نشریه تحلیل فضایی مخاطرات محیطی، سال ششم، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۸.
صفحات ۲۱ تا ۳۴

ارزیابی ریسک اجرای طرح جنگلداری بر تغییرات تراکم مکانی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل با رهیافت مدل‌سازی شبکه عصبی مصنوعی

علی جهانی،[۱] استادیار مدیریت اکوسیستم های جنگلی، دانشکده محیط زیست ، کرج، ایران.

دریافت مقاله : ۱۳۹۶/۰۳/۲۴ پذیرش نهایی: ۱۳۹۸/۰۴/۱۸

چکیده

هدف از این پژوهش مدل‌سازی تغییرات مکانی تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل با توجه به ساختار اکوسیستم جنگل و فعالیت‌های طرح جنگلداری به عنوان یک مخاطره زیست محیطی می‌باشد. واحدهای همگن محیط زیستی با استفاده از منابع اکولوژیکی و سیستم اطلاعات جغرافیایی، تهیه گردید. در این تحقیق به کمک شبکه‌های عصبی مصنـوعی، تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر اساس متغیرهای اکولوژیکی و انسانی شبیه‌سازی شد. شبکه پرسپترون چندلایه با یک لایه پنهان و ۴ نرون در هر یک از لایه‌های مخفی و آرایش نهایی ۲۳-۴-۱، با توجه به بیشترین مقدار ضریب تبیین آزمون شبکه (معادل ۰/۸۵۷۶) و کمترین مقدار میانگین مربعات خطا و میانگین خطای مطلق (به ترتیب معادل ۰/۸۶۶ و ۰/۷۳۶)، بهترین عملکرد بهینه‌سازی توپولوژی را نشان می‌دهد. بر اساس نتایج آنالیز حساسیت، عوامل اکولوژیکی و انسانی شامل تراکم تاج پوشش توده، تراکم دام در جنگل، شدت فرسایش خاک و شدت کوبیدگی آن به ترتیب بیشترین تاثیر را در تغییرات پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل از خود نشان دادند. نتایج حاصله در این تحقیق در چهارچوب روش تجزیه و تحلیل سیستمی منجر به مدل-سازی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در ارزیابی مخاطرات محیط زیستی طرح‌های جنگلداری و طراحی سامانه پشتیبان تصمیم‌گیری شده است که می‌تواند راه‌گشای تصمیم‌گیری در مورد ساختار طرح و اجرای پروژه‌های مشابه در مکان‌های مشابه باشد.

واژه‌های کلیدی: طرح جنگلداری، ارزیابی اثرات محیط زیستی، پرسپترون چندلایه، پوشش گیاهی زیرآشکوب، شبکه عصبی مصنوعی

[۱] – نویسنده مسئول: Email: ajahani@ut.ac.ir

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

مقدمه

امروزه ارزیابی ریسک محیط‌زیستی به عنوان یکی از مولفه‌های اثرگذار در برنامه‌ریزی و سیاست‌گذاری‌های محیط‌زیستی جایگاهی واقعی یافته است. پراکنش درختان در جنگل و ساختار اکوسیستم‌های جنگلی در طی سالیان دراز شکل گرفته و با استفاده از شبیه‌سازی ساختاری امکان کاهش ریسک در پایداری و تعادل محیط وجود خواهد داشت (Jahani et al., ۲۰۱۲). فعالیت‌هایی که در غالب طرح‌ها و پروژه‌های جنگلداری انجام می‌شوند غالبا دارای مخاطرات، اثرات و پیامدهای ناسازگار با اهداف توسعه پایدار می‌باشند (Hanna *et al.*, ۲۰۱۱; Jahani, ۲۰۱۹b). ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی در جنگلداری با هدف شناسایی پیامدهای محیط‌زیستی و اجتماعی اقتصادی فعالیت‌های برنامه‌ریزی شده در اکوسیستم جنگلی انجام می‌شود. ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی فرآیندی است برای شناسایی و پیش‌بینی تاثیر پیامد فعالیت‌ها یا پروژه‌ها بر محیط‌زیست، به‌نحوی‌که یافته‌های حاصل از آن در برنامه‌ریزی برای بهبود و یا تصویب پروژه استفاده شود (Jahani, ۲۰۱۷b: ٤٠). پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بخش مهمی از تنوع زیستی جنگل محسوب شده و نقش کلیدی در بسیاری از فرآیندهای اکوسیستم دارد (Gilliam, ۲۰۰۷). پوشش گیاهی زیرآشکوب در واقع به عنوان فیتومتر[۱] عمل می‌کند و بازگوکننده بسیاری از عوامل محیطی است که اندازه‌گیری مستقیم بسیاری از آنها (همچون ماکروکلیما، میکروکلیما، فیزیوگرافی، خاک و شرایط نوری) دشوار است (Barnes *et al.*, ۱۹۹۸: ٤٥١). با توجه به موقعیت و ساختار پوشش گیاهی در سطح جنگل، می‌توان به نقش عمده تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در جذب آب‌های جاری و جلوگیری از رواناب در جنگل و کاهش مخاطرات زیست محیطی آتی اشاره کرد (Guevara escobar *et al.*, ۲۰۰۷). لذا مدل‌سازی و بررسی مخاطرات فعالیت‌های طرح جنگلداری و میزان پتانسیل اکوسیستم در حفظ و غنای پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل می‌تواند به عنوان ابزاری کارآمد در تصمیم‌گیری در اختیار مدیران طرح‌های جنگلداری جهت کاهش مخاطرات محیط زیستی طرح جنگلداری از جمله خطر ایجاد فرسایش و رواناب، تغییر رژیم هیدرولوژیکی، افت آبهای زیرزمینی و نشست زمین و غیره قرار گیرد. هدوال *و همکاران* (Hedwall *et al.*, ۲۰۱۳) با بررسی تغییرات پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل از رژیم‌های تنک کردن درختان جنگل به عنوان یک عامل اثرگذار در افزایش پوشش گیاهی زیرآشکوب یاد کرده و معتقدند استفاده از کودهای حاصل‌خیزکننده خاک موجب کاهش پوشش گیاهی زیرآشکوب و افزایش ریسک پایداری محیط می‌شود. مورینن *و همکاران* (Muurinen *et al.*, ۲۰۱۹) نیز عملیات بهره‌برداری چوب را به عنوان عامل کاهش تنوع و تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل‌های فنلاند معرفی کردند. اما در این تحقیقات مدلی جهت پیش‌بینی شدت اثرگذاری فعالیت‌های طرح جنگلداری بر تغییرات پوشش گیاهی زیرآشکوب ارائه نشده است. برخی مدل‌های پیش‌بینی در برآورد میزان فتوسنتز پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در فنلاند توسط کلاری *و همکاران* (Kolari *et al.*, ۲۰۰٦) انجام شده است که خود وابسته به تراکم این پوشش گزارش شده است.

از آنجا که هدف اصلی از این تحقیق بررسی عوامل اکولوژیکی و مدیریتی بر تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل است، لذا بایستی رابطه بین متغیرهای اندازه‌گیری شده و پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل کمی شود تا بدین ترتیب به یک مدل تجربی جهت برآورد میزان تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب دست یابیم. شبکه‌های عصبی مصنوعی برای چنین منظوری از توانائی بسیار بالائی برخوردارند. چرا که با برخورداری از توانائی تشخیص الگو، رابطه خوبی میان

۱. Phytometer

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

ورودی‌ها یا متغیرهای پیش‌بینی کننده (هر چند زیاد باشند) و خروجی مورد نظر برقرار می‌کند. همچنین به خاطر پردازش موازی داده‌های ورودی در قیاس با دیگر الگوها، حساسیت کمتری نسبت به وجود خطا در اطلاعات ورودی از خود نشان می‌دهد (منهاج، ۱۳۸۰: ۴۴۵). در این ارتباط شبکه‌های عصبی مصنوعی به عنوان ابزاری در مدل‌سازی فرآیندهای پیچیده محیط زیستی شناخته می‌شوند (جهانی، ۱۳۹۵) که تا کنون در مطالعات گسترده‌ای در زمینه مدل‌سازی ساختار محیط زیست به کار گرفته شده‌اند (Jahani *et al.*, ۲۰۱۶; Maier *et al.*, ۲۰۱۰; Vali *et al.*, ۲۰۱۲). ایتو *و همکاران* (Itô *et al.*, ۲۰۱۲) از مدل‌های بیزین سلسه مراتبی جهت مدل‌سازی تغییرات پوشش گیاهی زیرآشکوب در جنگل‌های شاخه‌زاد مدیریت شده و رها شده استفاده کردند. نتایج آنها حاکی از کاهش تنوع گونه‌های درختی در اثر از بین رفتن پوشش گیاهی کف جنگل و ریسک نابودی اکوسیستم است. همچنین استفاده از شبکه عصبی مصنوعی در مطالعات جهانی *و همکاران* (Jahani *et al.*, ۲۰۱۶) در ارزیابی اثرات زیست محیطی طرح‌های جنگلداری با تعیین شاخص‌های تخریب و افزایش ریسک ناپایداری اکوسیستم و روانآب دیده می‌شود و نتایج حاصل نیز دقت بالایی (R^2 برابر با ۰/۸۹۷) در پیش‌بینی تخریب داشته است.

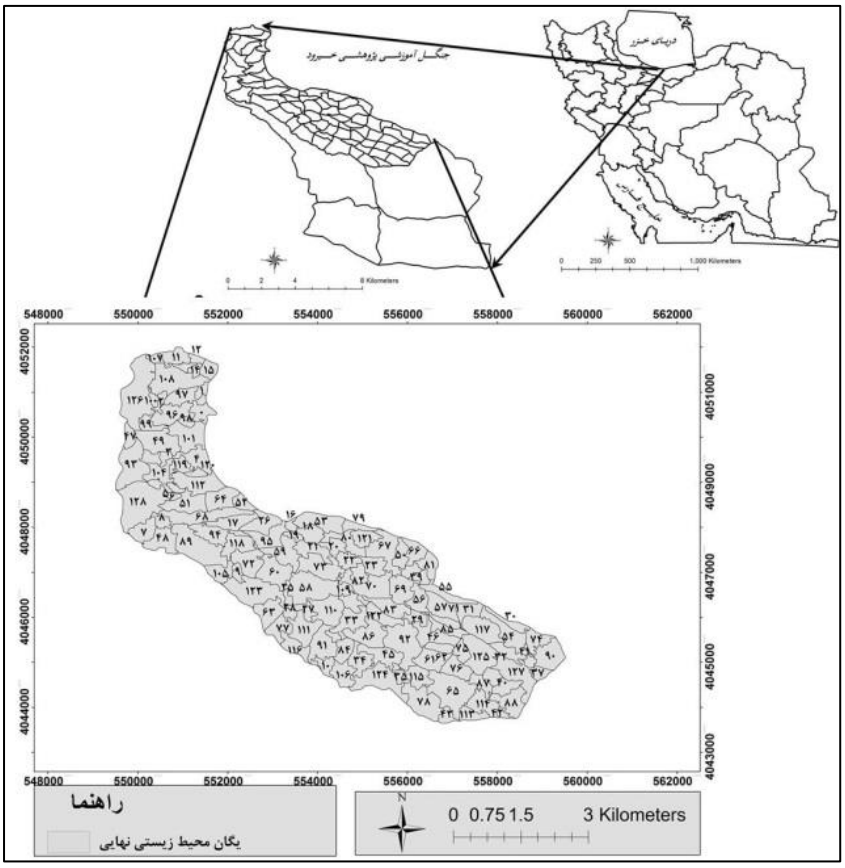
هدف از این پژوهش طراحی و پیاده‌سازی یک سامانه با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی و اجزای اکوسیستم، فعالیت-های طرح جنگلداری و میزان تغییرات پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل است تا بدین وسیله امکان ارزیابی خطر محیط زیستی طرح جنگلداری (بر کاهش پوشش گیاهی زیرآشکوب) پیش از اجرا به عنوان یک سامانه پشتیبان تصمیم‌گیری فراهم شود. همچنین دقیق‌ترین مدل شبکه عصبی، مدل ارزیابی خطر محیط زیستی طرح جنگلداری در برآورد تغییرات پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل را معرفی خواهد کرد.

داده‌ها و روش کار

منطقه مورد مطالعه سه بخش پاتم، نمخانه و گرازبن جنگل آموزشی پژوهشی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران است که به جنگل خیرود موسوم است. جنگل آموزش و پژوهشی خیرود در ۷ کیلومتری شرق شهرستان نوشهر بین ′۲۷ °۳۶ تا ′۴۰ ° ۳۶ عرض شمالی و ′۳۲ °۵۱ طول شرقی و در حوزه اداره کل منابع طبیعی نوشهر در منطقه خیرود واقع شده است (شکل۱). جنگل‌های مشرف به روستای نجارده به شدت تخریب شده و برای مصارف سوخت و ساختمان‌سازی در گذشته مورد استفاده قرار گرفته است اما در حال حاضر طبق برنامه‌ریزی صورت گرفته مجموعه فعالیت‌های جنگلداری در سه دوره طرح جنگلداری در بخش پاتم، دو دوره طرح جنگلداری در بخش نم‌خانه و یک دوره در بخش گرازبن در حال اجرا است.

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]



شکل ۱- نقشه موقعیت جغرافیایی و یگان‌های محیط زیستی منطقه مورد مطالعه

جهت مدل‌سازی تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب نیاز به تفکیک اکوسیستم جنگلی به واحدهای همگن به لحاظ شرایط اکولوژیکی می‌باشد تا اثر فعالیت‌های مدیریتی (طرح جنگلداری و بهره‌برداری سنتی) در شرایط مختلف اکولوژیکی (توان اکولوژیکی) ارزیابی گردد. با توجه به شرایط اکولوژیک در سطح هریک از واحدها، همچنین مجموعه برنامه‌ها و فعالیت‌های توسعه‌ای مختلف صورت پذیرفته در طی طرح جنگلداری و فعالیت‌های سنتی موجود در منطقه، می‌توان به بررسی آثار فعالیت‌ها بر پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل با استفاده از مطالعات زمینی و مدل‌سازی پرداخت.

در این مطالعه و در مرحله اول به شناسایی منابع اکولوژیکی و سپس به تفسیر و جمع‌بندی داده‌ها و ایجاد یگان نقشه-سازی پرداخته شد. روش تجزیه و تحلیل سیستمی بر پایه نقشه‌سازی منابع اکولوژیکی قرار دارد که روی هم‌گذاری و تلفیق این نقشه‌ها با یکدیگر منجر به پدیدار شدن یگان‌های همگنی شد که هر یک دارای مشخصات شرایط اکولوژیکی خاص خود بودند. نرم افزار ArcGIS ۱۰،۳ جهت ورود داده‌ها، ذخیره‌سازی، مدیریت و تهیه خروجی‌های مناسب از داده‌ها مورد استفاده قرار گرفت. فعالیت‌های مختلفی که در جنگل و طی اجرای طرح جنگلداری انجام می‌گیرد تاثیر مستقیمی بر پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل دارد. لذا جهت مدل‌سازی تخریب در جنگل اقدام به اندازه‌گیری متوسط درصد پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در قطعات نمونه یک مترمربعی داخل هر یک از ۱۲۹ یگان محیط زیستی در طی عملیات میدانی گردید (شبکه آماربرداری ۱۰۰×۲۰۰ متر). درصد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در هریک از یگان‌ها به روش آماربرداری سیستماتیک تصادفی برآورد شد. لازم به ذکر است که در کلیه نقاط شبکه در هر

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]
[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

یگان اقدام به برداشت یک قطعه نمونه یک متر مربعی گردید و میانگین درصد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در قطعات نمونه در هر یگان محاسبه شد و مورد استفاده در مدل‌سازی قرار گرفت. مساحت کل منطقه برابر با ۳۰۱۱ هکتار و مساحت هر یک از یگان‌های محیط زیستی متغیر و از ۵ تا ۸۰ هکتار به دست آمد که البته با توجه به ابعاد شبکه آماربرداری، تعداد نمونه‌ها با افزایش مساحت یگان افزایش می‌یافت (شکل ۲) و در مجموع ۱۵۰۶ قطعه نمونه در مجموعه یگان‌ها برداشت شد. جهت مدل‌سازی، متغیرهای اکولوژیکی و مدیریتی به صورت کمی مورد بررسی قرار گرفتند. در این ارتباط متغیر جهت جغرافیایی در پنج طبقه شمالی(۱)، شرقی(۲)، جنوبی(۳)، غربی(۴) و مسطح(۵) و متغیر درصد شیب در ۱۰ طبقه۰-۲٪(۱)، ۲-۵٪(۲)، ۵-۸٪(۳)، ۸-۱۲٪(۴)، ۱۲-۱۵٪(۵)، ۱۵-۲۰٪(۶)، ۲۰-۲۵٪(۷)، ۲۵-۴۰٪(۸)، ۴۰-۶۵٪(۹) و >۶۵٪(۱۰) دسته‌بندی شد (مخدوم و همکاران، ۱۳۸۶). با توجه به مطالعات خاک‌شناسی منطقه، زه‌کشی خاک در چهار طبقه کامل(۱)، متوسط تا خوب(۲)، ناقص تا متوسط(۳) و ناقص تا فقیر(۴)، فرسایش پذیری در دو طبقه بدون فرسایش(۱) و فرسایش خفیف(۲) و عمق خاک در چهار طبقه >۱۸۰cm (۱)، ۱۲۱ cm-۱۸۰ (۲)، ۶۱ cm -۱۲۰ (۳) و <۶۰cm (۴) قرار دارد (گروه جنگلداری، ۱۳۸۵). شدت اثرات مخرب (کوبیدگی خاک، توریست، چوبکشی و تبدیل مقطوعات) در قطعات نمونه مورد استفاده در تعیین درصد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در هر یگان برآورد گردید. بر اساس آثار و شواهد موجود در سطح قطعات نمونه و به صورت کیفی، شدت اثرات مخرب تماما در پنج طبقه بدون اثر(۰)، ضعیف(۱)، متوسط(۲)، زیاد(۳) و خیلی زیاد(۴) طبقه‌بندی شد. سایر متغیرها شامل ارتفاع از سطح دریا، عمق خاک، متوسط بارش سالانه، متوسط دمای سالانه، متوسط قطر درختان، انبوهی جنگل (درصد تاج پوشش)، درصد زادآوری، تراکم دام، فاصله از سرای دام، فاصله از جاده، فاصله از مسیر مالرو، فاصله از دپوی چوب، حجم مجموعه برداشت چوب انجام‌شده، سطح عملیات نهال‌کاری انجام‌شده و سطح عملیات بذرکاری انجام‌شده دقیقا معادل کمیت خود مد نظر قرار گرفتند و از نقشه‌های موجود در طرح جنگلداری منطقه استفاده شد (Jahani *et al.*, ۲۰۱۶).

مدل‌سازی شبکه عصبی

ساختار یا توپولوژی شبکه عصبی مصنوعی با تعیین تعداد لایه‌ها، تعداد نرون‌ها در هر لایه، تابع محرک (کنترل کننده خروجی هر نرون)، روش آموزش، الگوریتم اصلاح وزن‌ها و نوع مدل یا تابع، تعیین می‌شود. در این تحقیق به کمک یک الگوریتم مناسب در محیط شبکه‌های عصبی مصنوعی در نرم افزار NeuroSolutions [۵]، پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل (درصد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل (GCD) بر اساس مقادیر کمی و کیفی اکولوژیک و فعالیت‌های انسانی شبیه‌سازی شد. در این تحقیق لایه ورودی شامل متغیرهای اکولوژیکی و متغیرهای مدیریتی است که در واقع برابر با ۲۳ عامل به عنوان ورودی‌های شبکه عصبی است (جدول۱) که با استفاده از رابطه ۱ استانداردسازی شدند. برخی متغیرها مثل جهت شیب در ابتدای امر متناسب با تنوع آنها در منطقه طبقه‌بندی شدند اما از آنجاییکه طبقات متغیرهای طبقه‌بندی شده و کمیت سایر متغیرها تفاوت زیادی با هم داشته و اثرگذاری متغیرها در خروجی مدل را تحت تاثیر قرار می‌دهد لذا اقدام به استانداردسازی کلیه متغیرها در محدوده ۰/۹- تا ۰/۹ شد.

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

رابطه۱
$$NData(i) = \left[\frac{U-L}{Max(i)-Min(i)} * Data(i)\right] + \left[U - (\frac{U-L}{Max(i)-Min(i)} * Max(i))\right]$$

به طوریکه NData(i) داده نرمال شده، U حد بالای محدوده نرمال‌سازی(۰/۹)، L حد پایین محدوده نرمال‌سازی (۰/۹-)، Max(i) حداکثر ارزش داده‌ها، Min(i) حداقل ارزش داده‌ها و Data(i) داده غیرنرمال است.

متغیرهای اکولوژیکی عبارتند از: ارتفاع از سطح دریا به متر (El)، درصد شیب (Sl)، جهت جغرافیایی (As)، عمق خاک به سانتی‌متر (SD)، زه‌کشی خاک (SDr)، فرسایش‌پذیری خاک (SE)، متوسط بارش سالانه به میلی‌متر((Pr)، متوسط دمای سالانه به سانتی‌گراد (Te)، متوسط قطر درختان به سانتی‌متر (DBH)، انبوهی جنگل (درصد تاج پوشش) (CC) و درصد زادآوری (RC). متغیرهای مدیریتی عبارتند از: تراکم دام (تعداد در هکتار) (CD)، فاصله از سرای دام به متر (AD)، فاصله از جاده به متر (RD)، فاصله از مسیر مالرو به متر (TD)، فاصله از دپوی چوب به متر (DD)، شدت آثار مخرب کوبیدگی خاک (SC)، شدت آثار مخرب توریست (To)، شدت آثار مخرب چوبکشی (Sk)، شدت آثار مخرب تبدیل مقطوعات (Lo)، حجم مجموعه برداشت چوب انجام‌شده به مترمکعب (Ha)، سطح عملیات نهال‌کاری انجام‌شده به متر مربع (Re) و سطح عملیات بذرکاری انجام‌شده به متر مربع (SP).

یکی از انواع ساختارهای موثر و با دقت بالا در مدل‌سازی در شبکه عصبی مصنوعی، مدل پرسپترون چندلایه[۱] یا به اختصار MLP می‌باشد که از یک لایه ورودی، یک یا چند لایه پنهان و یک لایه خروجی تشکیل یافته است(Jahani, ۲۰۱۶). در این ساختار، تمام نرون‌های یک لایه به تمام نرون‌های لایه بعد متصلند. این چیدمان اصطلاحاً یک شبکه با اتصالات کامل را تشکیل می‌دهد (منهاج، ۱۳۸۰: ۴۵۰).

نرم افزار NeuroSolutions ۵ برای طراحی و ارزیابی شبکه‌های عصبی مصنوعی مختلف استفاده شد. جهت استفاده از روش توقف زود هنگام برای آموزش شبکه، ابتدا ۱۲۹ نمونه مورد نظر (میانگین نمونه‌های داخل هر یگان) به طور تصادفی به سه دسته آموزش شبکه (۷۰ درصد)، اعتبارسنجی (۱۵ درصد) و آزمون شبکه (۱۵ درصد) تقسیم شدند. در تعیین ساختار بهینه شبکه‌های عصبی قانون تایید شده‌ای وجود ندارد و معیار مناسب و جامعی جهت تعیین تعداد نرون‌ها و لایه‌ها و نوع توابع فعال‌سازی وجود نداشته و عموما بر اساس آزمون و خطا جهت دستیابی به بالاترین میزان دقت تعیین می‌شوند. در لایه‌های مخفی شبکه از تعداد نرون‌های متفاوتی استفاده شده و تعداد بهینه آنها برای حداقل نمودن خطا تعیین گردید. روند کار با تعداد نرون‌های کم آغاز و افزودن نرون‌های اضافی تا زمانی ادامه داشت که افزایش نرون‌های بیشتر تأثیری در بهبود خطا نداشته باشند و به این منظور از ۴ تا ۲۰ نرون استفاده گردید. همچنین افزایش لایه‌های مخفی از یک لایه به دو لایه و آزمون توابع محرک مختلف خطی و تانژانتی (رابطه ۲تا۴) با الگوریتم آموزشی پس انتشار خطا (لونبرگ مارکوارت (LM[۲])) مورد استفاده قرار گرفت.

رابطه۲
$$tanh(x) = \frac{e^{x} - e^{-x}}{e^{x} + e^{-x}}$$

رابطه۳
$$tansig(x) = \frac{۲}{[۱ + \exp(-۲x_j)] - ۱}$$

رابطه۴
$$Purelin(x) = f(\mathrm{x}) = \mathrm{x}$$

[۱] .Multi Layer Perceptron

[۲] .Levenberg–Marquardt algorithm

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

صحت مدل با مقایسه خروجی آن و شاخص‌های محاسبه شده شامل ضریب تعیین[۱]، میانگین خطای مطلق[۲]، و میانگین مربعات خطا[۳] سنجیده شد (روابط ۵ تا۸).

$$MSE = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Oi - Pi)^2}{n} \quad \text{رابطه ۵}$$

$$MAE = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}|Oi - Pi| \quad \text{رابطه ۶}$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n}(Oi - Oave)(Pi - Pave)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(Oi - Oave)\sum_{i=1}^{n}(Pi - Pave)}} \quad \text{رابطه ۷}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(Oi - Pi)^2}{n}} \quad \text{رابطه ۸}$$

که در این روابط:

O_i: داده اندازه‌گیری‌شده، P_i: داده برآوردشده، O_{ave}: میانگین داده‌های اندازه‌گیری‌شده، P_{ave}: میانگین داده‌های برآورد-شده و n: تعداد داده‌ها می‌باشد.

ارزیابی بهترین برازش شبکه برای یافتن بهترین توپولوژی شبکه مناسب، از طریق معیارهای فوق انجام گردید که هدف کمینه نمودن میانگین مربعات خطا و میانگین مربعات خطای مطلق (درصد) می‌باشد.

جهت انجام آنالیز حساسیت و محاسبه حساسیت خروجی شبکه (درصد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل) به هریک از متغیرهای مدل از روش متداول در مطالعات مشابه (Jahani, ۲۰۱۷a) استفاده شده و اقدام به ثابت نگه داشتن تمام متغیرها برابر با میانگین آنها شد و متغیر مورد نظر در دامنه انحراف معیار (با ۱۰۰ گام در دامنه انحراف معیار) تغییر داده شد و با برآورد و شبیه‌سازی درصد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل، انحراف معیار خروجی‌های مدل محاسبه گردید. این فرآیند برای یکایک متغیرهای ورودی انجام شده و حساسیت نتایج مدل به تک تک متغیرها تعیین شد.

شرح و تفسیر نتایج

امروزه با وجود اثرات منفی زیاد عملیات جنگلداری تاکنون ارزیابی مکانی اثرات محیط‌زیستی به طور گسترده در بخش جنگل مخصوصا در کشورهای در حال توسعه استفاده نشده است (Hanna *et al.*, ۲۰۱۱). امروزه مدل‌سازی با شبکه عصبی مصنوعی در محیط‌های طبیعی در مطالعات بسیاری از جمله علوم جنگل (آقاجانی *و همکاران*، ۱۳۹۲) ، کیفیت منظر محیط (جهانی و محمدی فاضل، ۱۳۹۵) و ریسک سقوط درختان فضای سبز (Jahani, ۲۰۱۹a) با موفقیت چشمگیری همراه بوده است. در این پژوهش مجموعا ۱۲۹ یگان محیط زیستی تعیین و اطلاعات متغیرهای اکولوژیکی و مدیریتی هریک از آنها ثبت گردید (شکل ۱). متوسط هریک از متغیرها در قالب ماتریس ورودی و همچنین متوسط مقادیر پاسخ در جدول ۱ ارائه شده است.

[۱] R^2

[۲] Mean Absolute Error (MAE)

[۳] Mean Squared Error (MSE)

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

جدول۱- میانگین متغیرهای مورد استفاده در مدل‌سازی شبکه عصبی مصنوعی

متغیرهای اکولوژیکی	میانگین±اشتباه معیار	متغیرهای مدیریتی	میانگین±اشتباه معیار	خروجی	میانگین±اشتباه معیار
El	۸۵۱/۱۲ ± ۲۵/۵۷	CD	۱/۲۵ ± ۰/۰۴	تراکم پوشش گیاهی زیر آشکوب جنگل	۴۷/۸۴ ± ۱/۲۹
Sl	۲/۷۷ ± ۰/۱۶	AD	۵۹۶/۴۹ ± ۳۹/۹		
As	۳/۸ ± ۰/۰۸	RD	۱۴۸/۹۶ ± ۱۵/۶۵		
SD	۲/۷۷ ± ۰/۰۵	TD	۴۶۵/۵۸ ± ۳۹/۹		
SDr	۱/۵۱ ± ۰/۰۶	DD	۳۲۹/۵۱ ± ۲۶/۴۹		
SE	۱/۳۶ ± ۰/۰۴	SC	۱/۱۸ ± ۰/۱۳		
Pr	۱۳۷۵/۰۹ ± ۲/۰۴	To	۰/۵۹ ± ۰/۰۸		
Te	۱۱/۷۸ ± ۰/۱۲	Sk	۰/۸۱ ± ۰/۱		
DBH	۴۶/۷۸ ± ۰/۸۲	Lo	۰/۰۸ ± ۰/۰۱		
CC	۵۳/۹۴ ± ۱/۲۱	Ha	± ۲۲۲/۴۱ ۲۳۹۶/۰۳		
RC	۱۵/۰۹ ± ۰/۹۸	Re	± ۴۴۹/۵۲ ۴۳۰۸/۵۱		
		SP	۲۱۲/۸۴ ± ۲۹/۹۶		

در این پژوهش، پس از آزمون شبکه‌های حاصل از ساختارهای گوناگون، نتایج حاصل از بهینه‌سازی شبکه عصبی به همراه بهترین توپولوژی به دست آمده در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول ۲- نتایج ساختار بهینه مدل شبکه عصبی مصنوعی برای ارزیابی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل

ویژگی های ساختاری شبکه	لایه پنهان اول	لایه خروجی
تابع انتقال	Hyperbolic tangent	Linear
ضریب مومنتوم	۰/۷	۰/۷
تعداد نورون‌ها	۴	۱

در آموزش شبکه عصبی می‌توان از ترکیبات مختلف لایه‌های پنهان و با تعداد نورون مختلف استفاده نمود، اما بررسی ضرایب تعیین (R^2) به دست آمده میزان خطای شبکه در پیش‌بینی را نشان می‌دهد و توپولوژی (ساختار شبکه) بکار رفته با بیشترین مقدار ضریب تعیین، بهترین عملکرد شبکه عصبی در پیش‌بینی و مدل‌سازی را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج شبکه‌های آموزش داده شده، شبکه با یک لایه پنهان و ۴ نورون در این لایه با توجه به بیشترین مقدار ضریب تبیین داده‌های آزمون شبکه معادل ۰/۸۵۷ و کمترین مقدار مجذور مربعات خطا و میانگین مربعات خطا (به ترتیب معادل ۰/۸۶۶ و ۰/۷۳۶)، بهترین عملکرد بهینه‌سازی توپولوژی را نشان می‌دهد (مدل یک جدول۳). آرایش نهایی شبکه ۲۳-۴-۱ به دست آمد که شامل ۲۳ متغیر ورودی (عدد اول)، یک لایه مخفی با ۴ نورون (عدد دوم) و یک خروجی با یک نورون (عدد سوم) یا همان تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل می‌باشد.

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

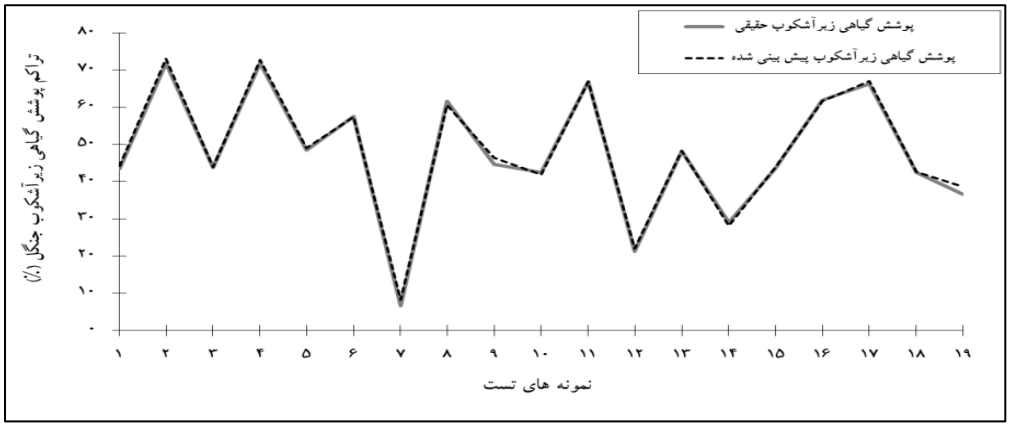
[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

جدول۳- نتایج ساختار مدل‌های شبکه عصبی مصنوعی برای ارزیابی تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل

مدل	ساختار توابع شبکه(تعداد نورون‌ها)- دوره یادگیری	داده‌ها	R^2	RMSE	MAE	MSE
۱	Tanh(4)-160	آموزش	۰/۹۳۱	۰/۸۴۶	۰/۶۷۸	۰/۷۱۶
		اعتبارسنجی	۰/۸۹۴	۰/۸۹۱	۰/۷۰۳	۰/۷۹۳
		آزمون	۰/۸۵۷	۰/۹۳۱	۰/۷۳۶	۰/۸۶۶
۲	Tansig(12)-342	آموزش	۰/۹۰۱	۰/۹۳	۰/۷۷۸	۰/۸۶۴
		اعتبارسنجی	۰/۸۲۱	۰/۹۴۸	۰/۷۹۸	۰/۸۹۹
		آزمون	۰/۸۳۱	۰/۹۳۶	۰/۷۸۷	۰/۸۷۶
۳	Linear(15)-142	آموزش	۰/۸۱۱	۰/۹۷۷	۰/۸۸۸	۰/۹۵۵
		اعتبارسنجی	۰/۷۵۵	۰/۹۸۷	۰/۹۵۸	۰/۹۷۴
		آزمون	۰/۷۱۱	۰/۹۹۲	۰/۹۹۷	۰/۹۸۴
۴	Tansig(7),Tansig(7)-141	آموزش	۰/۸۸۸	۰/۸۹۳	۰/۷۱۵	۰/۷۹۸
		اعتبارسنجی	۰/۸۵۵	۰/۹۰۸	۰/۷۴۵	۰/۸۲۴
		آزمون	۰/۷۵۸	۰/۹۴۱	۰/۸۲۵	۰/۸۸۵
۵	Tanh(8),Tanh(8)-412	آموزش	۰/۸۹۲	۰/۸۹۶	۰/۷۱۱	۰/۸۰۳
		اعتبارسنجی	۰/۸۴۸	۰/۹۰۶	۰/۷۳۵	۰/۸۲۱
		آزمون	۰/۸۱۸	۰/۹۲۶	۰/۷۷۱	۰/۸۵۷

شبکه در سه دوره اجرا گردید و در بالاترین دقت (کمترین میانگین مربعات خطا) آموزش شبکه در دوره گردش ۱۶۰ (افزایش یا عدم تغییر میانگین مربعات خطای شبکه بر روی داده‌های اعتبارسنجی در این دوره گردش اتفاق می‌افتد) جهت جلوگیری از بیش برازش مدل متوقف گردید.

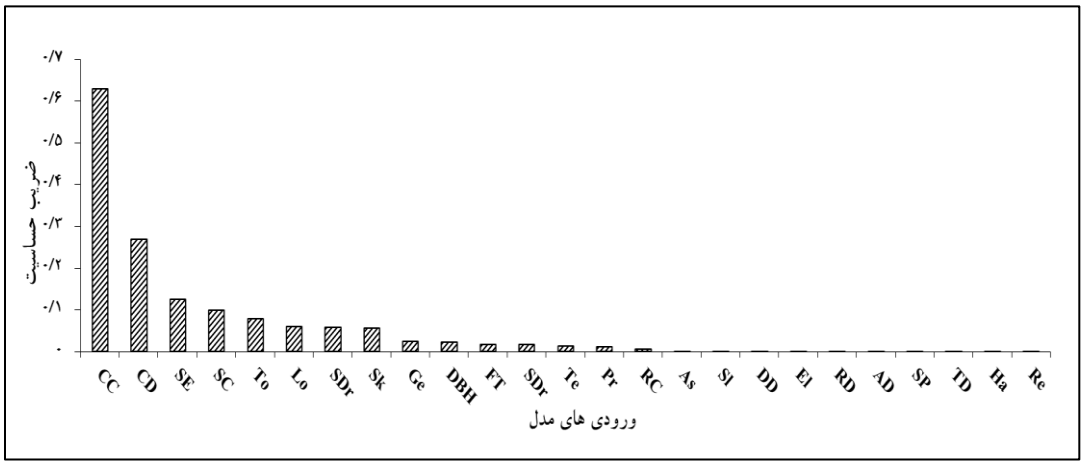
تعداد ورودی‌ها برابر با ۱۲۹ نمونه با ۲۳ متغیر و خروجی برابر با پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل می‌باشد. ۱۹ نمونه برای تست نتایج شبکه عصبی طراحی شده استفاده شد. شکل ۲ اختلاف پوشش گیاهی زیرآشکوب حقیقی در جنگل و میزان برآورد شده توسط مدل شبکه عصبی را نشان می‌دهد. همانگونه که مشاهده می‌شود اختلاف ناچیزی مابین پوشش گیاهی زیرآشکوب حقیقی و پوشش گیاهی زیرآشکوب برآورد شده وجود دارد که حاکی از دقت بالای شبکه عصبی طراحی شده در برآورد میزان پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر اساس متغیرهای ورودی می‌باشد.



شکل ۲- نمودار اختلاف پوشش گیاهی زیرآشکوب حقیقی و برآورد شده در جنگل توسط شبکه عصبی

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]
[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

با توجه به ضریب تبیین شبکه مطلوب (۰/۸۵۷۶) دقت شبکه عصبی در پیش‌بینی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل از سطح بسیار مطلوبی برخوردار است و به عنوان یک سیستم هشدار اولیه (Bahraminejad et al., ۲۰۱۸) در مدیریت کخاطرات محیطی کاربرد دارد. نتایج مربوط به آنالیز حساسیت مؤلفه‌های بکارگرفته شده برای مدل‌سازی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در شکل ۳ نشان داده شده است.



شکل ۳- ضریب تأثیرگذاری مؤلفه‌های کاربردی در پیش‌بینی تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل

بر اساس نتایج آنالیز حساسیت مدل ارزیابی اثرات محیط زیستی طرح جنگلداری در تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل، عوامل انسانی و طبیعی همچون تراکم تاج پوشش جنگل، تراکم دام در واحد سطح (هکتار)، شدت فرسایش خاک و شدت کوبیدگی خاک به ترتیب بیشترین تاثیر را در میزان تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل از خود نشان دادند (شکل ۳). آنالیز حساسیت انجام شده با شناسایی تأثیرگذارترین متغیرهای اکوسیستم بر پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل نشان می‌دهد جهت مدیریت جنگل و دستیابی به پوشش گیاهی زیرآشکوب مطلوب توجه به تراکم تاج پوشش توده در الویت اول برنامه‌ریزی قرار می‌گیرد چرا که با افزایش یا کاهش بیش از حد تراکم تاج پوشش در توده، تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل به عنوان یکی از اثرات محیط زیستی در اکوسیستم‌های جنگلی از حالت بهینه خارج می‌گردد. فعالیت‌های طرح جنگلداری از جمله تنک کردن توده‌های جنگلی باعث افزایش نور در سطح جنگل شده که موجب تغییر ترکیب پوشش گیاهان زیرآشکوب جنگل (Hedwall *et al.*, ۲۰۱۳) ، افزایش فراوانی (Cole *et al.*, ۲۰۱۰) و افزایش غنای گونه‌ای (Widenfalk and Weslien, ۲۰۰۹) آن شده و باعث می‌گردد ترکیب گونه‌های زیرآشکوب جنگل به ترکیب مشاهده شده در جنگل‌های تکامل یافته‌تر نزدیک یا دور شود (Lindh and Muir, ۲۰۰٤). استرنگبوم *و همکاران* (Strengbom *et al.*, ۲۰۰٤) و هدوال *و همکاران* (Hedwall *et al.*, ۲۰۱۰) تاکید دارند که در تعیین تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل، عامل رقابت جهت کسب نور به مراتب مهم‌تر از مواد غذایی خاک است به طوری که در محدودیت نور، میزان مواد غذایی خاک در افزایش تراکم پوشش گیاهی بی‌تاثیر خواهد بود (Hedwall *et al.*, ۲۰۱۳).

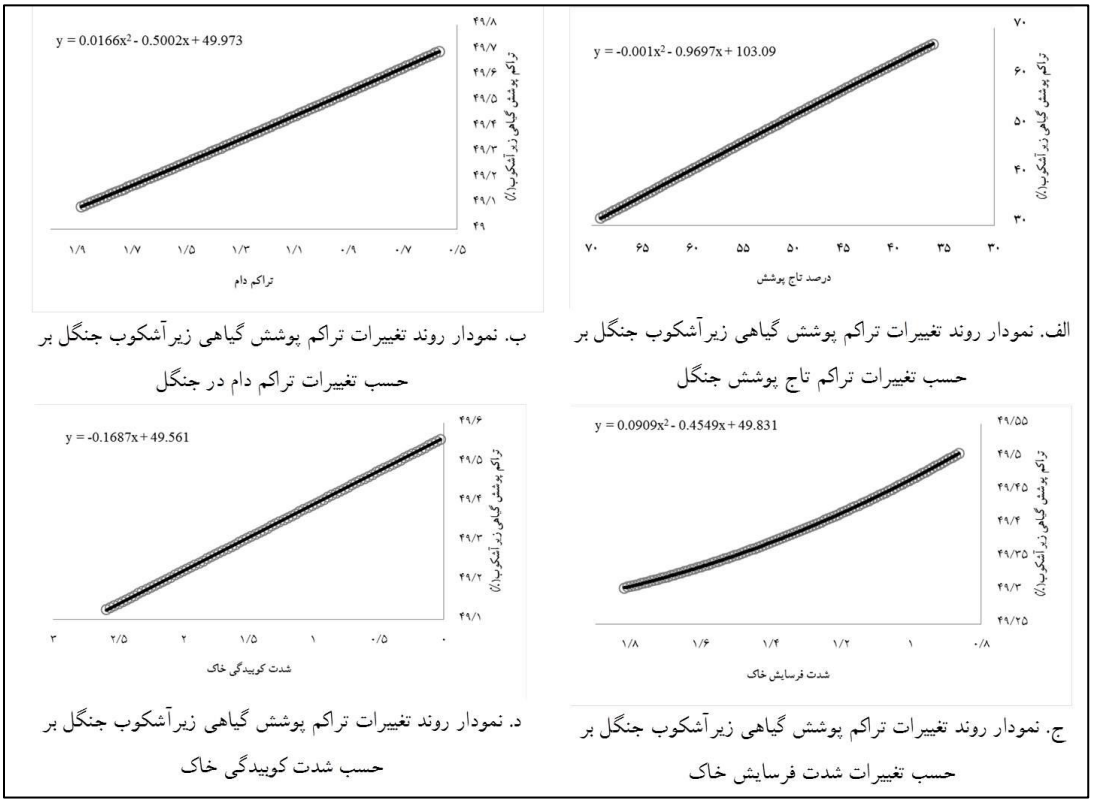
نتایج آنالیز حساسیت در این پژوهش اشاره به نقش موثر تراکم دام در واحد سطح جنگل در کاهش تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب دارد به طوریکه با افزایش تراکم دام، به صورت غیرخطی میزان تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل کاهش می‌یابد. اولفسون *و همکاران* (Olofsson *et al.*, ۲۰۱۰) نیز با تاکید بر این موضوع معتقدند که این مساله

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]
[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

می‌تواند به دلیل تغییرات در رقابت بین گونه‌ای، مواد مغذی خاک یا تغییرات نوری در توده‌های جنگلی به دلیل چرای دام باشد. دام با چرای بی‌نظم در جنگل اثرات نامطلوبی بر پوشش گیاهی زیرآشکوب آن بر جای می‌گذارد (Van der Wal, ۲۰۰۶) به خصوص کاهش فراوانی گیاهان به عنوان بارزترین اثر چرای دام شناخته شده است (Manseau *et al.*, ۱۹۹۶). دام‌ها اولا از طریق تغذیه و مصرف گیاهان علفی و ثانیا با لگدکوب کردن آنها (حتی به عنوان عامل مهم‌تر) باعث کاهش فراوانی گیاهان زیرآشکوب جنگل می‌شوند (Van der Wal, ۲۰۰۶).

بر اساس نتایج آنالیز حساسیت مدل با افزایش شدت کوبیدگی خاک در جنگل، تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل به صورت خطی کاهش می‌یابد. بنان (Benan, ۲۰۰۶) در تحقیقات خود این مسئله را مطرح کرده است که فشرده شدن خاک و افزایش شدت فرسایش خاک باعث کاهش قابلیت تهویه زیستی وکاهش میزان نفوذ آب در خاک و در نهایت کاهش یا عدم تجزیه مواد آلی خاک خواهد شد.سان و لیدل (Sun and Liddle, ۱۹۹۳) و آتیک *و همکاران* (Atik *et al.*, ۲۰۰۹) تاکید دارند که با افزایش کوبیدگی خاک تعداد گونه‌ها و درصد پوشش گیاهان علفی کاهش می‌یابد که نتایج این پژوهش نیز این مساله را تایید می‌کند. گار (Gaare, ۱۹۹۷: ٦) معتقد است که پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل موجب حفاظت خاک در برابر فرسایش آبی و بادی و در نتیجه افزایش مواد مغذی خاک و افزایش توان تولیدی و ظرفیت برد جنگل می‌گردد. لذا ارزیابی اثرات محیط زیستی طرح‌های جنگلداری بر تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل منجر به افزایش قابلیت تولیدی در جنگل‌ها و توسعه پایدار خواهد شد.

برآورد تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات تراکم تاج پوشش جنگل در شکل ۴ الف نشان می‌دهد که با افزایش تراکم تاج پوشش توده، به صورت غیرخطی از تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل به شدت کاسته می‌شود.



الف. نمودار روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات تراکم تاج پوشش جنگل

ب. نمودار روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات تراکم دام در جنگل

ج. نمودار روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات شدت فرسایش خاک

د. نمودار روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب شدت کوبیدگی خاک

شکل ۴- نمودار روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات متغیرها

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات تراکم دام در واحد سطح (هکتار) جنگل در شکل ۴ ب نشان می‌دهد که با افزایش تراکم دام، به صورت غیرخطی میزان تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل کاهش یافته است. روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات شدت فرسایش خاک در شکل ۴ ج نشان می‌دهد که با افزایش شدت فرسایش خاک در جنگل، تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل به صورت غیرخطی کاهش یافته است. روند تغییرات تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل بر حسب تغییرات شدت کوبیدگی خاک در شکل ۴ د نشان می‌دهد که با افزایش شدت کوبیدگی خاک در جنگل، تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل به صورت خطی کاهش یافته است. همچنین باید اشاره داشت که نتایج فوق در ارتباط با مطالعه موردی تحقیق حاضر صادق است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نیز نشان داد که شبکه عصبی مصنوعی طراحی شده قابلیت خوبی در مدل کردن تغییرات مکانی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در مدیریت جنگل مورد مطالعه دارد. همچنین مدل شبکه عصبی پرسپترون با یک لایه مخفی و ۴ نورون و تابع انتقال تانژانت هیپربولیک و خطی و آرایش نهایی ۱-۴-۲۳، توانست با کاربرد حجم کمی از داده‌ها برآورد مناسبی از تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل و متغیرهای مدیریتی و ساختار جنگل ارائه نماید. مراحل توالی جنگل و فعالیت‌های انسانی در محیط جنگل اثرات مستقیمی بر تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل دارند. در طی این تحقیق امکان بررسی توالی جنگل فراهم نگردید (که پیشنهاد می‌گردد در مطالعات آتی مورد توجه قرار گیرد) اما اثر فعالیت‌های انسانی و شرایط اکوسیستمی بر تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب سنجیده شد و با توجه به دقت بالای مدل به دست آمده، امکان برآورد تغییر تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب پیش از انجام فعالیت‌های برنامه‌ریزی شده در طرح جنگلداری فراهم گردید. نتایج حاصله در این تحقیق در چهارچوب روش تجزیه و تحلیل سیستمی منجر به مدل‌سازی پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل در ارزیابی مخاطرات محیط زیستی طرح‌های جنگلداری و طراحی سامانه پشتیبان تصمیم‌گیری شده است که می‌تواند راه‌گشای تصمیم‌گیری در مورد اجرای پروژه‌های مشابه در اکوسیستم‌های مشابه باشد. نتایج این پژوهش نیز نشان داد که شبکه عصبی مصنوعی طراحی شده قابلیت برآورد تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب جنگل و متغیرهای مدیریتی و ساختار جنگل را دارد. همچنین مدل ارائه شده امکان برآورد تغییر تراکم پوشش گیاهی زیرآشکوب پیش از انجام فعالیت‌های برنامه‌ریزی شده در طرح جنگلداری را فراهم می‌کند. جهت مدیریت پایدار جنگل و دستیابی به پوشش گیاهی زیرآشکوب مطلوب توجه به عوامل انسانی و طبیعی همچون تراکم تاج پوشش جنگل، تراکم دام در واحد سطح (هکتار)، شدت فرسایش خاک و شدت کوبیدگی خاک به ترتیب بالاترین الویت را در برنامه‌ریزی محیط اکوسیستم جنگلی دارند. لذا پیشنهاد می‌شود مدیران و تصمیم‌گیران جنگل جهت پایداری محیط زیست جنگل و مدیریت پایدار اکوسیستم به نتایج این تحقیق توجه ویژه معطوف سازند.

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

منابع

آقاجانی، حامد؛ محمدرضا مروی مهاجر، علی جهانی، محمدرضا آصف، انوشیروان شیروانی و مجتبی آذریان. ۱۳۹۲. بررسی فاکتورهای موثر رویشگاهی بر فراوانی قارچ‌های ماکروسکوپی چوب‌زی و تحلیل حساسیت با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی (مطالعه موردی: جنگل خیرود نوشهر)، *نشریه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران*، **۲۱(۴)**: ۶۱۷-۶۲۸.

جهانی علی؛ محمدی فاضل، اصغر. ۱۳۹۵. مدلسازی کیفیت زیباشناختی منظر در فضای سبز شهری با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی، *نشریه محیط زیست طبیعی (منابع طبیعی ایران)*، **۹۶(۴)**: ۶۱۵-۶۹۹.

جهانی، علی. ۱۳۹۵. مدلسازی ریسک سقوط درختان چنار خطرآفرین در فضای سبز شهری. *نشریه تحلیل فضایی مخاطرات محیطی*، **۳(۴)**: ۳۵-۴۸.

گروه جنگلداری. ۱۳۸۵. *طرح جنگلداری بخش پاتم، نمخانه و گرازبن جنگل خیرود*، گروه جنگلداری دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران

مخدوم، مجید؛ علی‌اصغر درویش‌صفت، هورفر جعفرزاده و عبدالرضا مخدوم. ۱۳۸۶. *ارزیابی و برنامه‌ریزی محیط زیست با استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی(GIS)*، چاپ سوم، انتشارات دانشگاه تهران، تهران.

منهاج، محمدباقر ۱۳۸۰. *اصول شبکه‌های عصبی، چاپ اول*، انتشارات دانشگاه امیر کبیر، تهران.

Atic, M.; S. Seleuk and O. Karaguzel. 2009. Impact of Recreational Trampling on the Natural Vegetation in Termessos National Park, Antalya-Turkey, *Tarim Bilimeri Dergisi*, **15(3)**: 249-258.

Bahraminejad, M.; Rayegani, B.; Jahani, A. and B. Nezami. 2018. Proposing an early-warning system for optimal management of protected areas (Case study: Darmiyan protected area, Eastern Iran). *Journal for nature conservation*, **46**: 79-88.

Barnes, B.V.; D.R. Zak; S.R. Denton and S.H. Spurr. 1998. *Forest Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 773 p.

Benan,T. 2006. Characteristics of soil fauna community in the Dongjiao coconut plantation ecosystem in Hainan, China, *ACTA ECOLOGICA SINICA*, **26(1)**: 133-145.

Cole, E.C.; T.A. Hanley and M. Newton. 2010. Influence of precommercial thinning on understorey vegetation of young-growth Sitka spruce forests in southeastern Alaska, *Canadian Journal of Forest Research*, **12(3)**: 619–628.

Gaare, E. 1997. A hypothesis to explain lichen-Rangifer dynamic relationships, *Rangifer*, **17**: 3–7.

Gilliam, F.S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems, *Bioscience*, **57**: 845–858.

Guevara escobar, A.; E. González-Sosa; M. Ramos-Salinas and G.D. Hernández-Delgado. 2007. Experimental analysis of drainage and water storage of litter layers, *Hydrology and Earth System Sciences*, **11**: 1703–1716.

Hanna, K.S.; I. Polonen and K. Raitio. 2011. A potential role for EIA in Finnish forest planning: learning from experiences in Ontario, Canada, *Journal of Impact Assessment and Project Appraisal*, **29(2)**: 99-108.

Hedwall, P.O.; A. Nordin; J. Brunet and J. Bergh. 2010. Compositional changes of forest-floor vegetation in young stands of Norway spruce as an effect of repeated fertilization, *Forest Ecology and Management*, **259**: 2418–2425.

Hedwall, P.O.; J. Strengbom and A. Nordin. 2013. Can thinning alleviate negative effects of fertilization on boreal forest floor vegetation?, *Forest Ecology and Management*, **310**: 382–392.

Itô, H.; Hino, T. and D. Sakuma. 2012. Species abundance in floor vegetation of managed coppice and abandoned forest. *Forest Ecology and Management* **269**: 99–105.

Jahani, A. 2016. Modeling of forest canopy density confusion in environmental assessment using artificial neural network. *Forest and Poplar Research*, **24(2)**,310-322.

Jahani, A. 2017a. Aesthetic quality evaluation modeling of forest landscape using artificial neural network, *J. of Wood & Forest Science and Technology*, **24(3)**:17-33.

Jahani, A. 2017b. Sycamore failure hazard risk modeling in urban green space. *Journal of spatial analysis environmental hazards*, **3(4),** 35-48.

Jahani, A. 2019a. Sycamore failure hazard classification model (SFHCM): an environmental decision support system (EDSS) in urban green spaces. International *Journal of Environmental Science and Technology*, **16**, 955–964

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]

Jahani, A. 2019b. Forest landscape aesthetic quality model (FLAQM): A comparative study on landscape modelling using regression analysis and artificial neural networks. *Journal of Forest Science*, **65(2)**, 61-69.

Jahani, A.; Feghhi, J. and M. Zobeiri. 2012. Spatial forest simulation to obtain forest statistics (Case study: Gorazbon district of Kheyrud forest), *Journal of forest and wood products*, **65(2)**:147-155.

Jahani, A.; J. Feghhi; M.F. Makhdoum and M. Omid. 2016. Optimized forest degradation model (OFDM): an environmental decision support system for environmental impact assessment using an artificial neural network, *Journal of Environmental Planning and Management*, **59(2)**: 222-244.

Kolari, P.; Pumpanen, J.; Kulmala, L.; Ilvesniemi, H.; Nikinmaa, E.; Gro¨nholm, T.; and P. Hari. 2006. Forest floor vegetation plays an important role in photosynthetic production of boreal forests. *Forest Ecology and Management* **221**: 241–248.

Lindh, B.C. and P.S. Muir. 2004. Understory vegetation in young Douglas-fir forests: does thinning help restore old-growth composition?, *Forest Ecology and Management*, **192**: 285–296.

Maier, H.; R.A. Jain; G.C. Dandy and K.P. Sudheer. 2010. Methods Used for the Development of Neural Networks for the Prediction of Water Resource Variables in River Systems: Current Status and Future Directions, *Environmental Modelling & Software*, **25(8)**: 891_909.

Manseau, M.; J. Huot and M. Crête. 1996. Effects of summer grazing by caribou on composition and productivity of vegetation: Community and landscape level, *Journal of Ecology*, **84**: 503–513.

Muurinen, L.; Oksanena, J.; Vanha-Majamaa, I.; and R. Virtanen. 2019. Legacy effects of logging on boreal forest understorey vegetation communities in decadal time scales in northern Finland. *Forest Ecology and Management*, **436**: 11–20.

Olofsson, J.; J. Moen and L. Östlund. 2010. Effects of reindeer on boreal forest floor vegetation: Does grazing cause vegetation state transitions?, *Basic and Applied Ecology*, **11**: 550–557.

Strengbom, J.; T. Nasholm, and L. Ericson 2004. Light, not nitrogen, limits growth of the grass Deschampsia flexuosa in boreal forests, *Canadian Journal of Botany*, **82**: 430–435.

Sun, D. and M. Liddle. 1993. A Survey of Trampling Effects on Vegetation and Soil in Eight Tropical and Subtropical Sites, *Environmental Management*, **17(4)**: 497-510.

Vali, A.; M.H. Ramesht; A. Seif and R. Ghazavi. 2012. An assessment of the Artificial Neural Networks technique to geomorphologic modeling sediment yield (Case study Samandegan river system), *Geography and Environmental Planning Journal*, **44(4)**: 5-9.

Van der Wal, R. 2006. Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transitions? Evidence from the tundra, *Oikos*, **114**: 177–186.

Widenfalk, O. and J. Weslien. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – effects of stand succession and thinning, *Forest Ecology and Management*, **257**: 1386–1394.

[Downloaded from system.khu.ac.ir on 2026-11-04]

[DOI: 10.29252/jsaeh.6.2.21]