بررسی مطلوبیت زیستگاه و مسیرهای ارتباطی آهوی ایرانی در غرب استان کرمانشاه و شرق کشور عراق (مطالعه موردی: منطقه شکارممنوع قراویز)

- **مینا اسماعیلی**: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
- **کامران شایسته***: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
- **پیمان کرمی**: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

تاریخ دریافت: اسفند ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: خرداد ۱۳۹۸

چکیده

ارتباط یک ویژگی مهم سیمای سرزمین است که در صورت نابودی، تنوع‌زیستی در معرض خطر جدی قرار می‌گیرد. آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) از گونه‌های شاخص دشت‌های ایران است که در منطقه شکارممنوع قراویز در غرب استان کرمانشاه پراکنش دارد. به‌دلیل آسیب‌پذیر بودن زیستگاه‌های این‌گونه، تهدیدات متعددی پتانسیل تأثیرگذاری را بر روی این‌گونه دارند. درنتیجه حفظ زیستگاه‌های مطلوب و راه‌های ارتباطی بین این زیستگاه‌ها ضروری است. هدف این مطالعه شناسایی مسیرهای ارتباطی گونه در منطقه شکارممنوع قراویز با بخش‌های غربی محدوده پراکنش گونه در کشور عراق است. ابتدا مطلوبیت زیستگاه گونه با استفاده از مدل مکسنت تهیه شد. سپس نتایج مدل به مرزی که محدوده گدار بین ایران و عراق را شامل می‌شود تعمیم داده شد. به‌منظور مدل‌سازی، از نقاط حضور گونه و ۹ متغیر زیستگاهی استفاده شد. با اعمال حد آستانه بر روی نقشه مطلوبیت زیستگاه، بلوک‌های زیستگاهی شناسایی شدند. از معکوس نقشه مطلوبیت به‌عنوان نقشه هزینه جابه‌جایی استفاده شد. مدل‌سازی دالان با استفاده از روش تحلیل کم‌ترین هزینه، بین بلوک‌های زیستگاهی صورت گرفت. نتایج نشان داد که متغیرهای فاصله از جاده، ارتفاع و شیب بر روی گونه، بیش‌ترین تأثیر را داشته‌اند. براساس متریک‌های تراکم و مطلوبیت سیمای سرزمین، بالاترین ارزش حفاظتی برای جابه‌جایی بین لکه‌های زیستگاهی، مربوط به دالان‌های غربی منطقه قراویز در مجاورت با کشور عراق است.

کلمات کلیدی: آهوی ایرانی، قراویز، عراق، دالان، تحلیل کم‌ترین هزینه

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: ka_shayesteh@yahoo.com

مقدمه

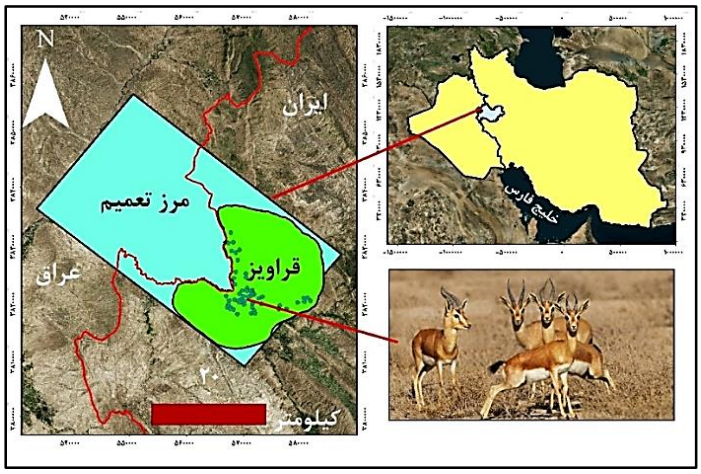
اهمیت حفاظت از تنوع زیستی برای حفظ محیط‌زیست ضروری است که در صورت از بین رفتن آن در یک ناحیه شاهد ناپایداری خواهیم بود (عسگری و همکاران، ۱۳۹۳). محیط‌زیست طبیعی، پناهگاه اشکال گوناگون زندگی و اکوسیستم‌ها است، چنین محیطی حاصل میلیون‌ها سال تکامل و جهش است (رازقندی و همکاران، ۱۳۹۷). امروزه بزرگ‌ترین تهدید تنوع‌زیستی در سطح جهان، تخریب زیستگاه‌ها است (مکی و همکاران، ۱۳۹۱). توسعه و به‌دنبال آن تغییر اکوسیستم‌ها در سال‌های اخیر چنان شتاب‌زده صورت گرفته که سازگاری موجودات زنده با تغییرات محیطی به‌سختی صورت می‌گیرد (چاپلقی و همکاران، ۱۳۹۶). در مواردی که برخی از توسعه‌ها قابل‌پذیرش می‌شوند، طراحی و ساخت کریدورها می‌تواند به‌عنوان وسیله‌ای برای برقراری ارتباط بین لکه‌ها ایفای نقش کند (شبانی و همکاران، ۱۳۹۶). از طرفی عمده آثار منفی توسعه متوجه زیستگاه‌های دشتی است (حسینی و همکاران، ۱۳۹۵). علف‌خواران جزء مهمی از اکوسیستم‌های خشکی هستند (رادنژاد و همکاران، ۱۳۹۵). آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) یکی از گونه‌های راسته زوج‌سمان، پستانداری گیاه‌خوار و نشخوارکننده و از مهم‌ترین علف‌خواران دشت‌های ایران است (کاظمی‌جهندیزی و همکاران، ۱۳۹۴). این گونه در حال حاضر به‌طور پراکنده در عربستان، پاکستان، شمال تبت، جنوب‌شرقی ترکیه، قفقاز، ترکمنستان و برخی دشت‌های ایران زندگی می‌کند (قاسمی‌خادمی، ۱۳۹۲). دشت‌زی بودن گونه سبب گردیده که بیش‌تر در معرض آسیب‌های ناشی از تخریب زیستگاه‌ها و تعارضات انسان‌ساخت قرار گیرد و شکار آن نیز به لحاظ نوع زیستگاه آن راحت‌تر از گونه‌های دیگر مانند پازن و قوچ و میش باشد (طرح مدیریت و حفاظت از آهوی ایرانی، ۱۳۸۹). این گونه به‌دلیل لزوم جابجایی و تحرک به‌صورت روزانه، به محدوده زیستگاهی وسیع و یکپارچه نیازمند است. به همین جهت، بررسی مطلوبیت زیست‌گاهی آن می‌تواند اطلاعات مفید و مؤثری در حفاظت این گونه داشته باشد (رازقندی و همکاران، ۱۳۹۷). از طرفی مدیریت جمعیت‌ها نیازمند برقراری ارتباطات سیمای سرزمین بین لکه‌های زیستگاهی است (خسروی و همکاران، ۱۳۹۶). موضوع مهاجرت بین تکه‌ها یکی از تعیین‌کننده‌ترین متغیرها در تحولات جمعیت زیستگاه‌های تکه‌تکه شده است (ثنایی و همکاران، ۱۳۹۱). زیست‌شناسان حفاظت معتقدند که ارتباطات زیستی، شانس بقاء جمعیت‌های حیات وحش را افزایش داده و تأثیرات ناشی از انزوا را بر جمعیت‌ها به حداقل می‌رساند (امیری، ۱۳۹۵). روش‌های مورد استفاده برای ارزیابی مطلوبیت زیستگاه یا مبتنی بر داده‌های حضور هستند و یا از داده‌های حضور و عدم حضور به‌صورت هم‌زمان استفاده می‌کنند (رنجبر و شاهقلیان، ۱۳۹۲). از این طریق می‌توان به یک تخمین در مقیاس وسیع از مطلوبیت زیستگاه گونه‌های حیات‌وحش بدون نیاز به جمع‌آوری اطلاعات از جزئیات ویژگی‌های فیزیولوژی و رفتاری گونه دست یافت (انصاری، ۱۳۹۴)، به‌عبارت‌دیگر روش‌های مدل‌سازی می‌توانند برای غلبه بر محدودیت‌های اطلاعاتی موجود، جهت حفاظت از تنوع زیستی مورد استفاده قرار گیرند (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۷). تحلیل کم‌ترین هزینه مسیر (LCP= Least Cost Path)، روشی برای اندازه‌گیری فاصله مؤثر به‌جای فاصله اقلیدسی بین لکه‌های زیستگاهی است. این روش به‌منظور برآورد یا سنجش نحوه ارتباط بین ذخیره‌گاه‌های بالفعل و بالقوه طراحی شده است (مشهدی‌احمدی و همکاران، ۱۳۹۳). از جمله مطالعات انجام گرفته در زمینه مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی و ارتباطات سیمای سرزمین گونه مذکور می‌توان به‌موارد زیر اشاره نمود:

مددی و همکاران (۱۳۹۷) در مطالعه‌ای به مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در پارک ملی گلستان با استفاده از روش مبتنی بر داده‌های فقط حضور و تجزیه‌وتحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی (ENFA= Ecological Niche Factor Analysis) پرداختند. در این بررسی نقاط حضور گونه به‌عنوان متغیر مستقل و ۸ متغیر محیطی به‌عنوان متغیر وابسته درنظر گرفته شدند. نتیجه نشان داد که مهم‌ترین عوامل مؤثر در پراکنش گونه مذکور، درصد شیب، فاصله از جاده و فاصله از پاسگاه‌های محیط‌بانی است. آقانجفی و سالاری (۱۳۹۶) در مطالعه‌ای انتخاب زیستگاه بهاره آهوی کوهی (*Gazella gazella*) در جزیره فارور را مورد بررسی قرار دادند. در این بررسی متغیرهای زیستگاهی در اطراف گروه‌های سرگین (نقاط حضور گونه) اندازه‌گیری و با پلات‌های عدم حضور مقایسه گردید. آزمون تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (PCA= Principal component analysis) در این مطالعه نشان داد که درصد پوشش گیاهان علفی و ارتفاع درختان آکاسیا، مهم‌ترین متغیرهای زیستگاهی مؤثر در انتخاب زیستگاه این گونه هستند. خسروی و همکاران (۱۳۹۶) به مطالعه پیوستگی سیمای سرزمین و کریدورهای مهاجرتی آهوی گواتردار (*Gazella Subgutturosa Subgutturosa*) در مناطق مرکزی ایران پرداختند. در این مطالعه با استفاده از رویکرد کرنل مقاومت (kernel density) و مسیرهای حداقل هزینه فاکتوریل، سطح لکه‌های هسته‌ای زیستگاهی و کریدورهای مهاجرتی پیش‌بینی شد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که حفاظت از این گونه، نیازمند مدیریت یکپارچه در سطح سیمای سرزمین به‌منظور برقراری جریان ژنی بین زیستگاه‌های منزوی است. Cushman و Wasserman (۲۰۱۸) به مطالعه مطلوبیت زیست‌گاه راسو (*Martes americana*) در مقیاس چندگانه در ایالت Idaho پرداختند. در این مطالعه به‌منظور مدل‌سازی زیستگاه از روش جنگل تصادفی (RF= Random Forest) و رگرسیون لجستیک استفاده شد.

اعتبارسنجی مدل با استفاده از تابع آماری ROC (Receiver operating characteristic) انجام گرفت. نتایج نشان داد که مدل جنگل تصادفی به نسبت مدل رگرسیون لجستیک بهتر عمل کرده است. نتایج مطالعه اهمیت بررسی مطلوبیت را در مقیاس‌های مختلف نشان می‌دهد. Majumdar و همکاران (۲۰۱۹) در مطالعه‌ای دالان‌های زیستگاهی را با استفاده از مدل مطلوبیت آنتروپی بیشینه برای زیستگاه گونه *Hydnocarpus kurzii* مدل‌سازی کردند. بر این اساس از ۱۸ نقطه حضور گونه و متغیرهای زیست‌گاهی توپوگرافیک و شاخص‌های گیاهی حاصل از تصاویر مودیس استفاده شد. خروجی مدل مطلوبیت با واقعیت‌های میدانی مطابقت داده شد. مدل‌سازی دالان با استفاده از تحلیل کم‌ترین هزینه (LCP) انجام گرفت. نتایج نشان داد دره کوهستانی در مقایسه با قله‌ها برای گونه مناسب‌تر است. براساس نتایج دالان طراحی‌شده می‌تواند جهت اتصال جمعیت‌ها مورد استفاده قرار گیرد. Fabrizio و همکاران (۲۰۱۹) به مقایسه روش‌های مطلوبیت زیستگاه و اتصالات سیمای سرزمین در تخمین تصادفات جاده‌ای رودک (*Meles meles*) در مرکز ایتالیا پرداختند. نقاط حضور گونه با استفاده از دوربین تله‌ای و مشاهدات تصادفات جاده‌ای جمع‌آوری گردید. نتایج این مطالعه نشان داد که روش‌های اتصالات سیمای سرزمین به نسبت روش‌های مطلوبیت زیستگاه در پیش‌بینی تصادفات جاده‌ای بهتر عمل کرده است. نتایج این مطالعه اهمیت بررسی چشم‌انداز را می‌دهد. آهوی ایرانی در استان کرمانشاه در دو منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز و زله زرد پراکنش دارد. این‌گونه در مرز مناطق مذکور دارای جابه‌جایی با کشور عراق است. هدف این مطالعه بررسی وضعیت اتصال لکه‌های زیستگاهی آهوی ایرانی در محدوده منطقه شکارممنوع قراویز و شرق کشور عراق است.

مواد و روش‌ها

مناطق موردمطالعه: منطقه شکارممنوع قراویز دارای موقعیت جغرافیایی "۵۵ ,۰۲ '۴۵ °۴۵ طول شرقی و "۲۱ ,۳۹ '۳۰ °۳۴ عرض شمالی در محدوده شهرستان سرپل ذهاب و با وسعت تقریبی ۳۶۰۰ هکتار در مجاورت جاده سرپل‌ذهاب به قصر شیرین واقع گردیده است (کرمی و همکاران، ۱۳۹۴). در مطالعه کرمی (۱۳۹۳) مشخص گردید که مرزهای منطقه قراویز زیست‌گاه مطلوب‌گونه را پوشش نمی‌دهد، ازاین‌رو در این مطالعه مرزی جدید مطابق با مطالعه کرمی (۱۳۹۳) تعریف گردید و تعمیم نتایج اجرا در این محدوده به مرز بین کشور ایران‌و عراق تعمیم داده شد. محدوده‌ای نیز جهت شناسایی مسیرهای گدار آهوی‌ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) بین منطقه شکار و تیراندازی ممنوع قراویز با زیستگاه‌های مطلوب کشور عراق که هم‌جوار با مرز قراویز بوده درنظر گرفته شد و مرز تعمیم نامیده شد که شامل منطقه شکارممنوع قراویز و زیستگاه‌های مطلوب گونه در کشور عراق است (شکل ۱).



شکل ۱: موقعیت محدوده موردمطالعه در غرب استان کرمانشاه و شرق کشور عراق

نقاط حضور گونه: در پژوهش حاضر ابتدا از طریق بررسی‌های مستقیم میدانی در فصول بهار، تابستان، پاییز و زمستان سال ۱۳۹۷ و مطالعات قبلی (کرمی و همکاران، ۱۳۹۴؛ کرمی و همکاران، ۱۳۹۵) لکه‌های پراکنش آهوی ایرانی در منطقه شکار و تیراندازی ممنوع قراویز شناسایی گردید. سپس با مستقر نمودن ترانسکت‌هایی با طول متفاوت و عرض ثابت، در طول این ترانسکت‌ها حرکت کرده و نقاط ثبت شدند (کرمی، ۱۳۹۳). این نقاط در مجموع شامل کلیه نقاط حضور گونه و هم‌چنین کلیه نقاطی که نشانه‌ای از حضور گونه مورد نظر وجود دارد، اعم از ردپا، سرگین، لاشه و محل استراحت است که با استفاده از سیستم موقعیت‌یاب جهانی (GPS) ثبت گردید.

متغیرهای زیستگاهی: در جدول ۱ متغیرهای زیستگاهی مؤثر بر پراکنش گونه متناسب با مطالعات از پیش انجام‌گرفته (اکبری هارونی و همکاران،۱۳۸۷؛کرمی و همکاران،۱۳۹۴؛رادنژاد و همکاران، ۱۳۹۵؛ مددی و همکاران، ۱۳۹۷) و شرایط محلی انتخاب شدند. تمامی متغیرها با اندازه سلولی ۳۰×۳۰ متر تهیه و نقشه‌های به‌دست آمده پیش از ورود به مدل‌سازی ازنظر هم‌بستگی بررسی سپس وارد مدل آنتروپی شدند. به این منظور مدل رقومی ارتفاعی (DEM) به‌عنوان لایه مرجع درنظر گرفته شد و با استفاده از تنظیمات محیط پردازش در نرم‌افزار ArcGIS10.2 تمام لایه‌های متغیرهای زیستگاهی ازنظر سطر و ستون و ابعاد سلولی یکسان شدند.

مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه: پس از تهیه نقشه متغیرهای زیستگاهی به‌منظور دستیابی به لکه‌های توزیع، جهت شناسایی مسیرهای گدار آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) بین منطقه شکارممنوع

قراویزو شرق کشور عراق از مدل آنتروپی بیشینه در نرم‌افزار MaxEnt v3.3.3 استفاده شد. مدل‌سازی حداکثر آنتروپی دارای قابلیت بالایی برای شناسایی توزیع و انتخاب زیستگاه حیات‌وحش با توجه به وابستگی آن به مکان‌های حضور است (Baldwin، ۲۰۰۹). ورودی‌های این نرم‌افزار، دودسته از اطلاعات، یعنی نقاط حضور گونه و نقشه متغیرهای زیستگاهی است. در خروجی مدل، به هر سلول ارزشی داده می‌شود که بیانگر میزان مطلوبیت پیکسل مربوطه برای گونه بوده و درنهایت نقشه مطلوبیت زیستگاه به‌صورت یک نقشه پیوسته به‌دست می‌آید. بررسی اعتبار مدل با استفاده از آماره ROC انجام می‌گیرد. حساسیت سنجی متغیرهای مؤثر در مدل‌سازی نیز با استفاده از تحلیل جک نایف انجام گرفت.

جدول ۱: متغیرهای زیستگاهی واردشده به نرم‌افزار مکسنت جهت مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه

ردیف	متغیر	دامنه تغییر	منبع تهیه
۱	ارتفاع	۱۵۹۹ - ۲۱۰	مدل رقومی ارتفاعی
۲	شیب	۱۶۵/۵۰۱ - ۰	مدل رقومی ارتفاعی
۳	رطوبت	۱۹/۰۲۸۶ – ۳/۰۴۲۸۵	مدل رقومی ارتفاعی
۴	شاخص بار گرمایی	۱/۱۲۰۹۴ – ۰/۲۱۲۲۰۴	مدل رقومی ارتفاعی
۵	فاصله از جاده	۴۹۶۵/۶۱ - ۰	اداره محیط‌زیست کرمانشاه
۶	فاصله از روستا	۵۹۵۷/۸۵ - ۰	اداره محیط‌زیست کرمانشاه
۷	فاصله از زمین‌های کشاورزی	۳۳۲۷/۳ - ۰	اداره محیط‌زیست کرمانشاه
۸	فاصله از رودخانه	۹۰۴۱/۹۵ - ۰	اداره محیط‌زیست کرمانشاه
۹	فاصله از زمین‌های هموار	۱۰۷۵/۴۱ - ۰	ارتفاع

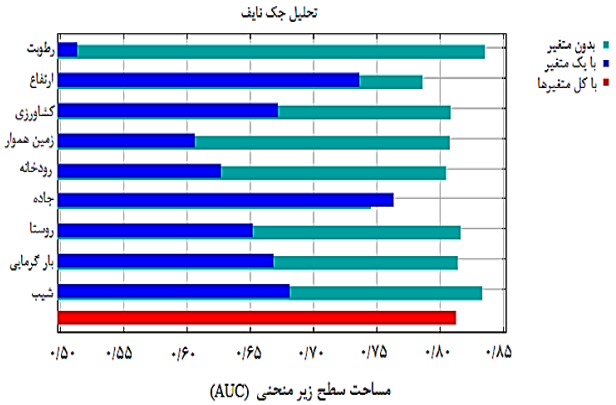
بلوک‌های اتصال: به‌منظور بررسی دالان‌های ارتباطی ابتدا باید بلوک‌های زیستگاهی شناسایی شوند. بلوک‌های زیستگاهی در این مطالعه لکه‌های پیوسته و مطلوب را شامل می‌شوند که دارای پتانسیل بالای از حضور گونه هستند. روش‌های متفاوتی برای شناسایی بلوک‌های زیستگاهی وجود دارد. برخی بر پایه پیمایش‌های میدانی (الماسیه و همکاران، ۱۳۹۶)، یکپارچگی و وسعت و برخی نیز براساس شناسایی لکه بر پایه مدل‌های مطلوبیت هستند. مدل آنتروپی بیشینه در فایل خروجی خود حد آستانه‌های لجستیکی (logistic threshold) متفاوتی را نمایش می‌دهد (جعفری و همکاران، ۱۳۹۴). شناسایی حد آستانه می‌تواند به‌صورت اعمال حد آستانه‌های مختلف و شناسایی حد مناسب با توجه به شاخص کاپا انجام گیرد (پیری‌صحراگرد و همکاران، ۱۳۹۵؛ زارع‌چاهوکی و عباسی، ۱۳۹۵). پس از اجرای مدل آنتروپی بیشینه از حد آستانه‌های موجود در خروجی مدل برای شناسایی لکه‌های مطلوب استفاده گردید. به این منظور تک‌تک حد آستانه‌های موجود بر روی نقشه مطلوبیت زیستگاه اعمال شد و نتایج مشاهده گردید و سپس حد آستانه مناسب اتخاذ شد.

تحلیل کم‌ترین هزینه: از محبوب‌ترین روش‌ها برای طراحی اتصال زیستگاه‌ها، روش کم‌ترین هزینه مسیر است (Sawyer و همکاران، ۲۰۱۱). این روش مسیرهای جابجایی احتمالی جانوران را براساس هزینه تجمعی جابه‌جایی ارزیابی می‌کند (Chetkiewicz و Boyce، ۲۰۰۹). اساس این روش، شناسایی مسیری است که یک‌گونه با صرف کم‌ترین میزان هزینه ممکن، برای رفتن از یک منطقه به منطقه دیگر می‌پیماید (عبداللهی و ایلدرمی، ۱۳۹۶)، لایه هزینه یا لایه سطح اصطکاک توسط یک نقشه رستری نمایش داده می‌شود (امامی و همکاران، ۱۳۹۷). در این نقشه به هر سلول عددی تعلق می‌گردد که معرف میزان هزینه نسبی است که برای عبور از هر سلول باید پرداخت گردد (Bagli و همکاران، ۲۰۱۱) و می‌تواند با ترکیب معیارهای مختلف محاسبه شود (Bagli و همکاران، ۲۰۱۱). به‌منظور اجرای مدل پس از شناسایی بلوک‌های حاصل از اعمال حد آستانه، به هر لکه زیستگاهی شناسایی‌شده کدی اختصاص داده شد و سپس از معکوس نقشه مطلوبیت زیستگاه به‌عنوان نقشه هزینه استفاده شد (مشهدی‌احمدی و همکاران، ۱۳۹۳). اجرای مدل در نرم‌افزار ArcGIS10.2 انجام گرفت. از دو متریک مطلوبیت دالان در سیمای سرزمین و تراکم استفاده جهت تحلیل کیفیت دالان‌های طراحی‌شده استفاده شد. متریک سیمای سرزمین مطلوبیت مسیرهای شناسایی‌شده را با توجه به سیمای سرزمین اطراف نمایش می‌دهد و متریک تراکم استفاده، مشخص می‌کند دالان مذکور با شدتی مورداستفاده قرار می‌گیرد. این دو متریک در کنار مسیرهای شناسایی‌شده (نقش ساختاری) نقش کارکردی دالان را تعیین می‌کنند.

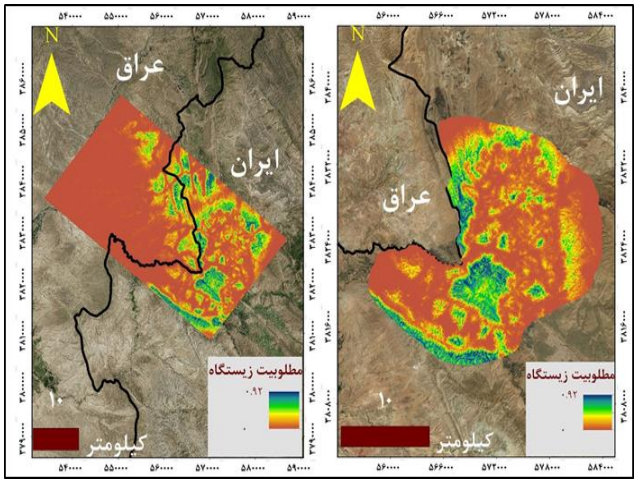
نتایج

نتایج اعتبارسنجی مدل نشان داد که مدل در اجرای خود برای داده‌های آزمون (Test) و یادگیری (Training) موفق بوده است. مقادیر AUC به‌ترتیب برای آزمون و یادگیری برابر ۰/۸۱۳ و ۰/۹۰۱ محاسبه گردید که نشان از قدرت بالای مدل در تفکیک از مدل تصادفی دارد. اهمیت متغیرهای مورداستفاده به‌روش جک نایف نیز نشان داد که متغیرهای فاصله از جاده، ارتفاع و شیب بیش‌ترین تأثیر را در مدل‌سازی پراکنش گونه موردنظر داشته است. متغیرهای رطوبت و فاصله از زمین‌های با شیب کم‌تر از ۱۰ درصد کم‌ترین تأثیر را در مطلوبیت زیستگاه گونه مورد مطالعه داشته‌اند. شکل ۲ نتایج حاصل از حساسیت‌سنجی را برای متغیرهای مختلف نمایش می‌دهد. شکل ۳ نتایج حاصل از مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای منطقه شکارممنوع قراویز و محدوده مرزی بین ایران و عراق را نمایش می‌دهد. براساس نتایج، محدوده مطلوب با توجه به شرایط استقرار آهو در قراویز در

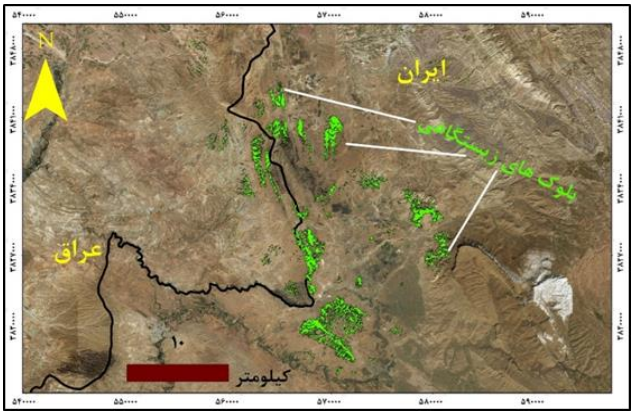
سمت‌های شمال‌غربی مرز محدوده موردمطالعه قرار دارد، به‌عبارتی با حرکت به سمت بخش‌های غربی مرز تعمیم، مطلوبیت زیستگاه گونه موردمطالعه کاسته می‌شود؛ بنابراین بر اساس نتایج این یافته پراکنش آهوان قراویز در کشور عراق به سمت شمال‌غربی کشیده می‌شود.



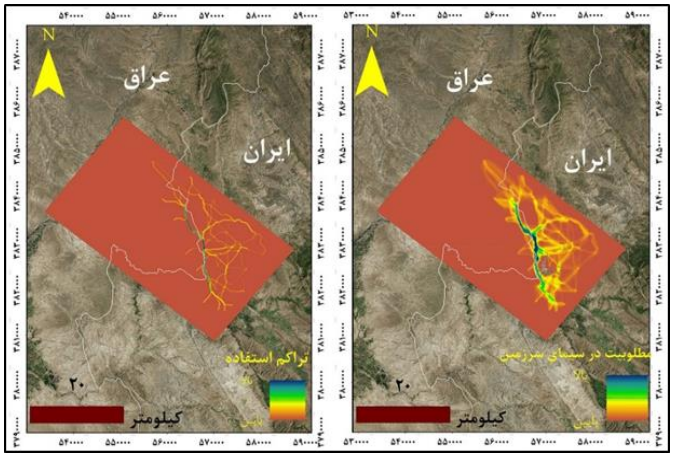
شکل ۲: حساسیت‌سنجی به‌روش تحلیل جک نایف



شکل ۳: مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subguttorosa*) در مرز قراویز و محدوده تعمیم بین ایران و عراق

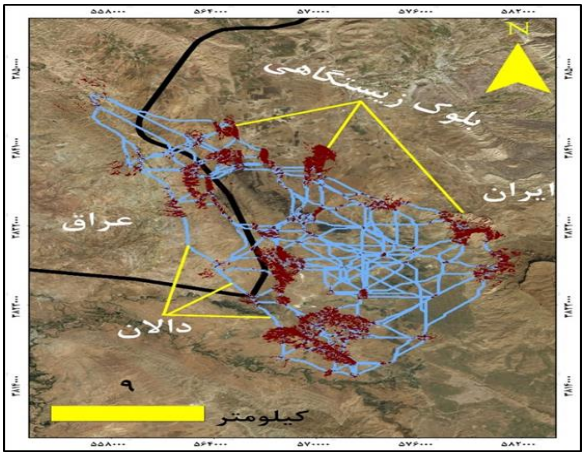


شکل ۴: بلوک‌های زیستگاهی آهوی ایرانی بین ایران و عراق



شکل ۵: متریک‌های سیمای سرزمین

براساس نتایج حاصل از اعمال حد آستانه‌های مختلف بر روی نقشه پیوسته مطلوبیت زیستگاه حد آستانه (Maximum training sensitivity plus specificity) بامقدار عددی ۰/۵۲ به‌بهترین شکل زیستگاه پیوسته با مساحت بالا را شناسایی کرد. شکل ۴ نتایج حاصل از اعمال حد آستانه بر روی نقشه مطلوبیت زیستگاه فوق را نمایش می‌دهد. بیش‌تر لکه‌های مطلوب زیستگاه در قسمت داخلی محدوده استان کرمانشاه قرار دارند. تعداد این لکه‌ها در بخش مرکزی قراویز و شمال‌شرقی آن به‌مراتب بیش از سایر مناطق موجود است. شکل ۵ نتایج حاصل از مدل‌سازی دالان بین منطقه قراویز و بخش‌شرقی کشور عراق را نمایش می‌دهد. متریک مطلوبیت در سیمای‌سرزمین نشان داد که با نزدیکی به مرز، به مطلوبیت متریک افزوده شده و متریک تراکم استفاده از دالان نیز در این قسمت (مرز ایران و عراق) فزونی می‌یابد. شکل ۶ دالان‌های موجود بین بلوک‌های مختلف زیستگاهی نمایش می‌دهد. براساس نتایج بیش‌ترین میزان دالان در بخش داخل کشور هم‌مرز با عراق قرار دارد و بیش‌ترین جابه‌جایی آهوی ایرانی بین لکه‌های پراکنشی در داخل کشور است.



شکل ۶: مسیرهای گدار بین بلوک‌های زیستگاهی

بحث

با توجه به نتایج آزمون جک نایف، به‌ترتیب متغیرهای فاصله از جاده، ارتفاع، شیب و فاصله از زمین‌های کشاورزی بیش‌ترین تأثیر را بر پراکنش آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) داشتند. نتایج حاکی از آن است که با افزایش فاصله از جاده تا ۹۰۰ متر میزان مطلوبیت افزایش‌یافته و سپس کاهش می‌یابد. در ارتفاع ۸۰۰-۵۰۰ متری از سطح دریا، مطلوبیت وضعیت بهینه دارد. در رابطه با شیب و تأثیر آن، شیب ۲۰-۰ درصد دارای بالاترین مطلوبیت است. با افزایش فاصله از زمین‌های کشاورزی تا ۱۰۰ متری مطلوبیت افزایش و از این فاصله به بعد سیر نزولی یافت. درخصوص تمایل به نزدیکی به جاده باید ذکر کرد که در بازدیدهای میدانی از منطقه مشخص گردید زمین‌های دیم که توسط روستاهای حاشیه کشت می‌شوند مجاور جاده قدیم سرپل ذهاب به قصر شیرین قرار دارند این زمین‌ها نقش مهمی در تعلیف آهوان دارند از این‌رو گونه مورد مطالعه به نزدیکی به جاده تمایل دارد. براساس بررسی مکی و همکاران (۱۳۹۱) در پناهگاه حیات‌وحش قمیشلو، شیب ۱۰-۰ درصد، ارتفاع ۱۹۰۰-۱۷۰۰ متری و فاصله بالای ۳۰۰۰ متر از جاده برای آهو وضعیت مطلوب دارد که نتایج مطلوبیت شیب مشابه یافته این مطالعه است ولی ارتفاع متفاوت است که حاکی از پست بودن زیستگاه گونه در غرب استان کرمانشاه در مقایسه با سایر زیستگاه‌های این‌گونه در کشور دارد. در نتایج حسینی و همکاران (۱۳۹۵) در منطقه حفاظت‌شده هفتاد قله مرکزی مشخص گردید که آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) به ارتفاع پایین و فاصله زیاد از جاده تمایل دارد که مشابه یافته این مطالعه است. در مطالعه کاظمی جهندیزی و همکاران (۱۳۹۴) در پارک ملی سرخه‌حصار تهران، نتایج حاکی از آن بود که شیب ۱۰-۰ درصد برای گونه مناسب و ارتفاع بالا از عوامل محدودکننده است. در مطالعه مددی و همکاران (۱۳۹۷) در پارک ملی گلستان، ارتفاع ۱۲۰۰-۱۱۰۰ متری از سطح دریا، شیب‌های کم‌تر از ۲۰ درصد و فاصله ۸۰۰ متری از جاده به‌عنوان شرایط مطلوب آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) شناخته شد که پاسخ گونه در این مطالعه به متغیرهای شیب و فاصله از جاده مشابه یافته‌های این مطالعه است. در بررسی خسروی و همکاران (۱۳۹۶) در مناطق مرکزی ایران نتایج حاکی از آن بود که اراضی مرتعی و ارتفاع، از مهم‌ترین متغیرهای تأثیرگذار بر پراکنش آهوی گواتردار (*Gazella subgutturosa*) هستند. آهوی ایرانی در منطقه شکار ممنوع قراویز دارای جمعیت مناسبی است. عوامل متعددی بر روی این افزایش جمعیت مؤثر هستند. ازجمله آن‌ها می‌توان به وجود منابع آبی مناسب، چشمه و آب سد اشاره کرد که پیش‌تر نیز در مطالعه کرمی (۱۳۹۳) در مطالعه مطلوبیت زیستگاه این‌گونه به‌روش ENFA نیز به این مسئله اشاره‌شده بود. سد تنگ همام بر روی رودخانه الوند و جگیران قرارگرفته و خروجی آب به سمت کشور عراق را کنترل می‌کند. سد مخزنی شهدای تنگ همام پس از احداث و آبگیری علاوه بر تأمین آب کشاورزی منطقه در پرآب شدن چشمه‌های موجود در منطقه قراویز نیز نقش داشته است. در بررسی‌های میدانی جمعیت‌های بیش از ۱۰۰۰ رأس در منطقه مشاهده شدند. تغییر در پوشش گیاهی و آبدهی چشمه‌های منطقه می‌تواند تحت سرفصل غذا و آب در مدیریت زیستگاه مورد بررسی قرار گیرد. وجوداین دو منبع و دشت‌های قراویز به‌عنوان پناه عملاً شرایط مساعد زیستگاهی برای این‌گونه ایجاد کرده است. مهاجرت آهوان به کشور عراق به‌دلایل متفاوتی رخ می‌دهد که یکی از آن‌ها حضور عشایر در منطقه و ایجاد ناامنی‌های ناشی از فعالیت‌های عشایر و دام است. این ناامنی‌ها درنهایت منجر به جابه‌جایی گونه بین دو کشور می‌شود و ازاین‌رو شناسایی این دالان‌ها و حفاظت از مسیرهای گدار برای گونه مذکور می‌تواند جهت حفاظت از ارتباط بین جمعیت‌ها مفید واقع شود. در این راستا نتایج این مطالعه نشان داد که عمده زیستگاه مطلوب در داخل کشور قرار دارد (شکل ۳) و تنها بخش کوچکی از زیستگاه گونه در خارج از مرز و در قسمت شمالی واقع گردیده است. مرزی بودن منطقه مذکور، در کنار حفاظت مناسب در دهه گذشته و نیز حمایت‌های جوامع محلی در ایجاد این شرایط بی‌تأثیر نبوده است. متریک تراکم استفاده از دالان نشان داد که دالان‌های پایین‌دست سد به‌نسبت سایر قسمت‌های محدوده تعمیم‌دارای مطلوبیت بالایی هستند و به بیش‌ترین مقدار توسط آهوان مورداستفاده قرار می‌گیرند. قسمت بالای محدوده سد تنگ همام فاقد مطلوبیت است. با توجه متریک مطلوبیت دالان سیمای سرزمین می‌توان این‌گونه نتیجه‌گیری کرد که هرچقدر ازمناطق مرکزی مرز قراویز به سمت حاشیه قراویز در نزدیکی مرز ایران و عراق نزدیک می‌شویم به مطلوبیت متریک مذکور افزوده شده است و بر این اساس با نتایج متریک تراکم استفاده از دالان کاملاً هم‌خوانی‌دارد. بررسی دالان‌های ایجادشده حاکی از وجود کریدورهای متعدد برای جابه‌جایی گونه در داخل مرز قراویز است درحالی‌که در مقایسه با دالان‌های طراحی‌شده در کشور عراق این تعداد بیش‌تر است. ازآن‌جایی‌که پایه طراحی نقشه هزینه در این مطالعه معکوس نقشه مطلوبیت زیستگاه بوده بنابراین می‌توان گفت که محدوده دالان شناسایی‌شده‌ازنظر مطلوبیت زیستگاه نیز دارای ارزش بالایی به نسبت سایر مناطق است. ارزیابی توزیع کریدورها، جنبش گونه و جریان ژن را به‌طور بالقوه تسهیل می‌نماید و برای بقای گونه اهمیت دارد (Kaminsin و Suttidate، ۲۰۱۹). بنابر یافته‌های این مطالعه در رابطه با پیش‌بینی مسیرهای گدار آهوی ایرانی، محافظت از راه‌های ارتباطی گونه مذکور در مرز بین ایران و عراق جهت ارتباط بین آن‌ها، امری ضروری است.

منابع

۱. **ابراهیمی، ا.؛ احمدزاده، ف. و نعیمی، ب.، ۱۳۹۷.** مناطق داغ زیستگاهی خانواده گربه‌سانان تحت اقلیم کنونی در ایران. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ۱۰، شماره ۴، صفحات ۱ تا ۱۲.

۲. **اکبری‌هارونی، ح.؛ بهروزی‌راد، ب. و حسن‌زاده‌کیابی، ب.، ۱۳۸۷.** بررسی رضامندی زیستگاه آهو در منطقه حفاظت‌شده کالمند- بهادران استان یزد. مجله محیط‌شناسی. دوره ۳۴، شماره ۴۶، صفحات ۱۱۳ تا ۱۱۸.

۳. **الماسیه، ک.؛ کابلی، م.؛ رسولی، ف.؛ قدیریان، ط.؛ فهیمی، ه. و آبتین، ا.، ۱۳۹۶.** شناسایی بلوک‌ها وکریدورهای زیستگاهی خرس سیاه ایرانی (*Ursus thibetanus gedrosianus*) در استان هرمزگان. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. سال۹، شماره ۱، صفحات ۲۸ تا ۳۱.

۴. **امامی، م.؛ میرکریمی، س. و سلمان‌ماهینی، ع.، ۱۳۹۷.** مسیریابی بهینه خطوط لوله گاز طبیعی به‌کمک روش LCPA، منطقه مورد مطالعه: ذهنه زاو استان گلستان. مجله جغرافیایی آمایش فضا. سال ۸، شماره ۲۷، صفحات ۷۷ تا ۱۰۰.

۵. **امیری، س.، ۱۳۹۵.** تعیین زیستگاه‌های ارتباطی بالقوه گونه سنجاب ایرانی (*Sciurus anomalus*; Gmelin, 1778) در حدفاصل جنگل‌های بلوط حومه شهرستان مریوان و شهر سروآباد در استان کردستان. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد. دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه کردستان. ۱۰۱ صفحه.

۶. **انصاری، ا.، ۱۳۹۴.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه درنای معمولی (*Grus grus*) در تالاب میقان اراک. فصلنامه اکوبیولوژی تالاب. دوره ۷، شماره ۲۴، صفحات ۵۷ تا ۷۰.

۷. **آقانجفی، ش. و سالاری، ل.، ۱۳۹۶.** بررسی انتخاب زیستگاه بهاره آهوی کوهی (*Gazella gazella*) در جزیره فارور، خلیج‌فارس. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ۹، شماره ۳، صفحات ۳۵ تا ۴۰.

۸. **پیری‌صحراگرد، ح.؛ زارع‌چاهوکی، م. و آذرنیوند،ح.، ۱۳۹۵.** کاربرد روش آنتروپی حداکثر در مدل‌سازی پیش‌بینی پراکنش رویشگاه‌های گیاهی (مطالعه موردی: مراتع بخش خلجستان استان قم). فصلنامه مرتع و آبخیزداری، مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۹، شماره ۴، صفحات ۸۱۹ تا ۸۳۴.

۹. **ثنایی، ف.؛ ماهینی، ع.؛ میرکریمی، س.ح. و وارسته مرادی، ح.، ۱۳۹۱.** بررسی اکولوژی کریدور و تکه‌تکه شدن زیستگاه. اولین همایش ملی جغرافیا، مخاطرات محیطی و توسعه پایدار. اهواز. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. ۷ صفحه.

۱۰. **جاپلقی، م.؛ غلامعلی‌فرد، م. و شایسته، ک.، ۱۳۹۶.** پایش و تحلیل الگوی سیمای سرزمین استان لرستان و فرآیند تغییر آن در محیط GIS. محیط‌زیست طبیعی. دوره ۷۰، شماره ۱، صفحات ۱۵ تا ۳۶.

۱۱. **جعفری، ع.؛ میرزائی، ر.؛ زمانی، ر. و محمودی، ا.، ۱۳۹۴.** مدل‌سازی پراکنش قوچ و میش اصفهان در منطقه حفاظت شده تنگ صیاد براساس بهبود اریب داده‌های حضور و انتخاب متغیرهای مناسب با استفاده از روش آنتروپی حداکثر. فصلنامه بوم‌شناسی کاربردی. سال ۵، شماره ۱۵، صفحات ۳۹ تا ۴۸.

۱۲. **حسینی، گ.؛ شمس‌اسفندآباد، ش. و علیزاده‌شعبانی، ا.، ۱۳۹۵.** ارزیابی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در منطقه حفاظت‌شده هفتادقله استان مرکزی. محیط‌زیست طبیعی. دوره ۶۹، شماره ۴، صفحات ۹۶۵ تا ۹۷۹.

۱۳. **خسروی، ر.؛ همامی، م.ر. و ملکیان. م.، ۱۳۹۶.** ارزیابی پیوستگی سیمای سرزمین و کریدورهای مهاجرتی آهوی گواتردار (*Gazella subgutturosa*) در مناطق مرکزی ایران. بوم‌شناسی کاربردی. دوره ۶، شماره ۴، صفحات ۴۹ تا ۶۴.

۱۴. **رادنژاد، ه.؛ مشتاقی، م.؛ عموئیان، ا. و جمالی‌منش، ا.، ۱۳۹۵.** مدل‌سازی توزیع پراکنش آهوی گواتردار (*Gazella subgutturosa*) در پارک ملی بمو با روش حداکثر آنتروپی MAXENT. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ۸، شماره ۲، صفحات ۱۷ تا ۲۴.

۱۵. **رازقندی، ع.؛ زبردست، ل.؛ جعفری، ح.ر. و یاوری، ا.ر.، ۱۳۹۷.** کمی‌سازی تغییرات زیستگاهی آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در پناهگاه حیات‌وحش شیراحمد سبزوار با استفاده از متریک‌های اکولوژی سیمای سرزمین. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ۱۰، شماره ۳، صفحات ۹ تا ۱۶.

۱۶. **رنجبر، ن. و شاهقلیان، ج.، ۱۳۹۲.** روش‌های ارزیابی مطلوبیت زیستگاه. نخستین کنفرانس بین‌المللی اکولوژی سیمای سرزمین. اصفهان. دانشگاه صنعتی اصفهان. ۶ صفحه.

۱۷. **زارع‌چاهوکی، م. و عباسی، م.، ۱۳۹۵.** تعیین رویشگاه بالقوه گونه گیاهی ارمک یا *Ephedra strobilacea L*. با استفاده از مدل آنتروپی حداکثر در مراتع پشتکوه استان یزد. نشریه حفاظت از زیست‌بوم گیاهان. دوره ۴، شماره ۹، صفحات ۱۹۵ تا ۲۱۲.

۱۸. **شبانی، ا.؛ حبیب‌زاده، ن. و حسینی‌قمی، م.م.، ۱۳۹۶.** تعیین اولویت کریدورهای حیات وحش بین مناطق حفاظت شده استان آذربایجان‌شرقی. جغرافیا و پایداری محیط. دوره ۷، شماره ۲۳، صفحات ۶۷ تا ۸۲.

۱۹. **طرح مدیریت و حفاظت از آهوی ایرانی. ۱۳۸۹.** سازمان حفاظت محیط زیست. بخش پستانداران. ۱۳ صفحه.

۲۰. **عبداللهی، ص. و ایلدرمی، ع.ر.، ۱۳۹۶.** ارزیابی چیدمان مکانی سیمای سرزمین به‌منظور دستیابی به اقدامات حفاظتی. فصلنامه محیط زیست و توسعه پایدار. دوره ۸، شماره ۱۶، صفحات ۵ تا ۱۸.

۲۱. **عسگری، ا.؛ خوشبخت، ک.؛ صوفی‌زاده، س. و کامبوزیا، ج.، ۱۳۹۳.** ارزیابی تنوع گیاهان کشاورزی و تأثیرگذاری فاکتورهای مدیریتی در منطقه شکارممنوع قراویز. بوم‌شناسی کشاورزی. جلد ۶، شماره ۴، صفحات ۸۱۲ تا ۸۲۲.

۲۲. **قاسمی‌خادمی، ت.، ۱۳۹۲.** آهوهای ایران. اولین همایش سراسری کشاورزی و منابع طبیعی پایدار. تهران. موسسه آموزش عالی مهر اروند. ۱۱ صفحه.

۲۳. **کاظمی‌جهندیزی، ا.؛ کابلی، م.؛ کرمی، م. و صوفی، م.، ۱۳۹۴.** تعیین ظرفیت برد زیستگاه و رژیم غذایی آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در پارک ملی سرخه‌حصار تهران. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط‌زیست. دوره ۱۷، شماره ۱، صفحات ۱۳۵ تا ۱۴۳.

۲۴. **کرمی، پ.، ۱۳۹۳.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در منطقه شکارممنوع قراویز با استفاده از تجزیه و تحلیل آشیان اکولوژیک (ENFA). پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد. دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه هرمزگان. ۱۲۵ صفحه.

۲۵. **کرمی، پ.؛ اسماعیل‌پور، ی.؛ قاسمی، ص. و شریفی، م.، ۱۳۹۴.** تعیین عرصه‌های مستعد احداث آبشخور برای آهوی ایرانی (*Gazella Subgutturosa Subgutturosa*) با استفاده از تحلیل سلسله مراتبی (مطالعه موردی: منطقه شکارممنوع قراویز). فصلنامه محیط زیست جانوری. دوره ۷، شماره ۳، صفحات ۱ تا ۱۲.

۲۶. **کرمی، پ.؛ کمانگر، م. و حسینی، س.م.، ۱۳۹۵.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subgutturos subgutturosa*) در منطقه شکارممنوع قراویز و استان کرمانشاه با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی. مجله پژوهش‌های جانوری. دوره ۲۹، شماره ۳، صفحات ۳۴۰ تا ۳۵۲.

۲۷. **مددی، م.؛ اکبرنژاد، ف. و قربان‌زاده، س.، ۱۳۹۷.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه آهو (*Gazella subgutturosa*) در پارک ملی گلستان. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ۱۰، شماره ۱، صفحات ۹ تا ۱۸.

۲۸. **مشهدی‌احمدی، ا.ع.؛ شمس‌اسفندآباد، ب. و گشتاسب میگونی، ح.، ۱۳۹۳.** مدل‌سازی مسیرهای گدار گوسفند وحشی البرز مرکزی (*O.o.arkali & O.o.vigneii*) با استفاده از آنالیز کم‌ترین هزینه مسیر در استان تهران. فصلنامه علوم و مهندسی محیط زیست. دوره ۱، شماره ۳، صفحات ۴۱ تا ۵۸.

۲۹. **مکی، ت.؛ فاخران، س.؛ مرادی، ح.؛ ایروانی، م. و فرهمند، م.، ۱۳۹۱.** ارزیابی اثرات بوم‌شناختی کنارگذر غرب اصفهان بر پناهگاه حیات‌وحش قمیشلو با استفاده از روش HEP. فصلنامه بوم‌شناسی کاربردی. دوره ۱، شماره ۲، صفحات ۳۹ تا ۵۲.

۳۰. **Bagli, S.; Geneletti, D. and Orsi, F., 2011.** Routeing of power lines through least-cost path analysis and multicriteria evaluation to minimise environmental impacts. Environmental Impact Assessment Review. Vol. 31, No. 3, pp: 234-239.

۳۱. **Baldwin, R., 2009.** Use of maximum entropy modeling in wildlife research. Entropy. Vol. 11, No. 4, pp: 854-866.

۳۲. **Chetkiewicz, C.L.B. and Boyce, M.S., 2009.** Use of resource selection functions to identify conservation corridors. Journal of Applied Ecology. Vol. 46, No. 5, pp: 1036-1047.

۳۳. **Cushman, S.A. and Wasserman, T.N., 2018.** Landscape Applications of Machine Learning: Comparing Random Forests and Logistic Regression in Multi-Scale Optimized Predictive Modeling of American Marten Occurrence in Northern Idaho, USA. In Machine Learning for Ecology and Sustainable Natural Resource Management. Springer, Cham. pp: 185-203.

۳۴. **Fabrizio, M.; Di Febbraro, M.; D'Amico, M.; Frate, L.; Roscioni, F. and Loy, A., 2019.** Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: a case study on European badger (*Meles meles*). European Journal of Wildlife Research. Vol. 65, No. 1, 7 p.

۳۵. **Kaminsin, D. and Suttidate, N., 2019.** Identifying potential dispersal corridors for Malayan tapirs (*Tapirus indicus*) in southern Thailand. Walailak Procedia.Vol. 2019, No. 3, 145 p.

۳۶. **Majumdar, K.; Adhikari, D.; Datta, B.K. and Barik, S.K., 2019.** Identifying corridors for landscape connectivity using species distribution modeling of Hydnocarpus kurzii (King) Warb. a threatened species of the Indo-Burma Biodiversity Hotspot. Landscape and ecological engineering. Vol. 15, No. 1, pp: 13-23.

۳۷. **Sawyer, S.C.; Epps, C.W. and Brashares, J.S., 2011.** Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? Journal of Applied Ecology. Vol. 48, No. 3, pp: 668-678.