پیش‌بینی پراکنش سنجاب ایرانی با استفاده از رویکرد مدل‌سازی ترکیبی در جنگل‌های استان لرستان

امید قدیریان[۱]، محمودرضا همامی[۱*]، علیرضا سفیانیان[۱]، منصوره ملکیان[۱]، سعید پورمنافی[۱] و محسن امیری[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۶/۳۰ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۳/۵)

چکیده

تخریب و نابودی زیستگاه از مهم‌ترین دلایل انقراض گونه‌ها است، از این‌رو مدیریت جمعیت‌های حیات وحش مستلزم مدیریت زیستگاه است. مدل‌سازی زیستگاه یکی از بهترین روش‌ها برای شناسایی زیستگاه‌های بالقوه مطلوب یک گونه است. روش‌های متعددی برای مدل‌سازی زیستگاه وجود دارد که هر کدام مزایا و معایب خاص خود را دارند. در این مطالعه از ۱۵ روش مدل‌سازی به‌همراه ۹ عامل محیطی شامل Bio1، Bio12، فاصله از جاده، فاصله از مناطق مسکونی، فاصله از اراضی کشاورزی، درصد شیب، جهت جغرافیایی، فاصله از آبراهه‌ها و NDVI برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی در جنگل‌های استان لرستان استفاده شد. سپس میزان AUC هر مدل بررسی و مدل‌های با AUC بالاتر از ۰/۹ انتخاب شدند. درنهایت نقشه خروجی حاصل از هر یک از این مدل‌های انتخاب شده در میزان AUC آن ضرب و میانگین آنها به‌عنوان مدل ترکیبی درنظر گرفته شد. در این مطالعه فقط مدل‌های حداکثر آنتروپی، درخت رگرسیون ارتقاء یافته، مدل خطی تعمیم‌یافته، و جنگل تصادفی دارای AUC بالای ۰/۹ بودند و از این‌رو به‌منظور تهیه مدل ترکیبی درنظر گرفته شدند. براساس مدل ترکیبی ۶۶ درصد از گستره جنگل‌های استان لرستان دارای مطلوبیت زیستگاهی برای سنجاب ایرانی است که در این بین ۳۲/۱ درصد دارای مطلوبیت کم، ۱۸/۴ درصد دارای مطلوبیت متوسط و ۱۵/۵ درصد دارای مطلوبیت زیاد هستند. در این مطالعه، عوامل فاصله از جاده، فاصله از اراضی کشاورزی و NDVI به‌ترتیب بیشترین تأثیرگذاری را بر مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی از خود نشان دادند. پژوهش پیش رو نشان داد که استفاده ترکیبی از مدل‌های با صحت بالا نتایج بهتری را نسبت به استفاده مجزا از آنها به بار می‌آورد.

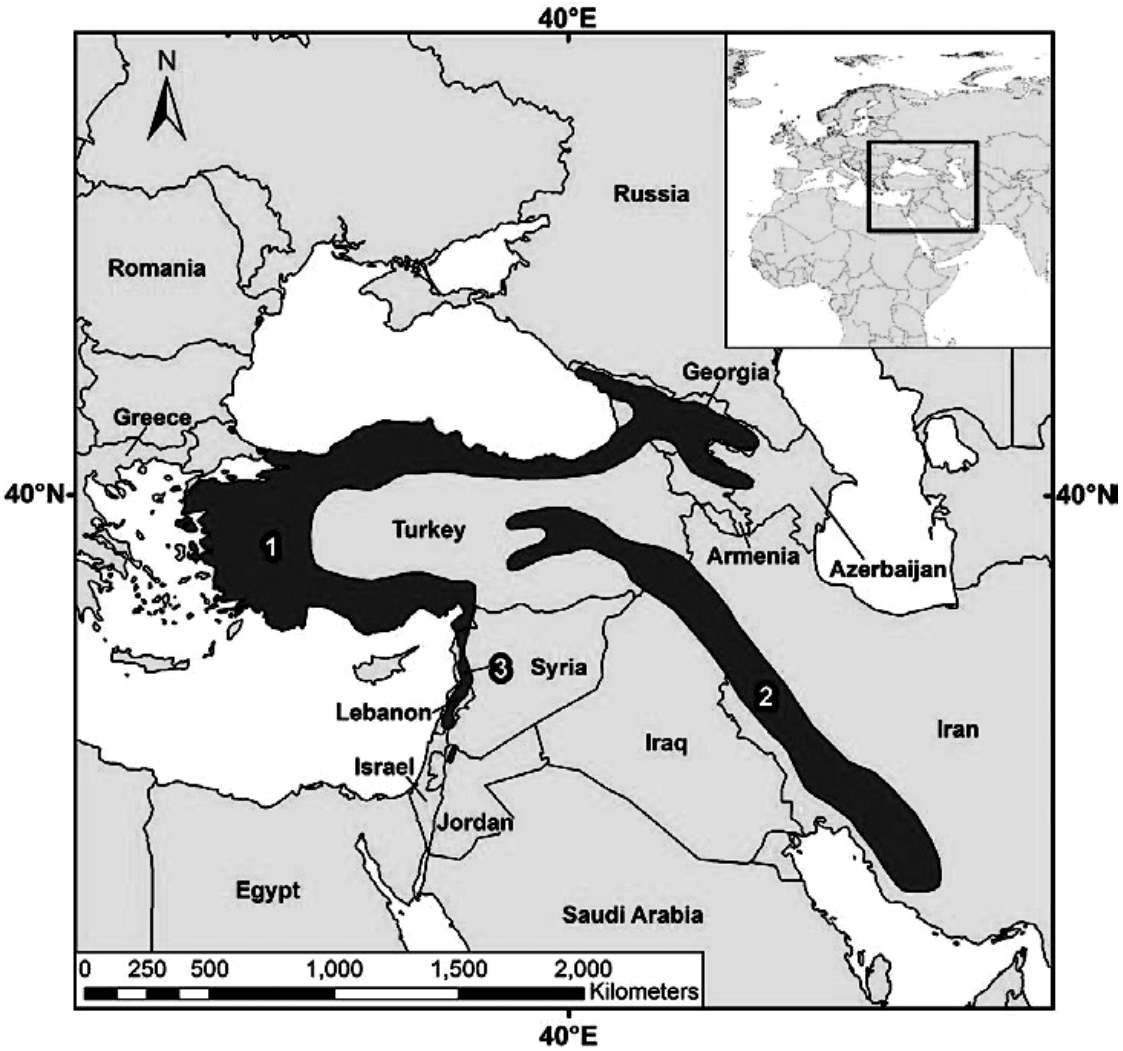
واژه‌های کلیدی: تخریب و نابودی زیستگاه، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه، مدل حداکثر آنتروپی، نرم‌افزار R

۱. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع‌طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲. مسئول زیستگاه‌ها، اداره کل حفاظت محیط زیست لرستان
*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mrhemami@cc.iut.ac.ir

مقدمه

طبق براوردهای IUCN (International Union for Conservation of Nature) حدود ۳۰ درصد انقراض‌های موجودات تا سال ۱۹۸۰ به‌دلیل تخریب و نابودی زیستگاه بوده است (۴۰). بر همین اساس مدیریت زیستگاه به‌عنوان یکی از مهم‌ترین فاکتورها در جهت حفاظت از گونه‌ها به‌خصوص گونه‌های در معرض خطر انقراض مطرح است. لازمه مدیریت زیستگاه شناخت زیستگاه‌های مطلوب و نیازهای زیستگاهی گونه مورد نظر است (۲۵). امروزه مدل‌سازی زیستگاه به‌عنوان یک تکنیک مشخص و تکرارپذیر برای تشریح، کمی‌کردن و نقشه‌سازی ارزش‌های تنوع زیستی، به‌طور گسترده‌ای در راستای شناسایی زیستگاه‌های مطلوب و نیازهای زیستگاهی گونه‌ها استفاده می‌شود (۲۳). روش‌های مدل‌سازی زیستگاه حیات وحش از اوایل دهه ۱۹۸۰ میلادی با توسعه روش HEP (Habitat Evaluation Procedure) آغاز شد (۳۱). توسعه سامانه اطلاعات جغرافیایی و کاربرد سنجش از دور به توسعه بیشتر مدل‌سازی زیستگاه حیات وحش کمک قابل توجهی کرد به گونه‌ای که امروزه روش‌های زیادی برای مدل‌سازی زیستگاه در دسترس است (۱۹). مدل‌های مختلف از منطق‌های متفاوتی در زمینه مدل‌سازی بهره می‌برند که هر کدام دارای مزایا و معایبی نسبت به یکدیگر هستند و درنتیجه ارزیابی نسبی این روش‌ها به چالشی در بوم‌شناسی حفاظت تبدیل شده است (۱۲ و ۱۸). یکی از بهترین راه‌ها برای غلبه بر این چالش استفاده ترکیبی از مدل‌های مختلف است، زیرا در مدل‌های ترکیبی نقاط ضعف هر مدل به‌وسیله نقاط قوت مدل‌های دیگر پوشش داده شده و خروجی حاصل قابل اعتمادتر می‌شود (۱۲). در واقع مزیت اصلی استفاده از روش‌های مختلف مدل‌سازی کم‌کردن میزان عدم قطعیت مدل‌هاست (۱۲).

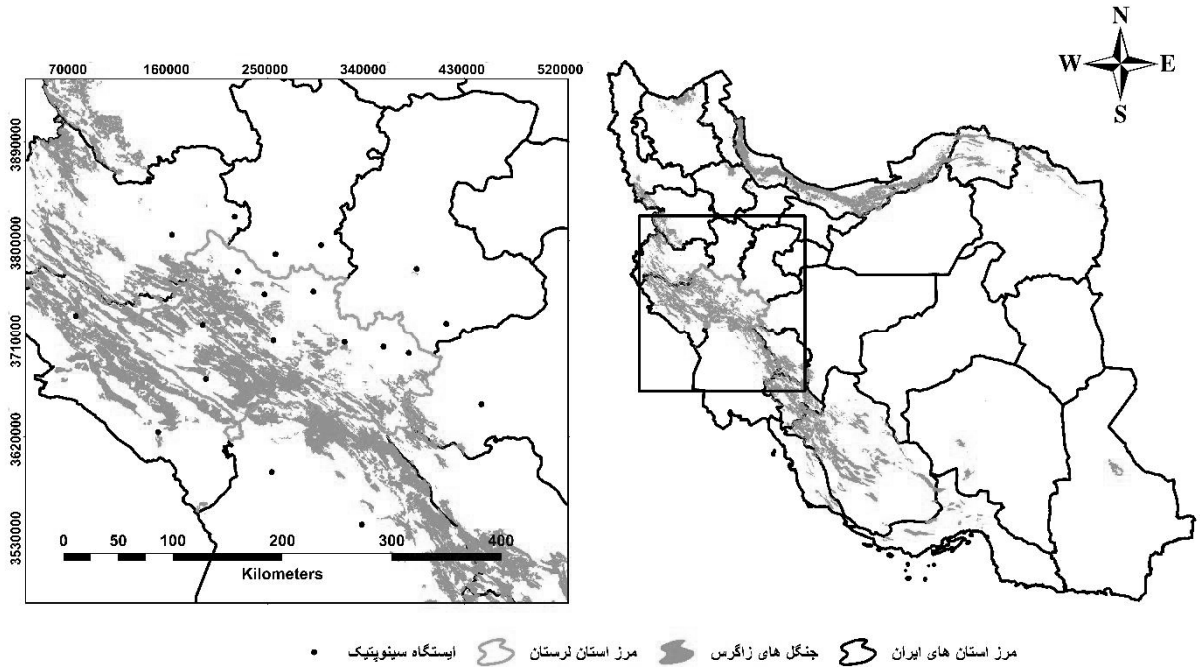
با توجه به موارد بی‌شمار گزارش شده از خشکیدگی جنگل‌ها ناشی از تغییرات اقلیمی در سال‌های اخیر (۱۰) و با توجه به کاهش سطح جنگل‌ها ناشی از مداخلات انسانی (۳۲)، گونه‌های جنگل‌زی از جمله گونه‌هایی هستند که مطالعه زیستگاه به‌منظور برنامه‌ریزی حفاظتی برای آنها ضروری به‌نظر می‌رسد. سنجاب ایرانی (*Sciurus anomalus*) تنها نماینده جنس *Sciurus* در خاورمیانه است و در ترکیه، آذربایجان، ایران، عراق، فلسطین، اردن، لبنان و سوریه پراکندگی دارد (۳۴). سنجاب‌ها گونه‌هایی به‌شدت وابسته به اکوسیستم‌های جنگلی هستند (۳۴). در محدوده گسترش سنجاب ایرانی سه زیرگونه از آن شناسایی شده که عبارتند از: *S. a.* anomalus در قفقاز، *S. a.* syriacus در سوریه، لبنان، اردن و فلسطین و *S. a.* pallescens در محدوده کوهستان زاگرس از غرب ایران، تا شمال عراق و جنوب شرق ترکیه (۳۴) (شکل ۱). سنجاب ایرانی یکی از پستانداران شاخص جنگل‌های بلوط زاگرس است که پراکنش آن در ایران، مناطق جنگلی زاگرس از سردشت واقع در آذربایجان غربی تا مناطق چهارمحال و بختیاری، لرستان، خوزستان، فارس و کهگیلویه و بویر احمد را شامل می‌شود (۶). این گونه به‌شدت به جنگل‌های بلوط زاگرس به‌عنوان زیستگاه وابسته است و از طرف دیگر دانه‌های بلوطی که توسط سنجاب ایرانی جمع‌آوری و در زیر خاک پنهان می‌شوند، یکی از عوامل مهم تجدید حیات این جنگل‌ها به‌شمار می‌آیند (۶). متأسفانه جمعیت این گونه به‌خاطر تخریب زیستگاه درنتیجه تغییر کاربری اراضی، قطع درختان، چرای دام، آتش‌سوزی عمدی و غیرعمدی، تهاجم آفات و بیماری‌ها و خشکیدگی‌های ناشی از اثر تغییرات اقلیمی کاهش یافته و در معرض خطر است (۲ و ۳). امروزه اطلاعات اندکی از وضعیت جمعیتی و زیستگاهی این گونه در محدوده پراکنش آن و به‌ویژه در ایران در دسترس است (۶). امر و همکاران (۱۱) به بررسی وضعیت پراکندگی سنجاب ایرانی در کشور اردن پرداختند و به این نتیجه رسیدند که این گونه در تمامی زیستگاه‌هایی که درخت کاج وجود دارد پراکندگی دارد. آلبرایک و آتیلا (۹) نیز زیستگاه سنجاب ایرانی را در بخش‌هایی از ترکیه مورد بررسی قرار دادند و درختانی که بیشتر توسط این گونه مورد استفاده قرار می‌گیرند را بلوط، صنوبر و کاج معرفی کردند. مطالعات محدود انجام شده در ایران در مورد سنجاب ایرانی مربوط به سال‌های اخیر است و بر آشکارسازی تغییرات زیستگاه این گونه در دهه‌های اخیر (۵)، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه (۱، ۳، ۴ و ۸) و انتخاب محل‌های



شکل ۱. پراکنش جغرافیایی سنجاب ایرانی: ۱- زیستگاه *S. a.* anomalus؛ ۲- *S. a.* pallescens؛ ۳- *S. a.* syriacus (۳۴)

لانه‌گزینی (۳۳) متمرکز بوده است. عواملی مانند ارتفاع درخت، فاصله از جاده، تراکم پوشش گیاهی، درصد شیب (۱، ۳، ۴ و ۸) و قطر درختان بلوط (۴) از جمله مهم‌ترین عوامل مؤثر بر پراکندگی این گونه شناخته شده‌اند.

یکی از رخدادهای تلخی که در یک دهه اخیر در جنگل‌های زاگرس در حال رخ دادن است و هر روز نیز بر وسعت آن افزوده می‌شود، پدیده نوظهور خشکیدگی این جنگل‌هاست که بیشتر گونه‌های درختی، درختچه‌ای و حتی برخی گونه‌های مرتعی را نیز شامل می‌شود (۷). بر اساس آخرین آمار رسمی سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور بین سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۰ خورشیدی حدود ۲۵ درصد از کل این جنگل‌ها دچار خشکیدگی شده‌اند که در این بین استان‌های ایلام، کرمانشاه، و لرستان به‌ترتیب بیشترین مساحت جنگل‌های زوال یافته را به‌خود اختصاص داده‌اند (۷). با توجه به روند رو به رشد این پدیده، بررسی و آگاهی از نحوه تأثیرگذاری آن بر زیستگاه‌های مطلوب سنجاب ایرانی حائز اهمیت است. لازمه این امر شناسایی زیستگاه‌های مطلوب سنجاب ایرانی پیش از رخداد پدیده خشکیدگی جنگل‌های زاگرس (قبل از سال ۱۳۸۰) است. به‌همین منظور مطالعه حاضر به‌دنبال استفاده از روش‌های مختلف مدل‌سازی زیستگاه به‌صورت ترکیبی برای شناسایی لکه‌های مناسب زیستگاهی سنجاب ایرانی در استان لرستان (مربوط به قبل از رخداد خشکیدگی)، و تعیین مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر



شکل ۲. موقعیت جغرافیایی جنگل‌های زاگرس و ایستگاه‌های سینوپتیک استفاده شده در استان لرستان و استان‌های همجوار

مطلوبیت زیستگاه این گونه بوده است. علاوه بر این مقایسه عملکرد مدل‌های مورد استفاده و مدل ترکیبی به‌دست آمده برای پیش‌بینی پراکنش سنجاب ایرانی از اهداف این مطالعه بوده است. نتایج حاصل از این مطالعه می‌تواند در بررسی اثرات خشکیدگی رخ‌داده در جنگل‌های زاگرس از سال ۱۳۸۰ بر زیستگاه‌های مطلوب سنجاب ایرانی در استان لرستان مورد استفاده قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

استان لرستان با مساحتی حدود ۲۸۰۰۰ کیلومتر مربع دارای حدود دو میلیون و ۱۰۰ هزار هکتار عرصه جنگلی و مرتعی است که از این میزان حدود یک میلیون و ۲۳۰ هزار هکتار جنگل است که ۴۴ درصد از مساحت استان را دربرمی‌گیرد (شکل ۲). این استان سرزمینی کوهستانی است که حدود ۸۵ درصد مساحت آن را رشته کوه‌هایی به نسبت موازی و پراکنده فراگرفته‌اند. سه ناحیه بارز آب‌وهوایی در این استان قابل مشاهده است که عبارتند از: ناحیه سرد کوهستانی، ناحیه معتدل مرکزی و ناحیه گرم جنوب. حداکثر و حداقل دمای ثبت شده در این استان به‌ترتیب عبارتند از ۴۷/۴ و ۳۶- و میانگین بارش سالانه این استان ۵۵۰ میلی‌متر است. با توجه به اینکه جنگل‌های استان لرستان یکی از زیستگاه‌های اصلی سنجاب ایرانی محسوب می‌شوند (۶)، در مطالعه پیش رو این جنگل‌ها به‌عنوان محدوده مورد مطالعه انتخاب شدند.

روش مطالعه

در این مطالعه از ۵۷ نقطه حضور سنجاب ایرانی مربوط به قبل از رخداد خشکیدگی جنگل‌های استان لرستان (تهیه شده از اداره محیط زیست استان لرستان) و ۵۰۰۰ نقطه پس زمینه به‌عنوان نقاط عدم حضور سنجاب ایرانی استفاده شد. همچنین پس از انجام مرور منابع و انتخاب عوامل محیطی تأثیرگذار بر مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی، عوامل محیطی با همبستگی بالای ۰/۷۵ (۱۵) حذف و درنهایت ۹ عامل محیطی (جدول ۱) به‌منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی انتخاب شد. در این

جدول ۱. عوامل محیطی استفاده شده در این مطالعه

نام	واحد	اندازه سلول
میانگین دمای سالیانه (Bio1)	درجه سانتی‌گراد	۳۰ متر
میانگین بارش سالیانه (Bio12)	میلی‌متر در سال	۳۰ متر
فاصله از جاده	متر	۳۰ متر
فاصله از مناطق مسکونی	متر	۳۰ متر
فاصله از اراضی کشاورزی	متر	۳۰ متر
درصد شیب	درصد	۳۰ متر
جهت جغرافیایی	درجه	۳۰ متر
فاصله از آبراهه‌ها	متر	۳۰ متر
NDVI	بدون واحد	۳۰ متر

مطالعه از داده‌های بروزرسانی و محلی‌سازی شده اقلیمی به‌منظور مدل‌سازی استفاده شد. در اکثر مدل‌سازی‌ها داده‌های اقلیمی Bioclim (۲۸) از سایت www.worldclim.org دانلود و مورد استفاده قرار می‌گیرد، اما با توجه به اینکه این داده‌ها اطلاعات اقلیمی ایستگاه‌های استفاده شده تا سال ۲۰۰۵ را دربردارند و با توجه به اینکه پراکنش و فراوانی ایستگاه‌های استفاده شده برای کشور ایران چندان مناسب نیست، بروزرسانی و محلی‌سازی این داده‌ها بر اساس ایستگاه‌های سینوپتیک منطقه مورد مطالعه ضروری به‌نظر می‌رسد. به‌همین خاطر در این مطالعه به‌منظور تهیه داده‌های اقلیمی Bioclim برای سال ۱۳۸۰ و محلی‌سازی آنها از بسته dismo (۲۹) در محیط نرم‌افزار R و اطلاعات هواشناسی مربوط به ۲۱ ایستگاه سینوپتیک استان لرستان و استان‌های اطراف (شکل ۱) استفاده شد. در این بسته تابعی تحت عنوان biovars تعبیه شده که با استفاده از داده‌های میانگین بارندگی ماهانه، حداقل دمای ماهانه و حداکثر دمای ماهانه، داده‌های اقلیمی Bioclim را تولید می‌کند. به‌منظور استخراج اراضی کشاورزی و مناطق مسکونی از تصاویر لندست و سنجنده ETM (Enhanced Thematic Mapper) مربوط به سال ۱۳۸۰ استفاده شد. سپس در محیط Arcmap و با استفاده از دستور Distance نقشه‌های فاصله از مناطق مسکونی و اراضی کشاورزی تهیه شدند. نقشه NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) منطقه مطالعه مربوط به سال ۱۳۸۰ نیز با استفاده از تصاویر لندست و سنجنده ETM و در محیط نرم‌افزار R تهیه شد. نقشه DEM (Digital Elevation Model) منطقه مطالعه از سایت USGS (www.earthexplorer.usgs.gov) دانلود و سپس در محیط Arcmap با استفاده از دستورهای Slope و Aspect نقشه‌های شیب و جهت تهیه شدند.

روش‌های مورد استفاده

امروزه نرم‌افزارهای زیادی به‌منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه به وجود آمده‌اند که در این بین نرم‌افزار R یکی از پرطرفدارترین نرم‌افزارها در این زمینه است. بسته‌های مختلفی برای مدل‌سازی زیستگاه در محیط نرم‌افزار R تاکنون معرفی شده که از مهم‌ترین آنها می‌توان به بسته‌های BIOMOD2 (۴۲)، dismo (۲۹) و SDM (۳۷) اشاره کرد. بسته SDM (Species Distribution Modelling) یکی از جدیدترین و جامع‌ترین بسته‌هایی است که به‌منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه در محیط نرم‌افزار R مورد استفاده قرار می‌گیرد (۳۷). این بسته از ۱۵ روش مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه (جدول ۲) پشتیبانی می‌کند. علاوه بر این، این بسته امکان ترکیب مدل‌های مختلف با یکدیگر را به‌صورت وزنی نیز فراهم آورده است. در این روش AUC (Area Under Curve) هر مدل در نقشه خروجی آن مدل ضرب و سپس مدل‌های مورد نظر ترکیب می‌شوند. این کار باعث می‌شود تا مدل‌های با دقت بالاتر

جدول ۲. مدل‌های استفاده شده در این مطالعه

نام فارسی مدل	نام انگلیسی مدل	منبع
فاصله ماهالانوبیس	Mahalanobis Distance	(۲۰)
شبکه عصبی مصنوعی	Artificial Neural Network (ANN)	(۳۹)
جنگل تصادفی	Random Forest (RF)	(۱۴)
ماشین بردار پشتیبان	Support Vector Machine (SVM)	(۴۴)
مدل افزایشی تعمیم یافته	Generalized Additive Model (GAM)	(۲۶)
مدل خطی تعمیم یافته	Generalized Linear Model (GLM)	(۳۵)
درخت رگرسیون ارتقاء یافته	Boosted Regression Tree (BRT)	(۲۲)
حداکثر آنتروپی	Maximum Entropy	(۳۸)
تحلیل ممیزی انعطاف پذیر	Flexible Discriminant Analysis (FDA)	(۲۷)
تحلیل ممیزی مخلوط	Mixture Discriminant Analysis (MDA)	(۲۷)
بایوکلایم	Bioclim	(۱۶)
فاصله دامین	Domain	(۱۷)
قطعات رگرسیون تطبیقی چندمتغیره	Multivariate Adaptive Regression Spline (MARS)	(۲۱)
تحلیل آشیان بوم شناختی	Environmental Niche Factor Analysis (ENFA)	(۳۰)
درخت طبقه‌بندی و رگرسیون	Classification And Regression Tree (CART)	(۱۳)

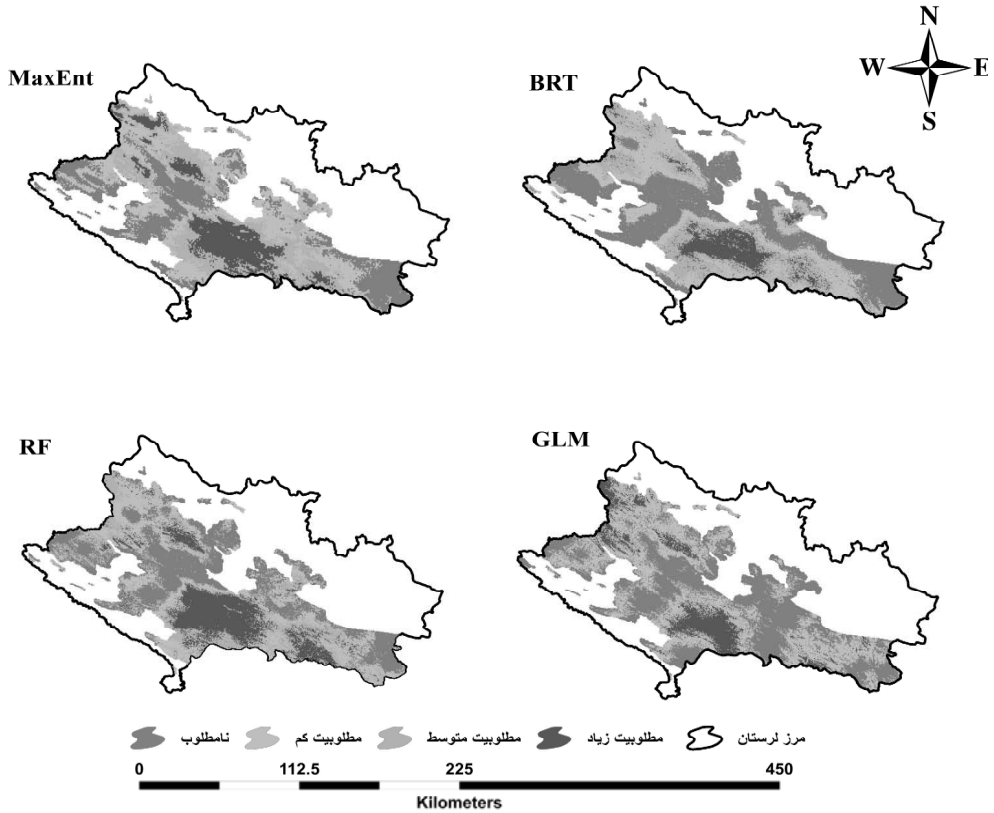
تأثیر بیشتری در نقشه نهایی داشته باشند.

نقاط حضور و پس‌زمینه به‌همراه ۹ عامل محیطی ذکر شده وارد نرم‌افزار R شدند و با استفاده از بسته SDM و بر اساس ۱۵ روش، مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی مدل‌سازی شد. سپس میزان AUC هر مدل بررسی و مدل‌های با AUC بالاتر از ۰/۹ انتخاب شدند. درنهایت نقشه خروجی حاصل از هر یک از این مدل‌های انتخاب‌شده در میزان AUC آن ضرب و میانگین آنها به‌عنوان مدل ترکیبی درنظر گرفته شد. درنهایت، این نقشه به چهار طبقه فاقد مطلوبیت (ارزش‌های صفر)، مطلوبیت کم (ارزش‌های بین صفر تا ۲۵)، مطلوبیت متوسط (ارزش‌های ۲۵ تا ۵۰)، و مطلوبیت زیاد (ارزش‌های بالای ۵۰) طبقه‌بندی شد.

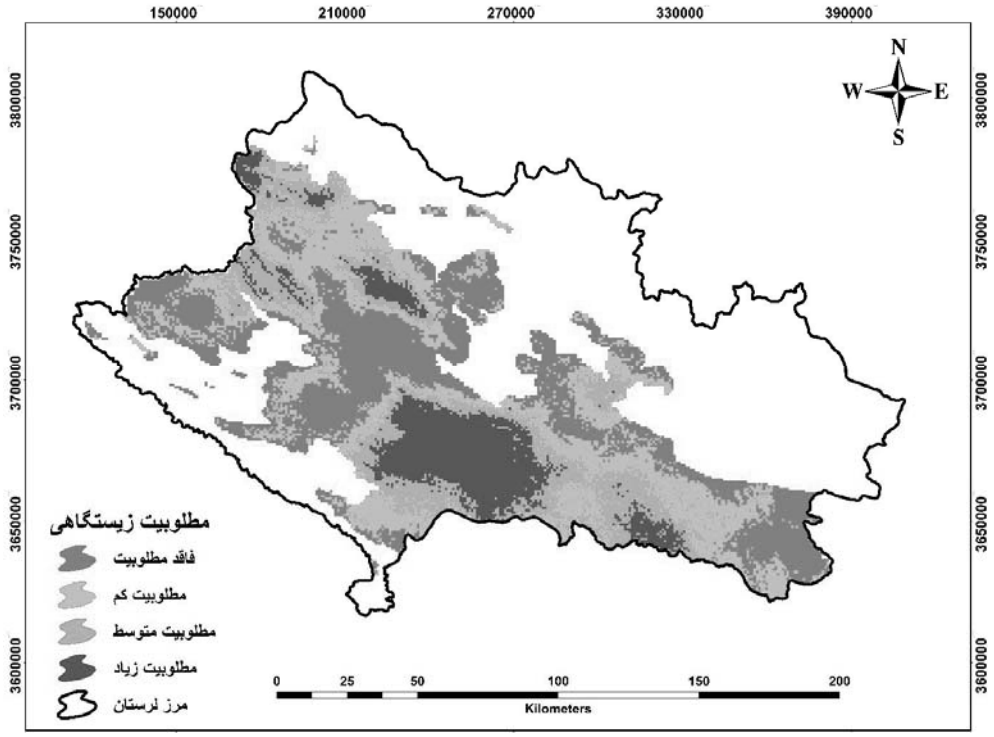
نتایج

در این مطالعه فقط مدل‌های حداکثر آنتروپی، درخت رگرسیون ارتقایافته، مدل خطی تعمیم‌یافته، و جنگل تصادفی به‌ترتیب با AUC ۰/۹۶، ۰/۹، ۰/۹۲، و ۰/۹ دارای AUC بالای ۰/۹ بودند و از این‌رو به‌منظور تهیه مدل ترکیبی درنظر گرفته شدند. شکل (۳) نقشه طبقات مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی را بر اساس مدل‌های مذکور نشان می‌دهد. طبق این شکل اگر چه همه مدل ها تا حدود زیادی نتایج مشابهی را ارائه می‌کنند، ولی هیچ دو مدلی، خروجی کاملاً یکسانی را نشان نمی‌دهد. این تفاوت هم از لحاظ تعیین گستره دارای مطلوبیت و هم از لحاظ تعیین میزان مطلوبیت قابل مشاهده است (شکل ۳ و ۵). بر اساس شکل (۵) مدل حداکثر آنتروپی ۷۱/۳۵ درصد، مدل درخت رگرسیون ارتقایافته ۵۸/۴ درصد، مدل خطی تعمیم‌یافته ۵۶ درصد و مدل جنگل تصادفی ۶۵/۳ درصد و مدل ترکیبی ۶۶ درصد از گستره جنگل‌های استان لرستان را دارای درجات مختلف مطلوبیت زیستگاهی برای سنجاب ایرانی شناسایی کرده‌اند. بر اساس مدل ترکیبی از ۶۶ درصد گستره جنگلی مطلوب ۲۷/۱ درصد دارای مطلوبیت کم، ۲۴/۵ درصد دارای مطلوبیت متوسط و ۲۲/۴ درصد دارای مطلوبیت زیاد هستند (شکل ۴ و ۵).

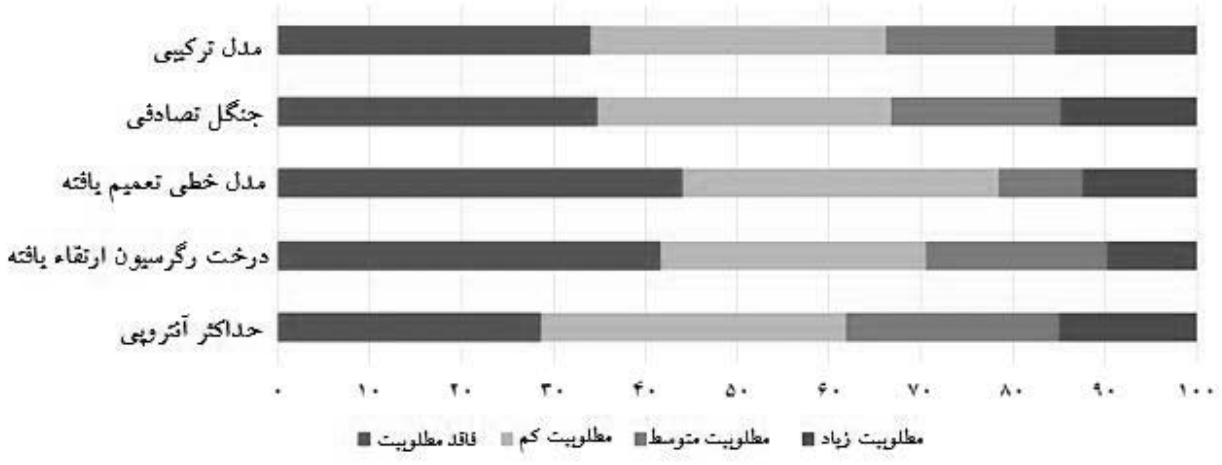
میزان میانگین تأثیرگذاری عوامل محیطی در هر چهار مدل در شکل (۶) به نمایش گذاشته شده است که بر اساس آن عوامل فاصله از جاده، فاصله از اراضی کشاورزی و NDVI به‌ترتیب مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی در جنگل‌های استان لرستان بودند.



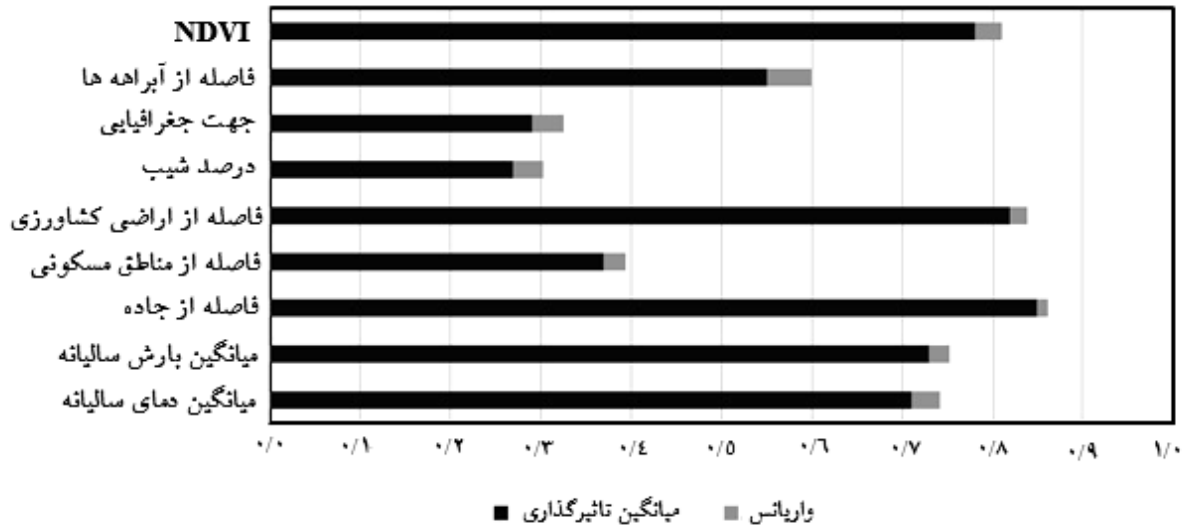
شکل۳. نقشه‌های مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی در جنگل‌های استان لرستان حاصل از ۱۵ مدل استفاده شده در این مطالعه



شکل ۴. نقشه ترکیبی مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی در جنگل‌های استان لرستان



شکل ۵. درصد مناطق جنگلی مطلوب برای سنجاب ایرانی بر اساس مدل‌های مختلف



شکل ۶. میانگین تأثیرگذاری عوامل محیطی بر مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی در چهار مدل

بحث و نتیجه‌گیری

عامل فاصله از جاده به‌طور میانگین بیشترین تأثیر را در تعیین مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی در این مطالعه داشته است. نتایج نشان داد که در ابتدا با فاصله گرفتن از جاده میزان مطلوبیت زیستگاهی برای سنجاب ایرانی افزایش می‌یابد ولی با افزایش بیشتر فاصله از جاده این رابطه برعکس می‌شود و از میزان مطلوبیت زیستگاهی کاسته می‌شود. خلیلی و ملکیان (۳)، مرادی و همکاران (۸) و مونیر و همکاران (۳۶) نیز به نقش فاصله از جاده در تعیین مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی در مطالعات خود تأکید کرده‌اند. مرادی و همکاران (۸) به این نتیجه رسیدند که هر چه فاصله از جاده کمتر شود، مطلوبیت زیستگاهی برای سنجاب ایرانی افزایش می‌یابد ولی خلیلی و ملکیان (۳) به این نتیجه رسیدند که با افزایش فاصله از جاده میزان مطلوبیت زیستگاهی برای سنجاب ایرانی افزایش می‌یابد. در توجیه این‌گونه اختلافات می‌توان به دو نکته اشاره کرد. اول اینکه زمانی که حیوانات به انتخاب

زیستگاه می‌پردازند، سعی در برقراری تعادل بین عوامل متعددی دارند، لذا انتخاب زیستگاه نتیجه تعادل بین هزینه‌ها و مزیت‌های عوامل زیستگاهی است و با توجه به اینکه این عوامل زیستگاهی در همه جا به یک شکل نیستند، در نتیجه ممکن است نتایج در مناطق مختلف تا حدودی متفاوت باشد. از طرف دیگر در تفسیر نقش جاده در تعیین مطلوبیت زیستگاهی گونه‌ها، باید به نقش جاده به‌عنوان مسیرهای دسترسی به‌منظور برداشت نقاط حضور گونه توجه داشت، زیرا این امر باعث می‌شود که عمدتاً نقاط حضور نزدیک به جاده برداشت شوند. فاصله از اراضی کشاورزی و NDVI نیز پس از فاصله از جاده به‌ترتیب مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار در تعیین مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی در استان لرستان بودند. بررسی‌ها حاکی از وجود رابطه مستقیم میزان مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی با NDVI و فاصله از اراضی کشاورزی بودند. به‌طور مشخص وجود اراضی کشاورزی باعث بالارفتن شاخص NDVI خواهد شد و علت استفاده از این دو عامل با همدیگر ایجاد تفاوت بین مناطق جنگلی متراکم با اراضی کشاورزی بود. خلیلی و همکاران (۴) و مرادی و همکاران (۸) نیز به به این نتیجه رسیدند که مناطق با پوشش گیاهی متراکم دارای مطلوبیت زیستگاهی بالاتری برای سنجاب ایرانی هستند.

مقایسه AUC مدل‌های مختلف نشان‌دهنده کارایی بالاتر مدل حداکثر آنتروپی در این مطالعه بود. کارایی این مدل قبلاً نیز به اثبات رسیده است (۳۸). در این مطالعه با وجود شباهت به نسبت زیاد بین نتایج حاصل از مدل‌ها، هیچ دو مدلی به‌طور کاملا مشابه عمل نکردند که این مرتبط با بهره‌مندی مدل‌های مختلف از منطق‌های متفاوت در امر مدل‌سازی است. این موضوع حتی برای مدل‌های با میزان AUC بالای ۰/۹ نیز صدق می‌کرد. بنابراین انتخاب مدل مناسب‌تر بر اساس AUC نیز چندان نمی‌تواند اطمینان‌بخش باشد و بهترین کار استفاده ترکیبی از مدل‌هاست (۱۲). چرا که مدل‌های مختلف به‌دلیل برخورداری از الگوریتم‌های متفاوت نتایج متفاوتی به‌دست می‌دهند (۱۸)، بدین‌ترتیب ترکیب نتایج مدل‌های مختلف در یک مدل ترکیبی نهایی میزان عدم قطعیت ناشی از تفاوت عملکرد مدل‌ها را نیز در روند مدل‌سازی لحاظ می‌کند (۱۲).

تخریب زیستگاه مهم‌ترین عامل تهدید کننده بقای گونه‌هاست (۴۳) که امروزه با توجه به تغییرات اقلیمی در حال رخداد، روند سریع‌تری به خود گرفته است. هریسون و همکاران (۲۴) در مطالعه خود به این نتیجه رسیدند که تغییرات اقلیمی تأثیرهای منفی زیادی بر زیستگاه سنجاب ایرانی در اروپا تا پایان قرن بیست‌ویکم خواهد گذاشت. بنابراین درچنین شرایطی حفاظت از زیستگاه این گونه بسیار حائز اهمیت است. در این راستا انجام مطالعاتی شبیه مطالعه پیش رو می‌تواند نقش مهمی را ایفا کند زیرا شناخت زیستگاه‌های مطلوب گونه مورد نظر این امکان را فراهم می‌سازد تا از طریق انجام اقدامات سازشی در برابر تغییرات اقلیمی احتمالی در این مناطق، از نابودی آنها جلوگیری کرد. اقدامات سازشی به‌معنای تلاش برای کاهش آسیب‌پذیری اکوسیستم‌ها و جوامع و گونه‌ها از طریق سازگار کردن سیستم‌های اقتصادی، اجتماعی و اکولوژیک با تغییرات رخ داده در اقلیم است (۴۱). درنظرگرفتن عوامل و معیارهای مختلف مؤثر در مطلوبیت زیستگاهی سنجاب ایرانی، استفاده از چندین مدل به‌صورت ترکیبی، ارائه نتایج تا حدود زیادی مشابه توسط مدل‌ها، و صحت کلی نسبتاً بالای مدل‌های استفاده شده، نتایج این پژوهش را قابل اتکا کرده است. در انتها پیشنهاد می‌شود مطالعات آتی به مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی در کل گستره زاگرس و با پیش‌بینی اثرات تغییرات اقلیمی صورت گیرند.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از معاونت محیط طبیعی اداره کل حفاظت محیط زیست استان لرستان برای همکاری در جمع‌آوری نقاط حضور سنجاب ایرانی صمیمانه قدردانی می‌شود.

منابع مورد استفاده

۱. اقطاری، ح. ۱۳۹۳. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه سنجاب ایرانی به‌کمک روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی در منطقه حفاظت‌شده دنا. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده علوم پایه و کشاورزی، دانشگاه پیام نور تهران.

۲. بیرانوند، ا.، پ. عطارد، م. توکلی، و م. ر. مروی مهاجر. ۱۳۹۴. زوال بوم‌سازگان جنگلی زاگرس؛ علل، پیامدها و راهکارها. *فصلنامه جنگل و مرتع* ۱۰۶: ۲۹-۱۷.

۳. خلیلی، ف. و م. ملکیان، ۱۳۹۳. بررسی وضعیت گونه سنجاب ایرانی (*Sciurus anumalus*) در ایران. دومین همایش ملی و تخصصی پژوهش‌های محیط زیست ایران، همدان، ایران، ۱۶ مرداد ۱۳۹۳.

۴. خلیلی، ف.، م. ملکیان، ن. روجائی، و م. ر. همامی. ۱۳۹۵. ارزیابی زیستگاه سنجاب ایرانی (*Sciurus anumalus*) در منطقه جنگلی سروک در استان کهگیلویه و بویر احمد. *بوم‌شناسی کاربردی* ۴: ۲۴-۱۵.

۵. صادقی، م. ۱۳۹۲. آشکارسازی تغییرات زیستگاه سنجاب ایرانی در استان کردستان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۶. ضیائی، ه. ۱۳۹۰. راهنمای صحرایی پستانداران ایران. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست، تهران، ۴۲۰ ص.

۷. مهدوی، ع.، و. میرزایی‌زاده، م. نیک‌نژاد، و ا. کرمی. ۱۳۹۴. بررسی و پیش‌بینی زوال درختان بلوط با استفاده از مدل رگرسیون لجستیک (مطالعه موردی: جنگل‌های بیوره ملکشاهی- ایلام). *فصلنامه علمی پژوهشی تحقیقات حمایت و حفاظت جنگل‌ها و مراتع ایران* ۱۳(۱): ۳۲-۲۰.

۸. مرادی، س.، ص. محمودی، و ص. شیخی ئیلانلو. ۱۳۹۵. زیستگاه‌های جنگلی مناسب برای حفاظت از سنجاب ایرانی (*Sciurus anomalus* pallescens) در غرب استان کرمانشاه. *فصلنامه علمی پژوهشی محیط زیست جانوری* ۸(۲): ۴۰-۳۳.

9. Albayrak, U. and A. Atilla. 2006. Contribution to the taxonomical and biological characteristics *Sciurus anomalus* in Turkey (Mammalia: Rodentia). *Turkish Journal Zoology* 3: 111-116.
10. Allen, C. D., A. K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, T. Kitzberger, A. Rigling, D. D. Breshears and E. H. Hogg. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259: 660-684.
11. AMr, Z. S., E. Eid, M. A. QarQaz and M. Abu BaKer. 2006. The status and distribution of the Persian squirrel, *Sciurus anomalus* (Mammalia: Rodentia: Sciuridae), in Dibbeen Nature Reserve, Jordan. *Zoologische Abhandlungen* 55: 199-207.
12. Araujo, B. M. and M. New. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. *TRENDs in Ecology and Evolution* 22 :42-47.
13. Breiman, L. 1984. Classification and regression trees. Wadsworth International Group, Belmont, CA, USA, 158 p.
14. Breiman, I. 2001. Random forests. *Machine Learning* 45: 5-32.
15. Brown, J. L. and A. D. Yoder. 2015. Shifting ranges and conservation challenges for lemurs in the face of climate change. *Ecology and Evolution* 5(6): 1131-1142.
16. Busby, J. R. 1991. BIOCLIM– a bioclimate analysis and prediction system. Plant Protection Quarterly, Australia, 122 p.
17. Carpenter, G., A. N. Gillison, and J. Winte. 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants, animals. *Biodiversity Conservation* 2: 667-680.
18. Elith, J., C. H. Agaraham, R. P. Anderson and M. Dudik. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
19. Elith, J. and R. L. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.
20. Farber, O. and R. Kadmon. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modelling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modeling* 160: 115-130.
21. Friedman, J. H. 1991. Multivariate adaptive regression splines. *Annalas of Statistics* 19: 1-67.
22. Friedman, J. H. 2001. Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Annalas of Statistics* 29: 1189-1232.
23. Guisan, A. and N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*

135: 147-186.
24. Harrison, P. A., P. M. Berry, N. Butt and M. New. 2006. Modelling climate change impacts on species' distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental Science and Policy* 9: 116-128.
25. Hartmann, S. A., G. Segelbacher, M. E. Juiña and H. M. Schaefer. 2015. Effects of habitat management can vary over time during the recovery of an endangered bird species. *Biological Conservation* 192: 154-160.
26. Hastie, T. and R. Tibshirani. 1990. Generalised Additive Models. Chapman and Hall, 265 p.
27. Hastie, T. 1994. Flexible discriminant analysis by optimal scoring. *Journal of the American Statistical Association* 89: 1255-1270.
28. Hijmans, R. J., S.E. Cameron, J. L. Parra, P. J. Jones and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
29. Hijmans, R. J., S. Philips, J. Leathwick and J. Elith. 2016. dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.1-4.
30. Hirzel, A. H. 2002. Ecological- niche factor analysis: How to compute habitat- suitability maps without absence data. *Ecology* 83: 2027-2036.
31. Jedrzejewski, W., M. Niedzialkowska, S. Nowak and B. Jedrzejewska. 2008. Habitat suitability model for Polish wolves based on longterm national census. *Animal Conservation* 11: 377-390.
32. Keenan, J. R., G. R. Reams, F. Achard, V. J. de Freitas, A. Grainger and E. Lindquist. 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 9-20.
33. Khalili, F., M. Malekian and M. R. Hemami. 2016. Characteristics of den, den tree and sites selected by the Persian squirrel in Zagros forests, western Iran. *Mammalia* 80: 560-570.
34. Koprowski, L. J., L. Gavish and S. L. Doumas. 2016. *Sciurus anomalus*. *MAMMALIAN SPECIES* 48(934): 48-58.
35. McCullagh, P. and J. A. Nelder. 1989. Generalized Linear Models. Chapman and Hall, 122 p.
36. Mounir, R. A., E. K. Jeannette, M. Hassane and S. A. Zuhari. 2014. Ecology of the Persian Squirrel, *Sciurus anomalus*, in Horsh Ehden Nature Reserve, Lebanon. *Vertebrate Zoologt* 64: 127-135.
37. Naimi, B., and M. B. Araujo. 2016. Sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368-375.
38. Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
39. Rosenblatt, F. 1958. The perceptron: a probabilistic model for information storage and organization in the brain. *Psychology Revolution* 65: 365-386.
40. Segan, D. B., K. A. Murray and J. E. Watson. 2016. A global assessment of current and future biodiversity vulnerability to habitat loss-climate change interactions. *Global Ecology and Conservation* 5: 12-21.
41. Smit, B., I. Burton, R. J. Klien and J. Wandel. 2000. An anatomy of adaptation to climate change and variability. *Climatic change* 45: 223-257.
42. Thuiller, W. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
43. Tilman, D., R. May, C. Lehman and M. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 64-65.
44. Vapnik, V. 1995. The Nature of Statistical Learning Theory. Springer, 187 p.

The prediction of Persian Squirrel Distribution Using a Combined Modeling Approach in the Forest Landscapes of Luristan Province

O. Ghadirian[1], M. R. Hemami[1*], A. Soffianian[1], M. Malekian[1], S. Poormanafi[1] and M. Amiri[2]

(Received: September 21-2017; Accepted: May 26-2019)

Abstract

Habitat destruction is the most important factor determining species extinction; hence, the management of wildlife populations necessitates the management of habitats. Habitat suitability modeling is one of the best tools used for habitat management. There are several methods for habitat suitability modeling, with each of having some different advantages and disadvantages. In this study, we used 15 modeling methods along with 9 environmental factors including Bio1, Bio2, distance to roads, distance to residential areas, distance to agricultural lands, distance to streams, the percentage of slope, geographic aspect, and NDVI to model the Persian squirrel's habitat suitability in the forests of Luristan Province. The AUC of each model was computed and the models with an AUC higher than 0.9 were selected. Finally, the output maps resulted from the selected models were multiplied by their AUC and the average of them was considered as a combined model. In this study, Maximum Entropy, Boosted Regression Tree, Generalized Linear Model, and Random Forest were the only models with an AUC higher than 0.9. Based on the combined model, 66% of the forest areas in Luristan Province could be suitable for the Persian squirrel, of which 32.1%, 18.4%, and 15.5% have low, moderate, and high suitability, respectively. Among the 9 environmental factors used in this study, distance to roads, distance to agricultural lands and NDVI showed the highest contribution in the habitat suitability of the Persian squirrel. This study indicated that the combination of high-accuracy models could yield more reliable results, as compared to their separate use.

Keywords: Habitat destruction, Habitat suitability modelling, MaxEnt model, R software

1. Dept of Environ. Sci., Dept. of Natur. Resour., Isf. Univ. of Technol., Isfahan, Iran.
2. Habitat Expert, Luristan Dept. of Environment, Luristan, Iran.
*: Corresponding Author, Email: mrhemami@cc.iut.ac.ir