محیط‌شناسی، دورهٔ ۴۳، شمارهٔ ۳، پاییز ۱۳۹۶، صفحهٔ ۵۱۱-۴۹۷

پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر گونهٔ بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) با استفاده از مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای به‌منظور برنامه‌ریزی حفاظتی

مریم حیدریان آقاخانی[۱]*، رضا تمرتاش[۲]، زینب جعفریان[۳]، مصطفی ترکش‌اصفهانی[٤] و محمدرضا طاطیان[۲]

۱. دانشجوی دکتری علوم مرتع، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

۲. استادیار، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری (reza_tamartash@yahoo.com)

۳. دانشیار، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری (jafarian79@yahoo.com)

٤. استادیار، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان (tarkesh_es@yahoo.com)

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۶/۰۲/۳۱ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۰۸/۱۵

چکیده

از جمله آثار مهم تغییر اقلیم بر گیاهان، تغییر در پراکنش جغرافیایی آن‌هاست. پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش گونه‌های گیاهی با ارزش، امری ضروری در راستای حفاظت و مدیریت آنها محسوب می‌شود. مطالعهٔ حاضر با هدف پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش جغرافیایی گونهٔ بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) در استان چهارمحال‌وبختیاری واقع در زاگرس مرکزی صورت گرفت. پنج روش مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای، شامل مدل خطی تعمیم یافته، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی، شبکهٔ عصبی مصنوعی، روش افزایشی تعمیم یافته و جنگل تصادفی در چارچوب روش اجماعی در نرم‌افزار R استفاده شدند. نتایج نشان داد که به‌ترتیب بارندگی سالانه و میانگین دمای خشک‌ترین فصل سال بیشترین سهم را در تعیین مطلوبیت رویشگاه گونه داشتند. ارزیابی مدل‌ها نشان داد که مدل‌ها از صحت و دقت قابل قبولی برخوردار هستند و مدل جنگل تصادفی، قابل‌اعتمادترین مدل برای پیش‌بینی پراکنش گونه تعیین شد. بررسی اثر تغییر اقلیم تحت سناریو RCP۴/۵ نشان داد که وسعت رویشگاه بلوط ایرانی ۳۵/۷ درصد در سال ۲۰۵۰ کاهش می‌یابد و در برخی مناطق نیز شاهد بروز مناطق مستعد وقوع گونه خواهیم بود (۶۱/۴ درصد). از نتایج این مطالعه می‌توان در برنامه‌ریزی‌های حفاظتی و اصلاحی گونهٔ بلوط ایرانی استفاده کرد.

کلیدواژه

استان چهارمحال و بختیاری، تناسب رویشگاه، جنگل تصادفی، روش اجماعی، زاگرس مرکزی.

۱. سرآغاز

در سال‌های اخیر، تغییر اقلیم بر اکوسیستم و موجودات ساکن آن‌ها اثر گذاشته است (Benito-Garzon et al., 2008). یکی از آثار مهم تغییر شرایط محیطی و تغییر اقلیم بر گیاهان، تغییر در گسترهٔ جغرافیایی آن‌هاست (Lawler et al., 2006). حدود بردباری گونه‌ها و عوامل محیطی که پراکنش گونه‌ها و گسترش جغرافیایی آن‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهند، در اثر تغییر اقلیم دستخوش تغییر شده و درنتیجه باعث تغییرات در دامنهٔ پراکنش و انتشار موجودات زنده می‌شود (Elith & Franklin, 2013). پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش گونه‌های گیاهی باارزش، امری ضروری در راستای حفاظت، ارزیابی سطح تهدیدات و مدیریت آن‌ها محسوب می‌شود (Rana et al., 2017). بنابراین لازم است که تصمیمات مدیریتی با درک

* نویسنده مسئول: Email: ma_haidarian@yahoo.com

آثار بالقوه تغییر اقلیم بر پراکنش گونه‌ها و کاهش اثرات مخرب تغییر اقلیم بر تنوع زیستی اتخاذ شوند (Pressey et al., 2007).

تغییرات اقلیمی تنها عامل جابجایی گونه‌های گیاهی نیستند. عوامل دیگری مانند خاک، سطح آب زیرزمینی، رقابت و ... هم ممکن است پراکنش گونه‌ها را تحت تأثیر قرار دهند؛ که ملاحظهٔ تمام این فرآیندها در مدل‌سازی آثار تغییر اقلیم در مقیاس جغرافیایی وسیع ضروری نیست و غیرممکن است (Hamann & Wang, 2006). علاوه بر آن، Pearson و Dawson (۲۰۰۳) ذکر نمودند که فاکتورهای اقلیمی و فیزیوگرافی برای مدل‌سازی در سطح منطقه‌ای کفایت می‌کنند. علیرغم این کمبودها مدل‌های پراکنش گونه‌ای الگوهای کلی جابجایی گونه‌ها را پیش‌بینی می‌کنند که اغلب با روندهای زیستی مشاهده شده منطبق هستند (Parmesan et al., 2005).

براساس مطالعات انجام شده در کشور، در اکثر ایستگاه‌های سینوپتیک، روند افزایش دما مشاهده شده است. به‌عنوان نمونه، Saboohi و همکاران (۲۰۱۲) روند پارامترهای دمایی را در ۳۵ ایستگاه سینوپتیک در کشور بررسی کرده‌اند. نتایج مطالعهٔ آنها نشان داد که در حالت کلی به‌ترتیب حدود ۷۱، ۶۶ و ۴۰ درصد ایستگاه‌ها در میانگین دمای سالانه، میانگین دمای حداقل و میانگین دمای حداکثر، روند آماری معنی‌داری داشتند. بنابراین اقلیم ایران به‌خصوص در تابستان در حال گرم شدن است. همچنین Zarenistanak و همکاران (۲۰۱۴) افزایش معنی‌دار دما طی فصل‌های بهار و تابستان را در جنوب‌غربی ایران مشاهده کردند. نتایج مدل‌سازی آنها نشان داد که دما ممکن است تا سال ۲۱۰۰ میلادی بین ۱/۶۹ تا ۶/۸۸ درجهٔ سانتی‌گراد افزایش یابد. همچنین فصل تابستان ممکن است افزایش دمای بیشتری را نسبت به سایر فصل‌ها داشته باشد.

با توجه به این‌که عوامل اقلیمی دامنهٔ پراکنش گونه‌ها را کنترل می‌کنند، تغییرات دامنه پراکنش باید به‌آسانی توسط روش‌های متمرکز بر رابطه اقلیم- گونه پیش‌بینی شود. تغییرات پراکنش گونه‌ها در مقیاس‌ها و مناطق مختلف دنیا توسط مدل‌های اقلیمی رویشگاه[1] برآورد شده است (Bakkenes et al., 2002). این مدل‌ها به‌عنوان مدل‌های میدان اکولوژیک[2] (ENM)، مدل‌های پراکنش گونه‌ای[3] (SDM) یا مدل‌های مطلوبیت رویشگاه نیز شناخته‌شده‌اند (Towsend et al., 2011). مدل‌های پراکنش گونه‌ای عموماً از داده‌های وقوع و عدم‌وقوع گونه و شرایط محیطی متناظر با منطقه مورد مطالعه برای مدل‌سازی و درک احتیاجات گونه استفاده می‌کنند. سپس این شرایط در کل وسعت منطقه جستجو می‌شوند تا نقشه‌های رویشگاهی بالقوه گونه تهیه شوند. همچنین می‌توان از رابطهٔ برقرار شده، برای تولید یک مدل پیش‌بینی پراکنش گونه‌ای تحت سناریوهای تغییر اقلیم استفاده کرد (Pearson & Dawson, 2003). مدل‌های پراکنش گونه‌ای با تعیین عوامل مؤثر بر مطلوبیت رویشگاه و وقوع گونه، ابزارهای مهمی در تصمیم‌گیری‌های حفاظتی تنوع زیستی به‌شمار می‌روند. این مدل‌ها ارتباط جغرافیای زیستی، اکولوژی و حفاظت گونه‌ها را فراهم می‌کنند (Hu & Jiang, 2010).

جنگل‌های زاگرس به‌عنوان پهناورترین عرصهٔ جنگلی ایران، با مساحتی حدود ۶ میلیون هکتار به‌صورت نواری غرب کشور را می‌پوشانند (Sagheb-Talebi et al., 2014). گونهٔ غالب و معرف جنگل‌های زاگرس، بلوط ایرانی *Quercus brantii* Lindl. است (جهانبازی گوجانی و همکاران، ۱۳۸۰). گونه بلوط ایرانی به‌دلیل انعطاف‌پذیری و سازگاری بالای آن به شرایط اقلیمی و خاکی مختلف در تمام منطقهٔ زاگرس دیده می‌شود. امروزه به‌دلیل تغییرات اقلیمی، گرم شدن دمای کرهٔ زمین، خشکسالی‌های ممتد، دخالت‌های انسانی، ریزگردها و آفت‌های گیاهی به‌خصوص در مناطق مدیترانه‌ای مانند زاگرس، شاهد مرگ و میر درختان بلوط و خشک شدن آنها هستیم، در نتیجه کیفیت و کمیت این جنگل‌ها در حال کاهش است (ذوالفقاری و همکاران، ۱۳۹۲). Henareh Khalyani و

همکاران (۲۰۱۳) نیز تغییر اقلیم و افزایش جمعیت در مناطق شهری را مهمترین عوامل کاهش جنگل‌های زاگرس دانستند. با توجه به اهمیت این موضوع، مطالعهٔ حاضر با هدف پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر پراکنش جغرافیایی گونهٔ بلوط ایرانی در استان چهارمحال و بختیاری واقع در زاگرس مرکزی صورت گرفت.

مدل‌سازی پراکنش گونه‌ای یکی از مؤثرترین و عملی‌ترین روش‌ها برای انجام پیش‌بینی اثر تغییر اقلیم بر تغییرات پراکنش گونه‌های گیاهی است. مطالعات بسیاری با استفاده از مدل‌های پراکنش گونه‌ای، به بررسی پیامدهای بالقوه تغییر اقلیم بر پراکنش گونه بلوط پرداخته‌اند. برای نمونه McLaughlin و Zavaleta (۲۰۱۲) در کالیفرنیا به برداشت صحرایی و مدل‌سازی پراکنش درختان بالغ و نهال‌های *Quercus lobata* به صورت مجزا توسط مدل‌های GARP[۴]، MaxEnt[۵] و Bioclim[۶] پرداختند. آنها پی بردند که نهال‌ها حساسیت بیشتری به گرمایش دارند و رویشگاه آنها عموماً با افزایش دما به پناهگاه‌های اطراف آب محدود می‌شود. در مطالعه‌ای دیگر در ایتالیا، Vessella و Schirone (۲۰۱۳) پراکنش گونه *Quercus suber* را توسط مدل‌های GARP و MaxEnt پیش‌بینی کردند. در ارزیابی متغیرهای مهم مؤثر بر پراکنش بالقوه این گونه خشکی و استرس سرما عوامل اکولوژیک مهم در وقوع آن شناسایی شدند. همچنین López-Tirado و Hidalgo (۲۰۱۶) در جنوب اسپانیا پراکنش بالقوه پنج گونهٔ مختلف بلوط را برای اوایل، اواسط و اواخر قرن ۲۱ توسط مدل LR[۷] پیش‌بینی کردند. براساس نتایج این مطالعه گرمایش جهانی تنها برای گونه *Q. ilex* مطلوب خواهد بود. چهار گونهٔ دیگر، پتانسیل پراکنش محدودی در آینده خواهند داشت. Al-Qaddi و همکاران (۲۰۱۶) در کشورهای سوریه، لبنان و فلسطین به مدل‌سازی میدان اکولوژیک گونه *Q. coccifera* توسط مدل‌های GARP، MaxEnt و Bioclim پرداختند و پراکنش بالقوهٔ حال حاضر و آینده گونه را پیش‌بینی کردند. نتایج این مطالعه، کاهش دامنهٔ پراکنش گونه، مخصوصاً در شمال سوریه و جولان را نشان داد. همچنین مدل‌های بررسی شده، جابجایی گونه به سمت ارتفاعات را پیش‌بینی کردند.

همچنین در داخل کشور مطالعاتی دربارهٔ مدل‌سازی پراکنش گونه‌های مرتعی و آثار تغییر اقلیم بر پراکنش آنها صورت گرفته است. از جمله Tarkesh و Jetschke (۲۰۱۶) در مرکز کشور به مدل‌سازی آثار بالقوهٔ تغییر اقلیم بر گونهٔ *Astragalus gossypinus* با استفاده از دو مدل LRT[۸] و NPMR[۹] پرداختند و نقشه‌های پراکنش بالقوهٔ حال حاضر و آینده گونه تحت سناریو تغییراقلیم تولید شد. براساس پیش‌بینی‌های صورت گرفته، در آینده، منطقهٔ پراکنش گونه مورد نظر به سمت شمال‌غرب جابجا خواهد شد و در مجموع، وسعت رویشگاه آن کاهش خواهد یافت. در مطالعهٔ دیگری در زاگرس مرکزی، Sangoony و همکاران (۲۰۱۶) آثار تغییر اقلیم را بر پراکنش جغرافیایی و جابجایی گونه مرتعی *Bromus tomentellus* بررسی کردند. نتایج مطالعهٔ آنها نشان داد که گونهٔ مطالعه شده، ۶۵ درصد از رویشگاه مناسب خود را به علت تغییر اقلیم در سال ۲۰۸۰ از دست خواهد داد. درحالی‌که ۱۳/۹ درصد از رویشگاه که در حال حاضر نامناسب است به‌علت تغییر اقلیم مناسب خواهد شد. بنابراین پیش‌بینی کردند که رویشگاه این گونه تا ۵۱ درصد کوچکتر خواهد شد.

Thuiller (۲۰۰۳) و همچنین بسیاری از محققان دیگر، بیان کردند که شواهدی دال بر این موضوع که یک مدل به طور پیوسته بهتر از بقیه مدل‌ها است، موجود نیست. با توجه به ممکن نبودن بررسی صحت داده‌های آینده، نمی‌توان از صحت یکی از این مدل‌ها کاملاً مطمئن بود و بنابراین برای کاهش عدم قطعیت، پیشنهاد شده که از مدل‌های متعدد استفاده شود. بستهٔ پیشنهادی Biomod[۱۰] در نرم‌افزار R روشی برای اجماع مدل‌هاست. روش اجماعی، بعضی از محدودیت‌های موجود را برطرف می‌کند؛ به‌عنوان مثال قادر به برازش و مقایسه مدل‌های مختلف است (Thuiller et al., 2009). همچنین صحت پیش‌بینی را به

حداکثر رسانده و پراکنش آیندهٔ گونه‌ها را با قابلیت اعتماد بالاتری پیش‌بینی می‌کند (Thuiller, 2003). البته این روش زمانی بیشترین عملکرد را دارد که همهٔ مدل‌های استفاده شده، از صحت و دقت قابل قبولی برخوردار باشند تا دقت کم یک مدل باعث کاهش عملکرد مدل‌های دیگر نشود (Araújo & New, 2007). بنابراین ۵ مدل که از صحت و دقت بالاتری برخوردار بودند و تجانس بیشتری با هم داشتند از بین کل مدل‌ها انتخاب شدند. این روش‌ها شامل مدل خطی تعمیم یافته (GLM)[11]، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی (CTA)[12]، شبکهٔ عصبی مصنوعی (ANN)[13]، جنگل تصادفی (RF)[14] و روش افزایشی تعمیم یافته (GBM)[15] بوده که در چارچوب روش اجماعی و با استفاده از بستهٔ Biomod در نرم‌افزار R استفاده شدند همچنین سه متغیر فیزیوگرافی (شیب، جهت و ارتفاع)، متغیرهای زیست اقلیمی حاصل از دما و بارش تحت شرایط اقلیمی جدید (سناریو اقلیمی RCP۴/۵) و مدل گردش عمومی HadGEM2-CC برای تعیین گسترهٔ جغرافیایی بلوط ایرانی در حال حاضر و تعیین آثار تغییر اقلیم بر پراکنش آن در ۲۰۵۰ استفاده شد.

۲. مواد و روش‌ها

۲. ۱. معرفی گونه و منطقهٔ مورد مطالعه

جنگل‌های زاگرس بخش وسیعی از رشته‌کوه‌های زاگرس را شامل می‌شود که از شمال‌غربی به جنوب‌شرقی ایران گسترش می‌یابد. جنگل‌های زاگرس جزو جنگل‌های نیمه‌خشک طبقه‌بندی شده و با مساحتی بالغ بر ۶ میلیون هکتار ۴۴ درصد جنگل‌های ایران را به خود اختصاص داده است (Sagheb-Talebi et al., 2014). بارندگی سالانهٔ زاگرس بین ۳۵۰ و ۱۰۰۰ میلی‌متر است و متوسط بارندگی ۵۵۰ میلی‌متر دارد. این جنگل‌ها یک سوم از بارندگی کشور را دریافت می‌کنند و سرچشمهٔ ۴۰ درصد از رودخانه‌های کشور هستند (جزیره‌ای و ابراهیمی رستاقی، ۱۳۸۲).

گونهٔ بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.) متعلق به خانوادهٔ Fagaceae است. این گونه، بومی مناطق معتدله آسیاست و در غرب آسیا در ایران، عراق، سوریه و ترکیه پراکنش دارد. گونهٔ بلوط ایرانی درختی کوتاه به ارتفاع ۸ تا ۱۰ متر است (Browicz, 1982)، عموماً بر روی خاک‌هایی با منشا آهکی و قلیایی فاقد آبشویی استقرار یافته و در مقایسه با سایر گونه‌های بلوط غرب ایران مقاومت بیشتری در مقابل تغییرات خاک و رطوبت دارد (جزیره‌ای و ابراهیمی رستاقی، ۱۳۸۲). این گونه، توانایی منحصربه‌فردی برای غلبه بر گونه‌های دیگر و تشکیل تودهٔ خالص بلوط دارد و در نتیجه تنوع گونه‌ای کمی دارد. جنس بلوط در مقیاس وسیع یکی از گونه‌های بومی ایرانی در معرض خطر انقراض است (Sagheb-Talebi et al., 2014). این مطالعه در محدودهٔ زاگرس مرکزی و در استان چهارمحال و بختیاری با مساحتی حدود ۱/۶ میلیون هکتار انجام شد.

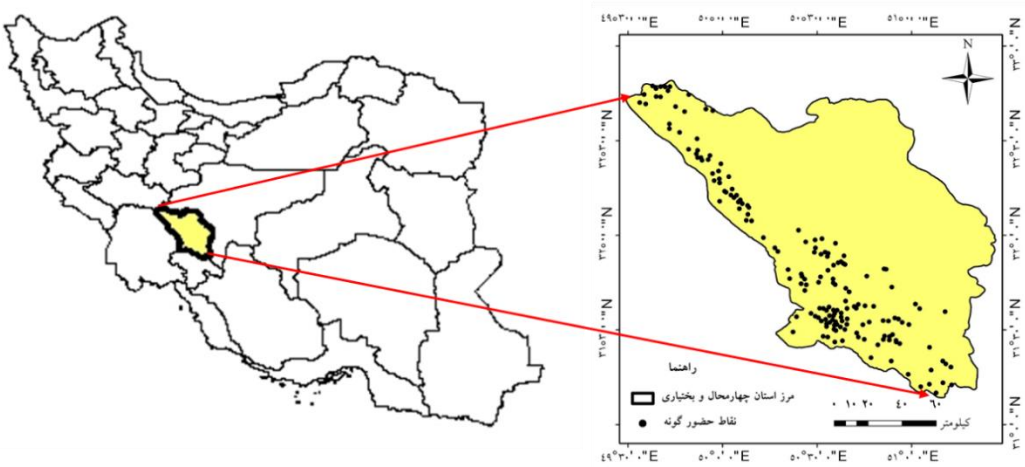
۲. ۲. روش تحقیق

ابتدا با بازدید از منطقهٔ مطالعه شده مناطقی که در آن گونهٔ بلوط ایرانی غالب است مشخص شد. سپس برداشت مختصات جغرافیایی نقاط وقوع این گونه (۱۷۰ نقطه) با استفاده از جی‌پی‌اس صورت گرفت (شکل ۱). در ثبت نقاط وقوع گونه، سعی شد مناطقی به‌عنوان وقوع در نظر گرفته شوند که علاوه بر غالبیت گونه حداقل یک لکه به مساحت یک کیلومتر مربع را تحت پوشش قرار دهند، همچنین نقاط نمونه‌برداری شده از یکدیگر حداقل یک کیلومتر فاصله داشتند.

مدل‌های گردش عمومی ابزارهای قابل اعتماد و قدرتمندی برای افزایش درک عوامل مؤثر بر اقلیم و بهبود توانایی پیش‌بینی الگوهای اقلیمی آینده هستند (Potta, 2004). در این مطالعه از مدل HadGEM2-CC استفاده شد که صحت پیش‌بینی آن در نیمکرهٔ شمالی تأیید شده است (Sutton et al., 2014). RCP's[16] سناریوهای تغییر اقلیم هستند که به‌منظور استفاده در ورودی مدل گردش عمومی جو تدوین شده‌اند و نشان دهندهٔ روند غلظت‌های مختلف گازهای گلخانه‌ای شامل دی‌اکسیدکربن، بخار آب،

اکسیدهای ازت، متان و ازن هستند که این روندها در گزارش ارزیابی پنجم در سال ۲۰۱۴ پذیرفته شده‌اند (Pachauri et al., 2014). این سناریوها جایگزین گزارش ویژهٔ انتشار گازهای گلخانه‌ای (SRES)[17] شدند که در سال ۲۰۰۰ توسط هیئت بین‌الدول تغییر اقلیم (IPCC)[18] انتشار یافت. بر طبق RCP ۴/۵ که در این مطالعه استفاده شد، پیش‌بینی شده که افزایش گرمایش جهانی بین سال‌های ۲۰۴۶ تا ۲۰۶۵ به ۰/۹ تا ۲ و میانگین ۱/۴ درجه سانتی‌گراد برسد (Alexander et al., 2013).

در این مطالعه، ما دو دوره زمانی پایه (حال حاضر) و یک دوره زمانی آینده (سال ۲۰۵۰) را در نظر گرفتیم. متغیرهای محیطی استفاده شده شامل نقشهٔ مدل رقومی ارتفاع (DEM) و دما و بارش ماهیانه منطقهٔ مطالعه شده با قدرت تفکیک‌پذیری ۳۰ ثانیه بودند که به صورت ریز مقیاس شده از پایگاه اطلاعاتی Worldclim[19] گرفته شدند. این داده‌ها، سپس با استفاده از داده‌های دما و بارندگی ایستگاه‌های هواشناسی استان (۵۰ ایستگاه)، توسط داده‌های دما و بارندگی اصلاح شدند و ۱۹ متغیر زیست اقلیمی[20] در نرم‌افزار DIVA-GIS تولید شد (جدول ۱).



شکل ۱. موقعیت استان چهارمحال و بختیاری در کشور ایران و نقاط حضور گونهٔ بلوط ایرانی

جدول ۱. توصیف اقلیمی متغیرهای زیست اقلیمی

نمایه متغیر	توصیف اقلیمی	نمایه متغیر	توصیف اقلیمی
BIO_1	میانگین دمای سالیانه	BIO_{11}	میانگین دمای سردترین فصل سال
BIO_2	میانگین دامنهٔ دمای روزانه	BIO_{12}	مجموع بارندگی سالانه
BIO_3	شاخص هم‌دمایی (BIO_2/BIO_7) ×۱۰۰	BIO_{13}	مجموع بارندگی پربارش‌ترین ماه
BIO_4	تغییرات فصلی دما	BIO_{14}	مجموع بارندگی کم‌بارش‌ترین ماه
BIO_5	حداکثر دمای گرم‌ترین ماه	BIO_{15}	تغییرات فصلی بارندگی (ضریب تغییرات)
BIO_6	حداقل دمای سردترین ماه سال	BIO_{16}	مجموع بارندگی پربارش‌ترین فصل سال
BIO_7	دامنهٔ سالانه دما (BIO_5-BIO_6)	BIO_{17}	مجموع بارندگی کم‌بارش‌ترین فصل سال
BIO_8	میانگین دمای پربارش‌ترین فصل سال	BIO_{18}	مجموع بارندگی گرم‌ترین فصل سال
BIO_9	میانگین دمای خشک‌ترین فصل سال	BIO_{19}	مجموع بارندگی سردترین فصل سال
BIO_{10}	میانگین دمای گرم‌ترین فصل سال		

از نقشهٔ مدل رقومی ارتفاع در محیط سامانهٔ اطلاعات جغرافیایی، نقشه‌های درصد شیب و جهت شیب تولید و به‌عنوان متغیرهای فیزیوگرافی استفاده شد. متغیر جهت، با استفاده از تبدیل کسینوسی در محیط سامانه اطلاعات جغرافیایی ArcGIS 10.3 و ابزار Calculator Raster به یک متغیر کمی پیوسته تبدیل شد. کل لایه‌های محیطی از نظر محدوده، تعداد پیکسل و سیستم تصویر یکسان‌سازی شدند. به‌منظور انتخاب متغیرهای ورودی به مدل‌ها، نخست وجود همبستگی بین آنها توسط آزمون آماری پیرسون[۲۱] بررسی شد و متغیرهایی با بیش از ۸۰ درصد همبستگی، تعیین شده و متغیرهایی که دارای اطلاعات مشابهی بودند حذف شدند (Rana et al., 2017). پس از حذف متغیرهای دارای همبستگی بالا و غیرضروری، لایه‌های میانگین دمای خشک‌ترین فصل سال، دامنهٔ سالانه دما، مجموع بارندگی سالیانه، شاخص هم‌دمایی، تغییرات فصلی دما، میانگین بارندگی خشک‌ترین فصل، درصد شیب و جهت شیب به‌عنوان ورودی مدل‌ها انتخاب شدند.

مدل‌های پراکنش گونه‌ای استفاده شده در مطالعه، شامل مدل خطی تعمیم یافته، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی، شبکهٔ عصبی مصنوعی، جنگل تصادفی و روش افزایشی تعمیم یافته از نوع مدل‌های همبستگی است و به‌منظور تعیین رابطهٔ وقوع‌گونه و عوامل محیطی استفاده می‌شوند. در این مدل‌ها، متغیر پاسخ یا وابسته به‌طور عمده حضور و غیاب‌گونه و متغیر پیشگو یا مستقل، پارامترهای محیطی هستند و روابط بین متغیرها به صورت توابع ریاضی (آماری) ارائه می‌شود. با توجه به فرض مطالعه، رابطه بین گونه و عوامل اقلیمی ثابت است. زمانی که تغییر اقلیم به علت سناریوی خاصی باشد، این روابط آماری ثابت در نظر گرفته شده و به‌عنوان یک فرض، برای استخراج تغییرات در پراکنش گونه‌ها (پیش‌بینی شرایط آینده) به‌کار می‌روند. زمانی که این روابط آماری با سامانه اطلاعات جغرافیایی ترکیب شود، پراکنش آیندهٔ گونه‌ها را به این شیوه می‌توان تبدیل به نقشه کرد (Tarkesh & Jetschke, 2016). مدل‌های استفاده شده در مطالعه در زیر توصیف شده‌اند.

شبکهٔ عصبی مصنوعی یک روش مدل‌سازی قانون محور است (Hastie et al., 2008)، که به طور فزاینده‌ای در مدل‌سازی اقلیمی رویشگاه استفاده شده است (Heikkinen et al., 2006). یک شبکه، محتوی سه نوع لایه مختلف است، لایه ورودی (که متغیرهای محیطی ورودی آن هستند) لایه‌های پنهان (لایه‌های میانی) و لایه خروجی. هر لایه از سلول‌های عصبی مستقل تشکیل شده، هریک از آنها به صورت مستقل از خروجی نورون‌های لایه قبلی عمل می‌کنند و به‌عنوان ورودی توابع خطی چندگانه هستند (Marmion et al., 2009). تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی یک روش جایگزین روش‌های رگرسیون است که در اغلب مطالعات جغرافیای زیستی و محیط‌زیستی استفاده شده است (Franklin, 2002). تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی داده‌ها را تا آخر به بخش‌های کوچک‌تر و همگن‌تر تقسیم می‌کند(Breiman et al., 1984). روش افزایشی تعمیم یافته اخیراً به اکولوژی معرفی شد. در برازش داده‌ها بسیار کارآمد و ناپارامتری است و نقاط قوت روش‌های پیشرفته مختلف آماری را با هم ترکیب می‌کند (Ridgeway, 1999). مدل خطی تعمیم یافته اولین بار توسط Nelder و Baker (۱۹۷۲) ارائه شد. یکی از روش‌های آماری برای مدل‌سازی است که در واقع یک نمونهٔ تعمیم‌یافته از مدل‌های ریاضی خطی محسوب می‌شود (McCullough & Nelder, 1989). این مدل‌ها برای انواع توزیع‌های آماری و روابط غیرخطی مناسب‌ترند. علاوه بر آن برای مدل‌سازی خطی و تجزیه و تحلیل واریانس هم مناسبند. در مدل خطی تعمیم یافته از معادلات درجه دوم، روش رگرسیون گام به گام و همچنین مقدار شاخص آکایاک[۲۲] برای محاسبهٔ بهترین مدل استفاده شد (Thuiller, 2003). روش جنگل تصادفی متعلق به روش‌های یادگیری ماشین است. همچنین یک روش یادگیری مجموعه‌ای برای طبقه‌بندی، رگرسیون و عملیات

دیگر است؛ که با ایجاد درختان تصمیم‌گیری در زمان مشخص و انتخاب طبقه در طبقه‌بندی براساس حداکثر فراوانی آن طبقه و یا در رگرسیون بر اساس میانگین پیش‌بینی عمل می‌کند (Hastie et al., 2008).

تمام مدل‌ها، در چارچوب روش اجماعی و با استفاده از بسته Biomod در برنامه R به‌منظور تعیین گسترهٔ جغرافیایی حال حاضر گونهٔ بلوط ایرانی و پیش‌بینی پراکنش آینده آن در شرایط اقلیمی جدید (تحت سناریو اقلیمی RCP۴/۵) و مدل گردش عمومی HadGEM2-CC اجرا شدند. به‌منظور ارزیابی مدل‌ها از آمارهٔ زیر سطح منحنی ROC یا شاخص AUC[۲۳] استفاده شد. در این مطالعه ۸۰ درصد از نقاط حضور برای تولید مدل‌ها و ۲۰ درصد به‌منظور ارزیابی عملکرد مدل‌ها به صورت تصادفی انتخاب و استفاده شدند. برای افزایش دقت و کارایی هر یک از مدل‌های استفاده‌شده، هر روش مدل‌سازی با ۱۰ بار تکرار اجرا شد و در هر بار تکرار تقسیم تصادفی داده‌ها انجام شد و مدل نهایی از جمع‌بندی این ده بار تکرار حاصل شد.

۳. نتایج

براساس جدول ۲، بر مبنای شاخص AUC، مدل جنگل تصادفی بهترین پیش‌بینی را در بین همه مدل‌ها داشت و پس از آن به‌ترتیب مدل افزایشی تعمیم‌یافته، شبکهٔ عصبی مصنوعی، خطی تعمیم یافته و تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی قرار داشتند. مقادیر AUC بین ۰/۷ تا ۰/۹ نشان دهندهٔ پیش‌بینی خوب مدل و مقادیر AUC بالاتر از ۰/۹ نشان دهندهٔ پیش‌بینی عالی مدل است (Swets, 1988). براساس شاخص AUC، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی دارای عمکرد خوب و بقیهٔ مدل‌ها دارای عمکرد عالی هستند.

همچنین سهم نسبی (اهمیت) هر یک از متغیرهای وارد شده به مدل در پیش‌بینی مناطق مناسب برای حضور گونه در جدول ۳ نشان داده است. براساس نتایج حاصل (جدول ۳) به‌ترتیب، بارندگی سالانه، میانگین دمای خشک‌ترین فصل سال، دامنهٔ سالانهٔ دما، تغییرات فصلی دما، درصد شیب، میانگین بارندگی خشک‌ترین فصل، جهت شیب و هم‌دمایی بیشترین سهم را در تعیین مطلوبیت رویشگاه گونه بلوط ایرانی داشتند. ترتیب اهمیت متغیرها در تمام آن‌ها یکسان نبود. این موضوع به‌این‌علت است که مدل‌های بررسی‌شده، مدل‌های همبستگی هستند و به‌واسطهٔ نوع الگوریتم، درجهٔ اهمیت متغیرها در آن‌ها ممکن است متفاوت باشد. میانگین بارندگی سالانه و میانگین دمای خشک‌ترین فصل با همدیگر در حدود ۷۰ درصد تغییرات پراکنش گونه را توجیه کردند و بیشترین سهم را در تعیین مطلوبیت رویشگاه داشتند. با استفاده از هر مدل، یک نقشهٔ تناسب رویشگاه برای حال حاضر حاصل شد که نواحی مناسب برای وقوع گونه (تناسب رویشگاه) را توسط آن مدل نشان می‌دهد. در نقشه‌ها بخش‌های سبز تیره مربوط به احتمال حضور بیشتر و بخش‌های زرد مربوط به احتمال حضور کمتر هستند (شکل ۲).

جدول ۲. AUC، مدل‌های استفاده شده

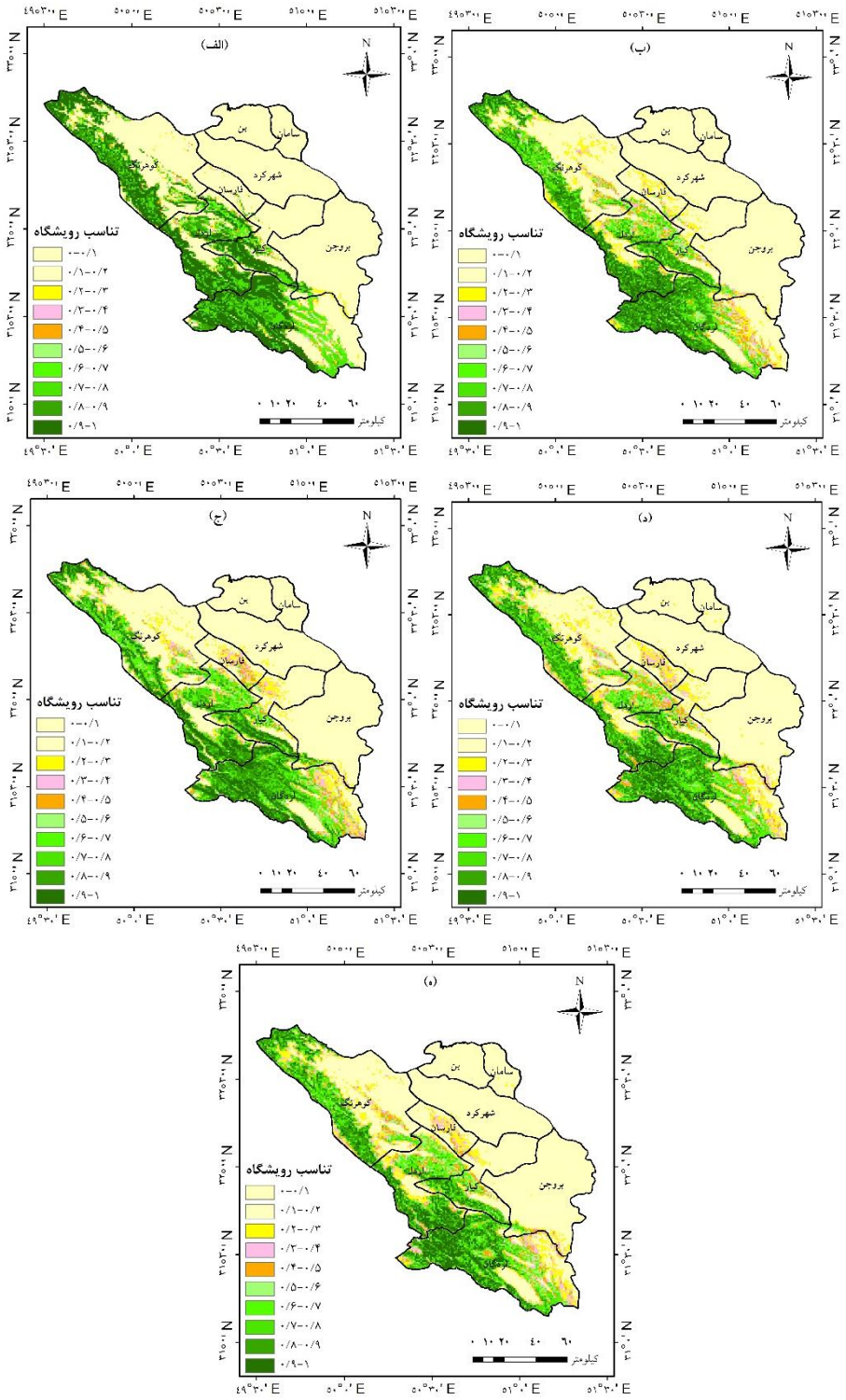
مدل	شبکهٔ عصبی مصنوعی	تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی	افزایشی تعمیم‌یافته	خطی تعمیم‌یافته	جنگل تصادفی
مقدار AUC	۰/۹۳	۰/۸۵	۰/۹۷	۰/۹۲	۰/۹۸

جدول ۳. سهم نسبی هر یک از متغیرهای استفاده شده در مدل، برای مطالعهٔ پراکنش جغرافیایی بلوط ایرانی

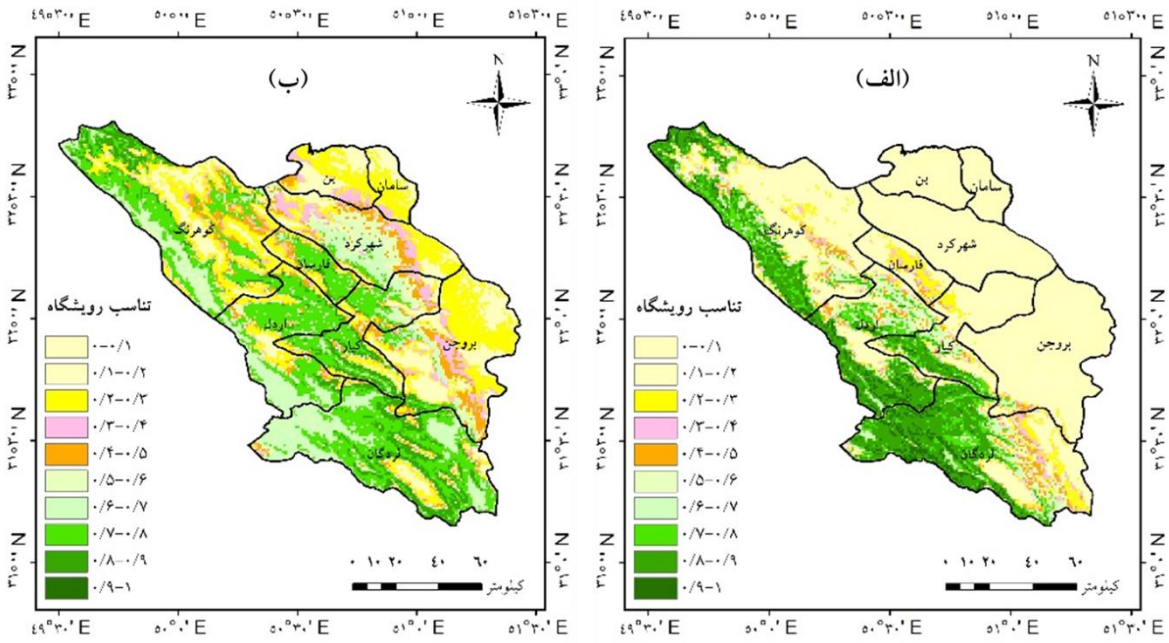
متغیر محیطی	شبکه عصبی مصنوعی	تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی	افزایشی تعمیم‌یافته	خطی تعمیم‌یافته	جنگل تصادفی	میانگین سهم نسبی در مدل‌ها (٪)
بارندگی سالیانه	۳۴/۱	۷۷	۶۱/۹	۲۵/۵	۵۰	۴۹/۷
میانگین دمای خشک‌ترین فصل	۴۳/۳	۲۲	۲۸/۲	۲۳/۸	۲۱	۲۷/۷
دامنهٔ سالانهٔ دما	۱/۷۶	۰	۱/۵۱	۲۳/۳	۱۱	۷/۵
درصد شیب	۱۳/۴۷	۰	۴/۶۸	۳	۷	۵/۶
تغییرات فصلی دما	۰/۹۷	۰	۱/۶۵	۱۹/۳	۴	۵/۲
میانگین بارندگی خشک‌ترین فصل	۵/۱	۰	۰	۴/۳	۲	۲/۳
جهت شیب	۱/۲۳	۰	۱/۵۱	۱	۲/۴۱	۱/۲۳
هم‌دمایی	۰	۰	۰	۰	۲	۰/۴

نقشه‌های حاصل از مدل‌های مختلف متفاوت بودند ولی همپوشانی بسیاری با هم داشتند. با استفاده از اجماع نتایج حاصل از تمام مدل‌ها، نقشه‌ای از مناطق مناسب برای پراکنش گونه در حال حاضر آماده شد. احتمال وقوع گونهٔ بلوط ایرانی در حال حاضر در شهرستان‌های لردگان، کوهرنگ، اردل و کیار بیشتر است (شکل ۳، الف). همچنین با مطالعهٔ تغییر اقلیم، نقشهٔ پیش‌بینی پراکنش بلوط ایرانی بر مبنای نیازهای محیطی آن، تحت سناریو اقلیمی RCP۴/۵ و مدل گردش عمومی HadGEM2-CC برای ۲۰۵۰ تولید شد. با افزایش دما در اثر تغییر اقلیم، وسعت رویشگاه بلوط ایرانی در بخش‌هایی از شهرستان‌های لردگان، اردل و کوهرنگ کاهش خواهد یافت (شکل ۳، ب). پیش‌بینی می‌شود که در ۲۰۵۰ در مناطق محدودی از شهرستان‌های اردل، فارسان، کیار، کوهرنگ و لردگان، شاهد بروز مناطق مستعد وقوع گونه خواهیم بود که این مناطق از نظر اقلیمی برای گونه مناسب خواهند شد.

برای تهیهٔ نقشه پیش‌بینی جابجایی دامنهٔ گونه در ۲۰۵۰، نخست یک سطح بحرانی استفاده شد. این سطح، صحت مدل را بر اساس معیار AUC حداکثر می‌کرد. براساس آن، نقشه‌ها به دو طبقهٔ مناسب و نامناسب طبقه‌بندی شدند. سپس نقشه‌های حال حاضر و آینده دو به دو مقایسه شدند (شکل ۴). تغییرات پراکنش جغرافیایی گونهٔ بلوط ایرانی در ۲۰۵۰ تحت سناریو RCP۴/۵ در مقایسه با شرایط محیطی حال حاضر (جدول ۴) نشان داد که وسعت رویشگاه بلوط ایرانی ۳۵/۶۸ درصد در ۲۰۵۰ کاهش می‌یابد و در برخی مناطق نیز شاهد بروز مناطق مستعد وقوع گونه خواهیم بود (۶۱/۴ درصد) که این مناطق از نظر اقلیمی برای گونه مناسب خواهند شد.



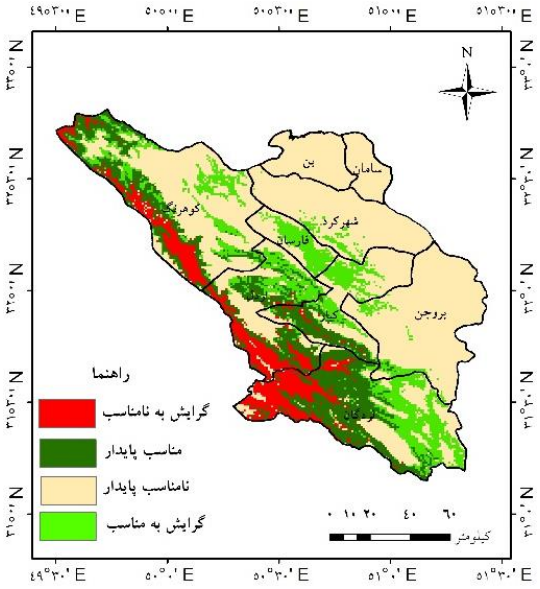
شکل ۲. نقشه‌های پراکنش جغرافیایی حال حاضر بلوط ایرانی در استان چهارمحال و بختیاری توسط مدل‌های مختلف الف. مدل شبکهٔ عصبی مصنوعی، ب. مدل افزایشی تعمیم‌یافته، ج. خطی تعمیم‌یافته، د. مدل جنگل تصادفی ه. مدل تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی



شکل ۳. الف. نقشهٔ مطلوبیت نسبی شرایط محیطی بلوط ایرانی حاصل از اجماع مدل‌های مختلف در شرایط حال حاضر ب. ۲۰۵۰ بر اساس سناریو اقلیمی RCP۴/۵ و مدل گردش عمومی HadGEM2-CC

جدول ۴. تغییرات مساحت رویشگاه گونهٔ بلوط ایرانی در ۲۰۵۰ و سناریو RCP ۴/۵ در مقایسه با شرایط محیطی حال حاضر

مساحت حضور پایدار (هکتار)	مساحت غیاب پایدار (هکتار)	مساحت رویشگاه نامناسب‌شده (هکتار)	مساحت رویشگاه مناسب اقلیمی جهت وقوع گونه (هکتار)	مساحت رویشگاه مناسب اقلیمی جهت وقوع گونه (درصد)	مساحت رویشگاه نامناسب‌شده (درصد)
۲۶۹۸۰۹	۹۵۶۶۳۲	۱۴۹۶۴۶	۲۵۷۶۱۱	۶۱/۴	۳۵/۶۸



شکل ۴. تغییرات محدودهٔ جغرافیایی مناسب برای گونهٔ بلوط ایرانی در شرایط آب و هوایی حال حاضر در مقایسه با ۲۰۵۰ بر اساس سناریو اقلیمی RCP۴/۵ و مدل گردش عمومی HadGEM2-CC

۴. بحث و نتیجه‌گیری

ارزیابی مدل‌ها با استفاده از شاخص AUC نشان داد که مدل‌ها از صحت و دقت قابل قبولی برخوردار هستند. بر اساس شاخص AUC، تجزیه و تحلیل طبقه‌بندی درختی دارای عملکرد خوب و بقیهٔ مدل‌ها دارای عملکرد عالی هستند. در بین مدل‌های بررسی‌شده، مدل جنگل تصادفی، قابل‌اعتمادترین مدل برای پیش‌بینی پراکنش گونه تعیین شد. نقشه‌های پیش‌بینی پراکنش، حتی به‌منظور بررسی یک گونه نیز، ممکن است از مدلی به مدل دیگر متفاوت باشند. ازآنجاکه پیش‌بینی هر مدل، بستگی به توابع ریاضی متفاوتی دارد، مدل‌های پراکنش گونه‌ای نتایج متنوعی خواهند داشت. مدل جنگل تصادفی، پیش‌بینی خود را با ایجاد هزاران درخت و درمجموع با یک میانگین از آن‌ها انجام می‌دهد (Breiman, 2001; Elith et al., 2008). جنگل تصادفی یک روش کارآمد برای مدل‌سازی پیش‌بینی پراکنش گونه‌هاست (Cheng et al., 2012). براساس مطالعات انجام‌شده، تنها مدل جنگل تصادفی می‌تواند عملکردی برابر با میانگین خروجی‌های چندین روش مدل‌سازی داشته باشد (Grenouillet et al., 2011). بنابراین در این مطالعه نیز مدل جنگل تصادفی به‌عنوان مدلی کارآمد و روش اجماعی، روشی مطلوب شناخته شدند.

میانگین بارندگی سالانه و میانگین دمای خشک‌ترین فصل مهم‌ترین متغیرهای زیست اقلیمی بودند که در مدل‌سازی استفاده شدند با همدیگر در حدود ۷۰ درصد تغییرات پراکنش گونه را توجیه کردند و بیشترین سهم را به‌ترتیب در تعیین مطلوبیت رویشگاه گونه داشتند. ارتباطی که بین متغیرهای پیش‌بینی انتخاب شده (میانگین بارندگی سالانه و میانگین دمای خشک‌ترین فصل) و حضور و غیاب گونه برقرار شد، براساس مشاهده‌های تجربی بوده و نمی‌توان این متغیرها را به‌عنوان علت تفسیر کرد. با این وجود، مطالعاتی مانند رادمهر و همکاران (۱۳۹۴) همبستگی بین مجموع بارندگی و میانگین دمای ماهانه در طول ۳۰ سال را با منحنی گاهشناسی استاندارد درختان بلوط ایرانی بررسی کردند و نشان دادند که بین بارندگی و رویش شعاعی درختان بلوط ایرانی در تمام ماه‌ها رابطه مستقیمی برقرار است. به طور کلی در این مطالعه افزایش دما باعث کاهش رشد گونهٔ بلوط ایرانی شد و افزایش دما در شهریور سال قبل بر رویش شعاعی درختان بلوط در سال جاری تأثیر منفی و بسیار قوی را از خود نشان داد. همچنین Du و همکاران (۲۰۰۷) علت این امر را دمای بالا در انتهای فصل رویش می‌دانند که موجب مصرف بیش از اندازهٔ مواد غذایی می‌شود و کاهش ذخیره مواد مورد نیاز رویش سال بعد را به همراه خواهد داشت. این نتیجه، به طور مشابه در تحقیقات بسیاری از محققین از جمله در ایران، پورطهماسی و همکاران (۱۳۸۸) و در آلمان van der Maaten (۲۰۱۲) گزارش شده است. همچنین هر ساله استان چهارمحال‌وبختیاری با تابستان‌های بسیار گرم مواجه می‌شود که افزایش دما آثاری نظیر متوقف کردن رشد گیاهان و افزایش تبخیر و تعرق گیاه را در پی دارد. با این توضیح که کمبود آب درختان در پاسخ به دمای بالا اتفاق می‌افتد، بنابراین روزهای گرم بدون بارش، همراه با تبخیر و تعرق زیادی است. دمای بالا همراه با کمبود آب باعث ایجاد تنش‌های خشکی در درخت، بسته شدن روزنه‌ها، کاهش ذخیرهٔ آب و جذب کربن و نهایتاً کاهش رشد می‌شود (Shi et al., 2012). بنابراین چون گیاه ناچار به مصرف آب زیاد بوده، در صورت تأمین نبودن آب با توجه به قرار گرفتن در وضعیت خشکسالی و کمبود آب در منابع زیرزمینی دچار خشکیدگی می‌شود.

داده‌های حاصل از پایش، ارتباط معناداری بین پدیدهٔ گرم شدن هوا و فراوانی آفت‌های گیاهی و حشراتی مانند سوسک چوب‌خوار بر روی صنوبر، کاج اروپایی و همچنین بلوط گزارش کردند (Rannow & Neubert, 2014). خشکسالی در نتیجهٔ تغییر اقلیم سبب ضعیف شدن درختان از نظر فیزیولوژیکی و نابودی آن‌ها می‌شود. ضعف درخت سبب هجوم آفات و بیماری‌ها به سوی آن می‌شود، همچنین درخت ضعیف در برابر تنش‌های خاکی و آبی

مقاومت کمتری دارد، بنابراین اکوسیستم جنگل به خطر می‌افتد. در نتیجه، پدیدهٔ گرم شدن هوا باعث شده تا آفت‌های گیاهی که مهم‌ترین آن‌ها سوسک چوب‌خوار است، در محدودهٔ درختان بلوط زاگرس افزایش یابد.

تغییرات پراکنش جغرافیایی گونهٔ بلوط ایرانی در ۲۰۵۰ تحت سناریو RCP۴/۵ در مقایسه با شرایط محیطی حال حاضر نشان داد که وسعت رویشگاه بلوط ایرانی ۳۵/۶۸ درصد در ۲۰۵۰ کاهش می‌یابد و در برخی مناطق نیز شاهد بروز مناطق مستعد وقوع گونه خواهیم بود (۶۱/۴ درصد) که این مناطق از نظر اقلیمی برای گونه مناسب خواهند شد. با افزایش دما در اثر تغییر اقلیم، وسعت رویشگاه بلوط ایرانی در بخش‌هایی از شهرستان‌های لردگان، اردل و کوهرنگ کاهش خواهد یافت و به سمت مناطقی که مرتفع‌تر و درنتیجه دارای دمای کمتری باشند جابجا خواهد شد. پیش‌بینی می‌شود که در ۲۰۵۰ در مناطق محدودی از شهرستان‌های اردل، فارسان، کیار و کوهرنگ و لردگان، شاهد بروز مناطق مستعد وقوع گونه خواهیم بود که این مناطق ازنظر اقلیمی برای گونه مناسب خواهند شد. معرفی این مناطق به‌منظور کشت و احیا گونه مستلزم بررسی عوامل دیگری مانند خاک، کاربری اراضی و دسترسی برای پراکنش بذر گونه است که در این مطالعه بررسی نشده‌اند. محققان گسترش گیاهان به سمت ارتفاعات در دوره‌های اخیر را نمونه‌ای از جابجایی گونه‌ها تحت تأثیر تغییر اقلیم ذکر کردند (Walther et al., 2002). Thuiller (۲۰۰۷) نیز یکی از مهم‌ترین آثار تغییر اقلیم را جابجایی محدودهٔ جغرافیایی گونه‌های گیاهی دانست. وی بیان کرد که افزایش دما باعث حرکت گونه‌های نیمکرهٔ شمالی به سمت ارتفاعات خواهد شد. البته ازنظر وی تغییرات در اکوسیستم‌های مختلف یکسان نیست و هر اکوسیستم باید با روش‌های مناسب بررسی شود. همان‌طور که گونه‌ها به سمت قطب یا ارتفاعات می‌روند ممکن است ناپدید شوند و یا به پناهگاهی دور از بقیه محدود شوند، درحالی‌که گونه‌های دیگر ممکن است دامنه پراکنش خود را گسترش دهند. زیست‌شناسان در زمینهٔ نابودی گونه‌هایی که دسترسی آن‌ها به رویشگاه مناسب محدود شود، اظهار نگرانی کرده‌اند (Potter & Hargrove, 2013). با توجه به نتایج مدل‌سازی به نظر می‌رسد که در مورد گونهٔ بلوط ایرانی، جابجایی به سمت ارتفاعات نسبت به انقراض گونه با سرعت کمتری رخ خواهد داد.

بخشی از میدان اکولوژیک واقعی گونهٔ بلوط ایرانی، در ۲۰۵۰ سناریو RCP۴/۵ تحت پوشش قرار نخواهد گرفت و از شرایط بهینه گونه دور خواهد شد. این تغییرات پیش‌بینی‌شده در پراکنش بلوط ایرانی در پاسخ به تغییر اقلیم، مدیران را وادار می‌کند تا استراتژی‌های منطبق با حفاظت این مناطق را اجرا کنند. رویشگاه‌هایی که پیش‌بینی‌شده دارای گونه‌های در معرض خطر مانند بلوط ایرانی هستند و باید از تغییر کاربری، دست‌اندازی، کف بر کردن و تخریب بیشتر حفظ شوند. آثار منفی تغییر اقلیم بر جنگل‌های زاگرس تنها شامل جنگل‌ها نیست؛ بلکه در پی کاهش خدمات اکوسیستم جنگل به‌ویژه چرخهٔ آب، تولید خاک و محافظت از تنوع زیستی، زندگی ۹/۸ میلیون نفر ساکن در منطقهٔ زاگرس و ۱/۵ میلیون نفر در مناطق جنگلی که از جنگل برای غذا، سوخت و درآمد استفاده می‌کنند نیز تحت تأثیر قرار خواهد گرفت. به علت پیوستگی ذاتی بین اکوسیستم‌های مختلف یک چشم‌انداز ضروری است که تنوع گونه‌ای حفاظت شود تا خدمات بشری به‌صورت پایداری حفظ شوند. پیشرفت در درک مدل‌های پراکنش گونه‌ای در مقابله با تغییر اقلیم و اصلاح پایگاه مکانی داده‌ها می‌تواند منجر به توسعه استراتژی‌های حفاظتی شود که برای اکوسیستم و هم گونه مفید است. علاوه بر آن در سطح محلی و جهانی خواهان حفظ تنوع زیستی زاگرس مرکزی هستند و این منطقه ازنظر اکولوژیکی و تنوع زیستی مهم است (Hunnam, 2011). بنابراین نیازمند تلاش مضاعفی برای حفاظت از گونه‌های مختلف ازجمله بلوط ایرانی در برابر تغییر اقلیم هستیم.

تشکر و قدردانی

نویسندگان مقاله از آقای دکتر حامد سنگونی به دلیل همکاری در طول این تحقیق بسیار سپاسگزارند.

یادداشت

1. climatic envelops
2. Ecological Niche Modelling
3. Species Distribution Models
4. Genetic Algorithm for Rule-set Prediction
5. Maximum Entropy
6. Bioclimatic Envelope Algorithm
7. Logistic regression
8. Logistic Regression Tree
9. Non Parametric Multiplicative Regression
10. Biodiversity modelling
11. Generalized Linear Models
12. Classification Tree Analysis
13. Artificial Neural Networks
14. Random Forest
15. General Boosting Method
16. Representative Concentration Pathways
17. Special Report on Emissions Scenarios
18. Intergovernmental Panel on Climate Change
19. www.worldclim.org
20. Bioclimatic Variables
21. Pearson
22. akaike
23. Area Under Curve

منابع

پورطهماسی، ک.، پورسرتیپ، ل.، براونینگ، آ. و پارساپژوه، د. ۱۳۸۸. ارزیابی رویش شعاعی درختان ارس (*Juniperus polycarpos*) و اوری (*Quercus macranthera*) در دو دامنهٔ شمال و جنوب البرز در منطقهٔ چهار باغ گرگان، جنگل و فرآورده‌های چوب (منابع طبیعی ایران)، ۶۲ (۲) ۱۵۹-۱۶۹.

جزیره‌ای، م. ح. و ابراهیمی رستاقی، م. ۱۳۸۲. جنگل‌شناسی زاگرس، چاپ اول، انتشارات دانشگاه تهران، تهران، ۵۶۰ صفحه.

جهانبازی گوجانی، ح.، میربادین، ع. و طالبی، م. ۱۳۸۰. بررسی و تعیین میزان رویش قطر *Quercus brantii* در استان چهارمحال و بختیاری، تحقیقات جنگل و صنوبر ایران. ۲۵۴: ۱-۳۲.

ذوالفقاری، ر.، کریمی حاجی پمق، خ. و فیاض، پ. ۱۳۹۲. ارزیابی تغییرات ژنتیکی در برخی صفات مورفوفیزیولوژیکی در بلوط ایرانی ، تحقیقات ژنتیک و اصلاح گیاهان مرتعی و جنگلی ایران. ۲۱ (۱) ۱۰۳-۱۱۸.

رادمهر، ع.، سوسنی، ج.، بالاپور ش.ا.، حسینی قلعه بهمنی، س.م. و سپهوند، ا. ۱۳۹۴. اثر متغیرهای اقلیمی (دما و بارندگی) بر پهنای حلقه‌های رویشی درختان شاخه‌زاد بلوط ایرانی در ناحیه زاگرس میانی (مطالعهٔ موردی جنگل‌های شهرستان خرم‌آباد). پژوهش‌های علوم و فناوری چوب و جنگل. ۲۲ (۱): ۹۳-۱۱۰.

Alexander, L.V., Allen, S.K., Bindoff, N.L., Breon, F.M., Church, J.A., Cubasch, U., Emori, S., Forster, p., Friedlingstein, P. and Gregory, J.M. 2013. Summary for policymakers, 3-30.

Al-Qaddi, N., Vessella, F., Stephan, J., Al-Eisawi, D. and Schirone, B. 2016. Current and future suitability areas of kermes oak (*Quercus coccifera* L.) in the Levant under climate change. Regional Environmental Change, 17: 143-156.

Araújo, M.B. and New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in ecology & evolution 22:42-47.

Bakkenes, M., Alkemade, J., Ihle, F., Leemans, R. and Latour, J. 2002. Assessing effects of forecasted climate change on the diversity and distribution of European higher plants for 2050. Global change biology 8(4): 390-407.

Benito-Garzon, M., Sanchez de Dios, R. and Sainz Ollero, H. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. Applied Vegetation Science, 11: 169–178.

Breiman, L., Friedman, J., Stone, C.J. and Olshen, R.A. 1984. Classification and Regression Trees, CRC press.

Breiman, L., 2001. Random forests. Machine learning, 45 (1): 5–32

Browicz, K., 1982. Chorology of trees and shrubs in South-West Asia and adjacent regions. Vol. 1. Państwowe Wydawnictwo Naukow, Poland, 172.

Cheng, L., Lek, S., Lek-Ang, S. and Li, Z., 2012. Predicting fish assemblages and diversity in shallow lakes in the Yangtze River basin. Limnologica, 42 (2): 127–136.

Du, S., Yamanaka, N., Yamamoto, F., Otsuki, K., Wang, S. and Hou, Q., 2007. The effect of climate on radial growth of Quercus liaotungensis forest trees in Loess Plateau, China. Dendrochronologia, 25(1): 29-36.

Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T., 2008. A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology, 77 (4): 802–813.

Elith, J. and Franklin, J. 2013. Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition). Levin, S.A. (ed), pp. 692-705, Academic Press, Waltham, 692-705.

Franklin, J. 2002. Enhancing a regional vegetation map with predictive models of dominant plant species in chaparral. Applied Vegetation Science 5(1): 135-146.

Grenouillet, G., Buisson, L., Casajus, N. and Lek, S. 2011. Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. Ecography 34 (1): 9–17.

Hamann, A. and Wang, T. 2006. Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in british columbia. Ecology 87:2773-2786.

Hastie, T., Tibshirani, R. and Friedman, J. 2008. The elements of statistical learning (2nd ed.), Springer: 485-585.

Heikkinen, R. K., Luoto, M., Araújo, M.B., Virkkala, R., Thuiller, W. and Sykes, M.T. 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. Progress in Physical Geography 30(6): 751-777.

Henareh Khalyani, A., Mayer, A.L., Falkowski, M.J. and Muralidharan D. 2013. Deforestation and landscape structure changes related to socioeconomic dynamics and climate change in zagros forests. Journal of Land Use Science 8:321-340.

Hu, J. and Jiang, Z., 2010. Predicting the potential distribution of the endangered przewalski's gazelle. Journal of Zoology, 282:54-63.

Hunnam, P. 2011. Conservation of biodiversity in the Central Zagros Landscape conservation zone: Mid-Term evaluation report. Government of the Islamic Republic of Iran, United Nations Development Programme, Global Environment Facility, Project No. PIMS 2278.

Lawler, J.J., White, D., Neilson, R.P. and Blaustein, A.R. 2006. Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. Global change biology, 12(8): 1568-1584.

López-Tirado, J. and Hidalgo, P.J. 2016. Predictive modelling of climax oak trees in southern Spain: insights in a scenario of global change. Plant Ecology 217(4): 451-463.

Marmion, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K. and Thuiller, W., 2009. The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. Ecological Modelling 220(24), 3512-3520.

McCullough, P. and Nelder, J. A. 1989. Generalized linear models, London: Chapman & Hall.

Mclaughlin, B.C., and Zavaleta, E.S. 2012. Predicting species responses to climate change: demography and climate microrefugia in California valley oak (Quercus lobata). Global change biology, 18(7): 2301-2312.

Nelder, J. A. and Baker, R. J. 1972. Generalized linear models. Encyclopedia of Statistical Sciences.

Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J., Clarke, L., Dahe, Q. and Dasgupta, P. 2014. Climate change 2014: synthesis Report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, IPCC, 153p.

Parmesan, C., Gaines, S., Gonzalez, L., Kaufman, D.M., Kingsolver, J., Townsend Peterson, A. and Sagarin, R. 2005. Empirical perspectives on species borders: From traditional biogeography to global change. Oikos 108:58-75.

Pearson, R.G. and Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? Global ecology and biogeography, 12(5): 361-371.

Potta, S. 2004. Application of Stochastic Downscaling Techniques to Global Climate Model Data for Regional Climate

Prediction, MSc. Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College, Sri Venkateswara University, 153.

Potter, K.M. and Hargrove, W.W., 2013. Quantitative assessment of predicted climate change pressure on North American tree species. Mathematical and Computational Forestry & Natural-Resource Sciences (MCFNS) 5(2): 151-169 (118).

Pressey, R.L., Cabeza, M., Watts, M.E., Cowling, R.M. and Wilson, K.A., 2007. Conservation planning in a changing world. Trends Ecol. Evol. 22: 583–592.

Rana, S.K., Rana, H.K., Ghimire, S.K., Shrestha, K.K. and Ranjitkar, S., 2017. Predicting the impact of climate change on the distribution of two threatened himalayan medicinal plants of liliaceae in nepal. Journal of Mountain Science 14:558-570.

Rannow, S. and Neubert, M., 2014. Managing protected areas in central and eastern Europe under climate change, Springer. Germany, 305.

Ridgeway, G., 1999. The state of boosting. Computing Science and Statistics, 172-181.

Saboohi, R., Soltani, S. and Khodagholi, M. 2012. Trend analysis of temperature parameters in Iran. Theoretical and Applied Climatology 109(3-4): 529-547.

Sagheb Talebi, Kh., Sajedi, T. and Pourhashemi, M. 2014. Forests of Iran: A Treasure from the Past, A Hope for the Future. Springer, New York, 152.

Sangoony, H., Vahabi, M.R., Tarkesh, M. and Soltani, S. 2016. Range shift of Bromus tomentellus Boiss. as a reaction to climate change in Central Zagros, Iran. Applied Ecology and Environmental Research 14(4): 85-100.

Shi, Z., Gao, J ,.Yang, X., Jia, Z., Shang, J., Feng, C. and Lü, S., 2012. Response of Mongolian pine radial growth to climate in Hulunbuir Sand Land, Inner Mongolia, China. Journal of Food, Agriculture & Environment, 10(2): 884-890.

Sutton, W.B., Barrett, K., Moody, A.T., Loftin, C.S., deMaynadier, P.G. and Nanjappa, P. 2014. Predicted changes in climatic niche and climate refugia of conservation priority salamander species in the northeastern United States. Forests 6(1): pp. 1-26.

Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science, 240(4857): 1285-1293.

Tarkesh, M. and Jetschke, G. 2016. Investigation of current and future potential distribution of Astragalus gossypinus in Central Iran using species distribution modelling. Arabian Journal of Geosciences 9(1): 1-11.

Thuiller, W. 2003. BIOMOD–optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. Global change biology 9(10): 1353-1362.

Thuiller, W. 2007. Biodiversity: climate change and the ecologist. Nature 448(7153): 550-552.

Thuiller ,W., Lafourcade, B., Engler, R. and Araújo, M.B. 2009. BIOMOD–a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography 32(3): 369-373.

Towsend, P., Soberón, J., Pearson, R., Anderson, R., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. and Araújo, M. 2011. Ecological niches and geographic distributions, Princeton University Press, Princeton, NJ. 328.

Van der Maaten, E., 2012. Climate sensitivity of radial growth in European beech (Fagus sylvatica L.) at different aspects in southwestern Germany. Trees, 26(3): 777-788.

Vessella, F. and Schirone, B. 2013 Predicting potential distribution of Quercus suber in Italy based on ecological niche models: Conservation insights and reforestation involvements. Forest Ecology and Management 304: 150-161.

Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. and Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416(6879), 389-395.

Zarenistanak, M., Dhorde, A. G. and Kripalani, R. H. 2014. Temperature analysis over southwest Iran: trends and projections. Theoretical and Applied Climatology, 116(1):103-117.