تحقیقات آب و خاک ایران | دوره ۵۲ | شماره ۱۰ | دی ۱۴۰۰ (ص ۲۶۹۲-۲۶۷۹)

https://dx.doi.org/10.22059/ijswr.2021.327547.669032

(مقاله علمی - پژوهشی)

Effect of Forest Degradation Intensity on Topsoil Health Indicators in Khanikan Region of Nowshahr

YAHYA KOOCH[1*], MEHRDAD ZARAFSHAR[2], ZAKARIA PARANDOSH[3]

1. Range Management Department, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.
2. Natural Resources Department, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Shiraz, Iran
3. Nowshahr Municipality Expert, Nowshahr, Iran.

(Received: July. 21, 2021- Revised: Oct. 4, 2021- Accepted: Oct. 11, 2021)

ABSTRACT

This study aimed to investigate the effect of different intensities (i.e., light, moderate, and heavy) of habitat degradation on soil biological characteristics as the main indicators of soil health in the Khanikan forest of Nowshahr. For this purpose, from each of the different intensities of degradation, 12 samples of topsoil (0-10 cm depth) were transferred to the laboratory. Also, in order to measure the stratification ratio of organic matter, soil samples were taken from a depth of 10-20 cm in addition to 0-10 cm depth. In order to investigate the presence or absence of statistically significant differences between the studied characteristics in different intensities of habitat degradation, a one-way analysis of variance (ANOVA) test in a completely randomized design was employed. In addition, principal component analysis was used to study multiple relationships. According to the results, the highest values of coarse and fine root biomass, number and biomass of epigeics and anecics, number and biomass of total earthworms and the populations of Acarina, collembola, nematodes, protozoa, bacteria and fungi, nitrogen and phosphorus microbial biomass and enzyme (i.e. urease, acid phosphatase, arylsulfatase, and invertase) activities were found in forest cover with light degradation intensity. The number and biomass of endogeics did not show a statistically significant difference in the studied ecosystems, while forest stands with light and moderate degradation intensities had the highest values of basal soil respiration, substrate-induced respiration, and carbon microbial biomass. Principal component analysis results indicate that fertility indices (C/N ratio and available P, available Ca and Mg, available K) and clay content had the greatest effect on soil biological indicators, respectively, which are affected by habitat management.

Keywords: Forest Ecosystem, Soil Properties, Earthworm Ecological Groups, Microbial and Enzymatic Activities.

*Corresponding Author's Email: yahya.kooch@modares.ac.ir

اثر شدت تخریب پوشش گیاهی چوبی بر شاخص‌های سلامت خاک سطحی منطقه خانیکان نوشهر

یحیی کوچ[1*]، مهرداد زرافشار[2]، ذکریا پرندوش[3]

۱. گروه مرتعداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۲. بخش تحقیقات منابع طبیعی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران.

۳. کارشناس شهرداری نوشهر، نوشهر، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۴/۳۰- تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۷/۱۲- تاریخ تصویب: ۱۴۰۰/۷/۱۹)

چکیده

پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر شدت‌های مختلف تخریب (کم، متوسط و زیاد) رویشگاه بر ویژگی‌های زیستی خاک، به‌عنوان شاخص‌های اصلی سلامت خاک، در جنگل خانیکان نوشهر انجام شد. بدین منظور از هر یک از شدت‌های مختلف تخریب، ۱۲ نمونه خاک سطحی (عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری) به آزمایشگاه انتقال داده شد. همچنین، به‌منظور سنجش لایه‌بندی ماده آلی، نمونه‌های خاک علاوه بر عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری از عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متری هم گرفته شد. به‌منظور بررسی وجود و یا عدم وجود تفاوت آماری معنی‌دار مشخصه‌های مورد مطالعه در شدت‌های مختلف تخریب رویشگاه از آزمون تجزیه واریانس یکطرفه در قالب طرح کاملاً تصادفی و برای بررسی روابط چندگانه از تجزیه به مؤلفه‌های اصلی استفاده شد. مطابق با نتایج، بیشترین زی‌توده‌های درشت‌ریشه و ریزریشه، تعداد و زی‌توده‌های کرم‌های خاکی اپی‌ژئیک‌ها و آنسئیک‌ها، تعداد و زی‌توده کل کرم‌های خاکی، جمعیت کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، باکتری‌ها و قارچ‌ها، زیتوده‌های میکروبی نیتروژن و فسفر و فعالیت آنزیم‌های (اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل‌سولفاتاز و اینورتاز) خاک در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم مشاهده شد. تعداد و زی‌توده اندوژئیک‌ها تفاوت آماری معنی‌داری را در بوم‌سامانه‌های مورد مطالعه نشان نداده‌اند، در حالی که رویشگاه‌هایی با شدت‌های تخریب کم و متوسط دارای بیشترین مقادیر تنفس پایه، تنفس برانگیخته و زیتوده میکروبی کربن خاک بوده‌اند. نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی حاکی از آنست که شاخص‌های حاصل‌خیزی (نسبت کربن به نیتروژن و فسفر قابل جذب، کلسیم و منیزیم قابل جذب، پتاسیم قابل جذب) و محتوی رس خاک به ترتیب بیشترین تأثیر را بر شاخص‌های زیستی خاک داشته‌اند که تحت تأثیر مدیریت رویشگاه می‌باشند.

واژه‌های کلیدی: رویشگاه جنگلی، ویژگی‌های خاک، گروه‌های بوم‌شناختی کرم خاکی، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی.

مقدمه

تخریب منابع طبیعی بویژه جنگل‌ها یکی از چالش‌های مهم اقتصادی- اجتماعی بسیاری از کشورها از جمله ایران است. در طی چند دهه گذشته وسعت نواحی جنگلی ایران به میزان قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته است (Teimori *et al.*, 2015). تخریب رویشگاه‌های جنگلی، کاهش مواد آلی ورودی و همچنین زوال و نابودی خاک که خود بستر فعالیت‌های زیستی و چرخه عناصر است را به دنبال دارد. شدت‌های مختلف تخریب جنگل می‌تواند موجب تسریع در تجزیه متفاوت لاشبرگ و هدررفت مواد غذایی گردد (Khazayee *et al.*, 2012). از نقطه نظر بوم‌شناختی، مشخصه‌های فیزیکی خاک دارای اهمیت زیادی هستند، بطوری که خصوصیات شیمیایی و زیستی خاک از مشخصه‌های فیزیکی آن تأثیر می‌پذیرد (Singh *et al.*, 2020). خواص فیزیکی خاک بر توزیع، رویش و توسعه پوشش‌گیاهی بسیار مؤثر است. تخریب عرصه‌های جنگلی نقش بسیار مهمی در تغییرپذیری مشخصه‌های فیزیکی خاک دارند (Zeng *et al.*, 2020). تفاوت رویشگاه‌های مختلف در اثرگذاری بر مشخصه‌های شیمیایی خاک به کیفیت بقایا و سرعت آزادسازی مواد وابسته است. مواد غذایی دارای نقش‌های ویژه و ضروری در سوخت و ساز گیاه هستند. آزاد شدن مواد غذایی از لاشریزه‌های در حال تجزیه بخش مهمی از چرخه عناصر غذایی در بوم‌سازگان‌های جنگلی است که مقدار عناصر غذایی قابل دسترس برای جذب توسط گیاه و یا خروج از بوم-سازگان را کنترل می‌نماید (Qin *et al.*, 2021). تخریب جنگل موجب تخریب یا اخلال در بوم‌سازگان‌های طبیعی و کاهش ظرفیت تولید فعلی و یا سلامت خاک می‌شود (Skole *et al.*, 2021). مفهوم سلامت خاک بیش از یک دهه است که مطرح شده

* نویسنده مسئول: yahya.kooch@modares.ac.ir

اما تاکنون تعریف دقیقی برای آن ارائه نشده است. در همین راستا، Doran *et al.* (2002) سلامت خاک را مترادف با کیفیت خاک بیان کردند، این در حالی است که Lal (2016) بین این دو اصطلاح تمایز قائل شده است. ایشان اشاره داشته که کیفیت خاک بیانگر عملکرد خاک می‌باشد در حالی که سلامت خاک منعکس‌کننده فعالیت‌های زیستی خاک است. اما در یک تعریف جامع، کمیته تخصصی بین دولتی خاک[1] (ITPS) اذعان داشته‌اند که سلامت خاک بیانگر قابلیت خاک برای بهره‌وری پایدار از خدمات اکوسیستم می‌باشد (Fine *et al.*, 2017). یکی از پیچیدگی‌های مفهوم سلامت خاک توجه به نوع پارامترها و متغیرهایی است که می‌تواند بیانگر سلامت خاک اکوسیستم باشد (Stott, 2019). با توجه به اینکه مشخصه‌های زیستی خاک به تغییرات در مدیریت اکوسیستم بسیار حساس می‌باشند، بر همین اساس بر مطالعه شاخص‌های زیستی خاک به عنوان شاخص‌های اصلی سلامت خاک تأکید شده است (Zeng *et al.*, 2020; Klimek & Niklińska, 2020; Brussaard, 2021).

شاخص‌های زیستی خاک جزء ویژگی‌های حساس و مهم هستند که در کوتاه‌مدت اثرات مدیریت خاک را بر کیفیت و سلامت خاک منعکس می‌کنند (Milodowski *et al.*, 2021). هر گونه دخالت انسان که موجب برهم خوردن تعادل بوم‌سازگان شود بر روی جمعیت‌های مختلف خاکزیان مؤثر خواهد بود. با توجه به این‌که تنوع و تراکم این موجودات شاخص مناسبی برای ارزیابی کیفیت رویشگاه است، مطالعه آن‌ها دارای اهمیت زیادی خواهد بود (Hashemi Rad *et al.*, 2018). در همین راستا، تخریب جنگل‌های طبیعی به‌شدت بر تنوع این جانداران اثرگذار است (Castillo *et al.*, 2018). پوشش‌های مختلف اراضی به‌طور مستقیم، با ورود لاشبرگ از طریق تفاوت در محتوی مواد آلی خاک، کیفیت زیستگاه (میزان رطوبت، واکنش خاک و وضعیت عناصرغذایی)، اثر بر خاک‌شویی و شیوه مدیریت کاربری و به‌طور غیرمستقیم با تغییر ویژگی‌های خاک باعث تغییر بر فراوانی و ساختار جمعیت موجودات خاکزی می‌شود (Schwarz *et al.*, 2015). مشخصه‌های میکروبی و بیوشیمی خاک نیز به‌عنوان شاخص‌های کیفیت و سلامت خاک نیز مورد توجه هستند (Malik *et al.*, 2018)، زیرا ریزموجودات به‌طور مستقیم نقش مهمی در چرخه عناصر غذایی داشته و پاسخ سریعی به تغییر در شرایط محیطی خاک می‌دهند (Singh *et al.*, 2017). تخریب جنگل به واسطه تغییر در میزان مواد آلی ورودی و همچنین تغییر در مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی، می‌تواند فعالیت‌های میکروبی خاک را به‌طور معنی‌داری تغییر دهد. در هر حال، اندازه این اثرات تحت تأثیر شدت‌های مختلف تخریب رویشگاه‌های جنگلی متفاوت است (Arias-Ortiz *et al.*, 2020; Gharibreza *et al.*, 2020; Zeng *et al.*, 2020). نظر به ماهیت طبیعی تعامل و پویایی اثر متقابل خاک و پوشش گیاهی اراضی، افزایش آگاهی در رابطه با نقش تخریب جنگل و تغییر تراکم درختان در توسعه و تکامل رویشگاه بسیار حائز اهمیت است. با این‌حال در ارتباط با تأثیر رویشگاه‌های جنگلی تخریب‌شده ناحیه هیرکانی بر مهم‌ترین پارامترهای سلامت خاک اطلاعات اندکی وجود دارد. لذا هدف از پژوهش حاضر بررسی اثر شدت‌های مختلف تخریب (کم، متوسط و زیاد) توده‌های جنگلی بر ویژگی‌های فلور، فون، فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی خاک می‌باشد. در همین راستا، فرض می‌شود با افزایش شدت تخریب رویشگاه جنگلی، خاک از عناصر غذایی فقیرتر شده و بدنبال آن جمعیت و فعالیت موجودات خاکزی نیز کاهش یابد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این تحقیق در جنگل‌های خانیکان، در محدوده آبخیز شماره ۳۸ (بر اساس تقسیم‌بندی سازمان جنگل‌ها و مراتع کشور) واقع در عرض جغرافیایی″۱۵ ˜۳۳ °۳۶ تا ″۳۶ ˜۴۵ °۳۷ شمالی و طول جغرافیایی″۴۵ ´۲۳ °۵۱ تا ″۴۵ ´۲۷ °۵۱ شرقی انجام گرفت. جنگل‌های خانیکان با مساحت ۲۸۰۷ هکتار در قسمت جنوبی شهرستان نوشهر واقع شده است. حداقل ارتفاع این جنگل ۳۵ متر و حداکثر ارتفاع آن ۱۵۰۰ متراز سطح دریا می‌باشد. براساس گزارش نزدیکترین ایستگاه هواشناسی، ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر، میزان بارندگی سالیانه در این محدوده ۱۳۰۰ میلی‌متر بوده که حداقل آن در تیر و حداکثر آن در مهرماه ثبت شده است. گرمترین ماه سال، مرداد با میانگین دمای ۲۹/۲ درجه سانتی‌گراد، سردترین ماه سال، بهمن با میانگین دمای ۲/۶ درجه سانتی‌گراد و همچنین میانگین دمای سالانه برابر با ۱۵/۹ درجه سانتی‌گراد است.

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی خاک

اگرچه طبقه‌بندی مشخصی برای تعیین شدت تخریب رویشگاه‌های جنگلی گزارش نشده است، اما در هر حال کاهش تراکم درختان در رویشگاه‌های تخریب‌یافته یکی از مهمترین شاخصه‌های شدت تخریب معرفی شده است (ITTO, 2002; FAO,

[1] Intergovernmental Technical Panel on Soils

2011). در همین راستا، پس از پیمایش عرصه‌ای در بخش پایین-دست جنگل خانیکان، سطوح جنگلی با شدت‌های تخریب کم، متوسط و زیاد (بر اساس وضعیت ظاهری رویشگاه و بر مبنای تعداد درختان در هکتار) انتخاب شدند. از هر یک از این شدت‌های تخریب، سه قطعه یک هکتاری (۱۰۰× ۱۰۰ متر) مدنظر قرار گرفت. در داخل هر یک از این قطعات یک هکتاری، چهار قطعه نمونه ۴۰۰ متر مربعی (۲۰× ۲۰ متر) در چهارگوشه قطعات یک هکتاری پیاده، نوع گونه‌ها و تعداد درختان موجود در آنها ثبت شد (Salehi *et al.*, 2013). سطوح جنگلی مورد مطالعه با شدت‌های تخریب کم (۳۵۰ درخت در هکتار همراه با پوشش تاجی ۹۰-۸۰ درصد)، متوسط (۱۹۵ درخت در هکتار همراه با پوشش تاجی ۵۰-۴۰ درصد) و زیاد (۱۱ درخت در هکتار همراه با پوشش تاجی کمتر از ۱۰ درصد) دارای غالبیت درختان ممرز و انجیلی هستند. محدوده‌های مورد بررسی از نظر مراحل رویشی توده و شرایط فیزیوگرافی (شیب کمتر از پنج درصد، جهت شمالی و در ارتفاع ۵۵ متری از سطح دریا) شرایط تقریباً مشابهی دارند. نمونه‌های خاک در یک سطح ۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر تا عمق ۱۰ سانتی‌متری از بخش مرکزی هر قطعه نمونه ۴۰۰ مترمربعی برداشت و در مجموع ۱۲ نمونه خاک از هر شدت تخریب جنگل به آزمایشگاه انتقال داده شد. یک بخش از نمونه‌های خاک به‌منظور آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی، پس از هوا خشک شدن از الک دو میلی‌متری عبور داده شده و بخش دوم نمونه‌ها برای انجام آزمایش‌های میکروبی تا زمان آزمایش در دمای چهار درجهٔ سانتی‌گراد نگهداری شد.

محتوی رطوبت به روش وزنی در محیط آزمایشگاه و دمای خاک با استفاده از دماسنج دیجیتال در عرصه اندازه‌گیری شدند (Zancan *et al.*, 2006). جرم مخصوص ظاهری و جرم مخصوص حقیقی خاک به ترتیب با روش‌های کلوخه (Plaster, 1985) و پیکنومتری (Blake and Hartge, 1986) اندازه‌گیری و تخلخل خاک بر اساس روابط بین آنها [۱۰۰ × (جرم مخصوص حقیقی/جرم مخصوص ظاهری) - ۱۰۰ = درصد تخلخل] محاسبه شد (Pritchett and Fisher, 1987). مقدار پایداری خاکدانه‌ها با استفاده از رابطه 100 ×(R-S)/(T-S) محاسبه گردید که در این رابطه، R = جرم ذرات باقی‌مانده روی الک ۰/۲۵ میلی‌متر، S = جرم ذرات شن مانده روی الک ۰/۲۵ میلی‌متر و T = جرم کل نمونه خاک می‌باشد (Pojasok and Kay, 1990). مقادیر اجزای بافت خاک (شن، سیلت و رس) با بکارگیری روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962) سنجش شد. واکنش (pH) خاک با استفاده از دستگاه pH متر و مقادیر هدایت الکتریکی از طریق گل اشباع بدست آمد. مقدار کربن و نیتروژن خاک به‌ترتیب از روش والکلی-بلک (Walkley and Black, 1934) و روش کجلدال (Bremmer and Mulvaney, 1982) اندازه‌گیری شدند. مقدار ماده آلی، پس از اندازه‌گیری کربن خاک بدست آمد. به منظور سنجش لایه‌بندی ماده آلی، نمونه‌های خاک افزون‌بر عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری از عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متری هم گرفته شد. عناصر خاک شامل فسفر قابل جذب به روش Olsen *et al.* (1954)، پتاسیم، کلسیم و منیزیم قابل جذب از روش عصاره‌گیری و با استفاده از دستگاه جذب اتمی (Bower *et al.*, 1952) تعیین شدند. مقادیر کربن و نیتروژن آلی ذره‌ای از طریق کاهش وزن به روش Six *et al.* (1998) بدست آمد. مقادیر درشت‌ریشه‌ها (قطر بالای ۲ میلی‌متر) و ریزریشه‌ها (قطر کمتر از ۲ میلی‌متر)، پس از جداسازی از خاک و توزین نمونه‌های خشک شده گزارش شد (Neatrour *et al.*, 2005). تعداد و زی‌توده گروه‌های بوم‌شناختی کرم‌های خاکی (اپی‌ژئیک‌ها، آنسئیک‌ها و اندوژئیک‌ها) به روش Edwards and Bohlen (1996) ثبت شد. برای شمارش کنه‌ها و پادمان‌های خاک‌زی از روش قیف برلیزی (Hutson and Veitch, 1987) و برای سنجش تعداد نماتدهای خاک‌زی از تکنیک قیف بیرمن (Neher *et al.*, 2005) استفاده شد. شمارش پروتوزوئرهای خاک در زیر میکروسکوپ (Mayzlish and Steinberger, 2004) و شمارش باکتری‌ها و قارچ ها با استفاده از شمارش تعداد کلنی‌ها در ظرف مدت ۱ هفته از زمان کشت انجام شد (Wollum, 1982). تنفس پایه خاک با استفاده از روش بطری دربسته (Alef, 1995) و تنفس برانگیخته خاک، پس از افزودن ۱ میلی‌لیتر گلوکز ۱ درصد (Anderson and Domsch, 1989)، همانند روش تنفس پایه اندازه‌گیری شد. زی‌توده‌های میکروبی (کربن، نیتروژن و فسفر) با استفاده از روش تدخین- استخراج (Brookes *et al.*, 1982; Bieganowski *et al.*, 2015) مورد سنجش قرار گرفتند. نرخ فعالیت آنزیم اوره‌آز با استفاده از ۲۰۰ میلی‌مول اوره به‌عنوان سوبسترا تحت شرایط استاندارد (۲ ساعت در ۲۷ درجه سانتی-گراد) تعیین شد. فعالیت آنزیم اسید فسفاتاز با استفاده از ۱۵ میلی‌مولار پارانیتروفنل فسفات به عنوان سوبسترا و انکوباسیون شده در شرایط pH=۱۱ و در مدت زمان یک ساعت و در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد اندازه‌گیری شد. نرخ فعالیت آنزیم آریل سولفاتاز پس از انکوباسیون خاک در پارانیتروفنل سولفات به‌مدت یک ساعت در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد و اندازه‌گیری مقدار پارانیتروفنل آزاد شده در طول هیدرولیز آنزیمی توسط اسپکتروفتومتری، اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری فعالیت آنزیم اینورتاز از محلول گلوکز ۱/۲ ٪ به‌عنوان سوبسترا با دوره انکوباسیون ۳ ساعت در ۵۰ درجه سانتی‌گراد استفاده شد (Alef and Nannipieri, 1995).

تجزیه آماری داده‌ها

پس از تست نرمالیته (با آزمون کولموگروف- اسمیرنوف) و همگنی واریانس (با آزمون لون) داده‌ها، به‌منظور بررسی تفاوت یا نبود تفاوت مقادیر مشخصه‌های مختلف خاک در ارتباط با رویشگاه‌های مورد مطالعه، از آزمون تجزیه واریانس یکطرفه در قالب طرح کاملاً تصادفی استفاده شد. آزمون دانکن نیز به منظور مقایسهٔ چندگانهٔ میانگین به‌کار گرفته شد. تمامی تجزیه و تحلیل‌های آماری در بستهٔ نرم‌افزاری SPSS نسخهٔ ۲۰ (IBM Corp, 2011) انجام پذیرفت. همچنین به‌منظور انجام تجزیه چندمتغیره و تعیین ارتباط مقادیر مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی با مشخصه‌های زیستی خاک، تحلیل مؤلفه‌های اصلی[1] (PCA) با ایجاد ماتریس حاصله در برنامهٔ PC-ORD نسخه ۵ تحت Windows (Mc Cune and Mefford, 1999) بررسی شد.

نتایج

مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۱) و مقایسه میانگین (جدول ۲) مشخصه‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی خاک حاکی از آنست که مقدار ماده آلی و لایه‌بندی آن تفاوت‌های آماری معنی‌داری را در شدت‌های مختلف تخریب جنگل نشان داده‌اند. در همین راستا، بیشترین مقدار ماده آلی در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک در شدت‌های متوسط تخریب جنگل مشاهده شد، در حالی‌که تجمع ماده آلی در عمق ۲۰-۱۰ سانتی‌متر خاک در شدت‌های تخریب زیاد و متوسط بطوری معنی‌داری بیشتر بوده است. بالاترین نسبت لایه-بندی ماده آلی در شدت‌های تخریب کم جنگل مشاهده شد. بیشترین مقادیر رطوبت و حرارت خاک به‌ترتیب به شدت‌های تخریب کم و زیاد توده جنگلی اختصاص داشته است. مشخصه‌های جرم مخصوص ظاهری، جرم مخصوص حقیقی و تخلخل خاک تفاوت‌های آماری معنی‌داری را در شدت‌های مختلف تخریب جنگل نشان نداده‌اند، در حالی که بالاترین پایداری خاکدانه‌های خاک در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم مشاهده شد. محتوی سیلت خاک تفاوت آماری معنی‌داری را در شدت‌های مختلف تخریب جنگل نشان نداد، در حالی که بیشترین مقادیر شن و رس خاک به ترتیب به شدت‌های تخریب زیاد و کم رویشگاههای جنگلی اختصاص داشت. توده‌های جنگلی با شدت تخریب متوسط دارای کمترین مقادیر pH و هدایت الکتریکی و بیشترین مقدار کربن آلی خاک بوده‌اند. پوشش-های جنگلی با شدت تخریب کم دارای بیشترین مقادیر نیتروژن، فسفر قابل جذب، پتاسیم قابل جذب، کلسیم قابل جذب، منیزیم قابل جذب، کربن آلی ذره‌ای و نیتروژن آلی ذره‌ای خاک بوده، در حالی که بالاترین مقادیر C/N خاک به توده‌های جنگلی با شدت تخریب زیاد اختصاص داشت.

جدول ۱- تجزیه واریانس مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات						
		ماده آلی عمق اول	ماده آلی عمق دوم	نسبت لایه‌بندی ماده آلی	رطوبت	حرارت	جرم مخصوص ظاهری	جرم مخصوص حقیقی	تخلخل
شدت‌های مختلف تخریب جنگل	۲	۱۷۰/۰۶*	۱۲/۷۵ **	۰/۴۵*	۱۷۶/۱۲**	۳۵۷/۷۱**	۰/۰۳ns	۰/۰۱ns	۰/۰۱ns
خطا	۳۳	۳/۹۲	۲/۱۶	۰/۱۳	۵/۱۴	۶/۲۸	۰/۰۴	۰/۰۹	۰/۰۱
ضریب تغییرات	-	۱۵/۵۳	۱۵/۶۲	۱۰/۱۰	۱۸/۴۶	۲۰/۰۸	۱۵/۹۰	۱۲/۰۳	۱۷/۹۰
		پایداری خاکدانه	شن	سیلت	رس	pH	هدایت الکتریکی	کربن آلی	نیتروژن کل
شدت‌های مختلف تخریب جنگل	۲	۲۴۷۳/۱۸**	۴۶۹/۰۰**	۵۸/۵۲ns	۸۳۶/۶۹**	۱/۲۸**	۰/۰۱*	۵/۷۴*	۰/۰۹**
خطا	۳۳	۱۵۹/۵۹	۲۵/۸۴	۴۱/۸۰	۲۱/۹۰	۰/۱۹	۰/۰۱	۱/۳۲	۰/۰۷
ضریب تغییرات	-	۱۹/۳۱	۱۶/۲۳	۱۶/۱۷	۱۵/۵۵	۷/۲۴	۱۵/۶۲	۱۵/۵۱	۱۷/۰۲
		نسبت کربن به نیتروژن	فسفر قابل جذب	پتاسیم قابل جذب	کلسیم قابل جذب	منیزیم قابل جذب	کربن آلی ذره-ای	نیتروژن آلی ذره‌ای	
شدت‌های مختلف تخریب جنگل	۲	۲۳۵/۶۹**	۱۶۰۴/۳۹**	۱۶۳۷۴۷/۵۸ **	۷۵۳۷۴/۱۱**	۵۴۰۲/۶۹ **	۵/۰۵**	۰/۱۸**	
خطا	۳۳	۲/۱۲	۱۴/۷۷	۲۹۵۰/۱۶	۱۱۵۴/۹۱	۸۸/۷۱	۰/۴۸	۰/۰۱	
ضریب تغییرات	-	۱۸/۱۷	۱۷/۴۵	۱۵/۵۴	۱۱/۴۷	۱۷/۰۳	۱۴/۷۹	۱۶/۰۰	

و * نشان‌دهنده معنی‌داری در سطح یک و پنج درصد آماری و ns بیانگر عدم معنی‌داری می‌باشد.

شاخص‌های سلامت خاک

مطابق با نتایج، تجزیه واریانس (جدول ۳) و مقایسه میانگین (جدول ۴) شاخص‌های سلامت خاک حاکی از آنست که بیشترین مقادیر زی‌توده‌های درشت‌ریشه و ریزریشه، تعداد و زی‌توده‌های اپی‌ژئیک‌ها و آنسئیک‌ها در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم مشاهده شد، در حالی‌که تعداد و زی‌توده اندوژئیک‌ها تفاوت آماری معنی‌داری را در بوم‌سامانه‌های مورد مطالعه نشان نداده‌اند. بالاترین تعداد و زیتوده کل کرم‌های خاکی، جمعیت کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوئرها، باکتری‌ها و قارچ‌ها به توده‌هایی جنگلی با شدت تخریب کم اختصاص داشت. توده‌های جنگلی با

[1] Principal Component Analysis

شدت‌های تخریب کم و متوسط دارای بیشترین مقادیر تنفس پایه، تنفس برانگیخته و زیتوده میکروبی کربن خاک بوده‌اند، در حالی که بالاترین مقادیر زیتوده‌های میکروبی نیتروژن و فسفر و فعالیت آنزیم‌های مورد مطالعه خاک (اوره‌آز، اسید فسفاتاز، آریل-سولفاتاز و اینورتاز) در پوشش‌های جنگلی با شدت تخریب کم مشاهده شد. همچنین، نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی (شکل ۱و جدول ۵) حاکی از آنست که رویشگاه‌های مورد مطالعه بر اساس مشخصه‌های مختلف خاک می‌توانند از یکدیگر متمایز شوند. در همین راستا، محورهای اول و دوم PCA به‌ترتیب ۴۹/۱۷ و ۱۵/۵۷ درصد از واریانس کل را توجیه کرده‌اند (جدول ۵). نتایج بیانگر آنست که شاخص‌های حاصل‌خیزی (نسبت کربن به نیتروژن و فسفر قابل جذب، کلسیم و منیزیم قابل جذب، پتاسیم قابل جذب) و محتوی رس خاک به‌ترتیب بیشترین تأثیر را بر شاخص-های زیستی خاک داشته‌اند. همچنین، از بین پارامترهای مختلف زیستی خاک نیز مشخصه‌های زیتوده درشت‌ریشه و جمعیت کنه-ها، جمعیت پادمان‌ها، زیتوده میکروبی فسفر، فعالیت آنزیم اینورتاز، جمعیت باکتری‌ها، فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز و اسیدفسفاتاز به‌ترتیب دارای بیشترین مقادیر بردار ویژه محور اول تجزیه به مؤلفه‌های اصلی بوده‌اند (جدول ۵).

جدول ۲- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

مشخصه	شدت تخریب رویشگاه جنگلی		
	کم	متوسط	زیاد
ماده آلی عمق اول (درصد)	۷/۱۹±۰/۳۸b	۹/۵۵±۰/۶۲a	۸/۶۳±۰/۶۶ab
ماده آلی عمق دوم (درصد)	۳/۴۸±۰/۲۲b	۵/۱۳±۰/۲۷a	۵/۳۷±۰/۶۴a
نسبت لایه بندی ماده آلی	۲/۱۰±۰/۰۹a	۱/۸۵±۰/۰۸ab	۱/۷۱±۰/۱۳b
رطوبت (درصد)	۲۴/۳۴±۰/۷۵a	۲۱/۶۱±۰/۵۴b	۱۶/۷۸±۰/۶۵c
حرارت (درجه سانتی‌گراد)	۲۱/۷۹±۰/۶۱b	۲۳/۰۳±۰/۷۸b	۳۱/۸۰±۰/۷۵a
پایداری خاکدانه (درصد)	۷۲/۷۹±۱/۰۳a	۵۷/۹۴±۳/۸۵b	۴۴/۰۸±۴/۸۹c
شن (درصد)	۲۱/۰۸±۱/۰۶c	۲۷/۰۸±۱/۲۷b	۳۳/۵۸±۱/۹۲a
رس (درصد)	۴۰/۰۸±۱/۳۶a	۳۳/۵۰±۱/۳۵b	۲۳/۵۰±۱/۳۳c
pH	۷/۱۸±۰/۰۵a	۶/۵۴±۰/۱۳b	۶/۹۸±۰/۱۶a
هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)	۰/۳۳±۰/۰۱a	۰/۲۹±۰/۰۱b	۰/۳۳±۰/۰۱a
کربن آلی (درصد)	۴/۱۷±۰/۲۲b	۵/۵۴±۰/۳۶a	۵/۰۱±۰/۳۸ab
نیتروژن کل (درصد)	۰/۴۶±۰/۰۲a	۰/۳۷±۰/۰۲b	۰/۲۸±۰/۰۱c
نسبت کربن به نیتروژن	۹/۰۸±۰/۲۲c	۱۵/۰۳±۰/۴۰b	۱۷/۷۵±۰/۵۶a
فسفر قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳۹/۶۶±۱/۳۰a	۲۵/۹۳±۱/۲۶b	۱۶/۶۷±۰/۶۳c
پتاسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۴۲۹/۵۰±۱۷/۶۶a	۳۰۴/۱۶±۱۸/۰۷b	۱۹۶/۰۸±۹/۹۳c
کلسیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳۲۱/۴۱±۱۴/۴۷a	۲۱۰/۹۱±۴/۵۸b	۱۶۷/۷۵±۷/۶۱c
منیزیم قابل جذب (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۷۷/۰۸±۳/۸۵a	۴۷/۳۳±۲/۰۰b	۳۶/۰۰±۱/۸۱c
کربن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	۲/۶۱±۰/۳۰a	۱/۸۱±۰/۱۰b	۱/۳۳±۰/۱۳b
نیتروژن آلی ذره‌ای (گرم بر کیلوگرم)	۰/۳۹±۰/۰۲a	۰/۲۳±۰/۰۴b	۰/۱۴±۰/۰۱c

حروف انگلیسی متفاوت در هر سطر بیانگر وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار مشخصه مورد نظر در شدت‌های مختلف تخریب جنگل می‌باشد.

جدول ۳- تجزیه واریانس شاخص‌های سلامت خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات								
		زی‌توده درشت ریشه	زی‌توده ریزریشه	فراوانی اپی‌ژئیک	زی‌توده اپی‌ژئیک	فراوانی آنسئیک	زی‌توده آنسئیک	فراوانی اندوژئیک	زی‌توده اندوژئیک	فراوانی کل کرم‌های خاکی
شدت‌های مختلف تخریب جنگل	۲	۶/۶۹**	۷۱۵۹/۹۲**	۰/۵۲ns	۱۰۴/۲۸ns	۰/۷۷*	۲۱۳/۳۸*	۰/۷۷ns	۱۸۰/۸۶ns	۶/۰۲**
خطا	۳۳	۱/۹۷	۲۸۹/۸۸	۰/۱۹	۳۵/۵۹	۰/۲۰	۶۴/۰۴	۰/۵۰	۸۲/۱۳	۱/۰۳
ضریب تغییرات	-	۱۳/۱۰	۱۳/۵۹	۱۲/۱۰	۱۴/۳۵	۱۸/۱۸	۱۸/۱۰	۱۰/۰۰	۱۰/۸۱	۱۸/۰۵
		زی‌توده کل کرم‌های خاکی	فراوانی کنه‌های خاک‌زی	فراوانی پادمان‌های خاک‌زی	فراوانی نماتدهای خاک‌زی	فراوانی پروتوزوئرهای خاک-زی	باکتری‌ها	قارچ‌ها	تنفس پایه	تنفس برانگیخته
شدت‌های مختلف تخریب جنگل	۲	۱۴۵۰/۸۶**	۱/۱۱**	۲/۵۷**	۱۰۰۹۶۸/۸۶**	۱۱۸۶۵۱/۳۶**	۱۸/۱۰**	۳/۴۴**	۰/۱۰**	۰/۶۸**
خطا	۳۳	۱۹۲/۰۳	۹/۶۸	۱/۳۹	۸۶۱۰/۳۴	۴۷۲۸/۷۵	۰/۶۵	۰/۱۴	۰/۰۱	۰/۱۱
ضریب تغییرات	-	۱۵/۲۵	۱۴/۷۳	۱۰/۰۳	۹/۳۲	۹/۷۴	۱۸/۰۸	۱۵/۱۶	۱۵/۰۰	۱۵/۹۲
		زی‌توده میکروبی کربن	زیتوده میکروبی نیتروژن	زی‌توده میکروبی فسفر	اوره‌آز	اسید فسفاتاز	آریل سولفاتاز	اینورتاز		
شدت‌های مختلف تخریب جنگل	۲	۱۹۸۸۰۷/۷۳**	۳۸۷۰/۴۵**	۱۰۵۵۴/۲۵**	۸۹۰/۰۹**	۲۶۶۸۹۰/۱۱**	۱۸۴۱۹/۱۱**	۴۰۹۱۸/۸۶**		
خطا	۳۳	۳۰۸۹۴/۳۳	۲۸۳/۳۰	۱۳۵/۸۶	۲۱/۸۸	۳۴۴۷/۲۳	۷۷۸/۴۲	۱۰۰۱/۶۴		

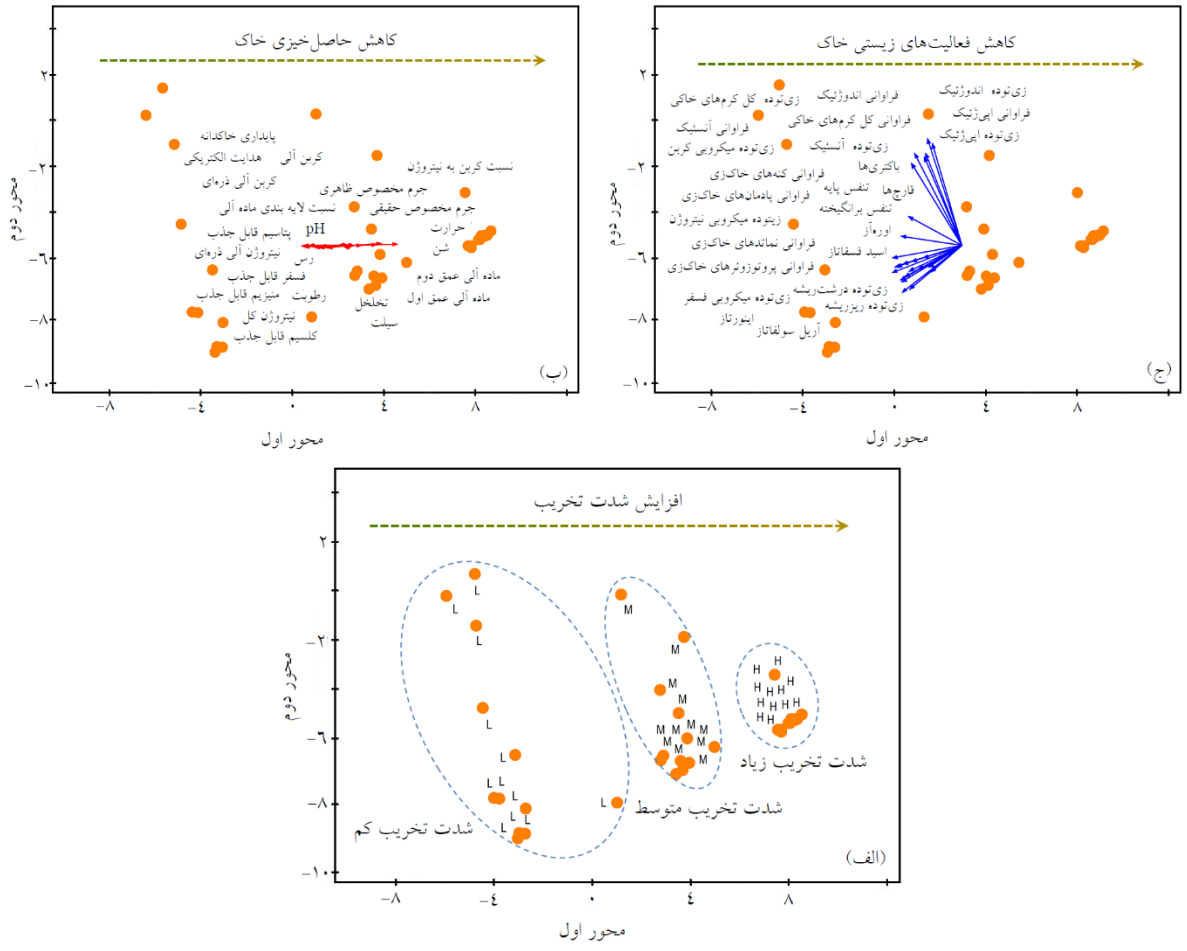
ضریب تغییرات	-	۱۸/۸۳	۱۷/۷۳	۱۲/۰۰	۱۰/۰۵	۱۸/۸۷	۱۶/۰۴	۱۹/۶۴

** و * نشان‌دهنده معنی‌داری در سطح یک و پنج درصد آماری و ns بیانگر عدم معنی‌داری می‌باشد.

جدول ۴- مقایسه میانگین (± اشتباه معیار) شاخص‌های سلامت خاک در شدت‌های مختلف تخریب جنگل

مشخصه	شدت تخریب رویشگاه جنگلی		
	کم	متوسط	زیاد
زی‌توده درشت‌ریشه (گرم برمترمربع)	۱۵۰۲/۰۸±۵۶/۳۶a	۷۷۵/۵۰±۴۱/۹۶b	۸/۸۳±۲/۷۱c
زی‌توده ریزریشه (گرم برمترمربع)	۷۵/۹۳±۶/۴۴a	۴۱/۶۶±۵/۲۰b	۲۸/۶۴±۱/۹۳b
فراوانی آنسئیک (تعداد در متر مربع)	۰/۵۰±۰/۰۹a	۰/۱۶±۰/۰۱ab	۰/۰۰±۰/۰۰b
زی‌توده آنسئیک (میلی‌گرم در متر مربع)	۸/۱۴±۰/۶۷a	۲/۱۶±۰/۵۸ab	۰/۰۰±۰/۰۰b
فراوانی کل کرم‌های خاکی (تعداد در متر مربع)	۱/۵۰±۰/۴۱a	۰/۷۵±۰/۲۷ab	۰/۰۸±۰/۰۱b
زی‌توده کل کرم‌های خاکی (میلی‌گرم در متر مربع)	۲۲/۳۵±۲/۱۹a	۸/۳۷±۱/۰۲b	۰/۶۵±۰/۰۵b
فراوانی کنه‌های خاک‌زی (تعداد در متر مربع)	۲۳۲۰۷±۴۲۵a	۱۲۳۴۲±۳۸۷b	۳۹۸۹±۴۸۸c
فراوانی پادمان‌های خاک‌زی (تعداد در متر مربع)	۹۱۵۲±۵۷۲a	۲۶۳۹±۱۴۵b	۱۸۴±۱۲c
فراوانی نماتدهای خاک‌زی (تعداد در ۱۰۰ گرم خاک)	۲۲۳±۴۳a	۱۱۱±۱۴b	۴۱±۴b
فراوانی پروتوزوئرهای خاک‌زی (تعداد در ۱۰۰ گرم خاک)	۲۱۴±۱۶a	۹۴±۱۳b	۱۷±۴c
باکتری‌ها ($\times 10^{7}$ در گرم خاک)	۳/۱۳±۰/۲۴a	۱/۸۳±۰/۳۱b	۰/۶۷±۰/۰۶c
قارچ‌ها ($\times 10^{7}$ در گرم خاک)	۱/۴۳±۰/۱۶a	۰/۸۷±۰/۰۹b	۰/۳۶±۰/۰۴c
تنفس پایه (میلی‌گرم کربن دی‌اکسید در یک گرم خاک)	۰/۲۷±۰/۰۳a	۰/۲۴±۰/۰۲a	۰/۱۰±۰/۰۱b
تنفس برانگیخته (میلی‌گرم کربن دی‌اکسید در یک گرم خاک)	۱/۱۹±۰/۰۳a	۱/۱۵±۰/۰۵a	۰/۷۶±۰/۱۵b
زی‌توده میکروبی کربن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۴۰۲/۴۳±۳۲/۵۹a	۳۲۵/۲۸±۲۱/۲۴a	۱۵۱/۱۶±۷/۴۴b
زیتوده میکروبی نیتروژن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۵۰/۸۷±۶/۵۹a	۳۲/۰۱±۵/۱۴b	۱۴/۹۶±۰/۹۵c
زی‌توده میکروبی فسفر (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۸۴/۵۸±۱/۹۲a	۴۴/۸۳±۵/۳۸b	۲۶/۵۸±۱/۱۱c
اوره‌آز ($\mu g\ NH^{4+}\text{–}N\ g^{-1}\ 2\ h^{-1}$)	۲۶/۰۳±۱/۶۴a	۱۵/۶۹±۱/۴۱b	۸/۹۳±۰/۸۷c
اسید فسفاتاز ($\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$)	۴۰۱/۵۰±۲۰/۴۰a	۱۷۰/۶۶±۱۹/۵۵b	۱۲۲/۵۰±۷/۹۴b
آریل سولفاتاز ($\mu g\ PNP\ g^{-1}\ h^{-1}$)	۱۳۵/۶۶±۱۲/۲۹a	۷۹/۳۳±۴/۷۶b	۶۰/۳۳±۴/۵۳b
اینورتاز ($\mu g\ Glucose\ g^{-1}\ 3\ h^{-1}$)	۱۶۰/۷۵±۱۳/۷۶a	۸۰/۱۶±۵/۶۷b	۴۷/۲۵±۵/۳۵c

حروف انگلیسی متفاوت در هر سطر بیانگر وجود تفاوت‌های آماری معنی‌دار مشخصه مورد نظر در شدت‌های مختلف تخریب جنگل می‌باشد.



شکل ۱- ارتباط شدت تخریب رویشگاه‌های جنگلی (الف) با ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی (ب) و زیستی (ج) خاک در تجزیه مؤلفه‌های اصلی.

جدول ۵- نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی برای مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک رویشگاه‌های مورد مطالعه

مشخصه	محور اول	محور دوم	مشخصه	محور اول	محور دوم
ماده آلی عمق اول	۰/۰۶	-۰/۰۴	زی‌توده ریزریشه	-۰/۱۶	-۰/۰۰
ماده آلی عمق دوم	۰/۱۰	-۰/۰۹	فراوانی اپی‌ژئیک	-۰/۰۹	۰/۳۵
نسبت لایه‌بندی ماده آلی	-۰/۰۹	۰/۱۱	زی‌توده اپی‌ژئیک	-۰/۱۰	۰/۳۴
رطوبت	-۰/۱۷	-۰/۰۸	فراوانی آنسئیک	-۰/۰۹	-۰/۰۹
حرارت	۰/۱۶	۰/۰۹	زی‌توده آنسئیک	-۰/۰۸	-۰/۰۹
جرم مخصوص ظاهری	۰/۰۴	۰/۰۱	فراوانی اندوژئیک	-۰/۰۷	۰/۳۶
جرم مخصوص حقیقی	۰/۰۱	۰/۱۴	زی‌توده اندوژئیک	-۰/۰۸	۰/۳۸
تخلخل	-۰/۰۰	۰/۱۱	فراوانی کل کرم‌های خاکی	-۰/۱۲	۰/۳۲
پایداری خاکدانه	-۰/۱۵	-۰/۰۷	زی‌توده کل کرم‌های خاکی	-۰/۱۳	۰/۳۰
شن	۰/۱۵	۰/۰۴	فراوانی کنه‌های خاک‌زی	-۰/۲۰	-۰/۰۰
سیلت	۰/۰۶	-۰/۰۳	فراوانی پادمان‌های خاک‌زی	-۰/۲۰	-۰/۰۳
رس	-۰/۱۸	-۰/۰۱	فراوانی نماتدهای خاک‌زی	-۰/۱۴	۰/۱۳
pH	-۰/۰۵	۰/۱۱	فراوانی پروتوزوئرهای خاک‌زی	-۰/۱۷	-۰/۰۷
هدایت الکتریکی	-۰/۰۱	۰/۱۳	باکتری‌ها	-۰/۱۷	۰/۰۷
کربن آلی	۰/۰۶	-۰/۰۴	قارچ‌ها	-۰/۱۵	-۰/۰۵
نیتروژن کل	-۰/۱۴	-۰/۰۵	تنفس پایه	-۰/۱۲	-۰/۰۸
نسبت کربن به نیتروژن	۰/۲۰	۰/۰۲	تنفس برانگیخته	-۰/۰۹	-۰/۰۹
فسفر قابل جذب	-۰/۱۹	-۰/۰۱	زی‌توده میکروبی کربن	-۰/۱۱	-۰/۰۷
پتاسیم قابل جذب	-۰/۱۸	۰/۰۲	زیتوده میکروبی نیتروژن		-۰/۰۸
				-۰/۱۵	
کلسیم قابل جذب	-۰/۱۹	۰/۰۴	زی‌توده میکروبی فسفر	-۰/۱۹	-۰/۰۴
منیزیم قابل جذب	-۰/۱۹	-۰/۰۵	اوره‌آز	-۰/۱۸	-۰/۱۳
کربن آلی ذره‌ای	-۰/۱۳	-۰/۱۱	اسید فسفاتاز	-۰/۱۸	-۰/۰۷
نیتروژن آلی ذره‌ای	-۰/۱۶	-۰/۰۹	آریل سولفاتاز	-۰/۱۶	-۰/۰۹
زی‌توده درشت‌ریشه	-۰/۲۰	-۰/۰۶	اینورتاز	-۰/۱۸	-۰/۰۸

	آماره‌های تجزیه به مؤلفه‌های اصلی		
	مقدار ویژه	درصد واریانس نسبی	درصد واریانس تجمعی
محور اول	۱۲/۲۹	۴۹/۱۷	۴۹/۱۷
محور دوم	۳/۸۹	۱۵/۵۷	۶۴/۷۴

بحث و نتیجه‌گیری

مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

تخریب رویشگاه‌های جنگلی، با شدت‌های مختلف، می‌تواند اثرات معنی‌داری بر مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک داشته باشد. تراکم بیشتر درختان در رویشگاههای جنگلی می‌تواند منجربه افزایش نسبت لایه‌بندی ماده آلی خاک شود (Wertebach *et al.* 2017; Abugre *et al.* 2011) که همراستا با نتایج پژوهش حاضر در رویشگاه‌های جنگلی با شدت تخریب کم می‌باشد. میکروکلیمای خاک (محتوی رطوبت و حرارت) نیز تحت شدت‌های مختلف تخریب جنگل تفاوت‌های آماری معنی‌داری را نشان داد. با افزایش شدت تخریب و کاهش تراکم درختان، تاج پوشش توده‌های جنگلی بازتر شده و همین موضوع منجربه افزایش نور ورودی، افزایش دما و کاهش رطوبت خاک در بستر جنگل می‌شود (Melillo *et al.*, 2002). همچنین، با توجه به اینکه ذرات رس خاک نقش مهمی در نگهداری و انباشت محتوی رطوبت خاک دارند، بر همین اساس با توجه به تجمع بیشتر رس در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم محتوی رطوبت خاک نیز بیشتر بوده است (Khormali and Shamsi, 2009). هرچند جرم مخصوص (ظاهری و حقیقی) خاک در رویشگاه‌های مورد مطالعه از نظر آماری تغییرات معنی‌داری را نشان نداد اما در هر حال با توجه به افزایش تخریب رویشگاه مقادیر عددی جرم‌های مخصوص صعودی بوده که این موضوع می‌تواند در ارتباط با کوبیده شدن خاک در اثر تخریب باشد. در همین راستا، با توجه به دخالت‌های کمتر در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کمتر، مقادیر جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک نیز کمتر بوده و همین موضوع باعث افزایش تخلخل خاک شده است. مطابق با گزارش Lukac and Godbold (2012) افزایش شدت تخریب رویشگاه منجربه

افزایش شدت فرسایش خاک و همچنین کاهش پایداری خاکدانه-ها می‌شود. بر همین اساس اجزای ریزتر بافت خاک (به‌ویژه رس) در اثر فرسایش، بیشتر شسته شده و از توده‌های جنگلی خارج می‌شوند در حالی که ذرات بزرگتر (بویژه شن) با توجه به اندازه-های بزرگترشان کمتر از ذرات رس جابجا شده و در توده و عمق-های بالایی خاک باقی می‌مانند. در پژوهش حاضر نیز نتایج حاکی از کاهش بیشتر ذرات رس در شدت‌های زیاد تخریب رویشگاه‌های جنگلی بوده، در حالی که با توجه به تاج پوشش انبوه‌تر توده‌های جنگلی در عرصه‌هایی با شدت تخریب کم انتظار می‌رود فرسایش‌های کمتری در خاک عرصه اتفاق افتاده و ذرات رس در مجموعه خاک حفظ شده و خاکدانه ها نیز پایدارتر می‌باشند. کمیت و کیفیت لاشبرگ تجمع‌یافته در بستر جنگل و همچنین شدت‌های آبشویی در رویشگاه‌های جنگلی بسیاری از پارامترهای شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در همین راستا، تخریب رویشگاه‌های جنگلی با شدت‌های مختلف بر روی ویژگی‌های شیمیایی خاک اثرات معنی‌داری داشته است. در پژوهشی، Jobbagy and Jackson (2003) اشاره داشته‌اند که افزایش شدت تخریب به واسطه آبشویی بیشتر خاک منجر به کاهش pH خاک می‌شود. همچنین کاهش شاخص‌های حاصل خیزی خاک به دنبال افزایش شدت تخریب در پژوهش‌های متعددی (Cheng *et al.*, 2015; Assfa *et al.*, 2017; Egwunatum *et al.*, 2020) گزارش گردید که با نتایج پژوهش حاضر همخوانی دارد.

شاخص‌های سلامت خاک

بخش زیرزمینی (زی‌توده ریشه‌ها) رویشگاه‌ها بطور معنی-داری متأثر از نوع دخالت‌هایی است که در توده‌های جنگلی رخ می‌دهد. با توجه به حضور درختان با تراکم بالاتر در عرصه‌هایی که کمتر تحت تخریب قرار گرفته‌اند، بیشتر بودن زی‌توده ریشه‌ها (درشت‌ریشه و ریزریشه) قابل انتظار بوده است، که با گزارش Zeng *et al.* (2009) هم‌خوانی دارد. مطابق با نتایج PCA، تجمع بیشتر مواد آلی در بستر جنگل (بر مبنای نتایج حاصل از لایه-بندی ماده آلی)، مقادیر بیشتر pH (Castillo *et al.*, 2018)، نیتروژن (Sigurdsson and Gudleifsson, 2013)، پایین بودن نسبت کربن به نیتروژن (Watmough and Meadows, 2014) و حاصل‌خیزتر بودن خاک (Sigurdsson and Gudleifsson, 2013) در رویشگاه‌های جنگلی با شدت تخریب کم شرایط مساعدتری را برای فعالیت انواع کرم‌های خاکی فراهم آورده است. همچنین Heydari *et al.* (2014) در پژوهش خود اذعان داشتند که فعالیت کرم‌های خاکی رابطه مثبت و نزدیکی با محتوی رس خاک دارد. از آنجایی که زیاد بودن ذرات رس باعث جلوگیری از هدر رفت رطوبت خاک خواهد شد، منجر به مساعد شدن شرایط برای تجمع کرم‌های خاکی می‌شود که با نتایج مطالعه حاضر تطابق دارد. نتایج پژوهش Kheiri *et al.* (2012) نشان داد عرصه‌هایی با تاج پوشش بسته‌تر، محتوی بیشتر رطوبت و همچنین دمای پایین‌تر خاک شرایط ایده‌آلی را برای فعالیت انواع کرم‌های خاکی فراهم می‌آورد. در همین راستا، در پژوهش حاضر نیز تراکم بالاتر درختان در عرصه‌هایی با تخریب کم، شرایط کلیمایی مناسبی را در خاک برای فعالیت انواع کرم‌ها فراهم آورده است. کنه‌ها، بهترین نماینده بندپایان در خاک معرفی شده‌اند (Maleki *et al.*, 2013). افزون‌بر آن‌ها، پادمان‌ها شاخص‌های سلامت خاک به‌شمار می‌آیند و در خاک‌هایی با مواد آلی زیاد فعالیت بیشتری دارند (Kazemi *et al.*, 2004). مطابق با نتایج این تحقیق، فعالیت کنه-ها و پادمان‌های خاکزی به‌دنبال تخریب جنگل کاهش معنی‌داری داشته است. در یک بررسی، Azizi *et al.* (2018) اشاره داشته‌اند که محتوی رطوبت خاک عامل بسیار تعیین کننده‌ای برای فعالیت این موجودات خاکزی محسوب می‌شود. بر همین اساس با توجه به کاهش مقدار رطوبت خاک در شدت‌های زیاد تخریب جنگل کاهش فعالیت این جانداران در خاک قابل انتظار بوده است. همچنین، Kahrarian *et al.* (2017) بیان داشتند که رویشگاه-هایی با محتوی بالای نیتروژن خاک شرایط بسیار مناسبی را برای فعالیت این موجودات خاکزی فراهم می‌آورد. بنابراین مقادیر بیشتر نیتروژن خاک در رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم می-تواند در افزایش فعالیت این موجودات اثرگذار باشد.

جمعیت نماتدها و پروتوزوئرها از مهم‌ترین شاخص‌های زیستی جهت ارزیابی تغییرات زیست‌محیطی خاک به شمار می-آیند، همچنین در رویشگاه‌های جنگلی پارامتر مناسبی جهت ارزیابی سلامت خاک هستند (Saul-Tcherkas *et al.*, 2013). نتایج تجزیه به مؤلفه‌های اصلی حاکی از آنست که کاهش مقدار رطوبت و افزایش دمای خاک (Neher *et al.*, 2005) و همچنین کاهش حاصل‌خیزی خاک (Saul-Tcherkas *et al.*, 2013) شرایط نامساعدی را برای فعالیت این جانداران خاکزی در شدت‌های زیاد تخریب جنگل ایجاد کرده است. رویشگاه‌هایی با شدت تخریب کم شرایط بوم‌شناختی بهتری را برای فعالیت انواع باکتری‌ها و قارچ‌های خاکزی فراهم می‌آورد. تخریب رویشگاه سبب کاهش پیش فعال‌سازهای مورد استفاده جوامع میکروبی در نواحی تخریب شده و در نهایت منجر به کاهش جمعیت آن‌ها در این عرصه‌ها می‌شود (Teimori *et al.*, 2015). این درحالی است که حفاظت جنگل به‌واسطه تجمع مواد آلی (Kang and Mills, 2004)، نگه‌داشت بیشتر رطوبت خاک و تجمع بیشتر عناصر غذایی (Anderson and Cairney, 2004) بستر مناسبی را برای

فعالیت باکتری‌ها و قارچ ها فراهم می‌آورد. تنفس خاک یکی از مشخصه‌های سلامت خاک است که سریعاً به دخالت‌های رخ داده در رویشگاه جنگلی واکنش نشان می‌دهد (Qiming *et al.*, 2020). مطابق با نتایج، شدت‌های مختلف تخریب جنگل اثرات معنی‌داری بر تغییرپذیری بسیاری از پارمترهای فیزیکی و شیمیایی خاک داشته‌اند. تغییرات بسیاری از این مشخصه‌ها می‌تواند در تغییرپذیری تنفس خاک اثرگذار باشد. در همین راستا، Wang *et al.* (2012)اشاره داشته‌اند که افزایش رطوبت و مقدار نیتروژن و همچنین کاهش نسبت کربن به نیتروژن خاک منجر به افزایش فعالیت میکروبی (تنفس پایه و برانگیخته) خاک می‌شوند. مطابق با گزارش Tian *et al.* (2018)، تخریب جنگل‌ها بوسیله کاهش حاصل‌خیزی خاک می‌تواند اثر منفی بر روی میزان تنفس پایه و تنفس برانگیخته بگذارد. درحالی‌که Schiebe *et al.* (2015) اذعان داشتند که حفاظت از رویشگاه‌های جنگلی، بواسطه افزایش حاصل‌خیزی خاک، می‌تواند تنفس‌های پایه و برانگیخته خاک را افزایش دهد. پژوهش‌های پیشین (Sjogersten *et al.*, 2011; Cao et *al.*, 2011) نیز محتوی رطوبت خاک را از مهمترین عوامل اثرگذار بر تنفس‌های خاک در رویشگاه‌های جنگلی، معرفی کرده‌اند.

زی‌توده‌های میکروبی خاک نیز تفاوت‌های آماری معنی‌داری را در شدت‌های مختلف تخریب جنگل نشان داده‌اند. مطابق گزارش Liu *et al.* (2007)، محتوی رطوبت خاک به عنوان یک عامل محدود کننده برای فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک به‌شمار می‌رود، بنابراین در سطوحی که میزان رطوبت حداقل است میزان فعالیت‌های زیستی و زی‌توده‌های میکروبی خاک به کمترین مقدار خود می‌رسد. از این‌رو با توجه به بیش‌تر بودن مقدار رطوبت خاک در عرصه‌هایی با شدت تخریب کم، زی‌توده‌های میکروبی خاک نیز افزایش معنی‌داری را نشان داده است. در یک بررسی، Foroghifar *et al.* (2011) و Schwarz *et al.* (2015) انباشتگی مقدار رس خاک را در افزایش زیتوده‌های میکروبی خاک مؤثر دانسته‌اند. در مطالعه‌ای، Norbakhsh *et al.* (2008) بیان داشتند که مقدار زیتوده میکروبی نیتروژن به میزان نیتروژن خاک وابسته است، بنابراین علت افزایش زیتوده میکروبی نیتروژن در عرصه با شدت تخریب کم، تجمع نیتروژن در خاک می‌باشد. با توجه به نتایج، فعالیت تمام آنزیم‌های مورد مطالعه در جنگل با شدت تخریب کم به طور معنی‌داری بیشتر از سایر عرصه‌ها بوده است. با این وجود، همه آنزیم‌ها به طور یکسان تحت تأثیر نوع پوشش گیاهی قرار نمی‌گیرند، به همین علت می‌باشد که آنزیم‌های مختلف دارای عکس‌العمل متفاوتی نسبت به تغییرات پوشش گیاهی هستند (Wang *et al.*, 2012). محققین باور دارند که بیشتر آنزیم‌های آزاد شده در ریزوسفر و خاک برای مدت زمان کمی باقی می‌مانند و سریعاً تجزیه می‌شوند و فقط زمانی باقی می‌مانند که بر روی ذرات رس‌ها و کلوئیدهای جذب شده و یا به همراه کلوئیدهای هومیک به شکل کمپلس نگه‌داری شوند. بدین ترتیب میزان ذرات رس و سیلت خاک از طریق پایداری مولکول آنزیم‌ها در خاک سبب نگه‌داشت و افزایش این آنزیم‌ها می‌شوند (Sarikhani *et al.*, 2015). اوره‌آز، آنزیمی می‌باشد که در طی فرآیند آن اوره به دی‌اکسیدکربن و آمونیاک هیدرولیز می‌شود و در واقع منجر به افزایش میزان واکنش خاک و کاهش نیتروژن به وسیله تبخیر آمونیوم می‌گردد (Martinez-Salgado *et al.*, 2010). نتایج بدست آمده بیانگر آنست که تغییرات مشخصه‌های خاک تحت عرصه‌هایی با شدت‌های مختلف تخریب سبب تغییر در فعالیت آنزیم اوره‌آز می‌شود. مطابق گزارش Reyes *et al.* (2010) بین محتوی رطوبت و میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز ارتباط بسیار نزدیکی وجود دارد. برهمین اساس، کاهش مقدار رطوبت خاک در عرصه‌هایی با شدت تخریب زیاد باعث کاهش فعالیت آنزیم اوره‌آز شده است. همچنین در پژوهش انجام شده توسط Zeng *et al.* (2009)میزان رطوبت، نیتروژن کل و فسفر خاک از عوامل مؤثر بر میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز معرفی شده است. وجود مقادیر بالای نیتروژن و فسفر در خاک موجب فراهم شدن امکان فعالیت میکروب‌ها در خاک و همچنین سبب جذب مولکول‌های آنزیم بر روی سطوح کلوئیدها شده و موجب ادامه فعالیت مولکول‌های آنزیم مخصوصاً آنزیم اوره‌آز به صورت برون‌سلولی می‌شود و افزون‌بر آن فعالیت‌های آنزیمی را نیز افزایش می‌دهد. از سوی دیگر حضور مولکول‌های آنزیم بر روی سطح کلوئیدهای آلی موجب تثبیت و حفاظت از آنزیم‌ها در مقابل صدمات ناشی از عوامل مختلف می‌گردد (Martinez-Salgado *et al.*, 2010).

اسید فسفاتاز، نوعی از آنزیم برون سلولی است که با معدنی‌کردن فسفات، آن را برای گیاه به‌صورت قابل جذب در می‌آورد (Rao *et al.*, 2000). تغییرات رطوبت خاک و نیتروژن کل باعث تفاوت در فعالیت این آنزیم تحت عرصه‌های مورد مطالعه شده است که با نتایج Cheng *et al.* (2013) هم‌خوانی دارد. اسید فسفاتاز تحت تأثیر میزان شدت نور و افزایش دمای خاک کاهش پیدا می‌کند (Taati *et al.*, 2016). در مطالعه حاضر نیز در عرصه‌هایی با شدت تخریب زیاد که با افزایش شدت نور و دمای خاک همراه است، میزان اسید فسفاتاز مقادیر کمتری را نشان داد. در پژوهشی، Ling *et al.* (2014) اشاره داشتند که افزایش میزان رس در خاک رویشگاه‌های جنگلی می‌تواند در افزایش فعالیت اسید فسفاتاز مؤثر باشد. در همین راستا، حضور رس بیشتر در رویشگاه‌های جنگلی با شدت تخریب کم دارای فعالیت

اسیدفسفاتاز بیشتری نیز بوده‌اند. یکی از علل اصلی افزایش میزان فعالیت‌های آنزیمی آریل‌سولفاتاز و اینورتاز در عرصه‌های جنگلی با شدت تخریب کم مبتنی بر میزان حاصل‌خیزی بیشتر خاک نسبت به سایر عرصه‌ها است (Guo *et al.*, 2011). در همین راستا، Zeng *et al.* (2009) به اثرات مثبت نیتروژن کل و فسفر بر فعالیت‌های آنزیمی آریل‌سولفاتاز و اینورتاز اشاره داشته‌اند. درهرحال، تغییر در میزان ماده آلی، محتوی رطوبت و شاخص-های حاصل‌خیزی خاک می‌توانند در فعالیت انواع آنزیم‌های خاک تحت شدت‌های مختلف تخریب جنگل، اثرگذار باشند (Wang and Wang, 2007). به‌طور کلی می‌توان اذعان داشت که مطابق با نتایج PCA، شاخص‌های حاصل‌خیزی (نسبت کربن به نیتروژن و فسفر قابل جذب، کلسیم و منیزیم قابل جذب، پتاسیم قابل جذب) و محتوی رس خاک به‌ترتیب بیشترین تأثیر را بر شاخص-های زیستی (به‌عنوان شاخص‌های سلامت) خاک رویشگاه‌های مورد مطالعه داشته‌اند. در واقع، افزایش شدت تخریب رویشگاه-های جنگلی با ایجاد فرسایش و آبشویی خاک تهدید جدی برای سلامت خاک محسوب می‌شود. با توجه به اهمیت غیر قابل انکار جنگل‌های هیرکانی، افزون‌بر حفظ این بوم‌سامانه‌ها با استفاده از روش‌های نو و علمی، بهره‌برداری و جلوگیری از افزایش تخریب جنگل الزامی است. شناخت ویژگی‌های خاک به‌همراه اجزای زنده‌ی موجود در آن و درک چگونگی اثرپذیری متقابل آن‌ها به-عنوان یکی از پایه‌های مدیریت اصولی عرصه‌های جنگلی محسوب می‌شوند. اثر درختان بر روی مشخصه‌های فیزیکی، شیمیایی، بیوشیمی و زیستی خاک توسط محققان مختلفی گزارش شده است. نتایج مطالعه حاضر نیز مؤید این مطلب بوده، به‌طوری که اثر شدت‌های مختلف تخریب جنگل (تغییر تراکم درختان) را می‌توان به‌روشنی در تغییرپذیری ویژگی‌های خاک مشاهده نمود. نتایج این تحقیق نشان می‌دهد شدت‌های مختلف تخریب اثر قابل توجهی بر اجزای ماده آلی، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و مشخصه‌های زیستی خاک دارند. تخریب جنگل با افت کمیت مواد آلی باعث کاهش فعالیت‌های فلور، فون، میکروبی و بیوشیمی خاک می‌شود. نتایج این پژوهش می‌تواند در خصوص ارزیابی توان بوم‌شناختی و چرخه عناصر غذایی رویشگاه‌های جنگلی اطلاعات ارزشمندی در اختیار مدیران جنگل قرار داده تا بتوانند با دلایل علمی از تخریب جنگل‌های هیرکانی جلوگیری کنند.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

Abugre, S., Oti-Boateng, C. and Yeboah, M. F. (2011). Litter fall and decomposition trend of jatrophacurcasL.leaves mulches under two environmental conditions. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 2 (1): 462-470.

Alef, K. (1995). Estimating of soil respiration. In: "Methods in soil microbiology and biochemistry" (Alef K, Nannipieri P Ed). Academic Press, New York, 464-470.

Alef, K. and Nannipieri, P. (1995). Methods in applied soil microbiology and biochemistry Academic Press, London.

Anderson, I. C. and Cairney, J.W.G. (2004). Diversity and ecologyof soil fungal communities: increased understanding throughthe application of molecular techniques. *Environmental Microbiology*, 6 (2): 769-779.

Anderson, T. H. and Domsch, K. H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 21 (4): 471–479.

Arias-Ortiz, A., Masque, P., Glass, L., Benson, L., Kennedy, H., Duarte, C.M., Garcia- Orellana, J., Benitez-Nelson, C.R., Humphries, M.S., Ratefinjanahary, I., Ravelonjatovo, J. and Lovelock, C.E. (2020). Losses of soil organic carbon with deforestation in Mangroves of Madagascar. *Ecosystems*, 89 (4): 198-207.

Assefa, D., Rewald, B., Sanden, H., Rosinger, Ch., Abiyu, A., Yitaferu, B.L. and Godbold, D. (2017). Deforestation and land use strongly effect soil organic carbon and nitrogen stock in Northwest Ethiopia. Catena, 153 (6): 89-99.

Azizi, L., Bazgir, M., Mirab Balo, M., Mirzayee, J. and Heidari, M. (2018). Consequences of fire and forest and range landuses on the frequency of soil mesofaunas in Badreh city - Ilam province. *Iranian Journal of Soil Biology*, 6 (2): 83-92. (In Farsi)

Bieganowski, A., Jaromin-Glen, K., Guz, Ł., Łagód, G., Jozefaciuk, G., Franus, W., Suchorab, Z. and Sobczuk, H. (2016). Evaluating soil moisture status using an e-Nose. Sensors , 16, 886.

Blake, G. R. and Hartge, K. H. (1986). Particle density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods, 2nd ed. SSSA Book Ser. 5. ASA and SSSA, Madison, WI, pp. 377–382.

Bouyoucos, G. J. (1962). Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils 1. *Agronomy Journal*, 54 (5), 464-465.

Bower, C. A., Reitemeier, R. F. and Fireman, M. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 73 (6): 251-261.

Bremmer, J. M. and Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-total. In: Page, A.L., (Ed.). Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Biological Methods. Agronomy Monograph 9, Part 2, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, 595-624.

Brookes, P. C., Powlson, D. S. and Jenkinson, D. S. (1982). Measurement of microbial biomass

phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 14 (4): 319-329.

Brussaard, L. (2021). Biodiversity and ecosystem functioning in soil: The dark side of nature and the bright side of life. *Ambio*, 50 (3):1286–1288.

Cao, Y.S., Lin, Y.B., Rao, X.Q. and Fu, S.L. (2011). Effects of artificial nitrogen and phosphorus depositions on soil respiration in two plantations in southern China. *Journal of Tropical Forest Science*, 23 (2): 110-116.

Castillo, P.R., Marian, L., Marian, F., Günter, S., Espinosa, C.I., Maraun, M. and Scheu, S. (2018). Response of oribatid mites to reforestation of degraded tropical montane pastureland. *European Journal of Soil Biology*, 84 (5): 35-41.

Cheng, M., Xiang, Y., Xue, Z., An, S. and Darboux, F. (2015). Soil aggregation and intra-aggregate carbon fractions in relation to vegetation succession on the Loess Plateau, China. *Catena*, 124 (4): 77-84.

Cheng, X., Yang, Y., Li, M., Dou, X. and Zhang, Q. (2013). The impact of agricultural land use changes on soil organic carbon dynamics in the Danjiangkou Reservoir area of China. *Plant and Soil*, 366 (7): 415-424.

Cusack, D. F., Silver, W. L., Torn, M.S., Burton, S. D. and Firestone, M. K. (2011). Changes in microbial community characteristics and soil organic matter with nitrogen additions in two tropical forests. *Ecology*, 92 (7): 621- 632.

Doran, J.W., Stamatiadis, S. and Haberern, J. (2002). Soil health as an indicator of sustainable management. Publications from USDA-ARS / UNL Faculty. (Available at https://digitalcommons.unl.edu/usdaarsfacpub/180).

Edwards, C. A. and Bohlen, P. J. (1996). Biology and ecology of earthworms, 3rd. Chapman and Hall, London, 426p.

Egwunatum, A.E., Dolor, D.E. and Umeh, P.C. (2020). Evaluation of forest litter mineralization capacity on the growth of Irvingia gabonensis in Ogwashi-Uku Forest Reserve, Delta State, Nigeria. *Journal of Horticulture and Forestry*, 12 (5): 49-56.

FAO (2011). Assessing forest degradation: towards the development of globally applicable guidelines. Forest Resources Assessment Working Paper 177, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 109.

Fine, A. K., Es, H. M. van and Schindelbeck, R. R. (2017). Statistics, scoring functions and regional analysis of a comprehensive soil health database. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (3): 589–601.

Foroghifar, H., Jafarzadeh, A., Torabi Gol Sefidi, H. and Ali Asgharzad, N. (2011). The effect of landform units on frequency distribution and spatial variation of soil biological properties in Tabriz Plain. I*ranian Journal of Water and Soil Knowledge (Agricultural Knowledge)*, 21 (2): 1-18. (In Farsi)

Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L. and Eisaei, H. (2020). Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using 137Cs method (case study: Golestan Province, Iran). *International Soil* and *Water Conservation Research*, 8 (2): 393–405.

Guo, P., Wang, C., Jia, Y., Wang, Q., Han, G. and Tian, X. (2011). Responses of soil microbial biomass and enzymatic activities to fertilizations of mixed inorganic and organic nitrogen at a subtropical forest in East China. *Plant and Soil*, 338 (9): 355-366.

Hashemi Rad, S., Kiani, F., Meftah Helghi, M. and Hematzadeh, Y. (2018). Effect of land use on physical and chemical parameters of soil and sediment in Qarnave and Yelcheshme watersheds, Golestan Province, Iran. *Environmental Resources Research*, 6 (3): 211-224.

Heydari, M., Poorbabaei, H., Bazgir, M., Salehi, A. and Eshaghirad, J. (2014). Earthworms as indicators for different forest management types and human disturbance in Ilam oak forest, Iran. *Folia Forestalia Polonica*, 56 (3): 121-134.

Hutson, B. R. and Veitch, L. G. (1987). Densities of Collembola and Acarina in the soil and litter of three indigenous South Australian forests related to layer, site and seasonal differences. *Australian Journal of Ecology*, 12 (4): 239-261.

IBM Corp. Released 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp.

ITTO (2002). ITTO (International Tropical Timber Organization) guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests. ITTO Policy Development Series No. 13. Yokohama, Japan.

Jobbagy, E.G. and Jackson, R. B. (2003). Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry*, 64 (5): 205-229.

Kahrarian, M., Vafayee Shoshtari, R. and Soleiman Nejad, A. (2017). Study of soil collembola biodiversity in three different ecosystems in Kermanshah province (Iran). *Iranian Journal of Plant Medicine (Scientific Journal of Agriculture)*, 40 (4): 39-52. (In Farsi)

Kang, S. and Mills, A. (2004). Soil bacterial community structure changes following disturbance of the overlaying plant community. *Soil Science*, 169 (8): 55-65.

Kazemi, Sh., Kamali, K. and Fathipor, Y. (2004). Diversity of soil Acari in Tehran region. *Iranian Journal of Agricultural Sciences*, 36 (4): 885-894. (In Farsi)

Khazayee, M., Sadeghi, S.H., Mirnia, S., Yazdani Moghadam, Y. (2012). Effect of forest degradation on soil and sediment nutrient loss in Kojoor Forest Watershed (Case Study: Tarbiat Modares University, Teaching and Research Forest). *Iranian Natural Ecosystems*, 3 (2): 1-12. (In Farsi)

Kheiri, M., Habashi, H., Vaez Mousavi, S. M. and Moghimian, N. (2012). The effect of canopy gap on soil macrofauna in mixed Beech stand (Case

study: Shast Kalateh forest). *Human and the Environment*, 10 (2): 101-108. (In Farsi)

Khormali, F. and Shamsi, S. (2009). Micromorphology and quality attributes of the loess derived soils affected by land use change: A case study in Ghapan watershed, Northern Iran. *Journal of Mountain Science*, 6 (2): 197-204.

Klimek, B. and Niklińska, M. (2020). Fauna activity on soils developing on dead logs in an ancient inland temperate rainforest of North British Columbia (Canada). *Journal of Soils and Sediments*, 20 (3): 2260–2265.

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5 (2): 212–222.

Ling, N., Sun, Y., Ma, J., Guo, J., Zhu, P., Peng, C. and Shen, Q. (2014). Response of the bacterial diversity and soil enzyme activity in particle-size fractions of Mollisol after different fertilization in a long-term experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 50 (4): 901-911.

Liu, W., Xu, W., Han, Y., Wang, C. and Wan, S. (2007). Responses of microbial biomass and respiration of soil to topography, burning, and nitrogen fertilization in a temperate steppe. *Biology and Fertility of Soils*, 44 (4): 259-268.

Lukac, M. and Godbold, D. L. (2012). Soil ecology in northern forests: a belowground view of a changing world. *The Forestry Chronicle*, 88 (4): 93-94.

Maleki, Sh., Stovan, H.m Bani Ameri, V. and Joharchi, A. (2013). Biodiversity of soil Acari in green space of Tehran Police Park. *Iranian Entomological Association*, 36 (3): 181-194. (In Farsi)

Malik, A.A., Puissant, J., Buckeridge, K.M., Goodall, T., Jehmlich, N., Chowdhury, S., Gweon, H.S., Peyton, J.M., Mason, K.E. and van Agtmaal, M. (2018). Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. *Nature Communications*, 9 (2): 3591.

Martinez-Salgado, M.M., Gutiérrez- Romero, V., Jannsens, M. and Ortega- Blu, R. (2010). Biological soil quality indicators: a review. Current Research, Technology and Education *Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology*, 1 (1): 319-328.

Mayzlish, E. and Steinberger, Y. (2004). Effects of chemical inhibitors on soil protozoa dynamics in a desert ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 39 (6): 415-421.

Mc Cune, B. and Mefford, M. (1999). Multivariate Analysis of Ecological data. MJM Software. Gleneden Beach, Oregon, USA, p. 233.

Melillo, J. M., Steudler, P.A., Aber, J. D., Newkirk, K., Lux, H., Bowles, F. P., Catricala, C., Magill, A., Ahrens, T. and Morrisseau, S. (2002). Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 298 (9): 2173-2176.

Milodowski, D.T., Coomes, D.A., Swinfield, T., Jucker, T. and Riutta, T. (2021). The impact of logging on vertical canopy structure across a gradient of tropical forest degradation intensity in Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 12 (4): 1-13.

Neatrour, M. A., Jones, R. H. and Golladay, S.W. (2005). Correlations between soil nutrients availability and fine- root biomass at two spatial scales in forested wetlands with contrasting hydrological regimes. NRC Research Press, 35: 2934-2941.

Neher, D. A., Wu, J., Barbercheck, M. E. and Anas, O. (2005). Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, 30 (3): 47-64.

Neher, D. A., Wu, J., Barbercheck, M. E. and Anas, O. (2005). Ecosystem type affects interpretation of soil nematode community measures. *Applied Soil Ecology*, 30 (1): 47-64.

Norbakhsh, S., Schoenau, J., Si, B., Zeleke, T. and Qian, P. (2008). Soil properties, yield, and landscape relationships in south-central Saskatchewan Canada. *Journal of Plant Nutrition*, 31 (4): 539-556.

Olsen, S. R., Cole, C.V., Watanabe, F. S. and Dean, L.A. (1954). Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate; U.S. Department of Agriculture: Washington, D.C., USDA Circ. 939.

Plaster, E. J. (1985). Soil science and management. Delmar Publishers Inc., Albany, p 124.

Pojasok, T. and Kay, B. D. (1990). Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregates. *Canadian Journal of Soil Scienc*e, 70 (6): 33-42.

Pritchett, W. and Fisher, R.F. (1987). Properties and management of forest soils. John Wiley and Sons Inc. Second edition, 324p.

Qiming, L., Yao, L., Jian, G., Yupei, J. and Yinglan, C. (2020). Soil physico-chemical properties and microbial activity in ecological restoration red soil region of subtropical Southern China. *Recent Innovations in Chemical Engineering (Formerly Recent Patents on Chemical Engineering)*, 13 (2): 72-80.

Qin, Y., Xiao, X. and Wigneron, J. P. (2021). Carbon loss from forest degradation exceeds that from deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Climate Change*, 11 (5): 442–448.

Rao, M.A., Violante, A. and Gianfreda, L. (2000). Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo-mineral complexes: kinetics and stability. *Soil Biology and Biochemistry*, 32 (4): 1007-1014.

Reyes, F., Silvana, Z., Espinosa, A. and Marysol, A. (2010). Biochemical properties in vascular epiphytes substrate from a temperate forest of Chile. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 10 (2): 126-138.

Salehi, A., Ghorbanzadeh, N. and Salehi, M. (2013). Soil nutrient status, nutrient return and retranslocation in poplar species and clones in

Northern Iran. *IForest Journal*, 6 (6): 336-341.

Sarikhani, M., Chalbianlo, N. and Alavi Kia, S. S. (2015). Investigation of phosphate solubilizing bacteria distribution and soil phosphatase activity in different land uses. *Iranian Journal of Soil and Water Sciences*, 29 (4): 1662-1673. (In Farsi)

Saul-Tcherkas, V., Unc, A. and Steinberger, Y. (2013). Soil microbial diversity in the vicinity of desert shrubs. *Microbial Ecology*, 65 (5): 689-99.

Scheibe, A., Steffens, C., Seven, J., Jacob, A., Hertel, D., Leuschner, C. and Gleixner, G. (2015). Effects of tree identity dominate over tree diversity on the soil microbial community structure. *Soil Biology and Biochemistry*, 81 (5): 219-227.

Schwarz, B., Dietrich, C., Cesarz, S., Scherer-Lorenzen, M., Auge, H., Schulz, E. and Eisenhauer, N. (2015). Non significant tree diversity but significant identity effects on earthworm communities in three tree diversity experiments. *European Journal of Soil Biology*, 67 (8): 17-26.

Sigurdsson, B. D. and Gudleifsson, B. E. (2013). Impact of afforestation on earthworm populations in Iceland. *Icelandic Agricultural Sciences*, 26 (3): 21-36.

Singh, A.K., Jiang, X.J., Yang, B., Wu, J., Rai, A., Chen, C., Ahirwal, J., Wang, P., Liu, W. and Singh, N. (2020). Biological indicators affected by land use change, soil resource availability and seasonality in dry tropics. *Ecological Indicators*, 115 (8): 106369.

Singh, A.K., Kushwaha, M., Rai, A. and Singh, N. (2017). Changes in soil microbial response across year following a wildfire in tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 22 (4): 321-337.

Six, J., Elliott, E. T., Paustian, K. and Doran, J. W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62 (5): 1367-1377.

Sjogersten, S., Alewell, C., Cécillon, L., Hagedorn, F., Jandl, R., Leifeld, J., Martinsen, V., Schindlbacher, A., Sebastià, M.T. and Van Miegroet, H. (2011). Mountain soils in a changing climate–vulnerability of carbon stocks and ecosystem feedbacks. *Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems*, 118-148.

Skole, D. L., Samek, J. H., Mbow, C., Chirwa, M., Ndalowa, D.,Tumeo, T., Kachamba, D., Kamoto, J., Chioza, A., Kamangadazi, F. (2021). Direct measurement of forest degradation rates in Malawi: toward a national forest monitoring system to support REDD+. *Forests*, 12, 426.https://doi.org/10.3390/f12040426.

Stott, D. E. (2019). Recommended soil health indicators and associated laboratory procedures. p. 76. Soil health technical note no. 450–03. U.S. Department of Agriculture (USDA), Natural Resources Conservation Service. (Available at http://microbialid.com/PDF/ Technical_Note_USDA_NRCS_Soil_Health_450 -03.pdf).

Taati, S., Matini Zadeh, M., Sagheb-Talebi, Kh., Rahmani, R. and Habashi, H. (2016). The role of canopy gap size and light intensity on soil phosphatase activity in Beech stand (Case study: Langa-Kladresht control plot). *Iranian Journal of Plant Research*, 29 (5): 532-539. (In Farsi)

Teimori, M., Khoshnevis, M., Matini Zadeh, M. and Rahmani, A. (2015). Study and comparison of the population of effective bacteria in the nitrogen cycle in degraded and protected forest areas of Beech in the Caspian region. *Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology)*, 28 (3): 499-509. (In Farsi)

Tian, J., He, N., Kong, W., Deng, Y., Feng, K., Green, S. M., Wang, X., Zhou, J., Kuzyakov, Y. and Yu, G. (2018). Deforestation decreases spatial turnover and alters the network interactions in soil bacterial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 123 (6): 80–86.

Walkley, A. and Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63(5): 251-263.

Wang, B., Xue, S., Liu, G.B., Zhang, G.H., Li, G. and Ren, Z. P. (2012). Changes in soil nutrient and enzyme activities under different vegetations in the Loess Plateau area, Northwest China. *Catena*, 92 (2): 186-195.

Wang, Q. K. and Wang, S. L. (2007). Soil organic matter under different forest types in Southern China. *Geoderma*, 142 (3): 349-356.

Watmough, S. A. and Meadows, M. J. (2014). Do earthworms have a greater influence on nitrogen dynamics than atmospheric nitrogen deposition? *Ecosystems*, 17 (4): 1257-1270.

Wertebach, T.M., Hölzel, N., Kämpf, I., Yurtaev, A., Tupitsin, S., Kiehl, K., Kamp, J. and Kleinebecker, T. (2017). Soil carbon sequestration due to post-Soviet cropland abandonment: estimates from a large-scale soil organic carbon field inventory. *Global Change Biology*, 23 (4): 3729-3741.

Wollum, A. G. (1982). Cultural methods for soil microorganisms, P. 781-801. In: A.L. Page (ed.), Methods of soil Analysis, Part 2. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Soc. Am. Madison, WI.

Zancan, S., Trevisan, R. and Paoletti, M. G. (2006). Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112 (6): 1–12.

Zeng, D. H., Hu, Y. L., Chang, S. X. and Fan, Z. P. (2009). Land cover change effects on soil chemical and biological properties after planting Mongolian pine (*Pinus sylvestris* var. mongolica) in sandy lands in Keerqin, northeastern China. *Plant and Soil*, 317 (7): 121-133.

Zeng, L., Liu-Yi, X., Jun-Hui, Z. and Qian-Feng, G. (2020). Effect of the characteristics of surface cracks on the transient saturated zones in colluvial soil slopes during rainfall. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 79 (3): 699-709.