نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک
جلد بیست و یکم، شماره دوم، ۱۳۹۳
http://jwsc.gau.ac.ir

تجمع فلزات سنگین در بخش هوایی و ریشه تربچه (*Raphanus Sativus*) رشدیافته در خاک‌های اصلاح‌شده با لجن فاضلاب

زینب طولابی[۱]، *قاسم رحیمی[۲] و صفر معروفی[۳]

[۱]دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه بوعلی‌سینا، [۲]استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه بوعلی‌سینا، [۳]استاد گروه مهندسی آب، دانشگاه بوعلی‌سینا

تاریخ دریافت: ۹۱/۳/۲۱ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۱/۹

چکیده

برای بررسی تأثیر مقادیر مختلف لجن فاضلاب بر عملکرد گیاه و تجمع روی، مس، کادمیوم و سرب در گیاه تربچه (*Raphanus Sativus*)، آزمایش گلدانی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه بوعلی‌سینا همدان انجام شد. این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی با ٤ تیمار شامل درصدهای مختلف (۰، ۱۰، ۳۵ و ۵۰) لجن فاضلاب خشک و در ۳ تکرار انجام شد. کاربرد لجن فاضلاب در هر ۳ سطح، تأثیر معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۱$) بر عملکرد تربچه نشان داد، به‌خصوص در سطح ۱۰ درصد چشم‌گیرتر بود. در نتیجه این پژوهش، با افزایش درصد لجن فاضلاب در خاک، غلظت قابل دسترس فلزات به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۱$) نسبت به شاهد افزایش یافت، به‌خصوص روی به‌شدت تحت‌تأثیر کاربرد لجن فاضلاب قرار گرفت به‌طوری‌که در تیمار ۵۰ درصد نسبت به شاهد افزایش قابل‌توجهی نشان داد (به‌ترتیب ۱۵٦/٤۱ و ۰/۹۸ میلی‌گرم در کیلوگرم). نتایج نشان داد که ریشه تربچه نسبت به بخش هوایی آن، مقادیر بیش‌تری فلزات سنگین را در خود انباشته کرد و توان بالایی در جذب سرب از خاک نشان داد. همچنین با افزودن لجن فاضلاب به خاک، فاکتور انتقال کادمیوم، به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافت این در حالی است که فاکتور انتقال روی، مس و سرب با افزایش میزان لجن فاضلاب در خاک کاهش یافت. به‌طورکلی سطح ۱۰ درصد در مقایسه با سایر سطوح از نظر تأثیر در شاخص رشد و تجمع فلزات سنگین در تربچه، مناسب‌تر بود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی، فاکتور انتقال، عناصر سنگین، تربچه

* مسئول مکاتبه: ghasemr@gmail.com

مقدمه

آلودگی محیط توسط فلزهای سنگین به‌صورت طبیعی و یا در اثر فعالیت‌های بشری بر اثر توسعه و گسترش شهرها، رشد و تکامل صنایع و فن‌آوری اتفاق می‌افتد. از جمله فعالیت‌های بشری که سبب آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین می‌شوند مصرف لجن به‌دست آمده از تصفیه فاضلاب‌ها به‌عنوان بارورکننده خاک می‌باشد (هایز، ۱۹۹۰). کاربرد لجن فاضلاب در خاک‌های سنگین می‌تواند دانه‌بندی، تخلخل، نفوذپذیری و تهویه را بهبود بخشد و در خاک‌های شنی در نگهداری آب و مواد غذایی نقش مؤثری دارد. لجن فاضلاب به‌عنوان یک ماده زاید آلی می‌تواند منبع خوبی از عناصر غذایی کم‌مصرف و پرمصرف مانند نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و... باشد (تسادیلاس و همکاران، ۱۹۹۵). استفاده از لجن فاضلاب به‌خصوص در کشورهایی با آب و هوای خشک مثل ایران به‌دلیل کمبود مواد آلی خاک بیش‌تر مورد توجه می‌باشد. پژوهش‌گران بسیاری گزارش کرده‌اند که کود آلی به‌طور مؤثری می‌تواند سبب افزایش رشد محصولات شود و وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاهان را به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای افزایش دهد (تسادیلاس و همکاران، ۱۹۹۵؛ دلگن و همکاران، ۲۰۰۷؛ وانگ و همکاران، ۲۰۰۸).

بر خلاف فوایدی که بیان شد، کاربرد فراوان و مداوم لجن فاضلاب، ممکن است زیان‌هایی نیز به‌دنبال داشته باشد. به‌دلیل مخلوط شدن پساب‌های صنعتی با فاضلاب خانگی لجن فاضلاب ممکن است شامل سطوح بالایی از فلزات سمی مانند سرب، کادمیوم، نیکل و جیوه باشد (مک‌گراس، ۱۹۹٦). در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب غلظت آهن، روی، مس و منگنز می‌تواند تا حد سمیت برای گیاهان افزایش یابد (برتی و جاکوبس، ۱۹۹٦). بررسی‌های دلگن و همکاران (۲۰۰۷)، غلظت بیش‌تر کادمیوم، کروم، مس، سرب، نیکل و روی را در گیاهانی مانند کلم، اسفناج، تربچه، فلفل قرمز و سبزیجات برگی رشدیافته در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه با گیاهانی که در خاک بدون لجن فاضلاب رشد کرده‌اند نشان داد. بنابراین استفاده طولانی‌مدت از لجن فاضلاب می‌تواند سبب تجمع فلزهای سنگین در خاک شود.

تجمع فلزهای سنگین در گیاهان رشدیافته در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، به عوامل مختلفی مانند ترکیب شیمیایی لجن فاضلاب و میزان کاربرد آن، ویژگی‌های خاک، گونه گیاهی، فاکتورهای اقلیمی و ویژگی‌های شیمیایی فلزها بستگی دارد (مهدی و همکاران، ۲۰۰۷). چنان‌چه گیاه در معرض سطوح بالایی از فلزات سنگین قرار گیرد، ممکن است دچار محدودیت‌های فیزیولوژیکی شود و بازدهی آن به‌طور معکوسی تحت‌تأثیر قرار گیرد.

در هر حال کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی تا حدودی مشکل دفع آن را نیز برطرف می‌کند. بنابراین این منبع مهم قابل استفاده، نباید به‌عنوان یک ماده زاید دفع‌نشدنی تلقی شود، بلکه باید با در نظر گرفتن مسایل زیست‌محیطی و انجام پژوهش‌های علمی بیش‌تر، زمینه را برای کاربرد منطقی آن فراهم نمود. برای پیش‌گیری از جذب بیش از حد فلزات سنگین توسط گیاه، آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا[1]، اتحادیه اروپا[2] و نیز سازمان حفاظت محیط زیست و بهداشت جهانی[3] قوانینی وضع کرده‌اند و حدودی را برای غلظت عناصر و ویژگی‌های مختلف پساب‌ها مقرر نموده‌اند. آن‌ها پیشنهاد کرده‌اند که مقدار لجن فاضلاب مورد استفاده، باید بر پایه فلزهای سنگین و دیگر آلاینده‌های آن باشد (مک‌براید، ۲۰۰۳). بنابراین پیش از توصیه کاربرد لجن فاضلاب لازم است که حد آستانه سمیت برای هر فلز بسته به نوع خاک و شرایط محیطی مکان کاربرد لجن تعیین گردد (واثقی و همکاران، ۲۰۰۱). در شهرستان تویسرکان واقع در استان همدان نیز، لجن فاضلاب تولیدی کارخانه تصفیه پساب درمزارع کشاورزی استفاده می‌شود، این در حالی است که پژوهش‌های اندکی در مورد تأثیر آن بر تجمع فلزات سنگین در خاک و یا گیاهان انجام شده است. به همین منظور، بررسی تأثیر کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب روی، مس، کادمیوم، سرب و نیز توزیع نسبی این عناصر در ریشه و بخش هوایی گیاه تربچه در قالب یک پژوهش گلخانه‌ای انجام گردید. بنابراین هدف نهایی این پژوهش، تعیین میزان مناسب کاربرد لجن فاضلاب در خاک‌های کشاورزی بود، به‌گونه‌ای که هم رشد و عملکرد محصول بیش‌تر شود و هم از نظر مسایل زیست‌محیطی کم‌ترین خطر را به‌دنبال داشته باشد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری خاک و لجن فاضلاب: یک نمونه خاک سطحی (۳۰-۰ سانتی‌متری) با بافت لوم رس شنی از مزرعه‌ای در نزدیکی گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی همدان تهیه و به گلخانه انتقال داده شد. بخشی از نمونه‌های خاک برای تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی به آزمایشگاه منتقل شدند. لجن فاضلاب از کارخانه تصفیه پساب شهر تویسرکان تهیه گردید. نمونه‌های خاک و لجن فاضلاب به‌مدت ۱ هفته در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد در گلخانه، هوا خشک شدند. برای انجام آنالیزهای

1- United State Environmental Protection Agency
2- European Union
3- World Health Organization

شیمیایی و فیزیکی، نمونه‌های خشک‌شده خاک و لجن فاضلاب از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند، نمونه‌های نهایی در آزمایشگاه نگهداری شدند.

آزمایش رشد گیاه: این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تیمار و ۳ تکرار با گیاه تربچه (*Raphanus Sativus*) انجام گرفت. تیمارها شامل درصدهای وزنی مختلف لجن فاضلاب شامل ۱۰، ۳۵ و ۵۰ (مطابق با پژوهش صورت‌گرفته توسط گوپتا و سینها، ۲۰۰٦؛ سینگ و آگ‌راول، ۲۰۰۷) بودند، یک نمونه از خاک بدون دریافت لجن فاضلاب به‌عنوان شاهد در نظر گرفته شد. برای اعمال تیمارها، درصدهای موردنظر لجن فاضلاب به‌خوبی با خاک مخلوط شدند، خاک و لجن هوا خشک برای ریختن در گلدان‌ها هر دو از الک ۸ میلی‌متری عبور داده شدند. هر گلدان با حدود ۱۰ کیلوگرم خاک پر شد. در هر گلدان ٤۰ بذر (برای به‌دست آوردن میزان مناسبی از گیاه براساس وزن خشک، برای انجام آنالیزهای شیمیایی) کاشته شد. با استفاده از آبیاری سطحی، رطوبت خاک گلدان‌ها در طول دوره رشد گیاه، در حد ۷۵-۷۰ درصد ظرفیت مزرعه تأمین شد. از هیچ نوع کود و یا سمی در طول دوره رشد استفاده نشد و مبارزه با علف‌های هرز به‌صورت مکانیکی انجام شد (شریفی و همکاران، ۲۰۱۰). هنگامی‌که جوانه‌ها به مرحله ۲ تا ٤ برگی رسیدند وجین انجام شد و در هر گلدان ۲۰ جوانه تقریباً یک شکل باقی ماند. پس از تکمیل دوره رشد (حدود ۲ ماه)، تربچه‌ها برداشت شدند. پس از انتقال به آزمایشگاه به‌خوبی با آب معمولی و سپس با آب مقطر شسته شدند. علاوه‌بر این، به‌منظور جداسازی کامل ذرات خاک از سطح ریشه‌ها، آن‌ها با اسید هیدروکلریک ۰/۰۱ نرمال شسته شدند. نمونه‌ها به‌مدت ٤۸ ساعت در دمای ۷۵ درجه سانتی‌گراد آون خشک شدند و برای بررسی محتوای فلزات سنگین پودر گردیدند.

مطالعات فیزیکوشیمیایی: بافت خاک به روش هیدرومتر تعیین شد (بایکاس، ۱۹٦۲). قابلیت هدایت الکتریکی و pH نمونه‌های خاک و لجن فاضلاب در عصاره ۱ به ۵ خاک به آب و لجن فاضلاب به آب اندازه‌گیری شد (رودس، ۱۹۹٦). ظرفیت تبادل کاتیونی خاک به روش باور با استفاده از نمک استات آمونیوم در pH معادل ۷ تعیین گردید (راول، ۱۹۹٤). کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی با هیدروکسید سدیم اندازه‌گیری شد (سیمز، ۱۹۹٦). برای محاسبه میزان ماده آلی در خاک از روش والکی- بلک استفاده شد (راول، ۱۹۹٤).

درصد کربن آلی در لجن به روش سوزاندن در کوره اندازه‌گیری شد، در این روش ۲ گرم کود خشک به‌مدت ٦ ساعت در دمای ٥٤۰ درجه سانتی‌گراد در کوره قرار داده شد. تغییر در وزن خشک

لجن فاضلاب قبل و بعد از خاکستر کردن برای محاسبه محتوی ماده آلی لجن در نظر گرفته شد (SFS-EN، ۲۰۰۰).

تعیین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک، لجن فاضلاب و گیاه: شکل قابل دسترس فلزات سنگین (روی، مس، کادمیوم و سرب) در نمونه‌های خاک به‌وسیله محلول DTPA[1] ۰/۰۰۵ مولار در pH معادل ۷/۲ عصاره‌گیری شد (لیندزی و نورول، ۱۹۷۸). برای تعیین غلظت کل فلزات سنگین در لجن فاضلاب به ۱ گرم لجن ۷ میلی‌لیتر اسید هیدروکلریک ۱۲ مولار و ۲/۳ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۱۵/۸ مولار اضافه گردید. نمونه ۱۶ ساعت به حال خود رها شد پس از آن ۲ ساعت در حمام آب‌گرم در دمای ۸۵ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد سپس نمونه‌ها را صاف کردیم و با آب مقطر به حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رساندیم (توکالیوگلو و همکاران، ۲۰۰۰). تعیین غلظت فلزات سنگین نمونه‌های گیاهی به روش هضم تر مطابق روش انگلونر و همکاران (۲۰۰۰) انجام شد، برای این منظور به ۱ گرم پودر گیاه (ریشه و بخش هوایی) ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ (۶۵ درصد) افزوده شد. نمونه به‌مدت ۱ ساعت در دمای ۱۲۰ درجه سانتی‌گراد در حمام آب گرم قرار گرفت. سپس ۲/۶ میلی‌لیتر پراکسید هیدروژن ۲۰ درصد به آن افزوده شد، پس از آن‌که نمونه‌ها سرد شدند صاف شده و با آب مقطر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسیدند. در تمام موارد، غلظت فلزات سنگین توسط دستگاه جذب اتمی[2] مدل واریان ۲۲۰ اندازه‌گیری شد.

فاکتور انتقال: در این پژوهش از فاکتور انتقال برای محاسبه رابطه‌های بین عناصر سنگین در سیستم خاک و گیاه استفاده شد. غلظت عناصر سنگین در عصاره‌های خاک و گیاه بر حسب وزن خشک محاسبه شده است.

فاکتور انتقال[3] به‌طور عموم به‌عنوان نسبت غلظت فلز در گیاه (C_{plant}) به غلظت بخش قابل دسترس همان فلز در خاک (C_{Soil}) تعریف می‌شود (بوس و همکاران، ۲۰۰۸). فاکتورهای انتقال روی، مس، کادمیوم و سرب از خاک به ریشه تربچه مطابق رابطه زیر محاسبه شدند.

$$TF = \frac{C_{plant}}{C_{soil}}$$

1- Diethylen Triamin Pentaasetic Acid
2- Atomic Absorption Spectrometer
3- Transfer Factor

تجزیه آماری: نتایج و داده‌های به‌دست آمده با نرم‌افزار SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. مقایسه میانگین‌ها براساس آزمون دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب: برخی ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب در جدول ۱ نشان داده شده‌اند. pH لجن فاضلاب در محدوده اسیدی بود که ناشی از حضور اسیدهای آلی فراوان به‌دست آمده از تخمیر مواد آلی و همچنین اسیدهای معدنی وارد شده به سیستم انتقال فاضلاب همراه پساب می‌باشد (متکالف و ادی، ۱۹۹۱). هدایت الکتریکی لجن فاضلاب ۱/۰۹ (دسی‌زیمنس/ متر) بود، که چندان قابل‌توجه نیست. میزان ماده آلی موجود در آن بسیار بالا بود (جدول ۱). ممکن است اضافه کردن لجن فاضلاب از نظر وجود قابل‌توجه ماده آلی، بتواند اثرهای مطلوبی بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و در نهایت رشد و عملکرد تربچه داشته باشد.

جدول ۱- ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب.

پارامتر	واحد	مقدار اندازه‌گیری شده
pH	-	٦/٤٤
هدایت الکتریکی	(دسی‌زیمنس/ متر)	۱/۰۹
کربن آلی	(درصد)	٤٧/٨٤
روی (کل)	(میلی‌گرم/ کیلوگرم)	٤٩٥/٣٠
مس (کل)	"	٢٦٩/٥٨
کادمیوم (کل)	"	٣/٧٥
سرب (کل)	"	٧٤/٠٨
روی (استاندارد)[1]	"	٢٨٠٠/٠٠
مس (استاندارد)	"	١٥٠٠/٠٠
کادمیوم (استاندارد)	"	٣٩/٠٠
سرب (استاندارد)	"	٣٠٠/٠٠

[1] استانداردها براساس آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا.

روند کاهش غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در لجن فاضلاب به‌صورت مقابل بود: روی> مس> سرب> کادمیوم. وجود عنصری مانند روی در لجن فاضلاب برای گیاه می‌تواند مناسب باشد. در کاربرد ضایعات آلی در کشاورزی توجه به غلظت عناصر سنگین سمی اهمیت زیادی دارد. زیرا استفاده زیاد و درازمدت از این ترکیبات می‌تواند موجب آلودگی خاک و انتقال این عناصر به زنجیره غذایی انسان و حیوان شود. مقایسه غلظت عناصر مورد مطالعه با استانداردهای آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا نشان داد که، غلظت این عناصر در محدوده مجاز بود، اما استفاده مداوم از لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی ممکن است سبب آلودگی خاک شود.

تأثیر لجن فاضلاب بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک: خاک مورد آزمایش با بافت لوم رس شنی (۲۲ درصد شن، ۲۱ درصد رس و ۵۷ درصد سیلت)، دارای pH حدود ۷/۵، هدایت الکتریکی معادل ۰/۱۳ (دسی‌زیمنس/ متر)، ظرفیت تبادل کاتیونی ۱۹/۰۲ (سانتی‌مول بار/ کیلوگرم)، کربنات کلسیم معادل حدود ۳ درصد و ۰/۵۲ درصد ماده آلی بود.

نتایج تجزیه آماری نشان داد که، کاربرد درصدهای مختلف لجن فاضلاب در خاک‌ها در مقایسه با خاک شاهد، به‌طور معنی‌داری ($P\leq$۰/۰۱) سبب کاهش pH خاک شد (جدول ۲). محدوده pH خاک‌ها، از ۷/۵ در خاک شاهد به ٦/٤ در خاکی که بیش‌ترین مقدار لجن فاضلاب (۵۰ درصد) را دریافت کرده بود تغییر یافت. طی پژوهشی که توسط برژکوئیست و همکاران (۲۰۰۳) انجام شد، در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، pH خاک در عمق ۲۵ سانتی‌متری، به‌میزان یک واحد لگاریتمی در طول دوره آزمایش کاهش یافت. بنابر نظر کریچمن و همکاران (۱۹۹٦) این امر احتمالاً در نتیجه معدنی شدن لجن افزوده شده به خاک و نیتروژن آلی، پروتون تولید شده توسط عمل نیتریفیکاسیون و معدنی شدن ترکیبات آلی غنی از سولفور می‌باشد.

جدول ۲- برخی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی تیمارها.

تیمار	pH	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس/ متر)	ظرفیت تبادل کاتیونی (سانتی‌مول بار/ کیلوگرم)	ماده آلی (درصد)	کربنات کلسیم معادل (درصد)
شاهد	۷/۵^{a}	۰/۱^{d}	۱۹/۰^{b}	۰/۵^{b}	۳/۰^{a}
۱۰ درصد	۷/۱^{b}	۰/۲^{c}	۲۲/٤^{ab}	۰/۸^{b}	۵/۰^{a}
۳۵ درصد	٦/۵^{c}	۰/٦^{b}	۲۲/۵^{ab}	۱/۱^{b}	٤/۰^{a}
۵۰ درصد	٦/٤^{d}	۰/۷^{a}	۲۵/۰^{a}	۲/۲^{a}	۵/۰^{a}

مقایسه میانگین‌ها براساس آزمون دانکن انجام شد. در هر ستون حروف غیرهم‌نام نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد می‌باشد.

هدایت الکتریکی در خاک با افزایش میزان لجن فاضلاب، به‌طور معنی‌داری افزایش یافت (جدول ۲). بوس و همکاران (۲۰۰۷) عنوان کردند که افزایش شوری خاک به‌دنبال کاربرد لجن فاضلاب به‌طور گسترده‌ای شایع است. بنابراین باید در کاربرد لجن فاضلاب به خاک، به افزایش شوری خاک توجه ویژه‌ای داشت.

در مورد ماده آلی، مقایسه شاهد با تیمارهای ۱۰ و ۳۵ درصد تفاوت معنی‌داری را نشان نداد، تنها در تیمار ۵۰ درصد میزان ماده آلی خاک به‌طور معنی‌داری افزایش یافت (جدول ۲). به‌دلیل بالا بودن میزان ماده آلی در لجن فاضلاب، افزودن آن به خاک سبب افزایش ماده آلی شد این نتایج هم‌سو با یافته‌های ناواس و همکاران (۱۹۹۸) بود.

همچنین افزودن لجن فاضلاب به خاک سبب بالا رفتن ظرفیت تبادل کاتیونی در تیمارها شد (جدول ۲). روند تغیرات ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) مشابه روند تغییرات ماده آلی در خاک‌های تیمار شده بود، که نشان‌دهنده اهمیت این ویژگی در ظرفیت تبادل کاتیونی می‌باشد. بین شاهد و دو تیمار ۱۰ و ۳۵ درصد از نظر آماری تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد و تنها تیمار ۵۰ درصد با شاهد تفاوت معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۱$) را نشان داد (جدول ۲). بوس و همکاران (۲۰۰۷) نیز چنین نتایجی را گزارش کردند. تفاوت معنی‌داری برای کربنات کلسیم معادل در هیچ‌یک از تیمارها در مقایسه با شاهد مشاهده نشد.

اثر کاربرد لجن فاضلاب بر غلظت فلزات قابل دسترس: هر ۳ تیمار لجن فاضلاب سبب افزایش روی قابل‌جذب در خاک در مقایسه با شاهد شدند. این افزایش به‌خصوص در تیمار ۳۵ و ۵۰ درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). خدیوی‌بروجنی (۲۰۰۷) نیز نشان داد که کاربرد کودهای آلی سبب افزایش روی قابل‌جذب در خاک می‌شود وی علت این پدیده را، تجمع زیاد روی در حضور کودهای آلی در شکل‌های محلول (یونی و کمپلکس‌های آلی محلول) و تبادلی بیان کرد.

با کاربرد لجن فاضلاب در خاک میزان مس قابل دسترس نیز تحت‌تأثیر قرار گرفت و قابلیت دسترسی آن در خاک به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۱$) افزایش یافت (جدول ۳). مس قابل دسترس در خاک شاهد ۷/۳۸ درصد از کل مس بود و در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب بین ۱۳/۱۶ درصد در تیمار ۱۰ درصد تا ۲۸/۱ درصد در تیمار ۳۵ درصد متغیر بود.

جدول ۳- غلظت قابل‌جذب فلزات سنگین در تیمارها (میلی‌گرم/ کیلوگرم).

تیمار	روی	مس	کادمیوم	سرب
شاهد	۰/۹۱^{d}	۲/۳۵^{d}	۰/۱۲^{a}	۹/۰۱^{a}
۱۰ درصد	۱۶/۴۷^{c}	۶/۱۳^{c}	۰/۱۱^{a}	۱۰/۲۵^{a}
۳۵ درصد	۷۴/۷۴^{b}	۲۲/۳۸^{b}	۰/۱۷^{a}	۸/۶۲^{a}
۵۰ درصد	۱۵۶/۴۱^{a}	۴۳/۰۸^{a}	۰/۲۲^{a}	۱۰/۳۷^{a}

مقایسه میانگین‌ها براساس آزمون دانکن انجام شد. در هر ستون حروف غیرهم‌نام نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد می‌باشد.

راتان و همکاران (۲۰۰۵) عنوان کردند که کاربرد پساب در زمین‌های کشاورزی سبب افزایش بخش قابل دسترس فلزات (روی، مس، آهن و سرب) در خاک می‌شود. افزایش میزان روی و مس قابل‌جذب با کاربرد لجن فاضلاب در خاک را می‌توان به وجود قابل‌ملاحظه این فلزات در لجن نسبت داد (جدول ۱)، گفته می‌شود تجزیه مواد آلی کود و تشکیل اسیدهای آلی سبب افزایش اسید کربنیک خاک می‌شوند و در نهایت سبب کاهش pH خاک خواهند شد، البته این اثر ممکن است توسط محتوای کربنات کلسیمی خاک تا حدودی خنثی شود، کاهش pH خاک به‌شدت بر قابلیت فراهمی فلزات مؤثر است، چنان‌چه گفته می‌شود تنها یک واحد کاهش pH در محلول خاک کافی است تا حلالیت روی صدها بار افزایش یابد (آلووی و جکسون، ۱۹۹۱).

با توجه به جدول ۳ کم‌ترین مقدار کادمیوم قابل دسترس در تیمار ۱۰ درصد و بیش‌ترین آن در تیمار ۵۰ درصد مشاهده گردید. کادمیوم قابل دسترس در خاک شاهد ۱۲ درصد از کل را به خود اختصاص داد و با افزایش میزان لجن فاضلاب به حدود ۱۵ درصد رسید. افزودن لجن فاضلاب در مقادیر مختلف به خاک، تأثیر معنی‌داری بر کادمیوم قابل دسترس خاک نداشت. پاسکوآل و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند که کاربرد لجن فاضلاب در مقایسه با کودهای معدنی می‌تواند سبب افزایش غلظت قابل دسترس فلزات سنگین در خاک شود، اما در مورد کادمیوم این تغییرات معنی‌دار نبود. بر خلاف نتایج به‌دست آمده در این مطالعه، وانگ‌رو و سو (۲۰۰۴) دریافتند که غلظت کادمیوم قابل دسترس در خاک‌هایی که لجن فاضلاب دریافت کرده‌اند به‌طور معنی‌داری افزایش یافت.

با افزایش درصد لجن فاضلاب در خاک، روند خاصی در میزان سرب قابل دسترس دیده نشد. بیش‌ترین میزان سرب قابل‌جذب در تیمار ۵۰ درصد و کم‌ترین آن در تیمار ۱۰ درصد مشاهده شد

(جدول ۳). تفاوت معنی‌داری بین سرب قابل‌جذب در هیچ‌یک از تیمارها با خاک شاهد وجود نداشت. سرب قابل دسترس بین ۲٤/۵۳-۱۹/۵ درصد از کل سرب موجود در خاک را شامل شد (جدول ۳). شاید بتوان گفت، کاربرد لجن فاضلاب در خاک تأثیر چندانی بر سرب قابل‌جذب نداشت. بوس و همکاران (۲۰۰۸) در مطالعه‌ای روی خاک‌هایی که لجن فاضلاب به آن‌ها افزوده شده بود، گزارش کردند که میزان سرب قابل دسترس بین ۲۵/۵-۷/۱ درصد از کل سرب را شامل می‌شد. آن‌ها بیان کردند که غلظت سرب قابل دسترس نسبت به کل سرب موجود در خاک بسیار کم‌تر می‌باشد که ممکن است به‌دلیل pH و یا کربن آلی بالای خاک باشد. در حالی‌که کید و همکاران (۲۰۰۷) هیچ تأثیری از کاربرد لجن فاضلاب بر میزان سرب در خاک را مشاهده نکردند.

اثر لجن فاضلاب بر رشد و عملکرد گیاه: کاربرد لجن فاضلاب به‌طور معنی‌داری سبب افزایش وزن خشک اندام هوایی و ریشه در تمام تیمارها در مقایسه با خاک شاهد شد. اگرچه بیش‌ترین تأثیر را هم در وزن خشک اندام هوایی و هم در ریشه تربچه برای تیمار ۱۰ درصد مشاهده شد که به‌طور معنی‌داری نسبت به سایر تیمارها بیش‌تر بود (جدول ٤).

جدول ٤- وزن خشک تولید شده تربچه در تیمارها.

تیمار	وزن خشک اندام هوایی و ریشه (گرم بر گلدان)	
	ریشه	بخش هوایی
شاهد	۱۲/۲۷^{b}	۱۱/۱۳^{d}
۱۰ درصد	۱٦/۱۷^{a}	۳۳/٦٤^{a}
۳۵ درصد	۵/۱۰^{d}	۲۲/۸۵^{c}
۵۰ درصد	۸/٤۰^{c}	۲۷/۳۸^{b}

حروف متفاوت در هر ستون نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد می‌باشد.

طی مطالعه‌ای که نظری و همکاران (۲۰۰٦) در مورد کاربرد لجن فاضلاب بر تجمع برخی عناصر و عملکرد گندم، ذرت و جو انجام دادند، گزارش کردند با کاربرد لجن فاضلاب عملکرد هر سه گیاه به‌طور معنی‌داری نسبت به خاک شاهد افزایش یافت، آن‌ها دلیل این امر را وجود نیتروژن و فسفر بالای موجود در لجن فاضلاب دانستند.

از طرفی شاید بتوان کاهش عملکرد تربچه را در ۲ تیمار ۳۵ و ۵۰ درصد در مقایسه با تیمار ۱۰ درصد، به سمیت برخی عناصر سنگین و یا افزایش هدایت الکتریکی نسبت داد، هر چند که، غلظت اولیه فلزات در لجن فاضلاب همگی در حد مجاز بودند اما میزان کاربرد لجن فاضلاب در خاک نیز باید در نظر گرفته شود.

غلظت روی، مس، کادمیوم و سرب در بخش هوایی و ریشه تربچه: میزان روی موجود در بخش هوایی و ریشه تربچه با افزایش درصد لجن فاضلاب در خاک، به‌طور معنی‌داری ($P\leq$۰/۰۱) افزایش یافت (جدول ۵). با افزایش لجن فاضلاب در خاک تفاوت معنی‌داری در تیمارها نسبت به خاک شاهد مشاهده شد، هر چند که این تفاوت بین ۲ تیمار ۳۵ درصد و ۵۰ درصد در ریشه معنی‌دار نبود (جدول ۵).

جدول ۵- غلظت فلزات سنگین در بخش‌های مختلف تربچه (میلی‌گرم/ کیلوگرم وزن خشک).

تیمار	روی		مس		کادمیوم		سرب	
	بخش هوایی	ریشه	بخش هوایی	ریشه	بخش هوایی	ریشه	بخش هوایی	ریشه
شاهد	۲۵/۰۳^{d}	۳٤/۸۳^{c}	۳/۹٦^{b}	۵/۹۵^{d}	۰/۷^{ab}	–	۱٦/۱۷^{a}	۲۷/۳۳^{a}
۱۰ درصد	۷۰/۱٤^{c}	۷۲/۲۷^{b}	۵/٤۵^{b}	۹/۱۵^{c}	۰/۰۲^{b}	–	۱۱/۸۵^{a}	۲۰/٦۷^{a}
۳۵ درصد	۱۷۹/۹۳^{b}	۱٤۹/٤۹^{a}	۱۳/۰۹^{a}	۱۷/۸۹^{a}	۰/٦۲^{ab}	۰/٦۳^{a}	٦/٦۷^{b}	۱۷/۲۲^{b}
۵۰ درصد	۱۸۲/۰۰^{a}	۱٤۹/۰۱^{a}	۱۱/۵۹^{a}	۱٤/۹۸^{b}	۱/۰۷^{a}	۰/۸۲^{a}	۸/۳۳^{b}	۱۹/۵۸^{b}
حد مجاز[۱]	٦۰		٤۰		۰/۳		۵	

[۱] حدود ارایه شده مطابق دستورالعمل سازمان بهداشت جهانی (۱۹۸٤).

مقایسه میانگین‌ها براساس آزمون دانکن انجام شد. در هر ستون حروف غیرهم‌نام نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۱ درصد می‌باشد.

مقدار روی تنها در نمونه شاهد در برگ و ریشه تربچه از حد مجاز ارایه شده (٦۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) توسط سازمان جهانی سلامت کم‌تر بود. در سایر نمونه‌ها غلظت روی بیش‌تر از حد مجاز بود. ممکن است بالا بودن میزان روی موجود در تربچه، در تیمار ۳۵ درصد و ۵۰ درصد به‌دلیل pH کم‌تر آن نسبت به سایر تیمارها باشد. یک واحد کاهش pH سبب می‌شود که حلالیت روی تا ۱۰۰ برابر افزایش یابد (آلووی و جکسون، ۱۹۹۱)، بنابراین افزایش روی در بخش‌های تبادلی و کمپلکس با

مواد آلی محلول سبب جذب بیش‌تر آن توسط گیاه شده است (خدیوی‌بروجنی، ۲۰۰۷). سینگ و سینها (۲۰۰۵) گزارش کردند که افزودن لجن فاضلاب در سطوح مختلف (۱۰، ۲۵، ۳۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ درصد) به خاک، باعث افزایش غلظت روی در تمام بخش‌های گیاه گردید.

در تربچه، میزان مس با افزایش کاربرد لجن فاضلاب در خاک بالا رفت که این افزایش در خاک‌های تیمار شده (به‌جز تیمار ۱۰ درصد) نسبت به خاک شاهد معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۱$) بود. تجمع مس در ریشه تربچه نسبت به برگ آن بیش‌تر بود. در این مورد تفاوت بین تیمارها و خاک شاهد معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۱$) بود. میزان مس در تمام تیمارها و در دو بخش ریشه و اندام هوایی از حد مجاز (٤٠ میلی‌گرم در کیلوگرم) ارایه شده توسط سازمان جهانی سلامت کم‌تر بود (جدول ۵). لروکس و همکاران (۱۹۹۷) بیان کردند که، کاربرد لجن فاضلاب در خاک سبب بالا رفتن میزان مس می‌شود که اغلب با مواد آلی پیوند دارد. بنابراین ممکن است جذب آن توسط گیاه در مقایسه با روی بسیار کم‌تر باشد، چنین نتیجه‌ای نیز در این مطالعه به‌دست آمد.

میزان کادمیوم موجود در ریشه تربچه، در شاهد و تیمار ۱۰ درصد قابل تشخیص نبود. اما در بخش هوایی نمونه‌ها، کادمیوم قابل تشخیص بود و غلظت به‌نسبت بالایی داشت (جدول ۵). در تیمار ۵۰ درصد میزان کادمیوم موجود در بخش هوایی، بیش‌ترین مقدار بود. می‌توان گفت که بخش هوایی تربچه توان بالایی برای انتقال کادمیوم و تجمع آن دارد. میزان کادمیوم تربچه در تمام موارد قابل تشخیص، از حد مجاز ارایه شده (۰/۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) توسط سازمان جهانی سلامت بیش‌تر بود (جدول ۵). سانیتا دی‌تاپی و گابریلی (۱۹۹۹) بیان کردند، کادمیوم فلزی است که به راحتی در خاک حرکت می‌کند، جذب گیاه شده و به بخش‌های بالایی منتقل می‌شود.

میزان سرب نیز در ریشه نسبت به بخش هوایی بیش‌تر بود. کاهش میزان سرب موجود در بخش هوایی و ریشه تربچه با کاربرد لجن فاضلاب در خاک در دو تیمار ۳۵ درصد و ۵۰ درصد نسبت به تیمار ۱۰ درصد و شاهد معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۱$) بود (جدول ۵). تحرک سرب در گیاه کم و امکان تجمع آن در ریشه بیش‌تر از بخش هوایی بود. بیش‌ترین میزان سرب تجمع‌یافته در بخش هوایی و ریشه در شاهد دیده شد. لیتا و دنوبیلی (۱۹۹۹) معتقدند که، برخی فلزاتی که با لجن فاضلاب به خاک افزوده شده‌اند به شکل آلی بوده و نسبت به فلزات بومی موجود در خاک قابلیت دسترسی کم‌تری دارند و یا مواد آلی افزوده شده به خاک ممکن است با آن‌ها تشکیل کمپلکس دهد و بنابراین کم‌تر توسط گیاه جذب می‌شوند.

فاکتور انتقال فلزات سنگین در تربچه: فاکتور انتقال به‌طور عموم به‌عنوان نسبت غلظت فلز در گیاه (C_{plant}) به غلظت بخش قابل دسترس همان فلز در خاک (C_{Soil}) تعریف می‌شود (بوس و همکاران، ۲۰۰۸). این فاکتور برای اندازه‌گیری توانایی گیاه در جذب فلز از خاک استفاده می‌شود. فاکتور انتقال فلزات قابل دسترس از خاک به ریشه از روند منظمی پیروی نکرد و بسیار متغیر بود. در واقع با افزایش درصد لجن فاضلاب در خاک، فاکتور انتقال فلزات از خاک به ریشه کاهش یافت (جدول ٦). فاکتور انتقال فلزات با میزان قابل دسترس فلز در خاک رابطه معکوسی داشت. با توجه به داده‌های به‌دست آمده می‌توان گفت که در نمونه‌های رشدیافته در خاک شاهد، روند کاهش فاکتور انتقال به‌صورت مقابل بود: روی> سرب> مس، (فاکتور انتقال کادمیوم قابل محاسبه نبود). به‌دنبال کاربرد بیش از ۱۰ درصد لجن فاضلاب در خاک، فلزات رفتار متفاوتی را از خود نشان دادند که بیش‌ترین تغییر در مورد کادمیوم دیده شد. در شاهد و تیمار ۱۰ درصد غلظت کادمیوم در گیاه در حد تشخیص نبود، اما در ۲ سطح ۳۵ درصد و ۵۰ درصد غلظت کادمیوم در ریشه تربچه افزایش یافت. گفته می‌شود کادمیوم جزو عناصری است که به بخش محلول مواد آلی (فولویک اسید) می‌پیوندد بنابراین به راحتی در خاک حرکت می‌کند و توسط گیاه جذب می‌شود (کریستنسن و کریستینسن، ۲۰۰۰)

جدول ٦- فاکتور انتقال فلزات سنگین از خاک به ریشه تربچه در تیمارهای مختلف.

تیمار	روی	مس	کادمیوم	سرب
شاهد	۳۸/٤۹	۲/٥۳	-	۳/۰۳
۱۰ درصد	٤/۳۹	۱/٤۹	-	۲/۰۲
۳٥ درصد	۲/۰۰	۰/۸۰	۳/٦٤	۲/۰۰
٥۰ درصد	۰/۹٥	۰/۳٥	۳/۸۱	۱/۸۹

در تیمارهای ۳۵ و ۵۰ درصد، بیش‌ترین فاکتور انتقال مربوط به کادمیوم بود (جدول ٦) و کم‌ترین فاکتور انتقال را در این تیمارها مس داشت (کادمیوم> سرب> روی> مس). جمالی و همکاران (۲۰۰۹) نشان دادند که مقادیر فاکتور انتقال برای عناصری مانند کادمیوم، سرب و روی از خاک اصلاح‌شده با لجن فاضلاب به دانه‌های گندم بالاتر از دیگر عناصر می‌باشد. بالا بودن فاکتور انتقال سرب می‌تواند نشانگر توانایی بالای تربچه در جذب سرب از خاک باشد، در بسیاری از گیاهان سرب می‌تواند صدها برابر بیش از حدود مجاز ارایه شده در گیاه تجمع یابد (ورزبکا، ۱۹۹۵).

نتیجه‌گیری

کاربرد لجن فاضلاب در خاک سبب کاهش معنی‌دار pH، افزایش معنی‌دار هدایت الکتریکی و نیز ظرفیت تبادل کاتیونی و محتوای ماده آلی خاک شد. به‌دنبال کاهش pH، افزایش معنی‌داری در غلظت قابل دسترس فلزات مورد مطالعه مشاهده شد که در مورد فلزات سمی مانند کادمیوم و سرب این امر می‌تواند خطرآفرین باشد. نتایج به‌دست آمده بیانگر افزایش عملکرد تربچه در هر ۳ سطح لجن فاضلاب نسبت به شاهد بود، همچنین غلظت فلزات سنگین در بخش هوایی و ریشه تربچه با افزایش لجن فاضلاب در خاک افزایش یافت. تجمع فلزات اغلب در ریشه مشاهده شد و روی بیش‌ترین غلظت را در مقایسه با سایر فلزات در گیاه داشت. همچنین نتایج نشان داد که ریشه تربچه توان بالایی در جذب سرب از خاک دارد و با افزودن لجن فاضلاب به خاک، فاکتور انتقال کادمیوم نیز، به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافت. به‌نظر می‌رسد با توجه به تمام فاکتورهای به‌دست آمده، سطح ۱۰ درصد و کم‌تر از آن مناسب‌ترین سطح کاربرد لجن فاضلاب در مزارع سبزی‌کاری باشد. این در حالی است که اگر به‌میزان زیاد و یا به‌طور مکرر از لجن فاضلاب در خاک استفاده شود ممکن است خطرات زیست‌محیطی را به‌دنبال داشته باشد.

منابع

1.Alloway, B.J., and Jackson, A.P. 1991. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soils. Sci. Total. Environ. 100: 151-176.

2.Bauycos, G.J. 1962. Hydrometer methods improved for making particle size of soils. Agron. J. 56: 464-465.

3.Bergkvist, P., Jarvis, N., Berggren, D., and Carlgren, K. 2003. Long-term effects of sewage sludge applications on soil properties, cadmium availability and distribution in arable soil. Agr. Ecosyst. Environ. 97: 167-179.

4.Berti, W.R., and Jacobs, I.W. 1996 .Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge application. J. Environ. Qual. 25: 1025-1032.

5.Bose, S.V., Jain, A., Rai, A., and Ramanathana, A.L. 2008. Chemical fractionation and translocation of heavy metals in *Canna Indica* L. grown on industrial waste amended soil. J. Hazard. Mater. 160: 187-193.

6.Bose, S.V., Rai, A., Bhattacharya, K., and Ramanathan, A.L. 2007. Translocation of metals in pea plants grown on various amendment of electroplating industrial sludge. Bioresour. Technol. 99: 4467-4475.

7.Christensen, J.B., and Christensen, T.H. 2000. The effect of pH on the complexation of Cd, Ni and Zn by dissolved organic carbon from leachate-polluted groundwater. Water. Res. 34: 3743-3754.
8.Codex Alimentarious Commission (CAC). 1984. Contaminants, first Ed .Joint FAO/ WHO Food Standards Program, vol. 17. Codex Alimentarious Commission, Geneva.
9.Dolgen, D., Alpaslan, M.N., and Delen, N. 2007. Agriculturel recycling of treatment- plant sludge: A case study for a vegetable processing factory. J. Environ. Manage. 84: 274-281.
10.Engloner, A.I., Bán, R., Sugár, F., and Virányi, J. 2000. Destruction methods for the analytical determination of metals in reed plants. Plant. Dis. Prot. 107: 627.
11.Gupta, A.K., and Sinha, S. 2006. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of *Sesamum indicum* (L.) var. T55 grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extractants. Chemosphere. 64: 161-173.
12.Hayes, A.R. 1990. Trrigation of tarfygrass with secondry sewage effluent. (Soil and leachate water quality). Agron. J. 82: 939-943.
13.Jamali, M.K., Kazi, T.G., Arain, M.B., Afridi, H.I., Jalbani, N., Kandhro, G.A., Shah, A., and Baig, J.A. 2009. Heavy metal accumulation in different varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) Grown in soil amended with domestic sewage sludge. J. Hazard Mater. 164: 1386-1391.
14.Khadivi Borojeni, A. 2007. The effect of organic manure on chemical forms of heavy metals in soil and uptake of this element by wheat. Master thesis soil. Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology. (In Persian)
15.Kidd, P.S., Domı´nguez-Rodrı´guez, M.J., Dı´ez, J., and Monterroso, C. 2007. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. Chemospher. 66: 1458-1467.
16.Kirchmann, H., Pilchmayer, F., and Gerzabek, K.H. 1996. Sulfur balance and sulfur-34 abundance in a long-term fertilizer experiment. Soil. Sci. Soc. Am. J. 60: 174-178.
17.L-Herroux, L., Roux, S.L., Apprion, P., and Martinez, J. 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry application to a national field treatment process in Brittany (France). Environ. Pollut. 97: 1-2. 119-130.
18.Leita, L., and Denobili, M. 1991 .Water-soluble fractions of heavy metals during composting of municipal solid waste. J. Environ. Qual. 20: 73-78.
19.Lindsay, W.L., and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-428.
20.Mahdy, A.M., Elkhatib, E.A., and Fathi, N.O. 2007. Cadmium, copper, nickel, and lead availability in biosolids-amended alkaline soils. Aust. J. Basic Appl. Sci. 1: 4. 354-363.

21. McBride, M.B. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks. Adv. Environ. Res. 8: 5-19.
22. McGrath, D. 1996. Application of single and sequential extraction procedures to and unpolluted. Soils. Sci. Tot. Environ. 178: 37-44.
23. Metcalf, X., and Eddy, Y. 1991. Wastewater Engineering. 3rd Ed. New York: Mc Graw Hill.
24. Navas, A., Bermu´dez, F., and Mach´ın, J. 1998. Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. Geoderma. 87: 123-135.
25. Nazari, M.A., Shariatmadari, H., Afuni, M., Mobali, M., and Rahilli, S. 2006. The effect of application industrial waste water and sewage sludge on some element concentration and yield of wheat, barely and corn. J. Sci. Tech. Agric. Natur. Resour. 10: 3. 97-110. (In Persian)
26. Pascual, I.M., Antolín, C., García, C., Polo, A., and Sánchez-Díaz, M. 2004. Biol. Fertil. Soils. 40: 291-299.
27. Rattan, R.K., Datta, S.P., Chhonkar, P.K., Suribabu, K., and Singh, A.K. 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. Agri. Eco. Environ. 109: 310-322.
28. Roades, J.D. 1996. Salinity: electrical conductivity and and total dissolved solids. Method of soil analysis, parss: chemical methods. Madison. Wisconsin, USA. Pp: 417-436.
29. Rowell, D.L. 1994. Mesurement of the composition of soil solution. Soil science methods and Application, Part7. 146p.
30. Sanita di Toppi, L., and Gabbrielli, R. 1999. A review: Response to cadmium in higher plants. J. Env. Exp. Bot. 41: 105-130.
31. SFS-EN, the European Standard SFS-EN 12879. 2000. Characterization of sludges.Determination of loss on ignition of dry mass, Vol. 7, Finnish Standards Association SFS, Finnish Environmental Institute, Helsinki, Finland.
32. Sharifi, M., Afuni, M., and Khoshgoftarmanesh, A.H. 2010. Effect of sewage sludge, compost and cow manure on growth and yield and Fe, Zn, Mn and Ni uptake in Tagets Flower. Isfahan J. Sci. Tech. Greenhouse Cul. 1: 2. 43-54. (In Persian)
33. Sims, J.T. 1996. Lime requirement: method of soil analysis, parts: chemical methods, Madison, Wisconsin. USA. 491p.
34. Singh, R.P., and Agrawal, M. 2007. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of Beta vulgaris plants. Chemosphere. 67: 2229-2240.
35. Singh, S., and Sinha, S. 2005. Accumulation of metals and its effects in *Brassica Juncea* (L.) Czern. (cv. Rohini) grown on various amendments of tannery waste. Ecotoxicol. Environ. Safety. 62: 118-127.

36. Tokalioglu, S., Kartal, S., and Elc-i, L. 2000. Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four-stage sequential extraction procedure. Anal. Chim. Acta. 413: 33-40.
37. Tsadilas, C.D., Matsi, T., Barbayiannis, N., and Dimoyiannis, D. 1995. Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metals fraction. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 26: 2603-2619.
38. USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1986. Standards for the use and disposal of sewage sludge. Washington. (Code of Federal Regulations 40 CRF Part 503).
39. Vaseghi, S., Shariatmadari, H., Afyuni, M., and Mobali, M. 2001.Effect of sewage sludge on heavy metal concenteration of Spinach and Lettuce in soils with different PH. Sci. Tech. Hurt. Ir. J. 2: 3 & 4. 125-142. (In Persian)
40. Wang Ru, S.J., and Su, D. 2004. Characteristics of Cd uptake and accumulation in two Cd accumulator oilseed rape species. J. Environ. Sci. 16: 594-598.
41. Wang, X., Chen, T., Ge, Y., and Jia, Y. 2008. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. J. Hazard. Mater. 160: 554-555.
42. Wierzbicka, M. 1995. How lead loses its toxicity to plants. Acta Soc. Bot. Pol. 64: 81-90.

Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 21(2), 2014
http://jwsc.gau.ac.ir

Accumulation of heavy metals in root and aerial part of radish (*Raphanus Sativus*) grown in amended soils with sewage sludge

Z. Toolabi[1], *Gh. Rahimi[2] and S. Marofi[3]
[1]M.Sc. Graduate, Dept. of Soil Science, Bou-Ali Sina University,
[2]Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Bou-Ali Sina University,
[3]Professor, Dept. of Water Engineering, Bou-Ali Sina University
Received: 06/10/2012; Accepted: 03/29/2013

Abstract

The influence of different rates of sewage sludge on productivity and/or accumulation of Zinc (Zn), Cupper (Cu), Cadmium (Cd) and Lead (Pb) within radish (*Raphanus Sativus*) vegetable have been investigated. A pot-culture experiment in greenhouse was conducted at Bou-Ali Sina University, Hamedan. The experimental project was performed on completely randomized design and treatments included various percentages of dried sewage sludge (0, 10, 35 and 50) with three replicates. The sewage sludge treatment led to major effects in yield of radish significantly ($P \leq 0.01$), particularly for 10%. As a result of this research, with increasing rates of sewage sludge in soil, available metal concentrations significantly ($P \leq 0.01$) increased in comparison with control, in particular, Zn highly increased for 50% treatment (0.98-156.41 $mg.kg^{-1}$ respectively). The results indicated that accumulation of heavy metals in root of radish was higher than aerial parts and that has high ability to Pb uptake from soil. However, the trend of applied sewage sludge was affected on Transfer Factors (TF) from soil to the root, which increased significantly for Cd and decreased for Zn, Cu and Pb. Overall, the applied rate of 10% compared with other rates was effectively suitable on growth indices and accumulation of heavy metals within radish vegetable.

Keywords: Pollution, Transfer factor, Heavy metals, Radish

* Corresponding Author; Email: ghasemr@gmail.com