تأثیر لجن فاضلاب بر پروفیل شوری خاک

مژگان یگانه،[۱*] مجید افیونی و یحیی رضایی نژاد

دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان؛ **yeganehmojgan@yahoo.com**
استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان؛ **afyuni@cc.iut.ac.ir**
دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان؛ **rezainejad@cc.iut.ac.ir**

چکیده

لجن فاضلاب به دلیل دارا بودن مقادیر زیادی از عناصر غذایی و موادآلی و ارزانی قیمت، امروزه به طور وسیعی به عنوان کود و یا اصلاح‌کنندهٔ ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد. از آن جایی که لجن فاضلاب حاوی مقادیر زیادی املاح محلول می‌باشد، لذا کاربرد آن احتمال افزایش شوری خاک را مطرح می‌کند. هدف از انجام این پژوهش بررسی تغییرات پارامترهای شوری در پروفیل خاک در اثر کاربرد لجن فاضلاب می‌باشد. این مطالعه در مزرعهٔ تحقیقاتی لورک نجف آباد، با سه سطح (۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ تن لجن فاضلاب در هکتار) و شاهد (بدون لجن) به صورت طرح کرت‌های خرد شده با طرح پایهٔ بلوک‌های کاملاً تصادفی اجرا شد. در سال اول (۱۳۷۸)، کل کرت (۳×۱۵ متر) لجن دریافت کرد، در سال دوم (۱۳۷۹)، هر کرت به دو قسمت (۳×۱۲ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم شد و فقط به قسمت بزرگ‌تر برای بار دوم لجن اضافه شد، در سال سوم (۱۳۸۰)، قسمت ۱۲ متری، به دو بخش (۳×۹ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم شد و فقط قسمت ۹ متری برای بار سوم لجن دریافت کرد و در سال چهارم (۱۳۸۱)، قسمت ۹ متری، به دو بخش (۳×۶ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم گردید و فقط به قسمت ۶ متری برای بار چهارم لجن فاضلاب اضافه شد. این کرت‌ها در نیمهٔ اول هر سال زراعی تحت کشت ذرت و در نیمهٔ دوم هر سال تحت کشت گندم قرار گرفتند. نمونه‌برداری در سال ۱۳۸۲ از وسط هر قسمت ۳ متری مربوط به یک سال مشخص کوددهی، تا عمق ۱۰۰ سانتی‌متری به فواصل ۲۰ سانتی‌متر، در پایان فصل رشد گندم صورت گرفت. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه منتقل شده و پارامترهای شوری، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد کربن آلی، آهک، سدیم محلول و تبادلی، پتاسیم محلول، کلسیم و منیزیم محلول، سولفات، کلرید، بیکربنات اندازه‌گیری شدند. افزودن لجن فاضلاب به خاک، باعث افزایش معنی‌دار هدایت‌الکتریکی در همهٔ تیمارها و در همهٔ اعماق گردید، اما بیشترین مقدار شوری در هر تیمار مربوط به عمق ۸۰ - ۴۰ سانتی‌متری می‌باشد و این نشان‌دهندهٔ آبشویی زیاد املاح می‌باشد. با اضافه کردن لجن فاضلاب به خاک، غلظت سدیم محلول و تبادلی، کلسیم محلول و منیزیم محلول در همهٔ اعماق افزایش یافت. بیشترین افزایش پتاسیم در سطح خاک است و با افزایش عمق از غلظت آن کاسته می‌شود. همچنین غلظت آنیون‌های کلرید، سولفات و بیکربنات نیز در خاک افزایش یافت. بیکربنات بیشتر در سطح خاک تجمع یافت و بالاترین مقدار بیکربنات در هر تیمار مربوط به لایه‌های سطحی می‌باشد. در مورد سایر آنیون‌ها بیشترین مقدار آن‌ها در عمق‌های بیش از ۴۰ سانتی‌متری دیده می‌شود. تغییرات هدایت الکتریکی و هر یک از کاتیون‌ها و آنیون‌ها با عمق نشان‌دهندهٔ آبشویی و انتقال املاح به اعماق پایین‌تر است.

واژه های کلیدی: لجن فاضلاب، کاتیون، آنیون، آبشویی

مقدمه

امروزه لجن فاضلاب به‌طور وسیعی در زمین های کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرد. لجن فاضلاب دارای عنوان یک کود آلی مصرف گردد (Brady، ۱۹۹۰). کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش عملکرد محصولات زراعی،

۱- نویسنده مسئول، آدرس: تهران، صندوق پستی ۱۱۳۸-۱۴۱۵۵

* دریافت: ۸۵/۵/۳ و پذیرش: ۸۶/۱۲/۲۲

Archive of SID

www.SID.ir

بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک می‌گردد. به‌علاوه لجن فاضلاب دارای مقادیر زیادی عناصر کم مصرف است که به‌آهستگی در خاک رها می‌شوند (Bramyard،۲۰۰۲). به همین دلیل کاربرد آن می‌تواند باعث افزایش غلظت عناصر غذایی در خاک و گیاهان گردد (Brockway، ۱۹۸۳). اما از آنجایی که لجن فاضلاب دارای مقادیر زیادی املاح است، می‌تواند باعث افزایش شوری خاک گردد. با توجه به این که رشد اغلب گیاهان در غلظت‌های بالای املاح محلول خاک شدیداً محدود می‌گردد، مطالعهٔ تأثیر لجن فاضلاب بر غلظت املاح و هدایت الکتریکی خاک از اهمیت ویژه ای برخوردار است. برخی مطالعات نشان می دهند که لجن فاضلاب باعث افزایش هدایت الکتریکی(ECe) می شود (Darrah و همکاران، ۱۹۸۷، Mc Bride، ۱۹۹۵، Baveye و همکاران، ۱۹۹۹؛ Darmody و همکاران، ۱۹۸۳). Epestein و Willson (۱۹۷۴) گزارش کردند که افزودن ۲۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار باعث افزایش هدایت‌الکتریکی از ۰/۴۱ به ۵/۵ دسی‌زیمنس بر متر شد، ولی در پایان فصل رشد هدایت‌الکتریکی خاک به ۳/۹ دسی‌زیمنس بر متر رسید. همچنین در ابتدای فصل رشد بعدی به ۱/۱۳دسی‌زیمنس بر متر کاهش یافت که البته این شوری فقط برای گیاهان بسیار حساس مضر خواهد بود. Saber و همکاران (۱۹۹۰) گزارش کردند که افزودن ۸۰ تن لجن فاضلاب در هکتار شوری خاک را به حدی بالا می‌برد که جوانه زدن بذر را تحت تأثیر قرار می‌دهد. بعد از یک دورهٔ رشد، شوری خاک‌های تحت تیمار به‌طور معنی‌داری کاهش یافته که علت این امر را آبشویی املاح توسط آب آبیاری گزارش کرده‌اند. همچنین Roberts و همکاران (۱۹۸۸) نیز کاهش شوری را یک سال بعد از کاربرد لجن فاضلاب به‌دلیل آبشویی املاح گزارش کردند. در اصفهان لجن فاضلاب به طور وسیعی در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود ولی تا کنون تحقیقی در مورد اثر لجن فاضلاب بر شوری خاک انجام نشده است.

لذا این پژوهش با هدف بررسی تأثیر کاربرد لجن فاضلاب بر پروفیل شوری و برخی از پارامترهای وابسته به شوری خاک انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در مزرعهٔ تحقیقاتی دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان در لورک نجف‌آباد انجام شد. این منطقه در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی اصفهان قرار گرفته و دارای طول جغرافیایی ۵۱ درجه و ۲۳ دقیقهٔ شرقی و عرض جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۲ دقیقهٔ شمالی می‌باشد. ارتفاع آن از سطح دریا ۱۶۳۰ متر می‌باشد و براساس طبقه‌بندی کوپن دارای اقلیم نیمه‌خشک با تابستان‌های گرم و خشک است. براساس آمار ایستگاه هواشناسی نجف آباد، متوسط بارندگی در این منطقه ۱۴۰ میلی‌متر، متوسط حرارت سالیانهٔ آن ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد است. خاک منطقه از سری خمینی‌شهر است و در رده اریدی‌سولها قرار دارد (Fine loamy mixed thermic, Typic haplargid).

طرح آزمایشی

این تحقیق در قالب طرح پایهٔ بلوک های کاملا تصادفی اجرا شد و شامل چهار سطح لجن فاضلاب شهری اصفهان (۰، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰تن در هکتار) و سه تکرار می باشد. هر کرت به ابعاد ۳×۱۵ متر در مزرعه انتخاب شده و در سال اول (۱۳۷۸)، تمام کرت‌ها لجن فاضلاب شهری دریافت کردند. در سال دوم (۱۳۷۹)، هر کرت بعد از انجام مراحل خاک‌ورزی به دو قسمت نامساوی (۳×۱۲ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم شدند، فقط قسمت بزرگتر لجن دریافت نمود. در سال سوم (۱۳۸۰)، کرت بزرگتر به دو قسمت نامساوی (۳×۹ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم شد و فقط قسمت بزرگتر لجن دریافت نمود و بالاخره در سال چهارم (۱۳۸۱) مجدداً قسمت بزرگتر به دو قسمت نامساوی (۳×۶ متر) و (۳×۳ متر) تقسیم و قسمت بزرگتر برای چهارمین بار لجن دریافت نمود. بدین ترتیب به بخشی از کرت ها فقط یکبار و بخش هایی ۲، ۳ و یا ۴ سال متوالی لجن فاضلاب اضافه شد. این تحقیق بر روی قسمت هایی که یکبار و چهار بار لجن فاضلاب اضافه شده انجام گردید.

کلیهٔ کرت‌ها در نیمهٔ اول سال تحت کشت ذرت (رقم ۷۰۴) و در نیمهٔ دوم سال تحت کشت گندم قرار گرفتند. روش آبیاری در این کرت‌ها به طریق غرقابی می‌باشد.عمق آب آبیاری در هر بار آبیاری ۸ سانتی متر و تعداد دفعات آبیاری ۸ بار بوده است. لذا در طول فصل رشد گندم، عمق کل آبیاری ۶۴ سانتی متر بوده است. جداول ۱ و ۲ ویژگی‌های اولیهٔ خاک مورد مطالعه و آب آبیاری را نشان می‌دهند.

نمونه‌برداری خاک در تیر ماه۱۳۸۲ و در پایان فصل رشد گندم انجام شد. نمونه‌برداری در وسط قسمت مربوط به هر سابقه کوددهی، در ۵ عمق ۲۰-۰، ۴۰-۲۰، ۶۰-۴۰، ۸۰-۶۰ و ۱۰۰-۸۰ سانتی‌متری با استفاده از اوگر صورت گرفت و نمونه‌ها در کیسه‌های پلاستیکی به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌های خاک هواخشک شده و با چکش چوبی کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. در این نمونه‌ها، قابلیت هدایت الکتریکی خاک ها در عصاره اشباع و آب با استفاده از دستگاه

Archive of SID

www.SID.ir

هدایت‌سنج اهم متر مدل ۶۶۴ تعیین شد (Rhoades، ۱۹۸۲). ظرفیت تبادل‌کاتیونی خاک با استفاده از روش استات سدیم تعیین شد (Rhoades، ۱۹۸۶)، اندازه‌گیری واکنش خاک در گل اشباع وآب با استفاده از pH متر مدل 262، Full Aoutomatic، انجام شد (Rhoades، ۱۹۸۲) تعیین کربن آلی به روش و الکلی بلک انجام گرفت (Walkly و Black، ۱۹۳۴). اندازه‌گیری سدیم و پتاسیم محلول با استفاده از عصارهٔ اشباع و آب به روش شعله‌سنجی صورت گرفت (Rhoades، ۱۹۸۲). سدیم تبادلی با عصاره گیری از روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم اندازه‌گیری شد (Thomas، ۱۹۸۲). مقادیر نسبت جذب سدیم (SAR)، نسبت جذب پتاسیم (PAR) و درصد سدیم تبادلی[1] (ESP) در کلیهٔ تیمارها با استفاده از فرمول های زیر محاسبه شد (افیونی و همکاران، ۱۳۷۶):

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]/2}} \qquad (۱)$$

$$PAR = \frac{[K^+]}{\sqrt{[Ca^{2+} + Mg^{2+}]/2}} \qquad (۲)$$

در فرمول های (۱) و (۲) همهٔ غلظت‌ها بر حسب میلی اکی والان بر لیتر است.

$$ESP = 100 \times \frac{[NaX]}{CEC} \qquad (۳)$$

NaX نشان دهنده مقدار سدیم تبادلی خاک بر حسب سانتی متر مول بار بر کیلوگرم می باشد.

کلسیم و منیزیم محلول با استفاده از عصارهٔ اشباع و آب به روش حجم‌سنجی (تیتراسیون) با EDTA تعیین شد (Lanyon و Heald،۱۹۸۲).

غلظت آنیون سولفات به روش توربیدومتری اندازه‌گیری شد (Rhoades، ۱۹۸۲). غلظت آنیون کلر در عصارهٔ اشباع آب با روش تیتراسیون با اسیدسولفوریک ۰/۰۲ نرمال در حضور معرف فنل‌فتالین تعیین شد (Rhoades، ۱۹۸۲). غلظت بیکربنات با روش تیتراسیون با اسید سولفوریک ۰/۰۲ نرمال و در حضور معرف متیل‌اورانژ تعیین گردید (Rhoades، ۱۹۸۲).

مقدار کل نمک‌های محلول[2] (TDS) در لجن فاضلاب باتوجه به فرمول زیر محاسبه گردید (افیونی و *همکاران*، ۱۳۷۶):

$$TDS = 640 EC \qquad (۴)$$

در این فرمول، TDS بر حسب میلی‌گرم بر لیتر و هدایت‌الکتریکی بر حسب دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد. در این محاسبات رطوبت وزنی لجن مورد استفاده ٪۱۶۸ وزنی می‌باشد. محاسبا ت تا عمق ۴۰ سانتی‌متری و با استفاده از فرمول ۴ صورت گرفته است.

جدول ۳ ویژگی های شیمیایی لجن مورد استفاده را نشان می‌دهد. مقدار مادهٔ آلی آن نسبتاً زیاد است که می‌تواند اثرات مطلوبی بر ویژگی‌های فیزیکی خاک داشته باشد. موادآلی باعث بهبود ساختمان، افزایش نفوذپذیری، افزایش ظرفیت نگهداری آب و ایجاد خاکدانه‌های پایدار می‌گردد (CEC، ۱۹۸۶ و Wong، ۱۹۹۷).

هدایت‌الکتریکی نسبتاً بالای لجن فاضلاب نشان دهندهٔ وجود املاح زیاد در آن است و املاح موجود در لجن فاضلاب عمدتاً نمک‌های سدیمی می‌باشند که یا در تهیهٔ غذا به کار رفته و یا در ترکیب شوینده‌ها و پاک‌کننده‌ها وجود دارند. اضافه کردن این لجن به خاک ممکن است باعث افزایش شوری خاک گردد. اگر کاربرد لجن فاضلاب، شوری خاک را به بیش از ۴ دسی‌زیمنس بر متر برساند، خطری جدی برای کشاورزی بر روی آن خاک ایجاد خواهد کرد، زیرا رشد اغلب گیاهان زراعی در چنین خاکی محدود می‌شود (Jurinak، ۱۹۸۴). توسعهٔ شوری در خاک، نه تنها به شوری اولیهٔ لجن فاضلاب، بلکه به مقدار تبخیر و تعرق از سطح خاک و عوامل دیگر نظیر بافت، سطح آب زیرزمینی و غیره نیز بستگی دارد. به علاوه بارندگی و آبیاری نیز در انتقال املاح به عمق‌های پایین‌تر از ناحیهٔ توسعهٔ ریشه بسیار مؤثر هستند. pH این لجن فاضلاب حدود خنثی تا اسیدی ضعیف است که علت آن وجود اسیدهای آلی می‌باشد که می‌تواند باعث کاهش pH خاک گردد که البته با توجه بالا بودن خاصیت بافری خاک، مقادیر خیلی زیاد لجن و مدت زمان بسیار طولانی وقت لازم است تا کاهش قابل ملاحظه ای در pH خاک ایجاد گردد. مقدار گوگرد در این لجن حدود ۲ درصد است و همین گوگرد در اثر فرآیندهای معدنی‌شدن تبدیل به سولفات می‌شود و می‌تواند از نظر تأمین نیازهای غذایی گیاه حایز اهمیت باشد. گوگرد از عناصر غذایی پر مصرف ضروری برای گیاهان است و تأمین آن توسط لجن فاضلاب از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Foth و Turk، ۱۹۷۲). مقادیر متوسط کلسیم موجود در لجن کاربردی نیز می‌تواند از نظر تغذیهٔ گیاه مهم باشد. مقدار منیزیم موجود در این لجن حدود ۰/۸ درصد می‌باشد. هر دو عنصر کلسیم و منیزیم از عناصر ضروری پر مصرف برای گیاه هستند. کلسیم و منیزیم به شکل محلول و تبادلی

1- Exchangeable Sodium Percentage
2 -Total Dissolved Solid

Archive of SID

www.SID.ir

قابل‌جذب گیاه هستند. این عناصر به ویژه کلسیم، نمی‌توانند به مقدار زیاد تثبیت شده و به شکل غیر قابل استفاده درآیند (Foth و Turk، ۱۹۷۲).

نتایج و بحث

شوری خاک

افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش معنی‌دار ECe در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر گردید. این افزایش متناسب با مقدار لجن فاضلاب به کار رفته می‌باشد (شکل ۱). بیشترین مقادیر ECe مربوط به چهارمین سال دریافت لجن فاضلاب می‌باشد، به طوری که هدایت‌الکتریکی از ۱/۰۱ در تیمار شاهد به ۲/۳۸، ۲/۴۶ و ۳/۱۱ دسی‌زیمنس بر متر به ترتیب در تیمارهای (۲۵)۴ (تیمار ۲۵ تن در هکتار که چهار بار لجن دریافت کرده است)، (۵۰)۴ (تیمار ۵۰ تن در هکتار که چهار بار لجن دریافت کرده است) و (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار (تیمار ۱۰۰ تن در هکتار که چهار بار لجن دریافت کرده است) افزایش یافت.

شکل ۱ (ب) نشان می دهد که املاح عمدتاً در عمق ۸۰-۶۰ سانتی متری تجمع یافته که این امر می‌تواند به دلیل بالابودن مقدار رس و سیلت در این اعماق نسبت به اعماق بالایی باشد. مقادیر هدایت‌الکتریکی با عمق نشان می‌دهد که ECe فقط متأثر از مقدار کاربرد لجن نیست بلکه حجم آب مصرفی (درصد آبشویی) و کیفیت آب آبیاری (با هدایت الکتریکی ۰/۳۵ دسی زیمنس بر متر) نیز نقش تعیین کننده ای دارد. در طی سال های اجرای این طرح، در هر سال، ۶۴ سانتی متر آب به عنوان آب آبیاری به این کرت ها اضافه شده است. میزان بارندگی و تبخیر و تعرق (میلی متر) در سال های اول تا چهارم به ترتیب عبارتند از: ۳۷، ۲۶۷/۰۹- ۵۲/۹، ۳۱۳/۴- ۱۰۶/۴، ۳۳۲/۲ و ۹۱/۹، ۲۸۷/۴ و می توان گفت که جزء آبشویی در هر یک از این سال ها تقریباً به ترتیب ۶۰، ۵۴، ۵۵ و ۶۰ درصد بوده است. تغییرات هدایت‌الکتریکی با عمق با نتایج Hao و Chang (۲۰۰۳)، مطابقت دارد. Brofas و همکاران (۲۰۰۰) نیز افزایش شوری خاک را در اثر کاربرد لجن فاضلاب گزارش کردند.آنها نیز مشاهده کردند که بیشترین مقدار شوری در عمق سطحی مشاهده می‌شود. همچنین Smernik و همکاران (۲۰۰۳) مشاهده کردند که با افزودن لجن فاضلاب به خاک، شوری افق‌های سطحی خاک افزایش می‌یابد.

اگرچه ECe این خاک در اثر کاربرد لجن فاضلاب افزایش یافته است، ولی حتی در تیماری که بیشترین افزایش شوری را نشان می‌دهد، هنوز مقدار ECe کمتر از حد بحرانی ۴ دسی‌زیمنس بر متر (Jurinak، ۱۹۸۴) است و در نتیجه جوانه‌زنی اکثر گیاهان زراعی را متوقف نمی‌نماید.

نتایج حاصله از این تحقیق نشان می‌دهند که شوری این خاک در تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن در هکتار برای ذرت مناسب نیست و باعث کاهش عملکرد آن خواهد شد.

مقدار کل نمک‌های محلول اضافه شده به خاک توسط لجن فاضلاب در هر تیمار در جدول ۵ نشان داده شده است (این مقدار با استفاده از فرمول ۴ برای تیمارهای مختلف لجن فاضلاب محاسبه شده است). اگر همهٔ نمک‌های به کار رفته در عمق ۴۰-۰ سانتی‌متری باقی بمانند، حداکثر ECe در این اعماق دیده خواهد شد، اما همان‌طور که مشاهده می‌شود ECe محاسبه شده در عمق ۴۰-۰ سانتیمتری بیشتر از ECe اندازه‌گیری شده می‌باشد. زیرا مقداری از نمک‌های به‌کار رفته توسط گیاهان جذب می‌شوند، مقداری ار آن‌ها به آب‌های زیرزمینی یا اعماق پایین‌تر شسته می‌شوند و یا در اثر رسوب کردن یا شرکت در واکنش‌های شیمیایی از محلول خاک خارج می‌شوند. مقایسهٔ ECe های محاسباتی و اندازه‌گیری شده، میزان هدر روی عناصر را از عمق ۴۰- ۰ سانتی متری نشان می‌دهد. در این مطالعه که کاربرد لجن فقط به مدت چهار سال صورت گرفته‌است، مقدار نمک اضافه شده زیاد نمی‌باشد و برای سهولت محاسبات این مقایسه فقط تا عمق ۴۰سانتی‌متری صورت گرفته است.

یون‌های محلول

لجن فاضلاب دارای مقادیر زیادی از یون‌های محلول است (جدول ۳)، بنابراین کاربرد آن احتمالاً باعث افزایش غلظت این یون‌ها در خاک می‌شود.

سدیم

افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی دار غلظت سدیم در محلول خاک شد (شکل ۲). غلظت سدیم محلول با عمق افزایش یافته است. سدیم به دلیل طبیعت شدیداً متحرکی که دارد در اثر آبشویی به اعماق پایین‌تر منتقل می‌شود (Lindsay، ۱۹۷۹). در خاکهایی با شرایط زهکشی طبیعی سطح مبنای 10^{-3} مول در لیتر سدیم را به عنوان سطح تعادل بین سرعت رسوب مینرال‌های سدیم و آبشویی آن مطرح می‌کند و اگر مقدار سدیم محلول بیشتر از این حد باشد، سدیم خیلی سریع آبشویی می شود، در حالی که اگر کمتر باشد، سرعت آبشویی کم می شود. در این مطالعه مقدار سدیم محلول بیشتر از این حد است در نتیجه به سرعت آبشویی سدیم افزوده می‌شود. مطالعات قبل در منطقه مطالعاتی لورک بیانگر شرایط خوب زهکشی و نفوذپذیری خاک‌های این منطقه می‌باشد

Archive of SID

www.SID.ir

(زائری، ۱۳۸۰) و همین امر به آبشویی بیشتر سدیم کمک می‌کند. Bohn و همکاران (۱۹۷۹) تحرک سدیم را به‌دلیل پتانسیل یونی (بار یون/شعاع یون) بالای آن دانسته‌اند. برای تعیین شرایط سدیمی خاک معمولاً از پارامتر SAR یا نسبت جذب سدیم استفاده می‌شود، چون در محاسبهٔ آن از همان عصارهٔ اشباعی استفاده می‌شود که برای اندازه‌گیری هدایت‌الکتریکی مورد استفاده قرار گرفته است. افزایش مقدار سدیم محلول باعث افزایش SAR شده‌است. در همهٔ تیمارها، مقدار SAR کمتر از حد بحرانی ۱۳ می‌باشد (شکل ۳). افزایش لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار سدیم تبادلی خاک نسبت به شاهد شده‌است و این افزایش متناسب با مقدار و دفعات لجن‌دهی می‌باشد (داده ها ارایه نشده اند). بیشترین افزایش در تیمار (۱۰۰) ۴ تن لجن فاضلاب در هکتار دیده می‌شود که از ۱ در تیمار شاهد به ۲/۵۶ میلی‌اکی‌والان در صد گرم، در عمق ۲۰-۰ سانتی متری افزایش یافته‌است. اثرات متقابل تیمار و عمق در ارتباط با عمق از روند خاصی پیروی نمی‌کند. شکل ۴، تغییرات ESP را در عمق‌ها و تیمارهای مختلف نشان می‌دهد. در برخی تیمارها در عمق‌های پایین، مقدار ESP بیشتر از حد بحرانی ۱۵ شده‌است. زمانی که درصد سدیم تبادلی (ESP) خاکی به ۱۵ یا بیشتر می‌رسد، ساختمان فیزیکی خاک ممکن است در اثر پراکنش ذرات نامطلوب شود (Jurinak، ۱۹۸۴) که البته شوری نیز نقش تعیین کننده ای دارد. با توجه به شرایط مناسب زهکشی این خاک‌ها به نظر می‌رسد که اثرات مفید ناشی از افزایش موادآلی و شوری هرگونه اثرات منفی ناشی از ESP بالا را تحت‌الشعاع قرار می‌دهد. اما در طولانی مدت ممکن است این شرایط سدیمی باعث تخریب ساختمان خاک و کاهش زهکشی گردد.

پتاسیم

با افزایش سطح لجن فاضلاب یا تعداد دفعات اضافه شدن لجن به خاک، مقدار پتاسیم محلول افزایش یافته است و بیشترین مقدار پتاسیم محلول مربوط به تیمار (۱۰۰)۴ تن لجن در هکتاراست که از ۰/۲۱ در تیمار شاهد به ۰/۸۶ میلی‌اکی‌والان در لیتر افزایش یافته است (شکل ۵). با افزایش عمق، مقدار پتاسیم محلول به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. پتاسیم محلول بیشتر در سطح خاک تجمع یافته و می‌توان گفت که یون بسیار مؤثری در ایجاد شوری در لایه‌های سطحی این خاک می‌باشد. پتاسیم علی رغم داشتن پتانسیل یونی بالا آبشویی زیادی ندارد. پتانسیل یونی همیشه برای شرح رفتار شیمیایی بسیاری از یون های خاک کافی نمی باشد و سدیم خیلی ضعیف تر از پتاسیم به وسیله خاک نگهداری می شود و آبشویی بیشتری دارد (Bohn و همکاران، ۱۹۷۹).

تمایل قوی مکان های ویژه بر روی کانی های سیلیکات لایه ای برای جذب پتاسیم و تعادل بین پتاسیم محلول، تبادلی و غیر تبادلی (ملکوتی و همکاران، ۱۳۸۴ و Bohn و همکاران، ۱۹۷۹) می تواند توجیهی برای این موضوع باشد و همانطور که نتایج نیز نشان می دهند پتاسیم نسبت به سدیم کندتر حرکت می کند (Bohn و همکاران، ۱۹۷۹و Lindsay، ۱۹۷۹). با توجه به اینکه اغلب کانیهای رسی در مناطق خشک و نیمه خشک بنا بر طبیعت خاص خود پتاسیم را به صورت قابل تبادل جذب و بین لایه های خود تثبیت می کنند، لذا پتاسیم اضافه شده به خاک نمی تواند چندان متحرک باشد. حرکت پتاسیم به اعماق خاک فقط در شرایط خاصی، مثلاً در خاک های شنی اتفاق می افتد و در آزمایش های متعدد مشاهده شده است که پتاسیم اضافه شده به خاک در لایه های سطحی جذب شده و بارندگی و آبیاری از طریق آبشویی نمی تواند آن را به میزان محسوسی جابجا کند (ملکوتی و همکاران، ۱۳۸۴). شکل ۶، تغییرات PAR را در تیمارها و عمق‌های مختلف نشان می‌دهد. افزایش پتاسیم محلول باعث افزایش پارامتر PAR شده است.

کلسیم

افزودن لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش معنی‌دار غلظت کلسیم محلول در بیشتر اعماق شده است (شکل ۷) که با توجه به مقدار نسبتاً زیاد کلسیم موجود در لجن قابل توجیه است. در خاک های کشور ما که pH بالاتر از ۷/۸ است، کلسایت کانی کنترل‌کننده سطح کلسیم خواهد بود و سطح کلسیم از $10^{-2/5}$ مول در لیتر (که مربوط به سطح Soil-Ca است) هم کمتر است، یعنی مقدار کلسیم محلول خیلی پایین است و ممکن است از نظر غذایی برای گیاه ایجاد کمبود نماید (Lindsay، ۱۹۷۹). در نتیجه افزایش غلظت کلسیم در خاک به وسیلهٔ لجن فاضلاب حائز اهمیت زیادی خواهد بود. کلسیم در این خاک تا اعماق مختلف آبشویی شده است و اختلاف عمق آبشویی در تیمارهای مختلف را می‌توان به اختلاف عملکرد آن‌ها نسبت داد. با توجه به این که با زیاد شدن سطح یا تعداد دفعات افزایش لجن، عملکرد گندم کشت شده در این مزرعه افزایش می‌یابد (کرمی، ۱۳۸۳)، می‌توان گفت که در تیمار ۲۵ تن لجن به دلیل عملکرد کمتر آبشویی بیشتری صورت گرفته و کلسیم محلول را به اعماق پایین‌تر برده‌است. به علاوه تیمارهایی که دارای عملکرد بیشتری هستند، کلسیم بیشتری را جذب کرده‌اند و کلسیم کمتری برای آبشویی در خاک باقی مانده است. در تیمار ۱۰۰ تن لجن در هکتار، تجمع کلسیم در عمق ۱۰۰-

Archive of SID

www.SID.ir

۸۰ سانتی‌متری می‌باشد، البته علی‌رغم این که عملکرد آن بیش از دو تیمار قبلی است. در سال چهارم کوددهی، در همهٔ سطوح لجن فاضلاب، عمق تجمع کلسیم در ۲۰-۰ سانتی‌متری سطح خاک است که علت آن عملکرد بیشتر این تیمار است و اختلاف معنی‌داری با تیمار سال اول دارند. در نتیجهٔ جذب آب توسط گیاهان، آب کمتری برای آبشویی املاح در این تیمارها وجود دارد و کلسیم در همان ناحیهٔ ریشه باقی می‌ماند که البته این امر از دیدگاه تغذیهٔ گیاه حایز اهمیت بالایی است.

منیزیم

افزایش لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش معنی‌دار غلظت منیزیم محلول در اکثرعمق‌های نمونه برداری شده‌است (شکل ۸). منیزیم نیز در این خاک متحرک بوده و به اعماق شسته شده‌است. اختلاف عمق آبشویی در تیمارهای مختلف در مورد منیزیم محلول نیز با در نظر گرفتن اختلاف عملکردها قابل توجیه می‌باشد.

سولفات

افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت سولفات در خاک شده‌است (شکل ۹). سولفات از جمله آنیون‌هاست و با توجه به این که اکثر کلوییدهای خاک در pH های قلیایی دارای بار منفی هستند، دفع آن‌ها از جمله سولفات و انتقال آن‌ها به اعماق پایین‌تر امری بدیهی است. اما در تیمارهایی که در اثر افزایش لجن فاضلاب دارای عملکرد و تراکم بالایی از گیاهان هستند، از جمله تیمارهای دریافت کننده ۱۰۰ تن لجن در هکتار، تبخیر و تعرق از واحد سطح بالا بوده و گیاهان آب زیادی را جذب می‌کنند و مقدار آب کمی برای آبشویی سولفات به اعماق پایین‌تر باقی می ماند و سولفات در سطح تجمع می‌یابد. مقدار گوگرد در لجن مورد استفاده حدود ۲ درصد است. با گذشت زمان این گوگرد در اثر فعالیت‌های بیولوژیکی اکسید شده و به فرم سولفات تبدیل می شود. علاوه براین با افزودن لجن فاضلاب اکسیداسیون گوگرد عنصری در خاک افزایش می‌یابد. جمعیت باکتری‌های بومی اکسیدکننده S^0 در لجن فاضلاب و بافری شدن pH به‌وسیلهٔ خاک می‌تواند این امر را توجیه کند (Cowell و Schoenau، ۱۹۹۵).

کلرید

مقایسهٔ میانگین داده ها (شکل ۱۰) تفاوت معنی‌دار سطوح مختلف لجن فاضلاب را بر غلظت آنیون کلرید در محلول خاک نشان می‌دهد. کلرید یک آنیون بسیار متحرک است که به آسانی شسته شده و به اعماق خاک می‌رود. در یک سطح ثابت لجن فاضلاب، مقایسهٔ دفعات مختلف کوددهی نشان می‌دهد که با افزایش تعداد دفعات دریافت لجن فاضلاب، عمق تجمع کلرید هم به سطح خاک نزدیک‌تر شده‌است. در تیماری که فقط در سال اول لجن دریافت کرده‌است و ۳ سال بدون لجن‌دهی باقی مانده است، مرتباً آب آبیاری و بارندگی، کلرید را شسته و به عمق‌های پایین‌تر منتقل کرده‌است، ضمن این‌که عملکرد این تیمارها نیز کمتر از عملکرد تیمارهای چند بار کود خورده است، در نتیجه آب کمتری توسط گیاهان جذب شده و آب بیشتری برای آبشویی وجود خواهد داشت. در صورتی‌که در تیمارهایی که در سال‌های بعد هم یک بار، دو بار یا سه بار دیگر لجن دریافت کرده‌اند، به طور کلی مقدار کلریدی که به آن‌ها رسیده، بیشتر است و کلرید بیشتری از عمق‌های بالایی به سمت پایین شروع به حرکت کرده است.

در نمودارها، فقط نتایج مربوط به سال اول و چهارم لجن دهی آورده شده است. به‌علاوه عملکرد بیشتر این تیمارها (زائری، ۱۳۸۰ و کرمی، ۱۳۸۳) باعث می‌شود که آب کمتری برای آبشویی وجود داشته باشد و جذب آب توسط گیاهان باعث می‌شود کلرید نیز به اعماق بالاتر حرکت داده شود. با توجه به این روند آبشویی کلرید، کلرید در سال‌های آینده به اعماق پایین‌تر رفته و احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی در این منطقه وجود دارد. به‌طور کلی آنیون‌های هالید از جمله کلرید به‌دلیل این‌که دارای پتانسیل یونی بالایی هستند، کاملاً محلول بوده و در اثر آبشویی از خاک خارج می‌شوند (Darmody و همکاران، ۱۹۸۳).

بیکربنات

شکل ۱۱ نشان می‌دهد که افزایش لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار غلظت بیکربنات در محلول خاک در طول پروفیل تا عمق ۱۰۰ سانتی‌متری شده‌است. همچنین اختلاف معنی‌داری بین سطوح مختلف لجن فاضلاب و تعداد دفعات کوددهی دیده می‌شود. روند کلی تغییرات غلظت بیکربنات در عمق های مختلف به این صورت است که در همهٔ تیمارها بیشترین غلظت در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری است. با افزایش عمق از غلظت آن کاسته می‌شود، علی‌رغم این‌که حتی در عمق ۱۰۰ سانتی متری افزایش معنی‌دار غلظت بیکربنات نسبت به شاهد مشاهده می‌شود.

نتیجه‌گیری

در اثر افزودن لجن فاضلاب، شوری خاک افزایش یافته‌است. بیشترین ECe در هر تیمار مربوط به عمق ۸۰ – ۴۰ سانتی‌متری است، اما این افزایش شوری در همهٔ اعماق مشاهده می‌شود و نشان‌دهندهٔ آبشویی و انتقال املاح در طول پروفیل خاک است. کاربرد لجن فاضلاب،

Archive of SID

www.SID.ir

شوری را به حدود بحرانی آغاز کاهش محصول برای ذرت رسانده است. افزودن لجن فاضلاب به خاک، باعث افزایش غلظت سدیم محلول، سدیم تبادلی، پتاسیم محلول، کلسیم محلول و تبادلی، منیزیم محلول و تبادلی شده‌است. به جز در مورد منیزیم تبادلی که اثرات متقابل عمق و تیمار در مورد آن معنی‌دار نشده‌است، در بقیهٔ کاتیون‌ها، اثرات آبشویی و تحرک آن‌ها دیده می‌شود و با افزایش عمق، غلظت آن‌ها افزایش می‌یابد. البته در مورد پتاسیم محلول چنین نیست و با افزایش عمق، غلظت آن کاهش می‌یابد. زیرا پتاسیم توسط رس‌ها تثبیت می‌شود. در مورد پتاسیم تبادلی نیز کاهش مقدار آن نسبت به شاهد مشاهده می‌شود. افزایش غلظت سدیم و پتاسیم محلول در اثر افزودن لجن فاضلاب، باعث افزایش مقادیر SAR و PAR شده‌است.

لجن فاضلاب به‌دلیل افزایش دادن غلظت سدیم محلول و تبادلی باعث افزایش SAR و ESP در این خاک شده‌است و از آن‌جایی که بنابر گزارشات قبلی، این خاک دارای شرایط زهکشی و تهویهٔ خوبی است، اثرات مثبت ناشی از افزودن لجن و شوری ناشی از آن، اثرات منفی ناشی از سدیم را خنثی کرده‌است.در اثر افزودن لجن فاضلاب به خاک، غلظت آنیون‌های سولفات، کلرید و بیکربنات در خاک افزایش یافته است و با توجه به افزایش غلظت این آنیون‌ها در همهٔ اعماق نسبت به شاهد، آثار آبشویی و انتقال آن‌ها در خاک مشاهده می‌شود. به ویژه در مورد کلرید و که دارای تحرک بسیار بالایی است، خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی این منطقه توسط این آنیون جدی به نظر می‌رسد.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک لورک قبل از اضافه کردن لجن فاضلاب

عمق (سانتی متر)	ECe (دسی زیمنس بر متر)	pH	CEC (سانتی مول بار بر کیلوگرم)	OC (درصد)	بافت
۰-۲۰	۰/۳	۸/۶	۱۴	۰/۴۹	
۲۰-۴۰	۰/۳	۸/۳	۱۴	۰/۲۱	سیلتی رسی لوم
۴۰-۶۰	۰/۵	۸/۲	۱۳/۵	۰/۰۶	
۶۰-۸۰	۰/۲	۸/۱	۱۲/۳	۰/۰۴	
۸۰-۱۰۰	۰/۱	۸/۲	۱۴	۰/۰۴	سیلتی رسی

جدول ۲- برخی ویژگی های آب آبیاری

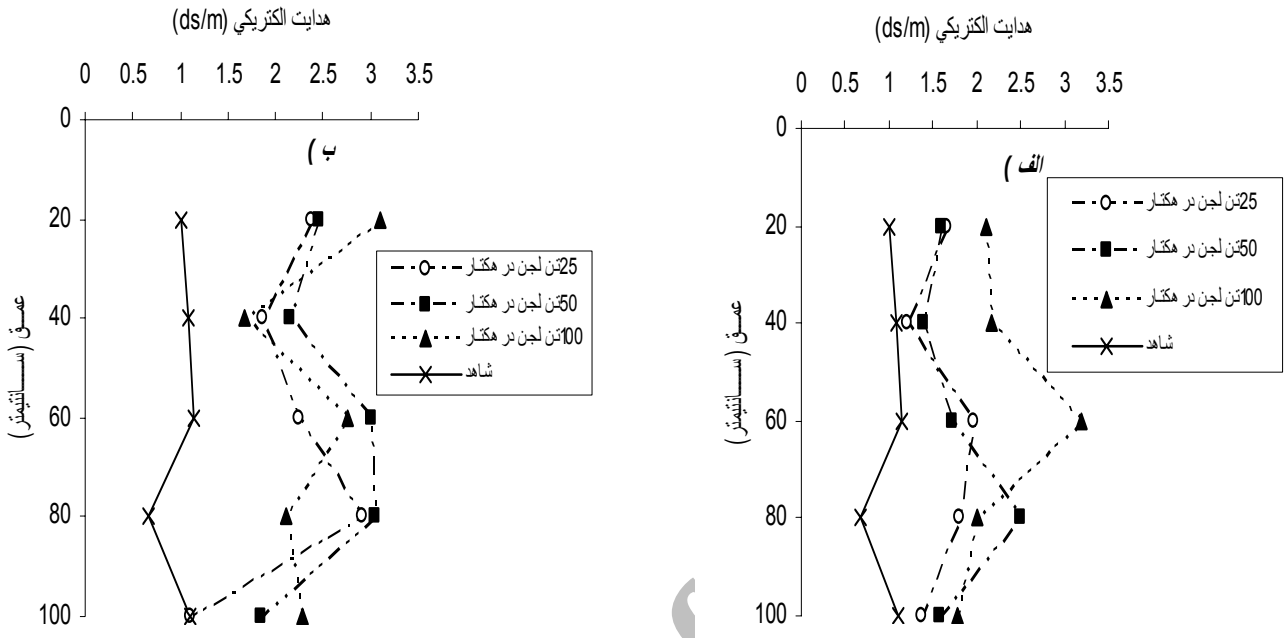
پارامتر	pH	EC (دسی زیمنس بر متر)	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
			(میلی مول بر لیتر)						
مقادیر	۷/۸	۰/۳۵	۱/۴۶	۰/۵	۱۰/۶	۰/۷۲	۰/۳۴	۰/۳۴	۰/۸۲

جدول ۳- ویژگی‌های لجن فاضلاب مورد استفاده در لورک

پارامتر	میانگین	پارامتر	میانگین
هدایت‌الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	۱۶/۲	بیکربنات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۷۰۵۰/۹۹
ماده آلی (درصد)	۳۱	سدیم (درصد)	۰/۳۹۶
پ-هاش	۶/۴	پتاسیم (میلی گرم بر کیلوگرم)	۲۰۴۳
گوگرد (درصد)	۱/۹۵	کلسیم (میلی گرم بر کیلوگرم)	۸/۲۳
کلرید (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۱۷۷	منیزیم (میلی گرم بر کیلوگرم)	۰/۷۶

Archive of SID

www.SID.ir



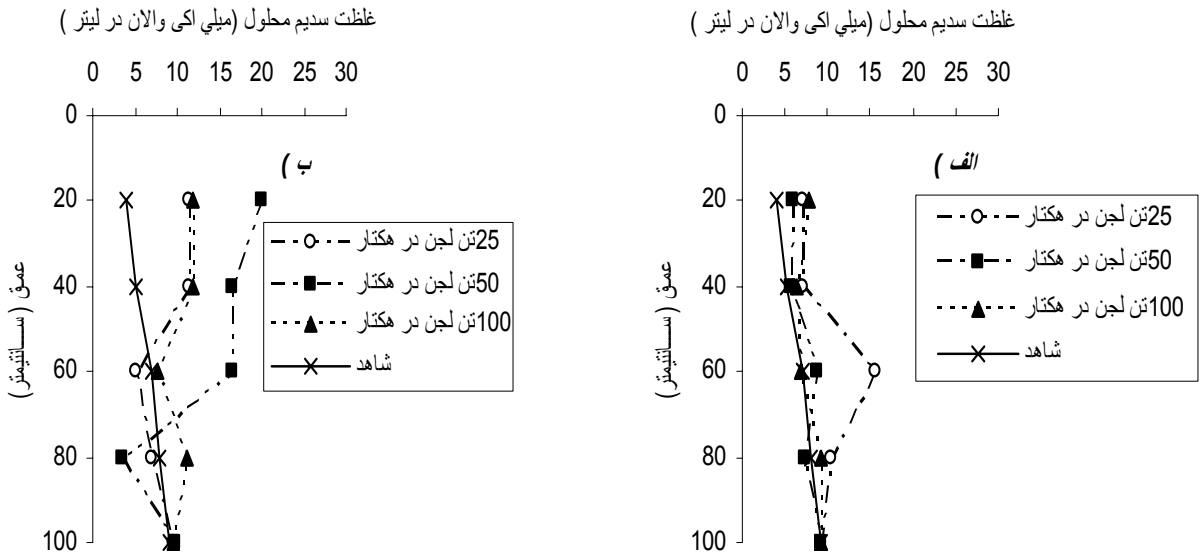
شکل۱- نیمرخ تغییرات هدایت الکتریکی خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

جدول ۴- مقادیر نمک محلول اضافه شده به خاک از طریق لجن فاضلاب و مقایسهٔ هدایت الکتریکی تا عمق ۴۰ سانتی‌متری

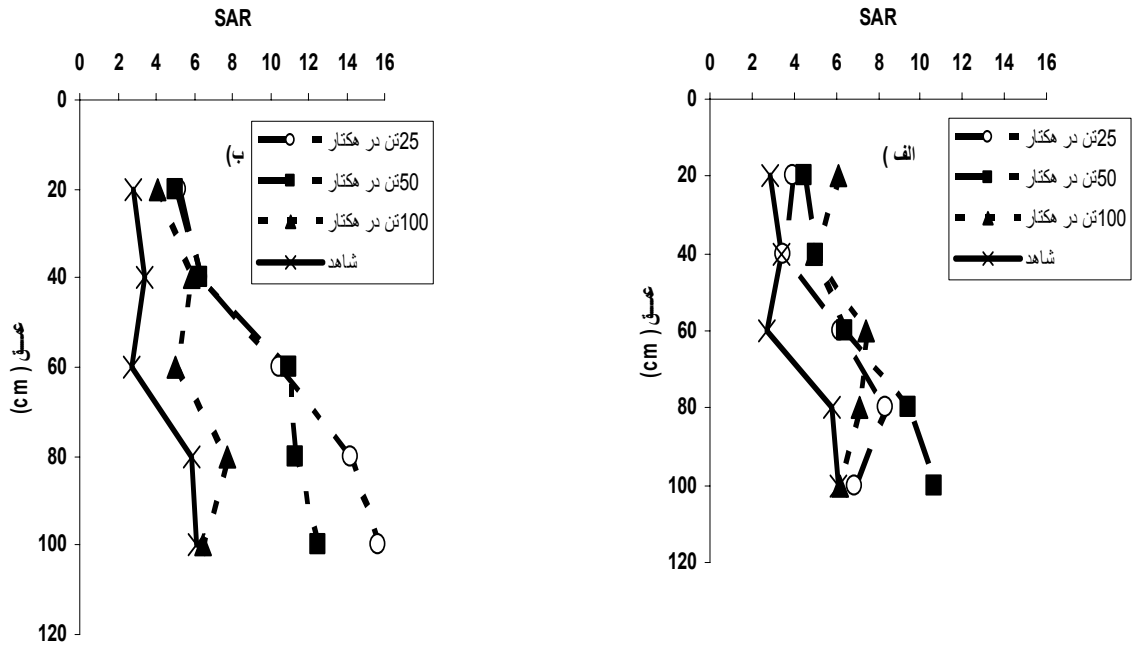
تیمار	TDS افزوده شده از طریق لجن فاضلاب (تن در هکتار)	شوری محاسبه شده (دسی زیمنس بر متر)	متوسط شوریاندازه‌گیری شده (دسی زیمنس بر متر)	مقدار عناصر آبشویی شده (میلی گرم در کیلوگرم)
۲۵	۰/۴۴	۱/۵	۱/۴۳	۸۷/۹
۴(۲۵)	۱/۷۶	۲/۶۸	۲/۱۲	۶۶۸/۴۱
۵۰	۰/۸۸	۲/۲۳	۱/۴۹	۹۵۰/۸۱
۴(۵۰)	۳/۵۲	۲/۳۴	۲/۳۰	۴۲/۱
۱۰۰	۱/۷۶	۱/۹۹	۱/۱۴	۹۹۷/۰۷
۴(۱۰۰)	۷/۰۴	۳/۰۳	۲/۳۹	۶۵۲/۰۲

Archive of SID

www.SID.ir

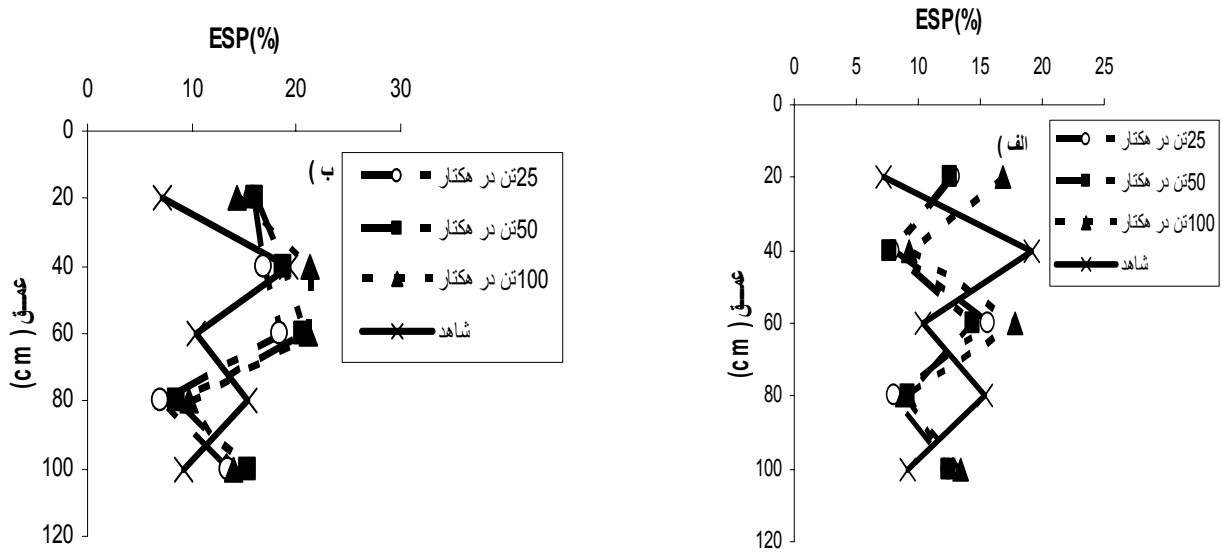


شکل۲- نیمرخ تغییرات غلظت سدیم محلول در خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

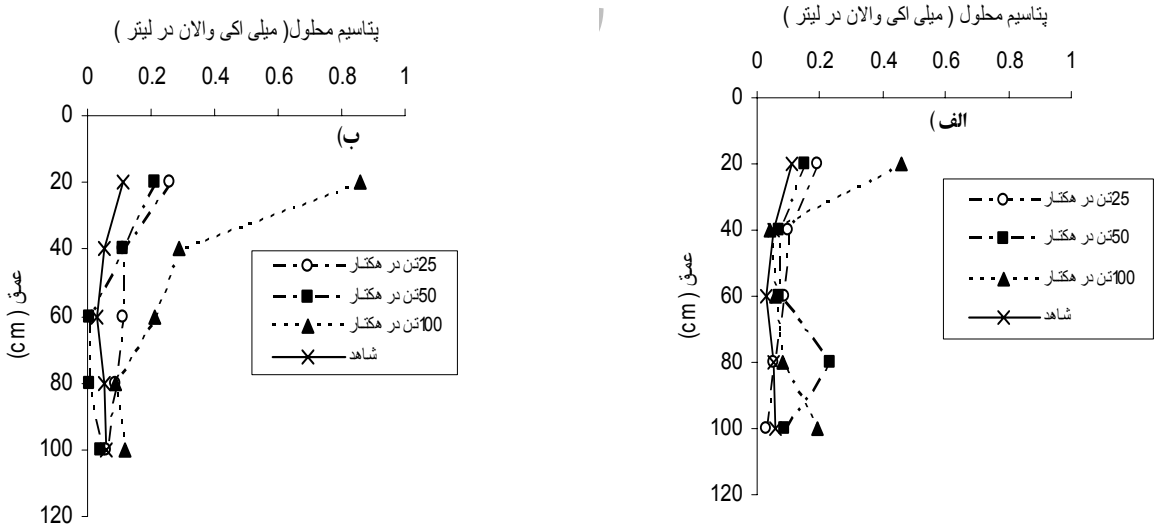


شکل۳- نیمرخ تغییرات SAR در خاک، در سال اول (الف)،و سال چهارم (ب) لجن‌دهی

www.SID.ir

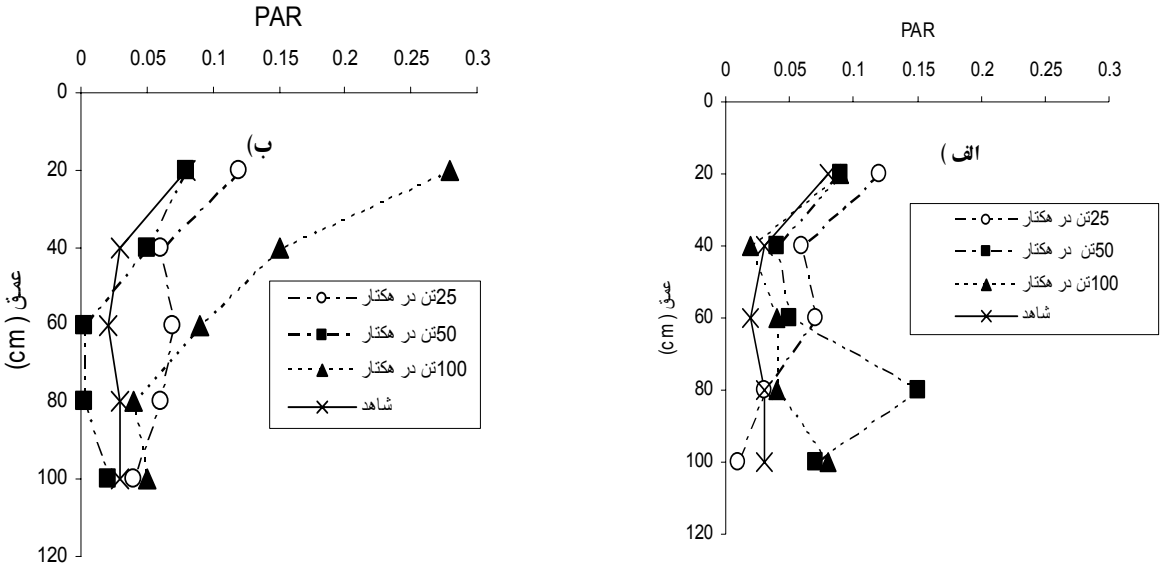


شکل ۴- نیمرخ تغییرات درصد سدیم تبادلی خاک، در سال اول (الف)، و سال چهارم (ب) لجن‌دهی

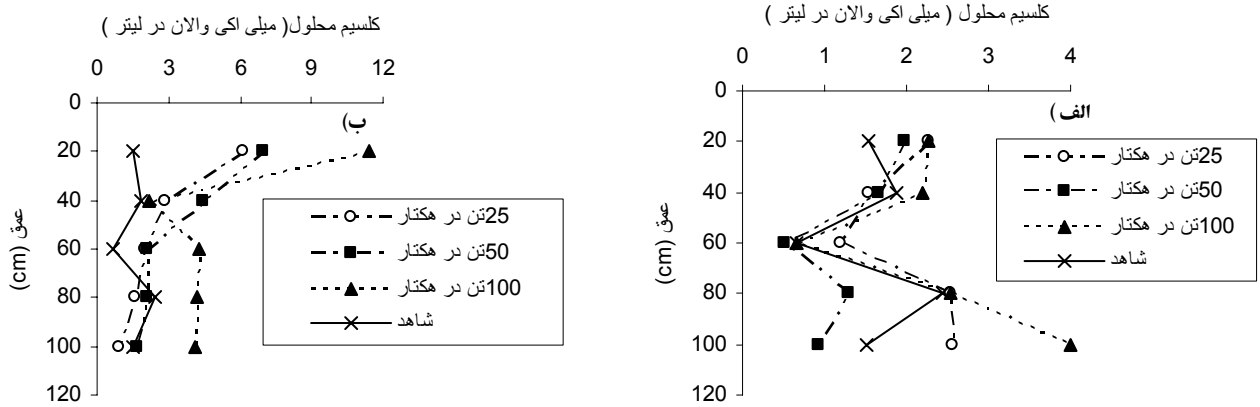


شکل ۵- نیمرخ تغییرات غلظت پتاسیم محلول در در خاک، در سال اول (الف)،و سال چهارم (ب) لجن‌دهی

www.SID.ir

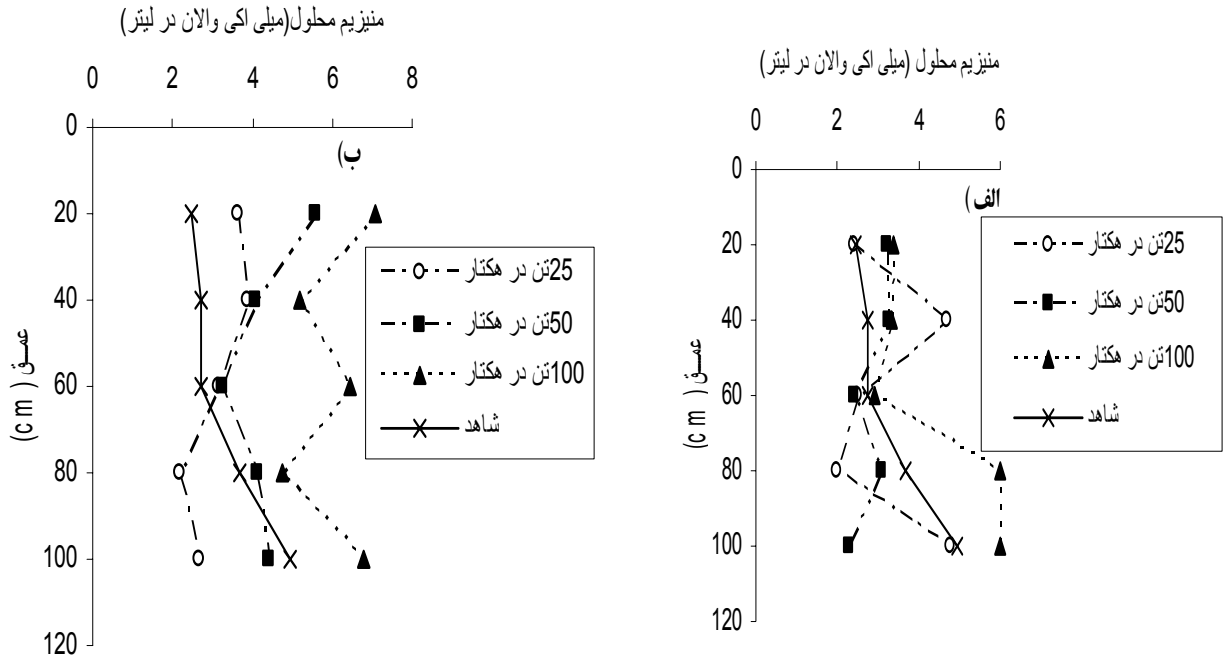


شکل ۶- نیمرخ تغییرات PAR در خاک، در سال اول (الف)،و سال چهارم (ب) لجن‌دهی

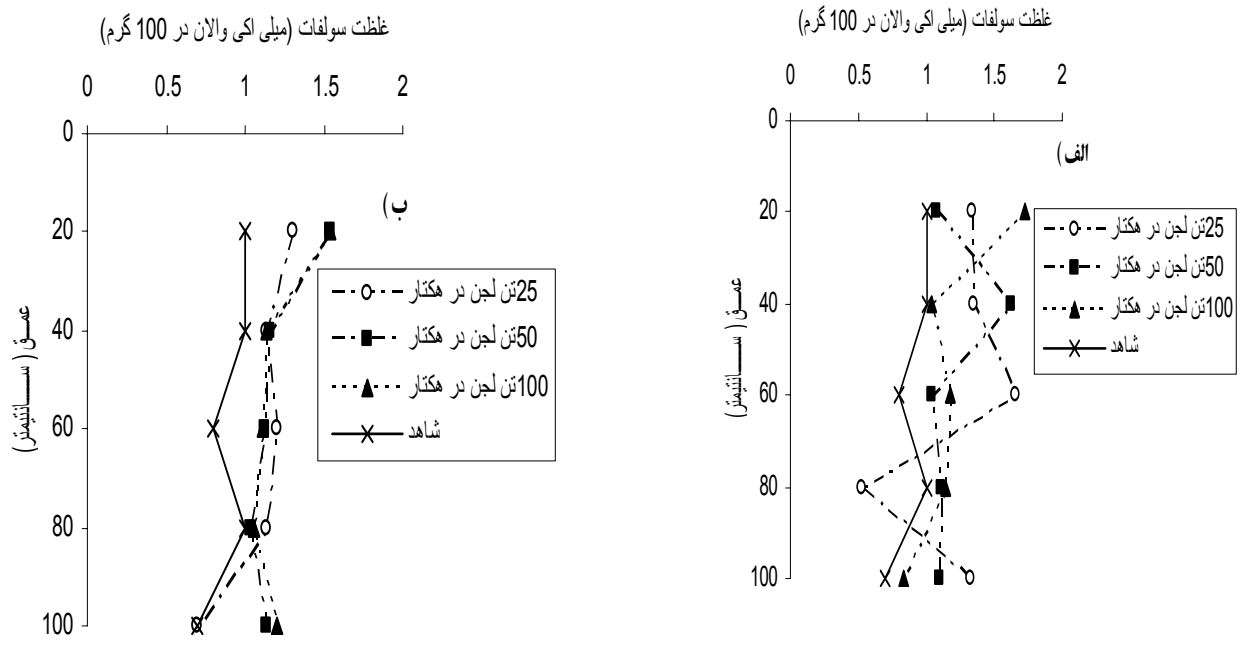


شکل۷- نیمرخ تغییرات غلظت کلسیم محلول در خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

www.SID.ir

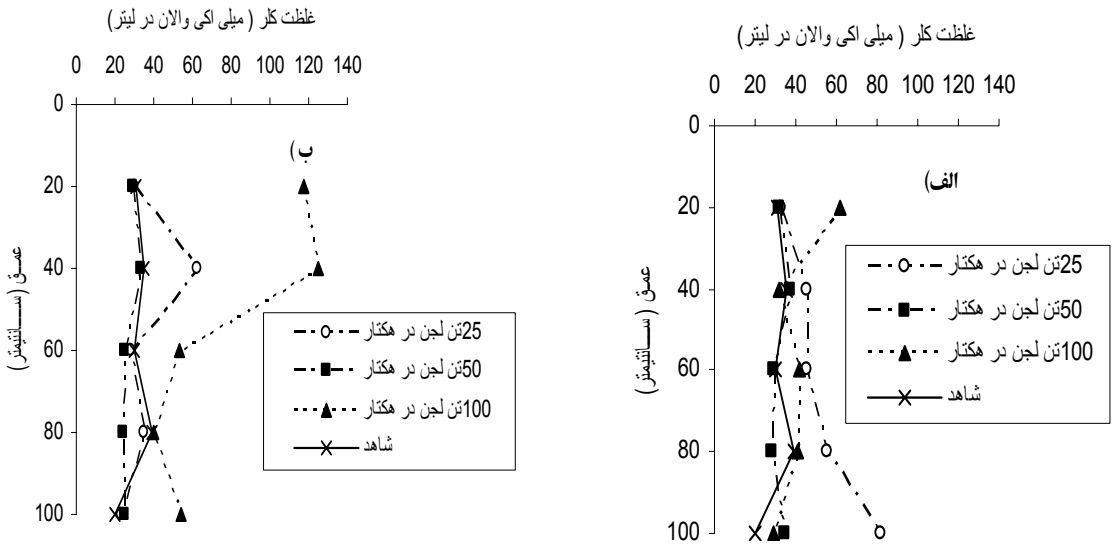


شکل۸- نیمرخ تغییرات غلظت منیزیم محلول در خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

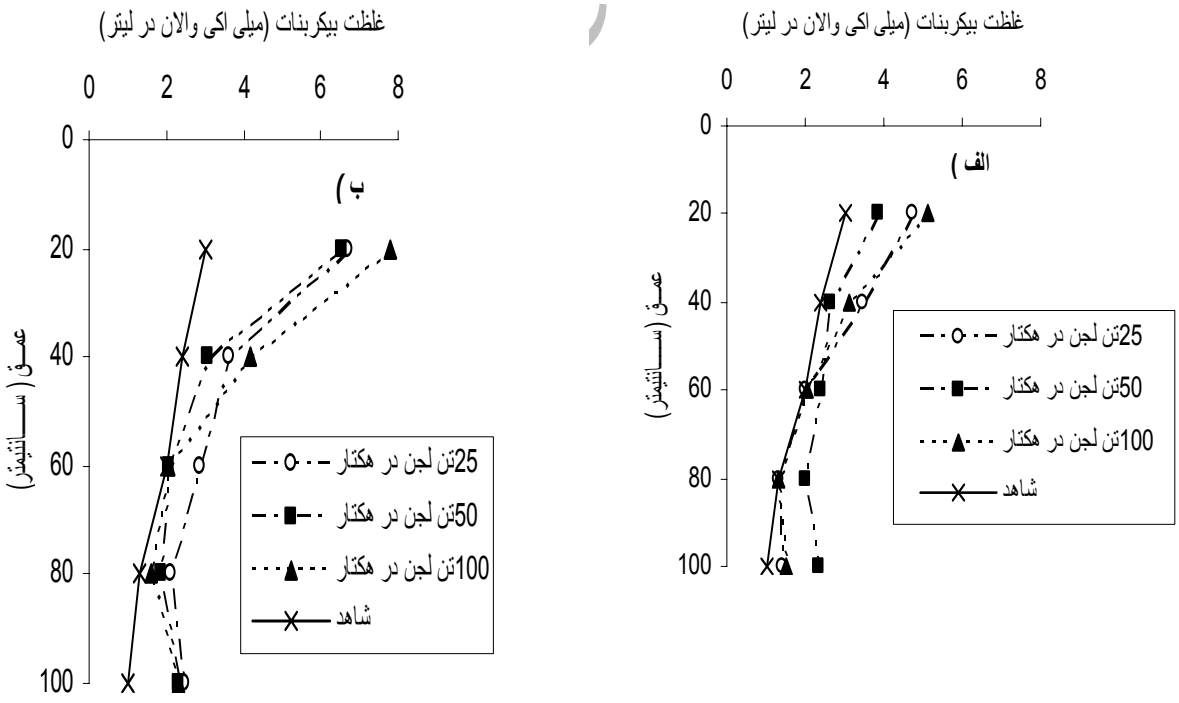


شکل۹- نیمرخ تغییرات غلظت سولفات محلول در خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

www.SID.ir



شکل۱۰- نیمرخ تغییرات غلظت کلرید محلول در خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی



شکل۱۱- نیمرخ تغییرات غلظت بیکربنات محلول در خاک در سال اول (الف) و چهارم (ب) لجن دهی

www.SID.ir

فهرست منابع:

۱. افیونی، م.، ر. مجتبی پور و ف. نوربخش (مترجمان). ۱۳۷۶. خاک‌های شور و سدیمی (و اصلاح آن‌ها)، چاپ اول، انتشارات ارکان اصفهان

۲. زائری، ع. ۱۳۸۰. بررسی اثرات تجمعی و باقیماندهٔ لجن فاضلاب بر حرکت املاح، رطوبت خاک و برخی خصوصیات فیزیکی خاک، پایان‌نامهٔ کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۳. کرمی،م. ۱۳۸۳. اثرات تجمعی و باقی مانده لجن فاضلاب بر غلظت عناصر آرسنیک، جیوه، سرب و کادمیوم در خاک و گیاه گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۴. ملکوتی، م. ج.، ع. ا. شهابی و ک. پتاسیم در کشاورزی ایران. چاپ اول، انتشارات سنا.

5. Baveye, P., M. B. Mc Bride, D. Bouldin, T. D. Hinesly, M. S. A. Dahahoh and M. F. Abdel-sabour. 1999. Mass balance and distribution of sludge-borne trace elements in a silt loam soil following long-term applications of sewage sludge. The Sciemce Total Environment, 227: 13- 28.
6. Bohn**,** H., B. McNeal and G.A. Oconnor. 1979. Soil Chemistry**.** John Wiley and sons.
7. Brady, N. 1990. The nature and properties of soils. Tenth edition. McMillan publishing company, New York. Collier McMillan publishes London.
8. Bramryd, T. 2002. Impact of sewage sludge application on the long term nutrient balance in acid soils of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. Water, Air, and Soil Pollut, ant.140: 381- 399.
9. Brockway, D. G. 1983. Forest, floor, soil, and vegetation responses to sludge fertilization in Red and White pine plantation. Science Socicty American Journal, 47: 776- 784.
10. Brofas, G., P. Michopoulos and D. Alifragis. 2000. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. Journal of Environmental Quality, 29: 811- 816.
11. CEC (Commission of the European communities). 1986. Council directive (86/278/EEC) on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal of the European Communities. 181: 6- 12.
12. Cowell, L. E. and J. J. Schoenau. 1995. Stimulation of elemental sulfur oxidation by sewage sludge. Canadian Journal of Soil Science, 247- 249.
13. Darmody, R. G., J. E. Foss, M. Mc. Intosh and D. C. Wolf. 1983. Municipal sludge compost-amended soils: some spatiotemporal treat effects. Journal of Environmental Quality, 12: 231- 236.
14. Darrah, P. R, P. H. Nge and R. E. White. 1987. The effect of high solute concentrations on nitrification rates in soil. Plant and Soil, 97: 37- 45.
15. Epestein, E. and G. B. Willson. 1974. Composting sewage sludge. In Municipal sludge management. Proc-Net. Conf. Municipal sludge management. Inform. Transfer. INC. Washington D. C. 123- 128.
16. Foth, H. D. and L. M. Turk. 1972. Fundamentals of Soil Science. Fifth edition. John Wiley and sons INC. New York.
17. Hao, X. and C. Chang. 2003. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of clay loam soil in semi-arid southern Alberta?. Agricaltural Ecosystem and Environment, 94: 89- 103.
18. Irrigation, drainage and salinity: an international source book. FAO/UNESCO No. 113. Hutchinson and co. (publisher) ltd. London. England.
19. Jurinak, J. J. 1984. Salt affected soils: thermodynamic aspect of the soil solution in soil salinity under irrigation. Shainbory, I. and J. Shwlhevet (eds).

Archive of SID

www.SID.ir

20. Lanyon, L. and W. R. Heald. 1982. Magnesium, Calcium. In Methods of soil analysis. Part 2. Pace, A. L. et al Eds. American Society of Agronomy, WI. 247.
21. Lindsay, W. L. 1979. Chemical equilibria in soils. Colorado state university, Fort Collins.
22. Mc Bride, M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective?. Journal of Environmental Quality, 24: 5- 18.
23. Rhoades, J. D. 1982. Soluble salts. in. Methods of soil analysis. Part 2. Pace, A. L. et al Eds. American Society of Agronomy, Madison, WI. 247.
24. Rhoades, J. D. 1986. Cation exchange capacity. 149-158. In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Pace, A. L. et al Eds. American Society of Agronomy, Madison, WI. 247.
25. Roberts, J. A., W. L. Daniel, J. C. Bell and J. A. Burger. 1988. Early stages of mine soil genesis affected by top soiling and organic amendments. Soil Science Society of American Journal, 52: 730- 738.
26. Saber, B. R., R. L. Pendelton and B. L. Webb. 1990. Effect of municipal sewage sludge application on growth of reclamation shrub species in copper mine spoil. Journal of Environmental Quality, 19: 580- 586.
27. Smernik, R. J., I. W. Oliver and G. Merrington. 2003. Characterization of sewage sludge organic matter using solid-state carbon-13, nuclear magnetic resonance spectroscopy. Journal of Environmental Quality, 32: 1516- 1522.
28. Thomas, G. W. 1982. Exchangeable cations. In Methods of soil analysis. Part 2. Pace, A. L. et al. Eds. American Society of Agronomy, WI. 159
29. Walkly, A. and I. A. Black. 1934. An examination of Degtijaref method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. I. Experimental. Soil Science, 79: 459- 465.
30. Wong, M. H. 1997. Sewage sludge as conditioner for improving soil affected by sulfur dioxide. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 23: 717- 747.

Archive of SID

www.SID.ir