اثر لجن فاضلاب و pH خاک بر قابلیت جذب عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین

سکینه واثقی[۱]، مجید افیونی[۱]، حسین شریعتمداری[۱] و مصطفی مبلی[۲]

چکیده

افزودن لجن فاضلاب به مقدار زیاد به خاک باعث انباشته شدن عناصر سمّی در خاک می‌شود. هدف این پژوهش گلخانه‌ای بررسی تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین در خاک‌های با pH متفاوت بود. این پژوهش به صورت آزمایش فاکتوریل در چارچوب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارها شامل لجن فاضلاب در مقادیر صفر، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ تن در هکتار، و خاک، شامل خاک‌های رشت (pH =٦/٨) ، لنگرود (pH =٤/٨)، لاهیجان (pH =٥/٧) و اصفهان (pH =٧/٩) بود که زیر کشت گیاه ذرت (Zea mayz) قرار گرفتند.

لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار مقدار قابل استخراج (به روش DTPA) آهن، روی، مس، سرب، کادمیم و نیکل در هر چهار خاک شد. این افزایش متناسب با افزایش مقدار لجن بود. مقدار عناصر فوق در خاک لنگرود به دلیل اسیدی بودن بیشترین، و در خاک اصفهان به دلیل قلیایی بودن کمترین بود. افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش رشد گیاه و نیز افزایش مقدار جذب فلزات در اندام هوایی ذرت گردید، که متناسب با کاهش pH خاک بود. با توجه به این که استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود آلی در خاک، به ویژه خاک‌های اسیدی، ممکن است باعث افزایش قابلیت جذب فلزات سنگین حتی تا حد سمّیت گردد، بنابراین مقدار افزودن لجن فاضلاب به خاک باید بر اساس مقدار افزایش میزان قابل جذب این فلزات در خاک ارزیابی گردد.

واژه‌های کلیدی: *لجن فاضلاب، فلزات سنگین، عناصر کم‌مصرف، خاک اسیدی، خاک آهکی، ذرت*

---

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

۲. دانشیار باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

مقدمه

به رغم جنبه‌های مفید لجن فاضلاب به عنوان کود آلی، به دلیل وجود مقادیر نسبتاً زیاد فلزات سنگین در لجن، کاربرد آن در کشاورزی ممکن است مشکل‌ساز باشد، و باعث انباشته شدن بیش از حد فلزات سنگین مانند سرب، کادمیم، مس و روی در خاک گردد. آلودگی خاک به این عناصر موجب ورود آنها به زنجیره غذایی از طریق جذب به وسیله گیاه و ایجاد سمّیت می‌گردد (٦، ٨، ١٢ و ١٧). اگرچه برخی از فلزات سنگین برای رشد بیولوژیک لازم‌اند، ولی غلظت‌های کمی بیش از حد آستانه آنها می‌تواند برای حیات گیاهی و جانوری بسیار خطرآفرین باشد. بنابراین، یکی از مسائل عمده زیست محیطی، که هنگام استفاده از لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی باید مورد توجه قرار گیرد، افزایش عناصر سمی به خاک است (٦، ٧ و ١٧).

افیونی و همکاران (١) گزارش کردند که افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش معنی‌دار غلظت قابل عصاره‌گیری مس، روی و سرب به وسیله EDTA در خاک و افزایش جذب این فلزات در گیاه شده است. برتی و جکوبس (٦) لجن شهری دارای فلزات سنگین با غلظت‌های زیاد، شامل کادمیم، مس، سرب، نیکل و روی را به مدت ١٠ سال در سه مقدار (٢٤٠، ٦٩٠ و ٨٧٠ تن در هکتار) به کار برده و افزایش مقادیر قابل جذب این فلزات را در خاک مشاهده کردند. خیامباشی (٢) در پژوهشی نشان داد کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش مقدار کل و قابل جذب عناصر روی، مس، منگنز، سرب و نیکل در خاک می‌شود.

شایان ذکر است که رفتار فلزات سنگین افزوده شده به خاک از طریق لجن فاضلاب تحت تأثیر عوامل مختلفی است، که از مهم‌ترین آنها می‌توان به pH خاک اشاره کرد. pH اساساً رفتار و دست‌رسی گیاهان را به فلزات سنگین در خاک تعیین می‌کند. قابلیت دست‌رسی فلزات سنگین رابطه معکوس با pH خاک دارد. اسمیت (٢٠) گزارش کرد که رسوب عناصر به صورت هیدروکسیدها و کربنات‌های نامحلول و کمپلکس‌های آلی، با افزایش pH خاک افزایش می‌یابد. بنابراین، قابلیت دست‌رسی فلزات سنگین خاک برای گیاهان در pH کم نسبت به pH زیاد بیشتر است. فلزاتی مانند روی و کادمیم به راحتی با اسیدی شدن خاک متحرک می‌شوند، به طوری که روی تا حد غلظت سمّی می‌رسد، و کادمیم نیز از مقدار مجاز آن در محصولات گیاهی تجاوز می‌کند (٢٠). با افزایش هر واحد pH تقریباً ١٠٠ بار از حلالیت روی کاسته می‌شود (٤). بسیاری از پژوهندگان که جذب فلزات سنگین و رفتارهای خاک را در بارهٔ استفاده از لجن فاضلاب بررسی کرده‌اند عقیده دارند که سمّیت عناصر سنگین می‌تواند نتیجه استفاده از مقادیر زیاد لجن فاضلاب باشد، ولی زیاد بودن pH خاک تا حدود زیادی ممکن است از بروز سمّیت جلوگیری کند (١٠ و ١٥).

بدیهی است ذخیره عناصر غذایی در خاک‌های کشاورزی باید در سطحی بماند که سمّیت و احتمال خطر برای مصرف کننده نداشته باشد. هم‌چنین، قابلیت دست‌رسی و تحرک فلزات سنگین در خاک‌های آلوده باید کنترل گردد. در این زمینه باید به اثر pH خاک توجه خاص کرد.

هدف از اجرای این پژوهش بررسی تأثیر کاربرد لجن فاضلاب بر قابلیت جذب شماری از عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین به وسیله گیاه ذرت در خاک‌های اسیدی و آهکی بود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در سال ١٣٧٩ به صورت گلخانه‌ای در دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان انجام گرفت. خاک‌های مورد استفاده از اصفهان، و رشت، لنگرود و لاهیجان در گیلان انتخاب شد. نمونه‌های خاک از عمق صفر تا ٣٠ سانتی‌متری برداشت شده و به محل انجام پژوهش انتقال یافت. برخی ویژگی‌های خاک‌ها در جدول ١ نشان داده شده است.

لجن فاضلاب مورد استفاده از تصفیه‌خانه شاهین‌شهر اصفهان تهیه شد، که از نوع هضم شده به صورت بی‌هوازی بود. اثر کاربرد لجن فاضلاب با استفاده از تیمارهای صفر یا شاهد، ٥٠، ١٠٠ و ٢٠٠ تن در هکتار در خاک‌های رشت،

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد آزمایش

منطقه نمونه‌برداری	رده‌بندی خاک	بافت	pH	ECe (dS/m)	مواد آلی (٪)	CEC ($cmol_+/kg$)
رشت	Calcic Argiudolls	لوم رسی	٦/٨	١/٤	٢/٥	٣١/٦
لنگرود	Typic Haploudults	لوم رسی شنی	٤/٨	١/٠	١/٩	١٤/٥
لاهیجان	Typic Haploudults	لوم رسی	٥/٧	١/٠	١/٠	١٩/٥
اصفهان	Typic Haplargids	رسی	٧/٩	٣/٠	٠/٦	١٣/٤

لنگرود، لاهیجان و اصفهان در مورد گیاه ذرت بررسی شد. گیاه ذرت به عنوان یک گیاه زراعی مهم، که نیازمند کوددهی فراوان است، برای این آزمایش انتخاب گردید.

این آزمایش به صورت فاکتوریل در چارچوب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام گردید. لجن فاضلاب در مقادیر ذکر شده، جداگانه به هر سری خاک افزوده، و داخل گلدان‌های پلاستیکی (با ظرفیت تقریبی سه کیلوگرم خاک) ریخته شد. داخل هر گلدان ۱۰ بذر ذرت کشت شد و پس از استقرار گیاهان، شمار بوته‌ها به چهار عدد تنک گردید. در طول دوره رشد گیاه، عملیات آبیاری و وجین علف‌های هرز با دست انجام گرفت. آبیاری گلدان‌ها هر ۳-٤ روز یک بار به طور یک‌نواخت انجام شد. هر هفته یک بار نیز گلدان‌ها کاملاً جا به جا شدند تا تمام گیاهان در شرایط محیطی (نور و گرما) یکسان قرار گیرند. در این آزمایش هیچ نوع کود شیمیایی یا سم آفت‌کش به کار نرفت.

چهار هفته پس از کاشت، گیاهان برداشت شده، و از خاک گلدان‌ها نمونه‌برداری شد. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه هوا خشک، کوبیده و از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. pH نمونه‌های خاک در گل اشباع، و هدایت الکتریکی آنها در عصاره اشباع اندازه‌گیری شد.

شکل قابل جذب فلزات (Available) شامل نیکل، کادمیم، سرب، کبالت، منگنز، مس، روی و آهن در نمونه‌های خاک، و نیز لجن فاضلاب به وسیله محلول DTPA یا Diethylen triamin panta acetic acid ۰/۰۰۵ دارای $CaCl_2$ ۰/۰۱ نرمال عصاره‌گیری شد (١٤). عصاره‌گیری غلظت کل این عناصر در نمونه لجن فاضلاب به وسیله روش هضم در اسید نیتریک غلیظ، اسید کلریدریک ۷۰ درصد و آب اکسیژنه ۳۰ درصد انجام شد (۲۳). غلظت کل و قابل جذب فلزات اندازه‌گیری شده در لجن فاضلاب در جدول ۲ آمده است.

پس از برداشت، نمونه‌های گیاهی در آون تهویه‌دار در دمای ٦٥ درجه سانتی‌گراد به مدت ٤٨ ساعت خشک شدند. برای تعیین غلظت فلزات، نمونه‌های گیاهی به وسیله اسید نیتریک غلیظ و اسید کلریدریک ۷۰ درصد و آب اکسیژنه ۳۰ درصد هضم شدند (۲۳). سپس غلظت فلزات مذکور در عصاره‌های حاصل به وسیلهٔ دستگاه جذب اتمی مدل پرکین المر ۳۰۳۰ در طول موج خاص هر عنصر اندازه‌گیری شد.

آنالیز آماری نتایج با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام گرفت.

نتایج و بحث

تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب عناصر در خاک

یکی از شاخص‌هایی که در ارزیابی اثر موادی همچون لجن فاضلاب بر آلودگی خاک به فلزات سنگین به کار می‌رود، مقدار کل و قابل جذب این عناصر در خاک پس از کاربرد لجن است. اثر افزودن لجن به خاک بر غلظت عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین قابل جذب خاک‌های تحت کشت ذرت در جدول ۳ نشان داده شده است. به طور کلی، کاربرد لجن فاضلاب در همه خاک‌ها غلظت قابل جذب عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین را افزایش داد؛ البته این تأثیر در خاک‌ها برای عناصر

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

جدول ۲. برخی ویژگی‌های لجن فاضلاب مورد استفاده

عنصر	غلظت کل (mg/kg)	غلظت قابل جذب[1] (mg/kg)
نیکل	٦٠/٥	٢/٤
کادمیم	٣/٤	٠/٢
سرب	١٦٠	١٨/٠
کبالت	١٢	٠/٨
منگنز	٣٧٥	٤١/٧
مس	٤٥٠	٥/٧
روی	١٠٩٠	٩٩/٠
آهن	١١٩١٠	٨٩/٧
EC	١٣/٥ (dS/m)	
pH	٦/٥	

۱. عصاره‌گیری شده با DTPA

جدول ۳. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر غلظت فلزات (میلی‌گرم در کیلوگرم) قابل عصاره‌گیری از خاک‌های تحت کشت ذرت[1]

خاک	لجن فاضلاب (t/ha)	آهن	روی	مس	منگنز	سرب	کادمیم	نیکل	کبالت
رشت	شاهد	١٨/٥^{d}	٢/٠٥^{d}	٢/٤٥^{c}	٨١/٤^{cd}	٢/٣٠^{c}	٠/٠٨^{a}	٠/٥٩^{b}	٠/٢٠^{b}
	٥٠	٢٢/٠^{c}	٣/٧٠^{c}	٣/٢٨^{c}	٨٤/٥^{c}	٢/٥٢^{c}	٠/١٠^{a}	٠/٦٤^{b}	٠/٣٤^{b}
	١٠٠	٢٨/٧^{b}	٥/٢٥^{b}	٥/٣١^{b}	٩٣/٠^{b}	٣/٤٨^{b}	٠/١١^{a}	٠/٧٥^{a}	٠/٣٨^{b}
	٢٠٠	٣٢/٣^{a}	٩/٢٥^{a}	٩/١١^{a}	٩٩/٥^{a}	٤/٢٠^{a}	٠/١١^{a}	٠/٨١^{a}	٠/٤٢^{a}
لنگرود	شاهد	٣٤/٢^{d}	٣/٩٨^{d}	٢/٧٨^{d}	١٣٣^{b}	١/٨٢^{d}	٠/٠٩^{b}	٠/٦٢^{c}	٠/٩٢^{a}
	٥٠	٤٠/٨^{c}	٧/٣٥^{c}	٤/٩٣^{c}	١٤٧^{a}	٢/٣٧^{c}	٠/١١^{ab}	٠/٨٢^{b}	٠/٩٢^{a}
	١٠٠	٤٥/٥^{b}	١٣/٢٥^{b}	٨/٦٧^{b}	١٥٣^{a}	٤/٨٩^{b}	٠/١٣^{a}	٠/٩٧^{a}	٠/٩٤^{a}
	٢٠٠	٥٦/٨^{a}	١٧/٨٠a	١٢/٢٤^{a}	١٥٦^{a}	٥/٣٥^{a}	٠/١٤^{a}	١/٠١^{a}	٠/٩٨^{a}
لاهیجان	شاهد	٢٧/١^{d}	٢/٨٢^{d}	١/٩٣^{d}	٨٧/٢^{d}	١/٩٥^{d}	٠/١١^{ab}	٠/٦٧^{b}	٠/٦٨^{b}
	٥٠	٣٥/٧^{c}	٥/٦٧^{c}	٣/٢٤^{c}	١٠٦/٠^{c}	٢/٥٤^{c}	٠/١٢^{a}	٠/٧٥^{ab}	٠/٧٧^{ab}
	١٠٠	٤١/٤^{b}	١٠/٣٧^{b}	٧/٠١^{b}	١١٧/٥^{b}	٤/٣٧^{b}	٠/١٣^{a}	٠/٨٧^{a}	٠/٨٣^{a}
	٢٠٠	٤٩/٩^{a}	١٥/٥٤^{a}	١٠/٨٤^{a}	١٢٧/٢^{a}	٥/١٢^{a}	٠/١٤^{a}	٠/٩٥^{a}	٠/٨٩^{a}
اصفهان	شاهد	٣/١٨^{d}	١/٤٣^{d}	١/١٤^{d}	١٥/٥^{d}	١/٥٧^{d}	٠/٠٥^{a}	٠/٣٧^{b}	٠/٣١^{a}
	٥٠	٥/١٥^{c}	٢/٤٩^{c}	٢/٨٨^{c}	٢٠/٤^{c}	٢/١٢^{c}	٠/٠٧^{a}	٠/٤٧^{ab}	٠/٣٤^{a}
	١٠٠	٧/٥٣^{b}	٣/٩٧^{b}	٥/٧٤^{b}	٣١/٥^{b}	٣/٠٢^{b}	٠/٠٧^{a}	٠/٥٦^{a}	٠/٤٠^{a}
	٢٠٠	١٠/٣٣^{a}	٨/٠٢^{a}	٨/٤٣^{a}	٣٧/٤^{a}	٣/٩٥^{a}	٠/٠٨^{a}	٠/٥٧^{a}	٠/٣٩^{a}

۱. در هر خاک و در هر ستون، اعدادی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال پنج درصد فاقد تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

مختلف، متفاوت بوده است.

آهن: مقدار آهن قابل جذب در خاک‌های زیر کشت ذرت با افزایش مقدار لجن فاضلاب، در هر چهار خاک رشت، لنگرود، لاهیجان و اصفهان افزایش نشان داد. این افزایش در همه خاک‌ها بین تیمارهای مختلف لجن فاضلاب و شاهد معنی‌دار بود. افزایش مقدار آهن قابل جذب در خاک‌ها، به ویژه در خاک اصفهان، از اهمیت بسیار زیادی برخوردار است، زیرا کمبود آهن از مهم‌ترین مشکلات تغذیه گیاهان در خاک‌های این منطقه است (۱۱). البته خاک استفاده شده در این پژوهش دارای مقدار کافی آهن قابل جذب برای رشد گیاه بود.

مقایسه گروهی خاک‌ها (جدول ٤) نشان داد که تفاوت مقدار آهن قابل جذب در خاک‌های مختلف معنی‌دار است. بیشترین مقدار آهن در خاک لنگرود، و کمترین مقدار آن در خاک اصفهان، که در خاک‌های مورد آزمایش به ترتیب دارای کمترین و بیشترین pH بودند، به دست آمد. لیندسی (۱۳) گزارش کرد که به ازای هر واحد کاهش pH خاک، حلالیت آهن ۱۰۰۰ بار افزایش می‌یابد. نقش لجن در کاهش pH خاک نیز می‌تواند در افزایش قابلیت جذب آهن خاک مؤثر باشد. افزون بر این، وجود مقدار قابل توجه آهن در لجن (جدول ۲) باعث افزایش آهن قابل جذب خاک در اثر کاربرد این ماده شد.

روی: لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت روی قابل جذب در همه خاک‌ها شد (جدول ۳). مقدار روی قابل جذب در خاک‌های رشت و لنگرود به ترتیب از مقادیر ۲/۰۵ و ۳/۹۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار شاهد به ۹/۲۵ و ۱۷/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۲۰۰ تن در هکتار افزایش یافت، که این افزایش در هر دو خاک بین همه تیمارهای لجن معنی‌دار گردید. در خاک‌های لاهیجان و اصفهان مقدار روی قابل جذب به ترتیب از مقادیر ۲/۸۲ و ۱/٤۳ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار شاهد به ۱۵/٥٤ و ۸/۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار رسید. افزایش روی قابل جذب در تمام مقادیر لجن نسبت به شاهد معنی‌دار شد، و تیمارهای لجن نیز تفاوت معنی‌دار نشان دادند (جدول ٤). چانگ و همکاران (۷) نیز گزارش کردند که افزودن لجن فاضلاب به خاک، روی قابل جذب خاک‌ها را افزایش داده است. این افزایش نیز باید به دلیل افزایش مستقیم روی در اثر افزودن لجن به خاک باشد. هم‌چنین، کاهش pH خاک در اثر تجزیه مواد آلی حاصل از افزودن لجن، و نیز تشکیل کلات‌های روی به وسیلهٔ ترکیبات آلی اضافه شده، در افزایش میزان روی محلول خاک مؤثر خواهد بود (۱۳).

مقایسه گروهی خاک‌های تحت کشت (جدول ٤) تفاوت معنی‌داری را در مقدار روی قابل جذب در چهار خاک مورد بررسی نشان داد. عوامل مختلفی ممکن است در این پدیده مؤثر باشند، که به عنوان مهم‌ترین عامل می‌توان به pH اشاره کرد. بررسی‌های کلباسی و همکاران (۱۱) نشان داد که در خاک‌های آهکی روی به صورت کربنات روی رسوب کرده و از دسترس گیاه خارج می‌شود. به همین دلیل، کمبود روی قابل جذب نیز یکی دیگر از مشکلات تغذیه گیاه در خاک‌های اصفهان است، و به نظر می‌رسد کاربرد لجن بتواند تا حد زیادی در رفع این کمبود مؤثر باشد.

مس: مقدار مس قابل جذب در هر چهار خاک تحت کشت ذرت، متناسب با مقدار لجن فاضلاب به طور معنی‌دار افزایش یافت (جدول ۳). مقدار مس قابل جذب در خاک‌های رشت و لنگرود به ترتیب از مقادیر ۲/٤٥ و ۲/۷۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار شاهد به ۹/۱۱ و ۱۲/۲٤ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار افزایش یافت، و نیز در خاک‌های لاهیجان و اصفهان از ۱/۹۳ و ۱/۱٤ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار شاهد به ۱۰/۸٤ و ۸/٤۳ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار ۲۰۰ تن در هکتار رسید. این افزایش در خاک‌های لنگرود، لاهیجان و اصفهان در تیمارهای ٥۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ تن لجن در هکتار، و در خاک رشت در تیمارهای ۱۰۰ و ۲۰۰ تن لجن در هکتار نسبت به شاهد معنی‌دار شد. این نتایج نشان می‌دهد لجن فاضلاب کود مناسبی برای تأمین مس مورد نیاز گیاه در خاک‌ها، به ویژه در خاک‌های آهکی منطقه اصفهان به شمار می‌رود.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

جدول ٤. نتایج مقایسه گروهی میانگین غلظت فلزات (میلی‌گرم در کیلوگرم) قابل عصاره‌گیری از خاک‌ها[1]

موارد مقایسه	آهن	روی	مس	منگنز	سرب	کادمیم	نیکل	کبالت
خـاک								
رشت	٢٤/٢^{c}	٤/٥٨^{c}	٤/٥٤^{b}	٨٧/٥^{c}	٢/٩٢^{b}	٠/٠٩^{b}	٠/٦٨^{b}	٠/٣٥^{c}
لنگرود	٤١/٦^{a}	٩/٢٠^{a}	٦/٢٥^{a}	١٤٥^{a}	٣/٢٣^{a}	٠/١٢^{a}	٠/٨٤^{a}	٠/٩٣^{a}
لاهیجان	٣٦/٥^{b}	٧/٤٦^{b}	٤/٩٩^{b}	١٠٥^{b}	٣/٢٠^{a}	٠/١٢^{a}	/٧٨^{a}	٠/٧٧^{b}
اصفهان	٥/٨٦^{d}	٣/٤٧^{d}	٣/٨٦^{c}	٢٤/٤^{d}	٢/٤٣^{c}	٠/٠٦^{c}	٠/٤٧^{c}	٠/٣٥^{c}
لجن فاضلاب (t/ha)								
شاهد	٢٠/٦^{d}	٢/٥٥^{d}	٢/٠٩^{d}	٧٩/٤^{d}	١/٩٠^{d}	٠/٠٨٥^{b}	٠/٥٨^{d}	١/٩٠^{d}
٥٠	٢٥/٩^{c}	٤/٨٠^{c}	٣/٥٨^{c}	٨٩/٥^{c}	٢/٣٨^{c}	٠/١٠^{a}	٠/٦٧^{c}	٢/٣٨^{c}
١٠٠	٣٠/٨^{b}	٨/٢٢^{b}	٦/٦٨^{b}	٩٩/١^{b}	٣/٩٤^{b}	٠/١١^{a}	٠/٧٩^{b}	٣/٩٤^{b}
٢٠٠	٣٧/٣^{a}	١٢/٩^{a}	١٠/١٦^{a}	١٠٥^{a}	٤/٦٥^{a}	٠/١١^{a}	٠/٨٣^{a}	٤/٦٥^{a}

١. در هر ستون و در هر مورد مقایسه، میانگین‌هایی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال پنج درصد فاقد تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

مقایسه گروهی (جدول ٤) نشان می‌دهد که مقدار مس قابل جذب در خاک‌های مختلف متفاوت است، و افزایش مقدار آن در خاک‌ها متناسب با کاهش pH خاک‌ها بوده و خاک‌های با pH کمتر (لنگرود و لاهیجان) از مقدار مس قابل جذب بیشتری برخوردارند. در پژوهش‌های قبلی گزارش شده است که کمبود مس بیشتر در خاک‌های آهکی و با pH زیاد دیده می‌شود (٤ و ١٨). اسمیت (٢٠) گزارش کرد رسوب مس به صورت هیدروکسیدها و کربنات‌های نامحلول و کمپلکس‌های آلی با افزایش pH خاک افزایش می‌یابد. بنابراین، قابلیت جذب این عنصر در pH کم نسبت به pH زیاد بیشتر است. هم‌چنین، لو و کریستی (١٦) عقیده دارند که در خاک‌های آهکی قابلیت جذب عناصر کم‌مصرف مانند مس برای گیاهان کم است، و به عنوان یکی از راه‌های افزایش این عنصر در خاک، استفاده از کودهای آلی را پیشنهاد می‌کنند.

منگنز: مقدار منگنز قابل جذب با افزایش سطح لجن فاضلاب در خاک‌ها روند افزایشی نشان داد (جدول ٣)، به طوری که این افزایش در خاک‌های لاهیجان و اصفهان در تمام مقادیر لجن، و در خاک رشت در ١٠٠ و ٢٠٠ تن لجن در هکتار نسبت به شاهد معنی‌دار شد. هم‌چنین، تیمارهای ٥٠، ١٠٠ و ٢٠٠ تن لجن در هکتار این خاک‌ها با همدیگر تفاوت معنی‌دار نشان دادند. در خاک لنگرود نیز تیمارهای لجن فاضلاب نسبت به شاهد افزایش معنی‌دار داشتند. کاباتا و پندیاس (١٠) گزارش کردند که طی پنج سال استفاده از لجن فاضلاب، غلظت منگنز در خاک از ٢٤٢ به ٥٥٥ میلی‌گرم در کیلوگرم رسید، و نیز منگنز محلول خاک به طور چشم‌گیری افزایش یافت.

مقایسه گروهی خاک‌ها (جدول ٤) نشان داد تفاوت مقدار منگنز قابل جذب بین خاک‌های مختلف معنی‌دار است، و بیشترین غلظت منگنز قابل جذب در خاک لنگرود وجود دارد. این امر مربوط به pH خاک است، زیرا گزارش شده است حلالیت منگنز محلول به ازای هر یک واحد کاهش pH، در حدود صد برابر افزایش می‌یابد (٤). بنابراین، با توجه به شرایط خاک منطقه اصفهان از نظر pH نسبتاً زیاد، کاربرد لجن فاضلاب از طریق افزایش قابلیت جذب منگنز خاک می‌تواند بسیار مفید باشد. البته لازم به ذکر است که تمام خاک‌های استفاده شده در این پژوهش دارای مقدار کافی منگنز قابل جذب گیاه می‌باشند.

سرب: مقدار سرب قابل جذب در خاک‌های تحت کشت ذرت

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

با افزایش مقدار لجن فاضلاب افزایش نشان داد (جدول ۳). افزایش سرب قابل جذب در خاک‌های لنگرود و لاهیجان بین مقادیر مختلف لجن فاضلاب و شاهد معنی‌دار شد. مقدار سرب قابل جذب در خاک‌های رشت و اصفهان نیز روند افزایشی داشت. این افزایش در خاک اصفهان بین همه تیمارهای لجن فاضلاب و شاهد معنی‌دار شد. در خاک رشت، تیمارهای ۱۰۰ و ۲۰۰ تن لجن در هکتار نسبت به شاهد افزایش معنی‌دار نشان دادند. افیونی و همکاران (۱) نیز گزارش کردند که افزایش میزان لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت قابل جذب سرب در خاک شده است.

مقایسه گروهی (جدول ٤) نشان می‌دهد که غلظت سرب قابل جذب در خاک‌های لنگرود و لاهیجان اختلاف معنی‌دار ندارد، ولی این خاک‌ها افزایش معنی‌داری نسبت به خاک‌های رشت و اصفهان نشان دادند، که دلیل آن به اختلاف pH این خاک‌ها به عنوان عامل کنترل کننده غلظت سرب قابل جذب خاک مربوط است (۱۸). سرب یکی از مهم‌ترین عناصر آلوده کننده محیط زیست است، و بسیاری از پژوهندگان معتقدند که قلیایی بودن خاک می‌تواند تا حدود زیادی از بروز سمّیت آن جلوگیری کند (۲۰ و ۲۱).

کادمیم: افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش مقدار کادمیم قابل جذب خاک‌ها شد (جدول ۳). البته این افزایش تنها در خاک لنگرود در تیمارهای لجن فاضلاب نسبت به شاهد معنی‌دار بود. در خاک‌های رشت، لاهیجان و اصفهان افزایش غلظت کادمیم قابل جذب با افزایش لجن فاضلاب معنی‌دار نشد. تأثیر کم لجن فاضلاب بر غلظت کادمیم قابل جذب خاک‌ها ممکن است به دلیل مقدار کم کادمیم موجود در لجن باشد.

مقایسه گروهی خاک‌ها (جدول٤) نشان می‌دهد که خاک‌های لنگرود و لاهیجان تفاوت معنی‌دار در غلظت کادمیم قابل جذب نداشته‌اند، ولی این خاک‌ها نسبت به خاک‌های رشت و اصفهان دارای کادمیم قابل جذب بیشتری هستند. جان و همکاران (۹)، pH را عاملی مؤثر در جذب کادمیم ناشی از لجن فاضلاب در گیاه دانستند، و نیز گزارش کردند آهک دهی خاک‌های اسیدی باعث افزایش pH خاک شده و به طور مؤثر حلاّلیت کادمیم را کاهش می‌دهد.

نیکل: لجن فاضلاب مورد استفاده باعث افزایش نیکل قابل جذب خاک‌ها نیز شد (جدول ۳). این افزایش در خاک لنگرود در تیمارهای ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ تن لجن در هکتار و در خاک‌های رشت، لاهیجان و اصفهان در تیمارهای ۱۰۰ و ۲۰۰ تن لجن در هکتار نسبت به شاهد معنی‌دار بود.

مقایسه گروهی خاک‌ها (جدول ٤) نشان می‌دهد که مقدار نیکل قابل جذب خاک لنگرود نسبت به خاک لاهیجان تفاوت معنی‌دار ندارد، ولی این خاک‌ها نسبت به خاک‌های رشت و اصفهان افزایش معنی‌دار نشان دادند. قابلیت جذب فلزات سنگین مثل نیکل به فاکتورهای مختلفی از قبیل pH و نوع رس بستگی دارد، و هرچه مقدار pH و رس خاک زیادتر باشد قابلیت جذب این گونه فلزات کمتر است (۱۸). نیکل در حضور مواد آلی قابلیت کلات شدن دارد. در این صورت، قابلیت جذب آن فوق‌العاده افزایش می‌یابد و می‌تواند بسیار سمی باشد. بنابراین، رعایت احتیاط در کاربرد آن از طریق دفع مواد زاید الزامی است (۵). گزارش شده که در pH کمتر از ۷/۲-٦/۲ خاک، غلظت نیکل خاک به سرعت افزایش می‌یابد (۱۹). بنابراین، پیش‌بینی می‌شد که چنین افزایشی در خاک‌های لنگرود و لاهیجان دیده شود.

کبالت: مقدار کبالت قابل جذب در خاک‌ها با افزایش میزان لجن فاضلاب روند افزایشی نشان داد (جدول ۳). البته در بیشتر موارد این افزایش معنی‌دار نبود و تنها در تیمارهای ۱۰۰ و ۲۰۰ تن در هکتار خاک لاهیجان و تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار خاک رشت این افزایش نسبت به شاهد معنی‌دار گردید.

مقایسه گروهی (جدول ٤) نشان داد که غلظت کبالت قابل جذب بین خاک‌های مورد آزمایش اختلاف معنی‌دار دارد که این تفاوت ممکن است به دلیل pH متفاوت خاک‌ها باشد. کبالت نیز از عناصری است که با افزایش pH خاک، قابلیت جذب کمتری پیدا می‌کند، و به طور معمول در خاک‌های قلیایی و آهکی کمبود این عنصر وجود دارد. کبالت از نظر ارتباط با

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

مقدار ماده آلی و مقدار رس خاک مشابه آهن و منگنز است.

تأثیر تیمارهای مختلف بر غلظت فلزات در گیاه ذرت

همان گونه که پیش‌تر گفته شد، افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش غلظت قابل عصاره‌گیری فلزات در خاک‌های مختلف، به ویژه خاک‌های اسیدی شد. بنابراین، انتظار می‌رود که مقدار جذب و انباشتگی فلزات در گیاه نیز با افزایش مقدار لجن فاضلاب در خاک افزایش یابد. جدول ۵ غلظت فلزات در اندام هوایی ذرت را نشان می‌دهد. در بیشتر موارد افزایش مقدار لجن فاضلاب باعث افزایش غلظت بیشتر فلزات در هر چهار خاک شد. افزایش غلظت‌ها برای تمام فلزات، بجز کادمیم، سرب و روی در خاک رشت، و سرب در خاک لنگرود، در سطح پنج درصد معنی‌دار بود.

مقایسه گروهی خاک‌ها نشان می‌دهد که مقدار جذب بیشتر فلزات در اندام هوایی ذرت در خاک اسیدی لنگرود بیشترین، و در خاک آهکی اصفهان کمترین است. البته با این وجود، غلظت تمام فلزات در اندام هوایی، حتی در خاک‌های اسیدی لنگرود و لاهیجان، زیر حد سمّیت برای این فلزات بود (۱۸).

تأثیر تیمارهای مختلف بر رشد گیاه ذرت

وزن خشک اندام هوایی ذرت با افزایش مقدار لجن فاضلاب در خاک‌ها افزایش یافته است (جدول ٦). افزایش وزن خشک اندام هوایی ذرت در خاک‌های رشت و اصفهان متناسب با افزایش میزان لجن بود. وزن خشک اندام هوایی در این خاک‌ها به ترتیب از ۵/۰۹ و ۳/٤۳ گرم در گلدان تیمار شاهد به مقادیر ۱۰/٦٦ و ۹/۰٤ گرم در گلدان تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار افزایش یافت، که این افزایش در هر دو خاک بین همه تیمارها معنی‌دار گردید. وزن خشک اندام هوایی ذرت در خاک‌های لنگرود و لاهیجان به ترتیب از مقادیر ٦/۲۳ و ٤/۲۲ گرم در گلدان تیمار شاهد به ۸/۵۸ و ۹/۸۸ گرم در تیمار ۲۰۰ تن در هکتار این خاک‌ها افزایش نشان داد. تنها در خاک لنگرود بین تیمارهای ۱۰۰ و ۲۰۰ تن لجن در هکتار اختلاف معنی‌دار دیده نشد.

وزن خشک ریشه ذرت نیز در خاک‌های اصفهان، رشت و لاهیجان متناسب با افزایش میزان لجن فاضلاب تا ۲۰۰ تن در هکتار افزایش نشان داد. ولی در خاک لنگرود، تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار نسبت به تیمار ۱۰۰ تن لجن در هکتار جزیی کاهش داشت، که این کاهش معنی‌دار نگردید. ذرت در همه خاک‌ها بهترین عملکرد را در تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار نشان داد. یعنی با توجه به مقاوم بودن گیاه ذرت به شوری خاک و نیز فلزات سنگین (جدول ۵)، استفاده از لجن فاضلاب تا میزان ۲۰۰ تن در هکتار در همه خاک‌ها باعث افزایش عملکرد گیاه شد. افزایش عملکرد گیاهان دیگر نیز با افزایش لجن تا این میزان گزارش شده است. عرفان‌منش (۳) در پژوهشی نشان داد افزایش مقدار لجن فاضلاب باعث افزایش عملکرد گوجه فرنگی شده، به طوری که در تیمار ۲۰۰ تن لجن در هکتار، عملکرد تا سه برابر شاهد افزایش نشان داده است. والمیس و همکاران (۲۲) با پژوهش هفت ساله‌ای که در گیاه جو با دو نوع لجن و تیمارهای مختلف انجام دادند، نتیجه گرفتند افزودن لجن فاضلاب تا مقادیر خاصی باعث افزایش عملکرد می‌شود، ولی پس از آن حد، تأثیر زیادی در عملکرد ندارد، که این محدوده هم به نوع و شرایط خاک، نوع لجن مصرفی و ترکیب شیمیایی آن، و نوع گیاه مورد نظر بستگی دارد.

نتیجه‌گیری

افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش معنی‌دار غلظت آهن، روی، مس، منگنز، سرب، نیکل و کبالت قابل عصاره‌گیری با DTPA گردید. غلظت قابل جذب عناصر کم‌مصرف و فلزات سنگین مذکور در خاک‌های اسیدی (لنگرود و لاهیجان) به دلیل حلالّیت زیاد فلزات در این خاک‌ها بیشتر از خاک‌های غیر اسیدی (رشت و اصفهان) بود.

یافته‌های این پژوهش نشان می‌دهد کاربرد لجن فاضلاب در خاک‌های آهکی از نظر آلودگی فلزات سنگین خطر کمتری

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

جدول ۵. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر غلظت فلزات (میلی‌گرم در کیلوگرم) در اندام هوایی گیاه ذرت در خاک‌های مختلف[1]

خاک	لجن فاضلاب (t/ha)	نیکل	کادمیم	سرب	کبالت	منگنز	مس	روی	آهن
رشت	شاهد	٤/٨^{b}	٠/٨^{a}	٣٤/٨^{a}	٥/٣^{c}	٧٩/٠^{b}	٥/٨^{c}	٥٦/٨^{a}	٣٠٨^{d}
	٥٠	٥/٣^{ab}	١/١^{a}	٣٣/٠^{a}	٦/٦^{b}	٨٧/٣^{ab}	٦/٨^{b}	٥٩/١^{a}	٣٩١^{c}
	١٠٠	٥/٨^{a}	١/١^{a}	٣١/٠^{a}	٨/٣^{a}	٩٥/٥^{a}	٨/٣^{a}	٦٣/١^{a}	٤٣٦^{b}
	٢٠٠	٦/٠^{a}	١/٣^{a}	٣٢/٦^{a}	٨/٥^{a}	٩٦/٨^{a}	٩/٠^{a}	٦٣/٨^{a}	٤٥٠^{a}
لنگرود	شاهد	٥/٦^{b}	١/٨^{bc}	٣٣/٦^{a}	٩/٨^{c}	١٧٥^{d}	٧/١^{c}	٥٦/٣^{c}	٦٩٥^{b}
	٥٠	٦/١^{ab}	٢/٣^{ab}	٣٤/٣^{a}	١٠/٠^{bc}	٢٢٨^{c}	٨/١^{bc}	٨٩/٠^{b}	٧٣٩^{b}
	١٠٠	٦/٣^{ab}	٢/٦^{a}	٣٥/١^{a}	١١/٣^{b}	٢٦٩^{b}	٨/٨^{b}	١٢٠/٥^{a}	٨٢١^{a}
	٢٠٠	٦/٨^{a}	٢/١^{abc}	٣٦/١^{a}	١٣/٦^{a}	٢٩٥^{a}	١٢/٠^{a}	١٠٠/٢^{a}	٨٦٣^{a}
لاهیجان	شاهد	٦/١^{d}	١/٣^{b}	٢٧/٨^{d}	٥/٦^{b}	١٠٥^{d}	٦/٥^{cd}	٦٣/٥^{b}	٥٩٢^{b}
	٥٠	٨/٥^{b}	١/٦^{b}	٣١/١b^{c}	٦/٨^{b}	١٣٦^{c}	٧/٣^{bc}	١٠٨/٦^{a}	٦٠٠^{b}
	١٠٠	٩/٨^{a}	١/٨^{ab}	٣٤/٦^{a}	١٠/١^{a}	١٨٦^{b}	٧/٨^{b}	١١٤/٠^{a}	٦٧٠^{a}
	٢٠٠	٧/٣^{c}	٢/١^{a}	٣٣/٦^{ab}	٩/٠^{a}	٢٤٣^{a}	٩/٦^{a}	١١٦/٠^{a}	٦٧٥^{a}
اصفهان	شاهد	٤/١^{c}	٠/٨^{b}	٢٥/١^{ab}	٤/٦^{c}	٤٩/٦^{b}	٥/٥^{b}	٤١/٠^{d}	٢٥٦^{c}
	٥٠	٤/٨b^{c}	١/٣^{ab}	٢٤/٠^{b}	٦/٠^{b}	٤٧/٠^{b}	٧/١^{a}	٤٧/٣^{c}	٢٩٣^{b}
	١٠٠	٥/٦^{ab}	١/٦^{a}	٢٦/٠^{ab}	٧/٣^{a}	٦٣/٦^{a}	٧/٢^{a}	٦٣/٥^{b}	٣٥١^{a}
	٢٠٠	٦/١^{a}	١/٣^{ab}	٢٧/٥^{a}	٦/٣^{ab}	٦٩/١^{a}	٧/٦^{a}	٦٩/٠^{a}	٣٤٩^{a}

۱. در هر خاک و در هر ستون، اعدادی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال پنج درصد فاقد تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

جدول ٦. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر وزن خشک (گرم) گیاه ذرت در خاک‌های مختلف[1]

خاک	لجن فاضلاب (t/ha)	وزن خشک اندام هوایی	وزن خشک ریشه
رشت	شاهد	٥/٠٩^{d}	٠/٤٥^{c}
	٥٠	٧/٩٩^{c}	٠/٥٣^{b}
	١٠٠	٩/٠٧^{b}	٠/٥٨^{b}
	٢٠٠	١٠/٦٦^{a}	٠/٦٩^{a}
لنگرود	شاهد	٦/٢٣^{c}	٠/٤٦^{b}
	٥٠	٧/١٧^{b}	٠/٥٠^{b}
	١٠٠	٨/٤٤^{a}	٠/٥٥^{a}
	٢٠٠	٨/٥٨^{a}	٠/٥٣^{ab}
لاهیجان	شاهد	٤/٢٢^{d}	٠/٤2c
	٥٠	٧/٨٢^{c}	٠/٥٣^{b}
	١٠٠	٨/٥٠^{b}	٠/٥٥^{ab}
	٢٠٠	٩/٨٨^{a}	٠/٦٠^{a}
اصفهان	شاهد	٣/٤٣^{d}	٠/٢٨^{d}
	٥٠	٤/١٥^{c}	٠/٣٥^{c}
	١٠٠	٦/٥٠^{b}	٠/٤٨^{b}
	٢٠٠	٩/٠٤^{a}	٠/٥٩^{a}

۱. در هر خاک و در هر ستون، اعدادی که دارای حروف مشابه هستند، در سطح احتمال پنج درصد فاقد تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

دارد، ضمن این که در رفع کمبود شماری از عناصر کم‌مصرف خاک همچون آهن، روی و مس می‌تواند مؤثر باشد. البته با توجه به آثار مفید لجن فاضلاب در خاک، پیشنهاد می‌شود در هر منطقه راه‌های ورود فلزات سنگین به این ماده بررسی، و با کاهش ورود این فلزات در فاضلاب‌های شهری، ارزش کودی لجن فاضلاب افزایش یابد.

سپاسگزاری

این پژوهش از طریق طرح ملی پژوهشی با کد M12، با حمایت شورای تحقیقات علمی کشور با شماره ثبت ۱۱۵۱ انجام گرفته است، که بدین وسیله تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع مورد استفاده

۱. افیونی، م.، ی. رضایی‌نژاد و ب. خیامباشی. ۱۳۷۷. اثر لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب فلزات سنگین به وسیله کاهو و اسفناج. علوم کشاورزی و منابع طبیعی ۱: ۱۹-۳۰.

۲. خیامباشی، ب. ۱۳۷٦. اثر استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در آلایش و انباشت عناصر سنگین در خاک و گیاه. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۳. عرفان‌منش، م. ۱۳۷٦. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر برخی خصوصیات خاک و جذب و تراکم عناصر سنگین به وسیله اسفناج و گوجه فرنگی. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

٤. مجللی، ح. ۱۳٦٦. شیمی خاک (ترجمه). مرکز نشر دانشگاهی، تهران.

5. Adams, T. M. and J. R. Sanders. 1984. The effect of pH on release to solution of zinc, copper and nickel from metal-loaded sewage sludge. Environ. Pollut. Series B. 8: 85-99.
6. Berti, W. R. and I. W. Jacobs. 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. J. Environ. Qual. 25: 1025-1032.
7. Chang, A. C., H. Hyun and A. L. Page. 1997. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb?. J. Environ. Qual. 26: 11-19.
8. Hyun, H., A. C. Chang, D. R. Parker and A. L. Page. 1998. Cadmium solubility and phytoavailability in sludge-treated soils: effects of soil organic carbon. J. Environ. Qual. 27: 329-334.
9. John, M. K., C. J. Valerhoven and H. H. Chuah. 1972. Factors affecting plant uptake and phytotoxicity of Cd added to soils. Environ. Sci. Technol. 6: 1005-1009.
10. Kabata, P. and A. H. Pendias. 1992. Trace Element in Soils and Plants. 2nd ed., CRC Press, New York.
11. Kalbasi, M., G. J. Racz and L. A. Lewen-Rudgers. 1978. Reaction products and solubility of applied zinc compounds in some Manitoba soils. Soil Sci. 125: 55-64.
12. Krebs, 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.
13. Lindsay, W. L. 1992. Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sons, New York.
14. 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.
15. Lunt, A. H. 1959. Digested sewage sludge for soil improvement. Bull. Conn. Agric. Exp. Stn, 622.
16. Luo, Y. M. and P. Christie. 1998. Bioavailability of copper and zinc in soil treated with alkaline stabilized sewage sludge. J. Environ. Qual. 27: 335-342.
17. McGrath, S. P., F. J. Zhao, S. J. Dunham, A. R. Crosland and K. Coleman. 2000. Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. J. Environ. Qual. 29: 875-883.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]

18. Pais, I. and J. Benton Jones, Jr. 1997. The Handbook of Trace Elements. St. Lucie Press, Boca Raton, Florida.
19. Sanders, J. R. and T. McAdams. 1997. The effect of pH and soil type on concentration of zinc, copper and nickel extracted by calcium chloride from sewage sludge-treated soils. Environ. Pollut.43: 219-228.
20. Smith, S. R. 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-created soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass. Environ. Pollut. 85: 321-327.
21. Valdares, J. M. A. S., M. Gal, U. Mingelgrin and A. L. Page. 1983. Some heavy metals in soils treated with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. J. Environ. Qual. 12(1): 49-57.
22. Vlamis, J., D. E. Williams, J. L. Corey, A. L. Page and T. J. Ganje. 1985. Zinc and cadmium uptake by barley in field plots fertilized seven years with urban and suburban sludge. Soil Sci.139: 81-87.
23. Westerman, R. L. (Ed.). 1990. Soil Testing and Plant Analysis. SSSA,No. 3, Madison, Wisconsin, USA.

[Downloaded from jstnar.iut.ac.ir on 2026-11-17]

[DOR: 20.1001.1.24763594.1382.7.3.7.5]