نشریه شمـاره ۱۶، پاییز و زمستان ۱۳۹۹، صفحات ۳۷ تا ۵۶

نشریه مدیریت بیابـان

www.isadmc.ir

انجمن علمی مدیریت و کنترل مناطق بیابانی ایران

ارزیابی اثر شبکه جاده‌ها بر کاهش کیفیت زیستگاه‌های حیات‌وحش در استان چهارمحال و بختیاری با استفاده از شاخص Vicinity Impact

شکوفه نعمت الهی[1*]، سیما فاخران[2]، فلیکس کیناست[3]، سعید پورمنافی[4]، علی جعفری[5]

۱. دانشجوی دکتری محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.
۲. دانشیار گروه محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع‌طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.
۳. استاد گروه اکولوژی سیمای سرزمین، دانشگاه ETH Zurich، زوریخ، سوئیس.
۴. استادیار گروه محیط زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.
۵. دانشیار گروه محیط زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.
* نویسنده مسئول: s.nematollahi@na.iut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۸/۱۱ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۹/۲۹

چکیده

شبکه جاده‌ها به‌عنوان مهم‌ترین زیرساخت‌های حمل و نقل دارای آثار بوم‌شناختی بر زیستگاه‌ها و جمعیت‌های حیات‌وحش هستند. تأثیر همسایگی شبکه جاده‌ها بر زیستگاه‌ها به همراه قطعه‌قطعه‌شدن زیستگاه، می‌تواند به کاهش چشمگیر کیفیت زیستگاه و تنوع‌زیستی منجر شود. توسعه شبکه جاده‌ای از مهم‌ترین عوامل خطر برای زیستگاه‌ها و گونه‌های ارزشمند موجود در استان چهارمحال و بختیاری به شمار می رود و لازم است در راستای برنامه‌ریزی نظام‌مند حفاظت و کاهش اثرهای منفی، وضعیت زیستگاه‌ها و خدمات بوم‌شناختی بررسی شود. در پژوهش حاضر، کیفیت زیستگاه گونه‌های با ارزش شامل قوچ و میش اصفهان (*Ovis orientalis* Gmelin, subspecies *isphahanica* Nasonov)، پلنگ *Panthera pardus* Pocock, Linnaeus, و خرس قهوه‌ای *Ursus arctos* با استفاده از نرم‌افزار InVEST مدل‌سازی شد. همچنین، تأثیر همسایگی شبکه جاده‌ای با استفاده از شاخص اثر همسایگی، ارزیابی شد. در راستای ارزیابی کارآیی شبکه فعلی مناطق حفاظت شده در استان و شناسایی مناطق دارای اولویت برای حفاظت، از نرم‌افزار Marxan، استفاده شد. نتایج نشان داد که به طور میانگین ۲۰٪ از سطح استان دارای مطلوبیت بسیار زیاد برای گونه‌های هدف است. ولی، تراکم نسبتاً زیاد شبکه جاده‌ای موجب شده‌است که حدود ۱۴٪ از مساحت استان تحت تأثیر قرار گیرد،که لزوم شناسایی مناطق دارای بیشترین ارزش بوم‌شناختی و حداقل آثار همسایگی را افزایش داد. نتایج نشان داد که مناطق شرق، غرب و جنوب‌غرب استان دارای بیشترین ارزش بوم‌شناختی و حداقل اثر همسایگی است. حدود ۲۸٪ این مناطق در حال حاضر در داخل شبکه فعلی مناطق حفاظت‌شده قرار دارد، که کارآیی نسبی شبکه را نشان داد.

واژگان کلیدی: ارزش بوم‌شناختی؛ قطعه‌قطعه شدن زیستگاه؛ کاهش تنوع‌زیستی؛ برنامه‌ریزی نظام‌مند حفاظت

■ مقدمه

جاده‌ها بخش مهمی از زیرساخت‌های حمل و نقل می‌باشند که در ایجاد ارتباط و دسترسی به مناطق دوردست نقش مهمی را ایفا می‌کنند (۲۳، ۱۹، ۱۸، ۸). با این وجود، شواهد بسیار زیادی از تأثیر منفی جاده‌ها بر روی زیستگاه‌ها، جمعیت حیات‌وحش و بوم‌نظام‌ها وجود دارد. تأثیرات جاده‌ها بر روی حیات‌وحش فزاینده و اغلب غیرقابل برگشت می‌باشد (۵۰، ۱۹). در حقیقت، تغییرات کاربری اراضی و توسعه شبکه جاده‌ها از جمله مهم‌ترین عوامل محرک در افزایش مرگ و میر حیات‌وحش در نتیجه برخورد با وسایل نقلیه (۵۰، ۱۹)، تغییر در رفتار (۴۸، ۲۲)، کاهش ارتباطات در سیمای سرزمین (۱۷)، محدود کردن جریان ژن (۳۳، ۱۱، ۶)، افزایش تکه‌تکه شدگی سیمای سرزمین (۴۱)، کاهش کیفیت زیستگاه (۴۴، ۴۳)، کاهش تنوع‌زیستی و تخریب زیستگاه است (۳۸، ۳۱، ۱). بنابراین، برای درک بهتر تأثیر بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها بر روی جمعیت‌های حیات‌وحش و زیستگاه‌ها در مقیاس سیمای سرزمین، لازم است که گستره و درجه‌ی تأثیرگذاری جاده‌ها، کمّی شود. برای این منظور، مدل‌ها و شاخص‌های متعددی برای کمّی کردن تأثیر جاده‌ها و آشفتگی آنها توسعه یافته است. از جمله این شاخص‌ها می‌توان به شاخص به هم پیوستگی سیمای سرزمین[1] (۴۷)، شدت تکه‌تکه شدن[2] (۲۴)، شاخص آشفتگی جاده‌ای مکانی[3] (۴۴، ۴۳، ۴۲)، و شاخص ریسک بوم‌شناختی[4] (۳۹) اشاره کرد.

در راستای ارزیابی تأثیر همسایگی شبکه جاده‌ها بر روی زیستگاه‌ها، شاخص اثر همسایگی[5]، توسعه‌یافته است. این شاخص از زیرشاخص شدت ترافیک[6]، برای محاسبه اثر همسایگی شبکه جاده‌ها بر زیستگاه‌ها استفاده می‌کند (۴۲، ۱۸). یکی از قابلیت‌های این شاخص، استفاده ترکیبی از آن با دیگر ابزارهای مدل‌سازی خدمات بوم‌نظامی در راستای برنامه‌ریزی و اولویت‌بندی حفاظتی می‌باشد. بنابراین، برای درک بهتر از تأثیر بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها بر جمعیت‌های حیات‌وحش و زیستگاه‌ها در مقیاس سیمای سرزمین، لازم است که علاوه بر عوامل مرتبط با تراکم ترافیک و یا زون تحت تأثیر، عوامل بوم‌شناختی مرتبط با زیستگاه‌ها و بوم‌نظام‌ها، همچون خدمات بوم‌نظامی زیستگاه‌ها که منافع حاصله از زیستگاه‌ها را به‌صورت مکانی به تصویر می‌کشد، نیز در نظر گرفته شود (۲۰).

برنامه‌های حفاظتی گونه محور، از مدل‌های پراکنش گونه‌ای استفاده می‌کنند (۲۹). بیشتر این مدل‌ها، بین داده‌های حضور گونه و شرایط محیطی ارتباط معنی‌داری پیدا کرده و سپس به پیش‌بینی مناطقی می‌پردازند که از نظر شرایط زیستگاهی برای گونه مورد نظر مطلوب باشند. متاسفانه داده‌های حضور برای بسیاری از گونه‌ها موجود نبوده و تهیه این داده‌ها برای برخی گونه‌ها اگر غیرممکن نباشد، نیازمند زمان، هزینه و نیروی انسانی متخصص می‌باشد. لذا در سال‌های اخیر، مدل‌هایی توسعه یافته‌است که به‌دنبال مدل‌سازی کیفیت زیستگاه بدون نیاز به داده‌های حضور گونه و بر اساس نقشه‌های کاربری و پوشش اراضی و وجود یا عدم وجود تهدیدها در منطقه است (۶۲، ۲). از جمله این مدل‌ها می‌توان به مدل کیفیت زیستگاه[7]، اشاره کرد که یکی از مدل‌های متنوع در نرم‌افزار InVEST [8] می‌باشد (۵۳). این مدل، با استفاده از نقشه‌های کاربری و پوشش اراضی، تهدیدهای انسانی و نظرات کارشناسی، به‌دنبال بررسی و ارزیابی وضعیت زیستگاه و تنوع‌زیستی در منطقه مطالعاتی می‌باشد (۵۴، ۳۰، ۵).

پس از این‌که مدل‌سازی خدمات بوم‌نظامی و ارزیابی تأثیر بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها با بهره‌گیری از مدل‌های به روز در منطقه مطالعاتی انجام شد، لازم است که اطلاعات و داده‌های به‌دست آمده به‌طور هم‌زمان مورد بررسی قرار گیرند تا مناطق دارای اولویت حفاظتی شناسایی گردند. برای این منظور، رویکرد برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت بسیار کارامد می‌باشد (۳۵).

از جمله نرم‌افزارهای کاربردی در زمینه شناسایی مناطق اولویت‌دار برای حفاظت، نرم‌افزارهای Marxan و

1. Landscape Cohesion Index
2. Splitting Density
3. Spatial Roads Disturbance Index (SPROADI)
4. Ecological Risk Index (ERI)
5. Vicinity Impacts
6. Traffic Intensity
7. Habitat Quality
8. Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoff

Zonation می‌باشند (۴۰، ۲۱) که به‌صورت فراگیر مورد استفاده قرار می‌گیرند. نرم‌افزار Marxan، ابزار مناسبی در فرایندهای برنامه‌ریزی حفاظتی می‌باشد. در واقع Marxan، یک ابزار پشتیبان تصمیم‌گیری محسوب می‌شود که در شناسایی مناطق دارای اولویت برای حفاظت، بسیار کاربردی می‌باشد (۴۰). ارزش‌ها و هزینه‌ها دو دسته اصلی از ورودی‌های نرم‌افزار Marxan می‌باشند. ارزش‌ها شامل اطلاعات و داده‌های مربوط به گونه‌ها، زیستگاه‌ها و یا دیگر خصوصیات مرتبط با تنوع‌زیستی می‌باشند. هزینه‌ها شامل هرگونه هزینه اقتصادی، اجتماعی و بوم‌شناختی و یا ترکیبی از آنها می‌باشد. از جمله هزینه‌ها، می‌توان به هزینه خرید زمین، هزینه حفاظت از هر واحد برنامه‌ریزی، احتمال موفقیت بر اساس معیار تمایلات اجتماعی، و یا وجود هر گونه آشفتگی و تهدید انسانی اشاره کرد. با در اختیار قرار دادن اطلاعات و داده‌های مربوط به ارزش‌ها و هزینه‌ها، این نرم‌افزار قادر است مناطق با حدبیشتر ارزش بوم‌شناختی و حداقل هزینه‌ها را شناسایی کند. از مهمترین قابلیت‌های رویکرد برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت، شناسایی مناطق اولویت‌دار برای طراحی شبکه مناطق حفاظت شده، بررسی کارایی شبکه فعلی مناطق حفاظت شده و یا گسترش شبکه فعلی مناطق حفاظت‌شده می‌باشد.

از میان خوارزمیک‌های (الگوریتم‌های) موجود در برنامه‌ریزی حفاظتی، خوارزمیک شبیه‌سازی تبرید تدریجی[1] بسیار کاربردی می‌باشد به‌طوری که قادر است برای مسایل بزرگ، جواب‌های نزدیک به بهینه را در کم‌ترین زمان پیدا کند. نام این خوارزمیک از تکنیک متالورژی[2] گرفته شده است. سازوکار این روش به این صورت می‌باشد که در آغاز مواد در معرض حرارت بسیار زیاد قرار داده می‌شوند. در این حالت اتم‌ها از یکدیگر جدا شده و شروع به تغییر شکل می‌دهند. با کاهش یافتن حرارت به‌صورت کنترل‌شده، اتم‌ها دوباره شروع به شکل گرفتن می‌کنند. اتم‌هایی که تا آخرین لحظه در حال تغییر هستند، بهترین شکل را به خود می‌گیرند (۳۵). این قضیه در رابطه با شناسایی مناطق اولویت‌دار برای حفاظت به این صورت می‌باشد که؛ با کاهش کنترل شدهٔ حرارت، شبکه‌هایی که مقدار هزینه و آشفتگی زیادی دارند در ابتدا انتخاب می‌شوند. بالعکس، شبکه‌هایی که دارای ارزش بوم‌شناختی زیادیی هستند و در عین حال از کمترین میزان هزینه برخوردار می‌باشند، در آخرین لحظه انتخاب می‌شوند و به‌عنوان راه حل بهینه در تصمیم‌گیری‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند (۳۵، ۴۰).

شبکه جاده‌ها یکی از مهمترین عوامل کاهش کیفیت و ایجاد خطر برای زیستگاه‌های با اهمیت موجود در استان چهارمحال و بختیاری و گونه‌های ارزشمند آنها، بخصوص گوشت‌خواران و علف‌خوارانی که دارای ارزش حفاظتی زیادی می‌باشند، به‌شمار می‌رود. شبکه جاده‌ای در استان نسبت به مساحت استان، از تراکم به نسبت زیادی برخوردار است (۲۵).

تراکم زیاد شبکه جاده‌ها با تأثیر منفی خود، از جمله تغییر کاربری اراضی، آلودگی صوتی، آلودگی هوا، تکه‌تکه شدن زیستگاه‌های با ارزش، تصادفات جاده‌ای برای گوشت‌خواران و علف‌خواران، و در نهایت کاهش کیفیت زیستگاه، کاهش تنوع‌زیستی و بیابانی شدن زیستگاه همراه می‌باشد. وجود تنوع زیستگاهی زیاد و گونه‌های دارای ارزش حفاظتی در استان چهارمحال و بختیاری از یک طرف و تراکم زیادی شبکه جاده‌ها از طرف دیگر، اهمیت ارزیابی آثار بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها را افزایش داده است. بنابراین، اهداف اصلی پژوهش حاضر، مدل‌سازی کیفیت زیستگاه برای گونه‌های قوچ و میش اصفهان *Ovis orientalis* Gmelin (subsp *isphahanica* Nasonov)، پلنگ *Panthera pardus* Pocock,، خرس قهوه‌ای *Ursus arctos* Linnaeus,، به‌عنوان گونه‌های شاخص در استان، با استفاده از نرم‌افزار InVEST، ارزیابی آثار همسایگی شبکه جاده‌ها با استفاده از شاخص اثر همسایگی، انتخاب کارآمدترین واحد برنامه‌ریزی (۱km×۱km، ۲/۵km×۲/۵km و ۵km× ۵km) از نظر حفاظتی و مدیریتی و شناسایی مناطق اولویت‌دار با

1. Simulated annealing
2. Metallurgy techniques

کیفیت زیستگاهی زیاد جهت مدیریت، با استفاده از نرم‌افزار Marxan، بود.

■ مواد و روش‌ها

منطقه مورد بررسی

منطقه مورد بررسی در پژوهش حاضر، استان چهارمحال و بختیاری با وسعت ۱۶۴۳۲ Km^2 است. استان چهارمحال و بختیاری از جمله مناطق مرتفع و پرشیب در گستره زاگرس مرکزی در غرب ایران با میانگین ارتفاع ۲۱۵۳ m از سطح دریا است.

دمای میانگین سالانه بین C^o ۸/۵ تا ۲۰ و میانگین بارش سالانه آن ۵۶۰ mm است، به‌طوری‌که، با وجود داشتن تنها ۱٪ از مساحت ایران، ۱۱٪ از منابع آب کشور را در اختیار دارد و به‌عنوان یکی از کانون‌های تولید آب در کشور محسوب می‌شود (۶۰).

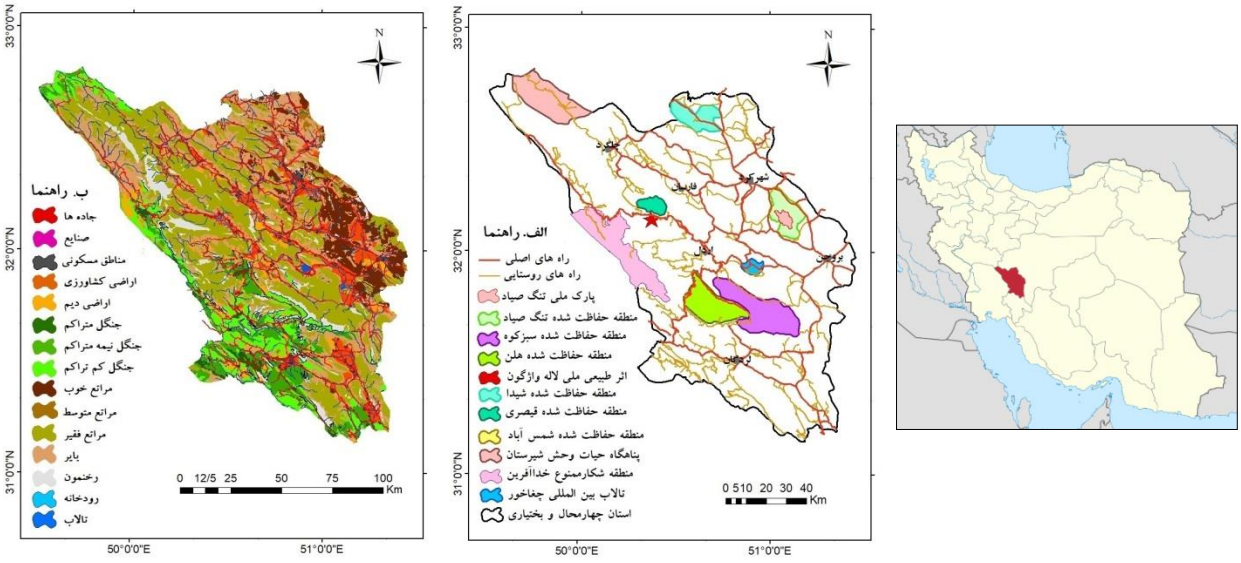
اقلیم این استان از گرم و خشک تا سرد و مرطوب متغیر است (۶۰). جمعیت استان مطابق آخرین سرشماری نفوس و مسکن در سال ۱۳۹۵ معادل ۸۹۵۲۶۳ نفر بوده است که تراکمی معادل ۵/۳ نفر در Km^2 را نشان می‌دهد (۵۹).

حدود ۵۵٪ معادل ۹۰۸۰ Km^2 از سطح استان را مراتع، ۲۰/۵٪ معادل ۳۳۶۰ Km^2 را جنگل‌ها، ۱۶٪ معادل ۲۶۴۰ Km^2 را باغ‌ها و کشاورزی دیم و آبی و مابقی را سکونت‌گاه‌های انسانی، پهنه‌های آبی و بیرون‌زدگی‌های سنگی تشکیل می‌دهند (شکل ۱-ب) (۵۹، ۵۸).

موقعیت جغرافیائی و شرایط اقلیمی و توپوگرافی، باعث ایجاد زیستگاه‌های متنوع و به‌دنبال آن وجود تنوع زیادی از گونه‌های گیاهی و جانوری ارزشمند شده است.

در حال حاضر، یک پارک ملی، یک اثر طبیعی ملی، یک پناهگاه حیات‌وحش و پنج منطقه حفاظت‌شده در استان چهارمحال و بختیاری وجود دارد، که در مجموع حدود ۱۲/۵٪ وسعت این استان را پوشش می‌دهد (۵۶) (شکل ۱).

شبکه جاده‌ای در استان نسبت به مساحت استان، از تراکم به نسبت زیاد معادل ۰/۲۹ km/km^2 دارد. در مقایسه با استان‌های هم‌جوار لرستان معادل ۰/۲ km/km^2، اصفهان معادل ۰/۱ km/km^2 و خوزستان معادل ۰/۰۶ km/km^2 و کل کشور معادل ۰/۱۳ km/km^2 برخوردار است (۶۱، ۵۷). بسیاری از این جاده‌ها از داخل یا پیرامون مناطق تحت حفاظت و زیستگاه‌های با اهمیت عبور کرده و موجب ایجاد آثار منفی بالفعل یا بالقوه‌ای بر روی زیستگاه‌های مذکور شده است (۵۹) (شکل ۱-الف).



شکل۱. الف) موقعیت شبکه جاده‌ای (۵۷) و شبکه مناطق حفاظت شده (۵۶)، ب) نقشه کاربری و پوشش اراضی در استان چهارمحال و بختیاری (۵۸)

روش کار

مدل‌سازی کیفیت زیستگاه

در این بخش از پژوهش حاضر، مدل‌سازی کیفیت زیستگاه گونه‌های قوچ و میش *Ovis orientalis* و پلنگ *Panthera pardus*، خرس قهوه‌ای *Ursus arctos* که از جمله گونه‌های کلیدی و در معرض خطر در استان می‌باشند (۵۹)، با استفاده از مدل کیفیت زیستگاه[1]، انجام گرفت. مدل کیفیت زیستگاه، یکی از ۱۸ مدل مجزا در نرم‌افزار InVEST می‌باشد، که در راستای پهنه‌بندی و کمی‌سازی کیفیت زیستگاه به‌عنوان خدمت بوم‌نظامی، بستر و پناهگاهی برای حیات‌وحش کاربرد دارد (۵۳).

برای این منظور، لایه کاربری و پوشش اراضی (۵۷، ۵۸) و لایه تهدیدهای موجود در منطقه شامل لایه شبکه جاده‌ها (۵۷) و لایه موقعیت صنایع و معادن با مقیاس ۱:۲۵۰۰۰۰ در استان چهارمحال و بختیاری، مورد استفاده قرار گرفت. نحوه و فرایند عملی اجرای مدل کیفیت زیستگاه در نرم‌افزار InVEST برای محدوده مورد مطالعه به شرح زیر بود:

الف. با استفاده از نظر کارشناسی و مرور منابع، نقش انواع طبقات کاربری و پوشش اراضی در تدارک زیستگاه برای گونه‌های هدف، با اختصاص یک ارزش طیفی بین صفر، به‌عنوان زیستگاه نامطلوب، تا یک، به‌عنوان زیستگاه کاملا مطلوب، تعیین گردید. به‌همین منظور، همه انواع کاربری‌های انسان‌ساخت شامل کشتزارها، سکونتگاه‌ها و جاده‌ها به‌عنوان غیرزیستگاه در نظر گرفته شد و در پیکسل‌های موجود در لایه رستری کاربری و پوشش اراضی، ارزش عددی صفر به آنها اختصاص داده شد. برای انواع پوشش طبیعی شامل مراتع و جنگل‌ها، با در نظر گرفتن نوع گونه و ترجیحات زیستگاهی آن، ارزش عددی برابر با یک، به‌عنوان زیستگاه کاملا مطلوب، و یا کمتر از یک، به‌عنوان زیستگاه با مطلوبیت متوسط، در نظر گرفته شد (پیوست‌ها- جدول ۱) (۵۴، ۴۹، ۴۸).

ب. از آنجایی که کلیه کاربری‌های انسان‌ساخت، منجر به تکه‌تکه شدن و شکل‌گیری آثار همسایگی بر لکه‌های زیستگاه از طریق تسهیل در ورود آلاینده‌ها، گونه‌های مهاجم و مانند آن می‌شوند، انواع طبقات کاربری انسان‌ساخت، که در مرحله قبل به‌عنوان زیستگاه نامطلوب و فاقد ارزش زیستگاهی مشخص شده بودند، در این مرحله به‌عنوان منبع حاوی تهدید در نظر گرفته شدند. سپس، تأثیر تهدیدها در قالب ساختار شبکه و با بهره‌گیری از سه عامل مهم اثر نسبی تهدید، حدبیشتر فاصله تاثیر تهدید و حساسیت زیستگاه تعیین شد. ۱- اثر نسبی هر تهدید Wr: این عامل، معرف شدت هر تهدید منظور گردید. بعضی از تهدیدها می‌توانند آثار مخرب‌تری بر زیستگاه داشته باشند. در پژوهش حاضر، با استفاده از مرور منابع (۵۴، ۴۹) و نظر کارشناسی، اثر نسبی هر تهدید با اختصاص یک ارزش طیفی بین صفر، حداقل شدت تهدید، تا یک، حدبیشتر شدت تهدید، تعیین شد (پیوست‌ها- جدول ۲). ۲- حدبیشتر فاصله تاثیر تهدید MAX_DIST: از آنجایی‌که آثار یک تهدید بر زیستگاه‌های مجاور با افزایش فاصله از منبع تهدید کاهش می‌یابد، در یک لایه رستری، پیکسل‌های نزدیک‌تر به منابع تهدید بیشتر تحت تاثیر قرار می‌گیرند. بنابراین در این بخش، حدبیشتر فاصله تاثیرگذار هر یک از انواع منابع تهدید بر زیستگاه‌های مجاور، با استفاده از نظر کارشناسی و مرور منابع تعیین گردید (۵۴، ۴۸، ۳۳) (پیوست‌ها- جدول ۲). ۳- حساسیت هر یک از انواع زیستگاه‌ها نسبت به هر یک از عوامل بالقوه تهدید، عامل نهایی برای محاسبه اثر تهدیدها در یک شبکه رستری می‌باشد. از آنجایی‌که زیستگاه‌های مختلف حساسیت متفاوتی را نسبت به تهدیدهای موجود نشان می‌دهند، یکی از مهم‌ترین قابلیت‌های نرم‌افزار InVEST در نظر گرفتن حساسیت انواع زیستگاه‌ها نسبت به منابع تهدید می‌باشد. این عامل نیز با اختصاص ارزش طیفی بین صفر، حساسیت بسیار کم، تا یک، حساسیت بسیار زیاد نسبت به منابع تهدید، با استفاده از مرور منابع (۵۴، ۴۹) و نظر کارشناسی تعیین گردید (پیوست‌ها- جدول ۱ و ۲).

مدل‌سازی اثر همسایگی شبکه جاده‌ای

در این بخش از پژوهش حاضر، در راستای ارزیابی و مدل‌سازی آثار همسایگی شبکه جاده‌ها بر روی زیستگاه‌های طبیعی و بکر و مناطق تحت حفاظت در استان، شاخص اثر همسایگی مورد استفاده قرار گرفت.

1. Habitat Quality

شاخص اثر همسایگی، به محاسبه تأثیر همسایگی جاده‌ها بر روی زیستگاه‌های مجاور می‌پردازد و بیانگر این است که حضور و تراکم زیادی جاده‌ها می‌تواند اثر همسایگی را افزایش دهد. برای تعیین شاخص اثر همسایگی، در ابتدا محاسبه زیرشاخص شدت ترافیک که بیانگر شدت ترافیک در واحد زمان و مکان در جاده‌های موجود در استان می‌باشد، در محیط ساج و با استفاده از رابطه (۱) (جدول ۱) انجام گرفت. قبل از شروع، لایه‌ها به فرمت رستری و با قدرت تفکیک مکانی مناسب تبدیل شدند. از آنجایی‌که با توجه به مطالعات انجام گرفته، تأثیر جاده‌ها بر روی محیط اطراف و زیستمندان مجاور، نزدیک به ۱km از هر طرف جاده می‌باشد (۳۳، ۱۸، ۱۰)، منطقه مطالعاتی به شبکه‌هایی با طول و عرض ۱km تقسیم شد. سپس برای هر یک از شبکه‌های مذکور، زیرشاخص شدت ترافیک که برابر است با حاصل ضرب طول جاده در هر شبکه، در میانگین تعداد وسایل نقلیه در واحد ساعت در همان جاده، با استفاده از رابطه (۱) محاسبه گردید (جدول ۱). برای این منظور، به روزترین لایه اطلاعاتی موقعیت شبکه جاده‌ها در منطقه مورد مطالعه و میانگین تعداد وسایل نقلیه در واحد ساعت در کلیه جاده‌های موجود در استان (میانگین ۱۰ ساله اخیر) مورد استفاده قرار گرفت (۵۷). در ادامه برای محاسبه شاخص اثر همسایگی (V)، تابع همسایگی[1] در محیط ساج و رابطه (۲) مورد استفاده قرار گرفت (جدول ۱). در پژوهش حاضر، اثر مربوط به ۸ سلول همسایه با استفاده از تابع همسایگی برآورد شد. این شاخص در واقع بیانگر متوسط شدت ترافیک حاصل از شبکه‌های مجاور در شبکه موردنظر می‌باشد (۱۸).

شناسایی و تعیین مناطق اولویت‌دار برای حفاظت

در این بخش از پژوهش حاضر، در راستای شناسایی مناطق با حدبیشتر ارزش بوم‌شناختی و حداقل اثر همسایگی جاده‌ای، نرم‌افزار Marxan مورد استفاده قرار گرفت. ورودی‌های نرم‌افزار Marxan دو دسته منظور شد: ارزش‌ها و هزینه‌ها. ارزش‌ها شامل اطلاعات و داده‌های مربوط به گونه‌ها، زیستگاه‌ها و یا دیگر خصوصیات مرتبط با تنوع‌زیستی بودند. از میان خوارزمیک‌های موجود در برنامه‌ریزی حفاظتی، در پژوهش حاضر از خوارزمیک شبیه‌سازی تبرید تدریجی[2] استفاده گردید. در ابتدا، منطقه مطالعاتی به واحدهای برنامه‌ریزی شامل شبکه‌هایی با مساحت برابر تقسیم شد.

جدول ۱. روابط موردنیاز برای محاسبه شاخص اثر همسایگی شبکه جاده‌ای

شماره	شاخص	فرمول	توضیحات
۱	شدت ترافیک (T_k)	$T_k = \sum_{i=1}^{nk} R_{k,i} . TV_{k,i}$	k= شبکه یک کیلومتر مربعی i= قطعات جاده که در شبکه k قرار گرفته است. nk= تعداد قطعات جاده‌ای که در شبکه k قرار گرفته است. T_k= شدت ترافیک در شبکه k $R_{k,i}$= طول جاده‌ای که در شبکه k قرار گرفته‌است. $TV_{k,i}$= میانگین تعداد وسایل نقلیه در واحد ساعت، در جاده‌ای که در شبکه k قرار گرفته است.
۲	اثر همسایگی (V_k)	$V_k = \frac{1}{n_k} . \sum_{v=1}^{n_k} T_{k,v}$	V_k= اثر همسایگی در شبکه k $T_{k,v}$=شدت ترافیک در شبکه‌های همسایه (v) شبکه k $v = \{1, 2, 3, \ldots, n_k\}$ n_k=تعداد سلول‌های همسایه شبکه k

1. Neighborhood
2. Simulated annealing

از آنجایی‌که یکی از اهداف پژوهش حاضر، انتخاب کارآمدترین واحد از نظر حفاظتی و مدیریتی بود، منطقه مطالعاتی به واحدهای برنامه‌ریزی شامل شبکه‌هایی با ابعاد ۱km×۱km، ۲/۵km×۲/۵km و ۵km× ۵km تقسیم شد و سپس نتایج حاصل از اجرای نرم‌افزار مورد بررسی و مقایسه قرار گرفت.

اجرای Marxan حداقل نیاز به سه فایل ورودی داشت. این فایل‌ها در برگیرندهٔ تمام اطلاعات مربوط به ورودی‌های ویژه نرم‌افزار و جزئیات مسئله حفاظتی بود که توسط نرم‌افزار حل خواهد شد. تمام فایل‌های ورودی دارای فرمت متنی و با پسوند dat بودند.

فایل واحدهای برنامه‌ریزی: این فایل شامل اطلاعاتی در مورد خود واحدها مانند شناسه واحد، هزینه انتخاب واحد به عنوان منطقه پیشنهادی برای حفاظت و وضعیت[1] واحد بود. شناسه هر واحد باید منحصر به خود آن واحد باشد و تکرار نشود. هزینه واحد مقدار هزینه‌ای است که در صورت انتخاب واحد به‌عنوان تحت حفاظت، به تابع هدف اضافه می‌شود و هزینه نهایی انتخاب را افزایش می‌دهد. در پژوهش حاضر، مقادیر آثار همسایگی جاده‌ها بر روی زیستگاه‌های مجاور، به‌عنوان هزینه انتخاب واحدها در نظر گرفته شد. موقعیت هر واحد، تعیین کننده وضعیت واحد در فرایند انتخاب شبکه حفاظتی جدید بود. در پژوهش حاضر، برای کل واحدهای برنامه‌ریزی، وضعیت صفر در نظر گرفته شد؛ به این معنی که انتخاب و یا عدم انتخاب واحد در تمام تکرارها تصادفی است.

فایل ویژگی‌های حفاظتی: این فایل در برگیرندهٔ اطلاعاتی در مورد هر یک از ویژگی‌ها و معیارهای انتخاب منطقه مانند شناسه معیار، نام معیار، اهداف حفاظتی[2] و جریمه عدم دستیابی به اهداف یا SPF[3] بود. در این قسمت، سناریوها و اهداف حفاظتی تعیین می‌شوند. منظور از هدف حفاظتی، حداقل مقداری از هر معیار است که باید مورد حفاظت قرار بگیرد. در پژوهش حاضر، اهداف حفاظتی به‌صورت حداقل مساحت هر معیار که بهتر است مورد حفاظت قرار بگیرد، تعیین شده‌است (۳۵). از آنجاییکه گونه‌های قوچ و میش، پلنگ و خرس قهوه‌ای، در دسته گونه‌های کلیدی و در معرض خطر استان قرار داشتند، حفاظت از ۴۰٪ وسعت زیستگاهی مطلوب گونه‌های مذکور، به‌عنوان هدف حفاظتی پژوهش حاضر در نظر گرفته شد. در این فایل، همچنین یک جریمه برای عدم دستیابی به اهداف (SPF) برای هر یک از معیارها تعیین می‌شود. SPF ضریبی است که بر اساس آن در صورتی‌که هدف تعیین شده برای معیارها حاصل نشود، هزینه‌ای به تابع هزینه اضافه می‌شود و هزینه نهایی انتخاب منطقه را افزایش می‌دهد. هرچه مقدار SPF برای یک معیار بیشتر باشد، Marxan تاکید بیشتری بر دستیابی به هدف تعیین شده برای آن معیار خواهد داشت. مقدار SPF در پژوهش حاضر برای هر سه گونه، دو در نظر گرفته شد.

فایل واحد برنامه‌ریزی در مقابل ویژگی‌های حفاظتی: این فایل اطلاعاتی در مورد توزیع هر یک از معیارهای حفاظتی در واحدهای برنامه‌ریزی شامل شد. در این فایل، نام هر معیار حفاظتی، شناسه واحدهای برنامه‌ریزی که در آن توزیع دارد و مقدار آن معیار در هر واحد تعیین شد. واحد مقادیر تعیین شده برای هر معیار باید مشابه واحد اهداف حفاظتی در فایل ویژگی‌های حفاظتی باشد.

پس از آماده‌سازی فایل‌های ورودی، برای حفاظت از ۴۰٪ وسعت زیستگاه‌های مطلوب گونه‌های هدف، برای سناریوهای اندازه واحدهای برنامه‌ریزی ۱km×۱km، ۲/۵km×۲/۵km و ۵km ×۵km، نرم‌افزار Marxan ۱۰۰ بار اجرا گردید که در هر اجرا، ۱۰ میلیون تکرار صورت گرفت. پس از هر بار اجرای نرم‌افزار، مجموعه‌ای از واحدهای برنامه‌ریزی انتخاب شدند که به آنها یک راه حل[4] اطلاق گردید. سپس، در ۱۰۰ بار اجرا، بهترین راه حل که دربردارنده مجموعه‌ای از واحدهای برنامه‌ریزی بود که با انتخاب آنها با کمترین هزینه، بیشترین میزان اهداف تعیین شده تحقق یافتند، انتخاب شد. برای این منظور، در هر بار اجرا، مقدار هزینه کل در تابع به حداقل رسید (رابطه ۳). در تمامی اجراها، از ابتدا شبکه فعلی مناطق حفاظت شده در محاسبه وارد نشد. در این حالت، نتایج شبیه‌سازی نشان‌دهندهٔ مناطقی است که دارای

1. Status
2. Target
3. Species Penalty Factor
4. Solution

ارزش بوم‌شناختی زیاد و کمینه هزینه‌ها بود. مقایسه نتایج حاصل از شبیه‌سازی با شبکه فعلی مناطق حفاظت شده، گویای کارامدی یا ناکارامدی شبکه فعلی بود.

$$Total\ Cost = \sum_{PUs} Cost + \sum_{Target} SPF \times Penalty \quad (۳)$$

Total Cost= هزینه محاسبه شده برای تمامی واحدهای برنامه‌ریزی انتخاب شده برای حفاظت

Cost= مقادیر هزینه‌های برآورد شده

PUs= واحدهای برنامه‌ریزی

SPF[1]= ضریب جریمه که بر اساس آن در صورتی‌که هدف تعیین شده برای هر یک از پدیده‌های حفاظتی حاصل نشد، هزینه‌ای به تابع هزینه کل اضافه شده و هزینه نهایی انتخاب مناطق افزایش یابد. در پژوهش حاضر، ضریب جریمه برابر با ۲ در نظر گرفته شده است.

Penalty= جریمه عدم دستیابی به اهداف حفاظتی

Target= هدف حفاظتی

■ نتایج و بحث

مدل‌سازی کیفیت زیستگاه

در این بخش، نتایج حاصل از مدل‌سازی کیفیت زیستگاه برای گونه‌های کلیدی و در معرض خطر استان، با استفاده از نرم‌افزار InVEST آورده شد (شکل‌های ۲ تا ۴). در نقشه کیفیت زیستگاه (شکل‌های ۲ تا ۴- الف)، ارزش‌های کیفیت زیستگاه در دامنه صفر، با کیفیت بسیار پایین تا یک، با کیفیت بسیار زیاد به‌دست آمد. کمترین میزان کیفیت زیستگاه در داخل و اطراف مناطق مسکونی، معادن و به‌طورکلی مناطق انسان‌ساخت از جمله شهرکرد، لردگان و بروجن یافت شد. این مناطق، از دیرباز به فعالیت‌های کشاورزی و توسعه صنایع و معادن اختصاص داده شدند و دارای بیشترین تراکم جمعیتی بودند. کم بودن سطح کیفیت زیستگاه در حقیقت به‌دلیل وجود طبقه‌هایی از کاربری و پوشش اراضی بود که دارای مطلوبیت زیستگاهی کمی برای گونه بود. نقشه درجه حساسیت زیستگاه نسبت به عوامل بالقوه تهدید بر اساس آثار تجمعی عوامل تهدید محاسبه شد (شکل‌های ۲، ۳ و ۴- ب). با توجه به نتایج پژوهش حاضر، مقادیر حساسیت زیستگاه نسبت به عوامل بالقوه تهدید بین صفر تا ۰/۱۲۸ به‌دست آمد که بیشترین مقادیر آن در اطراف مناطق شهری و مسکونی در شرق و شمال شرقی منطقه مورد مطالعه یافت شد. تراکم زیادی شبکه جاده‌ای و مناطق صنعتی باعث شد که قسمت‌های شرقی و شمال شرقی استان از کیفیت زیستگاهی بسیار پایینی برای گونه‌های مورد مطالعه برخوردار باشند (شکل‌های ۲، ۳ و ۴- ب).

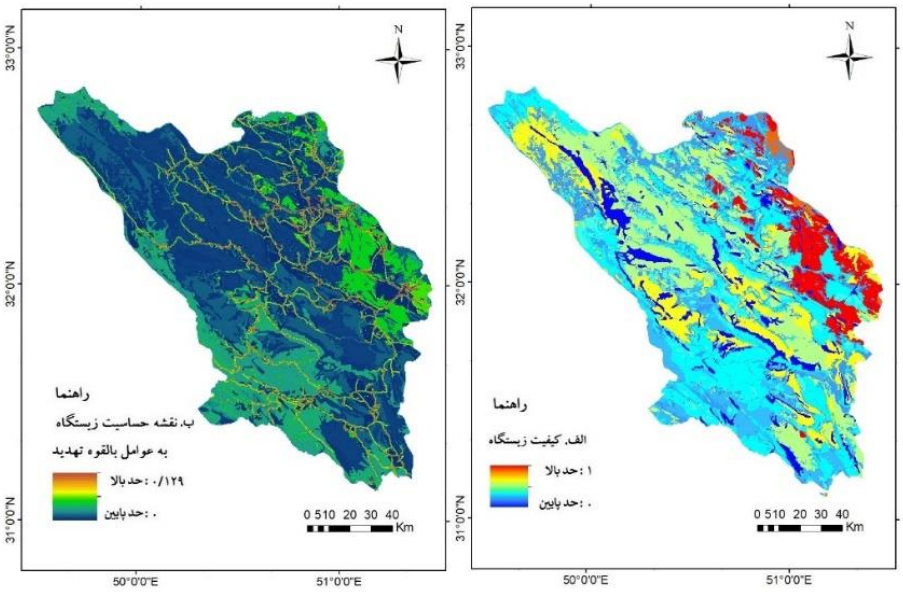
با توجه به نقشه کیفیت زیستگاه گونه قوچ و میش *Ovis orientalis*، که در دسته گونه‌های آسیب‌پذیر[2] در لیست قرمز IUCN است (۳۷)، قسمت‌های شرقی و شمال شرقی منطقه مورد مطالعه که معادل ۱۵٪ از سطح استان بود، از جمله مطلوب‌ترین زیستگاه‌ها به‌دست آمد که به مرور در قسمت‌های مرکزی، جنوبی و غربی کاهش یافت (شکل ۲- الف). پارک ملی و منطقه حفاظت‌شده تنگ صیاد و منطقه حفاظت شده شیدا، در دسته مطلوب‌ترین زیستگاه‌ها برای این گونه قرار گرفت. با توجه به نتایج حاصل، این گونه در مناطق تپه‌ماهوری یافت شد که پوشش گیاهی مطلوب شامل *Scariola orientalis* و *Astragalus spp.*، در دسترس بودن منابع آبی و فاصله تا مناطق مسکونی و معادن فراهم بود. صحت نتایج حاصل از این بخش از پژوهش با مقایسه نقشه کیفیت زیستگاه حاصل با داده‌های حضور گونه هدف و با نظر کارشناسان و محیط‌بانان، مورد بررسی قرار گرفت. مطالعه‌ای که توسط جعفری و همکاران در سال ۱۳۹۷ انجام شده است، تاییدی بر مطلوبیت زیادی پارک ملی و منطقه حفاظت شده تنگ صیاد است، چراکه کلیه متغیرهای زیستگاهی که مناسب این گونه است در این منطقه یافت می‌شود. ۶۵٪ از این منطقه تپه‌ماهوری است، ۸۵٪ از منطقه با گونه‌های مرتعی مناسب و مطلوب پوشیده شده است و ۴۵ فقره چشمه در این منطقه وجود دارد. همچنین، وجود ایستگاه محیط‌بانی بر امنیت این منطقه افزوده‌است. همچنین، نتایج نشان داد که مناطق حفاظت شده هلن و سبزکوه که از جمله مناطق کوهستانی و با شیب زیاد است، در دسته مناطق با مطلوبیت کم تا متوسط قرار دارند. مطابق آمار اداره کل

1. Species Penalty Factor

2. Vulnerable

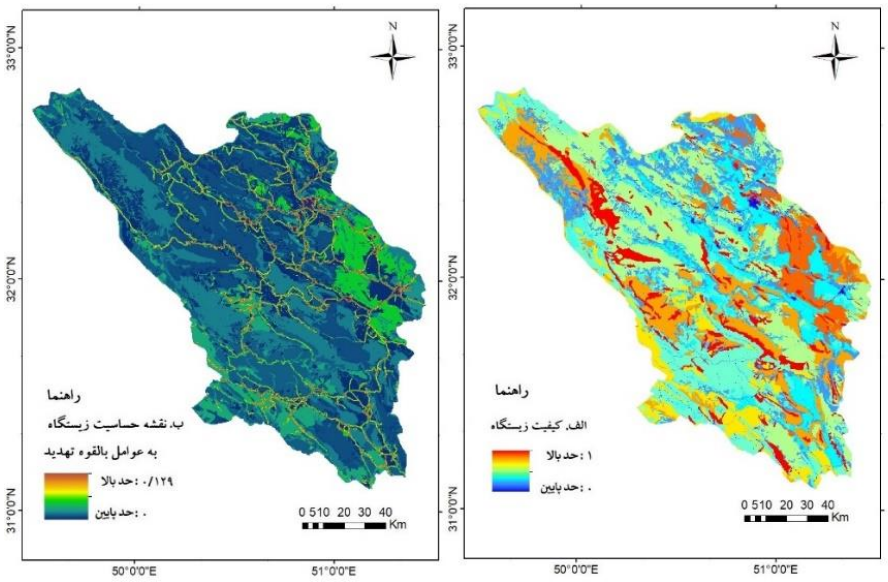
حفاظت محیط‌زیست استان، نزدیک به ۴۰۰۰ تا۵۰۰۰ راس قوچ و میش در منطقه حفاظت شده تنگ صیاد پراکنش دارد که گواه مطلوبیت زیادی این منطقه می‌باشد (۵۵). مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که این گونه در مناطق تپه‌ماهوری که پوشش گیاهی مطلوب شامل *Scariola orientalis* و*Astragalus spp.* ، شیب مناسب ۵-۲۰٪، فاصله تا مناطق مسکونی km ۸-۱۳، در دسترس بودن منابع آبی، فاصله تا جاده >km ۳ و امکان فرار از شکارچیانی چون پلنگ و گرگ فراهم باشد یافت می‌شود، که مطابق با رفتار اکولوژی گونه می‌باشد (۶۳، ۳۴، ۳۳، ۲۷، ۲۶، ۱۶).

در نقشه کیفیت زیستگاه گونه پلنگ *Panthera pardus*، که در دسته گونه‌های در معرض خطر انقراض[1] در لیست قرمز IUCN است (۵۲)، قسمت‌های شرقی، مرکزی و شمال غربی استان از مطلوبیت نسبتا زیادی برخوردار بود (شکل ۳-الف). با توجه به نتایج پژوهش حاضر، نزدیک به ۲۷٪ از سطح استان دارای مطلوبیت زیاد برای این گونه بود که شامل پارک ملی و منطقه حفاظت شده تنگ صیاد و منطقه حفاظت شده سبزکوه بود. صحت نتایج حاصل از این بخش از پژوهش با مقایسه نقشه کیفیت زیستگاه حاصل با داده‌های حضور گونه هدف و با نظر کارشناسان و محیط‌بانان، مورد بررسی قرار گرفت. این گونه مناطق کوهستانی، صخره‌ای و صعب‌العبور، مناطق جنگلی و نیز تپه‌ماهوری با پوشش‌گیاهی مناسب را ترجیح می‌دهد. همچنین، در زیستگاه‌هایی که طعمه‌ها از تراکم زیادی برخوردار هستند، یافت می‌شوند (۲۶، ۴). مطالعات انجام شده نیز، نشان می‌دهد که پارک ملی و منطقه حفاظت شده تنگ صیاد و منطقه حفاظت شده سبزکوه از مطلوبیت زیادیی برای این گونه برخوردار می‌باشد (۷). همچنین، حضور این گونه به‌صورت عبوری در منطقه حفاظت شده شیدا نیز محتمل می‌باشد. مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که متغیرهای فاصله تا جاده، در دسترس بودن آب و فراهم بودن طعمه روی فراوانی این گونه تاثیر بسیار زیادیی می‌گذارد (۲۶). نتایج به‌دست آمده با رفتار اکولوژی گونه (۲۸، ۹) و همچنین مطالعات انجام شده (۴۶، ۱۲) هم‌خوانی دارد. طبق گزارش‌های موجود، تغییر کاربری اراضی، شکار غیرمجاز و احداث جاده، از جمله مهمترین عوامل تهدید گونه در استان چهارمحال و بختیاری محسوب می‌شوند؛ که می‌توانند به طور مستقیم و یا غیرمستقیم، جمعیت این گونه را تحت تاثیر قرار دهند. از جمله آثار منفی احداث جاده، تجزیه زیستگاه و مختل کردن مسیر تردد و مهاجرت گونه‌ها می‌باشد.



شکل ۲. نقشه کیفیت زیستگاه گونه قوچ و میش (الف) و حساسیت زیستگاه به عوامل بالقوه تهدید (ب) در منطقه مورد بررسی

1. Endangered



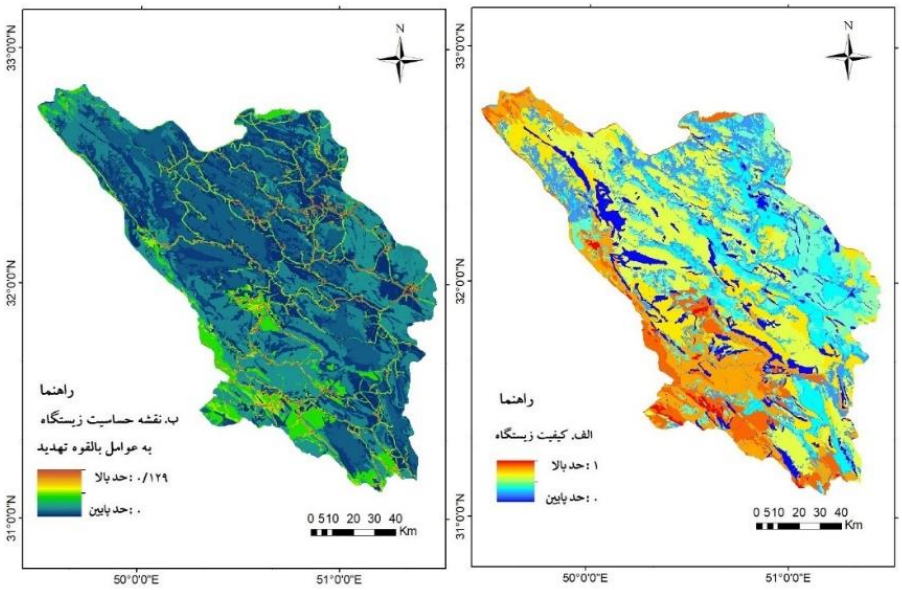
شکل ۳. نقشه کیفیت زیستگاه گونه پلنگ (الف) و حساسیت زیستگاه به عوامل بالقوه تهدید (ب) در منطقه مورد بررسی

در نقشه کیفیت زیستگاه گونه خرس قهوه‌ای *Ursus arctos*، که در دسته گونه‌های با کمترین نگرانی[1] در لیست قرمز IUCN قرار دارد (۳۶)، قسمت‌های مرکزی، غربی و جنوب غربی منطقه مورد بررسی که معادل ۲۳٪ از سطح استان بود، از جمله مطلوب‌ترین زیستگاه‌ها برای این گونه به‌دست آمد (شکل ۴-الف). توپوگرافی کوهستانی، وجود تونل‌ها و حجم اندک ترافیک عبوری در مناطق مذکور، امکان تردد و مهاجرت را برای گونه خرس قهوه‌ای فراهم کرده‌است با توجه به نتایج حاصل از پژوهش حاضر، مناطق حفاظت شده سبزکوه و هلن از مطلوبیت بسیار زیادیی برای این گونه برخوردار بودند. صحت نتایج حاصل از این بخش از پژوهش با مقایسه نقشه کیفیت زیستگاه حاصل با داده‌های حضور گونه هدف و با نظر کارشناسان و محیط بانان، مورد بررسی قرار گرفت. زیستگاه گونه در محدوده زاگرس مرکزی در مناطق کوهستانی، جنگل‌های بلوط، بنه و اطراف باغ‌های میوه است. از جمله عوامل تهدید گونه در محدوده مطالعاتی، تغییر کاربری اراضی، احداث جاده، چرای دام و شکار بی‌رویه است که منجر به تخریب زیستگاه می‌گردند (۱۳). بر مبنای مطالعات انجام شده و گزارشات موجود، حضور این گونه در روستای امیدآباد منطقه کوهرنگ، دره لاسبز و روستای چهارطاق در منطقه حفاظت شده سبزکوه و همچنین منطقه حفاظت شده هلن تایید شده است (۶۳). مطالعات انجام شده، نشان می‌دهند که خرس تمایل به استفاده از زیستگاه‌های مرتفع را دارد. ارتفاع زیاد می‌تواند پناه مناسبی از نظر دما در اختیار گونه قرار دهد. نقش دیگر ارتفاع از سطح دریا می‌تواند در فراهم کردن زیستگاه‌هایی دور از دسترس انسان باشد (۳). همچنین، خرس قهوه‌ای مناطق نزدیک به منابع آبی را به سایر مناطق ترجیح می‌دهد (۳). مطالعات مختلف نشان می‌دهند که مهمترین عامل موثر در آشیان بوم‌شناختی گونه، فاصله از رودخانه و چشمه است؛ به‌طوری‌که با افزایش فاصله از رودخانه، مطلوبیت زیستگاه کاهش می‌یابد (۳۲، ۱۴). در بررسی دیگری که در استان لرستان انجام شده است، متغیرهای فاصله از مناطق مسکونی >۷ km، فاصله از جاده >۳ km و فاصله از سد، از جمله مهمترین پارامترها در مطلوبیت زیستگاه گونه شناخته می‌شوند. این امر نشان‌دهنده تعارض بین خرس و فعالیت‌های انسانی می‌باشد (۴۵، ۳).

مدل‌سازی اثر همسایگی شبکه جاده‌ای

نتایج حاصل از آنالیزها، نشان داد که طول کل جاده‌های اصلی و روستایی موجود در استان چهارمحال و بختیاری (شکل ۱-الف)، ۴۸۰۰km بود که نسبت به مساحت استان از تراکم به نسبت زیادیی معادل km/km^2 ۰/۲۹ برخوردار بود.

1. Low Concern (LC)



شکل ۴. نقشه کیفیت زیستگاه گونه خرس قهوه‌ای (الف) و حساسیت زیستگاه به عوامل بالقوه تهدید (ب) در منطقه مورد بررسی.

مطابق نتایج پژوهش حاضر، میانگین ترافیک محاسبه شده، بر حسب 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 شدند، به ترتیب، ۵۰۱، ۴۰۰، ۳۲۰ و ۲۹۴ دستگاه برآورد شد.

ارزش‌های محاسبه شده برای شاخص اثر همسایگی (V) نشان داد که نزدیک به ۱۴٪ از سطح استان به‌طور متوسط، تحت تاثیر شبکه جاده‌ها قرار دارد (شکل ۵). بیشترین میزان اثر همسایگی در اطراف جاده‌های اصلی شلمزار- ناغان، ناغان- سه راهی دورک- سه راهی سرخون و سه راهی جونقان- سه راهی بهشت‌آباد در مرکز استان و جاده‌های سودجان- دیمه- چلگرد، شهرکرد- سورشجان و شهرکرد- چالشتر در شمال و شمال شرقی استان واقع شده است. بر اساس نتایج، منطقه حفاظت شده هلن که از مطلوبیت زیادیی برای گونه‌های کلیدی و در معرض خطر استان برخوردار است، به‌شدت تحت تاثیر شبکه جاده‌ای قرار دارد. هم‌چنین، پارک ملی و منطقه حفاظت شده تنگ‌صیاد که از جمله مهمترین زیستگاه‌ها محسوب شده با شدت متوسط تحت تاثیر شبکه جاده‌ای قرار دارد. این قضیه به‌دلیل عبور جاده‌ها از داخل و اطراف منطقه حفاظت‌شده و پارک ملی تنگ صیاد و منطقه حفاظت‌شده هلن بود که باعث تهدید زیستگاه گونه‌های موجود در این مناطق شد. همانطورکه اشاره شد، فاصله از جاده، یکی از مهم‌ترین عوامل تاثیرگذار در مطلوبیت زیستگاه گونه‌های هدف محسوب شد. تراکم شبکه جاده‌ها در اطراف و بین پارک ملی و منطقه حفاظت شده تنگ‌صیاد و مناطق حفاظت شده هلن و سبزکوه، باعث منزوی شدن بیشتر جمعیت‌های گونه‌های پلنگ و قوچ و میش شده و امکان تردد بین مناطق مذکور را برای آنها تقریبا غیرممکن ساخته است. هم‌چنین، تراکم شبکه جاده‌ای در اطراف مناطق حفاظت شده سبزکوه و هلن، که از جمله زیستگاه‌های مطلوب برای گونه خرس قهوه‌ای محسوب شد، باعث منزوی شدن جمعیت‌های گونه شده است. این قضیه مطمئنا در درازمدت بر روی پایداری جمعیت‌های گونه‌های مذکور تاثیر منفی گذاشته و نهایتا باعث کاهش تنوع‌زیستی و پائین آمدن تاب‌آوری بوم¬نظام‌ها و زیستگاه‌ها و نهایتا بیابان‌زایی در مناطق شرقی و مرکزی استان خواهد شد.

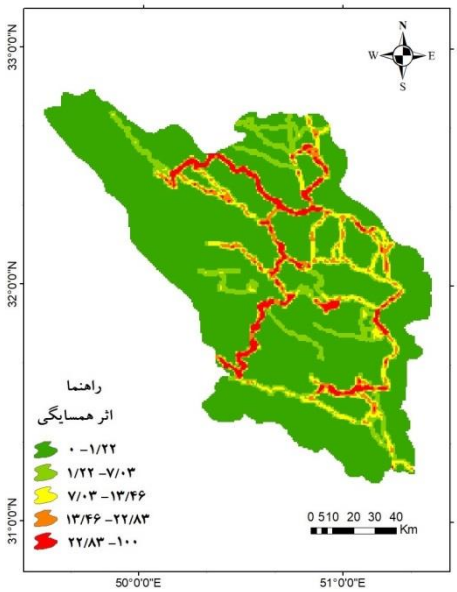
نتایج این بخش از پژوهش حاضر با نتایج مطالعه‌ای که در استان چهارمحال و بختیاری و در راستای برآورد وسعت اراضی تحت تأثیر بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها انجام شده است، مطابقت دارد (۲۵). در این مطالعه، تراکم به نسبت زیادی شبکه جاده‌ای و اثر همسایگی شبکه جاده‌ها به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل تخریب زیستگاه در استان معرفی می‌شود. برای این منظور، اثر همسایگی شبکه جاده‌ها بر روی زیستگاه‌های مجاور، با در نظر گرفتن بافری در اطراف جاده‌ها محاسبه می‌گردد. اندازه

بافر برای انواع جاده‌ها، بر اساس حجم ترافیک و نوع کاربری/ پوشش اراضی انتخاب می‌شود. طبق نتایج حاصل از این مطالعه، نزدیک به ۱۰٪ از اراضی استان به‌طور مستقیم تحت تأثیر شبکه جاده‌ها قرار گرفته‌اند، که لزوم ارزیابی اثرهای بوم‌شناختی شبکه جاده‌ها را دوچندان می‌کند.

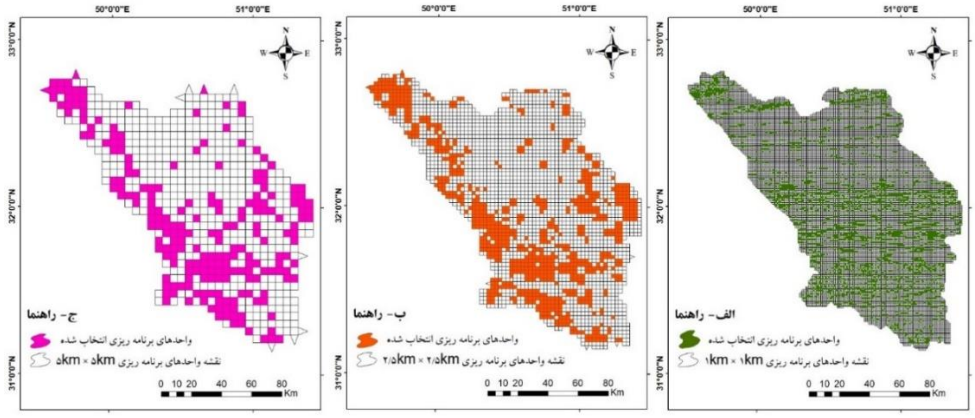
شناسایی و تعیین مناطق اولویت‌دار برای حفاظت

در نتیجهٔ تقسیم منطقه مطالعاتی به واحدهای برنامه‌ریزی به شبکه‌هایی با ابعاد ۱km×۱km، ۲/۵km×۲/۵km و ۵km× ۵km ، به ترتیب ۱۶۹۷۹، ۲۷۳۴ و ۶۵۷ واحد برنامه‌ریزی حاصل گردید (شکل ۷).

در راستای تهیه نقشه‌های نهایی اولویت‌بندی در پژوهش حاضر، از فایل راه حل جمعی[1] استفاده شد. فایل راه حل جمعی، فراوانی انتخاب هر یک از واحدها را در کل تکرارها نشان می‌دهد. نقشه حاصل از این فایل، نقشه اولویت‌بندی منطقه از لحاظ مطلوبیت برای حفاظت را ارائه می‌کند. نتایج حاصل از اجرای نرم‌افزار Marxan، نشان داد که بر اساس ورودی‌های نرم‌افزار، مناطق شرقی، مرکزی، غربی، جنوب غربی و شمال غربی استان چهارمحال بختیاری، دارای حدبیشتر ارزش بوم‌شناختی و مطلوبیت برای گونه‌های قوچ و میش، پلنگ و خرس قهوه‌ای و حداقل آثار همسایگی شبکه جاده‌ای بودند (شکل ۶).



شکل ۵. نقشه شاخص اثر همسایگی شبکه جاده‌ای در استان چهارمحال و بختیاری



شکل ۶. نقشه واحدهای برنامه‌ریزی دارای اولویت برای حفاظت برای سناریوهای مختلف الف) واحدهای برنامه ریزی ۱km×۱km، ب) واحدهای برنامه ریزی ۲/۵km×۲/۵km و ج) واحدهای برنامه‌ریزی ۵km× ۵km.

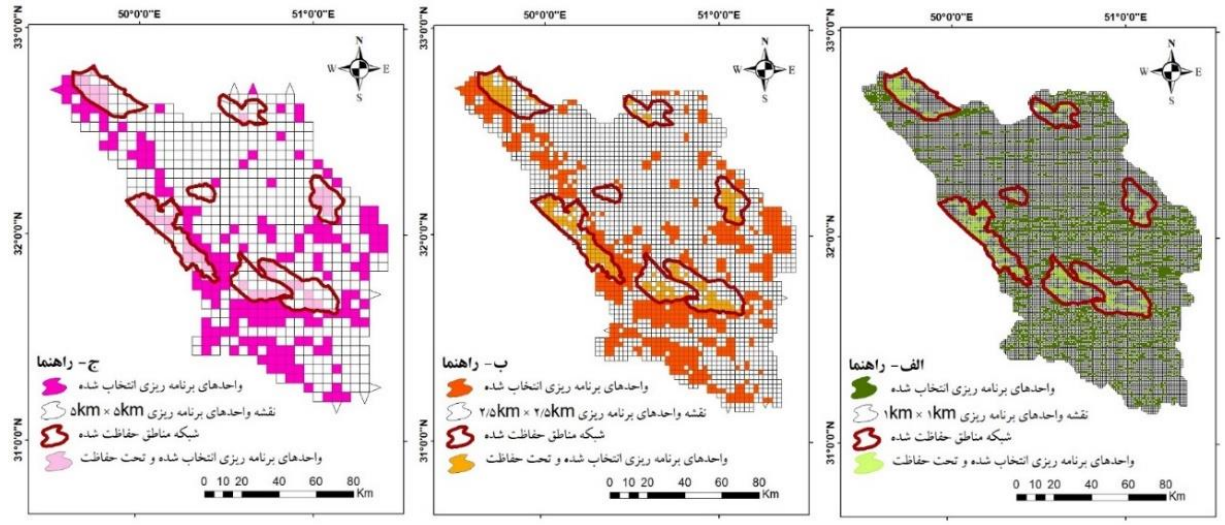
1. Summed solution

در نتیجه روی‌هم‌گذاری نتایج حاصل از اجرای نرم‌افزار Marxan با لایه شبکه فعلی مناطق حفاظت شده، کارآمدی شبکه فعلی مناطق حفاظت شده در استان و همچنین مقایسه بین نتایج مورد بررسی قرار گرفت (شکل ۷). از آنجایی‌که یکی از اهداف پژوهش حاضر، تعیین مناسب‌ترین واحدهای ارزیابی و مدیریتی بود، نتایج حاصل از سه نوع واحد برنامه‌ریزی با ابعاد ۱km×۱km، ۲/۵km×۲/۵km و ۵km ×۵km مورد بررسی و مقایسه قرار گرفت (جدول ۲). نتایج حاصل از این بخش از پژوهش حاضر نشان داد که نزدیک به ۲۱٪، ۲۸٪ و ۳۳٪ از واحدهای برنامه‌ریزی که در نتیجه اجرای نرم‌افزار Marxan با سناریوهای مختلف دارای اولویت برای حفاظت بودند، در داخل شبکه فعلی مناطق حفاظت شده استان قرار دارند (شکل ۷ و جدول ۲). این نتیجه، کارایی نسبی شبکه فعلی مناطق حفاظت شده را به اثبات رساند. لازم به ذکر است که مناطق غربی و جنوب غربی استان که دارای ارزش بوم‌شناختی زیاد و حداقل آثار همسایگی بودند، دارای اولویت حفاظتی بوده و لازم است که با توجه به بازدیدهای میدانی و نظرات کارشناسی تمهیداتی برای حفاظت از آنها صورت گیرد. حفاظت نشدن مناطق مذکور، در درازمدت منجر به تخریب زیستگاه‌های مطلوب برای گونه‌های هدف شده که به‌تبع آن، کاهش تنوع‌زیستی و بیابان‌زایی را به‌دنبال دارد.

مقایسه بین هزینه‌ها در سناریوهای مختلف واحدهای برنامه‌ریزی نشان داد که مقدار هزینه‌ها با افزایش اندازهٔ واحدهای برنامه‌ریزی کاهش یافت؛ به‌طوری‌که میانگین مقادیر هزینه‌ها برای واحدهای برنامه‌ریزی ۱km×۱km، ۲/۵km×۲/۵km و ۵km ×۵km به ترتیب معادل ۸۰/۳، ۶۸/۸ و ۵۰/۲ به‌دست آمد. با توجه به مقادیر به‌دست آمده، از نظر هزینه واحدهای برنامه‌ریزی با اندازه ۵km×۵km نسبت به دیگر اندازه‌ها، مناسب‌تر بودند (جدول ۲). دلیل دیگر اولویت انتخاب این اندازه برای واحدهای برنامه‌ریزی، کارآمد بودن تک تک واحدها از نظر حفاظتی و مدیریتی بود. به‌عبارت دیگر چنانچه قرار باشد فقط یک واحد ارزیابی به عنوان واحد حفاظتی انتخاب شود، با توجه به وسعت ۲۵۰۰ هکتاری هر واحد و تعدیل آن با استفاده از مرزهای اکولوژیک و گستره خانگی گونه‌ها، مبنای قابل قبولی برای تعیین یک واحد مدیریت حفاظتی به‌عنوان مثال منطقه حفاظت شده یا پناهگاه حیات‌وحش برای گونه‌های مورد بررسی خواهد بود. این در حالی است که واحدهای با اندازه کوچک‌تر، ارزش حفاظتی چندانی به‌خاطر وسعت اندک و عدم پوشش دادن گستره خانگی گونه‌ها و نیز مشکلات مدیریتی ندارند. از سوی دیگر، اندازه بزرگتر واحدها باعث می‌شود تا مناطقی که ارزش حفاظتی چندانی ندارند، به‌خاطر وجود تنها یک پدیده حفاظتی در مجاورت آنها حفاظت گردند و در نتیجه، هزینه اقدامات حفاظتی افزایش یابد. این نتیجه با استناد به کوچک‌ترین منطقه حفاظت شده در استان، یعنی منطقه حفاظت شده قیصری با مساحتی معادل ۱۰،۰۰۰ هکتار و نیز مساحت کوچکترین مناطق چهارگانه کشور (پارک ملی بوجاق با مساحت ۳۲۶۰ هکتار، منطقه حفاظت شده نئور با مساحت ۴۲۸۳ هکتار، پناهگاه حیات وحش خارک با مساحت ۲۰۸۲ هکتار) قابل توجیه است. نتایج این بخش از پژوهش حاضر با نتایج مطالعات دیگر که واحدهای برنامه‌ریزی ۵km×۵km را برای توسعه شبکه مناطق حفاظتی با به‌کارگیری رویکرد برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت انتخاب کرده است، مطابقت دارد (۵۱).

■ نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از پژوهش حاضر نشان داد که به ترتیب ۲۵٪، ۲۰٪ و ۱۵٪ از مساحت استان دارای مطلوبیت زیاد برای گونه‌های پلنگ *Panthera pardus*، خرس قهوه‌ای *Ursus arctos* و قوچ و میش *Ovis orientalis* بود. ولی، تراکم به نسبت زیادی شبکه جاده‌ای در استان موجب شده تا نزدیک به ۱۴٪ از مساحت استان زیر تأثیر شبکه جاده‌ای قرار گیرد. تراکم به نسبت زیادی شبکه جاده‌ای در استان با افزایش اثر همسایگی شبکه جاده‌ها و قطعه‌قطعه‌شدن زیستگاه‌ها، به کاهش چشم‌گیر کیفیت زیستگاه و به‌تبع آن کاهش تنوع‌زیستی و در نهایت بیابانی شدن زیستگاه منجر می‌شود،که لزوم شناسایی مناطق دارای حدبیشتر ارزش بوم‌شناختی و حداقل اثرات همسایگی جاده‌ها را افزایش داد.



شکل ۷. روی‌هم‌گذاری نتایج حاصل از اجرای نرم‌افزار Marxan و نقشه شبکه مناطق حفاظت شده در استان چهارمحال و بختیاری

جدول ۲. مساحت مناطق دارای اولویت برای حفاظت برای سناریوهای مختلف

ابعاد واحدهای برنامه‌ریزی	۱km×۱km	۲/۵km×۲/۵km	۵km× ۵km
مساحت کل واحدهای برنامه‌ریزی انتخاب شده	۳۷۷۳	۵۳۵۰	۵۴۰۰
درصد واحدهای برنامه‌ریزی انتخاب شده نسبت به کل استان	٪ ۲۲/۲۲	٪ ۳۱/۳۱	٪ ۳۴
درصد قرار گیری واحدهای برنامه‌ریزی در مناطق حفاظت شده	٪ ۲۱	٪ ۲۸	٪ ۳۳

نتایج پژوهش حاضر همچنین نشان داد که مناطق شرقی، غربی و جنوب غربی استان دارای حدبیشتر ارزش بوم‌شناختی و حداقل آثار همسایگی جاده‌ای بود، که نزدیک به ۲۸٪ آن در داخل شبکه فعلی مناطق حفاظت شده قرار دارد، که کارایی نسبی شبکه فعلی مناطق حفاظت شده استان را به اثبات رساند. از طرفی، مناطقی در غرب و جنوب غربی استان وجود داشت که دارای حد بیشتر ارزش بوم‌شناختی و حداقل اثر همسایگی بود که در حال حاضر حفاظت شده نیستند ولی دارای اولویت حفاظتی بوده و لازم است تمهیداتی برای حفاظت از آنها صورت گیرد. در صورتی‌که مناطق مذکور حفاظت نشوند، تخریب زیستگاه‌های مطلوب برای گونه‌های هدف را به‌دنبال خواهد داشت که به مرور زمان باعث کاهش تنوع‌زیستی و بیابانی شدن مناطق مذکور خواهد شد. به‌طورکلی، نتایج پژوهش حاضر، اطلاعات ارزشمندی در زمینه پراکنش مکانی کیفیت زیستگاه و آثار همسایگی شبکه جاده‌ای فراهم کرد، که نشان‌دهنده درجه کیفیت زیستگاه و درجه تخریب زیستگاه بود. این لایه‌ها و اطلاعات برای فرایندهای برنامه‌ریزی حفاظت، بهسازی و ارتقای خدمات بوم‌نظامی، کارآمد است. در پایان پیشنهاد می‌شود که بررسی‌های دقیق‌تری بر روی منطقه مورد مطالعه انجام شود و با پایش و جلوگیری از تغییر کاربری اراضی و تخریب زیستگاه‌ها، اجرای راهبردهای کاهش اثرهای منفی مانند احداث روگذر و زیرگذر، ایمن‌سازی کریدورهای تردد و جابجایی جمعیت گونه‌های مهم جانوری، از روند کاهش کیفیت و تخریب تنوع‌زیستی و زیستگاه‌های موجود جلوگیری شود. همچنین، پژوهش‌های با جزئیات بیشتر برای شناسایی مناطق دارای اولویت برای پیوستن به شبکه فعلی مناطق حفاظت شده ضروری است.

■ سپاسگزاری

نویسندگان بر خود لازم می‌دانند از اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان چهارمحال و بختیاری، جناب آقایان مهندس تورج رئیسی، مهندس قدیر ولی پور و محیط‌بانان دلسوز، به‌دلیل همکاری در این پژوهش کمال تشکر و قدردانی داشته باشند.

■ References

1. Akhtar-Schuster, M., Schmiedel, U., & Jürgens. N. (2007). Biodiversity and desertification. In: Lozán, J. L., H. Grassl, P. Hupfer, L.Menzel & C.-D. Schönwiese. Global Change: Enough water for all? Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg. 384 S.
2. Allan, J. D., McIntyre, P. B., Smith, S. D., Halpern, B. S., Boyer, G. L., Buchsbaum, A., Burton, G. A., Campbell, L. M., Chadderton, W. L., Ciborowski, J. J., & Doran. P. J. (2013). Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *110*(1), 372-377.
3. Ataei, F., Karami, M., & Kaboli. M. (2012). Summer Habitat Suitability Modeling of Brown Bear (*Ursus arctos*) Southern Alborz Protected Area. *Natural Environment, 65*(2), 235-245.
4. Bailey, T. N. (2005). The African Leopard: Ecology and Behavior of a Solitary Felid. 2nd edition. Caldwell, New Jersey: Blackburn Press.
5. Baral, H., Keenan, R. J., Sharma, S. K., Stork, N. E., & Kasel. S. (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.
6. Boyle, S. P., Litzgus, J. D., & Lesbarrères. D. (2017). Comparison of road surveys and circuit theory to predict hotspot locations for implementing road-effect mitigation. *Biodiversity and Conservation*, *26*(14), 3445-3463.
7. Darvish Sefat, A. A. (2006). Atlas of Protected Areas of Iran. Environmental protection organization of Iran. 157 p.
8. De Montis, A., Martín, B., Ortega, E., Ledda, A., & Serra. V. (2017). Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach. *Land Use Policy*, *64*, 83-94.
9. Dickman, A. J., & Marker. L. L. (2005). Factors affecting leopard (*Panthera pardus*) spatial ecology, with particular reference to Namibian farmlands. *South African Journal of Wildlife Research, 35*(2), 105-115.
10. Dolgener, N., Freudenberger, L., Schneeweiss, N., Ibisch, P. L., & Tiedemann. R. (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.
11. Erfanian, B., Mahiny, A. S., Mirkarimi, S. H., & Rezaei. H. R. (2010). The Role of Overpass and Underpass in the Mitigation of Habitat Fragmentation (Case Study: Persian Leopard in Golestan National Park). *Environment and Development Journal*, *1*(1), 35-42.
12. Erfanian, B., Mirkarimi, S. H., Salman-Mahini, A., & Rezaei. H. R. (2013). A presence-only habitat suitability model for Persian leopard *Panthera pardus saxicolor* in Golestan National Park, Iran. *Wildlife Biology, 19*,170–178. (in Farsi)
13. Esmaili, H. 2006. Report of assessing the status and distribution of Brown Bear (Case Study: Fars Province). Shiraz University. 50 p. (in Farsi)
14. Falahati, S., Shayesteh, K., & Karami, P. (2019). Quantifying the Effect of Environmental Factors on the Distribution of Brown Bears (*Ursus arctos*) in Zagros Oak (*Quercus*) Forests (Case Study: Ghalajeh Protected Area). *Animal Environment, 11*(4), 1-8. (in Farsi)

15. Fayaz, M., Zare, S., Nemati, H., Ashuri, P., & Shirmardi, H. A. (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. 186 p. (in Farsi)

16. Firouz, E. (2005). The complete Fauna of Iran. I.B. Tauris Publication, London. p. 322.

17. Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J., Swanson, F., Turrentine, T., & Winter, T.C. (2003). Road ecology: science and solutions. Island Press, Washington, DC.

18. Freudenberger, L. R., Hobson, P., Rupic, S., Pe'er, G., Schluck, M., Sauermann, J., Kreft, S., Selva, N., & Ibisch. P. L. (2013). Spatial road disturbance index (SPROADI) for conservation planning: a novel landscape index, demonstrated for the State of Brandenburg, Germany. *Landscape Ecology*, *28*, 1353-1369.

19. Garrote, G., López, J. F., López, G., Ruiz, G., & Simón. M. A. (2018). Prediction of Iberian lynx road–mortality in southern Spain: a new approach using the MaxEnt algorithm. *Animal biodiversity and conservation*, *41*(2), 217-225.

20. Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S. E., & Zulian, G. (2015). A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services*, *13*, 16-27.

21. Honeck, E. C., Moilanen, A., Guinaudeau, B., Wyler, N., Schlaepfer, M., Martin, P., Sanguet, A., Urbina, L., von Arx, B., Massy, J., Fischer, C., & Lehmann. A. (2020). Implementing Green Infrastructure for the Spatial Planning of Peri-Urban Areas in Geneva, Switzerland. *Sustainability*, *12*(4), 1-20.

22. Hoskin, C. J., & Goosem. M. W. (2010). Road impacts on abundance, call traits, and body size of rainforest frogs in northeast Australia. *Ecology & Society*, *15*(3), 15.

23. Iglesias-Merchan, C., Horcajada-Sánchez, F., Diaz-Balteiro, L., Escribano-Ávila, G., Lara-Romero, C., Virgós, E., Planillo, A., & Barja. I. (2018). A new large-scale index (AcED) for assessing traffic noise disturbance on wildlife: stress response in a roe deer (*Capreolus capreolus*) population. *Environmental monitoring and assessment*, *190*(4), 185.

24. Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, *15*(2),115–130.

25. Jafari, A., & Azizi. Z. (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)

26. Jafari, A., Zamani-Ahmadmahmoodi, R., & Mirzaei. R. (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.

27. Keya, Z. Y., Faryadi, S., Yavari, A., Kamali, Y., & Shabani. A. A. (2016). Habitat suitability & connectivity of Alborz wild sheep in the east of Tehran, Iran. *Ecology*, *6*(6), pp.325-342.

28. Khorozyan, I., Malkhasyan, A., & Asmaryan. S. (2005). The Persian leopard prowls its way to survival. *Endanger Species Update*, *22*, 51–60.

29. Kuemmerlen, M., Schmalz, B., Guse, B., Cai, Q., Fohrer, N., & Jähnig. S. C. (2014). Integrating catchment properties in small scale species distribution models of stream macro invertebrates. *Ecological Modelling*, *277*, 77–86.

30. Leh, M. D. K., Matlock, M. D., Cummings, E. C., & Nalley, L. L. (2013). Quantifying and mapping multiple ecosystemservices change in West Africa. Agric. *Ecosystem Environment*, *165*, 6–18.

31. Liu, Z., & Wimberly. M. C. (2016). Direct and indirect effects of climate change on projected future fire regimes in the western United States. *Science of the Total Environment*, *542*, 65–75.

32. Madadi, H., Varasteh Moradi, H., & Madadi. M. (2019). Evaluating the habitat of brown bears (*Ursus arctos syriacus*) using Ecological Niche Factor Analysis in Golestan National Park. *Animal Research (Iranian Journal of Biology)*, *32*(4), 315- 328. (in Farsi)

33. Makki, T., Fakheran, S., Moradi, H., Iravani, M., & Senn. J. (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.

34. Maleki Najafabadi, S., Hemami, M. R., & Salman Mahini. A. (2010). Determining habitat suitability of *Ovis orientalis isfahanica* in Mothe Wildlife Refuge using ENFA. *Natural Environment*, *63*, 279–290.

35. Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, *405*, 243-253.

36. McLellan, B. N., Proctor, M. F., Huber, D., & Michel, S. (2017). *Ursus arctos*. The IUCN Red List of ThreatenedSpecies2017:e.T41688A121229971.http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-.RLTS. T41688 A121229971.en

37. Michel, S. & Ghoddousi, A. (2020). *Ovis gmelini*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T54940218A22147055. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020- 2.RLTS.T54940218A22147055.en

38. Mirzabaev, A., Wu, J., Evans, J., Garcia-Oliva, F., Hussein, I. A. G., Iqbal, M. H., Kimutai, J., Knowles, T., Meza, F., Nedjroaoui, D., & Tena, F. (2019). Desertification. In Climate change and land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, 174 pp.

39. Mo, W., Wang, Y., Zhang, Y., & Zhuang. D. (2017). Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: A case study of Beijing. *Science of the Total Environment*, *574*, 1000-1011.

40. Moilanen, A., Wilson, K. A., & Possingham, H. (2009). Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools, Oxford University Press: Oxford, UK.

41. Mokhtari, Z., Safianian, A., Khajedin, S. J., & Ziaei. H. (2012). Quantifying the impacts of roads on Isfahan landscape pattern using gradient analysis and landscape metrics methods. *Geographic Research*, *27*(1), 185- 203.

42. Nematollahi, Sh., Fakheran, S., & Soffianian. A. R. (2017). Ecological Impact Assessment of Road Networks at Landscape Scale Using Spatial Road Disturbance Index (SPROADI). *Environmental Engineering and Landscape Management*, *25*(3), 297- 304.

43. Nematollahi, Sh., Fakheran, S., Kienast, F., & jafari. A. (2020). Application of InVEST habitat quality module in spatially vulnerability assessment of natural habitats (Case Study: Chaharmahal & Bakhtiari Province, Iran). *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(8), 1-17.

44. Nematollahi, Sh., Fakheran, S., Jafari, A., Raeisi, T., & Pourmanafi. S. (2020). Landscape Planning for Conservation, Based on the InVEST Model of Habitat Quality and Ecological Impact Assessment of Road Network in Chaharmahal & Bakhtiari Province. *Applied Ecology*, *8*(4), 67-81. (in Farsi)

45. Obeidavi, Z., Rangzan, K., Mirzaei, R., Kabolizade, M., & Amini. A. (2017). Wildlife Habitats Suitability Modelling using Fuzzy Inference System: A Case Study of Persian Leopard (*Panthera pardus saxicolor*) in Shimbar Protected Area. *Applied Ecology*, *6*(1), 57-67. (in Farsi)

46. Omidi, M., Kaboli, M., & Karami. M. (2010). Analyzing and Modeling Spatial Distribution of Leopard (*Panthera pardus saxicolor*) in Kolahghazi National Park, Isfahan Province of Iran. *Environmental Science and Technology, 12*(1), 137-148.

47. Opdam, P., Verboom, J., & Pouwels. R. (2003). Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology, 18*,113–126.

48. Parris, K. M., & Schneider. A. (2009). Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology & Society*, *14*(1), 1-29.

49. Sallustio, L., De Toni, A., Strollo, A., Di Febbraro, M., Gissi, E., Casella, L., Geneletti, D., Munafò, M., Vizzarri, M., & Marchetti. M. (2017). Assessing habitat quality in relation to the spatial distribution of protected areas in Italy. *environmental management, 201*, 129-137.

50. Selva, N., Kreft, S., Kati, V., Schluck, M., Jonsson, B., Mihok, B., Okarma, H., & Ibisch. P. L. (2011). Road less and low-traffic areas as conservation targets in Europe. *Environmental Management*, *48*(5), 865–877.

51. Shams esfand abad, B., & Kaboli. M. (2018). Development of the conservation area network using systematic conservation planning approach in Iran. *Animal Environment*, *10*(4), 147-162.

52. Stein, A. B., Athreya, V., Gerngross, P., Balme, G., Henschel, P., Karanth, U., Miquelle, D., Rostro-Garcia, S., Kamler, J. F., Laguardia, A., Khorozyan, I., & Ghoddousi, A. (2020). *Panthera pardus* (amended version of 2019 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T15954A163991139. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T15954A163991139.en

53. Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Wood, S. A., Sharp, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., & Pennington, D. (2014). Integrated valuation of environmental services and tradeoffs (InVEST) 3.1. 0 user's guide. Natural Capital Project.

54. Terrado, M., Sabater, S., Chaplin-Kramer, B., Mandle, L., Ziv, G., & Acuña, V. (2016). Model development for the assessment of terrestrial and aquatic habitat quality in conservation planning. *Science of the Total Environment, 540*, 63-70.

55. 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.

56. The department of Environmental protection of Caharmahal & Bakhtiari. (2018). Reports, statistics and information of protected areas. https://cb.doe.ir/

57. The department of manitanance and transportation of Chaharmahal & Bakhtiari. (2019). Reports, statistics and traffic information of roads. http://charmahal.rmto.ir/.

58. The Forests, Ranges and Watershed Organization. (2004). Report of preparing the national country`s vegetation map. The engineering office, remote sensing group and Geographic information system, 138 p.

59. The management and planning organization of Chaharmahal & Bakhtiari province. (2019). Land use planning studies of Chaharmahal & Bakhtiari province pp: 1-275. (in Farsi)

60. The Meteorological Administration of Chaharmahal & Bakhtiari Province. 2018. Reports, statistics and data. http://chbmet.ir/.

61. The ministry of Roads & Urban Development of Islamic Republic of Iran. (2017). Reports, statistics and traffic information of roads. https://www.mrud.ir/.

62. Tulloch, V. J., Tulloch, A. I., Visconti, P., Halpern, B. S., Watson, J. E., Evans, M. C., Auerbach, N. A., Barnes, M., Beger, M., Chadès, I., & Giakoumi. S. (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.

63. Ziaei, H. (2009). A field guide to the mammals of Iran. Third edition, 432 pp. Iran Wild Life Center Publication. (in Farsi)

No. 16, Autumn & Winter, 2021, pp 37-56

Desert Management
www.isadmc.ir

Iranian Scientific Association of Desert Management and Control

Assessing the Impact of Road Networks on Decreasing the Quality of Wildlife' Habitats Using the Vicinity Impact Index (Chaharmahal & Bakhtiari Province)

Sh. Nematollahi[1*], S. Fakheran[2], F. Kienast[3], S. Pourmanafi[4], A. Jafari[5]

1. PhD Student of Environment Sciences, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.
2. Associate Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.
3. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL)/ ETHZ, Zürcherstrasse, Birmensdorf, Switzerland.
4. Assistant Professor, Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran.
5. Associate Professor, Department of Natural Resources and Earth Sciences, Shahrekord University, Shahrekord, Iran.

* Corresponding Author: s.nematollahi@na.iut.ac.ir

Received date: 01/11/2020 **Accepted date: 19/12/2020**

Abstract

Road networks as an integral part of the transportation infrastructure have deleterious ecological effects on habitats and wildlife populations. Vicinity impacts of road networks on habitats together with habitat fragmentation have caused decrease in habitat quality, biodiversity decline. Road networks development is one of the most important risk elements for valuable habitats and species of the Chaharmahal & Bakhtiari province. So, it is necessary to evaluate habitat's condition and ecosystem services into conservation systematic planning and minimizing its negative impacts. For this purpose, first, the habitat quality of *Ovis orientalis* Gmelin, (subspecies *isphahanica* Nasonov), *Panthera pardus* Pocock, and *Ursus arctos* Linnaeus, were modeled using Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs (InVEST). Then, the vicinity impacts of road networks was assessed using the Vicinity Impact index. To assess the efficiency of the current protected areas network and identifying the priority areas for conservation the Marxan software was used. Results revealed that a large area of the Ch & B province were considered as the suitable habitats for target species. However, high density of the road networks affect 14% of the Ch & B ares which increased the impotance of identifying the prioirity areas in terms of high ecological values and low vicinity impact. The results also showed that eastern, western, and southwestern parts of the province have high ecological values and low vicinity impact. Approximately, 28% of these areas are currently protected which showed the relative efficiency of the current protected areas network.

Keywords: Ecological value; Habitat fragmentation; Biodiversity decline; Desertification; Conservation systematic planning