

# Distribution modeling and habitat cores connections of Muscat mouse-tailed bat, *Rhinopoma muscatellum* Thomas, 1903 (Chiroptera: Rhinopomatidae) in Iran

Mina Esmaeili and Vahid Akmal<sup>\*</sup>

Department of Biology, Faculty of Science, Razi University, Kermanshah, Iran

Received: 18 November 2021

Accepted: 18 February 2022

---

## Key words

Mouse-tailed bat  
habitat cores  
fragmentation  
continuity  
lowest cost path

---

## Abstract

Bats as indicators of environmental changes have provided important ecosystem services such as pollination, seed dispersion, and insect population control that reflect their role and status of them in the ecosystem. Therefore, knowledge of the distribution range, habitat requirements and connections is necessary for the management of bat species. The objective of this study is distribution modeling and identification of the connecting network, including corridors and habitat cores of the small mouse tailed bat, *Rhinopoma muscatellum* in Iran. For habitat modelling, species presence points and bioclimatic, topographic and human variables, as well as soil organic carbon, were used. Modelling was performed using the MaxEnt method, and suitable/unsuitable habitat for the species was determined using the TSS threshold. Habitat cores with an emphasis on continuity and then the pairwise connection paths using the least cost path (LCP) analysis identified. To analysis the connectivity, the density metrics and suitability of the corridor in the landscape were used. According to the results of the modelling, there are numerous potential habitats as patches for the species in the country. Most of the habitat cores with an area of over 250 hectares are in the southern and southeastern regions of the country. The length of the set of paths that connect the habitat cores with the lowest cost was estimated 140,399 km, which the highest amount of connection related to the habitat cores is in the southern and southeastern parts.

---

\*Email: v\_akmali@razi.ac.ir

## مدل سازی توزیع و اتصالات هسته های زیستگاهی خفاش دم موشی مسقطی *Rhinopoma muscatellum* Thomas, 1903 در ایران

مینا اسماعیلی و وحید اکملی\*

گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران

پذیرش: ۲۹ بهمن ۱۴۰۰

دریافت: ۲۷ آبان ۱۴۰۰

### چکیده

خفاش ها به عنوان شناساگر تغییرات محیطی، خدمات اکوسیستمی مهمی نظیر گرده افشانی، پراکنش بذر و کنترل جمعیت حشرات را ارائه می دهند که نشان دهنده نقش و جایگاه آن ها است؛ بنابراین آگاهی از دامنه انتشار، نیازها و اتصالات زیستگاهی، در مدیریت جمعیت گونه های خفاش، لازم و ضروری است. هدف از انجام این مطالعه، مدل سازی توزیع و شناسایی شبکه اتصال، شامل کریدورها و هسته های زیستگاهی خفاش دم موشی کوچک *Rhinopoma muscatellum* در ایران است. به منظور مدل سازی زیستگاه از نقاط حضور و متغیرهای زیست اقلیمی، توپوگرافی و انسانی در کنار کربن آلی خاک (SOC) استفاده گردید. مدل سازی به روش آنتروپی بیشینه (MaxEnt) انجام گرفت و با استفاده از حد آستانه TSS زیستگاه مطلوب/ نامطلوب گونه شناسایی شد. با تأکید بر روی پیوستگی، هسته های زیستگاهی شناسایی شدند و سپس مسیرهای اتصال به صورت جفتی (pairwise) و با استفاده از تحلیل کمترین هزینه (LCP) انجام گرفت. برای تحلیل دالان ها از متریک تراکم و مطلوبیت دالان در سیمای سرزمین، استفاده شد. نتایج مدل سازی نشان داد که زیستگاه های بالقوه فراوانی برای گونه در سطح کشور وجود دارد که به صورت لکه ای پراکنده شده اند. بیشترین هسته های زیستگاهی با مساحت های بیش از ۲۵۰ هکتار در بخش های جنوبی و جنوب شرقی کشور قرار دارند. طول مجموعه مسیرهایی که با کمترین هزینه، هسته های زیستگاهی را به یکدیگر متصل می کنند ۱۴۰۳۹۹ کیلومتر تخمین زده شد که بیشترین مقدار پیوستگی مربوط به هسته های زیستگاهی در بخش های جنوب و جنوب شرقی است.

### واژه های کلیدی

خفاش دم موشی  
هسته های زیستگاهی  
تکه تکه شدگی  
پیوستگی  
تحلیل کمترین هزینه

\*پست الکترونیکی: v\_akmali@razi.ac.ir

## مقدمه

خفاش‌ها به‌عنوان پستانداران پرنده، دومین راسته بزرگ بعد از جوندگان می‌باشند (Wilson و همکاران، ۲۰۱۹). این گروه به خاطر داشتن توانایی پرواز، پژواک و جایابی دارای تنوع گسترده‌ای هستند به طوری که تاکنون بیش از ۱۴۰۰ گونه از ۲۳۰ جنس و ۲۱ خانواده شناسایی شده‌اند (Wilson و همکاران، ۲۰۱۹). خفاش‌ها به‌عنوان شناساگرهای تغییرات محیطی شناخته می‌شوند (Pettorelli و همکاران، ۲۰۱۳؛ Jones و همکاران، ۲۰۰۹؛ Choudhary و همکاران، ۲۰۲۰؛ Toffoli، ۲۰۲۱) و ارتباط آن‌ها با کیفیت پارامترهای مختلف اکوسیستم مورد تأکید بوده است (De Conno و همکاران، ۲۰۱۸). خفاش‌ها نیز مانند بسیاری از گونه‌های دیگر در فرآیند انتشار، دامنه توزیع را افزایش می‌دهند تا بتوانند از کیفیت زیستگاه‌های مختلف استفاده کنند؛ اما تمامی سیماهای سرزمین برای خفاش‌ها به یک‌میزان فرآیند انتشار را تسهیل نمی‌کند. توانایی موجودات زنده برای جابه‌جایی بین لکه‌های زیستگاهی به‌منظور حفظ جمعیت آن‌ها ضروری بوده و بر طبق بررسی‌های که بر روی فراجمعیت‌ها (Metapopulations) انجام گرفته نتایج نشان داده که حفظ گونه‌ها در زیستگاه و سیمای سرزمین تحت تأثیر توانایی جابه‌جایی آن‌ها بین تکه‌های زیستگاهی و در نتیجه ارتباطات سیمای سرزمین قرار دارد (عبدالهی و ایلدرمی، ۱۳۹۶). با فراهم آمدن امکان جابه‌جایی و پراکندگی گونه‌ها در سیمای سرزمین، می‌توان شاهد افزایش انعطاف‌پذیری اکوسیستم‌ها و کاهش اثر تکه‌تکه شدن بود (خسروی و همکاران، ۱۳۹۶). از جمله رویکردهایی که می‌تواند در راستای شناسایی لکه‌های زیستگاهی و مسیرهای اتصال مناسب باشد استفاده از مدل‌های توزیع گونه است.

مدل‌های توزیع گونه به‌عنوان ابزاری مؤثر برای اندازه‌گیری متغیرهای محیطی و پیش‌بینی پراکنش گونه‌ها هستند که بر اساس روابط آماری بین متغیرهای محیطی و مناطق مشاهده گونه هستند (Porter و Kearney، ۲۰۰۹). Hengel و

همکاران (۲۰۰۹) مدل‌های پراکنش گونه را به‌عنوان الگوریتم‌های آماری-تحلیلی تعریف کردند که با توجه به مشاهدات میدانی و نقشه‌های محیطی می‌توانند دامنه جغرافیایی پراکنش یک گونه را محدود و پیش‌بینی نماید. بر اساس تعریفی دیگر مدل‌های توزیع گونه ابزارهای متداولی در ارزیابی تأثیرات احتمالی تغییر اقلیم بر محدوده پراکندگی گونه‌ها و درک آسیب‌پذیری آن‌ها نسبت به تغییر اقلیم هستند (Forester و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین مدل‌های مطلوبیت یا توزیع گونه می‌توانند مناطق حضور گونه‌های مورد مطالعه را با استفاده از داده‌های حضور و متغیرهای محیطی پیش‌بینی کنند (Franklin، ۲۰۰۹). در ایران تاکنون ۵۱ گونه خفاش در ۹ خانواده شناسایی شده است (اکملی، ۱۳۹۹). خفاش‌های خانواده Rhinopomatidae به‌عنوان خفاش‌های دم‌موشی شناخته می‌شوند. این خانواده در بخش‌های گرمسیری آفریقا، بیشتر نواحی جنوبی مدیترانه، نواحی جنوبی آسیا پراکنش وسیعی دارند (Hill، ۱۹۷۷). خفاش‌های این خانواده اندازه نسبتاً کوچکی دارند که در زیستگاه‌های خشک و نیمه‌خشک در غارها و دست سازه‌های انسان شامل خانه‌های متروکه، تونل‌ها و معادن روست (Roost) می‌کنند. روست‌ها مکانی برای جفت‌گیری، خواب زمستانی و پرورش نوزادان و تعامل خفاش‌ها است. خفاش دم‌موشی مسقطی (R. muscatellum) از نواحی جنوب شرقی شبه‌جزیره عربی (نواحی شمالی و شرقی عمان و امارات متحده عربی) تا جنوب آسیا (نواحی جنوبی ایران، افغانستان، پاکستان و هند) گزارش شده است (Benda و همکاران، ۲۰۰۹، ۲۰۱۲؛ Hulva و همکاران، ۲۰۰۷؛ Van Cakenberghe و De Vree، ۱۹۹۴؛ DeBlase، ۱۹۸۴، Akmalı و همکاران، ۲۰۱۱). از جمله مطالعات انجام گرفته بر روی توزیع خفاش‌ها در ایران می‌توان به موارد زیر اشاره کرد: کفاش و همکاران (۱۴۰۰) توزیع گونه خفاش لب کوتاه (Pipistrellus pipistrellus) را تحت تأثیر سناریوهای تغییر اقلیم مطالعه کردند و سپس کارایی شبکه مناطق حفاظت‌شده را نیز در

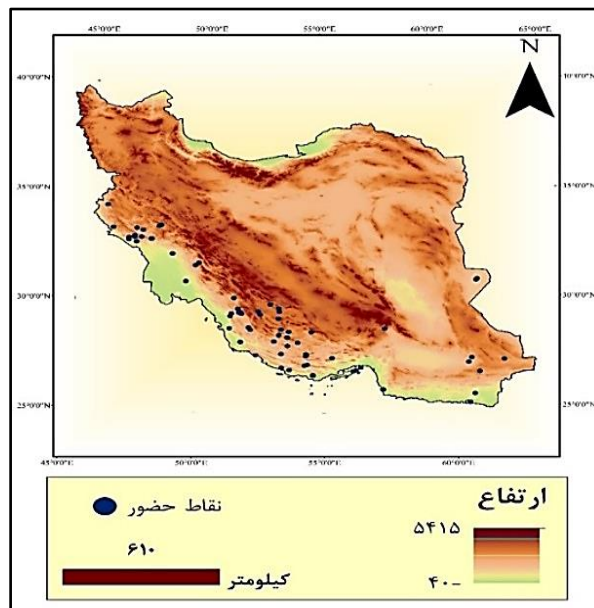
است. با توجه به ناشناخته بودن لکه‌های زیستگاهی و مسیرهای اتصال بین آنها در خفاش دم‌موشی مسقطی این مطالعه به دنبال دستیابی به مسیرهای اتصال زیستگاه گونه با تأکید بر نقشه مطلوبیت زیستگاه است.

## مواد و روش ها

### محدوده مورد مطالعه و نقاط حضور

نقاط حضور در مطالعات توزیع گونه، به‌عنوان نمونه‌های پردازشی در نظر گرفته می‌شوند که در فرآیند مدل‌سازی توسط الگوریتم‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرند. نقاط حضور مورد استفاده در این مطالعه از پژوهش Kafaei و همکاران (۲۰۲۱) که با عنوان پیش‌بینی پاسخ گونه به سناریوهای مختلف تغییر اقلیم بود تهیه شد. شکل ۱ موقعیت ۷۴ نقطه حضور مورد استفاده در این مطالعه را نمایش می‌دهد. به‌منظور درک بهتر توزیع نقاط در کشور، از مدل رقومی ارتفاع به‌عنوان نقشه زمینه استفاده شده است تا توزیع نقاط حضور به تفکیک پستی و بلندی‌ها مشخص شود. توزیع نقاط نشان می‌دهد که عمده نقاط حضور ثبت شده برای گونه در بخش‌های جنوب غربی، جنوب و جنوب شرقی کشور قرار دارند.

پوشش زیستگاه گونه بررسی کردند. این مطالعه تنها با مدل‌سازی سناریوهای شدید و خفیف سال ۲۰۷۰ انجام گرفت. نتایج نشان داد که گستره زیستگاه مطلوب گونه در حال حاضر برابر ۳۱۲۵۶۲ کیلومترمربع است و در آینده این مساحت به ۱۴۲۳۸۹ کیلومتر تلفیق پیدا خواهد کرد. در مطالعه دیگر توسط کفاش و همکاران (۲۰۲۱) غنای مکانی توزیع خفاش‌ها در ایران بررسی شد. در این مطالعه از مدل خطی تعمیم‌یافته و متغیرهای زیست‌اقلیمی برای مدل‌سازی توزیع گونه استفاده شد. نتایج نشان داد که رشته‌کوه زاگرس به‌عنوان یکی از نقاط داغ زیستگاهی خفاش‌ها در ایران مطرح است. از این طریق مناطقی که برای حفاظت از زیستگاه‌ها دارای اهمیت می‌باشند شناسایی شدند. از آنجا که تحرک گونه در محیط بر پایه عبور از شرایط نامساعد و رسیدن به شرایط مطلوب است لذا آگاهی نسبت به مسیرهایی که گونه از آن عبور می‌کند همواره مدنظر اکولوژیست‌ها و زیست‌شناسان حفاظت است. هرچند جابه‌جایی و تحرک گونه در طبیعت جز پیچیده‌ترین مباحث است اما توسعه مدل‌ها تا حدودی آن را قابل فهم کرده است (کرمی، ۱۴۰۰). مدیریت صحیح سیمای سرزمین برای انجام فعالیت‌های در راستای حفاظت و احیا جمعیت‌های حیات وحش مستلزم آگاهی از جابه‌جایی‌های حیات وحش



شکل ۱. محدوده مورد مطالعه و نقاط حضور گونه

## مدل سازی

به منظور کاهش خودهمبستگی نقاط حضور، پس از جمع آوری آن‌ها، از تحلیل تجزیه به مؤلفه اصلی استفاده شد و در نهایت بر اساس مقادیر ویژه سه مؤلفه (Eigenvalues) اول دوباره لایه‌ها با یکدیگر ادغام شدند، سپس مقادیر اطلاعاتی به ازای نقاط حضور از لایه تهیه شده، با استفاده از دستور Extract Values to Points استخراج گردید و آن دسته از نقاطی که در محدوده اطلاعات پایین‌تری در خصوص متغیرهای محیطی قرار داشتند از تحلیل کنار گذاشته شدند (کرمی، ۱۴۰۰). اجرای این تحلیل در نرم‌افزار مدل‌سازی و تحلیل‌های محیطی Tree SET18.6.1 انجام گرفت. مدل‌سازی توزیع گونه با استفاده از روش آنتروپی بیشینه در نرم‌افزار MaxEnt v.3.3 انجام گرفت. کارایی این

مدل در برخی موارد حتی از مدل‌های همادی (Ensemble) نیز بالاتر عنوان شده است (Kaky و همکاران، ۲۰۲۰). نرم‌افزار MaxEnt از داده‌های حضور گونه استفاده می‌کند و این نقاط را با نقاط شبه عدم حضور (Pseudo-Absence Points) مقایسه می‌کند (الماسیه و کابلی، ۱۳۹۸). در راستای اجرای مدل از ۷۰ درصد داده‌ها برای آموزش و ۳۰ درصد داده‌ها برای آزمون مدل استفاده شدند. به منظور مطالعه توزیع فعلی گونه از متغیرهای زیست‌اقليمی (Bio climate) با قدرت تفکیک مکانی تقریباً یک کیلومتری از پایگاه (www.worldclim.org) تهیه و در کنار متغیرهای ارتفاع، تراکم پوشش گیاهی، فاصله از زمین‌های کشاورزی، فاصله از مراتع و کربن آلی خاک استفاده شد.

جدول ۱. متغیرهای زیستگاهی مورد استفاده در فرآیند مدل‌سازی

| نام متغیر                            | حداقل | حداکثر | میانگین  |
|--------------------------------------|-------|--------|----------|
| دامنه میانگین دمای روزانه (Bio2)     | ۷۰    | ۱۷۵    | ۱۴۳/۴۱   |
| هم‌دمایی (Bio3)                      | ۲۵    | ۴۵     | ۳۸/۰۸    |
| فصلی بودن دما (Bio4)                 | ۳۸۷۷  | ۱۰۱۶۰  | ۸۱۳۸/۹۵  |
| حداکثر دمای گرم‌ترین ماه (Bio5)      | ۱۳۵   | ۴۶۸    | ۳۶۳/۸۳   |
| بارش سالانه (Bio12)                  | ۴۷    | ۱۴۹۹   | ۲۰۹/۲۵   |
| ارتفاع (به متر)                      | -۴۰   | ۵۴۱۵   | ۱۲۵۰/۱۱  |
| تنوع پستی و بلندی                    | ۰     | ۳/۸۹   | ۳/۴۱     |
| فاصله از زمین‌های بدون پوشش (به متر) | ۰     | ۱۸۹۶۱۴ | ۲۶۵۶۱/۹۱ |
| فاصله از مناطق مسکونی (به متر)       | ۰     | ۱۳۷۶۷۰ | ۲۷۹۱۲/۹۲ |
| فاصله از زمین‌های کشاورزی (به متر)   | ۰     | ۲۰۴۷۸۹ | ۱۸۳۰۸/۳۰ |
| فاصله از مراتع (به متر)              | ۰     | ۱۹۳۲۵۲ | ۲۵۵۰۵/۷۵ |
| شاخص تراکم پوشش گیاهی                | -۰/۱۷ | ۱      | ۰/۲۲     |
| کربن آلی خاک                         | ۰     | ۲۳۳    | ۱۷/۹۴    |

با استفاده از دستور Band Collection در نرم افزار ArcGIS10.4.1 بین متغیرها تحلیل همبستگی انجام گرفت و آن دسته از متغیرهایی که همبستگی کمتر از ۰/۷۵ داشتند وارد فرآیند مدل سازی شدند. متغیر کربن آلی خاک از تارنمای (<http://54.229.242.119/GSOCmap/>) سازمان خواروبار جهانی (FAO) تهیه گردید که واحد آن تن در هکتار است. فاصله از کاربری پوشش های ذکر شده در این مطالعه با استفاده از تابع فاصله اقلیدسی در نرم افزار ArcGIS10.4.1 و با استفاده از نقشه کاربری/پوشش اراضی تهیه گردید. تنوع پستی و بلندی نیز با اعمال فیلتر تنوع با اندازه ۳×۳ در نرم افزار Tree SET18.6.1 محاسبه گردید. شاخص تراکم پوشش گیاهی به صورت میانگین از سال ۲۰۱۹ تا ۲۰۲۰ در سامانه Google Earth Engine محاسبه و وارد مدل سازی شد. جدول زیر گستره متغیرهای زیستگاهی مورد استفاده را نمایش می دهد.

### شناسایی هسته های پیوسته و مدل سازی کریدور

انتخاب هسته های اصلی برای اتصال و مدل سازی کریدورها یک فرآیند کلیدی است که گاهی از مناطق حفاظت شده (Morovati و همکاران، ۲۰۲۰)، گاهی از نقشه های حاصل از حد آستانه (اسماعیلی و همکاران، ۱۳۹۸) و گاهی از اولویت بندی لکه ها (پناهنده و همکاران، ۱۳۹۷) استفاده می شود. برای شناسایی هسته های اصلی زیستگاه دو تحلیل با تأکید بر پیوستگی در نظر گرفته شد. پیوستگی بوم شناختی سیمای سرزمین یک ویژگی ساختاری-عملکردی است که به میزان سهولت یا محدودیت سیمای سرزمین برای جریان ماده، انرژی و اطلاعات در میان لکه های بوم شناختی مختلف اطلاق می شود (Shafinejad و همکاران، ۲۰۱۸). این شبکه توسط زیستگاه و ارتباطات بین آن ها قابل تفسیر است که در رویکرد نخست تنها زیستگاه هایی با مساحت بالا و سوراخ شدگی کمتر و در رویکرد دوم هسته ها با تکه تکه شدگی کمتر انتخاب شدند تا به این طریق تلاش شود هسته های اصلی زیستگاه به عنوان عامل اصلی سوق جمعیت در نظر گرفته شوند. در رویکرد اول علاوه بر تأکید بر روی

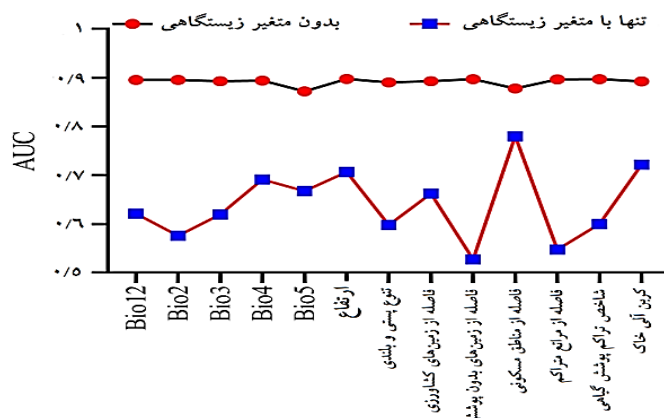
مساحت لکه، حاشیه نیز شناسایی خواهند شد. سوراخ شدگی در واقع منطقه ای با کیفیت متمایز از محدوده دربرگیرنده است که دارای اثرات لبه است (سادات و همکاران، ۱۳۹۹). برای اندازه گیری حاشیه از قدرت تفکیک مکانی ۹۰۰×۹۰۰ استفاده گردید. محاسبه متریک ها با استفاده از ابزار Landscape Fragmentation انجام شد. در رویکرد دوم متریک contagion بر روی لکه های زیستگاهی پیاده شد دلیل انتخاب این متریک نیز ارتباطی است که میان کیفیت لکه های زیستگاهی و مطلوبیت آن وجود دارد (Treglia و همکاران، ۲۰۱۸). این متریک به صورت درصد تکه تکه شدگی سیمای سرزمین را نمایش می دهد. برای اجرای این متریک از نرم افزار Fragstats v3.1 استفاده گردید. از آنجا که کاهش هم پیوستگی ناشی از تکه تکه شدگی است و این امر برای گونه ها به خصوص گونه های در معرض خطر انقراض، آسیب جدی محسوب می شود (درویشی و همکاران، ۱۳۹۹) در رویکرد دوم، لکه های زیستگاهی با پیوستگی بیش از ۹۰ درصد به عنوان هسته های اصلی برای اتصال لکه های زیستگاهی انتخاب خواهند شد. پس از شناسایی هسته های زیستگاهی برای شناسایی مسیرهای اتصال از تحلیل کمترین هزینه (Least Cost Paths) استفاده گردید. در ارزیابی وضعیت ارتباط سیمای سرزمین، نفوذپذیری یا مقاومت سیمای سرزمین معمولاً از طریق سطحی به نام سطح مقاومت تعیین می شود که بیانگر هزینه جابه جایی (Resistance) محلی گونه مورد نظر در یک محدوده خاص است (پناهنده و همکاران، ۱۳۹۷). از آنجا که شناسایی ارتباطات سیمای سرزمینی به نقشه مقاومت نیاز دارد در این مطالعه از معکوس نقشه مطلوبیت زیستگاه گونه به عنوان نقشه هزینه استفاده شد (خسروی و همکاران، ۱۳۹۶؛ الماسیه و همکاران، ۱۳۹۶).

### نتایج

بر اساس نتایج حاصل از اعتبار سنجی (AUC)، اعتبار سنجی مدل برابر ۰/۸۵ محاسبه گردید که نشان می دهد مدل در

نمایش می‌دهد. بر این اساس از میان متغیرهای مورد استفاده، ارتفاع، فاصله از مناطق مسکونی و کربن آلی خاک تأثیر بیشتری را بر روی گستره انتشار گونه مورد مطالعه دارند.

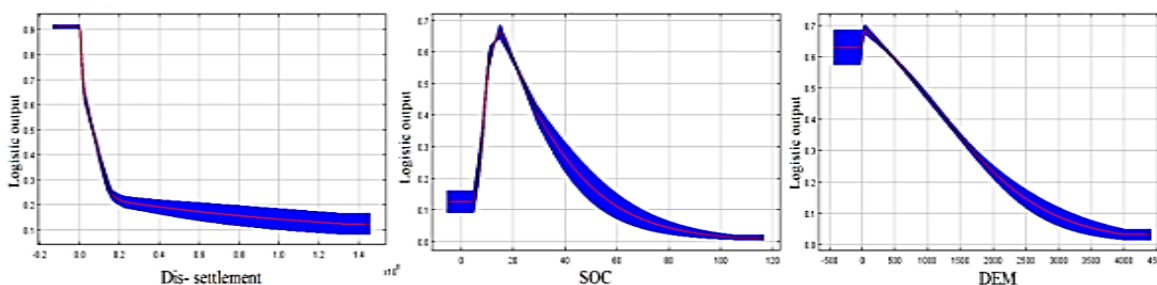
اجرا موفق بوده است و بین مدل پیش‌بینی شده با مدل‌های تصادفی تفاوت معناداری در حد آستانه‌های مختلف وجود دارد. شکل ۲ متغیرهای تأثیرگذار در مدل‌سازی زیستگاه را



شکل ۲. اهمیت متغیرهای زیستگاهی در مدل‌سازی به روش جک نایف.

پاسخ، ۱۸ تن در هکتار تخمین زده می‌شود که گونه از حضور در مناطقی با بیوماس بیشتر از این مقدار اجتناب می‌کند. با افزایش فاصله از مناطق مسکونی (Dis-settlement) نیز مطلوبیت زیستگاه روندی کاهشی را نمایش می‌دهد که این امر نشان‌دهنده تمایل گونه به حضور در مجاورت مناطق مسکونی است.

شکل ۳ منحنی پاسخ به متغیرهای زیستگاهی را در مدل اجرا شده نمایش می‌دهد. بر این اساس با توجه به منحنی‌های مربوطه با افزایش ارتفاع (DEM) از ۳۰۰ متری به‌طور پیوسته مطلوبیت زیستگاه کاسته می‌شود و در ارتفاعات بیش از ۴۰۰ متری مطلوبیت زیستگاه به صفر می‌رسد. افزایش مقدار کربن آلی خاک تأثیر منفی دارد و مقدار مطلوب کربن آلی خاک بر اساس نمودار حاصل از منحنی



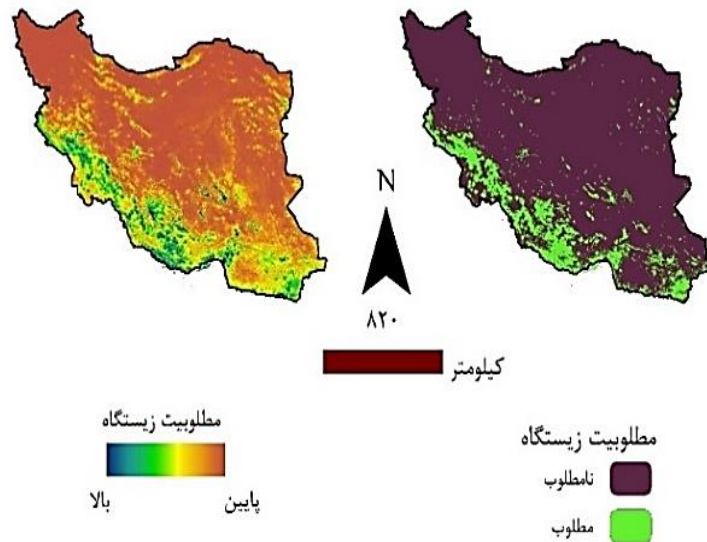
شکل ۳. منحنی پاسخ متغیرهای تأثیرگذار زیستگاهی (محور عمودی) مطلوبیت زیستگاه، محور افقی نوسان مقادیر متغیر) بر روی خفاش دم‌موشی کوچک

استفاده شد. بر اساس نتایج ارزیابی مقادیر حساسیت و ویژگی به ترتیب برابر ۰/۹۱ و ۰/۸۷ شناسایی گردید که نشان از قدرت مناسب مدل در شناسایی و تفکیک نقاط حضور از شبه عدم حضور است. در نقشه پیوسته، مناطقی بارنگ آبی زیستگاه مطلوب گونه را نمایش می‌دهند و

شکل شماره ۴ نتایج حاصل از مدل‌سازی زیستگاه گونه را نمایش می‌دهد. پس از تأیید نتایج حاصل از اجرای مدل با استفاده از نقاط حضور و پس‌زمینه مورد استفاده در اجرا حد آستانه TSS برابر و بزرگ‌تر از ۳۵ ( $\leq 35$ ) محاسبه گردید. از حد آستانه TSS برای تبدیل نقشه احتمال به نقشه باینری

زیستگاه نامطلوب را برای گونه مورد مطالعه نمایش می دهند. مساحت زیستگاه مطلوب گونه در این مطالعه برابر با ۲۰۹۲۱۸/۹۶ کیلومتر مربع است.

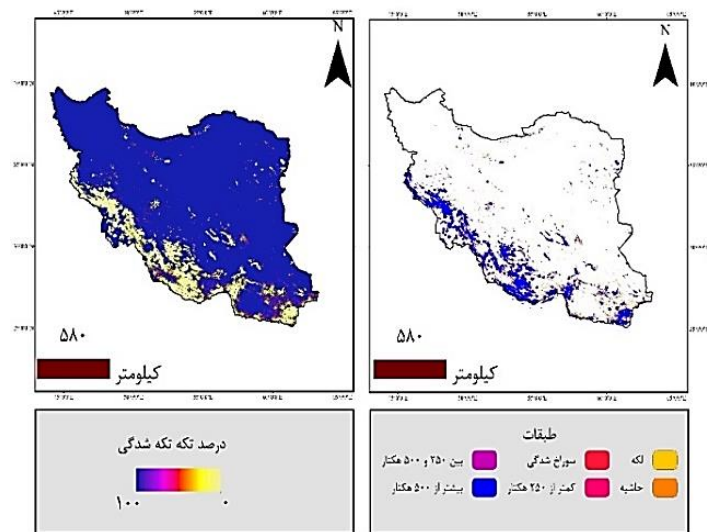
بخش های بارنگ قهوه ای زیستگاه گونه با مطلوبیت پایین تر را نمایش می دهند. در نقشه باینری و دوتایی بخش های که سبز رنگ هستند زیستگاه مطلوب و بخش های صورتی رنگ



شکل ۴. مطلوبیت زیستگاه خفاش دم موشی کوچک (سمت راست نقشه دودویی، سمت چپ نقشه احتمال مطلوبیت)

درصد تکه تکه شدگی را نمایش می دهد. از آنجایی که تمام طبقات رویکرد اول مساحتی بیش از ۵۰۰ هکتار دارند و همچنین سوراخ شدگی در میان این دسته از هسته های زیستگاهی وجود دارد از این رویکرد استفاده نشد و از رویکرد دوم با تأکید بر روی هسته های زیستگاهی با کمترین مقدار تکه تکه شدگی استفاده گردید.

پس از شناسایی لکه های زیستگاهی تحلیل های مربوط به تکه تکه شدگی پیاده گردید که شکل ۵ نتایج تحلیل ها را نشان می دهد. در تحلیل اول میزان تکه تکه شدگی بر اساس طبقات ۶ گانه نمایش داده شده است که ۳ طبقه از این طبقات به مساحت زیستگاه اشاره دارد. در مسیر دوم متریک Contagion بر روی نقشه های مطلوبیت محاسبه شد که

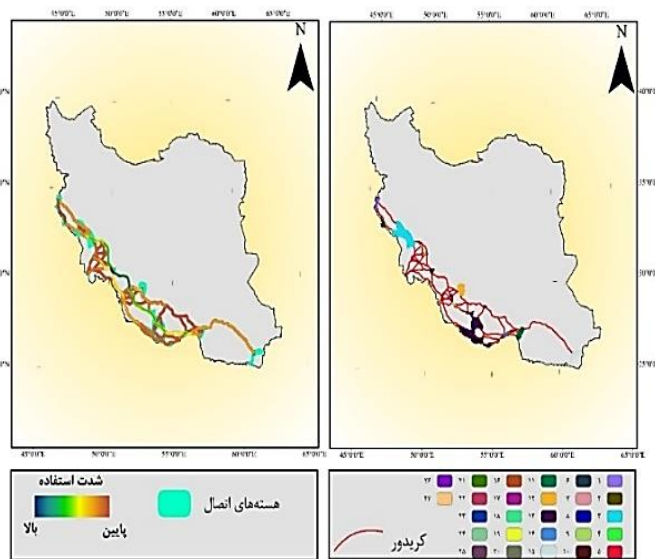


شکل ۵. درصد تکه تکه شدگی زیستگاه (سمت چپ سیمای سرزمین در لکه های زیستگاهی، سمت چپ درصد تکه تکه شدگی)



جنوب شرق و در شهرستان سیستان و بلوچستان قرار گرفته است به عنوان منزوی ترین هسته زیستگاهی مطرح است که گونه برای رسیدن به سایر لکه‌های زیستگاهی در گذار از این لکه به عبور از تنها یک مسیر کم هزینه منوط می‌شود اما پس از عبور از این هسته زیستگاه عمل اتصال بین سایر لکه‌های زیستگاهی در محدوده جنوب، جنوب غرب و غرب بهبود پیدا می‌کند.

شکل شماره ۶ نتایج هسته‌های زیستگاهی با شاخص تکه تکه شدگی کمتر از ۱۰ درصد و همچنین مسیرهای شناسایی شده به عنوان کریدور را نمایش می‌دهد. مساحت لکه‌های اندازه‌گیری شده برابر ۴۷۵۱۸/۰۱ کیلومتر مربع می‌باشد که ۲۲ درصد از زیستگاه مطلوب گونه را شامل می‌شود. در نقشه دیگر شدت استفاده از دالان‌ها در مسیرهای اتصال نمایش داده شده که بر پایه آن هسته زیستگاهی که در منطقه



شکل ۶. لکه‌های زیستگاهی، مسیرهای اتصال و شدت استفاده از کریدورها در مدل‌های توزیع

تأثیر را بر روی گونه مورد مطالعه داشتند. در مطالعه که توسط کفایی (۱۳۹۸) انجام گرفت، از میان متغیرهای مورد بررسی فصلی بودن دما مهم‌ترین متغیر مؤثر بر پراکنش خفاش دم‌موشی مسقطی اندازه‌گیری شد؛ که نوع متغیرهای ورودی به این مطالعه تنها بر پایه متغیرهای اقلیمی بود. پیش‌بینی حاصل از این دسته از مطالعات نیز تنها بعد اقلیمی آشیان گونه را در نظر می‌گیرد از این رو ممکن است بسیاری از برهم‌کنش‌هایی که بین متغیرهای زیستگاهی در گستره احتمالی مطلوب گونه مشاهده شود در مطالعه دخالت داده نشود. گستره انتشار این گونه در کشور منطبق با زیستگاه‌های بلوچی و استپی در کشور و افزایش ارتفاع باعث کاهش مطلوبیت زیستگاه گونه می‌شود. به نظر می‌رسد دمای بالا در زیستگاه این خفاش‌ها منجر شده است که در این خانواده زمستان‌خوابی وجود نداشته باشد. ارتفاعات پایین‌تر شرایط

## بحث و نتیجه‌گیری

در این مطالعه با استفاده از داده‌های حضور گونه و به روش آنترویی بیشینه زیستگاه خفاش دم‌موشی مسقطی مطالعه و مدل‌سازی گردید و مسیرهای اتصال هسته‌های زیستگاهی نیز برای گونه شناسایی شد. هتروژنیته محیطی باعث شده تا بسیاری از لکه‌های قابل استفاده برای گونه به صورت پراکنده در سیمای سرزمین توزیع یابند که استفاده گونه از برخی از لکه‌ها را عملاً تحت شعاع قرار می‌دهد. در این حالت آگاهی به شرایط این لکه‌ها و چیدمان آن‌ها در سیمای سرزمین برای احیا و حفظ جمعیت‌های حیات وحش لازم و ضروری به نظر می‌رسد.

بر اساس تحلیل جک نایف در این مطالعه متغیرهای فاصله از مناطق مسکونی، تراکم کربن آلی خاک و ارتفاع بیشترین

Cook و همکاران، ۲۰۱۰؛ Seager و همکاران، ۲۰۱۳؛ Cook و همکاران، ۲۰۱۵) نزدیکی به مناطق مسکونی می تواند از جنبه تأمین آب نیز مطرح گردد. حفظ اتصالات زیستگاهی برای خفاش های کوچک مانند خفاش دم موشی مسقطی بسیار مهم است (Weller و همکاران، ۲۰۰۹). شدت تکه تکه شدگی زیستگاه برای گونه هایی از خفاش ها که سیستم پژواک جایابی ضعیف تری دارند تأثیرگذاری بیشتری دارد (Frey-Ehrenbold و همکاران، ۲۰۱۳) و روست هایی که در مسیر اتصال زیستگاه قرار دارند حتی برای زادآوری گونه های خفاش نیز مطرح و دارای اهمیت می باشند (Tournant و همکاران، ۲۰۱۳).

تحلیل کمترین هزینه (LCP) یکی از پرکاربردترین روش های شناسایی کریدورها است (Cushman و Landguth، ۲۰۱۰) که در این مطالعه استفاده شد. در این روش فاصله های موجود بین مناطق و مقدار هزینه یا مقاومت سیمای سرزمین در مسیرهای اتصال مورد بررسی قرار می گیرد (Adriaensen و همکاران، ۲۰۰۳). این روش مزایایی مهمی مانند مقایسه کمی مسیرهای اتصال، توانایی یکسان سازی مدل های ساده و پیچیده اثرات زیستگاه و عدم محدودیت مدل های ارتباط ساختاری دارد (Taylor و همکاران، ۲۰۰۶). گستره زیستگاه مطلوب گونه حاصل از حد آستانه (شکل ۴) در ایران به صورت متمرکز در بخش های جنوب شرقی، جنوب، جنوب غربی و غرب کشور است. با این وجود لکه هایی به صورت منفرد و در بخش های مرکزی نیز وجود دارند که جز زیستگاه ها بالقوه گونه برشمرده می شوند که مقدار تکه تکه شدگی در این دسته از لکه ها بالا است، از این رو وجود این تکه تکه شدگی بالا در کنار حاشیه ایجاد شده برای هر لکه منجر خواهد شد تا گونه برای انتشار از این لکه مستلزم پرداخت هزینه بالایی باشد. این در حالی است که پیوستگی بوم شناختی هسته ها در قسمت های جنوبی بسیار بیشتر است از این رو است که شدت استفاده از کریدورهای ایجاد شده برای گونه در این مناطق به مراتب بالاتر از سایر نواحی است. لکه هایی که در

مساعدتری را از منظر دما و سایر معیارهای که با ارتفاع در ارتباط هستند مانند بارش، رطوبت و بسیاری از فاکتورهای فیزیوگرافی، به همراه دارد. عامل دما بیش از ۱۵ سال بر الگوی پراکنش خفاش *Pipistrellus kuhlii* تأثیر مثبت داشته است (Sachanowicz و همکاران، ۲۰۰۶). البته در چند سال اخیر با ثبت رکوردهای جدید از مناطق حضور گونه خفاش دم موشی مسقطی، تغییر در گستره ارتفاعی حضور گونه مشاهده شده است که در مطالعه ای که توسط اکملی و همکاران (۲۰۱۹) بر روی این گونه در استان لرستان انجام گرفت نتایج نشان داد که گونه مذکور در ارتفاع بین ۳۳۰ تا ۴۰۵۰ یافت می شود که نشان می دهد این گونه در ارتفاعات بالاتر نیز قابل مشاهده است.

کربن آلی (SOC) تا مقدار ۱۸ بر مطلوبیت زیستگاه گونه افزوده می شود و سپس از این مقدار به بعد از مطلوبیت زیستگاه گونه کاسته می شود. مقادیر بالای SOC به وجود کربن بالا و زی توده بالا در خاک اشاره دارند؛ که به نحوی می توان آن را با حجم لاشیرگ نیز ارتباط داد. وقتی گونه تمایلی پایین به مقدار این عامل دارد این مفهوم را می رساند که گونه به حضور در اکوسیستم ها با تولیدات بالا تمایل ندارد. به هر حال این گونه در مناطقی گرمسیری پراکنش دارد که از خصایص این مناطق کم و پراکنده بودن پوشش گیاهی و در نتیجه زی توده سطحی زمین است. نتایج نشان داد که فاصله از سکونت گاه های انسانی مهم ترین فاکتوری است که زیستگاه گونه را تحت تأثیر قرار می دهد. نزدیکی به این مناطق می تواند به دلیل نقشی باشد که این مناطق در تأمین روست ها برای گونه دارند. در واقع فعالیت بیشتر خفاش ها به عناصر ساختاری می تواند نشان دهنده این موضوع باشد که حضور یک درخت می تواند برای خفاش ها مفید باشد (Frey-Ehrenbold و همکاران، ۲۰۱۳)؛ که این جنبه از حفاظت در مقابل طعمه خوار نیز مطرح است (Magle و همکاران، ۲۰۱۲). از آنجا که زیستگاه گونه های بیابانی به نسبت بیشتری تحت تأثیر افزایش دما و همچنین کاهش منابع آب سطحی است (Cayan و همکاران، ۲۰۱۰)؛

مؤسس در طول گسترش‌های اولیه خود تجربه نموده است (Avisé, ۲۰۰۰). وقایع گردنه بطری در چندین گونه خفاش با کاهش تنوع ژنتیکی از طریق تأثیرپذیری تغییرات آب و هوایی در دوره‌های یخبندان و بین یخبندان در پلیستوسن گزارش شده است (Luly و همکاران، ۲۰۱۰؛ Moussy و همکاران، ۲۰۱۵). با این حال مطالعه کفایی (۱۳۹۸) وجود فاصله را عاملی مؤثر بر روی تمایز ژنتیکی جمعیت‌های خفاش دم‌موشی مسقطی در ایران نمی‌داند.

در این مطالعه برای نخستین بار پیوستگی هسته‌های زیستگاهی خفاش دم‌موشی کوچک شناسایی گردید و از این هسته‌ها به‌عنوان زیستگاه خالص استفاده شد و مسیرهای اتصال با استفاده از تحلیل کمترین هزینه محاسبه گردید. لکه‌های شناسایی شده برای گونه در اکثر زیستگاه‌ها با حاشیه همراه هستند اما بیشترین هسته زیستگاهی برای گونه در بخش‌های جنوبی کشور قابل مشاهده است و این هسته نقش بسیار مهمی در جابه‌جایی و تحرک بین هسته‌های زیستگاهی دارند. حفاظت از روست‌های کلیدی برای این گونه در مسیر جابه‌جایی آن می‌تواند نقش مهمی در حفظ اتصال و ارتباط زیستگاهی و در نتیجه حفظ شبکه داشته باشد.

بخش‌های شمالی قرار دارند و با فاصله به نسبت لکه‌های جنوب و جنوب شرق قرار گرفته‌اند می‌توانند نقش Stopping stones را برای گونه داشته باشند یعنی برای گونه غذا و پناهگاه موقت ایجاد خواهند کرد که با افزایش گستره انتشار گونه استفاده از این لکه‌ها محتمل است. در مطالعه‌ی که توسط Kafaei و همکاران (۲۰۲۰) در بررسی روند گسترش محدوده توزیع گونه انجام گرفت نتایج نشان داد که گستره انتشار این گونه به‌مرور افزایش پیدا خواهد کرد.

با این حال برخی از لکه‌های مؤثر بر روی گونه مانند لکه‌های جنوب شرقی به نظر می‌رسد که فاصله بیشتری به نسبت سایر لکه‌ها دارند که این امر خود نشان از چندپارگی و فاصله زیاد بین لکه‌های زیستگاهی است که می‌تواند به نحوی بر روی شارش ژن و ارتباطات ژنتیکی نیز مؤثر باشد. در مطالعه که توسط کفایی (۱۳۹۸) بر روی ژنتیک این گونه انجام گرفت نتایج حاکی از پایین بودن تنوع ژنتیکی گونه بود. تنوع ژنتیکی پایین مشاهده شده در خفاش دم‌موشی مسقطی احتمالاً حاکی از پراکنش این گونه در کل نواحی جنوبی و غربی ایران است. همچنین احتمالاً خفاش دم‌موشی مسقطی نیروهای تکاملی مختلف مانند درون آمیزی، وقایع رانش و گردنه بطری را در نقاطی از تاریخ تکاملی خود به دلیل اثر

زیست و توسعه. سال ۸، شماره ۱۶، صفحات ۱۸-۵.

## منابع

**کریمی، پ.** ۱۴۰۰. شناسایی و تحلیل توزیع نواحی داغ زیستگاهی مهره داران شاخص از منظر سیمای سرزمین در استان کرمانشاه. رساله مقطع دکتری محیط زیست گرایش آزمایش محیط زیست. دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست دانشگاه ملایر. ۴۲۰ صفحه.

**کفاش، ا.**، **اشرفی، س.**، **یوسفی، م.** ۱۴۰۰. توزیع خفاش لب کوتاه (*Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) تحت تاثیر سناریوهای تغییرات اقلیمی: شناسایی پناهگاه‌های اقلیمی و سنجش کارایی مناطق حفاظت شده. فصلنامه پژوهش‌های جانوری، جلد ۴، شماره ۱، صفحات ۶۷-۷۸.

**کفایی، س.** ۱۳۹۸. فیلوجغرافی خفاش دم موشی کوچک مسقطی (*Rhinopoma muscatellum* Thomas, 1903) در ایران با استفاده از نشانگرهای مولکولی. رساله دکتری علوم جانوری، گرایش بیوسستماتیک جانوری. دانشکده علوم پایه، دانشگاه رازی. ۱۱۵ صفحه.

**Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., et al., 2003.** The application of 'leastcost' modelling as a functional landscape model. *Landscape Urban Planning* 64, 233-247.

**Akmali, V., Farazmand, A., Darvish, J., & Sharifi, M. 2011.** Phylogeography and taxonomic status of the greater mouse-tailed bat *Rhinopoma microphyllum* (Chiroptera: Rhinopomatidae) in Iran. *Acta Chiropterologica* 13(2), 279-290.

**Akmali V, Abbasian M, Parsatabar H. & Malekpourfard, Z. 2019.** Distribution and new records of cave-dwelling bats in the Central Zagros Mountains, Lorestan province, Iran. *Iranian Journal of Animal Biosystematics*, 15(2): 157-170.

**Avisé, J.C. 2000.** Phylogeography: the history and formation of species. Massachusetts, Harvard university press, Cambridge.

**Benda, P., Faizolâhi K, Andreas M, et al., 2012.** Bats (Mammalia: Chiroptera) of the Eastern Mediterranean and Middle East. Part 10. Bat fauna of Iran. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 76(1-4), 163-582.

**Benda, P., Reiter, A., Al-Jumaily, M., et al., 2009.** A new species of mouse-tailed bat (Chiroptera: Rhinopomatidae: *Rhinopoma*) from Yemen. *Journal of the National Museum (Prague), Natural History Series*, 177, 53-68.

**Cayan, D.R., Das, T., Pierce, T.P. et al., 2010.** Future dryness in the southwest US and the

**اسماعیلی، م.**، **شایسته، ک.**، **کریمی، پ.** ۱۳۹۸. بررسی مطلوبیت زیستگاه و مسیرهای ارتباطی آهوی ایرانی در غرب استان کرمانشاه و شرق کشور عراق (مطالعه موردی: منطقه شکارممنوع قراویز). فصلنامه محیط زیست جانوری، دوره ۱۲، شماره ۱، صفحات ۲۳-۳۰.

**اکملی، و.** ۱۳۹۹. خفاش‌ها، ویروس‌ها، بیماری‌های نوپدید و انسان. مجله زیست‌شناسی ایران. جلد ۴، شماره ۷، صفحات ۱۹۲-۱۷۷.

**پناهنده، م.**، **یاوری، ا.**، **صالحی، ا.** ۱۳۹۷. کاربرد سطوح تناسب و مقاومت زیستگاهی در ارزیابی تغییرات زیستگاهی. فصلنامه اکولوژی کاربردی، سال ۷، شماره ۲، صفحات ۴۳-۵۴.

**الماسیه، ک.**، **کابلی، م.** ۱۳۹۸. ارزیابی ارتباطات سیمای سرزمین و پیش‌بینی کریدورهای مهاجرتی خرس سیاه بلوچی (*Ursus thibetanus gedrosianus* Blanford, 1877) در زیستگاه‌های جنوب شرقی ایران. فصلنامه بوم‌شناسی کاربردی، سال ۸، شماره ۱، صفحات ۳۳-۴۵.

**الماسیه، ک.**، **کابلی، م.**، **رسولی نسب، ف.**، **قدیریان، ط.**، **فهیمیف، ه.**، **آبتین، ا.** ۱۳۹۶. شناسایی بلوک‌ها و کریدورهای زیستگاهی خرس سیاه ایرانی (*Ursus thibetanus gedrosianus*) در استان هرمزگان. فصلنامه محیط زیست جانوری. دوره ۳، شماره ۱، صفحات ۳۸-۳۱.

**خسروی، ر.**، **همامی، م.**، **ملکیان، م.** ۱۳۹۶. ارزیابی پیوستگی سیمای سرزمین و کریدورهای مهاجرتی آهوی گواتردار در مناطق مرکزی ایران. فصلنامه بوم‌شناسی کاربردی، سال ۶، شماره ۴، صفحات ۴۹-۶۴.

**درویشی، آ.**، **مرفعی، د.**، **برق جلو، ش.**، **یوسفی، م.** ۱۳۹۹. ارزیابی و برنامه ریزی فضایی پیوستگی بوم شناختی سیمای سرزمین در راستای مدیریت تنوع زیستی (منطقه مورد مطالعه: استان قزوین). فصلنامه بوم‌شناسی کاربردی، سال ۹، شماره ۱، صفحات ۲۹-۱۵.

**سادات، م.**، **صالحی، ا.**، **امیری، م.**، **احسانی، ا.** ۱۳۹۹. بهینه سازی ساختار سیمای سرزمین با رویکرد تجزیه و تحلیل شبکه اکولوژیک و تئوری گراف. فصلنامه محیط شناسی، دوره ۴۶، شماره ۴، صفحات ۵۰۹-۵۲۴.

**عبداللهی، ص.**، **ایلدرومی، ع.** ۱۳۹۶. ارزیابی چیدمان مکانی سیمای سرزمین به منظور دستیابی به اقدامات حفاظتی. فصلنامه محیط

bioindicators. *Endangered species research*, 8(1-2), 93-115.

**Kafaei, S., Akmalı, V. & Sharifi, M., 2020.** Using the ensemble modeling approach to predict the potential distribution of the Muscat mouse-tailed bat, *Rhinopoma muscatellum* (Chiroptera: Rhinopomatidae), in Iran. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science*, 44(5), 1337-1348.

**Kafaei, S., Karami, P., Mehdizadeh, R. & Akmalı, V., 2021.** Relationship between niche breadth and range shifts of *Rhinopoma muscatellum* (Chiroptera: Rhinopomatidae) in climate change scenarios in arid and semiarid mountainous region of Iran. *Journal of Mountain Science*, 18(9), 2357-2376.

**Kafash, A., Ashrafi, S. & Yousefi, M., 2021.** Biogeography of bats in Iran: Mapping and disentangling environmental and historical drivers of bat richness. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 59(7), 1546-1556.

**Kaky, E., Nolan, V., Alatawi, A. & Gilbert, F., 2020.** A comparison between Ensemble and MaxEnt species distribution modelling approaches for conservation: A case study with Egyptian medicinal plants. *Ecological Informatics*, 60, 101150.

**Kearney, M. & Porter, W. 2009.** Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology letters*, 12(4), 334-350.

**Luly, J.G., Blair, D. Parsons, J.G. et., 2010.** Last Glacial Maximum habitat change and its effects on the grey-headed flying fox (*Pteropus poliocephalus* Temminck 1825). *Altered ecologies: fire, climate and human influence on terrestrial landscapes*, 83-100.

**Magle S.B., Hunt, V.M. Vernon, M, et al. 2012.** Urban wildlife research: past, present, and future. *Biological Conservation*, 155, 23-32.

**Morovati, M., Karami, P. & Bahadori Amjas, F. 2020.** Accessing habitat suitability and connectivity for the westernmost population of Asian black bear (*Ursus thibetanus gedrosianus*, Blanford, 1877) based on climate changes scenarios in Iran. *PLoS one*, 15(11), p.e0242432.

**Moussy, C., Atterby, H., Griffiths, A.G.F., et al., 2015.** Population genetic structure of serotine bats (*Eptesicus serotinus*) across Europe and implications for the potential spread of bat rabies (European bat lyssavirus EBLV-1). *Heredity*, 115, 83-92.

**Pettorelli, N., Baillie, J.E. & Durant, S.M.**

hydrology of the early 21st century drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 107, 21271-21276.

**Choudhary, N.L., Chishty, N. & Parveen, R. 2020.** A review on species diversity and distribution of bats fauna, threats and conservation problems. *Indian Journal of Applied & Pure Biology*, 35(2), 239-242.

**Cook, B. I., Ault T.R., & Smerdon, J.E. 2015.** Unprecedented 21<sup>st</sup> century drought risk in the American Southwest and Central Plains. *Science Advances*, 1:e1400082.

**Cook, E. R., Seager R., Heim R. R., et al., 2010.** Megadroughts in North America: placing PCC projections of hydroclimatic change in a long-term palaeoclimate context. *Journal of Quaternary Science*, 25, 48-61.

**Cushman, S.A. J.E. & Landguth, E.L. 2010.** Spurious correlations and inference in landscape genetics. *Molecular Ecology*, 19, 3592-3602.

**De Conno, C., Nardone, V., Ancillotto, L., et al., 2018.** Testing the performance of bats as indicators of riverine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 95,741-750.

**DeBlase, A.F. 1980.** The bats of Iran: systematics, distribution, ecology. *Fieldiana Zoology* (N. S.), 4, 1-424.

**Forester, B.R., DeChaine, E.G. & Bunn, A.G. 2013.** Integrating ensemble species distribution modelling and statistical phylogeography to inform projections of climate change impacts on species distributions. *Diversity and Distributions*. 19,1480-1495.

**Franklin, J. 2009.** Mapping species distributions: spatial inference and prediction, Cambridge University 2 Press, Cambridge, UK.

**Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. & Obrist, M.K., 2013.** Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 252-261.

**Hill, J.E. 1977.** A review of the Rhinopomatidae (Mammalia: Chiroptera). *Bulletin of the British Museum, Zoology Series*, 32: 29-43.

**Hulva, P., Horáček, I. & Benda, P. 2007.** Molecules, morphometrics and new fossils provide an integrated view of the evolutionary history of Rhinopomatidae (Mammalia: Chiroptera). *BMC Evolutionary Biology*, 7(165), 1-15.

**Jones, G., Jacobs, D.S., Kunz, T.H., et al., 2009.** Carpe noctem: the importance of bats as

**2013.** Indicator bats program: a system for the global acoustic monitoring of bats. *Biodiversity monitoring and conservation: bridging the gap between global commitment and local action*, pp.211-247.

**Sachanowicz, K., Wower, A. & Bashta, A.T. 2006.** Further range extension of *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) in central and eastern Europe. *Acta Chiropterologica*, 8, 543–548.

**Seager, R., Ting, M. Li, C. et al., 2013.** Projections of declining surface-water availability for the southwestern United States. *Nature Climate Change*, 3:482–486.

**Shafinejad, S., Poodat, F. & Farrokhan, F. 2018.** Assessment of ecological connectivity of urban green patches using graph theory: The case study of Ahvaz metropolitan area. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 7(1): 1-11. (InFarsi).

**Taylor, P.D., Fahrig, M. & With, K.A. 2006.** Landscape connectivity: a return to the basics. *Connectivity Conservation* (eds K. R. Crooks & M. Sanjayan). pp. 29–43. Cambridge University Press. New York. NY.

**Toffoli, R., 2021.** Relationship between external weather conditions and number of hibernating bats in two caves in the western Italian Alps. *European Journal of Ecology*, 7(2).

**Tournant, P., Afonso, E. Roué, S. et al., 2013.** Evaluating the effect of habitat connectivity on the distribution of lesser horseshoe bat maternity roosts using landscape graphs. *Biological Conservation*, 164, 39-49.

**Treglia, M.L., Landon, A.C. Fisher, R.N. et al., 2018.** Multi-scale effects of land cover and urbanization on the habitat suitability of an endangered toad. *Biological Conservation*, 228, 310-318.

**Van Cakenberghe, V., & De Vree F. 1994.** A revision of the Rhinopomatidae Dobson 1872, with the description of a new subspecies (Mammalia: Chiroptera). *Senckenbergiana biologica*, 73, 1-24.

**Weller, T.J., Cryan, P.M. & Shea, T.J. 2009.** Broadening the focus of bat conservation and research in the USA for the 21st century. *Endangered Species Research*, 8, 129–145.

**Wilson, D.E., & Mittermeier, R. A. 2019.** Handbook of the mammals of the world, volume 9: hoofed mammals. Lynx Ediciones.