

اثرات باقیمانده و تجمعی لجن فاضلاب بر حرکت کادمیم، روی،

سرب و مس در خاک

مژگان یگانه^{۱*}، مجید افیونی و یحیی رضایی نژاد

دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان؛ yeganehmojgan@yahoo.com

استاد دانشگاه صنعتی اصفهان؛ afyuni@cc.iut.ac.ir

دانشیار دانشگاه صنعتی اصفهان؛ rezajnejad@cc.iut.ac.ir

چکیده

لجن فاضلاب به دلیل دارا بودن مقادیر زیادی از عناصر غذایی و مواد آلی و ارزشی قیمت، امروزه به‌طور وسیعی به عنوان کود و یا اصلاح‌کننده ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد. از آن جایی که لجن فاضلاب حاوی مقادیر زیادی فلزات سنگین می‌باشد، لذا کاربرد آن احتمال جذب فلزات سنگین توسط گیاهان و آلودگی آب‌های زیرزمینی و ورود به زنجیره غذایی انسان را مطرح می‌کند. هدف از انجام این پژوهش بررسی اثر کاربرد لجن فاضلاب بر قابلیت جذب و حرکت فلزات سنگین در پروفیل خاک می‌باشد. این مطالعه در مزرعه تحقیقاتی لورک نجف آباد، با سه سطح (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ تن لجن فاضلاب در هکتار) و شاهد (بدون لجن) به صورت طرح کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک‌های کاملاً تصادفی اجرا شد. در سال اول (۱۳۷۸)، کل کرت (۳*۱۵ متر) لجن دریافت کرد، در سال دوم (۱۳۷۹)، هر کرت به دو قسمت (۳*۱۲ متر) و (۳*۳ متر) تقسیم شد و فقط به قسمت بزرگ‌تر برای بار دوم لجن اضافه شد، در سال سوم (۱۳۸۰)، قسمت ۱۲ متری، به دو بخش (۳*۹ متر) و (۳*۳ متر) تقسیم شد و فقط قسمت ۹ متری برای بار سوم لجن دریافت کرد و در سال چهارم (۱۳۸۱)، قسمت ۹ متری، به دو بخش (۳*۶ متر) و (۳*۳ متر) تقسیم گردید و فقط به قسمت ۶ متری برای بار چهارم لجن فاضلاب اضافه شد. این کرت‌ها در نیمه اول هر سال زراعی تحت کشت ذرت و در نیمه دوم هر سال تحت کشت گندم قرار گرفتند. نمونه‌برداری در سال ۱۳۸۲ از وسط هر قسمت ۳ متری مربوط به یک سال مشخص کوددهی، تا عمق ۱۰۰ سانتی‌متری (به فواصل ۲۰ سانتی‌متر)، در پایان فصل رشد گندم صورت گرفت. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه منتقل شده و pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد کربن آلی، آهک، سولفات، کلرید، بیکربنات، نترات، کادمیم، روی، سرب و مس قابل استخراج با DTPA اندازه‌گیری شدند. فلزات سنگین در این خاک آبتی شده و به عمق‌های پائین‌تر انتقال یافته‌اند. به‌طوری که در تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار، میانگین غلظت کادمیم، بیش از ۱۲ برابر شاهد، میانگین غلظت روی ۳۴/۵ برابر شاهد، میانگین غلظت سرب، ۳/۷ برابر تیمار شاهد و میانگین غلظت مس قابل جذب ۴۲/۳ برابر تیمار شاهد می‌باشد. در مورد کادمیم و روی همبستگی بالایی بین غلظت قابل جذب و کلرید و کربن آلی دیده شد و می‌توان تشکیل کمپلکس با کلرید و یا مواد آلی را عامل اصلی افزایش تحرک و قابلیت جذب آن‌ها معرفی کرد. در مورد سرب و مس، غلظت قابل جذب آن‌ها همبستگی بالایی با درصد کربن آلی داشت به‌طوری که می‌توان عامل اصلی افزایش تحرک و قابلیت جذب آن‌ها را تشکیل کمپلکس‌های محلول با مواد آلی معرفی کرد.

واژه‌های کلیدی: لجن فاضلاب، کادمیم، روی، مس، سرب، قابل جذب، تحرک

۱- آدرس پستی: تهران- صندوق پستی ۱۱۳۸-۱۴۱۵۵

* دریافت: ۸۵/۶/۸ و پذیرش: ۸۶/۱۲/۲۲

مقدمه

زمین‌هایی که لجن فاضلاب برای مدت طولانی استفاده شده‌است، افزایش غلظت مواد آلی محلول دیده می‌شود که می‌تواند تحرک زیاد فلزات سنگین در این خاک‌ها را توجیه نماید. آنها همچنین بیان کردند که ترکیبات آلی محلول یا کلوئیدی حاصل از لجن فاضلاب می‌توانند فلزات جذب شده بر سطح خاک یا ذرات لجن را متحرک کنند. Dowdy و همکاران (۱۹۹۷) مشاهده کردند که فلزات سنگین بعد از ۳ سال کاربرد سالانه لجن فاضلاب متحرک بودند و مس نسبت به روی تحرک بیشتری نشان داد و این فرض تأیید می‌شود که حرکت مس به دلیل تشکیل کمپلکس‌های آلی (محلول یا کلوئیدی) است زیرا کمپلکس‌های مس - مواد آلی قوی‌تر از کمپلکس‌های روی - مواد آلی می‌باشد. Saber و همکاران (۱۹۹۰) بیان کردند که تمایل مس برای تشکیل کمپلکس با مواد آلی بیشتر از کادمیم است و ثابت تشکیل کمپلکس‌های مس - مواد آلی بیشتر از ثابت تشکیل کمپلکس‌های کادمیم - مواد آلی می‌باشد. تشکیل این کمپلکس‌ها مهم‌ترین عامل در پیش‌بینی رفتار مس در خاک است. Dowdy و همکاران (۱۹۹۷) نیز نشان دادند که کمپلکس‌های مس با مواد آلی پایدار بوده و باعث ایجاد تحرک مس در خاک می‌شوند، بدون این‌که سطوح خاک بتوانند آن را از این ترکیب کمپلکس جدا نموده و جذب کنند. Schmindt (۲۰۰۳) نیز تشکیل کمپلکس‌های آلی را عامل اصلی افزایش قابلیت جذب مس و روی معرفی کرده‌است. Kabata-Pendias (۲۰۰۱)، نیز تشکیل کمپلکس مس با مواد آلی را مهم‌ترین امر در مطالعه قابلیت جذب و انتقال مس در خاک معرفی کرده‌است، او بیان می‌دارد که قابلیت جذب اشکال محلول مس به وزن مولکولی کمپلکس‌های مس و مقدار آن‌ها بستگی دارد. ترکیباتی با وزن مولکولی کم، که به وسیله لجن فاضلاب به خاک اضافه می‌شوند، قابلیت جذب مس را بطور گسترده‌ای برای گیاهان افزایش می‌دهد. وی همچنین اظهار داشت که مواد آلی خاک می‌توانند با روی تشکیل پیوندهای پایدار بدهند، بنابراین تجمع روی در افق‌هایی که دارای مواد آلی زیاد هستند دیده می‌شود. هرچند ثابت پایداری ترکیبات روی نسبتاً پائین است، اما در خاک‌های معدنی بخش زیادی از روی دارای پیوند با مواد آلی است. افزودن لجن فاضلاب به این خاک‌ها، توزیع روی را تغییر داده و روی به سهولت قابل حل و تبادل را افزایش می‌دهد. کمپلکس‌های محلول آلی روی و کمپلکس‌های آنیونی آن بخش متحرک و قابل جذب روی را در خاک‌هایی با pH بالا تشکیل می‌دهند (Kabata-Pendias, ۲۰۰۱, Dowdy و همکاران, ۱۹۹۷). Kabata-Pendias (۲۰۰۱)، همچنین نشان داد که

فلزات سنگین در غلظت‌های بالا برای گیاهان، حیوانات و انسان سمی و مضر هستند (Barbarick و همکاران, 1997 و Chammugathas و Bollag, ۱۹۸۷). مطالعات زیادی افزایش غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین را در اثر کاربرد لجن فاضلاب گزارش کرده‌اند (Bride Mc, ۱۹۹۴, Barbarick و همکاران, 1997). بخشی از فلزات سنگین که با DTPA عصاره‌گیری می‌شود، بخش متحرک و قابل جذب آن‌ها در خاک است که می‌تواند به سهولت توسط گیاهان جذب شده و وارد زنجیره غذایی انسان شود یا در پروفیل خاک حرکت کرده و آلودگی آب‌های زیرزمینی را ایجاد نماید. افزایش قابلیت جذب فلزات سنگین از دو نظر حائز اهمیت است، یکی جذب توسط گیاه و ورود به زنجیره غذایی انسان و دیگری آبشویی و انتقال به آب‌های زیرزمینی (Boekhold و همکاران, ۱۹۹۳) عوامل زیادی بر قابلیت جذب فلزات سنگین در خاک اثر می‌گذارند که مهم‌ترین آن‌ها عبارتند از: مقادیر فلزات سنگین در لجن فاضلاب، جمعیت میکروبی (Mc Laughlin و همکاران, ۱۹۹۹ و Mc Bride و همکاران, ۱۹۹۷) مواد آلی، نوع رس، شرایط احیا، شوری و پ - هاش خاک (Stevenson و Fitch, 1981 و Mc Bride, ۱۹۹۴ و Jacobs و Bertti, 1996) غلظت عمده کادمیم موجود در لجن فاضلاب به آسانی قابل عصاره‌گیری با DTPA است و ممکن است به شکل‌هایی که به سادگی قابل جذب هستند یا توانایی تبدیل شدن به فرم‌های قابل جذب برای گیاهان را دارند حتی ۱۵ سال بعد از کاربرد آن باقی بماند (Dowdy و همکاران, 1997). Hickey و Kitrick (۱۹۸۴) دریافتند که مقادیر قابل توجهی از مس خاک در بخش آلی و اکسیدهای آهن و منگنز خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب وجود دارد. Dowdy و همکاران (۱۹۹۷) بیان کردند که بیشترین افزایش در غلظت سرب در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب مربوط به بخش غیرقابل جذب می‌باشد. Williams و Wollum (۱۹۸۱) در مزرعه‌ای که حدود یک قرن لجن فاضلاب در آن استفاده شده بود، حلالیت بسیار زیاد فلزات سنگین را گزارش کرده‌اند. آن‌ها خاطر نشان می‌کنند که فلزاتی که تحرک بیشتری دارند از جمله کادمیم باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی در این منطقه شده‌است. اضافه کردن لجن فاضلاب به خاک‌های کشاورزی، همچنین غلظت کربن آلی محلول (DOC) را در خاک افزایش می‌دهد که ممکن است باعث افزایش حلالیت و حرکت فلزات سنگین در خاک شود (Dowdy و همکاران, ۱۹۹۷). Dowdy و همکاران (۱۹۹۷) بیان کردند که در

تیتراسیون با اسید سولفوریک ۰/۰۲ نرمال و در حضور معرف متیل اورانژ تعیین گردید (Rhoades, ۱۹۸۲). برای اندازه‌گیری آنیون نترات در خاک از عصاره اشباع و الکتروود انتخاب‌گر یونی (ISE) ^۳ استفاده شد (Rhoades, ۱۹۸۲). برای تعیین مقدار قابل جذب کادمیم، روی، مس و سرب از روش عصاره‌گیری با DTPA تعیین شد و غلظت عناصر سنگین با دستگاه جذب اتمی پرقین المر ۳۰۳۰ قرائت گردید (Renga Samy, ۱۹۸۳ و Baker, ۱۹۸۱). غلظت آنیون های کلرید، بیکربنات، نترات و سولفات قبل و بعد از اجرای طرح با روش های ذکر شده در بالا تعیین شد.

طرح آزمایشی

این تحقیق در قالب طرح پایه کامل تصادفی اجرا شد و شامل چهار سطح لجن فاضلاب شهری اصفهان (۰، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ اتن در هکتار) و سه تکرار می باشد. هر کرت به ابعاد ۳×۱۵ متر در مزرعه انتخاب شده و در سال اول (۱۳۷۸)، تمام کرت‌ها لجن فاضلاب شهری دریافت کردند. در سال (۱۳۷۹)، هر کرت بعد از انجام مراحل خاک‌ورزی به دو قسمت نامساوی (۱۲×۳ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم شدند، فقط قسمت بزرگتر لجن دریافت نمود. در سال سوم (۱۳۸۰)، کرت بزرگتر به دو قسمت نامساوی (۳×۹ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم شد و فقط قسمت بزرگتر لجن دریافت نمود و بالاخره در سال چهارم مجدداً قسمت بزرگتر به دو قسمت نامساوی (۳×۶ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم و قسمت بزرگتر برای چهارمین بار لجن دریافت نمود. بدین ترتیب به بخشی از کرت ها فقط یکبار و بخش هایی ۲، ۳ و یا ۴ سال متوالی لجن فاضلاب اضافه شد. این تحقیق بر روی قسمت هایی که یکبار و چهار بار لجن فاضلاب اضافه شده انجام گردید. تیمارهایی که چهار بار لجن دریافت کرده اند در بخش نتایج به صورت زیر نشان داده می شوند: (تیمار لجن در یافتی) ۴، مثلاً تیمار ۱۰۰ اتن لجن در هکتار که چهار سال متوالی لجن دریافت کرده است به صورت زیر نشان داده می شود: (۱۰۰) ۴.

کلیه کرت‌ها در نیمه اول سال تحت کشت گندم و در نیمه دوم سال تحت کشت ذرت قرار گرفتند. روش آبیاری در این کرت‌ها به طریق غرقابی می‌باشد. جدول ۱ ویژگی‌های اولیه خاک مورد مطالعه را در اعماق مختلف نشان می‌دهد.

تجزیه آماری داده‌ها

این تحقیق در قالب طرح پایه بلوک های کامل تصادفی اجرا شد. آنالیز آماری داده‌های حاصل با استفاده

کمپلکس‌های آلی روی که به وسیله لجن فاضلاب به خاک افزوده می‌شوند، بسیار متحرک بوده و به سهولت برای گیاهان قابل جذب می‌باشند. Baveye و همکاران (۱۹۹۹) گزارش کردند که غلظت مس و سرب قابل جذب در عمق ۷۵ سانتی متری در یک خاک سیلت‌لوم تحت تیمار لجن، افزایش یافت. هدف از انجام این مطالعه بررسی تأثیر کاربرد لجن فاضلاب بر توزیع بخش قابل جذب فلزات سنگین در پروفیل خاک، می‌باشد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌های خاک از مزرعه تحقیقاتی لورک نجف‌آباد که در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی اصفهان قرار گرفته جمع‌آوری شدند. این منطقه براساس طبقه‌بندی کوپن دارای اقلیم نیمه‌خشک با تابستان‌های گرم و خشک است. براساس آمار ایستگاه هواشناسی نجف‌آباد متوسط بارندگی در این منطقه ۱۴۰ میلی‌متر، متوسط حرارت سالیانه آن ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد است و ارتفاع آن از سطح دریا ۱۶۳۰ متر می‌باشد. خاک منطقه از سری خمینی شهر است و در رده اریدی سولها قرار دارد (تپیک هاپل آرچید، فاین، لومی، میکسد، ترمیک) ^۲.

نمونه‌برداری در تیر ماه ۱۳۸۲ و در پایان فصل رشد گندم، انجام شد. نمونه‌برداری در وسط قسمت مربوط به هر سابقه کوددهی، در ۵ عمق ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰، ۶۰-۸۰ و ۸۰-۱۰۰ سانتی متری با استفاده از اگر صورت گرفت و نمونه‌ها در کیسه‌های پلاستیکی به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌های خاک هوا خشک شده و با چکش چوبی کوبیده شده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. هدایت الکتریکی در عصاره اشباع و با استفاده از دستگاه هدایت‌سنج متر اهم مدل ۶۶۴ تعیین شد (Rhoades, ۱۹۸۲). ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با استفاده از روش استات سدیم تعیین شد (Rhoades, ۱۹۸۶). اندازه‌گیری pH خاک در عصاره اشباع و با استفاده از pH متر، متر اهم مدل Full Automatic 262 انجام شد (Renga Samy, ۱۹۸۳). تعیین کربن آلی به روش والکلی - بلک انجام گرفت (Walkly و Black, ۱۹۳۴). مقدار آهک در خاک از روش تیتراسیون تعیین شد (Modie و Allison, ۱۹۶۲). غلظت آنیون سولفات به روش توریدومتری تعیین شد (Rhoades, ۱۹۸۲). غلظت آنیون کلرید در عصاره اشباع با روش تیتراسیون با اسیدسولفوریک ۰/۰۲ نرمال در حضور معرف فنل‌فتالین تعیین شد (Rhoades, ۱۹۸۲). غلظت بیکربنات با روش

1- Aridisols

2- Fine loamy mixed thermic, Typic haplargid

3- Ion selective electrode

توجهی حرکت کرده‌است و همان‌طور که مشاهده می‌شود بیشترین افزایش مربوط به تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار است و میانگین غلظت روی در کل پروفیل در این تیمار ۳۴/۵ برابر شاهد است. یعنی روی در این خاک به میزان زیادی حرکت کرده‌است. همان‌طور که جدول ۳ نشان می‌دهد، در تیمارهای ۲۵، (۲۵) ۴ و ۵۰ تن لجن در هکتار عمق تجمع روی در لایه ۴۰-۰ سانتی متری است در حالی که در بقیه تیمارها روی در لایه ۲۰-۰ سانتی متری تجمع یافته است. علت این امر شاید اختلاف عملکرد در تیمارها باشد (کرمی، ۱۳۸۳). بنابر گزارش‌های قبلی با افزایش سطح لجن یا تعداد دفعات کوددهی عملکرد افزایش می‌یابد (کرمی، ۱۳۸۳)، لذا می‌توان گفت که در این تیمارها بدلیل عملکرد کمتر آبیاری بیشتری صورت گرفته و روی را به اعماق پائین تر انتقال داده است.

سرب

افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار (در سطح ۵٪) غلظت سرب قابل جذب در همه اعماق خاک شده‌است (جدول ۴) بیشترین مقدار افزایش غلظت سرب مربوط به تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار و کمترین افزایش مربوط به تیمار ۲۵ تن لجن در هکتار بوده‌است. مقدار سرب حتی در تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار نیز کمتر از حد بحرانی اعلام شده توسط منابع (USEPA، ۱۹۷۸) می‌باشد. این نتایج نشان می‌دهد که سرب که از طریق لجن فاضلاب به خاک اضافه شده است، در همان افق‌های سطحی تجمع یافته ولی مقایسه غلظت‌ها با شاهد نشان می‌دهد که سرب به لایه‌های پائینی خاک نیز انتقال یافته است، به طوری که میانگین غلظت سرب در طول پروفیل مربوط به تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار که دریافت‌کننده بیشترین مقدار لجن است، ۳/۷ برابر تیمار شاهد می‌باشد و سرب قابل جذب در عمق ۱۰۰ سانتیمتری در این تیمار ۴/۷ برابر غلظت سرب در همین عمق در تیمار شاهد است. به علاوه سرب می‌تواند از طریق هوای آلوده در اثر حرکت اتومبیل‌ها نیز به رویه سطحی خاک اضافه گردد. تجمع سرب در افق‌های سطحی خاک، از دیدگاه اکولوژیکی بسیار مهم است، زیرا این فلز بر فعالیت‌های بیولوژیکی در خاک اثر می‌گذارد. تایلر نشان داد که سرب در خاک فعالیت آنزیمی میکروارگانیسم‌ها را مختل می‌کند و در نتیجه به‌طور مؤثری باعث تجمع مواد آلی نیمه تجزیه شده مثل سلولز می‌شوند (Tyler، ۱۹۸۱).

شاید بتوان در توجیه این مسأله بیان کرد که در عمق‌های بالای خاک نسبت به عمق‌های پائینی فشار CO_2 کم است پس بیشتر، هیدروکسیدهای سرب مثل $Pb(OH)_2$

از نرم افزار SAS انجام شد. مقایسه اثرات متقابل با استفاده از نرم افزار SPSS و MSTATC صورت گرفت برای به دست آوردن ضرایب همبستگی و تعیین سطح معنی‌دار بودن آن‌ها از نرم افزار Excel استفاده شد.

نتایج

تأثیر لجن فاضلاب بر غلظت قابل جذب فلزات سنگین در پروفیل خاک

همان‌طور که جدول ۲ نشان می‌دهد هدایت الکتریکی نسبتاً بالای لجن فاضلاب نشان دهنده وجود املاح زیاد در آن است. pH این لجن حدود خنثی تا اسیدی ضعیف است که علت آن می‌تواند وجود اسیدهای آلی ضعیف باشد که می‌تواند باعث کاهش pH خاک گردند. البته با توجه به خاصیت بافری خاک، مقدیر خیلی زیاد لجن در مدت زمان طولانی لازم است تا کاهش قابل ملاحظه‌ای در pH خاک ایجاد گردد. مقادیر کادمیم، مس، روی و سرب موجود در این لجن کمتر از حدود مجاز تعیین شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (به ترتیب ۳۹، ۱۵۰۰، ۲۸۰۰ و ۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) می‌باشد (USEPA، ۱۹۷۸).

کادمیم

کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار (در سطح ۵٪) غلظت کادمیم قابل جذب در همه تیمارها و همه اعماق نمونه‌برداری شد (جدول ۳). مقایسه غلظت کادمیم قابل جذب در اعماق مختلف شاهد و تیمارها نشان می‌دهد که افزودن لجن باعث انتقال کادمیم در طول پروفیل خاک شده‌است. بیشترین غلظت کادمیم در عمق‌های مختلف مربوط به تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار می‌باشد. به طوری که میانگین غلظت کادمیم در این تیمار بیش از ۱۲ برابر شاهد است. این نتایج نشان‌دهنده این واقعیت است که کادمیم حتی در این خاک که دارای pH قلیائی و ظرفیت تبادل کاتیونی بالاست، قادر به حرکت و نفوذ به اعماق خاک می‌باشد. این نتایج با گزارشات Streck و Richter، ۱۹۹۷، Zahn و Seiler، ۱۹۹۲، Mc Bride، ۱۹۹۵، مطابق دارد. Keller و همکاران (۲۰۰۲) و Mc Bride و همکاران (۱۹۹۷) نیز گزارش کردند که افزودن لجن به خاک، باعث افزایش غلظت کادمیم در همه اعماق شده‌است.

روی

افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار (در سطح ۵٪) غلظت روی قابل جذب در همه اعماق خاک شده‌است (جدول ۳). با توجه به مقدار زیاد روی در لجن فاضلاب مصرفی (۱۸۸۵ میلی گرم بر کیلوگرم) این امر قابل پیش بینی است. روی نیز در این خاک به میزان قابل

مس در عمق ۱۰۰ سانتیمتری در این تیمار ۸/۶ برابر غلظت مس در همین عمق در تیمار شاهد می‌باشد. می‌توان تحرک مس در این خاک را به تمایل زیاد مس برای تشکیل کمپلکس با مواد آلی نسبت داد اگر این مواد آلی، مواد آلی نامحلول باشند مس در لایه‌های سطحی می‌ماند و اگر محلول باشند، مس به لایه‌های زیرین منتقل خواهد شد (Stevenson و Fitch، ۱۹۸۱).

همبستگی بین مقادیر قابل عصاره‌گیری با DTPA فلزات سنگین و برخی ویژگی‌های خاک کادمیم

همبستگی تغییرات غلظت کادمیم قابل جذب با تغییرات آنیون نیترات ضعیف است (۲۳ درصد) پس می‌توان گفت تغییرات غلظت نیترات تأثیری بر قابلیت جذب کادمیم ندارد و یا به عبارت دیگر کمپلکس‌های $Cd-NO_3$ نقش مهمی در افزایش حلالیت کادمیم ایفا نمی‌کنند. (جدول ۵).

همبستگی تغییرات کادمیم قابل جذب با تغییرات درصد کربن آلی قوی می‌باشد (۶۲ درصد) و در سطح ۱ درصد معنی‌دار است. این امر احتمالاً به این دلیل است که کادمیم با مواد آلی محلول تشکیل کمپلکس می‌دهد و قابل جذب و متحرک شده و در اثر آبیاری مواد آلی محلول یا کلونیدی به اعماق پائین‌تر منتقل می‌شود (Mc Bride، ۱۹۹۵). Mc Bride (۱۹۹۴) اظهار داشت که مواد آلی محلول ظرفیت حمل فلزات سنگین از جمله کادمیم را در هر pH به وسیله تشکیل اشکال محلول کمپلکس‌های مواد آلی - فلز فراهم می‌نماید. در ابتدای افزودن لجن فاضلاب مقدار مواد آلی محلول زیاد است و با گذشت زمان مواد آلی محلول به همراه فلزات سنگین به عمق‌های پائین‌تر رفته و سرعت تجزیه مواد آلی و مقدار مواد آلی محلول و در نتیجه قابلیت جذب فلزات سنگین از جمله کادمیم در عمق‌های سطحی کاهش می‌یابد.

Collins و همکاران (۲۰۰۳)، نیز بیان کردند که لیگاندهای آلی می‌توانند به طرق مختلف باعث افزایش حلالیت کادمیم شوند، (از جمله با تشکیل کمپلکس‌های محلول). به علاوه مولکول‌های آلی با بار مثبت با قرار گرفتن در سایت‌های با بار منفی باعث آزاد شدن کادمیم در محلول خاک می‌شوند. همچنین لیگاندهای آلی با حل کردن مینرال‌هایی که کادمیم را جذب کرده‌اند، باعث افزایش حلالیت آن می‌شوند. Dinkelaker و همکاران (۱۹۸۹) بیان کردند که ممکن است لیگاندهای آلی کادمیم رسوب کرده در خاک راحل کنند. همچنین لیگاندهای آلی باعث ایجاد تغییراتی در pH خاک می‌شوند. شکل ۵ نیم‌رخ تغییرات کربن آلی با عمق را بعد از لجن دهی نشان

و اکسیدهای PbO را داریم که محلول هستند اما در عمق‌های پائینی که فشار CO_2 به دلیل تهویه کم، زیاد می‌شود سرب به صورت $PbCO_3$ رسوب می‌کند که حلالیت کمی دارد

(Lindsay، ۱۹۷۹). سرب در عمق‌های سطحی دارای غلظت بالایی است. البته مقادیری نیز به عمق‌های پائین‌تر منتقل شده‌است. سرب در لایه‌های سطحی دارای غلظت بالایی است. البته مقادیری نیز به عمق‌های پائین‌تر منتقل شده‌است. یعنی می‌توان گفت که سرب دارای تمایل زیادی برای تشکیل پیوند با مواد آلی غیر محلول و محلول است.

Kabata- Pendias (۲۰۰۱) نیز گزارش کرد که سرب قادر به تشکیل کمپلکس‌های قوی و پایدار با مواد آلی می‌باشد و کاباتا نیز علت تجمع سرب در لایه‌های سطحی خاک را تجمع مواد آلی در سطح خاک می‌داند. Fleming و همکاران نیز بالاترین غلظت سرب را در لایه‌های سطحی خاک گزارش کردند. در مورد حرکت سرب در خاک نیز، نتایج این تحقیق با نتایج Stevenson و Welch (۱۹۷۹) مطابقت دارد که مشاهده کردند که سرب از خاک سطحی به خاک عمقی حرکت کرده‌است و این تحرک حتی در خاک‌هایی که ظرفیت بالایی برای تثبیت سرب دارند مثل خاک‌های سیلتی کل لوم مشاهده می‌شود. این حرکت به آبیاری فلز به صورت کمپلکس‌های محلول با مواد آلی نسبت داده می‌شود. Keller و همکاران (۲۰۰۲)، نیز آبیاری و تحرک سرب را گزارش کرده‌اند. البته این نتیجه مغایر با نتایج Tyler (۱۹۸۱) و Kitagishi و Yamane (۱۹۸۱) می‌باشد که سرب را بدون تحرک، یا با تحرک بسیار کم معرفی کرده‌اند.

مس

افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار (در سطح ۵٪) غلظت مس قابل جذب در همه اعماق خاک شده است (جدول ۴). بیشترین افزایش غلظت مس قابل جذب در عمق ۲۰-۰ سانتی متری مشاهده می‌شود و با افزایش عمق از مقدار آن کاسته می‌شود. بیشترین افزایش مس قابل جذب مربوط به تیمار (۱۰۰)۴ تن لجن فاضلاب در هکتار است و کمترین افزایش مربوط به تیمار ۲۵ تن لجن در هکتار می‌باشد. غلظت مس در بالاترین سطح خود بسیار کمتر از حد اعلام شده توسط USEPA (۱۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) می‌باشد (USEPA، ۱۹۷۸). علی‌رغم تجمع مس در لایه‌های سطحی آثاری از آبیاری این فلز سنگین به عمق‌های پائین‌تر نیز دیده می‌شود. میانگین غلظت مس قابل جذب در پروفیل مربوط به تیمار (۱۰۰)۴ تن لجن در هکتار ۴۲/۳ برابر تیمار شاهد می‌باشد و غلظت

روی قابل جذب هم خطر آبتویی و آلودگی آب های زیرزمینی را در پی دارد و هم احتمال جذب توسط گیاهان و ورود به زنجیره غذایی انسان را افزایش می دهد. همچنین همبستگی بین روی قابل جذب با آنیون های نیترات و سولفات نیز علی رغم معنی دار بودن، ضعیف می باشد (به ترتیب $r^2=0.26^*$ و $r^2=0.37^{**}$) و می توان چنین استنباط کرد که کمپلکس های $Zn-NO_3$ و $Zn-SO_4$ اهمیت زیادی در افزایش روی قابل جذب در خاک ندارند. آنیون کلرید و ترکیبات آلی در این امر بسیار مؤثر هستند. این نتایج با گزارشات کاباتا مطابقت دارد. او بیان کرد که کمپلکس های آلی روی و کمپلکس های آنیونی با Cl ، Br ، NO_2 و NH_3 بخش متحرک و قابل جذب روی را در pH های بالا تشکیل می دهند (Kabata-Pendias, 2001). Bloomfield و Pruden (1980)، نیز این امر را تأیید کرده اند. همچنین Renga Samy (1983)، کمپلکس های $Zn-Cl$ را عامل مهمی در افزایش قابلیت جذب روی بیان کرده است (جدول ۵).

سرب

سرب قابل جذب بالاترین همبستگی را با درصد کربن آلی دارد ($r^2=0.79^{**}$) (جدول ۵). همبستگی غلظت سرب قابل جذب و آنیون نیترات علی رغم معنی دار بودن در سطح ۱ درصد ضعیف است ($r^2=0.40^{**}$) یعنی کمپلکس های $Pb-SO_4$ نقش ضعیفی در افزایش قابلیت جذب سرب داشته اند که این نتیجه مطابق با گزارشات Lindsay (1979) می باشد. وی بیان داشت که در شرایطی که غلظت سولفات بیشتر از 10^{-2} مولار باشد می تواند در افزایش سرب محلول مهم باشد، در این تحقیق غلظت سولفات از این حد کمتر است. بقیه پارامترهای اندازه گیری شده نیز همبستگی ضعیفی را با سرب قابل جذب نشان می دهند و بنظر می رسد که نقش قابل توجهی در افزایش قابلیت جذب سرب ندارند. این نتایج با گزارشات Kabata-Pendias (2001) مطابقت دارد که عامل اصلی تحرک و قابلیت جذب سرب را مواد آلی معرفی کرده است.

مس

بالاترین همبستگی مربوط به همبستگی بین غلظت مس قابل جذب و درصد کربن آلی در خاک می باشد (جدول ۵). یعنی مس تمایل زیادی برای ایجاد پیوند با مواد آلی دارد و تغییرات غلظت آن از تغییرات درصد کربن آلی تبعیت می نماید. از آن جایی که بیشترین تجمع مس در افق های سطحی دیده می شود، بنظر می رسد که مس تمایل بیشتری برای تشکیل پیوند با مواد آلی غیر محلول دارد که این نتیجه با گزارشات Kabata-Pendias (2001) مطابقت دارد. او بیان کرد که در اثر افزودن لجن

می دهد. همبستگی بین تغییرات غلظت کادمیم قابل جذب و آنیون سولفات ضعیف است ($r^2=0.36$) هر چند این همبستگی در سطح ۱ درصد معنی دار می باشد. بنظر می رسد کمپلکس های $Cd-SO_4$ تأثیر زیادی در قابلیت جذب کادمیم ندارند البته غلظت سولفات در مقایسه با کلرید کم است بنابراین تشکیل کمپلکس های مربوطه کم خواهد بود. Zahn و Seiler (1992) مشاهده کردند با افزایش نمک $NaSO_4$ غلظت کادمیم محلول افزایش یافت. همبستگی بین تغییرات غلظت کادمیم قابل جذب و آنیون کلرید قوی ($r^2=0.61$) بوده و در سطح ۱ درصد معنی دار می باشد. بنظر می رسد که می توان این فرض را پذیرفت که آنیون کلرید با تشکیل کمپلکس های محلول با کادمیم باعث افزایش غلظت کادمیم در محلول خاک یا به عبارت دیگر افزایش غلظت کادمیم قابل جذب خواهد شد. Lindsay (1979)، اظهار می دارد که پایداری کمپلکس های کادمیم با هالیدها به شرح زیر می باشد: $Cl > Br > I$ یعنی کمپلکس های $Cd-Cl$ دارای کمترین پایداری است. وقتی غلظت کلرید در محلول خاک زیاد شود، اهمیت آن بیشتر می شود وقتی مقدار کلر در خاک بیشتر از $188 M$ باشد کمپلکس های دیگری نظیر $Cd-Cl_3$ و $Cd-Cl_4^{2-}$ نیز تشکیل می شود و همه این کمپلکس ها در افزایش قابلیت جذب و حرکت کادمیم مؤثرند. Khoshgoftar و همکاران (2004) گزارش کردند که افزایش غلظت کلرید در محلول خاک، باعث افزایش غلظت کادمیم محلول در خاک و همچنین افزایش غلظت کادمیم در گیاه می شود. آنها علت این امر را تشکیل کمپلکس های $CdCl_n^{2-n}$ معرفی کردند. با توجه به ضرایب همبستگی موجود بنظر می رسد که درصد کربن آلی و آنیون کلرید مؤثرترین پارامترها در افزایش قابلیت جذب و حرکت کادمیم در خاک هستند که این نتیجه مطابق با نتایج بسیاری از محققان می باشد (Jacobs و Berti, 1996)، Kabata-Pendias (2001) و Mc Bride (1995).

روی

بالاترین همبستگی مربوط به همبستگی روی با کربن آلی می باشد ($r^2=0.71^{**}$) یعنی می توان چنین فرض کرد که روی با مواد آلی محلول تشکیل کمپلکس هائی را می دهد که قابل جذب برای گیاهان می باشد و همین امر می تواند توجیه کننده تحرک بالای روی در خاک نیز باشد (جدول ۵). همبستگی متوسط روی با کلرید ($r^2=0.57^{**}$) نشان می دهد که در شرایطی که غلظت کلرید در خاک زیاد باشد روی می تواند با کلرید تشکیل کمپلکس هائی را بدهد که حلالیت روی را در خاک افزایش می دهند و باعث افزایش روی قابل عصاره گیری با DTPA می شوند که این افزایش

(Kabata- Pendias, ۲۰۰۱). البته آهک نیز می‌تواند در تثبیت این عناصر مؤثر باشد ولی در این مطالعه، تغییرات آهک بسیار کمتر از تغییرات و میزان ورود فلزات سنگین به خاک از طریق لجن فاضلاب بوده‌است و شاید دلیل کم بودن ضریب همبستگی آن‌ها با آهک همین امر باشد. یکی دیگر از دلایل می‌تواند زیاد بودن آهک (و در نتیجه اشباع بودن محلول خاک از کربنات کلسیم) باشد. حلالیت کربنات کلسیم بسیار کم است و با کمترین مقدار آهک، محلول خاک اشباع خواهد بود. لذا درصد آهک خاک الزاما همبستگی خوبی با درجه اشباع کربنات کلسیم در محلول خاک نشان نخواهد داد. به عبارت دیگر در همه تیمارها در این مطالعه، محلول خاک نسبت به آهک اشباع است و از این نظر بین تیمارها اختلافی وجود ندارد.

نتیجه‌گیری

کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت کادمیوم قابل جذب در همه اعماق نسبت به شاهد شده‌است که دارای همبستگی بالایی با کربن آلی و کلرید می‌باشد و می‌توان انتقال و حرکت کادمیوم در این خاک را به تشکیل کمپلکس با موادآلی محلول و همچنین تشکیل کمپلکس‌های کادمیوم - کلرید نسبت داد. آنیون‌های سولفات و نیترات تأثیری در افزایش قابلیت جذب کادمیوم ندارند. تحرک و قابلیت جذب بالای کادمیوم در این خاک، خطر جذب آن توسط گیاهان، همچنین آبتشویی و آلوده‌کردن آب‌های زیرزمینی را مطرح می‌کند. افزودن لجن فاضلاب به خاک، باعث افزایش معنی‌دار غلظت روی قابل جذب در همه اعماق شده‌است که نشان‌دهنده تحرک روی در این خاک می‌باشد که دارای همبستگی بالایی با غلظت کلرید و کربن آلی می‌باشد. بنظر می‌رسد عامل اصلی افزایش قابلیت جذب و تحرک روی در این خاک، تشکیل کمپلکس با موادآلی محلول و تشکیل کمپلکس‌های محلول روی - کلرید می‌باشد.

آنیون‌های سولفات و نیترات تأثیری در افزایش قابلیت جذب روی ندارند.

در اثر افزودن لجن فاضلاب به خاک، غلظت سرب و مس قابل جذب نیز در اعماق مختلف، افزایش معنی‌داری را نشان داده‌است که نشان می‌دهد این دو فلز نیز در این خاک، دارای تحرک بوده‌اند و هر دوی این فلزات دارای همبستگی بالایی با کربن آلی بوده‌اند و بنظر می‌رسد عامل اصلی افزایش قابلیت جذب و تحرک آن‌ها در خاک تشکیل کمپلکس‌های محلول با موادآلی بوده‌است. آنیون‌های سولفات و نیترات، تأثیری در افزایش قابلیت جذب سرب و مس نداشته‌اند.

فاضلاب، موادآلی به خاک اضافه می‌گردد و با تشکیل کمپلکس‌های محلول با وزن مولکولی کم با مس، جذب و تحرک مس را افزایش می‌دهند (Kabata- Pendias, ۲۰۰۱).

Mingelgrin و Bigger (۱۹۸۶) نیز افزایش مس قابل جذب را در اثر کاربرد لجن فاضلاب و البته تجمع بیشتر مس را در افق‌های سطحی گزارش کردند. به علاوه Stevenson و Fitch (۱۹۸۱) نیز بیان کردند که مس توانائی بالائی برای ایجاد پیوند با موادآلی خاک دارد و مس خاک می‌تواند با فولویک اسید و هیومیک اسید تشکیل کمپلکس بدهد. کمپلکس با اسید فولویک که محلول است به معنی تحرک مس در خاک خواهد بود. Mc Bride و Blasiak (۱۹۷۹) نیز گزارش کردند که به دلیل تمایل زیاد مس برای تشکیل کمپلکس با موادآلی، گونه‌های محلول مس-موادآلی بیشترین بخش مس موجود در محلول خاک را تشکیل می‌دهند. همبستگی مس قابل جذب با آنیون‌های کلرید و سولفات علی‌رغم معنی‌دار بودن در سطح ۱ درصد، ضعیف می‌باشد (به ترتیب $r^2 = 0.46$ و $r^2 = 0.42$). بنابراین، احتمالاً کمپلکس‌های Cu-Cl و Cu-So₄ اهمیت زیادی در افزایش مس قابل جذب خاک ندارند. همچنین همبستگی مس قابل جذب با هدایت الکتریکی و آنیون نیترات نیز بسیار ضعیف می‌باشد (به ترتیب $r^2 = 0.15$ و $r^2 = 0.23$). بنابراین این پارامترها نیز در افزایش قابلیت جذب مس فاقد اهمیت می‌باشند و این نتیجه مطابق با گزارشات Kabata- Pendias (۲۰۰۱) می‌باشد. افزایش لجن فاضلاب باعث افزایش موادآلی خاک و در نتیجه بهبود ساختمان و شرایط تهویه و زهکشی خاک شده‌است و این امر می‌تواند باعث آبتشویی و تحرک زیاد مس و سایر فلزات سنگین گردد.

در مورد هر چهار فلز سنگین اندازه‌گیری شده مشاهده می‌شود که همبستگی منفی ضعیفی را با درصد آهک خاک نشان می‌دهند و احتمالاً کاهش درصد آهک خاک تأثیر زیادی در افزایش قابلیت جذب فلزات سنگین نداشته‌است. در بین اجزای غیرآلی خاک، فسفات‌ها، سیلیکات‌ها، اکسیدهای آهن، آلومینیوم، منگنز و رس‌ها بیشترین نقش را در تثبیت فلزات سنگین دارند و کربنات در این زمینه از اهمیت کمتری برخوردار است (Mc Bride, ۱۹۹۵). بنظر می‌رسد که در خاک مورد مطالعه نیز بخشی از فلزات سنگین توسط فسفات‌ها و سیلیکات‌ها تثبیت شده‌اند. این نتیجه با گزارشات کاباتا مطابقت دارد که بیان کرد که بیشترین تثبیت این فلزات سنگین در ارتباط با اکسیدهای آهن، منگنز، هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم، تثبیت میکروبی و تثبیت توسط رس‌ها می‌باشد

غلظت قابل جذب هیچ یک از فلزات سنگین، همبستگی منفی بالائی را با درصد آهک خاک نشان نداده است. این امر می تواند به دلیل عدم هماهنگی این دو پرامتر باشد و همچنین بنظر می رسد عوامل دیگری غیر از آهک در تثبیت فلزات در این خاک مؤثرند.

تحرك و قابلیت جذب زیاد فلزات سنگین در این خاک، خطر جدی برای آلودگی آب های زیرزمینی، همچنین جذب توسط گیاهان و ورود به زنجیره غذایی انسان محسوب می شود.

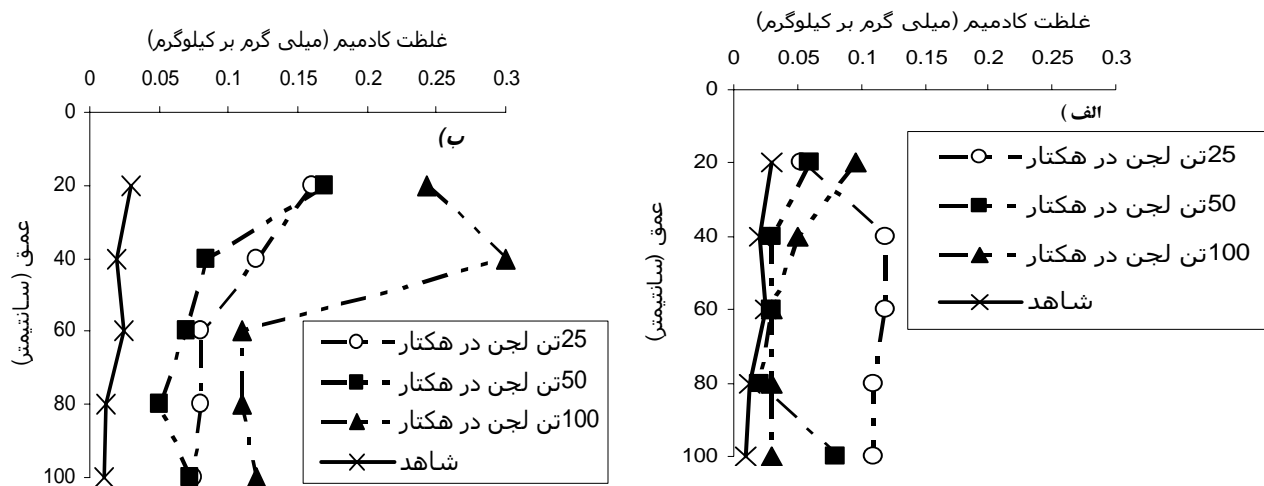
جدول ۱- برخی ویژگی های خاک لورک قبل از افزودن لجن فاضلاب

بافت	NO ₃ (me/l)	HCO ₃ (me/l)	Cl (me/l)	SO ₄ (me/100g)	Lime (%)	O.C (%)	pH	CEC (cmol/kg)	ECe (dS/m)	تیمار عمق (cm)
					۳۵/۹					۰-۲۰
	۷۰/۰	۳/۰	۳۰/۷	۱/۰		۰/۴۹	۸/۶	۱۴/۰	۱/۰۱	
سیلتی کلی لوم					۳۳/۷					۲۰-۴۰
	۷۸/۰	۲/۴	۳۵/۰	۱/۰		۰/۲۱	۸/۳	۱۴/۰	۱/۰۸	
					۴۰/۲					۴۰-۶۰
	۷۰/۰	۲/۰	۳۰/۰	۰/۸		۰/۰۶	۸/۲	۱۳/۵	۱/۱۴	
					۳۵/۸					۶۰-۸۰
سیلتی کلی						۰/۰۴	۸/۱	۱۲/۳	۰/۶۷	
	۵۱/۰	۱/۳	۳۹/۰	۱/۰						۸۰-۱۰۰
					۳۵/۲					
	۹۸/۰	۱/۰	۲۰/۰	۰/۷		۰/۰۴	۸/۲	۱۴/۰	۱/۱۰	

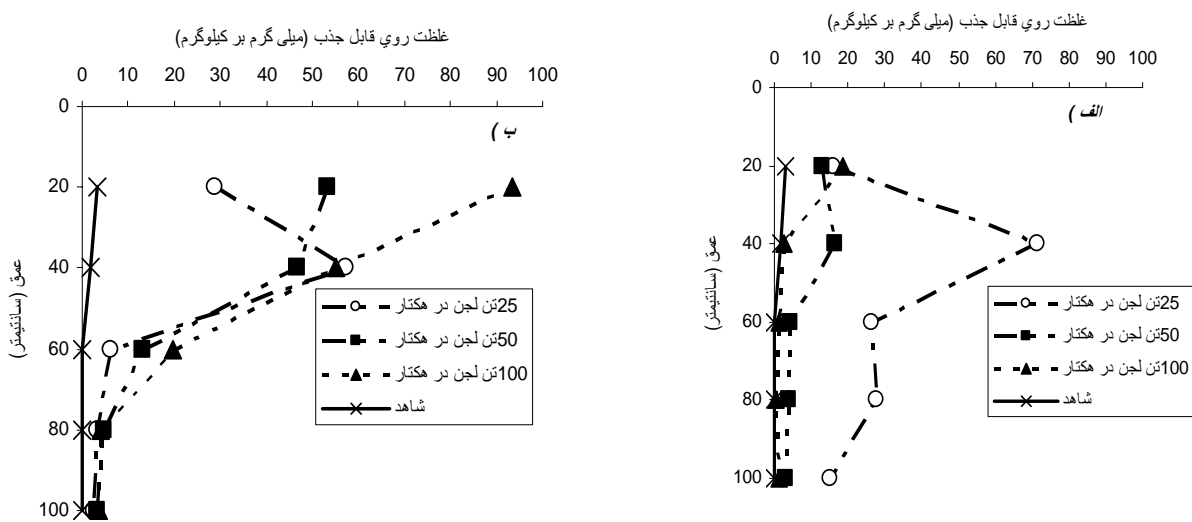
(همه آنیون ها، در جدول ۱ آنیون های محلول هستند)

جدول ۲- برخی ویژگی های لجن شهری مورد استفاده در لورک

Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	HCO ₃ (mg/kg)	Cl (mg/kg)	گوگرد	O.M	pH	ECe
۳۸۵	۱۸۸۵	۱۸۰	۵	۷۰۵۰/۹۹	۱۷۷/۷	۱/۹۵٪	۳۱٪	۶/۴	۱۶/۲dS/m



شکل ۱- نیمرخ تغییرات غلظت کادمیم قابل جذب در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

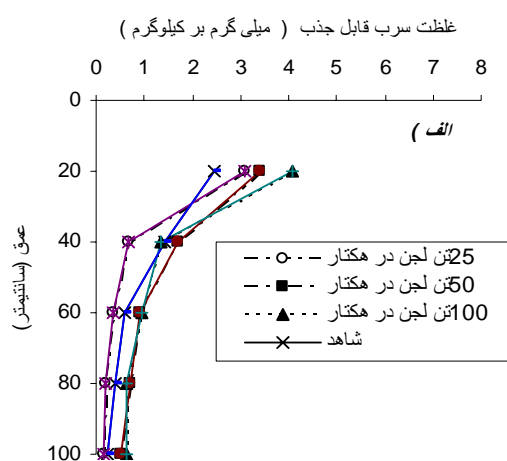
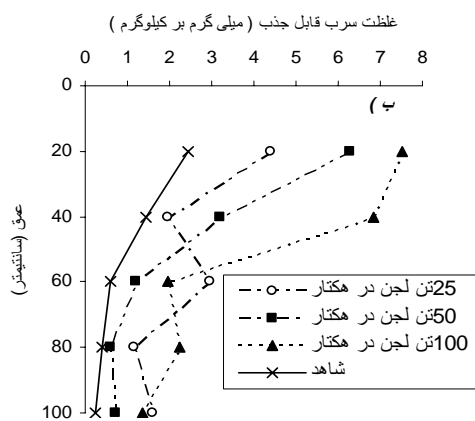


شکل ۲- نیمرخ تغییرات غلظت روی قابل جذب در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

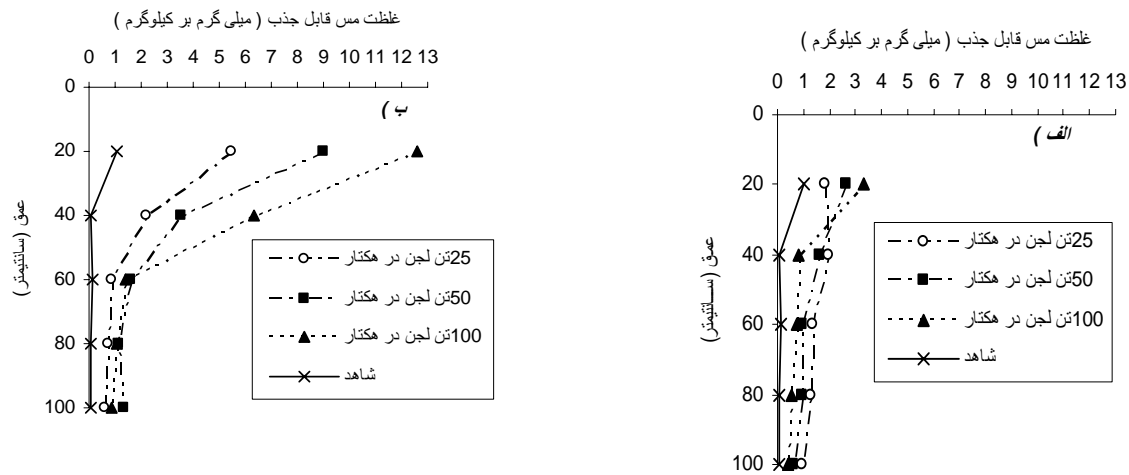
جدول ۳- تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب و حرکت کادمیم و روی (میلی گرم بر کیلوگرم) در خاک

تیما عمق	شاهد	۲۵	۴(۲۵)	۵۰	۴(۵۰)	۱۰۰	۴(۱۰۰)
Cd							
-۲۰	۰/۰۳ ^{Ae*}	۰/۰۵ ^{Bde}	۰/۱۶ ^{Ab}	۰/۰۶ ^{Ad}	۰/۱۷ ^{Ab}	۰/۱ ^{Ac}	۰/۳۴ ^{Ba}
۲۰-۴۰	۰/۰۳ ^{Ae}	۰/۱۳ ^{Ab}	۰/۱۳ ^{Bb}	۰/۰۳ ^{Bde}	۰/۰۸ ^{Bc}	۰/۰۵ ^{Bd}	۰/۳۰ ^{Aa}
۴۰-۶۰	۰/۰۳ ^{Ac}	۰/۱۳ ^{Aa}	۰/۰۸ ^{Cb}	۰/۰۳ ^{Bc}	۰/۰۷ ^{BCb}	۰/۰۳ ^{Bc}	۰/۱۱ ^{Ca}
۶۰-۸۰	۰/۰۱ ^{Ad}	۰/۱۱ ^{Aa}	۰/۰۸ ^{Cb}	۰/۰۳ ^{Bd}	۰/۰۵ ^{Cc}	۰/۰۳ ^{Bcd}	۰/۱۱ ^{Ca}
۸۰-۱۰۰	۰/۰۱ ^{Ac}	۰/۱۱ ^{Aa}	۰/۰۸ ^{Cb}	۰/۰۸ ^{Ab}	۰/۰۷ ^{BCb}	۰/۰۳ ^{Bc}	۰/۱۳ ^{Ca}
Zn							
-۲۰	۳/۱ ^{Ag}	۱۵/۸ ^{De}	۲۸/۷ ^{Bc}	۱۳/۱ ^{Bf}	۵۳/۳ ^{Ab}	۱۸/۵ ^{Ad}	۹۳/۵ ^{Aa}
۲۰-۴۰	۱/۸ ^{Bf}	۷۱/۵ ^{Aa}	۵۷/۱ ^{Ab}	۱۶/۶ ^{Ae}	۴۶/۸ ^{Bd}	۲/۸ ^{Bf}	۵۵/۰ ^{Bc}
۴۰-۶۰	۰/۱ ^{Cf}	۲۶/۴ ^{Ca}	۶/۳ ^{Cd}	۴/۴ ^{Ce}	۱۳/۱ ^{Cc}	۱/۳ ^{Cf}	۱۹/۸ ^{Cb}
۶۰-۸۰	۰/۰۵ ^{Cd}	۲۷/۸ ^{Ba}	۳/۴ ^{Dc}	۳/۸ ^{Dbc}	۴/۸ ^{Db}	۰/۶ ^{Dd}	۳/۹ ^{Dbc}
۸۰-۱۰۰	۰/۰۵ ^{Cd}	۱۵/۳ ^{Da}	۲/۶ ^{Ebc}	۲/۹ ^{Eb}	۳/۳ ^{Eb}	۱/۴ ^{Cc}	۳/۷ ^{Db}

* میانگین های دارای حروف کوچک مشترک در هر ردیف و میانگین های دارای حروف بزرگ مشترک در هر ستون بر طبق آزمون LSD در سطح ۵٪ تفاوت معنی داری با یکدیگر ندارند.



شکل ۳- نیمرخ تغییرات غلظت سرب قابل جذب در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

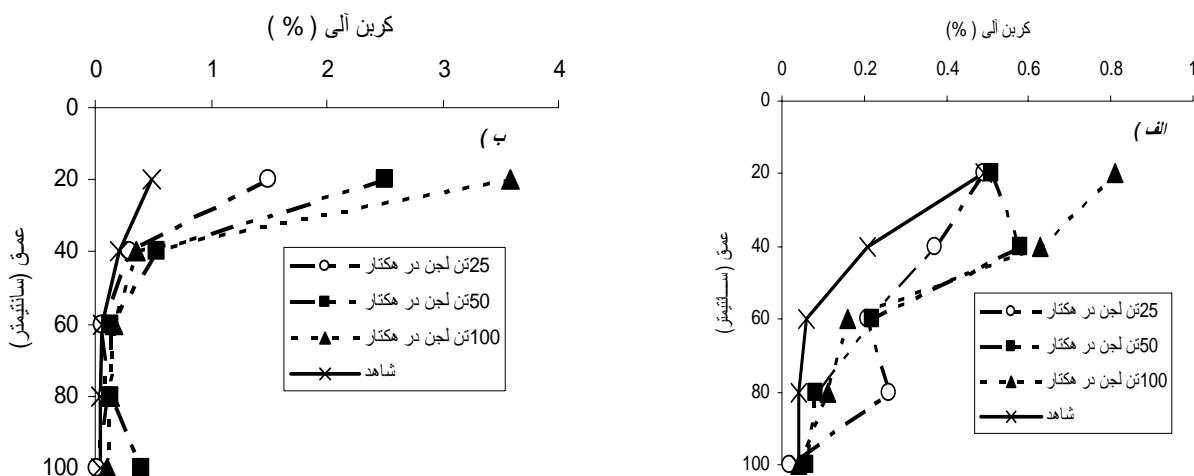


شکل ۴- نیمرخ تغییرات غلظت مس قابل جذب در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

جدول ۴- تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب و حرکت سرب و مس (میلی گرم بر کیلوگرم) در خاک

تیمار	شاهد	۲۵	۴(۲۵)	۵۰	۴(۵۰)	۱۰۰	۴(۱۰۰)
Pb							
۰-۲۰	۲/۶Ae*	۳/۱Ade	۴/۴Ac	۳/۴Ad	۶/۳Ab	۴/۱Ac	۷/۵Aa
۲۰-۴۰	۱/۴Bd	۰/۷Be	۲/۰Cc	۱/۷Bcd	۳/۲Bb	۱/۲Bd	۶/۶Ba
۴۰-۶۰	۰/۶Cde	۰/۴Be	۳/۰Ba	۰/۹Ccde	۱/۲Cc	۱/۰Bcd	۲/۰Cb
۶۰-۸۰	۰/۴Cc	۰/۲Bc	۱/۲Db	۰/۷Cbc	۰/۶Dc	۰/۷Cbc	۲/۳Ca
۸۰-۱۰۰	۰/۳Cb	۰/۲Bb	۱/۶Ca	۰/۵Cb	۰/۷CDb	۰/۶Cb	۱/۴Da
Cu							
۰-۲۰	۱/۰Ag	۱/۸ABf	۵/۵Ac	۲/۷Ae	۹/۰Ab	۳/۳Ad	۱۲/۶Aa
۲۰-۴۰	۰/۰۵Bg	۱/۹Ad	۲/۲Bc	۱/۶Be	۳/۵Bh	۰/۸Bf	۶/۳Ba
۴۰-۶۰	۰/۱Be	۱/۴BCb	۰/۹Cc	۰/۹Cc	۱/۶Ca	۰/۸Bd	۱/۴Cb
۶۰-۸۰	۰/۰۸Bf	۱/۳Ca	۰/۷Cd	۰/۹Cc	۱/۱Cb	۰/۵Be	۱/۱CDb
۸۰-۱۰۰	۰/۰۷Be	۱/۰Cb	۰/۶Cc	۰/۶Cc	۱/۳Ca	۰/۴Bd	۰/۶Dc

* میانگین های دارای حروف کوچک مشترک در هر ردیف و میانگین های دارای حروف بزرگ مشترک در هر ستون بر طبق آزمون LSD در سطح ۵٪ تفاوت معنی داری با یکدیگر ندارند.



شکل ۵- نیمرخ تغییرات درصد کربن آلی در خاک در سال های اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

جدول ۵- همبستگی بین غلظت قابل جذب فلزات سنگین و برخی ویژگی های خاک

SO ₄	O.C	NO ₃	Lime	Ec	Cl	
۰/۳۶ **	۰/۶۲ **	۰/۲۳	-۰/۱۳	۰/۱۹	۰/۶۱ **	Cd
۰/۳۷ **	۰/۷۱ **	۰/۲۶ *	-۰/۰۱۵	۰/۰۲۹	۰/۵۷ **	Zn
۰/۴۰ **	۰/۷۹ **	۰/۰۹۱	-۰/۰۱۷	۰/۰۹۷	۰/۴۱	Pb
۰/۴۲ **	۰/۸۹ **	۰/۲۳	-۰/۰۴	۰/۱۵	۰/۴۶ **	Cu

*- همبستگی در سطح ۵٪ معنی دار می باشد.

** - همبستگی در سطح ۱٪ معنی دار می باشد (n=۶۵).

فهرست منابع:

۱. کریمی، م. ۱۳۸۳. اثرات تجمعی و باقی مانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر آرسنیک، جیوه، سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
2. Allison, L. E. and C. D. Modie. 1962. Carbonates. in: *Methods of soil analysis*, part 2, Black. Eds. Am. Soc. Gron. Madison, WI. 1379.
3. Baker, A. J. M. 1981. Accumulation and excluders- strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3: 643- 654.
4. Barbarick, K. A., J. A. Ippolito and D. G. Westfall. 1997. Sewage biosolids cumulative effects on extractable-soil and grain elemental concentrations. *J. Environ. Qual.* 26: 1696- 1702.
5. Baveye, P., M. B. Mc Bride, D. Bouldin, T. D. Hinesly, M. S. A. Dahahoh and M. F. Abdel-sabour. 1999. Mass balance and distribution of sludge-borne trace elements in a silt loam soil following long-term applications of sewage sludge. *The Sci. Total Environ.* 227: 13- 28.
6. Beaton, K. W, M. J. Mc loughlin and R. D. Graham. 2000. Salinity increases cadmium uptake by wheat and swiss chard from soil amended with biosolids. *J. Soil Res.* 38: 37-45.
7. Berti, W. R. and L. W. Jacobs. 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge application. *J. Environ. Qual.* 25: 1025- 1032.
8. Bevg, R. C., W. J. Morse and T. M. Johnson. 1987. Hydrologic evaluation of the effects of surface application of sewage sludge to agricultural land near Rockton. In: *Environ. Geol. Notes.* 42: 119.

9. Bloomfield, C. and G. Pruden. 1980. The behavior of Cr in soil under aerobic and anaerobic conditions. *Environ. Pollut.* 23: 103.
10. Boekhold, A. E., E. J. M. Temminghoff and S. E. A. T. M. Van der zee. 1993. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid Sandy Soil. *J. Soil Sci.* 44: 85- 96.
11. Chammugathas, P. and J. M. Bollag. 1987. Microbial role in immobilization and subsequent mobilization of cadmium in soil suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1184.
12. Collins, R. N., G. Merrington, M. J. Mc Laughlin and J. L. Morel. 2003. Organic ligand and pH effects on isotopically exchangeable cadmium in polluted soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 112- 121.
13. Dinkelaker, B., V. Romheld and H. Marschner. 1989. Citric acid extraction and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of White Lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant Cell Environ.* 12: 285- 292.
14. Dowdy, R. H., J. J. Sloan, M. S. Dolan and D. R. Linden. 1997. Long-term effects of biosolids applications on heavy metal bioavailability in agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 26: 966- 974.
15. Fleming, G. A., T. Walsh and P. Ryan. 1968. Some factors influencing the content and profile distribution of trace elements in Irish soils. in *Proc. 9th Int. Soil Sci.* Adelaide, Australia. 341.
16. Hickey, M. G. and J. A. Kitrick. 1984. Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. *J. Environ. Qual.* 13: 372- 376.
17. Kabata-Pendias, A. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd. edition. CRC press.
18. Keller, C., S. P. Mc Grath and S. I. Dunhan. 2002. Trace metal leaching through a soil grassland system after sewage sludge application. *J. Environ. Qual.* 31: 1550- 1560.
19. Khoshgoftar, A. H., H. Shariatmadari, N. Karimian, M. Kalbasi, S. E. A. T. M. van der Zee and D. R. Parker. 2004. Salinity and zinc application effects on phytoavailability of cadmium and zinc. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 1885- 1889.
20. Kitagishi, K. and I. Yamane. Eds. 1981. Heavy Metals Pollution in Soils of Japan. *Japan Sci. Soc. Press*, Tokyo. 302.
21. Lindsay, W. L. 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. Colorado state university, Fort Collins.
22. Mc Bride, M. B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford university press. New York.
23. Mc Bride, M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective?. *J. Environ. Qual.* 24: 5- 18.
24. Mc Bride, M. B. and J. J Blasiak. 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 866.
25. Mc Bride, M. B., B. K. Richards, T. Steenhuis, J. J. Russo and S. Sauve. 1997. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.* 162 (7): 487.
26. Mc Laughlin, M. J., D. R. Parker and J. M. Clarke. 1999. Metals and nutrients-Food safety issues. *Field Crop Res.* 60: 143- 163.
27. Mingelgrin, U. and J. W. Bigger. 1986. Copper species in aqueous sludge extract. *Water Air Soil Pollut.* 28: 351.
28. Renga Samy, P. 1983. Clay dispersion in relation to changes in the electrolyte composition of dialyzed red-brown earths. *J. Soil Sci.* 34: 723- 732.
29. Rhoades, J. D. 1982. Soluble salts. in *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Pace, A. L. et al Eds. Am. Soc. Gron. Madison, WI. 247.

30. Rhoads, J. 1986. Cation exchangeable capacity. 149-158. In: *Methods of Soil Analysis*. Part 2. Page, A. Eds. Am. Soc. Agron.
31. Saber, B. R., R. L. Pendelton and B. L. Webb. 1990. Effect of municipal sewage sludge application on growth of reclamation shrub species in copper mine spoil. *J. Environ. Qual.* 19: 580- 586.
32. Schmindt, U. 2003. Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. *J. Environ. Qual.* 32: 1939- 1945.
33. Smith, S. R. 1995. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. (a). *Environ. Pollut.* 105 (1): 83- 89.
34. Stevenson, F. J. and A. Fitch. 1981. Reactions with organic matter. in *Copper in soils and plants*. Longeragan, J. F., A. D. Robson and R. d. Graham. Eds. Academic press. New York. 69.
35. Stevenson, F. J. and L. f. Welch. 1979. Migration of applied lead in a field soil. *Environ. Sci. Thechnol.* 13: 1255.
36. Streck, T. and J. Richter. 1997. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: modeling. *J. Environ. Qual.* 26: 56.
37. Tyler, G. 1981. Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soil. *Water Air Soil Pollut.* 15: 353.
38. U. S. Environmental protection Agency. 1978. Sludge treatment and disposal. Vol. 2. Environmental Research Information center. No. 625/4-78-012, Cin Cinnati, OH.
39. Walkly, A. and I. A. Black. 1934. An examination of Degtijaref method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. I. Experimental. *Soil Sci.* 79: 459- 465.
40. Williams, S. E. and A. G. Wollum. 1981. Effect of Cd on soil bacteria and actinomycetes. *J. Environ. Qual.* 10 (2): 142- 147.
41. Zahn, M. T. and K. P. Seiler. 1992. Field studies on the migration of arsenic and cadmium in a carbonate gravel aquifer near Munich (Germany). *J. Hydrology.* 133: 201- 214.