

معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی بقایای گندم در خاک‌های آلوده به سرب

زینب بیگدلی، احمد گلچین* و طاهره منصوری^۱

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۴/۲۶؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۱/۱۴)

چکیده

به منظور بررسی تأثیر آلودگی خاک به سرب بر معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی بقایای گیاهی گندم یک آزمایش به روش کیسه کلش و به صورت گلدانی و با آرایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتورهای مورد بررسی شامل سطوح آلودگی خاک به سرب (صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک) و مدت زمان خوابانیدن (۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز) بودند که تأثیر آنها بر معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی بقایای گیاهی گندم مورد بررسی قرار گرفت. در پایان هر یک از زمان‌های خوابانیدن، کیسه‌های کلش از گلدان‌ها خارج و وزن بقایای گیاهی باقیمانده در کیسه‌ها و همچنین مقدار کربن آلی و نیتروژن آلی آنها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که میزان هدررفت کربن از بقایای گندم و ثابت سرعت تجزیه کربن به ترتیب با افزایش غلظت سرب به بیش از ۲۵ و ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک، به طور معنی‌داری کاهش یافت. مقدار هدررفت نیتروژن آلی نسبت به کربن آلی بیشتر تحت تأثیر غلظت سرب خاک قرار گرفت و به مراتب افزایش غلظت سرب، مقدار هدررفت نیتروژن آلی کاهش یافت ولی ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی با افزایش غلظت سرب به بیش از ۲۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک کاهش یافت. مقدار هدررفت کربن و نیتروژن آلی در تیمار ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، به ترتیب ۳/۲ و ۱۱/۷ درصد کمتر از تیمار بدون سرب بود. نتایج این پژوهش نشان داد که آلودگی خاک به سرب مدت اقامت کربن و نیتروژن آلی را در خاک افزایش داده و باعث کند شدن چرخه این عناصر می‌شود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی، مدت زمان خوابانیدن، کیف کلش، سرب

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: agolchin2011@yahoo.com

مقدمه

فلزات سنگین یک گروه از آلاینده‌های خاک هستند که به‌طور طبیعی و همانند آلاینده‌های آلی تخریب نمی‌شوند و می‌توانند توسط گیاهان جذب و از طریق محصولات کشاورزی وارد جیره غذایی انسان شوند (۱۷). غلظت فلزات سنگین در خاک تحت تأثیر مواد مادری، فرایندهای خاک‌سازی و فعالیت‌های انسانی قرار دارد (۱۶). در بین فلزات سنگین، سرب با غلظتی در محدوده ۲ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کم‌تحرك‌ترین عنصر سنگین در خاک محسوب می‌شود (۱۳). از بین منابع مختلف و مهم رها کننده سرب در محیط زیست می‌توان به دود آگروز و سایر نقلیه اشاره کرد. از منابع دیگر می‌توان به استخراج معادن، ذوب سنگ‌های معدنی حاوی سرب، رنگ‌های ساختمانی، مواد سائیده شده از لاستیک اتومبیل‌ها، زغال‌سنگ، پلاستیک و کارخانه‌های پلاستیک‌سازی، آب‌کاری، باتری‌سازی و صنعت شیشه‌گری اشاره نمود (۳۲).

دینامیک کربن (C) و نیتروژن آلی (N) به خواص فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک (۱۹)، عوامل محیطی مانند دما، رطوبت (۳)، اکسیژن قابل دسترس برای مصرف جامعه میکروبی (۴۱)، کیفیت بقایای گیاهی مانند مقدار نیتروژن (۴۰)، نسبت C/N (۷)، مقدار لیگنین (۱۸)، نسبت لیگنین به نیتروژن (۲) و نوع پوشش گیاهی (۳۳) بستگی دارد. میکروارگانیسم‌ها از اجزای مهم اکوسیستم‌های خاکی هستند و نقش اصلی در تجزیه مواد آلی و چرخه مواد مغذی دارند. میزان مواد مغذی و در نتیجه، بهره‌وری اولیه خاک تحت تأثیر میکروارگانیسم‌ها قرار دارد، بنابراین، آگاهی از عوامل مؤثر بر فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک نقش اساسی در مدیریت یک محیط زیست پایدار دارد (۲۰). کربن آلی یک جزء مهم از خاک است که نقش اساسی در عملکرد محصول، کیفیت و حاصل‌خیزی خاک و ظرفیت نگهداری آب دارد (۲۵). اخیراً منابع کربن آلی خاک‌ها مورد توجه بسیار زیادی واقع شده‌اند، زیرا نقش حیاتی در چرخه جهانی کربن دارند و می‌توانند تأثیر بسزایی در کاهش یا افزایش گازهای گلخانه‌ای داشته باشند (۱۲). حفظ و نگهداری کربن

آلی خاک برای افزایش بهره‌وری در اکوسیستم‌های کشاورزی لازم و ضروری بوده و میزان کربن آلی خاک‌ها تحت تأثیر میزان کربن ورودی به خاک به‌صورت بقایای گیاهی و کربن خروجی از خاک به‌صورت گاز دی‌اکسیدکربن است (۳۹).

تبادل خالص سالانه کربن میان اتمسفر و اکوسیستم‌های زمینی از اهمیت ویژه‌ای در تعیین غلظت گاز دی‌اکسیدکربن (CO₂) اتمسفر و در نتیجه آب و هوا برخوردار است (۲۲). ذخیره‌سازی کربن در اکوسیستم‌های خشکی باعث کاهش غلظت گاز دی‌اکسیدکربن هوا و بهبود کیفیت خاک می‌شود (۱۰). تجزیه بقایای گیاهی عامل اصلی تعیین کننده چرخش مواد غذایی در اکوسیستم‌های زمینی و بخش مهمی از چرخه جهانی کربن است (۱، ۳۶). سهم معدنی شدن بقایای گیاهی در تغییرات کربن سالانه حدود ۷۰ درصد است و هر گونه تغییر در سرعت تجزیه بقایای گیاهی می‌تواند تأثیر قابل توجهی بر غلظت گاز دی‌اکسیدکربن هوا، آزادسازی مواد غذایی و میزان کربن آلی خاک در سطح منطقه‌ای و جهانی داشته باشد (۲۷). دیومات و همکاران گزارش کردند که آلودگی خاک به فلزات سنگین، نسبت کربن آلی تازه (C_t) به کربن آلی قدیمی (C_p) را کاهش داد، زیرا بخشی از فلزات سنگین توسط مواد آلی کلونیدی چسبیده به جزء رس جذب می‌شود، بنابراین جزء رس (غنی شده با مواد آلی قدیمی C_p) به تدریج دارای آلودگی و ثبات بیشتری می‌شود (۱۵)، در صورتی که مواد آلی ذره‌ای حاصل شده از بقایای آلی تازه به دلیل آلودگی کمتر (در مقایسه با بخش رس) سرعت تجزیه نسبتاً سریع‌تری در مقایسه با مواد آلی چسبیده به رس دارد. روث و همکاران (۳۴) گزارش کردند فلزات سنگین که از طریق فعالیت صنعتی به خاک اضافه می‌شوند نه تنها به دلیل پیوند با مواد آلی، بلکه با تأثیر بر پوشش گیاهی و میکروارگانیسم خاک، ظرفیت نگهداری ماده آلی خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند (۶). واسکوز-موریتا و همکاران گزارش کردند که در طولانی مدت آلودگی خاک به فلزات سنگین تأثیر نامطلوبی بر مقدار زیست توده میکروبی خاک دارد و سرعت معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی با افزایش غلظت

جدول ۱. برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش

ECe (dS/m)	pH	سرب قابل جذب (mg/kg)	بافت	رس	سیلت	شن (%)	نیتروژن کل	کربن آلی
۰/۵۷۸	۷/۸۸	۱/۶۶	لوم رسی	۳۳	۲۶	۴۱	۰/۱۰۵	۱/۱۵

جدول ۲. برخی از ویژگی‌های بقایای گیاهی مورد استفاده در آزمایش

نوع بقایا	کربن آلی درصد	نیتروژن کل درصد	نسبت کربن به نیتروژن	لیگنین	سلولز درصد	همی سلولز
گندم	۴۵/۲۹	۰/۶	۷۴/۶۱	۱۰	۴۰/۵	۲۳/۷

آلوده به سرب، یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار اجرا گردید. فاکتورهای مورد بررسی شامل سطوح آلودگی خاک به سرب در پنج سطح (صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک) از منبع کلرید سرب و مدت‌زمان خوابانیدن بقایا در چهار سطح (۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز) بودند که تأثیر آنها بر معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی بقایای گیاهی گندم مورد بررسی قرار گرفت. خاک مورد استفاده از یک مزرعه کشاورزی در شهر زنجان تهیه گردید و در هوای آزاد خشک گردید و پس از گذراندن شدن از الک ۲ میلی‌متری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن از قبیل pH، EC، بافت به‌روش هیدرومتری (۱۴)، درصد کربن آلی خاک به‌روش واکلی و بلک (۳۱)، نیتروژن کل خاک با استفاده از هضم کج‌لدال (۸) و غلظت سرب قابل جذب با استفاده از DTPA (۲۶) تعیین شد که در جدول (۱) گزارش شده است. بقایای گیاه گندم (کاه و کلش) به مدت ۷۲ ساعت در آون با درجه حرارت ۶۰ الی ۶۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفته و بعد از خشک شدن، در اندازه یک سانتی‌متر خرد شدند. مقدار لیگنین، سلولز و همی سلولز بقایا با استفاده از روش گورینگ و ونزوئست (۲۱)، کربن آلی به‌روش واکلی و بلاک (۳۱) و نیتروژن کل به‌روش کلدال اندازه‌گیری شد (۹) (جدول ۲). به منظور آلوده‌سازی نمونه‌های خاک مقادیر مناسب از نمک کلرید سرب در آب مقطر معادل ظرفیت مزرعه حل شد و به نمونه‌های خاک اضافه گردید و به خوبی مخلوط شد. سپس

فلزات سنگین در خاک کاهش می‌یابد ولی میزان کاهش در سرعت معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی بستگی به نوع فلز سنگین، غلظت آن در خاک و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارد (۳۸).

یکی از روش‌های اندازه‌گیری دینامیک ماده آلی استفاده از کیسه کلش (Litter bag) است. اندازه منافذ موجود در این کیسه‌ها به گونه‌ای است که موجودات تجزیه کننده خاک بتوانند آزادانه وارد آن شوند. وزن مشخصی از بقایای گیاهی خشک داخل این کیسه‌ها قرار داد شده و سپس در سطح یا عمق مشخصی از خاک جای گذاری می‌شوند. سرعت تجزیه از تفاوت وزن بقایای گیاهی داخل کیسه در طی مدت زمان مشخص، تعیین می‌شود. این روش ساده و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه است (۱۱). با وجود آن که اطلاعات کلی در مورد کاهش سرعت تجزیه بقایای گیاهی در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین وجود دارد اما مشخص نیست که نوع فلز سنگین و غلظت‌های مختلف فلزات سنگین چه مقدار دینامیک کربن و نیتروژن آلی را در خاک‌های مختلف تحت تأثیر قرار می‌دهند. به همین دلیل هدف این پژوهش مطالعه تأثیر سطوح مختلف آلودگی خاک به سرب بر معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی به‌روش کیسه کلش بود.

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی معدنی شدن کربن و نیتروژن در خاک‌های

جدول ۳. نتایج تجزیه واریانس تأثیر سطوح مختلف سرب خاک و مدت زمان خواباندن بر مقدار هدررفت و ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم

میانگین مربعات		درجه آزادی (df)	منابع تغییر
ثابت سرعت تجزیه کربن آلی	درصد هدررفت کربن آلی		
۰/۰۰۰۰۰۰۱۲۲*	۱۹/۵۴۳۱۹۷*	۴	سطوح مختلف سرب خاک
۰/۰۰۰۰۱۷۸۰۰*	۱۲۵۴/۱۵۰۷۸۱*	۳	مدت زمان خواباندن
۰/۰۰۰۰۰۰۰۸ ^{ns}	۱۱/۲۲۴۵۹۸ ^{ns}	۱۲	سطوح مختلف سرب خاک × مدت زمان خواباندن
۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۱	۰/۴۹۷۶۷۸	۴۰	خطا
۴/۴۳۵۸۳	۲/۵۳۳۲۴۹		ضریب تغییرات (CV)

* و ns به ترتیب معنی داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی دار می باشد

آمار SAS مورد بررسی قرار گرفتند و مقایسه میانگین‌ها به کمک آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح پنج درصد انجام شد.

نتایج و بحث

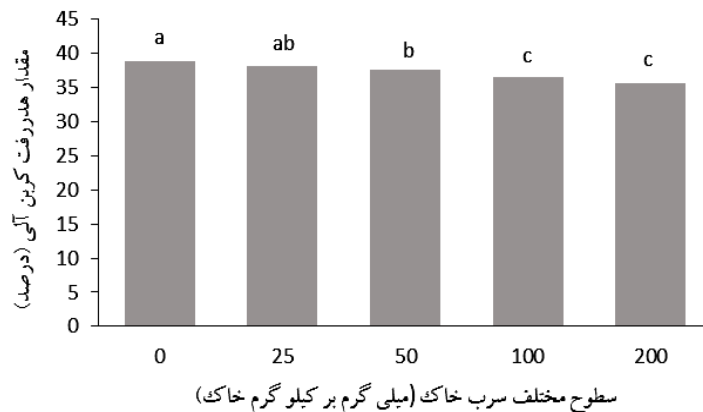
نتایج حاصل از آزمایش‌های خاک نشان داد که خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم رسی، غیرشور و آهکی بود (جدول ۱). بقایای گندم دارای ۴۵/۳ درصد کربن و ۰/۶ درصد نیتروژن بود (جدول ۲).

تأثیر سطوح مختلف سرب بر میزان هدررفت کربن آلی بقایای گندم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تأثیر سطوح مختلف آلودگی خاک به سرب بر میزان هدررفت کربن آلی از بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). با افزایش سطوح آلودگی خاک به سرب مقدار هدررفت کربن آلی از بقایای گندم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. مقدار هدررفت کربن در غلظت ۲۵ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری با خاک غیرآلوده نداشت. بیشترین مقدار هدررفت کربن آلی از بقایای گندم مربوط به تیمار بدون سرب (۳۸/۹۱ درصد) و کمترین مقدار هدررفت کربن آلی (۳۵/۷۴ درصد) مربوط به تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک بود. مقادیر هدررفت کربن آلی در تیمارهای حاوی صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک به ترتیب ۳۸/۹۱، ۳۷/۶۹، ۳۶/۵۱ و ۳۵/۷۴ درصد بودند (شکل ۱). مقدار

خاک‌های تیمار شده در مقادیر دو کیلوگرمی در گلدان‌های پلاستیکی با قطر دهانه ۱۹ سانتی‌متر و ارتفاع ۱۲ سانتی‌متر ریخته شدند. مقدار ۱۵ گرم بقایای گیاهی گندم در اندازه یک سانتی‌متری در داخل کیسه‌های کلش پلاستیکی مربعی شکل در ابعاد ۱۲×۱۲ سانتی‌متر و قطر منافذ ۵/۵ میلی‌متر (۱۰۰ منفذ در هر سانتی‌متر مربع)، قرار داده شد و کیسه‌ها در عمق ۵ سانتی‌متری خاک‌های آلوده به سطوح مختلف سرب جای‌گذاری شدند. گلدان‌ها در رطوبت ظرفیت مزرعه تا ۰/۸ ظرفیت مزرعه و دمای ۲۵ تا ۲۷ درجه سانتی‌گراد در گلخانه خوابانیده شدند و در فواصل زمانی ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز، کیسه‌های کلش از گلدان‌ها خارج و پس از تمیز کردن و زدودن گرد و خاک و گل سطح کیسه‌ها به‌کمک برس، بقایای گیاهی باقی‌مانده در آنها در دستگاه آون در دمای ۶۰-۵۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند و وزن بقایای باقیمانده در کیسه‌های کلش اندازه‌گیری و همچنین مقدار کربن آلی (۳۱) و نیتروژن کل آنها (۹) تعیین شد. مقدار هدررفت کربن (و یا نیتروژن) از کسر مقدار کربن (و یا نیتروژن) آلی اولیه از مقدار کربن (و یا نیتروژن) آلی باقیمانده در کیسه‌ها در هر دوره زمانی محاسبه شدند.

ثابت سرعت تجزیه کربن و نیتروژن آلی (k) با استفاده از معادله $M_t = M_0 e^{-kt}$ محاسبه گردید که در این معادله t زمان، k ثابت سرعت تجزیه، M_0 مقدار کربن یا نیتروژن آلی در زمان صفر و M_t مقدار کربن یا نیتروژن آلی در سیکل‌های زمانی مختلف است (۳۰). داده‌ها حاصل از آزمایش به‌کمک نرم‌افزار



شکل ۱. تأثیر سطوح مختلف سرب خاک بر درصد هدررفت کربن آلی از بقایای گیاه گندم

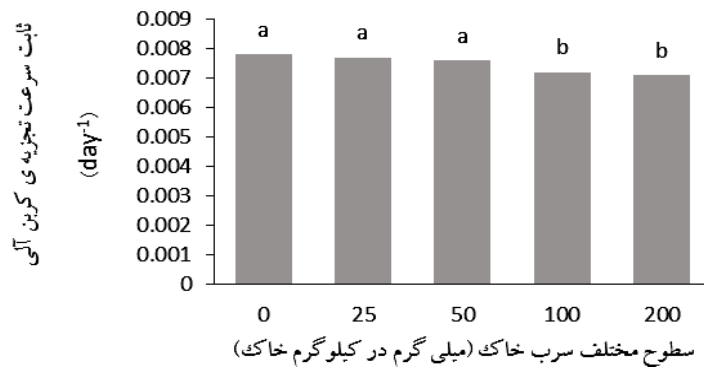
که سطوح مختلف سرب خاک تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم داشت (جدول ۳). نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که سرب تا غلظت ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک تأثیر کاهشی معنی‌داری بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی نداشت و پس از این غلظت آن را به‌طور معنی‌داری کاهش داد. بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم در تیمار بدون سرب و کمترین مقدار آن در تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد. مقادیر ثابت سرعت تجزیه کربن آلی در تیمارهای حاوی صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک به ترتیب ۰/۰۰۷۸، ۰/۰۰۷۷، ۰/۰۰۷۶، ۰/۰۰۷۲ و ۰/۰۰۷۱ day^{-1} بود (شکل ۲). این نتایج نشان می‌دهد که آلودگی خاک به سرب سرعت تجزیه کربن آلی را کاهش می‌دهد به‌طوری‌که در غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک سرعت تجزیه یک‌سوم خاک غیرآلوده است. آیاما و کورونانگی گزارش نمودند که با افزایش غلظت مس قابل استخراج با کلسیم کلراید ۰/۱ مولار، سرعت تجزیه کربن بقایای چمن (Orchard grass) کاهش یافت (۵).

تأثیر مدت زمان و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار هدررفت و ثابت سرعت تجزیه کربن آلی
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که مدت زمان خوابانیدن

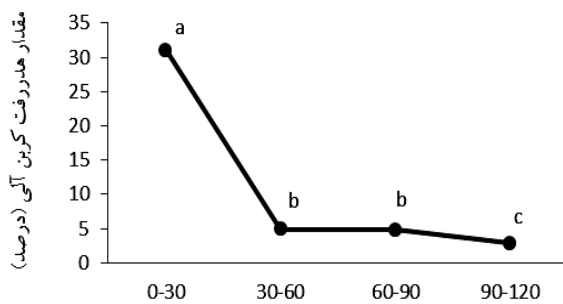
هدررفت کربن آلی در تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، ۳/۲ درصد کمتر از تیمار بدون سرب بود (شکل ۱). دلیل این امر را شاید بتوان این گونه شرح داد که آلودگی خاک در کوتاه مدت تأثیر سوء بر جامعه میکروبی خاک گذاشته است. گزارش شده است که بیومس میکروبی در خاک‌های آلوده به سرب به‌طور معنی‌داری کمتر از خاک‌های غیرآلوده است (۲۴). آیاما و کورونانگی (۵) گزارش نمودند که با افزایش غلظت سرب قابل استخراج با کلسیم کلراید ۰/۱ مولار، معدنی شدن کربن بقایای چمن کاهش یافت. آیاما و ایتایا اظهار کردند که مس حتی در غلظت‌های زیاد (۲۰۰۰ میلی‌گرم مس در کیلوگرم خاک) تأثیر کاهشی معنی‌داری بر معدنی شدن گلوکز نداشت (۴). موتزارت و همکاران اظهار نمودند که فلزات نیکل، کادمیوم و مس تأثیر کاهشی بر تعداد و فعالیت جامعه میکروبی خاک داشت و تأثیر کادمیوم شدیدتر از بقیه عناصر بود (۲۹).

تأثیر سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم

ثابت سرعت تجزیه کربن بقایا به دما، رطوبت، شرایط خاک، شیمی بقایای گیاهی و نوع مدیریت زراعی بستگی دارد و مستقل از غلظت ماده آلی ماده است. آلودگی‌ها با تغییر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها باعث تغییر ثابت سرعت تجزیه می‌شوند. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد

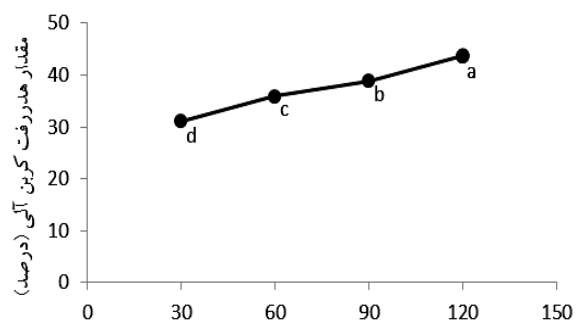


شکل ۲. تأثیر سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم



بازه های زمانی خوابانیدن (روز)

شکل ۴. تأثیر بازه های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت کربن آلی از بقایای گندم



مدت زمان خوابانیدن (روز)

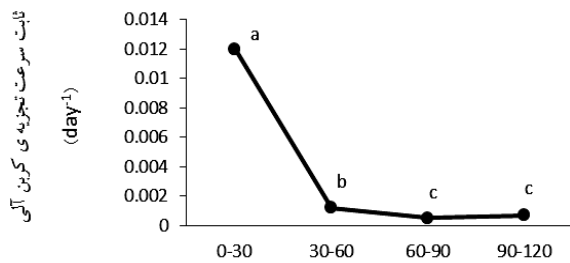
شکل ۳. تأثیر مدت زمان خوابانیدن بر میزان هدررفت کربن آلی از بقایای گندم

به ترتیب ۳۱/۰۷، ۴/۹۲، ۴/۷۹، ۲/۸۸ درصد بود (شکل ۴). مواد سهل التجزیه بقایای گیاهی در ماه اولیه خوابانیدن به سرعت تجزیه و از بین می روند و قسمت های کند تجزیه شونده و مقاوم به تجزیه مانند چربی ها، واکس ها و لیگنین برای مدت طولانی در خاک باقی می ماند (۳۶). بخشی از نمودار که دارای شیب تند است مربوط به تجزیه بخش سهل التجزیه بقایای گندم است و بخشی از آن که شیب کندی دارد تجزیه قسمت های کند تجزیه شونده و مقاوم به تجزیه بقایای گندم را نشان می دهد.

بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایا یک ماه پس از خوابانیدن بقایا و کمترین مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی چهار ماه پس از خوابانیدن بقایا در خاک اندازه گیری شد. مقادیر ثابت سرعت تجزیه کربن آلی در ۳۰، ۶۰، ۹۰ و

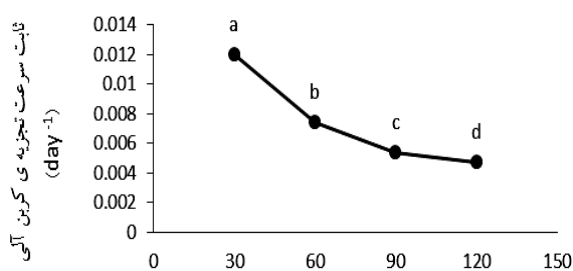
تأثیر معنی داری در سطح احتمال پنج درصد بر مقدار هدررفت کربن آلی از بقایای گندم داشت (جدول ۳). با افزایش مدت زمان خوابانیدن مقدار هدررفت کربن آلی از بقایای گندم افزایش یافت. بیشترین مقدار هدررفت کربن آلی ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا و کمترین مقدار هدررفت کربن آلی نیز مربوط به مدت زمان ۳۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا اندازه گیری شد. مقادیر هدررفت کربن آلی در مدت زمان های ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا به ترتیب ۳۱/۰۷، ۳۶/۰۰، ۳۸/۸۸ و ۴۳/۶۷ درصد بودند (شکل ۳).

بیشترین مقدار هدررفت کربن آلی بقایای گندم مربوط به اولین بازه زمانی خوابانیدن بقایا (صفر تا ۳۰ روز) بود و با افزایش بازه زمانی کاهش یافت. مقادیر هدررفت کربن آلی در بازه های زمانی صفر تا ۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز



بازه های زمانی خوابانیدن (روز)

شکل ۶. تأثیر بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم



مدت زمان خوابانیدن (روز)

شکل ۵. تأثیر مدت زمان خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم

جدول ۴. نتایج تجزیه واریانس تأثیر سطوح مختلف سرب خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر هدررفت و ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم

میانگین مربعات		درجه آزادی (df)	منابع تغییر
ثابت سرعت تجزیه کربن آلی	درصد هدررفت کربن آلی		
۰/۰۰۰۰۰۰۲۷ ^{ns}	۱/۲۲۵۴۱۲ ^{ns}	۴	سطوح مختلف سرب خاک
۰/۰۰۰۰۵۰۶۲۵*	۲۷۲۲/۳۶۹۸۹۳*	۳	بازه‌های زمانی خوابانیدن
۰/۰۰۰۰۰۰۱۹ ^{ns}	۲/۸۶۱۰۳۴ ^{ns}	۱۲	سطوح مختلف سرب خاک × بازه‌های زمانی خوابانیدن
۰/۰۰۰۰۰۰۱۴	۱/۵۹۴۷۸۲	۴۰	خطا
۱۰/۲۲۵۸۲	۱۱/۵۶۴۷۲		ضریب تغییرات (CV)

* و ns به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیرمعنی‌دار می‌باشد

آلودگی خاک به سرب بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۵). نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که با افزایش سطوح آلودگی خاک به سرب درصد هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. بیشترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم در تیمار بدون سرب به میزان ۲۹/۵۹ درصد و کمترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم مربوط به تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک به میزان ۱۷/۸۵ درصد اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که مقدار هدررفت نیتروژن آلی در تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، به‌طور معنی‌داری (۱۱/۷۴ درصد) کمتر از تیمار بدون سرب بود (شکل ۷). نتایج این پژوهش همچنین نشان داد که مقدار هدررفت نیتروژن آلی نسبت به کربن آلی بیشتر تحت تأثیر غلظت سرب خاک قرار گرفت و کاهش یافت.

۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا به ترتیب ۰/۰۰۷۴، ۰/۰۱۲، ۰/۰۰۵۴ و ۰/۰۰۴۷ day⁻¹ بودند (شکل ۵).

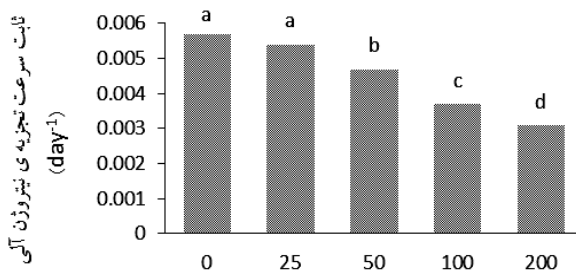
بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایای گندم در سطح پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۴). بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی بقایا مربوط به بازه زمانی صفر تا ۳۰ روز و کمترین مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی مربوط به بازه زمانی ۶۰-۹۰ روز بود. مقدار ثابت سرعت تجزیه کربن آلی در بازه‌های زمانی صفر-۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز خوابانیدن به ترتیب ۰/۰۱۲، ۰/۰۱۲، ۰/۰۰۵۱ و ۰/۰۰۶۸ day⁻¹ بودند (شکل ۶).

تأثیر سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار هدررفت و ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تأثیر سطوح مختلف

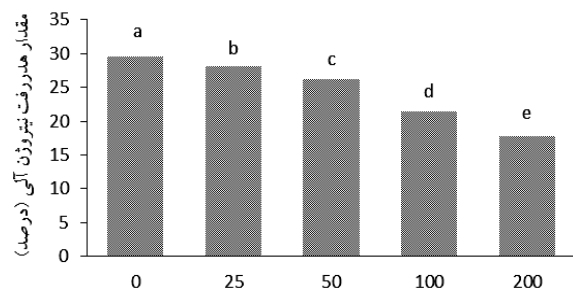
جدول ۵. نتایج تجزیه واریانس تأثیر سطوح مختلف سرب خاک و مدت زمان خوابانیدن بر میزان هدررفت و ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

میانگین مربعات		درجه آزادی (df)	منابع تغییر
ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی	درصد هدررفت نیتروژن آلی		
۰/۰۰۰۰۰۱۴۱۳*	۲۵۸/۷۷۳۴۸۹*	۴	سطوح مختلف سرب خاک
۰/۰۰۰۰۰۶۷۲۲*	۱۹۸/۶۱۶۰۰۱*	۳	مدت زمان خوابانیدن
۰/۰۰۰۰۰۰۱۵۳*	۳/۵۸۳۱۳۸ ^{ns}	۱۲	سطوح مختلف سرب خاک × مدت زمان خوابانیدن
۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۸	۲/۴۴۱۳۰۹	۴۰	خطا
۹/۲۱۶۰۳۹	۶/۳۴۶۴۶۷		ضریب تغییرات (CV)

* و ns: به ترتیب معنی داری در سطح احتمال پنج درصد و غیر معنی دار می باشد



شکل ۸. تأثیر سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم



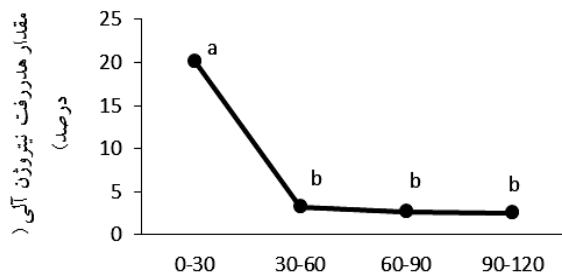
شکل ۷. تأثیر سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم

جردن و لکاولیر گزارش کردند که غلظت بالای فلزات سنگین، فعالیت میکروبها را کاهش می دهد (۲۳). نتایج این پژوهش نیز نشان می دهد که حضور سرب در خاک باعث کاهش سرعت تجزیه بقایای گندم و معدنی شدن نیتروژن آلی می شود و با افزایش شدت آلودگی خاک اثر بازدارندگی سرب نیز تشدید شده و سرعت تجزیه بیشتر کاهش می یابد.

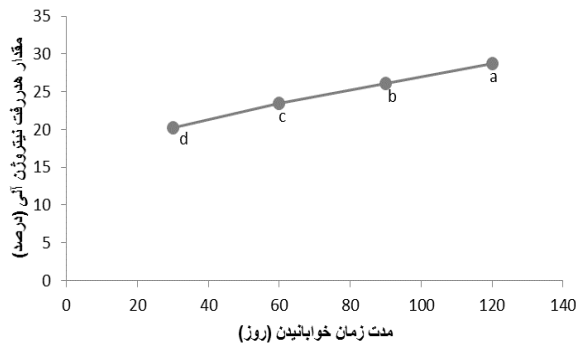
تأثیر مدت زمان و بازه های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت و ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی

نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که تأثیر مدت زمان خوابانیدن بر میزان هدررفت نیتروژن آلی بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی دار بود (جدول ۵). بیشترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم ۱۲ روز بعد از خوابانیدن بقایا و کمترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی ۳۰ روز بعد از

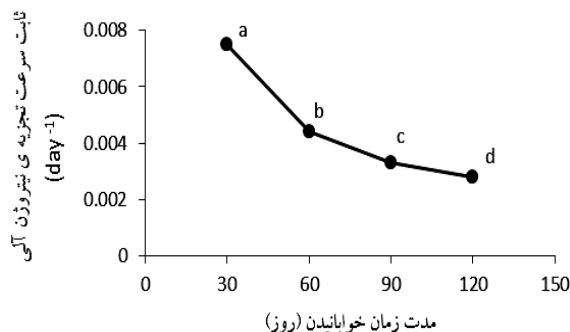
نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که سطوح مختلف سرب خاک تأثیر معنی داری در سطح احتمال پنج درصد بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم داشت (جدول ۵). نتایج مقایسه میانگین داده ها نشان داد که کاهش ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی از غلظت ۵۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک شروع و با افزایش غلظت سرب خاک افزایش یافت (شکل ۸). بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم ($0/0057 \text{ day}^{-1}$) از تیمار بدون سرب و کمترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم ($0/0031 \text{ day}^{-1}$) در تیمار ۲۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک اندازه گیری شد (شکل ۸). مقادیر ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم در تیمارهای حاوی صفر، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک به ترتیب $0/0057$ ، $0/0054$ ، $0/0047$ ، $0/0037$ و $0/0031 \text{ day}^{-1}$ بود.



شکل ۱۰. تأثیر بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم



شکل ۹. تأثیر مدت زمان خوابانیدن بر مقدار هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم



شکل ۱۱. تأثیر مدت زمان خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

۵). بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه برای نیتروژن آلی یک ماه پس از خوابانیدن بقایا و کمترین مقدار آن نیز چهار ماه پس از خوابانیدن بقایا اندازه‌گیری شد. مقادیر ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز پس از خوابانیدن بقایا به‌ترتیب برابر ۰/۰۰۷۵، ۰/۰۰۴۴، ۰/۰۰۳۳ و ۰/۰۰۲۸ day⁻¹ بودند (شکل ۱۱). برخی از ویژگی‌های شیمیایی بقایای گیاهی، مانند میزان لیگنین، پلی‌فنل، سلولز و همی‌سلولز و نسبت C/N سرعت تجزیه را تحت تأثیر قرار می‌دهند (۲۸). پروتئین‌ها، سلولز و همی‌سلولز در مراحل اولیه تجزیه و با سرعت زیاد تخریب می‌شوند به‌همین دلیل ثابت سرعت تجزیه در مراحل اولیه خوابانیدن بزرگ‌تر است ولی لیگنین، چربی‌ها و واکس‌ها با سرعت خیلی کمتر و در مراحل آخر تجزیه تخریب می‌شوند و همین امر باعث کاهش سرعت تجزیه با زمان و در مراحل آخر خوابانیدن می‌شود.

خوابانیدن بقایا اندازه‌گیری شد. مقادیر هدررفت نیتروژن آلی در ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا به‌ترتیب ۲۰/۱۹، ۲۳/۴۶، ۲۶/۱۳، ۲۸/۶۸ درصد بودند (شکل ۹). نتایج تجزیه واریانس نشان داد که بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار هدررفت نیتروژن آلی بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار شد (جدول ۵). بیشترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی به میزان ۲۰/۱۹ درصد مربوط به بازه زمانی صفر تا ۳۰ روز و کمترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی به میزان ۲/۵۵ درصد مربوط به بازه زمانی ۹۰ تا ۱۲۰ روز بود (شکل ۱۰).

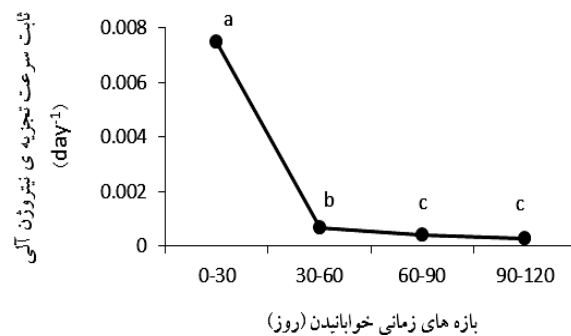
تأثیر مدت زمان خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

مدت زمان خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول

جدول ۶ نتایج تجزیه واریانس تأثیر سطوح مختلف سرب خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر میزان هدررفت و ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

میانگین مربعات		درجه آزادی (df)	منابع تغییر
ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی	درصد هدررفت نیتروژن آلی		
۰/۰۰۰۰۰۳۳۷*	۲۱/۲۴۸۰۳۳*	۴	سطوح مختلف سرب خاک
۰/۰۰۰۰۱۹۰۰۷*	۱۱۳۲/۰۰۳۰۴۳*	۳	بازه‌های زمانی خوابانیدن
۰/۰۰۰۰۰۳۲۹*	۲۰/۶۹۳۵۶۷*	۱۲	سطوح مختلف سرب خاک × بازه‌های زمانی خوابانیدن
۰/۰۰۰۰۰۰۱۷	۲/۰۱۱۶۹۱۷	۴۰	خطا
۱۸/۱۶۸۱۰	۱۹/۸۰۴۱۵		ضریب تغییرات (CV)

* و ns: به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد و غیرمعنی‌دار می‌باشد



شکل ۱۲. تأثیر بازه‌های زمانی خوابانیدن بر ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

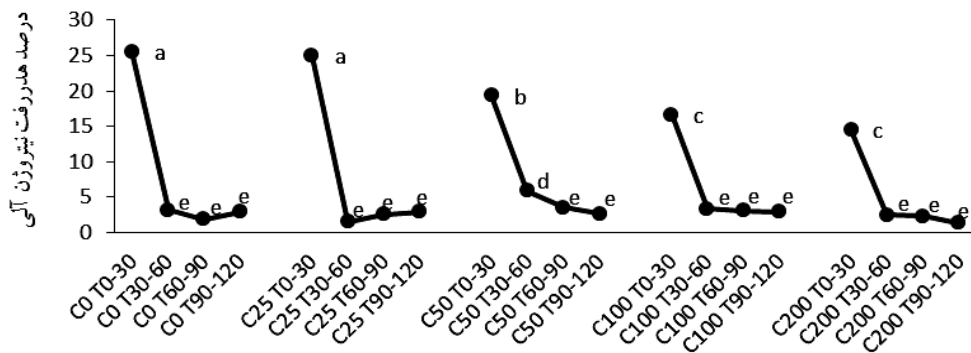
بازه زمانی صفر تا ۳۰ روز تیمار بدون سرب بود. کمترین درصد هدررفت نیتروژن آلی نیز در بازه زمانی ۹۰ تا ۱۲۰ روز تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد (شکل ۱۳). هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم در بازه زمانی صفر تا ۳۰ روز به شدت تحت تأثیر آلودگی خاک به سرب قرار گرفت ولی در سایر بازه‌های زمانی، آلودگی تأثیر چندانی بر آن نداشت.

اثر متقابل سطوح مختلف سرب خاک و مدت زمان خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم در سطح پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۵). بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایا مربوط به تیمار بدون سرب و ۳۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا بود که به میزان 0.0009 day^{-1} به دست آمد و کمترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی در تیمار حاوی ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک و ۱۲۰ روز بعد از خوابانیدن بقایا اندازه‌گیری شد که

بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۶). بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایا مربوط به بازه زمانی صفر تا ۳۰ روز و کمترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی مربوط به بازه زمانی ۹۰-۱۲۰ روز بود. مقادیر ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی در بازه‌های زمانی صفر تا ۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۹۰ و ۹۰-۱۲۰ روز به ترتیب ۰/۰۰۰۰۷۵، ۰/۰۰۰۰۶۹، ۰/۰۰۰۰۳۹ و ۰/۰۰۰۰۲۹ day^{-1} بودند (شکل ۱۲).

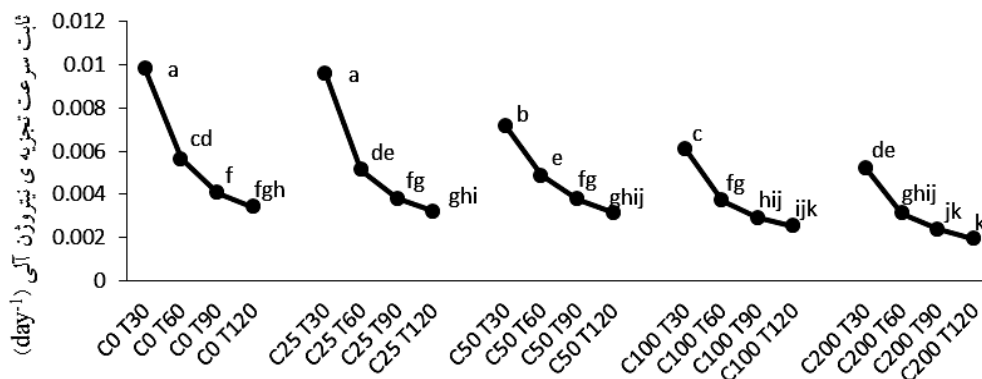
اثر متقابل مدت زمان و بازه‌های زمانی خوابانیدن بقایا و سطوح مختلف سرب بر درصد هدررفت و ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

اثر متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح مختلف سرب خاک بر درصد هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم معنی‌دار بود (جدول ۶). بیشترین مقدار هدررفت نیتروژن آلی مربوط به



بازه های زمانی خوابانیدن (روز)

شکل ۱۳. اثرات متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح مختلف سرب خاک بر میزان هدررفت نیتروژن آلی از بقایای گندم (C: غلظت سرب خاک برحسب میلی گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه‌های زمانی خوابانیدن بقایا برحسب روز)



مدت زمان خوابانیدن (روز)

شکل ۱۴. اثرات متقابل مدت زمان خوابانیدن و سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم (C: غلظت سرب خاک برحسب میلی گرم در کیلوگرم خاک و T: مدت زمان خوابانیدن بقایا برحسب روز)

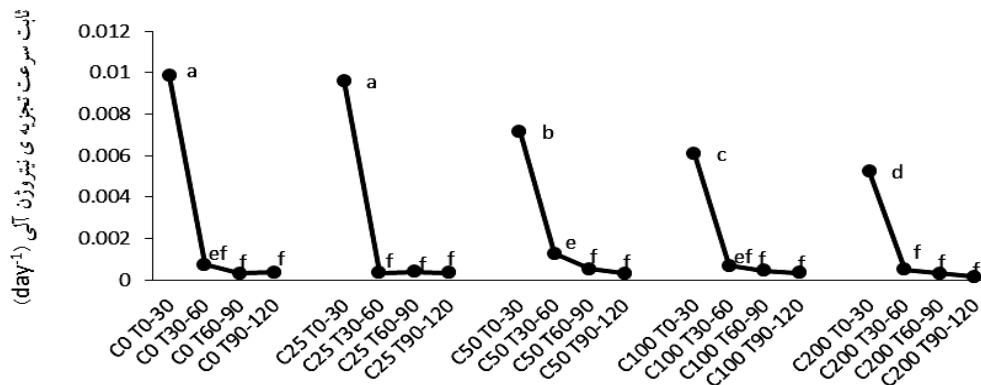
سرب بیشترین تأثیر کاهش را بر فاز (مرحله زمانی) تند تجزیه نیتروژن آلی داشته است و فازهای کند کمتر تحت تأثیر سرب قرار گرفته‌اند.

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که معدنی شدن کربن و نیتروژن بقایای گندم در ۲ فاز سریع و کند اتفاق افتاد. سرعت معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی بقایای گندم در اثر آلودگی خاک به سرب کاهش یافت و فاز سریع بیشترین تأثیر کاهش را از

برابر با 0.00193 day^{-1} بود (شکل ۱۴).

اثر متقابل سطوح مختلف سرب خاک و بازه‌های زمانی خوابانیدن بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار شد (جدول ۶). بیشترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایا مربوط به تیمار بازه زمانی صفر تا ۳۰ روز تیمار بدون سرب بود و کمترین مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی در تیمار ۲۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک بازه زمانی ۹۰ تا ۱۲۰ روز خوابانیدن بقایا اندازه‌گیری شد (شکل ۱۵). آلودگی خاک به



بازه های زمانی خوابانیدن (روز)

شکل ۱۵. اثرات متقابل بازه‌های زمانی خوابانیدن و سطوح مختلف سرب خاک بر مقدار ثابت سرعت تجزیه نیتروژن آلی بقایای گندم

(C: غلظت سرب خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک و T: بازه‌های زمانی خوابانیدن بقایا بر حسب روز)

آلودگی سرب پذیرفت. بیشترین میزان معدنی شدن کربن و معدنی شدن کربن و نیتروژن آلی در ماه‌های بعدی خوابانیدن به نیتروژن آلی در ماه اول خوابانیدن بقایا اتفاق افتاد و میزان مراتب کمتر بود.

منابع مورد استفاده

1. Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos* 79: 439-449.
2. Aerts, R. 2006. The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *J. Ecol.* 94(4): 713-724.
3. Angers, D. A. and S. Recous. 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant. Soil.* 189(2): 197-203.
4. Aoyama, M. and S. Itaya. 1995. Effects of copper on the metabolism of ¹⁴C-labeled glucose in soil in relation to amendment with organic materials. *Soil Sci. Plant. Nutr.* 41: 245-252.
5. Aoyama, M. and Kuroyanagi, S. 1996. Effects of heavy metal accumulation associated with pesticide application on the decomposition of cellulose and orchard grass in soils. *Soil Sci. Plant. Nutr.* 42(1): 121-131.
6. Balesdent, J. and A. Mariotti. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ¹³C natural abundance. pp. 83-111. In: Boutton, T. W and S. Yamasaki (Eds.), *Mass Spectrometry of Soil*. Marcel Dekker, New York.
7. Berg, B., M. B. Johnsson and V. Meentemeyer. 2000. Litter decomposition in a transect of norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Can. J. Forest Res.* 30(7): 1136-1147.
8. Bremner, J. M. 1996. Nitrogen – total. PP. 1085-1122. In: Sparks D. L., et al., (Eds.), *Methods of Soil Analysis*. SSSA, Inc. ASA, Inc. Madison, WI.
9. Bremner, J. M. and C. S. Mulvaney. 1982. Nitrogen total. PP. 595- 624. In: Page, A. L., R. H. Miller and D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical analysis*. American Society of Agronomy Inc. and Soil Science Society of American Inc. Madison, WI.
10. Chapin, F. S., J. McFarland, A. D. McGuire, E. S. Euskirchen, R. W. Ruess and K. Kielland. 2009. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. *J. Ecol.* 97: 840-850.
11. Dalias, P., I. Mprezetou and A. Y. Troumbis. 2003. Use of a modified litterbag technique for the study of litter mixtures. *Eur. J. Soil. Biol.* 39: 57-64.
12. Davidson, E. A. and I. A. Janssens. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature.* 440: 165-173.
13. Davis, B. E. 1990. Lead. PP. 177-197. In: Alloway, B. J. (Eds.), *Heavy Metals in Soils*. John Wiley and Sons. New York.
14. Day, R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. PP. 545-566. In: Black, C. A. et al (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 1. Ser. No. 9*. ASA. Madison, WI.

15. Dumat, C., K. Quenea, A. Bermond, S. Toinen and M. F. Benedetti. 2006. Study of the trace metal ion influence on the turnover of soil organic matter in cultivated soils. *Environ. Pollut.* 142: 521–529.
16. Ebong, G. A., H. S. Etuk and Johnson, A. S. 2007. Heavy metals accumulation by talinum triangulare grown on waste dumpsites in uyo metropolis akwa-ibom state, Nigeria. *J. Appl. Sci.* 7(10): 1404-1409.
17. Filip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88: 169–174.
18. Gholz, H., R. Fisher and W. Prichett. 1985. Nutrient dynamics in slash pine plantation ecosystems. *Ecol. Soc. Am.* 66(3): 647-659.
19. Giacomini, S., S. Recous, B. Mary and C. Aita. 2007. Simulating the effects of N availability, straw particle size and location in soil on C and N mineralization. *J. Plant. Soil.* 301(1-2): 289-301.
20. Giller, K. E., E. Witter and S. P. Mcgrath. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil. Biol. Biochem.* 30(10): 1389-1414.
21. Goering, H. K. and P. J. Van Soests. 1970. Forage fiber analysis (a pparatus, reagents, procedures and some applications). USDA Hand book NO. 397. US. Government printing office. Washington, Dc.
22. Heimann, M. and M. Reichstein. 2008. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. *Nature.* 451: 289-292.
23. Jordan, M. J. and M. P Lechavalier. 1975. Effect of zinc smelter emissions on forest soil microflora. *Can. J. Microbiol.* 21: 1855 1865.
24. Konopka, A., T. Zakharovi and L. Oliver. 1999. Microbial biomass and activity in lead contaminated. *Soil. Appl. Environ. Microbiol.* 65: 2256-59.
25. Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security *Science.* 304: 1623–1627.
26. Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 421-428.
27. Mamilov, A. S. and O. M. Dilly. 2007. Microbial characteristics during the initial stages of litter decomposition in forest and adjacent cropland soil. *Ecol. Eng.* 31: 147–153.
28. Maria, L. S., R. R. Konda and Nicholas B. C. 2011. Litter decomposition and soluble carbon, nitrogen, and phosphorus release in a forest ecosystem. *Open. J. Soil. Sci.* 1: 86-96.
29. Montserrat, D., B. Earland and F. Asa. 1994. Multiple heavy metal tolerance of soil bacterial communities and its measurment by a thymidine incorporation technique. *Appli. Environ. Microbiol.* 60: 2238-2247.
30. Olson, J. S. 1963. Energy storage and balance of producers and decomposition in ecological systems. *Ecol.* 44: 322-331.
31. Page, A. L., R. H. Miller and D. R. Keeney. 1982. Chemical microbiological properties. PP. 1-1143. *In:* Page, A. L et al (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2.* American Society of Agronomy. Inc. Soil Science of America. Inc. Madison, Wisconsin, USA.
32. Pendias, A. and H. Pendias. 1992. Trace elements in soils and plants. Boca Raton Arbor, London.
33. Prescott, C., L. Zabek, C. Staley and R. Kabzems. 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Can. J. For. Res.* 30(11): 1742-1750.
34. Ruth, E. V., J. Kumpiene, L. Gunneriusson and A. Holmgren. 2005. Changes in soil organic matter composition and quantity with distance to a nickel smelter—a case study on the Kola Peninsula, NW Russia. *Geoderma* 127(3): 216-226.
35. Smith, J., P. Smith, M. Wattenbach, S. Zaehle, R. Hiederer, R. J. A. Jones, L. Montanarella, M. D. A. Rounsevell, I. Reginster, F. Ewert. 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Glob. Chang. Biol.* 11: 2141–2152.
36. Song, C., D. Liu, G. Yang, Y. Song and R. Mao. 2012. Effect of nitrogen addition on decomposition of calamagrostis angustifolia litters from freshwater marshes of Northeast China. *Ecol. Eng.* 37(10): 1578-1582.
37. Vaieretti, M. V., N. P. Harguindeguy, D. E. Gurvich, A. M. Cingolani and M. Cabido. 2005. Decomposition dynamics and physico-chemical leaf quality of abundant species in a montane woodland in central Argentina. *Plant. Soil.* 278(1-2): 223-234.
38. Vásquez-Murrieta, M. S., I. Migueles-Garduño, O. Franco-Hernández, B. Govaerts and L. Dendooven. 2006. C and N. mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. *Eur. J. Soil. Biol.* 42(2): 89-98.
39. Yan, X., Z. Cai, S. Wang, P. Smith. 2011. Direct measurement of soil organic carbon content change in the croplands of China. *Glob. Chang. Biol.* 17: 1487–1496.
40. Yavitt, J. B. and T. J. Fahey. 1986. Litter decay and leaching from the forest floor in pinus contorta (lodgepole pine) ecosystems. *J. Ecol.* 74(2): 525-545.
41. Zibilske, L. and J. Bradford. 2007. Oxygen effects on carbon, polyphenols, and nitrogen mineralization potential in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71(1): 133-139.

Mineralization of Organic Carbon and Nitrogen of Wheat Residues in Lead Contaminated Soils

Z. Bigdeli, A.Golchin* and T. Mansouri¹

(Received: July 16-2016 ; Accepted: April 03-2017)

Abstract

To assess the effects of different levels of soil lead on mineralization of organic carbon and nitrogen, a factorial pot experiment was conducted using litter bag method. The factors examined were different levels of soil lead (0, 25, 50, 100, and 200 mg kg⁻¹soil) and incubation periods (1, 2, 3 and 4 months) in three replications. At the end of incubation periods, the litter bags were pulled out of the pots and the weights of plant residues remained in bags were measured. The plant residues were also analyzed for organic carbon and nitrogen. Organic carbon and nitrogen losses were calculated by subtracting the remaining amounts of organic carbon and nitrogen in one incubation time interval from those of former one later incubation time interval. The results showed that the losses of organic carbon from wheat residues and carbon decomposition rate constant decreased as the levels of soil lead increased over than 25 and 50 mg/kg of soil respectively. The losses of organic nitrogen was more affected by lead pollution and decreased as the levels of soil lead increased, but nitrogen decomposition rate constant decreased as the levels of soil lead increased over than 25 mg/kg. The losses of organic carbon and nitrogen in 200 mg Pb/ kg of soil were 3.2 and 11.7 % lower than control treatment. The results of this research indicate that contamination of soil by lead increases residence time of organic carbon and nitrogen in soils and slows down the cycling of these elements.

Keywords: Heavy metals, Incubation period, Litter bag, Lead, Organic carbon and nitrogen mineralization.

1. Dept. of Soil Sci., Faculty of Agric., Zanzan Univ., Zanzan, Iran.

*: Corresponding Author, Email: agolchin2011@yahoo.com