



دانشگاه گورن و منابع طبیعی کت

نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک  
جلد بیست و یکم، شماره ششم، ۱۳۹۳  
<http://jwsc.gau.ac.ir>

## مطالعه میزان رهاسازی نیتروژن کودهای آلی در شرایط رطوبتی مختلف

فتح‌اله مدرومی<sup>۱</sup>، \*حجت امامی<sup>۲</sup>، علیرضا آستارایی<sup>۲</sup> و رضا خراسانی<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup>دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد، <sup>۲</sup>دانشیار گروه علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد  
تاریخ دریافت: ۹۱/۱۲/۱۲؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۴/۳۱

### چکیده

با توجه به اهمیت کاربرد کودهای آلی در بخش کشاورزی این پژوهش به منظور بررسی میزان معدنی شدن نیتروژن در کودهای آلی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در سه تکرار انجام شد. میزان رهاسازی نیتروژن در چهار نوع کود آلی (لجن فاضلاب، کود مرغی، کود گاوی، کاه و کلش گندم) در دو سطح رطوبت خاک ۴۰ (کم) و ۷۵ (زیاد) درصد ظرفیت زراعی و در فواصل زمانی ۱۰ روز به مدت ۲ ماه اندازه‌گیری شد. آمونیم و نترات به دست آمده از رهاسازی نیتروژن به صورت تجمع با روش اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که آمونیم آزاد شده در طول دوره آزمایش دارای روند کاهشی بود. نوع منبع کودی، رطوبت و زمان باعث اختلاف معنی‌داری در میزان رهاسازی نترات گردید. همچنین اثرات متقابل کود-زمان و زمان-رطوبت نیز در میزان رهاسازی نترات معنی‌دار شد. بیش‌ترین میزان نیتروژن آزاد شده (آمونیم و نترات) در کود مرغی با میانگین ۲۶۹/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم نیتروژن مشاهده شد. ترتیب معدنی شدن به صورت کود مرغی < کود گاوی < لجن فاضلاب < کاه و کلش گندم بود. با افزایش رطوبت از ۴۰ به ۷۵ درصد ظرفیت زراعی میزان رهاسازی نیتروژن در تیمارهای کود مرغی، لجن فاضلاب، کود گاوی و کاه و کلش گندم به ترتیب ۳۶، ۹، ۶ و ۸۶ درصد افزایش نشان داد. از این رو استفاده از کودهای آلی به‌ویژه کود مرغی برای بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک و فراهمی بخشی از نیاز غذایی گیاهان توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: نترات، انکوباسیون، آمونیم، ظرفیت زراعی

\*مسئول مکاتبه: [hemami@um.ac.ir](mailto:hemami@um.ac.ir)

## مقدمه

با توجه به رشد روزافزون جمعیت، تامین امنیت غذایی یکی از دغدغه‌های اساسی در هر کشور می‌باشد، بنابراین برای تامین نیازهای غذایی حال و آینده بشر کشاورزی پایدار مورد توجه متخصصان علوم خاک قرار گرفته است و یکی از محورهای اصلی پژوهش‌ها در کشاورزی پایدار، ایجاد زمینه‌ها و بسترهایی است که منجر به تولید پایدار محصولات کشاورزی می‌گردد (پراس ساد و پوور، ۱۹۹۷). اطلاع از سرعت معدنی شدن نیتروژن از منابع مختلف مواد آلی، برای حفظ حاصلخیزی خاک اراضی زراعی دارای اهمیت می‌باشد. آگاهی از میزان نیتروژن آزاد شده در دوره رشد گیاه، در اثر فرآیند معدنی شدن مواد آلی خاک برای بهبود کارایی کودهای نیتروژنی و کاهش خطرات آلودگی منابع آبی و اتمسفر اهمیت فراوانی دارد (رینگولت و بچمیر، ۲۰۰۲). نیتروژن از جمله عناصری است که دارای میزان تلفات بالایی می‌باشد. مهم‌ترین شیوه تلفات نیتروژن آبشویی نترات است که باعث هدررفت مقدار زیادی نیتروژن می‌شود، همچنین این پدیده باعث تجمع نترات در منابع آب‌های زیرزمینی و آلودگی آن می‌شود. علاوه بر آبشویی نترات، بخشی از نیتروژن به صورت آمونیاک از سطح خاک متصاعد می‌شود. در فرآیند معدنی شدن ابتدا آمونیم تولید شده و سپس آمونیم با فرآیند نترات‌سازی تبدیل به نترات می‌شود. این دو شکل نیتروژن معدنی، بیش‌ترین سهم را در جذب نیتروژن توسط گیاهان دارند. اگرچه گیاه آمونیم، اوره و نترات را، از طریق برگ نیز جذب می‌کند ولی در محیط ریشه رایج‌ترین فرم نیتروژن برای جذب، نترات و آمونیم می‌باشند (سالاردینی، ۲۰۰۶).

فرآیند معدنی شدن نیتروژن در خاک با توجه به شرایط محیطی (دما و رطوبت) و ویژگی‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک (تهویه، بافت، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و جمعیت میکروبی) و نیز نوع کود آلی اضافه شده ممکن است دارای وضعیت متفاوتی باشد (برنال و کایرچمنف، ۱۹۹۲). عوامل محیطی مانند دما و رطوبت مهم‌ترین عواملی هستند که بر روی فرایندهای معدنی شدن نیتروژن اثر می‌گذارند. حضور و عدم حضور آب می‌تواند فعالیت‌های میکروبی را در جهت معدنی شدن نیتروژن یا آلی شدن آن تحت‌تأثیر قرار دهد، ولی این‌که چه رابطه‌ای بین میزان رطوبت و میزان معدنی شدن وجود دارد به شرایط رشد گیاه، آبشویی نترات و نیز نوع گیاهی که می‌تواند باعث افزایش نیتروژن در خاک شود، بستگی دارد (گیومادا و کبرا، ۱۹۹۷). با کاهش رطوبت خاک، در اثر کاهش پخشیدگی املاح داخل سلول‌های میکروبی، کاهش تحرک میکروب‌ها برای دستیابی به بستره و همچنین کاهش پتانسیل آب درون سلولی که موجب کاهش فعالیت آنزیمی آن می‌شود، معدنی شدن

نیتروژن تحت تأثیر قرار می‌گیرد (زاک و همکاران، ۱۹۹۹). با کاهش پتانسیل درون سلولی، میکروب‌ها شروع به تجمع مواد محلول و نیتروژن در سیتوپلاسم می‌کنند (هاریس، ۱۹۸۱) که بعداً با بهبود شرایط محیطی مانند افزایش رطوبت، شروع به آزاد کردن مواد داخلی سلولی می‌کنند (کیافت و همکاران، ۱۹۸۷). ممکن است عملکرد داخل سلولی با شرایط محیطی سازگار شود و این باعث دسترسی کم‌تر میکروب‌ها به منابع کربن آلی شود (فورد و همکاران، ۲۰۰۷).

معدنی شدن مواد آلی خاک توسط باکتری‌های هتروتروف و قارچ‌ها صورت می‌گیرد. رطوبت خاک میزان فراهمی اکسیژن را در خاک تنظیم می‌کند و حداکثر فعالیت هوازی ریزجانداران در محدوده رطوبتی ۷۰-۵۰ درصد ظرفیت زارعی خاک اتفاق می‌افتد (لین و دوران، ۱۹۸۴؛ فرانلوبرز، ۱۹۹۹). رطوبت کم‌تر باعث کاهش حلالیت ماده تجزیه‌شونده و نیز باعث کاهش پخشیدگی و تحرک میکروب‌ها می‌شود (گرایفین و هانیکات، ۲۰۰۰؛ اسجونینگ و همکاران، ۲۰۰۳). دی‌نیو و هافمنند (۲۰۰۲) در مطالعه‌ای بر روی میزان معدنی شدن نیتروژن برگ تازه هویج، گزارش نمودند که با افزایش رطوبت خاک از ۶۰-۱۸ درصد ظرفیت زارعی، معدنی شدن نیتروژن افزایش یافت. مصرف کودهای آلی در بخش کشاورزی برای تامین عناصر غذایی خاک و بهبود شرایط رشد گیاهی و به‌ویژه برای تامین عناصر غذایی مثل نیتروژن از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. بنابراین این پژوهش با هدف بررسی تأثیر منابع مختلف کودی و مقادیر مختلف رطوبت در فرایند رهاسازی نیتروژن در طول زمان انجام شد.

### مواد و روش‌ها

نمونه‌های خاک آهکی از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری از مزرعه دانشگاه فردوسی مشهد تهیه و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن به روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شدند. بافت به روش هیدرومتر (جی و بادر، ۱۹۸۶)، درصد رطوبت وزنی در نقطه ظرفیت زارعی (FC)، pH گل اشباع، EC عصاره گل اشباع، درصد کربن آلی، نیتروژن به روش کج‌لدال، نترات و آمونیم اولیه اندازه‌گیری شد (پاگ و همکاران، ۱۹۸۲؛ الف و نانی‌پرل، ۱۹۹۵). همچنین pH و EC کودهای آلی نیز در عصاره ۱:۱۰، کود: آب، درصد کربن آلی، نیتروژن (کج‌لدال) و نسبت کربن به نیتروژن تعیین گردید (پاگ و همکاران، ۱۹۸۲؛ الف و نانی‌پرل، ۱۹۹۵). سپس کودهای آلی (لجن فاضلاب، کود مرغی، کود گاوی و کاه و کلش گندم) به‌طور یکنواخت به‌میزان ۵۰ تن در هکتار به خاک اضافه شدند. پس از تعیین

ظرفیت زراعی خاک (اشباع از پایین)، دو سطح رطوبتی ۴۰ (کم) و ۷۵ (زیاد) درصد ظرفیت زراعی به همه تیمارهای کودی اعمال گردید و سپس نمونه‌ها (۳۰ گرمی) در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۶۰ روز در انکوباتور نگهداری شدند. به منظور فراهمی اکسیژن مورد نیاز ریزجاندران خاک، درب ظروف هر روز به مدت چند دقیقه باز و بسته شد و رطوبت خاک به صورت هفتگی از طریق وزنی کنترل گردید. برای اندازه‌گیری نیترات خاک، ۵ گرم خاک با اضافه کردن ۵۰ میلی‌لیتر از عصاره‌گیر  $K_2SO_4$  ۱ درصد به مدت یک ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک شد و پس از عبور از کاغذ صافی مقدار نیترات آن به روش اسید سالسیلیک با اسپکتروفتومتر در طول موج ۴۱۰ نانومتر قرائت گردید (الف و نانی‌پریریل، ۱۹۹۵). برای اندازه‌گیری مقدار آمونیم نیز ۸ گرم از نمونه‌های خاک با اضافه کردن ۴۰ میلی‌لیتر از عصاره‌گیر  $KCl$  ۲ مولار به مدت یک ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک و پس از عبور کاغذ صافی مقدار آمونیم آن به روش اندو فنل با اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۳۶ نانومتر تعیین گردید (پاگ و همکاران، ۱۹۸۲). مقدار نیتروژن آزاد شده با استفاده از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$N_{\min} (\text{mg/kg}) = [(\text{NO}_3^- - \text{N}) + (\text{NH}_4^+ - \text{N})]_a - [(\text{NO}_3^- - \text{N}) + (\text{NH}_4^+ - \text{N})]_b$$

که در آن،  $N_{\min}$ : مجموع نیترات و آمونیم آزاد شده به صورت تجمعی در هر زمان،  $[(\text{NO}_3^- - \text{N}) + (\text{NH}_4^+ - \text{N})]_a$ : مقادیر نیترات و آمونیم تیمارهای کودی در هر زمان و  $[(\text{NO}_3^- - \text{N}) + (\text{NH}_4^+ - \text{N})]_b$ : مقادیر نیترات و آمونیم نمونه خاک بدون کود در زمان صفر می‌باشد (الف و نانی‌پریریل، ۱۹۹۵). آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام و در نهایت داده‌ها با نرم‌افزار JMP و مقایسه میانگین‌ها با آزمون توکی در سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید.

## نتایج و بحث

نتایج تجزیه خاک نشان داد که خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم و مقدار نیترات اولیه آن بیش‌تر از آمونیم است (جدول ۱). تجزیه شیمیایی کودهای آلی نشان داد که لجن فاضلاب دارای بالاترین مقدار pH و بیش‌ترین میزان شوری بود. کود مرغی دارای حداکثر مقدار نیتروژن و کاه و کلش گندم نیز کم‌ترین مقدار نیتروژن را دارا بودند. همچنین کاه و کلش گندم و کود مرغی به ترتیب دارای بیش‌ترین و کم‌ترین نسبت کربن به نیتروژن بودند (جدول ۲).

## فتح‌اله مدرومی و همکاران

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه.

ویژگی‌ها	مقادیر	ویژگی‌ها	مقادیر
رطوبت ظرفیت زراعی (گرم بر گرم)	۰/۲۵	pH	۷/۶۳
رس (درصد)	۱۹	EC	۲/۸
شن (درصد)	۳۸	N (درصد)	۰/۰۵
سیلت (درصد)	۴۳	OC (درصد)	۰/۵
بافت	لوم	C/N	۱۰
آمونیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۲۱	نیترات (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳۰

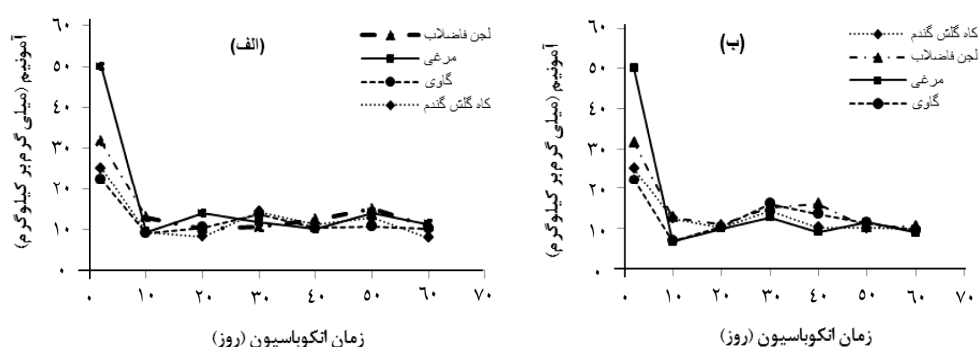
جدول ۲- برخی از ویژگی‌های شیمیایی کودهای آلی.

ویژگی‌ها	pH*	EC* (دسی‌زیمنس بر متر)	N (درصد)	OC (درصد)	C/N
لجن فاضلاب	۹/۱	۸/۵	۱/۴	۲۳/۴	۱۶/۷
کود مرغی	۸/۲	۵	۲/۴	۳۰	۱۲/۵
کود گاوی	۸/۲	۶/۸	۱/۸۵	۳۳/۹	۱۸/۳
کاه و کلش گندم	۶/۸	۴/۵	۰/۶۵	۴۹/۸	۷۶/۶

\* مقادیر pH و EC در نسبت ۱:۱۰ کود به آب اندازه‌گیری شده است.

روند رهاسازی آمونیم در شروع دوره انکوباسیون بیش‌ترین مقدار بود. با افزایش زمان انکوباسیون بعد از ۱۰ روز اول به‌شدت کاهش یافت و پس از آن تقریباً ثابت باقی ماند. همچنین روند رهاسازی آمونیم در هر دو سطح رطوبتی مشابه بود. شکل ۱ نشان می‌دهند که به‌ترتیب در رطوبت ۴۰ و ۷۵ درصد ظرفیت زراعی تغییرات آمونیم آزاد شده دارای یک شیب کاهشی تند در ۱۰ روز اول بود و حداکثر تغییرات برای کود مرغی به‌دست آمد که نسبت به بقیه کودها بیش‌ترین شیب کاهشی را نشان داد. این مسأله می‌تواند به این علت باشد که کود مرغی دارای بیش‌ترین مقدار نیتروژن و کم‌ترین میزان نسبت کربن به نیتروژن است. بارباریکا و همکاران (۱۹۸۵) نیز با بررسی عوامل مؤثر بر معدنی شدن نیتروژن در خاکی که با لجن فاضلاب تیمار شده بود نشان دادند عواملی مانند درصد نیتروژن، طول دوره انکوباسیون و دما همبستگی مثبت و نسبت کربن به نیتروژن همبستگی منفی با میزان معدنی شدن نیتروژن دارند. با توجه به شکل ۱ از ۱۰ تا ۶۰ روز روند رهاسازی آمونیم در هر چهار تیمار کودی در هر دو سطوح رطوبتی مشابه بود و میزان نوسانات در میزان رهاسازی آمونیم پس از ۱۰ روز

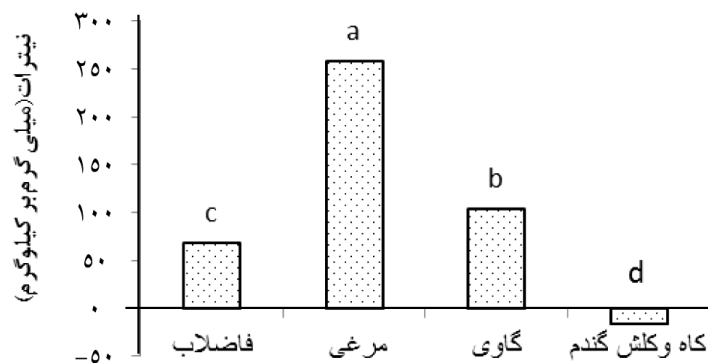
از شروع انکوباسیون نسبت به ۱۰ روز اول کم‌تر و تقریباً ثابت بود. سئیرا (۱۹۹۷) با مطالعه خاک‌های مناطق حاره‌ای در دمای ۴۰ درجه سلسیوس و رطوبت ظرفیت زراعی گزارش نمود که در مدت ۱۳ روز انکوباسیون، مقدار آمونیم از ۶۸ میلی‌گرم در کیلوگرم به ۳/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم رسید که نشان‌دهنده روند کاهشی رهاسازی آمونیم است و با نتایج این پژوهش همخوانی دارد. آیز و اویربکی (۲۰۱۰) با بررسی نحوه معدنی شدن نیتروژن در کودهای حیوانی مقدار نوسانات آمونیم در طی ۱۲۰ روز بین ۰/۸۱-۰/۴۵ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کردند.



شکل ۱- روند رهاسازی آمونیم در طی دوره انکوباسیون در الف (۴۰) و ب (۷۵) درصد رطوبت ظرفیت زراعی.

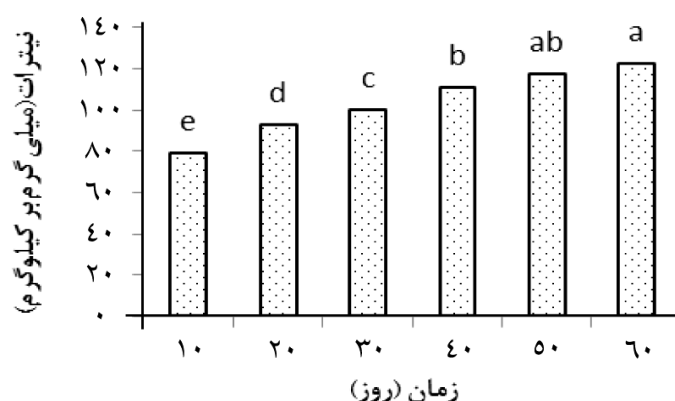
نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که تیمارهای کودی از نظر رهاسازی نیترات اختلاف معنی‌داری با یکدیگر داشتند، به طوری که کود مرغی با ۲۵۸/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بیش‌ترین و کاه کلش گندم با ۱۵/۸- میلی‌گرم در کیلوگرم کم‌ترین میزان نیترات آزاد شده را به خود اختصاص دادند. با توجه به داده‌های جدول ۱ مشاهده می‌شود که کود مرغی دارای میزان نیتروژن بیش‌تر و نسبت کربن به نیتروژن کم‌تر نسبت به کود گاوی، لجن فاضلاب و کاه و کلش است، بنابراین با توجه به فراهمی بیش‌تر منبع غذایی برای ریزجانداران خاک، در کود مرغی بیش‌ترین میزان نیترات آزاد شده است (شکل ۲). کاه و کلش گندم به دلیل داشتن نسبت کربن به نیتروژن بالا و همچنین دارا بودن مقادیر کم‌تر نیتروژن، دارای سرعت کم‌تری در رهاسازی نیترات می‌باشد. با افزودن آن به خاک، نیتروژن به دست آمده از تجزیه میکروبی کم‌تر از میزان آزاد شده می‌باشد و جمعیت میکروبی

از نیتروژن ذخیره شده در خاک استفاده نموده است. بنابراین بر خلاف تجزیه کاه و کلش، مقدار خالص نیترات منفی شده که نشان‌دهنده مصرف بیش‌تر و تولید کم‌تر نیترات است. بقایای محصولات، با نسبت کربن به نیتروژن بالاتر تمایل به آلی شدن (*Immobilization*) دارند ولی با کاهش نسبت کربن به نیتروژن تمایل برای معدنی شدن بیش‌تر می‌شود (ون‌کسل و همکاران، ۲۰۰۰؛ کواین و اسکونیو، ۲۰۰۲).



شکل ۲- اثر نوع کود بر میزان رهاسازی نیترات در طول دوره انکوباسیون.

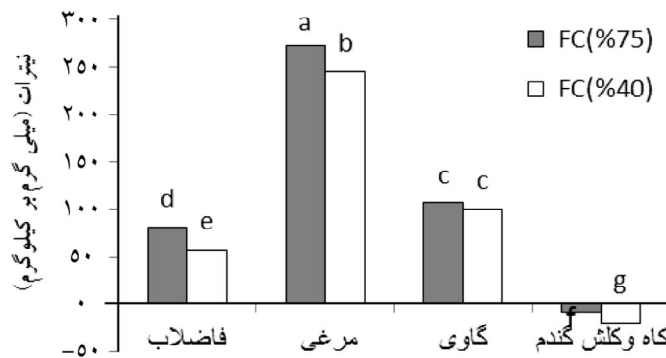
میزان رهاسازی نیترات در زمان‌های مختلف نیز اختلاف معنی‌داری داشت. با افزایش زمان تا ۴۰ روز بعد از انکوباسیون افزایش معنی‌داری در میزان رهاسازی نیترات مشاهده شد، ولی بعد از ۴۰ روز اختلاف معنی‌داری در میزان نیترات آزاد شده مشاهده نشد (شکل ۳). به نظر می‌رسد علت این امر ناشی از تجزیه مواد ساده هیدروکربنی در مراحل اول تجزیه و بخش مقاوم به تجزیه در مراحل بعدی باشد با گذشت زمان نیترات آزاد شده روند افزایشی داشت، ولی در زمان‌های انتهایی دوره انکوباسیون از شدت آزاد شدن نیترات به تدریج کاسته می‌شود. به عبارتی دیگر روند رهاسازی نیترات در شروع دوره انکوباسیون زیاد و در انتها کم بوده است. این نتایج با یافته‌های تومپسون و مزینگر (۲۰۰۴) مطابقت دارد. این پژوهشگران گزارش کردند که میزان نیترات آزاد شده در کود دامی پس از ۳۰ روز انکوباسیون، از ۱/۵۱ به ۵/۸۵ میلی‌گرم نیتروژن افزایش پیدا کرد.



شکل ۳- تأثیر زمان در میزان رهاسازی نیترات در طول دوره انکوباسیون.

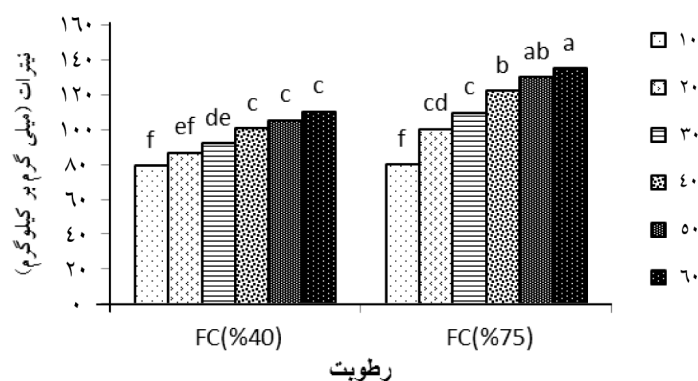
مقایسه میانگین اثرات متقابل کود با رطوبت نشان داد که تیمارهای مورد بررسی، اختلاف معنی‌داری با یکدیگر داشتند و در تمامی تیمارها به جز کود گاوی بین رطوبت ۴۰ درصد و ۷۵ درصد ظرفیت زراعی اختلاف معنی‌داری در میزان رهاسازی نیترات مشاهده گردید. افزایش رطوبت از ۴۰ درصد ظرفیت زراعی به ۷۵ درصد، در لجن فاضلاب، کود مرغی، کود گاوی و کاه و کلش گندم به ترتیب باعث افزایش ۴۲، ۱۱، ۷ و ۵۳ درصدی در میزان رهاسازی نیترات گردید. بنابراین اثر رطوبت در میزان رهاسازی نیترات در کاه و کلش گندم بیش‌ترین مقدار و در کود گاوی کم‌ترین میزان بود (شکل ۴). در هر دو سطح رطوبت، تیمار کود مرغی بیش‌ترین و کاه و کلش گندم کم‌ترین مقدار نیترات را آزاد نموده‌اند. البته روند تغییرات نیترات آزاد شده نشان داد که افزایش رطوبت از ۴۰ درصد به ۷۵ درصد ظرفیت زراعی باعث افزایش یکسانی در میزان رهاسازی نیترات نشده است. معمولاً با افزایش رطوبت، رهاسازی نیتروژن نیز افزایش پیدا می‌کند و حداکثر مقدار آن در حدود رطوبت ظرفیت زراعی رخ می‌دهد (کاسمانز و مانز، ۱۹۸۰).





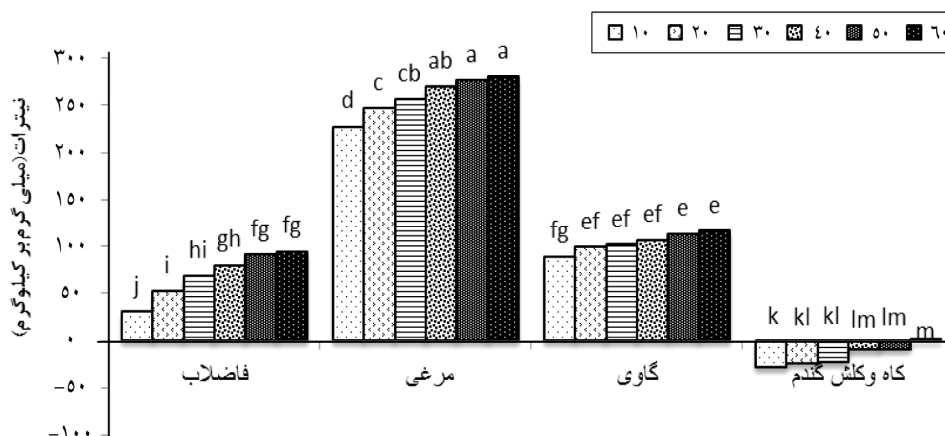
شکل ۴- اثر کود و رطوبت بر میزان رهاسازی نیترات در طول دوره انکوباسیون.

اثرات متقابل رطوبت و زمان نیز بر میزان رهاسازی نیترات معنی‌داری بود، به طوری که با افزایش زمان و رطوبت اختلاف معنی‌داری در میزان رهاسازی نیترات مشاهده گردید. تأثیر افزایش رطوبت و زمان بعد از ۲۰ روز معنی‌دار شده است و در رطوبت ۷۵ درصد ظرفیت زراعی و زمان ۶۰ روز بیش‌ترین میزان نیترات آزاد شده است. به جز زمان ۱۰ روز که اختلاف معنی‌داری بین سطوح رطوبتی نشان نداد، در سایر زمان‌ها از ۲۰ تا ۶۰ با افزایش رطوبت از ۴۰ به ۷۵ درصد ظرفیت زراعی در هر زمان به ترتیب ۱۵، ۱۹، ۲۱، ۲۴ و ۲۳ درصد افزایش در میزان نیترات حاصل شد (شکل ۵). در مطالعه دیگری افزایش رطوبت خاک از ۵۰ تا ۹۰ درصد ظرفیت نگهداشت آب خاک، باعث افزایش معنی‌داری در میزان نیتروژن معدنی شده به فرم نیترات گردید (آق‌هرا و وارنک، ۲۰۰۵).



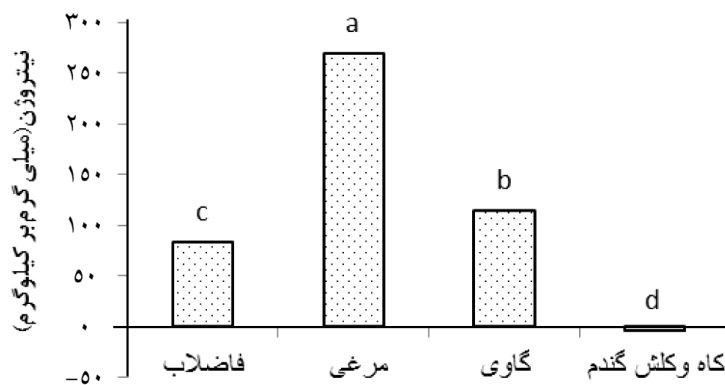
شکل ۵- اثر رطوبت و زمان بر میزان رهاسازی نیترات در طی دوره انکوباسیون.

مقایسه میانگین اثرات متقابل کود و زمان در میزان رهاسازی نیترات نشان داد که گذشت زمان باعث افزایش رهاسازی نیترات می‌گردد. به نظر می‌رسد چون مواد آلی در ابتدا دارای ترکیبات ساده کربنی مثل گروه قندها و هیدورکربن‌های ساده می‌باشد، این مواد ساده به سرعت توسط ریزجانداران خاک مصرف و در نهایت تجزیه شده و سبب رهاسازی نیترات در هفته‌های اول شده است. همچنین در تیمار کاه و کلش گندم یک روند افزایشی در میزان تولید نیترات مشاهده گردید به طوری که با افزایش زمان، نیترات تولید شده افزایش یافت و در زمان ۶۰ روز مقدار آن به حد مقادیر اولیه خاک رسید (شکل ۶). اگرچه با گذشت زمان مقدار نیترات افزایش پیدا کرد، ولی در همه تیمارهای آزمایشی افزایش نیترات بعد از ۳۰ روز معنی‌دار نبود (شکل ۶). یوسف و مبارک (۲۰۰۹) در بررسی فرایند رهاسازی نیترات در کود مرغی و لجن فاضلاب گزارش نمودند که مقدار نیترات آزاد شده تا ۸ هفته حالت افزایشی داشت و بیش‌ترین شیب افزایشی در هفته چهارم مشاهده شد، اما بعد از هفته هشتم رهاسازی نیترات کاهش پیدا کرد. این نتایج با پژوهش‌های این پژوهش هم‌خوانی دارد و همچنین در مطالعه‌ای که آریز و اویریکی (۲۰۱۰) انجام دادند حداکثر میزان افزایش نیترات پس از ۵۵ روز انکوباسیون گزارش شد.



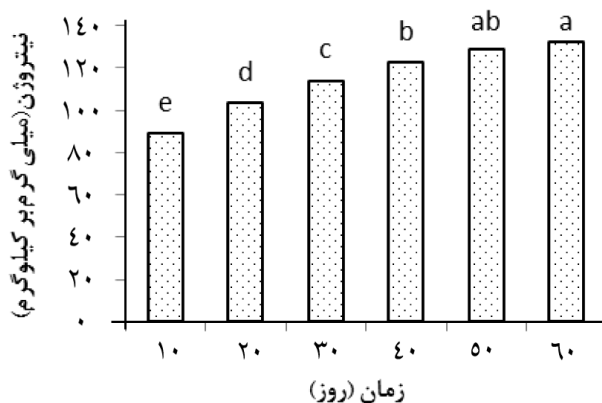
شکل ۶- اثرات متقابل کود و زمان بر میزان رهاسازی نیترات در طول دوره انکوباسیون.

مشابه با نیترات نوع کود آلی سبب ایجاد اختلاف معنی‌داری بر میزان نیتروژن آزاد شده (مجموع آمونیوم و نیترات) گردید. بررسی تأثیر نوع کود آلی در میزان رهاسازی نیتروژن نشان داد که کود مرغی با میانگین  $269/7$  میلی‌گرم در کیلوگرم نیتروژن حداکثر و کاه و کلش گندم با میانگین  $4/5$  کم‌ترین میزان رهاسازی را در بین سایر تیمارها دارا بودند. ترتیب نیتروژن آزاد شده به‌صورت کود مرغی < کود گاوی < لجن فاضلاب < کاه و کلش گندم بود. به‌نظر می‌رسد که کود مرغی چون شامل نیتروژن فراوان می‌باشد، توانسته مقدار نیتروژن بیشتری را به فرم نیترات و آمونیوم آزاد کند. کود مرغی نسبت به کود گاوی، لجن فاضلاب و کاه و کلش گندم به‌ترتیب  $1/3$ ،  $2/2$  و  $60$  برابر نیتروژن آزاد کرده است. همچنین کود گاوی نسبت به لجن فاضلاب و کاه و کلش گندم به‌ترتیب  $1/4$  و  $25/5$  برابر نیتروژن آزاد کرده است (شکل ۷). در مطالعه‌ای که یوسف و مبارک (۲۰۰۹) به‌منظور بررسی رهاسازی نیتروژن به‌دست آمده از کودهای آلی مختلف در دو نوع خاک شور و غیرشور انجام دادند دریافتند که کود مرغی با میانگین  $158/3$  میلی‌گرم در کیلوگرم بیش‌ترین میزان نیتروژن معدنی شده را آزاد نمود. همچنین یزدان‌لطفی و همکاران (۲۰۰۸) با بررسی پتانسیل معدنی شدن نیتروژن در یک خاکی آهکی با دو نوع کود آلی گزارش نمودند که کود گاوی و لجن فاضلاب از نظر نیتروژن معدنی شده با هم اختلاف معنی‌داری نداشتند، ولی مقدار نیتروژن معدنی شده در لجن فاضلاب بیش‌تر از کود گاوی است.



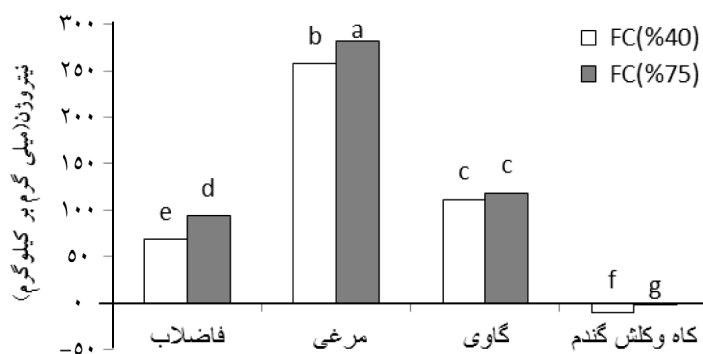
شکل ۷- تأثیر نوع کود آلی بر میزان رهاسازی نیتروژن در طول دوره انکوباسیون.

اثرات ساده زمان در طی دوره انکوباسیون تأثیر معنی‌داری بر میزان رهاسازی نیتروژن (مجموع نیترات و آمونیوم) داشت. زمان ۶۰ روز با ۱۳۲/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم نیتروژن بالاترین و ۱۰ روز با ۸۹/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم کم‌ترین میزان نیتروژن را دارا بود. روند رهاسازی در کل دوره افزایشی بود ولی در فاصله زمانی ۶۰-۵۰ روز تفاوت معنی‌داری در میزان آزاد شدن نیتروژن مشاهده نشد. با توجه به شکل ۸ به نظر می‌رسد روند تجزیه مواد آلی حداقل شامل دو فاز است که در فاز اول یعنی تا ۴۰ روز، تجزیه میکروبی با سرعت بیشتری انجام می‌گیرد و در فاز دوم بسته به شرایط محیطی (دما و رطوبت) و نوع بستره (ماده آلی)، مواد با سرعت کم‌تری تجزیه می‌شوند. در مطالعه‌ای که آریز و اویربکی (۲۰۱۰) بر روی سه نوع کود حیوانی (بزی، گاوی و مرغی) در یک خاک لوم شن رسی انجام دادند دریافتند که رابطه بین زمان و معدنی شدن نیتروژن رابطه‌ی نمایی بود. در این مطالعه معدنی شدن نیتروژن شامل چهار مرحله (۱) رهاسازی سریع اولیه (تا ۳۰ روز اول)، (۲) فاز ثابت رهاسازی (۵۵-۴۰ روز)، (۳) کاهش در رهاسازی نیتروژن (۹۰-۷۰ روز) و (۴) افزایش شدیدی در روز ۱۲۰ شناسایی شد. آفرا و وارنک (۲۰۰۵) گزارش نمودند که منبع کودی و رطوبت اثر معنی‌داری بر میزان نیتروفیکاسیون دارد و آن‌ها اثر چشم‌گیر رطوبت بر میزان رهاسازی نیترات را از هفته چهارم تا دوازدهم مشاهده کردند. همچنین در مطالعه این دو پژوهشگر نیز نوع منبع کودی در هفته اول بیش‌ترین تأثیر را در رهاسازی نیترات و آمونیوم داشت.



شکل ۸- تأثیر زمان بر میزان معدنی شدن نیتروژن در طول دوره انکوباسیون.

اثر متقابل رطوبت و کود نیز تأثیر معنی‌داری بر میزان معدنی شدن نیتروژن داشت. کود مرغی در رطوبت ۷۵ درصد ظرفیت زراعی با ۲۵۷/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیش‌ترین و کاه و کلش گندم در رطوبت ۴۰ درصد ظرفیت زراعی با ۱۰/۵- میلی‌گرم بر کیلوگرم کم‌ترین مقدار نیتروژن را آزاد کرد. در همه تیمارها به‌جز تیمار کود گاوی، با افزایش رطوبت از ۴۰ به ۷۵ درصد ظرفیت زراعی مقدار نیتروژن معدنی شده افزایش معنی‌داری نشان داد. افزایش رطوبت از ۴۰ درصد ظرفیت زراعی به ۷۵ درصد، در تیمارهای کود مرغی، لجن فاضلاب، کود گاوی و کاه و کلش گندم به‌ترتیب باعث افزایش ۳۶، ۹، ۶ و ۸۶ درصدی در میزان معدنی شدن نیتروژن گردید. بنابراین ترتیب تأثیر نسبی افزایش رطوبت در میزان معدنی شدن نیتروژن به‌صورت، کاه و کلش گندم < لجن فاضلاب < کود مرغی < کود گاوی بود (شکل ۹). گانتیناز و همکاران (۲۰۱۲) با بررسی تأثیر دما و رطوبت بر میزان معدنی شدن نیتروژن در یک خاک جنگلی، علفزار و زمین کشاورزی مشاهده کردند با افزایش رطوبت از ۱۰۰-۴۰ درصد ظرفیت زراعی در دماهای ۳۵-۱۰ درجه سانتی‌گراد معدنی شدن نیتروژن افزایش یافت و در ۶۰ و ۸۰ درصد ظرفیت رطوبت زراعی بیش‌ترین افزایش در معدنی شدن نیتروژن گزارش شد. در این پژوهش نیز در همه تیمارهای کودی رطوبت ۷۵ درصد ظرفیت زراعی باعث افزایش معدنی شدن نیتروژن شده است. سودایی‌مشاعی و همکاران (۲۰۰۸) نیز در همه تیمارهای کود آلی (کمپوست، ورمی‌کمپوست و کود دامی) افزایش میزان معدنی شدن نیتروژن از رطوبت ۵۰ به ۸۵ درصد ظرفیت زراعی را گزارش نموده‌اند.

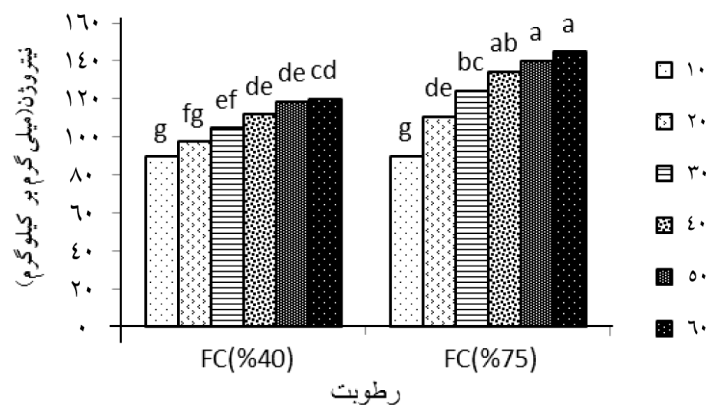


شکل ۹- اثر متقابل کود و رطوبت بر میزان معدنی شدن نیتروژن.

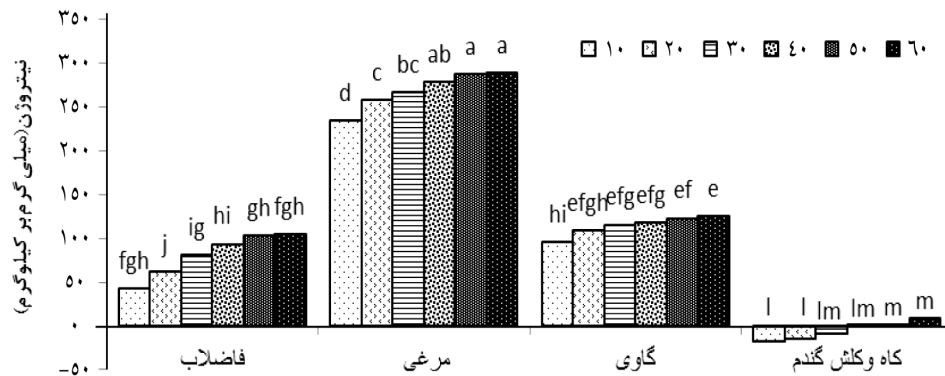
مقایسه میانگن اثرات متقابل زمان و رطوبت در میزان معدنی شدن نیتروژن نشان داد که با گذشت زمان و افزایش رطوبت، میزان نیتروژن معدنی شده به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. نتایج نشان داد که غیر از زمان ۱۰ روز در بقیه زمان‌ها با افزایش رطوبت از ۴۰ به ۷۵ درصد ظرفیت زراعی میزان نیتروژن معدنی شده به‌طور معنی‌داری افزایش نشان داد (شکل ۱۰). در مطالعه‌ای که رحمان و همکاران (۲۰۱۳) بر روی الگوی معدنی شدن نیتروژن در مواد آلی با توجه به رژیم مختلف رطوبتی انجام دادند، بیان نمودند که میزان معدنی شدن نیتروژن در کود حیوانی و باقی‌مانده‌های محصول در اول دوره انکوباسیون کم بود و سپس افزایش پیدا کرد، حداکثر افزایش آن در هفته هفتم بود و پس از آن دوباره کاهش پیدا کرد و همچنین بیش‌ترین میزان معدنی شدن در رطوبت ظرفیت زراعی نسبت به رطوبت اشباع صورت گرفت.

زمان و کود نیز اختلاف معنی‌داری در میزان معدنی شدن نیتروژن نشان دادند. با گذشت زمان میزان معدنی شدن نیتروژن در همه تیمارهای کودی افزایش پیدا کرد، ولی با توجه به نوع کود سرعت معدنی شدن نیتروژن متفاوت بود، به‌طوری‌که در تیمارهای کود مرغی، گاوی و لجن فاضلاب سرعت معدنی شدن نیتروژن در اوایل دوره انکوباسیون (حدود ۲۰ روز اول) زیاد بود و با گذشت زمان کاهش پیدا کرد، ولی در تیمار کاه و کلش گندم سرعت معدنی شدن نیتروژن در اواخر دوره انکوباسیون (حدود ۳۰ روز آخر) زیاد بود (شکل ۱۱). نحوه معدنی شدن نیتروژن در کاه و کلش ابتدا از مقادیر منفی در ۱۰ روز اول (۱۷/۴-) شروع شد که نشان‌دهنده مصرف نیتروژن به‌وسیله ریزجانداران خاک می‌باشد در زمان ۴۰ روز تقریباً صفر بود و حداکثر مقدار آن در زمان ۶۰ روز به ۹/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم رسید و این امر بیش‌تر به‌علت نسبت کربن به نیتروژن بالا در کاه و کلش گندم است، که نمی‌تواند ضمن تجزیه، نیازی نیتروژنی جوامع میکروبی خاک را تامین کند با گذشت زمان از ۲۰ تا ۶۰ روز میزان معدنی شدن نیتروژن در لجن فاضلاب (در هر بازه زمانی نسبت به بازه زمانی قبلی) به‌ترتیب ۴، ۴، ۳۰، ۱۵، ۱۰ و ۲ درصد افزایش داشت. این روند در کود مرغی به‌صورت ۱۰، ۴، ۴ و ۰ درصد و همچنین در کود گاوی به‌صورت ۱۲، ۷، ۲، ۴ و ۲ درصد بود. تقریباً در این سه نوع ماده آلی با گذشت زمان، تأثیر نسبی آن در میزان معدنی شدن نیتروژن کم‌تر شده است ولی برای کاه و کلش گندم روند کاملاً برعکس بود، به‌طوری‌که با گذشت زمان معدنی شدن نیتروژن (۱۷،

۴۲، ۱۱۰، ۲۱۳ و ۲۸۴ درصد) روند افزایشی داشت (شکل ۱۱). یوسف و مبارک (۲۰۰۹) نیز روند معدنی شدن نیتروژن در مواد آلی را در دوره ۱۲ هفته‌ای به صورت افزایش شدید تا هفته دوم و بعد کاهش میزان معدنی شدن نیتروژن تا هفته هشتم و دوباره روند افزایشی تا هفته دهم و بعد از هفته دهم تا دوازدهم روند کاهشی را گزارش نمودند.



شکل ۱۰- اثرات متقابل زمان و رطوبت بر میزان معدنی شدن نیتروژن.



شکل ۱۱- اثر متقابل کود و زمان بر میزان معدنی شدن نیتروژن در طول دوره انکوباسیون.

منابع

1. Azeez, J.O., and Van Averbeke, W. 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Biores. Tech.* 101: 5645-5651.
2. Alef, K., and Nannipieri, P. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, London. 576p.
3. Agehara, S., and Warncke, D.D. 2005. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release. From organic nitrogen sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 1844-1855.
4. Barbarika, A., Sikara, L.J., and Colacicco, D. 1985. Factors affecting the mineralization of Nitrogenin Sewage Sludge Applied to Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1403-140.
5. Bernal, M.P., and Kirchman, H. 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.
6. Cassman, K.G., and Munns, D.N. 1980. Nitrogen mineralization as affected by soilmoisture, temperature and depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 1233-1237.
7. De Neve, S., and Hofman, G. 2002. Quantifying soil water effects onnitrogen mineralization from soil organic matter and from freshcrop residues. *Biol. Fertil. Soils.* 35: 379-386.
8. Ford, D.J., Cookson, W.R., Adams, M.A., and Grierson, P.F. 2007. Role of drying in nitrogen mineralization and microbial community function in semi-arid grasslands of north-west Australia. *Soil Biol. Biochem.* 39: 1557-1569.
9. Franzluebbbers, A.J. 1999. Microbial activity in response to water-filled pore space of variably eroded southern Piedmont soils. *Appl. Soil Ecol.* 11: 91-101.
10. Guntinas, M.E., Leiros, M.C., Trasar-Cepeda, C., and Gil-Sotres, F. 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *Eur. J. Soil Biol.* 48: 73-80.
11. Gee, G.H., and Bauder, J.W. 1986. Particle size analysis. In: A. Klute, (eds.), *Methods of soil Analysis. Physical Properties*. SSSA, Madison, WI. Pp: 383-41.
12. Griffin, T.S., and Honeycutt, C.W. 2000. Using growing degree daysto predict nitrogen availability from livestock manures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1876-1882.
13. Harris, R.F. 1981. Effect of water potential on microbial growth and activity in soil. In: Parr, J.F., Gardner, W.R., and Elliot, L.F. (eds), *Water Potential Relations in SoilMicrobiology*. SSS. Am. Pub. Madison. 9: 23-95.
14. Kieft, T., Soroker, E., and Firestone, M. 1987. Microbial biomass response to a rapid increasein water potential when dry soil is wetted. *Soil Biol. Biochem.* 19: 119-126.
15. Linn, D.M., and Doran, J.W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilledsoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1267-1272.



16. Lotfi, Y., Nourbakhsh, F., and Afyuni, M. 2008. Nitrogen mineralization potential in a calcareous soil treated with two organic fertilizers. *Sci. Tech. Agric. Natur. Res.* 11: 42. 367-377.
17. Page, A.L., Miller, R.H., and Keeney, D.R. 1982. *Methods of soil analysis part 2 chemical and microbiological properties*. Madison, Wisconsin USA. Pp: 674-675.
18. Prasad, R., and Power, J.F. 1997. *Soil Fertility Management For Sustainable Agriculture*. CRC. Boca raton, FL. 356p.
19. Qian, P., and Schoenau, J. 2002. Availability of nitrogen in solid manure amendments with different C:N ratios. *Can. J. Soil Sci.* 82: 219-225.
20. Quemada, M., and Cabrera M.L. 1997. Temperature and moisture effects on c and n mineralization from surface applied clover residue. *Plant and soil.* 189: 127-137.
21. Rahman, M.H., Islam, M.R., Jahiruddin, M., Puteh, A.B., and Mondal, M.M.A. 2013. Influence of organic matter on nitrogen mineralization pattern in soils under different moisture regimes. *Int. J. Agric. Biol.* 15: 55-61.
22. Ringuelet, A., and Bachmeier, O.A. 2002. Kinetics of soil nitrogen mineralization in soil. *Commun., Soil Sin. Plant Anal.* 33: 3703-3721.
23. Salardini, A.A. 2006. *Soil fertility*. Institute of Tehran University Publications and Printing. Tehran University. 434p. (In Persian)
24. Schjøning, P., Ingrid, K., Thomsen, Moldrup, P., and Christensen, B.T. 2003. Linking soil microbial activity to water-and air-phase contents and diffusivities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 156-165.
25. Sierra, J. 1997. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1557-156.
26. Soodaee Mashae, S., Aliasgharzad, N., and Ostan, Sh. 2008. Kinetics of Nitrogen Mineralization in Soils Amended with Compost, Vermicompost and Cattle Manure. *Sci. Tech. Agric. Natur. Res.* 11: 42. 404-414. (In Persian)
27. Thompson, R.B., and Meisinger, J.J. 2004. Gaseous nitrogen losses and ammonia volatilization measurement following land application of cattle slurry in the mid-Atlantic region of the USA. *Plant and Soil.* 266: 231-246.
28. Van Kessel, J.S., Reeves, J.B., and Meisinger, J.J. 2000. Nitrogen and carbon mineralization of potential manure components. *J. Environ. Qual.* 29: 1669-1677.
29. Yousif, A.M., and Mobarak, A.A. 2009. Variations in nitrogen mineralization from different manures in semi-arid tropics of Sudan with reference to salt-affected soils. *Int. J. Agric. Biol.* 11: 515-520.
30. Zak, D.R., Holmes, W.E., MacDonald, N.W., and Pregtizer, K.S. 1999. Soil temperature, matric potential and the kinetics of microbial respiration and nitrogen Mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 575-584.



Gorgan University of Agricultural  
Sciences and Natural Resources

*J. of Water and Soil Conservation, Vol. 21(6), 2015*  
<http://jwsc.gau.ac.ir>

## **Investigating the amounts of nitrogen mineralization from organic manures at different moisture conditions**

**F. Madroomi<sup>1</sup>, \*H. Emami<sup>2</sup>, A.R. Astarai<sup>2</sup> and R. Khorasani<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>M.Sc. Student, Dept. of Soil Science, Ferdowsi University of Mashhad,

<sup>2</sup>Associate Prof., Dept. of Soil Science, Ferdowsi University of Mashhad

Received: 03/02/2013; Accepted: 07/22/2013

### **Abstract**

With regard to the importance of organic manures application in agriculture, this research was carried out to study the amounts of nitrogen mineralization from organic manures as a completely randomized design with factorial experiment and 3 replications. Amounts of mineralized nitrogen in four organic manures (i.e. sewage sludge, poultry manure, cattle manure and wheat straw) at two levels of moisture including low (40% of field capacity) and high (75% of field capacity) were measured during 10 days intervals for two months. The cumulative amounts of mineralized ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) and nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) was measured by spectrophotometer method. The results showed that the mineralized  $\text{NH}_4^+$  decreased during the studied period. The type of manure, moisture and the time were effective to cause a significant difference in mineralization of  $\text{NO}_3^-$ . Also, the interaction effects of manure-time and time-moisture were significant on mineralized  $\text{NO}_3^-$ . The highest mineralized nitrogen ( $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$ ) was found in poultry manure treatment ( $269.7 \text{ mg kg}^{-1}$ ). The trend of mineralization was poultry manure > cattle manure > sewage sludge > wheat straw. By increasing the moisture from 40 to 75% of field capacity, the amounts of mineralized nitrogen increased 36, 9, 6 and 86 percent in poultry manure, sewage sludge, cattle manure and wheat straw, respectively. Therefore, due to improving soil physical properties and the availability of some nutrition requirements for plants, application of the organic manures especially poultry manure is recommended.

**Keywords:** Ammonium, Field capacity, Incubation, Nitrate

---

\* Corresponding Author; Email: [hemami@um.ac.ir](mailto:hemami@um.ac.ir)