برنامه‌ریزی سیمای سرزمین برای حفاظت بر مبنای مدل کیفیت زیستگاه InVEST و اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ای در استان چهارمحال و بختیاری

شکوفه نعمت‌الهی[۱]، سیما فاخران[۱*]، علی جعفری[۲]، تورج رئیسی[۱] و سعید پورمنافی[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۰/۲۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۳/۱۰)

چکیده

از اهداف اولیه رویکردهای حفاظتی ایجاد یک سیمای سرزمین عملکردی است که تمامی عناصر تنوع زیستی را مورد حمایت قرار بدهد و خطرات محیط زیستی متوجه آنها را به حداقل برساند. فعالیت‌های انسانی از جمله توسعه شبکه جاده‌ای یکی از مهم‌ترین عوامل خطر برای زیستگاه‌ها و گونه‌های ارزشمند موجود در استان چهارمحال و بختیاری محسوب می‌شود که لازم است در راستای برنامه‌ریزی حفاظت و کاهش اثرات منفی، وضعیت زیستگاه‌ها و خدمات اکوسیستمی بررسی شود. بنابراین، در این مطالعه، ابتدا کیفیت زیستگاه گونه ***Capra aegagrus***، به‌عنوان خدمت اکوسیستمی، با استفاده از مدل **InVEST** مدل‌سازی شد. سپس، ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ای با استفاده از شاخص مکانی سیمای سرزمین، در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام گرفت. درنهایت، با استفاده از نقشه‌های به‌دست آمده، درجه آسیب‌پذیری مناطق حفاظت‌شده تعیین و راهکارهایی در راستای کاهش اثرات منفی ارائه شد. نتایج این مطالعه نشان داد که ۴۵ درصد از وسعت استان از جمله پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد و سبزکوه دارای مطلوبیت مناسبی برای گونه ***Capra aegagrus*** است. با وجود این، حدود ۲۸ درصد از سطح استان، تحت تأثیر اثرات بوم‌شناختی منفی شبکه جاده‌ای قرار دارد که لزوم شناسایی مناطق اولویت‌دار برای حفاظت و بهسازی را افزایش می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: خدمات اکوسیستمی، کیفیت زیستگاه، **InVEST**، ارزیابی اثرات بوم‌شناختی، شبکه جاده‌ها

۱. گروه محیط زیست، دانشکده منابع‌طبیعی ، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد
*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: fakheran@cc.iut.ac.ir

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

یکی از اهداف اولیه بسیاری از رویکردهای حفاظتی ایجاد یک سیمای سرزمین عملکردی یا مجموعه‌ای از سایت‌ها است که تمامی عناصر تنوع زیستی را مورد حمایت قرار بدهد. از جنبه‌های کلیدی این رویکردها، به حداقل رساندن خطرات محیط زیستی متوجه زیستگاه‌های مهم و گونه‌های کلیدی است. در حال حاضر انسان دارای عمده‌ترین تأثیر بر تنوع زیستی در مقیاس جهانی است، به‌طوری که بیش از ۳۲ درصد از مناطق حفاظت‌شده خشکی حال حاضر دنیا در نواحی قرار گرفته‌اند که به‌شدت تحت تأثیر انسان هستند (۲۷). در راستای کاهش اثرات منفی فعالیت‌های انسانی، لازم است که وضعیت اکوسیستم‌ها و خدمات اکوسیستمی آنها بررسی و سپس در جهت کاهش تهدیدهای انسانی برنامه‌ریزی شود. در واقع منافع متعددی که اکوسیستم‌ها فراهم می‌سازند، خدمات اکوسیستمی نامیده می‌شود که از بین آنها می‌توان به تولید غذا، آب شیرین، خاک حاصلخیز و ارزش‌های زیبایی‌شناختی طبیعت اشاره کرد. به‌طور کلی خدمات اکوسیستمی در چهار طبقه: فراهم‌سازی (Providing)، حمایتی (Supporting)، تنظیمی (Regulation) و فرهنگی قابل شناسایی هستند (۲۹). مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی در راستای شناسایی مناطق اولویت‌دار برای حفاظت بسیار کارآمد است (۲۴ و ۴۱).

برنامه‌های حفاظتی جدید، از مدل‌های پراکنش گونه برای یافتن ارتباط بین تنوع زیستی، به‌عنوان شاخصی از خدمات اکوسیستمی، و محیط زیست استفاده می‌کند (۲۵). اکثر این مدل‌ها، بین حضور گونه و شرایط محیطی ارتباط معنی‌داری پیدا کرده و سپس به پیش‌بینی مناطقی می‌پردازند که از نظر شرایط محیطی کاملاً مطلوب بوده ولی داده‌های حضور گونه وجود نداشته است. در سال‌های اخیر، این گونه مدل‌ها به دنبال مدل‌سازی پراکنش تهدیدهای موجود در منطقه، نیز هستند (۲ و ۴۶). از جمله این مدل‌ها می‌توان به GLOBIO (Global Model of Biodiversity Intactness) (۱ و ۴۷) و InVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoff) (۴۰) اشاره کرد، که به‌ترتیب بر اساس متوسط فراوانی گونه (Mean Species Abundance) و برآورد کیفیت زیستگاه عمل می‌کنند. روش InVEST، به‌دنبال ارزیابی انواع زیستگاه‌هایی است که منعکس کننده بهترین شرایط زیستگاهی برای گونه هستند. از بین زیرمدل‌های متنوع روش InVEST، مدل کیفیت زیستگاه (Habitat Quality)، با استفاده از نقشه‌های کاربری و پوشش اراضی، تهدیدهای انسانی و نظرات کارشناسی، به‌دنبال بررسی و ارزیابی وضعیت زیستگاه و تنوع زیستی در منطقه مطالعاتی است. این مدل، بر خلاف روش‌های حفاظتی دیگر، به داده‌های حضور و پراکنش گونه در منطقه نیازی ندارد (۳، ۲۶ و ۴۱).

از جمله مهم‌ترین عوامل تهدید در کاهش کیفیت زیستگاه می‌توان به تغییر کاربری سرزمین، تغییر اقلیم، توسعه شهری و شبکه جاده‌ها، اشاره کرد (۱۳ و ۳۱). جاده‌ها بخش مهمی از زیرساخت‌های حمل‌ونقل هستند که در ایجاد ارتباط و دسترسی به مناطق دوردست نقش مهمی را ایفا می‌کنند (۹ و ۳۱). شواهد بسیار زیادی از تأثیر منفی جاده‌ها روی زیستگاه‌ها، جمعیت حیات وحش و اکوسیستم‌ها وجود دارد. درحقیقت، جاده‌ها از جمله عوامل محرک در تخریب زیستگاه، اکوسیستم‌ها و نابودی تنوع زیستی محسوب می‌شوند (۱۰ و ۱۲). اثرات منفی جاده‌ها بر حیات وحش فزاینده و اغلب غیرقابل برگشت است (۴۹). جاده‌ها باعث افزایش مرگ‌ومیر درنتیجه برخورد با وسایل نقلیه (۳۹)، تغییر در رفتار (۱۶ و ۳۴)، کاهش در کیفیت و از دست رفتن زیستگاه برای حیات وحش، کاهش ارتباطات در سیمای سرزمین و محدود کردن جریان ژن (۲۸ و ۳۷) می‌شوند (۲۳). برای درک بهتر از تأثیر بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها بر جمعیت‌های حیات وحش، زیستگاه‌ها و خدمات اکوسیستمی در مقیاس سیمای سرزمین، لازم است که گستره و درجه تأثیرگذاری جاده‌ها، کمّی شود. بنابراین، روش‌ها و شاخص‌های متعددی برای کمّی کردن تأثیر جاده‌ها و آشفتگی آنها روی اکوسیستم‌ها و تنوع زیستی توسعه یافته است. از جمله این شاخص‌ها می‌توان به شاخص انسجام سیمای سرزمین (Landscape Cohesion Index) (۳۲)، تراکم لکه‌ها (Splitting Density) (۱۸) و شاخص‌های ارتباط سیمای سرزمین (Landscape Connectivity Indices) (۳۷) اشاره کرد.

www.SID.ir

Archive of SID

در راستای ارزیابی اثرات تجمعی شبکه جاده‌ها در یک منطقه، شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای (SPROADI: Spatial Road Disturbance Index) توسط فریدنبرگر و همکاران در سال ۲۰۱۳، توسعه یافته است. این شاخص از سه زیرشاخص شدت ترافیک (Traffic Intensity)، اثر همسایگی (حاشیه) (Vicinity Impact) و درجه از هم‌گسیختگی (Fragmentation Grade) برای محاسبه اثر تجمعی جاده‌ها بر زیستگاه‌ها استفاده می‌کند. زیرشاخص شدت ترافیک به محاسبه میزان ترافیک در واحد زمان و مکان، زیرشاخص اثر همسایگی (حاشیه)، به محاسبه تأثیر حاشیه‌ای جاده‌ها روی زیستگاه مجاور و زیرشاخص درجه از هم‌گسیختگی، به محاسبه درجه تکه‌تکه شدن زیستگاه توسط جاده می‌پردازد (۱۳ و ۳۱). یکی از قابلیت‌های این شاخص، استفاده ترکیبی از آن با دیگر ابزارهای مدل‌سازی خدمات اکوسیستمی در راستای برنامه‌ریزی و اولویت‌بندی حفاظتی است. بنابراین، برای درک بهتر از تأثیر بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها بر جمعیت‌های حیات وحش و زیستگاه‌ها در مقیاس سیمای سرزمین، لازم است که علاوه بر عوامل مرتبط با تراکم ترافیک و یا منطقه تحت تأثیر، عوامل بوم‌شناختی مرتبط با زیستگاه‌ها و اکوسیستم‌ها، همچون خدمات اکوسیستمی زیستگاه‌ها که منافع حاصل از زیستگاه‌ها را به‌صورت مکانی به تصویر می‌کشد، نیز درنظر گرفته شود (۱۴).

هدف اصلی این مطالعه، به‌کارگیری مدل‌های به‌روز در راستای ارزیابی اثرات شبکه جاده‌ها روی خدمات اکوسیستمی در استان چهارمحال و بختیاری است. شبکه جاده‌ها یکی از مهم‌ترین عوامل خطر برای زیستگاه‌های با اهمیت موجود در این استان و گونه‌های ارزشمند آنها، مانند علفخوارانی که دارای ارزش حفاظتی بالایی هستند، به‌شمار می‌رود. شبکه جاده‌ای در استان چهارمحال و بختیاری نسبت به مساحت استان، از تراکم به نسبت بالایی برخوردار است (۲۱). تراکم به نسبت بالای شبکه جاده‌ها با اثرات منفی بالقوه خود، شامل تصادفات جاده‌ای، آلودگی هوا، تکه‌تکه شدن و کاهش در کیفیت و از بین رفتن زیستگاه‌های با ارزش همراه است. وجود تنوع زیستگاهی بالا و گونه‌های دارای ارزش حفاظتی و تراکم به‌نسبت بالای شبکه جاده‌ها در استان، اهمیت ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها در استان را افزایش داده است. اهداف اصلی در این مطالعه: ۱) مدل‌سازی کیفیت زیستگاه برای گونه کل‌وبز (*Capra aegagrus*)، به‌عنوان یک گونه کلیدی و شاخص خدمات اکوسیستمی، با استفاده از مدل InVEST، ۲) ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها با استفاده از شاخص SPROADI و ۳) شناسایی مناطق اولویت‌دار برای حفاظت و جبران خسارات است.

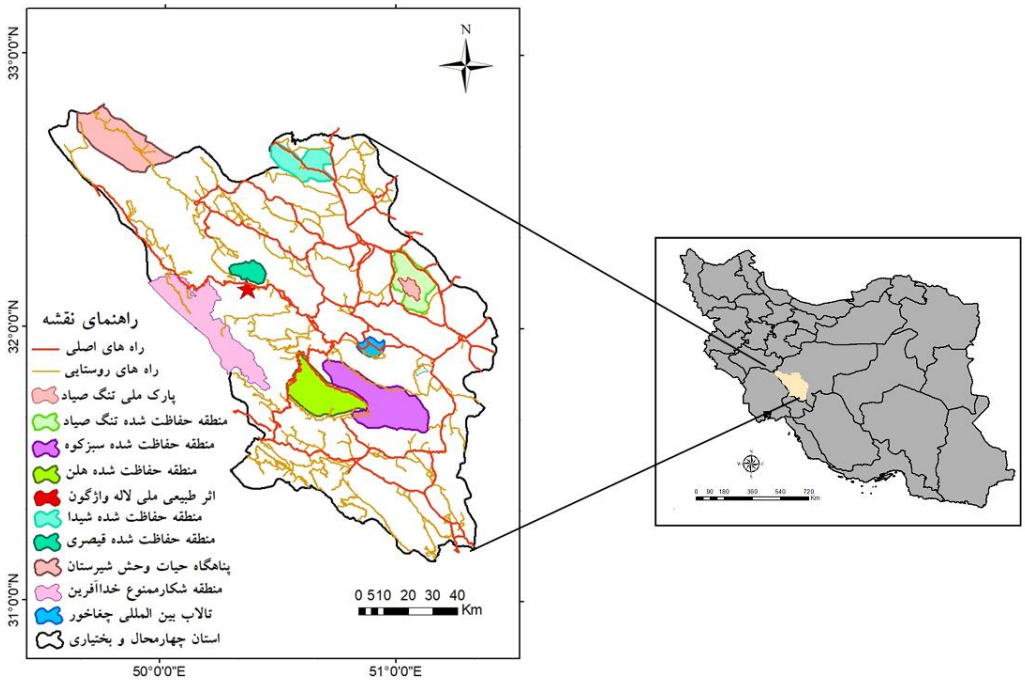
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق، استان چهارمحال و بختیاری با وسعت ۱۶۴۳۲ کیلومتر مربع و از جمله مناطق مرتفع و پرشیب در گستره زاگرس مرکزی در غرب ایران با میانگین ارتفاع ۲۱۵۳ متر است. دمای میانگین سالانه بین ۸/۵ تا ۲۰ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارش سالانه آن ۵۶۰ میلی‌متر است (۶ و ۴۴). اقلیم این استان از گرم‌وخشک تا سردومرطوب متغیر است (۶). مطابق سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور (۱۳۸۳) حدود ۵۵ درصد (۹۰۸ هزار هکتار) این استان را مراتع، ۲۰/۵ درصد (۳۳۶ هزار هکتار) را جنگل‌ها، ۱۶ درصد (۲۶۴ هزار هکتار) را باغ‌ها و کشاورزی دیم و آبی و مابقی را سکونتگاه‌های انسانی، پهنه‌های آبی و بیرون‌زدگی‌های سنگی تشکیل می‌دهند. موقعیت جغرافیایی و شرایط اقلیمی و توپوگرافی، باعث ایجاد زیستگاه‌های متنوع و به‌دنبال آن وجود تنوع بالایی از گونه‌های گیاهی و جانوری ارزشمند در استان شده است. در حال حاضر، یک پارک ملی (تنگ صیاد)، یک اثر طبیعی ملی (لاله واژگون)، یک پناهگاه حیات وحش (شیرستان) و پنج منطقه حفاظت‌شده (تنگ صیاد، سبزکوه، هلن، شیدا و قیصری) در استان چهارمحال و بختیاری وجود دارد، که در مجموع حدود ۱۲/۵ درصد وسعت این استان را پوشش می‌دهد (۶، ۲۰ و ۴۴) (شکل ۱). شبکه جاده‌ای در استان چهارمحال و بختیاری (تمامی جاده‌های درجه ۱، ۲ و ۳) نسبت به مساحت

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۱. موقعیت شبکه جاده‌ای (اداره کل راهداری و حمل و نقل جاده‌ای) و شبکه مناطق حفاظت‌شده در استان چهارمحال و بختیاری (اداره کل حفاظت محیط زیست استان) (رنگی در نسخه الکترونیکی)

استان، از تراکم به‌نسبت بالایی (۰/۲۹ کیلومتر بر کیلومتر مربع) در مقایسه با استان های همجوار (لرستان ۰/۲، اصفهان ۰/۱ و خوزستان ۰/۰۶) و کل کشور (۰/۱۳) برخوردار است (آمار راه‌های اداره کل راه و شهرسازی استان‌های گفته شده و وزارت راه و شهرسازی). بسیاری از این جاده‌ها از داخل یا پیرامون مناطق تحت حفاظت و زیستگاه‌های با اهمیت عبور کرده و باعث ایجاد اثرات منفی بالفعل یا بالقوه‌ای روی زیستگاه‌های گفته شده می‌شوند (۲۱ و ۴۴) (شکل ۱). بنابراین، وجود تنوع گونه‌ای و زیستگاهی بالا از یک طرف و تراکم به‌نسبت بالای شبکه جاده‌ها در استان از طرف دیگر، اهمیت برآورد خدمات اکوسیستمی زیستگاه‌ها و ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها در استان را افزایش داده است.

روش کار

مدل‌سازی کیفیت زیستگاه با استفاده از مدل InVEST

در این تحقیق، مدل کیفیت زیستگاه InVEST (Habitat Quality Module) با هدف مدل‌سازی کیفیت زیستگاه گونه *Capra aegagrus* به‌عنوان شاخص تنوع زیستی و خدمت اکوسیستمی در استان، مورد استفاده قرار گرفت. برای این منظور از نقشه کاربری و پوشش اراضی تهیه شده توسط سازمان جنگل‌ها و مراتع (۱۱ و ۴۵) با اندک تصحیحات و بروزرسانی لازم استفاده شد. مهم‌ترین قابلیت مدل InVEST آن است که حساسیت انواع زیستگاه‌ها را نسبت به تهدیدهای مختلف مورد بررسی و وزن‌دهی قرار می‌دهد. کاربر می‌تواند اثر نسبی یک تهدید معین، را در میان سایر تهدیدها برآورد کند. بنابراین، زیستگاه‌های مختلف حساسیت متفاوتی را نسبت به تهدیدهای موجود در منطقه نشان می‌دهند. نحوه و فرایند عملی اجرای مدل برای محدوده مورد مطالعه به‌شرح زیر است:

الف) با استفاده از نظر کارشناسی و مرور منابع، نقش انواع طبقات کاربری و پوشش سرزمین در تدارک زیستگاه برای گونه کل‌وبز، با اختصاص ارزش عددی بین صفر (به‌عنوان غیرزیستگاه) تا یک (به‌عنوان زیستگاه) تعیین شد. به‌همین

www.SID.ir

Archive of SID

منظور در این مطالعه، همه انواع پوشش طبیعی شامل مراتع، جنگل‌ها و بیرون‌زدگی‌های صخره‌ای، به‌عنوان زیستگاه درنظر گرفته شد و در پیکسل‌های موجود در مدل رستری، ارزش عددی یک درنظر گرفته شد. بر عکس، کاربری‌های انسان‌ساخت شامل: کشتزارها، سکونتگاه‌ها، جاده‌ها و باغ‌ها به‌عنوان غیرزیستگاه و ارزش عددی صفر در مدل به آنها، اختصاص داده شد (۳۴، ۳۸ و ۴۱).

ب) از آنجایی که، کلیه کاربری‌های انسانی، منجر به تکه‌تکه شدن و شکل‌گیری آثار حاشیه‌ای بر لکه‌های زیستگاه از طریق تسهیل در ورود آلاینده‌ها، گونه‌های مهاجم و مانند آن می‌شوند، انواع طبقات کاربری انسان‌ساخت، که در مرحله قبل به‌عنوان غیرزیستگاه و فاقد ارزش زیستگاهی مشخص شده بودند، در این مرحله به‌عنوان منبع حاوی تهدید درنظر گرفته شدند. سپس، سه عامل مهم که اثر تهدیدها در یک شبکه رستری می‌توانند به‌واسطه آنها تعیین شود، درنظر گرفته شدند: ۱) اثر نسبی هر تهدید که معرف شدت هر تهدید است، از طریق مرور منابع (۳۸ و ۴۱) و نظر کارشناسی، تعیین شد. بعضی از تهدیدها می‌توانند آثار مخرب‌تری بر زیستگاه داشته باشند. در این تحقیق، یک ارزش طیفی بین صفر تا یک درنظر گرفته شد که ارزش عددی یک، به مفهوم شدیدترین تهدید است. ۲) فاصله بین زیستگاه و منبع تهدید یک عامل تخفیف‌دهنده محسوب می‌شود. از آنجایی که، آثار یک تهدید بر زیستگاه‌های مجاور در طول فضا و بر اساس افزایش فاصله از منبع تهدید، کاهش می‌یابد، در یک نقشه رستری، پیکسل‌های نزدیک‌تر به منابع تهدید، بیشتر مورد تخریب قرار می‌گیرند. بنابراین، در این قسمت از روش کار، حداکثر فاصله تأثیرگذار هر یک از انواع منابع تهدید بر زیستگاه‌های مجاور، با استفاده از نظر کارشناسی و مرور منابع تعیین شد (۲۸، ۳۳، ۳۴ و ۴۱). ۳) حساسیت هر یک از انواع زیستگاه‌ها نسبت به هر یک از عوامل بالقوه تهدید، عامل نهایی برای محاسبه کل حساسیت زیستگاه نسبت به کل عوامل بالقوه تهدید در هر پیکسل است، که از طریق مرور منابع (۳۸ و ۴۱) و نظر کارشناسی تعیین شد. این عامل نیز با اختصاص ارزش طیفی بین صفر (حساسیت بسیار کم نسبت به منابع تهدید) تا یک (حساسیت بسیار بالا نسبت به منابع تهدید) تعیین شد (۳۸ و ۴۱) (پیوست، جدول ۱).

ارزیابی اثرات بوم شناختی شبکه جاده‌ها با استفاده از شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای (SPROADI)

در این بخش از مطالعه، در راستای ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ای روی زیستگاه‌های طبیعی و بکر و مناطق تحت حفاظت، شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای (SPROADI)، مورد استفاده قرار گرفت. برای تعیین شاخص SPROAD، محاسبه سه زیرشاخص شدت ترافیک (حاصل‌ضرب طول جاده در هر پیکسل در شدت ترافیک عبوری در واحد ساعت (میانگین ۱۰ ساله اخیر)) (۴۳)، اثر همسایگی (متوسط شدت ترافیک حاصل از پیکسل‌های مجاور) و درجه از هم‌گسیختگی زیستگاه (درجه تکه‌تکه شدگی زیستگاه ناشی از شبکه جاده‌ای) در محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی و با استفاده از فرمول‌های موجود در پیوست (جدول ۲)، انجام گرفت (۱۳ و ۳۱). از شروع، نقشه‌ها به فرمت رستری با قدرت تفکیک مکانی مناسب تبدیل شدند. با توجه به مطالعات انجام گرفته، که بیانگر تأثیر جاده‌ها روی محیط اطراف و زیستمندان مجاور، نزدیک به ۱۰۰۰ متر از هر طرف جاده است (۱۰، ۱۲ و ۲۸)، منطقه مطالعه به شبکه‌هایی با طول و عرض ۱۰۰۰ متر تقسیم شد. نقشه‌های به‌دست آمده برای سه زیرشاخص شدت ترافیک، اثر همسایگی و درجه از هم‌گسیختگی، در محیط GIS با استفاده از تابع Fuzzy membership در دامنه صفر تا ۱۰۰ استاندارد شدند. در ادامه، برای محاسبه شاخص SPROAD، جمع هندسی روی لایه‌های استاندارد شده اعمال شد (۱۳ و ۳۱) (جزئیات فرمول‌ها در پیوست (جدول ۲) آورده شده است).

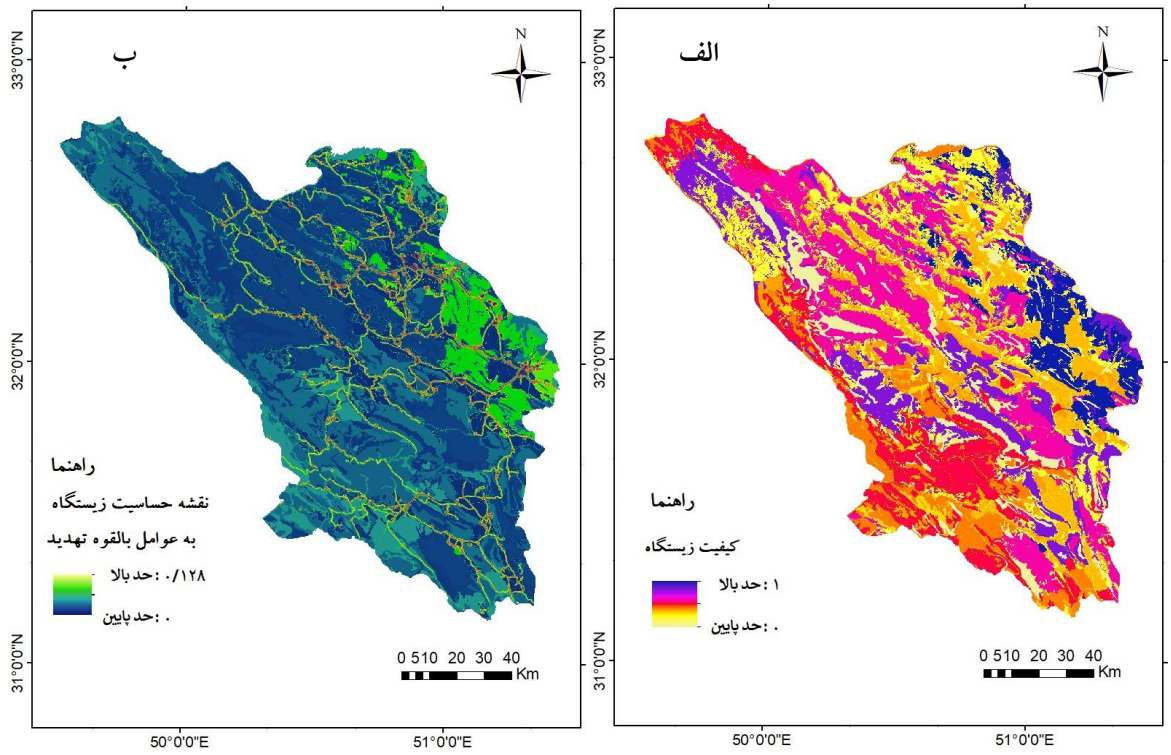
نتایج

نتایج مربوط به بخش مدل‌سازی کیفیت زیستگاه

در نقشه وضعیت کنونی کیفیت زیستگاه *Capra aegagrus* در

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۲. الف) نقشه کیفیت و ب) حساسیت زیستگاه به عوامل بالقوه تهدید در منطقه مورد مطالعه (رنگی در نسخه الکترونیکی)

استان چهارمحال و بختیاری، ارزش‌های کیفیت زیستگاه در دامنه صفر (کیفیت بسیار پایین) تا یک (کیفیت بسیار بالا) است که در قسمت‌های شرقی، مرکزی و شمال غربی منطقه مورد مطالعه بیشترین میزان و به‌مرور در قسمت‌های جنوبی و جنوب غربی کاهش یافته است (شکل ۲- الف). نتایج حاصل از این بخش نشان داد که ۴۵ درصد از منطقه مورد مطالعه از جمله زیستگاه مطلوب برای گونه *Capra aegagrus* محسوب می‌شود. پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد و منطقه حفاظت‌شده سبزکوه، از جمله مطلوب‌ترین زیستگاه‌ها برای این گونه محسوب می‌شود. همچنین، نتایج نشان داد که مناطق حفاظت‌شده هلن و قیصری دسته مناطق با مطلوبیت متوسط تا بالا قرار دارد.

همچنین، نتایج این مطالعه نشان داد که کمترین میزان کیفیت زیستگاه در داخل و اطراف مناطق مسکونی، کارخانجات و به‌طور کلی مناطق انسان‌ساخت از جمله فرخشهر، لردگان، شهرکرد و بروجن است. این مناطق، از دیرباز به فعالیت‌های کشاورزی و توسعه صنایع و کارخانجات اختصاص داده شده‌اند و دارای بیشترین تراکم جمعیتی هستند. پایین بودن میزان کیفیت زیستگاه در حقیقت به‌دلیل وجود کلاس‌هایی از کاربری و پوشش اراضی است که دارای مطلوبیت زیستگاهی کمی برای گونه *Capra aegagrus* است.

درجه حساسیت بر اساس آثار تجمعی عوامل تهدید تحت نفوذ عوامل گفته شده محاسبه شده است. با توجه به شکل ۲- ب، مقادیر حساسیت زیستگاه نسبت به عوامل بالقوه تهدید بین صفر تا ۰/۱۲۸ است که بیشترین مقادیر آن در اطراف مناطق شهری و مسکونی در شرق و شمال شرقی منطقه مورد مطالعه است که دارای تراکم بالایی از شبکه جاده‌ها و مناطق صنعتی است و از کمترین کیفیت زیستگاهی برای گونه مورد نظر برخوردار هستند.

نتایج مربوط به بخش ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها

نتایج حاصل از آنالیزها، نشان می‌دهد که طول کل جاده‌های

www.SID.ir

Archive of SID

موجود در استان چهارمحال و بختیاری، ۴۸۰۰ کیلومتر است و از تراکم به‌نسبت بالایی (۰/۲۹ کیلومتر بر کیلومترمربع) برخوردار هستند. مطابق نتایج تحقیق حاضر میانگین ترافیک محاسبه شده (برحسب تعداد خودرو در واحد ساعت) برای جاده‌های شهرکرد- هارونی- سودجان، چلگرد- دیمه- سودجان، ناغان- دهدز و گندمان- بروجن، که از جمله جاده‌های اصلی در استان محسوب می‌شوند، به‌ترتیب، ۵۰۱، ۴۰۰، ۳۲۰ و ۲۹۴ برآورد شده است (۴۳).

شکل ۳، نقشه نهایی حاصل از سه زیرشاخص شدت ترافیک (T)، اثر همسایگی (حاشیه) (V) و درجه از هم‌گسیختگی (F) را با عنوان شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای(SPROADI) نمایش می‌دهد. به‌منظور درک بهتر نتایج، مقادیر آشفتگی در چهار طبقه تقسیم شدند. حد آستانه طبقه‌ها بر اساس روش Natural Break انتخاب شد (۱۰). شاخص SPROAD اجرایی شده برای داده‌های ترافیکی و جاده‌ای استان چهارمحال و بختیاری، در دامنه صفر تا ۵۴/۴۸ قرار دارد. بیشترین میزان آشفتگی جاده‌ای در اطراف جاده‌های اصلی شهرکرد- هارونی- سودجان، شلمزار- ناغان، بروجن- بلداجی و گندمان- گوشکی در قسمت شمال شرقی و مرکز منطقه مطالعاتی مشاهده می‌شود. بر اساس نتایج این بخش از مطالعه، پارک ملی و پناهگاه حیات وحش تنگ صیاد، که در قسمت شرقی استان چهارمحال و بختیاری واقع شده است، به‌شدت تحت تأثیر شبکه جاده‌ای قرار گرفته است. همچنین، مناطق حفاظت‌شده هلن و سبزکوه که از جمله مهم‌ترین زیستگاه‌ها برای گونه *Capra aegagrus* محسوب می‌شوند، به‌شدت تحت تأثیر جاده‌هایی که این مناطق را احاطه کرده‌اند، قرار دارند. بر اساس نتایج حاصل از این بخش از مطالعه، نزدیک به ۲۸ درصد از استان چهارمحال و بختیاری با شدت متوسط، تحت تأثیر شبکه جاده‌ها قرار دارد.

رویهم‌گذاری نقشه کیفیت زیستگاه و شاخص SPROAD

در نتیجه مقایسه نقشه حساسیت زیستگاه به عوامل بالقوه تهدید حاصل از به‌کارگیری مدل InVEST، که کلیه منابع بالقوه تهدید در استان چهارمحال و بختیاری را درنظر می‌گیرد، و نقشه شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای (SPROADI)، که سه جنبه مهم و اساسی از اثرات شبکه جاده‌ای چون شدت ترافیک، اثر همسایگی و درجه تکه‌تکه شدگی را درنظر می‌گیرد، رابطه معنی‌داری بین نقشه‌های مذکور دیده شده است. بر این اساس، قسمت‌های مرکزی و شمال شرقی استان چهارمحال و بختیاری، به‌شدت تحت تأثیر اثرات شبکه جاده‌ها قرار گرفته‌اند.

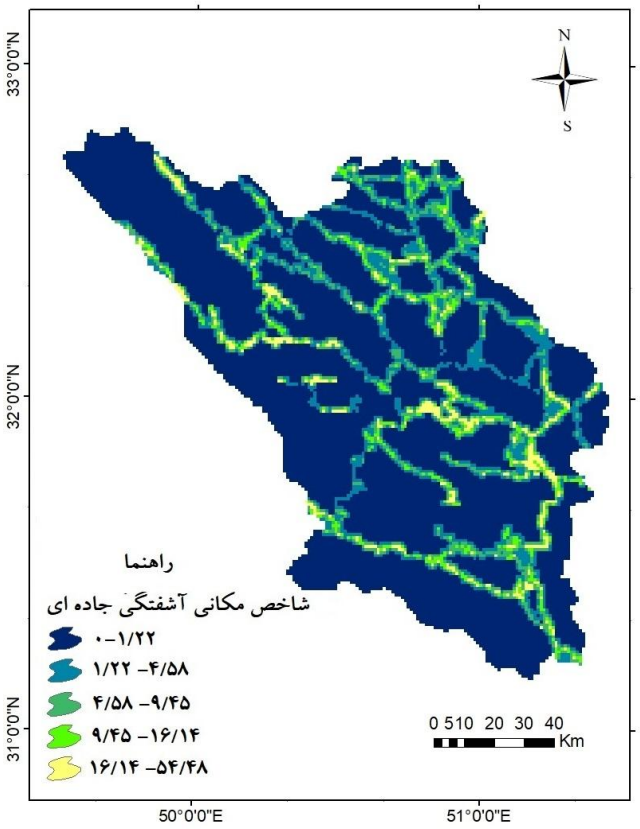
نتیجه کمّی حاصل از رویهم گذاری نقشه کیفیت زیستگاه، نقشه آشفتگی جاده‌ای و شبکه مناطق حفاظت‌شده در شکل ۴ نمایش داده شده است. در این شکل، درجه کیفیت زیستگاه در سه طبقه کم، متوسط و زیاد و همچنین میزان متوسط آشفتگی جاده‌ای برای هر یک از مناطق حفاظت‌شده نشان داده شده است. طبق این شکل، مناطق حفاظت‌شده سبزکوه و هلن که دارای مطلوبیت به‌ترتیب بالا و متوسط برای گونه *Capra aegagrus* هستند، از آشفتگی جاده‌ای به‌نسبت بالایی برخوردارند. این قضیه به‌دلیل عبور جاده‌ها از داخل و اطراف این مناطق است که باعث تهدید زیستگاه این گونه و سایر گونه‌های موجود در این مناطق می‌شود. همچنین با توجه به شکل ۴، پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد که از مطلوبیت بسیار بالایی برای گونه *Capra aegagrus* برخوردار است، به‌طور متوسط تحت تأثیر شبکه جاده‌ای قرار گرفته است.

بحث و نتیجه‌گیری

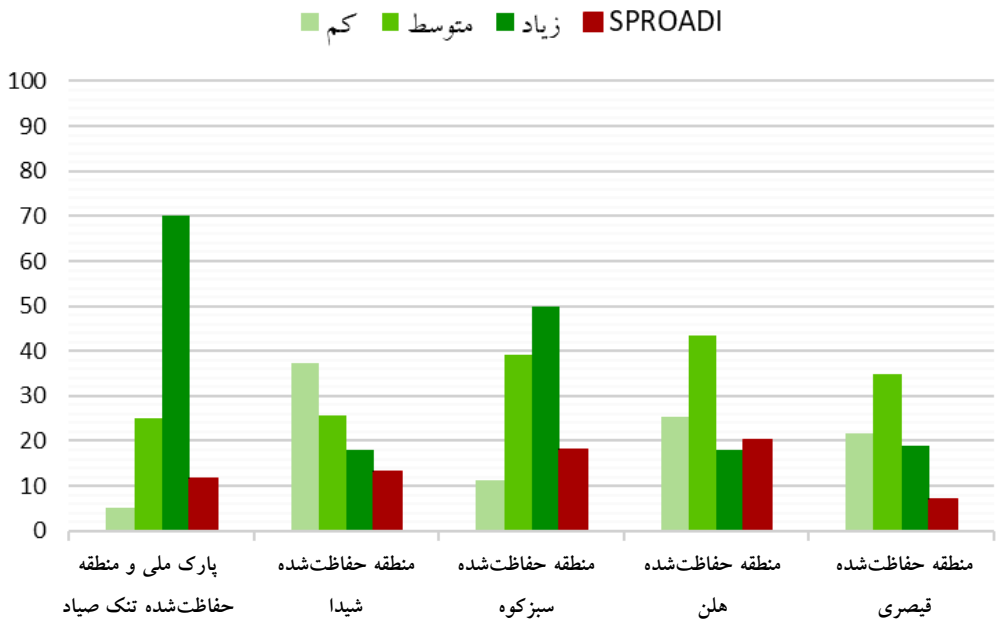
در این مطالعه برای اولین بار، ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها با درنظر گرفتن خدمات اکوسیستمی در استان چهارمحال و بختیاری، انجام گرفت. انجام این بررسی در استان چهارمحال و بختیاری از این جهت حائز اهمیت است که این استان از تنوع زیستگاهی بالا و همچنین تراکم به نسبت بالایی از شبکه جاده‌ها برخوردار است و لذا، لازم است ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها با درنظر گرفتن خدمات اکوسیستمی انجام گیرد. از آنجایی که مبحث حفاظت و مدیریت گونه‌های

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۳. نقشه مربوط به شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای (SPROADI) (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۴. درصد کیفیت زیستگاه و شاخص آشفتگی جاده‌ای در هر یک از مناطق حفاظت‌شده (رنگی در نسخه الکترونیکی)

www.SID.ir

Archive of SID

در معرض خطر، سابقه‌ای طولانی در زیست‌شناسی حفاظت دارد و تمرکز بیشتر برنامه‌های حفاظتی، به‌منظور جلوگیری از کاهش گونه‌های خاص است، تعیین پراکنش بالقوه گونه‌های در معرض خطر، اولین گام مهم در زمینه مدیریت این گونه‌ها است (۱۹). به‌همین منظور در این مطالعه، مدل‌سازی کیفیت زیستگاه گونه *Capra aegagrus* که از جمله گونه‌های در معرض خطر در استان چهارمحال و بختیاری است با استفاده از مدل InVEST، انجام گرفت.این مطالعه، قدرت به‌نسبت بالای مدل کیفیت زیستگاه InVEST را در مدل‌سازی کیفیت زیستگاه، تنها بر مبنای نقشه کاربری و پوشش اراضی و بدون نیاز به نقاط حضور گونه، در سطح سیمای سرزمین نشان داد. بنابراین، استفاده از این مدل در مناطق وسیعی که از مطلوبیت زیستگاهی بالایی برای گونه‌ها برخوردار است ولی اطلاعات کامل و جامعی از حضور گونه در دست نیست، مفید است (۴۱). از دیگر نقاط قوت این مدل، می‌توان به مدل‌سازی همزمان نقشه‌های کیفیت زیستگاه و حساسیت زیستگاه نسبت به عوامل بالقوه تهدید اشاره کرد که می‌توان از آن برای اولویت‌بندی مناطق دارای پتانسیل حفاظت استفاده کرد. با این‌حال، یکی از نقاط ضعف این مدل، عدم امکان استفاده از درنظر گرفتن پارمترهای مهم دیگری از جمله شیب و ارتفاع است که از جمله متغیرهای تأثیرگذار در تعیین مطلوبیت زیستگاه بسیاری از گونه‌ها از جمله گونه *Capra aegagrus* است. تأکید و استفاده از متغیرهای محیطی به‌تنهایی به‌منظور پیش‌بینی صحیح پراکنش گونه‌ها کافی نیست و ضروری است تا تأثیر دیگر فاکتورها از جمله فاکتورهای انسانی نیز در این پیش‌بینی‌ها مدنظر قرار داده شود. از این‌رو در این مطالعه، علاوه بر مدل‌سازی کیفیت زیستگاه، ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها به‌عنوان یکی از عوامل تهدید مهم موجود در منطقه که زیستگاه گونه مورد نظر را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد، با استفاده از شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای SPROADI انجام گرفت. از مزایای استفاده از این شاخص، درنظر گرفتن چندین زیرمعیار شامل: حجم ترافیک عبوری، اثر همسایگی و درجه تکه‌تکه شدگی زیستگاه است. اهمیت درنظر گرفتن همزمان کیفیت زیستگاه و درجه تهدید زیستگاه در سایر مطالعات نیز نشان داده شده است. برای مثال، دلگنر و همکاران (۹) در مطالعه خود تأثیر فاکتورهای مؤثر در شناسایی زیستگاه‌های مطلوب گونه وزغ آتش‌دل اروپایی (Fire-bellied toad *Bombina bombina*)، از جمله اثرات شبکه جاده‌ای در شمال شرقی آلمان را با استفاده از شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای ارزیابی کردند. با این تفاوت که آنها از مدل MaxEnt (Maximum-Entropy Model) در راستای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه استفاده کردند.

طبق نتایج حاصل از این مطالعه، ۴۵ درصد از وسعت استان چهارمحال و بختیاری، به‌خصوص مناطق شرقی و شمال شرقی، از مطلوبیت بالایی برای جمعیت‌های این گونه برخوردار هستند. این گونه با شرایط کوهستانی با شیب زیاد، سازگاری دارد و معمولاً در مناطق پرشیب استان در داخل و خارج از مناطق حفاظت‌شده و در مناطق آزاد که دارای پوشش مرتعی مناسب از جمله *Scariola spp* و *Astragalus spp* است و دسترسی شکارچیان نیز محدودتر است، از بیشترین تراکم جمعیتی برخوردار است. متغیرهای توپوگرافی از جمله شیب زیاد، ناهمواری زیستگاهی و وجود گریزگاه، از جمله فاکتورهای تأثیرگذار در افزایش امنیت زیستگاهی این گونه در مقابل شکارچیان است باعث می‌شود که از جمعیت قابل توجهی در این گونه مناطق برخوردار باشد (۲۲). با وجود این، نمی‌توان از اثرات بوم‌شناختی منفی شبکه جاده‌ها که نزدیک به ۲۸ درصد از سطح استان از جمله مناطق با مطلوبیت زیستگاهی بالا برای جمعیت‌های بز وحشی را نیز با شدت متوسط، تحت تأثیر قرار داده است، چشم‌پوشی کرد. در مطالعه‌ای که توسط نکویی‌مهر و همکاران در سال ۱۳۸۵ در جنگل‌های بازفت در استان چهارمحال و بختیاری انجام شده است، شدت بالای اثرات جاده‌ای در مناطق جنگلی و کوهستانی در نتیجه جاده‌سازی ثابت شده است (۳۰). نتایج حاصل از آنالیزها، نشان می‌دهد که طول کل جاده‌های موجود در استان چهارمحال و بختیاری، ۴۸۰۰ کیلومتر است و از تراکم به نسبت بالایی

www.SID.ir

Archive of SID

(۰/۲۹ کیلومتر بر کیلومترمربع) برخوردار هستند. طبق مطالعه‌ای که توسط جعفری و عزیزی در این استان انجام شده است، تراکم جاده‌ای در استان چهارمحال و بختیاری، حتی بالاتر و معادل ۰/۴ کیلومتر بر کیلومتر مربع محاسبه شده است (۲۱)، که نسبت به مساحت استان، تراکم جاده‌ای بسیار بالا و غیرمنطقی به‌نظر می‌رسد. تراکم به‌نسبت بالای شبکه جاده‌ای، اثرات بوم‌شناختی منفی فراوانی به‌دنبال دارد، که در پاره‌ای از موارد برگشت‌ناپذیر هستند. در مطالعه‌ای که توسط فورمن در سال ۲۰۰۳ انجام شده است، به مهم‌ترین اثرات بوم‌شناختی منفی شبکه جاده‌ای به‌طور مفصل پرداخته شده است (۱۲). از جمله این اثرات، تکه‌تکه شدن زیستگاه و کاهش کیفیت زیستگاه‌های موجود است، که باعث محصور شدن جمعیت‌های گونه، به‌خصوص پستانداران، در داخل زیستگاه‌ها و قطع ارتباط با جمعیت‌های موجود در دیگر مناطق استان، کاهش تبادل ژنتیکی و به‌تبع آن کاهش تنوع زیستی می‌شود (۸، ۱۲، ۱۵، ۱۷، ۳۷ و ۴۸). در مطالعه‌ای که توسط بروسچی در سال ۲۰۱۵ در ایتالیا انجام شده است، تأثیر شبکه جاده‌ها در تکه‌تکه شدن زیستگاه‌ها با استفاده از شاخص تکه‌تکه‌شدگی ساختاری (IFI: Infrastructure Fragmentation Index) مورد بررسی قرار گرفت. طبق نتایج این مطالعه، درجه تکه‌تکه شدگی در وسعت زیادی از اکوسیستم‌های جنگلی و مرتعی این کشور در حد بالا و متوسط است که گواهی بر تأثیر منفی شبکه جاده‌ها است که لزوم بررسی اثرات آن را نشان می‌دهد (۴). همچنین، در مطالعه‌ای که توسط فریدنبرگر در سال ۲۰۱۳ در شهر بردنبرگر کشور آلمان انجام شد، از شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای (SPROADI) در راستای ارزیابی اثرات بوم‌شناختی شبکه جاده‌ای استفاده شد. طبق نتایج این مطالعه، اثرات منفی بوم‌شناختی شبکه جاده‌ای از جمله درجه تکه‌تکه شدگی زیستگاهی و اثر حاشیه‌ای، در حد متوسط برآورد شده است که همگی ناشی از تراکم بالای شبکه جاده‌ای و همچنین حجم بالای ترافیک عبوری در این شهر است (۱۳). از دیگر اثرات منفی شبکه جاده‌ای می‌توان به افزایش تصادفات جاده‌ای (۳۵ و ۳۹)، آلودگی صوتی، نوری و هوا (۷) و اثر حاشیه‌ای (۴ و ۱۲) کرد. همچنین، شبکه جاده‌ای باعث افزایش دسترسی شکارچیان و مردم محلی به این زیستگاه‌ها شده است که به‌سبب آن، افزایش تخریب زیستگاه‌های مذکور را به‌همراه دارد (۳۶). بسیاری از این اثرات می‌توانند در استان چهارمحال و بختیاری هم از جاده انتظار بروند.

طبق نتایج این مطالعه، پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد از جمله بهترین مناطق زیستگاهی برای جمعیت‌های *Capra aegagrus* در استان به‌شمار می‌آیند. آمارهای به‌دست آمده از شمارش جمعیت گونه در استان نیز به‌خوبی این نتیجه را تأیید می‌کند (۴۲). همچنین، نتایج مطالعه جعفری و همکاران در سال ۱۳۹۷ نیز تأیید دیگری بر نتایج این مطالعه است که بر اساس آن کیفیت بالای زیستگاه‌های واقع در پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد برای گونه مورد نظر، نشان داده شد (۲۲). کلیه شرایط زیستگاهی مورد نیاز برای این گونه از جمله پوشش گیاهی مناسب، فاصله تا مناطق مسکونی و جاده‌ها و در دسترس بودن آب، در پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد یافت می‌شود. ولی از آنجایی که این منطقه توسط شبکه جاده‌ها احاطه شده است، جمعیت‌های این گونه نیز محدود به این منطقه بوده و امکان جابه‌جایی و مهاجرت به دیگر مناطق را دشوار کرده است و به‌مرور زمان از مطلوبیت این منطقه خواهد کاست. از دیگر مناطق حفاظت‌شده با مطلوبیت به‌نسبت بالا، می‌توان به مناطق حفاظت‌شده سبزکوه و هلن واقع در مرکز استان اشاره کرد. با توجه به سرشماری‌های سالانه، جمعیت مناسبی از این گونه در منطقه حفاظت‌شده سبزکوه حضور دارند، که تأییدی بر مطلوبیت شرایط زیستگاهی حاکم بر این منطقه برای این گونه است (۴۲). ولی، متأسفانه مشابه منطقه تنگ صیاد، به‌دلیل عبور جاده اصلی درجه ۲ از اطراف و بین این دو منطقه و محصور شدن آنها، امکان مهاجرت جمعیت‌ها بین این دو منطقه وجود ندارد.

بر اساس یافته‌های این مطالعه، در راستای حفاظت از جمعیت‌های بز وحشی و همچنین در جهت کاهش اثرات منفی

www.SID.ir

Archive of SID

شبکه جاده‌ها در استان چهارمحال و بختیاری، تعدادی رویکرد حفاظتی پیشنهاد می‌شود شامل: ۱) گسترش شبکه مناطق حفاظت‌شده از طریق شناسایی مناطقی که مطلوبیت زیستگاه بالایی برای این گونه دارند و از طرفی، کمتر تحت تأثیر عوامل بالقوه تهدید هستند، ۲) طراحی کریدورهای مهاجرتی در راستای برقراری ارتباط و تسهیل جریان‌زنی بین جمعیت‌های منزوی گونه در دیگر نقاط استان، ۳) افزایش نمادها و تابلوهای خطر تصادف با گونه‌های بومی و کاهش سرعت، در طول جاده‌هایی که امکان تصادفات جاده‌ای وجود دارد، ۴) ساخت زیرگذر/ روگذرهای سازگار با منطقه و متناسب با پوشش جنگلی موجود و ۵) ایجاد کمربندی و عبور جاده از پیرامون یا خارج از مناطق حفاظت.

از آنجایی که این مطالعه تنها به بررسی اثرات فیزیکی شبکه جاده‌ای پرداخته است، اثرات شبکه جاده‌ای روی پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد و مناطق حفاظت‌شده هلن و سبزکوه در حد متوسط برآورد شده است. درحالی که اثرات جاده‌ای بیش از این میزان است که در آینده‌ای نزدیک شاهد آن خواهیم بود. چرا که، این مناطق جمعیت قابل توجهی از گونه بز وحشی را حمایت می‌کنند و از آنجایی که ظرفیت زیستی هر زیستگاهی، محدود است، نیاز است که جمعیت‌های موجود در این مناطق با دیگر مناطق در ارتباط بوده و جریان ژنی صورت بگیرد (۴، ۵، ۸، ۱۵ و ۴۸). محصور بودن این مناطق توسط شبکه جاده‌ای، امکان مهاجرت و تبادل ژنی برای گونه را غیرممکن کرده است که به‌مرور زمان، باعث ایجاد مشکل می‌شود. به همین منظور، پیشنهاد می‌شود که در مطالعات آتی، ظرفیت زیستی هر یک از مناطق به‌طور جداگانه مورد بررسی و محاسبه قرار گیرد و سپس با درنظر گرفتن مقوله تبادل ژنی، کریدورهای مهاجرتی برای این گونه طراحی و اجرا شود. از دیگر اثرات منفی شبکه جاده‌ای که در این مطالعه، مورد بررسی قرار نگرفت و لازم است که در مطالعه‌ای دیگر به آن پرداخته شود، تفاوت نوع جاده از نظر عرض جاده، میران شلوغی و ترافیک در طول فصل‌های مختلف و ساعات مختلف روز است که به‌شدت روی زیستگاه‌ها و تنوع زیستی از جمله گونه مورد نظر تأثیرات منفی جبران‌ناپذیری را خواهد داشت.

پیوست

جدول ۱. ویژگی‌های هر یک از منابع تهدید که برای مدل‌سازی کیفیت زیستگاه با استفاده از روش InVEST لازم است. Wr، شدت نسبی منبع تهدید و MAX_DIST، حداکثر فاصله تأثیرگذار هر یک از منابع تهدید روی زیستگاه‌های مجاور است. (مقادیر موجود در جدول، بر اساس نظر کارشناسی و مرور منابع تعیین شده‌اند (۳۲ و ۳۵)).

منبع تهدید	W_r^* [0-1]	MAX_DIST* (Km)
شهرهای بزرگ	۱	۸
شهرهای کوچک	۰/۸	۶/۵
روستا	۰/۶	۵
معادن	۰/۸	۶
جاده اصلی	۰/۸	۳
جاده روستایی	۰/۴	۱
کشاورزی	۰/۶	۴
دیمکاری	۰/۵	۲/۸

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۲. فرمول‌های مورد نیاز برای محاسبه زیرشاخص‌های شاخص مکانی آشفتگی جاده‌ای

زیر شاخص	فرمول	توضیحات
شدت ترافیک (T_k)	$T_k = \sum_{i=1}^{nk} R_{k,i}.TV_{k,i}$	$R_{k,i}$: طول جاده $TV_{k,i}$: میانگین تعداد وسایل نقلیه در ساعت
اثر همسایگی (حاشیه) (V_k)	$V_k = \frac{1}{n_k}.\sum_{v=1}^{n_k} T_{k,v}$	$T_{k,v}$: شدت ترافیک در سلول‌های مجاور (v) شبکه k $v = \{1, 2, 3, \dots, n_k\}$ n_k: تعداد سلول‌های همسایه شبکهk
درجه تکه‌تکه شدگی (F)	$F_k = \frac{A_k}{\sum_{j=1}^{n_k} A_{j,k}.A_{j,k}^{compl}}$	n_k : تعداد پلی‌گون‌هایی است که توسط جاده‌ها ایجاد شده‌اند. A_k : مساحت شبکه k برحسب مترمربع $A_{j,k}$: مساحت قسمتی از پلی‌گون j است که توسط جاده قطع شده و در داخل شبکه k قرار دارد برحسب مترمربع. $A_{j,k}^{compl}$: مساحت کلی پلی‌گون j است.

منابع مورد استفاده

1. Alkemade, R., M. van Oorschot, L. Miles, C. Nellemann, M. Bakkenes and B. ten Brink. 2009. GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12: 374-390.
2. Allan, J. D., P. B. McIntyre, S. D. Smith, B. S. Halpern, G. L. Boyer, A. Buchsbaum, G. A. Burton, L. M. Campbell, W. L. Chadderton, J. J. Ciborowski and P. J. Doran. 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(1): 372-377.
3. Baral, H., R. J. Keenan, S. K. Sharma, N. E. Stork and S. Kasel. 2014. Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. *Ecological Indicator* 36: 552-562.
4. Bruschi, D., D. A. Garcia, F. Gugliermetti and F. Cumo. 2015. Characterizing the fragmentation level of Italian's National Parks due to transportation infrastructures. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 36: 18-28.
5. Clarke, I., Z. Stokes and R. Wallace. 2010. Habitat restoration planning guide for natural resource managers. Government of South Australia, through Department of Environment and Natural Resources, Adelaide, 72 p.
6. Department of Environmental Protection Agency of Chaharmahal & Bakhtiari Province. 2007. Environmental Scene of Chaharmahal & Bakhtiari Province. Office of the Directorate of Department of Environmental Protection Agency, 200 p. (In Farsi).
7. Dean, W. R. J., C. L. Seymour, G. S. Joseph and S. H. Foord. 2019. A review of the impacts of roads on wildlife in semi-arid regions. *Diversity* 11(5): 81.
8. De Montis, A., B. Martín, E. Ortega, A. Ledda and V. Serra. 2017. Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach. *Land Use Policy* 64: 83-94.
9. Dolgener, N., L. Freudenberger, N. Schneeweiss, P. L. Ibisch and R. Tiedemann. 2014. Projecting current and potential future distribution of the fire-bellied toad *Bombina bombina* under climate change in north-eastern Germany. *Regional Environmental Change* 14(3): 1063-1072.
10. Eigenbrod, F., S. J. Hecnar and L. Fahrig. 2009. Quantifying the road effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario. *Ecology & Society* 14(1): 24.
11. Fayaz, M. 2012. Ecological Recognition Plan of the Chaharmahal & Bakhtiari Province: Plant Types of Chaharmahal & Bakhtiari Province. Agricultural Education, Research and Promotion Organization: Research Institute of Forest and Rangelands, 165 p. (In Farsi).
12. Forman, R. T. T., D. Sperling, J. A. Bissonette, A. P. Clevenger, C. D. Cutshall, V. H. Dale, L. Fahrig, R. L. France, Ch. R. Goldman, K. Heanue, J. Jones, F. Swanson, Th. Turrentine and Th. C. Winter. 2003. Road Ecology: Science and Solutions. Washington, DC: Island Press, 504 p.
13. Freudenberger, L. R., P. Hobson, S. Rupic, G. Pe'er, M. Schluck, J. Sauermann, S. Kreft, N. Selva and L. P. Ibisch. 2013. Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index,

www.SID.ir

demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. *Landscape Ecology* 28(7): 1353-1369.
14. Grêt-Regamey, A., B. Weibel, F. Kienast, S. E. Rabe and G. Zulian. 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services* 13: 16-27.
15. Gurrutxaga, M., L. Rubio and S. Saura. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning* 101(4): 310-320.
16. Hoskin, C. J. and M. W. Goosem. 2010. Road impacts on abundance, call traits, and body size of rainforest frogs in northeast Australia. *Ecology & Society* 15(3): 15.
17. Iuell, B. 2003. Wildlife and Traffic-A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions. In: proceeding of the XXIInd PIARC World Road Congress. Durban, South Africa. pp. 1- 14.
18. Jaeger, J. A. G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15(2): 115-130.
19. Jafari, A. 2013. 10 essential strategies for protecting biodiversity at produtive landscape scale (agriculture & forestry). *Environment & Development* 4(8): 5-12. (In Farsi).
20. Jafari, A. 2014. Report of identify the focal areas of the biodiversity of the central Zagros Conservation Area. National Biodiversity Conservation Plan in the Central Zagros Conservation Area. Shahrekord University. 1-178. (In Farsi).
21. Jafari, A. and Z. Azizi. 2015. Estimation of the extent of land affected by ecological network of roads in the Chaharmahal & Bakhtiari province. The first National Conference on Sustainable Development in Construction with an Environmental Conservation Approach. Shiraz University, Shiraz. pp: 1-7. (In Farsi).
22. Jafari, A., R. Zamani-Ahmadmahmoodi and R. Mirzaei. 2019. Persian leopard and wild sheep distribution modeling using the Maxent model in the Tang-e-Sayad protected area, Iran. *Mammalia* 83(1): 84-96.
23. Jump, A. S. and J. Pen˜uelas. 2005. Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8(9): 1010-1020.
24. Kienast, F., J. Bolliger, M. Potschin, R. S. De Groot, P. H. Verburg, I. Heller, D. Wascher and R. Haines-Young. 2009. Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe. *Environmental Management* 44(6): 1099-1120.
25. Kuemmerlen, M., B. Schmalz, B. Guse, Q. Cai, N. Fohrer and S. C. Jähnig. 2014. Integrating catchment properties in small scale species distribution models of stream macro invertebrates. *Ecological Modelling* 277: 77-86.
26. Leh, M. D. K., M. D. Matlock, E. C. Cummings and L. L. Nalley. 2013. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 165: 6-18.
27. Lanzas, M., V. Hermoso, S. de-Miguel, G. Bota and L. Brotons. 2019. Designing a network of green infrastructure to enhance the conservation value of protected areas and maintain ecosystem services. *Science of the Total Environment* 651: 541-550.
28. Makki, T., S. Fakheran, H. Moradi, M. Iravani and J. Senn. 2013. Landscape-scale impacts of transportation infrastructure on spatial dynamics of two vulnerable ungulate species in Ghamishloo Wildlife Refuge, Iran. *Ecological Indicators* 31: 6-14.
29. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: scenarios: findings of the Scenarios Working Group Vol. 2. Island Press, 165 p.
30. Nekouiemehr, M., N. Raafatnia, R. Reisian, H. Jahanbazi and M. Talebi. 2006. Impacts of road construction on Bazoft Jungles. *Researches of Jungle and Spruce* 14(3): 228-243. (In Farsi)
31. Nematollahi, Sh., S. Fakheran and A. R. Soffianian. 2017. Ecological Impact Assessment of Road Networks at Landscape Scale Using Spatial Road Disturbance Index (SPROADI). *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 25(3): 297-304.
32. Opdam, P., J. Verboom and R. Pouwels. 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.
33. Palmer, M. A., J. B. Zedler and D. A. Falk. 2016. Ecological theory and restoration ecology. PP. 3-26. *In:* Foundations of Restoration Ecology. Island Press, Washington, DC.
34. Parris, K. M. and A. Schneider. 2009. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology & Society* 14(1): 29.
35. Plante, J., J. A. Jaeger and A. Desrochers. 2019. How do landscape context and fences influence roadkill locations of small and medium-sized mammals?. *Journal of Environmental Management* 235: 511-520.
36. Proctor, M. F., B. N. McLellan, G. B. Stenhouse, G. Mowat, C. T. Lamb and M. S. Boyce. 2020. Effects of roads and motorized human access on grizzly bear populations in British Columbia and Alberta, Canada. *Ursus,* 2019(30e2): 16-39.
37. Riley, S. P. D., J. P. Pollinger, R. M. Sauvajot, E. C. York, C. Bromley, T. K. Fuller and R. K. Wayne. 2006. A

www.SID.ir

Archive of SID

southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15(7): 1733-1741.
38. Sallustio, L., A. De Toni, A. Strollo, M. Di Febbraro, E. Gissi, L. Casella, D. Geneletti, M. Munafò, M. Vizzarri and M. Marchetti. 2017. Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy. *Journal of Environmental Management* 201: 129-137.
39. Selva, N., S. Kreft, V. Kati, M. Schluck, B. Jonsson, B. Mihok, H. Okarma and P. L. Ibisch. 2011. Road less and low-traffic areas as conservation targets in Europe. *Environmental Management* 48(5): 865-877.
40. Tallis, H. T., T. Ricketts, A. D. Guerry, S. A. Wood, R. Sharp, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero, K. Vigerstol and D. Pennington. 2014. Integrated valuation of environmental services and tradeoffs (InVEST) 3.1. 0 user's guide. Natural Capital Project, 347 p.
41. Terrado, M., S. Sabater, B. Chaplin-Kramer, L. Mandle, G. Ziv and V. Acuña. 2016. Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment* 540: 63-70.
42. The Department of Environmental Protection of Caharmahal & Bakhtiari. 2018. Wildlife census of Tang-e-Sayyad national park and protected area, Helen and Sabzkouh protected areas. Unpublished reports.
43. The Department of Manitanance and Transportation of Chaharmahal & Bakhtiari. 2019. Reports, statistics and traffic information of roads. http://charmahal.rmto.ir/. Unpublished reports.
44. The Management and Planning Organization of Chaharmahal & Bakhtiari Province. 2019. Land use planning studies of Chaharmahal & Bakhtiari province, pp: 1-275. (In Farsi).
45. The Forests, Ranges and Watershed Organization. 2001. Report of preparing the national country`s vegetation map. The engineering office, remote sensing group and Geographic information system, pp: 1-138.
46. Tulloch, V. J., A. I. Tulloch, P. Visconti, B. S. Halpern, J. E. Watson, M. C. Evans, N. A. Auerbach, M. Barnes, M. Beger, I. Chadès and S. Giakoumi. 2015. Why do we map threats? Linking threat mapping with actions to make better conservation decisions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(2): 91-99.
47. UNEP. 2001. Globio: global methodology for mapping human impacts on the biosphere. UNEP/DEWA/TR.01-3. Environment Information and Assessment Technical Report. UNEP. Nairobi, UNEP: 55.
48. Van der Ree, R., J. A. G. Jaeger, E. A. van der Grift and A. P. Clevenger. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society* 16(1): 1-9.
49. Van der Grift, E. A., R. R. Van der Ree and J. A. Jaeger. 2015. Guidelines for evaluating the effectiveness of road mitigation measures. PP. 129-137. Handbook of Road Ecology. Wiley-Blackwell, USA.

www.SID.ir

Archive of SID

Landscape Planning for Conservation, Based on the InVEST Model of Habitat Quality and Ecological Impact Assessment of Road Network in Chaharmahal & Bakhtiari Province

Sh. Nematollahi[1],S. Fakheran[1*], A. Jafari[2] , T. Reisi[1] and S. Pourmanafi[1]

(Received: January 13-2020; Accepted: May 30-2020)

Abstract

One of the primary goals of conservation portfolio selection approaches is to create a functional landscape or network of sites that can support all elements of biodiversity and minimize the environmental risk to critical habitats and species. As human activities, especially roads network development, can be regarded as one of the most important risk elements for the valuable habitats and species of the Chaharmahal & Bakhtiari Province, it is necessary to evaluate the habitat's condition and ecosystem services for the purpose of conservation planning, as well as minimizing the negative impacts of the roads network on the ecosystem services and habitats. So, for this purpose, first, the habitat quality of *Capra aegagrus* was modeled using the InVEST module (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoff). Then, the ecological impacts of roads network were assessed using the spatial landscape index. Finally, the degree of the protected areas was determined and some mitigation measures were introduced. The results of this study revealed that approximately 45 percent of Ch & B Province, including Tang-e-Syyad national park and and the Sabzkouh protected area, could be considered as the suitable habitats for the Wild goat. However, about 28 percent of this province is negatively affected by roads network, thereby highlighting the importance of identifying the priority areas for conservation and mitigation measures.

Keywords: Ecosystem services, Habitat quality, InVEST, Ecological impact assessment, Roads network.

1. Dept. of Environ. Sci., Faculty of Natur. Resour., Isfahan Univ. of Tech., Isfahan, Iran.
2. Dept. of Environ. Sci., Faculty of Natur. Resour. and Earth Sci., Shahrekord Univ., Shahrekord, Iran.
*: Corresponding Author, Email: fakheran@cc.iut.ac.ir

www.SID.ir