

## شبیه‌سازی حرکت کادمیم در شرایط مختلف خاک با مدل غیرتعادلی فیزیکی

فرزانه قائمی‌زاده<sup>۱</sup>، حسین بانژاد<sup>۲\*</sup> و امید بهمنی<sup>۳</sup>

تاریخ دریافت: ۹۲/۰۳/۱۲ تاریخ پذیرش: ۹۲/۰۹/۲۴

<sup>۱</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان

<sup>۲</sup> دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان

<sup>۳</sup> استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان

\*مسئول مکاتبات، پست الکترونیک: hossein\_banejad@yahoo.com

### چکیده

در این مطالعه سه نوع بافت خاک غالب استان همدان (لوم شنی، لومی و لوم رسی) در حالت کشت و عدم کشت گیاه زرت با سه تکرار، تحت تیمار پساب حاوی کادمیم قرار گرفتند. غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی از لایسی‌مترها تحت آزمایش فاکتوریل در غالب طرح کاملاً تصادفی به صورت اندازه‌های تکرار شده مورد تجزیه قرار گرفت. سپس انتقال کادمیم در خاک‌های بدون کشت با استفاده از حل معکوس معادله جابه‌جائی - انتشار در نرم‌افزار CXTFIT تحت شرایط غیر تعادلی فیزیکی دوناخیه‌ای (TRM) مورد شبیه‌سازی قرار گرفت و غلظت کادمیم باقی‌مانده در خاک در پایان آزمایش پیش‌بینی گردید. نتایج حاصل نشان داد که در طول مدت آزمایش خاک‌های با بافت لوم شنی و لومی هر دو به همراه کشت گیاه به ترتیب کمترین و بیشترین میزان اثرگذاری را در تصفیه فاضلاب حاوی کادمیم داشته‌اند. نتایج حاصل از نرم‌افزار CXTFIT نشان داد که بهترین برازش منحنی‌های رخنه حاصل از داده‌های شبیه‌سازی شده و داده‌های مشاهده‌ای، برای خاک لومی با میزان ضریب همبستگی  $r = 0.84$  حاصل شده است. همچنین نتایج حاصل از شبیه‌سازی نشان داد که با اعمال تیمارهای انجام گرفته تحت شرایط این آزمایش، غلظت باقی‌مانده کادمیم در خاک در پایان فصل رشد، برای خاک لوم شنی کم و برای خاک‌های لوم رسی و لومی بیشتر بود.

واژه‌های کلیدی: بافت خاک، پساب، زرت، غیرتعادلی فیزیکی، کادمیم، CXTFIT

## Cadmium Transport Simulation under Different Soil Conditions Using the Physical Non-Equilibrium Model

F Ghaemizadeh<sup>1</sup>, H Banejad<sup>\*2</sup> and O Bahmani<sup>3</sup>

Received: 2 June 2013 Accepted: 15 December 2013

<sup>1</sup> M.Sc. Student, Dept. of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

<sup>2</sup> Assoc. Prof., Dept. of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

<sup>3</sup> Assist. Prof., Dept. of Water Engineering, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran

\* Corresponding Author Email : hossein\_banejad@yahoo.com

### Abstract

In this study three dominant soil textures of Hamedan province (Sandy-Loam, Clay-Loam and Loam) in two conditions, with and without maize cultivation, were contaminated with the wastewater containing cadmium. Cd concentration in drainage water was analyzed by completely randomized factorial design in the repeated measures, with three replications of each treatment. Also the Two-Region Non-equilibrium models (TRM) in CXTFIT software were used to simulate the transport of Cadmium in non-cultivated soils and to estimate the residual cadmium concentration at the end of experiments. The results showed that the Sandy-Loam and Loamy soil textures both under cultivation conditions had the minimum and maximum effects on Cd contaminated water filtration, respectively. The CXTFIT software showed that the best fitting for breakthrough curve derived from simulated and observed data was for the loam soil with a correlation coefficient value of  $r = 0.84$ . Also the simulation results showed that under the conditions of this experiment, residual cadmium concentrations in the soil at the end of the growing season were low in the sandy-loam soil and high in the Clay-Loam and Loam soils.

**Keywords:** Cadmium, Maize, CXTFIT, Physical non-equilibrium, Soil texture, Wastewater

خطر فراوان ایجاد می‌کند و سمیتی ۲ تا ۲۰ برابر بیشتر از سایر عناصر سنگین به همراه دارد (واسویل و همکاران ۱۹۹۸). سازمان مواد سمی و بیماری‌های آمریکا<sup>۲</sup> کادمیم را در اولویت لیست ده ماده خطرناک و سمی خود قرار داده است (کامنو و همکاران ۲۰۰۰). از آنجایی که استفاده از فاضلاب‌ها دارای پیامدهایی بر خاک، گیاه، محیط زیست و انسان‌ها است، چنانچه بخواهیم به حد ایده‌آل و مطمئن استفاده از این منابع

### مقدمه

یکی از فلزات سنگین موجود در پساب‌ها کادمیم<sup>۱</sup> است. کادمیم عنصر شیمیایی است که در جدول تناوبی با نشان Cd و عدد اتمی ۴۸ قرار گرفته است. تقریباً سه چهارم کادمیم در باطری‌ها استفاده می‌گردد و بیشتر از یک سوم باقی مانده در ساخت رنگ‌ها و پوشش‌ها، در صنعت آبرکاری و بعنوان مواد ثبات بخش در پلاستیک‌ها بکار می‌رود. کادمیم برای بیشتر ساختارهای زیستی

<sup>2</sup>ATSDR

<sup>1</sup>Cadmium

دست یابیم لازم است که در مورد انواع راهکارها و روش‌های بکارگیری آن‌ها، به صورت منطقه‌ای و با نظر گرفتن سایر ویژگی‌های محیطی مطالعاتی انجام دهیم. با توجه به عدم وجود مرحله تصفیه پیشرفته فاضلاب در ایران (بی‌نام ۱۳۸۹)، رها سازی پساب‌ها در محیط و یا استفاده از آن‌ها جهت آبیاری‌های طولانی مدت آلودگی بالای محیطی ناشی از کادمیم را در بسیاری از نواحی ایران به همراه داشته است. بررسی آلودگی ناشی از فلزات سنگین در لجن و پساب حاصل از تصفیه اولیه فاضلاب صنایع سنگبری شهر تبریز نشان داد که تجمع کادمیم در نمونه‌های لجن بسیار بیشتر از سایر عناصر بود و در حدود ۲۳ برابر حد مجاز آن در خاک بوده است (مسافری و همکاران ۱۳۹۰). در تحقیق دیگری که در منطقه شاهین شهر اصفهان انجام گرفت، غلظت فلزات سنگین کادمیم، سرب، روی، نیکل، کرم، مس و منگنز در خاک و گندم آبیاری شده با پساب مورد مطالعه قرار گرفت. از بین تمامی عناصر مورد مطالعه، کادمیم بیشترین میزان تجمع در خاک و گیاه را داشت (مر و خدابخشلو ۱۳۹۰). نتایج حاصل از مطالعه مهمترین منابع آلاینده‌ی صنعتی خاک، آب و گیاه در استان یزد نشان داد که کادمیم موجود در پساب حاصل از سه ناحیه صنعتی مهم موجود در این ناحیه (نساجی افشار، سلک باف و یزد باف) از نظر استاندارد سازمان محیط زیست برای تخلیه به آب‌های سطحی و همچنین آبیاری دارای محدودیت جدی می‌باشند. همچنین تجمع کادمیم در خاک منطقه در محدوده غلظت بحرانی قرار داشت (رحمانی ۱۳۸۸). بهیهانی‌نیا و همکاران (۱۳۸۹) اثر آبیاری با فاضلاب در نواحی جنوبی شهر تهران را مورد بررسی قرار دادند و نشان دادند که مقدار کرم و کادمیم در گیاهان کشت شده در این نواحی هم برای گیاه و هم برای انسان بیشتر از مقادیر استاندارد است. مواد آلی و pH خاک از جمله مهمترین فاکتورهای خاک در کنترل قابلیت در دسترس بودن کادمیم هستند (برانکی‌کاو و همکاران ۲۰۰۴). بین pH خاک و جذب کادمیم توسط گیاه رابطه خطی وجود دارد (تودوریانو و فیلیپس ۲۰۰۴). در pH های بالا ( $pH > 6$ ) جذب کادمیم

بیشتر ازاینکه تابع pH خاک باشد، تابع قابلیت تبدالی کاتیونی رس (CEC) و مواد آلی موجود در خاک است (اسمیت و همکاران ۱۹۹۵). خاک دارای ماده آلی، رس، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربنات کلسیم و pH بیشتر، توانایی بیشتری را در جذب فلزهای سنگین دارد (کولو و همکاران ۲۰۰۴). نحوه توزیع مواد ردیاب بین دو ناحیه محلول و غیر محلول خاک در نحوه حرکت و یا باقی ماندن آن‌ها در خاک بسیار اهمیت دارد (جلالی و محرمی ۲۰۰۷). نتایج حاصل از پژوهشی روی ۱۰ نمونه از خاک‌های مناطق مختلف استان همدان نشان داد که روی، مس و نیکل از جمله مواد ردیابی هستند که به مقدار بسیار زیاد توسط خاک جذب می‌شوند، حال آنکه منگنز و کادمیم کمترین میزان جذب و بیشترین میزان آبشستگی را در این خاک‌ها دارا بوده‌اند (جلالی و محرمی ۲۰۰۷).

انتقال آلودگی در منابع آب زیرزمینی در صورتی می‌تواند تعادلی در نظر گرفته شود که زمان کافی برای جذب وجود داشته باشد و انتقال در یک محیط متخلخل همسان و همچنین جذب به صورت خطی و برگشت‌پذیر باشد (پانگ و همکاران ۲۰۰۲). این در حالی است که شرایط طبیعی یک آبخوان وضعیت متفاوت از حالت تعادلی دارد که به آن وضعیت غیرتعادلی گویند. در حالت غیر تعادلی انتقال آلودگی در لایه‌های خاک می‌تواند تابع شرایط فیزیکی لایه‌های خاک (ناشی از ویژگی‌های حالت عدم تجانس<sup>۱</sup> آبخوان، جریان ترجیحی<sup>۲</sup> و انتشار سینیتیک<sup>۳</sup>) و یا شرایط شیمیایی آن‌ها (ناشی از جذب-تبادل یونی سینیتیک<sup>۴</sup> و یا پدیده پسماند<sup>۵</sup>) باشد. همچنین تاثیر سرعت آب در محیط متخلخل را نیز نباید نادیده گرفت. اگرچه تحت شرایط تعادلی این مساله نادیده گرفته می‌شود (پانگ و همکاران ۲۰۰۲). آلودگی ناشی از عناصر سنگین در آب‌های زیرزمینی در بسیاری از نواحی دنیا گزارش شده است.

<sup>1</sup>Heterogeneity

<sup>2</sup>Preferential flow

<sup>3</sup>Kinetic diffusion

<sup>4</sup>Kinetic sorption/ion exchange

<sup>5</sup>Hysteretic sorption

می‌کند. در این مدل برای سادگی محاسبات، مقدار ضریب پراکنش در هر ستون وابسته به سرعت جریان فرض می‌شود (وانگنوختن ۱۹۸۰). حل معکوس معادله جابه‌جائی-انتشار از طریق کوچک سازی تابع هدف که شامل اختلاف میانگین مربعات بین اطلاعات مشاهده‌ای و تخمین زده شده است، انجام می‌گیرد. الگوریتم‌های انتقال املاح که پارامترهای همرفت<sup>۳</sup>، انتشار<sup>۴</sup>، پخشیدگی<sup>۵</sup> و جذب<sup>۶</sup> را می‌توانند شامل شوند، همگی در کد CXTFIT گنجانده شده‌اند (تورید و همکاران ۱۹۹۵). همچنین این الگوریتم به طور گسترده برای تجزیه و تحلیل انتقال املاح طی فرآیند جذب خطی و غیرخطی به کار گرفته می‌شود (یوسانوف ۲۰۰۹، یلکوبال و آکیول ۲۰۰۷).

#### مدل دو ناحیه‌ای غیرتعادلی<sup>۷</sup> (TRM)

مدل غیرتعادلی فیزیکی، خاک را دو ناحیه متحرک<sup>۸</sup> و غیر متحرک<sup>۹</sup> فرض می‌کند. در این مدل فرض بر این است که انتقال املاح در خاک فقط در نواحی متحرک خاک رخ می‌دهد و انتقال املاح از ناحیه متحرک به غیر متحرک فقط از طریق پخشیدگی رخ می‌دهد. اگرچه حالت شیمیایی (TSM<sup>۱۰</sup>) و فیزیکی (TRM) حالت غیرتعادلی CDE<sup>۱۱</sup> هر دو بر دو مفهوم متفاوت استوار هستند، اما در یک فرم بدون بعد می‌توانند تحت روابط یکسانی تعریف شوند (تورید و همکاران ۱۹۹۵). برای انتقال یک ردیاب فعال در خاک تحت شرایط جذب روابط زیر تعریف می‌شود:

$$\beta R \frac{\partial C_1}{\partial T} = \frac{1}{P} \frac{\partial^2 C_1}{\partial Z^2} - \frac{\partial C_1}{\partial Z} - \omega(C_1 - C_2) \quad [1]$$

$$(1 - \beta)R \frac{\partial C_2}{\partial T} = \omega(C_1 - C_2) \quad [2]$$

که در آن  $\beta$  پارامتر بی‌بعد ضریب جزئی غیرتعادلی<sup>۱۱</sup> و  $\omega$  پارامتر بی‌بعد ضریب تبادل<sup>۱</sup> است.

پیش بینی مطمئن و قابل اطمینان از نحوه حرکت و انتقال املاح در لایه‌های زیرین خاک نیازمند شناخت دقیق و مناسب از نحوه جذب و پخشیدگی عناصر با توجه به مواد تشکیل دهنده خاک در هر ناحیه مورد نظر است (پانگ و همکاران ۲۰۰۲). در پژوهش دیگری ویژگی‌های خاک بر توزیع سرب تحت جریان ترجیحی بررسی شد. نتایج حاصل نشان داد که در خاک‌های با بافت و ساختمان متفاوت با توزیع ناهمگن جریان آب، دامنه‌ی جریان ترجیحی می‌تواند از جذب املاح در خاک جلوگیری کند (گرادیو و هالمهارت ۲۰۱۲). نتایج بدست آمده از پژوهش‌های دیگر نشان داده است که کادمیم نسبت به سایر عناصر سنگین در خاک متحرک‌تر بوده و عمدتاً به اجزای قابل تبادل و پیوند با کربنات‌ها می‌پیوندد (هریسون و همکاران ۱۹۸۱، چلوپکا و همکاران ۱۹۹۶). از آنجایی که اجزای قابل تبادل و پیوند با کربنات‌ها از اجزاء متحرک خاک محسوب می‌شوند (وارسته خانلری و جلالی ۱۳۸۶)، لذا احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی در کوتاه‌مدت توسط کادمیم وجود دارد. تاکنون پژوهش‌های کمتری درباره تعیین نوع شرایط و ویژگی‌های خاک جهت رهاسازی پساب با ویژگی‌های مشخص انجام گرفته است. در پژوهش دیگری شوآنگ و همکاران (۲۰۰۹) به بررسی تاثیر pH و ساختمان خاک بر جذب و انتقال کادمیم در خاک‌ها پرداختند. نتایج حاصل نشان داد که با افزایش رس خاک میزان پخشیدگی کادمیم در خاک افزایش پیدا می‌کند. مدل STANMOD<sup>۱</sup> برپایه روابط توسعه داده شده در مدل‌های Hydrous یک و دو بعدی عمل می‌کند و کلیه روابط بر اساس زبان برنامه نویسی فرترن توسعه داده شده است (وانگنوختن ۱۹۸۰). در کد CXTFIT که از زیر مدل‌های STANMOD است، از حل تحلیلی معادله جابه‌جائی-انتشار به نام مدل CDE<sup>۷</sup> استفاده می‌گردد که به طور معمول پارامترهای ورودی آن به روش معکوس از داده‌های منحنی رخنه به دست می‌آید. از طرفی برخی از پارامترهای انتقال املاح وابسته به مقیاس بوده و با تغییر مقیاس مقدار آن‌ها نیز تغییر

<sup>3</sup> Convection

<sup>4</sup> Dispersion

<sup>5</sup> Diffusion

<sup>6</sup> Absorption

<sup>7</sup> Two-Region Non-equilibrium model

<sup>8</sup> Mobile

<sup>9</sup> Immobile

<sup>10</sup> Two-Site Non-equilibrium model

<sup>11</sup> Non-equilibrium partitioning coefficient

<sup>1</sup> Studio of Analytical Model

<sup>2</sup> Convection Dispersion Equation

حالت غیر تعادلی مدل CDE با استفاده از کد CXTFIT در حالت معکوس در بسته نرم افزاری STANMOD حل گردید. نتایج مطالعه‌ی آن‌ها نشان‌دهنده دقت بالای مدل (  $r=0.893$  و  $RMSE=11.9$  ) در محاسبه ضریب انتشار پذیری داشت. در پژوهش دیگری با استفاده از  $D_2O$  به عنوان ردیاب در یک خاک ماسه‌ای مقدار ضریب انتشار هیدرودینامیکی مورد محاسبه قرار گرفت و منحنی رخنه در غالب کد CXTFIT در مدل STANMOD رسم گردید. نتایج حاصل میزان سرعت آب منفذی را  $0.3684$  سانتی‌متر بر دقیقه و مقدار ضریب پخشیدگی (D) را  $0.1179$  سانتی‌متر مربع بر دقیقه با دقت قابل قبول ( $r=0.99$ ) نشان داد (پلمریا و همکاران ۲۰۰۹). در تحقیق دیگری حرکت بر و روی با استفاده از حل تحلیلی CDE با کد CXTFIT در بسته نرم افزاری STANMOD شبیه سازی شد. نتایج نشان داد که در ستون خاک با مشخصات طول ۲۸ سانتی‌متر و قطر  $8/4$  سانتی‌متر، حرکت روی نسبت به بر بسیار کندتر انجام می‌گیرد. همچنین اثر بخشی بالای ساختمان خاک در حرکت بر را نشان داد (محمود الحسن ۲۰۰۸). ژیمینگ و همکاران (۲۰۱۲) اقدام به شبیه‌سازی حرکت کادمیم در خاک‌های با طول ستون‌های متفاوت با استفاده از کد CXTFIT کردند.

بیشتر مطالعات انجام گرفته در مورد انتقال کادمیم برای خاک‌های شنی و یا خاک‌های اسیدی با pH کمتر از ۶ انجام گرفته است (آلن و همکاران ۱۹۹۵، سانت‌جنز و همکاران ۲۰۰۱، لیو و همکاران ۲۰۰۶). این در حالی است که بیشتر نواحی مناطقی مثل دشت‌های همدان دارای خاک‌های غیر شنی و غیر اسیدی هستند.

در بیشتر بررسی‌های انجام گرفته، جذب و انتقال کادمیم در ستون‌های خاک بدون کشت گیاه مورد مطالعه قرار گرفته است و جریان اصلی غالب در انتقال املاح جریان زمینه‌ای<sup>۲</sup> در نظر گرفته شده است. این در حالی است که کشت گیاه در خاک و گسترش ریشه در آن باعث بروز تغییراتی در ساختمان خاک گردیده و

$C_T$  نشان‌دهنده غلظت باقی‌مانده در فاز مایع خاک  $[ML^{-3}]$  است که به صورت تفاضل غلظت اولیه ( $C_1$ ) و نهایی ( $C_2$ ) آلاینده در فاز مایع خاک تعریف می‌شود. D ضریب پخشیدگی  $[L^2T^{-1}]$ ، R فاکتور تاخیر [-]، V سرعت متوسط حرکت آب در منافذ خاک  $[LT^{-1}]$ ، x طول ستون خاک [L] و t زمان [T] است. پارامترهای بدون بعد برای حالت غیر تعادلی فیزیکی (TRM) در جدول ۱ آمده است.

$I_m$  نشان‌دهنده شرایط غیر متحرک و m نشان دهنده حالت متحرک در فاز مایع خاک هستند. f جزئی از مکان-های تعادلی جذب را نشان می‌دهد که با ناحیه متحرک فاز مایع برای شرایط فیزیکی دو ناحیه ای (TRM) تعریف می‌شود. ضریب انتشار<sup>۲</sup> ( $\alpha$ ) ضریب مرتبه اول برای انتقال املاح در حالت TRM است که میزان مبادله املاح بین دو ناحیه متحرک و غیرمتحرک محلول مایع خاک را کنترل می‌کند.  $\theta$  درصد رطوبت خاک که به صورت وزنی یا حجمی تعریف می‌شود و  $\rho_b$  چگالی ظاهری خاک است.  $K_d$  ضریب توزیع مربوط به تخلخل خاک است  $[L^3L^{-3}]$ ،  $C_T$  غلظت باقی‌مانده در محلول خاک  $[ML^{-3}]$  و  $C_0$  غلظت کادمیم ورودی  $[ML^{-3}]$  را نشان می‌دهد. غلظت باقی‌مانده در خاک می‌تواند از رابطه زیر محاسبه شود (پارکر و ولوچی ۱۹۸۶):

$$C_T = \beta RC_1 + (1 - \beta) RC_2 \quad [3]$$

نتایج حاصل از تحقیقات انجام شده نشان داده است که در تیمارهای طولانی مدت کادمیم می‌توان با استفاده از داده‌های حاصل از منحنی رخنه و حل معکوس معادله جابه‌جائی-انتشار در مدل CXTFIT نتایج بهتری را در حالت شرایط غیر تعادلی نسبت به حالت تعادلی به دست آورد (ژانگ ۱۹۹۸، پانگ و کلوز ۱۹۹۹، شانگ ۲۰۰۳، شوانگ و همکاران ۲۰۰۹).

نیر و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای نحوه حرکت و جذب آفت کش در ستون‌های خاک با طول ۲۵ سانتی-متر و قطر ۵ سانتی‌متر برای یک خاک ماسه ای مخلوط با مونتموریلونیت مورد بررسی قرار دادند. بدین منظور

<sup>1</sup> Transfer coefficient

<sup>2</sup> Dispersivity

<sup>3</sup> Matrix flow

نحوه‌ی انتقال املاح و جریان اصلی غالب در خاک را تحت تاثیر قرار می‌دهد.  
جدول ۱- پارامترهای بدون بعد مورد استفاده در مدل TRM.

پارامتر بدون بعد	رابطه	پارامتر بدون بعد	رابطه
Z	$\frac{x}{L}$	$\beta$	$\frac{\theta_m + f\rho_b K_d}{\theta + \rho_b K_d}$
P	$\frac{VL}{D}$	$\omega$	$\frac{\alpha L}{\theta V}$
R	$1 + \frac{\rho_b K_d}{\theta}$	$C_1$	$\frac{C_m}{C_0}$
$C_r$	$\frac{C}{C_0}$	$C_2$	$\frac{C_{im}}{C_0}$

فیزیکی استفاده گردید و نحوه حرکت و جذب کادمیم در لایه‌های خاک در حالت غیرتعادلی فیزیکی مورد مدل‌سازی قرار گرفت.

#### مواد و روش‌ها

جهت انجام آزمایش و مقایسه اثر بافت خاک در حالت کشت و بدون کشت گیاه، با توجه به بافت غالب مناطق استان همدان سه نوع بافت اصلی خاک شامل بافت سنگین (لومی رسی)، بافت متوسط (لومی) و بافت سبک (لومی شنی) انتخاب گردید. سپس با توجه به تحقیقات قبلی صورت گرفته توسط مرکز تحقیقات کشاورزی استان همدان (بی‌نام ۱۳۹۰)، خاک‌های دارای بافت سنگین و متوسط از منطقه اطراف جاده جورقان (۵ کیلومتری جاده تهران) و خاک دارای بافت سبک از منطقه حیدره همدان تهیه و به محل گلخانه دانشگاه بوعلی‌سینا همدان منتقل گردید. مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد استفاده به ترتیب در جدول‌های ۲ و ۳ آمده است. همچنین به منظور حصول اطمینان از آلوده بودن یا نبودن خاک‌ها، غلظت کادمیم در سه نمونه خاک مورد استفاده قبل از انجام آزمایش اندازه‌گیری شد. شکل ۱ پراکنندگی خاک‌های استان همدان از نظر بافت را نشان می‌دهد.

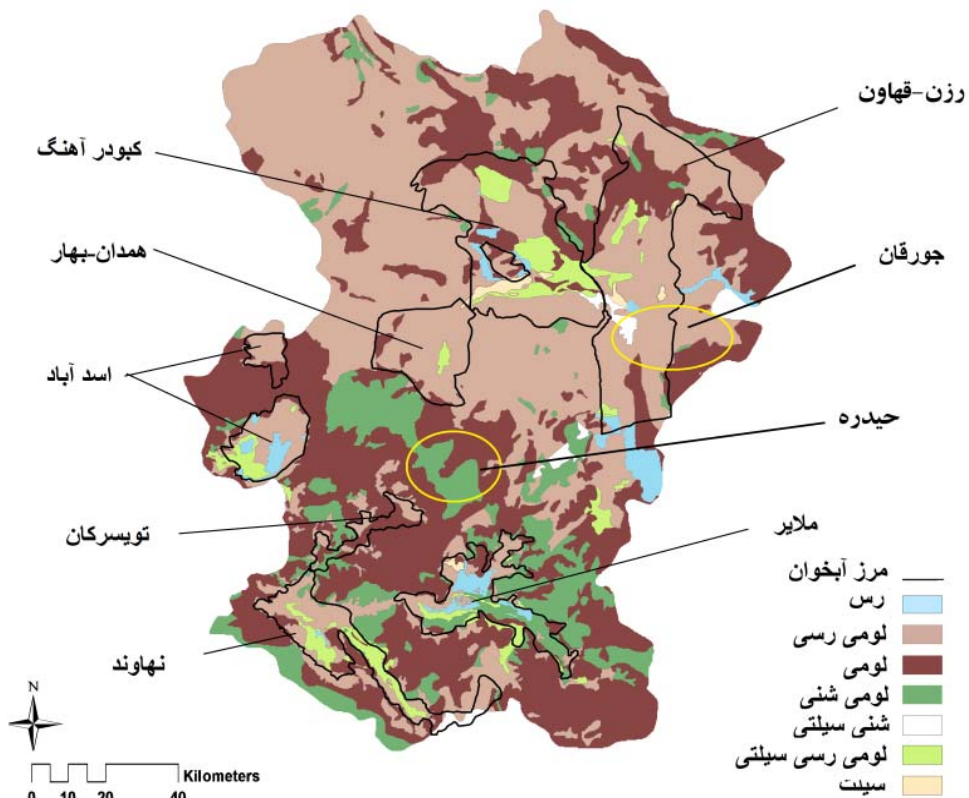
این مساله در خاک‌های با بافت‌های گوناگون ناشی از تفاوت در ترک‌های ایجاد شده در خاک، شکاف‌های بدست آمده از انبساط و انقباض خاک و سوراخ‌های ریشه و پدیده زبانه‌ای در خاک‌های درشت‌بافت (که همگی از عوامل ایجاد جریان‌های ترجیحی در خاک‌ها هستند (بون و ژرمن ۱۹۸۲، جارویس ۲۰۰۷))، اثرات متفاوت‌تری را به همراه خواهد داشت. پردازش کمتر به انتقال املاح ناشی از جریان ترجیحی در خاک در مقایسه با جریان ماتریکس برآورد دقیق پارامترهای انتقال املاح را با مشکل مواجه می‌کند و در نتیجه تعمیم نتایج بدست آمده از این‌گونه آزمایش‌ها با شرایط و ویژگی‌های محیط طبیعی به درستی صورت نمی‌گیرد (سلیم اختر و همکاران ۲۰۱۱). بنابراین هدف از پژوهش حاضر ارائه روش مناسب برای مدیریت پساب‌ها (شامل تعیین شرایط محیط برای استفاده از پساب‌ها به منظور تغذیه مصنوعی آبخوان، آبیاری محصولات خوراکی و غیر خوراکی و یا رهاسازی به آب‌های سطحی) با توجه به شرایط فیزیکی خاک است. از این رو سه نوع بافت خاک متفاوت، متناسب با جنس غالب خاک‌های استان همدان انتخاب شد و کیفیت زه‌آب خروجی در دو حالت کشت و عدم کشت گیاه در لایسی‌متر مورد بررسی و آزمایش قرار گرفت. همچنین به منظور صحت سنجی داده‌های حاصل از آزمایش از کد CXTFIT برای برازش منحنی‌های رخنه حاصل شده در حالت غیرتعادلی

جدول ۲- مشخصات فیزیکی خاک‌های مورد مطالعه (بی‌نام ۱۳۹۰).

درصد ذرات تشکیل دهنده			بافت خاک
شن	رس	سیلت	
۴۱/۶۸	۲۹/۳۲	۲۹	سنگین (clay loam)
۴۴/۶۸	۲۵/۳۲	۳۰	متوسط (loam)
۶۷/۹۶	۱۱/۷۶	۲۰/۲۸	سبک (sandy loam)

جدول ۳- مشخصات شیمیایی خاک‌های مورد استفاده (بی‌نام ۱۳۹۰).

پتاسیم قابل جذب (ppm)	فسفر قابل جذب (ppm)	ازت کل (%)	کربن آلی (%)	pH	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	بافت خاک مورد استفاده
۳۵۰	۱۰/۵	۰/۰۵	۰/۴۲	۷/۸	۱/۱	سنگین (clay loam)
۲۳۵	۳/۲	۰/۰۷	۰/۶۹	۷/۷	۱/۲	متوسط (loam)
۱۱/۳	۷/۱۵	۰/۰۵	۰/۵۴	۷/۵	۰/۲	سبک (sandy loam)



شکل ۱- پراکندگی خاک‌های استان همدان از نظر بافت.

گرادبان مناسب خروج زه‌آب، ده سانتی‌متر انتهای همه‌ی بشکه‌ها با استفاده از گراول پر شد، سپس روی گراول‌ها با توجه به طرح مورد استفاده خاک ریخته شد. ۱۵ سانتی‌متر سر بشکه به منظور انجام مناسب عملیات کشت و اجرای تیمارها خالی گذاشته شد. قبل از عمل کشت به دلیل انجام نشست کامل خاک

از لایسی‌مترهایی به قطر ۵۷ سانتی‌متر و ارتفاع ۹۲ سانتی‌متر استفاده شد. برای ایجاد زهکشی مناسب قسمت انتهایی بدنه بشکه‌ها سوراخ گردید و لوله پلی‌اتیلنی به قطر ۱ اینچ در انتهای بشکه قرار داده شد و دور لوله فیلتر زهکش ژئوتکستایل مناسب قرار داده شد. به منظور انجام بهتر زهکشی و ایجاد

دبجیتال در خروجی پمپ استفاده شد. در ۲ مرحله نخست آبیاری با توجه به نیاز آبی ذرت میزان آب ورودی در هر نوبت آبیاری برای هر لایسی‌متر ۱۲ لیتر تعیین گردید و پس از آن تا پایان دوره آزمایش میزان آب ورودی هر لایسی‌متر به ۲۰ لیتر افزایش یافت. آبیاری اولیه گیاهان با آب معمولی انجام شد تا گیاهان به مرحله چهار برگگی شدن رسیدند. پس از آن آبیاری با فاضلاب حاوی کادمیم با دور آبیاری ۱۲ روز (متناسب با نیاز آبی گیاه ذرت) آغاز گردید. آبیاری تمامی لایسی‌مترها تا مرحله کامل شدن دوره رشد گیاهان به مدت ۹۴ روز ادامه یافت. در مجموع ۷ نوبت آبیاری با فاضلاب انجام گردید. در هر نوبت آبیاری ارتفاع ثابت آب روی هر لایسی‌متر ایجاد شده و سپس با قطع جریان ورودی اجازه نفوذ به آن داده می‌شد. همچنین به منظور هدایت بهتر آب و ایجاد ارتفاع یکسان بر اساس استفاده از سرعت و دبی خروجی در هر لایسی‌متر از رینگ‌های گالوانیزه که تا ارتفاع ۵ سانتی‌متری خاک فرو رفته بودند استفاده گردید.



شکل ۲- مجموعه لایسی‌مترها و سیستم آبیاری مورد استفاده.

ثابت مورد استفاده انتخاب گردید. جهت جلوگیری از تبخیر و نشست گرد و خاک بر زه‌آب خروجی از ظروف دردار در خروجی لایسی‌مترها استفاده گردید. زه آب خروجی پس از هر بار آبیاری با فاصله زمانی یک روز پس از اتمام آبیاری جمع‌آوری و در ظروف

داخل لایسی‌مترها سه ماه آبیاری با آب شهری صورت گرفت. در مردادماه ۱۳۹۱ عملیات کشت گیاه ذرت (رقم فجر K SC 260) آغاز گردید. ۹ لایسی‌متر با کشت گیاه و ۹ لایسی‌متر بدون کشت گیاه در نظر گرفته شد. به منظور انجام یکنواخت آبیاری و تعیین دقیق حجم آبیاری در هر نوبت یک شبکه آبیاری مکانیزه طراحی گردید. برای این‌کار با توجه به بیشترین نیاز آبی گیاه ذرت در طول دوره رشد، یک مخزن ۸۰۰ لیتری و همچنین الکتروپمپی با حجم کاری ۵۰ لیتر در دقیقه تهیه گردید. برای تقسیم آب به تمام لایسی‌مترها لوله‌ای با قطر ۳۲ میلی‌متر از کنار کلیه لایسی‌مترها عبور داده شد و در کنار هر لایسی‌متر یک شیر تنظیم نصب گردید. میزان خروجی این شیرها قابل تنظیم بوده و در مرحله نخست میزان خروجی تک تک آنها به صورت یکنواخت تنظیم گردید. مجموعه لایسی‌مترها و سیستم آبیاری طراحی شده در شکل ۲ نشان داده شده است. جهت به دست آوردن میزان آب مصرفی در هر مرحله از آبیاری و مجموع کل آبیاری‌ها از یک دستگاه لیتر شمار

جهت تهیه پساب مورد نظر از نیترات کادمیم استفاده گردید. همچنین از آنجایی که استاندارد سازمان محیط زیست ایران برای پساب صنعتی جهت آزادسازی در محیط زیست ۰/۱ میلی گرم برلیتر می‌باشد (بی‌نام ۱۳۷۹)، دو برابر این غلظت به عنوان حد



در رابطه بالا مجموع مربعات<sup>۲</sup> (SS) به صورت زیر تعریف می‌شود و واحد آن برابر با واحد صفت مورد بررسی است.

$$SS = \sum (Y_i - \bar{Y})^2 \quad [۶]$$

در نرم‌افزار SAS فاکتور F محاسبه شده با فاکتور Pr مقایسه می‌شود. برای  $Pr > F$  اگر مقادیر داده شده کمتر از ۰/۰۵ باشند، تفاوت تیمارها در سطح ۵ درصد و اگر کمتر از ۰/۰۱ باشند، تفاوت بین تیمارها در سطح ۱ درصد معنی‌دار است (زمانی ۱۳۹۰).

با توجه به نحوه انجام آزمایش از مدل غیر تعادلی در حالت فیزیکی جهت حل معکوس معادله جابه‌جائی-انتشار استفاده گردید. مدل CXTFIT حل معکوس مدل CDE را بر اساس برآزش منحنی رخنه حاصل از حل ریاضی معادلات انتقال املاح به منحنی رخنه حاصل از داده‌های آزمایشگاهی انجام می‌دهد.

#### شرایط مرزی

شرایط مرزی مورد نیاز برای حل تحلیلی معادله جابه‌جائی-انتشار تحت کد CXTFIT شامل سه قسمت شرایط اولیه، شرایط مرزی ورودی و شرایط مرزی خروجی می‌شود. شرایط اولیه غلظت اولیه ماده موردنظر موجود در خاک قبل از شروع تیمار را در برمی‌گیرد. شرایط مرزی ورودی شامل ویژگی پساب ورودی و نحوه اجرای تیمارها است و شرایط مرزی خروجی شامل ویژگی‌های ستون خاک (طول ستون خاک محدود<sup>۳</sup> و یا نامحدود<sup>۴</sup>) می‌گردد (وانگنوختن ۱۹۸۰ و ژیمینگ و همکاران ۲۰۱۲).

شرایط اولیه: تحلیل نمونه‌های خاک قبل از شروع آزمایش نشان داد که غلظت کادمیم در تمامی خاک-های مورد استفاده کمتر از حد مجاز تعیین شده برای آن در خاک یعنی ۳ تا ۸ میکروگرم بر گرم (شیلا

نمونه گیری به آزمایشگاه منتقل و غلظت کادمیم در آن‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی به صورت هفتگی قرائت می‌گردید. با توجه به شرایط و ویژگی-های آزمایش مورد نظر ۶ تیمار به صورت سه سطح خاک (بافت سبک، متوسط و سنگین) و دو سطح شامل کشت و عدم کشت گیاه و در ۳ تکرار مورد آزمایش قرار گرفت. در مجموع ۱۸ لایسی‌متر تهیه و مورد استفاده قرار گرفت. تجزیه واریانس داده‌های زه‌آب حاصل از اندازه‌گیری‌ها، به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی با استفاده از نرم افزار SAS انجام گرفت.

در نرم افزار SAS تجزیه واریانس داده‌ها با استفاده از آزمون F و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن مورد بررسی قرار می‌گیرد. آزمون F معنی‌دار بودن یا نبودن هر یک از تیمارهای اعمال شده را مشخص می‌کند. اگر پراکندگی ناشی از تیمارها با پراکنش ناشی از خطای آزمایشی برابر باشد، می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که تفاوت بین تیمارها ظاهری بوده و به دلیل اشتباه آزمایشی ایجاد شده است. اگر پراکنش ناشی از تیمار به طور معنی‌داری بیشتر از اشتباه آزمایشی باشد، می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که تفاوت معنی‌داری میان تیمارها وجود داشته است. در آزمون F میانگین مربعات تیمار و اشتباه آزمایشی با هم مقایسه می‌شوند. در نهایت فاکتور F بر اساس رابطه زیر محاسبه می‌شود (زمانی ۱۳۹۰).

$$F = \frac{MS_t}{MS_e} \quad [۴]$$

که در آن MS میانگین مربعات<sup>۱</sup> است که از تقسیم مجموع مربعات بر درجه‌ی آزادی حاصل می‌شود. اندیس‌های t و e به ترتیب نشان دهنده تیمار و اشتباه آزمایشی هستند.

$$MS = \frac{SS}{df} \quad [۵]$$

<sup>۲</sup> Sum of Squares

<sup>۳</sup> Finite system

<sup>۴</sup> Infinite system

<sup>۱</sup> Mean of Squares

آبیاری با فاضلاب انجام گرفت و در هر نوبت زه‌آب خروجی اندازه‌گیری و غلظت کادمیم در نمونه‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد.

برای انجام تجزیه‌آماري داده‌های اندازه‌گیری شده، نخست آزمون نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون شاپیرو-ویلک<sup>۱</sup> انجام گرفت. نتایج حاصل نشان از عدم نرمال بودن داده‌ها داشت ( $P\text{value} < 0.05$ ). از این رو برای استانداردسازی داده‌ها از آن‌ها جذر گرفته شد. در نهایت تجزیه واریانس داده‌های نرمال شده تحت آزمایش فاکتوریل در غالب طرح کاملاً تصادفی (به صورت اندازه‌های تکرار شده) با استفاده از نرم افزار SAS انجام گرفت. نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴ آورده شده است.

بررسی نتایج حاصل نشان داد که تفاوت بافت خاک در سطح ۵ درصد تاثیر معنی‌داری بر غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی داشته است. همچنین اثر کشت گیاه اثر معنی‌داری را نشان نداد، حال آنکه اثر متقابل آن با خاک در سطح ۱ درصد تاثیر معنی‌داری را بر کیفیت زه‌آب خروجی داشته است. بررسی فاکتور زمان به عنوان یک فاکتور فرعی نشان داد که اثر زمان به تنهایی در سطح ۱ درصد و اثر متقابل آن با گیاه و همچنین با خاک هرکدام در سطح ۵ درصد معنی‌دار بوده‌اند. معنی دار بودن اثر زمان و همچنین اثر متقابل آن با خاک و همچنین با گیاه می‌تواند ناشی از این مساله باشد که با گذشت زمان و اعمال تیمارها خاک شروع به ساختمان سازی نموده است. با کامل شدن رشد گیاه و گستردگی ریشه‌های ذرت در خاک در طول زمان منافذ ایجاد شده در خاک تبدیل به منافذ دائمی شده‌اند و در ایجاد جریان ترجیحی در خاک نیز دخیل شده‌اند. به منظور بررسی اثر متقابل کشت گیاه مقایسه میانگین‌ها براساس آزمون دانکن<sup>۲</sup> انجام گرفت (شکل ۳). که در آن  $A_1$ ،  $A_2$  و  $A_3$  به ترتیب خاک‌های با بافت سبک، متوسط و سنگین را نشان می‌دهند.  $B_1$  و  $B_2$  به ترتیب حالت‌های عدم کشت و کشت گیاه را

پایین بودن غلظت اولیه کادمیم در خاک (کمتر از ۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) سبب می‌شود تا برای شرایط مرزی اولیه، غلظت اولیه کادمیم در کلیه نمونه‌ها ناچیز و برابر صفر در نظر گرفته شود ( $C(x,0)=0$ ) (ژیمنینگ و همکاران ۲۰۱۲).

شرایط مرزی ورودی: غلظت کادمیم ورودی در آب آبیاری ثابت ( $C_0$ ) و مستقل از زمان در نظر گرفته شد ( $C(0,t)=C_0$ ).

شرایط مرزی خروجی: همچنین با توجه به مشخص بودن طول ستون خاک شرایط مرزی خروجی به صورت محدود در نظر گرفته شد. در نهایت ضریب انتشار ( $\alpha$ ) با استفاده از رابطه  $D=\alpha v$  و ضریب پالایش ( $k_d$ ) با استفاده از فاکتور تاخیر ( $R$ ) محاسبه گردید. همچنین غلظت باقی‌مانده کادمیم در محلول خاک در پایان آزمایش ( $C_T$ ) توسط مدل شبیه‌سازی شد.

معمولاً برای ارزیابی کارایی مدل‌ها از دو پارامتر جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) و ضریب همبستگی ( $r$ ) استفاده می‌گردد.  $r$  و RMSE با استفاده از روابط زیر تعریف می‌شوند (زمانی ۱۳۹۰).

$$r = \frac{N \sum_{i=1}^N O_i y_{p,i} - (\sum_{i=1}^N O_i)(\sum_{i=1}^N y_{p,i})}{\sqrt{N \sum_{i=1}^N O_i^2 - (\sum_{i=1}^N O_i)^2} \times \sqrt{N \sum_{i=1}^N y_{p,i}^2 - (\sum_{i=1}^N y_{p,i})^2}} \quad [V]$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_{p,i} - O_i)^2}{N}} \quad [A]$$

در این روابط  $O_i$  و  $y_{p,i}$  به ترتیب مقادیر محاسبه شده توسط مدل و مقادیر اندازه‌گیری شده هستند.  $N$  بیانگر تعداد مشاهدات است. کم بودن میزان خطا (RMSE) و بالا بودن ضریب همبستگی ( $r$ ) بیانگر دقت قابل قبول مدل و ملاک برتری آن خواهد بود (زمانی ۱۳۹۰).

## نتایج و بحث

اعمال تیمارها تا پایان فصل رشد گیاه ذرت

ادامه یافت. در مجموع در طول فصل رشد ۷ نوبت

<sup>1</sup>Shapiro-Wilk

<sup>2</sup>Duncan test

نشان می‌دهند. حروف مشابه عدم اختلاف معنی دار و حروف غیر مشابه اختلاف معنی دار را نشان می‌دهد.

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس تغییرات غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی تحت تاثیر زمان.

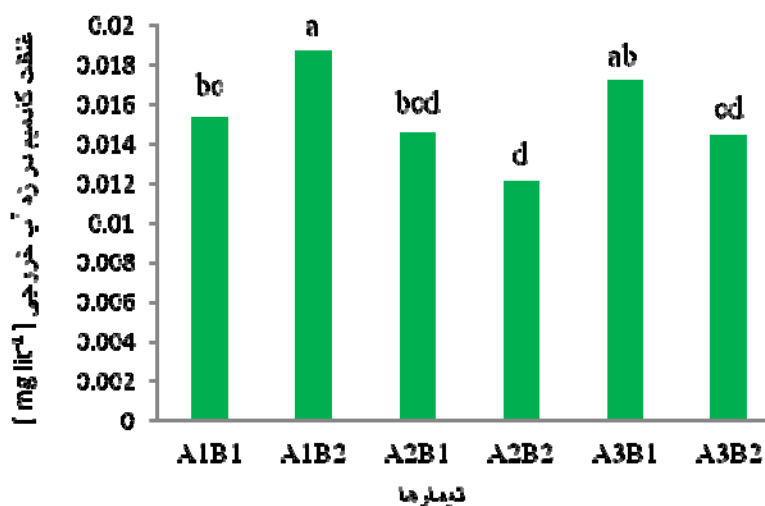
میانگین مربعات	درجه آزادی	منابع تغییر
غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی		
۰/۰۰۲۰۹*	۲	خاک
۰/۰۰۰۳۶	۱	گیاه
**۰/۰۳۵	۶	زمان
*۰/۰۰۱	۱۲	خاک*زمان
*۰/۰۰۰۱۹۸	۶	گیاه*زمان
**۰/۰۰۳۱	۲	خاک*گیاه
۰/۰۰۰۶۲۷	۱۲	خاک*گیاه*زمان
۰/۰۰۰۵۲	۱۲	تکرار(خاک-گیاه)
	۷۲	اشتباه آزمایشی
۱۹/۹۶	-	ضریب تغییر (درصد)

سطح معنی‌داری ۱ درصد با علامت \*\* و سطح معنی‌داری ۵ درصد با علامت \* مشخص شده است.

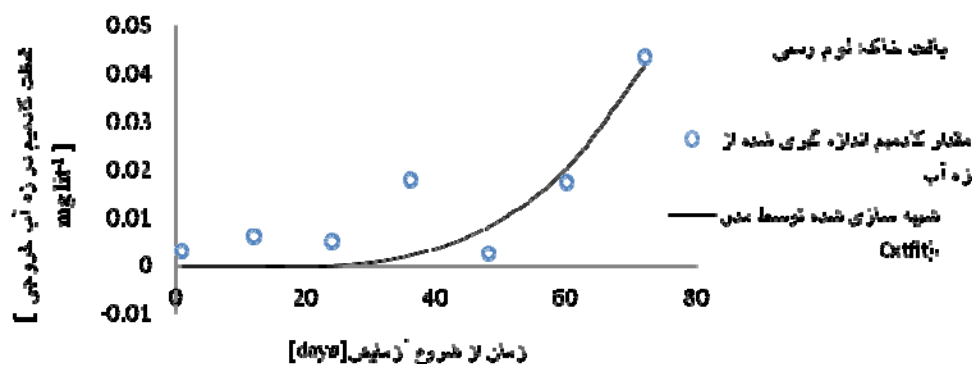
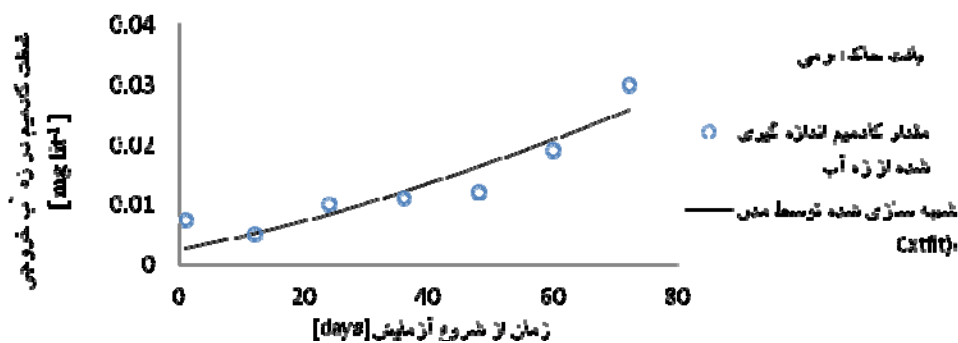
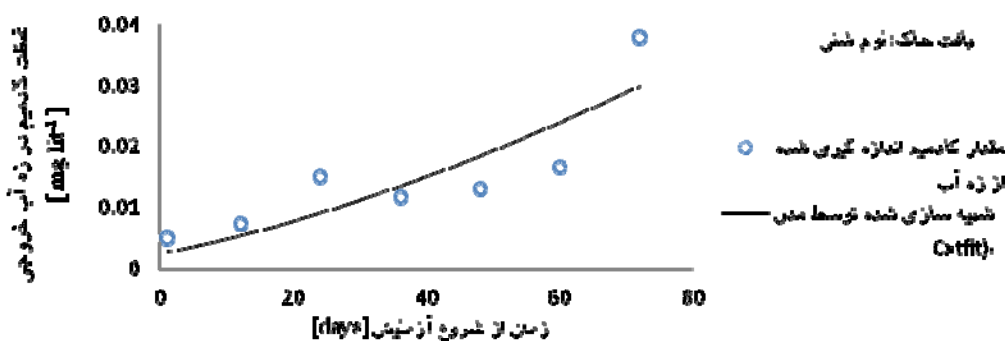
ضریب انتشار ( $\alpha$ )، ضریب پلایش ( $k_d$ )، سرعت متوسط حرکت آب در منافذ خاک ( $V$ ) و ضریب پخشیدگی ( $D$ ) بودند. همچنین غلظت باقی‌مانده کادمیم در محلول خاک در پایان آزمایش ( $C_T$ ) برای سه بافت خاک در حالت عدم کشت گیاه مورد شبیه‌سازی قرار گرفت (جدول ۵). همچنین برای ارزیابی کارایی مدل در شبیه‌سازی غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی، میزان همبستگی محاسبه شده ( $r$ ) و همچنین مقدار خطای محاسبه شده (RMSE) توسط مدل حاصل از تحلیل غیر خطی حداقل مربعات با حدود اطمینان ۹۵ درصد در جدول ۵ آورده شده است.

بررسی نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌ها نشان داد که در مجموع در طول مدت آزمایش خاک دارای بافت سبک به همراه کشت گیاه کمترین میزان اثرگذاری را در امر تصفیه فاضلاب داشته است و بیشترین غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی در این بافت دیده شد. همچنین منحنی رخنه حاصل از داده‌های اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده مدل CXTFIT در شکل ۴ آمده است. برای حالت غیرتعدالی فیزیکی بهترین برازش برای خاک با بافت لومی ( $r=0.85$ ) حاصل شد و پس از آن خاک با بافت سبک و سنگین بهترین برازش را داشتند.

پارامترهای موثر بر انتقال کادمیم که در این آزمایش توسط مدل CXTFIT محاسبه شدند، شامل فاکتور تاخیر ( $R$ )، پارامتر بی‌بعد ضریب جزئی غیرتعدالی ( $\beta$ )، پارامتر بی‌بعد ضریب تبادل ( $\omega$ )،



شکل ۳- نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌ها بر اساس آزمون دانکن.



شکل ۴- منحنی‌های رخنه حرکت کادمیم در خاک‌های لوم شنی، لومی ولوم رسی.

جدول ۵- پارامترهای محاسبه شده با استفاده از مدل CXTFIT در حالت عدم کشت گیاه.

نوع خاک	R	$\beta$	$\omega$	$\alpha$	$K_d$	V(cm/d)	D(cm <sup>2</sup> /d)	*C <sub>T</sub>	RMSE	r
لوم شنی	۲۶/۳۱	۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۷	۱/۹۱	۱۳/۹۵	۸/۱۵	۱۵/۳۶۳	۰/۲۳۷	۰/۰۰۰۰۹۶	۰/۷۳
لومی	۲۸/۷۱	۰/۰۰۰۱	۰/۰۹۳۵	۱۰/۲۵	۲۴/۴۷	۷/۹۹	۸۱/۹۶	۰/۳۰۷	۰/۰۰۰۰۳۳	۰/۸۴
لوم رسی	۲۰/۶۵	۰/۷۳۲	۰/۰۰۰۰۰۶	۰/۱۵	۷/۲۴	۱۳/۹۱	۲/۱۳	۰/۳۳۵	۰/۰۰۰۰۱۹	۰/۷

\*C<sub>T</sub>: غلظت شبیه‌سازی شده برای کادمیم باقی‌مانده در محلول خاک در پایان آزمایش توسط مدل (mg/lit).

بیشتر از ۶، بیشترین سرعت حرکت املاح را در خاک لوم شنی مشاهده کردند مغایرت دارد. علت این مساله می‌تواند ناشی از تفاوت در درصد ذرات و اندازه ذرات شن تشکیل‌دهنده باشد. از این رو کشت گیاه در این خاک در مقایسه با خاک سبک بدون کشت گیاه، نه تنها جذب کادمیم را افزایش نداده بلکه با افزایش اسیدهای آلی در محیط ریزوسفر ناشی از فعالیت ریشه گیاه، جذب کادمیم توسط خاک را کاهش داده است. همچنین این خاک کمترین میزان مواد آلی و کاتیون‌های تبادل‌پذیری CEC را نسبت به دو خاک دیگر دارا می‌باشد (جدول ۳).

میزان pH در تمامی خاک‌های مورد استفاده بیشتر از ۶ بود (جدول ۳). در مقادیر بالای pH جذب کادمیم بیشتر تابع درصد کربن آلی، درصد تبادل کاتیونی و مواد آلی موجود در خاک است (اسمیت و همکاران ۱۹۹۵). با افزایش pH خاک جذب کادمیم توسط گیاهان کاهش می‌یابد. بنابراین در خاک‌های مورد استفاده در این آزمایش سایر فاکتورهای موجود بیشتر از pH اثرگذار بوده‌اند. از این رو این پژوهش آشکارا اهمیت ساختمان و ویژگی‌های مربوط به بافت خاک را در انتقال کادمیم نشان می‌دهد که این نتایج با نتایج حاصل از شاهین و تسالیداس (۲۰۱۰) و ژیمینگ و همکاران (۲۰۱۲) تطابق دارد.

شاهین و تسالیداس (۲۰۱۰) اعلام کردند که انتقال کادمیم در خاک بیشتر از هر فاکتوری تابع pH و بافت خاک است و ژیمینگ و همکاران (۲۰۱۲) اعلام کردند که در خاک‌های با pH بیشتر از ۶ مهمترین عامل در انتقال کادمیم بافت خاک خواهد بود. بیشترین کارایی را در امر تصفیه فاضلاب بافت لومی با کشت گیاه داشته است، منحنی‌های رخنه حاصل نشان داد که کمترین میزان غلظت کادمیم در زه‌آب خروجی مربوط

مقادیر r و RMSE آورده شده در جدول ۵ مقادیری هستند که بر اساس داده‌های زه‌آب اندازه‌گیری شده (ورودی به مدل) و داده‌های شبیه‌سازی شده (شکل ۴)، توسط مدل محاسبه شده‌اند. نتایج حاصل از حل معکوس معادله جابه‌جائی-انتشار با استفاده از کد CXTFIT تحت مدل دوناچی‌ای غیرتعادلی فیزیکی نشان داد که بهترین برازش منحنی برای خاک لومی با میزان ضریب همبستگی  $r = 0/84$  حاصل شده است (شکل ۴ و جدول ۵). این در حالی است که برای خاک‌های با بافت لوم شنی و لوم رسی میزان همبستگی مدل یکسان و در محدوده  $r = 0/7$  قرار دارد (شکل ۴ و جدول ۵). در مجموع بهترین نتیجه در مدل‌سازی حرکت کادمیم در حالت غیر تعادلی برای خاک لومی با کمترین میزان خطا (RMSE=۰/۰۰۰۰۳۳mg/lit) مشاهده شد و پس از آن خاک با بافت لوم شنی و لوم رسی بهترین نتایج را داشته‌اند (شکل ۴ و جدول ۵).

همچنین نتایج حاصل از مدل TRM نشان داد که اعمال تیمارهای انجام گرفته تحت شرایط این آزمایش کمترین غلظت باقی‌مانده کادمیم در محلول خاک در پایان آزمایش را برای خاک لوم شنی و بیشترین مقدار را برای خاک‌های لوم رسی و لومی به همراه خواهد داشت (جدول ۵). مقادیر محاسبه شده  $K_d$  و  $\alpha$  برای جذب کادمیم در خاک سبک در حالت عدم کشت گیاه کمترین میزان را در بین سایر خاک‌ها به همراه نداشت (جدول ۵)، بلکه مقدار آن بین دو خاک دیگر قرار گرفت. سرعت حرکت املاح در محیط متخلخل (V) محاسبه شده برای خاک با بافت لوم رسی بیشترین مقدار را نشان داد که با نتایج حاصل از ژیمینگ و همکاران (۲۰۱۲) که در بررسی سه نوع بافت خاک (لوم شنی، لومی و لوم سیلتی) با pH

ذرت در این نواحی اثر مساعدتری را بر کاهش انتقال املاح به همراه خواهد داشت. همچنین در صورتی که در ناحیه‌ای مساله نشت آلودگی به آب‌های زیرزمینی مد نظر نباشد، با توجه به کمتر بودن میزان کادمیم باقی‌مانده در خاک لوم شنی (جدول ۵)، توصیه می‌گردد که نواحی شامل این بافت خاک، برای رهاسازی پساب حاوی آلاینده‌های پایدار نظیر کادمیم در حالت عدم کشت گیاه مورد استفاده قرار گیرند. خاک شنی در حالت کشت گیاه توانایی کمتری را در نگه‌داشتن کادمیم نسبت به حالت عدم کشت گیاه داشته است (شکل ۳). این مساله با توجه به کمتر بودن میزان جذب آلاینده توسط گیاه در مقایسه با خاک قابل توجه است. در نتیجه در این بافت خاک، تاثیر کشت گیاه ذرت از جهت تغییر در ساختار خاک ناشی از رشد و حرکت ریشه در طول فصل رشد بیشتر از تاثیر آن در جذب کادمیم اهمیت می‌یابد و میزان آبتشویی کادمیم در حالت کشت بیشتر از حالت عدم کشت است. این مساله با توجه به قرار گرفتن آبخوان‌های نهانند، ملایر و توپسراکان در محدوده این گونه خاک‌ها می‌تواند آلودگی بالای آبخوان این نواحی را به همراه داشته باشد. از این‌رو رهاسازی فاضلاب حاوی کادمیم در این نواحی باید با احتیاط صورت گیرد و به‌نظر می‌رسد استفاده از پساب دارای ویژگی‌های مورد استفاده در این آزمایش، حتی به منظور تغذیه مصنوعی آبخوان نیز در طول مدت زمان کوتاه آلودگی بالایی را به همراه خواهد داشت. در صورت رهاسازی پساب در این نواحی کشت گیاه توصیه نمی‌گردد.

به بافت لومی با کشت گیاه بوده است (شکل ۴). این مساله با توجه به توانایی بالای ذرات رس در جذب کادمیم و همچنین افزایش جذب مواد غذایی توسط گیاه در خاک دارای بافت ریزتر قابل توجه است. همچنین در خاک‌های با بافت متوسط به علت آبدهی ویژه بیشتر، آلاینده از حجم تخلخل بیشتری عبور می‌کند. این امر منجر به تماس بیشتر آلاینده با ذرات خاک شده و در نهایت می‌تواند موجب جذب بیشتر کادمیم در خاک شده باشد.

همچنین بیشترین میزان  $K_d$  و  $\alpha$  در خاک با بافت لومی در حالت عدم کشت به دست آمد (جدول ۵). نتایج حاصل از منحنی‌های رخنه (شکل ۴) و مقایسه میانگین‌ها (شکل ۳) نشان داد که بیشترین غلظت کادمیم اندازه‌گیری شده در زه‌آب خروجی در بافت لوم شنی با کشت گیاه بوده است. این مقدار با توجه به طول ستون خاک برابر ۷۶ سانتی‌متر حاصل شده است. نتیجه تحقیق ما با نتایج حاصل از تحقیقات انجام گرفته روی ستون‌هایی به طول ۵۳/۴، ۵۳/۹، ۵۳/۱ و ۵۲/۴ سانتی‌متر (ژانگ و همکاران ۲۰۰۶) ۷۲/۹، ۷۲/۹ سانتی‌متر (پلمریا و همکاران ۲۰۰۹) و ۱۵ سانتی‌متر (هوانگ و لنهارت ۲۰۱۰) که کارایی مدل را برای فواصل انتقال طولانی‌تر، بیشتر گزارش داده‌اند مطابق دارد.

#### نتیجه‌گیری کلی

با توجه به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های استان همدان در صورت استفاده از پساب‌ها به منظور تغذیه مصنوعی آبخوان به دلیل جلوگیری از نشت بیشتر آلودگی به سفره آب زیرزمینی نواحی دارای بافت لومی مساعدتر خواهند بود. کشت گیاه

#### منابع مورد استفاده

بهبهانی نیا الف، آزادی الف و صادقیان س، ۱۳۸۹. اثر آبیاری با پساب تصفیه خانه ها بر میزان تجمع فلزات سنگین در برخی از سبزیجات منطقه رودهن. پژوهش به زراعی، جلد ۲، شماره ۲. صفحه‌های ۱۶۵ تا ۱۷۳.

- بی‌نام، ۱۳۷۹. دفتر حقوقی و امور مجلس سازمان حفاظت محیط زیست ایران. مجموعه قوانین و مقررات حفاظت محیط زیست ایران. جلد اول و دوم، تهران.
- بی‌نام، ۱۳۸۹. ضوابط زیست محیطی استفاده مجدد از آب‌های برگشتی و پساب‌ها، وزارت نیرو، نشریه شماره ۵۳۵، ۱۵۵ صفحه.
- بی‌نام، ۱۳۹۰. گزارش حاصل از مطالعات مرکز تحقیقات کشاورزی استان همدان، موسسه تحقیقات آب و خاک، جداول شماره ۱-۳، ۲-۳، ۳-۳ و ۴-۳، همدان.
- رحمانی ح، ۱۳۸۸. بررسی مهم‌ترین آلاینده صنعتی خاک و آب و گیاه در استان یزد. محیط شناسی، سال ۳۵، شماره ۵۱. صفحه‌های ۲۷ تا ۳۶.
- زمانی پ، ۱۳۹۰. طرح‌های آماری در علوم دامی (ویرایش دوم). انتشارات دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان. ۶۴۶ صفحه.
- مرف و خدابخشلو ن، ۱۳۹۰. بررسی اثرات پساب تصفیه خانه بر غلظت فلزات سنگین خاک و گیاه آبیاری شده با پساب شاهین شهر اصفهان. صفحه‌های ۱۱۱ تا ۱۲۱. چهاردهمین همایش ملی بهداشت محیط. دانشگاه یزد، یزد.
- مسافری م، شاکر خطیبی م، اصل هاشمی الف، نظم‌آرا ش، رضائی م الف و تقی پور ح، ۱۳۹۰. تعیین میزان فلزات سنگین موجود در پساب و لجن صنایع سنگبری. نشریه مهندسی عمران و محیط زیست، جلد ۴۱، شماره ۱. صفحه‌های ۱ تا ۱۴.
- وارسته خانلری ز و جلالی م، ۱۳۸۶. توزیع گونه‌های شیمیایی عناصر کادمیم، روی و سرب در اثر کاربرد آب فاضلاب در خاک. علوم آب و خاک، جلد ۱، شماره ۲۱. صفحه‌های ۵۱ تا ۶۰.
- Allen HE, Chen YT, Li Y, Huang CP and Sanders PF, 1995. Soil partition coefficient for Cd by column desorption and comparison to batch adsorption measurements. *Environmental Science Technology* 29: 1887-1891.
- Barančiková G, Madaras M and Rybár O, 2004. Crop contamination by selected trace elements. *Soils and Sediments* 4: 37-42.
- Beven K and Germann P, 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research* 18: 1311-1325.
- Chlopecka A, Bacon J R, Wilson M J and Kay J, 1996. Forms of cadmium, lead and zinc in contaminated soils from southwest Poland. *Environmental Quality* 25: 69-79.
- Covelo EF, Andrade ML and Vega FA, 2004. Heavy metal adsorption by humic umbrisols: selectivity sequences and competitive sorption kinetics. *Colloid and Interface* 280(1): 1-8.
- Garrido F and Helmhart M, 2012. Lead and soil properties distributions in a roadside soil: Effect of preferential flow paths. *Geoderma* 170: 305-313.
- Harrison R M, Laxen D PH and Wilson S J, 1981. Chemical associations of lead, cadmium, copper and zinc in street dusts and roadside soils. *Environment Science Technology* 15: 1378-1383.
- Hwang Y and Lenhart J, 2010. Dicarboxylic acid transport through hematite-coated sand. *Chemosphere* 78: 1049-1055.
- Jalali M and Moharrami S, 2007. Competitive adsorption of trace elements in calcareous soils of western Iran. *Geoderma* 140: 156-163.
- Jarvis N J, 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58: 523-546.
- Kamnev A, Lelie A and van der D, 2000. Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. *Biosci* 20 (4): 220-239.
- Liu CL, Chang TW, Wang M K and Huang CH, 2006. Transport of cadmium, nickel, and zinc in Taoyuan red soil using one-dimensional convective dispersive model. *Geoderma* 131: 181-189.
- Mahmood-ul-Hassan M, 2008. Boron and Zinc Transport through Intact Columns of Calcareous Soils. *Pedosphere* 18(4): 524-532.
- Nir Sh, Zadaka-Amir D, Kartaginer A and Gonen Y, 2012. Simulation of adsorption and flow of pollutants in a column filter: Application to micelle-montmorillonite mixtures with sand. *Applied Clay Science* 14: 1-7.
- Pang L and Close ME, 1999. Non-equilibrium transport of Cd in alluvial gravels. *Contaminant Hydrology* 36: 185-206.
- Pang L, Close M, Schneider D and Stanton G, 2002. Effect of pore-water velocity on chemical non-equilibrium transport of Cd, Zn, and Pb in alluvial gravel columns. *Contaminant Hydrology* 57: 241-258.
- Parker JC and Valocchi AJ, 1986. Constraints on the validity of equilibrium and first-order kinetic transport models in structured soils. *Water Resour* 22: 399-407.

- Pohlmeiera A, van Dusschoten D, Weihermüllera L, Schurrb U and Vereeckena H, 2009. Imaging water fluxes in porous media by magnetic resonance imaging using D2O as a tracer. *Magnetic Resonance Imaging* 27: 285–292.
- Saleem Akhtar M, Stüben D, Norra S and Memon M, 2011. Soil structure and flow rate-controlled molybdate, arsenate and chromium (III) transport through field columns. *Geoderma* 161: 126-137.
- Seuntjens P, Tirez K, Simu, nek J, van Genuchten M.Th, Cornelis C and Geuzens P, 2001. Aging effectson cadmium transport in undisturbed contaminatedsandy soil columns. *Environmental Quality* 30: 1040–1050.
- Shaheen SM. and Tsadilas CD, 2010. Influence offly ash and sewage sludge application on cadmium andlead sorption by an acidic alfisol. *Pedosphere* 20: 436–445.
- Shang JY, 2003. Study on Adsorption Characteristics and Numerical Simulation of Cadmium Transport in Soils (in Chinese). Dissertation of Masteral Degree. Beijing: China Agricultural University.
- Sheila MT, 1996. Toxic Metal in Soil- Plant Systems. John Wiley & Sons. New York, USA.
- Shuang H, RenDuo Z, JiaYing Z and Rong P, 2009. Effects of pH and soil texture on the adsorption and transport of Cd in soils. *Journal of Science China Ser E-Tech Sci* 52(11): 3293-3299.
- Smith LA, Means JL, Chen A, Alleman B, Chapman CC, Tixier JS, Brauning SE, Gavaskar AR and Royer MD, 1995. Remedial Options for Metals-Contaminate Sites, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Toride N, Leij FJ and Van Genuchten M, Th, 1995. The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments, 2.0. US Salinity Laboratory, Riverside, CA.
- Tudoreanu L and Phillips CJC, 2004. Modeling cadmium uptake and accumulation in plants. *Agronomy* 84: 121-157.
- Usunoff E, 2009. Fluoride retardation from quartz sand packed columns tests. *Geoacta* 34: 27–34.
- Van Genuchten M. Th, 1980. Determining transport parameters from solute displacement experiments. Research Report No.118. Riverside, Cal: USDA-ARS U.S. Salinity Laboratory.
- Vassilev A, Tsonev T and Yordanov I, 1998. Physiological response of barley plants (*Hordeum vulgare*) to cadmium contamination in soil during ontogenesis. *Environment pollution* 103: 287-293.
- Yolcubal I and Akyol NH, 2007. Retention and transport of hexavalent chromium in calcareous karst soils. *Turkish Journal of Earth Sciences*, 16: 363–379.
- Zhang ZQ, 1998. Study on the Characteristics of Cadmium Adsorption/ Release and Transport in Soil (in Chinese). Dissertation of Doctoral Degree. Yanglin: Nothwest Agricultural University.
- Zhang D, Beven K and Mermoud A, 2006. A comparison of non-linear least square and GLUE for model calibration and uncertainty estimation for pesticide transport in soils. *Advances in Water Resources* 29: 1924-1933.
- Zhi-Ming Q I, Shao-Yuan F and HELMERS M J, 2012. Modeling Cadmium Transport in Neutral and Alkaline Soil Columns at Various Depths. *Pedosphere* 22(3): 273-282.