بوم‌شناسی کاربردی/ سال دوازدهم / شماره سوم / پاییز ۱۴۰۲/ صفحات ۱ تا ۱۵

ارزیابی کارآمدی مناطق حفاظت شده در حفاظت از زیستگاه‌های کبک دری خزری (*Tetraogallus caspius*)، به عنوان یک گونه تخصصی مناطق کوهستانی مرتفع در ایران

مرضیه مرادی[۱]، محمدرضا اشرف‌زاده[۲و۳*]، رسول خسروی[۴] و علی‌اصغر نقی‌پور[۵]

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۶/۲۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۹/۲۰)

چکیده

گونه‌های تخصصی ساکن مناطق مرتفع کوهستانی، در مقایسه با گونه‌های ساکن مناطق کم‌ارتفاع، با تهدیدهای بیشتری به واسطه تخریب یا تکه‌تکه‌شدن زیستگاه و تغییرات اقلیمی مواجه هستند. کبک دری خزری، از گونه‌های دارای آشیان بوم‌شناختی تخصصی و شاخص مناطق کوهستانی مرتفع است. علیرغم حساسیت بالای این گونه به تغییرات زیستگاهی و نقش آن به عنوان یک گونه چتر و یا پرچم در مناطق کوهستانی، اطلاعات اندکی در زمینه بوم‌شناسی این گونه وجود دارد. در پژوهش حاضر، با استفاده از ۲۶۲ داده حضور و ۱۰ متغیر محیطی و انسانی و در چهارچوب یک رویکرد تلفیقی حاصل از پنج الگوریتم مدلسازی، پراکنش جغرافیایی این پرنده در ایران پیش‌بینی شد. بر اساس مدل تلفیقی، در حدود ۹۶۵۲۷/۴ کیلـومتر مربع (حدود ۵/۸ درصد) از گستره کشور به‌عنوان زیستگاه مطلوب کبک دری شناسایی شـد. متغیرهای ناهمواری سطح زمین (۳۰/۰۲ درصد)، میانگین دمای سالیانه (۲۹/۶۱ درصد)، ارتفاع (۱۸/۵۷ درصد)، و شاخص هم‌دمایی (۱۴/۱۴ درصد) بیشترین مشارکت را در مدل‌سازی داشتند. به ترتیب، حدود ۱۶/۰۴ و ۲۳/۱۳ درصد از گستره زیستگاه‌های مطلوب با مناطق شکار ممنوع و مناطق حفاظت شده هم‌پوشی داشت. پیشنهاد می‌شود اقدامات حفاظتی کارآمد، با تمرکز بر تهدیدهای احتمالی ناشی از فعالیت‌های انسانی از جمله توسعه زیرساخت‌های گردشگری، احداث جاده‌ها، چرای بی‌رویه و شکار غیرقانونی، انجام شود.

واژه‌های کلیدی: کبک دری، مدل پراکنش گونه‌ای، آشیان بوم شناختی، رویکرد مدلسازی تلفیقی، مناطق حفاظت شده، آشیان بوم‌شناختی، رویکرد مدلسازی تلفیقی

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد مدیریت و حفاظت تنوع زیستی، دانشکدهٔ منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد.

۲. دانشیار گروه مهندسی محیط زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد.

۳. مدیر کل دفتر موزه ملی تاریخ طبیعی و ذخایر ژنتیکی، سازمان حفاظت محیط زیست کشور.

۴. دانشیار بخش منابع طبیعی و گروه محیط زیست، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه شیراز.

۵. استادیار گروه مهندسی طبیعت، دانشکدهٔ منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد.

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: mrashrafzadeh@sku.ac.ir

مقدمه

امروزه، جمعیت‌های حیات وحش در نتیجه عواملی از جمله تکه‌تکه شدن و تخریب زیستگاه و تغییر اقلیم با کاهش و انزوای بیشتری مواجه شده‌اند، که این روند فرسایش شدید تنوع زیستی را در پی دارد (۱۴ و ۶۹). اثرات کیفیت بوم‌شناختی و تغییرات فضایی زیستگاه بر بقای گونه‌ها، جدایی جمعیت‌ها، سکنی‌گزینی مجدد و ارتباط بین جمعیت‌ها توسط پژوهش‌های متعدد به خوبی بررسی شده است (۶۹). بر این اساس، دستیابی به دانش مناسب در زمینه ترکیب و ساختار فضایی سیمای سرزمین مانند کوهستان‌ها و روابط متقابل بین گونه‌ها و محیط زیست نقش مهمی در زیستایی جمعیت‌ها و حفاظت از تنوع زیستی دارد (۵۵).

پرندگان از جمله جانداران حساس به تغییرات محیطی به‌شمار می‌روند و به‌عنوان نمایه زیستی تغییرات محیطی در سطح جهانی در نظر گرفته می‌شوند (۱۳). در طول دهه‌های اخیر، بسیاری از پرندگان با تغییر در گستره پراکنش جغرافیایی مواجه شده‌اند (۳۰، ۳۶ و ۴۶). بسیاری از اعضای خانواده ماکیان در نتیجه تخریب زیستگاه، شکار غیرقانونی، چرای بیرویه دام، تغییر اقلیم و مزاحمت‌های ناشی از فعالیت‌هایی مانند گردشگری و احداث و بهره‌برداری از جاده‌ها در تهدید قرار دارند (۳، ۲۵ و ۳۳). مناطق کوهستانی اغلب به‌عنوان نقاط داغ تنوع زیستی در نظر گرفته می‌شوند (۳۴). تخریب زیستگاه در مناطق کوهستانی در نتیجه اثرات انسانی همراه با پدیده‌هایی نظیر گرم شدن کره زمین، گونه‌های آلپی ساکن در این نقاط داغ را با تهدید به انقراض مواجه نموده است (۶۷). از سوی دیگر، گونه‌های دارای آشیان بوم‌شناختی تخصصی در مقایسه با گونه‌های عمومی‌تر کاهش شدیدتری را در اندازه جمعیت و گستره پراکنش تجربه می‌نمایند. گونه‌های تخصصی، بر مبنای ویژگی‌های ذاتی به منابع غذایی، زیستگاه و پناهگاه با شرایط اختصاصی وابسته هستند (۳). پژوهش‌ها نشان می‌دهند گونه‌هایی که با شرایط زیستی در مناطق مرتفع سازگار شده‌اند در صورت بروز تغییرات محیطی، از جمله تغییر در شرایط دمایی و رژیم‌های بارشی، به طور جدی‌تر در معرض کاهش اندازه جمعیت و گستره پراکنش قرار می‌گیرند (۱۲ و ۶۸). به‌دلیل ارتباط قوی بین اندازه جمعیت و وسعت محدوده پراکنش (۵۰)، عقب‌نشینی پراکنش گونه‌ها احتمالاً باعث کاهش جمعیت و انقراض خواهد شد (۱۲). انتظار می‌رود گونه‌های تخصصی ساکن مناطق مرتفع کوهستانی، به‌ویژه زیستگاه‌های باز و بدون درخت، به‌دلیل از دست‌دادن زیستگاه یا تکه‌تکه‌شدن زیستگاه بیشترین تهدید را متحمل شوند (۱۵، ۱۷، ۲۴ و ۶۰).

کبک دری در جنس *Tetraogallus*، خانواده قرقاول (Phasianidae) و راسته ماکیان (Galliformes) قرار می‌گیرند. این جنس از پنج گونه تشکیل شده است که شامل کبک دری هیمالیایی (*T. himalayensis*)، کبک دری خزری (*T. caspius*)، کبک دری آلتای (*T. altaicus*)، کبک دری تبتی (*T. tibetanus*) و کبک دری قفقازی (*T. caucasicus*) است. این گونه‌ها به طور عمده در گستره اصلی کوهستانی آسیای مرکزی پراکنش دارند (۷۱). کبک دری خزری، از گونه‌های شاخص مناطق کوهستانی جنوب غرب آسیا به شمار می‌رود. گستره پراکنش بومی این گونه در بر گیرنده کشورهای ترکمنستان، ایران، ارمنستان، آذربایجان، گرجستان، عراق و ترکیه است (۱۳). ایران، به‌عنوان یک کشور کوهستانی و نیمه‌کوهستانی شناخته می‌شود (۹) و بخش قابل توجهی از پراکنش جهانی کبک دری خزری در گستره سرزمینی ایران واقع شده است. جمعیت جهانی کبک دری خزری در حدود ۱۶۵۰۰ تا ۳۹۵۰۰ فرد بالغ برآورد می‌شود. این گونه در فهرست سرخ اتحادیه جهانی حفاظت از طبیعت در رده کمترین نگرانی (Least concern)، و در ضمیمه یک کنوانسیون منع تجارت بین‌المللی گونه‌های در معرض انقراض (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES) قرار دارد (۱۳). این پرنده به‌خوبی با شرایط اقلیمی سازگار شده و ماه‌های سخت زمستان را در دره‌ها و مناطق کم‌ارتفاع‌تر می‌گذراند و در تابستان برای تولیدمثل به‌سمت ارتفاعات بالاتر مهاجرت می‌کند (۳). کبک‌های دری در زمستان، اغلب از مناطق با پوشش برفی اجتناب می‌کنند و عمدتاً زمین‌های باز دارای

پوشش استپی را مورد استفاده قرار می‌دهد. در برخی مناطق حتی در مواقع بارش سنگین برف به ارتفاع پایین‌تر مهاجرت نمی‌کند (۱۳). این گونه به‌ندرت تا حد رویش درختان پایین می‌آید (۴۹) و اغلب در شیب‌های تند، دره‌ها و پرتگاه‌های همراه با لکه‌هایی از برف و پوشش علفی حضور دارد (۴۴ و ۴۹). تخریب زیستگاه، شکار غیرقانونی و استفاده از سلاح‌های دور برد از جمله عوامل کاهش جمعیت کبک دری هستند (۱۳). چرای بیش ازحد و حضور سگ‌های گله از دیگر عوامل تهدید این گونه به شمار می‌روند (۱۳).

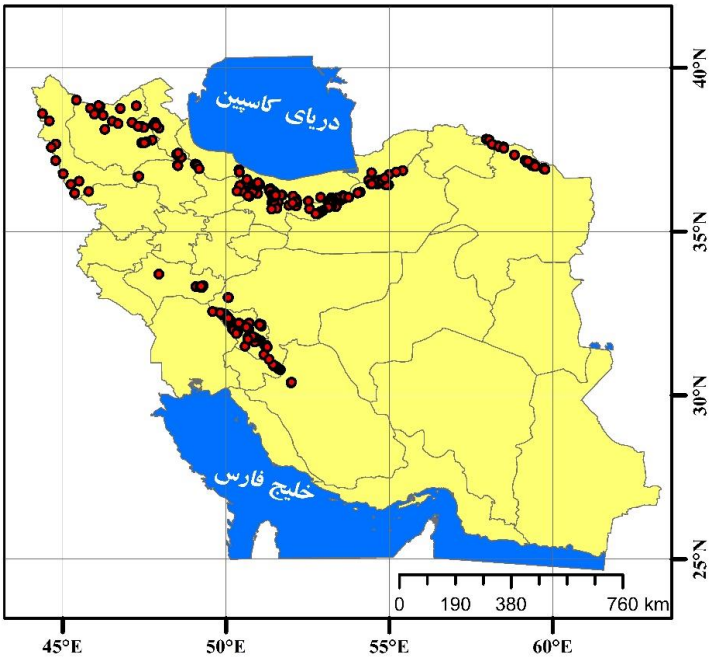
مدل‌های پراکنش گونه‌ای (Species Distribution Models, SDMs)، به‌عنوان یکی از ابزارهای شناسایی زیستگاه‌ها و برآورد نیازهای حیاتی مورد نیاز گونه‌ها به‌شمار می‌روند، که مبنای آن‌ها بررسی ارتباط بین گونه‌ها و متغیرهای مختلف محیط‌زیستی است (۲۷ و ۵۳). این مدل‌ها، اهمیت زیادی در تصمیم‌گیری‌های حفاظتی به‌ویژه در سیماهای سرزمینی پیچیده فضایی از جمله مناطق کوهستانی دارند (۲ و ۲۹). تاکنون، روش‌ها و الگوریتم‌های زیادی برای مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای معرفی شده‌اند (۲۱، ۲۶ و ۴۸)، که استفاده از هر کدام از این الگوریتم‌ها می‌تواند نتایج متفاوتی را به‌دست دهد. از سوی دیگر، هیچ کدام از این روش‌ها از نظر عملکرد در بین گونه‌ها و مناطق مختلف به عنوان موفق‌ترین الگوریتم توصیف نشده‌اند (۱۹، ۴۷ و ۵۷). انتخاب روش مدل‌سازی، به عنوان یکی از منابع اصلی تغییرپذیری در پیش‌بینی‌ها به‌شمار می‌رود (۲۰). با استفاده از رویکرد مدل تلفیقی، به‌واسطه بررسی هم‌زمان نتایج چندین مدل انفرادی، عدم قطعیت در پیش‌بینی‌ها می‌تواند کاهش یابد (۴).

پژوهش در زمینه پرندگان ساکن مناطق کوهستانی مرتفع، به‌دلیل وجود محدودیت‌هایی از قبیل دسترسی سخت به زیستگاه‌های آنها همواره با چالش‌هایی مواجه بوده است. بنابراین، اطلاعات اندکی در زمینه بوم‌شناسی این گروه از پرندگان وجود دارد (۴۲). تاکنون، پژوهش‌های اندکی در زمینه پراکنش جغرافیایی کبک دری کاسپین (۶، ۸، ۱۲ و ۶۷) به انجام رسیده است. در پژوهش حاضر، اهداف زیر مورد توجه قرار گرفت: ۱) پیش‌بینی پراکنش جغرافیایی کبک دری کاسپین در ایران با استفاده از یک رویکرد مدل تلفیقی حاصل از پنج الگوریتم؛ ۲) شناسایی مهمترین عوامل محیطی موثر بر پراکنش جغرافیایی کبک دری؛ ۳) ارزیابی کارآمدی مناطق تحت حفاظت کشور در حفاظت از زیستگاه‌های کبک دری.

مواد و روش‌ها

جمع آوری داده‌های حضور

محدوده مورد مطالعه، در برگیرنده کل کشور ایران به‌وسعت ۱۶۴۸۱۹۵ کیلومترمربع می‌باشد (شکل ۱). تعداد ۳۱۴ داده حضور کبک دری با استفاده از منابع مختلف شامل ۱) بررسی‌های میدانی؛ ۲) پایگاه داده‌ای تسهیلات اطلاعات تنوع زیستی جهانی (Global Biodiversity Information Facility, GBIF)؛ ۳) بررسی پیشینه و مستندات موجود در اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان‌های مختلف؛ ۴) مستندات و داده‌های منتشر شده در پژوهش‌های معتبر پیشین گردآوری شد. درجه اعتبار داده‌های حضور اهمیت بسیار زیادی در مدل‌سازی‌های پراکنش گونه‌ای دارد. بر این اساس، نقاط حضوری که بر اساس مستندات معتبر در خارج از گستره پراکنش کبک دری کاسپین واقع می‌شدند (۱۰)، همچنین، نقاط حضوری که با توجه به زیست‌شناسی و بوم‌شناسی کبک دری در خارج از تیپ‌های زیستگاهی شناخته شده گونه (محدوده‌های شهری، گستره آبی رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و دریاها و مناطق بیابانی و کویرها) قرار داشتند حذف شد. همچنین، نقاط حضوری که در ارتفاع بسیار پایین‌تر از گستره حضور گونه واقع می‌شدند حذف شدند یا به نزدیک‌ترین مکانی که ارتفاع بالاتر از ۱۷۰۰ متر داشت انتقال یافتند. در نهایت، تنها نقاطی که توسط تیم پژوهشی مطالعه مذکور و کارشناسان متخصص حیات وحش در استان‌های مختلف به تأیید رسیده است در تحلیل‌ها مورد استفاده قرار گرفت. از آنجایی که اطلاعاتی در زمینه وسعت گستره خانگی کبک دری کاسپین در دسترس نیست، به منظور بررسی خودهمبستگی مکانی نقاط



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی نقاط حضور (دایره قرمز) کبک دری خزری در محدوده مورد مطالعه

حضور از اطلاعات مربوط به گستره خانگی گونه‌های مشابه استفاده شد. یک گستره خانگی با اندازه $۲km^2$ برای گونه‌های مختلف ماکیان‌سانان مورد توجه قرار گرفته است (۱۰). همچنین، در یک پژوهش، نقاط حضور در فاصله همسایگی کمتر از ۱/۵ کیلومتر برای سیاه‌خروس قفقازی (۲۳)، حذف شد. در این مطالعه، فاصله کمتر از ۲ کیلومتر به منظور حذف نقاط حضور تکراری استفاده شد و درنهایت تعداد ۲۶۲ نقطه حضور برای گونه مورد مطالعه به‌دست آمد.

متغیرهای محیطی

به منظور شناسایی مهمترین متغیرهای محیطی مورد استفاده در مدل‌سازی پراکنش کبک دری، پژوهش‌های پیشین مرتبط مورد بررسی قرار گرفت (۶، ۸، ۱۰، ۱۲، ۲۸، ۳۱، ۳۲، ۳۸، ۴۱، ۶۰، ۶۳، ۶۵ و ۶۷). تعداد ۱۹ متغیر اقلیمی با توان تفکیک حدود یک کیلومتر از پایگاه داده‌ای Worldclim استخراج شد. لایه ناهمواری زمین (Topographic roughness) یا زبری سطح زمین (Surface roughness)، ردپای انسان (Human footprint) و ارتفاع از دیگر متغیرهای مورد استفاده بودند. متغیر ناهمواری زمین، به‌عنوان یکی از مهم‌ترین متغیرهای موثر بر ناهمگونی توپوگرافی، بر مبنای انحراف معیار لایه رقومی ارتفاع محاسبه شد. لایه ردپای انسان به‌عنوان یک معیار از تاثیرگذاری انسان بر زیستگاه‌ها از پایگاه داده‌ای https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-human-footprint-geographic استخراج شد (۶۲). این لایه با استفاده از داده‌های تراکم جمعیت انسانی، دسترسی‌پذیری انسان و وجود زیرساخت‌هایی مانند جاده‌ها و تغییر کاربری سرزمین تهیه شده است. لایه رقومی ارتفاع با توان تفکیک حدود یک کیلومتر از پایگاه داده‌ای worldclim استخراج شد. به‌منظور بررسی همبستگی بین متغیرها، از ضریب همبستگی پیرسون در محیط R استفاده و متغیرهای با همبستگی بیش از ۰/۷ از تحلیل‌های بعدی حذف شدند. در نهایت، تعداد ۱۰ متغیر شامل میانگین دمای سالیانه (Annual mean temperature = Bio1)، میانگین دامنه دمای روزانه (Annual mean diurnal range = Bio2)، شاخص هم‌دمایی (Isothermality = Bio3)، دامنه سالانه دما (Temperature annual range = Bio7)، مجموع بارندگی سالانه (Annual precipitation = Bio12)، تغییرات فصلی بارندگی (Precipitation seasonality = Bio15)، مجموع بارندگی کم‌بارش‌ترین سه‌ماهه متوالی سال

(Precipitation of driest quarter = Bio17)، ارتفاع، ناهمواری زمین و ردپای انسان در مدل‌سازی استفاده شدند.

اجرای مدل

به‌منظور مدل‌سازی پراکنش کبک دری از رویکرد مدل‌سازی تلفیقی (Ensemble modelling) از بسته نرم‌افزاری Biomod2(۶۱) در محیط R نسخه 4.3.1 (R Development Core Team, 2014) استفاده شد. مدل تلفیقی دربرگیرنده پنج مدل شامل تجزیه و تحلیل درخت طبقه‌بندی (Classification Tree Analyses, CTA)، روش افزایشی تعمیم‌یافته (Generalized Boosting Model, GBM)، رگرسیون چندمتغیره تطبیقی (MARS, Multivariate Adaptive Regression Splines)، جنگل تصادفی (Random Forest, RF) و بی‌نظمی بیشینه (Maximum Entropy, MaxEnt) بود. تعداد ۱۰۰۰ نقطه شبه‌غیاب برای اجرای مدل‌ها در نظر گرفته شد (۱۱ و ۵۷). برای جلوگیری انتخاب هم‌زمان نقاط حضور و شبه‌غیاب در یک سلول، از بافر دو کیلومتری اطراف نقاط حضور استفاده شد (۱۰). نقاط شبه‌غیاب به‌صورت تصادفی در نرم‌افزار ArcGIS 10.8 تولید شدند. به‌منظور واسنجی مدل‌ها، ۸۰ درصد نقاط حضور به‌عنوان داده‌های تعلیمی و ۲۰ درصد نقاط باقیمانده برای ارزیابی مدل‌ها استفاده شدند. در ادامه، مدل تلفیقی با استفاده از میانگین وزن‌دهی شده مدل‌های انفرادی در شرایط حال‌حاضر تولید شد (۴۳). برای ارزیابی مدلها از معیار مساحت زیر منحنی (Area Under the Curve, AUC) و آماره (True Skill Statistic, TSS) و ضریب Kappa استفاده شد. مدل‌های دارای ارزش‌های AUC بیش از ۰/۹ به عنوان مدل‌های با قدرت تشخیص عالی، ۰/۹ تا ۰/۸ خوب، ۰/۸– ۰/۷ متوسط و ۰/۷ تا ۰/۶ ضعیف تعیین شدند. مدل‌های دارای ارزش‌های TSS بالاتر از ۰/۷۵ با قدرت تشخیص عالی، ۰/۴۰– ۰/۷۵ خوب و کمتر از ۰/۴۰ ضعیف تعیین شدند (۱).

نتایج

بر اساس یافته‌ها، مقادیر AUC بالای ۰/۹۶ و مقادیر TSS بالای ۰/۸۵ به دست آمدند، که نشان دهنده پیش‌بینی خوب مدل هستند. مدل جنگل‌تصادفی بالاترین مقادیر AUC و TSS و Kappa را به خود اختصاص داد (جدول ۱). با توجه به یافته‌های حاصل از مدل تلفیقی، در حدود ۹۶۵۲۷/۴ کیلومتر مربع (حدود ۵/۸ درصد) از محدوده کشور ایران به‌عنوان زیستگاه مطلوب کبک دری خزری شناسایی شد (شکل ۲). گستره‌های زیستگاهی مطلوب کبک دری در امتداد رشته کوه‌های کپه داغ، البرز، شمال غرب کشور و زاگرس شناسایی شدند. همچنین، لکه‌های زیستگاهی پراکنده در مناطق مرکزی کشور شناسایی شدند. در شکل ۳، زیستگاه‌های مطلوب کبک دری بر اساس مدل‌های مختلف قابل مشاهده است.

متغیرهای ناهمواری سطح زمین (۳۰/۰۲)، میانگین دمای سالیانه (۲۹/۶۱)، ارتفاع (۱۸/۵۷)، و شاخص هم‌دمایی (۱۴/۱۴) بیشترین مشارکت را در مدل نشان دادند (شکل ۴). میانگین دمای سالیانه در گستره زیستگاهی مطلوب در حدود ۶– تا ۲۷ درجه سانتی‌گراد برآورد شد. شاخص هم‌دمایی در گستره زیستگاهی مطلوب دارای ارزش عددی بین ۲۵ تا ۳۹ برآورد شد. شکل ۵، منحنی‌های پاسخ چهار متغیر مهم را نشان می‌دهد.

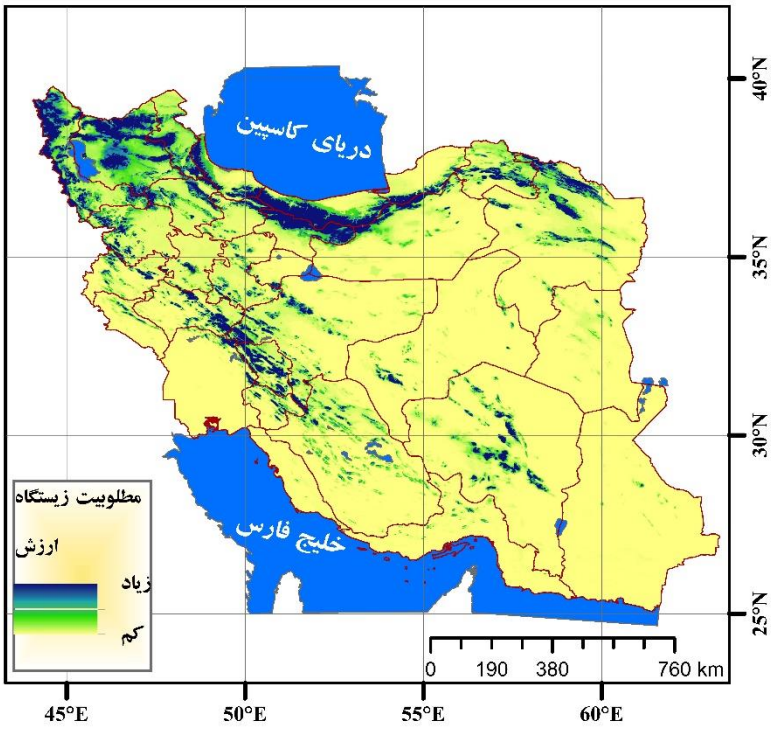
بر اساس یافته‌ها، از مجموع زیستگاه‌های مطلوب شناسایی شده، ۱۶۳۵۶/۲۵ کیلومترمربع (حدود ۱۶/۰۴ درصد) با مناطق شکار ممنوع و ۲۳۰۶۱/۷۷ کیلومتر مربع (۲۳/۱۳) با مناطق حفاظت شده هم‌پوشی دارد (شکل ۶).

بحث و نتیجه‌گیری

امروزه، تنوع زیستی جهانی به‌دلیل تخریب زیستگاه، تغییرات کاربری اراضی، گونه‌های مهاجم، آلودگی‌های محیط‌زیست، بهره‌برداری بیش از حد از منابع و تغییرات اقلیم با تهدیدهای بی‌سابقه‌ای مواجه است (۳۷). پژوهش‌های اخیر نشان می‌دهند که بسیاری از اعضای خانواده ماکیان در نتیجه تخریب زیستگاه، شکار غیرقانونی، چرای بی‌رویه دام، مزاحمت ناشی از گردشگری و احداث و بهره‌برداری از جاده‌ها در تهدید قرار دارند (۴۲). شناسایی زیستگاه‌های مطلوب و اتخاذ رویکردهای

جدول ۱. مقادیر AUC، آماره TSS و ضریب KAPPA در مدل‌های مختلف اجرا شده

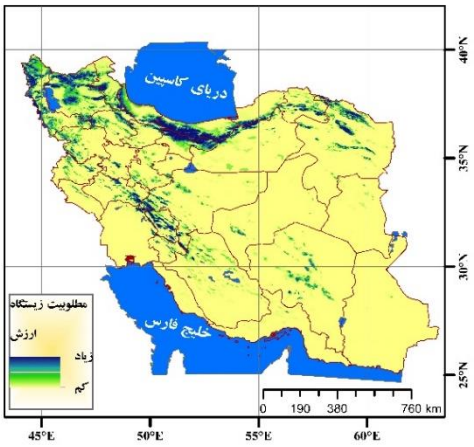
شاخص‌ها	MaxEnt	RF	MARS	GBM	CTA	میانگین
AUC	۰/۹۸	۱	۰/۹۸	۰/۹۹	۰/۹۶	۰/۹۸
TSS	۰/۸۶	۰/۹۹	۰/۸۸	۰/۹۴	۰/۹۰	۰/۹۱
Kappa	۰/۸۲	۰/۹۸	۰/۸۲	۰/۸۹	۰/۸۴	۰/۸۴



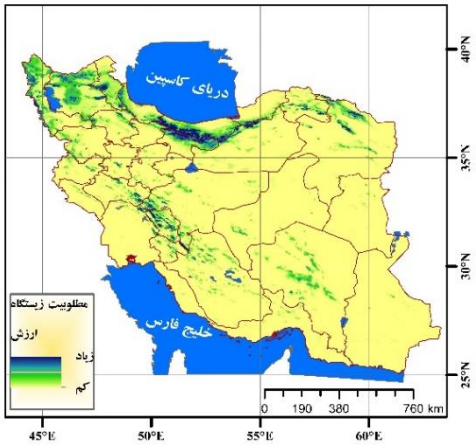
شکل ۲. زیستگاه‌های مطلوب حال‌حاضر کبک دری خزری بر اساس مدل تلفیقی

کارآمد در راستای مدیریت و حفاظت از این زیستگاه‌ها اهمیت ویژه‌ای در حفظ زیستایی جمعیت‌های حیات وحش دارد (۱۶). در این پژوهش، زیستگاه‌های مطلوب کبک دری خزری در گستره کشور ایران مدل‌سازی شد. بر اساس یافته‌ها، در حدود ۹۶۵۲۷ کیلـومتر مربع (حدود ۵/۸ درصد) از کشور ایران به‌عنوان زیستگاه مطلوب کبک دری شناسایی شد، که به‌طور عمده دربرگیرنده گستره‌های کوهستانی شمال شرق تا شمال، شمال غرب و غرب کشور است. بر اساس دو مطالعه اخیر، بیش از ۱۹ درصد از سطح استان چهارمحال و بختیاری به‌عنوان زیستگاه مطلوب کبک دری برآورد شده است، که تنها در حدود ۱۵/۸ درصد از این زیستگاه‌های مطلوب با مناطق حفاظت‌شده هم‌پوشی داشته‌اند (۶ و ۸).

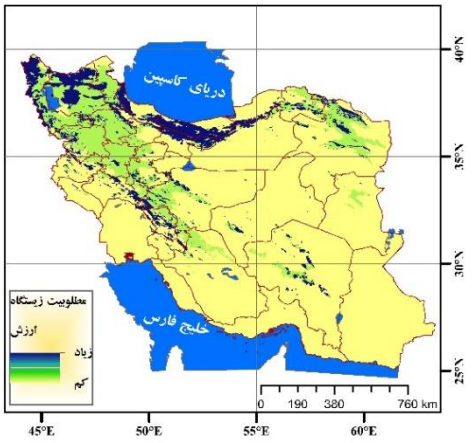
متغیرهای ناهمواری زمین، میانگین دمای سالیانه، ارتفاع، و شاخص هم‌دمایی بیشترین مشارکت (۹۲/۳۴ درصد) را در مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه کبک دری خزری داشتند. بر اساس پژوهش‌های پیشین (۱۲، ۲۸ و ۶۷)، متغیرهای میانگین دمای سالیانه، تغییرات فصلی دما، حداکثردمای گرم‌ترین ماه، حداقل دمای سردترین ماه، دامنه سالانه دما، میانگین دمای پربارش‌ترین سه ماهه متوالی سال، میانگین دمای سردترین سه ماهه متوالی سال، مجموع بارندگی پربارش‌ترین ماه، مجموع



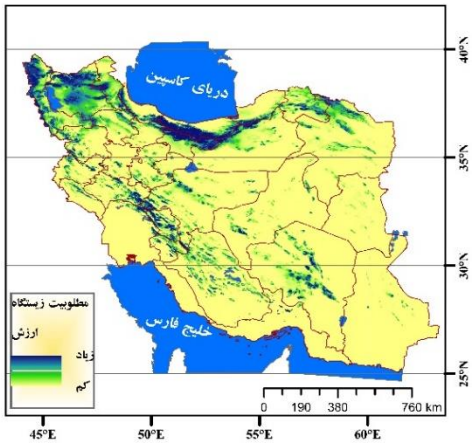
تجزیه و تحلیل درخت طبقه‌بندی (CTA)



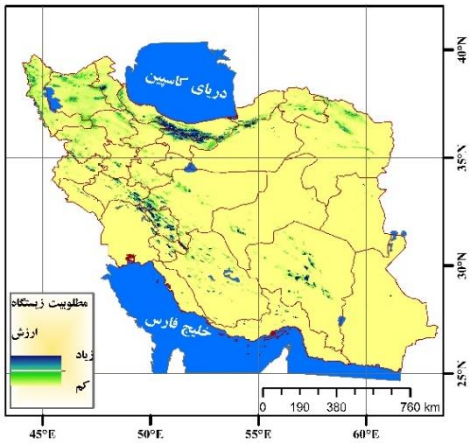
روش افزایشی تعمیم‌یافته (GBM)



رگرسیون چندمتغیره تطبیقی (MARS)

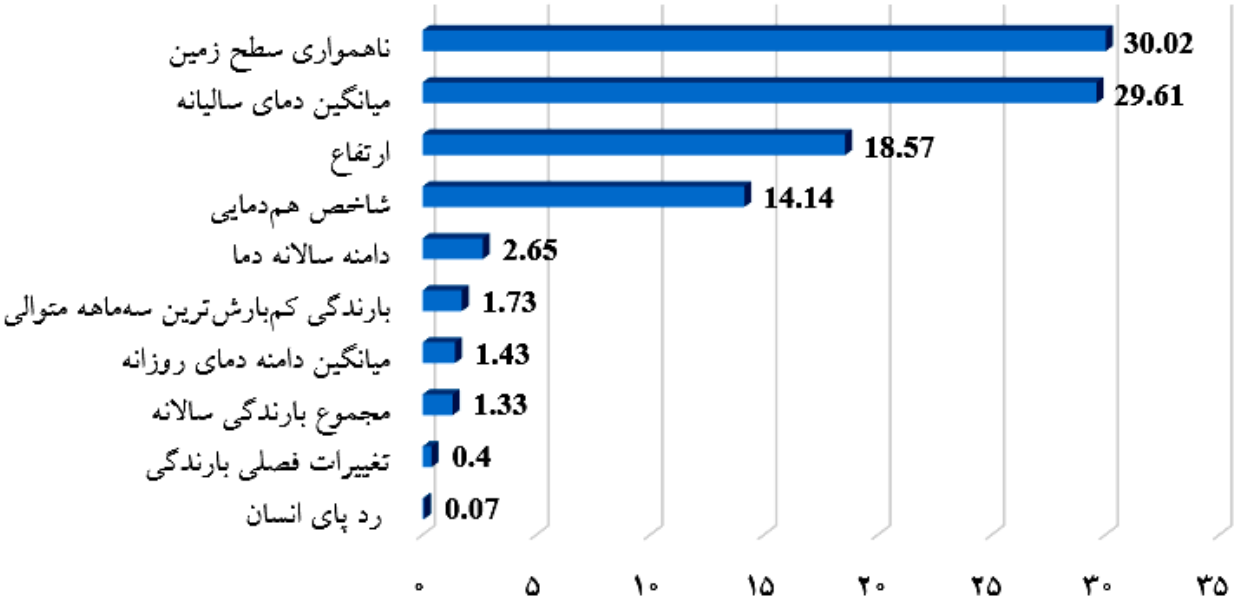


جنگل تصادفی (RF)

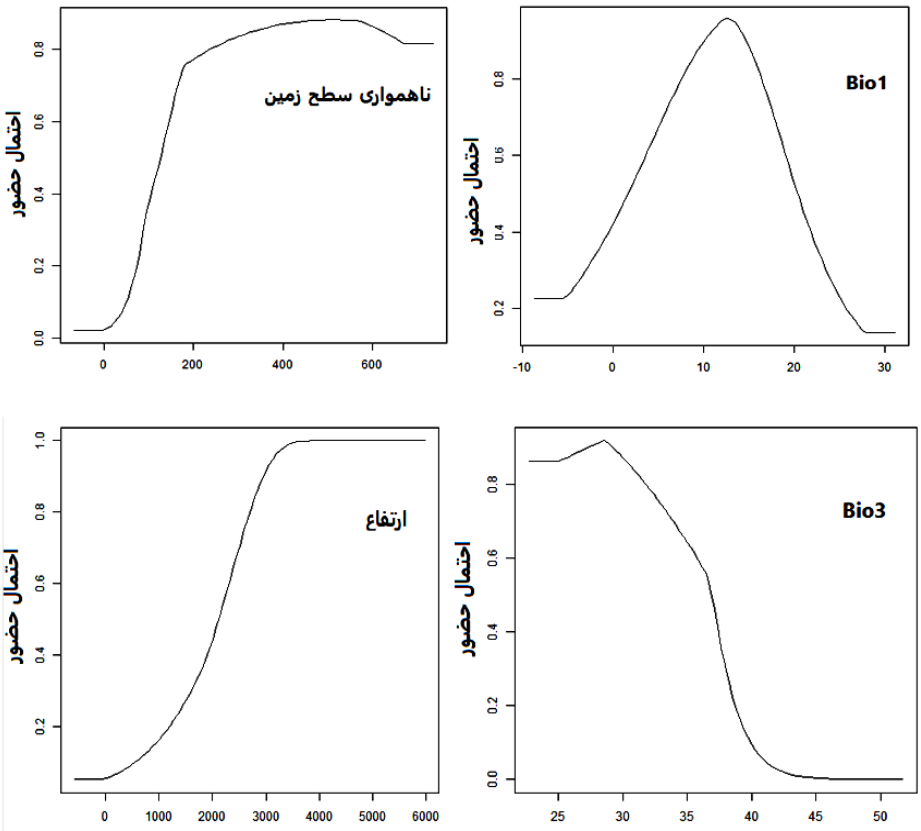


بی‌نظمی بیشینه (MaxEnt)

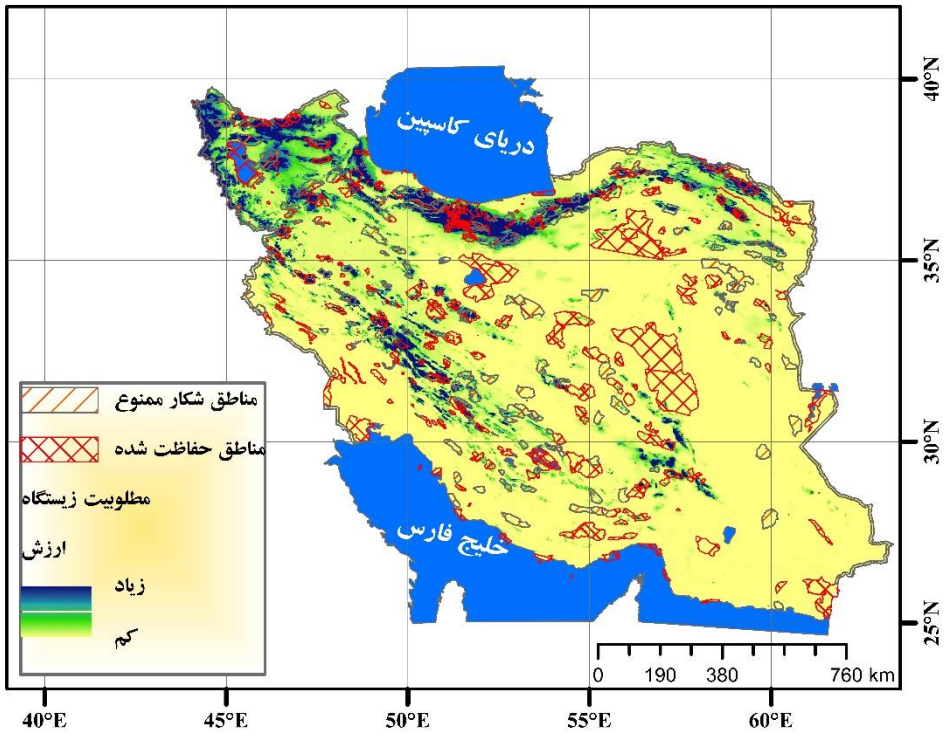
شکل ۳. زیستگاه‌های مطلوب کبک دری کاسپین بر اساس پنج مدل استفاده شده در این مطالعه



شکل ۴. درصد مشارکت متغیرهای محیطی در مدل تلفیقی



شکل۵. منحنی‌های پاسخ مهم‌ترین متغیرهای مشارکت کننده در مدل‌سازی بر اساس مدل MaxEnt



شکل ۶. هم‌پوشی زیستگاه‌های مطلوب کبک دری با مناطق شکار ممنوع و حفاظت شده کشور

بارندگی پربارش‌ترین سه ماهه متوالی سال، در میان مهم‌ترین متغیرهای اقلیمی موثر بر انتخاب زیستگاه کبک‌های دری و گونه‌های مشابه معرفی شده‌اند. براساس اشرف‌زاده و همکاران (۶)، بارش سالیانه، گستره دمای سالیانه، رد پای انسان، شیب و کاربری سرزمین به‌عنوان مهم‌ترین متغیرهای مشارکت‌کننده در مدل‌سازی زیستگاه‌های کبک دری معرفی شدند. در پژوهشی دیگر، متغیرهای ارتفاع از سطح دریا، بارش سالیانه، شیب و ردپای انسان، به‌عنوان مهم‌ترین متغیرهای مشارکت کننده در مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه کبک دری شناسایی شدند (۸). لو و همکاران (۴۲)، متغیرهای ارتفاع، شیب، تراکم جمعیت انسانی، تراکم جاده، و شاخص پوشش گیاهی را به‌عنوان مهم‌ترین متغیرها در انتخاب زیستگاه توسط کبک دری تبتی معرفی نمودند. یائو و همکاران (۶۵)، متغیرهای ارتفاع، پوشش گیاهی، جهت و شیب را به‌عنوان مهم‌ترین عوامل محیطی موثر در انتخاب زیستگاه توسط کبک دری تبتی شناسایی نمودند. در پژوهش حاضر، بر اساس نقاط حضور، کبک دری در گسترهٔ ارتفاعی حدود ۱۷۰۰ متر تا بیش از ۴۰۰۰ متر مشاهده شده است. پژوهش‌ها در اروپا نیز نشان داده است که این گونه در توندرای آلپی و مناطق پیرامون آن، در گسترهٔ ارتفاعی ۲۴۰۰ تا ۴۰۰۰ متر و گاهی مواقع تا ارتفاع ۱۸۰۰ متر مشاهده می‌شود (۵۱). بر اساس اشرف‌زاده و نظریان (۸)، زیستگاه‌های مطلوب کبک دری در استان چهارمحال و بختیاری به‌طور عمده در گستره ارتفاعی حدود ۱۷۰۰ متر تا بیش از ۴۱۰۰ متر قرار گرفته است. کبک دری تبتی زیستگاه‌های مرتفع با منابع غذایی کمتر را ترجیح می‌دهد که می‌تواند به‌عنوان یک راهکار برای کاهش خطر صیادی و رقابت غذایی بین‌گونه‌ای در نظر گرفته شود (۴۲). یائو و همکاران (۶۶) تاکید می‌کنند، که در هر دو مقیاس کلان و متوسط، ارتفاع در میان مهمترین عوامل محیطی تعیین کننده مطلوبیت زیستگاه کبک دری تبتی است. این موضوع تأییدی بر ترجیح قوی مناطق مرتفع توسط کبک‌های دری است که به‌عنوان پرندگان شاخص مناطق مرتفع آلپی شناخته می‌شوند (۳۹). کبک‌های دری در زمستان‌ها به ارتفاعات پایین‌تر تا نزدیکی خط

رویش درختان حرکت می‌کنند و تابستان‌ها در دوره زادآوری برای دسترسی به منابع غذایی فراوان‌تر به ارتفاعات بالاتر در بوته‌زارها و علفزارهای آلپی یا چمنزارهای آلپی تا نزدیکی خط برف وارد می‌شوند (۶۶ و ۷۰). به هر حال، چنین آشیان‌های بوم‌شناختی محدود و تخصصی منجر می‌شود که این گونه‌ها زیستگاه‌های مرتفع را انتخاب نمایند (۶۶).

در میان مدل‌های مورد استفاده، مدل جنگل تصادفی بر اساس هر سه معیار AUC، TSS و Kappa بالاترین ارزش‌های عددی را به خود اختصاص داده است. پژوهش‌های متعددی نیز بر قابلیت بالای مدل جنگل تصادفی در مقایسه با مدل‌های دیگر در مدل‌سازی‌های پـراکنش گونه‌ای تاکید نموده‌اند (۷ و ۴۰). چنگ و همکاران (۱۸)، بیان نمودند که مدل جنگل تصادفی یک روش کارآمد برای مدل‌سازی پیش‌بینی پراکنش گونه‌ها است. همچنین، باگاریا و همکاران (۱۰)، نیز در مدل‌سازی‌ها مدل جنگل تصادفی را با بالاترین کارایی معرفی نموده است.

کبک‌های دری به‌طور کلی زیستگاه‌هایی را انتخاب می‌کنند که از سکونتگاه‌های انسانی دور هستند. فعالیت‌های انسانی مانند چرای دام یک عامل تهدید کنندهٔ بسیار مهم برای این گونه می‌باشد و می‌تواند مزاحمت مستقیم ایجاد نموده و باعث افزایش شدت تخریب و تجزیه زیستگاه شده و احتمال شکار غیرقانونی را افزایش دهد (۶۴). علاوه براین، برداشت گیاهان برای مصارف داروئی، غذایی، هیزم و غیره در فصول مختلف سال می‌تواند پیامدهای مستقیم و غیرمستقیم متعددی مانند برداشت بیش از حد گونه‌های گیاهی که منبع غذایی کبک دری هستند داشته باشد (۲۲). عوامل انسان‌ساخت مانند جاده‌ها یکی دیگر از عوامل اصلی مزاحمت برای کبک دری به شمار می‌روند (۵۸). پیشنهاد می‌شود در حال حاضر اقدامات حفاظتی مناسبی با تمرکز بر تهدیدهای احتمالی ناشی از فعالیت‌های انسانی از جمله توسعه زیرساخت‌های گردشگری، احداث جاده‌ها، چرای بی‌رویه و شکار غیرقانونی انجام شود (۵ و ۵۴). کبک دری همانند گونه کاکل‌پری چینی (*Lophophorus lhuysii*) (۶۴) از پرندگان شاخص زیستگاه‌های کوهستانی مرتفع به‌شمار می‌رود و به احتمال زیاد همانند آن دارای یک گسترهٔ خانگی به نسبت بزرگ است (۶۴). بنابراین، کبک دری می‌تواند مانند گونه ذکر شده به‌عنوان یک گونه چتر یا پرچم‌دار برای بوم‌سازگان‌های کوهستانی مرتفع مورد توجه قرار گیرد. به‌طور کلی، حفاظت از این بوم‌سازگان‌ها در حمایت از تنوع زیستی منطقه‌ای، به‌ویژه پرندگان مناطق کوهستانی، نقش خواهد داشت (۴۵ و ۵۳).

نتایج مطالعه حاضر نشان می‌دهد که بخش قابل توجهی از زیستگاه‌های مطلوب پیش‌بینی شده کبک دری تحت پوشش شبکه مناطق تحت حفاظت قرار ندارد. علاوه بر این، از مجموع زیستگاه‌های تحت پوشش نزدیک به ۱۶ درصد در محدوده مناطق شکار ممنوع واقع شده است. علیرغم اهمیت مناطق شکار ممنوع در حفاظت از زیستگاه‌های کلیدی، این مناطق به‌دلیل برخورداری از پشتوانه حفاظتی ضعیف‌تر در مقایسه با مناطق چهارگانه، شرایط برای حفاظت از تنوع زیستی را با مسائل متعددی روبه‌رو می‌نماید. یکی از برنامه‌های پیشنهادی برای حمایت از جمعیت‌های کبک دری در محدوده مناطق شکار ممنوع، ارتقاء درجه حفاظتی این مناطق به یکی از مناطق چهارگانه (پناهگاه حیات وحش و یا منطقه حفاظت شده) است. علاوه بر این، انتخاب و معرفی مناطق تحت حفاظت جدید از بین محدوده‌های مطلوب شناسایی شده نیز نقش مهمی در حفاظت از این گونه دارد (۳۵). در حال حاضر، بسیاری از مناطق تحت حفاظت کشور به دلیل دخالت‌های انسانی و توسعه ناپایدار تبدیل به جزایری منزوی شده‌اند، که این موضوع می‌تواند حفاظت ژنتیکی گونه‌های جانوری را با پیچیدگی‌هایی مواجه سازد. بنابراین، توجه به آرایش فضایی مناطق پیشنهادی با هدف بهبود ارتباطات ساختاری و عملکری بین مناطق ضروری است. در کنار موارد مطرح شده، وضع قوانین سختگیرانه با هدف جلوگیری از شکار غیرقانونی کبک دری نیز می‌تواند موثر واقع شود.

سپاسگزاری

نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از همکاری ارزشمند اداره کل حفاظت محیط زیست استان‌های خراسان‌رضوی، خراسان‌شمالی، گلستان، مازندران، سمنان، تهران، البرز، قزوین، زنجان، گیلان، اردبیل، آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، اصفهان، لرستان، چهارمحال و بختیاری، کهگیلویه و بویراحمد و فارس که در بررسی‌های میدانی و گردآوری داده‌های حضور کبک دری مشارکت داشتند سپاسگزاری نمایند.

منابع مورد استفاده

1. Allouche, O., A. Tsoar and R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43(6):1223-1232.
2. Amini Tehrani, N., B. Naimi and M. Jaboyedoff. 2020. Toward community predictions: Multi-scale modelling of mountain breeding birds' habitat suitability, landscape preferences, and environmental drivers. *Ecology and Evolution* 10(12): 5544-5557.
3. An, B., L. Zhang., Y. Wang and S. Song. 2020. Comparative phylogeography of two sister species of snowcock: impacts of species-specific altitude preference and life history. *Avian Research* 11: 1-12.
4. Araújo, M. B. and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22(1): 42-47.
5. Arlettaz, R., P. Patthey., M. Baltic., T. Leu., M. Schaub., R. Palme and S. Jenni-Eiermann. 2007. Spreading free-riding snow sports represent a novel serious threat for wildlife. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274(1614): 1219-1224.
6. Ashrafzadeh, M. R., N. Habibzadeh and S. Ashrafi. 2018. Effects of climatic change on the geographical distribution of Caspian snowcock (*Tetraogallus caspius* Gmelin, 1784) in Chaharmahal and Bakhtiari province, Iran. *Iranian Journal of Applied Ecology* 7(3): 39-50. (In Persian)
7. Ashrafzadeh, M. R., A. A. Naghipour., M. Haidarian., S. Kusza and D. S. Pilliod. 2019. Effects of climate change on habitat and connectivity for populations of a vulnerable, endemic salamander in Iran. Global *Ecology and Conservation* 19: p.e00637.
8. Ashrafzadeh, M. R. and A. R. Nazarian. 2017. Habitat suitability modelling for the Caspian Snowcock (*Tetraogallus caspius*), as a typical high-montane species. *Journal of Natural Environment* 70(4): 745-756. (In Persian)
9. Babaeian, I., R. Modirian., M. Karimian and M. Zarghami. 2015. Simulation of climate change in Iran during 2071-2100 using PRECIS regional climate modelling system. *Desert* 20(2): 123-134.
10. Bagaria, P., A. Thapa., L. K. Sharma., B. D. Joshi., H. Singh., C. M. Sharma., J. Sarma., M. Thakur and K. Chandra. 2021. Distribution modelling and climate change risk assessment strategy for rare Himalayan Galliformes species using archetypal data abundant cohorts for adaptation planning. *Climate Risk Management* 31: 100264.
11. Barbet-Massin, M., F. Jiguet, C. H. Albert and W. Thuiller. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many?. *Methods in Ecology and Evolution* 3(2): 327-338.
12. Bellis, J. M. 2018. Conserving temperate montane birds under climate change: an assessment of potential management options. PhD thesis. Liverpool John Moores University. Liverpool, UK.
13. Bird Life International. 2016. Bird species distribution maps of the world. Version 6.0.
14. Bosso, L., L. Ancillotto., S. Smeraldo., S. D'Arco., A. Migliozzi., P. Conti and D. Russo. 2018. Loss of potential bat habitat following a severe wildfire: a model-based rapid assessment. *International Journal of Wildland Fire* 27(11): 756-769.
15. Brambilla, M., P. Pedrini., A. Rolando and D. E. Chamberlain. 2016. Climate change will increase the potential conflict between skiing and high elevation bird species in the Alps. *Journal of Biogeography* 43(11): 2299-2309.
16. Carvalho, J., L. Martins., J. P. Silva., J. Santos., R. T. Torres and C. Fonseca. 2012. Habitat suitability model for red deer (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758): spatial multi-criteria analysis with GIS application. *Galemys* 24(1): 47-56.
17. Chamberlain, D. E., M. Negro., E. Caprio and A. Rolando. 2013. Assessing the sensitivity of alpine birds to potential future changes in habitat and climate to inform management strategies. *Biological Conservation* 167: 127-135.
18. Cheng, L., S. Lek., S. Lek-Ang and Z. Li. 2012. Predicting fish assemblages and diversity in shallow lakes in the Yangtze River basin. *Limnologica* 42(2): 127-136.
19. Elith, J. H., C. Graham., P. R. Anderson., M. Dudík., S. Ferrier., A. Guisan., J. R. Hijmans., F. Huettmann., J. Leathwick., A. Lehmann and J. Li. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29(2): 129-151.

20. Elith, J. and C. H. Graham. 2009. Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32(1): 66-77.
21. Franklin, J. 2010. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press.
22. Fuller, R. A., and P.J. Garson. 2000. Pheasants: status survey and conservation action plan 2000-2004. IUCN Publications Services Unit, Cambridge, UK.
23. Gavashelishvili, A. and Z. Javakhishvili. 2010. Combining radio-telemetry and random observations to model the habitat of near threatened Caucasian grouse *Tetrao Mlokosiewiczi*. *Oryx* 44(4): 491-500.
24. Goodenough, A. E. and A. G. Hart. 2013. Correlates of vulnerability to climate-induced distribution changes in European avifauna: habitat, migration and endemism. *Climatic Change* 118: 659-669.
25. Grainger, M. J., P. J. Garson., S. J. Browne., P. J. McGowan, and T. Savini. 2018. Conservation status of phasianidae in Southeast Asia. *Biological Conservation* 220: 60-66.
26. Guisan, A., W. Thuiller and N. E. Zimmermann. 2017. Habitat Suitability and Distribution Models. With Applications in R. Cambridge University Press, UK.
27. Guisan, A., R. Tingley., J. B. Baumgartner., I. Naujokaitis Lewis., P. R. Sutcliffe., A. I. Tulloch., T.J. Regan., L. Brotons., E. McDonald-Madden., C. Mantyka-Pringle and T. G. Martin. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16(12): 1424-1435.
28. Habibzadeh, N., A., Ghoddousi., B. Bleyhl and T. Kuemmerle. 2021. Rear-edge populations are important for understanding climate change risk and adaptation potential of threatened species. *Conservation Science and Practice* 3(5): e375.
29. Habibzadeh, N. and Ludwig, T. 2019. Ensemble of small models for estimating potential abundance of Caucasian grouse (*Lyrurus mlokosiewiczi*) in Iran. *Ornis Fennica* 96(2): 77-89.
30. Hickling, R., D. B. Roy., J. K. Hill., R. Fox. and C. D. Thomas. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12(3): 450-455.
31. Hof, A. R. and A. M. Allen. 2019. An uncertain future for the endemic Galliformes of the Caucasus. *Science of the Total Environment* 651: 725-735.
32. Hu, H., Y. Wei., W. Wang and C. Wang. 2021. The Influence of climate change on three dominant alpine species under different scenarios on the Qinghai–Tibetan Plateau. *Diversity* 13(12): 682.
33. Jameel, M. A., M. S. Nadeem., S. Aslam., W. Ullah., D. Ahmad., M. N. Awan., W. Masroor., T. Mahmood., R. Ullah., M. Z. Anjum and K. Ali. 2022. Impact of human imposed pressure on pheasants of western Himalayas, Pakistan: Implication for monitoring and conservation. *Diversity* 14(9): 752.
34. Kapos, V., J. Rhind., M. Edwards., M. F. Price and C. Ravilious. 2000. Developing a map of the world's mountain forests. pp. 4-19. In: M.F. Price and N. Butt (ed.), Forests in sustainable mountain development: a state of knowledge report for 2000. Task Force on Forests in Sustainable Mountain Development. Wallingford UK: Cabi Publishing.
35. Khosravi, R., Wan, H. Y., Sadeghi, M. R., and Cushman, S. A. 2022. Identifying human–brown bear conflict hotspots for prioritizing critical habitat and corridor conservation in southwestern Iran. *Animal Conservation* 26(1): 31-45.
36. La Sorte, F. A. and F. R., Thompson. 2007. Poleward shifts in winter ranges of North American birds. *Ecology* 88(7): 1803-1812.
37. LeDee, O. E., S. D. Handler., C. L. Hoving., C. W. Swanston and B. Zuckerberg. 2021. Preparing wildlife for climate change: How far have we come?. *The Journal of Wildlife Management* 85(1): 7-16.
38. Li, R. 2019. Protecting rare and endangered species under climate change on the Qinghai Plateau, China. *Ecology and Evolution* 9(1): 427-36.
39. Li, X. T. and X. Y. Lu. 1992. Status and ecology of the Snow Partridge (*Lerwa lerwa callipygia*) in southwestern China. In First International Symposium on Partridges, Quails and Francolins. *Gibier Faune Sauvage* 9: 617-623.
40. Lin, C.T. and C. A. Chiu. 2018. The Relic Trochodendron aralioides Siebold & Zucc.(Trochodendraceae) in Taiwan: Ensemble distribution modeling and climate change impacts. *Forests* 10(1): 7.
41. Linshan, L., Z. Zhilong, Z. Yili and W. Xue. 2017. Using maxent model to predict suitable habitat changes for key protected species in Koshi Basin, Central Himalayas. *Journal of Resources and Ecology* 8(1): 77-87.
42. Luo, G., C. Yang., H. Zhou., M. Seitz., Y. Wu and J. Ran. 2019. Habitat use and diel activity pattern of the Tibetan Snowcock (*Tetraogallus tibetanus*): a case study using camera traps for surveying high-elevation bird species. *Avian Research* 10(1): 1-9.
43. 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(1): 59-69.
44. McGowan, P. J. K. 1994. Caspian Snowcock (*Tetraogallus caspius*). In: del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie and E. Juana, (ed.), Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona.
45. McGowan, P. J., Y. Y. Zhang and Z. W. Zhang. 2009. Galliformes–barometers of the state of applied ecology and

wildlife conservation in China. *Journal of Applied Ecology* 46(3): 524-526.
46. Møller, A. P., W. Fiedler and P. Berthold, 2010. Effects of Climate Change on Birds. Oxford University Press, Oxford, UK.
47. Pearson, R. G., W. Thuiller, M. B. Araújo., E. Martinez-Meyer., L. Brotons., C. McClean., L. Miles., P. Segurado., T. P. Dawson and D. C. Lees. 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33(10): 1704-1711.
48. Peterson, A. T., J. Soberón., R. G. Pearson., R. P. Anderson., E. Martínez- Meyer., M. Nakamura and M. B. Araújo. 2011. Ecological niches and geographic distributions. Princeton, NJ: Princeton University Press.
49. Porter, R. and S. Aspinall. 2013. Birds of the Middle East. Bloomsbury Publishing.
50. Purvis, A., J. L. Gittleman, G. Cowlishaw and G. M. Mace. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1456): 1947-1952.
51. Ranner, A., A.V. Davygora., B. Hallman., A. Anselin., F. Zino., V. Galushin and V. N. Moseikin. 1994. Birds in Europe. Their conservation status. Royal Society for the Protection of Birds. BirdLife Conservation Series. Orenburg State Teacher Training University, Orenburg Oblast, Russia.
52. Rodríguez-Castañeda, G., A. R. Hof., R. Jansson and L. E. Harding. 2012. Predicting the fate of biodiversity using species' distribution models: enhancing model comparability and repeatability. *Plos One* 7(9): 1-10
53. Rowland, M. M., M. J. Wisdom., L. H. Suring and C. W. Meinke. 2006. Greater sage-grouse as an umbrella species for sagebrush-associated vertebrates. *Biological Conservation* 129(3): 323-335.
54. Sato, C. F., J. T. Wood and D.B. Lindenmayer. 2013. The effects of winter recreation on alpine and subalpine fauna: a systematic review and meta-analysis. *PloS One*, *8*(5): e64282.
55. Scridel, D., M. Brambilla., K. Martin., A. Lehikoinen., A. Iemma., A. Matteo., S. Jähnig., E. Caprio., G. Bogliani., P. Pedrini and A. Rolando. 2018. A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations. *IBIS* 160(3): 489-515.
56. Segurado, P. and Araujo, M. B. 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31(10): 1555-1568.
57. Senay, S. D., S. P. Worner, and T. Ikeda. 2013. Novel three-step pseudo-absence selection technique for improved species distribution modelling. *PloS One* 8(8): e71218.
58. Shepard, D. B., A. R. Kuhns, M. J. Dreslik and C.A. Phillips. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation* 11(4): 288-296.
59. Sheykhi Ilanloo, S., A. Khani., A. Kafash., N. Valizadegan., S. Ashrafi., F. Loercher., E. Ebrahimi and M., Yousefi. 2021. Applying opportunistic observations to model current and future suitability of the Kopet Dagh Mountains for a Near Threatened avian scavenger. *Avian Biology Research* 14(1): 18-26.
60. Siegel, R. B., P. Pyle., J. H. Thome., A. J. Holguin., C.A. Howell., S. Stock and M. W.Tingley. 2014. Vulnerability of birds to climate change in California's Sierra Nevada. *Avian Conservation and Ecology* 9(1): 7
61. Thuiller, W., D., Georges, R., Engler, F., Breiner, M.D. Georges, and C.W., Thuiller, 2016. Package 'biomod2'. Species distribution modeling within an ensemble forecasting framework. https://cran.r-project.org/package=biomod2.
62. Venter, O., E. W. Sanderson., A. Magrach., J. R. Allan., J. Beher., K. R. Jones., H. P. Possingham., W. F. Laurance., P. Wood., B. M. Fekete and M.A. Levy. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications* 7(1): 12558.
63. Wang, W., G. Ren., Y. He and J. Zhu. 2008. Habitat degradation and conservation status assessment of Gallinaceous birds in the Trans-Himalayas, China. *The Journal of Wildlife Management* 72(6): 1335-1341.
64. Wang, B., Y. Xu and J. Ran. 2017. Predicting suitable habitat of the Chinese monal (*Lophophorus lhuysii*) using ecological niche modeling in the Qionglai Mountains, China. *PeerJ* 5: e3477.
65. Yao, H., G. Davison., N. Wang., C. Ding and Y. Wang. 2017. Post-breeding habitat association and occurrence of the Snow Partridge (*Lerwa lerwa*) on the Qinghai-Tibetan Plateau, west central China. *Avian Research* 8(1): 1-14.
66. Yao, H., P., Wang., G. Davison., Y. Wang., P. J. McGowan., N. Wang and J. Xu. 2021. How do Snow Partridge (*Lerwa lerwa*) and Tibetan snowcock (*Tetraogallus tibetanus*) coexist in sympatry under high-elevation conditions on the Qinghai–Tibetan Plateau?. Ecology and Evolution 11(24): 18331-18341.
67. Yıldızbaş, M., 2022. Yüksek Rakım Türlerinden Urkeklik (*Tetraogallus caspius* Gmelin, 1784), Dağ Horozu (*Lyrurus mlokosiewiczi* Taczanowski, 1875) ve Kafkas Urkekliği (*Tetraogallus caucasicus* Pallas, 1811)'nin İklim Değişimine Verdiği Cevapların Ekolojik Niş Modeli İle İncelenmesi. MSc thesis. Hacettepe Üniversitesi, Turkey.
68. Yousefi, M., A. Kafash., N. Valizadegan., S. S. Ilanloo., M. Rajabizadeh., S. Malekoutikhah., S. S. H. Yousefkhani and S. Ashrafi. 2019. Climate change is a major problem for biodiversity conservation: A systematic review of recent studies in Iran. *Contemporary Problems of Ecology* 12: 394-403.
69. Zambrano, J., C.X. Garzon-Lopez., L. Yeager., C. Fortunel., N. J. Cordeiro and N. G. Beckman. 2019. The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: what do we know so far?.

Oecologia 191: 505-518.
70. Zheng, G. M. 2016. Chinese Pheasant. Beijing Science Press, Beijing, China.
71. Zheng, G. M., Z. W. Zhang, P. Ding C.Q. Ding, X. Lu and Y.Y. Zhang. 2002. A Checklist on the Classification and Distribution of the Birds of the World. Science Press. Beijing, China.

Evaluating the Effectiveness of Pretected Areas in Preserving Habitats of Caspian Snowcock (*Tetraogallus caspius*), as a High-Altitude Specialist Species in Iran

M. Moradi[1], M.R. Ashrafzadeh[1,2*], R. Khosravi[3] and A.A. Naghipour[4]

(Received: September 17-2023; Accepted: December 11-2023)

Abstract

Specialized species living in high mountain areas face more threats compared to species living in low altitudes, primarily due to habitat destruction or fragmentation and climate change.The Caspian snowcock is a species with a specialized ecological niche and serves as an indicator of mountain ecosystems. Despite the high sensitivity of this species to habitat changes and its role as an umbrella or flagship species in mountainous areas, there is a scarcity of data on the ecology of this species. In the current study, we predicted the geographical range of this bird using 262 presence localities and 10 environmental and anthropogenic variables within an ensemble framework, resulting from five modeling algorithms. Based on the ensemble model, about 96527.4 km^2 (5.8%) of the country was identified as a suitable habitat for the Caspian snowcock. Potential habitats of the species appeared to be strongly influenced by topographical roughness (30.02), average annual temperature (29.61), altitude (18.57), and isothermality (14.14). About 16.04% and 23.13% of the predicted suitable range overlapped with no-hunting and protected areas. It is suggested that effective conservation measures should be taken by focusing on the possible threats caused by human activities, including the development of tourism infrastructure, road networks, overgrazing, and poaching.

Keywords: Snowcock, Species distribution model, Ecological niche, Ensemble modeling, Protected areas

1. Department of Environmental Engineering, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Shahrekord, Iran.
2. National Museum of Natural History and Genetic Resources, Department of Environment, Tehran, Iran.
3. Department of Natural Resources and Environmental Engineering, School of Agriculture, Shiraz University, Shiraz, Iran.
4. Department of Nature Engineering, Faculty of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Shahrekord, Iran.

*: Corresponding Author, Email: mrashrafzadeh@sku.ac.ir