پیش‌بینی مخاطرات زیست محیطی و کاربرد نقشه‌های ریسک برای حملات گرگ (*Canis lupus*) به انسان در استان همدان

- **ندا بهداروند:** گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران، صندوق پستی: ٤١١١
- **محمد کابلی*:** گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران، صندوق پستی: ٤١١١
- **رضا ابراهیم‌پور:** دانشکده برق و کامپیوتر، دانشگاه تربیت دبیر شهید رجایی، تهران، ایران، صندوق پستی:١٣٦-١٦٧٨٥
- **بهمن جباریان‌امیری:** گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران، صندوق پستی: ٤١١١

تاریخ دریافت: دی ۱۳۹۱ تاریخ پذیرش: اسفند ۱۳۹۱

چکیده

امروزه، مدل‌سازی پیش‌بینی ریسک به‌عنوان یک راهکار موثر برای حفاظت از منافع انسانی و جمعیت‌های حیات وحش محسوب می‌گردد. کاربرد نقشه‌های خروجی چنین مدل‌هایی جهت تعیین گستره پراکنش درگیری‌ها، برآورد هزینه‌های احتمالی و موفقیت برنامه‌های کنترلی بسیار سودمند است. در تحقیق حاضر یک نقشه ریسک برای حملات گرگ (*Canis lupus*) به انسان در استان همدان ارائه شد. بدین منظور کارایی روش مدل‌سازی حداکثر آنتروپی (MAXENT)، که مبتنی بر نقاط حضور است در مقایسه با دو روش حضور و عدم حضور شبکه‌های عصبی مصنوعی (ANN) و ماشین‌بردار پشتیبان (SVM) مورد ارزیابی قرار گرفت. بر اساس پیش‌بینی‌های این مطالعه، نواحی مرکزی و شمال استان با بیش‌ترین احتمال وقوع حملات گرگ مواجه هستند. یافته‌ها نشان می‌دهد مهمترین پارامترهای موثر در پراکنش حملات این گونه، کاربری اراضی، تراکم جمعیت انسانی و فاصله از جاده می‌باشد. در بین این عوامل کاربری اراضی به‌عنوان مهم‌ترین پارامتر شناسایی شد. هم‌چنین طبق نتایج حاصل، روش حداکثر آنتروپی، بیش‌ترین سطح زیر منحنی (AUC=۰/۸۸) را به‌خود اختصاص داد که بیانگر کارایی بالای این روش در پیش‌بینی مناطق پرخطر در سطح استان همدان است.

کلمات کلیدی: مدیریت تضاد انسان، حیات وحش، مدل‌های پیش‌بینی، گرگ، استان همدان

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: mkaboli@ut.ac.ir

مقدمه

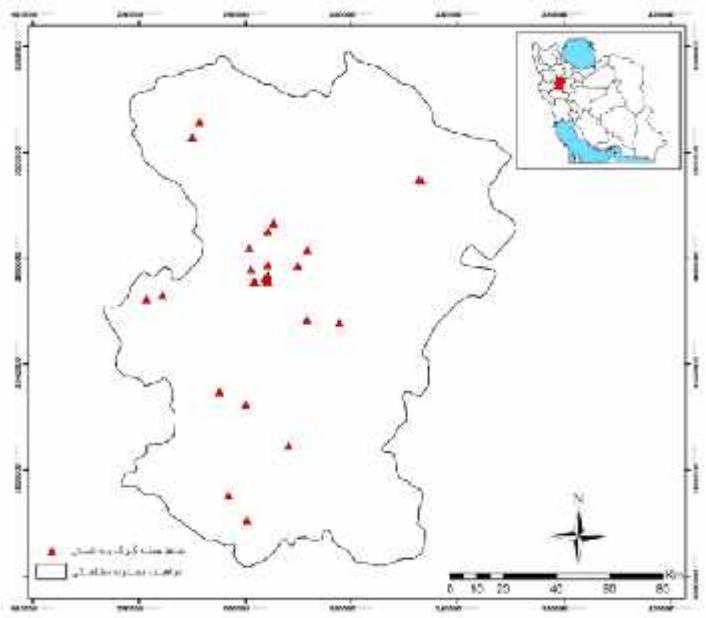
اغلب مخاطرات زیست محیطی، از قبیل شیوع بیماری‌ها و وقوع خسارات حیات وحش در الگوهای غیرتصادفی توزیع شده‌اند (۳ و۳۶). از این‌رو بسیاری از مدیران حیات وحش و زیست‌شناسان حفاظت در تلاشند تا با استفاده از الگوهای حوادث گذشته، موقعیت مکانی مخاطرات آینده را پیش‌بینی نمایند (۱۷و ۱۸). در این راستا به‌کارگیری مدل‌های فضایی پیش‌بینی به‌عنوان یک استراتژی موثر و متداول در مدیریت گونه‌ها، برنامه‌های حفاظتی و رفع مناقشات میان انسان و حیات وحش معرفی شده‌اند (۹). کاربرد چنین روش‌هایی جهت تعیین گستره پراکنش درگیری‌ها، برآورد هزینه‌های احتمالی و موفقیت برنامه‌های کنترلی بسیار سودمند است (۴۲). در واقع نقشه‌های خروجی این مدل‌ها هشدار دهنده‌های اولیه و روشی برای اقدامات پیشگیرانه است که می‌توانند منافع انسانی و جمعیت‌های حیات وحش را حفظ کنند (۳۵، ۳۶ و ۳۷). چنین رویکردهای پیشگیرانه‌ای به‌طور ویژه زمانی اهمیت می‌یابند که مردم به این تضادها با کشتن گوشتخواران به‌طرق مختلف واکنش نشان می‌دهند (۲۳). در طول دو قرن گذشته انسان باعث انقراض و از بین رفتن بسیاری از جمعیت‌های طعمه‌خواران شده است (۳۶). اگر چه گونه‌های گوشتخوار بزرگ‌جثه، نقش بارزی را در اکوسیستم‌ها و زنجیره‌های غذایی ایفا می‌کنند (۱۱) با این وجود در اغلب اوقات به‌عنوان تهدیدی برای زندگی انسانی و معیشت آن‌ها مطرح می‌شوند (۳۷). پیشگیری یا کاهش این قبیل درگیری‌ها باعث جلب حمایت‌های جهانی برای حفاظت از تنوع زیستی و احیای اکوسیستم‌ها و هم‌چنین حفظ زندگی و معیشت مردم خواهد شد (۴۱).

انواع مختلفی از تکنیک‌های مورد استفاده برای مدل‌سازی فضایی پیش‌بینی در حال رشد است. به‌طور متناظر در مطالعات مدل‌سازی، بررسی عملکرد نتایج مدل‌های مختلف نیز افزایش یافته‌است (۱۹). این بررسی‌ها نشان می‌دهند که مدل‌های پیش‌بینی با وجود داده‌های ورودی یکسان در نتیجه عواملی از قبیل تعداد نقاط حضور، در دسترس بودن داده‌های عدم حضور، نوع و تعداد متغیرهای محیطی اغلب منجر به نتایج متفاوتی می‌شوند (۲۷) و تا کنون مدلی که در همه شرایط مناسب باشد شناخته نشده‌است (۱۹). بنابراین اغلب ضروری است که چندین روش مدل‌سازی اجرا شود تا بر اساس عملکرد، مدل مناسب برای گونه هدف انتخاب گردد (۱۰). مطالعه حاضر روی داده‌های مکانی خسارات به‌دست آمده از حملات گرگ به انسان در استان همدان، غرب ایران متمرکز شده است. این استان یکی از مناطقی است که در چند سال گذشته شاهد گزارشات متعددی از حملات گرگ به انسان بوده است (۱). گرگ خاکستری (*Canis lupus*) گونه‌ای با گستره پراکنش وسیع در نواحی غربی ایران و هم‌چنین سایر نقاط کشور بوده اما در سال‌های اخیر به‌دلیل افزایش تعارضاتش با مردم محلی (۳ و ۲) به‌شدت محدود شده و مورد شکار قرار می‌گیرد. این مطالعه با هدف تهیه نقشه مناطق پرخطر حملات گرگ به انسان در استان همدان صورت گرفته است و بدین منظور عملکرد سه روش مدل‌سازی حداکثر آنتروپی (MAXENT)، شبکه‌های عصبی مصنوعی (ANN) و ماشین بردار پشتیبان (SVM)، که از نظر نیاز به داده‌های عدم حضور متفاوتند (۸ و ۹) مورد ارزیابی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

استان همدان از نظر موقعیت جغرافیایی، بین مختصات ۵۹′ ۳۳° تا ۴۸′ ۳۵° عرض شمالی و ۳۴′ ۴۷° تا ۳۶′ ۴۹° طول شرقی قرار گرفته است (شکل۱). این استان با مساحت تقریبی ۲۰ هزارکیلومتر مربع، ۲/۱ درصد از کل مساحت کشور و جمعیتی بالغ بر ۱,۷۰۰,۰۰۰ نفر را دربر می‌گیرد. استان همدان، منطقه‌ای است به‌طور عمده کوهستانی که جزو پیش‌کوه‌های داخلی زاگرس محسوب می‌گردد. میانگین دمای سالانه استان، ۱۱/۵+ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارش سالانه آن بیش از ۳۰۰ میلی‌متر است که عمدتاً در فصل سرد سال صورت می‌گیرد. از عمده‌ترین نیازهای اراضی طبیعی استان همدان حفاظت آن‌ها در برابر توسعه، به‌ویژه فعالیت‌های کشاورزی و صنایع مرتبط با آن می‌باشد (۱).



شکل ۱: منطقه مورد مطالعه و موقعیت مکانی حملات گرگ به انسان

موقعیت مکانی تعارضات

کار میدانی این مطالعه ثبت نقاط حملات گرگ بود که در فاصله سال‌های ۱۳۹۰ -۱۳۸۴ واقع شده بودند. بدین منظور با بررسی گزارشات پرداخت خسارت مربوط به حملات گرگ به انسان موجود در ادارات محیط زیست شهرستان‌های استان همدان، فهرستی از محل‌های حمله تهیه شد. سپس با مراجعه به روستاهای ذکر شده در فهرست و با استناد به مشاهدات مردم محلی و محیط‌بانان تعداد ۳۱ موقعیت حمله به انسان شناسایی و توسط GPS مختصات این نقاط ثبت شد.

پارامترهای محیطی پیش‌بینی کننده

شناسایی مناطق پر خطر تضاد انسان و طعمه‌خواری از قبیل گرگ که کاملاً به یک نوع زیستگاه خاص وابسته نیست می‌تواند یک فرآیند دشوار باشد (۴). در این پژوهش، بر اساس مرور منابع صورت گرفته و با توجه به منطقه مورد مطالعه، آن‌دسته از پارامترهای محیطی را که به نظر می‌رسید بر افزایش آسیب پذیری یک منطقه نسبت به حملات گرگ موثر باشند، برای مدل‌سازی انتخاب شد (۷ و ۲۶). این پارامترها شامل: تراکم جمعیت انسانی، تراکم دام، فاصله از جاده، فاصله از رودخانه، تنوع پستی و بلندی زمین و کاربری اراضی می‌باشد. همه پارامترهای مذکور با وضوح ۱۰۰ متر در محیط ArcMap ۹،۳ ساخته شدند. هم‌چنین قبل از اجرای فرآیند مدل‌سازی میزان همبستگی متغیرها بررسی شد(۲۹ و ۲۵). با توجه به این‌که میزان همبستگی بین متغیرهای محیط‌زیستی کم‌تر از ۰/۸ بود (۶)، هر ۶ متغیر محیطی در مدل‌سازی مورد استفاده قرار گرفت.

مدل‌سازی حملات گرگ

حداکثر آنتروپی (MAXENT)

الگوریتم حداکثر آنتروپی یکی از الگوریتم‌های بسیار رایج یادگیری ماشینی است که در بسته نرم‌افزاری MAXENT ارائه شده است و از روش‌های فقط حضور برای مدل‌سازی توزیع گونه‌ها به‌شمار می‌آید. کاربرد این قاعده برای توزیع گونه توسط قوانین ترمودینامیک فرآیندهای بوم‌شناختی حمایت می‌شود. این مدل برای یک گونه توسط تعدادی لایه زیست محیطی همراه با نقاط حضور گونه به‌دست می‌آید (۳۱ و۲۵)

در این پژوهش جهت پیش‌بینی مناطق پرخطر تضاد انسان و گرگ از نرم‌افزار MAXENT نسخه ۳,۳,۳ استفاده شد. در این بخش داده‌های حضور گونه و هم‌چنین لایه‌های زیست محیطی وارد آنالیز شدند. فرمت لایه‌های محیط زیستی Ascii است. نقاط حملات گرگ به انسان نیز در یک فایل Excel با فرمت CSV تهیه شد. در این روش از ۷۰ ٪ نقاط حضور به صورت تصادفی برای ساخت مدل و از ۳۰٪ باقی مانده برای ارزیابی نتایج مدل استفاده شد.

شبکه عصبی مصنوعی (ANN)

روش شبکه‌های عصبی مصنوعی از مطالعه سیستم مغز و شبکه عصبی موجودات زنده الهام گرفته شده‌است (۱۲). این رویکرد از اوایل دهه ۱۹۹۰ در رشته‌های بوم شناسی به‌کار گرفته شد (۲۱) و در مدل‌سازی توزیع گونه‌ها، از روش‌های حضور- عدم حضور محسوب می‌گردد (۲۴). یک شبکه عصبی از تعدادی واحد پردازش‌گر به نام نورون تشکیل شده‌است که توسط سیناپس‌ها (وزن‌های یادگیری) به یکدیگر مرتبط می‌شوند. این وزن‌ها در یک فرآیند تکراری و با استفاده از نمونه‌های آموزشی تعیین می‌شوند (۱۲). معماری شبکه، تابع فعالیت نورون‌ها و قانون یادگیری شبکه سه مشخصه اصلی هستند که شبکه عصبی به‌وسیله آن‌ها معرفی می‌شود.

ماشین بردار پشتیبان (SVM)

ماشین بردار پشتیبان یک گروه جدید از الگوریتم‌های یادگیری و بازشناسی الگوهای آماری است که در سال ۱۹۹۵ توسط Vapnic توسعه یافت (۸). در مدل‌سازی پراکنش گونه‌ها، ماشین بردار پشتیبان از جمله روش‌هایی است که هم به‌عنوان روش‌های حضور- عدم حضور و هم فقط حضور کاربرد دارد (۱۹). اساس این الگوریتم پیدا کردن یک ابرصفحه است که نشان‌دهنده بیش‌ترین فاصله جدایی بین نقاط آموزشی حضور- عدم حضور گونه، در یک فضای محیطی چند بعدی است. این ابر صفحه منحصراً توسط مجموعه‌ای از بردارهای پشتیبان تعریف شده است (۳۲ و ۴۵).

در این پژوهش برای اجرای روش‌های شبکه عصبی مصنوعی و ماشین بردار پشتیبان دو کلاسه (حضور- عدم حضور)، نرم‌افزار Matlab ۷,۶,۰ مورد استفاده قرار گرفت. متغیرهای محیطی همراه با نقاط حضور- عدم حضور گرگ برای حمله به انسان به‌صورت فایل ماتریسی وارد نرم‌افزار شد. مشابه با روش MAXENT، ۷۰٪ نقاط به‌صورت تصادفی برای ساخت مدل و از ۳۰ ٪ باقی مانده برای ارزیابی مدل استفاده شد (۱۴).

ارزیابی عملکرد مدل

نوع روش مدل‌سازی، یک منبع عدم قطعیت برای پیش‌بینی توزیع گونه‌هاست (۴۳، ۴۴ و ۳۰). در این مطالعه توان پیش‌بینی حداکثر آنتروپی (MAXENT) با نتایج دو روش حضور - عدم حضور شبکه‌های عصبی مصنوعی (ANN) و ماشین بردار پشتیبان (SVM) مورد مقایسه و بررسی قرار گرفت. برای این منظور سطح زیر منحنی ROC[1] محاسبه شد. منحنی ROC یک روش آماری است، که در مباحث بوم‌شناختی و برای ارزیابی روش‌های مدل‌سازی بسیار مورد استفاده قرار می‌گیرد. این منحنی به‌صورت نموداری ارائه می‌شود که در آن محور عمودی نشان‌دهنده حساسیت[2] (مثبت واقعی) و محور افقی نشان‌دهنده ویژگی[3]-۱ (مثبت کاذب) است. سطح زیر منحنی[4] (AUC) ایجاد شده توسط مقادیر حساسیت و ویژگی-۱، یک شاخص کمی برای نمایش کارایی و قدرت پیش‌بینی مدل است. دامنه مقادیر مختلف سطح زیر منحنی بین ۰/۵ (پیش‌بینی تصادفی) تا حداکثر ۱ (پیش‌بینی کاملاً صحیح) می‌باشد (۳۱).

نتایج

جدول ۱ مقایسه عملکرد روش‌های مدل‌سازی MAXENT، SVM و ANN را با استفاده از منحنی ROC نمایش می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود محدوده سطح زیر منحنی در این مطالعه از ۰/۸۰ (ANN) تا ۰/۸۸ (MAXENT) به‌دست آمد. براین اساس هر سه روش مدل‌سازی به‌طور معنی‌داری ($P < ۰,۰۰۱$) قدرت پیش‌بینی متوسط تا بسیار خوب را ارائه

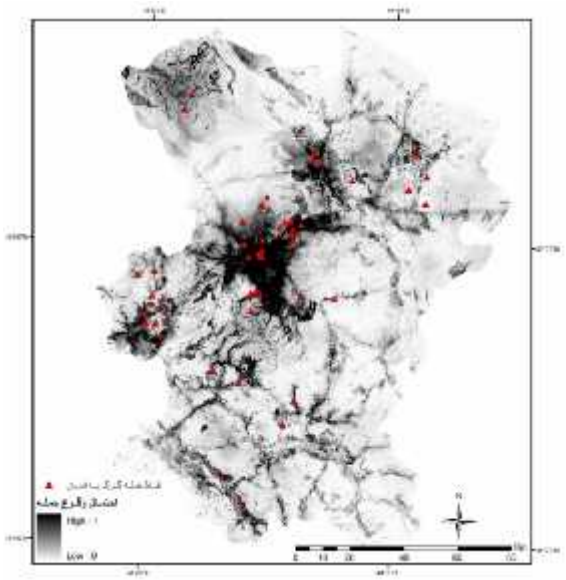
۱. Receiver Operating Characteristic
۲. Sensitivity
۳. Specificity
۴. Area Under Curve

می‌دهند. طبق نتایج حاصل، MAXENT در حملات گرگ به انسان در استان همدان بیش‌ترین سطح زیر منحنی (۰/۸۸) را به‌خود اختصاص داد. با توجه به عملکرد الگوریتم‌های مدل‌سازی مختلف و با نظر به این‌که MAXENT نتایج بهتری را کسب کرد بنابراین در این مطالعه تنها نتایج MAXENT ارائه و مورد بحث قرار می‌گیرد.

جدول ۱: نتایج سطح زیر منحنی مدل‌های MAXENT، SVM و ANN برای حملات گرگ به انسان

الگوریتم	مساحت	PVALUE
MAXENT	۰/۸۸	۰/۰۰
SVM	۰/۸۱	۰/۰۰
ANN	۰/۸۰	۰/۰۰

شکل ۲ نقشه پیش‌بینی حملات گرگ به انسان را توسط مدل MAXENT نشان می‌دهد. همان‌گونه که در شکل مشاهده می‌شود شهرستان‌های بهار و کبودر آهنگ با بیش‌ترین احتمال وقوع حمله پیش‌بینی شده‌اند. هم‌چنین بر اساس این نقشه در آینده احتمال پراکندگی حملات گرگ در قسمت‌های مختلف استان همدان وجود دارد.



شکل ۲: نقشه پیش‌بینی مناطق پر خطر بر اساس روش مدل‌سازی MAXENT

نتایج این مطالعه نشان داد که کاربری اراضی به‌عنوان مهم‌ترین پارامتر موثر در حملات گرگ به انسان و هم‌چنین ساخت نقشه پیش‌بینی است (جدول۲). کاربری اراضی به تنهایی ۲۸/۳٪ تغییرات کل را به‌خود اختصاص داده است که بیانگر وجود اطلاعات بسیار مفید در این متغیر است. دومین پارامتر مهم در این بررسی تراکم جمعیت انسانی است که ۲۰/۵٪ تغییرات را نشان می‌دهد و در نهایت سومین متغیر موثر در حملات گرگ، پارامتر فاصله از جاده با ۲۰٪ تغییرات است.

جدول ۲: پارامترهای موثر در پراکنش حملات گرگ به انسان

متغیر	درصد تاثیرگذاری
طبقات کاربری اراضی	۲۸/۳
تراکم جمعیت انسانی	۲۰/۵
فاصله از جاده	۲۰
فاصله از رودخانه	۱۳/۱
تراکم دام	۱۱/۵
تنوع پستی و بلندی	۶/۶

بحث

نتایج این مطالعه نشان داد که مهمترین فاکتورهای موثر در پراکنش حملات طعمه‌خواری گرگ به انسان کاربری اراضی، تراکم جمعیت انسانی و فاصله از جاده می‌باشد (جدول ۲). در بین این عوامل، کاربری اراضی به‌عنوان مهم‌ترین پارامتر شناسایی شده است. طبق بررسی صورت گرفته توسط Linnell و همکاران (۲۰۰۲)، بیش‌ترین میزان حملات طعمه‌خواری گرگ به انسان در مناطقی گزارش شده که اراضی طبیعی آن‌ها بسیار مورد اصلاح و بهره‌برداری قرار گرفته است. تبدیل اراضی طبیعی به زمین‌های کشاورزی، تفکیک زیستگاه‌ها و اشغال آن‌ها توسط انسان و به‌دنبال آن کاهش طعمه طبیعی سبب می‌شود که این گونه، برای تامین نیازهایش به مناطق مسکونی نزدیک شده و در نتیجه باعث کاهش ترس گرگ از انسان و خو گرفتن و بروز حملات طعمه‌خواری گردد (۳ و ۳۸). دومین عامل محیطی مهم در این مطالعه تراکم جمعیت انسانی است. عامل تراکم جمعیت انسانی یا برخی پارامترهای مرتبط با آن از قبیل تغییر کاربری اراضی و تخریب زیستگاه تا حد زیادی سبب افزایش حملات طعمه‌خواری می‌شود (۱۶ و ۴۰). استان همدان از گذشته دور دارای جمعیت‌های قابل توجهی از گرگ و تراکم بالای جوامع محلی بوده است اما در طی سالیان اخیر اراضی طبیعی این استان به‌ویژه شهرستان بهار تقریباً به‌طور کامل زیر کشت انواع محصولات کشاورزی رفته است که نتیجه آن کاهش طعمه‌های طبیعی و پوشش گیاهی منطقه به‌عنوان محل اختفاء و تولیدمثل گرگ‌ها بوده است. در حال حاضر بسیاری از زیستگاه‌های سابق گرگ تحت توسعه متمرکز قرار گرفته‌اند و تمام زمین سیما تحت فعالیت‌های مختلف کشاورزی، صنعتی، شهری و روستایی است (۱). اکنون به‌نظر می‌رسد گرگ‌ها با از دست‌دهی زیستگاه‌های طبیعی خود به اراضی کشاورزی نزدیک مناطق مسکونی برای پنهان شدن، ساختن لانه و جستجوی منابع غذایی جایگزین روی آورده‌اند. چنین یافته‌هایی با مطالعات صورت گرفته توسط Krithivasan و همکاران (۲۰۰۹) در هندوستان مطابقت دارد. بررسی انجام شده در خصوص حملات گرگ به انسان در کشور نروژ نیز نشان داد، چشم‌اندازهای اصلاح شده‌ای که تراکم جمعیت انسانی بالایی دارند و در آن‌ها طعمه‌های طبیعی گرگ‌ها کاهش یافته با ریسک بالای حملات گرگ به انسان روبرو هستند (۳۳). مطالعه Mladenoff و همکاران (۱۹۹۹) نشان داد که پارامتر فاصله از جاده به‌عنوان شاخصی از حضور و نزدیکی گرگ به سکونتگاه‌های انسانی است. در مطالعه حاضر نیز متغیر فاصله از جاده به‌عنوان یکی دیگر از پارامترهای مهم در پیش‌بینی حملات گرگ به انسان شناخته شد. در طی چند سال‌گذشته مرغداری‌های بسیاری در اطراف شهرها و روستاهای استان احداث شده‌اند. عدم وجود روش‌های دفع مناسب زباله منجر به رهاسازی ضایعات مرغداری و انسانی در مکان‌های باز حاشیه جاده‌ها و اطراف روستاها شده‌است که به نوبه خود باعث جذب گرگ به آن‌ها می‌گردد. مطالعه‌ای که در خصوص گله‌های گرگ در ایتالیا صورت گرفت نیز نشان داد که گستره خانگی این گله‌ها شامل چندین مراکز فعالیت انسانی از قبیل جاده‌ها، روستاها و اراضی کشاورزی است و تعداد و موقعیت انباشت زباله به عنوان شاخصی در شکل‌گیری رفتار مکانی آن‌ها موثر بوده است (۵).

مدل‌های پیش‌بینی یک ابزار مفید برای تصمیم‌گیری‌های بهتر در ارتباط با مدیریت و کنترل مناقشات و تعارضات میان

انسان و گوشت‌خوار هستند (۳۵، ۲۹، ۲۸ و ۲۶). اگر قرار باشد از چنین پیش‌بینی‌های بوم شناختی و نقشه‌های ریسک برای کمک به اقدامات حفاظتی استفاده شود، روش‌های مدل‌سازی مناسب باید ساده، توان پیش‌بینی بالا و به‌طور کلی کاربرد گسترده‌ای داشته باشند و هم‌چنین بر پارامترهای عملی که به آسانی قابل اندازه‌گیری هستند اجرا شوند (۱۵). در این پژوهش برای پیش‌بینی پراکنش حملات گرگ به انسان در استان همدان توان مدل‌سازی سه روش MAXENT، ANN و SVM مورد مقایسه قرار گرفت. یافته‌های این بررسی نشان داد اگرچه همه روش‌های مدل‌سازی استفاده شده عملکرد خوبی در پیش‌بینی مناطق پر خطر دارند با این وجود مدل MAXENT نسبت به ANN و SVM توانسته خیلی دقیق‌تر پراکنش حملات گرگ را پیش‌بینی کند (جدول۱). در جامع‌ترین مطالعه در تاریخ مدل‌سازی که توسط Elith و همکاران (۲۰۰۶) صورت گرفت نتایج مشابهی به‌دست آمد و MAXENT به‌عنوان یکی از مدل‌های بسیار مناسب برای ساخت نقشه‌های پیش‌بینی معرفی شد (۱۳). یک فاکتور کلیدی برای انتخاب مدل‌ها، نیاز مدل به داده‌های عدم حضور است (۳۰). یکی از نقاط قوت مدل MAXENT این است که فقط به داده‌های حضور نیاز دارد. جمع‌آوری این داده‌ها نسبت به داده‌های حضور- عدم حضور بسیار آسان‌تر می‌باشد. عدم نیاز به داده‌های غایب در روش مذکور منجر به کاهش وقت و هزینه لازم برای نمونه‌برداری می‌شود. هم‌چنین این روش نیاز به یک استراتژی خاص برای جمع‌آوری نمونه‌ها ندارد و نمونه‌ها به‌صورت تصادفی از منطقه جمع‌آوری می‌گردد (۶، ۱۳). از دیگر مزایای مدل MAXENT که در مقایسه با ANN و SVM می‌توان اشاره کرد، به‌دست آوردن نتایج خوب با تعداد نمونه کم‌تر است (۳۱) که در یافته‌های این بررسی نیز ملاحظه شد.

نتیجه گیری

همانند سایر مطالعات (۳۴ و ۹) نتایج این بررسی نشان می‌دهد که به جای استفاده از یک روش مدل‌سازی برای پیش‌بینی ریسک، بهتر است از روش‌های مدل‌سازی مختلف استفاده شده و در نهایت یک روش با بالاترین صحت، با استفاده از روش‌های اعتبارسنجی و دانش کارشناسی انتخاب گردد. هم‌چنین براساس نقشه پیش‌بینی مکانی این مطالعه (شکل ۲)، در دو منطقه بهار و کبودر آهنگ بیش‌ترین احتمال وقوع حملات گرگ به انسان وجود دارد. طبق این نتایج اگرچه کم‌تر از ۵۰ ٪ از کل استان همدان در معرض تعارض بین انسان و گرگ قرار دارد، اما الگوی پراکنش جغرافیایی این مناطق در سطح استان به گونه‌ای است که می‌توان گفت در ادامه روند تغییر و تخریب زیستگاه‌ها و در نتیجه عادت و خوگیری گله‌های گرگ به محیط‌های انسانی (۲۲)، احتمال وقوع حملات در سال‌های آتی افزایش خواهد یافت. برای معکوس کردن این فرآیند لازم است اولیای امور و بومیان اقدامات مسئولانه‌ای جهت کاهش و برطرف نمودن مشکلات گونه گرگ انجام دهند، قبل از این‌که این گونه تبدیل به یک عامل تهدید برای ایمنی و سلامت جوامع انسانی شود. بررسی‌ها نشان می‌دهد که هرگاه اقدامات پیشگیرانه مناسب قبل از ایجاد الگوهای تغذیه‌ای گرگ در مناطق روستایی و حومه شهرها اجرا شود از وقوع تعارضات بیش‌تر می‌توان اجتناب نمود (۲۲ و ۲۰). دستیابی به این امر نیازمند به‌کارگیری روش‌های کنترل غیرکشنده و هم‌چنین اصلاح بسیاری فاکتورهای محیطی است که باعث جذب گرگ به سکونتگاه‌های انسانی می‌گردد (۳۸).

منابع

۱. **ایمانی هرسینی، ج.، ۱۳۹۰.** بررسی روند تغییرات کاربری پوشش اراضی استان همدان با تاکید بر زیستگاه بالقوه گرگ در سه دهه گذشته. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد. دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران. ۱۶۸ صفحه.

۲. **حسینی زوارئی، ف.؛ فرهادی نیا، م.ص.؛ بهشتی زواره، م. و صادقی، آ.، ۱۳۹۰.** بررسی تغییرات اندازه گروه گرگ خاکستری (*Canis lupus*) در پارک ملی و پناهگاه حیات وحش قمیشلو اصفهان. مجله محیط زیست طبیعی ایران. ۳، ۳۱۳- ۳۲۳.

۳. **ضیایی، ه.، ۱۳۸۷.** راهنمای صحرایی پستانداران ایران. انتشارات کانون آشنایی با حیات وحش، ۴۲۰ صفحه.

۴. **Belongie, C.C., ۲۰۰۸.** Using GIS to create a gray wolf habitat suitability model and to assess wolf pack ranges in the Western upper Peninsula of Michigan. Resource Analysis. pp.۱۰-۱۵.

۵. **Ciucci, P.; Boitani, L.; Francisci, F. and Andreoli, G., ۱۹۹۷.** Home range, activity and movements of a wolf pack in central Italy. Zoological Society of London. ۲۴۳, pp. ۸۰۳-۸۱۹.

۶. **Doco, T., ۲۰۰۷.** Modeling of species geographic distribution for assessing present needs for the ecological networks - case study of Fuji region and Tanzawa region, Japan., MA Thesis. International Institue for Geo-Information Science and Earth Observation Enschede. pp. ۱۱۲.

۷. **Eggermann, J.; Da Costa, G.F.; Guerra, A.M.; Kirchner, W.H. and Petrucci-Fonseca, F., ۲۰۱۱**. Presence of Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in relation to land cover, livestock and human influence in Portugal. Mammalian Biology. ۷۶, pp. ۲۱۷–۲۲۱.

۸. **Favaro, L.; Tirelli, T. and Pessani, D., ۲۰۱۱.** Modelling habitat requirements of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) using support vector machines. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. ۴۰۱, pp. ۱۴-۲۱.

۹. **Giovanelli, J.G.R.; De Siqueira, M.F.; Haddad, C.F.B. and Alexandrino, J., ۲۰۱۰.** Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: how the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. Ecological Modelling. ۲۲۱, pp. ۲۱۵-۲۲۴.

۱۰. **Graham, C.H.; Moritz, C. and Williams, S.E., ۲۰۰۶.** Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. ۱۰۳, pp. ۶۳۲-۶۳۶.

۱۱. **Gurung B.; David Smith, J.; McDougal C.; Karki J.B. and Barlow, A., ۲۰۰۸.** Factors associated with human-killing tigers in Chitwan National Park, Nepal. Biological Conservation. ۱۴۱, pp. ۳۰۶۹-۳۰۷۸.

۱۲. **Haykin, S., ۱۹۹۹.** Neural Networks: A Comprehensive Foundation. Prentice Hall, Upper Saddle River.

۱۳. **Hoffman, J.D.; Narumalani, S.; Mishra, D.R.; Merani, P. and Wilson, R.G., ۲۰۰۸.** Predicting Potential Occurrence and Spread of Invasive Plant Species along the North Platte River, Nebraska. Invasive Plant Science and Management. Vol. ۱, No.۴, pp. ۳۵۹-۳۶۷.

۱۴. **Hsu, C.W.; Chang, C.C. and Lin, C.G., ۲۰۰۹.** A Practical Guide to Support Vector Classification. Department of Computer Science National Taiwan University, Taipei, Taiwan. pp. ۱-۱۵.

۱۵. **Jedrzejewski, W.; Jedrzejewski, B.; Zawadzka, B.; Borowik, T.; Nowak, S. and Myszajek, R.W., ۲۰۰۸.** Habitat suitability model for Polish wolves based on longterm national census. Animal Conservation. ۱۱, pp. ۳۷۷–۳۹۰.

۱۶. **Jhala, Y.V., ۲۰۰۳.** Status, ecology and conservation of the Indian wolf *Canis lupus pallipes* Sykes. Journal of Bombay Natural History Society. Vol. ۱۰۰, No. ۲, ۳, pp. ۲۹۳-۳۰۷.

۱۷. **Jones, K.E.; Patel, N.G.; Levy, M.A.; Storeygard, A.; Balk, D.; Gittleman, J.L. and Daszak, P., ۲۰۰۸.** Global trends in emerging infectious diseases. Nature. ۴۵۱, pp. ۹۹۰–۹۹۳.

۱۸. **Kaartinen, S.; Luoto, M. and Kojola, I., ۲۰۰۹.** Carnivore-livestock conflicts: Determinants of wolf (*Canis lupus)* depredation on sheep farms in Finland. Biodiversity and Conservation. ۱۸, pp. ۳۵۰۳–۳۵۱۷.

۱۹. **Kelly, M.; Shaari, D.; Guo, Q. and Liu, D., ۲۰۰۶.** Modeling Risk for SOD Nationwide: What are the Effects of Model Choice on Risk Prediction? Forest Service, Department of Agriculture. pp. ۳۳۳-۳۴۴.

۲۰. **Krithivasan, R.; Athreya, V.R. and Odden, M., ۲۰۰۹.** Human-Wolf conflict in human dominated landscapes of Ahmednagar District, Maharashtra, India & Possible Mitigation Measures. Rufford Small Grants Foundation for Nature Conservation. pp. ۵۳.

۲۱. **Lek, S. and Guegan, J.F., ۱۹۹۹.** Artificial neural networks as a tool in ecological modeling, an introduction. Ecological Modelling. ۱۲۰, pp. ۶۵–۷۳.

۲۲. **Linnell, J.D.C.; Andersen, R.; Andersone, Z.; Balciauskas, L.; Blanco, J.C.; Boitani, L.; Brainerd, S.; Breitenmoser, U.; Kojola, I.; Liberg, O.; Loe, J.; Okarma, H.; Pedersen, H.C.; Promberger, C.; Sand, H.; Solberg, E.J.; Valdmann, H. and Wabakken, P., ۲۰۰۲.** The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans. NINA oppdragsmelding. ۷۳۱, pp. ۱-۶۵.

based classification of coastal saltmarsh habitats. Ecological Informatics. ۲, pp. ۸۳-۸۸.

۳۳. **Sillero-Zubiri, C. and Switzer, D., ۲۰۰۴.** Management of wild canids in human-dominated landscapes. People & Wildlife. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford University. pp. ۱-۱۶.

۳۴. **Thuiller, W., ۲۰۰۳.** Biomod-optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. Global Change. ۹, pp. ۱۳۵۳-۱۳۶۲.

۳۵. **Treves, A.; Treves, L.; Harper, E.K.; Mladenoff, D.J.; Rose, R.A.; Sickley, T.A. and Wydeven, A.P., ۲۰۰۴.** Predicting human-carnivore conflict: a spatial modling derived from ۲۵ years of data an on wolf prediction on livestock. Conservation Biology. ۱۸, pp. ۱۱۴-۱۲۵.

۳۶. **Treves, A.; Martin, K.A.; Wydeven, A.P. and Wiedenhoeft, J.E., ۲۰۱۱.** Forecasting environmental hazards and the application of risk maps to predator attacks on livestock. Biological Science. ۶۱, pp. ۴۵۱-۴۵۸.

۳۷. **Treves, A.; Wallace, R.B. and White, S., ۲۰۰۹.** Participatory planning of interventions to mitigate human–wildlife conflicts. Conservation Biology. ۲۳, pp. ۱۵۷۷–۱۵۸۷.

۳۸. **Tug, S., ۲۰۰۵.** Conflicts between humans and wolf: a study in bozdag, Konya province, Turkey. Master thesis. Department of Biology. The Graduate School of Natural and Applied Science of Middle East Technical University. pp. ۱- ۵۵.

۳۹. **Venette, R.C., ۲۰۱۰.** Pest risk maps for invasive alien species: A roadmap for improvement. BioScience. ۶۰, pp. ۳۴۹–۳۶۲.

۴۰. **Vila, C.; Vicente, U. and Castroviejo, J., ۱۹۹۵.** Observations on the daily activity patterns in the Iberian wolf. Ecology and conservation of wolves in a changing world. pp. ۳۳۵–۳۴۰.

۴۱. **Walston, J., ۲۰۱۰.** Bringing the tiger back from the brink, the six percent solution. PLoS Biology. ۸, pp. ۱۵۷–۱۵۸.

۴۲. **Ward, D.F., ۲۰۰۷.** Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in Newzealand. Biological Invasions. ۹, pp. ۷۲۳-۷۳۵.

۴۳. **Wilting, A.; Cord, A.; Hearn, A.J.; Hesse, D.; Mohamed, A.; Traeholdt, C.; Cheyne,**

۲۳. **Liu, F.; McShea, W.J.; Garshelis, D.L.; Zhu, X.; Wang, D. and Shao, L., ۲۰۱۱.** Human-wildlife conflicts influence attitudes but notnecessarily behaviors: factors driving the poaching of bears in china. Biological Conservation. ۱۴۴, pp. ۵۳۸-۵۴۷.

۲۴. **Manel, S.; Diass, J.M.; Buckton, S.T. and Ormerod, S.J., ۱۹۹۹.** Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. Journal of Applied Ecology. ۳۶, pp. ۷۳۴-۷۴۷.

۲۵. **Mateo-Tomas, P. and Olea, P.P., ۲۰۱۰.** Anticipating knowledge to inform species management: predicting spatially explicit habitat suitability of a colonial vulture spreading its range. Plos One. Vol. ۵, No. ۸, pp.۱۲۳-۱۳۴.

۲۶. **Mladenoff, D.J.; Sickley, T.A. and Wydeven, A.P., ۱۹۹۹.** Predicting gray wolf landscape recolonization: logistic regression models vs. new field data. Ecological Applications. Vol. ۹, No. ۱, pp. ۳۷-۴۴.

۲۷. **Munoz, M.E.D.S.; De Giovanni, R.; De Siqueira, M.F.; Sutton, T.; Brewer, p.; Pereira, R.S.; Canhos, D.A.L. and Canhos, V.P., ۲۰۱۱.** Openmodeller: a generic approach to species' potential distribution modeling. Geoinformatica. ۱۵, pp. ۱۱۱-۱۳۵.

۲۸. **Naturalium, R., ۲۰۰۹.** The impact of habitat fragmentation by anthropogenic infrastructures on wolves (*Canis lupus*). PhD thesis, Biology and Biotechnology group, Ruhr-University of Bochum.

۲۹. **Northrup, J.M.; Stenhouse, G.B. and Boyce, M.S., ۲۰۱۲.** Agricultural lands as ecological traps for grizzly bears. Animal Conservation. ۱۵, pp. ۳۶۹-۳۷۷.

۳۰. **Pearson, R.G., ۲۰۰۷.** Species distribution modeling for conservation educators and practitioners. American Museum of Natural History.

۳۱. **Phillips, S.J.; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., ۲۰۰۶.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling. ۱۹۰, pp. ۲۳۱-۲۵۹.

۳۲. **Sanchez-Hernandez, C.; Boyd, D.S. and Foody, G.M., ۲۰۰۷.** Mapping specific habitats from remotely sensed imagery: support vector machine and support vector data description

S.M.; Sunarto, S.; Jayasilan, M.A.; Ross, J.; Shapiro, A.C.; Sebastian, A.; Dech, S.; Breitenmoser, C.; Sanderson, J.; Duckworth, J.W. and Hofer, H., ۲۰۱۰. Modelling the species distribution of flat- headed cats (*Prionailurus planiceps*), an endangered south-east Asian small felid. Plos One. Vol. ۵, No. ۳, pp. ۵(۳), ۹۶۱-۹۷۲.

۴۴. **Wisz, M.S. and Guisan, A., ۲۰۰۹**. Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information-theoretic approach based on simulated data. Biomedcentral Ecology. ۹, pp. ۱-۱۳.

۴۵. **Witten, I.H. and Frank, E., ۲۰۰۵.** Data Mining: Practical Machine Learning Tools and Techniques. San Francisco: Morgan Kaufmann Publishers.