

اثر فاضلاب و کمپوست بر انتقال برخی از فلزات سنگین در نیمرخ خاک

مسعود شاکرمی، صفر معروفی^{۱*}، قاسم رحیمی و فرشاد دشتی

دانشجوی دکتری مهندسی منابع آب دانشگاه بوعلی سینا همدان.

Mas.Shakarami@gmail.com

استاد گروه مهندسی آب دانشگاه بوعلی سینا همدان.

Smarofi@yahoo.com

استادیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه بوعلی سینا همدان.

Ghasemr@gmail.com

دانشیار گروه علوم باغبانی دانشگاه بوعلی سینا همدان.

Fdashti@basu.ac.ir

چکیده

به منظور تعیین میزان انتقال برخی از فلزات سنگین به عمق خاک در نتیجه کاربرد پسماندهای شهری (فاضلاب و کمپوست)، آزمایشی بصورت فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی با سه فاکتور در سه تکرار انجام گرفت. فاکتورهای مورد بررسی شامل سه نوع آب آبیاری: آب معمولی بعنوان شاهد (W_1)، فاضلاب تصفیه شده (W_2) و ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی (W_3)، چهار سطح کود کمپوست زباله شهری: بدون کمپوست (C_1)، ۴۰ تن در هکتار (C_2)، ۸۰ تن در هکتار (C_3) و ۱۲۰ تن در هکتار (C_4) و سه عمق نمونه- برداری خاک ۱۰۰ (D_1)، ۴۰ (D_2) و ۸۵ سانتیمتری (D_3) از سطح خاک، بودند. با توجه به فاکتورهای مورد مطالعه، دوازده تیمار C_iW_j ، دوازده تیمار W_iD_j و نه تیمار C_iD_j بررسی شدند. در این خصوص تعداد ۳۶ عدد لایسمتر فلزی حجمی با ابعاد $۱۲۶ \times ۳۰ \times ۳۰$ طراحی شد. خاک درون لایسمترها دارای سه لایه: فوقانی (بافت رسی)، لایه میانی (لوم رسی) و لایه پایینی (لوم رسی شنی) بود. پس از طراحی و آماده سازی لایسمترها، گیاه ریحان در آنها کشت گردید. بعد از برداشت ریحان، نمونه های خاک از اعماق ۱۰، ۴۰ و ۸۵ سانتی متر تهیه و مقادیر نیکل، سرب، کادمیوم، آهن، مس، روی و منگنز قابل جذب آنها اندازه گیری شد. نتایج نشان داد که اثر نوع آب آبیاری، کمپوست و عمق بر کلیه عناصر معنی دار ($p < 0/05$) می باشد. همچنین برهم کنش دوگانه و سه گانه فاکتورها (بجز نوع آب آبیاری- کمپوست و نوع آب آبیاری- کمپوست- عمق)، بر کلیه عناصر معنی دار ($p < 0/05$) بود. بالاترین میانگین کلیه عناصر در عمق ۱۰ سانتی متر و مربوط به فاکتورهای W_3 و C_4 بود. در تیمار W_3C_4 مقادیر سرب (۴۷۴)، کادمیوم (۵۰۸)، مس (۵۵۰)، روی (۴۶۳) و آهن (۴۱۱ درصد) و در تیمار W_2C_4 مقادیر نیکل (۵۶۳) و منگنز (۵۷۰ درصد) نسبت به تیمار شاهد افزایش داشتند. با توجه به نتایج گفته شده، برای کاهش خطرات بلندمدت زیست محیطی، پیشنهاد می گردد، پایش مستمر عناصر سنگین ناشی از کاربرد فاضلاب و کمپوست در خاک و منابع آب صورت گیرد.

واژه های کلیدی: فلزات سنگین، لایسمتر.

^۱ - آدرس نویسنده مسئول: همدان، گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا.

* - دریافت تبهم ۱۳۹۲ و پذیرش: اسفند ۱۳۹۳

مقدمه

۲۰۱۳)، تاثیر مواد آلی محلول بر آبشویی فلزات سنگین از کمپوست توسط کاسچل و همکاران (۲۰۰۲) و آبشویی فلزات سنگین موجود در لجن فاضلاب توسط آشورث و همکاران (۲۰۰۴) اشاره کرد.

امروزه بهره‌گیری از فرایند گیاه‌پالایی برای تقلیل آلودگی‌های آب و خاک از فلزات سنگین، روشی مطمئن، کم هزینه و بدون اثرات جانبی زیست محیطی می‌باشد (دامیادی و همکاران، ۱۳۸۲). بنظر می‌رسد که گیاهان دارویی از جمله ریحان یک ایده خوب برای گیاه‌پالایی باشند، چون این گونه‌های گیاهی اغلب برای تولید اسانس (مقاصد ثانویه) بکار می‌روند. این گیاهان همچنین توانایی خوبی برای تجمع عناصر سنگین را دارند و خیلی از گونه‌های گیاهان دارویی می‌توانند در خاک‌های آلوده بدون هیچ‌گونه کاهش عملکردی رشد کنند (اشنایدر و مارکارد، ۱۹۹۶، ژلجانکوف و نیلسون، ۱۹۹۶، اسکورا و چانگ، ۱۹۹۷). محققین زیادی نشان داده‌اند که فلزات سنگین جذب شده توسط گیاه در اسانس ظاهر نخواهد شد (ژلجانکوف و نیلسون، ۱۹۹۶، اسکورا و چانگ، ۱۹۹۷).

گسترش شهرنشینی و تولید روزافزون زباله‌های مربوطه، تولید بیش از پیش کمپوست و پسماندهایی از این قبیل را اجتناب‌پذیر می‌نماید. به همین دلیل است که طبق سند چشم‌انداز توسعه و بر اساس بند (ز) ماده ۱۴۳ قانون برنامه پنجساله پنجم توسعه، وزارت جهاد کشاورزی موظف است در جهت مصرف کودهای آلی و ارگانیک از جمله کمپوست و جایگزینی بخشی از آن با انواع کودهای شیمیایی سیاست‌های لازم را اتخاذ نماید. همچنین کمبود منابع آب شیرین از یک سو و خشکسالی‌های اخیر از سوی دیگر باعث شده است که در بسیاری از مناطق کشور شرایط بحرانی کمی و کیفی منابع آب بروز نماید. در چنین شرایطی استفاده از آب‌های نامتعارف از جمله پساب تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در بخش‌های مخلف به ویژه در بخش کشاورزی که عمده مصرف آب

فلزات سنگین از نگرانی‌های عمده استفاده از کمپوست و فاضلاب در زمین‌های کشاورزی می‌باشند (حسین‌پور و همکاران، ۱۳۸۷ و عیاری و همکاران، ۲۰۱۰). گزارشات بسیاری نشان داده است که فلزات سنگین و کم‌مصرف در فاضلاب و کمپوست بیشتر در لایه‌های سطحی خاک تجمع می‌یابند و تحرک آنها بسیار پایین است. استرک و ریچارد (۱۹۹۷) گزارش کردند که بیش از ۹۰ درصد از فلزات کادمیوم، نیکل، و سرب در عمق ۱۵-۱۰ سانتیمتری تجمع می‌کنند.

در اثر استفاده از فاضلاب، میزان سرب، منگنز، نیکل، کبالت، مس و روی با عمق خاک کاهش می‌یابد (عابدی کوپایی و همکاران، ۲۰۰۶). جلالی و عرفانیا (۲۰۱۰) با کاربرد لجن فاضلاب در سطح ستون‌هایی به ارتفاع ۲۰ سانتیمتر مشاهده کردند که مقدار فلزات سنگین موجود در زه‌آب، بسیار پایین‌تر از مقدار بکار برده شده است. این محققان جذب فلزات توسط ذرات خاک را دلیل این کاهش ذکر کردند.

جذب یا واجذب فلزات سنگین در خاک تحت تأثیر عواملی مختلفی از قبیل pH، نوع و کیفیت خاک، غلظت و نوع یون رقابت‌کننده برای جذب، حضور لیگاندهای آلی یا معدنی، محتوای ماده آلی، کانی‌های رسی، کربنات کلسیم، اکسیدهای آهن-منگنز، قدرت یونی، جنس خاک و اندازه ذرات خاک تغییر می‌کند (اچیبیا و همکاران، ۲۰۰۹).

با استفاده از مطالعات ستونی بهتر می‌توان اطلاعاتی را در مورد مکانیسم‌های موضعی انتقال و تجمع املاح و آلاینده‌ها به دست آورد. امروزه استفاده از مطالعات ستونی در جهان توجه ویژه‌ی را به خود معطوف داشته است که از آن جمله می‌توان به بررسی امکان جذب فاضلاب صنعتی توسط شن، خاک و ماده آلی در ستون خاک توسط محمدی و همکاران (۱۳۸۸)، استفاده از فاضلاب خام و تصفیه شده بر میزان انتقال عناصر سنگین در شرایط لایسیمتری توسط معروفی و همکاران (۱۳۹۱) و

ضلع ۳۰ و ارتفاع ۱۲۶ سانتیمتر استفاده شد. خاک درون لایسیمترها دارای سه لایه: لایه فوقانی (صفر تا ۳۰ سانتیمتر) از جنس رسی، لایه میانی (۳۰ تا ۷۰ سانتیمتر) از جنس لوم رسی و لایه زیرین (۷۰ تا ۱۱۰ سانتیمتر) از جنس لوم رسی شنی بود. الگوی خاک موجود در لایسیمترها بر اساس شرایط واقعی پروفیل غالب خاک-های منطقه در نظر گرفته شد. ضمناً کود کمپوست فقط با خاک لایه روین مخلوط گردید.

هنگام پر نمودن لایسیمترها هیچ‌گونه عملیات تراکمی روی خاک صورت نپذیرفت و فقط بعد از ریختن لایه‌های میانی و زیرین، آبیاری موضعی به منظور ایجاد تراکم طبیعی صورت گرفت. پس از آماده‌سازی لایسیمترها، خاک درون لایسیمترها به منظور رسیدن به شرایط طبیعی، آبیاری هفتگی با آب معمولی بمدت پنج ماه (بدون کشت گیاه) صورت گرفت تا خاک به شرایط مطلوب از نظر تحکیم طبیعی و گسترش مسیرهای رخنه برسد. جهت تامین فضای لازم برای آب آبیاری، عمقی معادل ۱۶ سانتی‌متر در بالای خاک روئین در نظر گرفته شد. پس از آماده‌سازی بستر کشت، بذر ریحان (*Ocimum basilicum L.*) در دو ردیف و در عمق یک سانتیمتر کشت و در پایان شش بوته بر روی هر ردیف و در مجموع ۱۲ بوته در هر لایسیمتر باقی ماند.

با توجه به نبود تصفیه‌خانه فعال در همدان، از فاضلاب خام و فاضلاب تصفیه شده تصفیه‌خانه فاضلاب کرمانشاه استفاده گردید. کود کمپوست زباله شهری، از کارخانه بازیافت مواد آلی کرمانشاه تهیه گردید. بر اساس شرایط خاک از نظر جنس خاک و درصد تخلخل آن، میزان رشد گیاه و همچنین ابعاد لایسیمترها، قبل از کشت، چندین بار بر روی لایسیمترهای مختلف، احجام مختلفی از آب بکار برده شد، به گونه‌ای که هم نیاز آبی گیاه را تامین نمود و هم آبشویی مورد نظر در انتهای لایسیمتر صورت گیرد. لذا براساس مقادیر کالیبره شده مقدار هشت لیتر، شرایط مناسبی را در ابتدای فصل کشت بدین منظور در بر داشت. پس از رشد قابل توجه گیاهان،

را به خود اختصاص می‌دهد، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار می‌باشد (پارسافر و همکاران، ۱۳۹۰). لذا به نظر می‌رسد که در آینده‌ی نه چندان، دور مصرف توام فاضلاب و کودهای کمپوست در زمین‌های کشاورزی می‌تواند امری اجتناب‌ناپذیر باشد. بنابراین هدف از این مطالعه، استفاده توام از فاضلاب و کمپوست بر میزان فلزات سنگین در اعماق مختلف خاک با استفاده از مطالعات ستونی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق بصورت آزمایش فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی با سه فاکتور نوع آب آبیاری، سطوح کمپوست و عمق نمونه‌برداری خاک در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی‌سینا همدان در طی سال‌های ۱۳۹۰ و ۱۳۹۱ انجام گرفت. با توجه به اهداف تحقیق، فاکتورهای مورد بررسی شامل سه نوع آب آبیاری که شامل آب معمولی بعنوان شاهد (W_1)، فاضلاب تصفیه شده (W_2) و ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی (W_3)، چهار سطح کود کمپوست زباله شهریکه شامل بدون کمپوست (C_1)، ۴۰ (C_2)، ۸۰ (C_3) و ۱۲۰ تن در هکتار (C_4) و سه عمق نمونه‌برداریخاک که شامل ۱۰ (D_1)، ۴۰ (D_2) و ۸۵ سانتیمتری (D_3) از سطح خاک، بودند. در مجموع با توجه به اهداف طرح، دوازده تیمار تحت عناوین $W_1C_1 - W_3C_4$ ، دوازده تیمار تحت عناوین $W_1D_1 - W_3D_3$ و نه تیمار تحت عناوین $C_1D_1 - C_4D_3$ انتخاب و نامگذاری شدند. امروزه در دنیا مقادیر ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار کود کمپوست بکار برده می‌شود (براهیمی و همکاران، ۱۳۸۷ و والتر و همکاران، ۲۰۰۶).

اما در این مطالعه، هدف از کاربرد میزان ۱۲۰ تن در هکتار کود کمپوست، در نظر گرفتن بحرانی‌ترین شرایط (مصرفی بیشتر از متوسط) مصرف کود کمپوست از نظر تاثیر بر میزان عناصر سنگین در اعماق مختلف بود. برای اجرای این تحقیق از تعداد ۳۶ عدد لایسیمتر فلزی حجمی با سطح مقطع مربعی شکل با طول

بافت خاک به روش هیدرومتری، میزان pH و هدایت الکتریکی خاک در یک محلول یک به پنج خاک به آب و با استفاده از دستگاه‌های pH متر و ECسنج اندازه‌گیری اندازه‌گیری شدند (راول، ۱۹۹۴). پس از برداشت گیاه، از خاک لایسمترها، در اعماق ۱۰، ۴۰ و ۸۵ سانتیمتری (نسبت به سطح) نمونه‌برداری شد. نمونه‌ها پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلی‌متری، جهت تعیین میزان عناصر سنگین قابل جذب، مورد تجزیه قرار گرفتند. شکل قابل جذب فلزات خاک، به وسیله محلول $0/005DTPA$ مولار و کلرور و کلسیم $0/01$ مولار در $pH=7/3$ عصاره‌گیری و با دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰، اندازه‌گیری شدند (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸). هدایت هیدرولیکی خاک با استفاده از روش بار ثابت برآورد گردید. مقادیر چگالی ظاهری خاک با استفاده از سیلندرهای استوانه‌ای و چگالی حقیقی با استفاده از پیکنومتر اندازه‌گیری گردید. در جدول (۱) برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک سطحی مورد استفاده ارائه شده است. همچنین برخی از ویژگی‌های شیمیایی خاک، کمپوست و فاضلاب مورد استفاده نیز در جدول (۲) نشان داده شده است.

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار (9.1) SAS انجام گرفت. میانگین داده‌ها به وسیله آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح پنج درصد مقایسه شدند. برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel 2007 استفاده گردید.

نیاز آبی افزوده گردید و به ۱۲ لیتر ارتقاء یافت. ضمناً دوره‌های آبیاری به‌گونه‌ی انتخاب گردید که گیاه دارای استرس کم آبی نباشد. در ابتدا فواصل آبیاری در دوره‌های ۱۴ روزه صورت پذیرفت اما با رشد گیاه و گرم شدن هوا، دوره آبیاری به هفت روز کاهش یافت. در مجموع تعداد یازده آبیاری با توجه مبانی طرح آماری انجام گرفت.

در هر بار آبیاری، نمونه‌هایی از فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده ورودی به لایسمترها، تهیه شد. نمونه‌ها، پس از صاف شدن با کاغذ صافی واتمن ۴۲، جهت اندازه‌گیری میزان pH، EC و همچنین غلظت کل عناصر سنگین (نیکل، سرب، کادمیوم) و عناصر کم‌مصرف (مس، روی، منگنز و آهن) مورد تجزیه قرار گرفتند. به دلیل وجود ذرات شناور موجود در فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده، برای تعیین غلظت کل عناصر (سنگین و کم-مصرف) موجود در آن‌ها، نمونه‌ها، ابتدا با محلول تیزاب سلطانی ($HCl: HNO_3, 3:1$)، هضم و سپس قرائت انجام گرفت (معروفی و همکاران، ۲۰۱۳).

همچنین، عصاره‌گیری غلظت کل عناصر (سنگین و کم‌مصرف) کمپوست، به وسیله روش هضم در تیزاب سلطانی (محلول $HCl: HNO_3, 3:1$)، انجام شد (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸). میزان pH و EC با استفاده از دستگاه‌های pH متر و ECسنج اندازه‌گیری شد. غلظت کل عناصر (سنگین و کم‌مصرف) در عصاره‌های مذکور، توسط دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰، در طول موج خاص هر عنصر، به روش شعله قرائت گردید.

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد مطالعه

لایه خاک	بافت خاک	شن (درصد)	سیلت (درصد)	رس (درصد)	تخلخل (درصد)	هدایت هیدرولیکی (mm/h)
اول	رسی	۲۲	۲۱	۵۷	۴۴/۱۷	۲۶/۱
دوم	لوم رسی شنی	۵۲/۵۶	۲۱/۹۹	۲۵/۵۲	-	-
سوم	لوم شنی	۶۰/۷۷	۲۰/۲۶	۱۸/۹۷	-	-

جدول ۲- برخی از ویژگی‌های شیمیایی خاک، کمپوست (میلی گرم در کیلوگرم) و فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده (میلی گرم در لیتر)

پارامتر	خاک ^a	کمپوست ^b	فاضلاب خام ^b	فاضلاب تصفیه شده ^b
نیکل	۱/۵	۶۹/۷	۰/۰۷	۰/۴
سرب	۱۰/۳	۹۷/۰	۰/۰۷	۰/۰۳
کادمیوم	۰/۴	۳/۸	۰/۰۲	۰/۰۱
مس	۱/۶	۳۸۳/۱	۰/۰۶	۰/۰۳
آهن	۵/۹	۴۰۶۸/۴	۰/۵	۰/۰۳
روی	۱/۲	۴۴۷/۴	۰/۱۴	۰/۱۲
منگنز	۶/۶	۵۲۸/۳	۰/۰۶	۰/۰۳
pH	۷/۴۳	۷/۴۶	۷/۵۷	۷/۵۵
EC (dS/m)	۰/۷۲۰	۴/۲	۱/۶۵	۰/۶۰۵

^a: غلظت قابل جذب عناصر سنگین، ^b: غلظت کل عناصر سنگین

نتایج و بحث

اثر نوع آب آبیاری بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثر نوع آب آبیاری بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف خاک نشان داد که کاربرد فاضلاب تصفیه‌شده و ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی میزان تمامی عناصر سنگین و کم مصرف خاک قابل جذب خاک را نسبت به شاهد به-طور معنی‌داری ($p < 0/05$) افزایش داده است جدول (۳). بالاترین میزان کلیه عناصر قابل جذب خاک، مربوط به نوع آب W_3 می‌باشد که البته در تمامی عناصر اختلاف آماری معنی‌داری ($p < 0/05$) بین آب‌های W_1 و W_2 مشاهده نشد جدول (۳). مقادیر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، روی، منگنز و آهن قابل جذب خاک، بترتیب از ۲/۳، ۱۱/۱، ۰/۴، ۲/۶، ۱۰۳/۷، ۲/۴ و ۹/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در اثر کاربرد آب W_1 به مقادیر ۳/۳، ۱۷/۳، ۰/۶، ۵/۳، ۱۵۸/۶، ۳/۲ و ۱۳/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم در اثر کاربرد آب W_2 افزایش یافتند.

نتایج این تحقیق با نتایج پارسا و همکاران (۱۳۹۰) و لو و فانگ (۱۹۹۲) از نظر تاثیر نوع آب مصرفی بر میزان فلزات سنگین قابل جذب خاک، مقایسه شد. این محققان نیز گزارش نمودند، کاربرد فاضلاب‌های خام و فاضلاب تصفیه شده نسبت به آب معمولی سبب افزایش فلزات سنگین و عناصر کم مصرف خاک می‌شود.

فاین و همکاران (۲۰۰۲) کاهش pH خاک در نتیجه کاربرد فاضلاب را از دلیل افزایش فلزات سنگین قابل جذب خاک نسبت به آب معمولی بیان می‌دارند. این محققان گزارش نمودند که TOC محلول موجود در فاضلاب‌های خام و فاضلاب تصفیه شده سبب کاهش pH خاک و افزایش حلالیت فلزات سنگین در عصاره اشباعی خاک‌ها می‌شود.

اثر سطوح کمپوست بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثر سطح کمپوست بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف خاک نشان داد که متناسب با افزایش سطوح کمپوست، بر قابلیت جذب عناصر نیز افزوده می‌گردد. بطوری که بیشترین غلظت تمامی عناصر مربوط به سطح ۱۲۰ تن در هکتار بود جدول (۳). با توجه به نتایج جدول (۳)، میانگین تمامی عناصر در سطح ۱۲۰ تن با تمامی عناصر (بجز سرب و کادمیوم) در سطح ۸۰ تن و همچنین با تمامی عناصر در سطوح ۴۰ و شاهد اختلاف معنی‌داری ($p < 0/05$) دارد. اما از لحاظ آماری ($p < 0/05$) اختلاف بین میانگین تمامی عناصر در سطوح ۴۰ تن در هکتار و شاهد غیر معنی‌دار می‌باشد. ولی کاربرد ۸۰ تن در هکتار نسبت به سطح ۴۰ تن در هکتار میانگین تمامی عناصر (بجز کادمیوم) را به طور معنی‌داری ($p < 0/05$) افزایش داد. کاربرد کمپوست

احتمال انتقال این عناصر به لایه‌های زیرین خاک کم می‌شود و این عناصر در لایه‌های بالایی خاک بسبب بافت سنگین و محتوی رس بیشتر انباشته می‌شوند (صالحی و همکاران، ۱۳۸۷). محققان زیادی نیز گزارش نمودند که مهاجرت فلزات سنگین زیاد نبوده و در محل ورودی مثلاً بالای خاک باقی می‌مانند (اسچیرادو و همکاران، ۱۹۸۶؛ عابدی کوپایی و همکاران، ۲۰۰۶).

اثرات متقابل نوع آب آبیاری و کمپوست بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

اثرات متقابل نوع آب آبیاری و کمپوست بر تمامی عناصر سنگین قابل جذب خاک غیر معنی‌دار ($p < 0/05$) شد، لذا مقایسه میانگین بین سطوح هر یک از فاکتورها انجام نگرفت. بالاترین و کمترین میزان تمامی عناصر بترتیب در تیمارهای W_1C_1 و W_3C_4 مشاهده شد. کاربرد تیمار W_3C_4 میزان عناصر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، آهن روی و منگنز را بترتیب از $1/33$ ، $7/08$ ، $0/25$ ، $1/5$ ، $71/2$ ، $1/54$ و $7/08$ میلی‌گرم در کیلوگرم در W_1C_1 به $4/68$ ، $21/8$ ، $0/72$ ، $6/5$ ، $22/0$ ، $4/61$ و $21/8$ میلی‌گرم در کیلوگرم در افزایش داد جدول (۴).

اثرات متقابل نوع آب آبیاری و عمق بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

جدول (۴) مقایسه میانگین اثرات متقابل نوع آب آبیاری و عمق را بر میزان عناصر سنگین نشان می‌دهد. با توجه به این جدول بیشترین و کمترین میزان تمامی عناصر (بجز منگنز) بترتیب در تیمارهای W_3D_1 و W_1D_2 مشاهده شد که اختلاف بین این دو تیمار معنی‌دار ($0/05 < p$) می‌باشد. نتایج حاکی از کاهش معنی‌دار ($0/05 < p$) عناصر با افزایش عمق در هر سه نوع آب آبیاری می‌باشد. نتایج این تحقیق با نتایج مالدانادو و همکاران (۲۰۰۸) مطابقت ندارد. این محققان گزارش نمودند که با کاربرد فاضلاب بین میانگین عناصر نیکل، کادمیوم، سرب، آهن، و کروم در اعماق ۱۵، ۳۰ و ۵۰ سانتیمتر،

بمیزان ۱۲۰ تن در هکتار مقادیر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، آهن روی و منگنز قابل جذب خاک را بترتیب از $1/9$ ، $10/6$ ، $0/4$ ، $3/2$ ، $93/5$ ، $1/9$ و 8 میلی‌گرم در کیلوگرم در سطح C_1 به $4/4$ ، $19/6$ ، $0/6$ ، $5/8$ ، $196/8$ ، $4/2$ و $20/0$ میلی‌گرم در کیلوگرم افزایش داد. شریفی و همکاران (۱۳۸۹) افزایش معنی‌داری از غلظت عناصر آهن، روی، منگنز و نیکل را در اثر کاربرد کمپوست بمیزان ۲۵ تن در هکتار گزارش نمودند.

همچنین ژانگو همکاران (۲۰۰۰) گزارش کردند که کاربرد کمپوست سبب افزایش معنی‌دار روی، مس، کادمیم و سرب نسبت به تیمار شاهد شد. کاهش pH یکی از دلایل عمده برای قابلیت جذب عناصر می‌باشد (فاین و همکاران، ۲۰۰۲). کاربرد کمپوست سبب کاهش pH خاک، بویژه در لایه بالایی می‌گردد. بنظر می‌رسد کاهش بیشتر pH در عمق سطحی با توجه به اینکه شرایط برای ورود هوا به خاک در این عمق مساعدتر است، موجب افزایش سرعت تجزیه مواد آلی از جمله فرایند نیتریفیکاسیون گردیده است. فرایند نیتریفیکاسیون، کاهش pH خاک را بدنبال دارد (فوپن، ۲۰۰۲).

اثر عمق بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثر عمق بر میزان عناصر خاک نشان داد با افزایش عمق خاک از غلظت تمامی عناصر سنگین قابل جذب خاک کاسته می‌گردد جدول (۳). مقایسه میانگین فلزات سنگین در اثر عمق‌های مختلف نشان داد بالاترین و پایین‌ترین میزان تمامی عناصر بترتیب در اعماق ۱۰ و ۸۵ سانتی‌متری از سطح خاک مشاهده شد. بر اساس نتایج جدول (۳) اختلاف بین میانگین تمامی عناصر در هر سه عمق از لحاظ آماری معنی‌دار ($0/05 < p$) می‌باشد. غلظت کمتر فلزات در عمق‌های پایین‌تر خاک به خاطر پویایی کم این فلزات در خاک می‌باشد. از طرفی چون هر چه بافت خاک سنگین‌تر باشد، میزان نفوذپذیری فلزات در خاک نیز کاهش می‌یابد،

گردید. با توجه به این شکل‌ها ملاحظه می‌گردد که اولاً در تمامی تیمارها میزان تمامی عناصر (نسبت به شاهد) افزایش داشته است. همچنین با افزایش عمق، از میزان تمامی عناصر به طور چشمگیری کاسته شده است.

غلظت فلزات قابل جذب به خصوصیات خاک، فاضلاب و مقدار کمپوست مصرفی بستگی دارد. مطالعه تورویی و رومایانا (۲۰۰۶) نشان داد که خاک‌های حاوی مقدار رس بیشتر نسبت به خاک‌های با بافت سبک، توانایی بیشتری را در جذب فلزات سنگین دارند. بنابراین از دلایل غلظت کم فلزات در لایه زیرین می‌توان به جذب فلزات در لایه بالایی که دارای بافت سنگین می‌باشد اشاره نمود. جذب فلزات در لایه بالایی مانع از انتقال فلزات به لایه‌های زیرین می‌شود.

بالاترین میانگین عناصر سرب، کادمیوم، مس، روی و آهن در تیمار W_2C_4 و در عمق ۱۰ سانتیمتر مشاهده شد که بترتیب $4/47$ ، $28/550$ ، $43/63$ و $45/11$ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش داشته است. همچنین بالاترین میانگین عناصر نیکل و منگنز مربوط به تیمار W_2C_4 و در عمق ۱۰ سانتیمتر بوده که بترتیب $4/563$ و $4/570$ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش یافته‌اند.

نتیجه‌گیری کلی

از بررسی نتایج تحقیق حاضر، می‌توان دریافت که کاربرد فاضلاب تصفیه‌شده، ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی و همچنین سطوح مختلف کمپوست زباله شهری، میزان عناصر سنگین قابل جذب خاک را در تمامی لایه‌ها، مخصوصاً لایه‌ی فوقانی (۳۰ - ۰ سانتیمتر) نسبت به تیمار شاهد (تیمار حاوی آب معمولی و بدون کمپوست) به طور چشمگیری افزایش داده است. لذا به دلیل خطراتی که انتقال عناصر سنگین به دنبال دارد باید دقت ویژه‌ای در استفاده از فاضلاب و کمپوست مبذول گردد؛ زیرا در درازمدت ممکن است پیامدهای ناگواری

اختلاف آماری معنی‌داری وجود ندارد. مک‌لین و همکاران (۱۹۹۲) مهمترین مانع در برابر تحرک فلزات سنگین را مکانیسم‌هایی از قبیل رسوب و جذب فلزات سنگین ذکر و گزارش کردند که انتقال فلزات سنگین به اعماق پایین‌تر اتفاق نخواهد افتاد مگر اینکه غلظت فلزات سنگین در خاک بیشتر از ظرفیت نگهداری خاک باشد. مایلر و فریدلند (۱۹۹۴) مهمترین پارامتر تاثیرگذار در تحرک فلزات سنگین از لایه‌های بالایی به اعماق پایین‌تر را ذرات کلونیدی می‌دانند.

اثرات متقابل کمپوست و عمق بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

جدول (۴) مقایسه میانگین اثرات متقابل کمپوست و عمق را بر میانگین عناصر نشان می‌دهد. با توجه به این جدول بیشترین و کمترین میزان تمامی عناصر بترتیب در تیمارهای C_4D_1 و C_3D_3 مشاهده شد، که اختلاف بین این دو تیمار معنی‌دار ($p < 0/05$) می‌باشد. نتایج جدول (۴) نشان می‌دهد که با افزایش سطوح کمپوست بر میزان تمامی عناصر افزوده شده است ضمناً این افزایش در اعماق سطحی خاک اثر بیشتری نسبت به اعماق پایین‌تر داشته است. امریچو همکاران (۱۹۸۲) علت تحرک کم فلزات در خاک‌های ریز بافت را اندازه منافذ کوچکتر، تخریب ساختمان و ماکروپوره‌های آن در نتیجه تکامل خاک می‌دانند و این عملیات را مانع تشکیل شیارها که در انتقال املاح مؤثر هستند ذکر می‌کنند.

اثرات متقابل نوع آب آبیاری، کمپوست و عمق بر میزان عناصر سنگین و کم مصرف قابل جذب خاک

اثرات متقابل نوع آب آبیاری، کمپوست و عمق بر هیچ یک از عناصر اثر معنی‌داری ($p < 0/05$) نداشت، لذا مقایسه میانگین مربوطه انجام نگرفت. در شکل (۱) و (۲) روند تغییرات عناصر در اعماق مختلف نشان داده شده است. بعلاوه هم‌پوشانی برخی از تیمارها از نمایش همه آنها (به دلیل وضوح بهتر نمودار) صرف نظر

مانند آلودگی خاک، گیاه و حتی منابع آب (بویژه منابع آب زیرزمینی) را به دنبال داشته باشد.

جدول ۳- میانگین اثر نوع آب آبیاری، سطح کمپوست و عمق نمونه برداری بر میزان عناصر قابل جذب خاک (mg/kg)

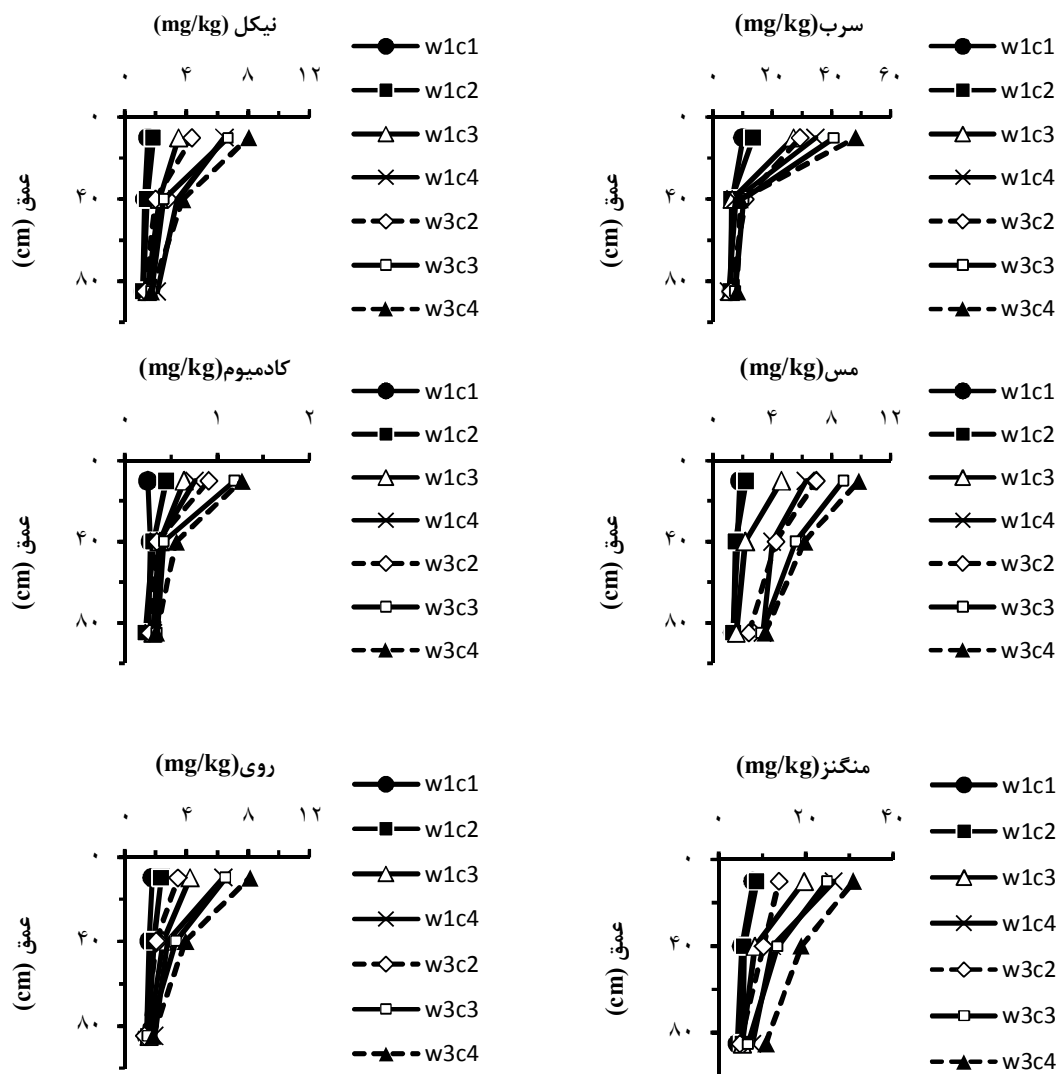
Mn	Zn	Fe	Cu	Cd	Pb	Ni	فاکتور
۹/۸ ^b	۲/۴ ^b	۱۰۳/۷ ^b	۲/۶ ^b	۰/۴ ^b	۱۱/۱ ^b	۲/۳ ^b	W ₁
۱۴/۳ ^a	۳/۱ ^a	۱۵۲/۴ ^a	۵/۳ ^a	۰/۶ ^a	۱۶/۵ ^a	۳/۲ ^a	W ₂
۱۳/۵ ^a	۳/۲ ^a	۱۵۸/۶ ^a	۵/۳ ^a	۰/۶ ^a	۱۷/۳ ^a	۳/۳ ^a	W ₃
۸/۰ ^c	۱/۹ ^c	۹۳/۵ ^c	۳/۶ ^c	۰/۴ ^c	۱۰/۶ ^b	۱/۹ ^c	C ₁
۸/۶ ^c	۲/۱ ^c	۱۰۵/۴ ^c	۳/۶ ^c	۰/۴ ^c	۱۲/۷ ^b	۲/۳ ^c	C ₂
۱۳/۴ ^b	۳/۴ ^b	۱۵۷/۲ ^b	۴/۸ ^b	۰/۵ ^a	۱۶/۸ ^a	۳/۱ ^b	C ₃
۲۰/۰ ^a	۴/۲ ^a	۱۹۶/۸ ^a	۵/۸ ^a	۰/۶ ^a	۱۹/۶ ^a	۴/۴ ^a	C ₄
۲۰/۱ ^a	۴/۸ ^a	۱۹۸/۸ ^a	۶/۳ ^a	۰/۹ ^a	۳۰/۵ ^a	۴/۹ ^a	D ₁
۱۱/۰ ^b	۲/۶ ^b	۱۲۸/۸ ^b	۴/۶ ^b	۰/۴ ^b	۸/۳ ^b	۲/۴ ^b	D ₂
۶/۴ ^c	۱/۴ ^c	۸۷/۱ ^c	۲/۵ ^c	۰/۳ ^c	۶/۰ ^b	۱/۴ ^c	D ₃

W₁: نوع آب آبیاری، C₁: سطح کمپوست، D₁: عمق خاک، در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال پنج درصد آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند

جدول ۴- اثرات متقابل کمپوست و عمق و اثرات متقابل نوع آب و عمق بر میزان عناصر قابل جذب خاک (mg/kg)

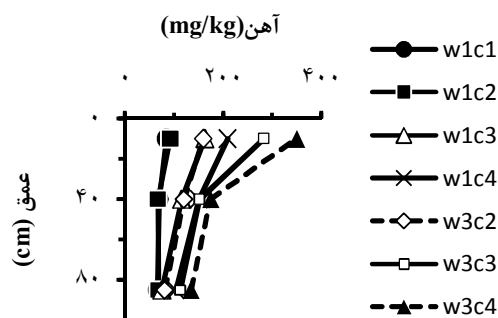
Mn	Zn	Fe	Cu	Cd	Pb	Ni	عمق خاک	فاکتور
۱۲/۰ ^d	۲/۷ ^d	۱۲۱/۰ ^{de}	۴/۳ ^{bcde}	۰/۶ ^{bc}	۱۹/۷ ^c	۲/۸ ^{cd}	D ₁	C ₁
۷/۴ ^{fg}	۱/۸ ^{ef}	۹۰/۷ ^{de}	۳/۵ ^{cdef}	۰/۳ ^d	۷/۰ ^d	۱/۷ ^{de}	D ₂	
۴/۷ ^g	۱/۲ ^f	۶۸/۰ ^{de}	۱/۹ ^f	۰/۳ ^d	۵/۱ ^d	۱/۲ ^e	D ₃	
۱۲/۱ ^d	۳/۱ ^{cd}	۱۴۰/۳ ^{cd}	۵/۳ ^{bc}	۰/۷ ^b	۲۳/۶ ^c	۳/۴ ^c	D ₁	C ₂
۸/۷ ^{defg}	۲/۰ ^e	۱۰۱/۷ ^{de}	۳/۴ ^{def}	۰/۳ ^d	۸/۶ ^d	۱/۸ ^{de}	D ₂	
۴/۹ ^g	۱/۳ ^{ef}	۷۴/۰ ^e	۲/۰ ^f	۰/۳ ^d	۶/۰ ^d	۱/۳ ^e	D ₃	
۲۲/۳ ^b	۵/۸ ^b	۲۳۷/۶ ^b	۷/۳ ^a	۱/۰ ^a	۳۵/۶ ^b	۵/۵ ^b	D ₁	C ₃
۱۱/۶ ^{de}	۳/۰ ^{cd}	۱۴۰/۸ ^{cd}	۴/۶ ^{bcd}	۰/۴ ^{cd}	۸/۹ ^d	۲/۴ ^{cde}	D ₂	
۶/۴ ^{ef}	۱/۴ ^{ef}	۹۳/۷ ^{de}	۲/۶ ^{ef}	۰/۳ ^d	۶/۰ ^d	۱/۵ ^{de}	D ₃	
۳۴/۳ ^a	۷/۵ ^a	۲۹۶/۵ ^a	۸/۵ ^a	۱/۱ ^a	۴۳/۳ ^a	۷/۷ ^a	D ₁	C ₄
۱۶/۳ ^c	۳/۵ ^c	۱۸۲/۱ ^c	۵/۴ ^b	۰/۵ ^{cd}	۸/۷ ^d	۳/۶ ^c	D ₂	
۹/۷ ^{def}	۱/۷ ^{ef}	۱۱۲/۰ ^{de}	۳/۵ ^{cdef}	۰/۳ ^d	۷/۰ ^d	۱/۷ ^{de}	D ₃	
۱۵/۷ ^{bc}	۳/۷ ^b	۱۳۸/۲ ^{bc}	۳/۷ ^c	۰/۵ ^b	۲۱/۴ ^b	۳/۳ ^b	D ₁	W ₁
۸/۰ ^{de}	۲/۲ ^{cd}	۱۰۱/۸ ^{bcd}	۲/۳ ^d	۰/۳ ^{bc}	۶/۷ ^c	۲/۱ ^{bc}	D ₂	
۵/۶ ^e	۱/۰ ^{ad}	۷۱/۱ ^d	۱/۸ ^d	۰/۳ ^c	۵/۳ ^c	۱/۳ ^c	D ₃	
۲۲/۶ ^a	۵/۳ ^a	۲۲۳/۵ ^a	۷/۶ ^a	۱/۰ ^a	۳۴/۴ ^a	۵/۶ ^a	D ₁	W ₂
۱۲/۴ ^{cd}	۲/۷ ^{bc}	۱۴۵/۸ ^b	۵/۲ ^b	۰/۴ ^{bc}	۸/۸ ^c	۲/۴ ^{bc}	D ₂	
۶/۸ ^{de}	۱/۴ ^d	۸۷/۹ ^{cd}	۲/۹ ^{cd}	۰/۳ ^c	۶/۱ ^c	۱/۴ ^c	D ₃	
۲۱/۱ ^{ab}	۵/۳ ^a	۲۳۴/۸ ^a	۷/۷ ^a	۱/۰ ^a	۳۵/۷ ^a	۵/۷ ^a	D ₁	W ₃
۱۲/۶ ^{cd}	۲/۸ ^{bc}	۱۳۸/۸ ^{bc}	۵/۲ ^b	۰/۴ ^{bc}	۹/۴ ^c	۲/۶ ^{bc}	D ₂	
۶/۹ ^{de}	۱/۴ ^d	۱۰۲/۲ ^{bcd}	۲/۹ ^{cd}	۰/۳ ^c	۶/۷ ^c	۱/۵ ^c	D ₃	

W₁: نوع آب آبیاری، C₁: سطح کمپوست، D₁: عمق خاک، در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال پنج درصد آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند



Wi :WiCj : نوع آب آبیاری (W_۱: آب معمولی، W_۲: فاضلاب تصفیه شده و W_۳: ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی)، j: سطح کمپوست (C_۱: بدون کمپوست، C_۲: ۴۰ تن در هکتار، C_۳: ۸۰ تن در هکتار و C_۴: ۱۲۰ تن در هکتار)

شکل ۱- روند تغییرات عناصر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، روی و منگنز قابل جذب در اعماق مختلف خاک



Wi :WiCj : نوع آب آبیاری (W_۱: آب معمولی، W_۲: فاضلاب تصفیه شده و W_۳: ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی)، j: سطح کمپوست (C_۱: بدون کمپوست، C_۲: ۴۰ تن در هکتار، C_۳: ۸۰ تن در هکتار و C_۴: ۱۲۰ تن در هکتار)

شکل ۲- روند تغییرات عنصر آهن قابل جذب در اعماق مختلف خاک

فهرست منابع

۱. امامی، ح، غ.ر. فیروزآبادی ثوابی و م. شرفاء. ۱۳۸۴. بررسی نقش جریان ترجیحی و مواد آلی بر روند انتقال کادمیوم، سرب و روی در یک خاک لومی آهکی. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. جلد ۹، شماره ۲، ص ۷۴-۶۳.
۲. براهیمی، ن. م. افیونی، م. کرمی، وی. رضایی نژاد. ۱۳۸۷. اثرباقیمانده و تجمعی کودهای آلی بر غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در خاک و گندم. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. جلد ۱۲، شماره ۴۶، ص ۸۱۳-۸۰۲.
۳. پارسافر، ن. ۱۳۹۰. بررسی اثر فاضلاب شهری و پساب تصفیه شده آن بر برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک، آب زهکشی و ویژگی‌های کمی - کیفی سیب زمینی. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه بوعلی سینا همدان، دانشکده کشاورزی، ۱۱۷ صفحه.
۴. حسین پور، ا. غ. ح. حق‌نیا، اعلی‌زاده و افتوت. ۱۳۸۷. بررسی انتقال برخی عناصر به عمق خاک پس از آبیاری با فاضلاب خام و پساب شهری در دو شرایط غرقاب پیوسته و متناوب. مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). جلد ۲۲، شماره ۲، ص ۱۱۷-۱۳۲.
۵. ذامیادی، آ. ع. م. لیاقت، و ع. حسن اقلی. ۱۳۸۲. بررسی امکان تصفیه آب‌های آلوده به فلز روی (Zn) توسط خاک تحت کشت آفتابگردان، یولاف و نی (پالایش سبز). مجله آب و فاضلاب. شماره ۴۸، ص ۱۱-۳.
۶. شریفی، م. م. افیونی و ا. م. خوشگفتارمنش. ۱۳۸۹. تأثیر لجن فاضلاب، کمپوست زیاله شهری و کود گاوی بر رشد و عملکرد و جذب آهن، روی، منگنز و نیکل در گل جعفری. مجله علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای. جلد ۱، شماره ۲، ص ۵۳-۴۳.
۷. صالحی، آ. م. طبری، ج. محمدی، ع. ر. علی‌عرب. ۱۳۸۷. تجمع فلزات سنگین Cu, Zn, Ni و Pb در خاک و برگ افاقیا، تحت تاثیر فاضلاب شهری. مجله پژوهش و سازندگی. ص ۹۲-۱۰۰.
۸. محمدی م. ا. فتوت، غ. ح. حق‌نیا. ۱۳۸۸. بررسی امکان جذب فاضلاب صنعتی توسط شن، خاک و ماده آلی. مجله آب و فاضلاب. شماره ۴، ص ۸۱-۷۱.
۹. معروفی، ص. ن. پارسافر، ق. رحیمی و ف. دشتی. ۱۳۹۱. تاثیر آبیاری با فاضلاب بر انتقال عناصر سنگین به عمق خاک تحت کشت سیب‌زمینی. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. جلد ۱۶، شماره ۶۱، ص ۸۰-۷۱.
10. Abedi-Koupai, J., B. Mostafazadeh-Fard, M. Afyuni and M.R. Bagheri. 2006. Effect of treated wastewater on soil chemical and physical properties in an arid region. *Plant soil environmental*. 52 (8): 335-344.
11. Achiba, W.B., N. Gabteni, A. Lakhdar, G.D. Laing, M. Verloo, N. Jedidi and T. Gallali. 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 130:156-163.
12. Ashwortha, D.J. and B.J. Allowaya. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*. 127:137-144.
13. Ayari, F., H. Hamdi, N. Jedidi, N. Gharbi and R. Kossai. 2010. Heavy metal distribution in soil and plant in municipal solid waste compost amended plots. *Environmental Science Technology*. 7 (3): 465-472.
14. Chang, A.C., J.E. Warneke, A.L. Page and L.J. Lund. 1984. Accumulation of heavy metal in sewage sludge treated soils. *Environmental Quality*. 13:87-90.

15. Emmerich, W.E., L.J. Lund, A.L. Page and A.C. Chang, 1982. Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *Environmental Quality*. 11:174-178.
16. Fine, P., A. Hass, R. Prost and N. Atzmon. 2002. Organic carbon leaching from effluent irrigated lysimeters as affected by residence time. *Soil Science of American Journal*. 66:1531-1539
17. Foppen, J.W.A. 2002. Impact of high-strength wastewater infiltration on groundwater and drinking watersupply: the case of Sanaa, Yemen. *Journal of Hydrology*. 263: 198-216.
18. Jalali, M. and H. Arfania. 2010. Leaching of heavy metals and nutrients from calcareous sandy-loam soil receiving municipal solid sewage sludge. *Plant Nutrition and Soil Science*. 173: 407-416.
19. Kaschla, A., V. Römhelda and Y. Chenb. 2002. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *Science of the Total Environment*. 291:45-57.
20. Lindsay W.L. and W.A. Norvell. 1978: Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science*. 42: 421-428.
21. Lo, C.K. and Y.S. Fung. 1992. Heavy metal pollution profile of dated sediment cores Hebe Haven, Hong Kong. *Water Research*. 26: 1602-1619.
22. Maldonado V.M., H.O. Rubio Arias, R. Quintana, R.A. Saucedo, M. Gutierrez, J. A. Ortega, and G.V. Nevarez. 2008. Heavy Metal Content in Soils under Different Wastewater Irrigation Patterns in Chihuahua, Mexico. *Environmental research and public health*. 5(5): 441-449.
23. Marofi, S., N. Parsafar, Gh. Rahim, F. Dashti and H. Marofi. 2013. The effects of wastewater reuse on potato growth properties under greenhouse lysimetric. *Environmental Science Technology*. 10:133-140.
24. McLean, J.E., and B.E. Bledsoe. 1992. Ground Water Issue: Behavior of Metals in Soils. United States Environmental Protection Agency, EPA/ 540/ S-92/ 018.
25. Miller, E.K. and A.J. Friedl. 1994. Lead migration in forest soils: Response to changing atmospheric inputs. *Environmental Sciences Technology*. 28: 662-669.
26. Rowell, D.L., 1994. Methods and Applications, Measurement of the composition of soil solution. *Soil Science* pp: 146.
27. Schiradue, T., I. Vergara, E.B. Schalska and P.F. Pratt. 1986. Evidence for movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated waste-water. *Environmental Quality*. 15: 9-12.
28. Schneider, M. and Dr R. Marquard. 1996. Cadmium accumulation of *Fagopyrum esculentum* and *Limum usitatissimum* grown on different soils in pot and field areas *Beitr Zuchtunforse. Acta Horticulturae*. 426: 435-441.
29. Scora, R.W. and A.C. Chang. 1997. Heavy metals and seed germination in some medicinal and aromatic plants. *Environmental Quality*. 26: 975-79.
30. Streck, T. and J. Richter. 1997. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: I. Measurements and parameterization of sorption. *Environmental Quality*. 26: 49-56.
31. Tester, C.F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Science Society*. 54: 827-831.
32. Toribio, M. and J. Romanya. 2006. Leaching of heavy (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Science Total Environmental*. 363: 11-21.
33. Walter, I., F. Martinez, G. Cuevas. 2006. Plant and Soil Responses to the Application of Composted MSW in a Degraded, Semiarid Shrubland in Central Spain. *Compost science utilization*. 14 (2): 147-154.

34. Zhang, M., D. Heaney, E. Solberg and B. Heriquez. 2000. The effect of MSW compost on wheat, barley, and canola in Grey Luvisolic soils of Alberta. *Compost Science and Utilization*. 8(3): 224-235.
35. Zheljzkov, V.D. and N. Nielsen. 1996. Effect of heavy metals on peppermint and cornmint. *Plant & Soil. Acta Horticulturae*. 426: 309-28.