اثرات بلند مدت کودهای شیمیایی بر ریزجانداران خاک

هادی اسدی رحمانی [۱] و حسین کاری دولت‌آباد

استاد موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی،کرج، ایران.

asadi_1999@yahoo.com

استادیار موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی،کرج،ایران.

h.kari@areeo.ac.ir

دریافت: اردیبهشت ۱۳۹۸ و پذیرش: دی ۱۳۹۸

چکیده

کاربرد رو به افزایش نهاده‌های کودی در اکوسیستم‌های خاکی علاوه بر جوامع گیاهی می‌تواند بر جوامع میکروبی خاک نیز اثرگذار باشد. مطالعات انجام شده در اکوسیستم‌های طبیعی نشان داده است که افزایش کودهای نیتروژنی عموما سبب کاهش زیست توده میکروبی خاک می‌گردد در حالیکه این اثرات بلند مدت در سیستم‌های تحت مدیریت انسان مانند اکوسیستم‌های کشاورزی کاملا شناخته شده نیست. هدف از این مقاله بررسی و تحلیل واکنش ریزجانداران خاک به کودهای شیمیایی نیتروژنی با استفاده از داده‌هایی است که از آزمایش‌های بلند مدت کودی در سیستم‌های زراعی بدست آمده است. آزمون متاآنالیز انجام شده بر پایه ۱۰۷ مجموعه داده جمع‌آوری شده از ۶۴ آزمایش بلندمدت از سرتاسر جهان نشان داد که کاربرد کودهای شیمیایی سبب افزایش ۱۵/۱ درصدی زیست‌توده میکروبی (C_{mic}) در مقایسه با تیمارهای شاهد می‌شود. کاربرد کودهای شیمیایی همچنین میزان کربن آلی خاک (C_{org}) را افزایش می‌دهد و این نتایج نشانگر این موضوع است که C_{org} عامل اصلی موثر در افزایش کلی C_{mic} در نتیجه کاربرد کودهای شیمیایی است. شدت تأثیرگذاری کوددهی بر C_{mic} وابسته به pH است. در حالی که کوددهی منجر به کاهش C_{mic} در خاک‌هایی با pH کمتر از پنج می‌شود، اما اثر مثبت معنی‌داری در خاک‌های با pH بالاتر از خود بر جای می‌گذارد. طول مدت آزمایش نیز در پاسخ C_{mic} به کوددهی موثر است و افزایش C_{mic} در آزمایش‌هایی با زمان حداقل بیست سال بخوبی نشان داده شده است. به نظر می‌رسد که کاربرد کودهای نیتروژنی در سیستم‌های زراعی نمی‌تواند بخودی خود تأثیرات منفی بر C_{mic} داشته باشد. هرچند کاربرد کودهای آمونیاک و اوره می‌تواند بصورت موقتی سبب افزایش pH، پتانسیل اسمزی و غلظت آمونیاک به میزانی که برای جوامع میکروبی خاک بازدارنده است، گردد. اگرچه تأثیر کودها محدود به نقاط مصرف است با این حال ممکن است در کوتاه مدت، ساختار جمعیتی و زیست‌توده میکروبی را به شدت تحت تأثیر قرار دهند. کاربرد مکرر کودهای نیتروژنی در بلندمدت، حتی زمانی که تغییرات pH در خاک ناچیز باشد ممکن است سبب تغییر ساختار جمعیتی ریزجانداران خاک گردد. چگونگی پاسخ گروه‌های میکروبی به کاربردهای مداوم کودهای شیمیایی بسیار متغیر بوده و به عوامل محیطی و مدیریت محصول بستگی دارد.

واژه‌های کلیدی: آزمایشات بلندمدت، کودهای نیتروژنه، سیستم‌های زراعی، زیست‌توده میکروبی، ترکیب جامعه میکروبی

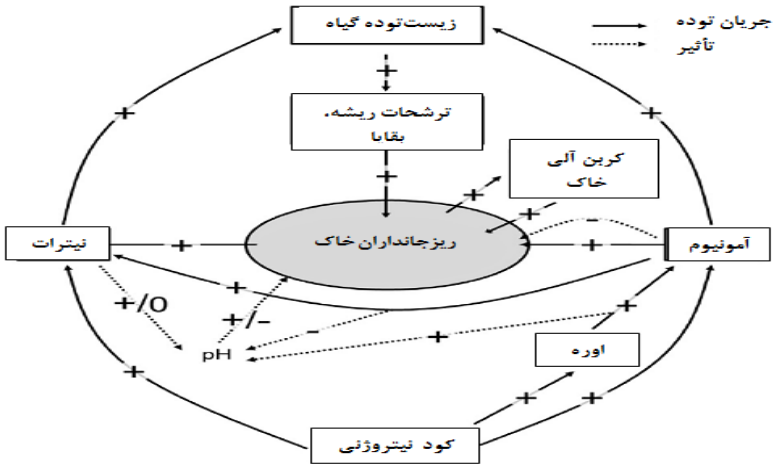
---

[۱]- آدرس نویسنده مسئول: موسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی،کرج، ایران

مقدمه

کودهای شیمیایی بویژه انواع نیتروژنی، نقش بسزایی در افزایش عملکرد محصولات کشاورزی بویژه از دهه ۱۹۵۰ میلادی داشته‌اند (رابرتسون و ویتوسک، ۲۰۰۹). نیتروژن همچنین عنصر غذایی محدود کننده تولید در بسیاری از اکوسیستم‌های خاکی است و افزایش نهاده نیتروژنی غالباً منجر به تولید خالص اولیه بیشتر در این اکوسیستم‌ها می‌شود (لابوئر و ترسدر، ۲۰۰۸). جوامع میکروبی خاک نیز متأثر از نهاده‌های غذایی به کار رفته در خاک می‌باشند. در یک مقاله مروری، آلیسون و مارتینی (۲۰۰۸) دریافتند ۸٤ درصد از ۳۸ مطالعه انجام شده دلالت بر حساسیت ساختار جامعه میکروبی به کاربرد کودهای نیتروژنی، فسفری و پتاسیمی دارند. درحالی‌که تولید اولیه خالص در اکوسیستم‌های خاکی عموما با کمبود نیتروژن محدود می‌شود، ریزجانداران خاک ممکن است با کمبود کربن (C) یا نیتروژن مواجه باشند (واردل، ۱۹۹۲)؛ بنابراین پاسخ جامعه میکروبی خاک ممکن است با پاسخ جامعه گیاهی متفاوت باشد. در حقیقت، تجزیه و تحلیل متا در مورد داده‌های جمع‌آوری شده از اکوسیستم-های طبیعی نشان داده که افزایش نهاده نیتروژنی سبب ممانعت فعالیت ریزجانداران خاک می‌گردد (ترسدر، ۲۰۰۸؛ لیو و گریور، ۲۰۱۰؛ لو و همکاران، ۲۰۱۱).

حساسیت جوامع میکروبی خاک احتمالا در اکوسیستم‌های کشاورزی با اکوسیستم‌های طبیعی متفاوت است. در اراضی کشاورزی، مقادیر کودهای نیتروژنی غالبا بیشتر از مقداری است که از طریق اتمسفری وارد سیستم می‌شود و کود نیتروژنی اغلب به یک‌باره و یا در طی چندین مرحله در مقادیر نسبتا زیاد به طور سالیانه به سیستم اضافه می‌گردد. کاربرد مقادیر زیاد کود سبب افزایش موقتی در پتانسیل اسمزی شده و احتمال پدید آمدن غلظت‌های سمی از ترکیبات نیتروژنی را باعث می-گردد (انو و همکاران، ۱۹۵۵؛ عمر و اسماعیل، ۱۹۹۹). در مقادیر زیادتر کود اثرات کوتاه‌مدت و بلندمدت بر pH خاک می‌تواند در اراضی کشاورزی شدیدتر باشد. به علاوه، در سیستم‌های زراعی که تحت مدیریت قرار دارند ساختار جامعه گیاهی (به استثنای علف‌های هرز) کمتر بواسطه کوددهی تغییر پیدا می‌کند و این شرایط با اکوسیستم‌های طبیعی متفاوت است (کلارک و همکاران، ۲۰۰۷؛ کلیلند و هارپول، ۲۰۱۰). تولید قابل توجهی که بواسطه کوددهی در سیستم‌های زراعی بدست می‌آید سبب افزایش مواد آلی سیستم از طریق ترشحات ریشه‌ای، ریشه‌های در حال تجزیه و بقایای اندام هوایی می‌گردد و بنابراین موجب بالا رفتن منابع کربنی برای ریزجانداران خاک می‌شود. شکل ۱ نموگرام فرضی از این برهمکنش‌ها را در سیستم‌های زراعی نشان می‌دهد.



شکل ۱- نموگرام فرضی اثرات مستقیم و غیرمستقیم کود شیمیایی نیتروژنی بر جوامع ریزجانداران در خاک‌های زراعی (گیسلر و اسکو، ۲۰۱۴)

آزمایش‌های بلندمدت کودی امکان بررسی اثرات کاربرد مکرر کودهای شیمیایی بر ریزجانداران خاک را فراهم می‌سازد. بسیاری از این آزمایش‌ها با هدف اولیه بررسی اثر کودهای شیمیایی بر عملکرد گیاه طراحی و اجرا شدند، با این حال تعداد زیادی از محققین از این آزمایش‌ها به منظور مطالعه جوامع میکروبی خاک در رژیم‌های مختلف کوددهی بهره می‌جویند. هدف از این مقاله مروری بررسی این فرضیه است که کوددهی بلندمدت در محصولات کشاورزی منجر به ایجاد تغییر در زیست‌توده میکروبی و ساختار جمعیتی آن می‌گردد. نتایج تعدادی از آزمایش‌های بلندمدت در سیستم‌های زراعی به منظور بررسی تأثیر مستقیم و غیرمستقیم کودهای شیمیایی بر جوامع میکروبی خاک مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته شده است. در این مطالعه تمرکز اصلی بر کودهای شیمیایی نیتروژنی است، اگرچه در اغلب آزمایش‌های بلند مدت فسفر و پتاسیم نیز بکار برده شده اند؛ بنابراین اثرات مشاهده شده را نمی‌توان منحصرا به کاربرد نیتروژن نسبت داد.

مواد و روشها

معیارهای انتخاب

به منظور کمّی کردن اثر بلندمدت کاربرد کود نیتروژنی بر ریزجانداران خاک، نتایج مطالعات مستند با استفاده از روش تجزیه و تحلیل متا مورد بررسی قرار گرفت. در این روش ابتدا مقالات نمایه شده در پایگاه web of science با استفاده از کلمات کلیدی "بلند مدت"، " کود"، "میکروبی" و "نیتروژن" جستجو شدند. به علاوه مقالات مروری که به تحلیل داده‌های آزمایش-های زراعی بلندمدت مبادرت ورزیده بودند نیز مورد استفاده قرار گرفتند.

در انتخاب پژوهش‌های مناسب از معیارهای زیر استفاده شد:

(الف) داده‌ها از آزمایش‌های مزرعه‌ای با گیاهان یکساله باشند (به استثنای سیستم‌های کشت برنج در اراضی غرقاب)، (ب) آزمایش‌هایی که حداقل پنج سال قبل از نمونه‌برداری خاک آغاز شده باشند و (ج) مطالعاتی که میزان زیست‌توده میکروبی و کربن آلی خاک (C_{org}) را در تیمارهای شاهد (بدون کوددهی) و یک تیمار کود شیمیایی نیتروژنی گزارش کرده باشند. اگرچه اوره از نظر شیمیایی یک مولکول آلی است، اما رفتار آن در خاک شباهت زیادی به یک کود معدنی دارد بنابراین در این مقاله در زمره کودهای معدنی نیتروژنی مد نظر قرار گرفت.

در مواردی که داده‌های گزارش شده از چندین لایه خاک بودند تنها داده مربوط به خاک سطحی در نظر گرفته شد. در مواردی که چندین مطالعه داده‌هایی را از یک آزمایش و تیمارهای یکسان گزارش کرده بودند، جدیدترین مطالعه مد نظر قرار گرفت. تناوب‌های مختلف گیاهی در یک مکان در صورتیکه دارای تیمار شاهد (بدون کوددهی) بودند به عنوان آزمایش‌های مجزا در نظر گرفته شدند. تیمارهای دارای مقادیر و منابع متفاوتی از کودهای نیتروژنی نیز به عنوان تیمارهای مجزا مورد بررسی قرار گرفتند. در مقابل، در مناطقی که تیمارهای مختلف خاک‌ورزی همراه با کوددهی نیتروژنی مطالعه شده بودند، تنها داده‌های ناشی از کرت‌های با خاک‌ورزی مرسوم مورد استفاده قرار گرفتند. برخی از آزمایش‌ها شامل ترکیبات متفاوتی از کودهای نیتروژنی، فسفری و یا پتاسیمی با نسبت‌های یکسانی از نیتروژن بودند. در این موارد منحصرا از داده‌های تیمار ترکیبی NPK استفاده شد که تیمار متداول آزمایش‌هایی بود که تنها یک تیمار کود شیمیایی داشتند؛ بنابراین اگرچه این مقاله عمدتا بر روی اثرات کود نیتروژنی تمرکز دارد ولی باید این نکته را در نظر داشت که کودهای فسفری و پتاسیمی می‌توانند در تأثیرات ملاحظه شده دخیل باشند.

در مجموع ۱۰۷ مجموعه داده از ٦٤ آزمایش بلندمدت از سرتاسر جهان که هر یک شامل یک تیمار شاهد (بدون مصرف کود) و یک تیمار کود شیمیایی بودند با قرارگرفتن در چارچوب معیارهای مد نظر مورد بررسی قرار گرفتند (جدول ۱). از این میان، ۱۸ مطالعه مقادیر

کسر متابولیک (qCO2) و بین هشت تا ۲۶ مجموعه داده فعالیت‌های آنزیمی را نیز گزارش کرده بودند.

جدول ۱- موقعیت جغرافیایی آزمایش‌های مورد استفاده در این مقاله (گیسلر و اسکو، ۲۰۱۴)

منطقه	تعداد آزمایش‌ها	تعداد مجموعه داده‌ها
اروپا	۱۰	۱۶
امریکای شمالی	۲۱	۴۵
ایالات متحده امریکا	۱۶	۳۱
کانادا	۵	۱۶
امریکای لاتین	۲	۳
استرالیا	۲	۲
آسیا	۲۶	۳۶
چین	۱۳	۱۴
هند	۱۲	۲۱
افریقا	۳	۳
جمع	۶۴	۱۰۷

عمق نمونه‌برداری در تمامی آزمایش‌ها بین ۵ تا ۵۰ سانتی‌متر متغیر بود و در ۸۵ درصد موارد نمونه‌ها از عمق ۲۰-۱۵ سانتی‌متری تهیه شدند. طول مدت آزمایش-ها از پنج تا ۱۳۰ سال و با میانگین ۳۷ سال بود. مقدار سالانه کاربرد نیتروژن از ۱۰ تا ۶۵۰ کیلوگرم در هکتار متغیر بود و دارای میانگین ۱۳۶ کیلوگرم در هکتار بود که اوره یا نمک‌های آمونیوم از پرمصرف‌ترین منابع کودی بودند. به منظور داشتن چشم انداز وسیع‌تری در تجزیه و تحلیل نتایج متا و بررسی تأثیر کوددهی بر ترکیب جامعه میکروبی خاک از سایر مطالعات کوتاه‌مدت و بلندمدت نیز استفاده شد.

به منظور تحلیل وسیع‌تر در نتایج آنالیز متا و بررسی اثرات کوددهی بر ساختار جامعه میکروبی از سایر مطالعات تکمیلی کوتاه مدت و بلند مدت نیز در قسمت بحث استفاده شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

در مواردی که مقادیر ماده آلی در دسترس بود با ضرب مقدار آن در عدد ۰/۵۹ مقدار کربن آلی محاسبه شد. مقدار کل PFLA با استفاده از ضریب $mg\ C\ nmol^{-1}\ PFLA$ ۵/۸ به کربن زیست‌توده میکروبی (C_{mic}) تبدیل شدند (یورگنسن و امرلینگ، ۲۰۰۶).

تأثیرات کودهای نیتروژنی بر C_{org}، C_{mic}، qCO2 و فعالیت‌های آنزیمی خاک (پروتئاز، بتا-گلوکوزیداز، اوره‌آز، فسفاتاز اسیدی و قلیایی) در این آزمایش‌ها از طریق تجزیه و تحلیل متا بررسی شد. لگاریتم با پایه طبیعی از نسبت پاسخ (RR) به عنوان معیاری از شدت تأثیر استفاده شد (معادله ۱) (هجز و همکاران، ۱۹۹۹).

$$\ln(RR) = \ln\left(\frac{X_{+N}}{X_{-N}}\right) \qquad (۱)$$

که در این معادله:

X_{-N} و X_{+N} به ترتیب میانگین متغیر مورد نظر در تیمارهای شاهد و کود داده شده می‌باشد. تجزیه و تحلیل با استفاده از یک مدل اثر تصادفی بر اساس معادله‌ای که توسط روزنبرگ و همکاران (۲۰۱۳) و روزنبرگ (۲۰۱۳) معرفی شده بود، انجام شد. صحت محاسبات در ابتدا با استفاده از مجموعه داده‌ها و انجام محاسبه گام به گام که توسط گورویچ و هجز (۲۰۰۱) تشریح شده است، مورد آزمون قرار گرفت.

تجزیه و تحلیل متا نیازمند داشتن تخمینی از تغییرات برای هر مجموعه داده است. با این وجود، تنها حدود یک چهارم مطالعات انجام شده انحراف معیار یا سایر معیارهایی از تغییر که قابل استفاده برای محاسبه

انحراف معیار بود را گزارش کرده بودند. هنگامی که انحرافات از معیار گزارش نشده بود، با استفاده از میانگین ضریب تغییرات (CV) مجموعه داده‌ها نسبت به محاسبه این انحراف معیار برای هر تیمار و متغیر اقدام شد. میانگین ضریب تغییرات برای C_{org}، C_{mic} و qCO2 به ترتیب معادل ۰/۰۶، ۰/۱۳ و ۰/۱۱ بود در حالی‌که میانگین آن برای فعالیت آنزیم‌های مختلف بین ۰/۰۵ تا ۰/۱۰ بود. انحراف معیار برای نسبت‌های مختلف (به عنوان مثالC_{mic}/C_{org}) بر اساس روش کو (۱۹٦٦) محاسبه شد. هنگامی که دو متغیر همبستگی داشتند، تخمینی از کوواریانس (COV) مورد نیاز بود که بصورت معادله ۲ محاسبه شد (کوهن و همکاران، ۲۰۰۳).

$$COV = r^{*}\sqrt{s^2(X_{-N})^{*}s^2(X_{+N})} \quad (۲)$$

در این معادله:

r ضریب همبستگی و $S^2(X_{-N})$ و$S^2(X_{+N})$ به ترتیب واریانس تیمارهای شاهد و کود داده شده هستند. مشخص شده است که کربن آلی خاک و کربن میکروبی خاک همبستگی بالایی در بین نمونه‌های یک مزرعه یا بین نمونه‌های مزارع مختلف با اقلیم و سیستم کشت مشابه دارند (مقادیر r معمولا بیشتر از ۰/۸) (اندرسون و دومش، ۱۹۸۹؛ پیگن و همکاران، ۲۰۰۹). همچنین همبستگی قابل توجهی بین فعالیت‌های آنزیمی خاک و کربن آلی خاک در تعدادی از آزمایش‌ها گزارش شده است (دیک، ۱۹۸٤؛ دنگ و طباطبایی، ۱۹٦٦؛ کلوزه و طباطبایی، ۱۹۹۹؛ آکوستا- مارتینز و همکاران، ۲۰۰۳). برای محاسبه کوواریانس، از ضریب همبستگی ۰/۸ استفاده شد. آنالیز حساسیت نشان داد که r تأثیر کمی بر حدود اعتماد دارد. وارد کردن مقادیر r بین ۰/۰۱ تا یک در مواردی که اثرات برای هر یک از نسبت‌های تجزیه و تحلیل شده معنی دار یا غیر معنی دار (در سطح پنج درصد) بود، تغییری در استنتاج‌ها ایجاد نکرد.

نتایج

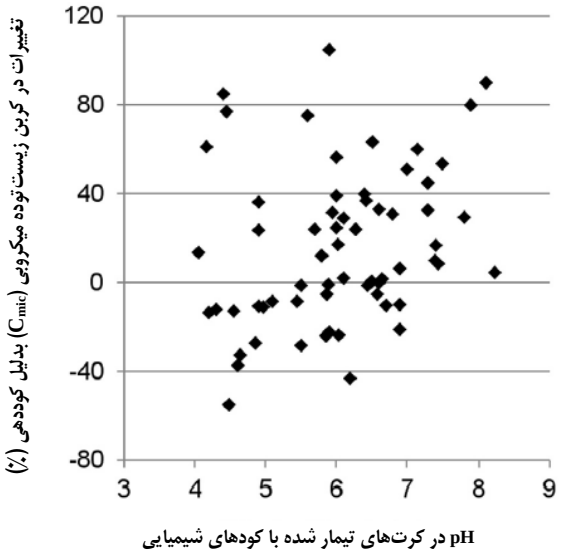
در تمام مجموعه داده‌های بررسی شده، افزودن کودهای شیمیایی بطور میانگین سبب افزایش معنی‌دار میزان کربن آلی معادل ۱۲/۸ درصد در مقایسه با تیمار شاهد (بدون مصرف کود) شد (جدول ۲). تنها در ۱۷ درصد از موارد کوددهی سبب کاهش کربن آلی خاک گردید.

کوددهی سبب افزایش معنی‌دار کربن میکروبی در تمام مجموعه داده‌های مورد بررسی به میزان ۱۵/۱ درصد شد که این تأثیر وابسته به pH بود (شکل ۲). در حالی که کوددهی سبب کاهش کربن میکروبی در خاک-های با pH کمتر از پنج گردید اما اثر مثبت و معنی‌داری در خاک‌ها با مقادیر بالاتر pH داشت. در آزمایش‌هایی که pH خاک در تیمارهای کود داده شده حداقل معادل هفت بود، افزایش کربن میکروبی متأثر از کوددهی بطور میانگین معادل ٤۸ درصد بود (جدول ۲). طول مدت آزمایش نیز بر پاسخ کربن میکروبی به کوددهی تأثیرگذار بود به نحوی که در آزمایش‌های با طول مدت حداقل ۲۰ سال، کربن میکروبی حداکثر میزان افزایش را نشان داد. در مورد تمامی مجموعه داده‌ها، نسبت C_{mic}/C_{org} به طورمعنی‌داری تحت تأثیر کود دهی قرار نگرفت (جدول ۲ و شکل ۳).

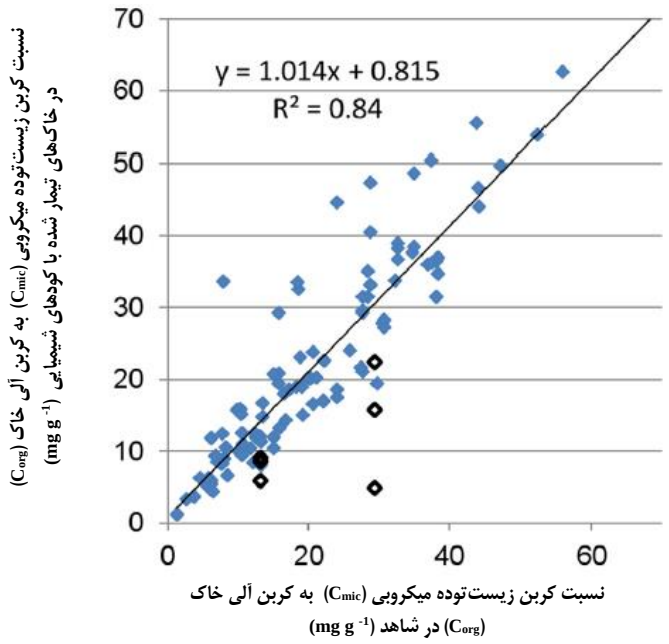
جدول ۲- اثرات کودهای شیمیایی بر کربن آلی خاک (C_{org})، کربن زیست‌توده میکروبی (C_{mic}) و کسر متابولیک (qCO2). شاخص‌های میکروبی در یک خاک شاهد (بدون کوددهی) (-N) با یک تیمار کود داده شده (+N) مقایسه شدند. برای انجام تجزیه و تحلیل متا، نسبت پاسخ (RR)، لگاریتم طبیعی آن و حدود اعتماد ۹۵ درصد مورد محاسبه قرار گرفتند (گیسلر و اسکو، ۲۰۱۴)

شاخص خاک	میانگین غیر وزنی			تجزیه و تحلیل متا			سطح معنی‌داری
	n	-N	+N	RR	Ln RR	95% CI of ln RR	
کربن آلی خاک ($g\ kg^{-1}$)	۱۰۷	۱۴/۵	۱۵/۷	۱,۱۲۸	۰/۱۲۰	۰/۰۹۵–۰/۱۴۶	***
کربن زیست‌توده میکروبی ($mg\ kg^{-1}$)							
تمام مجموعه داده‌ها	۱۰۷	۲۳۸	۲۶۸	۱/۱۵۱	۰/۱۴۱	۰/۰۶۹-۰/۲۱۲	***
pH در تیمار N+ کمتر از ۵	۱۷	۲۴۰	۲۱۳	۰/۹۶۹	–۰/۰۳۱	–۰/۴۱-۰/۳۴۷	ns
pH در تیمار N+ بین ۵ تا ۷	۳۹	۲۳۴	۲۵۳	۱/۰۹۳	۰/۰۸۹	۰/۰۱۲-۰/۱۶۶	*
pH در تیمار N+ ۷ یا بیشتر	۱۷	۱۳۹	۲۰۵	۱/۴۸۲	۰/۳۹۳	۰/۲۵۳-۰/۵۳۳	***
طول آزمایش ۱۰–۵ سال	۱۸	۳۰۰	۲۳۹	۰/۷۷۳	–۰/۲۵۸	–۰/۴۸۷ - –۰/۰۲۸	*
طول آزمایش ۲۰–۱۰ سال	۳۴	۲۲۷	۲۷۰	۱/۱۷۲	۰/۱۵۹	۰/۰۷ - ۰/۲۴۸	***
طول آزمایش ۲۰ سال یا بیشتر	۵۵	۲۲۴	۲۷۶	۱/۳۰۵	۰/۲۶۶	۰/۲۰۱ - ۰/۳۳۲	***
$C_{mic}/C_{org}(mg\ g^{-1})$	۱۰۷	۲۱/۵	۲۲/۶	۱/۰۲۱	۰/۰۲۰	–۰/۰۴۶ - ۰/۰۸۷	ns
کسر متابولیک ($mg\ CO_2\text{-}C\ g^{-1}C_{mic}\ h^{-1}$)	۱۸	۷/۶	۶/۶	۰/۹۰۹	–۰/۰۹۶	–۰/۱۹۴ - ۰/۰۰۲	ns

سطوح معنی دار بودن: * معنی دار در سطح پنج درصد، ** معنی دار در سطح یک درصد، *** معنی دار در سطح ۰/۱ درصد و ns غیر معنی دار



شکل ۲- تأثیر کودهای شیمیایی بر کربن زیست‌توده میکروبی (C_{mic}) در ارتباط به pH خاک (گیسلر و اسکو، ۲۰۱۴)



شکل ۳- نسبت کربن زیست‌توده میکروبی (C_{mic}) به کربن آلی خاک (C_{org}) در خاک‌های شاهد (بدون کوددهی) ترسیم شده در مقابل نسبت C_{mic}/C_{org} در خاک‌هایی که با کود شیمیایی تیمار شده بودند. نشانه‌های سفید رنگ با خطوط مشکی تیمارهایی است که در آن‌ها از آمونیاک بدون‌آب استفاده شده است. تمامی نقاط در تجزیه رگرسیون مورد استفاده قرار گرفتند (گیسلر و اسکو، ۲۰۱۴)

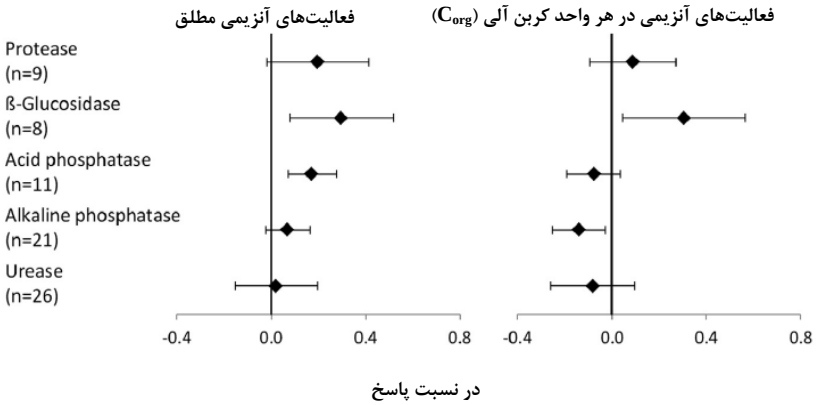
نقاط زیر خط همبستگی در شکل ۳ نشان می‌دهد که کربن میکروبی در تیمارهای کود داده شده سهم کوچکتری از کربن آلی را در مقایسه با تیمار شاهد شامل می‌شود. این موضوع بویژه در تیمارهای دو آزمایش که در آن‌ها نیتروژن به صورت آمونیاک بدون‌آب بکار رفته بود، مشخص‌تر بود (شکل ۳). یکی از این دو آزمایش که در غرب اوکلاهما انجام شد مقادیر آمونیاک معادل ٥٦، ١٦٨ و ٥٠٤ کیلوگرم در هکتار در سال مورد استفاده قرار گرفت (دنگ و همکاران، ٢٠٠٦). آزمایش دیگر در ناحیه اسکات ساسکاچوان شامل دو منبع کود نیتروژنی آمونیاک بدون‌آب و اوره در سه سطح بین ٤٥ تا ١٨٠ کیلوگرم در هکتار در سال بود (بایدربک و همکاران، ١٩٩٦). در تمام سطوح نیتروژن، مقدار کربن میکروبی بطور قابل توجهی در تیمارهای آمونیاک کمتر از اوره بود. در هر دو آزمایش با افزایش مقدار نیتروژن، کربن میکروبی کاهش یافت. این دو آزمایش تنها آزمایش‌هایی بودند که در آن‌ها از آمونیاک بدون‌آب استفاده شده بود. اگرچه اظهار نظر قطعی در مورد استفاده از آمونیاک بدون‌آب، تنها بر پایه دو آزمایش منطقی نیست ولی به نظر می‌رسد که آمونیاک دارای اثرمنفی به مراتب شدیدتری بر زیست‌توده میکروبی نسبت به سایر کودهای نیتروژنی است.

دلیل اثرات مثبت کوددهی بر نسبت C_{mic}/C_{org} در مقایسه با شاهد بخوبی روشن نیست. آزمایش‌هایی که در آن‌ها این نسبت در کرت‌های کود داده شده حداقل ۲۰ درصد از تیمار شاهد بیشتر است گروه بسیار متنوعی راتشکیل می‌دهند. کودهای نیتروژنی مورد استفاده شامل اوره، نیترات آمونیوم و سولفات آمونیوم بودند در حالیکه مقادیر مصرف از ۲۰ کیلوگرم تا ٦٥١ کیلوگرم در هکتار در سال متغیر بوده است. همچنین pH خاک در کرت‌های کود داده شده از ٤/٥ تا ٨/١ و عرض جغرافیایی از '٣٠ °١٦ شمالی تا '٧ °٥٣ شمالی متغیر بود، بعلاوه دو آزمایش نیز در نیمکره جنوبی انجام شد. همچنین این آزمایش‌ها دارای تنوع قابل توجهی از لحاظ طول مدت آزمایش، گیاهان کشت شده، نوع تناوب و نوع خاک بودند.

برخلاف کربن میکروبی، qCO2 در خاک‌های کود داده شده تمایل به کاهش داشت. فعالیت بتاگلوکوزیداز و فسفاتاز اسیدی در کرت‌های کود داده

شده به طور معنی‌داری بالاتر بود (شکل ٤). سایر فعالیت‌های آنزیمی در کرت‌های کود داده شده نیز بیشتر بود، اگرچه تفاوت‌ها با تیمار شاهد معنی‌دار نبود. بعد از تصحیح اختلافات در کربن آلی (C_{org})، فعالیت بتاگلوکوزیدازی کماکان با افزایش کوددهی به طور معنی‌داری افزایش پیدا کرد در حالی که فعالیت فسفاتاز قلیایی کاهش پیدا کرد. کوددهی تأثیر معنی‌داری بر فعالیت پروتئاز، اوره‌آز و فسفاتاز اسیدی به ازای هر واحد کربن آلی نداشت.

نتایج ما نشان می‌دهد که محتوای بیشتر کربن آلی در تیمارهای کودی یک عامل مهم در افزایش کربن میکروبی و فعالیت آنزیمی است. بهر حال، هنگامی که کوددهی، pH خاک را از یک سطح آستانه مشخص کاهش دهد، کربن میکروبی پاسخی به کوددهی نمی‌دهد و یا حتی ممکن است کاهش یابد؛ بنابراین به نظر می‌رسد که اثرات غیرمستقیم کوددهی، از جمله افزایش C_{org} و pH پایین‌تر تأثیر شدیدتری بر C_{mic} در مقایسه با اثرات مستقیم کود شیمیایی به کار رفته داشته باشد. بر خلاف کربن میکروبی، qCO2 با کاربرد کودهای شیمیایی احتمالا بدلیل تنش و یا تغییر در ساختار جمعیت میکروبی افزایش می‌یابد. این نتایج با جزئیات در بخش‌های بعدی توضیح داده خواهند شد.



شکل ۴- تأثیر کوددهی بر فعالیت‌های آنزیمی اندازه‌گیری شده (ستون سمت چپ) و فعالیت‌های آنزیمی نسبت به محتوی کربن آلی (C_{org}) از تیمارهای مربوطه (ستون سمت راست). نماد لوزی اشاره به لگاریتم با پایه طبیعی نسبت واکنش با ۹۵ درصد حدود اطمینان دارد. حدود اطمینان قرار گرفته بر خط عمودی نمودار نشانگر این موضوع است که کوددهی تأثیر معنی‌داری نداشته است (گیسلر و اسکو، ۲۰۱۴)

بحث

اثرات کلی

در تمامی مجموعه داده‌های بررسی شده در تجزیه و تحلیل متا، کربن میکروبی در تیمارهای با مصرف کود، ۱۵/۱ درصد بیشتر از تیمار شاهد (بدون مصرف کود) بود. این نتیجه در تطابق با تجزیه و تحلیل متا در سیستم‌های زراعی بود که استفاده از کودهای معدنی، باعث افزایش معنی‌دار نه درصدی کربن زیست‌توده میکروبی در هر کیلوگرم خاک در مقایسه با تیمارهای بدون مصرف کود شد (کالن باخ و گرندی، ۲۰۱۱).

با این حال این نتایج در سیستم‌های زراعی در تضاد با نتایج مطالعاتی است که غالبا در اکوسیستم‌های طبیعی صورت گرفته است. تحلیلی از ۸۲ آزمایش مزرعه‌ای نشان داد که کاربرد کود نیتروژنی به طور متوسط ۱۵ درصد زیست‌توده میکروبی را کاهش می‌دهد (ترسدر، ۲۰۰۸). به همین ترتیب، لیو و گریور (۲۰۱۰) با جمع‌بندی ۵۷ آزمایش دریافتند که اضافه کردن نیتروژن، کربن میکروبی را تا ۲۰ درصد کاهش می‌دهد. در تجزیه و تحلیل متا دیگری، لو و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردند که اضافه کردن نیتروژن به طور معنی‌داری نیتروژن زیست‌توده میکروبی را تا ۵/۸ درصد کاهش می‌دهد که

بیشترین تأثیر در مطالعات با دوره‌های ۵-۱۰ ساله بود. شدت کاهش برای آزمایش‌های با طول مدت بیش از ۱۰ سال کمتر بود. در تجزیه و تحلیل متا حاضر، ارتباط مشابهی با طول مدت آزمایش مشاهده شد بدین ترتیب که تأثیر مثبت کوددهی بر کربن میکروبی در مطالعات با زمان طولانی‌تر، بیشتر بود. هرچند این نتایج در تضاد با نتایج ترسدر (۲۰۰۸) بود که بیان کرد طولانی‌تر بودن مدت زمان کوددهی نیتروژن، کاهش شدیدتری را در فراوانی میکروبی باعث می‌شود؛ بنابراین طول دوره آزمایش به تنهایی نمی‌تواند مغایرت در نتایج بدست آمده از سیستم-های زراعی و اکوسیستم‌های طبیعی را توضیح دهد.

عاملی که می‌تواند وجود نتایج متناقض را توضیح دهد این است که بر خلاف سیستم‌های زراعی، اضافه کردن نیتروژن به اکوسیستم طبیعی اغلب به تغییر ساختار و تنوع گونه گیاهی منجر می‌شود که ممکن است جامعه میکروبی را تحت تأثیر قرار دهد (کلارک و همکاران، ۲۰۰۷: کلیلند و هارپول، ۲۰۱۰). علاوه بر این، افزودن نیتروژن می‌تواند pH خاک را کاهش دهد که منجر به تحرک آلومینیوم و آبشویی کاتیون‌های عناصر غذایی می‌شود (ویتوسک و همکاران، ۱۹۹۷). در مطالعات استفاده شده برای تجزیه و تحلیل این تحقیق، pH خاک به طور میانگین فقط ۰/۲۶ واحد کاهش پیدا کرد. این تغییرات نسبتا اندک احتمالا بدلیل استفاده از آهک در سیستم‌های زراعی برای ایجاد حالت بافریpH خاک است. به علاوه، ذخایر تهی شده عناصر غذایی در سیستم-های زراعی غالبا با کوددهی مجددا احیا می‌شوند. کاهش pH در سیستم‌های طبیعی که با آبشویی مواد غذایی و سمیت آلومینیوم همراه است می‌تواند توجیهی در خصوص استنتاج ترسدر (۲۰۰۸) باشد که اعتقاد دارد کاهش جمعیت میکروبی در آزمایش‌های با طول مدت زمان بیشتر، شدیدتر است.

کسر متابولیک به طور معنی‌داری به کوددهی واکنش نشان نداد. بدلیل تأثیرپذیری qCO2 از عوامل مختلف، استنباط این مطلب که چه مقدار از این تغییرات ناشی از کاربرد کودها می‌باشد مشکل است. به عنوان مثال، تنش‌های فیزیولوژیک، بهم ریختگی‌های فیزیکی و همچنین تغییر ساختار جامعه میکروبی ممکن است برqCO2 تأثیرگذار باشد. در حالیکه کاهش pH اغلب باعث افزایش qCO2 می‌شود (واردل و قانی، ۱۹۹۵؛ آندرسون، ۲۰۰۳)، کوددهی بسته به اینکه به تشدید یا تسکین تنش کمک کند می‌تواند منجر به افزایش یا کاهش مقادیر qCO2 شود (واردل و قانی، ۱۹۹۵). علاوه براین، مشخص شده است که افزایش نسبت زیست‌توده قارچی به باکتری می‌تواند سبب کاهش مقدار qCO2 است (ساکاموتو و اوبا، ۱۹۹٤؛ بلاگوداتسکایا و آندرسون، ۱۹۹۸). این نتایج نشان می‌دهد که یا این عوامل در تمامی مطالعات به اندازه کافی بر کارایی استفاده کربن زیست-توده میکروبی تأثیرگذار نیستند و یا تأثیر متفاوت آن‌ها باعث خنثی کردن اثر عوامل در مجموع می‌شود. متاسفانه، تعداد مطالعاتی که مقدار qCO2 را اندازه گرفته‌اند بسیار کم است بنابراین امکان شناسایی سهم اثرات مختلف وجود ندارد.

به رغم این که تعداد مطالعاتی که فعالیت آنزیمی را گزارش کرده‌اند به نسبتا محدود است (جدول ۲)، ذکر این نکته جالب است که برخلاف شواهدی که نشان می‌دهد تولید پروتئاز عموما با آمونیوم متوقف می-شود فعالیت پروتئازی در خاک‌های دریافت کننده کود شیمیایی کاهش پیدا نکرده است (گلن، ۱۹۷٦؛ آلیسون و مک فارلین، ۱۹۹۲). در مقابل، تعدادی از مطالعات نشان داده‌اند که افزایش فراهمی عنصر نیتروژن، تولید آنزیم‌های خارج سلولی دخیل در چرخه کربن را افزایش می‌دهد (هنریکسن و بریلند، ۱۹۹۹؛ کاریرو و همکاران، ۲۰۰۰؛ گیسلر و هرواث، ۲۰۰۹). این مطلب در تطابق با نتایج ما است که نشان داد فعالیت بتاگلوکوزیدازی در خاک‌های کود داده شده به شدت افزایش پیدا کرد (شکل ٤). در مقابل، فعالیت اوره‌آزی به مقدار کمی تحت تأثیر کوددهی افزایش یافت، با اینکه اوره یک کود نیتروژنه متداول است.

محتوی تغییریافته ماده آلی خاک

کودهای شیمیایی و کربن آلی

آزمایش‌های بلندمدت کوددهی نقش کودهای شیمیایی در افزایش محصول در دهه‌های گذشته را روشن می‌کند (مرباچ و کورسچن، ۲۰۰۲؛ روتامستد، ۲۰۰٦). یک استثنای قابل توجه هنگامی است که کاربرد کود اوره و یا آمونیوم باعث کاهش مقدار pH به حدود کمتر ازپنج می-شود. در چنین مواقعی مقدار محصول به طور معنی‌داری کاهش پیدا می‌کند و حتی از شاهد کود داده نشده کم‌تر می‌شود (ژانگ و همکاران، ۲۰۰۸؛ وسن و همکاران، ۲۰۱۰؛ شرودر و همکاران، ۲۰۱۱). با افزایش تولید، مقدار بقایای گیاهی که بعد از برداشت به خاک بر می‌گردد نیز افزایش می‌یابد که به مرور زمان تأثیر مثبتی بر محتوای ماده آلی خاک دارد. لادها و همکاران (۲۰۱۱) داده‌های ۱۰٤ آزمایش بلندمدت شش تا ۱۵۸ ساله در سیستم‌های زراعی سراسرجهان را مورد بررسی قرار دادند. آنها دریافتند که میانگین محتوای کربن آلی در این مطالعات در طول زمان کاهش پیدا کرد. هرچند این مقدار کاهش در کرت‌هایی که کود نیتروژنه دریافت کرده‌اند در مقایسه با شاهد (بدون‌کوددهی) کمتر است. بر اساس مقایسات، کربن آلی به طور متوسط هشت درصد در کرت‌های دریافت کننده کود نیتروژن شیمیایی در مقایسه با شاهد بیشتر بود. کورشنس و همکاران (۲۰۱۳) نتایج مشابهی از داده‌های آزمایش‌های بلندمدت ۱٦ الی ۱۰۸ ساله در اروپا بدست آوردند. در تجزیه و تحلیل آن‌ها، کود شیمیایی NPK کربن آلی را تا ۱۰ درصد در مقایسه با شاهد افزایش داد. این نتایج بخوبی در تطابق با مطالعات موجود در تجزیه و تحلیل ما است که کربن آلی به طور متوسط ۸/۵ درصد افزایش یافته است.

ماده آلی خاک و ریزجانداران خاک

در هر دو اکوسیستم زراعی و طبیعی، زیست-توده میکروبی خاک ارتباط زیادی به محتوای کربن آلی خاک دارد (بوث و همکاران، ۲۰۰۵؛ کلیولند و لیپتزین، ۲۰۰۷؛ فیرر و همکاران، ۲۰۰۹؛ کلن باخ و گرندی، ۲۰۱۱). این ارتباط نزدیک نشانگر این موضوع است که افزایش کربن میکروبی توسط کوددهی در تجزیه و تحلیل ما اساسا بدلیل مقادیر بیشتر کربن آلی در مزارعی است که کودهای شیمیایی دریافت کرده‌اند. این فرضیه بوسیله این حقیقت پشتیبانی می‌شود که کودهای معدنی تأثیر معنی-داری روی نسبتی از کربن آلی که جزیی از زیست‌توده میکروبی است، ندارد.

pH خاک

کود شیمیایی نیتروژنی و pH خاک

اگرچه کود اوره و آمونیاک ممکن است pH خاک را در بلندمدت افزایش دهند (بخش بعدی)، استفاده از این کودها به عنوان یک واقعیت شناخته شده منجر به کاهش pH خاک می‌شود (پی‌یر، ۱۹۲۸). اسیدی شدن نتیجه نیتریفیکاسیون است، فرآیندی که اکسیداسیون آمونیوم به نیتریت و سپس به نیترات که باعث تولید پروتون می‌شود. بررسی ده مزرعه در حال پایش در چین نشان داد که pH خاک ۰/٤۵-۲/۲۰ واحد در طول یک دوره هشت تا ۲۵ ساله در کرت‌های کود داده شده با کودهای شیمیایی نیتروژنی، فسفری و پتاسیمی کاهش پیدا کرد. در مقابل، pH خاک در کرت شاهد (بدون کوددهی) و کرت‌های آیش تغییری نشان نداد (گو و همکاران، ۲۰۱۰). در این آزمایش‌ها، نیتروژن در ابتدا به صورت اوره و آمونیوم استفاده شده بود. در تمامی مجموعه داده-های مورد بررسی در تجزیه و تحلیل ما، کاهش pH ایجاد شده توسط کود درحد متوسط بود. این امرممکن است بدلیل این حقیقت باشد که در بعضی موارد، نیتروژن به فرم نیترات استفاده شده است و در موارد دیگر نیز pH خاک با کاربرد آهک در محدوده مشخصی حفظ شده است.

در چندین آزمایش بلندمدت، مشخص شده است که کودهای اوره و آمونیوم باعث کاهش pH خاک می‌شوند، این در حالی است که کاربرد نیترات تأثیر کمی

روی pH خاک در مقایسه با تیمار شاهد (بدون کوددهی) دارد (ولک و تیدمر، ۱۹٤٦؛ ولکات و همکاران، ۱۹٦٥؛ ملحی و همکاران، ۲۰۰۰). تفاوت‌های قابل توجهی در تأثیر کودهای آمونیوم در مقایسه با کودهای نیترات در pH خاک در آزمایشی بلندمدت در آلتونای سوئد مشاهده شد. بین سال‌های ۱۹٥٦ (هنگامی که آزمایش شروع شد) و pH۱۹۷٤ در خاک سطحی که با سولفات آمونیوم تیمار شده بود از ٦/٥ به ٥ کاهش پیدا کرد (کیرچمن و همکاران، ۱۹۹٤). از آن زمان pH کاهش بیشتری نشان داده و در سال ۲۰۰۹، به ٤/۲ رسید. در مقابل، در کرت-های بدون کوددهی و کرت‌هایی که نیترات کلسیم دریافت کرده بودند، pH تغییر زیادی نسبت به مقدار اولیه نداشته است و به ترتیب در مقادیر ٦/۲ و ٦/۷ در سال ۲۰۰۹ ثابت باقی ماند (بورجسون و همکاران، ۲۰۱۲).

تأثیر اسیدی‌کردن کودهای نیتروژنه همچنین به میزان استفاده بستگی دارد. با افزایش مقدار کاربرد، کاهش در pH به ازای هر واحد نیتروژن بکاررفته مشهودتر است. این امر به این دلیل است که مقداری از اسیدی شدن که بخاطر نیتریفیکاسیون بوجود آمده است با جذب بیشتر نیترات توسط گیاه (در مقایسه با کاتیونها) خنثی می‌شود (باراک و همکاران، ۱۹۹۷). هنگامی که نیتروژن بیشتری استفاده می‌شود، نسبت نیتروژن جذب شده توسط گیاه و به طبع آن اثر خنثی کنندگی جذب نیترات کاهش می‌یابد. آزمایش‌های بلندمدت در آرلینگتون، ویسکانسین و منهتن، کانزاس به طور مشخصی نشان دادند که ارتباط مستقیمی میان میزان کاربرد نیتروژن، چه بصورت اوره و چه به صورت نیترات آمونیوم و اسیدی شدن وجود دارد (شواب و همکاران، ۱۹۹۰؛ باراک و همکاران، ۱۹۹۷).

تأثیر pH خاک روی ریزجانداران خاک

مطالعات انجام شده در تعدادی از اکوسیستم‌ها نشان داده است که pH تأثیر زیادی روی ساختارجامعه میکروبی خاک می‌گذارد. در ۹۸ نمونه خاک جمع‌آوری شده از اکوسیستم‌های مختلف در آمریکای شمالی و جنوبی، فیرر و جکسون (۲۰۰٦) متوجه شدند که تنوع و غنای جوامع باکتریایی خاک (روش pyrosequencing) در اکوسیستم‌های مختلف متفاوت است و تفاوت‌ها در pH خاک بخش اعظمی از این تغییرات را توجیه می‌کند. تغییرات در ساختار جامعه باکتریایی در خاک‌های با pH پایین‌تر ازپنج بیشتر مشهود است. تنوع باکتریایی در خاک‌های خنثی بیشترین و در خاک‌های اسیدی کمتر است. در ٥۳ نمونه خاک جمع‌آوری شده از جنگل‌های پهن برگ بالغ، با مقادیر pH ۳ تا ۷/۲، بث و آندرسون (۲۰۰۳) یک ارتباط مثبت بین pH خاک و زیست‌توده میکروبی گزارش کردند. علاوه بر این، pH خاک تأثیر زیادی روی ساختار جامعه (روش PLFA) در این خاک-ها داشت. در ۸۸ خاک جمع آوری شده از سرتاسر شمال و جنوب آمریکا، با میزان pH ۳/٦ تا ۸/۹، لابر و همکاران (۲۰۰۹) به طور مشابهی دریافتند که تفاوت‌های ساختار جامعه باکتریایی (روش pyrosequencing) به طور معنی‌داری با تفاوت‌های pH خاک مرتبط است.

نتایج آزمایش‌های بلند مدت

مطالعه متعددی تأثیر کودهای نیترات و آمونیوم را روی ریزجانداران خاک در آزمایش‌های بلندمدت در آلتونا بررسی کرده‌اند. در حالیکه زیست‌توده میکروبی در کرت‌هایی که کود نیترات کلسیم دریافت کرده بودند در مقایسه با شاهد افزایش پیدا کرد، در خاک‌های تیمار شده باسولفات آمونیوم کاهش نشان داد که منعکس کننده تغییرات در pH خاک است (ویتر و همکاران، ۱۹۹۳؛ مارس‌تورپ و همکاران، ۲۰۰۰). کاربرد مکرر نیترات کلسیم تأثیر کمی روی زیست‌توده باکتریایی (الفسترند و همکاران، ۲۰۰۷؛ وسن و همکاران، ۲۰۱۰؛ هریس و همکاران، ۲۰۱۲) و قارچی (مارس‌تورپ و همکاران، ۲۰۰۰؛ ان وال و همکاران، ۲۰۰٥) داشت و مقدار PFLA جامعه میکروبی و همچنین فراوانی ژن‌های *narG*، *nirK*، *nirS*، *nosZ* و *amoA* در تیمار شاهد (بدون کوددهی) و تیمار کودی نیترات کلسیم تفاوت معنی‌داری نداشتند

(هالین و همکاران، ۲۰۰۹؛ بورجسون و همکاران، ۲۰۱۲). در مقابل، فراوانی باکتری‌ها و آرکی‌ها در خاک‌های کود داده شده با سولفات آمونیوم به طور معنی‌داری کاهش نشان داد (هالین و همکاران، ۲۰۰۹؛ وسن و همکاران، ۲۰۱۰)، درصورتیکه زیست‌توده قارچی کمتر تحت تأثیر قرار گرفت (مارس‌تورپ و همکاران، ۲۰۰۰؛ بورجسون و همکاران، ۲۰۱۲). علاوه بر این تنفس پایه و qCO2 در تیمار سولفات آمونیوم به طور معنی‌داری در مقایسه با شاهد و تیمار نیتراتی، افزایش یافت (انوال و همکاران، ۲۰۰۵، ۲۰۰۷). با مقایسه این سه تیمار نتیجه گیری شد که کود نیتروژنی به خودی خود تأثیر کمی بر زیست‌توده میکروبی دارد. اگرچه کاربرد نیتروژن به فرم آمونیوم به طور موثری روی جامعه میکروبی تأثیر می‌گذارد. این مسئله ممکن است بدلیل کاهش pH و یا تأثیرات سمی کاربرد مکرر آمونیوم باشد که در این آزمایش این دو عامل به طور مشخص قابل تفکیک نیستند.

تأثیر pH خاک روی جوامع میکروبی خاک در نوار اسیدی هوسفیلد، در روتامستد، انگلستان که کاربرد غیریکنواخت آهک در قرن ۱۹ باعث یک شیب pH از ۳/۷ تا ۸/۳ در امتداد یک برش عرضی به طول ۲۰۰ متر گردیده، مورد بررسی قرار گرفت. هیچ نوع اصلاح کننده شیمیایی یا آلی دیگر از آن زمان به بعد استفاده نشده است (روسک و همکاران، ۲۰۰۹). کربن زیست‌توده میکروبی با افزایش pH افزایش نشان داد. اگرچه، بیشترین تأثیر در خاک‌های با pH پایین‌تر ازپنج مشاهده شد. تنفس همچنین در خاک‌های با pH کمتر از ٤/٥ کاهش پیدا کرد و کسر متابولیک در خاک‌های با pH چهار و یا پایین‌تر افزایش یافت (آسیگو پی‌اتری و بروکس، ۲۰۰۸). نویسندگان این اثرات را به تنش مرتبط به pH نسبت دادند. PFLA کل باکتریایی با کاهش pH از ۸/۳ به ٥ تنها به میزان جزیی کاهش یافت. هرچند، PLFA به طور شدیدی در pH کمتر ازپنج کاهش نشان داد. پاسخ مشابهی به pH برای PLFA کل و زیست‌توده محاسبه شده از SIR مشاهده شد. نشانگرهای زیستی PLFA قارچی در pH متوسط بین ٥/٥-٦/٥ در بالاترین میزان بودند (روسک و همکاران، ۲۰۰۹).

رامیرز و همکاران (۲۰۱۰) و فیرر و همکاران (۲۰۱۲)، از طریق مقایسه تغییرات در جوامع باکتریایی یک مرتع ۲۷ ساله که از صفر تا ۸۰۰ کیلوگرم در هکتار در سال نیترات آمونیوم و یک زمین زراعی با هشت سال سابقه کشت که بین صفر تا ۲٦۷ کیلوگرم در هکتار در سال نیترات آمونیوم دریافت کرده بودند، اهمیت فاکتورهای مختلفی که پتانسیل تأثیر روی بیولوژی خاک را دارند، مورد تفکیک قرار دادند. با افزودن مقادیر مختلف کود نیتروژنی pH خاک مرتع از ۷/٤ به ٦/۱ کاهش یافت درصورتیکه در زمین زراعی از ٦/٦ به ٥/۳ کاهش پیدا کرد. در هر دو محل، کربن زیست‌توده میکروبی با افزایش کوددهی تمایل به افزایش داشت. یک تجزیه و تحلیل از ساختار جامعه باکتریایی نشان داد که تفاوت‌های مشاهده شده اساسا ناشی از تفاوت‌ها در دسترسی به نیتروژن و کربن است و در مرحله بعد ناشی از تغییراتی است که به دلیل کوددهی در جوامع گیاهی و pH خاک روی می‌دهد (رامیرز و همکاران،۲۰۱۰؛ فیرر وهمکاران ۲۰۱۲). علاوه بر این، افزایش کاربرد نیتروژن تأثیر پایداری برغنا و تنوع جامعه باکتریایی نداشت (رامیرز و همکاران، ۲۰۱۰).

نتایج خلاصه شده این بخش نشان می‌دهد که کاربرد نیتروژن به خودی خود منجر به تأثیر منفی مشخصی روی ریزجانداران خاک در سیستم‌های زراعی نمی‌شود. هنگامی که کوددهی نیتروژن، pH خاک را کاهش می‌دهد، در واقع زیست‌توده میکروبی خاک، فعالیت و ساختار جامعه آنها تحت تأثیر قرار می‌گیرد. در سیستم‌های طبیعی نیز مشابه سیستم‌های زراعی، به نظر می‌رسد pH خاک بویژه هنگامی که تا زیر حدود آستانه پنج سقوط می‌کند، تأثیر شدیدی روی ریزجانداران خاک دارد.

اثرات مستقیم کودهای شیمیایی

مکانیسم‌ها

اکثر باکتری‌ها و قارچ‌ها آمونیوم را به عنوان منبع نیتروژنی ترجیح می‌دهند (مریک و ادوارد، ۱۹۹۵، مارزلوف، ۱۹۹۷). با اینحال هنگامی که کودهای آمونیوم و اوره در مقادیر زیاد استفاده شوند، بدلیل سمیت آمونیاک، افزایش pH و قدرت یونی تأثیرات بازدارنده روی ریزجانداران خاک خواهند داشت (انو و همکاران، ۱۹۵۵؛ عمر و اسماعیل، ۱۹۹۹). کاربرد اوره و کودهای آمونیومی می‌تواند منجر به غلظت‌های بسیار بالای موضعی نیتروژن آمونیاکی شود (NH_3 و NH_4^+). غلظت‌های بالاتر از ۳۰۰۰ میلی‌گرم در گرم خاک در کنار یک گرانول اوره (یادویندر و بی‌شاپ، ۱۹۸۸) و ۵۰۰ پی‌پی‌ام در کنار خط تزریق آمونیاک بدون‌آب (انو و همکاران، ۱۹۵۵) گزارش شده است. چنین غلظت‌های بالایی می‌تواند اثرات بازدارندگی و کشندگی علیه قارچ‌ها و باکتری‌ها داشته باشند (انو و همکاران، ۱۹۵۵؛ ستوآ و سامادار، ۱۹۸۰؛ عمر و اسماعیل، ۱۹۹۹). هرچند، برخی از ریزجانداران از قبیل قارچ‌های سلولیتیک و همچنین برخی باکتری‌ها می‌توانند غلظت‌های بالای آمونیاک را تحمل کنند (عمر و اسماعیل، ۱۹۹۹؛ مولر و همکاران، ۲۰۰۶). آمونیاک بدون‌آب، آمونیاک آبدار و اوره pH خاک را به طور قابل توجهی هنگامی که آمونیاک به آمونیوم تبدیل می‌شود، افزایش می‌دهند. یادویندر-سینگ و بی‌شاپ (۱۹۸۸) مقادیر pH خاک تا حدود نه را در مجاورت گرانول‌های اوره گزارش کرده اند. علاوه بر این، قدرت یونی محلول خاک ممکن است در نزدیکی گرانول‌ها و نوارهای کودی زیاد باشد (مولر و همکاران، ۲۰۰۶).

شرایط نامطلوب ایجاد شده بوسیله این کودها غالبا در محدوده‌های مکانی مشخص ایجاد می‌شود. یادویندر-سینگ و بی‌شاپ (۱۹۸۸، ۱۹۸۹) دریافتند که ناحیه با pH بالا و غلظت زیاد نیتروژن آمونیاکی ایجاد شده بوسیله کوددهی تا شعاع بیش از شش سانتی‌متری از یک عدد گرانول بزرگ اوره ایجاد نخواهد شد. انو و همکاران (۱۹۵۵) یک الگوی مشابه را به هنگام کاربرد آمونیاک بدون آب مشاهده کردند. اگرچه هو و همکاران (۲۰۱۰) غلظت ۳۰۰ میکروگرم در گرم خاک نیتروژن آمونیاکی را در یک مزرعه کلم که اوره در سطح خاک پخش و با خاک مخلوط شده بود، گزارش کردند. علاوه بر محدود بودن از لحاظ فضایی، غلظت نیتروژن آمونیاکی در چندین روز یا هفته در خاک‌های با تهویه مناسب به علت نیتریفیکاسیون و جذب توسط گیاه کاهش می‌یابد (انو و همکاران، ۱۹۵۵؛ هو و همکاران، ۲۰۱۰؛ پلستر و همکاران، ۲۰۱۱). اگرچه مطالعات بلند مدت نشان داده است که غلظت آمونیوم ممکن است در خاک‌های کود داده شده بیشتر از خاک‌های کود داده نشده باشد (هی و همکاران، ۲۰۰۷؛ شن و همکارن، ۲۰۰۸؛ استنج و نو، ۲۰۰۹؛ ای و همکاران، ۲۰۱۳)، با این حال این غلظت‌ها در بیشتر مواقع و خاک ها خیلی پایین‌تر از سطوح سمیت‌زا برای ریزجانداران است.

اثرات کوتاه مدت

علی‌رغم ایجاد شرایط نامطلوبی که برای عوامل زنده خاک در پی استفاده از کودهای آمونیوم و اوره به وقوع می پیوندد، تأثیرات کوتاه‌مدت کاربرد کودها روی جوامع میکروبی در مجموع در حداقل میزان است. کاربرد اوره به میزان تقریبی ۱۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در شرایط انکوباسیون آزمایشگاهی باعث تغییرات در ساختار جوامع میکروبی در طی ۱۰ روز شد، هر چند که این تأثیرات در مدت زمان بیشتر از ۹۱ روز پایدار نبود (استارک و همکاران، ۲۰۰۷). به طور مشابهی در یک آزمایش گلخانه‌ای با خاک‌ها و محصولات مختلف، کوددهی با نیترات آمونیوم تأثیر معنی‌داری روی ساختار جامعه باکتریایی در ریزوسفر نداشت (مارشنر و همکاران، ۲۰۰۱).

کاربرد اوره تا میزان ۹۰ کیلوگرم در هکتار درگیاه جو کشت شده در شرایط بی‌خاک‌ورزی، تأثیر پایداری روی زیست‌توده میکروبی و تنوع عملکردی

باکتریها در دو آزمایش مزرعه‌ای در کانادا نداشت (لوپوایی و همکاران، ۲۰۱۱، ۲۰۱۲). اگرچه کاربرد ۱۲۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار کاهش زیست‌توده میکروبی و تنوع کاربردی را در پی داشت (لوپوایی و همکاران، ۲۰۱۱). در یک مطالعه سه ساله در کالیفرنیا نیز که بر روی تناوب پنبه – غلات انجام شد تفاوتی در پروفایل‌های PLFA میکروبی بین تیمارهای نیتروژنی اوره ۲۰ یا ۱۳۰ کیلوگرم در هکتار وجود نداشت (روبرت و همکاران، ۲۰۱۱).

مطالعات کمی تأثیرات کودهای نیتراتی را روی جوامع خاک بررسی کرده‌اند. اضافه کردن ۱۰۰ و ۲۰۰۰ میکروگرم نیتروژن در گرم خاک به فرم نیترات پتاسیم در خاک‌های جمع آوری شده از گیاهان یکساله، تأثیر معنی-داری بر زیست‌توده میکروبی در مقایسه با شاهد در شرایط آزمایشگاهی نداشت (یودوکیمو و همکاران، ۲۰۰۸، ۲۰۱۲). در مقادیر بالاتر، نیترات منجر به کاهش نرخ رشد ویژه جوامع میکروبی، افزایش نسبت نشانگرهای PFLA قارچی به باکتری و کاهش نسبت نشانگرهای PFLA باکتری‌های گرم مثبت به گرم منفی شد (یودوکیمو و همکاران، ۲۰۱۲). مقادیر بالاتر از لحاظ کشاورزی واقع‌بینانه نیست، به فرض ۲۰۰۰ میکروگرم نیتروژن در گرم خاک در عمق پنج سانتی‌متر از خاک سطحی با وزن مخصوص ظاهری ۱/۳۵ کیلوگرم بر متر مکعب، معادل ۱۳۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار خواهد بود که بسیار بیشتر از مقادیر معمول کوددهی در هر سیستم زراعی است.

در مجموع، تغییرات ایجاد شده در محیط خاک در نتیجه کاربرد کودهای اوره و آمونیوم می‌تواند به طور موثری زیست‌توده و ساختار جامعه میکروبی را در کوتاه مدت تحت تأثیر قرار دهد. در مقابل، بنظر می‌رسد اثرات کوتاه مدت نیترات بمراتب کمتر باشد. این نتایج همچنین داد که ریزجانداران خاک بسرعت اثرات زیانبار کودهای اوره و آمونیومی را جبران کرده و یا اینکه گونه‌های حساس به سرعت با گونه‌های مقاوم جایگزین می شوند و در نتیجه تغییرات اساسی در زیست‌توده و فعالیت زیستی در سطح جامعه میکروبی در بلندمدت ایجاد نمی-شود. اگرچه کاربرد مکرر کودهای نیتروژنه ممکن است توانایی جامعه میکروبی برای بازیابی را کاهش دهد و تغییرات دائمی در جامعه میکروبی ایجاد نماید که در بخش بعدی در این مورد بحث شده است.

اثرات بلند مدت

کودهای شیمیایی بواسطه افزایش کربن آلی و کاهش pH خاک اثرات غیرمستقیم شدیدی روی جوامع میکروبی خاک ایجاد می کنند ولی تفکیک اثرات مستقیم بلندمدت کاربرد مکرر کودهای نیتروژنی روی ریزجانداران خاک مشکل است. هرچند، در دو آزمایش که نیتروژن به فرم آمونیاک بدون آب استفاده شده بود، زیست‌توده میکروبی به شدت کاهش یافت (شکل ۳، بیدربک و همکاران، ۱۹۹٦؛ دنگ و همکاران، ۲۰۰٦)، لذا اینگونه استنتاج شده است که آمونیاک بدون‌آب ممکن است بصورت مستقیم روی ریز جانداران خاک تأثیر بگذارد. مجموعه داده‌های ما همچنین شامل تعداد زیادی آزمایش است که pH خاک در آن‌ها بین ٦ و ۸/۵ بود و در این آزمایشها pH بیشتر از ۰/۵ واحد بین تیمار شاهد و کود داده شده تغییر نکرده است. در این موارد، اثرات غیرمستقیم وابسته به pH غالبا کمتر بروز می‌کند و امکان بررسی تأثیرات مستقیم کودها را میسر می‌سازد. بخش بعدی بحث به این آزمایش‌ها پرداخته است.

چندین مطالعه بلندمدت نشان داده اند که کوددهی منجر به تغییر ساختار جامعه میکروبی خاک می-شود (پیکاک و همکاران، ۲۰۰۱؛ بوهمه و همکاران، ۲۰۰۵؛ هارتمن و همکاران، ۲۰۰٦؛ لنجر و کلیمانک، ۲۰۰٦؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۱۰؛ هو و همکاران، ۲۰۱۱؛ کیرچمن و همکاران، ۲۰۱۳). تجزیه و تحلیل به مولفه‌های اصلی (PCA) اساسا برای تعیین اثرات روی جامعه میکروبی استفاده شده است. هرچند، مطالعات اندکی به این نتیجه رسیده اند که کودهای شیمیایی بر روی ساختار

جامعه میکروبی خاک تأثیری نداشته یا تأثیرات اندکی دارند (اسپرسچوتز و همکاران، ۲۰۰۷؛ اوگیلوی و همکاران، ۲۰۰۸؛ بورجسون و همکاران، ۲۰۱۲). این نتایج در راستای نتایج بدست آمده توسط آلیسون و مارتینی (۲۰۰۸) است که دریافتند که در ۸٤ درصد مطالعات با مدت زمان متوسط ۸/۲ سال، ساختار جامعه میکروبی به کوددهی نیتروژن، فسفر و پتاسیم حساس بود.

پاسخ گروه‌های میکروبی مشخص به کاربرد بلند مدت کودهای شیمیایی به طور قابل توجهی متغیر است. بطور کلی، قارچ‌ها از کودهای شیمیایی نیتروژنی حتی هنگامی که pH خاک به میزان کمی تحت تأثیر قرار گرفته باشد بهره می‌برند (بوهمه و همکاران، ۲۰۰۵؛ اسپرشوتز و همکاران، ۲۰۰۷؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۱۰؛ آی و همکاران، ۲۰۱۲؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۱۲). هرچند کیرچمن و همکاران (۲۰۱۳) زیست‌توده قارچی کمتری را در خاک‌های کود داده شده در دو آزمایش بلندمدت در سوئد مشاهده کردند. آن‌ها این نتایج را به بقایای با نسبت کمتر کربن به نیتروژن و غنی از نیتروژن نسبت دادند که این شرایط می‌تواند بیشتر مطلوب باکتری‌ها نسبت به قارچ‌ها باشد.

در ایستگاه تحقیقات کشاورزی مارتین در تنسی، کاربرد بلندمدت نیترات آمونیوم منجر به کاهش فراوانی نسبی باکتری‌های گرم منفی در مقایسه با شاهد گردید، در حالی‌که فراوانی نسبی باکتری‌های گرم مثبت افزایش یافت (پیکاک و همکاران، ۲۰۰۱). نسبت PLFA اشباع شده منشعب که به عنوان نشانگر زیستی باکتری‌های گرم مثبت استفاده می‌شود در کرت‌های کود داده شده در باد لواخ‌اشتت (بوهمه و همکاران، ۲۰۰۵) و هاله (لنجر و کلیمانک، ۲۰۰٦) افزایش یافت. با این حال پاسخ جوامع باکتری به کودهای شیمیایی نیتروژنی به طور قابل ملاحظه‌ای بین آزمایش‌ها متفاوت بوده و روند مشخصی تشخیص داده نشده است. برای مثال، در آلتونا و آزمایش گندم زمستانه برادبالک، ساختار جامعه باکتریایی در خاک شاهد و کود داده شده با کود شیمیایی نیتروژنی به طور معنی‌داری متفاوت نبود (اوگیلوی و همکاران، ۲۰۰۸؛ هالین و همکاران، ۲۰۰۹؛ بورجسون و همکاران، ۲۰۱۲).

چگونگی پاسخ جوامع میکروبی به کودهای شیمیایی تحت تأثیر عوامل محیطی و مدیریتی است. اشنایدر و همکاران (۲۰۱۰) دریافتند که بیشترین تفاوت‌ها در جوامع قارچی در آزمایش DOK[2] در بین نمونه‌های جمع‌آوری شده در سال‌های مختلف در نقاط متفاوت در تناوب بود. در مقابل، تأثیر محصولات و سیستم‌های زراعی از جمله کوددهی کمتر بود. حتی هنگامی که نمونه‌ها در زمان‌های مختلف در طول یک فصل رشد گرفته شده‌اند، تاریخ نمونه‌برداری می‌تواند نسبت به کوددهی بلندمدت تأثیر بیشتری روی پروفایل PFLA میکروبی خاک داشته باشد (بوسیو و همکاران، ۱۹۹۸). با تجزیه و تحلیل پروفایل PLFA در نمونه‌های خاکی از آزمایش‌های بلندمدت در باد لواخ‌اشتت و کستلی، بوهمه و همکاران (۲۰۰۵) با وجود اختلافات قابل توجه، برخی شباهت‌ها در تأثیر کودها روی ساختار جامعه میکروبی در این دو نقطه را دریافتند. نویسندگان، این نتایج را به خصوصیات متفاوت محل آزمایش از قبیل اقلیم، خصوصیات خاک و پوشش گیاهی نسبت دادند (بوهمه و همکاران، ۲۰۰۵). در یک مقایسه با چهار آزمایش که شامل دو منطقه هاله و باد لواخ‌اشتت نیز بود نتایج مشابهی مشاهده شد (لنجر و کلیمانک، ۲۰۰٦). در حقیقت در باد لواخ‌اشتت، تنوع پروکاریوت‌های متصل به ذرات درشت خاک در مقایسه با جوامع متصل به ذرات رس، به طور شدیدتری به کوددهی واکنش نشان دادند (نیومن وهمکاران، ۲۰۱۳). نویسندگان به این نتیجه رسیدند که ذرات رسی دارای ظرفیت بافری بالا هستند که سلول‌های میکروبی را در برابر تغییرات محافظت می‌کنند. پاسخ گروه‌های میکروبی مختلف به کوددهی همچنین ممکن است بین خاک غیر ریزوسفری و خاک ریزوسفری متفاوت باشد (آی و همکاران، ۲۰۱۲). در حالی‌که قارچ‌ها

---

[2] D: bio-dynamic, O: bio-organic, K: german ‘‘konventionell’’ integrated

و باکتری‌های گرم منفی استفاده بیشتری از کاربرد کودهای شیمیایی در خاک‌های غیرریزوسفری می‌کنند، در خاک-های ریزوسفری هر چند در مقادیر کمتر و غیرمعنی‌دار وضعیت برعکس بود (آی و همکاران، ۲۰۱۲).

این نتایج نشان می‌دهد که در صورت عدم تغییرات زیاد pH خاک، کودهای شیمیایی می‌توانند تأثیر معنی‌داری روی ساختار جامعه میکروبی خاک بگذارند. با این حال هنگامی که تمرکز ویژه روی گروه‌های اصلی از قبیل باکتری‌ها، قارچ‌ها و اکتینومیست‌ها است ممکن است اثرات مذکور بطور کامل درک نشود. به‌علاوه، پاسخ یک ریزجاندار خاص به اضافه شدن نیتروژن معدنی ممکن است بسته به عوامل محیطی و مدیریتی متفاوت باشد.

کودهای آمونیوم و اوره و موجودات نیترات‌ساز

باکتری‌ها و آرکی‌های اکسیدکننده آمونیوم عوامل کاتابولیکی هستند که از فرم‌های احیا شده نیتروژن مانند آمونیوم به عنوان دهنده الکترون استفاده می‌کنند؛ بنابراین، کاربرد اوره و آمونیوم برای موجودات نیترات‌ساز و اکسیدکننده آمونیوم سودمند است. اگرچه در غلظت‌های خیلی بالا، آمونیاک از رشد باکتری‌ها و آرکی‌های اکسید-کننده آمونیوم جلوگیری می‌کند (پراسر و نیکول، ۲۰۱۲). در یک مطالعه آزمایشگاهی کوپر و همکاران (۲۰۱۰) دریافتند که غلظت‌های پایین آمونیوم تا ۱–۲ میلی‌مولار شدت نیتریفیکاسیون را افزایش می‌دهد. اگرچه، غلظت-های بالاتر آمونیوم میزان نیتریفیکاسیون را تقریبا به میزان نصف مقدار حداکثر کاهش می‌دهد (کوپر و همکاران، ۲۰۱۰). یادویندر–سینگ و بی‌شاپ (۱۹۸۸) دریافتند که شرایط در ۲–۳ سانتی‌متری از محل قرارگیری اوره برای موجودات نیترات‌ساز حداقل به مدت ۳۵ روز نامطلوب خواهد بود، حال آنکه نیتریفیکاسیون در ناحیه‌ای که غلظت نیتروژن آمونیاکی زیر ۱۰۰۰ میکروگرم نیتروژن در گرم خاک باشد اتفاق می‌افتد.

مطالعات بلندمدت نشان داد که تأثیرات مثبت بارزتر هستند. با اندازه‌گیری‌های هفتگی مزرعه‌ای در باد–لواخ‌اشتت در طول دوره یک ساله، استنج و نو (۲۰۰۹) دریافتند که میزان متوسط نیتریفیکاسیون ناخالص در تیمارهای با کودهای شیمیایی در مقایسه با شاهد بالاتر بود. چندین مطالعه انجام شده در مورد آزمایش‌های بلندمدت در چین همچنین مشخص ساختند که فعالیت نیتریفیکاسیون پتانسیل در خاک‌های با کاربرد کودهای شیمیایی در مقایسه با شاهد افزایش یافته است (چو و همکاران، ۲۰۰۷؛ شن و همکاران، ۲۰۰۸؛ آی و همکاران، ۲۰۱۳).

این مطالعات همچنین نشان دادند که باکتری‌ها و آرکی‌های اکسیدکننده آمونیاک به صورت متفاوتی به کودهای شیمیایی نیتروژنی عکس‌العمل نشان می‌دهند. در شرایطی که جمعیت آرکی‌های اکسیدکننده آمونیاک به میزان کمی تحت تأثیر کودهای شیمیایی قرار می‌گیرند، فراوانی و تنوع باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک به طور معنی‌داری افزایش نشان داد (چو و همکاران، ۲۰۰۷؛ شن و همکاران، ۲۰۰۸؛ آی و همکاران، ۲۰۱۳). این سه آزمایش بلندمدت انجام شده در چین دارای خاک با pH هشت یا بیشتر بودند و کاربرد مکرر اوره pH خاک را به میزانی کمتر از خاک شاهد کاهش نداد (حداکثر کاهش حدود ۰/۵ واحد بود)؛ بنابراین نتایج حاصله نمی‌تواند معرف تمامی خاک‌ها باشد.

بورجسون و همکاران (۲۰۱۲) دریافتند در آلتونا، در تیمار کود داده شده با سولفات آمونیوم، غلظت-های خیلی کمی از PLFA 16:1ω7 و PLFA 18:1ω7 که معمولا در باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک یافت می-شود را تشخیص دادند و این موضوع را به pH خیلی پایین خاک معادل ٤/٢ در این خاک‌ها نسبت دادند (بورجسون و همکاران، ۲۰۱۲). تغییرات pH خاک همچنین باعث تغییر در ساختار جامعه می‌شود، در خاک-های با pH پایین‌تر از ۵/۵ معمولا آرکی‌های اکسیدکننده آمونیوم غالبند (پروسر و نیکل، ۲۰۱۲). اگرچه هالین و همکاران (۲۰۰۹) کاهش جمعیت باکتری‌ها و آرکی‌های اکسیدکننده آمونیاک به ازای هر واحد زیست‌توده

باکتریایی را در همان منطقه گزارش کردند. در مطالعه دیگری که در آلتونا انجام شد انوال و همکاران (۲۰۰۷) دریافتند که کوددهی بلندمدت با نیترات کلسیم به طور معنی‌داری اکسیداسیون آمونیاک پتانسیل را افزایش می‌دهد، در حالی که این صفت در خاک‌های تغذیه شده با سولفات آمونیوم به طور معنی‌داری در مقایسه با شاهد کاهش پیدا کرد.

هی و همکاران (۲۰۰۷) همچنین کاهش معنی‌داری در مقادیر نیتریفیکاسیون پتانسیل در خاک‌هایی که کود شیمیایی NPK در آن‌ها استفاده شده بود در مقایسه با شاهد گزارش کردند. همانند آلتونا، pH خاک در کرت‌های کود داده شده به طور معنی‌داری پایین‌تر از شاهد بود (٤/٠٤ در مقابل ٥/٧٨).

در یک آزمایش بلندمدت آغاز شده در سال ۱۹٦۱ در کرایبستون، اسکاتلند در اراضی تحت یک تناوب هشت ساله، میزان pH خاک در یک سری از کرت‌ها بوسیله اضافه کردن آهک و یا سولفات آمونیوم در محدوده ٤/٥ تا ٧/٥ حفظ شد (نیکول و همکاران، ۲۰۰۸). فراوانی ژن amoA آرکی‌ها و رونوشت آن با افزایش pH خاک از ٤/٩ به ٧/٥، کاهش یافت، حال‌آنکه فراوانی ژن amoA باکتریایی روند معکوسی را نشان داد. در تمام مقادیر pH، فراوانی ژن‌ها و رونوشت آن‌ها در آرکی‌ها بیشتر از ژن‌ها و رونوشت آن‌ها در باکتری‌ها بود (نیکول و همکاران، ۲۰۰۸).

این مطالعات نشان می‌دهد در آزمایش‌های بلندمدت، تأثیرات کودهای نیتروژنی برفراوانی و فعالیت اکسیدکننده‌های آمونیوم و دیگر موجودات نیترات‌ساز در بیشتر موارد مثبت است. بنظر می‌رسد تأثیرات غیرمستقیم کوددهی، بخصوص تغییرات pH تأثیر بیشتری روی اکسیدکننده‌های آمونیوم و موجودات نیترات‌ساز نسبت به تأثیرات مستقیم دارد. به‌نظر می‌رسد در خاک‌های زراعی تا مادامیکه pH خاک به پایین‌تر از ٥/٥ نرسد باکتری‌ها بیشتر از آرکی‌ها از کوددهی نیتروژنی بهره خواهند برد.

پیشنهادات ترویجی

تجزیه و تحلیل متا نشان داد که در شرایط بلندمدت، استفاده از کودهای شیمیایی در اراضی زراعی باعث افزایش محتوی کربن میکروبی (C_{mic}) می‌شود که احتمالا بدلیل افزایش کربن آلی در نتیجه تولید بیشتر محصول است. افزایش محتوی کربن میکروبی در خاک‌های کود داده شده در تضاد با آنچه است که در اکوسیستم‌های طبیعی دیده می‌شود، جایی که کربن میکروبی اغلب در نتیجه کاربرد نیتروژن کاهش می‌یابد. در آزمایشات با طول دوره کوتاه‌تر از ۱۰ سال، کربن میکروبی با کوددهی کاهش پیدا کرد.

کودهای اوره و آمونیوم می‌توانند به طور معنی‌داری pH خاک را در طول زمان کاهش دهند، درصورتیکه کودهای نیتراته عموما pH خاک را کاهش نمی‌دهند. هنگامی که pH خاک به زیر پنج می‌رسد، نه تنها ریزجانداران خاکزی بلکه گیاهان نیز تحت تأثیرات منفی این امر قرار می‌گیرند. در اکوسیستم‌های طبیعی نیز یک آستانه pH برای اثرات منفی مشاهده شده است. برخلاف آنچه در بسیاری از اکوسیستم‌های طبیعی گزارش شده است، به‌نظر نمی‌رسد که در سیستم‌های زراعی کودهای نیتروژنی به خودی‌خود تأثیرات مستقیم منفی روی زیست‌توده میکروبی خاک داشته باشند. این امر ممکن است به این دلیل باشد که نیتروژن ساختار جامعه گیاهی را، مشابه آنچه در اکوسیستم‌های طبیعی روی می‌دهد، تغییر نمی‌دهد. بهرحال، کاربرد مکرر نیتروژن معدنی در بلندمدت حتی هنگامی که تغییرات pH کم باشد می‌تواند در بیشتر موارد ساختار جامعه میکروبی را تغییر دهد. این تغییرات در ساختار جامعه میکروبی را نمی‌توان به طور کامل با روش‌هایی که در بهترین حالت گروه‌های میکروبی اصلی از جمله باکتری‌ها، قارچ‌ها و اکتینومیست‌ها را تشخیص می‌دهند، شناسایی کرد. به منظور شناسایی و تفسیر تغییرات فیلوژنتیکی و عملکردی جوامع میکروبی که در اثر کوددهی بلند مدت رخ می‌دهند می‌توان از

روش‌های ژنومیکس که توان تشخیص تغییرات داخل گروه‌های اختصاصی را دارند استفاده کرد.

چگونگی پاسخ گروه‌های میکروبی به کاربرد مکرر کودهای شیمیایی متغیر بوده و به عوامل محیطی و مدیریت زراعی ارتباط دارد. بر اساس داده‌های موجود، درک برهمکنش میان فاکتورهای محیطی، میزان و نوع کودهای مصرفی و گروه‌های اختصاصی ریزجانداران خاک مشکل است. مطالعات بیشتری جهت بررسی تأثیرات بلندمدت کودهای مختلف در انواع مختلفی از خاک و شرایط محیطی برای درک بهتر این برهمکنش‌های پیچیده لازم است. اینجاست که اهمیت آزمایش‌های بلندمدت به دلیل توانایی آن‌ها در شناسایی تغییرات آهسته، از جمله مواردی که در بالا ذکر شد مشخص می‌شود. این تغییرات ممکن است در اکثر مطالعات با طول ۲-۳ سال مشخص نشود.

فهرست منابع

1. Aciego Pietri, J.C., Brookes, P.C., 2008. Relationships between soil pH and microbial properties in a UK arable soil. Soil Biology and Biochemistry 40, 1856-1861.
2. Acosta-Martínez, V., Zobeck, T.M., Gill, T.E., Kennedy, A.C., 2003. Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. Biology and Fertility of Soils 38, 216-227.
3. Ai, C., Liang, G., Sun, J., Wang, X., Zhou, W., 2012. Responses of extracellular enzyme activities and microbial community in both the rhizosphere and bulk soil to long-term fertilization practices in a fluvo-aquic soil. Geoderma 173-174, 330- 338.
4. Ai, C., Liang, G., Sun, J., Wang, X., He, P., Zhou, W., 2013. Different roles of rhizosphere effect and long-term fertilization in the activity and community structure of ammonia oxidizers in a calcareous fluvo-aquic soil. Soil Biology and Biochemistry 57, 30-42.
5. Allison, C., Macfarlane, G.T., 1992. Physiological and nutritional determinants of protease secretion by *Clostridium sporogenes*: characterization of six extracellular proteases. Applied Microbiology and Biotechnology 37, 152-156.
6. Allison, S.D., Martiny, J.B.H., 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 105, 11512-11519.
7. Anderson, T.H., 2003. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. Agriculture, Ecosystems and Environment 98, 285-293.
8. Anderson, T.H., Domsch, K.H., 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. Soil Biology and Biochemistry 21, 471-479.
9. Bååth, E., Anderson, T.H., 2003. Comparison of soil fungal/bacterial ratios in a pH gradient using physiological and PLFA-based techniques. Soil Biology and Biochemistry 35, 955-963.
10. Barak, P., Jobe, B.O., Krueger, A.R., Peterson, L.A., Laird, D.A., 1997. Effects of long term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. Plant and Soil 197, 61-69.
11. Biederbeck, V.O., Campbell, C.A., Ukrainetz, H., Curtin, D., Bouman, O.T., 1996. Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. Canadian Journal of Soil Science 76, 7-14.
12. Blagodatskaya, E.V., Anderson, T.H., 1998. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and qCO2 of microbial communities in forest soils. Soil Biology and Biochemistry 30, 1269-1274.
13. Böhme, L., Langer, U., Böhme, F., 2005. Microbial biomass, enzyme activities and microbial community structure in two European long-term field experiments. Agriculture, Ecosystems and Environment 109, 141-152.
14. Booth, M.S., Stark, J.M., Rastetter, E., 2005. Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. Ecological Monographs 75, 139-157.
15. Börjesson, G., Menichetti, L., Kirchmann, H., Kätterer, T., 2012. Soil microbial community structure affected by 53 years of nitrogen fertilisation and different organic amendments. Biology and Fertility of Soils 48, 245-257.

16. Bossio, D.A., Scow, K.M., Gunapala, N., Graham, K.J., 1998. Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. Microbial Ecology 36, 1-12.
17. Carreiro, M.M., Sinsabaugh, R.L., Repert, D.A., Parkhurst, D.F., 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. Ecology 81, 2359-2365.
18. Chu, H., Fujii, T., Morimoto, S., Lin, X., Yagi, K., Hu, J., Zhang, J., 2007. Community structure of ammonia-oxidizing bacteria under long-term application of mineral fertilizer and organic manure in a sandy loam soil. Applied and Environmental Microbiology 73, 485-491.
19. Clark, C.M., Cleland, E.E., Collins, S.L., Fargione, J.E., Gough, L., Gross, K.L., Pennings, S.C., Suding, K.N., Grace, J.B., 2007. Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. Ecology Letters 10, 596-607.
20. Cleland, E.E., Harpole, W.S., 2010. Nitrogen enrichment and plant communities. Annals of the New York Academy of Sciences 1195, 46-61.
21. Cleveland, C.C., Liptzin, D., 2007. C: N: P stoichiometry in soil: is there a “Redfield ratio” for the microbial biomass? Biogeochemistry 85, 235-252.
22. Cohen, J., Cohen, P., West, S.G., Aiken, L.S., 2003. Applied Multiple Regression/Correlation Analysis for the Behavioral Sciences, third ed. Lawrence Earlbaum Associates, Mahwah, NJ.
23. Deng, S.P., Tabatabai, M.A., 1996. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils II. Glycosidases. Biology and Fertility of Soils 22, 208- 213.
24. Deng, S.P., Parham, J.A., Hattey, J.A., Babu, D., 2006. Animal manure and anhydrous ammonia amendment alter microbial carbon use efficiency, microbial biomass, and activities of dehydrogenase and amidohydrolases in semiarid agroecosystems. Applied Soil Ecology 33, 258-268.
25. Dick, W.A., 1984. Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. Soil Science Society of America Journal 48, 569-574.
26. Eno, C.F., Blue, W.G., Good, J.M., 1955. The effect of anhydrous ammonia on nematodes, fungi, bacteria, and nitrification in some Florida soils. Proceedings of the Soil Science Society of America 19, 55-58.
27. Enwall, K., Philippot, L., Hallin, S., 2005. Activity and composition of the denitrifying bacterial community respond differently to long-term fertilization. Applied and Environmental Microbiology 71, 8335-8343.
28. Enwall, K., Nyberg, K., Bertilsson, S., Cederlund, H., Stenström, J., Hallin, S., 2007. Long-term impact of fertilization on activity and composition of bacterial communities and metabolic guilds in agricultural soils. Soil Biology and Biochemistry 39, 106-115.
29. Elfstrand, S., Hedlund, K., Mårtensson, A., 2007. Soil enzyme activities, microbial community composition and function after 47 years of continuous green manuring. Applied Soil Ecology 35, 610-621.
30. Esperschütz, J., Gattinger, A., Mäder, P., Schloter, M., Fließbach, A., 2007. Response of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems under identical crop rotations. FEMS Microbiology Ecology 61, 26-37.
31. Fierer, N., Jackson, R.B., 2006. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 103, 626-631.
32. Fierer, N., Strickland, M.S., Liptzin, D., Bradford, M.A., Cleveland, C.C., 2009. Global patterns in belowground communities. Ecology Letters 12, 1238-1249.
33. Fierer, N., Lauber, C.L., Ramirez, K.S., Zaneveld, J., Bradford, M.A., Knight, R., 2012. Comparative metagenomic, phylogenetic and physiological analyses of soil microbial communities across nitrogen gradients. The ISME Journal 6, 1007-1017.
34. Geisseler, D., Horwath, W.R., 2009. Relationship between carbon and nitrogen availability and extracellular enzyme activities in soil. Pedobiologia 53, 87-98.
35. Geisseler, D. and Scow, K.M., 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms–A review. Soil Biology and Biochemistry 75, 54-63.
36. Glenn, A.R., 1976. Production of extracellular proteins by bacteria. Annual Review of Microbiology 30, 41-62.

37. Guo, J.H., Liu, X.J., Zhang, Y., Shen, J.L., Han, W.X., Zhang, W.F., Christie, P., Goulding, K.W.T., Vitousek, P.M., Zhang, F.S., 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. Science 327, 1008-1010.
38. Gurevitch, J., Hedges, L.V., 2001. Meta-analysis. In: Scheiner, S.M., Gurevitch, J. (Eds.), Design and Analysis of Ecological Experiments. Oxford University Press, Inc., New York, pp. 347-369.
39. Hallin, S., Jones, C.M., Schloter, M., Philippot, L., 2009. Relationship between N cycling communities and ecosystem functioning in a 50-year-old fertilization experiment. The ISME Journal 3, 597-605.
40. Harris, J.A., Ritz, K., Coucheney, E., Grice, S.M., Lerch, T.Z., Pawlett, M., Herrmann, A.M., 2012. The thermodynamic efficiency of soil microbial communities subject to long-term stress is lower than those under conventional input regimes. Soil Biology and Biochemistry 47, 149-157.
41. Hartmann, M., Fliessbach, A., Oberholzer, H., Widmer, F., 2006. Ranking the magnitude of crop and farming system effects on soil microbial biomass and genetic structure of bacterial communities. FEMS Microbiology Ecology 57, 378-388.
42. He, J., Shen, J., Zhang, L., Zhu, Y., Zheng, Y., Xu, M., Di, H., 2007. Quantitative analyses of the abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea of a Chinese upland red soil under long-term fertilization practices. Environmental Microbiology 9, 2364-2374.
43. Hedges, L.V., Gurevitch, J., Curtis, P.S., 1999. The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. Ecology 80, 1150-1156.
44. Henriksen, T.M., Breland, T.A., 1999. Nitrogen availability effects on carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities during decomposition of wheat straw in soil. Soil Biology and Biochemistry 31, 1121-1134.
45. Hou, A., Tsuruta, H., McCreary, M.A., Hosen, Y., 2010. Effect of urea placement on the time-depth profiles of NO, N2O and mineral nitrogen concentrations in an Andisol during a Chinese cabbage growing season. Soil Science and Plant Nutrition 56, 861-869.
46. Hu, J., Lin, X., Wang, J., Dai, J., Chen, R., Zhang, J., Wong, M.H., 2011. Microbial functional diversity, metabolic quotient, and invertase activity of a sandy loam soil as affected by long-term application of organic amendment and mineral fertilizer. Journal of Soils and Sediments 11, 271-280.
47. Joergensen, R.G., Emmerling, C., 2006. Methods for evaluating human impact on soil microorganisms based on their activity, biomass, and diversity in agricultural soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 295-309.
48. Kallenbach, C., Grandy, A.S., 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: a meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 144, 241-252.
49. Kirchmann, H., Persson, J., Carlgren, K., 1994. The Ultuna Long-term Soil Organic Matter Experiment, 1956e1991. Reports and dissertations 17. Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
50. Kirchmann, H., Schön, M., Börjesson, G., Hamnér, K., Kätterer, T., 2013. Properties of soils in the Swedish long-term fertility experiments: VII. Changes in topsoil and upper subsoil at Örja and Fors after 50 years of nitrogen fertilization and manure application. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B e Soil and Plant Science 63, 25-36.
51. Klose, S., Tabatabai, M.A., 1999. Urease activity of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 31, 205-211.
52. Koper, T.E., Stark, J.M., Habteselassie, M.Y., Norton, J.M., 2010. Nitrification exhibits Haldane kinetics in an agricultural soil treated with ammonium sulfate or dairy-waste compost. FEMS Microbiology Ecology 74, 316-322.
53. Körschens, M., Albert, E., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., BehleSchalk, L., Bischoff, R., Cergan, Z., Ellmer, F., Herbst, F., Hoffmann, S., Hofmann, B., Kismanyoky, T., Kubat, J., Kunzova, E., Lopez-Fando, C., Merbach, I., Merbach, W., Pardor, M.T., Rogasik, J., Rühlmann, J., Spiegel, H., Schulz, E., Tajnsek, A., Toth, Z., Wegener, H., Zorn, W., 2013. Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen

balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. Archives of Agronomy and Soil Science 59, 1017-1040.

54. Ku, H.H., 1966. Notes on the use of propagation of error formulas. Journal of Research of the National Bureau of Standards e C. Engineering and Instrumentation 70C, 263-273.
55. Ladha, J.K., Reddy, C.K., Padre, A.T., van Kessel, C., 2011. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. Journal of Environmental Quality 40, 1756-1766.
56. Langer, U., Klimanek, E., 2006. Soil microbial diversity of four German long-term field experiments. Archives of Agronomy and Soil Science 52, 507-523.
57. Lauber, C.L., Hamady, M., Knight, R., Fierer, N., 2009. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. Applied Environmental Microbiology 75, 5111-5120.
58. LeBauer, D.S., Treseder, K.K., 2008. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. Ecology 89, 371-379.
59. Liu, L., Greaver, T.L., 2010. A global perspective on belowground carbon dynamics under nitrogen enrichment. Ecology Letters 13, 819-828.
60. Lu, M., Yang, Y., Luo, Y., Fang, C., Zhou, X., Chen, J., Yang, X., Li, B., 2011. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis. New Phytologist 189, 1040-1050.
61. Lupwayi, N.Z., Clayton, G.W., O'Donovan, J.T., Grant, C.A., 2011. Soil microbial response to nitrogen rate and placement and barley seeding rate under no till. Agronomy Journal 103, 1064-1071.
62. Lupwayi, N.Z., Lafond, G.P., Ziadi, N., Grant, C.A., 2012. Soil microbial response to nitrogen fertilizer and tillage in barley and corn. Soil and Tillage Research 118, 139-146.
63. Malhi, S.S., Harapiak, J.T., Nyborg, M., Gill, K.S., 2000. Effects of long-term applications of various nitrogen sources on chemical soil properties and composition of bromegrass hay. Journal of Plant Nutrition 23, 903-912.
64. Marschner, P., Yang, C.H., Lieberei, R., Crowley, D.E., 2001. Soil and plant specific effects on bacterial community composition in the rhizosphere. Soil Biology and Biochemistry 33, 1437-1445.
65. Marstorp, H., Guan, X., Gong, P., 2000. Relationship between dsDNA, chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH. Soil Biology and Biochemistry 32, 879-882.
66. Marzluf, G.A., 1997. Genetic regulation of nitrogen metabolism in the fungi. Microbiology and Molecular Biology Reviews 61, 17-32.
67. Merbach, I., Körschens, M., 2002. The static fertilization experiment at the start and the end of the 20th century. Archives of Agronomy and Soil Science 48, 413-422.
68. Merrick, M.J., Edwards, R.A., 1995. Nitrogen control in bacteria. Microbiology and Molecular Biology Reviews 59, 604-622.
69. Müller, T., Walter, B., Wirtz, A., Burkovski, A., 2006. Ammonium toxicity in bacteria. Current Microbiology 52, 400-406.
70. Neumann, D., Heuer, A., Hemkemeyer, M., Martens, R., Tebbe, C.C., 2013. Response of microbial communities to long-term fertilization depends on their microhabitat. FEMS Microbiology Ecology 86, 71-84.
71. Nicol, G.W., Leininger, S., Schleper, C., Prosser, J.I., 2008. The influence of soil pH on the diversity, abundance and transcriptional activity of ammonia oxidizing archaea and bacteria. Environmental Microbiology 10, 2966-2978.
72. Ogilvie, L.A., Hirsch, P.R., Johnston, A.W.B., 2008. Bacterial diversity of the Broadbalk 'Classical' winter wheat experiment in relation to long-term fertilizer inputs. Microbial Ecology 56, 525-537.
73. Omar, S.A., Ismail, M., 1999. Microbial populations, ammonification and nitrification in soil treated with urea and inorganic salts. Folia Microbiologica 44, 205-212.
74. Peacock, A.D., Mullen, M.D., Ringelberg, D.B., Tyler, D.D., Hedrick, D.B., Gale, P.M., White, D.C., 2001. Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. Soil Biology and Biochemistry 33, 1011-1019.

75. Peigné, J., Vian, J.F., Cannavacciuolo, M., Bottollier, B., Chaussod, R., 2009. Soil sampling based on field spatial variability of soil microbial indicators. European Journal of Soil Biology 45, 488-495.
76. Pelster, D.E., Larouche, F., Rochette, P., Chantigny, M.H., Allaire, S., Angers, D.A., 2011. Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize–soybean rotation. Soil and Tillage Research 115-116, 16e26.
77. Pierre, W.H., 1928. Nitrogenous fertilizers and soil acidity: I. Effect of various nitrogenous fertilizers on soil reaction. Journal of the American Society of Agronomy 20, 254-269.
78. Prosser, J.I., Nicol, G.W., 2012. Archaeal and bacterial ammonia oxidisers in soil: the quest for niche specialisation and differentiation. Trends in Microbiology 20, 523-531.
79. Ramirez, K.S., Lauber, C.L., Knight, R., Bradford, M.A., Fierer, N., 2010. Consistent effects of nitrogen fertilization on soil bacterial communities in contrasting systems. Ecology 91, 3463-3470.
80. Roberts, B.A., Fritschi, F.B., Horwath, W.R., Scow, K.M., Rains, W.D., Travis, R.L., 2011. Comparisons of soil microbial communities influenced by soil texture, nitrogen fertility, and rotations. Soil Science 176, 487-494.
81. Robertson, G.P., Vitousek, P.M., 2009. Nitrogen in agriculture: balancing the cost of an essential resource. Annual Review of Environment and Resources 34, 97- 125.
82. Rosenberg, S.M., 2013. Moment and least-squares based approaches to Meta analytic inference. In: Koricheva, J., Gurevitch, J., Mengersen, K. (Eds.), Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution. Princeton University Press, Princeton, NJ, pp. 108-124.
83. Rosenberg, S.M., Rothstein, H.R., Gurevitch, J., 2013. Effect sizes: conventional choices and calculations. In: Koricheva, J., Gurevitch, J., Mengersen, K. (Eds.), Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution. Princeton University Press, Princeton, NJ, pp. 61-71.
84. Rothamsted Research, 2006. Guide to the Classical and Other Long-term Experiments, Datasets and Sample Archive. Premier Printers Ltd., Bury St Edmunds, Suffolk, UK.
85. Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth, E., 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggests functional redundancy in carbon mineralisation. Applied and Environmental Microbiology 75, 1589-1596.
86. Sakamoto, K., Oba, Y., 1994. Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO2 evolution and total soil microbial biomass. Biology and Fertility of Soils 17, 39-44.
87. Schneider, S., Hartmann, M., Enkerli, J., Widmer, F., 2010. Fungal community structure in soils of conventional and organic farming systems. Fungal Ecology 3, 215-224.
88. Schroder, J.L., Zhang, H., Girma, K., Raun, W.R., Penn, C.J., Payton, M.E., 2011. Soil acidification from long-term use of nitrogen fertilizers on winter wheat. Soil Science Society of America Journal 75, 957-964.
89. Schwab, A.P., Owensby, C.E., Kulyingyong, S., 1990. Changes in soil chemical properties due to 40 years of fertilization. Soil Science 149, 35-43.
90. Setua, G.C., Samaddar, K.R., 1980. Evaluation of role of volatile ammonia in fungistasis of soils. Phytopathologische Zeitschrift 98, 310-319.
91. Shen, J., Zhang, L., Zhu, Y., Zhang, J., He, J., 2008. Abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea communities of an alkaline sandy loam. Environmental Microbiology 10, 1601-1611.
92. Stange, C.F., Neue, H.U., 2009. Measuring and modelling seasonal variation of gross nitrification rates in response to long-term fertilization. Biogeosciences 6, 2181-2192.
93. Stark, C., Condron, L.M., Stewart, A., Di, H.J., O'Callaghan, M., 2007. Influence of organic and mineral amendments on microbial soil properties and processes. Applied Soil Ecology 35, 79-93.
94. Treseder, K.K., 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. Ecology Letters 11, 1111-1120.
95. Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. Ecological Applications 7, 737-750.

96. Volk, N.J., Tidmore, J.W., 1946. Effect of different sources of nitrogen on soil reaction, exchangeable ions, and yields of crops. Soil Science 61, 447-492.
97. Wardle, D.A., 1992. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. Biological Reviews 67, 321-358.
98. Wardle, D.A., Ghani, A., 1995. A critique of the microbial metabolic quotient (qCO2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. Soil Biology and Biochemistry 27, 1601-1610.
99. Wessén, E., Hallin, S., Philippot, L., 2010. Differential responses of bacterial and archaeal groups at high taxonomical ranks to soil management. Soil Biology and Biochemistry 42, 1759-1765.
100. Witter, E., Mårtensson, A.M., Garcia, F.V., 1993. Size of the soil microbial biomass in a long-term field experiment as affected by different N-fertilizers and organic manures. Soil Biology and Biochemistry 25, 659-669.
101. Wolcott, A.R., Foth, H.D., Davis, J.F., Shickluna, J.C., 1965. Nitrogen carriers: I. Soil effects. Proceedings of the Soil Science Society of America 29, 405-410.
102. Yadvinder-Singh, Beauchamp, E.G., 1988. Nitrogen transformations near urea in soil with different water potentials. Canadian Journal of Soil Science 68, 569-576.
103. Yadvinder-Singh, Beauchamp, E.G., 1989. Nitrogen transformations near urea in soil: effects of nitrification inhibition, nitrifier activity and liming. Fertilizer Research 18, 201-212.
104. Yevdokimov, I., Gattinger, A., Buegger, F., Munch, J.C., Schloter, M., 2008. Changes in microbial community structure in soil as a result of different amounts of nitrogen fertilization. Biology and Fertility of Soils 44, 1103-1106.
105. Yevdokimov, I.V., Gattinger, A., Buegger, F., Schloter, M., Munch, J.C., 2012. Changes in the structure and activity of a soil microbial community caused by inorganic nitrogen fertilization. Microbiology 81, 743-749.
106. Zhang, H., Wang, B., Xu, M., 2008. Effects of inorganic fertilizer inputs on grain yields and soil properties in a long-term wheatecorn cropping system in south China. Communications in Soil Science and Plant Analysis 39, 1583-1599.
107. Zhang, J., Cai, Z., Yang, W., Zhu, T., Yu, Y., Yan, X., Jia, Z., 2012. Long-term field fertilization affects soil nitrogen transformations in a rice–wheat-rotation cropping system. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 175, 939-946.
108. Zhong, W., Gu, T., Wang, W., Zhang, B., Lin, X., Huang, Q., Shen, W., 2010. The effects of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. Plant and Soil 326, 511-522.