی‌های سرزمین استفاده شد. به‌منظور تهیه نقشه متغیر زبری ناهمواری‌ها با استفاده از تحلیل همسایگی در نرم‌افزار ArcGIS انحراف معیار تغییرات ارتفاع در یک شبکه ۲/۵ × ۲/۵ کیلومتر محاسبه شد.

با توجه به اینکه همبستگی بین متغیرها منجر به اریب‌های آماری و پیش‌بینی‌های نادرست شود (۲۲) پیش از انجام تجزیه و تحلیل لایه‌های محیطی و استفاده از آنها در روند مدل‌سازی، همبستگی آنها بر اساس شاخص همبستگی پیرسون مورد آزمون قرار گرفت. از آنجا که هیچ دو متغیری همبستگی بیش از حد آستانه ۰/۶ نداشتند، از همه آنها در ادامه روند تحلیل‌ها استفاده شد. مدل‌های آماری نیازمند حصول اطمینان از این مهم هستند که پراکنش داده‌های حضور مستقل از هم باشد، به‌عبارت دیگر نمونه‌برداری به‌صورت تصادفی یا سیستماتیک انجام گرفته باشد. برای بررسی این پیش‌فرض پیش از انجام مدل‌سازی خودهمبستگی مکانی نقاط حضور هر گونه با استفاده از تابع Spatial Autocorrelation در نرم‌افزار ArcGIS مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد همان‌طور که انتظار می‌رفت نقاط حضور گونه‌ها، به‌خصوص برای گونه‌های علفخوار، به‌دلیل پراکنش کپه‌ای گونه دارای درجاتی از خودهمبستگی مکانی هستند. برای کاهش اثر خودهمبستگی مکانی بین نقاط حضور، نقاط تکراری در شعاع ۲ کیلومتری حذف شد. این شعاع به‌نحوی انتخاب شده که از یک‌سو منجر به تعدیل اثرات منفی خودهمبستگی مکانی شده و از طرف دیگر تعداد قابل قبولی نقطه حضور برای مدل‌سازی باقی بماند.

همچنین همگی مدل‌های مورد استفاده نیازمند داده‌های شبه عدم حضور هستند. با توجه به اینکه اطلاعاتی درخصوص نقاط عدم حضور (Absent) گونه موجود نبود از نقاط زمینه (Background) استفاده شده است. بر این اساس به‌منظور کالیبره کردن ماتریس مدل‌سازی و جلوگیری از حجیم شدن و طولانی‌شدن عملیات مدل‌سازی، تعداد ۵۰۰۰ نقطه به‌صورت تصادفی با استفاده از ابزار Hawth Tools در نرم‌افزار ArcGIS (۸) به‌عنوان نقاط زمینه تعریف و از آنها برای ساخت مدل‌ها و نیز ارزیابی میزان عملکرد مدل‌ها استفاده شد.

متغیرهای مرتبط با مطلوبیت زیستگاه تمساح پوزه‌کوتاه

با توجه به تفاوت نیازمندی‌های بوم‌شناختی گونه تمساح پوزه‌کوتاه در مقایسه با سایر گونه‌ها و نیز پراکنش محدود این گونه با برخی از بخش‌های منطقه حفاظت‌شده باهوکلات و رودخانه سرباز، از متغیرهای متفاوت و منطقه محدودتری برای مدل‌سازی زیستگاه این گونه استفاده شد. بدین منظور متغیرهای فاصله تا رودخانه‌های دائمی منطقه، نقشه جریان تجمعی رودخانه، شیب و تراکم روستا در واحد سطح استفاده شد (جدول ۲). در نقشه جریان تجمعی خطوطی که بیشترین جریان در آنها وجود دارد، به‌خوبی مشخص می‌شود و بدین ترتیب می‌توان بخش‌هایی از رودخانه را که بر اساس الگوی ناهمواری منطقه و میزان جریان ورودی از بالادست آب شدت جریان بیشتری دارد، شناسایی کرد (۱۴). نقشه جریان تجمعی براساس نقشه رقومی ارتفاع و با استفاده از تابع Flow Accumulation در نوار ابزار HYDROLOGY در نرم‌افزار ArcGIS تهیه شد (۲۹).

ارزیابی عملکرد و قدرت تشخیص مدل‌ها

به‌منظور ارزیابی عملکرد مدل‌ها از دو دسته از معیارهای بررسی عملکرد شامل معیارهای مستقل از آستانه برای بررسی قدرت تشخیص و معیارهای وابسته به آستانه برای بررسی صحت طبقه‌بندی استفاده شد. AUC یا سطح زیر نمودار منحنی ROC مهم‌ترین متریک مستقل از آستانه در بررسی نحوه عملکرد یک مدل است. AUC یک مدل دامنه‌ای از اعداد بین ۰/۵ تا یک را شامل می‌شود که هرچه این مقدار به یک نزدیک‌تر باشد میزان قدرت تشخیص نقاط حضور از عدم حضور یا زمینه بیشتر خواهد شد. از آنجا که استفاده از AUC به‌تنهایی برای ارزیابی عملکرد مدل‌ها کافی نیست (۲۸) از معیار TSS (True Skills Statistic) برای ارزیابی صحت طبقه‌بندی استفاده شد. تمامی معیارهای ارزیابی قدرت تشخیص و صحت طبقه‌بندی با ایجاد ماتریس خطا و با استفاده از بسته Biomod در نرم‌افزار R محاسبه شد. از آنجا که معیارهای صحت طبقه‌بندی وابسته به تعریف آستانه مطلوبیت هستند، از حد آستانه کمترین مقدار مطلوبیت محاسبه شده برای نقاط حضور هر گونه استفاده شد.

زیستگاه‌های حساس ساحلی

بخش عمده‌ای از زیستمندان جانوری منطقه شامل گونه‌های پرندگان آبزی و کنارآبزی است که شامل گونه‌های باارزشی چون عقاب دریایی دم سفید (*Haliaeetus albicilla*)، عقاب ماهی‌گیر (*Pandion haliaetus*)، پلیکان سفید (*Pelecanus onocrotalus*)، پلیکان خاکستری (*Pelecanus crispus*)، سلیم خرچنگ خوار (*Dromas ardeola*)، صدف خوار (*Haematopus ostralegus*) و سایر گونه‌های مختلف راسته‌های آبچلیک‌سانان و حواصیل‌ها است. از سوی دیگر زیستگاه‌های مانگرو منطقه ساحلی جنوب مهم‌ترین مناطق تأمین‌کننده زیستگاه‌های طبیعی برای گونه‌های آبزی و کنارآبزی هستند. از این‌رو در این مطالعه منابع حساس پرندگان آبزی در تالاب‌های ساحلی و سایت‌های سرشماری پرندگان و همچنین با تمرکز بر الگوی توزیع زیستگاه‌های حرای منطقه شناسایی شد. بدین منظور با استخراج تیپ پوشش جنگل‌های ساحلی حرا از نقشه پوشش منطقه مورد مطالعه و اعمال محدوده بافری به طول پنج کیلومتر به‌عنوان مهم‌ترین مناطق حساس جوامع پرندگان آبزی و کنار آبزی درنظر گرفته شد.

بخش‌های ساحلی منطقه، زیستگاه امنی برای گونه‌های لاک‌پشت دریایی به‌خصوص دو گونه لاک‌پشت سبز و لاک‌پشت پوزه‌عقابی است. در این مطالعه علاوه بر ثبت مناطق حضور این گونه‌ها در طول خط ساحلی تعداد شش ایستگاه به‌عنوان مناطق لانه‌گزینی و تخم‌ریزی گونه لاک‌پشت دریایی سبز در منطقه شناسایی شده است. به‌منظور اختصاص مساحت بهینه در شناسایی زیستگاه‌های حساس برای لاک‌پشت‌ها از رفتار وفاداری به آشیانه (Nest site fidelity) که توسط لاک‌پشت‌های ماده تخم‌گذار بروز می‌کند، بهره‌گیری شد. درحقیقت زمانی که جنس ماده جهت تخم‌گذاری به منطقه‌ای که در آن متولد شده باز می‌شود، نوعی تمایل به جابه‌جایی محل لانه‌ها بین سواحل مختلف یک منطقه در گونه‌های مختلف دیده می‌شود که چنین رفتاری را وفاداری به آشیانه عنوان می‌کنند (۳۴). میزان این تمایل در بین گونه‌های مختلف لاک‌پشت دریایی متفاوت است اما در گونه لاک‌پشت سبز با شدت بیشتری دیده می‌شود (۱۲، ۲۱ و ۳۴). حداکثر میزان وفاداری به آشیانه در مناطق ساحلی مکران برای گونه لاک‌پشت دریایی سبز به‌میزان ۷ تا ۹ کیلومتر ثبت شده است (۱). از این‌رو مهم‌ترین زیستگاه‌های حساس برای گونه لاک‌پشت سبز به‌عنوان تنها گونه تخم‌گذار در سواحل مکران با انتخاب محدوده بافری به‌میزان میانگین فواصل وفاداری به آشیانه (۸ کیلومتر) انجام گرفت. همچنین با توجه به محدود بودن سواحل شنی به‌عنوان زیستگاه‌های مناسب برای حفر لانه و تخم‌ریزی لاک‌پشت‌های دریایی و عرض کم این مناطق، حداکثر طول بافر به‌سمت منطقه خشکی به میزان یک کیلومتر درنظر گرفته شده است.

ارزیابی آسیب پذیری

با استفاده از بسته Biomod به‌صورت سیستماتیک و نظام‌مند می‌توان عملکرد روش‌های مختلف مدل‌سازی را در شرایط یکسان مورد مقایسه قرار داد و به‌عنوان یک هدف جنبی، بهترین مدل‌های پیش‌بینی حضور هر گونه را شناسایی کرد (۱۷ و ۴۱). در ادامه به‌منظور شناسایی مناطق با مطلوبیت زیاد و مناطق با مطلوبیت کمتر، از منطق فازی استفاده شد (۱۷). بدین ترتیب که با استفاده از مقادیر احتمال حضور هر گونه مقادیر مطلوبیت (Favorability) جایگزین مقادیر تناسب (Suitability) شد. بدین ترتیب می‌توان نرخ شیوع (Prevalence) به تفکیک هر گونه را نیز در فرایند ارزیابی غنای زیستی و شناسایی مناطق داغ تنوع زیستی مورد توجه قرار داد. مطلوبیت با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد (۴۱):

$$F = \frac{\frac{p}{(1-p)}}{\frac{n_1}{n_0} + \frac{p}{(1-p)}} \qquad (1)$$

در این فرمول F مقدار مطلوبیت، p مقدار احتمال حضور محاسبه‌شده بر اساس مدل تلفیقی، n_1 تعداد نقاط حضور و n_0 تعداد نقاط عدم حضور است. همچنین میزان آسیب‌پذیری بر اساس درجه تهدید برای هر گونه شناسایی و درنهایت نقشه فازی‌شده مناطق حساس بر اساس رابطه (۲) تهیه شد (۱۷):

$$FVul_j = \sum_{i=1}^{n} (V_i \times F_{ij}) \qquad (2)$$

در این فرمول نیز FVul مقادیر فازی‌شده آسیب‌پذیری در نقطه (پیکسل) j، V_i وزن یا درجه تهدید برای گونه i و F_{ij} نیز مقدار مطلوبیت محاسبه‌شده برای گونه i در نقطه (پیکسل) j است. وزن یا درجه تهدید بر اساس وضعیت هرگونه در فهرست طبقه‌بندی درجات تهدید IUCN و نیز درجه تهدید یا اهمیت ملی هرگونه لحاظ شد (۱۷). بدین ترتیب که نقشه مطلوبیت برای گونه‌های پلنگ، خرس سیاه، تمساح پوزه‌کوتاه در امتیاز هشت ضرب شده و برای گونه‌های کل و بز، قوچ و میش، جبیر و هوبره به لحاظ قرارگیری در طبقه آسیب‌پذیر امتیاز چهار لحاظ شد.

درنهایت با تلفیق نقشه فازی زیستگاه‌های حساس خشکی با منابع حساس ساحلی مهم‌ترین کانون‌های تنوع زیستی به‌عنوان منابع حساس جانوری منطقه شناسایی شد. نقشه فازی شده زیستگاه‌های حساس خشکی به چهار کلاسه کمترین حساسیت (مقادیر حساسیت ۰/۵ – ۰)، حساسیت متوسط (مقادیر حساسیت ۲ – ۰/۵)، حساسیت زیاد (مقادیر حساسیت ۸ – ۲)، حساسیت بسیار زیاد (مقادیر حساسیت بیشتر از ۸)

طبقه‌بندی شد. طبقه با کمترین درجه حساسیت شامل مقادیر صفر تا ۰/۵ درنظر گرفته شد. این حد آستانه بر اساس میانگین حداقل مطلوبیت محاسبه‌شده در نقاط حضور گونه‌ها به‌میزان ۰/۵ لحاظ شد.

نتایج

نتایج حاصل از تلفیق نتایج چهار مدل در یک نقشه برای گونه‌های مختلف به‌همراه نقشه زیستگاه‌های حساس برای گونه‌های پرندگان و لاک‌پشت دریایی در شکل ۲ ارائه شده است. میانگین مقادیر آماره‌های مربوط به AUC و TSS برای ۱۰ تکرار، نشان داد که مدل مطلوبیت تمامی گونه‌ها دارای عملکرد قابل قبول است. بدین ترتیب که برای تمامی گونه‌ها میزان AUC بالاتر از ۰/۸ (به جز مدل GLM مربوط به گونه هوبره به‌میزان ۰/۷۱۰ و TSS بالاتر از ۰/۶ محاسبه شد) (جدول ۳). نتایج بررسی عملکرد مدل‌ها نشان داد دو مدل وابسته به الگوریتم ماشین یادگیری که بر اساس درخت‌های تصمیم بنا نهاده شده‌اند (GBM و RF) دارای قدرت تشخیص بالاتری در تفکیک نقاط حضور گونه از نقاط زمینه زیستگاهی هستند. به‌دلیل همین قدرت تشخیص بالا، نقشه به‌دست آمده از این مدل‌ها زیستگاه‌های مطلوب را به‌صورت محدودتری شناسایی کرده‌اند، اما این مناطق محدود به‌طور عمده دارای بیشترین میزان مطلوبیت و بالاترین کیفیت زیستگاهی در مقایسه با سایر مناطق هستند.

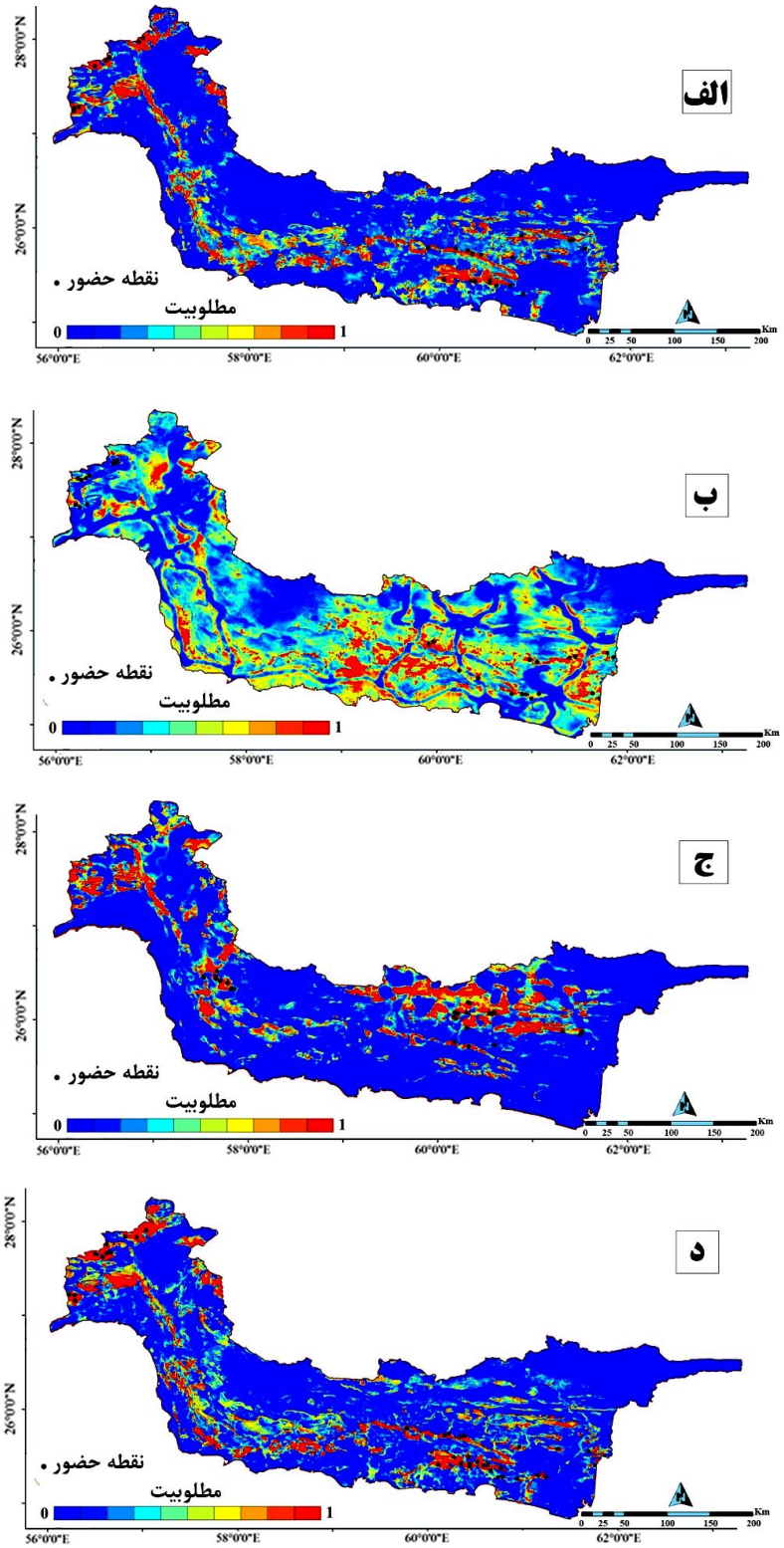
همان‌طور که در نتایج حاصل از مدل‌سازی قابل مشاهده است بیشترین گستره مطلوبیت زیستگاه به‌طور خاص متعلق به هوبره (شکل ۲- و) و پس از آن با توجه به ساختار توپوگرافی منطقه متعلق به خرس سیاه (شکل ۲- ب) است و بدین ترتیب کمترین گستره (به استثنای گاندو که با توجه به نیاز اکولوژیکی خاص محدوده بسیار کوچکی را به خود اختصاص داده) مربوط به گونه کل و بز (شکل ۲- ه) است. همچنین مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گاندو نشان داد که بخش‌هایی از رودخانه به‌مراتب مطلوبیت بسیار بیشتری برای حضور گونه دارند؛ بدین ترتیب که مناطق مطلوب به‌طور عمده شیب و شدت جریان تجمعی کمتری نسبت به سایر بخش‌های رودخانه دارند (شکل ۲- ز).

نتایج حاصل از تلفیق لایه‌های مطلوبیت زیستگاه برای گونه‌های مختلف در یک لایه واحد نشان داد مهم‌ترین منابع حساس زیستی منطقه در محدوده‌هایی از جنوب سیستان در مناطق ناهموار به موازات خط ساحلی دریای مکران پراکنش یافته است (شکل ۳). همچنین در بخش غربی منطقه و در محدوده استان هرمزگان لکه‌های زیستگاهی پیوسته‌ای شناسایی شده است که هم از نظر وسعت و هم از لحاظ پیوستگی و ارتباط زیستگاهی برای فراهم شدن منابع زیستگاهی برای زیستمندان منطقه از اهمیت قابل ملاحظه‌ای برخوردارند. نکته قابل تأمل در زیستگاه‌های خشکی منطقه شناسایی یک کریدور زیستگاهی قوی و مهم میان زیستگاه‌های طبیعی شرقی- غربی منطقه است که به موازات خط ساحلی امتداد یافته است (شکل ۳). درنهایت طبقه‌بندی نقشه زیستگاه‌های حساس جانوری نشان داد که مناطق دارای بیشترین میزان حساسیت زیستگاهی (حساسیت زیاد و بسیار زیاد) در مجموع ۳۲۸۸۷ کیلومتر مربع معادل ۳۴/۲۸ درصد از مساحت کل منطقه را شامل می‌شود (جدول ۴).

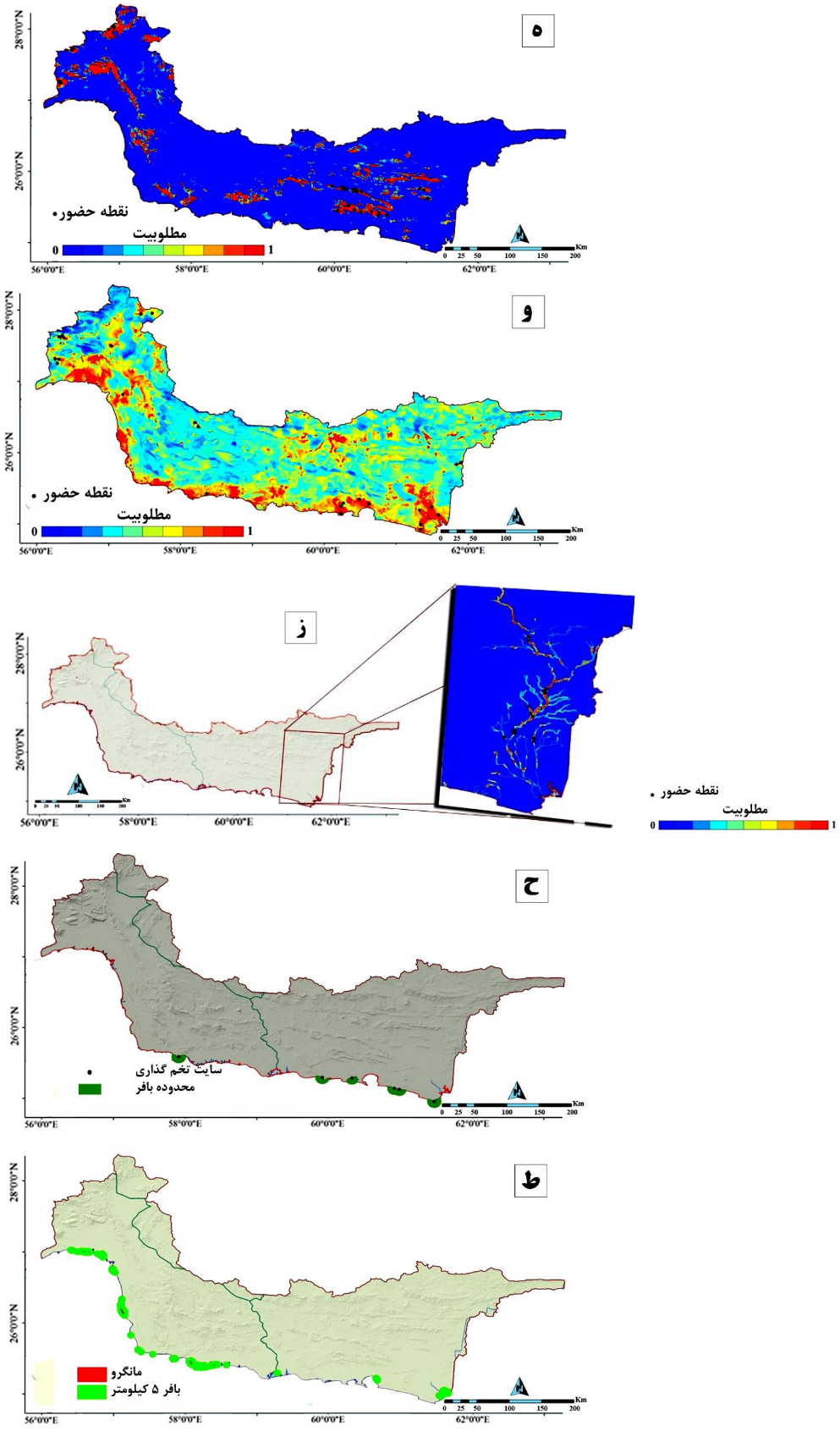
نتایج نشان می‌دهد بخش زیادی از مناطق مطلوب که پتانسیل بالایی برای پراکنش زیستمندان این منطقه دارند، از جمله کریدورهای جابه‌جایی، فاقد ملاحظات حفاظتی هستند. همچنین می‌توان دریافت، معرفی و پایه‌ریزی شبکه حفاظتی منطقه بیشتر با تمرکز بر زیستمندان حساس ساحلی و الگوی پراکنش جنگل‌های مانگرو منطقه انجام گرفته است و زیستگاه‌های خشکی مورد غفلت واقع شده است. مجاورت سکونتگاه‌های انسانی منطقه با منابع زیستگاهی حساس منطقه و نیز الگوی توسعه آتی نواحی انسانی در امتداد ساحل عامل تهدیدی برای زیستمندان و تخریب ساختارهای فیزیکی زیستگاه‌های حساس جانوری منطقه مکران است.

بحث و نتیجه‌گیری

حفاظت از گونه‌های پرچمدار و یا گونه‌های کانونی مانند گوشتخواران بزرگ‌جثه امکان جذب منابع مالی از سوی



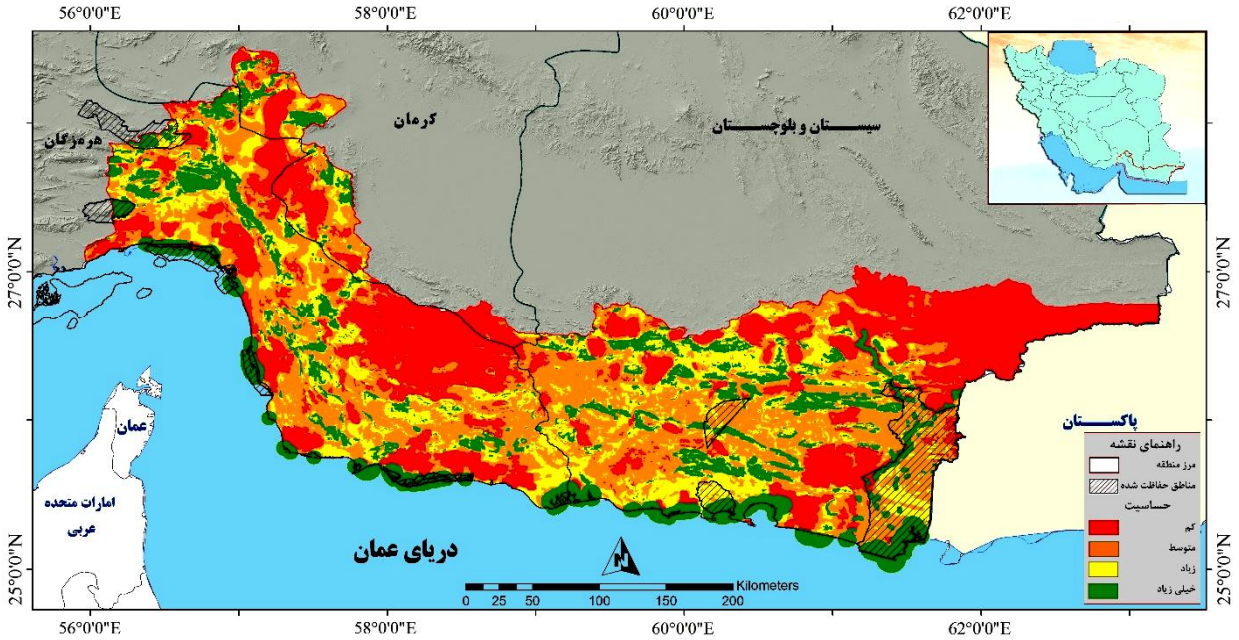
شکل ۲. مدل مطلوبیت زیستگاه بر اساس تلفیق چهار روش GLM، GBM، RF و MaxEnt برای گونه‌های: الف) پلنگ، ب) جبیر، ج) خرس سیاه، د) قوچ و میش، هـ) کل و بز، و) هوبره، ز) گاندو، ح) به‌همراه زیستگاه‌های مطلوب تخم‌ریزی لاک‌پشت و ط) زیستگاه‌های مطلوب برای پرندگان


ه
نقطه حضور
مطلوبیت
0
1
و
نقطه حضور
مطلوبیت
0
1
ز
نقطه حضور
مطلوبیت
0
1
ح
سایت تخم گذاری
محدوده بافر
ط
مانگرو
بافر ۵ کیلومتر
56°0'0"E
58°0'0"E
60°0'0"E
62°0'0"E
28°0'0"N
26°0'0"N
Km
0 25 50 100 150 200

ادامه شکل ۲.

جدول ۳. نتایج بررسی عملکرد مدلسازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های حساس جانوری منطقه مکران با استفاده از چهار مدل خطی تعمیم‌یافته (GLM)، افزایشی تعمیم‌یافته (GBM)، درخت تصادفی (RF) و حداکثر بی نظمی (MaxEnt)، بر مبنای دوشاخص آماره سطح زیر منحنی (AUC) و TSS (True Skills Statistic)

گونه	مدل	AUC	TSS	مدل	AUC	TSS
خرس سیاه	GLM	۰/۹۴۰	۰/۷۶۳	RF	۰/۹۸۰	۱
	GBM	۰/۹۸۹	۰/۹۶۱	MaxEnt	۰/۹۵۰	۰/۷۵۳
پلنگ	GLM	۰/۹۳۴	۰/۷۳۵	RF	۱	۱
	GBM	۰/۹۹۵	۰/۹۸۲	MaxEnt	۰/۹۵۶	۰/۷۹۸
کل و بز	GLM	۰/۹۷۹	۰/۹۲۱	RF	۰/۹۹۶	۱
	GBM	۰/۹۹۵	۰/۹۸۲	MaxEnt	۰/۹۵۱	۰/۸۴۲
قوچ و میش	GLM	۰/۹۱۷	۰/۷۵۲	RF	۱	۰/۹۸۵
	GBM	۰/۹۸۹	۰/۹۸۰	MaxEnt	۰/۹۳۹	۰/۷۵۲
جبیر	GLM	۰/۸۱۰	۰/۶۲۰	RF	۱	۱
	GBM	۰/۹۹۰	۰/۹۷۴	MaxEnt	۰/۸۷۸	۰/۶۷۳
هوبره	GLM	۰/۷۱۰	۰/۶۱۲	RF	۰/۹۶۲	۱
	GBM	۰/۹۲۰	۰/۹۸۰	MaxEnt	۰/۸۸۱	۰/۶۸۸
تمساح پوزه‌کوتاه	GLM	۰/۹۸۸	۰/۹۸۲	RF	۱	۰/۹۹۷
	GBM	۰/۹۹۵	۰/۹۸۲	MaxEnt	۰/۹۸۱	۰/۹۳۵



شکل ۳. الگوی پراکنش زیستگاه‌های حساس جانوری و سطح پوشش حفاظتی شبکه مناطق تحت مدیریت سازمان حفاظت محیط زیست

جدول ۴. مساحت طبقات حساسیت زیستگاهی و نسبت از مساحت کل منطقه مورد مطالعه

کلاسه حساسیت	مساحت (کیلومتر مربع)	نسبت از مساحت کل (درصد)
حساسیت کم	۳۱۷۹۵/۷۵	۳۳/۱۴
حساسیت متوسط	۳۳۲۵۷/۷۵	۳۴/۶۷
حساسیت زیاد	۱۸۴۲۹/۶۴	۱۹/۲۱
حساسیت بسیار زیاد	۱۴۴۵۷/۳۷	۱۵/۰۷

نهادهای اقتصادی و سیاسی را فراهم آورده و در حفاظت از کل تنوع زیستی نقش کارامدی دارد (۴۷). با وجود این لازم است هر گونه تلاش حفاظتی بر اساس اطلاعات درست از شرایط پراکنش مکانی و نیز گزینه‌های حفاظتی موجود انجام پذیرد. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های حساس در منطقه مکران با استفاده از اطلاعات جمع‌آوری شده در یک بازه زمانی طولانی امکان تهیه مدل پراکنش دقیق و در عین حال قابل اعتماد را فراهم آورده است. استفاده از Biomod و نقشه تلفیقی در پژوهش حاضر موجب شده است با بهره‌گیری از مزایای هریک از مدل‌های پراکنش، مدلی تلفیقی، جامع و با قدرت پیش‌بینی بالا تهیه کرد (۴ و ۳۲).

مناطقی که در این مدل احتمال توزیع بالایی دارند، نواحی هستند که چندین بار توسط مدل‌های مختلف و برای شماری از حساس‌ترین زیستمندان جانوری منطقه به‌عنوان مناطق با مطلوبیت بالا شناسایی شده‌اند. از این‌رو مدل حاصل از این پژوهش را می‌توان به‌عنوان چهارچوبی برای طرح‌ریزی حفاظت و انجام اقدامات مدیریتی در مناطق خارج از شبکه حفاظت سازمان حفاظت محیط زیست کشور مورد استفاده قرار داد.

از سوی دیگر بسیاری از این لکه‌های زیستگاهی مطلوب اما حفاظت‌نشده در برقراری ارتباط میان زیستگاه‌های اصلی نقشی اساسی ایفا کرده و به‌عنوان مناطق گذار و یا کریدور عمل می‌کنند (۳۵ و ۴۰). از این میان کریدور شناسایی شده غرب به شرق به لحاظ مجاورت با زیستگاه‌های اصلی و نیز قرارگیری در مسیر ارتباطی دارای اهمیت بسیار زیادی بوده و افزایش سطح اقدامات مدیریتی و حفاظتی در چنین مناطقی ضرورتی انکارناپذیر است. مطالعات مشابه نشان می‌دهد ایجاد مناطق حفاظتی بزرگ‌تر با شبکه ارتباطی بیشتر و افزایش سطح حفاظت در چنین مناطقی برای کاهش تهدیدات و حفاظت بلندمدت گوشتخواران بزرگ جثه به‌طور عام امری ضروری است (۲، ۱۱ و ۴۰).

مطالعات در مقیاس کلان نشان داده است سطح حفاظت از بسیاری از گونه‌ها و زیستگاه‌ها توسط شبکه مناطق تحت حفاظت مطلوب نیست (۷ و ۳۰). در این بین آگاهی از الگوهای پراکنش گونه‌های جانوری بزرگ‌جثه با نیازمندی‌های زیستی وسیع، عوامل طبیعی و انسانی مؤثر بر پراکنش آنها و طرح‌ریزی کارامد استراتژی‌های حفاظتی در مناطقی که از یک‌سو شرایط مطلوبی برای توزیع آنها فراهم می‌آورند و از سوی دیگر خارج از محدوده‌های تحت حفاظت قرار گرفته‌اند، در دستیابی به اهداف بلندمدت حفاظت این گونه‌ها کاربردهای قابل توجهی دارد (۲). از سوی دیگر استفاده از مدل‌های مطلوبیت زیستگاه گونه‌های حساس جانوری (۱۱، ۳۵ و ۴۰) نشان داده است که مناطق حفاظتی کنونی تطابق چندانی با گستره‌های توزیع و نیازمندی‌های این گونه‌ها ندارد. هم‌راستا با چنین الگویی نتایج پژوهش حاضر نیز نشان می‌دهد که سطح اندکی از کل زیستگاه‌های حساس جانوری منطقه مکران توسط شبکه مناطق حفاظتی موجود پوشش داده شده است. از این‌رو معرفی مناطق حفاظتی جدید و ارتقای سطح حفاظتی شبکه کنونی نه تنها شرایط بهبود سطح حفاظت از زیستمندان را فراهم می‌آورد بلکه با توجه به ارزشمندی گونه‌های کاریزماتیکی مانند خرس سیاه و پلنگ و برخوردار از توجه نهادهای ملی و بین‌المللی، امکان حفاظت از سایر گونه‌های هم‌بوم (اما کمتر مورد توجه) را فراهم می‌آورد.

با توجه به شرایط بسیار حساس و شکننده اکوسیستم‌های ساحلی و خشکی در جنوب شرق ایران و عدم وجود مطالعات کافی در منطقه در کنار تلاش دولت برای برنامه‌ریزی توسعه صنایع سنگین در منطقه بهره‌گیری از تکنیک‌های ترکیبی و استفاده از مدل‌های چندگانه در کنار براورد مطلوبیت زیستگاه برای چندین گونه کانونی می‌تواند تا حدود زیادی نگرانی طرفداران محیط زیست را درخصوص ناکارامدی برنامه‌های حفاظتی به حداقل برساند. اما باید توجه داشت که این تنها نقطه شروع طرح‌ریزی حفاظتی در منطقه است و برای دستیابی به برنامه سیستماتیک حفاظتی منطقه نیازمند مطالعات دقیق‌تر و بزرگ مقیاس و شکل‌گیری نگاه حفاظت از تنوع زیستی در کنار سایر برنامه‌های توسعه اقتصادی و اجتماعی منطقه است.

منابع مورد استفاده

۱. مرادی، ح. ۱۳۹۴. طرح جامع شناسایی منابع و پهنه‌بندی فضایی محیط زیست منطقه ساحلی دریای مکران. سازمان حفاظت محیط زیست ایران، ۱۰۳۴ ص.

2. Ahmadi, M., B. Nezami Balouchi, H. Jowkar, M. R. Hemami, D. Fadakar, S. Malakouti-Khah and S. Ostrowski. 2017. Combining landscape suitability and habitat connectivity to conserve the last surviving population of cheetah in Asia. *Diversity and Distributions* 23: 592-603.
3. Ahmadi, M., M. Kaboli, E. Nourani, A. A. Shabani and S. Ashrafi. 2013. A predictive spatial model for gray wolf (*Canis lupus*) denning sites in a human-dominated landscape in western Iran. *Ecological Research* 28: 513-521.
4. Araújo, M. B. and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 42-47.
5. Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157: 101-118.
6. Bashari, H. and M. R. Hemami. 2013. A predictive diagnostic model for wild sheep (*Ovis orientalis*) habitat suitability in Iran. *Journal for Nature Conservation* 21: 319-325.
7. Bergl, R. A., J. F. Oates and R. Fotso. 2007. Distribution and protected area coverage of endemic taxa in West Africa's Biafran forests and highlands. *Biological Conservation* 134: 195-208.
8. Beyer, H. L. 2004. Hawth's analysis tools for ArcGIS. http://www. spatialecology. com/htools.
9. Brito, J. C., A. L. Acosta, F. Álvares and F. Cuzin. 2009. Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African Canids. *Biological Conservation* 142: 3020-3029.
10. Caro, T. 2010. Conservation by Proxy: Indicator, Umbrella, Keystone, Flagship, and other Surrogate Species. Island Press, 375 p.
11. Di Minin, E., L. T. Hunter, G. A. Balme, R. J. Smith, P. S. Goodman and R. Slotow. 2013. Creating larger and better connected protected areas enhances the persistence of big game species in the Maputaland-Pondoland-Albany biodiversity hotspot. *PloS one* 8: e71788.
12. Ekanayake, E. M. L., R. S. Rajakaruna, T. Kapurusinghe, M. M. Saman, D. S. Rathnakumara, P. Samaraweera and K. B. Ranawana. 2010. Nesting behaivor of green turtle at kosgoda rookery, Sri Lanka. *Ceylon Journal of Science (Biological Sciences)* 39: 109-120.
13. Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick and A. Lehmann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
14. Erdogan, E. H., G. Erpul and I. Bayramin. 2007. Use of USLE/GIS methodology for predicting soil loss in a semiarid agricultural watershed. *Environmental Monitoring and Assessment* 131: 153-161.
15. Erfanian, B., S. H. Mirkarimi, A. S. Mahini and H. R. Rezaei. 2013. A presence-only habitat suitability model for Persian leopard Panthera pardus saxicolor in Golestan National Park, Iran. *Wildlife Biology* 19: 170-178.
16. Esfandabad, B. S., M. Karami, M. R. Hemami, B. Riazi and M. B. Sadough. 2010. Habitat associations of wild goat in central Iran: implications for conservation. *European Journal of Wildlife Research* 56: 883-894.
17. Estrada, A., R. Real and J. M. Vargas. 2008. Using crisp and fuzzy modelling to identify favourability hotspots useful to perform gap analysis. *Biodiversity and Conservation* 17: 857-871.
18. Farhadinia, M. S., M. Ahmadi, E. Sharbafi, S. Khosravi, H. Alinezhad and D. W. Macdonald. 2015. Leveraging trans-boundary conservation partnerships: persistence of Persian leopard (*Panthera pardus saxicolor*) in the Iranian

Caucasus. *Biological Conservation* 191: 770-778.
19. Ficetola, G. F., A. Bonardi, R. Sindaco and E. Padoa-Schioppa. 2013. Estimating patterns of reptile biodiversity in remote regions. *Journal of Biogeography* 40: 1202-1211.
20. Fithian, W., J. Elith, T. Hastie and D. A. Keith. 2015. Bias correction in species distribution models: pooling survey and collection data for multiple species. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 424-438.
21. Formia, A., A. C. Broderick, F. Glen, B. J. Godley, G. C. Hays and M. W. Bruford. 2007. Genetic composition of the Ascension Island green turtle rookery based on mitochondrial DNA; implications for sampling and diversity. *Endangered Species Research* 3: 145-158.
22. Franklin, J. 2010. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press, 317 p.
23. Gavin, D. G., M. C. Fitzpatrick, P. F. Gugger, K. D. Heath, F. Rodríguez-Sánchez, S. Z. Dobrowski, A. Hampe, F. S. Hu, M. B. Ashcroft and P. J. Bartlein. 2014. Climate refugia: joint inference from fossil records, species distribution models and phylogeography. *New Phytologist* 204: 37-54.
24. Guisan, A., R. Tingley, J. B. Baumgartner, I. Naujokaitis-Lewis, P. R. Sutcliffe, A. I. Tulloch, T. J. Regan, L. Brotons, E. McDonald-Madden and C. Mantyka-Pringle. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16: 1424-1435.
25. Hirzel, A. H., G. Le Lay, V. Helfer, C. Randin and A. Guisan. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199: 142-152.
26. Lenihan, J. M. 1993. Ecological response surfaces for North American boreal tree species and their use in forest classification. *Journal of Vegetation Science* 4: 667-680.
27. Lindenmayer, D. B. and G. E. Likens. 2011. Direct measurement versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity loss. *Ecosystems* 14: 47-59.
28. Lobo, J. M., A. Jimenez-Valverde and R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145-151.
29. Magesh, N., N. Chandrasekar and S. Kaliraj. 2012. A GIS based automated extraction tool for the analysis of basin morphometry. *Bonfring International Journal of Industrial Engineering and Management Science* 2: 32-35.
30. Maiorano, L., A. Falcucci and L. Boitani. 2006. Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation* 133: 455-473.
31. Margules, C. R., R. Pressey and P. Williams. 2002. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *Journal of Biosciences* 27: 309-326.
32. Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R. K. Heikkinen and W. Thuiller. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15: 59-69.
33. Merow, C., M. J. Smith, T. C. Edwards, A. Guisan, S. M. McMahon, S. Normand, W. Thuiller, R. O. Wüest, N. E. Zimmermann and J. Elith. 2014. What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography* 37: 1267-1281.
34. Miller, D. 1997. Reproduction in Sea Turtles. The Biology of Sea Turtles (Lutz LP, Musick AJ, Eds). CRC Press, Boca Raton, 170 p.
35. Morato, R. G., K. M. P. M. de Barros, R. C. de Paula and C. B. de Campos. 2014. Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. *PloS one* 9: e92950.
36. Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853.
37. NASA. 2015. ASTER Level 1 Precision Terrain Corrected Registered At-Sensor Radiance, *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*, USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota, (https://lpdaac.usgs.gov), accessed January 1, 2016, at http://dx.doi.org/10.5067/ASTER/AST_L1T.003.
38. Nicholson, E., D. B. Lindenmayer, K. Frank and H. P. Possingham. 2013. Testing the focal species approach to making conservation decisions for species persistence. *Diversity and Distributions* 19: 530-540.
39. Petitpierre, B., O. Broennimann, C. Kueffer, C. Daehler and A. Guisan. 2017. Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. *Global Ecology and Biogeography* 26: 275-287.
40. Rabinowitz, A. and K. A. Zeller. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, Panthera onca. *Biological Conservation* 143: 939-945.
41. Real, R., A. M. Barbosa and J. M. Vargas. 2006. Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics* 13: 237-245.
42. Rodrigues, A. S., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. Fishpool, G. A. da Fonseca, K. J. Gaston and M. Hoffmann. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428: 640.
43. Rodríguez, J. P., L. Brotons, J. Bustamante and J. Seoane. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 13: 243-251.

44. Rotenberry, J. T., K. L. Preston and S. T. Knick. 2006. GIS-Based niche modeling for mapping species habitat. *Ecology* 87: 1458-1464.
45. Rushton, S., S. Ormerod and G. Kerby. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* 41: 193-200.
46. Sarhangzadeh, J., A. Yavari, M. Hemami, H. Jafari and B. Shams-Esfandabad. 2013. Habitat suitability modeling for wild goat (*Capra aegagrus*) in a mountainous arid area, central Iran. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 11: 41-51.
47. Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi and P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43: 1049-1055.
48. Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler and M. B. Araújo. 2009. BIOMOD-a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
49. Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem and R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.

IJAE
Iranian Journal of Applied Ecology

Modeling Focal-Species Habitat Suitability for Biodiversity Conservation Planning in the Southeastern Iran

M. Shafiezadeh[1], H. Moradi[1*], S. Fakheran[1] and S. Pourmanafi[1]

(Received: August 14-2018; Accepted: January 15-2019)

Abstract

Habitat suitability models for the focal species are used to address the concerns related to the limited availability of data for remote habitats by scrutinizing the relationship between the biodiversity distribution patterns and the natural-anthropogenic characteristics. The current study aimed at modeling habitat suitability for seven focal species including Asian black bear, Persian leopard, Persian ibex, Wild sheep, Chinkara, Asian houbara and Mugger in the southeastern Iran, by relying on Generalized Linear Model (GLM), Generalized Boosted Model (GBM), Random Forest (RF), and Maximum Entropy (MaxEnt) models and using 10 physical, anthropogenical and land cover variables. Next, habitat suitability maps were overlaid with sensitive coastal habitats to delineate a final habitat suitability map. Based on our results, more than 34% of the region were identified as sensitive habitats which were mostly located along the coastline. These habitats demonstrated less than 15 percent spatial overlap with the current protected area network of the region. Moreover, a suitable connecting corridor extended in the east-west was identified, but it was neglected due to having lower suitability values in comparison to the central habitats and the focus of conservation objectives on the core habitat.

Keywords: Species distribution modeling, biodiversity hotspot, Habitat suitability, Focal species.

1. Dept. of Environ. Sci, Faculty of Natur. Resour., Isfahan Univ. of Technol., Iran.
*: Corresponding Author, Email: hossein.moradi@cc.iut.ac.ir