اثر فرسایش آبی بر تنوع زیستی خاک در اکوسیستم‌های خشک

ندا محسنی*

استادیار گروه جغرافیا، دانشکده ادبیات و علوم انسانی، دانشگاه فردوسی مشهد

پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۱۱/۸
تأیید نهایی مقاله: ۱۳۹۸/۲/۱۵

چکیده

فرسایش خاک به عنوان یک فرایند ژئومورفیک علاوه بر تلفات خاک، اثرات شدیدی بر تنوع زیستی خاک دارد. دینامیک تنوع زیستی خاک می‌تواند شاخصی برای ارزیابی میزان سازگاری اکوسیستم‌ها در برابر تغییرات محیطی باشد. از آنجا که اکوسیستم‌های خشک و نیمه‌خشک نقش مهمی در انتشار کربن به اتمسفر دارند، عملکرد فرآیندهای فرسایشی می‌تواند شرایطی را برای توقیف کربن و متعاقباً اثرات مثبت در راستای افزایش سازگاری این اکوسیستم‌ها در برابر تغییرات محیطی فراهم آورد. در این مطالعه با هدف بررسی اثرات فرسایش آبی بر تنوع میکروبی خاک، نمونه‌های خاک از بخش‌های مختلف سه مخروط افکنه برای اندازه‌گیری فعالیت‌های آنزیمی، کربن زیست توده میکروبی، کربن آلی، کربن آلی ناپایدار (محلول)، توزیع اندازه ذرات خاک و رطوبت خاک برداشت شد. نتایج نشان داده است، میزان کربن آلی و نیتروژن کل در سایت‌های رسوبی به‌طور معنی‌داری کمتر از سایت‌های فرسایشی بوده است. در حالی که بیشترین میزان کربن آلی محلول و کربن زیست توده میکروبی در سایت‌های رسوبی دیده شده است. همچنین در مقایسه با سایت‌های فرسایشی، فعالیت آنزیم کاتالاز بیشترین مقدار را در نمونه‌های مربوط به سایت‌های رسوبی نشان داده است. براساس این یافته‌ها، معدنی شدن و تجزیه کربن آلی در سایت‌های فرسایشی و رسوبی به شدت مرتبط با تغییر در ویژگی-های بیوژئوشیمیایی خاک است. به طوری‌که از مجموعه ویژگی‌های زیستی خاک، اثرگذاری کیفیت کربن در افزایش ارتجاع پذیری اکوسیستم‌ها بسیار مهم‌تر از کمیت کربن می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: فرایند ژئومورفیک، فرسایش آبی، تنوع میکروبی، فعالیت آنزیمی، مناطق خشک.

*- نویسنده مسئول: ۰۹۱۱۲۹۱۶۹۴۳ Email: nedamohseni@um.ac.ir

مقدمه

در طول ۲۰۰ سال گذشته، انتشار گازهای گلخانه ای به خصوص دی اکسید کربن به سرعت افزایش یافته است. افزایش سریع تجمع دی‌اکسیدکربن و تبعات زیست‌محیطی آن توجه زیادی را به مطالعات بر روی شناسایی منابع و مخازن[1] دی‌اکسیدکربن معطوف کرده است (لل، ۲۰۰۳). شناسایی منابع ناشناخته ذخیره کربن در راستای توسعه استراتژی‌هایی برای کاهش میزان انتشار گازهای گلخانه‌ای در اتمسفر و سازگاری با تغییرات بالقوه اقلیم بسیار حائز اهمیت می‌باشد. فرسایش خاک به‌وسیله آب یک فرایند طبیعی ژئومورفیک و یکی از شایع‌ترین فرم‌های تخریب خاک شناخته می‌شود. فرسایش شامل سه مرحله می‌شود: کنده شدن ذرات خاک، جابجایی و باز توزیع رسوبات در امتداد چشم انداز و رسوب گذاری در موقعیت‌های پائین دست (سطوح کم شیب) لندفرم. این فرایندها به واسطه عملکرد مکانیزم‌هایی مانند حذف و جایگزینی کربن آلی در موقعیت‌های فرسایشی، فرایند معدنی شدن کربن آلی در مسیر جابجایی رسوبات (مسیرهای انتقال) و مدفون شدن کربن آلی درجا و نابرجا در موقعیت‌های رسوبی، به شدت دینامیک کربن آلی خاک و تنوع زیستی را تحت‌تأثیر قرار می‌دهند (کرکلس و همکاران، ۲۰۱۴). اثرات این مکانیزم‌ها بر دینامیک کربن در دهه‌های اخیر به‌طور گسترده‌ای مطالعه شده است. با این وجود تاکنون مطالعه چشم‌گیری به خصوص در ایران بر روی این موضوع که آیا فرسایش خاک می‌تواند منبعی برای انتشار دی‌اکسیدکربن به اتمسفر باشد و یا برعکس شرایطی برای ذخیره کربن در خاک فراهم آورد، انجام نشده است. استالارد (۱۹۹۸) از مدل‌های هیدرولوژیک-بیوژئوشیمی برای بررسی اثرات رسوبگذاری خاک‌های فرسایش یافته بر سیکل جهانی کربن استفاده کرد. وی محاسبه کرد که رسوب‌گذاری سهم عمده‌ای در ذخیره کربن با حجمی معادل ۰/۶ تا ۱/۵ پتاگرم در سال دارد. به‌طور مشابه‌ای، ون است و همکاران (۲۰۰۷) محاسبه کردند که فرسایش منجر به ذخیره سالانه ۰/۱۲ پتاگرم کربن در خاک می‌شود. برخی دیگر از محققان مانند جیسینت و لل (۲۰۰۱) و لل (۲۰۰۵) نشان داده‌اند که فرسایش خاک منبع عظیمی از انتشار دی‌اکسیدکربن به اتمسفر را فراهم می‌آورد. لل و پلیاکو (۲۰۰۸) با بررسی اثرات فرسایش شیاری بر جابجایی کربن آلی و معدنی شدن نشان دادند که حدود ۲۰ درصد از کربن آلی فرسایش یافته در طول فرایند جابجایی به دنبال شکسته شدن خاکدانه‌های اولیه می‌تواند به اتمسفر آزاد شود. به طوری‌که برخورد قطرات باران و رواناب شکل گرفته می‌توانند پایداری خاکدانه‌ها را به شدت کاهش داده و زمینه افزایش معدنی شدن کربن آلی را فراهم آورند (وی و همکاران، ۲۰۱۶). معدنی شدن و تجزیه کربن آلی در موقعیت‌های متفاوت فرسایشی و رسوبی عمدتاً مرتبط با تغییر در میکرو محیط‌های موجود در خاک است (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۳؛ پارک و همکاران، ۲۰۱۴). فرسایش آبی، به‌عنوان یک فرایند انتخابی، به‌طور مطلوبی ذرات ریزدانه و ذرات سبک مواد آلی را از سایت‌های فرسایشی به سمت سایت‌های رسوبی در موقعیت‌های کم شیب جابجا می‌کند (لل، ۲۰۰۳). این شرایط منجر به تغییر بافت خاک در چشم‌اندازهای فرسایشی-رسوبی و متعاقبا افزایش نسبت کربن در رسوبات فرسایش یافته خواهد شد (مچون و همکاران، ۲۰۱۱). همزمان با تغییر در ساختمان خاک و دسترس پذیری به مواد غذایی، فراوانی میکروبی

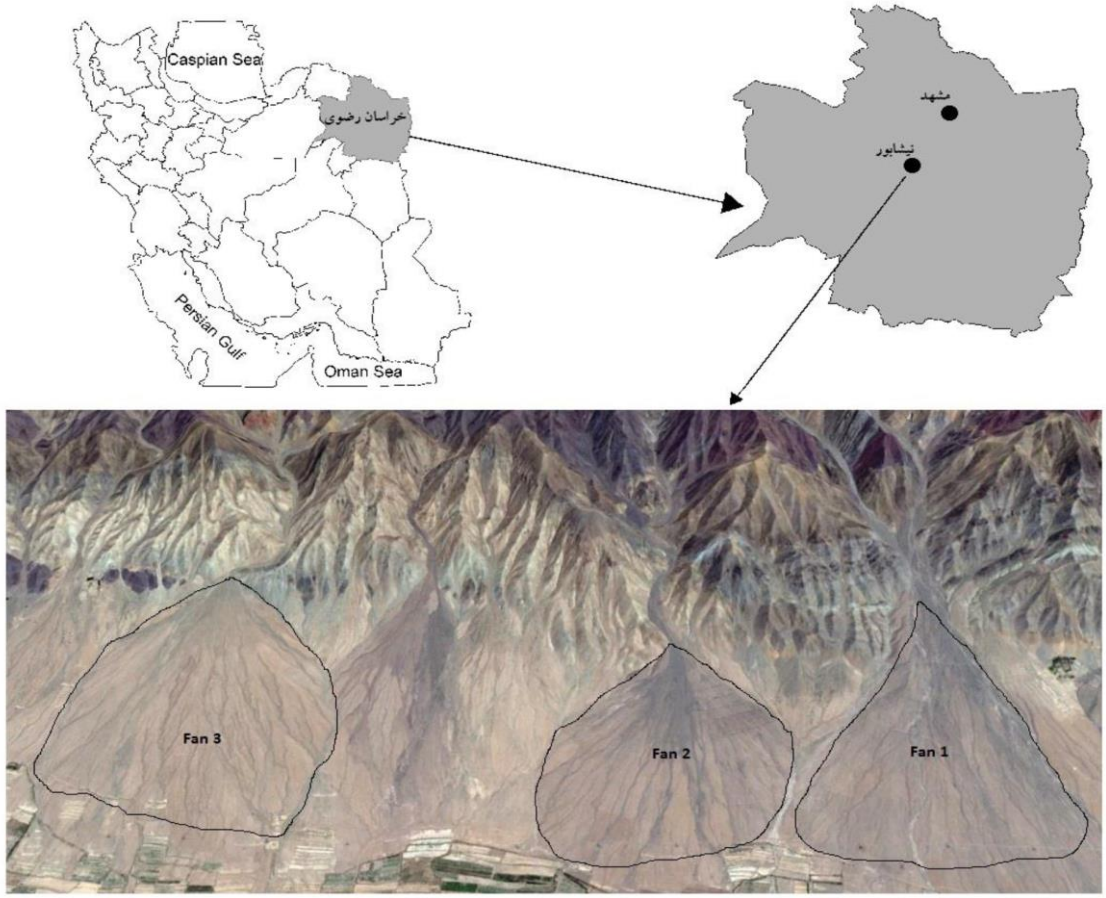
خاک، ترکیب جوامع میکروبی و فعالیت آنزیم‌ها در سایت‌های فرسایشی و رسوبی نیز تفاوت قابل ملاحظه‌ای را به معرض نمایش می‌گذارند. برای مثال، تلفات کربن آلی و پراکندگی خاکدانه‌ها در سایت‌های فرسایشی می‌تواند عاملی بازدارنده برای رشد سریع میکروارگانیزم‌های خاک (به‌خصوص قارچ‌ها) بوده و منجر به تغییر ترکیب جوامع میکروارگانیزم‌ها (برای مثال، حاکمیت قارچ‌ها در برابر باکتری‌ها) گردد. شرایطی که به شدت بر روی معدنی شدن و تجزیه کربن آلی خاک تأثیرگذار است (تریودی و همکاران، ۲۰۱۳). میکروارگانیزم‌های خاک سهم عمده‌ای در فرایندهای بیوشیمیایی شامل تجزیه مواد آلی و معدنی شدن مواد غذایی خاک داشته که می‌توانند نقشی تاثیرگذار در تغییر میزان ورودی و خروجی دی اکسید کربن و متعاقبا پایداری اکوسیستم‌ها داشته باشند. علاوه بر این، میکروب‌ها منجر به آزادسازی آنزیم‌های متعددی می‌شوند (استت و همکاران، ۲۰۱۰) که می‌توانند شاخصی برای ارزیابی میزان پایداری و ارتجاع‌پذیری اکوسیستم-ها در مواجهه با تغییرات و آشوب‌های محیطی[۲] باشند. در مقایسه با ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک، میکروارگانیزم‌ها و آنزیم‌های خاک به‌شدت به تغییرات و آشوب‌های محیطی حساس هستند (هوو و همکاران، ۲۰۱۴). فرایندهای فرسایشی به‌عنوان یکی از شایع‌ترین آشوب‌های محیطی در اکوسیستم‌های خشک و نیمه خشک می‌توانند به‌شدت فعالیت میکروارگانیزم‌ها و متعاقباً پایداری کربن خاک را تحت‌تأثیر قرار دهند (شی، ۲۰۱۱). در دهه‌های گذشته، تحقیقات بسیاری در ارتباط با اثرات فرسایش آبی بر توزیع رسوبات به علاوه کربن در چشم‌اندازهای مختلف انجام شده است (دنگایت و همکاران، ۲۰۱۳؛ ونگ و همکاران، ۲۰۱۴). همه این مطالعات نشان داده‌اند که چگونه فرسایش آبی با بر هم زدن خاک سطحی غنی از کربن می‌تواند منجر به حذف ذرات ریز و مواد آلی مرتبط با آن‌ها از شیب‌های فرسایشی به سمت موقعیت‌های رسوبی گردد. با این وجود، اطلاعات کمی پیرامون ارتباط بین فرسایش و فرایندهای زیستی و شیمیایی خاک مانند دینامیک کربن آلی، نیتروژن کل، ذخیره کربن آلی ناپایدار و کربن زیست توده میکروبی و اثراتشان بر میزان تجزیه یا معدنی شدن کربن در مناطق دامنه‌ای در دسترس می-باشد. با این مقدمه در این مطالعه به این موضوع پرداخته شده است که چگونه فرسایش آبی می-تواند اثرات متفاوتی به‌طور همزمان بر معدنی شدن و تجزیه کربن آلی خاک داشته باشد. در این راستا، با مطالعه روند تغییرپذیری مکانی فعالیت-های میکروبی و آنزیمی خاک در ۳ مخروط افکنه این فرضیه مورد بررسی قرار گرفته است که عملکرد فرسایش با تغییر در ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌تواند تفاوت‌های معناداری در مشخصه‌های زیستی و متعاقباً تنوع زیستی خاک بین سایت‌های فرسایشی و رسوبی ایجاد کند.

مواد و روش‌ها

سایت‌های مورد مطالعه و نمونه‌برداری خاک

به منظور بررسی اثرات فرسایش آبی بر تنوع زیستی خاک، سه مخروط افکنه در دامنه‌های جنوبی بینالود انتخاب شد (شکل ۱). براساس طبقه‌بندی دومارتن اقلیم منطقه نیمه‌خشک بوده و از لحاظ شرایط رسوبی، رسوبات توزیع شده در سطح مخروط‌ها منشا آبرفتی-واریزه‌ای دارند. نوع اقلیم و شرایط توپوگرافی (ارتفاع بالای ۳۰۰۰ متر با شیب‌های تند) حاکم بر حوضه آبریز، مخروط

افکنه‌های واقع در این حوضه را بسیار مستعد به فرسایش آبی کرده است. این شرایط منجر به بازتوزیع حجم زیادی از رسوبات آبرفتی در امتداد شیب مخروط‌ها به‌خصوص بعد از وقوع سیلاب-های شدید می‌شود. تغییرات ارتفاعی ۱۴۵۰-۱۳۳۵ متر برای هر سه مخروط جهت مقایسه سایت‌های فرسایشی و رسوبی در نظر گرفته شد. بالاترین بخش مخروط به‌عنوان سایت‌های فرسایشی (ارتفاع ۱۴۵۰ متر) و قسمت‌های پائین دست مخروط و بخش‌های تراکمی به‌عنوان سایت‌های رسوبی (ارتفاع ۱۳۳۵ متر) در هر مخروط در نظر گرفته شد. در هر کدام از سایت‌ها، نمونه‌های خاک از عمق سطحی (۰-۱۰ سانتی متر) از پلات‌های ۱×۱ مترمربع که به‌طور تصادفی در بخش‌های مختلف هر سایت توزیع شده بودند، برداشت شد. از هر پلات دو نمونه خاک جمع‌آوری شد. سپس این نمونه‌ها با هم مخلوط و یک نمونه مختلط برای آنالیزهای آزمایشگاهی آماده گردید. بعد از حذف ریشه و سنگریزه‌های درشت، هر نمونه به دو قسمت مساوی تقسیم شد، نیمی از آن‌ها برای آنالیز ویژگی‌های زیستی خاک بلافاصله بعد از نمونه‌برداری در دمای ۲۰- درجه سانتی-گراد نگهداری شدند. قسمت دوم نمونه‌ها برای تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، هوا خشک شدند.



شکل ۱: موقعیت مخروط افکنه‌های مورد مطالعه

آنالیزهای آزمایشگاهی

به منظور بررسی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، ابتدا نمونه‌های خاک الک و سپس کربن آلی خاک و نیتروژن کل به ترتیب با روش‌های والکی بلک (والکی و بلک، ۱۹۳۴) و کجدال (برمنر، ۱۹۹۶) اندازه‌گیری شدند. برای اندازه-گیری میزان کربن آلی محلول، نمونه‌های خاک مرطوب با ۰/۵ K_2SO_4 مولار به مدت یک ساعت عصاره‌گیری شده و سپس به مدت ۳۰ دقیقه سانتریفیوژ شدند. توزیع اندازه ذرات (درصد ماسه، سیلت و رس) به روش هیدرومتر (ASTM 152H) براساس زمان ته نشینی ذرات و قرائت هیدرومتر در زمان‌های ۴۰ ثانیه و ۲ ساعت محاسبه شد (بویکس، ۱۹۶۲). pH هر نمونه با استفاده pH متر در گل اشباع تعیین شد. برای اندازه‌گیری رطوبت خاک از روش وزنی (روش خشک کردن با آون) استفاده شد. وزن مخصوص ظاهری خاک به‌عنوان متغیری تأثیرگذار بر توزیع محتویات کربن با استفاده از مغزه‌های خاک دست نخورده به‌وسیله سیلندرهایی با قطر و عمق ۱۰ سانتی متر تعیین شد (بلیک، ۱۹۸۹). نمونه‌های خاک به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد به‌وسیله آون خشک شدند. کربن زیست‌توده میکروبی (MBC)[۳] به روش تدخین با کلروفرم اندازه‌گیری شد (ونس و همکاران، ۱۹۸۷). نمونه‌های خاک در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت در شرایط تاریکی تحت تدخین با اتانول بدون کلروفرم قرار گرفته و نمونه‌هایی از خاک، با وزن مشابه تحت فرایند تدخین قرار نگرفتند. هر دو نمونه با محلول K2SO4 ۰/۵ مولار به مدت ۳۰ دقیقه با استفاده از شیکر برای اندازه‌گیری مقادیر کربن آلی عصاره‌گیری شدند. کربن زیست‌توده با استفاده از فرمول رابطه ۱ محاسبه گردید:

رابطه ۱)

$$MBC = E_C / K_{EC}$$

که در آن E_C برابر است با (کربن آلی خاک‌هایی که تدخین شده) - (کربن آلی خاک‌هایی بدون تدخین)، K_{EC} برابر است با ۰/۴۵، که ضریب مقیاس تبدیل E_C به MBC است. به منظور بررسی اثرات فرسایش خاک بر فعالیت‌های آنزیمی، فعالیت یک آنزیم معمول خاک (کاتالاز) با افزودن هیدروژن پراکسید به‌وسیله اسپکتروفوتومتر UV در طول موج ۲۴۰ نانومتر اندازه‌گیری شد (چنس و ماهلی، ۱۹۹۵) .

آنالیزهای آماری

برای مقایسه سایت‌های مختلف از لحاظ ویژگی-های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک از آنالیز واریانس یک طرفه استفاده شد. در صورت رویت تفاوت‌های معنادار در نتایج آنوا، از آزمون تکمیلی توکی برای مقایسه میانگین‌ها در سطح معنی‌داری ۵٪ استفاده شد. برای تعیین رابطه بین ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک و اثراتشان بر روی میزان کربن آلی و کربن آلی محلول بین بخش‌های مختلف، از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد (SPSS 16.0).

نتایج

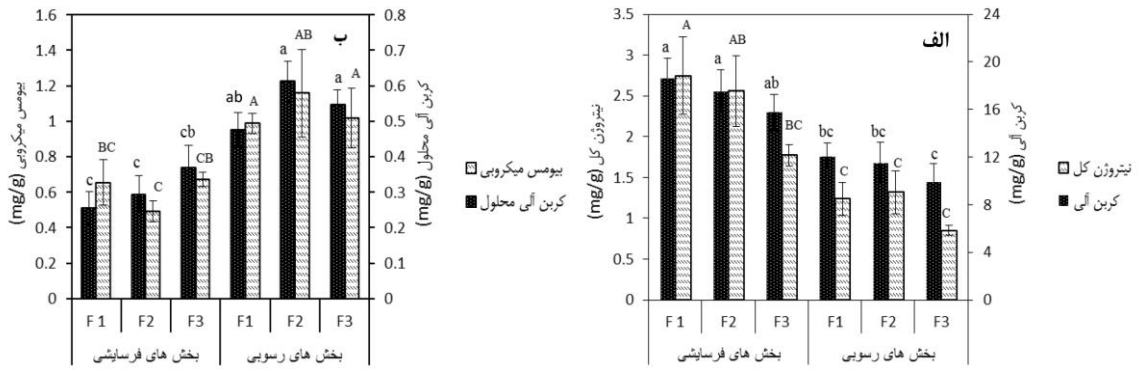
ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در سایت-های مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. تفاوت‌های قابل ملاحظه‌ای در مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک بین سایت‌های رسوبی و فرسایشی مشاهده می‌شود. متوسط وزن مخصوص ظاهری خاک در سایت‌های رسوبی به‌طور معنی-داری کمتر از سایت‌های فرسایشی در همه مخروط‌افکنه‌ها بوده است ($P < 0.05$). در مقایسه با خاک‌های فرسایشی، رسوبات نهشته شده در سایت‌های رسوبی کاهش قابل ملاحظه‌ای را در

میزان ماسه نشان می‌دهند. میزان رطوبت در سایت‌های رسوبی بسیار بیشتر از سایت‌های فرسایشی و pH خاک در سایت‌های فرسایشی کمتر از بخش‌های رسوبی بوده است ($P < 0.05$). کمترین میزان کربن آلی و نیتروژن کل در موقعیت‌های رسوبی دیده شده است (شکل ۲ الف). الگوی توزیع نیتروژن کل با توزیع کربن آلی در همه سایت‌ها مشابه بوده (شکل ۲ الف) و ارتباط مثبت معنی‌داری بین نیتروژن کل و کربن آلی در همه سایت‌ها قابل مشاهده است (شکل ۳ الف). بیشترین میزان کربن آلی محلول به‌عنوان شاخصی از کربن آلی ناپایدار و همچنین کربن زیست توده میکروبی در سایت‌های رسوبی دیده شد (شکل ۲ ب). در مقایسه با سایت‌های فرسایشی، فعالیت آنزیم کاتالاز بیشترین مقدار را در نمونه‌های مربوط به سایت‌های رسوبی نشان داده است (جدول ۱). همچنین ارتباط مثبت معنی‌داری بین کربن آلی محلول و آنزیم کاتالاز در همه سایت‌ها قابل مشاهده می‌باشد (شکل ۳ ب).

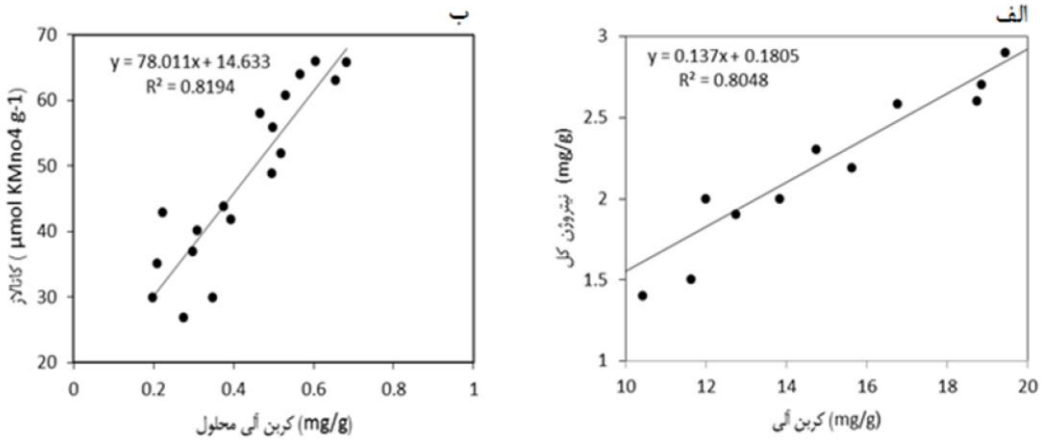
جدول ۱: میانگین ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و میزان فعالیت آنزیمی در نمونه‌های خاک متعلق به سایت‌های فرسایشی و رسوبی سه مخروط افکنه ± خطای استاندارد میانگین‌ها.

سایت	وضعیت	(%) ماسه	(%) سیلت	(%) رس	(%) رطوبت	pH	وزن مخصوص ظاهری ($g\ cm^{-3}$)	آنزیم کاتالاز (µmol)
Fan (1)	فرسایشی	^{b}۱/۰۷±۳۱	^{b}۱/۸۷±۲۸	^{b}۰/۸۲±۲۹	^{c}۰/۵۷±۱۶/۹۰	^{d}۰/۴۶±۲/۹۵	^{a}۰/۰۲±۱/۳۲	^{c}۴/۳۰± ۳۴/۱۹
Fan (2)	فرسایشی	^{a}۲/۱۹±۵۶	^{c}۱/۱۶±۲۰	^{c}۲/۸۷±۲۱	^{b}۰/۸۹±۲۲/۰۶	^{c}۰/۲۶±۳/۶۳	^{c}۰/۰۱±۱/۱۰	^{c}۵/۳۰± ۳۴/۵۰
Fan (3)	فرسایشی	^{a}۲/۵۰± ۴۵	^{a}۰/۰۸±۳۳	^{b}۱/۴۳±۲۴	^{b}۰/۵۰±۲۰/۹	^{c}۰/۱۶±۳/۵۰	^{b}۰/۰۱±۱/۲۱	^{bc}۳/۲۰± ۴۱/۹۸
Fan (1)	رسوبی	^{b}۳/۲۶± ۳۰	^{b}۱/۲۰±۲۹	^{b}۲/۵۲±۲۶	^{b}۰/۷۰±۲۱/۰۱	^{a}۰/۴۵±۴/۶۷	^{c}۰/۰۵±۱/۰۹	^{ab}۴/۹۰± ۵۲/۱۲
Fan (2)	رسوبی	^{b}/۰۱ ۳±۳۱	^{a}۱/۶۶±۳۴	^{a}۱/۰۹±۳۶	^{b}۰/۹۰±۲۰/۳۰	^{b}۰/۱۶±۳/۹۸	^{c}۰/۰۳±۱/۰۹	^{a}۲/۹۰± ۶۱/۵۶
Fan (3)	رسوبی	^{c}۲/۹۷±۲۴	^{a}۱/۹۳±۳۴	^{a}۱/۵۵±۴۵	^{a}۰/۹۴±۳۲/۸۰	^{b}۰/۱۹±۴/۰۸	^{d}۰/۰۷±۰/۹۲	^{a}۲/۴۴± ۶۴/۵۶

* حروف کوچک تفاوت معنی دار آماری ($P < 0.05$) را بر اساس نتایج آزمون تکمیلی توکی نشان می‌دهند.



شکل ۲: الف) مقایسه میزان کربن آلی و نیتروژن کل، ب) مقایسه کربن آلی محلول و کربن زیست توده میکروبی بین سایت‌های فرسایشی و رسوبی براساس نتایج آزمون توکی. حروف متفاوت نشان دهنده تفاوت‌های آماری معنی‌دار بین سایت‌های مختلف می‌باشند. بارها، خطای استاندارد میانگین‌ها هستند.

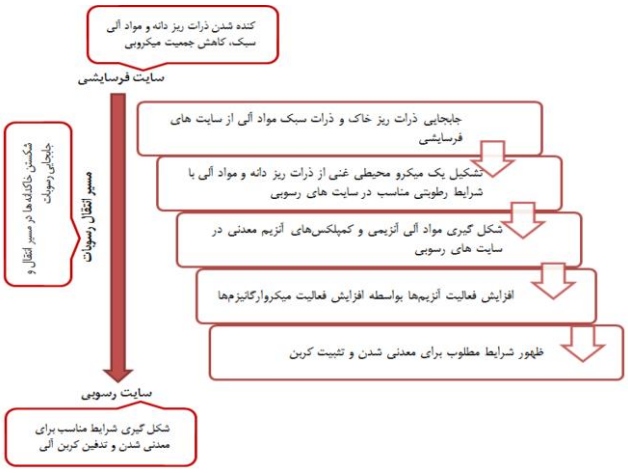


شکل ۳: الف) ارتباط بین نیتروژن کل و کربن آلی، ب) ارتباط بین کربن آلی محلول و فعالیت آنزیم کاتالاز در بخش-های مختلف فرسایشی و رسوبی.

بحث

در این مطالعه، اثرات فرسایش آبی بر ویژگی‌های زیستی، فیزیکی و شیمیایی خاک و ارتباط آن با میزان تجزیه و معدنی شدن کربن در چشم-اندازهای مستعد به فرسایش آبی بررسی شد. نتایج این مطالعه در تطابق با کارهای سایر محققین (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۳) نشان داد که فرسایش خاک و باز توزیع نامتقارن رسوبات منجر به ظهور تفاوت‌های معنی‌دار در میزان فعالیت‌های میکروبی در فواصل مکانی کوچک می‌شود. فرسایش آبی، خاک‌های سطحی غنی از کربن را آشوب زده کرده و به‌طور مؤثری ذرات ریزدانه و کربن آلی مرتبط با آن‌ها را از سایت‌های فرسایشی به سمت سایت‌های رسوبی حذف می‌کند. بنابراین، سایت‌های رسوبی در مقایسه با موقعیت-های فرسایشی می‌توانند منبعی برای ذخیره کربن در نظر گرفته شوند. مطالعات مختلف تائید می-کنند (لل، ۲۰۰۳؛ هوانگ و همکاران، ۲۰۱۳) که به دلیل جابجایی انتخابی رسوبات توسط جریان آب، ذرات کربن آلی ناپایدار احتمالاً می‌توانند همراه با رواناب به سمت موقعیت‌های رسوبی جابجا شوند. در تحقیق حاضر، حداکثر میزان کربن آلی ناپایدار (کربن آلی محلول) در سایت-های رسوبی مشاهده شده است (شکل ۲ ب). علاوه بر این در مقایسه با سایت‌های فرسایشی، بالاترین میزان ذرات ریز دانه نیز در سایت‌های رسوبی دیده شده است. این دسته از رسوبات همانند پلی بین ذرات خاک عمل می‌کند که می-تواند به‌طور موثری به یکدیگر باند شده و بدین ترتیب نقش تاثیرگذاری در محافظت از میکرو ارگانیزم‌های خاک در چنین موقعیت‌هایی داشته باشند. این شرایط منجر به افزایش دسترسی به کربن در سایت‌های رسوبی نسبت به سایت‌های فرسایشی می‌شود. دسترس پذیری بالای کربن می‌تواند توجیه کننده افزایش سطح زیست‌توده میکروبی در سایت‌های رسوبی باشد (شکل ۲ ب). آنزیم‌ها همچنین نقش کلیدی در عملکرد بیوشیمیایی خاک بازی می‌کنند (ماکوی و انداکیدمی، ۲۰۰۸). لی و همکاران (۲۰۱۵) اثرات فرسایش را بر فعالیت‌های آنزیمی در زمین‌های کشاورزی بررسی کرده‌اند و نشان داده‌اند که تجمع مواد آلی در سایت‌های نهشته‌ای به‌طور معنی‌داری فعالیت‌های آنزیم‌های اوره‌آز و کاتالاز را

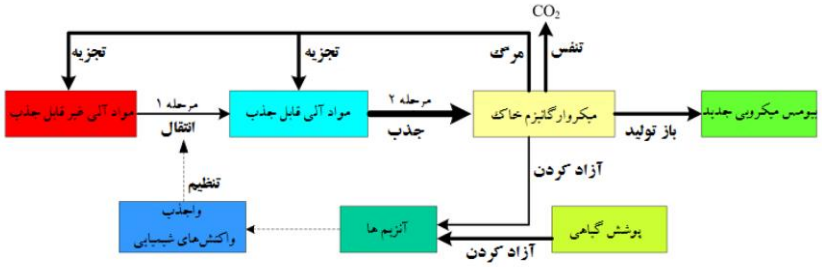
افزایش می‌دهد. مواد آلی پلیمر شده برای آنکه بتوانند به وسیله میکروارگانیزم‌های خاک معدنی شوند، باید به وسیله آنزیم‌ها هیدرولیز شوند (کالدول، ۲۰۰۵). همان‌طور که در نتایج نیز دیده شد، نسبت به سایت‌های فرسایشی، فعالیت‌های آنزیمی بیشتری در سایت‌های رسوبی مشاهده شده است. این شرایط می‌تواند نقش موثر بخش-های رسوبی را در فرایند معدنی شدن و توقیف کربن در مقایسه با سایر بخش‌ها نشان دهد. این پدیده می‌تواند از سه جنبه مختلف توضیح داده شود (شکل ۴). ۱) ماهیت انتخابی فرسایش آبی منجر به جابجایی ذرات ریز مانند رس و مواد آلی سبک می‌شود. این شرایط باعث می‌شود که سایت‌های رسوبی یک محیط غنی از خاک‌هایی با بافت ریزدانه و مواد آلی را تجربه کنند. ۲) آنزیم‌ها ارتباط قوی با مواد آلی و کلوئیدهای معدنی به‌خصوص رس به معرض نمایش قرار می-گذارند (شی، ۲۰۱۱). بنابراین، غنای ذراتی با سایز رس و مواد آلی در سایت‌های رسوبی نقش عمده-ای برای شکل‌گیری مواد آلی آنزیمی و کمپلکس-های آنزیم معدنی ایفا می‌کنند. ۳) در نتیجه، افزایش میزان مواد آلی در سایت‌های رسوبی با افزایش آنزیم‌ها از طریق فعالیت میکروارگانیزم‌ها، می‌تواند شرایط لازم را برای معدنی شدن و تثبیت کربن فراهم آورد (شی، ۲۰۱۱). صرف نظر از محتویات مواد آلی، افزایش متوسط رطوبت خاک در سایت‌های رسوبی به‌خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک که در کل با کمبود رطوبت و متعاقباً کاهش فعالیت میکروارگانیزم‌ها مواجه هستند، می‌تواند منجر به افزایش ارتباط بین منافذ خاک و همچنین افزایش دسترسی به منابع مختلف برای جمعیت‌های زیستی گردد. شرایطی که افزایش فعالیت میکروارگانیزم‌های خاک و تولید آنزیم‌ها را هر چند در مقیاس‌های مکانی کوچک در پی خواهد داشت. این ویژگی‌ها می-تواند تا حدی اثرات منفی اکوسیستم‌های خشک را بر روی انتشار دی‌اکسیدکربن تعدیل نماید. در مجموع یافته‌های این تحقیق در ۳ تیتر جداگانه به اختصار قابل بررسی می‌باشد (شکل ۴).



شکل ۴: انتقال، معدنی شدن و ورودی کربن آلی در امتداد شیب‌های فرسایشی- رسوبی. دیاگرام، چگونگی اثرات فرسایش آبی بر تغییرپذیری میزان فعالیت‌های میکروبی و سطح معدنی شدن و توقیف کربن را در بخش‌های مختلف فرسایشی و رسوبی نشان می‌دهد.

موقعیت‌های فرسایشی: اثرات فرسایش بر معدنی شدن یا تجزیه کربن آلی خاک

میزان معدنی شدن و تجزیه کربن آلی در سایت-های فرسایشی متاثر از انتقال جانبی و جایگزینی کربن آلی است. تحت اثرات طولانی مدت فرسایش آبی، خاک‌های سطحی در چشم‌اندازهای فرسایشی به تدریج حذف شده و بنابراین خاک زیر سطحی در معرض سطح قرار می‌گیرد. در مقایسه با خاک سطحی، کربن آلی در خاک زیر سطحی عمدتاً ضعیف و تقریبا پایدار است. فرسایش خاک نه تنها منجر به تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌شود، بلکه به شدت جوامع میکروبی را نیز تحت‌تأثیر قرار می‌دهد (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۳). جوامع میکروبی در سایت‌های فرسایشی می‌توانند به‌طور مستقیم تحت‌تأثیر فرایندهای هیدرولوژیک قرار بگیرند (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۳). برخورد قطرات باران و نیروهای ناشی از آن، همچنین رواناب شکل گرفته، به‌طور مستقیم منجر به نابودی میکروارگانیزم‌های سطحی خاک می‌شود (هوو و همکاران، ۲۰۱۴). به دلیل پراکندگی خاکدانه‌ها و تلفات مواد غذایی، فراوانی میکروبی و تنوع گونه‌ها در خاک‌های فرسایش یافته کاهش می‌یابد (مابوهای و همکاران، ۲۰۰۴؛ لی و همکاران، ۲۰۱۵). کاهش مواد غذایی خاک و تخریب زیست‌بوم‌های خاک منجر به محدودیت در رشد میکروارگانیزم‌های خاک و متعاقباً کاهش فعالیت آنزیم‌ها و در نتیجه کاهش معدنی شدن کربن آلی در سایت‌های فرسایشی خواهد شد (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۳). دو فرضیه در ارتباط با فرایند معدنی شدن مواد آلی وجود دارد (شکل ۵)، مرحله اول، تغذیه مواد آلی خاک توسط جوامع میکروبی به‌واسطه فرایندهای غیرزیستی (مانند جذب سطحی، اکسیداسیون شیمیایی و هیدرولیز) که زمینه تغییر تدریجی کربن آلی را فراهم می-آورد. مرحله دوم، مواد آلی به سرعت توسط میکروارگانیزم‌ها جذب شده و به‌وسیله زیست‌توده میکروبی تنفس می‌شوند. فرایند جابجایی مواد آلی غیرزیستی (یعنی مواد آلی که حاصل فرایندهای غیر زیستی هستند)، (مرحله ۱) مرحله‌ای است که میزان معدنی شدن کربن آلی در آن محدود است. بنابراین اثرات منفی فرسایش خاک بر روی فراوانی و تنوع میکروبی منجر به محدودیت معدنی شدن کربن آلی می‌گردد. به - طوری که مجموع این شرایط، بخش‌های فرسایشی را تبدیل به محیطی با انتشار بالای دی‌اکسیدکربن به اتمسفر خواهد کرد.



شکل ۵: دو حالت متفاوت از فرایند معدنی شدن کربن آلی. مرحله اول، تبدیل مواد آلی غیرقابل استفاده توسط میکرو ارگانیزم‌ها به مواد آلی قابل دسترس برای آن‌ها بواسطه واکنش‌های شیمیایی. مرحله دوم، تغذیه میکرو ارگانیزم‌ها از مواد آلی قابل جذب. فلش‌ها نشان‌دهنده جریان مواد و عرض فلش‌ها بیانگر میزان جریان مواد هستند. فلش‌های خط‌چین مسیرهای تنظیم کننده واژگردی کربن را نشان می‌دهند (کمیت و همکاران، ۲۰۰۸).

فرایند انتقال: معدنی شدن کربن آلی در طول فرایند جابجایی رسوبات

صرف نظر از معدنی شدن درجای کربن آلی در سایت‌های فرسایشی و نهشته‌ای، جابجایی کربن آلی نقش مهمی در تلفات کربن آلی در سایت‌های فرسایشی دارد (السن و همکاران، ۲۰۱۶). شکستن خاکدانه‌ها در طول فرایند انتقال منجر به رهاسازی کربن آلی محبوس شده می‌گردد. شرایطی که منجر به مستعد شدن آن برای معدنی شدن به‌وسیله میکروارگانزم‌ها خواهد شد (وی و همکاران، ۲۰۱۷). حدود ۲۰ درصد از کربن آلی فرسایش یافته در طول فرایند جابجایی دی اکسید می‌شود (پلیکو و لل، ۲۰۰۸). ناوارو و همکاران (۲۰۱۶) بحث کردند که ۴۳ درصد از کربن آلی فرسایش یافته در طول فرایند جابجایی معدنی می‌شود. وسعت معدنی شدن کربن آلی در طول فرایند جابجایی به‌شدت متأثر از شدت بارش، نوع خاک و طول مسیر انتقال است (برهه و کلبر، ۲۰۱۳). به طوری که فرسایش سریع و مسیرهای جابجایی کوتاه در انتقال رسوبات، عمدتاً منجر به کاهش معدنی شدن کربن آلی می‌شوند و برعکس (کرکلس و همکاران، ۲۰۱۴).

موقعیت‌های رسوبی: اثرات رسوب‌گذاری بر معدنی شدن کربن آلی و تثبیت کربن

همانگونه که در نتایج این مطالعه نیز دیده شد، در مقایسه با سایت‌های فرسایشی و مسیرهای انتقال، رسوبات تجمیع یافته در موقعیت‌های رسوبی سهم بالایی از ذرات ریز دانه و مواد آلی سبک را به خود اختصاص می‌دهند. بنابراین اینگونه می‌توان نتیجه گرفت که رسوب‌گذاری یک فرایند انتخابی است. در شرایطی که جابجایی محدود باشد، ذرات درشت، مانند ماسه اولین گروهی هستند که رسوب می‌کنند (والینگ و مورهید، ۱۹۸۹). زمانی که سرعت جریانات سطحی کم باشد، رسوب درشت دانه نخستین ذراتی هستند که بلافاصله بعد از کنده شدن از بستر، توسط جریانات حمل می‌شوند. به‌طوری که ذرات ریز و مواد آلی سبک به تدریج به جریانات سطحی اضافه خواهند شد. غنای مواد آلی خاک و ذرات ریز دانه در سایت-های نهشته‌ای نقش مهمی در تجمع مجدد ذرات معدنی پراکنده شده دارد که به نوبه خود می‌تواند شرایطی برای حفاظت فیزیکی از مواد آلی در برابر تجزیه سریع به‌وسیله میکروب‌های خاک را فراهم آورد (وانگ و همکاران، ۲۰۱۴). به‌طور میانگین فقط ۱۰ الی ۳۰ درصد از رسوبات فرسایش یافته به سمت اکوسیستم‌های آبی جابجا شده و حدود ۸۰ درصد از رسوبات فرسایش یافته در توپوگرافی‌های مجاور نهشته و ذخیره می‌شوند (چپلت و پوئسن، ۲۰۱۲). رسوب‌گذاری رسوبات فرسایش یافته منجر به افزایش تدریجی ارتفاع سطحی محیط و مدفون شدن خاک سطحی پیشین در سایت‌های نهشته‌ای می‌شود. این شرایط منجر به قطع ارتباط خاک سطحی اولیه با اتمسفر شده و میزان واژگردی[۴] کربن آلی مدفون شده را کاهش می‌دهد (اسمیت و همکاران، ۲۰۰۵). به این ترتیب تدفین عمیق کربن آلی به دنبال فرسایش آبی می‌تواند نقش مهمی در تثبیت و ذخیره کربن آلی در لایه‌های عمیق خاک داشته باشد.

نتیجه‌گیری

در این مطالعه، اثرات فرسایش آبی بر ویژگی‌های زیستی، فیزیکی و شیمیایی خاک و ارتباط آن با میزان تجزیه و معدنی شدن کربن در چشم-اندازهای مستعد به فرسایش آبی بررسی شد. نتایج مطالعه نشان داد که فرسایش خاک و

بازتوزیع نامتقارن رسوبات می‌تواند منجر به ظهور تفاوت‌های معنی‌دار در میزان فعالیت‌های میکروبی در مقیاس‌های مکانی کوچک شود. فرسایش آبی با جابجایی میکروب‌های سطحی خاک ضمن باز توزیع میکروارگانیزم‌ها در سطح چشم‌انداز، منجر به توقیف و یا آزادسازی کربن در بخش‌های مختلف می‌شود. یافته‌ها نشان می‌دهند، سایت‌های رسوبی در مقایسه با سایت‌های فرسایشی سهم بزرگتری از کربن زیست‌توده میکروبی را به معرض نمایش می‌گذارند. از این رو، رسوب‌گذاری می‌تواند نقش موثری در افزایش فعالیت‌های میکروبی و تنوع زیستی خاک داشته باشد. شرایطی که می‌تواند ارتجاع‌پذیری اکوسیستم‌های خشک که بسیار حساس به تغییرات محیطی هستند را افزایش دهد.

پانوشت

1-Source and Sink
2-Environmental disturbance
3-Microbial biomass carbon
4-Turnover

منابع

-Berhe, A.A. and Kleber, M., 2013. Erosion, deposition, and the persistence of soil organic matter: mechanistic considerations and problems with terminology: Earth Surface Processes and Landforms, v. 38, p. 908-912.

-Blake, G.R. and Hartge, K.H., 1986. Bulk density. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods, American Society of Agronomy and Soil Science, Madison, WI, p. 363–375.

-Bremner, J.M., 1996. Nitrogen-total. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis,
Part 3, Chemical Methods. SSSA-ASA, Madison, WI, p. 1085e1121.

-Caldwell, B.A., 2005. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: a review: Pedobiologia, v. 49, p. 637-644.

-Chance, B. and Maehly, A.C., 1995. Assay of catalase and peroxidase, In: Colowick, S. P., and N. D. Kaplan (eds.), Methods in Enzymology, Academic Press, New York, v. 2, p. 764–791.

-Chaplot, V. and Poesen, J., 2012. Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales: Catena, v. 88, p. 46-56.

-Dungait, J.A., Ghee, C., Rowan, J.S., McKenzie, B.M., Hawes, C., Dixon, E.R., Paterson, E. and Hopkins, D.W., 2013. Microbial responses to the erosional redistribution of soil organic carbon in arable fields: Soil Biology and Biochemistry, v. 60, p. 195-201.

-Hou, S., Xin, M., Wang, L., Jiang, H., Li, N. and Wang, Z., 2014. The effects of erosion on the microbial populations and enzyme activity in black soil of northeastern China: Acta Ecologica Sinica, v. 34, p. 295-301.

-Huang, J., Li, Z., Zeng, G., Zhang, J., Li, J., Nie, X., Ma, W. and Zhang, X., 2013. Microbial responses to simulated water erosion in relation to organic carbon dynamics on a hilly cropland in subtropical China: Ecological engineering, v. 60, p. 67-75.

-Jacinthe, P.A. and Lal, R., 2001. A mass balance approach to assess carbon dioxide evolution during erosional

events: Land Degradation & Development, v. 12, p. 329-339.
-Kemmitt, S.J., Lanyon, C.V., Waite, I.S., Wen, Q., Addiscott, T.M., Bird, N.R., O'donnell, A.G. and Brookes, P.C., 2008. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass—a new perspective: Soil Biology and Biochemistry, v. 40, p. 61-73.
-Kirkels, F.M.S.A., Cammeraat, L.H. and Kuhn, N.J., 2014. The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes—A review of different concepts: Geomorphology, v. 226, p. 94-105.
-Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget: Environment international, v. 29, p.437-450.
-Lal, R., 2005. Soil erosion and carbon dynamics, Soil & Tillage Research, v. 81, p. 137–142.
-Li, Z., Xiao, H., Tang, Z., Huang, J., Nie, X., Huang, B., Ma, W., Lu, Y. and Zeng, G., 2015. Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China: European Journal of Soil Biology, v. 71, p. 37-44.
-Mabuhay, J.A., Nakagoshi, N. and Isagi, Y., 2004. Influence of erosion on soil microbial biomass, abundance and community diversity: Land Degradation & Development, v. 15, p. 183-195.
-Makoi, J.H. and Ndakidemi, P.A., 2008. Selected soil enzymes: examples of their potential roles in the ecosystem: African Journal of Biotechnology, v. 7, p. 181-191.
-Mchunu, C.N., Lorentz, S., VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G. and Helgason, B.L., 2015. Cropland C erosion and burial: Is buried soil organic matter biodegradable? Geoderma, v. 239, p. 240-249.
-Novara, A., Keesstra, S., Cerdà, A., Pereira, P. and Gristina, L., 2016. Understanding the role of soil erosion on CO_2-C loss using 13C isotopic signatures in abandoned Mediterranean agricultural land: Science of the Total Environment, v. 550, p. 330-336.
-Olson, K.R., Al-Kaisi, M., Lal, R. and Cihacek, L., 2016. Impact of soil erosion on soil organic carbon stocks: Journal of Soil and Water Conservation, v. 71, p. 61A-67A.
-Park, J.H., Meusburger, K., Jang, I., Kang, H. and Alewell, C., 2014. Erosion-induced changes in soil biogeochemical and microbiological properties in Swiss Alpine grasslands: Soil Biology and Biochemistry, v. 69, p. 382-392.
-Polyakov, V.O. and Lal, R., 2008. Soil organic matter and CO_2 emission as affected by water erosion on field runoff plots: Geoderma, v. 143, p. 216-222.
-Rowell, DL., 1994. SoilScience: methods & applications.,(Longman Scientific & Technical: Harlow, UK). Soil science: Methods and applications, Longman Scientific and Technical, Harlow, UK.
-Shi, W., 2011. Agricultural and ecological significance of soil enzymes: soil carbon sequestration and nutrient cycling, In Soil enzymology, p. 43-60.
-Smith, S.V., Sleezer, R.O., Renwick, W.H. and Buddemeier, R.W., 2005. Fates of eroded soil organic carbon: Mississippi basin case study: Ecological Applications, v. 15, p. 1929-1940.
-Stallard, R.F., 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial: Global Biogeochemical Cycles, v. 12, p. 231-257.

-Stott, D.E., Andrews, S.S., Liebig, M.A., Wienhold, B.J. and Karlen, D.L., 2010. Evaluation of β-glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework: Soil Science Society of America Journal, v. 74, p. 107-119.
-Trivedi, P., Anderson, I.C. and Singh, B.K., 2013. Microbial modulators of soil carbon storage: integrating genomic and metabolic knowledge for global prediction: Trends in microbiology, v. 21, p. 641-651.
-Van Oost, K., Beuselinck, L., Hairsine, P.B. and Govers, G., 2004. Spatial evaluation of a multi-class sediment transport and deposition model, Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group, v. 29, p. 1027-1044.
-Vance, E.D., Brookes, P.C. and Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C: Soil biology and Biochemistry, v. 19, p. 703-707.
-Walkley, A.J. and Black, I.A., 1934. Estimation of soil organic carbon by the chromic acid titration method: Soil Sci, v. 37, p. 29-38.
-Walling, D.E. and Moorehead, P.W., 1989. The particle size characteristics of fluvial suspended sediment: an overview: Hydrobiologia, v. 176, p. 125–149.
-Wang, X., Cammeraat, E.L., Cerli, C. and Kalbitz, K., 2014. Soil aggregation and the stabilization of organic carbon as affected by erosion and deposition: Soil Biology and Biochemistry, v. 72, p. 55-65.
-Wei, S., Zhang, X., McLaughlin, N.B., Chen, X., Jia, S. and Liang, A., 2017. Impact of soil water erosion processes on catchment export of soil aggregates and associated SOC: Geoderma, v. 294, p. 63-69.
-Wei, S., Zhang, X., McLaughlin, N.B., Yang, X., Liang, A., Jia, S. and Chen, X., 2016. Effect of breakdown and dispersion of soil aggregates by erosion on soil CO_2 emission: Geoderma, v. 264, p. 238-243.