

## شکل های شیمیایی و زیست فراهمی روی در یک خاک آهکی تحت تأثیر لجن فاضلاب

سلیمه باغبانی<sup>۱</sup>، \* مجتبی بارانی مطلق<sup>۲</sup> و اسماعیل دردی پور<sup>۳</sup>

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

۲- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

۳- دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

| چکیده                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | تاریخچه مقاله                                                                                                  |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | دریافت: ۱۳۹۳/۰۹/۱۰<br>پذیرش نهایی: ۱۳۹۴/۰۶/۲۲                                                                  |
|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | <b>کلمات کلیدی:</b><br><b>عصاره گیری دنباله‌ای،</b><br><b>شکل های روی،</b><br><b>DTPA</b><br><b>لجن فاضلاب</b> |
| <p>توزیع، تحرک و زیست فراهمی عناصر در محیط تنها وابسته به غلظت کل آنها نیست بلکه به فاز جامدی که با آنها پیوند یافته نیز مرتبط است. هدف از این تحقیق، تعیین شکل‌ها و ارزیابی زیست فراهمی روی در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بود. بدین منظور، آزمایشی گلخانه‌ای با شش سطح لجن (۰، ۲۲/۵، ۴۵، ۹۰، ۱۸۰، ۳۶۰ تن در هکتار) بر پایه طرح کاملاً تصادفی با ۴ تکرار به مدت ۹۰ روز با کشت گیاه اسفناج اجرا گردید. نتایج نشان داد مقدار روی قابل استخراج با DTPA با کاربرد لجن فاضلاب افزایش معنی‌دار یافت. کاربرد لجن فاضلاب موجب افزایش معنی‌دار همه شکل‌های روی گردید. بیشترین افزایش مربوط به شکل کربناتی به میزان تقریباً ۶۰ برابر تیمار شاهد بود. با این وجود، کاربرد لجن فاضلاب سبب تغییر ترتیب و نسبت شکل‌های مختلف روی گردید. به گونه‌ای که، در خاک شاهد، اجزاء مختلف روی بدین ترتیب بود: روی تبادل‌ی &gt; روی کربناتی &gt; پیوند یافته با ماده آلی &gt; پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز &gt; باقی‌مانده. در مقابل، ترتیب اجزا ناشی از اعمال تیمارهای لجن فاضلاب به صورت زیر تغییر یافت: روی تبادل‌ی &gt; پیوند یافته با ماده آلی &gt; روی کربناتی &gt; پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز &gt; باقی‌مانده. نتایج همچنین نشان داد در اثر کاربرد لجن فاضلاب غلظت روی در اندام هوایی اسفناج در همه تیمارها در حد سمیت بود.</p> | <p>* عهده دار مکاتبات<br/>E-mail: mbarani2002@yahoo.com</p>                                                    |

## مقدمه

کاربرد کودهای آلی نظیر لجن فاضلاب می‌تواند سهم مهمی در تأمین نیازهای غذایی گیاهان داشته باشد (۳۲). با مدیریت صحیح حاصل‌خیزی خاک و تغذیه گیاه می‌توان ضمن حفظ محیط زیست، کارایی نهاده‌ها را افزایش داد و با اجتناب از کاربرد غیر ضروری و بی‌رویه عناصر غذایی هزینه تولید را به حداقل رساند. مطالعات مختلف نشان داده است که ضایعات آلی مانند لجن فاضلاب به‌طور طبیعی حاوی مقدار قابل ملاحظه‌ای از عناصر غذایی هستند که به‌علت وجود مواد آلی زیاد به‌صورت کلات-های آلی درآمده و باعث افزایش حلالیت و قابلیت جذب این عناصر در خاک می‌شوند (۵۲).

همانند سایر عناصر، روی می‌تواند با اجزای مختلف خاک پیوند یابد که این اجزاء توانایی متفاوتی در نگهداشت و رهاسازی روی دارند. این عنصر می‌تواند با مواد آلی خاک تشکیل کمپلکس دهد، جذب سطحی سطوح رسها و اکسیدهای آهن و منگنز شود، در شبکه ساختمانی کانی‌های سیلیکاتی اولیه یا کانی‌های ثانویه مانند کربنات‌ها، فسفات‌ها، سولفیدها یافت شود و یا در مواد بی‌شکل مانند اکسیدهای آهن و منگنز محبوس گردد (۵، ۱۳، ۵۹). توزیع روی در بین این اجزاء مختلف به‌عنوان جزءبندی<sup>۱</sup> روی خاک تعریف می‌شود. این جزءبندی به میزان زیادی تحرک و در نتیجه زیست‌فراهمی روی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۳).

اطلاع از شکل‌های شیمیایی عناصر سنگین در خاک-هایی که به آنها لجن فاضلاب افزوده شده است، برای دانستن قابلیت زیست‌فراهمی این عناصر و تحرک آنها در خاک مهم است. استفاده از روش‌های عصاره‌گیری دنباله‌ای امکان تعیین شکل‌های شیمیایی عناصر سنگین در خاک‌هایی که به آنها لجن فاضلاب افزوده شده است را فراهم ساخته و در نتیجه می‌توان مشخص نمود که یک عنصر خاص تا چه اندازه‌ای می‌تواند برای گیاه قابل استفاده باشد، چه مقدار قدرت ماندگاری در خاک دارد

به‌دلیل فراهمی پایین در اراضی کشاورزی، عناصر کم‌مصرف یکی از عوامل اصلی محدودکننده تولید محصول بوده و مطالعه آنها از دهه‌های گذشته رو به افزایش است. هنگامی که تأمین عناصر کم‌مصرف مورد نیاز گیاه ناکافی باشد، نه تنها عملکرد محصول بلکه کیفیت تولیدات گیاهی نیز تحت تأثیر قرار می‌گیرد (۴۹). از بین عناصر کم‌مصرف، روی دارای نقش‌های مهم و حیاتی در موجودات زنده است. روی در گیاه یا به‌عنوان بخشی از ساختمان آنزیم‌ها (نظیر دهیدروژناز، پروتیناز و پپتیداز) به کار می‌رود و یا به‌صورت کو فاکتورهای تنظیم‌کننده در تعداد زیادی از آنزیم‌ها (بیش از ۲۰۰ آنزیم) عمل می‌نماید. نفوذپذیری غشای پلاسمایی در گیاهان مبتلا به کمبود روی زیاد شده و در نتیجه آن، نشت سلولی پتاسیم، نترات و ترکیبات آلی از ریشه افزایش می‌یابد. کمبود روی سبب اختلال در تولید هورمون‌های رشد شده و در نهایت، رشد رویشی و عملکرد محصول کاهش می‌یابد (۲۴، ۵۲).

اغلب خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک، آهکی و دارای واکنش قلیایی هستند. این شرایط همراه با فقر این خاک‌ها از نظر مواد آلی باعث می‌شود که بسیاری از گیاهان در این خاک‌ها با کمبود عناصر غذایی کم‌مصرف به‌ویژه روی روبه‌رو شوند (۵۲). بیش از ۸۰ درصد خاک-های قابل کشت در ایران دچار کمبود روی هستند (کمتر از یک میلی‌گرم بر کیلوگرم روی قابل استخراج با DTPA) که این امر موجب کاهش ۵۰ درصدی محصول شده است. دلایل عمده کمبود روی در ایران شامل آهکی بودن خاک‌ها (اغلب بیش از ۳۰ درصد کربنات کلسیم و pH ۷/۹ تا ۸/۵)، کاربرد گسترده کودهای فسفات، غلظت‌های بالای بی‌کربنات در آب آبیاری و عدم مصرف کودهای روی است (۴).

مصرف مواد آلی از جمله روش‌های افزایش قابلیت جذب عناصر غذایی از جمله روی برای گیاه است.

از خاک‌های استان چهارمحال و بختیاری مطالعه و دریافتند که در خاک‌های تیمارنشده شکل‌های تبادل‌ی و پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و در خاک‌های تیمارنشده شکل‌های تبادل‌ی، پیوندشده با کربنات‌ها و پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز با شاخص‌های رشد گندم همبستگی معنی‌داری داشتند. هیمز برگن و همکاران<sup>۵</sup> (۱۹) با مقایسه زیست‌فراهمی روی از لجن فاضلاب با نمک-های معدنی روی در استرالیا دریافتند زیست‌فراهمی روی از لجن فاضلاب مشابه با زیست‌فراهمی روی از تیمارهای معدنی است. افیونی و شولین<sup>۶</sup> (۲) با مطالعه تأثیر لجن فاضلاب بر جذب روی به‌وسیله اسفناج دریافتند با کاربرد لجن فاضلاب غلظت فلزات سنگین در گیاه اسفناج به‌طور قابل توجهی افزایش یافت. نتایج مشابهی به‌وسیله تولستوس و همکاران<sup>۷</sup> (۶۰) گزارش شده است.

مطالعه شکل‌های روی در خاک‌های تیمارنشده با لجن فاضلاب علاوه بر اینکه امکان برآورد مقدار قابل استفاده آن را می‌دهد، می‌تواند اطلاعاتی در مورد توان خاک در تأمین میزان کافی روی برای رشد گیاه از طریق نحوه توزیع روی در شکل‌های مختلف نیز ارائه نماید. بنابراین، این مطالعه به منظور بررسی تأثیر لجن فاضلاب بر زیست-فراهمی روی در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب به انجام رسید.

### مواد و روش‌ها

این پژوهش گلخانه‌ای با کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب در خاک و کشت گیاه اسفناج، رقم شهر رضا در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۴ تکرار به انجام رسید. خاک مورد استفاده از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری مزرعه تحقیقاتی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان تهیه و پس از هوا خشک نمودن و عبور از الک ۲ میلی‌متری برخی از

و به چه مقدار می‌تواند به‌صورت بالقوه برای گیاه قابل استفاده باشد (۱۱). والتر و گواس<sup>۱</sup> (۶۵) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بیان کردند که افزودن لجن فاضلاب در دو سطح ۴۰۰ و ۸۰۰ تن در هکتار به یک خاک آهکی زیر کشت گندم سبب افزایش غلظت روی در شکل‌های آلی، کربناتی و باقی‌مانده شد. گوپتا و سینها<sup>۲</sup> (۱۸) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر و همکاران (۵۹) بیان کردند که بر اثر افزودن لجن فاضلاب (۱۰، ۲۵، ۳۵ و ۵۰ درصد وزنی) به خاک زیر کشت کنبج، روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز در مقایسه با تیمار شاهد افزایش یافت. سو و وانگ<sup>۳</sup> (۵۸) با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر و همکاران (۵۹) بیان کردند که با افزودن ۵، ۱۰، ۳۵ و ۵۰ درصد لجن در یک خاک لومی زیر کشت ذرت درصد روی در شکل باقی‌مانده نسبت به تیمار شاهد افزایش پیدا کرد. نظری و همکاران (۳۵) طی بررسی اثر پساب و لجن فاضلاب صنعتی بر غلظت برخی عناصر و عملکرد گندم، جو و ذرت، گزارش کردند که استفاده از پساب و لجن فاضلاب صنعتی سبب افزایش غلظت عناصر آهن، روی، منگنز و مس گیاهان شد. بیشترین غلظت این عناصر در تیمار لجن فاضلاب مشاهده شد که احتمالاً به دلیل افزایش قابلیت جذب این فلزات توسط مواد آلی موجود در لجن بود. همچنین استفاده از لجن سبب افزایش معنی-دار عملکرد گیاهان شد. راماچاندران و دسوزا<sup>۴</sup> (۴۶) به بررسی قابلیت استفاده عناصر سنگین از جمله روی در خاک‌های تیمارنشده با لجن فاضلاب زیر کشت گیاه ذرت پرداختند. نتایج آنان نشان داد که مقدار روی قابل-استفاده و ماده خشک ذرت در خاک‌های تیمارنشده به-صورت معنی‌داری افزایش یافت. متقیان و همکاران (۳۳) قابلیت استفاده شکل‌های روی برای گیاه گندم در خاک‌های تیمارنشده و تیمارنشده با لجن فاضلاب را در تعدادی

1- Walter and Guevas

2- Gupta and Sinha

3- Su and Wong

4- Ramachandran and D'Souza

5- Heemsbergen *et al.*

6- Afyuni, and Schulin

7- Tlustos *et al.*

یک مولار، محلول ۰/۰۴ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلراید، آب اکسیژنه و مخلوط اسیدهای نیتریک، کلریدریک و فلوریدریک استفاده شد. علاوه بر این، روی قابل‌عصاره‌گیری با DTPA به روش لیندزی و نورول (۲۹) اندازه‌گیری شد. پس از برداشت گیاهان، اندام هوایی و ریشه از هم جدا شد و پس از شستشو با آب مقطر، در آون به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۷۰ درجه سلسیوس خشک گردید. پس از خشک نمودن نمونه‌ها، برای تعیین غلظت روی در اندام هوایی و ریشه اسفناج از هضم به روش سوزاندن خشک و ترکیب با اسید کلریدریک استفاده گردید (۹). غلظت روی در عصاره‌های گیاه به وسیله دستگاه جذب اتمی مدل UNICAM 919 AA تعیین گردید. خاک گلدان‌ها نیز به منظور انجام برخی تجزیه‌ها مانند کربن آلی، pH و قابلیت هدایت الکتریکی هوا خشک گردید و سپس از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. تجزیه‌های آماری نتایج با استفاده از نرم‌افزار SAS و رسم نمودارها با نرم‌افزار Excel انجام گرفت.

## نتایج و بحث

### (۱) تأثیر لجن فاضلاب بر برخی ویژگی‌های

#### شیمیایی خاک

نتایج نشان داد که درصد کربن آلی و قابلیت هدایت الکتریکی خاک با افزایش میزان کاربرد لجن افزایش معنی‌دار یافت (جدول ۳). بیشترین افزایش در تیمار ۳۶۰ تن در هکتار مشاهده گردید. همچنین نتایج نشان داد با افزایش سطوح لجن، مقدار pH خاک کاهش یافت اما این کاهش تنها در تیمارهای ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار لجن نسبت به تیمار شاهد معنی‌دار گردید (جدول ۳). با توجه به زیاد بودن ظرفیت بافری خاک‌های آهکی، مقادیر زیادی از کود آلی و مدت زمان بسیار طولانی لازم است تا کاهش قابل ملاحظه‌ای در pH خاک ایجاد شود (۱۰).

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن تعیین گردید (جدول ۱). بافت خاک به روش هیدرومتری (۱۷)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش جایگزینی با استات آمونیوم (۱۵)، کربن آلی به روش والکی و بلاک<sup>۱</sup> (۳۶)، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی کردن با اسید کلریدریک (۳۷) اندازه‌گیری شدند.

لجن فاضلاب مورد استفاده از تصفیه‌خانه شهرک صنعتی آق‌قلا تهیه گردید. برای اندازه‌گیری pH و EC لجن فاضلاب از نسبت ۱:۵ لجن به آب استفاده شد (۳۵). غلظت کل روی در نمونه لجن با روش هضم با اسید فلوئوریک و تیزاب سلطانی (محلول اسید نیتریک و اسید کلریدریک با نسبت ۱ به ۳) (۲۱) و روی قابل‌عصاره‌گیری با DTPA به روش لیندزی و نورول<sup>۲</sup> (۲۹) اندازه‌گیری شد. برخی از خصوصیات لجن مورد استفاده در جدول ۲ آمده است. سطوح مختلف لجن فاضلاب شامل صفر، ۲۲/۵، ۴۵، ۹۰، ۱۸۰، ۳۶۰ تن در هکتار به گلدان‌هایی حاوی ۴ کیلوگرم خاک اضافه شد. داخل هر گلدان ۲۰ عدد بذر اسفناج رقم شهر رضا کشت و پس از گذشت دو هفته شمار بوته‌ها به نه عدد تنک گردید. عملیات آبیاری و وجین علف‌های هرز با دست انجام پذیرفت. در طول کشت از هیچ‌گونه کود شیمیایی، علف‌کش، سم و حشره‌کش استفاده نگردید و رطوبت خاک گلدان‌ها در محدوده ظرفیت مزرعه حفظ شد. ۹۰ روز پس از کشت، عملیات برداشت گیاهان انجام پذیرفت. پس از پایان دوره کشت و برداشت گیاهان، از خاک هر گلدان نمونه‌برداری و شکل‌های مختلف روی با روش تسیر و همکاران (۵۹) عصاره‌گیری شدند. این روش، روی را به شکل‌های تبادل، کربناتی، پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند یافته با مواد آلی و باقی‌مانده جدا می‌کند. برای جداسازی این شکل‌ها به ترتیب از عصاره‌گیرهای کلرید منیزیم یک مولار، استات سدیم

1- Walkley and Black  
2- Lindsay and Norvell

جدول (۱) برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده  
Table (1) Physical and chemical characteristics of the soil used

| ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) | قابلیت هدایت الکتریکی (EC <sub>e</sub> ) | pH(1:2) | روی کل (Total Zn)      | روی قابل استخراج با DTPA (DTPA ex. Zn) | کربن آلی (OC) | کربنات کلسیم معادل (CCE) | شن (Sand) | سیلت (Silt) | رس (Clay) | بافت خاک (Soil texture) |
|---------------------------|------------------------------------------|---------|------------------------|----------------------------------------|---------------|--------------------------|-----------|-------------|-----------|-------------------------|
| (cmol+kg <sup>-1</sup> )  | (dSm <sup>-1</sup> )                     | -       | (mg kg <sup>-1</sup> ) | (mg kg <sup>-1</sup> )                 | (%)           | (%)                      | (%)       | (%)         | (%)       | (%)                     |
| 26.62                     | 1.18                                     | 7.57    | 222.8                  | 2.72                                   | 0.887         | 10.13                    | 18        | 46          | 36        | Silty clay loam         |

جدول (۲) برخی از ویژگی‌های لجن فاضلاب مورد استفاده  
Table (2) Characteristics of Sewage sludge used

| EC(1:5)              | pH(1:5) | C/N | OC    | فسفر کل (Total P) | نیترژن کل (Total N) | (DTPA ex. Zn)          | روی کل (Total Zn)      | USEPA503 limit         |
|----------------------|---------|-----|-------|-------------------|---------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| (dSm <sup>-1</sup> ) | -       | -   | (%)   | (%)               | (%)                 | (mg kg <sup>-1</sup> ) | (mg kg <sup>-1</sup> ) | (mg kg <sup>-1</sup> ) |
| 15.50                | 7.29    | 6.1 | 11.11 | 2.21              | 1.82                | 171.58                 | 4427.27                | 2800                   |

(۵۰) نیز کاهش pH خاک در اثر کاربرد لجن فاضلاب را به pH اولیه لجن فاضلاب و نیتروفیکاسیون میکروبی آمونیوم موجود در لجن مرتبط دانستند. بالارفتن غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها مثل کلسیم، سدیم، پتاسیم، منیزیم، کلرید، سولفات و بیکربنات در خاک در اثر کاربرد سطوح بالای لجن فاضلاب دلیل عمده افزایش قابلیت هدایت الکتریکی است (۴۸). هرچند، تشکیل نمک‌های فلزی (کمپلکس‌های مواد آلی و فلزات سنگین) با کاربرد لجن فاضلاب نیز می‌تواند دلیلی برای افزایش قابلیت هدایت الکتریکی باشد (۳). سینگ و آگراوال (۵۵) گزارش کردند کربن آلی خاک با کاربرد لجن فاضلاب افزایش می‌یابد. لجن فاضلاب به علت داشتن ماده آلی نسبتاً زیاد باعث افزایش کربن آلی خاک می‌شود (۴۵). افزایش ماده آلی خاک می‌تواند موجب افزایش حلالیت

نتایج مطالعات اورمان و همکاران<sup>۱</sup> (۴۰) نشان داد کاربرد لجن فاضلاب pH خاک را کاهش و هدایت الکتریکی را نسبت به خاک شاهد افزایش داد. نتایج مشابهی توسط سینگ و آگراوال<sup>۲</sup> (۵۵) و لاتار و همکاران<sup>۳</sup> (۲۷) گزارش شده است. کاهش pH خاک در سطوح بالای لجن به تولید اسیدهای آلی در ضمن تجزیه مواد آلی لجن در شرایط هوازی نسبت داده شده است (۱۶، ۲۷). همچنین یون هیدروژن تولید شده بر اثر معدنی شدن نیترژن آلی در طی فرآیند نیتروفیکاسیون و نیز معدنی شدن ترکیبات غنی از گوگرد موجود در لجن موجب کاهش pH خاک می‌شود (۲۷). ساماراس و همکاران<sup>۴</sup>

- 1- Orman *et al.*
- 2- Singh and Agrawal
- 3- Latare *et al.*
- 4- Samaras *et al.*

( $P < 0/05$ ) بر افزایش روی قابل جذب خاک داشتند (شکل ۲). با افزایش سطح لجن مصرفی از ۲۲/۵ به ۳۶۰ تن در هکتار، غلظت روی قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک به طور خطی افزایش یافت. میزان روی قابل استخراج در کمترین میزان کاربرد لجن (۲۲/۵) تن در هکتار، حدود ۲/۴ برابر و در بالاترین میزان کاربرد (۳۶۰ تن در هکتار)، به میزان ۱۷/۶ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت هرچند بین تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار و تیمار شاهد تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. نتایج مشابهی توسط آنتونیادیس و همکاران<sup>۳</sup> (۷) گزارش شده است. آنان بیان داشتند که روی قابل استخراج با DTPA در مقادیر پایین لجن فاضلاب افزایش معنی‌داری پیدا نکرد.

سادیللاس و شاهین<sup>۴</sup> (۶۳) افزایش فراهمی فلزات سنگین در هنگام کاربرد مقادیر زیاد لجن فاضلاب را به رهاسازی عناصر موجود در لجن در شکل قابل دسترس نسبت دادند. آنان دلیل این امر را عمدتاً به کاهش pH خاک در تیمارهای با مقادیر زیاد لجن مرتبط دانستند. این محققان همچنین با اشاره به نقش کلیدی pH در کنترل فراهمی فلزات، اضافه کردند که کاهش pH خاک، تحرک عناصر لبایل در خاک نظیر روی را افزایش می‌دهد. هرچند با دقت در نتایج حاصل از اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر pH خاک‌ها (جدول ۳) انتساب افزایش فراهمی روی در مطالعه حاضر بعید بنظر می‌رسد. تفسیر مشابهی توسط لاوادی و همکاران<sup>۵</sup> (۲۸) ارائه شده است. نتایج مطالعات خدیوی بروجنی (۲۶) نیز نشان داد که کاربرد کود های آلی سبب افزایش روی قابل جذب در خاک می‌شود. ایشان علت این پدیده را به تجمع زیاد روی در حضور کود های آلی در شکل‌های محلول (یونی و کمپلکس‌های آلی محلول) و تبدیلی نسبت دادند. توپکوغلو<sup>۶</sup> (۶۱) با ارزیابی کاربرد مکرر لجن فاضلاب (۵۰ و ۱۰۰ تن بر هکتار) بر زیست‌فراهمی روی

عناصر کم مصرف در خاک و همچنین بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شده و عملکرد گیاه را افزایش دهد.

## ۲) اثر لجن فاضلاب بر روی کل و قابل استخراج با DTPA در خاک

غلظت روی کل در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب در شکل (۱) نشان داده شده است. نتایج نشان داد در اثر کاربرد لجن فاضلاب، روی کل در تمامی تیمارها نسبت به خاک شاهد افزایش معنی‌دار ( $P < 0/05$ ) یافت. میزان روی کل در کمترین میزان کاربرد لجن (۲۲/۵ تن در هکتار)، حدود ۲/۱۹ برابر و در بالاترین میزان کاربرد (۳۶۰ تن در هکتار)، به میزان ۳/۴ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشت. کرمی و همکاران (۲۵) در بررسی آثار تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت روی در خاک دریافتند مصرف لجن فاضلاب متناسب با مقدار و تعداد دفعات کاربرد، سبب افزایش معنی‌دار غلظت روی کل در خاک شد. اورمان و همکاران (۴۰) نیز افزایش روی کل را نسبت به خاک شاهد در اثر کاربرد لجن فاضلاب گزارش کردند. مقایسه غلظت روی کل خاک در تیمارهای آزمایشی با حداکثر غلظت قابل قبول فلزات سنگین<sup>۱</sup> در خاک‌های کشاورزی نشان داد که غلظت روی در همه تیمارها از استانداردهای معرفی شده تجاوز کرده است. غلظت روی در تیمارهای ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار (به ترتیب ۴۸۸ و ۷۸۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) از بیشترین استاندارد معرفی شده (۴۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) که مربوط به کشور کانادا می‌باشد نیز تجاوز کرده است (۲۳). چنی<sup>۲</sup> (۱۴) نیز غلظت کل بحرانی برای روی در خاک را ۴۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کرده است.

از DTPA به‌طور گسترده‌ای برای برآورد زیست-فراهمی فلزات در خاک و لجن فاضلاب استفاده می‌شود (۴۱). تیمارهای مختلف لجن فاضلاب اثر معنی‌داری

3- Antoniadis *et al.*

4- Tsadilas and Shaheen

5- Lavado *et al.*

6- Topcuoglu

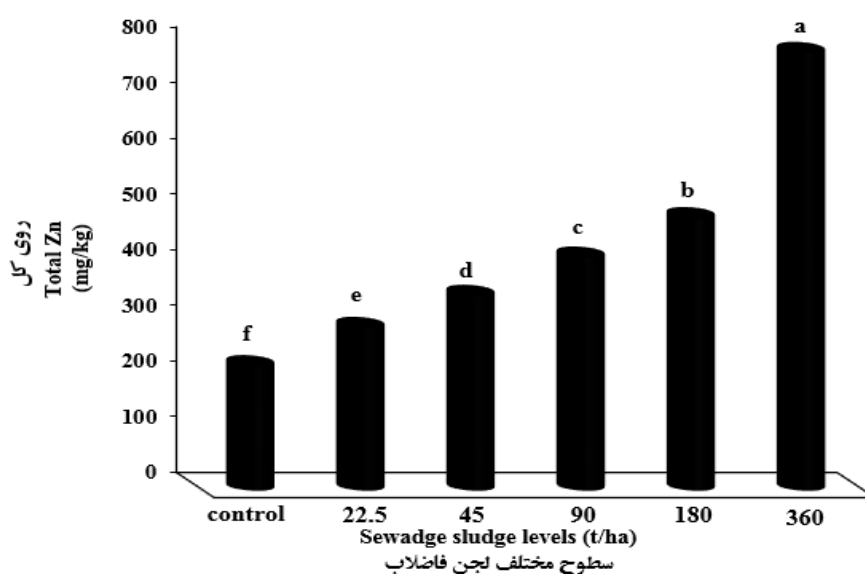
1- Maximum Acceptable Concentration (MAC)

2- Chaney

جدول (۳) مقایسه گروهی اثر لجن فاضلاب بر کربن آلی، pH و قابلیت هدایت الکتریکی

Table (3) Group comparison of sewage sludge effect on OC, pH and EC

| قابلیت هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)<br>(EC) ( $\text{dSm}^{-1}$ ) | pH                 | کربن آلی<br>(OC)   | سطوح لجن فاضلاب<br>(sewage sludge levels) |
|------------------------------------------------------------------------|--------------------|--------------------|-------------------------------------------|
| 0.86 <sup>e</sup>                                                      | 7.75 <sup>a</sup>  | 0.71 <sup>d</sup>  | شاهد (Control)                            |
| 1.54 <sup>de</sup>                                                     | 7.80 <sup>a</sup>  | 0.85 <sup>dc</sup> | 22.5                                      |
| 2.34 <sup>d</sup>                                                      | 7.60 <sup>ab</sup> | 1.07 <sup>bc</sup> | 45                                        |
| 4.36 <sup>c</sup>                                                      | 7.58 <sup>ab</sup> | 1.29 <sup>b</sup>  | 90                                        |
| 8.06 <sup>b</sup>                                                      | 7.32 <sup>cb</sup> | 1.73 <sup>a</sup>  | 180                                       |
| 10.27 <sup>a</sup>                                                     | 7.14 <sup>c</sup>  | 1.99 <sup>a</sup>  | 360                                       |

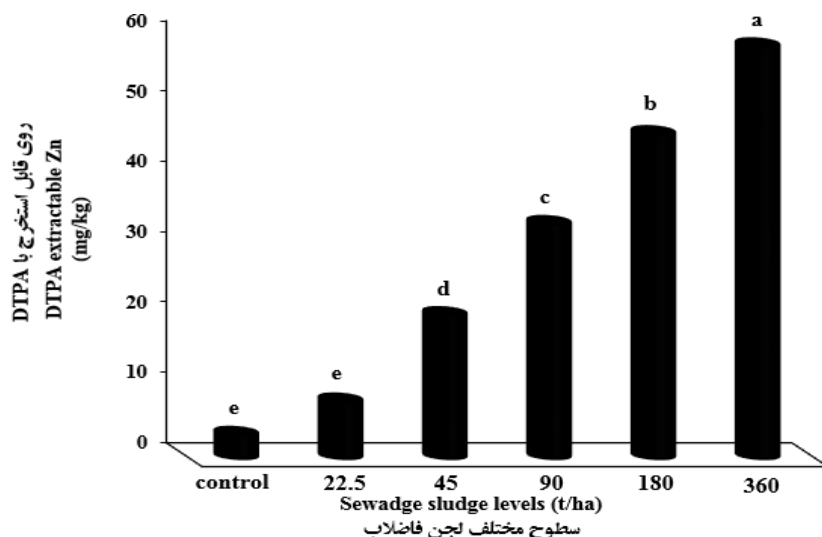


شکل (۱) اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر غلظت روی کل در خاک

Figure (1) Effect of different levels of Sewage sludge on total Zn in soil

فاضلاب در خاک و ارتباط بین مواد آلی و فلزات قابل استخراج با DTPA دریافتند که لجن فاضلاب، غلظت فلزات سنگین قابل استخراج با DTPA را به‌ویژه در سال دوم کاربرد لجن فاضلاب در خاک سطحی افزایش داد. آنها دلیل این افزایش را افزایش در مواد آلی دانستند. شاهین و همکاران<sup>۱</sup> (۵۱) نیز افزایش ۳۶۷ درصدی در روی قابل استخراج با DTPA را در اثر کاربرد لجن فاضلاب به یک خاک آهکی گزارش کردند.

(قابل استخراج با DTPA) در خاک، دریافت که کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش قابل توجه در مقدار روی قابل استخراج در خاک شد. وی همچنین گزارش کرد که افزایش نسبی روی قابل استخراج با DTPA نسبت به افزایش نسبی روی کل در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه با خاک شاهد، بالاتر بود. آرواس و همکاران<sup>۱</sup> (۸) با مطالعه اثر کاربرد سطوح بالای لجن



شکل (۲) اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر روی قابل استخراج با DTPA در خاک  
Figure (2) Effect of different levels of Sewage sludge on DTPA extractable Zn in soil

دهنده پتانسیل این کود در برطرف کردن کمبود این عناصر در خاک می‌باشد. لو و کریستی<sup>۴</sup> (۳۰) نیز بیان کردند که در خاک‌های آهکی قابلیت جذب عناصر کم-مصرف مانند روی برای گیاهان کمتر است. لذا استفاده از کودهای آلی را به عنوان یکی از راه‌های افزایش این عنصر در خاک پیشنهاد کردند.

### ۳) اثر لجن فاضلاب بر شکل‌های مختلف روی در خاک

در این مطالعه، برای بررسی توزیع شکل‌های مختلف روی در اثر کاربرد لجن فاضلاب از روش تسیر و همکاران (۵۸) استفاده شد. این روش؛ روی را به شکل-های تبادلی، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند یافته با مواد آلی و باقی‌مانده جداسازی می‌کند.

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که مقادیر مختلف لجن فاضلاب بر هر یک از شکل‌های مختلف روی تأثیر متفاوت و معنی‌داری در سطح ۵ درصد داشته

آنان دلایل احتمالی این افزایش قابل توجه را به بالا بودن مقدار روی در لجن فاضلاب، تشکیل ترکیبات آلی - روی محلول و کاهش pH مرتبط دانستند. عثمان و همکاران<sup>۱</sup> (۶۴) و الماس و همکاران<sup>۲</sup> (۶) نیز تشکیل کمپلکس‌های آلی محلول را دلیل افزایش قابل ملاحظه روی پس از کاربرد ترکیبات آلی دانستند. لاتار و همکاران (۲۷) افزایش در مقدار روی قابل استخراج با DTPA در اثر کاربرد لجن فاضلاب را به غنی بودن لجن از روی نسبت دادند. ارومان و همکاران (۴۰) نیز نشان دادند کاربرد لجن فاضلاب به‌طور قابل توجهی روی قابل استخراج با DTPA را افزایش داد. نتایج مشابهی توسط نوگوریا و همکاران<sup>۳</sup> (۳۹) و سادیلاس و شاهین (۶۳) گزارش شده است.

به طور کلی، کاربرد لجن فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار روی قابل جذب خاک شد و این افزایش نشان

1- Usman *et al.*

2- Almas *et al.*

3- Nogueira *et al.*

4- Luo and Chirstie



است (جدول ۴). همچنین نتایج جزءبندی روی نشان داد که همه شکل‌های روی با کاربرد لجن فاضلاب افزایش یافتند (جدول ۵). افزودن ۳۶۰ تن در هکتار لجن فاضلاب، غلظت شکل‌های تبدلی، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند یافته با مواد آلی و باقی‌مانده روی را نسبت به تیمار شاهد افزایش داد. بیشترین افزایش مربوط به شکل کربناتی به میزان تقریباً ۶۰ برابر تیمار شاهد بود (جدول ۵).

جدول (۴) تجزیه واریانس اثر کاربرد لجن فاضلاب بر شکل‌های مختلف روی در فاز جامد خاک  
Table (4) Analysis of variance for the effect of sewage sludge on different forms of Zn

| میانگین مربعات (Ms)   |                                         |                                                       |                           |                      |                 | منبع تغییرات (S.O.V) |
|-----------------------|-----------------------------------------|-------------------------------------------------------|---------------------------|----------------------|-----------------|----------------------|
| باقی‌مانده (Residual) | پیوند یافته با ماده آلی (Organic-bound) | متصل به اکسیدهای آهن و منگنز (Fe and Mn oxides-bound) | کربناتی (Carbonate-bound) | تبدلی (Exchangeable) | درجه آزادی (df) |                      |
| 8759***               | 761.6***                                | 3424*                                                 | 1819***                   | 47.3***              | 5               | تیمار (Treatment)    |
| 456                   | 4.05                                    | 19.99                                                 | 19.89                     | 0.429                | 12              | خطای آزمایش (Error)  |
| 8.49                  | 12.66                                   | 8.232                                                 | 12.83                     | 14.34                |                 | ضریب تغییرات (C.V)   |

\*\*\*، \*\* و \* به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال ۵، ۱ و ۰/۱ درصد.

\*\*\*, \*\*, \*: Significant at 5%, 1% and 0.1% probability levels, respectively

جدول (۵) مقایسه میانگین‌های اثر کاربرد تیمارهای مختلف لجن فاضلاب بر شکل‌های مختلف روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در فاز جامد خاک

Table (5) Mean comparison for the effect of sewage sludge treatments on different forms of Zn (mg kg<sup>-1</sup>) in solid phase

| باقی‌مانده (Residual) | آلی (Organic-bound) | اکسیدهای آهن و منگنز (Fe and Mn oxides-bound) | کربناتی (Carbonate-bound) | تبدلی (Exchangeable) | تیمار (Treatment) |
|-----------------------|---------------------|-----------------------------------------------|---------------------------|----------------------|-------------------|
| 192.38 <sup>d</sup>   | 3.43 <sup>d</sup>   | 23.47 <sup>d</sup>                            | 1.26 <sup>f</sup>         | 1.20 <sup>d</sup>    | شاهد (Control)    |
| 211.81 <sup>dc</sup>  | 4.50 <sup>d</sup>   | 53.32 <sup>c</sup>                            | 16.07 <sup>e</sup>        | 2.22 <sup>d</sup>    | 22.5              |
| 231.53 <sup>c</sup>   | 6.60 <sup>d</sup>   | 75.50 <sup>b</sup>                            | 30.417 <sup>d</sup>       | 1.97 <sup>d</sup>    | 45                |
| 243.33 <sup>c</sup>   | 13.29 <sup>c</sup>  | 81.62 <sup>b</sup>                            | 39.57 <sup>c</sup>        | 3.68 <sup>c</sup>    | 90                |
| 291.13 <sup>b</sup>   | 22.57 <sup>b</sup>  | 108.46 <sup>a</sup>                           | 50.78 <sup>b</sup>        | 6.67 <sup>b</sup>    | 180               |
| 338.07 <sup>a</sup>   | 44.99 <sup>a</sup>  | 112.71 <sup>a</sup>                           | 70.30 <sup>a</sup>        | 11.64 <sup>a</sup>   | 360               |

در هر ستون اعدادی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال ۵ درصد فاقد تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

In each column, means with the same letter are not different ( $P \leq 0.05$ ).

و همکاران<sup>۴</sup> (۱) نیز با بیان نتیجه مشابه نشان دادند که الگوی توزیع روی به‌وسیله عصاره‌گیری متوالی شیمیایی در لجن فاضلاب به‌صورت محلول در آب > تبدلی > روی قابل اکسید > قابل حل در اسید > روی قابل احیاء > باقی‌مانده بود.

لو و کریستی (۳۰) در مطالعه زیست‌فراهمی روی در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب دریافتند که روی عمدتاً در بخش باقی‌مانده و پیوندیافته با اکسیدهای آهن و منگنز وجود داشت، کوچکترین بخش قابل استخراج روی تبدلی و بدنبال آن روی کربناتی بود. آنان بیان داشتند که این امر می‌تواند نشانگر آن باشد که روی پیوندیافته به اکسیدهای آهن و منگنز عامل مهم کنترل‌کننده تحرک و زیست‌فراهمی روی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب است. حسین‌پور و متقیان (۲۰) با مشاهده نتیجه مشابه بیان داشتند که مهمترین راه تثبیت روی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب رسوب به صورت اکسیدها و کربنات‌ها است. آنان همچنین نتیجه گرفتند که روی آزاد شده از لجن فاضلاب با کربنات‌ها و اکسیدهای آهن و منگنز در خاک پیوند داده و بنابراین مقدار این شکل‌ها در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب افزایش می‌یابد. هسو<sup>۵</sup> (۲۲) نیز اظهار داشت که مهمترین راه تثبیت روی در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب رسوب به صورت اکسیدها است. توری و لاوادو<sup>۶</sup> (۶۲) نیز با به‌دست‌آوردن نتیجه مشابه، بیان داشتند که روی میل ترکیبی نسبتاً زیادی برای جذب بر روی سطوح هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز دارد. با این وجود، باید توجه داشت که نتایج می‌تواند بسته به ویژگی‌های خاک و لجن فاضلاب متغیر باشد (۲۲). نتیجه قابل تأمل دیگر کاهش نسبی شکل باقی‌مانده در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب نسبت به خاک شاهد است. بدین مفهوم که روی باقی‌مانده در تیمار ۳۶۰ تن در هکتار ۵۸/۵۲ درصد از روی کل را شامل می‌شود درحالی‌که این مقدار برای خاک شاهد، ۸۶/۷۶ درصد بود. این نتیجه بیانگر تغییر روی باقی‌مانده به شکل‌های متحرک‌تر پس از کاربرد لجن فاضلاب می‌باشد. با وجود این تغییر؛ شکل تبدلی از ۰/۵۴ در خاک شاهد به ۲/۰۱ درصد در تیمار ۳۶۰ تن در هکتار افزایش یافت و عمده

راموس و همکاران<sup>۱</sup> (۴۷) دلیل این افزایش قابل توجه در شکل کربناتی را به pH مناسب برای رسوب روی مرتبط دانستند. آنان بیان داشتند که کربنات کلسیم موجود در خاک ممکن است به عنوان یک جاذب قوی برای روی عمل کند و یا روی می‌تواند به‌صورت یک کمپلکس دو نمکی ( $ZnCO_3 \cdot CaCO_3$ ) رسوب کند. این یافته با نتایج لو و کریستی (۳۰) که با افزودن سطوح لجن فاضلاب به دو خاک با بافت متفاوت، افزایش قابل ملاحظه‌ای در روی کربناتی را گزارش کردند، همخوانی دارد. میائو و همکاران<sup>۲</sup> (۳۱) نیز افزایش ۴۵ برابری در شکل کربناتی روی در اثر کاربرد لجن فاضلاب را گزارش کردند.

نتایج همچنین نشان داد در بین اجزاء روی در خاک شاهد، جزء تبدلی با میانگین ۱/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم (۰/۵۴ درصد از روی کل) حداقل مقدار را داشت. جزءهای متصل به اکسیدهای آهن و منگنز و باقی‌مانده با میانگین به‌ترتیب ۲۳/۴۷ (۱۰/۵۸ درصد از روی کل) و ۱۹۲/۳۸ (۸۶/۷۶ درصد از روی کل) میلی‌گرم در کیلوگرم خاک حداکثر مقدار را در بین اجزای روی در خاک‌های شاهد داشتند. در بین اجزای روی در خاک‌های تیمار شده، جزءهای تبدلی و باقی‌مانده به‌ترتیب حداقل و حداکثر مقدار را داشتند. با این وجود، کاربرد لجن فاضلاب سبب تغییر ترتیب و نسبت شکل‌های مختلف روی گردید. در خاک شاهد، اجزاء مختلف روی بدین ترتیب بود: روی تبدلی > روی کربناتی > پیوند یافته با ماده آلی > پیوند یافته با اکسید-های آهن و منگنز > باقی‌مانده. در مقابل، ترتیب اجزای ناشی از اعمال تیمارهای لجن فاضلاب به‌صورت زیر تغییر یافت: روی تبدلی > پیوند یافته با ماده آلی > روی کربناتی > پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز > باقی‌مانده.

شریواستوا و بانرجی<sup>۳</sup> (۵۴) نیز گزارش کردند که در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، روی باقی‌مانده بیشترین مقدار را دارد و پس از آن، روی پیوندیافته با اکسیدهای آهن و منگنز، کربناتی، پیوندیافته با ماده آلی و تبدلی قرار داشتند. آدامو

4- Adamo *et al.*

5- Hseu

6- Torri and Lavado

1- Ramos *et al.*2- Miao-miao *et al.*

3- Shrivastava and Banerjee

دهند. افزایش زیست‌فراهمی روی به ترشحات ریشه نظیر اسید سیتریک و اسید مالیک نسبت داده شده است (۳۸). تجمع روی در بیوماس اسفناج پس از کاربرد لجن فاضلاب به‌وسیله پاولیکوا و همکاران<sup>۳</sup> (۴۴) نیز گزارش شده است.

نتایج همچنین نشان داد که کاربرد لجن فاضلاب موجب افزایش معنی‌دار (در سطح ۵٪) غلظت روی در ریشه اسفناج گردید (شکل ۴). بیشترین تجمع روی در ریشه اسفناج در تیمار ۳۶۰ تن بر هکتار برابر ۷۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک و کمترین مقدار آن در تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار لجن برابر ۱۹۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک بود. غلظت بالاتر فلزات سنگین در ریشه نسبت به اندام هوایی با کاربرد لجن فاضلاب با اسفناج به‌وسیله پانندی و همکاران<sup>۴</sup> (۴۲) نیز به اثبات رسیده است. نادا و همکاران<sup>۵</sup> (۳۴) این را امر به ترشحات ریشه مرتبط دانستند که این ترشحات موجب حل شدن و کلات شدن فلزات سنگین در ریزوسفر می‌گردند. از سوی دیگر، جذب فلزات سنگین به‌وسیله ریشه سریع و انتقال به ساقه (برگها) اسفناج کند صورت می‌گیرد. آنان همچنین این رویداد را احتمالاً ناشی از پیوند فلزات با لیگاندها دانستند که در نتیجه انتقال فلزات از ریشه به بخش‌های هوایی را کاهش می‌دهد. آنان بیان داشتند که فیتوکلآتین‌ها<sup>۶</sup> و پپتیدهای با وزن مولکولی کم<sup>۷</sup> در ابقاء فلزات در ریشه دخیل هستند. سینگ و همکاران<sup>۸</sup> (۵۶) تجمع بیش‌تر فلزات سنگین در ریشه‌ها را به کمپلکس شدن این فلزات با گروه‌های سولفیدرل نسبت دادند که مانع از انتقال فلزات به اندام هوایی می‌شود. برانتهی و همکاران<sup>۹</sup> (۱۲) و پاسکوال و همکاران<sup>۹</sup> (۴۳) بیان نمودند تجمع بیش‌تر روی در ریشه نسبت به اندام هوایی نشان‌دهنده مکانیسم تحمل گیاه در غلظت‌های بالای فلزات در خاک و غیرفعال سازی فلزات در دیواره سلولی ریشه می‌باشد.

افزایش در شکل کربناتی اتفاق افتاده است که می‌تواند مؤید یافته‌های پیشین در مورد نقش کربنات کلسیم موجود در خاک به‌عنوان یک جاذب قوی برای روی در خاک‌های آهکی و قلیایی باشد. این یافته با نتایج شویر و همکاران (۵۳) مطابقت دارد.

#### ۴) اثر لجن فاضلاب بر غلظت روی در گیاه اسفناج

نتایج نشان داد که کاربرد لجن موجب افزایش معنی‌دار (در سطح ۵٪) غلظت روی در اندام هوایی اسفناج گردید (شکل ۳). بیشترین افزایش غلظت روی در اندام هوایی اسفناج در تیمار معادل ۱۸۰ تن در هکتار لجن فاضلاب مشاهده گردید. میانگین غلظت روی در اندام هوایی اسفناج در تیمار شاهد برابر ۶۲/۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک و در تیمار ۱۸۰ تن در هکتار برابر ۲۳۱/۹۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک بود. مقایسه غلظت روی اندام هوایی در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب با گستره طبیعی روی در گونه‌های مختلف گیاهی (۲۷ تا ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) و گستره سمی آن (۱۶۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم وزن خشک) (۲۳) نشان داد در همه سطوح کاربرد لجن فاضلاب، غلظت روی در حد سمیت بود. فلزات سنگین مثل روی متحرک هستند و به‌سهولت به‌وسیله گیاهان جذب می‌شوند. از این رو، سبزیجاتی مثل اسفناج در خاک آلوده شده با روی در اثر کاربرد لجن فاضلاب برای کشت مناسب نیستند (۵۷). نگل و اکوس<sup>۱</sup> (۳۸) با مطالعه تأثیر لجن فاضلاب بر جذب روی به‌وسیله اسفناج دریافتند افزودن لجن فاضلاب غلظت روی در اسفناج را افزایش داد. آنان بیان داشتند که تجزیه مواد آلی موجود در لجن منجر به تولید اسیدهای فولویک و هومیک می‌شود که این اسیدها از طریق تشکیل لیگاندها و کلات‌ها با روی باعث افزایش زیست‌فراهمی روی برای گیاهان می‌گردند. آنان همچنین یکی دیگر از دلایل تجمع بالای روی در اسفناج را نیاز بالای اسفناج به غلظت بالایی از روی برای رشد سالم دانستند. وایت و همکاران<sup>۲</sup> (۶۶) اظهار داشتند که اسفناج اسیدهای آلی با وزن مولکولی پایین مثل سترات ترشح می‌کند که این اسیدها زیست‌فراهمی عناصر غذایی را به‌وسیله کلات کردن اجزا غیر آلی خاک افزایش می‌-

3- Pavlíková *et al.*

4- Pandey *et al.*

5- Nada *et al.*

6. Phytochelatins

7- Low molecular weight peptides

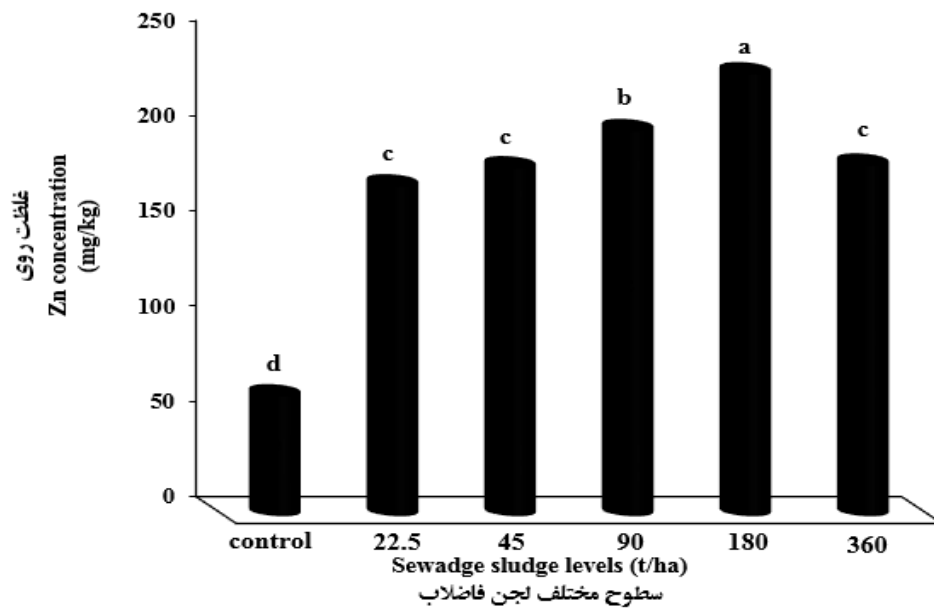
8- Brunetti *et al.*

9- Pascual *et al.*

1- Ngole and Ekosse

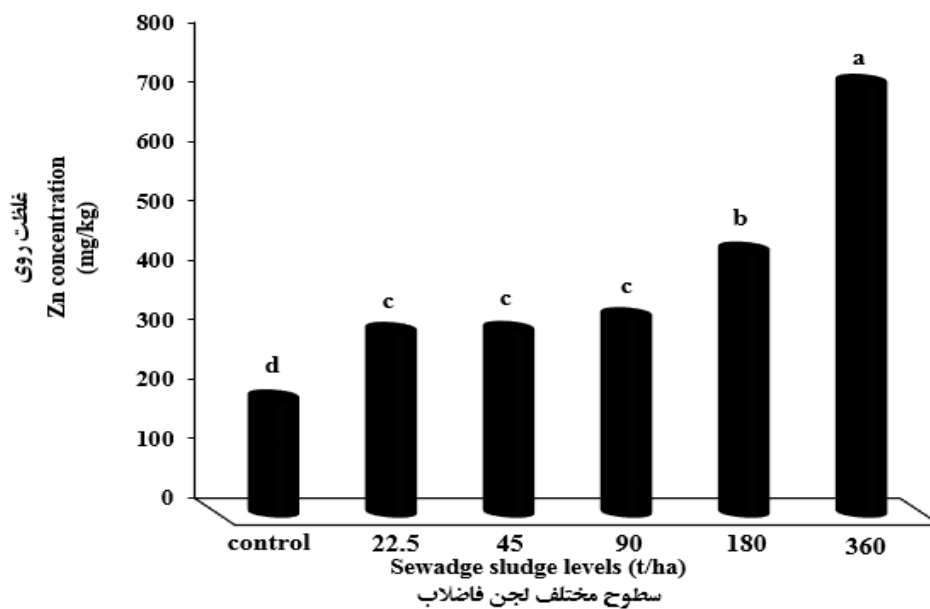
2- White *et al.*

باغبانی و همکاران: شکل‌های شیمیایی و زیست‌فراهمی روی...



شکل (۳) اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر غلظت روی اندام هوایی اسفناج

Figure (3) Effect of different levels of Sewage sludge on Zn concentration of spinach shoot



شکل (۴) اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر غلظت روی ریشه اسفناج

Figure (4) Effect of different levels of Sewage sludge on Zn concentration of spinach root

### نتیجه گیری

یگانه و همکاران (۶۷) مطابقت دارد. این محققین با بررسی اثر کاربرد لجن فاضلاب (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار) بر غلظت روی در خاک و گیاهان ذرت و گندم بیان داشتند که باتوجه به خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی و ورود این عنصر به زنجیره غذایی، کاربرد ۲۰ تن در هکتار از لجن فاضلاب را توصیه نمودند. نتایج همچنین نشان داد که در بین اجزای روی در خاک‌های تیمار شده، جزءهای تبدلی و باقی مانده به ترتیب حداقل و حداکثر مقدار را داشتند. کاربرد لجن فاضلاب سبب تجمع بیش تر روی در ریشه نسبت به اندام هوایی اسفناج گردید.

نتایج این پژوهش نشان داد که درصد کربن آلی و قابلیت هدایت الکتریکی خاک با افزایش میزان کاربرد لجن فاضلاب افزایش معنی‌دار و pH کاهش معنی‌دار یافت. کاربرد لجن فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار روی قابل جذب خاک و غلظت روی اندام هوایی اسفناج شد که این افزایش می‌تواند نشان‌دهنده پتانسیل این کود در برطرف کردن کمبود این عنصر در خاک‌های آهکی باشد لکن کاربرد مقادیر زیاد این کود آلی خطر سمیت گیاه به روی و ورود آن به زنجیره غذایی و آب‌های زیرزمینی را به همراه دارد. افزون بر این، شوری ناشی از کاربرد مقادیر زیاد لجن فاضلاب نیز خود می‌تواند سبب کاهش رشد و عملکرد گیاه گردد. این یافته‌ها با نتایج

### منابع

1. Adamo, P., Denaix, L., Terribile, F., and Zampella, M. 2003. Characterization of heavy metals in contaminated volcanic soils of the Solofrana river valley (southern Italy). *Geoderma* 117: 347- 366.
2. Afyuni, M., and Schulin, R. 2002. Repetitive and Residual Effects of Sewage Sludge Application on Extractability and Plant Uptake of Cu, Zn, Pb and Cd. 12th ISCO Conference. Dept. of Soil Science, College of Agriculture Isfahan University of Technology Isfahan. 250-255.
3. Ahmed, H. Kh., Fawy, H.A., and Abdel-Hady. E.S. 2010. Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 1(5): 1044-1049.
4. Alloway, B.J. 2008. Zinc in Soils and Crop Nutrition. Second edition, published by International Zinc Association (IZA) and International Fertilizer Industry Association (IFA).
5. Alloway, B.J. 1995. Heavy Metals in Soils, Blackie Academic and Professional, Glasgow. 368 p.
6. Almas, A.R., McBride, M.B., and Singh, B.R. 2000. Solubility and lability of cadmium and zinc in two soils treated with organic matter. *Soil Science*, 165:250–259.
7. Antoniadis, V., Tsadilas, C.D., and Samaras, V. 2010. Trace element availability in a sewage sludge– amended cotton grown Mediterranean soil. *Chemosphere*, 80:1308–1313.

8. Arvas, S., Keskin, B., and Hakkı Yilmaz, I. 2013. Effect of sewage sludge on metal content of grassland soil and herbage in semiarid lands. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 37: 179-187.
9. Benton, J., and Case, V.W. 1990. Sampling handling and analyzing plant tissue samples. In: Westerman, R.L.(ed.), *Soil testing and plant analysis*. 3rded. Book series No.3. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI., USA. pp:389-428.
10. Bergkavist, 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. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97: 167-179.
11. Boustani, H. R., and Ronaghi, A. 2014. Chemical Forms and Bioavailability of Zinc in two calcareous soils and relation of these forms with Zn concentration in *Zea mays* affected with Sewage Sludge application. *Iranian Journal of Soil Research*. 28(2): 363-374. (in Persian with English abstract).
12. Brunetti, G., Karam, F., Rovira, P.S., Nigro, F., and Sensi, N. 2011. Greenhouse and field studies on cr, cu, pb and zn phytoextraction by *brassica napus L.* from contaminated soils in the Apulia region, southern Italy. *Geoderma*, 160: 517-523.
13. Chaignon, V. Sanchez-Neira, I. Herrmann, P. Jaillard, B., and Hinsinger, P. 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental Pollution*, 123: 229–238.
14. Chaney, R.L. 1989. Scientific analysis of proposed sludge rule. *Biocycle*, 30: 80-85. Chapman, H. D. 1965. Cation exchange capacity. In Black C. A. et al.(eds.). *Methods of soil analysis*. ASA.Madison, WI. pp: 891-901.
15. Chapman, H.D. 1965. Cation exchange capacity. In: Black, C.A (ed.), *Methods of soil analysis*, Part 2. Am. Soc. Agron. Madison, WI. pp: 891-901.
16. Cheng, H.F., Xu, W.P., Liu, J.L., Zhao, Q.J., He, Y.Q. and Chen, G. 2007. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. *Ecological Engineering*, 29: 96-104.
17. Day, P.R. 1955. Particle fractionation and particle-size analysis. In: Black, C.A. (Ed), *Methods of soil analysis*. Part 1. Agronomy 9, Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI. pp: 545-567.
18. Gupta, A.K., and Sinha, S. 2006. Chemical fractionation and heavy metal accumulation in the plant of *Sesamum Indicum (L.)* Var. Tss grown on soil amended with tannery sludge: Selection of single extraction. *Chemosphere*, 64: 161-173.
19. Heemsbergen, D.A., Warne, M.S.J., Broos, K., Bell, M., Nash, D., McLaughlin, M.J., Whatmuff, M., Barry, G.D., Pritchard, D., and Penney, N. 2009. Application of phytotoxicity data to a new Australian soil quality guideline framework for biosolids. *Science of The Total Environment*, 407: 2546–2556.

20. Hosseinpour, A. and Motaghian, H. R. 2014. Effect of Sewage Sludge Application and Wheat (*Triticum aestivum* L.) Planting on Availability and Fractionation of Zinc in some Calcareous Soils. *Journal of Water and Soil*. 27(6):1100-1110. (in Persian with English abstract).
21. Hossner, L.R. 1996. Dissolution for total elemental analysis. In: *Methods of soil analysis*. Sparks, D.L. (Ed.). ASA and SSSA. Madison, WI. pp: 49-64
22. Hseu, Z.H. 2006. Extractability and bioavailability of zinc over time in three tropical soils incubated with biosolids. *Chemosphere*, 63:762-771.
23. Kabata-Pendias, A. 1995. Agricultural Problems Related to Excessive Trace Metal Contents of Soils. In: *Heavy Metals*. U. Förstner et al. (eds.), Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
24. Kabata-Pendias, A., and Pendias, H. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*, 3rd ed., CRC Press, Boca Raton, London, New York. 403p.
25. Karami, M., Afyuni, M., Rezaee Nejad, Y., and Khosh Gofarmanesh, A. 2009. Cumulative and Residual Effects of Sewage Sludge on Zinc and Copper Concentration in Soil and Wheat. *Journal of Water and Soil Science*, 12 (46):639-654 (in Persian with English abstract).
26. Khadivi Broujeni, E. 2007. Effect of organic manure on heavy metal fraction in soil and uptake by wheat. MSc thesis. Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran. (in Persian with English abstract).
27. Latore, A.M., Kumar, O., Singh, S.K., and Gupta, A. 2014. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice-wheat system. *Ecological Engineering*. 69: 17-24.
28. Lavado, R.S., Rodríguez, M.B., and Taboada, M.A. 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109:360-364.
29. Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 46: 260-264.
30. Luo, Y.M. and Chirstie, P. 1998. Bioavailability of copper and zinc in soil treated with alkaline stabilized sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 27: 335-342.
31. Miao-miao, H.E., Guang-ming, T., Xing-qiang, L., Yi-tong, Yu., Jian-yang, W., and Gen-di, Zh. 2007. Effects of two sludge application on fractionation and phytotoxicity of zinc and copper in soil. *Journal of Environmental Sciences*, 19:1482-1490.
32. Motaghian, H.R., and Hosseinpour, A. 2013. Assessment of Several Extractants for the Determination of Zinc Bioavailability to Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) in Calcareous Soils Amended and Unamended with Sewage Sludge. *Journal of Water and Soil*, 27(4): 742-752. (in Persian with English abstract).

33. Motaghian, H.R., Hosseinpour, A., Raiesi, F., and Mohammadi, J. 2013. Relationship between Zinc Fractions and Wheat (*Triticum Aestivum* L.) Responses in Some Calcareous Soils Amended and Unamended with Sewage Sludge. *Journal of Water and Soil Science*, 17 (65):185-198. (in Persian with English abstract).
34. Nada, E., Ferjani, B. A, Ali, R, Bechir, B. R, Imed, M., and Makki, B. 2007. Cadmium induced growth inhibition and alteration of biochemical parameters in almond seedlings grown in solution culture, *Acta Physiologiae Plantarum*, 29: 57-62.
35. Nazari, M.A. Shariatmadari, H., Afyuni, M., Mobli, M., and Rahili, Sh. 2006. Effect of Industrial Sewage-Sludge and Effluents Application on Concentration of Some Elements and Dry Matter Yield of Wheat, Barley and Corn. *Journal of Water and Soil Science*, 10 (3):97-111. (in Persian with English abstract).
36. Nelson, D.W., and Sommers, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Page, A.L. et al. (ed.) *Methods of soil Analysis. Part 2.* 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI. pp: 539–580.
37. Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum. In: Page, A.L. et al. (ed.), *Methods of soil analysis, Part 2, 2nd ed.* SSSA, Agronomy Monograph, Madison, WI, pp:181-197.
38. Ngole, V.M. and Ekosse, G.E. 2009. Zinc uptake by vegetables: Effects of soil type and sewage sludge. *African Journal of Biotechnology*, 8 (22): 6258-6266.
39. Nogueira, T.A.R., Franco, A., He, Z. Braga, V.S., Firme, L.P., and Abreu-Junior, C. H. 2013. Short-term usage of sewage sludge as organic fertilizer to sugarcane in a tropical soil bears little threat of heavy metal contamination. *Journal of Environmental Management*, 114:168-177.
40. Orman, S., OK, H., and Kaplan, M. 2014. Application of sewage sludge for growing Alfalfa, its effects on the macro-micronutrient concentration, heavy metal accumulation, and translocation. *Ekoloji*. 23(90): 10-19.
41. Ortiz, O. and Alcaniz, J.M., 2006. Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresource Technology* 97: 545–552.
42. Pandey, N, Pathak, G.C, Pandey, D.K, and Pandey, R. 2009. Heavy metals, Co, Ni,Cu, Zn and Cd, produce oxidative damage and evoke differential antioxidant responses in spinach. *Brazilian Society of Plant Physiology*, 21:103-111.
43. Pascual, I., Antolí'n, M.C., and Sa'nchez-Di'az, M. 2004. Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions *Biology and Fertility of Soils*, 40: 291–299.
44. Pavlíková, D. Pavlík, M., Staszková, L., Tlustoš, P., Száková, J., and Balík, J. 2007. The effect of potentially toxic elements and sewage sludge on the activity of regulatory enzyme glutamate kinase. *Plant soil and environment*, 53(5): 201-206.



45. Rahimi Alashty, S., Bahmanyar, M.A., and Ghajar Sepanlou, M. 2011. The effects of sewage sludge application on pH, EC, O.C, Pb and Cd in soil and lettuce and radish plants. *Journal of Water and Soil Conservation*, 18(3):133-147. (in Persian with English abstract).
46. Ramachandran, V. and D'Souza, T.J. 1998. Plant uptake of cadmium, zinc, and manganese in soils amended with sewage sludge and city compost. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61:347-354.
47. Ramos. L., Hernandez, M., and Gonzalez, M.J. 1994. Sequentional of copper, lead, cadmium and zinc in soils, from or near Donadona National Park. *Journal of Environmental Quality*, 23: 50-57.
48. Ramulu, U. and Sree, S. 2002. Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture. *Scientific Publishers, Jodhpur, India*.
49. Sadeghzadeh, B. and Rengel, Z. 2001. Zinc in Soils and Crop Nutrition. In :*The Molecular and Physiological Basis of Nutrient Use Efficiency in Crops*, First Edition. M. J. Hawkesford,(ed.) Peter Barraclough. John Wiley and Sons,Inc.
50. Samaras, V., Tsadilas, C.D., and Stamatiadis, S. 2008. Effects of Repeated Application of Municipal Sewage Sludge on Soil Fertility, Cotton Yield, and Nitrate Leaching. *Agronomy Journal*, 100: 3. 477-483.
51. Shaheen, S.M., Shams, M.S., Elbehiry, F.A., and Ibrahim, S.M. 2012. Influence of Stabilized Biosolids Application on Availability of Phosphorus, Copper, and Zinc. *Applied and Environmental Soil Science*, Article ID 817158, 11 pages. doi:10.1155/2012/817158
52. Sharifi, M., Afyuni, M., and Khoshgoftarmanesh, A. H. 2011. Effects of Sewage Sludge, Compost and Cow Manure on Availability of Soil Fe and Zn and their Uptake by Corn, Alfalfa and Tagetes Flower. *Journal of Water and Soil Science*, 15 (56):141-154. (in Persian with English abstract).
53. Shober, A.L., Stehouwer, R.C., and MacNeal, K.E. 2007. Chemical fractionation of trace elements in biosolid-amended soils and correlation with trace elements in crop tissue. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38: 1029–1046.
54. Shrivastava, S.K. and Banerjee, D.K. 2004. Speciation of metals in sewage sludge and sludge-amended soils. *Water Air, Soil Pollution*, 152: 219–232.
55. 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.
56. Singh, S., Saxena, R., Pandey, K., Bhatt, K., and Sinha, S. 2004. Response of antioxidants in sunflower (*Helianthus annuus L.*) grown on different amendments of tannery sludge: its metal accumulation potential. *Chemosphere*, 57: 1663-1673

57. Singh, S., Zacharias, M., Kalpana, S., and Mishra, S. 2012. Heavy metals accumulation and distribution pattern in different vegetable crops. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 4(10): 170-177.
58. Su, D.C. and Wong, W.C. 2003. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni, and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge. *Environment International*, 29:895-900.
59. Tessier, A., Campbell, P.G.C., and Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate traces metals. *Analytical chemistry*, 51: 844-851.
60. Tlustos P., Balik J., Dvorak P., Szakova J., and Pavlikova D. 2001. Zinc and lead uptake by three crops planted on different soils treated by sewage sludge. *Rostlinna Vyroba-UZPI*, 47:129-134.
61. Topcuoğlu, B. 2005. Effects of Repeated Applications of Sewage Sludge and MSW Compost on the Bioavailability of Heavy Metals in Greenhouse Soil. *Polish Journal of Environmental Studies*, 14(2):217-222.
62. Torri, S. and Lavado, R. 2009. Plant absorption of trace elements in sludge amended soils and correlation with soil chemical speciation. *Journal of Hazardous Materials*, 166:1459–1465.
63. Tsadilas, CH. D. and Shaheen, S. M. 2013. Utilization of biosolids in production of bioenergy crops II: Impact of application rate on bioavailability and uptake of trace elements by Canola. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44:259–274.
64. Usman, A.R.A., Kuzyakov, Y., and Stahr, K. 2004. Effect of clay minerals on extractability of heavy metals and sewage sludge mineralization in soil. *Chemistry and Ecology*, 20(2): 123–135.
65. Walter, I. and Guevas, G. 1999. Chemical fractionation of heavy metals in a soil amended with repeated sewage sludge applications. *Science of the Total Environment*, 226: 113-119.
66. White, J.C., Mattina, M.J.I., Lee, W.Y., Eitzer, B.D., and Lannucci-Berger, W. 2003. Role of organic acids in enhancing the desorption and uptake of weathered p,p'-DDE by *Cucurbita pepo*. *Environmental Pollution*, 124: 71–80.
67. Yeganeh, M., Afyuni, M., Khoshgoftarmanesh, A.H., Rezaeinejad, Y., and Schulin, R. 2010. Transport of zinc, copper, and lead in a sewage sludge amended calcareous soil. *Soil Use and Management*, 26: 176–182.