

ارزیابی محدوده پراکنش و پیوستگی ساختاری لکه‌های زیستگاهی چهار گونه از گاوسانان (Bovidae) در استان فارس

رسول خسروی^{۱*} و کیمیا رحیمی^۲

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۴/۲۷؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۶/۲۰)

چکیده

علف‌خواران بزرگ‌جثه، اساس رویکردهای حفاظتی گونه-محور و مکان-محور در کشور هستند. موفقیت این رویکردها منوط به کاهش تهدیدات ژنتیکی ناشی از انزوای گونه‌ها در زیستگاه‌های کلیدی است. در مطالعه حاضر محدوده پراکنش و پیوستگی لکه‌های زیستگاهی در گوسفند وحشی (*Ovis gmelini*)، بز وحشی (*Capra aegagrus*)، آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*)، و جیبر (*Gazella bennettii*) با استفاده از الگوریتم حداکثر آنتروپی و مدل پیوستگی مسیرهای حداقل هزینه فاکتوریل نقشه‌سازی شد. نتایج نشان داد اگرچه پراکنش گونه‌ها تحت تأثیر فاکتورهای متفاوتی قرار دارد، مناطق تحت حفاظت، ناهمواری سیمای سرزمین، و علفزارها مهم‌ترین متغیرها در پراکنش گونه‌ها هستند. بسیاری از لکه‌های زیستگاهی در محدوده مناطق تحت حفاظت قرار گرفت که می‌تواند ناشی از مقاومت محیطی زیاد در خارج از مناطق باشد. به‌رغم پیوستگی ساختاری مناسب در برخی از گونه‌ها، قرارگرفتن نسبت زیادی از کریدورهای مهاجرتی در خارج از مناطق تحت حفاظت و ردپای انسان در زیستگاه می‌تواند عملکرد کریدورهای پیش‌بینی‌شده را کاهش دهد. انتخاب زیستگاه‌های کلیدی و کریدورهای مهاجرتی با نرخ جابه‌جایی بالا به‌عنوان مناطق تحت حفاظت مشارکتی نقش مهمی در افزایش کارایی شبکه حفاظتی موجود دارد. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که حفاظت از علف‌خواران، نیازمند مدیریت یکپارچه در سطح سیمای سرزمین با هدف برقراری پیوستگی عملکردی بین مناطق است.

واژه‌های کلیدی: پیوستگی زیستگاه، زیستگاه کلیدی، کریدورهای مهاجرتی، گاوسانان، مناطق حفاظت‌شده

۱. استادیار بخش مهندسی منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، شیراز

۲. دانشجوی کارشناسی علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، شیراز

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: r-khosravi@shirazu.ac.ir

مقدمه

تغییرات کاربری اراضی در نتیجه افزایش دخالت‌های انسانی در زیستگاه و وقوع تغییرات اقلیمی، حفاظت از تنوع زیستی را با چالش‌های زیادی مواجه کرده است (۸ و ۲۰). علاوه بر این، محدودیت‌های ناشی از پیچیدگی سیستم‌های طبیعی و کمبود منابع مالی و انسانی، حفاظت از تمام گونه‌های یک اکوسیستم را غیرممکن می‌کند (۳۴). در چنین شرایطی، به‌کارگیری رویکردهای حفاظتی مکان-محور و گونه-محور راهکاری برای غلبه بر محدودیت‌های اشاره‌شده است. انتخاب مناطق تحت حفاظت نمونه‌ای از رویکردهای مکان-محور و استفاده از مفاهیمی همچون گونه‌های کانونی، مصداقی از رویکردهای گونه-محور در حفاظت از تنوع زیستی است (۱۳). به‌رغم به-کارگیری رویکردهای مکان-محور در سال‌های اخیر، وسعت کم، انزوا، قطع پیوستگی بین مناطق، و تغییر محدوده پراکنش گونه‌ها در اثر تغییرات اقلیمی (۴۱ و ۴۷) می‌تواند منجر به کاهش عملکرد بوم‌شناختی مناطق تحت حفاظت شود (۳۵). در رابطه با رویکردهای گونه-محور نیز پیچیدگی معیارهای انتخاب، استفاده از رویکردهای انتخاب تک‌گونه‌ای، و عدم توجه به پیوستگی زیستگاهی گونه‌های منتخب (۱۵) منجر به ابهام در کاربرد این روش برای حفاظت از تنوع زیستی شده است. ترکیب رویکردهای حفاظتی مکان-محور و گونه-محور برای انتخاب هوشمندانه گونه‌ها و مناطق با اولویت حفاظتی، نقش بسزایی در پیشبرد اهداف حفاظت از تنوع زیستی در سطح سیمای سرزمین دارد (۳۴).

امروزه از مفاهیم چندگونه‌ای در رویکردهای حفاظتی گونه-محور، نه‌تنها برای طراحی مناطق تحت حفاظت، بلکه در طرح‌ریزی پیوستگی بین این مناطق نیز استفاده می‌شود (۳۶) و (۵). از این‌رو، به‌منظور استفاده از مفهوم حفاظت چندگونه‌ای در رویکردهای گونه-محور، در گام اول محدوده پراکنش و پیوستگی لکه‌های زیستگاهی گونه‌ها ارزیابی می‌شود. برقراری پیوستگی بین لکه‌های زیستگاهی و حفاظت از کریدورها یکی از مؤلفه‌های اصلی افزایش نقش بوم‌شناختی مناطق تحت

حفاظت است که می‌تواند سبب تسهیل در جابجایی افراد، تبادلات ژنی و جریانات بوم‌شناختی ضروری برای بقا و پایداری گونه‌ها شود (۱۶).

مدل‌های آشیان بوم‌شناختی و الگوریتم‌های ارزیابی پیوستگی، ابزارهایی بنیادی در پیش‌بینی پراکنش گونه‌ها و ارزیابی نفوذپذیری سیمای سرزمین در مقابل جریان ژنی هستند (۴۹). تاکنون الگوریتم‌های متعددی برای پیش‌بینی پراکنش گونه‌ها (۱۴ و ۲۱) و همچنین کمی‌سازی پیوستگی زیستگاهی (۳۷ و ۵۴) معرفی شده است. در ایران نیز مطالعاتی در خصوص مدل‌سازی پراکنش و ارزیابی پیوستگی زیستگاهی پستانداران (۱، ۶، ۳۱ و ۵۳)، پرندگان (۴ و ۲۸)، خزندگان (۲۹ و ۵۷)، و دوزیستان (۳ و ۴۳) انجام شده است. به‌رغم مطالعات نسبتاً زیاد در رابطه با مدل‌سازی پراکنش گونه‌های جانوری، در بیشتر مطالعات، مدل‌سازی تنها در رابطه با یک گونه صورت گرفته و این مطالعات در قالب مدل‌سازی چندگونه‌ای نبوده است (۵، ۲۴ و ۳۳). علاوه بر این، مطالعات انجام‌شده نشان-دهنده اهمیت نوع و مقیاس مکانی متغیرهای محیطی در ارزیابی پراکنش و پیوستگی زیستگاه گونه‌های جانوری است (۱۲ و ۵۵).

اگرچه مجموعه‌ای از معیارها در انتخاب گونه‌های کانونی در مفاهیم حفاظتی گونه-محور نقش دارند، مطالعات انجام‌شده نشان می‌دهد که مساحت و نیازهای مکانی یکی از مهم‌ترین فاکتورها در انتخاب این گونه‌ها است (۳۴). از این‌رو، پستانداران بزرگ‌جثه با قراردادن زیستگاه‌ها و گونه‌های متنوع در زیر چتر حفاظتی خود، گزینه‌ای مناسب برای این رویکردها هستند (۴۶). از سوی دیگر محدودیت‌های بودجه، زمان و نیروی انسانی، و کاریزما سبب شده است که در سال‌های اخیر بیشترین اولویت در انتخاب مناطق تحت حفاظت بر پستانداران بزرگ‌جثه همچون علف‌خواران متمرکز شود. مطالعه حاضر با هدف ارزیابی پراکنش و کمی‌سازی پیوستگی زیستگاهی چهار گونه علف‌خوار با در نظر گرفتن متغیرهای جداگانه برای مدل-سازی پراکنش و ارزیابی پیوستگی زیستگاهی هر یک از گونه‌ها

محدوده مورد مطالعه گزارش شده است. در مقابل، آهوی ایرانی تنها در دو منطقه (پارک ملی بمو و منطقه شکارممنوع بصیران) و جبیر نیز در چهار منطقه تحت حفاظت (پارک ملی قطروئیه، منطقه حفاظت‌شده هرمود، و مناطق شکارممنوع مزایجان و چاه نفت) حضور دارند. تعداد ۱۶۷ نقطه حضور گوسفند وحشی، ۱۱۸ نقطه حضور بز وحشی، ۲۸ نقطه حضور جبیر، و ۲۰ نقطه حضور آهوی ایرانی ثبت و وارد تحلیل‌ها شد (شکل ۱). به‌منظور کاهش خودهمبستگی مکانی از یک فیلتر مکانی با شعاع ۵۰۰ متر استفاده شد (۱۰).

نوع متغیرهای واردشده به مدل و محدوده تحلیل (Extent size) برای محاسبه متغیرها در هر سلول بر اساس مرور مطالعات تعیین شد (۲۲، ۴۰ و ۵۰). متغیرهای انتخاب‌شده در پنج طبقه اصلی شامل متغیرهای توپوگرافی، حفاظت، فاصله از ابنیه انسانی، پوشش گیاهی، و کاربری/پوشش اراضی تقسیم‌بندی شد. اگرچه اندازه محدوده تحلیل بسته به نوع متغیر متفاوت بود، اما تمام تحلیل‌های مدل‌سازی پراکنش در اندازه سلول (Grain size) ۵۰ × ۵۰ متر انجام شد. مدل‌های پراکنش تهیه‌شده در مقیاس مکانی خرد می‌تواند به‌عنوان جایگزینی برای داده‌های حرکتی در کمی‌کردن سطوح مقاومت استفاده شود (۵۹). از سوی دیگر، مطالعات انجام‌شده در مناطق مرکزی ایران نشان می‌دهد که با افزایش اندازه سلول، کارایی مدل‌های پراکنش در پیش‌بینی زیستگاه‌های مطلوب علف‌خواران کاهش می‌یابد (۳۲). از این‌رو، در مطالعه حاضر از اندازه سلول ۵۰ × ۵۰ متر برای تهیه نقشه‌های پراکنش علف‌خواران استفاده شد.

توپوگرافی -

با استفاده از نقشه رقومی ارتفاع، متغیرهای ارتفاع و شیب در اندازه سلول ۵۰ × ۵۰ متر استخراج شد. شاخص ناهمواری محلی عوارض با در نظر گرفتن یک پنجره متحرک (محدوده تحلیل) به شعاع ۱۵۰ متر در اطراف هر سلول (۵۲) و شاخص ناهمواری سیمای سرزمین نیز با محاسبه میانگین شیب در بافری به شعاع دو کیلومتر در اطراف هر سلول محاسبه شد (۱۰).

انجام شد. بدین‌منظور از الگوریتم‌های مدل‌سازی پراکنش و مسیرهای حداقل هزینه فاکتوریل برای (۱) ارزیابی پراکنش مکانی لکه‌های زیستگاهی، (۲) شناسایی کریدورهای مهاجرتی بین لکه‌ها، (۳) شناسایی مناطق کلیدی برای برقراری ارتباط بین جمعیت‌ها، و (۴) ارزیابی کارایی مناطق تحت حفاظت در پوشش زیستگاه‌های کلیدی گاوسانان استفاده شد.

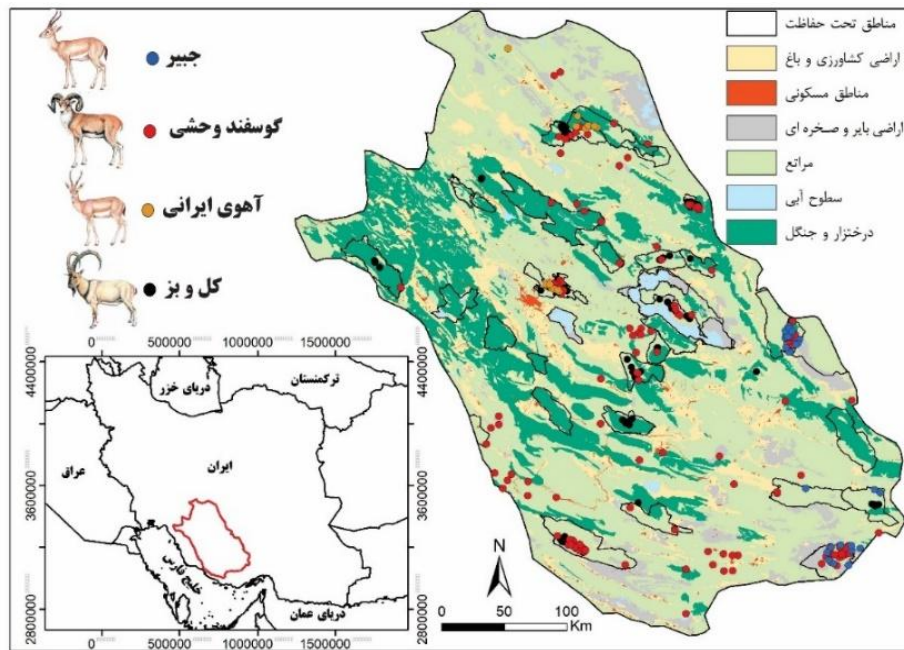
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه و گونه‌های منتخب

منطقه مورد مطالعه، استان فارس و بخش‌هایی از استان‌های یزد و اصفهان را در بر می‌گیرد. شرایط آب‌وهوایی و توپوگرافی متنوع و همچنین قرارگیری در ناحیه پوششی زاگرسی و ایران-تورانی، طیف وسیعی از زیستگاه‌های مطلوب گونه‌های جانوری را در این منطقه شکل داده است. از این‌رو، شبکه‌ای از مناطق تحت حفاظت با وسعتی نزدیک به ۲۱۰۰۰ کیلومتر مربع انتخاب شده است. شرایط اقلیمی منطقه مورد مطالعه به دلیل وسعت زیاد متنوع بوده و طبقات اقلیمی همچون ناحیه سرد و خشک شمالی، ناحیه معتدل و مرطوب مرکزی، ناحیه گرم و نیمه‌مرطوب غربی، و ناحیه گرم و خشک جنوبی قابل تفکیک است. حضور گوشت-خوارانی همچون پلنگ (*Panthera pardus saxicolor*)، خرس قهوه‌ای (*Ursus arctos*)، گرگ (*Canis lupus*)، کاراکال (*Caracal caracal*)، و علف‌خوارانی مانند گور ایرانی (*Equus hemionus*)، گوسفند وحشی (*Ovis gmelini*)، بز وحشی (*Capra aegagrus*)، آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*)، و جبیر (*Gazella bennettii*) اهمیت حفاظت از زیستگاه‌های طبیعی این منطقه از کشور را دوچندان نموده است.

جمع‌آوری نقاط حضور و انتخاب متغیرهای محیطی

ثبت نقاط حضور گونه‌های مورد مطالعه با استفاده از مشاهدات مستقیم و دوربین‌های تله‌ای بین سال‌های ۱۳۹۵ تا ۱۳۹۹ انجام شد. در حال حاضر جمعیت‌هایی از دو گونه گوسفند وحشی و بز وحشی به‌ترتیب در ۱۸ و ۲۲ منطقه تحت حفاظت در



شکل ۱. نقشه منطقه مورد مطالعه و نقاط حضور چهار گونه از خانواده گاوسانان (رنگی در نسخه الکترونیکی)

- متغیرهای پوشش گیاهی

شاخص نرمال‌شده تفاوت پوشش گیاهی در محدوده مورد مطالعه با استفاده از تصاویر سنجنده Landsat 8 در سال ۲۰۱۹ تهیه شد. میانگین شاخص NDVI در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر محاسبه شد.

- کاربری/پوشش اراضی

با استفاده از نقشه کاربری/پوشش اراضی منطقه مورد مطالعه، چهار طبقه اراضی کشاورزی و باغات، مناطق جنگلی (شامل درخت‌زارها و جنگل‌ها)، بوت‌زار (مناطق پوشیده از بوته‌ها با تراکم بیش از ۱۰ درصد)، و علفزار و اراضی مرتعی با پوشش ضعیف (علفزارها و مراتع با پوشش گیاهی پراکنده و تراکم کمتر از ۲۵ درصد) استخراج شد. در گام بعد، نسبت هر یک از طبقات در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر اطراف هر سلول محاسبه شد. علاوه بر محاسبه نسبت هریک از تیپ‌های بیان‌شده، فاصله از بوت‌زارها و علفزارها نیز محاسبه شد.

برای کاهش تعداد متغیرهای واردشده به مدل‌های پراکنش و همچنین کاهش همبستگی بین متغیرها، از روش خوشه‌بندی

میانگین ارتفاع در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر اندازه‌گیری شد. برای تعریف مناطق گریزگاهی، ابتدا شیب هر نقطه با استفاده از نقشه رقومی ارتفاع محاسبه و سپس مناطق با شیب بیش از ۳۰ درجه به‌عنوان گریزگاه تعریف شد (۵۰). فاصله جغرافیایی از گریزگاه‌ها در محیط GIS محاسبه شد.

- حفاظت

با توجه به اینکه در حال حاضر، بخش عمده‌ای از پراکنش علف‌خواران محدود به مناطق تحت حفاظت است، بنابراین وجود مناطق تحت حفاظت یکی از فاکتورهای مؤثر بر پراکنش گونه‌ها است. بدین منظور با استفاده از تابع فاصله در محیط GIS فاصله از مناطق تحت حفاظت اندازه‌گیری شد. همچنین، فراوانی سلول‌های حفاظت‌شده در یک پنجره به طول و عرض یک کیلومتر محاسبه شد.

- فاصله از ابنیه انسانی

با استفاده از تابع فاصله، میزان فاصله از جاده‌ها و مناطق مسکونی محاسبه و وارد تحلیل‌ها شد.

HS میزان مطلوبیت پیش‌بینی شده در آن سلول است. با استفاده از این تابع تنها مناطق با مطلوبیت بسیار پایین، ارزش‌های مقاومتی بالایی کسب می‌کنند. مقادیر مقاومتی به‌دست‌آمده در نهایت بین صفر تا ۱۰ و با استفاده از تابع درون‌یابی خطی مقیاس‌بندی شد. از آنجا که هدف مطالعه حاضر ارزیابی پیوستگی زیستگاه در محدوده پراکنش بالقوه هر گونه بود، بنابراین انتخاب نقاط مبدأ برای الگوریتم‌های پیوستگی با استفاده از رویکرد زیر انجام شد (۲۸).

در گام اول، نقشه مطلوبیت پیش‌بینی شده بین صفر تا یک مقیاس‌بندی شد. سپس یک لایه رستری در ابعاد نقشه مطلوبیت تهیه شده و ارزش‌های تصادفی از صفر تا یک به‌صورت تصادفی و با توزیع یکنواخت به سلول‌های آن اختصاص یافت. در گام بعد، نقشه رستری تولیدشده از نقشه پراکنش مقیاس‌بندی شده تفریق شد تا سلول‌های با مقادیر مثبت تعیین شوند. در نهایت تعدادی سلول (متناسب با تعداد نقاط حضور هر گونه) با ارزش مثبت به‌صورت تصادفی انتخاب شد (۱۸). سلول‌های انتخاب شده در نهایت به‌عنوان نقاط مبدأ برای تحلیل‌های پیوستگی زیستگاه مورد استفاده قرار گرفت. پیوستگی بین لکه‌های زیستگاهی با استفاده از رویکرد مسیرهای حداقل هزینه فاکتوریل (۱۷) در نرم‌افزار شبیه‌ساز جهانی (UNICOR) بررسی شد (۳۷).

تلفیق نقشه‌های پراکنش

با توجه به اینکه گونه‌های مورد مطالعه، مناطقی با شرایط توپوگرافی متفاوت را انتخاب می‌کنند، نقشه لکه‌های زیستگاهی جیبر و آهوی ایرانی با یکدیگر و نتایج به‌دست آمده برای گوسفند وحشی و بز وحشی نیز با هم تلفیق شدند و نقشه‌های ترکیبی به‌دست آمد.

نتایج

مدل‌سازی پراکنش و نقشه‌سازی پراکنش مکانی زیستگاه‌های

کلیدی

مدل‌سازی پراکنش گونه‌های خانواده گاوسانان نشان‌دهنده کارایی بالای الگوریتم مکسنت در پیش‌بینی زیستگاه‌های مطلوب هر یک از گونه‌ها بود (جدول ۲). مهم‌ترین متغیرهای

سلسله‌مراتبی برای گروه‌بندی متغیرها استفاده شد. بدین‌منظور در ابتدا با استفاده از شاخص همبستگی پیرسون تمام متغیرها در چند گروه طبقه‌بندی شدند که هر گروه شامل تعدادی متغیر ناهمبسته بود (۹ و ۳۸). در گام بعد، مدل‌سازی با استفاده از متغیرهای هر گروه اجرا و متغیرهای با بیشترین درصد سهم در مدل انتخاب شد. در نهایت مدل نهایی با استفاده از مهم‌ترین متغیرهای تمام گروه‌ها اجرا شد (۳۹). در جدول ۱ متغیرهای واردشده در مدل نهایی پراکنش هر گونه آورده شده است.

اجرای مدل

پیش‌بینی پراکنش لکه‌های زیستگاهی با استفاده از الگوریتم مکسنت در پکیج dismo در محیط R 3.6.3 انجام شد (۲۵). به‌منظور جلوگیری از ارباب نقاط عدم‌حضور، تعداد ۱۰۰۰ نقطه عدم‌حضور به‌صورت تصادفی و با در نظر گرفتن یک بافر به شعاع ۲۰ کیلومتر اطراف نقاط حضور استخراج شد (۱۲). از ۷۵ درصد نقاط برای آموزش و از ۲۵ درصد باقی‌مانده برای آزمون مدل استفاده شد. ارزیابی اهمیت متغیرها با استفاده از آزمون جک نایف صورت گرفت. مدل مسکنت با استفاده از روش ارزیابی متقابل با تعداد تکرار ۱۰ اجرا و کارایی مدل نهایی با استفاده از سطح زیر منحنی ویژگی عامل دریافت‌کننده (AUC) و شاخص TSS ارزیابی شد. به‌منظور تبدیل نقشه پیوسته پراکنش به یک نقشه مطلوبیت/عدم‌مطلوبیت و همچنین شناسایی لکه‌های زیستگاهی کلیدی از آستانه ۱۰ Percentile training presence استفاده شد (۲۷). با استفاده از لایه مناطق تحت حفاظت، نسبت زیستگاه‌های کلیدی حفاظت شده در هر یک از طبقات حفاظتی (پارک ملی، پناهگاه حیات وحش، منطقه حفاظت‌شده، و منطقه شکارممنوع) محاسبه شد.

ارزیابی پیوستگی ساختاری بین لکه‌های زیستگاهی کلیدی

نقشه پیش‌بینی پراکنش هر یک از گونه‌ها با استفاده از تابع زیر به سطح مقاومت تبدیل شد (۳۰).

$$R=1000^{-1*HS} \quad (1)$$

در این معادله R میزان مقاومت اختصاص‌یافته به هر سلول و

جدول ۱. متغیرهای نهایی وارد شده در مدل‌سازی پراکنش و ارزیابی پیوستگی زیستگاه چهار گونه علف‌خوار

متغیر	گوسفند وحشی	بز وحشی	آهوی ایرانی	جیبیر
ارتفاع (متر)	*		*	
شیب (درصد)	*			
شاخص ناهمواری محلی عوارض (متر)				
شاخص ناهمواری سیمای سرزمین (درصد)	*	*	*	*
میانگین ارتفاع در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر (متر)	*	*		
فاصله از گریزگاه (متر)	*	*		*
نسبت مناطق تحت حفاظت در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر	*	*	*	*
فاصله از مناطق تحت حفاظت (متر)	*			
فاصله از جاده (متر)	*	*	*	
فاصله از مناطق مسکونی (متر)	*	*	*	*
شاخص پوشش گیاهی	*	*		
نسبت اراضی کشاورزی در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر	*	*	*	*
نسبت مناطق جنگلی در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر	*	*	*	*
نسبت بوته‌زارها در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر	*	*	*	*
نسبت علفزارها در یک پنجره متحرک به طول و عرض یک کیلومتر	*	*	*	*
فاصله از علفزارها (متر)	*	*	*	*
فاصله از بوته‌زارها (متر)	*	*		*

جدول ۲. شاخص کارایی مدل و مهم‌ترین متغیرها در پیش‌بینی پراکنش چهار گونه علف‌خوار. اعداد داخل پرانتز، نسبت زیستگاه‌های مطلوب به کل منطقه و نسبت زیستگاه‌های مطلوب حفاظت‌شده به کل مناطق تحت حفاظت را نشان می‌دهد.

گونه	کارایی مدل AUC-TSS	متغیرهای مهم در پراکنش گونه	زیستگاه‌های مطلوب (km ²)	زیستگاه‌های حفاظت‌شده
گوسفند وحشی	۰/۷۷۳ - ۰/۹۹۱	ناهمواری سیمای سرزمین، نسبت مناطق تحت حفاظت، فاصله از مناطق مسکونی، اراضی جنگلی، نسبت بوته‌زارها	۲۰۸۵۲ (۱۶/۵)	۹۲۲۵ (۴۴/۲۴)
بز وحشی	۰/۷۹۸ - ۰/۹۷۱	نسبت مناطق تحت حفاظت، فاصله از گریزگاه، ناهمواری سیمای سرزمین، فاصله از مناطق مسکونی، اراضی جنگلی، نسبت علفزارها	۷۰۸۲ (۵/۶۳)	۶۹۶۶ (۹۸/۳۶)
آهوی ایرانی	۰/۹۹۸ - ۰/۹۸۵	نسبت بوته‌زارها، نسبت مناطق تحت حفاظت، ناهمواری سیمای سرزمین، فاصله از علفزارها	۱۰۰۳ (۰/۸۰)	۹۱۴ (۹۱/۱۵)
جیبیر	۰/۹۷۱ - ۰/۹۸۱	نسبت مناطق تحت حفاظت، ناهمواری سیمای سرزمین، فاصله از مناطق مسکونی، علفزارها	۲۷۱۰ (۲/۱۵)	۲۴۷۰ (۹۱/۱۴)

محدود به مناطق خاصی بود. علاوه بر این، فاصله جغرافیایی زیاد بین لکه‌های زیستگاهی جبیر در مناطق جنوبی و مرکزی، بسیاری از پیوستگی‌های ساختاری پیش‌بینی‌شده را در عمل غیرممکن می‌کند. همین موضوع در خصوص ارتباط بین لکه‌های زیستگاهی آهوی ایرانی در مناطق شرقی و غربی محدوده مورد مطالعه مطرح است.

بحث و نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر الگوی پراکنش لکه‌های زیستگاهی و پیوستگی ساختاری گونه‌های خانواده گاوسانان ارزیابی شد. مطالعات انجام‌شده نشان می‌دهد که مدل‌های پراکنش تهیه‌شده در مقیاس مکانی خرد می‌تواند برای کمی‌کردن سطوح مقاومت در تحلیل‌های پیوستگی زیستگاه استفاده شود (۵۹). در برخی از مطالعات نیز کارایی نقشه‌های پراکنش به‌عنوان جایگزینی برای سطوح مقاومت، ارزیابی شده و نتایج نشان می‌دهد در غیاب داده‌های حرکتی می‌توان از این روش استفاده نمود (۵۸). نتایج ارزیابی کارایی مدل‌ها (جدول ۲) و همچنین الگوی پراکنندگی کریدورهای مهاجرتی در مطالعه حاضر نیز نشان‌دهنده کارایی این روش برای علف‌خواران در زمان عدم دسترسی به داده‌های ردیابی افراد است، اگرچه اطمینان از کارایی سطوح مقاومت کمی‌شده نیازمند مطالعات بیشتر با استفاده از روش‌های ردیابی، نظر متخصصان، و مطالعات ژنتیک سیمای سرزمین است.

پراکنش مکانی زیستگاه علف‌خواران و پیوستگی بین لکه‌های

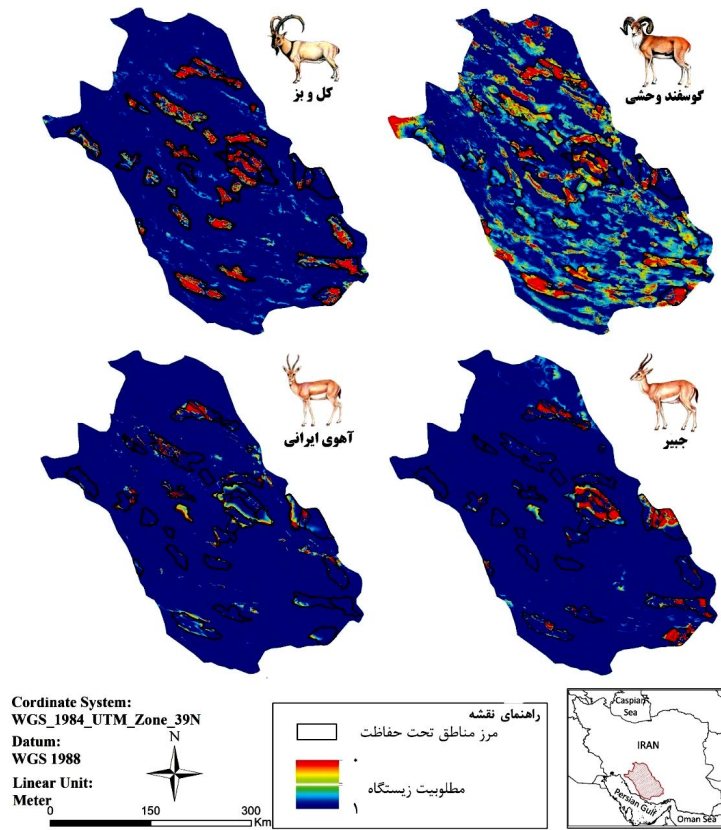
زیستگاهی

استفاده از نقاط حضور با تعداد و قطعیت بالا برای برخی از گونه‌های مورد مطالعه مانند گوسفند وحشی و بز وحشی و همچنین انتخاب متغیرهای متناسب با نیازهای بوم‌شناختی هر گونه منجر به دقت زیاد نقشه‌های پراکنش شد. ارزیابی اهمیت متغیرهای مؤثر بر پراکنش علف‌خواران نشان داد به‌رغم اینکه بسته به نوع گونه، متغیرهای مختلفی بر حضور و پراکنش گاوسانان تأثیرگذار است، وجود مناطق تحت حفاظت،

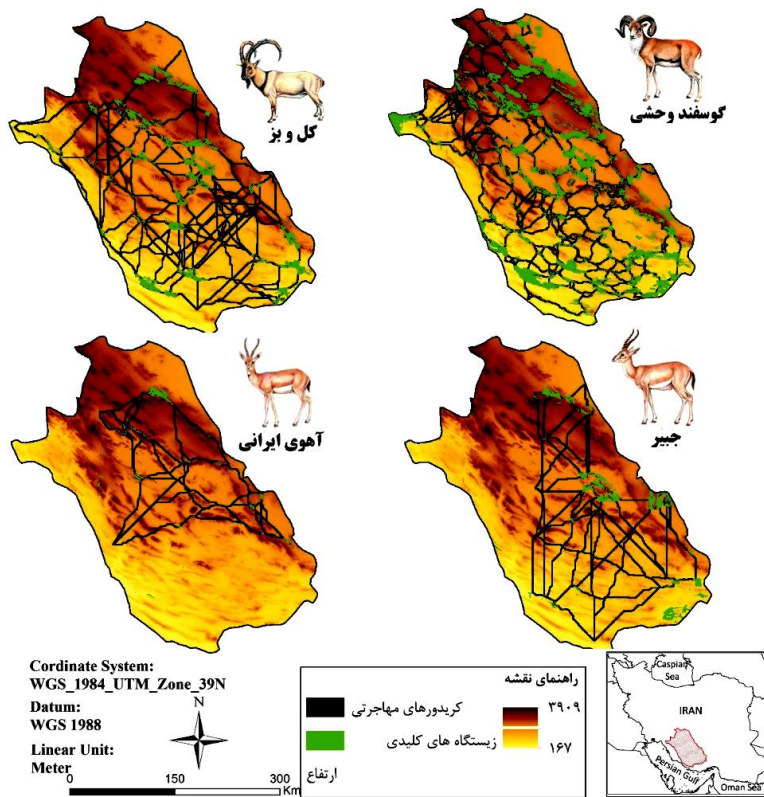
پیش‌بینی‌کننده و سطح زیستگاه‌های مطلوب بسته به نوع گونه متغیر بود (شکل ۲). بیشترین سطح زیستگاه‌های حفاظت‌شده برای بز وحشی و کمترین سطح برای گوسفند وحشی به‌دست آمد. مناطقی همچون پارک ملی بمو، پارک ملی بختگان، پارک ملی قطروئیه، منطقه حفاظت‌شده هرمود، منطقه حفاظت‌شده بهرام‌گور، منطقه حفاظت‌شده بختگان، و مناطق شکارممنوع بصیران، دره‌باغ، کوه‌هوا، چاه‌نفت و مزایجان (شکل ۲) هر یک مطلوبیت بالایی برای برخی از گونه‌های مورد مطالعه نشان دادند. علاوه بر مناطق تحت حفاظت، زیستگاه‌های مطلوبی در مناطق آزاد نیز پیش‌بینی شد. به‌طور مثال، در جنوب‌غربی منطقه مورد مطالعه و در حد فاصل بین مناطق تحت حفاظت هرمود و چاه‌نفت، لکه‌های زیستگاهی مطلوبی برای بز وحشی پیش‌بینی شد. در بخش‌های شرقی و حد فاصل مناطق تحت حفاظت بهرام‌گور و کوهستان و یا ضلع شرقی منطقه روشن‌کوه نیز زیستگاه‌های مطلوبی برای حضور آهو دیده می‌شود. در رابطه با جبیر نیز در شمال‌شرقی و جنوب‌شرقی منطقه مورد مطالعه، محدوده‌های زیستگاهی مطلوبی پیش‌بینی شد. در نهایت در رابطه با گوسفند وحشی، زیستگاه‌های مطلوب پیش‌بینی‌شده در خارج از مناطق تحت حفاظت در بخش‌های زیادی از جمله شمال، مناطق مرکزی و جنوب پیش‌بینی شد. مجموع نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد که نسبت مناطق تحت حفاظت، ناهمواری سیمای سرزمین، و علفزارها مهم‌ترین متغیرها در پیش‌بینی زیستگاه‌های مطلوب گونه‌های مورد مطالعه است.

پیوستگی ساختاری بین زیستگاه‌های کلیدی

پیوستگی ساختاری بین لکه‌های زیستگاهی نشان داد که میزان پیوستگی زیستگاه، وسعت کریدورهای پیش‌بینی‌شده، و نسبت کریدورهای حفاظت‌شده بسته به نوع گونه متغیر است (شکل ۳، جدول ۳). در رابطه با گوسفند وحشی و بز وحشی، تراکم مناسبی از کریدورهای مهاجرتی در تمام محدوده مورد مطالعه به‌خصوص در مناطق شمالی و جنوبی مشاهده شد. برای دو گونه آهوی ایرانی و جبیر، سطح کریدورهای مهاجرتی کمتر و



شکل ۲. پراکنش زیستگاه‌های مطلوب چهار گونه علف‌خوار بر اساس مدل مسکن (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۳. کریدورهای مهاجرتی بین لکه‌های زیستگاهی چهار گونه علف‌خوار بر اساس مدل‌های پیوستگی زیستگاه (رنگی در نسخه الکترونیکی)

جدول ۳. وسعت کریدورهای مهاجرتی و همچنین نسبت کریدورهای پیش‌بینی شده در محدوده مناطق تحت حفاظت

گونه	وسعت کریدورها		وسعت کریدورهای حفاظت‌شده به تفکیک مناطق (km ²)	
	(نسبت کریدورهای حفاظت‌شده)	پارک ملی	پناهگاه حیات وحش	منطقه حفاظت‌شده
گوسفند وحشی	۱۶۵۴۱ (۱۱/۱۰)	۱۸۶	۸۲	۴۲۱
بز وحشی	۱۸۲۶۴ (۱۵/۱۷)	۳۹۹	۱۴۱	۸۲۵
آهوی ایرانی	۶۴۹۸ (۲۹/۳۸)	۵۱۳	۲۳۱	۳۱۶
جبیر	۱۱۷۱۳ (۱۹/۶۵)	۲۸۶	۳۰۰	۴۶۲

کمتر باشد. افزایش نسبت بوته‌زارها به دلیل تأمین منابع غذایی و همچنین افزایش مناطق پناهگاهی منجر به افزایش مطلوبیت زیستگاه این گونه‌ها می‌شود. همچنین با توجه به وابستگی این گونه‌ها به مناطق مسطح، افزایش شاخص ناهمواری سیمای سرزمین سبب کاهش مطلوبیت زیستگاه شد. ارزیابی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی در مناطق مرکزی کشور و سایر مناطق نیز نشان می‌دهد که تیپ و تراکم پوشش گیاهی دو متغیر مهم و تأثیرگذار بر مطلوبیت زیستگاه هستند (۲۶ و ۳۲). بررسی‌های انجام‌شده در منطقه خوش‌بیلاق نشان داده که بوته‌زارها به‌ویژه درمنه‌زارها درصد زیادی از رژیم غذایی آهوی ایرانی را تشکیل می‌دهند (۴۲).

بخش زیادی از زیستگاه‌های مطلوب گونه‌های مورد مطالعه در محدوده مناطق تحت حفاظت موجود پیش‌بینی شد. این موضوع می‌تواند به دلیل مقاومت بالای سیمای سرزمین در خارج از مناطق تحت حفاظت و اثر فاکتورهای محدودکننده محیطی و انسانی مانند عدم امنیت و مرگ‌ومیر در اثر شکار باشد. وسعت زیاد مناطق تحت حفاظت در محدوده مورد مطالعه (۳۳ منطقه تحت حفاظت با وسعتی نزدیک به ۲۱۰۰۰ کیلومتر مربع) سبب شده است که بخش زیادی از زیستگاه‌های مطلوب علف‌خواران، تحت چتر حفاظتی مناطق موجود قرار گیرد. نکته قابل توجه، وسعت زیاد مناطق شکارممنوع در مقایسه با سایر مناطق تحت حفاظت است (۱۱۸۵۰ کیلومتر مربع). استفاده از سیستم‌های حفاظتی باز در محدوده مناطق شکارممنوع و در نتیجه، حضور انسان در این مناطق می‌تواند تهدیدی برای کارایی لکه‌های زیستگاهی کلیدی و کریدورهای

ناهمواری سیمای سرزمین، و علفزارها مهم‌ترین متغیرهای مؤثر بر پراکنش گونه‌های این خانواده در مقیاس گسترده هستند. اگرچه در مقیاس محلی، متغیرهای تأثیرگذار دیگری نیز بر حضور گونه‌ها اثر دارند، اما از آنجا که این مطالعه در مقیاس گسترده انجام شد، نوع متغیرهای بوم‌جغرافیایی، متناسب با وسعت منطقه انتخاب شد.

نتایج مدل‌سازی نشان داد که مناطق تحت حفاظت، فاصله از گریزگاه، شاخص ناهمواری سیمای سرزمین، فاصله از ابنیه انسانی، و اراضی جنگلی، مهم‌ترین متغیرهای تأثیرگذار بر مطلوبیت زیستگاه بز وحشی و گوسفند وحشی است. مطالعات انجام‌شده در شمال ایران (۲۲) و مناطق جنوبی قفقاز (۱۱) نیز تأییدکننده اهمیت متغیرهای اشاره‌شده در مطلوبیت زیستگاه این گونه‌ها است. وجود مناطق تحت حفاظت به دلیل پوشش گیاهی غنی و امنیت، همواره یکی از فاکتورهای کلیدی در پراکنش علف‌خواران است. با افزایش شاخص ناهمواری سیمای سرزمین، میزان مطلوبیت زیستگاه برای گوسفند وحشی ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت که این موضوع به دلیل وابستگی گونه به تپه‌ماهورها و دوری از مناطق صخره‌ای مرتفع است. در مطالعات مشابه نیز چنین ارتباطی نشان داده شده است (۱۱، ۴۸ و ۵۰). علاوه بر این، همچون سایر مطالعات انجام‌شده (۴۸ و ۵۰)، با افزایش نسبت مناطق جنگلی، مطلوبیت زیستگاه گونه کاهش یافت. سازگاری و دامنه تحمل نسبت به شرایط خاص زیستگاهی و متعاقباً الگوی تخصصی انتخاب زیستگاه توسط آهوی ایرانی و جبیر موجب شده که وسعت زیستگاه‌های مطلوب این گونه‌ها در مقایسه با گوسفند وحشی و بز وحشی

حفاظتی جامعه‌محور و نیازمند مشارکت بومیان (Indigenous ICCAs=and Community Conserved Areas) در لکه‌های زیستگاهی حفاظت‌نشده است (۱۱). راهکار جایگزین دیگر برای حفاظت از لکه‌های زیستگاهی و کریدورهای مهاجرتی حفاظت‌نشده، توسعه شبکه‌ای از لکه‌های زیستگاهی کلیدی مرتبط با یکدیگر است (۱۱). مدیریت و نگهداری شبکه‌ای از زیستگاه‌های کلیدی مرتبط با یکدیگر نیز می‌تواند سبب تسهیل جریان ژنی بین جمعیت‌ها و جلوگیری از انزوای مناطق کوچک و جمعیت‌ها شود و در نتیجه به حفاظت از گونه‌ها کمک کند (۱۹).

اگرچه افزایش سطح مناطق تحت حفاظت یکی اولویت‌های مدیریتی برای حفاظت از پستانداران بزرگ‌جثه محسوب می‌شود (۱۸)، وجود پیوستگی بین مناطق نیز مؤلفه‌ای اساسی در کارایی مناطق است. بنابراین علاوه بر وسعت، به آرایش مکانی مناطق و پیوستگی بین آنها نیز باید توجه شود (۲). حفاظت از کریدورهای پیش‌بینی‌شده یکی از اولویت‌هایی است که باید در برنامه‌های آینده در نظر گرفته شود. از آنجا که عدم امنیت در کریدورهای مهاجرتی به دلیل حضور انسان و سایر عوامل تهدیدکننده می‌تواند استفاده از کریدورهای پیش‌بینی‌شده را توسط علف‌خواران وحشی در عمل دشوار نماید، بنابراین افزایش امنیت کریدورهای پیش‌بینی‌شده و کاهش تعارضات در کریدورهای پیشنهادی می‌تواند در افزایش کاربرد این کریدورها نقش مؤثری داشته باشد (۲۲).

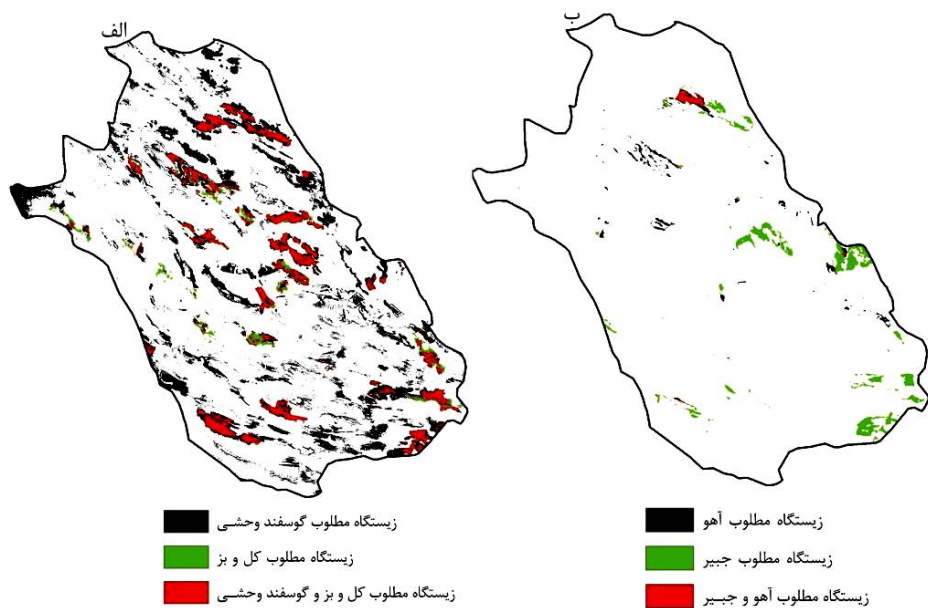
کاربردهای حفاظتی

با توجه به محدودیت‌های اشاره‌شده در خصوص منابع مالی و انسانی، یکی از کاربردهای حفاظتی مطالعه حاضر، شناسایی لکه‌های حفاظتی و کریدورهای مهاجرتی مهم هر یک از گونه‌ها است. لکه‌های مطلوب شناسایی‌شده در خارج از محدوده مناطق تحت حفاظت (شکل ۲ و ۴) می‌تواند به‌عنوان مناطق با اولویت در برنامه‌های آتی توسعه شبکه مناطق تحت حفاظت در نظر گرفته شود. علاوه بر این، در برنامه‌های آتی کاهش

مهاجرتی در محدوده این مناطق باشد. اگرچه اجرای برنامه‌های آموزشی و افزایش مشارکت جوامع بومی در برنامه‌های حفاظتی این مناطق می‌تواند نقش مناطق شکارممنوع در برنامه‌های حفاظتی مکان-محور را تقویت کند.

موضوع دیگر در خصوص پراکنش مکانی لکه‌های زیستگاهی، فاصله جغرافیایی زیاد بین لکه‌های زیستگاهی برخی از گونه‌ها (مانند جبیر و آهوی ایرانی) و عدم حفاظت از بخش زیادی از کریدورهای پیش‌بینی‌شده است. به‌طور مثال، فاصله جغرافیایی زیاد بین برخی از لکه‌های زیستگاهی پیش‌بینی‌شده برای دو گونه جبیر و آهوی ایرانی در برخی از مناطق بیش از توان انتشار گونه بوده و در نتیجه، کریدورهای پیش‌بینی‌شده در صورت نبود مناطق جاپا (Stepping stone) نمی‌تواند نقش کریدورهای عملکردی را ایفا کند. علاوه بر موارد اشاره‌شده، نسبت زیادی از کریدورهای حفاظت‌شده نیز در محدوده مناطق شکارممنوع قرار می‌گیرند. نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد به‌رغم وسعت زیاد مناطق تحت حفاظت در محدوده مورد مطالعه، وجود کریدورهای حفاظت‌نشده و همچنین حضور گسترده انسان در مناطق شکارممنوع می‌تواند کارایی شبکه مناطق تحت حفاظت را کاهش دهد.

افزایش تعداد مناطق تحت حفاظت (۱۸) با انتخاب مناطق تحت حفاظت بینابینی به‌عنوان مناطق جاپا و حفاظت از کریدورهای پیش‌بینی‌شده، نقش مهمی در افزایش کارایی شبکه حفاظتی دارد. احداث مناطق تحت حفاظت جدید یکی از مؤلفه‌های کلیدی در راهبردهای حفاظتی است (۱۹). برای اطمینان از اثربخشی شبکه حفاظتی، مناطق جدید باید به دقت انتخاب شوند تا بتوانند شرایط، وسعت و پیوستگی لازم برای تضمین بقای گونه‌ها را فراهم کنند (۳۳). با توجه به توسعه صورت‌گرفته و حضور انسان در بسیاری از زیستگاه‌های طبیعی، امکان انتخاب مناطق تحت حفاظت با قوانین حفاظتی شدید، همچون پارک‌های ملی، با محدودیت‌های بسیاری مواجه است. راهکاری که برای چنین شرایطی مطرح می‌شود، انتخاب مناطق تحت حفاظت با تدابیر حفاظتی کمتر همچون مناطق



شکل ۴. روی هم‌گذاری نقشه پراکنش (الف) گوسفند وحشی و بز وحشی، و (ب) آهوی ایرانی و جبیر (رنگی در نسخه الکترونیکی)

آهوی ایرانی به دو منطقه تحت حفاظت با فاصله جغرافیایی نزدیک به ۱۳۰ کیلومتر از یکدیگر محدود شده‌اند. انزوای جمعیت‌های این گونه در این دو منطقه تحت حفاظت می‌تواند در بلندمدت، تهدیدات ژنتیکی مانند کاهش تنوع ژنتیکی و افزایش درون‌آمیزی را به همراه داشته باشد. در نتیجه، شناسایی لکه‌های زیستگاهی کلیدی برای معرفی این گونه به زیستگاه‌های جدید و همچنین برقراری مسیرهای مهاجرتی بین دو جمعیت باقی‌مانده، از مهم‌ترین اولویت‌های حفاظت از این گونه ارزشمند است.

محدودیت‌ها و پیشنهادات مطالعات آتی

ارزیابی صحت نتایج به‌دست‌آمده، نیازمند مطالعات آتی و همچنین صحت‌سنجی نتایج با استفاده از مطالعات ژنتیکی و ردیابی است (۱۷). استفاده از تعداد اندک نقاط حضور برای دو گونه جبیر و آهوی ایرانی به دلیل پراکنش محدود، یکی از کمبودهای مطالعه حاضر است. همچنین، مناطق زیستگاهی مطلوب همواره به معنی تسهیل ارتباطات جمعیتی در این مناطق نیست. علاوه بر موارد اشاره‌شده، در این مطالعه تنها به ارزیابی پیوستگی ساختاری پرداخته شد که دلیل آن فقدان اطلاعات در

اثرات انسانی و تأثیر تغییرات کاربری اراضی بر زیستگاه‌های طبیعی، مسیرهای مهاجرتی پیش‌بینی شده باید مدنظر قرار گیرند. کاربرد حفاظتی دیگر مطالعه حاضر، مدیریت تعارضات احتمالی در کریدورهای مهاجرتی شناسایی شده است. همان‌طور که مطرح شد، در این مطالعه تنها پیوستگی ساختاری بین لکه‌های زیستگاهی شناسایی شده مورد ارزیابی قرار گرفت. یکی از مواردی که می‌تواند سبب کاهش عملکرد مسیرهای مهاجرتی شود، تعارضات بین انسان و حیات وحش در این مسیرها و در نتیجه، کاهش امنیت کریدورها است. بنابراین نتایج به‌دست‌آمده می‌تواند در جهت‌دهی مطالعات آینده در خصوص مدیریت تعارضات بین انسان و حیات وحش مؤثر باشد. اگر پیوستگی عملکردی لکه‌های زیستگاهی در نظر گرفته نشود، کریدورهای پیشنهادی نه تنها نمی‌توانند در افزایش پیوستگی زیستگاه مؤثر واقع شوند، بلکه به دلیل تعارضات احتمالی، چنین مسیرهایی می‌تواند خود تبدیل به تله‌های بوم‌شناختی برای گونه‌ها شود (۲۲). کاهش جمعیت برخی از علف‌خواران در محدوده مورد مطالعه، ضرورت شناسایی زیستگاه‌های بالقوه جهت برنامه‌های معرفی مجدد و یا افزایش سطح مناطق تحت حفاظت موجود را دوچندان می‌نماید. به‌طور مثال، در حال حاضر جمعیت‌های

تشکر و قدردانی

بدینوسیله بر خود لازم می‌دانیم از همکاری اداره کل محیط زیست استان فارس بابت صدور مجوز ورود به مناطق تحت حفاظت تشکر و قدردانی کنیم. همچنین از حمایت‌های صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور (شماره پروژه ۹۸۰۵۱۱۹) و دانشگاه شیراز قدردانی می‌شود.

خصوصاً توان پراکنش و جابه‌جایی گونه‌های مورد مطالعه است. در نظر گرفتن نقش شبکه جاده‌ای و مناطق مسکونی و توان انتشار گونه‌ها می‌تواند منجر به تغییر در کارایی کریدورهای پیش‌بینی شده شود. بنابراین پیشنهاد می‌شود که در مطالعات آتی، علاوه بر صحت‌سنجی کریدورهای پیش‌بینی شده، کاربردی بودن آنها نیز با در نظر گرفتن فاکتورهای محدودکننده انسانی و توان جابه‌جایی گونه‌ها ارزیابی شود.

منابع مورد استفاده

- Ahmadi, M., B. N. Balouchi, H. Jowkar, M. R. Hemami, D. Fadakar, S. Malakouti-Khah and S. Ostrowsk. 2017. Combining landscape suitability and habitat connectivity to conserve the last surviving population of cheetah in Asia. *Diversity and Distribution* 23: 592-603.
- Ahmadi, M., M. S. Farhadinia, S. A. Cushman, M. R. Hemami, B. Nezami Balouchi, H. Jowkar and D. W. Macdonald. 2020. Species and space: a combined gap analysis to guide management planning of conservation areas. *Landscape Ecology* 35: 1505-1517.
- Ahsani, N., M. Kaboli, E. Rastegar-Pouyani, M. Karami and B. B. Kamangar. 2018. Habitat suitability prediction for *Salamandra infraimmaculata* (Caudata: Amphibia) in western Iran based on species distribution modeling. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 11: 203-205.
- Ashoori, A., A. Kafash, H. Varasteh Moradi, M. Yousefi, H. Kamyab, N. Behdarvand and S. Mohammadi. 2018. Habitat modeling of the common pheasant *Phasianus colchicus* (Galliformes: Phasianidae) in a highly modified landscape: application of species distribution models in the study of a poorly documented bird in Iran. *The European Zoological Journal* 85: 372-380.
- Ashrafzadeh, M. R., R. Khosravi, M. A. Adibi, A. Taktehrani, H. Y. Wan and S. A. Cushman. 2020. A multi-scale, multi-species approach for assessing effectiveness of habitat and connectivity conservation for endangered felids. *Biological Conservation* 245: 108523.
- Bagherirad, E., A. Salmanmahiny, N. Ahmad, M. Abdullah and B. Erfanian. 2014. Predicting habitat suitability of the Goitered Gazelle (*G. s. subgutturosa*) using presence-only data in Golestan National Park, Iran. *International Journal of Biological Sciences and Applications* 1: 124-136
- Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J. Soberón and F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-1819.
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller and F. Courchamp. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365-377.
- Bellard, C., P. Cassey and T. M. Blackburn. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12: 24-27.
- Bleyhl, B., M. Arakelyan, E. Askerov, H. Bluhm, A. Gavashelishvili, M. Ghasabian and T. Kuemmerle. 2019. Assessing niche overlap between domestic and threatened wild sheep to identify conservation priority areas. *Diversity and Distributions* 25: 129-141.
- Boitani, L., P. Ciucci, F. Corsi and E. Dupre. 1999. Potential range and corridors for brown bears in the Eastern Alps, Italy. *Ursus* 11: 123-130
- Boria, R. A., L. E. Olson, S. M. Goodman and R. P. Anderson. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275: 73-77.
- Caro, T. 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. *Island Press* 10: 1-192.
- Carpenter, G., A. N. Gillison and J. Winter. 1993. DOMAIN- A flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2: 667-680.
- Chetkiewicz, C. L. B., C. C. St. Clair and M. S. Boyce. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 317-342

16. Crooks, K. R. and M. A. Sanjayan. 2006. Maintaining connections for nature. *Connectivity Conservation* 14: 1-20.
17. Cushman, S. A., K. S. Mckelvey and M. K. Schwartz. 2009. Using empirically derived source destination models to map regional conservation corridors. *Conservation Biology* 23: 368-376.
18. Cushman, S. A., N. B. Elliot, D. W. Macdonald and A. J. Loveridge. 2016. A multi-scale assessment of population connectivity in African lions (*Panthera leo*) in response to landscape change. *Landscape Ecology* 31: 1337-1353.
19. Cushman, S. A., E. A. Macdonald, E. L. Landguth, Y. Malhi and D. W. Macdonald. 2017. Multiple-scale prediction of forest loss risk across Borneo. *Landscape Ecology* 32: 1581-1598.
20. Dar, S. A., S. K. Singh, H. Y. Wan, V. Kumar, S. A. Cushman and S. Sathyakumar. 2021. Projected climate change threatens Himalayan brown bear habitat more than human land use. *Animal Conservation* 3: 303-535.
21. Friedman, J. H. 2002. Stochastic gradient boosting. *Computer Statistic Data Analysis* 38 :367-378.
22. Ghoddousi, A., B. Bleyhl, C. Sichau, D. Ashayeri, P. Moghadas, P. Sepahvand, A. K. Hamidi, M. Soofi and T. Kuemmerle. 2020. Mapping connectivity and conflict risk to identify safe corridors for the Persian leopard. *Landscape Ecology* 35: 1809-1825.
23. Haghani, A., M. Aliabadian, J. Sarhangzadeh and A. Setoodeh. 2016. Seasonal habitat suitability modeling and factors affecting the distribution of Asian Houbara in East Iran. *Heliyon* 2: e00142.
24. Hemami, M. R., S. Esmaeili, J. C. Brito, M. Ahmadi, M. Omid and F. Martínez-Freiria. 2018. Using ecological models to explore niche partitioning within a guild of desert felids. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 29: 216-222.
25. Hijmans, R. J., S. Phillips, J. Leathwick, J. Elith and M. R. J. Hijmans. 2017. Package DISMO. *Circles* 9: 1-68.
26. Hu, J. and Z. Jiang. 2010. Predicting the potential distribution of the endangered Przewalski's gazelle. *Journal of Zoology* 282: 54-63.
27. Hu, J., Z. Jiang., J. Chen and H. Qiao. 2015. Niche divergence accelerates evolution in Asian endemic Procrapra gazelles. *Scientific Reports* 5: 1-10.
28. Kaszta, Z., S. Cushman and D. Macdonald. 2020. Prioritizing habitat core areas and corridors for a large carnivore across its range. *Animal Conservation* 23: 607-616.
29. Kazemi, E., M. Kaboli, R. Khosravi and N. Khorasani. 2019. Evaluating the importance of environmental variables on spatial distribution of Caspian cobra *Naja oxiana* (Eichwald, 1831) in Iran. *Asian Herpetological Research* 10: 129-138.
30. Keeley, A. T. H., P. Beier and J. W. Gagnon. 2016. Estimating landscape resistance from habitat suitability: effects of data source and nonlinearities. *Landscape Ecology* 31: 2151-2162.
31. Khalatbari, L., G. H. Yusefi, F. Martínez-Freiria, H. Jowka and J. C. Brito. 2018. Availability of prey and natural habitats are related with temporal dynamics in range and habitat suitability for Asiatic Cheetah. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 29: 145-151.
32. Khosravi, R., M. R. Hemami, M. Malekian, A. Flint and L. Flint. 2016. Maxent modeling for predicting potential distribution of goitered gazelle in central Iran: the effect of extent and grain size on performance of the model. *Turkish Journal of Zoology* 40: 574-585.
33. Khosravi, R., M. R. Hemami and S. A. Cushman. 2018. Multispecies assessment of core areas and connectivity of desert carnivores in central Iran. *Diversity and Distributions* 24: 193-207.
34. Khosravi, R. and M. R. Hemami. 2019. Identifying landscape species for ecological planning. *Ecological Indicators* 99: 140-148.
35. Kolahi, M., T. Sakai, K. Moriya, M. F. Makhdoum and L. Koyama. 2013. Assessment of the effectiveness of protected areas management in Iran: Case study in Khojir National Park. *Environmental Management* 52: 514-530.
36. Lambeck, R. J. 2002. Focal species and restoration ecology: response to Lindenmeyer et al. *Conservation Biology* 16: 549-551.
37. Landguth, E. L., B. K. Hand, J. Glassy and S. A. Cushman. 2012. UNICOR: a species connectivity and corridor network simulator. *Ecography* 35: 9-14.
38. Leroy, B., R. Delsol, B. Hugueny, C. Meynard, C. Barhoumi, M. Barbet-Massin and C. Bellard. 2018. Without quality presence-absence data, discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography* 10: 1-9.
39. Louppe, V., B. Leroy, A. Herrel and G. Veron. 2020. The globally invasive small Indian mongoose *Urva auropunctata* is likely to spread with climate change. *Scientific Reports* 10: 1-11.
40. Malakoutikhah, S., S. Fakheran, M. R. Hemami, M. Tarkesh and J. Senn. 2020. Assessing future distribution, suitability of corridors and efficiency of protected areas to conserve vulnerable ungulates under climate change. *Diversity and Distribution* 26: 1383-1396.
41. Matteucci, S. D. and M. Camino. 2012. Protected areas isolation in the Chaco Region, Argentina. *Journal of Geography and Geology* 4: 15.
42. Mowlavi, M. 1978. Ecological studies of the goitered gazelle (*Gazella Subgutturosa*) in Khosh Yeilagh Wildlife

- Refuge, Iran, MSc thesis. Michigan State University, East Lansing, MI, USA.
43. Najibzadeh, M., A. Gharzi, N. Rastegar-Pouyani, E. Rastegar-Pouyani and A. Pesarakloo. 2017. Habitat suitability and patterns of sex-biased migration of the Iranian long-legged wood frog, *Rana pseudodalmatina* (Anura: Ranidae). *Biologia* 72: 686-693.
 44. Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling* 190: 231-259.
 45. Pascual-Hortal, L. and S. Santiago. 2008. Integrating landscape connectivity in broad scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: Application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research* 127: 23-31.
 46. Ripple, W. J., J. A. Estes, R. L. Beschta, C. C. Wilmers, E. G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M. P. Nelson, O. J. Schmitz, D. W. Smith, A. D. Wallach and A. G. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343: 124-148.
 47. Riquelme, C., S. A. Estay, R. López, H. Pastore, M. Soto-Gamboa and P. Corti. 2018. Protected areas effectiveness under climate change: a latitudinal distribution projection of an endangered mountain ungulate along the Andes Range. *Peer J* 6: e5222.
 48. Ruiz-Mondragón, E. D. J., G. Romero-Figueroa, M. A. García-Aranda, E. A. Lozano-Cavazos and R. Valdez. 2018. Potential distribution model of *Ovis canadensis* in northern Baja California, Mexico. *Therya* 9(3): 219-226.
 49. Sage, K.M., T. L. Johnson, M. B. Teglas, N. C. Nieto and T. G. Schwan. 2017. Ecological niche modeling and distribution of *Ornithodoros hermsi* associated with tick-borne relapsing fever in western North America. *PLoS Neglected Tropical Diseases* 11: e0006047.
 50. Salas, E. A. L., R. Valdez, S. Michel and K. G. Boykin. 2018. Habitat assessment of Marco Polo sheep (*Ovis ammon polii*) in Eastern Tajikistan: Modeling the effects of climate change. *Ecology and evolution* 8: 5124-5138.
 51. Sanderson, E. W., K. H. Redford, A. Vedder, P. B. Coppolillo and S. E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58: 41-56.
 52. Sappington, J. M., K. M. Longshore and D. B. Thomson. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: A case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. *Journal of Wildlife Management* 71: 1419-1426.
 53. Shahnaseri, G., M. R. Hemami, R. Khosravi, S. Malakoutikhah, M. Omid and S. A. Cushman. 2019. Contrasting use of habitat, landscape elements, and corridors by grey wolf and golden jackal in central Iran. *Landscape Ecology* 6: 1-15.
 54. Urban, D. and T. H. Keitt. 2001. Landscape connectivity: a graph- theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
 55. Vergara, M., S. A. Cushman, F. Urra and A. Ruiz-González. 2016. Shaken but not stirred: multiscale habitat suitability modeling of sympatric marten species (*Martes martes* and *Martes foina*) in the northern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 31: 1241-1260.
 56. Wiens, J. A. 2001. The landscape concept of dispersal. pp. 96-109, In: J. Clobert, E. Danchin, A. A. Dhondt and J. D. Nichols (eds.), *Dispersal*. Oxford University Press, New York.
 57. Yousefkhani, S. S. H., M. Aliabadian, E. Rastegar-Pouyani and J. Darvish. 2017. Predicting the impact of climate change on the distribution pattern of *Agamura persica* Dumeril, 1856 (*Squamata: Gekkonidae*) in Iran. *Belgian Journal of Zoology* 2: 137-142.
 58. Zeller, K. A., M. K. Jennings, T. W. Vickers, H. B. Ernest, S. A. Cushman and W. M. Boyce. 2018. Are all data types and connectivity models created equal Validating common connectivity approaches with dispersal data. *Diversity and Distributions* 24: 868-879.
 59. Ziótkowska, E., K. Perzanowski, B. Bleyhl, K. Ostapowicz and T. Kuemmerle. 2016. Understanding unexpected reintroduction outcomes: Why aren't European bison colonizing suitable habitat in the Carpathians. *Biological Conservation* 195: 106-117.

Assessing Distribution Range and Structural Habitat Connectivity of Four Species of Bovidae in Fars Province

R. Khosravi^{1*} and K. Rahimi²

(Received: July 18-2021; Accepted: September 11-2021)

Abstract

Large herbivores play an important role in species-based and site-based conservation approaches in the country. The success of these approaches depends on reducing genetic threats posed by isolation of species in their key habitats. In the present study, we assessed structural connectivity for wild sheep (*Ovis gmelini*), wild goat (*Capra aegagrus*), goitered gazelle (*Gazella subgutturosa*), and Indian gazelle (*Gazella bennettii*), using species distribution algorithms and connectivity models. Our findings showed that while the distributions of the studied species were correlated to different variables, conservation areas, landscape roughness and grasslands were the most contributing factors in predicting distribution of the species. Majority of habitat patches were located within the boundaries of existing conservation areas, which could be caused by the high environmental resistance outside of conservation areas. Despite the strong structural connectivity in some species, large proportion of migration corridors outside of conservation areas and high degrees of anthropogenic disturbances in natural habitat may reduce functionality of the predicted corridors. The selection of unprotected habitat patches and high-rate migration corridors as Indigenous and Community Conservation Areas (ICCAs) can improve the efficiency of the existing conservation network. The obtained results revealed that the conservation of medium to large-bodied herbivores requires integrated landscape-level management to improve functional connectivity among habitats.

Keywords: Habitat connectivity, key habitat, migration corridors, Bovidae, conservation areas

1. Department of Natural Resources and Environmental Engineering, School of Agriculture, Shiraz University, Shiraz, Iran.

2. Department of Natural Resources and Environmental Engineering, School of Agriculture, Shiraz University, Shiraz, Iran.

*: Corresponding Author, Email: r-khosravi@shirazu.ac.ir