

مدل‌سازی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها (Mustelidae) و میزان هم‌پوشی آن‌ها با مناطق تحت حفاظت در ایران

کامران الماسیه^{۱*} و میترا چراغی^۲

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۱/۰۳؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۲/۰۳)

چکیده

حفاظت از گذرگاه‌های زیستگاهی به منظور کاهش اثرات تکه‌تکه شدن زیستگاه بر جمعیت‌های حیات وحش، حائز اهمیت است. مطالعه حاضر با هدف شناسایی گذرگاه‌های زیستگاهی بالقوه میان لکه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها با استفاده از روش تحلیل مسیر حداقل هزینه فاکتوریل و نرم‌افزار UNICOR انجام شد. با روی هم‌گذاری گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های این خانواده، میزان هم‌پوشی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت سازمان حفاظت محیط زیست و تراکم جاده‌ای این لکه‌های داغ مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که بیشترین مساحت گذرگاه‌های زیستگاهی مربوط به گونه‌های راسو، سمور سنگی و زرده‌بر بود. لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی خانواده راسوها به طور عمده در رشته‌کوه‌های زاگرس و البرز قرار دارند. میزان هم‌پوشی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت کمتر از ۲۵ درصد و تراکم جاده‌ای ۵۰ متر در کیلومتر مربع بود. لزوم در نظر گرفتن لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی خانواده راسوها در ایجاد مناطق تحت حفاظت جدید و تمهیدات لازم برای حداقل رسانیدن تلفات جاده‌ای در لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی امری ضروری است. حفاظت از خانواده راسوها به عنوان گونه‌های گوشتخوار میانی، بقای شبکه‌های غذایی حیات وحش و پایداری تنوع زیستی ایران را فراهم می‌سازد.

واژه‌های کلیدی: گذرگاه زیستگاهی، مسیر حداقل هزینه فاکتوریل، تکه تکه شدن زیستگاه، زاگرس و البرز، گوشتخوار میانی

۱. دانشیار گروه مهندسی طبیعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان، ملاتانی، ایران.

۲. استادیار گروه مهندسی طبیعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان، ملاتانی، ایران.

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: almasieh@asnruk.ac.ir

مقدمه

تکه‌تکه شدن و تخریب زیستگاه‌های حیات وحش منجر به کاهش جریان ژن میان لکه‌های زیستگاهی شده و خطر انقراض محلی گونه‌های جانوری را افزایش می‌دهد (۳۹). گذرگاه زیستگاهی به یک راه باریک از سرزمین گفته می‌شود که امکان جابه‌جایی موجودات زنده یک گونه را بین دو یا چند لکه زیستگاهی و در شرایطی که سرزمین‌های اطراف این گذرگاه برای جابجایی‌های افراد گونه مناسب نباشند فراهم کند (۱۵). گذرگاه‌های زیستگاهی می‌توانند اثرات تکه‌تکه شدن زیستگاه را بر جمعیت‌های حیات وحش کاهش دهد (۴ و ۵۴). در نتیجه، حفاظت از این گذرگاه‌های زیستگاهی به خصوص برای گونه‌های پستاندار گوشتخوار به منظور تسهیل در رسیدن به لکه‌های زیستگاهی دیگر، حائز اهمیت است (۹ و ۱۰). چرا که گونه‌های گوشتخوار در مقابل اثرات تکه‌تکه شدن زیستگاه، حساسیت بیشتری نشان می‌دهند (۴۱). مناطق تحت حفاظت اغلب با وسعت کم خود برای حفاظت از گوشتخواران ناکافی بوده و این مناطق باید بتوانند علاوه بر لکه‌های زیستگاهی، گذرگاه‌های زیستگاهی را نیز حمایت کنند (۷). این مسئله به خصوص زمانی که لکه‌های زیستگاهی در ماتریسی از سیمای سرزمین انسانی احاطه شده‌اند اهمیت دوچندان پیدا می‌کند (۶۳). در واقع به منظور دستیابی به یک زیستگاه پایدار برای گونه‌های گوشتخوار باید شبکه‌ای از مناطق تحت حفاظت به هم مرتبط با هدف حرکت افراد گونه در گذرگاه‌های زیستگاهی و بهبود انتشار افراد گونه‌های گوشتخوار میان لکه‌های زیستگاهی ایجاد شود (۳). مدل‌سازی گذرگاه‌های زیستگاهی، جابجایی افراد یک گونه گوشتخوار را میان لکه‌های زیستگاهی پیش‌بینی و شناسایی می‌کند (۳۹). روش‌های متعددی برای مدل‌سازی گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های حیات وحش وجود دارد که مهمترین آنها روش‌های مسیر حداقل هزینه (۲)، تئوری مدارهای الکتریکی (۵۱)، تحلیل‌های مرکزیت (۲۶) و مسیر حداقل هزینه فاکتوریل (۲۲) هستند. به تازگی، روش مسیر حداقل هزینه فاکتوریل به طور گسترده در مدل‌سازی

گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های گوشتخوار مورد استفاده قرار گرفته است (۹ و ۳۷ و ۴۳ و ۵۳). خانواده راسوها (Mustelidae) پستاندارانی از راسته گوشتخواران (Carnivora) هستند که تعداد ۶۴ گونه از آنها در جهان شناسایی شده است (۳۴). تعداد هشت گونه از این خانواده شامل راسو (*Mustela nivalis*)، سمور سنگی (*Martes foina*)، سمور جنگلی (*Martes martes*)، شنگ (*Lutra lutra*)، شنگ هندی (*Lutrogale perspicillata*)، زرده‌بر (*Vormela peregusna*)، رودک (*Meles meles*) و رودک عسل‌خوار (*Mellivora capensis*) در ایران زیست می‌کنند (۳۸). دو گونه شنگ هندی و زرده‌بر دارای وضعیت آسیب‌پذیر (Vulnerable, VU)، گونه شنگ دارای وضعیت نزدیک به تهدید (Near Threatened, NT) و مابقی گونه‌های ذکر شده دارای وضعیت حداقل نگرانی (Least Concern, LC) در فهرست سرخ اتحادیه جهانی حفاظت از طبیعت (IUCN Red List) هستند (۳۴). به جز دو گونه راسو و شنگ، سایر گونه‌های خانواده راسوها در ایران جز گونه‌های حمایت شده سازمان حفاظت محیط زیست هستند (۷۳) (جدول ۱). شکار به دلیل پوست، طعمه مسموم و تصادفات جاده‌ای مهمترین عوامل تهدید گونه‌های خانواده راسوها محسوب می‌شوند (۳۸). همچنین، کشته شدن در مرگداری‌ها برای گونه راسو، کشته شدن در استخرهای پرورش ماهی برای گونه‌های شنگ و شنگ هندی و تخریب و پُر کردن لانه‌ها برای گونه‌های رودک و رودک عسل‌خوار، این گونه‌ها را با کاهش جمعیت مواجه کرده است (۷۳). گونه راسو در علفزارها و جنگل‌های باز، گونه سمور سنگی در مناطق جنگلی باز و مناطق کوهستانی، گونه سمور جنگلی در جنگل‌ها با ترجیح جنگل‌های قدیمی، گونه‌های شنگ و شنگ هندی در زیستگاه‌های آبی، گونه زرده‌بر در مناطق باز بیابانی و استپی و دور از مناطق کوهستانی، گونه رودک در مناطق جنگلی و استپی کوهستانی و گونه رودک عسل‌خوار در جنگل‌های معتدله و علفزارها زیست می‌کنند (۳۸). گونه‌های خانواده راسوها به طور عمده از چونندگان، خزندگان، پرندگان و تخم آنها و دوزیستان تغذیه می‌کنند. همچنین، ماهی نقش مهمی در رژیم غذایی گونه‌های شنگ و شنگ هندی دارد (۷۳).

جدول ۱. نقاط حضور گونه‌های خانواده راسوها در ایران و وضعیت حفاظت آنها در ایران و جهان

IUCN	وضعیت حفاظتی		تعداد نقاط حضور گردآوری شده		نام گونه
	سازمان حفاظت محیط زیست	بعد از بررسی خودهمبستگی	قبل از بررسی خودهمبستگی	بعد از بررسی خودهمبستگی	
LC	غیرحمایت شده	۴۸	۴۸	۴۸	راسو
LC	حمایت شده	۸۳	۸۳	۸۳	سمور سنگی
LC	حمایت شده	۱۹	۱۹	۱۹	سمور جنگلی
NT	غیر حمایت شده	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	شنگ
VU	حمایت شده	۳	۳	۳	شنگ هندی
VU	حمایت شده	۵۲	۵۲	۵۲	زرده‌بر
LC	حمایت شده	۸۱	۸۱	۸۱	رودک
LC	حمایت شده	۴۳	۴۳	۴۳	رودک عسل‌خوار

نفوذپذیری اکوسیستم است (۱۹). به دلیل تراکم پایین و غریزه مخفی‌کاری گونه رودک عسل‌خوار، اطلاعات بوم‌شناختی از این گونه ناچیز است که حفاظت موثر از آن را دشوار می‌سازد (۶۴). در مطالعه حاضر که مکمل پژوهش پیشین ما (۶) در زمینه مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها در ایران و تعیین لکه‌های زیستگاهی است به بررسی گذرگاه‌های زیستگاهی این خانواده پرداخته شده است. بنابراین، سه هدف پژوهش حاضر، ۱. شناسایی گذرگاه‌های زیستگاهی بالقوه میان لکه‌های زیستگاهی خانواده راسوها، ۲. شناسایی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی خانواده راسوها و ۳. میزان هم‌پوشی این لکه‌های داغ با مناطق تحت حفاظت سازمان حفاظت محیط زیست است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه، کشور ایران با مساحت ۱۶۴۸۱۹۵ کیلومتر مربع است. رشته‌کوه البرز به طول ۶۵۰ کیلومتر از غرب به شرق به صورت افقی در جنوب دریای خزر و رشته‌کوه زاگرس به طول ۱۶۰۰ کیلومتر از شمال غرب به جنوب ایران گسترده شده‌اند که مانع رسیدن رطوبت به مرکز ایران می‌شوند (۵۶). کشور ایران در قلمرو دیرین شمالگان و در مرز دو قلمرو شرقی

گونه‌های شنگ، شنگ هندی، رودک و رودک عسل‌خوار جز گوشتخواران با جثه متوسط (۲۵-۷ کیلوگرم) و مابقی گونه‌های خانواده راسوها در ایران جز گوشتخواران با جثه کوچک (کوچکتر از ۷ کیلوگرم) هستند (۳۳). خانواده راسوها از ناشناخته‌ترین خانواده گوشتخواران در ایران هستند و مطالعات کمی بر روی آنها در سطح ایران انجام شده است. این خانواده به عنوان گوشتخواران با جثه کوچک و متوسط (گوشتخوار میانی، Mesocarnivore) نقش مهمی در عملکرد و ساختار اکوسیستم ایفا می‌کنند. به خصوص در مناطقی که گوشتخواران بزرگ جثه به طور محلی منقرض شده‌اند. همچنین، گوشتخواران میانی نقش مهمی در پراکنش بذر گیاهان دارند که این مهم در گوشتخواران بزرگ جثه بسیار کم‌رنگ‌تر است (۶۱). گونه‌های راسو، سمور سنگی، سمور جنگلی و رودک به عنوان گونه‌های گوشتخوار کانونی (گونه‌های دربرگیرنده فرآیندهای بوم‌شناختی مهم و دارای زیستگاه‌های خاص، حساس و شکننده (۱۵)) در مناطق درختزاری و حساس به تخریب زیستگاه و قطع ارتباط‌های زیستگاهی (۱۲ و ۴۸) و گونه شنگ به عنوان گونه پرچم در اکوسیستم‌های آب شیرین و حساس به تخریب زیستگاه‌های کنار رودخانه‌ای (۲۱) شناخته شده‌اند. گونه زرده‌بر شکارگر جونندگان عمده مناطق نیمه خشک و یک گونه با ارزش برای پایداری و

هندی در ایران فقط در تالاب هورالعظیم است و گزارش‌های تایید نشده از حضور این گونه در مناطق مجاور وجود دارد (۷۳). بنابراین، تالاب هورالعظیم به عنوان زیستگاه این گونه در نظر گرفته شد و مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای گونه شنگ هندی انجام نشد.

تعداد ۳۳ متغیر محیط زیستی شامل متغیرهای توپوگرافی، اقلیمی، پوشش گیاهی، منابع آبی، امنیت و آشفتگی انسانی در مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها در نظر گرفته شد (جدول ۲). مدل رقومی ارتفاع (Digital Elevation Model, DEM) با اندازه سلول ۳۰ متر که از ماموریت توپوگرافی رادار شاتل (Shuttle Radar Topography Mission, SRTM) استخراج گردیده است از درگاه <http://earthexplorer.usgs.gov> دریافت و با اندازه سلول ۱ کیلومتر به عنوان نقشه ارتفاع استفاده شد. نقشه شیب با ابزار Slope، نقشه جهت با ابزار Aspect و نقشه سختی (انحراف معیار ارتفاع) با ابزار Focal Statistic از نقشه ارتفاع تهیه شدند. نوزده متغیر اقلیمی از درگاه <http://worldclim.org> با اندازه سلول ۱ کیلومتر دریافت گردید (۲۹). نقشه MODIS MOD13A1 V6 به عنوان شاخص نرمال شده تفاضل پوشش گیاهی (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) با اندازه سلول ۵۰۰ متر از درگاه <http://earthexplorer.usgs.gov> دریافت گردید و به اندازه سلول یک کیلومتر تغییر یافت. نقشه پوشش زمین ایران (۳۰) که از تصاویر ماهواره لندست با اندازه سلول ۳۰ متر تهیه شده است با استفاده از ابزار Focal Statistic و با در نظر گرفتن اندازه همسایگی ۵ کیلومتر (۲۸) برای محاسبه نقشه‌های تراکم مناطق جنگلی، تراکم مناطق مرتعی و تراکم زمین‌های کشاورزی استفاده شد. با توجه به اهمیت منابع آبی برای گوشتخواران (۴) و اهمیت تالاب‌ها برای گونه شنگ، نقشه فاصله از رودخانه‌ها (۲۴) و فاصله از تالاب‌ها (۲۴) با استفاده از ابزار Euclidean Distance تهیه شد. نقشه فاصله از مناطق حفاظت شده (۲۴) به عنوان مناطق امن و حامی حیات وحش تهیه شد. نقشه رد پای انسانی (۶۸) به عنوان شاخص دسترسی انسان،

(اورینتال) و اتیوپین واقع شده است که تنوع در توپوگرافی و اقلیم کشور، تنوع زیستی مطلوبی را فراهم آورده است (۵). در حال حاضر حدود ۱۹۰ پستاندار در کشور وجود دارد که راسته گوشتخواران دارای ۲۹ گونه هستند. خانواده راسوها یکی از هشت خانواده راسته گوشتخواران با حضور هشت گونه در ایران است (۷۱). گونه راسو به طور عمده در مناطق غرب و شمال غرب کشور، گونه سمور سنگی در اکثر مناطق کوهستانی کشور، گونه سمور جنگلی در جنگل‌های شمال کشور، گونه شنگ در شمال و غرب کشور، گونه شنگ هندی در جنوب غرب کشور (تالاب هورالعظیم)، گونه زرده‌بر در مناطق دشتی شمال و غرب و بخش‌هایی از شرق کشور، گونه رودک در شمال و غرب کشور و گونه رودک غسل‌خوار در جنوب و جنوب غرب و بخش‌هایی از شمال شرق کشور زیست می‌کنند (۳۸). بر اساس موقعیت نقاط حضور گونه‌های خانواده راسوها، این گونه‌ها در ۹۷ منطقه تحت حفاظت در کشور حضور دارند.

مدل‌سازی گذرگاه‌های زیستگاهی

در مطالعه الماسیه و چراغی (۶) بخش‌های گردآوری نقاط حضور، مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه و شناسایی لکه‌های زیستگاهی خانواده راسوها به طور کامل تشریح شده است. بخش‌های ذکر شده در مطالعه قبلی نویسندگان بدون هر گونه تحلیل جدیدی در مطالعه حاضر بکار گرفته شد. تعداد ۴۲۹ نقطه حضور قابل اعتماد گونه‌های خانواده راسوها از کارشناسان و محیط‌بانان ادارات حفاظت محیط زیست استان‌های مختلف گردآوری شد (جدول ۱). به منظور به حداقل رساندن خودهمبستگی نقاط حضور، مطابق روش Sharifi و همکاران (۶۴)، بین دو نقطه حضور با شعاع کمتر از ۵ کیلومتر، یک نقطه حضور می‌بایست انتخاب گردد. این کار توسط ابزار Spatially Rarify Occurrence Data tool در نرم‌افزار SDMTtoolbox انجام شد (۱۷). هیچکدام از نقاط حضور حذف نشد و در نهایت، کل تعداد ۴۲۹ نقطه حضور به عنوان نقطه حضور مستقل در مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها در ایران استفاده شد (جدول ۱). محدوده پراکنش شنگ

جدول ۲. متغیرهای محیط زیستی در نظر گرفته شده و انتخاب شده نهایی برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها در ایران

متغیر نهایی بر اساس MaxentVariableSelection و VIF کمتر از ۳						
نوع متغیر	نام متغیر	راسو	سمور سنگی	سمور جنگلی	تینگ	زردپه‌بر
توپوگرافی	ارتفاع	*	*	*	*	*
	شیب					
	جهت					
	سختی (انحراف معیار ارتفاع)	*	*	*		
	میانگین دمای سالانه (BIO1)		*			
	بازه میانگین روزانه دما (BIO2)					*
	ایزوترمالمیتی (BIO3)					*
	تنوع فصلی دما (BIO4)					*
	بالاترین دمای گرم‌ترین ماه سال (BIO5)					*
	پایین‌ترین دمای سردترین ماه سال (BIO6)	*				*
	بازه سالانه دما (BIO7)					*
اقلیمی	میانگین دمای مرطوب‌ترین چارک (BIO8)					*
	میانگین دمای خشک‌ترین چارک (BIO9)				*	*
	میانگین دمای گرم‌ترین چارک (BIO10)				*	*
	میانگین دمای سردترین چارک (BIO11)				*	*
	بارندگی سالانه (BIO12)	*	*			*
	بارندگی مرطوب‌ترین ماه (BIO13)				*	*
	بارندگی خشک‌ترین ماه (BIO14)				*	*
	تنوع فصلی بارندگی (BIO15)	*		*	*	*
	بارندگی مرطوب‌ترین چارک (BIO16)					*
	بارندگی خشک‌ترین چارک (BIO17)					*
	بارندگی گرم‌ترین چارک (BIO18)					*
	بارندگی سردترین چارک (BIO19)					*
پوشش گیاهی	شاخص نرمال شده تفاضل پوشش گیاهی (NDVI)	*	*	*	*	*
	تراکم مناطق جنگلی		*	*	*	*
	تراکم مناطق مرتعی	*	*	*	*	*
	تراکم زمین‌های کشاورزی	*	*	*	*	*
منابع آبی	فاصله از رودخانه‌ها	*	*	*	*	*
	فاصله از تالاب‌ها		*	*	*	*
امنیت	فاصله از مناطق حفاظت شده	*	*	*	*	*
آشفتگی انسانی	ردپای انسانی	*	*	*	*	*
	فاصله از جاده‌ها	*	*	*	*	*
	فاصله از روستاها	*	*	*	*	*

زیستگاه به تفکیک هر گونه در biomode2 محاسبه شد. نقشه‌های حاصل از مدل اجماعی گونه‌های خانواده راسوها به روش خطی و با ابزار Rescale by Function در محیط نرم‌افزار ArcGIS نسخه ۱۰/۳ به نقشه‌های بازه صفر تا یک تبدیل شد (۷۰). نقشه‌های تهیه شده در مرحله قبل به روش لگاریتمی منفی و با استفاده از رابطه زیر، به نقشه‌های مقاومت در بازه یک تا ۱۰ تبدیل شدند (۵۰).

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

در این رابطه، R نقشه مقاومت گونه و HS نقشه اجماعی مطلوبیت زیستگاه گونه در بازه صفر تا یک است. مدل‌سازی لکه‌های زیستگاهی خانواده راسوها در نرم‌افزار شبیه‌ساز جهانی (UNICOR) (۴۷) با روش کرنل مقاومت و با استفاده از نقاط حضور و نقشه مقاومت هر گونه محاسبه شد (۴۰). مزیت روش کرنل مقاومت، در نظر گرفتن توان انتشار گونه در پیش‌بینی لکه‌های زیستگاهی است (۲۲). با بررسی مطالعات پیشین (۱۴) و ۳۱ و ۴۴ و ۵۷ و ۶۲ و ۷۲، توان انتشار ۵۰ کیلومتر برای گونه‌های راسو، سمور سنگی، سمور جنگلی و زرده‌بر و ۷۰ کیلومتر برای گونه‌های شنگ، رودک و رودک عسل‌خوار در نظر گرفته شد. در نهایت، ۱۰ درصد بالاترین نرخ انتشار به عنوان لکه‌های زیستگاهی مرکزی (Core habitats) تعیین شد (۳).

در مطالعه حاضر، مدل‌سازی گذرگاه‌های زیستگاهی خانواده راسوها (به جز شنگ هندی) با استفاده از روش مسیر حداقل هزینه فاکتوریل انجام شد. در این روش، گذرگاه‌های زیستگاهی میان نقاط حضور گونه بر روی نقشه مقاومت هر گونه در نرم‌افزار UNICOR برای یافتن کوتاه‌ترین مسیر از یک نقطه حضور به تمامی نقاط حضور موجود پیش‌بینی شد (۴۲). در واقع، تحلیل حداقل هزینه فاکتوریل، مسیرهای حداقل هزینه را از هر نقطه حضور گونه به نقاط حضور دیگر و صرف نظر از دور بودن و توان انتشار گونه پیش‌بینی کرده و تمامی گذرگاه‌های زیستگاهی بالقوه را در نظر می‌گیرد (۲۳). در نتیجه، نقشه پیوسته گذرگاه‌های زیستگاهی بالقوه میان نقاط حضور گونه‌های خانواده راسوها به تفکیک هر گونه به دست

تراکم جمعیت و ساختارهای انسانی به عنوان نقشه آشفستگی انسانی استفاده شد. نقشه فاصله از جاده‌ها (۲۴) و فاصله از روستاها (۲۴) به عنوان دیگر متغیرهای آشفستگی انسانی استفاده شدند. کلیه متغیرهای تهیه شده با اندازه سلول یک کیلومتر و با سیستم مختصات جغرافیایی در مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه خانواده راسوها استفاده شدند. کلیه ابزارهای ذکر شده در نرم‌افزار ArcGIS نسخه ۱۰/۳ موجود است. بسته MaxentVariableSelection (۳۶) در نرم‌افزار R نسخه ۳.۶.۰ (۵۸) و شاخص تورم واریانس (Variance Inflation Factor, VIF) در بسته USDM (۵۵) در محیط نرم‌افزار R و آستانه VIF بزرگتر از عدد سه برای حذف متغیرها استفاده شدند (۷۴) و در نهایت، متغیرهای نهایی برای هر گونه انتخاب شدند (جدول ۲). از یک مدل اجماعی متشکل از سه الگوریتم بر پایه روش یادگیری ماشینی شامل مدل بیشینه آنتروپی (Maximum Entropy, MaxEnt)، مدل جنگل تصادفی (Random Forest, RF) و روش افزایشی تعمیم یافته (Generalized Boosting Method, GBM) در بسته biomode2 (۶۷) در نرم‌افزار R برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها استفاده شد. سطح زیر منحنی (Area under the Curve, AUC) ویژگی عامل دریافت کننده (Receiver Operating Characteristics, ROC) و مدل آماره مهارت واقعی (True Skill Statistic, TSS) برای ارزیابی اعتبار و کیفیت هر یک از مدل‌ها، استفاده شد. به این ترتیب، که مقادیر $AUC > 0.9$ و مقادیر $TSS > 0.75$ نشان‌دهنده صحت عالی مدل هستند (۲۵). با لحاظ ۱۰ برابر تعداد نقاط حضور بر اساس روش Barbet-Massin و همکاران (۱۳)، تعداد ۱۹۰ تا ۱۰۰۰ نقطه شبه عدم حضور برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها در نظر گرفته شد. مدل‌سازی با ۲۰ تکرار برای هر مدل به منظور به دست آوردن نتایج مطمئن انجام شد. هفتاد و پنج درصد نقاط حضور به عنوان داده‌های تعلیمی و مابقی ۲۵ درصد نقاط حضور به عنوان داده‌های آزمون انتخاب شدند. میزان مشارکت هر یک از متغیرها در مدل‌های مطلوبیت

مناطق مرتعی، تراکم زمین‌های کشاورزی، فاصله از رودخانه‌ها و فاصله از تالاب‌ها (یک بار برای هر متغیر) بود (جدول ۳). لکه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها به طور عمده در رشته کوه‌های البرز و زاگرس و جنگل‌های هیرکانی در شمال کشور واقع شده‌اند (شکل ۱).

بر اساس نقشه‌های پیوسته گذرگاه‌های زیستگاهی (شکل ۱)، در گونه راسو بیشترین شدت جریان حرکت میان افراد گونه در گذرگاه‌های زیستگاهی امتداد رشته‌کوه البرز وجود دارد. همچنین، شدت جریان حرکت متوسط در گذرگاه زیستگاهی امتداد رشته‌کوه زاگرس و شدت جریان حرکت متوسط تا ضعیف در گذرگاه زیستگاهی بین رشته‌کوه‌های البرز و زاگرس وجود دارد. در گونه سمور سنگی بیشترین شدت جریان حرکت میان افراد گونه در گذرگاه زیستگاهی امتداد رشته‌کوه البرز شروع شده و به سمت جنوب این مناطق در امتداد زاگرس مرکزی و جنوبی و سپس به جنوب ایران ادامه می‌یابد. شدت جریان حرکت متوسط در گذرگاه زیستگاهی از رشته‌کوه البرز به شمال شرق کشور و از زاگرس مرکزی به زاگرس شمالی و همچنین، شدت جریان حرکت ضعیف در گذرگاه زیستگاهی از جنوب به جنوب شرق ایران واقع است. در گونه سمور جنگلی بیشترین شدت جریان حرکت میان افراد گونه در گذرگاه زیستگاهی بین مناطق غربی و میانی سواحل دریای خزر در شمال کشور و همچنین، شدت جریان حرکت متوسطی در گذرگاه زیستگاهی از شرق به مرکز سواحل دریای خزر وجود دارد. در گونه سنگ بیشترین شدت جریان حرکت میان افراد گونه در گذرگاه زیستگاهی از شمال کشور به سمت مناطق زاگرس مرکزی وجود دارد. همچنین، شدت جریان حرکت متوسط در گذرگاه زیستگاهی در مناطق شمالی کشور و شدت جریان حرکت ضعیف در گذرگاه زیستگاهی در مناطق غرب و شمال غرب کشور وجود دارد. در گونه زردبر بیشترین شدت جریان حرکت در گذرگاه زیستگاهی مناطق مسطح پایین دست رشته‌کوه البرز وجود دارد. همچنین، شدت جریان حرکت متوسط تا ضعیف در گذرگاه زیستگاهی به سمت

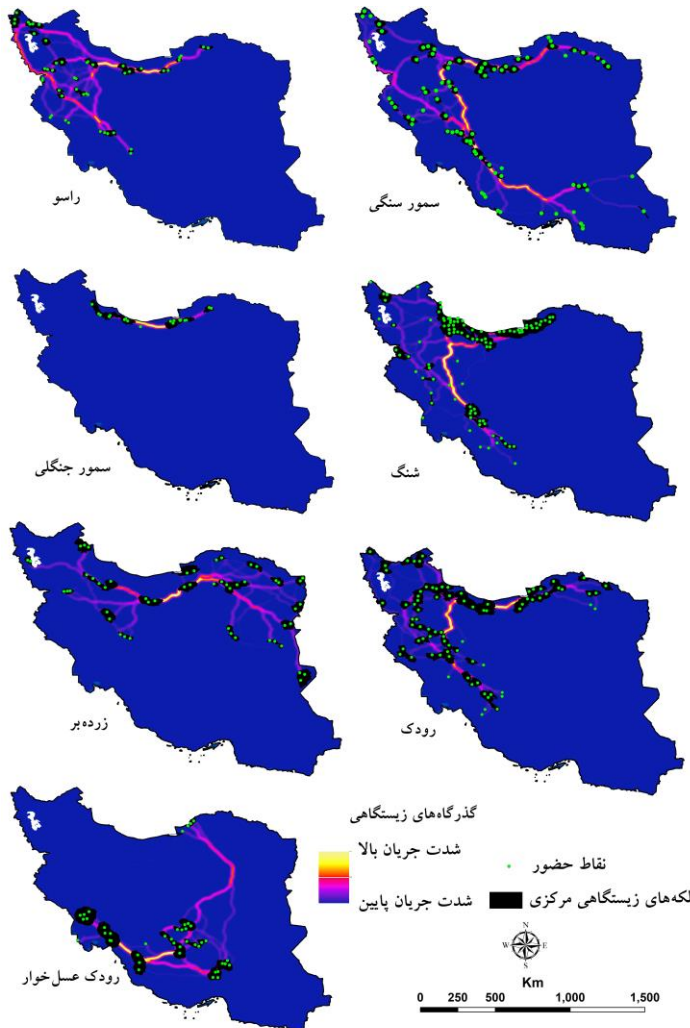
آمد. برای تبدیل نقشه پیوسته به نقشه طبقه‌بندی شده گذرگاه‌های زیستگاهی، میزان ۱۰ درصد بیشترین شدت جریان گذرگاه‌های زیستگاهی موجود استفاده شد (۸). نقشه‌های پیوسته میزان شدت جریان حرکت افراد گونه در گذرگاه‌های زیستگاهی و نقشه‌های طبقه‌بندی شده، مرز تعیین شده گذرگاه‌های زیستگاهی را نشان می‌دهند. در نهایت، مناطق گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها روی هم‌گذاری شده و گذرگاه‌های زیستگاهی با تعداد یک تا پنج گونه از خانواده راسوها مشخص شدند. مناطق با گذرگاه‌های ≥ 3 گونه خانواده راسوها به عنوان لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی حدود ۲/۵ درصد و مناطق با گذرگاه‌های ≥ 2 گونه خانواده راسوها به عنوان لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی حدود ۵ درصد مساحت ایران تعیین شدند (۱۸). میزان هم‌پوشی این لکه‌های داغ با مناطق تحت حفاظت (مناطق حفاظت شده، پناهگاه‌های حیات وحش، پارک‌های ملی و مناطق شکار ممنوع) محاسبه گردید. طول جاده‌های منقطع کننده لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی محاسبه شده و با تقسیم آن بر مساحت گذرگاه‌های زیستگاهی، تراکم جاده‌ای بر حسب متر جاده بر کیلومتر مربع گذرگاه مشخص شد. همچنین، این محاسبات برای گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های مورد بررسی به طور جداگانه انجام گرفت.

نتایج

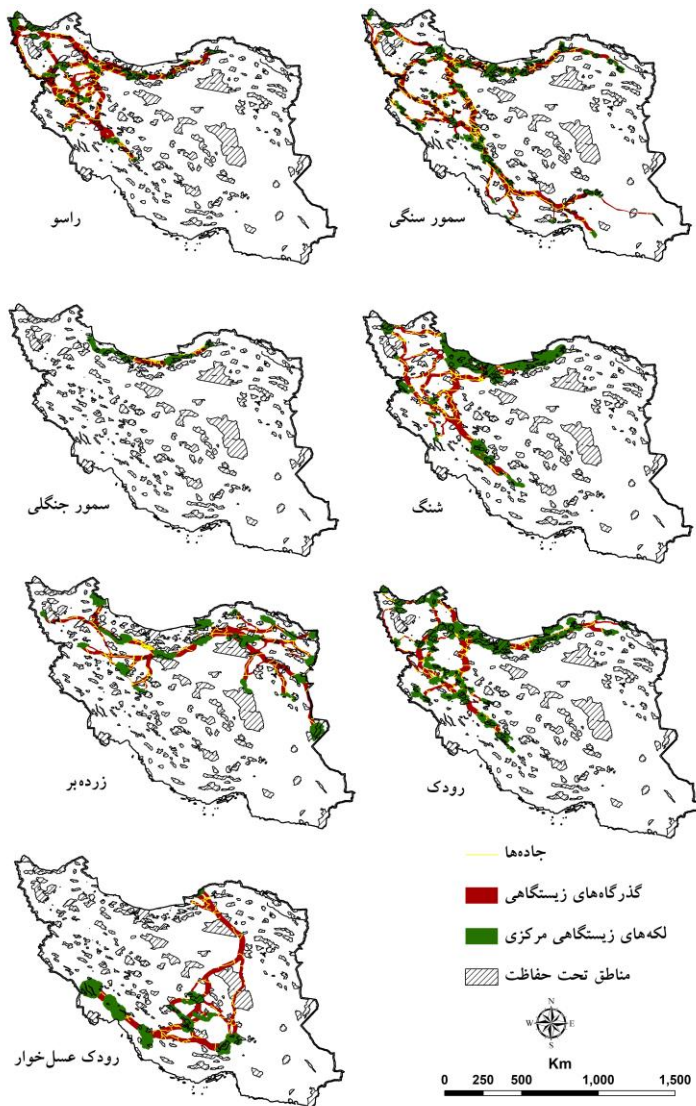
مقادیر AUC و TSS برای مدل‌های مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها به ترتیب بالاتر از مقادیر ۰/۹ و ۰/۷۵ به دست آمد که نشان‌دهنده صحت عالی مدل‌ها است. بر اساس نتایج مدل‌های مطلوبیت زیستگاه، مهم‌ترین متغیرها (رتبه‌های یک تا سه)، متغیرهای سختی و فاصله از مناطق حفاظت شده (سه بار برای هر متغیر)، میانگین دمای سالانه (BIO1)، کمترین دمای سردترین ماه (BIO6)، تنوع فصلی بارندگی (BIO15) و NDVI (دو بار برای هر متغیر) و تنوع فصلی دما (BIO4)، کمترین دمای سردترین چهارک (BIO10)، تراکم مناطق جنگلی، تراکم

جدول ۳. میزان مشارکت هر یک از متغیرها (میانگین سه مدل) در مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های خانواده راسوها در ایران

گونه	میزان مشارکت (درصد)
راسو	NDVI (۱۸/۳)، تراکم مناطق مرتعی (۱۶/۲)، BIO6 (۱۳/۶)، سختی (۱۱/۲)، BIO12 (۱۰/۹)، فاصله از مناطق حفاظت شده (۹/۲)، فاصله از رودخانه‌ها (۸/۱)، فاصله از جاده‌ها (۷/۳) و فاصله از روستاها (۵/۲)
سمور سنگی	سختی (۲۱/۴)، فاصله از مناطق حفاظت شده (۱۸/۶)، BIO1 (۱۶/۹)، فاصله از رودخانه‌ها (۱۳/۱)، BIO12 (۱۰/۹)، تراکم مناطق مرتعی (۷/۹)، فاصله از جاده‌ها (۶/۲) و فاصله از روستاها (۵/۷)
سمور جنگلی	تراکم مناطق جنگلی (۳۶/۲)، NDVI (۲۰/۴)، سختی (۱۸/۸)، BIO15 (۹/۷)، فاصله از مناطق حفاظت شده (۷/۶) و فاصله از جاده‌ها (۷/۳)
شنگ	فاصله از رودخانه‌ها (۲۶/۳)، فاصله از تالاب‌ها (۲۵/۷)، BIO10 (۱۵/۳)، ارتفاع (۷/۷)، NDVI (۷/۲)، فاصله از مناطق حفاظت شده (۶/۹)، BIO14 (۵/۹) و فاصله از جاده‌ها (۵)
زردبر	فاصله از مناطق حفاظت شده (۲۲/۱)، BIO15 (۱۶/۶)، BIO4 (۱۳/۷)، تراکم مناطق مرتعی (۱۱/۹)، ارتفاع (۹/۷)، فاصله از رودخانه‌ها (۹/۵)، فاصله از جاده‌ها (۸/۳) و فاصله از روستاها (۸/۲)
رودک	BIO1 (۱۹/۳)، سختی (۱۶/۵)، فاصله از مناطق حفاظت شده (۱۳/۵)، ارتفاع (۱۲/۲)، BIO12 (۱۰/۸)، NDVI (۹/۷)، فاصله از رودخانه‌ها (۶/۶)، تراکم مناطق مرتعی (۵/۹) و فاصله از جاده‌ها (۵/۵)
رودک عسل‌خوار	تراکم زمین‌های کشاورزی (۱۹/۱)، BIO6 (۱۸)، BIO15 (۱۶/۷)، فاصله از مناطق حفاظت شده (۱۳/۱)، سختی (۱۰/۲)، فاصله از روستاها (۹/۱)، فاصله از جاده‌ها (۷/۳) و تراکم مناطق مرتعی (۶/۵)



شکل ۱. گذرگاه‌های زیستگاهی پیوسته میان لکه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها در ایران



شکل ۲. گذرگاه‌های زیستگاهی طبقه‌بندی شده میان لکه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها در ایران

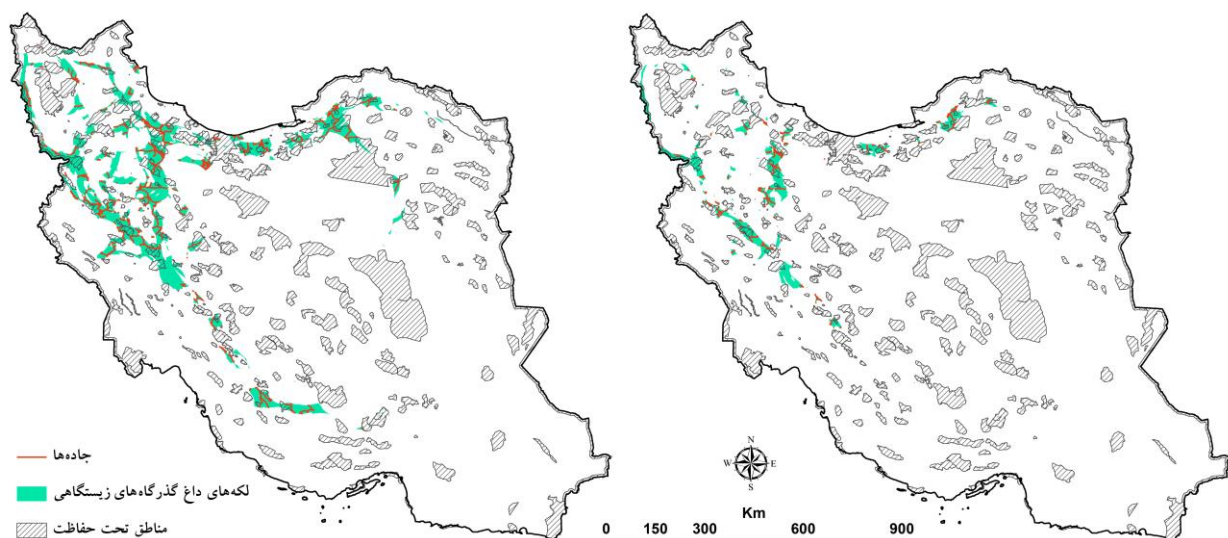
ضعیف در گذرگاه زیستگاهی از سمت جنوب به شمال کشور وجود دارد (شکل ۱).

شکل ۲ گذرگاه‌های زیستگاهی طبقه‌بندی شده میان لکه‌های زیستگاهی گونه‌های هدف را نشان می‌دهد. بیشترین مساحت گذرگاه‌های زیستگاهی مربوط به گونه راسو بوده و بعد از آن به ترتیب گونه‌های سمور سنگی، زرده‌بر، رودک عسل‌خوار، شنگ و رودک قرار دارند. گونه سمور جنگلی کمترین مساحت گذرگاه‌های زیستگاهی را به خود اختصاص داده است (جدول ۴). بیشترین میزان هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت مربوط به گونه سمور جنگلی بوده و بعد از آن به ترتیب گونه‌های رودک عسل‌خوار،

مناطق شرقی کشور و شدت جریان حرکت ضعیف در گذرگاه زیستگاهی مناطق غربی کشور وجود دارد. در گونه رودک بیشترین شدت جریان حرکت میان افراد گونه گذرگاه زیستگاهی از رشته‌کوه البرز به سمت مناطق زاگرس مرکزی وجود دارد. همچنین، شدت جریان حرکت متوسط در گذرگاه زیستگاهی از زاگرس مرکزی به زاگرس جنوبی و از رشته‌کوه البرز به سمت مناطق شمال شرق کشور و شدت جریان حرکت ضعیف در گذرگاه زیستگاهی واقع در غرب و شمال غرب کشور وجود دارد. در گونه رودک عسل‌خوار بیشترین شدت جریان حرکت میان افراد گونه در گذرگاه‌های زیستگاهی جنوب کشور وجود دارد. همچنین، شدت جریان حرکت

جدول ۴. مشخصات گذرگاه‌های زیستگاهی طبقه‌بندی شده گونه‌های خانواده راسوها در ایران

تراکم جاده‌ای (m/km ²)	هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت (%)	مساحت گذرگاه‌های زیستگاهی (km ²)	
۳۲/۷	۱۵/۴	۱۴۲۹۳۷/۷	راسو
۵۰/۴	۲۲/۳	۱۱۸۴۹۳/۴	سمور سنگی
۸۲/۱	۲۸/۸	۸۴۱۱/۲	سمور جنگلی
۵۵/۴	۱۴/۶	۶۹۸۶۴/۱	شنگ
۴۹/۵	۱۴/۵	۹۱۴۱۲/۹	زردبر
۴۹/۸	۲۰/۷	۵۳۸۰۵	رودک
۳۳/۶	۲۶/۷	۷۶۶۹۳/۳	رودک عسل‌خوار
۵۱/۳	۲۴/۳	۳۹۴۱۲/۸	لکه‌های داغ ۲/۵ درصد
۵۲/۷	۱۹/۵	۹۰۱۹۸/۹	لکه‌های داغ ۵ درصد



شکل ۳. لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی خانواده راسوها در ایران (سمت راست: ۲/۵ و سمت چپ: ۵ درصد مساحت ایران)

گذرگاه‌های زیستگاهی ۲/۵ درصد مساحت ایران (≥ 3) گونه از خانواده راسوها) به طور عمده در رشته‌کوه‌های زاگرس و البرز واقع شده‌اند (شکل ۳). میزان هم‌پوشی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی ۲/۵ و ۵ درصد با مناطق تحت حفاظت به ترتیب حدود ۲۴ و ۲۰ درصد و تراکم جاده‌ای آن‌ها به ترتیب حدود ۵۱ و ۵۳ متر در کیلومتر مربع بود. (شکل ۳).

سمور سنگی، رودک، راسو و شنگ قرار دارند. گونه زردبر دارای کمترین میزان هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت بود (جدول ۴). بیشترین میزان تراکم جاده‌ای مربوط به گونه سمور جنگلی بوده و بعد از آن به ترتیب گونه‌های شنگ، سمور سنگی، رودک، زردبر و رودک عسل‌خوار قرار دارند. گونه راسو دارای کمترین تراکم جاده‌ای در گذرگاه‌های زیستگاهی بود (جدول ۴). لکه‌های داغ

بحث و نتیجه‌گیری

شناسایی گذرگاه‌های زیستگاهی و نفوذپذیری سیمای سرزمین برای حفاظت بلند مدت از گونه‌های پستاندار گوشتخوار امری ضروری است (۲۰). بنابراین، مطالعه حاضر با هدف بررسی گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها به عنوان گونه‌های گوشتخوار به نسبت ناشناخته در کشور و میزان هم‌پوشی این گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت انجام شد. گذرگاه‌های زیستگاهی به طور عمده در رشته‌کوه‌های البرز و زاگرس واقع شده‌اند. میزان هم‌پوشی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها با مناطق تحت حفاظت به حداکثر یک چهارم این لکه‌های داغ می‌رسد. تراکم جاده‌های لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی حدود ۵۰ متر در کیلومتر مربع بود. شایان ذکر است که گذرگاه‌های ساختاری پیش‌بینی شده در این مطالعه ممکن است با گذرگاه‌های واقعی به دلیل بوم‌شناسی متفاوت گونه‌ها از جمله سرعت جابه‌جایی و نیاز به غذا در طول جابه‌جایی متفاوت باشند (۵۹).

Sharifi و همکاران (۶۴)، متغیر میانگین دمای سالانه (BIO1) را به عنوان مهم‌ترین متغیر در ارزیابی مطلوبیت زیستگاه گونه رودک عسل‌خوار در جنوب کشور ذکر کردند. در مطالعه حاضر نیز متغیرهای اقلیمی شامل پایین‌ترین دمای سردترین ماه سال (BIO6) و تنوع فصلی بارندگی (BIO15) به ترتیب به عنوان دومین و سومین متغیر مهم در ارزیابی مطلوبیت زیستگاه این گونه در کشور معرفی شدند. متغیرهای فاصله از رودخانه‌ها و فاصله از تالاب‌ها به ترتیب به عنوان اولین و دومین متغیر تاثیرگذار در ارزیابی مطلوبیت زیستگاه گونه شنگ در مطالعه حاضر معرفی شدند که با مطالعه Mirzaei و همکاران (۵۲) در شمال ایران، Riley و همکاران (۶۰) در ولز کشور انگلستان و Shin و همکاران (۶۵) در کشور کره جنوبی مطابقت دارد. همچنین، یک متغیر اقلیمی (میانگین دمای گرم‌ترین چارک (BIO10)) به عنوان سومین متغیر تاثیرگذار برای ارزیابی مطلوبیت زیستگاه گونه شنگ در ایران در مطالعه

حاضر معرفی شد که با مطالعه Jo و همکاران (۳۵) در کشور کره جنوبی مطابقت دارد. متغیرهای تراکم مناطق جنگلی و سختی متغیرهای تاثیرگذار در ارزیابی مطلوبیت زیستگاه گونه سمور جنگلی در ایران در مطالعه حاضر بودند که با مطالعه Kurki و همکاران (۴۶) و Brainerd و Rolstad (۱۶) در مناطق مختلف منطقه اسکاندیناوی در شمال اروپا مطابقت داشت.

Acharya و همکاران (۱) مناطق جنگلی-رودخانه‌ای را گذرگاه‌های زیستگاهی گونه شنگ هندی میان لکه‌های زیستگاهی در کشور نپال معرفی کردند. در مطالعه حاضر نیز، مناطق درختزاری زاگرس دارای بیشترین شدت جریان حرکت در گذرگاه زیستگاهی گونه شنگ در ایران بودند. در مطالعه آنها گذرگاه‌های زیستگاهی گونه شنگ هندی به صورت خطی و طولی عنوان شد. در مطالعه حاضر، گذرگاه‌های زیستگاهی گونه شنگ به صورت چندوجهی محاسبه شد. چرا که، به دلیل محاسبه میزان هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت و شناسایی شکاف‌های حفاظتی و همچنین محاسبه تراکم جاده‌ای، گذرگاه‌های زیستگاهی در مطالعه حاضر به صورت چندوجهی در نظر گرفته شدند. Tarabon و همکاران (۶۶) در بررسی گذرگاه‌های زیستگاهی سه گونه پستاندار از جمله گونه رودک در منطقه‌ای در فرانسه، مناطق جنگلی را مهم‌ترین مناطق برای گذرگاه‌های زیستگاهی این گونه در منطقه مورد مطالعه خود عنوان کردند که در مطالعه حاضر نیز مناطق درختزاری رشته‌کوه‌های البرز و زاگرس مهم‌ترین مناطق گذرگاه‌های زیستگاهی گونه رودک در ایران عنوان شد.

گونه سمور آمریکایی (*Martes americana*) یک گوشتخوار جنگل‌زی در قاره آمریکای شمالی است که گزینه مناسبی برای مدل‌سازی ارتباط‌های زیستگاهی محسوب می‌شود. این گونه، جنگل‌های قدیمی را نسبت به جوان ترجیح می‌دهد و جمعیت‌های ایزوله آن به دلیل عدم وجود جنگل‌های کهن پیوسته با خطر درون‌زایی همراه است (۴۵). سمور جنگلی نیز در ایران جنگل‌های هیرکانی کهن را ترجیح می‌دهد (۳۸) و به نظر می‌رسد که با توجه به پراکنش و لکه‌های محدود، شرایط

می‌تواند شدت جریان حرکت افراد گونه سمور جنگلی را در گذرگاه‌های زیستگاهی مختل سازد. مطالعه حاضر نشان داد که لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی گونه‌های خانواده راسوها به طور عمده در رشته‌کوه زاگرس و بعد از آن در رشته‌کوه البرز قرار دارد. رشته‌کوه‌های البرز و زاگرس به عنوان مناطقی با بیشترین غنای گونه‌ای پستانداران ایران شناخته شده‌اند (۷۱). با توجه به میزان پایین هم‌پوشی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت (کمتر از یک چهارم)، لزوم در نظر گرفتن این لکه‌های داغ در ایجاد مناطق تحت حفاظت جدید امری ضروری به نظر می‌رسد. این مناطق تحت حفاظت حتی اگر کوچک هم باشند نقشی کلیدی در برقراری ارتباط‌های زیستگاهی و بقای این گونه‌های جانوری ایفا می‌کنند (۴۹). با توجه به چالش‌های پیش‌رو در ایجاد مناطق تحت حفاظت جدید، ایجاد مناطق شکار ممنوع در مرحله اول در مناطق شکاف‌های حفاظتی گذرگاه‌های زیستگاهی می‌تواند مد نظر قرار گیرد. همچنین، جاده‌ها به عنوان یکی از عوامل اصلی اختلال در حرکت افراد در لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی خانواده راسوها مورد توجه قرار گیرند و تمهیدات لازم برای حداقل رسانیدن تلفات جاده‌ای مد نظر قرار گیرد. حفاظت از خانواده راسوها به عنوان گونه‌های گوشتخوار میانی در لکه‌ها و گذرگاه‌های زیستگاهی، بقای شبکه‌های غذایی حیات وحش و متعاقب آن، پایداری کل تنوع زیستی ایران را فراهم می‌سازند.

سپاسگزاری

از کارشناسان و محیط‌بانان محترم ادارات حفاظت محیط زیست استان‌ها و شهرستان‌های مختلف کشور به دلیل در اختیار گذاشتن نقاط حضور گونه‌های خانواده راسوها، تشکر و قدردانی می‌گردد. این مطالعه با حمایت معاونت پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان و در قالب طرح پژوهشی شماره ۹۹۱/۲۳ انجام شده است.

مشابهی با هم نوع آمریکایی خود دارد. در نتیجه حفاظت از جنگل‌های هیرکانی بکر و کهن برای حفظ گذرگاه‌های زیستگاهی و برقراری جریان ژن این گونه کمیاب، ضروری است. مناطق جنگلی و کنار رودخانه‌ای و دور از جاده‌های انسان ساخت، بهترین مناطق برای گذرگاه‌های زیستگاهی گونه سمور جنگلی در منطقه‌ای در ایتالیا (۱۱) و سمور ماهی‌گیر (*Martes pennanti*) در منطقه‌ای در کشور آمریکا (۳۲) عنوان شد. خانواده راسوها نیز در ایران به طور عمده مناطق درختزاری البرز و زاگرس با ترجیح رودخانه و دوری‌گزینی از جاده را برای گذرگاه‌های زیستگاهی ترجیح می‌دهند (۶).

Leoncini و همکاران (۴۹) در مطالعه خود بر روی گذرگاه‌های زیستگاهی گونه شنگ در کوه‌های آلپ منطقه‌ای مابین کشورهای فرانسه، ایتالیا و سوییس، میزان هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی این گونه را با مناطق تحت حفاظت، ۴۰ درصد عنوان کردند. این در حالی است که در مطالعه حاضر میزان هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی گونه شنگ با مناطق تحت حفاظت در ایران حدود ۱۵ درصد عنوان شده است که درصد هم‌پوشی کمتری را نسبت به مطالعه آن‌ها نشان می‌دهد. همچنین، میزان هم‌پوشی لکه‌های داغ گذرگاه‌های زیستگاهی در مطالعه حاضر حدود نصف این میزان برای گونه شنگ در کوه‌های آلپ است که لزوم افزایش سطح حفاظتی این لکه‌های داغ را در کشور ایران مشخص می‌سازد. به طور کلی مناطق گذرگاه‌های زیستگاهی مخاطره بیشتری برای تلفات جاده‌ای نسبت به مناطق لکه‌های زیستگاهی دارند و این قضیه در مورد گونه رودک در منطقه‌ای از ایتالیا (۲۷) و سمور جنگلی در شمال اسپانیا (۶۹) به اثبات رسیده است. گونه سمور جنگلی در ایران هر چند که دارای بیشترین میزان هم‌پوشی گذرگاه‌های زیستگاهی با مناطق تحت حفاظت در میان گونه‌های خانواده راسوها است، اما به دلیل بیشترین تراکم جاده‌ای، آشفته‌گی انسانی زیادی را تحمل می‌کند. این در حالی است که گونه سمور جنگلی نسبت به سمور سنگی، مناطق با آشفته‌گی‌های کمتر انسانی را ترجیح می‌دهد (۶۲ و ۶۹) و تراکم جاده‌ای بالا

منابع مورد استفاده

1. Acharya, P. M., P. Thainiramit, K. Techato, S. Baral, N. Rimal, M. Savage, A. Campos-Arceiz and D. Neupane. (2023). Predicting the distribution and habitat suitability of the smooth-coated otter (*Lutrogale perspicillata*) in lowland Nepal. *Global Ecology and Conservation* 46: e02578.
2. Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck and E. Matthysen. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64: 233–247.
3. Ahmadi, M., M. S. Farhadinia, S. A. Cushman, M. R. Hemami, B. Nezami Balouchi, H. Jowkar and W. D. Macdonald. (2020). Species and space: a combined gap analysis to guide management planning of conservation areas. *Landscape Ecology* 35: 1505–1517.
4. Almasieh, K., H. Rouhi and S. Kaboodvandpour. (2019). Habitat suitability and connectivity for the brown bear (*Ursus arctos*) along the Iran-Iraq border. *European Journal of Wildlife Research* 65(4): 57.
5. Almasieh, K. and M. Moazami. (2020). Identifying avifauna and the presence time of migratory birds at a university campus in the southwest of Iran. *Journal of Animal Diversity* 2 (1): 104–126.
6. Almasieh, K. and M. Cheraghi. (2022). Habitat suitability, core habitats and diversity hotspots for the conservation of the mustelid species in Iran. *Global Ecology and Conservation* 36: e02120.
7. Almasieh, K., A. Mohammadi and R. Alvandi. (2022). Identifying core habitats and corridors of a near threatened carnivore, striped hyaena (*Hyaena hyaena*) in southwestern Iran. *Scientific Reports* 12: e3425.
8. Almasieh, K., H. Rouhi and F. Hasti. (2023). Identifying core habitats and connectivity paths for the conservation of mouflon (*Ovis gmelini*) in Western Iran. *Global Ecology and Conservation* 41: e02377.
9. 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 the effectiveness of habitat and connectivity conservation for endangered felids. *Biological Conservation* 245: e108523.
10. Ashrafzadeh, M. R., R. Khosravi, A. Mohammadi, A. A. Naghipour, H. Khoshnamvand, M. Haidarian and V. Penteriani. (2022). Modeling climate change impacts on the distribution of an endangered brown bear population in its critical habitat in Iran. *Science of the Total Environment* 837: e155753.
11. Balestrieri, A., G. Bogliani, G. Boano, A. Ruiz-González, N. Saino, S. Costa and P. Milanese. (2016). Modelling the distribution of forest-dependent species in human-dominated landscapes: patterns for the pine marten in intensively cultivated lowlands. *PLoS ONE* 11(7): e0158203.
12. Bani, L., M. Baietto, L. Bottoni and R. Massa. (2002). The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology* 16: 826–831.
13. 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: 327–338.
14. Begg, C. M., K. S. Begg, J. T. Du Toit and M. G. L. Mills. (2005). Spatial organization of the honey badger *Mellivora capensis* in the southern Kalahari: home-range size and movement patterns. *Journal of Zoology* 265, 23–35.
15. Beier, P., D. R. Majka and W. D. Spencer. (2008). Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22 (4): 836–851.
16. Brainerd, S. M. and J. Rolstad. (2002). Habitat selection by Eurasian pine marten *Martes martes* in managed forests of southern boreal Scandinavia. *Wildlife Biology* 8: 289–297.
17. Brown, J. L. (2014). SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic, and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5 (7): 694–700.
18. Ceballos, G. and P. R. Ehrlich. (2006). Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (51): 19374–19379.
19. Cheng, X., Y. Han, J. Lin, F. Jiang, Q. Cai, Y. Shi, D. Cui and X. Wen. (2023). Time to step up conservation: climate change will further reduce the suitable habitats for the vulnerable species marbled polecat (*Vormela peregusna*). *Animals* 13: 2341.
20. Cianfrani, C., G. Le Lay, A. H. Hirzel and A. Loy. (2010). Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species? *Journal of Applied Ecology* 47(2): 421–430.
21. Cianfrani, C., L. Maiorano, A. Loy, A. Kranz, A. Lehmann, R. Maggini and A. Guisan. (2013). There and back again? Combining habitat suitability modelling and connectivity analyses to assess a potential return of the otter to Switzerland. *Animal Conservation* 16(5): 584–594.
22. Cushman, S. A., K. S. McKelvey and M. K. Schwartz. (2009). Use of empirically derived source–destination models to map regional conservation corridors. *Conservation Biology* 23, 368–376.
23. Cushman, S. A., E. L. Landguth and C. H. Flather. (2013). Evaluating population connectivity for species of conservation concern in the American Great Plains. *Biodiversity and Conservation* 22: 2583–2605.
24. DoE (Department of the Environment of Iran). (2018). Department of the Environment of Iran. <https://www.doe.ir>.

Accessed 2 Feb 2024.

25. Eskildsen, A., P. C. Roux, R. K. Heikkinen, T. T. Høye, W. D. Kissling, J. Pöyry, M. S. Wisz and M. Luoto. (2013). Testing species distribution models across space and time: high latitude butterflies and recent warming. *Global Ecology and Biogeography* 22: 1293–1303.
26. Estrada, E. and O. Bodin. (2008). Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecological Applications* 18: 1810–1825.
27. Fabrizio, M., M. Di Febbraro, M. D'Amico, L. Frate, F. Roscioni and A. Loy. (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* 65, 7.
28. Farhadinia, M. S., M. Ahmadi, E. Sharbafi, S. Khosravi, H. Alinezhad and D. W. Macdonald. (2015). Leveraging trans-boundary conservation partnerships: persistence of Persian leopard (*Panthera pardus saxicolor*) in the Iranian Caucasus. *Biological Conservation* 191: 770–778.
29. Fick, S. E. and R. J. Hijmans. (2017). Worldclim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37 (12): 4302–4315.
30. FRWMO (Forest, Range and Watershed Management Organization of Iran). (2010). Iranian forests, range and watershed management organization national land use/ land cover map. www.frw.ir. Accessed 1 Jan 2024.
31. Gaughran, A., D. J. Kelly, T. MacWhite, E. Mullen, P. Maher, M. Good and N. M. Marples. (2018). Super-ranging. A new ranging strategy in European badgers. *PLoS One* 13 (2): e0191818.
32. Graves, R. A. and D. Wang. (2012). Wildlife habitat linkages in the eastern Adirondacks: Applying functional connectivity modeling to conservation planning for three focal species. *Adirondack Journal of Environmental Studies* 18 (1): 1–28.
33. Holmern, T. and E. Røskaft. (2013). The poultry thief: subsistence farmers' perceptions of depredation outside the Serengeti National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 52: 334–342.
34. IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources). (2024). IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland www.iucnredlist.org. Accessed 2 Feb 2024.
35. Jo, Y. S., C. M. Won, S. R. Fritts, M. C. Wallace and J. T. Baccus. (2017). Distribution and habitat models of the Eurasian otter, *Lutra lutra*, in South Korea. *Journal of Mammalogy* 98 (4): 1105–1117.
36. Jueterbock, A. (2015). 'MaxentVariableSelection' vignette.
37. Kaboodvandpour, S., K. Almasieh and N. Zamani. (2021). Habitat suitability and connectivity implications for the conservation of the Persian leopard along the Iran-Iraq border. *Ecology and Evolution* 11: 13464–13474.
38. Karami, M., T. Ghadirian and K. Faizolahi. (2016). The Atlas of the Mammals of Iran. Department of the Environment of Iran, Tehran, Iran.
39. 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(2): 193–207.
40. Khosravi, R., M. R. Hemami and M. Malekian. (2018). Assessing landscape connectivity and dispersal corridors for goitered gazelle in Central Iran. *Iranian Journal of Applied Ecology* 6 (4): 49–64. (In Persian)
41. Khosravi, R. and M. R. Hemami. (2020). Evaluation and prioritization of criteria affecting the selection of landscape species, using multi-criteria decision-making systems. *Iranian Journal of Applied Ecology* 9 (1): 81–96. (In Persian)
42. Khosravi, R. and K. Rahimi. (2021). Assessing distribution range and structural habitat connectivity of four species of Bovidae in Fars Province. *Iranian Journal of Applied Ecology* 10 (2): 83–97. (In Persian)
43. Khosravi, R., H. R. Pourghasemi, R. Adavoudi, L. Julaie and H. Y. Wan. (2022). spatially explicit analytical framework to assess wildfire risks on brown bear habitat and corridors in conservation areas. *Fire Ecology* 18: 1.
44. King, C. M. (1975). The home range of the weasel (*Mustela nivalis*) in an English woodland. *Journal of Animal Ecology* 44 (2): 639–668.
45. Kirk, T. A. and W. J. Zielinski. (2010). Functional habitat connectivity of the American marten (*Martes americana*) in Northeastern California using least-cost corridor modeling, USDA Forest Service.
46. Kurki, S., A. Nikula, P. Helle and H. Lindén. (1998). Abundance of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67: 874–886.
47. 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.
48. Lee, S. S. Lee, W. Song and M. J. Lee. (2017). Habitat potential mapping of marten (*Martes flavigula*) and leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in South Korea using artificial neural network machine learning. *Applied Sciences* 7, 912.
49. Leoncini, F., P. Semenzato, M. Di Febbraro, A. Loy and C. Ferrari. (2023). Come back to stay: landscape connectivity analysis for the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in the western Alps. *Biodiversity and Conservation* 32: 653–669.
50. Mateo-Sánchez, M. C., N. Balkenhol, S. Cushman, T. Pérez, A. Domínguez and S. Saura. (2015). A comparative

- framework to infer landscape effects on population genetic structure: are habitat suitability models effective in explaining gene flow? *Landscape Ecology* 30 (8): 1405–1420.
51. McRae, B. H., B. G. Dickson, T. H. Keitt and V. B. Shah. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution and conservation. *Ecology* 89(10): 2712–2724.
 52. Mirzaei, R., M. Karami, A. Danehkar and A. Abdoli. (2009). Habitat quality assessment for Otters (*Lutra lutra*) on the river Jajrood, Iran. *Hystrix* 20 (2): 161–167.
 53. Mohammadi, A., K. Almasieh, D. Nayeri, F. Ataei, A. Khani, J. V. L'opez-Bao, V. Penteriani and S. A. Cushman. (2021). Identifying priority core habitats and corridors for effective conservation of brown bears in Iran. *Scientific Reports* 11: 1044.
 54. Mohammadi, A., K. Almasieh, D. Nayeri, M. A. Adibi and H. Y. Wan. (2022). Comparison of habitat suitability and connectivity modelling for three carnivores of conservation concern in an Iranian montane landscape. *Landscape Ecology* 37: 411–43.
 55. Naimi, B., N. A. S. Hamm, T. A. Groen, A. K. Skidmore and A. G. Toxopeus. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modeling? *Ecography* 37 (2), 191–203.
 56. Noroozi, J., H. Akhiani. and S. W. Breckle. (2008). Biodiversity and phytogeography of the alpine flora of Iran. *Biodiversity and Conservation* 17(3): 493–521.
 57. Quaglietta, L. (2012). Ecology and behaviour of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area (Alentejo, Portugal) (Ph.D. Thesis). University of Rome, Italy.
 58. R Development Core Team. (2019). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, <https://www.R-project.org>. Accessed 1 Jan 2024.
 59. Rezvani, A., M. R. Hemami, J. R. Goheen, P. Kaczensky, S. Pourmanafi, S. Fakheran and S. Esmaili. (2024). Rethinking connectivity modeling for high-mobility ungulates: insights from a globally endangered equid. *Landscape Ecology* 39: 73.
 60. Riley, T., J. Waggitt and A. Davies. (2020). Distribution modelling of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on the Isle of Anglesey, Wales. *Otter IOSF* 6: 30–39.
 61. Roemer, G. W., M. E. Gompper and B. Van Valkenburgh. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59 (2): 165–173.
 62. Santos, M. J. and M. Santos-Reis. (2010). Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, and interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research* 56: 275–286.
 63. Shahnaseri, G., M. R. Hemami, R. Khosravi, S. Malakoutikhah, M. Omid and S. A. Cushman. (2019). The contrasting use of habitat, landscape elements, and corridors by the Grey wolf and golden jackal in central Iran. *Landscape Ecology* 34: 1263–1277.
 64. Sharifi, H., M. Malekian, G. Shahnaseri. (2020). Habitat selection of honey badgers: are they at the risk of an ecological trap? *Hystrix* 2 (31): 131–136.
 65. Shin, H., G. Shin, H. Kim, D. Kim, S. Han, P. Rho and J. Lee. (2020). Identifying the riparian type affecting habitat selection of Eurasian otter (*Lutra lutra*) (Carnivora: Mustelidae) in Daechong Dam reservoir area. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 13, 134–140.
 66. Tarabon, S., L. Bergès, T. Dutoit and F. Isselin-Nondedeu. (2019). Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment, *Journal of Environmental Management* 243: 340–349.
 67. Thuiller, W., D. Georges, R. Engler and F. Breiner. (2019). Biomod2: ensemble platform for species distribution modeling. R package version 3.3-7.1. <https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>. Accessed 1 Jan 2024.
 68. Venter, O., E. W. Sanderson, A. Magrath, J. R. Allan, J. Beher, K. R. Jones, H. P. Possingham, W. F. Laurance, P. Wood, B. M. Fekete, M. A. Levy and J. E. Watson. (2016). Global terrestrial human footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific Data* 3: 160067.
 69. Vergara, M., S. A. Cushman, F. Urrea 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.
 70. Wan, H. Y., S. A. Cushman and J. L. Ganey. (2019). Improving habitat and connectivity model predictions with multi-scale resource selection functions from two geographic areas. *Landscape Ecology* 34 (3): 503–519.
 71. Yusefi, G. H., K. Faizolahi, J. Darvish, K. Safi and J. C. Brito. (2019). The species diversity, distribution and conservation status of the terrestrial mammals of Iran. *Journal of Mammalogy* 100: 55–71.
 72. Zalewski, A., W. Jędrzejewski and B. Jędrzejewska. (1995). Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Białowieża National Park, Poland). *Annales Zoologici Fennici* 32: 131–144.
 73. Ziaei, H. (2023). A field guide to the mammals of Iran, Fifth edition, Abyaneh Publisher, Tehran, Iran. (In Persian)
 74. Zuur, A. F., E. N. Ieno and C. S. Elphick. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 3–14.

Modeling of Habitat Corridor Hotspots for the Mustelid Species (Mustelidae) and Their Coverage by Conservation Areas in Iran

K. Almasieh^{1*} and M. Cheraghi²

(Received: January 23-2024; Accepted: April 22-2024)

Abstract

Conservation of habitat corridors is important in order to reduce the impacts of habitat fragmentation on wildlife. The present study aimed to identify the potential habitat corridors between habitat patches of this family using factorial least-cost path analysis and UNICOR software. By overlaying the habitat corridors of the mustelidae family, the study examined the coverage of the habitat corridor hotspots with the conservation areas designated by the Department of Environment of Iran, as well as the road density within these hotspots. The results revealed that the largest habitat corridors were associated with weasel, stone marten, and marbled polecat species. Habitat corridor hotspots of the mustelid species are mainly located in the Zagros and Alborz mountains. The coverage of habitat corridor hotspots with conservation areas was less than 25%, and the road density was about 50 m/km². It is necessary to consider the habitat corridor hotspots of the mustelids when creating new conservation areas and implementing measures to minimize road-related losses in these hotspots. The conservation of the mustelidae family as mesocarnivorous species ensures the survival of wildlife food webs and contributes to the sustainability of Iran's biodiversity.

Keywords: Habitat corridor, Factorial least-cost path, Habitat fragmentation, Zagros and Alborz, Mesocarnivores

-
1. Associate professor, Department of Nature Engineering, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan, Mollasani, Iran.
 2. Assistant Professor, Department of Nature Engineering, Agricultural Sciences and Natural Resources University of Khuzestan, Mollasani, Iran.

*: Corresponding Author, Email: almasieh@asnrukh.ac.ir