Sari Agriculture Sciences and Natural Resources University

Ecology of Iranian Forests, Vol. 13, Issue 2, 2025 p: 12-27

OPEN ACCESS

Research Paper

Ensemble Modeling of the Potential Impacts of Climate Change on the Habitat Suitability of Chestnut-leaved Oak (*Quercus castaneifolia* C. A. Mey) in the Hyrcanian Ecoregion

Sara Hedayati Kaliji[1], Seyed Mohsen Hosseini[2], Seyed Jalil Alavi[3], and Mohadeseh Amiri[4]

1- Ph.D. Student of Forest Biology, Department of Forest Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
2- Professor, Department of Forest Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran, (Corresponding author: hosseini@modares.ac.ir).
3- Associate Professor, Department of Forest Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran
4- Assistant Professor, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Agricultural and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

Received: 27 January, 2025 Revised: 10 April, 2025 Accepted: 20 May, 2025

Extended Abstract

Background: Climate change is currently considered a serious threat to many species and is recognized as one of the most important factors in the global biodiversity loss. Therefore, understanding how the spatial distribution and species composition are affected by climate change is very important in protecting natural ecosystems and achieving sustainable development. Species distribution models are the most widely used methods to predict the effect of climate change on plant species distribution changes. Considering the ecological, economic, and commercial values of the chestnut-leaved oak (*Quercus castaneifolia* C. A. Mey) in the Hyrcanian forests, this study aims to use different modeling algorithms to simulate suitable climatic ranges to determine the habitat suitability of *Q. castaneifolia* in the current climatic conditions and its potential changes in 2070 and 2100.

Methods: After determining the species presence using the statistical data of forestry projects in the north of Iran and the detailed plans of Golestan, Mazandaran and Gilan provinces, the bioclimatic variables of 1979-2013 were extracted from the CHELSA global database. The bioclimatic variables related to 2014-2019 were also produced in the Idrisi TerrSet software using raster images of monthly precipitation and monthly maximum and minimum temperatures available in the same database. Then, the weighted average of these two series of bioclimatic variables (1979-2019) was included in the modeling process. In addition, the elevation, slope, and solar-radiation aspect index (TRASP) as physiographic variables extracted from the Digital Elevation Model (DEM) were also used as inputs to the modeling process. After selecting the environmental variables with the Variance Inflation Factor (VIF), the relationship between the species occurrence data and the map of environmental variables was mathematically defined using the R statistical-programming software. Regression, machine learning, and classification modeling algorithms, including Artificial Neural Network (ANN), Classification Tree Analysis (CTA), Generalized Linear Model (GLM), Multiple Adaptive Regression Spline (MARS), Maximum Entropy (MaxEnt), and Random Forest (RF), were evaluated using the Biomod2 package. A unified framework, including six species distribution models, was used to reduce uncertainty. The Area under the Curve (AUC) index, True Skill Statistic (TSS), Sensitivity, and Specificity were used to evaluate the performance of the models. After determining the importance of the participating variables in the modeling with the VarImp function, the species response curves to the most important variables were drawn based on the outperformed individual model. The effect of climate change on species distribution was predicted using the MRI-ESM2-0 model of the sixth phase of climate change models (CMIP6) under two optimistic (SSP1-2.6) and pessimistic (SSP5-8.5) climate change scenarios over the near future (2041-2070) and distant future (2071-2100).

Results: Based on the evaluation criteria, the individual models had good performance and were considered to create an ensemble model. Among models, the ensemble model with TSS and AUC equal to 0.904 and 0.988, respectively, and then the RF model had the highest efficiency. Based on the contribution percentage values, precipitation of the driest month (Bio14), the slope, and

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

Copyright ©2025 Hedayati Kaliji et al. Published by Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University.
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-Non-Commercia 4.0 Unported License, which allows users to read, copy, distribute, and make derivative works for non-commercial purposes from the material, as long as the author of the original work is cited properly.

precipitation seasonality (Bio15) had the largest contribution to the distribution of *Q. castaneifolia* and determining its habitat suitability, respectively. According to the ensemble model, the suitable habitat areas of the species in the current climatic conditions cover 60% of the Hyrcanian area. The produced maps show the high suitability of *Q. castaneifolia* in the western and central parts of the Hyrcanian region. According to the species response curves to the most important environmental variables, the precipitation of the driest month is at least 10 mm, the precipitation seasonality is less than 50 mm, and the average slope is 2-22% in suitable habitats. In both periods and under both climate change scenarios, there will be changes in the spatial distribution of *Q. castaneifolia*, and the most severe one would be a 5.29% loss in the species' suitable climate range in 2100 under the pessimistic scenario (RCP8.5). By comparing the ensemble map of current habitat suitability and habitat suitability under the effect of climate change, it was predicted that the greatest change in habitat suitability will occur in the eastern and southern parts of the Hyrcanian region. Probably, the habitat of species will shift from lower latitudes or altitudes to higher latitudes with the increase in temperature.

Conclusion: Despite the difference in the nature of different modeling algorithms, the resulting predictions were almost similar for *Q. castaneifolia*. Meanwhile, the RF and GLM had the highest and the lowest accuracies, respectively, among the individual models. Only the RF model could have a performance equivalent to the average output of several modeling methods. The suitable habitat of *Q. castaneifolia* will decrease under the pessimistic scenario in both the future time frame and under the optimistic scenario until 2070. Examining the potential effects of climate change on the spatial distribution of this valuable plant species, as an important species of Hyrcanian forests, seems to be an essential tool for its planning, conservation, and management. Habitat suitability maps can be proposed as a basis for reforestation plans in threatened areas. Therefore, it seems necessary to prepare comprehensive conservation plans aiming to reduce the effects of climate change on this valuable species.

Keywords: Ensemble approach, Ecological niche, Global warming, Habitat suitability, Habitat shift

How to Cite This Article: Hedayati Kaliji, S., Hosseini, S M., Alavi, S, J., & Amiri, M. (2025). Ensemble Modeling of the Potential Impacts of Climate Change on the Habitat Suitability of Chestnut-leaved Oak (*Quercus castaneifolia* C. A. Mey) in the Hyrcanian Ecoregion. *Ecol Iran For*, 13(2), 12-27. DOI: 10.61882/ifej.2025.563

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقاله پژوهشی

مدل‌سازی اجماعی اثرات تغییر اقلیم بر مطلوبیت رویشگاه بلندمازو (*Quercus castaneifolia* C. A. Mey) در منطقه رویشی هیرکانی

سارا هدایتی کلیجی[۱]، سید محسن حسینی[۲]، سید جلیل علوی[۳] و محدثه امیری[۴]

۱- دانشجوی دکتری علوم زیستی جنگل، گروه علوم و مهندسی جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
۲- استاد، گروه علوم و مهندسی جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران، (نویسنده مسوول: hosseini@modares.ac.ir)
۳- دانشیار، گروه علوم و مهندسی جنگل، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
۴- استادیار، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۱۱/۰۸ تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۱/۲۱ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۲/۳۰
صفحه ۱۲ تا ۲۷

چکیده مبسوط

مقدمه و هدف: در حال حاضر، تغییر اقلیم یک تهدید جدی برای بسیاری از گونه‌ها و در نتیجه از مهم‌ترین عوامل کاهش تنوع زیستی در جهان تلقی می‌شود. از این‌رو، درک نحوه تأثیرپذیری توزیع مکانی و ترکیب گونه‌ها از تغییرات اقلیمی، در حفاظت از بوم‌سازگان‌های طبیعی و دستیابی به توسعه پایدار حائز اهمیت است. مدل‌های پراکنش گونه‌ای از پرکاربردترین روش‌ها به‌منظور پیش‌بینی تأثیر تغییر اقلیم بر تغییرات پراکنش گونه‌های گیاهی هستند. با توجه به ارزش بوم‌شناختی، اقتصادی و تجاری بلندمازو (*Quercus castaneifolia* C. A. Mey) در جنگل‌های هیرکانی، هدف از انجام این مطالعه، استفاده از الگوریتم‌های مختلف مدل‌سازی به‌منظور شبیه‌سازی محدوده‌های اقلیمی مناسب برای تعیین مطلوبیت رویشگاه بلندمازو در شرایط فعلی اقلیم و تغییرات آن در سال‌های ۲۰۷۰ و ۲۱۰۰ میلادی است.

مواد و روش‌ها: پس از تعیین نقاط حضور گونه با استفاده از داده‌های آماربرداری طرح‌های جنگل‌داری شمال کشور و طرح‌های تفصیلی استان‌های گلستان، مازندران و گیلان، متغیرهای زیست‌اقلیمی سال‌های ۲۰۱۳-۱۹۷۹ از پایگاه جهانی CHELSA استخراج شدند. متغیرهای زیست‌اقلیمی مربوط به سال‌های ۲۰۱۴-۲۰۱۹ نیز با استفاده از تصاویر رستری بارندگی ماهانه و حداکثر و حداقل درجه حرارت ماهانه موجود در همین پایگاه داده، در نرم‌افزار Idrisi TerrSet تولید شدند. سپس، میانگین وزنی این دو سری متغیرهای زیست‌اقلیمی (۲۰۱۹-۱۹۷۹) در فرآیند مدل‌سازی لحاظ شد. علاوه بر این، متغیرهای فیزیوگرافی ارتفاع، شیب و شاخص جهت تابش خورشیدی (TRASP) مستخرج از مدل رقومی ارتفاع (DEM) نیز به‌عنوان ورودی فرآیند مدل‌سازی به‌کار رفتند. پس از انتخاب متغیرهای محیطی با عامل تورم واریانس (VIF)، ارتباط بین داده‌های رخداد گونه و نقشه متغیرهای محیطی با استفاده از نرم‌افزار R 4.3.1 به صورت ریاضی تعریف شد. الگوریتم‌های شبکه عصبی مصنوعی (ANN)، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی (CTA)، مدل خطی تعمیم‌یافته (GLM)، رگرسیون تطبیقی چند متغیره جداکننده (MARS)، حداکثر بی‌نظمی (MaxEnt) و جنگل تصادفی (RF) با استفاده از بسته Biomod2 مورد ارزیابی قرار گرفتند. به‌منظور کاهش عدم قطعیت، یک چارچوب تلفیقی شامل شش مدل پراکنش گونه‌ای مذکور به‌کار رفت. از شاخص سطح زیر منحنی (AUC)، آماره مهارت حقیقی (TSS)، حساسیت (Sensitivity) و اختصاصی بودن (Specificity) برای ارزیابی عملکرد مدل‌ها استفاده شد. پس از تعیین میزان اهمیت متغیرهای مشارکت‌کننده در مدل‌سازی با تابع VarImp، منحنی‌های پاسخ گونه نسبت به مهم‌ترین متغیرها براساس مدل انفرادی با بیشترین کارایی ترسیم شدند. برای پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش گونه از مدل گردش عمومی MRI-ESM2-0 مربوط به پروژه مقایسه مدل‌های جفت‌شده فاز ششم (CMIP6) تحت سناریوهای خوش‌بینانه (SSP1-2.6) و بدبینانه (SSP5-8.5) تغییر اقلیم برای بازه زمانی آینده نزدیک (۲۰۷۰-۲۰۴۱) و آینده دور (۲۱۰۰-۲۰۷۱) استفاده شد.

یافته‌ها: براساس معیارهای ارزیابی، مدل‌های انفرادی دارای عملکرد خوبی بودند و برای ایجاد مدل اجماعی در نظر گرفته شدند. از میان مدل‌ها، ابتدا مدل اجماعی با آماره‌های TSS و AUC به ترتیب معادل ۰/۹۰۴ و ۰/۹۸۸ و سپس مدل جنگل تصادفی بیشترین کارایی را به خود اختصاص دادند. بر اساس مقادیر درصد مشارکت، بارندگی خشک‌ترین ماه سال (Bio14)، میزان شیب و نوسانات فصلی بارندگی به‌ترتیب بیشترین سهم را در پراکنش بلندمازو و تعیین مطلوبیت رویشگاه آن داشتند. طبق مدل اجماعی، مناطق مطلوب رویشگاهی گونه در شرایط اقلیمی کنونی ۶۰ درصد از منطقه هیرکانی را در برمی‌گیرند. نقشه‌های تولید شده بیانگر مطلوبیت بالای رویشگاه بلندمازو در بخش‌های غربی و مرکزی منطقه هیرکانی هستند. با توجه به منحنی‌های عکس‌العمل گونه نسبت به مهمترین متغیرهای محیطی، در رویشگاه‌های مطلوب، بارندگی خشک‌ترین ماه سال حداقل ۱۰ میلی‌متر، تغییرات فصلی بارندگی کمتر از ۵۰، و شیب متوسط ۲۲-۲ درصد هستند. نتایج نشان دادند که در هر دو بازه زمانی و تحت هر دو سناریوی تغییر اقلیم، تغییراتی در پراکنش مکانی بلندمازو رخ خواهد داد که شدیدترین آن کاهش ۵/۲۹ درصدی محدوده اقلیمی مناسب گونه تا سال ۲۱۰۰ تحت سناریوی بدبینانه است. با مقایسه نقشه اجماعی مطلوبیت رویشگاهی کنونی و مطلوبیت رویشگاهی تحت تأثیر تغییر اقلیم، پیش‌بینی شد که بیشترین تغییر در مطلوبیت رویشگاهی در بخش‌های شرقی و جنوبی منطقه هیرکانی رخ خواهد داد. احتمالاً با افزایش درجه حرارت، رویشگاه گونه از عرض‌های جغرافیایی یا ارتفاعات پایین‌تر به سمت عرض‌های جغرافیایی بالاتر جابجا می‌شود.

نتیجه‌گیری: علی‌رغم تفاوت در ماهیّت الگوریتم‌های مختلف مدل‌سازی، پیش‌بینی‌های منتج از آن‌ها برای بلندمازو تقریباً مشابه بودند. در این میان، جنگل تصادفی بالاترین صحت و مدل خطی تعمیم‌یافته کمترین صحت را در میان مدل‌های انفرادی دارا بودند. تنها مدل جنگل تصادفی توانست عملکردی معادل میانگین خروجی‌های چند روش مدل‌سازی داشته باشد. رویشگاه مطلوب بلندمازو تحت سناریوی بدبینانه در هر دو بازه زمانی آینده و تحت سناریوی خوش‌بینانه تا سال ۲۰۷۰ کاهش خواهد یافت. بررسی اثرات احتمالی تغییر اقلیم بر پراکنش مکانی این گونه ارزشمند گیاهی به‌عنوان گونه مهم جنگل‌های هیرکانی جهت برنامه‌ریزی، حفاظت و مدیریت آن یک ابزار ضروری به نظر می‌رسد. نقشه‌های مطلوبیت رویشگاه می‌توانند به‌عنوان مبنایی برای طرح‌های احیایی جنگل‌ها در مناطق در معرض نابودی پیشنهاد شوند. از این‌رو، تهیه طرح‌های جامع حفاظتی با هدف کاهش آثار تغییر اقلیم بر این گونه با ارزش ضروری به‌نظر می‌رسد.

واژه‌های کلیدی: آشیان بوم‌شناختی، جابجایی رویشگاه، رویکرد اجماعی، گرمایش جهانی، مطلوبیت رویشگاه

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

مقدمه

گرمایش جهانی یکی از مسائل مهم در قرن اخیر است. طبق ششمین گزارش هیأت بین‌دولتی تغییر اقلیم (IPCC[1])، افزایش گرمایش جهانی در دو دهه ابتدایی قرن بیست و یکم (۲۰۲۱-۲۰۰۱)، ۰/۹۹ درجه سانتی‌گراد بیشتر از زمان شروع انقلاب صنعتی (سال‌های ۱۹۰۰-۱۸۵۰) بود (IPCC, 2021). تغییر اقلیم در کشورهای خاورمیانه و به‌ویژه ایران شدیدتر است. در کشورمان، دمای شبانه‌روز حدود ۲ درجه سانتی‌گراد طی صد سال گذشته افزایش یافته است که دلیل آن افزایش گازهای گلخانه‌ای متأثر از شهرنشینی سریع و مصرف روزافزون سوخت‌های فسیلی است (Akbary & Sayad, 2021).

نوسانات و تغییر اقلیم کره زمین که ناشی از افزایش گازهای گلخانه‌ای هستند بر توسعه و بقای بوم‌سازگان جنگل تأثیر می‌گذارند (Safaei *et al*., 2022). افزایش غلظت دی‌اکسیدکربن جو می‌تواند عواقب شدیدی بر پراکنش گونه‌های با احتیاجات بوم‌شناختی بسیار خاص و منابع ژنی ضعیف داشته باشد و سبب انقراض دسته‌جمعی آن‌ها شود (Thuiller *et al*., 2011). در مقابل، گونه‌های با انعطاف‌پذیری فنوتیپی بالا ممکن است بتوانند با تغییرات اقلیم سازگار شوند (Nicotra *et al*., 2010). طبق بررسی‌های پالئوبتانیک، تغییر اقلیم سبب جابجایی مرزهای پراکنش جوامع گیاهی شده‌است (Dalmaris *et al*., 2015; Zwicke *et al*., 2015) که این جابجایی به‌طور متوسط حدود ۱۶۰ متر در امتداد گرادیان ارتفاعی به‌ازای هر درجه سانتی‌گراد تغییر در دمای متوسط در سطح رویشگاه‌های گونه است (Khodagholi *et al*., 2023). با تغییر عرض جغرافیایی، گوناگونی تاکسونومیک و تنوع گونه‌ای از استوا به سمت قطبین کاهش می‌یابد. به همین دلیل، تغییر اقلیم از علل اصلی تغییر در محدوده پراکنش گونه‌ها، ظهور گونه‌های جدید، انقراض گونه‌ها، کاهش تنوع زیستی، از بین رفتن انعطاف‌پذیری و کارکردهای بوم‌شناختی معرفی شده است (Bellard *et al*., 2012; Stevens-Rumann *et al*., 2018).

پیش‌بینی شده است که با دوبرابر شدن غلظت دی‌اکسیدکربن اتمسفری در قرن آینده (IPCC, 2007)،ترکیب جنگل‌ها نیز دست‌خوش تغییرات اساسی می‌شود. گرم شدن کره زمین که عامل اصلی پدیده‌های مخرب جوی مانند سیل‌ها، طوفان‌ها و نوسانات آب و هوایی است، تأثیر برگشت‌ناپذیری بر پراکنش فعلی درختان و غنای بوم‌سازگان جنگل داشته است (López-Tirado & Hidalgo, 2016; Sun *et al*., 2020). تلفات جنگل‌ها به لحاظ ارزش تنوع زیستی و کارکردهای بوم‌شناختی مانند ترسیب کربن و تنظیم هیدرولوژیکی غیرقابل جایگزینی هستند (Bogoni *et al*., 2023; Sicard *et al*., 2022). این ویژگی‌ها، اهمیت مدیریت جنگل و نظارت بر تصمیمات مدیریتی از سطوح محلی تا جهانی را برجسته می‌کنند. درک این‌که چگونه پراکنش و ترکیب گونه‌ها از تغییرات اقلیمی تأثیر می‌پذیرد، در حفاظت از آن‌ها حائز اهمیت بسیاری است (Ribeiro & Shapira, 2019).

در سال‌های اخیر، تکنیک‌های به‌کار رفته برای مدل‌سازی پراکنش گونه‌ها (SDM[2]) به ابزارهای مفیدی برای مدیریت و حفاظت از بوم‌سازگان تبدیل شده‌اند (López-Tirado & Hidalgo, 2016). پیش‌بینی پراکنش فعلی و آینده زیستگاه‌های مناسب تحت سناریوهای مختلف تغییر اقلیم با استفاده از مدل‌های پراکنش گونه‌ای می‌تواند بینش ارزشمندی در مورد اثرات بالقوه تغییرات اقلیم بر گونه‌ها و شناسایی نواحی آسیب‌پذیر برای رشد گونه‌ها تحت شرایط تغییر اقلیم ارائه دهد (Bladon *et al*., 2021; Sierra-Morales *et al*., 2021). در این خصوص، مطالعاتی پیرامون تأثیر تغییر الگوهای بارندگی و افزایش دمای حاصل از تغییر اقلیم بر گونه‌های مهم جنگلی با استفاده از تکنیک مدلسازی انجام شده‌اند. به‌عنوان مثال، صفائی و همکاران (Safaei *et al*., 2022) به کاهش توزیع مکانی بلوط در استان‌های ایلام و لرستان در سال‌های ۲۰۵۰ و ۲۰۷۰ تحت مدل‌های گردش عمومی جو اشاره نمودند. کاهش سطح رویشگاه بالقوه گونه‌های بلوط در اوایل، میانه و اواخر قرن بیست و یکم در مدیترانه توسط لوپز تیرادو و هیدالگو (López-Tirado, 2016) و گونه بلندمازو در سال ۲۰۷۰ میلادی در جنگل‌های هیرکانی ایران توسط طالشی و همکاران (Taleshi *et al*., 2020) ثابت شد. میرهاشمی و همکاران (Mirhashemi *et al*., 2023) نیز نشان دادند که سطح رویشگاه بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.) در استان ایلام کاهش یافت. همچنین، مقبل اصفهانی و همکاران (Moghbel Esfahani *et al*., 2023)، پراکنش گونه بلندمازو را با استفاده از متغیرهای اقلیمی و خاکی به منظور پیشنهاد مبنایی برای طرح‌های احیایی در جنگل‌های هیرکانی در معرض تخریب پیش‌بینی نمودند.

درختان بلوط از مرغوب‌ترین و فراوان‌ترین گونه‌های چوبی پهن‌برگ در جنگل‌های ایران هستند که ۷/۸ درصد حجم چوب سرپا و ۷/۴ درصد از تعداد پایه‌های (Adhikari *et al*., 2023) درختی را در جنگل‌های هیرکانی تشکیل می‌دهند (Gorji Bahri *et al*., 2013). مهم‌ترین گونه‌های این جنس در جنگل‌های هیرکانی، بلندمازو (*Quercus castaneifolia* C.A.Mey) و اوری (*Quercus macranthera* Fisch et Mey) هستند. بلندمازو در جنگل‌های هیرکانی به همراه گونه‌های پهن‌برگ شمشاد و ممرز از جلگه تا ارتفاعات ۱۰۰۰ متری به صورت توده‌های دو اشکوبه دیده می‌شود (Sagheb Talebi *et al*., 2014). جنگل‌های بلندمازو پس از راشستان‌ها جزو تیپ‌های جنگلی با ارزش اقتصادی و بوم‌شناختی در منطقه رویشی هیرکانی محسوب می‌شوند (Zamani *et al*., 2013).

اهمیت جنگل‌های هیرکانی در کشور و جهان و آثار تغییر اقلیم بر کاهش حجم این گونه در رویشگاه‌های طبیعی، ضرورت بررسی دامنه پراکنش جغرافیایی این گونه ارزشمند

[1] Intergovernmental Panel on Climate Change

2- Species Distribution Modeling

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

تحت اقلیم آینده و ارائه دستورالعملی برای مدیریت و حفاظت از آن را ایجاب می‌کند. به همین دلیل، در این مطالعه، عکس‌العمل بلندمازو به شرایط اقلیم فعلی و آینده با استفاده از روش‌های مدل‌سازی شبکه عصبی مصنوعی (ANN)، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی (CTA)، مدل خطی تعمیم‌یافته (GLM)، رگرسیون تطبیقی چند متغیره جداکننده (MARS)، حداکثر بی‌نظمی (MaxEnt) و جنگل تصادفی (RF) تعیین گردید. سپس، تغییرات محدوده پراکنش آن در ارتباط با سناریوهای خوش‌بینانه (SSP1-2.6) و بدبینانه (SSP5-8.5) مدل اقلیمی MRI-ESM2-0 مربوط به بازه‌های زمانی ۲۰۷۰–۲۰۴۱ و ۲۱۰۰–۲۰۷۱ بررسی شد. در این راستا، مطالعه حاضر به‌منظور: ۱) پیش‌بینی پتانسیل پراکنش فعلی بلندمازو، ۲) شناسایی مهمترین پارامترهای بوم‌شناختی تأثیرگذار بر پراکنش آن، ۳) مقایسه عملکرد مدل‌های انفرادی و اجماعی پراکنش گونه‌ای، و ۴) ارزیابی تأثیر تغییرات اقلیمی بر پایداری محدوده زیست‌اقلیمی گونه و محاسبه تغییرات مساحت رویشگاهی آن به انجام رسیده است.

مواد و روش‌ها

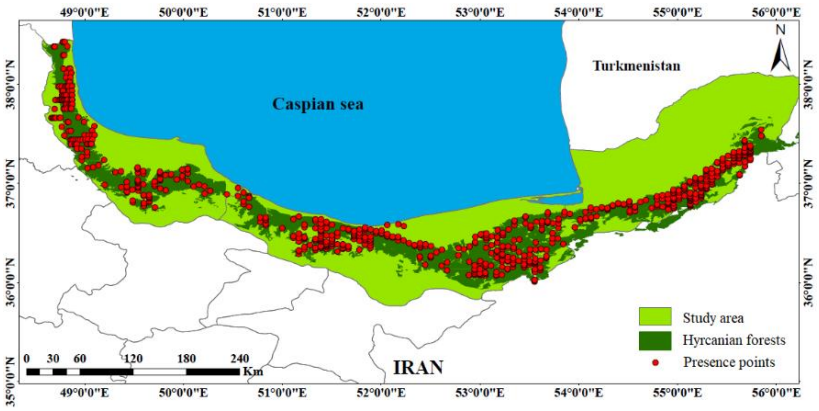
منطقه و گونه مورد پژوهش

منطقه مورد بررسی، جنگل‌های هیرکانی واقع در طول جغرافیایی ۴۸ تا ۵۶ درجه شرقی و عرض ۳۶ تا ۳۸ درجه شمالی است (شکل ۱). جنگل‌های هیرکانی با وسعت تقریبی ۱۶۰۰۰۰۰ هکتار، طول گسترش حدود ۸۰۰ و عرض ۷۰–۲۰ کیلومتر در نیمرخ شمالی رشته‌کوه البرز از آستارا تا دره گلیداغی واقع شده‌اند. میانگین دمای سالانه ۱۷/۵–۱۵ درجه سانتی‌گراد و بارندگی ۲۰۰۰–۵۳۰ میلی‌متر از شرق به غرب متغیر است (Sagheb Talebi *et al*., 2014). این جنگل‌ها ۱۳ درصد از سطح جنگل‌های کشور را شامل می‌شوند و قدمت آن‌ها به بیش از یک میلیون سال قبل برمی‌گردد (Hajjarian *et al*., 2016). گسترش عمودی جنگل‌های هیرکانی از سطح دریاهای آزاد تا ارتفاع ۲۸۰۰ متری ادامه می‌یابد و شامل تیپ‌های مختلف جنگلی هستند که قریب به ۸۰ گونه درختی و ۵۰ گونه درختچه‌ای در آن‌ها رویش دارند. مهمترین تیپ‌های خاک جنگل‌های منطقه هیرکانی را خاک‌های آبرفتی، قهوه‌ای جنگلی، رانکر، راندزین، کلویال و لیتوسل تشکیل می‌دهند (Sagheb Talebi *et al*., 2014).

بلندمازو از خانواده راشیان (*Fagaceae*) انحصاری منطقه هیرکانی و رویشگاه آن کوه‌های قفقاز و شمال ایران است. این گونه ۶–۸ درصد از مساحت جنگل‌های تجاری شمال کشور را تشکیل می‌دهد (Sabeti, 1976). ارتفاع درخت تا ۵۰ متر و قطر ۲ متر، پوست تنه ابتدا سیاه و صاف است و با افزایش سن به خاکستری تیره، مضرس و برآمده تغییر می‌یابد. رشد شاخه‌های جانبی آن به‌صورت افقی است که تاج‌پوشش گسترده و عریضی برای درخت ایجاد می‌کند. شاخه‌های جوان، مودار و نرم، میوه از نوع فندقه، برگ‌ها نازک، بیضوی و دارای حاشیه دندانه‌دار هستند. سطح زیرین برگ‌های جوان سبز–خاکستری با پوشش موهای ستاره‌ای است (Mehrnia *et al*., 2022).

داده‌های زیستی

جهت بررسی حضور و عدم حضور گونه در سطح منطقه، محدوده پراکنش آن با استفاده از داده‌های آماربرداری طرح‌های جنگلداری شمال کشور (تهیه شده توسط سازمان جنگل‌ها، مراتع و آبخیزداری کشور، سال ۱۳۸۶) و طرح‌های تفصیلی استان‌های گلستان، مازندران و گیلان مشخص گردید. به منظور اجتناب از اُریبی ناشی از نمونه‌برداری در مناطق دارای طرح جنگلداری، با استفاده از نرم‌افزار ENM tools برای هر کیلومترمربع تنها یک داده رخداد انتخاب شد. از ۶۶۹ نقطه رخداد ثبت‌شده گونه (شکل ۱)، ۷۵ درصد نقاط به‌عنوان داده‌های تعلیمی و ۲۵ درصد آن‌ها به منظور صحت‌سنجی و ارزیابی مدل‌ها به‌کار رفتند (Yang *et al*., 2013). همچنین، تعداد ۲۰۱۳ نقطه غیاب به صورت تصادفی و با استفاده از بسته ecospat (Di Cola *et al*., 2017) نرم‌افزار R 4.3.1 در مناطق فاقد پوشش درختی استخراج شدند. سپس داده‌های حضور و غیاب گونه با طول و عرض جغرافیایی مشخص جهت ورود به مدل آماده شدند.



شکل ۱– موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه (جنگل‌های هیرکانی) و نقاط رخداد گونه
Figure 1. Geographical location of the study area (Hyrcanian forests) and species occurrence points

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

متغیرهای زیست‌محیطی و تعیین هم‌خطی بین آن‌ها

از آن‌جایی که پراکنش گونه‌های گیاهی بیشتر به عوامل توپوگرافی و نوسانات اقلیمی وابسته است (Adhikari *et al*., 2023)، از مدل‌سازی آشیان بوم‌شناختی برای تعیین ارتباط گونه و متغیرهای محیطی شامل متغیرهای زیست‌اقلیمی و توپوگرافی استفاده شد. برای این منظور، تعداد ۱۹ متغیر زیست‌اقلیمی مستخرج از مقـادیر دما و بارش ماهانه از پایگاه جهانی CHELSA (https://chelsa-climate.org) با قدرت تفکیک مکانی یک کیلومتر برای سال‌های ۲۰۱۳-۱۹۷۹ استخراج شدند (Karger *et al*., 2017). متغیرهای زیست‌اقلیمی سال‌های ۲۰۱۹-۲۰۱۴ نیز با استفاده از تصاویر رستری بارندگی ماهانه و حداکثر و حداقل درجه حرارت ماهانه موجود در همین پایگاه داده، در نرم‌افزار Idrisi TerrSet تولید شدند. سپس، میانگین وزنی این دو سری متغیرهای زیست‌اقلیمی (۲۰۱۹-۱۹۷۹) در فرآیند مدل‌سازی لحاظ شد. متغیرهای شیب و جهت دامنه نیز با استفاده از مدل رقومی ارتفاع (DEM) و تابع terrain در بسته raster نرم‌افزار Rتهیه شدند. سپس، جهت شیب با استفاده از معادله $TRASP =$ $[1 - cos\,((\pi/180)(\theta - 30))\,]/2$، به شاخص تابشی تبدیل شد. این شاخص به اراضی با شیب‌های شمالی-شمال شرقی (که معمولاً خنک‌ترین و مرطوب‌ترین جهت است)، مقدار صفر و به اراضی با شیب‌های جنوبی-جنوب‌غربی که گرم و خشک‌تر هستند، مقدار یک را اختصاص می‌دهد (Aertsen *et al*., 2010; Alavi *et al*., 2019).

تمامی لایه‌های محیطی از نظر ابعاد، سیستم مختصات جغرافیایی و دقت مکانی ۳۰ ثانیه تقریباً معادل یک کیلومتر (Khalatbari Limaki *et al*., 2021; Shahnaseri *et al*., 2023) در محیط نرم‌افزارهای ArcMap 10.8.2 و ENVI5.1 همسان‌سازی و به فرمت قابل قبول نرم‌افزار تبدیل شدند. پیش از مدل‌سازی، برای بررسی هم‌خطی میان متغیرهای زیست‌محیطی شاخص تورم واریانس (VIF) با استفاده از بسته usdm در نرم‌افزار R برآورد شد و تنها متغیرهای با VIF < ۱۰ برای مدل‌سازی انتخاب شدند (Naimi *et al*., 2014). پس از حذف لایه‌های با همبستگی بالا، هشت متغیر محیطی به فرآیند مدل‌سازی وارد شدند (جدول ۱).

جدول ۱- آماره توصیفی متغیرهای محیطی مورد استفاده در مطالعه

Table 1. Descriptive statistic of the environmental variables used in the study

میانگین ±انحراف معیار Mean±S.D.	حداکثر Maximum	حداقل Minimum	واحد Unit	کد Code	متغیر Variable
12.98±5.14	19.82	-6.99	℃	Bio1	میانگین دمای سالانه Annual mean temperature
9.29±2.05	12.12	3.86	℃	Bio2	میانگین دامنه دمای روزانه Mean diurnal temperature range
29.06±3.29	33.51	18.02	-	Bio3	ایزوترمالیتی Isothermality
801.1±58.54	**910.007**	**682.44**	**-**	**Bio4**	**تغییرات فصلی دما Temperature seasonality**
29.6±5.31	37.98	10.56	℃	Bio5	حداکثر دمای گرم‌ترین ماه Max temperature of the warmest month
-2.85±5.34	**6.98**	**-22.31**	**℃**	**Bio6**	**حداقل دمای سردترین ماه Min temperature of the coldest month**
32.07±3.62	37.85	22.71	℃	Bio7	دامنه تغییرات سالانه دما Annual temperature range
9.97±6.54	**22.49**	**-12.95**	**℃**	**Bio8**	**میانگین دمای مرطوب‌ترین فصل Mean temperature of the wettest quarter**
22.7±5.08	30.61	2.95	℃	Bio9	میانگین دمای خشک‌ترین فصل Mean temperature of the driest quarter
17.06±5.15	**37.05**	**6.61**	**℃**	**Bio10**	**میانگین دمای گرم‌ترین فصل Mean temperature of the warmest quarter**
2.42±5.30	11.32	-17.41	℃	Bio11	میانگین دمای سردترین فصل Mean temperature of the coldest quarter
625.27±284.35	1516.54	162.34	mm	Bio12	بارندگی سالانه Annual precipitation
97.3±52.52	311.56	26.34	mm	Bio13	بارندگی مرطوب‌ترین ماه Precipitation of the wettest month
20.86±12.05	**56.39**	**1.29**	**mm**	**Bio14**	**بارندگی خشک‌ترین ماه Precipitation of the driest month**
45.3±9.63	**80.58**	**17.11**	**-**	**Bio15**	**بارندگی فصلی، ضریب تغییرات Precipitation seasonality**
259.37±132.29	758.93	72.15	mm	Bio16	بارندگی مرطوب‌ترین فصل Precipitation of the wettest quarter
71.34±40.26	185.78	5.02	mm	Bio17	بارندگی خشک‌ترین فصل Precipitation of the driest quarter
99.3±63.38	344.63	10.83	mm	Bio18	بارندگی گرم‌ترین فصل Precipitation of the warmest quarter
170.37±58.43	388.90	53.27	mm	Bio19	بارندگی سردترین فصل Precipitation of the coldest quarter
10.65±10.54	**82.73**	**0**	**%**	**Slope**	**شیب Slope**
0.42±0.35	**1**	**4.75×10^{-12}**	**Degree**	**TRASP**	**شاخص جهت تابش خورشیدی Solar-radiation Aspect Index**

* متغیرهای پررنگ، متغیرهای شرکت‌کننده در مدل‌سازی پس از محاسبه VIF هستند.

* The bold variables are used in the modeling after VIF computation.

الگوریتم‌های مدل‌سازی و ارزیابی مدل‌ها

با استفاده از داده‌های صرفاً حضور یا داده‌های حضور/ عدم حضور گونه و شش مدل پراکنش گونه‌ای شامل شبکه عصبی مصنوعی (Lek & Guégan, 1999)، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی (Breiman *et al*., 1984)، مدل خطی تعمیم‌یافته (Nelder & Wedderburn, 1972)، رگرسیون تطبیقی چند متغیره جداکننده (Friedman, 1991)، حداکثر بی‌نظمی (Phillips *et al*., 2006) و جنگل تصادفی (Breiman 2001)، یک ارتباط بین متغیرهای زیست‌محیطی و مکان‌های پراکنش فعلی بلندمازو در جنگل‌های هیرکانی

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

ارتباط ایجاد شد. برای این منظور و توسعه مدل‌های مطلوبیت اقلیمی، بسته Biomod2 در نرم‌افزار R به کار رفت (Thuiller *et al*., 2021). جهت افزایش دقت و کارایی مدل، الگوریتم‌های مدل‌سازی با ۱۰ تکرار اجرا شدند.

کارایی پیش‌بینی تمام الگوریتم‌های اجراشده با آماره مهارت حقیقی (TSS)، مقدار مساحت زیر منحنی (AUC) در تحلیل ویژگی عملیاتی پذیرنده (ROC)، شاخص کاپا (Kappa)، حساسیت (Sensitivity) و اختصاصی بودن (Specificity) مورد ارزیابی قرار گرفت. آماره TSS از رابطه (۱) محاسبه می‌گردد:

(۱)

$$TSS = (Sensitivity + Specificity) - 1 = (a/(a+b) + d/(d+c)) - 1$$

در رابطه فوق، حروف a، b، c و d به‌ترتیب بیانگر مقادیر مثبت واقعی، مثبت کاذب، منفی کاذب و منفی واقعی هستند. دامنه مقادیر شاخص TSS از ۱- تا ۱+ است و هر چه مقدار آن به ۱+ نزدیک‌تر باشد، عملکرد مدل بهتر خواهد بود (Allouche *et al*., 2006).

معیار سطح زیر منحنی که احتمال پیش‌بینی صحیح میان نقاط حضور (حساسیت) و پیش‌بینی صحیح میان نقاط عدم حضور (اختصاصی بودن) توسط یک مدل را نشان می‌دهد، به‌عنوان بهترین استاندارد ارزیابی در مدل‌های پراکنش گونه‌ای کاربرد وسیعی دارد. مقادیر سطح زیر منحنی بین ۰ تا ۱ متغیر است، مقدار کمتر از ۰/۵ آن، بیانگر تصادفی بودن مدل و مقدار برابر ۱ آن به این معنی است که مدل به بهترین نحو نقاط حضور و غیاب را از هم تشخیص داده است. سطح زیر منحنی بین ۰/۸-۰/۷ نشان‌دهنده یک مدل خوب، ۰/۹-۰/۸ مدل عالی و بیش از ۰/۹ بیانگر قدرت تشخیص بسیار عالی مدل است (Swets, 1988). حداکثر مقدار کاپا معادل یک و نشان‌دهنده توافق کامل بین مقادیر واقعی و پیش‌بینی شده است. در مقادیر صفر، احتمال تصادفی بودن یا غیر تصادفی بودن مقادیر واقعی و پیش‌بینی شده برابر است و مقادیر منفی نشانه غیر واقعی بودن مدل هستند (Allouche *et al*., 2006).

چارچوب مدل اجماعی

به‌دلیل اینکه متمرکز نمودن مطالعه بر روی یک مدل، احتمال برازش بیش از حد را افزایش می‌دهد، یکی از راه‌حل‌های ممکن، ترکیب نتایج چند مدل کمّی است که نتیجه دقیق‌تری نسبت به هر مدل انفرادی می‌دهد (Mohammed & Kora, 2023). لذا، مدل اجماعی با ترکیب الگوریتم‌های مدل‌سازی به روش میانگین‌گیری وزنی مدل‌های انفرادی براساس مقادیر شاخص AUC در بسته Biomod2 ایجاد شد (Thuiller *et al*., 2016).

بررسی تأثیر تغییر اقلیم بر مطلوبیت رویشگاه گونه

جهت شناسایی میزان تغییر محدوده *Q. castaneifolia* تحت سناریوهای اقلیمی آینده، از شش مدل آماری و یک مدل گردش عمومی MRI-ESM2-0 که توسط مرکز تحقیقات هواشناسی ژاپن با قدرت تفکیک ۱۲۴×۱۲۴ کیلومترمربع توسعه یافت، استفاده شد. در گزارش اخیر IPCC، جدیدترین مدل‌های تغییر اقلیم تحت عنوان مدل‌های فاز ششم پروژه مقایسه متقابل مدل جفت‌شده (CMIP6) اقلیم آینده را تحت سناریوهای انتشار SSP شبیه‌سازی می‌کنند (IPCC, 2021). خروجی فاز ششم، سناریوهای خط سیرهای اقتصادی-اجتماعی (SSP) نامیده می‌شود، به نحوی که امکان تحلیل بازخورد میان تغییرات اقلیمی و عوامل اقتصادی-اجتماعی را فراهم می‌آورند (IPCC, 2023). از پنج زیرگروه اصلی سناریوهای گزارش ششم که به شاخص‌هایی چون جمعیت، توسعه اقتصادی منطقه‌ای و فرامنطقه‌ای، شهرنشینی و سناریوهای تعمیم‌یافته تأکید دارند، دو سناریوی SSP1-2.6 و SSP5-8.5 برای دوره‌های زمانی ۲۰۷۰-۲۰۴۱ و ۲۱۰۰-۲۰۷۱ به‌کار رفتند. سناریوی انتشار گازهای گلخانه‌ای کم (SSP1-2.6) نمایانگر یک پیش‌بینی خوش‌بینانه است که پایین‌ترین میزان واداشت تابشی را ارائه می‌دهد و پایداری کاربری اراضی در آینده از ویژگی‌های اصلی آن است. سناریوی انتشار گازهای گلخانه‌ای بسیار بالا (SSP5-8.5)، سناریویی بدبینانه با واداشت تابشی بالا، همراه با مصرف سوخت‌های فسیلی و الگوی مصرف بالای انرژی است (Estoque *et al*., 2020).

به‌منظور تعیین مساحت رویشگاه‌های مطلوب و ارزیابی تغییرات سطح پراکنش گونه از ابزار Intersect tools در نرم‌افزار ArcMap استفاده شد و در نهایت نقشه‌های مطلوبیت رویشگاه گونه در چهار کلاس رویشگاه نامطلوب (۰/۲۵-۰)، با مطلوبیت کم (۰/۵-۰/۲۵)، متوسط (۰/۷۵-۰/۵) و زیاد (۷۵-۰/۱) گروه‌بندی شدند (Amiri *et al*., 2020). جهت مقایسه کمّی مطلوبیت رویشگاهی گونه در شرایط کنونی اقلیم با شرایط اقلیم آینده، نقشه‌های پیوسته با آستانه ۰/۹ به نقشه‌های جفتی (حضور و غیاب) تبدیل شدند و سپس تفاضل دو نقشه بدست آمد.

ارزیابی سطح مشارکت (اهمیت) متغیرها

تعیین اهمیت نسبی متغیرها، یکی از ویژگی‌های مدل‌های پراکنش گونه‌ای است. آگاهی از این‌که کدام متغیرها و به چه میزان در پیش‌بینی حضور گونه نقش دارند، اهمیت دارد. پس از تعیین میزان اهمیت متغیرهای مشارکت‌کننده در مدل‌سازی با تابع VarImp در بسته usdm نرم‌افزار R، منحنی‌های پاسخ گونه نسبت به مهم‌ترین متغیرها براساس مدل انفرادی با بیشترین کارایی ترسیم شدند. در منحنی‌های پاسخ، ارتباط عوامل محیطی و احتمال رخداد گونه، ترجیحات رویشگاهی و تحمل زیستی گونه را نشان می‌دهد. این منحنی‌ها، پاسخ گونه را در امتداد گرادیان بوم‌شناختی ارزیابی می‌کنند. اما به‌دلیل این‌که مقدار بهینه گونه در اثر رقابت جابه‌جا می‌شود، آشیان بوم‌شناختی عموماً از شکل متقارن و زنگوله‌ای خارج شده و دارای چولگی به راست یا چپ می‌شود (Ardestani *et al*., 2015).

نتایج و بحث

ارزیابی کارایی مدل‌ها

به‌دلیل تفاوت در ماهیّت الگوریتم‌های مختلف مدل‌سازی، پیش‌بینی‌های منتج از آن‌ها تا حدودی با هم متفاوت هستند. ارزیابی صحت مدل‌ها با معیارهای ارزیابی نشان‌دهنده عملکرد خوب تمام الگوریتم‌های مورد استفاده بود (AUC > ۰/۹ و TSS > ۰/۸). تمام این مدل‌ها به‌عنوان روشی کارآمد برای

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

مدل‌سازی اجماعی اثرات تغییر اقلیم بر بلندمازو در منطقه رویشی هیرکانی تعیین شدند. در این میان، جنگل تصادفی (RF) بالاترین صحت و مدل خطی تعمیم‌یافته (GLM) کمترین صحت را در میان مدل‌های انفرادی دارا بودند (جدول ۲). در مدل اجماعی، مقدار آماره TSS معادل ۰/۹۰۴، نشانه عالی بودن صحت مدل است. شاخص AUC و ضریب کاپا در این مدل به‌ترتیب ۰/۹۸۸ و ۰/۷۶۱ به‌دست آمدند که توافق بسیار بالای مقادیر مشاهداتی و پیش‌بینی‌ها را نشان می‌دهند.

براساس مطالعات انجام شده توسط امیری و همکاران (Amiri *et al*., 2020) نیز تنها مدل جنگل تصادفی توانست عملکردی معادل میانگین خروجی‌های چند روش مدلسازی داشته باشد. این مدل، با ایجاد هزاران درخت و سپس با میانگین‌گیری از آن‌ها پیش‌بینی را انجام می‌دهد (Breiman 2001). در چند مطالعه پیشین (Haidarian Aghakhani *et al*., 2017; Moghbel Esfahani *et al*., 2023; Safaei *et al*., 2022; Taleshi *et al*., 2020) نیز الگوریتم مدل‌سازی جنگل تصادفی کارآمد تشخیص داده شد. در خصوص کارایی بالای مدل اجماعی نسبت به مدل‌های انفرادی، محققینی چون امیری و همکاران (Amiri *et al*., 2020) نیز نشان دادند که میانگین چند مدل بهتر از یک مدل واحد عمل کرد.

جدول ۲- صحت به‌دست آمده از میانگین مقادیر شاخص‌های ارزیابی در مقابل داده‌های مستقل در مدل‌سازی
Table 2. Accuracy obtained from the average values of the evaluation indices against intendent data in modeling

شاخص‌های ارزیابی Evaluation indices	مدل‌ها Models						
	ANN	CTA	GLM	MARS	MaxEnt	RF	مدل اجماعی Ensemble model
آماره مهارت واقعی TSS	0.854	0.861	0.837	0.86	0.865	0.878	0.904
سطح زیر منحنی AUC	0.951	0.943	0.94	0.959	0.955	0.968	0.988
کاپا Kappa	0.648	0.606	0.656	0.678	0.678	0.706	0.761
حساسیت Sensitivity	97.88	98.17	96.82	96.58	97.46	97.93	99.6
ویژه‌انگاری Specificity	87.58	85.55	89.29	89.46	89.23	90.02	90.87

درصد مشارکت (اهمیت نسبی) متغیرها

درصد مشارکت هر یک از لایه‌های محیطی به‌کار رفته در فرآیند مدل‌سازی برای مدل‌های برازش داده‌شده در جدول ۳ گزارش شده است. ارزیابی اهمیت متغیرها با مدل اجماعی نشان داد که متغیرهای بارندگی خشک‌ترین ماه سال (Bio14)، میزان شیب و بارندگی فصلی (Bio15) به‌ترتیب با مشارکت ۳۹/۰۷، ۲۱/۹۳ و ۱۲/۴ درصد، بیشترین سهم و شاخص تابش خورشیدی (TRASP)، میانگین دمای مرطوب‌ترین فصل (Bio8) و میانگین دمای گرم‌ترین فصل (Bio10) به ترتیب با مشارکت ۰/۷۸، ۱/۹۵ و ۲/۰۲ درصد، کمترین سهم را در مدل‌سازی مطلوبیت رویشگاه بلندمازو داشتند. رادمهر و همکاران (Radmehr *et al*., 2015) نیز نشان دادند که بین بارندگی و رشد درختان بلوط ایرانی در تمام ماه‌های سال رابطه مستقیمی وجود داشت. سیمکوا و همکاران (Šimková *et al*., 2023) نتیجه گرفتند که در شمال اروپا، بلوط قرمز اروپایی (*Quercus robur* L.) ارتباط مثبت قوی با بارندگی به‌ویژه در طول تابستان که در آن ناهنجاری‌های رشد بلوط به خصوص در ترکیب با دماهای بالاتر مرتبط بود، نشان داد. در مطالعه مقبل اصفهانی و همکاران (Moghbel Esfahani *et al*., 2023) نیز به تأثیر تغییرات بارندگی فصلی در پیش‌بینی پراکنش گونه بلندمازو اشاره شد. با تغییر عناصر اقلیمی و بروز تنش‌های خشکی شدید درختان نمی‌توانند آب مورد نیاز خود را به اندازه کافی بدست آورند و به تنش فیزیولوژیک دچار می‌شوند و رشد رویشی و زایشی آنها کاهش می‌یابد. در پژوهشی، مادسِن و همکاران (Madsen *et al*., 2021) در بررسی زنده‌مانی و نرخ رشد مجموعه‌های درختی بلوط در دانمارک دریافتند که توزیع یکنواخت بارندگی و بارش تابستانه سبب افزایش سازگاری و زنده‌مانی گونه‌های *Quercus* شدند. بارش قبل از فصل رویش با افزایش ذخایر آب زیرزمینی به رویش درختان کمک می‌کند. همچنین، موجب افزایش فعالیت میکروبی خاک، دسترسی به ذخایر کربن و عناصر مورد نیاز برای رشد درختان و در نتیجه افزایش رشد شعاعی درختان می‌شود و برای این گونه رویشگاه‌های مطلوبی ایجاد می‌کند (Liao *et al*., 2021).

تأثیر متغیر شیب بر مطلوبیت رویشگاه بلندمازو با نتایج مطالعه حیدریان آقاخانی و همکاران (Haidarian Aghakhani *et al*., 2017) و میرهاشمی و همکاران (Mirhashemi *et al*., 2023) بر روی بلوط ایرانی مطابقت دارد. امیری و همکاران (Amiri *et al*., 2008) نیز اذعان نمودند که زادآوری طبیعی بلندمازو در ارتفاعات پایین، جهات گرمتر و شیب‌های ملایم وضعیت بهتری نسبت به ارتفاعات بالا و شیب‌های تند داشت. توپوگرافی با تأثیر بر میزان تابش خورشیدی دریافتی جنگل‌های کوهستانی بر میکروکلیمای گیاهان و در نتیجه پراکنش آنها تأثیر می‌گذارد (Desta *et al*., 2004). تأثیر معنی‌دار حداقل دمای سردترین ماه (Bio6) و تغییرات فصلی دما (Bio4) در پراکنش بلندمازو با سایر گزارش‌ها مطابقت دارد (Safaei *et al*., 2022). صفائی و همکاران (Safaei *et al*., 2022) نشان دادند که واکنش بلوط ایرانی به تغییر اقلیم در ارتفاعات بالاتر با دمای کمتر و بارندگی بیشتر تغییر کرد. محققین همچنین بیان نمودند که متغیر دمایی Bio6 بیشترین تأثیر را بر توزیع مکانی بلوط دارا بود که حاکی از نقش تعیین‌کننده دما در پراکنش این گونه است. در پژوهش لیائو و همکاران (Liao *et al*., 2021) روی هفت گونه بلوط سخت‌برگ، تغییرات فصلی دما مهمترین عامل در پراکنش معرفی شد.

در خصوص جهت جغرافیایی، نتایج این پژوهش نشان دادند که شاخص تابش خورشیدی مستخرج از متغیر جهت، کمترین تأثیر را بر پراکنش بلندمازو نشان داد. در مطالعه مقبل اصفهانی و همکاران (Moghbel Esfahani *et al*., 2023) نیز جهت جغرافیایی اثر مهمی بر پراکنش این گونه بلوط نشان

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

نداد. بلندمازو اغلب در جهات جنوبی دامنه‌های شمالی البرز از جلگه تا ارتفاعات ۲۸۰۰ متری گسترش دارد که انعطاف‌پذیری بوم‌شناختی آن را نشان می‌دهد (Taleshi *et al*., 2020).

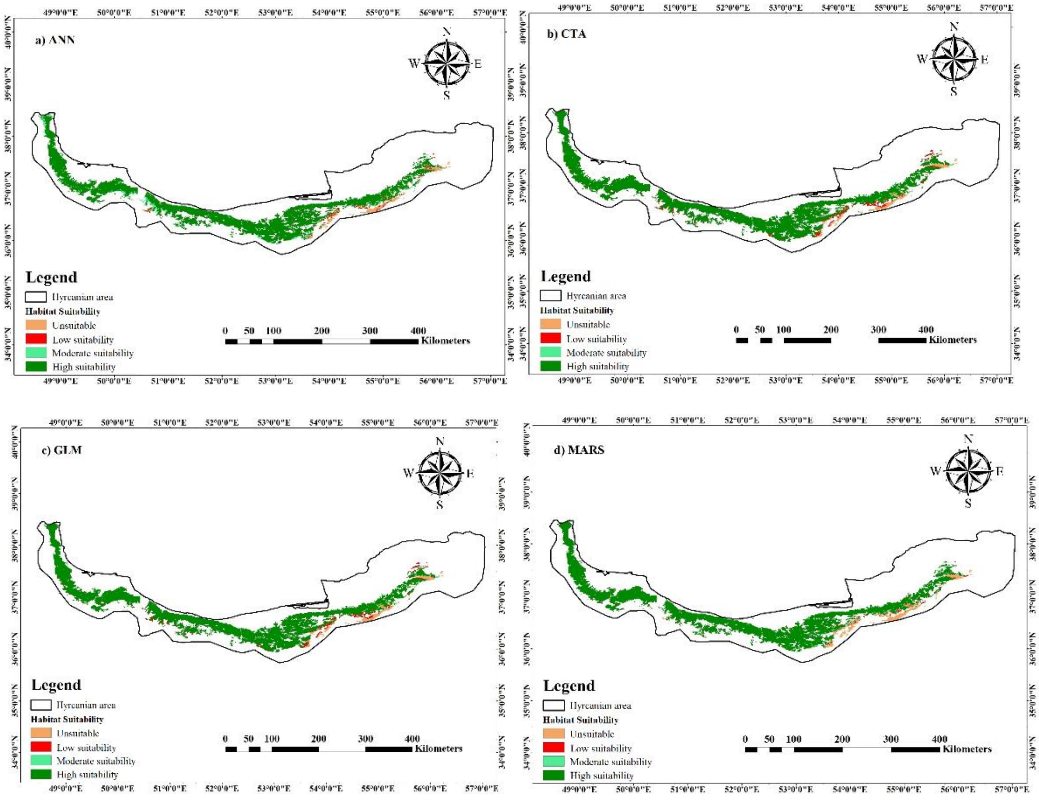
جدول ۳- درصد مشارکت متغیرهای محیطی در مدل‌سازی مطلوبیت رویشگاه توسط مدل‌های انفرادی و مدل اجماعی
Table 3. Percentage contribution of environmental variables in habitat suitability modeling by using individual models and the ensemble model

مدل اجماعی Ensemble model	RF	MaxEnt	MARS	GLM	CTA	ANN	متغیرهای زیست‌محیطی Environmental variables
2.02	3.54	1.98	0.81	1.51	-	5.76	میانگین دمای گرم‌ترین فصل Mean temperature of the warmest quarter (Bio10)
39.07	37.27	28.72	48.22	40.3	41.77	40.67	بارندگی خشک‌ترین ماه **Precipitation of the driest month (Bio14)**
12.4	13.64	10	13.71	30.48	0.85	16.32	بارندگی فصلی **Precipitation seasonality** (Bio15)
11.54	5.81	11.66	-	4.2	22.59	3.35	تغییرات فصلی دما **Temperature seasonality** (Bio4)
10.3	11.81	12.94	8.76	10.83	7.88	13.34	حداقل دمای سردترین ماه **Min temperature of the coldest month** (Bio6)
1.95	3.11	1.37	0.39	2.28	0.33	6.30	میانگین دمای مرطوب‌ترین فصل **Mean temperature of the wettest quarter)** (Bio8
21.93	22.3	30.36	28.11	10.39	26.59	13.69	میزان شیب (Slope)
0.78	2.51	2.98	-	0.01	-	0.58	شاخص تابش خورشیدی (TRASP)

* خط تیره (-)عدم مشارکت متغیر در اجرای مدل را نشان می‌دهد.

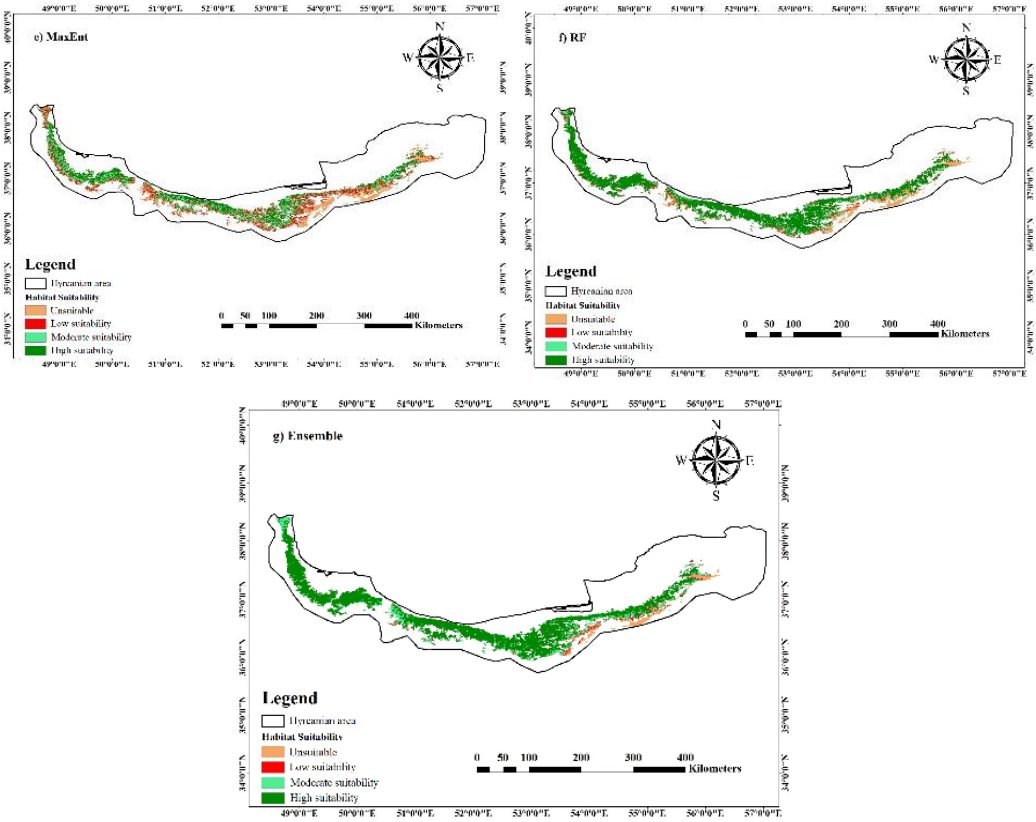
مطلوبیت رویشگاه گونه تحت اقلیم فعلی

پیش‌بینی الگوریتم‌های مدل‌سازی برای گونه بلندمازو نتایج تقریباً مشابهی داشت (شکل ۲). بر اساس نقشه مطلوبیت حاصل از مدل‌های انفرادی و اجماعی، پیش‌بینی می‌شود که بخش‌های غربی و مرکزی منطقه هیرکانی شرایط محیطی مناسب‌تری را برای گسترش رویشگاه‌های این گونه دارند. مدلسازی پراکنش گونه بلندمازو تحت شرایط اقلیم فعلی نشان می‌دهد که رویشگاه مطلوب گونه از آستارا تا گرگان گسترش دارد که این موضوع با محدوده پراکنش ذکر شده توسط طالشی و همکاران (Taleshi *et al*., 2020) و مقبل اصفهانی و همکاران (Moghbel Esfahani *et al*., 2023) همخوانی دارد. از طرفی، انطباق نقاط حضور بر پراکنش بلندمازو نیز تأییدکننده این موضوع است. احتمال رخداد گونه در شرایط آب و هوایی فعلی در مرکز (استان مازندران) و غرب (استان گیلان) منطقه هیرکانی نسبت به شرق (استان گلستان و غرب خراسان شمالی) بیشتر است. طبق مدل اجماعی، رویشگاه مطلوب گونه در حال حاضر ۱۱۴۰۰۰۰ هکتار است که ۶۰ درصد از منطقه هیرکانی را به خود اختصاص می‌دهد.



[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

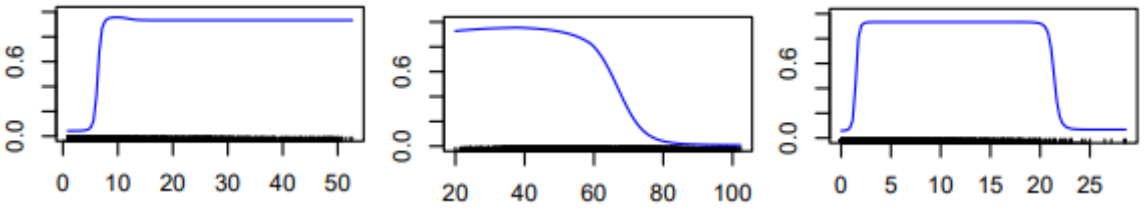
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]



شکل ۲- نقشه‌های مطلوبیت رویشگاه گونه در شرایط فعلی در جنگل‌های هیرکانی با مدل‌های انفرادی و مدل اجماعی
Figure 2. The species habitat suitability maps in Hyrcanian forests by individual models and the ensemble model

پاسخ گونه به مهم‌ترین متغیرهای مؤثر در پراکنش

منحنی‌های پاسخ گونه بلندمازو به مهمترین متغیرهای مورد بررسی، بر اساس مدل جنگل تصادفی به‌عنوان الگوریتم مناسب در پیش‌بینی پراکنش در شکل ۳ ارائه شده‌اند. این منحنی‌ها نشان می‌دهند که احتمال حضور گونه در محدوده‌ای از تغییرات یک عامل محیطی چنانچه سایر عوامل در حد متوسط خود ثابت فرض شوند، به چه صورت است. بر این اساس، مناطقی که در آن‌ها بارندگی خشک‌ترین ماه سال (Bio14) حداقل ۱۰ میلی‌متر است، شرایط مطلوب برای حضور گونه را دارا هستند. گونه بلندمازو نسبت به تغییرات فصلی یا ضریب تغییرات بارندگی (Bio15) رفتار کاهشی دارد؛ زمانی‌که ضریب تغییرات بارندگی از ۵۰ بیشتر می‌شود، احتمال حضور گونه به‌طور چشم‌گیری کاهش می‌یابد و در بیش از ۷۰، گونه عملاً حضور ندارد. متوسط شیب منطقه برای گونه بین ۲۲-۲ درصد پیش‌بینی می‌شود، اما در فراتر از آن حضور گونه کمرنگ می‌شود زیرا افزایش شیب سبب کاهش رطوبت نسبی خاک و قرارگیری آن در معرض خشکی می‌شود که با نتایج وانینی و همکاران (Vannini *et al*., 2009) همخوانی دارد.



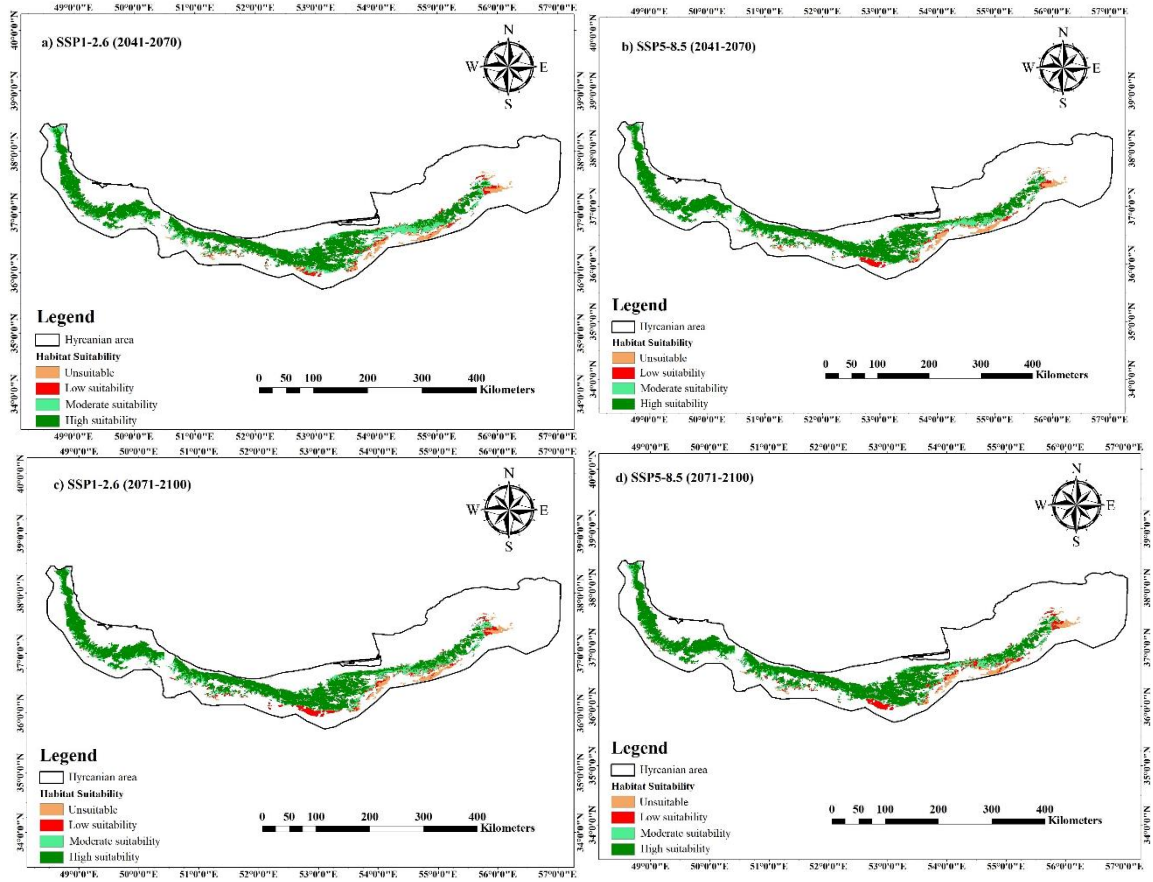
شکل ۳- منحنی‌های پاسخ حضور گونه به مهم‌ترین متغیرهای محیطی مورد استفاده در مدل‌سازی بر اساس مدل با بیشترین کارایی (RF)
Figure 3. The response curves of species presence to the most important environmental variables used in modeling based on the most efficient model (RF)

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

شبیه‌سازی مطلوبیت رویشگاه تحت سناریوهای اقلیمی

با استفاده از تکنیک اجماع و جمع‌بندی نتایج حاصل از تمامی مدل‌ها، نقشه پراکنش گونه در دو بازه زمانی آینده تحت سناریوهای تغییر اقلیم تهیه شد (شکل ۴). مساحت رویشگاه مطلوب گونه در شرایط اقلیمی آینده نیز بر اساس مدل اجماعی محاسبه گردید (جدول ۴). از نقشه پراکنش گونه تحت سناریوهای خوش‌بینانه و بدبینانه مشخص است که سطوحی از پراکنش گونه در جنگل‌های ابر در استان سمنان و جنوب شهرستان‌های ساری و سوادکوه کاهش می‌یابد. کاهش رویشگاه بالقوه بلوط در آینده به‌دلیل تغییرات اقلیمی نسبت به رویشگاه فعلی با نتایج سایر مطالعات مطابقت دارد (Babalik *et al*., 2021; Khwarahm, 2020; Malekian & Sadeghi, 2020; Valavi *et al*., 2019). شیراوند و حسینی (Shiravand & Hosseini, 2020) گزارش کردند که افزایش دما و کاهش بارندگی نقش بسزایی در کاهش سطح بوم‌سازگان بلوط زاگرس داشتند. در واقع، افزایش دما با تأثیر بر تبخیر و تعرق و کاهش رطوبت در دسترس گیاه سبب ایجاد تنش خشکی در درختان بلوط می‌شود (Radmehr *et al*., 2015). به همین دلیل، کاهش دما و افزایش بارندگی در ارتفاعات موجب جابجایی رویشگاه به ارتفاعات می‌شوند (Akyol *et al*., 2020). بر اساس مطالعات پیشین نیز بلندمازو در مناطق شمال کشور از سطح دریا تا ارتفاعات فوقانی جنگل، پوشش پیوسته و خوبی دارد (Mehrnia *et al*., 2022).

به احتمال زیاد، پاسخ گونه بلندمازو به تغییرات اقلیمی، جابه‌جایی به سمت ارتفاعات بالاتر که معمولاً دارای میانگین دمای کمتر و بارندگی بیشتری هستند، است. چنانچه در مطالعات پیشین (Özcan *et al*., 2024; Safaei *et al*., 2022; Sun *et al*., 2020) نیز جابجایی مکانی گونه‌های جنس *Quercus* L.، *Q. brantii* و *Q. vulcanica* به سمت ارتفاعات بالاتر در پاسخ به تغییر اقلیم ثابت شد. البته، سرعت جابجایی گونه به عواملی چون سرعت تولیدمثل، توانایی پراکنش گونه، سرعت تغییر اقلیم و فاصله از رویشگاه‌های جدید وابسته است (Valavi *et al*., 2019).



شکل ۴- نقشه‌های مطلوبیت پیش‌بینی شده رویشگاه گونه متأثر از تغییر اقلیم در جنگل‌های هیرکانی تحت سناریوهای خوش‌بینانه (SSP1-2.6) و بدبینانه (SSP5-8.5) مدل اقلیمی MRI-ESM2-0 در بازه‌های زمانی مورد مطالعه

Figure 4. Maps of predicted habitat suitability of species affected by climate change in Hyrcanian forests under optimistic (SSP1-2.6) and pessimistic (SSP5-8.5) scenarios of the MRI-ESM2-0 model in the studied periods

با تحلیل تغییرات دامنه پراکنش بلندمازو (جدول ۴)، طبق سناریوهای تغییر اقلیم در سال‌های ۲۱۰۰-۲۰۷۱ نسبت به سال‌های ۲۰۷۰-۲۰۴۱، رویشگاه گونه به میزان بیشتری کاهش خواهد یافت. هر چند ممکن است در مناطقی که تا سال‌های ۲۰۷۰ و ۲۱۰۰ تحت عنوان از دست‌رفته شناخته شوند، بلندمازو همچنان حضور داشته باشد، اما به‌دلیل افزایش

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]
[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

میانگین دما و کاهش بارندگی، امکان تولیدمثل و رشد پایه‌های جدید با مشکل مواجه خواهد شد. همچنین، آسیب‌پذیری درختان بالغ بلوط به بیماری‌ها و آفات به‌دلیل کاهش تولید شیره گیاهی و خشکسالی منتج از تغییر اقلیم افزایش خواهد یافت. در مقابل، بر اساس سناریوی خوش‌بینانه، سطح رویشگاه گونه تا پایان سال ۲۰۷۰ به میزان کمتری کاهش خواهد یافت. طالشی و همکاران (Taleshi *et al*., 2020) نیز دریافتند که در جنگل‌های هیرکانی، بلندمازو نسبت به تغییرات اقلیمی حساسیت چندانی نداشت. در پژوهشی، آیورسون و همکاران (Iverson *et al.,* 2008) الگوی مشابهی را در افزایش دامنه پراکنش دو گونه *Q. stellate* و *Q. marilandica* تحت تغییر اقلیم پیش‌بینی کردند. صفایی و همکاران (Safaei *et al*., 2022) نیز با مطالعه اثرات بالقوه تغییر اقلیم بر توزیع مکانی بلوط در استان‌های ایلام و لرستان دریافتند که اثرات تغییرات اقلیمی بر اندازه دامنه پراکنش گونه‌ها خیلی زیاد نبودند و تغییر اقلیم حتی می‌تواند موجب ایجاد رویشگاه‌های مطلوب جدیدی برای گونه شود.

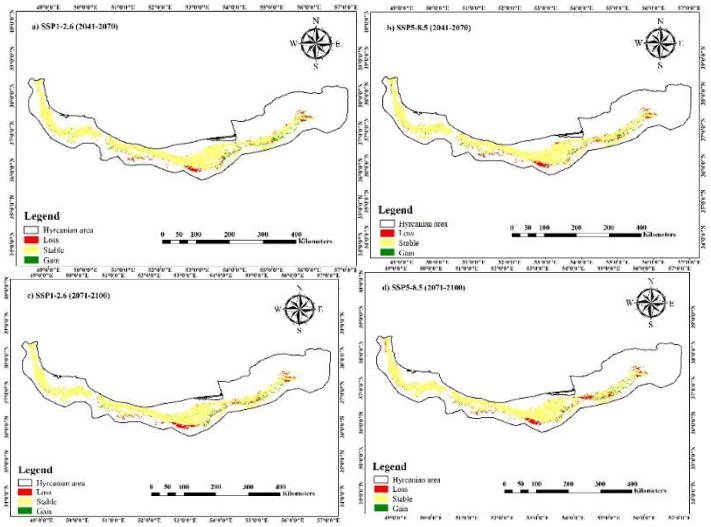
جدول ۴- مساحت و درصد تغییرات رویشگاه‌های مناسب و نامناسب گونه تحت سناریوهای خوش‌بینانه (SSP1-2.6) و بدبینانه (SSP5-8.5) مدل اقلیمی MRI-ESM2-0 در بازه‌های زمانی مورد مطالعه

Table 4. The area and percentage changes of suitable and unsuitable habitats of species under optimistic (SSP1-2.6) and pessimistic (SSP5-8.5) scenarios of the MRI-ESM2-0 climate model in the studied periods

2071-2100		2041-2070		
SSP5-8.5	SSP1-2.6	SSP5-8.5	SSP1-2.6	
1287819	1304414	1302708	1314151	مناسب باقیمانده Remained suitable
147235	144700	147407	151358	نامناسب باقیمانده Remained unsuitable
40181	44738	41292	45849	مناسب شده Turned to suitable
124765	106148	108593	88642	نامناسب شده Turned to unsuitable
1328000	1349152	1344000	1360000	حضور آینده Future presence
272000	250848	256000	240000	غیاب آینده Future absence
2.51	2.80	2.58	2.86	رویشگاه‌های مناسب شده (٪) Gain area (%)
7.80	6.63	6.79	5.54	رویشگاه‌های نامناسب شده (٪) Loss area (%)
-5.29	-3.83	-4.21	-2.68	تغییرات رویشگاه‌های گونه (٪) Species habitat changes (%)

* مساحت بر حسب هکتار بیان شده است.

پیش‌بینی تغییرات مکانی مطلوبیت رویشگاهی بلندمازو در وضعیت کنونی شرایط اقلیمی با شرایط پیش‌بینی شده براساس سناریوی بدبینانه سال ۲۱۰۰ با استفاده از مدل اجماعی حاکی از این است که این گونه مطلوبیت رویشگاهی خود را در برخی مناطق از دست خواهد داد (شکل ۵). با افزایش درجه حرارت، رویشگاه گونه از عرض‌های جغرافیایی پایین‌تر به عرض‌های جغرافیایی بالاتر در امتداد گرادیان ارتفاعی منطقه جابه‌جا می‌شود. پیش‌بینی می‌گردد که مناطق مطلوب رویشگاهی که این گونه از دست خواهد داد بیشتر از مناطق مطلوب جدیدی باشد که این گونه بدست خواهد آورد. با مقایسه نقشه اجماعی مطلوبیت رویشگاهی کنونی (شکل ۲) و مطلوبیت رویشگاهی تحت تأثیر تغییر اقلیم (شکل ۴)، پیش‌بینی می‌شود که بیشترین تغییر در مطلوبیت رویشگاهی در بخش‌های شرقی و مرکزی منطقه هیرکانی رخ خواهد داد.



شکل ۵- رویشگاه‌های مناسب‌شده، نامناسب‌شده و پایدار گونه تحت سناریوهای خوش‌بینانه (SSP1-2.6) و بدبینانه (SSP5-8.5) مدل اقلیمی MRI-ESM2-0 در بازه‌های زمانی مورد مطالعه

Figure 5. Suitable, unsuitable, and stable habitats of species under optimistic (SSP1-2.6) and pessimistic (SSP5-8.5) scenarios of the MRI-ESM2-0 climate model in the studied periods

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

نتیجه‌گیری کلی

طبق نتایج، مدل اجماعی در مقایسه با مدل‌های انفرادی بیشترین عملکرد را در تعیین مطلوبیت رویشگاه گونه نشان داد. از میان مدل‌های مورد استفاده، جنگل تصادفی و مدل خطی تعمیم‌یافته به‌ترتیب بیشترین و کمترین صحت را در میان مدل‌های انفرادی دارا بودند. بارندگی خشک‌ترین ماه (Bio14)، میزان شیب و نوسانات فصلی بارندگی (Bio15) نیز بااهمیت‌ترین متغیرها در پراکنش بلندمازو و تعیین مطلوبیت رویشگاه آن شناسایی شدند. مناطق مطلوب رویشگاهی گونه در شرایط اقلیمی کنونی بیش از یک سوم منطقه هیرکانی را به خود اختصاص داده‌اند و بخش‌های غربی و مرکزی منطقه جزو رویشگاه‌های با مطلوبیت بالا برای گونه طبقه‌بندی شدند. رویشگاه مطلوب بلندمازو تحت سناریوی بدبینانه نسبت به خوش‌بینانه و در سال ۲۱۰۰ نسبت به سال ۲۰۷۰ کاهش بیشتری خواهد یافت. با توجه به این که خطر تغییر اقلیم، این گونه ارزشمند جنگل‌های هیرکانی را تهدید می‌کند و سبب کاهش جمعیت آن و تنوع زیستی منطقه خواهد شد، سازمان‌های ذی‌ربط از جمله سازمان منابع طبیعی و آبخیزداری کشور بایستی نظارت و ارزیابی مستمر آن را در دستور کار خود قرار دهند. نقشه‌های مطلوبیت رویشگاه می‌توانند به‌عنوان مبنایی برای طرح‌های احیای جنگل‌ها در مناطق در معرض نابودی پیشنهاد شوند. از این‌رو، تهیه طرح‌های جامع حفاظتی با هدف کاهش آثار تغییر اقلیم بر این گونه باارزش ضروری به نظر می‌رسد.

References

Adhikari, B., Subedi, S. C., Bhandari, S., Baral, K., Lamichhane, S., & Maraseni, T. (2023). Climate-driven decline in the habitat of the endemic spiny babbler (*Turdoides nipalensis*). *Ecosphere*, *14*(6), e4584. https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.4584

Aertsen, W., Kint, V., van Orshoven, J., Özkan, K., & Muys, B. (2010). Comparison and ranking of different modelling techniques for prediction of site index in Mediterranean mountain forests. *Ecological Modelling*, *221*(8), 1119-1130. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.01.007

Akbary, M., & Sayad, V. (2021). Analysis of climate change studies in Iran. *Physical Geography Research*, *53*(1), 37-74. https://doi.org/10.22059/JPHGR.2021.301111.1007528 [In Persian]

Akyol, A., Örücü, Ö. K., & Arslan, E. S. (2020). Habitat suitability mapping of stone pine (*Pinus pinea* L.) under the effects of climate change. *Biologia*, *75*, 2175-2187. https://doi.org/https://doi.org/10.2478/s11756-020-00594-9

Alavi, S. J., Ahmadi, K., Hosseini, S. M., Tabari Kouchaksaraei, M., & Nouri, Z. (2019). Modeling the potential habitat of English yew (*Taxus baccata* L.) in the Hyrcanian forests of Iran. *Forest Research and Development*, *5*(4), 513-525. https://doi.org/10.30466/JFRD.2019.120791 [In Persian]

Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, *43*(6), 1223-1232. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.

Amiri, M., Dargahi, D., Habashi, H., & Mohammadi, J. (2008). Effect of geographic situation on natural regeneration of oak (*Quercus castaneifoila* CA Mey) in Loveh Forest. *Journal of Pajouhesh-va-Sazandegi*, 116-123. [In Persian]

Amiri, M., Tarkesh, M., Jafari, R., & Jetschke, G. (2020). Bioclimatic variables from precipitation and temperature records vs. remote sensing-based bioclimatic variables: Which side can perform better in species distribution modeling? *Ecological Informatics*, *57*, 101060. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101060

Ardestani, E. G., Tarkesh, M., Bassiri, M., & Vahabi, M. R. (2015). Potential habitat modeling for reintroduction of three native plant species in central Iran. *Journal of Arid Land*, *7*, 381-390. https://doi.org/10.1007/s40333-014-0050-4

Babalik, A. A., Sarikaya, O., & Orucu, O. K. (2021). The Current and future compliance areas of Kermes Oak (*Quercus coccifera* L.) under climate change in Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, *30*(01), 406-413.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, *15*(4), 365-377. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x

Bladon, A. J., Donald, P. F., Collar, N. J., Denge, J., Dadacha, G., Wondafrash, M., & Green, R. E. (2021). Climatic change and extinction risk of two globally threatened Ethiopian endemic bird species. *PloS one*, *16*(5), e0249633. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0249633

Bogoni, J. A., Percequillo, A. R., Ferraz, K. M., & Peres, C. A. (2023). The empty forest three decades later: Lessons and prospects. *Biotropica*, *55*(1), 13-18. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/btp.13188

Breiman , L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 5-32. https://doi.org/10.1023/A:1010950718922

Breiman, L., Friedman, F., Olshen, F., & Stone, C. (1984). Classification and Regression Trees. *Wadsworth, Pacific Grove. New York.* https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9781315139470

Dalmaris, E., Ramalho, C. E., Poot, P., Veneklaas, E. J., & Byrne, M. (2015). A climate change context for the decline of a foundation tree species in south-western Australia: insights from phylogeography and species distribution modelling. *Annals of Botany*, *116*(6), 941-952. https://doi.org/10.1093/aob/mcv044

Desta, F., Colbert, J. J., Rentch, J. S., & Gottschalk, K. W. (2004). Aspect induced differences in vegetation, soil, and microclimatic characteristics of an Appalachian watershed. *Castanea*, *69*(2), 92-108. https://doi.org/10.2179/0008-7475(2004)069<0092:AIDIVS>2.0.CO;2

Di Cola, V., Broennimann, O., Petitpierre, B., Breiner, F. T., d'Amen, M., Randin, C., Engler, R., Pottier, J., Pio, D., & Dubuis, A. (2017). ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, *40*(6), 774-787. https://doi.org/10.1111/ecog.02671

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

Estoque, R. C., Ooba, M., Togawa, T., & Hijioka, Y. (2020). Projected land-use changes in the Shared Socioeconomic Pathways: Insights and implications. *Ambio*, *49*, 1972-1981. https://doi.org/10.1007/s13280-020-01338-4

Friedman, J. H. (1991). Multivariate adaptive regression splines. *The annals of statistics*, *19*(1), 1-67. https://doi.org/10.1214/aos/1176347963

Gorji Bahri, Y., Kiadaliri, S., & Faraji Poul, R. A. (2013). Study on growth and silvicultural analysis of young stand of *Quercus castaneifolia* CAM in Neyrang forest, Nowshahr. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, *21*(3), 387-395. https://doi.org/10.22092/IJFPR.2014.4720 [In Persian]

Haidarian Aghakhani, M., Tamartash, R., Jafarian, Z., Tarkesh Esfahani, M., & Tatian, M. (2017). Predicting the impacts of climate change on Persian oak (*Quercus brantii*) using Species Distribution Modelling in Central Zagros for conservation planning. *Journal of Environmental Studies*, *43*(3), 497-511. https://doi.org/10.22059/JES.2017.233756.1007441 [In Persian]

Hajjarian, M., Hosseinzadeh, O., & Khalledi, F. (2016). Using combined MADM approach for Hyrcanian forests management. *Environmental Sciences*, *14*(3), 1-12 https://doi.org/10.22059/JES.2017.233756.1007441 [In Persian]

IPCC. (2007). Summary for policymakers. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., & others (eds) Climate change. 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press, Cambridge.*

IPCC. (2021). Summary for policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R. & Zhou, B. (eds.)]. *Cambridge University Press, Cambridge.*

IPCC. (2023). sixth assessment report (AR6) "Climate Change 2023" Synthesis Report. Switzerland.

Iverson, L.R., Prasad, A.M., Matthews, S.N. & Peters, M. (2008). Estimating potential habitat for eastern US tree species under six climate scenarios. *Forest Ecology and Management*, (254), 390-406. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.023

Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, *4*(1), 1-20. https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122

Khalatbari Limaki, M., Es-hagh Nimvari, M., Alavi, S. J., Mataji, A., & Kazemnezhad, F. (2021). Potential elevation shift of oriental beech (*Fagus orientalis* L.) in Hyrcanian mixed forest ecoregion under future global warming. *Ecological Modelling*, *455*, 109637. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109637

Khodagholi, M., Motamedi, J., & Saboohi, R. (2023). Effects of climate change on the distribution of *Bromus tomentellus*. *Iran Nature*, *7*(6), 17-25. https:// 10.22092/IRN.2023.128386 [In Persian]

Khwarahm, N. R. (2020). Mapping current and potential future distributions of the oak tree (*Quercus aegilops*) in the Kurdistan Region, Iraq. *Ecological Processes*, *9*(1), 1-16. https://doi.org/10.1186/s13717-020-00259-0

Lek, S., & Guégan, J.-F. (1999). Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling*, *120*(2-3), 65-73. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00092-7

Liao, Z., Nobis, M. P., Xiong, Q., Tian, X., Wu, X., Pan, K., Zhang, A., Wang, Y., & Zhang, L. (2021). Potential distributions of seven sympatric sclerophyllous oak species in Southwest China depend on climatic, non-climatic, and independent spatial drivers. *Annals of Forest Science*, *78*, 1-22. https://doi.org/10.1007/s13595-020-01012-

López-Tirado, J., & Hidalgo, P. J. (2016). Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecology*, *217*, 451-463. https://doi.org/10.1007/s11258-016-0589-6

López-Tirado, J. H. (2016). Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. *Plant Ecology,* (217), 451-463. https://doi.org/10.1007/s11258-016-0589-6

Madsen, C. L., Kjær, E. D., & Ræbild, A. (2021). Climatic criteria for successful introduction of Quercus species identified by use of Arboretum data. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, *94*(4), 526-537. https://doi.org/10.1093/forestry/cpab006

Malekian, M., & Sadeghi, M. (2020). Predicting impacts of climate change on the potential distribution of two interacting species in the forests of western Iran. *Meteorological Applications*, *27*(1), e1800. https://doi.org/10.1002/met.1800

Mehrnia, M., Assadi, M., & Moradi, A. (2022). The conservation status of *Quercus castaneifolia* CA Mey in Iran. *Iran Nature*, *7*(5), 137-146. https://doi.org/10.22092/IRN.2022.356479.1414 [In Persian]

Mirhashemi, H., Heydari, M., Ahmadi, K., Karami, O., Kavgaci, A., Matsui, T., & Heung, B. (2023). Species distribution models of Brant's oak (*Quercus brantii* Lindl.): The impact of spatial database on predicting the impacts of climate change. *Ecological Engineering*, *194*, 107038. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107038

Moghbel Esfahani, F., Alavi, S. J., Hosseini, S. M., & Tabari Kochaksarai, M. (2023). Determining the habitat suitability of Quercus castaneifolia CA Mey In order to plan restoration using species distribution modeling. *Forest Research and Development*, *9*(3), 419-436. https://doi.org/10.30466/JFRD.2023.54577.1654 [In Persian]

Mohammed, A., & Kora, R. (2023). A comprehensive review on ensemble deep learning: Opportunities and challenges. *Journal of King Saud University-Computer and Information Sciences*, *35*(2), 757-774. https://doi.org/10.1016/j.jksuci.2023.01.014

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

Naimi, B., Hamm, N. A., Groen, T. A., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography*, *37*(2), 191-203. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x

Nelder, J. A., & Wedderburn, R. W. M. (1972). Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, *135*(3), 370-384. https://doi.org/https://doi.org/10.2307/2344614

Nicotra, A. B., Atkin, O. K., Bonser, S. P., Davidson, A. M., Finnegan, E. J., Mathesius, U., Poot, P., Purugganan, M. D., Richards, C. L., & Valladares, F. (2010). Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science*, *15*(12), 684-692.

Özcan, A. U., Gülçin, D., Tuttu, G., Velázquez, J., Ayan, S., Stephan, J., Tuttu, U., Varlı, A., & Çiçek, K. (2024). The Future Possible Distribution of Kasnak Oak (*Quercus vulcanica* Boiss. & Heldr. ex Kotschy) in Anatolia under Climate Change Scenarios. *Forests*, *15*(9), 1551. https://doi.org/10.3390/f15091551

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*(3-4), 231-259. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

Radmehr, A., Soosani, J., Ghalebahmani, S. M., Balapour, S., & Sepahvand, A. (2015). Effects of climate variables (temperature and precipitation) on the width of rings-growth in Persian coppice oak in the central Zagros (case study: Khoramabad). *Wood and Forest Science and Technology*, *22*(1), 93-110. [In Persian]

Ribeiro, B., & Shapira, P. (2019). Anticipating governance challenges in synthetic biology: Insights from biosynthetic menthol. *Technological Forecasting and Social Change*, *139*, 311-320. https://doi.org/10.1016/j.techfore.2018.11.020

Sabeti, H. (1976). Forests, trees and shrubs of Iran. Yazd University Press [In Persian]

Safaei, M., Rezayan, H., & Zeaiean Firouzabadi, P. (2022). Modelling potential impacts of climate change on the oak spatial distribution (Case study: Ilam and Lorestan provinces). *Applied researches in Geographical Sciences*, *22*(65), 247-264. https://doi.org/10.52547/jgs.22.65.247

Sagheb Talebi, K., Sajedi, T., & Pourhashemi, M. (2014). *Forests of Iran: A Treasure from the Past, a Hope for the Future*. Springer.

Shahnaseri, G., Malekian, M., & Pourmoghadam, K. (2023). Habitat loss of the chestnut-leaved oak (*Quercus castaneifolia*) in the Hyrcanian forests of Iran: impacts of anthropogenic factors on forest thinning and degradation. *Global Ecology and Conservation*, *46*, e02600. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02600

Shiravand, H., & Hosseini, S. A. (2020). A new evaluation of the influence of climate change on Zagros oak forest dieback in Iran. *Theoretical and Applied Climatology*, *141*, 685-697. https://doi.org/10.1111/ele.12889

Sicard, P., Agathokleous, E., De Marco, A., & Paoletti, E. (2022). Ozone-reducing urban plants: Choose carefully. *Science*, *377*(6606), 585-585. https://doi.org/10.1126/science.add9734

Sierra-Morales, P., Rojas-Soto, O., Ríos-Muñoz, C. A., Ochoa-Ochoa, L. M., Flores-Rodríguez, P., & Almazán-Núñez, R. C. (2021). Climate change projections suggest severe decreases in the geographic ranges of bird species restricted to Mexican humid mountain forests. *Global Ecology and Conservation*, *30*, e01794. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01794

Šimková, M., Vacek, S., Šimůnek, V., Vacek, Z., Cukor, J., Hájek, V., Bílek, L., Prokůpková, A., Štefančík, I., & Sitková, Z. (2023). Turkey oak (*Quercus cerris* L.) resilience to climate change: Insights from coppice forests in Southern and Central Europe. *Forests*, *14*(12), 2403. https://doi.org/10.3390/f14122403

Stevens-Rumann, C. S., Kemp, K. B., Higuera, P. E., Harvey, B. J., Rother, M. T., Donato, D. C., Morgan, P., & Veblen, T. T. (2018). Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecology letters*, *21*(2), 243-252. https://doi.org/10.3390/f14122403

Sun, S., Zhang, Y., Huang, D., Wang, H., Cao, Q., Fan, P., Yang, N., Zheng, P., & Wang, R. (2020). The effect of climate change on the richness distribution pattern of oaks (*Quercus* L.) in China. *Science of the Total Environment*, *744*, 140786. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140786

Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, *240*(4857), 1285-1293. https://doi.org/10.1126/science.3287615

Taleshi, H., Jalali, S. G., Alavi, S. J., Hosseini, S. M., & Naimi, B. (2020). Projection of climate change impacts on potential distribution of chestnut-leaved oak (*Quercus castaneifolia* CAM) using ensemble modeling in the Hyrcanian forests of Iran. *Ecology of Iranian Forest*, *8*(15), 10-21. https://doi.org/10.52547/ifej.8.15.10 [In Persian]

Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., & Breiner, F. (2016). *biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling*.

Thuiller, W., Georges, D., Gueguen, M., Engler, R., & Breiner, F. (2021). *Package 'biomod2'*.

Thuiller, W., Lavergne, S., Roquet, C., Boulangeat, I., Lafourcade, B., & Araujo, M. B. (2011). Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature*, *470*(7335), 531-534. https://doi.org/10.1038/nature09705

Valavi, R., Shafizadeh-Moghadam, H., Matkan, A., Shakiba, A., Mirbagheri, B., & Kia, S. H. (2019). Modelling climate change effects on Zagros forests in Iran using individual and ensemble forecasting approaches. *Theoretical and Applied Climatology*, *137*, 1015-1025. https://doi.org/10.1007/s00704-018-2625-z

Vannini, A., Lucero, G., Anselmi, N., & Vettraino, A. M. (2009). Response of endophytic Biscogniauxia mediterranea to variation in leaf water potential of *Quercus cerris*. *Forest Pathology*, *39*(1), 8-14. https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2008.00554.x

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]

Yang, X.-Q., Kushwaha, S. P. S., Saran, S., Xu, J., & Roy, P. S. (2013). Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant, *Justicia adhatoda* L. in Lesser Himalayan foothills. *Ecological Engineering*, *51*, 83-87. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012. 12.004

Zamani, S. M., Emam, M., Mohammadi Goltappe, E., Safaie, N., Ghamarizare, A., & Farsi, M. J. (2013). In vitro propagation of *Quercus castaneifolia*. *Iranian Journal of Rangelands and Forests Plant Breeding and Genetic Research*, *20*(2), 240-252 https://doi.org/10.22092/IJRFPBGR.2013.3485 [In Persian]

Zwicke, M., Picon-Cochard, C., Morvan-Bertrand, A., Prud'homme, M.-P., & Volaire, F. (2015). What functional strategies drive drought survival and recovery of perennial species from upland grassland? *Annals of Botany*, *116*(6), 1001-1015. https://doi.org/10.1093/aob/mcv037

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-11-12]

[DOI: 10.61882/ifej.2025.563]