

蚯蚓活动对土壤氮素矿化的影响^{*}

王霞^{1,2} 李辉信¹ 朱玲¹ 刘宾¹ 胡锋^{1†}

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

(2 国家环境保护总局南京环境科学研究所, 南京 210042)

摘要 通过室内培养试验和田间长期定位试验,探讨了蚯蚓活动对土壤矿质氮的影响。发现蚯蚓对 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 以及矿质总氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$) 均有显著影响,且加速了土壤氮素矿化。小区试验中,在 2001 年稻季和 2003 年麦季,蚯蚓活动显著提高了 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和矿质总氮 ($p < 0.05^*$),但在其他时期,未有显著影响。室内培养试验中,蚯蚓活动明显加速了氮素矿化。尤其在未施用秸秆时,蚯蚓处理后的硝态氮和矿质总氮明显增加,且累积净矿化量和净矿化率也有显著提高。

关键词 蚯蚓;矿质总氮;硝态氮;铵态氮;秸秆

中图分类号 S154.1 文献标识码 A

土壤矿质氮是土壤氮素主要的有效成分,包括铵态氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$) 和硝态氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$),是植物能直接吸收利用的生物有效态氮。据报道,蚯蚓活动可能主要通过两方面影响土壤矿质氮:一方面是直接作用,蚯蚓可在生命活动中或死亡时直接向土壤释放氮素^[1],或与其他土壤生物相互作用(如:取食小土壤动物)^[2]直接释放矿质氮;另一方面是间接作用,蚯蚓通过改变土壤的物理性质(包括持水量、土壤结构和通气条件),加速土壤本体氮素的矿化;此外,蚯蚓还通过取食和破碎土壤有机物料,增大了微生物对物料的侵染面积^[3],从而间接对有机物的氮素矿化作出积极贡献。目前的研究表明:在林地、草地和农业生态系统中,蚯蚓可以提高养分的有效性和养分周转率^[4],显著影响氮素的矿化^[5-7]。但是相对长期的定位观测和室内培养试验相结合

来研究蚯蚓活动对稻麦轮作土壤矿质氮及其矿化的影响却不多见。为此,本文通过测定长期定位试验处理中土壤矿质氮含量和室内培养试验中矿质氮量的变化,来探讨蚯蚓活动对土壤氮素矿化的影响。

1 材料与方法

1.1 小区试验

1.1.1 试验材料 本试验在南京农业大学网室进行,供试土壤为江苏省如皋县的高砂土(Orthic aquisols)。土壤性质见表 1。威廉腔环蚓(*Metaphire guillemi*)为土壤采样地的优势种。所施玉米秸秆($< 2 \text{ cm}$)基本性质如下: N 7.96 g kg^{-1} , P 2.85 g kg^{-1} , K 10.67 g kg^{-1} , C/N 65.8。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the soil tested

pH ¹⁾	有机碳 Organic C (g kg^{-1})	全氮 Total N (g kg^{-1})	全磷 Total P (g kg^{-1})	速效磷 Available P (mg kg^{-1})	速效钾 Available K (mg kg^{-1})	质地 Texture
8.25	5.86	0.70	0.66	6.0	47.1	砂壤土 Sandy loam

1) 水土比 2.5:1 $W_{\text{water}}/W_{\text{soil}} = 2.5:1$

* 国家自然科学基金项目(30370286)资助

† 通讯作者, E-mail: fenghu@njau.edu.cn

作者简介: 王霞(1978~),女,山东泰安市人,博士,主要从事土壤生态学研究,现在国家环境保护总局南京环境科学研究所工作。

E-mail: xxw197811@yahoo.com.cn

收稿日期: 2007-01-14; 收到修改稿日期: 2007-04-10

1.1.2 试验设计 每小区 (2.8 m × 1 m × 0.6 m) 皆用混凝土砌成, 填入深 50 cm 的供试土壤, 详见文献 [8]。作物种植制度为稻 (早育早栽) — 麦轮作。肥料品种为尿素、过磷酸钙和氯化钾。秸秆用量为 7 500 kg hm⁻²。

1999年稻季到 2001年麦季期间, 主要设计了 3 个处理: (1) 秸秆混施, 不接种蚯蚓 (D); (2) 秸秆混施, 接种蚯蚓 (E); (3) 对照 (不施秸秆, 不接种蚯蚓, CK)。2001 稻季开始增设 2 个副处理, 即: (4) 秸秆表施, 不接种蚯蚓 (M); (5) 秸秆表施, 接种蚯蚓 (ME), 共计 5 个处理。每处理 3 个重复。实验开始时蚯蚓的初始接种量为 10 条 m⁻²[7]。蚯蚓接种量为 132 g m⁻², 大约每小区 370 g, 接近土壤采集地的蚯蚓自然密度。不接种小区中的蚯蚓每季去除一次, 接种或去除均在作物收获后进行。

1.1.3 样品采集及预处理 在水稻和小麦成熟期, 用小型土钻在各小区内用多点采集土壤样品 (包括行间和株间), 取样深度为 20 cm。迅速均匀混合, 过 2 mm 筛, 去除未分解或半分解的残茬, 装袋密封, 在 4 °C 冰箱中保鲜备用。

1.2 室内试验

1.2.1 试验材料 供试土壤、蚯蚓和有机物料同小区试验材料。

1.2.2 试验处理 设置 6 个处理: (1) 土壤 (S); (2) 土壤 + 蚯蚓 (SE); (3) 土壤 + 秸秆混施 (SD); (4) 土壤 + 蚯蚓 + 秸秆混施 (SIE); (5) 土壤 + 秸秆表施 (SM); (6) 土壤 + 蚯蚓 + 秸秆表施 (SME), 每个处理 4 个重复。

将 1 000 g 供试土壤 (过 2 mm 筛风干土) 装入塑料钵钵。秸秆表施处理将秸秆均匀铺在土壤表面, 混施处理将秸秆与土壤混匀。在蚯蚓处理中接种 3 条大小均匀、活性良好的成蚯, 并用纱网封住钵口以防蚯蚓逃逸。钵钵置于阴暗避光条件下恒温 (20 °C) 培养。

1.2.3 样品采集及预处理 分别在第 14、28、42、70 天进行破坏性采样, 将钵内土壤混合均匀, 立刻过 2 mm 筛, 去除未分解或半分解的玉米残茬, 装袋密封, 在 4 °C 冰箱中保鲜备用。

1.3 项目测定

小区和微区试验土壤 NH₄⁺-N 用靛酚蓝比色法测定; NO₃⁻-N 用 Cu-Cd 还原法; 室内试验中土壤矿质氮用流动分析仪测定。具体流程为: 用 2 mol L⁻¹ KCl 按 1:5 土液比浸提土壤中的矿质总氮, 振荡 1 h, -20 °C 冷冻储藏于密闭黑色塑料瓶中。试验培

养结束后, 集体解冻, 利用流动分析仪测定 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N (型号为 AutoAnalyzer3)。并计算矿质总氮和净矿化量及净矿化率。

1.4 数据统计方法

利用 General Linear Model (GLM) 分析蚯蚓、秸秆施用方式以及时间变化之间的交互作用, 用 Duncan 法分析不同处理间的差异。显著性定义为 $p < 0.05$ 。所用软件为 SPSS 11.0。

2 结果与分析

2.1 室内试验研究蚯蚓活动对土壤矿化的影响

2.1.1 室内试验方差分析结果 方差分析表明: 蚯蚓、秸秆和时间因子对 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和矿质总氮均产生了极显著的影响。其中, 秸秆因子 > 蚯蚓因子 > 采样时间。3 个因子两两之间的交互作用极其显著, 这与蚯蚓在一定时间内的破碎取食, 以及秸秆在一定时间内的分解均有密切关系。

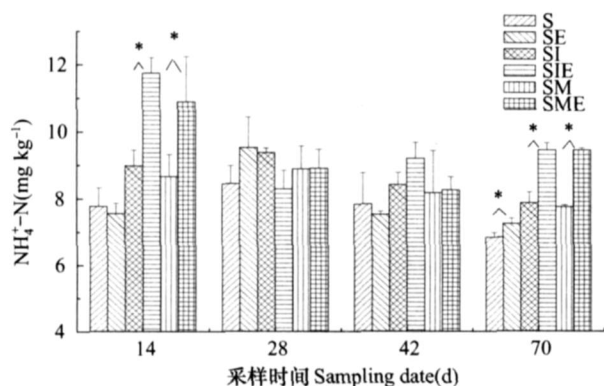
2.1.2 土壤铵态氮含量的变化 与对照 (S) 相比, 秸秆施用后总体上提高了土壤铵态氮的含量 (图 1), 但仅在试验末期 (70 d) 才表现出显著提高 ($p < 0.05^*$), 在培养前期和中期对土壤铵态氮的作用不显著。可能由于土壤本体氮素与秸秆氮素同步发生矿化, 而秸秆分解前期微生物活动又要固定部分土壤本底的氮素, 因此试验前期秸秆施用与否对土壤铵态氮含量并无显著影响。当培养末期时, 秸秆释放的氮素才略显增高优势。

蚯蚓在未施用秸秆处理中 (SE) 对铵态氮的影响规律不同 (图 1)。前 3 个采样时期, 蚯蚓对铵态氮均无显著影响, 只在试验末期 (70 d) 才表现出积极作用 ($p < 0.05^*$)。可能机制有以下几个方面: 一是蚯蚓对土壤铵态氮的提高可源于蚯蚓的新陈代谢^[9]; 二是蚯蚓活动刺激了微生物的活性, 加速了本土有机物的分解与氮素释放^[3]; 三是土壤硝化作用的进行使铵态氮迅速向硝态氮转化; 四是蚯蚓活动改善了微生物的生境, 促进生物固持作用的发生^[10], 也可减少部分土壤铵态氮。前两个机制的正效应与后两者的负效应相结合, 达到一个相对的平衡, 因此蚯蚓活动对土壤铵态氮未表现出显著影响。在培养末期, 平衡被打破, 蚯蚓促进氮素矿化, 并占绝对优势, 表现出了显著促进作用。

在秸秆施用的处理中, 蚯蚓活动只在初期 (14 d) 和末期 (70 d) 显著提高了土壤铵态氮的含量 ($p < 0.05^*$), 在中期均无显著影响。可能的机制与

前面所述基本一致。只是初期铵态氮的显著提高与蚯蚓对秸秆矿化的激发作用有直接关系。

但是铵态氮含量在秸秆表施和混施处理之间没有显著差异。接种蚯蚓后,对该差异无明显影响。总体而言,土壤铵态氮在培养时间内基本稳定,略有降低走势,可能与铵态氮不断向硝态氮转化有关。



S: 对照 Control; SE:土壤 + 蚯蚓 Soil + Earthworm; SI: 秸秆混施 Com residues incorporated into soil with no earthworms; SIE: 秸秆混施 + 蚯蚓 Com residues incorporated into soil with earthworms added; SM: 秸秆表施 Com residues mulched on soil with no earthworms; SME: 秸秆表施 + 蚯蚓 Com residues mulched on soil with earthworms added

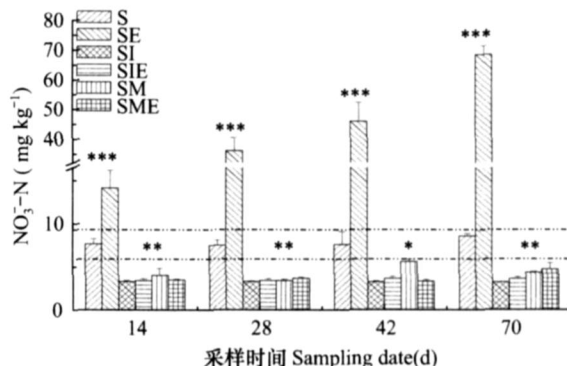
注: *表示差异达 5%显著水平 (Duncan 检验) Note: * indicate significant differences ($p < 0.05$) between treatments

图 1 室内试验土壤铵态氮 ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$) 的含量

Fig. 1 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ concentration of soil in lab experiment

2.1.3 土壤硝态氮含量的变化 由图 2 可见,在未施秸秆处理中,蚯蚓对土壤硝态氮含量的影响极为显著 ($p < 0.001^{***}$),且硝态氮含量随着培养时间的延长而不断增加,直至培养结束。该结果突出体现了蚯蚓活动对土壤本体中氮素矿化 硝化的促进作用。对照处理的硝态氮含量始终比较稳定,说明在常温情况下,土壤自然矿化和硝化产生的与固定的硝态氮基本持平。土壤硝态氮与土壤铵态氮呈极显著负相关关系 ($r = -0.291^{**}$),说明铵态氮向硝态氮转化的土壤硝化作用非常明显。

与对照相比,秸秆施用(混施和表施)显著降低了土壤硝态氮的含量 ($p < 0.05^*$),且蚯蚓的作用仍不能改变该趋势。此外,秸秆混施处理较表施降低的力度大。秸秆降低土壤硝态氮的可能原因为:一是生物固定,在各个采样时期,微生物量氮含量在秸秆施用后均有显著提高,秸秆表施与混施分别平均提高土壤微生物量氮 56%和 328% (数据未列



S: 对照 Control; SE:土壤 + 蚯蚓 Soil + Earthworm; SI: 秸秆混施 Com residues incorporated into soil with no earthworms; SIE: 秸秆混施 + 蚯蚓 Com residues incorporated into soil with earthworms added; SM: 秸秆表施 Com residues mulched on soil with no earthworms; SME: 秸秆表施 + 蚯蚓 Com residues mulched on soil with earthworms added

注: ***, **和 * 分别代表差异达 0.1%, 1%和 5%显著水平 (Duncan 检验) Note: ***, ** and * indicate individually significant differences ($p < 0.001, 0.01$ and 0.05) between treatments

图 2 室内试验土壤硝态氮 ($\text{NO}_3^- \text{-N}$) 的含量

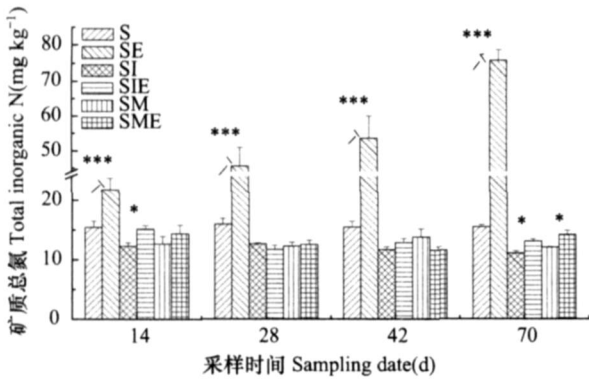
Fig. 2 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ concentration of soil in lab experiment

出)这成为土壤硝态氮降低的一个主要机制;二是秸秆分解过程中对土壤硝态氮的物理和化学形式的吸附或固定。

2.1.4 土壤矿质氮含量的变化 图 3 显示,由于硝态氮含量在矿质总氮中占有绝对优势,因此在不施用秸秆而接种蚯蚓(SE)处理中,硝态氮的趋势基本决定了矿质总氮的趋势,两者相关性达到极显著水平 ($r = 0.997^{***}$)。SE处理中的土壤矿质总氮仍然显著高于其他所有处理 ($p < 0.01^{**}$),在培养时间内逐步上升。

对照处理矿质总氮含量高于单施秸秆处理 ($p < 0.01^{**}$),包括秸秆表施和混施处理,原因与秸秆施用降低硝态氮含量一致。而当蚯蚓引入时,对秸秆矿化有较大促进作用,降低了它们与对照之间的差异。但是,蚯蚓对氮的矿化作用只在试验初期和末期表现出来 ($p < 0.01^{**}$)。可能由于各种交互作用在试验中期表现更加强烈,从而掩盖了蚯蚓的作用,降低了处理间的差异。

2.1.5 土壤累积净硝化量、铵化量和矿化量的变化 土壤累积净硝化量是每次所采样品的硝态氮含量与试验初始时硝态氮量差值的总和。累积净铵化量与累积矿化量也是如此计算^[11]。方差分析表明:蚯蚓,秸秆和采样时间 3 因子对累积净硝化量、铵化量和矿化量都有极显著的影



S: 对照 Control; SE: 土壤 + 蚯蚓 Soil + Earthworm; SI 秸秆混施 Com residues incorporated into soil with no earthworms; SIE: 秸秆混施 + 蚯蚓 Com residues incorporated into soil with earthworms added; SM: 秸秆表施 Com residues mulched on soil with no earthworms; SME: 秸秆表施 + 蚯蚓 Com residues mulched on soil with earthworms added

注: ***, **和*分别代表差异达 0.1%, 1%和 5%显著水平 (Duncan检验) Note: ***, ** and * indicate individually significant differences ($p < 0.001, 0.01$ and 0.05) between treatments

图 3 室内试验土壤矿质总氮的含量

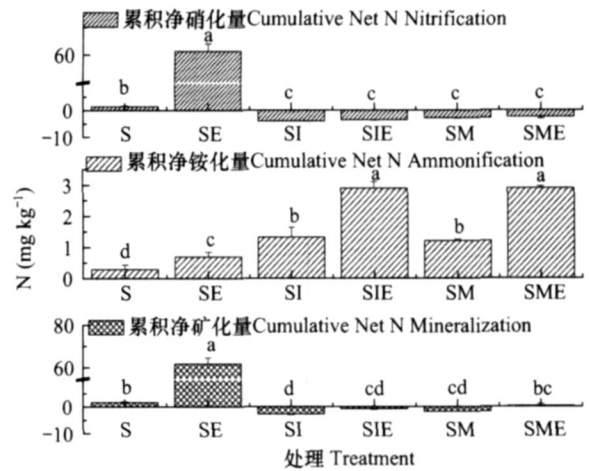
Fig. 3 Total inorganic N concentration of soil in lab experiment

响 ($p < 0.01^{**}$)。并且三者以及两两之间的交互作用也非常显著 ($p < 0.01^{**}$)。

在 3 因子强烈而复杂的交互作用下,各处理的累积净硝化量上下浮动在零坐标轴上 (图 4)。蚯蚓显著提高了土壤累积净硝化量 ($p < 0.01^{**}$)。但秸秆的施用 (包括两种施用方式)却明显地降低了土壤累积净硝化量 ($p < 0.01^{**}$),并全部表现为负值。再次体现了秸秆分解过程对土壤硝态氮的利用和固定。

蚯蚓和秸秆两个因子均显著升高了累积净铵化量。蚯蚓处理 (SE; SIE; SME)累积净铵化量较相应对照 (S; SI; SM)分别升高了 141%、119%和 140%;秸秆混施和表施分别较对照 (S)升高了 361%和 320%。由于蚯蚓、秸秆和时间之间彼此都存在极显著的交互作用,所以当蚯蚓和秸秆共同作用时,累积铵化量较对照 (S)增加的更多。但是秸秆处理方式之间,在蚯蚓作用前后均没有表现出显著差异。

单接种蚯蚓处理 (SE)的累积净矿化量显著高于对照。秸秆施用后,净矿化量显著降低。在培养过程中,只有对照处理 (S)、单接种蚯蚓处理 (SE)以及秸秆表施接种蚯蚓 (SME)表现出氮素的矿化,而其他处理均表现为氮素的固定。



S: 对照 Control; SE: 土壤 + 蚯蚓 Soil + Earthworm; SI 秸秆混施 Com residues incorporated into soil with no earthworms; SIE: 秸秆混施 + 蚯蚓 Com residues incorporated into soil with earthworms added; SM: 秸秆表施 Com residues mulched on soil with no earthworms; SME: 秸秆表施 + 蚯蚓 Com residues mulched on soil with earthworms added

注:不同小写字母表差异达 5%显著水平 (Duncan检验) Note: Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) between treatments

图 4 室内试验土壤累积净硝化量、铵化量和矿化量

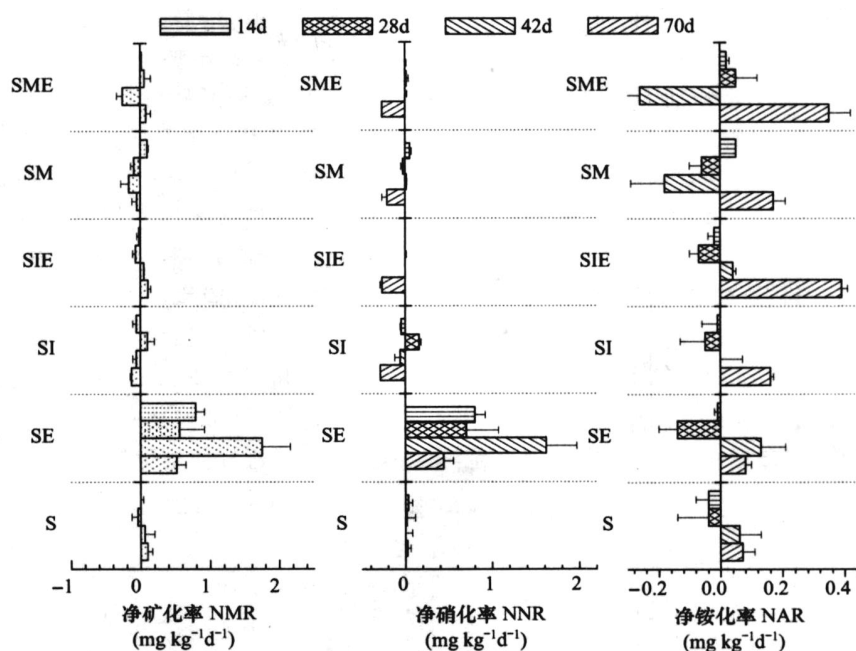
Fig. 4 Cumulative net nitrification, ammonification and mineralization of soil in lab experiment

2.1.6 土壤氮素净硝化率、铵化率和矿化率的变化 净硝化率是净硝化量与相应培养时间的比值,表征单位时间内硝化的速率。净硝化量是土壤样品硝态氮含量与初始硝态氮含量的差值。净铵化率与矿化率也如此计算^[11]。方差分析表明:蚯蚓、秸秆和采样时间 3 个因子对净硝化率、铵化率和矿化率同样有极显著的影响 ($p < 0.01^{**}$)。并且三者以及两两之间的交互作用也非常显著 ($p < 0.01^{**}$)。

净矿化率和净硝化率均是在单接种蚯蚓处理中表现最为突出,在零轴正方向 (图 5)。而净铵化率在 28d 前为负值,之后变为正值。且试验末期 (70 d)时,各个处理的土壤净铵化速率均表现为正值。在秸秆与蚯蚓共同作用下,70 d 时的净铵化速率值最大,显著高于 S 和 SE 处理 ($p < 0.05^*$),说明在培养试验结束时,氮素矿化仍很旺盛。

2.2 田间试验研究蚯蚓活动对土壤矿化的影响

与室内培养试验相比,田间试验未设定单施蚯蚓处理:一方面为了减少蚯蚓为取食而产生的逃逸现象;另一方面,杜绝了在播种初期或立苗初期蚯



S: 对照 Control; SE:土壤 + 蚯蚓 Soil + Earthworm; SI 秸秆混施 Com residues incorporated into soil with no earthworms; SIE: 秸秆混施 + 蚯蚓 Com residues incorporated into soil with earthworms added; SM: 秸秆表施 Com residues mulched on soil with no earthworms; SME: 秸秆表施 + 蚯蚓 Com residues mulched on soil with earthworms added

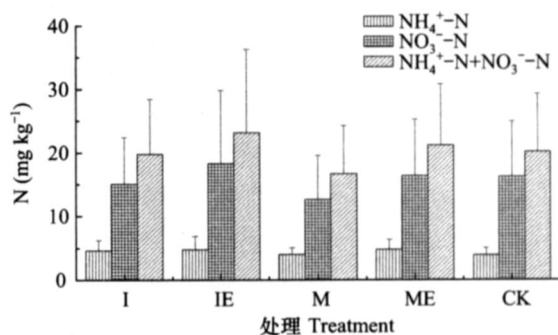
图 5 室内试验土壤净硝化率、铵化率和矿化率

Fig. 5 Net nitrification rate, ammonification rate and mineralization rate of soil in lab experiment

蚓对作物翻动或取食带来的损害。此外,蚯蚓接种在施用无机肥的土壤中的试验已有报道^[11],且研究比较深入。因此本研究只针对所设 5 个处理 (15 个小区),讨论 2001 年稻季到 2004 年麦季 6 季作物成熟期各处理土壤样品的铵态氮、硝态氮和矿质总氮含量的变化。

2.2.1 田间试验方差分析结果 蚯蚓 (接种或不接种)、秸秆 (表施、混施或不施)、时间变化 (6 次采样) 以及作物种类 (旱稻或小麦) 均有可能影响试验的结果和结论。将所有影响因子进行方差分析发现 (表略): 作物种类对矿质氮结果均没有显著影响,所以分析时不必将作物因子考虑在内。其他因子对 $\text{NO}_3^- \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ \text{N}$, 以及矿质总氮均产生显著或极显著的影响,且对矿质总氮均存在显著的交互作用。多年的田间试验结果几乎与室内培养试验结果完全吻合。但是,一个重要的不同之处在于: 田间试验影响因子中时间因子 > 蚯蚓因子 > 秸秆因子。而在室内试验中秸秆因子的方差解释率最大。这也许决定于长时间的采样间隔,不同时期内的气候状况和土壤状况对土壤矿质氮有较大影响。因此这也为分析蚯蚓因子的影响增加了一定的难度。

2.2.2 土壤铵态氮、硝态氮和矿质总氮平均含量的变化 由图 6 可见: 秸秆混施时, 蚯蚓处理的铵态氮、硝态氮和矿质总氮平均增量分别为 4%、21% 和



I 秸秆混施 Com residues incorporated into soil with no earthworms; IE: 秸秆混施 + 蚯蚓 Com residues incorporated into soil with earthworms added; M: 秸秆表施 Com residues mulched on soil with no earthworms; ME: 秸秆表施 + 蚯蚓 Com residues mulched on soil with earthworms added; CK: 对照 Control

图 6 田间试验土壤铵态氮、硝态氮和矿质总氮的平均含量

Fig. 6 Average concentration of soil $\text{NH}_4^+ \text{N}$, $\text{NO}_3^- \text{N}$ and total inorganic N in field experiment

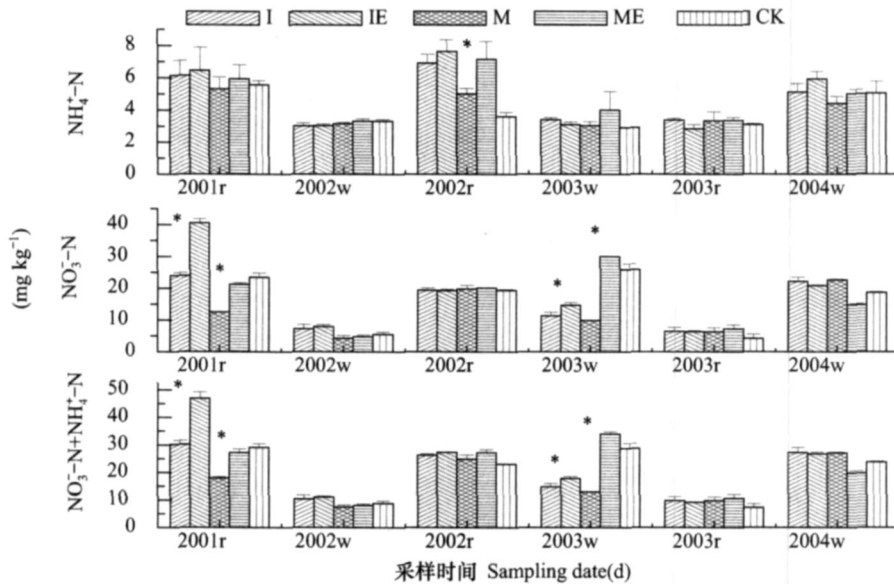
17% ,表明蚯蚓活动对秸秆的矿化有积极贡献 ;在秸秆表施时 ,蚯蚓活动对铵态氮、硝态氮和矿质总氮含量的提高更大 ,平均增量分别为 19%、30%和 27%。说明在秸秆表施时 ,蚯蚓对土壤的翻动以及对表施秸秆的取食更加明显。但是 ,各处理之间并没有显著性差异。这与因子间的交互作用产生的巨大变异有关。

2.2.3 土壤铵态氮、硝态氮和矿质总氮的动态变化

通过分析每季土壤铵态氮、硝态氮和矿质总氮的含量 ,也可发现蚯蚓活动对氮素矿化的积极影响。矿质总氮随采样时间的变化而变动剧烈 ,时间规律难寻。但硝态氮的含量仍在矿质总氮中占绝

对优势 (与室内培养试验一致) ,硝态氮含量决定了矿质总氮的变化趋势。

在 2001年稻季和 2003年麦季土壤中 ,蚯蚓在秸秆两种施用方式下均显著提高了土壤硝态氮和矿质总氮的含量 ($p < 0.05^*$)。但是在其他时期 ,蚯蚓未表现出显著的促进作用。对土壤铵态氮而言 ,蚯蚓只在 2002年稻季秸秆表施处理中有显著提高作用 ,在其他时期均没有显著影响。该结果与室内培养结果相比 ,不如室内结果清晰。主要是在多因素的干扰和影响下 ,硝态氮、铵态氮和矿质氮有更多的转化渠道 (如作物吸收、淋溶损失等)。但是总体上体现了蚯蚓使土壤氮素的矿化率提高。



I: 秸秆混施 com residues incorporated into soil with no earthworms; IE: 秸秆混施 + 蚯蚓 com residues incorporated into soil with earthworms added; M: 秸秆表施 com residues mulched on soil with no earthworms; ME: 秸秆表施 + 蚯蚓 com residues mulched on soil with earthworms added; CK: 对照 control; rice: 稻季; wheat: 麦季

注: *表示差异达 5%显著水平 (Duncan 检验) Note: * indicate significant differences ($p < 0.05$) between treatments.

图 7 田间试验各处理土壤铵态氮、硝态氮和矿质总氮的年度含量

Fig. 7 Concentration of field experimental soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and total inorganic N in different seasons

3 结论

据有关资料介绍 ,目前对于蚯蚓和矿质氮之间关系的研究 ,Subler 的试验设计时间相对较长且系统^[11]。他们在三种养分投入 (无机氮肥、豆类有机肥和牛粪) 的玉米农业系统中 ,连续 3 年研究蚯蚓活动对矿质氮的影响 ,得到蚯蚓可以显著影响氮素净矿化量的结论 ,但是影响的时间长短、净方向以及程度的高低均与投入的养分性质有密切关系。并且他们只在无机氮肥投入的农业系统中发现蚯

蚓对铵态氮和矿质总氮有显著影响。而且 Subler 在论文中所用的显著性分析 $p = 0.1$ 。这也体现了田间试验中的数据变异非常大。本研究在分析田间和室内培养试验的数据时 ,使用的显著性水平 p 为 0.05 ,进一步提高了判别显著性的难度。这就是土壤生态研究中的难点所在。

Subler 的研究结果突出表现了蚯蚓对氮素影响的季节变化性。有时 (如夏季短期内) 蚯蚓降低了净铵化和净矿化 ,土壤表现为氮的固定 ;然而 ,有时 (如冬季月份) 蚯蚓则加速了净铵化和净矿化。在无季节变化的室内试验中 (20) 结果比较稳定 ,规

律也比较明显。在未施用无机肥和有机物料(玉米秸秆)时,蚯蚓显著提高了累积净铵化量、净硝化量和净矿化量($p < 0.05^*$)。当施用秸秆后,蚯蚓使净矿化量有所提高,但并不显著;而对净铵化量则有显著提高,这与 Cortez 等^[9]的结论一致。Araujo 等^[12]从微区试验中也发现蚯蚓可以通过加快微生物机体氮素的周转来提高土壤矿质氮含量。蚯蚓对氮矿化的影响,既可能与蚯蚓自体代谢分泌和直接排泄富含有效氮的物质有关^[9,13,14];也可能是蚯蚓活动促进了土壤微生物向营养源丰富部位的扩散及其活性的提高^[15-17],从而加快了微生物对氮的周转和释放。此外,Enami 等^[18]也发现蚯蚓能显著提高土壤硝态氮含量,尤其在无物料投入的情况下比较明显。这与本文的结论相一致。还有大量学者对蚓际(包括蚓粪、蚓穴以及蚯蚓爬痕等)的研究表明,蚓际硝态氮、铵态氮均相当高^[19,20],这也与蚯蚓作用后土壤矿质总氮升高的结果相一致。

总之,蚯蚓活动使土壤矿质氮含量的提高意味着土壤有机氮矿化作用和供氮能力的增强,这将有助于改善秸秆还田条件下有效氮供应不足的问题^[21]。然而,在肯定蚯蚓能提高土壤矿化和矿质氮量的同时,也产生了土壤氮素损失的可能性增大以及地下水污染加重的潜在威胁,还需要进一步研究。

参 考 文 献

- [1] Whalen J K, Pamelee P W, McCartney D A, *et al.* Movement of N from decomposing earthworm tissue to soil, microbial and plant N pools *Soil Biol Biochem.*, 1999, 31: 487 ~ 492
- [2] Lee K E. *Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soil and Land Use*. Sydney: Academic Press, 1985
- [3] Tian G, Kang B T, Brussaard L. Effect of mulch quality on earthworm activity and nutrient supply in the humid tropics *Soil Biol Biochem.*, 1997, 29: 369 ~ 373
- [4] Basker A, Macgregor A N, Kirkman J A. Influence of soil ingestion by earthworms and the availability in soil: An incubation experiment *Biol Fertil Soils*, 1992, 14: 300 ~ 303
- [5] Haimi J, Huhta V. Effects of earthworms on decomposition processes in raw humus forest soil: A microcosm study *Biol Fertil Soils*, 1990, 10: 178 ~ 183
- [6] James S W. Soil nitrogen, phosphorus, and organic matter processing by earthworms in a tall grass prairie. *Ecology*, 1991, 72: 2 101 ~ 2 109
- [7] Blair J M, Pamelee P W, Lavelle P. Influences of earthworms on biogeochemistry. In: Hendrix P F. ed. *Earthworm ecology and biogeography in north America*, Boca Raton, FL: Lewis, 1995. 127 ~ 158
- [8] 胡锋, 王霞, 李辉信, 等. 蚯蚓活动对稻麦轮作系统中土壤微生物量碳的影响. *土壤学报*, 2005, 42 (6): 965 ~ 969. Hu F, Wang X, Li H X, *et al.* Effects of earthworms on soil microbial biomass carbon in rice-wheat rotation agro-ecosystem (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42 (6): 965 ~ 969
- [9] Cortez J, Billes G, Bouche M B. Effect of climate, soil type and earthworm activity on nitrogen transfer from a nitrogen-15-labelled decomposing material under field conditions *Biol Fertil Soils*, 2000, 30: 318 ~ 327
- [10] Li X Y, Fisk M C, Fahey T J, *et al.* Influence of earthworm invasion on soil microbial biomass and activity in a northern hardwood forest *Soil Biol Biochem.*, 2002, 34: 1 929 ~ 1 937
- [11] Subler S, Kirsch A S. Spring dynamics of soil carbon, nitrogen, and microbial activity in earthworm middens in a no-till cornfield *Biol Fertil Soils*, 1998, 26: 243 ~ 249
- [12] Araujo Y, Luizao F J, Barros E. Effect of earthworm addition on soil nitrogen availability, microbial biomass and litter decomposition in mesocosms *Biol Fertil Soils*, 2004, 39: 146 ~ 152
- [13] Scheu S. Mucus excretion and carbon turnover of endogeic earthworms *Soil Biol Biochem.*, 1991, 12: 217 ~ 220
- [14] Bhadauria T, Ramakrishnan P S. Role of earthworms in nitrogen cycling during the cropping phase of shifting agriculture in north-east India *Biol Fertil Soils*, 1996, 22: 350 ~ 354
- [15] Winding A, Ronn R, Hendriksen N B. Bacteria and protozoa in soil microhabitats as affected by earthworm. *Biol Fertil Soils*, 1997, 24: 133 ~ 140
- [16] Subler S, Pamelee P W, Allen M F. Earthworms and nitrogen mineralization in corn agroecosystems with different nutrient amendments *Appl Soil Ecol.*, 1998, 9: 295 ~ 301
- [17] Boyer J, Michellon R, Chabanne A, *et al.* Effects of trefoil cover crop and earthworm inoculation on maize crop and soil organism in Reunion Island *Biol Fertil Soils*, 1999, 28: 364 ~ 370
- [18] Enami Y, Okano S, Yada H, *et al.* Influence of earthworm activity and rice straw application on the soil microbial community structure analyzed by PLEA pattern *Eur. J. Soil Biol.*, 2001, 37: 269 ~ 272
- [19] Daniel O, Anderson J M. Microbial biomass and activity in contrasting soil materials after passage through the gut of the earthworm *Lumbricus rubellus Hoffmeister* *Soil Biol Biochem.*, 1992, 24: 265 ~ 270
- [20] Parkin T B, Berry E C. Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows *Soil Biol Biochem.*, 1999, 31: 1 765 ~ 1 771
- [21] 李辉信, 胡锋, 沈其荣, 等. 接种蚯蚓对秸秆还田土壤 C、N 动态和作物产量的影响. *应用生态学报*, 2002, 13 (12): 1 637 ~ 1 641. Li H X, Hu F, Shen Q R, *et al.* Effect of earthworm inoculation on the dynamics of soil carbon and nitrogen and on crop yield with application of corn residues (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13 (12): 1 637 ~ 1 641

EFFECTS OF EARTHWORMS ON SOIL N MINERALIZATION

Wang Xia^{1,2} Li Huixin¹ Zhu Ling¹ Liu Bin¹ Hu Feng^{1†}*(1 College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)**(2 Nanjing Institute of Environmental Sciences, SEPA, Nanjing 210042, China)*

Abstract Effects of earthworms on soil mineral N were studied through lab incubation and long-term field experiment. It was found that earthworm greatly influence the $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$, and promoted the soil mineralization. In field experiment, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$ were significantly increased by earthworm in rice season of 2001 and in wheat season of 2003. However, there were no significant effects in other harvest season. In the lab incubation experiment, the role of earthworm on soil mineralization was distinct. Especially in without crop residues treatments, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$, Cumulative N Mineralization and Net Mineralization Rate were all significantly increased by earthworm incubation.

Key words Earthworms; Soil mineral N; $\text{NO}_3^-\text{-N}$; $\text{NH}_4^+\text{-N}$; Crop residues