Summer (2023) 12(45): 67-75
DOI: 10.30473/eab.2023.65397.1887
Received: 7 Sep 2023 Accepted: 4 Nov 2023

Experimental Animal Biology Open Access

ORIGINAL ARTICLE

Modeling *Echis carinatus* bite risk under current and future climate in Iran

Masoud Yousefi[1], Seyyed Saeed Hosseinian Yousefkhani[2*], Anooshe Kafash[1], Mehdi Rajabizadeh[3], Mohammad Moradpour[4], Eskandar Rastegar Pouyani[5]

[1]Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Tehran, Iran.
[2]Department of Animal Science, School of Biology, University of Damghan, Damghan, Iran.
[3]Department of Biodiversity, Institute of Science and High Technology and Environmental Sciences, Graduate University of Advanced Technology, Kerman, Iran.
[4]Department of Human Geography, Faculty of Geography, University of Tehran, Iran.
[5]Department of Biology, Faculty of Science, Hakim Sabzevari University, Iran.

Correspondence
Seyyed Saeed Hosseinian Yousefkhani
Email: s.hosseinian@du.ac.ir

How to cite
Yousefi, M., Hosseinian Yousefkhani, S.S., Kafash, A., Rajabizadeh, M., Moradpour, M., & Rastegar Pouyani, E. (2023). Modeling *Echis carinatus* bite risk under current and future climate in Iran. *Experimental Animal Biology, 12*(45), 67-75.

ABSTRACT

Background: Snakebite is a global health problem and important conservation challenge. Knowing where snakebite risk is highest can help snakebite management. But climate change is altering snakebite risk pattern making its management more difficult and complicated.

Methods: In this study we used *Echis carinatus*' habitat suitability as an indicator of snakebite risk, under current and future climatic conditions. We applied an ensemble of five distribution modelling methods (Generalized linear models (GLMs), Generalized additive models (GAMs), Generalized boosted models (GBMs), Maximum entropy modelling (Maxent) and Random Forest (RF)) to model the species habitat suitability. In addition, we identified villages that are at risk of envenoming form the species under current and future climate.

Results: Results showed that the species suitable habitat will increase under climate change as consequence number of villages at risk will increase from 70247 to 82881 putting more human population at risk of envenoming.

Conclusion: High snakebite risk areas identified in this study are high priority target areas for awareness raising program and antivenom distribution. This study demonstrates usefulness of habitat suitability modeling in identifying high snakebite risk area in Iran.

KEYWORDS

Climate change, Snakebite, Medically important snakes, habitat suitability modeling.

© 2023, by the author(s). Published by Payame Noor University, Tehran, Iran.
This is an open access article under the CC BY 4.0 license (https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/).

سال دوازدهم، شماره اول، پیاپی چهل و پنجم، تابستان ۱۴۰۲ (۷۵-۶۷)

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۶/۱۶ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۸/۱۳

DOI: 10.30473/eab.2023.65397.1887

نشریه علمی

زیست‌شناسی جانوری تجربی

«مقاله پژوهشی»

مدلسازی خطر گزش افعی جعفری (*Echis carinatus*) تحت اقلیم حاضر و آینده در ایران

مسعود یوسفی[۱]، سید سعید حسینیان یوسفخانی[۲*]، انوشه کفاش[۱]، مهدی رجبی‌زاده[۳]، محمد مرادپور[۴]، اسکندر رستگار پویانی[۵]

[۱]گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

[۲]گروه علوم جانوری، دانشکده زیست شناسی، دانشگاه دامغان، دامغان، ایران.

[۳]گروه تنوع زیستی، پژوهشگاه علوم و تکنولوژی پیشرفته و علوم محیطی، دانشگاه تحصیلات تکمیلی صنعتی و فناوری پیشرفته کرمان، کرمان، ایران.

[۴]گروه جغرافیای انسانی، دانشکده جغرافیا، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

[۵]گروه زیست شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه حکیم سبزواری، ایران.

نویسنده مسئول:
سید سعید حسینیان یوسفخانی
رایانامه: s.hosseinian@du.ac.ir

چکیده

مارگزیدگی یکی از مهم‌ترین چالش‌های سلامت و حفاظت است. شناخت مناطق با خطر مارگزیدگی بالا میتواند در مدیریت این چالش سلامت عمومی موثر باشد. اما تغییرات اقلیمی در حال تغییر الگوهای مکانی خطر مارگزیدگی است و سبب می‌شود تا مدیریت آن پیچیده تر و دشوار تر گردد. در مطالعه حاضر مطلوبیت زیستگاه افعی جعفری (*Echis carinatus*) به عنوان شاخص خطر مارگزیدگی گونه افعی جعفری در نظر گرفته شد و نحوه تغییر مطلوبیت زیستگاه گونه تحت تاثیر تغییرات اقلیمی بررسی شد. برای مدل سازی مطلوبیت زیستگاه این گونه از رویکرد تجمیعی پنج روش مدل‌سازی (مدل‌های خطی تعمیم یافته، مدل‌های سازشی تعمیم یافته، مدل‌های درخت رگرسیونی افزایشی، مکسنت و جنگل تصادفی) استفاده شد. همچنین تعداد روستاهای در معرض خطر گزش تحت شرایط اقلیمی حاضر و آینده تعیین شد. نتایج نشان داد، زیستگاه‌های مطلوب گونه تحت تاثیر تغییرات اقلیمی از ۴۷۲۶۱۹ کیلومتر مربع به ۵۸۴۸۸۱ کیلومتر مربع افزایش خواهد یافت و در نتیجه روستاهای در معرض خطر گزش نیز در آینده از ۷۰۲۴۷ به ۸۲۸۸۱ افزایش خواهد یافت. مناطقی که در مطالعه حاضر با خطر مارگزیدگی بالا شناسایی شدند اولویت بالایی برای اجرای برنامه های آموزشی و توزیع پادزهر دارند. مدل‌های مطلوبیت زیستگاه برای شناسایی مناطق با خطر مارگزیدگی بالا تحت تاثیر تغییرات اقلیمی در کشور مفید هستند و میتوانند برای مطالعه خطر گزش سایر مارهای سمی تحت تاثیر تغییرات اقلیمی نیز مورد استفاده قرار گیرند.

واژه‌های کلیدی

تغییرات اقلیمی، مارگزیدگی، مارهای با اهمیت پزشکی، مدلسازی مطلوبیت زیستگاه.

استناد به این مقاله:

یوسفی، مسعود، حسینیان یوسفخانی، سید سعید، کفاش، انوشه، رجبی‌زاده، مهدی، مرادپور، محمد و رستگار پویانی، اسکندر (۱۴۰۲). مدلسازی خطر گزش افعی جعفری (*Echis carinatus*) تحت اقلیم حاضر و آینده در ایران. فصلنامه زیست‌شناسی جانوری تجربی، ۱۲(۴۵)، ۷۵-۶۷.

مقدمه

مارهای سمی در تمامی قاره‌ها به استثنای قاره جنوبگان و طیف وسیعی از زیستگاه‌ها حضور دارند (Vitt & Caldwell, 2013). مارهای سمی از جمله در خطر انقراض‌ترین گونه‌های خزندگان هستند چرا که به دلیل قرار داشتن در راس هرم غذایی به طور کلی تراکم جمعیتی پایینی دارند، قدرت انتشار و جابجایی آن‌ها کم است و مهمتر از همه به دلیل داشتن تعارض با انسان‌ها سالانه تعداد زیادی از آنها کشته می‌شوند (Vitt & Caldwell, 2013). از طرف دیگر بوم‌شناسی بسیاری از این گونه‌ها به دلیل کمیاب بودن، داشتن زیستگاه خاص و رفتار مخفیانه ناشناخته مانده و اطلاعات کمی از آنها در دسترس است (Vitt & Caldwell, 2013). با این حال گزش مارهای سمی یکی از مهمترین چالش‌های سلامت عمومی در سطح جهان بشمار می‌رود (Kasturiratne *et al*., 2008; Gutiérrez *et al*., 2017; Pintor *et al*., 2021). سالانه بین ۴۲۱۰۰۰ تا ۱۲۰۰۰۰۰ نفر در سطح جهان توسط مارهای سمی گزیده میشوند که منجر به مرگ ۱۳۷۸۸۰ نفر می‌شود (Chippaux, 1998; Kasturiratne *et al*., 2008; Gutiérrez *et al*., 2017). برای کاهش میزان مارگزیدگی نیاز است مناطق پرخطر شناسایی شوند (Pintor *et al*., 2021). برای مثال مطالعات صورت گرفته نشان می‌دهد که توزیع چهار گونه مار سمی افعی جعفری (*Echis carinatus*)، افعی شاخدار ایرانی (*Pseudocerastes persicus*) و گرزه مار (*Macrovipera lebetinus*) و کفچه مار (*Naja oxiana*) که بیشترین آمار مارگزیدگی را در ایران دارند، در شمال شرق کشور هموپشانی دارد، بنابراین احتمال گزش در این مناطق بیشتر خواهد بود (Yousefi *et al*., 2020). با آگاهی از مناطق جغرافیایی پرخطر می‌توان برای مدیریت و ارائه آموزش‌های لازم برنامه‌ریزی نمود (Longbottom *et al*., 2018; Pintor *et al*., 2021). اما متاسفانه عواملی مانند تغییرات اقلیمی، تغییرات کاربری اراضی و فعالیت‌های توسعه‌ای سبب تغییر الگوهای توزیع بسیاری از مارهای سمی می‌شود (Pintor *et al*., 2021).

تغییرات اقلیمی یکی از مهمترین عواملی است که سبب تغییر توزیع گونه‌ها در مقیاس‌های مختلف می‌شود (Hannah, 2015). گونه‌های مختلف از جمله مارهای سمی در پاسخ به تغییرات اقلیمی زیستگاه خود را به سمت ارتفاعات بالاتر و یا عرض‌های شمالی‌تر تغییر می‌دهند (Hickling *et al.,* 2006; Parmesan, 2006; Chen *et al.,* 2011; Moreno-Rueda *et al.,* 2012; Yousefi *et al.,* 2015; Vaissi, 2022). برای مثال در مورد مارهای جنس *Montivipera* نشان داده شده است که زیستگاه‌های مطلوب از گذشته تاکنون در حال جابجایی به سمت ارتفاعات بالاتر در مناطق کوهستانی بوده و پیش‌بینی می‌شود این گروه از مارها به دنبال یافتن زیستگاه‌های اقلیمی مطلوب در آینده نیز به ارتفاعات بالاتر جابجا شوند (Yousefi *et al*., 2015). وقتی یک گونه دارای اهمیت پزشکی باشد مانند مارهای سمی، جابجایی آن‌ها میتواند زمینه‌ساز بروز تعارض با انسان‌ها شود چرا که ممکن است این گونه‌ها برای یافتن زیستگاه‌های مطلوب اقلیمی به سکونتگاه‌های انسانی نزدیک شوند و احتمال گزش انسان‌ها افزایش یابد (Nori *et al*., 2014; Zacarias & Loyola, 2019).

مدل‌های توزیع گونه‌ای (Guisan *et al*., 2017) از جمله ابزارهای مهم برای مدل‌سازی مناطق پر خطر مارگزیدگی هستند (Yousefi *et al*., 2020; Pintor *et al*., 2021). به این معنی که با استفاده از نقاط حضور مارهای سمی و متغیرهای محیطی احتمال حضور و در نتیجه احتمال گزش آن‌ها در مناطق تحت بررسی تعیین می‌شود. همچنین با رویهم‌گذاری مدل‌های توزیع گونه‌ها می‌توان مناطق با بیشترین تعداد مار سمی را شناسایی کرد و در نتیجه مناطق با بیشترین خطر گزش را تعیین نمود (Longbottom *et al*., 2018; Pintor *et al*., 2021). برای مثال نوری و همکاران (۲۰۱۴) با مدل‌سازی پراکنش مارهای سمی در آرژانتین نشان دادند احتمال گزش مارهای سمی در آینده افزایش خواهد یافت، چرا که مارهای سمی به مناطق با جمعیت زیاد انسانی جابجا خواهند شد.

برای پیشگیری از مارگزیدگی و درمان آن در مناطق مختلف جهان تلاش‌های مختلفی صورت می‌گیرد و نیاز است توزیع جغرافیایی انواع مارهای سمی با اهمیت پزشکی، شناسایی و مناطق پر خطر گزش تعیین شود (Pintor *et al*., 2021). کشور ایران دارای تنوع بالایی از مارها است به طوری که تا کنون ۲۴ گونه مار سمی در کشور شناسایی شده است (رجبی‌زاده، ۲۰۱۷). از این تعداد ۱۴ گونه سمی خشکی‌زی بوده و در کل کشور از زیستگاه‌های بیابانی ایران مرکزی تا مناطق کوهستانی مرتفع رشته کوه‌های البرز و زاگرس پراکنده هستند (رجبی‌زاده، ۲۰۱۷). در بین مارهای سمی خشکی‌زی برخی مانند افعی جعفری (*Echis carinatus*)، افعی شاخدار ایرانی (*Pseudocerastes persicus*) و افعی گرزه (*Macrovipera lebetina*) توزیع وسیع‌تری در کشور داشته (رجبی‌زاده، ۲۰۱۷) و گزش‌های انسانی فراوانی از آن‌ها گزارش می‌شود (Dehghani *et al*., 2014). افعی جعفری یکی از مارهای سمی ایران است که بر اساس طبقه

بندی سازمان بهداشت جهانی جزء مارهای با اهمیت پزشکی بشمار می‌رود. این مار همچنین جزء مارهای با بیشترین آمار گزش در کشور است (Dehghani *et al*., 2014). هدف مطالعه حاضر مدل‌سازی مناطق با خطر گزش این گونه در ایران در شرایط اقلیمی حاضر و آینده است همچنین طی پژوهش حاضر روستاهای در معرض آسیب مارگزیدگی شناسایی خواهند شد.

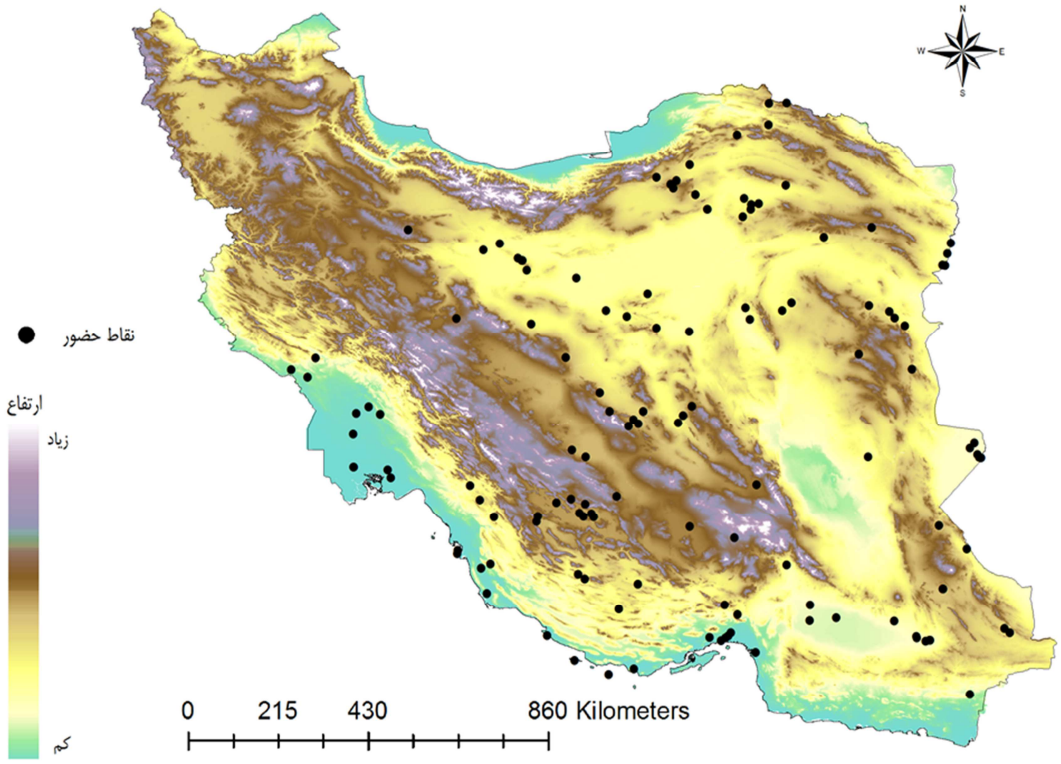
مواد و روش‌ها

نقاط حضور

نقاط حضور گونه افعی جعفری (۱۷۴ نقطه) طی پایش‌های صحرایی خزندگان ایران بین سال‌های ۱۳۸۵ تا ۱۴۰۰ جمع آوری شد. همچنین برای بدست آوردن نقاط حضور منابع اطلاعاتی بر خط مانند GBIF و VertNet (شامل ۲۰ نقطه) بررسی شد. از مجموع منابع ذکر شده تعداد ۱۹۴ نقطه حضور به دست آمد. سپس نقاط مشترک به دست آمده از منابع مختلف حذف شد و فاصله نقاط با توجه به دقت لایه‌های محیطی ۱ کیلومتر تعیین شد. به این ترتیب تعداد نقاط به ۱۵۹ عدد کاهش یافت (شکل ۱).

متغیرهای محیطی

برای سنجش اثرات تغییرات اقلیمی بر مطلوبیت زیستگاه گونه افعی جعفری از متغیرهای اقلیمی بانک داده CHELSA استفاده شد (کارگِر و همکاران، ۲۰۱۷). متغیرهای اقلیمی حاضر و آینده (سال‌های ۲۰۴۱–۲۰۷۰ و ۲۰۷۱–۲۱۰۰) از پنج مدل گردش عمومی (GFDL-ESM4, IPSL-CM6A-LR, MPI-ESM1-2-HR, MR-ESM2-0, UKESM1-0-LL) استفاده شد. برای استفاده از این پنج مدل گردش عمومی در مدل‌سازی ابتدا از همه آن‌ها میانگیری شد. میانگین‌گیری در بسته آماری raster 3.4-13 و در فضای نرم افزار R انجام شد (R Core Team, 2020). برای هر مدل گردش عمومی دو سناریوی حداقل و حداکثر (SSP126 و SSP585) در نظر گرفته شد. متغیرهای محیطی استفاده شده برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه شامل چهار متغیر اقلیمی یعنی واحدهای گرمایی تجمعی در طول فصل رشد بالای ۱۰ درجه سانتی‌گراد (GDD)[1] تغییرات فصلی دما، بارش سالیانه، بارش در خشک‌ترین فصل سال و شیب به عنوان متغیر توپوگرافی هستند.



شکل ۱. نقاط حضور افعی جعفری (*Echis carinatus*) در ایران روی مدل رقومی ارتفاع.

1. Growing degree days heat sum above 10°C

متغیر شیب بر اساس مدل رقومی ارتفاع SRTM[1] تهیه شد (Jarvis *et al.*, 2008). برای حصول اطمینان از عدم وجود هم‌خطی بین متغیرهای اقلیمی از شاخص تورم واریانس (VIF)[2] (Quinn & Keough, 2002) استفاده شد. متغیرهای ذکر شده دارای ارزش شاخص تورم واریانس کمتر از ۱۰ بودند. شاخص تورم واریانس در بسته آماری 'usdm' (Naimi, 2015) محاسبه شد.

مدل‌سازی خطر گزش تحت اقلیم حاضر و آینده

برای مدل‌سازی مطلوبیت زیستگاه افعی جعفری از رویکرد تجمیعی استفاده شد. مدل تجمیعی با استفاده از پنج روش شامل مدل‌های خطی تعمیم یافته[3] (در بسته آماری base)، مدل‌های سازشی تعمیم یافته[4] (در بسته آماری gam)، مدل‌های درخت رگرسیونی افزایشی[5] (در بسته آماری gbm)، مکسنت[6] (در بسته آماری dismo) و جنگل تصادفی[7] (در بسته آماری randomForest) در محیط نرم‌افزار R ساخته شد (Team, 2020). برای ساخت مدل‌های فوق به داده‌های شبه عدم حضور نیاز است. بنابراین ۵۰۰۰ نقطه تصادفی شبه عدم حضور با استفاده از بسته آماری PresenceAbsence تولید شد (Freeman & Moisen, 2008) مدل انسمبل بر اساس میانگین وزنی مساوی پنج روش ذکر شده تهیه گردید. در پژوهش حاضر برای سنجش کارایی مدل‌ها ۷۰ درصد نقاط به عنوان داده‌های تعلیمی و ۳۰ درصد به عنوان آزمون در نظر گرفته شد و مدل‌سازی با ۲۰ تکرار انجام شد. از معیار منحنی سطح زیر نمودار ROC برای سنجش کارایی مدل‌ها استفاده شد (Fielding & Bell, 1997). بر اساس این معیار مدل‌های دارای AUC بالاتر از ۰/۹ کارایی عالی، ۰/۷تا ۰/۹ کارایی خوب و کمتر از ۰/۷ کارایی پایین دارند.

شناسایی روستاهای‌های در معرض مارگزیدگی

برای شناسایی روستاهای در خطر مارگزیدگی مدل‌های مطلوبیت زیستگاه افعی جعفری تحت اقلیم حاضر و آینده با اطلاعات روستاهای کشور در فضای نرم افزار QGIS 3.12.3 همپوشانی داده شد. برای این کار ابتدا نیاز بود مدل‌های پیوسته مطلوبیت زیستگاه که در آن‌ها هر سلول دارای ارزشی بین صفر تا یک است (Phillips *et al*., 2006; Guisan *et al*., 2017) به مدل‌های ناپیوسته شامل دو طبقه مناطق دارای خطر و مناطق بدون خطر طبقه‌بندی شوند. برای طبقه‌بندی از آستانه ۱۰ درصد پایین مطلوبیت (در مطالعه حاضر ۰/۳۲) در نقاط حضور استفاده شد.

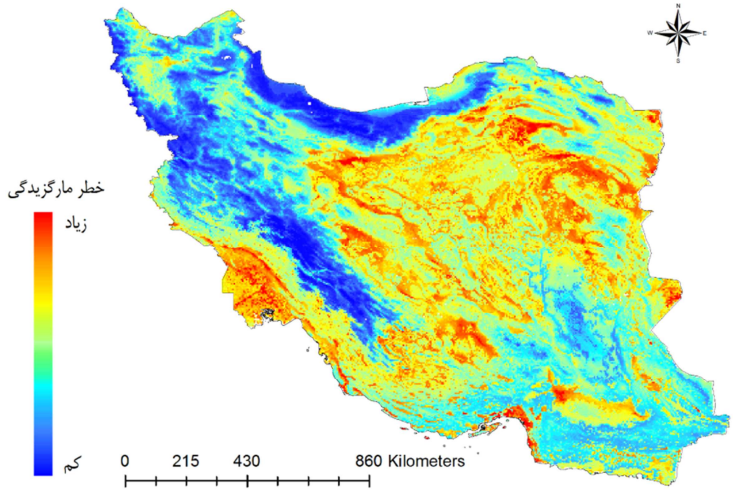
نتایج

بر اساس نتایج بدست آمده، مدل ساخته شده کارایی خوبی دارد بنابراین نتایج آن قابل استناد خواهد بود. بر اساس شکل ۲ گستره‌های وسیعی در فلات مرکزی ایران، جنوب غرب کشور در خارج از فلات ایران دارای مطلوبیت بالا برای زیست گونه افعی جعفری بوده و در نتیجه این مناطق بیشترین خطر گزش افعی جعفری را دارا هستند. نتایج نشان داد تحت سناریوی SSP585 زیستگاه‌های مطلوب گونه تحت تاثیر تغییرات اقلیمی از ۴۷۲۶۱۹ کیلومتر مربع به ۵۸۴۸۸۱ (جدول ۱) کیلومتر مربع و تحت سناریوی SSP126 به ۵۶۹۳۳۱ کیلومتر مربع افزایش خواهد یافت. یعنی تحت هر دو سناریوی تغیرات اقلیمی مناطق بار خطرخطر گزش افزایش خواهد یافت (جدول ۱، پیوست ۱، شکل ۳). بر اساس نتایج، متوسط بارش سالیانه با ۵۴ درصد مشارکت و شیب با ۲۱ درصد مشارکت مهمترین متغیرهای موثر بر توزیع گونه در کشور شناسایی شدند.

روستاهای در معرض گزش افعی جعفری تحت اقلیم حاضر و آینده

نتایج تعیین روستاهای در خطر مارگزیدگی نشان داد تحت شرایط اقلیم کنونی ۷۰۲۴۷ روستا در معرض افعی جعفری قرار دارند و در نتیجه خطر گزش در این روستاها بالا است (شکل۳). تحت اقلیم در حال تغییر تعداد روستاهای در معرض خطر نیز افزایش خواهد یافت یعنی در سالهای ۲۰۷۱-۲۱۰۰ و تحت سناریوی SSP585 تعداد روستاهای در معرض گزش به ۸۲۸۸۱ افزایش خواهد یافت (جدول ۱). به این ترتیب در آینده ۱۲۶۳۴ روستا در کشور بیشتر از الان تحت خطر گزش افعی جعفری خواهند بود.

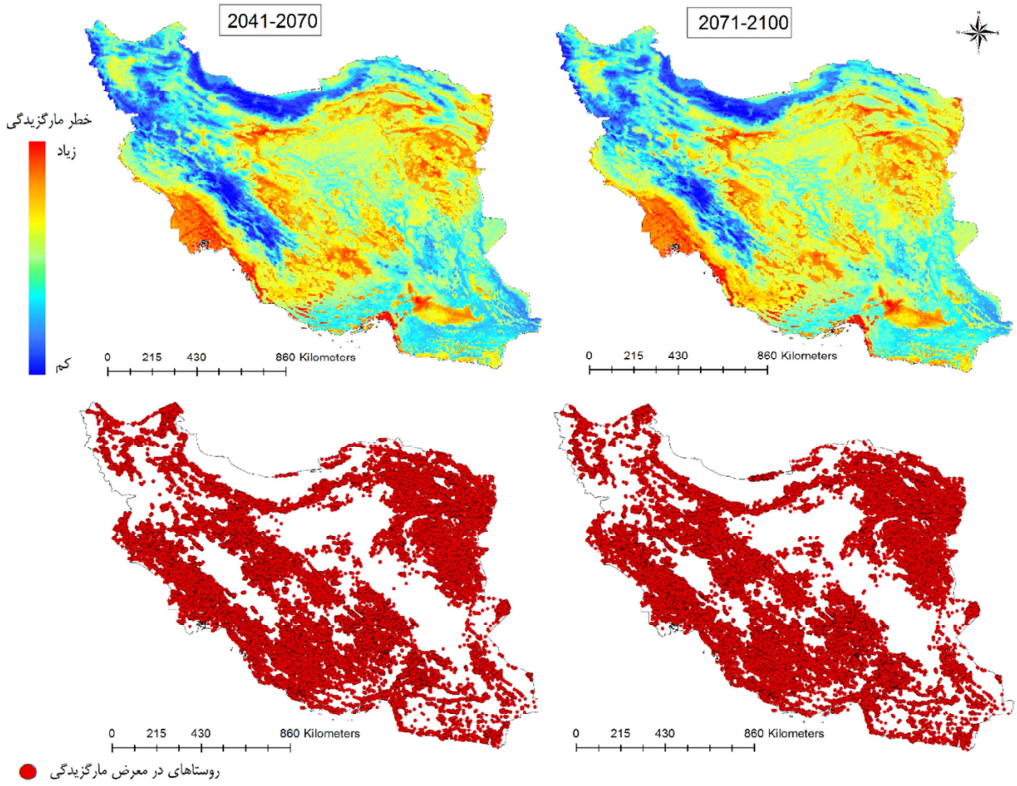
1. Shuttle Radar Topography Mission
2. Variance inflation factor (VIF)
3. Generalized linear models (GLMs)
4. Generalized additive models (GAMs)
5. Generalized boosted models (GBMs)
6. Maximum entropy modelling (Maxent)
7. Random forest (RF)



شکل ۲. مدل خطر گزش افعی جعفری (*Echis carinatus*) بر اساس مدل انسمبل.

جدول ۱. مساحت مناطق با خطر گزش و تعداد روستاهای در معرض گزش افعی جعفری (*Echis carinatus*) در ایران تحت اقلیم حاضر و سناریوهای تغییرات اقلیمی آینده.

	حال	۲۰۷۰-۲۰۴۱ (SSP126)	۲۰۷۰-۲۰۴۱ (SSP585)	۲۱۰۰-۲۰۷۱ (SSP126)	۲۱۰۰-۲۰۷۱ (SSP585)
مساحت	۴۷۲۶۱۹	۵۶۰۷۷۲	۵۷۰۲۲۰	۵۶۹۳۳۱	۵۸۴۸۸۱
تعداد روستا	۷۰۲۴۷	۷۳۰۹۸	۷۲۱۳۲	۷۴۲۶۳	۸۲۸۸۱



شکل ۳. مدل خطر گزش افعی جعفری (*Echis carinatus*) تحت تاثیر تغییرات اقلیمی برای ۲۰۴۱-۲۰۷۰ و ۲۰۷۱-۲۱۰۰ تحت سناریوی SSP585.

بحث

اگرچه مارگزیدگی از جنبه‌های مختلف در کشور مورد مطالعه قرار گرفته (Dehghani *et al.,* 2012; Dehghani *et al.,* 2014; Eslamian *et al.,* 2016; Farzaneh *et al.,* 2017; Ebrahimi *et al.,* 2018) اما رویکرد جغرافیایی و بررسی تغییرات الگوی گزش مارهای سمی تحت تاثیر تغییرات اقلیمی تاکنون مورد ارزیابی قرار نگرفته است. در پژوهش حاضر مدل خطر گزش گونه افعی جعفری در شرایط اقلیمی حاضر و تحت تاثیر تغییرات اقلیمی تهیه شد.

بر اساس نتایج، گستره زیستگاه‌های مطلوب افعی جعفری تحت سناریوی SSP585 در سال‌های آینده افزایش قابل توجهی خواهد داشت به شکلی که تعداد روستاهای در معرض خطر گزش از سوی این مار از ۷۰۲۴۷ به ۸۲۸۸۱ افزایش خواهد یافت. این به معنی آن است که احتمال تقابل گونه با انسان‌ها در آینده زیاد خواهد شد و در نتیجه احتمال مارگزیدگی افزایش خواهد یافت. مطالعات صورت گرفته در کشور بر سایر گونه‌های سمی و خطرناک برای انسان نیز نتایج مشابه‌ای نشان می‌دهد. به عنوان نمونه، بر اساس مطالعه Rafinejad *et al.* (2020) زیستگاه‌های مطلوب گونه *Odontobuthus doriae* تحت تاثیر تغییرات اقلیمی آینده از ۵۶۶۰۰۶ کیلومتر مربع به ۸۶۱۸۸۵ کیلومتر مربع افزایش خواهد یافت (Rafinejad *et al.,* 2020).

نتایج نشان داد که بارش سالیانه مهمترین متغیر تاثیرگذار بر توزیع افعی جعفری شناخته شد. دلیل اهمیت این متغیر این است که افعی جعفری در مناطق خشک و کم‌باران ایران زیست می‌کند بنابراین افزایش بارش مطلوبیت زیستگاه گونه را به شدت کاهش خواهد داد. در مطالعات مختلف صورت گرفته بر مارهای سمی نشان داده شده مهمترین متغیر موثر بر توزیع هر گونه متفاوت بوده برای مثال ارتفاع مهمترین عامل موثر بر توزیع جنس *Montivipera* بوده در حالی که بارش در خشک‌ترین فصل سال مهمترین عامل موثر بر توزیع کفچه‌مار و تغییرات فصلی بارش مهمترین عامل موثر بر توزیع افعی جعفری، افعی گرزه و افعی شاخدار ایرانی شناخته شده است (Yousefi *et al*., 2015, 2020). این تفاوت در نتایج قبل از هرچیز به خاطر استفاده از دسته متغیرهای متفاوت در مطالعات مختلف است. همچنین روش‌های به کار رفته برای ساخت مدل‌های مطلوبیت زیستگاه متفاوت بوده که میتواند در شناخت مهمترین متغیر موثر بر توزیع مارهای سمی تاثیرگذار باشد. برای درک بهتر اهمیت متغیرهای محیطی بر توزیع مارهای سمی نیاز است در یک مطالعه جامع، اثر دسته متغیرهای محیطی ثابت با استفاده از یک روش مدل‌سازی یکسان بر توزیع تمامی مارهای سمی کشور بررسی شود.

این روند افزایش زیستگاه‌های مطلوب گونه‌های سمی و خطرناک برای انسان در سایر مناطق جهان نیز گزارش شده است. برای مثال مطالعه اثرات تغییرات اقلیمی بر مارهای سمی توسط Nori *et al.* (2014) بر مارهای سمی در آرژانتین و Zacarias & Loyola (2019) در موزامبیک نشان داد زیستگاه‌های مطلوب این مارهای سمی در گستره سکونتگاه‌های انسانی افزایش خواهد یافت و در نتیجه احتمال گزش انسان‌ها به وسیله مارهای سمی در این دو کشور بیشتر می شود. بر اساس مطالعه Yousefi *et al.* (2020) تعداد روستاهای در معرض گزش افعی جعفری ۳۰۳۳۹ عدد است. در این مطالعه تعداد روستاهای در معرض گزش افعی جعفری ۷۰۲۴۷ عدد شناسایی شد که دلیل این تفاوت می‌تواند به خاطر تفاوت زیاد در تعداد نقطه حضور استفاده شده در دو مطالعه باشد. در مطالعه Yousefi *et al.* (2020)، ۶۸ نقطه حضور برای مدل‌سازی استفاده شده در حالی که در مطالعه حاضر ۱۷۴ نقطه مورد استفاده قرار گرفته که تخمین واقعی‌تری از توزیع گونه و روستاهای در معرض گزش را ارائه می‌کند.

برخلاف سایر چالش‌های سلامت عمومی در کشور که با برنامه‌ریزی قابل ریشه‌کن شدن هستند، مشکل مارگزیدگی را نمیتوان به طور کامل برطرف نمود و این یک چالش همیشگی برای بخش سلامت در کشور خواهد بود و همانطور که در مطالعه حاضر نشان داده شد این خطر در آینده میتواند افزایش نیز یابد. دلیل آن این است که مارها جز مهمی از بوم‌سازگان‌ها هستند و با تغذیه از جوندگان از طغیان آنها در زمین‌های کشاورزی جلوگیری کنند. کشاورزان، چوپانان، عشایر و افرادی مانند محیط‌بانان و جنگل‌بانان طی زندگی روزمره خود به طرز غیرقابل اجتنابی با مارهای سمی مواجه میشوند. اما با انجام آموزش‌های مناسب در مناطق مورد نیاز میتوان تا حد زیادی خطر مارگزیدگی را کاهش داد. مناطقی که در مطالعه حاضر به عنوان مناطق با خطر گزش بالا شناسایی شد اولویت بالایی برای اجرایی برنامه‌های آموزشی و آگاهی بخشی دارند (WHO, 2019). آموزش افراد میتواند ضمن کاهش احتمال گزش به آنها راه درست درمان مارگزیدگی را نشان دهد (WHO, 2019).

از آنجایی که نشان داده شد به خاطر تغییرات اقلیمی زیستگاه‌های مطلوب افعی جعفری افزایش خواهد یافت یعنی احتمال حضور گونه در برخی مناطق کشور که قبلا در آنجا ثبت

نشده وجود خواهد داشت، بنابرین این مناطق نیز باید در اولویت برنامه‌های آموزشی قرار گیرند. مخصوصا اینکه ممکن است این گونه برای جوامع در خطر گزش و کارکنان بهداشت و درمان ناشناخته باشد. نظر به اینکه مدیریت و درمان مارگزیدگی یکی از وظایف عمده وزارت بهداشت و آموزش پزشکی در کشور است این پژوهش دارای نتایج کاربردی برای وزارت بهداشت کشور است.

خطر گزش مارها در فصل برداشت که هم انسان‌ها و هم مارها فعالیت بیشتری نسبت به سایر زمان ها دارند بیشتر می شود (Pintor *et al*., 2021). برای مثال در مورد افعی جعفری بیشترین آمار گزش این گونه در فصل فعالیت کشاورزان در زمین‌های کشاورزی است همچنین این گونه به سکونت‌های انسانی نیز نزدیک می‌شود. بنابراین اجزای برنامه‌های آموزشی باید قبل از فصل برداشت انجام شود. همچنین شناساندن این گونه به کشاورزان و کارگران مزارع میتواند کمک موثری به درمان اختصاصی گزش آن باشد.

یکی از مهمترین گام‌های مدیریت مارگزیدگی توزیع آنتی‌ونوم گونه‌های مختلف است (Pintor *et al*., 2021; Potet *et al*., 2021). بنابراین شناخت مناطق در خطر گزش گام مهمی برای تهیه و توزیع آنتی‌ونوم است. مدل‌های خطر گزش تهیه شده در مطالعه حاضر میتوانند راهنمای مناسبی برای توزیع آنتی‌ونوم برای مناطق آسیب پذیر باشند. همچنین با استفاده از مدل خطر گزش گونه در آینده نیز میتوان برای مناطقی که در آینده به آنتی ونوم نیاز خواهد داشت برنامه ریزی نمود.

تشکر و قدردانی

این مطالعه با حمایت مالی صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران ریاست جمهوری با شماره طرح ۹۹۰۲۱۹۵۲ به انجام رسیده است.

تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافعی توسط نویسندگان وجود ندارد.

REFERENCES

Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, *333*(6045), 1024-1026.

Chippaux, J.P. (1998). Snake-bites: Appraisal of the global situation. *Bulletin of the World Health Organization. 76*, 515.9868843.

Dehghani, R., Fathi, B., Shahi, M. P., & Jazayeri, M. (2014). Ten years of snakebites in Iran. *Toxicon*, *90*, 291-298.

Dehghani, R., Rabani, D., Shahi, M. P., Jazayeri, M., & Bidgoli, M. S. (2012). Incidence of snake bites in Kashan, Iran during an eight year period (2004-2011). *Archives of trauma research*, *1*(2), 67-71.

Ebrahimi, V., Hamdami, E., Khademian, M. H., Moemenbellah-Fard, M. D., & Vazirianzadeh, B. (2018). Epidemiologic prediction of snake bites in tropical south Iran: Using seasonal time series methods. *Clinical Epidemiology and Global Health*, *6*(4), 208-215.

Eslamian, L., Mobaiyen, H., Bayat-Makoo, Z., Piri, R., Benisi, R., & Behzad, M. N. (2016). Snake bite in Northwest Iran: A retrospective study. *Journal of Research in Clinical Medicine*, *4*(3), 133-138.

Farzaneh, E., Fouladi, N., Shafaee, Y., Mirzamohammadi, Z., Naslseraji, F., & Mehrpour, O. (2017). Epidemiological study of snakebites in Ardabil Province (Iran). *Electronic physician*, *9*(3), 3986-90.

Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation*, *24*(1), 38-49.

Freeman, E. A., & Moisen, G. (2008). PresenceAbsence: An R package for presence absence analysis. *Journal of Statistical Software. 23* (11), 1-31.

Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press.

Gutiérrez, J. M., Calvete, J. J., Habib, A. G., Harrison, R. A., Williams, D. J., & Warrell, D. A. (2017). Snakebite envenoming. *Nature reviews Disease primers*, *3*(1), 1-21.

Hannah, L. (2021). *Climate change biology*. Academic Press.

Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., & Thomas, C. D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global change biology*, *12*(3), 450-455.

Hijmans, R.J. (2021). raster: Geographic Data Analysis and Modeling. *R package version 3*, 4-13.

Jarvis, A.; Reuter, H. I.; Nelson, A.; Guevara, E. (2008). Hole-filled SRTM for the globe Version 4. Available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database. https ://srtm.csi.cgiar .org. Accessed on 15 Apr 2015.

Kasturiratne, A., Wickremasinghe, A. R., de Silva, N., Gunawardena, N. K., Pathmeswaran, A., Premaratna, R., & de Silva, H. J. (2008). The global burden of snakebite: a literature analysis and modelling based on regional estimates of envenoming and deaths. *PLoS medicine*, *5*(11), e218.

Longbottom, J., Shearer, F. M., Devine, M., Alcoba, G., Chappuis, F., Weiss, D. J., & Pigott, D. M. (2018). Vulnerability to snakebite envenoming: a global mapping of hotspots. *The Lancet*, *392*(10148), 673-684.

Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J. M., Pizarro, M., & Montori, A. (2012). Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology*, *26*(2), 278-283.

Naimi, B. (2015). Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. package version *1*,1-15.

Nori, J., Carrasco, P. A., & Leynaud, G. C. (2014). Venomous snakes and climate change: ophidism as a dynamic problem. *Climatic Change*, *122*, 67-80.

Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, *37*, 637-669.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, *190*(3-4), 231-259.

Pintor, A. F., Ray, N., Longbottom, J., Bravo-Vega, C. A., Yousefi, M., Murray, K. A., & Diggle, P. J. (2021). Addressing the global snakebite crisis with geo-spatial analyses–Recent advances and future direction. *Toxicon: X*, *11*, 100076.

Potet, J., Beran, D., Ray, N., Alcoba, G., Habib, A. G., Iliyasu, G., & Williams, D. J. (2021). Access to antivenoms in the developing world: A multidisciplinary analysis. *Toxicon: X*, *12*, 100086.

Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge university press.

Rafinejad, J., Shahi, M., Navidpour, S., Jahanifard, E., & Hanafi-Bojd, A. A. (2020). Effect of climate change on spatial distribution of scorpions of significant public health importance in Iran. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, *13*(11), 503-514.

Rajabizadeh, M. (2017). *Snakes of Iran. Iran*. Shenasi Publishing, Tehran.

Team, R. C. R. (2020). A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing.

Uzoma, I. E. (2020). in Human Geography-Concepts, Approaches and Trends. Stamford Lake.

Vaissi, S. (2022). Response of Iranian lizards to future climate change by poleward expansion, southern contraction, and elevation shifts. *Scientific Reports*, *12*(1), 2348.

Vitt, L.J., & Caldwell, J.P. (2013). *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*, 4th Edn. Cambridge, MA: Academic Press.

WHO. (2019). *Snakebite envenoming: a strategy for prevention and control.* Geneva: World Health Organization; 2019. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Yousefi, M., & Kafash, A. (2018). Venomous snakes of Iran under climate change. In SCCS Europe—*4th Hungarian Student Conference on Conservation Science*, 4–8 September (2018).

Yousefi, M., Kafash, A., Valizadegan, N., Ilanloo, S. S., Rajabizadeh, M., Malekoutikhah, S., Hosseinian Yousefkhani, S.S., & Ashrafi, S. (2019). Climate change is a major problem for biodiversity conservation: A systematic review of recent studies in Iran. *Contemporary Problems of Ecology*, *12*, 394-403.

Yousefi, M., Ahmadi, M., Nourani, E., Behrooz, R., Rajabizadeh, M., Geniez, P., & Kaboli, M. (2015). Upward altitudinal shifts in habitat suitability of mountain vipers since the last glacial maximum. *PloS one*, *10*(9), e0138087.

Yousefi, M., Kafash, A., Khani, A., & Nabati, N. (2020). Applying species distribution models in public health research by predicting snakebite risk using venomous snakes' habitat suitability as an indicating factor. *Scientific Reports*, *10*(1), 18073.

Zacarias, D., & Loyola, R. (2019). Climate change impacts on the distribution of venomous snakes and snakebite risk in Mozambique. *Climatic Change*, *152*(1), 195-207.