مدل‌سازی توزیع پراکنش آهوی گواتردار (*Gazella subgutturosa*) در پارک ملی بمو با روش حداکثر آنتروپیMAXENT

- **هادی رادنژاد:** گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، صندوق پستی: ۸۱۵۹۵-۱۵۸
- **مینو مشتاقی*:** باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد خوراسگان(اصفهان)، صندوق پستی: ۸۱۵۹۵-۱۵۸
- **ایمان عموئیان:** گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، صندوق پستی: ۸۱۵۹۵-۱۵۸
- **امین جمالی‌منش:** گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، صندوق پستی: ۸۱۵۹۵-۱۵۸

تاریخ دریافت: مرداد ۱۳۹٤ تاریخ پذیرش: آبان ۱۳۹٤

چکیده

مدل‌های پیش‌بینی کننده پراکنش پاسخ مناسبی در رابطه با اکولوژی، زیست جغرافیا و حفاظت گونه‌ها فراهم می‌کنند. آهوی گواتردار (*Gazella subgutturosa*) گونه‌ای آسیب‌پذیر بوده که جمعیت آن در بسیاری از مناطق حفاظت شده کشور در اثر شکار و تخریب زیستگاه کاهش یافته‌است. در این مطالعه فاکتورهای زیست‌جغرافیایی موثر بر پراکنش بالقوه این گونه در پارک ملی بمو با استفاده از مدل حداکثر آنتروپی ارزیابی گردید. بدین منظور از ۱۵ متغیر زیست جغرافیایی ناهمبسته با قدرت تفکیک مکانی ۱۰۰ متر استفاده شد. مهم‌ترین متغیرهای تاثیرگذار با استفاده از منحنی جک‌نایف مورد بررسی قرار گرفت. ارزیابی صحت سنجی مدل نشان از کارایی مناسب مدل مکسنت در مدل‌سازی پراکنش آهو بود (AUC(area under the curve) = ۰/۹۹۲). نقشه لجستیک پیش‌بینی پراکنش بالقوه زیستگاه گونه نشان داد که بیش‌تر زیستگاه‌های مطلوب این گونه در محدوده تنگ چاه‌محکی، چشمه حاجی‌مهراب و نیز اطراف چاه سرخ و تلمبه بادی می‌باشد. نتایج ارزیابی جک نایف و محاسبه سهم نسبی متغیرها نشان داد که فاصله از آبشخور، تیپ پوشش گیاهی، فاصله از نقاط حضور پلنگ و زمین شناسی مهم‌ترین متغیرهای موثر بر توزیع آهو می‌باشد.

کلمات کلیدی: آهوی گواتردار، حداکثر آنتروپی، مدل‌سازی، مطلوبیت زیستگاه، پارک ملی بمو

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: m_moshtaghie@yahoo.com

مقدمه

تخریب اکوسیستم‌ها همراه با افزایش جمعیت منجر به درمعرض تهدید قرار گرفتن بسیاری از گونه‌ها و در نهایت برهم خوردن تعادل اکولوژیکی سیستم می‌شود (فراشی و همکاران، ۱۳۸۹). در مدیریت حیات‌وحش و زیستگاه‌ها، آگاهی از پراکنش حیات‌وحش از اهمیت به‌سزایی برخوردار است. بقاء گونه‌های حیات و احیاء زیستگاه به عواملی نظیر فاکتورهای زیستی، دسترسی منابع، ویژگی‌های زیستگاه و زمین‌سیما و فعالیت‌های انسانی وابسته است (Williams، ۲۰۰۳). تخریب و تکه‌تکه شدگی زیستگاه از مهم‌ترین عوامل انقراض و کاهش اندازه جمعیت‌های حیات وحش است (Austin، ۱۹۷۴).

علف‌خواران جز مهمی از اکوسیستم‌های خشکی هستند و پراکنش آن‌ها تحت تاثیر فعالیت‌ها و تعارضات انسان‌ها محدود گردیده است. آهوی‌گواتردار (*Gazella subgutturosa*) گونه نام آشنای مناطق استپی ایران است. از عوامل تهدید این گونه می‌توان به تخریب زیستگاه، تغییر کاربری اراضی و عوامل تأثیرگذار بر جمعیت‌ها اشاره نمود (ضیایی، ۱۳۸۷). برطبق نظر اتحادیه بین‌المللی حفاظت از طبیعت و منابع طبیعی آهوی گواتردار در رده گونه‌های آسیب‌پذیر قرار می‌گیرد (Mallon، ۲۰۰۸). باتوجه به این‌که این گونه نقش مهمی در رژیم غذایی گوشت‌خوارانی هم‌چون پلنگ ایرانی (*Panthera pardus saxicolor*) و یوزپلنگ (*Acinonyx jubatus venaticus*) دارد، لذا اطلاع از نحوه پراکنش آن علاوه بر کمک به حفاظت این گونه نقش مهمی در بقای گوشت‌خواران وابسته نیز دارد (Nowell و همکاران، ۲۰۰۷).

یکی از مهم‌ترین روش‌های مدل‌سازی پراکنش براساس نقاط حضورگونه، روش ماکزیمم آنتروپی (Maxent) است. آنتروپی را به‌عنوان معیاری از تعداد گزینه‌های درگیر در وقوع یک رویداد توصیف کرد. کاربرد قاعده حداکثر آنتروپی برای توزیع گونه توسط قوانین ترمودینامیک فرایندهای بوم‌شناختی حمایت می‌شود. طبق قانون دوم ترمودینامیک درخصوص سیستم‌های بسته فرایند پراکنش گونه در مسیر حداکثر آنتروپی پیش می‌رود. بنابراین در غیاب تاثیر عوامل محدودکننده دیگر نسبت به محدودیت‌های اعمال شده در مدل، توزیع جغرافیایی گونه تمایل به حداکثر آنتروپی دارد. در این روش می‌توان از متغیرهای گسسته، پیوسته و همچنین روابط متقابل بین آن‌ها استفاده کرد (بهداروند، ۱۳۹۰). مدل مکسنت را می‌توان برای داده‌های حضور و عدم حضور با استفاده از مدل‌های مشروط به‌کار برد. حساسیت این روش در صورت وجود تعداد کم نقاط حضور نیز کم است به نحوی که با ۵ نقطه حضور نیز قابلیت‌های کاربردی مدل حفظ می‌شود (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶). تاکنون پژوهش‌هایی روی سایر گونه‌ها انجام شده که می‌توان به بررسی مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بز و پاژن (*Capra aegagrus*) به کمک روش تحلیل آشیان بوم‌شناختی (ENFA) در پارک ملی کلاه قاضی (فراشی، ۱۳۸۹)، تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه‌های بهاره و تابستانه گونه پاژن در پارک ملی لار (مصطفوی و همکاران، ۱۳۸۹) و مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه پلنگ ایرانی به روش ENFA در پارک ملی کلاه قاضی (امیدی و همکاران، ۱۳۸۹) اشاره کرد. لذا در این مطالعه سعی بر آن است تا با به‌کارگیری مدل مکسنت فاکتورهای موثر بر پراکنش آهوی گواتردار در پارک ملی بمو تعیین و زیستگاه‌های بالقوه این گونه شناسایی گردد.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه: پارک ملی بمو در جنوب‌غربی ایران، در استان فارس و در شمال شرقی شهر شیراز قرار دارد. این منطقه در حد فاصل طول جغرافیایی ´۲۹ °۵۲ تا ´۵۶ °۵۲ و عرض جغرافیایی ´۳۹ °۲۹ تا ´۵۰ °۲۹ قرار دارد. وسعت پارک ملی بمو در حال حاضر ۴۷۲۴۴ هکتار است. بلندترین نقطه پارک، قله کوه بمو با ارتفاع ۲۷۰۰ متر می‌باشد. منابع آبی مورد استفاده حیوانات نسبتاً غنی بوده و چشمه‌های متعددی در مناطق مختلف آن جریان دارد. در دشت‌های آن جمعیت قابل توجهی از آهو مشاهده می‌شود. پوشش گیاهی این منطقه در طول سال‌های قبل از حفاظت در اثر مجاورت با شهر شیراز مورد بهره‌برداری قرار گرفته و به شدت تخریب شده است (بوم‌آباد، ۱۳۸۱) (شکل ۱).

شکل ۱: تصویری از محدوده پارک ملی بمو و موقعیت آن در ایران

انتخاب و آماده‌سازی متغیرهای زیست جغرافیایی: این مطالعه در بازه زمانی سال ۹۲-۱۳۹۱ با روش مشاهده مستقیم و طی عملیات میدانی صورت پذیرفت. در نهایت ۳۲ نقطه حضور گونه با استفاده از GPS ثبت گردید. به منظور راه‌اندازی مدل از ۱۵ متغیر محیطی با اندازه تفکیک ۱۰۰ متر استفاده گردید. لایه‌ها و داده‌های اطلاعاتی پایه از طریق برداشت‌های میدانی و با جمع‌آوری داده از سازمان‌های مربوطه تهیه شد. پس از رقومی نمودن نقشه‌ها، تمامی آن‌ها به صورت رستری تبدیل شد. سپس متغیرهای بوم‌جغرافیایی (متغیرهای‌زیستگاهی و متغیرهای‌پیوسته یا Ecogeographical variables (EGV)) از آن‌ها استخراج گردید.

اهمیت متغیرها در مدل نهایی با استفاده از نمودار جک نایف بررسی شد (Flory و همکاران، ۲۰۱۲, Phillips، ۲۰۰۶). این منحنی شامل دستیابی به AUC (Area Under the Curve) در سه حالت مختلف است. حالت اول بیان‌گر زمانی است که مدل با حذف متغیر زیست محیطی مورد نظر انجام می‌شود. حالت دوم مربوط به زمانی است که مدل‌سازی تنها براساس وجود یک متغیر خاص انجام می‌شود و براساس آن میزان AUC برآورد می‌شود. و در نهایت حالت سوم، مدل‌سازی براساس حضور همه متغیرها می‌باشد.

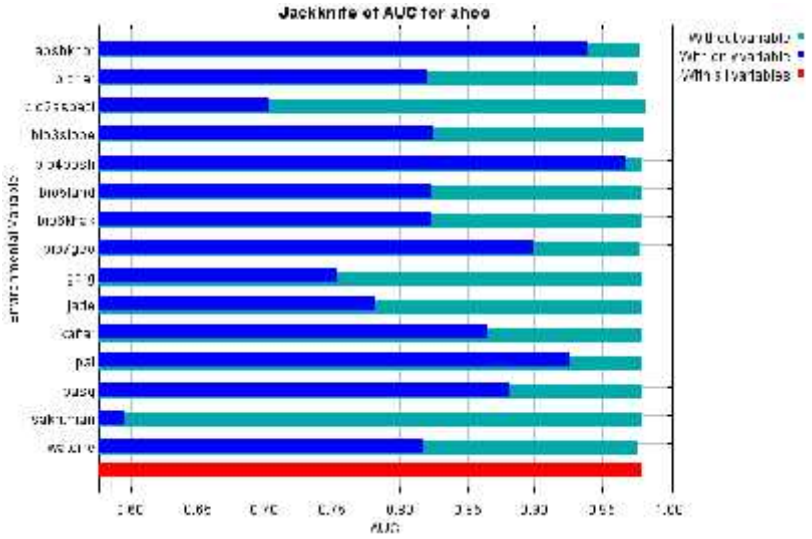
این متغیرها شامل: ارتفاع، شیب، جهت، فاصله تا روستاها، تیپ پوشش گیاهی، آبشخور، منابع آب، کاربری اراضی و طعمه‌خوار می‌باشد (جدول ۱). همبستگی بین متغیرها می‌تواند منجر به اریب‌های آماری و پیش‌بینی‌های نادرست شود. در نتیجه قبل از آنالیز، میزان همبستگی متغیرهای زیست‌محیطی با استفاده از نرم‌افزار EMtools بررسی شد (Phillips، ۲۰۰۶). متغیرهایی که همبستگی بالایی را نشان دادند (بیش‌تر از ۷۰٪) از آنالیزهای بعدی حذف گردید (Flory، ۲۰۱۲). به‌منظور مدل‌سازی توزیع پراکنش، ۷۰ درصد نقاط حضور به صورت تصادفی برای داده‌های آموزشی (Training data set) و از ۳۰ درصد مابقی برای ارزیابی نتایج (Cross validation data) استفاده شد. تنظیم افزاینده ۱، حداکثر تکرار ۵۰۰، آستانه همگرایی ۱۰-۵، حداکثر نقاط پس زمینه ۱۰۰۰۰ برای اجرای مدل انتخاب شد. نتایج نهایی مدل براساس ۵ بار راه‌اندازی مدل به‌دست آمد.

جدول ۱: متغیرهای انتخاب شده به‌منظور راه‌اندازی مدل

نام متغیر	نام اختصاری	منبع
فاصله از آبشخور	abshkhor	تهیه نقشه فاصله‌ای با استفاده از نقاط ثبت شده
ارتفاع	bio1er	DEM
جهت	bio2aspect	DEM
شیب	bio3slope	DEM
پوشش گیاهی	bio4posh	محیط زیست فارس
کاربری اراضی	bio5land	محیط زیست فارس
خاک	bio6khak	محیط زیست فارس
زمین شناسی	bio7geo	محیط زیست فارس
فاصله از نقاط حضورگرگ	gorg	تهیه نقشه فاصله‌ای با استفاده از نقاط ثبت شده
فاصله از جاده	jade	محیط زیست فارس
فاصله از نقاط حضور کفتار	kaftar	تهیه نقشه فاصله‌ای با استفاده از نقاط ثبت شده
فاصله از نقاط حضور پلنگ	pal	تهیه نقشه فاصله‌ای با استفاده از نقاط ثبت شده
فاصله از پاسگاه	pasg	محیط زیست فارس
فاصله از مناطق مسکونی	sakhtman	محیط زیست فارس
فاصله ازچشمه	waterre	تهیه نقشه فاصله‌ای با استفاده از نقاط ثبت شده

نتایج

نتایج به‌دست آمده از نمودار جک‌نایف نشان داد که متغیرهای فاصله از آبشخور، تیپ پوشش‌گیاهی، زمین‌شناسی و فاصله از نقاط حضور پلنگ بیش‌ترین تاثیر را بر پراکنش گونه دارند (شکل ۲). محاسبه سهم نسبی متغیرها در جدول شماره ۲ نیز بیان‌گر این موضوع است که متغیرهای فاصله از آبشخور، پوشش‌گیاهی، زمین‌شناسی بیش‌ترین سهم را در مدل دارند و کم‌ترین سهم مربوط به فاصله از جاده می‌باشد.

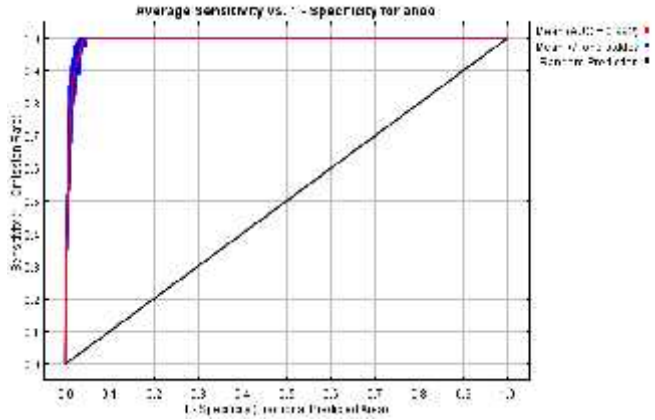


شکل ۲: نمودار مقایسه‌ای جک نایف

ارزیابی مدل: منحنی ROC دربرگیرنده داده‌های آموزشی و آزمون می‌باشد (Anderson، ۲۰۰۶) برای ارزیابی مدل از سطح زیر نمودار AUC که از منحنیROC به‌دست آمده استفاده شد. سطح زیر نمودار نمایان‌گر اعتبار مدل است. میزان AUC ۰/۵ نمایان‌گر پیش‌بینی تصادفی می‌باشد. اگرمقدار به‌دست آمده از نمودار بین ۰ تا ۰/۵ باشد بیان‌گر کارایی پائین، ۰/۵تا ۰/۷ مدل خوب و بیش‌تر از ۰/۷ نشان‌دهنده عالی‌ترین کارایی نرم‌افزار در پیش‌بینی مدل است. نمودار ROC به‌دست آمده، میزان AUC میانگین راه‌اندازی‌های مدل را ۰/۹۹۲ نشان می‌دهد. با توجه به نتیجه به‌دست آمده مدل بالاترین کارایی را در مقایسه با مدل تصادفی داشته است (شکل ۳).

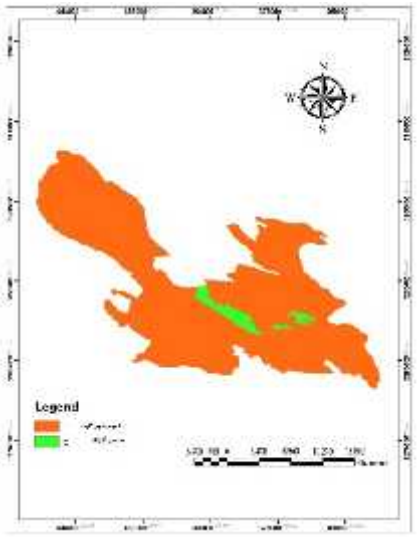
جدول ۲: متغیر های انتخاب شده و درصد سهم نسبی هرمتغیر در راه اندازی مدل

نام متغیر	درصد سهم نسبی	نام متغیر	درصد سهم نسبی
فاصله ازآبشخور	۲۴	فاصله از نقاط حضورگرگ	۰/۸
ارتفاع	۱/۵	فاصله از جاده	۰/۳
جهت	۳	فاصله ازنقاط حضورکفتار	۰/۶
شیب	۱/۲	فاصله از نقاط حضور پلنگ	۴/۷
پوشش گیاهی	۲۰/۷	فاصله از پاسگاه	۰/۴
کاربری اراضی	۱/۵	فاصله از ساختمان	۰/۳
خاک	۵/۳	فاصله از چشمه	۴/۷
زمین شناسی	۳۰/۶		

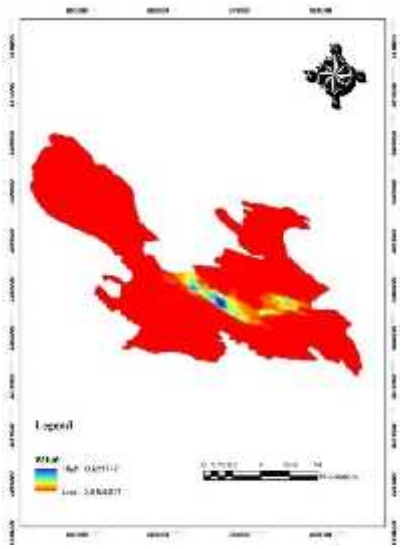


شکل ۳: نمودار میانگین تخصص‌گرایی و حاشیه‌گرایی گونه

در بخشی از نتایج حاصله از نقشه خروجی لجستیک مکسنت نشان دهنده زیستگاه مطلوب آهوی ایرانی در منطقه بوده و این نقشه از ۰ تا ۱ متغیر است. همان‌طورکه پیش‌بینی می‌شد در نقاطی که حضور گونه ثبت شده، بیش‌ترین مطلوبیت برای گونه آهوی ایرانی وجود دارد (شکل ۴). در امر مدیریت حیات‌وحش و زیستگاه‌ها اگر نتایج به‌دست آمده از حضور گونه به‌صورت احتمال شرح داده شوند، کارایی بیش‌تری خواهد داشت (Liu و همکاران، ۲۰۰۵). با توجه به این موضوع و مدنظر قرار دادن حد آستانه ۰/۲۱۸۱، نقشه حضور و عدم حضور گونه تهیه شد (شکل ۵).



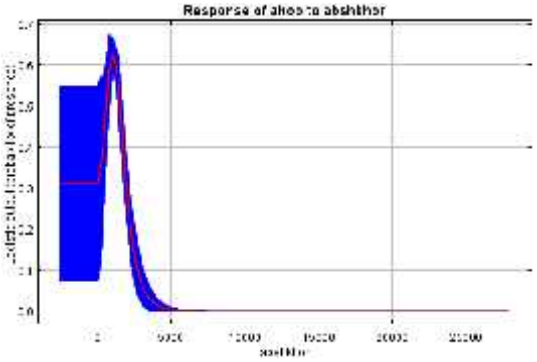
شکل ۴: تصویری از مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی در پارک ملی بمو



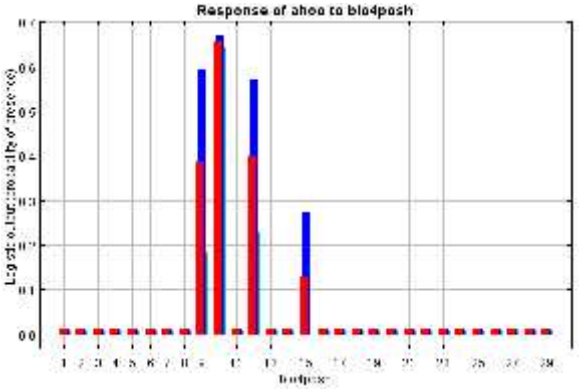
شکل ۵: تصویری از مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی در پارک ملی بمو با در نظر گرفتن حد آستانه

نتایج حاصل از منحنی پاسخ آبشخور بیان‌گر این موضوع است که هرچه فاصله بین حضور گونه و محل آبشخورهای منطقه افزایش‌یابد، کاهش احتمال حضور گونه مشاهده می‌گردد. بیش‌ترین حضور گونه در محدوده بین ۰ تا ۵۰۰۰ متری از آبشخور است (شکل ۶). منحنی پاسخ پوشش‌گیاهی نیز نشان دهنده اهمیت هر یک از طبقات پوشش‌گیاهی درتوزیع پراکنش گونه می‌باشد. درمنحنی حاضر طبقات ۹، ۱۰، ۱۲و۱۵ بیش‌ترین تاثیر را در توزیع گونه در منطقه داشتند. طبقه ۹ تراکم آن بین ۵۰-۲۵٪ می‌باشد و شامل پوشش‌گیاهی با گونه‌های غالب *Ebenus* ،*Astragalus gossypimus* ،*Scariola orientalis* *Achillea eriophora stellata* و *Centaurea intricate* می باشد. طبقه ۱۰ با توجه به وجودگیاهانی چون گون‌های غیرقابل تغذیه

دام و درختچه‌هائی چون *Ebenus stellata* در این‌تیپ تراکم گیاهی آن بین ۲۵-۵۰ ٪ می‌باشد و شامل پوشش‌گیاهی با گونه‌های غالب *Astragalus gossypimus*، *Ebernus stellata*، *Helichrysum*، *Stipa hohenackeriana*، *Astragalus rhodosemius*، *Astragalus fasciculifolius*، *Scariola orientalis*، *leucocephalum* و *Astragalus curviflorus* و *Astragalus cephalanthus* می‌باشد. طبقه ۱۲ تراکم گونه‌های گیاهی با توجه به وجود *Artragalus susianus* و گونه‌های دیگر غیرقابل تغذیه توسط دام هم‌چون گون‌های مختلف و درمنه کوهی و پراکندگی جغرافیائی آن روی دامنه‌های شمالی گاهی با بیرون زدگی سنگی بین ۵۰-۲۵٪ می‌باشد و شامل پوشش گیاهی با گونه‌های غالب *Astragalus*، *stragalus gossypinus*، *Astragalus rhodosemius*، *susianus*، *Astragalus cephalanthus*، *Astragalus fasciculifolius* و *Artemisia aucheri* می‌باشد. طبقه ۱۵ تراکم گیاهی این تیپ بین ۲۵-۱۰٪ می‌باشد، شامل پوشش‌گیاهی با گونه‌های غالب *Astragalus fasciculifolius* و*Ebenus stellate* می‌باشد. باتوجه به نتایج به‌دست آمده، طبقه ۱۰ بیش‌ترین تاثیر را در توزیع پراکنش گونه دارد (شکل ۷).



شکل ۶: منحنی پاسخ فاصله از آبشخور



شکل ۷: منحنی پاسخ تیپ پوشش‌گیاهی

بحث

بررسی روش‌های مطلوبیت زیستگاه با توجه چگونگی پراکندگی گونه در آن منطقه می‌تواند کمک موثری در امر مدیریت آن گونه داشته باشد. مدل‌های پیش‌بینی کننده توزیع گونه‌ها ابزار مهمی در تصمیم‌گیری‌های حفاظتی گونه‌ها به‌شمار می‌روند. تعیین فاکتورهای موثر بر حضور و انتخاب زیستگاه گونه‌ها نقش مهمی در حفاظت و اتخاذ تصمیم‌های مدیریتی دارد (Williams، ۲۰۰۳). مطالعه مستقیم حیات‌وحش و مشخص کردن دقیق توزیع حیات‌وحش در مقیاس‌های وسیع بسیار پر هزینه و زمان‌بر و در پاره‌ای از موارد غیرممکن است. جهت غلبه بر این مشکلات مدل‌های رابطه بین حیات‌وحش و زیستگاه از دهه هفتاد میلادی بیش‌تر دیده شده‌اند (Williams، ۲۰۰۳). اساس کار این مدل‌ها کمی کردن روابط بین توزیع گونه و محیط زنده و غیرزنده است (Rushton و همکاران، ۲۰۰۴).

محاسبه شاخص AUC نشان از کارایی مناسب مدل مکسنت در مدل‌سازی گونه مورد مطالعه داشت که در سایر تحقیقات نیز به اثبات رسیده است (Anderson و همکاران، ۲۰۰۶، Hernandez و همکاران، ۲۰۰۶). نتایج به‌دست آمده نشان می‌دهد که بیش‌تر زیستگاه‌های مطلوب این گونه در منطقه مورد مطالعه در محدوده تنگ چاه‌محکی به‌خصوص پاسگاه ورودی تنگ چاه‌محکی، چشمه حاجی مهراب و نیز اطراف چاه سرخ و تلمبه بادی می‌باشد. کفه باجگاه نیز در گذشته یکی از زیستگاه‌های مهم آهو در پارک ملی بمو به‌شمار می‌رفت ولی متاسفانه درسال‌های اخیر به‌دلیل تخریباتی از قبیل احداث شهرک صدرا جمعیت آهو در این منطقه به‌شدت کاهش یافته است، محدود بودن زیستگاه و حضور متخلفین نقش مهمی در کاهش اندازه جمعیت آهو در منطقه دارد. پارک ملی بمو به‌علت کوهستانی بودن، محل کاملاً ایده‌آلی جهت زندگی آهو-که زیستگاه آن مناطق استپی مسطح می‌باشد- به‌شمار نمی‌رود اما به‌دلیل واقع شدن زیستگاه آهو در منطقه مرکزی پارک، وجود پاسگاه‌های حفاظتی، حضور دائم محیط‌بانان، کنترل ورود و خروج خودروها، حصارکشی مناطق حساس، زندگی‌آهو در مناطق مسطح، عدم دسترسی شکارچیان پیاده و بدون اتومبیل به آن همگی از عوامل تأمین امنیت و ثبات جمعیت این گونه محسوب می‌گردند.

اهمیت پوشش گیاهی به‌عنوان متغیری تاثیرگذار در گزینش و استفاده آهو از زیستگاه تایید شده است. براساس مطالعات صورت گرفته بر روی پلنگ (Ghoddousi و همکاران، ۲۰۰۸) و مقایسه نتایج به‌دست آمده از بررسی پراکنش آهو، محدوده پراکنش دو گونه هم‌پوشانی دارد. برطبق این موضوع پیشنهاد می‌گردد با توجه به اهمیت غذایی آهو برای پلنگ و اهمیت حفاظتی گونه پلنگ در پارک ملی بمو میزان هم‌پوشانی محدوده پراکنش دو گونه مورد مطالعه قرار گیرد و اقدامات لازم جهت مدیریت جدید و علمی زیستگاه گونه مورد نظر صورت پذیرد.

نتایج حاصل از مدل‌سازی پراکنش آهو در پارک ملی بمو با روش حداکثر آنتروپی (Maxent) نشان داد که متغیرهای فاصله از آبشخور، ارتفاع، تیپ پوشش‌گیاهی و فاصله از نقاط حضور پلنگ مهم‌ترین فاکتورهای موثر در پراکنش این گونه در منطقه می‌باشند. همان‌طورکه نتایج مدل‌سازی نشان داد، تیپ گیاهی درمنه و گون یکی از مهمترین متغیرهای موثر در توزیع پراکنش این حیوان می‌باشد. مطالعات مختلف نشان می‌دهد که آهوی گواتردار رژیم غذایی متنوعی از گیاهان علفی یک‌ساله، فورب‌ها و بوته‌ها دارد. این امر در واقع نوعی سازگاری این حیوان برای زیست در زیست‌بوم‌های بیابانی است (Clauss و همکاران، ۲۰۰۲، Hofmann، ۱۹۸۹).

اگرچه گیاهان علفی یک‌ساله بخش مهمی از رژیم غذایی علف‌خواران را شامل می‌شوند، اما گیاهان بوته‌ای و فورب‌ها نیز نقش مهمی در تامین غذای این گونه‌ها در فصول سرد دارند. گیاهان علفی بیش‌تر در فصول گرم سال مورد تغذیه علف‌خواران قرار می‌گیرند، درحالی‌که فورب‌ها و گیاهان بوته‌ای هم‌چون درمنه و تاغ در فصول سرد مورد تغذیه قرار می‌گیرند، زیرا در زیستگاه‌های خشک و گرم هم‌چون مناطق مرکزی کشور این گیاهان می‌توانند نیاز آبی گونه‌ها را طریق اندام‌های ماهیچه‌ای خود تامین کنند.

منابع

۱. **امیدی، م.؛ کابلی، م.؛ کرمی، م.؛ سلمان‌ماهینی، ع. و حسن‌زاده‌کیابی، ب.، ۱۳۸۹.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه پلنگ ایرانی (*Panthera pardus saxicolor*) به روش تحلیل عاملی آشیان بوم شناختی (ENFA) در پارک ملی کلاه قاضی، استان اصفهان. فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط زیست. سال ۱۲، شماره ۱، صفحات ۱۳۷ تا ۱۴۸.

۲. **بهداروند، ن.، ۱۳۹۰.** مدل‌سازی حملات اخیر گرگ به انسان و دام در استان همدان. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. ۸۷ صفحه.

۳. **بوم‌آباد، م.م.، ۱۳۸۱.** طرح مدیریت پارک ملی بمو. سازمان حفاظت محیط زیست. جلد ۱۱، ۱۴۷ صفحه.

۴. **ضیایی، ه.، ۱۳۸۷.** راهنمای صحرایی پستانداران ایران. ویرایش دوم. صفحات ۳۵۴ تا ۳۵۶..

۵. **فراشی، آ.؛ کابلی، م. مومنی، ا.، ۱۳۸۹.** مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه بز و پازن (*Capra aegagrus*) به کمک روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی (ENFA) در پارک ملی کلاه قاضی، استان اصفهان. نشریه محیط زیست طبیعی. سال ۶۳، شماره ۱، صفحات ۶۳ تا ۷۳..

۶. **مصطفوی، س.؛ علیزاده، ا.؛ کابلی, م.؛ کرمی، م.؛ گلجانی، ر . و محمدی، س.، ۱۳۸۹.** تهیه نقشه مطلوبیت زیستگاه‌های بهاره و تابستانه گونه پازن Capra aegagrus) (aegagrus در پارک ملی لار. فصلنامه علوم و فنون منابع طبیعی. سال ۵، شماره ۲، صفحات ۱۱۱ تا ۱۲۱.

7. **Anderson, R.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; J Hijmans, R.; Huettmann, F.; R Leathwick, J.; Lehmann, A.; Li, J. and G Lohmann, L., 2006.** Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography. Vol. 29, No. 2, pp: 129-151.

8. **Austin, G.T., 1974.** Nesting success of the Cactus Wren in relation to nest orientation. Condor. Vol. 76, No. 2, pp: 216-217.

9. **Clauss, M.; Lechner-Doll, M. and Streich, J.W., 2002.** Faecal particle size distribution in captive wild ruminants: an approach to the browser/grazer dichotomy from the other end. Oecologia. Vol. 131, No. 3, pp: 343-349.

10. **Flory, A.R.; Kumar, S.; Stohlgren, T.J. and Cryan, P.M., 2012.** Environmental conditions associated with bat white-nose syndrome mortality in the north-eastern United States. Journal of Applied Ecology. Vol. 49, No. 3, pp: 680-689.

11. **Ghoddousi, A.; Hamidi, A.K.; Ghadirian, T.; Ashayeri, D.; Hamzehpour, M.; Moshiri, H.; Zohrabi, H. and Julayi, L., 2008.** Territorial marking by the Persian Leopard (Panthera pardus saxicolor Pocock, 1927) in Bamu National Park, Iran. Zoology in the Middle East. Vol. 44, No. 1, pp: 101-103.

12. **Hernandez, P.A.; Graham, C.H.; Master, L.L. and Albert, D.L., 2006.** The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography. Vol. 29, No. 5, pp: 773-785.

13. **Hofmann, R., 1989.** Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. Oecologia. Vol. 78, No. 4, pp: 443-457.

14. **Liu, C.; Berry, P.M.; Dawson, T.P. and Pearson, R.G., 2005.** Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. Ecography. Vol. 28, No. 3, pp: 385-393.

15. **Mallon, D.P., 2008.** *Gazella subgutturosa*, the IUCN red list of threatened species. Version 20143. www. iucnredlistorg. No. 8, 247 p.
16. **Nowell, K. and Jackson, P., 2007.** Wild cats. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Cat Specialist Group, Gland, Switzerland. Palmeira, F. and Barrella, W., Conflitos causados pela predação de rebanhos domésticos por felinos em comunidades quilombolas na Mata Atlântica Biota Neotropica. Vol. 7, No. 1, pp: 119-128.
17. **Phillips, S.J.; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling. Vol. 190, No. 3, pp: 231-259.
18. **Rushton, J.P.; Skuy, M. and Bons, T.A., 2004.** Construct Validity of Raven's Advanced Progressive Matrices for African and Non-African Engineering Students in South Africa. International Journal of Selection and Assessment. Vol. 12, No. 3, pp: 220-229.
19. **Williams, A.K. 2003.** The influence of probability of detection when modeling species occurrence using GIS and survey data: Virginia Polytechnic Institute and State University. 281 p.