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 بوعلی‌سینا همدان.
Mas.Shakarami@gmail.com
استاد گروه مهندسی آب دانشگاه بوعلی‌سینا همدان.
Smarofi@yahoo.com
استادیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه بوعلی‌سینا همدان.
Ghasemr@gmail.com
دانشیار گروه علوم باغبانی دانشگاه بوعلی‌سینا 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: ۱۰ (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 لایسیمتر فلزی حجمی با ابعاد ۱۲۶ ×۳۰ ×۳۰ طراحی شد. خاک درون لایسیمترها دارای سه لایه: فوقانی (بافت رسی)، لایه میانی (لوم رسی) و لایه پایینی (لوم رسی شنی) بود. پس از طراحی و آماده‌سازی لایسیمترها، گیاه ریحان در آنها کشت گردید. بعد از برداشت ریحان، نمونه‌های خاک از اعماق ۱۰، ۴۰ و ۸۵ سانتی‌متر تهیه و مقادیر نیکل، سرب، کادمیوم، آهن، مس، روی و منگنز قابل جذب آنها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که اثر نوع آب آبیاری، کمپوست و عمق بر کلیه عناصر معنی‌دار ($p< ۰/۰۵$) می‌باشد. همچنین برهم‌کنش دوگانه و سه گانه فاکتورها (بجز نوع آب آبیاری- کمپوست و نوع آب آبیاری- کمپوست- عمق)، بر کلیه عناصر معنی‌دار ($p< ۰/۰۵$) بود. بالاترین میانگین کلیه عناصر در عمق ۱۰ سانتی‌متر 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 W2C4 مقادیر نیکل (۵۶۳) و منگنز (۵۷۰ درصد) نسبت به تیمار شاهد افزایش داشتند. با توجه به نتایج گفته شده، برای کاهش خطرات بلندمدت زیست‌محیطی، پیشنهاد می‌گردد، پایش مستمر عناصر سنگین ناشی از کاربرد فاضلاب و کمپوست در خاک و منابع آب صورت گیرد.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، لایسیمتر.

---

[۱]- آدرس نویسنده مسئول: همدان، گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی‌سینا.

* - دریافت :بهمن ۱۳۹۲و پذیرش : اسفند ۱۳۹۳

مقدمه

فلزات سنگین از نگرانی‌های عمده استفاده ازکمپوست و فاضلاب در زمین‌های کشاورزی می‌باشند (حسین‌پور و همکاران، ۱۳۸۷ وعیاری 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، ۲۰۰٦). 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 وکیفیت خاک ،غلظت ونوع یون رقابت‌کننده برای جذب ،حضور لیگاندهای آلی یا معدنی، محتوای ماده آلی،کانی‌های رسی،کربنات کلسیم،اکسیدهای آهن- منگنز، قدرت یونی، جنس خاک واندازه ذرات خاک تغییر می‌کند (اچیبا 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 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 (۲۰۰٤) 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 (ذامیادی و همکاران، ۱۳۸۲). بنظر می‌رسد که گیاهان دارویی از جمله ریحان یک ایده خوب برای گیاه پالایی 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، ۱۹۹٦، ژلجانکوف و نیلسون، ۱۹۹٦، اسکورا و چانگ، ۱۹۹۷). محققین زیادی نشان داده‌اندکه فلزات سنگین جذب شده توسط گیاه در اسانس ظاهر نخواهد شد (ژلجانکوف و نیلسون، ۱۹۹٦، اسکورا و چانگ، ۱۹۹۷) .

گسترش شهرنشینی و تولید روزافزون زباله‌های مربوطه، تولیدبیش از پیش کمپوست و پسماندهایی از این قبیل را اجتناب‌پذیر می‌نماید. به همین دلیل است که طبق سند چشم‌اندازتوسعه وبر اساس بند (ز) ماده ۱٤۳ قانون برنامه پنجساله پنجم توسعه، وزارت جهادکشاورزی 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 مختلف به ویژه در بخش کشاورزی که عمده مصرف آب

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 ترکیب۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی (W_3)، چهار سطح کود کمپوست زباله شهریکه شامل بدون کمپوست (C_1)، ٤۰ (C_2)، ۸۰ (C_3) و ۱۲۰ تن در هکتار (C_4) و سه عمق نمونه‌برداریخاک که شامل ۱۰ (D_1)، ٤۰ (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، ۲۰۰٦). 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 ۳٦ عدد لایسیمتر فلزی حجمی با سطح مقطع مربعی شکل با طول ضلع ۳۰ و ارتفاع ۱۲٦ 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 ۱٦ 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، ازکارخانه 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 گونه‌ی 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،

نیاز آبی افزوده گردید و به ۱۲ لیتر ارتقاء یافت. ضمناً دوره‌های آبیاری به‌گونه‌ی انتخاب گردید که گیاه دارای استرس کم‌آبی نباشد. در ابتدا فواصل آبیاری در دوره‌های ١٤ 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 لایسیمترها، تهیه شد. نمونه-ها، پس از صاف شدن با کاغذ صافی واتمن ٤٢، جهت اندازه‌گیریمیزان 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،۳:۱)، 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 ۱ :۳، HCl: HNO_3)، 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.

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 اندازه-گیری اندازه‌گیری شدند (راول، ١٩٩٤). پس از برداشت گیاه، از خاک لایسیمترها، در اعماق ۱۰، ٤٠ 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 ۰/۰۰۵DTPA مولار و کلرور و کلسیم ۰/۰۱ مولار در pH=۷/۳ عصاره‌گیری و با دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰، اندازه-گیریشدند (لیندسی و نورول،۱۹۷۸). هدایت هیدرولیکی خاک با استفاده از روش بار ثابت برآورد گردید. مقادیر چگالی ظاهری خاک با استفاده از سیلندرهای استوانه‌ی 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 SAS (9.1) 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.

جدول۱- 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	–	–

جدول۲- برخی از ویژگی‌های شیمیایی خاک، کمپوست (میلی‌گرم در کیلوگرم) و فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده (میلی‌گرم 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 کم‌مصرف خاک نشان داد که کاربرد فاضلاب تصفیه‌شده و ترکیب ۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی میزان تمامی عناصر سنگین و کم‌مصرف خاک قابل جذب خاک را نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری ($p< ۰/۰۵$)افزایش داده است جدول (۳).بالاترین میزان کلیه عناصر قابل جذب خاک، مربوط به نوع آب $W_۳$ می‌باشد که البته در تمامی عناصر اختلاف آماری معنی‌داری ($p< ۰/۰۵$) بین آب‌های $W_۳$ و $W_۲$ مشاهده نشد جدول (۳). مقادیر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، روی، منگنز و آهن قابل جذب خاک، بترتیب از ۲/۳، ۱۱/۱، ۰/٤، ۲/٦، ۱۰۳/۷، ۲/٤ و ۹/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در اثر کاربرد آب $W_۱$ به مقادیر ۳/۳، ۱۷/۳، ۰/٦، ۵/۳، ۱۵۸/٦، ۳/۲ و ۱۳/۵میلی‌گرم در کیلوگرم در اثر کاربرد آب $W_۳$ افزایش یافتند.

نتایج این تحقیق با نتایج پارسافر 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 سطح۱۲۰ تن در هکتاربود جدول (۳). با توجه به نتایج جدول (۳)، میانگین تمامی عناصر در سطح ۱۲۰ تن با تمامی عناصر (بجزء سرب و کادمیوم) در سطح ۸۰ تن و همچنین با تمامی عناصر در سطوح ٤۰ و شاهد اختلاف معنی‌داری ($p< ۰/۰۵$)دارد.اما از لحاظ آماری($p< ۰/۰۵$)اختلاف بین میانگین تمامی عناصر در سطوح ٤۰ تن در هکتار و شاهد غیر معنی‌دار می‌باشد. ولی کاربرد ۸۰ تن در هکتار نسبت به سطح ٤۰ تن در هکتار میانگین تمامیعناصر (بجزءکادمیوم) را به طور معنی‌داری ($p< ۰/۰۵$)افزایش داد. کاربرد کمپوست

بمیزان ۱۲۰ تن در هکتار مقادیر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، آهن روی و منگنز قابل جذب خاک را بترتیب از ۱/۹، ۱۰/٦، ۰/٤، ۳/۲، ۹۳/۵، ۱/۹ و ۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در سطح C_1 به ٤/٤، ۱۹/٦، ۰/٦، ۵/۸، ۱۹٦/۸، ٤/۲ و ۲۰/۰ میلی‌گرم در کیلوگرم افزایش داد. شریفی و همکاران (۱۳۸۹) افزایش معنی‌داری از غلظت عناصر آهن،روی،منگنزونیکل را در اثر کاربرد کمپوست بمیزان ۲۵ تن در هکتار گزارش نمودند.

همچنین ژانگو همکاران (۲۰۰۰) گزارشکردندکه 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 عمق‌بر 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 ($p< ۰/۰۵$)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 نیزکاهش می‌یابد، 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، ۱۹۸٦؛ عابدی کوپایی و همکاران، ۲۰۰٦).

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 ($p< ۰/۰۵$) شد، لذا مقایسه میانگین بین سطوح هر یک از فاکتورها انجام نگرفت. بالاترین و کمترین میزان تمامی عناصر بترتیب در تیمارهای $W_۳C_٤$ و $W_۱C_۱$ مشاهده شد. کاربرد تیمار $W_۳C_٤$ میزان عناصر نیکل، سرب، کادمیوم، مس، آهن روی و منگنز را بترتیب از ۱/۳۳، ۷/۰۸، ۰/۲۵، ۱/۵، ۷۱/۲، ۱/۵٤ و ۷/۰۸میلی‌گرم در کیلوگرم در $W_۱C_۱$ به ٤/٦۸، ۲۱/۸، ۰/۷۲، ٦/۵، ۲۲۰/۰، ٤/٦۱ و ۲۱/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در افزایش داد جدول (٤).

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

جدول (٤) 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 (بجزء منگنز) بترتیب در تیمارهای$W_۳D_۱$ و $W_۱D_۳$ مشاهده شد که اختلاف بین این دو تیمار معنی‌دار ($p< ۰/۰۵$)می‌باشد. نتایج حاکی از کاهش معنی‌دار ($p< ۰/۰۵$) 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،

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 (۱۹۹٤) مهمترین پارامتر تاثیرگذار در تحرک فلزات سنگین از لایه های بالایی به اعماق پایین‌تر را ذرات کلوئیدی می‌دانند.

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

جدول (٤) 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 $C_٤D_١$ و $C_١D_٣$ مشاهده شد، که اختلاف بین این دو تیمار معنی‌دار ($p<$ ۰/۰۵) می‌باشد. نتایج جدول (٤) 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 ماکروپورهای 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 ($p<$ ۰/۰۵) نداشت، لذا مقایسه میانگین مربوطه انجام نگرفت. در شکل (۱) و (۲) روند تغییرات عناصر در اعماق مختلف نشان داده شده است. بعلت هم‌پوشانی برخی از تیمارها از نمایش همه آنها (به دلیل وضوح بهتر نمودار) صرف نظر 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 توروبی و رومایانا (۲۰۰٦) 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 $W_٢C_٤$ و در عمق ۱۰ سانتیمتر مشاهده شد که بترتیب ٤٧٤/٤، ۵۰۸، ۵۵۰/۲۸، ٤٦٣/٤٣ و ٤١١/٤٥ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش داشته است.همچنین بالاترین میانگین عناصر نیکل و منگنز مربوط به تیمار $W_٢C_٤$ و در عمق ۱۰ سانتیمتر بوده که بترتیب٥٦٣/٤ و ٥٧٠/٤ 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 دراستفاده از فاضلاب و کمپوست مبذول گردد،زیرادر درازمدت ممکن است پیامدهای ناگواری

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

جدول۳- میانگین اثر نوع آب آبیاری، سطح کمپوست و عمق نمونه‌برداری بر میزان عناصر قابل جذب خاک (mg/kg)

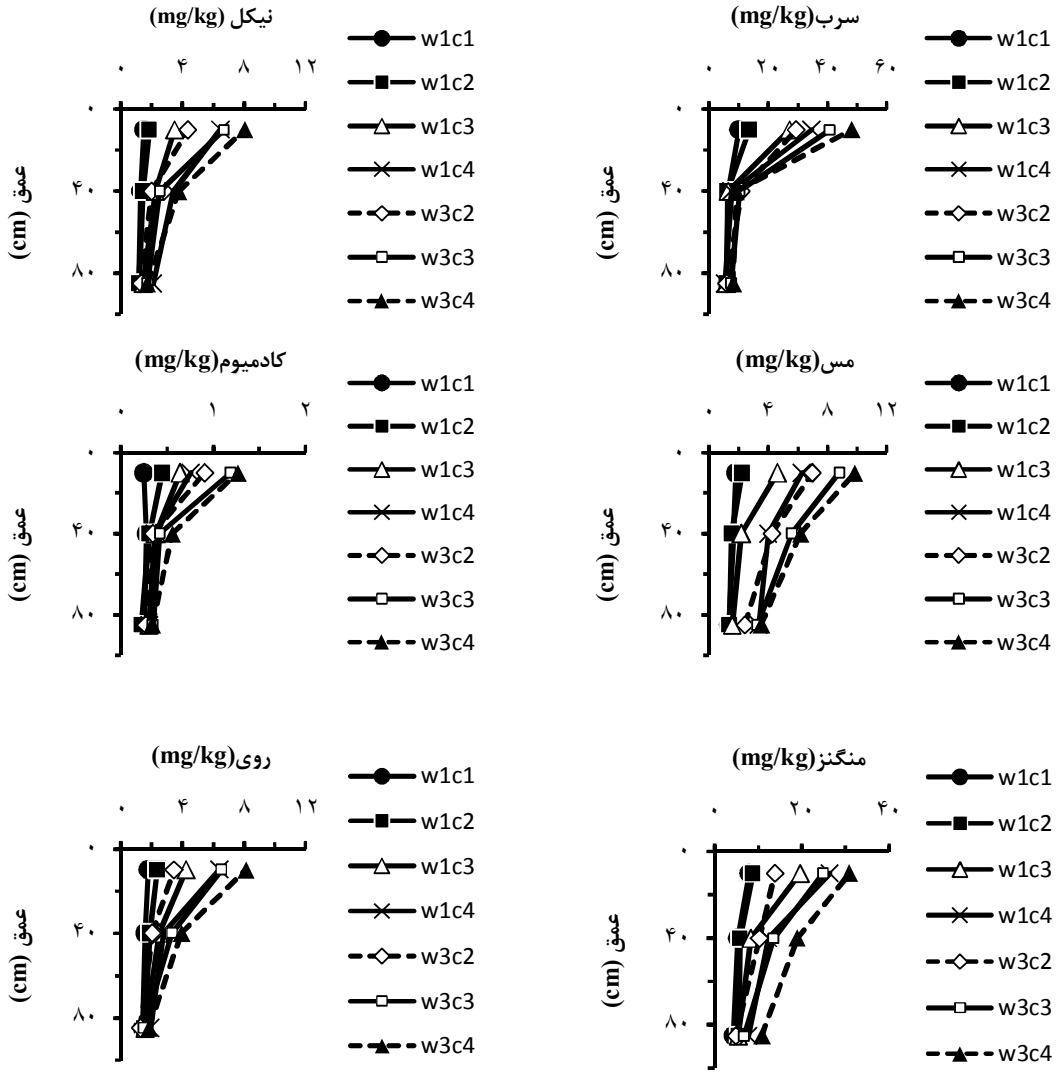
Mn	Zn	Fe	Cu	Cd	Pb	Ni	فاکتور
۹/۸^{b}	۲/۴^{b}	۱۰۳/۷^{b}	۲/۶^{b}	۰/۴^{b}	۱۱/۱^{b}	۲/۳^{b}	W_1
۱۴/۳^{a}	۳/۱^{a}	۱۵۲/۴^{a}	۵/۲^{a}	۰/۶^{a}	۱۶/۵^{a}	۳/۲^{a}	W_2
۱۳/۵^{a}	۳/۲^{a}	۱۵۸/۶^{a}	۵/۳^{a}	۰/۶^{a}	۱۷/۳^{a}	۳/۳^{a}	W_3
۸/۰^{c}	۱/۹^{c}	۹۳/۵^{c}	۳/۲^{c}	۰/۴^{c}	۱۰/۶^{b}	۱/۹^{c}	C_1
۸/۶^{c}	۲/۱^{c}	۱۰۵/۴^{c}	۳/۶^{c}	۰/۴^{c}	۱۲/۷^{b}	۲/۲^{c}	C_2
۱۳/۴^{b}	۳/۴^{b}	۱۵۷/۲^{b}	۴/۸^{b}	۰/۵a^{b}	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}	۴/۴a	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}	۴/۲^{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

W_i: نوع آب آبیاری، C_i:سطح کمپوست، D_i: عمق خاک، درهرستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند،در سطح احتمال پنج درصد آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی-دار می‌باشند

جدول۴- اثرات متقابل کمپوست و عمق و اثرات متقابل نوع آب و عمق بر میزان عناصر قابل جذب خاک (mg/kg)

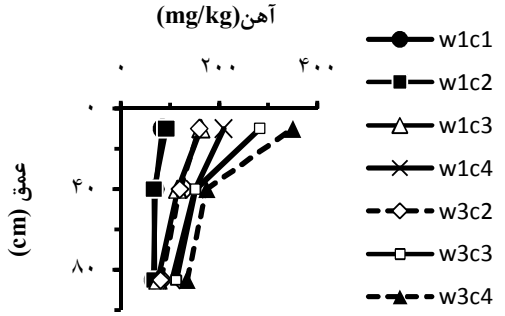
Mn	Zn	Fe	Cu	Cd	Pb	Ni	عمق خاک	فاکتور
۱۲/۰^{d}	۲/۷^{d}	۱۲۱/۰^{de}	۴/۳^{bcde}	۰/۶^{bc}	۱۹/۷^{c}	۲/۸^{cd}	D_1	
۷/۴^{fg}	۱/۸^{ef}	۹۰/۷^{de}	۳/۵^{cdef}	۰/۳^{d}	۷/۰^{d}	۱/۷^{de}	D_2	C_1
۴/۷^{g}	۱/۲^{f}	۶۸/۰^{de}	۱/۹^{f}	۰/۳^{d}	۵/۱^{d}	۱/۲^{e}	D_3	
۱۲/۱^{d}	۳/۱^{cd}	۱۴۰/۲^{cd}	۵/۳^{bc}	۰/۷^{b}	۲۳/۶^{c}	۳/۴^{c}	D_1	
۸/۷^{defg}	۲/۰^{e}	۱۰۱/۷^{de}	۳/۴^{def}	۰/۳^{d}	۸/۶^{d}	۱/۸^{de}	D_2	C_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	
۱۱/۶^{de}	۳/۰^{cd}	۱۴۰/۸^{cd}	۴/۶^{bcd}	۰/۴^{cd}	۸/۹^{d}	۲/۴^{cde}	D_2	C_3
۶/۲^{gf}	۱/۴^{ef}	۹۳/۲^{de}	۲/۶^{ef}	۰/۳^{d}	۶/۰^{d}	۱/۵^{de}	D_3	
۳۴/۲^{a}	۷/۵^{a}	۲۹۶/۵^{a}	۸/۵^{a}	۱/۱^{a}	۴۳/۲^{a}	۷/۷^{a}	D_1	
۱۶/۲^{c}	۳/۵^{c}	۱۸۲/۱^{c}	۵/۴^{b}	۰/۵^{cd}	۸/۷^{d}	۳/۶^{c}	D_2	C_4
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}	D1	
۸/۰^{de}	۲/۲^{cd}	۱۰۱/۸^{bcd}	۲/۳^{d}	۰/۳^{bc}	۶/۷^{c}	۲/۱^{bc}	D2	W_1
۵/۶^{e}	۱/۰^{ad}	۷۱/۱^{d}	۱/۸^{d}	۰/۲^{c}	۵/۲^{c}	۱/۳^{c}	D3	
۲۳/۶^{a}	۵/۳^{a}	۲۲۳/۵^{a}	۷/۶^{a}	۱/۰^{a}	۳۴/۴^{a}	۵/۶^{a}	D1	
۱۲/۴^{cd}	۲/۷^{bc}	۱۴۵/۸^{b}	۵/۲^{b}	۰/۴^{bc}	۸/۸^{c}	۲/۴^{bc}	D2	W_2
۶/۸^{de}	۱/۴^{d}	۸۷/۹^{cd}	۲/۹^{cd}	۰/۳^{c}	۶/۱^{c}	۱/۴^{c}	D3	
۲۱/۱^{ab}	۵/۳^{a}	۲۳۴/۸^{a}	۷/۷^{a}	۱/۰^{a}	۳۵/۷^{a}	۵/۷^{a}	D1	
۱۲/۶^{cd}	۲/۸^{bc}	۱۳۸/۸^{bc}	۵/۲^{b}	۰/۴^{bc}	۹/۴^{c}	۲/۶^{bc}	D2	W_3
۶/۹^{de}	۱/۴^{d}	۱۰۲/۲^{bcd}	۲/۹^{cd}	۰/۳۱^{c}	۶/۷^{c}	۱/۵^{c}	D3	

W_i: نوع آب آبیاری، C_i:سطح کمپوست، D_i: عمق خاک، درهرستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند،درسطح احتمال پنج درصد آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی‌دار می‌باشند



WiCj: Wi نوع آب آبیاری (W_1: آب معمولی، W_2: فاضلاب تصفیه شده و W_3: ترکیب۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی)، Cj:سطح کمپوست (C_1: بدون کمپوست، C_2: ۴۰ تن در هکتار، C_3:۸۰ تن در هکتار و C_4:۱۲۰ تن در هکتار)

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



WiCj: Wi نوع آب آبیاری (W_1: آب معمولی، W_2: فاضلاب تصفیه شده و W_3: ترکیب۵۰ درصد فاضلاب خام و آب معمولی)، Cj:سطح کمپوست (C_1: بدون کمپوست، C_2: ۴۰ تن در هکتار، C_3:۸۰ تن در هکتار و C_4:۱۲۰ تن در هکتار)

شکل۲- روند تغییرات عنصر آهن قابل جذب در اعماق مختلف خاک

فهرست منابع

۱. امامی، ح.، غ.ر. فیروزآبادی‌ثواقبی و م. شرفاء. ۱۳۸٤. 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، ص۷٤-٦۳.

۲. براهیمی، ن.،م.افیونی،م.کرمی،وی. رضایی‌نژاد. ۱۳۸۷. اثرباقیمانده وتجمعی کودهای آلی بر غلظت نیتروژن ، فسفر و پتاسیم درخاک وگندم. علوم وفنون کشاورزی ومنابع طبیعی.جلد۱۲، شماره ٤٦، 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.

٤. حسین‌پور، ا.، غ.ح.حق‌نیا، ا.علیزاده و ا.فتوت.۱۳۸۷. بررسی انتقال برخی عناصر به عمق خاک پس ازآبیاری با فاضلاب خام و پساب شهری در دو شرایط غرقاب پیوسته ومتناوب. مجله آب وخاک(علوم وصنایع کشاورزی).جلد ۲۲، شماره ۲، ص ۱۳۲-۱۱۷.

۵. ذامیادی، آ.، ع.م. لیاقت، و ع. حسن‌اقلی. 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 ٤۸، ص ۱۱-۳.

٦. شریفی، م.، م.افیونی و ا.م. خوشگفتارمنش. ۱۳۸۹. تأثیرلجن فاضلاب ،کمپوست زباله شهری و کود گاوی بر رشد و عملکرد و جذب آهن،روی،منگنز و نیکل درگل جعفری. مجله علوم وفنون کشت‌های گلخانه‌ای. جلد ۱، شماره ۲، ص۵۳-٤۳.

۷. صالحی، آ. م. طبری، ج.محمدی، ع.ر. علی‌عرب. ۱۳۸۷. تجمع فلزات سنگین Zn، Cu، Ni و Pb در خاک و برگ اقاقیا،تحت تاثیر فاضلاب شهری. مجله پژوهش و سازندگی. ص ۱۰۰- ۹۲.

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 ٤، ص۸۱-۷۱

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 وخاک. جلد ۱٦، شماره ٦۱، ص۸۰-۷۱.

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. Ro¨mhelda 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. andW.A. Norvell. 1978: Development ofa 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 propertiesunder greenhouse lysimeteric. 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 inforest 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. Schiradoe, T., I. Vergara, E.B. Schalska and P.F. Pratt. 1986. Evidencefor movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated waste-water. Environmental Quality. 15: 9-12.
28. Schneider, M.and DrR. Marquard. 1996. Cadmium accumulation of Fagopyrum esculentum and Limum usitassimum grown on different soils in pot and field areas Beitr Zuchtunsforse. Acta Horticulturae. 426: 435-441.
29. Scora, R.W. and A.C. Chang. 1997. Heavy metals and seedgermination in some medicinal and aromatic plants. Environmental Quality. 26: 975-79.
30. Streck, T. and J. Richter. 1997. Heavy metal displacementin 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, andcanola in Grey Luvisolic soils of Alberta. Compost Science and Utilization. 8(3): 224-235.
35. Zheljazkov, V.D. and N. Nielsen. 1996. Effect of heavy metals on peppermint and cornmint. Plant & Soil. Acta Horticulturae. 426: 309-28.