

接种蚯蚓对潮土氮素矿化特征的影响*

刘宾 李辉信 朱玲 焦加国 陈小云 胡锋[†]

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要 在室内恒温(20℃)培养, 间歇破坏性采样(于培养后第2、6、13、20、27、41、55天采样)的条件下, 研究蚯蚓活动对土壤中氮素矿化特征的影响。共设置4个处理: (1) 对照处理 - 不接种蚯蚓不添加秸秆(S); (2) 仅接种蚯蚓不添加秸秆处理(E); (3) 不接种蚯蚓仅添加秸秆处理(O); (4) 接种蚯蚓并添加秸秆处理(OE)。结果表明: 在整个培养时期中, 仅接种蚯蚓处理(E)的土壤铵态氮和硝态氮含量均较对照处理(S)有显著提高($p < 0.05$), 分别较同期对照处理(S)高出0.54~5.71倍和0.04~2.01倍; 接种蚯蚓添加秸秆处理(OE)的土壤中的铵态氮含量较同期仅添加秸秆处理(O)增高了0.42~7.26倍, 并达到显著性差异($p < 0.05$), 但两处理的硝态氮含量无显著性差异($p > 0.05$)。从整体水平来看, 无论是否添加秸秆, 接种蚯蚓处理(E, OE)的土壤矿质氮水平均较相应的对照处理(S, O)有显著提高($p < 0.05$), 到培养55d时, 分别增加了1.93倍和2.36倍。仅接种蚯蚓处理(E)的土壤氮素矿化速率和累积矿化速率较对照处理(S)有显著提高($p < 0.05$); 添加秸秆后, 无论是否接种蚯蚓, 土壤累积矿化速率均为负值, 表现为对土壤矿质氮的净固定, 而从土壤氮素矿化速率的变化来看, 前期的各个时间段中主要表现为矿质氮的净固定, 后期逐渐表现为一定程度的矿化。此外, 仅接种蚯蚓处理(E)的全氮含量除了培养2d外, 其他培养时期均与对照处理(S)有显著差异($p < 0.05$), 到培养55d时, 其全氮含量较同期对照处理(S)增高了6.55%。相关性分析结果表明, 在仅接种蚯蚓处理(E)中, 培养前后蚯蚓鲜重的减少量与土壤全氮含量之间存在极显著正相关($p < 0.01$), 根据一元线性方程将蚯蚓损失的鲜重换算为蚯蚓体损失的氮量后发现, 在整个培养期中蚯蚓体本身排泄的氮大约占土壤全氮含量增加量的百分比为42%~100%。

关键词 蚯蚓; 矿质氮; 氮素矿化速率

中图分类号 S154.1 **文献标识码** A

众所周知, 氮是植物生长和发育所需的大量营养元素之一, 也是植物从土壤中吸收量最大的矿质元素。氮矿化(Nitrogen mineralization)是指土壤有机碎屑中的氮素, 在土壤动物和微生物的作用下, 由难以被植物吸收利用的有机态转化为可被植物直接吸收利用的无机态的过程^[1~3], 它是氮素循环的重要环节^[2]。土壤氮素矿化过程受多种因素的影响, 主要有环境因子(如土壤温度、湿度、pH值、通透性等)、凋落物的易分解状况、土壤动物和微生物的种类和数量等, 其中土壤动物和微生物是影响氮矿化的直接决定因素, 其生物量也是重要的氮库^[3~4]。蚯蚓作为陆地生态系统中重要的大型土壤动物, 能影响土壤的形成发育, 改变土壤的理化性质^[5, 6], 它可以把枯枝落叶等有机形态的氮由难以被分解利用的形态通过直接和间接作用转变为容易被植物吸收利用的形态^[7~9],

对氮素形态的转化与循环有着不可低估的作用。国内外有关蚯蚓对土壤氮素矿化影响已有很多研究, 但各研究得出的矿化规律不相一致, 且多数研究中未将铵态氮和硝态氮加以区分, 未将不同培养时间内氮素的矿化速率进行计算, 而是直接用矿质氮量来反映矿化的总趋势, 这就难以更清楚地了解蚯蚓对土壤氮素矿化影响的过程。为此, 我们利用室内恒温培养间歇破坏性采样的方法, 通过测定土壤铵态氮、硝态氮, 研究在不同培养时期蚯蚓活动对土壤氮素矿化作用以及矿化速率的变化趋势的影响。

1 材料与方法

1.1 土壤、秸秆和蚯蚓

所用土壤取自南京雨花台区板桥镇长江南岸冲

* 国家自然科学基金项目(30370286)

[†] 通讯作者, E-mail: fhjwc@njau.edu.cn

作者简介: 刘宾(1981~), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤生态学研究。E-mail: summer3501@yahoo.com.cn

收稿日期: 2005-11-30; 收到修改稿日期: 2006-03-20

积地的潮土(美国制土壤质地分类为砂质壤土),土壤的取样深度为 0~20 cm,鲜土采集后风干过筛(2 mm)以供使用。土壤全氮含量 0.84 g kg^{-1} ,有机碳含量为 9.20 g kg^{-1} 。秸秆采用过 2 mm 筛的玉米秸秆,其基本性状为 $\text{N } 7.96 \text{ g kg}^{-1}$, $\text{C } 444.2 \text{ g kg}^{-1}$, $\text{P } 2.85 \text{ g kg}^{-1}$, C/N 为 55.8。因为采样地的蚯蚓较少且较瘦弱,因此我们选用的是采自江苏如皋的威廉环毛蚓(*Pheretima guillelmi*),蚯蚓所采集地的土壤性质与供试土壤相近,同样是砂质壤土质地的潮土。

1.2 试验处理

本试验在室内恒温培养箱中进行。共设 4 个处理:(1)对照处理 - 不接种蚯蚓不添加秸秆(S);(2)仅接种蚯蚓处理(E);(3)仅添加秸秆处理(O);(4)接种蚯蚓并添加秸秆处理(OE)。每个处理每次采样期设置 4 个重复。具体培养方法为:将 250 g 风干土样,放于直径为 7.5 cm、高为 11 cm 的容器中,容器用带有若干小孔的塑料薄膜封口(防止蚯蚓逃逸);在添加秸秆的处理中,加入 5 g 风干秸秆与土壤混匀,即风干土与秸秆的质量比为 50:1。调节土壤含水量至田间持水量的 70%,然后放于 20°C 的恒温培养箱中 24 h 黑暗培养。每隔 1 周采用重量法调节含水量,以补偿培养过程中水分的损失。分别于培养后的第 2、6、13、20、27、41、55 天进行 7 次破坏性采样。

1.3 蚯蚓接种

每钵接种蚯蚓 2 条($1.80 \pm 0.10 \text{ g pot}^{-1}$),接种蚯蚓前先将蚯蚓的肠内物清除掉。具体方法是:将蚯蚓洗净,放于一底部铺有吸水纸并有少量水分的周转箱内培养 24 h,次日取出洗净擦干进行接种。

1.4 样品采集

样品的采集是每次从每个处理所培养盆钵中随机抽取 4 盆,未接种蚯蚓的处理直接将土壤混匀,一部分进行风干测定干样项目,一部分装于封口袋中保存于 4°C 冰箱中尽快进行土壤鲜样的测定。对于接种蚯蚓的处理,先将蚯蚓挑出、洗净,土壤样品的采集同未接种蚯蚓处理。

1.5 测定方法

采样后立即对土壤鲜样进行测定,用 MgO -代氏合金蒸馏法测定土壤铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮(NO_3^--N);土壤矿质氮为铵态氮与硝态氮的和,即 $\text{NH}_4^+-\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}$ 。土壤全氮用风干土样、采用半微量开氏定氮法测定^[10];蚯蚓鲜重采用重量法,即将蚯蚓洗净,然后放于铺有湿润滤纸的中转箱中,黑暗培养 24 h 后洗净擦干称重。

2 结果与分析

2.1 接种蚯蚓对潮土矿质氮含量的影响

蚯蚓活动对土壤氮矿化的影响可以通过土壤中铵态氮、硝态氮和矿质氮含量的变化来反映。由图 1A 可知,在整个培养期内,无论是否添加秸秆,接种蚯蚓(E,OE)都会使土壤中铵态氮含量较同期相应对照处理(S,O)有显著提高($p < 0.05$),仅接种蚯蚓处理(E)和接种蚯蚓添加秸秆处理(OE)的铵态氮含量分别较同期相应对照处理(S,O)增高了 0.54~5.71 倍和 0.42~7.26 倍。从不同培养时间来看,随着培养时间的延长,各处理土壤中的铵态氮含量的变化趋势也不同。从总体上来讲,对照处理(S)的铵态氮含量呈逐渐降低的趋势,且前期降低较多;仅接种蚯蚓处理(E)铵态氮含量则表现出降低-升高-降低的趋势。仅添加秸秆处理(O)与接种蚯蚓添加秸秆处理(OE)的铵态氮含量的变化较为相似,即前期降低、后期升高。

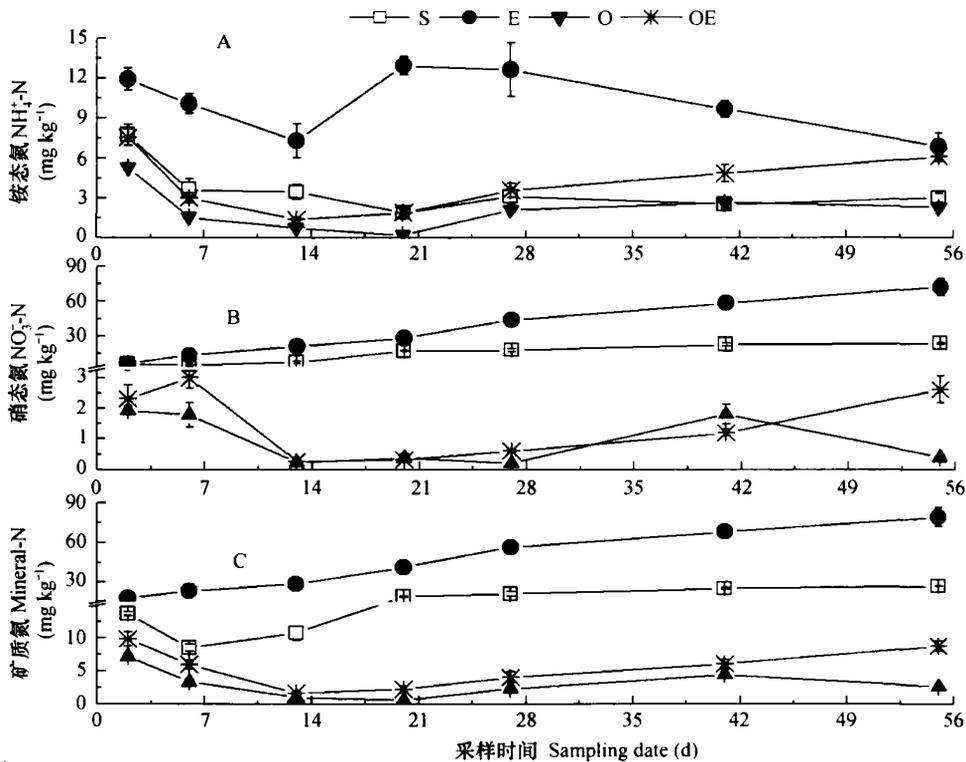
从不同时期硝态氮变化(图 1B)可以看出,除了培养 2 d 之外,在其他培养时期中,仅接种蚯蚓处理(E)的土壤硝态氮含量都显著($p < 0.05$)高于对照处理(S),两者的硝态氮含量变化趋势相似,并且随着培养时间的延长两者的差异在逐渐加大,到培养结束时,仅接种蚯蚓处理(E)的土壤硝态氮含量较对照处理(S)增高了 2.01 倍。在添加秸秆后,无论是否接种蚯蚓(O,OE),两处理的土壤硝态氮含量较对照处理(S)有显著降低($p < 0.05$),其降低幅度分别为 63.55%~98.34%和 4.07%~13.28%。在整个培养过程中,仅添加秸秆处理(O)和接种蚯蚓添加秸秆处理(OE)的硝态氮含量变化规律较为复杂,到培养 55 d 时,添加秸秆接种蚯蚓处理(OE)的硝态氮含量较仅添加秸秆处理(O)增高了 5.60 倍。

通过图 1A、图 1B 可以看出,铵态氮和硝态氮的变化趋势在整个培养过程中不相一致,那么土壤矿质氮变化如何呢?为此我们计算了矿质氮($\text{NH}_4^+-\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}$)含量的变化。在整个培养期内,无论是否添加秸秆,接种蚯蚓处理(E,OE)的土壤矿质氮水平都较相应对照处理(S,O)有显著提高($p < 0.05$),分别比同期相对应的对照增高了 0.32~1.93 倍和 0.36~2.75 倍(图 1C);添加秸秆(O,OE)处理的土壤矿质氮含量较未添加秸秆处理(S,E)有显著降低($p < 0.05$)。另外结合图 1A、图 1B、图 1C 可以看出当土壤中没有添加秸秆时,土壤矿质氮含量主要随

着土壤硝态氮含量的变化而变化,而添加秸秆后,土壤矿质氮含量主要随着土壤铵态氮含量的变化而变化。

由以上分析可知,蚯蚓活动增强了土壤氮的矿化作用,这可能有以下原因:(1)蚯蚓活动可以调节土壤 pH、影响微生物的数量和活性、活化包括微生物养分在内的土壤养分^[12, 13],加速了微生物体内氮的循环转化与矿化^[13~15];(2)所测得的矿质氮中可能有一部分氮来源于蚯蚓体的释放,被看作是土壤本体氮,从而夸大了蚯蚓对土壤本体氮矿化的影响。Whalen 研究指出,蚯蚓 N 排泄率为 N 274.4 ~ 744.4

$\mu\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$,在所排泄的氮中有 13% ~ 40% 以矿质氮的形式存在,13% ~ 23% 以可溶性有机态氮的形式存在,剩余的可能被生物固定或被土壤以物理或化学机制保护起来而成为不可被提取态氮或者以气态氮的形式损失^[16];(3)蚯蚓破碎粗有机物,使有机物更容易被微生物分解,这不仅增加了微生物和植物可利用的氮,而且提高土壤养分循环速度^[11];(4)仅接种蚯蚓时土壤硝态氮含量显著提高,一方面可能是由于蚯蚓本身排泄物硝态氮含量高^[8, 14, 17, 18],另一方面可能是因为蚯蚓活动影响微生物群落的组成促进了硝化作用^[18]。



S:不接种蚯蚓不添加秸秆 - 对照处理 Treatment S: soil without earthworms and straw—control treatment ;
E:仅接种蚯蚓处理 Treatment E: soil only with earthworms ;O:仅添加秸秆处理 Treatment
O: soil only with straw ;OE:添加秸秆接种蚯蚓处理 Treatment OE: soil with earthworms and straw

图 1 不同培养时期土壤铵态氮(A)、硝态氮(B)、矿质氮(C)变化

Fig. 1 Change in content of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (A), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (B), Mineral-N (C) in soils different duration of incubation

2.2 接种蚯蚓对土壤氮素矿化速率和累积矿化速率的影响

为了检验整个培养期的不同采样时期氮素矿化的速率以及土壤氮素矿化 - 固持的总趋势,计算了土壤氮素矿化速率(Nitrogen mineralization rate)和累积矿化速率(Rate of cumulative nitrogen mineralization

rate)^[9]。其计算方法如下:

$$\text{矿化速率} = [(\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N})_{t_2} - (\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N})_{t_1}] / (t_2 - t_1)$$

$(\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N})_{t_2}$: 培养 t_2 天的矿质氮含量;
 $(\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N})_{t_1}$: 培养 t_1 天的矿质氮含量;
 $(t_2 - t_1)$: 两次培养时期的间隔天数。

$$\text{累积矿化速率} = [(\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})_t - (\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})_{t_0}] / t$$

$(\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})_{t_0}$: 初始矿质氮含量;
 $(\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N})_t$: 培养 t 天的矿质氮含量;

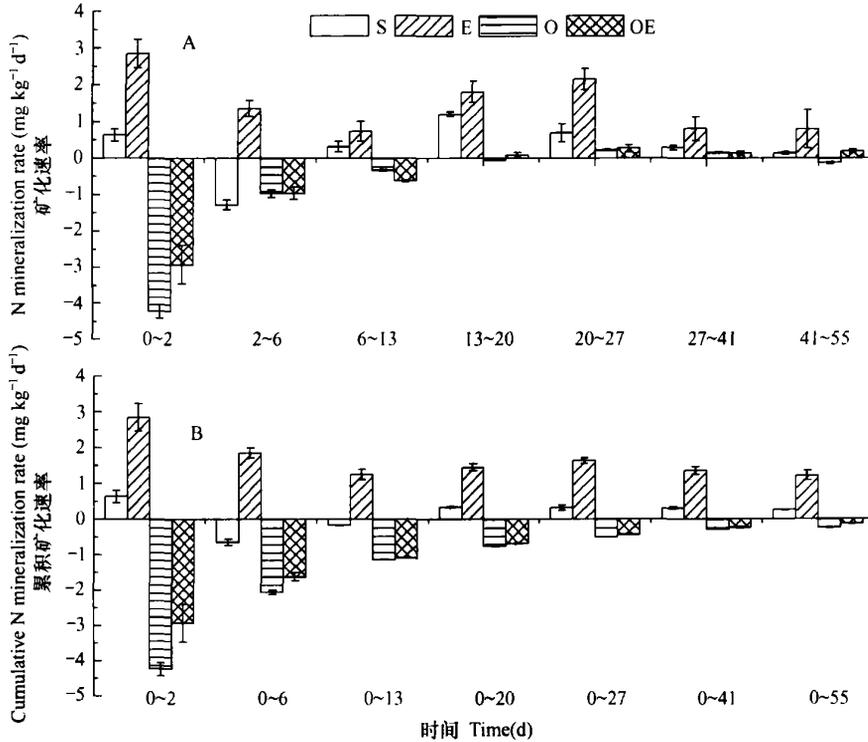


图 2 土壤氮素矿化速率(A)和累积矿化速率(B)变化

Fig. 2 Change in soil N mineralization rate (A) and cumulative N mineralization rate (B)

土壤氮素矿化速率反映的是土壤氮素在整个培养时期的各个不同时间段中单位时间的矿化量。土壤氮素累积矿化速率则反映土壤氮素在整个培养期中,自培养开始时,不同的培养时间长度下单位时间的矿化量。从图 2A、图 2B 中可以看出,对照处理(S)在培养 0~2 d 的氮素矿化速率较高,这可能与干土效应有很大的关系,即在风干过程中由于死亡微生物体的矿化,被保护的土壤有机氮的释放,以及一些死亡的原生动物促进了微生物的活性,从而增加了氮素的释放量^[19~22];另外,因为磨细后的土壤增加了新定居的微生物与有机氮接触的机会,所以土壤的矿化过程有所改变^[19]。之后 2~6 d 时段的氮素矿化速率为负值,这可能是由于这段时间微生物大量繁殖对氮素产生固定的结果,而相对应的,培养 0~6 d 的氮素累积矿化速率也为负值,表现出氮素的净固定。培养 6 d 后各时段的氮素矿化速率为正值,13~20 d 时段的氮素矿化速率达最大,之后呈降低趋势,相应的土壤氮素的累积矿化速率在第 13 天后呈现正值,表现出

氮素的净矿化。接种蚯蚓后(E),各个培养时段的氮素矿化速率和氮素累积矿化速率均为正值,并显著高于($p < 0.05$)对照处理(S),这与 Willems 的研究结果较一致^[9],原因可能是蚯蚓与微生物的相互作用改变了土壤的理化性质加速了微生物体内氮素的释放、促进了微生物活性^[13, 14],或是由于蚯蚓本身排泄的黏液或蚓粪中含有大量的矿质氮素^[8, 14, 17, 18],从而改变了土壤氮素矿化的特征。在仅添加秸秆时(O),氮素矿化速率在第 13 天前均为负值,随后增加到正值并维持在较低的水平,而整个培养期内氮素累积矿化速率均为负值,表现为氮素的净固定,只是固定率在随着培养时间的延长而降低。这主要与添加秸秆有关, Hirose 关于有机物料对微生物体氮影响的研究结果显示,当 C/N 较高的有机物料施入土壤后,导致长时期的矿质态氮固定和微生物体氮增加^[23]。对于添加秸秆接种蚯蚓处理(OE),其累积矿化速率较仅添加秸秆处理(O)在培养第 6 天前有显著提高,整体变化趋势与仅添加秸秆处理也较为一致,但由于微生物对

氮素的固定作用远大于蚯蚓活动对氮素矿化的促进作用,因此在整体水平上还是表现为对土壤氮素的净固定。

2.3 接种蚯蚓对土壤全氮的影响

经过 55 d 的培养发现,无论是否添加秸秆,蚯蚓活动都显著提高了土壤氮的矿化水平,那么土壤全氮含量作为一个较为稳定的土壤性质,蚯蚓活动又对其有怎样的影响呢?由图 3 可知,在整个培养期内添加秸秆处理(O,OE)的土壤全氮含量较无秸秆对照处理(S)有显著提高($p < 0.05$);而在添加秸秆接种蚯蚓处理(OE)的全氮含量较仅添加秸秆处理(O)全氮含量有增加趋势,但无显著差异($p > 0.05$),相关因子之间的主效应分析结果显示,在添加秸秆的条件下蚯蚓活动对土壤全氮的影响远小于添加秸秆对土壤全氮的影响。在无秸秆条件下,接种蚯蚓处理(E)的全氮含量,除了在培养 2 d 与对照处理(S)无显著性差异($p > 0.05$)之外,在其他培养时期均较对照处理(S)有显著提高($p < 0.05$),七次采样结果发现,仅接种蚯蚓处理(E)的全氮含量较对照处理(S)增高了 1.49% ~ 6.55%。那么这一部分增加的土壤氮素来自何处呢? Lee 指出,蚯蚓新陈代谢的产物通过粪、尿、黏液蛋白以及蚯蚓尸体的形式归还于土壤^[15]; Parle 指出,一般表面的蚓粪与深层土壤相比 C/N 比较低,因为蚓粪中的氮含量大约是土壤的 1.2 ~ 1.7 倍。蚓粪与未经扰动的土壤相比,其中有机质的分解速率以及有效氮的组分有很大的提高^[24]; Christensen 研究发现,有

29 ~ 42 kg hm⁻² 的氮从腐烂的蚯蚓体内释放出来的^[25]; Parmelee 和 Crossley 估算在每 hm² 农田土壤中,大约每年有 63 kg 氮是由蚯蚓体释放出来^[8]。Whalen 对不同大小、不同种属的蚯蚓进行研究,结果显示蚯蚓的氮排泄率与其生物量相关,其排泄率为 N 274.4 ~ 744.4 μg g⁻¹ d⁻¹,按照这样的排泄速率,在一个施用无机肥的种植玉米的农田生态系统中,蚯蚓排泄的氮大约为 N 41.5 kg hm⁻²,相当于作物需求量的 22%^[16]。因此初步认为蚯蚓体本身的释放与排泄对土壤全氮可能有很重要的贡献。

在没有外加氮源供给的情况下,接种蚯蚓的土壤中全氮含量增加,则蚯蚓必然向外释放氮而使自身生物量减少。在本试验中,仅接种蚯蚓处理(E),蚯蚓的鲜重在各个培养时期都有不同程度的减少。为此对蚯蚓鲜重减少值(蚯蚓鲜重减少值 = 培养前蚯蚓鲜重₀ - 培养后蚯蚓鲜重_t; t₀ 为培养 0 d, t 为培养天数)与土壤全氮含量增加值(土壤全氮含量增加值 = E 处理全氮含量_t - S 处理全氮含量_t, t 为培养天数)进行了相关性分析(由于秸秆对蚯蚓生物量和土壤全氮都有影响,故在此处只对仅接种蚯蚓处理进行讨论)。分析结果显示,在仅接种蚯蚓的条件下,培养前后蚯蚓生物量的变化值与全氮含量增加值达到极显著正相关 $r = 0.656^{**}$ ($p < 0.01$),这说明蚯蚓鲜重损失量越大则土壤全氮的增加值也就越大。在前期的预研究中发现,该种蚯蚓的鲜重 x (g) 与其自身的氮含量 y (mg) 存在显著的线性关系:

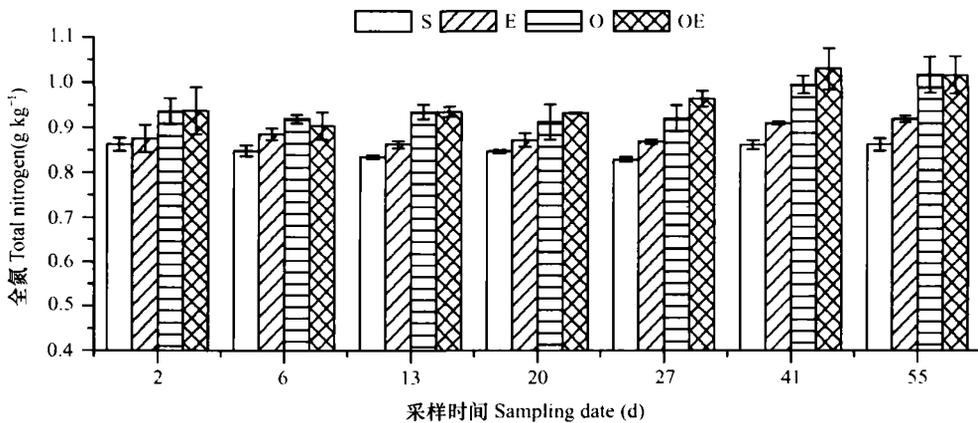


图 3 土壤全氮变化

Fig. 3 Change in content of soil total nitrogen

$$y = -2.30 + 15.05x (r = 0.848^{**}, p < 0.01, n = 15, 0.8 < x < 3)^{[16]}$$

因此,可以根据培养前后蚯蚓体含氮量的不同,粗略地计算出蚯蚓体排泄分泌的氮量(蚯蚓体分泌的氮量_t = 培养前蚯蚓含氮量₀ - 培养后蚯蚓含氮量_t; t₀为培养 0 d, t 为培养天数)(结果见表 1)。从表 1 中可以看出,蚯蚓体所排泄分泌的氮并不是完全等于或接近于土壤全氮的增加值,并且因培养时间的不同蚯蚓体所排泄分

泌的氮占土壤全氮含量增加值的比例也有所不同。培养初期蚯蚓排泄分泌氮量小于土壤中全氮的增加量,随着培养时间的延长蚯蚓体排泄分泌的氮量逐渐与土壤全氮的增加量相近。有研究显示蚯蚓活动所形成的孔道和孔隙环境十分有利于固氮菌的生长^[26],因而认为在仅接种蚯蚓处理中,土壤全氮之所以增加除了蚯蚓体本身释放排泄的氮的贡献外,还有一部分可能来自于固氮菌的生物固氮作用。

表 1 不同培养时期 DEFW、ENE、ISTN 及 ENE/ISTN % 的变化

Table 1 Changes in DEFW, ENE, ISTN and ENE/ISTN % in different incubation periods

变量 Variable	培养时间 Incubation periods						
	2 d	6 d	13 d	20 d	27 d	41 d	55 d
DEFW ¹⁾	0.153	0.267	0.373	0.340	0.575	0.740	0.945
(g)	±0.045	±0.031	±0.056	±0.101	±0.079	±0.061	±0.097
ENE ²⁾	9.23	16.05	22.88	18.06	36.72	45.15	56.59
(N mg kg ⁻¹)	±2.72	±1.84	±3.95	±4.55	±2.62	±4.21	±7.10
ISTN ³⁾	22.37	37.01	28.25	33.79	40.26	48.24	56.58
(mg kg ⁻¹)	±4.54	±12.94	±7.61	±1.27	±3.47	±3.58	±6.99
ENE/ISTN % ⁴⁾	42.31 %	47.78 %	82.47 %	60.00 %	91.61 %	94.35 %	100.0 %

1) DEFW:蚯蚓鲜重减少量 Decrement of earthworms in fresh weight (g); 2) ENE:蚯蚓排泄释放的氮 Nitrogen excreted by earthworm (N mg kg⁻¹); 3) ISTN:土壤全氮含量增加值 Increment of soil total nitrogen (mg kg⁻¹); 4) ENE/ISTN %:蚯蚓排泄释放的氮占土壤全氮含量增加值的百分比 Percentage of ENE/ISTN

3 小 结

土壤氮素循环受到土壤生物和非生物诸多因素的影响,而蚯蚓活动既能调节土壤生物因素也能调节非生物因素。就非生物因素而言,蚯蚓活动形成管道、团粒状蚯蚓粪、破碎及混和粗有机物等都能间接提高土壤养分循环速度;就生物因素而言,蚯蚓活动形成的肠道物、蚯蚓粪、“蚓际土壤”中的微生物种群数量、活性都与本体土壤有明显差别。蚯蚓因具备这种综合作用而常被称为“土壤生态系统工程师”^[12]。以上研究结果显示,蚯蚓活动对土壤氮素的矿化有一个积极的促进作用。但是由于研究方法所限,在分析测定时,未能将土壤本体氮与蚯蚓分泌释放的氮加以区分,从而不能明确地反映蚯蚓活动对土壤本体氮矿化的影响。以往很多研究虽然指出了蚯蚓排泄的氮是一个很重要的氮源^[8,15,16,24,25],但并没有排除这一部分氮来严格地评价蚯蚓对土壤本体氮矿化特征的影响。在今后的研究中,应该利用¹⁵N 示踪技术来将土壤氮和蚯蚓本身释放的氮加以区分,从而有助于更清楚更准确地认识蚯蚓活动

对土壤本体氮矿化的影响以及蚯蚓分泌排泄的含氮物质对土壤氮的贡献。

参 考 文 献

- [1] 李贵才, 韩兴国, 黄建辉, 等. 森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展. 生态学报, 2001, 21(7): 1 187 ~ 1 195. Li G C, Han X G, Huang J H, et al. A review of affecting factors of soil nitrogen mineralization in forest ecosystems (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(7): 1 187 ~ 1 195
- [2] 张宝贵, 李贵桐, 申天寿. 威廉环毛蚯蚓对土壤微生物量及活性的影响. 生态学报, 2000, 20(1): 168 ~ 172. Zhang B G, Li G T, Shen T S. Influence of the earthworm *Pheretima guillelmi* on soil microbial biomass and activity (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2000, 20(1): 168 ~ 172
- [3] 金雪霞, 范晓晖, 蔡贵信. 菜地土氮素的主要转化过程及其损失. 土壤, 2005, 37(5): 492 ~ 499. Jin X X, Fan X H, Cai G X. Nitrogen transformation and losses in soils grown with vegetables (In Chinese). Soils, 2005, 37(5): 492 ~ 499
- [4] 周建斌, 陈竹君, 李生秀. 土壤微生物量氮含量、矿化特性及其供氮作用. 生态学报, 2001, 21(10): 1 718 ~ 1 725. Zhou J B, Chen Z J, Li S X. Contents of soil microbial biomass nitrogen and its mineralized characteristic sand relationships with nitrogen supplying ability of soils (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(10): 1 718 ~ 1 725

- [5] 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 soil carbon and nitrogen dynamics and on crop yield with application of corn residues (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(12): 1 637 ~ 1 641
- [6] 王霞, 李辉信, 胡锋, 等. 蚯蚓活动对麦田生态系统中土壤氮素渗漏的影响. 土壤学报, 2004, 41 (5): 987 ~ 990. Effect of earthworms on nitrogen leaching in wheat field agroecosystem (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41 (5): 987 ~ 990
- [7] Hu F, Li H X, He Y Q. Organic matter decomposition in red soil as affected by earthworms. Pedosphere, 2000, 10 (2): 143 ~ 148
- [8] Parmelee R W, Crossley D A. Earthworm production and role in the nitrogen cycle of a no-tillage agroecosystem on the Georgia Piedmont. Pedobiologia, 1988, 32: 351 ~ 361
- [9] Willems J J G M, Marinissen J C Y, Blair J. Effects of earthworms on nitrogen mineralization. Biology and Fertility of Soils, 1996, 23: 57 ~ 63
- [10] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 146 ~ 159. Lu R K. Method of Analysis in Soil and Agrochemistry (In Chinese). Beijing: Chinese Agricultural Science & Technology Press, 2000. 146 ~ 159
- [11] 胡锋, 武心齐, 李辉信. 蚯蚓和蚁类活动对红壤性质的影响. 见: 何圆球, 杨艳生主编. 红壤生态系统研究(第五集). 北京: 中国农业科技出版社, 1998. 276 ~ 285. Hu F, Wu S Q, Li H X. Effect of earthworm and ant on red soil properties (In Chinese). In: He Y Q, Yang Y S. eds. Research of Red Soil Ecosystem. Vol. 5. Beijing: Chinese Agricultural Science & Technology Press, 1998. 276 ~ 285
- [12] 韩清鹏, 成杰民, 周娟, 等. 蚯蚓活动对锌污染土壤中氮素转化影响的研究. 江苏农业研究, 2001, 22 (3): 34 ~ 38. Han Q P, Cheng J M, Zhou J, *et al.* Effect of earthworm activity on nitrogen transformation in soil added with zinc (In Chinese). Jiangsu Agricultural Research, 2001, 22(3): 34 ~ 38
- [13] Araujo Y, Luizao F, Barros E. Effects of earthworm addition on soil nitrogen availability, microbial biomass and litter decomposition in mesocosms. Biology and Fertility of Soils, 2004, 39: 146 ~ 152
- [14] Lavelle P, Melendez G, Pashanasi B, *et al.* Nitrogen mineralization and reorganization in casts of the geophagous tropical earthworm *Pon-toscolex corethruius* (Glossoscolecidae). Biology and Fertility of Soils, 1992, 14: 49 ~ 53
- [15] Lee K E. Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use. London: Academic Press, 1985
- [16] Whalen J K, Parmelee R W, Subler S. Quantification of nitrogen excretion rates for three lumbricid earthworms using ¹⁵N. Biology and Fertility of Soils, 2000, 32: 347 ~ 352
- [17] Decaens T, Rangel A F, Asakawa N, *et al.* Carbon and nitrogen dynamics in ageing earthworm casts in grasslands of the eastern plains of Colombia. Biology and Fertility of Soils, 1999, 30: 20 ~ 28
- [18] Parkin T B, Edwin E C. Microbial nitrogen transformation in earthworm burrows. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31: 1765 ~ 1771
- [19] 周建斌, 李生秀, 李辉桃. 土壤生物体氮的含量、转化及供氮意义. 西北农业大学学报, 1997, 25 (2): 106 ~ 110. Zhou J B, Li S X, Li H T. The measurements, content and turnover of soil microbial biomass nitrogen and its role in nitrogen supply (In Chinese). Acta Univ. Agric. Boreali-occidentalis, 1997, 25 (2): 106 ~ 110
- [20] 沈梓培, 黄东迈, 白纲毅, 等. 水稻田晒干措施的增产效果及其与土壤性质的关系. 土壤学报, 1959, 7: 124 ~ 135. Shen Z P, Huang D M, Bai G Y, *et al.* Effect of insolation on increasing yield of rice and its relationship with soil properties (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1959, 7: 124 ~ 135
- [21] 黄东迈, 张伯森. 水稻田干耕及湿耕对土壤中氮素转化及水稻产量的影响. 土壤学报, 1957, 5: 223 ~ 233. Huang D M, Zhang B S. Transformation of nitrogen in paddy soils and yield of rice as effected by ploughing under dry and water-logged conditions (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 1957, 5: 223 ~ 233
- [22] 林江辉, 李辉信, 胡锋, 等. 干土效应对土壤微生物组成和矿化和硝化作用的影响. 土壤学报, 2004, 41 (6): 924 ~ 930. Lin J H, Li H X, Hu F, *et al.* Effect of rewetting on biota structure and nitrogen mineralization, nitrification in air-dried red soil (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2004, 41 (6): 924 ~ 930
- [23] Hirose S. Mineralization of organic nitrogen of various plant residues in the soil under upland condition. J. Sci. Soil Manure Jpn, 1973, 44: 157 ~ 163
- [24] Parle J N. A microbiological study of earthworm casts. J. Gen. Microbiol., 1973, 31: 13 ~ 22
- [25] Christensen O. The direct effects of earthworms on nitrogen turnover in cultivated soil. Ecological Bulletin, 1988, 39: 41 ~ 44
- [26] Loquet M, Bhatnagar T, Bouché M N, *et al.* Essai d'estimation de l'influence écologique des lombriciens sur les microorganismes. Pedobiologia, 1977, 17 (6): 400 ~ 417

EFFECTS OF EARTHWORMS ON NITROGEN MINERALIZATION IN FLUVO-AQUIC SOILLiu Bin Li Huixin Zhu Ling Jiao Jianguo Chen Xiaoyun Hu Feng[†]*(College of Resources and Environmental Science , Nanjing Agricultural University , Nanjing 210095 , China)*

Abstract Effects of earthworms on soil nitrogen mineralization were studied in laboratory. Soil samples were destructively collected periodically on D2 , D6 , D13 , D20 , D27 , D41 , and D55 after incubation. Four treatments were designed: (1) soil without earthworms or straw-control treatment (S) ; (2) soil only with earthworms (E) ; (3) soil only with straw (O) ; and (4) soil with earthworms and straw (OE) . Results indicated that throughout the entire incubation period , only Treatment E was significantly higher than Treatment S ($p < 0.05$) in both NH_4^+ -N and NO_3^- -N , by about 0.54 ~ 5.71 and 0.04 ~ 2.01 times separately. Compared with Treatment O , Treatment OE was much higher ($p < 0.05$) in content of soil NH_4^+ -N , by about 0.42 ~ 7.26 times. but was more or less similar ($p > 0.05$) in content of soil NO_3^- -N. Whether the straw was used or not , Treatments E and OE were significantly higher , or 1.93 and 2.36 times higher than Treatments S and O in content of mineral nitrogen (NH_4^+ -N + NO_3^- -N) , respectively , after 55 days of incubation. The soil nitrogen mineralization rate and cumulative nitrogen mineralization rate in Treatment E increased significantly ($p < 0.05$) over Treatment S ; In Treatments O and OE , whether earthworms were introduced or not , the cumulative nitrogen mineralization rates were below zero , represented as net immobilization of soil mineral nitrogen , and change in nitrogen mineralization rate showed net immobilization in the early phase , and certain mineralization in the late phase. The content of total nitrogen in Treatment E was significantly higher ($p < 0.05$) than in Treatment S in all the incubation phases except for in the first 2 days of incubation and at the end of the experiment , it was about 6.55 % higher. Besides that , significant positive correlation ($p < 0.01$) was observed between soil total nitrogen content and decrement of earthworms in fresh weight. When the loss of earthworms in fresh weight was converted into the loss of nitrogen through earthworms with the simple linear equation , it was found that the nitrogen excreted by earthworms accounted for about 42 % ~ 100 % of the increment of soil total nitrogen.

Key words Earthworms ; Mineral nitrogen ; Nitrogen mineralization rate