توسعه شبکه مناطق حفاظتی با به‌کارگیری رویکرد برنامه‌ریزی سیستماتیک در ایران

- **بهمن شمس‌اسفندآباد:** گروه محیط زیست، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران
- **محمد کابلی*:** گروه محیط زیست، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

تاریخ دریافت: آذر ١٣٩٦ تاریخ پذیرش: اسفند ١٣٩٦

چکیده

با توجه به اهمیت حفاظت از تنوع زیستی کشور، انتخاب مناطق حفاظتی صحیح که معرف خوبی از تنوع زیستگاه‌ها و گونه‌های حیات‌وحش کشور باشند، امری ضروری است. لذا این مطالعه با هدف بررسی میزان کارایی شبکه فعلی مناطق تحت حفاظت سازمان حفاظت محیط زیست در حفاظت از تنوع زیستی کشور و معرفی مناطق جدید جهت افزایش کارآیی این شبکه با استفاده از رویکرد برنامه‌ریزی سیستماتیک به‌انجام رسیده است. بدین منظور ١٢٦ جانشین تنوع زیستی متشکل از ٢٠ گونه پستاندار، ٢٠ گونه پرنده، ٥٣ گونه خزنده، ١٠ گونه دوزیست، ١٩ اکورژیون و ٤ منطقه با غنای بالای گونه‌های تک‌لپه ای اندمیک مورد استفاده قرار گرفته و میزان حفاظت از آن‌ها بررسی شد. نتایج نشان می‌دهد که برای ٤٣ گونه از مهره‌داران، ١١ اکورژیون و نیمی از مناطق با غنای گونه‌ای بالای گیاهان تک‌لپه ای اندمیک کم‌تر از ١٠ درصد از مناطق واجد حفاظت، در درون شبکه مناطق حفاظتی موجود جای دارند. هم‌چنین استفاده از نرم‌افزار برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت Marxan به‌منظور معرفی مناطق تکمیلی جدید به شبکه فعلی مناطق تحت حفاظت کشور نشان می‌دهد که باید حدود ٢٠ الی ٣٠ درصد از سطح کشور تحت حفاظت قرار گیرد. به علاوه، حدود ١٥ درصد از سطح کشور در حفاظت از تنوع زیستی آن غیرقابل جایگزین هستند. لذا نتایج این مطالعه با معرفی مناطق تکمیلی برای شبکه مناطق حفاظتی کشور با رعایت موارد مهمی ازجمله حداقل وسعت (کم‌ترین هزینه ممکن)، حداقل تعارض با جوامع انسانی و بیش‌ترین کارآیی در حفاظت از تنوع زیستی می‌تواند مورد استفاده سازمان حفاظت محیط زیست ایران قرار گیرد.

کلمات کلیدی: برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت، جانشین تنوع زیستی، Marxan، شبکه مناطق حفاظت شده ایران

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: mkaboli@ut.ac.ir

مقدمه

انتخاب و مدیریت مناطق حفاظت‌شده مهم‌ترین راهکار برای حفاظت از تنوع‌زیستی در برابر تخریب‌های روزافزون بشر است (Possingham و همکاران، ۲۰۰۶). نکته مهم در مورد این مناطق کارآمد بودن آن‌ها در حفاظت از تنوع‌زیستی ناحیه‌ای است که در آن جای دارند (Pressey، ۱۹۹۸). رویکردهای انتخاب مناطق به‌صورت تک معیاره و یا روش امتیازدهی نتوانسته است به انتخاب شبکه‌ای معرف و کارآمد از مناطق حفاظت‌شده منجر شود (Rouget و همکاران، ۲۰۰۳؛ Pressey، ۱۹۹۷). برای مقابله با این مشکل و باتوجه به کمبود منابع موجود برای حفاظت از تنوع‌زیستی، در سال‌های اخیر رویکرد برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت توسعه یافته است (Margules و Pressey، ۲۰۰۰). اهداف اصلی این رویکرد را می‌توان معرفی شبکه‌ای از مناطق حفاظتی که در برگیرنده میزان کافی از تمام اجزای تنوع زیستی باشد، اطمینان یافتن از بقای تنوع زیستی در آینده و هم‌چنین دستیابی به این دو هدف با حداقل هزینه عنوان کرد (Margules و Sarkar، ۲۰۰۷). Moilanen و همکاران (۲۰۰۹) مراحل برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت را در شش گام طبقه‌بندی نموده‌اند:

۱- تعیین پدیده‌های حفاظتی که با توجه به در دسترس نبودن اطلاعات در مورد تمامی اجزای تنوع زیستی اغلب از جانشین‌های تنوع زیستی (Biodiversity surrogate) استفاده می‌شود (Rodrigues و Brook، ۲۰۰۷). جانشین‌های تنوع زیستی معمولا به دو گروه تقسیم می‌شوند: آرایه‌های بیش‌تر مطالعه شده که اغلب پستانداران و پرندگان هستند و پدیده‌هایی نظیر تیپ‌های گیاهی و پارامترهای زیست‌محیطی نظیر متوسط بارش، متوسط دما و تیپ خاک. دلیل اصلی انتخاب این موارد نیز در دسترس بودن اطلاعات آن‌ها است (Rodrigues و Brook، ۲۰۰۷).

۲- تعیین اهداف حفاظتی برای هر یک از پدیده‌های حفاظتی

۳- تقسیم منطقه مورد مطالعه به مجموعه‌ای از واحدهای برنامه‌ریزی

۴- اندازه‌گیری مقدار هر جانشین تنوع زیستی در داخل هر واحد برنامه‌ریزی

۵- تعریف و محاسبه لایه هزینه برای هر واحد برنامه‌ریزی

۶- به‌کارگیری الگوریتم انتخاب مناطق حفاظت‌شده برای اولویت‌بندی مکانی مناطق به‌منظور حفاظت از تنوع‌زیستی به‌نحوی که مجموع هزینه واحدهای انتخاب شده و میزان قطعه قطعه بودن آن‌ها به کم‌ترین میزان ممکن باشد.

یک گام اساسی در این رویکرد توسعه و به‌کارگیری نرم‌افزارهای پشتیبان تصمیمی است که از الگوریتم‌های ویژه‌ای که برای حل مشکل انتخاب مناطق تحت حفاظت طراحی شده‌اند، استفاده می‌کنند. از این نرم‌افزارها می‌توان به ConsNet (Ciarlegio و همکاران، ۲۰۰۹)، C-Plan (Pressey و همکاران، ۲۰۰۹)، Marxan (Ball و همکاران، ۲۰۰۹)، ResNet (Garson و همکاران، ۲۰۰۲) و Zonation (Moilanen و همکاران، ۲۰۰۹) اشاره نمود. شبکه مناطق حفاظت‌شده ایران که کمی بیش از ۱۰ درصد وسعت این کشور را دربر گرفته است (Farashi و Shariati، ۲۰۱۷) بیش‌تر بر مبنای حفاظت از گونه‌های شکاری و کاریزماتیک انتخاب شده است (مجنونیان، ۱۳۹۳). از سوی دیگر مجموعه مناطق تحت حفاظت کشور تا سال ۲۰۲۰ باید به ۱۷ درصد از وسعت کل کشور افزایش یابد (UNEP، ۲۰۱۰). از این روی به‌کارگیری رویکردی سیستماتیک برای انتخاب مناطق جدید الزامی است تا مناطق افزوده شده علاوه بر رفع کاستی‌های شبکه فعلی در حفاظت از تنوع‌زیستی، قادر باشند با کم‌ترین هزینه ممکن سطح حفاظت از تنوع‌زیستی در کشور را افزایش دهند. تاکنون به‌صورت موردی از برخی از نرم‌افزارهای پشتیبان تصمیم برای بهبود شبکه مناطق حفاظتی استفاده شده است که از این میان می‌توان به استفاده از نرم‌افزار Marxan در استان‌های مازندران (مهری و همکاران، ۱۳۹۳) و البرز (اسفنده و همکاران، ۱۳۹۶) و الگوریتم شبیه‌سازی تبرید تدریجی (Simulated annealing) در استان گلستان (سلمان‌ماهینی و همکاران، ۱۳۹۳) اشاره نمود. هم‌چنین از نرم‌افزار C-Plan با تاکید بر حفاظت از تیپ‌های گیاهی در استان کهگیلویه و بویراحمد (جعفری و همکاران، ۱۳۸۹) استفاده شده است. نرم‌افزار Marxan یکی از پر استفاده‌ترین نرم‌افزارهای برنامه‌ریزی حفاظتی است که در نقاط مختلف دنیا به‌منظور اولویت‌بندی مکانی حفاظت از تنوع زیستی در زیستگاههای دریایی و خشکی به کار گرفته شده است (Esfandeh و همکاران، ۲۰۱۵). این نرم‌افزار از الگوریتم شبیه‌سازی تبرید تدریجی استفاده می‌کند که قادر است برای مسایل بزرگ جواب‌های نزدیک به بهینه را در کم‌ترین زمان پیدا کند (Possingham و همکاران، ۲۰۰۰). در این پژوهش نیز ابتدا کارآیی شبکه فعلی مناطق حفاظت‌شده در حفاظت از گونه‌های گیاهی و جانوری در معرض خطر و اندمیک کشور بررسی شده و سپس با استفاده از نرم‌افزار برنامه‌ریزی حفاظتی Marxan مناطق حفاظتی جدید برای گسترش شبکه مناطق فعلی کشور انتخاب شدند.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: ایران یکی از مهم‌ترین کشورها از نظر حفاظت از تنوع‌زیستی در منطقه خاورمیانه است. ایران در محل تلاقی شبه قاره هند، شبه جزیره عربستان، آسیای میانه و اروپا در عرض‌های جغرافیایی ۲۴ تا ۴۰ درجه شمالی و طول جغرافیایی ۴۴ تا ۶۴ درجه شرقی قرار گرفته است. وسعت بالای کشور، تنوع تغییرات ارتفاعی به‌همراه وجود دو رشته کوه البرز و زاگرس و ارتفاعات پراکنده در مرکز کشور، قرار گرفتن در محل تلاقی سه ناحیه جغرافیای جانوری پالئارکتیک، اورینتال و آفروتروپیکال،وجود بوم‌سازگان‌های آبی دریای خزر در شمال و خلیج فارس و دریای عمان در جنوب همگی منجر به شکل گیری بوم‌سازگان‌های گوناگون و در نتیجه غنای گونه‌ای قابل توجه گیاهی و جانوری در این کشور شده است (ضیایی، ۱۳۸۷)، به‌نحوی که تاکنون بیش از ۸۰۰۰ گونه گیاهی، ۲۰۰ گونه پستاندار (کرمی‌وهمکاران، ۱۳۹۱)، ۵۳۵گونه پرنده (کابلی و همکاران، ۱۳۹۱)، ۲۲۷ گونه خزنده (مظفری و همکاران، ۱۳۹۲) و ۲۱ گونه دوزیست (یوسفی سیاه‌کلرودی و همکاران، ۱۳۹۲) شناسایی شده‌اند.

انتخاب گونه‌های جانشین تنوع زیستی: در این پژوهش با درنظرگرفتن اطلاعات موجود در سطح کشور از گونه‌های در معرض خطر فهرست سرخ IUCN (CR,EN,VU) و گونه‌های اندمیک پستانداران، پرندگان،خزندگان و دوزیستان به‌عنوان جانشین تنوع گونه‌های جانوری استفاده شد. هم‌چنین مناطق با تنوع بالای گیاهان اندمیک تک‌لپه‌ای (محرابیان، ۱۳۹۳) به‌عنوان جانشینی برای تنوع گیاهی کشور به‌کار گرفته شد. مناطق اکورژیون (Olson و همکاران، ۲۰۰۱) نیز به‌عنوان جانشینی برای تنوع بوم‌سازگانی درنظر گرفته شد.لازم‌به توضیح است با توجه به این‌که این پژوهش محدود به زیستگاه‌های خشکی و داخلی کشور بوده است، پستانداران و خزندگان در معرض تهدید دریایی از فهرست گونه‌های جانشین حذف شدند.

تعیین اهداف حفاظتی: بخش مهم دربرنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت،تعریف‌واضح و دقیق اهداف‌حفاظتی برای پدیده‌های حفاظتی است (Margules و Pressey، ۲۰۰۰). هدف حفاظتی عبارت است از بیان کمی حداقل میزان یک پدیده تنوع‌زیستی (برای مثال حداقل وسعت زیستگاه یک گونه) که برنامه‌ریز به‌دنبال حفاظت از آن است (Possingham و همکاران، ۲۰۰۶). هدف حفاظتی در این پژوهش هم در سطح گونه (سطح زیستگاه مورد نیاز برای حفظ و نگه‌داری یک گونه) و هم در سطح اکوسیستم (وسعت مورد نیاز از یک اکوسیستم برای حفظ و نگه‌داری تمام گونه‌های آن اکوسیستم) تعریف‌شد. بدین‌منظور در قالب دوسناریوی‌حفاظتی،دوهدف حفاظتی ۲۰ درصد و ۳۰ درصد برای تمامی پدیده‌های حفاظتی درنظر گرفته شد.هدف‌حفاظت ۲۰درصد از وسعت‌زیستگاه‌ها و اکوسیستم‌ها باتوجه به افزایش سطح مناطق تحت حفاظت کشور تا ۱۷ درصد انتخاب گردید تا با توجه به این افزایش تا حد امکان بر مساحت زیستگاه‌های حفاظت شده افزوده گردد. هدف ۳۰ درصد نیز توسط IUCN (۲۰۰۳) برای‌حفاظت‌از زیستگاه‌ها و گونه‌ها پیشنهاد شده است. هدف حفاظتی ۵۰ درصد نیز در برخی مطالعات به‌عنوان سطح قابل قبول از نظر بوم شناختی برای حفاظت معرفی شده است، اما از نظر سیاسی و اقتصادی به‌ندرت امکان دستیابی به این سطح از حفاظت وجود دارد (Soule و Sanjayan، ۱۹۹۸)،لذادر این مطالعه از این مقدار صرف‌نظر شده است.

تقسیم‌منطقه‌مورد‌مطالعه‌به‌واحدهای برنامه‌ریزی: مساحت کل‌کشور به ۶۶۰۲۳ واحد برنامه‌ریزی شامل شبکه‌های مربعی به ابعاد ۵×۵ کیلومتر تقسیم شد. به استثنای واحدهایی که در مرز کشور قرار می‌گرفتند، مساحت تمامی واحدها برابر بود. دلیل انتخاب این اندازه برای‌واحدهای‌برنامه‌ریزی، کارآمدبودن تک‌تک واحدها از نظر حفاظتی و مدیریتی بوده است. به این ترتیب چنان‌چه در یک منطقه فقط یک واحدانتخاب شود، باتوجه به‌وسعت ۲۵۰۰ هکتاری‌آن‌می‌تواند زیستگاه قابل قبولی برای بسیاری از گونه‌های حیات‌وحش باشد. درحالی‌که واحدهای‌بااندازه‌کوچک‌تر‌ارزش‌حفاظتی چندانی به‌خاطر وسعت اندک ندارند. از سوی دیگر اندازه بزرگ‌تر واحدها باعث می‌شود تا مناطقی که ارزش حفاظتی چندانی ندارند، به‌خاطر وجود یک پدیده حفاظتی در مجاورت آن‌ها حفاظت گردند و در نتیجه هزینه اقدامات حفاظتی افزایش یابد (Ball و Possingham، ۲۰۰۰). قبل از انجام تحلیل‌ها، واحدهای برنامه‌ریزی که به‌دلایل مختلفی نظیر تراکم بالای جمعیت و ساخت و ساز گسترده انسانی (مانند محدوده شهرها) حفاظت در آن‌ها امکان‌پذیر نبود از شبکه واحدهای برنامه‌ریزی حذف گردیدند.

اندازه‌گیری‌میزان‌پدیده‌های‌حفاظتی‌در‌هر‌واحد‌برنامه‌ریزی: در مطالعات برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت به‌طور معمول از توزیع زیستگاه‌های‌پیش‌بینی‌شده‌برای برنامه‌ریزی حفاظتی استفاده می‌شود زیرا اطلاعات‌کاملی در‌زمینه محدوده پراکنش اکثر گونه‌ها در دسترس نیست (Rondinini و همکاران، ۲۰۰۶؛ Esfandeh و همکاران، ۲۰۱۵). برای‌تهیه‌نقشه‌توزیع‌بالقوه گونه‌ها، یکی از رویکردهای متداول استفاده از مدل‌سازی توزیع گونه‌ها است (Franklin، ۲۰۰۹). در این پژوهش

نیز رویکرد مدل‌سازی توزیع گونه‌های Maxent (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶) برای تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه گونه‌های جانشین جانوری استفاده شد. این روش یادگیری ماشینی مبتنی بر اصل حداکثر بی‌نظمی بوده و تنها به داده‌های حضور برای تهیه مدل توزیع گونه‌ها نیاز دارد (Elith و همکاران، ۲۰۱۱). دلیل انتخاب روش Maxent حساسیت کم آن به اندازه کم نمونه به‌ویژه اندازه نمونه محدود به ۱۰ تا ۳۰ مشاهده است (Wiz و همکاران، ۲۰۰۸) که با توجه به کمبود مشاهدات برای بسیاری از گونه‌ها، این روش را تبدیل به ایده‌آل‌ترین روش می‌نمود. برای جمع‌آوری داده‌های حضور مورد نیاز برای تهیه مدل مطلوبیت زیستگاه هر یک از گونه‌های جانشین، چهار اطلس پستانداران (کرمی و همکاران، ۱۳۹۱)، اطلس پرندگان (کابلی و همکاران، ۱۳۹۱)، اطلس خزندگان (مظفری و همکاران، ۱۳۹۲) و اطلس دوزیستان (یوسفی‌سیاه‌کلرودی و همکاران، ۱۳۹۳) مورد بررسی قرار گرفت. هم‌چنین داده‌های حضور ثبت شده برای گونه‌های در معرض تهدید و اندمیک استخراج گردید. با تماس با تهیه‌کنندگان اطلس‌ها سعی بر آن بود تا مختصات دقیق ثبت شده برای مشاهدات مربوط به هر گونه به‌صورت مستقیم به‌دست آید تا قابلیت تفکیک مکانی آن بیش‌تر از قابلیت تفکیک نقشه‌های ارائه‌شده در اطلس‌ها (۲۵×۲۵ کیلومتر) باشد. پس از پایان جمع‌آوری داده‌ها، تنها برای گونه‌هایی که حداقل ۱۰ مشاهده از حضور آن‌ها ثبت گردیده بود، مدل مطلوبیت زیستگاه تهیه گردید. بدین منظور ۱۹ متغیر اقلیمی با قابلیت تفکیک مکانی ۱×۱ کیلومتر مربع مستخرج از سایت WorldClim-Global Climate Data (Hijmans و همکاران، ۲۰۰۵) استفاده شد که به‌دلیل انجام این مطالعه در مقیاس ملی، استفاده از این داده‌ها برای مدل‌سازی زیستگاه مناسب معرفی شده‌اند (Franklin، ۲۰۰۹). قبل از تهیه مدل متغیرهای زیست اقلیمی از نظر همبستگی بررسی شدند و از متغیرهای با همبستگی بالا (بیش از ۰/۸) فقط یک متغیر در مدل‌سازی وارد شد. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های مورد مطالعه به‌کمک نرم‌افزار Maxent 3.3.3 انجام شد. برای بررسی اعتبار مدل‌ها نیز از شاخص سطح زیر منحنی (Area Under Curve, AUC) برای منحنی ROC استفاده گردید. میزان این شاخص از ۰/۵ به‌معنای تصادفی بودن پیش‌بینی‌های مدل تا ۱ به‌معنای کامل بودن قابلیت تفکیک مدل متغییر است (Liu و همکاران، ۲۰۰۹). مدل‌هایی که سطح زیرمنحنی کم‌تر از ۰/۷ بود حذف گردیدند. در نهایت ۳۶ مدل مطلوبیت زیستگاه تهیه گردید. در ادامه برای محاسبه وسعت زیستگاه قرارگرفته در هر واحد برنامه‌ریزی برای هر گونه، نقشه واحدهای برنامه‌ریزی و نقشه طبقه‌بندی‌شده مطلوبیت زیستگاه هر گونه (طبق دستورالعمل Jimenez-Valverde و Lobo، ۲۰۰۷) روی‌هم‌گذاری گردید. محاسبات مکانی توسط نرم‌افزار Arcmap (۱۰,۲) انجام گردید. برای گونه‌هایی که نقاط حضور آن‌ها کم‌تر از ۱۰ بود و یا مدل ایجاد شده اعتبار اندکی داشت، مجموعه نقاط حضور به تفکیک رده‌های مختلف (پستانداران، پرندگان، خزندگان و دوزیستان) تهیه گردید و برای هر رده مجموعه واحدهای برنامه‌ریزی که حداقل یکی از این نقاط را دربر می‌گرفتند، تعیین شدند. این چهار لایه نیز به‌عنوان پدیده‌های حفاظتی وارد محاسبات گردیدند. برای اکورژیون‌ها و مناطق دارای غنای گونه‌ای بالا، نقشه پراکنش گونه‌های اندمیک تک‌لپه‌ای که اخیراً تهیه و تکمیل شده است (محرابیان، ۱۳۹۵) مورد استفاده قرار گرفت. وسعت هر یک از طبقات اکورژیون‌ها و طبقات غنای گونه‌های تک‌لپه‌ای در هر یک از واحدهای برنامه‌ریزی محاسبه گردید. برای ارزیابی قابلیت شبکه فعلی مناطق تحت حفاظت کشور میزانی از هر یک از پدیده‌های حفاظتی که در داخل مناطق قرار گرفته‌اند محاسبه گردید. نتایج این محاسبات می‌تواند نشان‌دهنده میزان نیاز به توسعه شبکه مناطق باشد (Margules و Sarkar، ۲۰۰۷).

برآورد هزینه: دو شاخص وسعت منطقه و ردپای انسانی (Human footprint) برای تعیین میزان دشواری در اجرای اقدامات حفاظتی در هریک از واحدهای برنامه‌ریزی به‌کار گرفته شد. وسعت واحدهای برنامه‌ریزی به‌استثنای واحدهایی که در مرز منطقه قرار داشتند، ثابت بوده‌است. برای واحدهای مجاور با مرز، مساحت هر واحد توسط نرم‌افزار Arcmap محاسبه شد. ردپای انسانی نیز از نقشه جهانی ردپای انسانی استخراج گردید (Sanderson و همکاران، ۲۰۰۲). این شاخص مجموع آشفتگی‌های ایجاد شده توسط انسان از طریق چهار منبع تراکم جمعیت، تغییر کاربری سرزمین، دسترسی به سرزمین و سازه‌های تولید الکتریسیته را در قابلیت تفکیک مکانی ۱ کیلومتر مربع ارائه می‌نماید. مقدار این شاخص از صفر (نشان‌دهنده عدم وجود هر گونه دخالت انسانی) تا ۱۰۰ (منطقه بسیار آشفته بر اثر دخالت انسان) متغیر است. در این پژوهش متوسط میزان این شاخص برای هر واحد برنامه‌ریزی محاسبه و در مساحت آن واحد ضرب گردید. لایه به‌دست آمده به‌عنوان لایه هزینه وارد نرم‌افزار شد. این لایه در حقیقت نشان دهنده تاثیر وسعت واحد و میزان اختلالات وارد شده توسط انسان بر دشواری حفاظت از تنوع‌زیستی در هر واحد برنامه‌ریزی است.

انتخاب مناطق حفاظتی مناسب: از نرم‌افزار Marxan برای انتخاب واحدهای برنامه‌ریزی که برای حفاظت و دستیابی به اهداف

حفاظت از تنوع‌زیستی مهم و از نظر اقتصادی نیز مقرون به‌صرفه باشند، استفاده شد (Ball و Possingham، ۲۰۰۰). پس از هر بار اجرای نرم‌افزار مجموعه‌ای از واحدهای برنامه‌ریزی انتخاب می‌شوند که به آن‌ها یک راه حل (Solution) می‌گویند. این راه حل با کم‌ترین مجموع هزینه ممکن اهداف حفاظتی را تحقق می‌بخشد (Ardron و همکاران، ۲۰۰۸). بدین‌منظور در هر بار تکرار نرم‌افزار میزان هزینه کل در تابع زیر به حداقل می‌رسد:

$$\text{هزینه کل} = \sum_{\substack{\text{واحد}\\ \text{برنامه ریزی}}} \text{هزینه} + BLM \sum_{\substack{\text{واحد}\\ \text{برنامه ریزی}}} \text{طول مرز} + \sum_{\text{اهداف}} \text{جریمه}$$

در رابطه فوق هزینه برای تمامی واحدهای انتخاب شده برای حفاظت محاسبه می‌شود. طول مرز عبارت است از طول مرز شبکه مناطق حفاظت شده پیشنهاد شده. مقدار ثابت BLM برابر است با تعدیل کننده طول مرز (BLM=Boundary Length Modifier) که نشان‌دهنده اهمیتی است که در انتخاب مناطق به طول مرز مناطق در مقایسه با هزینه انتخاب آن‌ها داده می‌شود. هم‌چنین برای هر یک از پدیده‌های حفاظتی جریمه‌ای تعیین می‌شود که براساس آن درصورتی‌که هدف تعیین‌شده برای هر یک از پدیده‌های حفاظتی حاصل نشود، هزینه‌ای به تابع هزینه کل اضافه شده و هزینه نهایی انتخاب مناطق افزایش می‌یابد. از میان الگوریتم‌های موجود در برنامه‌ریزی حفاظتی، Marxan از روش شبیه سازی تبرید تدریجی به‌همراه بهبود در گردش (Iterative Improvement) استفاده گردید. زیرا Game و Grantham (۲۰۰۸) این ترکیب از الگوریتم‌ها را بهترین انتخاب برای اجرای نرم‌افزار Marxan معرفی نموده‌اند. برای هر سناریوی حفاظتی ۱۰۰ بار نرم‌افزا اجرا گردید که در هر اجرای Marxan ۱۰ میلیون تکرار صورت گرفت. سپس بهترین راه حل در ۱۰۰ بار اجرا انتخاب گردید که عبارت بود از راه حلی که کم‌ترین هزینه کل را داشته باشد. این راه حل دربردارنده مجموعه‌ای از واحدهای برنامه‌ریزی است که با انتخاب آن‌ها با کم‌ترین هزینه و به بیش‌ترین میزان ممکن اهداف تعیین‌شده برای پدیده‌های حفاظتی تحقق می‌یابند. علاوه بر بهترین راه حل، تعداد دفعاتی که هر واحد برنامه‌ریزی در ۱۰۰ بار اجرای نرم‌افزار انتخاب شده بودند به‌عنوان شاخصی از اهمیت یا غیرقابل جایگزین بودن (Irreplaceability) آن واحدانتخاب شدند (Ball و Possingham، ۲۰۰۰). واحدهای برنامه‌ریزی که بیش از ۸۰٪ موارد انتخاب شوند غیرقابل جایگزین محسوب می‌شوند. این درصد در مطالعات مشابه به‌عنوان معیاری برای تعیین واحدهای غیرقابل جایگزین انتخاب شده است (مانند Wu و همکاران، ۲۰۱۴).

برای انتخاب کارآمدترین میزان برای تعدیل‌کننده طول مرز (BLM) که تعیین‌کننده میزان پیوستگی و ارتباط بین واحدهای برنامه‌ریزی انتخاب شده است از دستورالعمل پیشنهادی توسط Stewart و Possingham (۲۰۰۵) استفاده شد. برطبق این دستورالعمل:

۱- تمامی پارامترها در هر اجرای نرم‌افزار ثابت نگاه داشته شده و نرم‌افزار با مجموعه‌ای از مقادیر متفاوت از BLM اجرا می‌گردد (برای مثال مقادیر ۰، ۰/۰۰۰۱، ۰/۰۰۱، ۰/۰۱، ۰/۱، ۱، ۱۰، ۱۰۰، ۱۰۰۰).

۲- برای هر مقدار BLM کل مرز مناطق حفاظت شده پیشنهادی توسط نرم‌افزار و متوسط هزینه راه حل‌ها در ۱۰۰ بار اجرای نرم‌افزار محاسبه می‌گردد.

۳- مرز کل واحدها و هزینه کل در یک نمودار برای تمامی مقادیر BLM ترسیم می‌گردند.

۴- با افزایش مقدار BLM مجموع مرز مناطق انتخاب شده کاهش و تعداد واحدهای انتخاب شده و هزینه کل افزایش می‌یابد. بنابراین با بررسی نمودار مقداری از BLM انتخاب می‌گردد که در آن میزان افزایش هزینه در مقایسه با کاهش طول مرز مناطق انتخاب شده قابل چشم‌پوشی است (Possingham و همکاران، ۲۰۰۰).

در این پژوهش همانند دستورالعمل فوق عمل شده و میزان هزینه و مرز واحدها به‌ازای مقادیر مختلف BLM محاسبه گردید. در هر دو سناریوی حفاظتی (۲۰ درصد و ۳۰ درصد) مقدار ۱ برای BLM انتخاب گردید چراکه این مقدار بهترین توازن بین هزینه و سطح قطعه قطعه شدن واحدها را ارائه می‌نمود. مقادیر مختلف برای عامل هزینه نیز مورد آزمون قرار گرفت. بنابه پیشنهاد Possingham و همکاران (۲۰۰۰)، کم‌ترین مقدار منجر به تحقق تمامی اهداف حفاظتی (در این پژوهش برابر با ۱۰)، انتخاب گردید. در تمامی اجراهای Marxan و در هر دو سناریو، از ابتدا شبکه فعلی مناطق حفاظت‌شده به‌صورت ثابت وارد محاسبات گردیدند. در این‌حالت نتایج شبیه‌سازی نشان دهنده مناطقی است که برای گسترش شبکه فعلی می‌توان از آن‌ها استفاده نمود. در واقع معرفی مناطق جدید بدون درنظر گرفتن شبکه مناطق موجود، منجر به ارائه راه حل‌هایی می‌گردد که از نظر سیاسی و تسهیلاتی قابل اجرا نیستند (Pawar و همکاران، ۲۰۰۷).

نتایج

ارزیابی کارآیی شبکه مناطق حفاظت‌شده کشور در حفاظت از تنوع‌زیستی: در ابتدا ۱۰۳ گونه مهره‌دار در رده‌های تهدید IUCN

و یا آندمیک کشور به‌عنوان جانشین تنوع گونه‌ای انتخاب شدند که به‌علت تعداد کم نقاط حضور و یا اعتبار پایین مدل تهیه شده در نهایت فقط برای ۳۶ گونه مدل مطلوبیت زیستگاه تهیه گردید. نتایج حاصل از بررسی مدل‌های مطلوبیت زیستگاه تهیه شده برای ۱۱ گونه پستاندار، ۱۱ گونه پرنده، ۹ گونه خزنده و ۵ گونه دوزیست نشان می‌دهد که به‌طور متوسط ۱۲/۶۲ درصد از زیستگاه این گونه‌ها در داخل شبکه مناطق حفاظت شده فعلی قرار گرفته است (۱۵/۴۶درصد زیستگاه پستانداران، ۱۰/۲۹ درصد زیستگاه پرندگان، ۱۳/۷۸ درصد زیستگاه خزندگان و ۹/۳۹ درصد زیستگاه دوزیستان). برای ۷۷ گونه جانشین دیگر نیز موقعیت مکانی نقاط گزارش شده بررسی و مشخص گردید که برای ۲۹ گونه اندمیک جانوری هیچ زیستگاهی در داخل شبکه مناطق تحت حفاظت کشور ثبت نشده است. از این میان ۲۶ گونه متعلق به رده خزندگان بوده است (جدول۱).

جدول ۱: وسعت زیستگاه و یا تعداد مشاهدات هر یک از گونه‌های جانوری جانشین تنوع‌زیستی و میزان حفاظت آن‌ها توسط شبکه مناطق تحت حفاظت کشور

	نام گونه	تعداد مشاهدات	وضعیت حفاظتی	AUC	وسعت زیستگاه بالقوه در سطح کشور(کیلومتر مربع)	درصد تحت حفاظت داخل مناطق چهارگانه
پستانداران	*Acinonyx jubatus*	۳۵۶	CR	۰/۹۶	۱۱۵۵۲۱/۳۱	۳۰/۶۳
	Capra aegagrus	۳۰۶	VU	۰/۷۸	۴۸۳۴۱۲/۰۰	۱۱/۰۹
	Dama mesopotamica	۷	EN	–	–	۱۰۰
	Equus hemionus	۶۰	CR	۰/۹۹	۳۷۲۷۱/۵۹	۴۴/۲۰
	Gazella gazelle	۱	VU	–	–	۱۰۰
	Gazella subgutturosa	۴۱	VU	۰/۸۴	۳۳۲۷۵۲/۱۰	۱۳/۸۹
	Lutra perspicillata	۳	VU	–	–	۱۰۰
	Myotis capaccinii	۲۰	VU	۰/۹۴	۱۴۶۴۱۱/۸۰	۵/۳۵
	Ovis orientalis	۶۴	VU	۰/۸۳	۶۳۷۴۸۱/۶۶	۱۰/۱۹
	Ovis vignei	۶۱	VU	۰/۸۰	۴۵۳۷۶۸/۶۵	۱۲/۰۴
	Panthera pardus	۸۶	EN	۰/۷۵	۳۳۳۲۲۷/۹۹	۱۲/۲۳
	Rhinolophus mehelyi	۱۰	VU	۰/۸۵	۶۰۱۸۷۷/۹۸	۸/۹۲
	Ursus thibetanus	۶۲	CR	۰/۹۶	۲۳۳۷۷۶/۱۵	۶/۱۸
	Vulpes cana	۱۱	VU	۰/۸۹	۳۳۲۹۹۴/۹۶	۱۵/۳۱
	Allactaga toussi	۱	اندمیک	–	–	۱۰۰
	Apodemus avicennicus	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Crocidura Susiana	۲	اندمیک	–	–	۵۰/۰۰
	Crocidura zarudnyi	۲	اندمیک	–	–	۵۰/۰۰
	Microtus qazvinensis	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Vormela peregusna	۲۲	VU	–	–	۴/۵۴
پرندگان	*Acrocephalus griseldis*	۳	EN	–	–	۶۶/۶۷
	Anser erythropus	۲۹	VU	۰/۹۸	۱۸۷۸۴۹/۹۸	۹/۶۹
	Aquila clanga	۷۸	VU	۰/۸۸	۳۶۸۹۲۶/۳۱	۹/۵۵
	Aquila heliacal	۹۳	VU	۰/۸۸	۲۷۱۹۱۳/۹۳	۹/۹۲
	Branta ruficollis	۷	EN	–	–	۷۱/۴۳
	Chlamydotis macqueenii	۷۰	VU	۰/۸۱	۲۳۰۰۴۷/۹۹	۱۷/۴۲
	Emberiza aureola	۳	VU	–	–	۱۰۰
	Falco cherrug	۸۰	VU	۰/۸۰	۲۰۸۸۰۳/۸۶	۱۱/۳۲
	Grus leucogeranus	۲	CR	–	–	۱۰۰
	Gyps bengalensis	۳	CR	–	–	۶۶/۶۷
	Haliaeetus leucoryphus	۸	VU	–	–	۵۰/۰۰

	نام گونه	تعداد مشاهدات	وضعیت حفاظتی	AUC	وسعت زیستگاه بالقوه در سطح کشور(کیلومتر مربع)	درصد تحت حفاظت داخل مناطق چهارگانه
پرندگان	*Marmaronetta angustirostris*	۴۵	VU	۰/۹۱	۲۴۴۹۶۹/۳۳	۱۱/۳۴
	Neophron percnopterus	۱۹۴	EN	۰/۸۰	۴۶۵۴۶۲/۷۹	۸/۳۲
	Numenius tenuirostris	۵	CR	–	–	۱۰۰
	Otis tarda	۴۸	VU	۰/۹۵	۲۰۹۸۱۹/۰۷	۷/۷۴
	Oxyura leucocephala	۲۲	EN	–	–	۳۱/۸۲
	Pelecanus crispus	۶۰	VU	۰/۹۴	۲۱۰۱۸۹/۵۲	۷/۰۵
	Rynchops albicollis	۱	VU	–	–	۱۰۰
	Vanellus gregarious	۱۵	CR	۰/۸۳	۲۰۴۷۸۴/۳۳	۹/۹۳
	Podoces pleskei	۲۵	اندمیک	۰/۸۷	۳۹۵۱۷۰/۳۷	۱۰/۹۳
خزندگان	*Acanthodactylus nilsoni*	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Apathyo yassujica	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Asaccus andersoni	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Asaccus granularis	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Asaccus iranicus	۱	اندمیک	–	–	۱۰۰
	Asaccus kermanshahensis	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Asaccus kurdistanensis	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Asaccus nasrullahi	۳	اندمیک	–	–	۳۳/۳۳
	Asaccus tangestanensis	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Asaccus zagrosicus	۱	اندمیک	–	–	۱۰۰
	Bunopus crassicauda	۱۴	اندمیک	۰/۸۷	۳۲۳۵۱۵/۰۸	۱۲/۵۲
	Crocodylus palustris	۶	VU	–	–	۵۰/۰۰
	Cyrtopodian bervipes	۳	اندمیک	–	–	۳۳/۰۰
	Cyrtopodian goluberi	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Cyrtopodian kiabii	۱	اندمیک	–	–	۱۰۰
	Cyrtopodian persepolense	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Cyrtopodian sistanensis	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Cyrtopodian gastrpphole	۵	اندمیک	–	–	۴۰/۰۰
	Darevskia defilippii	۲۵	اندمیک	۰/۹۸	۱۷۳۸۵۳/۴۳	۱۴/۳۶
	Darevskia steineri	۳	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Eirenis kermanensis	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Eirenis rechingeri	۱	اندمیک	–	–	۱۰۰
	Eremias andersoni	۳	اندمیک	–	–	۳۳/۰۰
	Eremias kavirensis	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Eremias lalezharica	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Eremias montanus	۳	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Eremias papenfussi	۲	اندمیک	–	–	۵۰/۰۰
	Hemidactylus romeshkanicus	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Hierophis andreanus	۴	اندمیک	–	–	۵۰/۰۰
	Iranolacerta zagrosica	۲	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Mediodactylus aspratitis	۴	اندمیک	–	–	۲۵/۰۰
	Mediodactylus ilamensis	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Mediodactylus kirmanense	۶	اندمیک	–	–	۱۶/۷۰
	Mediodactylus sagittifer	۳	اندمیک	–	–	۰/۰۰
	Mediodactylus stevenandersoni	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰

نام گونه	تعداد مشاهدات	وضعیت حفاظتی	AUC	وسعت زیستگاه بالقوه در سطح کشور(کیلومتر مربع)	درصد تحت حفاظت داخل مناطق چهارگانه	
Montivipera kuhrangica	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰	خزندگان
Montivipera latifii	۴۶	اندمیک,EN	۰/۹۹	۵۸۰۹/۰۰	۲۳/۶۱	
Montivipera wagneri	۱	CR	–	–	۰/۰۰	
Ophiomorus maranjabensis	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰	
Ophiomorous nuchalis	۲	اندمیک	–	–	۱۰۰	
Ophiomorous persicus	۴	اندمیک	–	–	۵۰/۰۰	
Ophiomorous street	۴	اندمیک	–	–	۰/۰۰	
Phrynocephalus persicus	۱۲	اندمیک,VU	۰/۷۹	۴۶۴۴۵۷/۹۸	۱۳/۳۶	
Pseudoceraster urarachnoides	۱	اندمیک	–	–	۰/۰۰	
Raferus euphraticus	۶	EN	–	–	۵۰/۰۰	
Rhinigecjo misonnei	۱۰	اندمیک	۰/۹۷	۲۱۳۴۶۴/۰۶	۱۵/۵۲	
Spalerosophis microlepis	۷	اندمیک			۲۸/۵۷	
Testudo graeca	۶۸	VU	۰/۸۵	۱۷۹۲۴۶/۴۴	۶/۹۰	
Testudo horsfieldii	۱۵	VU	۰/۸۴	۴۶۱۲۲۱/۷۳	۱۳/۱۰	
Timon princeps	۱۶	اندمیک	۰/۹۴	۲۰۲۸۳۳/۱۹	۱۰/۵۱	
Tropiocolates latifi	۱۰	اندمیک	۰/۹۳	۸۷۷۶۶/۲۶	۱۴/۱۱	
Uromastyx aegyptia	۴	VU	–	–	۰/۰۰	
Vipera eriwanensis	۷	VU	–	–	۲۸/۵۷	
Bufo eichwaldi	۲۰	VU	۰/۹۸	۱۶۳۳۹۲/۸۵	۱۳/۰۷	دوزیستان
Bufo surda annulata	۱۳	اندمیک	۰/۸۴	۲۴۳۷۸۴/۰۰	۶/۵۴	
Bufo virdis kermanensis	۵	اندمیک	–	–	۴۰/۰۰	
Neurergus kaiseri	۲۹	اندمیک,CR	۰/۹۹	۵۷۵۸۵/۰۴	۵/۹۰	
Neurergus microspilotus	۳	اندمیک,CR	–	–	۰/۰۰	
Neurergus crocatus	۵	VU	–	–	۶۰/۰۰	
Paradactylon gorganensis	۵	اندمیک,CR	–	–	۴۰/۰۰	
Pseudopidalea luristanica	۱۰	اندمیک	۰/۹۸	۸۱۲۵۲/۲۷	۸/۴۶	
Paradactylodon persicus	۴	اندمیک	–	–	۵۰/۰۰	
Rana pseudodalmatina	۱۸	اندمیک	۰/۹۶	۱۸۶۵۴۱/۶۹	۱۳/۰۰	

به‌طور متوسط ۱۲/۲۷ درصد ازطبقات اکورژیون‌ها و ۱۵/۴ درصد مناطق‌با غنای‌بالای گونه‌های گیاهی تک‌لپه‌ای اندمیک در داخل مناطق حفاظت‌شده قرار گرفته‌اند (جداول ۲ و ۳).

مناطق حفاظت‌شده پیشنهادی توسط نرم‌افزار Marxan:

در شکل ۱ و جدول ۴ موقعیت مکانی و وسعت مجموعه مناطقی که به‌عنوان بهترین گزینه در هر دو سناریوی حفاظتی توسط نرم‌افزار پیشنهاد شده‌اند، ارائه شده است. میزان تحقق اهداف حفاظتی تعیین شده برای گونه‌های جانشین تنوع‌زیستی در هر دو سناریوی حفاظت ۲۰ درصد و ۳۰ درصد کامل است، به‌نحوی‌که درسناریوی ۲۰ درصد، ۲۵/۳۲ درصد زیستگاه پستانداران، ۲۱/۲۴ درصد زیستگاه پرندگان، ۲۳/۷۱ درصد زیستگاه خزندگان و ۲۲/۳۵ درصد زیستگاه دوزیستان و در سناریوی حفاظت از ۳۰ درصد نیز ۳۴/۱۷ درصد زیستگاه پستانداران، ۳۰/۸۲ درصد زیستگاه پرندگان، ۳۳/۸۵ درصد زیستگاه پرندگان و ۳۱/۴۸ درصد زیستگاه دوزیستان در شبکه مناطق تحت حفاظت کشور قرار خواهد گرفت.

جدول ۲: وسعت و میزان حفاظت از هر یک از اکورژیون‌ها به‌عنوان جانشین‌های تنوع بوم‌سازگان‌ها در شبکه مناطق تحت حفاظت کشور (محاسبه شده بر پایه نقشه تولید شده توسط Olson و همکاران، ۲۰۰۱)

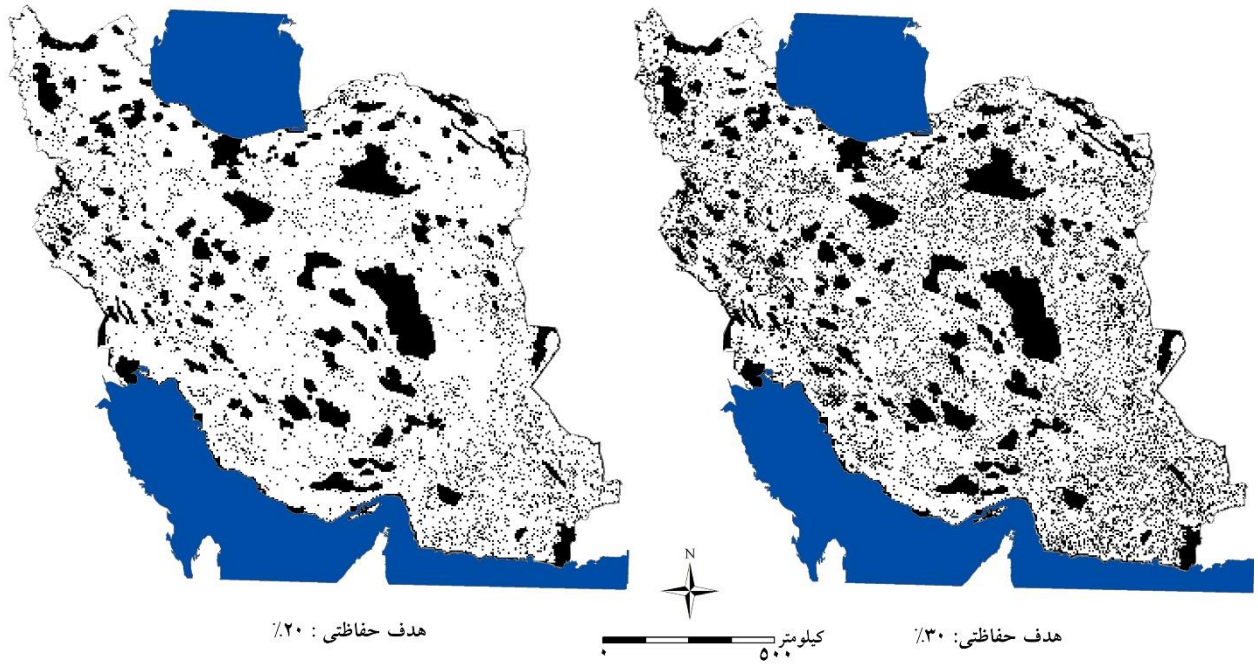
اکورژیون	وسعت (کیلومتر مربع)	درصد حفاظت شده داخل شبکه مناطق تحت حفاظت
بیابان عربی و بوته‌زار خشک صحارا - عربی	۲۸۷۷/۷۱	۳/۰۸
استپ و بوته‌زار آذربایجان	۵۹۱۱/۵۰	۱۸/۱۴
مناطق نیمه‌بیابانی بادقیز	۱۸۱۶/۴۹	۰/۷۹
مراتع مشجر خشک بلوچستان	۱/۶۳	۰/۰۰
جنگل‌های مخلوط هیرکانی خزری	۵۰۸۷۰/۰۱	۱۶/۰۱
بیابان‌های پست خزری	۴۷۲۹/۸۵	۰/۰۸
حوزه آبخیز بیابان‌های مرکز ایران	۵۵۷۰۲۴/۱۰	۱۵/۲۲
استپ کوهستانی آناتولی شرقی	۶۴۳۶۴/۵۳	۱۰/۴۶
استپ جنگلی دامنه البرز	۶۳۴۱۹/۲۶	۱۲/۷۴
منطقه نیمه‌بیابانی کوپه داغ	۶۶۱۵/۷۵	۰/۰۰
استپ جنگلی و مراتع مشجر کپه داغ	۲۳۷۴۸/۹۳	۱۴/۹۹
مراتع مشجر کوه رود و شرق ایران	۱۲۴۱۰۳/۴۰	۴/۱۳
دریاچه‌های داخلی	۴۴۰۹/۷۱	۹۸/۱۳
بیابان و بوته‌زار خاورمیانه	۱۷۳۱/۸۸	۰/۰۰
استپ خاورمیانه	۱۲/۰۴	۰/۰۰
صحرای شنی ریگستان و شمال پاکستان	۵۰۰۱۸/۴۸	۵/۹۴
مناطق بیابانی و نیمه‌بیابانی نوبوسندی جنوب ایران	۳۰۲۱۲۵/۲۰	۶/۸۴
باتلاق نمکی آبرفتی دجله و فرات	۷۱۹۳/۱۲	۱۸/۴۶
استپ جنگلی کوهستان زاگرس	۳۵۰۷۳۶/۶۰	۸/۱۷

جدول ۳: مناطق با غنای بالای گونه‌های اندمیک تک‌لپه‌ای و میزان حفاظت از آن‌ها توسط شبکه مناطق تحت حفاظت کشور (محاسبه شده بر پایه نقشه تهیه شده توسط محرابیان، ۱۳۹۴)

طبقه غنای گونه‌ای گیاهان تک‌لپه‌ای اندمیک	وسعت طبقه در سطح کشور (کیلومتر مربع)	درصد حفاظت شده داخل شبکه فعلی مناطق تحت حفاظت
۳۱ – ۴۰	۲۰۰۰۹/۵۸	۷/۸۵
۴۱ – ۵۰	۹۱۷۵/۸۷	۸/۳۵
۵۱ – ۶۰	۱۶۸۰۶/۹۲	۳۱/۴۵
۶۱ – ۷۰	۳۱۰۸۵/۶۲	۱۳/۹۴

جدول ۴: بهترین مجموعه مناطق پیشنهاد شده برای حفاظت از تنوع‌زیستی توسط نرم‌افزار مارکسان در دو سناریوی حفاظتی (۲۰ درصد و ۳۰ درصد)

سناریوی حفاظتی	مناطق پیشنهاد شده برای حفاظت (کیلومتر مربع)	درصد وسعت کشور	وسعت خارج از شبکه مناطق (کیلومتر مربع) حفاظت شده	درصد خارج از شبکه فعلی مناطق حفاظت شده
۲۰ درصد	۳۴۰۱۷۷	۲۰/۶۴	۱۶۴۰۲۴	۴۸/۲۲
۳۰ درصد	۴۹۳۷۸۷	۲۹/۹۶	۳۱۷۶۳۴	۶۴/۳۳



شکل ۱: نقشه بهترین مناطق پیشنهاد شده برای حفاظت (مناطق تیره) در هر سناریوی حفاظتی توسط نرم‌افزار Marxan

جدول ۵: میزان تحقق اهداف برای هر یک از پدیده‌های حفاظتی در بهترین گزینه پیشنهاد شده توسط Marxan در هر سناریوی حفاظتی

پدیده حفاظتی	درصد حفاظت شده داخل شبکه مناطق پیشنهادی	
	سناریوی ۲۰ درصد	سناریوی ۳۰ درصد
Acinonyx jubatus	۳۶/۰۶	۴۳/۱۱
Capra aegagrus	۲۱/۹۸	۳۰/۸۸
Equus hemionus	۴۷/۵۰	۵۲/۹۶
Gazella subgutturosa	۲۲/۵۳	۳۱/۲۸
Myotis capaccinii	۲۰/۰۸	۳۰/۲۶
Ovis orientalis	۲۰/۹۵	۳۰/۳۰
Ovis vignei	۲۲/۱۸	۳۱/۰۹
Panthera pardus	۲۳/۶۹	۳۳/۱۹
Rhinolophus mehelyi	۲۰/۱۲	۳۰/۰۰
Ursus thibetanus	۲۰/۰۰	۳۰/۰۸
Vulpes cana	۲۳/۵۱	۳۲/۷۰
Anser erythropus	۲۱/۷۹	۳۱/۳۲
Aquila clanga	۲۰/۶۸	۳۰/۵۴
Aquila heliacal	۲۰/۷۵	۳۰/۰۲
Chlamydotis macqueenii	۲۴/۸۱	۳۳/۸۴
Falco cherrug	۲۲/۰۳	۳۰/۸۴
Marmaronetta angustirostris	۲۲/۶۸	۳۲/۰۸
Neophron percnopterus	۲۰/۵۱	۳۰/۳۸
Otis tarda	۲۰/۰۰	۳۰/۰۰
Pelecanus crispus	۲۰/۰۰	۳۰/۰۱
Vanellus gregarious	۲۰/۳۸	۳۰/۰۰

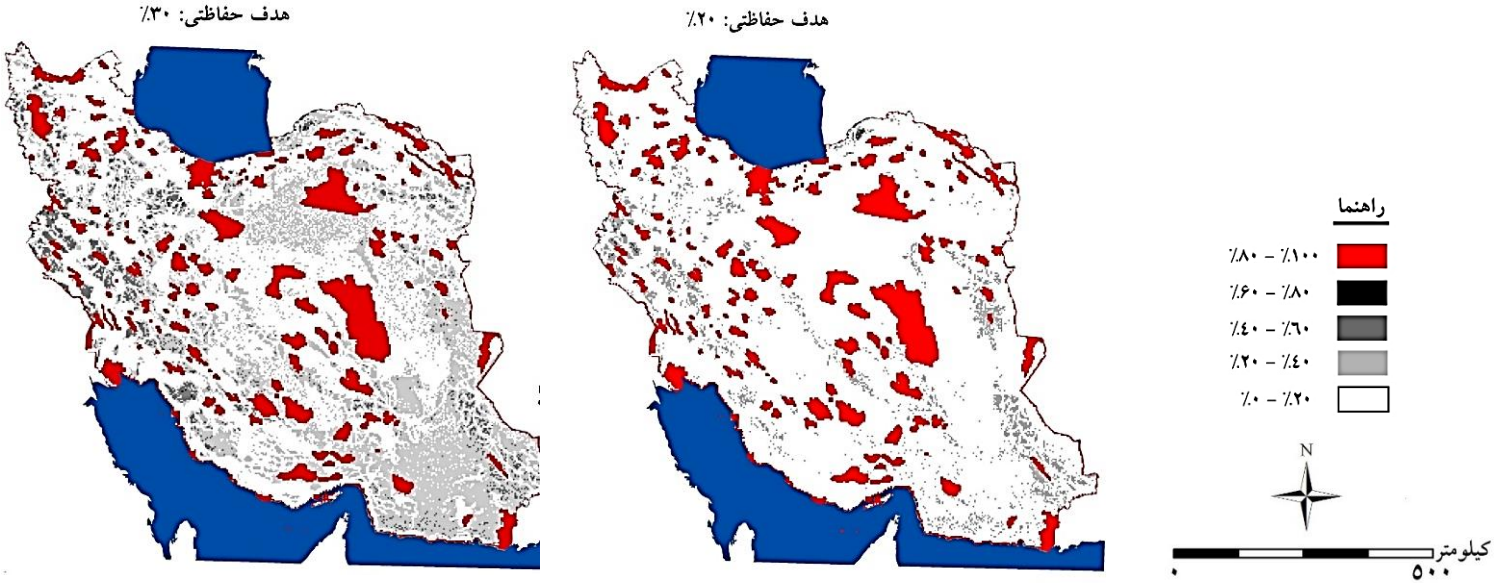
پدیده حفاظتی	درصد حفاظت شده داخل شبکه مناطق پیشنهادی	
	سناریوی ۲۰ درصد	سناریوی ۳۰ درصد
Podoces pleskei	۲۰/۰۰	۳۰/۰۰
Bunopus crassicauda	۲۰/۰۰	۳۰/۰۹
Darevskia defilippii	۲۳/۳۵	۳۲/۱۱
Montivipera latifii	۳۶/۲۶	۴۹/۹۳
Phrynocephalus persicus	۲۱/۸۰	۳۱/۲۸
Rhinigecjo misonnei	۲۳/۲۵	۳۳/۲۴
Testudo graeca	۲۰/۰۳	۳۰/۲۵
Testudo horsfieldii	۲۱/۷۷	۳۱/۱۰
Timon princeps	۲۳/۱۱	۳۳/۵۱
Tropiocolates latifi	۲۳/۸۶	۳۳/۱۷
Bufo eichwaldi	۲۳/۲۲	۳۱/۰۵
Bufo surda annulata	۲۰/۰۲	۳۰/۰۷
Neurergus kaiseri	۲۲/۵۴	۳۳/۲۲
Pseudopidalea luristanica	۲۲/۷۵	۳۲/۳۹
Rana pseudodalmatina	۲۳/۲۱	۳۰/۶۵
زیستگاه‌های ثبت شده برای سایر خزندگان اندمیک و در معرض تهدید	۳۱/۰۷	۳۸/۸۳
زیستگاه‌های ثبت شده برای سایر دوزیستان اندمیک و در معرض تهدید	۴۲/۸۶	۵۲/۳۸
زیستگاه‌های ثبت شده برای سایر پرندگان اندمیک و در معرض تهدید	۶۲/۵۰	۵۷/۵۰
زیستگاه‌های ثبت شده برای سایر پستانداران اندمیک و در معرض تهدید	۲۲/۵۰	۳۵/۰۰
مناطق با ۳۱ تا ۴۰ گونه تک‌لپه‌ای اندمیک	۲۰/۱۰	۳۰/۰۵
مناطق با ۴۱ تا ۵۰ گونه تک‌لپه‌ای اندمیک	۲۵/۶۵	۳۷/۵۲
مناطق با ۵۱ تا ۶۰ گونه تک‌لپه‌ای اندمیک	۴۶/۱۲	۵۵/۱۹
مناطق با ۶۱ تا ۷۰ گونه تک‌لپه‌ای اندمیک	۲۴/۸۷	۳۱/۳۳
بیابان عربی و بوته‌زار خشک صحارا - عربی	۲۰/۲۹	۳۰/۰۲
استپ و بوته‌زار آذربایجان	۲۷/۷۴	۳۱/۳۶
مناطق نیمه‌بیابانی بادقیز	۲۰/۰۲	۳۰/۱۲
مراتع مشجر خشک بلوچستان	۹۹/۸۹	۹۹/۸۹
جنگل‌های مخلوط هیرکانی خزری	۲۳/۴۱	۳۰/۰۰
بیابان‌های پست خزری	۲۰/۱۶	۳۰/۲۴
حوزه آبخیز بیابان‌های مرکز ایران	۲۰/۶۶	۳۰/۰۰
استپ کوهستانی آناتولی شرقی	۲۰/۰۱	۳۰/۰۰
استپ جنگلی دامنه البرز	۲۲/۶۳	۳۰/۰۰
منطقه نیمه‌بیابانی کوپه داغ	۲۰/۱۰	۳۰/۱۸
استپ جنگلی و مراتع مشجر کپه داغ	۳۰/۹۰	۳۴/۲۴
مراتع مشجر کوه رود و شرق ایران	۲۰/۰۰	۳۰/۰۰
دریاچه‌های داخلی	۹۹/۵۶	۹۹/۵۹
بیابان و بوته‌زار خاورمیانه	۲۰/۱۱	۳۰/۲۳
استپ خاورمیانه	۷۱/۳۴	۷۱/۳۴
صحرای شنی ریگستان و شمال پاکستان	۲۰/۰۰	۳۰/۰۰
مناطق بیابانی و نیمه‌بیابانی نوبوسندی جنوب ایران	۲۰/۰۰	۳۰/۰۰
باتلاق نمکی آبرفتی دجله و فرات	۲۹/۰۴	۳۰/۰۸
استپ جنگلی کوهستان زاگرس	۲۰/۰۰	۳۰/۰۰

برای گونه‌های جانشین تنوع گیاهی و اکوسیستمی نیز دستیابی به اهداف در هر دو سناریو کامل است به‌نحوی‌که در سناریوی ۲۰ درصد به‌طور متوسط ۲۹/۱۹ درصد مناطق با غنای گونه‌ای بالای گیاهان تک‌لپه‌ای اندمیک و ۳۲/۹۴ درصد از اکورژیون‌ها و در سناریوی ۳۰درصد نیز ۳۸/۵۲ درصد مناطق با غنای بالای تک‌لپه‌ای‌ها و ۳۹/۸۶ درصداز اکورژیون‌ها تحت پوشش حفاظتی قرار خواهد گرفت (جدول۵).

تحلیل نتایج حاصل از ۱۰۰ شبیه سازی Marxan در هر سناریو نشان می‌دهد که حداقل ۱۵ درصد از وسعت کشور از نظر حفاظت از تنوع زیستی غیرقابل جایگزین است که در صورت از بین رفتن آن‌ها، سایر مناطق نمی‌توانندنقش آن‌ها را در حفاظت از تنوع‌زیستی کشور جبران نمایند (جدول۶ و شکل ۲).

جدول ۶: طبقه‌بندی سطح کشور براساس میزان غیرقابل جایگزین بودن در حفاظت از تنوع‌زیستی در هر یک از دو سناریوی Marxan

درصد غیر قابل جایگزینی	درصد مساحت طبقه نسبت به سطح کل کشور	
	سناریوی ۲۰ درصد	سناریوی ۳۰ درصد
۰ – ۲۰	۷۹/۰۷	۵۴/۰۲
۲۰ – ۴۰	۵/۰۳	۲۶/۱۸
۴۰ – ۶۰	۰/۲۳	۳/۹۵
۶۰ – ۸۰	۰/۰۹	۰/۱۹
۸۰ - ۱۰۰	۱۵/۵۹	۱۵/۶۶



شکل ۲: طبقه‌بندی سطح کشور براساس غیرقابل جایگزین بودن در حفاظت از تنوع‌زیستی براساس هر دو سناریوی حفاظتی

بحث

در این مطالعه، برای نخستین بار گونه‌های نماینده گیاهی و جانوری به‌همراه بوم‌سازگانهای کلان کشور برای اولویت‌بندی حفاظتی در سطح کل کشور به‌کار گرفته شده است. برخلاف مطالعات پیشین انجام شده در داخل کشور که با استفاده از این نرم‌افزار، تنها تعداد اندکی از پدیده‌های حفاظتی بررسی می‌گردید (اسفنده و همکاران، ۱۳۹۶؛ سلمان‌ماهینی و همکاران، ۱۳۹۳؛ مهری و همکاران، ۱۳۹۳)، این مطالعه در گستره خشکی کشور و با مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه برای۱۱ گونه پستاندار، ۱۱ گونه پرنده ، ۹ گونه خزنده و ۵

گونه دوزیست تهدیدشده و یااندمیک انجام و به‌علاوه تنوع اکورژیون‌های کشور همراه با طبقات غنای گونه‌ای گیاهان تک‌لپه‌ای اندمیک به آن اضافه شده‌است. هم‌چنین اطلاعات مربوط به پراکنش ۹ گونه پستاندار، ۹ گونه پرنده، ۴۴ گونه خزنده و ۵ گونه دوزیست به‌عنوان چهار لایه حفاظتی جداگانه وارد تحلیل‌ها شده است. مطالعات مشابهی که در سطح ملی انجام شده‌اند مانند اولویت‌بندی مکانی حفاظت از تنوع زیستی در چین (Wu و همکاران، ۲۰۱۴) تاکید کرده‌اند که برای به‌دست آوردن نتیجه قابل قبول در برنامه‌ریزی حفاظتی در سطح ملی، پدیده‌های حفاظتی باید در هر دو سطح گونه و اکوسیستم انتخاب گردند که در این پژوهش این نکته رعایت گردیده است. در این پژوهش برای محاسبه هزینه علاوه بر مساحت هر واحد برنامه‌ریزی، میزان دخالت عوامل انسانی در آن واحد نیز درنظر گرفته شد که این امر باعث افزایش کارآمدی مناطق پیشنهاد شده در حفاظت از تنوع زیستی می‌گردد همان‌گونه که در مطالعات بسیاری بر اهمیت درنظر گرفتن عوامل انسانی در محاسبه هزینه حفاظت تاکید شده است (مانند Delavenne و همکاران، ۲۰۱۱؛ Lessmann و همکاران، ۲۰۱۴؛ Wu و همکاران، ۲۰۱۴). نتایج این پژوهش نشان داد که در صورت دو برابر نمودن سطح فعلی شبکه مناطق تحت حفاظت کشور، اهداف حفاظتی تعیین شده به‌صورت کامل تحقق خواهند یافت. هرچند برای دستیابی به حفاظت حداقل ۳۰ درصد از زیستگاه گونه‌های گیاهی و جانوری، نیازمند ارتقای سطح حفاظت شده کشور به ۲/۵ برابر مقدار موجودخواهد بود که به‌نظر می‌رسد با توجه به شرایط فعلی امکان‌پذیر نیست اما با انتخاب مناطق پیشنهاد شده در سناریوی ۲۰ درصد، می‌توان در جهت تکمیل اهداف و استراتژی‌های آتی سازمان حفاظت محیط‌زیست جهت دستیابی به‌حداقل ۱۷ درصد حفاظت از زیستگاه‌های کشور اقدام نمود. در این خصوص توصیه می‌شود همان‌گونه که توسط Carwardine و همکاران (۲۰۰۷) پیشنهاد شده است به میزان غیرقابل جایگزین بودن مناطق در افزودن آن‌ها به شبکه مناطق حفاظتی فعلی توجه شود. تحلیل مناطق غیرقابل جایگزین در هر دو سناریو نشان دهنده آن است که ۱/۹ از سطح کشور (در مجموع ۲۰۰ تکرار) در جریان دو سناریوی حفاظتی حتی یک‌بار نیز انتخاب نشدند. لذا می‌توان این مناطق را با قابلیت جایگزینی بالا توسط سایر مناطق تلقی نمود. هم‌چنین، کمی بیش از ۷۹ درصد از وسعت کل کشور طبق هر دو سناریو از جایگزینی بین ۰ تا ۲۰ درصد برخوردار بودند که نشان‌دهنده آن است که این وسعت از کشور نمی‌تواند نقش مهمی در حفاظت از تنوع‌زیستی کشور ایفاء کند. از سوی دیگر، ۱۵/۵ درصد سطح کشور در هر ۲۰۰ تکرار در قالب دو سناریوی حفاظتی انتخاب شده‌اند که کاملاً غیرقابل جایگزین بوده و در توسعه شبکه فعلی مناطق تحت حفاظت کشور این مناطق از اولویت بسیار بالایی برخوردار هستند. هم‌چنین برای هر نوع توسعه و فعالیت انسانی، الزامی است تا از تخریب این مناطق پیشگیری نمود زیرا هیچ‌یک از مناطق دیگر قادر به ارائه خدمات ارائه شده در حفاظت از تنوع‌زیستی توسط این مناطق نیستند.

ابزار برنامه‌ریزی سیستماتیک حفاظت نظیر Marxan در کشورهایی که داده‌های زیست‌شناختی کمی دارند، بسیار موفق عمل نموده است (برای مثال Lessmann و همکارن، ۲۰۱۴). در ایران نیز که دارای تنوع گونه‌ای بالا و اطلاعات زیستی اندک و منابع محدود برای حفاظت است، استفاده از این رویکرد می‌تواند کارآیی شبکه مناطق حفاظت شده در حفاظت از تنوع‌زیستی کشور را افزایش دهد.

خلاء داده‌ها در مورد گونه‌های گیاهی و جانوری (به‌ویژه گونه‌های اندمیک) می‌تواند کارآیی شبکه مناطق تحت حفاظت فعلی و یا هر گونه شبکه مناطق پیشنهادی را زیر سوال ببرد (Bonn و همکاران، ۲۰۰۲). در این پژوهش، اطلاعات گیاهی محدود به تک‌لپه‌ای‌های اندمیک ایران بوده‌است. افزایش اطلاعات در این زمینه می‌تواند کارایی مناطق حفاظت‌شده در حفظ گونه‌های گیاهی کشور را افزایش دهد. هم‌چنین، بیش‌ترین میزان حفاظت از گونه‌های جانوری در حال حاضر محدود به پستانداران و کم‌ترین حفاظت مربوط به دوزیستان است. اما بیش‌ترین خلاء اطلاعاتی در مورد گونه‌های خزندگان احساس می‌شود. بنابراین برای ارزیابی دقیق‌تر وضعیت حفاظتی خزندگان کشور نیاز به جمع‌آوری اطلاعات بیش‌تری است.

تشکر و قدردانی

در پایان نویسندگان لازم می‌دانند از سرکار خانم مهندس سرور اسفنده برای مرور مقاله و ارائه نکات ارزشمند جهت بهبود مقاله تشکر ویژه نمایند. هم‌چنین از کلیه نویسندگان و دست‌اندرکاران تهیه اطلس‌های پستانداران، پرندگان، خزندگان و دوزیستان برای در اختیار قرار دادن اطلاعات حاصل از زحمات‌های بسیار ایشان سپاسگزاری می‌گردد. در پایان نیز از آقای دکتر محرابیان که نقشه حاصل از پژوهش خود بر روی غنای گونه‌های گیاهی تک‌لپه‌ای آندمیک در اختیار نویسندگان این مقاله قرار دادند، قدردانی می‌گردد.

منابع

۱. **اسفنده، س.؛ کابلی، م. و اسلامی، ل.، ۱۳۹۶.** استفاده از الگوریتم بهینه‌سازی مذاب‌سازی شبیه‌سازی شده برای اولویت‌بندی سیستماتیک مناطق حفاظت‌شده در استان البرز ایران. فصلنامه محیط زیست جانوری. سال ۹، شماره ۱، صفحات ۱۰۵ تا ۱۲۲.

۲. **جعفری، ع.؛ یاوری، ا.؛ بهرامی، ش. و یارعلی، ن.، ۱۳۸۹.** انتخاب مناطق حفاظت‌شده جدید با تاکید بر تیپ‌های گیاهی و استفاده از C-Plan (مطالعه موردی: استان کهگیلویه و بویراحمد). مجله علوم محیطی. دوره ۳۶، شماره ۵۶، صفحات ۱ تا ۱۲.

۳. **سلمان‌ماهینی،ع.؛ اسدالهی، ز.؛ صبایی، م.؛ کامیاب، ح. و نصیراحمدی،ک.، ۱۳۹۳.** مقایسه روش‌های شبیه‌سازی تبرید تدریجی و اختصاص چند هدفه زمین در گزینش بهینه کاربری‌های اراضی. بوم‌شناسی کاربردی. سال ۳، شماره ۹، صفحات ۱ تا ۱۲.

۴. **کابلی، م.؛ علی‌آبادیان، م.؛ توحیدی‌فر، م.؛ هاشمی، ع. و روزلار، ک.، ۱۳۹۱.** اطلس پرندگان ایران. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.

۵. **کرمی، م.؛ قدیریان، ط. و فیض‌الهی، ک.، ۱۳۹۱.** اطلس پستانداران ایران. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.

۶. **مجنونیان، ه.، ۱۳۹۳.** مناطق حفاظت‌شده، مبانی و تدابیر حفاظت از پارک‌ها و مناطق در ایران و جهان. انتشارات نشر دی. ۴۱۴ صفحه.

۷. **محرابیان، ا.، ۱۳۹۵.** نقشه گیاهان تک‌لپه‌ای اندمیک ایران. دانشگاه شهید بهشتی. تهران. ایران.

۸. **مظفری، ا.؛ کمالی، ک. و فهیمی، ه.، ۱۳۹۲.** اطلس خزندگان ایران. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.

۹. **مهری، آ.؛ سلمان‌ماهینی، ع.؛ میرکریمی، ح. و رضایی، ح.، ۱۳۹۳.** مقایسه کارایی سه الگوریتم هوشمند رایانه‌ای در انتخاب مناطق مناسب حفاظت (مطالعه موردی: استان مازندران). مجله محیط‌شناسی. دوره ۴۰، شماره ۱، صفحات ۱ تا ۱۶.

۱۰. **ضیایی، ه.، ۱۳۸۷.** راهنمای صحرایی پستانداران ایران. انتشارات مرکز حیات‌وحش.

۱۱. **یوسفی‌سیاه‌کلرودی، س.؛ سعیدی، ه.؛ بهفر، م.؛ فلاحی، ر. و ایزدیان. م.، ۱۳۹۲.** اطلس دوزیستان ایران. انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست.

۱۲. **Ardron, J.A.; Possingham, H.P. and Klein, C.J., 2008.** Marxan good practices handbook. Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver.

۱۳. **Ball, I.R. and Possingham, H.P., 2000.** Marxan version 1.8.3. Available at: http://www.ecology.uq.edu.au/marxan.htm.

۱۴. **Ball, I.R.; Possingham, H.P. and Watts, M.E., 2009.** Marxan & relatives: Software for spatial conservation prioritization. In Moilanen A, Wilson KA & Possingham HP (eds.). *Spatial Conservation Prioritization*: Quantitative Methods and Computational Tools. Oxford: Oxford University Press. pp: 185-195.

۱۵. **Bonn, A.; Rodrigues, A.S.L. and Gaston, J., 2002.** Threatened and endemic species: are they good indicators of patterns of biodiversity on a national scale? Ecology Letters. Vol. 5, pp: 733-741.

۱۶. **Carwardine, J.; Rochester, W.A.; Richardson, K.S.; Williams, K.J.; Pressey, R.L. and Possingham, H.P., 2007.** Conservation planning with irreplaceability: does the method matter? Biodiversity Conservation. Vol. 16, pp: 245-258.

۱۷. **Ciarleglio, M.; Barnes, W. and Sarkar, S., 2009.** ConsNet: New software for the selection of conservation area networks with spatial and multi criteria analyses. Ecography. Vol. 32, pp: 205-209.

۱۸. **Delavenne, J.; Metcalfe, K.; Smith, R.J.; Vaz, S.; Martin, C.S.; Dupuis, L.; Coppin, F. and Carpentier, A., 2011.** Systematic conservation planning in the eastern English Channel: comparing the Marxan and Zonation decision support tools. ICES Journal of Marine Science. Vol. 69, No. 1, pp: 75-83.

۱۹. **Elith, J.; Phillips, S.J.; Hastie, T.; Dudík, M.; Chee, Y.E. and Yates, C.J., 2011.** A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and distributions. Vol. 17, pp: 43-57.

۲۰. **Esfandeh, S.; Kaboli, M. and Eslami, L., 2015.** A chronological review on application of Marxan tool for systematic conservation planning in landscape. International Journal of Engineering and Applied Sciences (IJEAS). Vol. 2, No. 12: pp: 2439-3661.

۲۱. **Farashi, A. and Shariati, M., 2017.** Biodiversity hotspots and conservation gaps in Iran. Journal for Nature conservation. Vol. 39, pp: 37-57.

۲۲. **Franklin, J., 2009.** Mapping species distributions; spatial inference and prediction. Cambridge University Press.

۲۳. **Game, E.T. and Grantham, H.S., 2008.** Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10. University of Queensland, St. Lucia, Queensland, Australia, and PacificMarine Analysis and Research Association, Vancouver, British Columbia, Canada.

۲۴. **Garson, J.; Aggarwal, A. and Sarkar, S., 2002.** ResNet Manual, V.1.2. University of Texas at Austin, Biodiversity and Biocultural Conservation Laboratory.

۲۵. **Hijmans, R.J.S.E.; Cameron, J.L.; Parra, P.G. and Jones, Jarvis, A., 2005.** Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology. Vol. 25, pp:1965-1978.

۲۶. **IUCN. 2003.** Recommendations of the Vth IUCN World Parks Congress. World Parks Congress Durban 2003. Benefits Beyond Boundaries, Durban, South Africa, 8-17 September 2003. Available online at:http://cmsdata.iucn.org/downloads/recommendationen.pdf.

۲۷. **Jimenez-Valverde, A. and Lobo, J.M., 2007.** Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either or presence absence .Acta Oecologica. Vol. 31, pp: 361-369.

۲۸. **Lessmann, J.; Munoz, J. and Bonaccorso, E., 2014.** Maximizing species conservation in continental Ecuador; a case of systematic conservation planning for biodiverse regions. Ecology and Evolution. doi: 10.1002/ece3.1102.

۲۹. **Liu, C.; White, M. and Newell, G., 2009.** Measuring the accuracy of species distribution models: a review. 18th World IMACS/MODSIM Congress, Carins, Australia.

۳۰. **Margules, C.R. and Pressey, R.L., 2000.** Systematic conservation planning. Nature. Vol. 405, pp:243-253.

۳۱. **Margules, C.R. and Sarkar, S., 2007.** Systematic Conservation Planning. Cambridge University Press, Cambridge.

۳۲. **Moilanen, A.; Wilson, K.A. and Possingham, H.P., 2009.** Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools. Oxford University Press, Oxford. 320 p.

۳۳. **Olson, D.M.; Dinerstein, E. and Wikramanayake, E.D., 2001.** Terrestrial ecoregions of the world; a new map of life on earth. BioScience. Vol. 51, No. 11, pp:933-938.

۳۴. **Pawar, S.; Koo, M.S.; Ahmed, M.F.; Chaudhuri, S. and Sarkar, S., 2007.** Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. Biological Conservation. Vol. 136, pp:346-361.

۳۵. **Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling. Vol. 190, No.3, pp: 231-259.

۳۶. **Possingham, H.P.; Ball, I.R. and Andelman, S., 2000.** Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson S, Burgman M (Eds.), Quantitative Methods for Conservation Biology. Springer-Verlag, New York, pp: 291-305.

۳۷. **Possingham, H.P.; Wilson, K.A.; Andelman, S.J. and Vynne, C.H., 2006.** Protected areas. Goals, limitations, and design. pp: 507-549 in M. J. Groom, G. K. Meffe, C. R. Carroll, eds. Principles of conservation biology. 3rd ed. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, MA.

۳۸. **Pressey, R.L., 1997.** Priority conservation areas: towards an operational definition for regional assessments in: J.J. Pigram and Sundell RC, Editors, National Parks and Protected Areas: Selection, Delimitation, and Management, Centre for Water Policy Research, Armidale, New South Wales. pp: 337-357.

۳۹. **Pressey, R.L., 1998.** Algorithms, politics and timber: an example of the role of science in a public, political negotiation process over new conservation areas in production forests in: R.T. Wills and Hobbs RJ, Editors, Ecology for Everyone: Communicating Ecology to Scientists, the Public and the Politicians, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, NSW. pp: 73-87.

۴۰. **Pressey, R.L., 2009.** The C-Plan conservation planning system: Origins, applications, and possible futures. In Moilanen A, Wilson KA & Possingham HP (eds.). Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools. Oxford: Oxford University Press. pp: 211-234.

۴۱. **Rondinini, C.; Chiozza, F. and Boitani, L., 2006.** High human density in the irreplaceable sites for African vertebrate conservation. Biological Conservation. Vol. 133, No. 3, pp: 358-363.

۴۲. **Rodrigues, A.S.L. and Brooks, T.M., 2007.** Shortcuts for biodiversity conservation planning: The effectiveness of surrogates. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. Vol. 38, pp: 713-737.

۴۳. **Rouget, M.; Cowling, R.M.; Pressey, R.L. and Richardson, D.M., 2003.** Identifying spatial components of ecological and evolutionary processes for regional conservation planning in the Cape Floristic Region, South Africa. Diversity and Distribution. Vol. 9, pp: 191-210.

۴۴. **Sanderson, E.W.; Jaiteh, M.; Levy, M.A.; Redford, K.H.; Wannebo, A.V. and Woolmer, G., 2002.** The human footprint and the last of the wild. Bioscience. Vol. 52, pp: 891-904.

۴۵. **Soule, M.E. and Sanjayan, M.A., 1998.** Ecology conservation targets: Do they help? Science. Vol. 279, pp: 2060-2061.

۴۶. **Stewart, R.R. and Possingham, H.P., 2005.** Efficiency, costs and trade-offs in marine reserve system design. Environmental Modeling and Assessment. Vol. 10, pp: 203-213.

۴۷. **Wiz, M.S.; Hijmans, R.J.; Li, J.; Peterson, A.T.; Graham, C.H. and Guisan, A., 2008.** Effects of sample size on the performance of species distribution models. NCEAS predicting species distribution working group, Diversity and Distribution. Vol. 14, pp: 763-773.

۴۸. **Wu, R.; Long, Y.; Malanson, G.P.; Garber, P.A. and Zhang, S., 2014.** Optimized Spatial Priorities for Biodiversity Conservation in China: A Systematic Conservation Planning Perspective. PLoS ONE. Vol. 9, No. 7: e103783.