ارزیابی و اولویت‌بندی معیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین با استفاده از سیستم‌های تصمیم‌گیری چند معیاره

رسول خسروی[۱]* و محمود رضا همامی[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۹/۱۹ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۴/۲۳)

چکیده

پیچیدگی سامانه‌های طبیعی، گستردگی مقیاس بحران‌های تنوع زیستی و کمبود بودجه، ارائه برنامه‌های حفاظتی برای همه گونه‌های یک بوم‌سازگان را ناممکن ساخته است. اولویت‌بندی حفاظتی گونه‌ها این مشکل را تا حد زیادی کم‌رنگ می‌نماید. برای اولویت‌بندی گونه‌ها می‌توان از معیارهای متعددی استفاده کرد که در برخی موارد بین این معیارها همبستگی وجود دارد. بنابراین، ارزیابی دقیق معیارها یک مسئله تصمیم‌گیری چندمعیاره است. مطالعه حاضر که مکمّل پژوهش پیشین ما در خصوص انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین در مناطق مرکزی ایران است، به بیان جزئیات روش تلفیقی دیمتل و فرایند تحلیل شبکه‌ای (DANP)به منظور ارزیابی معیارهای مورد استفاده در فرایند انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین می‌پردازد. بررسی روابط علّت و معلولی و ارزش‌گذاری معیارها نشان داد که اندازه گستره خانگی تاثیرگذارترین و دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش تاثیرپذیرترین معیارها می‌باشند. همچنین، زیرمعیارهای تضاد با منافع انسانی، آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی، و سطح زیستگاه‌های اشغال شده به ترتیب بالاترین اولویت‌ها را در انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین دارند. بر اساس نتایج به‌دست آمده می‌توان استنباط نمود که سیستم‌های تصمیم‌گیری چندمعیاره به شکل مؤثری امکان ارزیابی معیارهای منتخب برای اولویت‌بندی حفاظتی گونه‌ها را فراهم می‌آورد. چارچوب ارائه شده در این مقاله می‌تواند به‌عنوان دستورالعملی برای اولویت‌بندی حفاظتی گونه‌ها با هدف حفاظت مکان-محور به‌کار گرفته شود.

واژه‌های کلیدی: فرایند تحلیل شبکه (ANP)، گوشت‌خواران، گونه‌های سیمای سرزمین، DANP، DEMATEL

۱. گروه منابع طبیعی و محیط زیست، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، شیراز.

۲. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان.

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: r-khosravi@shirazu.ac.ir

مقدمه

با تهدید فزاینده گونه‌ها و زیستگاه‌ها به‌واسطه فعالیت‌های مخرب انسان، اهمیت پاسخ مدیران حفاظت به این پرسش که "اقدامات حفاظتی در کدام منطقه و بر چه گونه‌هایی باید متمرکز گردد؟" دو چندان می‌شود. در بسیاری از موارد به دلیل پیچیدگی سامانه‌های طبیعی، گستردگی مقیاس بحران‌های تنوع زیستی و همچنین کمبود بودجه و تعدد گونه‌ها به‌ویژه در مقیاس‌های جغرافیایی کلان، امکان حفاظت همه‌جانبه از تمام گونه‌های جانوری وجود ندارد. بر این اساس، به‌کارگیری روش‌های گونه-محور با هدف برنامه‌های حفاظتی مکان-محور با در نظر گرفتن محدودیت‌های اشاره شده ضروری است. اثربخشی برنامه‌ریزی‌های حفاظتی مکان-محور، نیازمند تعریف دقیق عناصر مهم سیمای سرزمین با هدف برنامه‌ریزی در مقیاس مکانی مناسب است. از این‌رو در سال‌های اخیر رویکردهای متنوعی از جمله انتخاب و حفاظت از گونه‌های سیمای سرزمین برای پاسخ به این سؤالات مطرح شده است. در این رویکرد برنامه‌های حفاظتی با در نظر گرفتن نیازهای بوم‌شناختی مجموعه‌ای از گونه‌ها طرح‌ریزی می‌شود و مشخص می‌شود در چه زمان و مکانی استفاده‌های انسانی یکپارچگی سیمای سرزمین را به خطر می‌اندازد. از آنجا که گونه‌های سیمای سرزمین نیازمند مناطق بزرگ و متنوع از منظر بوم-شناسی هستند، این گونه‌ها بر ساختار و عملکرد اکوسیستم‌های طبیعی تأثیرگذار بوده و حساسیت آن‌ها به تغییرات انسانی در زیستگاهها بیشتر است (۱۲، ۳۹ و ۴۲).

رویکرد گونه‌های سیمای سرزمین بر انتخاب با دقت مجموعه‌ای از گونه‌ها به نام "گونه‌های سیمای سرزمین" استوار است. این گونه‌ها بر ساختار و عملکرد اکوسیستم‌های طبیعی تأثیرگذارند و معرف زیستگاههای عمده، زون‌های مدیریتی و تهدیدهای موجود در یک منطقه هستند. نیازهای زیستگاهی گونه‌های سیمای سرزمین، آنها را نسبت به استفاده‌های انسان از سیمای سرزمین آسیب‌پذیر کرده است. رویکرد گونه‌های سیمای سرزمین یک راهبرد حفاظتی برای تعیین مناطق مدیریتی مهم از دیدگاه بوم‌شناختی، مشخص کردن مکان و چگونگی بروز تعارض میان انسان و حفاظت از منابع، و سرمایه‌گذاری برای حل این تعارضات است. فراهم آوردن نیازهای زیستگاهی گونه‌های سیمای سرزمین و کاهش تهدیدات متوجه آنها به معنی حفاظت بهتر از تمامیت بوم‌شناختی سیمای سرزمینی است که این گونه‌ها در آن حضور دارند.

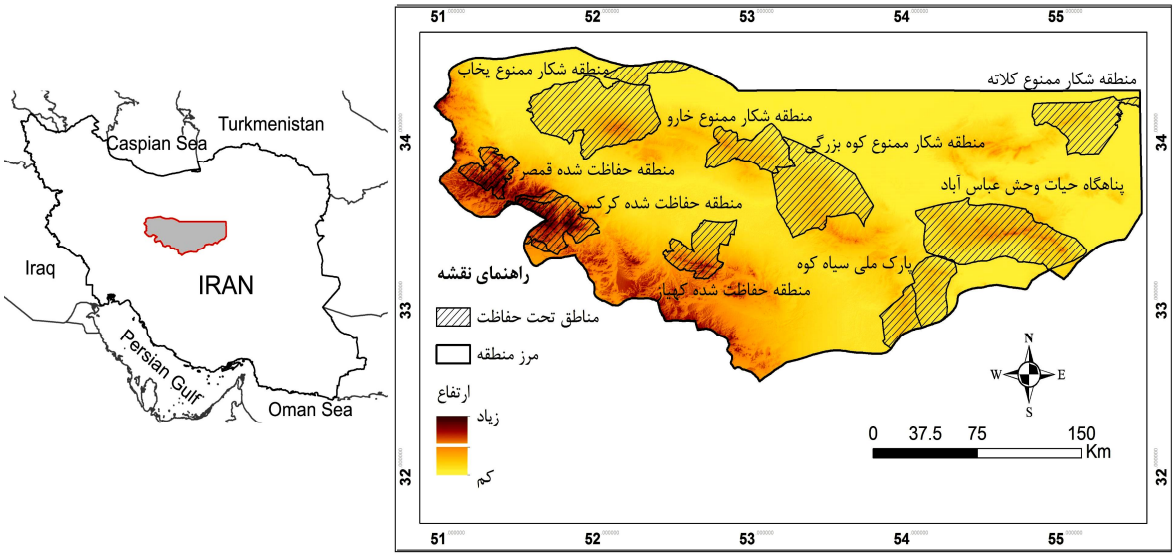
رویکرد گونه‌های سیمای سرزمین از این نظر که با حفاظت از گونه‌های منتخب امکان حفاظت از سایر گونه‌ها نیز فراهم می‌شود تا حدی شبیه به سایر مفاهیم حفاظتی گونه-محور همچون گونه کانونی، گونه چتر، گونه کلیدی و گونه پرچم است (۱۴ و ۴۳)، اما تفاوت این رویکرد با رویکردهای دیگر متمرکز کردن اقدامات حفاظتی بر نیازهای زیست‌شناختی گونه‌های سیمای سرزمین است (۴۲ و ۴۳). به عبارت دیگر هدف این رویکرد، ساختاردهی و سازماندهی برنامه‌های حفاظتی مکان-محور با استفاده از نیازهای گونه‌ها است. به-کارگیری رویکرد گونه‌های سیمای سرزمین در زون گونه‌های سیمای سرزمین می‌تواند نقش مؤثری در شناسایی فرایندهای بوم‌شناختی جمعیت‌ها و تهدیدهای تنوع زیستی داشته باشد (۹ و ۱۲). منظور از زون گونه‌های سیمای سرزمین، مقیاسی بین مقیاس مکانی محلی و مقیاس منطقه‌ای و گسترده است که در این مقیاس استفاده از مفهوم گونه‌های کانونی و گونه‌های سیمای سرزمین کارایی بیشتری دارد (۵۰). از زمان مطرح شدن مفاهیم حفاظتی گونه-محور توسط لامبک (۲۸)، در مطالعات متعددی از گوشت‌خواران بزرگ‌جثه (۱۳ و ۳۷)، علف‌خواران (۸ و ۱۵)، پرندگان (۲۹ و ۳۵) و گونه‌های موجود در اکوسیستم‌های آبی (۲۷) به عنوان گونه‌های با اولویت حفاظتی استفاده شده است.

علاوه بر روش استفاده شده در انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین، معیارهای استفاده شده در انتخاب گونه‌ها نیز بسیار مهم هستند. بر اساس چارچوب ارائه شده برای فرایند انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین، تعیین و اولویت‌بندی معیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌ها یکی از گام‌های مهم در استفاده از این

رویکـرد اسـت (۴۸). در پـژوهش‌هـای انجـام شـده تـاکنون معیارهای نظری، کاربردی و مفهومی برای برنامه‌هـای حفـاظتی گونه–محور بررسی شده اسـت. نتـایج ایـن پـژوهش‌هـا نشـان می‌دهد که مساحت اشغال شده توسط گونه، تیپ زیسـتگاهی و تهدیدهای بالقوه مهمترین معیارهای مؤثر بر انتخاب گونـه‌هـای با اولویت حفاظتی هستند (۲، ۱۰ و ۱۴). بـا توجـه بـه اهمیـت نابرابر معیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌هـای سیمای سـرزمین و همبستگی و پیچیدگی بین معیارهـا، اولویـت‌بنـدی و وزن‌دهـی معیارها نوعی مسئله تصمیم‌گیری چندمعیاره محسوب می‌شود.

فراینـــد تحلیـــل شـــبکه‌ای (Analytic Network ANP=Process) حالت عمومی و گسترده فرایند تحلیل سلسـله مراتبی (AHP=Analytical Hierarchy Process) اسـت کـه در آن موضوعات با وابستگی متقابل را می‌توان در نظر گرفـت (۲۲ و ۴۱). با وجود کارایی این روش در مباحث محیط زیسـتی، بـا توجه به اینکه مدل یاد شده قـادر بـه نشـان دادن تأثیرپـذیری و تأثیرگذاری معیارها نیست، از این‌رو نیاز به مدلی است که بتوان روابط علّی معیارها را نیز نشان داد. روش آزمایشگاه ارزیـابی و آزمـون تصـمیم گیـری (Decision Making Trial and DEMATEL=Evaluation Labratory) یکـــی از ابزارهـــای تصمیم‌گیری بر مبنای تئوری گراف است که متخصصان را قادر می‌سازد تا درک بهتری از روابـط بـین معیارهـا داشـته باشـند و نقشه روابط شبکه‌ای چندین معیار را به صورت علّت و معلولی ترسیم کنند (۴۵ و ۵۱). مدل DANP که از تلفیق دو مدل ANP و DEMATEL حاصل شده، برای نشان دادن روابط سـاختاری، وزن، وابستگی و بازخورد معیارها به‌کـار مـی‌رود (۲۱). اگرچـه کاربرد روش DANP در مباحث محیط زیست نیز در سال‌هـای اخیـر افـزایش یافتـه، امـا بیشـتر ایـن مطالعـات در رابطـه بـا موضوعاتی غیر از حفاظت از تنوع زیستی بوده است. پهنه‌بنـدی مخاطرات تنوع زیستی در منطقـه حفاظـت‌شـده البـرز مرکـزی (۳۴)، تعیـین گونـه‌هـای شـاخص بـرای مـدیریت مراتـع (۳)، بهینه‌سازی مکانی ایسـتگاه‌هـای محـیط‌بـانی (۳۶)، و شناسـایی زون‌های حفاظتی (۱۷) از جمله اندک مطالعات صـورت گرفتـه با استفاده از روش تلفیقـی DANP در زمینـه حفاظـت از تنـوع زیستی در کشور است.

با در نظر گرفتن نقش مهم گونه‌های گوشت‌خـوار در کنتـرل تعادل سیستم طعمه و طعمه‌خواری و همچنـین نیازهـای مکـانی گسترده و قدرت پراکنش بالای این حیوانات، می‌توان این گونه‌ها را به عنوان گونه‌های سـیمای سـرزمین در نظـر گرفـت (۴۰). از این‌رو در طـی سـالهای اخیـر، پـژوهش‌هـای مختلفـی در مـورد جمعیت‌های باقیمانده گوشت‌خـواران در کشـور صـورت گرفتـه است (۱، ۴، ۱۹، ۲۴ و ۲۶). از آن‌جا کـه همـواره کمبـود بودجـه یکی از چالش‌های مدیران حیات وحش بوده، تمرکز برنامـه‌هـای حفاظتی بر تعداد محدودی از گونه‌های گوشـت‌خـوار همـراه بـا اجرای برنامه‌های مدیریتی صحیح، می‌توانـد بـه‌طـور غیرمسـتقیم متضمن حفاظت از سایر گونه‌های هم‌بوم نیز باشد. علاوه بـراین، با توجه به اینکه فراوانی یک گونه در یـک منطقـه همیشـه رابطـه مستقیمی با بقا و موفقیت تولید مثلی آن ندارد (۴۹)، رویکردهـای درشت‌پالایه (Coarse-filter approaches) نظیـر احـداث منـاطق حفاظت شده نمی‌تواند به تنهایی ضامن حفاظت از تنـوع زیسـتی باشـد (۱۱) و اسـتفاده از رویکردهـای ریزپالایـه (Fine-filter approaches) بـه‌منظـور تکمیـل اهـداف ایجـاد شـبکه منـاطق حفاظت‌شده مناسب‌تر است. از این‌رو خسروی و همامی (۲۵) بـا استفاده از رویکـرد گونـه‌هـای سـیمای سـرزمین، مجموعـه‌ای از گونه‌های با اولویت حفاظتی را در منـاطق مرکـزی ایـران معرفـی نمودند. در بخشی از مطالعـه آن‌هـا از روش تلفیقـی DANP بـه منظور ارزیابی روابط و اولویت‌بنـدی معیارهـای مـؤثر بـر فراینـد انتخاب گونه‌های سیمای سـرزمین اسـتفاده شـده اسـت. پـس از تعیین وزن و اولویت متغیرها، در نهایت با کمّی‌سـازی معیارهـای مؤثر، گونه‌های سیمای سرزمین انتخاب شدند. در مقاله حاضر بـه بیـان جزئیـات روش اسـتفاده شـده بـرای ارزیـابی روابـط و اولویت‌بندی متغیرها در مطالعه خسروی و همامی (۲۵) پرداختـه می‌شود تا به عنوان راهنمایی برای اولویت‌بندی حفاظتی گونـه‌هـا مورد استفاده قرار گیرد. بنابراین هـدف پـژوهش حاضـر، معرفـی معیارهـــای مـــؤثر بـــر انتخـــاب گونـــه‌هـــای ســـیمای



شکل ۱. محدوده مورد مطالعه به منظور ارزیابی و اولویت‌دهی معیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین (رنگی در نسخه الکترونیکی)

سرزمین و ارزیابی روابط و اولویت‌بندی معیارها با استفاده از مدل‌های تصمیم‌گیری چندمعیاره در برنامه‌های حفاظتی مکان-محور با استفاده از رویکردهای گونه-محور است.

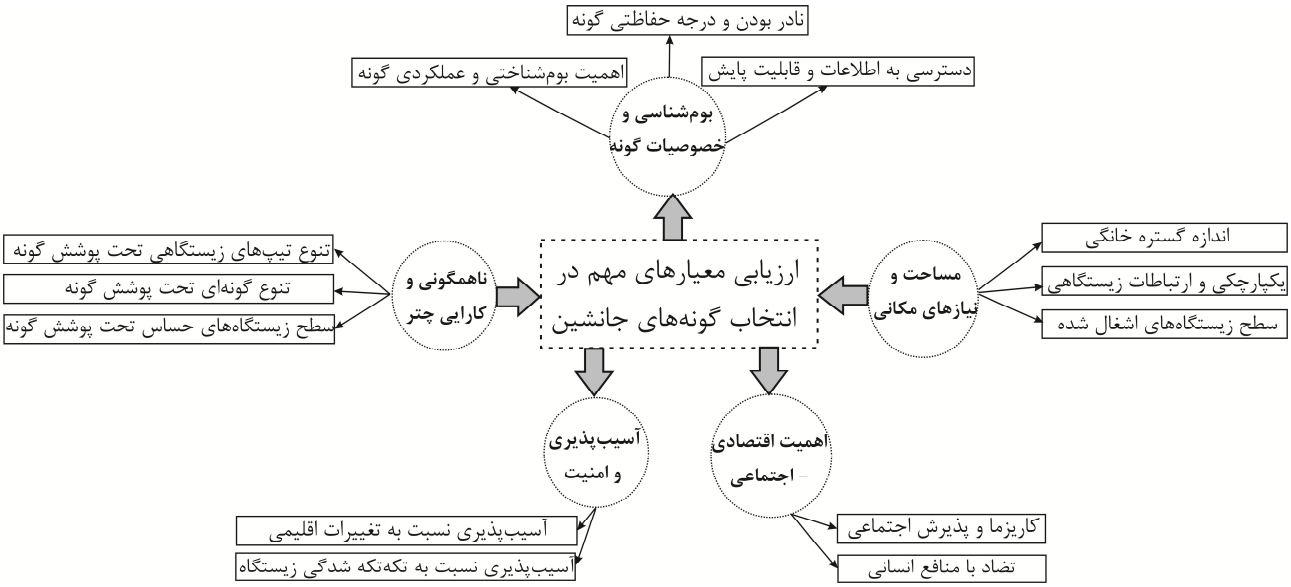
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

مطالعه حاضر در بخشی از فلات مرکزی ایران در محدوده جغرافیایی ۵۱ تا ۵۵ درجه طول جغرافیایی و ۳۲ تا ۳۴ درجه عرض جغرافیایی در بخش‌هایی از استان‌های اصفهان و یزد با وسعت ۵۹۶۲۵ کیلومتر مربع انجام شد (شکل ۱). اقلیم منطقه، خشک تا نیمه‌خشک با میانگین بارندگی سالانه ۹۰ میلی‌متر و دامنه دمایی ۱۱ تا ۲۷ درجه سانتی‌گراد است. سیمای غالب منطقه پوشیده از گیاهان بوته‌ای سازگار با مناطق خشک است. این منطقه به دلیل اهمیت زیاد آن در بقای گونه‌های گوشت-خوار تهدید شده از اولویت حفاظتی بالایی برخوردار است (۱۹ و ۲۵). در این مطالعه ده گونه گوشت‌خوار شامل پلنگ ایرانی (*Panthera pardus*)، یوزپلنگ آسیایی (*Acinonyx jubatus*)، کاراکال (*Caracal caracal*)، گربه شنی (*Felis margarita*)، گربه وحشی (*Felis silvestris*)، گرگ (*Canis lupus*)، روباه معمولی (*Vulpes vulpes*)، شغال (*Canis aureus*)، شاه روباه (*Vulpes cana*) و روباه شنی (*Vulpes rueppellii*) به عنوان گونه‌های نامزد با هدف حفاظت مکان-محور بر پایه مفهوم گونه‌های سیمای سرزمین انتخاب شدند.

تعیین معیارها و زیرمعیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین

در این پژوهش، جمع‌آوری اطلاعات پایه به شکل کتابخانه‌ای و بر اساس نظرات تعدادی از متخصصان تنوع زیستی کشور انجام شد. مدل مربوطه پس از طی فرایند رفت و برگشتی میان خبرگان دانشگاهی و اجرایی مورد ارزیابی و تحلیل قرار گرفت. برخی از گزینه‌های مرتبط با یکدیگر حذف شده و در نهایت مدل مورد نظر تهیه شد (شکل ۲). با بررسی یافته‌های پژوهش‌های پیشین و همچنین نظرات متخصصان حفاظت در داخل و خارج از کشور، در نهایت ۱۳ زیرمعیار مؤثر بر انتخاب و اولویت‌بندی حفاظتی گونه‌های سیمای سرزمین در قالب ۵ معیار اصلی مشخص شد (۲، ۱۰، ۱۴، ۲۰، ۳۰، ۳۲، ۴۴، ۴۶، ۴۸ و ۵۰). طبقه‌بندی زیرمعیارهای انتخاب شده بر اساس مطالعات انتخاب گونه‌های



شکل ۲. معیارها و زیرمعیارهای استفاده شده در انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین

با اولویت حفاظتی و همچنین در نظر گرفتن هرم نیازهای حفاظتی یک گونه ارائه شده توسط بروک و آتکینسون (۱۰) صورت گرفت. پس از انتخاب معیارها و زیرمعیارهای مؤثر، از روش مصاحبه برای جمع‌آوری اطلاعات از متخصصان حیات وحش و نمره‌دهی به روابط بین معیارها استفاده شد.

در گام اول از نظرات هشت کارشناس مطّلع در امر حفاظت از تنوع زیستی استفاده شد و در جلسه حضوری تشکیل شده ابتدا هر کارشناس به‌صورت مستقل به هر یک از معیارها و زیرمعیارها امتیاز داد. به منظور کاهش واریانس بین نظرات کارشناسان، هر فرد دلیل امتیاز داده شده به هر معیار و زیرمعیار را بیان نمود و پس از بحث در مورد این دلایل، کارشناسان امتیاز نهایی خود را مشخص نمودند. با توجه به تفاوت در امتیازات نهایی کارشناسان، از امتیازات ارائه شده میانگین‌گیری شد و از میانگین نظرات به عنوان وزن نهایی آن معیار یا زیرمعیار در تحلیل‌های بعدی استفاده شد.

ارزیابی و اولویت‌بندی معیارها بر اساس روش تلفیقی DANP

روش DEMATEL بر این فرض بنا شده که یک سیستم شامل مجموعه‌ای از معیارها است و مقایسه زوجی روابط بین این معیارها می‌تواند به وسیله معادلات ریاضی مدل‌سازی شود (۴۷). مراحل روش تلفیقی DANP در تحقیق حاضر به صورت زیر انجام شد.

در گام اول، به منظور تعیین رابطه و تأثیر متقابل ۱۳ زیرمعیار انتخاب شده، ماتریس اولیه روابط مستقیم (مقایسه‌های زوجی) از طریق محاسبه میانگین حسابی نظرات کارشناسان تهیه شد. به این منظور با توجه به میزان تأثیر هر کدام از معیارها و زیرمعیارها بر دیگری از طیف پنج‌درجه‌ای لیکرت (از بدون تأثیر ۰ تا تأثیر خیلی زیاد ۴) استفاده شد. نمرات ارائه شده توسط هر کارشناس، یک ماتریس غیرمنفی را تشکیل داد. در نهایت، میانگین پاسخ‌های کارشناسان با استفاده از رابطه ۱ محاسبه شده و ماتریس روابط اولیه یا روابط مستقیم (A) تشکیل شد. از این ماتریس برای انجام تحلیل‌های بعدی در نرم‌افزار MATLAB استفاده شد.

$$\left[a_{ij}\right]_{n\times n}=\frac{1}{H}\sum_{k=1}^{H}\left[X_{ij}^{k}\right]_{n\times n} \qquad (۵۱):(۱)$$

در این رابطه، H تعداد افراد کارشناس، n معیارهای مورد ارزیابی، aij میزان تأثیر معیار i بر معیار j، و X میزان تأثیر یا

وزن اختصاص داده شده به هر معیار یا زیرمعیار است.

در گام دوم، ماتریس روابط مستقیم بر اساس رابطه ۲ نرمال شد:

$$D = S * A \qquad (۵۱) :(۲)$$

در این رابطه، D ماتریس روابط مستقیم نرمال شده، و A ماتریس روابط اولیه یا روابط مستقیم است. برای محاسبه S از رابطه شماره ۳ استفاده شد. در این فرمول، S اثر کلی و مستقیم معیار یا زیرمعیار با بیشترین تأثیر بر روی سایر معیارها و زیرمعیارها است.

$$S = \min[\frac{1}{\max_{1\le i\le n}\sum_{j=1}^{n}|a_{ij}|}, \frac{1}{\max_{1\le i\le n}\sum_{i=1}^{n}|a_{ij}|}] \qquad (۵۱) :(۳)$$

در گام سوم، ماتریس روابط کامل زیرمعیارها (T) بر اساس رابطه ۴ تهیه شد. با استفاده از ماتریس کامل، ماتریس معیارهای اصلی از طریق محاسبه میانگین زیرمعیارهای مرتبط با معیار اصلی به‌دست آمد. در این فرمول، I ماتریس واحد است.

$$T = D + D^2 + \ldots + D^l = D(I - D)^{-1} \quad l \to \infty \qquad (۵۱) :(۴)$$

در گام چهارم، ماتریس جدید نرمال شده برای هر مجموعه از زیرمعیارها از طریق روش نرمال‌سازی مجموع برای هر سطر تشکیل شد. سپس ترانهاده این ماتریس تحت عنوان ابرماتریس بدون وزن (W) به دست آمد. به همین ترتیب ابرماتریس بدون وزن معیارهای اصلی نیز مشخص شد.

در گام پنجم، ابرماتریس وزن‌دار (W^{α}) از طریق ضرب ماتریسی ابرماتریس بدون وزن معیارهای اصلی در ماتریس W محاسبه شد. برای هم‌گرا شدن مقادیر ماتریس به‌دست‌آمده و تعیین وزن‌های نهایی هرکدام از معیارها، این ماتریس تا مرز هم‌گرایی در خودش ضرب شد (رابطه ۵).

$$\lim_{x\to\infty}(W^{\alpha})^{x} \qquad (۵۱) :(۵)$$

پس از تعیین مهمترین معیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین، در گام ششم، روابط بین معیارها و زیرمعیارهای مؤثر بر فرایند انتخاب نیز اندازه‌گیری شد. به این منظور، میزان تأثیرپذیری و تأثیرگذاری همه معیارهای اصلی و زیرمعیارها بر یکدیگر با استفاده از مقادیر ماتریس روابط کامل به‌دست آمد. در ماتریس روابط کامل، مجموع سطرها (r) و ستون‌ها (c) برای هر معیار یا زیرمعیار به ترتیب نشانگر میزان تأثیرگذاری و تأثیرپذیری آن معیار یا زیرمعیار بر سایر معیارها است (۲۳). بنابراین بردار افقی r+c بردار اهمیت معیار یا زیرمعیار مورد نظر و بردار عمودی r-c قدرت تأثیرگذاری و تأثیرپذیری آن را نشان می‌دهد. در نهایت، یک دستگاه مختصات دکارتی ترسیم شد. در این دستگاه، محور طولی مقادیر r+c و محور عرضی مقادیر r-c را نشان می‌دهد. موقعیت هر معیار یا زیرمعیار با نقطه‌ای به مختصات r-c و r+c در دستگاه معین شده و جایگاه مؤلفه‌ها بر اساس دو شاخص اهمیت و رابطه مشخص گردید. به این ترتیب نمودار تأثیرگذاری هر یک از معیارها و زیرمعیارها ترسیم شد. وقتی اهمیت معیارها نسبت به یکدیگر برآورد می‌شود، احتمال ناهماهنگی در قضاوت‌ها وجود دارد. ساز و کاری که ساعتی (۴۱) برای بررسی ناسازگاری در قضاوت‌ها در نظر گرفته، محاسبه ضریبی به نام ضریب ناسازگاری (I.R) است که از تقسیم شاخص ناسازگاری (I.I) بر شاخص تصادفی بودن (I.R.I) به دست می‌آید. چنانچه این ضریب کوچک‌تر یا مساوی ۰/۱ باشد، سازگاری در قضاوت‌ها مورد قبول است (رابطه ۶).

$$A.W = \lambda_{max}.W \qquad (۴۱) :(۶)$$

$$II = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \qquad (۷)$$

$$IR = \frac{II}{IRI} \qquad (۸)$$

A ماتریس اولیه، W بردار وزن‌ها، λ_{max} بزرگ‌ترین مقدار ویژه ماتریس A و n اندازه ماتریس است. در نهایت، با استفاده از وزن به‌دست آمده معیارها و همچنین میزان تأثیرگذاری و تأثیرپذیری آنها از طریق روابط علت و معلولی، اولویت‌بندی معیارها و زیرمعیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین انجام شد.

جدول ۱. ماتریس روابط کامل زیرمعیارها در روش ANP. این ماتریس از میانگین پاسخ کارشناسان به میزان تأثیر هر یک از زیرمعیارها بر سایر زیرمعیارها به‌دست آمده است.

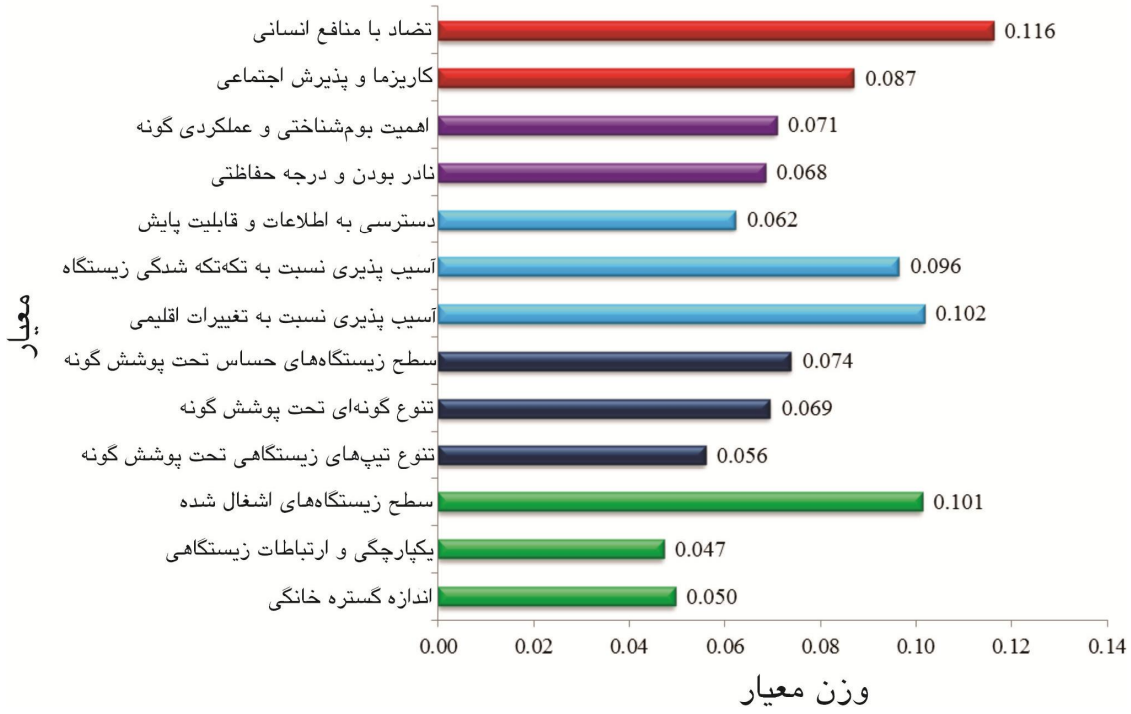
	مساحت و نیازهای مکانی		ناهمگونی و کارایی چتر			آسیب‌پذیری و امنیت		بوم‌شناسی و خصوصیات گونه			اهمیت اقتصادی- اجتماعی
	اندازه گستره خانگی	یکپارچگی و ارتباطات زیستگاهی	سطح زیستگاه‌های اشغال شده	تنوع تیپ‌های زیستگاهی تحت پوشش گونه	تنوع گونه‌ای تحت پوشش گونه	سطح زیستگاه حساس تحت پوشش گونه	آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی	آسیب‌پذیری نسبت به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه	دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش	نادر بودن و درجه حفاظتی	اهمیت بوم‌شناختی و عملکردی گونه	کاریزما و پذیرش اجتماعی	تضاد با منافع انسانی
اندازه گستره خانگی	۰	۲/۵	۳/۶۲	۳/۳۷	۳/۱۲	۲/۷۵	۲/۸۷	۳/۰۰	۲/۱۲	۱/۳۷	۲/۷۵	۱/۷۵	۲/۵
یکپارچگی و ارتباطات زیستگاهی	۲/۲۵	۰	۳/۶۲	۳/۵	۲/۷۵	۳/۲۵	۳/۳۷	۳/۷۵	۰/۶۲	۲/۱۲	۱/۲۵	۰/۲۵	۱/۷۵
سطح زیستگاه‌های اشغال شده	۰/۳۷	۱/۵۰	۰	۳/۳۷	۳/۳۷	۳/۱۲	۳/۳۷	۳/۳۷	۱/۸۷	۳/۰۰	۱/۷۵	۰/۷۵	۲/۶۲
تنوع تیپ‌های زیستگاهی تحت پوشش گونه	۲/۳۷	۱/۵۰	۲/۵۰	۰	۳/۷۵	۳/۲۵	۳/۲۵	۲/۶۲	۱/۲۵	۱/۲۵	۲/۵۰	۰/۶۲	۱/۷۵
تنوع گونه‌ای تحت پوشش گونه	۱/۸۷	۰/۳۷	۰/۸۷	۰/۷۵	۰	۲/۸۷	۱/۰۰	۱/۱۲	۰/۷۵	۰/۲۵	۲/۶۲	۰/۲۵	۱/۶۲
سطح زیستگاه حساس تحت پوشش گونه	۰/۱۲	۱/۰۰	۰/۸۷	۱/۶۲	۳/۲۵	۰	۲/۸۷	۱/۶۲	۱/۸۷	۰/۶۲	۲/۲۵	۰/۶۲	۰/۷۵
آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی	۰/۶۲	۰/۱۲	۱/۵۰	۰/۸۷	۰/۵۰	۱/۷۵	۰	۲/۰۰	۰/۲۵	۱/۵۰	۰/۵۰	۰/۲۵	۰/۲۵
آسیب‌پذیری نسبت به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه	۰/۲۵	۰/۱۲	۱/۷۰	۰/۳۷	۰/۵۰	۱/۱۲	۳/۲۵	۰	۰/۳۷	۰/۷۵	۰/۶۲	۰/۲۵	۱/۰۰
دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰	۰/۲۵	۰/۳۷	۰/۳۷	۰/۶۲
نادر بودن و درجه حفاظتی	۰/۱۲	۰/۲۵	۲/۲۵	۰/۳۷	۰/۳۷	۰/۶۲	۲/۵۰	۲/۵۰	۳/۶۲	۰	۲/۲۵	۳/۱۲	۰/۵۰
اهمیت بوم‌شناختی و عملکردی گونه	۰/۷۵	۰/۲۵	۱/۲۵	۰/۸۷	۱/۳۷	۰/۸۷	۰/۵۰	۰/۵۰	۰/۵۰	۰/۵۰	۰	۱/۵۰	۱/۲۵
کاریزما و پذیرش اجتماعی	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۲۵	۰/۱۲	۰/۲۵	۱/۱۲	۰/۰۰	۱/۱۲	۱/۱۲	۱/۱۲	۰/۲۵	۰	۳/۲۵
تضاد با منافع انسانی	۰/۰۰	۲/۵۰	۳/۶۲	۳/۳۷	۳/۱۲	۲/۷۵	۲/۸۷	۳/۰۰	۲/۱۲	۱/۳۷	۲/۷۵	۱/۷۵	۲/۵۰

نتایج

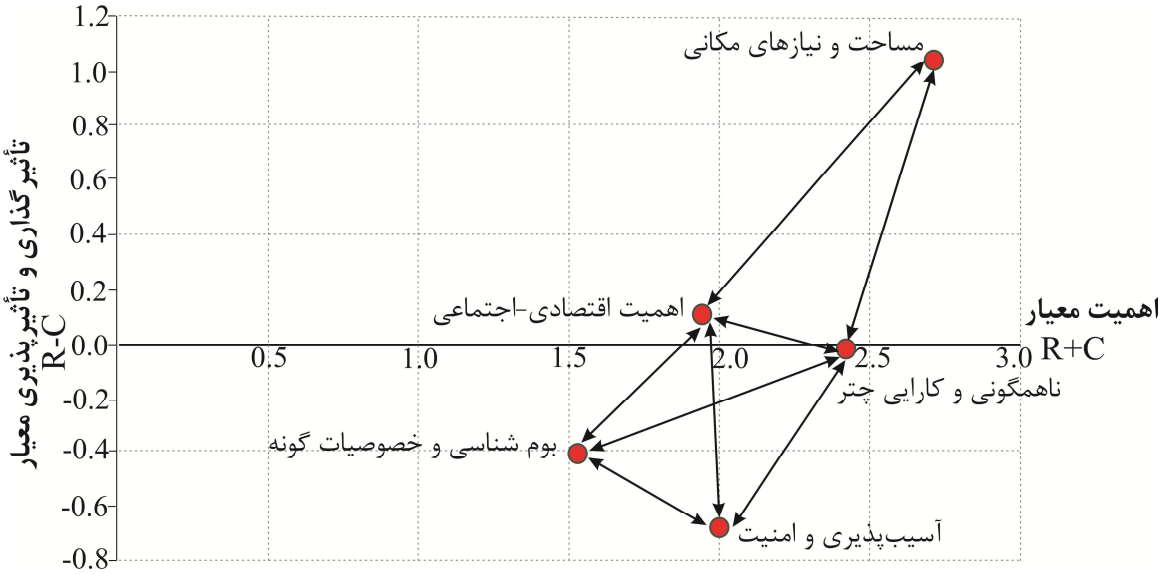
نتایج ماتریس روابط کامل معیارها و زیرمعیارها در جدول ۱ نشان داده شده است. به دلیل حساسیت روش DANP، اهمیت معیارها و زیرمعیارها با تفاوت‌های بسیار کم در تعداد ارقام اعشار آنها مشخص می‌شود (جدول ۲). بر این اساس زیرمعیارهای تضاد با منافع انسانی، سطح زیستگاه‌های اشغال شده، آسیب‌پذیری نسبت به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه و آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی بیشترین وزن را به خود اختصاص دادند (شکل ۳). در شکل ۴ میزان اهمیت، تأثیرگذاری و تأثیرپذیری معیارها نشان داده شده است. با توجه به این شکل و همچنین نتایج ارائه شده در جدول ۳، دو معیار آسیب‌پذیری و امنیت و همچنین بوم‌شناسی و خصوصیات گونه

جدول ۲. وزن نهایی معیارها و زیرمعیارهای مؤثر بر فرایند انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین

معیار اصلی	زیرمعیار	وزن نهایی زیرمعیار	وزن نهایی معیار اصلی
مساحت و نیازهای مکانی	اندازه گستره خانگی	۰/۰۴۹	۰/۱۹۸
	یکپارچگی و ارتباطات زیستگاهی	۰/۰۴۷	
	سطح زیستگاه‌های اشغال شده	۰/۱۰۱	
ناهمگونی و کارایی چتر	تنوع تیپ‌های زیستگاهی تحت پوشش گونه	۰/۰۵۶	۰/۱۹۹
	تنوع گونه‌ای تحت پوشش گونه	۰/۰۶۹	
	سطح زیستگاه حساس تحت پوشش گونه	۰/۰۷۴	
آسیب‌پذیری و امنیت	آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی	۰/۱۰۲	۰/۱۹۸
	آسیب‌پذیری نسبت به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه	۰/۰۹۷	
بوم‌شناسی و خصوصیات گونه	دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش	۰/۰۶۲	۰/۲۰۱
	نادر بودن و درجه حفاظتی	۰/۰۶۸	
	اهمیت بوم‌شناختی و عملکردی گونه	۰/۰۷۱	
اهمیت اقتصادی-اجتماعی	کاریزما و پذیرش اجتماعی	۰/۰۸۷	۰/۲۰۳
	تضاد با منافع انسانی	۰/۱۱۶	



شکل ۳. وزن نهایی زیرمعیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین بر اساس روش DANP. هر رنگ، زیرمعیارهای هر یک از پنج معیار اصلی بررسی شده را نشان می‌دهد. (رنگی در نسخه الکترونیکی)



شکل ۴. نمودار علّت و معلولی و نقشه روابط پنج معیار اصلی مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین

جدول ۳. مجموع اثرات معیارها و زیرمعیارها با استفاده از روش DANP

		R	C	R+C		R-C	
مساحت و نیازهای مکانی	اندازه گستره خانگی	۵/۱۵۶	۱/۷۰۷	۶/۸۶۴	۲/۷۰۶	۳/۴۴۸	۱/۰۲۹
	یکپارچگی و ارتباطات زیستگاهی	۴/۸۶۳	۱/۶۳۱	۶/۴۹۴		۳/۲۳۲	
	سطح زیستگاه‌های اشغال شده	۴/۳۸۹	۳/۳۷۲	۷/۷۶۲		۱/۰۱۷	
ناهمگونی و کارایی چتر	تنوع تیپ‌های زیستگاهی تحت پوشش گونه	۴/۳۰۶	۲/۷۶۱	۷/۰۶۷	۲/۴۱۳	۱/۵۴۵	-۰/۰۱۷
	تنوع گونه‌ای تحت پوشش گونه	۲/۴۱۹	۳/۴۶۰	۵/۸۸۰		-۱/۰۴۱	
	سطح زیستگاه حساس تحت پوشش گونه	۲/۵۴۱	۳/۵۹۳	۶/۱۳۴		-۱/۰۵۲	
آسیب‌پذیری و امنیت	آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی	۱/۶۸۳	۳/۷۶۹	۵/۴۵۲	۲/۰۰۱	-۲/۰۸۵	-۰/۶۹۹
	آسیب‌پذیری نسبت به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه	۱/۶۵۸	۳/۵۳۸	۵/۱۹۶		۰۱/۸۸۰	
بوم‌شناسی و خصوصیات گونه	دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش	۰/۲۵۰	۲/۴۰۳	۲/۶۵۴	۱/۵۱۷	-۲/۱۵۲	-۰/۳۹۵
	نادر بودن و درجه حفاظتی	۲/۲۹۲	۲/۴۸۳	۴/۷۷۶		-۰/۱۹۱	
	اهمیت بوم‌شناختی و عملکردی گونه	۱/۷۱۷	۲/۸۲۹	۴/۵۴۶		-۱/۱۱۱	
اهمیت اقتصادی-اجتماعی	کاریزما و پذیرش اجتماعی	۱/۱۱۹	۲/۱۱۹	۳/۲۳۸	۱/۹۲۶	-۰/۹۹۹	۰/۰۸۳

با بالاترین مقدار C، بیشتر از سایر معیارهای اصلی تأثیر می‌پذیرند و معیار مساحت و نیازهای مکانی با توجه به مقدار R بالاتر، بیشتر بر سایر معیارها تأثیر می‌گذارند. معیار مساحت و نیازهای مکانی با توجه به مقدار R+C بالاتر نسبت به سایر معیارها، تعامل بیشتری با مدل مفهومی مطالعه دارد. معیارهای مساحت و نیازهای مکانی و اهمیت اقتصادی-اجتماعی با توجه به R-C مثبت آنها به‌عنوان متغیر علّی محسوب می‌شوند و در نتیجه تأثیر زیادی بر اثربخشی استفاده از سه معیار ناهمگونی و کارایی چتر، آسیب‌پذیری و امنیت، و بوم‌شناسی و خصوصیات گونه در انتخاب گونه سیمای سرزمین دارند. معیارهای

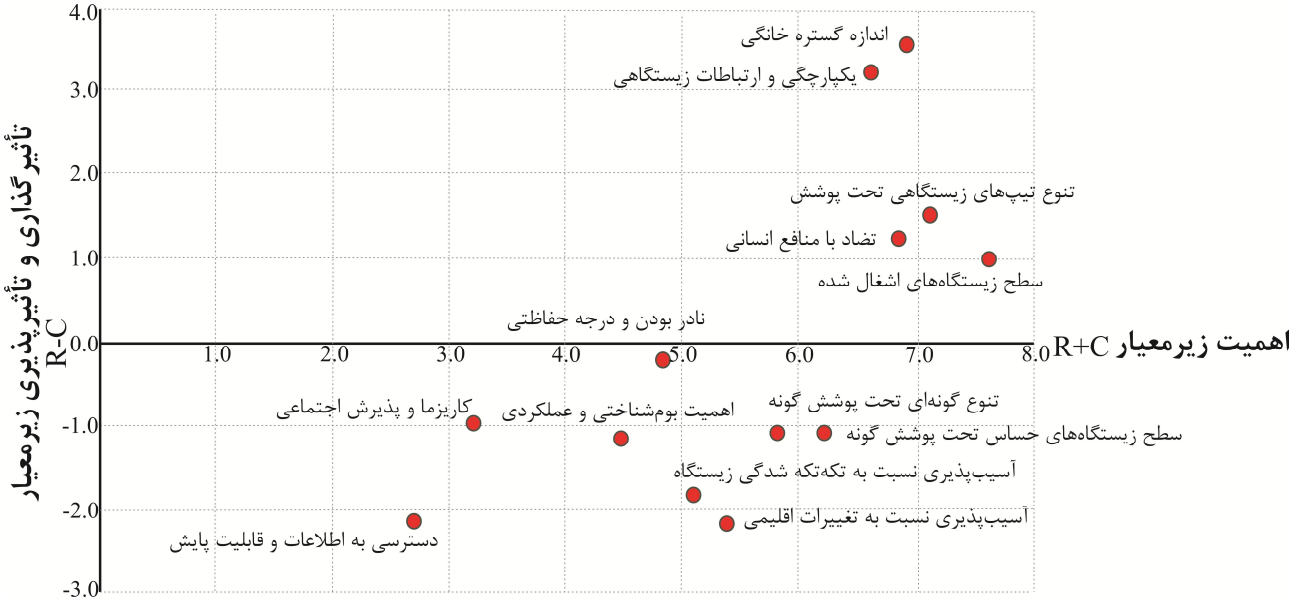
ناهمگونی و کارایی چتر، آسیب‌پذیری و امنیت، و بوم‌شناسی و خصوصیات گونه نیز معیارهای معلول به‌شمار می‌آیند و از آنجا که در قسمت منفی نمودار قرار می‌گیرند، به معنی تأثیرپذیری آنها از سایر معیارهای مؤثر بر فرایند انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین است. از بین این سه معیار نیز، آسیب‌پذیری و امنیت تأثیرپذیری بیشتری در مقایسه با دو معیار دیگر نشان داد. به‌عبارت دیگر، میزان اثربخش بودن معیار آسیب‌پذیری و امنیت به میزان زیادی تحت تأثیر بوم‌شناسی و خصوصیات گونه و همچنین ناهمگونی و کارایی چتر گونه است. اثر مشابه ولی با شدت کمتری در مورد معیار ناهمگونی و کارایی چتر مشاهده شد. البته معیار ناهمگونی و کارایی چتر به دلیل فاصله بیشتر از مبدأ نقش برجسته‌تری در تأثیرگذاری و تأثیرپذیری نسبت به معیار آسیب‌پذیری و امنیت دارد.

بر اساس شکل ۵، در بین زیرمعیارهای معیار اصلی مساحت و نیازهای مکانی، سطح زیستگاه‌های اشغال شده بیشترین تأثیرپذیری و اندازه گستره خانگی بیشترین تأثیرگذاری را دارد. همچنین تمام زیرمعیارهای این معیار به عنوان متغیرهای علّی محسوب می‌شوند. بنابراین زیرمعیارهای معیار مساحت و نیازهای مکانی، بیشترین تأثیرگذاری و کمترین تأثیرپذیری را نسبت به سایر زیرمعیارها نشان می‌دهند (شکل ۶). در رابطه با معیار اهمیت اقتصادی-اجتماعی، زیرمعیار تضاد با منافع انسانی تأثیرگذاری بیشتری را در مقایسه با زیرمعیار کاریزما و پذیرش اجتماعی نشان داد و با توجه به R-C مثبت، به عنوان متغیر علّی محسوب می‌شود. در مورد معیار ناهمگونی و کارایی چتر نیز، زیرمعیار تنوع تیپ‌های زیستگاهی بیشترین تأثیرگذاری را نشان داد و به عنوان متغیر علّی به حساب می‌آید. زیرمعیارهای آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی و تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه سطح یکسانی از تأثیرگذاری بر یکدیگر را نشان دادند و هر دو در دسته زیرمعیارهای معلول به شمار آمدند. در نهایت در بین زیرمعیارهای معیار بوم‌شناسی و خصوصیات گونه، زیرمعیار نادر بودن و درجه حفاظتی بیشترین تأثیرگذاری را نشان داد و تمام زیرمعیارهای این معیار در دسته متغیرهای معلول قرار گرفتند.

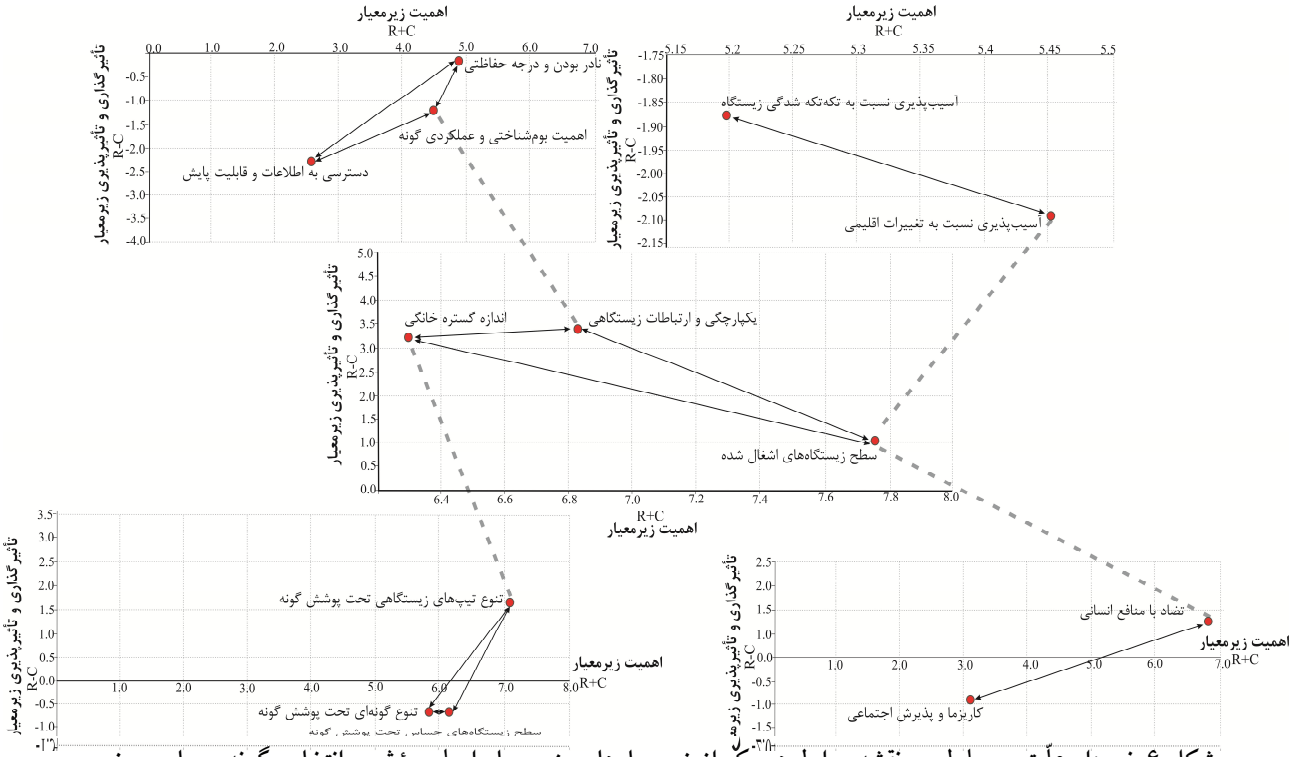
در مجموع، زیرمعیار اندازه گستره خانگی بیشترین تأثیرگذاری و کمترین تأثیرپذیری را نسبت به سایر زیرمعیارها نشان داد (شکل ۵). به همین ترتیب، زیرمعیارهای دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش، آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی و آسیب‌پذیری نسبت به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه بیشترین میزان تأثیرپذیری از نحوه عملکرد سایر معیارها را دارند. همچنین زیرمعیارهای تضاد با منافع انسانی، تنوع تیپ‌های زیستگاهی تحت پوشش و سطح زیستگاه‌های اشغال شده در دورترین فاصله افقی نسبت به مبدأ مختصات واقع شده‌اند که این نشان‌دهنده اهمیت بسیار زیاد این معیارها در انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین است (شکل ۵). به عبارت دیگر، این معیارها دارای بیشترین سطح درگیری در جریان تأثیرگذاری و تأثیرپذیری هستند. زیرمعیارهای دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش و همچنین کاریزما و پذیرش اجتماعی در نزدیکترین فاصله افقی نسبت به مبدأ مختصات واقع شده‌اند که نشان‌دهنده اهمیت کمتر این معیارها نسبت به سایر معیارها است.

بحث و نتیجه‌گیری

در این پژوهش، برای اولین بار از روش تلفیقی DANP و نگرش همه‌جانبه برای تجزیه و تحلیل روابط متقابل معیارهای مؤثر بر اولویت‌بندی حفاظتی گونه‌ها بر اساس یکی از رویکردهای حفاظتی گونه-محور (گونه‌های سیمای سرزمین) استفاده شد. محدودیت‌های زمانی، مالی، نیروی انسانی و همچنین گستردگی زیستگاه‌ها و تنوع گونه‌های جانوری در کشور سبب شده که رویکردهای اولویت‌بندی حفاظتی گونه‌ها بیش از پیش ضروری به نظر آید. بر اساس تقسیم‌بندی کارو (۱۲) سه هدف اصلی در استفاده از رویکردهای حفاظتی گونه-محور مطرح می‌شود که شامل انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین به منظور تعیین مناطق با اهمیت حفاظتی، انتخاب گونه‌ها به عنوان شاخصی از اثرات تغییر شرایط مدیریتی یا محیطی بر سیستم‌های زیستی، و انتخاب گونه‌ها با هدف تأمین



شکل ۵. نمودار علّت و معلولی و نقشه روابط ۱۳ زیرمعیار مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین. برگرفته از خسروی و همامی (۲۰۱۹)



شکل ۶. نمودار علّت و معلولی و نقشه روابط هر یک از زیرمعیارهای پنج معیار اصلی مؤثر بر انتخاب گونه سیمای سرزمین

حمایت‌های مردمی است.

با توجه به نتایج مدل DEMATEL و نقشه روابط بین زیرمعیارها قابل درک است که چگونه معیارهای بررسی شده یکدیگر را تحت تأثیر قرار می‌دهند. "مساحت و نیازهای مکانی" و "آسیب‌پذیری و امنیت" به ترتیب به عنوان تأثیرگذارترین و تأثیرپذیرترین معیارهای مؤثر بر انتخاب

گونه‌های سیمای سرزمین تعیین شدند. همچنین در بین زیرمعیارها، اندازه گستره خانگی تأثیرگذارترین و دسترسی به اطلاعات و قابلیت پایش تأثیرپذیرترین زیرمعیار در فرایند انتخاب گونه سیمای سرزمین شناسایی شدند. بر اساس چارچوب سلسله مراتبی نیازهای حفاظتی گونه‌ها که توسط بروک و آتکینسون (۱۰) و بر اساس تئوری ماسلو (۳۱) بنا شده، نیازهای مکانی یک گونه به عنوان اولین معیار مؤثر در هرم نیازهای حفاظتی قرار می‌گیرد. نتایج این مطالعه نیز نشان می‌دهد که اندازه گستره خانگی و سطح زیستگاه‌های اشغال‌شده توسط گونه، تأثیرگذارترین معیارهای مؤثر بر انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین هستند که باید در برنامه‌های حفاظتی گونه-محور در کشور مدنظر قرار گیرند. حفاظت از گونه‌هایی با نیازهای مکانی گسترده از جمله گوشت‌خواران، سبب می‌شود تنوع بیشتری از تیپ‌های زیستگاهی و گونه‌های جانوری تحت چتر این گونه‌ها قرار گیرند. علاوه بر این، گونه‌هایی با نیازهای مکانی گسترده و اندازه گستره خانگی بزرگتر در مقایسه با گونه‌هایی با نیازهای مکانی محدودتر، بیشتر تحت تأثیر تهدیدهای تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه و همچنین تضاد با منافع انسانی قرار می‌گیرند (۴، ۲۵ و ۴۳).

در طبقه دوم هرم ارائه شده توسط بروک و آتکینسون (۱۰) زیستگاه و ناهمگونی زیستگاهی قرار می‌گیرد، زیرا مساحت به تنهایی نمی‌تواند مجموعه گسترده‌ای از گونه‌های مختلف را تحت حفاظت قرار دهد و تنوع تیپ‌های زیستگاهی نیز ضروری است. بنابراین گونه‌های سیمای سرزمین باید به نحوی انتخاب شوند که تیپ‌های زیستگاهی عمده در یک بوم‌سازگان را تحت چتر خود قرار دهند. نتایج این مطالعه نیز نشان داد که تنوع تیپ‌های زیستگاهی یکی از متغیرهای مهم بر اساس نمودار علت و معلولی معیارهای بررسی شده است.

بر اساس نمودار علت و معلولی معیارها، آسیب‌پذیری و امنیت به عنوان تأثیرپذیرترین معیار شناسایی شد. همچنین بر اساس اوزان محاسبه شده در روش DANP زیرمعیارهای آسیب‌پذیری نسبت به تغییرات اقلیمی و تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه به عنوان زیرمعیارهای اصلی و مهم در انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین شناسایی شدند. بروک و آتکینسون (۱۰) بیان می‌کنند که حتی اگر یک گونه بتواند سطح زیستگاهی مناسبی را تحت چتر خود قرار دهد، تهدیدهای بالقوه موجود در زیستگاه ممکن است مانع از پایداری جمعیت گونه‌های موجود در زیستگاه و در نتیجه عدم موفقیت اهداف مورد انتظار از انتخاب گونه سیمای سرزمین شود. تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه ناشی از دخالت‌های انسان یکی از مهمترین دلایل کاهش جمعیت گوشت‌خواران محسوب می‌شود که سبب کاهش سطح و افزایش انزوای لکه‌های زیستگاهی و همچنین کاهش عملکرد بوم‌شناختی لکه‌های باقیمانده می‌شود (۱۰ و ۲۵). با وجود اهمیت معیار حساسیت گونه‌ها به تکه‌تکه‌شدگی زیستگاه در فرایند انتخاب گونه‌های سیمای سرزمین، تاکنون مطالعات اندکی در این زمینه انجام شده است (از جمله ۵ و ۶). همان-طور که باتیستی و لوئیسلی (۶) بیان می‌کنند، گونه‌های با نیازهای مکانی گسترده همانند گوشت‌خوران و همچنین گونه‌هایی با توان انتشار پایین حساسیت بیشتری به تکه‌تکه-شدگی زیستگاه نشان می‌دهند. نتایج این مطالعه نشان داد معیار آسیب‌پذیری و امنیت یک معیار تأثیرپذیر از سایر معیارها به-ویژه مساحت و نیازهای مکانی است. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که گوشت‌خواران با توجه به نیازهای مکانی گسترده، می‌توانند به عنوان گونه سیمای سرزمین معرفی شوند و آسیب‌پذیری این گونه‌ها به دلیل نیازهای مکانی گسترده سبب حساسیت این گونه‌های جانوری به دخالت‌های انسانی در زیستگاه می‌شود که این امر می‌تواند پتانسیل این گونه‌ها را به عنوان گونه سیمای سرزمین افزایش دهد.

بر اساس اوزان محاسبه شده در روش DANP معیار تضاد با منافع انسانی بیشترین وزن را به خود اختصاص داد. نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که تضاد گوشت‌خواران با جوامع بومی همواره یکی از معیارهای مؤثر در کارایی این گونه‌ها به عنوان گونه‌های سیمای سرزمین است. گونه‌های جانوری که در معرض تنوع بیشتری از کاربری‌های سرزمین و تغییرات سیمای

سرزمین قرار دارند، معمولاً تضاد بیشتری با انسان نشان می‌دهند (۳۳ و ۳۸). در سال‌های اخیر تضاد میان انسان و گونه‌های گوشت‌خوار بزرگ‌جثه به دلیل مسائل ایمنی و زیان‌های مالی، در برنامه‌های مدیریت گونه‌های وحشی مورد توجه بوده است (۷ و ۱۶). افزایش تضاد بین انسان و حیات وحش سبب کاهش گرایش جوامع بومی به حفاظت از گونه‌های جانوری به‌ویژه گوشت‌خوران می‌شود و معرفی گوشت‌خواران به عنوان گونه‌های سیمای سرزمین در بسیاری از موارد ممکن است با نگرش منفی جوامع بومی همراه باشد. بنابراین کسب اطلاعات کافی در مورد معیارهای تأثیرگذار در شکل‌گیری این تعارض‌ها، تدوین راهکارهای کارآمد و سازگار با وضعیت فرهنگی، اقتصادی و اجتماعی منطقه و شرایط زیستی و حفاظتی گونه و اجرای دقیق آن توسط سازمان‌های مربوطه، می‌تواند در کاهش تعارض بین انسان و حیات وحش و دستیابی به اهداف مدیریتی مؤثر باشد.

چنانچه فقط معیار سطح زیستگاه‌های اشغال شده توسط گونه به عنوان یک معیار مؤثر بر انتخاب گونه سیمای سرزمین در نظر گرفته شود، گونه‌هایی مانند گرگ، شغال و روباه معمولی، ممکن است اولویت بالایی را به عنوان گونه سیمای سرزمین کسب کنند. این گونه‌ها به دلیل رفتار غیر اختصاصی طیف متنوعی از زیستگاه‌ها را اشغال کرده و در نتیجه سطح زیستگاه‌هایی که اشغال می‌کنند در مقایسه با سایر گوشت‌خواران زیاد است. اما همان‌طور که بیان شد، انتخاب گونه سیمای سرزمین یک فرایند تصمیم‌گیری چندمعیاره است. با در نظر گرفتن معیار تضاد با منافع انسانی، به نظر می‌رسد گونه‌هایی مانند گرگ، شغال و روباه به دلیل تضاد بالا با جوامع بومی اولویت پایینی به عنوان گونه سیمای سرزمین کسب می‌کنند. از طرف دیگر با توجه به زیستگاه بسیار تخصصی گونه‌هایی مانند گربه شنی، روباه شنی، شاه روباه و همچنین جثه کوچک این گونه‌ها، سطح زیستگاه‌های اشغال‌شده توسط این گونه‌ها نیز بسیار کوچک بوده و این گونه‌ها به عنوان گونه سیمای سرزمین امتیاز بالایی کسب نمی‌کنند. با در نظر گرفتن معیارهای مهم شناسایی شده در این مطالعه، به نظر می‌رسد گونه‌های یوزپلنگ آسیایی و پلنگ ایرانی پتانسیل بالایی به عنوان گونه سیمای سرزمین دارند. این گونه‌ها از یک سو، اندازه گستره خانگی نسبتاً بزرگی را اشغال نموده و از سوی دیگر در مقایسه با سایر گونه‌ها تضاد به نسبت کمتری با منافع انسانی دارند. به هر حال فرایند انتخاب نهایی گونه‌های سیمای سرزمین نیازمند ترکیب تمام معیارها و در نظر گرفتن سایر معیارهای مؤثر اشاره شده در شکل ۲ است. بیان جزئیات روش تلفیقی ارائه شده در این مطالعه (DANP) می‌تواند به مدیران حفاظت کمک کند تا گونه‌های جانوری را به شکل مؤثری برای برنامه‌های حفاظتی مکان–محور ارزیابی کنند.

منابع مورد استفاده

1. Ahmadi, M., B. Nezami Balouchi, H. Jowkar, M. R. Hemami, D. Fadakar, S. Malakouti-Khah and S. Ostrowski. 2017. Combining landscape suitability and habitat connectivity to conserve the last surviving population of cheetah in Asia. *Diversity and Distribution* 23(6): 592–603.
2. Andelman, S. J. and W. F. Fagan. 2009. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97(11): 5954-5959.
3. Asgari, M., A. Mashayekhan and A. Ariapour. 2018. Indicator species for rangeland management by ANP-DEMATEL method (Case study: Nahavand Rangeland). *Journal of Rangeland Science* 8(3): 285-295.
4. Ashrafzadeh, M. R., R. Khosravi, M. A. Adibi, A. Taktehrani, H. Y. Wan and S. A. Cushman. 2020. A multi-scale, multi-species approach for assessing effectiveness of habitat and connectivity conservation for endangered felids. *Biological Conservation* 245: 108523.
5. Battisti, C. 2003. Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: Toward a theoretical conceptual framework. *Italian Journal of Zoology* 70(3): 241-247.
6. Battisti, C. and L. Luiselli. 2011. Selecting focal species in ecological network planning following an expert-based

approach: Italian reptiles as a case study. *Journal for Nature Conservation* 19(2): 126-130.
7. Behdarvand, N., M. Kaboli, M. Ahmadi, E. Nourani, A. S. Mahini and M. A. Aghbolaghi. 2014. Spatial risk model and mitigation implications for wolf–human conflict in a highly modified agroecosystem in Western Iran. *Biological Conservation* 177: 156-164.
8. Berger, J. 1997. Population constraints associated with the use of black rhinos as an umbrella species for desert herbivores. *Conservation Biology* 11(1): 69-78.
9. Bottrill, M., K. Didier, J. Baumgartner, C. Boyd, C. Loucks, J. Oglethorpe, D. Wilkie and D. Williams. 2006. Selecting conservation targets for landscape-scale priority setting: a comparative assessment of selection processes used by five conservation NGOs for a landscape in Samburu, Kenya. World Wildlife Fund, Washington DC.
10. Brock, B. and E. Atkinson. 2013. Selecting species as targets for conservation planning. pp. 123-147, In: F. Lance and L. Charles (Eds.), Redlands conservation planning: shaping the future. Esri Press, California.
11. Carignan, V. and M. Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78(1): 45-61.
12. Caro, T. 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington DC.
13. Carroll, C., R. F. Noss and P. C. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Application* 11(4): 961-980.
14. Coppolillo, P., H. Gomez, F. Maisels and R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115(3): 419-430.
15. De Vries, M. F. 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology* 9(1): 25-33.
16. Esmaeili, S., M. R. Hemami and J. R. Goheen. 2019. Human dimensions of wildlife conservation in Iran: Assessment of human-wildlife conflict in restoring a wide-ranging endan gered species. *PLOS ONE* 14(8): e0220702.
17. Farashi, A., M. Naderi and N. Parvian. 2016. Identifying a preservation zone using multi–criteria decision analysis. *Animal biodiversity and conservation* 39(1): 29-36.
18. Hemami, M. R. and C. Groves. 2001. Global antelope survey and regional action plans: Iran. pp. 114-118, In: D. Mallon and S. Kingswood (Eds.), Antelopes: Part 4 North Africa. The Middle East and Asia. Switzerland and Cambridge. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
19. Hemami, M. R., S. Esmaeili, J. C. Brito, M. Ahmadi, M. Omidi and F. Martínez-Freiría. 2018. Using ecological models to explore niche partitioning within a guild of desert felids. *Hystrix* 29: 216–222.
20. Hess, G. R. and T. J. King. 2002. Planning open spaces for wildlife I. selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning* 58(1): 25-40.
21. Hsu, C. W., T. C. Kuo, S. H. Chen and A. H. Hu. 2013. Using DEMATEL to develop a carbon management model of supplier selection in green supply chain management. *Journal of Cleaner Product* 56(1): 164-172.
22. Jharkharia, S. and R. Shankar. 2007. Selection of logistics service provider: An Analytical Network Process (ANP) approach, Omega. *The International Journal of Management Science* 35(3): 274-289.
23. Kangas, J., M. Kurttila, M. Kajanus and A. Kangas. 2003. Evaluating the management strategies of a forestland estate-the S-O-S approach. *Journal of Environmental Management* 69(4): 349-358.
24. Karami, M., T. Ghadirian and K. Faizolahi. 2016. The atlas of mammals of Iran. Jahad Daneshgahi, kharazmi Branch. Karaj.
25. Khosravi, R. and M. R. Hemami. 2019. Identifying landscape species for ecological planning. *Ecological indicators* 99: 140-148.
26. Khosravi, R., M. R. Hemami and S. A. Cushman. 2019. Multi-scale niche modeling of three sympatric felids of conservation importance in central Iran. *Landscape Ecology* 34(10): 2451-2467.
27. King, M. C. and K. F. Beazley. 2005. Selecting focal species for marine protected area network planning in the Scotia-Fundy region of Atlantic Canada. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(4): 367-385.
28. Lambeck, R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11(4): 849-856.
29. Martikainen, P., L. Kaila and Y. Haila. 1998. Threatened beetles in Whitebacked Woodpecker habitats. *Conservation Biology* 12 (2): 293-301.
30. Martino, D., C. S. Lam and T. Longcore. 2005. Green visions plan for 21st century southern California: guide for habitat conservation, watershed health, and recreational open space. Target species for habitat conservation planning. University of Southern California, GIS Research Laboratory and Center for Sustainable Cities, Los Angeles, California.
31. Maslow, A. H. 1943. The theory of human motivation. *Psychological Review* 50(4): 370-396.
32. Nekaris, K. A., A. P. Arnell and M. S. Svensson. 2015. Selecting a conservation surrogate species for small

fragmented habitats using ecological niche modelling. *Animals* 5(1): 27-40.
33. Neupane, D., R. L. Johnson and T. S. Risch. 2017. How do land-use practices affect human-elephant conflict in nepal? *Wildlife Biology* 4: 1-9.
34. Noroozi, E., Sh. Pourebrahim, H. Goshtasb and A. Jahani. 2019. Zoning hazards to biodiversity in Central Alborz Protected Area (Southern part in Alborz Province) using multi-criteria decision making techniques. *Journal of Animal Environment* (11)1: 97-104. (In Farsi).
35. Padoa-Schioppa, E., M. Baietto, R. Massa and L. Bottoni. 2006. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological indicators* 6(1): 83-93.
36. Paktinat, H., R. Abaspour, Gh. Ashournezhad, M. Esmaeilzadeh and F. Hoshmand. 2016. A new approach to combine multi-criteria decision making systems and gray clustering method for spatial optimization of environmental monitoring stations (Case study: Naybandan Wildlife Refuge). *Journal of Environmental Researches* 6(11): 41-79. (In Farsi).
37. Peterson, R. O. 1988. The pit or the pendulum: issues in large carnivore management in natural ecosystems. pp. 105-117, In: J. K. Agee and D. R. Johnson. (eds.), Ecosystem management for parks and wilderness. University of Washington Press, Seattle.
38. Puyravaud, J. P., S. Gubbi, H. C. Poornesha and P. Davidar. 2019. Deforestation increases frequency of incidents with elephants (*Elephas maximus*). *Tropical Conservation Science* 12: 1-11.
39. Redford, K. H., P. Coppolillo, E. W. Sanderson, G. A. B. D. Fonseca, E. Dinerstein, C. Groves, G. Mace, S. Maginnis, R. A. Mittermeier, R. Noss, D. Olson, J. G. Robinson, A. Vedder and M. Wright. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17: 116-131.
40. Ripple, W. J., J. A. Estes, R. L. Beschta, C. C. Wilmers, E. G. Ritchie, M. Hebblewhite, J. Berger, B. Elmhagen, M. Letnic, M. P. Nelson, O. J. Schmitz, D. W. Smith, A. D. Wallach and A. J. Wirsing. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343(6167): 151-162.
41. Saaty, T. L. 1999. Fundamentals of the analytic network process. In: Proceeding of the 5th International Symposium on the Analytic Hierarchy Process. Kobe, Japan. pp. 1-14.
42. Sanderson, E. W., K. H. Redford, A. Vedder, P. B. Coppolillo and S. E. Ward. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and urban planning* 58(1): 41-56.
43. Sanderson, J., M. E. Sunquist and A. Iriarte. 2002. Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. *Journal of Mammalogy* 83(2): 608-613.
44. Seddon, P. J. and T. Leech. 2008. Conservation short cut, or long and winding road? A critique of umbrella species criteria. *Oryx* 42(2): 240-245.
45. Shygith, K., M. Ilangkumaran and S. Kumanan. 2008. Multi-criteria decision making approach to evaluate optimum maintenance strategy in textile industry. *Journal of Quality in Maintenance Engineering* 14(4): 375-386.
46. Smith, R. J., D. Ver´ıssimo, N. J. B. Isaac and K. E. Jones. 2012. Identifying Cinderella species: uncovering mammals with conservation flagship appeal. *Conservation Letter* 5(3): 205-212.
47. Tseng, M. L. 2009. A causal and effect decision making model of service quality expectation using grey-fuzzy DEMATEL approach. *Expert Systems with Applications* 36(4): 7738-7748.
48. U.S. Fish and Wildlife Service. 2012. Guidance on selecting species for design of landscape-scale conservation. U.S. Department of the Interior, Washington DC.
49. Vickery, P. D., M. L. Hunter and J. V. Wells. 1992. Is density an indicator of breeding success?. *Auk* 109(4): 706-710.
50. Wiens, J., R. Hayward and M. Wisdom. 2008. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience* 58(3): 241-252.
51. Wu, W. W. 2008. Choosing knowledge management strategies by using a combined ANP and DEMATEL approach. *Expert Systems with Applications* 35(3): 828-835.

IJAE
Iranian Journal of Applied Ecology

Evaluation and Prioritization of Criteria Affecting the Selection of Landscape Species, Using Multi-Criteria Decision-Making Systems

R. Khosravi[1*] and M. R. Hemami[2]

(Received: December 10-2019; Accepted: July 13-2020)

Abstract

It is impractical to implement conservation efforts for all species due to complexity of natural systems, large scale of biodiversity issues, and budget limitations. Prioritizing species of conservation importance can alleviate this issue. Multiple interrelated criteria may be used for conservation prioritization of species. Therefore, the accurate evaluation of criteria is a multi-criteria decision-making problem. In the current paper, which is a complementary study to our previous work on identifying landscape species in central Iran, we aimed to provide more details about the integrated DEMATEL Analytical Network Process (DANP) for evaluating the criteria used for the process of selecting landscape species. The impact-relation map implied that home range size had the greatest effect on other criteria and the feasibility of monitoring received the most impact from other criteria. Also, conflict with human, vulnerability to climate change, and extent of occurrence have the highest priorities for selecting landscape species. Based on our findings, multi-criteria decision making systems effectively evaluate the interrelationships between the criteria affecting the selection process of species and rank the criteria according to their impacts. This framework can be used as a guideline for prioritizing species to increase the efficiency of site-based conservation efforts.

Keywords: Multi-criteria decision-making, Analytic network process (ANP), Carnivores, Landscape species, DANP, DEMATEL

1. Department of Natural Resources and Environmental Engineering, School of Agriculture, Shiraz University, Shiraz, Iran.
2. Department of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Esfahan, Iran.
*: Corresponding Author, Email: r-khosravi@shirazu.ac.ir