



فراهمی و جزءبندی فسفر معدنی در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب

سمیه سفیدگر شاهکلایی^۱، * مجتبی بارانی مطلق^۲ و اسماعیل دردی پور^۳

^۱دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، آستادیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ^۲دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
تاریخ دریافت: ۹۲/۱/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۵/۲۷

چکیده

اطلاعات در ارتباط با اجزا فسفر در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب برای مدیریت بهتر کاربرد اصلاح‌کننده‌های آلی در خاک‌های کشاورزی مورد نیاز است. هدف از این پژوهش، بررسی اثر لجن فاضلاب بر شکل‌ها و توزیع فسفر معدنی در یک خاک آهکی تیمار شده با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بود. آزمایش به صورت گلخانه‌ای با ۶ سطح لجن (۰، ۲۲/۵، ۴۵، ۹۰، ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار) بر پایه طرح کاملاً تصادفی با ۴ تکرار به مدت ۹۰ روز با کشت گیاه گندم اجرا گردید. کاربرد لجن فاضلاب موجب افزایش معنی‌دار همه شکل‌های فسفر شد. بیش‌ترین افزایش در بین شکل‌های مختلف، مربوط به جزء لبایل بود. در خاک شاهد، شکل‌های مختلف فسفر معدنی به ترتیب فسفر لبایل > فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده > فسفر محبوس در اکسیدهای آهن بلوری > فسفات‌های کلسیم محلول > فسفات‌های کلسیم کم‌محلول بود. در مقابل، شکل‌ها با مصرف لجن فاضلاب به صورت: فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده > فسفر محبوس در اکسیدهای آهن بلوری > فسفر لبایل > فسفات‌های کلسیم محلول > فسفات‌های کلسیم کم‌محلول تغییر یافت. به طور کلی نتایج بیانگر غالبیت فسفر معدنی در لجن فاضلاب بود. در تیمار شاهد فسفر معدنی در حدود ۵۷ درصد فسفر کل را شامل شد در حالی که در اثر کاربرد لجن فاضلاب به صورت میانگین به ۸۰ درصد افزایش یافت. فسفات‌های کلسیم جزء غالب در همه تیمارها بود. کاربرد لجن فاضلاب، غلظت فسفر در اندام هوایی گندم را به طور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد افزایش داد.

واژه‌های کلیدی: لجن فاضلاب، جزءبندی فسفر، عصاره‌گیری متوالی، فسفر لبایل

* مسئول مکاتبه: mbarani2002@yahoo.com

مقدمه

خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک به‌علت نبود پوشش گیاهی کافی و بازگشت مقدار کم بقایای گیاهی به خاک دارای مقدار اندکی مواد آلی می‌باشند. این خاک‌ها عموماً آهکی و دارای واکنش قلیایی بوده در نتیجه بسیاری از گیاهان در این خاک‌ها با مشکل تغذیه عناصر پرمصرف و کم‌مصرف رو به رو هستند. از جمله روش‌های افزایش مقدار قابل‌جذب این عناصر استفاده از مواد آلی است (کرمی و همکاران، ۲۰۰۹). در سال‌های اخیر، کاربرد بقایای آلی شامل ماده آلی بالا مانند کودهای حیوانی، کمپوست، لجن فاضلاب، بقایای محصولات و سایر پسماندهای شهری و صنعتی در خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک، به یک راه‌کار محیطی برای حفظ ماده آلی خاک و فراهم کردن عناصر غذایی مورد نیاز گیاه تبدیل شده است (تجدا و همکاران، ۲۰۰۶). بررسی‌ها نشان داده که افزودن مواد آلی به خاک، بسته به ویژگی‌های انواع این مواد که آن‌ها را بسیار متفاوت از هم می‌کند، اثرهای متفاوتی بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن می‌گذارد که در بیش‌تر موارد با بهینه کردن این شرایط، امکان لازم برای تولید محصولات با عملکرد بالا از نظر کیفی و کمی را فراهم می‌آورد (براهیمی و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت عناصر موجود در لجن فاضلاب به نوع فاضلاب (خانگی یا صنعتی) و هم‌چنین مراحل تصفیه فاضلاب بستگی دارد. هر چند نیتروژن و فسفر فراوان‌ترین عناصر موجود در لجن هستند، ولی به‌دلیل این‌که این عناصر به مقدار زیاد بر رشد گیاه مؤثرند، دارای اهمیت می‌باشند (سامرز و همکاران، ۱۹۷۶). افزون بر این، کودهای آلی قادرند که تحرک فسفر تجمع‌یافته در خاک را افزایش دهند (تور و باهل، ۱۹۹۷) این تحرک به‌وسیله تبدیل شکل‌های نامحلول آهن، آلومینیوم و کلسیم به شکل‌های محلول فسفر و با مکانیسم‌های تولید اسیدهای آلی و کلات‌کننده‌ها در طی تجزیه کودهای آلی محقق می‌گردد (ال-بارونی و اولسن، ۱۹۷۹).

روش تفکیک اجزاء با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلف برای کمی کردن شکل‌های شیمیایی مختلف فسفر (معدنی و آلی) پیشنهاد شده است (سمواتی و حسین‌پور، ۲۰۱۱). توزیع فسفر در خاک به‌صورت شکل‌های مختلف ژئوشیمیایی شامل محلول و تبادل‌ی خاک، ماده آلی، پیوندیافته با کلسیم و پیوندیافته با آهن و آلومینیوم صورت می‌گیرد (هدلی و همکاران، ۱۹۸۲). این اجزاء فسفر به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای در میزان تحرک، قابلیت دسترسی زیستی و رفتارهای شیمیایی در خاک، تفاوت داشته و تحت شرایط خاص تغییر شکل می‌دهند. این اطلاعات به‌طور بالقوه برای پیش‌بینی تغییر شکل فسفر بین شکل‌های شیمیایی، در خاک‌های کشاورزی با ارزش هستند (هدلی و همکاران، ۱۹۸۲؛ تجدا و همکاران، ۲۰۰۶).

شیمی زیست‌محیطی و قابلیت استفاده فسفر در رابطه با شکل‌های فسفر در فاز جامد خاک است (اختر و همکاران، ۲۰۰۲). قابلیت استفاده فسفر به جانشین شدن فسفر لبایل از دیگر بخش‌های فسفر بستگی دارد (بیک و سانچز، ۱۹۹۴). روش‌های جزءبندی فسفر می‌تواند ذخایر فسفر که منبع فسفر قابل استفاده در طول رشد است را مشخص کند (شاهین و همکاران، ۲۰۰۷). بنابراین مطالعات جزءبندی شیمیایی فسفر خاک برای به‌دست آوردن اطلاعات اضافی درباره پتانسیل تحرک و قابلیت استفاده فسفر خاک مفید می‌باشد (گیلهود و همکاران، ۱۹۹۹). روش‌های بسیاری برای تفکیک شکل‌های مختلف فسفر در خاک ابداع و به‌وسیله پژوهش‌گران مختلف مورد استفاده قرار گرفته است. اساس تمامی این روش‌ها بر حلالیت اجزای مختلف فسفر در مواد شیمیایی متفاوت و pH های مختلف استوار است (دهقان و همکاران، ۲۰۰۸).

خورشید و همکاران (۲۰۰۹) با بررسی تأثیر لجن فاضلاب بر ویژگی‌های جذب فسفر و فسفر قابل استفاده در برخی از خاک‌های آهکی استان همدان بیان داشتند که در اثر کاربرد لجن فاضلاب میزان فسفر قابل استفاده افزایش یافت. رنجبر و جلالی (۲۰۱۲) با بررسی تأثیر بقایای آلی از جمله لجن فاضلاب بر تغییر شکل فسفر در تعدادی از خاک‌های همدان دریافتند که مقدار فسفر با گذشت زمان در اجزاء محلول و تبادلی، پیوند با اکسیدهای آهن و منگنز و پیوند با کربنات کلسیم خاک‌های تیمار شده با بقایای آلی افزایش و در جزء باقی‌مانده کاهش پیدا کرد. چانگ و همکاران (۱۹۸۳) با مطالعه لجن فاضلاب بر شکل‌های فسفر دریافتند که میزان فسفر متصل به آهن و آلومینیوم بیش از ۶۰ درصد فسفر کل است و فسفر محلول در آب نیز افزایش یافت. اختر و همکاران (۲۰۰۲) با مطالعه اثر لجن فاضلاب بر روی فسفر قابل استفاده و جزءبندی فسفر در سه خاک تیمار شده دریافتند که غلظت فسفر در همه بخش‌ها افزایش یافت. شرر و شرما (۲۰۰۲) اثر مواد آلی از جمله لجن فاضلاب را بر روی شکل‌های فسفر بررسی نموده و دریافتند که فسفر متصل به آهن و آلومینیوم بیش‌ترین میزان و فسفر متصل به کلسیم کم‌ترین میزان را شامل می‌شود. چان‌شنگ و همکاران (۲۰۱۰) با بررسی شکل‌های فسفر در لجن فاضلاب بیان کردند که فسفر غیرآلی و فسفر غیرآلی غیرآپاتیتی شکل‌های اصلی فسفر را در لجن تشکیل دادند.

به‌طور کلی، کاربرد لجن در اراضی کشاورزی و تأثیر آن بر خصوصیات خاک و گیاهان بستگی به عواملی مانند کیفیت لجن، نوع خاک، نوع گیاه و اقلیم دارد. به‌منظور استفاده لجن در کشاورزی، با توجه به متغیر بودن این عوامل در مناطق مختلف، پژوهش‌های منطقه‌ای ضروری است. مطالعات متعددی در جهان و نیز ایران بر روی لجن فاضلاب شهری و تأثیر آن‌ها بر ویژگی‌های خاک، عملکرد

گیاه و غلظت فلزات سنگین (کرمی و همکاران، ۲۰۰۹؛ واثقی و همکاران، ۲۰۰۵؛ شریفی و همکاران، ۲۰۱۱؛ دلگادو و همکاران، ۲۰۰۲؛ کید و همکاران، ۲۰۰۷) انجام شده است، اما توجه کمتری به تأثیر کاربرد لجن فاضلاب صنعتی به‌ویژه فسفر (خورشید و همکاران، ۲۰۰۹) شده است. با عنایت به این‌که شکل‌های مختلف فسفر حلالیت‌های مختلفی دارند، تعیین فراوانی و توزیع آنان ممکن است ما را با قابلیت‌های گیاهان در استفاده از فسفر بیش‌تر آشنا کند. بررسی شکل‌های مختلف فسفر در تعیین روابط میان شکل‌های فسفر خاک با نتایج آزمون‌های فسفر خاک دارای اهمیت بوده و یافته‌های سودمندی در اختیار پژوهش‌گران می‌گذارد. به‌همین منظور این پژوهش با هدف بررسی تأثیر لجن فاضلاب صنعتی بر غلظت فسفر قابل استفاده و توزیع شکل‌های مختلف فسفر در خاک و رابطه بین شکل‌های مختلف فسفر با فسفر جذب شده توسط گیاه گندم انجام شد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش با کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب صنعتی در خاک و کشت گیاه گندم (*Triticum aestivum*) به‌صورت طرح کاملاً تصادفی به‌صورت گلدانی با ۴ تکرار به انجام رسید. خاک مورد استفاده از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری اطراف شهرک صنعتی آق‌قلا استان گلستان تهیه و پس از هواخشک نمودن و عبور از الک ۲ میلی‌متر، برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن شامل بافت خاک به روش هیدرومتری (دی، ۱۹۶۵)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش جایگزینی با استات آمونیوم (چاپمن، ۱۹۶۵)، کربن آلی به روش واکلی و بلاک (آلیسون، ۱۹۶۵)، کربنات کلسیم معادل به روش خشتی کردن با اسید کلریدریک (آلیسون و مودی، ۱۹۶۵)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع خاک با هدایت‌سنج الکتریکی و pH خاک به روش الکتروود شیشه‌ای در عصاره ۲ به یک آب به خاک تعیین گردید (جدول ۱). فسفر قابل استفاده نیز با روش اولسن (اولسن و همکاران، ۱۹۵۴) عصاره‌گیری و با استفاده از روش رنگ‌سنجی (مورفی و رایلی، ۱۹۶۲) تعیین شد. لجن فاضلاب مورد استفاده از تصفیه‌خانه شهرک صنعتی آق‌قلا استان گلستان تهیه گردید. به‌دلیل جاذب‌الرطوبه بودن لجن، برای اندازه‌گیری pH و EC از نسبت ۱:۵ لجن به آب استفاده شد. برخی از ویژگی‌های لجن فاضلاب مانند کربن آلی و فسفر قابل استفاده با روش‌های توضیح داده شده در بالا تعیین شد (جدول ۲). فسفر کل و فسفر معدنی لجن فاضلاب با روش سوزاندن لجن در کوره و عصاره‌گیری با اسید سولفوریک تعیین شد (کو، ۱۹۹۶). فسفر کل آلی از تفاضل فسفر کل و فسفر کل معدنی به‌دست آمد. سطوح مختلف لجن فاضلاب شامل صفر (شاهد)، ۲۲/۵، ۴۵، ۹۰، ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار به گلدان‌هایی

شامل ۷ کیلوگرم خاک اضافه شد. داخل هر گلدان ۲۰ عدد بذر گندم رقم مروارید کشت شد و پس از استقرار گیاهان، شمار بوته‌ها به ۹ عدد تنک گردید. عملیات آبیاری و وجین علف‌های هرز با دست انجام پذیرفت. در طول کشت از هیچ‌گونه کود شیمیایی، علف‌کش، سم و حشره‌کش استفاده نگردید و در طول دوره رشد رطوبت گلدان‌ها با توزین روزانه در حدود رطوبت گنجایش زراعی نگه داشته شد و به‌منظور ایجاد شرایط یکنواخت و کاهش تأثیر عوامل محیطی، گلدان‌ها هر ۲ هفته یک‌بار جا به جا شدند. ۹۰ روز پس از کاشت، بخش هوایی گیاهان بریده شده و پس از شستشو با آب مقطر و خشک کردن در آون (۶۵ درجه سلسیوس) توزین و وزن خشک قسمت‌های هوایی گیاه اندازه‌گیری شد. ماده خشک گیاهی به‌دست آمده از هر گلدان با آسیاب پودر شده و ۱ گرم از آن در کوره با دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد خاکستر شده و سپس در ۵ میلی‌لیتر اسید کلریدریک ۲ نرمال حل گردید. نمونه‌ها با کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف و حجم هر نمونه به ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شد و غلظت فسفر در عصاره‌ها به روش مورفی و رایلی (۱۹۶۲) تعیین گردید. وزن ماده خشک گیاهی، غلظت فسفر و جذب کل فسفر از خاک هر گلدان (حاصل‌ضرب وزن ماده خشک در غلظت فسفر در گیاه) به‌عنوان پاسخ‌های گیاهی در نظر گرفته شد.

پس از برداشت گیاهان، بلافاصله خاک‌های گلدان‌ها هواخشک و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند. برای تعیین اجزای فسفر معدنی از روش اولسن و سامرز (اولسن و سامرز، ۱۹۸۲) با تغییراتی استفاده شد (جدول ۳) (هارل و ونگ، ۲۰۰۶؛ دلگادو و تورنت، ۲۰۰۰؛ رویز و همکاران، ۱۹۹۷). این روش با اضافه کردن عصاره‌گیر بی‌کربنات سدیم در ابتدا برای عصاره‌گیری شکل لبایل فسفر (هارل و ونگ، ۲۰۰۶؛ سویی و همکاران، ۱۹۹۹) و نیز عصاره‌گیری با بافر استات سدیم $\text{pH}=4$ (آپاتیت بیوژنیک و پدوژنیک) قبل از مرحله عصاره‌گیری با HCl تغییر داده شد (دلگادو و تورنت، ۲۰۰۰؛ رویز و همکاران، ۱۹۹۷). در این روش، فسفر خاک به اجزای قابل عصاره‌گیری با NaCl-NaOH برای استخراج فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده (فسفر جذب سطحی شده روی سطوح اجزای خاک که به سادگی قابل تبادل است)، سترات-دی‌تیونات-بی‌کربنات (CDB) برای استخراج فسفر محبوس شده در اکسیدهای آبدار آهن و اسید کلریدریک برای استخراج فسفات‌های کلسیم کم‌محلول (آپاتیت لیتوژنیک) قابل تفکیک است. افزون بر این، به‌منظور برآورد دقیق‌تر فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده، فسفر دوباره جذب سطحی شده به‌وسیله کربنات‌ها در مرحله عصاره‌گیری با NaCl-NaOH به‌وسیله سترات-بی‌کربنات (CB) استخراج و به مقدار فسفر حاصل با آن مرحله اضافه گردید (هارل و ونگ، ۲۰۰۶). فسفر آلی باقی‌مانده با استفاده از روش چانگ و همکاران (۱۹۸۳) و پس از جداسازی شکل‌های معدنی تعیین شد. فسفر موجود در عصاره‌ها به روش رنگ‌سنجی تعیین شد.

نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار جلد (۳)، شماره (۲) ۱۳۹۲

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک مورد استفاده.

CEC	EC _e	pH(۱:۲)	OC	CCE	فسفر قابل استفاده	شن	سیلت	رس	بافت خاک
cmol _e kg ⁻¹	(دسی‌زیمنس بر متر)	-	درصد	درصد	(میلی‌گرم بر کیلوگرم)	درصد	درصد	درصد	سیلت رسی لومی
۲۶/۶۲	۱/۱۸	۷/۵۷	۰/۸۷۷	۱۰/۱۳	۲۰/۷۶	۱۸	۴۶	۳۶	

CEC, CCE, ACCE, OC, SP, FC, EC_e, pH(۱:۲) به ترتیب ظرفیت تبادل کاتیونی، کربنات کلسیم معادل، کربنات کلسیم فعال، کربن آلی، درصد رطوبت اشباع، درصد رطوبت ظرفیت مزرعه، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع و pH عصاره ۲ به یک آب به خاک هستند.

جدول ۲- مقادیر فسفر و برخی از ویژگی‌های لجن فاضلاب مورد استفاده.

EC(۱:۵)	pH(۱:۵)	C/N	OC	فسفر کل	فسفر کل	فسفر کل	فسفر اولسن
(دسی‌زیمنس بر متر)	-			کل	کل	آلی	(میلی‌گرم بر کیلوگرم)
۱۵/۵۰	۷/۲۹	۶/۱۰	۱۱/۱۱	۱/۸۲	۲/۲۱	۰/۱۸	۵۷۵/۳۳

جدول ۳- خلاصه روش عصاره‌گیری دنباله‌ای و مشخصات شکل‌های معدنی فسفر در روش تغییر یافته اولسن و سامرز (۱۹۸۲).

علامت	عصاره‌گیر	شکل معدنی فسفر
NaHCO ₃ -P	بی‌کربنات سدیم ۰/۵ مولار (pH=۸/۵)	فسفر لبایل
NaOH-P	۰/۱ مولار سود + ۱ مولار کلرید سدیم	فسفر محبوس نشده با اکسیدهای آلومینیوم و آهن
CB-P	سیترات سدیم ۰/۳ مولار + بی‌کربنات سدیم یک مولار	فسفر دوباره جذب سطحی شده به کربنات‌ها
CBD-P	سیترات سدیم ۰/۳ مولار + بی‌کربنات سدیم یک مولار + سدیم دیتیونات	فسفر محبوس شده در داخل اکسیدهای آهن و آلومینیوم
OAc-P	استات سدیم یک مولار بافر شده در pH=۴ با اسید استیک	آپاتایت پدوژنیک و محلول
HCl-P	محلول یک مولار اسید کلریدریک	آپاتایت لیتوژنیک (فسفات‌های پایدار و کم‌محلول کلسیم)

پردازش آماری داده‌ها با نرم‌افزار SAS انجام شد. مقایسه میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد صورت گرفت. رسم نمودارها با نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

تأثیر لجن فاضلاب بر برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک: پیامدهای کاربرد لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی بستگی زیادی به ویژگی‌های شیمیایی لجن مورد استفاده دارد. جدول ۴ نشان می‌دهد که درصد کربن آلی خاک با افزایش میزان کاربرد لجن افزایش معنی‌دار یافت. بدین معنا که در تیمارهای ۲۲/۵، ۴۵، ۹۰، ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار لجن، در مقایسه با تیمار شاهد، افزایشی معادل با ۲۱، ۵۲، ۸۳، ۱۴۵ و ۱۸۳ درصد مشاهده شد. لیندزی و لوگان (۱۹۹۸) نیز گزارش کردند که میزان کربن آلی با کاربرد مواد جامد بیولوژیکی به‌طور خطی افزایش می‌یابد. مواد آلی به‌دلیل اثر سازنده‌ای که بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی، زیستی و حاصل‌خیزی خاک دارند، به‌عنوان یکی از ارکان باروری خاک شناخته شده‌اند. افزایش ماده آلی خاک سبب افزایش حلالیت عناصر کم مصرف در خاک و هم‌چنین بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شده و عملکرد گیاه را افزایش می‌دهد (شریفی و همکاران، ۲۰۱۱). وجود این ترکیبات باعث پیدایش خلل و فرج فراوان در خاک می‌شود، وزن مخصوص ظاهری خاک را کاهش و پایداری خاک‌دانه‌ها و حاصل‌خیزی خاک را افزایش می‌دهد. پژوهش‌های مختلف نیز نشان می‌دهند که پسماندهای آلی به‌دلیل دارا بودن مقادیر زیاد ترکیبات آلی می‌توانند نقش به‌سزایی در تأمین ماده آلی خاک و نیز کاهش زیان‌های ناشی از کمبود این مواد در خاک داشته باشند (دلگادو و همکاران، ۲۰۰۲؛ کید و همکاران، ۲۰۰۷؛ کرمی و همکاران، ۲۰۰۹؛ ساماراس و همکاران، ۲۰۰۸).

نتایج هم‌چنین نشان داد با افزایش سطوح لجن، مقدار pH خاک کاهش یافت اما این کاهش تنها در تیمارهای ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار لجن نسبت به تیمار شاهد معنی‌دار گردید (جدول ۴). با توجه به زیاد بودن ظرفیت بافری خاک‌های آهکی، مقادیر زیادی از کود آلی و مدت زمان بسیار طولانی لازم است تا کاهش قابل ملاحظه‌ای در pH خاک ایجاد شود (برگویست و همکاران، ۲۰۰۳). نتایج مشابهی توسط خدیوی‌بروجنی و همکاران (۲۰۰۷)، کرمی و همکاران (۲۰۰۷) و هاردینگ و همکاران (۱۹۸۴) گزارش شده است. با این وجود، کاربرد ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار لجن فاضلاب توانست pH خاک را در مقایسه با شاهد به‌ترتیب ۵/۶ و ۷/۹ درصد کاهش دهد. این کاهش می‌تواند ناشی از حضور

اسیدهای آلی فراوان به دست آمده از تخمیر مواد آلی و هم‌چنین اسیدهای معدنی وارد شده به سیستم انتقال فاضلاب همراه پساب باشد. واتقی و همکاران (۲۰۰۵) و ساماراس و همکاران (۲۰۰۸) نیز کاهش pH خاک در اثر کاربرد لجن فاضلاب را به تجزیه مواد آلی موجود در لجن، تولید مواد اسیدی و pH اولیه لجن فاضلاب مرتبط دانستند. برخی دیگر از پژوهش‌گران نیز دلیل این کاهش را تجزیه مواد آلی موجود در لجن می‌دانند که منجر به تولید اسید کربنیک و اسیدهای آلی مثل اسید سیتریک، اسید مالیک و پروپیونیک می‌شود و البته نیتریفیکاسیون، اکسیداسیون مواد آلی و تجمع ترکیبات پایدار هومیک (اسیدهای هومیک و فولویک) نیز در این مورد مؤثر است (کرچمن و همکاران، ۱۹۹۶؛ برگویست و همکاران، ۲۰۰۳). کاهش pH خاک در اثر کاربرد لجن فاضلاب توسط دیگر پژوهش‌گران نیز گزارش شده است (نیلسون و همکاران، ۱۹۹۸؛ قمری و دانش، ۲۰۰۷؛ سینگ و آگراوال، ۲۰۰۸). سینگ و آگراوال (۲۰۰۸) تغییر در pH خاک را با مقدار کربنات کلسیم لجن و تولید اسید در طی فرآیند تجزیه مرتبط دانستند. بنابراین با توجه به آهکی بودن خاک مورد استفاده و حضور کربنات کلسیم در لجن، نبود تغییر در pH خاک‌ها در سطوح پایین لجن دور از تصور نیست. تغییر pH خاک در نتیجه مصرف لجن فاضلاب می‌تواند آثار مثبت و منفی داشته باشد. به طوری که با کاهش pH خاک، بسیاری از عناصر کم‌مصرفی که برای گیاه قابل استفاده نیستند، می‌توانند به صورت قابل استفاده برای گیاه درآیند، از طرفی پتانسیل سمیت فلزات سنگین جذب شده به وسیله محصولات می‌تواند افزایش یابد.

نتایج نشان داد که لجن فاضلاب باعث افزایش معنی‌دار قابلیت هدایت الکتریکی خاک گردید (به جز تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار) به طوری که این پارامتر در تیمارهای مختلف معادل با ۱۲-۱/۸ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشته است (جدول ۴). به خصوص تیمار ۳۶۰ تن لجن در هکتار، هدایت الکتریکی تا حدود ۱۰ دسی‌زیمنس بر متر افزایش یافت که این مقدار هدایت الکتریکی بیش از حد تحمل بسیاری از گیاهان است. گزارش‌ها نشان داده، افزایش لجن فاضلاب باعث افزایش قابلیت هدایت الکتریکی و بالارفتن غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها مثل کلسیم، سدیم، پتاسیم، منیزیم، کلرید، سولفات و بیکربنات در خاک می‌شود (افیونی و همکاران، ۱۹۹۸؛ رامولو، ۲۰۰۲؛ مارتینز و همکاران، ۲۰۰۲؛ سینگ و همکاران، ۲۰۰۲).

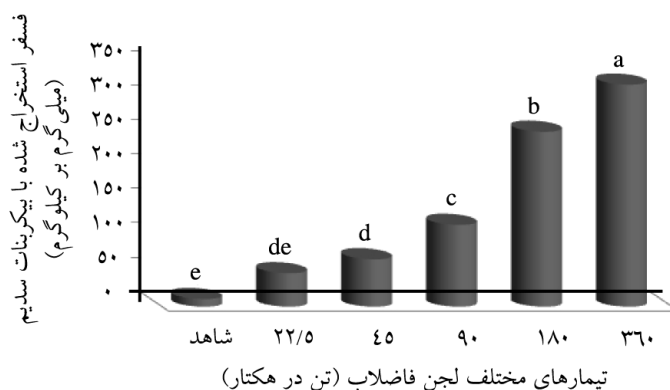
جدول ۴- مقایسه میانگین‌های اثر کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب بر کربن آلی خاک، pH و قابلیت هدایت الکتریکی.

سطوح لجن فاضلاب	کربن آلی (درصد)	pH	قابلیت هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)
شاهد	۰/۷۱ ^d	۷/۷۵ ^a	۰/۸۶ ^e
۲۲/۵	۰/۸۵ ^{dc}	۷/۸۰ ^a	۱/۵۴ ^{de}
۴۵	۱/۰۷ ^{bc}	۷/۶۰ ^{ab}	۲/۳۴ ^d
۹۰	۱/۲۹ ^b	۷/۵۸ ^{ab}	۴/۳۶ ^c
۱۸۰	۱/۷۳ ^a	۷/۳۲ ^{cb}	۸/۰۶ ^b
۳۶۰	۱/۹۹ ^a	۷/۱۴ ^c	۱۰/۲۷ ^a

* در هر ستون اعدادی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال ۵ درصد بدون تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

به‌طورکلی، کاربرد کودهای آلی در خاک، به‌ویژه خاک‌های قلیایی مناطق خشک، باعث تجمع نمک و افزایش EC خاک می‌شود (بارباریک و همکاران، ۱۹۹۸). افزایش EC خاک با کاربرد لجن فاضلاب، در صورت کوددهی متوالی در درازمدت می‌تواند عاملی محدودکننده به‌خصوص برای کشت گیاهان حساس باشد. این مسأله در نواحی خشک و نیمه‌خشک از اهمیت خاصی برخوردار است.

اثر لجن فاضلاب بر فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات (اولسن): نتایج تأثیر لجن فاضلاب بر فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات در شکل ۱ نشان داده شده است. چنان‌چه نتایج نشان می‌دهند در اثر کاربرد لجن فاضلاب، فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات نسبت به خاک شاهد افزایش معنی‌دار ($P < 0/05$) یافته است (به‌استثنای تیمار ۲۲/۵ تن لجن در هکتار). میزان فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات در کم‌ترین میزان کاربرد لجن (۲۲/۵ تن در هکتار)، حدود ۴ برابر و در بالاترین میزان کاربرد (۳۶۰ تن در هکتار)، به‌میزان ۲۹ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش داشته است. خورشید و همکاران (۲۰۰۹) علت این افزایش را به فسفر قابل استفاده موجود در لجن فاضلاب و همچنین معدنی شدن فسفر آلی در مدت آزمایش نسبت دادند. قمری و دانش (۲۰۰۷)، براهیمی و همکاران (۲۰۰۹)، شارپلی و همکاران (۱۹۸۴)، نایر و همکاران (۱۹۹۸)، تور و باهل (۱۹۹۷)، ساماراس و همکاران (۲۰۰۸) و هوانگ و همکاران (۲۰۱۲) نیز افزایش در فسفر قابل جذب را در اثر تیمار خاک‌ها با کود حیوانی و لجن فاضلاب گزارش کردند.



شکل ۱- اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر غلظت فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات (اولسن).

تستر و همکاران (۱۹۷۳) مشاهده کردند که در مراحل اولیه اعمال تیمار لجن، فسفر غیرمتحرک می‌گردد ولی بعد از ۱۲۰ روز دوباره روند معدنی شدن از سرگرفته می‌شود که نتیجه آن افزایش فسفر قابل جذب گیاه است. آنان چنین بیان داشتند که در طی تجزیه بیولوژیک، فسفر موجود در لجن، در پروتوپلاسم میکروبی به فرم ترکیبات آلی ذخیره شده و پس از مرگ آن‌ها به خاک افزوده می‌شود. بادانور و همکاران (۱۹۹۰) گزارش کردند که افزایش قابل ملاحظه در میزان فسفر قابل دسترس به هنگام استفاده از کودهای سبز و بقایای محصولات، احتمالاً مربوط به آزاد شدن اسیدهای آلی در طول دوره تجزیه است که با انحلال فسفر خاک، به رهاسازی فسفر کمک می‌کنند. گارگ و بال (۲۰۰۸)، اعلام نمودند که کودهای آلی، فعالیت آنزیم فسفاتاز را در خاک افزایش داده و از طریق فرایندهای معدنی شدن و انحلال، موجب فراهم شدن فسفر بیش‌تر در محلول خاک می‌شوند. فسفر غیرآلی آزاد شده از بقایا می‌تواند از فسفر محلول موجود در آن‌ها و یا از معدنی شدن فسفر آلی آن‌ها ناشی شود. برخی پژوهش‌گران نیز گزارش کردند که مواد آلی، فسفر قابل دسترس گیاهان را افزایش می‌دهد و به‌طور غیرمستقیم از رسوب فسفات در pH های ۶ تا ۹ که به شکل غیرقابل جذب برای گیاه است، جلوگیری می‌کند تولید اسید کربنیک از گاز کربنیک تولید شده طی تجزیه مواد آلی در خاک و آب موجود، تشکیل ترکیبات فسفر هومیک که با سهولت بیش‌تر جذب گیاه می‌شوند، جایگزینی یون هومات به‌جای فسفات‌های جذب سطحی شده و آزادسازی یون فسفات، رقابت ترکیبات آلی با یون فسفات برای مکان‌های جذبی بر سطح ذرات کربنات کلسیم و پوشیده شدن سطوح رس‌ها و ذرات

اکسیدهای آهن و آلومینیوم توسط مواد آلی که ظرفیت جذب فسفات را کاهش می‌دهد، برخی از دلایل احتمالی این امر ذکر شده‌اند (به نقل از براهیمی و همکاران، ۲۰۰۹).

اثر لجن فاضلاب بر شکل‌های مختلف فسفر معدنی در خاک: نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر مقادیر مختلف لجن فاضلاب بر فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات و اجزاء معدنی فسفر در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۵). هم‌چنین نتایج جزءبندی فسفر معدنی نشان داد که همه اجزاء معدنی فسفر با کاربرد لجن فاضلاب افزایش یافت (جدول ۶). هر چند این افزایش در تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار لجن نسبت به شاهد برای شکل‌های لبایل و فسفر محبوس در اکسیدهای آبدار آهن (CBD-P) معنی‌دار نبود. این معنی‌دار نبودن در مجموع اجزاء معدنی فسفر در تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار لجن نسبت به شاهد نیز مشاهده شد (جدول ۶). در خاک شاهد، اجزای مختلف فسفر معدنی به ترتیب زیر بود: فسفر لبایل > فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده > فسفر محبوس در اکسیدهای آهن بلوری > فسفات‌های کلسیم محلول > فسفات‌های کلسیم کم‌محلول. در مقابل، ترتیب اجزاء ناشی از اعمال تیمارها به‌طور عمده به‌صورت زیر تغییر یافت: فسفات‌های آهن و آلومینیوم محبوس نشده > فسفر محبوس در اکسیدهای آهن بلوری > فسفر لبایل > فسفات‌های کلسیم محلول > فسفات‌های کلسیم کم‌محلول. این نتیجه نشانگر اثر قابل‌ملاحظه لجن بر فسفر لبایل خاک است به‌گونه‌ای که جایگاه این شکل فسفر در تیمار ۱۸۰ تن در هکتار به رتبه دوم از نظر فراوانی و پس از فسفات‌های کلسیم کم‌محلول ارتقا یافت. بیش‌ترین افزایش در جزء لبایل (۲۳ برابر نسبت به شاهد در تیمار ۳۶۰ تن در هکتار) و کم‌ترین در جزء فسفات‌های کم‌محلول (۴/۶ برابر نسبت به شاهد در تیمار ۳۶۰ تن در هکتار) ملاحظه گردید. این افزایش در مقدار فسفر لبایل می‌تواند ناشی از وجود مقدار قابل‌ملاحظه‌ای فسفر معدنی در لجن (۲/۰۳ درصد) و به‌ویژه فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات (۵۷۵/۳۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) باشد. در تیمار شاهد فسفر معدنی در حدود ۵۷ درصد فسفر کل را شامل می‌شود در حالی‌که در اثر کاربرد لجن فاضلاب در تمامی تیمارها، این مقدار به بیش از ۸۰ درصد افزایش یافت. غالبیت فسفر معدنی در لجن فاضلاب توسط پژوهش‌گران دیگر نیز گزارش شده است (پیرزینسکی و همکاران، ۱۹۹۴؛ شارپلی و مویر، ۲۰۰۰؛ اقبال، ۲۰۰۳؛ کید و همکاران، ۲۰۰۷).

هر چند نظری و همکاران (۲۰۰۶) تنها با اندازه‌گیری فسفر کل در لجن فاضلاب صنعتی کارخانه پلی‌اکریل اصفهان (۲/۴ درصد) بخش عمده فسفر لجن را فسفر آلی دانستند که باید از طریق

نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار جلد (۳)، شماره (۲) ۱۳۹۲

فرآیندهای زیستی آزاد شده و در اختیار گیاه قرار گیرد. با این وجود؛ خورشید و همکاران (۲۰۰۹) با اندازه‌گیری فسفر قابل استفاده و فسفر کل در لجن فاضلاب شهری تبریز، مقدار فسفر قابل استفاده لجن را ۳۰۳/۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده‌اند که حدود ۳ درصد فسفر کل لجن بود. این مقدار در این مطالعه ۲/۶ درصد به دست آمد.

جدول ۵- تجزیه واریانس اثر کاربرد لجن فاضلاب بر فسفر قابل استخراج با بی‌کربنات (اولسن) و شکل‌های مختلف فسفر معدنی.

میانگین مربعات						درجه آزادی	منبع تغییرات
آپاتیت لیتوژنیک	آپاتیت پدوژنیک	CBD-P	فسفات‌های نامحبوس	فسفر لبایل	فسفر اولسن		
۳۵۶۲۴۲***	۹۳۹۸۵۰***	۱۵۶۴۷۹***	۱۸۲۴۹۷***	۳۲۱۵۵۴***	۶۰۹۵۳***	۵	تیمار
۱۰۳۹۱	۱۱۰	۱۴۴۳	۲۶۳	۶۵۵۰	۱۱۷۷۶	۱۸	خطای آزمایش
۱۷/۷	۲/۳۶	۱۴/۱	۷/۰۵	۲۴/۴	۱۸/۶		ضریب تغییرات

*** معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۱ درصد.

نتیجه قابل تأمل دیگر غالبیت بخش فسفات‌های کلسیم بر دیگر اجزاء فسفر معدنی یعنی فسفر پیوندیافته با اکسیدهای آهن و آلومینیوم (محبوس شده و نامحبوس) هم در تیمار شاهد و هم پس از کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب بود. به‌گونه‌ای که فسفات‌های کلسیم بیش از ۵۸ درصد از مجموع شکل‌های معدنی فسفر را در تیمارهای مختلف شامل می‌شود (جدول‌های ۶ و ۷). هائو و همکاران (۲۰۰۸) و داروب و همکاران (۲۰۰۰) نیز گزارش کردند که فسفات‌های کلسیم به‌ترتیب ۳۰ و ۴۲ درصد از فسفر کل را در خاک‌های تیمار شده با کودهای آلی شامل می‌شوند؛ در حالی که سون و باتز (۱۹۸۲)، ماگوییر و همکاران (۲۰۰۰) و کید و همکاران (۲۰۰۷) فسفر پیوندیافته با اکسیدهای آهن و آلومینیوم (استخراج شده با NaOH) را جزء غالب خاک‌های تیمار شده با لجن گزارش کردند. آنان دلیل آن را استفاده از $FeCl_3$ در طی فرآیند تصفیه لجن مرتبط دانستند.

سمیه سفیدگر شاهکلایی و همکاران

جدول ۶- مقایسه میانگین‌های اثر کاربرد تیمارهای مختلف لجن فاضلاب بر شکل‌های مختلف فسفر معدنی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) به روش LSD ($P < 0.05$).

تیمار	فسفر لبایل	فسفات‌های نامحبوس	CBD-P	آپاتیت پدوژنیک	آپاتیت لیتوژنیک	مجموع اجزای فسفر معدنی
شاهد	۳۱/۴۰ ^e	۳۳/۴۹ ^f	۹۵/۳۵ ^d	۱۲۷/۶۸ ^f	۲۱۱/۷۲ ^c	۴۹۹/۶۰ ^d
۲۲/۵	۹۶/۳۴ ^{ed}	۶۷/۷۵ ^e	۱۰۸/۶۵ ^d	۱۶۸/۹۸ ^e	۳۸۶/۱۵ ^b	۸۲۸/۳۵ ^d
۴۵	۲۰۳/۷۳ ^{cd}	۱۲۷/۸۵ ^d	۱۴۹/۸۱ ^d	۲۲۲/۵۹ ^d	۴۸۴/۷۸ ^b	۱۱۸۸/۸۰ ^c
۹۰	۳۱۳/۴۳ ^c	۱۸۹/۰۳ ^c	۲۳۳/۵۳ ^c	۳۳۱/۴۶ ^c	۴۹۹/۷۱ ^b	۱۵۶۷/۱۷ ^c
۱۸۰	۶۱۱/۶۶ ^b	۳۷۰/۸۹ ^b	۴۶۱/۱۹ ^b	۴۰۰/۲۴ ^b	۸۸۰/۴۱ ^a	۲۷۲۴/۴۰ ^b
۳۶۰	۷۳۳/۳۰ ^a	۵۹۲/۲۴ ^a	۵۶۴/۵۲ ^a	۱۴۱۱/۲۲ ^a	۹۸۸/۶۸ ^a	۴۲۸۹/۹۶ ^a

در هر ستون اعدادی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال ۵ درصد بدون تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

نتایج همچنین نشان داد کاربرد لجن فاضلاب موجب افزایش معنی‌دار مقادیر فسفر کل و فسفر آلی باقی‌مانده گردید هر چند این افزایش در تیمار ۲۲/۵ تن در هکتار برای فسفر کل و تیمارهای ۲۲/۵ و ۴۵ تن در هکتار برای فسفر آلی باقی‌مانده معنی‌دار نبود (جدول ۷).

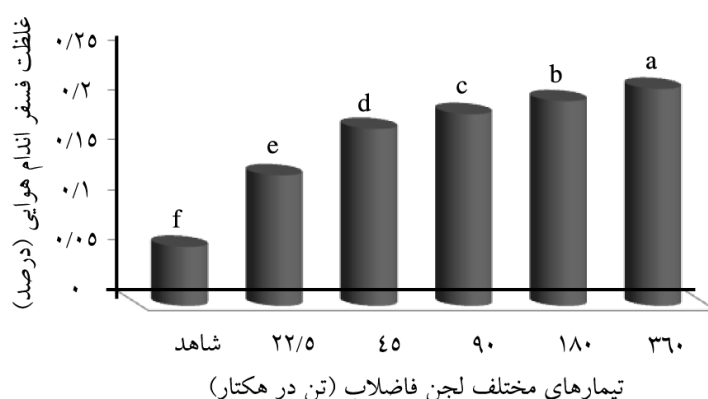
جدول ۷- مقایسه میانگین‌های اثر کاربرد لجن فاضلاب بر فسفر کل، فسفر آلی باقی‌مانده و مجموع شکل‌های فسفر معدنی.

تیمار	فسفر کل	فسفر آلی باقی‌مانده	فسفات‌های آهن و آلومینیوم	فسفات‌های کلسیم
شاهد	۸۶۶/۴ ^e	۶۲/۹۴ ^c	۱۲۸/۸۳ ^e	۳۳۹/۴۰ ^e
۲۲/۵	۱۰۰۹/۷ ^e	۷۶/۶۸ ^{bc}	۱۷۶/۵۴ ^{ed}	۵۵۵/۱۲ ^d
۴۵	۱۴۱۷/۹ ^d	۷۸/۵۹ ^{bc}	۲۶۴/۱۶ ^d	۷۰۷/۳۸ ^{cd}
۹۰	۱۹۴۵/۸ ^c	۱۱۰/۹۴ ^b	۴۲۲/۵۷ ^c	۸۳۱/۱۷ ^c
۱۸۰	۳۲۰۳/۶ ^b	۱۷۷/۱۷ ^a	۸۳۲/۰۸ ^b	۱۲۸۰/۶۴ ^b
۳۶۰	۴۸۹۲/۳ ^a	۲۱۲/۱۱ ^a	۱۱۵۶/۷۶ ^a	۲۳۹۹/۹۰ ^a

در هر ستون اعدادی که دارای حروف یکسان هستند، در سطح احتمال ۵ درصد بدون تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

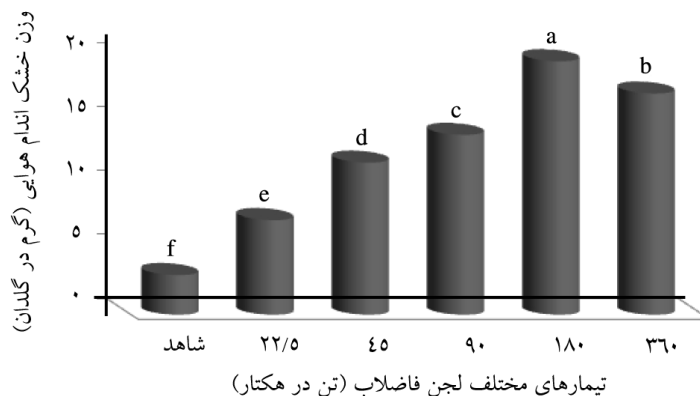
اثر لجن فاضلاب بر پاسخ‌های گیاهی: با کاربرد لجن فاضلاب، غلظت فسفر گیاه در اندام هوایی گندم به‌طور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد بیشتر بود (شکل ۲) و بیش‌ترین مقدار آن مربوط به تیمار ۳۶۰ تن در هکتار بود. مقایسه مقادیر فسفر اندام هوایی گندم با حد کمبود معرفی شده در منابع

(۰/۱۵-۰/۲۰ درصد) (نظری و همکاران، ۲۰۰۶؛ براهیمی و همکاران، ۲۰۰۹) نشان داد که غلظت فسفر گندم در بیش‌تر تیمارها در محدوده بحرانی قرار دارد. عوامل مختلفی از جمله کند بودن سرعت آزادسازی فسفر به‌خصوص در مراحل اولیه کوددهی و اثرات متقابل یونی در کاهش جذب این عنصر توسط گیاه اثر دارد. از طرفی در شرایط کشت گلدانی، گیاه با محدودیت بیش‌تری از نظر حجم ریشه و تأمین عناصر غذایی روبه‌رو بوده و غلظت فسفر در این گیاه در محدوده بحرانی می‌باشد.



شکل ۲- اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر غلظت فسفر اندام هوایی.

نتایج نشان داد که عملکرد اندام هوایی با افزایش میزان کاربرد لجن افزایش معنی‌دار یافت (شکل ۳). بیش‌ترین افزایش عملکرد اندام هوایی در تیمار ۱۸۰ تن در هکتار لجن مشاهده گردید. مقدار عملکرد اندام هوایی گندم در تیمارهای ۲۲/۵، ۴۵، ۹۰، ۱۸۰ و ۳۶۰ تن در هکتار لجن، در مقایسه با تیمار شاهد، افزایشی معادل با ۲/۳، ۳/۸، ۴/۵، ۶/۳ و ۵/۵ درصد داشته‌اند. میانگین اندام هوایی گندم در تیمار شاهد برابر ۳/۰۸۵ گرم در گلدان و در تیمار ۱۸۰ تن در هکتار لجن برابر ۱۹/۷۴ گرم در گلدان بود. با این وجود، کاربرد ۳۶۰ تن در هکتار لجن موجب کاهش وزن خشک اندام هوایی نسبت به تیمار ۱۸۰ تن در هکتار گردید. دلیل عمده این امر را می‌توان به وجود املاح زیاد در لجن فاضلاب مورد آزمایش نسبت داد (۱۵/۵ دسی‌زیمنس بر متر) که سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی این تیمار به حدود ۱۰ دسی‌زیمنس بر متر شده است (جدول ۴).



شکل ۳- اثر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر وزن خشک اندام هوایی گندم.

برخی از پژوهش‌گران بیان نمودند افزایش عملکرد احتمالاً بیش از هر فاکتور دیگر به میزان نیتروژن و فسفر موجود در لجن فاضلاب مربوط می‌شود. همچنین وجود درصد مواد آلی زیاد در لجن فاضلاب احتمالاً باعث بهبود شرایط فیزیکی خاک برای رشد بهتر گیاهان شده است (افیونی و همکاران، ۱۹۹۸).

حجتی و همکاران (۲۰۰۶) گزارش نمودند که اضافه کردن لجن فاضلاب به خاک با افزایش میزان کربن آلی و شاخص بیوماس میکروبی (به‌عنوان شاخصی از سطح فعالیت میکروبی) زمینه را برای افزایش سطح فعالیت‌های آنزیمی مهیا می‌نماید، به‌نحوی که در نتیجه کاربرد لجن فاضلاب و بالا رفتن میزان کربن آلی خاک و تحریک فعالیت‌های میکروبی میزان فعالیت‌های آنزیمی افزایش یافته و در نتیجه سطح بالاتری از عناصر غذایی مورد نیاز برای رشد گیاهان در خاک فراهم شده و عملکرد افزایش می‌یابد. همچنین کاربرد لجن فاضلاب می‌تواند از طریق بهبود خصوصیات فیزیکی خاک مانند تهویه، با فراهم کردن شرایط برای رشد گیاه در افزایش عملکرد مؤثر باشد.

نتایج همچنین نشان داد که جذب کل فسفر اندام هوایی با افزایش میزان کاربرد لجن افزایش معنی‌دار یافت. بیش‌ترین افزایش در تیمار ۱۸۰ تن در هکتار لجن مشاهده شد.

منابع

1. Afyuni, M., Rezainejad, Y., and Khayambashi, B. 1998. Effect of sewage sludge on yield and heavy metal uptake of Lettuce and Spinach. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 2: 1. 19-30. (In Persian)
2. Akhtar, M.D., Callister, L.Mc., and Eskridge, K.M. 2002. Availability and fractionation of phosphorus in sewage sludge amended soils. *Commun. Soil. Sci. Plant Anal.* 33: 13-14. 2057-2068.
3. Allison, L.E. 1965. Organic carbon. P 1372-1376, In: Black, C.A., D.D. Evans, L.J. White, L.E. Ensminger and Clark, F.E (eds.), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI.
4. Allison, L.E., and Moodie, C.D. 1965. Carbonate. P 1379-1396, In: Black, C.A., Evans, D.D., White, L.J., Ensminger, L.E., and Clark, F.E (eds.), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI.
5. Badanur, V.P., Poleshi, C.M., and Balachandra, K.N. 1990. Effect of organic matter on crop yield and physical and chemical properties of vertisol. *J. Ind. Soc. Soil Sci.* 38: 426-429.
6. Barahimi, N., Afyuni, M., Karami, M., and Rezaee Nejad, Y. 2009. Cumulative and Residual Effects of Organic Amendments on Nitrogen, Phosphorus and Potassium Concentrations in Soil and Wheat. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 12: 46. 803-812. (In Persian)
7. Barbarik, K.A., Ippolito, J.A., and Westfall, D.G. 1998. Extractable trace elements in the soil profile after years of biosolid application. *J. Environ. Qual.* 27: 801-805.
8. Beck, M.A., and Sanchez, P.A. 1994. Soil phosphorus fraction dynamics during 18 years of cultivation on a Typic Paleudult. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 58: 1424-1431.
9. Bergkvist, P., Jarvis, N., Berggren, D., and Carlgren, K. 2003. Long term effects of sewage sludge applications on soil properties, cadmium availability and distribution in arable soil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 97: 167-179.
10. Chang, A.C., Page, A.L., Sutherland, F.H., and Grgurevic, E. 1983. Fractionation of phosphorus in sludge-affected soils. *J. Environ. Qual.* 12: 286-290.
11. Chapman, H.D. 1965. Cation exchange capacity. P 891-901, In: Black, C.A., Evans, D.D., White, L.J., Ensminger, L.E., and Clark, F.E.(eds.), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI.
12. Chunsheng, X., Zhao, J., Tang, J., Jiang, X., Xianyong, L., and Xinhua, X. 2010. The phosphorus fractions and alkaline phosphatase activities in sludge. *Biore Technol.* 102: 2455-2461.
13. Daroub, S.H., Pierce, F.J., and Ellis, B.G. 2000. Phosphorus Fractions and Fate of Phosphorus-33 in Soils under Plowing and No-Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 170-176.
14. Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle size analysis. P 545-567, In: Black, C.A., Evans, D.D., White, L.J., Ensminger, L.E., and Clark, F.E. (eds.), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI.

15. Dehghan, R., Shariatmadari, H., and Khademi, H. 2008. Soil Phosphorus Forms in Four Toposequences of Isfahan and Shahrekord Regions. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 11: 42. 463-472. (In Persian)
16. Delgado, A., and Torrent, J. 2000. Phosphorus forms and desorption in heavily fertilized calcareous and limed acid soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 64: 2031-2037.
17. Delgado, M., Porcel, M., Miralles, R., Imperial, De., Beltran, M., Beringola L., and Martin Sanchez, J. 2002. Sewage sludge compost fertilizer effect on maize yield and soil heavy metal concentration. *Rev. Intl. Contam. Ambient.* 18: 3. 147-150.
18. Eghball, B. 2003. Leaching of Phosphorus fractions following manure or compost application. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 2803-2815.
19. El-Baruni, B., and Olsen, S.R. 1979. Effect of manure on solubility of phosphorus in calcareous soils. *Soil Sci.* 128: 219-225.
20. Garg, Sh., and Bahl, G.S. 2008. Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soil. *Bioresour. Technol.* 99: 5773-5777.
21. Geelhode, J.S. Van., Riemsdijk, W.H., and Findenegg, G.R. 1999. Simulation of the effect of citrate exudation from roots on the plant availability of phosphate adsorption on goethite. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 379-390.
22. Ghamari, N., and Danesh, Sh. 2007. Effect of sewage sludge application and leaching on soil chemical properties, yield and quality of barley. *J. Agric. Engin. Res.* 8: 3. 65-80. (In Persian)
23. Hao, X., Godlinski, F., and Chang, Ch. 2008. Distribution of Phosphorus Forms in Soil Following Long-term Continuous and Discontinuous Cattle Manure Applications. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 90-97.
24. Harding, S.A., Clapp, C.E., and Larson, W.E. 1984. Nitrogen availability and uptake from field soil five years after incorporation of sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 14: 95-100.
25. Harrel, D.L., and Wang, J.J. 2006. Fractionation and sorption of inorganic phosphorus in Louisiana calcareous soils. *Soil Sci.* 171: 39-51.
26. Hedly, M.J., Stewart, W.B., and Chauhan, B.S. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 970-976.
27. Hojjati, S., Noorbakhsh, F., and Khavazi, K. 2006. Effects of Sewage Sludge on soil microbial biomass index, enzyme activities and yield of Zea mays. *J. Soil Water Sci.* 20: 1. 84-93. (In Persian)
28. Huang, X.L., Chen, Y., and Shenker, M. 2012. Dynamics of phosphorus phytoavailability in soil amended with stabilized sewage sludge materials. *Geoderma.* 170: 144-153.

29. Karami, M., Afyuni, M., Rezaee Nejad, Y., and Khosh Gofarmanesh, A. 2009. Cumulative and Residual Effects of Sewage Sludge on Zinc and Copper Concentration in Soil and Wheat. *J. Sci. Technol. Agric. Natural Res.* 12: 46. 639-654. (In Persian)
30. Karami, M., Afyuni, M., Rezaeinejad, Y., and Schulin, R. 2009. Heavy metal uptake by wheat from a sewage sludge-amended calcareous soil. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 83: 51-61.
31. Karami, M., Rezaeinejad, Y., Afyuni, M., and Shariatmadari, H. 2007. Cumulative and residual effects of sewage sludge on lead and cadmium concentration in soil and wheat. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 11: 1. 79-95. (In Persian)
32. Khadivi Borujeni, E., Nourbakhsh, F., Afyuni, M., and Shariatmadari, H. 2007. Forms of Pb, Ni and Cd in a Sewage Sludge - treated Calcareous Soil. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 11: 1. 41-54. (In Persian)
33. Khorshid, M., Hosseinpour, A., and Oustan, S. 2009. Impacts of sewage sludge on phosphorus sorption characteristics and its availability in some calcareous soils. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 12: 46. 791-802. (In Persian)
34. Kidd, P.S., Domínguez-Rodríguez, M.J., Díez, J., and Monterroso, C. 2007. Bioavailability and plant accumulation of heavy metals and phosphorus in agricultural soils amended by long-term application of sewage sludge. *Chemosphere.* 66: 1458-1467.
35. Kirchmann, H., Pilchmayer, F., and Gerzabek, K.H. 1996. Sulfur balance and sulfur-34 abundance in a long-term fertilizer experiment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 174-178.
36. Kuo, S. 1996. Phosphorus. P 869-919, In: Sparks, D.L (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* SSSA Book Series No. 5. Madison, WI. USA.
37. Lindsay, B., and Logan, T.J. 1998. Field response of soil physical properties to sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 27: 534-542.
38. Maguire, R.O., Sims, J.T., and Coale, F.J. 2000. Phosphorus Fractionation in Biosolids-Amended Soils: Relationship to Soluble and Desorbable Phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2018-2024.
39. Martinez, F., Cuevas, C., and Teresa, W.I.I. 2002. Urban organic wastes effects on soil chemical properties in degraded semiarid ecosystem. In: 12th WCSS, Symposium No. 20, Thailand. Pp: 1-9.
40. Murphy, J., and Riley, H.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta.* 27: 31-36.
41. Nair, V.D., Graetz, D.A., and Reddy, K.R. 1998. Dairy manure influence on phosphorus retention capacity of Spodosols. *J. Environ. Qual.* 27: 522-527.

42. Nazari, M.A., Shariatmadari, H., Afyuni, M., Mobli, M., and Rahili, Sh. 2006. Effect of industrial sewage-sludge and effluents application on concentration of some elements and dry matter yield of wheat, barley and corn. *J. Sci. Technol. Agri. Natur. Res.* 10: 3. 97-111. (In Persian)
43. Nielson, G.H., Hogue, E.J., Nielson, D., and Zebarth, B.J. 1998. Evaluation of organic wastes as soil amendments for cultivation of carrot and chard on irrigated sandy soils. *Can. J. Soil Sci.* 78: 217-225.
44. Olsen, S.R., and Sommers, L.E. 1982. phosphorus. P 403-430, In: Page, A.L. (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2.* 2nd ed. Argon. Mongr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
45. 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 Circular 939*, US Gov. Printing Office, Washington, DC.
46. Pierzynski, G.M., Sims, J.T., and Vance, G.F. 1994. *Soils and Environmental Quality.* CRC Lewis, Boca Raton.
47. Ramulu, U., and Sree, S. 2002. *Reuse of municipal sewage and sludge in agriculture.* Scientific Publishers, Jodhpur, India.
48. Ranjbar, F., and Jalali, M. 2012. Effect of organic residuals and aging on phosphorous transformation in some soils of Hamadan province. 12th Iranian congress of Soil Science. Tabriz, Iran. (In Persian)
49. Ruiz, J.M., Delgado, A., and Torrent, J. 1997. Iron-related phosphorus in over fertilized European soils. *J. Environ. Qual.* 26: 1548-1554.
50. Samaras, V., Tsadilas, C.D., and Stamatiadis, S. 2008. Effects of Repeated Application of Municipal Sewage Sludge on Soil Fertility, Cotton Yield, and Nitrate Leaching. *Agron. J.* 100: 3. 477-483.
51. Samavati, M., and Hosseinpour, H. 2011. Phosphorus Fractions and Availability in Some Calcareous Soils in Hamedan Province. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 15: 55. 127-138. (In Persian)
52. Scherer, H.W., and Sharma, S.P. 2002. Phosphorus fractions and phosphorus delivery potential of a luvisol derived from loess amended with organic materials. *Biol Fertl Soils.* 35: 41. 414-419.
53. Shaheen, S.M., Tsadilas, C.D., and Stamatiadis, S. 2007. Inorganic phosphorus forms in some entisols and aridisols of Egypt. *Geoderma.* 142: 217-225.
54. Sharifi, M., Afyuni, M., and Khoshgoftarmanesh, A.H. 2011. Effects of Sewage Sludge, Compost and Cow Manure on Availability of Soil Fe and Zn and their Uptake by Corn, Alfalfa and Tagetes Flower. *J. Sci. Technol. Agric. Natur. Res.* 15: 56. 141-154. (In Persian)
55. Sharpley, A.N., Smith, S.J., Stewart, B.A., and Marthers, A.C. 1984. Forms of phosphorus in soils receiving cattle feedlot waste. *J. Environ. Qual.* 13: 211-215.
56. Sharpley, A.N., and Moyer, B. 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.* 29: 1462-1469.

57. Singh, M.K., Sinha, S.S., and Singh, S.K. 2002. Effect of untreated and treated sewage on seed germination and seedling growth of *Vicia Faba*. *Ind. J. Environ. Protect.* 22: 4. 426-430.
58. Singh, R.P., and Agrawal, M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management.* 28: 347-358.
59. Sommers, L.E., Nelson, D.W., and Yost, K.J. 1976. Variable nature of chemical composition of sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 5: 303-306.
60. Soon, Y.K., and Bates, T.E. 1982. Extractability and solubility of phosphate in soils amended with chemically treated sewage sludges. *Soil Sci.* 134: 89-96.
61. Sui, Y., Thompson, M.L., and Shang, C. 1999. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 1174-1180.
62. Tejada, M., Hernandez, M.T., and Garcia, C. 2006. Application of Two Organic Amendments on Soil Restoration: Effects on the Soil Biological Properties. *J. Environ. Qual.* 35: 1010-1017.
63. Tester, C.F., Sikora, L.J., Taylor, J.M., and Parr, J.F. 1973. Decomposition of sewage sludge compost in soil: 3. carbon, nitrogen, phosphorous transformation in different size fractions. *J. Environ. Qual.* 8: 79-82.
64. Toor, G.S., and Bahl, G.S. 1997. Effect of solitary and integrated use of poultry manure and fertilizer phosphorus on the dynamics of P availability in different soils. *Biores. Technol.* 62: 25-28.
65. Vaseghi, S., Afyuni, M., Shariatmadari, H., and Mobli, M. 2005. Effect of Sewage Sludge on Some Macronutrients Concentration and Soil Chemical Properties. *J. Water Waste Water.* 53: 15-22. (In Persian)



Availability and fractionation of inorganic phosphorus in a sewage sludge-amended calcareous soil

S. Sefidgar Shahkolaie¹, *M. Barani Motlagh² and E. Dordipour³

¹M.Sc. Graduate, Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, ²Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, ³Associate Prof., Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

Received: 04/14/2013; Accepted: 08/18/2013

Abstract

Information of P fractions in sewage sludge treated soils is necessary for better management of land application of organic amendments. The purpose of this study was to evaluate the effect of sewage sludge on the forms and distribution of P in a calcareous soil using a sequential fractionation procedure. A greenhouse experiment with six levels of sewage sludge (0, 22.5, 45, 90, 180 and 360 ton ha⁻¹) was conducted as a completely randomized design with four replications with wheat plant for 90 days. In comparison with the control, sewage sludge application significantly increased all P forms. Among various P fractions, labile P showed the largest increase. In the control soil, the various P fractions could be ranked in the following order: HCl-P > OAc-P > CBD-P > NaCl-NaOH-P > Labile-P. In contrast, the order in biosolid-treated soils follows: HCl-P > OAc-P > Labile-P > CBD-P > NaCl-NaOH-P. In general, the results demonstrated that the dominance of inorganic P forms in sewage sludge. Inorganic P forms represented 80% of total P in biosolid-treated soils and 57% in the control. In control soil and biosolid-treated soils, Ca-associated Pi was the dominant fraction. Application of sewage sludge significantly increased the concentration of P in shoots of wheat compared with the non-manured control.

Keywords: Sewage sludge, Phosphorus fractionation, Sequential extraction, Labile P

* Corresponding Authors; Email: mbarani2002@yahoo.com

