مدل‌سازی ریسک حملات مکانی تابستانه و پاییزه گرگ (*Canis lupus*) به آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) در منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز (استان کرمانشاه)

- **پیمان کرمی***: دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق پستی: ۳۹۹۵
- **سیدمجید حسینی**: دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق پستی: ۳۹۹۵
- **محمد کمانگر**: دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق پستی: ۳۹۹۵

تاریخ دریافت: تیر ۱۳۹۳ تاریخ پذیرش: مهر ۱۳۹۳

چکیده

گرگ (*Canis lupus*) بزرگ‌ترین سگ‌سان ایران، گونه فرصت‌طلب باقابلیت سازگاری بالا و یکی از طعمه‌خواران اصلی سم‌داران در زیستگاه‌هایشان محسوب می‌شود. به‌نظر می‌رسد گرگ‌ها زیستگاه‌هایی را ترجیح می‌دهند که جمعیت مناسبی از سم‌داران را داشته باشد. آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) بزرگ‌ترین علف‌خوار دشت‌های استپی ایران است. زیستگاه آهوی ایرانی در غرب ایران و منطقه شکارممنوع قراویز در مجاورت با کشور عراق متناسب با پراکنش تپه‌ماهورهاست. در این بررسی مرز محدوده مطالعاتی برابر حد نهایی پراکنش آهوان طی فصول تابستان و پاییز سال ۱۳۹۲ در نظر گرفته شد. داده‌های نقاط حملات گرگ جمع‌آوری و به دودسته تعلیمی (Training data) و آزمون (Test data) تقسیم شد. سپس به‌صورت سیستم اطلاعات جغرافیایی به همراه نقشه‌های مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه، تراکم آهوان و ۸ متغیر دیگر وارد مدل(Maxent) شدند. نتایج بررسی ماتریس امتیازات و فراکافت جک نایف مشخص کردند که فاصله از منابع آبی و چشمه‌ها مهم‌ترین فاکتور مؤثر در مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه و نیز احتمال حملات گرگ است. نتایج حاصل از تحلیل منحنی ویژگی عامل دریافت‌کننده (ROC) و مساحت زیر منحنی آن در میانگین اجراها مشخص کرد که مدل در پیش‌بینی حملات موفق (AUC=۰/۹۴۹) بوده است. نتایج نشان می‌دهند که مناطق با شیب‌های زیاد، تراکم بالای آهوان، نزدیک چشمه و آبشخورها و جهت‌های شمالی دارای ریسک بالای حمله گرگ هستند.

کلمات کلیدی: گرگ، حملات گرگ، آهوی ایرانی، آنتروپی بیشینه، منطقه شکارممنوع قراویز، استان کرمانشاه

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: Peymankarami1988@gmail.com

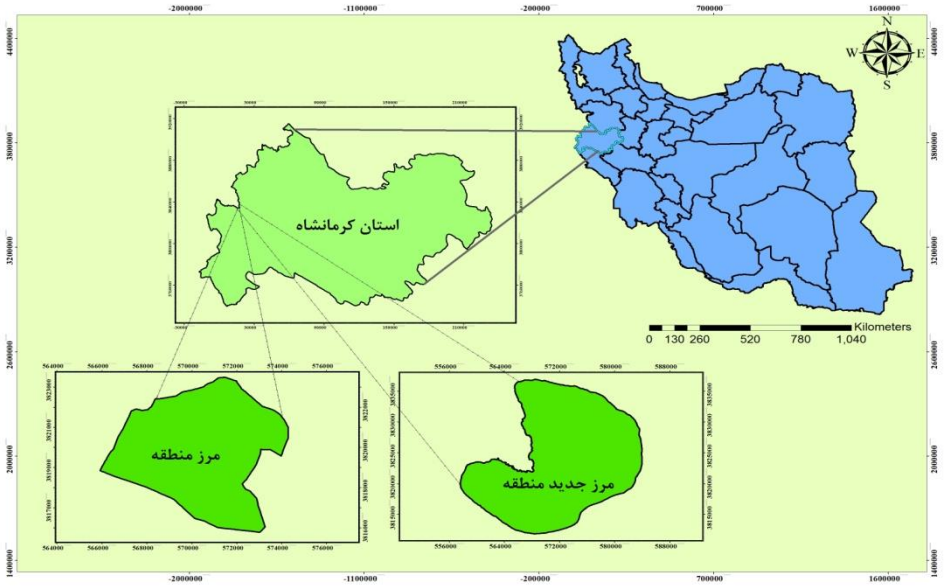
مقدمه

گرگ‌ها حیواناتی فرصت‌طلب با گستره پراکنش بالا و قابلیت سازگاری با طعمه‌های محلی در گستره پراکنش خود هستند (Carbyn، ۱۹۸۸). قدرت تحرک زیاد، نرخ تولیدمثل بالا و تخصص‌گرایی پایین در انتخاب زیستگاه و انعطاف‌پذیری بوم‌شناختی بالا از ویژگی‌های این‌گونه در قبال دیگر گوشت‌خواران بزرگ است (Carroll و همکاران، ۱۹۹۹). در واقع گرگ و روباه بعد از انسان بیش‌ترین پراکنش را در بین پستانداران خشکی دارند (ضیایی، ۱۳۸۸). گرگ‌ها براساس مناطق حضور خود دارای طعمه‌های متفاوتی هستند. تحقیقات بر روی رژیم غذایی آن‌ها مشخص کرد اولویت غذای ابتدا بر روی سم‌داران است و خرگوش‌ها و جوندگان نیز به‌عنوان طعمه ثانویه مورداستفاده قرار می‌گیرند (Olsson و همکاران ۱۹۹۷؛ Okarma، ۱۹۹۵؛ Haugen، ۱۹۸۷) اما برخی محققان دریافته‌اند که پستانداران کوچک مانند جوندگان و خرگوش نیز در بعضی از گستره‌های پراکنش (به‌صورت محلی) می‌توانند طعمه اصلی گرگ باشند (Jêdrzejewski و همکاران، ۲۰۰۰؛ Mech، ۱۹۹۱). گرگ بزرگ‌ترین سگ‌سان وحشی ایران است که در اکثر زیستگاه‌های کشور از جنگلی تا دشت‌های باز و بیابانی زندگی می‌کنند. در ایران تغذیه گرگ‌ها از سم‌داران بزرگ جثه شامل مرال، قوچ و میش، کل و بز، آهو و شوکا گرفته تا جوندگان کوچک و پرندگان است (ضیایی، ۱۳۸۸). در واقع این فراوانی طعمه در کنار گستره خانگی بالای آن‌ها باعث شده که در برخی مناطق در تضاد مستقیم با انسان قرار گیرند (بهداروند و همکاران، ۱۳۹۱). تحقیقات فراوانی پیرامون رابطه گرگ و سم‌داران مورد تغذیه آن انجام‌گرفته است (Jêdrzejewski و همکاران، ۲۰۰۲؛ Eberhardt و Peterson، ۱۹۹۹؛ Huggard، ۱۹۹۳ و ۱۹۹۳b؛ Mech و همکاران، ۱۹۹۱؛ Potvin و همکاران، ۱۹۸۸). آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) نیز بزرگ‌ترین علف‌خوار دشت‌های استپی ایران است که به‌دلیل کاهش سریع جمعیت در سال‌های اخیر از رده نزدیک به تهدید (Near threatened) در سال ۲۰۰۳ به رده آسیب‌پذیر در طبقه‌بندی سال ۲۰۰۶ IUCN انتقال‌یافته است (حاضری و همکاران، ۱۳۸۸). تحقیقات فراوانی پیرامون حملات گرگ به دام انجام‌گرفته است (Hannah و همکاران، ۲۰۱۴؛ Muhly و همکاران، ۲۰۰۹؛ Kaczensky و همکاران، ۲۰۰۸؛ VanDuyne و همکاران، ۲۰۰۸؛ Wingard و Zahler، ۲۰۰۶؛ Oakleaf و همکاران، ۲۰۰۳؛ Linnell، ۱۹۹۹؛ Mech، ۱۹۹۸؛ Jackson، ۱۹۹۶؛ Meriggi و Lovari، ۱۹۹۶). پیرامون مطالعات داخل کشور در رابطه با گرگ می‌توان بررسی باقری و فراشی (۱۳۹۰) تحت عنوان مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه گرگ در پارک ملی کلاه قاضی، بهداروند و همکاران (۱۳۹۱) مدل‌سازی پراکنش حملات مکانی گرگ به انسان در استان همدان با استفاده از الگوریتم ژنتیک (Garp)، احمدی و همکاران (۱۳۹۰) تدوین برنامه استراتژیک جمعیت‌های گرگ (*Canis lupus*) در استان همدان با رویکرد کاهش تعارضات بین استان و گرگ، Behdarvand و همکاران (۲۰۱۴) پیش‌بینی توزیع فضایی برای گرگ در مقیاس چشم‌انداز انسانی در غرب ایران، Hasanzadeh و همکاران (۲۰۱۲) بررسی رابطه بین ترکیب زباله، گرگ و درگیری با جوامع محلی، ایمانی (۱۳۹۰) بررسی روند تغییرات کاربری پوشش اراضی استان همدان با تأکید بر زیستگاه بالقوه گرگ در سه دهه گذشته اشاره کرد. پیرامون مطالعات انجام‌گرفته در رابطه آهوی ایرانی نیز می‌توان به مطالعات هارونی و همکاران (۱۳۸۷) با موضوع بررسی مطلوبیت زیستگاه آهو در منطقه حفاظت‌شده کالمند بهادران یزد، Nowzari و همکاران (۲۰۰۷) بررسی استفاده زیستگاه آهوی ایرانی در پارک ملی بمو، Farhadinia و همکاران (۲۰۰۹) با موضوع بررسی ترجیحات زیستگاهی در پناهگاه حیات‌وحش میاندشت، رمضان زاده و همکاران (۱۳۹۱) ارزیابی زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در پارک ملی سالوک به روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی، حاضری و همکاران (۱۳۸۸) استفاده از جوامع گیاهی توسط آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*)، مکی و همکاران (۱۳۹۱) ارزیابی اثرات بوم شناختی کنارگذر غرب اصفهان بر پناهگاه حیات‌وحش قمیشلو با استفاده از روش HEP اشاره کرد. تحقیق حاضر باهدف مدل‌سازی پراکنش حملات تابستانه و پاییزه گرگ به آهوی ایرانی در منطقه شکارممنوع قراویز انجام‌گرفته است.

مواد و روش‌ها

منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز در استان کرمانشاه و در شهرستان سرپل ذهاب با وسعت تقریباً ۳۶۰۰ هکتار با موقعیت جغرافیایی "۴۵°۴۵'۵۵,۰۲ طول شرقی "۳۴°۳۰'۳۹,۲۱ عرض شمالی قرارگرفته است (اداره کل حفاظت محیط زیست کرمانشاه، ۱۳۹۱). در بررسی منطقه مورد مطالعه در طی چندین بازدید مشخص شد که پراکنش آهوان نه‌تنها در فصل تابستان بلکه در سایر فصول نیز خارج از مرزهای منطقه است که با توجه به گونه آهو و

وضعیت تغذیه و گستره خانگی آن‌ها امری عادی به‌نظر می‌رسد. لذا این مطالعه بررسی براساس حد پراکنش آهوان در فصل تابستان و پاییز با توجه به منابع تأثیرگذار بر آن‌ها تعیین شد (شکل ۱). مرز جدید در این تحقیق از شمال به ارتفاعات بمو در بخش ازگله از غرب به کشور عراق از جنوب به ارتفاعات بازی دراز و از شرق نیز کوه نوح محدود و دارای موقعیت "۴۵°۴۷'۳۹,۳۹ طول شرقی "۳۴°۳۱'۳۵,۶۰ عرض شمالی است.



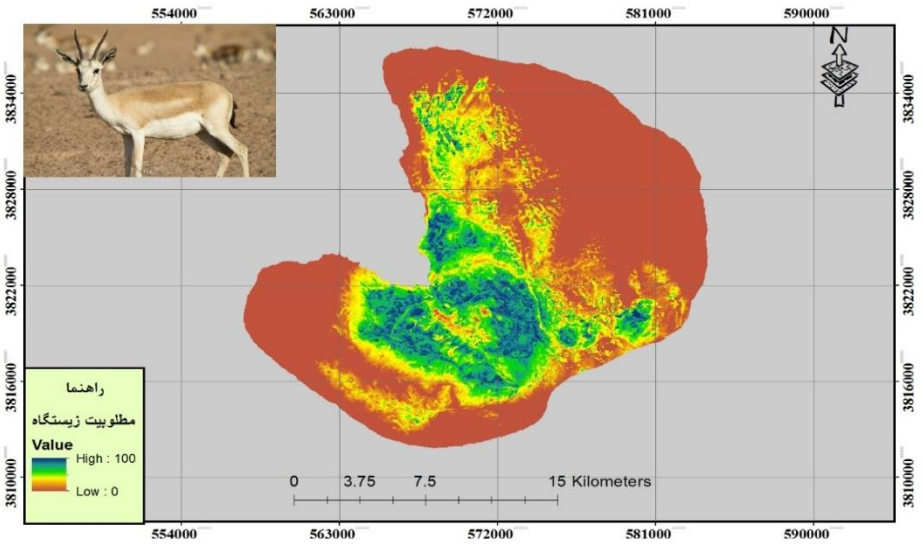
شکل ۱: نقشه محدوده مطالعاتی سمت چپ منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز و سمت راست مرز جدید در نظر گرفته شده

بررسی میدانی: به‌منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه تعداد ۳۶ ترانسکت درمجموع به طول ۱۷۰ کیلومتر در منطقه مستقر و هرماه در فصول مورد مطالعه پیمایش شدند. نقاط حضور آهو از طریق مشاهده مستقیم و ثبت نمایه‌های به‌جا مانده از آهوان (سرگین، محل استراحت) به‌وسیله سیستم موقعیت‌یاب جهانی[۱] ثبت شد. تعیین مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه آهوی ایرانی در مرز جدید با ۱۴ متغیر محیطی به روش تجزیه و تحلیل آشیان اکولوژیک (ENFA)[۲] در نرم‌افزار Biomapper انجام گرفت. نتایج حاصل از ماتریس امتیازات ۹ فاکتور از ۱۴ متغیر مورد بررسی در جدول ۱ ذکرشده است. سپس با استفاده از مقدار حاصل از شاخص بویس[۳] (۰/۷۶۸±۰/۲۰) الگوریتم هارمونیک انتخاب و خروجی این الگوریتم (شکل ۲) با اعتبارسنجی حاصل از تحلیل آماری[۴] ROC برابر (۰/۸۴) وارد مدل (Maxent) گردید. طعمه‌خوار غالب در اکثر مناطق حفاظت‌شده و زیستگاه‌های استان کرمانشاه ازجمله منطقه شکارممنوع قراویز گرگ است. در مجموع طی دو فصل تابستان و پاییز سال‌های ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۲ تعداد ۱۰ حمله در منطقه ثبت شد، ۷ مورد حملات در فصل تابستان و ۳ مورد آن در فصل پاییز بوده است (اداره کل حفاظت محیط زیست کرمانشاه، ۱۳۹۲). براساس نظرات کارشناسان از بین متغیرهای تأثیرگذار بر احتمال حملات ده متغیر انتخاب گردید. این ده متغیر شامل شیب، جهت، ارتفاع (حاصل از مدل رقومی ارتفاعی با دقت ۳۰ متر)، فاصله از چشمه، دام، رودخانه، روستاهای مجاور و جاده نیز تراکم آهوان و نقشه مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه آهوی ایرانی بودند.

۱-Global Positioning System
۲-Ecological Niche Factor Analysis
۳-Boyce Index
۴-Receiver Operating Characteristic curve

جدول ۱: ماتریس امتیازات فصل تابستان و پاییز آهوی ایرانی در منطقه شکارممنوع قراویز

متغیرهای مستقل محیط زیستی	۱ (٪۲۸)	۲ (٪۲۴)	۳ (٪۱۰)	۴ (٪۸)	۵ (٪۶)	۶ (٪۵)	۷ (٪۴)	۸ (٪۴)	۹ (٪۳)
آبراهه	۰/۰۳	-۰/۰۴	۰/۰۷	-۰/۰۴	۰/۳۰	-۰/۱۷	۰/۰۷	-۰/۲۲	۰/۱۶
عشایر	-۰/۳۰	۰/۲۴	۰/۲۰	-۰/۶۰	۰/۵۱	۰/۰۶	-۰/۱۴	-۰/۱۲	۰/۱۰
دام	۰/۳۶	-۰/۰۱	۰/۱۹	۰/۱۸	-۰/۳۶	-۰/۰۳	-۰/۵۱	-۰/۳۰	۰/۰۰
جاده	۰/۰۳	-۰/۱۵	-۰/۱۶	۰/۳۹	-۰/۱۷	۰/۲۴	۰/۱۷	-۰/۴۲	۰/۱۵
مراکز نظامی	-۰/۳۱	-۰/۳۷	۰/۳۷	۰/۱۵	-۰/۲۵	۰/۴۴	-۰/۳۹	۰/۱۹	۰/۳۴
رودخانه	۰/۱۴	۰/۰۸	۰/۳۳	-۰/۲۳	-۰/۳۱	-۰/۲۷	۰/۰۳	۰/۰۰	-۰/۰۶
روستا	۰/۰۳	-۰/۰۶	۰/۰۲	۰/۱۸	۰/۱۷	۰/۰۵	۰/۱۰	۰/۱۲	۰/۴۱
چشمه	-۰/۵۳	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۱۴	۰/۰۴	۰/۱۰	۰/۱۶	۰/۲۳	۰/۰۸
توسعه انسانی	-۰/۳۱	-۰/۱۱	۰/۱۶	-۰/۳۴	۰/۰۸	۰/۰۰	-۰/۰۲	۰/۴۹	۰/۱۴
فاصله از گرگ	-۰/۴۴	۰/۱۳	-۰/۶۲	۰/۲۴	-۰/۰۴	-۰/۵۶	۰/۶۵	-۰/۲۲	-۰/۳۶
تیپ پوشش	۰/۱۷۵	-۰/۱۹	۰/۱۹	-۰/۰۵	-۰/۱۱	۰/۲۷	۰/۱۲	۰/۳۱	۰/۱۸
جهت	-۰/۱۷۸	۰/۰۲	۰/۰۰	-۰/۱۲	-۰/۲۶	۰/۲۴	۰/۱۶	-۰/۱۹	-۰/۲
ارتفاع	۰/۰۳	۰/۸۲	-۰/۳۸	۰/۱۲	۰/۰۲	۰/۱۰	-۰/۱۱	۰/۰۲	۰/۰۰
تراکم پوشش	۰/۰۴	-۰/۰۶	-۰/۱۳	-۰/۰۴	-۰/۴۴	-۰/۳۴	۰/۰۵	-۰/۲۲	-۰/۱۸
شیب	۰/۰۴	-۰/۰۹	۰/۰۶	۰/۳۰	۰/۰۳	-۰/۱۹	۰/۰۵	۰/۲۶	-۰/۶۰



شکل ۲: مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه آهوی ایرانی در منطقه شکارممنوع قراویز

بر اساس فرضیه کمین- زیستگاه[۱] شکارچیان باید زمان بیش‌تر را صرف و تعداد بیش‌تری طعمه را در زیستگاه با پوشش بالا شکار کند (Maddock، ۱۹۷۹؛ Pennycuick، ۱۹۷۵) و بر اساس فرضیه طعمه- فراوانی[۲] شکارچی باید زمان بیش‌تری را صرف و تعداد طعمه بیش‌تری را در زیستگاه‌هایی که طعمه اصلی فراوان‌ترین است شکار کند (Maddock، ۱۹۷۹؛ Pennycuick، ۱۹۷۵).

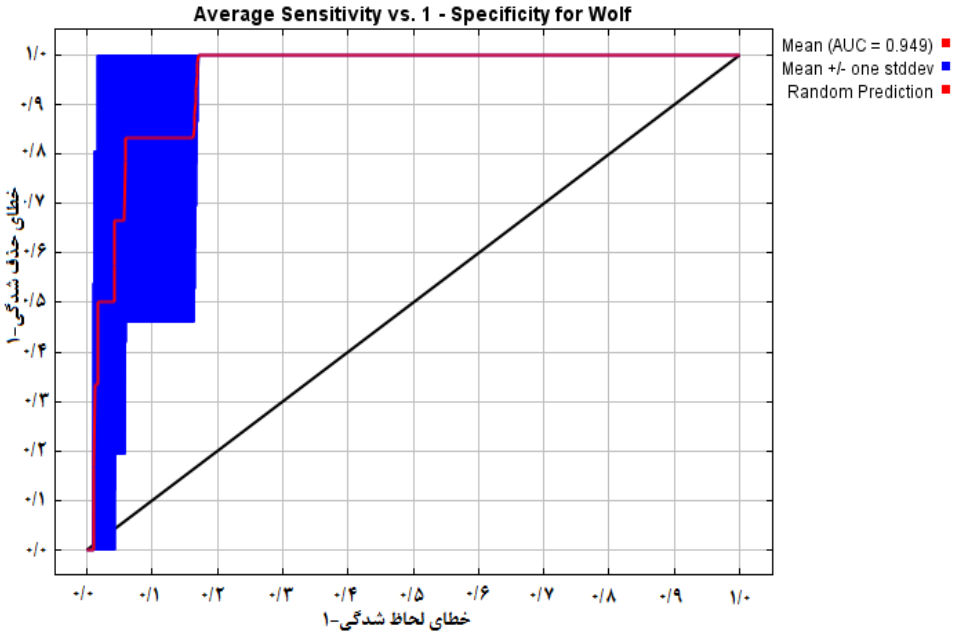
مدل: تاکنون روش‌ها و الگوریتم‌های متفاوتی برای مدل پراکنش گونه‌ای معرفی‌شده است. یکی از بهترین و پرکاربردترین این روش‌ها در حال حاضر، روش حداکثر آنتروپی

۵-Ambush-habitat hypothesis
۶-Prey-abundance hypothesis

یا Maxent است (میرزایی و همکاران، ۱۳۹۲). پایه روش مکسنت براساس یادگیری ماشینی است و به‌منظور پیش‌بینی از اطلاعات ناقص طراحی گردیده است (Baldwin، ۲۰۰۹) این روش یکنواخت‌ترین توزیع نقطه نمونه را در مقایسه با مکان‌های پس‌زمینه با توجه به محدودیت‌های به‌دست‌آمده از داده‌ها تخمین می‌زند (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶؛ Phillips و همکاران، ۲۰۰۴؛ Grender، ۲۰۰۱). نتایج قطعی است و حداکثر احتمال پراکنش را پوشش می‌دهد (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶). در اجرای مدل از پیش‌فرض‌های خود نرم‌افزار حد آستانه 10^{-5}، حداکثر تکرار (۵۰۰) و ۱۰۰۰ نقطه در پس زمینه استفاده شد. از ۷۵٪ داده‌های حضور برای ساختن مدل و ۲۵٪ برای ارزیابی مدل مورد استفاده گردید. مدل ۱۰ بار اجرا شد. به‌منظور بررسی اهمیت تک‌تک متغیرها نیز از آزمون جک نایف (Jackknife test) استفاده شد و از تحلیل منحنی ویژگی عامل دریافت‌کننده (ROC) و مساحت زیر منحنی (AUC= Area Under the ROC Curve) برای ارزیابی کیفیت کلی مدل مورد استفاده قرار گرفت.

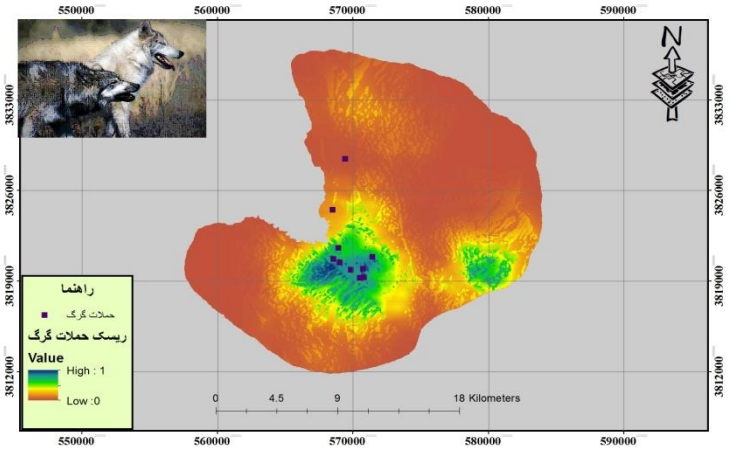
نتایج

ارزیابی مدل: برای ارزیابی نتایج مدل‌سازی متغیر آماری از تحلیل منحنی ویژگی عامل دریافت‌کننده منحنی ROC (شکل ۲) استفاده شد. مساحت زیر منحنی (AUC) با امتیاز ۱ به معنی پیش‌بینی کامل و بدون حذف هیچ‌کدام از نقاط حضور است. AUC با مقدار ۰/۵ نشان‌دهنده یک پیش‌بینی تصادفی و AUC بین ۰/۷ تا ۰/۸ بیانگر مدل خوب بین ۰/۸ تا ۰/۹ مدل عالی و مقدار AUC بیش از ۰/۹ بیانگر پیش‌بینی بسیار عالی مدل است (Giovanelli و همکاران، ۲۰۱۰). شکل ۳ منحنی ROC و مقدار AUC مدل‌سازی را برای میانگین اجراها به همراه انحراف معیار آن نشان می‌دهد. میزان AUC برای داده‌های یادگیری بهترین اجرا ۰/۹۶ و برای داده‌های آزمون ۰/۹۸ که نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در تمام حد آستانه‌ها (Threshold) با مدل تصادفی است ($P\text{-value}<10^{-3}$). مقدار AUC میانگین در مقایسه با بهترین اجرا مدل تفاوت زیادی نداشته است که نشان‌دهنده کاربرد و اهمیت بالای مدل است.



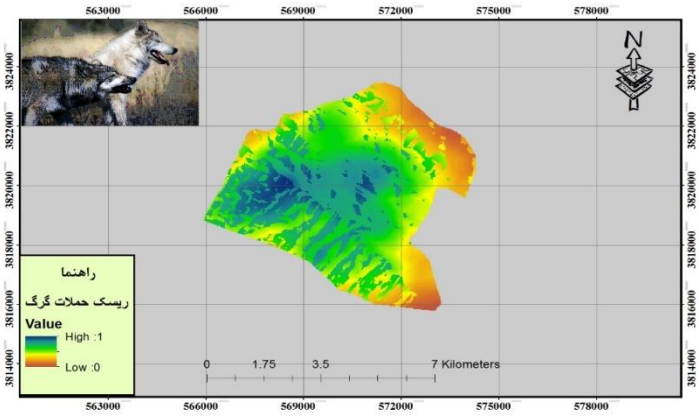
شکل ۳: منحنی ROC و مقدار AUC مدل ریسک حملات گرگ به آهوی ایرانی در منطقه شکارممنوع قراویز

براساس کارای خوب مدل در پیش‌بینی ریسک حملات بر اساس نقاط حملات نقشه میانگین پراکنش حملات در شکل ۳ آورده شد. اعداد بزرگ‌تر و رنگ‌های تیره‌تر بر اساس پیش‌بینی مدل دارای ریسک حمله بیش‌تری از جانب گرگ هستند.



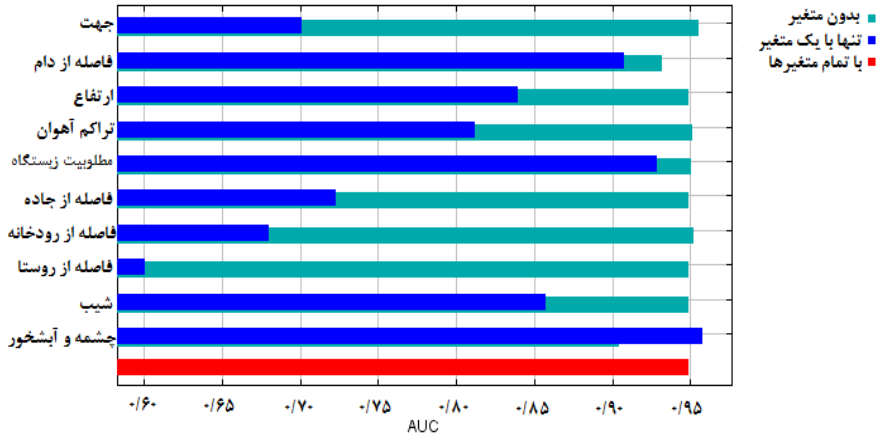
شکل ۴: ریسک حملات گرگ به آهوی ایرانی در منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز بر اساس مرز جدید

نتایج حاصل از انطباق مرز محدوده مطالعاتی با مرز واقعی منطقه (شکل ۵) مشخص کرد که پراکنش حملات گرگ به آهوان متناسب با توزیع تپه‌ماهورهای منطقه است.



شکل ۵: ریسک حملات گرگ به آهو در منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز

سهم هر یک از متغیرها در توسعه مدل توسط آزمون جک نایف در شکل آورده شده است (شکل ۶).



شکل ۶: بررسی اهمیت متغیرها براساس فراکافت جک نایف

بحث

انطباق نقشه حاصل از مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه با واقعیت زمینی مشخص کرد زیستگاه مطلوب آهوان در منطقه شکارممنوع قراویز در فصول تابستان و پاییز در تپه‌ماهورها و زمین‌های کشاورزی عمدتاً دیم پیرامون آن‌هاست. آهوان وسعت بیش‌تری از اراضی پیرامونی منطقه در این دو فصل در مقایسه با مرز اصلی منطقه به‌عنوان زیستگاه مطلوب استفاده می‌کنند. نقشه ریسک حمله گرگ (شکل ۴) مشخص کرد که مناطق با ریسک حملات بالا متناسب با پراکنش تپه‌ماهورهاست. براساس نتایج حاصل از فراکافت جک نایف به ترتیب متغیرهای فاصله از چشمه و آبشخور، مطلوبیت زیستگاه، فاصله از دام، شیب، ارتفاع، تراکم آهوان، فاصله از جاده، جهت، رودخانه و روستا بر ریسک حملات اثرگذار هستند. در این فصول زیستگاه مطلوب آهوان به‌طور متوسط در فاصله ۱۸۰۰ متری از چشمه و آبشخورها قابل توصیف است. از طرفی براساس ماتریس امتیازات (جدول ۱) فاصله از چشمه و آبشخور و کاهش فاصله از مراکز قبلی حملات گرگ بیش‌ترین تأثیر را در مطلوبیت زیستگاه دارند. با افزایش فاصله از آبشخورها و چشمه‌ها تا فاصله ۵۰۰۰ متر احتمال حمله کاهش می‌یابد و از این فاصله به بعد با افزایش فاصله تأثیری در افزایش حملات نخواهد داشت. آهوان منطقه قراویز مهاجرت‌های کوتاه مدتی به کشور عراق دارند. این مهاجرت‌ها همراه با ورود دام و کشاورزان به زمین‌های پیرامون منطقه و ایجاد ناامنی است، اما مهاجرت‌های انجام گرفته معمولاً موقت است شاید یکی از مهم‌ترین دلایل بازگشت آهوان به این تپه‌ماهورهای قراویز در این فصول وجود چشمه و آبشخورهای باشد زیرا براساس گزارش‌های محیط‌بانان و مردم محلی فراوانی منابع آبی در زیستگاه‌های مشابه در کشور عراق مانند قراویز نیست، بنابراین می‌توان به این نکته مهم اشاره کرد، با این‌که آهوان گونه‌های مناطق بیابانی هستند و سازگاری‌ها را نیز در این زمینه کسب کرده‌اند، اما در صورت وجود منابع آبی فاصله خود را پیرامون این منابع حفظ می‌کنند. گزارش‌های متفاوتی از افزایش مشاهدات طعمه‌خوار در اطراف منابع آبی وجود دارد (O'Brien و همکاران، ۲۰۰۶؛ DeStefano و همکاران، ۲۰۰۰). براساس بررسی O'Brien و همکاران (۲۰۰۶) در آریزونای آمریکا بیش از ۵۰۰۰ هزار حضور طعمه‌خوار پستانداران را در طول بررسی خود اطراف منابع آبی را گزارش کرده‌اند. با این‌وجود تعداد کمی از این مشاهدات منجر به شکار توسط طعمه‌خوار شده است. در بررسی دیگری توسط DeStefano و همکاران (۲۰۰۰) حملات طعمه‌خوار به حیات وحش پیرامون مناطق توسعه آبی و آبشخور با مناطق بدون آب مقایسه گردید و مشخص شد تعداد شکار طعمه توسط طعمه خوار هفت بار بیش‌تر از مناطقی بوده است که در آن منابع آب وجود ندارد ولی با این وجود نتوانسته مدرکی دال بر افزایش نرخ طعمه‌خواری در مناطق وجود آب پیدا کند. براساس نتایج حاصل از بررسی Krausman و همکاران (۲۰۰۶) احتمال افزایش نرخ طعمه‌خواری در این‌گونه مناطق به نظر محتمل نیست. در واقع براساس نتایج بررسی Rosenstock و همکاران (۱۹۹۹) و نیز DeStefano و همکاران (۲۰۰۰) این منابع به‌عنوان محلی برای کمین و یا یک تله برای طعمه از طرف طعمه‌خواران تبدیل خواهند شد، اما براساس شواهد موجود به‌نظر می‌رسد که آهوان از مناطق آبی به‌واسطه مشاهدات طعمه‌خوار و یا حملات قبلی اجتناب نمی‌کنند که مشابه یافته O'Brien و همکاران (۲۰۰۶) است. در مطالعه Farahmand (۲۰۰۲) در پارک ملی کلاه قاضی مشخص گردید که آهوان فاصله خود را تا ۵ کیلومتری منابع آبی حفظ کرده و از برخی گیاهان برای تأمین آب موردنیاز خود استفاده می‌کنند. در بررسی Durmuş (۲۰۰۹) در شانلوروفا ترکیه مشخص گردید که آهوان به‌طور مشخص به منابع آبی پاسخ نداده اما تفسیر نتایج حاصل از گستره خانگی نشان‌دهنده اهمیت مهم آن به‌عنوان یک عنصر کلیدی زیستگاه بوده است. در بررسی هارونی و همکاران (۱۳۸۷) در کالمند بهادران یزد مشخص گردید که آهوان تا شعاع ۵ کیلومتری به منابع آبی نزدیک شده‌اند و در فصل تابستان به‌طور محسوسی فاصله خود را از منابع آبی کاهش داده‌اند. در مطالعه Farhadinia و همکاران (۲۰۰۹) در پناهگاه حیات‌وحش میاندشت مشخص گردید که آب به‌عنوان یک فاکتور مهم در نظر گرفته‌شده و آهوان به‌طور نامنظم به منابع آبی مراجعه داشته‌اند. در مطالعه توسط Ghobrial (۱۹۷۰) در آفریقا بر روی گونه *Gazella dorcas dorcas* نیز نتیجه مشابه یافت شده است. در بررسی رمضان‌زاده و همکاران (۱۳۹۱) نیز مشخص گردید که آهوان پاسخ‌های متفاوتی به منابع آبی می‌دهند و فراوانی منابع آبی بر روی گونه تأثیرگذار بوده و مناطق مجاور منابع آبی ترجیح داده می‌شوند. مطلوبیت زیستگاه آهو به‌عنوان دومین متغیر اثرگذار مهم در ریسک حملات گرگ است بر این اساس با افزایش مطلوبیت زیستگاه آهوان احتمال حملات نیز افزایش می‌یابد. در بررسی فلاح‌باقری و فراشی (۱۳۹۰) در پارک ملی کلاه قاضی مشخص شد که زیستگاه مناسب گرگ‌ها بخش‌های دشتی و قسمت کمی نیز در مناطق کوهستانی واقع و تپه‌ماهورهاست

پراکنش آهوان در پارک ملی کلاه قاضی بیش‌تر در دشت‌ها است که زیستگاه گرگ‌ها نیز منطبق با آن است. در بررسی دیگر که توسط Glenz (۲۰۰۱) در مدل‌سازی زیستگاه گرگ در سوئیس انجام‌گرفته بود مشخص گردید که پراکنش سم‌داران در مطلوبیت زیستگاه گرگ مؤثر است. در قراویز نیز زیستگاه آهوان تپه‌ماهورهاست و نتایج حاصل از ریسک حملات نیز مشخص کرد که احتمال حملات در این تپه‌ماهورها افزایش می‌یابد در واقع احتمال حملات گرگ نیز منطبق با زیستگاه مطلوب آهوان است. زیستگاه مطلوب آهوان در این دو فصل به‌طور متوسط فاصله ۱۱۳۰ متری از دام است. براساس نتایج با کاهش فاصله از نقاط حضور دام احتمال حملات افزایش می‌یابد که این مهم می‌تواند ناشی حضور دام‌های در اکثر زیستگاه‌های آهوان از طرفی تمایل گرگ به شکار دام‌های اهلی نیز توجیه گردد. گزارش‌های فراوانی در اداره محیط‌زیست شهرستان سرپل ذهاب مبنی بر حمله گرگ به دام در منطقه قراویز وجود دارد (اداره کل حفاظت محیط‌زیست کرمانشاه، ۱۳۹۲) که اکثر این حملات پیرامون مناطق دارای ریسک حمله انجام گرفته‌اند. در یک بررسی نگارنده شاهد حمله سه قلاده گرگ به دام یکی از روستائیان منطقه در مناطق مستعد حمله بود. زیستگاه مطلوب آهوی ایرانی در دو فصل مورد بررسی در شیب ۱۲/۱۶ درصد است. بررسی نتایج نشان داد که با افزایش شیب احتمال حمله نیز افزایش پیدا می‌کند. با توجه به شیب مطلوب زیستگاه با افزایش شیب احتمال حمله نیز افزایش می‌یابد. مهم‌ترین استراتژی آهوان در مقابله با خطر فرار است به‌نظر می‌رسد که احتمال موفقیت در فرار آهوان در شیب‌های بالا کاهش می‌یابد. در بررسی رمضان‌زاده و همکاران (۱۳۹۱) در پارک ملی سالوک زیستگاه مطلوب آهوان در شیب‌های کم‌تر از ۲۳ درصد عنوان‌شده است. هارونی و همکاران (۱۳۸۷) در کالمند بهادران عنوان کردند که شیبی که بیش‌ترین مشاهدات آهو را داشته است ۱۰-۰ درصد بوده است. براساس نتایج حاصل از بررسی Durmuş (۲۰۱۰) در شانلوروفا ترکیه مشخص گردید که آهوان در فصول زمستان، زایمان و تابستان مناطق با شیب بسیار کم را ترجیح می‌دهند و در فصل جفت‌گیری مناطقی با شیب بیش‌تر ترجیح داده می‌شود. نتایج حاصل از بررسی Farhadinia و همکاران (۲۰۰۹) در پناهگاه حیات‌وحش میاندشت مشخص کرد که مناطق با شیب بالا توسط آهوان انتخاب نمی‌شود. نتایج حاصل از این تحقیق با مطالعات Farhadinia و همکاران (۲۰۰۹)، رمضان‌زاده و همکاران (۱۳۹۰) هارونی و همکاران (۱۳۸۷) و Durmuş (۲۰۱۰) هم‌خوانی دارد. زیستگاه مطلوب آهوان در ارتفاع ۵۷۷ متری است. نتایج حاصل از پاسخ حملات به ارتفاع نشان می‌دهد با افزایش ارتفاعات احتمال حملات نیز افزایش می‌یابد. لذا به نظر می‌رسد موفقیت در شکار گرگ‌ها با افزایش ارتفاع و شیب افزایش می‌یابد. بررسی نتایج نشان داد که افزایش تراکم آهوان ریسک حملات گرگ افزایش می‌یابد. Huggard (۱۹۹۳ b) در بررسی خود در پارک ملی بنف کانادا متوجه شد با افزایش تعداد گله گوزن الک به‌همراه تراکم آن‌ها گرگ استراتژی خود را بر روی واکنش کارکردی متمرکز کرده و ریسک شکار الک افزایش می‌یابد. او در ادامه ذکر کرد موفقیت در شکار گرگ به مقدار زیادی وابسته به‌اندازه گله نیست. Crisler (۱۹۵۶) در بررسی خود بر روی موفقیت شکار گرگ در شکار گوزن کاریبو نشان داد با افزایش تعداد گله احتمال موفقیت شکار نیز افزایش می‌یابد. زیستگاه مطلوب آهوان در این فصل در فاصله ۲۰۰۰ متری جاده‌ها است. جاده‌های موجود در مرز جدید شامل جاده‌ی عبوری از شهرستان سرپل ذهاب به قصر شیرین و جاده‌های منشعب از آن یکی در کنار روستای قراویز و دیگری نیز انشعاب آن در بخش انتهای مرز اصلی منطقه به سمت مراکز نظامی و پاسگاه‌های مرزی است. نزدیکی این جاده‌ها به مناطق مطلوب زیستگاه و مراکز نظامی و پاسگاه‌های مرزی دلیل اهمیت آن‌ها است. آهوان در بررسی‌های دو فصل پاییز و زمستان جهت‌های جنوبی را ترجیح می‌دهد. در بررسی مدل ریسک حملات گرگ در جهت‌های غربی بسیار بالاست و بعدازاین جهت شمالی بیش‌ترین ریسک حملات را دارند. نتایج حاصل از مدل مشخص کرد که با افزایش فاصله از رودخانه‌ها (قوره تو و حلوان) احتمال حملات کاهش می‌یابد که این مهم می‌تواند ناشی از وجود تراکم پوشش گیاهی بالای آن و ایجاد ناامنی برای آهوان و احتمال حملات بیش‌تر گرگ در این مناطق و یا ناشی از ایجاد ناامنی پیرامون این رودخانه به‌واسطه انجام فعالیت‌های کشاورزی باشد. آخرین متغیر که کم‌ترین تأثیر را در مدل دارد مناطق مسکونی است زیستگاه مطلوب آهوان در این فصول به‌طور متوسط فاصله ۱۶۰۹ متری از روستاها است پاسخ مدل به متغیر روستا نیز مشخص کرد که در هر دو مدل مطلوبیت زیستگاه و پراکنش حملات گرگ این متغیر دارای اهمیت کمی است. حملات گرگ به آهو در این دو فصل پیرامون مناطقی است که منابع کلیدی زیستگاه در آن قرار دارند که مهم‌ترین این منابع در این دو فصل وجود چشمه‌ها و آبشخورهای منطقه است. اهمیت این منابع آبی در دو فصل تابستان و پاییز برای آهوان بیش‌تر می‌شود

لذا می‌توان تمرکز حملات بر روی این منابع کلیدی را با فرضیه کمین- زیستگاه منطبق دانست، زیرا پراکنش حملات گرگ در مناطقی که منابع کلیدی زیستگاه قرار دارند فراوان است.

منابع

۱. **احمدی، م.؛ کابلی، م.؛ ایمانی‌هرسینی، ج.؛ خسروی شریف‌آبادی، ر. و الماسی، م.، ۱۳۹۰.** تدوین برنامه مدیریت استراتژیک جمعیت‌های گرگ (*Canis lupus*) در استان همدان با رویکرد کاهش تعارضات بین انسان و گرگ. نشریه محیط‌زیست طبیعی. مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۵، شماره ۳، صفحات ۲۷۱ تا ۲۸۱.

۲. **اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان کرمانشاه.،۱۳۹۲.** معاونت طبیعی، دفتر زیستگاه‌ها و تنوع زیستی. ۹۸ صفحه.

۳. **ایمانی‌هرسینی، ج.،۱۳۹۰.** بررسی روند تغییرات کاربری پوشش اراضی استان همدان با تأکید بر زیستگاه بالقوه گرگ در سه دهه گذشته. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد. دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. ۱۲۱ صفحه.

۴. **بهداروند، ن.؛ کابلی، م.؛ ابراهیم‌پور، ر. و جباریان‌امیری، ب.، ۱۳۹۱.** مدل‌سازی پراکنش حملات مکانی گرگ (*Canis lupus pallipes*) به انسان در استان همدان با استفاده از الگوریتم ژنتیک (GARP)، مطالعه موردی: استان همدان. مجله اکولوژی کاربردی. سال ۱، شماره ۱، صفحات ۳ تا ۱۴.

۵. **حاضری، ف.؛ همامی، م. و خواجه‌الدین، س.، ۱۳۸۸.** استفاده از جوامع گیاهی توسط آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) در پناهگاه حیات‌وحش موته. علوم کشاورزی و منابع طبیعی. سال ۱۳، شماره ۴۸، صفحات ۴۲۷ تا ۴۳۵.

۶. **رمضانی‌زاده، ص.؛ منصوری، ج.؛ دهداردرگاهی، م. و شمس‌اسفندآباد، ب.، ۱۳۹۱.** ارزیابی زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa subgutturosa*) در پارک ملی سالوک با استفاده از روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی(ENFA). اولین کنفرانس ملی راهکارهای دستیابی به توسعه پایدار در بخش‌های کشاورزی، منابع طبیعی و محیط‌زیست. ۸ صفحه.

۷. **ضیایی، ه.، ۱۳۸۸.** راهنمایی صحرایی پستانداران ایران. انتشارات کانون آشنایی با حیات‌وحش. تهران. ۳۵۰ صفحه.

۸. **فلاح‌باقری، ف. و فراشی، آ.، ۱۳۹۰.** مدل‌سازی زیستگاه گرگ (*Canis lupus*) در پارک ملی کلاه قاضی با استفاده از روش تجزیه و تحلیل فاکتوری آشیان بوم‌شناختی ENFA. مجله پژوهش و سازندگی. دوره ۲۴، شماره ۳، صفحات ۱۱تا ۱۸.

۹. **مکی، ت.؛ فاخران، س.؛ مرادی، ح.؛ ایروانی، ج. و فرهمند، م.، ۱۳۹۱.** ارزیابی اثرات بوم‌شناختی کنارگذر غرب اصفهان بر پناهگاه حیات‌وحش قمیشلو با استفاده از روش HEP. مجله بوم‌شناسی کاربردی. شماره ۲، صفحات ۳۹ تا ۵۱.

۱۰. **میرزایی، ر.؛ همامی، م.؛ اسماعیلی‌ساری، ع. و رضایی، ح.، ۱۳۹۲.** مدل‌سازی پراکنش دلیجه کوچک (*Falco naumanni*) در استان گلستان. پژوهش‌های محیط‌زیست. سال ۴، شماره ۸، صفحات ۱۴۹ تا ۱۵۶.

۱۱. **هارونی، ح.؛ بهروزی‌راد، ب. و حسن‌زاده‌کیابی، ب.، ۱۳۸۷.** بررسی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی در منطقه حفاظت‌شده کالمند- بهاران یزد. مجله محیط‌شناسی. سال ۳۴، شماره ۴۶، صفحات ۱۱۳تا ۱۱۸.

12. **Ahmadi, M.; Kaboli, M.; Nourani, E.; Alizadeh Shabani, A. and Ashrafi, S., 2013.** A predictive spatial model for gray wolf denning sites in a humandominated landscape in western Iran. Eco. Res. Vol. 28, pp: 513-521.

13. **Baldwin, R.A., 2009.** Use of Maximum Entropy Modeling in Wildlife Research. Entropy. Vol. 11, No. 4, pp: 854-866.

14. **Behdarvand, B.; Kaboli, M.; Ahmadi, M.; Nourani, E.; Salman Mahini, A. and Asadi Aghbolaghi, M., 2014.** Spatial risk model and mitigation implications for wolf–human conflictin a highly modified agroecosystem in western Iran. Biological Conservation. Vol. 177, pp: 156-164.

15. **Carbyn, L.N., 1988.** Gray wolf and red wolf. The Journal of Wildlife Management. Vol. 52, pp: 20-31.

16. **Carroll, C.; Paquet, P.C. And Noss, R.F., 1999**. Modelling carnivore habitat in the rocky mountain region: Aliterature review and suggested strategy. Toronto: WWF Canada. 104 p.

17. **Crisler, L., 1956.** Observations of wolves hunting caribou. J. of Mammalogy. Vol. No. 37, pp: 337-346.

18. **Davie, H.; Murdoch, J.; Lkhagvasuren, A. and Reading, R., 2014.** Measuring and mapping the influence of landscape factors on livestock predation by wolves in Mongolia. Arid Environments. Vol. 103, pp: 85-91.

19. **DeStefano, S.; Schmidt, S.L. and deVosjr, J.D., 2000.** Observations of predator activity at wildlife water developments in southern Arizona. Range Management. Vol. 53, pp: 255-258.

20. **Dookia, S., 2002.** Habitat Preference, abundance and group size of Indian gazelle (*Gazella bennetti*) in semi-arid region of Thar Desert of Rajasthan. Ph.D thesis Jodhpur University, India. 179 p.

21. **Durmuş, M., 2010.** Determination of home range size and habitat selection of Gazelles (*Gazella subgutturosa*) by GPS telemetry in Şanliurf. Master of Sciences Thesis. School of Natural and Applied Sciences of MEiddle East Technical University. Ankara, Turkey. 139 p.

22. **Eberhardt, L.L. and Peterson, R.O., 1999.** Predicting the wolves-prey equilibrium point. Canadian Journal of Zoology. Vol. 77, pp: 494-498.

23. **Farahmand, M., 2002.** An investigation on factors affecting ungulate distribution in Kolah Qazy National Park, Master thesis, Faculty of Natural Resources, University of Tehran. Tehran. 134 p. (In Persian).

24. **Farhadinia, M.S.; Shams Esfandabad, B.; Karami, M.; Hosseini-Zavarei, F.; Absalan, H. and Nezami, B.,**

41. **Mendelssohn, H., 1974.** The development of the population of Gazella in Israel and their Behavior of ungulates and its relationship to management.Eds.v. Geist and Walther. IUCN. No. 24, pp: 722-743.
42. **Meriggi, A. and Lovari, S., 1996.** A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock? Journal of Applied Ecology. Vol. 33, pp: 1561-1571.
43. **Muhly, T.B. and Musiani, M., 2009.** Livestock depredation by wolves and the ranching economy in the Northwestern US. Ecol. Econ. Vol. 68, pp: 2439-2450.
44. **Nowzari, H.; Behrouzi Rad, B. and Hemami, M.R., 2007**. Habitat use by Persian gazelle (*Gazella subgutturosa*) in Bamoo national parkduring autumn and winter. The Journal of Acta ZoologicaMexicana. Vol. 23, No. 1, pp: 109-121.
45. **Oakleaf, J.K.; Mack, C. and Murray, D.L., 2003.** Effects of wolves on livestock calf survival and movements in central Idaho. The Journal of Wildlife Manage. Vol. 67, pp: 299-306.
46. **Okarma, H., 1995.** The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. The Journal of Acta Theriologica. Vol. 40, pp: 335-386.
47. **O'Brien, C.S.; Waddell, R.B.; Rosenstock, S.S. and Rabe, M.J., 2006.** Wildlife use of water catchments in southwestern Arizona. The Journal of Wildlife Society Bulletin. Vol. 34, pp: 582-591.
48. **Olsson, O.; Wirtberg, J.; Andersson, M. and Wirtberg, I., 1997.** Wolves (*Canis lupus*) predation on moose (*Alces alces*) and roe deer (*Caprelus caprelus*) in south-central Scandinavia. The Journal of Wildlife Biology. Vol. 3, pp: 13-25.
49. **Pennycuick, L., 1975.** Movements of the migratory wildebeest population in the Serengeti area between 1960 and 1973. East African Wildlife Journal. Vol. 13, pp: 65-87.
50. **Phillips, S.J.; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. The Journal of Ecol. Model.Vol. 190, pp: 231-259.
51. **Phillips, S.J.; Dudík, M. and Schapire, R.E., 2004.** A maximum entropy approach to species distribution modeling. In Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning; ACM Press: New York, NY, USA. pp: 655-662.
52. **Potvin, F.H.; Jolicoeur, H. and Hout, J., 1988.** Wolves diet and prey selectivity during two periods for deer in Quebec: decline versus expansion. Canadian Journal of zoology. Vol. 66, pp: 1274-1279.
53. **Rosenstock, S.S.; Ballard, W.B. and Devos, J.C., 1999.** Viewpoint: benefits and impacts of wildlife water developments. Range Manga. Vol. 52, pp: 302-311.
54. **Van Duyne, C.; Ras, E.; DeVos, A.E.W.; De Boer, W.F.; Henkens, R.J.H.G. and Usukhjargal, D., 2009.** Wolf predation among reintroduced Przewalski horses in Hustai National Park, Mongolia. J. Wildl. Manag. Vol. 73, pp: 836-843.
55. **Wingard, J.R. and Zahler, P., 2006.** Silent Steppe: The Illegal Wildlife Trade Crisis in Mongolia. Mongolia Discussion Papers, East Asia and Pacific Environment and Social Development Department. World Bank, Washington, D.C., USA. 147 p.

2009. Goitered gazelle (*Gazella subgutturosa)*: its habitat preference and conservation needs in Miandasht Wildlife Refuge, northeastern Iran. Zoology in the Middle East. Vol. 46, pp: 9-18.
25. **Ghobrial, L.I., 1970.** The Water Relations of the Desert Antelope *Gazella dorcas dorcas*. Journal of Physiological zoology. Vol. 43, No. 4, pp: 249-256.
26. **Giovanelli, J.G.R.; De Siqueira, M.F.; Haddad, C.F.B. and Alexandrino, J., 2010.** Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: how the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods, The Journal of Ecological Modelling. Vol. 221, pp: 215-224.
27. **Glenz, C.; Massolo, A.; Kuonen, D. and Schlaepfer, R., 2001.**Wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). Journal of Landscape and Urban Planning. Vol. 55, pp: 55-65.
28. **Grendár, M.J., 2001.** Grendár, M. Maximum entropy: Clearing up mysteries. Entropy. Vol. 3, pp: 58-63.
29. **Hasanzadeh, M.; Kaboli, M.; Khosravi, R. and Ahmadi, M., 2012.** The investigation of relation between waste composition, wolf (*Canis lupus*) and their conflicts with native people in Hamedan province. J. Nat. Environ. Iranian J. Nat. Res. Vol. 65, pp: 45-52.
30. **Haugen, S.H., 1987.** Den-site, summer diet and skull injuries of wolves in Alaska. MSc thesis, University of Alaska, Fairbanks. 205 p.
31. **Huggard, D.J., 1993.** Effect of snow depth on predation and scavenging by gray wolves. The Journal of Wildlife Management. Vol. 57, pp: 382-388.
32. **Huggard, D.J., 1993b.** Prey selectivity of wolves in Banff National Park. I. Prey species. Canadian journal of zoology. Vol. 71, pp: 130-139.
33. **Jackson, R.M.; Ahlborn, G.G.; Gurung, M. and Ale, S., 1996.** Reducing livestock depredation in the Nepalese Himalayas. 17th Vertebr. Pest Conf. (Timm & Crabb, Eds) Published at Uni. of Calif. Davis. pp: 241-247.
34. **Jêdrzejewski, W.; Schmidt, K.; Theuerkauf, J.; Jêdrzejewska, B.; Selva, N.; Zub, K. and Szymura, L., 2002.** Kill rates and predation by wolves on ungulate populations in Białowiez˙a Primeval Forest (Poland). Ecology. Vol. 83, No. 5, pp: 1341-1356.
35. **Kaczensky, P.; Enkhsaikhan, N.; Ganbaatar, O. and Walzer, C., 2008.** The great Gobi Bstrictly protected area in Mongolia e refuge or sink for wolves *Canis lupus* in the Gobi. Wildl. Biol. Vol. 14, pp: 444-456.
36. **Krausman, P.R.; Rosenstock, S.S. and Cain, J.W., 2006.** Developed waters for wildlife: science, perception, values, and controversy. Wildlife Society Bulletin.Vol. 34, pp: 563-569.
37. **Linnell, J.D.C.; Odden, J.; Smith, M.E.; Aanes, R. and Swenson, J.E., 1999.** Large carnivores that kill livestock: do problem individuals really exist? Wildlife Society Bulletin. Vol. 27, pp: 698-705.
38. **Maddock, L., 1979.** The migration and grazing succession. Sinclair & Norton-Griffiths, editors. Serengeti: dynamics of an ecosystem. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. pp: 104-129.
39. **Mech, L.D.; Nelson, M.E. and Mcroberts, R.E., 1991.** Effects of maternal and grand maternal nutrition on deer mass and vulnerability to Wolves predation. Journal of Mammalogy. Vol. 72, pp: 146-151.
40. **Mech, L.D.; Fritts, S.H. and Paul, W.J., 1988.** Relationship between winter severity and wolf depredations on domestic animals in Minnesota. Wildlife Society Bulletin. Vol. 16, pp: 269-272.