مجله تحقیقات مهندسی کشاورزی/جلد ۸/ شماره ۳/ پاییز ۱۳۸۶/ص ۸۰-۶۵

# اثرات کاربرد لجن فاضلاب و عملیات آبشویی بر خصوصیات خاک و کیفیت و عملکرد گیاه جو

**ندا قمری و شهناز دانش***

* به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه فردوسی مشهد؛ و استادیار گروه مهندسی آب دانشگاه فردوسی مشهد، نشانی: مشهد، فلکه پارک، دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، تلفن: ۸۷۹۵۶۱۲ (۰۵۱۱)، پیام نگار: sdanesh@ferdowsi.um.ac.ir

تاریخ دریافت مقاله: ۸۵/۵/۲۹؛ تاریخ پذیرش: ۸۵/۱۰/۲۳

## چکیده

**لجن فاضلاب به دلیل دارابودن مقادیر قابل توجهی مواد آلی و عناصر غذایی مورد نیاز گیاه می‌تواند به عنوان یکی از بهترین و ارزان‌ترین کودهای آلی برای زمین‌های کشاورزی مطرح باشد. اما وجود عواملی سمّی از قبیل فلزات سنگین در لجن، مهم‌ترین فاکتور محدودکننده استفاده از آنها به شمار می‌آید. در تحقیق حاضر به منظور بررسی تأثیر توأمان کاربرد لجن فاضلاب و عملیات آبشویی بر خصوصیات شیمیایی خاک و رشد و عملکرد گیاه جو (*Hordeum vulgare*) و جذب دو عنصر سرب و کادمیم در این گیاه، آزمایشی گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل بر پایهٔ طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار اجرا شد. تیمارها شامل ۵ سطح کاربرد لجن فاضلاب (۰، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، و ۴۰۰ تن در هکتار) و دو سطح آبشویی (۰ و ۱۰ درصد) بودند. در پایان فصل رشد، خصوصیات مختلف خاک از جمله pH، EC، کربن آلی، نیتروژن، فسفر، پتاسیم، منیزیم، کلسیم، سدیم، SAR، و میزان فراهمی عناصر سرب و کادمیم و همچنین خصوصیات گیاه شامل کیفیت ظاهری، وزن صد دانه، عملکرد مادهٔ خشک اندام هوایی و غلظت عناصر سرب و کادمیم در ساقه و برگ بررسی شد. نتایج آزمایش نشان داد که لجن فاضلاب اثر معنی‌داری بر تمامی خصوصیات اندازگیری‌شده خاک دارد. به طوری که افزایش میزان کاربرد لجن، باعث کاهش pH و افزایش سایر پارامترها می‌شود. افزایش میزان کاربرد لجن فاضلاب همچنین باعث افزایش معنی‌دار غلظت عناصر سرب و کادمیم در گیاه شد و بر کیفیت ظاهری گیاه نیز تأثیر گذاشت اما بر وزن صد دانه و عملکرد مادهٔ خشک اندام هوایی تأثیر معنی‌داری نداشت. اثر فاکتور آبشویی بر هیچ یک از خواص فوق‌الذکر خاک جز غلظت منیزیم و کلسیم در محلول خاک معنی‌دار نبود. فاکتور آبشویی عملکرد مادهٔ خشک اندام هوایی را به طور معنی‌داری افزایش داد ولی بر وزن صد دانه و همچنین غلظت عناصر سرب و کادمیم تأثیر معنی‌داری بر جای نگذاشت. اثر متقابل فاکتورها در هیچ یک از موارد اندازه‌گیری‌شده معنی‌دار نبود.**

## واژه‌های کلیدی

**آبشویی، خصوصیات خاک، عناصر سنگین، لجن فاضلاب، محصول جو**

## مقدمه

لجن فاضلاب رسوباتی است تشکیل‌شده از مواد معدنی و آلی که در مراحل مختلف تصفیه فاضلاب به صورت توده‌ای غلیظ جدا می‌شود. امروزه متخصصان محیط زیست به دلیل محدودیت‌های قانونی در روش‌های سوزاندن و دفن لجن در اراضی و اقیانوس‌ها، استفاده از لجن را به عنوان کود در اراضی کشاورزی توصیه می‌کنند. لجن فاضلاب منبع بسیار غنی نیتروژن، فسفر، و عناصری از قبیل آهن، روی، و مس برای گیاه به شمار می‌رود. لجن، به‌دلیل دارا بودن مواد آلی نسبتاً زیاد می‌تواند بر خصوصیات فیزیکی خاک از جمله پایداری خاکدانه‌ها، هدایت هیدرولیکی، تهویه، و رطوبت خاک اثرهای مطلوب داشته باشد (Bell *et al*., 1991; Giordano *et al*., 1975).

تحقیقات نشان داده است که کاربرد مقادیر مناسب لجن فاضلاب در خاک موجب بهبود شرایط فیزیکی خاک و تأمین مقادیر قابل توجهی از مواد غذایی گیاه می‌شود و

© 2010,The Author(s). Published by Agricultural Engineering Research Institute. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

کمیت و کیفیت محصول را افزایش می‌دهد در حالی که مصرف بیش از حد آن زیان‌آور است و باعث کاهش عملکرد و کیفیت محصولات کشاورزی می‌شود (Fresquez *et al*., 1990; Schaur *et al*., 1980). زنی، و میشل و همکاران دلیل کاهش کیفیت و عملکرد محصولات را در کاربردهای مقادیر بالای لجن فاضلاب وجود فلزات سنگین در لجن می‌دانند (Mitchell *et al*., 1978; Zeny *et al*., 1976). کاربرد مقادیر بالا یا کاربردهای طولانی مدت لجن در اراضی کشاورزی موجب تجمع فلزات سنگین در خاک می‌شود و امکان جذب این عناصر را در گیاه افزایش می‌دهد (Mc Bride, 1995).

جذب بیش از حد فلزات سنگین در گیاه و ورود آنها به زنجیرهٔ غذایی انسان و حیوان پیامدهای ناگواری خواهد داشت. به همین منظور بسیاری از کشورها برای کاربرد لجن فاضلاب در اراضی کشاورزی مقرراتی وضع کرده‌اند. مدیریت آب یکی از مهم‌ترین عوامل کنترل قابلیت دسترسی عناصر در خاک است. ابرادور و همکاران در مطالعات خود دربارهٔ رفتار آبشویی فلزاتی از قبیل نیکل، منگنز، سرب، روی، مس، و کروم در لجن هوا خشک و گرماخشک، روندی کاهشی را در فلزات، به ترتیب ذکر شده، مشاهده کردند؛ نتایج تحقیقات این محققان همچنین نشان می‌دهد که مقادیر فلزات آبشویی‌شده در لجن هواخشک بیش از لجن گرماخشک است (Obrador *et al*., 2002).

به طورکلی، کاربرد لجن در اراضی کشاورزی و تأثیر آن بر خصوصیات خاک و گیاهان بستگی به عواملی از قبیل کیفیت لجن، نوع خاک، نوع گیاه، و اقلیم دارد. به منظور استفاده لجن در کشاورزی، با توجه به متغیر بودن این عوامل در مناطق مختلف، تحقیقات منطقه‌ای ضروری است.

مشهد یکی از شهرهای بزرگ ایران است که حجم قابل توجهی فاضلاب تولید می‌کند، به طوری که بر اساس پیش‌بینی‌ها فاضلاب تولیدی این شهر در سال ۱۴۱۰ برابر ۱،۰۳۶،۰۰۰ متر مکعب در روز خواهد بود. تصفیهٔ چنین حجم عظیمی از فاضلاب، مقادیر بسیار زیادی لجن تولید می‌کند که اگر به درستی مدیریت نشود می‌تواند منشأ عواقب زیست محیطی نامطلوب باشد.

در تحقیق حاضر، اثر کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب توأم با آبشویی، بر تغییرات خصوصیات خاک و کمیت، کیفیت و مقادیر جذب عناصر سرب و کادمیم در گیاه جو بررسی شده است. تحقیقات نشان می‌دهد که در بین فلزات سنگین جذب‌شده، کادمیم بیشترین و سرب کمترین توان جابه‌جایی را در گیاه دارد (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Labrecque *et al*., 1995). جو نیز به عنوان یک گیاه زراعی و علوفه‌ای مهم در منطقه، برای این آزمایش انتخاب گردید. لجن استفاده‌شده در این تحقیق از تصفیه‌خانهٔ آستان قدس رضوی واقع در شرق مشهد با ظرفیت ۲۶۰۰۰ متر مکعب در روز تأمین شده است. مراحل تصفیه در تصفیه‌خانهٔ مذکور شامل دو لاگون ته‌نشینی اولیه، دو لاگون ته‌نشینی ثانویه، و یک برکهٔ جلادهی است. در سال‌های اخیر، تصفیه‌خانهٔ مذکور علاوه بر فاضلاب مناطق مسکونی سپتاژ صنعتی حمل‌شده با برخی تانکرهای سپتیک را نیز دریافت کرده است. بنابراین، به کارگیری لجن حاصل از این تصفیه‌خانه در اراضی کشاورزی از لحاظ میزان تجمع فلزات سنگین در خاک و گیاه باید به دقت بررسی شود.

## مواد و روش‌ها

تحقیق حاضر به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار در گلخانهٔ تحقیقاتی دانشکدهٔ کشاورزی

دانشگاه فردوسی مشهد اجرا شد. اثر کاربرد لجن فاضلاب بر تغییر خصوصیات خاک و کمیت و کیفیت محصول جو و جذب سرب و کادمیم در جو با استفاده از تیمارهای ۰، ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، و ۴۰۰ تن لجن در هکتار بررسی شد. آبشویی نیز در دو سطح ۰ و ۱۰ درصد اعمال گردید. با توجه به سطوح کاربرد لجن، فاکتور آبشویی و تعداد تکرارها، از ۳۰ واحد آزمایشی استوانه‌ای شکل به عمق ۸۵ سانتی‌متر و سطح مقطع دایره‌ای به شعاع ۱۵ سانتی‌متر استفاده شد. تمامی واحدها از خاکی با بافت لوم شنی پر شدند.

لجن استفاده شده از لاگون‌های تهنشینی اولیهٔ تصفیه‌خانهٔ آستان قدس برداشت و پس از اینکه به طور طبیعی هواخشک شد از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس، میزان لجنی که باید به هر تیمار افزوده می‌شد، محاسبه و با لایهٔ ۳۰ سانتی‌متری سطحی خاک واحد مربوط مخلوط شد. جدول ۱، خصوصیات لجن فاضلاب مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

**جدول ۱- خصوصیات شیمیایی لجن فاضلاب مورد مطالعه**

| پارامتر | واحد | مقدار |
|---|---|---|
| pH | - | ۷/۴ |
| هدایت الکتریکی | دسی زیمنس بر متر* | ۶/۷۲ |
| ماده آلی | در صد ماده خشک لجن | ۴۴ |
| فسفر کل | میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک لجن | ۶۴۴۲ |
| نیتروژن کل | میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک لجن | ۱۷۱۵۰ |
| نیتروژن آمونیاکی | میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک لجن | ۳۱۵ |
| نیتروژن نیتراتی | میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک لجن | ۱۹۲/۵ |
| کل سرب | میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک لجن | ۴۳/۷ |
| کل کادمیم | میلی‌گرم بر کیلوگرم ماده خشک لجن | ۴/۲ |

* در عصاره ۱:۲ (لجن: آب)

جو در اول بهمن ۱۳۸۳ کشت شد. آبیاری در دو سطح انجام گرفت. در یک سطح، تیمارها به اندازهٔ نیاز آبی گیاه آب دریافت کردند و در سطح دیگر میزان ۱۰ درصد آبشویی در نظر گرفته شد. آب آبیاری از چاه پردیس دانشگاه تأمین گردید. جدول ۲، خصوصیات شیمیایی آب آبیاری را نشان می‌دهد.

در دورهٔ داشت به دلیل مشاهده شتهٔ جو، کلیه واحدها در دو نوبت با آفت‌کش متاسیستوکس سمپاشی شدند. برداشت محصول و نمونه‌برداری از آن بعد از رسیدن گیاه به مرحلهٔ رسیدگی فیزیولوژیکی انجام شد. اندام‌های هوایی گیاه از ارتفاع ۱ سانتی‌متری سطح خاک قطع شدند. در این مرحله، وزن اندام هوایی گیاه، تعیین شد. در هر واحد آزمایشی، سنبله‌ها از بوته‌ها جدا و صد دانه از آنها به طور تصادفی انتخاب گردید که وزنشان به عنوان وزن صد دانه گزارش شد. به منظور تعیین غلظت سرب و کادمیم در گیاه، ساقه‌ها و برگ‌های گیاهان در آب مقطر شسته‌شده و به مدت ۲۴ ساعت در گرمخانهٔ تهویه‌دار با دمای ۷۰ درجهٔ سانتی‌گراد نگهداری شدند تا خشک شوند.

نمونه‌های خشک‌شده، پس از خردشدن از الک ۰/۵ عبور داده شدند. نمونه‌ها با استفاده از روش مورتوت هضم (Mortvedt *et al*., 1991) و عناصر مورد نظر با دستگاه جذب اتمی مدل Shimadzu AA-670 مجهز به کوره گرافیتی مدل Shimadzu GFA-4A اندازه‌گیری شد.

**جدول ۲- مشخصات شیمیایی آب آبیاری**

| پارامتر | واحد | مقدار |
|---|---|---|
| pH | – | ۸/۲ |
| هدایت الکتریکی | دسی زیمنس بر متر | ۰/۶ |
| سدیم | میلی‌اکی والان بر لیتر | ۰/۴ |
| کلسیم | میلی‌اکی والان بر لیتر | ۱/۸ |
| منیزیم | میلی‌اکی والان بر لیتر | ۳/۸ |
| کلر | میلی‌اکی والان بر لیتر | ۱/۵ |
| بی کربنات | میلی‌اکی والان بر لیتر | ۳/۹ |
| SAR | (میلی‌مول بر لیتر)$^{۱/۲}$ | ۰/۲۴ |

جدول ۳، خصوصیات خاک را در ابتدای طرح و قبل از مخلوط‌کردن با لجن نشان می‌دهد. بعد از برداشت محصول، نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متری هر واحد آزمایشی برداشت شد و پس از خشک‌شدن، و پودرکردن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد تا برای تعیین پارامترهای مختلف آزمایش شوند. هدایت الکتریکی و pH نمونه‌های خاک در گل اشباع به روش‌های معمول اندازه‌گیری شد. درصد کربن آلی به روش واکلی و بلاک تعیین گردید (Walkley & Block, 1934). نیتروژن کل و قابل دسترس به روش کجلدال اندازه‌گیری شد (Bremner & Mulvaney, 1982; Keeney & Nelson, 1982). برای تعیین فسفر قابل دسترس ابتدا نمونه‌های خاک به روش السن عصاره‌گیری و بعد مقدار فسفر در عصاره‌های حاصل بر اساس روش مورفی و ریلی تعیین شد (Olsen *et al*., 1954; Murphy & Riley, 1962). پتاسیم قابل دسترس و سدیم انحلال‌پذیر خاک به روش فلیم فوتومتری اندازه‌گیری شد (Knudsen *et al*., 1982). برای تعیین کلسیم و منیزیم انحلال‌پذیر خاک، روش کمپلکسومتری به کار گرفته شد (Lanyon & Heald, 1982). شکل قابل جذب[1] سرب و کادمیم در نمونه‌های خاک با استفاده از محلول DTPA-TEA عصاره‌گیری (Lindsay & Nowell, 1978) و سپس غلظت فلزات مذکور در عصاره‌های حاصل با دستگاه جذب اتمی مجهز به کورهٔ گرافیتی اندازه‌گیری شد. کلیهٔ خصوصیات لجن (به استثنای عناصر سرب و کادمیم)، بر اساس روش‌های به کار گرفته شده برای نمونه‌های خاک تعیین شد. غلظت، سرب و کادیم با روش‌های مشابه با روش تعیین این عناصر در گیاه اندازه‌گیری شد. آنالیز آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار MSTATC انجام گرفت.

1- Available

**جدول ۳- خصوصیات خاک مورد مطالعه**

| پارامتر | واحد | مقدار |
|---|---|---|
| pH | _ | ۷/۵ |
| هدایت الکتریکی | دسی زیمنس بر متر | ۴/۱ |
| کربن آلی | درصد | ۰/۶۹ |
| فسفر | درصد | ۲۶ |
| نیتروژن قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | قابل چشم پوشی |
| نیتروژن کل | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۶۶۵ |
| کادمیم قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۰۴ |
| سرب قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۳۸ |

## نتایج و بحث

### خواص لجن فاضلاب

با توجه به جدول ۱ مشاهده می‌شود که pH لجن مصرفی نسبتاً خنثی و برابر با ۷/۴ است. هدایت الکتریکی (EC) لجن در مقایسه با آب آبیاری و خاک بیانگر وجود املاح زیاد در آن است. حدود ۴۴ درصد از مادهٔ خشک لجن مصرفی را مواد آلی تشکیل می‌دهد. از جدول ۱ استنباط می‌شود که میزان عناصر غذایی لجن فاضلاب مورد مطالعه در بازه‌های معمول و متداول قرار دارد و غلظت کل عناصر سرب و کادمیم آن به ترتیب برابر با ۴۳/۷ و ۴/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم جامدات خشک است.

### اثر کاربرد لجن فاضلاب بر مشخصات خاک

استفاده از لجن فاضلاب بر همهٔ پارامترهای اندازه‌گیری‌شدهٔ خاک تأثیر معنی‌دار گذاشت ($\rho \leq ۰/۰۵$). به طورکلی کاربرد لجن باعث کاهش pH و افزایش سایر پارامترها در خاک شد. اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر خصوصیات خاک در جدول ۴ ارائه شده است.

### اثر لجن فاضلاب بر pH

استفاده از لجن فاضلاب باعث کاهش معنی‌دار pH خاک شد. کاهش pH خاک باعث افزایش پتانسیل جذب عناصر سنگین در گیاهان و پتانسیل حرکت آنها در پروفیل خاک می‌شود (Epstein, 2003; Mc Bride, 1995). صابر نیز کاهش pH خاک را در اثر آبیاری با پساب، گزارش کرده است (Saber, 1986). با کاربرد لجن فاضلاب در خاک، مواد آلی آن مورد تجزیه بیولوژیکی قرار می‌گیرد و تولید مواد و اسیدهای آلی حد واسط، می تواند عاملی برای کاهش pH خاک شود. به همین دلیل در کاربردهای طولانی مدت باید تدابیری جهت افزایش ظرفیت بافری خاک اندیشیده شود.

### اثر لجن فاضلاب برEC

نتایج نشان می‌دهد که لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار هدایت الکتریکی (EC) خاک می‌شود به طوری که این پارامتر در تیمارهای مختلف معادل با ۱/۵ تا ۴/۵ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشته است. قابل ذکر است که EC خاک مورد استفاده قبل از این که گیاه در

آن کشت شود و تحت آبیاری قرار گیرد برابر ۴/۱ دسی‌زیمنس بر متر بوده است (جدول ۳). اما از آنجا که آب آبیاری می‌تواند شوری خاک را کنترل و تعدیل کند، هدایت الکتریکی خاک بعد از برداشت محصول (و به عبارت دیگر پس از دریافت چند نوبت آبیاری) نسبتاً کمتر شد به طوری که در تیمارهای شاهد، ۵۰، و ۱۰۰ تن در هکتار به کمتر از ۴/۱ دسی‌زیمنس بر متر رسید (عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متر). دلیل این کاهش را می‌توان حل‌شدن املاح خاک در آب و انتقال آن به اعماق پایین‌تر دانست. به ویژه که آب مورد استفاده در این آزمایش از لحاظ شوری وضعیت نسبتاً مطلوبی داشته (EC=۰/۶ دسی‌زیمنس بر متر) و هدایت الکتریکی آن از هدایت الکتریکی عصارهٔ اشباع خاک به مراتب کمتر بوده است (۰/۶<۴/۱). بدین ترتیب بخشی از املاح خاک سطحی در اثر آبیاری شسته شد و هدایت الکتریکی آن کاهش یافت. به کارگیری لجن در طولانی مدت یا در مقادیر زیاد، چنانچه با برنامه‌ریزی دقیق توأم نباشد، ممکن است میزان املاح خاک را افزایش دهد و تاثیرات مخربی روی ساختمان خاک بر جای بگذارد.

**جدول ۴- اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر خصوصیات خاک و گیاه**

| پارامتر | واحد | تیمار لجن فاضلاب (تن در هکتار) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | شاهد | ۵۰ | ۱۰۰ | ۲۰۰ | ۴۰۰ |
| pH | - | ۷/۵a | ۷/۳۵b | ۷/۲۸b | ۷/۱۱c | ۶/۹۰d |
| EC | دسی زیمنس بر متر | ۱/۹d | ۳/۱c | ۳/۶c | ۴/۹b | ۸/۴a |
| کربن آلی | درصد | ۰/۵e | ۰/۹d | ۱/۲c | ۲/۱b | ۴/۴a |
| نیتروژن کل | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۵۹۰c | ۶۲۴b | ۱۱۷۶a | ۱۱۹۰a | ۱۲۵۵a |
| نیتروژن قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۱۴/۵a | ۱۶/۷b | ۱۷/۲b | ۳۸/۰b | ۱۵۱/۸b |
| فسفر قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۱۶/۶c | ۳۷/۳c | ۴۱/۶c | ۱۰۱/۳b | ۱۵۵/۳a |
| پتاسیم قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۲۷۳/۱b | ۲۳۹/۷b | ۲۵۷/۳b | ۲۶۸/۸b | ۳۰۴/۸a |
| منیزیم انحلال‌پذیر | میلی‌اکی والان در لیتر | ۱۶/۶c | ۲۹/۹b | ۳۱/۵b | ۵۳/۷۳a | ۵۴/۸۶a |
| کلسیم انحلال‌پذیر | میلی‌اکی والان در لیتر | ۱۰/۴c | ۱۹/۶b | ۲۶a | ۱۷/۶b | ۱۹/۸b |
| سدیم انحلال‌پذیر | میلی‌اکی والان در لیتر | ۵/۲c | ۸/۱c | ۸/۷c | ۱۶/۴b | ۴۱/۶a |
| SAR | (میلی‌مول بر لیتر)$^{1/2}$ | ۱/۴c | ۱/۶۲c | ۱/۶۳c | ۲/۷۵b | ۶/۹۱a |
| کادمیم قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۰۱d | ۰/۰۸c | ۰/۱۰c | ۰/۲۲b | ۰/۴۵a |
| سرب قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۳۷d | ۰/۵۹c | ۰/۷۴c | ۱/۳۵b | ۲/۳۳a |
| عملکرد خشک اندام هوایی | گرم در متر مربع | ۰/۸۰a | ۰/۸۳a | ۰/۸۶a | ۰/۸۸a | ۰/۸۱a |
| وزن صد دانه | گرم | ۳/۶۴a | ۳/۹۴a | ۳/۷۹a | ۳/۴۹a | ۳/۷۳a |
| غلظت کادمیم در گیاه | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۲۰d | ۰/۳۶c | ۰/۶۳b | ۰/۶۳b | ۱/۰a |
| غلظت سرب در گیاه | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۱۵b | ۰/۲۲b | ۰/۲۳b | ۰/۲۵b | ۰/۴۰a |

در هر سطر میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

**اثر لجن فاضلاب بر کربن آلی**

جدول ۴ نشان می‌دهد که درصد کربن آلی خاک با افزایش میزان کاربرد لجن افزایش یافته است بدین معنا که در تیمارهای ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰ و ۴۰۰ تن در هکتار لجن، در مقایسه با تیمار شاهد، به ترتیب افزایشی معادل با ۸۰، ۱۴۰، ۳۲۰ و ۷۸۰ درصد داشته‌اند. لیندسی و لاگین نیز گزارش کردند که میزان کربن آلی با افزایش کاربرد مواد جامد بیولوژیکی[1] به طور خطی افزایش می‌یابد (Lindsay & Logan, 1998). افزایش مقدار مادهٔ آلی خاک تاثیرات مطلوبی بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک دارد. وجود این ترکیبات باعث پیدایش خلل و فرج فراوان در خاک می‌شود، وزن مخصوص ظاهری خاک را کاهش و در عوض پایداری خاکدانه‌ها و حاصلخیزی خاک را افزایش می‌دهد.

**اثر لجن فاضلاب بر نیتروژن کل و قابل دسترس**

میزان کل نیتروژن خاک با کاربرد ۵۰ تن لجن در هکتار ۱/۵ برابر و با کاربرد ۱۰۰، ۲۰۰، و ۴۰۰ تن در هکتار حدود ۲ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش نشان داد (جدول ۴). دلیل معنی‌دارنبودن اختلاف در غلظت نیتروژن کل در سه تیمار ۱۰۰، ۲۰۰، و ۴۰۰ تن در هکتار ممکن است به دلیل افزایش فرایند دنیتریفیکاسیون یا افزایش تصعید نیتروژن آمونیومی در مقادیر کابرد بالای لجن باشد. مطالعات متعدد نشان می‌دهد که با کاربرد لجن در اراضی کشاورزی دنیتریفیکاسیون و تصعید نیتروژن آمونیومی باعث کاهش نیتروژن در خاک می‌شود (Kelling *et al*., 1977; Sommers *et al*., 1979).

افزایش نیتروژن قابل دسترس در خاک‌هایی که بیشترین مقدار لجن (۴۰۰ تن در هکتار) را دریافت کرده‌اند، می‌تواند ناشی از بالابودن نیتروژن آلی در آنها باشد. پارکر و سامرز در بررسی‌های خود گزارش داده‌اند که معدنی‌شدن نیتروژن در مواد جامد بیولوژیکی متناسب با نیتروژن آلی موجود در آن مواد است (Parker & Sommers, 1983). نیتروژن ناکافی می‌تواند عملکرد محصول را کاهش دهد در حالی که نیتروژن مازاد نیز موجب کاهش کیفیت محصول و همچنین افزایش غلظت نیترات در آب آبشویی و آلودگی آب‌های زیرزمینی خواهد شد.

**اثر لجن فاضلاب بر فسفر قابل دسترس**

با افزایش مقدار لجن در خاک، فسفر قابل دسترس آن افزایش می‌یابد (جدول ۴). میزان فسفر قابل دسترس در کمترین میزان کاربرد لجن (۵۰ تن در هکتار)، حدود ۲/۲ برابر و در بالاترین مقدار کاربرد (۴۰۰ تن در هکتار)، به میزان ۹ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشته است. در لجن فاضلاب به مقدار فراوانی فسفر (کمتر از ۰/۱ تا ۱۴/۳ درصد) موجود است (Sommers, 1977) بنابراین با افزودن لجن به خاک، مقدار فسفر قابل دسترس گیاه افزایش می‌یابد و بدین ترتیب بخشی از نیاز محصول به فسفر برطرف می‌شود.

**اثر لجن فاضلاب بر پتاسیم قابل دسترس**

با افزایش مقدار کاربرد لجن، مقدار پتاسیم قابل دسترس افزایش می‌یابد (جدول ۴). مقایسه میانگین‌ها بیانگر آن است که مقادیر پتاسیم خاک در تیمارهای شاهد، ۵۰، ۱۰۰، و۲۰۰ تن در هکتار اختلاف معنی‌داری با هم ندارند اما بین آنها و تیمار ۴۰۰ تن در هکتار اختلاف معنی‌دار است. میانگین مقدار پتاسیم قابل دسترس در

1- Biosolids

خاک تیمارهای ۵۰، ۱۰۰، ۲۰۰، و ۴۰۰ تن لجن در هکتار به ترتیب ۱، ۸، ۱۳، و ۲۸ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش نشان می‌دهد. پتاسیم موجود در لجن فاضلاب معمولاً کم و بین ۰/۰۲ تا ۲/۶۴ درصد وزن خشک آن است و بنابراین ارزش غذایی لجن بیشتر به دلیل فسفر و نیتروژن آن است (Sommers, 1977). همانطور که نتایج آزمایش نیز نشان داد کاربرد لجن در مقادیر کم یا متوسط تأثیر زیادی بر پتاسیم خاک ندارد. به همین دلیل در صورت کاربرد لجن بهتر است کود پتاسیم‌دار نیز به خاک افزوده شود.

### اثر لجن فاضلاب بر منیزیم و کلسیم انحلال‌پذیر

تحلیل آماری داده‌ها دلالت بر آن دارد که مصرف لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار مقادیر منیزیم و کلسیم موجود در محلول خاک می‌شود. این نتایج با یافته‌های بسیاری از محققان همخوانی دارد که روندی افزایشی در غلظت‌های آنیونی و کاتیونی محلول خاک در اثر افزایش میزان کاربرد لجن مشاهده کرده‌اند (Baker & Mathews, 1983). در جدول ۴ می‌بینیم که افزایش لجن میزان منیزیم در محلول خاک را افزایش داده است. در مورد کلسیم، کم‌شدن غلظت این عنصر در تیمارهای ۲۰۰ و ۴۰۰ تن در هکتار نسبت به تیمار ۱۰۰ تن در هکتار، ممکن است ناشی از غلظت بیشتر فلزات سنگین در این تیمارها و در نتیجه ایجاد کمپلکس‌های بیشتر کلسیم با آنها باشد (Saber, 1986). بر اساس نتایج این تحقیق، با افزایش مقدار کاربرد لجن مجموع غلظت کلسیم و منیزیم در محلول خاک افزایش می‌یابد که این امر می‌تواند اثر مطلوب بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک بر جای گذارد.

### اثر لجن فاضلاب بر سدیم انحلال‌پذیر

جدول ۴ نشان می‌دهد که با افزایش میزان لجن، غلظت سدیم محلول خاک افزایش می‌یابد. این امر حاکی از وجود نمک‌های سدیمی در لجن فاضلاب است. سمّیت یون سدیم زمانی ظاهر می‌شود که غلظت آن در محلول خاک افزایش یابد. تاثیرات مستقیم غلظت زیاد سدیم تجمع در گیاه و تاثیرات غیرمستقیم آن به هم خوردن توازن غذایی و خرابی خصوصیات خاک است.

### اثر لجن فاضلاب بر نسبت جذب سدیم (SAR)

نتایج نشان می‌دهد که بیشترین مقدار نسبت جذب سدیم (معادل ۶/۹۱ (میلی‌مول بر لیتر)$^{1/2}$)، مربوط به تیمار ۴۰۰ تن لجن در هکتار است؛ دلیل این موضوع می‌تواند غلظت بالای سدیم در محلول خاک باشد. با این حال، این نسبت جذب سدیم از استانداردی که آزمایشگاه شوری خاک آمریکا تعیین کرده، (SAR=۱۳ (میلی‌مول بر لیتر)$^{1/2}$)، کمتر است و بنابراین خاک مربوط ظاهراً هنوز تا سدیمی‌شدن فاصلهٔ زیادی دارد. ولی باید در نظر داشت که اگرچه استفاده از لجن فاضلاب در دوره‌های کوتاه مدت و مقادیر کم ممکن است مشکلی از لحاظ سدیمی کردن خاک ایجاد نکند اما برای داشتن یک سیستم کشاورزی پایدار ضرورت دارد کاربرد لجن در اراضی محتاطانه باشد.

### اثر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب کادمیم

با افزایش میزان کاربرد لجن، مقدار فراهمی کادمیم (کادمیم قابل جذب) در خاک افزایش یافته است. واثقی و همکاران افزایش مقدار کادمیم قابل جذب را فقط در خاک‌های اسیدی تحت آزمایش‌هایشان مشاهده کردند (Vaseghi *et al*., 2003). عواملی نظیر pH، مواد آلی،

آهن، و رس خاک بر تحرک کادمیم و جذب آن در گیاه تاثیر می‌گذارند به همین جهت با توجه به pH نسبتاً خنثای خاک و بافت خاک (لوم شنی) که درصد رس آن نسبتاً کم است، چندان دور از انتظار نیست که همگام با افزایش کادمیم کل خاک میزان کادمیم قابل جذب نیز به طور چشمگیری افزایش یافته باشد. براساس استانداردهای USEPA، حداکثر بارگذاری مجاز کادمیم از طریق لجن فاضلاب ۳۹ کیلوگرم در هکتار و حداکثر ورود سالانه آن به خاک ۱/۹ کیلوگرم در هکتار توصیه شده است (Anon, 1995). بنابراین، مقادیر کادمیم اضافه‌شده در همهٔ تیمارهای این آزمایش از استانداردهای مجاز کمتر بوده است. زیرا حتی در بالاترین میزان کاربرد لجن (۴۰۰ تن در هکتار)، تنها ۱/۶۸ کیلوگرم کادمیم به هر هکتار خاک وارد شده است.

### اثر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب سرب

با افزایش میزان کاربرد لجن، مقدار فراهمی سرب (سرب قابل جذب) در خاک افزایش یافته است. در این مورد افیونی و همکاران، و واثقی و همکاران نیز افزایش معنی‌دار غلظت سرب قابل جذب در خاک را در اثر افزایش مصرف لجن فاضلاب گزارش کردند (Vaseghi *et al.*, 2003; Afyuni *et al.*, 1994). براساس استانداردهای USEPA، حداکثر ورود سالانه سرب و حداکثر بارگذاری مجاز آن از طریق لجن به خاک به ترتیب ۱۵ و ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار است (Anon, 1995). با توجه به غلظت کل سرب در لجن مصرفی، مقدار سرب ورودی به خاک در بیشترین میزان کاربرد لجن (تیمار ۴۰۰ تن در هکتار) برابر با ۱۷/۴ کیلوگرم در هکتار و از حد استاندارد USEPA است.

### اثر لجن فاضلاب بر کیفیت ظاهری گیاه

در این طرح نتایج حاصل از کاربرد مقادیر مختلف لجن بر کیفیت ظاهری گیاه، به صورت سوختگی در برگ‌های برخی از تیمارها مشاهده شد (شکل ۱). در بررسی تیمارهای مختلف، تا کاربرد میزان ۱۰۰ تن لجن در هکتار هیچگونه آثار سوختگی در گیاهان دیده نشد اما در تیمارهای ۲۰۰ و ۴۰۰ تن در هکتار در برگ‌های گیاهان آثار سوختگی مشاهده گردید؛ آثار سوختگی در تیمار ۲۰۰ تن در هکتار به مراتب کمتر از تیمار ۴۰۰ تن در هکتار بوده است. دلیل این امر ممکن است تجمع برخی از عناصر مانند نیتروژن، سدیم، یا فلزات سنگین در خاک باشد. میلن و گراولند نیز طی یک تحقیق گلخانه‌ای گزارش کردند که تا کاربرد ۱۰۱ تن لجن در هکتار هیچ آثار مسمومیتی در گیاه جو مشاهده نشد (Milne & Graveland, 1972). اما استوکی و نیومن با کاربرد ۶۲۷ تن لجن در هکتار عملکردی چشمگیر و بدون آثار سمیت در محصول یونجه مشاهده کردند (Stucky & Newman, 1977).

**شکل ۱- آثار سوختگی برگ در تیمار ۴۰۰ تن در هکتار لجن**

**اثر لجن فاضلاب بر عملکرد خشک انـدام هـوایی و وزن صد دانه**

بررسی آماری نتایج نشان می‌دهد که تأثیر اسـتفاده از لجن و تفاوت در مقادیر متفاوت کاربرد آن بر وزن خـشک بوته‌ها معنـی‌دار نیـست (جـدول ۴). بیـدول و داودی بـا کاربرد لجن تأثیر معنی‌داری را بـر عملکـرد ذرت مـشاهده نکردند (Bidwell & Dowdy, 1987). واتسون و همکاران نیز با کاربرد ۳۹ تن لجن در هکتـار، اثـر معنـی‌داری را در عملکرد دانه و الیاف کتان، نسبت به شاهد، اعـلام نکردنـد (Watson *et al*., 1985). با این همـه، برخـی از محققـان افزایش رشـد گیـاه را در خـاک‌هـای تیمارشـده بـا لجـن فاضلاب گزارش کرده‌اند. به عنوان مثال، مـیلن و گراولنـد در یک تحقیق گلخانه‌ای با سه نوع خاک مختلف، افـزایش معنی‌داری در سطح یک درصـد در عملکـرد جـو مـشاهده کردند (Fresquez *et al*., 1990; Heckman *et al*., 1987; Hyde, 1976; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Milne & Graveland, 1972). برخـی محققـان عقیـده دارند که افزودن لجن فاضلاب به زمین زراعی، در سال اول باعث افزایش معنی‌دار عملکرد نمی‌شود و دلیل آن را نبود توازن میکروبی خاک در آزادسازی عناصر مورد نیاز گیاه از مواد افزوده شده می‌داننـد (Milne & Graveland, 1972). به علاوه، چنانچه لجن حاوی مقادیری قابل توجه از فلـزات سنگین یا املاح باشد، ممکن است برای گیاه سمّیت ایجاد کند یا به دلیل افزایش شوری خاک در بعضی موارد منجـر بـه کـاهش محـصول شـود (Mitchell *et al*., 1978). بـه عنوان مثال، جیوردانو و همکاران گزارش کردند که کاربرد مواد جامد بیولـوژیکی، عملکـرد غـلاف لوبیـا را بـه دلیـل افزایش روی، کاهش می‌دهد (Giordano *et al*., 1975).

بر اساس نتایج حاصل از تجزیهٔ آماری، اثر اسـتفاده از لجن بر وزن صد دانه گیاه معنـی‌دار نبـوده اسـت. نتیجـهٔ آزمایش‌های المصطفی و همکاران روی کاربرد لجن تحـت دو رژیم رطوبتی مختلف، نشان داد کـه تنهـا تحـت رژیـم خـشک عملکـرد دانـه گنـدم افـزایش یافتـه اسـت (Al-Mustafa *et al*., 1995). در تحقیـق حاضـر چنـین انتظار مـی‌رفـت کـه اسـتفاده از لجـن فاضـلاب بـه دلیـل دارابـودن مقـادیر بـالای عناصـر غـذایی مـورد نیـاز گیـاه (نیتروژن و فسفر) سبب افزایش عملکرد شود، اما بـه نظـر می‌رسد که با کاربرد مقادیر نـسبتاً زیـاد لجـن، همگـام بـا افزایش عناصر مفید، شرایط خاک به گونه‌ای تغییر می‌کند که آثار مطلوب عناصر مفید را تحت‌الشعاع قرار می‌دهد.

**اثر لجن فاضلاب بر غلظت کادمیم در ساقه و برگ گیاه**

غلظت کادمیم در گیاه با افزایش میزان کـاربرد لجـن، روندی افزایشی نشان مـی‌دهـد. ایـن رونـد بـا توجـه بـه تغییرات افزایشی کادمیم قابل جذب در خاک کـاملاً قابـل توجیه است (جدول ۴) و پتانسیل تجمع عنصر کادمیم در گیاه را در اثـر کـاربرد لجـن فاضـلاب مـشخص مـی‌کنـد. مقایسهٔ غلظت کادمیم در گیاهان بـا دامنـهٔ غلظـت سـمی بودن این عنـصر (۵ تـا ۳۰ میلـی‌گـرم در کیلـوگرم مـادهٔ خشک گیاه) (Chaney, 1989) نشان می‌دهـد کـه غلظـت کادمیم در گیاه هنوز به حد سمی‌بودن نرسیده است. امـا همچنان احتیاط در کاربرد لجـن در کـشاورزی را گوشـزد می‌کند. افیونی و همکاران، و واثقی و همکاران نیز گزارش کردند که غلظت تمامی فلزات سـنگین در گیاهـان تحـت آزمایش‌هایشان زیر حد سـمیت بـوده اسـت (Vaseghi *et al*., 2003; Afyuni *et al*., 1994). بـسیاری از محققـان افزایش غلظت کادمیم را در گیاه همگام با افزایش مـصرف فاضلاب در زمین‌های زراعی گزارش کرده‌انـد. بـه عنـوان مثال، هیو و همکـاران مـشاهده کردنـد کـه غلظـت روی، کادمیم، و منگنـز در بوتـه‌هـای کـاهوی آبیـاری شـده بـا

فاضلاب، افزایش یافته است. بیدول و داودی نیز با افزایش کاربرد لجن فاضلاب افزایش غلظت کادمیم و روی را در کاه و دانهٔ ذرت مشاهده کردند (Adamu *et al*., 1989; Asano & Pettygrove 1987; Bidwell & Dowdy 1987; Hue *et al*., 1988; Mullins *et al*., 1986).

## اثر لجن فاضلاب بر غلظت سرب در ساقه و برگ گیاه

غلظت سرب در گیاه با افزایش مقدار کاربرد لجن، افزایش می‌یابد. این روند با توجه به افزایش مقدار سرب قابل جذب در خاک قابل توجیه است و بیشترشدن غلظت این عنصر در گیاه را در اثر استفاده از لجن فاضلاب نشان می‌دهد. غلظت سرب در تیمارهای شاهد، ۵۰، ۱۰۰، و ۲۰۰ تن لجن در هکتار اختلاف معنی‌داری با هم ندارند اما اختلاف بین غلظت سرب در این تیمارها با تیمار ۴۰۰ تن در هکتار معنی‌دار است. مقایسهٔ غلظت سرب در گیاهان تحت آزمایش با دامنهٔ غلظت سمی‌بودن سرب (بین ۳۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم مادهٔ خشک گیاه) (Chaney, 1989) نشان می‌دهد که حتی در تیمار ۴۰۰ تن لجن در هکتار، غلظت این عنصر در گیاه هنوز فاصلهٔ زیادی تا حد سمی‌بودن دارد. این در حالی است که غلظت سرب در این تیمار بیش از حد مجاز ورود سالانه بوده است. بل و همکاران نیز گزارش کردند که مقادیر روی، نیکل، و کادمیم در تنباکوی رشد یافته در خاکی که ۱۰ سال متوالی فاضلاب دریافت کرده بود، نسبت به مقادیر این عناصر در تیمار شاهد بیشتر است در حالی که در مورد سرب، غلظت این عنصر در گیاه تحت تأثیر فاضلاب قرار نداشته است (Bell *et al*., 1991). با توجه به نتایج فوق می توان چنین گفت که لجن فاضلاب مصرفی از لحاظ آلایندگی فلز سرب حداقل در کوتاه مدت مشکلی برای گیاه ندارد. این امر عمدتاً ناشی از تحرک کم سرب (نسبت به سایر عناصر سنگین) در خاک و گیاه است. بر همین اساس می‌توان گفت که به‌رغم سمیت بسیار زیاد سرب، پتانسیل آلایندگی آن بسیار کمتر از عناصر سنگین دیگر است.

## اثر آبشویی بر خواص خاک

آبشویی باعث افزایش pH، فسفر قابل دسترس، درصد کربن آلی، و منیزیم انحلال‌پذیر و کاهش هدایت الکتریکی، نیتروژن کل و قابل دسترس، پتاسیم قابل دسترس، کلسیم، و سدیم در محلول خاک، نسبت جذب سدیم، و فرم فراهم سرب و کادمیم می‌شود. اما از لحاظ آماری تأثیر آبشویی بر هیچ یک از خصوصیات فوق‌الذکر خاک، به استثنای کلسیم و منیزیم انحلال‌پذیر در خاک، معنی‌دار نیست. جدول ۵، اثر تیمار آبشویی را بر خصوصیات خاک و گیاه نشان می‌دهد. در این جدول مشاهده می‌شود که آبشویی باعث کاهش کلسیم و افزایش منیزیم شده است ($\rho>0/05$). به طور کلی آبشویی باعث شسته‌شدن یون‌های کلسیم و منیزیم از محلول خاک خواهد شد. اما مقدار کلسیم در محلول خاک، روی کلوئیدهای خاک و در بخش جامد خاک بیش از منیزیم است و به همین دلیل یون‌های کلسیم بیش از منیزیم از محلول خاک شسته می‌شوند. بنابراین غلظت کلسیم در محلول خاک کم و در عوض یون‌های منیزیم از فاز تبادلی وارد فاز محلول می‌شوند و جای آن را می‌گیرند. به این ترتیب غلظت منیزیم در فاز محلول خاک افزایش می‌یابد.

دلیل دیگر افزایش غلظت منیزیم در تیمارهای آبشویی می‌تواند بی‌کربنات محلول در آب آبیاری (جدول ۲) باشد. با توجه به غلظت بی‌کربنات در آب آبیاری (۳/۹ میلی‌اکی‌والان در لیتر) و مقایسهٔ آن با استانداردها، می‌توان نتیجه گرفت که مقدار بی‌کربنات در آب آبیاری از

حد نرمال (۱/۵ میلی‌اکی‌والان در لیتر) بیشتر است و آب آبیاری از این لحاظ محدودیت متوسط دارد. با توجه به اینکه بی‌کربنات‌ها تمایل زیادی به ترکیب با یون کلسیم ($Ca^{2+}$) دارند، احتمال دارد که در تیمارهای آبشویی که طی آن آب بیشتر و در نتیجه بی‌کربنات بیشتر به خاک وارد می‌شود، رسوب کربنات کلسیم در خاک بیشتر و در نتیجه حضور کلسیم در فاز محلول خاک کم شده باشد. در این حالت، یون‌های منیزیم ($Mg^{2+}$) جای یون‌های کلسیم را گرفته و بدین ترتیب منیزیم در فاز محلول خاک در تیمارهای آبشویی بیشتر شده باشد.

## اثر آبشویی بر گیاه

جدول ۵ نشان می‌دهد که آبشویی باعث افزایش وزن صد دانه، عملکرد خشک اندام هوایی، و غلظت سرب و کادمیم در ساقه و برگ گیاه می‌شود. اما نتایج تجزیهٔ آماری اثر آبشویی را فقط بر عملکرد خشک اندام هوایی معنی‌دار نشان می‌دهد ($\rho \leq ۰/۰۵$). آبشویی در کیفیت ظاهری گیاه تغییری ایجاد نکرد. اختلاف در عملکرد ماده خشک اندام گیاهی ممکن است به دلیل شسته‌شدن برخی عناصر سمّی از پروفیل خاک باشد. عواملی از قبیل افزایش شوری و عناصر سمّی ناشی از کاربرد لجن فاضلاب در خاک می‌توانند با تاثیر بر میزان رشد گیاه عملکرد را کاهش دهند (Mitchell *et al*., 1978; Zeny *et al*., 1976). بنابراین، در کاربرد لجن در اراضی کشاورزی، آبشویی ممکن است باعث افزایش وزن صد دانه گیاه شود یا از بروز آثار سوختگی در گیاهان تحت تیمار مقادیر بالای کاربرد لجن جلوگیری کند.

**جدول ۵- اثر آبشویی بر خصوصیات خاک و گیاه**

| پارامتر | واحد | آبشویی | بدون آبشویی |
|---|---|---|---|
| pH | - | ۷/۲۹ a | ۷/۲۶ a |
| EC | دسی زیمنس بر متر | ۴/۲۹ a | ۴/۴۹ a |
| کربن آلی | درصد | ۱/۸۴ a | ۱/۷۹ a |
| نیتروژن کل | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۱۰۶۴ a | ۱۱۰۳ a |
| نیتروژن قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۴۵/۵ a | ۵۳/۸ a |
| فسفر قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۷۳/۰ a | ۶۸/۵ a |
| پتاسیم قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۲۵۴/۰ a | ۲۶۶/۳ a |
| منیزیم انحلال‌پذیر | میلی‌اکی والان در لیتر | ۴۵/۰a | ۳۰/۵b |
| کلسیم انحلال‌پذیر | میلی‌اکی والان در لیتر | ۱۴/۸b | ۲۱/۶a |
| سدیم انحلال‌پذیر | میلی‌اکی والان در لیتر | ۱۵/۹ a | ۱۶/۱ a |
| SAR | (میلی‌مول بر لیتر)$^{۱/۲}$ | ۲/۶۷ a | ۳/۰۶ a |
| کادمیم قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۱۷۲ a | ۰/۱۷۹ a |
| سرب قابل دسترس | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۰۷۳ a | ۰/۰۸۳ a |
| عملکرد خشک اندام هوایی | گرم در متر مربع | ۷۶۴b | ۹۱۵a |
| وزن صد دانه | گرم | ۳/۸۰a | ۳/۷۷a |
| غلظت کادمیم در گیاه | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۶۱a | ۰/۵۱a |
| غلظت سرب در گیاه | میلی‌گرم در کیلوگرم | ۰/۲۷a | ۰/۲۲a |

در هر سطر میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

## نتیجه‌گیری

استفاده از لجن فاضلاب بر همه پارامترهای اندازه‌گیری‌شده خاک تأثیر معنی‌دار گذاشت. به طورکلی، کاربرد لجن باعث کاهش pH و افزایش سایر پارامترهای خاک شد. استفاده از لجن فاضلاب بر وزن صد دانه و عملکرد خشک اندام هوایی اثر معنی‌داری نداشت اما باعث افزایش معنی‌دار غلظت کادمیم و سرب در ساقه و برگ گیاه شد. همچنین، استفاده از لجن در مقادیر بالا (۲۰۰ و ۴۰۰ تن در هکتار) باعث تغییر در کیفیت ظاهری گیاه شد.

فاکتور آبشویی بر هیچ یک از خصوصیات اندازه‌گیری شده خاک جز غلظت کلسیم و منیزیم در محلول خاک اثر معنی‌داری نداشت. به طور کلی، آبشویی باعث افزایش غلظت منیزیم و کاهش کلسیم در محلول خاک شد. فاکتور آبشویی بر غلظت سرب و کادمیم در ساقه و برگ گیاه و وزن صد دانه اثر معنی‌داری نداشت اما وزن خشک اندام هوایی را به طور معنی‌داری افزایش داد. آبشویی در کیفیت ظاهری گیاه تغییری ایجاد نکرد.

## مراجع


**Afyuni, M., Rezayinejad, Y. and Khayambashi, B. 1994. Effect of sewage sludge application on yield and uptake of heavy metal by lettuce and spinach. Sci. Agric. Natural Res. 1,19-29. (in Farsi)**

**Vaseghi, S., Afuni, M., Shariatmadari, H. and Mabali, M. 2003. Effect of sewage sludge and soil pH on uptake of trace elements and heavy metals. Sci. Tech. Agric. and Natural Res. 3, 95-105. (in Farsi)**

**Adamu, C. A., Ball, P. F. and Mulchi, C. 1989. Residual metal concentration in soils and leaf accumulation in tobacco a decade following farm and application of municipal sludge. Environ. Pollut. 56, 113-126.**

**Al-Mustafa, W. A., El-Shal, A., Abdallah, A. and Modaish, A. 1995. Response of wheat to sewage sludge applied under two different moisture regimes. Expl. Agric. 31, 355-359.**

**Asano, T. and Pettygrove, G. S. 1987. Using reclaimed municipal wastewater for irrigation. Calfornia Agric. 41, 15-18.**

**Baker, E. G. and Mathews, P. J. 1983. Metals in sewage sludge and potential effects in agriculture. Water Sci. Res. 150, 209-225.**

**Bell, P. F., James, B. R. and Chaney, R. 1991. Heavy metal extractability in long-term sewage sludge and metal salt-amended soils. J. Environ. Qual. 20, 481-486.**

**Bidwell, A. M. and Dowdy, R. H. 1987. Cadmium and zinc availability to corn following termination of sewage sludge application. J. Environ. Qual. 16, 438-442.**

**Bremner, J. M. and Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen-total. In: Page, A. L. (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA. Madison WI.**

**Chaney, R. L. 1989. Scientific analysus of proposed sludge rule. Biocycle. 30, 80-85.**

**Epstein, E. 2003. Land Application of Sewage Sludge and Biosolids. CRC Press LLC. Boca Raton. London. N. Y. Washington, D.C.**

**Fresquez, P. R., Francis, R. E. and Dannis, G. L. 1990. Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semi-arid grassland. J. Environ. Qual. 19, 324-329.**

**Giordano, P. M., Mortvedt, J. J. and Mays, A. D. 1975. Effect of municipal wastes on crops yields and uptake of heavy metals. J. Environ. Qual. 4, 394-399.**

**Heckman, J. R., Angle, J. S. and Chaney, R. L. 1987. Residual effect of sewage sludge on soybean accumulation of heavy metals. J. Environ. Qual. 16, 113-117.**

**Hue, N. V., Silva, J. A. and Arifin, R. 1988. Sewage sludge-soil intractions as measured by plant and soil chemical composition. J. Environ. Qual. 17, 384-390.**

**Hyde, H. C. 1976. Utilization of wastewater sludge for agricultural soil enrichment. J. Water Polut. Cont. Fed. 48, 77-90.**

**Kabata-Pendias, A. and Pendias, A. H. 1992. Trace Elements in Soil and Plants. 2nd Ed. CRC Press. N. Y.**

**Keeney, D. R. and Nelson, D. W. 1982. Nitrogen-Inorganic Forms. In: Page, A. L. (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA. Madison WI.**

**Kelling, K. A., Walsh, L. M. Keeney, D. R. Ryan, J. A. and Peterson, A. E. 1977. A field study of the agricultural use of sewage sludge (II) Effect on soil N and P. J. Environ. Qual. 6, 345-351.**

**Knudsen, D., Peterson, G. A. and Pratt, P. F. 1982. Lithium, Sodium, and Potassium. In: Page, A. L. (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA. Madison WI.**

**Labrecque, M., Teodorescu, T. I. and Daigle, S. 1995. Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two Salix species. Plant and Soil. 171, 303-316.**

**Lanyon, L. E. and Heald, W. R. 1982. Magnesium, Calsium, Strontium, and Barium. In: Page, A. L. (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA. Madison WI.**

**Lindsay, B. and Logan, T. J. 1998. Field response of soil physical properties to sewage sludge. J. Environ. Qual. 27, 534-542.**

**Lindsay, W. L., Nowell, W. A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 421-428.**

**McBride, M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USEPA regulations protective? J. Environ. Qual. 24, 5-18.**

**Milne, R. A. and Graveland, D. N. 1972. Sewage sludge as a fertilizer. Can. J. Soil Sci. 52, 270-273.**

**Mitchell, G. A., Bingham, F. T. and Page, A. L. 1978. Yield and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with cadmium, copper and zinc. J. Environ. Qual. 7, 165-171.**

**Mortvedt, J. J., Giordano, P. M. and Lindsay, W. L. 1991. Micronutrients in Agriculture. 2nd Ed. ASA. SSSA. Madison. WI. USA.**

**Mullins, G. L., Sommers, L. E. and Barber, S. A. 1986. Modeling the plant uptake of cadmium and zinc from soils treated with sewage sludge. Soil Sci. Soc. Am. J. 50, 1245-1250.**

**Murphy, J. and Riley, J. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphat in natural waters. Anal. Chim. Acta. 27, 31-36.**

**Obrador, A., Rico, M. I. Avarez, J. M. and Novillo, J. 2002. Influence of thermal treatment on sequential extraction and leaching behaviour of trace metals in a contaminated sewage sludge. Biores. Tech. 76, 259-264.**

**Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S. and Dean, L. A. 1954. Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. USDA Cire. 939. US. Ggoverment Print office. Washington, D. C.**

**Parker, C. F. and Sommers, L. E. 1983. Mineralization of nitrogen in sewage sludge. J. Environ. Qual. 12, 150-156.**

**Saber, M. S. M. 1986. Prolonged effect of land disposal of human waste on soil conditions. Water. Sci. Tech. 18, 371-374.**

**Schaur, P. S., Wright, W. R. and Pelechat, J. 1980. Sludge-borne heavy metal availability and uptake by vegetable crops under field conditions. J. Environ. Qual. 9, 69-73.**

**Sommers, L. E., Nelson, D. W. and Silviera, D. J. 1979. Transformations of carbon, nitrogen and metals in soils treated with waste materials. J. Environ. Qual. 8, 287-295.**

**Sommers, L. E. 1977. Chemical composition of sewage sludge and analysis of their potential use of fertilizers. J. Environ. Qual. 6, 225-232.**

**Stucky, D. J. and Newman, T. S. 1977. Effect of dried anaerobically digested sewage sludge on yield and element accumulation in tall fiscue and alfalfa. J. Environ. Qual. 6, 271-174.**

**Anon. 1995. Standard for use or disposal of sewage sludge. USEPA. Federal Register. Oct. 25. 60(206): 54763-54770.**

**Walkley, A., and Block, I. A. 1934. An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 34, 29-38.**

**Watson, J. E., Pepper, I. L., Unger, M. and Fuller, W. H. 1985. Yields and leaf elemental composition of cotton grown on sludge-amended soil. J. Environ. Qual. 14, 174-177.**

**Zeny, D. R., Peterson, R., Brooman, D. L. and Lue Hing, C. 1976. Environmental impacts of land applications of sewage sludge. J. Water Pollut. Cont. Fed. 48, 2332-2342.**

*Journal of Agricultural Engineering Research/Vol.8 /No.3 / Autumn 2007/P: 65-80*

# Effects of Sewage Sludge Application and Leaching on Soil Chemical Properties, Yield and Quality of Barley

**N. Ghamari and Sh. Danesh***

* Corresponding Author: Assistant Professor, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. E-mail: sdanesh@ferdowsi.um.ac.ir

Sewage sludge can be utilized as one of the best and cheapest organic fertilizer in agriculture due to its organic and plant nutrient contents. However, the presence of potentially toxic heavy metals in some sludges can restrict its use in agricultural lands. A greenhouse study was conducted in the college of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, to investigate the effects of leaching and sewage sludge application on soil properties, yield and quality of barley. The experiment was carried out using a factorial arrangement with a completely randomized design with three replicates. Sewage sludge was applied at five levels of 0, 50, 100, 200 or 400 t $ha^{-1}$ while leaching was performed at two levels of 0 and 10%. At the end of growing season, the soil and plant characteristics were assessed. Results showed that increase in sewage sludge application caused a significant ($\rho \leq 0.05$) increase in all the above mentioned soil characteristics except for the pH which showed a significant ($\rho \leq 0.05$) decrease. In the case of plant, sign of chlorosis was observed on barley leaves in treatments of 200 and 400 t $ha^{-1}$ sewage sludge. Moreover, a significant ($\rho \leq 0.05$) increase in the concentration of Pb and Cd in leaves and stem of barley was indicated due to the increase in sludge application rate. However, the effect of sludge application on the 100 seed weight and plant aerials dry weight was not significant ($\rho<0.05$). The effect of leaching factor on soil characteristics was not significant ($\rho<0.05$) except on concentrations of Mg and Ca in soil solution. Leaching factor increased plant aerial dry weight significantly ($\rho \leq 0.05$), but had no effect on the 100 seed weight and concentrations of Pb and Cd. The interaction effects of sludge application rates and leaching levels were not significant.

**Key words:** Barley, Heavy Metals, Leaching, Sewage Sludge, Soil Characteristics