

تأثیر افزودن لجن فاضلاب بر شدت نیتریفیکاسیون و

جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت

یحیی رضایی نژاد**

مجید افیونی***

فرشید نوربخش**

سروش سالک گیلانی*

(دریافت ۸۳/۲/۱۸ پذیرش ۸۳/۹/۲۳)

چکیده

لجن فاضلاب در سال‌های اخیر به عنوان یک کود آلی برای افزایش حاصل خیزی خاک های زراعی مورد استفاده قرار گرفته است. این تحقیق به بررسی تأثیر سطوح و دفعات مختلف استفاده از لجن فاضلاب بر سرعت فرایندهای معدنی شدن و نیتریفیکاسیون در شرایط انکوباسیون آزمایشگاهی و نیز به بررسی جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت و عملکرد آن در یک آزمایش مزرعه‌ای پرداخته است. در مزرعه تحقیقاتی لورک نجف آباد (خاک فاین لومی میکسد ترمیک هاپل آرجید) سطوح مختلف صفر، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم در هکتار لجن فاضلاب بین یک تا ۳ سال متوالی با سه تکرار تیمار گردید. یک تیمار کود شیمیایی نیز در نظر گرفته شد. کود دهی در سال های ۱۳۷۸، ۱۳۷۹ و ۱۳۸۰ انجام گردید. نمونه‌های خاک در سال ۱۳۸۰ از عمق ۰-۱۵ سانتی متری خاک برداشت گردید. سرعت معدنی شدن، سرعت نیتریفیکاسیون، عملکرد و جذب نیتروژن در گیاه ذرت اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد افزودن لجن فاضلاب باعث افزایش معنی دار کربن آلی خاک گردیده است. از سوی دیگر، روند مشابهی در سرعت معدنی شدن نیتروژن و نیتریفیکاسیون مشاهده گردید. الگوی تغییرات عملکرد ذرت و جذب نیتروژن به وسیله این گیاه نیز با افزایش سطح و دفعات افزودن لجن فاضلاب، افزایش معنی دار نشان داد. رگرسیون ساده خطی نشان داد که بین کربن آلی خاک و سرعت نیتریفیکاسیون ارتباط معنی داری وجود دارد ($r=0.725$ و $P<0.001$). هم‌چنین بین جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت و سرعت نیتریفیکاسیون نیز هم‌بستگی معنی داری ($r=0.856$ و $P<0.001$) مشاهده گردید. به طور کلی چنین به نظر می‌رسد که با توجه به ارتباط قوی بین جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت و سرعت نیتریفیکاسیون می‌توان از سرعت نیتریفیکاسیون به عنوان یک شاخص آزمون خاک برای سنجش کمی مقادیر قابل جذب نیتروژن به وسیله ذرت استفاده نمود.

واژه های کلیدی: لجن فاضلاب، نیتریفیکاسیون، معدنی شدن نیتروژن

Effect of Sewage Sludge on Nitrification Rate and Corn Nitrogen Uptake

Salek, G.S. (M.Sc.), Nourbakhsh, F. (Ph.D), Afyuni, M. (Ph.D), and Rezainejad, Y. (Ph.D)
College of Agriculture, Isfahan Univ. of Technology

Abstract

Land application of sludge is a primary means of disposing municipal and industrial sewage sludge. The objectives of this research were to determine the effect of cumulative and residual sludge application on nitrogen (N) mineralization and nitrification and corn N uptake in a sludge amended clay loam soil (fine loamy, mixed thermic Typic Haplarigid). Soil samples from 0-15 cm depth were collected in a field that had received sewage sludge once, twice or three times during 1999-2001 at 0, 25, 50, and 100 mg ha⁻¹. Rates of nitrification and N mineralization were determined in incubated soil samples. Corn N uptake was also measured. The results showed that sewage sludge application significantly increased soil organic carbon, N mineralization and nitrification. Also, corn yield and N-uptake increased significantly with sludge rates and number of times of sludge application. Regression analysis indicated significant correlations between soil organic C and rate of nitrification ($r=0.825$, $P<0.001$) and nitrification and corn N-uptake ($r=0.856$, $P<0.001$). The overall results of this study showed that (i) nitrification increased with sludge dosage and application rates and of times, and (ii) since there is a significant correlation between rate of nitrification and nitrogen uptake by corn, nitrification rate can be used as an index for soil test to quantify concentration of available nitrogen that can be used by corn.

* - دانشجوی سابق کارشناس ارشد گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان

** - استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان

*** - دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان

آلی تولید می‌گردد، معدنی شدن^۲ نامیده می‌شود [۱۱ و ۱۹]. یون آمونیوم ممکن است در خاک عمدتاً به وسیله گروهی از باکتری‌های شیمیواتوتروف به نیترات تبدیل شود که این فرایند نیتریفیکاسیون^۳ نامیده می‌شود [۲۳].

یکی از عوامل بازدارنده نیتریفیکاسیون در خاک‌ها، pH اسیدی است. در خاک‌های آهکی که بخش غالب مناطق مرکزی ایران را به خود اختصاص می‌دهند، pH خاک در حقیقت pH تعادلی آهک بوده و اغلب بین ۷/۲ تا ۸/۴ می‌باشد [۱۸]. لذا به نظر می‌رسد تقریباً همه آمونیومی که در فرایند معدنی شدن تولید می‌شود، به نیترات تبدیل شود [۲۳].

لرچ و همکاران (۱۹۹۲) نشان دادند که پروتئین‌های قابل عصاره‌گیری لجن فاضلاب با معدنی شدن کربن هم‌بستگی بالایی داشته در حالی که با معدنی شدن نیتروژن هم‌بستگی ضعیفی نشان می‌دهد. شدت معدنی شدن نیتروژن از منبع لجن با مقادیر آمین‌های دارای وزن مولکولی کم و همچنین نسبت C:N لجن‌ها هم‌بستگی بالایی نشان داد [۱۷].

به کار بردن مقادیر زیاد کودهای آلی در خاک‌هایی مانند خاک‌های آهکی که استعداد نیتریفیکاسیون شدید دارند، می‌تواند منجر به تولید مقادیر قابل توجهی نیترات گردد. لکن اطلاع دقیقی از سرنوشت نیتروژن حاصل از لجن فاضلاب در این خاک‌ها وجود ندارد. نوربخش (۱۳۸۲) در یک مطالعه آزمایشگاهی نشان داد که از بین کودهای آلی مانند لجن فاضلاب، برگ گیاه سنجد، کود گوسفندی و کود کمپوست، لجن فاضلاب توان بیشتری در افزایش معدنی شدن خالص نیتروژن از خود نشان می‌دهد. هم‌چنین بیشترین و کمترین درصد نیتروژن معدنی شده نسبت به نیتروژن کل موجود در کود آلی اولیه، به ترتیب مربوط به لجن فاضلاب و کود کمپوست بود. علی‌رغم سطح وسیع خاک‌های آهکی در ایران و استفاده روز افزون از انواع کودهای آلی از جمله لجن فاضلاب، از سرنوشت نیتروژن لجن فاضلاب در خاک‌هایی که به‌طور پی در پی (سالیانه) این کود را دریافت می‌کنند اطلاع دقیقی در دست نیست. لذا هدف از این مطالعه بررسی وضعیت غلظت نیترات و سرعت نیتریفیکاسیون و ارتباط آن‌ها با جذب نیتروژن و عملکرد گیاه ذرت می‌باشد.

توانایی تولید غذا، یکی از عوامل اصلی در توسعه جوامع بشری است که برای تداوم آن، تأمین و حفظ حاصل‌خیزی خاک امری ضروری است. در جوامع ابتدایی، حفظ حاصل‌خیزی تنها با تغییر محل کشت صورت می‌گرفت، لکن پس از آن تغییر تناوب گیاهی و به کار بردن ضایعات نیز به آن افزوده شد [۴].

در ایران، از دیرباز استفاده از کودهای آلی از جمله کودهای حاصل از فاضلاب‌های انسانی مرسوم بوده است. با افزایش جمعیت و تولید هر چه بیشتر مواد زائد آلی در شهرهای بزرگ و تولید کود کمپوست و لجن فاضلاب، استفاده از این کودها نیز مورد توجه قرار گرفته است [۴].

از میان عناصری که در اثر تجزیه کودهای آلی در خاک آزاد شده و به مصرف گیاهان می‌رسند، نیتروژن توجه خاصی را به خود جلب کرده است؛ زیرا کمبود نیتروژن مهم‌ترین عامل محدود کننده تولید است [۱۴ و ۲۴] و از طرف دیگر این عنصر از جهات زیست محیطی نیز حائز اهمیت است. نیتروژن ممکن است به شکل نیترات و یا شکل‌های آلی محلول^۱ به افق‌های زیر سطحی و نهایتاً آب‌های زیرزمینی منتقل شده و امکان آلودگی آب‌های زیرزمینی را فراهم سازد. به علاوه، خروج نیتروژن به شکل گازی (N_2O) و پیوستن آن به اتمسفر نیز مورد توجه قرار گرفته است [۲۵].

نیتروژن موجود در کودهای آلی با پیوند C-N در قالب مولکول‌های آلی قرار گرفته است. این مولکول‌ها علاوه بر آن که منبع تأمین نیتروژن میکروارگانیسم‌های خاک هستند، می‌توانند منبع کربن و انرژی میکروارگانیسم‌های هتروتروف نیز باشند [۱۶]. بنابراین به علت سهولت دستیابی و تجزیه پذیر بودن، مورد استفاده میکروارگانیسم‌های هتروتروف خاک از جمله قارچ‌ها و باکتری‌های هتروتروف قرار می‌گیرد و پس از مرگ باکتری یا قارچ، این مواد به خاک باز می‌گردند [۱۱]. نیتروژن این مواد در خارج از سلول‌های زنده و در محیط خاک نیز تحت تأثیر فعالیت آنزیم‌های فعالی که اغلب در سطوح کلوئیدی مستقر شده‌اند، شکسته شده و نهایتاً نیتروژن آن‌ها به صورت یون آمونیوم (NH_4^+) در محیط خاک آزاد می‌شود. این فرایند که در آن یون آمونیوم از مولکول‌های

² Mineralization

³ Nitrification

¹ Soluble organic N

مواد و روش‌ها

الف) توصیف منطقه مورد مطالعه

این تحقیق در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه صنعتی اصفهان (واقع در لورک نجف آباد)، ۴۰ کیلومتری جنوب غرب اصفهان صورت گرفت. ارتفاع این مزرعه از سطح دریا ۱۶۳۰ متر و بر طبق تقسیم‌بندی کوپن دارای اقلیم نیمه خشک با تابستان‌های خنک و خشک می‌باشد. متوسط بارندگی و دمای سالیانه منطقه با استفاده از آمار سال‌های ۱۳۳۹ تا ۱۳۸۰ ایستگاه هواشناسی نجف آباد، به ترتیب ۱۴۰ میلی‌متر و ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد است. خاک منطقه آهکی بوده و روی تراس‌های بالایی رودخانه زاینده‌رود تشکیل شده است.

ب) اعمال تیمارها در مزرعه

این آزمایش در قالب یک طرح بلوک‌های کامل تصادفی شامل تیمارهای صفر، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار لجن فاضلاب و یک تیمار کود شیمیایی (۲۵۰ کیلوگرم در هکتار فسفات آمونیوم هنگام شخم و ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار اوره به صورت سرک) با سه تکرار انجام گرفت. ابعاد ابتدایی کرت‌ها ۳ × ۱۵ متر انتخاب گردید. اولین کوددهی در پائیز ۱۳۷۸ انجام شد. در پائیز سال دوم (۱۳۷۹) هر یک از کرت‌های کود خورده به دو قسمت ۳ × ۳ شامل ۳ و ۳ × ۱۲ متر تفکیک گردید و تنها قسمت بزرگ‌تر (۳ × ۱۲) به میزان مساوی با سال اول کوددهی شد. در پاییز سال سوم (۱۳۸۰) نیز کرت ۳ × ۱۲ به دو قسمت ۳ × ۳ و ۳ × ۹ تقسیم گردید و قسمت بزرگ‌تر برای مرتبه سوم به میزان مساوی با مقادیر سال‌های قبل کوددهی شد. مقادیر کودی بر اساس وزن خشک کودها محاسبه و تا عمق ۲۰ سانتی‌متری خاک مزرعه مخلوط گردید. در کرت‌ها ذرت بهاره کشت شد. همچنین تناوب زراعی به‌کار رفته در مزرعه طی سال‌های کوددهی، تناوب ذرت-گندم بوده است.

ج) نمونه برداری از خاک و گیاه ذرت

نمونه‌های خاک (مجموعاً ۳۹ نمونه خاک) از عمق صفر تا پانزده سانتی‌متری و در فاصله زمانی ۶ ماه پس از آخرین کوددهی در هنگامی که ارتفاع متوسط گیاهان ذرت در حدود ۳۰ سانتی‌متر بود، برداشت شد. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد و در دمای

آزمایشگاه هوا-خشک شد. نمونه‌های گیاهی به آزمایشگاه منتقل و در دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد خشک و آسیاب گردید.

د) تجزیه‌های آزمایشگاهی خاک و گیاه ذرت

مقدار کربن آلی موجود در نمونه‌های خاک با استفاده از روش اکسیداسیون تر (واکلی-بلاک) تعیین شد [۲۱]. pH نمونه‌های خاک، درگل اشباع، و هدایت الکتریکی عصاره اشباع نمونه‌های خاک در دمای آزمایشگاه تعیین شد و برای دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد تصحیح شد. برای اندازه‌گیری غلظت‌های اولیه نیتروژن معدنی ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) ابتدا سوسپانسیون خاک با KCl ۲ مولار با نسبت ۱۰ : ۱، (عصاره‌گیر : خاک) تهیه شد و پس از یک ساعت تکان دادن روی دستگاه شیکر، به کمک کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف گردید و مقادیر NH_4^+ و NO_3^- این عصاره‌ها با استفاده از روش تقطیر با بخار آب اندازه‌گیری شد [۱۵].

برای اندازه‌گیری شدت فرایند معدنی شدن نیتروژن و نیز شدت فرایند نیتریفیکاسیون، از هر یک از نمونه‌های خاک معادل ۱۰۰ گرم خاک هوا-خشک به ظروف پلی اتیلن منتقل و رطوبت آنها در ۵۰ درصد ظرفیت نگهداری رطوبت^۱ تنظیم گردید [۶]. نمونه‌ها به مدت ۱۲ هفته در دمای 25 ± 1 درجه سانتی‌گراد آنکوباسیون شد. روی درب نایلونی ظروف آنکوباسیون تعداد مساوی (۵ عدد) منفذ برای تسهیل تبادلات گازی تعبیه شد. در طول مدت آنکوباسیون هر ۴ روز یک بار پس از باز نمودن درب، ظروف محتوی نمونه‌ها توزین و معادل وزن کاسته شده آب مقطر به آن‌ها اضافه شد [۱۳]. پس از پایان مدت آنکوباسیون، غلظت نهایی نیتروژن معدنی (NH_4^+ و NO_3^-) تعیین گردید [۱۵] و با استفاده از روابط ۱ و ۲ به ترتیب شدت معدنی شدن خالص نیتروژن ($\mu\text{g N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$) و شدت نیتریفیکاسیون خالص ($\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$) محاسبه گردید [۱۳]. در این روابط، حروف f و i به ترتیب نشان دهنده وضعیت قبل از آنکوباسیون (مقادیر اولیه) و پس از آنکوباسیون (مقادیر نهایی) می‌باشند و t ، مدت زمان آنکوباسیون (۱۲ هفته) است.

$$(1) \quad \text{شدت خالص معدنی شدن نیتروژن} = \frac{(\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+)_f - (\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+)_i}{t}$$

¹ Water holding capacity

$$(2) \text{ شدت خالص نیتروفیکاسیون} = \frac{(\text{NO}_3^-)_f - (\text{NO}_3^-)_i}{t}$$

عملکرد گیاهان ذرت بر حسب مقدار ماده خشک تولید شده در واحد سطح (Mg ha^{-1}) محاسبه گردید. برای تعیین غلظت نیتروژن در نمونه‌های گیاهی، پس از هضم مواد پودر شده گیاهی در اسید سولفوریک غلیظ در مجاورت کاتالیزور، نیتروژن کل آنها با استفاده از دستگاه اتوکلتک مدل ۳۲۰۰ به روش کلدال اندازه گیری شد [۹]. از حاصلضرب غلظت نیتروژن و عملکرد، مقادیر جذب نیتروژن^۱ برای هریک از کرت‌ها به طور مستقل محاسبه شد.

ه) تجزیه و تحلیل

آنالیز واریانس و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از نرم افزار SAS، ضرایب هم‌بستگی از نرم افزار Systat و رسم نمودارها با نرم افزار Excel انجام گردید.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه لورک در جدول ۱ ملاحظه می‌شوند. این خاک غیر شور، دارای بافت لوم رسی سیلتی بوده و به طور طبیعی دارای مقادیر اندک کربن آلی است. لجن فاضلاب نیز دارای pH برابر با ۶/۴ و هدایت الکتریکی $9/4 \text{ dS m}^{-1}$ بوده و حاوی ۱۷۹/۸ گرم در کیلوگرم کربن آلی و ۱۹/۰۶ گرم در کیلوگرم نیتروژن کل است [۲]. بر اثر کاربرد لجن فاضلاب، pH خاک‌های مورد مطالعه نسبت به تیمار شاهد و کود شیمیایی کاهش یافت (جدول ۲). مقادیر pH در تیمارهایی که سه بار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار کود لجن فاضلاب دریافت کرده بود، به حداقل (۷/۳) رسید؛ لکن اختلاف معنی داری حاصل نشد. با توجه به این که کود لجن فاضلاب حاوی اسیدهای آلی فراوان بوده و pH آن (۶/۴) از pH خاک (۸/۳) به مراتب کمتر است، انتظار کاهش pH خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب وجود دارد. لکن از آنجا که خاک مورد مطالعه یک خاک شدیداً آهکی است (جدول ۱)، تغییر pH آن به راحتی صورت نمی‌گیرد. بنابراین عدم کاهش معنی دار pH خاک‌ها در تیمارهای مختلف کودی را می‌توان به ظرفیت زیاد بافری خاک مورد مطالعه نسبت داد. خیامباشی

¹ N uptake

(۱۳۷۶) نیز نشان داد افزودن لجن فاضلاب به خاک‌های آهکی، pH این خاک‌ها را به طور معنی دار کاهش نداد [۳]. در برخی از خاک‌های اسیدی، استفاده از کودهای آلی باعث افزایش pH نیز شده است [۲۲].

کاربرد لجن فاضلاب همراه با افزایش مقدار و دفعات کوددهی، به طور قابل توجه و معنی دار هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک (EC_e) را تا حدود چهار برابر تیمار شاهد افزایش داد (جدول ۲). دلیل افزایش EC_e ، وجود املاح موجود در لجن فاضلاب است (سوسپانسیون آب-کود دارای EC معادل $9/4 \text{ dS m}^{-1}$ بود). در آزمایش حاضر اختلاف چندانی بین EC_e در تیمار شاهد و کود شیمیایی مشاهده نمی‌شود. تیمارهای کود لجن فاضلاب عموماً دارای EC_e بیشتری نسبت به تیمار شاهد بودند. بیشترین سطح EC_e در تیمارهایی که سه بار متوالی ۱۰۰ مگاگرم در هکتار لجن فاضلاب دریافت کرده بودند، مشاهده شد. از آنجا که خاک‌هایی که EC_e آنها بیشتر از 4 dS m^{-1} است خاک شور نامیده می‌شوند [۱]، می‌توان اظهار داشت که حتی در تیمار فوق‌الذکر نیز هنوز وضعیت شوری نزدیک مرز خاک‌های شور با غیر شور است. کنترل وضعیت شوری در این خاک‌ها به دلیل رژیم آبیاری مورد استفاده در کشت گیاهان ذرت و گندم است که در هر دو مورد از آبیاری غرقابی استفاده می‌شود. این روش آبیاری به دلیل بالا بودن برخه آبشویی [۱] باعث انتقال املاح به افق‌های زیر سطحی شده و از تجمع املاح محلول در افق‌های سطحی خاک می‌کاهد.

کربن آلی خاک‌های مورد مطالعه تحت تأثیر تیمارهای کوددهی لجن فاضلاب قرار گرفت (جدول ۲). بین تیمار شاهد و کود شیمیایی هیچ تفاوت معنی داری مشاهده نشد. کودهای شیمیایی خود فاقد مواد آلی نسبتاً پایدار برای باقی ماندن در خاک می‌باشند. لکن این امکان وجود داشت که با افزایش بیومس ریشه‌های گیاهان در طول سه سال کشت و کار ذرت و گندم، کربن آلی خاک اضافه شود، لکن چنین افزایشی به وجود نیامده است. در تیمارهای کود لجن فاضلاب، با افزایش تعداد دفعات کوددهی در هر یک از سطوح، عموماً روند افزایش کربن آلی خاک مشاهده شد. به طوری که بیشترین سطح کربن آلی خاک ($20/66 \text{ g Kg}^{-1}$) در تیماری مشاهده گردید که سه سال متوالی ۱۰۰ مگاگرم در هکتار لجن فاضلاب

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه [۶].

ECe (dS m ⁻¹)	pH	¹ (CCE) (g Kg ⁻¹)	CEC (Cmol (+) Kg ⁻¹)	کربن آلی (g Kg ⁻¹)	بافت خاک	رس (g Kg ⁻¹)	سیلت (g Kg ⁻¹)	شن (g Kg ⁻¹)
۱/۶	۸/۳	۳۹۵/۳	۳۳/۵۹	۵	SiCL	۳۵۷/۲	۵۰۶/۸	۱۳۶

pH خاک در گل اشباع و ECe در عصاره اشباع اندازه‌گیری شد.

⁻¹CCE = کربنات کلسیم معادل

جدول ۲- خصوصیات خاک تحت تأثیر کاربرد لجن فاضلاب

pH	ECe (dS m ⁻¹)	کربن آلی (g Kg ⁻¹)	پارامتر
			تیمار
۸/۳ a**	۱/۶ ij	۵ f	شاهد
۸/۲ a	۱/۲۵ m	۸/۲ de	۱-۲۵*
۸ a	۲/۶۶ b	۷/۶ e	۲-۲۵
۸/۱ a	۱/۹۳ d	۹/۴ d	۳-۲۵
۸/۱ a	۱/۸۲ e	۸/۸ de	۱-۵۰
۸ a	۱/۵۲ i	۱۱/۲۶ c	۲-۵۰
۷/۶ a	۲/۳۴ c	۱۴/۲۳ b	۳-۵۰
۸/۱ a	۱/۶۷ g	۸/۹۶ de	۱-۱۰۰
۷/۷ a	۱/۶۴ gh	۱۳ b	۲-۱۰۰
۷/۳ a	۴/۶۲ a	۲۰/۶۶ a	۳-۱۰۰
۸/۵ a	۱/۵۷ ki	۵/۳ f	شیمیایی ۱-
۸/۵ a	۱/۶۴ hi	۴/۵ f	شیمیایی ۲-
۸/۲ a	۱/۷۳ f	۴/۷ f	شیمیایی ۳-

*- اعداد ۱، ۲ و ۳ به ترتیب نشان‌دهنده یک، دو و سه سال متوالی کود خورده می‌باشند.

**- میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۰/۰۵ آزمون دانکن تفاوت معنی دار ندارند.

بین ۱۱ تا ۴۰ درصد از کربن کود در خاک باقی مانده است. مقادیر اولیه نیترات موجود در نمونه‌های خاک نیز بررسی شد (جدول ۳). نتایج نشان داد که بین تیمار شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی داری وجود ندارد. اگرچه کود شیمیایی حاوی اوره بوده است، لکن نیترات حاصل از اوره، پیش از نمونه برداری از خاک، یا به وسیله گیاهان جذب شده و یا از طریق آبشویی از عمق نمونه برداری خارج شده است. نکته جالب توجه در مورد نیترات اولیه نمونه‌ها این است که در تیمارهای کود لجن فاضلاب، مستقل از سطح کوددهی (۲۵، ۵۰ یا ۱۰۰ مگاگرم در هکتار)، کلیه تیمارهایی که تنها یک بار

دریافت کرده بود (چهار برابر تیمار شاهد). فو و همکاران (۲۰۰۲)، اولیویرا و همکاران (۲۰۰۲) و نواس و همکاران (۱۹۹۸) نیز نشان داده اند که کاربرد لجن فاضلاب، مقدار کربن آلی خاک را افزایش می دهد. به نظر می رسد که بخش کربن فعال موجود در کود لجن فاضلاب، پس از افزوده شدن به خاک تجزیه می شود؛ لکن بخشی از کربن موجود در این کود به ذخایر کربن خاک پیوسته و تجمع می یابد. آجوا و طباطبایی (۱۹۹۴) گزارش کردند که بیش از ۵۰ درصد کربن موجود در کود لجن فاضلاب در مدت ۶ روز نخست انکوباسیون تجزیه می شود. لکن پس از آن سرعت تجزیه کند می شود و در پایان

در سال ۱۳۷۸ کوددهی شده‌اند و تا زمان نمونه برداری کودی دریافت نکرده‌اند، با تیمار شاهد اختلاف معنی داری نشان نمی‌دهند. این اختلاف نشان می‌دهد که افزودن مستمر مواد آلی (حتی به مقدار ۲۵ مگاگرم در هکتار) باعث ارتقای مقادیر نیترات در خاک می‌گردد.

شدت معدنی شدن خالص نیتروژن ($\mu\text{g N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$) که پس از طی مدت آنکوباسیون و به کمک رابطه ۱ به دست آمده برای تیمار شاهد در کمترین سطح قرار داشت. کود شیمیایی نیز اختلاف معنی داری با تیمار شاهد نشان نداد. بیشترین شدت معدنی شدن خالص نیتروژن در تیماری که سه بار متوالی و هر بار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار کود لجن فاضلاب دریافت کرده، بود مشاهده شد. در بین تیمارهای کود لجن فاضلاب تنها تیماری که با شاهد، اختلاف معنی دار پیدا نکرد، تیماری بود که تنها یک بار در سال ۱۳۷۸، به میزان ۲۵ مگاگرم

در هکتار کود دریافت کرده بود. لکن با سپری شدن سه سال از زمان کوددهی تا زمان نمونه برداری، بخش لیپایل نیتروژن کود تجزیه شده و سرعت رهاسازی نیتروژن معدنی از نیتروژن آلی باقی مانده تفاوت چندانی با سرعت رهاسازی نیتروژن از مواد آلی طبیعی خاک (شاهد) نشان نداد. به طور کلی در تیمارهای کودی لجن فاضلاب، شدت معدنی شدن خالص نیتروژن بین ۲ تا ۱۶ برابر بیشتر از تیمار شاهد برآورد گردید (جدول ۳). شدت نیتریفیکاسیون در تیمارهای مختلف این مطالعه، پس از طی مدت آنکوباسیون و از طریق رابطه ۲ محاسبه گردید. تأثیرپذیری شدت نیتریفیکاسیون ($\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$) از تیمارهای کودی شباهت زیادی به الگوی تغییرات معدنی شدن نیتروژن نشان داد (جدول ۳). بین تیمارهای شاهد و کود شیمیایی اختلاف معنی داری مشاهده نشد. علت این است که در زمان نمونه برداری ۶ ماه از آخرین کوددهی گذشته بود و

جدول ۳- اثر کاربرد لجن فاضلاب بر ویژگی‌های مربوط به رهاسازی نیتروژن معدنی

پارامتر تیمار	نیترات اولیه قبل از آنکوباسیون ($\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1}\text{soil}$)	شدت خالص معدنی شدن نیتروژن ($\mu\text{g N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$)	شدت خالص نیتریفیکاسیون ($\mu\text{g NO}_3^- \text{-N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$)
شاهد	۴/۰۸۳ d	۱/۱۷۶ h	۲/۱۴ f**
۱-۲۵*	۳/۵ d	۲/۳۴۰ fgh	۳/۴۳۳ ef
۲-۲۵	۳/۵ d	۴/۳۳۳ fg	۵/۵۸۶ e
۳-۲۵	۱۶/۳۳ c	۱۱/۵۲ c	۱۳/۲۷ c
۱-۵۰	۴/۶۶۶ d	۴/۶۵ ef	۵/۴۵ e
۲-۵۰	۸/۱۶۶ cd	۷/۲۴۶ de	۸/۲۹۶ d
۳-۵۰	۲۸ b	۱۵/۲۶ b	۱۶/۴۲ b
۱-۱۰۰	۹/۹۱۶ cd	۴/۶۷۳ ef	۵/۲۶۳ e
۲-۱۰۰	۱۸/۰۸ bc	۹/۵۷۶ cd	۱۰/۴۷ d
۳-۱۰۰	۳۸/۵ a	۱۹/۴۹ a	۲۰/۷ a
شیمیایی ۱-	۲/۹۱۶ d	۱/۷۲۳ gh	۲/۴۳۶ f
شیمیایی ۲-	۳/۵ d	۱/۳۹۶ h	۲/۰۱ f
شیمیایی ۳-	۲/۹۱۶ d	۲/۰۶۳ fgh	۲/۷۱۳ f

*- اعداد ۱، ۲ و ۳ به ترتیب نشان‌دهنده یک، دو و سه سال متوالی کود خورده می‌باشند.

** - میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند، در سطح ۰/۰۵ آزمون دانکن تفاوت معنی دار ندارند.

نیترژن موجود در کود شیمیایی قبلاً به نیترات تبدیل و جذب گیاه شده و یا از طریق آب آبخویی، خاک را ترک کرده بود. نحوه تغییرات شدت نیتریفیکاسیون خالص در هریک از سطوح تیمارهای کودی لجن فاضلاب نیز به گونه‌ای بود که با افزایش تعداد دفعات افزودن لجن، بر شدت نیتریفیکاسیون خالص افزوده گردید (جدول ۳). بیشترین شدت نیتریفیکاسیون در تیماری که سه بار متوالی و هر بار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار لجن فاضلاب دریافت کرده بود، مشاهده شد. به‌طور کلی در تیمارهای کود لجن فاضلاب شدت نیتریفیکاسیون خالص بین ۱/۶ تا ۹/۷ برابر بیش از تیمار شاهد بود. تأثیر کود لجن فاضلاب بر تسریع تحولات نیترژن در خاک پیش از این به وسیله ادگبیدی و بریگز [۷] بررسی گردیده که با نتایج به‌دست آمده از این تحقیق توافق دارد. بررسی تأثیر تیمارهای کودی بر عملکرد ماده خشک بخش هوایی گیاه ذرت ($Mg\ ha^{-1}$) و جذب نیترژن از خاک به

وسیله گیاه ذرت ($Kg\ N\ ha^{-1}$) در جدول ۴ نشان داده شده است. تیمار شاهد با تیمارهای کود شیمیایی اختلاف معنی دار نشان نداد؛ لکن عملکرد ذرت در تیماری که سه بار پی‌پی کود شیمیایی دریافت کرده بود، ۲/۵ برابر بیش از تیمار شاهد بود. در بین تیمارهای کود لجن فاضلاب، بیشترین عملکرد ماده خشک بخش هوایی ذرت در تیماری مشاهده شد که سه بار متوالی، هر بار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار، لجن فاضلاب دریافت نموده بود. تیمارهای کودی لجن فاضلاب بین ۱/۷ تا ۱۳/۳ برابر عملکرد ماده خشک ذرت را افزایش دادند (جدول ۴). تغییرات جذب نیترژن به وسیله گیاه ذرت ($Kg\ N\ ha^{-1}$) نیز تقریباً مشابه الگوی عملکرد ذرت است؛ با این تفاوت که جذب نیترژن در تیمارهای کود لجن فاضلاب بین ۲/۷ تا ۱۹/۲ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش یافته است. کریپس و همکاران نیز به اثر کاربرد لجن فاضلاب در افزایش عملکرد گیاه ذرت و نیز جذب نیترژن توسط آن اشاره نموده‌اند [۱۰].

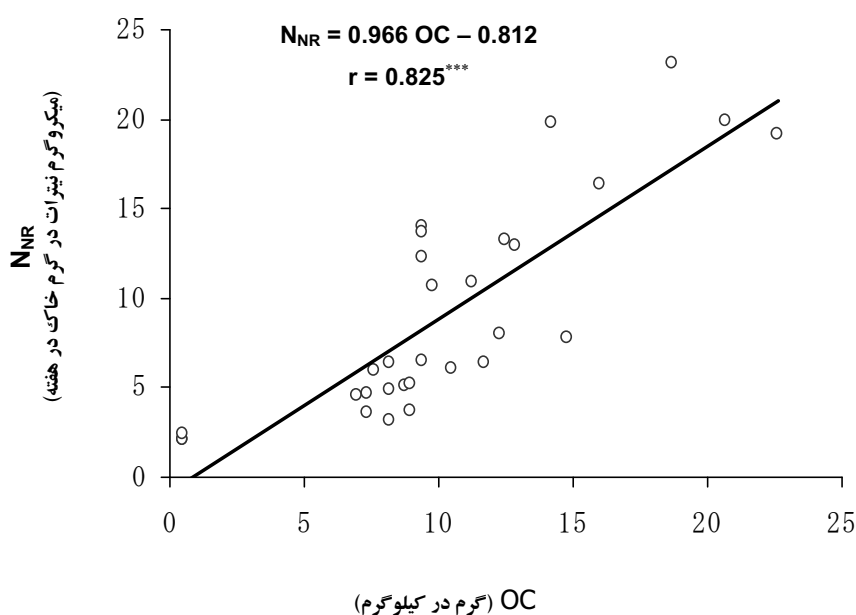
جدول ۴- اثر کاربرد لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب نیترژن توسط ذرت

پارامتر / تیمار	عملکرد ($Mg\ ha^{-1}$)	جذب نیترژن ($Kg\ N\ ha^{-1}$)
شاهد	۴/۸۲ c	۲۷/۴۴ c**
۱-۲۵*	۸/۳۸ c	۷۶/۵۲ bc
۲-۲۵	۱۳/۴۲ c	۱۰۴/۸ bc
۳-۲۵	۲۸ bc	۲۳۴/۹ b
۱-۵۰	۱۷/۹۸ bc	۱۵۰/۲ bc
۲-۵۰	۱۹/۳۴ bc	۱۵۰/۹ bc
۳-۵۰	۴۰/۴۸ b	۴۶۱/۱ a
۱-۱۰۰	۲۰/۹۴ bc	۱۳۶/۴ bc
۲-۱۰۰	۱۸/۴۶ bc	۱۵۳/۶ bc
۳-۱۰۰	۶۴/۲۰ a	۵۳۲/۲ a
شیمیایی ۱-	۴/۰۸ c	۲۸/۴۸ c
شیمیایی ۲-	۴/۲۸ c	۲۵/۷۷ c
شیمیایی ۳-	۱۲/۳۸ c	۱۱۳/۵ bc

*- اعداد ۱، ۲ و ۳ به ترتیب نشان‌دهنده یک، دو و سه سال متوالی کود خورده می‌باشند.

** - میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند، در سطح ۰/۰۵ آزمون

دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.



شکل ۱- رابطه بین شدت نیتریفیکاسیون خالص (N_{NR}) و کربن آلی خاک (OC).

بین نیترات اولیه موجود در خاک ($\mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}\text{soil}$) و سرعت فرایند نیتریفیکاسیون ($\mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}\text{soil wk}^{-1}$) نیز ارتباط خطی معنی داری مشاهده گردید (شکل ۳). ارزش این خاک‌ها، حداقل تخمین دقیق تری از سرعت فرایند نیتریفیکاسیون به دست آورد و در وقت نیز صرفه جویی کرد. حال آن‌که برای اندازه‌گیری شدت فرایند نیتریفیکاسیون، انکوباسیون‌های طولانی نیاز است.

رابطه بین عملکرد ماده خشک گیاه ذرت (Mg ha^{-1}) و جذب نیتروژن توسط این گیاه (Kg N ha^{-1})، با شاخص‌های اندازه‌گیری شده در خاک، از قبیل نیترات اولیه خاک، شدت فرایند معدنی شدن نیتروژن و شدت فرایند نیتریفیکاسیون در جدول ۵ نشان داده شده است. چنان‌که ملاحظه می‌شود شاخص‌های گیاهی و شاخص‌های مربوط به تحولات نیتروژن در خاک با یکدیگر هم‌بستگی قوی دارند. لذا استفاده از شاخص‌های فوق برای آزمون خاک و تعیین قابلیت جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت امکان‌پذیر است.

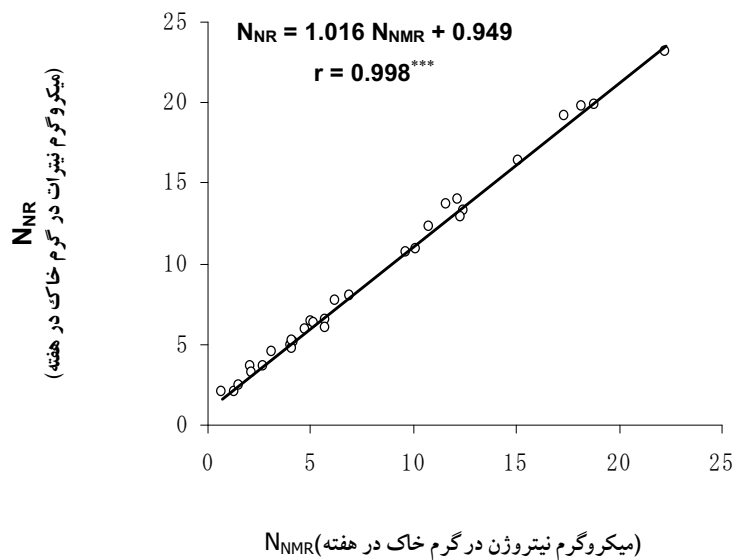
بررسی هم‌بستگی‌های ساده خطی بین خصوصیات اندازه‌گیری شده

بین شدت نیتریفیکاسیون و کربن آلی خاک مورد مطالعه هم‌بستگی بسیار قوی مشاهده شد (شکل ۱). همان‌گونه که ذکر شد، افزودن کود لجن فاضلاب به خاک باعث افزایش مواد آلی خاک شده است (جدول ۲). این مواد آلی سرشار از نیتروژن بوده که در طی مدت انکوباسیون پس از آن‌که به آمونیوم تبدیل شدند، سریعاً به نیترات تبدیل می‌شوند. یافته مهم دیگر تحقیق حاضر آن است، که یک ارتباط خطی بسیار قوی بین شدت معدنی شدن نیتروژن و شدت نیتریفیکاسیون وجود دارد (شکل ۲). شیب معادله این خط برابر $1/0.16$ می‌باشد که نشان می‌دهد تقریباً تمامی نیتروژنی که در فرایند معدنی شدن ابتدا به NH_4^+ تبدیل می‌شود، در فرایند نیتریفیکاسیون به NO_3^- تبدیل شده و تجمع NH_4^+ در خاک صورت نمی‌گیرد. با توجه به این‌که نیترات، یک یون متحرک بوده و دارای پتانسیل انتقال به آب‌های زیرزمینی می‌باشد، این احتمال را که کوددهی زیاد و مداوم منجر به ایجاد غلظت زیاد نیترات در پروفیل خاک گردد، تقویت می‌نماید. لذا لازم است در آینده پروفیل نیترات این خاک‌ها بررسی گردد.

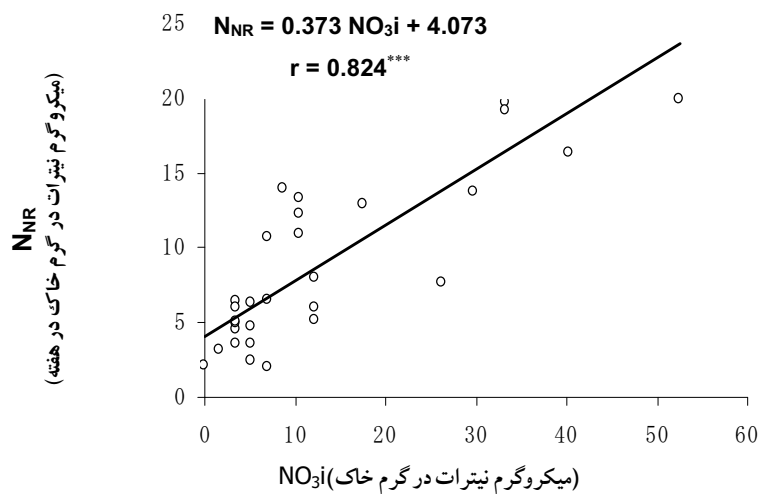
جدول ۵- ضرائب همبستگی ارتباط بین عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت با نیترات اولیه، شدت معدنی شدن نیتروژن و نیتریفیکاسیون

عملکرد (Mg ha ⁻¹)	جذب نیتروژن به وسیله ذرت (Kg N ha ⁻¹)	شاخص گیاهی / شاخص خاکی
۰/۷۰۳***	۰/۷۸۰***	کربن آلی خاک
۰/۶۱۴***	۰/۷۵۰***	نیترات اولیه
۰/۷۸۸***	۰/۸۵۴***	شدت معدنی شدن نیتروژن
۰/۷۸۳***	۰/۸۵۶***	شدت نیتریفیکاسیون

***- نشان دهنده معنی دار شدن در سطح ۰/۰۰۱ می باشد.



شکل ۲- رابطه بین شدت نیتریفیکاسیون خالص (N_{NR}) و شدت معدنی شدن خالص نیتروژن (N_{NMR})



شکل ۳- رابطه بین شدت نیتریفیکاسیون خالص (N_{NR}) و نیترات اولیه موجود در خاک (NO_{3i})

نتیجه‌گیری

شدت نیتریفیکاسیون خالص، و از شاخص‌های مربوط به تحولات نیتروژن در خاک، برای تعیین قابلیت جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت استفاده نمود.

سپاس‌گزاری

هزینه انجام این تحقیق از محل اعتبارات پژوهشی دانشگاه صنعتی اصفهان تأمین شده که بدین وسیله از مسئولین این بخش قدردانی می‌گردد. از جناب آقای مهندس صدر ارحامی نیز به دلیل همکاری ایشان در آزمایشگاه سپاس‌گزاری می‌شود. هم‌چنین از جناب آقای دکتر سید فرهاد موسوی به خاطر پیشنهادات مفیدی که در نگارش مقاله ارائه نموده‌اند، سپاس‌گزاری می‌گردد.

کاربرد مقادیر مختلف کود لجن فاضلاب، متناسب با افزایش دفعات کوددهی باعث افزایش شدت معدنی شدن نیتروژن و نیتریفیکاسیون می‌گردد. بیشترین مقادیر ویژگی‌های فوق مربوط به تیمارهایی بود که سه بار پیاپی به مقدار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار کود لجن فاضلاب دریافت نموده بودند. رابطه مشاهده شده بین فرایند معدنی شدن و نیتریفیکاسیون، نشان از توانایی کود لجن فاضلاب در رهاسازی نیتروژن معدنی، به خصوص یون نترات، دارد و لازم است به نترات فراوان تولید شده، به عنوان یکی از خطرات زیست محیطی توجه لازم مبذول گردد. چنین به نظر می‌رسد که می‌توان از شاخص نترات اولیه موجود در خاک، برای تخمین سریع

منابع

- ۱- افیونی، م.، مجتبی‌پور، ر. و نوربخش، ف.، (۱۳۷۶). "خاک‌های شور و سدیمی (و اصلاح آنها)"، انتشارات ارکان. اصفهان.
- ۲- ابراهیمی، ن.، (۱۳۸۰). "بررسی اثر کودهای آلی بر خصوصیات شیمیایی خاک و جذب عناصر به‌وسیله ذرت و گندم". پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
- ۳- خیامباشی، ب.، (۱۳۷۶). "اثرات استفاده از لجن فاضلاب به عنوان کود در آرایش و انباشت عناصر سنگین در خاک و گیاه". پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
- ۴- ملکوتی، م. ج. و نفیسی، م.، (۱۳۷۶). "مصرف کود در اراضی فاریاب و دیم"، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. تهران.
- ۵- نوربخش، ف.، (۱۳۸۲). "اثر مقادیر مختلف لجن فاضلاب بر معدنی شدن خالص نیتروژن در خاک"، مجله آب و فاضلاب، شماره ۴۸، صفحات ۳۸-۳۳.
- ۶- نوربخش، ف. و افیونی، م.، (۱۳۷۹). "تخمین ظرفیت زراعی و نقطه پژمردگی دائم از روی برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک"، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، شماره ۱، جلد ۴، صفحات ۹-۱.
- 7- Adegbedi, H. G., and Briggs, R. D., (2003). "Nitrogen Mineralization of Sewage Sludge and Composted Poultry Manure Applied to Willow in a Greenhouse Experiment", Biomass and Bioenergy Vol. 25, pp. 665-673.
- 8- Ajwa, H. A., and Tabatabai, M. A., (1994). "Decomposition of Different Organic Materials in Soils", Biol. Fertil. Soil., Vol. 18, pp. 175-182.
- 9- Bremner, J. M., and Mulvany, C. S., (1982). "Methods of Soil Analysis", Part 2, pp. 595-624, American Society of Agronomy, Madison, WI., USA.
- 10- Cripps, R. W., Winfree, S. K., and Reagan, J. L., (1992). "Effects of Sewage Sludge Application Method on Corn Production", Commun. Soil Sci. Plant Anal. Vol. 23, pp. 1705-1715.
- 11- Dick, W. A., and Tabatabai, M. A., (1993). "Significance and Potential Uses of Soil Enzymes", Soil Microbial Ecology, Application in Agriculture and Environment Management, Marcel Dekker, Inc., New York.
- 12- Fu, H., Wang, Y. M., Zhou, Z. Y., Zhang, H. R., Li, X. R., and Zou, X. J., (2002). "Studies on Effects of Application of Sewage Sludge on Alfalfa. I. Effects on Physical and Chemical Characteristics, and Element Accumulation of the Soil", Acta Prataculturae Sinica. Vol. 11, pp. 57-61.
- 13- Hart, S. C., Stark, J. M., Davidson, E. A., and Firestone, M. K., (1994). "Methods of Soil Analysis", Soil Sci. Soc. Am., Part 2., pp. 985-1018, Madison, WI., USA.

- 14- Kabata, P., and Tabatabai, M. A., (1977). "*Effect of Trace Element in Soils and Plants*", 2nd edition, p. 365.
- 15- Keeney, D. R., and Nelson, D. W., (1982). "*Methods of Soil Analysis*", American Society of Agronomy, Part 2. pp. 643-698, Madison, WI, USA.
- 16- Killham, K., (1994). "*Soil Ecology*", Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 17- Lerch, R. N., Barbarick, K. A., Sommers, L. E., and Westfall, D. G., (1992). "*Sewage Sludge Protein as Labile Carbon and Nitrogen Sources*", Soil Sci. Soc. Am. J. Vol. 56, pp. 1470-1476.
- 18- Lindsay, N. L., (1979). "*Chemical Equilibria in Soils*", John Wiley & Sons, New York.
- 19- Loll, M. J., and Bollag, J. M., (1983). "*Protein Transformation in Soil*", Advances in Agron., Vol. 36, pp. 351-379.
- 20- Navas, A., Bermudez, F., and Machin, J., (1998). "*Influence of Sewage Sludge Application on Physical and Chemical Properties of Gypsisols*", Geoderma, Vol. 87, pp. 123-135.
- 21- Nelson, D. W., and Sommers, L. P., (1986). Total carbon, organic carbon and organic matter. In : Page, A. L. (Ed.). "*Methods of Soil Analysis*", Part 2., pp. 539-579, American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
- 22- Oliviera, F. C., Mattiazzo, M. E., Marciano, C. R., and Rossetto, R., (2002). "*Organic Carbon, Electrical Conductivity, pH and CEC Changes in a Dystrophic Yellow Latisol*", Revista Brasileira de Ciencia do Solo, Vol. 2, pp. 505-519.
- 23- Paul, E. A., and Clark, F. E., (1989). "*Soil Microbiology and Biochemistry*", Academic Press, New York.
- 24- Prasad, R., and Power, J. F., (1997). "Soil Fertility Management for Sustainable Agriculture", CRC, Boca Raton, FL, USA.
- 25- Rosenzweig, C., and Hillel, D., (2000). "*Soils and Global Climate Change : Challenges and Opportunities*", Soil Science, Vol. 165, pp. 47-56.