اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم

مهین کرمی، یحیی رضایی نژاد ، مجید افیونی و حسین شریعتمداری[۱]

چکیده

استفاده از لجن فاضلاب به عنوان یک کود ارزان قیمت و غنی از عناصر غذایی در مناطقی از کشور، رواج یافته است. اما کاربرد لجن فاضلاب در مقادیر زیاد، انباشته شدن عناصر سنگین در خاک را به دنبال دارد که می‌تواند منجر به آلودگی خاک و انتقال این آلودگی به زنجیره غذایی شده و سلامتی انسان و حیوانات را با خطر مواجه کند. هدف از این تحقیق بررسی آثار تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری اصفهان بر غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه گندم بود. این پژوهش در طی چهار سال با سه سطح لجن فاضلاب (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) و تیمار شاهد (بدون کود) در سه تکرار و در قالب طرح کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک‌های کامل تصادفی اجرا گردید. پس از کوددهی تمام کرت در سال اول، سال دوم در سه چهارم، سال سوم در نصف و سال چهارم در یک چهارم هر یک از کرت‌ها کاربرد لجن در سطوح مربوطه تکرار گردید. کاربرد تجمعی لجن فاضلاب در کلیه سطوح کودی باعث افزایش معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) غلظت‌های کل و قابل عصاره‌گیری با DTPA سرب و کادمیم خاک گردید، بنابراین کاربرد لجن در مقادیر زیاد و با فواصل زمانی کم، عامل مهمی است که نهایتاً آلودگی خاک‌های تحت تیمار را در پی خواهد داشت. اثر باقی‌مانده لجن در یک‌بار کوددهی، سرب و کادمیم کل و غلظت‌های قابل عصاره‌گیری با DTPA فلزات را نسبت به شاهد افزایش داد. در هر یک از کرت‌های آزمایشی پس از متوقف شدن کاربرد لجن، با گذشت زمان غلظت‌های قابل عصاره‌گیری با DTPA عناصر سنگین در خاک به طور پیوسته کاهش یافت و به سطح تیمار شاهد نزدیک شد، گرچه حتی پس از گذشت چهار سال، غلظت سرب و کادمیم در تیمارهایی که بیش از ۵۰ مگاگرم در هکتار لجن دریافت کرده بودند، به طور معنی‌داری بیش از شاهد بود. این امر نشان می‌دهد که کاربرد لجن نه تنها در طول سال کاربرد، بلکه در طی سال‌های پس از کاربرد نیز می‌تواند خطر افزایش فرم قابل جذب سرب و کادمیم را در پی داشته باشد. برای عنصر سرب، رابطه خطی بین غلظت کل و قابل جذب مشاهده گردید. غلظت کل و قابل جذب هر دو عنصر سرب و کادمیم هم‌بستگی‌های مثبت معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۱$) با ECe نشان دادند. نتایج تجزیه گیاه نشان داد که لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر غلظت کادمیم ریشه و ساقه و سرب دانه داشت. در این رابطه بر سرب دانه و کادمیم ساقه اثر تجمعی لجن بیش از باقی‌مانده بود. نتایج این تحقیق نشان داد که لجن فاضلاب به صورت باقی‌مانده و تجمعی غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه را افزایش داده است.

واژه‌های کلیدی: لجن فاضلاب، اثر تجمعی، اثر باقی‌مانده، سرب، کادمیم، گندم

۱. به ترتیب دانشجوی دکتری، استادیار و دانشیاران خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

مقدمه

در جهان سالانه مقادیر زیادی لجن فاضلاب تولید می‌گردد که میزان قابل توجهی از آن به عنوان کود در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود. این در حالی است که حضور عناصر غذایی کم مصرف و نیز عناصر سمی مانند سرب، کادمیم، جیوه، آرسنیک، سلنیوم و نیکل، استفاده بی رویه از لجن در زمین‌های کشاورزی را محدود می‌کند (۲ و ۸)، زیرا کاربرد زیاد لجن منجر به انباشت بیش از حد این عناصر در خاک گردیده و احتمالاً جذب بیش از اندازه این عناصر به وسیله گیاه و انتقال آنها به چرخه غذایی را به دنبال خواهد داشت. بر اساس گزارش محیط زیست آمریکا مصرف لجن فاضلاب باعث افزایش غلظت عناصر سرب، جیوه، نیکل، سلنیوم و کادمیم تا ۱۰۰ برابر غلظت پایه این عناصر در خاک می‌گردد (۷). سرب یکی از آلاینده‌های عمده محیط بوده و برای انسان بسیار سمی است. گرچه سرب را به عنوان یکی از عناصر کم تحرک شناخته‌اند، اما در صورت وجود فرم‌های محلول در محیط، ریشه گیاه قادر خواهد بود مقادیر زیادی از آن را جذب نماید (۱۴). شدت جذب با افزایش غلظت سرب در محلول و با گذشت زمان افزایش می‌یابد (۱۴). برخی عوامل خاکی مانند pH کم، غلظت کم فسفر خاک و فراوانی لیگاندهای آلی به عنوان عوامل افزایش دهنده جذب سرب توسط گیاه و انتقال سرب به اندام‌های هوایی گیاه شناخته شده‌اند (۱۴). کادمیم نیز یک فلز با سمیت زیاد بوده و ورود آن در چرخه غذایی انسان موجب نگرانی‌هایی شده است. آثار منفی این عنصر بر فعالیت‌های بیولوژیکی خاک، متابولیسم گیاه، سلامتی انسان و حیوانات سبب شده‌است که رفتار کادمیم در محیط و جنبه‌های سلامتی مرتبط با آن توسط محققان زیادی مطالعه شود (۱۳ و۳۴). برخی محققان معتقدند که افزایش معنی‌دار گونه‌های ضعیف پیوند شده و قابل تبادل کادمیم در خاک‌هایی که لجن دریافت می‌کنند، بر قابلیت دسترسی آن برای گیاه اثر می‌گذارد (۱۴).

در رابطه با اثر"گذشت زمان" بر وضعیت فلزات سنگین در خاک و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه نظرات متفاوتی مطرح شده است. بر اساس نظریه اثر بمب زمان (Time bomb effect) این نگرانی وجود دارد که فلزات سنگین در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، با گذشت زمان متحرک شده و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه افزایش یابد، اسیدی شدن خاک به دنبال تجزیه مواد آلی و اکسایش گوگرد دلیل این مسأله می‌باشد (۴ و ۲۲). از سوی دیگر برخی معتقدند که بر اساس نظریه اثر کهنه شدن (Aging effect) قابلیت دسترسی فلزات سنگین وارد شده به خاک همراه لجن فاضلاب با گذشت زمان کاهش می‌یابد این امر می‌تواند به علت جذب شدید آنها توسط خاک و مواد آلی لجن باشد. راندل و همکاران (۲۹) معتقد هستند که قابلیت دسترسی فلزات سنگین به طور کلی در ۳ تا ۴ سال اول پس از کاربرد لجن بالا می‌باشد این روند در سال‌های بعد با قابلیت دسترسی کمتر اما پایدار فلزات در خاک دنبال می‌شود. چنگ و همکاران (۶) گزارش کردند که بیشترین جذب فلز توسط گیاه در دو سال اول پس از کاربرد لجن اتفاق می‌افتد سپس این جذب کمتر شده و به صورت ثابت با زمان ادامه پیدا می‌کند. فرضیه جذب ثابت (Uptake plateau concept) که چنی و رایان (۵) مطرح کرده‌اند بر این اساس استوار است که جذب فلزات سنگین توسط گیاه به عنوان تابعی خطی از شدت افزایش فلز درخاک صورت می‌گیرد تا این‌که به یک حد بیشینه رسیده و پس از آن مقدار جذب ثابت می‌شود. این اثر می‌تواند تابع فیزیولوژی گیاه باشد، گرچه لوگان و همکاران (۲۱) مشاهده این پدیده را به ظرفیت جذب و نگه‌داری فلزات توسط لجن ربط دادند. در تحقیقات کوتاه مدتی که بر روی کاربرد لجن صورت می‌گیرد عواملی مانند افزایش موقت در pH خاک، اثر رقت ناشی از رشد، آثار رقابت یونی در نتیجه افزایش غلظت عناصر کم مصرف، یا اثرات سمیت ریشه که توانایی گیاهان برای جذب فلزات سمی را محدود می‌کند، ممکن است سبب بروز اثر جذب ثابت شوند درحالی که در مطالعات طولانی مدت اثر بسیاری از این عوامل تضعیف شده و اثر جذب ثابت کمتر مشاهده می‌شود (۲۳).

نظر به حفظ سلامت مصرف‌کنندگان، کنترل وضعیت فلزات

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

سنگین در خاک‌های کشاورزی، از اهمیت قابل توجهی برخوردار است. در این راستا دو عامل "مقدار تجمعی" لجن به کار رفته و "زمان سپری شده" از کاربرد لجن دارای اثرات مهمی بر غلظت، قابلیت دسترسی و تحرک فلزات سنگین در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب می‌باشند. اهمیت موضوع از آنجا روشن می‌شود که مقدار تجمعی لجن، شدت افزایش عناصر سنگین موجود در آن به خاک را نشان می‌دهد و زمان سپری شده از کاربرد لجن بیانگر واکنش‌هایی است که فرصت وقوع داشته و بسته به ویژگی‌های خاک به جذب و رسوب عناصر در خاک و یا افزایش حلالیت و قابلیت جذب آنها منجر شده‌اند. هدف از اجرای این پژوهش، بررسی اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در یک خاک اریدی‌سول و جذب این عناصر به وسیله گندم می‌باشد.

مواد و روش‌ها

محل انجام آزمایش

این پژوهش با کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب شهری در خاک و کشت گیاه گندم رقم مهدوی (*Triticum aestivum*) در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان (لورک، نجف آباد) واقع در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان انجام شد. خاک منطقه دررده اریدی‌سول‌ها قرار دارد (Fine loamy, mixed, thermic, Typic Haplargids). میانگین دمای سالیانه هوا در ایستگاه لورک نجف‌آباد ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد و متوسط بارندگی ۱۴۰ میلی‌متر است.

طرح آزمایش و روش پیاده کردن تیمارها

سطوح مختلف لجن فاضلاب شهری (هضم شده به صورت بی‌هوازی) به عنوان فاکتورA (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار) و هر یک در چهار سطح B (۳،۲،۱ و ۴ سال کوددهی) همراه با تیمار شاهد در قالب طرح کرت‌های خرد شده با طرح پایه بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار به کار رفت. در سال ۱۳۷۸، ۹ کرت در ابعاد ۳×۱۲ متر جهت تیمارهای لجن فاضلاب و ۳ کرت شاهد (بدون کوددهی) آماده گردید. در سال اول تمام کرت‌ها لجن دریافت کردند، در سال دوم اجرای طرح (۱۳۷۹)، بعد از انجام مراحل خاکورزی کرت‌ها به ۲ قسمت نامساوی ۳× ۳ و ۳× ۹ متری تقسیم و قسمت ۳×۹ متری آن برای بار دوم لجن دریافت کرد اما به قسمت کوچک‌تر آن لجن اضافه نشد. در سال سوم (۱۳۸۰) کرت ۳×۹ متری نیز به ۲ بخش نامساوی ۳× ۳ و ۳× ۶ متر تقسیم شد که قسمت ۳×۳ متری آن لجن دریافت نکرد و به ۳×۶ متری آن مجدداً لجن داده شد. در چهارمین سال اجرای این طرح (۱۳۸۱) قسمت ۳×۶ متری مشخص شده که تا سال سوم ۳ بار لجن دریافت کرده بود به دو قسمت مساوی ۳×۳ متری تقسیم شد که یک قسمت آن لجن دریافت نکرد اما به قسمت دیگر آن برای چهارمین سال متوالی لجن اضافه گردید. پس از محاسبه مقدار هوا خشک لجن و افزودن آن به خاک، تا عمق ۲۰ سانتی‌متری با خاک مخلوط گردید. در هر ۴ سال اجرای طرح، گندم به صورت پائیزه کشت شد (با تراکم کشت ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار). کشت به صورت ردیفی و آبیاری به صورت غرقابی صورت گرفت و مبارزه با علف‌های هرز به صورت مکانیکی انجام شد و جز لجن فاضلاب از کود دیگری استفاده نگردید.

نمونه‌برداری و آنالیزهای شیمیایی

پس از پایان دوره رشد گندم و رسیدن محصول در تیرماه سال ۱۳۸۲، نمونه‌برداری از خاک و گیاه انجام شد. نمونه‌برداری از ریشه، ساقه و دانه گندم به صورت جداگانه انجام پذیرفت. نمونه‌های خاک نیز از عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری برداشت شد. پس از انتقال نمونه‌های خاک به آزمایشگاه و هوا خشک شدن، نمونه‌ها به طور جداگانه کوبیده، از الک ۲ میلی‌متری گذرانده و خواص شیمیایی آنها به شرح زیر تعیین گردید.

هدایت الکتریکی نمونه‌های خاک در عصاره اشباع و pH در گل اشباع اندازه‌گیری گردید (۲۵). ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با روش استات سدیم اندازه‌گیری شد (۲۸). اندازه‌گیری ماده

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۱. برخی ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده و مقایسه غلظت (mg/kg) برخی عناصر سنگین آن با استانداردهای USEPA503 (۳۵)

پارامتر اندازه‌گیری شده	واحد	لجن فاضلاب مورد استفاده	حدمجاز استاندارد USEPA503
pH	–	۶/۴	–
قابلیت هدایت الکتریکی	$dS\ m^{-1}$	۹/۴	–
ماده آلی	٪	۳۱	–
نیتروژن	٪	۱/۹	–
فسفر	٪	۱/۴۳	–
پتاسیم	٪	۰/۶۴	–
آهن	٪	۱/۸۷	–
منگنز	٪	۰/۰۳۳	–
کادمیم	$mg\ kg^{-1}$	۵	۳۹
سرب	$mg\ kg^{-1}$	۱۸۰	۳۰۰
جیوه	$mg\ kg^{-1}$	۱۰/۸	۱۷
روی	$mg\ kg^{-1}$	۱۸۸۵	۲۸۰۰
آرسنیک	$mg\ kg^{-1}$	۱۱۰/۷	۴۱
مس	$mg\ kg^{-1}$	۳۸۵	۱۵۰۰

آلی خاک به روش اکسایش تر صورت گرفت (۳۶). شکل قابل‌جذب فلزات سرب و کادمیم در نمونه‌های خاک به وسیله محلول DTPA (Diethylene Triamine Pentaacetic Acid) عصاره‌گیری شد (۲۰). برای اندازه‌گیری غلظت کل این عناصر در خاک نمونه‌ها توسط اسید نیتریک ۴ نرمال هضم و عصاره‌گیری شدند (۳۳). پس از برداشت، نمونه‌های گیاهی (شامل ریشه، ساقه و دانه) در آون به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند. برای تعیین غلظت فلزات، نمونه‌های گیاه به روش اکسایش تر (اسیدنیتریک ۷۰٪، اسیدکلریدریک غلیظ، آب اکسیژنه ۳۰٪) هضم شدند (۱۱). مقدار کل فلزات در لجن فاضلاب نیز به همین روش عصاره‌گیری شد. غلظت عناصر مورد نظر در عصاره‌های خاک و گیاه و لجن به وسیله دستگاه جذب اتمی پرکین- المر ۳۰۳۰ در طول موج خاص هر عنصر و هم‌چنین غلظت فلزات در نمونه‌های خشک خاک و گیاه و لجن به روش فلورسانس اشعه ایکس (XRF) نیز اندازه‌گیری شد (۱).

تحلیل‌های آماری

آنالیزهای آماری برای بررسی تغییرات غلظت عناصر و مقایسه بین تیمارهای مختلف سطح کاربرد لجن، زمان و اثر متقابل این دو فاکتور با نرم‌افزارهای SAS و MSTATC انجام گردید. مقایسه میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ۵ ٪ صورت گرفت. رسم نمودارها با نرم‌افزار EXCEL انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده

آثار کاربرد لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی بستگی زیادی به خصوصیات لجن مورد استفاده دارد. برخی ویژگی‌های شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده در جدول ۱ آورده شده است. pH لجن فاضلاب مورد استفاده تا حدودی

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۲. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه تا عمق ۲۰ سانتی‌متری

پارامتر اندازه‌گیری شده	واحد	مقدار
بافت	–	لوم رسی
pH	–	۸/۳
O.C[1]	٪	۰/۴۶
CEC[2]	$cmol_c\ kg^{-1}$	۱۴
ECe[3]	$dS\ m^{-1}$	۱/۱
کربنات کلسیم معادل	$g\ kg^{-1}$	۳۹۵/۳
کلر	$mg\ kg^{-1}$	۱۱۰/۴
سرب کل	$mg\ kg^{-1}$	۱۹/۳
کادمیم کل	$mg\ kg^{-1}$	۰/۳۳

1.Organic Carbon 2.Cation Exchange Capacity 3.Electrical Conductivity

اسیدی است (جدول ۱) که این عمدتاً به دلیل حضور اسیدهای آلی حاصل از تخمیر مواد آلی می‌باشد. قابلیت هدایت الکتریکی لجن فاضلاب نسبتاً زیاد بوده و احتمال وقوع خطر شوری را مطرح می‌سازد. مقایسه مقادیر عناصر سنگین لجن فاضلاب مورد استفاده با استانداردهای آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) در جدول ۱، نشان داد که غلظت کلیه عناصر سنگین به غیر از آرسنیک در این لجن پایین‌تر بوده و از نظر فلزات سنگین غیر از آرسنیک، از پتانسیل آلودگی کمی برخوردار می‌باشد (۳۵). اما باید توجه داشت که این محدوده غلظت عناصر در لجن فاضلاب بیش از آن چیزی است که به طور معمول در خاک‌های کشاورزی یافت می‌شود (۳). این امر نشان می‌دهد که در صورت افزودن مقادیر زیاد لجن، خاک به صورت مخزنی برای عناصر مذکور در خواهد آمد.

تأثیر لجن فاضلاب بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک

جدول ۲ برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه را نشان می‌دهد. کاربرد لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر pH خاک نداشت، اما به شکل معنی‌داری کربن آلی خاک را تغییر داد (جدول ۳). در این رابطه افزایش کاربرد لجن در سال‌های متوالی افزایش بیشتر کربن آلی را به همراه داشته است (جدول ۳). به طور کلی در خاک‌های آهکی به دلیل بالا بودن ظرفیت بافری خاک تغییرات pH بر اثر استفاده از لجن فاضلاب بسیار کم می‌باشد (۱۰). وجود مقدار نسبتاً زیاد ماده آلی در لجن دلیل افزایش مشاهده شده در کربن آلی خاک می‌باشد.

لجن فاضلاب بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز اثر معنی‌داری داشت. آثار باقی‌مانده لجن در تیمارهای یک سال کوددهی نشان داد که ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در این تیمارها بیش از شاهد بوده و با آن تفاوت معنی‌دار نشان داد. لذا به نظر می‌رسد که گذشت زمان و تجزیه لجن به افزایش CEC خاک کمک کرده و حتی پس از گذشت ۴ سال زمان از یک‌بار کاربرد لجن مقدار این فاکتور در تیمارهایی که کود دریافت کرده‌اند بیش از شاهد می‌باشد (جدول ۳). بررسی آثار تجمعی کاربرد لجن نشان داد که با افزایش سطح کاربرد لجن، CEC خاک روند افزایشی طی می‌کند.

لجن فاضلاب اثر معنی‌دار بر شوری (ECe) خاک داشت. بررسی اثرات باقی‌مانده لجن نشان داد که تیمارهای ۱ سال کوددهی در هیچ یک از سطوح کاربرد لجن دارای اختلاف معنی‌دار با شاهد نمی‌باشد (جدول ۳). اما بررسی اثرات تجمعی لجن نشان داد که با افزایش سطح کاربرد لجن، ECe خاک به صورت خطی افزایش پیدا می‌کند. افزایش ECe خاک با کاربرد لجن فاضلاب، در صورت کوددهی متوالی در دراز مدت می‌تواند عاملی محدود کننده به خصوص برای کشت گیاهان

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۳. مقایسه میانگین‌های ویژگی‌های شیمیایی خاک در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب

تیمار	PH	O.C %	CEC($cmol_c\ kg^{-1}$)	ECe ($dS\ m^{-1}$)
۲۵	۸/۱^{a}	۰/۶۱^{d}	۱۷/۵^{bcd}	۱/۳۹^{bcd}
۲۵+۲۵	۷/۸^{a}	۰/۷۰^{d}	۱۵/۲^{ef}	۱/۱۰^{d}
۲۵+۲۵+۲۵	۸/۲^{a}	۱/۲۳^{bcd}	۱۵/۸^{def}	۱/۲۵^{bcd}
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۸/۳^{a}	۱/۱۶^{bcd}	۱۷/۶^{bcd}	۱/۴۲^{bcd}
۵۰	۸/۳^{a}	۰/۵۱^{d}	۱۶/۷^{cde}	۱/۱۰^{d}
۵۰+۵۰	۸/۳^{a}	۰/۹۸^{cd}	۱۵/۹^{def}	۱/۲۰^{bcd}
۵۰+۵۰+۵۰	۸/۳^{a}	۱/۲۲^{bcd}	۱۸/۵^{bc}	۱/۵۱^{bc}
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۸/۲^{a}	۲/۰۸^{b}	۱۶/۵^{cde}	۱/۵۸^{b}
۱۰۰	۸/۱^{a}	۱/۰۳^{cd}	۱۷/۲^{bcde}	۱/۲۰^{bcd}
۱۰۰+۱۰۰	۸/۱^{a}	۱/۴۲^{bcd}	۱۸/۹^{b}	۱/۱۷^{cd}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۷/۶^{a}	۱/۷۷^{bc}	۲۱/۱^{a}	۱/۵۰^{bc}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۸/۱^{a}	۳/۳۷^{a}	۲۲/۹^{a}	۲/۱۱^{a}
شاهد	۸/۳^{a}	۰/۴۵^{d}	۱۴^{f}	۱/۰۷^{d}

میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ٪۵ مقایسه شده‌اند. در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی تفاوت هر دو میانگینی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند، معنی‌دار نیست.

حساس باشد. این مسأله در نواحی خشک مانند اصفهان از اهمیت خاصی برخوردار است.

تأثیر لجن فاضلاب بر فلزات سنگین در خاک

مقدار کل و قابل جذب عناصر سنگین در خاک در نتیجه کاربرد لجن فاضلاب، شاخص مهمی است که می‌تواند جهت ارزیابی آلودگی در خاک‌های تحت تیمار فاضلاب به کار رود. جدول ۴ غلظت کل و قابل جذب سرب و کادمیم در خاک را نشان می‌دهد. به طور کلی لجن فاضلاب غلظت کل و قابل‌جذب سرب و کادمیم در خاک را افزایش داد. نحوه این تأثیر با توجه به سطح لجن به کار رفته و نیز مدت زمان سپری شده از آخرین کوددهی متفاوت بوده است.

سرب کل خاک

به طور کلی لجن فاضلاب اثر معنی‌دار بر افزایش سرب کل خاک داشت (جدول ۴). بررسی اثرات باقی‌مانده لجن بر سرب کل خاک حاکی از آن است که مقادیر سرب مربوط به تیمارهای یک سال کوددهی که از ۴ سال پیش تا کنون لجن دریافت نکرده‌اند هم‌چنان بیش از مقدار سرب شاهد است. این امر دلیلی برتجمع سرب در افق سطحی و آبشویی کم آن به اعماق خاک می‌باشد. بررسی اثرات تجمعی لجن نشان داد که با افزایش سطح کاربرد لجن از ۲۵ به ۱۰۰ مگاگرم در هکتار روند تغییرات سرب کل خاک خطی و افزایشی می‌باشد. با افزایش تعداد سال‌های کوددهی از یک به ۴ سال نیز سرب کل خاک به طور منظم افزایش می‌یابد (جدول ۴). مقایسه غلظت سرب کل خاک در تیمارهای آزمایشی با حداکثر غلظت قابل قبول فلزات سنگین (MAC) در خاک‌های کشاورزی نشان داد که غلظت سرب در این تیمارها کمتر از حدود مجاز پیشنهاد شده می‌باشد (۳۱).

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۴. مقایسه میانگین‌های غلظت کل و قابل جذب عناصرسنگین خاک (mg/kg) در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب

تیمار	Total Pb	Total Cd	DTPA Pb	DTPA Cd
۲۵	۲۰/۹^{ef}	۰/۷۶^{ab}	۳/۰۸^{fg}	۰/۰۵^{gh}
۲۵+۲۵	۲۲/۱^{def}	۰/۳۶^{ef}	۳/۴۶^{ef}	۰/۰۸^{efg}
۲۵+۲۵+۲۵	۲۴/۵^{def}	۰/۶۳^{bcd}	۴/۲۳^{de}	۰/۱۰^{e}
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۲۶/۸^{d}	۰/۴۰^{ef}	۴/۳۸^{de}	۰/۱۴^{cd}
۵۰	۲۵/۵^{de}	۰/۵۰^{de}	۳/۴۱^{efg}	۰/۰۶^{fgh}
۵۰+۵۰	۲۵/۴^{de}	۰/۴۰^{ef}	۴/۴۹^{d}	۰/۰۹^{ef}
۵۰+۵۰+۵۰	۳۲/۹^{c}	۰/۶۶^{abc}	۵/۹۰^{bc}	۰/۱۵^{cd}
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۳۵/۹^{bc}	۰/۷۰^{abc}	۶/۲۹^{b}	۰/۱۷^{bc}
۱۰۰	۲۵/۸^{de}	۰/۷۰^{abc}	۴/۰۶^{def}	۰/۱۰^{ef}
۱۰۰+۱۰۰	۳۳/۵^{c}	۰/۶۰^{cd}	۴/۹۴^{cd}	۰/۱۱^{de}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۴۰/۲^{b}	۰/۶۰^{cd}	۷/۳۴^{a}	۰/۱۹^{b}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۵۲/۷^{a}	۰/۸۰^{a}	۷/۵۱^{a}	۰/۲۴^{a}
شاهد	۱۹/۳^{f}	۰/۳۳^{f}	۲/۴۵^{g}	۰/۰۳^{h}

میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال٪ ۵ مقایسه شده‌اند. در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی تفاوت هر دو میانگینی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند، معنی‌دار نیست.

سرب قابل‌جذب خاک

اثر لجن فاضلاب بر افزایش سرب قابل عصاره‌گیری با DTPA خاک معنی‌دار بود (جدول ۴). اثر باقی‌مانده لجن در تیمار ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار سبب افزایش معنی‌دار این پارامتر در مقایسه با شاهد گردید. جدول ۴ نشان می‌دهد که لجن فاضلاب به صورت تجمعی نیز مقدار سرب قابل عصاره‌گیری با DTPA را افزایش داده است. معنی‌دار شدن اثر باقی‌مانده لجن در تیمار ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار حاکی از آن است که باقی‌مانده لجن درسطوح بالای کاربرد، غلظت سرب قابل‌جذب خاک را برای سال‌ها بیش از مقدار این عنصر در تیمار شاهد نگه داشته و می‌تواند مشکلات زیست محیطی پدید آورد گرچه گذشت زمان سطح سرب قابل جذب را کاهش داده و به سطح آن در شاهد نزدیک می‌کند، که این خود تاییدی بر نظریه کهنه شدن می‌باشد (۲۹). بررسی آثار تجمعی لجن فاضلاب نشان داد که باافزایش سطح لجن از ۲۵ به ۵۰ و سپس ۱۰۰ مگاگرم درهکتار سرب قابل‌جذب خاک به صورت خطی افزایش می‌یابد. با افزایش تعداد سال‌های کوددهی نیزاین پارامتر افزایش می‌یابد، این افزایش خصوصاً از سال دوم به سوم چشمگیر می‌باشد (جدول ۴). به عبارتی قابلیت دسترسی سرب در تیمارهایی که ۳ تا ۴ سال زمان از کاربرد لجن در آنها سپری شده بود، به میزان قابل توجهی کمتر از تیمارهایی است که در ۲ سال اخیر کود دریافت کرده‌اند. این مساله می‌تواند به علت افزایش جمعیت میکروارگانیزم‌ها در نتیجه افزایش مقادیر بیشتر کود در سال‌های سوم و چهارم کوددهی باشد که منجر به تسریع فرایند معدنی شدن گردیده و سرب قابل‌جذب خاک را افزایش داده است. ضمن آن‌که تیمارهای ۱ و ۲ سال کوددهی زمان کافی جهت انجام واکنش‌های شیمیایی که منجر به رسوب فلزات گردیده است را دارا بوده‌اند زیرا با گذشت زمان، مواد آلی

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

بیشتر تجزیه شده است (دمای بالا و وجود آب به صورت آبیاری به این امر کمک کرده است) در نتیجه رهاسازی فلزات پیوند شده با مواد آلی بیشتر بوده‌است. هم‌چنین اثر ویژگی‌های خاک از جمله pH بالای خاک، مقدار زیاد رس و خاصیت بافری کربنات کلسیم شرایط مناسبی جهت رسوب و جذب اختصاصی فلزات آزاد شده را فراهم کرده و سبب کاهش قابلیت جذب آنها گردیده است (۲۲). چنگ و همکاران (۶) نتیجه گرفتند که بیشترین جذب فلز توسط گیاه در ۲ سال اول پس از کاربرد لجن اتفاق می‌افتد. سپس این جذب کمتر شده وبه صورت ثابت با زمان ادامه پیدا می‌کند.

کادمیم کل خاک

کاربرد لجن فاضلاب بر کادمیم کل خاک اثر معنی‌داری داشت. بررسی اثرات باقی‌مانده لجن بر کادمیم کل خاک نشان داد که تیمارهای ۱ سال کوددهی در هر یک از سه سطح لجن دارای مقادیر کادمیم کل بیشتری نسبت به شاهد بودند (جدول ۴). این تیمارها با وجود آن‌که از ۴ سال پیش تا کنون لجن دریافت ننموده‌اند دارای غلظت‌های بالایی از کادمیم نسبت به شاهد هستند. این امر انتقال بسیار کم کادمیم به عمق خاک و تجمع آن در سطح را نشان می‌دهد. بررسی آثار تجمعی لجن حاکی از آن است که با افزایش سطح کود از ۲۵ به ۵۰ و سپس ۱۰۰ مگاگرم لجن، کادمیم کل خاک افزایش می‌یابد. به طور کلی بسیاری از تیمارها با شاهد تفاوت معنی‌دار نشان داده‌اند و در همه آنها کادمیم کل خاک بیش از شاهد است (جدول ۴). مقایسه غلظت کادمیم در تیمارهای آزمایشی با حداکثر غلظت قابل قبول (MAC) در خاک‌های کشاورزی نشان می‌دهد که غلظت کادمیم در این تیمارها کمتر از حدود مجاز پیشنهاد شده می‌باشد (۳۱).

کادمیم قابل جذب خاک

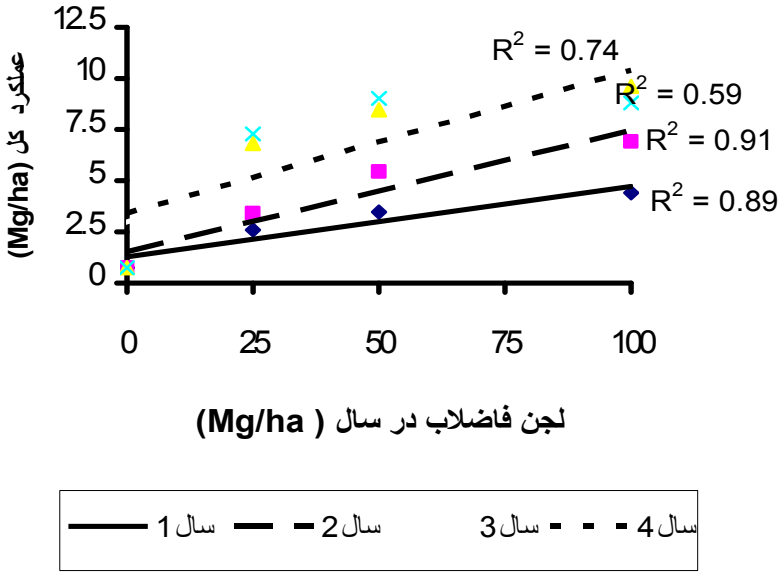
لجن فاضلاب مقدار کادمیم قابل عصاره‌گیری با DTPA را به طور معنی‌داری در خاک افزایش داد (جدول ۴). بررسی آثار باقی‌مانده لجن نشان داد که مقدار کادمیم قابل‌جذب خاک در تیمار۱۰۰ مگاگرم بر هکتار ۱ سال کوددهی بیش از تیمار شاهد است (جدول ۴). این امر حاکی از آن است که اثر باقی‌مانده لجن در سطح بالای کاربرد آن باعث شده است که قابلیت جذب کادمیم در خاک هم‌چنان بیش از تیمار شاهد باشد. بنابراین می‌توان احتمال داد که کاربرد لجن حتی پس از گذشت چند سال مشکلات زیست محیطی به دنبال داشته باشد گرچه گذشت زمان سطح کادمیم قابل جذب را کاهش داده و به سطح آن در شاهد نزدیک می‌کند که این خود تأییدی بر نظریه کهنه شدن می‌باشد (۲۹). بررسی اثر تجمعی لجن نشان داد که با افزایش سطح کاربرد لجن و تعداد سال‌های کوددهی کادمیم قابل‌جذب خاک به صورت خطی افزایش یافت ضمن آنکه با افزایش از ۲ به ۳ دفعه کوددهی افزایش در کادمیم قابل‌جذب چشمگیر می‌باشد (جدول ۴). دلایل گفته شده برای سرب قابل جذب در اینجا نیز قابل ذکر می‌باشد.

تأثیر لجن فاضلاب بر رشد گیاه گندم

هیچ علامتی از سمیت فلزات مانند کلروز و نکروز در هیچ یک از اندام‌های گیاه گندم مشاهده نشد. لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر تغییرات وزن خشک اندام هوایی گندم داشت. دربین سطوح کودی، تیمار ۱۰۰ مگاگرم و در بین تعداد سال‌های کوددهی تیمار ۴ سال کوددهی بیشترین مقدار وزن خشک اندام هوایی گندم را به خود اختصاص دادند. بررسی اثرات باقی‌مانده نشان داد که در تیمارهای ۱ سال کوددهی که از آخرین و تنها کوددهی آنها ۴ سال می‌گذرد، وزن خشک اندام هوایی بیشتر از شاهد بود. به نظر می‌رسد عناصر غذایی پرمصرف همانند نیتروژن، فسفر و گوگرد که همراه لجن به خاک افزوده می‌شوند و نیز عناصر غذایی کم مصرف نظیر Fe، Zn و Cu می‌توانند در طی تجزیه مواد آلی و فرایند معدنی شدن در اختیار گیاه قرار گرفته و عملکرد زیاد آن را در پی داشته باشند. به علاوه اثرات مفید لجن به عنوان ماده آلی بر ویژگی‌های فیزیکی خاک نیز قابل ذکر می‌باشد. این‌که فاکتور

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]



شکل ۱. اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب بر وزن خشک اندام هوایی گندم

تعداد سال‌های کوددهی معنی‌دار شد، اثر زمان را به خوبی نشان می‌دهد، هرچه زمان بیشتری از آخرین کوددهی خاک سپری می‌شود از مقدار عناصر قابل استفاده گیاه کاسته می‌شود زیرا گیاه این عناصر را در یکی دو سال اول از خاک گرفته و به مصرف می‌رساند لذا وزن خشک اندام هوایی گیاه در تیمارهایی که زمان بیشتری از آخرین کوددهی آنها سپری شده کمتر از سایر تیمارها بوده و احتمالاً با گذشت مدت زمان بیشتر به سطح آن در شاهد می‌رسد. بررسی اثرات تجمعی نشان داد که با افزایش سطح کوددهی ونیز با افزایش تعداد سال کوددهی وزن خشک اندام هوایی به‌طور خطی افزایش یافت (شکل ۱).

تأثیر لجن فاضلاب بر فلزات سنگین در گیاه

غلظت عناصر سنگین در گیاهان خوراکی شاخص مهمی است که خطر ورود این عناصر به چرخه غذایی انسان، در خاک‌های تحت تیمار لجن فاضلاب را روشن می‌سازد. غلظت سرب و کادمیم در ریشه، ساقه و دانه گندم در تیمارهای مورد بررسی در جدول ۵ نشان داده شده است. به طور کلی لجن فاضلاب غلظت سرب و کادمیم در گیاه را افزایش داد. نحوه این تأثیر با توجه به سطح لجن به کار رفته و نیز مدت زمان سپری شده از آخرین کوددهی متفاوت بود.

سرب در گیاه

لجن فاضلاب اثر معنی‌داری برسرب ریشه گندم نداشت (جدول ۵). نتایج تجزیه واریانس هم‌چنین نشان داد که لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر جذب سرب ساقه گندم نداشت (جدول ۵). قابل ذکر است با توجه به این‌که عملکرد تیمارهای مورد مقایسه با همدیگر تفاوت نشان می‌دهد، به جای استفاده از غلظت عناصر، از مفهوم جذب (Uptake) یعنی حاصل‌ضرب غلظت عنصر در عملکرد گیاه استفاده می‌شود. عامل آزمایشی سطح کاربرد لجن فاضلاب، آثار معنی‌داری بر سرب دانه گندم داشت. بیشترین مقدار سرب دانه گندم در تیمار ۵۰ مگاگرم لجن مشاهده شد که با تیمار ۲۵ مگاگرم اختلاف معنی‌دار نشان داد. مقایسه تعداد سال‌های کوددهی نشان داد که تیمار ۴ سال کوددهی بیشترین مقدار سرب دانه را دارا بود (جدول ۵). بررسی آثار باقی‌مانده در تیمارهای ۱ سال کوددهی نشان داد که تفاوتی بین تیمارهای لجن و شاهد وجود ندارد. بررسی اثرات تجمعی نشان داد که با افزایش سطح کوددهی از ۲۵ به ۵۰ مگاگرم افزایش معنی‌داری درسرب دانه اتفاق افتاد اما بین ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم اختلاف معنی‌دار وجود نداشت (جدول ۵). تجمع سرب در اندام‌های رویشی و تاثیر عامل رقت ناشی از رشد، می تواند

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۵ . مقایسه میانگین‌های غلظت سرب و کادمیم در ریشه و دانه و جذب ساقه در تیمارهای مختلف لجن فاضلاب

تیمار	Pb ریشه ($mg\ kg^{-1}$)	Cd ریشه ($mg\ kg^{-1}$)	جذب Pb ساقه ($mg\ ha^{-1}$)	جذب Cd ساقه ($mg\ ha^{-1}$)	Pb دانه ($mg\ kg^{-1}$)	Cd دانه ($mg\ kg^{-1}$)
۲۵	۲۱/۵^{a}	۰/۳^{c}	۲۷۷۳۹^{a}	۶۷۳^{de}	۸/۵^{ab}	۰/۴^{a}
۲۵+۲۵	۱۸/۶^{a}	۱/۰^{a}	۱۲۴۱۴۳^{a}	۱۴۵۸^{de}	۸/۰^{ab}	۰/۵^{a}
۲۵+۲۵+۲۵	۱۴/۰^{a}	۰/۷^{abc}	۷۵۰۱۳^{a}	۴۸۴۶^{ab}	۷/۶^{b}	۰/۵^{a}
۲۵+۲۵+۲۵+۲۵	۱۵/۷^{a}	۰/۳^{c}	۱۳۸۷۴۰^{a}	۴۴۹۱^{abc}	۸/۲^{ab}	۰/۷^{a}
۵۰	۱۶/۹^{a}	۰/۳^{c}	۵۳۹۰۲^{a}	۱۷۲۷^{cde}	۷/۸^{b}	۰/۳^{a}
۵۰+۵۰	۱۴/۹^{a}	۰/۸^{ab}	۸۷۵۰۱^{a}	۳۴۵۸^{abcd}	۸/۶^{ab}	۰/۶^{a}
۵۰+۵۰+۵۰	۲۴/۷^{a}	۰/۸^{ab}	۱۱۶۲۳۲^{a}	۵۸۰۴^{a}	۹/۰^{a}	۰/۴^{a}
۵۰+۵۰+۵۰+۵۰	۱۵/۷^{a}	۰/۵^{bc}	۱۹۸۰۸۴^{a}	۵۹۸۸^{a}	۹/۰^{a}	۰/۴^{a}
۱۰۰	۱۸/۶^{a}	۰/۷^{abc}	۴۶۲۷۳^{a}	۲۳۸۸^{bcde}	۸/۴^{ab}	۰/۴^{a}
۱۰۰+۱۰۰	۱۶/۹^{a}	۰/۸^{ab}	۱۰۰۸۹۵^{a}	۳۳۶۱^{abcd}	۸/۶^{ab}	۰/۵^{a}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۱۹/۸^{a}	۰/۸^{ab}	۱۵۸۹۰۳^{a}	۴۸۲۰^{ab}	۸/۰^{ab}	۰/۵^{a}
۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰+۱۰۰	۱۵/۳^{a}	۰/۳^{c}	۱۶۸۶۶۴^{a}	۵۱۹۵^{ab}	۸/۴^{ab}	۰/۴^{a}
شاهد	۱۴/۰^{a}	۰/۷^{abc}	۱۶۵۷۲^{a}	۲۸۷^{e}	۸/۲^{ab}	۰/۲^{a}

میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال٪ ۵ مقایسه شده‌اند. در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی تفاوت هر دو میانگینی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند، معنی‌دار نیست.

دلایل احتمالی این نتیجه ذکر گردد. در هر یک از سطوح کاربرد لجن افزایش تعداد سال‌های کوددهی به طور کلی با افزایش سرب دانه همراه بود اما اختلاف معنی‌داری بین این تیمارها مشاهده نشد. جذب مقادیر بالای سرب توسط دانه گندم در این خاک آهکی ممکن است به علت نزدیکی منطقه به جاده بوده و ناشی از وجود سرب در گرد و غبار هوای اطراف و نشستن آن بر روی گیاه باشد. گر چه سیلانپا و جانسون (۳۰) از تحقیقات خود نتیجه گرفتند که pH خاک اثر خفیفی بر قابلیت دسترسی سرب دارد. غلظت سرب در دانه گندم تیمارهای مختلف بیش از سطوح زمینه معرفی شده در منابع می‌باشد (۱۴). مقایسه بین ریشه، ساقه و دانه نشان می‌دهد که غلظت سرب در ریشه بیش از ساقه و در ساقه نیز بیش از دانه می‌باشد. به عبارتی ریشه سرب بیشتری در خود جمع‌آوری می‌کند. برخی تحقیقات بر تجمع سرب در بافت ریشه تأکید دارند (۱۴ و ۳۸). زیمدال و کوئپ (۳۹) بیان کردند که فرایند اصلی مسئول برای تجمع سرب در بافت ریشه ته‌نشینی سرب خصوصاً به صورت پیروفسفات سرب در طول دیواره‌های سلول می‌باشد. با توجه به روند جذب عناصر در ریشه و دانه (جدول ۵) به نظر می‌رسد اشباع سطح ریشه (که همانند یک کلوئید عمل می‌کند) از عنصر سرب، جذب بیشتر آن توسط گیاه را محدود می‌کند اگر چه در مقدار سرب قابل جذب خاک افزایش روی داده باشد. برخی محققان فرضیه جذب ثابت را مطرح کرده‌اند (۵ و ۲۱)، بر اساس این فرضیه جذب فلز توسط گیاه به صورت تابعی از شدت افزایش فلز به خاک افزایش می‌یابد تا این که پس از رسیدن به یک بیشینه ثابت می‌شود.

کادمیم در گیاه

لجن فاضلاب اثر معنی‌داری برغلظت کادمیم ریشه داشت. در این رابطه اثر تعداد سال‌های کوددهی معنی‌دار شد. بررسی آثار باقی‌مانده نشان داد که کادمیم ریشه تیمارهای ۱ سال کوددهی کمتر از شاهد بود لذا به نظر می‌رسد که اثر باقی‌مانده لجن قابل توجه نبوده است (جدول ۵). اطلاعات جدول نشان

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۶ . ضرایب هم‌بستگی بین صفات مختلف برای عنصر سرب

	صفت	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹
۱	سرب کل	۱								
۲	سرب قابل‌جذب	۰/۹۴**	۱							
۳	غلظت سرب ریشه	۰/۰۲	۰/۱۴	۱						
۴	جذب سرب ساقه	۰/۷۸**	۰/۸۷**	-۰/۰۲	۱					
۵	غلظت سرب دانه	۰/۲۹	۰/۳۵	۰/۳۴	۰/۳۲	۱				
۶	pH	۰/۲۷	-۰/۳۲	-۰/۲۵	-۰/۲۵	۰/۳۰	۱			
۷	O.C٪	۰/۹۵**	۰/۸۸**	-۰/۱۵	۷۹**۰/	۰/۲۸	-۰/۱۹	۱		
۸	CEC	۰/۸۹**	۰/۸۲**	۰/۲۶	۰/۵۷*	۰/۱۷	-۰/۳۷	۷۹**۰/	۱	
۹	ECe	۰/۸۶**	۰/۸۰**	۰/۰۹	-۰/۱۴	۰/۳۴	-۰/۰۹	۰/۸۹**	۰/۸۰**	۱

* : در سطح ۵٪ معنی‌دار می‌باشد. ** : در سطح ۱٪ معنی‌دار می‌باشد.

می‌دهد که با افزایش سطح کاربرد لجن افزایش معنی‌داری در کادمیم ریشه دیده نمی‌شود. عدم افزایش کادمیم ریشه با افزایش تجمعی لجن و به تبع آن کادمیم قابل‌جذب خاک، ممکن است به آثار متقابل کادمیم با عناصر دیگر مربوط شود. تحقیقات قبلی نشان داده است که عناصر روی و مس، جذب کادمیم توسط ریشه وسیستم برگی را کاهش می‌دهند و حضور کلسیم فراوان در محیط نیز از جذب کادمیم جلوگیری می‌کند (۱۴). بسیاری از تحقیقات انجام گرفته، pH را به عنوان فاکتور مهم کنترل کننده جذب کل ونسبی کادمیم معرفی کرده‌اند و جذب کادمیم در pH های پایین را بیش از pH های بالا دانسته‌اند (۱۸). فرض اشباع کلوئید سطحی ریشه از این عنصر نیز قابل طرح است. لجن فاضلاب اثر معنی‌داری برجذب کادمیم ساقه داشت. در این رابطه اثر عامل آزمایشی تعداد سال‌های کوددهی معنی‌دار شد. بررسی اثرات باقی‌مانده نشان داد که تیمارهای ۱سال کوددهی، علی‌رغم گذشت ۴ سال زمان از آخرین کوددهی، همگی دارای میزان جذب کادمیم ساقه بیش از شاهد بودند اما این اختلاف معنی‌دار نبود (جدول ۵). بررسی اثرات تجمعی نشان داد که با افزایش سطح و سال کوددهی به طور کلی روند تغییرات کادمیم ساقه خطی وافزایشی است.

لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر کادمیم دانه نداشت (جدول ۵). اما غلظت کادمیم در دانه گندم تیمارهای مختلف بیش از سطوح زمینه معرفی شده در منابع می‌باشد (۱۴). مقایسه بین قسمت‌های مختلف گیاه نشان داد که غلظت کادمیم در ریشه بیش از ساقه و در ساقه نیز بیش از دانه می‌باشد. تجمع کادمیم در ریشه می‌تواند به عنوان یک نکته مثبت تلقی گردد زیرا این امر احتمالاً مانعی برای انتقال بیشتر آن به دانه و چرخه غذایی می‌باشد.

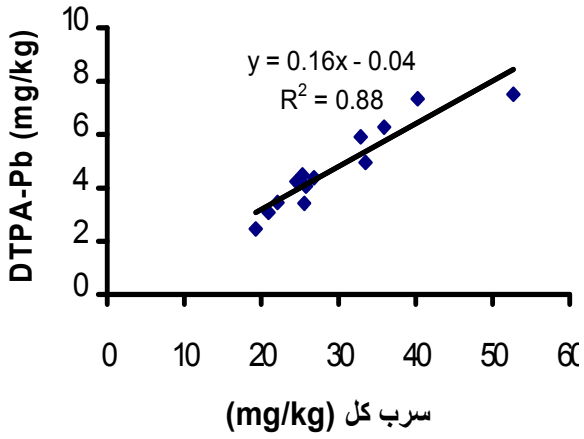
هم‌بستگی فرم‌های قابل‌جذب و کل سرب و کادمیم با یکدیگر، ویژگی‌های خاک و میزان جذب در گیاه

الف) سرب

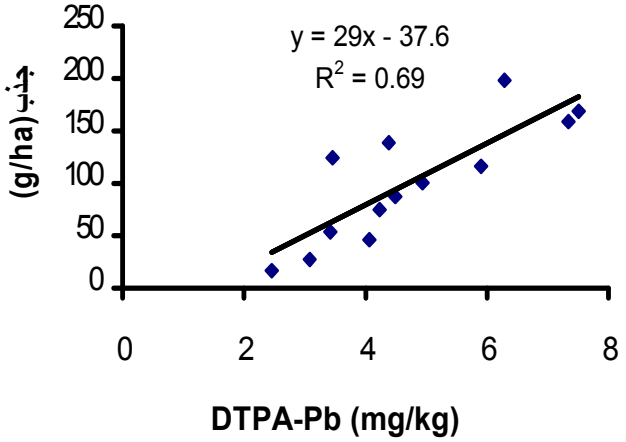
بین فرم‌های قابل‌جذب و کل سرب در سطح احتمال۱ ٪ و نیز سرب کل با کربن آلی و CEC خاک در سطح ۱ ٪ هم‌بستگی مثبت و معنی‌داری مشاهده شد (جدول ۶). هم‌چنین فرم قابل‌جذب سرب با کربن آلی و CEC خاک در سطح احتمال ۱٪ هم‌بستگی مثبت نشان داد. محققان معتقدند که تشکیل کمپلکس‌های آلی سرب، که پایدار نیز می‌باشند، موادآلی را به عنوان منبع مهم سرب در خاک‌های آلوده معرفی می‌کند (۱۲ و

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]



شکل ۲. رابطه سرب کل با DTPA-Pb خاک



شکل ۳. رابطه DTPA-Pb با جذب سرب در ساقه گندم

۱۷). غلظت سرب در ریشه و دانه با هیچ یک از فرم‌های سرب در خاک هم‌بستگی نشان نداد اما هم‌بستگی جذب سرب در ساقه با هر دو فرم کل و قابل‌جذب سرب در سطح ۱ ٪ و هم‌بستگی معنی‌دار سرب کل و قابل جذب با ECe نیز در سطح ۱ ٪ مشاهده گردید (جدول ۶). ممکن است برخی آنیون‌های کمپلکس کننده نظیر سولفات در افزایش قابلیت جذب سرب نقش داشته باشند (۱۹). این موضوع در خاک‌هایی که از مشکل شوری رنج می‌برند، نظیر بخش‌های زیادی از مرکز ایران حائز اهمیت می‌باشد. آنالیزهای رگرسیون خطی نشان داد که تغییرات سرب قابل‌جذب با سرب کل خاک را می‌توان با یک معادله خطی با R^2 نسبتاً زیاد برآورد نمود (شکل ۲). با توجه به حلالیت کم ترکیبات طبیعی سرب در خاک‌های آهکی، وجود رابطه خطی بین سرب کل و قابل‌جذب خاک، این فرض را قوت می‌بخشد که منبع اصلی سرب در این خاک، لجن فاضلاب می‌باشد. به عبارت دیگر لجن فاضلاب باعث افزایش ترکیبات قابل دسترس (برای گیاه) سرب به خاک شده است، گرچه لجن فاضلاب می‌تواند طی فرایندهای تجزیه و کاهش موضعی pH نیز قابلیت جذب سرب خاک را افزایش دهد. ناید و همکاران (۲۶) طی تحقیقی نتیجه گرفتند که بر عکس ترکیبات پدوژنیک، فلزات اضافه شده از طریق فعالیت‌های انسانی قابلیت دسترسی بالایی دارند. آدامو و همکاران (۲) پس از بررسی اثرات باقی‌مانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر سنگین، بین غلظت کل در مقابل غلظت عصاره‌گیری شده با DTPA برای فلزات سرب، روی، مس، کادمیم و منگنز هم‌بستگی گزارش کردند.

رگرسیون خطی نشان داد که تغییرات میزان جذب سرب ساقه با سرب قابل‌جذب خاک را می‌توان با یک معادله خطی دارای R^2 نسبتاً زیاد برآورد نمود (شکل ۳).

ب) کادمیم

هم‌بستگی بین فرم‌های قابل جذب و کل کادمیم معنی‌دار نشد. کادمیم کل و کادمیم قابل‌جذب با کربن آلی و CEC خاک هم‌بستگی مثبت معنی‌دار نشان دادند، هم‌چنین هم‌بستگی معنی‌دار کادمیم کل و قابل‌جذب با ECe نیز در سطح ۱ ٪ مشاهده گردید (جدول ۷). تحقیقات قبلی نشان داده‌است که غلظت کادمیم کل خاک معمولاً با ظرفیت تبادل کاتیونی مؤثر، محتوای رس و محتوای ماده آلی هم‌بستگی نشان می‌دهد (۳). عده‌ای از محققان شوری را عامل اصلی مؤثر بر قابلیت جذب Cd می‌دانند و معتقدند که شوری می‌تواند اثر pH را بر قابلیت جذب کادمیم، تحت تأثیر قرار دهد (۹ و ۲۴). اساس این نظریه آن است که آنیون‌ها به طور مؤثری جذب Cd توسط خاک را کاهش می‌دهند، بنابراین قابلیت حرکت و جذب آن توسط گیاه

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

جدول ۷. ضرایب هم‌بستگی بین صفات مختلف برای عنصر کادمیم

	صفت	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹
۱	کادمیم کل	۱								
۲	کادمیم قابل‌جذب	۰/۴۹	۱							
۳	غلظت کادمیم ریشه	-۰/۳۴	-۰/۱۰	۱						
۴	جذب کادمیم ساقه	۰/۴۰	۰/۸۲**	۰/۰۸	۱					
۵	غلظت کادمیم دانه	-۰/۲۴	۰/۲۴	۰/۱۵	۰/۳۶	۱				
۶	pH	-۰/۱۴	-۰/۲۸	-۰/۴۰	۰/۰۱	۰/۰۲	۱			
۷	O.C٪	۰/۵۹*	۰/۹۳**	-۰/۲۱	۰/۷۱**	۰/۰۸	-۰/۱۹	۱		
۸	CEC	۰/۶۳*	۰/۸۲**	-۰/۲۱	۰/۴۹	۰/۱۲	-۰/۳۷	۰/۷۹**	۱	
۹	ECe	۰/۶۵*	۰/۸۷**	-۰/۴	۰/۱۳	۰/۰۲	-۰/۰۹	۰/۸۹**	۰/۸۰**	۱

* : در سطح ۵٪ معنی‌دار می‌باشد. ** : در سطح ۱٪ معنی‌دار می‌باشد.

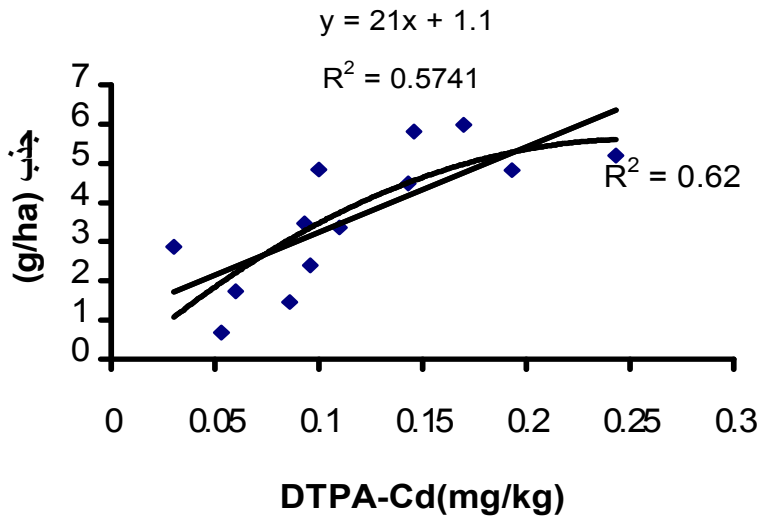
افزایش خواهد یافت (۹ و ۲۷). در بین آنیون‌ها شاید کلرید به دلیل قابلیت تشکیل کمپلکس با Cd از اهمیت بیشتری در این زمینه برخوردار باشد (۳۲). شواهدی وجود دارد که نشان می‌دهد جذب کادمیم توسط گیاهان به خصوص غلات، در نتیجه افزایش شوری خاک یا غلظت کلرید در خاک افزایش یافته است (۳۷). خوشگفتار و همکاران (۱۶) در مطالعه‌ای نشان دادند که غلظت کادمیم در محلول خاک با افزایش غلظت کلرید سدیم به طور معنی‌داری افزایش یافت که این امر به تشکیل کمپلکس‌های مختلف کلرید کادمیم در محلول خاک ربط داده شد. در مقابل، افزایش نمک $NaNO_3$ به خاک اثر قابل توجهی بر فرم‌های محلول کادمیم در خاک نداشت زیرا منجر به تولید کمپلکس‌های کادمیم نشد. غلظت کادمیم در ریشه و دانه با هیچ یک از فرم‌های کادمیم در خاک هم‌بستگی نشان نداد. اما هم‌بستگی مثبت جذب کادمیم در ساقه با کادمیم قابل‌جذب مشاهده شد (جدول ۷). آنالیزهای رگرسیون خطی نشان داد که تغییرات میزان جذب کادمیم در ساقه با کادمیم قابل‌جذب خاک را می‌توان با یک معادله خطی توصیف نمود (شکل ۴). این رابطه با یک معادله درجه دوم، که در آن با افزایش کادمیم قابل‌جذب، میزان جذب ساقه ابتدا افزایش یافته وسپس ثابت می‌شود، بهتر نشان داده می‌شود. آدامو و همکاران (۲) رابطه خطی بین کادمیم گیاه و کادمیم قابل‌جذب خاک گزارش کردند. برخی محققان غلظت کادمیم در ریشه و اندام‌های هوایی گیاه در برابر غلظت کادمیم محلول را با روابط درجه دوم نشان داده‌اند (۱۵).

نتیجه‌گیری

لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر افزایش غلظت کل سرب و کادمیم در خاک داشته‌است. کاربرد لجن فاضلاب غلظت قابل عصاره‌گیری با DTPA سرب و کادمیم را افزایش داد. با گذشت زمان و همراه با معدنی شدن مواد آلی غلظت فرم قابل‌جذب عناصر سنگین در خاک کاسته شده و به سطوح آن در شاهد نزدیک شد، گرچه این غلظت‌ها همچنان بیش از شاهد می‌باشد. غلظت فلزات در گیاه گندم نیز همین روند را دنبال نمود. بنابراین رعایت فاصله زمانی مناسب بین دفعات کوددهی

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]



شکل ۴. رابطه DTPA-Cd با جذب کادمیم در ساقه گندم

می‌تواند در کاهش جذب این عناصر توسط گیاه مفید باشد. اثر تجمعی لجن بر جذب عناصر سنگین در ساقه قابل توجه می‌باشد. بررسی روندهای تغییرات جذب (حاصل ضرب عملکرد در غلظت) فلزات سنگین در ساقه گندم نشان می‌دهد که با افزایش مقدار قابل‌جذب عناصر سنگین در خاک، این روندها خطی و افزایشی می‌باشند. هم‌بستگی معنی‌دار مشاهده شده بین مقادیر قابل جذب سرب و کادمیم با شوری خاک می‌تواند بیانگر مضاعف شدن خطر کاربرد لجن حاوی فلزات سنگین در خاک‌های شور باشد. با توجه به برخی اثرات مفید لجن در زمین‌های کشاورزی کاربرد آن با رعایت استانداردهای زیست محیطی می‌تواند ترویج یابد ولی به دلیل تقریباً ناممکن بودن حذف فلزات سنگین از این کود، بایستی اخطارهای لازم به مراجع مربوطه داده شود تا راه‌های جلوگیری از ورود این فلزات به فاضلاب‌ها مورد بررسی قرار گیرد.

منابع مورد استفاده

۱. آزاد. ژ.، ع. سلاجقه، م. شمسی پور و ک. کار گشا (مترجمان). ۱۳۷۷. اصول تجزیه دستگاهی. ج ۲، مرکز نشر دانشگاهی، تهران.

2. Adamu, C. A., P. F. Bell, C. Mulchi and R. Chaney. 1989. Residual metal concentrations in tobacco a decade following farmland application of municipal sludge. J. Environ. Pollut. 56: 113-126.
3. Alloway, B. J. 1990. Heavy metals in soils. Blackite, London.
4. Andersen, M. K., A. Refsgaard, K. W. Raulund- Rasmussen, B. Strobel and C. B. H. Hansen. 2002. Content, distribution, and solubility of cadmium in arable and forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 1829- 1835.
5. Chaney, R. L. and J. A. Ryan. 1993. Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW-compost: Research results on phytoavailability, bioavailability, fate, etc. PP 451-506. *In*: H. A. J. Hoitink and H. M. Keener (Eds.), Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects. Renaissance Pub., Worthington, Ohio.
6. Chang, A. C., A. L. Page and J. E. Warneke. 1987. Long-term sludge application on cadmium and zinc accumulation in Swiss chard and radish. J. Environ. Qual. 16:217-221.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

7. Chang, A. C., A. L. Page, G. E. Warneke and G. B. Johanson. 1982. Effect of sludge application on the Cd, Pb, Zn levels of selected vegtable plants. Hilgardi. 50 : 1-14.
8. Elliott, L. F. and F. J. Stevenson. 1977. Soil for management of organic wastes and waste water. ASA. CSSA. SSSA. Madison. WI.
9. Garcia-Miragaya, J. and A. L. Page. 1976. Influence of ionic strength and inorganic complex formation on the sorption of trace amounts of Cd by montmorillonite. Soil Sci. Soc. Am. J. 40:658-663.
10. Harding, S. A., C. E. Clapp and W.E. Larson . 1984. Nitrogen availability and uptake from field soil five years after incorporation of sewage sludge. J. Environ. Qual. 14 : 95-100.
11. J Benton Jones, J. R. and V. W. Case. 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue sample. PP. 389-429. *In*: R. L. Westerman (Ed.), Soil Testing and Plant Analysis. SSSA, No.3, Madison, WI.
12. Jiries, A. G., F. M. Alnasir and F. Beese. 2002. Pesticide and heavy metals residue in wastewater, soil and plants in wastewater disposal site near Al- lajoun valley, Karak/ Jordan. Water, Air and Soil Pollut. 133: 97- 107.
13. Kabata- Pendias, A. and H. Pendias. 1999. Biogeochemistry of trace elements. 2th., Wyd. Nauk PWN. Warsaw. 400 (po).
14. Kabata- Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed., CRC Press, Bocaraton, New York.
15. Kabata – Pendias, A. and K. Wiacek. 1985. Excessive uptake of heavy metals by plants from contaminated. Soil Sci. Soc. Am. J. 36:4-33.
16. Khoshgoftar, A. H., H. Shariatmadari, N. Karimian and 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.
17. Khoshgoftar, A. H. and M. Kalbasi. 2002. Effect of municipal waste leachate on soil properties and growth and yield of rice. Commu. Soil Sci. Plant Anal. 33: 2011- 2020.
18. Kitagishi, K. and I. Yamane. 1981. Heavy Metal Pollution in Soils of Japan. Japan Science Society Press., Tokyo.
19. Lindsay, W.L. 1979. Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sons, NewYork.
20. Lindsay, W. L. and W. A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-428.
21. Logan, T. J., B. J. Lindsay, L. E. Coins and J. A. Ryan. 1997. Assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. J. Environ. Qual. 26: 534- 550.
22. McBride, M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? J. Eviron. Qual. 24: 5-18.
23. McBride, M. B. 2003 Toxic metals in sewage sludge- amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. Advances in Environ. Res. 8: 5-19.
24. McGrath, S.P., A. M. Chaudri and K. E. Giller. 1995. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. J. Ind. Microbial.14:94-104.
25. McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. PP. 199-224. *In*: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney. Methods of Soil Analysis. Part 2 :Chemical and Biological Properties. 2nd ed., Soil Sci. Soc. Am. Inc. Pub., USA.
26. Naidu, R., R.S. Kookana, M.E. Sumner, R.D. Harter and K.G. Tiller. 1996. Cadmium adsorption and transport in variable charge soils : A review. J. Environ. Qual. 26: 602-617.
27. Nan, Z., J. li., J. Zhang and G. Cheng. 2002. Cadmium and Zinc interactions and Their transfer in soil- crop system under actual field conditions. Sci. Total Environ. 28 (5): 187-195.
28. Rhoades, J. D. 1982. Cation exchange capacity. PP. 149-157. *In*: A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeney. Methods of Soil Analysis. Part 2 :Chemical and Biological Properties. 2nd ed., Soil Sci. Soc. Am. Inc. Pub., USA.
29. Rundle, H., M. Calcroff and C. Hoh. 1982. Agricultural disposal of sludges on a historic sludge disposal site. Water Pollut. Control 81: 619-632.
30. Sillanpää, M. and H. Jansson. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. FAO Soil Bull, Rome.
31. Singh, B.R. 1994. Contamination by Heavy Metals. Advances in Soil Sci., R.Lal and B.A. Stewart (Eds.), Lewis Pub., London.
32. Smith, S.R. 1994. 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. Environ. Pollut. 85: 321-327.
33. 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 solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260-264.
34. Stoeppler, M. 1991. Cadmium, in Metals and Their Compounds in the Environment. E. Merian (Ed.), VCH. Weinham.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]

35. U.S. Environmental Protection Agency. 1993. Clean water act. section 503. Vol.58, No. 32, USEPA. Washington, DC.
36. Walkley, A. and C.A. Black. 1934. An examination of the degtjareff-method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37 :29-38.
37. Weggler-Beaton, K., M.J. McLaughlin and R.D. Graham. 2000. Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. Aust. J. Soil Res. 38: 37-45.
38. Zimdahl, R.L. 1975. Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources. Proceeding of 68th Annu. Meeting of the Air pollution Control Association. Boston. MA. June.
39. Zimdahl, R.L. and D.E. Koeppe. 1977. Uptake by plants, in lead in the Environment. Boggess, W. R. and B.G. Wixson. (Eds.), Report NSF., National Science Foundation. Washington, DC.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2024-03-29]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1386.11.1.7.9]