

پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در یک خاک آهکی تیمار شده با دو نوع کود آلی

یزدان لطفی^۱، فرشید نوربخش^{۲*} و مجید افیونی^۲

(تاریخ دریافت: ۸۴/۳/۴؛ تاریخ پذیرش: ۸۶/۲/۱۲)

چکیده

در سال‌های اخیر، استفاده از پسماندهای آلی و فراورده‌های جانبی کارخانه‌ها به عنوان کود آلی و اصلاح کننده‌های خاک برای تولید محصولات کشاورزی مورد توجه قرار گرفته است. در کشور ما به دلیل فقر مواد آلی خاک‌های کشور از یک سو و تولید تجاری کودهای آلی از سوی دیگر، تمایل به استفاده از این کودها افزایش یافته است. هدف از انجام این مطالعه بررسی و تفکیک اثر نوع کود، سطوح مختلف کودی و تعداد سال کوددهی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در یک خاک آهکی (فاین، لومی، میکسد، ترمیک، تیپیک هاپل آرچید) در منطقه اصفهان بود. آزمایش در قالب طرح کرت‌های خرد شده و در سه تکرار انجام گردید. هر کرت اصلی به سه کرت خرد شده تقسیم گردید و اعمال تیمارها در سه سال متوالی به گونه‌ای بود که بخشی از کرت تنها در سال اول، بخشی دیگر در دو سال پایایی و بخش سوم در سه سال متوالی تیمار کودی (کود گاوی یا لجن فاضلاب) مشابه (۲۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار) دریافت کردند. نمونه‌برداری مرکب از خاک، ۶ ماه پس از کوددهی سوم از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متری انجام شد. پتانسیل معدنی شدن نیتروژن با استفاده از روش انکوباسیون بلند مدت - آبشویی اندازه‌گیری شد. در پایان فصل کشت نیز بخش هوایی ذرت برداشت گردید. نتایج نشان داد پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در تیمارهایی که کود گاوی و لجن فاضلاب دریافت کرده بودند، تفاوت معنی‌داری نداشتند ولی هر دو این تیمارها نسبت به شاهد اختلاف معنی‌داری را نشان دادند. اضافه کردن ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار کود گاوی و لجن فاضلاب به خاک، پتانسیل معدنی شدن نیتروژن را نسبت به تیمار شاهد ۴ برابر و نسبت به تیمار ۲۵ مگاگرم در هکتار ۱/۷ برابر افزایش داد. هم‌چنین پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در تیماری که سه سال پایایی کود آلی دریافت کرده بود نسبت به تیمارهای دو سال کود دریافت کرده و شاهد، به ترتیب ۲/۱، ۲/۵ و ۵ برابر افزایش را نشان داد. بین پتانسیل معدنی شدن نیتروژن با پاسخ‌های گیاه ذرت مانند عملکرد ($r=0/531^{**}$) و جذب نیتروژن ($r=0/568^{***}$) روابط معنی‌داری مشاهده شد. حاصل ضرب پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در ثابت سرعت معدنی شدن نیز با پاسخ‌های گیاه، مانند عملکرد ($r=0/710^{***}$) و جذب نیتروژن ذرت ($r=0/733^{***}$) روابط معنی‌داری را نشان داد. نتایج بیانگر آن است که الگوی تأثیرپذیری نیتروژن کل در تیمارهای مورد مطالعه، متفاوت از الگوی تغییرات پتانسیل معدنی شدن نیتروژن است.

واژه‌های کلیدی: پتانسیل معدنی شدن نیتروژن، لجن فاضلاب، کود گاوی، سینتیک رده اول، ثابت سرعت، نگاه‌داری

مقدمه

رشد روزافزون جمعیت و پدیده انفجار جمعیتی، یکی از

دغدغه‌های اساسی در هر کشور می‌باشد و در این راستا

تأمین نیازهای غذایی افراد جامعه و امنیت غذایی با توجه به

۱. دانشجوی سابق کارشناس ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان و در حال حاضر عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ایلام

۲. به ترتیب استادیار و دانشیار خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: farshid@cc.iut.ac.ir

معدنی که دارای زه‌کشی مناسبی هستند، سالانه در حدود ۲ درصد از نیتروژن آلی به صورت معدنی در می‌آید (۱۴). معدنی شدن نیتروژن یک فرایند میکروبی نسبتاً کند است که عوامل متعددی مانند نوع خاک و ترکیبات اضافه شده به آن، دما، pH، تهویه و رطوبت بر آن مؤثر می‌باشند (۶).

در اکوسیستم‌های کشاورزی به دلیل نقش فعالیت‌های مدیریتی انسان بر ویژگی‌های خاک، تحولات نیتروژن نیز تحت تأثیر این فعالیت‌ها قرار می‌گیرد. معدنی شدن نیتروژن به دلیل وابستگی شدید آن به کیفیت و کمیت مواد آلی، توده زنده میکروبی و عوامل محیطی به‌طور مستقیم و غیر مستقیم متأثر از فعالیت‌های انسان می‌باشد. تأثیر این فعالیت‌ها گاه به گونه‌ای است که اکوسیستم کشاورزی به سرعت رو به زوال می‌رود و گاه به گونه‌ای است که شاخص‌های کیفیت خاک با گذشت زمان ارتقا می‌یابند. لذا نوع و شدت تأثیر انسان بر تحولات چرخه نیتروژن به شدت مورد توجه پژوهشگران قرار گرفته است (۹ و ۳۶). مدیریت انسان در اکوسیستم‌های کشاورزی ممکن است شامل تغییر کاربری، نوع شخم، تناوب زراعی، استفاده از مواد شیمیایی، کودهای آلی و غیره باشد. معدنی شدن نیتروژن در اکوسیستم‌های طبیعی و اکوسیستم‌های کشاورزی نقش قابل توجهی در پایداری آن اکوسیستم دارد (۲۷).

استانفورد و اسمیت (۳۵) پتانسیل معدنی شدن نیتروژن و ثابت سرعت معدنی شدن را با انجام آنکوباسیون در شرایط مناسب دما و رطوبت و با اندازه‌گیری مقدار نیتروژن معدنی شده در مدت زمان آنکوباسیون تخمین زدند. پتانسیل معدنی شدن نیتروژن نیز طبق معادله سینتیکی مرتبه اول تخمین زده شد، نتایج نشان داد که سرعت معدنی شدن نیتروژن به مقدار نیتروژن قابل معدنی شدن و ریشه دوم زمان وابسته است (۳۵). چنین نتیجه‌گیری شد که معدنی شدن نیتروژن آلی در شرایط بهینه دما و رطوبت از سینتیک مرتبه اول پیروی می‌کند (۸ و ۳۵).

ال قاروس و همکاران (۱۱) چهارده نوع خاک را به مدت ۱۶ هفته به روش استانفورد و اسمیت نگه‌داری (آنکوباسیون) کرده و مقدار نیتروژن معدنی شده خالص را اندازه‌گیری کردند.

کشاورزی پایدار (Sustainable agriculture) برای تأمین نیازهای غذایی حال و آینده بشر مورد توجه خاص تمامی متخصصان کشاورزی از جمله علوم خاک بوده و محور عمده تحقیقات و بررسی‌ها، ایجاد زمینه‌ها و بسترهایی است که منجر به پایداری تولید کشاورزی می‌گردد (۲۹).

قسمت عمده کشور ما دارای اقلیم‌های خشک و نیمه‌خشک است و عدم وجود پوشش گیاهی کافی سبب بازگشت مقدار کم بقایای گیاهی به خاک و در نتیجه کمبود مواد آلی در خاک و بالطبع کاهش نیتروژن آن گردیده است. نیتروژن یکی از عناصر پرمصرف مورد نیاز گیاه و یکی از مهم‌ترین اجزای همه کودهای آلی است. در کودهای آلی بخش عمده نیتروژن در قالب مولکول‌های آلی قرار گرفته است. از طرفی گیاه قادر به جذب نیتروژن آلی نیست. برای آن که نیتروژن به شکل قابل جذب گیاه درآید لازم است معدنی شود (۳).

اضافه کردن پس‌ماندهای صنعتی آلی و محصولات جانبی به زمین‌های کشاورزی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. این امر از یک سو به دلیل افزایش انرژی مورد نیاز برای تولید کودهای شیمیایی و از سوی دیگر به علت هزینه زیاد و مشکلات زیست محیطی در نتیجه دفن بقایای آلی می‌باشد (۲۲).

در مطالعه معدنی شدن نیتروژن، مقدار نیتروژن معدنی رها شده بر اثر تجزیه مواد آلی تعیین می‌شود، که مفیدترین اطلاعات کمی در مورد مقدار نیتروژن در دسترس گیاه فراهم می‌شود (۲۲). یکی از اهداف مهم این نوع پژوهش‌ها به دست آوردن برآوردی مناسب از میزان پس‌ماندهای آلی است که باید به خاک اضافه گردد تا از یک سو سطح بهینه تولید محصول را به همراه داشته باشد و از سوی دیگر مانع از به وجود آوردن مشکلات زیست محیطی مانند تجمع نترات در خاک و افزایش آبشویی نترات به آب‌های زیرزمینی و سطحی گردد (۳۰).

نیتروژن آلی بر اثر فرایندی که معدنی شدن (Mineralization) نامیده می‌شود به وسیله فعالیت گروه وسیعی از موجودات هتروتروف و اتوتروف شامل باکتری‌ها، قارچ‌ها و اکتینومیست‌ها به شکل معدنی تبدیل می‌شود. در خاک‌های

جرمی می‌باشند (۴).

طرح بررسی اثر لجن فاضلاب و کود گاوی بر خاک و گیاه از پاییز سال ۱۳۷۸ آغاز شد. برخی ویژگی‌های کودهای آلی استفاده شده در این تحقیق در جدول ۲ ارائه شده است. در سال ۱۳۷۸ مقادیر مختلف کودهای گاوی و لجن فاضلاب (۲۵،۰ و ۱۰۰ تن در هکتار) اعمال شد. این طرح در قالب بلوک کاملاً تصادفی با سه تکرار در کرت‌هایی با مساحت ۴۵ متر مربع (۱۵×۳) اجرا شد. در سال ۱۳۷۹ هر کرت به دو قسمت (۳×۳) و (۱۲×۳) تقسیم شد و در قسمت بزرگ‌تر کوددهی مشابه سال اول اعمال گردید. در سال ۱۳۸۰، در هر کرت قسمت (۱۲×۳) به دو قسمت (۳×۳) و (۹×۳) تقسیم گردید و در قسمت بزرگ‌تر کوددهی مشابه سال‌های اول و دوم انجام گردید. بدین ترتیب هر کرت اصلی در سال سوم شامل سه قسمت بود که یک قسمت از هر کرت (۳×۳) یک سال، قسمت دیگر (۳×۳) دو سال پیاپی و باقی‌مانده هر یک از کرت‌ها (۹×۳) سه سال پیاپی کوددهی مشابه دریافت کرده بودند.

در پاییز هر سال، مقدار محاسبه شده کودهای آلی به کرت‌ها اضافه و تا عمق ۲۰ سانتی‌متری با خاک مخلوط گردید. در هر یک از کرت‌ها ذرت (*Zea mays* L.) رقم ۷۰۴ به عنوان کشت بهاره و به صورت ردیفی کاشته شد. شش ماه پس از سومین کوددهی (بهار ۱۳۸۱)، نمونه برداری مرکب از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی‌متری خاک انجام شد. پس از برداشت نمونه‌های گیاهی در پایان فصل رشد، نمونه‌ها در آون به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد خشک و عملکرد گیاه ذرت (وزن خشک گیاه در واحد سطح) تعیین گردید.

نمونه‌های خاک نیز پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک شدن (به مدت یک هفته در محیط آزمایشگاه)، به طور جداگانه کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند (۴ و ۸). غلظت نیتروژن در نمونه‌های گیاهی، کودهای آلی و خاک با استفاده از دستگاه اتو کلتک مدل ۳۲۰۰ به روش کلدال اندازه‌گیری شد (۷). کربن آلی نمونه‌های خاک با استفاده از روش اکسایش تر (۲۵) اندازه‌گیری شد.

نتایج نشان داد بالاترین پتانسیل معدنی شدن نیتروژن ۲۴۱ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک، مربوط به خاکی بود که سال‌های زیادی تحت کشت و کار قرار نگرفته بود و کمترین مقدار پتانسیل معدنی شدن نیتروژن ۱۲۰ میلی‌گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک، مربوط به خاکی بود که لایه سطحی آن به وسیله فرسایش از بین رفته بود.

گوما و همکاران (۱۶) مقادیر ۴۰، ۸۰ و ۱۶۰ تن در هکتار لجن فاضلاب را به خاک اضافه کردند و خاک را به مدت ۱۲ هفته در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد انکوباسیون کردند. مقادیر تجمعی نیتروژن معدنی شده برای تیمارها به ترتیب ۱۵/۴، ۸۳/۷، ۱۰۵/۱ و ۱۶۵ میلی‌گرم نیتروژن بر کیلوگرم به دست آمد و مقادیر مربوط به ثابت سرعت به ترتیب ۰/۲۱۴، ۰/۳۰۳، ۰/۴۳۹ و ۰/۳۰۹ بر هفته گزارش گردید.

با توجه به این‌که اضافه کردن کودهای آلی همانند لجن فاضلاب و کود گاوی به زمین‌های کشاورزی در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است (۱ و ۲)، این تحقیق با هدف بررسی اثر کودهای آلی مختلف (لجن فاضلاب و کود گاوی)، سطوح مختلف کودهای آلی و آثار تجمعی و باقی‌مانده اعمال کودهای آلی مختلف بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن، عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت انجام گردید.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه صنعتی اصفهان (لورک نجف آباد) واقع در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان انجام شد. این خاک متعلق به فامیل فاین لومی میکسد، ترمیک، تیپیک هاپل آرچید (fine loamy mixed, thermic, Typic Haplargid) می‌باشد. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مزرعه لورک در جدول ۱ ارائه شده است. میانگین دمای سالیانه هوا در ایستگاه لورک نجف آباد ۱۴/۵ درجه سانتی‌گراد و متوسط بارندگی ۱۴۰ میلی‌متر می‌باشد. این خاک آهکی (۳۹۵ گرم بر کیلوگرم، معادل کربنات کلسیم) بوده مقادیر ظرفیت زراعی و نقطه پژمردگی دایم در این خاک به ترتیب ۲۳/۳ و ۱۰/۵ درصد

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه (۴)

ECe dS m ⁻¹	pH	CEC cmol _c 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	۳۳/۶	۵	SiCl	۳۵۷/۲	۵۰۶/۸	۱۳۶

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

جدول ۲. برخی خصوصیات شیمیایی کودهای آلی مورد استفاده

ویژگی	واحد	کودگاو	لجن فاضلاب
pH	-	۸/۶	۶/۴
ECe	dS m ⁻¹	۱۷	۹/۴
کربن آلی	g kg ⁻¹	۲۴۹/۴	۱۷۹/۸
نیترژن کل	g kg ⁻¹	۱۳/۰۶	۱۹/۰۶

روش تقطیر با بخار آب (Steam distillation) اندازه‌گیری شد (۲۱). مدل استفاده شده برای مطالعه پتانسیل معدنی شدن نیترژن معادله‌نمایی رده اول بود که توسط استانفورد و اسمیت ارائه گردیده است (۳۵).

$$N_{\min} = N_0 (1 - e^{-Kt}) \quad [1]$$

در این معادله N_{\min} نیترژن معدنی شده در زمان t ، N_0 و K به ترتیب پتانسیل معدنی شدن نیترژن و ثابت سرعت معدنی شدن نیترژن می‌باشند. مقادیر N_0 و K با استفاده از نرم‌افزار Curve Expert و با استفاده از روش آماری حداقل مجذورات تعیین گردید.

تجزیه و تحلیل آماری شامل تجزیه واریانس و مقایسه میانگین و تجزیه و تحلیل رگرسیون با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام گردید.

نتایج و بحث

۱. خصوصیات خاک مورد مطالعه و کودهای آلی

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه گردیده است. بافت خاک، لوم رس سیلتی بوده و pH آن در محدوده pH خاک‌های آهکی است. قابلیت هدایت الکتریکی آن نشان می‌دهد که خاک مورد نظر، جزء خاک‌های غیرشور محسوب می‌شود. مقدار اندک کربن آلی خاک، نشان

برای ارزیابی پتانسیل معدنی شدن نیترژن از روش استانفورد و اسمیت (۳۵) استفاده شد. در این روش ۳۰ گرم خاک هوا خشک و الک شده را با شن ۲۰ مش اسید شویی شده با نسبت ۱:۲ (شن : خاک) به طور کامل مخلوط گردید سپس مخلوط خاک و شن به لوله‌های آبشویی انتقال یافت. پیش از شروع انکوباسیون نیترژن معدنی موجود در نمونه‌های خاک به وسیله ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۱ مولار کلرور کلسیم، که در مقادیر ۱۰ میلی‌لیتری به لوله آبشویی اضافه گردید، از سیستم خارج شد. در ادامه ۲۵ میلی‌لیتر محلول غذایی بدون نیترژن (محلولی که شامل سولفات کلسیم ۰/۰۰۲ مولار، سولفات منیزیم ۰/۰۰۲ مولار، فسفات دی‌هیدروژن کلسیم ۰/۰۰۵ مولار و سولفات پتاسیم ۰/۰۰۲۵ مولار) برای جبران عناصر پر مصرف خارج شده در آبشویی به خاک اضافه گردید و محلول اضافی به وسیله مکش ۰/۸ بار خارج گردید. لوله‌های آبشویی در داخل انکوباتور در دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد، به مدت ۲۲ هفته نگهداری شدند و هر روز به مدت ۵ دقیقه برای انجام تهویه درپوش بالایی برداشته شد. عمل آبشویی تا هفته دهم، هر دو هفته یکبار و پس از آن تا هفته بیست و دوم هر سه هفته یکبار با اضافه کردن ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول کلرور کلسیم ۰/۰۱ مولار و اضافه کردن ۲۵ میلی‌لیتر محلول فاقد نیترژن انجام شد. نیترژن معدنی موجود در عصاره استخراج شده با استفاده از

(۱۲ و ۱۳) را بر افزایش معدنی شدن نیتروژن گزارش نموده‌اند. حسن و همکاران (۱۸) اثر انواع کودهای آلی (کمپوست، لجن فاضلاب و کود حیوانی) بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن را در یک خاک رسی مورد مطالعه قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که اثر افزایشی کودهای آلی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن به این ترتیب است: لجن فاضلاب < کودحیوانی < کمپوست < شاهد. این نتایج مشابه نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر می‌باشد (جدول ۳). سرنا و پومارز (۳۱) نیز در مقایسه اثر انواع کودهای آلی بر معدنی شدن نیتروژن نشان دادند که بیشترین شدت معدنی شدن نیتروژن در تیمار لجن فاضلاب حاصل شد. انجی و همکاران (۱۲) با بررسی اثر انواع کودهای آلی بر معدنی شدن نیتروژن، گزارش نمودند که معدنی شدن نیتروژن تا حد زیادی تحت تأثیر نوع کود مصرفی قرار می‌گیرد.

۳. اثر نوع کود بر خصوصیات مربوط به گیاه ذرت

عملکرد (وزن خشک کل بخش هوایی) گیاه ذرت در تیمار شاهد به‌طور معنی‌داری از تیمارهایی که کودآلی دریافت کرده بودند کمتر بود، در حالی که تفاوت معنی‌داری بین میزان عملکرد در تیمارهایی که کود آلی دریافت کرده بودند مشاهده نگردید (جدول ۳).

جدول ۳ اثر نوع کود بر جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت را نشان می‌دهد. در این‌جا نیز تفاوت معنی‌داری بین میزان جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت در دو تیمار کود گاوی و لجن فاضلاب دیده نمی‌شود. ولی در تیمار شاهد میزان جذب نیتروژن توسط گیاه کمتر از تیمارهایی است که کود آلی دریافت کرده‌اند. در منابع مختلف نیز به اثر افزایشنده لجن فاضلاب (۵ و ۲۶) و کود گاوی (۲۰ و ۲۸) بر عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاهان مختلف به خصوص گیاه ذرت، اشاره گردیده است. لوپوی و همکاران (۲۳) گزارش کردند که اضافه کردن کود گاوی به خاک سبب افزایش معنی‌دار عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت نسبت به تیمار شاهد می‌شود.

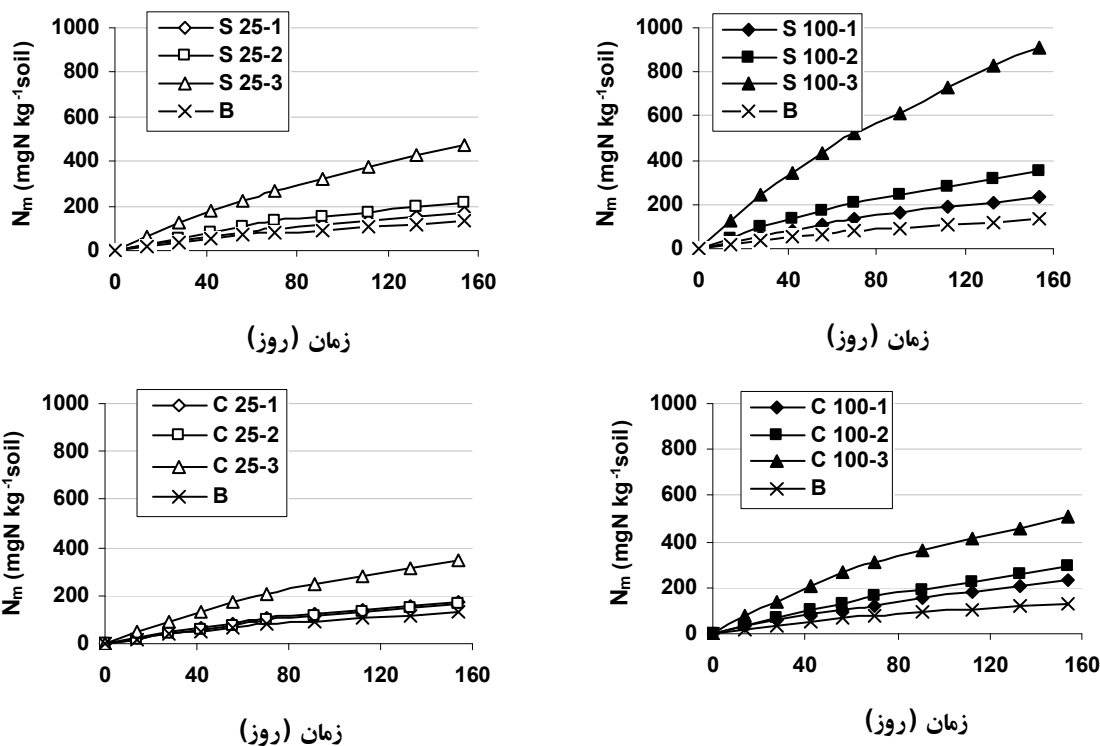
روند اثر نوع کود بر جذب نیتروژن، تقریباً مشابه روند اثر

دهنده فقر آن از نظر مواد آلی است. برخی خصوصیات شیمیایی کودهای آلی کاربردی در جدول ۲ نشان داده شده است. کود گاوی در مقایسه با لجن فاضلاب دارای هدایت الکتریکی بیشتری می‌باشد. لجن فاضلاب نسبت به کود گاوی دارای pH اسیدی تری است. لجن فاضلاب دارای مقدار نیتروژن کل بیشتری نسبت به کود گاوی می‌باشد ولی کود گاوی دارای مقدار کربن آلی بیشتری است.

۲. اثر نوع کود بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن

در شکل ۱ روند زمانی معدنی شدن نیتروژن برای هر یک از تیمارهای مورد مطالعه نشان داده شده است. در هر شکل تیمار شاهد نیز آورده شده تا با تیمارهای کودی مقایسه گردد. مدل نمایی $N_{min} = N_0(1 - e^{-kt})$ به‌طور موفقیت‌آمیز (با ضریب همبستگی معنی‌دار، $P < 0.001$) در تمام تیمارها برازش گردید و دو پارامتر N_0 و K به دست آمد.

پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0) در تیمار شاهد به‌طور معنی‌داری کمتر از تیمارهای مربوط به کود گاوی و لجن فاضلاب می‌باشد. همان‌گونه که در جدول ۳ مشاهده می‌شود پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در لجن فاضلاب اندکی بیشتر از کود گاوی است، لیکن این تفاوت معنی‌دار نمی‌باشد. از آنجا که سطح ماده آلی در خاک مورد مطالعه اندک است، به‌نظر می‌رسد به دلیل عدم کاربرد کود آلی در تیمار شاهد، پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در آن نسبت به تیمارهایی که کود آلی دریافت کرده‌اند پایین‌تر است. علی‌رغم آن‌که مقدار نیتروژن موجود در لجن فاضلاب بیش از کود گاوی است، بین پتانسیل معدنی شدن آنها اختلاف معنی‌داری مشاهده نمی‌شود. این عدم تفاوت معنی‌دار بیانگر آن است که در کود گاوی و لجن فاضلاب مقادیر به دست آمده پتانسیل معدنی شدن نیتروژن پس از یک نگاه‌داری هوازی درازمدت اختلاف چندانی ندارد. به عبارت دیگر علی‌رغم تفاوت در مقدار کل نیتروژن دو کود، بخش فعال نیتروژن این دو کود اختلاف زیادی ندارند. برخی محققین اثر لجن فاضلاب (۲۴ و ۳۴) و کود گاوی



شکل ۱. اثر نوع کود، سطوح کودی و تعداد سال کوددهی بر مقدار تجمعی نیتروژن معدنی شده (N_m) شاهد B، کودگاو C و لجن فاضلاب S، ۲۵ و ۱۰۰ سطوح کودی (مگاگرم بر هکتار)، ۲، ۱ و ۳ تعداد سال کوددهی

جدول ۳. میانگین اثر سطوح مختلف دو نوع کود بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0)، عملکرد و جذب نیتروژن به وسیله ذرت در پایان سال سوم پس از شروع آزمایش

نوع کود	ویژگی	N_0 (mgN kg ⁻¹ soil)	عملکرد (Mg ha ⁻¹)	جذب نیتروژن (kg ha ⁻¹)
لجن فاضلاب		۵۷۳ ^a	۲۲/۶ ^a	۱۸۰/۸ ^{a*}
کود گاو		۵۵۸ ^a	۱۸/۶ ^a	۱۳۹/۹ ^a
شاهد		۱۸۰ ^b	۴/۸ ^b	۲۷/۵ ^b

*: میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵ درصد آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

نیتروژن خاک یا نیتروژن لیبایل خاک است و نشان می‌دهد یکی از مهم‌ترین آثار اعمال کودهای آلی افزودن بخش فعال نیتروژن و در نتیجه تأمین دراز مدت نیتروژن گیاه است.

۴. اثر سطوح کودی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن

جدول ۴ اثر سطوح مختلف کودی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0) را نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود،

نوع کود بر عملکرد گیاه ذرت می‌باشد (جدول ۳). به عبارت دیگر در تفسیر نتایج آزمون خاک می‌توان تا حدودی از این دو پارامتر (عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت) به جای یکدیگر استفاده کرد. تشابه تأثیرپذیری عملکرد ذرت و جذب نیتروژن از شاخص‌هایی چون N_0 به نوعی بر تشابه بین آنها دلالت می‌کند. تشابه این رفتارها حکایت از آن دارد که عملکرد گیاه ذرت در این مزرعه به شدت تحت تأثیر بخش فعال

عکس العمل جذب نیتروژن به سطوح کودی نیز در جدول ۴ نشان داده شده است. سطح ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار بیشترین مقدار جذب نیتروژن را سبب گردید که به صورت معنی داری بیشتر از سطح ۲۵ مگاگرم بر هکتار می باشد. تیمار ۲۵ مگاگرم بر هکتار نیز با تیمار شاهد تفاوت معنی داری نشان نداد (جدول ۴). مقایسه دو ستون مربوط به عملکرد و جذب نیتروژن در جدول ۴ بار دیگر نشان دهنده تشابه تأثیرپذیری عملکرد و جذب نیتروژن از سطوح مختلف کودی می باشد، این تشابه قبلاً در مورد تأثیرپذیری این دو شاخص از نوع کود نیز مشاهده گردید.

۶. اثر دفعات کوددهی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن

اثر دفعات کوددهی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0) در جدول ۵ دیده می شود. N_0 در تیمار سه بار کود داده شده به صورت معنی داری بیشتر از تیمار دو سال کود داده شده می باشد، در حالی که بین تیمارهای یک و دو سال کود داده شده تفاوت معنی داری دیده نمی شود. نکته جالب این که بین تیمار شاهد و تیماری که یک بار کود دریافت کرده نیز تفاوت معنی داری مشاهده نشد.

مقایسه تأثیرپذیری شاخص N_0 از تکرار سال های کوددهی با آنچه در مورد نیتروژن کل خاکها مشاهده گردید گویای یک تفاوت اساسی بین این دو شاخص است. چنان که پیش از این توضیح داده شد با افزایش دفعات کوددهی، نیتروژن کل خاک متناسب با دفعات کوددهی افزایش حاصل می کند و این افزایش با سطح قبل و بعد از آن در تمام موارد معنی دار است، حال آن که رفتار N_0 به گونه دیگری است. عدم وجود تفاوت معنی دار بین تیمار شاهد و تیماری که در نخستین سال کوددهی تنها یک بار کود دریافت کرده نشان می دهد سطح پتانسیل معدنی شدن نیتروژن که گویای بخش فعال نیتروژن است با گذشت زمان به سطح تیمار شاهد تنزل یافته و بنابراین اختلاف معنی دار بین نیتروژن کل در تیمار شاهد و تیمار یک بار کود خورده را باید به نیتروژن موجود در مولکول های غیر قابل تجزیه (یا به سختی تجزیه شونده) نسبت داد که حتی در یک دوره نگره داری هوازی ۲۲ هفته ای نیز آزاد نشده اند. این وضعیت

پارامتر N_0 در تیمارهایی که ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار کود دریافت کرده اند نسبت به تیمارهایی که ۲۵ مگاگرم بر هکتار دریافت کرده اند به صورت معنی داری بیشتر است و مقدار این عامل برای تیمار شاهد نیز به صورت معنی داری پایین تر از تیمارهایی است که سطوح ۲۵ مگاگرم بر هکتار دریافت کرده اند.

از آنجا که مستقل از تفاوت نوع کود، سطوح بالای کود آلی (۱۰۰ مگاگرم بر هکتار) در مقایسه با سطوح پایین تر آن (۲۵ مگاگرم بر هکتار) مقادیر بیشتری نیتروژن آلی به خاک می افزاید، بنابراین افزایش N_0 در سطوح بالای کود آلی امری طبیعی به نظر می رسد. کمتر بودن مقادیر این عامل در تیمار شاهد به دلیل عدم ورود ترکیبات آلی کودی است که حاوی نیتروژن می باشد. نتایج تحقیقات سانی و همکاران (۳۴) نشان داد که با افزایش مقدار کاربرد لجن فاضلاب، معدنی شدن نیتروژن افزایش می یابد. آنان به این نتیجه رسیدند که شدت کاربرد لجن فاضلاب اثر معنی داری بر معدنی شدن نیتروژن دارد. هرناندز و همکاران (۱۹) گزارش کردند که با افزایش مقدار لجن اضافه شده به خاک، معدنی شدن نیتروژن افزایش می یابد. وونگ و همکاران (۳۷) اثر کاربرد سطوح متفاوت لجن فاضلاب را بر معدنی شدن نیتروژن مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که با افزایش شدت کاربرد لجن فاضلاب از ۰ تا ۱۵۰ گرم بر کیلوگرم، معدنی شدن نیتروژن افزایش می یابد.

۵. اثر سطوح کودی بر ویژگی های گیاه ذرت

کاربرد ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار بیشترین مقدار عملکرد را سبب گردید که به طور معنی داری بیشتر از عملکرد پس از کاربرد ۲۵ مگاگرم بر هکتار می باشد. تیمار ۲۵ مگاگرم بر هکتار با تیمار شاهد تفاوت معنی داری نشان نداد (جدول ۴). نیامانگارا و امزیوا (۲۶) نشان دادند که همراه با افزایش لجن فاضلاب از ۵ تا ۴۰ مگاگرم بر هکتار، رشد ذرت افزایش می یابد. پالادا و همکاران (۲۸) گزارش نمودند که ویژگی های مختلف گیاه اسفناج از جمله طول ساقه و تعداد برگ، پاسخ معنی داری به سطوح متفاوت کود گاوی نشان می دهد.

جدول ۴. اثر سطوح مختلف دو نوع کود بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0)، عملکرد و جذب نیتروژن به وسیله ذرت (اعداد جدول میانگین اثر کود گاوی و لجن فاضلاب است).

سطح کود ^۱	ویژگی	N_0 (mgN kg ⁻¹ soil)	عملکرد (Mg ha ⁻¹)	جذب نیتروژن (kg ha ⁻¹)
شاهد		۱۸۰/۳ ^c	۴/۸ ^b	۲۷/۴ ^{b*}
۲۵		۴۲۱/۷ ^b	۱۴/۲ ^b	۱۰۹/۷ ^b
۱۰۰		۷۲۰/۷ ^a	۳۲/۲ ^a	۲۵۵/۴ ^a

* : میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵ درصد آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

۱. واحد وزنی تیمارهای کود آلی مگاگرم بر هکتار می‌باشد.

جدول ۵. اثر تعداد سال کوددهی بر پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0)، عملکرد و جذب نیتروژن به وسیله ذرت (اعداد جدول میانگین اثر کود گاوی و لجن فاضلاب است).

کوددهی	ویژگی	N_0 (mgN kg ⁻¹ soil)	عملکرد (Mg ha ⁻¹)	جذب نیتروژن (kg ha ⁻¹)
شاهد		۱۸۰/۳ ^c	۴/۸ ^b	۲۷/۴ ^{b*}
یک سال کوددهی		۳۶۸/۴ ^{bc}	۱۱/۴ ^b	۷۶/۷ ^b
دو سال کوددهی		۴۳۰/۲ ^b	۱۳ ^b	۹۳/۳ ^b
سه سال کوددهی		۹۱۵ ^a	۴۵/۳ ^a	۳۷۷/۵ ^a

* : میانگین‌هایی که در هر ستون در یک حرف مشترک هستند در سطح ۵ درصد آزمون دانکن تفاوت معنی‌دار ندارند.

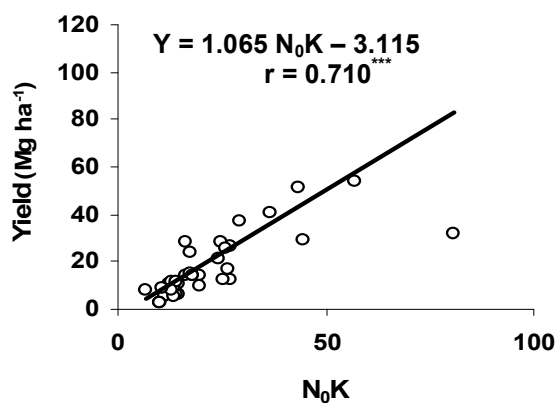
درصد افزایش می‌دهد. در حالی که با کاربرد کمپوست تنها در سال اول، معدنی شدن نیتروژن ۳ تا ۶ درصد افزایش می‌یابد.

۸. اثر دفعات کوددهی بر ویژگی‌های مربوط به گیاه ذرت

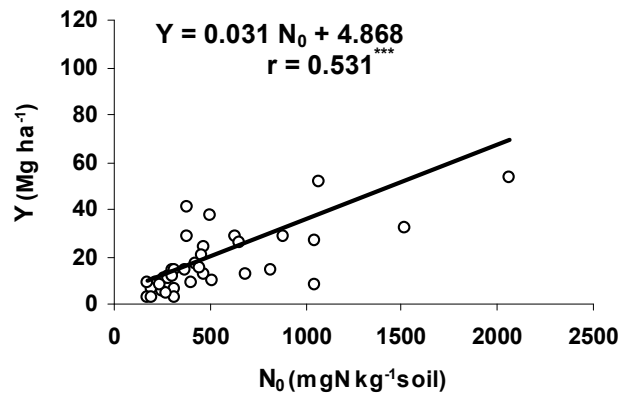
ویژگی غلظت نیتروژن گیاه ذرت تا حدودی به پارامترهای مدیریتی کوددهی آلی حساس می‌باشد (جدول ۵).

اثر دفعات کوددهی بر عملکرد گیاه ذرت در جدول ۵ نشان داده شده است. تیمار سه سال کود داده شده اختلاف معنی‌داری را با تیمارهای دیگر نشان می‌دهد (بیش از ۸ برابر تیمار شاهد). در حالی که این اختلاف بارز در غلظت نیتروژن گیاه ذرت مشاهده نشد (جدول ۵). تیمارهای شاهد، یک و دو سال کود داده شده تفاوت معنی‌داری را در عملکرد گیاه ذرت نشان ندادند (جدول ۵). دلگادو و همکاران (۱۰) به اثر دفعات کوددهی بر افزایش رشد گیاه ذرت اشاره نمودند. سیمون و

به‌طور مشابه بین تیمارهایی که یک‌بار و دوبار کود داده شده‌اند نیز قابل رویت است. این یافته تأییدی بر نتایج فرانز لوبرز و همکاران (۱۵) است که اظهار داشتند با گذشت زمان مقدار نیتروژن لیبایل رو به کاستی می‌گذارد. در تحقیق حاضر تنها با گذشت ۳ سال از آخرین کوددهی تفاوت معنی‌داری بین تیمار شاهد و تیمار یک‌بار کود خورده مشاهده نمی‌شود. این یافته بار دیگر اهمیت تأثیرپذیری بخش فعال (لیبایل) نیتروژن آلی خاک و تفاوت الگوی رفتار آن از نیتروژن کل خاک را نمایان می‌سازد. یادآوری می‌گردد که اگرچه نیتروژن کل خاک شاخص ارزشمندی است، لیکن قادر نیست اختلافات واقعی بین تیمارهایی که در زمان‌های مختلف کوددهی شده‌اند را انعکاس داده و لذا احتمالاً تأثیرات جمع‌ی کوددهی را بر گیاه به خوبی نشان نمی‌دهد. مامو و همکاران (۲۴) نیز نشان دادند که کاربرد متوالی کمپوست به مدت سه سال، معدنی شدن نیتروژن را تا ۱۲



شکل ۳. رابطه بین عملکرد گیاه ذرت (Y) و حاصل ضرب پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در ثابت سرعت معدنی شدن (N₀K)



شکل ۲. رابطه بین عملکرد گیاه ذرت (Y) و پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N₀)

N₀K را توصیه می‌کنند (۹ و ۳۲) به علاوه نتایج آنها نیز نشان داده است که N₀K نسبت به N₀ شاخص بهتری از فراهمی نیتروژن خاک می‌باشد (۹ و ۳۲). هانی و همکاران (۱۷) نیز رابطه نزدیک معنی‌داری را بین جذب نیتروژن توسط گیاه گندم و معدنی شدن نیتروژن (در طول ۲۴ روزنگه‌داری آزمایشگاهی) گزارش نمودند.

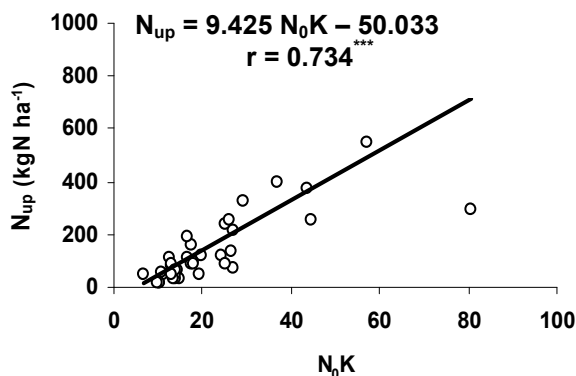
رابطه بین جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت با N₀ و N₀K در شکل‌های ۴ و ۵ ملاحظه می‌گردد. جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت رابطه معنی‌داری را با N₀ (r=۰/۵۶۸**) و N₀K (r=۰/۷۳۴***) نشان می‌دهد. هانی و همکاران (۱۷) نیز رابطه نزدیک معنی‌داری را بین جذب نیتروژن توسط گیاه گندم و معدنی شدن نیتروژن (در طول ۲۴ روزنگه‌داری آزمایشگاهی) گزارش نمودند. نکته قابل توجه، هم‌بستگی بالاتر جذب نیتروژن به وسیله ذرت با N₀K نسبت به حالتی است که هر یک از این پارامترها (N₀ یا K) به تنهایی وارد مدل می‌شوند.

به طور کلی می‌توان نتیجه‌گیری کرد که کاربرد کودهای آلی (لجن فاضلاب و کودگاوی) سبب افزایش پتانسیل معدنی شدن نیتروژن و در نتیجه عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت می‌شود. الگوی تأثیرپذیری نیتروژن کل خاک‌ها متفاوت از الگوی تغییرات پتانسیل معدنی شدن نیتروژن بود که گویای اختلاف ماهیت ذخیره نیتروژن کل از ذخیره نیتروژن فعال خاک است. ویژگی‌های گیاهی عملکرد و جذب نیتروژن توسط گیاه

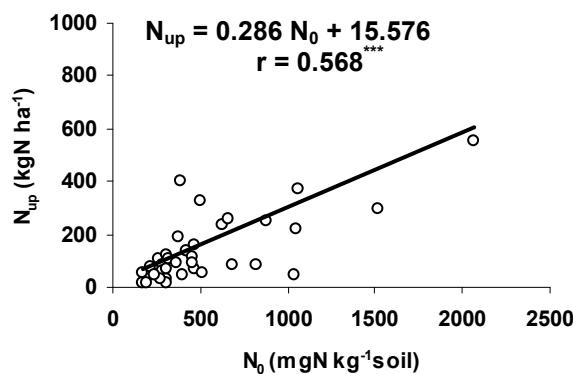
زنت (۳۳) نشان دادند که کاربرد کمپوست لجن فاضلاب در دو سال متوالی، غلظت نیتروژن را در گیاه ذرت افزایش می‌دهد. اثر دفعات کوددهی بر جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت، مانند آنچه پیش از این درباره تأثیر نوع و سطح کود گفته شد، تشابه الگوی تغییرات عملکرد ذرت و جذب نیتروژن را نشان داد (جدول ۵).

۹. هم‌بستگی‌های ساده خطی بین پارامترهای گیاهی و پارامترهای سینتیکی معدنی شدن نیتروژن

عملکرد گیاه ذرت رابطه معنی‌داری را با N₀ (r=۰/۵۳۱**) و حاصل ضرب N₀K (r=۰/۷۱۰***) نشان می‌دهد (شکل‌های ۲ و ۳). نکته قابل توجه هم‌بستگی بالاتر عملکرد گیاه ذرت با فاکتور N₀K که تلفیقی از دو پارامتر پتانسیل معدنی شدن و ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن می‌باشد نسبت به حالتی است که هر یک از این پارامترها به تنهایی وارد مدل می‌شوند. از آنجا که پارامتر N₀K حاصل ضرب دو پارامتر N₀ (نشان دهنده مقدار نیتروژن قابل معدنی شدن) و K (سرعت رهاسازی نیتروژن معدنی) است، اطلاعات بیشتری نسبت به N₀ (به تنهایی) در اختیار محققان قرار می‌دهد. برخی پژوهشگران معتقدند مقایسه پارامتر K برای تیمارهایی که دارای N₀های متفاوت هستند اطلاعات صحیحی به دست نمی‌دهد لذا آنان به جای مقایسه پارامتر K، مقایسه حاصلضرب



شکل ۵. رابطه بین جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت (N_{up}) و حاصل ضرب پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در ثابت سرعت معدنی شدن (N_0K)



شکل ۴. رابطه بین جذب نیتروژن توسط گیاه ذرت (N_{up}) و پتانسیل معدنی شدن نیتروژن (N_0)

سپاسگزاری

هزینه انجام این تحقیق از محل اعتبارات پژوهشی دانشگاه صنعتی اصفهان تأمین شده که بدین وسیله قدردانی می‌گردد. از جناب آقای مهندس صدر ارحامی نیز به دلیل همکاری ایشان در آزمایشگاه سپاسگزاری می‌شود.

ذرت با حاصل ضرب پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در ثابت سرعت معدنی شدن که تلفیقی از دو پارامتر سیستیکی پتانسیل معدنی شدن نیتروژن و ثابت سرعت معدنی شدن است نسبت به حالتی که پتانسیل معدنی شدن نیتروژن و ثابت سرعت معدنی شدن به تنهایی وارد مدل می‌شوند، هم‌بستگی قوی‌تری نشان داد.

منابع مورد استفاده

۱. براهیمی، ن. ۱۳۸۰. بررسی اثر کودهای آلی بر خصوصیات شیمیایی خاک و جذب عناصر به‌وسیله ذرت و گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
۲. خدیوی، ا. ۱۳۸۲. اثر کودهای آلی بر اشکال شیمیایی عناصر سنگین و جذب این عناصر توسط گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
۳. ملکوتی، م. ج. و م. همایی. ۱۳۷۳. حاصلخیزی خاک‌های مناطق خشک (مشکلات و راه حل‌ها). انتشارات دانشگاه تربیت مدرس، تهران.
۴. نوربخش، ف. و م. افیونی، ۱۳۷۹. تخمین ظرفیت زراعی و نقطه پژمردگی دائم از روی برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۴(۱): ۱-۹.
5. Adegbedi, H. G. and R. D. Briggs. 2003. Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass Bioenerg.* 25(6): 665-673.
6. Bernal, M. P. and H. Kirchman. 1992. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. *Biol. Fertil. Soils.* 13: 135-141.
7. Bremner, J. M. and C. S. Mulvaney. 1982. Nitrogen-Total. PP. 595-624. *In: A. C. Page (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2.* Amer. Soc. of Agron., Madison, WI. USA.
8. Campbell, C. A., B. H. Ellert and Y. W. Jame. 1993. Nitrogen mineralization potential in soils. PP. 340-349. *In: M. R. Carter (Ed.), Soil Sampling and Methods of Analysis.* Can. Soc. Soil Sci. Ottawa, Canada.
9. Campbell, C. A., G. P. Lafond, A. J. Leyshon, R. P. Zenter and H. H. Janzen. 1991. Effect of cropping practices on the initial potential rate of N mineralization in a thin chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 71 : 43-53.
10. Delgado, A. M. M., C. M. A. Porcel, I. H. R. Miralles, E. M. Rodriguez, B. L. Beringola, J. V. Sanchez and A. M.

- Delgado. 2002. Sewage sludge compost fertilizer effect on maize yield and soil heavy metal concentration. *Revista Intern. de Contamination Ambiental*. 18(3): 147-150.
11. El Gharous, M., R. L. Wsterman and P. N. Soltan pour. 1990. Nitrogen mineralization potential of arid and semi arid soils of Morroco. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 54: 438-443.
 12. Eneji, A. E., T. Honna, S. Yamamoto, T. Saito and T. Masuda. 2002. Nitrogen transformation in four Japanese soils following manure+urea amendment. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33(1&2) : 53-66.
 13. Esse, P. C., A. Buerkert, P. Hiernaux and A. Assa. 2001. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soils in the Sahelian zone of Niger, West Africa. *Agric. Ecosys. Environ.* 83(1&2): 55-63.
 14. Foth, H. D. and B. G. Ellis. 1988. *Soil Fertility*. John Wiley & Sons, New York, USA.
 15. Franzluebbbers, A. J., F. M. Hons and D. A. Zuberer. 1994. Long-term Changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 58 : 1639-1645.
 16. Gomah, A. H. M., S. I. Al-Nahid and H. A. Amer. 1989. Nitrogen mineralization in sludge-amended desert soil as affected by rate of sludge and wetting and drying cycles. *Arid soil Res. and Rehabilitation* 4: 417-429
 17. Haney, R. L., F. M. Hons, M. A. Sanderson and A. J. Franzluebbbers. 2001. A rapid procedure for estimating nitrogen mineralization in manured soil. *Biol. Fertil. Soils* 33: 100-104.
 18. Hassen, A., N. Jedidi, M. Cherif, M. A. Hiri, A. Boudabous, O. V. Cleemput and O. Van Cleemput. 1998. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wasts enriched with Zn, Cu and Cd. *Bioresour. Technol.* 64(1) : 39-45.
 19. Hernandez, T., R. Moral, A. Prez-Espinosa, J. Moreno Caselles, M.D. Perez-Murica and C. Garcia. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 83: 213-219
 20. Kaboneka, S., W. E. Sabbe and A. Mauromoustakos. 1997. Carbon decomposition kinetics and nitrogen mineralization from corn, soybean and wheat. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28 : 1359-1373.
 21. Keeney, D. R. and D. W. Nelson. 1982. Nitrogen-inorganic forms. PP. 643-698. *In: A. L. Page (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2.* Amer. Soc. of Agron. Madison, WI. USA.
 22. Kumar, K., C. J. Rosen and S. C. Gupta. 2002. Kinetics of nitrogen mineralization in soils amended with sugar beet processing by-product. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33: 3635-3651.
 23. Lupway, N. Z., I. Haque, A. R. Saka and D. E. K. A. Siaw. 1998. Lucanea hedgerow inter cropping and cattle manure application in the Ethiopian highlands.II. Maize yield and nutrient uptake. *Biol. Fertil. Soils* 28: 196-203
 24. Mamo, M., C. G. Rosen and T. R. Halbach. 1999. Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. *J. Environ. Qual.* 28(4) : 1074-1082.
 25. Nelson, D. W. and L. P. Sommers. 1986. Total carbon, organic carbon and organic matter. PP. 539-579. *In: A. L. Page, (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2,* Amer. Soc. of Agron., Madison, WI. USA.
 26. Nyamangara, J. and J. Mzezewa. 1996. Maize growth and nutrient uptake in a Zimbabwean red clay soil amended with anaerobically digested sewage sludge. *J. Appl Sci. South Africa.* 2(2): 83-89.
 27. Okigbo, B. N. 1991. Development of sustainable agriculture production system in Africa. *International Institue of Tropical Agriculture*, Ibedan, Nigeria.
 28. Palada, M. C., A. M. Davis, S. M. A. Crossman and W. Colon. 2000. Growth and yield response of Malabar spinach to levels of dehydrated cow manure application. *Proceeding of the 35th Annual Meeting, Caribbean Food Crops Society, Castries, st. lucia, 25-31 July 1999.* 178-182. Puerto Rico.
 29. Prasad, R. and J. F Power. 1997. *Soil Fertility Management for Sustainable Agriculture*. CRC. Boca Raton, FL.
 30. Rogers, B. F., U. Krogmann and L. S. Boyles. 2001. Nitrogen mineralization rates of soils amended with nontraditional organic waste. *Soil Sci.* 166: 353-363.
 31. Serna, M. D. and F. Pomares. 1993. Evaluation of nitrogen availability in a soil treated with organic amendments. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 24 (15&16) : 1833-1844.
 32. Serna, M. D. and F. Pomares. 1992. Nitrogen mineralization of sludge amended soil. *Bioresour. Technol.* 39: 285-290.
 33. Simon, L. and K. Szente. 2000. Effect of municipal sewage sludge compost on the nitrogen concentration , physiological parameters and yield of maize (*Zea mays* L.). *Agrokemia es Talajtan.* 49(1&2) : 231-246.
 34. Soni, M. L., J. P. Singh and V. Kumar. 1994. Effect of sewage sludge application on the mineralization of nitrogen in soils. *J. Indian. Soc. Soil Sci.* 42(1): 17-21.
 35. Stanford, G. and S. J. Smith. 1972. Nitrogen mineralization potential of soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J. Proc.* 36: 465-472.
 36. Unger, P. W. 1994. Residue management - what does the future hold. PP. 425-432. *In: P. W. Unger (Ed.). Managing Agricultural Residues.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
 37. Wong, J. W. C., K. M. Lai, M. Fang and K. K. Ma. 1998. Effect of sewage sludge amendment on soil microbial activity and nutrient mineralization. *Environ. Intern.* 24(8): 935-943.