تحقیقات آب و خاک ایران، دوره ۵۱، شماره ۶، شهریور ماه ۱۳۹۹ (ص ۱۴۱۶-۱۴۰۵) DOI: 10.22059/ijswr.2020.297364.668496

Fertilizing Potential Assessment of Livestock Industrial Abattoir Refinery Sludge and Its Effect on Soil Chemical Properties (Case Study: Livestock Industrial Abattoir of Sanandaj)

MEHRAN GHOLAMI[1], ZAHED SHARIFI[1*]
1. Department of Soil Science Engineering, Faculty of Agriculture, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran.
(Received: Feb. 5, 2020- Revised: March. 6, 2020- Accepted: March. 27, 2020)

ABSTRACT

Application of sewage sludge in low organic matter agricultural soils is one of the most important methods for healthy recycling of such organic waste. But the presence of contaminants such as heavy metals in sewage sludge may pose risks and hazards to humans and the environment, which must be evaluated before use. This study was conducted to investigate the effect of industrial abattoir refinery sludge, produced in Sanandaj city, on improving the soil quality and health. Furthermore, the effect of sludge on the soil chemical properties was investigated by treating the soil with 12 ton ha^{-1} of sludge and incubating it for 70 days. The results of comparing sludge properties with valid standards showed that this sludge is in the standard range of organic fertilizers for agricultural purposes in terms of pH, total C, N, K, Na, Mn, Fe, Zn, Pb, Ni and Cd. But the salinity of the sludge with a Hazard Quotient (HQ) of 1.5 was slightly above the standard level of organic fertilizers for agricultural purposes. Furthermore, soil treated with the sludge increased N (148.4%), NO_3 (113.7%), C (20%), P (118.2%), Fe (90.7%), Zn (440%) and Na (66%) as compared to the control soil. Based on the results of this assessment, in general the quality of the sludge is suitable for agricultural purposes. However, it is suggested that the sludge is examined in terms of microbial and organic contamination before it is used in agriculture.

Keywords: Abattoir sludge, Heavy metals, Nutrient elements, Organic fertilizer, Quality control, Soil quality.

* Corresponding Author's Email: z.sharifi@uok.ac.ir

ارزیابی پتانسیل کودی لجن تصفیه‌خانه کشتارگاه صنعتی دام و اثر آن بر ویژگی‌های شیمیایی خاک (مطالعه موردی: کشتارگاه صنعتی دام سنندج)

مهران غلامی[1] و زاهد شریفی[1*]

۱. گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۱۱/۱۶- تاریخ بازنگری: ۱۳۹۸/۱۲/۱۶- تاریخ تصویب: ۱۳۹۹/۱/۸)

چکیده

استفاده از لجن فاضلاب در خاک‌های کشاورزی با ماده‌ی آلی کم یکی از مهم‌ترین روش‌های بازچرخانی سالم این پس‌ماند آلی است؛ اما وجود آلاینده‌هایی همچون فلزات سنگین در آن برای سلامت انسان و محیط‌زیست زیان‌بار است که بایستی پیش از استفاده مورد ارزیابی قرار گیرد. در این پژوهش، کنترل کیفی لجن حاصل از تصفیه‌خانه کشتارگاه صنعتی دام سنندج از دیدگاه بهبود کیفیت و سلامت خاک ارزیابی شد. همچنین اثر این لجن بر ویژگی‌های شیمیایی خاک تحت تیمار خاک با ۱۲ $t\ ha^{-1}$ از این لجن و گرماگذاری آن به مدت ۷۰ روز انجام شد. نتایج حاصل از مقایسه ویژگی‌های لجن با استانداردهای معتبر نشان داد که این لجن از نظر pH، میزان کل C، N، K، Na، Mn، Fe، Zn، Pb، Ni و Cd در حد استاندارد کودهای آلی برای اهداف کشاورزی است اما میزان قابلیت هدایت الکتریکی در این لجن با ضریب زیان‌آوری (HQ) برابر با ۱/۵ به میزان کمی بیش از استاندارد کودهای آلی برای اهداف کشاورزی می‌باشد. همچنین نتایج حاصل از تیمار خاک با این لجن سبب افزایش میزان N (۱۴۸/۴٪)، NO_3 (۱۱۳/۷٪)، C (۲۰٪)، P (۱۱۸/۲٪)، Fe (۹۰/۷٪)، Zn (۴۴۰/۰٪) و Na (۶۶/۰٪) و EC (۱۶۸/۷٪) خاک در مقایسه با شاهد شد. بر اساس نتایج این ارزیابی، کیفیت لجن بررسی‌شده برای اهداف کشاورزی مناسب می‌باشد؛ هرچند که پیشنهاد می‌شود قبل از کاربرد این لجن در کشاورزی، از نظر آلودگی‌های میکروبی و آلی مورد بررسی قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: عناصر غذایی، فلزات سنگین، کود آلی، کنترل کیفیت، کیفیت خاک، لجن کشتارگاه

مقدمه

میزان ماده آلی در زمین‌های کشاورزی ایران و بسیاری از مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان به دلیل کمبود برگشت بقایای گیاهی و دمای بالا، پایین است، بنابراین در این مناطق میزان ماده آلی خاک بیشتر توسط ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک کنترل می‌شود (Brahim *et al.*, 2011). در طول چند دهه گذشته، یکی از راه‌های جبران این کاستی در خاک‌های زراعی استفاده از پس‌ماندهای آلی صنعتی، کشاورزی و خانگی بوده است (Sharifi and Hosseini, 2016). از مشکلات اصلی حوزه کشاورزی در ایران استفاده بی‌رویه به‌ویژه از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی است که زیان‌های جبران‌ناپذیری را به محیط‌زیست از جمله آلودگی منابع آب و خاک، کاهش قدرت بارآوری خاک، اختلال در چرخه عناصر غذایی در خاک، کاهش تعداد و تنوع جانداران خاک و مشکلات بهداشتی و شیوع بیماری‌ها را در پی داشته است (Sharghi *et al.*, 2010). پژوهش‌ها نشان می‌دهند که افزایش ماده آلی در خاک موجب تأمین عناصر غذایی ضروری برای رشد گیاهان، منبع کربن و انرژی برای ریزجانداران خاک، مقابله با تغییرات سریع pH، بهبود ساختمان خاک و ویژگی‌های مرتبط با آن از جمله افزایش سرعت نفوذ آب و هوا در خاک، کاهش رواناب و به تبع آن کاهش فرسایش خاک می‌شود (Hernández *et al.*, 2002).

در اکثر روش‌های تصفیه فاضلاب، لجنی تولید شده که باید به خارج از تصفیه‌خانه تخلیه شود. لجن فاضلاب مواد جامدی است که در نتیجه جداسازی مواد معلق و محلول از فاضلاب، از طریق ترسیب این مواد در حوضچه‌های آرامش در تصفیه‌خانه به دست می‌آید. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که کاربرد لجن فاضلاب در کشاورزی می‌تواند سبب بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک و افزایش رشد و عملکرد گیاهان زراعی شود، و زمینه بازچرخانی سالم این پس‌ماند در کشاورزی را به وجود می‌آورد. در این راستا Petersen *et al.* (2003) چنین گزارش کردند که کاربرد لجن فاضلاب در خاک ضمن تأمین چشم‌گیر نیتروژن و فسفر مورد نیاز گیاه، هیچ‌گونه اثر زیان‌باری بر رشد

* نویسنده مسئول: z.sharifi@uok.ac.ir

محصولات کشاورزی نداشته است. در پژوهش دیگری Vaseghi *et al.* (2005) چنین گزارش کردند که لجن باعث افزایش معنی‌دار فسفر و پتاسیم قابل‌جذب، نیتروژن کل، درصد ماده آلی، هدایت الکتریکی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک شده است. همچنین این پژوهشگران بیان داشتند که لجن فاضلاب از پتانسیل کودی زیادی برخوردار است و می‌توان از آن در باروری خاک استفاده کرد.

در پژوهشی مشابه، Fathololomi *et al.* (2015) نیز چنین گزارش کردند که استفاده از لجن باعث افزایش معنی‌دار کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر و پتاسیم قابل‌جذب خاک شد. از دیگر سو پژوهش‌هایی وجود دارد که نشان می‌دهند لجن ممکن است دارای غلظت بالایی از عناصر غذایی و عناصر سنگین و یا عوامل بیماری‌زا باشد، که کاربرد آن در کشاورزی می‌تواند سبب آلودگی خاک، آب‌های سطحی، زیرسطحی و آلودگی محصولات و زنجیره غذایی و در نهایت موجب اثرات منفی بر روی موجودات زنده از جمله انسان و حیوان شود. بنابراین کنترل کیفی لجن قبل از استفاده در خاک از موارد ضروری در راستای کشاورزی پایدار می‌باشد. در این راستا Tytła (2019) با بررسی میزان Cd، Cr، Cu، Hg، Ni، Pb و Zn در لجن حاصل از فاضلاب شهر بیاتون[1] در کشور لهستان چنین گزارش کرد که این لجن محدویتی از نظر استفاده برای اهداف کشاورزی ندارد. همچنین Tiruneh (2014) et al. با بررسی میزان Al، As، Cd، Cr، Co، Cu، Fe، Pb، Mn، Mo، Ni، Se، Sn، Ti، V، Zn و Zr در لجن حاصل از فاضلاب شهری ۷ شهر در کشور سوئیس چنین گزارش کرد که بر طبق استاندارد آژانس محیط‌زیست آمریکا، اتحادیه اروپا و آفریقای جنوبی، لجن‌های مورد بررسی فاقد محدودیت جهت استفاده برای اهداف کشاورزی می‌باشند. درحالی‌که Yang *et al.* (2017) چنین گزارش کرد که لجن حاصل از فاضلاب شهرهای کینگ شانهو[2]، هونگ گوتان[3]، چاویانگ[4] و زیانقو[5] در کشور چین به دلیل بالا بودن میزان ماده آلی و عناصر Cu، Pb، Zn، Cd، Cr و Ni به ویژه در شهر کینگ شانهو فاقد استانداردهای لازم برای استفاده جهت اهداف کشاورزی می‌باشند.

در پژوهش دیگری Suanon *et al.* (2016) با بررسی لجن فاضلاب در جمهوری بنین در غرب آفریقا چنین گزارش کردند که اگرچه لجن مورد بررسی دارای میزان بالایی از ماده آلی و فسفر می‌باشد، اما به دلیل میزان بالای Cd، Co، Cu، Zn، Ni، Cr، Pb، Fe و Mn قابل استفاده در خاک‌های کشاورزی نیست.

پژوهش‌هایی نیز در رابطه با اثر کاربرد لجن از منابع مختلف بر آلودگی خاک به فلزات سنگین وجود دارد. در این راستا Khadivi Borujeni *et al.* (2007) گزارش کردند که افزودن لجن فاضلاب در میزان و دفعات زیاد به خاک سبب افزایش میزان کل سرب و کادمیوم خاک می‌شود. این پژوهشگران خاطرنشان نمودند که با تداوم کوددهی با لجن فاضلاب ممکن است سبب افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک و راه‌یابی این عناصر به زنجیره غذایی شود. همچنین Zubala *et al.* (2017) گزارش کردند که میزان آهن، روی، مس، سرب، کادمیوم و نیکل خاک متناسب با میزان لجن استفاده شده، افزایش می‌یابد. بنابراین تلاش‌هایی جهت حذف فلزات سنگین از لجن قبل از کاربرد در خاک صورت گرفته است. برای نمونه Ahadi *et al.* (2020) گزارش کردند که کاربرد همزمان کرم خاکی و خرخاکی در کمپوست کردن لجن فاضلاب، ضمن بهبود ویژگی‌های فیزیکی و افزایش قابلیت جذب عناصر غذایی ضروری گیاه در لجن سبب حذف چشم‌گیر میزان سرب، کادمیوم و نیکل در کمپوست به دست آمده، می‌شوند.

پژوهش‌های زیادی در رابطه با کنترل کیفیت لجن حاصل از تصفیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی و اثر آن‌ها بر ویژگی‌های خاک موجود است اما بر اساس کنکاش نویسندگان اطلاعاتی در رابطه با کنترل کیفیت لجن حاصل از کشتارگاه دام و اثر آن بر ویژگی‌های خاک در دسترس نیست. بنابراین این پژوهش با هدف بررسی پتانسیل کودی لجن حاصل از تصفیه‌خانه کشتارگاه صنعتی دام برای اولین بار انجام گرفت، تا ضمن برآورد امکان بهره‌برداری از این لجن در کشاورزی، راهکاری مناسب نیز برای بازچرخانی سالم آن که به میزان قابل توجهی در محل تصفیه‌خانه جمع‌آوری و تاکنون بدون استفاده مانده است، پیدا شود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش با هدف ارزیابی کیفیت لجن حاصل از فرآیند تصفیه فاضلاب کشتارگاه صنعتی دام شهر سنندج و اثر آن بر ویژگی‌های خاک انجام گرفت. این کشتارگاه در ۱۵ کیلومتری جاده سنندج به کرمانشاه در جوار روستای گزنه قرار دارد. مساحت این کشتارگاه ۷۱۵۰ مترمربع می‌باشد و ظرفیت کشتار ۱۰۰۰ رأس دام سبک و ۱۰۰ رأس دام سنگین را در روز دارد. سیستم تصفیه فاضلاب این کشتارگاه از نوع لجن فعال متعارف[6] (CAS) می‌باشد. ساختار کلی این روش تصفیه به صورت حوضچه هوادهی یا راکتور، حوضچه ته‌نشینی ثانویه، بازچرخش لجن بیولوژیک به

1. Bytom
2. Conventional Activated Sludge (CAS)
3. Qingshanhu
4. Honggutan
5. Chaoyang
6. Xianghu

حوضچه هوادهی و حذف لجن مازاد است. فاضلاب کشتارگاه که دارای بار آلی و میکروبی به صورت معلق است وارد حوضچه هوادهی می‌شود، در اینجا هوا به منظور ایجاد اختلاط فاضلاب با میکروارگانیسم‌ها و همچنین تأمین اکسیژن مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها و حفظ شرایطی هوازی به حوضچه تزریق می‌شود. در حوضچه هوادهی، میکروارگانیسم‌ها مواد آلی موجود در فاضلاب را تجزیه کرده و آن‌ها را به زیست‌توده سلولی و دی‌اکسید کربن تبدیل می‌کنند. سپس مایع مخلوط به حوضچه ته‌نشینی ثانویه منتقل می‌شود، که در آنجا ذرات جامد (لجن) از فاز مایع ته‌نشین شده، سپس پساب رویین تخلیه شده و لجن ته‌نشین‌شده تخلیه می‌شود. برای حفظ راندمان تصفیه در این روش لازم است که همواره مقدار مشخصی توده بیولوژیکی در حوض هوادهی وجود داشته باشد تا این توده بیولوژیکی بتواند بیشتر مواد آلی موجود در فاضلاب را به مصرف برساند، از این رو همواره بخشی از توده بیولوژیکی (لجن) ته‌نشین شده در مخزن ته‌نشینی را به حوض هوادهی باز می‌گردانند. در واقع علت نامگذاری این روش تصفیه فاضلاب به لجن فعال، بازگردش بخشی از لجن ته‌نشین‌شده به حوضچه هوادهی است (شکل ۱). اما در برخی تصفیه‌خانه‌ها، هر دو حوضچه (هوادهی و ته‌نشینی) در داخل یک تانک تعبیه شده است که اصطلاحاً به آن Septic Tank یا گند انبار می‌گویند.

شکل ۱- نمایی از حوضچه تجمع لجن تصفیه‌خانه کشتارگاه صنعتی دام شهر سنندج

در آبان‌ماه سال ۱۳۹۷ از محل جمع‌آوری لجن کشتارگاه یک نمونه ۲۰ کیلوگرمی مرکب که دارای ۱۰ زیر نمونه ۲ کیلوگرمی از قسمت‌های مختلف لجن بود، نمونه‌برداری شد و پس از مخلوط کردن کامل یک نمونه ۵ کیلوگرمی از آن برداشته شد. خاک مورد استفاده در این پژوهش نیز از یک خاک کشاورزی از ایستگاه تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی سارال کردستان به صورت مرکب به وزن ۱۰ کیلوگرم (دارای ۵ زیر نمونه ۲ کیلوگرمی) از ژرفای ۲۵-۰ سانتی‌متری تهیه شد. نمونه‌های خاک و لجن در کیسه‌های پلاستیکی تمیز بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه نمونه‌ها پس از هوا خشک شدن و خرد کردن قطعات درشت از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند، و تا انجام آزمایش‌ها در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد در یخچال نگهداری شدند. لجن معادل ۱۲ تن در هکتار در سه تکرار به‌طور یکنواخت به خاک اضافه شد، و سه نمونه خاک بدون کاربرد لجن نیز به عنوان شاهد آماده شد. سپس نمونه‌ها در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد در ۷۰ درصد حداکثر ظرفیت نگهداشت آب خاک به مدت ۷۰ روز در داخل گرم‌خانه، گرماگذاری شدند. در طول گرماگذاری میزان کسر رطوبتی تا رطوبت فوق‌الذکر به روش وزنی با آب مقطر استریل جبران شد.

در این پژوهش ویژگی‌های لجن مورد استفاده و ویژگی‌های خاک (تیمار شده با لجن و شاهد) در پایان دوره گرماگذاری به شرح مقابل اندازه‌گیری شد: میزان pH و EC خاک و لجن به ترتیب در عصاره ۱:۲ (خاک به آب) و ۱:۱۰ (لجن به آب) به ترتیب به کمک دستگاه‌های pHمتر (Metrohm Pty Ltd., Herisau, Switzerland) و ECمتر (Metrohm Pty Ltd., Herisau, Switzerland) اندازه‌گیری شدند. کربن آلی خاک و لجن به ترتیب به روش اکسیداسیون تر و خشک اندازه‌گیری شد. میزان نیتروژن کل در خاک و لجن به روش کجلدال اندازه‌گیری شد. فسفر قابل‌جذب خاک به روش اولسن با عصاره‌گیر بی‌کربنات سدیم ($NaHCO_3$, pH=8.5, 0.5 M) عصاره‌گیری و سپس میزان فسفر در عصاره به دست آمده به روش آبی (روش آسکوربیک اسید-مولیبدات)، با کمک دستگاه اسپکتروفتومتر (Cary 50,

Varian Australia Pty Ltd. Mulgrave, Victoria) اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری میزان نیتروژن قابل دسترس (نیترات و آمونیوم)، ۵ گرم خاک با ۲۵ میلی‌لیتر کلرید پتاسیم دو مولار به مدت یک ساعت بر روی شیکر دورانی تکان داده شد، سپس برای اندازه‌گیری آمونیاک ۲۰ میلی‌لیتر از عصاره رویین صاف‌شده به داخل بالن تقطیر ریخته شد و ۱ میلی‌لیتر سولفامیک اسید (۲٪) و ۰/۲ گرم کاتالیست اکسید منیزیم (MgO) به آن اضافه شد. سپس آمونیاک تقطیرشده در اسید بوریک (حاوی اندیکاتورهای متیل‌رد و برموکرزول سبز) به دام انداخته شد و در نهایت محلول اسید بوریک با اسید سولفوریک (۰/۰۰۵ نرمال) تیتر شد.

برای اندازه‌گیری نیترات به همان محلولی که آمونیاک در آن اندازه‌گیری شده بود، بلافاصله ۰/۲ گرم کاتالیست دواردا آلوی[1] اضافه شد، و عمل اندازه‌گیری همانند اندازه‌گیری آمونیاک تکرار شد، با این تفاوت، که ازت اندازه‌گیری شده در محلول اسید بوریک در این مرحله برابر با ازت نیتراتی خواهد بود. میزان پتاسیم و سدیم قابل‌جذب در خاک با استفاده از عصاره‌گیری با استات آمونیوم (NH_4COOH, 1.0 M, pH=7.0)، و سپس به روش نشر اتمی به کمک دستگاه فلیم‌فتومتر (Model BWB-1, Technology, UK Ltd.) اندازه‌گیری شدند. میزان قابل‌جذب عناصر آهن، روی، مس، منگنز، سرب، نیکل و کادمیوم خاک با روش عصاره‌گیری با آمونیوم بی‌کربنات دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (NH_4 HCO_3-DTPA) عصاره‌گیری شد. میزان کل این عناصر در لجن به روش هضم خشک و سپس عصاره‌گیری با محلول $HCl:HNO_3:H_2O$ (3:1:6) انجام شد. سپس غلظت تمامی این عناصر سنگین در عصاره‌های لجن و خاک به روش جذب اتمی به کمک دستگاه جذب اتمی (Varian SpectrAA 220, Varian Australia Pty Ltd. Mulgrave, Victoria) قرائت شدند. اندازه‌گیری همه این ویژگی‌ها بر پایه روش‌های استاندارد در کتاب راهنمای آزمایش‌های خاک و گیاه انجام شد (Jones, 2001).

در این پژوهش برای آگاهی یافتن از میزان مطلوبیت لجن مورد بررسی از نظر میزان عناصر سنگین برای اهداف کشاورزی، شاخص ضریب زیان‌آوری[2] (HQ) با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد (Sharifi and Renella, 2015):

$$HQ = (\frac{C_s}{RfC})$$

که C_s غلظت عنصر در لجن مورد بررسی است و RfC میزان غلظت استاندارد آن عنصر بر اساس استاندارد انجمن علوم محیطی کشور کانادا[3] (Friesen *et al.*, 2005) برای عناصر سنگین در کمپوست برای اهداف کشاورزی است. بنابراین چنانچه میزان شاخص HQ کوچک‌تر یا مساوی ۱ باشد، بیانگر مطلوبیت کود و بزرگ‌تر از ۱ بیانگر عدم مطلوبیت آن جهت اهداف کشاورزی است (Ahadi *et al.*, 2020; Sharifi and Renella, 2015).

داده‌های به دست آمده با بهره‌گیری از نرم‌افزار SAS9 برای به دست آوردن میانگین و خطای استاندارد مورد تجزیه‌وتحلیل آماری قرار گرفتند. همچنین جهت مقایسه میانگین میزان پارامترهای مورد بررسی بین خاک تیمار شده با لجن و شاهد، از آزمون t مستقل استفاده شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های لجن مورد استفاده و کنترل کیفیت آن

همان‌گونه که در جدول (۱) نشان داده شده است، میزان pH لجن مورد بررسی ۶/۴ به دست آمد که در دامنه استاندارد pH (۸/۲ >) برای کودهای آلی قرار دارد (Fuchs *et al.*, 2001). میزان کربن و نیتروژن آلی کل به ترتیب ٪۴۵/۹ و ٪۳/۱ بود، که هردوی آن‌ها در دامنه استاندارد کربن آلی کل (٪۱۶ >) و نیتروژن کل (٪۰/۵ ≤) برای کودهای آلی قرار داشت (Chanda *et al.*, 2007). همچنین در این پژوهش میزان C/N لجن مورد بررسی ۱۴/۸ به دست آمد، که در محدوده استاندارد میزان C/N (۲۰ ≤) برای کودهای آلی قرار دارد (Chanda *et al.*, 2007)؛ اما میزان قابلیت هدایت الکتریکی (EC) لجن مورد بررسی به میزان dSm^{-1} ۶/۲ به دست آمد، که بیشتر از میزان استاندارد EC (dSm^{-1} ۴ >) برای کودهای آلی می‌باشد (Fuchs *et al.*, 2001). همچنین میزان پتاسیم (٪۰/۲۲) این لجن کمتر از میزان استاندارد پتاسیم (٪۰/۸۳ ≤) برای کودهای آلی بود (Chanda *et al.*, 2007). میزان سدیم در لجن مورد بررسی ٪۱/۰۷ به دست آمد. همچنین همان‌گونه که در جدول (۱) نشان داده شده است میزان کل عناصر آهن، روی، سرب، مس، نیکل و منگنز در لجن مورد بررسی به ترتیب ۱۱۷۹۳/۰، ۲۱۹/۰، ۳۰/۹، ۱۰/۶، ۴/۵ و $mgkg^{-1}$ ۴/۲ به دست آمد. درحالی‌که غلظت کادمیوم ناچیز و در حد تشخیص دستگاه نبود. همچنین میزان ضریب زیان‌آوری (HQ) برای عناصر روی، سرب، مس و نیکل به ترتیب ۰/۳۱، ۰/۲۰، ۰/۰۳ و ۰/۰۷ به دست آمد. با توجه به این اینکه که لجن مورد استفاده در این پژوهش حاصل از تصفیه فاضلاب کشتارگاه بوده و این نوع فاضلاب نیز حاوی خون حاصل از کشتار دام‌ها و هموگلوبین خون دارای مولکول هم می‌باشد که آهن در مرکز این ساختار قرار دارد، بنابراین به نظر می‌رسد میزان بالای آهن به دست آمده در لجن مورد پژوهش به این علت باشد.

1. Devarda's alloy catalyst
2. Hazard Quotient (HQ)
3. The Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)

بنا به آنچه در بالا بیان شد، میزان HQ روی، سرب، مس و نیکل در لجن مورد بررسی به گونه چشم‌گیری کمتر از ۱ می‌باشد. همچنین میزان pH، نیتروژن، کربن آلی و نسبت C/N در دامنه استاندارد مطلوب برای اهداف زراعی می‌باشند، همچنین این لجن دارای میزان قابل‌توجهی از آهن و منگنز بوده که با توجه به فراهمی کم این دو عنصر کم‌مصرف در شرایط خاک‌های ایران، از مزیت‌های این لجن در استفاده از آن در این نوع خاک‌هاست. تمامی این موارد حاکی از مطلوبیت بالای این لجن برای استفاده برای اهداف کشاورزی است اما میزان شوری در این لجن با HQ برابر با ۱/۵، بیش از استاندارد کودهای آلی برای اهداف کشاورزی بود. در این رابطه نخست اینکه میزان این انحراف از حالت استاندارد (HQ = ۱) زیاد بالا نیست. دوم اینکه طبق استاندارد موسسه تحقیقات خاک و آب ایران از کود آلی با هدایت الکتریکی بین ۵-۱۰dSm^{-1}، می‌توان حداکثر تا میزان ۶۰ تن در هکتار استفاده کرد (Samavat *et al.*, 2015) و در صورت رعایت نکردن این مورد، استفاده زیاد از آن ممکن است در خاک‌های آهکی و مناطق کم باران و یا کشت دیم مشکل‌ساز باشد. بسیاری از پژوهندگان اجتناب‌ناپذیر بودن مشکل شوری در کودهای آلی را با وجود مطلوب بودن سایر پارامترهای کیفی را گزارش نموده‌اند (Sharifi and Renella, 2015; Sharifi and Hosseini, 2016). اما ضروری است در صورت کاربرد طولانی‌مدت این کود به ویژه در مناطق کم باران و محصولاتی که به شوری حساس هستند، میزان شوری خاک به صورت سالانه پایش شود و چنانچه افزایش شوری خاک قابل توجه باشد، باید از ادامه کاربرد این کود اجتناب کرد. راه‌کار دیگر این است که این کود در مورد محصولاتی که مقاوم به شوری هستند به کار رود و یا در اراضی استفاده شود که دارای سیستم زهکشی مطلوبی هستند که با محاسبه نیاز آبشویی می‌توان میزان شوری احتمالی حاصل از کاربرد مداوم این کود را از منطقه ریشه خارج نمود. شایان ذکر است لجن مورد بررسی عاری از هرگونه ناخالصی مانند سنگریزه، شیشه و غیره بود که می‌تواند از برتری‌های این لجن در استفاده برای اهداف کشاورزی باشد (Sharifi and Hosseini, 2016).

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های لجن مورد استفاده در این پژوهش و حد مجاز و ضریب زیان‌آوری آن‌ها

شاخص	میزان	حد مجاز	ضریب زیان‌آوری (HQ)
pH	۰/۰۰۵±۶/۴۳	<۸/۲	۰/۸***
EC (dS/m^{-1})	۰/۰۷±۶/۱۷	<۴	۱/۵**
ماده آلی (٪)	۰/۰۲±۴۵/۸۸	>۱۶	۲/۹*
نیتروژن کل (٪)	۰/۰۶±۳/۰۹	≥۰/۵	۶/۲*
کربن به نیتروژن (C/N)	۱۴/۸۴	≤۲۰	۰/۷**
پتاسیم کل (mgkg^{-1})	۷۲/۶۷±۲۲۱۱/۹۹	≥۸۳۰۰	۰/۳*
سدیم کل (mgkg^{-1})	۲۸۸/۲۱±۱۰۷۷۴/۸۸	بدون حد مجاز	-
آهن کل (mgkg^{-1})	۷۳۲/۱۷±۱۱۷۹۳/۱۳	بدون حد مجاز	-
روی کل (mgkg^{-1})	۷/۲۹±۲۱۹/۰۱	۷۰۰	۰/۳۱**
مس کل (mgkg^{-1})	۰/۶۸±۱۰/۶۴	۴۰۰	۰/۰۲۶**
منگنز کل (mgkg^{-1})	۰/۰۶±۴/۲۶	بدون حد مجاز	-
سرب کل (mgkg^{-1})	۳/۴±۳۰/۸۷	۱۵۰	۰/۲**
نیکل کل (mgkg^{-1})	۱/۵۳±۴/۵۲	۶۲	۰/۰۷۲**
کادمیوم کل (mgkg^{-1})	[1]ND	۳	۰/۰**

[1]ND: در حد تشخیص دستگاه نبود. * این شاخص‌ها هر چه ضریب HQ آن‌ها بزرگ‌تر از یک باشد، برای کیفیت و سلامت خاک بهتر است، ** این شاخص‌ها هر چه ضریب HQ آن‌ها کمتر از یک باشد، برای کیفیت و سلامت خاک بهتر است. *** در مورد شاخص pH بهتر است شاخص HQ کمتر از یک و بزرگتر از ۰/۷ باشد.

اثر لجن مورد بررسی بر ویژگی‌های خاک

قابلیت هدایت الکتریکی (EC) و واکنش خاک (pH)

همان‌گونه که در جدول (۲) نشان داده شده است، میزان pH در خاک تیمار شده با لجن در مقایسه با شاهد (خاک بدون تیمار)، کاهش معنی‌دار از خود نشان داد (P <۰/۰۵). در روندی عکس با pH، هدایت الکتریکی (EC) خاک تیمارشده با لجن در مقایسه با شاهد افزایش معنی‌دار یافته بود (P <۰/۰۵). در هماهنگی با این یافته‌ها Yeganeh *et al.* (2008) به ترتیب افزایش و کاهش معنی‌دار را در EC و pH خاک در اثر کاربرد لجن گزارش کردند. پژوهشگران علت کاهش در میزان pH خاک در اثر کاربرد لجن را به دلیل معدنی‌شدن نیتروژن و فسفر، تجزیه میکروبی مواد آلی و تولید اسیدهای آلی حد واسط مانند اسید فولویک و اسید

هیومیک و نیز تولید دی‌اکسید کربن عنوان نموده‌اند. همچنین سایر پژوهندگان علت افزایش مقدار EC را ناشی از آزادسازی یون‌های محلول ناشی از تجزیه مواد آلی موجود در لجن دانسته‌اند (Fageria and Nascente, 2014). پژوهش‌ها نشان می‌دهد که افزودن لجن به خاک باعث افزایش غلظت سولفات، کلرید، بی کربنات، سدیم، پتاسیم محلول، کلسیم و منیزیم محلول و تبادلی و به تبع آن سبب افزایش میزان SAR و ESP خاک می‌شود (Yeganeh *et al.*, 2008).

کربن آلی و نیتروژن کل

نتایج مقایسه میانگین‌ها در جدول (۲) نشان داد که میزان کربن آلی کل خاک بعد از دوره گرماگذاری در خاک تیمار شده با لجن در مقایسه با شاهد به گونه معنی‌دار افزایش (۲۰٪) پیدا کرده است ($P <$ ۰/۰۵). این موضوع نشان‌دهنده پتانسیل بالای لجن مورد بررسی برای افزایش میزان کربن آلی خاک‌های دارای فقر ماده آلی می‌باشد. در هماهنگی با این یافته‌ها Vaseghi *et al.*, (2005) و Fathololomi *et al.* (2015) نیز طی پژوهش‌های خود نشان دادند که کاربرد لجن در خاک میزان کربن آلی خاک را افزایش می‌دهد. به نظر می‌رسد که بخش کربن فعال موجود در لجن پس از افزوده شدن به خاک، تجزیه شده و بخشی از کربن موجود در این ماده به ذخیره کربن آلی در خاک پیوسته و باعث افزایش میزان ماده آلی خاک می‌شود (Selivanovskaya and Latypova, 2006). در روندی مشابه با کربن آلی خاک نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که میزان نیتروژن کل خاک بعد از دوره گرماگذاری در خاک تیمار شده با لجن در مقایسه با شاهد به شکل معنی‌دار افزایش (۱۴۸/۴٪) پیدا کرده است ($P <$ ۰/۰۵) (جدول ۲). افزایش نیتروژن کل خاک در اثر افزودن لجن در این پژوهش می‌تواند ناشی از وجود نیتروژن به صورت آلی و معدنی در این پس‌ماند باشد. در این راستا Vaseghi *et al.* (2005) چنین گزارش کردند که تقریباً ۳۰ درصد نیتروژن کل لجن به صورت نیتروژن معدنی به صورت آمونیوم است که می‌تواند یکی از دلایل افزایش نیتروژن کل خاک باشد. از طرف دیگر مواد آلی افزوده‌شده به خاک ناشی از کاربرد لجن با افزایش بار منفی خاک (CEC) موجب نگهداری آمونیوم می‌شود و کاهش تلفات نیتروژن را در پی خواهد داشت.

جدول ۲- میانگین (± خطای استاندارد) pH، هدایت الکتریکی، کربن آلی و میزان قابل‌جذب عناصر پرمصرف خاک در خاک تیمار شده با لجن و خاک شاهد[1]

نوع خاک	pH	EC (dSm^{-1})	کربن آلی (٪)	نیتروژن کل (٪)	فسفر ($mgkg^{-1}$)	پتاسیم ($mgkg^{-1}$)	آمونیوم ($mgkg^{-1}$)	نیترات ($mgkg^{-1}$)
خاک شاهد	۷/۸۵±۰/۰۵^{a}	۰/۳۲±۰/۰۳^{b}	۰/۸۵±۰/۰۱^{b}	۰/۳۳±۰/۰۰۸^{b}	۴/۶۷±۰/۴۴^{b}	۲۹۰/۰۵±۲/۳^{a}	۱۵/۱۶±۱/۳۴^{a}	۴۹/۷۱±۱/۷^{b}
خاک+لجن	۷/۶۲±۰/۰۲^{b}	۰/۸۶±۰/۰۴^{a}	۱/۰۲±۰/۰۱^{a}	۰/۸۲±۰/۱^{a}	۱۰/۱۹±۰/۱۱^{a}	۲۸۳/۳۸±۰/۷۶^{a}	۱۵/۹۴±۲/۳۶^{a}	۱۰۶/۲۵±۱/۹۳^{a}

[1] بر اساس آزمون t در هر ستون اعداد با حروف یکسان در پایه آماری ۵٪ اختلاف معنی‌دار با هم ندارند.

نیتروژن قابل‌جذب (آمونیوم و نیترات)

میزان آمونیوم در خاک تیمار شده با لجن در مقایسه با شاهد بعد از دوره گرماگذاری از نظر آماری تغییرات معنی‌دار را از خود نشان نداد ($P <$ ۰/۰۵). این نتیجه می‌تواند ناشی از تبدیل آمونیوم به نیترات توسط ریزجانداران نیترات‌ساز (نیتریفیکاتورها[1]) در طول دوره گرماگذاری باشد. در هماهنگی با این یافته‌ها Carabassa *et al.* (2018) چنین گزارش کردند که میزان نیتروژن معدنی در فرم آمونیومی بلافاصله پس از اضافه شدن ماده آلی به خاک به سرعت افزایش می‌یابد؛ اما با گذشت زمان به ویژه در خاک‌های آهکی به سرعت به نیترات تبدیل می‌شود. همچنین Cayuela *et al.* (2009) در پژوهشی که بر روی اثر پس‌ماندهای حیوانی بر ویژگی‌های خاک انجام دادند، چنین گزارش کردند که در طول مدت آزمایش، بیشترین مقدار آمونیوم در روز نهم گرماگذاری اندازه‌گیری شد و پس از این دوره آمونیوم روند کاهشی و نیترات روند افزایشی پیدا کرد، تا اینکه در روز بیست و هشتم گرماگذاری بیشترین مقدار نیترات مشاهده شد. در پژوهش دیگری در این راستا Beltrán *et al.* (2002) چنین گزارش کردند که بعد از گذشت چهار هفته از دوره گرماگذاری، میزان آمونیوم در تمام تیمارهای مورد پژوهش بسیار کاهش یافت (حدود $mgkg^{-1}$ ۱)، درحالی‌که مقدار نیترات افزایش پیدا کرده بود. همان‌گونه که در جدول (۲) نشان داده شده است، میزان نیترات در خاک تیمار شده با لجن (۱۰۶/۲ $mgkg^{-1}$) در مقایسه با شاهد ($mgkg^{-1}$ ۴۹/۷) به صورت معنی‌دار افزایش یافته است ($P <$ ۰/۰۵). نیتراتسازی مستقیماً با pH خاک ارتباط دارد و pH دلخواه برای اکثر اکسیدکننده‌های آمونیوم بیشتر از ۷ است. همچنین نیتراتی شدن ازت موجود در کودهای آلی، دامی و سبز به کندی صورت می‌گیرد؛ چون در درجه اول باید در خاک با معدنی شدن این مواد مقداری آمونیوم تولید شود (Salardini, 2011). این نتیجه

۱. Nitrificator

که در اثر تجزیه پسماندهای آلی کشتارگاه در خاک، ابتدا آمونیوم تولید شده و سپس نیترات‌سازی آغاز شده و باعث کاهش نهایی مقدار آمونیوم و افزایش مقدار نیترات خاک می‌شود، توسط پژوهشگران زیادی گزارش شده است (Cayuela *et al.*, 2009; Carabassa *et al.*, 2018).

فسفر و پتاسیم قابل‌جذب

با توجه به جدول (۲) میزان فسفر در خاک تیمار شده با لجن کشتارگاه (۱۰/۲ $mgkg^{-1}$) در مقایسه با شاهد (۴/۷ $mgkg^{-1}$) افزایش معنی‌دار یافته است ($P<0/05$). در هماهنگی با این یافته‌ها Vaseghi *et al.* (2005) افزایش فسفر قابل‌جذب در اثر افزودن لجن به خاک را گزارش کرده‌اند. پژوهشگران علت این امر را افزایش فعالیت آنزیمی فسفاتازهای خاک که در اثر افزایش جمعیت میکروبی خاک صورت می‌گیرد و منجر به معدنی شدن فسفر آلی موجود در لجن می‌شود، عنوان نمودند. همچنین سایر پژوهشگران معدنی شدن فسفر معدنی بومی خاک را در اثر آزاد شدن اسیدهای آلی مانند اسید سیتریک که در حین فرآیند تجزیه لجن ساخته می‌شود، گزارش کرده‌اند (Biswas and Narayanasamy, 2006). از طرفی در خاک‌های آهکی حل‌شدن فسفات‌های کلسیم تا حد زیادی تابع میزان غلظت گاز دی‌اکسید کربن موجود در این خاک‌ها می‌باشد. تجزیه مواد آلی با پیدایش مقدار زیادی دی‌اکسید کربن همراه است، که حل شدن این گاز در آب تولید اسید کربنیک می‌کند که قادر است هوازدگی برخی از کانی‌های اولیه خاک از جمله کانی‌های فسفاته را تسریع کند و موجب رهاسازی کاتیون‌ها و آنیون‌های موجود در ساختار آن‌ها به صورت محلول شود. افزون بر تولید گاز دی‌اکسید کربن؛ تجزیه مواد آلی، تولید اسیدهای آلی کمپلکس‌کننده مانند سیترات، اکسالات، تارتارات، مالات و مالونات می‌کند که قادرند با هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم ترکیب شده و مانع از واکنش آن‌ها با فسفات و رسوب آن شوند. به علاوه تجزیه مواد آلی باعث تولید هوموس و اسید هیومیک نیز شده که محلولیت فسفر را افزایش می‌دهند (Salardini, 2011).

میزان پتاسیم قابل‌جذب در خاک تیمار شده با لجن در مقایسه با شاهد بعد از دوره گرماگذاری از نظر آماری تغییرات معنی‌دار را از خود نشان نداد ($P<0/05$). پژوهش‌ها نشان می‌دهند پتاسیمی که از طریق لجن به خاک اضافه می‌شود، اغلب برای نیاز گیاه کافی نیست و برای رفع این نیاز علاوه بر مصرف لجن باید از منابع شیمیایی نیز استفاده شود. در پژوهشی در این راستا Vaseghi *et al.* (2005) گزارش کردند که با افزودن ۵۰ تن در هکتار لجن به خاک، افزایش معنی‌دار در میزان پتاسیم قابل‌جذب نسبت به تیمار شاهد مشاهده نشد که با یافته‌های این پژوهش که میزان لجن مورد استفاده در خاک ۱۲ تن در هکتار بوده است، مطابقت دارد. همچنین Fatholomi *et al.* (2015) نیز نشان دادند که در اثر کاربرد ۳۰ تا ۱۸۰ تن لجن در هکتار، غلظت پتاسیم قابل‌جذب تنها در تیمارهای ۱۲۰ و ۱۸۰ تن در هکتار افزایش معنی‌دار پیدا کرده بود، که میزان لجن استفاده شده در این پژوهش بسیار کمتر از میزان لجن استفاده شده توسط پژوهشگران مذکور می‌باشد.

سدیم قابل‌جذب

میزان سدیم قابل‌جذب خاک تیمار شده با لجن کشتارگاه به میزان ۱۹۷/۴ $mgkg^{-1}$ و در خاک شاهد به میزان ۱۱۸/۹ $mgkg^{-1}$ به دست آمد، که افزایش معنی‌دار ۶۶ درصدی در این شاخص را نشان می‌دهد ($P<0/05$). افزایش میزان سدیم خاک در اثر افزودن لجن با یافته‌های پژوهشگران دیگر مطابقت دارد (Yeganeh *et al.*, 2008). با توجه به میزان بالای سدیم کل لجن کشتارگاه (۱۰۷۷۴ $mgkg^{-1}$) و عدم فرآیند آبشویی در جریان گرماگذاری برخلاف مزرعه، این نتیجه قابل انتظار است. از طرفی در استانداردهای موجود هنوز حد استانداری برای میزان سدیم در کودهای آلی برای استفاده برای اهداف کشاورزی تعریف نشده است. شاید این مسئله به این دلیل باشد که در شرایط طبیعی سدیم به دلیل داشتن طبیعت شدیداً متحرک و قابلیت آبشویی بالا به اعماق خاک رفته و از منطقه ریزوسفر خارج می‌شود (Graf, 1980)؛ اما استفاده وسیع و طولانی‌مدت از این لجن در کشت دیم، مناطق با سطح ایستابی بالا، آبیاری قطره‌ای و کشت گیاهان حساس به یون سدیم باید با جانب احتیاط و پایش سالانه اثر این یون صورت گیرد.

جدول ۳- مقایسه میانگین (± خطای استاندارد) میزان قابل‌جذب برخی عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین خاک تیمار شده با لجن و شاهد (واحد تمامی عناصر بر حسب $mgkg^{-1}$ می‌باشد)[1]

نوع خاک	سدیم	مس	منگنز	آهن	روی	سرب	نیکل
خاک شاهد	۱۱۸/۸۹±۰/۷۵^{b}	۲/۱۵±۰/۱۱^{a}	۴/۷۷±۰/۴۱^{a}	۲/۶±۰/۱۵^{b}	۰/۱۵±۰/۰۱^{b}	۱/۲۱±۰/۰۶^{a}	۰/۱۲±۰/۰۰۸^{a}
خاک + لجن	۱۹۷/۴۳±۲/۹^{a}	۲/۲۶±۰/۰۷^{a}	۶/۱۴±۰/۸۸^{a}	۴/۹۶±۰/۳۲^{a}	۰/۸۱±۰/۰۳^{a}	۱/۳۵±۰/۰۳^{a}	۰/۱۷±۰/۰۰۲^{a}

[1] براساس آزمون t در هر ستون اعداد با حروف یکسان در پایه آماری ۵٪ اختلاف معنی‌دار با هم ندارند.

مس و منگنز قابل‌جذب

همان‌گونه که در جدول (۳) نشان داده شده است تیمار لجن تغییرات معنی‌دار را در میزان مس قابل‌جذب خاک در مقایسه با شاهد ایجاد ننموده است ($P<0/05$). پژوهش‌ها نشان می‌دهند

که کاهش pH نقش مهمی را در میزان قابلیت دسترسی مس دارد؛ به گونه‌ای که در pHهای بالاتر از ۵ تغییرات مس قابل‌جذب خاک زیاد نمی‌باشد اما افزایش حلالیت این عنصر در pHهای پایین‌تر از ۵ چشم‌گیر است. از آنجایی که pH خاک مورد بررسی در این پژوهش بالای ۷ است، به نظر می‌رسد کاهش pH در حدی نبوده است که بتواند به فراهمی و حلالیت مس کمک کند. همچنین میزان پایین مس کل در لجن مورد بررسی ($mgkg^{-1}$ ۱۰/۶۴) نیز می‌تواند دلیل دیگری در عدم تغییرات معنی‌دار میزان قابل‌جذب این عنصر در خاک طی دوره گرماگذاری باشد. از دیگر سو، فلزات سنگین تمایل به ایجاد کمپلکس با مواد آلی (هومیک و اسید فولویک) دارند. رفتار مواد آلی با فلزات سنگین متفاوت است، به‌گونه‌ای که در مورد مس، این کمپلکس بسیار پایدار بوده و موجب کاهش میزان قابل‌جذب آن می‌شود (Zalidis *et al.*, 1999). در همین راستا Agbenin (2010) گزارش کرد که ماده آلی نقش مؤثری در تغییر شکل‌های شیمیایی مس افزوده‌شده به خاک از شکل تبادلی و محلول به شکل غیرتبادلی ایفا می‌کند. بنابراین از آنجا که عنصر مس تمایل بالایی برای اتصال به ترکیبات آلی دارد، افزایش مواد آلی خاک ناشی از لجن در این پژوهش می‌تواند به صورت غیرمستقیم قابلیت دسترسی مس در خاک را کاهش داده باشد. در پژوهش دیگری (Vaseghi *et al.* 2005) افزایش مس قابل‌جذب خاک با کاربرد ۵۰ تن در هکتار لجن را گزارش نموده‌اند، که میزان لجن به کار برده شده بسیار بیشتر از میزان لجن مورد استفاده در این پژوهش (۱۲ تن در هکتار) می‌باشد.

میزان قابل‌جذب منگنز در خاک تیمار شده با لجن افزایش یافته بود؛ اما میزان این افزایش در مقایسه با شاهد در پایه آماری ۵ درصد معنی‌دار نبود (جدول ۳). در هماهنگی با این یافته‌ها، پژوهشگران افزایش منگنز خاک در اثر کاربرد لجن را گزارش کرده اند (Hernández *et al.*, 2002). به عنوان نمونه Hosseinpour *et al.* (2016) گزارش کردند که غلظت عناصر کم‌مصرف در اثر کاربرد لجن (۲۰ و ۴۰ تن در هکتار) در خاک افزایش می‌یابد و دلیل آن را افزایش مستقیم این عناصر در اثر افزودن این ماده در خاک دانستند. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که اثر مواد آلی بر افزایش منگنز قابل‌جذب خاک ممکن است به صورت مستقیم از راه آزادسازی منگنز بی‌جنبش[۱] شده در ساختار این مواد در اثر تجزیه زیستی، و یا به صورت غیرمستقیم با کلات‌کردن این عنصر توسط مواد کلات کننده در مواد آلی باشد (Vaseghi *et al.*, 2005).

آهن و روی قابل‌جذب

نتایج نشان داد که میزان آهن قابل‌جذب در خاک تیمار شده با لجن در مقایسه با شاهد افزایش (۹۰ درصد) معنی‌دار یافته بود ($P <$ ۰/۰۵) (جدول ۳). پژوهش‌ها نشان می‌دهند که میزان آهن قابل‌جذب خاک با افزایش میزان لجن به کار برده شده در یک خاک آهکی افزایش پیدا می‌کند. پژوهندگان علت این امر را تشکیل کلات ماده آلی با آهن و جلوگیری از رسوب این عنصر عنوان نموده‌اند (Kalbasi *et al.*, 1978). از طرفی نقش لجن در کاهش pH خاک نیز می‌تواند از دیگر دلایل افزایش قابلیت جذب آهن در خاک مورد پژوهش باشد. افزون بر موارد فوق‌الذکر، وجود میزان بالای آهن کل ($mgkg^{-1}$ ۱۱۷۹۳) در لجن مورد استفاده و تجزیه زیستی و رهاسازی آن می‌تواند از دیگر دلایل افزایش آهن قابل‌جذب خاک در این پژوهش باشد.

همان‌گونه که در جدول (۳) نشان داده شده است، میزان روی قابل‌جذب در خاک تیمار شده با لجن کشتارگاه در مقایسه با شاهد افزایش (۵/۴ برابر) چشم‌گیری یافته است ($P <$ ۰/۰۵). در هماهنگی با این یافته‌ها افزایش میزان روی قابل‌جذب خاک در اثر کاربرد لجن توسط سایر پژوهشگران نیز گزارش شده است (Petersen *et al.*, 2003). در روندی مشابه با سایر عناصر کم‌مصرف افزایش روی قابل‌جذب خاک در این پژوهش می‌تواند ناشی از کاهش pH خاک، تجزیه مواد آلی لجن و رهاسازی روی بی‌جنبش‌شده در آن و یا متحرک و قابل‌جذب شدن روی خاک در اثر کلات شدن با مواد آلی باشد. Hosseinpour *et al.* (2016) طی پژوهشی بیان کردند که کاربرد سه سال متوالی لجن فاضلاب بیشترین افزایش در میزان روی قابل‌جذب خاک را سبب شد. Vaseghi *et al.* (2005) نیز گزارش کردند که افزایش لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش مستقیم روی قابل‌جذب خاک می‌شود. این پژوهشگران تشکیل کلات‌های روی توسط ترکیبات آلی اضافه‌شده را عاملی برای افزایش میزان روی قابل‌جذب خاک بیان کردند.

سرب و نیکل قابل‌جذب

همان‌گونه که در جدول (۳) نشان داده شده است، اضافه شدن لجن در این پژوهش تغییر معنی‌دار در میزان سرب و نیکل قابل‌جذب خاک در مقایسه با شاهد ایجاد نکرد ($P <$ ۰/۰۵). پژوهشگران چنین بیان کرده‌اند که میزان و دفعات کوددهی تأثیر چندانی بر میزان شکل سرب تبادلی خاک‌ها نداشته و سرب افزوده‌شده به خاک در قالب شکل‌های دیگری قرار می‌گیرد (Khadivi Borujeni *et al.*, 2007). همچنین در پژوهش دیگری

۱. Immobilization

در تأیید این نتایج، Banuelos and Ajwa (1999) گزارش کردند که سرب با کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن و منگنز، هیدروکسیدهای آلومینیوم و کربنات‌های کلسیم و فسفات و مواد آلی در خاک اتصال قوی و پایدار پیدا می‌کند و سرب پس از وارد شدن به خاک به صورت ترکیبات نامحلول نظیر کربنات و سولفات سرب در می‌آید و بدین صورت از قابلیت دسترسی آن کاسته می‌شود. همچنین Fathololomi *et al.*, (2015) گزارش کردند که لجن مصرفی در خاک تأثیر معنی‌دار بر غلظت فلزات سنگین مانند نیکل، کروم، سرب و کادمیوم ندارد. این پژوهشگران چنین بیان داشتند که عدم تأثیر لجن حتی در مقادیر بالا (۱۲۰ و ۱۸۰ تن در هکتار) بر غلظت فلزات سنگین خاک را می‌توان به غلظت پایین این عناصر در لجن نسبت داد؛ اما یافته‌های این پژوهش با نتایج Zubala *et al.*, (2017) که افزایش میزان عناصر سنگین در اثر کاربرد لجن در اراضی زراعی را گزارش کردند، هماهنگی ندارد.

در رابطه با امکان وجود آلاینده‌های آلی در لجن مورد بررسی، پژوهش‌ها نشان می‌دهند که همزمان با تصفیه لجن در داخل حوضچه هوادهی و حوضچه ته‌شینی که تجزیه بخشی از مواد آلی موجود در لجن انجام می‌شود و در واقع نوعی پایدارسازی بیولوژیک لجن صورت می‌گیرد، بیشتر ترکیبات آلی سمی موجود در لجن در این مرحله تجزیه شده و از بین می‌روند (Rosińska and Karwowska, 2017; Patureau and Trably, 2006). از طرفی لجن مورد بررسی قبل از مصرف در حدود دو ماه در محل تصفیه‌خانه جمع‌آوری می‌شود، که در واقع یک نوع کمپوست‌شدن به حساب می‌آید. پژوهش‌ها نشان می‌دهند که در حین کمپوست‌شدن بیشتر آلاینده‌های آلی موجود در لجن تجزیه شده و از بین می‌روند (Amir *et al.*, 2005; Lazzari *et al.*, 2000). به عنوان مثال Cai *et al.* (2007)، چنین گزارش کردند که ۵۶ روز بعد از کمپوست‌شدن میزان مواد آلی سمی موجود در لجن کمتر از استاندارد حفاظت محیط‌زیست آمریکا و اتحادیه اروپا بود. بنابراین به نظر می‌رسد لجن مورد بررسی فاقد هر گونه آلاینده آلی باشد. اما نویسندگان در صورت لزوم پژوهش بر روی امکان وجود آلاینده‌های آلی در لجن مورد بررسی را پیشنهاد می‌کنند.

نتیجه‌گیری

این پژوهش با هدف بررسی پتانسیل کودی لجن حاصل از تصفیه‌خانه کشتارگاه صنعتی دام سنندج و اثر آن بر برخی از ویژگی‌های شیمیایی خاک انجام شد، تا ضمن برآورد امکان بهره‌برداری از این لجن در کشاورزی، راهکاری مناسب نیز برای بازچرخانی سالم این پس‌ماند، پیدا شود. آنالیزهای شیمیایی لجن مورد بررسی و مقایسه آن با استانداردهای جهانی نشان داد که این لجن از پتانسیل کودی مطلوبی در جهت ارتقای کیفیت و سلامت خاک برخوردار است؛ به‌گونه‌ای که این لجن دارای میزان چشم‌گیری ماده آلی و عناصر پرمصرف و کم‌مصرف ضروری برای رشد گیاه در جهت افزایش بارآوری خاک می‌باشد. افزون بر آن، این لجن سبب کاهش میزان قابل توجهی pH خاک شد که در کنار میزان قابل توجهی از عناصر غذایی در لجن، این کاهش pH می‌تواند سبب حلالیت میزان چشم‌گیری از عناصر ایموبلیزه‌شده بومی خاک شود. از نکات قابل توجه دیگر لجن مورد بررسی این است که میزان عناصر سنگین در آن برخلاف برخی از کودهای آلی مانند کمپوست حاصل از زباله‌های شهری بسیار کم بوده و حتی در صورت کاربرد مداوم این کود در خاک خطر تجمع این فلزات در خاک اندک است. تمامی این نتایج با مطالعه آزمایشگاهی و با روش گرماگذاری با یک سطح کودی به دست آمده است. بنابراین پیشنهاد می‌شود این آزمایش در مزرعه با سطوح مختلف این کود برای محصولات مختلف مورد پژوهش قرار گیرد تا توصیه کودی در مورد این نوع لجن با اطلاعات جامع‌تر و مورد اطمینان‌تری صورت گیرد. همچنین پیشنهاد می‌شود قبل از کاربرد این لجن در کشاورزی این ماده از نظر آلودگی های میکروبی و آلی نیز مورد بررسی قرار گیرد.

سپاس‌گزاری

بدین وسیله از مسئولین و کارکنان محترم کشتارگاه صنعتی دام شهر سنندج که امورات مربوط به این پژوهش را تسهیل نمودند و همچنین از خانم مهندس زهرا کرمی برای همکاری در انجام این پژوهش، تشکر و قدردانی می‌شود. لازم به ذکر است که این مقاله بخشی از پایان‌نامه با عنوان "اثر پس‌ماند کشتارگاه دام شهر سنندج بر برخی ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیک خاک" در مقطع کارشناسی ارشد به تاریخ ثبت پروپوزال ۱۳۹۷/۱۰/۱۸ است که با حمایت دانشگاه کردستان اجرا شده است.

REFERENCES

Agbenin, J.O. (2010). Extractability and transformation of copper and zinc added to tropical savanna soil under long-term pasture. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 41, 1016-1027.

Ahadi, N., Sharifi, Z., Hossaini, S.M.T., Rostami, A. and Renella, G. (2020). Remediation of heavy metals and enhancement of fertilizing potential of a sewage sludge by the synergistic interaction of woodlice and earthworms. *Journal of Hazardous Materials*, 385, 1-11.

Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H. and Revel, J.C. (2005). Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons during composting of lagooning sewage sludge. *Chemosphere*, 58, 449-458.

Banuelos, G.S. and Ajwa, H.A. (1999). Trace elements in soils and plants: An overview. Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 34, 951-974.

Beltrán, E.M., Miralles de Imperial, R., Porcel, M.A., Delgado, M.M., Beringola, M.L., Martín, J.V. and Bigeriego, M. (2002). Effect of sewage sludge compost application on ammonium-nitrogen and nitrate-nitrogen contents of an olive grove soil. In: Proceedings *12th International Soil Conservation*, 26-31 May., Tsinghua University, Pekin, China, pp. 395-402.

Biswas, D.R. and Narayanasamy, G. (2006). Rock phosphate enriched compost: An approach to improve low-grade Indian rock phosphate. *Bioresource Technology*, 97, 2243-2251.

Brahim, N., Blavet, D., Gallali, T. and Bernoux, M. (2011). Application of structuralequation modeling for assessing relationshipsbetween organic carbon and soil properties in semiarid Mediterraneanregion. *International journal of Environmental Science and Technology*, 8, 305-320.

Cai, Q.Y., Mo, C.H., Wu, Q.T., Zeng, Q.Y., Katsoviannis, A. and Ferard, J.F. (2007). Bioremediation ofpolycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes. *Journal of Hazardous Materials*, 142, 535–542.

Carabassa, V., Ortiz, O. and Alcaniz, J.M. (2018). Sewage sludge as an organic amendment for quarry restoration: Effects on soil and vegetation. *Land Degradation and Development*, 29, 2568-2574.

Cayuela, M.L., Sinicco, T. and Mondini, C. (2009). Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animal residues in soil. *Applied Soil Ecology*, 41, 118-127.

Chanda, T.K., Sati, K., Soni, C. and Chaturvedi, R. (2007). *The Fertilizer (Control) Order. The Fertiliser Association of India* (1th ed.). India: New Delhi Press (FAI)

Fageria, N.K. and Nascente, A.S. (2014) Management of soil acidity of South American soils for sustainable crop production, in: Advances in Agronomy. (1th ed.). Amsterdam: Elsevier

Fathololomi, S., Asghari, Sh. and goli kalanpal, E. (2015). Effects of municipal sewage sludge on the concentration of macronutrients in soil and plant and some agronomic traits of wheat. *Electronic Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 5(2), 49-70. (In Persian)

Friesen, B., Bryden, J., Dinwoodie, G., Ferguson, J., Hebert, M., Guglietti, B., Hall, K., Jackson, D., Jardine, D., Valsangar, H., Paslawski, P., Ryan, M., Yee, K. and Tomac, A. (2005). *Guidelines for Compost Quality* (1th ed.). Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)

Fuchs, J., Galli, U., Schleiss, K. and Wellinger, A. (2001). *Quality criteria for composts and digestates from biodegradable waste management* (1th ed.). Swiss: Association of Swiss Compost Plants in collaboration with the Swiss Biogas Forum (ASCP)

Hernández, T., Moral, R., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M.D.and García, C. (2002). Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*, 83, 213-219.

Hosseinpour, R., Ghajar Sepanlou, M. and Salek Gilani, S. (2016). The effects of sewage sludge and chemical fertilizers on concentration of some microelements in soil and lettuce. *Journal of Agricultural science and sustainable production*, 26(2), 31-43. (In Persian)

Jones, Jr.J.B. (2001) *Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis* (1th ed.). Florida: CRC press

Kalbasi, M., Racz, G.J. and Lewen-Rudgers, L.A. (1978). Reaction products and solubility of applied zinc compounds in some manitoba soils. *Soil Science*, 125, 55-64.

Khadivi Borujeni, E., Nourbakhsh, F., Afyuni, M. and Shariatmadari, H. (2007). Forms of Pb, Ni and Cd in a sewage sludge treated calcareous soil. *Journal of Water and Soil Science*, 11(1), 41-54. (In Persian)

Lazzari, L., Sperni, L., Bertin, P. and Pavoni, B. (2000). Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes. *Chemosphere*, 41, 427-435.

Patureau, D. and Trably, E. (2006). Impact of anaerobic and aerobic processes on PolyChloroBiphenyl removal in contaminated sewage sludge. *Biodegradation*, 17, 9-17.

Petersen, S.O., Petersen, J. and Rubæk, G.H. (2003). Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 24, 187-195.

Rosińska, A. and Karwowska, B. (2017). Dynamics of changes in coplanar and indicator PCB in sewage sludge during mesophilic methane digestion. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 341-349.

Salardini, A.A. (2011) *Soil fertility* (9th ed.). Tehran: University of Tehran Press

Samavat, S., Tehrani, M.M., Bazargan, K. and Basirat, M. (2015). Instructions of organic matter investigation. *Soil & Water Research Institute publication*, 1, 1-23. (In Farsi)

Selivanovskaya, S.Y. and Latypova, V.Z. (2006). Effects of composted sewage sludge on microbial biomass, activity and pine seedlings in nursery forest. *Waste Management*, 26(11), 1253-1258.

Sharghi, T., Sedighi, H. and Eftekhari, A.R. (2010). Effective factors in achieving sustainable agriculture. *American Journal of Agricultural and Biological Science*, 5, 235-241.

Sharifi, Z. and Hosseini, S.M.T. (2016). The assessment of municipal solid waste (MSW) compost properties produced in Sanandaj city with a view of improving the soil quality and health. *Journal*

of Water and Soil, 29(5), 1345-1359. (In Farsi)

Sharifi, Z. and Renella, G. (2015). Assessment of a particle size fractionation as a technology for reducing heavy metal, salinity and impurities from compost produced by municipal solid waste. *Waste Management*, 38, 95-101.

Suanon, F., Tomètin, L.A.S., Dimon, B., Agani, I.C., Mama, D. and Azandegbe E.C. (2016). Utilization of Sewage Sludge in Agricultural Soil as Fertilizer in the Republic of Benin (West Africa): What are the Risks of Heavy Metals Contamination and Spreading? *American Journal of Environmental Sciences*, 12, 8-15.

Tiruneh, A.T., Fadiran, A.O. and Mtshali, J.S. (2014). Evaluation of the risk of heavy metals in sewage sludge intended for agricultural application in Swaziland. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5, 197-216

Tytła, M. (2019). Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risk in sewage sludge from municipal wastewater treatment plant located in the most industrialized region in Poland-case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 1-16.

Vaseghi, S., Afyuni, M., Shariatmadari, H. and Mobli, M. (2005). Effect of sewage sludge on some macronutrients concentration and soil chemical properties. *Journal of Water and Wastewater*, 16(1), 15-22. (In Persian)

Yang, T., Huang, H. and Lai, F. (2017). Pollution hazards of heavy metals in sewage sludge from four wastewater treatment plants in Nanchang, China. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 27, 2249-2259.

Yeganeh, M., Afyuni, M. and Rezainejad, Y. (2008). Effect of sewage sludge on soil salinity profile. *Iranian Journal of Soil Research (Formerly Soil and Water Sciences)*, 22(2), 165-180. (In Persian)

Zalidis, G., Barbayiarinis, N. and Matsi, T. (1999). Forms and distribution of heavy metals in soils of the axios delta of northern Greece. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30, 817-827.

Zubala, T., Patro, M. and Boguta, P. (2017). Variability of zinc, copper and lead contents in sludge of the municipal stormwater treatment plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 17145-17152.