جغرافیا و پایداری محیط، شمارهٔ ۲۳، تابستان ۱۳۹۶
صص. ۸۲-۶۷

تعیین اولویّت کریدورهای حیات وحش بین مناطق حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی

ارسلان شبانی - کارشناس ارشد آموزش محیط‌زیست، ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست آذربایجان شرقی، تبریز، ایران
نادر حبیب‌زاده* - استادیار گروه محیط‌زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تبریز ، ایران
میرمحسن حسینی قمی - دکتری دامپزشکی، ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست آذربایجان شرقی، تبریز، ایران

وصول: ۱۳۹۶/۰۱/۲۱ **پذیرش:** ۱۳۹۶/۰۴/۰۱

چکیده

تکّه‌تکّه شدن و انزوای زیستگاه‌ها به عنوان یکی از بزرگ‌ترین تهدیدهای تنوّع زیستی، خطر انقراض محلّی گونه‌ها را به خاطر عوامل درون‌آمیزی و حوادث تصادفی جمعیّت‌شناختی افزایش می‌دهد. این امر، توانایی جابه‌جایی جمعیّت‌ها را نیز در پاسخ به آشفتگی‌های زیستگاهی محدود می‌کند. با ایجاد یا حفاظت از مسیرهای ارتباطی بین هسته‌های طبیعی، می‌توان اثرات منفی تکّه‌تکّه شدن زیستگاه را کاهش داد. در این مطالعه، با به‌کارگیری معیارهای زیستی و تهدید - فرصت‌ها و بر اساس هم‌آرایی گروه‌های مختلف ذی‌نفع در تصمیمات حفاظت محیط‌زیست، مسیرهای ارتباطی بالقوّهٔ تنوّع زیستی در استان آذربایجان شرقی اولویّت‌بندی شدند. برای مسیر با بالاترین اولویّت ارتباطی، گونه‌های حسّاس به تخریب و تکّه‌تکّه شدن زیستگاه از نظر کارشناسان ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست مشخّص گردید. مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاهی برای گونه‌های مار (جنس‌های وایپر و کلوبر)، پلنگ، سیاه‌گوش، کل و بز و قوچ و میش با کمک چهار مدل آماری جی.ال.ام.، ام.آی.آر.اس.، مکسنت و آر.اف. و استفاده از داده‌های حضور گونه‌ها صورت گرفت. اگرچه صحّت پیش‌یابی تمامی چهار مدل در مورد پلنگ و کل و بز خوب بود ولی در مورد قوچ و میش مدل‌های مکسنت و آر.اف. و برای سیاه‌گوش نیز تنها مدل آر.اف. صحّت پیش‌یابی خوبی نشان دادند. در مورد گونه‌های مار، هیچ مدلی از صحّت پیش‌یابی خوبی برخوردار نبود (آی.یو.سی. < ۰/۷). با واردسازی نتایج این چهار مدل در یک مدل اجماعی، نقشه‌های مطلوبیت زیستگاهی گونه‌ها تهیّه گردید. با کمک نقشه‌های مطلوبیت زیستگاهی به دست آمده و به‌کارگیری بستهٔ جانبی طرّاحی کریدور در محیط آرک.جی.آی.اس.، طرّاحی کریدور مناسب از دیدگاه گونه‌های انتخاب‌شده صورت گرفت. بر اساس نتیجهٔ به دست آمده، لزوم ایجاد کریدورهای ارتباطی بین پناهگاه حیات وحش کیامکی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان در اولویّت اوّل استانی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ دیزمار و پناهگاه حیات وحش کیامکی در اولویّت بعدی قرار دارد. محلّ تعیین‌شدهٔ کریدور بین پناهگاه حیات وحش کیامکی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان با مشاهده‌های میدانی جابه‌جایی تنوّع زیستی هم‌خوانی نزدیکی را نشان داد.

واژگان کلیدی:* *تکّه‌تکّه شدن زیستگاه، ارتباط زیستگاهی، مطلوبیت زیستگاهی، کریدور، آذربایجان شرقی.

*. نویسندهٔ مسئول: ۰۹۱۴۳۱۲۹۵۲۴
E-mail: habibzadeh@iaut.ac.ir

مقدّمه

تکّه‌تکّه شدن و انزوای زیستگاه‌ها، یکی از بزرگ‌ترین تهدیدهای تنوّع زیستی به شمار می‌رود (کاریوا[1]، ۱۹۸۷؛ کویین و هاریسون[2]، ۱۹۸۸). تکّه‌تکّه شدن زیستگاه‌ها خطر انقراض محلّی گونه‌ها را به خاطر عوامل درون‌آمیزی و حوادث تصادفی جمعیّت‌شناختی افزایش داده (ویلکوکس و مورفی[3]، ۱۹۸۵؛ میلز و سموز[4]، ۱۹۹۴؛ بیر[5] و همکاران، ۲۰۰۶: ۱) و توانایی جابه‌جایی جمعیّت‌ها را در پاسخ به آشفتگی‌ها محدود می‌کند. اگر نواحی باقی‌مانده از اراضی طبیعی به تکّه‌های بسیار کوچکی تقسیم، یا توسّط جادّه‌ها اشغال شوند، گونه‌های با محدودهٔ پراکنش وسیع یا گونه‌هایی که نیازمند اندازه‌های بزرگ جمعیّتی هستند، قادر به نگهداری خود نخواهند بود (پریماک[6]، ۲۰۰۲: ۲۱۷)؛ برای مثال، بولگر[7] و همکاران (۱۹۹۷)، مشخّص نمودند که تکّه‌هایی از علفزارهای ساحلی ایالت سان‌دیگو[8] با مساحت ۶۰ ایکر که برای بیش از ۳۰ سال از هم جدا شده‌اند در حال حاضر جمعیّت‌های کوچکی از جوندگان بومی را حمایت می‌کنند.

به خاطر تلاش زیاد طرحان برای درک توانایی پاسخ گونه‌ها نسبت به تغییرات آب‌وهوایی، اثرات تکّه‌تکّه شدن زیستگاه‌ها به‌ویژه بر فرایندهای بوم‌شناختی انتشار و اشغال مجدّد محیط، مورد توجّه بسیار قرار گرفته است (توماس[9] و همکاران، ۲۰۰۴؛ مکلاخن[10] و همکاران، ۲۰۰۷). تلاش برای بازسازی و احیای زیستگاه‌های تکّه‌تکّه‌شده، به رشد علم زیست‌شناسی ارتباطات وابسته است (کروکز و سانجایان[11]، ۲۰۰۶). گسترش ارتباطات زیستگاهی باعث جابه‌جایی ژن‌ها و گونه‌ها بین زیستگاه‌ها شده و می‌تواند مشکلات مربوط به موضوع تکّه‌تکّه شدن زیستگاه‌ها را کاهش دهد (کروکز و سانجایان، ۲۰۰۶). بسیاری از تلاش‌ها برای حفظ ارتباطات زیستگاهی وابسته به ایجاد یا حفاظت از مسیرهایی است که زیستگاه‌ها را به هم ارتباط می‌دهند (بیر و همکاران، ۲۰۰۸؛ بریرز[12]، ۲۰۰۲).

سیمای سرزمین[13]، ترکیبی از تکّه‌های اراضی[14]، اراضی ارتباط‌دهندهٔ این تکّه‌ها[15] و اراضی زمینه‌ای یا محاط‌کنندهٔ این دو تیپ اراضی[16] هستند. نحوهٔ قرارگیری این سه عنصر سیمای سرزمین مشخّص‌کنندهٔ فضای جابه‌جایی یا زندگی گونه‌های حیات وحش است. استفادهٔ مدیران تنوّع زیستی از اصول بوم‌شناسی سیمای سرزمین و زیست‌شناسی حفاظت مرتبط با این سه عنصر سیمای سرزمین، می‌تواند در طرّاحی کریدورهای با کارآیی بالا مؤثّر باشد (بوند[17]، ۲۰۰۳). کریدورهای حیات وحش که با واژه‌های کریدورهای انتشار یا حلقه‌های ارتباطی سیمای سرزمین نیز شناخته می‌شوند، عناصر خطّی هستند که کارکرد اوّلیّهٔ

1- Karieva
2- Quinn & Harrison
3- Wilcox & Murphy
4- Mills & Smouse
5- Beier
6- Primack
7- Bolger
8- San Diego
9- Thomas
10- McLachlan
11- Crooks & Sanjayan
12- Briers
13- Landscape
14- Patch
15- Corridor
16- Matrix
17- Bond

حیات وحشی آنها برقراری ارتباط بین حداقل دو منطقهٔ زیستگاهی مهم است (بیر و لوی[1]، ۱۹۹۲). این کریدورها، امکان کاهش اثرات منفی تکّه‌تکّه شدن زیستگاهی را با تسهیل انتشار افراد بین تکّه‌های زیستگاهی باقی‌مانده دارند. بسیاری از زیستگاه‌های طبیعی به عنوان هستهٔ مرکزی جمعیّت‌های تنوّع زیستی عمل می‌کنند؛ بنابراین، هر نوع توسعهٔ انسانی در آنها مجاز به شمار نمی‌رود؛ از این رو، حفاظت از کریدورها به خودی خود امکان حفاظت از تخریب هسته‌های مرکزی را به وجود نخواهد آورد (بیر، ۱۹۹۳؛ روزنبرگ[2] و همکاران، ۱۹۹۷). در مواردی که بعضی از توسعه‌ها قابل پذیرش می‌شوند، طرّاحی و ساخت کریدورها می‌تواند به عنوان وسیله‌ای برای برقراری ارتباط بین تکّه‌های حفاظت‌شدهٔ بزرگ‌تر، ایفای نقش بکند (بوند، ۲۰۰۳).

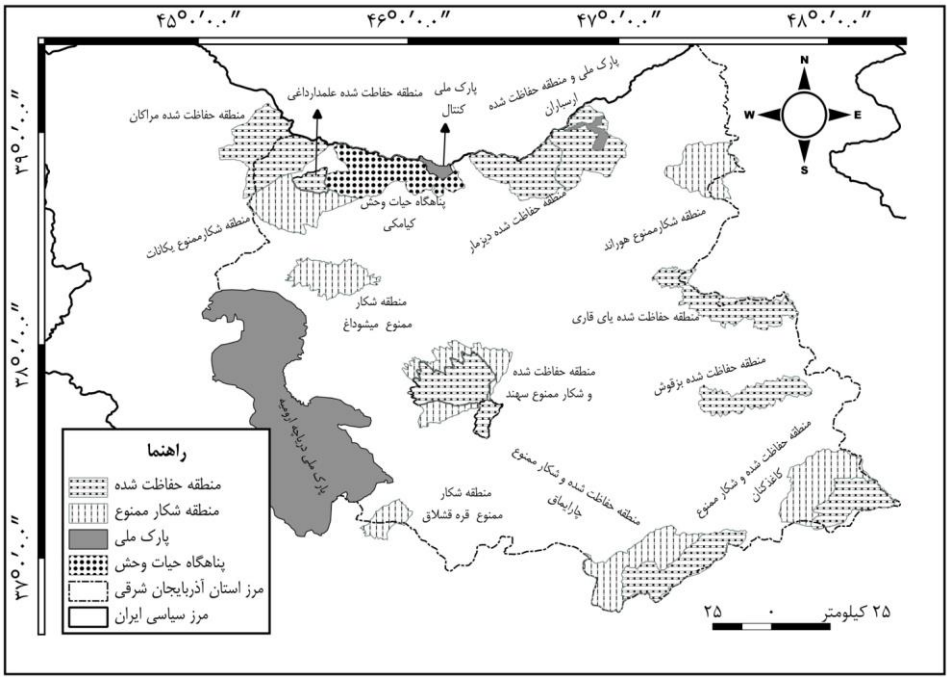
مناطق حفاظت‌شده به عنوان استراتژی‌های اساسی حفاظت پایدار تنوّع زیستی شناخته می‌شوند (بلوت[3] و همکاران، ۲۰۱۶: ۱)؛ ولی مناطق حفاظت‌شدهٔ منزوی ممکن است قادر به حفاظت از تنوّع ژنتیکی، جمعیّتی، گونه‌ای و فرایندهای بوم‌شناختی داخل خود به خاطر قطع مسیرهای مهاجرت و انتشار گونه‌ها نباشند. مناطق حفاظت‌شده‌ای که ارتباط خود را با دیگر مناطق بوم‌شناختی از دست داده‌اند، تنها به عنوان اکوسیستم‌های جزیره‌ای موقّتی ایفای نقش می‌کنند که نسبت به تغییرات زیست‌محیطی آسیب‌پذیر هستند. اگرچه در استان آذربایجان شرقی اراضی طبیعی وسیعی مورد حفاظت است؛ ولی این مناطق در اثر تغییرات کاربری اراضی ارتباطات خود را از دست داده‌اند. شواهد تاریخی از جابه‌جایی‌های گونه‌هایی مانند پلنگ، خرس، کل و بز، قوچ و میش و... بین مناطق حفاظت‌شدهٔ کنونی استان در چندین دههٔ قبل و قطع ارتباط چنین جابه‌جایی‌هایی در سال‌های اخیر به دلیل توسعه‌های غیرمنطقی، لزوم تغییر نگرش در برقراری ارتباط بین مناطق حفاظت‌شدهٔ استان را افزایش داده است.

برقراری ارتباط بین اراضی طبیعی برای زمان‌های طولانی به عنوان راهی مهم برای نگهداری فرایندهای بوم‌شناختی طبیعی و تنوّع زیستی شناخته شده است (بیر و همکاران، ۲۰۰۶) و در عصر تغییرات آب‌وهوایی یکی از اولویّت‌های اساسی استراتژی‌های حفاظتی قلمداد می‌شود (بلوت و همکاران، ۲۰۱۶). به منظور افزایش کارایی مناطق حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی برای ایفای نقش محیط‌زیستی خود به‌ویژه در مقابله با شرایط تغییرات آب‌وهوایی، باید مسیرهای ارتباطی بین آنها و حتّی مناطق حفاظت‌شدهٔ استان‌های هم‌جوار شناسایی و مورد حفاظت واقع شوند. به خاطر محدودیت‌های منابع (بودجه و...)، به‌ویژه برای فعّالیّت‌های حفاظتی، امکان ایجاد و حفاظت از تمامی مسیرهای ارتباطی حیات وحش بین مناطق حفاظت‌شده در یک دورهٔ زمانی کوتاه وجود ندارد؛ بنابراین، هدف این پژوهش، توسعهٔ یک رویکرد برای شناسایی و اولویّت‌بندی مسیرهای ارتباطی بالقوّهٔ تنوّع زیستی بین مناطق حفاظتی استان آذربایجان شرقی و مکان‌یابی کریدورها برای دو منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ با نیاز ارتباطی بالا است.

مواد و روش‌ها

مطالعه در سطح زیستگاه‌های (بلوک‌های) حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی (شکل ۱) صورت گرفت. اراضی این استان با پوشش ۴۰٪ کوهستانی، ۲۸/۲٪ تپّه‌ماهوری و حدود ۳۱/۸٪ دشت و جلگه‌های میان‌کوهی در شمال غربی ایران، در محلّ تلاقی دو سیستم کوهستانی البرز و زاگرس قرار دارد (ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست آذربایجان شرقی، ۱۳۹۵).

1- Loe
2- Rosenberg
3- Belote



شکل ۱. موقعیّت زیستگاه‌های حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی (ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست آذربایجان شرقی، ۱۳۹۵)

به منظور تصمیم‌گیری برای اولویّت‌بندی مسیرهای ارتباطی بالقوّه میان مناطق حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی، کارگاهی یک‌روزه برای افرادی با احتمال تأثیرپذیری از تصمیم‌های حفاظتی شامل کارشناسان ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست، سازمان صنعت، معدن و تجارت، امور اراضی، منابع طبیعی، منطقهٔ آزاد - تجاری ارس، راهور و سازمان‌های مردم‌نهاد (سمن) استان آذربایجان شرقی برگزار شد. اولویّت ارتباطی بین بلوک‌های زیستگاهی حفاظتی بر اساس نظر افراد شرکت‌کننده در کارگاه در مورد معیارهای زیستی و تهدید - فرصت‌ها (جدول ۱) رتبه‌بندی شد. برای مسیر با اولویّت ارتباطی بالا، گونه‌های جانوری شاخص بر اساس دیدگاه کارشناسان محیط‌زیست طبیعی استان آذربایجان شرقی از لحاظ معیارهای زیر انتخاب شدند (لامبک[1]، ۱۹۹۷): گونه‌های مهم از لحاظ حفاظتی از دیدگاه قوانین حفاظت ملّی و یا آی.یو.سی.ان.[2]؛ گونه‌های که در عبور از موانع (مثلاً جادّه، اراضی کشاورزی، کانال‌های آب و...) مشکل دارند؛ گونه‌های ویژهٔ گرا (گونه‌هایی که به پیوستگی یک عنصر محیط‌زیستی مثل تیپ پوشش گیاهی یا توپوگرافی خاص در اراضی بینابینی زیستگاهی نیازمند است)؛ گونه‌های حسّاس به مساحت زیستگاه (اوّلین گونه‌هایی که با از بین رفتن کریدورهای ارتباطی زیستگاهی از بین می‌روند)؛ گونه‌های چتر (گونه‌هایی که حمایت از آنها باعث حمایت از اکثریت گونه‌های دیگر می‌شود).

داده‌های نقاط حضور گونه‌های شاخص انتخابی، از منابع اطّلاعاتی ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست استان آذربایجان شرقی طی سال‌های ۱۳۹۴-۱۳۸۰ و بازدیدهای میدانی جمع‌آوری شدند. برای اطمینان از قرارگیری دقیق موقعیّت مختصات جغرافیایی نقاط تغذیه‌ای در محلّ واقعی خودشان، با کمک قطعه عکس‌های با کیفیّت بالای موجود در محیط گوگل ارث[3]، محلّ قرارگیری نقاط در صورت لزوم تصحیح گردیدند.

1- Lambeck
2- International Union for Conservation of Nature (IUCN)
3- Google Earth

جدول ۱. معیارهای زیستی و تهدیدها - فرصت‌های استفاده‌شده برای اولویّت‌بندی و طرّاحی مسیرهای کریدوری بین زیستگاه‌های (بلوک‌های) حفاظتی استان آذربایجان شرقی

	تهدید کانال آبی کشاورزی و صنعتی	حمایت سازمان‌های دولتی و مردم‌نهاد غیر از سازمان محیط‌زیست حامی	امکان واگذاری اراضی خصوصی توسط مالکین جهت اهداف حفاظتی	تهدید بلوک‌ها از طریق طرح‌های بلندمدت و کوتاه‌مدت	تهدید بلوک‌های زیستگاهی از طریق راه‌ها	تهدید بلوک‌های زیستگاهی از طریق شهرنشینی	تهدید بلوک‌ها از طریق آزادراه	= نمرهٔ تهدیدها و فرصت‌ها	$\sum_{i}^{8}$ (مقیاس × وزن) / $\sum$ وزن	= نمرهٔ معیارهای زیستی	کیفیت زیستگاهی بلوک کوچک‌تر	میزان اراضی خصوصی موجود داخل بلوک‌ها	میزان مالکیت دولتی در داخل بلوک‌ها	نیاز به ارتباط زیستگاهی گونه‌های جانوری دو بلوک	ارتفاعات آبی بین دو بلوک	مسیر مهاجرت فصلی در بین بلوک‌ها	گونه‌های شاخص داخل بلوک‌ها	اندازه (مساحت) بلوک‌های زیستگاهی	شمارهٔ مسیر ارتباطی*
مقیاس	۱-۵	۱-۱۰	۱-۵	۱-۵	۱-۱۰	۱-۱۰	۱-۱۰				۱-۵۰	۱-۱۰	۱-۱۰	۱-۵۰	۱-۲۰	۱-۱۰۰	۱-۱۰۰	۱-۱۰۰	۱-۱۰۰
وزن	۸	۱۲	۵	۸	۱۲	۱۰	۱۰				۱۰	۵	۱۵	۱۰	۱۰	۱۵	۱۵	۱۵	۳۰
۶۵	۱	۱۰	۵	۵	۱۰	۴	۱۰	۶۵/۰۵		۱۱۰	۴۰	۱	۱۰	۵۰	۱۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱
۲/۵۱	۱	۵	۵	۱	۱	۲	۳	۴۴/۳۶		۲۰	۲۰	۵	۵	۲۰	۳	۵۰	۱۰۰	۷۰	۲
۳/۳۴	۱	۴	۳	۳	۱	۴	۷	۴۶/۲۷		۳۰	۳۰	۴	۴	۵۰	۱	۸۰	۱۰۰	۵۰	۳
۱/۶۸	۱	۱	۱	۴	۱	۳	۱	۵۰/۰۰		۵۰	۵۰	۴	۸	۲۰	۱	۵۰	۱۰۰	۸۰	۴
۱/۴۰	۱	۱	۱	۳	۱	۲	۱	۳۰/۷۷		۵۰	۵۰	۴	۷	۵	۱	۳۰	۵۰	۵۰	۵
۱/۴۰	۱	۱	۱	۳	۱	۲	۱	۲۷/۰۰		۵۰	۵۰	۳	۶	۱۰	۱	۲۰	۳۰	۵۰	۶
۳/۱۷	۳	۲	۲	۴	۳	۲	۶	۴۲/۰۰		۲۰	۲۰	۱۰	۱۰	۲۰	۱۰	۱۰	۷۰	۹۰	۷
۳/۰۶	۱	۱	۱	۲	۴	۳	۸	۳۸/۰۰		۱۰	۱۰	۱۰	۷	۱	۱	۲۰	۸۰	۸۰	۸
۴/۰۵	۱	۱	۱	۴	۳	۷	۱۰	۳۸/۰۰		۵۰	۵۰	۱۰	۷	۱	۵	۲۰	۷۰	۷۰	۹

*** ۱- پناهگاه حیات وحش کیامکی - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان؛ ۲-منطقهٔ حفاظت‌شده دیزمار - پناهگاه حیات وحش کیامکی؛ ۳- منطقهٔ حفاظت‌شده علمدارداغی - منطقهٔ شکار ممنوع میشو داغ؛ ۴-منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ ارسباران - منطقهٔ شکار ممنوع هوراند؛ ۵-منطقهٔ شکار ممنوع هوراند - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ یای قاری؛ ۶-منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ یای قاری - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ برقوش؛ ۷-منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ کاغذ کنان - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ چاراویماق؛ ۸-منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ سهند - منطقهٔ شکار ممنوع میشو داغ؛ ۹- منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ سهند - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ چاراویماق**

برای تشریح ویژگی‌های محیط‌زیستی منطقهٔ پراکنش گونه‌های شاخص انتخابی، ۱۴ متغیّر محیط‌زیستی (پوشش گیاهی، پستی و بلندی، انسانی) استفاده گردید. از دادهٔ پوشش گیاهی تهیّه‌شده توسّط آژانس فضایی اروپا (سی.سی.آی-ال.سی.[1]) با اندازهٔ سلول نزدیک به ۳۰۰ متر به عنوان لایهٔ پوشش گیاهی استفاده گردید (ای.اس.اِی.[2]، ۲۰۱۴). با واردسازی لایهٔ پوشش گیاهی به نرم‌افزار فرگ‌استیت[3] (مک‌گارگل[4] و همکاران، ۲۰۱۲)، درصد پوشش‌های گیاهی مورد نظر به کمک پنجرهٔ متحرّک با قانون ۸ سلول همسایه، مورد محاسبه قرار گرفتند. با کمک مدل رقومی ارتفاعی استر[5] (اندازهٔ سلول تقریباً ۳۰ متر و کسب‌شده از درگاه ال.پی.دی.اِی.اِی.سی.[6])، فاکتورهای مهمّ تشریح‌کنندهٔ پستی و بلندی شامل ارتفاع از سطح دریا (برحسب متر)، شیب (برحسب درجه)، آزیموت (برحسب درجه)، شاخص‌های رافنس[7] و توپوایکس[8] محاسبه شدند.

1- Climate Change Initiative-Land Cover (CCI-LC)
2- European Space Agency (ESA)
3- FRAGSTATS
4- McGarigal
5- ASTER
6- https://lpdaac.usgs.gov
7- Roughness
8- Topographic Exposure (TOPEX)

متغیّرهای شیب و آزیموت بر اساس روش چهار سلولی موجود در برنامهٔ جانبی دم. سرفیس تولز[1] (جنز[2]، ۲۰۱۳) تهیّه‌شده برای محیط آرک.جی.آی.اس.[3]، مورد محاسبه قرار گرفتند. لایهٔ رستری توپوایکس به کمک برنامهٔ تحت داس[4] تهیّه‌شده توسّط گروه تحقیقی وینترو[5] در دانشگاه بریتیش کلمبیای کانادا تهیّه گردید. شاخص توپوایکس محاسبه‌شده با این برنامه، برابر با مجموع زوایای حداقل و حداکثر برای یک فاصلهٔ خاص تعریف شده توسّط فرد نسبت به خطّ آسمان است. لایه‌های توپوایکس تهیّه‌شده برای این مطالعه، با عدم وزن‌دهی به مقدار در معرض قرارگیری[6] در فاصله‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ کیلومتری در هشت جهت فرعی جغرافیایی مورد محاسبه قرار گرفتند. با کمک اطّلاعات راه‌ها و مناطق مسکونی موجود در نقشه‌های توپوگرافی (۱:۲۵۰۰۰)، متغیّر فاصله از راه‌ها (برحسب متر) در محیط کیو.جی.آی.اس.[7] مورد محاسبه قرار گرفت (جدول ۲). به منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گونه‌های شاخص، از دو مفهوم سادگی و پیچیدگی در مدل‌سازی استفاده شد. با استفاده از مدل‌های ساده (آماری) امکان برون‌یابی مدل، به منظوز شناسایی مناطق جدید حضور گونه در مناطق بدون اطّلاعات صحرایی وجود دارد (مرو[8] و همکاران، ۲۰۱۴). در کنار این مدل‌ها، با استفاده از مدل‌های پیچیده (یادگیری ماشینی)، امکان شناسایی صحیح فاکتورهای مؤثّر در پراکندگی گونه‌ها وجود دارد. بر این اساس، در این مطالعه از چهار تکنیک مدل‌سازی جی.ال.ام.[9] (مک‌کولاگ و نلدر[10]، ۱۹۸۹: ۱۳۵-۹۸)، ام.ای.آر.اس.[11] (فریدمن[12]، ۱۹۹۱)، مکسنت[13] (فیلیپس[14] و همکاران، ۲۰۰۶) و آر.اف.[15] (بریمن[16]، ۲۰۰۱)، برای مدل‌سازی زیستگاه گونه‌ها استفاده شد.

جدول ۲. متغیّرهای محیط‌زیستی به کار برده شده برای تهیّهٔ نقشهٔ پراکنش گونه‌های شاخص به منظور شناسایی مسیرهای کریدوری بین پناهگاه حیات وحش کیامکی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ ارسباران

متغیّر	تشریح	منبع
پوشش گیاهی	درصد پوشش دیم‌زار درصد پوشش کشاورزی آبی درصد پوشش موزاییک پوشش‌های گیاهی طبیعی (درخت، درختچه و پوشش علفی) با تاج‌پوشش بیش از ۵۰٪ کشاورزی با درصد پوشش کمتر از ۵۰٪ درصد پوشش بوته‌زار درصد پوشش گیاهی پراکنده (درخت، درختچه و پوشش علفی) با تاج‌پوشش کمتر از ۱۵٪	ای.اس.آی. (۲۰۱۴)
عوامل توپوگرافی	ارتفاع از سطح دریا برحسب متر آزیموت (برحسب درجه) رافنس (انحراف استاندارد مقادیر ارتفاع از سطح دریا در ۸ سلول همسایه) درجهٔ شیب توپوایکس	استر
عوامل انسانی	فاصله از جادّه (برحسب متر)	نقشهٔ توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰

1- DEM Surface Tools
2- Jenness
3- Geographic Information System (GIS)
4- DOS
5- Windthrow
6- Exposure
7- QGIS
8- Merow
9- Generalised Liner Model (GLM)
10- McCullagh & Nelder
11- Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS)
12- Friedman
13- Maximum Entropy (MaxEnt)
14- Phillips
15- Random Forests (RF)
16- Breiman

متغیّرهای معنی‌دار در پراکنش گونه در مدل جی.ال.ام. به صورت چندجمله‌ای (پونت[1] و همکاران، ۲۰۰۵؛ لوگز[2] و همکاران، ۲۰۱۲) و با کمک فرایند گام به گام دو جهته و استفاده از معیار اطّلاعاتی آکائیک (آکائیک[3]، ۱۹۷۴) انتخاب شدند. ام.ای.آر.اس. یک فنّ غیر پارامتریک است که امکان ایجاد مدل‌های قابل انعطاف را بر اساس برازش رگرسیون لجستیک ایجاد می‌کند. در واقع، این روش شبیه جی.ال.ام. بوده ولی در این فن، الگوی غیرخطّی پنهان برای هر متغیّر پیش‌بینی‌کننده می‌تواند تعریف شود.

مکسنت ابزاری مؤثّر برای برآورد تعداد زیادی از پارامترها با یک اندازهٔ نمونه کوچک را فراهم می‌کند. با مدل آر.اف. به عنوان یک روش یادگیری ماشینی امکان اندازه‌گیری اهمّیّت هر متغیّر پیش‌بینی‌کننده فراهم می‌شود. بعد از اجرای تکنیک‌های مدل‌سازی، نتایج مدل‌های با مقادیر آی.یو.سی.[4] بالای ۰/۷ در یک چارچوب پیش‌یابی اجماعی[5] ترکیب شدند (آروجو و نیو[6]، ۲۰۰۷؛ ثیلر[7] و همکاران، ۲۰۰۹؛ مرو و همکاران، ۲۰۱۴). با استفاده از چارچوب پیش‌یابی اجماعی، هم می‌توان عدم اطمینان‌هایی که در هر مدل می‌تواند وجود داشته باشد را کاهش داد و هم می‌توان کارآیی پیش‌یابی تکنیک‌های مختلف مدل‌سازی را افزایش داد (ثیلر و همکاران، ۲۰۰۹).

از آنجا که همهٔ این مدل‌ها نیازمند داده‌هایی از موقعیّت‌های عدم حضور گونه هستند، استفاده از داده‌های عدم حضور نادرست می‌تواند اعتبار پیش‌یابی این مدل‌ها را کاهش دهد (چیفویی و لوبو[8]، ۲۰۰۸)، در نتیجه، برای ارزیابی مدل‌های توزیع، در این مطالعه از رویکرد استفاده از داده‌های عدم حضور کاذب ۹ استفاده شد. داده‌های عدم حضور کاذب به تعداد ۱۰ برابری تعداد نقاط حضور (چیفویی و لوبو، ۲۰۰۸) در فضای ۹۵ درصدی چگالی ایجاد شده بر اساس روش کرنال[9] تولید شدند.

به منظور ارزیابی توانایی تمایز (صحّت پیش‌یابی) مدل‌ها از شاخص آی.یو.سی. به عنوان معیار غیروابسته به آستانه استفاده شد (فیلدینگ و بل[10]، ۱۹۹۷). مقادیر آی.یو.سی. از ۰/۵ تا ۱/۰ تغییر می‌کند. مدل‌های با مقادیر آی.یو.سی. از ۰/۵ تا ۰/۷ جزء مدل‌های با توانایی پیش‌یابی ضعیف؛ از ۰/۷ تا ۰/۹ با توانایی پیش‌یابی متوسّط و بالای ۰/۹ با توانایی پیش‌یابی عالی طبقه‌بندی می‌شوند (سوتز[11]، ۱۹۸۸). با فرایند کرآس-ولیدیشن[12]، پایگاه دادهٔ نقاط حضور و عدم حضور کاذب به تعداد ۱۰ مرتبه به صورت تصادفی به داده‌های آموزش (۸۰٪ داده‌ها) و داده‌های ارزیابی (۲۰٪ داده‌ها) به منظور ارزیابی توانایی کارآیی مدل‌ها تقسیم شد. مدل اجماعی برای نقشه‌سازی مطلوبیت زیستگاهی گونه‌ها از ترکیب حسابی مدل‌های با شاخص آی.یو.سی. بالای ۰/۷ درست شد (ثیلر و همکاران، ۲۰۰۹).

به منظور انجام کلّیّهٔ مراحل مدل‌سازی از نرم‌افزار الحاقی مدل‌سازی گونه در محیط نرم‌افزار ویس‌تریلز[13]

1- Pont
2- Logez
3- Akaike
4- Area Under the receiver operating Characteristic (AUC)
5- Ensemble Forecasting
6- Araújo & New
7- Thuiller
8- Chefaoui & Lobo
9- Kernel
10- Fielding & Bell
11- Swets
12- Cross-Validation
13- VisTrails

(اس.ای.اچ.ام.[1]) استفاده شد. این نرم‌افزار، هم سرعت مدل‌سازی را بالا می‌برد و هم کمک می‌کند مجموعه‌ای از ورودهای مختلف، مراحل کار و گزینه‌های مختلف مدل‌سازی توزیع گونه، نگهداری شود (موریزته[2] و همکاران، ۲۰۱۳).

میزان همبستگی بین متغیّرهای پیش‌یابی‌کننده بر اساس ضریب همبستگی پیرسون (r) آزمون شدند. اگر میزان همبستگی بین دو متغیّر، بالای ۰/۷ بود تنها یکی از متغیّرها با توجّه به اهمّیّت بوم‌شناختی آن و نظر کارشناسی در مدل‌سازی وارد شد.

بعد از تهیّهٔ نقشهٔ مطلوبیت زیستگاهی هر گونه، این لایه‌ها وارد محیط آرک.جی.آی.اس. گردید و با بستهٔ جانبی کریدوردیزاینر[3] (مایکا[4] و همکاران، ۲۰۰۷) اقدام به تهیّهٔ نقشه‌های کریدور برای هر گونه شد. نقشهٔ مسیرهای کریدوری هر گونه، در بستهٔ جانبی کریدوردیزاینر با اطّلاعات زیر تهیّه شد:

نقشهٔ مطلوبیت زیستگاه گونه با دامنهٔ ارزش بین ۰ تا ۱۰۰ (چون نقشهٔ مطلوبیت خروجی حاصل از نرم‌افزار ویس‌تریلز دارای ارزش‌های بین ۰ و ۱ بودند؛ در این مرحله، این ارزش‌ها به عدد ۱۰۰ ضرب شدند)؛ بلوک‌های زیستگاهی حفاظتی مدّ نظر برای ارتباط (به شکل وکتور)؛ اجرای پنجرهٔ متحرّک روی نقشهٔ مطلوبیت با اندازهٔ پیکسل‌ها و شکل پنجره‌های مختلف (اندازهٔ پیکسل‌ها در این مطالعه بر اساس بیشترین مسافت طی‌شده توسّط هر گونه در یک روز در نظر گرفته شد و شکل پنجره‌ها به صورت دایره انتخاب شده است)؛ آستانهٔ در نظر گرفته شده برای طبقه‌بندی نقشهٔ مطلوبیت زیستگاهی به مناطق مطلوب و نامطلوب (چون هدف مطالعه در نظر گرفتن بیشترین زیستگاه‌های مطلوب در داخل کریدورها بود؛ بنابراین، برای تمام گونه‌ها عدد آستانهٔ ۰/۶ انتخاب شد)؛ حداقل اندازهٔ زیستگاهی برای نگهداری یک جمعیّت تولیدمثل‌کننده از گونه (این اندازه بر اساس مرور منابع و نظرات کارشناسی انتخاب گردید).

نتایج

اولویّت طرّاحی کریدور در مناطق حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی بر اساس معیارهای تنوّع زیستی و تهدید -فرصت‌ها نشان‌دهندهٔ لزوم ایجاد مسیرها و کریدورهای ارتباطی بین پناهگاه حیات وحش کیامکی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان در اولویّت اوّل استانی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ دیزمار و پناهگاه حیات وحش کیامکی در اولویّت بعدی است (شکل ۲)؛ بنابراین، با توجّه به لزوم طرّاحی کریدور بین دو منطقهٔ کیامکی و مراکان، بر اساس معیارهای ذکرشده برای تعیین گونه‌های شاخص برای طرّاحی کریدور؛ گونه‌های پلنگ (پانسرا پاردوس[5])، سیاه‌گوش (لینکس لینکس[6])، کل و بز (کاپرا اگاگروس[7])، قوچ و میش (اویس اورینتالیز[8]) و مارهای از جنس وایپر[9] و کلوبر[10] به عنوان شاخصی برای برقراری ارتباط این دو منطقه انتخاب شدند.

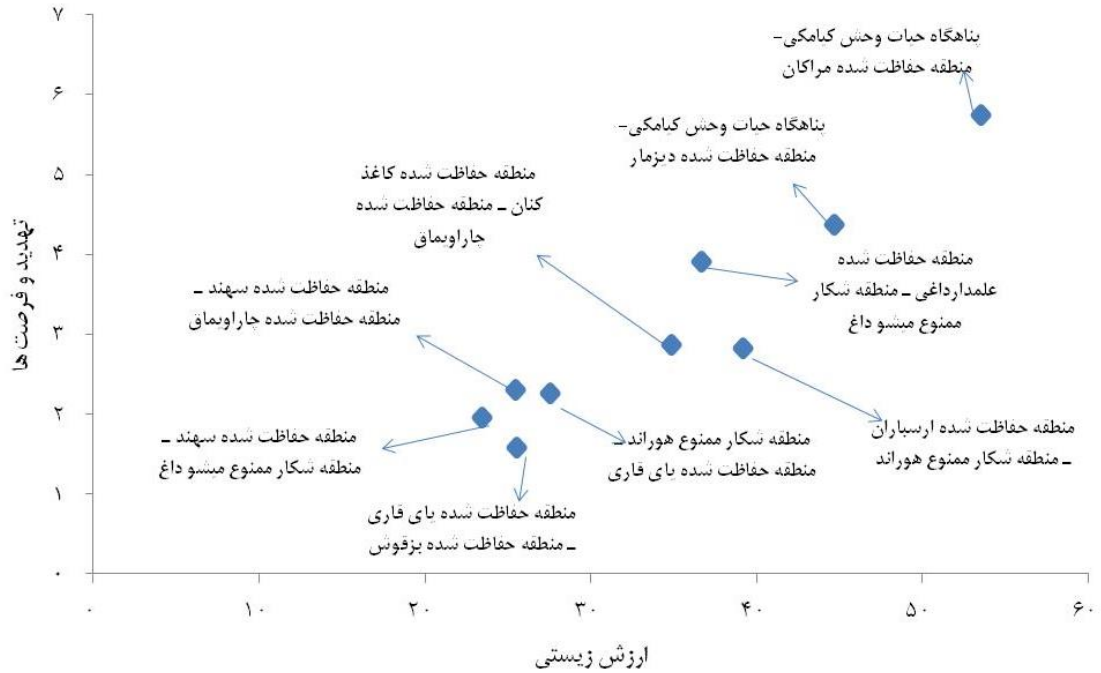
بر اساس معیار ارزیابی آی.یو.سی. به دست آمده از داده‌های کنار گذاشته شده به منظور ارزیابی، کارآیی

1- Software for Assisted Habitat Modeling (SAHM)
2- Morisette
3- Corridor Designer
4- Majka
5- Panthera Pardus
6- Lynx Lynx
7- Capra aegagrus
8- Ovis orientalis
9- Vipera
10- Coluber

مدل‌های مختلف برای گونه‌های انتخابی در جدول ۳ آورده شده است. توانایی پیش‌یابی مدل‌های توزیع برای گونه‌های مار (جنس‌های وایپر و کلوبر) ضعیف بود (جدول ۳؛ آی.یو.سی. < ۰/۷). اگرچه صحّت پیش‌یابی تمامی چهار مدل در مورد پلنگ و کل و بز خوب است؛ ولی در مورد قوچ و میش مدل‌های مکسنت و آر.اف. و برای سیاه‌گوش نیز تنها مدل آر.اف. صحت پیش‌یابی خوبی نشان دادند. در مورد گونه‌های مار (جنس‌های وایپر و کلوبر) هیچ مدلی از صحّت پیش‌یابی خوبی برخوردار نبود (جدول ۳، سوتز، ۱۹۸۸).

بر اساس این نتایج، نقشهٔ مطلوبیت زیستگاهی اجماعی برای گونه‌های پلنگ، سیاه‌گوش، کل و بز و قوچ و میش با استفاده از مدل‌هایی که تنها آی.یو.سی. بالای ۰/۷ داشتند، تهیّه شد. از نقشه‌های مطلوبیت تهیّه‌شده نیز برای تعیین کریدور ارتباطی برای فضای بین پناهگاه حیات وحش کیامکی - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ ارسباران استفاده گردید.

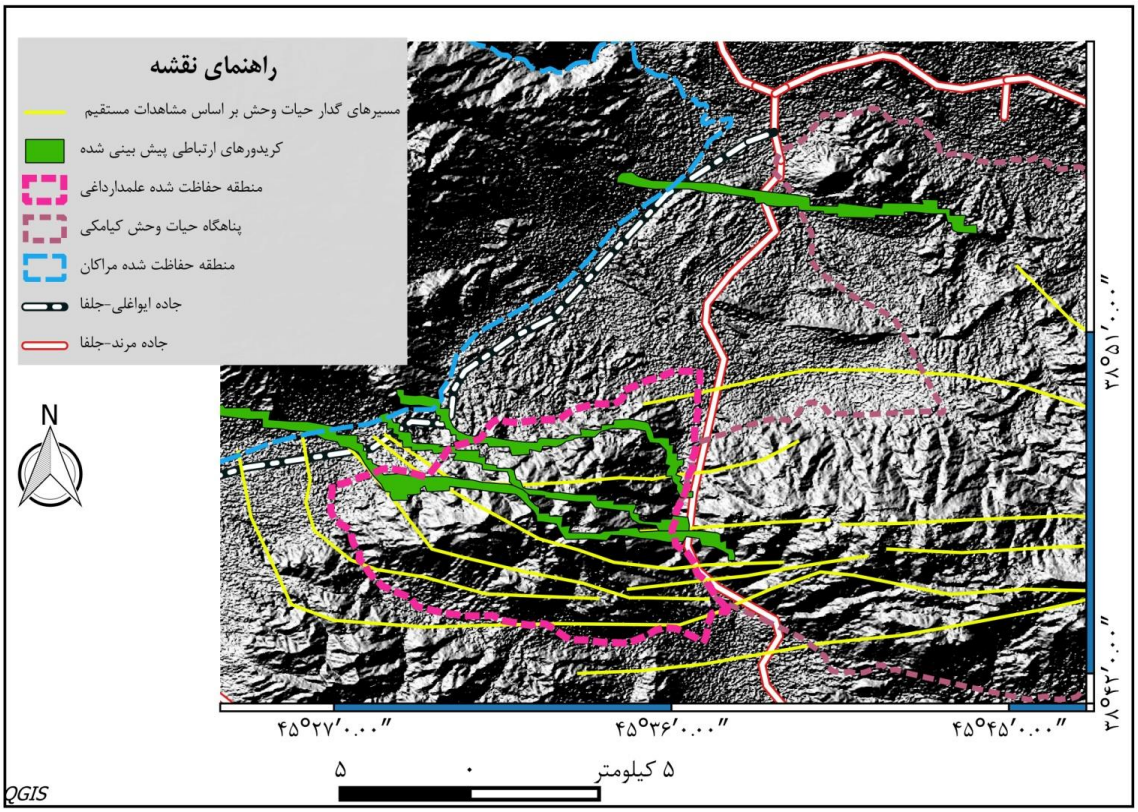
مشاهدات میدانی، نقاط ثبت‌شدهٔ محل حضور گونه‌ها هنگام عبور از جادّه‌های مرند –جلفا و ایواغلی - جلفا و نظرات کارشناسان و محیط‌بانان ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست آذربایجان شرقی تأییدکنندهٔ صحّت محلّ قرارگیری کریدورهای مشخّص‌شده در این مطالعه برای گونه‌های شاخص انتخابی است (شکل ۳).



شکل ۲. اولویّت‌بندی طرّاحی کریدوردر بین مناطق حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی بر اساس معیارهای تنوّع زیستی و تهدید - فرصت‌ها

جدول ۳. کارایی مدل‌های استفاده‌شده برای مدل‌سازی توزیع زیستگاهی گونه‌های شاخص به منظور طرّاحی کریدور بین مناطق حفاظت‌شدهٔ کیامکی - مراکان

مدل‌ها	آی.یو.سی. (انحراف معیار)					
	کل و بز	قوچ و میش	پلنگ	سیاه‌گوش	مار (کلوبر)	مار (وآیپر)
جی.ال.ام.	۰/۸۰ (۰/۱۲)	۰/۶۵ (۰/۱۳)	۰/۸۸ (۰/۰۸)	۰/۶۳ (۰/۲۷)	۰/۶۸ (۰/۱۹)	۰/۴۶ (۰/۱۹)
ام.ای.آر.اس.	۰/۸۰ (۰/۱۰)	۰/۶۴ (۰/۰۸)	۰/۷۸ (۰/۱۴)	۰/۶۲ (۰/۲۵)	۰/۶۱ (۰/۲۱)	۰/۵۳ (۰/۱۷)
مکسنت	۰/۸۴ (۰/۰۸)	۰/۷۲ (۰/۱۱)	۰/۹۰ (۰/۰۹)	۰/۷۰ (۰/۲۲)	۰/۶۴ (۰/۲۶)	۰/۵۴ (۰/۲۸)
آر.اف.	۰/۸۳ (۰/۰۹)	۰/۷۵ (۰/۱۲)	۰/۸۷ (۰/۰۷)	۰/۷۳ (۰/۱۵)	۰/۶۸ (۰/۲۴)	۰/۶۰ (۰/۱۹)



شکل ۳. تطابق مسیرهای کریدوری مشخّص‌شده با مسیرهای مشاهده‌شده از گدار حیات وحش در بین پناهگاه حیات وحش کیامکی و منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان

بحث

مشابه مطالعهٔ بیر و همکاران (۲۰۰۶)، هدف کارگاه اولویّت‌سنجی مسیرهای ارتباطی بالقوّه بین مناطق حفاظت‌شدهٔ آذربایجان شرقی نزدیک‌کردن نظرات ذی‌نفعان به همدیگر و ایجاد سازش و بحث در مورد ارزش‌های حفاظتی بلوک‌های زیستگاهی با تأکید بر احترام به همهٔ نظرات بود. در فرایند نظرخواهی، میزان بزرگی و کوچکی معیارها توسّط شرکت‌کنندگان در کارگاه بر اساس شواهد تجربی و علمی مورد بحث قرار گرفت. به خاطر تکراری شدن ماهیت سیستم نمره‌دهی و انتخاب معیارها، شرکت‌کنندگان در پایان کارگاه به تدریج روی مفاهیم و موارد زیربنایی به اجماع نظر رسیدند. حفاظت از محیط‌زیست به عنوان یک منبع عمومی، نیازمند مشارکت عمومی است. ایجاد مشارکت عمومی در طرّاحی کریدورها بین زیستگاه‌های طبیعی امری کلیدی محسوب می‌شود. روش این مطالعه برای وارد کردن نظرات افراد غیر متخصّص در مطالعات طرّاحی کرویدورها نکتهٔ روشنی است که قادر به استفاده در مناطق دیگر است.

در این پژوهش، مشابه مطالعهٔ نئونز[1] و همکاران (۲۰۱۵) با کمک ابزار مدل‌سازی کریدوردیزآینر (مایکا و همکاران، ۲۰۰۷) که در محیط آرک.جی.آی.اس. اجرا می‌شود، سطح هزینهٔ بین دو منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان -کیامکی بر اساس نقشه‌های مطلوبیت گونه‌های شاخص منطقه محاسبه گردید و مجموعه‌ای از مسیرهای طبیعی قابل استفاده برای جابه‌جایی گونه‌ها تعیین شد. همانند مطالعهٔ ماتئو-سانچز[2] و همکاران

1- Nunes
2- Mateo-Sánchez

(۲۰۱۴)، نقشهٔ سطح هزینه با برقراری ارتباط مستقیم ولی معکوس بین مقاومت به جابه‌جایی[1] موجود زنده و کیفیّت زیستگاهی تهیّه شد. نقشهٔ کیفیّت زیستگاهی برخلاف نئونز و همکاران (۲۰۱۵) که از مدل‌سازی آشفتگی انسانی به دست آمده بود، در این پژوهش، با برقراری ارتباط نقاط حضور گونه به متغیّرهای زیست‌محیطی طبیعی به دست آمد؛ افزون بر بهره‌گیری از ویژگی‌های مؤثّر گونه‌های طعمه‌خوار متعلّق به رأس هرم غذایی در طرّاحی کریدورها (براون[2] و همکاران، ۲۰۱۱) استفاده از گونه‌های علف‌خوار با نیازهای زیستگاهی گسترده، مهم‌ترین مزیت دیگر این مطالعه بود. تطابق مسیرهای مهاجرت گونه‌های حیات وحش پیش‌بینی‌شده در این پژوهش، با مسیرهای گدار حیات وحش مشاهده‌شدهٔ بین دو منطقهٔ کیامکی - مراکان توسّط کارشناسان ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست تبریز، روشنگر نزدیکی خوب نتایج این مطالعه با واقعیّت جابه‌جایی گونه‌های حیات وحش بین دو منطقه است.

در مطالعات علمی، اثرات منفی جادّه‌ها بر تخریب زیستگاه‌ها و جمعیّت‌های حیات وحش مشخّص شده است (مورولی[3] و همکاران، ۲۰۱۴؛ بازیلی[4] و همکاران، ۲۰۱۳؛ گاویو[5] و همکاران، ۲۰۰۹). برای کاهش اثرات منفی ناشی از تصادف حیات وحش با جادّه‌ها فعّالیّت‌هایی مانند ایجاد مجاری بوم‌شناختی[6] (پل‌های حیات وحش) و کانال‌ها انجام می‌شود (ببن[7]، ۲۰۱۲؛ بنت و مولونژوی[8]، ۲۰۰۶). اگرچه کریدورهای شناسایی‌شده بین دو منطقهٔ حفاظتی کیامکی و مراکان مسیرهای طبیعی هستند که در برقراری ارتباط بین این دو زیستگاه می‌توانند مؤثّر باشند؛ ولی در حال حاضر در این مسیر خطر برخورد ماشین‌های عبوری از جادّه‌های مرند - جلفا و ایواغلی - جلفا با گونه‌های حیات وحش وجود دارد. در این مسیرها، به خاطر افزایش بی‌سابقهٔ بار ترافیکی جادّه در اثر شکل‌گیری منطقهٔ آزاد - تجاری ارس، احتمال خطر مرگ‌ومیر برای گونه‌هایی که قصد جابه‌جایی بین این دو منطقهٔ مهمّ تنوّع زیستی در شمال غربی ایران را دارند به شدّت بالاتر رفته است. شواهد چند سال اخیر حاکی از عدم استفادهٔ کریدور ارتباطی شمالی منطقهٔ مطالعاتی توسّط قوچ و میش ارمنی بین پناهگاه حیات وحش کیامکی - منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان به خاطر ساخت و سازهای گسترده در محدودهٔ منطقهٔ آزاد - تجاری ارس است. در حال حاضر خطر برخورد خودروهای عبوری در جادّه‌های ایواغلی - جلفا و مرند - جلفا با گونه‌های کل و بز، پلنگ و سیاه‌گوش که از مسیرهای کریدوری جنوبی استفاده می‌کنند، به شدّت آنها را تهدید می‌کند. احتمال قطع کامل این مسیرهای کریدوری در صورت تکمیل و دو بانده شدن جادّهٔ مرند - جلفا به شدّت احساس می‌شود. برای اینکه وقوع چنین پیشامد ناگواری، تنوّع زیستی منطقهٔ شمال غرب ایران را به طور جدّی تهدید نکند، باید عملیات طرّاحی و ساخت پل‌های زیرگذر یا روگذر (برای گونه‌های علف‌خوار روگذر و برای گوشت‌خواران هم روگذر و هم زیرگذر و برای سایر گونه‌های جانوری مناسب‌سازی پل‌ها و آب‌روهای ساخته‌شده در مسیر جادّه‌ها) برای محلّ تقاطع این جادّه‌ها با مسیرهای کریدوری تعیین‌شده در این مطالعه صورت گیرد. باید این مسئله را در نظر گرفت که هنگام اجرای چنین پروژه‌هایی بهتر است به منظور حفظ یکپارچگی مناسب دو منطقهٔ مهمّ حفاظتی، نیازهای سایر گونه‌های

1- Resistance to Movement
2- Brown
3- Morelli
4- Basille
5- Gaveau
6- Ecoduct
7- Beben
8- Bennett & Mulongoy

جانوری و گیاهی به غیر از گونه‌های شاخص این مطالعه برای مثال، گیاهان با وابستگی انتشار به حشرات خاص مثل پروانه‌ها، زنبور و... در نظر گرفته شود تا اینکه کارایی مسیر کریدورهای تعیین‌شده افزایش یابد (باگوتی[1] و همکاران، ۲۰۱۳).

شکل ۳ بیانگر این واقعیّت است که تنها بخش‌هایی از مسیرهای کریدوری جنوبی در حال حاضر تحت پوشش حفاظتی منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ علمدارداغی (تاریخ حفاظت: سال ۱۳۹۰) قرار دارد. ولی قسمت‌های غربی این کریدورها که باید بر اساس قانون، توسّط سازمان حفاظت محیط‌زیست مورد حفاظت قرار گیرد (دشتی و همکاران، ۱۳۹۲)، بدون هیچ پوشش حفاظتی است؛ همچنین، هیچ بخشی از مسیر کریدوری شمالی که قبلاً توسّط قوچ و میش ارمنی استفاده می‌گردیده در حال حاضر تحت حفاظت نیست.

با اینکه از مدل‌های توزیع گونه‌های مار (جنس‌های وآیپر و کلوبر) به خاطر توانایی ضعیف در پیش‌یابی احتمال حضور گونه، در شناسایی کریدورها بین دو منطقهٔ کیامکی و مراکان استفاده نشد ولی در صورت افزایش ویژگی‌های طبیعی کریدورهای تعیین‌شده، موجودات با توانایی انتشار پایین نیز می‌توانند از این مسیرها بهره‌مند شوند (ر.ک: گونه‌های چتر، از سیمبرلوف[2]، ۱۹۹۸).

تعداد، موقعیّت و فاصلهٔ بین هسته‌های جمعیّتی به کار برده شده برای شناسایی کریدورها، هم به مقدار حداقل اندازهٔ زیستگاه لازم برای جمعیّت تولیدمثل‌کنندهٔ گونه وابستگی دارد و هم اینکه آستانهٔ در نظر گرفته شده برای طبقه‌بندی نقشهٔ مطلوبیت زیستگاهی به مناطق مطلوب و نامطلوب بر آن تاثیر دارد؛ بنابراین، اندازهٔ کریدورها ممکن است بسته به تعداد، موقعیّت و فاصلهٔ بین هسته‌های جمعیّتی تغییر پیدا کنند (مینور و لوکینگ‌بل[3]، ۲۰۱۰)؛ بنابراین، هنگام استفاده از خروجی‌های این مطالعه، باید به این حسّاسیّت‌ها توجّه شود. با این وجود، این پژوهش می‌تواند با داشتن داده‌های جزئی موجود از نیازهای زیستگاهی یا انتشاری این گونه‌ها یا گونه‌های دیگر تکمیل یا تصحیح شود (کروزبی[4] و همکاران، ۲۰۱۵).

اگرچه در این مطالعه به اهمّیّت استفاده از چندین گونه به جای یک گونه در طرّاحی کریدور (بیر و همکاران، ۲۰۰۶) توجّه شد ولی شناسایی کرویدورها بین جمعیّت‌ها بر اساس داده‌های حضور گونه‌ها وابسته به این پیش‌فرض است که این نقاط بتوانند نمایندهٔ خوبی از موقعیّت جابه‌جایی‌های مربوط به تولیدمثل و انتشار هم باشند. مدل‌های مطلوبیت زیستگاهی متکّی به داده‌های حضور، بیشتر توسّط داده‌های استفادهٔ زیستگاهی (برای مثال مناطق تغذیه، سرپناه) کنترل می‌شوند؛ بنابراین، با اینکه نقشه‌های مطلوبیت می‌توانند نمایندهٔ خوبی از جابه‌جایی‌های حیوان در داخل گسترهٔ خانگی باشند، آنها نمایندهٔ ضعیفی از جابه‌جایی‌هایی که به قصد انتشار ژن صورت می‌گیرد خواهند بود (ماتئو-سانچز و همکاران، ۲۰۱۵)؛ از این رو، هرچند مطالعات ژنتیکی برای درک ارتباطات بین جمعیّت‌ها مفید است (بیر و همکاران، ۲۰۰۸؛ ذلر[5] و همکاران، ۲۰۱۲)؛ امّا اگر داده‌های ژنتیکی وجود نداشته باشند، شناسایی کریدورها با استفاده از مدل‌های مطلوبیت زیستگاهی متکّی بر داده‌های حضور (برای مثال، داده‌های رادیو تله‌متری) و یا حتّی نظرات کارشناسان مفید است (اسپیر[6] و همکاران، ۲۰۱۰)؛ چون هدف پژوهش، مشخّص نمودن مسیرهای تسهیل کنندهٔ جابه‌جایی

1- Baguette
2- Simberloff
3- Minor & Lookingbill
4- Krosby
5- Zeller
6- Spear

گونه‌های شاخص در بین دو منطقهٔ حفاظت‌شده بود و شرایط زیستگاهی به طور کلّی هنگام جابه‌جایی‌های بین جمعیّتی، محدودکنندگی کمتری نسبت به استفاده‌های زیستگاهی در داخل گسترهٔ خانگی دارند؛ بنابراین، مسیرهای تعیین‌شده قادر به تأمین هم نیازهای زیستگاهی و هم انتشاری گونه‌های شاخص می‌باشند.

نتیجه‌گیری

افرادی که در امر حفاظت از تنوّع زیستی فعّالیّت می‌کنند نیازمند فرایندها و ابزارهایی هستند که بتوانند داده‌های علمی خود را با اهداف حفاظت از زیستگاه‌ها ارتباط دهند. با توجّه به ضرورت توسعهٔ ابزارها و فرایندها، برای تسهیل انتقال دانسته‌های علمی به بستر جامعهٔ حفاظتی به عنوان امری مهم در اجرای یک برنامهٔ حفاظتی و پر کردن فاصلهٔ بین امور اجرایی - علمی (نایت[1] و همکاران، ۲۰۰۸)، در این مطالعه، یک رویکرد اولویّت‌بندی کریدورهای حیات وحش با نظرخواهی از گروهای ذی‌نفع توسعه داده شد. در کارهای اولویّت‌بندی باید توجّه داشت که هر فرایند اولویّت‌بندی انتخاب شده، سعی می‌کند یکسری از معیارها را در مقابل نادیده گرفتن سایر معیارها بیشتر مورد توجّه قرار دهد؛ بنابراین، هیچ مدلی وجود ندارد که بتواند گسترهٔ کامل و بی‌نقصی از معیارها و ارزش‌ها را در امور حفاظت پوشش دهد (هاردی و فولر[2]، ۲۰۰۹). طرفداران و مشارکت‌کنندگان در امور حفاظتی باید این محدودیت‌ها را در روش اولویّت‌بندی کریدورهای حیات وحش این پژوهش نیز مورد توجّه قرار دهند.

این پژوهش، روشی را برای شناسایی کریدورها در بین شبکه‌ای از اراضی با توان بالقوّهٔ نگهداری تنوّع زیستی بر اساس تهیّهٔ نقشه‌های مطلوبیت زیستگاهی ارائه می‌دهد. تطابق عالی مسیرهای شناسایی‌شده با مسیرهای مهاجرت گونه‌های شاخص دو منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان - کیامکی، نتیجهٔ امیدوارکننده برای استفاده از این روش در بخش‌های دیگر کشورمان است. اجرای عملیات اصلاحی در نقاط بحرانی شناسایی‌شده در مسیر کریدورها (محلّ تقاطع جادّه‌ها با کریدورها)، در اجرای موفّقیّت‌آمیز این مدل برای برقراری ارتباط بین دو منطقهٔ حفاظت‌شدهٔ مراکان - کیامکی کمک خواهد نمود. در صورت نبود اطّلاعات جزئی از داده‌های ژنتیکی، استفاده از نقشه‌های مطلوبیت زیستگاهی گونه‌ها مهم‌ترین دادهٔ محوری برای طرّاحی کریدور است. تهیّهٔ نقشه‌های مطلوبیت زیستگاهی بر اساس مدل‌سازی توزیع گونه‌ها کاملاً وابسته به داشتن داده‌های اوّلیّهٔ دقیق و طولانی‌مدّت از حضور گونه‌ها است؛ بنابراین، به منظور بالا بردن صحّت، دقّت و کاهش اریبی مطالعات وابسته به داده‌های حضور پیشنهاد می‌گردد که در ساختار سازمان حفاظت محیط‌زیست، پایگاه دادهٔ کاملاً تخصّصی برای نگهداری و بازیابی داده‌های حضور گونه‌ها در راستای برنامه‌های بنیاد اطّلاعات تنوّع زیستی جهانی (جی.بی.آی.اف.[3]) ایجاد شود تا پژوهشگران و سایر ذی‌نفعان امر حفاظت در صورت لزوم بتوانند به این اطّلاعات در سریع‌ترین راه ممکن برای پیشبرد اهداف حفاظت از تنوّع زیستی دسترسی داشته باشند (حبیب‌زاده و حسنعلی‌زاده، ۱۳۹۶).

منابع

ادارهٔ کلّ حفاظت محیط‌زیست آذربایجان شرقی (۱۳۹۵) **نقشهٔ مناطق حفاظت‌شدهٔ استان آذربایجان شرقی،**

1- Knight
2- Hardy & Fowler
3- Global Biodiversity Information Facility (GBIF)

معاونت محیط‌زیست طبیعی، بخش زیستگاه‌ها و امور مناطق، گروه GIS.

حبیب‌زاده، نادر؛ حسنعلی‌زاده، رضا (۱۳۹۶) مدل‌سازی چندمقیاسی از مطلوبیت زیستگاه تغذیه‌ای کرکس مصری در منطقه حفاظت‌شده ارسباران، **بوم‌شناسی کاربردی**، ۶ (۳)، صص. ۱۳-۱.

دشتی، سولماز؛ سبزقبایی، غلامرضا؛ جعفری آذر، سمیرا؛ بزم آرا، مژگان (۱۳۹۲) بررسی نقش و اهمّیّت کریدورهای حیات وحش به عنوان شاهراه‌های حفظ تنوّع زیستی، **اوّلین همایش سراسری محیط‌زیست، انرژی و پدافند زیستی**، تهران، مؤسّسهٔ آموزش عالی مهر اروند، گروه ترویجی دوستداران محیط‌زیست.

Akaike, H. (1974) A New Look at Statistical Model Identification, **IEEE Transactions on Automatic Control**, AU-19, pp. 716-722.

Araújo, M. B., New, M. (2007) Ensemble forecasting of species distributions, **Trends in Ecology & Evolution**, 22 (1), pp. 42-47.

Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., Turlure, C. (2013) Individual Dispersal, Landscape Connectivity and Ecological Networks, **Biological Reviews**, 88 (2), pp. 310-326.

Basille, M., Van Moorter, B., Herfindal, I., Martin, J., Linnell, J. D. C., Odden, J., Andersen, R., Gaillard, J. M. (2013) Selecting Survive: The Impact of Road Density on Survival in a Large Carnivore, **PLoS One**, 8 (7), e65493.

Beben, D. (2012) Crossings for Animals an Effective Method of Wild Fauna Conservation, **Environmental Engineering and Landscape Management**, 20, pp. 86-96.

Beier P., Majka D., Jenness J. (2006) Conceptual Steps for Designing Wildlife Corridors, **Corridor Design Arizona USA**, 269, pp. 23784-23789.

Beier, P. (1993) Determining Minimum Habitat Areas and Habitat Corridors for Cougars, **Conservation Biology**, 7, pp. 94-108.

Beier, P., Loe, S. (1992) A Checklist For Evaluating Impacts to wildlife Movement Corridors, **Wildlife Society Bulletin,** 20, pp. 434-440.

Beier, P., Majka, D. R., Spencer, W. D. (2008) Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages, **Conservation Biology**, 22, pp. 836-851.

Belote, R. T., Dietz, M. S., McRae, B. H., Theobald, D. M., McClure, M. L., Irwin, G. H., McKinley, P. S., Gage, J. A., Aplet, G. H. (2016) Identifying Corridors Among Large Protected Areas in the United States, **PLOS ONE**, 11 (4), pp. 0154223.

Bennett, G., Mulongoy, K.J. (2006) Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones, Secretariat of the Convention on Biological Diversity**,** **Montreal Technical Series**, 23, 5-6.

Bolger, D.T., Alberts, A. C., Sauvajot, R. M., Potenza, P., McCalvin, C., Tran, D., Mazzoni, S., Soule, M. E. (1997) Response of Rodents to Habitat Fragmentation in Coastal Southern California, **Ecological Applications**, 7, pp. 552-563.

Bond, A. (2003) **Principles of Wildlife Corridor Design**, Centre for Biological Diversity, Tucson, AZ.

Breiman, L. (2001) Random Forest, **Mach Learn**, 45, pp. 5-32.

Briers, R.A. (2002) Incorporating Connectivity into Reserve Selection Procedures, **Biological Conservation**, 103, pp. 77-83.

Brown, C., Mcmorran, R., Price, M. (2011) Rewilding – A New Paradigm for Nature Conservation in Scotland?, **Scottish Geographical Journal**, 127 (4), pp. 288-314.

Chefaoui, R.M., Lobo, J. M. (2008) Assessing the Effects of Pseudo-Absences on Predictive Distribution Model Performance, **Ecological Modelling**, 210 (4), pp. 478-486.

Crooks, K., Sanjayan, M. (2006) **Connectivity Conservation (Conservation Biology)**. Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511754821.

ESA (European Space Agency) CCI Landcover product (2014) **CCI-LC product User Guide Version 2.4**, ESA CCI LC project.

Fielding, A. H., Bell, J. F. (1997) A Review of Methods for the Assessment of Prediction

Errors in Conservation Presence/Absence Models, **Environmental Conservation**, 24, pp. 38-49.

Friedman, J. H. (1991) Multivariate Adaptive Regression Splines, **The Annals of Statistics**, 19 (1), pp. 1-67.

Gaveau, D. L. A., Epting, J., Lyne, O., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M., Willimas, N. L. 2009) Evaluating Whether Protected Areas Reduce Tropical Deforestation in Sumatra, **Biogeography**, 36 (11), pp. 2165-2175.

Hardy, D., Fowler, L. (2009) Identifying and Prioritizing Potential Conservation Sites in the Upper Oconee Subbasin**, Georgia Water Resources Conference**, Georgia Institute of Technology.

Jenness, J (2013) **DEM Surface Tools**, Jenness Enterprises, Available at: http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm.

Karieva, P. (1987) Habitat Fragmentation and the Stability of Predator-Prey Interactions, **Nature**, 326, pp. 388-390.

Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., Campbell, B. M. (2008) Knowing but not doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research-Implementation Gap, **Conservation Biology**, 22 (3), pp. 610-617.

Krosby, M., Breckheimer, I., John Pierce, D., Singleton, P. H., Hall, S. A., Halupka, K. C., Gaines, W.L., Long, R. A., McRae, B. H., Cosentino, B. L., Schuett-Hames, J. P. (2015) Focal Species and Landscape "Naturalness" Corridor Models Offer Complementary Approaches for Connectivity Conservation Planning, **Landscape Ecology**, 30 (10), pp. 2121-2132.

Lambeck, R. (1997) Focal Species: a Multi-Species Umbrella for Nature Conservation, **Conservation Biology**, 11 (4), pp. 849-856.

Logez, M., Bady, P., Pont, D. (2012) Modelling the Habitat Requirement of Riverine Fish Species at the European Scale: Sensitivity to Temperature and Precipitation and Associated Uncertainty, **Ecology of Freshwater Fish**, 21 (2), pp. 266-282.

Majka, D., Jenness, J., Beier, P. (2007) **CorridorDesigner: ArcGIS Tools for Designing and Evaluating Corridors** [online], Available at: http://corridordesign.org, accessed 08-Feb-2014.

Mateo-Sánchez, M., Balkenhol, N., Cushman, S., Perez, T, Dominguez, A, Saura, S. (2015) Estimating Effective Landscape Distances and Movement Corridors: Comparison of Habitat and Genetic Data, **Ecosphere**, 6 (4), pp. 1-16.

Mateo-Sánchez, M., Cushman, S., Saura, S. (2014) Connecting Endangered Brown Bear Subpopulations in the Cantabrian Range (North-Western Spain), **Animal Conservation**, 17 (5), pp. 430-440.

McCullagh, P., Nelder, J. A. (1989) **Generalized Linear Models**, Chapman and Hall, London.

McGarigal, K., Cushman, S. A., Ene, E. (2012) **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**, Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst.

McLachlan, J. S., Hellmann, J. J., Schwartz, M. W. (2007) A Framework for Debate of Assisted Migration in an Era of Climate Change, **Conservation Biology**, 21 (2), pp. 297-302.

Merow, C., Smith, M. J., Edwards, J. T. C., Guisan, A., McMahon, S. M., Normand, S., Thuiller, W., Wüest, R. O., Zimmermann, N. E., Elith. J. (2014) What do We Gain from Simplicity Versus Complexity in Species Distribution Models?, **Ecography**, 37 (12), pp. 1267-1281.

Mills, L. S., Smouse, P. E. (1994) Demographic Consequences of Inbreeding in Remnant Populations, **American Naturalist**, 144 (3), pp. 412-431.

Minor, E. S., Lookingbill, T. R. (2010) A Multiscale Network Analysis of Protected-Area Connectivity for Mammals in the United States, **Conservation Biology**, 24 (6), pp. 1549-1558.

Morelli, F., Beim, M., Jerzak, L., Jones, D., Tryjanowski, P. (2014) Can Roads, Railways and Related Structures Have Positive Effects on Birds? A Review, **Transport Research Document**, 30, pp. 21-31.

Morisette, J. T., Jarnevich, C. S., Holcombe, T. R., Talbert, C. B., Ignizio, D., Talbert, M. K., Silva, C., Koop, D., Swanson, A., Young, N. E. (2013) VisTrails SAHM: Visualization and Workflow Management for Species Habitat Modeling, **Ecography**, 36, pp. 129-135.

Nunes, L., Gomes, A. L., Fonseca, A. (2015) Wildlife Corridors Based on the Spatial Modeling of the Human Pressure: A Portuguese Case Study. In: Watson, Alan; Carver, Stephen; Krenova, Zdenka; McBride, Brooke, Comps. Science and Stewardship to Protect and Sustain Wilderness Values, **Tenth World Wilderness Congress symposium**, 2013, 4-10 October, Salamanca, Spain, Proceedings RMRS-P-74, Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp. 5-13.

Phillips, S. J.; Anderson, R. P., Schapire, R. E. (2006) Maximum Entropy Modeling of Species Geographic Distributions, **Ecological Modelling**, 190 (3-4), pp. 231-259.

Pont, D., Hugueny, B., Oberdorff, T. (2005) Modelling Habitat Requirement of European Fishes: do Species Have Similar Responses to Local and Regional Environmental Constraints?, **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 62, pp. 163-173.

Primack, R. B. (2002) **Essentials of Conservation Biology**, Third Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 698 pages.

Quinn, J.F., Harrison, S.P. (1988) Effects of Habitat Fragmentation and Isolation on Species Richness-Evidence from Biogeographic Patterns, **Oecologia**, 75, pp. 132-140.

Rosenberg, D. K., Noon, B. R., Meslow, E. C. (1997) Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy, **BioScience**, 47 (10), pp. 677-687.

Simberloff, D. (1998) Flagships, Umbrellas, and Keystones: Is Single-Species Management Passe in the Landscape Era? **Biological Conservation**, 83 (3), pp. 247–257

Spear, S. F., Balkenhol, N., Fortin, M.-J., McRae, B. H., Scribner, K. (2010) Use of Resistance Surfaces for Landscape Genetic Studies: Considerations for Parameterization and Analysis, **Molecular Ecology**, 19, pp. 3576-3591.

Swets, J. (1988) Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems, **Science**, 240, pp. 1285-1293.

Thomas, C. D. Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., De Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., Williams, S. E. (2004) Extinction Risk from Climate Change, **Nature**, 427, pp. 145-148.

Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., Arau´jo, M. B. (2009) BIOMOD - a Platform for Ensemble Forecasting of Species Distributions, **Ecography**, 32 (3), pp. 369-373.

Wilcox, B.A., Murphy, D.D. (1985) Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction, **American Naturalist**, 125 (6), pp. 879-887.

Zeller, K. A., McGarigal, K., Whiteley, A. R. (2012) Estimating Landscape Resistance to Movement: A Review, **Landscape Ecology**, 27 (6), pp. 777-797.