ارزیابی اثر تغییر اقلیم بر ریسک تهاجم زیستی کهور آمریکایی در اکوسیستم‌های طبیعی ایران

- **ایرج حشمتی**: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
- **نعمت‌اله خراسانی***: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
- **بهمن شمس‌اسفندآباد**: گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اراک، دانشگاه آزاد اسلامی، اراک، ایران
- **برهان ریاضی**: گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

تاریخ دریافت: خرداد ۱۳۹۸ تاریخ پذیرش: شهریور ۱۳۹۸

چکیده

کهور آمریکایی (*Prosopis juliflora*) یکی از مسئله‌دارترین گونه‌های مهاجم در سطح دنیا بوده و تهاجم زیستی این گونه آثار زیان‌بار متعددی بر اکوسیستم‌های طبیعی مناطق نیمه حاره‌ای تا خشک کره زمین وارد آورده است. این گونه در ابتدا در بسیاری از مناطق کره زمین با هدف مهندسی اکوسیستم ازجمله حفاظت آب و خاک و مبارزه با بیابان‌زایی در مناطق گرم و خشک، و تولید چوب معرفی گردید. اما قابلیت تکثیر و انتشار بالا و نیز دامنه تحمل محیطی زیاد کهور آمریکایی منجر گسترش بیش از حد گونه، کاهش تنوع زیستی بومی و تغییر ساختار جوامع گیاهی در مناطق هدف بوده است. از آن‌جا که ریشه‌کن‌سازی گونه‌های مهاجم امری پرهزینه و زمان‌بر است، شناسایی مناطقی که در آینده پتانسیل بالایی برای حضور این گونه خصوصاً در اثر تغییر اقلیم دارند ابزاری پیشگیرانه جهت طرح‌ریزی و مدیریت اکوسیستم‌های هدف است. بدین منظور در پژوهش حاضر با استفاده از مدل‌سازی پراکنش بیشینه بی‌نظمی (MaxEnt) و براساس مدل‌ها و سناریوهای متفاوت اقلیمی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش گونه در مقیاس جهانی و کشوری مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که تا سال ۲۰۵۰ میلادی در تمام سناریوهای تغییر اقلیم بر گستره پراکنش گونه در عرض‌های جغرافیایی بالاتر افزوده خواهد شد. در سطح جهانی آمریکای شمالی، حوزه مدیترانه و خاورمیانه، و در سطح کشوری علاوه بر استان‌های جنوبی، زیستگاه‌های داخلی فلات ایران شامل استان‌های خراسان جنوبی، کرمان، فارس، سمنان و خراسان رضوی شاهد بیش‌ترین احتمال گسترش پراکنش گونه خواهند بود. بدین‌ترتیب نتایج پژوهش حاضر می‌تواند به‌عنوان ابزاری کارامد جهت طرح‌ریزی اقدامات پیشگیرانه و کاهش آثار منفی کهور آمریکایی در مناطق پرخطر مورد توجه قرار گیرد.

کلمات کلیدی: مدل‌سازی پراکنش، تهاجم زیستی، تغییر اقلیم، کهور آمریکایی، تخریب اکوسیستم

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

مقدمه

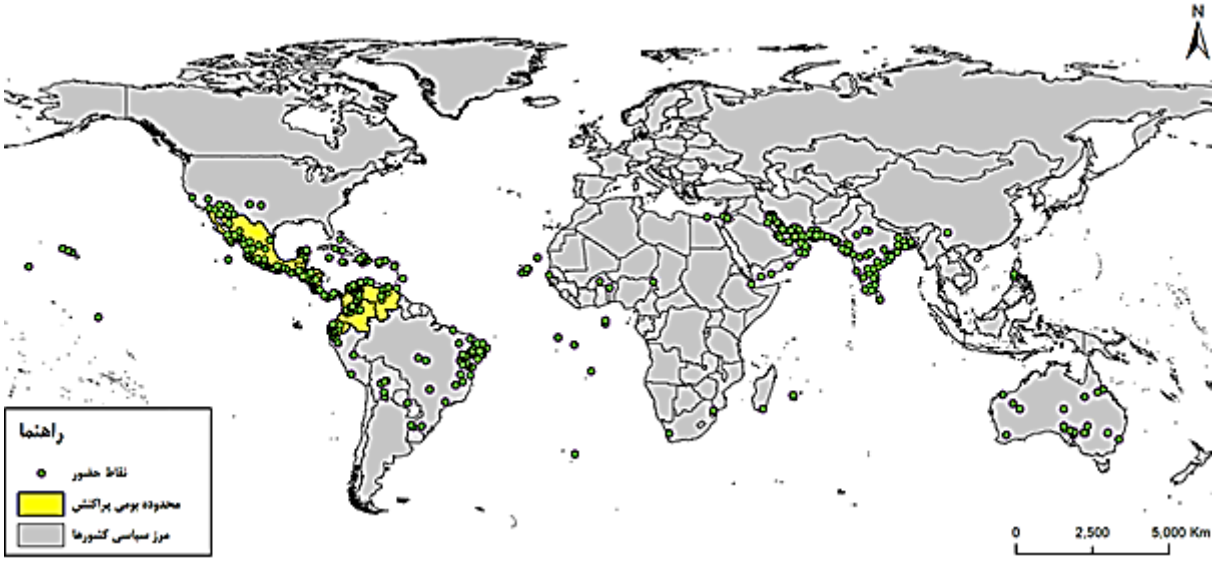
یکی از بارزترین نمودهای اثر فعالیت‌های انسانی بر اکوسیستم‌های طبیعی معرفی گونه‌های غیربومی به این زیستگاه‌ها است (Richardson و Rejmánek، ۲۰۱۱). تأثیرات تهاجم زیستی ممکن است در مقیاس‌های مختلف مکانی و سطوح چندگانه بوم‌شناختی و زیستی (در سطح اکوسیستم، زیستگاه و گونه) بروز نماید (Seipel و همکاران، ۲۰۱۲). مهم‌ترین اثر منفی تهاجم زیستی، ایجاد تغییرات در ساختار و عملکرد طبیعی اکوسیستم‌هاست (Vilà و همکاران، ۲۰۱۱) و این امر از طریق کاهش تنوع بوم‌شناختی زیستگاه‌های هدف و یکنواخت‌سازی ساختار زیستی اجتماعات جانوری و گیاهی آن‌ها (Richardson و Rejmánek، ۲۰۱۱)، افزایش تولید و تغییر در چرخه‌های مواد غذایی (Ehrenfeld، ۲۰۱۰) و در نتیجه اثر بر خدمات طبیعی اکوسیستم‌ها و جوامع انسانی (Ayanu و همکاران، ۲۰۱۵) انجام می‌گیرد. مطالعات نشان می‌دهد پس از استقرار یک گونه مهاجم غیربومی، اقدام برای ریشه‌کن سازی مشکلات فراوانی در پی داشته و بسیار زمانبر و پرهزینه خواهد بود (Genovesi، ۲۰۰۵). از این‌رو پیش‌بینی و پیشگیری از معرفی گونه‌های مهاجم غیربومی به یک ناحیه خاص مهم‌ترین روش مقرون به‌صرفه برای مدیریت تهاجم زیستی است (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۵؛ Kumar و همکاران، ۲۰۱۵). از سوی دیگر مشابهت در شرایط اقلیمی بین دو ناحیه بومی و هدف به‌عنوان مهم‌ترین شرط لازم برای یک فرایند تهاجم و استقرار موفق شناسایی شده است (Scott و Panetta، ۱۹۹۳). از این‌رو با بهره‌گیری یک رویکرد مبتنی بر اقلیم می‌توان به شناسایی گونه‌هایی نائل آمد که به‌عنوان یک گونه غیربومی مهاجم قادرند در مناطقی که دارای شرایط اقلیمی مشابه با زیستگاه بومی خود هستند مستقر گشته و موجب بروز تهدیدات جدی در محدوده‌های جدید گردند (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۵). توسعه مجموعه داده‌های اقلیمی با دقت بالا و در مقیاس وسیع و نیز روش‌های پیشرفته آماری مرتبط با مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی گونه‌ها (ENM= Ecological niche modelling) منجر به بهبود قابلیت پیش‌بینی با تکیه بر چنین رویکردی شده است (Guisan و همکاران، ۲۰۱۷). به‌طور کلی هدف اصلی روش‌های مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی کمی‌سازی الگوی پراکنش گونه‌ها در گرادیان‌های محیطی است (Franklin، ۲۰۱۰)، امری که موجب شده کاربردهای مختلفی در استفاده از مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی مورد توجه قرار گیرد. ارزیابی اثر گونه‌های مهاجم در زیستگاه‌های معرفی شده و شناسایی عرصه‌های در معرض تهدید (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۵؛ Ficetola و همکاران، ۲۰۰۷؛ Fernandes و همکاران، ۲۰۱۴) و بررسی جابجایی آشیان (Niche shift) گونه‌های مهاجم در زیستگاه‌های مستقر شده (Rödder و Lötters، ۲۰۰۹؛ Early و Sax، ۲۰۱۴؛ Tingley و همکاران، ۲۰۱۴) از مهم‌ترین کاربردهای شایان توجه مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی است. هم‌چنین در مطالعات بسیاری با استفاده از مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی تغییرات گستره حضور گونه‌ها در اثر تغییرات اقلیم (Waltari و Guralnick؛ ۲۰۰۹؛ Yousefi و همکاران، ۲۰۱۵؛ Ahmadi و همکاران، ۲۰۱۹) و نیز تغییر ترکیب گونه‌ای جوامع اکولوژیک ناشی از این امر (Araújo و همکاران، ۲۰۱۱؛ Albouy و همکاران، ۲۰۱۲) مورد بررسی قرار گرفته است. بررسی و مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی گونه‌های مهاجم در مقیاس‌های وسیع بیوجغرافیایی با لحاظ نمودن شرایط اقلیمی بومی و معرفی شده برای کمی‌سازی صحیح جابجایی آشیان بوم‌شناختی امری ضروری است (Tingley و همکاران، ۲۰۱۴). چرا که استقرار و معرفی یک گونه جدید و مهاجم در یک منطقه در مراحل ابتدایی تنها براساس انتظاراتی که از دامنه‌های تحمل گونه (براساس محدوده پراکنش بومی) وجود دارد، انجام می‌گیرد. درحالی‌که پس از استقرار با مرور زمان گونه به‌دلیل قابلیت جابجایی آشیان محدوده‌های دور از انتظار را نیز به تصرف خود در می‌آورد (Broennimann و Guisan، ۲۰۰۸). بدین‌ترتیب این امکان فراهم می‌آید تا با تجزیه و تحلیل و مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی یک گونه مهاجم در زیستگاه بومی و معرفی شده، علاوه بر بررسی نظریات مرتبط با جابجایی آشیان بوم‌شناختی به شناسایی مناطقی از اکوسیستم معرفی شده نائل آمد که احتمال نفوذ و گسترش محدوده پراکنش توسط گونه مهاجم در آن‌ها بالاتر است (Guisan و همکاران، ۲۰۱۴؛ Kumar و همکاران، ۲۰۱۵). با توجه به مشکلات پیش‌رو و نیز پرهزینه و زمان‌بر بودن ریشه‌کن‌سازی یک گونه مهاجم (Ayanu و همکاران، ۲۰۱۵)، مدل‌سازی الگوی پراکنش و پیش‌بینی روند آتی هجوم بهترین و مقرون به‌صرفه‌ترین روش بوده و اهمیت این امر بیش از پیش در مدیریت زیستگاه‌ها و اکوسیستم ضروری به‌نظر می‌رسد (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۵؛ Kumar و همکاران، ۲۰۱۵). در پژوهش حاضر اثر تغییر اقلیم بر تغییرات محدوده پراکنش گونه مهاجم کهور آمریکایی (*Prosopis juliflora*) به‌عنوان مسئله سازترین گونه مهاجم معرفی شده به اکوسیستم‌های طبیعی ایران مورد بررسی قرار گرفته است. کهور آمریکایی یا کهور پاکستانی از خانواده Mimosaceae و راسته Fabales، بومی مناطق شمالی آمریکای جنوبی، آمریکای مرکزی و کشورهایی هم‌چون بولیوی، آرژانتین، کلمبیا، ونزوئلا و مکزیک است (Pasiecznik و همکاران، ۲۰۰۱). کهور آمریکایی به نقاط مختلف جهان برای اهداف مهندسی اکوسیستم (Ecosystem engineering) مانند حفاظت آب و خاک، احیای خاک‌های سدیمی، مبارزه با بیابان‌زایی و تهیه سوخت چوب معرفی شده است (Pasiecznik و همکاران، ۲۰۰۱؛ El-Keblawy و Al-Rawai، ۲۰۰۷). با این‌حال، سهولت زادآوری طبیعی و مقاومت زیاد همراه با

نیازهای بوم‌شناختی اندک موجب شد این گونه بعدها مناطق وسیع‌تری را به تصرف خود درآورد. اثرات زیان‌بار این گونه در اکوسیستم‌های معرفی شده به‌دلیل قابلیت تولید میزان قابل توجهی بذر با ماندگاری طولانی و نیز توسعه تاج پوشش بزرگ با خاصیت آللوپاتی (Allelopathy) است که باعث نابودی سایر گونه‌های گیاهی بومی و هم‌بوم زیر تاج پوشش این گونه می‌گردد (Ayanu و همکاران، ۲۰۱۵). در چند سال گذشته به‌علت هجوم این گیاه به نخیلات و زمین‌های کشاورزی استان هرمزگان آن را یک آفت در منطقه به‌شمار می‌آورند (نجفی، ۱۳۸۵). گسترش بیش از حد گونه، آثار آللوپاتی، رقابت شدید با گونه‌های بومی برای به‌دست آوردن رطوبت خاک، تأثیر منفی بر فلور منطقه در تغییر ساختار تیپ‌های جوامع گیاهی و ایجاد عوارض در حیواناتی که به‌صورت دائم از نیام این گیاه تغذیه می‌کنند (کریمیان، ۱۳۷۵؛ نجفی، ۱۳۷۹) تنها بخشی از آثار منفی شناخته شده این گونه بر بوم‌سازگان‌های معرفی شده در ایران است. تاکنون هیچ‌گونه پژوهشی در سطح ملی در ارتباط با روند هجوم گونه‌های مهاجم غیربومی در اکوسیستم‌های طبیعی کشور صورت نگرفته است. با توجه به خطرات ناشی از تهاجم زیستی کهور آمریکایی برای اکوسیستم‌های طبیعی ایران و ضرورت شناسایی مناطق مستعد تهاجم زیستی کهور، پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش آن در ایران و شناسایی مناطقی که در حال حاضر و آینده در معرض خطر قرار دارند به انجام رسیده است. بدین‌منظور از روش مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای (Species Distribution Modeling=SDM) بیشینه بی‌نظمی (Maximum entropy=MaxEnt) و متغیرهای اقلیمی تهیه شده برای زمان حاضر و سال ۲۰۵۰ استفاده شد. مدل‌سازی ابتدا در مقیاس جهانی و براساس اطلاعات حاصل از پایگاه‌های داده جهانی انجام شده و سپس تغییرات در گستره‌های مناسب برای تهاجم زیستی گونه در کشور ایران مورد بررسی قرار گرفت. نتایج پژوهش حاضر می‌تواند در پیش‌بینی تغییرات محدوده پراکنش و نیز شناسایی مناطقی از فلات ایران که در آینده با خطر تهاجم گونه قرار دارند مؤثر واقع گردد. بدین‌ترتیب نتایج این پژوهش را می‌توان در مدیریت مستقیم سرزمین و طرح‌ریزی و اولویت‌بندی اقدامات پایشی و پیشگیرانه مورد توجه قرار داد.

مواد و روش‌ها

نقاط حضور کهور آمریکایی: به‌منظور دستیابی به تعداد کافی نقاط حضور برای انجام فرآیند مدل‌سازی، از سه روش مرور منابع کتابخانه‌ای، انجام بررسی‌های مستقیم میدانی و مراجعه به بانک‌های اطلاعات جهانی موجود استفاده شد. مطالعات صحرایی به‌منظور جمع‌آوری و ثبت نقاط پراکنش کهور در استان‌های جنوبی کشور شامل سیستان و بلوچستان، هرمزگان، بوشهر و خوزستان در خلال سال‌های ۱۳۹۴ تا ۱۳۹۷ به انجام رسید. نقاط حضور گونه‌ها در طی عملیات صحرایی توسط یک دستگاه GPS ثبت شده و نقاط جهت پردازش‌های بعدی به محیط نرم‌افزار ArcGIS منتقل شد. به‌منظور جمع‌آوری اطلاعات از مناطق پراکنش جهانی کهور آمریکایی از سه بانک اطلاعات جهانی شامل تسهیلات جهانی اطلاعات تنوع زیستی (Global Biodiversity Information Facility=GBIF)، مرکز بین‌المللی کشاورزی و علوم زیستی (Center of Agriculture and Bioscience International) و اطلس زیست‌مندان استرالیا (Atlas of Living Australia) استفاده شد. این پایگاه‌های اطلاعاتی متشکل از اطلاعات دقیق حضور گونه‌ها ثبت شده در موزه‌ها و سایر منابع علمی مورد تأیید است که اغلب توسط پایگاه‌های مورد نظر پایش و کنترل می‌شوند. در برخی موارد تنها نام موقعیت مکانی نقطه حضور گونه موجود است، از این‌رو در پژوهش حاضر جهت اطمینان از صحت مکانی اطلاعات حضور تنها از نقاطی استفاده شد که مختصات جغرافیایی دقیق آن‌ها در پایگاه ثبت شده باشد. بر این اساس تعداد ۱۱۲۸ نقطه حضور از محدوده جهانی پراکنش کهور آمریکایی جمع‌آوری شد. موقعیت نقاط حضور در زیستگاه‌های بومی و کل نواحی معرفی شده در شکل ۱ نشان داده شده است. نقاط به‌دست آمده از نظر مکانی در برخی مناطق به‌صورت کپه‌ای بوده که منجر به بروز درجاتی از خودهمبستگی مکانی (Spatial autocorrelation) بین نقاط حضور می‌گردد. خودهمبستگی مکانی در نهایت منجر به تخمین نادرست متغیرهای تأثیرگذار و وزن‌دهی بیش‌تر به نفع مناطقی که تراکم بالاتری از نقاط حضور دارند، می‌گردد (Dormann و همکاران، ۲۰۰۷). در پژوهش حاضر از دو روش فیلتر مکانی (Kramer-Schadt و همکاران، ۲۰۱۳) و وزن‌دهی نقاط زمینه (Elith و همکاران، ۲۰۱۰) برای کاهش اثرات نامطلوب خود همبستگی مکانی استفاده شد. بدین منظور ابتدا براساس روش فیلتر مکانی، نقاط حضور تکراری در یک بافر ۸ کیلومتری حول نقاط حذف شد. این فاصله به گونه‌ای اعمال شد که از یک طرف از شدت کپه‌ای بودن نقاط کاسته شده و اثر شبه تکرار کاهش یابد، و از سوی دیگر اندازه نمونه کافی و مناسب جهت انجام مدل‌سازی فراهم گردد. بدین‌ترتیب از کل ۱۱۲۸ نقطه حضور کهور آمریکایی تعداد ۵۰۱ نقطه حضور برای انجام مدل‌سازی باقی ماند. سپس در روش وزن‌دهی زمینه ابتدا نقشه رستری تراکم نقاط حضور با استفاده از تابع Kernel Density در نرم‌افزار ArcGIS تهیه شد. سپس تعداد ۱۰۰۰۰ نقطه شبه عدم حضور یا همان نقاط زمینه براساس احتمال توزیع (Probability distribution) نقشه رستری تراکم تعیین شد. در مرحله بعد جهت مدل‌سازی براساس رویکرد «نمونه با مقادیر متغیرها» (Sample with data=SWD) مقادیر متغیرهای اقلیمی در نقاط حضور و نقاط زمینه استخراج شده و ماتریس‌های به‌دست

آمده جهت برازش مدل مکسنت به نرم‌افزار ارائه شد. در این روش نرم‌افزار مکسنت پس از برازش مدل براساس اطلاعات محیطی در نقاط حضور و زمینه، مدل را به کل گستره رستری متغیرها تعمیم داده و عمل نقشه‌سازی را انجام می‌دهد.



شکل ۱: موقعیت نقاط حضور کهور آمریکایی مورد استفاده جهت مدل‌سازی پراکنش گونه در حال حاضر و آینده

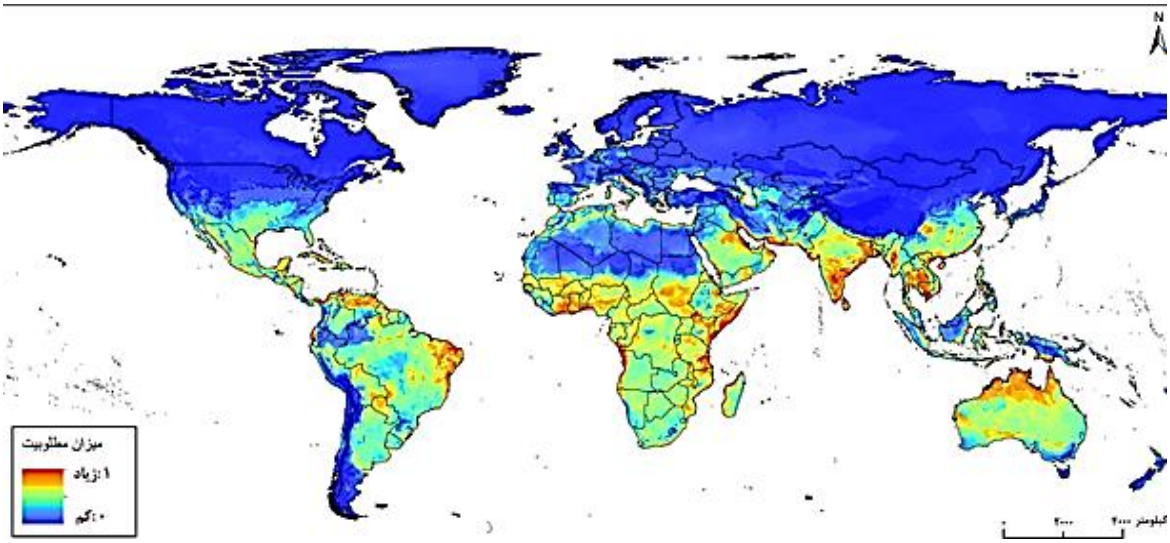
متغیرهای مستقل محیطی: اگرچه تنوع گونه‌ای در یک اکوسیستم از برهم‌کنش فاکتورهای زیستی مانند روابط بین‌گونه‌ای و عوامل غیرزیستی مانند الگوی کاربری اراضی و شرایط اقلیمی شکل می‌گیرد، اما اقلیم تنها مهم‌ترین عامل محدودکننده توزیع گونه‌ها در مقیاس کلان‌قاره‌ای و جهانی است (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۵). بدین منظور از پارامترهای اقلیمی تهیه شده در بانک داده WorldClim (Hijmans و همکاران، ۲۰۰۵) جهت مدل‌سازی توزیع کهور آمریکایی استفاده شد. این بانک داده شامل ۱۹ پارامتر اقلیمی است که شامل مقادیر سالانه، فصلی و ماهانه دو پارامتر درجه حرارت و بارش است که به‌طورکلی دارای همبستگی بالایی هستند. در این پژوهش به‌منظور کاهش تعداد متغیرها و نیز به‌دلیل کاهش تأثیر منفی همبستگی بین متغیرها، ضریب همبستگی دو به دو متغیرها محاسبه شده و متغیرهایی که دارای همبستگی بیش‌تر از ۰/۷ (Franklin، ۲۰۱۰) بودند از ادامه تحلیل‌ها حذف شدند.

مدل‌سازی پراکنش کهور آمریکایی: در پژوهش حاضر از روش مدل‌سازی بیشینه بی‌نظمی (MaxEnt) برای مدل‌سازی پراکنش کهور آمریکایی استفاده شد. الگوریتم حداکثر آنتروپی در مدل‌سازی وابستگی‌های غیرخطی پیچیده میان نواحی حضور گونه‌ها و متغیرهای محیطی، در یک فضای چند بعدی، دارای انعطاف‌پذیری بالایی است. در روش مکسنت به ارزیابی احتمال توزیع مقادیر حداکثر بی‌نظمی متأثر از محدودیت‌های ناشی از متغیرهای محیطی تأثیرگذار بر نحوه توزیع مکانی گونه پرداخته می‌شود (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶). روش مکسنت برخلاف بسیاری از مدل‌های وابسته به نقاط حضور و عدم حضور، تنها نیازمند نقاط حضور بوده و از نقاط زمینه برای برازش مدل خود استفاده می‌کند (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶). بدین‌ترتیب مدل مکسنت این فرض را که نقاط زمینه فاقد امکان حضور برای گونه هستند درنظر نمی‌گیرد، فرضی که برای نقاط عدم حضور در سایر روش‌های مدل‌سازی لحاظ می‌گردد (Evangelista و همکاران، ۲۰۰۸). این امر به‌ویژه کارایی مدل مکسنت برای پیش‌بینی پراکنش گونه‌های مهاجم را افزایش می‌دهد، چرا که این گونه‌ها تمایل به توسعه آشیان اکولوژیک و افزایش گستره پراکنش به مناطق جدید خصوصاً در زیستگاه‌های معرفی شده دارند (Elith و همکاران، ۲۰۱۰). در پژوهش حاضر مدل‌سازی مکسنت با استفاده از دسکتاپ MAXENT v. 3.3.3 (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶) انجام گرفت. با توجه به تعداد زیاد نقاط حضور و نیز حجم بالای نقشه‌های رستری درمقیاس جهانی مدل‌سازی تنها با یک‌بار تکرار انجام شد. تعداد نقاط زمینه ۱۰۰۰۰، ضریب تصحیح (Regularization multiplier) ۱، و پارامتر هموارسازی (Convergence threshold) ۰/۰۰۰۰۱ به‌عنوان پیش‌فرض‌های نرم‌افزار مکسنت درنظر گرفته شد. برای بررسی عملکرد مدل پراکنش تهیه شده آماره مساحت سطح زیرمنحنی (AUC) حاصل از منحنی ROC (Reciever operating characteristic) محاسبه شد. مقادیر عددی AUC به‌طور معمول بین ۰/۵ تا ۱ می‌باشد. مقادیر نزدیک به ۰/۵ نشان‌دهنده این است که برازش مدل با داده‌ها بهتر از مدل تصادفی نیست و عدد ۱

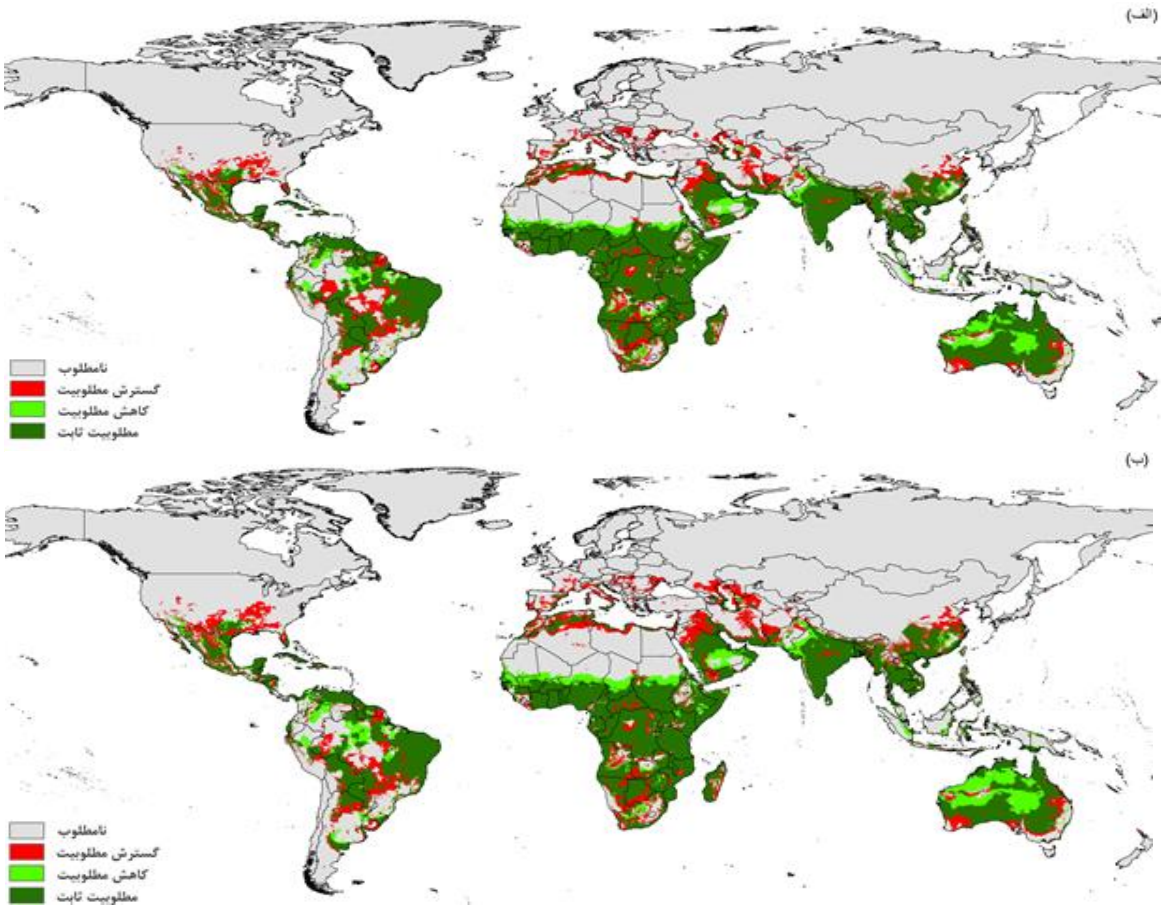
نشان‌دهنده برازش کامل است (Phillips و همکاران، ۲۰۰۶). هم‌چنین درصد تأثیر هریک از متغیرها در مدل براساس الگوریتم مدل‌سازی مکسنت و نیز روش جک‌نایف محاسبه شد. در پژوهش حاضر از حد آستانه ۱۰ درصد مطلوبیت در نقاط حضور به‌عنوان آستانه مطلوبیت جهت طبقه‌بندی نقشه مطلوبیت به دو طبقه مطلوب و نامطلوب استفاده شد. پس از پیش‌بینی محدوده‌های پراکنش جهانی کهور آمریکایی برای دوره حاضر، الگوی پراکنش گونه در سال ۲۰۵۰ مورد بررسی و مدل‌سازی قرار گرفته و مدل برازش یافته در زمان حاضر به متغیرهای اقلیمی آینده تعمیم داده شد، عملی که در اصطلاح Projection نامیده می‌شود. متغیرهای اقلیمی آینده براساس مدل اقلیمی MIROC5 (Model for Interdisciplinary Research on Climate) تهیه شده در انستیتو پژوهش‌های اقلیم و اقیانوس‌شناسی ژاپن و براساس دو سناریو تغییر اقلیم متوسط (RCP ۴/۵) و شدید (RCP ۸/۵) استفاده شد. در مرحله بعد با روی‌هم‌گذاری نقشه‌های طبقه‌بندی شده مطلوبیت برای اقلیم حاضر و اقلیم آینده سلول‌هایی که در حال حاضر دارای مطلوبیت بوده اما در آینده در کلاسه نامطلوب قرار می‌گیرند به‌عنوان فقدان مطلوبیت (Habitat loss)، و سلول‌هایی که در حال حاضر نامطلوب بوده اما در اقلیم آینده برای گونه دارای مطلوبیت خواهند شد به‌عنوان افزایش مطلوبیت (Habitat gain) یا بسط پراکنش (Range expansion) شناسایی شدند.

نتایج

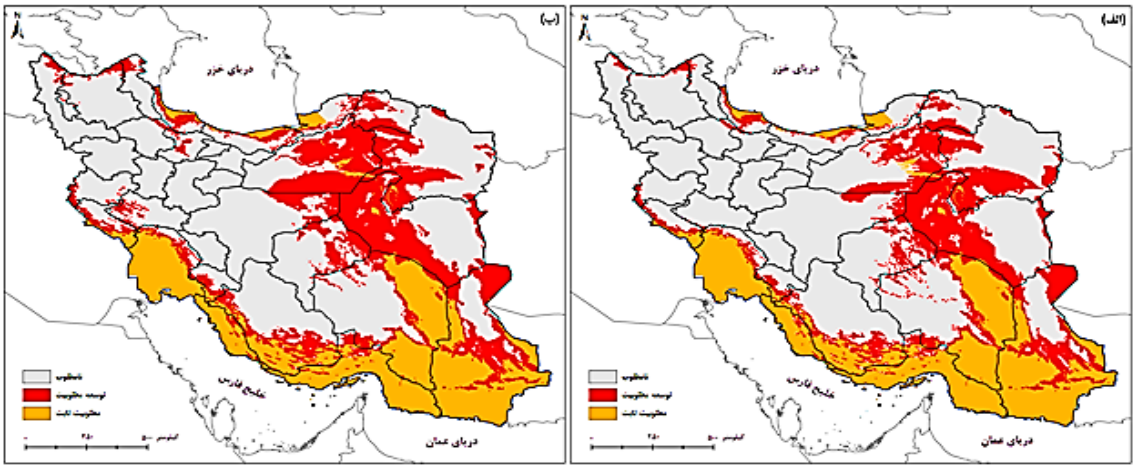
نتایج بررسی همبستگی بین متغیرها نشان داد که ۷ متغیر دارای همبستگی کم‌تر از ۰/۷ هستند. این متغیرها عبارتند از میانگین درجه حرارت سالیانه (Bio1)، تغییرات فصلی درجه حرارت (Bio4)، میانگین درجه حرارت مرطوب‌ترین فصل سال (Bio8)، میانگین درجه حرارت گرم‌ترین فصل سال (Bio10)، کل بارش سالانه (Bio12)، بارش در خشک‌ترین ماه سال (Bio14)، تغییرات فصلی بارش (Bio15). شکل ۲ پراکنش جهانی کهور آمریکایی به‌دست آمده از مدل مکسنت را نشان می‌دهد. بر این اساس بخش‌های وسیعی از عرض‌های میانه نزدیک به خط استوا در آمریکای جنوبی، آفریقا، جنوب و جنوب‌شرق آسیا و نیز منطقه خاورمیانه خصوصا جنوب ایران و بخش‌های شمالی شبه جزیره عربستان در امتداد سواحل خلیج فارس دارای مطلوبیت اقلیمی بالایی برای پراکنش این گونه هستند. بررسی عملکرد مدل نشان داد که مدل به‌دست آمده با مقدار AUC معادل ۰/۸۵۴ عملکرد بالایی در پیش‌بینی مناطق مطلوب برای گونه دارد. هم‌چنین متغیرهای میانگین درجه حرارت سالانه (Bio1)، کل بارش سالانه (Bio12)، تغییرات فصلی بارش (Bio4) و بارش در خشک‌ترین ماه سال (Bio14) مهم‌ترین متغیرهای مؤثر بر پراکنش کهور آمریکایی در مقیاس جهانی هستند. پس از تهیه مدل توزیع جهانی برای دوره زمانی حال حاضر، مدل موردنظر به شرایط اقلیمی آینده (سال ۲۰۵۰) پراجکت شد. شکل ۳ مدل پراکنش جهانی کهور آمریکایی برای سال ۲۰۵۰ پیش‌بینی شده بر اساس مدل اقلیمی MIROC5 و دو سناریو تغییر اقلیم را نشان می‌دهد. بر این اساس نتایج نشان داد که برای هر دو سناریو تغییر اقلیم وسعت مناطق مطلوب برای پراکنش کهور آمریکایی تا سال ۲۰۵۰ میلادی افزایش می‌یابد، به‌عبارت دیگر مقادیر Range gain از Range loss بیش‌تر خواهد بود. در مجموع و در مقیاس جهانی مقدار Range gain تا سال ۲۰۵۰ به‌میزان ۲۳/۳۰ - ۲۸/۱۱ درصد محاسبه شد، درحالی‌که مقدار Range loss در همین بازه زمانی ۱۲/۹۹ - ۱۷/۹۵ درصد به‌دست آمد.



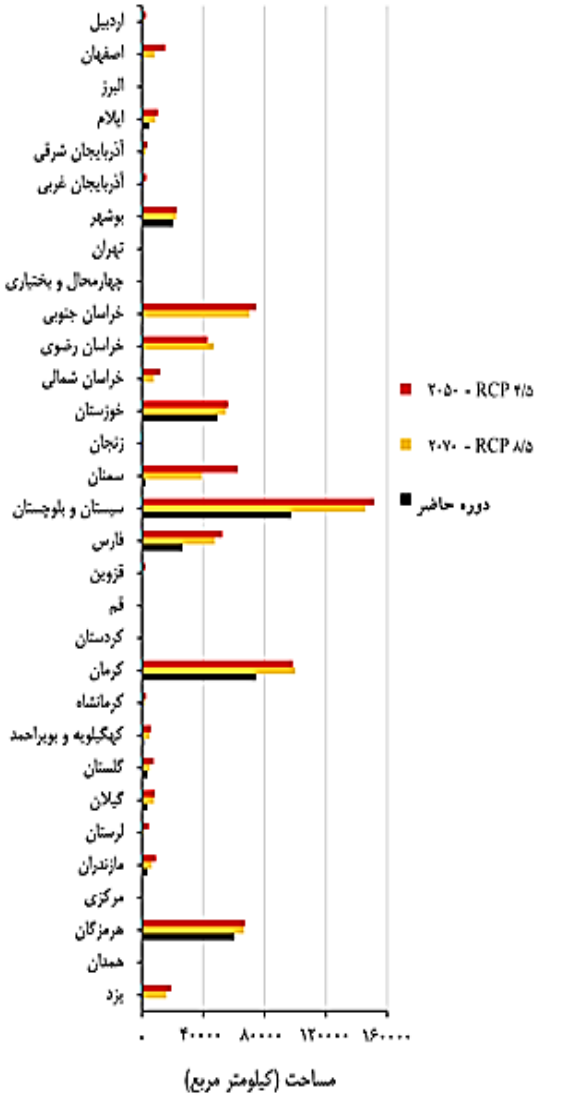
شکل ۲: مدل پراکنش جهانی کهور آمریکایی بر اساس شرایط اقلیمی حال حاضر تهیه شده براساس مدل مکسنت



شکل ۳: تغییرات جهانی در محدوده‌های مطلوب برای پراکنش کهور آمریکایی براساس مدل تغیر اقلیم MIROC5 بر اساس سناریو تغییر اقلیم RCP ۴/۵ (الف) و RCP ۸/۵ (ب)



شکل ۴: الگوی تغییرات مطلوبیت در مناطق دارای پتانسیل برای پراکنش کهور آمریکایی براساس مدل تغییر اقلیم MIROC5 و سناریوهای تغییر اقلیم متوسط RCP ۴/۵ (الف) و شدید RCP ۸/۵ (ب) به‌دست آمده براساس مدل MaxEnt. طبقه مطلوبیت ثابت به معنای مناطقی است که در هر دو مقطع زمانی حال و سال ۲۰۵۰ مطلوب هستند. طبقه توسعه مطلوبیت نشان‌دهنده مناطقی است که در حال حاضر مطلوب نبوده اما تا سال ۲۰۵۰ از لحاظ اقلیمی برای پراکنش گونه مطلوب خواهد شد.



شکل ۵: نمودار توزیع مطلوبیت پراکنش کهور آمریکایی بین استان‌های مختلف کشور در دوره زمانی حاضر و در سال ۲۰۵۰ میلادی مدل‌سازی شده براساس سناریوهای متوسط (RCP۴/۵) و شدید (RCP ۸/۵) تغییر اقلیم

درمقیاس کشوری همان‌طورکه انتظار می‌رفت بخش‌های وسیعی از استان‌های جنوبی کشور در حاشیه خلیج فارس در حال حاضر از نظر اقلیمی برای پراکنش گونه مناسب هستند. بر این اساس نتایج نشان داد که در حال حاضر استان‌های سیستان و بلوچستان، کرمان، هرمزگان، خوزستان، فارس، ایلام، گلستان، مازندران و گیلان به ترتیب دارای بیش‌ترین مساحت مناطق مطلوب برای پراکنش کهور آمریکایی هستند (شکل‌های ۴ و ۵). بررسی روند تغییرات مطلوبیت تا سال ۲۰۵۰ نشان داد که در تمامی سناریوهای تغییر اقلیم مساحت مطلوبیت در تمامی استان‌ها افزایش یافته (Range gain) و برخلاف مقیاس جهانی هیچ استانی شاهد فقدان مطلوبیت (Range loss) نخواهد بود. براساس مدل اقلیمی MIROC5 و سناریو اقلیمی RCP ۸/۵ ده استان دارای پتانسیل گسترش پراکنش به‌ترتیب عبارتنداز خراسان جنوبی، سمنان، سیستان و بلوچستان، خراسان رضوی، فارس، کرمان، یزد، اصفهان، خراسان شمالی، خوزستان. هم‌چنین نتایج نشان داد که استان‌های تهران، البرز، مرکزی، همدان، کردستان، چهار محال و بختیاری و قم چه در زمان حاضر و چه براساس سناریوهای مختلف تغییر اقلیم آینده برای پراکنش کهور آمریکایی دارای مطلوبیت نیستند.

بحث

در پژوهش حاضر از مفهوم مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی و مدل MaxEnt برای مدل‌سازی پراکنش جهانی کهور آمریکایی به‌عنوان یک گونه مهاجم در زمان حال و سپس تعمیم آن به زمان آینده (سال ۲۰۵۰ میلادی) استفاده شد. نقشه‌های به‌دست‌آمده برای ارزیابی میزان و الگوی تغییرات در گستره پراکنش گونه و شناسایی مناطقی که در آینده در معرض تهاجم زیستی گونه هستند مورد استفاده قرار گرفت. به‌طورکلی تغییر اقلیم اغلب به نفع گونه‌های مهاجم عمل می‌کند چرا که موجب نامساعدتر شدن شرایط جاری می‌گردد (Hellmann و همکاران، ۲۰۰۸). از آن‌جاکه گونه‌های مهاجم اغلب فرصت‌طلب بوده و انعطاف‌پذیری تکاملی و فنوتیپیکی بالاتری دارند، در شرایط جدید قابلیت رقابت بالاتری در بهره‌گیری از منابع داشته و موجب محدودتر شدن پراکنش گونه‌های بومی می‌گردند (Davidson و همکاران، ۲۰۱۱). نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهد ریسک گسترش محدوده پراکنش (Range gain) کهور آمریکایی در بسیاری از نقاط کره زمین چه در زیستگاه‌های بومی گونه و چه در مناطق معرفی شده بالاست. هم‌چنین نقشه‌های مطلوبیت در سال ۲۰۵۰ میلادی نشان می‌دهد بسیاری از مناطق کره زمین که کهور آمریکایی هنوز در این مناطق مستقر نشده است، پتانسیل بالایی برای حضور و استقرار گونه دارند. به‌عنوان مثال مناطقی مانند شاخ آفریقا، مرکز و غرب آفریقا، حوزه دریای مدیترانه شامل شمال آفریقا و جنوب اروپا و بخش‌هایی از خاورمیانه خصوصاً مناطق مرکزی ایران محدوده‌هایی هستند که در آینده‌ای نزدیک در معرض توسعه قلمرو و انتشار کهور آمریکایی هستند. این مناطق خصوصاً بخش‌های مرکزی ایران به‌دلیل مجاورت با جمعیت مستقر شده (به‌عنوان مثال در جنوب ایران) به‌ویژه دارای آسیب‌پذیری بالاتری بوده و خطر انتشار کهور آمریکایی در آن‌ها بسیار بالاتر است. به‌طورکلی نتایج مطالعاتی که در ارتباط با اثر تغییر اقلیم بر پراکنش گونه‌ها صورت گرفته است نشان می‌دهد که تغییر اقلیم به نفع گونه‌های مهاجم پراکنش یافته در عرض‌های میانه عمل کرده و موجب افزایش

گستره حضور آن‌ها به سمت عرض‌های جغرافیایی بالاتر می‌گردد (Parmesan، ۲۰۰۶؛ Harsch و همکاران، ۲۰۱۷).نتیجه‌ای که به‌وضوح در نتایج پژوهش حاضر نیز به اثبات رسیده است. به‌طوری‌که چه در مقیاس جهانی و چه در زیستگاه‌های داخلی فلات ایران عرض‌های جغرافیایی بالاتر پتانسیل بالایی برای گسترش نفوذ کهور آمریکایی دارند. اگرچه در حال حاضر چهار استان جنوبی سیستان و بلوچستان، هرمزگان، بوشهر و خوزستان بیش‌ترین پتانسیل را برای پراکنش کهور در حال حاضر و آینده دارا می‌باشند، اما نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهد که استان‌هایی که در عرض‌های جغرافیایی بالاتر قرار گرفته نیز تا سال ۲۰۵۰ پتانسیل بالایی برای پراکنش و توسعه نفوذ کهور آمریکایی دارند. در این میان استان‌های کرمان، خراسان جنوبی، فارس، خراسان رضوی و سمنان بیشترین ریسک گسترش پراکنش گونه را دارا می‌باشند. مطالعات اخیر بر ضرورت طرح‌ریزی برنامه‌های ارزیابی ریسک گونه‌های مهاجم و اولویت‌بندی استراتژی‌های مدیریت و پایش این گونه‌ها تأکید دارند (Richardson و Rejmánek، ۲۰۱۱). همانند سایر گونه‌های مهاجم کهور آمریکایی در مراحل اولیه استقرار آسیب‌پذیری بالایی داشته و بدین‌ترتیب در این مراحل تلاش برای ریشه‌کن‌سازی این گونه کارامدتر و کم‌هزینه‌تر است (Ayanu و همکاران، ۲۰۱۵). به‌عنوان مثال Rejmanek و همکاران (۲۰۰۵) خاطر نشان کرده است که از بین ۳ هدف مدیریت گونه‌های مهاجم ۲ هدف اصلی عبارتنداز جلوگیری از استقرار، و شناسایی اولیه مناطقی که حساسیت بالاتری داشته و در معرض تهاجم گونه هستند. بدین‌ترتیب مدل‌های پیش‌بینی مطلوبیت زیستگاه ابزاری کارامد، سریع و کم‌هزینه برای شناسایی مناطق پرخطر در زمان حال و آینده است (Thuiller و همکاران، ۲۰۰۵؛ Guisan و همکاران، ۲۰۱۷)، چرا که این مدل‌ها امکان طرح‌ریزی و اولویت‌بندی مکانی استراتژی‌های مدیریتی به نحوه مطلوبی فراهم می‌آورند (Kumar و همکاران، ۲۰۱۵). تنها ۷ استان فاقد مطلوبیت لازم برای استقرار این گونه هستند که عمدتا با اقلیم سرد و خشک مرتبط هستند. در حقیقت کهور آمریکایی به سرمازدگی طولانی مدت حساس است (Pasiecznik و همکاران، ۲۰۰۱) و شاید این امر تنها عامل محیطی محدودکننده انتشار کهور آمریکایی در عرض‌های جغرافیایی بالاتر و مناطق داخلی فلات ایران باشد. اما از آن‌جا تغییرات اقلیمی به‌صورت افزایش روند گرمایش جهانی است هیچ تضمینی وجود ندارد که این مناطق نیز در آینده تحت تأثیر تهاجم گونه قرار نگیرند. نکته حائز اهمیت و نگران کننده این است که زیستگاه‌های جنوبی دریای خزر شامل سه استان گیلان، مازندران و گلستان از نظر اقلیم دارای پتانسیل حضور کهور آمریکایی هستند. از آن‌جاکه زیستگاه‌های بومی گونه در آمریکای جنوبی و مرکزی اغلب شامل اقلیم‌های نیمه‌حاره‌ای مرطوب و پرباران است، فراهمش اقلیم مناسب برای این گونه در شمال کشور موجب شده است سطح قابل توجهی از این استان‌ها برای حضور کهور آمریکایی دارای پتانسیل باشند. با توجه به حساسیت بالای زیستگاه‌های خزری به لحاظ دربرداشتن سطوح قابل توجهی از اندمیزم گونه‌های گیاهی و جانوری لزوم انجام مطالعات این چنینی بیش از پیش نمایان می‌گردد. کهور آمریکایی خصوصاً در استان خوزستان به‌عنوان یکی از مهم‌ترین گونه‌های مورد استفاده برای طرح‌های تثبیت خاک و مبارزه با بیابان‌زایی مورد توجه بوده‌است.طرح مطالعات جامع کنترل ریزگردهای استان خوزستان در وسعتی بالغ بر ۳۵۰ هزار در حال انجام است. به‌عنوان یک راهکار عملیاتی کاشت کهور و اختصاص زمین‌های وسیع جهت پروژه‌های نهال‌کاری کهور آمریکایی در کانون‌های فوق بحرانی گرد و غبار در شرق اهواز یکی از اولویت‌های طرح مذکور بوده است. تجربه معرفی ناموفق کهور آمریکایی در آفریقا خصوصاً هندوستان، اتیوپی و سودان و متعاقبا انتشار ناموزون و تهاجم این گونه به سایر مناطق، نابودی پوشش گیاهی بومی و آثار زیان‌باری که این گونه به بار آورده است هشداری برای کشت و حضور این گونه در زیستگاه‌های طبیعی کشور است. نکته حائز اهمیت آن است که دام اهلی اغلب از نیام‌های کهور تغذیه کرده و بذرهای خورده شده پس از عبور از سیستم گوارشی دام می‌تواند در مناطق مختلفی پراکنده شود (Pasiecznik و همکاران، ۲۰۰۱). بدین‌ترتیب حضور کهور آمریکایی تنها به کانون‌های ریزگرد و مناطق فاقد پوشش محدود نخواهد شد بلکه به‌دلیل قابلیت انتشار توسط دام و یا سایر حیوانات به سایر مناطق نیز سرایت خواهد نمود. و لذا چنین راهکار کوتاه مدتی در آینده‌ای نه چندان دور آثار زیانبار به‌مراتب خطرناک‌تری در پی خواهد داشت. مضافاً این‌که نتایج ژوهش حاضر نشان می‌دهد که گرمایش جهانی و تغییر اقلیم به نفع گونه عمل کرده و بخش‌های وسیع‌تری از فلات داخلی ایران را در اختیار توسعه نفوذ گونه قرار می‌دهد. در این راستا لازم است با تشکیل مراکز استانی و انجام مطالعات جامع و پایش‌های دوره‌ای روند نفوذ گونه و استقرار در مناطق جدید در سطح استانی و محلی مورد رصد و پایش قرار گرفته و در صورت لزوم اقدامات کنترلی اتخاذ گردد. بدین‌ترتیب نتایج پژوهش حاضر از طریق شناسایی مناطق تحت خطر می‌تواند به عنوان ابزاری برای الویت‌بندی مدیریت تهاجم زیستی کهور آمریکایی در ایران مورد توجه قرار گیرد. در پژوهش حاضر ریسک تهاجم و گسترش نفوذ کهور آمریکایی در مقیاس کلان و با بهره‌گیری از فاکتورهای اقلیمی مورد بررسی قرار گرفت. با این وجود عوامل دیگری خصوصاً در مقیاس‌های خردتر بر پراکنش این گونه مؤثر هستند. به‌عنوان‌مثال در سطح خرد و انتخاب سایت متغیرهای خاک، توپوگرافی و خرد اقلیم می‌توانند بر پراکنش گونه مؤثر باشند. با این وجود لازم است این متغیرها در سطح خرد مورد بررسی قرار گیرند در

حالی‌که مطالعه حاضر درمقیاس جهانی انجام گرفته و در این مقیاس چنین متغیرهایی تاکنون تهیه نشده است. از این‌رو لازم است نتایج به‌دست آمده با احتیاط بیش‌تری در تصمیم‌گیری‌های کلان مورد توجه قرار گیرد. با این وجود از آن‌جاکه در پژوهش حاضر قابلیت افزایش گستره پراکنش کهور آمریکایی در مناطق مختلفی از فلات مرکزی ایران به اثبات رسیده است پیشنهاد می‌شود مطالعات جامع و به‌صورت پایش‌های دوره‌ای جهت بررسی روند نفوذ گونه و استقرار در مناطق جدید در مقیاس خرد و در سطح استانی و محلی مورد بررسی قرار گیرد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از همکاری و هماهنگی‌های لجستیکی ادارات کل حفاظت‌محیط‌زیست‌استان‌های‌سیستان‌و بلوچستان،هرمزگان، بوشهر و خوزستان سپاسگزاری می‌گردد. هم‌چنین از کارمندان و محیط‌بانان ادارات متبوع که در ضمن بررسی‌های میدانی صمیمانه همکاری نمودند قدردانی می‌گردد.

منابع

۱. **کریمیان، ع.ا.، ۱۳۷۹.** تاثیرات آللوپاتیک کهور آمریکائی. دانشکده منابع طبیعی و کویرشناسی دانشگاه یزد.

۲. **نجفی‌تیره‌شبانکاره، ک.، ۱۳۷۹.** جمع‌بندی اجمالی از قابلیت‌ها و محدودیت‌های کاشت گونه کهور آمریکایی در سواحل جنوب کشور، گزارش داخلی مرکز تحقیقات منابع طبیعی هرمزگان. ۷۳ صفحه.

۳. **Ahmadi, M.; Hemami, M.R.; Kaboli, M.; Malekian, M. and Zimmermann, N.E., 2019.** Extinction risks of a Mediterranean neo-endemism complex of mountain vipers triggered by climate change. Scientific reports. Vol. 9, No. 1, pp: 6332.

۴. **Araújo, M.B.; Rozenfeld, A.; Rahbek, C. and Marquet, P.A., 2011.** Using species co-occurrence networks to assess the impacts of climate change. Ecography. Vol. 34, No. 6. pp: 897-908.

۵. **Albouy, C.; Guilhaumon, F.; Araújo, M. B.; Mouillot, D. and Leprieur, F., 2012.** Combining projected changes in species richness and composition reveals climate change impacts on coastal Mediterranean fish assemblages. Global Change Biology. Vol. 18, No. 10, pp: 2995-3003.

۶. **Ayanu, Y.; Jentsch, A.; Müller-Mahn, D.; Rettberg, S.; Romankiewicz, C. and Koellner, T., 2015.** Ecosystem engineer unleashed: Prosopis juliflora threatening ecosystem services? Regional Environmental Change. Vol. 15, No. 1, pp: 155-167.

۷. **Broennimann, O. and Guisan, A., 2008.** Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. Biology letters. Vol. 4, No. 5, pp: 585-589.

۸. **Davidson, A.M.; Jennions, M. and Nicotra, A.B., 2011.** Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. Ecology Letters. Vol. 14, No. 4, pp: 419-431.

۹. **Dormann, C.F.; McPherson, J.M.; Araújo, M.B.; Bivand, R.; Bolliger, J.; Carl, G.; Davies, R.G.; Hirzel, A.; Jetz, W. and Kissling, W.D., 2007.** Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. Ecography. Vol. 30, No. 5, pp: 609-628.

۱۰. **Early, R. and Sax, D.F., 2014.** Climatic niche shifts between species' native and naturalized ranges raise concern for ecological forecasts during invasions and climate change. Global Ecology and Biogeography. Vol. 23, No. 12, pp: 1356-1365.

۱۱. **Ehrenfeld, J.G., 2010.** Ecosystem consequences of biological invasions. Annual review of ecology, evolution, and systematics. Vol. 41, pp: 59-80.

۱۲. **Elith, J.; Kearney, M. and Phillips, S., 2010.** The art of modelling range-shifting species. Methods in ecology and evolution. Vol. 1, No. 4, pp: 330-342.

۱۳. **El-Keblawy, A. and Al-Rawai, A., 2007.** Impacts of the invasive exotic Prosopis juliflora (Sw.) DC on the native flora and soils of the UAE. Plant Ecology. Vol. 190, No. 1, pp: 23-35.

۱۴. **Evangelista, P.H.; Kumar, S.; Stohlgren, T.J.; Jarnevich, C.S.; Crall, A.W.; Norman III, J.B. and Barnett, D.T., 2008.** Modelling invasion for a habitat generalist and a specialist plant species. Diversity and distributions. Vol. 14, No. 5, pp: 808-817.

۱۵. **Fernandes, R.F.; Vicente, J.R.; Georges, D.; Alves, P.; Thuiller, W. and Honrado, J.P., 2014.** A novel downscaling approach to predict plant invasions and improve local conservation actions. Biological Invasions. Vol. 16, No. 12, pp: 2577-2590.

۱۶. **Ficetola, G.F.; Thuiller, W. and Miaud, C., 2007.** Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species, the American bullfrog. Diversity and Distributions. Vol. 13, No. 4, pp: 476-485.

۱۷. **Franklin, J., 2010.** Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press.

۱۸. **Genovesi, P., 2005.** Eradications of invasive alien species in Europe: a review. Biological invasions. Vol. 7, No. 1, pp: 127-133.

۱۹. **Guisan, A.; Thuiller, W. and Zimmermann, N., E.2017.** Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R. Cambridge University Press.

۲۰. **Harsch, M.A.; Phillips, A.; Zhou, Y.; Leung, M.R.; Rinnan, D.S. and Kot, M., 2017.** Moving forward: insights and applications of moving-habitat models for climate change ecology. Journal of ecology. Vol. 105, No. 5, pp: 1169-1181.

۲۱. **Hellmann, J.J.; Byers, J.E.; Bierwagen, B.G. and Dukes, J.S., 2008.** Five potential consequences of climate change for invasive species. Conservation Biology. Vol. 22, No. 3, pp: 534-543.

۲۲. **Hijmans, R.J.; Cameron, S.E.; Parra, J.L.; Jones, P.G. and Jarvis, A., 2005.** Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International journal of climatology. Vol. 25, No. 15, pp: 1965-1978.

۲۳. **Kettunen, M.; Genovesi, P.; Gollasch, S.; Pagad, S.; Starfinger, U.; ten Brink, P. and Shine, C., 2009.** Technical support to EU strategy on invasive alien species (IAS). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels. 44 p.

۲۴. **Kramer-Schadt, S.; Niedballa, J.; Pilgrim, J.D.; Schröder, B.; Lindenborn, J.; Reinfelder, V.; Stillfried, M.; Heckmann, I.; Scharf, A.K.; Augeri, D.M.; Cheyne, S.M.; Hearn, A.J.; Ross, J.; Macdonald, D.W.; Mathai, J.; Eaton, J.; Marshall, A.J.; Semiadi, G.; Rustam, R.;**

Bernard, H.; Alfred, R.; Samejima, H.; Duckworth, J.W.; Breitenmoser-Wuersten, C.; Belant, J.L.; Hofer, H. and Wilting, A., 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. Diversity and distributions. Vol. 19, No. 11, pp: 1366-1379.

۲۵. **Kumar, S.; Neven, L.G.; Zhu, H. and Zhang, R., 2015b.** Assessing the global risk of establishment of *Cydia pomonella* (Lepidoptera: Tortricidae) using CLIMEX and MaxEnt niche models. Journal of economic entomology. Vol. 108, No. 4, pp: 1708-1719.

۲۶. **Parmesan, C., 2006.** Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. Vol. 37, pp: 637-669.

۲۷. **Pasiecznik, N.M.; Felker, P.; Harris, P.J.; Harsh, L.; Cruz, G.; Tewari, J.; Cadoret, K. and Maldonado, L.J., 2001.** Prosopis Juliflora'-'Prosopis Pallida'Complex: A Monograph. HDRA Coventry.

۲۸. **Phillips, S.J.; Anderson, R.P. and Schapire, R.E., 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling. Vol. 190, No. 3-4, pp: 231-259.

۲۹. **Rejmanek, M.; Richardson, D.M.; Higgins, S.I.; Pitcairn, M.J. and Grotkopp, E., 2005.** Ecology of invasive plants: state of the art. Invasive Alien Species: A New Synthesis H. A. Mooney; R. Mack; J. A. McNeely et al., Island Press, Washington, DC. pp: 104-161.

۳۰. **Richardson, D.M. and Rejmánek, M., 2011.** Trees and shrubs as invasive alien species, a global review. Diversity and distributions. Vol. 17, No. 5, pp: 788-809.

۳۱. **Rödder, D. and Lötters, S., 2009.** Niche shift versus niche conservatism? Climatic characteristics of the native and invasive ranges of the Mediterranean house gecko (*Hemidactylus turcicus*). Global Ecology and Biogeography. Vol. 18, No. 6, pp: 674-687.

۳۲. **Scott, J. and Panetta, F., 1993.** Predicting the Australian weed status of southern African plants. Journal of Biogeography. pp: 87-93.

۳۳. **Seipel, T.; Kueffer, C.; Rew, L.J.; Daehler, C.C.; Pauchard, A.; Naylor, B.J.; Alexander, J.M.; Edwards, P.J.; Parks, C.G. and Arevalo, J.R., 2012.** Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. Global Ecology and Biogeography. Vol. 21, No. 2, pp: 236-246.

۳۴. **Thuiller, W.; Richardson, D.M.; Pyšek, P.; Midgley, G.F.; Hughes, G.O. and Rouget, M., 2005.** Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. Global change biology. Vol. 11, No. 12, pp: 2234-2250.

۳۵. **Tingley, R.; Vallinoto, M.; Sequeira, F. and Kearney, M., R. 2014.** Realized niche shift during a global biological invasion. Proceedings of the National Academy of Sciences. Vol. 20, No. 140, pp: 57-66.

۳۶. **Vilà, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jarošík, V.; Maron, J.L.; Pergl, J.; Schaffner, U.; Sun, Y. and Pyšek, P., 2011.** Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology letters. Vol. 14, No. 7, pp: 702-708.

۳۷. **Waltari, E. and Guralnick, R.P., 2009.** Ecological niche modelling of montane mammals in the Great Basin, North America: examining past and present connectivity of species across basins and ranges. Journal of Biogeography. Vol. 36, No. 1, pp: 148-161.

۳۸. **Walther, G.R.; Roques, A.; Hulme, P.E.; Sykes, M.T.; Pyšek, P.; Kühn, I.; Zobel, M.; Bacher, S.; Botta-Dukat, Z. and Bugmann, H., 2009.** Alien species in a warmer world: risks and opportunities. Trends in Ecology and Evolution. Vol. 24, No. 12, pp: 686-693.

۳۹. **Yousefi, M.; Ahmadi, M.; Nourani, E.; Behrooz, R.; Rajabizadeh, M.; Geniez, P. and Kaboli, M., 2015.** Upward Altitudinal Shifts in Habitat Suitability of Mountain Vipers since the Last Glacial Maximum. PloS one. Vol. 10, No. 9, e0138087.