

Spatial Relationships between Soil Quality and Site Quality in the Zagros Forests: From Statistical Analysis to Spatial Prediction

N. Pordel¹, J. Hosseinzadeh^{1*}, M. Heydari¹, R. Omidipour²

1- Department of Forest Science, Faculty of Agriculture, Ilam University, Ilam, Iran

(*- Corresponding Author Email: j.hosseinzadeh@ilam.ac.ir)

2- Department of Rangeland and Watershed Management, Faculty of Agriculture, Ilam University, Ilam, Iran

Received: 02 June 2025

Revised: 01 November 2025

Accepted: 02 November 2025

Available Online: 02 November 2025

How to cite this article:

Pordel, N., Hosseinzadeh, J., Heydari, M., & Omidipour, R. (2025). Spatial relationships between soil quality and site quality in the Zagros forests: From statistical analysis to spatial prediction. *Journal of Water and Soil*, 39(4), 361-379. (In Persian with English abstract).

<https://doi.org/10.22067/jsw.2025.93867.1484>

Introduction

Forests are recognized as one of the most vital components of terrestrial ecosystems, playing a multifaceted role in maintaining environmental equilibrium, supporting biodiversity, regulating climate, conserving water resources, and providing a wide range of essential ecosystem services. The long-term sustainability and productivity of forest ecosystems are closely linked to the quality of the soil and the inherent biological potential of the site in which the forest stands. These two critical factors, soil quality and site potential, are, in turn, profoundly shaped and affected by various environmental parameters, including geomorphological characteristics such as topography and elevation, the density and structure of vegetation or canopy cover, as well as anthropogenic influences stemming from land use changes, deforestation, and other human activities. In light of these considerations, the primary objective of this research was to conduct a detailed, quantitative evaluation of soil quality and site potential indices within the semi-arid Zagros forest regions. The study specifically focused on analyzing the impacts of key variables such as elevation gradients, slope orientation (aspect), and the density of canopy cover. In addition to the empirical assessment of these factors, this research employed advanced spatial analysis techniques and geostatistical tools to develop a reliable spatial prediction model. This model aims to enhance our understanding of spatial variability in forest conditions and provide a scientific basis for implementing more informed, effective, and sustainable forest management and restoration strategies tailored to the unique ecological context of the Zagros Mountains.

Materials and Methods

The study was conducted in the Zagros forests (Shalam Mountain, east of Ilam) within an elevation range of 1500 to 2150 meters. Sixty forest stands were selected across three elevation classes (lower, middle, and upper), two slope aspects (north-facing and south-facing), and two canopy cover classes (less than and more than 25%). Soil samples were collected from a depth of 0–15 cm in each stand, mixed, and their physical and chemical properties were analyzed in the laboratory. The Soil Quality Index (SQI) was calculated using the SQI-2 standard model based on normalization and weighting of selected soil properties. Site quality was estimated using a logarithmic model of tree height to log tree age ratio for Persian oak (the dominant species). For spatial structure analysis, variograms were fitted using spherical, exponential, Gaussian, and linear models, and the best model was identified for each index. Interpolation and spatial mapping were performed using ordinary kriging, simple kriging, universal kriging, co-kriging, and inverse distance weighting (IDW). The accuracy of these methods was evaluated using the mean standardized root mean square error, and the most accurate method for each index was determined.



Authors retain the copyright. This is an open access article distributed under [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

<https://doi.org/10.22067/jsw.2025.93867.1484>

Results

The findings showed significant differences in soil quality between north- and south-facing slopes across all elevation classes. The highest soil quality (0.84 ± 0.01) was found in densely canopied, north-facing mid-elevation stands, while the lowest (0.60 ± 0.03) was in open-canopy, south-facing upper elevation stands. Site quality also decreased with increasing elevation. Its highest value (25.26 ± 2.08 m) was recorded in densely canopied, north-facing lower elevation stands, and the lowest (16.51 ± 0.79 m) in open-canopy, south-facing upper elevation stands. Statistical analysis revealed a generally positive and significant correlation between soil quality and site quality, which was stronger on south-facing slopes. Regression analysis confirmed this relationship. Variogram modeling indicated that the spherical model best fit soil quality, while the exponential model was most suitable for site quality. Interpolation accuracy assessments showed that ordinary kriging was the most accurate method for soil quality, and universal kriging was best for site quality.

Conclusion

The study comprehensively demonstrated that both soil properties and overall site quality within the Zagros forests were significantly influenced by key environmental variables, including topographical features, the extent of canopy cover, and variations in elevation. The interrelationship between the two assessed indices, soil and site quality, is statistically significant, and the strength of this relationship fluctuates in response to differing ecological conditions, particularly on south-facing slopes, which are more exposed to solar radiation and drier microclimates. The results of the analysis underscore the necessity of incorporating both soil attributes and broader environmental characteristics when evaluating the biological productivity and ecological potential of forested regions. Moreover, observed differences in the spatial distribution patterns and the structure of the variogram models emphasize the critical importance of selecting appropriate and context-sensitive spatial modeling techniques. These findings not only provide a robust scientific basis for ongoing ecological assessment and environmental monitoring, but also offer valuable guidance for implementing targeted forest restoration strategies and developing long-term, sustainable management plans tailored to the unique conditions of the semi-arid Zagros forest ecosystems.

Keywords: Canopy cover, GIS, Kriging, Remote sensing, Soil, Variogram

روابط مکانی کیفیت خاک و رویشگاه در جنگل‌های زاگرس: تحلیل آماری تا پیش‌بینی فضایی

نرگس پردل^۱ - جعفر حسین زاده^{۱*} - مهدی حیدری^۱ - رضا امیدپور^۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۳/۱۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۸/۱۱

چکیده

اکوسیستم‌های جنگلی از مهم‌ترین بوم‌سازگان خشکی هستند و نقش کلیدی در تعادل محیط‌زیستی و ارائه خدمات اکوسیستمی دارند. پایداری این اکوسیستم‌ها وابسته به کیفیت خاک و توان زیستی رویشگاه (کیفیت رویشگاه) است و تحت تأثیر عوامل محیطی مانند توپوگرافی، پوشش گیاهی و فعالیت‌های انسانی قرار دارند. بنابراین با هدف بررسی کمی شاخص کیفیت خاک و کیفیت رویشگاه تحت تأثیر عواملی مانند ارتفاع، جهت دامنه و تراکم تاج‌پوشش، این پژوهش در جنگل‌های زاگرس (کوه شلم، شرق ایلام) با دامنه ارتفاعی ۱۵۰۰ - ۲۱۵۰ متر انجام شد. نمونه‌برداری در ۶۰ توده جنگلی در سه طبقه ارتفاعی (پایین‌بند (۱۷۵۰-۱۸۵۰ متر)، میان‌بند (۱۸۵۰-۱۹۵۰ متر) و بالا‌بند (۱۹۵۰-۲۰۵۰ متر) از سطح دریا)، دو جهت جغرافیایی (شمالی و جنوبی) و دو کلاس تاج‌پوشش (کمتر و بیشتر از ۲۵ درصد) انجام شد. از هر توده، نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متر برداشت و پس از ترکیب، خصوصیات خاک در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد. برای محاسبه شاخص کیفیت خاک، از مدل استاندارد SQI-2 استفاده گردید که بر اساس نرمال‌سازی و وزن‌دهی به خصوصیات منتخب خاک عمل می‌کند. شاخص کیفیت رویشگاه نیز بر پایه مدل لگاریتمی نسبت ارتفاع درخت به لگاریتم سن درختان بلوط ایرانی به‌عنوان گونه غالب رویشگاه برآورد شد. برای تحلیل ساختار فضایی شاخص‌ها، واریوگرام‌ها بر اساس مدل‌های کروی، نمایی، گوسی و خطی برازش داده شد و مناسب‌ترین مدل‌ها برای هر شاخص تعیین شدند. برای مدل‌سازی و تهیه نقشه‌های پراکنش مکانی، از روش‌های درونیابی کریجینگ (معمولی، ساده و عام)، کوکریجینگ و وزن‌دهی معکوس فاصله (IDW) استفاده شد. دقت این روش‌ها با استفاده از مقدار میانگین ریشه خطای برآورد استاندارد مورد ارزیابی قرار گرفت و بهترین روش برای هر شاخص انتخاب گردید. یافته‌های این پژوهش نشان داد که شاخص کیفیت خاک تابعی از جهت جغرافیایی، تراکم تاج درختان و طبقات ارتفاعی بود؛ به طوری که بیشترین مقدار آن در توده‌های با تاج متراکم جهت شمالی - میان‌بند (0.84 ± 0.01) و کمترین مقدار آن در بالا‌بند - دامنه جنوبی - تاج باز (0.60 ± 0.03) مشاهده شد. شاخص کیفیت رویشگاه نیز با افزایش ارتفاع از سطح دریا کاهش یافت. بیشترین مقدار آن (25.26 ± 2.08 متر) در دامنه شمالی - پایین‌بند - تاج متراکم و کمترین مقدار (16.51 ± 0.79 متر) در دامنه جنوبی - بالا‌بند - تاج باز ثبت گردید. بررسی آماری همبستگی میان شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه نشان داد که این دو متغیر دارای رابطه مثبت و معنی‌داری هستند (0.58). این همبستگی در دامنه جنوبی (0.86) بسیار قوی‌تر از دامنه شمالی (0.36) بود. همچنین بررسی مدل‌های واریوگرام نشان داد که مدل کروی برای شاخص کیفیت خاک و مدل نمایی برای شاخص کیفیت رویشگاه مناسب‌ترین مدل‌ها هستند. نتایج ارزیابی دقت روش‌های درونیابی نیز نشان داد که روش کریجینگ معمولی ($RMSE=1.12$) برای درونیابی شاخص کیفیت خاک و کریجینگ عام ($RMSE=1.04$) برای شاخص کیفیت رویشگاه دقیق‌ترین نتایج را ارائه دادند. این یافته‌ها بر اهمیت در نظر گرفتن هم‌زمان ویژگی‌های خاک و محیط در ارزیابی پتانسیل زیستی تأکید دارند. همچنین، تفاوت در الگوهای مکانی و ساختار فضایی این شاخص‌ها نشان می‌دهد که انتخاب روش مناسب مدل‌سازی مکانی ضروری است. این نتایج می‌توانند پایه‌ای برای مدیریت علمی، احیای هدفمند و برنامه‌ریزی پایدار جنگل‌های نیمه‌خشک زاگرس باشند.

واژه‌های کلیدی: تاج‌پوشش، خاک، سنجش از دور، کریجینگ، واریوگرام، GIS

^۱ - گروه علوم جنگل، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران* - نویسنده مسئول: (Email: j.hoseinzadeh@ilam.ac.ir)^۲ - گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ایلام، ایلام، ایران

مقدمه

یکی از حیاتی‌ترین اجزای بوم‌سازگان زمینی، جنگل‌ها هستند که با جذب دی‌اکسیدکربن، حفظ تنوع زیستی، تعدیل شرایط اقلیمی و محافظت از منابع آب و خاک، نقش کلیدی در پایداری زیست‌محیطی دارند و مدیریت پایدار آن‌ها برای تداوم عملکردهای اکوسیستم ضروری است (Swetha et al., 2023). پایداری اکوسیستم‌های جنگلی به کیفیت خاک وابسته است؛ زیرا خاک نه تنها بستر فیزیکی رشد گیاهان را فراهم می‌سازد، بلکه از نظر تأمین عناصر غذایی، ذخیره‌سازی آب و حمایت از فعالیت‌های زیستی نقشی بنیادی دارد (DeLuca et al., 2019). کیفیت خاک مفهومی چندبعدی است که شامل ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی بوده و بررسی آن در مناطق جنگلی اهمیت ویژه‌ای دارد (Leul et al., 2023). این ویژگی تعیین می‌کند که خاک تا چه حد توانایی حمایت از پوشش گیاهی را دارد و چگونه به تخریب یا بازسازی اکوسیستم پاسخ می‌دهد (Guan & Fan, 2020). تحول خاک‌ها در طول زمان نتیجه تأثیرپذیری از عوامل مختلفی همچون اقلیم، جنس مواد مادری، توپوگرافی، موجودات زنده و پوشش گیاهی است که همگی در فرآیند خاک‌سازی نقش دارند (Eslamnejad et al., 2020; Heydari et al., 2021). در این میان، توپوگرافی به‌ویژه ارتفاع و جهت دامنه، با تأثیر بر خصوصیات خاک و شرایط محیطی، کیفیت خاک را تغییر می‌دهد (Heydari et al., 2023; Griffiths et al., 2009; Nepal et al., 2023). جهت دامنه به دلیل تفاوت در دریافت تابش خورشید، بر دما، رطوبت و تولید اولیه گیاهان اثرگذار است؛ به‌طور مثال، دامنه‌های شمالی معمولاً خاک خنک‌تر و مرطوب‌تری دارند که شرایط رشد مطلوب‌تری فراهم می‌کنند (Murphy et al., 2020; Maimouni et al., 2021). همچنین، تاج‌پوشش نقش مهمی در شکل‌گیری و ارتفاع ویژگی‌های خاک دارد؛ حضور آن با افزایش مواد آلی، نیتروژن و عناصر غذایی همراه است (Owliaie, 2010). پوشش تاجی انبوه در دامنه‌هایی با شرایط مساعد، با افزایش کربن آلی خاک و فعالیت‌های زیستی آن همراه است که نشان‌دهنده تأثیر توأم تاج‌پوشش و توپوگرافی بر کیفیت خاک است (Xue et al., 2021). بنابراین، در مدیریت پایدار جنگل، در نظر گرفتن هم‌زمان شرایط توپوگرافی و تاج‌پوشش برای ارزیابی کیفیت خاک ضروری است. از سوی دیگر، کیفیت رویشگاه مفهومی است که نمایانگر قابلیت زیست‌پذیری یک منطقه برای رشد طبیعی گونه‌های گیاهی خاص است (Sasanifar et al., 2024). کیفیت رویشگاه به توان ذاتی یک مکان در حمایت از رشد، توسعه و تولید زیستی گونه‌های درختی در یک دوره زمانی مشخص اشاره دارد. این شاخص ارتباط نزدیکی با ویژگی‌های خاک، رطوبت، و توپوگرافی دارد (Gren & Amuakwa-Mensah, 2018).

در ارزیابی اکوسیستم‌های جنگلی، تهیه نقشه‌های دقیق از پراکنش مکانی کیفیت خاک و کیفیت رویشگاه از اهمیت بالایی برخوردار است، چرا که این اطلاعات می‌توانند راهگشای مدیریت پایدار و احیای جنگل‌ها باشند. اما محدودیت‌های مربوط به داده‌های نمونه‌برداری نقطه‌ای، همچون هزینه و زمان‌بر بودن، باعث شده تا روش‌های درون‌یابی به‌عنوان راه‌کاری مؤثر در مدل‌سازی پیوسته و تخمین متغیرهای محیطی مورد استفاده قرار گیرند (Taghipour et al., 2022). استفاده از روش‌های مختلف درون‌یابی نظیر کریجینگ، کوکریجینگ و وزن‌دهی معکوس فاصله، امکان تحلیل دقیق‌تری از وضعیت اکولوژیکی منطقه فراهم می‌سازد و مبنای علمی برای اقدامات مدیریتی، فراهم می‌کند (Aguirre et al., 2022). کریجینگ یک روش زمین‌آماری دقیق است که با استفاده از واریوگرام‌ها و در نظر گرفتن همبستگی مکانی، داده‌های فضایی را درون‌یابی می‌کند (Tiyawarman et al., 2024). کوکریجینگ، نسخه پیشرفته‌تر آن، با استفاده از داده‌های کمی دقت پیش‌بینی را افزایش می‌دهد و در برآورد شاخص‌های محیطی مانند کیفیت آب عملکرد بهتری دارد (Belkhiri et al., 2020). روش وزن‌دهی معکوس فاصله (IDW) نیز روشی ساده و سریع است که بر اساس نزدیکی نقاط عمل می‌کند و برای داده‌های یکنواخت مناسب‌تر است (Ligas et al., 2022). انتخاب روش مناسب، وابسته به نوع داده و ساختار فضایی آن است. به‌کارگیری این روش‌ها نه تنها موجب افزایش دقت تحلیل‌های مکانی می‌شود، بلکه امکان شناسایی نواحی بحرانی و اولویت‌دار برای حفاظت و بهبود را نیز فراهم می‌سازد.

جنگل‌های زاگرس دارای تنوع زیستی منحصر به فرد، ارزش‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی بسیار بالا و دارای نقش کلیدی در کنترل فرسایش خاک هستند (Moradi & Sharifi, 2022). اما متأسفانه این رویشگاه‌ها طی دهه‌های اخیر با تهدیداتی چون بهره‌برداری بی‌رویه، آتش‌سوزی و تغییرات کاربری زمین مواجه بوده‌اند که مستقیماً کیفیت خاک و در نهایت پایداری زیستی این اکوسیستم‌ها را تحت تأثیر قرار داده است (Heydari & Faramarzi, 2014). در این راستا، پژوهش حاضر با هدف ارزیابی کمی شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه در جنگل‌های زاگرس، شناسایی تغییرات فضایی آن‌ها تحت تأثیر عوامل محیطی و توپوگرافی مانند ارتفاع، جهت دامنه و تراکم تاج‌پوشش، و تعیین دقیق‌ترین روش درون‌یابی برای پیش‌بینی پراکنش مکانی شاخص‌ها انجام شد. همچنین، این مطالعه رابطه میان کیفیت خاک و کیفیت رویشگاه و ساختار فضایی این شاخص‌ها را بررسی می‌کند تا چارچوب علمی لازم برای مدیریت، احیا و برنامه‌ریزی پایدار جنگل‌های نیمه‌خشک زاگرس فراهم گردد.

مواد و روش‌ها

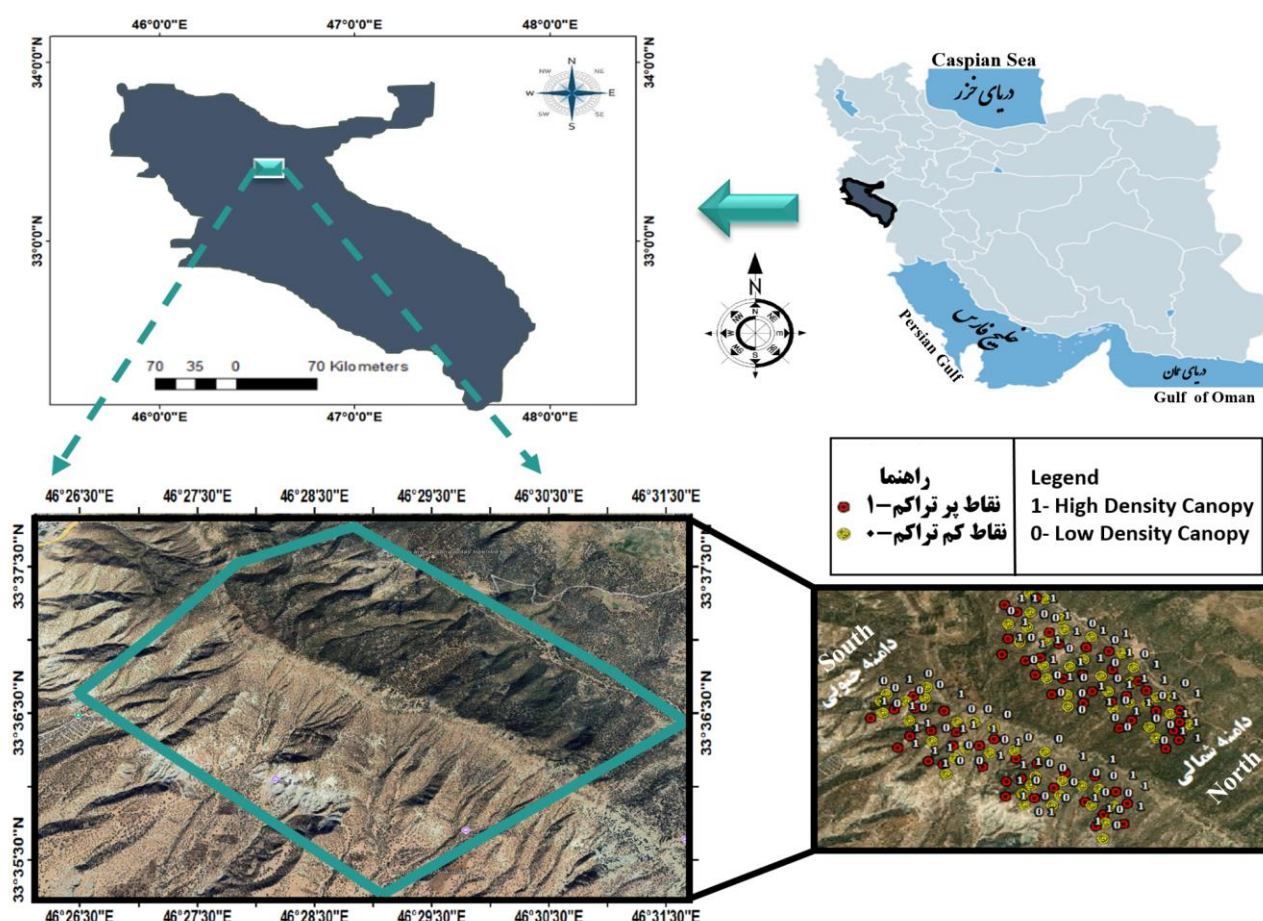
منطقه مورد مطالعه

این پژوهش در منطقه‌ای از جنگل‌های زاگرس (کوه شلم واقع در شرق شهر ایلام) انجام شد (شکل ۱). ارتفاع این منطقه از سطح دریا بین ۱۵۰۰ تا ۲۱۵۰ متر متغیر است، از شیب‌های ملایم تا شدید برخوردار است، دارای دو جهت غالب دامنه (شمالی و جنوبی) است. ساختار زمین آن کوهستانی بوده و تحت تأثیر اقلیم مدیترانه‌ای قرار دارد. سنگ‌بستر غالب منطقه آهکی (limestone) است و خاک منطقه بر اساس طبقه‌بندی US Soil Taxonomy، از نوع Entisols طبقه‌بندی می‌شود. این خاک‌ها معمولاً دارای بافت سبک تا متوسط بوده و از نظر مواد آلی فقیر هستند، که بر ظرفیت نگهداری آب و مواد مغذی تأثیرگذار است (Hosseini & Hosseini, 2022). میانگین بارندگی سالانه آن حدود ۶۴۳ میلی‌متر است که از طریق نقشه‌های هم‌باران ایستگاه هواشناسی سینوپتیک ایلام واقع در ۴ کیلومتری محدوده مورد مطالعه، محاسبه شده است. حداکثر دمای منطقه به

۱۸/۴ درجه سانتی‌گراد می‌رسد، در حالی که میانگین حداقل دما ۶/۱ درجه سانتی‌گراد است (Fathizadeh et al., 2017). گونه غالب درختی این ناحیه، بلوط ایرانی (*Quercus brantii* L.) است و گونه‌های دیگری مانند زالزالک (*Crataegus azarolus*)، کیکم (*Acer monspessulanum*) و بنه (*Pistacia atlantica*) نیز در آن مشاهده می‌شوند.

جمع‌آوری داده‌ها

برای انجام این پژوهش، منطقه (با مساحت ۲۰۰۰ هکتار) به گونه‌ای انتخاب شد که امکان بررسی ویژگی‌های مدنظر در دو جهت دامنه (شمالی و جنوبی) و در سه طبقه ارتفاعی شامل پایین‌بند (۱۷۵۰-۱۸۵۰ متر)، میان‌بند (۱۸۵۰-۱۹۵۰ متر) و بالا‌بند (۱۹۵۰-۲۰۵۰ متر از سطح دریا) فراهم باشد. در این محدوده، با بهره‌گیری از تصاویر ماهواره‌ای گوگل ارث و بازدیدهای میدانی، مجموعاً ۶۰ توده جنگلی شناسایی شد.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در ایران و شهرستان ایلام- منطقه شلم
Figure 1- Location of the study area in Iran and Ilam County– Shalam region

$$Si = 0.1, \quad \text{if } Xi > U$$

(۳)

$$Si = 0.1, \quad \text{if } Xi < L$$

$$Si = 0.1 + 0.9 * (Xi - L) / (T - L), \quad \text{if } L \leq Xi \leq T$$

$$Si = 1 - 0.9 * (Xi - T) / (U - T), \quad \text{if } T < Xi \leq U$$

$$Si = 0.1, \quad \text{if } Xi > U$$

که در آن Xi مقدار مشاهده شده شاخص، L حد پایین قابل قبول، U حد بالای قابل قبول و T مقدار بهینه است.

پس از محاسبه امتیاز هر شاخص، شاخص کلی به صورت جمع وزنی محاسبه شد (Taghipour et al., 2022):

$$SQI = \sum (Wi \times Si)$$

که در آن Wi وزن هر شاخص و Si امتیاز استاندارد شده شاخص در بازه ۰ تا ۱ است. جمع وزن‌ها برابر ۱ در نظر گرفته شد.

همچنین در هر یک از این پلات‌ها، به منظور ثبت ویژگی‌های ساختاری، قطر برابر سینه (DBH) و ارتفاع درختان بلوط ایرانی (*Quercus brantii* L.) موجود اندازه‌گیری و ثبت گردید. برای تخمین سن درختان بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) در نواحی زاگرس، از روابط تجربی و مدل‌های رگرسیونی که در مطالعات قبلی برای مشابه‌ترین شرایط اکولوژیک و گونه‌های مشابه استخراج شده‌اند، بهره گرفته شد. بدین منظور ابتدا قطر برابر سینه درختان بلوط ایرانی در ۶۰ نقطه مختلف از نواحی زاگرس اندازه‌گیری شد. داده‌های قطر با استفاده از نوار اندازه‌گیری و در ارتفاع ۱٫۳ متر از سطح زمین ثبت گردید. به منظور تخمین سن درختان، از معادله‌ای که توسط جهانبازی و همکاران (Jahanbazi et al., 2000) برای گونه بلوط ایرانی (میانگین رویش قطری با پوست در سال ۵/۶ میلی‌متر) در نواحی زاگرس پیشنهاد شده است استفاده گردید. برای تخمین شاخص کیفیت رویشگاه، از مدل لگاریتمی ساده بر اساس نسبت ارتفاع به لگاریتم سن درخت استفاده شد (Nord-Larsen et al., 2009; Cao, 1993; Burkhart & Tomé, 2012) که به صورت زیر بیان می‌شود:

$$SQI = a + b \times \ln(H / \ln(A))$$

که در آن SQI شاخص کیفیت رویشگاه، H ارتفاع درخت (متر)، A سن درخت (سال)، a, b ضرایب مدل برآورد شده از داده‌های میدانی است.

ارزیابی مدل‌های زمین‌آماري

برای مقایسه مدل‌های مختلف درون‌یابی، جهت استخراج پارامترهای درون‌یابی، واریوگرام محاسبه گردید که شامل مؤلفه‌های Sill (حداکثر واریانس)، Range (برد همبستگی مکانی) و Nugget (واریانس ناشی از خطا یا تغییرات کوچک مقیاس) است (Shabani et al., 2011). برای تعیین ضرایب کریجینگ، مدل‌های مختلف واریوگرام مانند خطی، نمایی، گوسی و کروی بررسی شدند که هر کدام

تاج‌پوشش در این منطقه در دامنه‌ای از کمتر از ۲۵ درصد (توده‌های باز یا تنک) تا بیشتر از ۲۵ درصد (توده‌های متراکم یا نیمه‌انبوه) متغیر بود. بر این اساس، ۳۰ توده با پوشش کمتر از ۲۵ درصد و ۳۰ توده با پوشش بیشتر از ۲۵ درصد به عنوان توده‌های باز و متراکم انتخاب شدند. در هر جهت دامنه، ۱۵ توده تنک و ۱۵ توده نیمه‌انبوه در نظر گرفته شد و به گونه‌ای توزیع یافتند که در هر طبقه ارتفاعی، پنج توده از هر نوع تاج‌پوشش وجود داشته باشد.

روش نمونه‌برداری و اندازه‌گیری

برای نمونه‌برداری خاک (خردادماه ۱۴۰۳)، ابتدا مرکز هر قطعه نمونه با استفاده از دستگاه GPS مشخص شد. سپس در هر توده، پلاتی به شعاع ۱۲۰۵ متر (با مساحت ۵۰۰ متر مربع) به عنوان واحد نمونه‌برداری تعیین شد. از هر پلات، چهار نمونه خاک (دو نمونه در زیر تاج‌پوشش و دو نمونه از خارج آن) به صورت تصادفی برداشت گردید. این نمونه‌ها از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متر (Koosha et al., 2022) برداشت و پس از ترکیب، به عنوان یک نمونه مرکب به آزمایشگاه منتقل شدند. در مجموع، ۳۰ نمونه خاک از هر دامنه و در کل ۶۰ نمونه از منطقه جمع‌آوری و به آزمایشگاه منتقل گردید.

در آزمایشگاه پس از هوا خشک کردن نمونه‌ها و عبور از الک ۲ میلی‌متری، اسیدیته و هدایت الکتریکی به روش پتاسیومتری، جرم مخصوص ظاهری به روش کلوخه، ماده آلی با استفاده از روش والکی-بلاک، بافت خاک به روش هیدرومتری (Jafari Haghighi, 2003) و رطوبت خاک به روش وزنی (Perrier & Salkini, 1991) اندازه‌گیری شد. برای بررسی شاخص کیفیت خاک از شاخص کیفی وزنی جمعی (SQI-2 - Weighted Additive SQI) استفاده شد. در این روش به هر شاخص خاک امتیازی در بازه ۰ تا ۱ داده می‌شود. از توابع خطی برای امتیازدهی استفاده شد و توابع غیرخطی حذف شده‌اند تا پیش‌بینی دقیق‌تری از تأثیر بر محصول ارائه شود. شاخص‌ها بر اساس سه گروه طبقه‌بندی شدند: بیشتر-بتر (More-is-Better): شاخص‌هایی مانند ماده آلی و رطوبت که افزایش مقدار آنها مفید است (رابطه ۱). کمتر-بتر (Less-is-Better): شاخص‌هایی مانند جرم مخصوص ظاهری که کاهش مقدار آنها بهتر است (رابطه ۲). بهینه (Optimum): شاخص‌هایی مانند بافت pH و EC که مقدار مطلوبی (رابطه ۳) دارند (Mukherjee, & Lal, 2014).

(۱)

$$Si = 0.1, \quad \text{if } Xi < L$$

$$Si = 0.1 + 0.9 * (Xi - L) / (U - L), \quad \text{if } L \leq Xi \leq U$$

$$Si = 1, \quad \text{if } Xi > U$$

(۲)

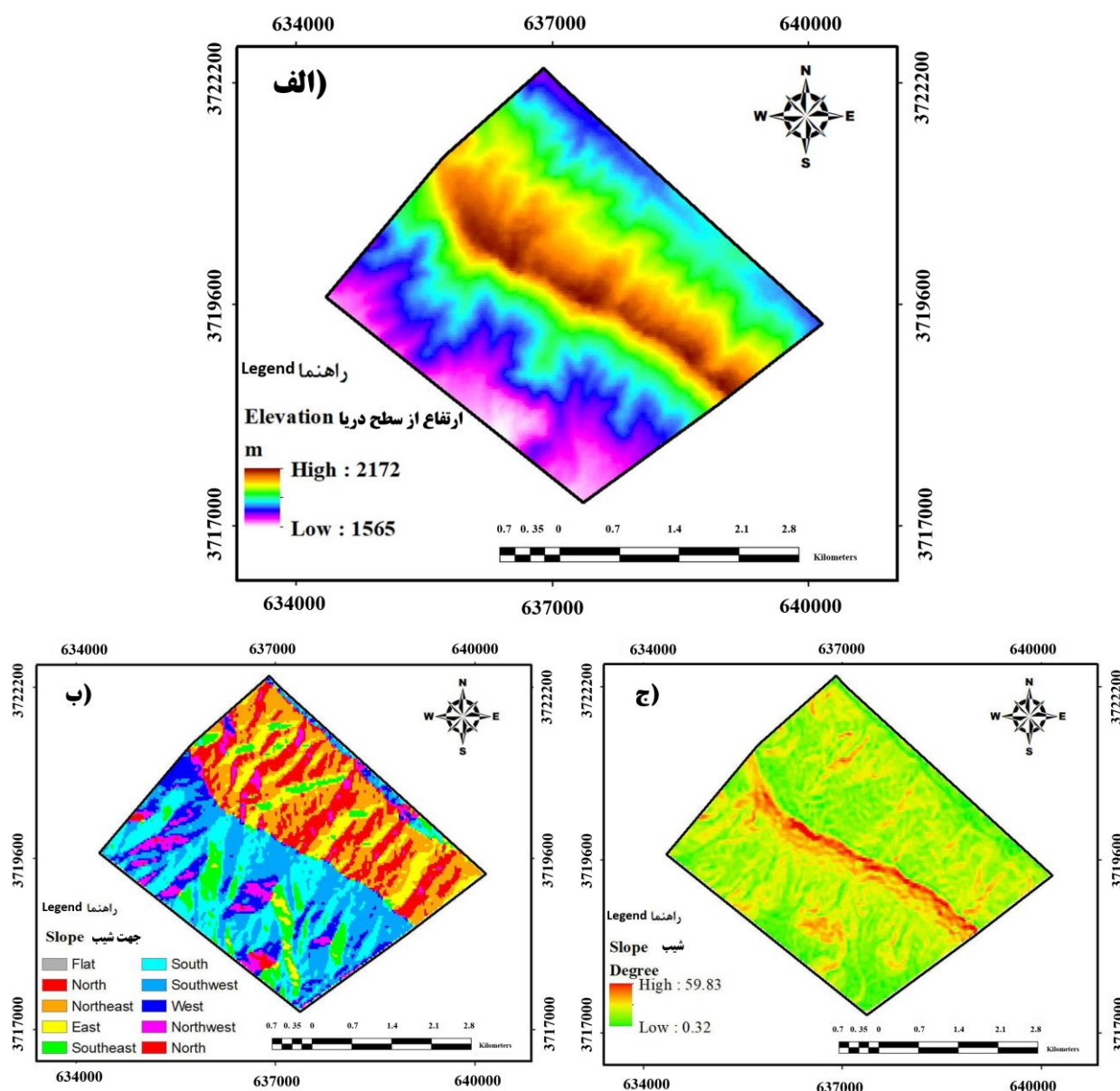
$$Si = 1, \quad \text{if } Xi < L$$

$$Si = 1 - 0.9 * (Xi - L) / (U - L), \quad \text{if } L \leq Xi \leq U$$

تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای ارزیابی همگنی و نرمال بودن داده‌ها، از آزمون‌های لون و کولموگروف-اسمیرنوف استفاده شد. بررسی اثرات جهت دامنه و تراکم تاج پوشش در سه موقعیت ارتفاعی (پایین، میانی و بالا) و اثر متقابل آنها بر شاخص‌های کیفیت خاک و رویشگاه با استفاده از مدل‌های خطی عمومی (GLM) تعیین شد.

بسته به ساختار داده‌ها انتخاب می‌شوند (Laun et al., 2016). بهترین مدل با استفاده از نرم‌افزار GS+ و بر اساس کمترین مقدار RSS و بیشترین R^2 تعیین گردید (Stateczny & Włodarczyk-). پس از تعیین مدل واریوگرام مناسب، سه روش کریجینگ (معمولی، عمومی و ساده)، کوکریجینگ و IDW برای درونیابی و تهیه نقشه دو شاخص کیفیت رویشگاه و خاک استفاده شدند. در نهایت، برای هر کدام از شاخص‌ها، بر اساس روشی که کمترین RMSE (ریشه میانگین مربعات خطا) را داشت، نقشه تهیه شد.



شکل ۲- نقشه‌های توپوگرافیک از منطقه مورد مطالعه: نقشه مدل رقومی ارتفاع (الف)، نقشه جهت شیب (ب) و نقشه شیب (ج)

Figure 2- Topographic maps of the study area: Digital elevation model, slope aspect and slope degree

با توجه به نرمال بودن توزیع داده‌ها، تحلیل واریانس (ANOVA و MANOVA) به کار گرفته شد. برای مقایسه میانگین گروه‌های مستقل، از آزمون t و آزمون دانکن استفاده شد. تمام تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۲۳،۰ (SPSS Inc)، شیکاگو، IL، GIS و R (پکیج ggplot2، Ggally، dplyr، tidyr، purr و broom) انجام شد.

نتایج

ویژگی‌های توپوگرافی منطقه مطالعه

نقشه توپوگرافی (شکل ۲) تغییرات ارتفاعی و جهت دامنه‌های منطقه را نمایش می‌دهد. بر اساس این نقشه، منطقه دارای سه طبقه ارتفاعی مشخص شامل پایین‌بند، میان‌بند و بالابند است که شیب دامنه‌ها به‌طور عمده به سمت شمال و جنوب جهت‌گیری دارند. این الگوی توپوگرافی نقش تعیین‌کننده‌ای در شکل‌گیری تفاوت‌های میکروکلیمایی، تغییرات رطوبتی و توزیع مکانی شاخص‌های کیفیت خاک و رویشگاه دارد.

نتایج آماری و مکانی شاخص‌ها

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که جهت دامنه و ارتفاع از سطح دریا اثر معنی‌داری بر هر دو شاخص کیفیت خاک و کیفیت رویشگاه داشتند ($p < 0.05$). در مقابل، تأثیر عامل تاج‌پوشش و اثر مقابل جهت دامنه $\times$ تاج‌پوشش تنها بر شاخص کیفیت خاک معنی‌دار ($p < 0.05$) بود (جدول ۱).

نتایج جدول ۲ نشان داد که پارامترهای مورد استفاده در محاسبه شاخص کیفیت خاک دارای تغییرات فضایی قابل توجهی هستند. بیشترین مقادیر ماده آلی و رطوبت خاک در میان‌بند و بالابند در جهت شمالی و در تاج بسته مشاهده شد، در حالی که کمترین مقادیر ماده

آلی در پایین‌بند و جهت جنوبی-تاج باز و کمترین مقدار رطوبت خاک در دامنه جنوبی-تاج باز-بالابند ثبت گردید. جرم مخصوص ظاهری بیشترین مقدار خود را در پایین‌بند-تاج باز و بسته-جنوبی و کمترین مقدار را در بالابند-تاج بسته-جهت شمالی نشان داد. هدایت الکتریکی نیز بیشترین مقدار را در پایین‌بند-جهت شمالی-تاج بسته/باز و کمترین مقدار را در بالابند-تاج باز-جهت شمالی داشت. بیشترین مقدار pH در جهت جنوبی-تاج باز-میان‌بند و در جهت شمالی-تاج بسته-بالابند کمتر بود. توزیع بافت خاک نیز دارای تغییرات قابل ملاحظه‌ای بود. این نتایج نشان می‌دهد که تغییرات در ویژگی‌های خاک ارتباط مستقیم با موقعیت توپوگرافیک و وضعیت پوشش گیاهی دارند. به‌ویژه، مناطق دارای پوشش متراکم‌تر (تاج بسته) و شیب‌های شمالی شرایط بهتری برای تجمع ماده آلی و بهبود کیفیت خاک فراهم کرده‌اند، در حالی که دامنه‌های جنوبی و تاج‌های باز از کیفیت پایین‌تری برخوردارند. این تغییرات فضایی در پارامترهای خاک منشا شکل‌گیری نقشه کیفیت خاک بوده و تفاوت‌های مشهود در تغییرات SQI را توضیح می‌دهند.

نتایج مقایسه میانگین شاخص کیفیت خاک نشان داد که در هر سه کلاس ارتفاعی میزان کیفیت خاک در هر دو جهت شمالی و جنوبی به‌طور معنی‌داری ($p < 0.05$) با هم اختلاف دارند و در دامنه شمالی کیفیت خاک بیشتر از دامنه جنوبی بود. بیشترین مقدار کیفیت خاک (0.184 ± 0.01) در تاج متراکم در جهت شمالی در میان‌بند و کمترین میزان کیفیت خاک (0.060 ± 0.03) در بالابند-دامنه جنوبی-تاج باز مشاهده شد. در هر دو جهت جنوبی و شمالی، از نظر میزان کیفیت خاک بین تاج باز و متراکم اختلاف معنی‌داری مشاهده شد و در هر سه کلاس ارتفاعی و هر دو دامنه شمالی و جنوبی، کیفیت خاک در تاج متراکم بیشتر از تاج باز بود (شکل ۳).

جدول ۱- نتایج مدل‌های خطی عمومی (GLM) برای آزمون اثرات جهت دامنه، ارتفاع از سطح دریا و تراکم تاج‌پوشش بر شاخص کیفیت رویشگاه و شاخص کیفیت خاک

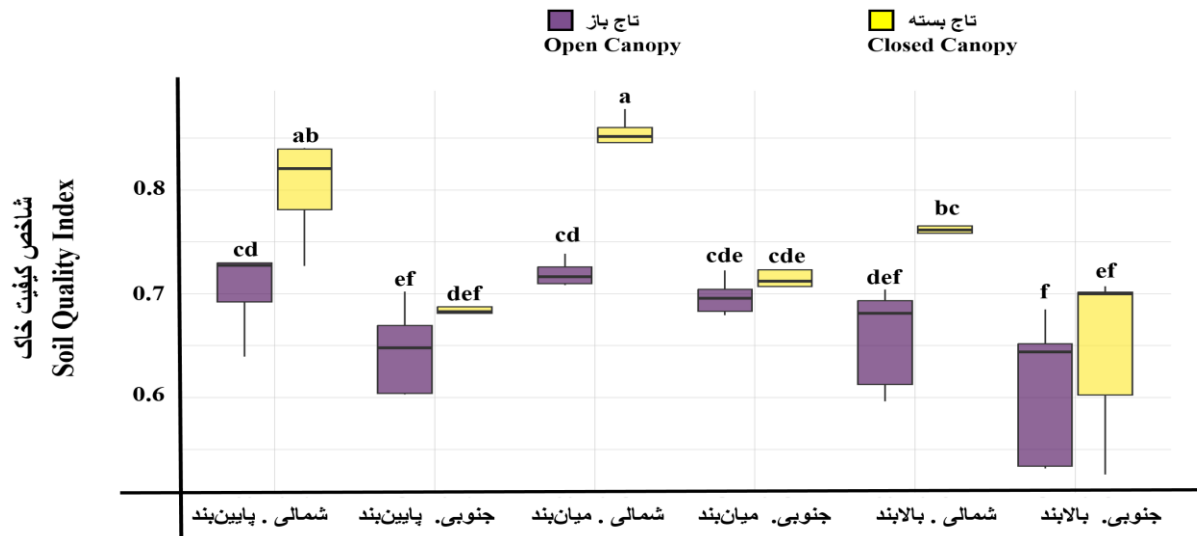
Table 1- Results of generalized linear models (GLM) testing the effects of slope aspect, elevation, and canopy cover density on site quality index and soil quality index

منبع تغییرات Source of variation	شاخص کیفیت خاک Soil quality index				شاخص کیفیت رویشگاه Site index		
	Df	MS	F-value	P-value	MS	F-value	P-value
Aspect جهت دامنه	1	0.115	45.80	0.000	81.090	4.913	0.031
Canopy تاج‌پوشش	1	0.060	23.69	0.000	1.974	0.120	0.731
Elevation ارتفاع از سطح دریا	2	0.029	11.53	0.000	127.156	7.703	0.001
Aspect $\times$ Canopy	1	0.022	8.539	0.005	14.209	0.861	0.358
Aspect $\times$ Eleva	2	0.001	0.345	0.710	29.063	1.761	0.183
Canopy $\times$ Eleva	2	0.000	0.122	0.885	15.155	0.918	0.406
Aspect $\times$ Canopy $\times$ Eleva	2	0.002	0.803	0.454	8.977	0.544	0.584

جدول ۲- نتایج مقایسه میانگین ($\pm$ انحراف معیار) خصوصیات خاک تحت تأثیر اثر متقابل جهت $\times$ ارتفاع از سطح دریا و جهت $\times$ تاج‌پوشش
Table 2- Comparison of mean values ($\pm$ standard error) of soil properties under the interaction effects of aspect $\times$ elevation and aspect $\times$ canopy cover

تاج پوشش Canopy	جهت دامنه Aspect	ارتفاع از سطح دریا Elevation	هدایت الکتریکی EC (μS/cm)	اسیدیته pH	جرم مخصوص ظاهری BD Bulk Density (g/cm³)	ماده آلی Organic matter (%)
Open باز	جنوبی South	پایین‌بند Lowland	161.4± 3.56 c	7.62 ± 0.02 a	1.83± 0.01a	4.84 ± 0.06 f
		میان‌بند Midland	140.32± 5.32 de	7.66 ± 0.02 a	1.79± 0.009 ab	5.22 ± 0.25 e
		بالا‌بند Highland	152.44± 2.99 cd	7.62 ± 0.03 a	1.64± 0.01cd	4.91± 0.11 ef
	شمالی North	پایین‌بند Lowland	210.32± 6.84 a	7.19 ± 0.03 e	1.66± 0.02c	5.80± 0.04 d
		میان‌بند Midland	181.58± 8.03 b	7.40 ± 0.04 c	1.60± 0.02cde	5.97± 0.07 bcd
		بالا‌بند Highland	125.76± 5.47 e	7.40 ± 0.01 c	1.58± 0.01def	5.98 ± 0.12 cd
Closed متراکم	جنوبی South	پایین‌بند Lowland	158.58± 1.43 c	7.51 ± 0.02 b	1.83± 0.01a	6.01 ± 0.23 abcd
		میان‌بند Midland	149.74± 5.43 cd	7.61 ± 0.04 a	1.73± 0.02b	6.20 ± 0.09 abc
		بالا‌بند Highland	160.17± 3.41 c	7.61 ± 0.02 a	1.74± 0.03b	6.14± 0.10 abcd
	شمالی North	پایین‌بند Lowland	210.58± 9.83 a	7.29 ± 0.04 d	1.61± 0.01cde	6.36± 0.02 ab
		میان‌بند Midland	208.24± 4.18 a	7.22 ± 0.01 de	1.56± 0.03ef	6.39± 0.01 a
		بالا‌بند Highland	128.14± 7.14 e	7.10 ± 0.04 f	1.53± 0.01f	6.39± 0.01 a
			Sand (%) شن	Clay (%) رس	Silt (%) سیلت	Moisture (%) رطوبت
Open باز	جنوبی South	پایین‌بند Lowland	21.90±0.40 fg	34.70 ± 1.85 abcd	43.40 ± 1.93 a	4.50±0.18 de
		میان‌بند Midland	20.60±3.65 g	40.4 ± 4.06 a	39.00 ± 0.63 b	4.16±0.29 de
		بالا‌بند Highland	43.00±1.41 a	24.4± 0.97 g	32.60± 1.16 d	3.92±0.24 e
	شمالی North	پایین‌بند Lowland	26.70±1.74ef	39.60± 2.63 ab	33.70± 1.62 cd	4.98±0.25 cde
		میان‌بند Midland	29.90±1.16 de	36.80± 0.48 abc	33.30± 1.35 cd	5.50±0.39 cd
		بالا‌بند Highland	31.10±1.72 de	30.80± 1.85 de	38.10± 1.16 b	5.35±0.32 cde
Closed متراکم	جنوبی South	پایین‌بند Lowland	30.70±1.01de	30.30± 1.49 def	39.00± 0.89 b	5.09±0.27 cde
		میان‌بند Midland	34.60±2.17 cd	26.80± 1.72 efg	38.60± 1.93 b	6.07±0.41 c
		بالا‌بند Highland	38.20±2.05abc	24.80± 0.80 fg	37.00± 1.54 bc	5.44±0.43 cd
	شمالی North	پایین‌بند Lowland	37.30±1.34 bc	31.60± 1.46 cde	31.10± 0.48 d	10.27±0.66 b
		میان‌بند Midland	41.50±1.41 ab	24.80± 0.48 fg	33.70± 1.2 cd	12.45±0.60 a
		بالا‌بند Highland	33.50±1.41 cd	34.00± 1.41 bcd	32.50± 0.63 d	12.46±0.79 a

حروف کوچک تفاوت‌های معنی‌دار بین طبقات ارتفاع از سطح دریای مختلف در دو جهت دامنه و در دو کلاس تاج‌پوشش را بر اساس آزمون چندگانه دانکن ($p < 0.05$) نشان می‌دهند.



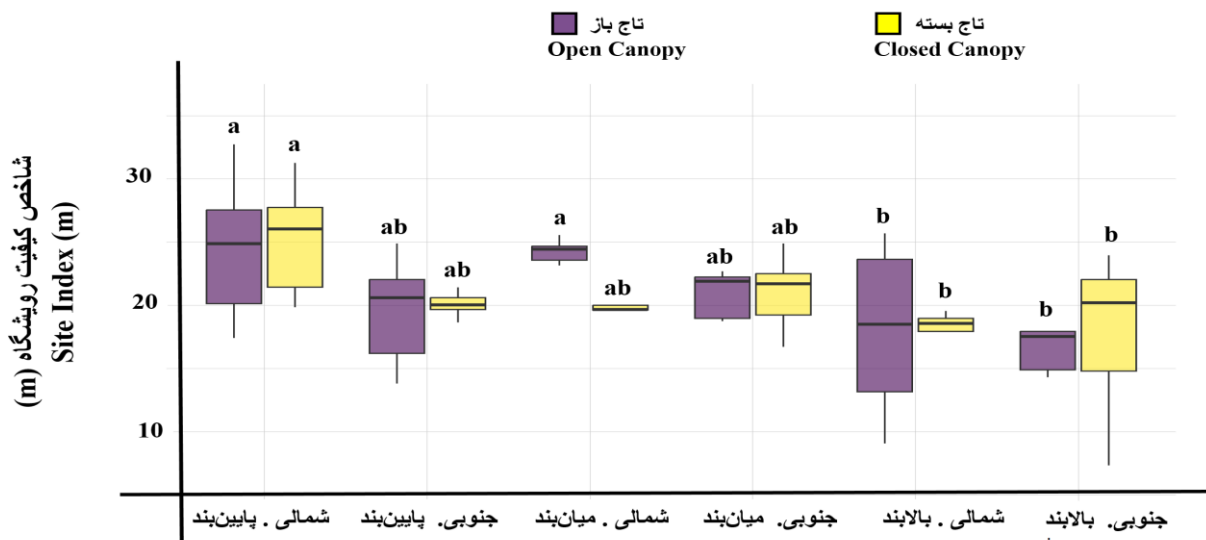
ارتفاع از سطح دریا . جهت دامنه

Aspect . Elevation

شکل ۳- مقایسه میانگین ($\pm$ انحراف معیار) میزان شاخص کیفیت خاک در طبقات مختلف ارتفاع از سطح دریا در جهت شمالی و جنوبی به تفکیک تاج پوشش اشکوب فوقانی باز و متراکم

حروف ناهمسان در ستون‌ها نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ درصد می‌باشد

Figure 3- Comparison of the mean ($\pm$ standard error) soil quality index across different elevation classes on northern and southern slopes, separated by open and closed canopy conditions of the upper tree layer
Different letters within columns indicate significant differences at the 0.05 level.



ارتفاع از سطح دریا . جهت دامنه

Aspect . Elevation

شکل ۴- مقایسه میانگین ($\pm$ انحراف معیار) میزان شاخص کیفیت رویشگاه در طبقات مختلف ارتفاع از سطح دریا در جهت شمالی و جنوبی به تفکیک تاج پوشش اشکوب فوقانی باز و متراکم

حروف ناهمسان در ستون‌ها نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ درصد می‌باشد

Figure 4- Comparison of the mean ($\pm$ standard error) site quality index across different elevation classes on northern and southern slopes, categorized by open and closed canopy conditions of the upper tree layer
Different letters within columns indicate statistically significant differences at the 0.05 level.

دارد و در دامنه شمالی - تاج متراکم - بالابند ($R^2=0/10$) این رابطه ضعیف بود.

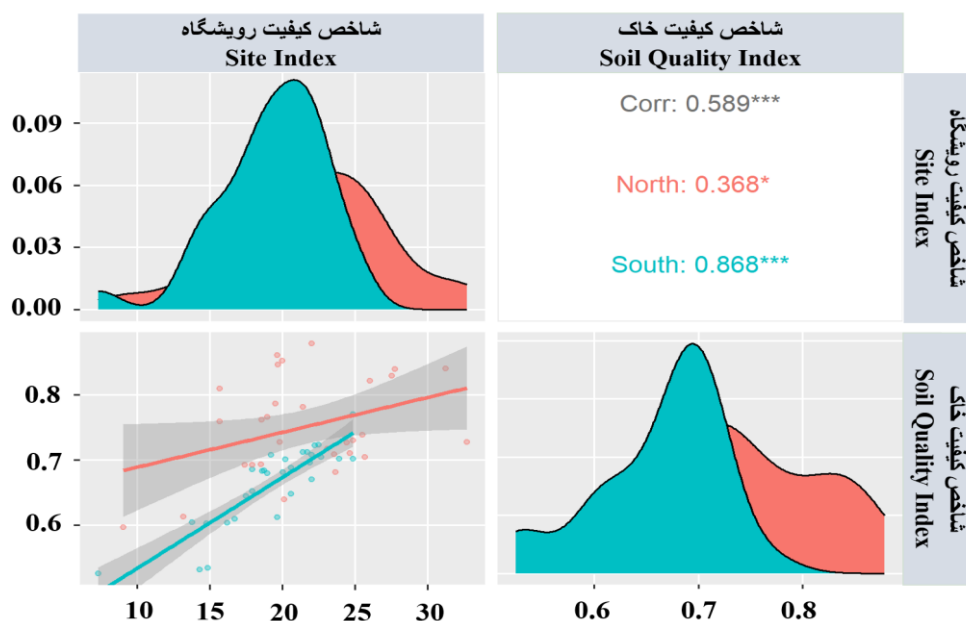
نتایج حاصل از واریوگرام‌های برازش شده در نرم‌افزار GS+ برای مدل‌های مختلف (کروی، نمایی، خطی و گوسین) در داده‌های شاخص کیفیت خاک و کیفیت رویشگاه نشان داد که برای شاخص کیفیت خاک رویشگاه، مدل نمایی (Exponential) و برای شاخص کیفیت خاک مدل کروی (Spherical) به‌عنوان مناسب‌ترین مدل انتخاب شد (شکل ۷).

نتایج ارزیابی دقت روش‌های مورد بررسی (جدول ۳)، نشان داد که برای شاخص کیفیت خاک کریجینگ معمولی با پایین‌ترین میزان ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) معادل ۱/۱۲ و برای شاخص کیفیت رویشگاه کریجینگ عام با پایین‌ترین میزان RMSE معادل ۱/۰۴ بهترین روش برای درون‌یابی در این پژوهش می‌باشند. در نهایت با استفاده از کریجینگ معمولی و کریجینگ عام در این تحقیق نقشه توزیع کیفیت خاک و کیفیت رویشگاه تهیه گردید (شکل ۸).

نتایج مربوط به شاخص کیفیت رویشگاه نشان داد که با افزایش ارتفاع از سطح دریا، کیفیت رویشگاه کاهش یافت. در ارتفاع بالابند، تفاوت معنی‌داری ($p < 0.05$) میان تاج باز و متراکم و جهت جنوبی و شمالی دامنه مشاهده نشد. در دامنه جنوبی، بیشترین مقدار کیفیت رویشگاه در میان‌بند و در دامنه شمالی، بیشترین مقدار آن در پایین‌بند ثبت شد. به‌طور کلی، کیفیت رویشگاه در شرایط تاج باز بیشتر از تاج متراکم بود (بجز دامنه شمالی در میان‌بند). بالاترین کیفیت رویشگاه در دامنه شمالی - تاج متراکم - پایین‌بند ($25/26m \pm 2/08$) و کمترین مقدار آن در دامنه جنوبی - تاج باز - بالابند ($16/51m \pm 0/79$) مشاهده شد (شکل ۴).

نتایج همبستگی میان شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه (شکل ۵) نشان داد که بین این دو شاخص به‌طور کلی ($r = 0/589$)، در دامنه جنوبی ($r = 0/868$) و در دامنه شمالی ($r = 0/368$) رابطه مثبت و معنی‌داری وجود دارد.

نتایج رگرسیون بین شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه (شکل ۶) نشان داد که در دامنه جنوبی - تاج باز و متراکم - بالابند ($R^2=0/96$) رابطه قوی و معنی‌داری بین این دو شاخص وجود

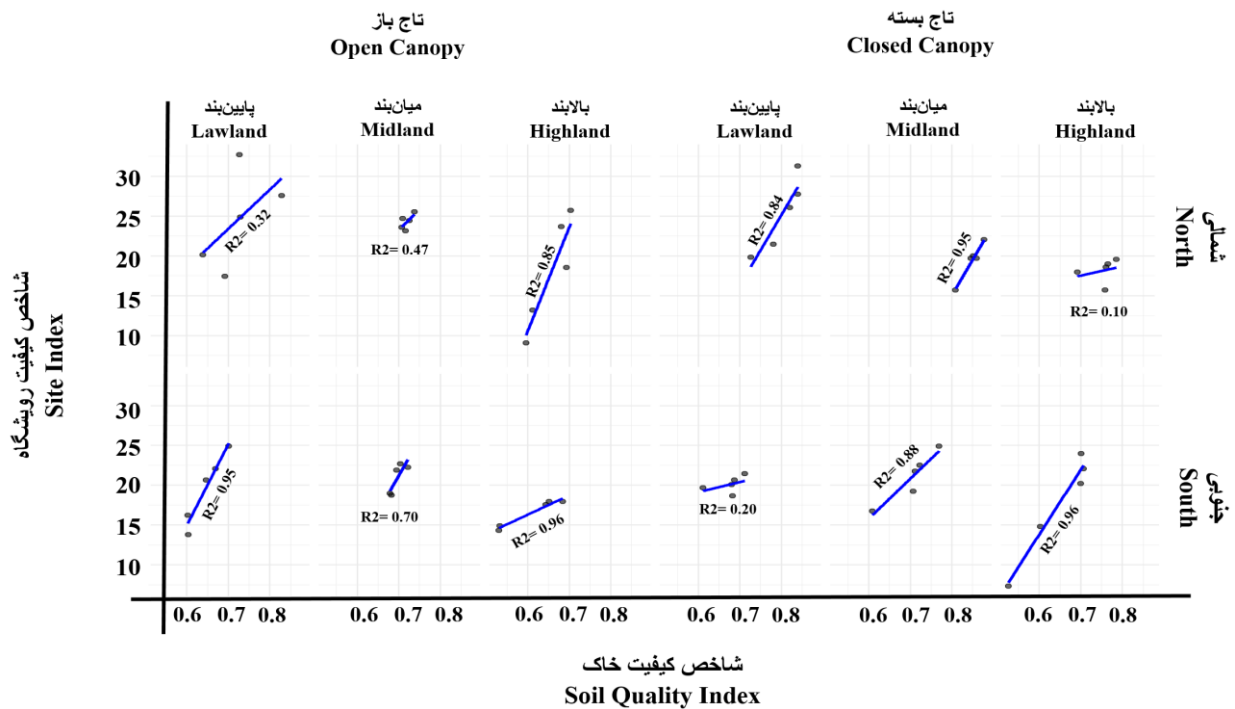


شکل ۵- همبستگی شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه

، **، * و * به ترتیب معنی‌داری در سطوح ۰/۰۵، ۰/۰۱ و ۰/۰۰۱ را نشان می‌دهند.

Figure 5- Correlation between soil quality index and site quality index

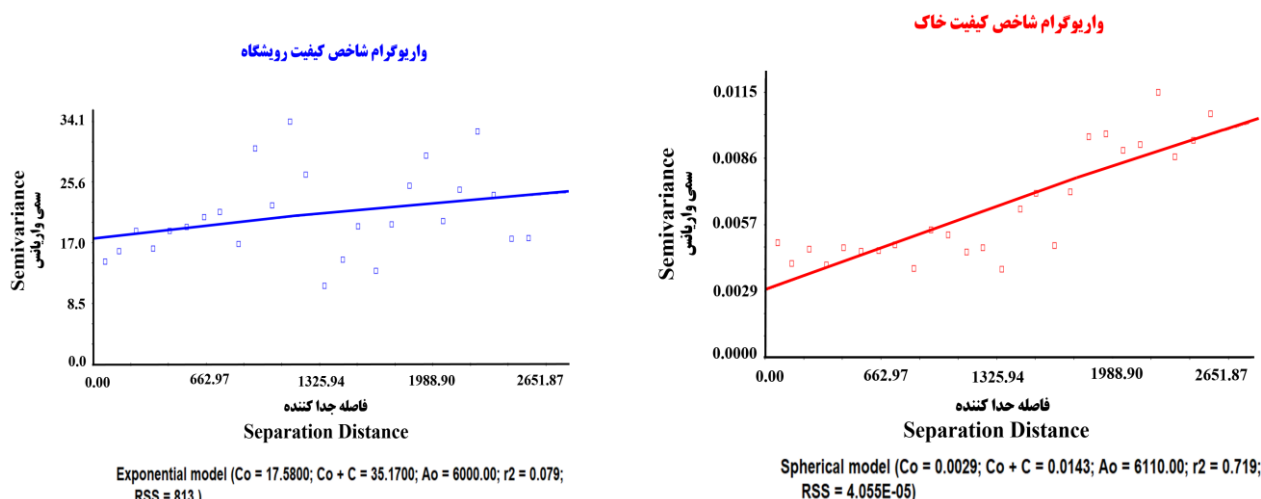
The symbols *, **, and *** indicate statistical significance at the 0.05, 0.01, and 0.001 levels, respectively.



شکل ۶- رگرسیون خطی شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه
Figure 6- Linear regression between soil quality index and site quality index

جدول ۳- نتایج صحت‌سنجی سرتاسری برای روش‌های مختلف درونیابی
Table 3- Overall accuracy assessment results for different interpolation methods

ریشه میانگین مربع خطا برآورد استاندارد (RMSE)	میانگین استاندارد شده خطا برآورد (MSE)	معدل خطا استاندارد، خطای برآورد (ASE)	مربع میانگین ریشه خطا برآورد (RMS)	Model مدل	
1.12	0.02	4.7	2.92	کریجینگ معمولی Ordinary Kriging	شاخص کیفیت خاک Soil quality index
4.49	0.38	1.32	3.53	کریجینگ ساده Simple Kriging	
1.93	0.13	3.12	3.04	کریجینگ عام Universal Kriging	
1.74	0.08	3.62	3.16	کو کریجینگ Co-Kriging	
4.55	0.41	1.28	3.89	میانگین وزنی معکوس فاصله IDW	
1.63	0.11	3.08	2.35	کریجینگ معمولی Ordinary Kriging	شاخص کیفیت رویشگاه Site quality index
3.06	0.30	2.03	2.06	کریجینگ ساده Simple Kriging	
1.04	0.004	3.4	1.63	کریجینگ عام Universal Kriging	
1.34	0.03	3.23	2.11	کو کریجینگ Co-Kriging	
3.29	0.35	1.76	2.22	میانگین وزنی معکوس فاصله IDW	



شکل ۷- واریوگرام برازش شده برای شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه

Figure 7- Fitted variogram for soil quality index and site quality index

بحث

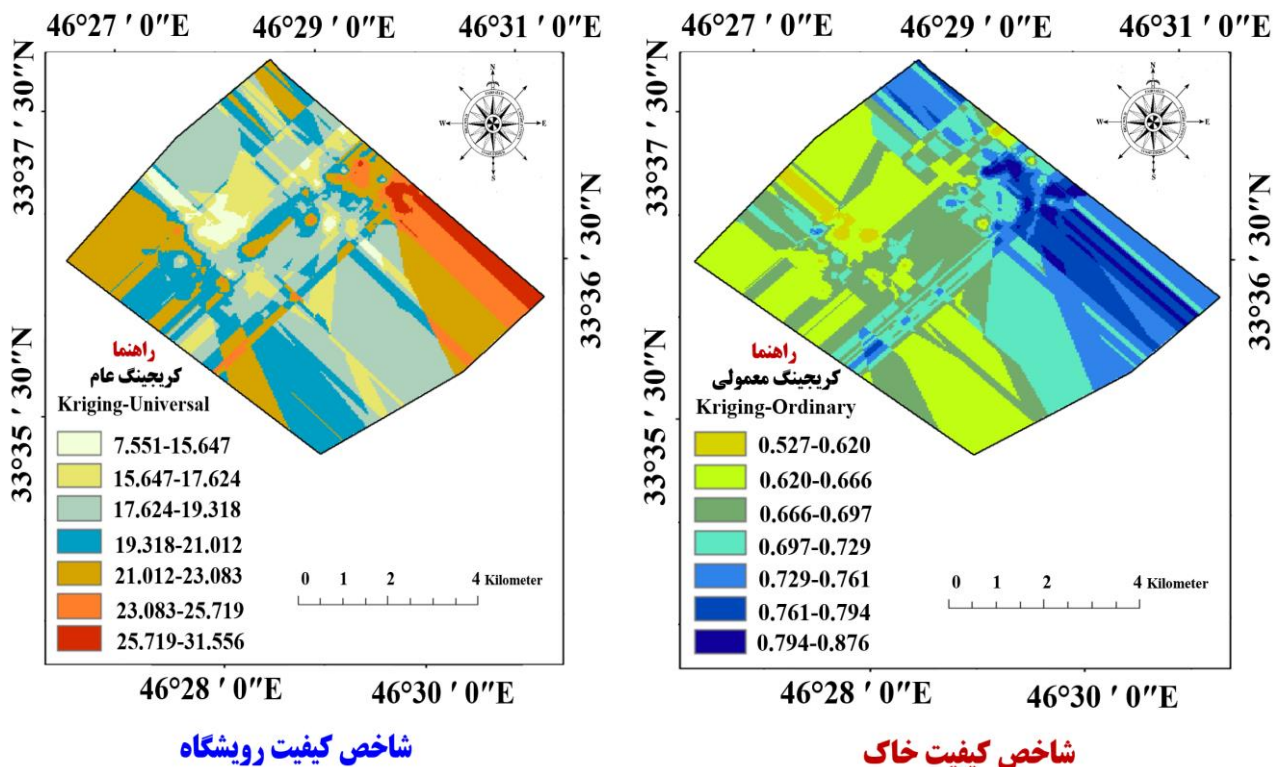
تأثیرات توپوگرافی بر کیفیت خاک و رویشگاه

تغییرات فضایی مشاهده شده در پارامترهای مورد استفاده برای محاسبه شاخص کیفیت خاک با توجه به عوامل توپوگرافی و پوشش گیاهی قابل توجیه است. به‌طور کلی، مقادیر بالاتر ماده آلی و رطوبت در دامنه‌های شمالی و مناطق با تاج بسته و مقادیر بالاتر جرم مخصوص ظاهری و هدایت الکتریکی در پایین‌بند و تاج باز مشاهده شد. همچنین تفاوت‌های جزئی در pH و بافت خاک منعکس‌کننده اثرات تابش خورشید، تبخیر و فرسایش است (Zhou et al., 2015; Khan et al., 2013; Badia et al., 2016). بنابراین، تفاوت‌های مشاهده‌شده در پارامترهای خاک نه تنها بازتاب تغییرات فیزیکی و شیمیایی خاک هستند، بلکه نشان‌دهنده نقش تعیین‌کننده توپوگرافی و نوع پوشش در حفظ یا تخریب کیفیت خاک‌اند. این موضوع اهمیت پوشش گیاهی و مدیریت توپوگرافی را در بهبود شاخص کیفیت خاک (SQI) تأیید می‌کند.

همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که شاخص کیفیت خاک در سه کلاس ارتفاعی به‌طور معنی‌داری ($p < 0.05$) تحت تأثیر جهت دامنه قرار گرفته و کیفیت خاک در دامنه شمالی بالاتر از دامنه جنوبی بود. همچنین کیفیت خاک در تاج متراکم در هر دو دامنه به‌طور معنی‌داری بیشتر از تاج باز بود، به‌طوری‌که بیشترین کیفیت خاک در تاج متراکم و دامنه شمالی در ارتفاع میان‌بند و کمترین مقدار در تاج باز و دامنه جنوبی در بالاترین بند ثبت شد. این نتیجه می‌تواند به تفاوت تابش خورشید در دامنه‌های شمالی و جنوبی نسبت داده شود؛ دامنه‌های شمالی خنک‌تر و مرطوب‌تر بوده و تجمع ماده آلی بیشتری دارند که منجر به افزایش کیفیت خاک می‌شود (Tyminska-Czabańska et al., 2021). همچنین پوشش تاج

متراکم اشکوب فوقانی باعث کاهش تبخیر، افزایش رطوبت و فراهم کردن بستر مناسب برای تشکیل ماده آلی و افزایش کیفیت خاک می‌شود (Shen et al., 2019). نتایج این تحقیق با یافته‌های لیو و همکاران (Liu et al., 2013) که بالا بودن کیفیت خاک در دامنه‌های شمالی را گزارش کردند هم‌سو بود. همچنین مطالعه ویت و همکاران (Viet et al., 2022) و تقی‌پور و همکاران (Taghipour et al., 2022) بر تأثیر مثبت تاج متراکم بر افزایش کیفیت خاک تأکید داشتند.

همچنین نتایج نشان داد که با افزایش ارتفاع از سطح دریا، شاخص کیفیت رویشگاه کاهش یافت. در ارتفاع بالاتر، تفاوت معنی‌داری بین جهت دامنه (شمالی و جنوبی) و نوع تاج (باز و متراکم) مشاهده نشد. در دامنه جنوبی، بالاترین شاخص کیفیت رویشگاه در میان‌بند و در دامنه شمالی در پایین‌بند ثبت شد. در مجموع، شاخص کیفیت رویشگاه در تاج باز بیشتر از تاج متراکم بود، به‌جز در دامنه شمالی در میان‌بند که کیفیت در تاج متراکم بیشتر بود. بالاترین شاخص کیفیت رویشگاه مربوط به دامنه شمالی، تاج متراکم، پایین‌بند و کمترین مقدار مربوط به دامنه جنوبی، تاج باز، بالاترین بند، کاهش کیفیت رویشگاه با افزایش ارتفاع عمدتاً به دلایلی مانند کاهش دما، کوتاه‌تر شدن طول فصل رشد، کاهش ضخامت خاک و کاهش دسترسی به رطوبت نسبت داده می‌شود (Jung et al., 2014). در ارتفاعات بالاتر، عوامل محدودکننده مانند فشار تبخیر بیشتر و دمای پایین‌تر موجب کاهش کارایی استفاده از آب و در نتیجه کاهش کیفیت رویشگاه می‌شود (Ameztegui et al., 2021). علاوه بر این، در شرایط ارتفاعی بالاتر، ریشه‌دوانی درختان به دلیل کم شدن ضخامت خاک محدود می‌شود و بازده تولیدی رویشگاه کاهش می‌یابد (Duan et al., 2022).



شکل ۸- نقشه توزیع شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه به روش کریجینگ
Figure 8- Distribution map of Soil Quality Index and Site Quality Index using Kriging method

کیفیت رویشگاه نیز نشان داد که بین این دو شاخص همبستگی مثبت و معنی داری وجود دارد که این رابطه در دامنه جنوبی بسیار قوی تر از دامنه شمالی است. این تفاوت می تواند به این دلیل باشد که در دامنه جنوبی، به دلیل شرایط سخت تر محیطی مانند تابش مستقیم تر، دمای بالاتر و رطوبت کمتر، کیفیت خاک نقش تعیین کننده تری در رشد گیاهان دارد، بنابراین تأثیر آن بر کیفیت رویشگاه آشکارتر شده و همبستگی بالاتری دیده می شود (García-Saucedo et al., 2024). نتایج رگرسیون نیز نشان داد که نتایج رگرسیون بین شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه (شکل ۵) نشان داد که در دامنه جنوبی- تاج باز و متراکم- بالابند رابطه قوی و معنی داری بین این دو شاخص وجود دارد و در دامنه شمالی- تاج متراکم- بالابند این رابطه ضعیف بود. این تفاوت می تواند به این دلیل باشد که در دامنه هایی که اثر نور، رطوبت و دمای میکروکلیمای بر کیفیت خاک بیشتر قابل مشاهده است گیاهان بیشتر به ویژگی های خاک وابسته می شوند (Lenk et al., 2024). به عبارت دیگر، در دامنه های جنوبی، خاک نقش تعیین کننده تری در تأمین نیازهای رشد ایفا می کند و در نتیجه همبستگی با کیفیت رویشگاه بیشتر می شود (Owliaie, 2010). از سوی دیگر، در مناطق با تاج متراکم، پوشش متراکم درختی ممکن است میکروکلیمای یکنواخت تری ایجاد کند و تأثیر خاک را پوشش دهد

تفاوت بین تاج باز و متراکم نیز قابل توجه است؛ تاج های باز در مناطق ارتفاعی میانی می توانند نور بیشتری به کف جنگل برسانند، که این مسئله در افزایش رشد و بهبود کیفیت رویشگاه نقش دارد (Siegert et al., 2016). در ارتفاع بالابند، شدت محدودیت های محیطی (مثل دما و باد) چنان بالاست که اثرات پوشش تاج و جهت دامنه تضعیف می شود و به همین دلیل اختلاف معنی داری دیده نشده است (Maimouni et al., 2021). مطالعه ژو و همکاران (Zou et al., 2023) روی جنگل های ماسون پاین در چین نشان داد که کیفیت رویشگاه تحت تأثیر مستقیم ارتفاع، جهت دامنه و شیب قرار دارد و کیفیت در ارتفاعات پایین تر بهتر حفظ می شود. مطالعه دان و همکاران (Duan et al., 2022) روی درختان لارچ در شمال چین نیز تأیید کرد که ارتفاع و جهت دامنه اثر معنی داری بر شاخص کیفیت رویشگاه دارند و با افزایش ارتفاع، کیفیت کاهش می یابد. مطالعه آمیزتگیو و همکاران (Ameztegui et al., 2021) نیز نشان داد که حداکثر ارتفاع درختان در ارتفاعات بالاتر کاهش چشمگیر دارد که نشان دهنده کاهش کیفیت رویشگاه است. بنابراین، نتایج این مطالعه با یافته های قبلی همسو است و تأثیر ترکیبی ارتفاع، جهت دامنه و تاج بندی در کیفیت رویشگاه را تأیید می کند. نتایج بررسی همبستگی بین شاخص کیفیت خاک و شاخص

یا کاهش دهد، به‌ویژه در دامنه شمالی که رطوبت بیشتر و شدت نور کمتر است (Arx et al., 2013).

ارزیابی و کاربرد مدل‌های درون‌یابی

نتایج حاصل از برازش واریوگرام‌ها در نرم‌افزار GS+ نشان داد که برای شاخص کیفیت رویشگاه، مدل نمایی و برای شاخص کیفیت خاک، مدل کروی بهترین برازش را داشته‌اند. این یافته نشان می‌دهد که ساختار مکانی شاخص کیفیت رویشگاه نسبت به فاصله به صورت تدریجی و پیوسته کاهش می‌یابد، همبستگی آن در فواصل مختلف تداوم دارد و احتمال وجود روند مکانی مشخص در آن بیشتر است (Lima et al., 2016). در مقابل، کیفیت خاک دارای همبستگی مکانی قوی‌تری در فواصل کوتاه‌تر است و پس از یک فاصله مشخص، همبستگی کاهش یا قطع می‌شود، که با رفتار مدل کروی تطابق دارد (Yan et al., 2019). این تفاوت مدل‌ها از نظر علمی منطقی است، چراکه کیفیت خاک بیشتر تحت تأثیر فرآیندهای موضعی مانند بافت خاک، پوشش گیاهی، شیب و کاربری زمین قرار دارد، در حالی که کیفیت رویشگاه از ترکیب عوامل خاک، میکروکلیم و توپوگرافی در مقیاس وسیع‌تری اثر می‌پذیرد. بنابراین، تفاوت در مقیاس فضایی اثرگذاری این عوامل، منجر به انتخاب مدل‌های متفاوت واریوگرام برای هر شاخص شده است (Appel et al., 2020). نتایج ارزیابی دقت روش‌های درون‌یابی نیز نشان داد که کریجینگ معمولی (Ordinary Kriging) بهترین عملکرد را برای شاخص کیفیت خاک، و کریجینگ عام (Universal Kriging) دقیق‌ترین روش برای شاخص کیفیت رویشگاه بود. این یافته نیز با توجه به ماهیت مکانی متغیرها قابل توجیه است؛ شاخص‌های خاک معمولاً فاقد روند مکانی مشخص هستند و پراکندگی آن‌ها بیشتر تحت تأثیر عوامل محلی قرار دارد، در نتیجه روش‌هایی مانند کریجینگ معمولی که فرض میانگین ثابت دارند، مناسب‌ترند. در مقابل، شاخص کیفیت رویشگاه تحت تأثیر عوامل محیطی بزرگ‌مقیاس مانند توپوگرافی، نور و اقلیم است و احتمال وجود روند مکانی مشخص در آن بیشتر است، بنابراین کریجینگ عام که امکان لحاظ چنین روندی را دارد، عملکرد دقیق‌تری ارائه می‌دهد (Reshid, 2019). مطالعات مختلفی این موضوع را تأیید کرده‌اند؛ از جمله پژوهشی در جمهوری چک که نشان داد کریجینگ معمولی برای ویژگی‌های خاک دقت بالاتری دارد، در حالی که کریجینگ عام برای متغیرهایی با روند مکانی قوی مناسب‌تر است (Vašát et al., 2018). همچنین در چین، کریجینگ معمولی برای تخمین خصوصیات خاک عملکرد دقیق‌تری نسبت به سایر روش‌ها داشت (Li et al., 2014). اولیور و وبستر (Oliver & Webster, 2014) نیز در پژوهش خود بیان کرده‌اند که در مواردی که داده‌ها دارای تغییرات سریع در فواصل

کوتاه هستند، به‌کارگیری مدل واریوگرام نمایی در چارچوب کریجینگ معمولی می‌تواند به نتایج دقیق‌تر و قابل‌اعتمادتری منجر شود. در مطالعه‌ای در مراکش نیز مشخص شد کریجینگ معمولی همراه با مدل نمایی بهترین برآورد را برای ماده آلی خاک فراهم می‌کند که تفاوت آن با یافته ما احتمالاً به نوع متغیر مورد بررسی و مقیاس فضایی داده‌ها برمی‌گردد (Bouasria et al., 2021). در مطالعه‌ای دیگر، مقایسه بین کریجینگ و روش‌هایی مانند IDW و RBF نشان داد که انتخاب روش مناسب، به نوع شاخص و وجود یا عدم وجود روند مکانی بستگی دارد (Mokarram et al., 2016) که کاملاً با تحلیل و انتخاب ما در این تحقیق مطابقت دارد. به‌طور کلی کریجینگ معمولی برای واریوگرام‌های کروی مناسب‌تر است، چرا که این مدل با فرض همبستگی مکانی قوی در فواصل کوتاه و بدون وجود روند مکانی، توانایی خوبی در برآورد متغیرهایی مانند کیفیت خاک دارد؛ در مقابل، کریجینگ عام برای واریوگرام‌های نمایی عملکرد بهتری دارد، زیرا کاهش تدریجی همبستگی و وجود روند مکانی را در نظر می‌گیرد و برای متغیرهایی مانند کیفیت رویشگاه که تحت تأثیر عوامل بزرگ‌مقیاس هستند، انتخاب دقیق‌تری است (Reshid, 2019; Vašát et al., 2018; Asa et al., 2012).

بر اساس نتایج این پژوهش، مدیریت پایدار جنگل‌های نیمه‌خشک باید به‌طور ویژه تعاملات بین ساختار تاج و ویژگی‌های توپوگرافی را در نظر بگیرد. از آنجا که کیفیت خاک و رویشگاه تحت تأثیر جهت دامنه و ارتفاع قرار دارد، تدوین برنامه‌های مدیریتی منطقه‌ای ضروری است. برای مثال، در دامنه‌های جنوبی می‌توان با استفاده از پوشش تاج متراکم و افزایش فعالیت‌های حفظ ماده آلی خاک، مقاومت اکوسیستم را در برابر شرایط خشک و تابش شدید بهبود داد. همچنین در ارتفاعات بالاتر، بهره‌گیری از اقدامات حفاظتی که از فرسایش خاک جلوگیری کنند و رطوبت خاک را حفظ نمایند، اولویت دارد. بهره‌گیری از مدل‌های زمین‌آماري مناسب برای برآورد و پیش‌بینی کیفیت خاک و رویشگاه می‌تواند ابزاری مؤثر در پایش بلندمدت و برنامه‌ریزی مدیریت منابع طبیعی باشد. بدین ترتیب، نتایج این مطالعه می‌تواند به عنوان پایه‌ای علمی برای طراحی سیاست‌ها و راهبردهای مدیریت کارآمد در جنگل‌های نیمه‌خشک، به‌ویژه در مواجهه با تغییرات اقلیمی، مورد استفاده قرار گیرد.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه تحت تأثیر عوامل توپوگرافی (ارتفاع، جهت دامنه) و ساختار پوشش تاج درختی قرار دارند. کیفیت خاک در دامنه شمالی، در تمامی طبقات ارتفاعی، به‌طور معنی‌داری بالاتر از دامنه جنوبی بود، به‌ویژه در شرایط تاج متراکم که سبب افزایش رطوبت، کاهش

دقیق‌ترین نتایج را ارائه دادند. این یافته‌ها نشان می‌دهد که انتخاب مدل واریوگرام و نوع روش درون‌یابی باید متناسب با ویژگی‌های ساختار فضایی هر متغیر انجام گیرد و در تحلیل‌های مکانی، توجه به ماهیت فضایی متغیر و انتخاب دقیق مدل زمین‌آماري متناسب، برای دستیابی به نتایج معتبر و قابل اتکا، امری ضروری است. در نهایت، نقشه‌های حاصل از این مدل‌سازی‌ها توزیع فضایی قابل اعتمادی از شاخص‌های کیفیت خاک و رویشگاه ارائه دادند. این نقشه‌ها با دقت بالا می‌توانند به‌عنوان ابزار تحلیلی مؤثر در پایش کیفیت اکولوژیکی مناطق جنگلی، شناسایی رویشگاه‌های حساس، و بهینه‌سازی تصمیمات مدیریتی در مدیریت پایدار منابع طبیعی و برنامه‌ریزی کاربری اراضی جنگلی مورد استفاده قرار گیرند.

فرسایش و بهبود خصوصیات خاک می‌شود. در مقابل، شاخص کیفیت رویشگاه با افزایش ارتفاع کاهش یافت و تأثیر جهت دامنه در ارتفاعات بالا کمتر محسوس بود؛ با این حال، در بیشتر شرایط، تاج باز به‌دلیل دریافت نور بیشتر، شاخص کیفیت رویشگاه بالاتری داشت. ارتباط مثبت و معنی‌دار بین شاخص کیفیت خاک و شاخص کیفیت رویشگاه در کل منطقه تأیید شد، هرچند این همبستگی در دامنه جنوبی بسیار قوی‌تر بود، که می‌تواند نشان‌دهنده نقش کلیدی خصوصیات خاک در تعیین کیفیت رویشگاه در شرایط محیطی سخت‌تر است. مدل‌های واریوگرام نیز نشان دادند که برای شاخص کیفیت خاک مدل کروی و برای شاخص کیفیت رویشگاه مدل نمایی الگوی ساختار مکانی هستند. همچنین روش کریجینگ معمولی برای درون‌یابی شاخص کیفیت خاک و کریجینگ عام برای شاخص کیفیت رویشگاه به‌ترتیب

References

1. Aguirre, A., Moreno-Fernández, D., Alberdi, I., Hernández, L., Adame, P., Cañellas, I., & Montes, F. (2022). Mapping forest site quality at national level. *Forest Ecology and Management*. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120043>
2. Ameztegui, A., Rodrigues, M., Gelabert, P., Lavaquioli, B., & Coll, L. (2021). Maximum height of mountain forests abruptly decreases above an elevation breakpoint. *GIScience & Remote Sensing*, 58(4), 442–454. <https://doi.org/10.1080/15481603.2021.1894832>
3. Appel, E., Seidel, E.J., & Oliveira, M.S.D. (2020). Geostatistical-based index for spatial variability in soil properties. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 44. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200086>
4. Arx, G., Pannatier, E.G., Thimonier, A., & Rebetez, M. (2013). Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. *Journal of Ecology*, 101(1). <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12121>
5. Asa, E., Saafi, M., Membah, J., & Billa, A. (2012). Comparison of linear and nonlinear kriging methods for characterization and interpolation of soil data. *Journal of Computing in Civil Engineering*, 26(1), 11–18. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)CP.1943-5487.0000118](https://doi.org/10.1061/(ASCE)CP.1943-5487.0000118)
6. Badía, D., Ruiz, A., Girona, A., Martí, C., Casanova, J., Ibarra, P., & Zufiaurre, R. (2016). The influence of elevation on soil properties and forest litter in the Siliceous Moncayo Massif, SW Europe. *Journal of Mountain Science*, 13(12), 2155–2169.
7. Belkhiri, L., Tiri, A., & Mouni, L. (2020). Spatial distribution of the groundwater quality using kriging and Co-kriging interpolations. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100473. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2020.100473>
8. Bouasria, A., Ibno Namr, K., Rahimi, A., & Ettachfini, E.M. (2021). Geospatial assessment of soil organic matter variability at Sidi Bennour district in Doukkala plain in Morocco. *Journal of Ecological Engineering*. <https://doi.org/10.12911/22998993/142935>
9. Burkhart, H.E., & Tomé, M. (2012). Modeling forest trees and stands. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3170-9>
10. Cao, Q.V. (1993). Estimating coefficients of base-age-invariant site index equations. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(11), 2343–2347. <https://doi.org/10.1139/X93-288>
11. DeLuca, T.H., Pingree, M.R.A., & Gao, S. (2019). Assessing soil biological health in forest soils. *In Developments in Soil Science*, 36, 397–426. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00016-1>
12. Duan, G., Lei, X., Zhang, X., & Liu, X. (2022). Site index modeling of larch using a mixed-effects model across regional site types in Northern China. *Forests*. <https://doi.org/10.3390/f13050815>
13. Eslaminejad, P., Heydari, M., Kakhki, F.V., Mirab-Balou, M., Omidipour, R., Muñoz-Rojas, M., & Lucas-Borja, M.E. (2020). Plant species and season influence soil physicochemical properties and microbial function in a semi-arid woodland ecosystem. *Plant and Soil*, 456, 43–59.
14. Fathizadeh, O., Hosseini, S.M., Zimmermann, A., Keim, R.F., & Boloorani, A.D. (2017). Estimating linkages between forest structural variables and rainfall interception parameters in semi-arid deciduous oak forest stands. *Science of the Total Environment*, 601, 1824–1837.
15. García-Saucedo, F., García-Morote, F.A., Picazo, M., Wic, C., Rubio, E., López-Serrano, F., & Andrés-Abellán, M. (2024). Responses of enzymatic and microbiological soil properties to the site index and age gradients in

- Spanish Black Pine (*Pinus nigra* Arn ssp. *salzmannii*) Mediterranean forests. *Forests*, 15(1), 113. <https://doi.org/10.3390/f15010113>
16. Gren, I., & Amuakwa-Mensah, F. (2018). Estimating economic value of site quality for uncertain ecosystem service provision in Swedish forests. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 14(1), 117–126. <https://doi.org/10.1080/21513732.2018.1472143>
17. Griffiths, R., Madritch, M., & Swanson, A. (2009). The effects of topography on forest soil characteristics in the Oregon Cascade Mountains (USA): Implications for the effects of climate change on soil properties. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.010>
18. Guan, H., & Fan, J. (2020). Effects of vegetation restoration on soil quality in fragile karst ecosystems of southwest China. *Peer Journal*, 8, e9456. <https://doi.org/10.7717/peerj.9456>
19. Heydari, M., & Faramarzi, M. (2014). The short term effects of fire severity on composition and diversity of soil seed bank in Zagros forest ecosystem, Servan County. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 3(9), 69. Isfahan University of Technology.
20. Heydari, M., Roshan, S.A., Lucas-Borja, M.E., Omidipour, R., & Prévosto, B. (2021). Diverging consequences of past forest management on plant and soil attributes in ancient oak forests of southwestern Iran. *Forest Ecology and Management*, 494, 119360.
21. Heydari, M., Cheraghi, J., Omidipour, R., Rostaminia, M., Kooch, Y., Valkó, O., & Carcaillet, C. (2023). Tree dieback, woody plant diversity, and ecosystem driven by topography in semi-arid mountain forests: Implication for ecosystem management. *Journal of Environmental Management*, 339, 117892.
22. Hosseini, A., & Hosseini, S.M. (2022). Contrasting foliar and soil nutrients responses to drought induced crown dieback in a *Quercus brantii* forest. *Dendrobiology*, 87, 101–112. <https://doi.org/10.12657/denbio.087.007>
23. Jafari Haghighi, M. (2003). Soil analysis methods: Sampling and important physical and chemical analyses with emphasis on theoretical and practical principles. Neday-e Zahra Publications, 236pp. (In Persian)
24. Jahanbazi, H., Mirbadin, A.R., & Talebi, M. (2001). Determination of diameter increment of Persian oak (*Quercus brantii*) in West-Iran (Chaharmahal va Bakhtiari Province). *Journal of Forest and Wood Science*, 5(1), 1-32.
25. Jung, E., Otieno, D., Kwon, H., Berger, S., Hauer, M., & Tenhunen, J. (2014). Influence of elevation on canopy transpiration of temperate deciduous forests in a complex mountainous terrain of South Korea. *Plant and Soil*, 378(1–2), 153–172. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2019-z>
26. Khan, F., Hayat, Z., Ahmad, W., Ramzan, M., Shah, Z., Sharif, M., & Hanif, M. (2013). Effect of slope position on physico-chemical properties of eroded soil. *Soil in the Environment*, 32, 22-28.
27. Koosha, N., Mohammadi-Samani, K., & Hosseini, V. (2022). Carbon stock and some chemical properties of soil in sacred groves and pollarded forest stands of Northern Zagrosf. *Journal of Water and Soil*, 36(5), 579-591. (In Persian with English abstract). <https://doi.org/10.22067/JSW.2022.77579.1180>
28. Laun, S., Rösch, N., Breunig, M., & Doori, M.A. (2016). Implementation of kriging methods in mobile GIS to estimate damage to buildings in crisis scenarios. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41, 211-216. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-xli-b2-211-2016>
29. Lenk, A., Richter, R., Kretz, L., & Wirth, C. (2024). Effects of canopy gaps on microclimate, soil biological activity and their relationship in a European mixed floodplain forest. *The Science of the Total Environment*, 173572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173572>
30. Leul, Y., Assen, M., Damene, S., & Legass, A. (2023). Effects of land use types on soil quality dynamics in a tropical sub-humid ecosystem, western Ethiopia. *Ecological Indicators*, 147, 110024. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110024>
31. Li, X., Li, H., & Liu, H. (2014). Mapping the spatial variability of soil properties: A comparative study of spatial interpolation methods in Northeast China. *Applied Mechanics and Materials*, 535, 483–488. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.535.483>
32. Ligas, M., Lucki, B., & Banasik, P. (2022). A crossvalidation-based comparison of kriging and IDW in local GNSS/levelling quasigeoid modelling. *Reports on Geodesy and Geoinformatics*, 114, 1-7. <https://doi.org/10.2478/rgg-2022-0004>
33. Lima, G.C., Silva, M.L., Freitas, D.A.F., Cândido, B., Curi, N., & Oliveira, M.S.D. (2016). Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(1), 78–84. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/AGRIAMBI.V20N1P78-84>
34. Liu, Z., Shao, M., & Wang, Y. (2013). Large-scale spatial interpolation of soil pH across the Loess Plateau, China. *Environmental Earth Sciences*, 69(8), 2731–2741. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2095-z>
35. Maimouni, S., Daghor, L., Oukassou, M., Moutaki, S., & Lhissou, R. (2021). Evaluate the effect of topographic factors and lithology on forest cover distribution: a case study of the Moroccan High Atlas. *Environmental Modeling & Assessment*, 26, 787–801. <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09785-3>
36. Mokarram, M., Najafi-Ghiri, M., Negahban, S., & Roshan, G. (2016). Relationship between landform and soil salinity in the surface and subsurface soils (case study: Southeast of Fars Province, Iran). *Modeling Earth Systems and Environment*, 2(1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s40808-015-0073-7>

37. Moradi, E., & Sharifi, A. (2022). Assessment of forest cover changes using multi-temporal Landsat observation. *Environment, Development and Sustainability*, 25, 1351–1360. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-02097-2>
38. Mukherjee, A., & Lal, R. (2014). Comparison of soil quality index using three methods. *PLoS ONE*, 9(8), e105981. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>
39. Murphy, P., Knowles, J., Moore, D., Anchukaitis, K., Potts, D., & Barron-Gafford, G. (2020). Topography influences species-specific patterns of seasonal primary productivity in a semiarid montane forest. *Tree Physiology*. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpaa083>
40. Nepal, S., Kc, M., Pudasaini, N., & Adhikari, H. (2023). Divergent effects of topography on soil properties and above-ground biomass in Nepal's mid-hill forests. *Resources*, 12(11), Article 136. <https://doi.org/10.3390/resources12110136>
41. Nord-Larsen, T., Meilby, H., & Skovsgaard, J.P. (2009). Site-specific height growth models for six common tree species in Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24(2), 194–204. <https://doi.org/10.1080/02827580902795036>
42. Oliver, M., & Webster, R. (2014). A tutorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging. *CATENA*, 113, 56–69. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.09.006>
43. Owliaie, H. (2010). *Effect of Oak (Quercus brantii Lindl.) canopy on soil properties of Zagros forests, Southwestern Iran (Case study: Yasouj Region)*. Geophysical Research Abstracts, 12, EGU2010-7609.
44. Perrier, E., & Salkini, A. (1991). Soil water measurement. *Water Management*, 123–131.
45. Reshid, T.M. (2019). Kriging and simulation in Gaussian random fields applied to soil property interpolation. *American Journal of Theoretical and Applied Statistics*, 8(6), 296. <https://doi.org/10.11648/J.AJTAS.20190806.21>
46. Sasanifar, S., Alijanpour, A., Banj Shafiei, A., Eshaghi Rad, J., & Molaei, M. (2024). Forest conservation mediating soil quality relationship with diversity of various plant layers in the biosphere of Arasabran, Iran. *Science of The Total Environment*, 928, 172475. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172475>
47. Shabani, A., Matinfar, H.R., Arekhi, S., & Rahimi Harabadi, S. (2011). Modeling rainfall erosivity factor using geostatistic techniques (Case study: Ilam Dam watershed). *Journal of RS and GIS for Natural Resources*, 2(2), 56–65. (Translated in Persian)
48. Shen, Q., Wang, Y., Wang, X., Liu, X., Zhang, X., & Zhang, S. (2019). Comparing interpolation methods to predict soil total phosphorus in the Mollisol area of Northeast China. *CATENA*, 174, 485–495. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2018.10.052>
49. Siegert, C., Levia, D., Hudson, S., Dowtin, A., Zhang, F., & Mitchell, M. (2016). Small-scale topographic variability influences tree species distribution and canopy throughfall partitioning in a temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management*, 359, 109–117. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.09.028>
50. Stateczny, A., & Włodarczyk-Sielicka, M. (2012). Test results of bathymetric data processing obtained by swath sounder GS+. *Zeszyty Naukowe Akademii Marynarki Wojennej*, 53(4), 105–118.
51. Swetha, B.S., Prabhakar, I., & Veeresh. (2023). The role of forests in combating climate change and promoting sustainable development: An integrative review. *International Journal of Environment and Climate Change*, 13(11), 3755–3761. <https://doi.org/10.9734/ijec/2023/v13i113555>
52. Taghipour, K., Heydari, M., Kooch, Y., Fathizad, H., Heung, B., & Taghizadeh-Mehrjardi, R. (2022). Assessing changes in soil quality between protected and degraded forests using digital soil mapping for semiarid oak forests, Iran. *CATENA*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106204>
53. Tiyawarman, A.A.C., Kurniadin, N., Wumu, R., & Itsnani SM, A. (2024). Pemetaan Muka Air Tanah dengan Menggunakan Metode IDW dan Kriging di PT Bukit Baiduri Energi (Blok Utara) Kabupaten Kutai Kartanegara. *Journal of Geomatics Engineering, Technology, and Science*. <https://doi.org/10.51967/gets.v2i2.39>
54. Tymińska-Czabańska, L., Socha, J., Maj, M., Cywicka, D., & Hoang Duong, X.V. (2021). Environmental drivers and age trends in site productivity for oak in Southern Poland. *Forests*, 12(2), 209. <https://doi.org/10.3390/F12020209>
55. Vašát, R., Pavlů, L., Borůvka, L., Drábek, O., & Nikodem, A. (2018). Mapping the topsoil pH and humus quality of forest soils with ordinary, universal, and regression kriging: Cross-validation comparison. *Soil and Water Research*, 8, 97–104. <https://doi.org/10.17221/62/2012-SWR>
56. Viet, H.D.X., Tymińska-Czabańska, L., & Socha, J. (2022). Drivers of site productivity for oak in Poland. *Dendrobiology*, 88, 57–69. <https://doi.org/10.12657/denbio.088.006>
57. Xue, W., Chen, Y., Dong, C., & Qiao, Y. (2021). Influence of abiotic and biotic factors on soil microbial biomass in *Robinia pseudoacacia* plantations in the Loess Hilly Region. *Forests*, 12(4), 501. <https://doi.org/10.3390/f12040501>
58. Yan, P., Peng, H., Luobin, Y., & Lin, K. (2019). Spatial variability of soil physical properties based on GIS and geo-statistical methods in the red beds of the Nanxiong Basin, China. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(4), 2961–2972. <https://doi.org/10.15244/pjoes/92245>
59. Zhou, X., Zhou, Y., Zhou, C., Wu, Z., Zheng, L., Hu, X., Chen, H., & Gan, J. (2015). Effects of cutting intensity on soil physical and chemical properties in a mixed natural forest in Southeastern China. *Forests*, 6(12), 4495–

4509. <https://doi.org/10.3390/f6124383>
60. Zou, K., Duan, G., Wu, Y., Wang, Z., & Liu, X. (2023). Site index model for Southern Subtropical Masson pine forests using stand dominant height. *Forests*. <https://doi.org/10.3390/f15010087>