شکل‌های مختلف سرب، نیکل و کادمیم در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب

اسماعیل خدیوی بروجنی، فرشید نوربخش، مجید افیونی و حسین شریعتمداری[۱]

چکیده

کاربرد لجن فاضلاب در کشاورزی اخیراً به عنوان منبعی جهت تأمین نیاز غذایی محصولات زراعی مورد توجه قرار گرفته است، از طرف دیگر وجود عناصر سمی مثل سرب، نیکل و کادمیم در این کود مدیریت صحیح اراضی تیمار شده را ضروری می‌نماید. عصاره‌گیری دنباله‌ای عناصر سنگین می‌تواند به پی بردن قابلیت جذب زیستی عناصر مذکور توسط گیاه کمک کند. هدف از این تحقیق بررسی آثار تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب بر شکل‌های شیمیایی و فاکتور تحرک سرب، نیکل و کادمیم در خاک است. در این مطالعه که به صورت طرح کرت خرد شده با سه تکرار صورت گرفت سطوح مختلف کودی لجن فاضلاب شامل ۰، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار به عنوان کرت‌های اصلی و سال‌های متوالی کوددهی شامل ۱، ۲ و ۳ سال کوددهی به عنوان کرت فرعی در نظر گرفته شد. در سال سوم از عمق ۲۵-۰ سانتی متری تمام کرت‌ها نمونه برداری انجام شد. در نمونه‌های خاک شکل‌های مختلف عناصر سرب، نیکل و کادمیم اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد با افزایش مقدار و دفعات کودهی با لجن فاضلاب غلظت عناصر کادمیم و نیکل در فرم محلول (SOL) افزایش و در مورد سرب کاهش یافت. فرم تبادلی (EXC)، کربناتی (CAR) و آلی (ORG) هر سه عنصر افزایش یافت. فرم حبس شده (OCC) سرب و نیکل کاهش و کادمیم افزایش یافت. فرم باقی‌مانده (RES) سرب افزایش و نیکل و کادمیم کاهش یافت. قابلیت جذب این عناصر افزایش یافت. توزیع نسبی فرم‌های مختلف عناصر سه گانه مذکور به صورت زیر بود: سرب: SOL<EXC<CAR<ORG<RES<OCC، نیکل: SOL<EXC<CAR<OCC<ORG<RES و کادمیم: SOL<EXC<ORG<RES<CAR<OCC فاکتور تحرک عناصر مذکور به ترتیب زیر بود: Ni<<Pb<<Cd ترتیب این عناصر در فرم‌های مختلف به صورت زیر بود: محلول:Ni>>Pb>>Cd ، تبادلی، کربناتی و حبس شده (Occluded) Pb>Ni>Cd ، آلی و باقی‌مانده : Ni>Pb>Cd با توجه به افزایش قابلیت جذب این عناصر، کوددهی مداوم لجن فاضلاب حتی در چنین خاک‌های آهکی نیز باعث افزایش مقادیر قابل جذب این عناصر گردیده است. شکل آلی هر سه عنصر مورد مطالعه با مقادیر قابل جذب آنها بستگی نشان داد.

واژه‌های کلیدی: عصاره‌گیری دنباله‌ای، کود آلی، لجن فاضلاب، سرب، نیکل، کادمیم

مقدمه

افزودنی‌های آلی به علت آثار بهبود بخشی که بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک دارند، یکی از روش‌های مهم افزایش باروری خاک شناخته شده‌اند و این در حالی است

۱. به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، استادیار و دانشیاران خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

که بیش از ۶۰ درصد خاک‌های ایران کمتر از یک درصد ماده آلی دارند (۵). امروزه به دلیل رشد سریع جمعیت و در نتیجه تولید هر چه بیشتر مواد زائد آلی از یک سو (۸) و افزایش تقاضای محصولات کشاورزی از سوی دیگر، مصرف کودهای آلی نظیر کمپوست و لجن فاضلاب به دلیل غنی بودن آنها از عناصر پر مصرف مانند نیتروژن، فسفر و پتاسیم و عناصر کم مصرف مثل آهن، روی، مس و منگنز مورد توجه قرار گرفته است (۳ و۲۶). کود لجن فاضلاب معمولاً دارای غلظت قابل توجهی از عناصر سنگین مانند سرب و کادمیم است. وجود عناصری چون سرب و کادمیم درمحیط ریزوسفر می‌تواند سبب انتقال این عناصر به زنجیره غذایی انسان و حیوان شده و پیامدهای خطرناکی را به دنبال داشته باشد (۱۴).

بررسی شکل‌های شیمیایی عناصر سنگین بیانگر رفتار این عناصر در ارتباط با فلزهای مختلف خاک می‌باشد که در نتیجه آن، فلزات سنگین با واکنش دادن با مواد مختلف موجود در خاک به صورت‌های محلول، تبادلی، کربناتی، حبس شده (Occluded)، آلی و باقی‌مانده در می‌آیند. کربز و همکاران (۱۷) گزارش کردند که بعد از ۱۵ سال کاربرد مداوم لجن فاضلاب، شکل قابل جذب فلزات سنگین افزایش یافته است. این پژوهش گران دلیل این مساله را کاهش pH بر اثر مصرف لجن فاضلاب گزارش کردند. آلماس و همکاران (۹) گزارش کردند که افزودن مواد آلی باعث افزایش قابلیت انحلال Zn و Cd خاک به وسیله تشکیل کمپلکس فلز – ماده آلی می‌گردد. محاسبه مقدار ثابت تشکیل، نشان می‌دهد که پایداری کمپلکس‌های فلز – مواد آلی با Zn و Cd ممکن است بسیار مهم‌تر از آنچه که قبلاً گزارش شده است باشد (۲۲و۲۵)، بنابراین کاربرد مواد آلی می‌تواند قابلیت انحلال این فلزات و سرعت آبشویی آنها را به سمت آب‌های زیرزمینی افزایش دهد. محققین نشان دادند روش عصاره‌گیری دنباله‌ای (Sequential extraction) می‌تواند هم‌بستگی بین مقادیر عصاره گرفته شده فلزات سنگین و جذب گیاه و مقدار رشد را پیش بینی کند (۱۲، ۱۳ و۲۰).

علی‌رغم اهمیت بررسی شکل‌های مختلف فلزات سنگین در خاک، به ویژه آن دسته از عناصر سنگین که از منابع کودهای جدیدی چون لجن فاضلاب منشأ می‌گیرند، اطلاع چندانی از سرنوشت و توزیع این فلزات در خاک‌های آهکی مناطق نیمه خشک و خشک وجود ندارد. نظر به این که بخش قابل توجهی از مناطق زیر کشت کشور ما دارای شرایط فوق بوده و احداث کارخانه‌های تصفیه فاضلاب از جمله اولویت‌های زیست محیطی کشور ما تلقی می‌گردد، هدف این تحقیق بررسی اثرات تجمعی و باقی‌مانده سطوح مختلف لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و تیمار کود شیمیایی بر شکل‌های شیمیایی فلزات سنگین در خاک می‌باشد.

مواد و روش‌ها

خصوصیات اقلیمی و خاک محل آزمایش

این پژوهش در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان (لورک، نجف آباد) انجام شد. خاک منطقه اریدی سول (فاین لومی، میکسد، ترمیک، تیپیک هاپل آرجید (Fine loamy, Mixed, Thermic, Typic Haplargids)) می‌باشد، میانگین دمای سالیانه هوا در ایستگاه هواشناسی لورک نجف آباد ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد و میانگین بارندگی ۱۴۰ میلی‌متر است (۶). این آزمایش به صورت کرت‌های خرد شده با سه تکرار انجام گردید.

تیمارهای ۰، ۲۵ ، ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار لجن فاضلاب با سه تکرار اعمال گردید. نخستین کوددهی در پاییز سال ۱۳۷۸ و در کرت‌هایی به ابعاد ۱۵×۳ متر صورت گرفت. در پاییز سال ۱۳۷۹ (سال دوم کوددهی) هر یک از کرت‌ها به دو قسمت نامساوی ۳×۳ و ۱۲×۳ تقسیم شد و قسمت بزرگ تر با مقادیر مساوی با سال اول، کوددهی شد. در پاییز سال ۱۳۸۰ (سال سوم کوددهی) نیز کرت ۱۲×۳ به دو قسمت ۳×۳ و ۹×۳ تقسیم گردید و مجدداً قسمت بزرگ‌تر، به میزان مساوی با سال‌های قبل کوددهی گردید. مقادیر کودی بر اساس وزن خشک کودها محاسبه و تا عمق ۲۵ سانتی‌متری

خاک مزرعه مخلوط گردید. از سال ۱۳۷۸ (شروع آزمایش) به طور متناوب در کرت‌ها، گندم (کشت پاییزه) و ذرت (کشت بهاره) کاشته شد. نمونه‌های خاک پس از برداشت گندم در تابستان ۱۳۸۱ از عمق ۰- ۲۵ سانتی‌متری کرت‌ها برداشت گردید و پس از هوا خشک نمودن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. پس از تهیه گل اشباع، pH نمونه‌ها در گل اشباع قرائت (۱۸) و قابلیت هدایت الکتریکی (EC_e) نیز در عصاره اشباع تعیین گردید (۲۱).

عصاره‌گیری دنباله‌ای فلزات سنگین از خاک

برای تعیین شکل‌های مختلف شیمیایی فلزات Cd, Ni, Pb نمونه‌های خاک به صورت دنباله‌ای به وسیله عصاره‌گیرهای مختلف تیمار شده (۱۶) و در هر مرحله فلز عصاره‌گیری شده جمع آوری و با دستگاه جذب اتمی پرکین المر ۳۰۳۰ اندازه‌گیری شد (۱۱). برای عصاره‌گیری شکل محلول در آب (SOL) از آب مقطر فاقد یون، استفاده شد. سپس به ترتیب مقادیر تبادلی (EXC)، کربناتی (CAR) با استفاده از استات آمونیوم (pH=۷) و استات آمونیوم (pH=۵) عصاره‌گیری گردید. شکل مجتمع یا حبس شده (OCC) با محلول هیدروکسیل آمین کلرید و شکل آلی (ORG) فلزات فوق به کمک آب اکسیژنه عصاره‌گیری گردید. در پایان شکل باقی‌مانده (RES) با اسید نیتریک ۷ مولار عصاره‌گیری شد. برای کنترل درستی نتایج عصاره‌گیری دنباله‌ای، غلظت کل فلزات فوق پس از هضم نمونه‌ها با $HCl+HNO_3$ تعیین و با مجموع نتایج مراحل فوق مقایسه گردید (۲۵). علاوه بر شکل‌های فوق، غلظت قابل جذب فلزات با استفاده از عصاره‌گیر DTPA +$CaCl_2$ تعیین شد (۱۰). فاکتور تحرک (Mobility factor) فلزات سنگین اندازه‌گیری شده با تقسیم مجموع شکل‌های SOL، EXC و CAR بر مقادیر کل شکل‌های فلزات محاسبه گردید (۱۶). تجزیه واریانس داده‌ها، مقایسه میانگین‌ها (دانکن $P<0/05$) با استفاده از نرم افزار SAS صورت گرفت .

نتایج و بحث

غلظت کل فلزات سرب، نیکل و کادمیم در لجن فاضلاب مورد استفاده در این آزمایش به ترتیب ۱۱۳، ۵۶ و ۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. این لجن به ترتیب دارای ۱۷۹/۸ و ۱۹/۰۶ $g\ kg^{-1}$ کربن آلی و نیتروژن کل بود. مقادیر pH و EC آن به ترتیب ۶/۴ و ۹/۴ $dS\ m^{-1}$ بودند.

اثر کاربرد لجن فاضلاب بر خصوصیات خاک

الف) pH

اگر چه تأثیر کاربرد لجن فاضلاب بر pH خاک‌ها معنی‌دار نشده است لیکن روند کاهشی pH، با افزایش سطوح و دفعات قابل رویت است (جدول ۱). این کاهش غیر معنی دار را می‌توان به pH اسیدی لجن فاضلاب (pH=۶/۴) نسبت داد، لیکن از آنجا که خاک‌های آهکی دارای ظرفیت بافری زیادی می‌باشند، افزودن لجن فاضلاب، اثر معنی‌دار بر pH خاک ندارد (۲ و۴).

ب) قابلیت هدایت الکتریکی

علی‌رغم آن چه در مورد pH خاک‌ها بیان گردد، بین مقادیر ECe تیمارها، اختلاف معنی‌دار ملاحظه شد (جدول ۱). در هر یک از سطوح ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار با افزایش دفعات کوددهی، ECe افزایش معنی‌دار یافت. به طوری که بیشترین مقدار ECe در تیماری یافت گردید که سه بار به میزان ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار لجن فاضلاب دریافت کرده بود. مقدار ECe در این تیمار (۴/۶۲) تقریباً به ۳ برابر تیمار شاهد (۱/۶) افزایش یافت. از آنجا که خود لجن فاضلاب دارای EC حدود ۹/۴ $dS\ m^{-1}$ می‌باشد، افزایش ECe خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب را می‌توان به املاح موجود در لجن نسبت داد. از سوی دیگر به دلیل آن که این خاک‌ها تحت آبیاری بوده‌اند، تیمارهایی که در سال ۸۰ برای دفعه سوم با لجن فاضلاب تیمار شده‌اند فرصت کمتری برای آبشویی داشته‌اند لذا در مقایسه با تیمارهایی که در سال‌های گذشته لجن فاضلاب دریافت کرده‌اند، ECe بیشتری دارند.

جدول ۱. خصوصیات خاک پس از کاربرد لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی

تیمار[1]	کربن آلی(٪)	ECe(dS/m)	pH
شاهد	۰/۵۰^{gh}	۱/۶۰^{ij}	۸/۳^{a*}
۲۵	۰/۸۲^{e}	۱/۲۵^{m}	۸/۲^{a}
۲۵+۲۵	۰/۷۵^{f}	۲/۶۶^{b}	۸/۰^{a}
۲۵+۲۵+۲۵	۰/۹۵^{d}	۱/۹۳^{d}	۸/۱^{a}
۵۰	۰/۸۷^{e}	۱/۸۲^{e}	۸/۱^{a}
۵۰+۵۰	۱/۱۲^{c}	۱/۵۲^{l}	۸/۰^{a}
۵۰+۵۰+۵۰	۱/۴۱^{b}	۲/۳۴^{c}	۷/۶^{a}
۱۰۰	۰/۹۳^{d}	۱/۶۷^{g}	۸/۱^{a}
۱۰۰+۱۰۰	۱/۴۰^{b}	۱/۶۴^{gh}	۷/۷^{a}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۲/۰۷^{a}	۴/۶۲^{a}	۷/۳^{a}
شیمیایی	۰/۵۳^{g}	۱/۵۵^{kl}	۸/۵^{a}
شیمیایی+ شیمیایی	۰/۴۷^{h}	۱/۶۳^{hi}	۸/۵^{a}
شیمیایی+ شیمیایی+ شیمیایی	۰/۴۷^{h}	۱/۷۳^{f}	۸/۲^{a}

* : میانگین‌هایی که درهر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵٪ آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

۱. واحد وزنی تیمارهای کود آلی مگا گرم بر هکتار و کود شیمیایی در هر سال ۲۵۰ کیلوگرم اوره و ۲۵۰ کیلوگرم فسفات آمونیوم بر هکتار می‌باشد.

ج) درصد کربن آلی

با کاربرد لجن فاضلاب، درصد کربن آلی افزایش یافته است و تفاوت معنی داری با شاهد و کود شیمیایی مشاهده می‌شود (جدول ۱). علت افزایش درصد کربن آلی، بالا بودن میزان مواد آلی لجن فاضلاب می‌باشد. به نظر می‌رسد کربن آلی خاک‌ها به نسبت مقدار لجنی که دریافت کرده‌اند، افزایش یافته است. به طوری که حتی بین تیمار شاهد و کرت‌های فرعی که سه سال قبل از نمونه برداری تنها یک بار کود دریافت کرده بوده‌اند نیز اختلاف معنی‌داری وجود دارد. به علاوه در هر یک ازکرت‌های اصلی دریافت کننده کود، کرت‌های فرعی که سال‌های (دفعات) بیشتری کود دریافت نموده‌اند اغلب دارای کربن آلی بیشتری می‌باشند. به عنوان مثال، کربن آلی خاک در کرت فرعی که تنها یک بار ۱۰۰ مگا گرم لجن دریافت کرده، کمتر از نصف مقادیر مشابه آن در کرت فرعی است که سه سال متوالی و هر سال ۱۰۰ مگاگرم لجن دریافت کرده است (۰/۹۳ در مقابل ۲/۰۷ درصد) این وضعیت تقریباً به طور مشابه برای سایر تیمارهای اصلی ۲۵ و ۵۰ مگا گرم بر هکتار نیز وجود دارد (جدول ۱).

اثر لجن فاضلاب بر شکل‌های شیمیایی سرب خاک

۱. شکل محلول (SOL)

همان طور که در جدول ۲ نشان داده شده است بین مقادیر محلول فلز سرب در برخی تیمارهای کودی اختلاف معنی‌دار وجود دارد، به گونه‌ای که تیماری که سه بار متوالی ۱۰۰ مگاگرم لجن فاضلاب دریافت کرده است با ۰/۵ mg kg^{-1} بیشترین غلظت شکل محلول سرب را در بین تیمارهای کود آلی نشان داد. سایر تیمارها با تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری نشان ندادند. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که سرب محلول مقدار ناچیزی را در خاک‌های تیمار شده دارا می‌باشد. محققان

جدول ۲. شکل‌های مختلف سرب خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی ($mg\ kg^{-1}$)

پارامتر / تیمار[۱]	قابل جذب	کل	باقی‌مانده (RES)	آلی (ORG)	حبس شده (OCC)	کربناتی (CAR)	تبادلی (EXC)	محلول (SOL)
شاهد	۲/۷۵^{ef}	۴۸/۷۷^{def}	۱۴/۹۷^{ab}	۶/۹۸^{c}	۱۷/۱۰^{a}	۷/۹۵^{ab}	۱/۴۰^{Bc}	۰/۳۰^{cde*}
۲۵	۳/۳۵^{de}	۴۹/۱۰^{def}	۱۵/۱۰^{ab}	۸/۰۰^{c}	۱۶/۶۵^{a}	۷/۸۰^{ab}	۱/۲۰^{c}	۰/۴۵^{bc}
۲۵+۲۵	۳/۵۹^{cd}	۵۱/۹۸^{de}	۱۶/۵۸^{ab}	۸/۷۵^{c}	۱۷/۸۵^{a}	۷/۳۰^{b}	۱/۲۰^{c}	۰/۳۰^{cde}
۲۵+۲۵+۲۵	۴/۱۴^{c}	۵۲/۳۳^{cd}	۱۵/۷۳^{ab}	۱۰/۱۵^{c}	۱۷/۳۵^{a}	۷/۳۰^{b}	۱/۴۵^{bc}	۰/۱۵^{ef}
۵۰	۳/۸۰^{cd}	۵۱/۶۳^{de}	۱۴/۵۳^{ab}	۹/۰۵^{c}	۱۸/۴۵^{a}	۷/۳۵^{b}	۱/۹۵^{a}	۰/۳۰^{cde}
۵۰+۵۰	۴/۱۷^{c}	۵۰/۱۵^{def}	۱۴/۰۰^{b}	۹/۹۵^{c}	۱۶/۸۵^{a}	۷/۵۰^{b}	۱/۶۵^{ab}	۰/۲۵^{de}
۵۰+۵۰+۵۰	۵/۱۱^{b}	۵۸/۱۸^{b}	۱۷/۲۸^{a}	۱۴/۹۰^{b}	۱۶/۷۵^{a}	۷/۴۵^{b}	۱/۳۵^{bc}	۰/۴۵^{bc}
۱۰۰	۴/۱۹^{c}	۵۱/۷۶^{de}	۱۵/۵۱^{ab}	۱۰/۲۰^{c}	۱۷/۱۵^{a}	۷/۳۵^{b}	۱/۲۵^{bc}	۰/۳۵^{bcd}
۱۰۰+۱۰۰	۵/۵۳^{ab}	۵۷/۱۸^{bc}	۱۶/۱۸^{ab}	۱۴/۱۵^{b}	۱۶/۹۰^{a}	۷/۴۵^{b}	۱/۴۰^{bc}	N.D
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۵/۸۹^{a}	۶۳/۰۰^{a}	۱۵/۸۰^{ab}	۲۲/۹۰^{a}	۱۲/۶۵^{b}	۹/۸۵^{a}	۱/۳۰^{bc}	۰/۵۰^{a}
شیمیایی	۲/۹۴^{ef}	۴۷/۸۱^{def}	۱۴/۷۶^{ab}	۶/۸۵^{c}	۱۶/۶۵^{a}	۷/۹۵^{ab}	۱/۳۰^{bc}	۰/۳۵^{bcd}
شیمیایی+ شیمیایی	۲/۷۵^{ef}	۴۶/۶۳^{f}	۱۳/۵۳^{b}	۶/۸۰^{c}	۱۷/۱۰^{a}	۷/۶۰^{b}	۱/۳۰^{bc}	۰/۲۰^{de}
شیمیایی+ شیمیایی+ شیمیایی	۲/۷۰^{f}	۴۷/۶۱^{f}	۱۴/۵۶^{ab}	۶/۹۵^{c}	۱۶/۸۰^{a}	۸/۰۰^{ab}	۱/۳۰^{bc}	N.D

* :میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵٪ آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

۱. واحد وزنی تیمارهای کود آلی مگا گرم بر هکتار و کود شیمیایی در هر سال ۲۵۰ کیلوگرم اوره و ۲۵۰ کیلوگرم فسفات آمونیوم بر هکتار می‌باشد.

نشان دادند سرب با کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن و منگنز، هیدروکسیدهای آلومینیوم و مواد آلی اتصال قوی پیدا می‌کند گر چه در بعضی خاک‌ها سرب ممکن است به ذرات کربنات کلسیم یا فسفات متصل شده باشد (۱۹).

۲. شکل تبادلی سرب (EXE)

کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی اغلب تأثیر معنی‌داری ($P< ۰/۰۵$) بر شکل تبادلی سرب نگذاشت (جدول ۲). سطوح مختلف و دفعات مختلف کوددهی تأثیر چندانی بر مقادیر شکل تبادلی خاک‌ها نداشته و سرب ورودی در قالب شکل‌های دیگری قرار گرفته است. گذشت زمان، اغلب شکل تبادلی را تغییر نداد. به نظر می‌رسد سطوح مختلف و دفعات مختلف کوددهی تأثیر چندانی بر مقادیر شکل تبادلی خاک‌ها نداشته و سرب ورودی در قالب شکل‌های دیگری قرار گرفته است.

۳. شکل کربناتی (CAR)

کاربرد لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی اثر معنی‌داری بر فرم کربناتی سرب نداشت، با این حال مشاهده شد که تنها تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مگا گرم لجن فاضلاب با $۹/۸۵\ mg\ kg^{-1}$ مقدار بیشتری را نشان می‌دهد (جدول ۲). سینگر و هانسون (۲۳) نشان دادند که احتمالاً خطر آلودگی سرب پس از وارد شدن به خاک به دلیل تشکیل ترکیبات نامحلول نظیر کربنات و سولفات سرب کاهش می‌یابد.

۴. شکل حبس شده به وسیله اکسیدهای آهن و منگنز (OCC)

کاربرد لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی اغلب اختلاف معنی‌داری ایجاد ننمودند. تنها اختلاف معنی‌دار ($P<0/01$) در مورد تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مشاهده گردید که به طور قابل توجهی کوچک‌تر از سایر تیمارها می‌باشد. ممکن است علت این کاهش ناشی از انتقال سرب موجود در فرم حبس شده به فرم آلی سرب باشد لیکن برای اثبات این فرضیه بررسی‌های بیشتری لازم است.

۵. شکل آلی سرب (ORG)

تغییرات مقادیر شکل آلی سرب در تیمارهای مود مطالعه بسیار جالب توجه است. نخست آن که بین تیمار شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی‌داری وجود ندارد، از آن جا که تیمار کود شیمیایی تغییرات چندانی در درصد کربن آلی خاک‌های مورد مطالعه نیز ایجاد ننمود (جدول ۱)، انتظار می‌رود که بر شکل‌های آلی سرب نیز تأثیری بر جای نگذارد. در تیمارهای دریافت کننده لجن فاضلاب به تناسب سطح و دفعات کوددهی تغییرات قابل توجهی به وقوع پیوسته است، به گونه‌ای که: ۱) در کرت اصلی ۲۵ مگا گرم بر هکتار که خود شامل سه کرت فرعی ۲۵، ۲۵+۲۵، ۲۵+۲۵+۲۵ است، هیچ یک از کرت‌ها در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی تفاوت معنی داری نشان ندادند. چنین به نظر می‌رسد که این مقدار لجن فاضلاب برای تغییر مقادیر شکل آلی سرب کافی نبوده است. ۲) در کرت اصلی که ۵۰ مگا گرم بر هکتار لجن فاضلاب دریافت کرده است، تنها کرت فرعی که سه سال متوالی هر بار ۵۰ مگا گرم بر هکتار لجن دریافت کرده حاوی سرب آلی بیشتری است. ۳) در کرت اصلی ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار لجن فاضلاب، بین سه کرت فرعی ۱۰۰، ۱۰۰+۱۰۰و ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ اختلاف معنی‌دار ملاحظه می‌شود به گونه‌ای که متناسب با افزایش دفعات کوددهی بر مقدار سرب آلی افزوده شده است. به طور کلی چنین به نظر می‌رسد که تأثیر پذیری سرب آلی در مقایسه با شکل‌های محلول، تبادلی، کربناتی وحبس شده از روند قابل پیش‌بینی‌تری برخوردار است، به طوری که حتی در کرت اصلی ۲۵ مگا گرم بر هکتار، افزایش دفعات کوددهی باعث افزایش تدریجی سرب آلی (۸/۰۰ $mg\ kg^{-1}$ برای ۲۵، ۸/۷۵ برای ۲۵+۲۵ و ۱۰/۱۵ برای ۲۵+۲۵+۲۵) شده است. این روند افزایشی برای کرت اصلی ۵۰ مگا گرم بر هکتار (۹/۰۵، ۹/۹۵ و ۱۴/۹۰) نیز مشاهده شده و در کرت اصلی ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار (۱۰/۲۰، ۱۴/۱۵ و ۲۲/۹۰ $mg\ kg^{-1}$) این افزایش چشمگیرتر است، به گونه‌ای که این اختلاف بین کرت‌های یک، دو و سه بار کود داده شده معنی دار است. در سطح ۲۵ مگا گرم علی‌رغم وجود یک روند افزایش این روند معنی‌دار نیست و در سطح ۵۰ مگا گرم بر هکتار وضعیتی بینابین دو سطح ۲۵ و ۱۰۰ مگا گرم حاصل شده است.

۶. شکل باقی‌مانده (RES)

سرب باقی‌مانده در سطوح ودفعات مختلف تیمار لجن فاضلاب نیز در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی‌داری نشان نداد و بیشترین مقدار مربوط به تیمار ۵۰ مگا گرم بر هکتار سه بار کوددهی با متوسط ۱۷/۲۸ $mg\ kg^{-1}$ می‌باشد (جدول ۲).

۷. سرب کل

اختلاف میزان سرب کل با کاربرد مقادیر ۵۰ و ۱۰۰ مگا گرم، در تیمار سه بار کوددهی شده در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی معنی‌دار شد و تیمار ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار با سه سال متوالی کوددهی میانگین ۶۳ $mg\ kg^{-1}$ ، بالاترین مقدار سرب کل را نشان داد (جدول ۲).

۸. سرب قابل عصاره‌گیری با DTPA (قابل جذب)

سرب قابل جذب (قابل عصاره‌گیری با DTPA) با کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی معنی‌دار شد و تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مگا گرم بر هکتار با ۵/۸۹ $mg\ kg^{-1}$ بالاترین مقدار را دارا بود (جدول ۲). بنابراین کاربرد لجن فاضلاب به دلیل دارا بودن مقدار

جدول ۳. شکل‌های مختلف نیکل خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی(($mg\ kg^{-1}$)

پارامتر / تیمار[1]	قابل جذب	کل	باقی‌مانده (RES)	آلی (ORG)	حبس شده (OCC)	کربناتی (CAR)	تبادلی (EXC)	محلول (SOL)
شاهد	۱/۰۰^{hi}	۱۱۸/۷۰^{a}	۷۶/۵۹^{ab}	۲۱/۹۰^{cd}	۱۴/۳۰^{b}	۵/۰۵^{b}	۰/۴۵^{de}	۰/۳۵^{cd*}
۲۵	۱/۲۶^{fgh}	۱۲۰/۴۰^{a}	۷۶/۶۳^{ab}	۲۳/۲۵^{bcd}	۱۴/۳۰^{b}	۵/۲۰^{b}	۰/۷۰^{bcd}	۰/۳۵^{cd}
۲۵+۲۵	۱/۲۸^{efgh}	۱۲۵/۸۰^{a}	۸۰/۷۳^{ab}	۲۳/۹۰^{bcd}	۱۴/۶۰^{ab}	۵/۱۰^{b}	۰/۹۵^{ab}	۰/۳۰^{de}
۲۵+۲۵+۲۵	۱/۶۴^{cd}	۱۲۵/۹۰^{a}	۸۱/۵۴^{ab}	۲۳/۳۰^{bcd}	۱۴/۵۰^{ab}	۵/۳۰^{b}	۱/۰۰^{ab}	۰/۳۵^{cd}
۵۰	۱/۳۴^{defg}	۱۱۹/۵۰^{a}	۷۵/۹۳^{ab}	۲۱/۵۵^{cd}	۱۵/۴۰^{a}	۵/۲۰^{b}	۱/۰۵^{ab}	۰/۶۵^{a}
۵۰+۵۰	۱/۶۰^{cde}	۱۱۵/۵۰^{a}	۷۰/۱۰^{ab}	۲۳/۹۵^{bcd}	۱۴/۶۰^{ab}	۵/۳۵^{b}	۰/۸۰^{bc}	۰/۴۵^{bcd}
۵۰+۵۰+۵۰	۱/۸۶^{bc}	۱۲۶/۵۰^{a}	۷۸/۳۷^{ab}	۲۶/۷۵^{ab}	۱۴/۷۰^{ab}	۵/۲۵^{b}	۰/۹۵^{ab}	۰/۳۵^{cd}
۱۰۰	۱/۵۰^{def}	۱۲۳/۳۰^{a}	۷۶/۸۰^{ab}	۲۴/۸۵^{abc}	۱۴/۹۵^{ab}	۵/۲۵^{b}	۱/۰۵^{ab}	۰/۳۰^{de}
۱۰۰+۱۰۰	۲/۰۴^{b}	۱۲۳/۴۰^{a}	۷۶/۳۷^{ab}	۲۵/۷۵^{ab}	۱۴/۰۰^{bc}	۵/۶۰^{b}	۱/۲۵^{a}	۰/۵۵^{ab}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۲/۴۱^{c}	۱۱۲/۷۰^{a}	۶۲/۴۳^{ab}	۲۸/۱۵^{a}	۱۳/۲۰^{c}	۷/۱۱^{b}	۱/۲۵^{a}	۰/۳۰^{de}
شیمیایی	۱/۱۴^{ghi}	۱۱۹/۵۰^{a}	۷۸/۴۳^{ab}	۲۱/۱۰^{de}	۱۴/۵۵^{ab}	۴/۸۰^{b}	۰/۶۰^{cde}	۰/۵۰^{abc}
شیمیایی+ شیمیایی	۱/۰۷^{ghi}	۱۱۰/۰۰^{a}	۷۲/۰۰^{ab}	۱۷/۹۰^{e}	۱۴/۵۵^{ab}	۴/۶۰^{b}	۰/۵۵^{cde}	۰/۱۵^{ef}
شیمیایی+ شیمیایی+ شیمیایی	۰/۸۴^{i}	۱۱۵/۸۰^{a}	۷۵/۳۳^{ab}	۲۰/۶۵^{de}	۱۴/۳۰^{b}	۴/۹۵^{b}	۰/۴۵^{de}	۰/۴۵^{bcd}

* : میانگین‌هایی که درهر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵٪ آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

۱. واحد وزنی تیمارهای کود آلی مگا گرم بر هکتار و کود شیمیایی در هر سال ۲۵۰ کیلوگرم اوره و ۲۵۰ کیلوگرم فسفات آمونیوم بر هکتار می‌باشد.

قابل توجه سرب باعث شده قابلیت جذب سرب در خاک افزایش یابد. افزایش دفعات کوددهی به ویژه در سطوح ۵۰ و ۱۰۰ مگا گرم در هکتار باعث افزایش سرب قابل جذب شده است.

ترتیب کلی برای شکل‌های مختلف سرب به صورت زیر است:

حبس شده> باقی مانده > آلی> کربناتی> تبادلی> محلول

اثر لجن فاضلاب بر شکل‌های شیمیایی نیکل خاک

۱. شکل محلول نیکل (SOL)

شکل محلول نیکل در اغلب تیمارهای لجن فاضلاب با شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی‌دار ندارد. تیمار ۵۰ مگا گرم لجن فاضلاب با میانگین ۰/۶۵ $mg\ kg^{-1}$ بالاترین مقدار Ni محلول را نشان داد (جدول ۳). بنابراین مشاهده می‌شود کاربرد مقادیر متوسط لجن فاضلاب شکل محلول را افزوده است، در حالی که انتظار می‌رود با کاربرد مقادیر بالاتر، نیکل محلول افزایش یابد. احتمالاً در سطوح بالاتر کود، نیکل تمایل بیشتری به قرار گرفتن در شکل آلی نشان داده است.

۲.شکل تبادلی نیکل (EXC)

بین تیمار شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود، لیکن استفاده از لجن فاضلاب مقادیر نیکل تبادلی را افزایش داده است، به طوری که بیشترین مقدار نیکل تبادلی در تیمارهای فرعی ۱۰۰+۱۰۰ یا ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مشاهده می‌شود (جدول ۳).

۳. شکل کربناتی نیکل (CAR)

شکل کربناتی نیکل در اغلب تیمارهای به کار رفته تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد نشان نداد. روند منظم افزایشی نیکل کربناتی به تناسب دفعات کاربرد کود تنها در کرت اصلی ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار مشاهده گردید، که در آن با افزایش دفعات کوددهی بر مقادیر نیکل کربناتی افزوده شده و آنگاه در کرت فرعی ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ به طور معنی دار از سایر تیمارها بیشتر گردید (جدول ۳). ممکن است افزایش شکل کربناتی به دلیل اثر افزاینده کود لجن فاضلاب بر سرعت تنفس میکروبی و تولید دی اکسید کربن در محیط خاک باشد که منجر به افزایش شکل‌های کربناتی گردیده است (۴).

۴. شکل حبس شده نیکل (OCC)

بین مقادیر نیکل حبس شده و تیمار شاهد و کود شیمیایی تفاوت معنی‌داری مشاهده نمی‌شود. تیمار شاهد هم‌چنین با تیمار اصلی ۲۵ مگا گرم بر هکتار لجن فاضلاب اختلاف نشان نداد. در کرت اصلی ۵۰ مگا گرم بر هکتار، بین دوبار و سه بار کوددهی اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. اما کرت فرعی یک بار کوددهی شده حاوی نیکل حبس شده بیشتری است. به عبارت دیگر، افزودن کود در دفعات متعدد باعث خروج نیکل از شکل حبس شده گردیده است. در کرت اصلی ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار نیز افزایش دفعات کوددهی منجر به کاهش نیکل حبس شده گردیده است. چنین به نظر می‌رسد که گذشت زمان از آخرین بار کوددهی منجر به انتقال نیکل به شکل حبس شده گردیده است.

۵. شکل آلی نیکل (ORG)

بین مقادیر نیکل آلی در تیمار شاهد و کود شیمیایی، اختلاف قابل توجهی وجود ندارد. دفعات مختلف کوددهی در سطح ۲۵ مگا گرم بر هکتار نیز تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد ایجاد نکرده است. با این وجود اختلاف اندکی بین سطح ۲۵ مگا گرم در هکتار و تیمار شاهد مشاهده می‌شود (جدول ۳). روند افزایشی تدریجی نیکل آلی با افزایش دفعات کوددهی در کرت اصلی ۵۰ مگاگرم در هکتار به خوبی دیده می‌شود، به طوری که تیمار ۵۰+۵۰+۵۰ در مقایسه با تیمار شاهد و سایر تیمارهایی که لجن فاضلاب کمتری دریافت کرده‌اند به طور معنی دار سرب آلی بیشتری دارد. روند افزایش سرب آلی با افزایش دفعات کوددهی در کرت اصلی ۱۰۰ مگا گرم در هکتار نیز دیده می‌شود (۲۵/۲۴،۷۵/۸۵ و ۲۸/۱۵ به ترتیب برای یک، دو و سه بار کوددهی در سطح ۱۰۰ مگا گرم در هکتار)، به طوری که در تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ بیشترین مقدار نیکل آلی به چشم می‌خورد که از سایر تیمارهای به کار رفته به طور معنی‌دار بیشتر است (جدول ۳). روند تغییرات نیکل آلی با آنچه در مورد سرب آلی پیش از این گفته شد مطابقت می‌نماید (جدول ۲).

۶. شکل باقی‌مانده نیکل (RES)

اثر کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب بر نیکل باقی‌مانده در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی معنی دار نشد و غلظت قابل توجهی نیکل با متوسط ۸۰mg kg^{-1} در این فرم مشاهده شد (جدول ۳). چنین به نظر می‌رسد که تیمارهای مختلف تأثیر چندانی بر نیکل باقی مانده خاک بر جای نگذاشته‌اند.

۷. نیکل کل

هیچ یک از تیمارهای به کار رفته، تأثیر معنی‌داری بر نیکل کل بر جای نگذاشتند (جدول ۳). نکته جالب توجه آن است که علی‌رغم آن که به کار بردن سطوح و دفعات مختلف لجن فاضلاب بر نیکل کل خاک نیافزوده است، بر مقادیر نسبی آن در شکل‌های مختلف مؤثر واقع شده است.

۸. نیکل قابل عصاره‌گیری با DTPA (قابل جذب)

نیکل قابل جذب با کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی معنی‌دار شد. تیمار ۱۰۰ مگا گرم لجن فاضلاب بر هکتار سه بار کوددهی با ۲/۴ mg kg^{-1} بالاترین مقدار را نشان داد (جدول ۳).

جدول ۴. شکل‌های مختلف کادمیم خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی ($mg\ kg^{-1}$)

پارامتر / تیمار[1]	قابل جذب	کل	باقی‌مانده (RES)	آلی (ORG)	حبس شده (OCC)	کربناتی (CAR)	تبادلی (EXC)	محلول (SOL)
شاهد	N.D*	۲/۶۴^{ef}	۰/۶۹^{abc}	N.D	۰/۸۵^{bc}	۰/۶۰^{bc}	N.D	N.D
۲۵	N.D	۲/۵۱^{ef}	۰/۶۶^{abc}	N.D	۰/۸۰^{c}	۰/۷۵^{bc}	N.D	N.D
۲۵+۲۵	N.D	۲/۵۶^{ef}	۰/۷۱^{ab}	N.D	۰/۷۵^{c}	۰/۷۵^{bc}	N.D	N.D
۲۵+۲۵+۲۵	N.D	۲/۵۱^{ef}	۰/۶۶^{abc}	N.D	۰/۷۵^{c}	۰/۷۵^{bc}	۰/۳۰	N.D
۵۰	N.D	۲/۵۵^{ef}	۰/۶۰^{bc}	N.D	۰/۷۵^{c}	۰/۷۵^{bc}	N.D	N.D
۵۰+۵۰	N.D	۳/۰۹^{cd}	۰/۶۴^{abc}	۰/۲۰^{bc}	۱/۲۰^{a}	۰/۷۵^{bc}	۰/۲۵^{a}	N.D
۵۰+۵۰+۵۰	۰/۱۱b**	۳/۲۴^{bc}	۰/۵۹^{bc}	۰/۲۰^{bc}	۱/۲۵^{a}	۰/۷۵^{bc}	N.D	۰/۲۰^{ab}
۱۰۰	N.D	۳/۵۱^{ab}	۰/۷۰^{abc}	۰/۳۰^{a}	۱/۳۶^{a}	۰/۸۰^{bc}	۰/۲۵^{a}	۰/۲۰^{ab}
۱۰۰+۱۰۰	۰/۱۱^{b}	۳/۶۰^{a}	۰/۶۰^{bc}	۰/۲۵^{ab}	۱/۲۵^{a}	۱/۰۵^{a}	N.D	۰/۲۰^{ab}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۰/۱۶^{a}	۲/۸۸^{de}	۰/۵۸^{c}	۰/۳۰^{a}	۱/۰۰^{b}	۰/۸۵^{ab}	N.D	۰/۳۰^{a}
شیمیایی	N.D	۲/۵۳^{ef}	۰/۷۳^{a}	N.D	۰/۷۵^{c}	۰/۶۵^{bc}	N.D	N.D
شیمیایی+ شیمیایی	N.D	۲/۳۵^{f}	۰/۶۰^{bc}	N.D	۰/۸۵^{bc}	۰/۵۵^{c}	N.D	۰/۲۰^{ab}
شیمیایی+ شیمیایی+ شیمیایی	N.D	۲/۵۱^{ef}	۰/۶۶^{abc}	N.D	۰/۹۰^{bc}	۰/۶۰^{bc}	N.D	۰/۲۰

* : N.D : کمتر از حد تشخیص دستگاه

** : میانگین‌هایی که درهر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵٪ آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

۱. واحد وزنی تیمارهای کود آلی مگا گرم بر هکتار و کود شیمیایی در هر سال ۲۵۰ کیلوگرم اوره و ۲۵۰ کیلوگرم فسفات آمونیوم بر هکتار می‌باشد.

به طور کلی توزیع نسبی شکل‌های مختلف نیکل در شکل‌های مختلف را می‌توان به صورت زیر بیان نمود.

باقی‌مانده > آلی> حبس شده > کربناتی> تبادلی > محلول

اثر لجن فاضلاب بر شکل‌های شیمیایی کادمیم

۱. شکل محلول کادمیم (SOL)

اختلاف میزان کادمیم محلول در بسیاری ازتیمارها کمتر از حد تشخیص دستگاه بود (جدول ۴). کادمیم محلول در اثر کاربرد لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی (که قابل اندازه‌گیری نبودند) معنی دار شد و تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مگا گرم بر هکتار $mg\ kg^{-1}$ ۰/۳ بالاترین مقدار کادمیم محلول را داشت (جدول ۴).

۲. شکل تبادلی کادمیم (EXC)

غلظت کادمیم تبادلی نیز در بسیاری از تیمارها کمتر از حد تشخیص دستگاه بود (جدول ۴). کادمیم تبادلی بین تیمارهای مختلف لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی (که قابل اندازه گیری نبودند) اختلاف معنی‌دار داشتند به گونه‌ای که تیمار ۲۵ مگا گرم لجن فاضلاب بر هکتار سه بار کوددهی مانند دوبار کوددهی با تیمار ۵۰ مگا گرم لجن فاضلاب بر هکتار و یک بار کوددهی با تیمار ۱۰۰ مگا گرم لجن فاضلاب بر هکتار با متوسط $mg\ kg^{-1}$ ۰/۳ بالاترین مقدار را نشان دادند (جدول ۴). آدامو و همکاران (۷) نشان دادند که فرم‌های محلول و تبادلی Cd و Pb که سهم کمی از کل این فلزات (حداکثر ۱۴٪) می‌باشند را تشکیل می‌دهند.

۳. شکل کربناتی کادمیم (CAR)

به غیر از تیمارهایی که به دفعات مختلف ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار لجن فاضلاب دریافت کرده بودند، بین سایر تیمارها اختلاف معنی‌داری مشاهده نگردید. این که افزایش فعالیت میکروبی و متعاقب آن ورود دی اکسید کربن باعث افزایش شکل‌های کربناتی کادمیم شده باشد، مانند آنچه در مورد نیکل و سرب گفته شد محتمل است زیرا با افزایش مواد آلی و در نتیجه افزایش فعالیت میکروبی، مقدار CO_2 تولیدی در خاک افزایش می‌یابد که می‌تواند باعث افزایش شکل کربناتی کادمیم شود.

۴. شکل حبس شده کادمیم (OCC)

مقادیر کادمیم حبس شده در تیمارهای شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی‌داری نشان نداد. دفعات مختلف کوددهی با ۲۵ مگا گرم بر هکتار نیز تأثیر قابل توجهی بر کادمیم حبس شده بر جای نگذاشت. بنابراین به کار بردن مقادیر بیشتر لجن فاضلاب (شامل تمامی دفعات کوددهی ۵۰ و ۱۰۰ مگا گرم بر هکتار) باعث افزایش معنی‌دار کادمیم حبس شده نسبت به تیمار شاهد گردیده است.

۵. شکل آلی کادمیم (ORG)

کادمیم آلی در تیمارهای شاهد، کود شیمیایی و تمام دفعات کوددهی با ۲۵ مگاگرم در هکتار کمتر از حد تشخیص دستگاه بود. لیکن در سطوح بالاتر، تقریباً به تناسب مقدار و سطوح کوددهی افزایش یافته است. این افزایش را مانند آنچه در مورد سرب و نیکل گفته شد می‌توان به وفور لیگاندهای آلی در آن تیمارها مربوط دانست.

شکل باقی‌مانده کادمیم (RES)

میزان کادمیم باقی‌مانده در تیمارهای کود آلی در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی معنی‌دار نشدند (جدول ۴). می‌توان گفت چون غلظت کادمیم در کود آلی اندک است، مقدار کمی در ساختار کانی‌های خاک قرار می‌گیرد. از طرفی در میان این عناصر نیکل تمایل بیشتری به قرار گرفتن در ساختار کانی‌ها از خود نشان داد.

۷. کادمیم کل

تمام تیمارهایی که لجن فاضلاب دریافتی آنها کمتر از ۵۰+۵۰ مگا گرم در هکتار بود، از نظر مقدار کل کادمیم با تیمار شاهد اختلافی نشان ندادند.

۸. کادمیم قابل جذب (قابل عصاره گیری با DTPA)

میزان کادمیم قابل جذب در تیمارهای شاهد، کود شیمیایی، تمامی دفعات کوددهی ۲۵ مگا گرم بر هکتار، کمتر از حد تشخیص دستگاه بود. بیشترین مقدار کادمیم قابل جذب در تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مگا گرم بر هکتار اتفاق افتاد (جدول ۴). اسلوان و همکاران (۲۴) نشان دادند که ۱۵ سال بعد از کاربرد لجن فاضلاب حدود ۷۵ درصد Cd در شکل‌هایی که به آسانی از خاک خارج می‌شود و به وسیله کاهو قابل دسترس بودند، می‌باشد.

فاکتور تحرک عناصر سنگین سرب، نیکل و کادمیم

فاکتور تحرک فلزات سنگین در اثر کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب در مقایسه با شاهد و کود شیمیایی در شکل ۴ نشان داده شده است. کادمیم در بین سه فلز سنگین مورد بررسی، بیشترین فاکتور تحرک را نشان داد. در اثر کاربرد لجن فاضلاب فاکتور تحرک کادمیم ۳۷/۹٪ گردید. بعد از کادمیم، سرب بیشترین فاکتور تحرک را نشان داد و پس از آن نیکل قرار گرفت. در اثر کوددهی متوالی با مقادیر بالای لجن فاضلاب، فاکتور تحرک سرب کم شده که دلیل آن را تجمع بیشتر سرب در فرم‌های حبس شده و آلی می‌توان ذکر کرد. اثر کود آلی بر میزان تحرک نیکل ناچیز می‌باشد و بیشترین تحرک را تیمار ۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰ مگا گرم لجن فاضلاب بر هکتار نشان داد (شکل ۱). در کل فاکتور تحرک نیکل در تیمارهای کودی

جدول ۵. هم‌بستگی مقدار قابل جذب (عصاره‌گیری شده با DTPA) باشکل‌های مختلف فلزات

شکل‌ها[1]	Cd	Ni	Pb
محلول	۰/۵۰	۰/۴۲	۰/۱۳
تبادلی	-۰/۱۶	۰/۸۶**	۰/۱۲
کربناتی	۰/۶۸**	۰/۸۳**	۰/۳۰
حبس شده	۰/۵۳	۰/۸۳**	-۰/۵۱
آلی	۰/۸۱**	۰/۸۶**	۰/۹۱**
باقی‌مانده	-۰/۵۸	-۰/۴۳	۰/۶۱*
کل	۰/۶۴*	۰/۱۵	۰/۹۳**

۱. غلظت شکل‌های مختلف عناصر در خاک بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد.

* و ** : به ترتیب نشان دهنده معنی‌دار شدن در سطوح ۵٪ و ۱٪ می‌باشند.

تغییرات اندکی داشت، که دلیل آن قرار گرفتن نیکل در ساختار کریستالی کانی‌های خاک شامل اسمکتیت، ایلیت و پالیگورسکایت (۶) و افزایش فرم باقی‌مانده می‌باشد. ترتیب کلی فاکتور تحرک فلزات کادمیم، سرب و نیکل می‌توان به صورت زیر نشان داد:

$$Cd > Pb >> Ni$$

فزونی فاکتور تحرک کادمیم در مقایسه با سرب و نیکل، فرضیه آبشویی کادمیم به اعماق زیرین خاک را تقویت می‌نماید. بنابراین لازم است در آینده پژوهشی جهت بررسی وضعیت کادمیم در زیر عمق اختلاط لجن فاضلاب با خاک صورت گیرد تا صحت این فرضیه مورد آزمایش قرار گیرد.

هم‌بستگی مقادیر قابل جذب فلزات با شکل‌های مختلف

ضرایب هم‌بستگی بین مقادیر قابل جذب فلزات Pb، Ni و Cd و شکل‌های مختلف آنها در جدول ۵ نشان داده شده است. کوددهی با لجن فاضلاب باعث افزایش سرب کل خاک گردیده که نشان دهنده حضور سرب در مقادیر قابل توجه در این کود می‌باشد (۱). از سوی دیگر بین سرب کل خاک و مقادیر قابل جذب سرب در خاک هم‌بستگی معنی‌داری ملاحظه گردید، که نشان می‌دهد سرب ورودی از طریق لجن فاضلاب در قالب شکل‌هایی (مانند شکل آلی) قرار می‌گیرد (۱۵) که بخشی از سرب قابل جذب خاک محسوب می‌گردد. لذا بین شکل آلی و مقادیر قابل جذب هم‌بستگی معنی‌دار مشاهده گردید (جدول ۵). اگر چه کوددهی با لجن فاضلاب بر نیکل کل خاک تأثیر نگذاشته است با این وجود به دلیل افزایش شکل آلی باعث افزایش مقدار قابل جذب نیکل شده است (جدول ۳). لذا بین شکل آلی و مقدار قابل جذب این عنصر هم‌بستگی معنی‌دار مشاهده می‌شود (جدول ۵). با افزودن کود لجن فاضلاب شکل آلی کادمیم افزایش معنی‌دار یافته، این رفتار در مقادیر قابل جذب این عنصر نیز مشاهده می‌گردد. بین شکل آلی و مقادیر قابل جذب این عنصر ارتباط معنی‌داری مشاهده گردید (جدول ۵).

نتیجه‌گیری

افزودن کود لجن فاضلاب در سطوح و دفعات مختلف باعث افزایش مقادیر کل سرب و کادمیم گردید. لیکن تأثیر قابل توجهی بر نیکل کل خاک نگذاشت. مهم‌ترین تأثیر کوددهی با

لجن فاضلاب تغییر سهم هر یک از شکل‌های مختلف فلزات در خاک بود، به طوری که شکل آلی هر یک از سه عنصر مورد مطالعه افزایش یافت. این افزایش در مورد غلظت قابل جذب نیز ملاحظه گردید که نشان می‌دهد با تداوم کوددهی با لجن فاضلاب ممکن است باعث ورود فلزات سنگین به داخل زنجیره‌های غذایی گردد. بیشترین فاکتور تحرک در بین عناصر مورد مطالعه در مورد کادمیم ملاحظه گردید. چنین به نظر می‌رسد تنها شکلی که در هر سه عنصر مورد مطالعه با مقدار قابل جذب (قابل عصاره‌گیری با DTPA) هم‌بستگی نشان می‌دهد، شکل آلی است. بنابراین به نظر می‌رسد کوددهی با لجن فاضلاب حتی در مورد عناصری که به مقدار قابل توجهی در لجن فاضلاب وجود ندارد (مانند نیکل)، باعث افزایش قابلیت جذب این عناصر می‌شود. اطلاعات این مقاله نشان داد افزایش مقادیر قابل جذب عمدتاً به دلیل افزایش شکل آلی است. لیکن برای هر عنصر، غیر از شکل‌های آلی ممکن است یک یا چند شکل دیگر نیز با مقادیر قابل جذب هم‌بستگی نشان دهند.

منابع مورد استفاده

۱. خدیوی، ا. ۱۳۸۲. اثر کودهای آلی بر شکل‌های شیمیایی فلزات سنگین درخاک و جذب این عناصر توسط گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی ، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۲. خیامباشی، ب. ۱۳۷۶. اثرات استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در آلایش و انباشت عناصر سنگین در خاک و گیاه. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی ، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۳. سالاردینی، ع. ۱۳۷۱. *حاصلخیزی خاک*. انتشارات دانشگاه تهران.

۴. سالک گیلانی، س. ۱۳۸۲. بررسی شدت نیتریفیکاسیون در یک خاک آهکی تیمار شده با کودهای آلی مختلف. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۵. کوچکی، ع.، غ. نخ فروش و خ. ظریف کتابی (مترجمان). ۱۳۷۶. *کشاورزی ارگانیک*. انتشارات مشهد.

۶. لکزیان. ا. ۱۳۶۸. چگونگی تحول، تکامل و بررسی خصوصیات کانی‌های رسی خاک‌های سری خمینی شهر در مزرعه آزمایشی. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی ، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

7. Adamo, P., S. Dudka, M. J. Wilson and W. J. McHardy. 2002. Distribution of trace elements in soils from the Sudbury Smelting area (Ontario, Canada). Water Air and Soil Pollut. 137: 95-116.
8. Alexander, R. 1990. Expanding compost markest. Biocycle. 31(8): 54-63.
9. Almas, A. R., B. R. Singh and M.B. McBride. 2000. Solubility and lability of cadmium and Zinc in two soils treated with organic matter. Soil Sci. 165:250-259.
10. Baker, D. E. and M. C. Amacher. 1982. Nickel, copper, zinc and cadmium. PP. 323-336. *In*: A. L. Page (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA.
11. Baker. D. E., and N. H. Suhr. 1982. Atomic absorption and flame emission spectrometry. PP. 13-27. *In*: A. L. Page (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA.
12. Banin, A., J. Navarot, Y. Noi and D. Yoles. 1981. Accumulation of heavy metals in arid zone soils irrigated with treated sewage sludge effluents. J. Environ. Qual. 10: 536-540.
13. Clevenger, T. E. 1990. Use of sequential extraction to evaluate the heavy metals in mining wastes. Water Air and Soil Pollut. 50:241-254.
14. Hendrickson, L. L. and R. B. Corey. 1981. Effect of equilibrium metal concentrations on apparent selectivity coefficients of soil complexes. Soil Sci. 131:136-171.
15. Holtzclaw, K. M., D. A. Keech, A. L. Page, G. Sposito, T. J. Ganje and N. B. Ball. 1978. Trace metal distributions among the humic acid, the fulvic acid and precipitable fractions extracted with NaOH from sewage sludge. J. Environ. Qual. 7:124-127.

16. Kabala. C. and B. R. Singh. 2001. Fractionation and mobility of copper lead and zinc in soil profile in the vicinity of copper smelter. J. Environ. Qual. 30: 485-492.
17. Kerbs, R., S. K. Gupta, G. Furrer and R. Schulin. 1998. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. J. Environ. Qual. 27:18-23.
18. McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requriment. PP. 199-224. *In:* A. L. Page (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA.
19. Pendias, A. K. and H. Pendias. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd eddition. Boca Raton.
20. Ramos, L., L. M. Hernandez. and M. J. Gonzalez. 1994. Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from Near Donana National Park. J. Environ. Qual. 23:50-57.
21. Rhoades. J. D. 1982. Soluble salts. PP. 167-179. *In:* A. L. Page (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, USA.
22. Silviera, D. J. and L. E. Sommers. 1977. Extractability of copper, zinc, cadmium, and lead in soils incubated with sewage sludge. J. Environ. Qual. 6:47-52.
23. Singer, M. J. and L. Hanson. 1969. Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolition area. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 33:152-163.
24. Sloan, J. J., R. H. Dowday, M. S. Dolan and D. R. Linden. 1997. Long-term effect of biosolids applications on heavy metal bioavailbility in agricultral soils. J. Environ. Qual. 26: 966-974.
25. Sposito, G., L. J. Lund and A. C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in soild phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260264.
26. Stover, R. C., L. E. Sommers, and D. J. Silviera. 1976. Evaluation of metals in waste water sludge. J. Water Pollut. 48:2165-2175.