

# The Effect of Cocopeat, Cocopeat Biochar and Vermicompost Amendments on the Laboratory Transport of Nitrate in Sandy Loam and Clay Loam Soil

Hamid Zareabyaneh<sup>1\*</sup>,Soheila Papi<sup>2</sup>,Atefeh Azadifar<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Professor, Water Engineering Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran (zareabyaneh@gmail.com)

<sup>2</sup> M.Sc, Water Engineering Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran (soheilapapi96@gmail.com)

<sup>3</sup> PhD Candidate, Water Engineering Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran (a.azadifar20@yahoo.com)



10.22125/IWE.2022.340795.1629

Received:  
**May 6, 2022**  
Accepted:  
**July 24, 2022**  
Available online:  
**August 23, 2023**

**Keywords:**  
**Breakthrough**  
**CXTFIT**  
**Dispersivity,**  
**leaching.**

**curve,**  
**model,**  
**Nitrate**

## Abstract

Groundwater aquifers are one of the main sources of drinking water and agricultural water supply. On the other hand, increasing the use of nitrogen fertilizers is a serious threat to underground water and human health due to the high dynamics of nitrate in the soil. Therefore, in this study, the effect of 0, 1, and 2 percent by weight of cocopeat, biocharcocopeat, and vermicompost modifiers on nitrate transfer in sandy loam and clay loam was investigated. After that, the experiments were conducted in the laboratory in the form of a completely randomized design in three replications. Then the soil columns with a length of 70 cm and a diameter of 6 cm were filled with soil up to a height of 50 cm. Pure potassium nitrate salt solution was used as an artificial pollutant with a concentration of 150 mg/liter. Then, a constant water load of 5 cm of the pollutant solution was continuously established on the soil columns, and sampling of the columns' drainage was done at different times. The results showed that the use of modifiers increased the physical and chemical properties of the soil, including organic carbon, organic matter, electrical conductivity, porosity, and also decreased the apparent density compared to the control soil. The effect of biochar modifier at the level of one and two percent on soils was more than other modifiers. Nitrate diffusivity in soil columns was calculated with CXTFIT model. The results indicated the effect of modifiers on nitrate diffusion in soil. The results show the ability of the CXTFIT model to simulate and estimate the diffusivity in both clay loam loamy and sandy loam soils. In sandy loam soil, the highest and lowest diffusivity in control soil and vermicompost 1% are 0.1084, 0.0062, respectively, and in clay loam soil, the highest and lowest diffusivity in control soil and cocopeat 2% are 0.16213 and 0.0516 cm<sup>2</sup> per hour, respectively. Obtained. In total, the lowest diffusivity value compared to the control soil was obtained for the levels of 1 and 2% vermicompost in sandy loam soil and the levels of 1 and 2% cocopeat in clay loam soil.

\* **Corresponding Author:** Hamid Zareabyaneh

**Address:** Professor, Water Engineering Department,  
Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University,  
Hamedan, Iran

**Email:** Zareabyaneh@gmail.com  
**Tel:** 09188183441

## 1. Introduction

Groundwater aquifers are one of the main sources of drinking water and agricultural water supply. Investigating the nitrogen transport to subsurface soils and groundwater sources is an important issue due to the dynamics of nitrate in the soil and its impact on the health of consumers. On the other hand, increasing the use of nitrogen fertilizers is a serious threat to underground water and human health due to the high dynamics of nitrate in the soil. The movement of pollutants in groundwater is carried out by two Advection mechanisms caused by hydraulic gradient and mechanical and molecular dispersion. Investigations related to the transfer of pollutants are usually carried out in three ways: laboratory, numerical and analytical.

## 2. Materials and Methods

In this study, the effect of 0, 1, and 2 percent by weight of cocopeat, biocharcocopeat, and vermicompost modifiers on nitrate transfer in sandy loam and clay loam was investigated. The soils were obtained from the agricultural research center of Hamadan province. After that, the experiments were carried out in the form of a completely randomized design in three replications in the drainage laboratory of the Faculty of Agriculture of Bu Ali Sina University. Then the soil columns with a length of 70 cm and a diameter of 6 cm were filled with soil up to a height of 50 cm. To facilitate drainage, a 5 cm layer of sand was added to the end of the columns. Then, the soil columns were saturated for 60 days in three 20-day intervals. Pure potassium nitrate salt solution was used as an artificial pollutant with a concentration of 150 mg/liter. During the test, a constant water load of 5 cm of the pollutant solution was continuously maintained on the soil columns, and sampling of the columns' drainage was done at different times. After equalizing the concentration of output and input solutions, the columns were completely washed with distilled water. Sampling continued until reaching zero concentration at the output of the soil columns. To investigate the persistence of nitrate in the soil and the delay in nitrate output, the values of nitrate dispersivity in the treated columns were obtained by solving the inverse convection-dispersion equation (CDE) using the CXTFIT computer analytical model based on breakthrough curve information. In the CXTFIT code, which is a sub-model of STANMOD, the convection-dispersion equation (CDE) is used, the input parameters of which are obtained from the breakthrough curve data (Toride et al., 1995). The simplified one-dimensional form of the convection-dispersion equation (CDE) in the saturated medium with steady flow conditions is as equation 1, and considering the initial conditions and boundary conditions, its analytical form is as equation 2.

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2}$$

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = \frac{C_0}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{z - V_z t}{2\sqrt{D_z t}}\right)$$

Where  $C(z,t)$  is the pollutant concentration (ML<sup>-3</sup>),  $D_z$  is the longitudinal dispersivity coefficient along the vertical of the test column (L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>),  $V_z$  is the average pore water velocity (LT<sup>-1</sup>),  $z$  is the location coordinate (L) and  $t$  is the time coordinate (T).

The soil nitrate concentration before the experiment was considered as the initial condition [ $C(z,0)=0$ ] due to the alternating saturation of the columns with distilled water during 60 days. Concentration flux BC condition is based on the constant nitrate concentration in the water entering the upper boundary and independent of time [ $C(0,t)=C_0$ ], the zero gradient condition at the lower boundary [ $C(\infty,t)=0$ ], and the lateral boundaries impermeable was applied as a boundary condition to the CXTFIT model.

## 3. Results

The results showed that the use of modifiers affected the physical and chemical properties of the soil. These changes included an increase in organic carbon, organic matter, electrical conductivity, porosity, as well as a decrease in bulk density, as well as a delay in reaching the final concentration compared to the control soil. In such a way that the use of all three organic substances caused an increase in the delay time in the treatments of sandy loam soil and clay loam soil compared to the corresponding treatment of the control

soil. The effect of biochar modifier at the level of 1% and 2% on soils was more than other modifiers. Nitrate dispersivity in soil columns was calculated with CXTFIT model. The results indicated the effect of modifiers on nitrate dispersivity in soil. The highest delay time was observed at the level of 1% vermicompost of sandy loam soil and at the level of 2% cocopeat of clay loam soil compared to the control treatment.

#### 4. Discussion and Conclusion

The results show the ability of the CXTFIT model in simulating and estimating the dispersivity in both clay loam and sandy loam soils. In sandy loam soil, the highest and lowest dispersivity in control soil and Vermicompost 1% are 0.1084, 0.0062, respectively, and in clay loam soil, the highest and lowest dispersivity in control soil and cocopeat 2% are 0.16213 and 0.0516 cm<sup>2</sup> per hour, respectively. In total, the lowest dispersivity value compared to the control soil was obtained for the levels of 1 and 2% vermicompost in sandy loam soil and the levels of 1% and 2% cocopeat in clay loam soil.

#### Conflict of Interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

#### 5. Six important references

- 1) Chalhoub, m., Coquet, Yand P, Vachier. 2013. Water and Bromide Dynamics in a Soil Amended with Different Urban Composts. *Journal of the Vadose Zone*, 1-15.
- 2) Pietrzak, D., Kania, J., Kmiecik, E and K, Wator. 2019. Identification of transport parameters of chlorides in different soils on the basis of column studies. *Geologos*, 225–229.
- 3) Toride, N., Leij, F.J., Van Genuchten, M,Th., 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, 2.0. *Journal of US Salinity Laboratory*, Riverside, CA.
- 4) Zhang, X., Tong. J., Hu, B and W, Wei. 2017. Adsorption and desorption for dynamics transport of hexavalent chromium (Cr(VI)) in soil column. *Environ Sci Pollut Res*. Springer-Verlag GmbH Germany.
- 5) Borchard, N., Schirrmann, M., Luz Cayuela. M., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo., J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, j.A and J, Novak. 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emissions: A meta-analysis, *Science of the Total Environment*, 2354-2364.
- 6) Jin, Z., Chen, X., Chen, C., Tao, P., Han, Z and X, Zhang. 2016. Biochar impact on nitrate leaching in upland red soil, China. *Environ Earth Sci.*,75:1109. *Journal of Contaminant Hydrology*, 123–134.

## تأثیر اصلاح‌کننده‌های کوکوپیت، بیوجار کوکوپیت و ورمی کمپوست بر انتقال آزمایشگاهی نیترات در خاک لوم‌شنی و لوم‌رسی

حمید زارع‌ابیانه<sup>۱\*</sup>، سهیلا پاپی<sup>۲</sup>، عاطفه آزادی‌فر<sup>۳</sup>

تاریخ ارسال: ۱۴۰۱/۰۲/۱۶

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۵/۰۲

مقاله پژوهشی

### چکیده

سفره‌های آب زیرزمینی یکی از منابع عمده تأمین آب شرب و آب کشاورزی می‌باشند. از طرفی افزایش استفاده از کودهای نیتروژنی به دلیل پویایی زیاد نیترات در خاک تهدیدی جدی برای آب‌های زیرزمینی و در نتیجه سلامت انسان است. لذا در این پژوهش تأثیر سطوح ۰، ۱ و ۲ درصد وزنی اصلاح‌کننده‌های کوکوپیت، بیوجار کوکوپیت و ورمی کمپوست بر انتقال نیترات در دو خاک لوم‌شنی و لوم‌رسی بررسی شد. خاک‌ها از مرکز تحقیقات کشاورزی استان همدان تهیه گردیدند. پس از آن آزمایشات در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار، در آزمایشگاه زهکشی دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا انجام گرفتند. سپس ستون‌های خاک به طول ۷۰ و قطر ۶ سانتی‌متر تا ارتفاع ۵۰ سانتی‌متری از خاک پر شدند. از محلول نمک خالص نیترات پتاسیم به‌عنوان آلاینده مصنوعی با غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر استفاده گردید. در طول آزمایش بار آبی ثابت ۵ سانتی‌متری محلول آلاینده به‌صورت پیوسته روی ستون‌های خاک برقرار بود و نمونه‌گیری از زهاب ستون‌ها در زمان‌بندی‌های متفاوت صورت گرفت. نتایج نشان داد، استفاده از اصلاح‌کننده‌ها خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک را تحت تأثیر قرار داد. این تغییرات شامل افزایش کربن آلی، مواد آلی، هدایت الکتریکی، تخلخل و همچنین کاهش میزان چگالی ظاهری نسبت به خاک شاهد بود. تأثیر اصلاح‌کننده بیوجار در سطح یک و دو درصد روی خاک‌ها بیش‌تر از سایر اصلاح‌کننده‌ها بود. انتشارپذیری نیترات در ستون‌های خاک با مدل CXTFIT محاسبه گردید. نتایج حاکی از تأثیر اصلاح‌کننده‌ها بر انتشارپذیری نیترات در خاک بود. بیشترین زمان تأخیر در سطح ۱ درصد ورمی کمپوست خاک لوم‌شنی و سطح ۲ درصد کوکوپیت خاک لوم‌رسی در مقایسه با تیمار شاهد مشاهده گردید. نتایج بیان‌گر توانایی مدل CXTFIT در شبیه‌سازی و برآورد انتشارپذیری در دو خاک لوم‌رسی و لوم‌شنی است. در خاک لوم‌شنی بیشترین و کمترین انتشارپذیری در خاک شاهد و ورمی کمپوست ۱ درصد به ترتیب ۰/۱۰۸۴، ۰/۰۰۶۲ و در خاک لوم‌رسی نیز بیشترین و کمترین انتشارپذیری در خاک شاهد و کوکوپیت ۲ درصد به ترتیب ۰/۱۶۲۱۳ و ۰/۰۵۱۶ سانتی‌مترمربع در ساعت به‌دست آمد. در مجموع کمترین مقدار انتشارپذیری نسبت به خاک شاهد برای سطوح ۱ و ۲ درصد ورمی کمپوست در خاک لوم‌شنی و سطوح ۱ و ۲ درصد کوکوپیت در خاک لوم‌رسی به‌دست آمد.

واژه‌های کلیدی: آبشویی نیترات، انتشارپذیری، مدل CXTFIT، منحنی رخنه

<sup>۱</sup> استاد، گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه بوعلی سینا همدان (zareabyaneh@gmail.com) نویسنده مسئول

<sup>۲</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشگاه بوعلی سینا همدان (soheilapapi96@gmail.com)

<sup>۳</sup> دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشگاه بوعلی سینا همدان (a.azadifar20@yahoo.com)

## مقدمه

نمودند. نتایج آنان نشان داد با افزایش فاصله انتقال در هر بافت خاک، مقدار انتشارپذیری افزایش می‌یابد. نتایج مدل بریگهام در نمونه‌های با طول کم و مدل CXTFIT در نمونه‌های با طول زیاد از نتایج مدل فرید کامبرنوس مطلوب‌تر و مناسب‌تر بود. (Ouyang et al., 2013) با مطالعه اثر کاربرد دو سطح ۰ و ۲ درصد وزنی بیوچار کودی در دو خاک لوم‌شنی و رسی‌سیلتی، به مدت ۹۰ روز نشان دادند که بیوچار با شکل دادن به خاکدانه‌ها و بهبود بهتر ساختمان خاک لوم‌شنی، سبب افزایش رطوبت اشباع خاک و تغییر در وضعیت منحنی مشخصه آب در هر دو خاک می‌گردد. (Zhang et al., 2017) اثر چهار سطح صفر، یک، دو و پنج درصد و دو سطح صفر و پنج درصد بیوچار گیاه نی بر نگهداشت نیترات و آمونیوم را به ترتیب در ستونی از خاک دارای گیاه و بدون گیاه در یک دوره ۶۰ روزه مطالعه نمودند. نتایج نشان داد افزایش مقدار بیوچار، بر کاهش آبشویی نیترات و عدم تغییر در آبشویی آمونیوم و کاشت گیاه در کاهش آبشویی نیترات و آمونیوم موثر بوده است. (Tarnate et al., 2014) رفتار انتقال املاح در نمونه خاک‌های دو منطقه زراعی فیلیپین که تحت پوشش کشاورزی حفاظتی<sup>۵</sup> (CA) و سیستم کشاورزی شخم‌محور<sup>۶</sup> (PB) بودند را مورد بررسی و ارزیابی قرار دادند. در این مطالعه نتایج تزریق جریان از آلاینده در سطح ستون‌هایی از خاک تهیه شده از هر دو منطقه با مدل CXTFIT ارزیابی گردید. نتایج نشان داد انتشارپذیری<sup>۷</sup> و فاکتور تأخیر<sup>۸</sup> در ستون‌های خاک شخم‌محور به ترتیب ۱۷/۵ سانتی‌متر و ۱/۲۶، بیشترین زمان اوج غلظت (C<sub>0</sub>)، برابر ۰/۶۷ و کوتاه‌ترین زمان رسیدن به اوج غلظت ۴۴ ثانیه بود. در مقابل در ستون‌های خاک منطقه حفاظتی با وجود مقدار پراکندگی (۲۷/۳ سانتی‌متر) و فاکتور تأخیر بیشتر (۶/۵۴)، اوج غلظت (C<sub>0</sub>)، پس از ۷ دقیقه معادل ۰/۴۴ به دست آمد. آنان دلیل این تفاوت را میزان بالای کربن آلی خاک در کشاورزی حفاظتی عنوان کردند و گزارش نمودند که افزایش ۳۰ درصدی کربن آلی در خاک‌های کشاورزی

سفره‌های آب زیرزمینی یکی از منابع عمده تأمین آب شرب و آب کشاورزی می‌باشند. بررسی خصوصیات انتقال کودهای نیتروژنی به خاک‌های زیرسطحی و منابع آب زیرزمینی به دلیل پویایی محلول نیترات در خاک و تأثیرگذاری بر سلامت مصرف‌کنندگان، موضوع مهمی است. موفقیت در جلوگیری از آلودگی آب و خاک، بستگی به درک رفتار و توانایی پیش‌بینی انتقال<sup>۱</sup> آلاینده‌های نیتروژنی در محیط دارد. حرکت آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی با دو مکانیسم جابه‌جایی<sup>۲</sup> ناشی از گرادیان هیدرولیکی و پراکندگی<sup>۳</sup> به صورت مکانیکی و مولکولی انجام می‌شود. بررسی‌های مربوط به انتقال آلاینده‌ها معمولاً به سه شکل آزمایشگاهی، عددی و تحلیلی انجام می‌گردد (مصطفی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۹). (آزادی‌فر و همکاران، ۱۳۹۲) نشان دادند مقادیر انتشارپذیری نیترات با افزایش طول ستون‌های خاک ماسه‌ای درشت و متوسط در سه مدل بریگهام، فرید کامبرنوس و CXTFIT افزایش و در ستون‌های خاک ماسه‌ای ریز در دو مدل بریگهام و CXTFIT کاهش داشت. آن‌ها مقادیر انتشارپذیری در ستون‌هایی به طول ۲۰، ۴۰ و ۸۰ سانتی‌متر برای خاک ماسه‌ای ریز، بین ۰/۰۹ تا ۳/۰۶ سانتی‌متر، ماسه‌ای متوسط ۰/۲۳ تا ۱/۶ سانتی‌متر و ماسه‌ای درشت ۰/۴۳ تا ۲/۱۸ سانتی‌متر گزارش نمودند. بررسی پتانسیل جذب و انتقال سه نوع سولفونامید با ردیاب بروماید در دو ستون خاک دست نخورده با مدل CXTFIT نشان داد الگوی حرکت سولفونامیدها شبیه ردیاب بروماید است و تحرک بالای سولفونامیدها تهدیدی جدی برای آب‌های زیرزمینی است. رفتار مدل CXTFIT در پیش‌بینی جریان سولفونامیدها در زمان رسیدن به اوج غلظت در منحنی رخنه<sup>۴</sup> معقولانه و در مراحل پیشرفته‌تر آبشویی کمتر بود (Srinivasan & Sarmah., 2014). (قائم‌زاده و همکاران، ۱۳۹۳) تأثیر فواصل انتقال بر میزان انتشارپذیری ماده ردیاب NaCl در بافت‌های متفاوتی از خاک‌ها را در مدل‌های بریگهام، فرید-کامبرنوس و CXTFIT مطالعه

<sup>5</sup> Conservation agriculture

<sup>6</sup> Plow-based

<sup>7</sup> Dispersivity

<sup>8</sup> Retardation factor

<sup>1</sup> Transport

<sup>2</sup> Advection

<sup>3</sup> Dispersion

<sup>4</sup> Breakthrough curve



تعادلی فیزیکی اندازه‌گیری شد. صحت‌سنجی نتایج با برازش منحنی‌های رخنه شبیه‌سازی شده در محیط مدل CXTFIT با منحنی‌های رخنه حاصل از داده‌های اندازه‌گیری با آماره‌های خط‌سنجی مورد ارزیابی قرار گرفت. هم‌چنین مقادیر انتشارپذیری یون نیترات از ضریب انتشار هیدرودینامیکی به‌دست آمده از مدل CXTFIT برای حالات مختلف طراحی شده در آزمایشگاه محاسبه و ارزیابی گردید.

### مواد و روش‌ها

برای بررسی انتقال نیترات دو آزمایش مستقل در دو خاک لوم‌شنی و لوم‌رسی تیمار شده با اصلاح‌کننده‌های کوکوپیت، بیوچار کوکوپیت و ورمی‌کمپوست در سه سطح صفر، یک و دو درصد وزنی در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار تحت شرایط اشباع انجام شد. خاک‌ها از مرکز تحقیقات کشاورزی استان همدان تهیه گردیدند. آزمایش‌ها بر اساس ترسیم منحنی رخنه (BTC) غلظت نسبی آلاینده در مقابل زمان بود. از محلول نمک خالص نیترات پتاسیم با قابلیت حل مناسب به‌عنوان آلاینده مصنوعی با غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر استفاده گردید (Schick et al, 2010., Wang, 2007., Mishra & Patel, 2010., Xing et al, 2011).

برای شبیه‌سازی انتقال نیترات در خاک از لوله‌های پلی‌اتیلن به طول ۷۰ و قطر ۶ سانتی‌متر، که تا ارتفاع ۵۰ سانتی‌متری از خاک پر شده بودند، استفاده شد. برای جلوگیری از بروز جریان ترجیحی قبل از آماده‌سازی ستون‌های خاک، مطابق توصیه محققین، دیواره داخلی ستون‌ها با گریس اندود شد (دیوبند هفشجانی، ۱۳۹۵). برای تسهیل در زهکشی، به انتهای ستون‌ها یک لایه شن ۵ سانتی‌متری اضافه و با پارچه، توری و بست آلومینیومی پوشش یافت. به منظور داشتن تراکم یکسان، در هر ستون به ازای هر ۱۵ سانتی‌متر خاک، تعدادی ضربه آرام به بدنه و خاک درون ستون وارد شد. برای حفظ تجانس بین لایه‌های متراکم، خراش‌هایی روی سطح هر لایه ایجاد و این شرایط در محل اشتراک لایه‌ها ادامه یافت. پس از این

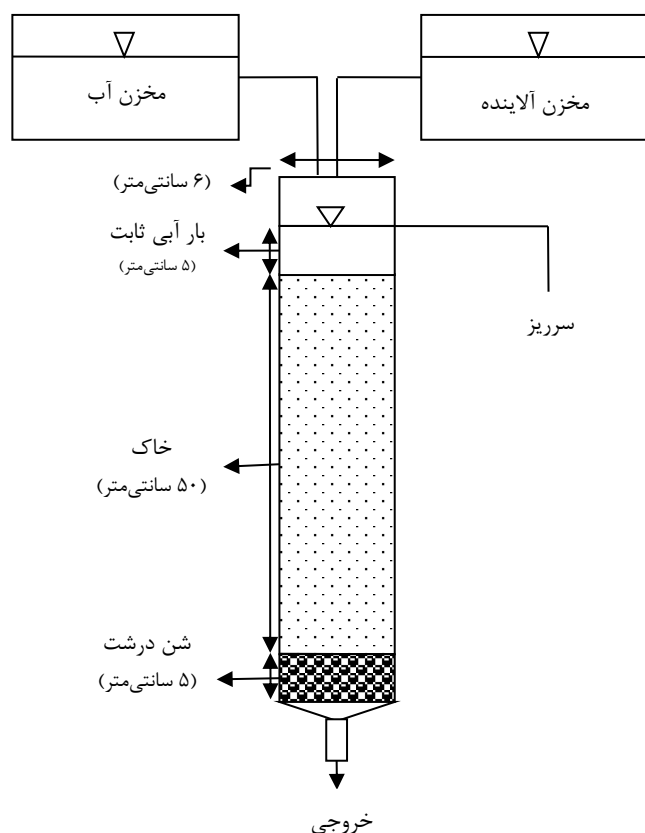
حفاظتی موجب کاهش ۹/۶ درصدی حداکثر غلظت و افزایش ۳/۱ درصدی زمان رسیدن به حداکثر غلظت است. (Pietrzak et al., 2019) تحرک‌پذیری ردیاب کلراید تزریقی به سه ستون خاک ماسه‌ای ریز، سیلتی و ماسه‌ای دانه‌ای را با مدل CXTFIT مطالعه نمودند. از نظر آنان آزمایش‌های ستونی، روشی نسبتاً ساده و ارزان است که امکان بررسی حالت‌های مختلف را برای مدل‌سازی فراهم می‌کند. نتایج ارزیابی آزمایشگاهی منحنی‌های رخنه نشان داد بیشترین مقدار انتشارپذیری برابر ۰/۵۵ سانتی‌متر مربع در دقیقه در خاک سیلتی و کمترین مقدار انتشارپذیری به‌میزان ۰/۰۵۹ سانتی‌متر مربع در دقیقه در خاک ماسه‌ای ریز دانه مشاهده شد. به‌همین ترتیب انتشارپذیری در خاک ماسه‌ای دانه‌ای ۰/۰۹۲ سانتی‌متر مربع در دقیقه و ضریب تعیین ( $R^2$ ) منحنی رخنه برآوردی با مدل CXTFIT و اندازه‌گیری شده در هر سه خاک ۰/۹۹ به‌دست آمد.

(احمدی مقدم و طباطبایی، ۱۴۰۰) با شبیه‌سازی انتقال سه غلظت ۱۱۰، ۱۱۳ و ۱۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر تری‌کلرواتیلن با دو نرم‌افزار HYDRUS-1D و STANMOD و دو مدل انتقال آلودگی جابجایی-انتشار املاح<sup>۱</sup> (CDE) و روان-ساکن<sup>۲</sup> (MIM) روی بافت خاک شنی لومی نشان دادند مدل MIM ضریب همبستگی بالاتری در برازش منحنی رخنه نسبت به مدل CDE دارد. بیشترین میزان ضریب همبستگی ( $r$ )، در غلظت ۱۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر با حل معکوس تحلیلی از مدل MIM برابر ۰/۹۷ و کمترین میزان خطای تخمین ضریب انتشار در دو مدل CDE و MIM به‌ترتیب صفر و ۳/۵ درصد حاصل شد. آنان مزیت مدل CXTFIT از زیر برنامه‌های STANMOD را داده‌های ورودی کمتر این مدل گزارش کردند.

با توجه به گسترش استفاده از کودهای شیمیایی و به‌ویژه کودهای نیتروژنی در زمین‌های کشاورزی، هدف از پژوهش حاضر، ارزیابی معادله جابجایی-انتشار در ستون‌هایی از دو خاک با سطوح متفاوتی از سه نوع اصلاح‌کننده است. به‌همین منظور منحنی‌های رخنه یون نیترات خروجی از ستون‌های خاک، در زمان‌های مختلف در حالت

<sup>2</sup> Mobile-Immobile Model

<sup>1</sup> Convection Dispersion Equation



شکل (۱): شماتیک ستون‌های خاک مورد استفاده

برای بررسی وضعیت ماندگاری نیترات در خاک و تأخیر در نیترات خروجی، مقادیر انتشارپذیری نیترات در ستون‌های تیمار شده با حل معکوس معادله جابه‌جایی-انتشار (CDE) در مدل تحلیلی کامپیوتری CXTFIT براساس اطلاعات منحنی رخنه به‌دست آمد. در کد CXTFIT که از زیر مدل‌های STANMOD می‌باشد از معادله جابه‌جایی-انتشار استفاده شده که پارامترهای ورودی آن برای حل معکوس از داده‌های منحنی رخنه به-دست می‌آید. حل معکوس معادله جابه‌جایی-انتشار از طریق کوچک‌سازی تابع هدف که شامل اختلاف میانگین مربعات بین اطلاعات مشاهده‌ای و تخمین زده شده است، انجام می‌گیرد. الگوریتم‌های انتقال املاح که پارامترهای همرفت، انتشار، پخشیدگی و جذب را می‌تواند شامل می-

مرحله ستون‌های خاک به‌مدت ۶۰ روز در سه بازه ۲۰ روزه با قرار گرفتن درون ستون‌هایی از آب مقطر به‌صورت هم‌سطح با سطح خاک ستون‌ها، به تناوب تر، خشک و اشباع شدند. پس از این مرحله، با ثابت نمودن ستون‌های خاک بر روی پایه‌ای به فاصله ۳۰ سانتی‌متری سطح زمین، نسبت به برقراری جریان محلول آلاینده از مخزنی در بالای ستون‌ها به کمک سیستم قطره‌چکان به سطح ستون‌ها اقدام گردید. در طول مدت آزمایش بر روی سطح خاک هر ستون، همواره ارتفاع ۵ سانتی‌متر محلول به‌صورت ثابت برقرار بود و نمونه‌گیری از ستون‌ها بعد از خروج سیال از انتهای ستون‌ها در زمان‌بندی‌های متفاوت صورت گرفت. پس از برابری غلظت خروجی و ورودی به ستون‌ها، اقدام به آیشویی کامل ستون‌ها با آب مقطر شد. انجام نمونه‌گیری‌ها تا رسیدن به غلظت صفر در خروجی ستون‌های خاک ادامه یافت. برای جلوگیری از تبدیل نیترات به آمونیوم، نمونه‌ها بلافاصله به یخچال دارای دمای زیر ۴ درجه سانتی‌گراد منتقل و در انتها، غلظت نمونه‌ها با دستگاه اسپکتروفوتومتر<sup>۱</sup> مدل یونیکو مطابق دستورالعمل شرکت آب و فاضلاب اندازه‌گیری شد (مرادزاده، ۱۳۸۹). جهت بررسی میزان انتشارپذیری نیترات، منحنی رخنه محلول خروجی به ازای زمان نمونه‌گیری ترسیم گردید. علاوه بر آن در پایان آزمایشات با برش ستون‌های خاک به قطعات کوچک‌تر، مقادیر اسیدیته، هدایت الکتریکی، جرم مخصوص حقیقی و ظاهری، تخلخل، کربن آلی و ماده آلی خاک ستون‌ها اندازه‌گیری شد. یک ستون خاک و اتصالات آن به صورت شماتیک در شکل (۱) نشان داده شده است.

<sup>1</sup> Spectrophotometer

$$\text{Min SSQ} = \sum_{i=1}^n (O_i - O_{tc})^2 \quad (3)$$

که در آن  $O_t$  غلظت نیترات اندازه‌گیری شده،  $O_{tc}$  غلظت نیترات محاسباتی،  $n$  تعداد غلظت‌های اندازه‌گیری شده در هر تیمار آزمایش است. هم‌چنین برای ارزیابی دقت مدل CXTFIT از برخی شاخص‌های آماری در برازش داده‌های برآوردی بر داده‌های مشاهداتی منحنی‌رخنه استفاده شد (مرادزاده، ۱۳۹۲). یکی از شاخص‌ها، برازش مدل رگرسیونی خطی  $Y=aX$  با عرض از مبدا صفر ( $X$ ، داده‌های مشاهداتی،  $a$  شیب خط برازشی و  $Y$  داده‌های برآوردی) بر جفت داده‌های مشاهداتی-برآوردی و محاسبه ضریب تعیین ( $R^2$ ) می‌باشد. پارامتر  $a$  نشان‌دهنده میزان انحراف خط برازشی از نیمساز خط ۴۵ درجه، است. مقادیر کمتر از یک  $a$  پیش‌بینی کمتر از مقدار واقعی و مقادیر بزرگتر از یک  $a$  پیش‌بینی بیشتر از مقدار واقعی می‌باشد. شاخص دیگر، درصد متوسط خطای پیش‌بینی مدل ( $e_r$ ) در برازش بر جفت داده‌های مشاهداتی-برآوردی منحنی‌رخنه است که از رابطه ۴ محاسبه شد.

$$e_r = |(1-a)| \times 100 \quad (4)$$

در انتها برای مشخص نمودن اثر معنی‌داری اصلاح‌کننده‌های خاک بر میزان آبشویی نیترات، مقایسه میانگین داده‌ها به‌روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال یک درصد در نرم‌افزار SAS انجام گردید.

### نتایج و بحث

در جدول ۱ نتایج تجزیه واریانس اثر نوع اصلاح‌کننده بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک لومرسی خاک‌های تیمار شده با اصلاح‌کننده‌ها در مقایسه با تیمار خاک شاهد آورده شده است.

شود، همگی در مدل CXTFIT گنجانده شده‌اند (Toride et al., 1995).

شکل یک بعدی ساده شده معادله جابه‌جایی-انتشار برای آلاینده‌های محلول پایدار در محیط اشباع با شرایط جریان ماندگار در امتداد محور قائم به‌صورت رابطه ۱ است که با لحاظ شرایط اولیه و شرایط مرزی، شکل تحلیلی آن به‌صورت معادله ۲ می‌باشد (معروف‌پور و همکاران، ۱۳۸۶).

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 C(z,t)}{\partial z^2} \quad (1)$$

$$\frac{\partial C(z,t)}{\partial t} = \frac{C_0}{2} \operatorname{erfc} \left( \frac{z - V_z t}{2\sqrt{D_z t}} \right) \quad (2)$$

که در آن‌ها  $C(z,t)$  غلظت آلاینده ( $ML^{-3}$ )،  $D_z$  ضریب انتشارپذیری طولی در امتداد قائم ستون آزمایش ( $L^2T^{-1}$ )،  $V_z$  متوسط سرعت آب منفذی ( $LT^{-1}$ )،  $z$  مختصات مکان ( $L$ ) و  $t$  مختصات زمان ( $T$ ) است.

غلظت نیترات خاک قبل از آزمایش با توجه به اشباع‌سازی متناوب ستون‌ها با آب مقطر طی ۶۰ روز، به‌عنوان شرط اولیه  $[C(z,0)=0]$ ، در نظر گرفته شد. شرط شدت جریان املاح<sup>۱</sup> براساس ثابت بودن غلظت نیترات در آب ورودی به مرز بالایی و مستقل از زمان  $[C(0,t)=C_0]$ ، شرط گرادیان صفر<sup>۲</sup> در مرز تحتانی  $[C(\infty,t)=0]$ ، و مرزهای جانبی نفوذناپذیر به‌عنوان شرایط مرزی به مدل CXTFIT اعمال شد (جعفری کلکان و مهدی‌نژادیانی، ۱۳۹۴).

پس از پایان آزمایش‌ها، پارامتر ضریب انتشار در تیمارهای مختلف به‌روش حل معکوس، توسط مدل CXTFIT براساس مقادیر غلظت نیترات اندازه‌گیری شده تخمین زده شد. در این حالت معادله انتشارپذیری براساس شرایط مرزی و شرایط اولیه با هدف کمینه‌سازی تابع هدف (رابطه ۳) مجموع مربعات باقی‌مانده‌ها<sup>۳</sup> ( $SSQ$ ) در مدل CXTFIT حل گردید.

<sup>3</sup> Sum of squares

<sup>1</sup> Concentration flux BC

<sup>2</sup> Zero gradient



جدول (۱): نتایج تجزیه واریانس اثر نوع اصلاح کننده بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک لومرسی

میانگین مربعات خاک لومرسی					درجه آزادی	منبع تغییرات
هدایت الکتریکی	چگالی ظاهری	کربن آلی	مواد آلی	تخلخل	۶	اصلاح کننده های خاک لومرسی
**۰/۰۴۴	**۰/۰۲۶	**۰/۰۵۴	**۰/۰۱۸	**۶۸/۸۶		
۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۰۰۵	۲/۱۴	۱۴	خطای آزمایشی
۰/۹۶	۱/۶۶	۳/۵۴	۰/۲۹	۲/۹۶	-	ضریب تغییر (درصد)
میانگین مربعات خاک لوم شنی					درجه آزادی	منبع تغییرات
هدایت الکتریکی	چگالی ظاهری	کربن آلی	مواد آلی	تخلخل	۶	اصلاح کننده خاک لوم شنی
**۰/۱۶۹	**۰/۰۲۵	**۰/۰۵۱	**۰/۰۲۹	**۳۹/۷۱		
۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۰۰۰۵	۱/۰۰	۱۴	خطای آزمایشی
۰/۸۸	۱/۷۸	۲/۷۵	۰/۲۶	۲/۲۴	-	ضریب تغییر (درصد)

\*\* نشان دهنده معنی دار بودن در سطح ۱ درصد می باشد.

در جدول ۱ نتایج تجزیه واریانس اثر کاربرد اصلاح کننده های مختلف روی ترکیبات شیمیایی این خاک ها می باشد. نتایج همچنین نشان می دهد که اثر نوع اصلاح کننده بر تخلخل، مواد آلی و کربن خاک، چگالی ظاهری، هدایت الکتریکی در سطح آماری یک درصد معنی دار می باشد. این نشان دهنده اثرات مثبت استفاده از اصلاح کننده های مختلف روی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک لوم شنی می باشد. مقادیر میانگین اثر نوع اصلاح کننده بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در جدول ۲ نشان داده شده است.

در جدول ۱ نتایج تجزیه واریانس اثر کاربرد اصلاح کننده های مختلف روی برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک لومرسی نمایش داده شده است. نتایج نشان می دهد که اثر اصلاح کننده ها بر تخلخل خاک، چگالی ظاهری، هدایت الکتریکی خاک های مذکور در سطح آماری یک درصد معنی دار می باشد. بدین معنی که خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک های لومرسی و لوم شنی به شدت تحت تأثیر استفاده از اصلاح کننده قرار گرفتند. اثر اصلاح کننده بر میزان مواد آلی و کربن آلی در خاک لومرسی در سطح آماری یک درصد معنی دار گردید، که بیان گر اثرات

جدول (۲): مقادیر میانگین اثر نوع اصلاح کننده بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

نوع اصلاح کننده	تیما	تخلخل (%)	مواد آلی (%)	کربن آلی (%)	چگالی ظاهری	هدایت الکتریکی (ds/m)
شاهد لومرسی	۰٪	۴۳ <sup>e</sup>	۰/۶۲۴ <sup>g</sup>	۰/۴۱ <sup>e</sup>	۱/۴۳ <sup>a</sup>	۲/۰۲ <sup>f</sup>
خاک + بیوجار	۱٪	۵۴ <sup>ab</sup>	۰/۸۴۲ <sup>b</sup>	۰/۷۵ <sup>b</sup>	۱/۲۲ <sup>d</sup>	۲/۲۹ <sup>b</sup>
خاک + ورمی کمپوست	۲٪	۵۶ <sup>a</sup>	۰/۸۶۷ <sup>a</sup>	۰/۸۱ <sup>a</sup>	۱/۱۷ <sup>e</sup>	۲/۳۸ <sup>a</sup>
خاک + ورمی کمپوست	۱٪	۴۵ <sup>de</sup>	۰/۷۹۱ <sup>d</sup>	۰/۶۵ <sup>c</sup>	۱/۳۸ <sup>b</sup>	۲/۰۹ <sup>e</sup>
خاک + ورمی کمپوست	۲٪	۴۷ <sup>cd</sup>	۰/۸۰۶ <sup>c</sup>	۰/۷۳ <sup>b</sup>	۱/۲۵ <sup>d</sup>	۲/۱۵ <sup>d</sup>
خاک + کوکوپیت	۱٪	۴۹ <sup>c</sup>	۰/۷۶۳ <sup>f</sup>	۰/۵۶ <sup>d</sup>	۱/۳۳ <sup>c</sup>	۲/۱۸ <sup>cd</sup>
خاک + کوکوپیت	۲٪	۵۲ <sup>b</sup>	۰/۷۸۵ <sup>e</sup>	۰/۶۳ <sup>c</sup>	۱/۲۵ <sup>d</sup>	۲/۲۱ <sup>c</sup>
شاهد لوم شنی	۰٪	۴۰ <sup>e</sup>	۱/۹۶ <sup>g</sup>	۱/۵۳ <sup>a</sup>	۰/۴۹ <sup>e</sup>	۰/۶۷۸ <sup>g</sup>
خاک + بیوجار	۱٪	۴۸ <sup>b</sup>	۲/۵۷ <sup>b</sup>	۱/۳۳ <sup>d</sup>	۰/۷۹ <sup>b</sup>	۰/۹۵۴ <sup>b</sup>
خاک + بیوجار	۲٪	۵۰ <sup>a</sup>	۲/۶۶ <sup>a</sup>	۱/۲۸ <sup>e</sup>	۰/۸۶ <sup>a</sup>	۰/۹۷۶ <sup>a</sup>



۰/۹۱۵ <sup>d</sup>	۰/۶۸ <sup>c</sup>	۱/۵۱ <sup>a</sup>	۲/۴۱ <sup>d</sup>	۴۱ <sup>e</sup>	۱٪	خاک + ورمی کمپوست
۰/۹۳۳ <sup>c</sup>	۰/۷۷ <sup>b</sup>	۱/۴۵ <sup>b</sup>	۲/۵۳ <sup>c</sup>	۴۳ <sup>d</sup>	۲٪	
۰/۸۸۳ <sup>f</sup>	۰/۵۷ <sup>d</sup>	۱/۴۰ <sup>c</sup>	۲/۲۳ <sup>f</sup>	۴۵ <sup>c</sup>	۱٪	خاک + کوکوپیت
۰/۸۹۳ <sup>e</sup>	۰/۶۵ <sup>c</sup>	۱/۳۸ <sup>c</sup>	۲/۳۵ <sup>e</sup>	۴۶ <sup>c</sup>	۲٪	

حروف مشابه در هر ستون نشان‌دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشد.

تحقیق‌های زیادی بر روی این ماده غنی از کربن با مواد اولیه گوناگون و شرایط تولید مختلف صورت گرفته است (Zhang and Sun., 2014؛ Abel et al., 2013). نتایج تحقیق سایر محققین نیز نشان داد که افزودن بیوپچار به خاک باعث افزایش کربن آلی خاک گردیده است (Chen et al., 2010؛ Devereux et al., 2012). کمترین میزان ماده آلی و کربن آلی نیز در شاهد بود.

جرم مخصوص ظاهری خاک با به کار بردن اصلاح‌کننده کاهش یافت. بیشترین و کمترین مقدار در تیمار شاهد به میزان ۱/۴۳ گرم بر سانتی‌متر مکعب و بیوپچار ۲ درصد به میزان ۱/۱۷ گرم بر سانتی‌متر مکعب به دست آمد. استفاده از اصلاح‌کننده‌ها در خاک لوم‌شنی سبب کاهش جرم مخصوص ظاهری گردید. کمترین مقدار در تیمار بیوپچار ۲ درصد با ۱/۲۸ گرم بر سانتی‌متر مکعب مشاهده شد. کاهش جرم مخصوص ظاهری به دو دلیل مخلوط شدن خاک با ماده‌ای با جرم مخصوص کم‌تر و تأثیر افزایش ماده آلی خاک در اثر کاربرد بیوپچار اتفاق می‌افتد. ماده آلی باعث بهبود ساختمان خاک، شکل‌گیری خاکدانه‌ها و پایداری آن‌ها می‌گردد و از این طریق جرم مخصوص ظاهری خاک کاهش می‌یابد. (Abel et al., 2013)، گزارش کردند که عامل اصلی کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک در اثر مصرف بیوپچار، شکل‌گیری خاکدانه‌ها و افزایش منافذ خاک است. (Devereux et al., 2012)، نیز براساس نتایج تحقیق خود بیان کردند که افزایش منافذ خاک در اثر مواد آلی موجود در بیوپچار، باعث کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک گردید. نتایج تحقیق هسو و همکاران (Hseu et al., 2014) نیز نشان داد که جرم مخصوص ظاهری خاک در اثر کاربرد بیوپچار کاهش یافت. بین تیمار شاهد و ورمی کمپوست ۱ درصد نیز تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد.

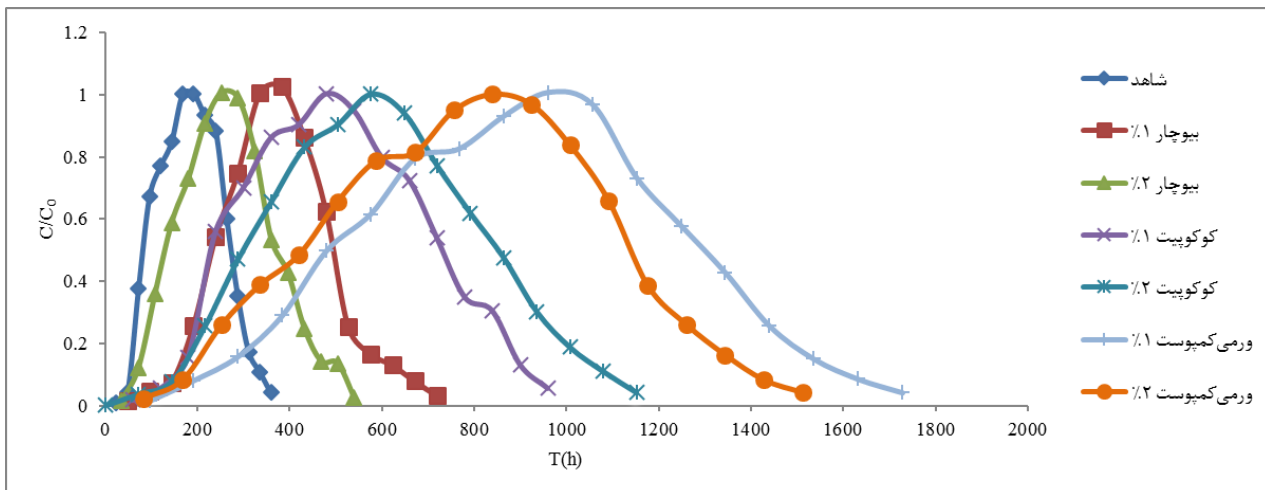
اثرات مثبت اصلاح‌کننده‌ها روی مقدار هدایت الکتریکی خاک لوم‌رسی در جدول ۲ نشان داده شده است. به طوری که مقدار آن در هر دو درصد وزنی بیوپچار اضافه‌شده به

در جدول ۲ مقادیر درصد تخلخل، مواد آلی و کربن آلی خاک، چگالی ظاهری، هدایت الکتریکی و در خاک لوم‌رسی و لوم‌شنی ارائه شده است. نتایج نشان داد که استفاده از هر سه نوع اصلاح‌کننده سبب افزایش تخلخل خاک لوم‌رسی و لوم‌شنی می‌گردد و این افزایش با کاربرد بیوپچار ۱ و ۲ درصد بیشتر مشهود بود. افزایش تخلخل خاک در اثر کاربرد بیوپچار ناشی از ساختار متخلخل داخلی آن می‌باشد (دیوبند هفشجانی، ۱۳۹۵). کاربرد ورمی کمپوست ۱ درصد از نظر آماری تفاوت معنی‌داری با نمونه خاک شاهد نشان نداد. استفاده از اصلاح‌کننده‌های مختلف سبب بهبود مقادیر مواد آلی و کربن آلی خاک لوم‌رسی شد به گونه‌ای که این مقادیر در هر سه نوع اصلاح‌کننده افزایش نشان داد. اما بیشترین مقدار ماده آلی و کربن آلی در تیمار بیوپچار ۲ درصد به ترتیب به میزان ۰/۸۶۷ درصد و ۰/۸۱ به دست آمد. مقایسه میانگین‌ها برای پارامترهای درصد مواد آلی و کربن آلی خاک لوم‌شنی نیز نشان داد که اصلاح‌کننده‌ها سبب افزایش مقادیر آن‌ها می‌شود که این افزایش در بیوپچار ۲ درصد به ترتیب ۰/۹۷۶ درصد برای مواد آلی و ۰/۸۶ درصد برای کربن آلی و بیشترین مقدار بود، پس از آن نیز بیوپچار ۱ درصد بیش‌ترین اثر را روی میزان مواد آلی و کربن آلی خاک گذاشت. نتایج تحقیق‌های سایر محققین نشان داده است که بیوپچار یک نوع کربن کاملاً پایدار است و رسوب کربن اولین اثر افزودن بیوپچار به خاک است (Kameyama et al., 2012). در اثر افزودن بیوپچار به خاک، بخشی از کربن آلی موجود در آن به ذخایر کربن در خاک پیوسته و باعث افزایش ماده آلی خاک می‌گردد. بخشی دیگر از کربن بیوپچار، پس از افزودن به خاک اکسید می‌شود و این اکسیداسیون منجر به تشکیل گروه‌های عاملی با بار منفی می‌گردد (Lawrinenko., 2014). به طوری که این گروه‌ها، موجب نگهداشت عناصر غذایی در خاک می‌شوند. به دلیل ترسیب کربن و بهبود کیفیت خاک توسط بیوپچار،

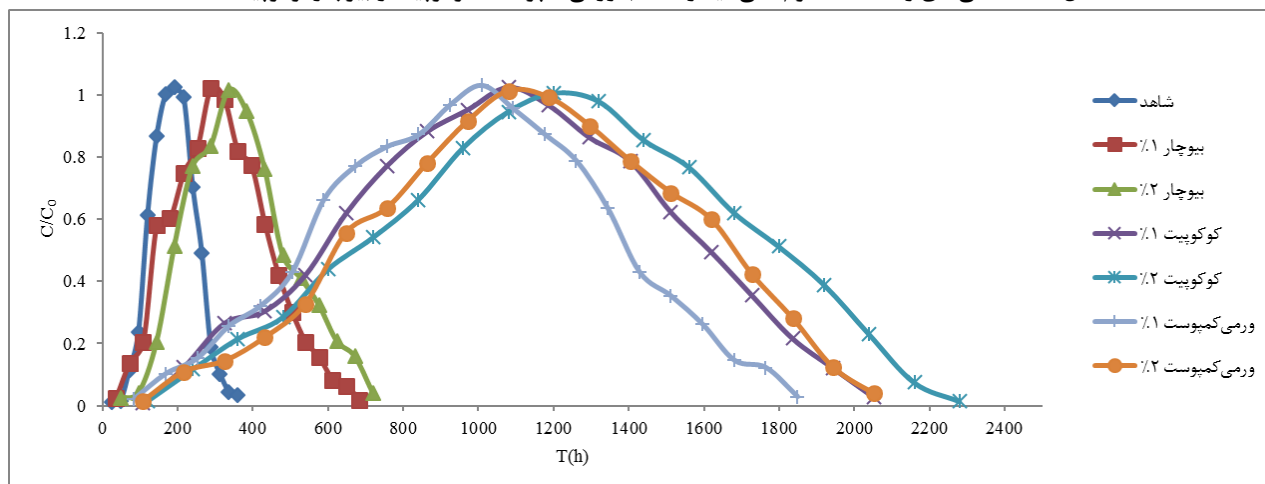
محیط زیستی و سهولت استفاده از اصلاح کننده‌های آلی در مقایسه با سایر روش‌های تثبیت کننده نیترات سبب اقتصادی بودن این روش است. ضمن آن که افزایش شوری خاک در صورت استفاده از اصلاح کننده‌ها می‌تواند موجب کاهش یا مدیریت بهتر مواد مغذی افزودنی به خاک در صورت آنالیز شیمیایی خاک شود. (Kumar et al., 2013)، نیز در تحقیق خود به این نتیجه دست یافتند که افزودن بیوجار به خاک باعث افزایش هدایت الکتریکی آن گردید.

شکل ۱ و ۲ به ترتیب منحنی‌های بیماری‌زایی مختلف آزمایشی خاک لوم‌شنی و لوم‌رسی نشان داده شده است.

خاک نسبت به شاهد افزایش یافت. بیوجار ۱ درصد میزان هدایت الکتریکی خاک لوم‌رسی را ۱۲ درصد و بیوجار ۲ درصد ۱۵ درصد افزایش داد. مقایسات میانگین برای مقادیر هدایت الکتریکی در خاک لوم‌شنی نیز نشان داد که نوع اصلاح‌کننده روی بالا بردن میزان هدایت الکتریکی در این نوع خاک مؤثر است. بیوجار ۲ درصد نسبت به سایر اصلاح‌کننده‌ها بالاترین میزان تأثیرگذاری را در افزایش هدایت الکتریکی خاک لوم‌شنی از خود نشان داد. در منابع مختلف افزایش شوری ناشی از اضافه نمودن اصلاح‌کننده‌ها گزارش شده است که بیشتر به واسطه داشتن املاح کلسیم، فسفر، سدیم و دیگر املاح موجود در ترکیب اصلاح‌کننده‌ها است (Chintala et al., 2013). از طرفی عوارض کمتر



شکل (۱): منحنی‌های رخنه خاک لوم‌شنی تیمار شده با ورمی کمپوست، کوکوپیت و بیوجار کوکوپیت



شکل (۲): منحنی‌های رخنه خاک لوم‌رسی تیمار شده با ورمی کمپوست، کوکوپیت و بیوجار کوکوپیت



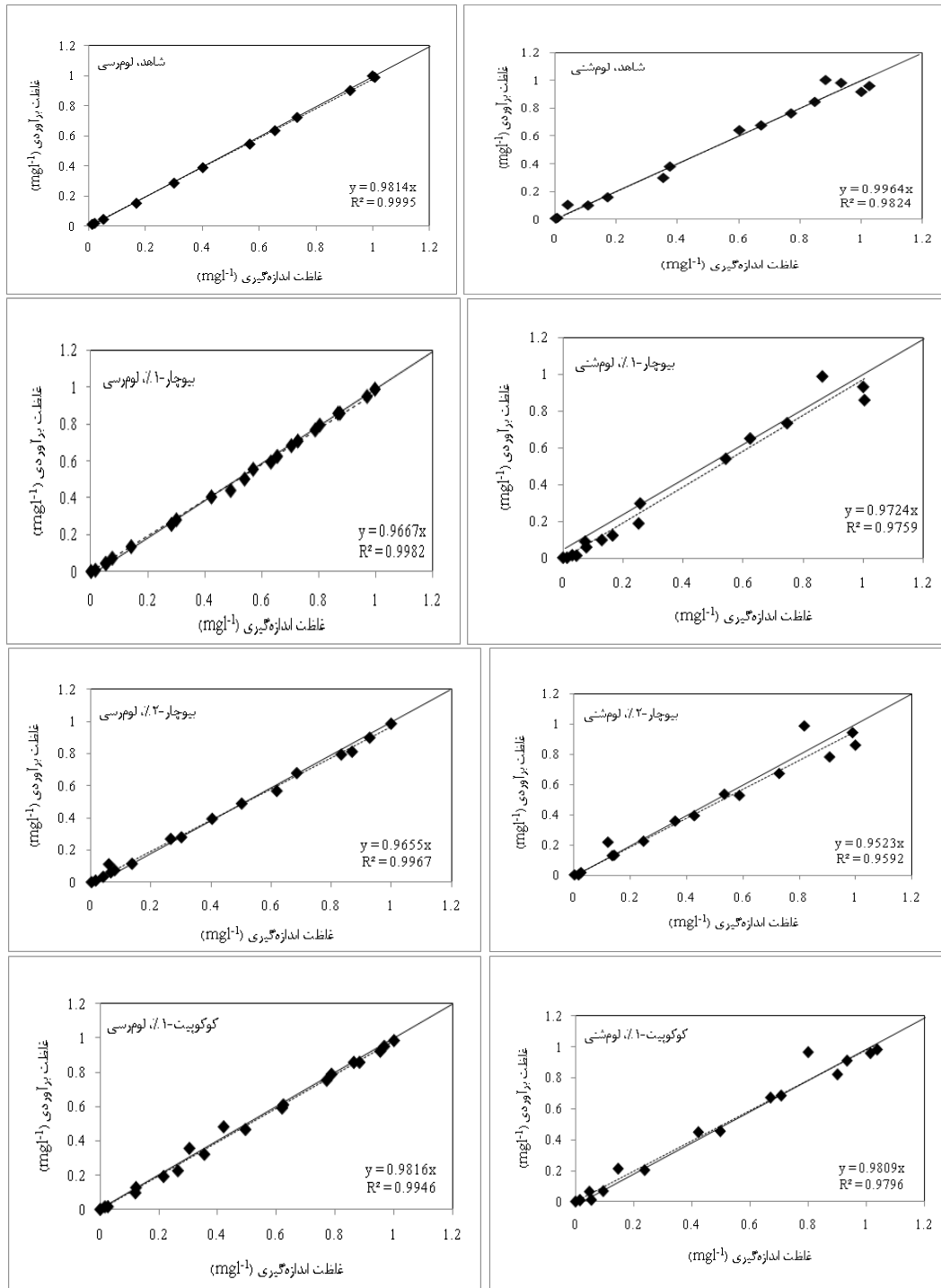
داد. اصلاح‌کننده‌های آلی به دلیل تخلخل بالا و سطح ویژه بیشتر نقش مؤثرتری در کاهش میزان زه‌آب خروجی و آبشویی نیتروژن از خاک دارند. تخلخل بیشتر در کاهش جریان‌های ترجیحی و آبشویی کمتر نیترات خاک موثر است که با (Zhao et al., 2021) هم‌خوانی دارد.

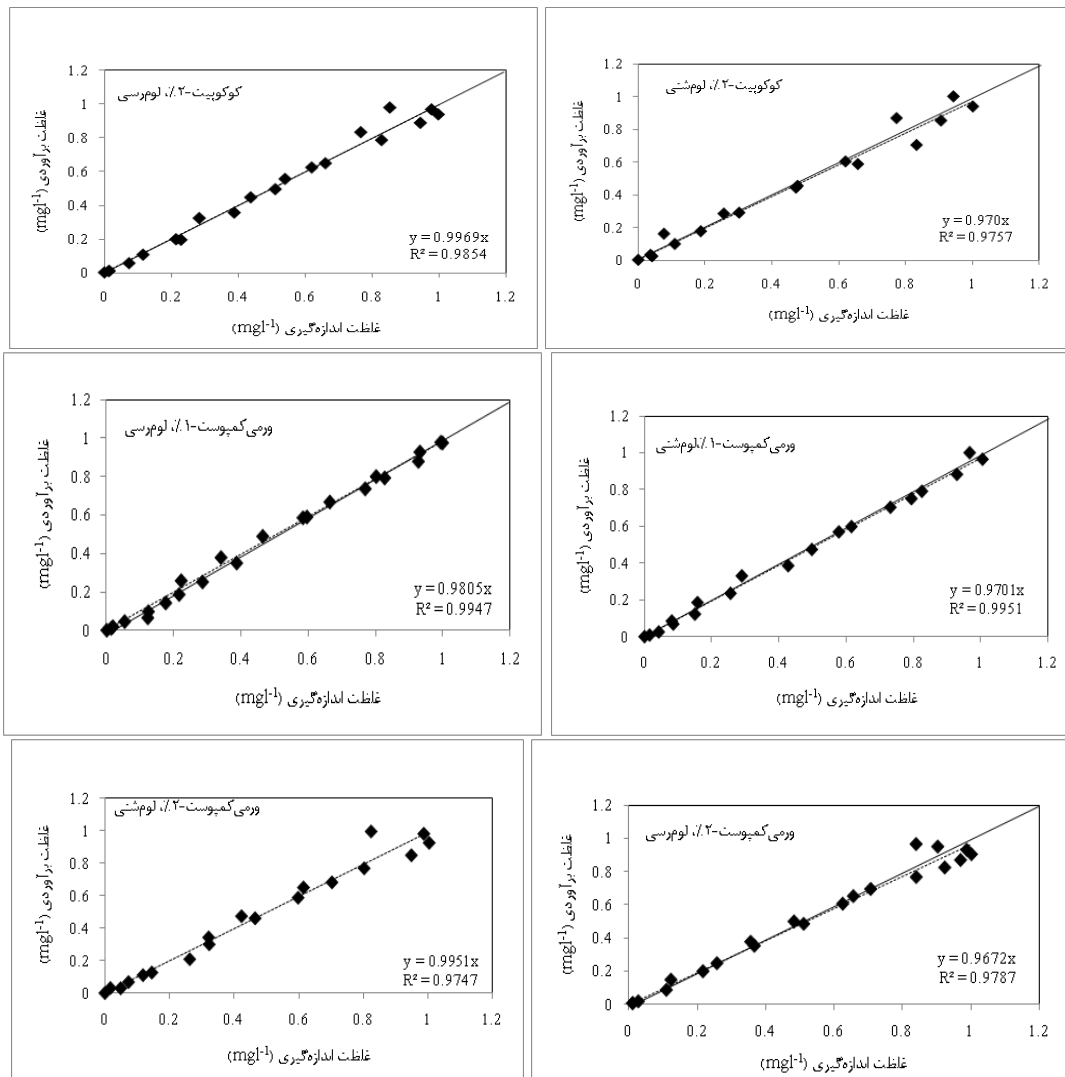
نتایج حاصل از نمودارهای منحنی رخنه در خاک لوم‌شنی نشان داد که اصلاح‌کننده‌ها باعث افزایش زمان نگهداشت نیترات خاک، افزایش کارایی استفاده از کودهای نیتروژنی شد. مقایسه منحنی‌های رخنه در شکل ۱ نشان می‌دهد که منحنی‌های رخنه در ستون‌های خاک لوم‌شنی حاوی ورمی‌کمپوست نسبت منحنی‌های رخنه حاوی کوکوپیت، و منحنی‌های رخنه حاوی کوکوپیت نسبت به منحنی‌های رخنه حاوی بیوچار جابه‌جایی بیشتری به سمت راست دارند که به معنای سرعت کمتر انتقال نیترات در ستون‌های خاک است. با توجه به شکل ۲ می‌توان نتیجه گرفت که در خاک لوم‌رسی منحنی‌های رخنه حاوی کوکوپیت نسبت به منحنی ورمی‌کمپوست و این دو منحنی نسبت به منحنی‌های بیوچار جابه‌جایی بیشتری به سمت راست دارند که نشان می‌دهد در خاک حاوی کوکوپیت سرعت انتقال آینده کمتر از خاک حاوی ورمی‌کمپوست و بیوچار می‌باشد. با توجه به فزونی مقدار مواد آلی و کربن آلی (جدول ۱) و کمتر بودن زمان رخنه در تیمارهای حاوی بیوچار نسبت به دو تیمار ورمی‌کمپوست و کوکوپیت (شکل ۱ و ۲)، می‌توان علت را بیشتر به اثر متفاوت خلل و فرج ریز و درشت در مقایسه با تأثیر کلی تخلخل و شرایط مواد آلی نسبت داد (باقری و زارع ابیانه، ۱۳۹۶). هم‌چنین چولگی منحنی‌های رخنه به راست در شکل ۱ و ۲، نشان‌دهنده کارآمدی اصلاح‌کننده‌ها در کاهش آبشویی نیترات است. البته تفاوت‌های جزئی در مسیر منحنی‌های رخنه در تیمارهای حاوی بیوچار می‌تواند به دلیل ایجاد خلخل و فرج درشت بیشتر در تیمار ۲ درصد بیوچار باشد. به نظر می‌رسد که چولگی به سمت چپ در بافت لوم‌شنی ناشی از برهم‌کنش اثر اصلاح‌کننده و سبک بودن بافت خاک باشد. فراوانی خلل و فرج درشت‌تر می‌تواند ناشی از سبک‌تر شدن بیشتر بافت خاک در ترکیب بیوچار بیشتر (۲ درصد) باشد که سبب عبور بیشتر جریان شده است. در

نمودار منحنی‌های رخنه تیمارهای مورد آزمایش در شکل ۱ و ۲ بیان‌گر کامل بودن منحنی رخنه در تمامی تیمارها و به تبع کامل بودن زمان آزمایش است. از شکل ۱ و ۲ مشاهده می‌شود که منحنی رخنه تیمار شاهد (صفر درصد) در هر دو خاک لوم‌شنی و لوم‌رسی دارای چولگی به سمت چپ است که نشان‌دهنده مدت زمان کمتر در مشاهده غلظت نیترات در خروجی ستون‌ها نسبت به تیمارهای حاوی اصلاح‌کننده می‌باشد. بدین ترتیب می‌توان اظهار داشت اصلاح‌کننده‌ها در خاک سبب نگهداشت بیشتر نیترات و کاهش نیترات خروجی از خاک شده است. علت این امر سطح ویژه بالای اصلاح‌کننده‌ها می‌باشد که باعث بهبود ظرفیت نگهداشت آب و نیترات در خاک می‌شوند (Borchard et al., 2019؛ قربانی و همکاران، ۱۳۹۴). افزایش مواد آلی می‌تواند باعث بهبود ساختمان خاک، افزایش و پایداری خاکدانه‌ها و به تبع کاهش معنی‌دار آبشویی نیترات نسبت به خاک شاهد گردد (کوهی و همکاران، ۱۳۹۸؛ خدارحمی و همکاران، ۱۳۹۸؛ Borchard et al., 2019). به همین دلیل می‌توان انتظار تغییر در مقادیر انتشارپذیری، جابجایی منحنی رخنه و میزان آبشویی نیترات خاک را نیز داشت. از دیگر نتایج شکل ۱ و ۲ کمتر بودن زمان رخنه در تیمارهای خاک لوم‌شنی نسبت به تیمارهای خاک لوم‌رسی است. به طوری که زمان کامل شدن رخنه در تیمارهای خاک لوم‌شنی در مدت ۲۸۸ ساعت از ۲۴ ساعت تا ۳۶۰ ساعت در تیمار صفر درصد (شاهد) و طی ۱۶۳۲ ساعت از ۹۶ ساعت تا ۱۷۲۸ ساعت در تیمار ورمی‌کمپوست دو درصد است (شکل ۱). کامل شدن زمان رخنه در تیمارهای خاک لوم‌رسی نیز طی ۳۲۴ ساعت در بازه ۲۴ ساعت تا ۳۶۰ ساعت در تیمار صفر درصد (شاهد) و در مدت ۲۱۶۰ ساعت طی ۱۲۰ ساعت تا ۲۲۸۰ ساعت در تیمار کوکوپیت دو درصد می‌باشد (شکل ۲). با توجه به نتایج جدول ۱ می‌توان اظهار داشت که میانگین تخلخل خاک لوم‌رسی از ۴۳ درصد در تیمار شاهد تا میانگین ۵۰/۵ درصد در تیمارهای وابسته به آن، بیش از تخلخل متناظر در خاک لوم‌شنی از ۴۰ درصد در تیمار شاهد تا میانگین ۴۵/۵ درصد در تیمارهای وابسته است. لذا می‌توان علت را بیشتر به نقش مواد آلی و تخلخل نسبت

مختلف را نشان می‌دهد. در شکل ۳ دقت مدل CXTFIT در برازش مشاهدات آزمایشگاهی یون نیترات منحنی رخنه، براساس مدل خطی درجه یک رگرسیونی با عرض از مبدا صفر آمده است. در شکل ۳ علاوه بر مدل خطی، اختلاف مدل برازشی با نیمساز خط ۴۵ درجه نیز نشان داده شده است.

تایید این نتایج می‌توان به مقاله (اصولی و همکاران، ۱۴۰۱) نیز اشاره داشت که افزایش فراوانی خلل و فرج و به تبع افزایش سرعت نفوذ آب را در تیمار لوم شنی حاوی ۲ درصد بیوجار نسبت به تیمار خاک شاهد گزارش نموده است. شکل ۳ اختلاف بین نیترات زه‌آب خروجی اندازه‌گیری و شبیه‌سازی شده به‌همراه ضریب تعیین ( $R^2$ ) در تیمارهای





شکل (۳): مقایسه نتایج اندازه‌گیری و برآوردی از مدل CXTFIT

در جدول ۲ مقادیر انتشارپذیری برآوردی به وسیله مدل تحلیلی CXTFIT، مقایسه میانگین مقادیر انتشارپذیری براساس آزمون دانکن در سطح احتمال ۱ درصد آمده است. مقایسه میانگین‌های صورت گرفته برای تشخیص اختلاف معنی‌دار بین میانگین مقادیر انتشارپذیری به‌ازای سطوح مختلف به‌کارگیری اصلاح‌کننده‌ها در خاک‌های لومرشی و لومرشی می‌باشد. در این جدول هم‌چنین جهت بررسی دقت مدل CXTFIT، تمامی آماره‌های شیب خط رگرسیون برازشی (a)، ضریب تعیین (R<sup>2</sup>)، درصد متوسط خطای پیش‌بینی مدل (e<sub>r</sub>) و مجموع مربعات باقیمانده‌ها (SSQ) در جدول ۲ ارائه گردیده است.

از شکل ۳ ملاحظه می‌گردد بین مقادیر خروجی اندازه‌گیری و شبیه‌سازی شده توسط مدل اندکی اختلاف وجود دارد. لیکن R<sup>2</sup> بالا نشان می‌دهد که مدل CXTFIT در شبیه‌سازی نیترات خروجی از ستون خاک موفق بوده است. کمترین ضریب R<sup>2</sup> برابر ۰/۹۵۹۲ به تیمار بیوجار دو درصد در خاک لومرشی و بیشترین مقدار به شاهد لومرشی با R<sup>2</sup>=۰/۹۹۹۵ و در بین اصلاح‌کننده‌ها به تیمار بیوجار یک درصد R<sup>2</sup>=۰/۹۹۸۲ در خاک لومرشی تعلق دارد. به همین ترتیب مقدار شیب خط برازشی (a) در تمام تیمارها نزدیک به یک است که نشان‌دهنده برآوردهای نزدیک به مقادیر مشاهداتی مدل CXTFIT است. مقدار a در دامنه ۰/۹۵ تا ۰/۹۹ در نوسان است.



جدول (۵): مقادیر انتشارپذیری (D) و مقایسه آماری غلظت یون نیترات اندازه‌گیری شده و برازش داده شده به وسیله مدل CXTFIT

تیمار	سطح	خاک لوم‌شنی					خاک لوم‌رسی				
		SSQ	$e_r$	$R^2$	$a$	D ( $cm^2/h$ )	SSQ	$e_r$	$R^2$	$a$	D ( $cm^2/h$ )
شاهد	۰٪	۰/۱۰۲	۰/۳۶	۰/۹۸۲۴	۰/۹۹۶۴	۰/۱۰۸۴ <sup>a</sup>	۰/۰۴	۱/۸۶	۰/۹۹۹۵	۰/۹۸۱۴	۰/۱۶۲ <sup>a</sup>
بیوجار (b)	۱٪	۰/۲۴۰	۲/۷۶	۰/۹۷۵۹	۰/۹۷۲۴	۰/۰۷۲۵ <sup>b</sup>	۰/۰۶۱	۳/۳۳	۰/۹۹۸۲	۰/۹۶۶۷	۰/۱۵۶ <sup>a</sup>
ورمی کمپوست (v)	۲٪	۰/۳۵	۴/۷۷	۰/۹۵۹۲	۰/۹۵۲۳	۰/۰۹۵۲ <sup>a</sup>	۰/۰۷۹	۳/۴۵	۰/۹۹۶۷	۰/۹۶۵۵	۰/۱۴۲ <sup>a</sup>
	۱٪	۰/۰۸۴	۳	۰/۹۹۵۱	۰/۹۷	۰/۰۰۶۲ <sup>f</sup>	۰/۱۵۷	۱/۹۵	۰/۹۹۴۷	۰/۹۸۰۵	۰/۱۳۷ <sup>a</sup>
کوکوپیت (c)	۲٪	۰/۲۸۵	۰/۵	۰/۹۷۴۷	۰/۹۹۵	۰/۰۰۷۹ <sup>f</sup>	۰/۲۶۳	۳/۲۸	۰/۹۷۸۷	۰/۹۶۷۲	۰/۰۱۰۶ <sup>b</sup>
	۱٪	۰/۱۸۴	۱/۹۱	۰/۹۷۹۶	۰/۹۸۰۹	۰/۰۵۴۵ <sup>c</sup>	۰/۱۴۶	۱/۸۴	۰/۹۹۴۶	۰/۹۸۱۶	۰/۰۵۲۷ <sup>c</sup>
	۲٪	۰/۲۱۶	۲/۹۹	۰/۹۷۵۷	۰/۹۷۰۱	۰/۰۲۲ <sup>d</sup>	۰/۲۳۷	۰/۳۱	۰/۹۸۵۴	۰/۹۹۶۹	۰/۰۵۱۶ <sup>c</sup>

حروف متفاوت در ستون مقادیر D نشان‌دهنده‌ی اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد با آزمون چند دامنه‌ای دانکن می‌باشند.

به‌دست آمده با انتشارپذیری برخی مطالعات هم‌خوانی ندارد که علت آن در تفاوت مقیاس آزمایشگاهی و مزرعه‌ای (Jin et al., 2016). متفاوت بودن مقدار و نوع اصلاح‌کننده (Chalhoub et al., 2013)، متفاوت بودن بافت خاک و شرایط آزمایش است. مطابق نتایج جدول ۲ مقدار شاخص ضریب تبیین  $R^2$  مدل بین ۰/۹۵ و ۰/۹۹ و شاخص مقدار درصد خطای پیش‌بینی ( $e_r$ ) در مدل CXTFIT بین مقادیر صفر و ۴/۷۷ درصد در نوسان می‌باشد که به‌معنای کم بودن درصد خطای مدل است (مرادزاده، ۱۳۸۹). میانگین آماره‌های  $a$ ،  $R^2$ ،  $e_r$  و SSQ در تیمارهای بافت لوم‌شنی به‌ترتیب ۰/۹۷۶، ۰/۹۷۷، ۲/۳۲، ۰/۲ و در تیمارهای بافت لوم‌رسی ۰/۹۷۷، ۰/۹۹۲، ۲/۲۸، ۰/۱۴ به‌دست آمد. با توجه به مطالعات پیشین انجام شده توسط محققین و نیز با توجه به کم بودن نمایه آماری (SSQ) در جدول ۲ و نیز و انتشارپذیری‌های به‌دست آمده می‌توان نتیجه گرفت که مدل CXTFIT توانایی شبیه‌سازی انتقال نیترات در هر دو بافت خاک را دارد. صحت نتایج نمایه آماری با مطالعات (آزادی‌فر و همکاران، ۱۳۹۴) و (مرادزاده و همکاران، ۱۳۹۲) مطابقت دارد. بهتر بودن وضعیت آماره‌ها برای تیمار

میزان انتشارپذیری‌های به‌دست آمده با مدل CXTFIT برای خاک لوم‌شنی در دامنه حداقل ۰/۰۰۶۲ در سطح ۱ درصد ورمی کمپوست تا حداکثر مقدار یعنی ۰/۱۰۸۴ در شاهد و برای خاک لوم‌رسی از حداقل ۰/۰۵۱۶ در سطح ۲ درصد کوکوپیت تا حداکثر ۰/۱۶۲۱۳ سانتی‌متر مربع در ساعت در شاهد قرار دارد. مطابق نتایج جدول ۲، در خاک لوم‌شنی انتشارپذیری سطح یک درصد ورمی کمپوست و انتشارپذیری سطح دو درصد ورمی کمپوست در یک گروه آماری مشترک با حرف f و انتشارپذیری خاک حاوی سطح یک و دو درصد اصلاح‌کننده ورمی کمپوست در یک گروه آماری مشترک با حرف f قرار گرفته‌اند. به‌طور مشابه در خاک لوم‌رسی نیز انتشارپذیری در سطح ۱ و ۲ درصد کوکوپیت با مقدار ۰/۰۵۲۷ و ۰/۰۵۱۶ سانتی‌متر مربع در ساعت به‌عنوان حداقل مقدار در یک گروه آماری مشترک با حرف c قرار دارند (جدول ۲). دامنه‌های به‌دست آمده در این مطالعه با مقادیر انتشارپذیری گزارش شده توسط (Pietrzak et al., 2019) در بازه ۰/۰۰۴ الی ۰/۱۵۴۹ و (Chalhoub et al., 2013) در دامنه ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۲۵ هم‌خوانی دارد. لیکن از نظر تشابه مقدار انتشارپذیری



آمده در خاک لوم شنی تیمار شده با کوکوپیت در این پژوهش مطابقت دارد. (Jeong et al., 2012)، نیز در بررسی اثر دو سطح یک و ده درصد دو نوع بیوچار چوب سخت و نرم در مدل CXTFIT نشان دادند افزایش کربن آلی و مواد آلی ناشی از افزودن بیوچار به خاک باعث تأخیر در زمان آبشویی و کاهش انتشارپذیری می‌گردد. افزایش درصد مواد آلی و کربن آلی خاک موجب سرعت کم‌تر جریان در ستون خاک، افزایش تماس نیترات با مواد آلی و کاهش انتشارپذیری می‌گردد. در برخی موارد مانند بیوچار سطح ۲ درصد نسبت به ۱ درصد، ورمی‌کمپوست ۲ درصد نسبت به سطح ۱ درصد در خاک لوم‌شنی مقدار انتشارپذیری افزایش یافته که علت آن می‌تواند در اثر وجود جریان پیستونی در قالب جریان ترجیحی و افزایش سرعت جریان آلاینده با توجه به غالب بودن تخلخل درشت‌دانه نسبت به تخلخل ریزدانه در بافت لوم‌شنی باشد (باقری و زارع ابیانه، ۱۳۹۶).

### نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد استفاده از اصلاح‌کننده‌های آلی کوکوپیت، بیوچار کوکوپیت و ورمی‌کمپوست باعث افزایش میزان تخلخل، مواد آلی، کربن آلی، هدایت الکتریکی و کاهش چگالی ظاهری نسبت به خاک شاهد و همچنین تأخیر در زمان رسیدن به غلظت نهایی و آبشویی شد. به‌گونه‌ای که استفاده از هر سه ماده آلی سبب افزایش زمان تأخیر در تیمارهای خاک لوم‌شنی و خاک لومرسی نسبت به تیمار متناظر خاک شاهد گردید. از طرفی اصلاح‌کننده‌های ورمی‌کمپوست، کوکوپیت و بیوچار کوکوپیت باعث کاهش میزان انتشارپذیری در دو بافت خاک لوم‌شنی و لومرسی نسبت به خاک شاهد شدند. در خاک لوم‌شنی کم‌ترین مقدار انتشارپذیری در تیمار یک و دو درصد ورمی‌کمپوست و بیشترین مقدار انتشارپذیری در خاک شاهد برآورد شد. در خاک لومرسی نیز کمترین مقدار انتشارپذیری در سطح یک و دو درصد کوکوپیت به‌دست آمد. بیشترین مقدار انتشارپذیری در خاک لومرسی نیز در خاک شاهد برآورد گردید. مقایسه نتایج اندازه‌گیری و برآوردی غلظت از مدل CXTFIT نشان داد که بیشترین شیب مدل خطی برازش یافته برای خاک لوم‌شنی با

لومرسی نشان‌دهنده دقت بالاتر مدل CXTFIT در شبیه‌سازی انتقال نیترات در این خاک است که می‌توان گفت شبیه‌سازی‌های مدل CXTFIT بیشتر تحت تأثیر میزان رس است. همچنین از این تحقیق می‌توان نتیجه گرفت که بافت خاک و درصد اندازه ذرات خاک موجب بروز رفتارهای متفاوتی از اصلاح‌کننده‌ها در خاک می‌شوند. از دیگر نتایج جدول ۲ متفاوت بودن مقدار انتشارپذیری تیمار خاک‌های حاوی اصلاح‌کننده‌ها با تیمار خاک شاهد می‌باشد. در هر دو خاک، افزودن اصلاح‌کننده باعث کاهش میزان انتشارپذیری شده است. در خاک لومرسی کاهش مقدار انتشارپذیری متناظر با افزایش سطح اصلاح‌کننده گردیده و در خاک لوم‌شنی مشاهده می‌گردد که افزایش سطح اصلاح‌کننده باعث کاهش میزان انتشارپذیری و در برخی ستون‌ها نیز باعث ایجاد جریان ترجیحی نیز شده است. متفاوت بودن مقادیر انتشارپذیری خاک‌های با سطوح مختلف اصلاح‌کننده نسبت به هم و نسبت به تیمار شاهد را می‌توان به تفاوت در بافت خاک، افزایش کلی درصد مواد آلی و درصد کربن آلی تیمارها در مقایسه به تیمار شاهد مطابق نتایج جدول ۱ و رفتار متفاوت اصلاح‌کننده‌ها نسبت داد. با مقایسه انتشارپذیری و مشخصات دو خاک لوم‌شنی و لومرسی در جدول ۱ و جدول ۲ نتیجه گرفته می‌شود که رفتار اصلاح‌کننده‌های بیوچار کوکوپیت، کوکوپیت و ورمی‌کمپوست در هر یک از دو خاک متفاوت است و اثرات متفاوتی بر روی خصوصیات خاک از جمله EC دارند. با توجه به جدول ۱ مشاهده می‌گردد افزودن اصلاح‌کننده‌ها باعث افزایش EC در دو نوع خاک شده است. همچنین می‌توان نتیجه گرفت که در هر دو خاک اثرات تیمارها متفاوت می‌باشد. به‌طوری‌که میزان EC در خاک لوم‌شنی به‌ترتیب با افزودن اصلاح‌کننده‌های بیوچار، ورمی‌کمپوست و کوکوپیت و در خاک لومرسی به‌ترتیب در بیوچار، کوکوپیت و ورمی‌کمپوست افزایش یافته است. این تفاوت‌ها نیز در میزان کربن آلی و مواد آلی و انتشارپذیری قابل مشاهده می‌باشد. (Chalhoub et al., 2013)، در آزمایشات خود به این نتیجه رسیدند که افزایش مواد آلی موجب کاهش، انتشارپذیری نیترات می‌شود، که با نتایج کلی کاهش انتشارپذیری در خاک لومرسی و نتایج به‌دست



توانایی شبیه‌سازی و برآورد انتشارپذیری نیترات توسط مدل CXTFIT برای دو بافت خاک لوم‌شنی و لوم‌رسی با سه اصلاح‌کننده کوکوپیت، بیوچار کوکوپیت و ورمی کمپوست را مناسب دانست.

کمترین درصد خطا به ترتیب در تیمار شاهد و سطح ۲٪ ورمی کمپوست خاک مشاهده شد. در خاک لوم‌رسی نیز بیشترین ضریب تعیین به تیمار خاک شاهد، سطح ۱ درصد بیوچار و ۲ درصد کوکوپیت همچنین کمترین درصد خطا نیز به کوکوپیت ۲ درصد تعلق داشت. در مجموع می‌توان

## منابع

- احمدی مقدم، ز.، طباطبایی، س.، ح. ۱۴۰۰. تعیین دقت دو مدل CDE و MIM با استفاده از روش حل معکوس در انتقال آلودگی تری کلرواتیلن (TCE) در یک محیط متخلخل کربناته. دوره ۵۳، شماره ۱، صفحات ۳۹۴-۳۸۳.
- آزادی‌فر، ع.، معاضد، ع.، سلطانی محمدی، ه و ا، فرخیان فیروزی. ۱۳۹۴. بررسی اثر بافت و فاصله انتقال بر انتشارپذیری نیترات در خاک ماسه‌ای با استفاده از مدل‌های بریگهام، فرید کامبرنوس و کد CXTFIT. علوم و مهندسی آبیاری (مجله علمی-پژوهشی)، جلد ۳۹، شماره ۴، صفحات ۱۵۷-۱۴۸.
- اصولی، ح.، کریمی، ا.، طباطبایی، س.ح. و شیرانی، ح. ۱۴۰۱. آثار کاربرد بیوچار بر سرعت نفوذ آب به خاک و هدایت هیدرولیکی اشباع مزرعه‌ای خاک لوم شنی. پژوهش آب ایران. جلد ۱۶، شماره ۱، صفحات ۱-۱۲.
- باقری، ح.، زارع ایبانه، ح.، ایزدی، ع. ۱۳۹۶. شبیه‌سازی انتقال سدیم و نیترات در خاک اصلاح شده با ورمی کمپوست تحت رژیم‌های مختلف آبیاری. نشریه آبیاری و زهکشی ایران، جلد ۱۱، شماره ۵، صفحات ۸۹۹-۸۸۸.
- جعفری کلکان، گ.، ب.، نژادیانی، م. ۱۳۹۴. بررسی آزمایشگاهی تغییرات انتشارپذیری آلاینده‌ها در محیط‌های متخلخل همگن و غیرهمگن اشباع. فصلنامه علمی پژوهشی مهندسی آبیاری و آب. جلد ۵، صفحات ۱۶۳-۱۷۹.
- خدارحمی، ی.، برومند نسب، س.، سلطانی محمدی، ا و ع، ناصری. ۱۳۹۸. ارزیابی تأثیر بیوچار اصلاح شده و ژئولیت بر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک لوم، نشریه حفاظت منابع آب و خاک، سال ۸، شماره ۴، صفحات ۱۰۱-۸۷.
- خدارحمی، ی.، سلطانی محمدی، ا.، برومند نسب، س و ع، ناصری. ۱۳۹۸. ارزیابی تأثیر بیوچار و هیدروچار اصلاح شده بر کاهش آبشویی نیترات در خاک لوم در شرایط غیر اشباع، نشریه آبیاری و زهکشی ایران، شماره ۳، جلد ۱۳، صفحات ۷۶۱-۷۷۲.
- دیوبند هفشجانی، ل.، هوشمند، ع.، ناصری، ع. ع.، سلطانی محمدی، ا. عباسی، ف. ۱۳۹۵. مقایسه کارایی بیوچار و ورمی کمپوست باگاس نیشکر در حذف نیترات از آب‌های آلوده و تعیین شرایط بهینه فرایند جذب، نشریه آبیاری و زهکشی ایران، شماره ۱، جلد ۱۰، ۱۱۶-۱۰۴.
- قائم‌زاده، ف.، بانژاد، ح و ا، بهمنی. ۱۳۹۳. شبیه‌سازی حرکت کادمیم در شرایط مختلف خاک با مدل غیرتعادلی فیزیکی، نشریه دانش آب و خاک، شماره ۲۹، صفحات ۲۹-۴۴.
- قزبانی، م.، اسدی، ح و س.، ابریشم‌کش. ۱۳۹۴. تأثیر بیوچار (زغال زیستی) پوسته شلتوک برنج بر آبشویی نیترات در یک خاک رسی، نشریه پژوهش‌های خاک (علوم آب و خاک)، جلد ۲۹، شماره ۴، صفحات ۴۳۴-۴۲۸.
- کوهی، ز.، فراستی، م.، سیدیان، م و ع، قلی‌زاده. ۱۳۹۸. اثر بیوچار کلزا، گندم و ترکیب آن‌ها بر جذب و آب‌شویی نیترات از خاک، نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، جلد ۲۶، شماره ۶، صفحات ۲۶۱-۲۴۷.
- مرادزاده، م.، ۱۳۸۹. شبیه‌سازی اثر ژئولیت بر آبشویی نیترات و آمونیوم در یک خاک زراعی با استفاده از مدل HYDRUS-1D. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده علوم آب دانشگاه شهید چمران اهواز.
- مرادزاده، م.، معاضد، ه. و. صیاد، غ. ۱۳۹۲. شبیه‌سازی آب‌شویی یون نیترات در یک خاک لوم شنی تیمار شده با ژئولیت با استفاده از نرم‌افزار HYDRUS-1D. نشریه دانش آب و خاک، جلد ۲۳، شماره ۱، صفحات ۹۵-۱۰۷.



مصطفی زاده، ف.، کیلانه‌ئی، ف و م، حسنلوراد. ۱۳۹۹. بررسی آزمایشگاهی انتقال آلودگی در محیط متخلخل اشباع تحت جریان آب زیرزمینی. نشریه مهندسی عمران امیرکبیر، شماره ۲۵، صفحات ۸۹-۱۰۶.

معروف پور، ع.، کشکولی، ح، ع. معاضد، ه. سامانی، ح. ۱۳۸۶. بررسی و مقایسه مدل‌های ریاضی فرید - کامبرنوس و بریگهام برای انتقال آلاینده پایدار در خاک‌های ماسه‌ای همگن. مجله علمی کشاورزی، جلد ۳۰، شماره ۴- الف، صفحات ۷۸-۸۹.

Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M. and G. Wessolek. 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202: 183-191.

Borchard, N., Schirrmann, M., Luz Cayuela. M., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo., J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, j.A and J, Novak. 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emissions: A meta-analysis, *Science of the Total Environment*, 2354-2364.

Chalhoub, m., Coquet, Yand P, Vachier. 2013. Water and Bromide Dynamics in a Soil Amended with Different Urban Composts. *Journal of the Vadose Zone*, 1-15.

Chen, Y., Shinogi, Y. and M. Taira. 2010. Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality. *Soil Research*, 48: 526-530.

Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T. E., Papiernik, S. K., Malo, D. D., Clay, D. E. and D. W. Gulbrandson. 2013. Nitrate sorption and desorption in biochars from fast pyrolysis. *Microporous and Mesoporous Materials*, 179: 250-257.

Devereux, R. C., Sturrock, C. J. and S.J. Mooney. 2012. The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 103: 13-18.

Hseu, Z. Y., Jien, S. H., Chien, W. H. and R. Liou. 2014. Impacts of Biochar on Physical Properties and Erosion Potential of a Mudstone Slopeland Soil. *The Scientific World Journal*, Article ID 602197, 10 pages

Jeong, C.Y., Wang, J.J., Dodla, S.K., Eberhardt, T.L. and L, Groom. 2012. Effect of Biochar Amendment on Tylosin Adsorption-Desorption and Transport in Two Different Soils. *Journal of Environmental Quality*, 1185-1192.

Jin, Z., Chen, X., Chen, C., Tao, P., Han, Z and X, Zhang. 2016. Biochar impact on nitrate leaching in upland red soil, China. *Environ Earth Sci.*, 75: 1109. *Journal of Contaminant Hydrology*, 123-134.

Kameyama, K., Miyamoto, T. Shiono, T. and Y. Shinogi. 2012. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcareous dark red soil. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1131-1137.

Kumar, S., Mastro, R. E., Ram, L. C., Sarkar, P., George, J. and V.A. Selvi. 2013. Biochar preparation from *Parthenium hysterophorus* and its potential use in soil application. *Ecological Engineering*, 55: 67-72.

Lawrinenko, M. 2014. Anion exchange capacity of biochar. A thesis submitted to the graduate faculty in partial fulfillment of the requirements for the degree of master of science. Iowa State University Ames, Iowa. This journal is The Royal Society of Chemistry. Page 1 of 17

Mishra, P.C and R.K. Patel. 2009. Use of agricultural waste for the removal of nitrate-nitrogen from aqueous medium *J. Environmental Management*, 519-522.

Ouyang, L., Wang, F., Tang, J., Yu and L. R. Zhang. 2013. Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 991-1002.

Pietrzak, D., Kania, J., Kmiecik, E and K, Wator. 2019. Identification of transport parameters of chlorides in different soils on the basis of column studies. *Geologos*, 225-229.



Schick, J., Joachim Schick, P. C., Jean-Louis, P and M. C. Claire. 2010. Batch-wise nitrate removal from Water on a surfactant-modified zeolite Microporous and Mesoporous Materials. *Microporous and Mesoporous Materials*, 395–400.

Srinivasan, P and A. K. Sarmah. 2014. Assessing the sorption. leaching behaviour of three sulfonamides in pasture soils through batch and column studies. *Science Total Environment*, 535–543.

Tarnate, P. M. O., Ella, V. B and M. R, Reyes. 2014. Modeling solute transport in soil under conventional plow-based and conservation agriculture production systems in Claveria, Misamis oriental, Philippines. *PHILIPP AGRIC SCIENTIST*, 243–251.

Toride, N., Leij, F.J., Van Genuchten, M,Th., 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, 2.0. *Journal of US Salinity Laboratory*, Riverside, CA.

Wang, Y., Gao, B. Y., Yue and W. Q. Y. Yue. 2007. Adsorption Kinetics of nitrate from aqueous solutions onto modified wheat residue. *Colloids Surf*, A308: 1-5.

Xing, X., Gao, Zhong, Q.Q., Yue, Q and Q. Li. 2011. Sorption of nitrate onto amine-crosslinked wheat straw: Characteristics, column sorption and desorption properties. *Journal of Hazardous Materials*, 186: 206-211.

Zhang, L. and X. Sun. 2014. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource Technology* 171, 274-284

Zhang, X., Tong, J., Hu, B and W, Wei. 2017. Adsorption and desorption for dynamics transport of hexavalent chromium (Cr (VI)) in soil column. *Environ Sci Pollut Res*. Springer-Verlag GmbH Germany.

Zhao, B.W., Nan, X.J., Li, Y.Q., Liu, H and K. X, Duan. 2021. Modelling Sorption and Leaching Behaviour of Sulphate in Light Sierozem (Calcids) Columns with Rape Straw Biochar Amendments with Steady Flow. *Nature Environment and Pollution Technology*, 185–192.