13 (1) 439-448, Spring 2021

Journal of Animal Environment
(AEJ)
Journal homepage: http://www.aejournal.ir

Original Research Paper

Adsorption of elements in earthworms affected by chemical fertilizers in orchard Soil

Mojtaba Yahyaabadi [1*], Amir Hossein Hamidian [2], Sohrab Ashrafi [2]

[1] *Soil and water research division, Esfahan agricultural and natural resources research center, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Esfahan, Iran*
[2] *Department of Environment, Faculty of Natural resources, Tehran University, Karaj, Iran*

Key Words
Chemical fertilizers
Earthworm
Eisenia fetida
Adsorption
Nitrogen
Phosphorus

Abstract

Introduction: Earthworms have been used as adsorption markers to prove the biological availability of chemical fertilizers in soil. This study aimed to determine the amount of nutrient uptake in some earthworm species in an orchard soil.

Materials & Methods: In this study, the uptake of nitrogen, phosphorus, potassium, zinc and iron by the application of different chemical fertilizers urea, ammonium sulfate, di ammonium phosphate, solupotas, NPK compound fertilizer, NPK fertilizer with cow manure, zinc chelate and iron chelate in five Earthworm species were studied. Treatments were applied in three replications in a randomized complete block design and data were analyzed by ANOVA.

Result: Results showed that epigeic species were more active in the uptake of elements such as nitrogen and phosphorus. Meanwhile, *E. fetida* was more active in nitrogen uptake of urea (72%) and ammonium sulfate but was not active in uptake of phosphorus from diammonium phosphate fertilizer. On the other hand, the presence of organic matter in the fertilizer treatments caused less nitrogen and phosphorus uptake by the worms and under these conditions, the anecic species have performed poorly in the adsorption process. Chelating of nitrogen and phosphorus in organic compound molecules has reduced their adsorption power. In addition, *E. fetida* showed a higher tendency to adsorb iron (52%) and zinc (50%) in treated soil than control soil.

Conclusion: In order to reduce the negative effects of chemical fertilizers on soil organisms, it is recommended to reduce their consumption in shallow soils.

* Corresponding Author's email: yahyabadi@gmail.com
Received: 27 January 2020; Reviewed: 14 April 2020; Revised: 4 June 2020; Accepted: 28 June 2020
(DOI): 10.22034/aej.2020.134487

مقاله پژوهشی

جذب عناصر در کرم‌های خاکی تحت تأثیر کودهای شیمیایی در خاک باغ

مجتبی یحیی‌آبادی[1*]، امیرحسین حمیدیان[2]، سهراب اشرفی[2]

[1] بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران

[2] گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج ، ایران

کلمات کلیدی

کود شیمیایی
کرم خاکی
Eisenia fetida
جذب
نیتروژن
فسفر

چکیده

مقدمه: کرم‌های خاکی به‌عنوان نشانگرهای جذب برای اثبات دسترسی زیستی کودهای شیمیایی در خاک، به‌کار گرفته می‌شوند. این تحقیق با هدف تعیین میزان جذب برخی عناصر در تعدادی از گونه‌های کرم‌های خاکی در خاک یک باغ اجرا شد.

مواد و روش‌ها: در این تحقیق میزان جذب عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، روی و آهن حاصل از کاربرد کودهای شیمیایی مختلف اوره، آمونیوم سولفات، دی آمونیوم فسفات، سولوپتاس، کود NPK، مخلوط کود NPK و کود دامی، کلات روی و کلات آهن در پنج گونه کرم خاکی، مورد بررسی قرار گرفت. تیمارها در سه تکرار به‌صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی اعمال شد و داده‌ها در قالب تجزیه واریانس، تحلیل آماری شد.

نتایج: نتایج نشان داد کرم‌های خاکی سطح‌زی (اپی‌جئیک) در جذب عناصری مثل نیتروژن و فسفر فعالیت بیش‌تری داشته‌اند. در این میان، گونه *E. fetida* در جذب نیتروژن از اوره (۷۲٪) و آمونیوم سولفات فعال‌تر بوده اما در جذب فسفر از کود دی آمونیوم فسفات فعال نبوده است. از طرفی، وجود مواد آلی در تیمارهای کودی، باعث جذب کم‌تر نیتروژن و فسفر توسط کرم‌ها شده است و در این شرایط، گونه‌های آنسیک، در فرآیند جذب، ضعیف‌تر عمل کرده‌اند. کلاته شدن نیتروژن و فسفر در مولکول‌های ترکیبات آلی موجب کاهش قدرت جذب آن‌ها شده است. هم‌چنین کرم گونه *E. fetida* نسبت به سایر گونه‌ها تمایل بیش‌تری به جذب عنصر آهن (۵۲٪) و جذب عنصر روی (۵۰٪) در خاک تیمار شده نسبت به خاک شاهد نشان داد.

نتیجه‌گیری و بحث: به‌منظور کاهش اثرات منفی کودهای شیمیایی بر موجودات زنده خاک، توصیه می‌شود در خاک‌های کم عمق، میزان مصرف آن‌ها کاهش یابد.

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: yahyabadi@gmail.com

تاریخ دریافت: ۷ بهمن ۱۳۹۸؛ تاریخ داوری: ۲۶ فروردین ۱۳۹۹؛ تاریخ اصلاح: ۱۵ خرداد ۱۳۹۹؛ تاریخ پذیرش: ۸ تیر ۱۳۹۹
(DOI): 10.22034/aej.2021.134487

مقدمه

از خصوصیات مختلفی که باعث می‌شود کرم‌های خاکی از شناساگرهای بسیار مهم در ارزیابی های زیستی خاک به‌شمار آیند، می‌توان به دانش بسیار زیادی که هم‌اکنون درباره رفتار و محل زندگی آن‌ها و هم‌چنین جایگاه آن‌ها در پایین‌ترین سطح شبکه غذایی خاک داریم، داشتن نقش تغذیه‌ای برای جانوران خاک و قرار گرفتن در مسیر بزرگ‌نمایی زیستی آلاینده‌ها، اشاره کرد. گونه‌های مختلف کرم خاکی به‌دلیل نقش فوق‌العاده‌ای که در فرآیندهای زیستی، شیمیایی و فیزیکی خاک دارند و هم‌چنین به‌خاطر توزیع گسترده‌ای که در انواع خاک‌ها دارند، برای بسیاری از آزمون‌های سمیت و ارزیابی‌های محیطی مورد استفاده قرار گرفته‌اند. از سویی، ممکن است حساسیت گونه‌های کرم خاکی در یک منطقه به یک آلاینده خاص، متفاوت باشد و به همین دلیل لزوم استفاده از گونه‌های مختلف در این روش‌های ارزیابی محیطی ضروری به نظر می‌رسد (سینکاکریمی و همکاران، ۱۳۹۷). گونه‌هایی هم‌چون *Lumbricus terrestris* و *Lumbricus rubellus* به‌طور گسترده در مطالعات بزرگ‌نمایی زیستی فلزات در خاک، استفاده شده‌اند (Amaral و Rodriguez، ۲۰۰۵). پایش زیستی محیط می‌تواند روش مناسبی برای ارزیابی سمیت آلودگی‌ها باشد. در تحقیقات متعدد موجوداتی مانند ماهی، حلزون و گیاهان، به‌عنوان دیده‌بان زیستی محیط‌شان به‌کار گرفته شده‌اند. اگرچه این روش، مفید واقع می‌شود اما تا حدی محدود است زیرا ممکن است فقط برای بخش مشخصی از یک موجود زنده با مواد خاص کاربرد داشته باشد. به‌همین دلیل یافتن موجود زنده‌ای که برای هر نوع ارزیابی بتوان از آن به‌عنوان ناظر زیستی استفاده کرد، اهمیت دارد. کرم‌های خاکی نقش برجسته‌ای در تشکیل خاک دارند و این کار را با مصرف بقایای آلی، خردکردن آن‌ها و مخلوط کردن آن‌ها با ذرات معدنی خاک برای تشکیل خاکدانه‌های پایدار انجام می‌دهند (Edwards، ۲۰۰۴). توانایی کرم‌ها در تجمع زیستی برای پایش و نظارت زیستی محیط، ضروری است، از این‌رو کرم خاکی، یکی از بهترین موجودات خاکزی برای رسیدن به این هدف است (Zhang و Zheng، ۲۰۰۹). پایش زیستی خاک را می‌توان هم در مزرعه و هم در آزمایشگاه به انجام رساند. در ایران تحقیقات بسیار محدودی نیز در خصوص اثرات آلودگی عناصر بر کرم‌های خاکی به انجام رسیده است. لکزیان و همکاران (۱۳۸۲)، در بررسی انباشتگی فلزات سنگین در کرم خاکی *Eisenia fetida* نشان دادند که همبستگی معنی‌داری بین‌غلظت عناصر کادمیم، سرب و مس در بستر و بافت‌های کرم خاکی مشاهده نشد، با این‌حال تابعیت غلظت مس و سرب در بافت‌های کرم خاکی آیزنیا فتیدا وجود دارد. جنابی‌حق‌پرست و همکاران (۱۳۹۲) اثر غلظت‌های مختلف کادمیوم را بر رشد کرم خاکی بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که خاک‌های تیمار شده با کادمیوم، با افزایش غلظت عنصر در خاک، وزن کرم‌ها کاهش یافت و کادمیوم بیش‌ترین تاثیر را بر تعداد کوکون (تخم) تولید شده، داشته است. در مطالعاتی جدید، Sinkakarimi و همکاران (۲۰۲۰) در بررسی اثرات سرب و کادمیم بر سه گونه کرم خاکی، گزارش کردند که گونه‌های *Aporrectodea rosea* و *Aporrectodea trapezoides* در مقایسه با گونه *Eisenia fetida* از حساسیت بیش‌تری نسبت به عناصر سرب و کادمیوم برخوردارند و از این‌رو در مطالعات اکوتوکسیکولوژی از الویت برخوردار هستند. کرم‌های خاکی در بسیاری از افق‌های یک خاک و در طیف زیادی از انواع خاک‌ها یافت می‌شوند. از این‌رو می‌توانند راهنمای خوبی برای دستیابی زیستی به مواد شیمیایی، کودها و فلزات در خاک محسوب شوند و به‌ویژه کرم‌هایی که در مناطق آلوده ساکن هستند به‌راحتی، جذب و دستیابی زیستی عناصر جزئی را به اثبات می‌رسانند (Kenette و همکاران، ۲۰۰۲). مواد شیمیایی یا سموم از دو راه جذب پوستی و یا جذب به روش بلع وارد بدن کرم‌های خاکی می‌شوند زیرا این موجودات در تماس مستقیم با آب موجود در حفره‌های خاک بوده و دیواره بدن آن‌ها نفوذپذیری زیادی دارد (برای تصفیه و تبادل گازهای تنفسی، مقدار قابل توجهی از آب و دیگر مولکول‌ها از دیواره بدن کرم مبادله می‌شوند). مواد شیمیایی حل شده در محیط می‌توانند از این طریق وارد بدن کرم خاکی شوند. در مسیر دوم، عناصر و سایر آلاینده‌های خاک به‌همراه خاک بلعیده شده وارد بدن کرم خاکی می‌شود و به‌عنوان غذای کرم خاکی مورد استفاده قرار می‌گیرند، یا وارد آب خاک شده و مستقیماً بلعیده می‌شوند (Edwards و Bohlen، ۱۹۹۶). سطح اپیدرم خارجی و لوله‌ای شکل بدن کرم‌های خاکی فاقد کوتیکول یا لایه سخت می‌باشد و این باعث جذب مستقیم آلاینده‌ها از خاک می‌شود (Kizilkaya و Hepsen، ۲۰۰۷). از طرفی، کرم‌های خاکی اقدام به بلعیدن خاک یا اجزای خاصی از خاک می‌کنند و این کار وسیله‌ای برای جذب آلاینده‌ها از طریق رژیم غذایی را فراهم می‌کند. این موجودات خاکزی، دارای جرم و توده بزرگ هستند، از این‌رو غلظت آلاینده‌ها را می‌توان در آن‌ها تعیین کرد (Curry و Schmidt، ۲۰۰۷). امروزه شناخت و درک زیادی از فیزیولوژی کرم‌های خاکی و متابولیسم عناصر شیمیایی در آن‌ها وجوددارد(Lanno وهمکاران، ۲۰۰۴).ازسوی‌دیگر،ترکیبات شیمیایی محیطی، در کرم‌های خاکی به نوعی به مسئله حمایت از حیات وحش نیز ارتباط دارد زیرا این موجودات بخش مهمی از غذای مهره‌داران و بی‌مهره‌گان را تشکیل می‌دهند (Beyer و Stafford، ۱۹۹۳). با توجه به مصرف زیاد کودهای شیمیایی و به‌ویژه کودهای نیتروژنی و فسفری درباغات میوه و با عنایت به این‌که تاکنون تحقیقات‌جامعی درخصوص اثر کودهای رایج بر کرم‌های خاکی در خاک‌های ایران صورت نگرفته

است، این تحقیق با هدف بررسی اثرات برخی کودهای شیمیایی و آلی بر میزان جذب عناصر در برخی گونه های کرم‌های خاکی موجود در باغات، به انجام رسید.

مواد و روش‌ها

این آزمایش در یک باغ سیب در روستای اسفرجان در جنوب استان اصفهان، با مختصات جغرافیایی ۵۱ درجه و ۵۵ دقیقه و ۲۷ ثانیه طول شرقی و ۳۱ درجه و ۳۹ دقیقه و ۵ ثانیه عرض شمالی، در بهار سال ۱۳۹۶ به اجرا درآمد. از علل مهم انتخاب این منطقه، آن بود که در باغات این روستا از کودهای شیمیایی استفاده نمی‌شود. قبل از اعمال تیمارهای کودی و به‌منظور شناسایی گونه‌های کرم‌های خاکی،تعدادی از کرم‌های خاکی به‌همراه مقداری از خاک اطراف آن‌ها جمع‌آوری و در کیسه‌های پلاستیکی نگه‌داری و به آزمایشگاه منتقل شدند. کرم‌های خاکی بالغ حاوی کمربند جنسی کلیتلوم با استفاده از جریان آرام آب شسته شده و در مخلوط الکل اتیلیک ۷۵ درصد و استون نگه‌داری و تثبیت شدند. پلات‌های آزمایشی به مساحت یک مترمربع در سطح خاک و با فاصله یک متر از یکدیگر در نظر گرفته شدند. پس از ایجاد شخم و شیار به عمق پنج سانتی‌متر در هر پلات، به‌طور جداگانه از هریک از کودهای رایج و براساس آزمون خاک شامل کود اوره (Urea) به‌میزان ۳۹ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار)، سولفات آمونیوم (AS) به‌میزان ۳۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار)، دی آمونیوم فسفات (DAP)به‌میزان ۱۹ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار)، سولوپتاس (Solupotas) به‌میزان ۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار)، کود کامل ماکرو حاوی نیتروژن، فسفر و پتاسیم (NPK, 15-5-25) به‌میزان ۲۳ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار)، ترکیب کود دامی پوسیده شده و کود کامل ماکرو (NPK+OM) به نسبت دو به یک شامل ۱۵ میلی‌گرم NPK در کیلوگرم خاک و کود دامی به‌میزان ۱/۵ گرم در کیلوگرم خاک، کود کلات روی (Zn-EDDHA) به‌میزان ۰/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۴ کیلوگرم در هکتار) و کود کلات آهن (Fe-EDDHA) به‌میزان یک میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (معادل ۵ کیلوگرم در هکتار)، استفاده شد و پلات شاهد بدون مصرف هر نوع کود شیمیایی و دامی (Control)، درنظر گرفته شدند. این مقادیر پس از تعیین وزن یک هکتار خاک براساس چگالی ظاهری خاک و میزان توصیه کودی برای یک هکتار محاسبه شدند. در طول آزمایش، رطوبت خاک در حد ظرفیت‌زراعی حفظ شد و روی پلات‌های آزمایشی توسط گونی کنفی پوشیده شدند. ۶۰ روز پس از مصرف کودها، اقدام به نمونه‌برداری از کرم‌های خاکی و بررسی میزان جذب عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، روی و آهن در آن‌ها شد. کرم‌های خاکی به‌روش دستی از خاک‌های تیمار شده جدا (Edwards و Bohlen، ۱۹۹۶) و پس از انتقال به آزمایشگاه با استفاده از خصوصیات مورفولوژیک و با استفاده از کلید شناسایی (Blakemore، ۲۰۰۸) مورد شناسایی و طبقه‌بندی قرار گرفتند. کرم‌های جدا شده از خاک در آب غوطه‌ور گردیدند و سپس به‌مدت دو ساعت در پتری‌دیش‌های دارای کاغذ صافی مرطوب قرار داده شدند تا محتویات دستگاه گوارش آن‌ها تخلیه شود. اندازه‌گیری نیتروژن کل به‌روش کجلدال در سه مرحله کلی هضم، تقطیر و تیتراسیون انجام شد. فسفر در بافت کرم با استفاده از فرآیند رنگ‌سنجی با معرف مولیبدات وانادات (Molydovanadate) توسط اسپکتروفوتومتر تعیین گردید و میزان پتاسیم، پس از تهیه خاکستر و هضم با اسیدکلریدریک، توسط دستگاه فیلم فتومتر اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری عناصر آهن و روی در بدن کرم از روش هضم با اسید (Katz و Jennis، ۱۹۸۳) استفاده شد. به این منظور بعد از توزین پنج کرم، بافت کرم‌ها پس از انجماد، در فور خشک و سپس آسیاب و در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس به خاکستر تبدیل شدند و با ۱۰ میلی‌لیتر اسیدنیتریک ۵۵٪ به‌مدت حداقل ۸ ساعت هضم شدند. سپس نمونه‌ها در دمای ۴۰ تا ۶۰ درجه سلسیوس به‌مدت دو ساعت و سپس در دمای ۱۱۰ تا ۱۲۰ درجه سانتی‌گراد تا زمانی که محلول به جوش آید و بخار قهوه‌ای از ظرف بیرون نیاید حرارت داده شدند. بعد از سرد شدن،یک میلی‌لیتر اسیدپرکلریک ۷۰٪ به نمونه‌ها اضافه شدو نمونه‌ها در دمای ۱۱۰ تا ۱۲۰ درجه سلسیوس تا زمانی‌که دیگر بخار سفیدی از نمونه‌ها متصاعد نشود حرارت داده شدند. بعد از سرد شدن ۵ میلی‌لیتر آب مقطر به هر نمونه اضافه شد و در دمای۱۱۰ تا ۱۲۰ درجه سلسیوس همانند مرحله قبل حرارت داده شدند. پس از این‌که نمونه‌ها کاملاً سرد شدند آن‌ها را با کاغذ صافی واتمن ۴۱، فیلتر کرده و با آب‌مقطر به حجم ۲۰ میلی‌لیتر رسانده‌شدند و در ظرف پلاستیکی تا زمان آنالیز نگه‌داری شدند. برای هر عنصر، نمونه شاهد نیز همانند مرحله فوق آماده شد. نمونه‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمیک (Perkins Elmer 2380) تعیین شد. تیمارها درسه تکرار به‌صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی اعمال شد و داده‌ها در قالب تجزیه واریانس دو طرفه (با استفاده از فرآیند GLM) و با استفاده از نرم‌افزار SPSS تحلیل آماری‌شد.هم‌چنین میانگین‌ها با آزمون کم‌ترین تفاوت معنی‌دار (LSD) در سطح احتمال پنج درصد با یکدیگر مقایسه آماری شدند.

نتایج

نتایج آزمایشات خاک نشان داد که خاک محل آزمایش از نظر پارامترهای مورد بررسی شرایط نسبتاً مناسبی داشته و با توجه به عدم استفاده از کودهای شیمیایی در اکثر باغات این منطقه، محل

مورد مطالعه از ویژگی‌های خوبی برای انجام آزمایش برخوردار است (جدول۱). بافت خاک مورد مطالعه در بخش عمده باغات مورد مطالعه، لوم شنی با ۲۷ درصد سیلت، ۴۸ درصد شن و ۲۵ درصد رس بود و pH خاک نیز در حد خنثی مشاهده شد. هم‌چنین نتایج مطالعات پروفیل خاک با استفاده از کلید طبقه‌بندی خاک (سیستم آمریکایی) نشان داد که خاک محل آزمایش از لحاظ رده‌بندی جدید تاکسونومی جزو خانواده Fine Loamy, Carbonatic, Thermic Typic Calcixerols می‌باشد.

جدول۱: مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش

بافت خاک	چگالی ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	پتاسیم کل (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	فسفر کل (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	نیتروژن کل (درصد)	کربن آلی (درصد)	کربنات کلسیم (درصد)	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	واکنش خاک (pH)	عمق خاک (سانتی‌متر)
SL	۱/۴۷	۱۹۲	۱۷/۷	۰/۱۴	۱/۲	۲۶	۰/۵	۷/۱	۰-۳۰

جدول ۲: میانگین مقادیر عناصر (درصد/ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (± انحراف معیار) اندازه‌گیری شده گونه‌های مختلف کرم‌ها در تیمارهای کودی

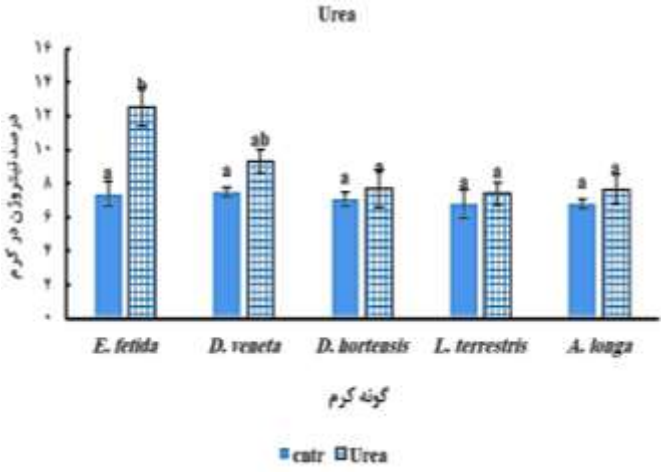
کود (عنصر)		*E. fetida*	*D. veneta*	*D. hortensis*	*L. terrestris*	*A. longa*
Urea (%N)	شاهد	۷/۳۶±۰/۷۳^{a}	۷/۵۲±۰/۲۸^{a}	۷/۰۶±۰/۴۰^{a}	۶/۷۹±۰/۸۳^{a}	۶/۷۸±۰/۲۷^{a}
	تیمار	۱۲/۵۴±۱/۱۳^{b}	۹/۲۸±۰/۷۰^{ab}	۷/۶۸±۱/۱۱^{a}	۷/۴۰±۰/۶۷^{a}	۷/۶۴±۰/۸۷^{a}
AS (%N)	شاهد	۸/۳۸±۰/۴۷^{a}	۸/۳۳±۰/۳۴^{a}	۷/۸۹±۰/۲۶^{a}	۶/۶۷±۰/۷۶^{a}	۶/۶۱±۰/۸۲^{a}
	تیمار	۹/۷۷±۰/۷۰^{a}	۸/۴۵±۰/۶۴^{a}	۸/۳۶±۰/۶۹^{a}	۷/۶۱±۰/۸۲^{a}	۷/۱۹±۰/۹۹^{a}
DAP (%N)	شاهد	۸/۱۳±۰/۶۰^{a}	۸/۰۱±۰/۸۱^{a}	۷/۳۶±۰/۶۳^{a}	۶/۹۹±۰/۹۳^{a}	۷/۱۶±۱/۰۴^{a}
	تیمار	۹/۷۲±۰/۴۸^{a}	۸/۸۵±۰/۵۷^{a}	۷/۹۵±۰/۶۵^{a}	۷/۸۶±۰/۸۲^{a}	۷/۴۰±۰/۷۸^{a}
DAP (%P)	شاهد	۱/۰۹±۰/۰۶^{a}	۱/۰۷±۰/۱۲^{a}	۱/۰۵±۰/۱۰^{a}	۱/۲۸±۰/۱۴^{a}	۱/۰۸±۰/۰۶^{a}
	تیمار	۱/۳۱±۰/۰۸^{a}	۱/۲۰±۰/۱۲^{a}	۱/۱۵±۰/۰۳^{a}	۱/۴۲±۰/۰۷^{a}	۱/۱۲±۰/۰۹^{a}
Solupotas (%K)	شاهد	۱/۱۲±۰/۱۴^{a}	۱/۲۱±۰/۱۱^{a}	۱/۲۱±۰/۱۶^{a}	۱/۱۵±۰/۲۳^{a}	۱/۱۰±۰/۱۵^{a}
	تیمار	۱/۳۴±۰/۲۲^{a}	۱/۳۴±۰/۲۵^{a}	۱/۳۴±۰/۱۸^{a}	۱/۴۲±۰/۲۴^{a}	۱/۵۹±۰/۲۵^{a}
NPK (%N)	شاهد	۷/۹۸±۰/۹۷^{ab}	۷/۹۸±۰/۸۱^{ab}	۸/۱۶±۰/۸۲^{ab}	۷/۴۲±۰/۵۰^{a}	۷/۲۸±۰/۶۱^{a}
	تیمار	۱۰/۰۸±۰/۹۸^{b}	۹/۰۲±۰/۳۹^{ab}	۸/۷۷±۰/۳۹^{ab}	۸/۲۲±۰/۶۴^{ab}	۸/۵۲±۰/۶۹^{ab}
NPK (%P)	شاهد	۱/۰۸±۰^{a}	۱/۰۷±۰/۰۴^{a}	۱/۰۸±۰/۰۴^{a}	۱/۰۳±۰/۰۵^{a}	۱/۰۸±۰/۰۳^{a}
	تیمار	۱/۱۹±۰/۰۸^{a}	۱/۱۴±۰/۰۵^{a}	۱/۱۶±۰/۰۸^{a}	۱/۱۶±۰/۰۳^{a}	۱/۱۶±۰/۰۶^{a}
NPK (%K)	شاهد	۱/۱۶±۰/۱۳^{a}	۱/۲۲±۰/۰۸^{a}	۱/۱۴±۰/۱۱^{a}	۱/۱۹±۰/۰۸^{a}	۱/۱۸±۰/۰۸^{a}
	تیمار	۱/۴۵±۰/۲۱^{a}	۱/۳۸±۰/۳۲^{a}	۱/۴۰±۰/۲۶^{a}	۱/۴۷±۰/۲۳^{a}	۱/۴۷±۰/۰۹^{a}
NPK+OM (%N)	شاهد	۷/۹۴±۰/۴۵^{b}	۸/۱۱±۰/۳۶^{b}	۸/۳۶±۰/۳۲^{b}	۷/۹۴±۰/۴۱^{b}	۷/۹۴±۰/۷۳^{b}
	تیمار	۷/۲۱±۰/۴۰^{ab}	۷/۵۷±۰/۶۵^{ab}	۷/۰۹±۰/۷۱^{ab}	۶/۰۸±۰/۴۵^{a}	۶/۱۵±۰/۲۹^{a}
NPK+OM (%P)	شاهد	۱/۱۰± ۰/۰۴^{b}	۱/۱۱± ۰/۰۴^{b}	۱/۱۲± ۰/۰۴^{b}	۱/۰۷± ۰/۰۴^{ab}	۱/۱۰± ۰/۰۴^{b}
	تیمار	۰/۸۹± ۰/۱۴^{ab}	۰/۹۰± ۰/۱۱^{ab}	۰/۸۱± ۰/۰۶^{a}	۰/۹۶± ۰/۱۰^{ab}	۰/۹۳± ۰/۱۱^{ab}
NPK+OM (%K)	شاهد	۱/۲۱±۰/۰۵^{a}	۱/۲۲±۰/۰۸^{a}	۱/۲۲±۰/۰۹^{a}	۱/۱۷±۰/۰۹^{a}	۱/۲۴±۰/۱۲^{a}
	تیمار	۱/۲۹±۰/۰۹^{a}	۱/۲۸±۰/۱۱^{a}	۱/۱۸±۰/۱۱^{a}	۱/۴۴±۰/۱۴^{a}	۱/۳۰±۰/۱۰^{a}
Zn (mg/kg Zn)	شاهد	۱۱۶/۰۰±۹/۴۵^{a}	۱۱۹/۰۰±۹/۷۱^{a}	۱۱۳/۳۳±۱۰/۱۴^{a}	۱۲۳/۶۷±۸/۹۹^{ab}	۱۳۱/۰۰±۱۴/۴۷^{ab}
	تیمار	۱۷۵/۰۰±۱۲/۹۰^{b}	۱۲۲/۶۷±۱۱/۴۱^{ab}	۱۱۹/۳۳±۱۰/۴۸^{a}	۱۳۰/۶۷±۱۰/۲۷^{a}b	۱۴۰/۰۰±۵/۲۹^{ab}
Fe (mg/kg Fe)	شاهد	۳۱۶/۰۰±۱۷/۰۱^{a}	۳۰۱/۶۷±۱۵/۹۰^{a}	۲۹۹/۳۳±۱۳/۳۷^{a}	۳۳۱/۰۰±۱۱۱/۶۸^{a}	۳۲۲/۳۳±۱۷/۸۹^{a}
	تیمار	۴۸۳/۶۷±۲۷/۹۴^{b}	۳۲۳/۰۰±۲۰/۰۷^{a}	۳۲۲/۳۳±۱۴/۳۳^{a}	۳۴۷/۳۳±۱۸/۴۹^{a}	۳۳۶/۰۰±۲۲/۰۳^{a}

حروف یکسان، بیانگر عدم اختلاف معنی‌دار ($p<۰/۰۵$) بین مقادیر است.

کرم‌های خاکی شناسایی شده از گروه اپی‌جئیک و آنسیک بودند. گونه‌های اپی‌جییک عمدتاً در سطح خاک و شامل *Eisenia fetida*، *Dendrobaena veneta* و *Dendrobaena hortensis* و گونه‌های آنسیک در اعماق پایین‌تر شامل *Lumbricus terrestris* و *Aporrectodea longa* دیده شدند. به‌طور میانگین در هر پلات شاهد، پنج کرم از گونه *E. fetida*، هفت کرم *D. veneta*، سه کرم *D. hortensis*، پنج کرم *L. terrestris* و یک کرم خاکی *A. longa* دیده شد. جدول ۲ مقادیر عناصر اندازه‌گیری شده در بافت گونه‌های مختلف کرم خاکی را به تفکیک در پلات‌های آزمایشی حاوی کودهای مختلف نشان می‌دهد. در ادامه بحث و تبادل‌نظر به تفکیک هر تیمار کودی آورده شده است.

بحث

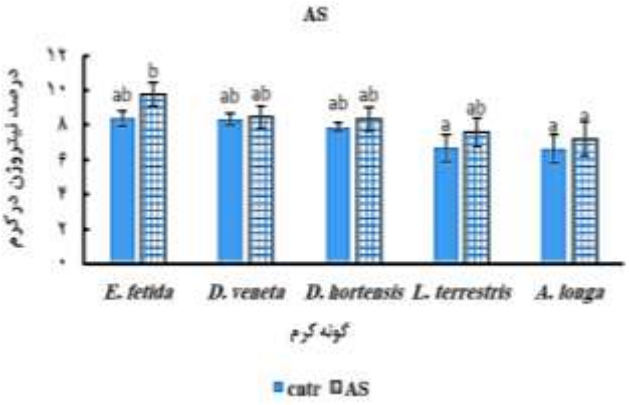
اوره: نتایج نشان دادند در بسترهای شاهد که از هیچ نوع کودی استفاده نشد، تفاوت معنی‌دار بین میزان نیتروژن در بافت کرم‌های گونه‌های مختلف وجود نداشت. در پلات‌های حاوی اوره، درصد نیتروژن اندازه‌گیری شده در همه گونه‌ها به‌جز گونه *E. fetida* با گونه مشابه در پلات شاهد اختلاف معنی‌دار نداشت ($p\leq ۰/۰۵$). در گونه *E. fetida* این میزان نسبت به گونه مشابه در شاهد، ۷۲٪ افزایش یافته است. به‌نظر می‌رسد قابلیت جذب در این گونه نسبت به سایر گونه‌ها بالاتر بوده است (شکل ۱). محققین بسیاری نیز در مطالعات خود به جذب بالای عناصر توسط گونه *E. fetida* اشاره کرده‌اند (Contreras و همکاران، ۲۰۰۹). از این گونه کرم خاکی به‌دلیل سرعت تکثیر زیاد، می‌توان در فرآیند تولید کود ورمی‌کمپوست نیز استفاده کرد (یحیی آبادی، ۱۳۹۶).



شکل ۱: مقایسه میانگین درصد نیتروژن در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر تیمار اوره

میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار ($p<۰/۰۵$) ندارند.

آمونیوم سولفات: کرم‌های موجود در پلات‌های حاوی این کود نیز از نظر درصد نیتروژن بررسی شدند (شکل ۲). نتایج حاکی از آن است که درصد این عنصر در کرم‌های شاهد اختلاف معنی‌دار نداشتند با این وجود، مقادیر اندازه‌گیری شده نشان دادند که در پلات‌های شاهد، کرم‌های گروه اپی جئیک نسبت به آنسیک درصد نیتروژن بیش‌تری جذب کرده‌اند. در پلات‌های حاوی آمونیوم سولفات، درصد نیتروژن همه گونه‌ها نسبت به پلات‌های شاهد، اختلاف آماری نداشتند، با این‌حال بیش‌ترین میزان نیتروژن در گونه *E. fetida* مشاهده شد (جدول ۲).



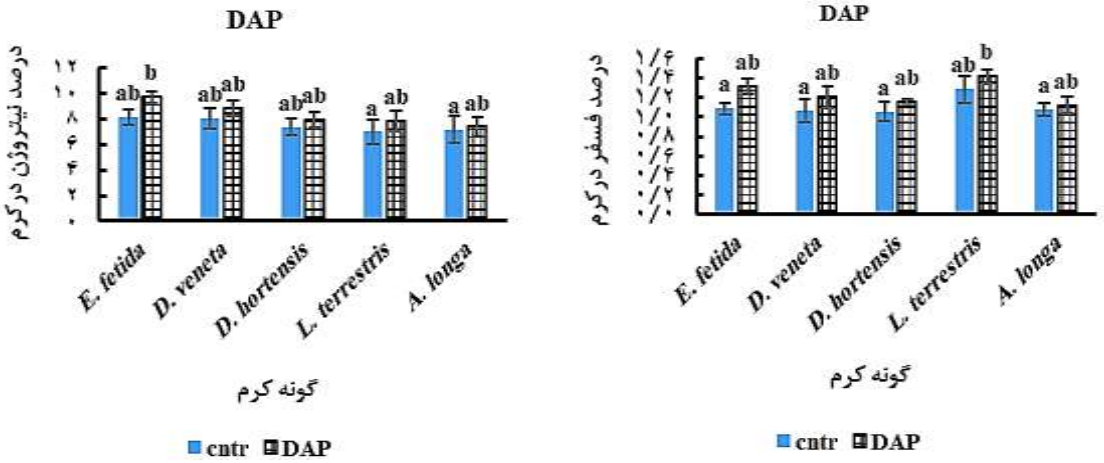
شکل ۲: مقایسه میانگین درصد نیتروژن در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر تیمار آمونیوم سولفات

میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار ($p<۰/۰۵$) ندارند.

دی آمونیوم فسفات: در این تیمار، دو عنصر نیتروژن و فسفر در بافت کرم‌های مورد بررسی، اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد که در پلات‌های شاهد، درصد نیتروژن و فسفر در تمامی گونه‌های مورد مطالعه از نظر آماری مشابه بودند. در پلات‌های حاوی تیمار DAP، میزان نیتروژن در گونه‌های مختلف نسبت به گونه‌های تیمار شاهد فاقد اختلاف معنی‌دار بودند ($p<۰/۰۵$)، اگرچه در میان گونه‌های مختلف، گونه *A. longa*، کم‌ترین میزان جذب را داشته است. نتایج مشابهی در مورد میزان فسفر اندازه‌گیری شده کرم‌ها در پلات‌های تیمار شده، حاکی از عدم اختلاف معنی‌دار میزان این عنصر نسبت به کرم‌های موجود در پلات‌های شاهد بود (شکل ۳). براساس تحقیقات Juvarkar و همکاران (۲۰۱۰)، کرم‌های خاکی در جذب عناصر مختلف، یکسان عمل نمی‌کنند و این موضوع بستگی به گونه مورد نظر و شرایط شیمیایی خاک دارد.

سولوپتاس: میزان پتاسیم در همه گونه‌های کرم‌های خاکی ساکن در پلات‌های حاوی این کود، مورد بررسی قرار گرفتند (شکل ۴). در پلات‌های شاهد، درصد پتاسیم در همه گونه‌ها، مشابه بودند. با وجودی که میزان پتاسیم کرم‌ها در پلات‌های تیمار شده با سولوپتاس، بیش‌تر

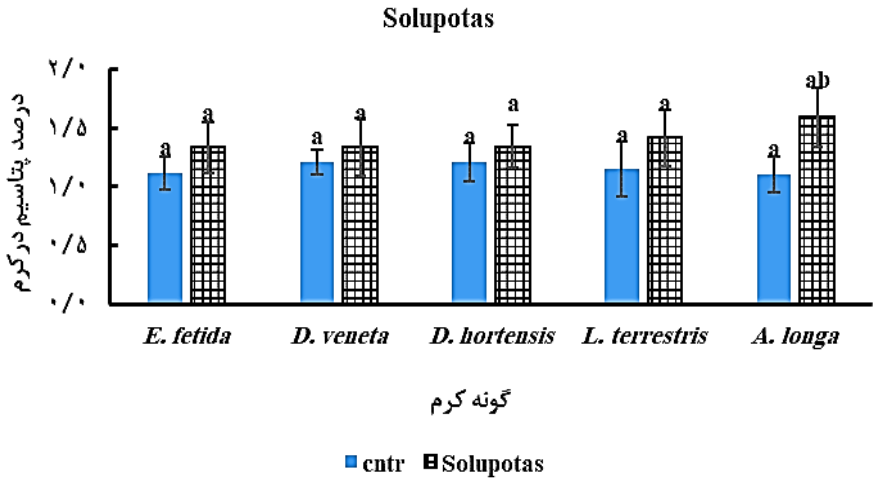
از گونه‌های مشابه در پلات های شاهد بود، اما این اختلاف معنی‌دار نبود (p<۰/۰۵). به‌نظر می‌رسد کرم خاکی گونه *A. longa* تمایل زیادی برای جذب پتاسیم از خود نشان می‌دهد. Nechitaylo و همکاران (۲۰۱۰) معتقدند که ممکن است برخی گونه‌های کرم خاکی تمایل زیادی برای جذب ترکیبات حاوی پتاسیم از خود نشان دهند و این تمایل بستگی به‌میزان فعالیت‌های میکروبی در خاک و در دستگاه گرم خاکی دارد.



شکل ۳: مقایسه میانگین درصد نیتروژن و فسفر در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر تیمار دی آمونیوم فسفات

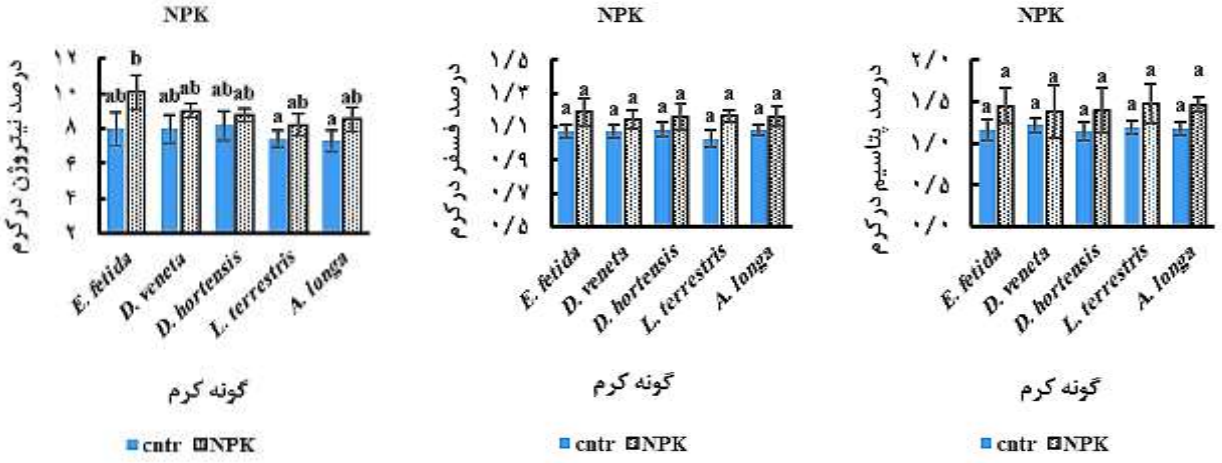
میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار (p<۰/۰۵) ندارند.

کود NPK: در پلات‌های حاوی این تیمار، عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم در بافت کرم‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج (جدول ۱) نشان داد در پلات‌های شاهد، تفاوت آماری از نظر نیتروژن، فسفر و یا پتاسیم به تفکیک در بافت گونه‌های مورد مطالعه مشاهده نشد (p<۰/۰۵). در پلات‌های تیمارشده با این کود،درصد نیتروژن بافت کرم‌ها، اختلاف معنی‌دار با کرم‌های موجود در پلات شاهد نداشتند، اگرچه درصد نیتروژن در گونه *E. fetida* نسبت به تیمار شاهد افزایش یافته بود. نتایج هم‌چنین نشان داد اختلاف معنی‌دار بین فسفر کرم‌های تیمار شده‌وفسفر کرم‌های شاهدوجودنداشته‌است.هم‌چنین سرانجام مشابهی برای عنصر پتاسیم در بافت کرم‌های تیمار شده، دیده شد (شکل ۵).



شکل ۴: مقایسه میانگین درصد پتاسیم در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر تیمار سولوپتاس

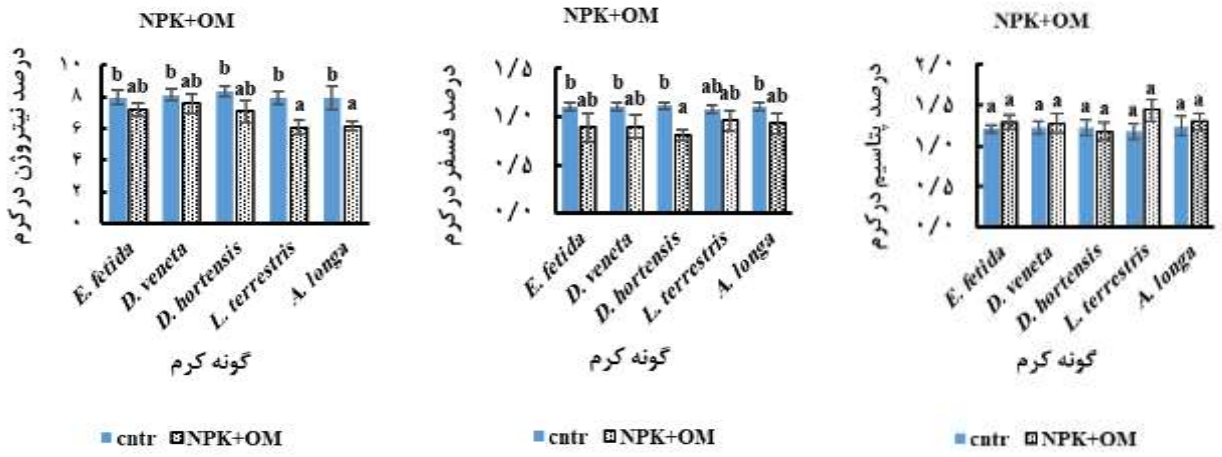
میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار (p<۰/۰۵) ندارند.



شکل ۵: مقایسه میانگین درصد نیتروژن، فسفر و پتاسیم در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر تیمار NPK

میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار (p<۰/۰۵) ندارند.

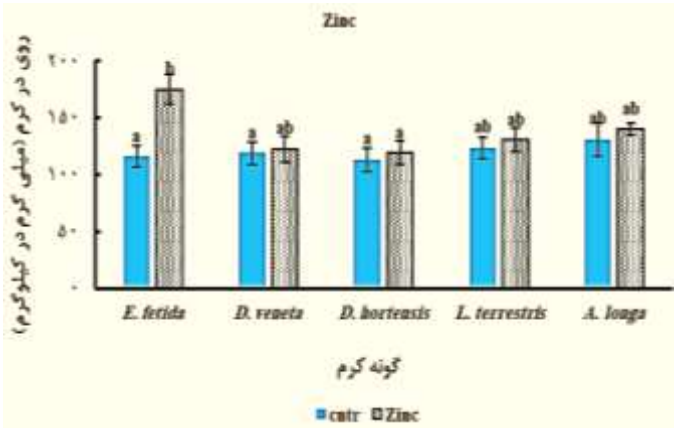
ترکیب NPK+OM: کرم‌های موجود در پلات‌های حاوی این کود نیز از نظر درصد نیتروژن، فسفر و پتاسیم بررسی شدند. نتایج نشان داد در پلات‌های شاهد، تفاوت آماری از نظر نیتروژن، فسفر و یا پتاسیم به تفکیک بین بافت گونه‌ها مشاهده نشد (جدول ۲). در پلات‌های تیمار شده با این ترکیب، درصد نیتروژن در همه گونه‌ها نسبت به گونه‌های مشابه در پلات‌های شاهد، کاهش یافته است و میزان کاهش در دو گونه آنسیک *L. terrestris* و *A. longa*، معنی‌دار است (p<۰/۰۵). به‌نظر می‌رسد بخشی از نیتروژن این ترکیب در فرآیند کلاته شدن، از دسترس کرم‌ها خارج شده و به‌ویژه کرم‌های گروه آنسیک در فرآیند جذب، ضعیف‌تر عمل کرده‌اند. وجود مواد آلی (کود دامی) به‌همراه تیمارهای کودی باعث حبس برخی عناصر در ترکیبات آلی گردید و از میزان جذب آن‌ها کاسته شد (Lukkari و همکاران، ۲۰۰۴). در فرآیندی مشابه، Tejadaو همکاران (۲۰۱۱) به نقش مواد آلی در کاهش دسترسی زیستی حشره‌کش‌ها در خاک پی بردند. در بررسی میزان فسفر در بافت کرم‌ها، نتایج نشان داد در پلات‌هایی که ترکیب NPK+OM را دریافت کرده‌اند، درصد فسفر در بافت همه گونه‌ها نسبت به پلات شاهد کاهش یافته بود اما این کاهش فقط در گونه *D. hortensis* معنی‌دار بوده است (شکل ۶). فسفر نیز می‌تواند توسط گروه‌های عامل در مولکول ترکیبات آلی حبس شود و از دسترسی آزاد موجودات خاک در کوتاه مدت خارج شود. از طرفی، نتایج اندازه‌گیری میزان پتاسیم در بافت کرم‌ها نیز نشان داد که اعمال تیمار این ترکیب کودی نتوانست تغییر معنی‌دار آماری در میزان پتاسیم بافت کرم‌ها نسبت به گونه‌های مشابه در پلات‌های شاهد ایجاد نمایند (p<۰/۰۵).



شکل ۶: مقایسه میانگین درصد نیتروژن، فسفر و پتاسیم در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر تیمار NPK

میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار (p<۰/۰۵) ندارند.

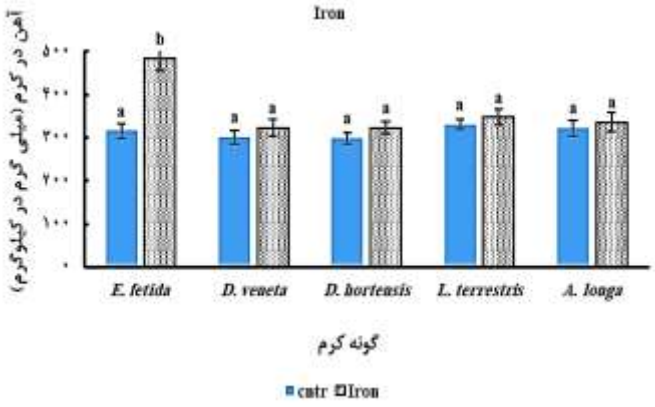
کود کلات روی: در بررسی میزان عنصر روی اندازه‌گیری شده در بافت کرم‌های خاکی، نتایج حاکی از آن است که در کرم‌های مستقر در پلات‌های شاهد، تفاوت معنی‌داری بین میزان عنصر روی در گونه‌های مختلف وجود نداشت. هم‌چنین در میان کرم‌های خاکی ساکن در پلات‌های تیمار شده، فقط در گونه *E. fetida* نسبت به گونه مشابه در پلات شاهد، افزایش معنی‌دار عنصر روی به‌میزان حدود ۵۰٪ دیده شد و در سایر گونه‌ها، اختلاف آماری ملاحظه نشد (شکل ۷). از میان گروه‌های اکولوژیک مختلف در کرم‌های خاکی، گروه اپی جئیک بیش‌ترین فعالیت در جذب عناصر و مواد از خاک را داراست و مطالعات مختلف نشان داده است که گونه *E. fetida* از گونه‌های فعال در این زمینه است (Schaefer و همکاران، ۲۰۰۵).



شکل ۷: مقایسه میانگین روی (میلی‌گرم در کیلوگرم) در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر کود کلات روی

میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار ($p<0/05$) ندارند.

کود کلات آهن: کرم‌های ساکن در پلات‌های حاوی این کود نیز از نظر میزان عنصر آهن بررسی شدند. نتایج (جدول ۲) نشان داد در پلات‌های شاهد، تفاوت آماری از نظر میزان آهن بین بافت گونه‌ها مشاهده نشد. با این‌حال، در گونه *E. fetida* ، محاسبات آماری حاکی از افزایش معنی‌دار عنصر آهن در بافت کرم‌های تیمار شده نسبت به گونه‌های مشابه در پلات‌های شاهد به مقدار ۵۲٪ بود. از این نظر، در سایر گونه‌ها تفاوت آماری مشاهده نشد (شکل ۸). با این‌حال، Neuhauser و همکاران (۱۹۹۵) در تحقیقات خود نتیجه گرفتند که کرم‌های گروه آنسیک مانند گونه *L. terrestris* تمایل زیادی به جذب آهن نشان می‌دهند، نتیجه‌ای که با نتایج حاصل در این تحقیق هم‌خوانی ندارد. منابع علمی زیادی در ارتباط با جذب عناصر توسط کرم‌های خاکی وجود دارد. نتایج برخی تحقیقات حاکی از تمایل کادمیوم، جیوه و روی به تجمع زیستی در کرم‌های گروه آنسیک و اپی جئیک می‌باشد (Nahmani و همکاران، ۲۰۰۹ و Tischer، ۲۰۰۹). توزیع عناصر جذب شده در بافت‌های کرم‌های خاکی نیز توسط محققین زیادی بررسی شده است (Peijnenburg و Vrijver، ۲۰۰۹). آن‌ها معتقدند غلظت زیاد عناصر در خاک، نه تنها باعث تجمع در بافت‌های خارجی در کرم می‌شود بلکه وارد سیستم گردش خون شده و حتی میکروارگانیسم‌های موجود در دستگاه گوارش کرم‌ها را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد.



شکل ۸: مقایسه میانگین آهن (میلی‌گرم در کیلوگرم) در کرم‌های بالغ در روز شصتم تحت تأثیر کود کلات آهن

میانگین‌های دارای حروف مشترک، اختلاف معنی‌دار ($p<0/05$) ندارند.

تجمع زیستی یک عنصر در بدن موجوداتی مثل کرم‌های خاکی به‌عنوان شاخص سمیت شناخته می‌شود، به‌ویژه برای عناصری که در فرآیند متابولیسم قرار نگرفته و بدون تغییر به منطقه هدف می‌رسند. نتایج نشان داد که کرم‌های خاکی ممکن است نسبت به جذب زیستی عناصر با توجه به غلظت آن‌ها، فعالیت کم یا زیاد داشته باشند، تعیین گونه مناسب کرم برای ارزیابی هریک از مواد معدنی، بسیار مهم است زیرا ممکن است توانایی متابولیکی هر یک از گونه‌های کرم خاکی، با سایر گونه‌ها متفاوت باشد (Hirano و Tamae، ۲۰۱۱). در این آزمایش، گونه *E. fetida* از گونه‌های اپی‌جئیک، در جذب نیتروژن از اوره و آمونیوم سولفات فعال‌تر بوده اما در جذب فسفر از کود دی آمونیوم فسفات فعال نبوده است. از طرفی وجود مواد آلی در تیمارهای کودی، باعث جذب کم‌تر نیتروژن و فسفر توسط کرم‌ها شده است و در این شرایط، گونه‌های آنسیک، در فرآیند جذب، ضعیف‌تر عمل کرده‌اند. کلاته‌شدن نیتروژن و فسفر در مولکول‌های ترکیبات آلی موجب کاهش قدرت جذب آن‌ها شده است. در مجموع نتایج این تحقیق روشن کرد که گونه‌های اپی جئیک در جذب عناصر، فعالیت بیش‌تری نشان دادند و گونه *E. fetida* بالاترین درصد جذب عناصر را به خود اختصاص داد. هم‌چنین در میان کرم‌های گروه آنسیک، گونه *L. terrestris* نسبت به گونه *A. longa*، تمایل بیش‌تری به جذب عناصر داشت. در مجموع کاربرد برخی کودهای شیمیایی ممکن است موجب آسیب رساندن به کرم‌های خاکی شود. این تأثیر منفی می‌تواند بر اساس ماهیت و میزان

کود و هم‌چنین عمق اثرگذاری کود، متفاوت باشد. در این راستا نتایج یک تحقیق مکمل نشان دادند که کودهای آمونیوم سولفات و اوره، ممکن‌است‌موجب‌کاهش‌جمعیت کرم‌های خاکی شوند (Yahyaabadi و همکاران، ۲۰۱۸). به‌منظور کاهش اثرات منفی کودهای شیمیایی بر موجودات زنده خاک، توصیه می‌شود در خاک‌های کم عمق، میزان مصرف آن‌ها کاهش یابد و به هنگام کاربرد آن‌ها، از کودهای آلی نیز استفاده شود زیرا استفاده هم‌زمان از کودهای آلی، می‌تواند از پیامدهای منفی کودهای شیمیایی بکاهد.

تشکر و قدردانی

این مقاله، بخشی از رساله دوره دکتری‌تخصصی در رشته محیط زیست، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران می‌باشد. نگارندگان مقاله از حمایت‌های دانشگاه تهران و هم‌چنین مسئولین و اساتید محترم، تشکر و قدردانی می‌نمایند.

منابع

۱. **جنابی‌حق‌پرست، ر.؛ گلچین، ا. و کهنه، ا.، ۱۳۹۲.** مطالعه اثر غلظت‌های مختلف کادمیوم بر رشد کرم خاکی گونه ایزنیا فتیدا در یک خاک آهکی. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). جلد ۲۷، شماره ۱، صفحات ۲۴ تا ۳۵.

۲. **سینکاکریمی، م.؛ سلگی، ع. و حسین‌زاده، ا.، ۱۳۹۷.** تعیین تفاوت در حساسیت گونه‌های مختلف کرم‌خاکی به سرب با استفاده از سطوح پیش‌پراکسیداسیون لیپیدی و آنتی‌اکسیدانی کل. فصلنامه محیط زیست جانوری. دوره ۱۰، شماره ۲، صفحات ۲۶۱ تا ۲۶۸.

۳. **لکزیان، ا.؛ نصیری‌محلاتی، م. و حافظ‌دربانی، م.، ۱۳۸۲.** انباشتگی فلزات سنگین در کرم خاکی آیزنیا فتیدا. مجله علوم و صنایع کشاورزی. دوره ۱۷، شماره ۲.

۴. **یحیی‌آبادی، م.، ۱۳۹۶.** مقایسه توانایی دو گونه کرم خاکی *Eisenia fetida* و *Dendrobaena veneta* در تولید ورمی کمپوست. فصلنامه محیط‌زیست جانوری. دوره ۹، شماره ۴، صفحات ۳۳۹ تا ۳۴۶.

5. **Amaral, F.S. and Rodrigues, A.S., 2005.** Metal accumulation and apoptosis in the alimentary canal of *Lumbricus terrestris* as a metal biomarker. Vol. 18, pp: 199-206.

6. **Beyer, W.N. and Stafford, C., 1993**. Survey and evaluation of contaminants in earthworms and in soils derived from dredged material at confined disposal facilities in the Great Lakes Region. Environ Monit Assess. Vol. 24, pp: 151-165.

7. **Blakemore, R.J., 2008.** Cosmopolitan Earthworms an Eco Taxonomic Guide to the Species. (3rd Edition). VermEcology, Yokohama, Japan. 757 p.

8. **Contreras-Ramos, S.M.; Álvarez-Bernal, D. and Dendooven, L., 2009.** Characteristics of earthworms (*Eisenia fetida*) in PAHs contaminated soil amended with waste water sludge or vermicompost. Appl. Soil Ecol. Vol. 41, pp: 269-276.

9. **Curry, J.P. and Schmidt, O., 2007.** The feeding ecology of earthworms, a review. Pedo-biologia. Vol. 50, pp: 463-477.

10. **Edwards, C.A., 2004.** The Importance of Earthworms as Key Representatives of the Soil Fauna. In Earthworm cology; Edwards, C.A., Ed.; CRC Press LLC: Boca Raton, FL, USA. pp: 3-11.

11. **Edwards, C.A. and Bohlen, P.J., 1996.** Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall, London. 426 p.

12. **Hirano, T. and Tamae, K., 2011.** Earthworms and soil pollutants. Sensors (Basel). Vol. 11, No. 12, pp: 11157-11167.

13. **Juwarkar, A.A.; Singh, S.K. and Mudhoo, A., 2010.** A comprehensive overview of elements in bioremediation. Rev. Environ. Sci. Biotechn. Vol. 9, pp: 215-288.

14. **Katz, S.A. and Jennis S.W., 1983.** Regulatory compliance monitoring by Atomic Absorption Spectroscopy. VCH, Weinheim/New York.

15. **Kenette, D.; Hendershot, W.; Tomlin, A. and Sauvé, S., 2002.** Uptake of trace metals by the earthworm *Lumbricus terrestris L*. in urban contaminated soils. Appl Soil Ecol. Vol. 19, pp: 191-198.

16. **Kizilkaya, R. and Hepşen, Ş., 2007.** Microbiological properties in earthworm *Lumbricus terrestris* L. Cast and surrounding soil amended with various organic wastes. Communications in Soil Science and Plant Analysis. Vol. 8, pp: 2861-2876.

17. **Lanno, R.; Wells. J.; Conder, J. and Basta, N., 2004**. The bioavailability of chemicals in soil for earth-worms. Ecotoxicol Environ Saf. Vol. 57, pp: 39-47.

18. **Lukkari, T.; Taavitsainen, M.; Vaisanen, A. and Haimi, J., 2004.** Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils. Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol. 59, pp: 340-348.

19. **Nahmani, J.; Hodson, M.E.; Devin, S. and Vijver, M.G., 2009.** Uptake kinetics of metals by the earthworm Eisenia

fetida exposed to field-contaminated soils. Environ Pollut. Vol. 157, pp: 2622-2628.

20. **Nechitaylo, T.Y.; Yakimov, M.M.; Godinho, M.; Timmis, K.N.; Belogolova, E.; Byzov, B.A.; Kurakov, A.V.; Jones, D. and Golyshin, L.P.N., 2010.** Effect of the earthworms *Lumbricus terrestris* and Aporrectodea caliginosa on bacterial diversity in soil. Microbial. Ecol. Vol. 59, pp: 574-587.

21. **Neuhauser, E.F.; Cukic, Z.V.; Malecki, M.R.; Loehr, R.C. and Durkin, P.R., 1995.** Bioconcentration and biokinetics of heavy metals in the earthworm. Environ Pollut. Vol. 89, pp: 293-301.

22. **Peijnenburg, W. and Vrijver, M., 2009.** Earthworms and their use in ecotoxicological modeling. In: Deviller J (ed) Ecotoxicology modeling. Springer, Heidelberg. pp: 177-204.

23. **Schaefer, M.; Petersen, S.O. and Filser, F., 2005.** Effects of *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora chlorotica* and *Eisenia fetida* on microbial community dynamics in oil contaminated soil. Soil Biol. Biochem. Vol. 37, pp: 2065-2076.

24. **Sinkakarimi, M.H.; Solgi, E. and Hosseinzadeh Colagar, A., 2020.** Interspecific differences in toxicological response and subcellular partitioning of cadmium and lead in three earthworm species. Chemosphere. Vol. 238, pp: 124595.

25. **Tejada, M.; Gómez, I. and Deltoro, M., 2011.** Use of organic amendments as a bioremediation strategy to reduce the bioavailability of chlorpyrifos insecticide in soils. Effects on soil biology. Ecotox. Environ. Safe. Vol. 74, pp: 2075-2081.

26. **Tischer, S., 2009.** Earthworms (Lumbricidae) as bioindicators: the relationship between in-soil and in-tissue heavy metal content. Pol J Ecol. Vol. 57, pp: 531-541.

27. **Yahyaabadi, M.; Hamidian, A.H. and Ashrafi, S., 2018.** Dynamic of earthworm species at different depths of orchard soil receiving organic or chemical fertilizer amendments. Eurasian J. of soil sci. Vol. 7, No. 4, pp: 318-325.

28. **Zhang, Z.S. and Zheng, D.M., 2009.** Bioaccumulation of total and methyl mercury in three earthworm species (*Drawida sp*., *Allolobophora sp*., and *Limnodrilus sp*.). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 83, pp: 937-942.