19th Iranian Soil Science Congress
16-18 September, 2025

نوزدهمین کنگره علوم خاک ایران
۲۵ تا ۲۷ شهریور ۱۴۰۴

مدیریت جامع‌نگر و هوشمند خاک و آب
Holistic and Smart Soil and Water Management
دانشکدگان کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران
College of Agriculture & Natural Resources, University of Tehran

۰۴۲۵۰-۳۲۰۳۱

تأثیر آتش‌سوزی جنگلی بر برخی ویژگی های خاک

فاطمه رخش[1*]، علی بهشتی آل آقا[2]

۱- دکتری علوم خاک، دستیار تحقیق گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران. * پست الکترونیکی نویسنده مسئول مقاله (rakhsh.fatemeh@alumni.znu.ac.ir)

۲- دانشیار، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران.

چکیده

آتش‌سوزی‌های جنگلی از مهم‌ترین اختلالات اکولوژیکی‌اند که اثرات گسترده‌ای بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارند. شدت و مدت آتش‌سوزی و نوع پوشش گیاهی تعیین‌کننده میزان این تغییرات است. آتش‌های با شدت بالا معمولاً موجب کاهش کربن آلی، نیتروژن و سایر ترکیبات آلی، تخریب ساختار خاک و افت شدید فعالیت میکروبی می‌شوند، درحالی‌که آتش‌های کم تا متوسط می‌توانند افزایش موقتی عناصر غذایی مانند فسفر، پتاسیم و نیتروژن معدنی و بهبود شرایط رشد برخی ریزجانداران را به‌دنبال داشته باشند. آتش همچنین باعث تغییر pH، کاهش ظرفیت نگهداری آب و تجزیه مواد آلی ناپایدار می‌شود، در حالی‌که ترکیبات پایداری همچون کربن سیاه و هومین در خاک باقی مانده و در نگهداشت بلندمدت کربن نقش دارند. این تغییرات بسته به شرایط محیطی می‌توانند سال‌ها ادامه یابند. علاوه بر عوامل طبیعی، فعالیت‌های انسانی مانند تغییر کاربری اراضی، برداشت بی‌رویه منابع جنگلی و مدیریت نامناسب سوخت‌های گیاهی می‌تواند خطر و شدت آتش را افزایش دهد، درحالی‌که مدیریت پایدار جنگل، آموزش جوامع محلی و استفاده از آتش تجویزی به کاهش خسارت‌ها کمک می‌کند. همچنین شواهد نشان می‌دهد که شدت و نوع اثرات آتش در مناطق مختلف جغرافیایی متفاوت است و به اقلیم، نوع خاک و ترکیب پوشش گیاهی بستگی دارد. تحلیل این اثرات برای مدیریت پایدار خاک، بازسازی پس از آتش و درک پویایی اکوسیستم‌های خاکی، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، اهمیت بالایی دارد.

واژگان کلیدی: آتش‌سوزی، ریزجانداران، زیست توده میکروبی، کربن آلی، مواد آلی.

مقدمه

خاک یکی از ارزشمندترین منابع طبیعی در کره زمین است که نقش بنیادینی در پایداری سامانه‌های اکولوژیکی و خدمات زیست‌محیطی ایفا می‌کند (Alcañiz et al., 2018; Osman, 2018). این منبع حیاتی با ایفای نقش در چرخه مواد مغذی، ذخیره کربن و ... زیربنای عملکرد صحیح اکوسیستم‌های خشکی محسوب می‌شود. خاک با دارا بودن بیش‌ترین ذخایر کربن آلی در میان اجزای زیستی زمین، نقشی کلیدی در تعادل چرخه جهانی کربن و تغییرات اقلیمی دارد. با توجه به روند روبه‌رشد تخریب خاک در دهه‌های اخیر و زمان‌بر بودن فرایند تشکیل آن، حفاظت از عملکردهای زیستی، فیزیکی و شیمیایی خاک به اولویتی جهانی تبدیل شده است (Lal, 2015). بنابراین، توجه به تأثیر آتش‌سوزی‌ها بر خاک، به‌ویژه در شرایط تخریب‌های جهانی، اهمیت بیشتری پیدا می‌کند.

در میان عوامل تهدیدکننده پایداری خاک، آتش‌سوزی‌های طبیعی و انسانی از مهم‌ترین و در عین حال پیچیده‌ترین پدیده‌هایی هستند که نه‌تنها پوشش گیاهی، بلکه ساختار و ترکیب خاک را نیز به‌طور مستقیم و غیرمستقیم تحت تأثیر قرار می‌دهند (Ghazoul et al., 2015; Silvério et al., 2019). آتش‌سوزی با سوزاندن زیست‌توده، موجب آزادسازی حجم قابل‌توجهی از گازهای گلخانه‌ای به جو می‌شود و در عین حال، با دگرگون ساختن کیفیت فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، چرخه‌های مواد مغذی، فعالیت میکروبی، ساختار کربن آلی و فراهمی عناصر را متحول می‌سازد. این تأثیرات، بسته به شدت، تکرار، و نوع پوشش گیاهی، می‌توانند موقتی یا پایدار، سطحی یا عمیق، و منطقه‌ای یا جهانی باشند (González-Pérez et al., 2004).

شواهد تجربی موجود نشان می‌دهد که آتش‌های با شدت پایین می‌توانند تأثیرات مثبت موقتی بر خاک داشته باشند، از جمله افزایش فراهمی عناصر غذایی مانند فسفر و نیتروژن معدنی و تحریک رشد میکروارگانیسم‌ها. این اثرات معمولاً از طریق آزمایش‌های میدانی، تحلیل نمونه‌های خاک پس از آتش و مقایسه داده‌های قبل و بعد از آتش‌سوزی، و همچنین روش‌های آزمایشگاهی شیمیایی و میکروبیولوژیکی بررسی می‌شوند. به‌علاوه، استفاده از روش‌های نوین مانند تصویربرداری میکروسکوپی و تحلیل‌های مولکولی به درک بهتر این تأثیرات کمک کرده است (Certini, 2005; Pérez-Valera et al., 2018; Santín et al., 2016).

در اکوسیستم‌های آتش‌خیز، برخی گیاهان ویژگی‌هایی دارند که به آن‌ها امکان تطبیق سریع با تغییرات محیطی ناشی از آتش‌سوزی‌های مکرر را می‌دهد. این ویژگی‌ها شامل رشد دوباره از بافت‌های باقی‌مانده (Resprouting) و بذرهای مقاوم به آتش هستند. گیاهانی مانند *Banksia* و *Eucalyptus* در استرالیا و *Cistus* در نواحی مدیترانه‌ای از این ویژگی‌ها برخوردارند. به عنوان مثال، *Eucalyptus* در برابر آتش‌های شدید و دوره‌ای با ریسپراوتینگ (Resprouting) از بافت‌های اپیکورمیک (Epicormic) درختان بزرگ قادر به بازسازی سریع جنگل‌ها است، در حالی که گیاهان مانند Banksia از بذرهای ذخیره‌شده در خاک استفاده می‌کنند که به محض وقوع آتش‌سوزی جوانه می‌زنند و بدین ترتیب از مزایای محیط پس از آتش بهره‌برداری می‌کنند. این ویژگی‌ها به گیاهان کمک می‌کنند تا در برابر تغییرات محیطی مانند افزایش شدت آتش‌سوزی‌ها یا تغییرات اقلیمی مقاومت نشان دهند و به سرعت به شرایط جدید وفق یابند (Keeley et al., 2011; Pausas & Keeley, 2014).

در دو دهه اخیر، پژوهش‌های متعددی اثرات آتش‌سوزی بر خاک را بررسی کرده‌اند، اما اغلب مرورهای موجود محدود به مناطق خاص، نوعی مشخص از آتش (سطحی یا تاجی) یا تنها برخی ویژگی‌های خاک مانند کربن آلی و pH بوده‌اند. تفاوت در روش‌های تحقیق و بازه‌های زمانی نمونه‌برداری پس از حریق نیز موجب نتایجی پراکنده و گاه غیرقابل تعمیم شده است. ازاین‌رو، نیاز به مروری جامع و نظام‌مند احساس می‌شود که اثر آتش را بر طیف وسیعی از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک بررسی کرده و الگوهای مشترک و خلأهای دانشی را شناسایی کند. این مقاله با هدف پر کردن این شکاف، به تحلیل انتقادی یافته‌های مطالعات موجود می‌پردازد و چارچوبی برای احیای خاک‌های آسیب‌دیده، بهبود دستورالعمل‌های پایش پس از حریق و تقویت مدل‌های پیش‌بینی‌کننده چرخه کربن در شرایط تغییر اقلیم ارائه می‌دهد. همچنین، چشم‌انداز پژوهش‌های آتی و اولویت‌های تحقیقاتی در مدیریت پایدار منابع خاک در اکوسیستم‌های آتش‌خیز ترسیم خواهد شد.

آتش‌سوزی در مقیاس جهانی

آتش‌سوزی‌های پوشش گیاهی، پدیده‌ای جهانی با پیامدهای گسترده زیست‌محیطی هستند که در دهه‌های اخیر، به‌ویژه تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی، روندی فزاینده یافته‌اند (Kala, 2023). این پدیده نه‌تنها محدود به مناطق خاصی نیست، بلکه در طیف وسیعی از اقلیم‌ها از جمله مناطق گرمسیری، معتدل و بوریال مشاهده می‌شود. سوزاندن زیست‌توده، به‌عنوان بخشی از فرآیندهای طبیعی یا مدیریت اراضی، در جنگل‌های گرمسیری برزیل و اندونزی، جنگل‌های معتدل ایالات متحده و اروپا، و نیز جنگل‌های بوریال سیبری، چین و کانادا رواج دارد. در سطح جهانی، سالانه حدود ۵۳۰ تا ۵۵۵ میلیون هکتار از اراضی دستخوش آتش‌سوزی می‌شوند، پدیده‌ای که بیش از ۶۰ درصد از سوختن سالانه زیست‌توده جهان را به خود اختصاص می‌دهد (Jones et al., 2022). در حالی که آتش‌سوزی‌های پوشش گیاهی یک پدیده جهانی هستند، این مسئله در ایران نیز با توجه به ویژگی‌های اقلیمی خاص کشور، به چالشی جدی تبدیل شده است.

در ایران نیز، آتش‌سوزی در جنگل‌ها و مراتع به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، به یکی از چالش‌های فزاینده زیست‌محیطی بدل شده است. افزایش فراوانی و شدت این حوادث تحت تأثیر ترکیبی از عوامل اقلیمی (نظیر خشکسالی‌های طولانی‌مدت، افزایش دما و کاهش بارش) و عوامل انسانی (مانند آتش‌افروزی‌های عمدی یا سهوی) قرار دارد. آتش‌سوزی‌ها نه‌تنها پوشش گیاهی و زیستگاه‌های طبیعی را تخریب می‌کنند، بلکه ساختار و عملکرد خاک را نیز به‌طور جدی تحت تأثیر قرار می‌دهند. این تأثیرات شامل تغییر در ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک، کاهش حاصلخیزی، اختلال در چرخه مواد مغذی، و افزایش فرسایش‌پذیری است؛ عواملی که به نوبه خود تعادل اکولوژیکی اکوسیستم‌های طبیعی را بر هم می‌زنند (Bashari et al., 2016; Bazrmanesh et al., 2025). به‌ویژه در سال‌های اخیر، تغییرات اقلیمی ناشی از گرمایش جهانی و خشکسالی‌های طولانی‌مدت، به‌طور چشمگیری شدت و فراوانی آتش‌سوزی‌ها را افزایش داده است.

اثر آتش‌سوزی بر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک‌ها

آتش‌سوزی تأثیر قابل‌توجهی بر ویژگی‌های زیستی، شیمیایی و فیزیکی خاک‌ها دارند (Panico et al., 2020; Ribeiro-Kumara et al., 2020). در طول آتش‌سوزی، انتقال حرارت از زیست‌توده در حال سوختن روی سطح و درون خاک، عامل مستقیم تغییرات رخ‌داده است(O’Brien et al., 2018) . تأثیرات آتش بر ویژگی‌های خاک وابسته به شدت، مدت زمان و تکرار آتش است که در مجموع تحت عنوان شدت آتش شناخته می‌شوند (Alcañiz et al., 2018). با این حال، تغییرات در خصوصیات خاک عمدتاً تحت تأثیر دمای خاک در هنگام سوختن قرار دارد و همچنین ویژگی‌های خاک مانند میزان رطوبت و مقدار ماده آلی آن نقش مهمی دارند (Sazawa et al., 2018).

در طول آتش‌سوزی، خساراتی در زیست‌توده و لایه‌های آلی رخ می‌دهد و در نتیجه خاکستر غنی از مواد مغذی بر سطح خاک باقی می‌ماند. این پدیده باعث افزایش pH خاک شده و به‌طور قابل‌توجهی بر ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک تأثیر می‌گذارد. افزایش pH بیشتر در خاک‌هایی مشاهده می‌شود که شدت سوختگی بالاتر است (دمای بالای ۴۵۰ درجه سانتی‌گراد)(Knicker, 2007). مطالعات متعددی افزایش pH پس از آتش را گزارش کرده‌اند (Alcañiz et al., 2018; Francos et al., 2019; Hinojosa et al., 2021). به‌عنوان مثال، گزارش (Alcañiz et al.) و همکاران (۲۰۱۸) نشان می‌دهد که آتش‌سوزی کنترل شده در جنگل‌های Pinus halepensis در اسپانیا باعث افزایش معنی‌دار pH خاک شده است. همچنین، (Akburak et al.) و همکاران (۲۰۱۸) افزایش مشابهی در pH خاک پس از آتش‌سوزی در جنگل Quercus frainetto در ترکیه گزارش کردند. افزایش قابل توجه pH خاک، به ویژه پس از آتش‌های شدید، ممکن است ناشی از افزودن خاکستر غنی از مواد مغذی (کاتیون‌های پایه) پس از سوختن مواد آلی و دنتوراسیون (denaturation) گروه‌های آلی ماده آلی باشد (Alcañiz et al., 2018). با این حال، افزایش pH ممکن است به pH اولیه خاک، میزان مواد مغذی و مقدار خاکستر رسوب کرده نیز وابسته باشد (Neary, 2009). در مقابل، برخی مطالعات گزارش کرده‌اند که pH خاک پس از آتش‌سوزی تغییر نکرده است (Downing et al., 2017; Fernández-Fernández et al., 2017; García-Llamas et al., 2019). ین موضوع می‌تواند به شرایط محیطی پس از آتش مانند فرسایش (Fernández-García et al., 2021) و شدت کم تا متوسط آتش‌سوزی‌ها مربوط باشد (Valkó et al., 2018). اگرچه برخی تغییرات پس از آتش‌سوزی ممکن است موقتی باشند، اما در مواردی که آتش‌سوزی‌ها شدت بالایی دارند، اثرات آن‌ها می‌تواند برای سال‌ها ادامه یابد.

علاوه بر تغییراتpH ، آتش‌سوزی‌ها تأثیرات دیگری نیز بر ترکیب شیمیایی خاک، از جمله تغییرات در نیتروژن و فسفر قابل جذب دارند. آتش‌سوزی‌های جنگلی در بسیاری از موارد منجر به کاهش نیتروژن خاک می‌شوند که دلیل اصلی آن فرار نیتروژن به صورت گازی در دماهای بالای ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد است(Caon et al., 2014) . علاوه بر این، فرسایش و شستشوی خاک نیز باعث کاهش نیتروژن پس از آتش‌سوزی می‌شوند (Cheng et al., 2025; Qiu et al., 2021). مطالعات میدانی در استرالیا نشان داد که آتش‌های کنترل‌شده با شدت کم باعث کاهش نیتروژن کل در لایه سطحی خاک جنگل‌های مرطوب می‌شوند (Muqaddas et al., 2015). کاهش قابل توجه نیتروژن کل در جنگل‌های Pinus halepensis و Quercus ilex در اسپانیا نیز گزارش شده است (Francos et al., 2019). در جنگل‌های مرطوب صنوبر اسکاتلندی در لهستان نیز پس از آتش‌سوزی شدید، کاهش نیتروژن کل مشاهده شده است (Dzwonko et al., 2015). همچنین، در جنگل Fishburn در ویرجینیا، آتش کنترل‌شده با شدت کم تا متوسط باعث کاهش ۳۳ درصدی نیتروژن کل شد(Hahn et al., 2021).

افزایش نیتروژن کل پس از آتش‌سوزی معمولاً به دلیل دو عامل است: اول، افزودن خاکستر غنی از مواد معدنی (مانند کاتیون‌ها)، به‌ویژه در آتش‌های با شدت کم، و دوم، افزایش نرخ معدنی‌سازی مواد آلی که باعث آزاد شدن نیتروژن می‌شود (Alcañiz et al., 2018; Ferrer-Paris et al., 2025). آتش‌سوزی‌های جنگلی معمولاً موجب افزایش دمای خاک و pH می‌شوند که این تغییرات تأثیر زیادی بر فرآیندهای معدنی‌سازی و نیترات‌سازی نیتروژن دارند (Kong et al., 2019; Verma & Jayakumar, 2018). از آتش‌سوزی، نیتروژنی که به طور کامل فرار نکرده است، معدنی شده و به آمونیوم تبدیل می‌شود و در شرایط مناسب، به نیترات نیز تبدیل می‌گردد (Agbeshie et al., 2022; Verma et al., 2019).

در جریان آتش‌سوزی‌های جنگلی، فسفر آلی موجود در مواد آلی به شکل ارتو فسفات قابل جذب برای گیاهان معدنی می‌شود (Zhang & Biswas, 2017). در جنگل‌های کاج پینه‌استر (P. pinaster) در اسپانیا، پس از یک آتش‌سوزی شدید، غلظت فسفر قابل جذب در خاک سطحی مناطق سوخته نسبت به مناطق نسوخته بالاتر یافتند (Fernández-García, Fulé, et al., 2019). پس از آتش‌سوزی‌های کنترل شده، افزایش قابل توجهی در فسفر قابل جذب افق A در گیاهان بوته‌ای و جنگل P. halepensis گزارش شده است (Goberna et al., 2012). مطالعات نشان دادند که افزایش فسفر قابل جذب در افق A ناشی از تبدیل فسفر آلی به فسفر قابل جذب از طریق فرآیند معدنی شدن، افزودن خاکستر به سطح خاک، کاهش تلفات فسفر به دلیل کاهش تبخیر و تشکیل آپاتیت (فسفر نامحلول) در حضور مواد آهکی است (Alcañiz et al., 2018; Caon et al., 2014).

در مطالعات متعدد، افزایش کاتیون‌های قابل تبادل مانندCa^{2+} ، Mg^{2+}، K^{+} و Na^{+} پس از آتش‌سوزی‌های جنگلی گزارش شده است (Alexakis et al., 2021; Rahimi et al., 2024). همچنین، در یک جنگل کاج، افزایش کاتیون‌های قابل تبادل را بلافاصله پس از آتش‌سوزی کنترل‌شده با شدت کم گزارش شده است (Alcañiz et al., 2016). Dzwonko و همکاران (۲۰۱۵) نیز در یک جنگل کاج اسکاتلندی، مقادیر قابل توجهی بالاتر از کاتیون‌های قابل تبادل را در قطعات سوخته نسبت به کنترل‌ها پس از آتش‌سوزی شدید مشاهده کردند. با این حال، برخی پژوهشگران گزارش داده‌اند که کاتیون‌های قابل تبادل پس از آتش‌سوزی تغییر نکرده یا کاهش یافته‌اند. به‌عنوان مثال، Liu و همکاران (۲۰۱۸) در گیاهان مراتع، تغییر معنی‌داری در مقدار K^{+} قبل و بعد از آتش‌سوزی طبیعی مشاهده نکردند. افزایش کاتیون‌های قابل تبادل به دلیل سوختن مواد آلی است که یون‌ها را در قالب خاکستر وارد ماتریکس خاک می‌کند (Lucas-Borja et al., 2021; Switzer et al., 2012). همچنین، کاتیون‌های قابل تبادل دارای آستانه تبخیر بالایی هستند و بنابراین نسبت به از دست رفتن از طریق تبخیر بسیار مقاوم‌اند (Zhang & Biswas, 2017). با این حال، افزایش غلظت کاتیون‌های قابل تبادل پس از آتش ممکن است موقتی باشد و به زودی به سطوح پیش از آتش بازگردد (Granged, Zavala, et al., 2011; James et al., 2018; Maynard et al., 2014).

بافت خاک معمولاً تحت تأثیر آتش‌سوزی‌های جنگلی قرار نمی‌گیرد، زیرا ذرات شن، رس و سیلت دارای آستانه دمایی بالایی هستند (Alcañiz et al., 2016). آستانه دمایی برای ذرات رس بین ۴۰۰ تا ۸۰۰ درجه سانتی‌گراد است، در حالی که برای شن و سیلت این آستانه حدود ۱۴۱۴ درجه سانتی‌گراد است (Neary, 2009) بنابراین ذرات رس بیشتر تحت تأثیر آتش‌سوزی از نظر بافت قرار می‌گیرند.

در یک جنگل کاج با خاک شنی رسی، کاهش اندکی در درصد ذرات رس در عمق ۲ تا ۵ سانتی‌متر خاک پس از یک آتش‌سوزی ثبت شده است که همراه با افزایش ذرات سیلت بود (Inbar et al., 2020). در جنگل بلوط، Heydari و همکاران

(۲۰۱۷) کاهش درصد رس در افق A پس از آتش‌سوزی شدید را گزارش کردند و متذکر شدند که این کاهش رس با افزایش ذرات شن همراه بوده است. مشابه این، Granged, Jordán و همکاران (۲۰۱۱) نیز افزایش درصد ذرات شن را در مقابل کاهش ذرات رس مشاهده کردند.

آتش‌سوزی‌های جنگلی تأثیر منفی بر چگالی ظاهری خاک دارند(Granged, Jordán, et al., 2011; Heydari et al., 2017)، که این موضوع به نوبه خود بر تخلخل خاک تأثیر می‌گذارد. با این حال، نتایج مطالعات مختلف متناقض است؛ برخی پژوهش‌ها کاهش چگالی ظاهری خاک پس از آتش‌سوزی را گزارش کرده‌اند (Chief et al., 2012; Downing et al., 2017)، در حالی که برخی دیگر تأثیر معنی‌داری بر چگالی ظاهری مشاهده نکرده‌اند (Goberna et al., 2012; Meira-Castro et al., 2015). برای مثال، Heydari و همکاران (۲۰۱۷) افزایش چگالی ظاهری خاک را پس از آتش‌سوزی در یک جنگل بلوط در استان ایلام، ایران، گزارش کردند. افزایش چگالی ظاهری خاک پس از آتش‌سوزی ناشی از فروپاشی کلوخه‌های خاک و تخریب مواد آلی خاک است (Heydari et al., 2017). چگالی ظاهری خاک با تخلخل آن نسبت معکوس دارد؛ بنابراین افزایش چگالی ظاهری منجر به کاهش تخلخل و به دنبال آن تأثیرات منفی بر خواص هیدرولوژیکی خاک خواهد شد (Lucas-Borja et al., 2020). در مقابل، Chief و همکاران (۲۰۱۲) در مناطق پوشیده از درختچه در نوادا، آمریکا، کاهش چگالی ظاهری خاک پس از آتش‌سوزی کنترل‌شده گزارش کردند. مشابه آن، Downing و همکاران (۲۰۱۷) در مراتع آلباین در کوه کنیا، پس از یک آتش‌سوزی شدید، کاهش چگالی ظاهری خاک را ثبت کردند که این کاهش را ناشی از افزودن مواد آلی نیمه‌تجزیه‌شده و گسترش بخار خاک دانستند.

دمای خاک بین ۳۰ تا ۶۰ درجه سانتی‌گراد تأثیر مثبتی بر پایداری کلوخه‌های خاک دارد، زیرا دمای مناسب باعث تغییرات حرارتی در سزکوئی اکسیدها می‌شود که به چسباندن ذرات رسی و تشکیل ذرات سیلت قوی‌تر کمک می‌کنند. همچنین مواد آلی خاک مانند یک عامل سیمانی عمل کرده و ذرات خاک را به هم می‌بندند. اما افزایش دما در بازه ۲۰۰ تا ۴۶۰ درجه سانتی‌گراد باعث کربنیزه شدن یا اکسیداسیون کامل مواد آلی می‌شود(Badía-Villas et al., 2014) که منجر به تخریب ساختار خاک از طریق خرد شدن و از هم گسیختگی کلوخه‌ها و فروپاشی ماکروروهای خاک می‌شود (Alcañiz et al., 2018). با این حال، نتایج مطالعات درباره تأثیر آتش‌سوزی بر پایداری کلوخه‌ها متناقض است. به عنوان مثال، Jordán و همکاران (۲۰۱۱) در مطالعه‌ای درباره شدت‌های مختلف آتش‌سوزی در جنگل کاج، هیچ تغییر قابل‌توجهی در پایداری کلوخه‌ها در آتش‌سوزی با شدت کم مشاهده نکردند. همچنین(Scharenbroch et al.) و همکاران (۲۰۱۲) گزارش دادند که آتش‌سوزی با شدت کم (۱۲۰ تا۲۳۰ درجه سانتیگراد) پایداری کلوخه‌های خاک جنگل بلوط در ایالت ایلینوی آمریکا را تغییر نداد. در مقابل، در برخی مطالعات مانند(Jordán et al.) و همکاران (۲۰۱۱) و (Granged, Zavala, et al.) و همکاران (۲۰۱۱) افزایش معنی‌داری در پایداری کلوخه‌ها پس از آتش‌سوزی‌های با شدت کم و متوسط مشاهده شده است. افزایش پایداری کلوخه‌ها اغلب به تشکیل کمپلکس‌های آلی-معدنی نسبت داده می‌شود که در آن مواد آلی با مواد معدنی خاک ترکیب شده و لایه‌ای آب‌گریز روی کلوخه‌ها تشکیل می‌دهند. این موضوع اهمیت مواد آلی به عنوان عامل چسباننده را نشان می‌دهد (Alcañiz et al., 2018).

اثر آتش‌سوزی بر ویژگی‌های زیستی، جمعیت میکروبی خاک و معدنی شدن کربن

آتش‌سوزی در اکوسیستم‌های جنگلی تأثیرات کوتاه‌مدت و بلندمدتی بر ساختار، تنوع و عملکرد جامعه میکروبی خاک بر جای می‌گذارد. در کوتاه‌مدت، حرارت شدید ناشی از آتش می‌تواند منجر به استریل شدن لایه‌های سطحی، کاهش ناگهانی زیست‌توده میکروبی و برهم خوردن تعادل تغذیه‌ای در خاک شود (Dooley & Treseder, 2012). در این میان، باکتری‌ها در مقایسه با قارچ‌ها تحمل دمایی بیشتری دارند و اغلب پس از آتش‌سوزی، سهم نسبی آن‌ها در جامعه میکروبی افزایش می‌یابد، در حالی که تراکم و تنوع قارچی کاهش پیدا می‌کند (Pressler et al., 2019).

یکی از پیامدهای رایج آتش‌سوزی، افزایش موقتی عناصر غذایی قابل جذب مانند نیتروژن، فسفر و پتاسیم است که عمدتاً به واسطه آزادسازی ترکیبات محلول موجود در خاکستر رخ می‌دهد. این پدیده با افزایش pH خاک همراه است و می‌تواند با بهبود دسترسی عناصر غذایی، شرایط رشد برای برخی گونه‌های میکروبی را فراهم سازد (Pérez-Valera et al., 2020). همچنین، افزایش موقت جمعیت باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن نظیر گونه‌های Azospirillum و Rhizobium پس از

آتش‌سوزی گزارش شده است(Semenova-Nelsen et al., 2019). در کنار تغییرات میکروبی، آتش‌سوزی‌ها تأثیرات عمیقی بر چرخه کربن و ماده آلی خاک دارند که می‌تواند بر عملکرد اکوسیستم‌ها و پایداری خاک در درازمدت تأثیر بگذارد.

از دیدگاه چرخه کربن، آتش‌سوزی می‌تواند هم نرخ معدنی‌شدن کربن و هم کیفیت ترکیبات آلی باقی‌مانده در خاک را تحت تأثیر قرار دهد. در برخی موارد، حرارت آتش منجر به تخریب مواد آلی تازه و تولید ترکیبات کربنی با قابلیت تجزیه‌پذیری بالا می‌شود که در نتیجه آن، نرخ تنفس میکروبی در کوتاه‌مدت افزایش می‌یابد. در مقابل، در شرایطی که زیست‌توده گیاهی حاوی ترکیبات دیرتجزیه مانند رزین‌ها و لیگنین باشد، آتش‌سوزی می‌تواند منجر به تولید ترکیبات کربنی پایدار مانند بیوچار یا کربن سیاه شود که در برابر تجزیه زیستی مقاوم‌اند (Santín & Doerr, 2016). این ترکیبات نه‌تنها فرآیند معدنی‌شدن کربن را کند می‌کنند، بلکه پایداری ماده آلی را در بلندمدت افزایش می‌دهند. شواهد نشان می‌دهد که تغییرات در شاخص‌های معدنی‌شدن کربن می‌تواند تا چند سال پس از آتش‌سوزی تداوم یابد (Pellegrini et al., 2022). مطالعات میدانی، کاهش قابل‌توجه کربن زیست‌توده میکروبی (MBC) را در خاک‌های سوخته در مقایسه با خاک‌های نسوخته گزارش کرده‌اند. به‌عنوان نمونه، در خاک‌های نوع Haplic Umbrisol تحت پوشش گیاه Pinus pinaster (Fernández-García, Miesel, et al., 2019) ، در جنگل‌های Quercus frainetto (Akburak et al., 2018) و در جنگل‌های P. halepensis (اسپانیا) (Fajardo-Cantos et al., 2024)کاهش کربن زیست‌توده میکروبی را گزارش کرده‌اند. این کاهش عمدتاً به علت از بین رفتن ریزجانداران بر اثر حرارت، کاهش دسترسی به منابع غذایی، و آزاد شدن ترکیبات بازدارنده رشد میکروبی، به‌ویژه قارچ‌ها، پس از آتش‌سوزی است (Akburak et al., 2018; Fernández-García, Fulé, et al., 2019). با این حال، برخی پژوهش‌ها افزایش کربن زیست‌توده میکروبی را نیز گزارش کرده‌اند که ممکن است به دلیل ورود خاکستر غنی از کربن و افزایش مواد آلی قابل تجزیه باشد (Fultz et al., 2016; Goberna et al., 2012).

در منطقه آناتولی ترکیه، تغییراتی در ترکیب جامعه میکروبی پس از آتش‌سوزی ثبت شده است که طی آن، غلبه قارچ‌ها جای خود را به غالبیت باکتری‌ها داد (Erkovan et al., 2016). این الگو در چمنزارهای سوخته در تگزاس نیز تأیید شده است (Fultz et al., 2016). یافته‌های مشابهی نیز گزارش شده‌اند که همگی به افزایش pH و بهبود دسترسی عناصر غذایی پس از آتش به‌عنوان دلایل اصلی این تغییر ساختاری در جامعه میکروبی اشاره دارند (Hu et al., 2023; Pressler et al., 2019).

افزون بر این، فعالیت آنزیم‌های خاک نیز به‌شدت تحت تأثیر آتش‌سوزی قرار می‌گیرد. به‌عنوان مثال، فعالیت آنزیم β-گلوکوزیداز که در تجزیه کربوهیدرات‌ها نقش دارد، در خاک‌های سوخته کاهش می‌یابد (Fultz et al., 2016; Knelman et al., 2017). همچنین کاهش فعالیت فسفاتاز اسیدی که در چرخه فسفر نقش دارد، پس از آتش‌سوزی گزارش شده و احتمالاً ناشی از آسیب به زیست‌توده میکروبی یا افزایش فسفر قابل دسترس است که خود باعث بازخورد منفی بر فعالیت این آنزیم می‌شود (Fernández-García, Fulé, et al., 2019; Xue et al., 2014).

تغییرات کربن آلی خاک پس از آتش‌سوزی بسیار متغیر است و به عواملی مانند مدت‌زمان و شدت آتش، نوع و مقدار زیست‌توده، میزان رطوبت و ویژگی‌های خاک بستگی دارد (Reyes et al., 2015). این تغییرات می‌تواند از تخریب کامل ماده آلی و تبخیر ترکیبات فرّار، تا تشکیل زغال و حتی افزایش کربن آلی خاک تا حدود ۳۰ درصد در آتش‌های کنترل‌شده را شامل شود (Alcañiz et al., 2018). فرآیند سوختن کربن آلی خاک در دماهای ۲۰۰ تا ۲۵۰ درجه سانتی‌گراد آغاز می‌شود و در دماهای ۴۶۰ تا ۵۰۰ درجه به سوختن کامل منجر می‌گردد (Badía et al., 2014).

شدت آتش عامل کلیدی در جهت تغییر کربن آلی خاک است؛ آتش‌سوزی‌های با شدت پایین معمولاً باعث افزایش یا تغییرات جزئی در کربن آلی خاک می‌شوند، در حالی‌که آتش‌های شدید منجر به کاهش قابل‌توجه آن می‌گردند (Caon et al., 2014). به‌عنوان نمونه، در جنگل‌های Pinus halepensis در اسپانیا، کاهش ۲۷/۹ درصدی کربن آلی خاک در لایه سطحی خاک پس از آتش‌سوزی شدید گزارش شده است (Badía et al., 2014). این کاهش‌ها به عواملی نظیر سوختن ماده آلی، افزایش معدنی‌شدن کربن، و کاهش حلالیت کربن در شرایط قلیایی پس از آتش نسبت داده شده‌اند (Rodriguez-Cardona et al., 2020). در مقابل، برخی مطالعات تغییری در کربن آلی خاک نیافتند و حتی افزایش آن را پس از آتش‌های کم شدت گزارش کردند (Akburak et al., 2018; Fernández-García, Miesel, et al., 2019).

این افزایش به تشکیل کربن پیروژنتیک (Pyrogenic Carbon) نسبت داده می‌شود؛ نوعی کربن مقاوم که در اثر سوختن ناقص زیست‌توده و ورود خاکستر غنی از مواد آلی به خاک ایجاد می‌شود (Hu et al., 2023; Sánchez Meador et al., 2017). این کربن که با عنوان «کربن سیاه (Black Carbon) «شناخته می‌شود، در برابر تجزیه زیستی بسیار مقاوم است و با افزایش پایداری ماده آلی در خاک مرتبط دانسته شده است (Caon et al., 2014).

تغییرات کربن آلی خاک پس از آتش‌سوزی همچنین به نوع آتش (سطحی، تاجی، زیرسطحی)، پوشش گیاهی، بافت و خصوصیات خاک، توپوگرافی و مدت‌زمان پس از وقوع آتش وابسته است (Pellegrini et al., 2018). در آتش‌سوزی‌های سطحی با شدت پایین تا متوسط، ورود بقایای نیمه‌سوخته مانند برگ، شاخه‌های ریز و زغال، می‌تواند موجب افزایش کربن آلی خاک در لایه‌های سطحی خاک شود. اما در آتش‌های شدید، به‌ویژه در جنگل‌های سوزنی‌برگ، کاهش بیش از ۵۰ درصدی کربن آلی خاک در عمق صفر تا ۱۰ سانتی‌متر گزارش شده است. این کاهش ناشی از اکسیداسیون سریع ترکیبات آلی و نابودی لایه آلی سطحی بر اثر دمای بالا است (Krasnoshchekov, 2018; Poon, 2015).

نسبت C/N نیز پس از آتش‌سوزی معمولاً کاهش می‌یابد، زیرا ترکیبات کربنی ناپایدار سریع‌تر از بین می‌روند و ترکیبات غنی از نیتروژن مانند خاکستر و مواد احتراقی در خاک باقی می‌مانند. این تغییر می‌تواند بر فعالیت میکروبی و نرخ معدنی‌شدن مواد آلی در خاک تأثیر بگذارد (Johnson et al., 2024; Zhang et al., 2023).

مطالعات میدانی بر آتش‌سوزی‌های طبیعی و همچنین آزمایش‌های حرارتی در شرایط کنترل‌شده آزمایشگاهی نشان داده‌اند که پس از سوختن، نسبت جزء هومین در ماده آلی خاک به‌طور قابل توجهی افزایش می‌یابد. این افزایش معمولاً همراه با کاهش نسبی اجزای اسید هیومیک و اسید فولویک است (Bravo-Escobar et al., 2024).

این تغییر به‌ویژه در مورد اجزای ترمولابیل (حرارت‌پذیرتر) مانند ماده آلی آزاد، اسیدهای فولویک، و ترکیبات ناپایدار یا غیرهوموسی که تنها از طریق برهم‌کنش‌های فیزیکی با کانی‌های خاک پیوند دارند، شدیدتر است. در مقابل، اجزای پایدارتری که به شکل ترکیبات هوموسی‌شده در پیوندهای آلی - معدنی قوی شرکت دارند، مقاومت بیشتری در برابر حرارت از خود نشان می‌دهند و کمتر دچار تجزیه می‌شوند (Wang et al., 2023).

نتیجه‌گیری

آتش‌سوزی جنگلی تأثیرات پیچیده و چندوجهی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارد که شدت و مدت زمان آتش از عوامل اصلی تعیین‌کننده این تغییرات هستند. در آتش‌های با شدت بالا، معمولاً کربن آلی خاک کاهش می‌یابد، زیست‌توده میکروبی تخریب می‌شود، pH خاک کاهش می‌یابد و نیتروژن به صورت گازی از خاک فرار می‌کند. در مقابل، آتش‌های با شدت پایین تا متوسط ممکن است موقتاً باعث افزایش مواد معدنی، کربن سیاه، نیتروژن قابل دسترس و تغییرات در ساختار جامعه میکروبی شوند. ترکیبات پایداری مانند هومین و کربن سیاه در خاک باقی می‌مانند و به پایداری بلندمدت آن کمک می‌کنند، در حالی که اجزای حساس به حرارت مانند اسیدهای هیومیک کاهش می‌یابند. این تغییرات در چرخه عناصر غذایی، فعالیت آنزیمی و جمعیت میکروبی از دیگر پیامدهای مهم آتش‌سوزی هستند که در بلندمدت می‌توانند باعث بازتنظیم عملکرد خاک شوند. برای مدیریت پایدار منابع خاک و بازسازی اکوسیستم‌های آسیب‌دیده از آتش‌سوزی، درک این تغییرات ضروری است. همچنین مطالعات بیشتر، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، برای توسعه راهکارهای منطقه‌محور بازسازی توصیه می‌شود.

منابع

Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of forestry research*, *33*(5), 1419–1441 .

Akburak, S., Son, Y., Makineci, E., & Çakir, M. (2018). Impacts of low-intensity prescribed fire on microbial and chemical soil properties in a Quercus frainetto forest. *Journal of forestry research*, *29*, 687–696 .

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Farguell, J., & Úbeda, X. (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, *572*, 1329–1335 .

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., & Úbeda, X. (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of the Total Environment*, *613*, 944–957 .

Alexakis, D., Kokmotos, I., Gamvroula, D., & Varelidis, G. (2021). Wildfire effects on soil quality: Application on a suburban area of West Attica (Greece). *Geosciences Journal*, *25*, 243–253 .

Badía-Villas, D ,.González-Pérez, J. A., Aznar, J. M., Arjona-Gracia, B., & Martí-Dalmau, C. (2014). Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: Soil depth affected by fire. *Geoderma*, *213*, 400–407 .

Badía, D., Martí, C., Aguirre, A. J., Aznar, J. M., González-Pérez, J., De la Rosa, J., León, J., Ibarra, P., & Echeverría, T. (2014). Wildfire effects on nutrients and organic carbon of a Rendzic Phaeozem in NE Spain: changes at cm-scale topsoil. *Catena*, *113*, 267–275 .

Bashari, H., Naghipour, A. A., Khajeddin, S. J., Sangoony, H., & Tahmasebi, P. (2016). Risk of fire occurrence in arid and semi-arid ecosystems of Iran: an investigation using Bayesian belief networks. *Environmental Monitoring and Assessment*, *188*(9), 531 .https://doi.org/10.1007/s10661-016-5532-8

Bazrmanesh, A., Soltani, S., Esfahani, M. T., & Jafari, R. (2025). Modeling forest and rangeland ecosystem responses to drought across Hyrcanian bioclimatic zones of Iran using GLM and LAI analysis. *Scientific Reports*, *15*(1), 24743. https://doi.org/10.1038/s41598-025-09629-0

Bravo-Escobar, A. V., O'Donnell, A. J., Middleton, J. A., & Grierson, P. F. (2024). Differences in dissolved organic matter (DOM) composition of soils from native eucalypt forests and exotic pine plantations impacted by wildfire in Southwest Australia. *Geoderma Regional*, *37*, e00793. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00793

Caon, L., Vallejo, V. R., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2014). Effects of wildfire on soil nutrients in Mediterranean ecosystems. *Earth-Science Reviews*, *139*, 47–58 .

Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, *143*(1), 1–10. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8

Cheng, G., Lou, J., Zhu ,M., Zhang, X., Wang, H., Tang, Z., & Wang, W. (2025). Fire differentially affects soil properties of forests and grasslands: A global meta-analysis. *Catena*, *255*, 109031 .

Chief, K., Young, M. H., & Shafer, D. S. (2012). Changes in soil structure and hydraulic properties in a wooded-shrubland ecosystem following a prescribed fire. *Soil Science Society of America Journal*, *76*(6), 1965–1977 .

Dooley, S. R., & Treseder, K. K. (2012). The effect of fire on microbial biomass: a meta-analysis of field studies. *Biogeochemistry*, *109*, 49–61 .

Downing, T. A., Imo, M., Kimanzi, J., & Otinga, A. N. (2017). Effects of wildland fire on the tropical alpine moorlands of Mount Kenya. *Catena*, *149*, 300–308 .

Dzwonko, Z., Loster, S., & Gawroński, S. (2015). Impact of fire severity on soil properties and the development of tree and shrub species in a Scots pine moist forest site in southern Poland. *Forest Ecology and Management*, *342*, 56–63 .

Erkovan, Ş., Koc, A., GÜLLAP, M. K., ERKOVAN, H. İ., & Bilen, S. (2016). The effect of fire on the vegetation and soil properties of ungrazed shortgrasssteppe rangeland of the Eastern Anatolia region of Turkey. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, *40*(2), 290–299 .

Fajardo-Cantos, Á., Peña, E., Plaza-Álvarez, P., González-Romero, J ,.Moya, D., González-Camuñas, H., Díaz, A., Botella, R., Lucas-Borja, M., & De Las Heras, J. (2024). Soil response in a Mediterranean forest ecosystem of Southeast Spain following early prescribed burning. *Heliyon*, *10* .(۱۹)

Fernández-Fernández, M., Rütting, T., & González-Prieto, S. (2017). Effects of a high-severity wildfire and post-fire straw mulching on gross nitrogen dynamics in Mediterranean shrubland soil. *Geoderma*, *305*, 328–335 .

Fernández-García, V., Fulé, P. Z., Marcos, E., & Calvo, L. (2019). The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management*, *444*, 59–68 .

Fernández-García, V., Marcos, E., Huerta, S., & Calvo, L. (2021). Soil-vegetation relationships in Mediterranean forests after fire. *Forest Ecosystems*, *8*, 1–13 .

Fernández-García, V., Miesel, J., Baeza, M. J., Marcos, E., & Calvo, L. (2019). Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire. *Applied Soil Ecology*, *135*, 147–156 .

Ferrer-Paris, J. R., Sánchez-Mercado, A., Cornwell, W. K., Ooi, M., Tozer, M., Mackenzie, B. D., Woodward, R., Denham, A. J., Auld, T. D., & Keith, D. A. (2025). Fire ecology database for documenting plant responses to fire events in Australia. *Scientific Data*, *12*(1), 399 .

Francos, M., Stefanuto, E., Úbeda, X., & Pereira, P. (2019). Long-term impact of prescribed fire on soil chemical properties in a wildland-urban interface. Northeastern Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment*, *689*, 305–311 .

Fultz, L. M., Moore-Kucera, J., Dathe, J., Davinic, M., Perry, G., Wester, D., Schwilk, D. W., & Rideout-Hanzak, S. (2016). Forest wildfire and grassland prescribed fire effects on soil biogeochemical processes and microbial communities: Two case studies in the semi-arid Southwest. *Applied Soil Ecology*, *99*, 118–128 .

García-Llamas, P., Suárez-Seoane, S., Taboada, A., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Fernández-García, V ,. Fernández-Guisuraga, J. M., Marcos, E., & Calvo, L. (2019). Environmental drivers of fire severity in extreme fire events that affect Mediterranean pine forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, *433*, 24–32 .

Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & King, L. A. (2015). Conceptualizing forest degradation. *Trends in ecology & evolution*, *30*(10), 622–632 .

Goberna, M., García, C., Insam, H., Hernández, M., & Verdú, M. (2012). Burning fire-prone Mediterranean shrublands: immediate changes in soil microbial community structure and ecosystem functions. *Microbial ecology*, *64*, 242–255 .

González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment international*, *30* .۸۷۰–۸۵۵ ,(٦)

Granged, A. J., Jordán, A., Zavala, L. M., Muñoz-Rojas, M., & Mataix-Solera, J. (2011). Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). *Geoderma*, *167*, 125–134 .

Granged, A. J., Zavala, L. M., Jordán, A., & Bárcenas-Moreno, G. (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma*, *164*(1-2), 85–94 .

Hahn, G. E., Coates, T. A., & Aust, W. M. (2021). Soil chemistry following single-entry, dormant season prescribed fires in the Ridge and Valley Province of Virginia, USA. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *52*(17), 2065–2073 .

Heydari, M., Rostamy, A., Najafi, F., & Dey, D. (2017). Effect of fire severity on physical and biochemical soil properties in Zagros oak (Quercus brantii Lindl.) forests in Iran. *Journal of forestry research*, *28*, 95–104 .

Hinojosa, M. B., Albert-Belda, E., Gómez-Muñoz, B., & Moreno, J. M. (2021). High fire frequency reduces soil fertility underneath woody plant canopies of Mediterranean ecosystems. *Science of the Total Environment*, *752*, 141877 .

Hu, M., Wang, J., Lu, L., Gui, H., & Wan, S. (2023). Global recovery patterns of soil microbes after fire. *Soil Biology and Biochemistry*, *183*, 109057 .

Inbar, A., Nyman, P., Lane, P. N., & Sheridan, G. J. (2020). The role of fire in the coevolution of soils and temperate forests. *Water Resources Research*, *56*(8), e2019WR026005 .

James, J. A., Kern, C. C., & Miesel, J. R. (2018). Legacy effects of prescribed fire season and frequency on soil properties in a Pinus resinosa forest in northern Minnesota. *Forest Ecology and Management*, *415*, 47–57 .

Johnson, D. B., Yedinak, K. M., Sulman, B. N., Berry, T. D., Kruger, K., & Whitman, T. (2 .(۰۲٤Effects of fire and fire-induced changes in soil properties on post-burn soil respiration. *Fire Ecology*, *20*(1), 90. https://doi.org/10.1186/s42408-024-00328-1

Jones, M. W., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., Smith, A. J., Burton, C., Betts, R. A., & van der Werf, G. R. (2022). Global and regional trends and drivers of fire under climate change. *Reviews of Geophysics*, *60*(3), e2020RG000726 .

Jordán, A., Zavala, L. M., Mataix-Solera, J., Nava, A. L., & Alanís, N .(۲۰۱۱) .Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *Catena*, *84*(3), 136–147 .

Kala, C. P. (2023). Environmental and socioeconomic impacts of forest fires: A call for multilateral cooperation and management interventions. *Natural Hazards Research*, *3*(2), 286–294. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.nhres.2023.04.003

Keeley, J. E., Pausas, J. G., Rundel, P. W., Bond, W. J., & Bradstock, R. A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in plant science*, *16*(8), 406–411. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002

Knelman, J. E., Graham, E. B., Ferrenberg, S., Lecoeuvre, A., Labrado, A., Darcy, J. L., Nemergut, D. R., & Schmidt, S. K. (2017). Rapid shifts in soil nutrients and decomposition enzyme activity in early succession following forest fire. *Forests*, *8*(9), 347 .

Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, *85*(1), 91–118 .

Kong, J.-j., Yang, J., & Cai, W. (2019). Topography controls post-fire changes in soil properties in a Chinese boreal forest. *Science of the Total Environment*, *651*, 2662–2670 .

Krasnoshchekov, Y. N. (2018). Soils of mountainous forests and their transformation under the impact of fires in Baikal region. *Eurasian Soil Science*, *51*, 371–384 .

Lal, R. (2015). Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. *Journal of soil and water conservation*, *70*(3), 55A–62A .

Liu, J.-C., Tan ,K. H., & Yao, Y. (2018). A new perspective on nature of fire-induced spalling in concrete. *Construction and Building Materials*, *184*, 581–590 .

Lucas-Borja, M. E., Bombino, G., Carrà, B. G., D'Agostino, D., Denisi, P., Labate, A., Plaza-Alvarez, P. A & ,. Zema, D. A. (2020). Modeling the soil response to rainstorms after wildfire and prescribed fire in Mediterranean forests. *Climate*, *8*(12), 150 .

Lucas-Borja, M. E., Delgado-Baquerizo, M., Muñoz-Rojas, M., Plaza-Álvarez, P. A., Gómez-Sanchez, M. E., González-Romero, J., Peña-Molina, E., Moya, D., & de las Heras, J. (2021). Changes in ecosystem properties after post-fire management strategies in wildfire-affected Mediterranean forests. *Journal of Applied Ecology*, *58*(4), 836–846 .

Maynard, D., Paré, D., Thiffault, E., Lafleur, B., Hogg, K., & Kishchuk, B. (2014). How do natural disturbances and human activities affect soils and tree nutrition and growth in the Canadian boreal forest? *Environmental Reviews*, *22*(2), 161–178 .

Meira-Castro, A., Shakesby, R., Espinha Marques, J., Doerr, S., Meixedo, J., Teixeira, J., & Chaminé, H. I. (2015). Effects of prescribed fire on surface soil in a Pinus pinaster plantation, northern Portugal. *Environmental Earth Sciences*, *73*, 3011–3018 .

Muqaddas, B., Zhou, X., Lewis, T ,.Wild, C., & Chen, C. (2015). Long-term frequent prescribed fire decreases surface soil carbon and nitrogen pools in a wet sclerophyll forest of Southeast Queensland, Australia. *Science of the Total Environment*, *536*, 39–47 .

Neary, D. G. (2009). Post-wildland fire desertification: can rehabilitation treatments make a difference? *Fire Ecology*, *5*, 129–144 .

O'Brien, J., Hiers, J., Varner, J., Hoffman, C., Dickinson, M., Michaletz, S., Loudermilk, E., & Butler, B. (2018). Advances in mechanistic approaches to quantifying biophysical fire effects. *Current Forestry Reports*, *4*, 161–177 .

Osman, K. T. (2018). *Management of soil problems*. Springer .

Panico, S. C., Ceccherini, M. T., Memoli, V., Maisto, G., Pietramellara, G., Barile, R., & De Marco, A. (2020). Effects of different vegetation types on burnt soil properties and microbial communities. *International Journal of Wildland Fire*, *29*(7), 628–636 .

Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2014). Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems . *New Phytologist*, *204*(1), 55–65. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/nph.12921

Pellegrini, A. F., Ahlström, A., Hobbie, S. E., Reich, P. B., Nieradzik, L. P., Staver, A. C., Scharenbroch, B. C., Jumpponen, A., Anderegg, W. R., & Randerson, J. T. (20 .(۱۸Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nature*, *553*(7687), 194–198 .

Pellegrini, A. F., Harden, J., Georgiou, K., Hemes, K. S., Malhotra, A., Nolan, C. J., & Jackson, R. B. (2022). Fire effects on the persistence of soil organic matter and long-term carbon storage. *Nature Geoscience*, *15*(1), 5–13 .

Pérez-Valera, E., Verdú, M., Navarro-Cano, J., & Goberna, M. (2020). Soil microbiome drives the recovery of ecosystem functions after fire. *Soil Biology and Biochemistry*, *149*, 107948 .

Pérez-Valera, E., Verdu, M., Navarro-Cano, J. A., & Goberna, M. (2018). Resilience to fire of phylogenetic diversity across biological domains. *Molecular Ecology*, *27*(13), 2896–2908. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/mec.14729

Poon, L. F. (2015). Pyrogenic organic matter, soil carbon dynamics and prescribed fire in temperate forests of south-eastern Australia .

Pressler, Y., Moore, J. C., & Cotrufo, M. F. (2019). Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos*, *128*(3), 309–327 .

Qiu, J., Wang, H., Shen, W., Zhang, Y., Su, H., & Li, M. (2021). Quantifying forest fire and post-fire vegetation recovery in the daxin'anling area of northeastern China using landsat time-series data and machine learning. *Remote sensing*, *13*(4), 792 .

Rahimi, I., Duarte, L., & Teodoro, A. C. (2024). Zagros grass index—a new vegetation index to enhance fire fuel mapping: a case study in the Zagros Mountains. *Sustainability*, *16*(10), 3900 .

Reyes, O., García-Duro, J., & Salgado, J. (2015). Fire affects soil organic matter and the emergence of Pinus radiata seedlings. *Annals of forest science*, *72*, 267–275 .

Ribeiro-Kumara, C., Pumpanen, J., Heinonsalo, J., Metslaid ,M., Orumaa, A., Jõgiste, K., Berninger, F., & Köster, K. (2020). Long-term effects of forest fires on soil greenhouse gas emissions and extracellular enzyme activities in a hemiboreal forest. *Science of the Total Environment*, *718*, 135291 .

Rodriguez-Cardona, B. M., Coble, A., Wymore, A. S., Kolosov, R., Podgorski, D., Zito, P., Spencer, R., Prokushkin, A., & McDowell, W. H. (2020). Wildfires lead to decreased carbon and increased nitrogen concentrations in upland arctic streams. *Scientific Reports*, *10* .۸۷۲۲ ,(۱)

Sánchez Meador, A., Springer, J. D., Huffman, D. W., Bowker, M. A., & Crouse, J. E. (2017). Soil functional responses to ecological restoration treatments in frequent-fire forests of the western United States: a systematic review. *Restoration Ecology*, *25*(4), 497–508 .

Santín, C., & Doerr, S. H. (2016). Fire effects on soils: the human dimension. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *371*(1696), 20150171 .

Santín, C., Doerr, S. H., Kane, E. S., Masiello, C. A., Ohlson, M., de la Rosa, J. M., Preston, C. M., & Dittmar, T. (2016). Towards a global assessment of pyrogenic carbon from vegetation fires. *Global Change Biology*, *22*(1), 76–91. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.12985

Sazawa, K., Yoshida, H., Okusu ,K., Hata, N., & Kuramitz, H. (2018). Effects of forest fire on the properties of soil and humic substances extracted from forest soil in Gunma, Japan. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*, 30325–30338 .

Scharenbroch, B., Nix, B., Jacobs, K & ,.Bowles, M. (2012). Two decades of low-severity prescribed fire increases soil nutrient availability in a Midwestern, USA oak (Quercus) forest. *Geoderma*, *183*, 80–91 .

Semenova-Nelsen, T. A., Platt, W. J., Patterson, T. R., Huffman, J., & Sikes, B. A. (20 .(۱۹Frequent fire reorganizes fungal communities and slows decomposition across a heterogeneous pine savanna landscape. *New Phytologist*, *224*(2), 916–927 .

Silvério, D. V., Brando, P. M., Bustamante, M. M., Putz, F. E., Marra, D. M., Levick, S. R., & Trumbore, S. E. (2019). Fire, fragmentation, and windstorms: A recipe for tropical forest degradation. *Journal of Ecology*, *107*(2), 656–667 .

Switzer, J. M., Hope, G. D., Grayston, S. J., & Prescott, C. E. (2012). Changes in soil chemical and biological properties after thinning and prescribed fire for ecosystem restoration in a Rocky Mountain Douglas-fir forest. *Forest Ecology and Management*, *275*, 1–13 .

Valkó, O., Kelemen, A., Miglécz, T., Török, P., Deák, B., Tóth, K., Tóth, J. P., & Tóthmérész, B .(۲۰۱۸) . Litter removal does not compensate detrimental fire effects on biodiversity in regularly burned semi-natural grasslands. *Science of the Total Environment*, *622*, 783–789 .

Verma, S., & Jayakumar, S. (2018). Effect of recurrent fires on soil nutrient dynamics in a tropical dry deciduous forest of Western Ghats, India. *Journal of Sustainable Forestry*, *37*(7), 678–690 .

Verma, S., Singh, D., Singh, A. K., & Jayakumar, S. (2019). Post-fire soil nutrient dynamics in a tropical dry deciduous forest of Western Ghats, India. *Forest Ecosystems*, *6*, 1–9 .

Wang, C., Cheng, T., Tang, S., Li, M., Zhang, D., & Pan, X. (2023). Protective-mechanism-exclusive thermal stability modes of soil organic matter: Novel implication for wildfire effect on soil organic carbon. *Science of the Total Environment*, *861*, 160734. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160734

Xue, L., Li, Q., & Chen, H. (2014). Effects of a wildfire on selected physical, chemical and biochemical soil properties in a Pinus massoniana forest in South China. *Forests*, *5*(12), 2947–2966 .

Zhang, J., Busse, M., Wang, S., Young, D., & Mattson, K. (2023). Wildfire loss of forest soil C and N: Do pre-fire treatments make a difference? *Science of the Total Environment*, *854*, 158742. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158742

Zhang, Y., & Biswas, A. (2017). The effects of forest fire on soil organic matter and nutrients in boreal forests of North America: a review. *Adaptive soil management: From theory to practices*, 465–476 .

The effect of forest fire on some soil characteristics

Fatemeh Rakhsh[1*], Ali Beheshti Ale Agha[2]
1. Research Assistant, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Razi University Kermanshah, Iran. (*Corresponding author: rakhsh.fatemeh@alumni.znu.ac.ir)
2. Associate Professor, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, Razi University Kermanshah, Iran.

Abstract

Wildfires are among the most significant ecological disturbances, exerting widespread effects on the physical, chemical, and biological properties of soils. The intensity and duration of the fire, as well as the type of vegetation, determine the extent of these changes. High-intensity fires typically result in a reduction of organic carbon, nitrogen, and other organic compounds, destruction of soil structure, and a sharp decline in microbial activity. In contrast, low to moderate-intensity fires can temporarily increase the availability of nutrients such as phosphorus, potassium, and mineral nitrogen, as well as improve conditions for the growth of certain microorganisms. Fire also alters the pH, reduces water retention capacity, and decomposes labile organic materials. At the same time, more stable compounds such as black carbon and humin remain in the soil, contributing to long-term carbon sequestration. These changes can persist for years, depending on environmental conditions. In addition to natural factors, human activities such as land-use change, overharvesting of forest resources, and improper management of vegetation fuels can increase the risk and intensity of fires. On the other hand, sustainable forest management, community education, and the use of prescribed burning can help mitigate damage. Evidence also suggests that the intensity and type of fire effects vary across geographic regions and depend on climate, soil type, and vegetation composition. Analyzing these effects is crucial for sustainable soil management, post-fire restoration, and understanding the dynamics of soil ecosystems, particularly in arid and semi-arid regions.

Keywords: Hydrophobic, Fire, Microbial Biomass, Microorganism, Organic Carbon, Organic Matter.