مجلهٔ جنگل ایران، انجمن جنگلبانی ایران
سال شانزدهم، شمارهٔ ۴، زمستان ۱۴۰۳
ص ۴۷۰-۴۵۳
مقاله پژوهشی

شناسه دیجیتال (DOI): 10.22034/ijf.2024.434950.1965

CC BY 4.0

تأثیر جنگلکاری بر تنوع گونه‌های گیاهی، ترسیب کربن و پایداری خاکدانه‌ها (مطالعهٔ موردی: منطقهٔ برآسمان ایلام)

محسن آزادی‌پور[۱]، زهرا میرآزادی[۲*]، بابک پیله‌ور[۳] و حمزه جعفری سرابی[۴]

[۱]کارشناس ارشد علوم زیستی جنگل، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
[۲]استادیار، گروه جنگلداری، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
[۳]استاد، گروه جنگلداری، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.
[۴]دکتری جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه لرستان، خرم‌آباد، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱۰/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۵/۱۰)

چکیده

مقدمه: جنگلکاری از متداول‌ترین روش‌ها برای جلوگیری از تخریب خاک و حفاظت از تمامیت اکولوژیکی در اکوسیستم‌های تخریب‌یافته است. گونه‌های درختی تأثیرات متفاوتی بر در دسترس بودن عناصر غذایی، ترکیب بیوشیمیایی مواد آلی ورودی به خاک و خاکدانه‌های خاک دارند. بر این اساس، تحقیق حاضر به تأثیر جنگلکاری‌های خالص و آمیختهٔ ۲۸ ساله بر کمیت و کیفیت پوشش گیاهی، نوع خاکدانه‌ها، برخی متغیرهای خاک و ترسیب کربن در منطقهٔ برآسمان شهر ایلام می‌پردازد.

مواد و روش‌ها: بدین منظور آزمایش در قالب آزمایش اسپلیت پلات برپایهٔ طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام گرفت. تیپ‌های جنگلکاری شامل بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.)، بادام بی‌برگ (*Amygdalus arabica* Olivier)، بادام زاگرسی (*Amygdalus haussknechtii* Bornm.)، جنگلکاری آمیخته و منطقهٔ شاهد بودند. به‌منظور ثبت ویژگی‌های کیفی درختان از قطعات نمونهٔ ۳۰×۲۰ متری و برای برداشت اشکوب علفی در هر قطعه نمونه از چهار قطعه نمونهٔ ۱ متر مربعی استفاده شد. همچنین برای اندازه‌گیری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک از دو عمق، ۵-۰ و ۱۵-۵ سانتی‌متری نمونه‌برداری انجام گرفت. تنوع، غنا و یکنواختی گونه‌ای با استفاده از شاخص‌های سیمپسون، شانون وینر، فیشر-آلفا، برگر-پارکر، مارگالف و منهنیک اندازه‌گیری شد. سپس نسبت طبقهٔ خاکدانه‌ها، میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها، بُعد فراکتال و ترسیب کربن اندازه‌گیری و با استفاده از تجزیهٔ واریانس مقایسه شد. مقایسه‌های چندگانهٔ میانگین‌ها بین تیپ‌های جنگلکاری نیز با آزمون LSD انجام گرفت.

یافته‌ها: براساس نتایج بیشترین مقدار شادابی و شاخص‌های غنای مارگالف، منهنیک و تنوع فیشر و همچنین کمترین درصد خشکیدگی در تیپ بلوط ایرانی مشاهده شد و در بین تیپ‌های بررسی‌شده از نظر صفات ذکرشده اختلاف معنی‌داری وجود داشت (sig<۰/۰۵). همچنین اثرهای عامل تیپ جنگلکاری بر مقدار کربن آلی، نیتروژن و فسفر خاک و عامل عمق خاک بر مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، درصد اشباع و پتاسیم خاک معنی‌دار بود. بیشترین اندازهٔ خاکدانه‌های ۰/۲۵-۲، ۲۵/۰۵۳-۰/۰ و کمتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر در تیپ بادام زاگرسی و کمترین مقادیر در منطقهٔ شاهد مشاهده شد. همچنین تیپ‌های بادام زاگرسی و جنگلکاری آمیخته بیشترین مقادیر میانگین وزنی، هندسی و ترسیب کربن خاک و کمترین بعد فراکتال را دارا بودند.

نتیجه‌گیری: به‌طور کلی می‌توان بیان داشت که گونهٔ بلوط ایرانی از نظر شادابی، خشکیدگی و تأثیر بر تنوع پوشش گیاهی رویشگاه سازگارتر از دیگر گونه‌ها بوده است. با وجود این، تیپ بادام زاگرسی و آمیخته نیز موجب زیاد بودن میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها نسبت به تیپ‌های دیگر شده است. این امر می‌تواند با اندازهٔ خاکدانه‌ها و مقدار کربن آلی بیشتر در این تیپ‌ها مرتبط باشد. این نتایج نشان‌دهندهٔ تأثیرات مثبت و ارزشمند جنگلکاری با گونهٔ بلوط ایرانی بر پوشش علفی منطقه و بادام زاگرسی بر مقدار کربن آلی و اندازهٔ خاکدانه‌های خاک است که ممکن است مؤید تأثیر بسزای این گونه در پایداری خاکدانه‌ها و بهبود ساختمان خاک باشد. در نهایت براساس نتایج پژوهش حاضر، جنگلکاری با گونه‌های بادام زاگرسی و بلوط ایرانی به‌صورت خالص و آمیخته توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: پوشش گیاهی، جنگلکاری، لاشبرگ، میانگین وزنی قطر خاکدانه، میانگین هندسی قطر خاکدانه.

*نویسندهٔ مسئول شمارهٔ تماس: ۰۹۱۶۹۷۹۹۲۹۸ ایمیل: Mirazadi.z@lu.ac.ir

مقدمه

جنگلکاری روشی در دسترس و مقرون به صرفه برای کاهش تغییرات اقلیمی (Doelman et al., 2020; Osabohien et al., 2019) و از اقدامات مؤثر برای جلوگیری از بیابان‌زایی، حفاظت از خاک، تهیهٔ چوب، افزایش ذخیرهٔ کربن خاک و زی‌توده و احیا و بازسازی عرصه‌های طبیعی است (Lozano et al., 2014). جنگلکاری‌ها همچنین می‌توانند زیستگاه‌های ارزشمندی برای بعضی از گونه‌های در معرض تهدید یا در خطر انقراض فراهم کنند و از طریق سازوکارهای مختلف در حفاظت از تنوع زیستی مشارکت داشته باشند (Brockerhoff et al., 2008). جنگلکاری به‌صورت خالص و تک‌کشتی، با وجود مزایا و فواید ممکن است در درازمدت موجب کاهش تنوع زیستی، پایداری اکولوژیکی و حاصلخیزی خاک شود (Mc Evan et al., 2020)، درحالی که جنگلکاری به‌صورت آمیخته می‌تواند موجب افزایش رشد درختان، تنوع زیستی و تولید جنگل، ارتقای چرخهٔ عناصر غذایی، افزایش حاصلخیزی خاک، افزایش سازگاری در برابر تغییرات اقلیمی و در نهایت افزایش پایداری اکوسیستم شود (Vinicius Cianciaro et al., 2021). تنوع زیستی پوشش گیاهی به‌عنوان یکی از خصوصیات مهم جوامع گیاهی، به مفهوم آمیختگی و ترکیب گونه‌ای است که همواره شاخصی برای مقایسهٔ وضعیت بوم‌شناختی اکوسیستم‌های جنگل بوده است. به‌طوری که هر چه توزیع گونه‌ها یکنواخت‌تر باشد، پایداری و ثبات و در نتیجه تنوع زیستی بیشتر خواهد بود (Esmailzadeh et al., 2012). اندازه‌گیری تنوع و غنای گونه‌ای ابزار مستقیمی برای مقایسهٔ رویشگاه‌ها در طول زمان است، ولی این پارامترها برای بیان کیفیت ترکیب گیاهی و ارزیابی تمامیت رویشگاه‌ها کافی نیستند (Botta-Duka, 2005). در این زمینه یکی از مولفه‌هایی که امروزه به‌منظور بررسی کیفیت پوشش گیاهی ایجاد شده، ضریب محافظه‌کاری[1] گونه‌های گیاهی است (Mirazadi et al., 2017). در صورت استفاده از این ضریب همراه با شاخص‌های تنوع گونه‌ای می‌توان اطلاعات جامع‌تری از کیفیت پوشش گیاهی در کنار شاخص‌های تنوع گیاهی ارائه داد. خاک به‌عنوان بزرگ‌ترین مخزن کربن در خشکی بیشترین مقدار این عنصر را نسبت به اتمسفر و زی‌تودهٔ گیاهی در خود جای داده است (Lehmann & Kleber, 2015)، به‌طوری که در حدود نیمی از کربن خشکی در خاک جنگل‌ها ذخیره شده است (Canadell et al., 2007). جنگل‌ها موجب ذخیرهٔ کربن آلی خاک می‌شوند و این موضوع در نتیجهٔ قابلیت سیستم خاک و گیاه برای نگهداشت کربن است (Puladi et al., 2013). ترسیب کربن از طریق ذخیرهٔ طولانی‌مدت دی‌اکسید کربن اتمسفر در مادهٔ آلی خاک، تصاعد دی‌اکسید کربن اتمسفر را جبران و به حاصلخیزی خاک کمک می‌کند (Follett & Reed, 2010). در این زمینه مشخصه‌های کیفی لاشبرگ، به‌عنوان منبع اصلی فرایندهای مرتبط با خاک به‌ویژه چرخهٔ کربن در تیپ‌های مختلف درختی دارای اهمیت است (Zheng et al., 2017). ساختمان خاک نیز از مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکی پویای خاک است که در درازمدت تحت تأثیر دیگر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، عوامل اکولوژیکی و مداخلات انسانی قرار می‌گیرد (Rabot et al., 2018). خاکدانه‌ها به‌عنوان واحد اصلی ساختمان خاک، ذرات ثانویه‌ای هستند که در اثر ترکیب ذرات اولیهٔ رس، سیلت و شن به‌همراه مادهٔ آلی و عوامل سیمانی ایجاد می‌شوند (Bronick & Lal, 2005). پایداری این خاکدانه‌ها اطلاعات مهمی از عملکرد و کیفیت خاک را نشان می‌دهد (Wu et al., 2017). بر این اساس توزیع اندازهٔ خاکدانه‌ها، بعد فراکتال[2] (D)، میانگین وزنی[3]

1. Conservatism Coeficient
2. Fractal dimension
3. Mean Weight Diameter

(MWD) و میانگین هندسی قطر خاکدانه[1] (GMD) از روش‌های توصیف کمّی ساختمان خاکدانه‌های خاک هستند که در تعیین پایداری خاک زیادی دارند. فرایند تشکیل و پایداری خاکدانه‌ها تحت تأثیر درصد مادهٔ آلی، نوع و درصد رس، مقدار کاتیون‌های قابل جذب (کلسیم و سدیم)، مقدار اکسید آهن موجود در خاک (Qin et al., 2013)، تقابل عوامل محیطی، مدیریت خاک، اثر پوشش گیاهی، فعالیت‌های زیستی و رطوبت در دسترس قرار می‌گیرد (Zhang et al., 2010). توزیع اندازهٔ خاکدانه‌ها بر اثرهای زیست‌محیطی، فرسایش، درجهٔ حرارت، تخلخل، برآورد ویژگی‌های هیدرولیکی همچنین رشد و عملکرد گیاه اثر بسزایی دارد (Diaz - Zorita et al., 2002). بعد فراکتال نیز سنجش ترکیبی از بی‌نظمی و خردشوندگی خاکدانه‌ها را ارائه می‌دهد (Gregory et al., 2012). به‌طوری که با افزایش بُعد فراکتالی، پایداری خاکدانه‌ها کاهش و ناپایداری آنها افزایش می‌یابد. از طرفی افزایش میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها با کاهش تکه‌تکه شدن، سبب بهبود ساختمان خاک و به‌تبع آن افزایش پایداری می‌شود (Chenu et al., 2000; Liu et al., 2013). براساس پژوهش‌ها، اندازهٔ خاکدانه‌ها در ترسیب کربن آلی خاک نیز بسیار مؤثرند، به‌طوری که خاکدانه‌های بزرگ‌تر، کربن آلی بیشتری از خاکدانه‌های کوچک‌تر دارند (Six et al., 2000; Lal, 2005).

به‌طور کلی بررسی کمی و کیفی جنگلکاری‌های خالص و آمیخته و ارزیابی اثرهای آنها بر وضعیت پوشش گیاهی، تنوع زیستی و ویژگی‌های خاک می‌تواند در ایجاد و توسعهٔ جنگل‌هایی با کمیت و کیفیت بهتر در آینده اثر مهمی داشته و در تشخیص احتمالی کاهش مواد مغذی خاک و لزوم اقدامات مدیریتی راهگشا باشد. بنابراین با توجه به مطالب بیان‌شده، پژوهش پیش رو با هدف شناخت تأثیر جنگلکاری خالص و آمیخته با گونه‌های بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.)، بادام بی‌برگ یا وامچک (*Amygdalus arabica* Olivier) و بادام زاگرسی یا ارجنک (*Amygdalus haussknechtii* Bornm.) بر کمیت و کیفیت پوشش گیاهی، متغیرهای فیزیکی-شیمیایی خاک، نوع خاکدانه‌ها و مقادیر ترسیب کربن خاک در جنگلکاری‌های منطقهٔ برآسمان از توابع شهرستان ایلام انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ پژوهش

منطقهٔ برآسمان با ۷۰ هکتار مساحت در زیرحوضهٔ گدارخوش بین '۴۴ °۴۶ تا '۴۳ °۴۶ طول شرقی و '۱۴ °۳۳ تا '۱۳ °۳۳ عرض شمالی در ۵ کیلومتری جنوب شهر ایلام واقع شده است. این منطقه با استفاده از گونه‌های پهن‌برگ بلوط ایرانی (*Quercus brantii* Lindl.)، بادام بی‌برگ یا وامچک (*Amygdalus arabica* Olivier) و بادام زاگرسی یا ارجنک (*Amygdalus haussknechtii* Bornm.) به‌صورت خالص و آمیخته با مساحت‌های مختلف ۱۰ تا ۱۵ هکتار در سال ۱۳۷۴ توسط ادارهٔ منابع طبیعی استان ایلام به روش بذرکاری جنگلکاری شده است. جهت عمومی منطقه شمالی با شیب متوسط ۳۰ درصد است. منطقه در ارتفاع ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ متر از سطح دریا قرار گرفته است. آب‌وهوای منطقه نیمه‌خشک تا معتدل خشک و نیمه‌بیابانی با تابستان‌های گرم و خشک و زمستان‌های سرد، میانگین دمای متوسط سالیانه ۲۳/۵ درجهٔ سانتی‌گراد و متوسط بارندگی سالیانهٔ ۵۸۹/۱ میلی‌متر است.

شیوهٔ اجرای پژوهش

به‌منظور انجام این پژوهش، پس از تعیین مناطق موردبررسی با استفاده از یک آزمایش اسپلیت‌پلات بر پایهٔ طرح کاملاً تصادفی نمونه‌برداری انجام شد. عامل‌های بررسی‌شده شامل تیپ جنگلکاری در پنج سطح (بلوط ایرانی خالص، بادام بی‌برگ خالص، بادام زاگرسی خالص، تیپ آمیخته (بلوط ایرانی، بادام

1. Geometric Mean Diameter

بی‌برگ، بادام زاگرسی) و منطقهٔ شاهد) و عمق خاک (در دو سطح ۵-۰ و ۱۵-۵ سانتی‌متر) هستند. آماربرداری گونه‌های درختی با استفاده از قطعات نمونهٔ مستطیلی (۳۰×۲۰ متری) به‌صورت تصادفی برای هر تیپ جنگلکاری انجام گرفت (Chen et al., 2017). در هر قطعه نمونه ویژگی‌های درختان شامل ارتفاع کل، ارتفاع تاج، قطر برابرسینه، ابعاد تاج پوشش، وضعیت شادابی و خشکیدگی درختان اندازه‌گیری شد. وضعیت شادابی درختان براساس تجارب و مشاهدات متعدد به روش کیفی و با توجه به آثار سرخشکیدگی و پژمردگی در تاج درخت که سبب ضعف فیزیولوژیک درخت می‌شود، در پنج درجهٔ طبقات خیلی خوب، خوب، متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف بررسی شد. وضعیت خشکیدگی نیز براساس طبقهٔ سالم، کمتر از ۲۵ درصد خشکیدگی، بین ۲۶ تا ۵۰ درصد خشکیدگی، بین ۵۱ تا ۷۵ درصد خشکیدگی و خشکیدگی بیشتر از ۷۵ درصد اندازه‌گیری شد (Kabrick et al., 2008). برای برداشت اشکوب علفی در زمان اوج حضور گونه‌های گیاهی (اردیبهشت و خرداد ۱۴۰۰)، هر قطعه نمونه با استقرار تصادفی چهار ریزقطعه نمونهٔ ۱ متر مربعی (۱×۱ متر) و روش جست‌وجو در کل سطح قطعات نمونه، لیست فلورستیک گونه‌های گیاهی کف شناسایی شد (Stohlgren, 2007). در سطح ریزقطعات نمونهٔ ۱ متر مربعی، افزون‌بر غنای گونه‌ای از درصد حضور گونه‌های گیاهی به‌عنوان معیاری از وفور برای ارزیابی شاخص‌های غنا و تنوع گیاهی استفاده شد. برای تعیین شکل زیستی گونه‌های علفی از رده‌بندی رانکایر استفاده شد. مقادیر تنوع گونه‌ای با استفاده از شاخص‌های سیمپسون، شانون وینر، فیشر-آلفا و برگر-پارکر، غنای گونه‌ای با استفاده از شاخص‌های مارگالف و منهنیک و یکنواختی براساس شاخص سیمپسون اندازه‌گیری شد. مقادیر ضریب محافظه‌کاری نیز برای هر یک از گونه‌های گیاهی تعیین شد (Mirazadi et al., 2017; Jafari Sarabi et al., 2021). این ضریب با توجه به مقدار حساسیت گونه‌های گیاهی در برابر آشفتگی‌ها و به‌عبارتی مقدار پایبندی آنها به شرایط اکولوژیکی رویشگاه تعیین شده است.

پس از تعیین ضریب محافظه‌کاری گونه‌ها میانگین ضریب محافظه‌کاری و شاخص کیفیت فلورستیک برای هر تیپ با استفاده از رابطه ۱ محاسبه شد.

رابطهٔ ۱ $$Mean\ CC = \Sigma CC / N$$

CC ضریب محافظه‌کاری تعیین‌شده برای هر گونهٔ گیاهی شناسایی‌شده در منطقه و N تعداد گونه‌های بومی موجود در هر تیپ است.

سپس به‌منظور برداشت نمونه‌های خاک، در سطح هر قطعه نمونه از چهار گوشه و مرکز دو نمونهٔ ترکیبی خاک از عمق‌های ۵-۰ و ۱۵-۵ سانتی‌متری برداشت شد (Chen et al., 2017). نمونه‌های خاک پس از خشک شدن در هوای آزاد برای اندازه‌گیری خاکدانه‌های خاک (Six et al., 1998; Wang et al., 2016) و دیگر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک به آزمایشگاه منتقل شدند. چهار طبقهٔ خاکدانه شامل خاکدانه با اندازهٔ بزرگ‌تر از ۲ میلی‌متر، ۲-۰/۲۵ میلی‌متر، ۰/۲۵ - ۰/۰۵۳ میلی‌متر و کمتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر است که اندازه‌گیری و جداسازی آنها با استفاده از روش Six et al., 1998 با استفاده از سه الک و در شرایط مرطوب انجام گرفت.

مقدار ترسیب کربن خاک در واحد سطح (تن در هکتار) برای هر عمق خاک پس از تعیین وزن مخصوص ظاهری به روش کلوخه براساس رابطهٔ ۲ انجام گرفت (Penman et al., 2003):

رابطهٔ ۲ $$SOC = [SOC] \times Bulk\ Density \times Depth \times Coarse\ Fragments \times 10$$

در این رابطه، SOC مقدار ترسیب کربن آلی خاک ($Mg\ C\ ha^{-1}$)، [SOC] غلظت کربن آلی خاک در حجم خاک برداشت‌شده برحسب (g C (kg soil)-1)، Bulk Density وزن مخصوص ظاهری خاک (Mg m-3)، Depth عمق نمونه‌برداری (m)، ۱۰ ضریب تبدیل

واحد به Mg C ha-1 و Coarse Fragments ناخالصی و قطعات بزرگ ((۱۰۰/درصد حجم قطعات بزرگ)-۱) است.

میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (MWD)، میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها (GMD) و بعد فراکتال (D) براساس روابط ۳،۴ و ۵ محاسبه شد.

رابطهٔ ۳ $$MWD = \sum_{i=1}^{n} d_i^- w_i$$

رابطهٔ ۴ $$GMD = exp\left[\frac{\sum_{i=1}^{n} w_i \ln d_i^-}{\sum_{i=1}^{n} w_i}\right]$$

رابطهٔ ۵ $$D = 3 - \frac{\lg\left(w\left(\delta < d_i^-\right)/w_0\right)}{\lg\left(d_i^-/d_{max}^-\right)}$$

در این روابط MWD میانگین وزنی قطر و GMD میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها به میکرومتر است. d_i نشان‌دهندهٔ مقدار متوسط قطر ذرات خاک باقی‌مانده روی هر الک بین اندازه‌های d_i و d_{i+1} (i=1, 2, ...) و w_i نشان‌دهندهٔ تقسیم d_i در مجموع جرم هر اندازه از ذرات خاک است. همچنین D مقدار بعد فراکتال، σ اندازهٔ محیط، d_i^-: بیانگر متوسط مقدار ذرات خاک که بین d_i تا d_{i+1} قرار دارد (i= 1, 2, …)، $W(\sigma<d_i)$ جرم تجمعی ذرات با اندازهٔ $\sigma<d_i^-$ و W_0 جرم کل هر اندازه از ذرات خاک است.

روش تحلیل

پس از اتمام عملیات میدانی، به‌منظور تجزیه‌وتحلیل و مقایسهٔ داده‌ها، ابتدا نرمالیتهٔ داده‌ها با کمک آزمون کولموگروف اسمیرنوف و همگنی واریانس با آزمون لون بررسی شد و شاخص‌های تنوع گیاهی با نرم‌افزار PAST محاسبه شدند. بررسی مقایسه‌های متغیرهای رویشی و شاخص‌های تنوع در تیپ‌های جنگلکاری‌شده نیز با آنالیز واریانس یکطرفه، به‌کمک نرم‌افزار SPSS 22 و مقایسهٔ متغیرهای فیزیکی و شیمیایی خاک، ترسیب کربن و ویژگی‌های خاکدانه‌ها بین تیپ‌های جنگلکاری و عمق خاک با استفاده از تجزیهٔ واریانس در محیط نرم‌افزار ver 9.4 SAS انجام گرفت. مقایسه‌های چندگانهٔ میانگین‌ها با آزمون LSD بررسی شد.

نتایج

براساس نتایج، ۹۲ گونهٔ گیاهی از ۷۷ جنس و ۹ خانواده در مناطق تحت بررسی برداشت شد. در تیپ بادام بی‌برگ بیشترین فراوانی (۶۰ گونهٔ علفی) و در تیپ بادام زاگرسی ۳۳ گونهٔ علفی به ثبت رسید. طبقه‌بندی شکل زیستی گیاهان نشان داد که تروفیت‌ها با ۴۹ گونه (۵۳/۲۶ درصد) بزرگ‌ترین‌اند و پس از آنها به‌ترتیب همی‌کریپتوفیت‌ها با ۲۳ گونه (۲۵ درصد)، فانروفیت‌ها با ۱۰ گونه (۱۰/۸۷ درصد)، کریپتوفیت‌ها با ۷ گونه (۷/۶ درصد) و کامفیت‌ها با ۳ گونه (۳/۲۶ درصد) در کل منطقه حضور دارند. پس از تعیین ضرایب محافظه‌کاری گونه‌های گیاهی مشخص شد که در کل تیپ‌های تحت بررسی طبقهٔ اول بیشترین تعداد گونه‌های گیاهی (۶۰ گونه) و طبقهٔ چهارم با تنها یک گونه کمترین تعداد را دارد. در ضمن بیشترین میانگین ضریب محافظه‌کاری مربوط به تیپ بلوط ایرانی ۴/۱۱ و کمترین میانگین مربوط به تیپ بادام بی‌برگ ۳/۲۳ است.

طبق نتایج بین تیپ‌های تحت بررسی از نظر متغیرهای شادابی و خشکیدگی اختلاف معنی‌داری مشاهده شد؛ به‌طوری که بیشترین شادابی و کمترین مقدار خشکیدگی در تیپ جنگلکاری‌شدهٔ بلوط ایرانی دیده شد (جدول ۱).

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده مقدار شاخص‌های غنای مارگالف، غنای منهنیک و شاخص تنوع فیشر-آلفا اختلاف معنی‌داری در بین تیپ‌های جنگلکاری شده داشت، به‌طوری که مقادیر فوق در تیپ خالص بلوط ایرانی بیشتر از دیگر تیپ‌های جنگلکاری‌شده بود (جدول ۲).

جدول ۱- مقایسهٔ میانگین شادابی و خشکیدگی در تیپ‌های مختلف جنگلکاری

Table1. The comparison of mean viability and decline in different afforestation types

	تیپ جنگلکاری Afforestation type				
	بلوط ایرانی *Quercus brantii*	بادام زاگرسی *Amygdalus haussknechtii*	بادام بی‌برگ *Amygdalus arabica*	آمیخته mixed	آمارهٔ F F test
شادابی (-) Viability (-)	4.2a	3.24c	3.62b	3.29c	42.16**
خشکیدگی (درصد) Decline (Percent)	7.74c	14.08a	11.27b	14.41a	12.45**

**معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد؛ حروف مشابه نشان‌دهندهٔ نبود اختلاف معنی‌دار است.

** Significant at 99% level, same letters indicate no significant difference.

جدول ۲- نتایج مقایسهٔ میانگین شاخص‌های تنوع در تیپ‌های مختلف و منطقهٔ شاهد

Table 2. The results of the comparison of the mean indices of diversity in different types and control area

	بلوط ایرانی *Q. brantii*	بادام زاگرسی *A.haussknechtii*	بادام بی‌برگ *A. arabica*	آمیخته mixed	شاهد control	آمارهٔ F F
Dominance	0.318 ± 0.02	0.398 ± 0.03	0.42 ± 0.04	0.392 ± 0.04	0.354 ± 0.03	1.26ns
Shannon	1.294 ± 0.06	1.099 ± 0.08	1.04 ± 0.1	1.141 ± 0.09	1.31 ± 0.06	2.00ns
Simpson	0.681 ± 0.02	0.601 ± 0.03	0.579 ± 0.04	0.607 ± 0.04	0.645 ± 0.03	1.26ns
Evenness	0.808 ± 0.03	0.762 ± 0.03	0.813 ± 0.04	0.756 ±0.04	0.679 ± 0.03	2.05ns
Menhinick	0.521 ± 0.04ab	0.455 ± 0.03b	0.436 ± 0.04b	0.475 ± 0.03b	0.625 ±0.04a	3.27*
Margalef	0.842 ± 0.08ab	0.705 ± 0.07b	0.631 ± 0.07b	0.794 ± 0.06b	1.04 ± 0.08a	4.13**
Fisher alpha	1.105 ± 0.11ab	0.924 ± 0.09b	0.842 ± 0.09b	0.967 ± 0.08b	1.38 ± 0.11a	4.14**
Berger-parker	0.429 ± 0.02	0.522 ± 0.03	0.545 ± 0.05	0.512 ± 0.05	0.513 ± 0.03	1.09ns

**معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۹ درصد؛ * معنی‌دار در سطح اطمینان ۹۵ درصد؛ ns بدون اختلاف معنی‌دار، حروف مشابه نشان‌دهندهٔ نبود اختلاف معنی‌دار است.

** Significant at 99% level, * Significant at 95% level and ns No significant difference. Same letters indicate no significant difference.

نتایج تجزیه‌وتحلیل آماری مربوط به تجزیهٔ واریانس متغیرهای مختلف خاک نشان داد که اثرهای اصلی عامل تیپ جنگلکاری بر مقدار کربن، نیتروژن و فسفر و همچنین اثرهای اصلی عامل عمق خاک بر مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، درصد اشباع و پتاسیم خاک معنی‌دار بود. اثرهای همزمان دو عامل نیز فقط بر مقدار نیتروژن خاک تأثیر معنی‌داری داشت (جدول ۳).

نتایج مقایسهٔ متغیرهای خاکی مختلف نشان داد که مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، درصد رطوبت اشباع و وزن مخصوص ظاهری خاک در عمق‌های مختلف خاک تیپ‌ها فاقد اختلاف معنی‌دار بود. همچنین بیشترین مقدار کربن و نیتروژن در خاک تیپ‌های آمیخته، بادام زاگرس و منطقهٔ شاهد و کمترین مقدار کربن و نیتروژن در خاک تیپ بلوط مشاهده شد. مقدار فسفر نیز در خاک تیپ جنگلکاری‌شدهٔ بادام زاگرس بیشتر از تیپ‌های دیگر بود. از طرفی همهٔ متغیرهای خاکی فاقد اختلاف معنی‌دار در عمق دوم در بین تیپ‌ها بودند (جدول ۴).

جدول ۳- تجزیهٔ واریانس (میانگین مربعات) متغیرهای خاک تحت تأثیر تیپ‌های مختلف جنگلکاری و دو عمق خاک

Table 3. Analysis of variance (mean of squares) of soil variables in different afforestation types and two soil depths

منابع تغییر Source of variance	درجهٔ آزادی df	متغیرهای خاکی: اسیدیته pH(-)	هدایت الکتریکی (ds/m2) E.C	کربن آلی O.C (%)	رطوبت اشباع SP (%)	نیتروژن N (%)	پتاسیم K (mg.kg-1)	فسفر P ($mg.kg^{-1}$)	وزن مخصوص ظاهری Bd (gr/cm3)
تیپ (T) Type(T)	4	0.027^{ns}	0.004^{ns}	0.78^{*}	21.28^{ns}	0.029^{*}	85.49^{ns}	21.48^{**}	0.061^{ns}
خطا (a) Error(a)	10	0.02	0.003	0.22	10.31	0.018	50.48	2.804	0.036
عمق (D) Depth(D)	1	0.53^{**}	0.054^{**}	0.16^{ns}	188.12^{**}	0.004^{ns}	434.84^{**}	0.22^{ns}	0.029^{ns}
تیپ*عمق T*D	4	0.012^{ns}	0.002^{ns}	0.222^{ns}	28.81^{ns}	0.005^{*}	87.54^{ns}	1.23^{ns}	0.046^{ns}
خطا (B) Error(B)	10	0.22	0.002	0.278	35.67	0.001	26.95	4.91	0.033

جدول ۴- مقایسهٔ میانگین ± اشتباه معیار متغیرهای مختلف خاکی در ارتباط با تیپ‌های جنگلکاری و عمق‌های مختلف خاک

Table 4. Comparison of mean ± standard error of different soil variables in relation to afforestation types and different soil depths

متغیر خاکی Soil variable	عمق خاک (سانتی‌متر) soil depth (cm)	بلوط ایرانی *Quercus brantii*	بادام بی‌برگ *Amygdalus arabica*	آمیخته mixed	بادام زاگرسی *Amygdalus haussknechtii*	شاهد Control
اسیدیته (-) pH(-)	0-5	7.4 ± 0.11a	7.68 ± 0.08a	7.45 ± 0.07a	7.52 ± 0.1a	7.56 ± 0.17a
	5-15	7.72 ± 0.04a	7.82 ± 0.06a	7.83 ± 0.06a	7.8 ± 0.05a	7.77 ± 0.04a
	میانگین کل Total mean	7.56 ± 0.08a	7.75 ± 0.05a	7.64 ± 0.09a	7.66 ± 0.08a	7.67 ± 0.09a
هدایت الکتریکی (ds/m^2) E.C	0-5	0.21 ± 0.04a	0.15 ± 0.02a	0.26 ± 0.04a	0.19 ± 0.01a	0.27 ± 0.07a
	5-15	0.14 ± 0.02a	0.11 ± 0.00a	0.13 ± 0.01a	0.13 ± 0.01a	0.13 ± 0.00a
	میانگین کل Total mean	0.17 ± 0.02a	0.13 ± 0.02a	0.19 ± 0.03a	0.16 ± 0.01a	0.2 ± 0.04a
کربن (٪) O.C (%)	0-5	1.74 ± 0.15b	2.45 ± 0.07a	2.63 ± 0.22a	2.83 ± 0.19a	2.99 ± 0.28a
	5-15	2.01 ± 0.52a	2.2 ± 0.46a	2.75 ± 0.22a	2.67 ± 0.17a	2.26 ± 0.26a
	میانگین کل Total mean	1.88 ± 0.24b	2.33 ± 0.21ab	2.69 ± 0.14a	2.75 ± 0.12a	2.62 ± 0.23a
رطوبت اشباع (٪) SP (%)	0-5	58.81 ± 2.66a	54.31 ± 2.37a	63.56 ± 2.57a	59.00 ± 5.76a	57.03 ± 4.43a
	5-15	52.73 ± 1.74a	53.85 ± 0.97a	54.08 ± 2.14a	50.34 ± 2.88a	56.68 ± 0.74a
	میانگین کل Total mean	55.77 ± 1.96a	54.08 ± 1.15a	58.82 ± 2.59a	54.67 ± 3.47a	56.86 ± 1.19a
نیتروژن (٪) N (%)	0-5	0.18 ± 0.03c	0.24 ± 0.01bc	0.29 ± 0.02ab	0.28 ± 0.02ab	0.34 ± 0.03a
	5-15	0.23 ± 0.03a	0.23 ± 0.03a	0.28 ± 0.01a	0.26 ± 0.01a	0.22 ± 0.01a
	میانگین کل Total mean	0.2 ± 0.02b	0.23 ± 0.01ab	0.28 ± 0.01a	0.27 ± 0.01a	0.28 ± 0.03a
پتاسیم ($mg/.kg^{-1}$) K ($Mg.kg^{-1}$)	0-5	26.4 ± 4.27ab	23.26 ± 1.23b	± 5.78ab 28.53	37.28 ± 2.02a	38.68 ± 3.18a
	5-15	21.91 ± 3.07a	27.47 ± 2.66a	18.44 ± 1.78a	23.43 ± 4.8a	24.83 ± 4.32a
	میانگین کل Total mean	24.15 ± 2.56a	25.37 ± 1.61a	23.48 ± 3.52a	30.36 ± 3.87a	31.75 ± 3.91a
فسفر ($mg.kg^{-1}$) P ($mg.kg^{-1}$)	0-5	3.41 ± 1.04b	3.4 ± 1.59b	3.41 ± 1.04b	7.29 ± 0.82a	2.50 ± 0.22b
	5-15	3.64 ± 1.2a	4.6 ± 1.98a	1.82 ± 0.45b	6.60 ± 1.26a	2.05 ± 0.78b
	میانگین کل Total mean	3.53 ± 0.71b	4.00 ± 1.16b	2.39 ± 0.49b	6.94 ± 0.69a	2.27 ± 0.38b
وزن مخصوص ظاهری(g/cm^3) B. density (1) (gr/cm^3)	0-5	1.28 ± 0.08a	1.43 ± 0.03a	1.49 ± 0.03a	1.22 ± 0.22a	1.46 ± 0.14a
	5-15	1.58 ± 0.04a	1.49 ± 0.02a	1.57 ± 0.03a	1.30 ± 0.11a	1.27 ± 0.13a
	میانگین کل Total mean	1.43 ± 0.08a	1.46 ± 0.02a	1.53 ± 0.02a	1.26 ± 0.11a	1.36 ± 0.09a

در هر سطر حروف کوچک مشترک به‌معنای نبود اختلاف معنی‌دار است .

Different lower-case letters (i.e. a, b) in the rows mean significant difference (P<0.05) amongst forest types.

نتـایج تجزیـه‌وتحلیل آمـاری مربـوط بـه تجزیـهٔ واریانس خاکدانه‌ها در طبقات مختلـف نشـان داد کـه عامل تیپ جنگلکاری بر خاکدانه‌های با اندازهٔ ۰/۲۵-۲ میلی‌متر و ۰/۰۵۳-۰/۲۵ میلی‌متر و عامل عمق خاک بر خاکدانه‌های با اندازهٔ بیشـتر از ۲ و کمتـر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر اثرهای معنی‌داری داشتند. اثرهـای همزمـان دو عامل نیز فقط بـر خاکدانـه‌های بـا انـدازهٔ ۲-۰/۲۵ میلی‌متر معنی‌دار بود (جدول ۵).

طبق نتایج اختلاف معنی‌داری در مقـدار خاکدانـه تیپ‌های مختلـف در طبقـات بزرگ‌تـر از ۲ میلی‌متـر مشـاهده نشـد. در طبقـات خاکدانـه ۲-۰/۲۵، ۰/۲۵-۰/۰۵۳ و کمتـر از ۰/۰۵۳ میلی‌متـر بیشـترین مقـدار خاکدانه در خاک تیپ بادام زاگرس و کمتـرین مقـدار در خاک منطقهٔ شاهد مشاهده شد (جدول ۶).

جدول ۵- تجزیهٔ واریانس (میانگین مربعات) طبقات مختلف خاکدانه تحت تأثیر تیپ‌های جنگلکاری و دو عمق خاک

Table 5. Variance analysis (mean of squares) of different classes of soil aggregates in afforestation types and two soil depths

منابع تغییر Source of variance	درجهٔ آزادی df	بیشتر از ۲ میلی‌متر 2 mm<	۰/۲۵-۰/۲ میلی‌متر 0.25-0.2 mm	۰/۰۵۳ -۰/۲۵ میلی‌متر 0.053 - 0.25 mm	کمتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر 0.053 mm>
تیپ (T) Type(T)	4	20.36^{ns}	84.751^{**}	131.54^{**}	34.38^{ns}
خطا (a) Error(a)	10	11.12	36.78	54.61	12.41
عمق (D) Depth(D)	1	142.05^{*}	14.28^{ns}	60.24^{ns}	344.01^{**}
تیپ*عمق T*D	4	39.93	104.33^{**}	32.354^{ns}	25.41^{ns}
خطا (B) Error(B)	10	13.22	27.56	15. 78	49.87

جدول ۶- مقایسهٔ میانگین ± اشتباه معیار طبقات مختلف خاکدانه در ارتباط با تیپ‌های جنگلکاری و عمق‌های خاک

Table 6. Comparison of mean ± standard error of different classes of soil aggregates in relation to afforestation types and soil depths

Aggregate size	عمق خاک (سانتی‌متر) soil depth (cm)	بلوط ایرانی *Quercus brantii*	بادام زاگرس *Amygdalus haussknechtii*	بادام بی‌برگ *Amygdalus arabic*a	آمیخته mixed	شاهد Control
بیشتر از ۲ میلی‌متر 2 mm< aggregate	0-5	20.07 ± 2.57a	26.41 ± 2.33a	21.64 ± 2.01a	28.37 ± 5.03a	24.22 ± 1.18a
	5-15	23.02 ± 4.86a	21.49 ± 0.96a	19.6 ± 1.07a	19.6 ± 1.07a	18.15 ± 3.18a
	میانگین کل Total mean	21.54 ± 2.6a	23.95 ± 1.49a	20.62 ± 1.12a	23.99 ± 2.9a	21.19 ± 1.94a
۰/۲۵-۲ میلی‌متر 0.25-2	0-5	23.55 ± 1.79b	38.43 ± 1.6a	30.41 ± 2.42b	26.67 ± 3.96b	27.74 ± 2.16b
	5-15	31.34 ± 1.79ab	28.85 ± 3.27bc	35.56 ± 0.44a	32.06 ± 1.76bc	24.97 ± 1.02c
	میانگین کل Total mean	27.44 ± 1-88bc	33.64 ± 2.47a	32.98 ± 1.5ab	29.36 ± 2.25abc	26.35 ± 1.39c
۰/۰۵۳-۰/۲۵ میلی‌متر 0.053- 0.2 mm	0-5	23.65 ± 1.44a	21.46 ± 0.5a	16.19 ± 3.52ab	21.24 ± 3.7a	10.07 ± 0.98b
	5-15	41.76 ± 1.35bc	20.65 ± 1.51a	15.16 ± 1.75bc	17.91 ± 0.92ab	11.84 ± 0.9c
	میانگین کل Total mean	19.2 ± 1.91ab	21.05 ± 0.75a	15.67 ± 1.83b	19.57 ± 1.87ab	10.96 ± 0.7c
کمتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر 0.053 mm> aggregate	0-5	25.22 ± 0.71bc	30.94 ± 1.06a	29.25 ± 0.38ab	25.88 ± .2bc	22.95 ± 1.97c
	5-15	17.65 ± 2.28a	22.76 ± 2.96a	20.76 ± 1.71a	20.76 ± 0.85a	23.02 ± 2.87a
	میانگین کل Total mean	21.43 ± 1.81a	26.85 ± 2.12a	25 ± 1.66a	23.32 ± 1.46a	22.99 ± 1.61a

در هر سطر حروف کوچک مشترک به‌معنای نبود اختلاف معنی‌دار است

Different lower-case letters (i.e. a, b) in the rows mean significant difference (P<0.05) amongst forest types

نتایج تجزیه‌وتحلیل آماری مربوط به تجزیهٔ واریانس نشان داد که اثرهای اصلی تیپ جنگلکاری بر میانگین وزنی، میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها و بعد فراکتال خاک معنی‌دار بود. همچنین اثرهای اصلی عامل عمق خاک بر میانگین وزنی، میانگین هندسی، بعد فراکتال و مقدار ترسیب کربن خاک معنی‌دار بود (جدول ۷).

براساس نتایج بیشترین مقادیر میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌ها در خاک تیپ‌های آمیخته و بادام زاگرس و کمترین مقدار در خاک تیپ‌های بادام بی‌برگ و بلوط ایرانی و منطقهٔ شاهد مشاهده شد. برعکس نتایج نشان داد که کمترین مقدار بعد فراکتال خاکدانه‌ها در خاک تیپ‌های آمیخته و بادام زاگرس و بیشترین مقدار در خاک تیپ‌های بادام بی‌برگ، بلوط ایرانی و منطقهٔ شاهد مشاهده شد. از طرفی بیشترین مقدار ترسیب کربن عمق اول در خاک منطقهٔ شاهد و کمترین مقدار در خاک بلوط ایرانی دیده شد (جدول ۸).

جدول ۷- تجزیهٔ واریانس (میانگین مربعات) تغییرات مقادیر میانگین وزنی، میانگین هندسی، بعد فراکتال خاکدانه‌ها و ترسیب کربن تحت تأثیر تیپ‌های جنگلکاری و دو عمق خاک

Table 7. Variance analysis (mean of squares) of weighted mean, geometric mean, fractal dimension of soil aggregates, and carbon seqestration in afforestation types and two soil depths sampling

منابع تغییر Source of variance	درجهٔ آزادی df	میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (mm) MWD(mm)	میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها (mm) GMD(mm)	بعد فراکتال fractal dimension	ترسیب کربن ($Mg\ ha^{-1}$) carbon sequestration
تیپ (T) Type(T)	4	1.02^{**}	0.321^{*}	1.04^{**}	2569.10^{ns}
خطا (a) Error(a)	10	0.045	0.007	0.02	1530.1
عمق (D) Depth(D)	1	0.779^{**}	0.04^{ns}	0.171^{**}	68927.17^{**}
تیپ*عمق T*D	4	0.029^{ns}	0.002^{ns}	0.008^{**}	1053.23^{ns}
خطا (B) Error(B)	10	0.522	0.12	0.13	18176.41

جدول ۸- مقایسهٔ میانگین ± اشتباه معیار مقادیر میانگین وزنی، میانگین هندسی، بعد فراکتال خاکدانه‌ها و ترسیب کربن در ارتباط با تیپ‌های جنگلکاری و عمق‌های خاک

Table 8. Comparison of mean ± standard error of weighted mean, geometric mean, fractal dimension of soil aggregates, and carbon sequestration about afforestation types and soil depths

متغیر variable	عمق خاک (سانتی‌متر) soil depth (cm)	بلوط ایرانی *Q. brantii*	بادام زاگرس *A. haussknechtii*	بادام بی‌برگ *A. arabica*	آمیخته mixed	شاهد Control
میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها (mm) MWD(mm)	0-5	0.73 ± 0.16b	1.27 ± 0.1a	0.5 ± 0.13b	1.37 ± 0.11a	0.65 ± 0.07b
	5-15	0.35 ± 0.04b	1.02 ± 0.06a	0.38 ± 0.11b	0.95 ±0.05a	0.42 ± 0.04b
	میانگین کل Total mean	0.54 ± 0.1b	1.15 ± 0.07a	0.44 ± 0.08b	1.16 ± 0.09a	0.53 ± 0.05b
میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها (mm) GMD(mm)	0-5	0.58 ± 0.05b	0.98 ± 0.05a	0.5 ± 0.05b	0.84 ± 0.05a	0.52 ± 0.05b
	5-15	0.48 ± 0.02b	0.83 ± 0.06a	0.6 ± 0.03b	0.81 ± 0.03a	0.39 ± 0.02c
	میانگین کل Total mean	0.53 ± 0.03b	0.91 ± 0.04a	0.55 ± 0.03b	0.83 ± 0.02a	0.45 ± 0.3b
بعد فراکتال fractal dimension	0-5	2.8 ± 0.04a	2.38 ± 0.05b	2.57 ± 0.01b	2.29 ± 0.04b	2.78 ± 0.04a
	5-15	2.96 ± 0.08a	2.47 ± 0.05c	2.62 ± 0.02b	2.36 ± 0.03c	2.85 ± 0.03a
	میانگین کل Total mean	2.88 ± 0.04a	2.43 ± 0.03c	2.6 ± 0.01b	2.32 ± 0.03c	2.82 ± 0.02a
ترسیب کربن ($Mg\ C\ ha^{-1}$) Carbon sequestration	0-5	25.5 ± 1.36b	± 11.67ab	± 6.94ab	± 6.04ab	
	5-15	± 19.17a	51.68	41.49	56.84	68.61 ± 23.15a
	میانگین کل Total mean	116.83 ±22.15a	158.4 ± 41.3a ± 30.56a	± 19.33a 122.7 ± 20.35a	± 32.79a 191.61 ± 33.62a	133.8 ± 36.32a 101.2 ± 24.15a
		71.16	105.08	82.11	124.22	

در هر سطر حروف کوچک مشترک به‌معنای نبود اختلاف معنی‌دار است

Different lower-case letters (i.e. a, b) in the rows mean significant difference ($P<0.05$) amongst forest types

بحث

به‌طور کلی نتایج نشان داد که گونهٔ بلوط ایرانی از نظر دو مشخصهٔ کیفی شادابی و خشکیدگی نسبت به گونه‌های دیگر در وضعیت مطلوب‌تری قرار دارد. شاخص‌های کمی و کیفی تنوع گیاهی نیز در این تیپ مقادیری بیشتر از دیگر تیپ‌ها داشتند. در عین‌حال گونهٔ بادام زاگرسی و تیپ آمیخته نسبت به تیپ‌های دیگر از نظر تأثیر بر متغیرهای خاک موفق‌تر و سازگارتر بوده است. به‌طوری که جنگلکاری با این گونه‌ها مقدار ترسیب کربن خاک، میانگین هندسی، میانگین وزنی و قطر خاکدانه‌ها را افزایش و بعد فراکتال خاکدانه‌های خاک را کاهش داده است.

پاسخ گونه‌های مختلف و حتی افراد متعلق به یک گونه به فرایند رشد متفاوت است و برخی عوامل درونی و بیرونی می‌توانند بر رشد گونه‌های مختلف تأثیرگذار باشند. عوامل ژنتیکی از عوامل درونی، و فرایندهای فیزیولوژیکی و شرایط خاکی و اقلیم خرد از عوامل بیرونی مؤثر بر رشد گونه‌های مختلف‌اند (Anbarashan et al., 2020). طبقه‌بندی گیاهان براساس شکل زیستی نشان‌دهندهٔ حضور ۵۰ درصدی تروفیت‌ها است که احتمالاً به‌دلیل عواملی همچون کشاورزی، فشار ناشی از چرای بی‌رویهٔ دام، احداث جاده و مکان‌های تفرجگاهی است که سبب شده بسیاری از گونه‌های حساس به عوامل نامساعد محیطی نابود شوند و فرصت برای افزایش گیاهان یکساله و مهاجم ایجاد شود (Tabad et al., 2017). در این زمینه، حضور گونه‌های گیاهی با ضریب محافظه‌کاری کم (CC=1-3) نیز به‌دلیل تخریب‌های مختلفی است که در منطقه روی داده است، زیرا به‌علت تخریب‌های مختلف ناشی از آشفتگی‌های طبیعی و انسانی در این جنگل‌ها، اغلب گونه‌های گیاهی موجود در منطقه جزء گونه‌های با حساسیت کم بودند و در نتیجه ضریب محافظه‌کاری کمی داشتند. در پژوهش‌های دیگری در جنگل‌های زاگرس میانی نیز بیشترین تعداد گونه‌های گیاهی در طبقهٔ یک جای گرفتند (Veiskarami et al., 2018 ; Mirazadi et al., 2017). با توجه به نتایج به‌دست‌آمده، مقدار شاخص‌های تنوع فیشر-آلفا و شاخص غنایی مارگالف، منهنیک در تیپ بلوط ایرانی بیشتر از تیپ‌های دیگر بوده و دارای اختلاف معنی‌دار است. بنابراین با در نظر گرفتن این نتیجه و نتایج میانگین ضریب محافظه‌کاری می‌توان گفت که گونهٔ بلوط ایرانی از لحاظ کیفی وضعیت بهتری در منطقه داشته و به‌خوبی در منطقه مستقر شده و پوشش گیاهی کف جنگل از نظر کمی و کیفی شرایط مطلوب‌تری از دیگر تیپ‌های جنگلکاری داشته است. درحالی که جنگلکاری با گونهٔ بادام بی‌برگ و بادام زاگرس در کوتاه‌مدت از طریق فعل و انفعالات شیمیایی و ایجاد رقابت، تأثیر منفی بر غنای گونه‌ای منطقه داشته است. با وجود این، در بیشتر شاخص‌های تنوع، منطقهٔ شاهد نسبت به تیپ‌های جنگلکاری مقادیر بیشتری داشته است. در تأیید این نتیجه، پژوهش Eshaghi Rad et al. (2014) در منطقهٔ جنگلکاری‌شده با کاج سیاه در ارومیه نیز حاکی از بیشتر بودن شاخص‌های غنا و تنوع در منطقهٔ شاهد نسبت به منطقهٔ جنگلکاری بود.

براساس نتایج، با توجه به اینکه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و چرخهٔ عناصر غذایی به‌طور مستقیم تحت تأثیر مقدار و سرعت تجزیهٔ لاشبرگ‌ها قرار دارد (JafariSarabi et al., 2021) به‌علت جوان بودن جنگلکاری (سن کم جنگلکاری) و یکسان بودن گونه‌ها (همگی پهن‌برگ بومی هستند) اختلاف معنی‌داری بین مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، درصد رطوبت اشباع و وزن مخصوص ظاهری مشاهده نشد. به‌عبارتی به‌دلیل سن کم جنگلکاری (۲۸ سال)، فرصت کافی برای تغییر از طریق لاشه‌ریزی در برخی متغیرهای خاکی در داخل تیپ‌ها یا در عمق دوم خاک ایجاد نشده است، زیرا تأثیرات در افق فوقانی خاک خیلی بیشتر از افق‌های زیرین است (Augusto et al., 2002). به‌علت سرعت

متفاوت تجزیهٔ لاشبرگ گونه‌های مختلف مقدار کربن و نیتروژن در خاک تیپ‌های آمیخته و بادام زاگرس بیشتر از تیپ‌های دیگر بود، زیرا فرایند بازگشت عناصر غذایی در گونه‌های مختلف، متفاوت است (Hu et al., 2008) و به سرعت تجزیه، کیفیت لاشبرگ و شرایط محیطی بستگی دارد (Santonja et al., 2015; Yang et al. 2009). همچنین تولید، ترکیب و کیفیت لاشبرگ در جنگل آمیخته نسبت به جنگل خالص بیشتر است که این امر در بازگشت عناصر غذایی به خاک و تغییر در خصوصیات خاک تأثیرگذار است(Chen et al., 2010). در این زمینه Yu et al. (2018) نیز در تحقیق خود نشان دادند که جنگلکاری آمیختهٔ با گونه‌های مختلف پهن‌برگ می‌تواند موجب بهبود و ارتقای خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شود. همچنین به‌علت نسبت C/N، لیگنین، ترکیبات فنولی و دیگر عوامل بازدارنده در لاشبرگ گونهٔ بلوط سرعت تجزیهٔ لاشبرگ آن کمتر از دیگر گونه‌هاست (Jafari Sarabi et al., 2021)، در نتیجه بازگشت کربن آلی و نیتروژن از لاشبرگ گونه‌های آمیخته و بادام زاگرس به خاک، سریع‌تر از گونهٔ بلوط اتفاق می‌افتد. شایان ذکر است که مقدار کربن آلی موجود در خاک در نتیجه توازن بین ورودی کربن حاصل از تجزیه با خروجی کربن از خاک ایجاد می‌شود. به‌طوری‌که در مراحل اولیهٔ توسعهٔ جنگلکاری (تا حدود ۳۰ سالگی) به‌دلیل فرایند تنفس، کربن بیشتری از خاک خارج می‌شود و تعادل مذکور، در نتیجه نسبت کمتر ورودی کربن به خروجی آن، دیرتر به‌دست می‌آید (Arevalo et al., 2009). با افزایش سن جنگلکاری‌ها، کربن‌آلی خاک افزایش می‌یابد و تا رسیدن به یک تعادل پایدار ادامه دارد. این فرایند در گونه‌های مختلف، متفاوت است (Hu et al., 2008) و به سرعت تجزیه، کیفیت لاشبرگ و شرایط محیطی بستگی دارد (Yang et al., 2009).

طبق نتایج، در بیشتر طبقات، بیشترین مقدار خاکدانه در تیپ بادام زاگرسی مشاهده شد. زیاد بودن مقادیر خاکدانه‌های بزرگ (>۰/۲۵) در تیپ بادام زاگرسی ممکن است به‌علت نوع سیستم ریشه‌دوانی این گونه باشد که سبب تشکیل خاکدانه‌های بزرگ می‌شود (Ola et al., 2015). در زمینهٔ طبقات خاکدانهٔ ۰/۰-۰۵۳/۲۵ و کمتر از ۰/۰۵۳ میلی‌متر نیز می‌توان گفت که خاک تیپ جنگلکاری بادام زاگرسی از کربن آلی پایدارتری نسبت به خاک دیگر مناطق برخوردار است. در عین‌حال نبود اختلاف معنی‌دار بین نسبت خاکدانه‌های بزرگ‌تر از ۲ میلی‌متر در تیپ‌های تحت بررسی با توجه به مقدار کم کربن ذخیره‌شده در خاک این تیپ‌ها توجیه‌پذیر است؛ چراکه کربن آلی خاک از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر خاکدانه‌سازی، توزیع اندازه و پایداری خاکدانه‌هاست (Green et al., 2007). به‌طوری که با افزایش کربن آلی، خاکدانه‌های خاک بزرگ‌تر و حاصلخیزی بیشتر می‌شود (Mao et al., 2014) و پایداری خاکدانه‌ها افزایش می‌یابد (Liu et al., 2013; Dominguez et al., 2001). از طرفی خاکدانه‌های بزرگ ظرفیت ذخیرهٔ کربن بیشتری از خاکدانه‌های کوچک‌تر دارند، درحالی که کربن آلی خاک در خاکدانه‌های کوچک پایدارتر و قدیمی‌تر است (Six et al., 1998; Onweremad et al., 2010).

براساس نتایج میانگین وزنی و میانگین هندسی قطر در تیپ‌های بادام زاگرسی و آمیخته بیشتر از دیگر تیپ‌ها بودند، به‌دلیل ارتباط مستقیم بین مقدار مادهٔ آلی خاک و میانگین وزنی و هندسی قطر خاکدانه‌های خاک (Chaney & swift, 1984). می‌توان گفت که در کوتاه‌مدت خاکدانه‌ها در خاک منطقهٔ شاهد، تیپ‌های بادام بی‌برگ و بلوط کوچک‌تر، ناپایدارترند و کربن کمتری دارند. برعکس خاکدانه‌ها در خاک تیپ‌های آمیخته و بادام زاگرس بزرگ‌تر و پایدارترند و کربن بیشتری دارند. همچنین جنگلکاری آمیخته توانسته است موجب افزایش پایداری خاکدانه‌ها شود. این نتیجه همسو با نتایج Dou et al. (2020) است که جنگلکاری آمیخته را از نظر افزایش اندازهٔ خاکدانه موفق‌تر از جنگلکاری خالص دانستند.

از طرفی طبق نتایج بُعد فراکتال خاک در این پژوهش بیشتر از سه نشد، بنابراین می‌توان گفت که ذرات خردشده شباهت زیادی با آرایش اولیهٔ خود دارند (Parent et al., 2011).

براساس نتایج بیشترین مقدار ترسیب کربن عمق اول در خاک منطقهٔ شاهد و کمترین مقدار در خاک تیپ بلوط ایرانی مشاهده شد. طبق مطالعات انجام شده، نوع پوشش تاجی گونه‌های درختی مختلف در اشکوب غالب از طریق لاشه‌ریزی موجب تغییر در کمیت و کیفیت برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مانند کربن و موادآلی می‌شود (Augusto et al,. 2002; Dinakaran & Krishnayya., 2008). به‌عبارت دیگر، همان‌گونه که در بالا گفته شد، در سال‌های اولیهٔ جنگلکاری به‌علت فرایند تنفس و نیتروفیکاسیون و نیز کُندی تجزیهٔ لاشبرگ به‌علت وجود لیگنین، ترکیبات فنولی و دیگر عوامل بازدارنده (Jafari Sarabi et al., 2021)، کربن بیشتری از خاک خارج می‌شود و چون بازگشت کربن آلی از لاشبرگ به خاک کند است، مقدار ترسیب کربن کمتر می‌شود. این امر می‌تواند دلیل محکمی برای کم بودن مقدار ترسیب کربن در خاک تیپ جنگلکاری بلوط ایرانی باشد (Zeidi Joodaki et al., 2021; Arevalo et al., 2009)، به همین دلیل در این سن از جنگلکاری مقدار کربن آلی و به‌تبع آن مقدار ترسیب کربن در خاک منطقهٔ شاهد بیشتر از خاک تیپ‌های دیگر به‌ویژه بلوط ایرانی است. در مغایرت با این تحقیق، نتایج پژوهش Mirzaei et al. (2014) نشان داد که جنگلکاری‌های ۱۷ ساله در استان ایلام موجب افزایش معنی‌دار ترسیب کربن خاک نسبت به منطقهٔ شاهد شده است. همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شد شاخص‌های غنا و تنوع در منطقهٔ شاهد نیز بیشتر از تیپ‌های تحت بررسی بودند و تجزیهٔ لاشبرگ پوشش علفی و بازگشت عناصر آنها به خاک نیز می‌تواند در زیاد بودن ترسیب کربن در عمق اول در منطقهٔ شاهد مؤثر باشد. از طرفی تیپ‌های جنگلکاری مختلف تغییر معنی‌داری در مقادیر ترسیب کربن خاک عمق دوم ایجاد نکرد. این نتیجه نیز به‌علت جوان بودن جنگلکاری توجیه‌شدنی است. در تأیید مطلب یادشده Turk et al. (2008) بیان داشتند که لاشبرگ‌های ورودی به کف جنگل بیشترین تأثیر را بر خاک سطحی دارند و به‌عبارتی در اثر تجزیهٔ لاشبرگ مواد آلی ابتدا خاک سطحی را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Turk et al., 2008). در همین زمینه Karami-Kordalivand et al. (2015) در تحقیق خود کم بودن سن جنگلکاری و زیاد بودن فاصلهٔ کاشت را در کنار تندرشد بودن گونه‌ها (توسکا و صنوبر) از مهم‌ترین دلایل نبود اختلاف معنی‌دار بین تیپ‌های جنگلکاری و منطقهٔ شاهد دانستند. همچنین در پژوهش دیگری Saeidi et al. (2023) افزایش مقدار کربن خاک با افزایش سن جنگلکاری را تأیید کردند و دلیل آن را انباشته شدن لاشبرگ تجزیه‌شده در خاک توده‌های جنگلکاری‌شدهٔ مسن‌تر دانستند. در این زمینه Joodaki et al. (2021) نیز در بررسی تأثیر جنگلکاری با گونه‌های بومی و غیربومی بر پایداری خاکدانه‌ها و مقدار کربن ترسیب‌یافته نشان دادند که در کوتاه‌مدت گونهٔ بومی بادام کوهی نسبت به گونه‌های غیربومی به‌علت سرعت تجزیهٔ بیشتر تأثیر بهتری بر خاکدانه‌های خاک و مقدار ترسیب کربن دارند. در پژوهش‌های دیگری نیز به افزایش ترسیب کربن، تنوع گیاهی زیراشکوب و دیگر خدمات اکوسیستم در جنگلکاری آمیخته نسبت به جنگلکاری تک‌گونه‌ای اشاره شده است (Forrester, 2014; Perot & Picard, 2012).

به‌طور کلی با استناد به نتایج این تحقیق می‌توان بیان داشت که در کوتاه‌مدت جنگلکاری با گونهٔ بلوط ایرانی به‌خوبی در منطقه مستقر شده و کیفیت بهتری داشته است. همچنین تیپ‌های بادام زاگرسی و آمیخته دارای بزرگ‌ترین و پایدارترین میزان خاکدانه از نظر میانگین هندسی، وزنی و بعد فراکتال و بیشترین مقدار ترسیب کربن خاک بودند. در نتیجه جنگلکاری با گونه‌های بادام

زاگرسی و بلوط ایرانی در زمان کوتاه‌تری می‌تواند موجب بهبود و پایداری پوشش گیاهی، خاکدانه‌ها و ویژگی‌های خاک شود. از طرفی سن کم تیپ‌های جنگلکاری نتوانسته از طریق لاشه‌ریزی فرصت کافی برای تغییر روی خاکدانه‌های بزرگ (بیشتر از ۲ میلی‌متر)، برخی متغیرهای خاکی و متغیرهای عمق دوم خاک داشته باشد.

سپاسگزاری

از همکاری و مساعدت مسئولان ادارهٔ کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان ایلام و همچنین از مهندس مهرداد کهزادیان بابت کمک در شناسایی گیاهان و تهیهٔ لیست فلورستیک منطقه، کمال تشکر و قدردانی به عمل می‌آید.

References

Anbarashan., M., Padmavathy, A., Alexandar, R., & Dhatchanamoorhty, N. (2020). Survival, growth, aboveground biomass, and carbon sequestration of mono and mixed native tree species plantations on the Coromandel Coast of India. *Geology, Ecology, and Landscapes*, *4*(2), 111-120. DOI: 10.1080/24749508.2019.1600910

Arevalo, C.B.M., Bhatti, J.S., Chang, S.X., & Sidders, D. (2009). Ecosystem carbon stocks and distribution under different land-uses in north central Alberta, Canada. *Forest Ecology and Management*, *257*(8), 1776-1785. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.034

Augusto, L., Ranger, J., Binkley, D., & Rothe, A. (2002). Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of forest science*, *59*(3), 233-253. https://doi.org/10.1051/forest:2002020

Botta-Duka´t, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, *16*, 533–540. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x

Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Quine, C.P., & Sayer, J. (2008). Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity?. *Biodiversity Conservation*, *17*, 925–951. h ttps://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x

Bronick, C.J., & Lal, R. (2005). Manuring and rotation effects on soil organic carbon concentration for different aggregate size fractions on two soils in northeastern Ohio, USA. *Soil and Tillage Research*, *81*(2), 239-252. https://doi.org/10.1016/j.still.2004.09.011

Canadell, J.G., Le Quere, C., Raupach, M., Rfield, G.B., Buitenhuis, E.T., Ciais, P., Conway, T.J., Gillett, W.P., & Houghton, R.A. (2007). Contributions to accelerating atmospheric CO2 growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United,104 (47), 18866-18870, DOI: 10.1073/pnas.0702737104

Chaney, K., & Swift, R.S. (1984). The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Soil Science*, *35*(2), 223-230. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00278.x

Chen, F.S., Zeng, D.H., Fahey, T.J., & Liao, P.F. (2010). Organic carbon in soil physical fractions under different-aged plantations of Mongolian pine in semi-arid region of Northeast China. *Applied Soil Ecology*, *44*, 42–48. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.09.003

Chen, G., Gao, Z., Zu, L., Tang, L., Yang, T., Feng, X., & Shi, F. (2017). Soil aggregate characteristics and stability of soil carbon stocks in a *Pinus tabulaeformis* plantation. *New Forests*, *48*, 837-853. https://doi.org/10.1073/pnas.0702737104

Chenu, C., Le Bissonnais, Y., & Arrouays, D. (2000). Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, *64*(4), 1479-1486. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x

Diaz-Zorita, M., Perfect, E., & Grove, J.H. (2002). Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil Tillage Research*, *64*, 3-22. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00254-9

Dinakaran, J., & Krishnayya, N.S.R. (2008). Variation in type of vegetal cover and heterogeneity of soil organic carbon in affecting sink capacity of tropical soils. *Current science*, *94*(9), 1144-1150. https://www.jstor.org/stable/24100694

Doelman, J.C., Stehfest, E., Van Vuuren, D.P., Tabeau, A., Hof, A.F., Braakhekke, M.C., & Van Meijl, H. (2020). Afforestation for climate change mitigation: Potentials, risks and trade-offs. *Global Change Biology*, *26*(3), 1576-1591. https://doi.org/10.1111/gcb.14887

Dominguez, J., Negrin, M.A., & Rodriguez, C.M. (2001). Aggregate water stability, particle size and soil solution properties in conducive and suppressive soils to Fusarium wilt of banana from Canary island (Spain). *Soil Biology and Biochemisery*, *33*(4), 449-455. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00184-X

Dou, Y., Yang, Y., An, S., & Zhu, Z. (2020). Effects of different vegetation restoration measures on soil aggregate stability and erodibility on the loess plateau, China. *Catena*, *185*, 104294, 1-9. doi: 10.1016/j.catena.2019.104294

Eshaghi Rad, J., Ghaffarnejad, P., & Banedg Shafiee, A. (2014). Quantitative evaluation of Pinus nigra plantation and its effect on plant diversity and soil chemical properties of rangeland ecosystems (Case study: Urmia airport plantation. *Iranian Journal of Forest*, *6*(4), 471-482. (In Persian)

Esmailzadeh, O., Hosseini, S.M., Asadi, H., Ghadiripour, P., & Ahmadi, A. (2012). Plant biodiversity in relation to physiographical factors in Afratakhteh Yew (*Taxus baccata* L.) Habitat, NE Iran. *Journal of plant biology*, *4*(12), 1-12. (In Persian)

Follett, R.F., & Reed, D.A. (2010). Soil carbon sequestration in grazing lands: societal benefits and policy implications. *Rangeland Ecology and Management*, *63*, 4-15. https://doi.org/10.2111/08-225.1

Forrester, D.I. (2014). The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: From pattern to process. *Forest ecology and management*, *312*, 282-292. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.003

Qin., G., Gong, D., & Fan, M.I. (2013). Bioremediation of petroleum-contaminated soil by biostimulation amended. *Journal of Environmental Technology*, *8*(85), 150-155. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.07.004

Green, V.S., Stott, D.E., Cruz, J.C., & Curi, N. (2007). Tillage impacts on soil biological activity and aggregation in a Brazilian cerrado oxisols. *Soil and Tillage Research*, *92*(1), 114-121. https://doi.org/10.1016/j.still.2006.01.004

Gregory, A.S., Bird, N.R.A., Watts, C.W., & Whitmore, A.P. (2012). An assessment of a new model of dynamic fragmentation of soil with test data. *Soil and Tillage Research*, *120*, 61-68. https://doi.org/10.1016/j.still.2011.11.007

Hu, Y.L., Zeng, D.H., Fan, Z.P., Chen, G.S., Zhao, Q., & Pepper, D. (2008). Changes in ecosystem carbon stocks following grassland afforestation of semiarid sandy soil in the southeastern Keerqin Sandy Lands, China. *Journal of Arid Environments*, *72*(12), 2193-2200. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.07.007

Jafari Sarabi, H., Pilehvar, B., Abrari Vajari, K., & Waez-Mousavi, S.M. (2021). Effects of tree species diversity on leaf litterdecomposition processin semi-arid Mediterranean oak forests. *European Journal of Forest Research*, *140*(6), 1377-1390. DOI: 10.1007/s10342-021-01403-x

Kabrick, J.M., Dey, D.C., Jensen, R.G., & Wallendorf, M. (2008). The role of environmental factors in oak decline and mortality in the Ozark Highlands. *Journal of Forest Ecology and Management*, *255*(5-6), 1409-1417. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.054

Karami-Kordalivand, P., Hosseini, S.M., Rahmani, A., & Mokhtari, J. (2015). Effects of pure and mixed Caucasian alder (Alnus subcordataC. A. Mey.) and eastern cottonwood (Populus deltoidesMarsh.) plantations on carbon sequestration and some physical and chemical soil properties.

Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 23(3), 402-412. (In Persian). 10.22092/IJFPR.2015.105647

Lal, R. (2005). Soil carbon sequestration in natural and managed tropical forest ecosystems. *Sustainable Afforestation*, *21*, 1–30. doi:10.1300/J091v21n01_01

Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528, 60. DOI: 10.1038/nature16069

Liu, Y., Zha, T., Wang, Y., & Wang, G. (2013). Soil aggregate stability and soil organic carbon characteristics in *Quercus* variabilis and Pinus tabulaeformis plantation in Beijing area. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, *24*(3), 607-613.

Lozano, Y.M., Hortal, S., Armas, C., & Pugnaire, F.I. (2014). Interactions among soil, plants, and microorganisms drive secondary succession in a dry environment. *Soil and Biology and Biochemistry*, *78*, 298–306. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.007

Mao, R., Zhang, X.H., & Meng, H.N. (2014). Effect of Suaeda salsa on soil aggregate-associated organic carbon and nitrogen in tidal salt marshes in the Liaohe Delta, China. *Wetlands*, *34*(1), 189-195. DOI: 10.1007/s13157-013-0497-7

Mc Ewan, A., Marchi, E., & Spinelli, R. (2020) Past, present and future of industrial plantation forestry and implication on future timber harvesting technology. *Journal of Forestry Research*, *31*, 339-351. https://doi.org/10.1007/s11676-019-01019-3

Mirazadi, Z., Pilehvar, B., & Abrari Vajari, K. (2017). Diversity indices or floristic quality index: Which one is more appropriate for comparison of forest integrity in different land uses?. *Biodiversity and Conservation, 26*(5), 1087-1101. DOI:10.1007/s10531-016-1287-3

Mirzaei, J., Sayedi, F., Ardakani, S.S., & Bazgir, M. (2014). Effects of native and exotic tree plantation on carbon sequestration at arid areas of Zagros region (Case study: Abgarm forest park, Dehloran). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, *21*(3), 506-516. (In Persian). DOI: http://dx.doi.org/10.22092/ijfpr.2014.4729

Ola, A., Dodd, I.C., & Quinton, J.N. (2015). Can we manipulate root system architecture to control soil erosion? *Soil*, *1*(2), 603- 612. https://doi.org/10.5194/soil-1-603-2015

Onweremadu, E., Osuji, G., Eshett, T., Unamba Oparah, I., & Onwuliri, C. (2010). Soil carbon sequestration in aggregate size of a forested isohyperthermic Arenic Kandiudults. *Agriculture Science*, *43*(1), 9-15.

Osabohien, R., Matthew, O., Aderounmu, B., & Olawande, T.I. (2019). Greenhouse gas emissions and crop production in West Africa: Examining the mitigating potential of social protection. *International Journal of Energy Economics and Policy, 9*(1), 57-66. https://doi.org/10.32479/ijeep.7056

Parent, L.E., Parent, S.E., Kätterer, T., & Egozcue, J.J. (2011). Fractal and compositional analysis of soil aggregation. *Proceedings of the 4th International Workshop on Compositional Data Analysis*. Girona, Spain, 14p.

Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, Th., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., & Wagner, F. (2003). *Good practices guidance for land use, land-use change and afforestation.* IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, Japan.

Perot, T., & Picard, N. (2012). Mixture enhances productivity in a two-species forest: Evidence from a modeling approach. *Ecological Research, 27*(1), 83-94. DOI:10.1007/s11284-011-0873-9

Puladi, N., Delava, M.A., Golchin, A., & Koper, A. (2013). Effect of alder and poplar plantation on soil quality and carbon sequestration (A case study: Safrabasteh Poplar Experimental Station). *Forest and Poplar research*, *21*(2), 286-299. (InPersian). https://10.22092/ijfpr.2013.3858

Rabot E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H.J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, *314*, 122-137. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009

Saeidi, M., Hojjati, S.M., & Fallah, A. (2023). Variations of soil carbon storage according to age in reforested stands of Acer velutinum Boiss. (case study: Neka-Zhalmroud forests). *Iranian Journal of Forest*, *15*(3), 293-311. (In Persian). DOI: 10.22034/ijf.2023.357277.1885

Santonja, M., Baldy, V., Fernandez, C., Balesdent, J., & Gauquelin, T. (2015). Potential shift in plant communities with climate change: Outcome on litter decomposition and nutrient release in a Mediterranean oak forest. *Ecosystems*, *18*(7), 1253-1268. DOI: 10.1007/s10021-015-9896-3

Six, J., Elliot, E.T., & Paustian, K. (2000). Soil structure and soil organic matter. II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, *64*(3), 1042–1049. https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6431042x

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., & 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. DOI: https://doi.org/10.32479/ijeep.7056

Stohlgren, T.J. (2007). measuring plant diversity. oxford university press, 337p.

Tabad, M.A., Jalilian, N., Maroofi, H. (2017). Study of flora, life form and chorology of plant Species in Zarivar Region of Marivan, Kurdistan. *Journal of taxonomy and biosistematics*, *8*(29), 69-102. (In Persian). 10.22108/TBJ.2016.21538

Turk, T.D., Schmidt, M.J., & Roberts, N.J. (2008). The influence of bigleaf maple on forest floor and mineral soil properties in a coniferous forest in coastal British Columbia. *Forest Ecology and Management*, *255*, 1874-1882. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.016

Wang, F., Zhu, W., & Chen, H. (2016). Changes of soil C stocks and stability after 70 - year afforestation in the Northeast USA. *Plant Soil*, *401*, 319–32. DOI:10.1007/s11104-015-2755-3

Wei, Y., Li, M., Chen, H., Lewis, B.J., Yu, D., Zhou, L., Zhou, W., Fang, X., Zhao, W., & Dai, L. (2013). Variation in carbon storage and its distribution by stand age and forest type in boreal and temperate forests in northeastern China. *PLoS One*, *8*(8), 1-9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072201

Veiskarami, Z., Pilehvar. B., & Haghizadeh, A. (2018). Effects of Anthropogenic Disturbance on Diversity, Biomass and Storage of N and P Nutrients by Herbaceous Vegetation of Gall Oak Stands (Case Study: Shine Qellaii Forests, Lorestan Province). *Ecology of Iranian Forest*, *6*(12), 18-29. (InPersian). https://doi.org/10.29252/ifej.6.12.18

Vinicius Cianciaruso, M., Guerin, N., Gandara Mendes, F.B., Durigan, G., & Suganuma, M. S. (2021). Pure or mixed plantings equally enhance the recovery of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, *484*(6), 118932. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118932

Wu, X., Wei, Y., Wang, J., Wang, D., She, L., Wang, J., & Cai, CH. (2017). Effects of soil physicochemical properties on aggregate stability along a weathering gradient. *Catena*, *156*, 205–215. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.04.017

Yang, Y., Guo, J., Chen, G., Yin, Y., Gao, R., & Lin, C. (2009). Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China. *Plant and soil*, *323*(1), 153-162. DOI:10.1007/s11104-009-9921-4

Yu, Z., Wang, M., Huang, Z., Lin, T.C., Vadeboncoeur, M. A., Searle, E.B., & Chen, H. Y. (2018). Temporal changes in soil C-N-P stoichiometry over the past 60 years across subtropical China. *Global change biology*, *24*(3), 1308-1320. https://doi.org/10.1111/gcb.13939

Zeidi Joodaki, A., Pilehvar, B., & Jafari Sarabi, H. (2021). Effect of reforestation by broadleaf and coniferous species on aggregate stability and soil carbon sequestration in the Rimaleh, Khorramabad, Iran. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, *29*(3), 201-213. (In Persian). 10.22092/IJFPR.2021.353766.1986

Zhang, M., Zou, X., & Schaefer, D.A. (2010). Alteration of soil labile organic carbon by invasive earthworms (*Pontoscolex corethrurus*) in tropical rubber plantations. *European Journal of Soil Biology*, *46*(2), 74-79. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.11.004

Zheng, X., Wei, X., & Zhang, S. (2017). Tree species diversity and identity effects on soil properties in the Huoditang area of the Qinling Mountains, China. *Ecosphere*, *8*(3), 1-8. https://doi.org/10.1002/ecs2.1732

Iranian Journal of Forest
Vol. 16, No. 4, Winter 2025
pp. 453-470
Research Article

DOI: 10.22034/ijf.2024.434950.1965
CC BY 4.0

Effects of afforestation on plant diversity, carbon sequestration and soil aggregate stability (case study: Bar-Asman, Ilam)

M. Azadipour[1], Z. Mirazadi[2*], B. Pilehvar[3], and H. Jafari Sarabi[4]

[1]MSc. in Forest Biological Sciences, Faculty of Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, I. R. Iran
[2]Assistant Prof., Dept. of Forestry, Faculty of Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, I.R. Iran.
[3]Prof., Dept. of Forestry, Faculty of Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, I.R. Iran.
[4]Ph.D. in Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Natural Resources, Lorestan University, Khorramabad, I.R. Iran.

(Received: 15 January 2024; Accepted: 31 July 2024)

Abstract

Introduction: Afforestation is one of the most commonly used techniques to prevent soil degradation and restore the ecological integrity of disturbed ecosystems. Tree species affect the availability of nutrients and biochemical composition of organic matter inputs to soil and have different effects on its aggregation. The current study assesses the effects of pure and mixed afforestation types on the quantity and quality of vegetation, soil carbon sequestration, aggregate stability, and some other soil properties on Bar Asman, Ilam.

Material and Methods: In this, research a split-plot experiment based on completely randomized design with three replications was used. Afforestation types included *Quercus brantii* Lindl, *Amygdalus arabica* Olivier., *Amygdalus Haussknech* Bornm., mixed afforestation type, and control region. Plots (30*20 m) were set up to conduct tree inventory, and four (1*1 m) plots were conducted in each plot to record herbaceous plant species, and sampling of soil was done from the depths of 0-5 and 5-15 cm to measure soil properties. Plant richness and diversity were measured with Shannon H, Simpson 1-D, Fisher alpha, Margalef, and Menhinick indices. The ratio of aggregate size, the mean weight diameter (MWD) of aggregates, the geometric mean diameter (GMD) of aggregates, the fractal dimension, and carbon sequestration were compared among afforestation types and soil depths. LSD's test did multiple comparisons among afforestation types.

Results: Our results revealed that the *Q. brantii* afforestation type had a significantly higher viability, Margalef, Menhinick, Shannon H, Simpson 1-D, Fisher alpha, and the lowest percent of decline ($p<0.05$). Based on the results, the afforestation types factor produced significant effects on soil organic carbon, nitrogen, and phosphorous. On the other hand, the soil depth factor affected soil EC, pH, SP, and potassium. The results also showed the highest amount of 0.25-2, 0.053-0.25 and < 0.035 mm aggregates in the Zagros almond type, and the lowest in this regard was found in the control area. The highest amount of soil aggregate regarding MWD, GMD, fractal dimension, and carbon sequestration were documented at Zagros almond and mixed afforestation types.

Conclusion: In general, it can be expressed *Q. brantii* has been more successful than other species in terms of qualitative and quantitative traits and the impacts on vegetation diversity of habitats. The greater concentration of MWD, and GMD in Zagros almond and mixed types than other types may originate from greater amounts of organic carbon accumulation and aggregate size in these types. Our results showed the positive and substantial effects of afforestation with *Q.brantii* in terms of herbaceous layer and Zagros almond on the soil SOC and aggregative size. It can be confirmed that this species had great potential in improving aggregate stability and enhancing soil structure. Overall, afforestation with two species of Persian oak and Zagros almond as pure and mixed types is suggested based on the findings of this study.

Keywords: Afforestation, Geometric mean of diameter of soil aggregate, Litter, Weighted mean of diameter of soil aggregate, Vegetation.

[*]Corresponding author Tel: +98 9169799298 Email: Mirazadi.z@lu.ac.ir