

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

- **پیمان کرمی***: دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق پستی: 3995
- **سیدمجید حسینی**: دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق پستی: 3995
- **محمد کمانگر**: دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس، صندوق پستی: 3995

تاریخ دریافت: تیر 1393 تاریخ پذیرش: مهر 1393

چکیده

گرگ (*Canis lupus*) بزرگ‌ترین سگ‌سان ایران، گونه فرصت‌طلب باقابلیت سازگاری بالا و یکی از طعمه‌خواران اصلی سم‌داران در زیستگاه‌هایشان محسوب می‌شود. به‌منظر 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 شکار ممنوع 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 1392 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 8 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 ($AUC=0/949$) 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 شکار ممنوع قراویز، استان کرمانشاه

مقدمه

تیرین پراکنش را در بین پستانداران خشکی دارند (ضیایی، 1388). 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 مورد استفاده قرار می‌گیرند (Olsson و همکاران 1997؛ Okarma، 1995؛ Haugen، 1987) اما برخی محققان دریافته‌اند که پستانداران

گرگ‌ها حیواناتی فرصت‌طلب با گستره پراکنش بالا و قابلیت سازگاری با طعمه‌های محلی در گستره پراکنش خود هستند (Carbyn، 1988). 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، 1999). در واقع گرگ و روباه بعد از انسان بیش-

تدوین برنامه استراتژیک جمعیت‌های گرگ (*Canis lupus*) در استان همدان با رویکرد کاهش تعارضات بین استان و گرگ، Behdarvand و همکاران (2014) پیش‌بینی توزیع فضایی برای گرگ در مقیاس چشم‌انداز انسانی در غرب ایران، Hasanzadeh و همکاران (2012) بررسی رابطه بین ترکیب زباله، گرگ و درگیری با جوامع محلی، ایمانی (1390) 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 (1387) با موضوع بررسی مطلوبیت زیستگاه آهو در منطقه حفاظت‌شده کالمنده بهادران یزد، Nowzari و همکاران (2007) بررسی استفاده زیستگاه آهوی ایرانی در پارک ملی بمو، Farhadinia و همکاران (2009) با موضوع بررسی ترجیحات زیستگاهی در پناهگاه حیات‌وحش میاندشت، رمضان زاده و همکاران (1391) ارزیابی زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella gazella subgutturosa subgutturosa*) در پارک ملی سالوک به روش تحلیل عاملی آشیان بوم‌شناختی، حاضری و همکاران (1388) استفاده از جوامع گیاهی توسط آهوی ایرانی (*Gazella gazella subgutturosa*)، مکی و همکاران (1391) ارزیابی اثرات بوم‌شناختی 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

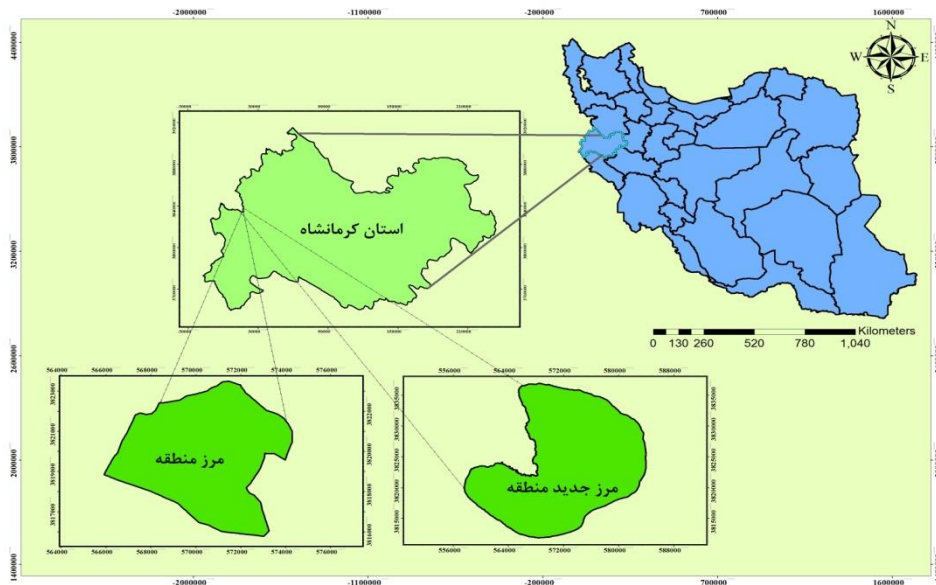
منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز در استان کرمانشاه و در شهرستان سرپل ذهاب با وسعت تقریباً 3600 هکتار با موقعیت جغرافیایی $34^{\circ}30'39.21''$ عرض شمالی شرقی $45^{\circ}45'55.02''$ طول قرارگرفته است (اداره کل حفاظت

کوچک مانند جوندگان و خرگوش نیز در بعضی از گستره‌های پراکنش (به صورت محلی) می‌توانند طعمه اصلی گرگ باشند (Jędrzejewski و همکاران، 2000؛ Mech، 1991). 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، 1388). در واقع این فراوانی طعمه در کنار گستره خانگی بالای آن‌ها باعث شده که در برخی مناطق در تضاد مستقیم با انسان قرار گیرند (بهادران و همکاران، 1391). تحقیقات فراوانی پیرامون رابطه گرگ و سمداران مورد تغذیه آن انجام‌گرفته است (Jędrzejewski و همکاران، 2002؛ Eberhardt و Peterson، 1999؛ Huggard، 1993 و Mech، 1993b و همکاران، 1991؛ Potvin و همکاران، 1988). آهوی ایرانی (*Gazella gazella subgutturosa*) نیز بزرگترین علفخوار دشت‌های استپی ایران است که به دلیل کاهش سریع جمعیت در سال‌های اخیر از رده نزدیک به تهدید (Near threatened) در سال 2003 به رده آسیب‌پذیر در طبقه‌بندی سال 2006 IUCN انتقال‌یافته است (حاضری و همکاران، 1388). تحقیقات فراوانی پیرامون حملات گرگ به دام انجام‌گرفته است (Hannah و همکاران، 2014؛ Muhly و همکاران، 2009؛ Kaczensky و همکاران، 2008؛ VanDuyne و همکاران، 2008؛ Zahler و Wingard، 2006؛ Oakleaf و همکاران، 2003؛ Linnell، 1999؛ Mech، 1998؛ Jackson، 1996؛ Meriggi و Lovari، 1996). پیرامون مطالعات داخل کشور در رابطه با گرگ می‌توان بررسی باقری و فراشی (1390) تحت عنوان مدلسازی مطلوبیت زیستگاه گرگ در پارک ملی کلاه قاضی، بهادران و همکاران (1391) مدلسازی پراکنش حملات مکانی گرگ به انسان در استان همدان با استفاده از الگوریتم ژنتیک (Garp)، احمدی و همکاران (1390)



تابستان و پاییز با توجه به منابع تأثیرگذار بر آنها تعیین شد (شکل 1). مرز جدید در این تحقیق از شمال به ارتفاعات بامو در بخش ازگله از غرب به کشور عراق از جنوب به ارتفاعات بازی دراز و از شرق نیز کوه نوح محدود و دارای موقعیت $45^{\circ}47'39.39''$ طول شرقی $34^{\circ}31'35.60''$ عرض شمالی است.

محیط زیست کرمانشاه، (1391). در بررسی منطقه مورد مطالعه در طی چندین بازدید مشخص شد که پراکنش آهوان نه تنها 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 به نظر می‌رسد. لذا این مطالعه بررسی براساس حد پراکنش آهوان در فصل



شکل 1: نقشه محدوده مطالعاتی سمت چپ منطقه تیراندازی و شکار ممنوع قراویز و سمت راست مرز جدید در نظر گرفته شده

نتایج حاصل از ماتریس امتیازات 9 فاکتور از 14 متغیر مورد بررسی در جدول 1 ذکر شده است. سپس با استفاده از مقدار حاصل از شاخص بویس³ $(0/768 \pm 0/20)$ الگوریتم هارمونیک انتخاب و خروجی این الگوریتم (شکل 2) با اعتبارسنجی حاصل از تحلیل آماری⁴ ROC برابر $(0/84)$ وارد مدل (Maxent) گردید. طعمه‌خوار غالب در اکثر مناطق حفاظت‌شده و زیستگاه‌های استان کرمانشاه از جمله منطقه شکار ممنوع قراویز گرگ است. در مجموع طی دو فصل تابستان و پاییز سال‌های 1387 تا 1392 تعداد 10 حمله در منطقه

بررسی میدانی: به‌منظور مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه تعداد 36 ترانسکت در مجموع به طول 170 کیلومتر در منطقه مستقر و همراه 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 جهانی¹ ثبت شد. تعیین مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه آهوی ایرانی در مرز جدید با 14 متغیر محیطی به روش تجزیه و تحلیل آشیان اکولوژیک² (ENFA) در نرم افزار Biomapper انجام گرفت.

^۲-Boyce Index

⁴-Receiver Operating Characteristic curve

1-Global Positioning System

2-Ecological Niche Factor Analysis

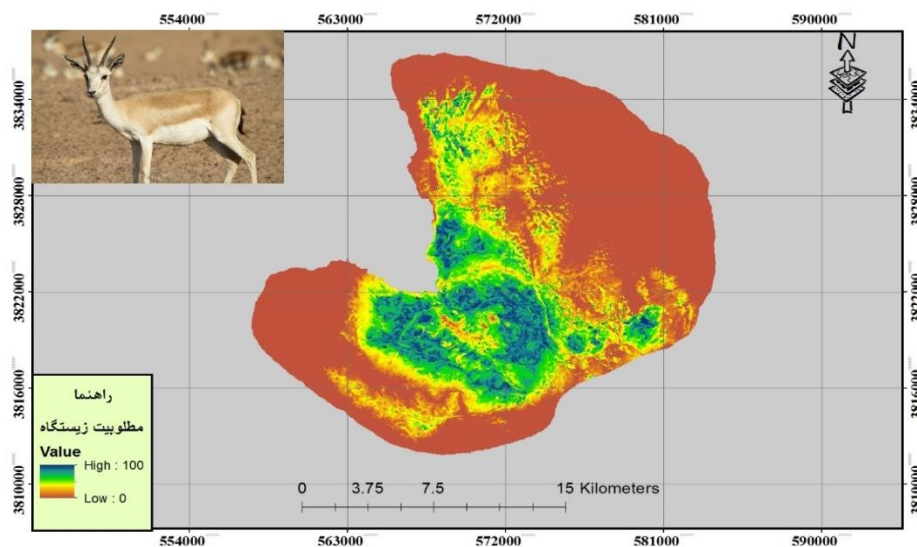


رودخانه، روستاهای مجاور و جاده نیز تراکم آهوان و نقشه مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه آهوی ایرانی بودند.

ثبت شد، 7 مورد حملات در فصل تابستان و 3 مورد آن در فصل پاییز بوده است (اداره کل حفاظت محیط زیست کرمانشاه، 1392). 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 30 متر)، فاصله از چشمه، دام،

جدول 1: ماتریس امتیازات فصل تابستان و پاییز آهوی ایرانی در منطقه شکارممنوع قراویز

9 (%3)	8 (%4)	7 (%4)	6 (%5)	5 (%6)	4 (%8)	3 (%10)	2 (%24)	1 (%28)	متغیرهای مستقل محیط زیستی
0/16	-0/22	0/07	-0/17	0/30	-0/04	0/07	-0/04	0/03	آبراهه
0/10	-0/12	-0/14	0/06	0/51	-0/60	0/20	0/24	-0/30	عشایر
0/00	-0/30	-0/51	-0/03	-0/36	0/18	0/19	-0/01	0/36	دام
0/15	-0/42	0/17	0/24	-0/17	0/39	-0/16	-0/15	0/03	جاده
0/34	0/19	-0/39	0/44	-0/25	0/15	0/37	-0/37	-0/31	مراکز نظامی
-0/06	0/00	0/03	-0/27	-0/31	-0/23	0/33	0/08	0/14	رودخانه
0/41	0/12	0/10	0/05	0/17	0/18	0/02	-0/06	0/03	روستا
0/08	0/23	0/16	0/10	0/04	0/14	0/07	0/02	-0/53	چشمه
0/14	0/49	-0/02	0/00	0/08	-0/34	0/16	-0/11	-0/31	توسعه انسانی
-0/36	-0/22	0/65	-0/56	-0/04	0/24	-0/62	0/13	-0/44	فاصله از گرگ
0/18	0/31	0/12	0/27	-0/11	-0/05	0/19	-0/19	0/175	تیپ پوشش
-0/2	-0/19	0/16	0/24	-0/26	-0/12	0/00	0/02	-0/178	جهت
0/00	0/02	-0/11	0/10	0/02	0/12	-0/38	0/82	0/03	ارتفاع
-0/18	-0/22	0/05	-0/34	-0/44	-0/04	-0/13	-0/06	0/04	تراکم پوشش
-0/60	0/26	0/05	-0/19	0/03	0/30	0/06	-0/09	0/04	شیب



شکل 2: مطلوبیت زیستگاه تابستانه و پاییزه آهوی ایرانی در منطقه



شکار ممنوع قراویز

ارزیابی مدل: برای ارزیابی نتایج مدل‌سازی متغیر آماری از تحلیل منحنی ویژگی عامل دریافت‌کننده منحنی ROC (شکل 2) استفاده شد. مساحت زیر منحنی (AUC) با امتیاز 1 به معنی پیش‌بینی کامل و بدون حذف هیچ‌کدام از نقاط حضور است. AUC با مقدار 0/5 نشان‌دهنده یک پیش‌بینی تصادفی و AUC بین 0/7 تا 0/8 بیانگر مدل خوب بین 0/8 تا 0/9 مدل عالی و مقدار AUC بیش از 0/9 بیانگر پیش‌بینی بسیار عالی مدل است (Giovannelli و همکاران، 2010). شکل 3 منحنی ROC و مقدار AUC مدل‌سازی را برای میانگین اجراها به همراه انحراف معیار آن نشان می‌دهد. میزان AUC برای داده‌های یادگیری بهترین اجرا 0/96 و برای داده‌های آزمون 0/98 که نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در تمام حد آستانه‌ها (Threshold) با مدل تصادفی است (3-). (P-value < 0/10). مقدار AUC میانگین در مقایسه با بهترین اجرا مدل تفاوت زیادی نداشته است که نشان‌دهنده کاربرد و اهمیت بالای مدل است.

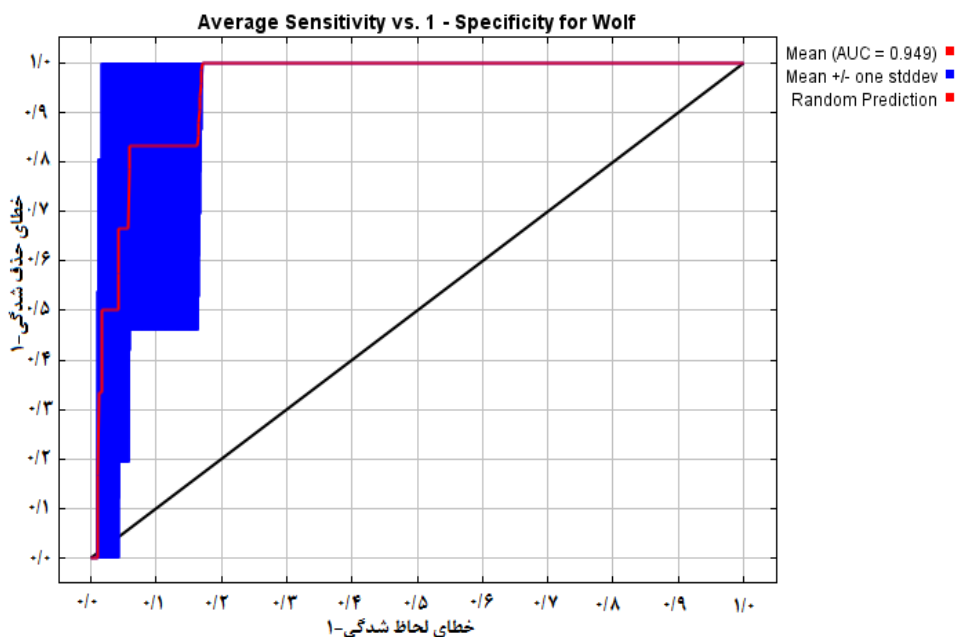
بر اساس فرضیه کمین-زیستگاه¹ شکارچیان باید زمان بیش‌تر را صرف و تعداد بیش‌تری طعمه را در زیستگاه با پوشش بالا شکار کند (Maddock، 1979؛ Pennycuick، 1975) و بر اساس فرضیه طعمه- فراوانی² شکارچی باید زمان بیش‌تری را صرف و تعداد طعمه بیش‌تری را در زیستگاه‌هایی که طعمه اصلی فراوان‌ترین است شکار کند (Maddock، 1979؛ Pennycuick، 1975).

مدل: تاکنون روش‌ها و الگوریتم‌های متفاوتی برای مدل پراکنش گونه‌ای معرفی شده است. یکی از بهترین و پرکاربردترین این روش‌ها در حال حاضر، روش حداکثر آنتروپی یا Maxent است (میرزایی و همکاران، 1392). پایه روش مکسنت براساس یادگیری ماشینی است و به‌منظور پیش‌بینی از اطلاعات ناقص طراحی گردیده است (Baldwin، 2009). این روش یکنواخت‌ترین توزیع نقطه نمونه را در مقایسه با مکان‌های پس‌زمینه با توجه به محدودیت‌های به‌دست‌آمده از داده‌ها تخمین می‌زند (Phillips و همکاران، 2006؛ Phillips و همکاران، 2004؛ Grender، 2001). نتایج قطعی است و حداکثر احتمال پراکنش را پوشش می‌دهد (Phillips و همکاران، 2006). در اجرای مدل از پیش‌فرض‌های خود نرم‌افزار حد آستانه 10^{-5} ، حداکثر تکرار (500) و 1000 نقطه در پس‌زمینه استفاده شد. از 75٪ داده‌های حضور برای ساختن مدل و 25٪ برای ارزیابی مدل مورد استفاده گردید. مدل 10 بار اجرا شد. به‌منظور بررسی اهمیت تکتک متغیرها نیز از آزمون جک‌نایف (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

¹-Ambush-habitat hypothesis
²-Prey-abundance hypothesis

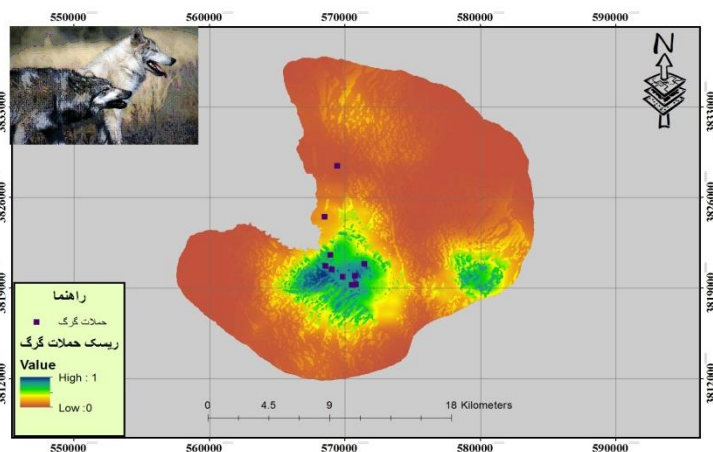




شکل 3: منحنی ROC و مقدار AUC مدل ریسک حملات گرگ به آهوی ایرانی در منطقه شکارممنوع قراویز

و رنگهای تیره‌تر بر اساس پیش‌بینی مدل دارای ریسک حمله بیشتری از جانب گرگ هستند.

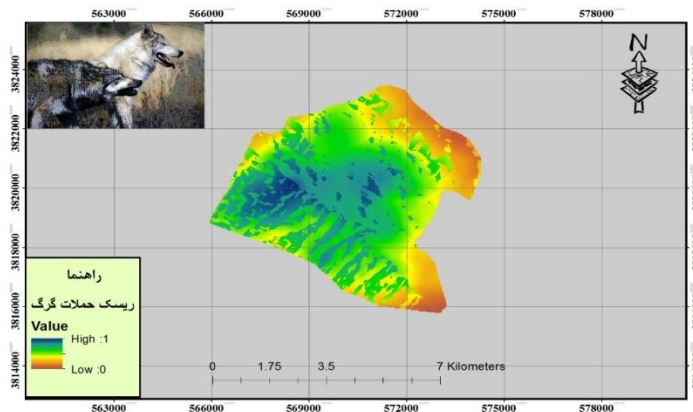
بر اساس کارای خوب مدل در پیش‌بینی ریسک حملات بر اساس نقاط حملات نقشه میانگین پراکنش حملات در شکل 3 آورده شد. اعداد بزرگتر



شکل 4: ریسک حملات گرگ به آهوی ایرانی در منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز بر اساس مرز جدید

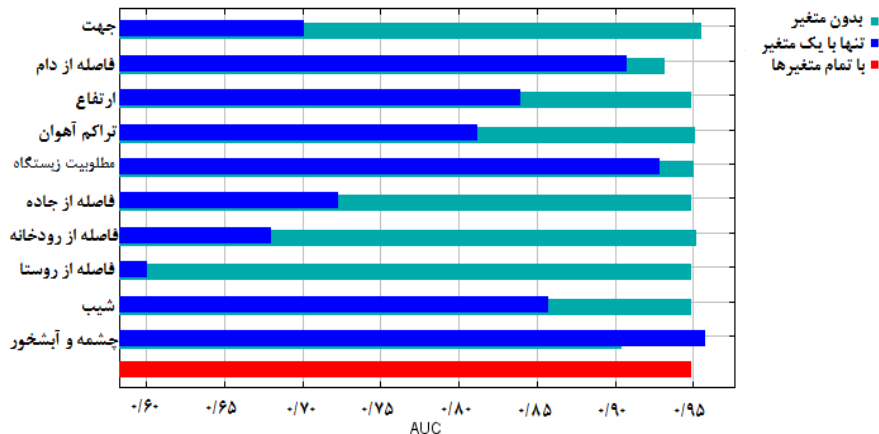
آهوان متناسب با توزیع تپه‌ماهورهای منطقه است.

نتایج حاصل از انطباق مرز محدوده مطالعاتی با مرز واقعی منطقه (شکل 5) مشخص کرد که پراکنش حملات گرگ به



شکل 5: ریسک حملات گرگ به آهو در منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز

توسعه مدل توسط آزمون جک سهم هر یک از متغیرها در نایف در شکل آورده شده است (شکل 6).



شکل 6: بررسی اهمیت متغیرها براساس فراکافت جک نایف

بحث

تراکم آهوان، فاصله از جاده، جهت، رودخانه و روستا بر ریسک حملات اثرگذار هستند. در این فصول زیستگاه مطلوب آهوان به طور متوسط در فاصله 1800 متری از چشمه و آبشخورها قابل توصیف است. از طرفی براساس ماتریس امتیازات (جدول 1) 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 چشمه ها تا فاصله 5000 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

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 به عنوان زیستگاه مطلوب استفاده می‌کنند. نقشه ریسک حمله گرگ (شکل 4) 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،



به واسطه مشاهدات طعمه‌خوار و یا حملات قبلی اجتناب نمی‌کنند که مشابه یافته O'Brien و همکاران (2006) است. در مطالعه Farahmand (2002) در پارک ملی کلاه قاضی مشخص گردید که آهوان فاصله خود را تا 5 کیلومتری منابع آبی حفظ کرده و از برخی گیاهان برای تأمین آب موردنیاز خود استفاده می‌کنند. در بررسی Durmuş (2009) در شانلوروا 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 (1387) در کالمند بهادران یزد مشخص گردید که آهوان تا شعاع 5 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 (2009) 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 (1970) در آفریقا بر روی گونه *Gazella dorcas dorcas* نیز نتیجه مشابه یافت شده است. در بررسی رمضان‌زاده و همکاران (1391) 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 آهوان 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 (1390) 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

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 طعمه-خوار در اطراف منابع آبی وجود دارد (O'Brien و همکاران، 2006؛ DeStefano و همکاران، 2000). براساس بررسی O'Brien و همکاران (2006) در آریزونا آمریکا بیش از 5000 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 (2000) حملات طعمه‌خوار به حیات وحش پیرامون مناطق توسعه آبی و آبشخور با مناطق بدون آب مقایسه گردید و مشخص شد تعداد شکار طعمه توسط طعمه‌خوار 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 (2006) احتمال افزایش نرخ طعمه‌خواری در این‌گونه مناطق به نظر محتمل نیست. در واقع براساس نتایج بررسی Rosenstock و همکاران (1999) و نیز DeStefano و همکاران (2000) این منابع به‌عنوان محلی برای کمین و یا یک تله برای طعمه از طرف طعمه‌خواران تبدیل خواهند شد، اما براساس شواهد موجود به-نظر می‌رسد که آهوان از مناطق آبی



حاصل از بررسی Durmuş (2010) در شانلوروا 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 (2009) 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 (2009)، رمضان‌زاده و همکاران (1390) هارونی و همکاران (1387) و Durmuş (2010) هم‌خوانی دارد. زیستگاه مطلوب آهوان در ارتفاع 577 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 (1993 b) در بررسی خود در پارک ملی بنف کانادا متوجه شد با افزایش تعداد گله گوزن الک به همراه 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 به اندازه گله نیست. Crisler (1956) 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 2000 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

دیگر که توسط Glenz (2001) 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 1130 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، 1392) 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 12/16 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 (1391) در پارک ملی سالوک زیستگاه مطلوب آهوان در شیب‌های کم‌تر از 23 درصد عنوان شده است. هارونی و همکاران (1387) در کالمندها به‌ادران عنوان کردند که شیبی که بیشترین مشاهدات آهو را داشته است 0-10 درصد بوده است. براساس نتایج



2. اداره کل حفاظت محیطزیست استان کرمانشاه، 1392. معاونت طبیعی، دفتر زیستگاه‌ها و تنوع زیستی. 98 صفحه.
3. ایمانی‌هرسینی، ج.، 1390. 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. 121 صفحه.
4. بهداروند، ن.؛ کابلی، م.؛ ابراهیم‌پور، ر. و جباریان‌امیری، ب.، 1391. 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 1، شماره 1، صفحات 3 تا 14.
5. حاضری، ف.؛ همای، م. و خواجه‌الدین، س.، 1388. استفاده از جوامع گیاهی توسط آهوی ایرانی (*Gazella subgutturosa*) در پناهگاه حیات‌وحش موته. علوم کشاورزی و منابع طبیعی. سال 13، شماره 48، صفحات 427 تا 435.
6. رضائی‌زاده، س.؛ منصور، ج.؛ دهداردرگاهی، م. و شمس-اسفندآباد، ب.، 1391. 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. 8 صفحه.
7. ضیایی، ه.، 1388. راهنمایی صحرائی پستانداران ایران. انتشارات کانون آشنایی با حیات‌وحش. تهران. 350 صفحه.
8. فلاح‌باقری، ف. و فراشی، آ.، 1390. 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 24، شماره 3، صفحات 11 تا 18.
9. مکی، ت.؛ فاخران، س.؛ مرادی، ح.؛ ایروانی، ج. و فرهمند، م.، 1391. ارزیابی اثرات بوم‌شناختی کنارگذر غرب اصفهان بر پناهگاه حیات‌وحش قمیشلو با استفاده
- 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 بعد از این 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 به واسطه 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 1609 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

1. احمدی، م.؛ کابلی، م.؛ ایمانی-هرسینی، ج.؛ خسروی شریف‌آبادی، ر. و الماسی، م.، 1390. 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 65، شماره 3، صفحات 271 تا 281.



24. Farhadinia, M.S.; Shams Esfandabad, B.; Karami, M.; Hosseini-Zavarei, F.; Absalan, H. and Nezami, B., 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 Białowież'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 B strictly 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.
- از روش HEP. مجله بوم‌شناسی کاربردی. شماره 2، صفحات 39 تا 51.
10. میرزایی، ر.؛ همای، م.؛ اسماعیلی‌ساری، ع. و رضایی، ح.، 1392. مدل‌سازی پراکنش دلیجه کوچک (*Falco naumanni*) در استان گلستان. پژوهش‌های محیط‌زیست. سال 4، شماره 8، صفحات 149 تا 156.
11. هارونی، ح.؛ بهروزی‌راد، ب. و حسن‌زاده‌کیابی، ب.، 1387. بررسی مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی در منطقه حفاظت‌شده کالمند- بهاران یزد. مجله محیط‌شناسی. سال 34، شماره 46، صفحات 113 تا 118.
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 conflict in 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: A literature 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 Şanlıurfa. 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).



and Social Development Department. World Bank, Washington, D.C., USA. 147 p.

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.
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 park during autumn and winter. *The Journal of Acta Zoologica Mexicana*. 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 (*Capreolus capreolus*) in south-central Scandinavia. *The Journal of Wildlife Biology*. Vol. 3, pp: 13-25.
49. **Pennycuik, 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.; Dudik, 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*

