

اندازه‌گیری و مدل‌سازی پاسخ تنفس هتروتروف خاک به تغییرات درجه حرارت در دو اکوسیستم مرتعی قرق و تحت چرا

- ❖ بهزاد بهتری؛ دکتری علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.
- ❖ زینب جعفریان جلودار*؛ دانشیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ایران.
- ❖ حسینعلی علیخانی؛ استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران، کرج، البرز، ایران.

چکیده

تنفس هتروتروفیک خاک که حاصل تجزیه مواد آلی خاک می‌باشد؛ تحت تأثیر عوامل محیطی به خصوص دما قرار دارد. مدل‌های مختلفی برای درک پاسخ تنفس خاک به درجه حرارت و همچنین حساسیت دمایی تنفس خاک (Q_{10}) به کار رفته است. هدف از این مطالعه بررسی پاسخ تنفس خاک به تغییرات دما با استفاده از تکنیک انکوباسیون و بررسی مدل‌های مختلف در دو سیستم مدیریتی متفاوت است. به این منظور، نمونه‌های دست نخورده خاک که از اکوسیستم مرتع چرا شده و قرق واقع در منطقه فندقلوی اردبیل برداشت شده بود؛ به مدت ۴ هفته در سطوح دمایی ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درجه سانتی‌گراد انکوباسیون گردید. مقدار تنفس خاک براساس روش جذب قلیا اندازه‌گیری شد. از رگرسیون غیر خطی و الگوریتم لوینبرگ-مارکوارد برای تعیین پارامترهای مدل استفاده شد. در هر دو اکوسیستم میزان افزایش تنفس هتروتروفیک خاک با افزایش دما به صورت نمایی بود. میزان تنفس در خاک مرتع چرا شده در هر سه سطوح دمایی بالاتر از مرتع قرق بود. اکثر مدل‌هایی که رابطه بین میزان تنفس خاک و دما را توصیف می‌کنند؛ برآزش مناسبی به داده‌های آزمایش به خصوص در مرتع قرق نشان دادند. Q_{10} در خاک مرتع چرا شده (۱/۲۱) بالاتر از مرتع قرق (۰/۹۷) بود. در کل با توجه به ضرایب مدل‌ها و آنالیز Q_{10} ، مدل آرهینیوس می‌تواند مناسب‌ترین مدل جهت بیان رابطه بین تنفس خاک با دما و همچنین برآورد عددی مناسب برای Q_{10} خاک باشد.

کلید واژگان: انکوباسیون، الگوریتم لوینبرگ-مارکوارد، حساسیت دمایی تنفس خاک (Q_{10})، مدل آرهینیوس

۱. مقدمه

می‌باشد. در این روش استخر کربن ناپایدار^۲ و تا حدودی استخر کربن پایدار^۳ بدون جایگزینی با ماده آلی جدید، تجزیه می‌شود [۵۰] و در نتیجه جداسازی و کنترل اثرات فاکتورهای مختلف امکان‌پذیر می‌باشد [۲۳].

پاسخ تنفس خاک و سایر فرایندهای معدنی شدن به درجه حرارت معمولاً با استفاده از معادلات نمایی^۴ و آرهینوس^۵ توصیف می‌شود [۳۹، ۴۱]. این دو مدل افزایش نمایی میزان تنفس خاک با افزایش درجه حرارت را با مبانی نظری متفاوت نشان می‌دهد [۱۳]. مدل‌های دیگری نیز مانند مدل‌های خطی [۴۹] مدل‌های کوادراتیک [۲۴] مدل‌های لجستیکی [۵۱، ۲۸] وجود دارند که توجیحات متفاوتی را برای پاسخ دمایی تنفس خاک ارائه می‌دهند.

Q_{10} که به عنوان حساسیت دمایی تنفس خاک در نظر گرفته می‌شود، شامل نسبت تغییرات تنفس هتروتروفیک خاک در دمای T_0 و T_0+10 است [۲۳]. Q_{10} زمانی که توسط مدل‌های مختلف بدست می‌آید؛ مقادیر متفاوتی را نشان می‌دهد. به‌طور مثال مدل نمایی درجه اول به صورت $R = \alpha e^{\beta T}$ که به‌طور معمول برای بیان تغییرات تنفس خاک در ارتباط با دما مورد استفاده قرار می‌گیرد (که در آن R تنفس خاک، α سرعت تنفس در دمای صفر درجه سانتی، β ضریب پاسخ دمایی و T دما می‌باشد) مقدار Q_{10} با تغییرات دما به‌طور مفهومی ثابت است، در حالی که در مدل‌های دیگر مقدار Q_{10} با تغییرات دما مقادیر متفاوتی را حاصل می‌آورد [۲۵، ۳۹]. شکی نیست که مدل‌سازی تنفس خاک بدون درک درستی از تغییرات در حساسیت دمایی تنفس خاک، کاربرد مدل را محدود می‌کند [۱۴].

یافتن Q_{10} در اکوسیستم‌های مختلف می‌تواند به درک بهتر فرایندهای پاسخ خاک به افزایش درجه حرارت

چرخه کربن در اکوسیستم‌های خاکی در دهه‌های اخیر به دلیل سهم زیاد در بحث گرمایش و تغییر اقلیم به صورت جهانی مورد توجه قرار گرفته است [۱۷]. به طوری که انتشار دی‌اکسید کربن به عنوان مهم‌ترین جزء گازهای گلخانه‌ای مطرح است [۳۱]. مواد آلی موجود در خاک یکی از مخازن اصلی کربن در بیوسفر به شمار می‌رود [۴]. تنفس هتروتروفیک خاک که پیامد تجزیه میکروبی لاشبرگ، ماده آلی خاک و تراوشات ریشه‌های گیاهان است، یکی از اجزای مهم تنفس خاک می‌باشد [۱۶] که به عنوان تنفس پایه محسوب می‌گردد [۳۴].

مراعات بیش از ۳۰ درصد ذخیره کربن خاکی را در خود جا داده است [۵۲]. در سال‌های اخیر بحث در مورد چرای دام، تغییرات اقلیم و تغییر کاربری در سطح مراتع منجر به نگرانی‌هایی درباره تأثیرات آن‌ها در چرخه کربن شده است [۵]. مطالعات نشان داده که نوع مدیریت مراتع سهم قابل توجهی بر تغییرات ذخیره کربن خاک داشته است [۳۵، ۵۷]. به طوری که برداشت و یا چرای علوفه و سایر آشفتگی‌های ایجاد شده در سطح مرتع می‌تواند به شدت سبب تغییر چرخه کربن شده و بر نرخ ذخیره و یا هدر رفت کربن تأثیرگذار باشد [۱۵].

سرعت و مقدار دی‌اکسید کربن تولیدی در هر اکوسیستمی تحت تأثیر فعالیت بیولوژیکی ارگانیس‌م‌ها و متغیرهای محیطی است [۴۸]. دما نقش کلیدی در میزان تغییرات انتشار دی‌اکسید کربن^۱ به اتمسفر بازی می‌کند [۶۱]. به دلیل حساسیت تنفس خاک به تغییرات دما، مدل‌های پیش‌بینی ارائه شده، کاهش کربن از خاک را در نتیجه گرمایش جهانی نشان می‌دهند [۱۴]. پیش‌بینی دقیق اثرات اقلیمی بر چرخه کربن به درک روشنی از تأثیر درجه حرارت بر میکروارگانیس‌م‌های مرتبط با انتشار دی‌اکسید کربن از ماده آلی خاک دارد [۴۱]. انکوباسیون دمایی خاک روش معمول برای درک میزان تنفس هتروتروفیک خاک در شرایط کنترل شده

¹ Carbon efflux

² Pool labile carbon

³ recalcitrant carbon pool

⁴ exponential

⁵ Arrhenius

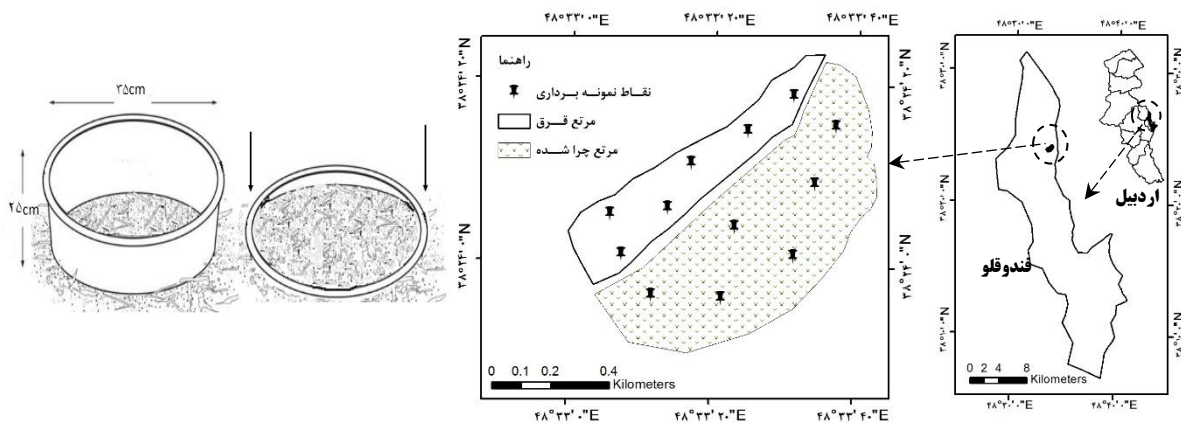
مورد بررسی توپوگرافی مسطح داشت. مراتع دارای پوشش متراکمی از گراس‌ها و فورب‌ها بود. گونه‌های غالب منطقه به ترتیب شامل *Trifolium* همراه گونه‌های *Festuca ovina pratense* و *Bromus tomentellus* به همراه گونه‌های *Potentilla sp.*، *Agropyron sp.*، *Stachy byzanthina*، *glomerata Dactylis* و *Poa sp.* بودند. در دو اکوسیستم، سطوح نمونه‌برداری تا حد امکان شبیه به هم انتخاب شد؛ تا تفاوت‌های مکانی بین نمونه‌ها به کمترین حد ممکن برسد. با استفاده از یک سیلندر فلزی به ابعاد ۳۵ سانتی‌متر قطر و ۲۵ سانتی‌متر طول، نمونه‌های دست نخورده خاک به تعداد ۶ نمونه در دو اکوسیستم قرق و چرا شده بدون ایجاد آشفتگی در پوشش گیاهی برداشت شد (شکل ۱). نمونه‌ها بلافاصله به آزمایشگاه منتقل و تا قبل از شروع آزمایش، در دمای ۵ درجه سانتی‌گراد در داخل یخچال نگهداری شدند [۷۲].

در محیط‌هایی که تحت شرایط گرم شدن کره زمین هستند، کمک شایانی نماید. بنابراین هدف از این مطالعه بررسی پاسخ تنفس خاک به تغییرات دما با استفاده از تکنیک انکوباسیون و همچنین بررسی توانایی مدل‌های مختلف در ارتباط با پاسخ دمایی تنفس خاک و Q_{10} در خاک دو اکوسیستم مرتع چرا شده و قرق می‌باشد.

۲. روش‌شناسی

۱،۲. نمونه‌های خاک

نمونه‌های دست نخورده خاک در اواسط فصل رویشی از منطقه فندقلوی استان اردبیل در دو اکوسیستم مرتعی قرق و چرا شده برداشت شد. سیمای کلی منطقه، کوهستانی و با میانگین سطح ارتفاعی ۱۳۵۰ متر از سطح دریا بود. تغییرات شیب در مراتع چرا شده و قرق مورد بررسی کم، و در حدود ۱ تا ۵ درصد بود. متوسط بارندگی منطقه ۳۸۰ میلیمتر در سال و در کل منطقه



شکل ۱. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در منطقه فندقلوی اردبیل در دو اکوسیستم چرا شده و قرق و روش نمونه‌برداری خاک

۵۰ گرم از هر نمونه در ۶ تکرار در داخل محفظه پلاستیکی قرار داده شد. یک فن برای ایجاد جریان داخل محفظه تعبیه شد. مقدار ۱۵ میلی‌لیتر هیدروکسید سدیم یک نرمال در ظرف کوچک اسکات، به منظور به دام

۲،۲. انکوباسیون نمونه‌ها

انکوباسیون به مدت ۴ هفته در انکوباتور انجام شد. مقدار تنفس خاک براساس روش جذب قلیا تعیین شد [۳]. به این صورت که بعد از همگن‌سازی خاک، بلافاصله

که در آن R_H مقدار تنفس هتروتروفیک خاک (برحسب میلی‌لیتر) V_1 ، $(mg\ CO_2\ g^{-1}\ soil)$ ، حجم اسید هیدروکلریک مصرفی برای نمونه خالی، V_2 (برحسب میلی‌لیتر) حجم اسید هیدروکلریک مصرفی برای هر نمونه، N نرمالیت‌ه اسید مصرفی، ۲۲ ضریب تبدیل و dw (گرم) وزن خاک خشک در هر نمونه بود [۲۰].

۳.۲. آنالیز و مدل سازی داده‌ها

برازش مدل‌های مختلف تنفس خاک با درجه حرارت توسط رگرسیون غیر خطی چند متغیره صورت گرفت و از الگوریتم لوینبرگ-مارکوارد^۱ برای تعیین پارامترهای مدل استفاده شد که بر مبنای کمینه اختلاف مجموع مربعات بین متغیر وابسته در مدل‌ها با اعداد مشاهده شده می‌باشد. از آنالیز واریانس و آزمون تی جفتی برای بررسی تغییرات تنفس در سطوح دمایی استفاده شد. مقدار عددی Q_{10} با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

$$Q_{10} = (R_2/R_1)^{10/T_2-T_1} \quad (3)$$

که در آن R_1 و R_2 میزان تنفس خاک مشاهده شده به ترتیب در دمای T_1 و T_2 است.

۳. نتایج

۱،۳ انتشار دی‌اکسید کربن

در هر دو اکوسیستم میزان افزایش تنفس هتروتروفیک خاک با افزایش دما به صورت نمایی بود (شکل ۱) با کمترین میزان انتشار ۰/۱ و ۰/۰۱ میلی‌گرم دی‌اکسید کربن در هر گرم خاک به ترتیب برای خاک مرتع قرق و چرا شده در دمای ۱۰ درجه سانتی‌گراد. تغییرات میزان تنفس در هر سه سطح دمایی در خاک مرتع قرق تفاوت معنی‌داری را نشان داد (جدول ۱) ($p < 0/05$) در حالی که در مرتع چرا شده بین دو سطح

انداختن دی‌اکسید کربن انتشار شده ریخته و در داخل محفظه پلاستیکی قرار داده شد. برای هر تیمار دمایی یک ظرف پلاستیکی خالی با همان ابعاد در نظر گرفته شد [۵۴]. رطوبت خاک با استفاده از روش وزنی اندازه‌گیری شد (۱۰۵ درجه سانتیگراد، ۲۴ ساعت). رطوبت نمونه‌ها به ۶۰ درصد رطوبت زراعی رسانده شد. این محدوده رطوبتی مناسب‌ترین محدوده رطوبتی برای تنفس خاک می‌باشد [۲۶]. برای این منظور از هر نمونه، مقدار ۵۰ گرم خاک در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد توسط آون خشک و پس از توزین، داخل ظرف‌های پلاستیکی که دارای سوراخ‌های زهکش بودند؛ ریخته شد. به نمونه‌ها تا حد اشباع آب اضافه گردید. برای جلوگیری از تبخیر، ظرف‌ها با پلاستیک محکم پوشانده شد. بعد از ۳ روز دوباره نمونه‌ها وزن و رطوبت زراعی هر نمونه با استفاده از فرمول زیر تعیین شد.

$$FC = \frac{SSW-DW}{DW} \quad (1)$$

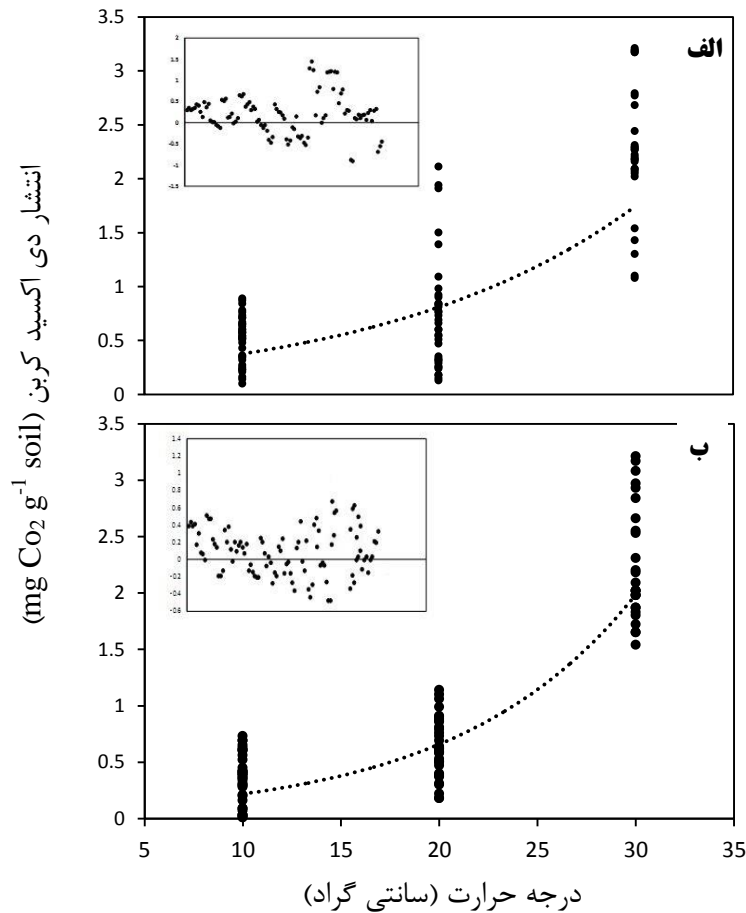
که FC ظرفیت مزعه (برحسب درصد)، DW وزن خاک خشک و SSW وزن خاک مرطوب اشباع شده پس از ۳ روز (برحسب گرم) می‌باشد [۶۲]. با توجه به رطوبت اولیه نمونه‌ها مقدار رطوبت لازم تا ۶۰ درصد رطوبت زراعی به نمونه‌ها اضافه شد. رطوبت ایجاد شده در تمام طول انکوباسیون با وزن کردن نمونه‌ها در دوره‌های هفت روزه حفظ شد. نمونه‌های خاک درون انکوباتور تحت تیمارهای دمایی ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. نمونه‌های هیدروکسید سدیم در فاصله زمانی ۱، ۴، ۷، ۱۴، ۲۱ و ۲۸ روز خارج و بعد از اضافه کردن محلول کلرید باریم یک نرمال و شناساگر فنول فتالین در مقابل اسید هیدروکلریک ۰/۱ نرمال تیترا گردید [۳۸]. برای نمونه خالی نیز دقیقاً به همین صورت عمل شد. برای محاسبه مقدار تنفس هتروتروفیک یا انتشار دی‌اکسید کربن خاک در هر نمونه از فرمول زیر استفاده شد:

$$R_H = \frac{V_1 - V_2 \cdot N \cdot 22}{dw} \quad (2)$$

¹ Levenberg-Marquard algorithm

درجه سانتی‌گراد تفاوت معنی‌داری نشان ندادند، گرچه به لحاظ عددی میزان تنفس هتروتروفیک در خاک مرتع چرا شده بالاتر بود.

دمایی ۲۰ و ۳۰ درجه سانتی‌گراد تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. تنها سطح دمایی ۱۰ درجه سانتی‌گراد در خاک مرتع قرق و چرا شده تفاوت معنی‌داری در میزان تنفس هتروتروفیک نشان داد. سطوح دمایی ۲۰ و ۳۰



شکل ۱. برازش مدل آرهنیوس برای نمونه‌های خاک در دو اکوسیستم چرا شده (الف) و قرق (ب). نقاط براساس میزان تنفس خاک در سه سطح دمایی طی دورهٔ انکوباسیون حاصل شده است. نمودار کوچک درج شده آنالیز اختلاف بین داده‌های اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده است.

جدول ۱. تغییرات میانگین تنفس هتروتروفیک خاک در دو اکوسیستم مرتعی چرا شده و قرق تحت تیمار دمایی ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درجه سانتی‌گراد

آماره F	سطوح دمایی انکوباسیون			اکوسیستم
	دمای ۳۰ C°	دمای ۲۰ C°	دمای ۱۰ C°	
۱۳۳/۹۴**	۲/±۲۶۷۰/۱۱۱ ^{bA}	۰/±۷۲۰۰/۰۸۵ ^{bA}	۰/±۵۰۹۰/۰۳۶ ^{aA†}	مرتع چرا شده
۲۷۷/۰۸**	۲/±۲۴۶۰/۰۹۸ ^{cA}	۰/±۶۲۸۰/۰۴۷ ^{bA}	۰/±۳۵۴۰/۰۳۷ ^{aB}	مرتع قرق
-	۰/۸۹ ^{ns}	۱/۳۳ ^{ns}	۳/۶۱**	آماره t

†حروف غیرمشترک کوچک در هر ردیف و حروف غیرمشترک بزرگ در هر ستون نشان دهندهٔ معنی‌داری ** و * به ترتیب معنی‌داری در سطح یک درصد، ۵ درصد و عدم معنی‌داری براساس آزمون تی جفتی و آنالیز واریانس^{ns}

۲,۳. مدل‌های تنفس خاک با دما

در جدول ۲ مدل‌های برآزش شده بین تنفس هتروتروفیک خاک و دما برای خاک دو اکوسیستم مرتع قرق شده و چرا شده ارائه شده است. مدل‌های ساده خطی و توانی به عنوان مدل‌های تجربی ساده بیانگر افزایش تنفس خاک با افزایش دما می‌باشند. مدل خطی در خاک مرتع چرا شده برآزش نسبتاً ضعیفی نسبت به خاک مرتع قرق براساس ضریب تعیین رگرسیون نشان داد ($R^2=0/79$ در مقابل $R^2=0/81$). مدل کوادراتیک برآزش بهتری در خاک مرتع قرق ($R^2=0/82$) نسبت به خاک مرتع چرا شده ($R^2=0/80$) نشان داد. با این حال به نظر می‌رسد مدل‌های خطی و مدل‌های کوادراتیک تخمین‌های بالایی از تنفس را در دمای بالا نشان دهند.

مدل کاسیرا و کایرخام [۳۳] هم به عنوان یک مدل با پایه کوادراتیک به دلیل داشتن پارامترهای بیشتر نسبت به مدل کوادراتیک ساده، برآزش بهتری به داده‌ها نشان داد ($R^2=0/83$ در مقابل $R^2=0/81$). مدل $Y = a(T - T_{min})^b$ هم مشابه مدل کاسیرا و کایرخام بود با این تفاوت که در خاک مرتع چرا شده مدل کاسیرا و کایرخام برآزش بهتری نشان داد.

مدل نمایی درجه اول $Y = ae^{bT}$ و مدل نمایی درجه دوم که توسط آکانر [۴۴] ارائه شده است؛ در خاک مرتع قرق برآزش مناسبی با داده‌ها نشان داد ($R^2=0/85$) دو مدل از جنبه ضریب تعیین در هر دو خاک مورد بررسی تفاوتی با همدیگر نشان ندادند.

جدول ۲. مدل‌های برآزش شده بین تنفس هتروتروفیک خاک و دما برای اکوسیستم مرتع قرق شده و چرا شده

معادلات توسط آنالیز رگرسیون غیرخطی برآزش شده‌اند. الگوریتم مارکوارد-لوینبرگ برای تعیین پارامترهایی که کمترین مجموع مربعات بین متغیر وابسته در مدل‌ها با اعداد مشاهده شده را داشتند استفاده شد. تمامی مقادیر F در سطح ۹۹/۹ درصد معنی‌دار می‌باشند

مدل	پارامترهای برآزش شده	R^2	F value
مدل خطی: $Y = a + bT$	قرق	$a=-0/607, b=0/079$	۲۳۳/۲۶
	چرا شده	$a=-0/389, b=0/072$	۱۹۹/۲۷
مدل کوادراتیک: $Y = aT^2$	قرق	$a=0/002$	۵۴۸/۹۸
	چرا شده	$a=0/002$	۴۳۴/۱۲
$Y = a(T + 10)^b$ کاسیرا و کایرخام (۱۹۷۱)	قرق	$a=1/75 \times 10^{-4}, b=2/49$	۲۶۴/۶۹
	چرا شده	$a=0/0001, b=-2/666$	۲۲۳/۴۲
مدل (۴): $Y = a(T - T_{min})^b$	قرق	$a=0/015, b=1/624, T_{min}=-22/56$	۲۴۹/۷۳
	چرا شده	$a=0/026, b=0/144, T_{min}=-68/97$	۱۸۲/۷۸
مدل نمایی درجه اول $Y = ae^{bT}$	قرق	$a=0/093, b=0/101$	۲۹۳/۹۱
	چرا شده	$a=0/16, b=0/083$	۲۳۳/۶
مدل آرهینوس $Y = a \exp(\frac{E}{R(T-273.2)} \times \frac{T-10}{283.2})$	قرق	$a=0/349, b=-0/026, c=0/003$	۱۹۸/۹۴
	چرا شده	$a=0/16, b=0/083, c=0/003$	۲۳۳/۶
مدل لویید و تیلور (۱۹۹۴) $Y = a \exp(\frac{E_0}{T+273.2-T_0} \times \frac{T-10}{283.2-T_0})$	قرق	$a=0/077, E=32/481 \text{ kJ mol}^{-1}$	۲۹۲/۵۲
	چرا شده	$a=0/139, E=26/594 \text{ kJ mol}^{-1}$	۲۳۱/۹۷
مدل لویید و تیلور (۱۹۹۴) $Y = a \exp(\frac{E_0}{T+273.2-T_0} \times \frac{T-10}{283.2-T_0})$	قرق	$a=0/121, E_0=31/62, T_0=3/844$	۱۹۲/۷۲
	چرا شده	$a=0/12, E_0=30/97, T_0=-23/499$	۴۲۷/۱۹
مدل جنکینسون (۱۹۹۰) $Y = \frac{d}{a+b \cdot \frac{T-10}{30}}$	قرق	$a=1/613, b=0/613, d=-1/27$	۱۵۰
	چرا شده	$a=8/196 \times 10^{-1}, b=0/964, d=-8/57 \times 10^{-1}$	۱۴۳/۸۶
مدل شلینتر و ون کلیو (۱۹۸۵) $Y = \frac{d}{a+b \cdot \frac{T-10}{30}} + c$	قرق	$a=5565/5, b=0/613, d=-15/3, c=-0/789$	۱۳۲/۷۴
	چرا شده	$a=-848654/14, b=-874/28, d=2052/84, c=1/063$	۳۹/۴۲

* ثابت گازها = $8/31 \times 10^{-1} \text{ kJmol}^{-1}\text{K}^{-1}$

هرچند خاک اکوسیستم مرتع قرق پراکندگی متقارن‌تری نسبت به خاک مرتع چرا شده داشت. براساس نتایج حاصل در این مطالعه، دو مدل آرهینیوس و للوید و تیلور تفاوتی در ضریب تعیین نشان ندادند ($R^2=0/89$) ولی با توجه به معنی‌داری (مقدار آماره F) می‌توان گفت که مدل آرهینیوس با خاک مرتع قرق و مدل للوید و تیلور در خاک مرتع چرا شده معنی‌داری بیشتری نشان داد.

مدل جنکینسون [۲۸] و مدل شلینتتر و ون کلیو [۵۱] نوعی تابع لجستیکی است، که واکنش نوع 'S' در تنفس خاک به درجه حرارت را نشان می‌دهد. خاک مرتع قرق برازش مناسب‌تری را نسبت به خاک مرتع چرا شده در این دو مدل با توجه به ضریب تعیین، نشان داد.

۳.۳. مقدار Q_{10}

مقادیر عددی Q_{10} شبیه‌سازی شده با مدل‌های برازش شده (مدل‌های ذکر شده در جدول (۲) و مقادیر محاسبه شده با استفاده از داده‌های مشاهده شد با استفاده از رابطه (۲) در جدول (۳) ارائه شد. بر این اساس بالاترین مقدار Q_{10} در مدل خطی و سپس مدل کوادراتیک مشاهده شد. در کل مقادیر بالای Q_{10} در درجه حرارت پایین و به عبارتی Q_{10} در دمای ۱۰ درجه سانتی‌گراد مشاهده شد.

با توجه به اینکه مدل‌های نمایی، آرهینیوس و لجستیکی ممکن است به اندازه کافی نسبت به افزایش نرخ تنفس خاک با افزایش دما، زمانی که درجه حرارت پایین است حساس نباشد، یک مدل تجربی ساده است که ترکیبی از مدل‌های کاسیرا و کایرخام ($Y = a(T + 10)^b$) و ولوماندر [۴۰] ($Y = b(T - T_{min})^2$) بود ارائه شده که $Y = a(T - T_{min})^b$ به عنوان کمترین دما که ممکن است در آن تنفس خاک متوقف شود؛ در نظر گرفته شد. مدل‌هایی بر پایه نمایی و آرهینیوس در کل نسبت به سایر مدل‌ها، برازش بهتری با داده‌های اندازه‌گیری شده نشان دادند. به طوری که در مدل آرهینیوس بالاترین ضریب تعیین در بین مدل‌های مختلف دیده شد ($R^2=0/89$). انرژی اکتیواسیون^۱ بدست آمده برای خاک مرتع قرق و چرا شده به ترتیب ۳۲/۴۸ و ۲۶/۵۹ kJmol^{-1} بود.

با در نظر گرفتن تخمین اریب توسط مدل آرهینیوس، للوید و تیلور [۳۹] مدل $R_s = ae^{-E_0/T-T_0}$ را ارائه نمودند. که تخمین نااریبی از تنفس خاک در دماهای مختلف نشان داد. شکل ۱، برازش این مدل را به داده‌های اندازه‌گیری شده نشان می‌دهد. آنالیز باقیماندها بین داده‌های اندازه‌گیری و داده‌های شبیه‌سازی شده در این مدل پراکنش مناسبی در خاک دو اکوسیستم نشان داد.

جدول ۳. مقادیر Q_{10} شبیه‌سازی شده با مدل‌های برازش شده مختلف و مقادیر محاسبه شده با استفاده از داده‌های مشاهده شده

Q_{10} در 30°C		Q_{10} در 10°C		مدل
چراشده	قرق	چراشده	قرق	
۱/۴۱	۳/۱۸	۱/۴۵	۵/۳۲	خطی
۱/۷۸	۱/۷۸	۴/۰۰	۴/۰۰	کوادراتیک
۰/۵۷	۱/۷۴	۳/۶۴	۲/۷۴	کاسیرا و کایرخام
۱/۰۱	۱/۳۳	۱/۰۲	۱/۵۵	مدل (۴)
۲/۲۹	۲/۷۵	۲/۲۹	۲/۷۵	مدل نمایی درجه اول
۱/۹۹	۱/۶۷	۳/۰۶	۲/۳۷	اکانر
۰/۵۹	۰/۵۳	۰/۶۴	۰/۵۸	آرهینیوس
۱/۰۰۳	۱/۰۰۳	۱/۰۰۳	۱/۰۰۴	للوید و تیلور
۱/۰۶	۱/۰۰۳۱	۱/۰۶	۱/۰۰۳۵	جنکینسون
۰/۹۹	۰/۸۶	۱/۰۰	۰/۸۴	شلینتتر و ون کلیو
-	-	۱/۲۱	۰/۹۷	رابطه (۲)*

* با استفاده از رابطه (۲) و داده‌های اندازه‌گیری شده تنفس محاسبه شده است.

¹ Activation energy

[۴۵، ۷۰]. [۶۰] نشان دادند که حدود ۷۵ و ۸۱ درصد از تغییرات تنفس خاک به ترتیب در خاک‌های دوبار و یک بار انکوباسیون شده، در ارتباط با میزان استخر کربن آن‌ها می‌باشد. در این مطالعه درصد ماده آلی در خاک مرتع قرق بیشتر از مرتع چرا شده بود (داده‌ها ارائه نشده‌اند). با این حال این سوال مطرح می‌شود که چرا با وجود بالا بودن درصد ماده آلی در خاک مرتع قرق، میزان تنفس خاک در این اکوسیستم کمتر از مرتع چرا شده بود. کیفیت کربن آلی تأثیر مستقیمی بر نرخ تجزیه و در نتیجه تولید دی‌اکسید کربن دارد [۳۷] کربن آلی خاک به سه نوع کلی ناپایدار، متوسط و سخت با نرخ بازگشت^۱ متفاوت تقسیم می‌شود [۱۱]. استخر کربن ناپایدار، دسترس‌ترین منبع برای میکروارگانیسم‌ها می‌باشد و به راحتی قابلیت تجزیه دارد [۵۵]. دسترسی این نوع ماده آلی بسته به ترکیب شیمیایی و حفاظت فیزیکی و عوامل دیگر در هر اکوسیستم و هر نوع کاربری متفاوت خواهد بود [۲۲]. از این جنبه می‌توان علت بالا بودن میزان تنفس در خاک مرتع چرا شده را توجیه کرد. در مرتع چرا شده به دلیل برداشت بیومس گیاهی توسط دام‌ها (و گاه‌ها برداشت دستی علوفه) میزان انباشت لاشبرگ حاصل از ساقه و برگ‌ها کم و حتی ممکن است ناچیز باشد، بنابراین غالب پیکره کربن آلی خاک توسط ریشه نازک گیاهان تأمین می‌شود. تجزیه ریشه، به خصوص ریشه‌های نازک از فرایندهای تأثیرگذار بر تراکم و ذخیره کربن خاک در مراتع می‌باشد [۳۶] در نتیجه به دلیل تراکم سیستم ریشه‌ای ظریف، خاک مرتع چرا شده محیطی ایده‌آل برای فعالیت میکروارگانیسم می‌باشد [۱۰]. به عبارتی میزان مواد آلی به نسبت سخت‌تر، مانند لیگنین و سلولز در خاک مرتع قرق به دلیل انباشت ساقه گیاهان علفی بیشتر از مرتع چرا شده می‌باشد و همین عامل می‌تواند یکی از دلایل بالا بودن تنفس در خاک مرتع چرا شده نسبت به مرتع قرق باشد. از طرفی می‌توان این احتمال را مطرح کرد که در مرتع قرق به علت آشفستگی

مقادیر میانگین Q_{10} که با مقادیر داده‌های تنفس هتروتروفیک مشاهده شده در انکوباسیون محاسبه شده بود در خاک مرتع قرق برابر ۰/۹۷ و در خاک مرتع چرا شده ۱/۲۱ بود.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

۱،۴. تأثیر انکوباسیون دمایی بر میزان تنفس

هتروتروفیک خاک

بر اساس نتایج (جدول ۱) افزایش معنی‌داری با افزایش دما در میزان تنفس هتروتروفیک خاک دو اکوسیستم مرتع قرق و چرا شده مشاهده شد. مطالعات متعددی افزایش تنفس هتروتروفیک خاک با دما را در اکوسیستم‌های مختلف [۶، ۵۶، ۶۶] و اکوسیستم مرتعی گزارش کردند [۶۳، ۶۴] که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی داشت. همچنین نتایج این پژوهش با یافته‌های [۵۹، ۶۵] که افزایش میزان تنفس خاک را طی انکوباسیون دمایی مشاهده کردند؛ مطابقت داشت.

نتایج این مطالعه نشان داد نوع مدیریت اکوسیستم مرتعی می‌تواند بر میزان انتشار دی‌اکسید کربن از خاک مؤثر باشد. اثرات گزارش شده در مورد تأثیر چرای دام در میزان تنفس یا انتشار دی‌اکسید کربن از خاک متفاوت است. نتایج مطالعه حاضر با یافته‌های [۹، ۱۹] که بیان کردند چرا سبب کاهش تنفس خاک می‌شود مطابقت نداشت در حالی که با نتایج [۸، ۳۲] که نشان دادند قرق مرتع سبب کاهش معنی‌دار تنفس خاک نسبت به مرتع چرا شده می‌شود، هم‌خوانی کامل داشت.

هر چند به لحاظ پیچیدگی اکوسیستم‌های مرتعی توجیه صرف مسئله تفاوت تنفس هتروتروفیک خاک امکان پذیر نیست و نیاز به بررسی فاکتورهای مختلف دارد؛ منتها از چند جنبه می‌توان این پدیده را مورد بررسی قرار داد. مقدار و نوع ماده آلی از مهم‌ترین پارامترهایی است که بر میزان تنفس خاک تأثیر می‌گذارد

¹ Turnover times

به داده‌های اندازه‌گیری شده در این مطالعه نشان داد. [۱۴] به بررسی مدل‌های مختلف برای داده‌های انکوباسیون دمایی تنفس خاک در دو نوع خاک مزرعه و جنگل پرداخته بودند؛ نشان دادند که مدل آرهنیوس بهترین برازش را به داده‌ها داشت. همچنین [۶۷] مدل آرهنیوس را مناسبترین مدل برای بیان تغییرات تنفس خاک در ارتباط با دما بیان کردند. [۴۷] نشان دادند که برای داده‌های کوتاه مدت دو مدل نمایی و آرهنیوس با ضریب تعیین $0/93$ بهترین مدل جهت بیان تغییرات تنفس خاک در ارتباط با دما می‌باشد. مدل آرهنیوس اگرچه در ترمودینامیک یک مدل پایه است ولی تا حدودی می‌تواند مکانیسم تنفس خاک به دما را هم بیان نماید [۱۳]. با این حال چون این مدل از معکوس درجه حرارت مطلق برای پیش بینی تغییرات میزان تنفس استفاده می‌کند؛ ممکن است به اندازه کافی حساس به تغییرات تنفس خاک در درجه حرارت‌های پایین نباشد. [۳۹، ۱۴] بیان کردند که این مدل ممکن است برآوردی اریب در درجه حرارت‌های پایین از تنفس خاک ارائه نماید.

با وجود پارامتر T_0 در مدل ارائه شده توسط لویید و تیلور که اصلاح شده مدل آرهنیوس است تغییرچندانی با مدل آرهنیوس نشان نداد. با این حال به دلیل وجود پارامتر بیشتر در این مدل نسبت به مدل آرهنیوس این مدل انعطاف پذیری بیشتری خواهد داشت. در مطالعه‌ای توسط [۱] مدل لویید و تیلور در چهار سایت جنگلی بهترین برازش را به داده‌های تنفس در ارتباط با دما نشان داد. لویید و تیلور مدعی شدند که مدل آن‌ها برآورد ناریبی از داده‌های تنفس ارائه می‌دهد [۳۹]. عیب مدل لویید و تیلور در برداشتن مبنای نظری مدل آرهنیوس است. در مدل آرهنیوس T_0 یا دمای مبنا در اصل صفر در نظر گرفته شده است به عبارتی مدل به این صورت است $R_s = ae^{(-E/R(T-0))}$ منتها در مدل پیشنهادی

کم و در نتیجه حفظ ساختمان خاک میزان حفاظت فیزیکی کربن آلی توسط خاکدانه‌ها بیشتر بوده و به دلیل عدم دسترسی کربن آلی برای میکروارگانیسم‌ها میزان تجزیه کربن آلی و در نتیجه انتشار دی اکسید کربن کمتر از مرتع چرا شده می‌باشد. در همین راستا [۴۳] نشان دادند که در خاک‌های دست‌نخورده (نسبت به خاک‌های شخم خورده) میزان تنفس خاک کمتر بود. [۱۲] نیز بیان کرد که افزایش اندازه خاکدانه‌ها به دلیل حفاظت فیزیکی بیشتر، سبب کاهش تنفس و انتشار دی‌اکسید کربن می‌گردد.

۲.۴. مدل‌های تنفس خاک

در کل تمامی مدل‌ها به جز مدل خطی و مدل شلینتتر و ون کلیو در خاک مرتع چرا شده، برازش خوبی به داده‌های تنفس خاک نشان داد. [۲۹] به بررسی مدل‌های دمایی خطی، کوادراتیک، توانی، نمایی و آرهنیوس در مراتع چرا شده و چرا نشده (قرق) نیمه‌خشک مغولستان پرداخته بودند؛ مشابه نتایج مطالعه حاضر، مدل‌های آرهنیوس، نمایی و تا حدودی توانی را مناسبترین مدل‌های پاسخ دمایی خاک گزارش کردند. با وجود ضریب تعیین قابل قبول مدل کوادراتیک در مطالعه حاضر، بررسی منابع نشان داد که علاقمندی کمی برای استفاده از مدل کوادراتیک معمولی برای بیان ارتباط دمایی تنفس خاک وجود داشت. با این حال [۷] مدل لوگ-کوادراتیک^۱ را مناسبترین مدل برای پاسخ دمایی تنفس ذکر کردند. مطالعات اندکی حاکی از مناسب بودن مدل شلینتتر و ون کلیو در ارتباط با تغییرات تنفس خاک با دما بود [۴۶] که تا حدودی با نتایج این مطالعه مطابقت داشت.

در مطالعه‌ای، [۲] مدل اکانر را مناسبترین مدل برای بیان پاسخ دمایی داده‌های عرصه بیان نمود. هر چند مدل آرهنیوس هم مدل مناسبی از جنبه کوچک بودن مجموع مربعات باقیمانده^۲ مطرح شد.

مدل آرهنیوس و مدل لویید و تیلور بهترین برازش را

¹ Log-quadratic

² Sum of Squared Residuals

در مورد این دو مدل مشابهت داشت.

مقادیر برآوردی با مدل‌های مختلف و مقادیر محاسبه شده با معادله (۳) در این مطالعه نشان داد که صرف برآزش مناسب داده‌ها در مدل‌های مختلف لزوماً نمی‌تواند برآورد مناسبی از مقدار Q_{10} ارائه دهد. ناکارآمدی برخی مدل‌ها در برآورد عددی Q_{10} به لحاظ مفهومی قابل فهم است؛ به این صورت که اگر فرض بگیریم مقدار Q_{10} تنفس خاک، در دمای پایین به لحاظ عددی بالاتر از مقدار Q_{10} تنفس خاک در دمای بالاتر است؛ مدل‌هایی درجه اول چون برآورد یکسانی در هر دو سطح دمایی دارد، عملاً ناکارآمد می‌شود. همچنین اگر بپذیریم که اکوسیستم‌های مختلف به لحاظ شرایط خاص حاکم بر آن‌ها بایستی در دمای یکسان، مقادیر متفاوتی از Q_{10} داشته باشند؛ مدل کوادراتیک به دلیل برآورد یکسان در هر اکوسیستم، ناکارآمد محسوب می‌شود.

با توجه به مقدار Q_{10} محاسبه شده، حساسیت دمایی در خاک مرتع چرا شده (۱/۲۱) بالاتر از خاک مرتع قرق شده (۰/۹۷) بود. مشابه نتایج مطالعه حاضر، [۲۱] نشان دادند که مقدار عددی Q_{10} در مرتع چرا شده بالاتر از مرتع قرق بود. همچنین در مطالعه‌ای توسط [۷۱] کمترین مقدار عددی Q_{10} در مرتع چرا نشده (قرق) و بالاترین مقدار Q_{10} در سطح چرای شدید گزارش شد که با نتایج این مطالعه همخوانی داشت. این احتمال وجود دارد که به دلیل تفاوت در نوع پوشش گیاهی، کیفیت کربن آلی خاک [۲۷] و یا مقدار و فعالیت آنزیمی در مرتع چرا شده و قرق متفاوت باشد [۳۸].

از طرفی مقدار عددی Q_{10} با افزایش دما مقدار کمتری را در تمامی مدل‌های مورد بررسی نشان داد. در بسیاری از مطالعات صورت گرفته کاهش مقدار Q_{10} با افزایش دما مشاهده شد [۳۷، ۶۸، ۶۹]. که با نتایج مدل‌های برآوردی در مطالعه حاضر همخوانی داشت. [۴۲] بیان کردند که کاهش دسترسی میکروارگانیسم‌های خاک به ماده آلی خاک می‌تواند سبب کاهش حساسیت دمایی خاک (Q_{10}) با افزایش دما گردد.

للوید و تیلور دمای مینا به عنوان پارامتر محاسباتی در نظر گرفته شده است که در این مطالعه این مقدار برای مرتع قرق ۳/۸۴ و برای مرتع چرا شده ۲۳/۴۹- کلوین برآورد شد. [۳۰] نشان دادند که مقادیر برآوردی با این مدل، عدد کوچکتری از تنفس اندازه‌گیری شده خاک بدست می‌دهد که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت داشت. بنابراین می‌طلبید در مورد حساسیت مدل به‌ویژه در دماهای پایین تفاوت دو مدل آرهینیوس و للوید و تیلور مورد نظر قرار گیرد.

در مدل ۴ مقادیر T_{min} برای مرتع چرا ۶۸/۹۷- و برای مرتع قرق ۲۲/۵۶- درجه سانتی‌گراد برآورد شد. در مطالعه‌ای توسط [۲۹] که در دو مرتع چرا شده و چرا نشده (قرق) صورت گرفت، مقدار T_{min} برای مرتع چرا شده ۲۲/۰۲- درجه سانتی‌گراد و برای مرتع چرا شده ۱۱۲/۶۱- درجه سانتی‌گراد برآورد شد که تا حدود زیادی با مطالعه حاضر به‌خصوص در مرتع قرق برابر بود. آن‌ها ضریب تعیین برای مرتع چرا نشده و چرا شده را به ترتیب ۰/۳۹ و ۰/۵۴ برآورد نمودند که کمتر از ضرایب تعیین در مطالعه حاضر بود. با این حال این دمای یک ویژگی از پاسخ دمایی تنفس خاک است و نمی‌توان آن را به عنوان دمای کمینه تنفس خاک در نظر گرفت، چرا که داده‌های آزمایش، حاصل میزان تنفس خاک در یک رژیم دمای معمولی می‌باشد. واضح است که در دماهای بیش از حد پایین، تنفس خاک ممکن است تحت کنترل عواملی باشد که هنوز به طور دقیق مشخص نیست [۱۴].

۳،۴. حساسیت دمایی تنفس (Q_{10})

نتایج این مطالعه به وضوح نشان داد که مدل‌های مختلف برآوردهای متفاوتی از مقدار عددی Q_{10} نشان می‌دهند که همین عامل می‌تواند محدودیت‌هایی را برای مقایسه این شاخص ایجاد نماید [۵۳]. [۵۸] در مطالعه‌ای نشان داد که مقدار عددی Q_{10} محاسبه شده در دمای ۱۰ درجه سانتی‌گراد با مدل اکانر، مقدار بیشتری را نسبت به مدل‌هایی درجه اول نشان داد که با نتایج مطالعه حاضر

نمی‌توان نادیده گرفت. انتخاب مدل مناسب تنفس دمایی خاک با استفاده از آنالیز رگرسیون غیرخطی و الگوریتم مارکواردت-لوینبرگ و با توجه به این نکته که محدوده دمایی مورد استفاده در این مطالعه در محدوده معمولی قرارداد داشت؛ برای دماهای بیش از حد پایین تا حدودی مشکل به نظر می‌رسد. با این حال برآیند برآزش داده‌ها همراه با تجزیه و تحلیل Q_{10} می‌تواند منجر به انتخاب مدل مناسب شود. در مجموع با توجه به ضرایب مدل‌ها و آنالیز Q_{10} ، می‌توان مدل آرهنیوس را مناسبترین مدل در بین مدل‌های مورد بررسی برای بیان تغییرات تنفس خاک در ارتباط با تغییرات دمایی و حساسیت دمایی تنفس خاک دانست.

در کل با توجه به نتایج به دست آمده به طور قطع نمی‌توان مدل مناسب برای برآورد عددی Q_{10} را مشخص کرد. ولی با توجه به مقادیر بدست آمده از داده‌های آزمایش می‌توان مدل‌هایی با پایه آرهنیوس و لجستیکی را تا حدودی برای برآورد عددی Q_{10} مناسب دانست. بنابراین تجزیه و تحلیل مقادیر Q_{10} می‌تواند روش مفیدی برای انتخاب مدل مناسب تغییرات تنفس خاک با دما باشد [۱۸].

در کل، کیفیت و نوع کربن آلی و به عبارتی بالا بودن سهم کربن ناپایدار یکی از دلایل احتمالی بالا بودن میزان تنفس هتروتروفیک و همچنین بالا بودن حساسیت دمایی تنفس خاک (Q_{10}) در خاک مرتع چرا شده نسبت به قرق است؛ هر چند تأثیر سایر عوامل اکولوژیکی را

References

- [1] Acosta, M., Pavelka, M., Montagnani, L., Kutsch, W., Lindroth, A., Juszczak, R., and Janouš, D. (2013). Soil surface CO₂ efflux measurements in Norway spruce forests: Comparison between four different sites across Europe — from boreal to alpine forest. *Geoderma*, 192, 295-303.
- [2] Bauer, J. (2009). Analysis of heterotrophic respiration response to soil temperature and moisture: experiments and modelling. Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität zu Bonn.
- [3] Benbi, D.K., Brar, K., Toor, A.S., and Singh, P. (2015). Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. *Geoderma*, 237–238, 149-158.
- [4] Berntsen, J., Grant, R., Olesen, J.E., Kristensen, I.S., Vinther, F.P., Mølgaard, J.P., and Petersen, B.M. (2006). Nitrogen cycling in organic farming systems with rotational grass-clover and arable crops. *Soil Use and Management*, 22 (2), 197-208.
- [5] Booker, K., Huntsinger, L., Bartolome, J.W., Sayre, N.F., and Stewart, W. (2013). What can ecological science tell us about opportunities for carbon sequestration on arid rangelands in the United States? *Global Environmental Change*, 23 (1), 240-251.
- [6] Bujalský, L., Kaneda, S., Dvorščik, P., and Frouz, J. (2014). In situ soil respiration at reclaimed and unreclaimed post-mining sites: Responses to temperature and reclamation treatment. *Ecological Engineering*, 68, 53-59.
- [7] Carey, J.C., Tang, J., Templer, P.H., Kroeger, K.D., Crowther, T.W., Burton, A.J., Dukes, J.S., Emmett, B., Frey, S.D., Heskell, M.A., Jiang, L., Machmuller, M.B., Mohan, J., Panetta, A.M., Reich, P.B., Reinsch, S., Wang, X., Allison, S.D., Bamminger, C., Bridgham, S., Collins, S.L., de Dato, G., Eddy, W.C., Enquist, B.J., Estiarte, M., Harte, J., Henderson, A., Johnson, B.R., Larsen, K.S., Luo, Y., Marhan, S., Melillo, J.M., Penuelas, J., Pfeifer-Meister, L., Poll, C., Rastetter, E., Reinmann, A.B., Reynolds, L.L., Schmidt, I.K., Shaver, G.R., Strong, A.L., Suseela, V., and Tietema, A. (2016). Temperature response of soil respiration largely unaltered with experimental warming. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 113 (48), 13797-13802.
- [8] Chen, J., Zhou, X., Wang, J., Hruska, T., Shi, W., Cao, J., Zhang, B., Xu, G., Chen, Y., and Luo, Y. (2016). Grazing exclusion reduced soil respiration but increased its temperature sensitivity in a Meadow Grassland on the Tibetan Plateau. *Ecology and Evolution*, 6 (3), 675-687.

- [9] Chen, W., Wolf, B., Zheng, X., Yao, Z., Butterbach-Bahl, K., Brüggemann, N., Han, S., Liu, C., and Han, X. (2013). Carbon dioxide emission from temperate semiarid steppe during the non-growing season. *Atmospheric Environment*, 64 (Supplement C), 141-149.
- [10] Conant, R.T., Paustian, K., and Elliott, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11, 343-355.
- [11] Davidson, E.A. and Janssens, I.A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440 (7081), 165-173.
- [12] Egan, G., Crawley, M.J., and Fornara, D.A. (2018). Effects of long-term grassland management on the carbon and nitrogen pools of different soil aggregate fractions. *Science of The Total Environment*, 613-614, 810-819.
- [13] Ellert, B.H. and Bettany, J.R. (1992). Temperature Dependence of Net Nitrogen and Sulfur Mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 56 (4), 1133-1141.
- [14] Fang, C. and Moncrieff, J.B. (2001). The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry*, 33 (2), 155-165.
- [15] Ferlan, M., Alberti, G., Eler, K., Batič, F., Peressotti, A., Miglietta, F., Zaldei, A., Simončič, P., and Vodnik, D. (2011). Comparing carbon fluxes between different stages of secondary succession of a karst grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140 (1), 199-207.
- [16] Fóti, S., Balogh, J., Herbst, M., Papp, M., Koncz, P., Bartha, S., Zimmermann, Z., Komoly, C., Szabó, G., Margóczy, K., Acosta, M., and Nagy, Z. (2016). Meta-analysis of field scale spatial variability of grassland soil CO₂ efflux: Interaction of biotic and abiotic drivers. *Catena*, 143, 78-89.
- [17] Fu, X., Shao, M., Wei, X., and Horton, R. (2010). Soil organic carbon and total nitrogen as affected by vegetation types in Northern Loess Plateau of China. *Geoderma*, 155 (1), 31-35.
- [18] Gao, B., Ju, X., Su, F., Gao, F., Cao, Q., Oenema, O., Christie, P., Chen, X., and Zhang, F. (2013). Comparison of Soil Respiration in Typical Conventional and New Alternative Cereal Cropping Systems on the North China Plain. *PLoS ONE*, 8 (11), e80887.
- [19] Guo, N., Wang, A., Allan Degen, A., Deng, B., Shang, Z., Ding, L., and Long, R. (2018). Grazing exclusion increases soil CO₂ emission during the growing season in alpine meadows on the Tibetan Plateau. *Atmospheric Environment*, 74 (1), 92-98.
- [20] Gutiérrez-Girón, A., Díaz-Pinés, E., Rubio, A., and Gavilán, R.G. (2015). Both altitude and vegetation affect temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in Mediterranean high mountain soils. *Geoderma*, 237, 1-8.
- [21] He, N., Wang, R., Yang, G., Jingzhong, D., Wen, X., and Guirui, Y. (2013). Changes in the temperature sensitivity of SOM decomposition with grassland succession: Implications for soil C sequestration. *3*, 5045-5054.
- [22] Hobbie, S.E. (2000). Interactions between Litter Lignin and Nitrogen Lignin and Soil Nitrogen Availability during Leaf Litter Decomposition in a Hawaiian Montane Forest. *Ecosystems*, 3 (5), 484-494.
- [23] Holland, E.A., Neff, J.C., Townsend, A.R., and McKeown, B. (2000). Uncertainties in the temperature sensitivity of decomposition in tropical and subtropical ecosystems: Implications for models. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (4), 1137-1151.
- [24] Holthausen, R.S. and Caldwell, M.M. (1980). Seasonal dynamics of root system respiration in *Atriplex confertifolia*. *Plant and Soil*, 55 (2), 307-317.
- [25] Howard, D.M. and Howard, P.J.A. (1993). Relationships between CO₂ evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biology and Biochemistry*, 25 (11), 1537-1546.
- [26] Ilstedt, U., Nordgren, A., and Malmer, A. (2000). Optimum soil water for soil respiration before and after amendment with glucose in humid tropical Acrisols and a boreal mor layer. *Soil Biology and Biochemistry*, 32 (11), 1591-1599.
- [27] Iqbal, J., Hu, R., Feng, M., Lin, S., Malghani, S., and Ali, I.M. (2010). Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137 (3), 294-307.

- [28] Jenkinson, D.S., Andrew, S.P.S., Lynch, J.M., Goss, M.J., and Tinker, P.B. (1990). The Turnover of Organic Carbon and Nitrogen in Soil [and Discussion]. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 329 (1255), 361-368.
- [29] Jia, B., Zhou, G., Wang, Y., Wang, F., and Wang, X. (2006). Effects of temperature and soil water-content on soil respiration of grazed and ungrazed *Leymus chinensis* steppes, Inner Mongolia. *Journal of Arid Environments*, 67 (1), 60-76.
- [30] Jiang, Y., Wang, B., Wang, Y.R., and Yang, Q.P. (2010). Soil respiration in subtropical forests and model simulation of its relationships with soil temperature and moisture content. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*, 21 (7), 1641-1648.
- [31] Johnson, J.M.F., Franzluebbers, A.J., Weyers, S.L., and Reicosky, D.C. (2007). Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution*, 150 (1), 107-124.
- [32] Jorge, P.-F., Eduardo, M.-R., Nick, J.O., Niall, P.M., and Richard, D.B. (2012). Grazing increases the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in a temperate grassland. *Environmental Research Letters*, 7 (1), 014027.
- [33] Kucera, C.L. and Kirkham, D.R. (1971). Soil Respiration Studies in Tallgrass Prairie in Missouri. *Ecology*, 52 (5), 912-915.
- [34] Kuzyakov, Y. (2006). Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (3), 425-448.
- [35] Lai, L., Zhao, X., Jiang, L., Wang, Y., Luo, L., Zheng, Y., Chen, X., and Rimmington, G.M. (2012). Soil Respiration in Different Agricultural and Natural Ecosystems in an Arid Region. *PLoS ONE*, 7 (10), e48011.
- [36] Lai, Z., Liu, J., Zhang, Y., Wu, B., Qin, S., Sun, Y., Zhang, J., Feng, W., Fa, K., and Bai, Y. (2017). Introducing a shrub species in a degraded steppe shifts fine root dynamics and soil organic carbon accumulations, in northwest China. *Ecological Engineering*, 100, 277-285.
- [37] Li, J., Pei, J., Cui, J., Chen, X., Li, B., Nie, M., and Fang, C. (2017). Carbon quality mediates the temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition in managed ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 250, 44-50.
- [38] Liu, H. (2013). Thermal response of soil microbial respiration is positively associated with labile carbon content and soil microbial activity. *Geoderma*, 193-194, 275-281.
- [39] Lloyd, J. and Taylor, J.A. (1994). On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8 (3), 315-323.
- [40] Lomander, A., Kätterer, T., and Andrén, O. (1998). Carbon dioxide evolution from top- and sub-soil as affected by moisture and fluctuating temperature. 30, 2017-2022.
- [41] MacDonald, N.W., Zak, D.R., and Pregitzer, K.S. (1995). temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 233-240.
- [42] Moinet, G.Y.K., Hunt, J.E., Kirschbaum, M.U.F., Morcom, C.P., Midwood, A.J., and Millard, P. (2018). The temperature sensitivity of soil organic matter decomposition is constrained by microbial access to substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 116, 333-339.
- [43] Neogi, S., Bhattacharyya, P., Roy, K.S., Panda, B.B., Nayak, A.K., Rao, K.S., and Manna, M.C. (2014). Soil respiration, labile carbon pools, and enzyme activities as affected by tillage practices in a tropical rice-maize-cowpea cropping system. *Environ Monit Assess*, 186 (7), 4223-4236.
- [44] O'Connell, A.M. (1990). Microbial decomposition (respiration) of litter in eucalypt forests of South-Western Australia: An empirical model based on laboratory incubations. 22, 153-160.
- [45] Pang, X., Zhu, B., Lü, X., and Cheng, W. (2015). Labile substrate availability controls temperature sensitivity of organic carbon decomposition at different soil depths. *Biogeochemistry*, 126 (1), 85-98.
- [46] Ravikant, M. and Kudrat, M. (2015). Spatio-Temporal Estimation of Soil Respiration for Indo-Gangetic Plain using Remote Sensing. *International Journal of Research in Advent Technology*, 3 (10), 24-33.

- [47] Reich, P.B., Sendall, K.M., Stefanski, A., Wei, X., Rich, R.L., and Montgomery, R.A. (2016). Boreal and temperate trees show strong acclimation of respiration to warming. *Nature*, 531 (7596), 633-636.
- [48] Risk, D., Kellman, L., and Beltrami, H. (2002). Soil CO₂ production and surface flux at four climate observatories in eastern Canada. *Global Biogeochemical Cycles*, 16 (4), 69-61-69-12.
- [49] Rochette, P., Desjardins, R.L., and Pattey, E. (1991). (Spatial and temporal variability of soil respiration in agricultural fields. *Canadian Journal of Soil Science*, 71 (2), 189-196.
- [50] Schädel, C., Luo, Y., David Evans, R., Fei, S., and Schaeffer, S.M. (2013). Separating soil CO₂ efflux into C-pool-specific decay rates via inverse analysis of soil incubation data. *Oecologia*, 171 (3), 721-732.
- [51] Schlentner, R.E. and Cleve, K.V. (1985). Relationships between CO₂ evolution from soil, substrate temperature, and substrate moisture in four mature forest types in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 15 (1), 97-106.
- [52] Schuman, G.E., Janzen, H.H., and Herrick, J.E. (2002). Soil carbon dynamics and potential carbon sequestration by rangelands. *Environmental Pollution*, 116 (3), 391-396.
- [53] Sierra, C.A. (2012). Temperature sensitivity of organic matter decomposition in the Arrhenius equation: some theoretical considerations. *Biogeochemistry*, 108 (1), 1-15.
- [54] Song, M., Jiang, J., Cao, G., and Xu, X. (2010). Effects of temperature, glucose and inorganic nitrogen inputs on carbon mineralization in a Tibetan alpine meadow soil. *European Journal of Soil Biology*, 46 (6), 375-380.
- [55] Souza, G.P.d., Figueiredo, C.C.d., and Sousa, D.M.G.d. (2016). Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. *Scientia Agricola*, 73, 535-542.
- [56] Subke, J.-A. and Bahn, M. (2010). On the 'temperature sensitivity' of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (9), 1653-1656.
- [57] Sun, D.S., Wesche, K., Chen, D.D., Zhang, S.H., Wu, G.L., Du, G.Z., and Comerford, N.B. (2011). Grazing depresses soil carbon storage through changing plant biomass and composition in a Tibetan alpine meadow. *Plant Soil Environ*, 57, 271-278.
- [58] Tang, J., Cheng, H., and Fang, C. (2017). The temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition is not related to labile and recalcitrant carbon. *PLoS ONE*, 12 (11), e0186675.
- [59] Wang, G., Zhou, Y., Xu, X., Ruan, H., and Wang, J. (2013). Temperature Sensitivity of Soil Organic Carbon Mineralization along an Elevation Gradient in the Wuyi Mountains, China. *PLoS ONE*, 8 (1), e53914.
- [60] Wang, W.J., Dalal, R.C., Moody, P.W., and Smith, C.J. (2003). Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (2), 273-284.
- [61] Wang, X., Liu, L., Piao, S., Janssens, I.A., Tang, J., Liu, W., Chi, Y., Wang, J., and Xu, S. (2014). Soil respiration under climate warming: differential response of heterotrophic and autotrophic respiration. *Global Change Biology*, 20 (10), 3229-3237.
- [62] Wang, X., Shi, Y., Guo, Z., Zhang, Y., and Yu, Z. (2015). Water use and soil nitrate nitrogen changes under supplemental irrigation with nitrogen application rate in wheat field. *Field Crops Research*, 183 (Supplement C), 117-125.
- [63] Wang, Z., Ji, L., Hou, X., and Schellenberg, M.P. (2016). Soil Respiration in Semiarid Temperate Grasslands under Various Land Management. *PLoS ONE*, 11 (1), e0147987.
- [64] Wen, L., Jinlan, W., Xiaojiao, Z., Shangli, S., and Wenxia, C. (2018). Effect of degradation and rebuilding of artificial grasslands on soil respiration and carbon and nitrogen pools on an alpine meadow of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecological Engineering*, 111, 134-142.
- [65] Wetterstedt, J.Å.M., Persson, T., and Ågren, G.I. (2010). Temperature sensitivity and substrate quality in soil organic matter decomposition: results of an incubation study with three substrates. *Global Change Biology*, 16 (6), 1806-1819.
- [66] Wohlfahrt, G., Pilloni, S., Hörtnagl, L., and Hammerle, A. (2010). Estimating carbon dioxide fluxes from temperate mountain grasslands using broad-band vegetation indices. *Biogeosciences (Online)*, 7 (2), 683-694.
- [67] Yiqi, L. and Zhou, X., *Soil Respiration and the Environment*. (2010): Elsevier Science.

- [68] Yu, S., Chen, Y., Zhao, J., Fu, S., Li, Z., Xia, H., and Zhou, L. (2017). Temperature sensitivity of total soil respiration and its heterotrophic and autotrophic components in six vegetation types of subtropical China. *Science of The Total Environment*, 607-608, 160-167.
- [69] Zhang, T., Wang, G., Yang, Y., Mao, T., and Chen, X. (2017). Grassland types and season-dependent response of ecosystem respiration to experimental warming in a permafrost region in the Tibetan Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 247, 271-279.
- [70] Zhou, Z., Zhang, Z., Zha, T., Luo, Z., Zheng, J., and Sun, O.J. (2013). Predicting soil respiration using carbon stock in roots, litter and soil organic matter in forests of Loess Plateau in China. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 135-143.
- [71] Zhu, L., Johnson, D.A., Wang, W., Ma, L., and Rong, Y. (2015). Grazing effects on carbon fluxes in a Northern China grassland. *Journal of Arid Environments*, 114, 41-48.
- [72] Zimmermann, M. and Bird, M.I. (2012). Temperature sensitivity of tropical forest soil respiration increase along an altitudinal gradient with ongoing decomposition. *Geoderma*, 187, 8-15.

