Iranian Journal of Soil and Water Research ISNN: 2423-7833
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

The effect of soil salinity on nitrogen mineralization in the presence and absence of wheat straw in three soils with different textural classes

Younes Shukuhifar[1] | Ahmad Mohammadi Ghehsareh[2]✉ | Karim Shahbazi[3]
Mohammad Mehdi Tehrani[4] Hossein Besharati[5]

1. Department of Soil Science, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran. E-mail: Younes_shukuhifar@yahoo.com
2. Corresponding Author, Department of Soil Science, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran. E-mail: amghehsareh@gmail.com
3. Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. E-mail: shahbazikarim@yahoo.com
4. Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. E-mail: mtehrani2000@yahoo.com
5. Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran. E-mail: besharati1350@yahoo.com

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Oct. 16, 2023

Revised: Nov. 19, 2023

Accepted: Dec. 13, 2023

Published online: Feb. 20, 2024

Keywords:
Ammonium,
Electrical Conductivity,
Nitrate,
Nitrogen Losses,
Organic Matter.

ABSTRACT

This study was conducted to investigate the effect of soil salinity on nitrogen mineralization in the presence and absence of wheat straw in three soils with textural classes of clay, loam and loamy sand under laboratory conditions as a factorial arrangement based on a completely randomized design with 3 replications. The studied factors were salinity (1, 10, 20 and 30 dS/m), wheat straw (0 and 2% by weight with C/N=89.5) and time (2, 5, 12, 20, 28, 37, 46, 53, 64, 73, 85 and 90 days). After investigation of different Iranian agricultural soils, three soils with low salinity (0.84-1.1 dS/m) and low organic carbon (0.22-0.98%) were selected. Considering the results, in the three soils, the amount of ammonium and nitrate in the treatment without straw was higher than those in the treatment with straw. In straw treatment, there was an initial descending trend in the amount of ammonium and nitrate for the three soils, but after a period of time, ammonium and nitrate content of the soil showed an ascending trend and returned to the initial value. With increasing soil salinity, the amount of soil ammonium increased in clay and loamy sand soils but decreased in the loamy soil. Nitrate content showed a descending trend for the three soils with increasing salinity. In general it is concluded that the presence of wheat straw in the soil can mitigate the negative effects of high concentrations of salt on nitrogen mineralization and reduce nitrogen losses.

Cite this article: Shukuhifar, Y., Mohammadi Ghehsareh, A., Shahbazi, K., Tehrani, M. M., & Besharati Kalaye, H. (2024) The effect of soil salinity on nitrogen mineralization in the presence and absence of wheat straw in three soils with different textural classes, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 54 (12), 1913-1928. https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.366817.669589
© The Author(s).
Publisher: The University of Tehran Press.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.366817.669589

مجله تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۴، شماره ۱۲ شاپا: ۷۸۳۳-۲۴۲۳
Homepage: http://ijswr.ut.ac.ir

اثر شوری خاک بر معدنی شدن نیتروژن در حضور و عدم حضور کلش گندم در سه خاک با کلاس بافتی متفاوت

یونس شکوهی‌فر[۱] | احمد محمدی قهساره[۲]✉ | کریم شهبازی[۳] | محمد مهدی طهرانی[۴] | حسین بشارتی کلایه[۵]

۱. گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.
رایانامه: younes_shukuhifar@yahoo.com

۲. نویسنده مسئول، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، واحد اصفهان (خوراسگان)، دانشگاه آزاد اسلامی، اصفهان، ایران.
رایانامه: amghehsareh@gmail.com

۳. موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. رایانامه: shahbazikarim@yahoo.com

۴. موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. رایانامه: mtehrani2000@yahoo.com

۵. موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران. رایانامه: besharati1350@yahoo.com

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۷/۲۴
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۸/۲۸
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۹/۲۲
تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۱۲/۱

واژه‌های کلیدی:
آمونیوم،
تلفات نیتروژن،
ماده آلی،
نیترات،
قابلیت هدایت الکتریکی.

چکیده

این مطالعه به‌منظور بررسی اثر شوری خاک بر معدنی شدن نیتروژن در حضور و عدم حضور کلش گندم درسه خاک با کلاس بافتی رسی، لومی و شنی لومی در شرایط آزمایشگاهی بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با فاکتورهای شوری (۱، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ دسی‌زیمنس بر متر)، کلش گندم (صفر و ۲ درصد وزنی با C/N=۸۹/۵) و زمان (روزهای ۲، ۵، ۱۲، ۲۰، ۲۸، ۳۷، ۴۶، ۵۳، ۶۴، ۷۳، ۸۵ و۹۰) در ۳ تکرار اجرا شد. نمونه خاک‌های زراعی مناطق مختلف ایران بررسی و سه خاک با شوری پایین (۱/۱-۰/۸۴ دسی‌زیمنس بر متر) و کربن آلی کم (۰/۹۸-۰/۲۲ درصد) انتخاب شدند. آزمایش نتایج بدست آمده نشان داد که در هر سه نوع خاک غلظت آمونیوم و نیترات در تیمار بدون کلش بیش‌تر از تیمار دارای کلش بود. در تیمار دارای کلش یک روند کاهشی اولیه در مقدار آمونیوم و نیترات برای هر سه خاک وجود داشت ولی پس از مدت زمانی، مقدار آمونیوم و نیترات خاک روند افزایشی و بازگشت به مقدار اولیه را نشان داد. با افزایش سطح شوری خاک، مقدار آمونیوم خاک در خاک‌های رسی و شن لومی، افزایش یافت در حالیکه در خاک لوم کاهش یافت. مقدار نیترات در هر سه نوع خاک با افزایش سطح شوری، روند کاهشی نشان داد. بطورکلی یافته‌های این تحقیق نشان داد که حضور کلش در خاک می‌تواند اثرات منفی غلظت‌های بالای نمک را بر معدنی شدن نیتروژن تعدیل کرده و از تلفات آن بکاهد.

استناد: شکوهی فر؛ یونس، محمدی قهساره؛ احمد، شهبازی؛ کریم، طهرانی؛ محمدمهدی، بشارتی کلایه؛ حسین، (۱۴۰۲) اثر شوری خاک بر معدنی شدن نیتروژن در حضور و عدم حضور کلش گندم در سه خاک با کلاس بافتی متفاوت، *مجله تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۴ (۱۲)، ۱۹۲۸-۱۹۱۳.
https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.366817.669589

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.
© نویسندگان.
DOI: https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.366817.669589

مقدمه

طبق بررسی انجام گرفته توسط فائو در ۱۱۸ کشور جهان در سال ۲۰۲۱، بیش از ۴۲۴ میلیون هکتار خاک سطحی (۰ تا ۳۰ سانتی‌متر) و ۸۳۳ میلیون هکتار خاک زیرسطحی (۳۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متر) متأثر از سطوح مختلف نمک هستند (FAO, 2021). در این بررسی خاک متأثر از نمک خاکی است که قابلیت هدایت الکتریکی آن در عصاره اشباع (EC_e) بیش‌تر از ۲ دسی‌زیمنس بر متر، درصد سدیم قابل تبادل (ESP) بیش‌تر از ۱۵ درصد و pH آن بیش‌تر از ۸/۲ باشد. براساس داده‌های فائو، بیش از دو سوم خاک‌های متأثر از نمک دنیا در نواحی خشک و نیمه‌خشک واقع شده‌اند (FAO, 2021). در ایران، اراضی دارای خاک‌های با سطوح مختلف شوری مساحتی معادل ۵۵/۶ میلیون هکتار (۳۴ درصد مساحت کل کشور) را دربر می‌گیرند (Moameni, 2011). شوری خاک یکی از عوامل اصلی تخریب اراضی و کاهش عملکرد محصولات کشاورزی است (Yassin, 2005). اصطلاح شوری خاک هنگامی به کار می‌رود که نمک‌ها در خاک در حدی تجمع پیدا کنند که بر بهره‌وری کشاورزی، محیط‌زیست و درآمد اقتصادی تأثیر منفی داشته باشند (Rengasamy, 2006). به‌طور کلی، شوری خاک با تحت تأثیر قرار دادن جمعیت میکروارگانیسم‌های خاک و کربن آلی محلول خاک، نقش مهمی در معدنی شدن نیتروژن خاک دارد (Jia et al., 2019; Jia et al., 2020; Feng et al., 2022). در خاک‌های شور سمیت یون‌های کلر و سدیم موجب کاهش رشد و فعالیت ریزجانداران شده و فعالیت آنزیم‌های برون سلولی و درنتیجه تجزیه مواد آلی و معدنی شدن نیتروژن کاهش می‌یابد (Zahran, 1997; Khodabandeloo et al., 2019).

کاربرد مواد آلی اغلب به‌عنوان راهکاری برای تحریک فعالیت‌های میکروبی خاک در خاک‌های متأثر از نمک پیشنهاد شده است (Setia *et al*., 2012; Mousavi et al., 2023)، که می‌تواند به‌عنوان استراتژی مدیریت مؤثر در کاهش اثرات منفی خاک‌های متأثر از نمک و بهبود رشد گیاه مورد توجه قرار گیرد. با این حال، بررسی‌ها نشان می‌دهد مقدار کربن آلی ۶۳/۲ درصد خاک‌های کشور کم‌تر از یک درصد بوده که حکایت از فقر ماده آلی در خاک‌های کشور دارد (شهبازی و بشارتی، ۱۳۹۲). بقایا و کاه و کلش گیاهی یکی از مهم‌ترین منابع مواد آلی است که امروزه جایگاه ویژه‌ای را در راستای دستیابی به توسعه و گسترش نظام‌های کشاورزی پایدار به خود اختصاص داده است. در نتیجه‌ی تجزیه‌ی این بقایا توسط فعالیت‌های میکروبی خاک، ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم تولید می‌شود که بعنوان کربن آلی محلول شناخته می‌شوند. این کربن آلی نقش منحصر به فردی در تغییر رفتار شیمیایی عناصر در خاک دارد (Mousavi et al., 2018). بقایای گیاهی همچنین، علی‌رغم تأثیری که در بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارند، می‌توانند با کمک به جوانه‌زنی، استقرار و رشد علف‌های هزر، توانایی رقابتی آن‌ها را در مقابل گیاهان زراعی افزایش دهند (Chen et al., 2022; Fu et al., 2021). نتایج برخی بررسی‌ها نشان داده است که بقایای گیاهی با تأثیر بر محتوی نیترات خاک، تعدیل دمای خاک، ممانعت از نفوذ نور و بهبود محتوی رطوبتی خاک تحت تأثیر کاهش تبخیر از سطح خاک می‌توانند رشد و نمو گیاهان را بهبود بخشند (Almagro et al., 2021; Iqbal et al., 2020). کلش گندم به لحاظ سطح زیرکشت بالای محصول گندم از اهمیت زیادی برخوردار است. مواد آلی با C/N بالا مثل کلش گندم علیرغم اثرات مثبتی که بر خاک و تولید محصول دارند، شاید در برخی شرایط باعث کندی معدنی شدن نیتروژن و یا حتی غیرمتحرک شدن آن شوند (Wang et al., 2021; Chen et al., 2023).

بنابراین، با توجه به اهمیت مسئله شوری از نظر اثرگذاری بر فرآیندهای بیوژئوشیمیایی خاک و ایجاد اختلال در کیفیت و سلامت خاک‌های کشاورزی و در نهایت امنیت غذایی کشور و همچنین، اهمیت بقایای گندم به‌عنوان یک محصول استراتژیک که سطح قابل توجهی از اراضی کشاورزی کشور را به خود اختصاص می‌دهد، پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر شوری خاک بر معدنی شدن نیتروژن در حضور و عدم حضور کلش گندم در سه خاک با کلاس بافتی رسی، لومی و شنی لومی اجرا شد.

پیشینه پژوهش

Malik & Haider (1977) گزارش نمودند با افزایش شوری خاک، جمعیت قارچ‌ها و باکتری‌ها و غلظت آمونیوم و نیترات خاک کاهش یافت. در مطالعه آنان با اینکه کل نیتروژن معدنی شده در همه سطوح شوری ثابت باقی ماند اما در سطوح شوری بالا، درصد قابل‌توجهی از نیتروژن معدنی شده به‌صورت شکل‌های قابل تصعید ازجمله آمونیاک از دسترس خارج گردید. Wong et al. (2008) اثر شوری بر تنفس خاک و جمعیت میکروبی را بررسی نموده و گزارش کردند که سرعت تنفس میکروبی خاک در خاک‌های با شوری پایین (۰/۵ دسی‌زیمنس بر متر) در بیش‌ترین حد ممکن بود درحالی‌که تنفس میکروبی در تیمار با شوری متوسط (۱۰ دسی‌زیمنس بر متر) در پایین‌ترین حد ممکن قرار داشت. Zeng *et al*. (2013) و Feng *et al*. (2022) نیز با افزایش سطح شوری کاهش در آمونیوم و نیترات معدنی شده

را گزارش کردند. Walpola & Arunakumara (2010) کاهش آمونیوم و نیترات معدنی شده با شوری و افزایش آن‌ها با کاربرد مواد آلی در خاک را گزارش کردند.

شیخ حسینی و نوربخش (۱۳۸۶) تأثیر بقایای گیاهی یونجه، گندم و ذرت را بر شدت معدنی شدن خالص نیتروژن در دو خاک رسی و لومی رسی شنی در پایان یک دوره انکوباسیون آزمایشگاهی ۸ هفته ای بررسی و گزارش کردند که در بین بقایای گیاهی مورد مطالعه بیش‌ترین مقدار خالص نیتروژن معدنی شده مربوط به تیمار بقایای یونجه بود. معدنی شدن خالص به‌مقدار کم‌تری در تیمارهای حاوی بقایای گندم و تیمار شاهد نیز اتفاق افتاد، در حالی‌که در تیمار حاوی بقایای ذرت غیرمتحرک شدن خالص به وقوع پیوست. در مطالعه آنان تأثیر نوع خاک بر فرآیند معدنی شدن خالص نیتروژن معنی‌دار بود، اما اختلاف بین دو خاک در مورد انواع بقایای گیاهی مشابه نبود. از نظر آنان، اختلاف تأثیر خاک‌ها بر فرآیند معدنی شدن نیتروژن، متأثر از نوع سوبسترای اضافه شده به خاک است. برومند رضازاده و همکاران (۱۳۹۶) اثر بقایای گیاهی گندم، کلزا، سویا، ذرت و پنبه را بر روند معدنی شدن نیتروژن بررسی نموده و گزارش کردند که نوع بقایا تأثیر به سزایی بر مقدار نیتروژن معدنی خاک داشت و افزودن بقایای گیاهی سبب غیرمتحرک شدن آن شد. همچنین نیتروژن معدنی در خاک دارای بقایای گیاهی در ابتدای آزمایش (۱۰ تا ۵۰ روز اول بسته به نوع بقایا) کاهش و سپس افزایش یافت. در مطالعه آنان، میزان غیرمتحرک شدن نیتروژن در خاک دارای بقایای گندم و پنبه (با C/N بالاتر) بیش از بقایای سایر گیاهان بود. در مطالعه (Marzi *et al*. 2020) خالص آمونیوم‌سازی در تیمارهای کود گوسفندی، کود گاوی و ورمی کمپوست کاهش یافت، در حالی‌که در تیمارهای برگ درخت چنار، برگ ذرت و کاه و کلش گندم افزایش یافت. آنان گزارش کردند که بقایای آلی با C/N بالا، نیتروژن معدنی را به‌دلیل وجود کربن بیش‌تر و نرخ تجزیه نیتروژن بالاتر غیرمتحرک کردند که منجر به کاهش سطوح نیتروژن در خاک تیمار شده گردید. (Moradi *et al*. 2020) گزارش کردند که شوری خاک پیامد منفی بر فرایند معدنی شدن نیتروژن دارد و کاربرد ترکیبات آلی می‌تواند با ایجاد تعادل در وضعیت عناصر غذایی شرایط مناسب‌تری را برای فرایندهای معدنی شدن نیتروژن ایجاد کند. از نظر آنان ترکیبات آلی ممکن است یک منبع آسان کربن داشته باشند که در صورت قرارگیری در خاک، سبب تحریک و افزایش فعالیت میکروبی شده و تا حدودی معدنی شدن نیتروژن را افزایش دهند.

دینامیک نیتروژن در خاک یک فرآیند بسیار اساسی می‌باشد. هرگونه اختلال در دینامیک نیتروژن منجربه برهم خوردن تعادل چرخه نیتروژن در طبیعت می‌شود که آثار زیان‌بار آن از دیدگاه زراعی و زیست محیطی مشاهده شده است. برای مدیریت دینامیک نیتروژن باید عوامل تأثیرگذار بر آن را شناسایی و مورد مطالعه قرار داد. در خاک، عوامل مختلفی مانند شوری، بقایای گیاهی و کلاس بافتی روی این فرآیند مؤثر هستند. مطالعات محدودی در ارتباط با اثر شوری خاک بر دینامیک نیتروژن در حضور بقایای گیاهی با C/N بالا در انواع مختلف خاک صورت گرفته است. لذا این تحقیق با هدف بررسی معدنی شدن نیتروژن در دامنه وسیع شوری خاک در حضور و عدم حضور کلش گندم در سه خاک با کلاس بافتی متفاوت انجام شد.

روش‌شناسی پژوهش

مشخصات نقاط نمونه برداری و نمونه‌های خاک

برای انجام این پژوهش، نمونه خاک‌های زراعی تهیه شده از سه استان خراسان شمالی (اسفراین)، آذربایجان شرقی (میانه) و کرمان (جیرفت) (جدول ۱) در آزمایشگاه مؤسسه تحقیقات خاک و آب کشور بررسی و سه خاک با کلاس بافتی متفاوت و شوری و کربن آلی پایین انتخاب و پس از هوا خشک کردن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک شامل بافت خاک به‌روش هیدرومتر و با چهار قرائت (Gee & Bauder, 1979)، مقدار کربن آلی (OC) نمونه‌های‌خاک به روش اکسایش تر (Nelson & Sommers, 1996)، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک به‌روش سه مرحله‌ای باور (Bower, 1952) و pH_e و قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع (EC_e) خاک مورد مطالعه به‌ترتیب توسط دستگاه pHمتر و ECمتر (Richards, 1969) اندازه‌گیری شد (جدول ۲).

جدول ۱- مشخصات مناطق نمونه برداری

استان	منطقه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
آذربایجان شرقی	میانه	47° 29′ 18″	37° 34′ 43″
خراسان شمالی	اسفراین	57° 21′ 44″	36° 52′ 30″
کرمان	جیرفت	57° 05′ 04″	30° 16′ 43″

جدول ۲- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

منطقه	بافت خاک	EC_e (dS m^{-1})	pH_e	OC (%)	CEC ($Cmol_c$ kg^{-1})	N (%)	C/N	NH_4^+ (mg kg^{-1})	NO_3^- (mg kg^{-1})
میانه	رسی	۰/۸۴	۷/۷۶	۰/۹۸	۳۸/۴	۰/۰۹۳	۱۰/۵۱	۴۰/۰۳	۷۶/۸۵
اسفراین	لومی	۱/۱	۷/۹۴	۰/۶۸	۱۳/۶	۰/۰۶۶	۱۰/۲۷	۳۲/۳۶	۸۳/۱۲
جیرفت	شنی لومی	۰/۸۷	۷/۶۱	۰/۲۲	۱۰/۶	۰/۰۲۳	۹/۵۶	۴۳/۱۹	۴۸/۰۹

EC_e: قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع، OC: کربن آلی، CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی

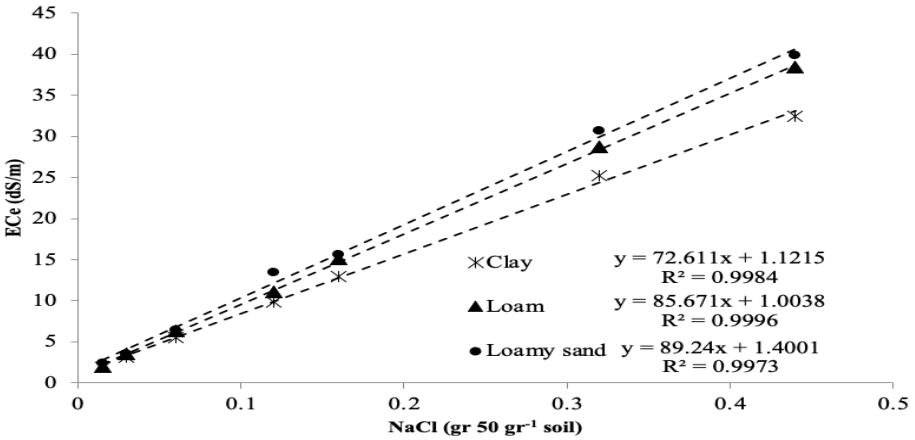
برای بررسی تأثیر سطوح مختلف شوری و ماده آلی بر معدنی شدن نیتروژن، پژوهش در مقیاس آزمایشگاهی در شرایط تاریکی و دمای ثابت (۲۵ درجه سلیسیوس) تحت شرایط هوازی انجام شد. بدین منظور چهار سطح شوری خاک (قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع حدود ۱، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ دسی‌زیمنس بر متر) و دو سطح کلش گندم (صفر و ۲ درصد وزنی) اعمال و نمونه‌های خاک به مدت ۹۰ روز برای اندازه‌گیری نیتروژن معدنی شده انکوبه شدند. در طول دوره انکوباسیون، رطوبت گلدان‌ها با توزین روزانه در محدوده ۰/۷ تا ۰/۷۵ رطوبت ظرفیت مزرعه (FC) نگه داشته شد. برای اندازه‌گیری رطوبت FC از دستگاه صفحات فشار استفاده شد (Klute, 1986).

نحوه اعمال سطوح شوری خاک و کلش گندم

برای تهیه خاک‌هایی با EC مورد نظر، با افزودن مقادیر متفاوت NaCl به‌صورت محلول به خاک و اندازه‌گیری EC عصاره اشباع (ECe)، ابتدا یک رابطه خطی بین مقدار NaCl اضافه شده به خاک و ECe خاک مورد مطالعه به‌دست آمد (شکل ۱). برای رسیدن به سطح ECe مورد نظر در خاک، مقادیر مورد نیاز NaCl را در آب لازم جهت رساندن رطوبت خاک به ۰/۷ درصد رطوبت ظرفیت مزرعه، حل کرده و محلول تهیه شده به خاک اضافه گردید (حسن‌پور و همکاران، ۱۳۹۳). سپس نمونه‌های خاک بر اساس روش Butterly et al. (2006) به مدت ۱۴ روز برای سازگاری ریزجانداران خاک با شرایط جدید و نزدیک شدن شرایط آزمایش به شرایط مزرعه در دمای آزمایشگاه چندین بار تر و خشک گردیده و کاملاً بهم زده شدند. Butterly et al. (2006) نشان دادند که فعالیت میکروبی ده روز پس از چند مرحله خشک و مرطوب شدن تثبیت می‌گردد. پس از به تعادل رسیدن خاک‌ها با محلول‌های شور و قبل از شروع آزمایش، ECe نهایی آن‌ها اندازه‌گیری و به‌عنوان سطوح شوری در نظر گرفته شدند (جدول ۳).

برای اعمال تیمار کلش گندم، کلش گندم ابتدا آسیاب شد و بعد از عبور از الک ۲ میلی‌متری به نمونه‌های خاک اضافه و مخلوط گردید. به ازای ۷۵ گرم خاک، ۱/۵ گرم کلش گندم (۲ درصد وزنی) به نمونه‌های خاک اضافه گردید. ترکیب شیمیایی کلش گندم در جدول ۴ ارائه شده است.

برای تعیین میزان خاکستر کلش، مقدار مشخصی از آن را وزن کرده و سپس به مدت ۳ ساعت تحت دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس قرار داده شد. سپس از روی وزن خشک کلش گندم، درصد خاکستر محاسبه شد. کربن، نیتروژن و هیدروژن، اکسیژن و گوگرد به روش سوزاندن خشک با دستگاه CHNSO Analyzer ECS 4010 اندازه‌گیری شدند. عصاره‌گیری از خاکستر با اسید کلریدریک ۲ مولار صورت گرفت (ASTM International, 2021).



شکل ۱- رابطه بین مقادیر NaCl اضافه شده به خاک و هدایت الکتریکی عصاره گل اشباع (EC_e) در سه خاک رس، لوم و شن لومی

جدول ۳- شوری نهایی پس از افزودن مقدار معین نمک در سه خاک رس، لوم و شن لومی

منطقه نمونه برداری	بافت خاک	سطوح EC	EC ($dS\ m^{-1}$)
میانه	رسی	EC_1	۰/۸۴
		EC_2	۹/۴
		EC_3	۱۹/۲
		EC_4	۲۹/۱
اسفراین	لومی	EC_1	۱/۱
		EC_2	۹/۲
		EC_3	۱۹/۴
		EC_4	۲۹/۳
جیرفت	شنی لومی	EC_1	۰/۸۷
		EC_2	۱۰/۴
		EC_3	۲۰/۱
		EC_4	۲۹/۷

جدول ٤- برخی ویژگی‌های کلش گندم مورد استفاده

سولفور	C/N	نیتروژن	کربن	اکسیژن	رطوبت	هیدروژن	درصد خاکستر	ترکیبات
۰/۱	۸۹/۵	۰/۶	۵۳/۷	۳۵/۱	۱۰/۳	۵/۲	۴/۱	درصد وزنی

اندازه‌گیری نیتروژن معدنی‌شده

برای اندازه‌گیری نیتروژن معدنی شده، ۷۵ گرم از خاک تیمار شده بر اساس ۲ درصد کلش گندم در داخل گلدان‌های پلاستیکی و در دمای محیط انکوبه شد. در زمان‌های ۲، ۵، ۱۲، ۲۰، ۲۸، ۳۷، ۴۶، ۵۳، ۶۴، ۷۳، ۸۵ و۹۰ روز غلظت آمونیوم و نیترات اندازه‌گیری گردید. عصاره‌گیری نیترات و آمونیوم در نمونه‌های خاک به ترتیب به روش‌های ۰/۰۵ مولار K2SO4 (Black & Waring, 1978) و ۲ مولار KCl (Keeney & Nelson, 1987) و اندازه‌گیری غلظت نیترات به روش اسید سالیسیلیک (Vendrell & Zupancic, 1990) و اندازه‌گیری غلظت آمونیوم به روش اندوفنول بلو (Riley & Sinhaseni, 1957) انجام گردید.

طرح آزمایشی و تحلیل آماری

آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با فاکتورهای شوری (شامل چهار سطح حدود ۱، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ دسی‌زیمنس بر متر)، کلش گندم (شامل دو سطح صفر و ۲ درصد وزنی) و زمان (شامل روزهای ۲، ۵، ۱۲، ۲۰، ۲۸، ۳۷، ۴۶، ۵۳، ۶۴، ۷۳، ۸۵ و۹۰) با اعمال ۳ تکرار برای هر نمونه انجام شد. داده‌ها از طریق نرم افزار آماری SPSS آنالیز شده و نمودارها نیز از طریق نرم افزار Excel ترسیم شد. مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

نتایج و بحث

آمونیوم‌سازی

نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول ۵) نشان داد که اثرات ساده و متقابل تیمارهای شوری، کلش گندم و زمان بر سرعت و روند آمونیوم سازی در هر سه خاک رسی، لوم و شن لومی معنی‌دار بود ($P<0.01$).

خاک رسی

نتایج نشان داد که در خاک رسی تیمار شده با کلش گندم، یک روند کاهشی اولیه در مقدار آمونیوم خاک وجود دارد که این روند در خاک بدون کلش دیده نشد. احتمال دارد که افزودن کلش گندم (یک ماده آلی با C/N بالا) در خاک باعث شده که ریزجاندارن تجزیه کننده ماده آلی، نیتروژن خاک را مصرف کرده و سطح آن را پائین آورند که در این حالت غیرمتحرک شدن نیتروژن[۱] صورت می‌گیرد (Jilkova *et al.*, 2020). در خاک دارای کلش مشاهده شد که اثرات سطوح بالای شوری بر آمونیوم تولیدی توسط ماده آلی افزوده شده تعدیل یافته

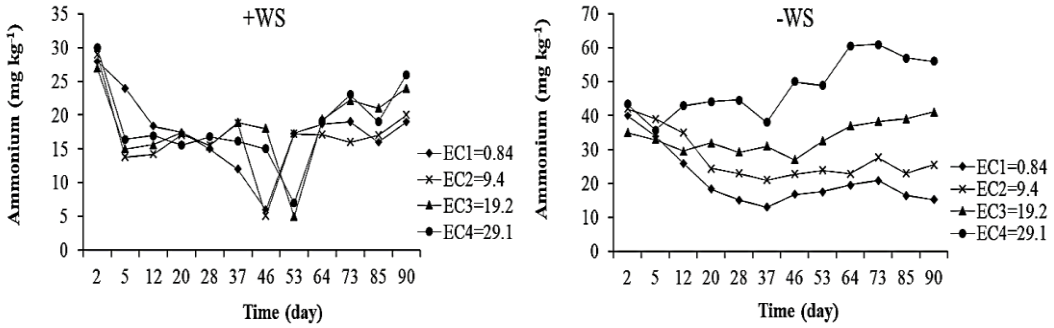
[۱] Immobilization

است (شکل ۲).

جدول۵- تجزیه واریانس اثر تیمارها بر معدنی شدن نیتروژن

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات- آمونیوم			میانگین مربعات- نیترات		
		رسی	لومی	شنی لومی	رسی	لومی	شنی لومی
کلش گندم	۱	۷۱۳۲**	۳۳۰۰**	۱۸۲۴۱**	۴۶۴۷۱۸**	۷۲۲۱۲۲**	۹۴۸۳**
شوری	۳	۳۱۶۰**	۱۵۴۴**	۱۰۷**	۱۹۹۹۶**	۳۳۲۲۴**	۱۰۵۹۲۶**
زمان	۷	۷۱۹**	۵۶۰**	۴۰۴**	۴۵۹۹**	۶۶۷۹**	۳۱۰۴**
شوری × کلش گندم	۳	۲۹۱۳**	۹۲۴**	۱۰۹**	۳۰۱۳۸**	۳۳۰۱۰**	۱۱۸۵۳**
زمان × کلش گندم	۷	۷۷/۱۶**	۱۵/۴۷**	۱۷۰**	۲۹۱۶**	۱۱۶۴۸**	۳۲۳۲**
زمان × شوری	۲۱	۳۴/۷۴*	۲۸/۴۰**	۶۵/۴۳**	۶۵۶**	۱۳۰۶**	۶۷۵۸**
زمان × شوری × کلش گندم	۲۱	۳۴/۷۷**	۲۳/۸۲**	۵۷/۹۷**	۶۰۷**	۲۴۲۳**	۶۵۹**
خطا	۱۲۸	۱/۷۶	۱/۶۱	۲/۵۸	۷۶/۳۶	۳۹/۸۸	۵۴/۲۳
ضریب تغییرات (%)		۱۴/۰۷	۱۱/۱۹	۱۹/۵	۲۱/۷۱	۷/۲۳	۱۶/۶۲

** و *: به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال یک و پنج درصد



شکل ۲- تأثیر کلش گندم (WS) بر آمونیوم‌سازی در سطوح مختلف شوری در خاک رسی
WS-: بخش بدون کلش گندم؛ WS+: بخش دارای کلش گندم

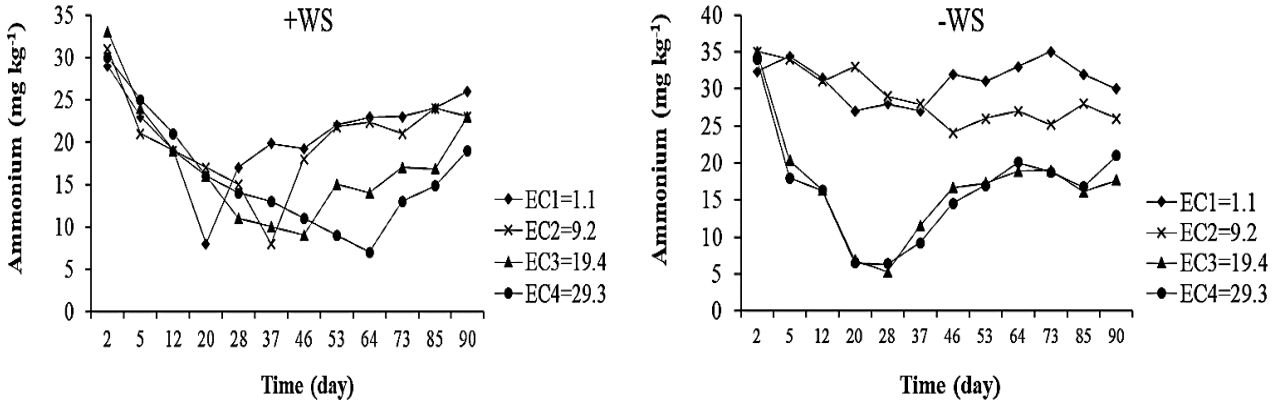
در تیمار بدون ماده آلی (کلش گندم)، با افزایش شوری خاک، میزان تولید آمونیوم افزایش پیدا کرد. هرچند که نتایج متناقضی توسط برخی محققان گزارش شده است که با افزایش شوری خاک، آمونیوم‌سازی کاهش پیدا کرده است (Akhtar *et al*., 2012; Laura, 1977). با توجه به اینکه خاک مورد بررسی تحقیق حاضر، بافت رسی داشته و امکان تثبیت آمونیوم در فضاهای بین لایه‌ای این رس‌ها وجود دارد، لذا یکی از دلایل کاهش مقدار آمونیوم در شوری پایین خاک به این فرآیند نسبت داده می‌شود (Scherer *et al*., 2014) و این حالت در شوری EC1 و EC2 در خاک بدون کلش قابل مشاهده است (شکل ۲). به نظر می‌رسد تثبیت آمونیوم در سطوح بالای نمک (EC3 و EC4) کاهش می‌یابد که اثر پراکنده کنندگی سدیم روی رس‌ها و نیز رقابت کاتیونی آن با آمونیوم می‌توانند از دلایل این امر باشند (Abbaslou et al., 2020).

طبق نتایج اثر افزودن کلش گندم به خاک منجربه کاهش اختلاف بین سطوح مختلف شوری در تولید آمونیوم گردیده است و آن ممکن است با کاهش اثرات منفی سطوح بالای شوری بر ریزجاندارن خاک توسط کلش گندم مرتبط باشد. Bezborodov et al. (2010) گزارش کردند که افزودن بقایای گندم به خاک شور توانست تجمع نمک در خاک را کاهش و اثرات منفی آن بر ویژگی‌های مختلف خاک (فیزیکی، شیمیایی و زیستی) را تعدیل کند. همچنین طبق گزارش این محققین اثرات مثبت افزودن کلش گندم به خاک با گذشت زمان از سطح به عمق افزایش می‌یابد. به‌عبارتی افزودن کلش گندم بر توزیع عمودی نمک در خاک تأثیر می‌گذارد. از دیدگاه این محققان، ارتقای قابلیت نفوذپذیری خاک به آب، بهبود تهویه و کاهش وزن مخصوص ظاهری خاک، کاهش تبخیر و حفظ رطوبت خاک از اثرات مثبت افزودن کلش گندم به خاک شور می‌باشد. مطلب دیگر وجود پیک‌هایی در روند تولید آمونیوم و در حضور کلش گندم می‌باشد. ریزجانداران خاک در طول تجزیه ماده آلی منجربه کاهش C/N آن می‌شوند (Jilkova *et al*., 2020)، از آنجایی که این نسبت برای کلش گندم بالا می‌باشد (تقریبا ۸۰) لذا تا زمانی که این نسبت به زیر ۲۵ نرسد شاهد کاهش نیتروژن معدنی خاک خواهیم بود، ولی پس از آن معدنی شدن نیتروژن افزایش خواهد یافت (Zhou *et al*., 2010). هرچه شرایط برای فعالیت میکروبی مناسب باشد به

همان نسبت رسیدن به این پیک سریع‌تر اتفاق خواهد افتاد.

خاک لوم

نتایج بدست آمده برای خاک لوم حاکی از اثر منفی شوری هم در حضور کلش و هم در نبود آن بر مقدار آمونیوم تولید شده بود ولی در حضور کلش اثرات منفی شوری‌های بالا (EC_3 و EC_4) کاهش یافته بود (شکل ۳). همانند خاک رسی، در خاک لوم نیز در تیمار دارای کلش گندم، مقدار آمونیوم تولید شده تحت تأثیر شوری و کلش قرار گرفت و از روزهای اول روند کاهشی نمودار در هر چهار سطح شوری مشاهده گردید، ولی پیک روبه پایین برای شوری‌های مختلف در دوره ۹۰ روزه ظاهر شد. بدین ترتیب که برای شوری طبیعی خاک (EC1) در حدود روز ۲۲، برای EC2 در حدود روز ۳۷، برای EC3 در روز ۴۶ و برای EC4 در روز ۶۴ ظاهر شدند. بنظر می‌رسد با افزایش غلظت نمک، زمان ظاهر شدن پیک کاهش یافته است. در خاک بدون کلش نیز روند کاهشی در تولید آمونیوم با افزایش غلظت نمک مشاهده شد ولی این کاهش برای EC3 و EC4 دارای شیب تندی در مقایسه با EC2 بود (شکل ۳).



شکل ۳- تأثیر کلش گندم (WS) بر آمونیوم‌سازی در سطوح مختلف شوری در خاک لوم
WS-: بخش بدون کلش گندم؛ WS+: بخش دارای کلش گندم

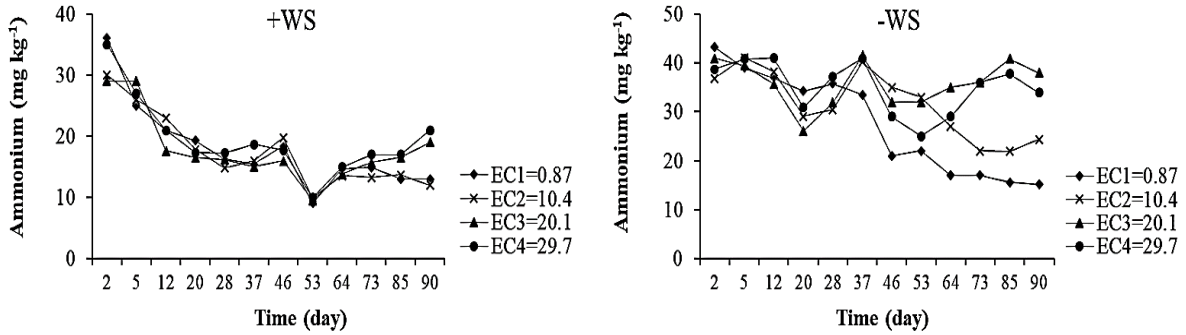
تفاوت در زمان ظاهر شدن پیک‌های روبه پایین در تولید آمونیوم و در حضور کلش می‌تواند به تأثیر منفی شوری بر فعالیت میکروبی شرکت کننده در این فرآیند مرتبط باشد، هر چه غلظت نمک بالاتر باشد منجربه کاهش جمعیت میکروبی و کاهش فعالیت آنزیمی شده و لذا سرعت کاهش C/N کم‌تر شده و زمان مورد نیاز برای ظهور پیک افزایش می‌یابد (Bezborodov *et al*., 2010). علاوه بر شوری، بافت خاک نیز روی زمان ظاهر شدن پیک تأثیر گذاشته است. بافت خاک با تغییر در دسترس بودن آب خاک، توزیع اندازه منافذ، دسترسی مواد مغذی، سطح ویژه، جرم مخصوص ظاهری، درجه پوکی، تخلخل کل، تخلخل تهویه‌ای، نفوذپذیری آب به خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی و آنیونی، pH، پتانسیل ریداکس و غیره می‌تواند بر ویژگی‌های زیستی خاک از جمله فعالیت آنزیم‌ها و ریزجاندارن خاک در نتیجه نحوه تجزیه ماده آلی خاک و معدنی شدن نیتروژن تأثیرگذار باشد (Bach *et al*., 2010; Hassink, 1994). حتی شواهدی بر تأثیر بافت خاک بر تنوع میکروبی خاک وجود دارد (Seaton *et al*., 2020).

خاک شنی لومی

در خاک شنی لومی، پیک کاهشی با تاخیر بیش‌تری نسبت به دو خاک قبل ظاهر شد و همچنین عمق پیک نسبت به دو خاک قبلی کم‌تر بود. نمودار خاک تیمار شده با کلش دارای روند کاهشی بود و مقدار آمونیوم تولید شده با گذشت زمان کاهش یافت. این کاهش از روز اول تا روز دوازدهم دارای شدت بیش‌تری بود و از روز ۱۲ تا روز ۴۶ دارای روند ثابتی بود و در روز ۴۶ تا روز ۶۴ پیک رو به پایین ظاهر شد و پس از آن روند آمونیوم سازی در این خاک روبه افزایش گذاشت (شکل۴).

در هر سه نوع خاک، مقدار آمونیوم در تیمار بدون کلش بیش‌تر از تیمار با کلش گندم بود، زیرا کلش گندم دارای نسبت C/N بالاتری بوده و ریزجاندارن برای تجزیه آن به مصرف نیتروژن از منبعی دیگر (خاک) روی آورده‌اند. نتایج این پژوهش با یافته‌های (Walpola & Arunakumara 2010) مطابقت دارد. همچنین گزارش شده است که شوری زیاد مانع اکسایش آمونیوم به نیتریت و سپس نیترات شده لذا سبب تجمع آمونیوم در خاک می‌شود (Akhtar *et al*., 2012). در خاک تیمار شده با کلش (در هر سه نوع بافت خاک) این اثر منفی شوری تقلیل یافته است (شکل‌های ۲، ۳ و ۴). گزارش شده است که مواد آلی منجر به بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی مانند

بهبود ساختمان خاک، افزایش تهویه و نفوذپذیری خاک، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، افزایش جمعیت میکروبی و فعالیت‌های آنزیمی و در نهایت افزایش فراهمی عناصر مغذی و بهبود حاصلخیزی و رشد گیاه می‌گردند (Chen *et al*., 2022). در مورد روندهای افزایشی و کاهشی مشاهده شده در آمونیوم‌سازی، دلایل متفاوتی ممکن است دخالت داشته باشد. نسبت C/N کلش گندم در اثر فعالیت میکروبی برای تجزیه آن (طی فرایند کاتابولیسم[۱])، به مرور زمان کاهش پیدا می‌کند که علت آن این است کهکربن به شکل دی اکسید کربن توسط تنفس میکروبی آزاد شده و زمانی که C/N کلش گندم به زیر ۲۵ می‌رسد آزادسازی نیتروژن معدنی به خاک (به شکل آمونیوم) شروع و غلظت آمونیوم خاک افزایش یافته و شاهد روند افزایشی خواهیم بود (Watts *et al*., 2010). دلیل دیگر اینکه مواد آلی افزوده شده به خاک دارای بخش‌های مختلف زود تجزیه‌شونده مانند کربوهیدرات‌ها یا قندهای ساده، سلولز و همی‌سلولز و ترکیبات دیرتجزیه‌شونده مانند ترکیبات مقاومی از قبیل لیگنین‌ها و پکتین‌ها می‌باشند. سرعت و نحوه تجزیه هرکدام از این بخش‌ها متفاوت می‌باشد (Khatoon *et al*., 2017) برای مثال قندهای ساده توسط طیف وسیعی از ریزجانداران قابل تجزیه بوده و احتمال دارد در هنگام تجزیه این بخش، نیتروژن معدنی زیادی توسط ریزجاندان خاک مصرف گردد (علی‌رغم آزاد شدن مقدار کمی نیتروژن معدنی ناشی از تجزیه) و عامل ظاهر شدن روند کاهشی در تولید آمونیوم بوده است. با اتمام بخش زود تجزیه شونده ماده آلی، روند کاهشی نیز تمام می‌گردد.



شکل ٤- تأثیر کلش گندم (WS) بر آمونیوم‌سازی در سطوح مختلف شوری در خاک شن لومی
WS-: بخش بدون کلش گندم؛ WS+: بخش دارای کلش گندم

نیترات‌سازی

نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول ۵) نشان داد که اثرات ساده و متقابل تیمارهای شوری، کلش گندم و زمان بر نیترات‌سازی برای هر سه خاک رسی، لوم و شن لومی نیز معنی‌دار بود ($P<0.01$).

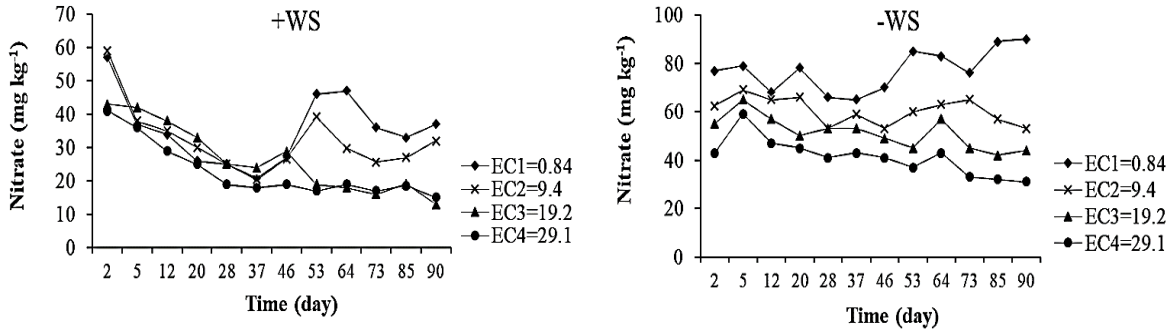
خاک رسی

در خاک رسی مقدار تولید نیترات در تیمار دارای کلش، برای هر چهار سطح شوری روند کاهشی داشت. برای شوری‌های EC1 و EC2 بعد از روز ۴۶ یک پیک روبه بالا مشاهده شد. در خاک بدون کلش روند نیترات‌سازی تقریباً دارای شیب ثابت بود و طبق نتایج با افزایش شوری، میزان نیترات تولیدی کاهش یافت. همانند نتایج بدست آمده برای تولید آمونیوم، در اینجا نیز حضور ماده آلی بر تولید نیترات منجربه کاهش اثرات منفی سطوح مختلف شوری شده است. در خاک بدون کلش، تولید نیترات با افزایش غلظت نمک کاهش پیدا کرد (شکل ۵) در حالی که برای آمونیوم روند برعکس مشاهده گردید (شکل ۲). دلایل احتمالی مربوط به افزایش غلظت آمونیوم با افزایش غلظت نمک در خاک رسی پیشتر توضیح داده شد ولی دلیل کاهش تولید نیترات با افزایش سطح شوری می‌تواند به اثر منفی شوری بر ریزجانداران مسئول اکسیدکننده آمونیوم به نیتریت (نیتروزوموناس) و اکسیدکننده نیتریت به نیترات (نیتروباکتر) مرتبط باشد. گزارش شده که غلظت‌های بالای نمک در خاک منجربه کاهش فرآیند نیترات‌سازی در خاک شده و حتی تا حد متوقف شدن کامل آن پیش می‌رود (Cortés-Lorenzo et al., 2015).

گزارش شده است که تنش اسمزی ناشی از شوری با تخریب یکپارچگی غشاء سلولی و ایجاد اختلال در فرایندهای متابولیک، منجر به کاهش جمعیت میکروبی می‌شود (Drake et al., 2014). پیک‌های روبه کاهش در تولید آمونیوم (شکل ۲) در نمودارهای نیترات دیده نشد و به جای آن دو پیک رو به بالا در EC1 و EC2 مشاهده شد (شکل ۵). دلیل منطبق نبودن نمودارهای آمونیوم و نیترات، به ماهیت این دو فرآیند مرتبط هست، فرآیند آمونیوم‌سازی و آمونیوم حاصل از آن به عنوان پیش‌ماده و لازمه فرآیند نیترات‌سازی بوده و چون

[۱] Catabolism

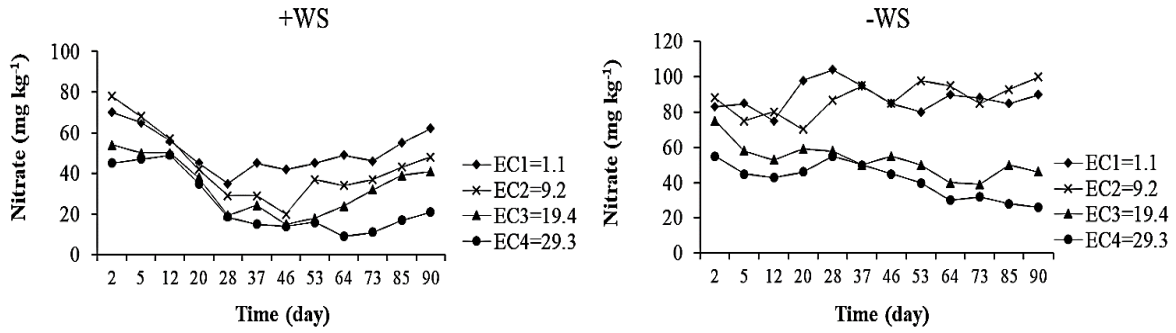
میکروب‌ها مسئول هردو این واکنش‌ها هستند، لذا عواملی مانند شوری و افزودن کلش می‌توانند کمیت و کیفیت فرآیندهای مذکور را تحت تاثیر قرار بدهند. برای مثال گزارش شده است که شوری زیاد مانع اکسایش آمونیوم به نیتریت و سپس نیترات شده لذا سبب تجمع آمونیوم در خاک می‌شود و هر چه غلظت نمک بالاتر باشد منجربه کاهش جمعیت میکروبی و کاهش فعالیت آنزیمی شده و لذا سرعت کاهش C/N کم‌تر شده و زمان مورد نیاز برای ظهور پیک‌ها افزایش می‌یابد. (Akhtar et al., 2012). نکته قابل توجه همزمانی تقریبی پیک‌های نیترات و آمونیوم می‌باشد. به‌عبارت دیگر زمان افزایش نیترات مصادف با زمان افزایش تولید آمونیوم بود (شکل ۲و ۵).



شکل ٥- تأثیر کلش گندم (WS) بر نیترات‌سازی در سطوح مختلف شوری در خاک رسی
WS-: بخش بدون کلش گندم؛ WS+: بخش دارای کلش گندم

خاک لومی

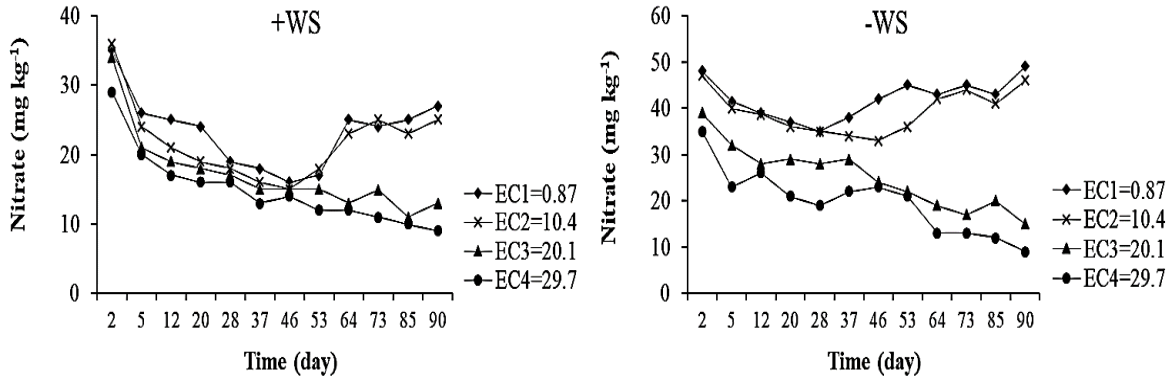
در خاک لوم نیز همگرایی نمودارهای تولید نیترات توسط ماده آلی (کلش) در سطوح مختلف شوری در مقایسه با خاک بدون کلش مشاهده گردید (شکل ۶). مقدار نیترات تولید شده در این خاک نیز در حضور کلش کم‌تر بود که هم به C/N بالای کلش و هم به کم بودن سوبسترای تولید نیترات (آمونیوم) در مرحله قبل مرتبط بوده است. در خاک بدون کلش سطوح شوری EC1 و EC2 دارای روند تقریباً ثابت بوده در حالی که شوری‌های EC3 و EC4 دارای روند کاهشی در تولید نیترات بودند. در خاک دارای کلش روند تولید نیترات در همه سطوح شوری در ابتدا کاهشی بوده و پس از مدت زمانی رو به افزایش گذاشته است که زمان شروع روند افزایشی برای EC1 در روز ۲۸، برای EC2 در دروز ۴۶، برای EC3 در روز ۴۶ و برای EC4 در روز ۶۴ بود. همانطور که در بخش آمونیوم نیز گفته شد دلیل کاهش نیتروژن معدنی خاک (نیترات و آمونیوم) و روند کاهشی نمودار، C/N بالای کلش افزوده شده به خاک می‌باشد که ریزجاندارن تجزیه کننده این ماده آلی، نیتروژن خاک را مصرف کرده و سطح آن را پائین آورند و تا زمانی که این نسبت به زیر ۲۵ نرسد شاهد کاهش نیتروژن معدنی خاک خواهیم بود ولی پس از آن معدنی شدن نیروژن افزایش یافته و روند نمودار نیترات روبه افزایش می‌گذارد (Zhou et al., 2010). نتایج نشان داد که حضور کلش گندم هرچند در ابتدا منجر به کاهش نیترات خاک شده است ولی پس از مدت زمانی در حدود ۶۰ روز، روند افزایشی در تولید نیترات دیده می‌شود و این برای غلظت‌های بالای شوری (EC3 و EC4) به وضوح قابل مشاهده بود بطوری که در عدم حضور کلش، هیچ روند افزایشی در نیترات خاک برای این دو سطح دیده نشد (شکل ۶).



شکل ٦- تأثیر کلش گندم (WS) بر نیترات‌سازی در سطوح مختلف شوری در خاک لوم
WS-: بخش بدون کلش گندم؛ WS+: بخش دارای کلش گندم

خاک شنی لومی

در خاک شنی لومی نیز روند تغییرات تولید نیترات تا حدودی مشابه خاک لوم بود و تأثیر کلش در همگرایی روند تولید نیترات در سطوح مختلف شوری مشاهده شد. در این خاک نیز میزان تولید نیترات در حضور کلش کم‌تر از عدم حضور آن بود. تأثیر مثبت حضور کلش بر غلظت‌های بالای نمک در خاک شن لومی کم‌تر از دو نوع خاک دیگر بود. در خاک بدون کلش، سطوح شوری EC1 و EC2 روند تقریباً ثابتی در تولید نیترات داشتند ولی با افزایش غلظت نمک، مقدار تولید نیترات کاهش یافت (شکل ۷). مشخص شده است که شوری بر فعالیت متابولیک باکتری‌های نیتراتساز، رشد میکروبی و سرعت اکسیداسیون آمونیوم تأثیر منفی می‌گذارد (Moussa et al., 2006).



شکل ۷- تأثیر کلش گندم (WS) بر نیتراتسازی در سطوح مختلف شوری در خاک شنی لومی
WS-: بخش بدون کلش گندم؛ WS+: بخش دارای کلش گندم

از آنجا که نیتراتسازی، اکسایش زیستی آمونیوم است، لذا سطح پایین نیترات که در تیمارهای کلش مشاهده گردید می‌تواند با غیرمتحرک‌سازی میکروبی توضیح داده شود که آن نیز وابسته به نسبت کربن به نیتروژن ماده آلی افزوده شده به خاک است. علاوه بر C/N، غلظت آمونیوم، دما، pH، رطوبت، تهویه، آفت‌کش‌ها و غیره از عوامل مؤثر بر فعالیت نیتراتسازی در خاک می‌باشد (Schaefer & Hollibaugh, 2017). نتایج به‌دست آمده در این تحقیق با یافته‌های Zeng et al. (2013) مطابقت دارد.

زیادی آمونیوم و در ادامه تبدیل اکسایش آن به نیتریت و نیترات می‌تواند تأثیر منفی در خاک داشته باشد زیرا نیترات حساس‌ترین شکل نیتروژن به آبشویی بوده و ورود آن به آب‌های سطحی و زیرزمینی اثرات نامطلوبی روی انسان و محیط زیست خواهد داشت (Ni et al., 2018). طبق نتایج این آزمایش، افزودن کلش گندم در خاک می‌تواند سرعت معدنی شدن نیتروژن را کنترل کند. کنترل سرعت معدنی شدن نیتروژن در خاک می‌تواند از تلفات نیتروژن (تصعید آمونیاک، آبشویی نیترات و خروج گازهای اکسید نیتروژن (در فرآیند نیترات‌زدایی) جلوگیری کرده و بازدهی کودهای نیتروژنه را در خاک افزایش دهد (Mahmud et al., 2021). تا جایی که امروزه مهارکننده‌های مصنوعی (سنتز شده) برای کنترل و مهار نیتراتسازی در خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد (Lu et al., 2019) که اثرات سوء زیادی روی گیاهان، محیط زیست و انسان دارند (Rodrigues et al., 2018).

نتیجه‌گیری

در این پژوهش تأثیر شوری بر فرآیند معدنی شدن نیتروژن در طول ۹۰ روز در حضور و عدم حضور کلش گندم و در سه نوع خاک با بافت‌های مختلف مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج بدست آمده از این تحقیق نشان داد که علاوه بر کلش گندم، بافت خاک نیز بر معدنی شدن نیتروژن تأثیر دارد. بطوری‌که در خاک رسی و شنی لومی بدون کلش با افزایش غلظت نمک (شوری)، مقدار آمونیوم خاک افزایش یافت در حالی‌که در خاک لوم بدون کلش، با افزایش شوری خاک مقدار آمونیوم تولید شده روند کاهشی داشت. طبق نتایج این آزمایش شوری خاک می‌تواند با تأثیر بر فرآیند معدنی شدن نیتروژن، منجر به کاهش نیتروژن معدنی خاک شود و حضور کلش هرچند در برهه زمانی خاص منجربه کاهش نیتروژن معدنی خاک شده ولی با ویژگی‌هایی مثبتی که به خاک می‌بخشد می‌تواند اثرات منفی غلظت‌های بالای نمک را در فرآیندهای تولید آمونیوم و نیترات در هر سه نوع بافت خاک تعدیل کرده و از طرفی با کنترل سرعت معدنی شدن

نیتروژن، می‌تواند از تلفات آن بکاهد. لذا براساس نتایج این تحقیق، توصیه به برگرداندن کلش گندم در خاک‌های شور به‌همراه محاسبه فاکتور نیتروژن می‌باشد.

به‌طورکلی انجام تحقیقات در این حوزه با چالش‌هایی مثل غفلت از اهمیت موضوع روبه‌رو است. ولی با توجه به اینکه سطح قابل توجهی از اراضی دنیا و کشور ما متأثر از نمک بوده و ضرورت کنترل برخی فرآیندهای خاک مثل معدنی شدن نیتروژن و یا به‌طورکلی اصلاح این خاک‌ها همیشه وجود دارد. لذا مطالعات آینده می‌تواند با در نظر گرفتن شکاف‌های تحقیقاتی و توجه به پتانسیل موادی مانند بیوچار در این زمینه انجام شود.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد "

منابع

برومند رضازاده، الهه؛ کوچکی، علیرضا؛ رضوانی مقدم، پرویز؛ نصیری محلاتی، مهدی و لکزیان، امیر (۱۳۹۶). بررسی اثر کیفیت بقایای گیاهی بر روند معدنی شدن نیتروژن در خاک در شرایط رطوبتی متفاوت. *بوم شناسی کشاورزی*. ۹ (۳)، ۷۹۴-۸۰۴

حسن‌پور، رضا؛ نیشابوری، محمدرضا و زارع‌حقی، داود (۱۳۹۳). اثر توأم شوری و تراکم خاک بر برخی خصوصیات فیزیولوژیکی ذرت (Zea mays L). *مجله مدیریت خاک و تولید پایدار*.۴ (۴)، ۲۷۵-۲۹۳

شهبازی،کریم و بشارتی، حسین (۱۳۹۲). بررسی اجمالی وضعیت حاصلخیزی خاک‌های کشاورزی ایران. *نشریه مدیریت اراضی*. ۱(۱): ۱-۱۵

شیخ حسینی، احمدرضا و نوربخش، فرشید (۱۳۸۶). تاثیر نوع خاک و بقایای گیاهی بر شدت معدنی شدن خالص نیتروژن. *پژوهش و سازندگی در زراعت و باغبانی*. شماره۷۵. ۱۳۳-۱۲۷.

مرادی، صلاح الدین؛ رسولی صدقیانی، میرحسن؛ سپهر، ابراهیم؛ خداوردیلو، حبیب و برین، محسن (۱۳۹۸). نقش کربن آلی در معدنی شدن نیتروژن، کربن و غلظت برخی عناصر غذایی در یک خاک شور. *مجله مدیریت خاک و تولید پایدار*. ۹(۳)، ۱۵۳-۱۶۹.

مومنی، عزیز (۱۳۸۹). پراکنش جغرافیایی و سطوح شوری منابع خاک ایران .*پژوهش‌های خاک*. ۲۴(۳)، ۲۰۳-۲۱۵.

REFERENCES

Abbaslou, H., Hadifard, H., & Ghanizadeh, A.R. (2020). Effect of cations and anions on flocculation of dispersive clayey soils. *Heliyon*, *6*(2): e03462.

Akhtar, M., Hussain, F., Ashraf, M.Y., Qureshi, T.M., Akhter, J., & Awan, A.R. (2012). Influence of salinity on nitrogen transformations in soil. *Communications in soil science and plant analysis*, 43(12): 1674-1683.

Almagro, M., Ruiz-Navarro, A., Díaz-Pereira, E., Albaladejo, J., & Martínez-Mena, M. (2021). Plant residue chemical quality modulates the soil microbial response related to decomposition and soil organic carbon and nitrogen stabilization in a rainfed Mediterranean agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 156: 108198.

ASTM International. (2021). Standard test method for chemical analysis of wood charcoal, http://www.astm.org/Standards/D1762.htm (accessed March 2023).

Bach, E.M., Baer, S.G., Meyer, C.K., & Six, J. (2010). Soil texture affects soil microbial and structural recovery during grassland restoration. *Soil biology and biochemistry*, 42(12): 2182-2191.

Bezborodov, G.A., Shadmanov, D.K., Mirhashimov, R.T., Yuldashev, T., Qureshi, A.S., Noble, A.D., & Qadir, M. (2010). Mulching and water quality effects on soil salinity and sodicity dynamics and cotton productivity in Central Asia. *Agriculture, ecosystems & environment*, 138(1-2), 95-102.

Black, A.S., & Waring, S.A. (1978). Nitrate determination in an oxisol using K_2SO_4 extraction and the nitrate-specific ion electrode. *Plant and Soil*. 49: 207-211.

Boroumand Rezazadeh, E., Koocheki, A., Rezvani Moghaddam, P., Nasiri Mahalati, M., & Lakzian, A. (2016). Net nitrogen mineralization as affected by residue quality and soil moisture. *Journal of Agroecology*, 9(3): 794-804. (In Persian)

Bower, C.A. (1952). Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. *Soil Science*, 730: 251-261.

Butterly, C.R., Marschner P., and Baldock J. 2006. Drying and wetting cycles and phosphorus dynamics. *18th World Congress of Soil Science. Pennsylvania, USA.*

Chen, H., Rosinger, C., Blagodatsky, S., Reichel, R., Li, B., Kumar, A., Rothardt, S., Luo J., Brüggemann, N., Kage, H., & Bonkowski, M. (2023). Straw amendment and nitrification inhibitor controlling N losses and immobilization in a soil cooling-warming experiment. *Science of The Total Environment*, 870: 162007.

Chen, L., Sun, S., Yao, B., Peng, Y., Gao, C., Qin, T., Zhou, Y., Sun, C., & Quan, W. (2022). Effects of straw return and straw biochar on soil properties and crop growth: A review. *Frontiers in plant science*, 13.

Cortés-Lorenzo, C., Rodríguez-Díaz, M., Sipkema, D., Juárez-Jiménez, B., Rodelas, B., Smidt, H., & González-López, J. (2015). Effect of salinity on nitrification efficiency and structure of ammonia-oxidizing bacterial communities in a submerged fixed bed bioreactor. *Chemical Engineering Journal*, 266: 233-240.

Drake, P.L., McCormick, C.A., & Smith, M.J. (2014). Controls of soil respiration in a salinity-affected ephemeral wetland. *Geoderma*, 221: 96-102.

FAO. (2021). Global map of salt-affected soils (GSASmap). https://www.fao.org/global-soil-partnership/gsasmap/en (accessed 22 February 2022).

Feng, H., Zhao, H., Xia, L., Yang, W., Zhao Y., Jeelani N., & An, S. (2022). Nitrogen cycling in plant and soil subsystems is driven by changes in soil salinity following coastal embankment in typical coastal saltmarsh ecosystems of Eastern China. *Ecological Engineering*, 174: 106467.

Fu, B., Chen, L., Huang, H., Qu, P., & Wei, Z. (2021). Impacts of crop residues on soil health: A review. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 33(1): 164-173.

Gee, G.W., & Bauder, J.W. (1979). Particle size analysis by hydrometer: a simplified method for routine textural analysis and a sensitivity test of measured parameters. *Soil Science Society of America Journal*, 43: 1004-1007.

Hassanpour, R., Neyshabouri, M.R., & Zarehaghi, D. (2015). Effect of soil salinity and compaction on some physiological characteristics of corn (*Zea mays* L.). *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 4(4): 275-293. (In Persian)

Hassink, J. (1994). Effect of soil texture on the size of the microbial biomass and on the amount of C and N mineralized per unit of microbial biomass in Dutch grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(11): 1573-1581.

Iqbal, R., Raza, M.A.S., Valipour, M., Saleem, M.F., Zaheer, M.S., Ahmad, S., Toleikiene, M., Haider, I., Aslam, M.U., & Nazar, M.A. (2020). Potential agricultural and environmental benefits of mulches—a review. Bulletin of the National Research Centre, 44(1): 1-16.

Jia, J., Bai, J., Gao, H., Wang, W., Yin, S., Wang, D., & Han, L. (2019). Effects of salinity and moisture on sediment net nitrogen mineralization in salt marshes of a Chinese estuary. *Chemosphere*, 228: 174-182.

Jia, J., Bai, J., Gao, H., Wang, W., Zhang, G., & Wang, X. (2020). Different effects of NaCl and Na2SO4 on soil net nitrogen mineralization in coastal wetlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 199: 110678.

Jilkova, V., Strakova, P., & Frouz, J. (2020). Foliage C: N ratio, stage of organic matter decomposition and interaction with soil affect microbial respiration and its response to C and N addition more than C: N changes during decomposition. *Applied Soil Ecology*, 152: 103568.

Keeney, D.R., & Nelson, D.W. (1987). Nitrogen-inorganic forms, sec. 33-3, extraction of exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite. In: Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis - Part 2. Chemical and Microbiological Properties. *American Society of Agronomy and Soil Science Society of America*, Madison, USA, pp. 648-649.

Khatoon, H., Solanki, P., Narayan, M., Tewari, L., Rai, J.P.N., & Hina Khatoon, C. (2017). Role of microbes in organic carbon decomposition and maintenance of soil ecosystem. *International Journal of Chemical Studies*, 5(6): 1648-1656.

Khodabandeloo, M., Amanifar, S., Mohsenifard, E., & Askari, M.S. (2019). Evaluation of symbiosis efficiency of arbuscular mycorrhiza (Rhizophagus intraradices) and root endophyte Piriformospora indica under salinity stress in Glycirrhiza glabra L. *Applied Soil Research*, 7(3): 40-53.

Klute, A. (1986). Water retention: laboratory methods. In: Klute A. (Ed.), Methods of Soil Analysis - Part 1. Physical and Mineralogical Methods. *American Society of Agronomy and Soil Science Society of America*, Madison, USA, pp. 653-662.

Laura, R.D. (1974). Effects of neutral salts on carbon and nitrogen mineralization of organic matter in soil. *Plant and Soil*. 41(1): 113-127.

Laura, R.D. (1977). Salinity and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 9(5): 333-336.

Lu, Y., Zhang X., Jiang J., Kronzucker H.J., Shen W. and Shi W., 2019. Effects of the biological nitrification inhibitor 1, 9-decanediol on nitrification and ammonia oxidizers in three agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 129: 48-59.

Mahmud, K., Panday, D., Mergoum, A., & Missaoui, A. (2021). Nitrogen losses and potential mitigation strategies for a sustainable agroecosystem. *Sustainability*, 13(4): 2400.

Malik, K.A., & Haider, K. (1977). Decomposition of carbon14-labelled plant material in saline-sodic soils. In Soil Organic Matter Studies. *Proceedings of a Symposium organized by IAEA, FAO and Agrochimica*. International Atomic Energy Agency, Vienna, pp. 215-225

Marzi, M., Shahbazi, K., Kharazi, N., & Rezaei, M. (2020). The influence of organic amendment source on carbon and nitrogen mineralization in different soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20(1): 177-191.

Moameni, A. (2011). Geographical distribution and salinity levels of soil resources of Iran. *Iranian Journal of Soil Research*, 24(3): 203-215. (In Persian)

Moradi, S., Rasouli-Sadaghiani, M.H., Sepehr, E., Khodaverdiloo, H., & Barin, M. (2020). The role of organic carbon in the mineralization of nitrogen, carbon and some of nutrient concentrations in soil salinity conditions. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 9(3): 153-169. (In Persian)

Moussa, M.S., Sumanasekera, D.U., Ibrahim, S.H., Lubberding, H.J., Hooijmans, C.M., Gijzen, H.J., & Van Loosdrecht, M.C.M. (2006). Long term effects of salt on activity, population structure and floc characteristics in enriched bacterial cultures of nitrifiers. *Water research*, 40(7): 1377-1388.

Mousavi, S. M., Srivastava, A. K., & Cheraghi, M. (2023). Soil health and crop response of biochar: an updated analysis. *Archives of Agronomy and Soil Science*, *69*(7), 1085-1110.

Mousavi, S. M., Moshiri, F., & Moradi, S. (2018). Mobility of heavy metals in sandy soil after application of composts produced from maize straw, sewage sludge and biochar: Discussion of Gondek et al.(2018). *Journal of environmental management*, *222*, 132-134.

Nelson, D.W., & Sommers, L.E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter,. In: Page A.L., Miller R.H., and Keeney D.R. (Eds.), Methods of Soil Analysis - Part 2. Chemical and Microbiological Properties. *American Society of Agronomy and Soil Science Society of America*, Madison, USA, pp. 961-1010.

Ni, K., Kage, H. & Pacholski, A. (2018). Effects of novel nitrification and urease inhibitors (DCD/TZ and 2-NPT) on N2O emissions from surface applied urea: An incubation study. *Atmospheric Environment*, 175: 75-82.

Rengasamy, P. (2006). Soil salinity and sodicity. *Growing crops with reclaimed wastewater*, 125-138.

Richards, L.A. (1969). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. US Salinity Laboratory Staff. Agricultural Handbook No 60. USDA. USA.

Riley, J.P., & Sinhaseni, P. (1957). The determination of ammonia and total ionic inorganic nitrogen in sea water. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 36: 161–168.

Rodrigues, J.M., Lasa, B., Aparicio-Tejo, P.M., González-Murua, C., & Marino, D. (2018). 3, 4-Dimethylpyrazole phosphate and 2-(N-3, 4-dimethyl-1H-pyrazol-1-yl) succinic acid isomeric mixture nitrification inhibitors: quantification in plant tissues and toxicity assays. *Science of the Total Environment*, 624: 1180-1186.

Schaefer, S.C., & Hollibaugh, J.T. (2017). Temperature decouples ammonium and nitrite oxidation in coastal waters. *Environmental science & technology*, 51(6): 3157-3164.

Scherer, H.W., Feils, E., & Beuters, P. (2014). Ammonium fixation and release by clay minerals as influenced by potassium. *Plant, Soil and Environment*, 60(7): 325-331.

Seaton, F.M., George, P.B., Lebron, I., Jones, D.L., Creer, S., & Robinson, D.A. (2020). Soil textural heterogeneity impacts bacterial but not fungal diversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 144: 107766.

Setia, R., Smith, P., Marschner, P., Gottschalk, P., Baldock, J., Verma, V., Setia, D., & Smith, J. (2012). Simulation of salinity effects on past, present, and future soil organic carbon stocks. *Environmental Science & Technology*, 46: 1624-1631.

Shahbazi, K., & Besharati, H. (2013). Overview of agricultural soil fertility status of Iran. *Journal of Land Management*, 1(1): 1-15. (In Persian)

Sheikh-Hosseini, A.R., & Nourbakhsh, F. (2007). The effect of soil and plant residues on net nitrogen mineralization. *Pajouhesh & Sazandegi*, 75: 127-133. (In Persian)

Vendrell, P.F., & Zupancic, J. (1990). Determination of soil nitrate by transnitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 21: 1705-1713.

Walpola, B.C., & Arunakumara, K.K.I.U. (2010). Effect of salt stress on decomposition of organic matter and nitrogen mineralization in animal manure amended soils. *The Journal of Agricultural Sciences*, 5(1): 9-18.

Wang, J., Chen, Z., Xu, C., Elrys, A.S., Shen, F., Cheng ,Y., & Chang, S.X. (2021). Organic amendment enhanced microbial nitrate immobilization with negligible denitrification nitrogen loss in an upland soil. *Environmental Pollution*, 288: 117721.

Wang, Y.Y., Hu, C.S., Ming, H., Zhang, Y.M., Li, X.X., Dong, W.X., & Oenema, O. (2013). Concentration profiles of CH4, CO2 and N2O in soils of a wheat–maize rotation ecosystem in North China Plain, measured weekly over a whole year. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164: 260-272.

Watts, D.B., Torbert, H.A., Prior, S.A., & Huluka, G. (2010). Long-term tillage and poultry litter impacts soil carbon and nitrogen mineralization and fertility. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4): 1239-1247.

Wong, V.N.L., Dalal, R.C., & Greene, R.S.B. (2008). Salinity and sodicity effects on respiration and microbial biomass of soil. *Biology and Fertility of Soils*, 44: 943-953.

Yassin, A. (2005). Adverse effects of salinity on citrus. *International Journal of Agricultural Biology*, 4: 668–680.

Zahran, H.H. (1997). Diversity, adaptation and activity of the bacterial flora in saline environments. *Biology and Fertility of Soils*, 25(3): 211-223.

Zeng, W.Z., Xu, C., Wu, J.W., Huang, J.S., & Ma, T. (2013). Effect of salinity on soil respiration and nitrogen dynamics. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 20(3): 519-530.

Zhou, J.B., Chen, X.L., Zhang, Y.L., & Liu J.L. (2010). Nitrogen released from different plant residues of the Loess Plateau and their additions on contents of microbial biomass carbon, nitrogen in soil. *Acta Ecologica Sinica*, 30(3): 123-128.

The effect of soil salinity on nitrogen mineralization in the presence and absence of wheat straw in three soils with different textural classes

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Soil salinity is one of the main factors of land degradation and decrease the yield of agricultural crops, affecting the population of soil microorganisms and soil dissolved organic carbon, plays an important role in soil nitrogen mineralization. Application of organic matter is often suggested as a solution to stimulate soil microbial activities in the soils affected by salt.

Objective

The present study was performed to investigate the effect of soil salinity on nitrogen mineralization in the presence and absence of wheat straw in three soils with textural classes of clay, loam and loamy sand under laboratory conditions.

Materials and methods

For this purpose, agricultural soil samples from different regions of Iran were investigated and three soils with low salinity (0.84-1.1 dS/m) and organic carbon (0.22-0.98%) were selected. The experiment was conducted as a factorial in a completely randomized design with the factors of salinity (initial salinity about 1, 10, 20 and 30 dS/m), wheat straw (two levels of 0 and 2% by weight with C/N=89.5) and time (2, 5, 12, 20, 28, 37, 46, 53, 64, 73, 85 and 90 days) by applying three repetitions for each sample.

Results

In addition to wheat straw, soil texture also has an effect on nitrogen mineralization, so that in clay and sandy loam soil without wheat straw, the ammonium content of the soil increased with increasing salt concentration, while in loamy soil without wheat straw, with increase soil salinity the amount of ammonium produced decreased. In all three soils, the amount of ammonium and nitrate in the treatment without straw was higher than in the treatment with straw. In the treatment with straw, there was an initial downward trend in the amount of ammonium and nitrate for all three soils, but after a period of time, the amount of ammonium and nitrate in the soil showed an upward trend and returned to the initial value. With the increase in soil salinity, the amount of soil ammonium increased in clay and loamy sand but decreased in loam soil, but the amount of soil nitrate showed a decreasing trend for all three soils with increasing salinity.

Conclusion

The results showed that soil salinity can lead to a decrease in soil mineral nitrogen by affecting the process of nitrogen mineralization, and the presence of wheat straw, although in a certain period of time, leads to a decrease in soil mineral nitrogen, but with the positive characteristics it gives to the soil, it can adjust the negative effects of high salt concentrations in the processes of ammonium and nitrate production in all of the three types of soil texture and on the other hand, reduce its losses by controlling the rate of nitrogen mineralization. Therefore, based on the results of this research, it is recommended to return wheat straw in saline soils along with calculating the nitrogen factor. The presence of wheat straw in saline soils can moderate the negative effects of high salt concentrations on nitrogen mineralization and reduce its losses.

Keywords: Ammonium, Electrical Conductivity, Nitrate, Nitrogen Losses, Organic Matter.