DOI: 10.22059/ijswr.2018.268289.668039 تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۰، شماره ۳، مرداد ۱۳۹۸ (ص ۵۲۵-۵۱۵)

# Application Effect of Cow Manure and Its Biochar on Some N Cycling Processes in Soil

**SAFOORA NAHIDAN[1*], ALI AKBAR SAFARI SINEGANI[2]**

1. Assistant Professor of Soil Science, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
2. Professor of Soil Science, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
(Received: Oct. 26, 2018- Revised: Nov. 5, 2018- Accepted: Nov. 11, 2018)

## ABSTRACT

In recent year, application of biochar in soils of dry and semi-arid regions has been considered for increasing soil organic carbon. However, few reports are available about the effect of biochar on nitrogen cycling in such soils. The purpose of this study is to investigate the effects of cow manure and its biochar on some N cycling processes and related biological properties in a calcareous soil. For this purpose, 0, 1, 2 and 5% of cow manure and its biochar were added to a calcareous soil and then the treated soils incubated for 30 and 90 days. The results showed that the microbial biomass nitrogen and urease activity in the soils treated with cow manure increased more intensively against the soils treated with biochar. The application of 2 and 5% of biochar increased the nitrogen mineralization by 20.5 and 32.3% at 30-days incubation, and by 103 and 106% at 90-days incubation. Addition of cow manure to soil led to a significant increase in nitrogen mineralization by 38-233% at 30-day incubation and 21- 105% at 90-day incubation. At 30-days of incubation, nitrification increased in soils treated by 5% of biochar. The addition of biochar to the soil increased nitrification by 10-50% compared to the control at 90-days of incubation. The addition of cow manure to soil increased nitrification by 1500-300% and 39-95% in comparison to the control after 30 and 90 days of incubation. In general, our findings showed that the use of cow manure biochar compared with cow manure could reduce nitrogen mineralization and nitrification and prevent rapid nitrate leaching.

**Keywords:** Ammonification, Cow manure biochar, nitrogen mineralization, nitrification

[*]Corresponding Author's Email: s.nahidan@basu.ac.ir

# پیآمد کاربرد کود گاوی و زغال زیستی آن بر برخی از فرآیندهای چرخه نیتروژن در خاک

**صفورا ناهیدان[1*]، علی اکبر صفری سنجانی[2]**

۱. استادیار، گروه خاکشناسی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران

۲. استاد، گروه خاکشناسی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۸/۴- تاریخ بازنگری: ۱۳۹۷/۸/۱۴- تاریخ تصویب: ۱۳۹۷/۸/۲۰)

## چکیده

در سال‌های اخیر، کاربرد زغال زیستی در خاک‌های سرزمین‌های خشک و نیمه‌خشک به منظور افزایش کربن آلی خاک مورد توجه قرار گرفته است. با وجود این، گزارش‌های اندکی در ارتباط با پیامد زغال زیستی بر بازچرخ نیتروژن در خاک-های چنین سرزمین‌هایی در دست است. هدف از پژوهش اخیر بررسی پیامد کاربرد کود گاوی و زغال زیستی آن بر برخی از فرآیندها و ویژگی‌های زیستی کارا در چرخه نیتروژن در یک خاک آهکی می‌باشد. بدین منظور مقادیر ۰، ۱، ۲ و ۵ درصد از کود گاوی و زغال زیستی آن به یک خاک آهکی افزوده شد و سپس برای ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون گردید. یافته‌ها نشان داد که نیتروژن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیم اوره‌آز در خاک‌های تیمارشده به کود گاوی با شدت بیشتری در برابر خاک‌های تیمارشده به زغال زیستی افزایش می‌یابند. کاربرد زغال زیستی به میزان ۲ و ۵ درصد، کانی شدن نیتروژن را به میزان ۲۰/۵ و ۳۲/۳ درصد در زمان ۳۰ روز و به میزان ۱۰۳ و ۱۰۶ درصد در زمان ۹۰ روز انکوباسیون افزایش داد. افزودن ۱ تا ۵ درصد کود گاوی به خاک، افزایش کانی شدن نیتروژن را به میزان ۳۸-۲۳۵ درصد در زمان ۳۰ روز و ۱۰۵-۲۱۴ درصد در زمان ۹۰ روز انکوباسیون به همراه داشت. در ۳۰ روز انکوباسیون، تنها کاربرد ۵ درصد زغال زیستی، نیتریفیکاسیون را افزایش داد. در ۹۰ روز انکوباسیون، کاربرد ۱، ۲ و ۵ درصد زغال زیستی، افزایش نیتریفیکاسیون را به میزان۱۰-۵۰ درصد در برابر شاهد به همراه داشت. در برابر آن، افزودن کود گاوی به خاک باعث افزایش نیتریفیکاسیون به میزان ۳۰۰-۱۵۰۰ و ۳۹-۹۵ درصد در برابر شاهد پس از ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون شد. به طور کلی، یافته‌ها نشان داد که کاربرد زغال زیستی کود گاوی در برابر کود گاوی می‌تواند کانی شدن نیتروژن و نیتریفیکاسیون را کاهش داده و از آبشویی سریع نیترات جلوگیری نماید.

**واژه‌های کلیدی:** زغال زیستی کود گاوی، کانی شدن نیتروژن، آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون

## مقدمه

بخش گسترده‌ای از کشور ایران دارای آب و هوای خشک و نیمه‌خشک می‌باشد. مواد آلی در بیش از ۶۰ درصد از زمین‌های کشور کمتر از یک درصد می‌باشد. اندک بودن ماده آلی خاک در سرزمین‌های خشک و نیمه‌خشک و جایگاه آن در مدیریت پایدار اکوسیستم‌های کشاورزی در چنین زیستگاه‌هایی باعث نگاه عمیق‌تر پژوهشگران و کشاورزان به کاربرد کودهای آلی شده است (Safari Sinegani, 2015). از میان کودهای آلی، افزودن کودهای دامی برای برآوردن نیاز خاک به ماده آلی، فراهمی عناصر غذایی و بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک، از گذشته‌های دور کاربرد داشته است. به دلیل تجزیه سریع کودهای دامی، پیامد این مواد پس از گذشت زمان کوتاهی به شدت کاهش یافته و یا از میان می‌رود. بنابراین کشاورزان ناچار به کاربرد پیوسته و سالیانه این مواد در خاک هستند. این کار افزون بر دشواری‌هایی که برای محیط زیست دارد مانند رها شدن گازهای گلخانه‌ای به اتمسفر، آبشویی و ورود مقادیر فراوان نیترات و گاهی فسفر به آب‌های زیرزمینی، رها شدن ریزجانداران بیماری‌زا در خاک و آلودگی گیاه، افزایش هزینه کاربرد آن‌ها را نیز در پی دارد (Rezai, 2013).

در پژوهش‌های دهه گذشته دگرگون کردن کودهای دامی به زغال زیستی و بهره‌گیری از آن در خاک، همانند راهکاری شایسته برای کنترل پیامد نامناسب مانده‌های آلی آلوده و کاهش دشواری‌های آن‌ها در محیط زیست، پیشنهاد شده است. زغال زیستی یک ماده متخلخل، سرشار از کربن و ریزدانه است که از گرمادهی مانده‌های آلی (کود، چوب، مانده‌های گیاهی، زباله‌های آلی شهری و کارخانه‌ای) به دور از اکسیژن یا با مقدار کم اکسیژن ساخته می‌شود. ماندگاری زغال زیستی در خاک بسته به نوع ماده آلی به‌کار رفته، چگونگی ساخت آن و حتی نوع خاک، صدها و حتی هزاران سال برآورد شده است. این پایداری از رهاسازی دی‌اکسید کربن و دیگر گازهای گلخانه‌ای

* نویسنده مسئول: s.nahidan@basu.ac.ir

از خاک جلوگیری کرده و از روند افزایشی غلظت این گازها در اتمسفر جلوگیری می‌کند (Cheng *et al*., 2008). سطح ویژه بالای زغال زیستی، جایگاه لازم برای انباشت کاتیون‌ها و آنیون‌ها و پیوند آن‌ها با عناصر و فلزهای خاک را فراهم کرده و گنجایش نگهداری مواد غذایی خاک را بهبود می‌بخشد. زغال زیستی ساخته شده از کودهای دامی در برابر مانده‌های گیاهی لیگنوسلولزی سرشار از عناصر غذایی بوده و نه‌تنها همانند یک بهساز بلکه همانند کودهای کند رها نیز شناسایی شده است (Celya *et al*., 2015).

نیتروژن یکی از عناصر پرنیاز و مهم‌ترین عامل پیامددار بر رشد گیاهان است. ماده آلی یکی از منابع اصلی نیتروژن در خاک بشمار می‌رود و بخش بزرگی از کارکرد مواد آلی به مقدار رهاسازی نیتروژن آن‌ها وابسته است. آگاهی از سرعت آزادسازی نیتروژن از مواد آلی برای نگهداری حاصلخیزی خاک سودمند و راه گشا است (Clough and Condron, 2010). زغال زیستی دارای ریخت‌های کانی و آلی گوناگونی از نیتروژن مانند آمونیوم، نیترات و گروه‌های آمیدی می‌باشد. غلظت این عناصر در زغال زیستی به منبع آلی مورد استفاده برای ساخت زغال زیستی و همچنین دمای آتشکافت (پیرولیز) بستگی دارد. برای نمونه افزایش دمای ساخت زغال زیستی باعث افزایش نیترات در برابر آمونیوم شده است. زغال زیستی با ویژگی‌های یگانه خود مانند ساختمان متخلخل، سطح ویژه بالا، گنجایش تبادل کاتیونی و توان نگهداشت رطوبت و عناصر غذایی در خاک و افزایش pH خاک می‌تواند بر چرخه نیتروژن کارایی داشته باشد. از سویی جامعه میکروبی و آنزیم‌های خاک هماهنگ‌کننده‌های مهم بسیاری از فرآیندهای خاک به ویژه نیتروژن می‌باشند. زغال زیستی با فراهم کردن یک زیستگاه شایسته برای رشد و نمو ریزجانداران و از راه برآوردن نیاز به کربن، رطوبت و اکسیژن برای آن‌ها، کارکرد ریزجانداران را می‌تواند دگرگون سازد (Gul and Whalen, 2016). بنابراین آگاهی از چگونگی رفتار میکروب‌ها و فعالیت آن‌ها در خاک‌های تیمار شده به زغال زیستی می‌تواند در درک بهتر فرآیندهای نیتروژن در خاک به پژوهشگران کمک بنماید.

Prayogo *et al*. (2013) گزارش کردند که کاربرد زغال زیستی هرس درخت بید در مقادیر ۰/۵ و ۲ درصد در خاک، کانی شدن نیتروژن را کاهش می‌دهد. Dempster *et al*. (2012) گزارش کردند که زغال زیستی پیامد بسیار کمی بر سرعت تجزیه ترکیبات آلی نیتروژن‌دار محلول، در دو خاک کشاورزی داشت. Luo *et al*.(2016) نیز بیان کردند که زغال زیستی پوسته بادام زمینی باعث کاهش کانی شدن نیتروژن و نیتریفیکاسیون می‌گردد و آن را وابسته به افزایش نسبت C/N و کاهش فعالیت اوره‌آز در پی افزودن زغال زیستی دانستند. Taghizadeh-Toosi *et al*. (2012) گزارش کردند که آمونیوم محلول با افزایش مقدار کاربرد زغال زیستی چوب کاج در خاک کاهش می‌یابد. کاهش دسترسی آمونیوم برای جمعیت اکسید کنندگان آمونیوم می‌تواند دلیلی بر کاهش نیتریفیکاسیون خاک باشد. از سویی افزایش کانی شدن نیتروژن نیز در پی افزودن زغال زیستی کود مرغی به خاک دیده شده است (Ameloot *et al*., 2015). همچنین گزارش شده است که زغال زیستی، نیتریفیکاسیون را در خاک‌های تیمار شده به کودهای آلی و کانی نیتروژنه یا خاک‌هایی با ماده آلی فراوان (۱۲-۲۸ گرم کربن آلی در کیلوگرم خاک) افزایش داده است (Gul and Whalen, 2016). Heaney *et al*. (2018) بیان کردند که کاربرد زغال زیستی گیاهان بازدانه به یک خاک شنی قلیایی باعث کاهش تصاعد آمونیاک و تولید بیشتر نیترات در اثر فرآیند نیتریفیکاسیون می‌شود. از طرفی، در شرایط قلیایی سطح زغال زیستی دارای بار منفی شده و بدین ترتیب توانایی جذب نیترات را نخواهد داشت. بنابراین زغال زیستی بسته به نوع ماده آلی بکار رفته در ساخت آن، چگونگی ساخت و مقدار کاربرد آن در خاک، همچنین بسته به نوع خاک و pH آن بر فرآیندهای چرخه نیتروژن پیامدهای گوناگونی داشته است (Wang *et al*., 2012). با نگاه به چنین گزارش‌هایی، هنوز دانسته‌ها در زمینه پیامد کاربرد زغال زیستی بر چرخه عناصری چون نیتروژن به ویژه در خاک‌های آهکی سرزمین‌های خشک و نیمه‌خشک ایران مرکزی اندک بوده و نیاز به بررسی‌های بیشتری دارد. پژوهش اخیر با هدف آزمون و شناخت پیامد کاربرد کود گاوی و زغال زیستی آن بر نیتروژن زیست‌توده میکروبی، آنزیم اوره آز، کانی شدن خالص نیتروژن، آمونیفیکاسیون و نیتریفیکاسیون در خاک انجام شد.

## مواد و روش‌ها

### نمونه‌برداری خاک

نمونه‌برداری خاک از افق سطحی (عمق ۰-۱۵ سانتی‌متری) یک خاک زراعی در روستای حیدره با موقعیت جغرافیایی″۰۹′۴۸°۳۴ شرقی و″۲۷′۲۷°۴۸ شمالی واقع در استان همدان انجام گردید. پس از هوا خشک شدن، بخشی از خاک برای انجام آزمایش‌های عمومی از الک ۲ میلی‌متر گذرانده شد. برای کاربرد تیمارها از خاک گذر داده شده از الک ۴ میلی‌متر بهره‌گیری گردید.

**ساخت زغال زیستی**

برای ساخت زغال زیستی، در آغاز کود گاوی هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متر گذرانده شد. سپس مقدار مشخصی از کود گاوی در کوره الکتریکی به دور از اکسیژن در دمای ۴۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴ ساعت آتشکافت گردید. آهنگ افزایش دما در کوره ۷ درجه سانتی‌گراد در دقیقه بود. برای محاسبه راندمان ساخت زغال زیستی، وزن زغال زیستی بر وزن کود گاوی بخش گردید که برابر با ۲۷/۲ درصد بود. به منظور تعیین مقدار خاکستر کود و زغال زیستی، مقدار مشخصی از آن‌ها وزن و برای بیش از ۸ ساعت در دمای ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد گذاشته شد. سپس وزن خاکستر بر وزن نخستین کود و زغال زیستی بخش گردید تا مقدار خاکستر بر حسب درصد به دست آید (Song and Gu, 2012).

**برخی ویژگی‌های عمومی خاک، کود و زغال زیستی**

بافت خاک به روش هیدرومتر، کربنات کلسیم معادل خاک به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک و تیتراسیون برگشتی با هیدرواکسید سدیم، گنجایش تبادل کاتیونی خاک، کود و زغال زیستی به روش استات آمونیوم، پی اچ و هدایت الکتریکی در نسبت ۱:۵ آب به خاک، کود و زغال زیستی، کربن آلی کود، زغال زیستی و خاک به روش سوزاندن تر، نیتروژن کل کود، زغال زیستی و خاک به روش کجلدال اندازه‌گیری شدند. آمونیوم و نیترات خاک، کود و زغال زیستی نیز پس از عصاره-گیری با کلرید پتاسیم (در نسبت ۱ به ۱۰ خاک، کود و زغال زیستی به عصاره گیر) با دستگاه تقطیر بخار آب اندازه‌گیری گردیدند (Burt, 2004). ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در جدول (۱) نشان داده شده است.

**جدول ۱- ویژگی‌های عمومی خاک، کود گاوی و زغال زیستی فرآوری شده از کود گاوی**

| ویژگی‌های اندازه‌گیری شده | واحد | خاک | کود گاوی | زغال زیستی |
|---|---|---|---|---|
| کربن آلی | % | ۰/۶۸ | ۳۴/۵ | ۲۳/۳ |
| نیتروژن کل | % | ۰/۱۱ | ۱/۸۵ | ۱/۵۱ |
| C/N | - | ۶/۱۸ | ۱۸/۶۵ | ۱۵/۴۳ |
| آمونیوم | mg/kg | ۳۶/۱۶ | ۱۶۱ | ۱۰۳/۲۵ |
| نیترات | mg/kg | ۴۲ | ۱۳۸/۲۵ | ۱۹/۲۵ |
| pH (۱:۵ آب به خاک، کود و زغال زیستی) | - | ۷/۴۶ | ۷/۸۰ | ۹/۳۸ |
| هدایت الکتریکی (۱:۵ آب به خاک، کود و زغال زیستی) | ds/m | ۰/۱ | ۳/۹۶ | ۴/۰۶ |
| گنجایش تبادل کاتیونی | cmol+/kg | ۱۱/۶۷ | ۲۴/۶۷ | ۲۰/۶۷ |
| کربنات کلسیم معادل | % | ۱۱/۳۴ | - | - |
| بافت | - | لوم سیلتی | - | - |
| خاکستر | % | - | ۴۱ | ۶۰ |

**تیمار خاک با کود گاوی و زغال زیستی**

برای آماده‌سازی نمونه‌های خاک، ۲/۵ کیلوگرم خاک گذر داده شده از الک ۴ میلی‌متر با ۱، ۲ و ۵ درصد کود گاوی یا زغال زیستی آن تیمار گردید. تیمار شاهد نیز بدون افزودن هیچ‌گونه افزودنی بررسی شد. خاک‌ها به رطوبت ۷۰ درصد گنجایش زراعی رسانده شد. سپس تیمارها در دمای آزمایشگاه و رطوبت ثابت برای ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون شدند. پس از پایان هر دوره انکوباسیون، بخشی از خاک برای اندازه‌گیری ویژگی‌های زیستی در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد و بخشی از خاک نیز برای اندازه-گیری نیتروژن کانی، هوا خشک و در دمای آزمایشگاه نگهداری شدند.

**اندازه‌گیری فرآیندهای نیتروژن در خاک**

آمونیوم و نیترات خاک پیش و پس از انکوباسیون با کلرید پتاسیم ۲ مولار با نسبت ۱ به ۱۰ خاک به کلرید پتاسیم عصاره‌گیری گردیدند. سپس آمونیوم و نیترات با دستگاه تقطیر بخار آب اندازه‌گیری شدند (Keeney and Nelson,1982). کانی شدن خالص نیتروژن، آمونیفیکاسیون و نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن خاک از روابط زیر محاسبه گردیدند (Owen *et al.*, 2010).

$$N_{m/i} = (NH_4^+ + NO_3^-)_f - (NH_4^+ + NO_3^-)_i$$

که در آن $N_{m/i}$ کانی شدن یا بی‌جنبش شدن خالص نیتروژن، $(NH_4^+ + NO_3^-)_f$ آمونیوم و نیترات در پایان دوره انکوباسیون، $(NH_4^+ + NO_3^-)_i$ آمونیوم و نیترات پیش از دوره انکوباسیون می‌باشد.

$$N_{amu} = (NH_4^+)_f - (NH_4^+)_i$$

که در آن $N_{amu}$ آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن، $(NH_4^+)_f$ آمونیوم در پایان دوره انکوباسیون، $(NH_4^+)_i$ آمونیوم پیش از دوره انکوباسیون می‌باشد.

$$N_{nit} = (NO_3^+)_f - (NO_3^+)_i$$

که در آن $N_{nit}$ نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن، $(NO_3^+)_f$ نیترات در پایان دوره انکوباسیون، $(NO_3^+)_i$ نیترات پیش از دوره انکوباسیون می‌باشد.

**اندازه‌گیری نیتروژن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیم اوره‌آز**

نیتروژن زیست‌توده میکروبی به روش تدخین- عصاره‌گیری برآورد گردید (Brookes *et al.*, 1985). بدین ترتیب که نمونه‌های خاک برای ۲۴ ساعت با گاز کلروفرم تدخین شدند. نمونه‌های خاک تدخین نشده نیز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. از ناهمانندی نیتروژن کل نمونه‌های تدخین شده و نشده (EN) و با در نظر گرفتن ثابت $K_{EN}$ برابر ۰/۵۴، نیتروژن زیست‌توده میکروبی (MBN) از طریق فرمول زیر محاسبه شد:

$$MBN=E_N/K_{EN}$$

برای اندازه‌گیری فعالیت اوره‌آز از روش Tabatabai and Bremner (1972) بهره‌گیری شد. در آغاز ۵ گرم خاک با ۰/۲ میلی‌لیتر تولوئن تیمار شد. سپس ۹ میلی‌لیتر محلول بافر تریس هیدروکسی متیل آمینو متان (THAM) ۰/۱ مولار با pH=۹ و ۱ میلی‌لیتر محلول سوبسترا (اوره ۰/۵ مولار) به سوسپانسیون یادشده افزوده شد و برای ۲ ساعت در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد انکوباسیون گردید. پس از انکوباسیون، ۳۵ میلی‌لیتر محلول $KCl\text{-}Ag_2SO_4$ (۲/۵ مولار در برابر KCl و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر در برابر $Ag_2SO_4$) به آن افزوده و سپس آمونیوم آزاد شده در سوسپانسیون به روش تقطیر با بخار آب اندازه‌گیری گردید. هم‌زمان با این اندازه‌گیری یک تیمار شاهد نیز آزمون شد. تیمار شاهد نمونه‌ای است که پس از انکوباسیون سوبسترا دریافت می‌کند. با کم کردن آمونیوم تیمار شاهد از تیمار اصلی، فعالیت آنزیم بر حسب $mg\ NH_4^+\text{- N}\ Kg^{-1}\ h^{-1}$ گزارش گردید.

**آنالیز آماری**

آزمایش به صورت فاکتوریل با طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام شد. فاکتور یکم نوع بهساز (کود گاوی و زغال زیستی آن) و فاکتور دوم مقدار کاربرد بهساز (۰، ۱، ۲ و ۵ درصد) می‌باشد. تجزیه واریانس پیامد فاکتورها بر ویژگی‌های خاک به طور جداگانه برای هر زمان با نرم‌افزار SAS انجام شد. آزمون میانگین داده‌ها با بهره‌گیری از آزمون LSD در سطح آماری پنج درصد انجام گردید.

## نتایج و بحث

**نیتروژن زیست‌توده میکروبی**

یافته‌های تجزیه واریانس نشان داد که در هر دو زمان ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون پیامد نوع و مقدار بهساز بر نیتروژن زیست‌توده میکروبی از دیدگاه آماری معنی‌دار است (جدول ۲).

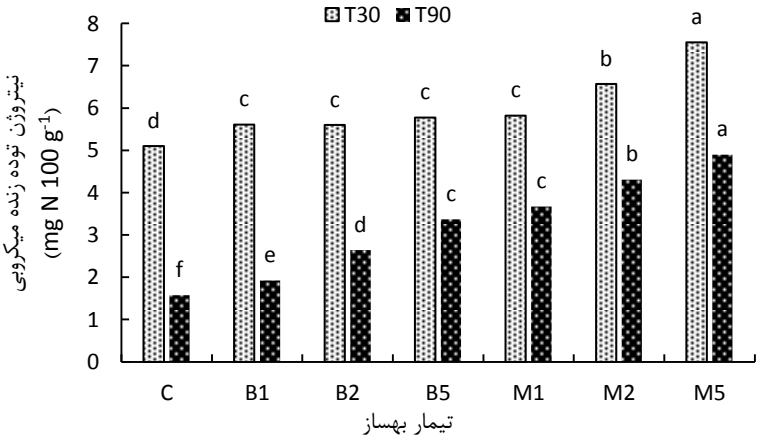
**جدول ۲- تجزیه واریانس پیامد نوع و مقدار بهساز بر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | نیتروژن زیست‌توده میکروبی | فعالیت اوره‌آز | کانی شدن خالص نیتروزن | آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن | نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن |
|---|---|---|---|---|---|---|
| زمان ۳۰ روز انکوباسیون | | | | | | |
| میانگین مربعات | | | | | | |
| نوع بهساز (M) | ۱ | ۲۱۰/۲۵۵*** | ۱۰۹۳/۵۰*** | ۸۶۲۶/۰۴*** | ۲/۰۴۱۷ ns | ۸۸۹۳/۵۰*** |
| مقدار بهساز(R) | ۳ | ۱۶۴/۵۱۶*** | ۷۰۵/۵۰*** | ۳۶۴۰/۹۷*** | ۵۸/۵۲۷۸ ns | ۲۸۰۵/۲۵*** |
| M*R | ۳ | ۶۲/۸۴۲*** | ۲۲۱/۵۰*** | ۲۳۲۰/۰۱*** | ۶/۱۲۵۰ ns | ۲۱۹۸/۱۹*** |
| خطا | ۱۶ | ۴/۱۹۳ | ۱/۱۶ | ۱۲/۲۵ | ۱۳/۷۸۱۳ | ۱۵//۸۲ |
| CV | | ۳/۰۵ | ۴/۳۴ | ۵/۳۶ | ۷/۷۶ | ۲۲/۷۳ |
| زمان ۹۰ روز انکوباسیون | | | | | | |
| میانگین مربعات | | | | | | |
| منابع تغییرات | درجه آزادی | نیتروژن زیست‌توده میکروبی | فعالیت اوره آز | کانی شدن خالص نیتروزن | آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن | نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن |
| نوع بهساز (M) | ۱ | ۵۸۶/۲۶*** | ۸۶۲۶/۰۴*** | ۱۲۴۲۱/۵*** | ۵۶۲۷/۳۴*** | ۱۳۲۷/۵۹*** |
| مقدار بهساز(R) | ۳ | ۴۵۸/۹۷۵*** | ۳۶۴۰/۹۷*** | ۱۶۸۹۲/۱*** | ۶۳۵۵/۵۴*** | ۲۵۷۵/۷۳*** |
| M*R | ۳ | ۶۵/۹۰۸*** | ۲۳۲۰/۰۱*** | ۲۰۴۵/۸*** | ۷۰۲/۸۴*** | ۵۱۹/۰۹*** |
| خطا | ۱۶ | ۲/۰۲۰ | ۱۲/۲۵ | ۵۲/۱ | ۹/۱۹ | ۴۶/۹۶ |
| CV | | ۳/۶۸ | ۵/۹۳ | ۵/۲۱ | ۷/۰۹ | ۷/۱۵ |

*** نشان دهنده معنی‌داری در سطح آماری ۰/۱ درصد می‌باشد. ns بیانگر نبود ناهمانندی معنی‌دار می‌باشد.

بیشترین مقدار نیتروژن زیست‌توده میکروبی در هر دو زمان انکوباسیون در تیمار ۵ درصد کود گاوی دیده شد (شکل ۱). همچنین افزودن بهساز باعث افزایش نیتروژن زیست‌توده میکروبی گردید ولی در زمان ۳۰ روز انکوباسیون ناهمانندی

معنی‌داری میان مقادیر ۱، ۲ و ۵ درصد زغال زیستی دیده نشد. به هر گونه نیتروژن زیست‌توده میکروبی با افزایش مقدار کاربرد کود گاوی در زمان ۳۰ روز انکوباسیون به میزان ۱۴-۴۸ درصد افزایش نشان داد. در زمان ۹۰ روز انکوباسیون، افزودن مقادیر ناهمانند از هر دو بهساز باعث افزایش معنی‌داری در زیست‌توده میکروبی شد. شدت افزایش در زیست‌توده میکروبی در پی افزودن کود گاوی (۱۳۳-۲۱۱ درصد) بیشتر از زغال زیستی آن (۲۲-۱۱۳ درصد) بود (شکل ۱). زیست‌توده میکروبی بیشتر در تیمارهای کود گاوی در برابر زغال زیستی می‌تواند به کربن و نیتروژن فراهم بیشتر در کود گاوی در برابر زغال زیستی که دارای کربن آروماتیک و پایدار بیشتری است وابسته باشد. افزایش زیست‌توده میکروبی در پی افزودن مانده‌های آلی می‌تواند قابل انتظار باشد؛ در صورتی که سوبسترای فراهم برای ریزجانداران از راه ماده آلی داده شده به خاک فراهم شده است. اگرچه افزایش زیست‌توده میکروبی در اثر افزودن کودهای دامی مشاهده شده است، با وجود این، یافته‌های ناهمانندی در ارتباط با زغال زیستی و پیامد آن بر فعالیت‌های میکروبی وجود دارد. Dempster *et al*. (2012) گزارش کردند که افزودن زغال زیستی اکالیپتوس به یک خاک شنی باعث کاهش کربن زیست‌توده میکروبی می‌شود، ولی نیتروژن زیست‌توده میکروبی دگرگونی چشم‌گیری ندارد. Zhang *et al*. (2014) بیان کردند که نیتروژن زیست‌توده میکروبی با افزودن ۴/۵ و ۹ تن در هکتار از زغال زیستی چوب ذرت به ترتیب کاهش و افزایش می‌یابد. نوع زغال زیستی، دمای ساخت آن و ویژگی خاک و همچنین مدت‌زمان بهره‌گیری زغال زیستی در خاک از جمله مواردی است که می‌تواند باعث ایجاد پیامدهای ناهمانند زغال زیستی بر ویژگی‌های زیستی خاک شود. زغال زیستی ساخته شده از کود در برابر چوب و مانده‌های گیاهی سرشار از عناصر غذایی می‌باشد و می‌تواند مواد آلی محلول را برای فعالیت میکروب‌ها همچنان برآورده نمایند (Celya *et al*., 2015). از سویی، افزایش زیست‌توده میکروبی در پی افزودن زغال زیستی می‌تواند وابسته به ساختار متخلخل، سطح ویژه بالا و توانایی آن برای جذب مواد آلی محلول، گازها و آب باشد که باعث آن شده است که زیستگاه شایسته‌ای برای ریزجانداران فراهم شود (Gul and Whalen, 2016).

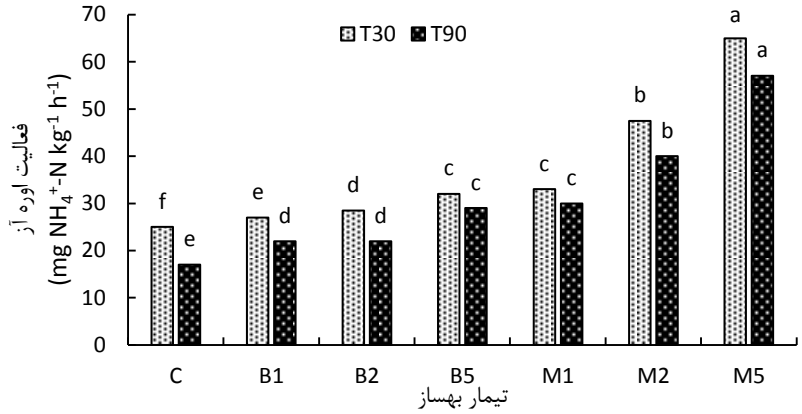



**شکل ۱- مقایسه میانگین پیامد نوع و مقدار بهساز بر نیتروژن زیست‌توده میکروبی در ۳۰ (T30) و ۹۰ روز (T90) انکوباسیون. C، شاهد؛ B1، زغال زیستی ۱ درصد؛ B2، زغال زیستی ۲ درصد؛ B5، زغال زیستی ۵ درصد؛ M1، کود گاوی ۱ درصد؛ M2، کود گاوی ۲ درصد؛ M5، کود گاوی ۵ درصد). حروف یکسان در هر زمان نشان دهنده نبود ناهمانندی معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد با آزمون LSD می‌باشد.**

**فعالیت اوره‌آز**

تجزیه واریانس نشان داد که در هر دو زمان ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون، پیامد نوع و مقدار بهساز بر فعالیت اوره‌آز معنی‌دار است (جدول ۲). یافته‌ها گویای آن است که با افزایش مقدار کاربرد زغال زیستی فعالیت اوره آز به میزان ۸-۲۸ درصد در زمان ۳۰ روز انکوباسیون و ۲۹/۴-۷۰/۶ درصد در زمان ۹۰ روز انکوباسیون نسبت به شاهد افزایش می‌یابد. افزودن کود گاوی به خاک نیز باعث افزایش فعالیت اوره‌آز به میزان ۳۲-۱۶۰ درصد در زمان ۳۰ روز انکوباسیون و ۷۶/۴-۲۳۵/۳ درصد در زمان ۹۰ روز انکوباسیون نسبت به تیمار شاهد گردید (شکل ۲). یافته‌ها نشان می‌دهد که فعالیت اوره‌آز با کاربرد کود گاوی با شدت بیشتری در برابر زغال زیستی آن افزایش می‌یابد. این پدیده می‌تواند به کربن و نیتروژن آلی بیشتر در کود گاوی در برابر زغال زیستی آن وابسته باشد که سبب شده سوبسترای فراهم بیشتری برای ریزجانداران تولید کننده آنزیم‌ها تأمین گردد. همبستگی مثبت و معنی‌دار میان فعالیت اوره‌آز و نیتروژن

زیست‌توده میکروبی (زمان ۳۰ روز: $r= ۰/۹۴۶^{***}$ و زمان ۹۰ روز: $r= ۰/۹۲۳^{***}$) نیز می‌تواند نشان دهنده آن باشد که با افزایش جمعیت میکروبی در خاک‌های تیمار شده به کود گاوی و زغال زیستی آن، اوره‌آز بیشتری تولید شده است. Lalande *et al.* (۲۰۰۰) همچنین همبستگی مثبت و معنی‌داری میان کربن و نیتروژن زیست‌توده میکروبی با فعالیت اوره‌آز در خاک‌های تیمار شده به کود خوکی یافتند. Demisie *et al.* (۲۰۱۴) نیز افزایش فعالیت اوره‌آز در پی افزودن زغال زیستی بامبو و چوب کاج را به افزایش زیست‌توده میکروبی و تولید آنزیم اوره‌آز توسط میکروب‌ها نسبت دادند.

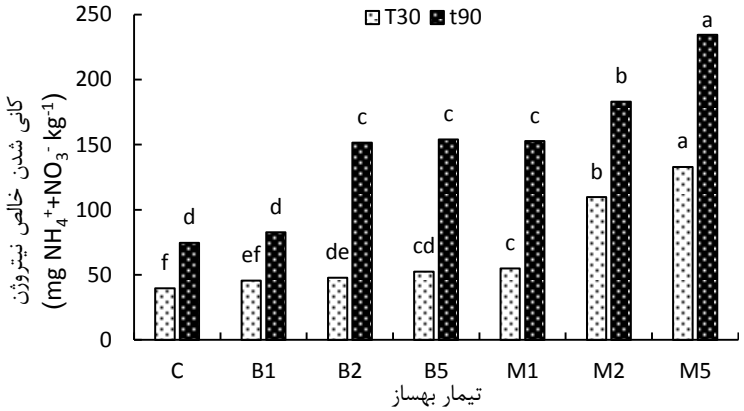



**شکل ۲- مقایسه میانگین پیامد نوع و مقدار بهساز بر فعالیت آنزیم اوره آز در ۳۰ (T30) و ۹۰ روز (T90) انکوباسیون. C، شاهد؛ B1، زغال زیستی ۱ درصد؛ B2، زغال زیستی ۲ درصد؛ B5، زغال زیستی ۵ درصد؛ M1، کود گاوی ۱ درصد؛ M2، کود گاوی ۲ درصد؛ M5، کود گاوی ۵ درصد). حروف یکسان در هر زمان نشان دهنده نبود ناهمانندی معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد با آزمون LSD می‌باشد.**

**کانی شدن خالص نیتروژن**

یافته‌های تجزیه واریانس نشان داد که در هر دو زمان انکوباسیون ۳۰ و ۹۰ روز، پیامد نوع و مقدار بهساز بر کانی شدن نیتروژن معنی‌دار است (جدول ۲). در هر دو زمان انکوباسیون، افزودن ۱ درصد از زغال زیستی کود گاوی به خاک پیامد معنی‌داری بر کانی شدن نیتروژن نگذاشت. با افزایش مقدار کاربرد زغال زیستی به ۲ و ۵ درصد، کانی شدن نیتروژن به میزان ۲۰/۵ و ۳۲/۳ درصد در زمان ۳۰ روز و به میزان ۱۰۳ و ۱۰۶ درصد در زمان ۹۰ روز انکوباسیون افزایش یافت. افزودن کود گاوی به خاک باعث افزایش معنی‌دار کانی شدن نیتروژن به میزان ۳۸-۲۳۵ درصد در زمان ۳۰ روز و ۱۰۵-۲۱۴ درصد در زمان ۹۰ روز انکوباسیون گردید (شکل ۳). یافته‌ها گویای آن است که کود گاوی کانی شدن نیتروژن را با شدت بیشتری در برابر زغال زیستی حاصل از آن افزایش می‌دهد. یافته‌های دیگر پژوهشگران نیز نشان از آن داشته است که کانی شدن نیتروژن از کودهای دامی معمولاً با سرعت زیادی انجام می‌گیرد (Li and Li, 2014; Kaleem Abbasi *et al.*, 2007). همچنین افزایش کانی شدن نیتروژن در پی افزودن زغال زیستی کودهای دامی دارای محتوای نیتروژن زیاد نیز گزارش شده است (Ameloot *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2012). با وجود این، کانی شدن نیتروژن از زغال زیستی ممکن است به دلیل جذب آمونیوم و نیترات بر روی سطح زغال زیستی کاهش یابد (Clough and Condron, 2010). همچنین تغییرات ایجاد شده در مقدار و قابلیت دسترسی کربن و نیتروژن و همچنین مقدار C/N در اثر آتشکافت کودهای دامی نیز از عواملی است که تعیین کننده میزان کانی شدن نیتروژن از زغال زیستی بوده است (Ameloot *et al.*, 2015). یافته‌های پژوهش حاضر حاکی از آن است که آتشکافت کود گاوی سبب کاهش کربن، نیتروژن و C/N در زغال زیستی آن شده است (جدول ۱). اگرچه در پژوهش‌های زیادی نشان داده شده است که میان کانی شدن نیتروژن و C/N ماده آلی رابطه منفی وجود دارد (Mengel, 1996; Dempster *et al.* 2012) ولی چنین الگویی در پژوهش حاضر دیده نشد. با وجود این، از آن جایی که C/N کود گاوی و زغال زیستی آن کمتر از ۲۵ می‌باشد (جدول ۱)، بنابراین طبق انتظار، بی-جنبش شدن نیتروژن در پی افزودن هر دو بهساز کود گاوی و زغال زیستی آن دیده نشد. بنابراین چنین به نظر می‌رسد که آمونیوم و نیترات بیشتر خاک‌های تیمار شده به کود گاوی در برابر زغال زیستی آن می‌تواند به محتوای بیشتر کربن و نیتروژن در کود گاوی در برابر زغال زیستی آن وابسته باشد. شایان ذکر است که در اثر آتشکافت مواد آلی، نوع و تعداد واحدهای عملکردی دگرگون می‌شوند و با آزاد شدن اکسیژن و هیدروژن و کاهش O/C و H/C، مقدار آروماتیسیتی افزایش می‌یابد (Chen *et al.*, 2017). بنابراین دگرگونی ماهیت کود گاوی به زغال زیستی آن می‌تواند بر سرعت آزادسازی نیتروژن از زغال

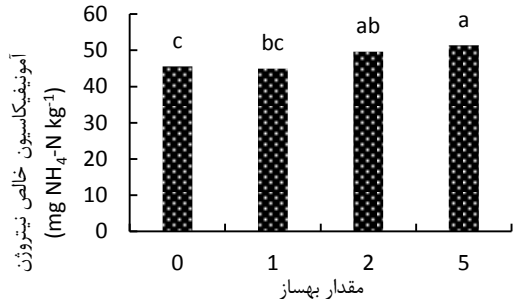
زیستی پیآمد داشته باشد. Wang *et al*. (2012) گزارش کردند که نیتروژن قابل تجزیه در زغال زیستی کودهای دامی شامل آمینواسیدها و آمینوشوگرها می‌باشد. با وجود این، اکثر زغال-های زیستی در اوایل دوره انکوباسیون باعث بی‌جنبش شدن نیتروژن می‌شوند. همچنین آمونیوم و نیترات زغال زیستی به عنوان نیتروژن فراهم در کوتاه‌مدت مورد استفاده قرار می‌گیرد ولی نیتروژن‌های حلقوی و چند شکلی زغال زیستی در دراز مدت به عنوان اندوخته بالقوه نیتروژن می‌توانند کانی شدن نیتروژن را تحت تأثیر قرار دهند.



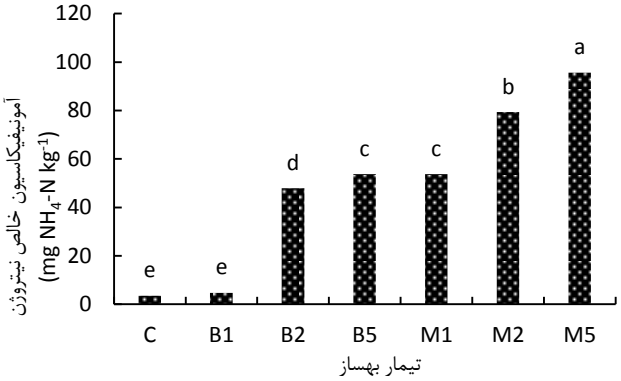

**شکل۳- مقایسه میانگین پیامد نوع و مقدار بهساز بر کانی شدن خالص نیتروژن در ۳۰ (T30) و ۹۰ روز (T90) انکوباسیون. C، شاهد؛ B1، زغال زیستی ۱ درصد؛ B2، زغال زیستی ۲ درصد؛ B5، زغال زیستی ۵ درصد؛ M1، کود گاوی ۱ درصد؛ M2، کود گاوی ۲ درصد؛ M5، کود گاوی ۵ درصد). حروف یکسان در هر زمان نشان دهنده نبود ناهمانندی معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد با آزمون LSD می‌باشد.**

**آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن**

تجزیه واریانس نشان داد که در زمان ۳۰ روز انکوباسیون تنها پیآمد نوع و مقدار کاربرد بهساز بر آمونیفیکاسیون خاک معنی-دار است. در زمان ۹۰ روز انکوباسیون پیآمد نوع و مقدار بهساز و برهمکنش متقابل آن‌ها معنی‌دار شد (جدول۲). یافته‌ها نشان داد که در زمان ۳۰ روز انکوباسیون، آمونیفیکاسیون خاک با افزایش مقدار کاربرد بهساز افزایش یافت (شکل ۴). چنین تغییراتی در زمان ۹۰ روز انکوباسیون به نوع بهساز هم‌بستگی داشت؛ بدین صورت که در زمان ۹۰ روز انکوباسیون، بیشترین مقدار آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن در تیمار ۵ درصد کود گاوی دیده شد (شکل ۵). آمونیفیکاسیون خاک با افزایش مقدار کاربرد کود گاوی به میزان ۱۴۳۴-۲۶۳۵ درصد افزایش یافت. اگرچه کاربرد ۱ درصد زغال زیستی کود گاوی پیآمد معنی‌داری بر آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن نداشت ولی کاربرد ۲ و ۵ درصد از آن باعث افزایش ۱۲۶۷-۱۴۳۴ درصدی در آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن شد. یافته‌ها حاکی از آن بود که در زمان ۹۰ روز انکوباسیون، آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن خاک‌های تیمار شده به کود گاوی بیشتر از زغال زیستی آن می‌باشد (شکل ۵). آمونیفیکاسیون خاک تحت تأثیر عوامل متعددی قرار می‌گیرد. از مهم‌ترین آن‌ها نوع و مقدار کاربرد کودهای آلی است که می‌تواند بر جمعیت آمونیفیکاتورهای خاک که باعث انجام فرآیند آمونیفیکاسیون می‌شوند پیآمد داشته باشد. کود گاوی دارای کربن آلی و نیتروژن بیشتری در برابر زغال زیستی آن می‌باشد و بدین ترتیب سوبسترای بیشتری را می‌تواند برای جمعیت آمونیفیکاتور خاک فراهم کند. همبستگی مثبت و معنی‌دار میان نیتروژن زیست‌توده میکروبی و فرآیند آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن (زمان ۳۰ روز: $r=$ ۰/۴۰۷$^{*}$ و زمان ۹۰ روز: $r=$ ۰/۹۷۶$^{***}$) نیز می‌تواند شاهدی بر آن باشد. افزایش آمونیفیکاسیون و آمونیفیکاتورها در پی افزودن کود گاوی توسط Wang *et al*. (1998) و Wang *et al*. (2012) دیده شده است. Jiang *et al*. (2017) نیز بیان کردند که در پی افزودن ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار زغال زیستی چوب ذرت فراوانی باکتری‌های آمونیفیکاتور در برابر تیمار شاهد افزایش می‌یابد. همچنین فراوانی این باکتری‌ها تا ۳۰ روز پس از انکوباسیون افزایش و سپس پس از ۴۵ روز از انکوباسیون کاهش می‌یابد.




**شکل ۴- آزمون میانگین اثر مقدار بهساز بر آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن در زمان ۳۰ روز انکوباسیون. حروف یکسان نشان دهنده نبود ناهمانندی معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد با آزمون LSD می‌باشد**




**شکل ۵- مقایسه میانگین پیامد نوع و مقدار بهساز بر آمونیفیکاسیون خالص نیتروژن در ۹۰ روز انکوباسیون. C، شاهد؛ B1، زغال زیستی ۱ درصد؛ B2، زغال زیستی ۲ درصد؛ B5، زغال زیستی ۵ درصد؛ M1، کود گاوی ۱ درصد؛ M2، کود گاوی ۲ درصد؛ M5، کود گاوی ۵ درصد). حروف یکسان در هر زمان نشان دهنده نبود ناهمانندی معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد با آزمون LSD می‌باشد.**

### نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن

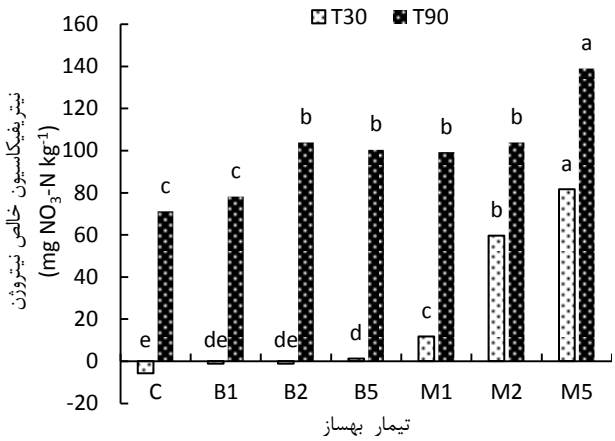
یافته‌های تجزیه واریانس نشان داد که در هر دو زمان انکوباسیون ۳۰ و ۹۰ روز، پیآمد نوع و مقدار بهساز بر نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن معنی‌دار است (جدول ۲). یافته‌ها نشان داد که مقدار نیتریفیکاسیون خالص خاک‌های تیمار شده به کود گاوی در زمان ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون بیشتر از زغال زیستی آن می‌باشد (شکل ۶). یافته‌ها همچنین نشان می‌دهد که در زمان ۳۰ روز انکوباسیون ناهمانندی معنی‌داری از نظر نیتریفیکاسیون میان خاک شاهد و سطوح ۱ و ۲ درصد زغال زیستی وجود ندارد. تنها پس از افزودن ۵ درصد زغال زیستی، افزایش ۱۲۰ درصدی در نیتریفیکاسیون در برابر شاهد مشاهده شد. در ۹۰ روز انکوباسیون، افزودن زغال زیستی به خاک باعث افزایش نیتریفیکاسیون به میزان۱۰-۵۰ درصد در برابر شاهد شد. افزودن کود گاوی به خاک نیز باعث افزایش نیتریفیکاسیون به میزان ۳۰۰-۱۵۰۰ و ۳۹-۹۵ درصد در برابر شاهد پس از ۳۰ و ۹۰ روز انکوباسیون شد (شکل ۶). به طور کلی، مقادیر بیشتر آمونیوم در کود گاوی در مقایسه با زغال زیستی آن که به عنوان سوبسترا برای جمعیت نیتریفیکاتور خاک می‌باشد می‌تواند از دلایل نیتریفیکاسیون بیشتر خاک‌های تیمار شده به کود گاوی در برابر زغال زیستی آن باشد. همبستگی مثبت و معنی‌دار بین نیتریفیکاسیون و آمونیفیکاسیون (زمان ۹۰ روز:$^{***}$۰/۹۰۷ =r)، فعالیت اوره آز (زمان ۳۰ روز: $^{***}$۰/۹۷۳ =r و زمان ۹۰ روز: $^{***}$۰/۸۸۲ =r) و نیتروژن زیست‌توده میکروبی (زمان ۳۰ روز: $^{***}$۰/۹۲۲ =r و زمان ۹۰ روز:$^{***}$۰/۸۷۲ =r) نیز حاکی از آن است که با افزودن بهساز به خاک، جمعیت میکروبی با تولید آنزیم‌های دخیل در بازچرخ نیتروژن مانند اوره‌آز موجب افزایش سرعت فرآیند آمونیفیکاسیون شده و در نتیجه با تولید آمونیوم بیشتر مقدمات لازم را برای فرآیند نیتریفیکاسیون مهیا کرده است.

مقایسه دو زمان انکوباسیون نشان می‌دهد که آزادسازی نیترات به محیط خاک از کود گاوی در کوتاه‌مدت سریع‌تر از زغال زیستی می‌باشد. با افزایش زمان انکوباسیون به ۹۰ روز، نیتریفیکاسیون در خاک تیمار شده به زغال زیستی با سرعت بیشتری در برابر خاک تیمار شده به کود گاوی انجام می‌گیرد. به طوری که در زمان ۹۰ روز انکوباسیون، ناهمانندی معنی‌داری میان مقادیر ۲ و ۵ درصد زغال زیستی با ۱ و ۲ درصد کود گاوی از نظر نیتریفیکاسیون وجود ندارد. بنابراین احتمال خطرات آلودگی به نیترات در کوتاه‌مدت در خاک‌های تیمار شده به کود گاوی می‌تواند بیشتر از زغال زیستی آن باشد. این مسئله می‌تواند برای خاک‌های تیمار شده به زغال زیستی کود گاوی در بلند مدت اتفاق بیفتد. با این حال، اگر جذب نیترات با گیاه در خاک‌های تیمار شده به زغال زیستی در چنین مدت زمانی وجود داشته باشد و کارایی بهره‌گیری از نیتروژن توسط گیاه نیز افزایش یابد چنین افزایشی در مقدار نیترات خاک توسط زغال زیستی می‌تواند چندان نگران کننده نباشد. همچنین از سویی به نظر می‌رسد که می‌توان از زغال زیستی کود گاوی همانند کودهای کندرهای دارای نیتروژن بهره‌گیری کرد. با این حال، بررسی این مسئله نیاز به مطالعات دقیق‌تری بر اساس سینتیک آزادسازی نیتروژن دارد.

پیآمد افزایشی کودهای دامی بر نیتریفیکاسیون خاک در پژوهش‌های متعددی مشاهده شده است (Zhao and Wang, 2012 ; Fan *et al*., 2011) ولی در ارتباط با پیآمد زغال زیستی بر نیتریفیکاسیون خاک بسته به نوع زغال زیستی و حتی مدت زمان کاربرد زغال زیستی در خاک یافته‌های ناهمانندی وجود دارد. Bi *et al*. (2017) گزارش کردند که ناهمانندی معنی‌داری میان نیتریفیکاسیون خاک شاهد و خاک تیمار شده به زغال زیستی شلتوک برنج در زمان ۴۸ روز انکوباسیون وجود ندارد.

Zhang *et al*. (2017) نیز مشاهده کردند که با افزایش باکتری‌های نیتروزموناس و نیتروزکوکوس در حضور زغال زیستی کاه گندم، نیتریفیکاسیون خاک افزایش می‌یابد. *et al*. Hu (2014) گزارش کردند که نیتریفیکاسیون خاک بعد از ۱۵ ماه افزودن زغال زیستی شلتوک برنج افزایش می‌یابد و بیان کردند که پتانسیل هدر رفت نیتروژن در خاک‌های تیمار شده به زغال زیستی در درازمدت می‌تواند وجود داشته باشد. *et al*. Ippolito (2016) بیان کردند که افزودن ۱۰ درصد زغال زیستی حاصل از خاکاره چوب کاج و گردو به خاک‌های تیمار

شده به کود دامی در آغاز باعث کاهش نیترات خاک شده و سپس با گذشت زمان افزایش می‌یابد. همچنین گزارش کردند که مقادیر کمتر از ۱۰ درصد زغال زیستی، پیآمد چشم‌گیری بر نیتریفیکاسیون خاک ندارد.




**شکل ۳- مقایسه میانگین پیامد نوع و مقدار بهساز بر نیتریفیکاسیون خالص نیتروژن در ۳۰ (T30) و ۹۰ روز (T90) انکوباسیون. C، شاهد؛ B1، زغال زیستی ۱ درصد؛ B2، زغال زیستی ۲ درصد؛ B5، زغال زیستی ۵ درصد؛ M1، کود گاوی ۱ درصد؛ M2، کود گاوی ۲ درصد؛ M5، کود گاوی ۵ درصد). حروف یکسان در هر زمان نشان دهنده نبود ناهمانندی معنی‌دار در سطح آماری ۵ درصد با آزمون LSD می‌باشد.**

## نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که نیتروژن زیست‌توده میکروبی، فعالیت اوره‌آز و کانی شدن نیتروژن در خاک‌های تیمار شده به زغال زیستی کود گاوی کمتر از کود گاوی می‌باشد. همچنین آزادسازی نیترات از راه نیتریفیکاسیون به محیط خاک از کود گاوی در کوتاه‌مدت (۳۰ روز انکوباسیون) بسیار سریع‌تر از زغال زیستی آن بود. با افزایش زمان انکوباسیون به ۹۰ روز، نیتریفیکاسیون در خاک‌های تیمار شده به زغال زیستی با سرعت بیشتری در برابر خاک‌های تیمار شده به کود گاوی انجام گرفت. بنابراین این امکان وجود دارد که آبشویی و هدر رفت نیترات در خاک‌های تیمار شده به کود گاوی در کوتاه‌مدت به ویژه در خاک‌های با بافت سبک، بیشتر از زغال زیستی باشد. همچنین از آن‌جایی‌که آزادسازی نیتروژن از زغال زیستی با روند کندتری انجام گرفت، این امکان وجود دارد که از زغال زیستی کود گاوی به عنوان کودهای کندرهای دارای نیتروژن استفاده گردد. بررسی چنین فرضیه‌ای نیاز به پژوهش‌های بیشتر و دقیق‌تری دارد. همچنین، از آن‌جایی که یافته‌های این پژوهش در یک بررسی آزمایشگاهی و در شرایط کنترل شده به دست آمده‌اند؛ برای بررسی ژرف‌تر آن نیاز است که در شرایط مزرعه‌ای نیز انجام شود.

## REFERENCES


Ameloot, N., Sleutel, S., Das, K.C., Kanagaratnam, J. and de Neve, S. (2015). Biochar amendment to soils with contrasting organic matter level: effects on N mineralization and biological soil properties. *GCB Bioenergy*, 7 (1), 135–144.

Bi, Q.F., Chen, Q.H., Yang, X.R., Li, H., Zheng, B.X., Zhou, W.W., Liu, X.X., Dai, P.B., Li, K.J. and Lin, X.Y. (2017). Effects of combined application of nitrogen fertilizer and biochar on the nitrification and ammonia oxidizers in an intensive vegetable soil. *AMB Express*, 7(1), 198.

Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G. and Jenkinson, D. S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil biology and biochemistry*, *17*(6), 837-842.

Burt, R. (2004). Soil survey laboratory methods manual: Soil survey investigations. Version 4.0. Natural Resources Conservation Service, Nebraska, United States.

Celya, P., Gascóa, G., Paz-Ferreirob, J. and Méndez, A. (2015). Agronomic properties of biochars from different manure wastes. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 111, 173–182.

Chen, Y., Zhang, X., Chen, W., Yang, H. and Chen, H. (2017). The structure evolution of biochar from biomass pyrolysis and its correlation with gas pollutant adsorption performance. *Bioresource technology*, 246, 101-109.

Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J.E. and Burton, S.D. (2008). Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. Journal of Geophys Research, 113, 1027-1033.

Clough, T.J. and Condron. L.M. (2010). Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1218-1223.

Demisie, W., Liu, Z., and Zhang, M. (2014). Effect of biochar on carbon fractions and enzyme activity of red soil. Catena, 121, 214-221.

Dempster, D.N., Gleeson, D.B., Solaiman, Z.M., Jones, D.L. and Murphy, D.V. (2012a). Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 354, 311–324.

Dempster, D.N., Jones, D.L. and Murphy, D.V. (2012b). Organic nitrogen mineralisation in two contrasting agro-ecosystems is unchanged by biochar addition. Soil Biology and Biochemistry, 48, 47–50.

Fan, F., Yang, Q., Li, Z., Wei, D., Cui, X. A. and Liang, Y. (2011). Impacts of organic and inorganic fertilizers on nitrification in a cold climate soil are linked to the bacterial ammonia oxidizer community. *Microbial Ecology*, 62(4), 982-990.

Gul, S. and Whalen, J.K. (2016). Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. Soil Biology and Biochemistry, 103, 1-15.

Heaney, N., Mamman, M., Tahir, H., Al-Gharib, A. and Lin, C. (2018). Effects of softwood biochar on the status of nitrogen species and elements of potential toxicity in soils. *Ecotoxicology and environmental safety*, 166, 383-389.

Hu, Y. L., Wu, F. P., Zeng, D. H. and Chang, S. X. (2014). Wheat straw and its biochar had contrasting effects on soil C and N cycling two growing seasons after addition to a Black Chernozemic soil planted to barley. *Biology and Fertility of Soils*, 50(8), 1291-1299.

Ippolito, J. A., Stromberger, M.E., Lentz, R.D. and Dungan, R.S. (2016). Hardwood biochar and manure co-application to a calcareous soil. *Chemosphere*, 142, 84-91.

Jiang, L.L., Han, G.M., Yu, L.A.N., Liu, S.N., Gao, J.P., Xu, Y.A.N.G., Jun, M.E.N.G. and Chen, W.F. (2017). Corn cob biochar increases soil culturable bacterial abundance without enhancing their capacities in utilizing carbon sources in Biolog Eco-plates. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(3), 713-724.

Kaleem Abbasi, M., Hina, M., Khalique, A. and Razaq Khan, S. (2007). Mineralization of three organic manures used as nitrogen source in a soil incubated under laboratory conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *38*(13-14), 1691-1711.

Keeney, D.R. and Nelson. D.W. (1982). Nitrogen-inorganic forms. In: A.L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, *Part 2*. pp. 643-698 American Society of Agronomy, Madison WI, USA.

Lalande, R., Gagnon, B., Simard, R. R., and Cote, D. (2000). Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. Canadian Journal of Soil Science, 80(2), 263-269.

Li, L.L. and Li, S.T. (2014). Nitrogen mineralization from animal manures and its relation to organic N fractions. *Journal of Integrative Agriculture*, *13*(9), 2040-2048.

Luo, X., Chen, L., Zheng, H., Chang, J., Wang, H., Wang, Z., and Xing, B. (2016). Biochar addition reduced net N mineralization of a coastal wetland soil in the Yellow River Delta, China. *Geoderma*, 282, 120-128.

Mengel, K. (1996). Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. *Plant and Soil*, 181, 83–93.

Owen, J.S., King, H.B., Wang, M.K. and Sun, H.L. (2010). Net nitrogen mineralization and nitrification rates in forest soil in northeastern Taiwan. *Soil Science and Plant Nutrition*, *56*(1), 177-185.

Prayogo, C., Jones, J., Baeyens, J., Bending, G. (2013). Impact of biochar on mineralisation of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. *Biology and Fertility of Soils*, 50 (4), 695–702.

Rezai, H. (2013). A reviow of research on application of livestock manure in agricultural land of Iran. *Journal of Land Management*, 1, 55-68. (In persian)

Safari Sinegani A.A. (2015). Soil organic matter. Bu-Ali Sina University Pubilcation Center, Hamadan, Iran, 364p. (In persian).

Song, W. and Guo, M., (2012). Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 94: 138-145.

Tabatabai, M.A. and Bremner, J. M. (1972). Assay of urease activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 4: 479–486.

Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T.J., Sherlock, R.R. and Condron, L.M. (2012). A wood based low-temperature biochar captures $NH_3$-N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability. *Plant and Soil* 353, 73-84.

Wang, Y., Shen, Q. R. and Shi, R. H. (1998). Changes of soil microbial biomass C, N, and P and the N transformation after application of organic and inorganic fertilizers. *Acta Pedologica Sinica* .35, 227-234.

Wang, W., Camps Arbestain, M., Hedley, M. and Bishop, P. (2012). Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. *Organic Geochemistry*, 51, 45-54.

Wu, F.P., Jia, Z.K., Wang, S.G., Chang, S. and Startsev, A. (2012). Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil. Biology and Fertility of Soils, 49 (5), 555–565.

Zhang, Q. Z., Dijkstra, F. A., Liu, X. R., Wang, Y. D., Huang, J. and Lu, N. (2014). Effects of biochar on soil microbial biomass after four years of consecutive application in the north China plain. *PloS one*, *9*(7), 1-8.

Zhang, K., Chen, L., Li, Y., Brookes, P. C., Xu, J. and Luo, Y. (2017). The effects of combinations of biochar, lime, and organic fertilizer on nitrification and nitrifiers. *Biology and Fertility of Soils*, 53(1) , 77-87.

Zhao, W., & Wang, H. (2012). Effects of Manure and Chemical Fertilizer on Nitrogen Transformations and Functional Bacteria in a Black Soil of the Song-nen Plain. *Communications in soil science and plant analysis*, 43(10) , 1468-1481.