

亚热带红壤硝化特性的干土效应响应

钱琛^{1,2}, 蔡祖聪¹

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008; 2. 扬州工业职业技术学院应用化学系, 扬州 225127)

摘要:风干处理常对土壤中的硝化细菌数量和活性造成显著影响。为研究土壤硝化作用的干土效应,以分别发育于第四纪红土(quaternary red earth, Q)和红砂岩(tertiary red sandstone, S),利用方式为水稻(rice, R)与旱地(upland, U)的4个农田土壤的新鲜土与风干土为供试材料,进行35 d的室内培养试验。结果表明,对于无外源铵输入的处理而言,旱地土壤QU的新鲜土和风干土的硝化率分别为48%和54%,SU则分别为76%和78%,硝化作用的干土效应均不显著($p > 0.05$);但干土效应却显著影响了水稻土的硝化作用(QR的新鲜土和风干土的硝化率分别为40%和89%,SR分别为76%和94%, $p < 0.01$),且其风干土样的硝化作用表现出明显的微生物激活过程。外源铵的加入促进了土壤的硝化作用强度且使得旱地土壤的干土效应显著,所有供试土壤新鲜土的硝化率均显著高于风干土的硝化率。总之,土壤利用方式显著影响了硝化作用对干土效应的响应,而且利用方式和加铵对硝化作用的干土效应有着极显著的交互作用。

关键词:硝化作用强度;硝化率;土壤利用方式;硝化细菌;土壤水分含量

中图分类号:X144 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)05-1379-08

Response of Soil Nitrification Characteristics in Subtropical Area to Air-Drying

QIAN Chen^{1,2}, CAI Zu-cong¹

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Department of Applied Chemistry, Yangzhou Polytechnic Institute, Yangzhou 225127, China)

Abstract: Populations and activities of nitrifier can be significantly influenced by air-drying. A 35-day incubation study was conducted to determine the effects of air-drying on nitrification potential of four acid subtropical soils after applying 0 and 150 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ of ammonium bicarbonate. Four soils, designated QR, QU, SR and SU, derived from Quaternary red earth and Tertiary red sandstone, were collected from rice and upland field. The results indicated that, without ammonium input, the responses of nitrification in upland soils to air-drying were insignificant ($p > 0.05$). The nitrification ratio in fresh and air-dried samples of soil QU were 48% and 54% respectively, and 76% and 78% for SU; however, air-drying did have a significant effect on the nitrification in paddy soils ($p < 0.01$). Nitrification ratios were 40% and 89% for fresh and air-dried samples of QR, 76% and 94% for SR, and there was a lag-phase of the nitrification in air-dried paddy soils. Ammonium input would accelerate nitrification and make the nitrification ratios of fresh samples significantly higher than those of air-dried ones. In generally, land-use type presents a significant impact on the response of nitrification to air-drying effect, and there was a significant interaction of land-use type and fertilization.

Key words: nitrification intensity; nitrification ratio; land-use type; nitrifier; soil moisture content

土壤硝化作用的测定多以室内控制实验为主,采用的土壤样品也多为风干土,因此该条件下获得的实验结果能否正确地反映田间的土壤实际硝化作用状况就成为一个需要研究的问题。因为土壤样品经过风干后,往往会引起土壤理化性质的变化^[1],常被称为干土效应或 Birch 效应^[2,3]。Russell^[4]指出干土效应最显著的特点就是土壤有机物分解加速、速效氮的供应量增加。因此,为了更切实地反映田间的实际情况,研究者总是希望尽量采用鲜土分析。但是通常情况下,大量土样的采集并保持在田间新鲜土的水分状况非常困难,因此室内试验常不得不采用风干土样。关于风干处理对土壤矿化的影响已有不少报道^[1,2,5,6],但对土壤硝化作用影响的相关报道很少。Allison 等^[6]和林江辉等^[7]认为,经过风干过

程,硝化菌数量和活性已经很难恢复到原先鲜土的水平,最终导致风干土的硝化作用显著弱于鲜土。Addiscott^[8]、Flowers 等^[9]和 Mazumdar^[10]也发现鲜土的硝化作用没有明显的微生物活性的激活过程。

但是干土效应对不同性质土壤的硝化作用的影响不能一概而论,因为不同农田土壤硝化细菌种属和活性可能存在差异,而不同的细菌种属对干土过程引起的水分改变、以及施肥造成的 pH 变化等的敏感程度又有可能不同。因此本研究选用了红砂岩和第四纪红土上发育红壤,包括旱地与水稻 2 种利

收稿日期:2009-07-05;修订日期:2009-08-12

基金项目:中国科学院创新团队国际合作伙伴计划项目(CXTD-Z2005-4)

作者简介:钱琛(1980~),男,博士,讲师,主要研究方向为材料化学、环境污染防治与修复,E-mail:qianch@ypu.edu.cn

用方式,分析其硝化作用对干土效应的响应,并探讨了风干土和鲜土之间硝化作用差异的影响因素,以期为室内研究的样品制备要求,也为评价室内研究结果应用至田间原位试验的可行性提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试的 4 个农田土壤样本均采自江西鹰潭,分别发育于第四纪红土 (quaternary red earth, Q) 和红砂岩 (tertiary red sandstone, S), 利用方式分别为水

稻 (rice, R) 与旱地 (upland, U), 即 QR、QU、SR 和 SU. 采样时间为 2007 年 7 月. 土样 (0 ~ 20 cm) 采集后,室内风干以能通过 2 mm 筛为宜,此时土壤平均含水量为 35% WHC (water holding capacity). 然后将土样均分为 2 份,一份于 4℃ 下保存备用;另一份继续风干,风干土平均含水量为 8% WHC.

根据供试土壤的部分理化性质 (表 1), 风干土与鲜土的 pH 之间没有显著差异;但是风干过程将增加土样的 NH_4^+ -N 含量及其在无机态氮 (NO_3^- -N + NH_4^+ -N) 中所占的比例,而 NO_3^- -N 含量却降低.

表 1 土壤部分理化性质

Table 1 Selected properties of studied soils

土壤类型	pH _{KCl}	有机碳 /g · kg ⁻¹	全氮 /g · kg ⁻¹	黏粒 /%	最大持水量 /g · kg ⁻¹	阳离子交换量 /cmol · kg ⁻¹	NH_4^+ -N /mg · kg ⁻¹	NO_3^- -N /mg · kg ⁻¹
QR	4.31 (4.34) ¹⁾	32.90	2.50	16.60	605	11.78	18.59 (15.02)	0.59 (1.00)
QU	3.68 (3.68)	6.90	0.73	23.25	565	10.63	5.90 (3.30)	1.65 (2.23)
SR	3.76 (3.79)	14.30	1.46	12.50	777	9.08	13.05 (6.80)	6.22 (7.06)
SU	3.58 (3.62)	7.90	0.86	17.00	682	11.34	4.98 (2.40)	1.27 (2.77)

1) 括号中为相应的鲜土数值

1.2 试验处理

称取 10.00 g (以烘干土计) 鲜土和风干土分别置于 100 mL 的塑料瓶中,均匀滴加去离子水至 45% WHC,并于 25℃ ± 1℃ 下恒温预培养 1 周. 然后,通过改变碳酸氢铵 (NH_4HCO_3) 溶液的加入量使每个土样本本具有 2 个铵态氮添加水平 (0 和 150 mg · kg⁻¹,以 N_0 和 N_1 表示),最后用去离子水调节土壤含水量至 60% WHC,加盖以保持土壤水分,继续在 25℃ ± 1℃ 下恒温培养 35 d,期间每 3 d 补水 1 次. 所有处理均设 3 个重复.

在培养的第 0 (加铵当天)、7、21 和 35 d 提取测定土壤 pH 以及土壤中的 NH_4^+ -N 和 NO_3^- -N 含量,同一处理随机取 3 个培养个体作为重复取样.

1.3 测定方法

土壤 pH 采用电位法测定 (用 2 mol · L⁻¹ 的 KCl 浸提,水:土比 5:1),土壤有机碳和全氮采用 Elementar 碳氮元素分析仪测定,铵态氮和硝态氮采用 2 mol · L⁻¹ 的 KCl 浸提-Skalar 连续流动分析仪测定,粘粒含量采用 Beckman Coulter 激光粒度分析仪测定,阳离子交换量 (CEC) 采用乙酸铵法测定^[11],土壤持水量 (WHC) 用烘干法测定^[12].

1.4 数据处理

本试验采用了硝化率和硝化强度 2 种表征土壤硝化作用的方法. 其中硝化率是指经过培养,土壤中 NH_4^+ -N 通过硝化过程最终转化为 NO_3^- -N 的总量占无机态氮 (NH_4^+ -N + NO_3^- -N) 总量的百分比. 而

硝化强度是指土壤中 NH_4^+ -N 通过硝化过程转化为 NO_3^- -N 的速率,用单位时间内产生的 NO_3^- -N 的量表示 [$\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$],表征的是土壤硝化作用的实际的最大强度,称为硝化强度. 净有机氮矿化量 (net mineralization) 为培养期内无机态氮 (NH_4^+ -N + NO_3^- -N) 之差,记为 ΔM ; 净硝化量 (net nitrification) 为硝态氮 (NO_3^- -N) 之差,记为 ΔN . 硝态氮随时间变化的过程分别采用零级反应方程 $N_{\text{NO}_3^-} = kt$ 、指数方程 $N_{\text{NO}_3^-} = N_0 \cdot \exp(kt)$ 和一级反应方程 $N_{\text{NO}_3^-} = N_0 + N_p [1 - \exp(-kt)]$ 进行拟合. 式中, $N_{\text{NO}_3^-}$ 和 N_0 分别为相应培养时间 t (d) 和 0 (d) 的 NO_3^- -N 含量, N_p 是给定条件下的硝化潜势, k 为反应速度常数. 数据分析在 SPSS13.0 上完成. 采用 ANOVA 进行方差分析,用 LSD 和 Duncan's 分析法检验处理间的差异显著性. 逐步回归分析研究 pH 与净硝化量、净矿化量间的关系.

2 结果与分析

2.1 矿化作用 (对照处理 N_0)

预培养阶段,土壤中硝化作用导致所有土样的 NO_3^- 含量均增加,但 NH_4^+ 含量的变化却因土壤性质以及土壤前处理而异. 这是因为土壤同时存在硝化作用与有机氮的矿化,而对于不同性质的土壤和前处理方式,其硝化和矿化的相对强弱存在差异,使得 NH_4^+ 含量的变化并无规律可循,但矿质氮总量

增加。

培养期间,土壤有机氮不断矿化使得土壤中的矿质氮含量逐渐增加,其矿化量随时间变化的曲线均可用 Special 模型 [$N_t = N_a(1 - e^{-k_a t}) + C_r t$, $p < 0.01$] 进行拟合(数据未给出)^[13~15]。图 1 给出了培养结束时各处理的氮净矿化速率。QR 的风干土最高,达到 $0.94 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$;土壤 QU 的矿化速率最低,风干土与鲜土分别是 0.17 、 $0.19 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$ 。根据图 1 的结果,干土效应对土壤矿化作用的影响在利用方式间的差异显著,而母质间的差异不显著。对于水稻土(QR 和 SR),其风干土的矿化作用显著强于鲜土($p < 0.01$),但旱地土壤的风干土与鲜土的矿化作用间没有显著差异($p > 0.05$)。

各土壤平均的有机氮净矿化速率的大小与它们的总 N、有机 C 含量高低顺序一致,极显著相关($p < 0.01$)。

2.2 硝化作用

2.2.1 对照处理 N_0

供试土壤中 NO_3^- 的动态累积行为和硝化作用强度因土壤性质而异。对于风干土样而言:水稻土 QR 和 SR 的硝化作用经历了一个逐渐增强的过程,类似于微生物的激活过程,其动力学过程遵循指数方程 $N_{\text{NO}_3^-} = N_0 \cdot \exp(-k_e t)$;旱地土壤 QU 和 SU 的硝化动力学方程符合零级反应方程 $N_{\text{NO}_3^-} = N_0 + k_0 t$,

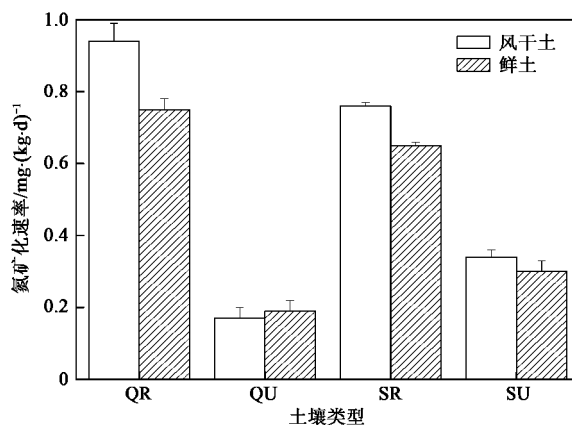


图 1 培养结束时,对照处理 N_0 中各土壤样品的有机氮净矿化量

Fig. 1 Net mineralization in control-treatment (N_0) of air-dried and fresh soils for study over 35-day incubation

($p < 0.01$, 图 2)。而所有供试土壤的鲜土样品,其硝化动力学方程均符合零级反应方程。

不论风干土还是鲜土,培养 35 d 后,供试土壤硝化作用强度的大小与它们矿化量(或矿化速率)高低顺序一致:QR 最大[风干土 $1.29 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 鲜土 $1.17 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$]、QU 最小[风干土与鲜土分别为 0.08 、 $0.09 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$](图 2)。对于不同土地利用方式而言,水稻土的硝化作用强度则显著高于旱地土壤。

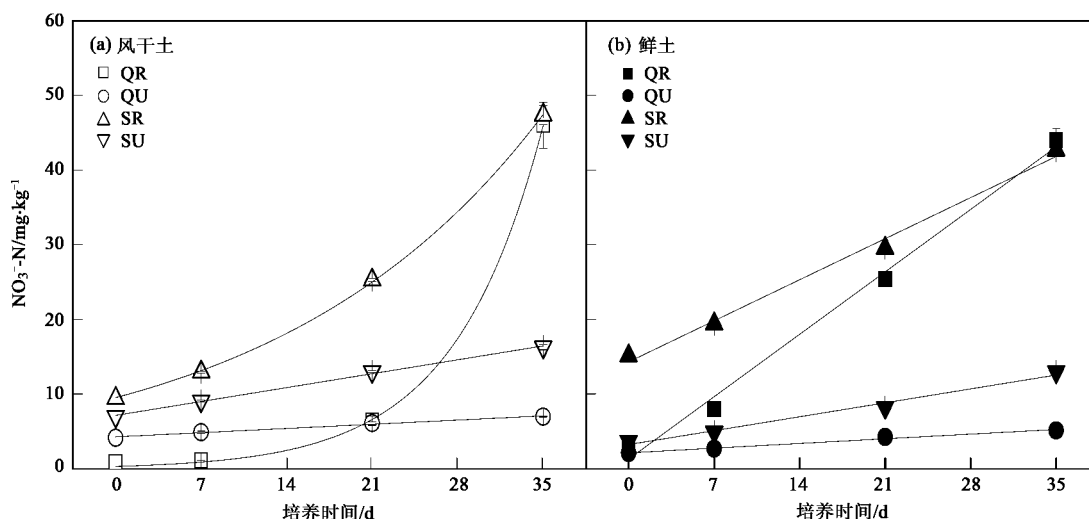


图 2 培养期间各土壤样品的 NO_3^- -N 动态累积行为

Fig. 2 Time courses of NO_3^- -N accumulation of air-dried and fresh soils for study in control-treatment (N_0) over 35-day incubation

干土效应对硝化作用的影响是否显著,同样因土地利用方式而异,且同时还受硝化作用的表征方法制约。对于水稻土 QR 和 SR,风干土的硝化强度显著高于鲜土硝化强度($p < 0.01$);但是当使用硝

化率作为表征土壤硝化作用的指标时,鲜土硝化率均在 90% 以上,显著高于风干土的硝化率($p < 0.01$)。而在旱地土壤的风干土样与鲜土样之间,无论硝化强度还是硝化率都不存在显著差异(表 2)。

表 2 培养期间,各处理的硝化强度和最终硝化率

Table 2 Nitrification intensity and finally relative nitrification of air-dried and fresh soils for study over 35-day incubation

土壤	土样状态 ¹⁾	硝化强度/ $\text{mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$		硝化率/%	
		N_0 ²⁾	N_1	N_0	N_1
QR	A	$1.29 \pm 0.06^{*3)}$	$3.45 \pm 0.18^*$	$40 \pm 3^*$	$49 \pm 3^*$
	F	$1.17 \pm 0.04^*$	$2.84 \pm 0.08^*$	$89 \pm 2^*$	$56 \pm 1^*$
QU	A	0.08 ± 0.00	$2.12 \pm 0.04^*$	54 ± 5	$48 \pm 1^*$
	F	0.09 ± 0.01	$2.33 \pm 0.09^*$	48 ± 4	$52 \pm 1^*$
SR	A	$1.08 \pm 0.04^*$	$2.02 \pm 0.08^*$	$76 \pm 3^*$	$39 \pm 2^*$
	F	$0.79 \pm 0.01^*$	$2.66 \pm 0.03^*$	$94 \pm 1^*$	$60 \pm 2^*$
SU	A	0.26 ± 0.01	$2.36 \pm 0.15^*$	78 ± 3	$56 \pm 2^*$
	F	0.27 ± 0.01	$2.94 \pm 0.02^*$	76 ± 5	$70 \pm 0^*$

1) A 为风干土, F 为鲜土; 2) 施铵水平: N_0 $0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, N_1 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 3) * 表示同列中同一土壤的风干土与鲜土的差异达显著水平 ($p < 0.05$)

2.2.2 加铵处理 N_1

施用碳铵 (NH_4HCO_3) 加快了所有供试土壤的硝化作用强度 (表 2), 且干土效应显著即鲜土与风干土之间硝化作用差异显著 ($p < 0.05$); 但铵的加入并没有改变土样的硝化动力学方程, 发生改变的仅仅是方程的参数 (未给出).

对于土壤 QR, 加铵对风干土硝化强度的影响显著大于对鲜土的影响 (表 2). 培养结束时, QR 风干土的硝化作用强度在 N_1 中为 $3.45 \text{ mg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$, 约为 N_0 处理的 3 倍, 鲜土的硝化强度也比 N_0 处理加快了 1 倍以上, 说明加铵对风干土硝化的促进作用大于鲜土. 在硝化率方面, 加铵显著降低了 QR 鲜土样的硝化率; 虽然风干土的硝化率从 N_0 的 40% 上升至 N_1 的 49%, 但仍显著低于鲜土硝化率 (56%, N_1). 这说明在培养结束时, 土壤中仍存在大量的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$.

但是, 对于另外 3 个供试土壤 QU、SR 和 SU, 加铵处理对土壤硝化强度的促进程度是鲜土显著高于风干土. 另一方面, 与 N_0 处理相比, 虽然在 N_1 处理中这 3 个土壤的鲜土和风干土的硝化率均降低, 但是其鲜土硝化率显著高于风干土的硝化率 (表 2).

2.3 pH 变化

2.3.1 N_0 处理

供试土壤均为典型酸性红壤, 由于试验中土壤 pH 的测定采用盐提方法 (2 mol/L KCl), 因此测得 pH 值略低, 均低于 4.5, 其中 QU、SR 和 SU 的 pH 仅为 3.5~4.0, 各土壤的鲜土 pH 与风干土 pH 差异不显著. 经过 1 周的预培养 ($25^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$, 45% WHC), 供试土样 pH 均降低 (表 3), 其中 QR 鲜土 pH 降低值显著大于风干土, 而 SR 以及旱地土 QU 和 SU 的鲜土与风干土的 pH 降低值之间无显著差异. 培养

35 d 后, 各土壤 pH 有所下降, QR 降低幅度最大, 平均下降了 0.2 个单位; 而 SU, 无论鲜土还是风干土, pH 基本上没有变化. 培养结束时, 鲜土与风干土 pH 间无明显差异.

2.3.2 N_1 处理

与 N_0 处理相比, 加铵导致土壤初始 pH 值上升, 但由于土样间酸碱缓冲能力的差异, 土壤 pH 的增加值则各土不同 (表 3). 其中 QR 风干土 pH 变化最大, 增加了 0.5 个单位, 而 QU (包括鲜土与风干土) 仅升高了 0.1 个单位; 其它土样, QR 鲜土、SR、SU, 加铵后的 pH 改变值为 0.3 个单位左右. 同时, 土样 pH 均随培养的进行而逐渐降低, 这有别于 N_0 处理中 pH 的无序变化行为 (未给数据). 其中土壤 QR 的 pH 下降幅度最大, 鲜土和风干土平均下降了 0.6 个单位 (表 3), 风干土的 pH 降低幅度显著高于鲜土, 但其余供试土壤则是鲜土 pH 降低最多. 虽然加入 NH_4HCO_3 导致土样初始 pH 升高, 但培养结束时各处理的 pH 都与对应的 N_0 处理相当, 这说明铵的加入并未促进土壤酸化.

2.3.3 pH 与无机氮变化的关系

采用培养期间硝态氮 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量变化与无机态氮 ($\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NH}_4^+ - \text{N}$) 含量变化之比表示 N_0 处理中硝化和矿化的相对强度. 如果比值为 1, 则表示矿化释放出的 NH_4^+ 几乎被完全硝化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$; 如果比值 < 1 , 则有机 N 矿化过程快于硝化过程; 若比值 > 1 , 硝化过程快于有机 N 的矿化过程. 对于旱地土壤 QU 和 SU, 培养结束时, 风干土和鲜土中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量与无机态氮含量的比值都 < 1 , 说明供试旱地土壤的硝化速率慢于其有机 N 的矿化; 而水稻土 QR 和 SR 的比值均略 > 1 , 即硝化速率快于其有机 N 的矿化.

表 3 不同培养时间,各处理的 pH、整个培养期间的 pH 变化值 (ΔpH) 以及硝化-矿化相对强度 (ΔN/ΔM)¹⁾

Table 3 Soil pH on a given incubation-day, net changes of soil pH (ΔpH) and nitrification-mineralization ratio (ΔN/ΔM) during whole period of air-dried and fresh soils

土壤	处理		土壤			ΔpH	硝矿比 (ΔN/ΔM)
	土样状态	氮水平	本底值	培养 0 d ²⁾	培养 35 d		
QR	A	N ₀	4.31	4.12	3.82	-0.30a [*]	1.38
		N ₁		4.63	3.81	-0.82c [*]	4.48
	F	N ₀	4.34	4.05	3.84	-0.21a [*]	1.55
		N ₁		4.36	3.88	-0.48b [*]	3.65
QU	A	N ₀	3.68	3.59	3.50	-0.09a [*]	0.48
		N ₁		3.69	3.49	-0.20b [*]	6.02
	F	N ₀	3.68	3.61	3.50	-0.11a [*]	0.45
		N ₁		3.73	3.46	-0.27b [*]	7.01
SR	A	N ₀	3.76	3.64	3.53	-0.11b [*]	1.41
		N ₁		3.97	3.62	-0.35c [*]	2.48
	F	N ₀	3.79	3.58	3.54	-0.04a	1.21
		N ₁		3.95	3.55	-0.40d [*]	3.29
SU	A	N ₀	3.58	3.47	3.43	-0.04a	0.78
		N ₁		3.82	3.39	-0.42b [*]	4.76
	F	N ₀	3.62	3.46	3.45	-0.01a	0.87
		N ₁		3.83	3.37	-0.46c [*]	5.89

1) 不同小写字母表示同一土壤的相同土样状态下,不同施氮处理间差异达到显著水平 $p < 0.05$, * 表示第 0 d 与第 35 d 的土壤 pH 差异显著 ($p < 0.05$); 2) 数值为加入 NH_4HCO_3 后立即测定的土壤 pH

虽然硝化作用释放 H^+ , 矿化作用则消耗 H^+ , 两者的相对强弱某种程度上能够表征土壤 pH 的变化趋势, 但本试验中土壤 pH 净变化的大小顺序与该比值间没有相关性. 将各供试土壤 4 个处理 (A- N_0 、A- N_1 、F- N_0 、F- N_1) 的 pH 净变化值对净硝化量 (ΔN) 和净矿化量 (ΔM) 进行逐步回归分析, 仅净硝化量 (ΔN) 进入回归方程:

$$\Delta\text{pH}_{\text{QR}} = -0.0063\Delta\text{N} + 0.029$$
$$R^2 = 0.835^{***}, p < 0.001$$

$$\Delta\text{pH}_{\text{QU}} = -0.0019\Delta\text{N} - 0.091$$
$$R^2 = 0.803^{***}, p < 0.001$$

$$\Delta\text{pH}_{\text{SR}} = -0.0058\Delta\text{N} - 0.11$$
$$R^2 = 0.957^{***}, p < 0.001$$

$$\Delta\text{pH}_{\text{SU}} = -0.0025\Delta\text{N} - 0.016$$
$$R^2 = 0.980^{***}, p < 0.001$$

根据上述回归方程, 硝化过程至少可以解释 80% 以上的土壤 pH 变异, 说明本研究中硝化作用是影响土壤 pH 变化的主要因子, 而矿化过程的影响不显著.

3 讨论

干土效应可直接或间接地对土壤硝化作用产生影响: 其一, 土壤风干过程中可能伴随土壤硝化菌数量和活性的降低^[7], 直接导致土壤硝化活性减弱;

其二, 干土效应将促进土壤有机氮的矿化^[11], 矿化作用能够为硝化作用提供反应基质 NH_4^+ (或 NH_3), 从而间接影响土壤的硝化作用.

3.1 矿化作用的干土效应

干土效应对不同性质土壤有机氮矿化的影响程度不一致. 本试验结果显示, 水稻土 QR 和 SR 风干土样的矿化作用显著强于其鲜土 (图 1), 这与众多文献结论一致^[2,3,5,6,16]. 这不仅是因为在风干过程中, 土壤易矿化有机态氮得到增加^[17], 而且风干土加水培养后, 土壤微生物数量 (细菌、放线菌和真菌) 大量增加进而促进氮素的矿化. 同时, 加水引起的渗透压休克将会诱发胞溶和释放细胞内易分解基质^[18,19]. 因此无论矿化量还是矿化率均是风干土高于鲜土. 一般认为, 风干土壤加水培养后微生物数量增加的原因包括: ①土壤经过风干磨碎、过筛等操作, 得到了充分混匀, 土壤的理化性质也得到了改善, 为微生物的生长提供了更好的条件; ②很多菌在磨碎、过筛的过程中得到了重新分布并与其他菌接触, 而这可能会利于其生长; ③干土过程的部分灭菌作用, 也即风干过程导致部分微生物死亡, 其体内的养分也随即释放出来, 使得土壤中能被微生物利用的养分增加, 由此导致风干土加水培养后微生物的大量繁殖增长, 同时风干过程中部分微生物死亡可能使得另外的一些原先被这些微生物所抑制生长的微生物大量繁殖, 同样能导致微生物数量的增

加^[6,20]。但是基于本试验的鲜土与风干土样制备方法,基本上弱化了前2种影响因素,因此本试验中水稻土风干土样的矿化作用显著强于其鲜土很有可能是因为干土效应的部分灭菌作用导致了风干土回湿后微生物数量增加。

但是旱地土壤 QU 和 SU 的风干土与鲜土之间并不存在显著的矿化差异。可能因为在旱地这种利用方式下干土效应的灭菌效果不显著,水分状况的变化对微生物的影响没有水田利用方式下显著,因此微生物的数量与活性在风干前后的差异较小,导致干土过程对有机质的矿化影响较小,复水对矿化的“激发效应”不明显^[21]。另一方面,土壤动物可以直接或通过与微生物的相互作用间接地参与土壤的物质循环和养分释放^[22],一个复杂的土壤动物群落能使更多的土壤养分矿化^[23~25]。但是作为土壤动物的主要功能类群,土壤线虫不同于土壤微生物,它在风干过程中大部分已经死亡。有研究表明^[6],风干土加水培养 28 d 后线虫数量分别只有鲜土的 16.0% 和 30.1%。因此有可能导致鲜土与风干土之间矿化作用差异的显著性降低甚至不显著。但是由于土壤微生物在有机物分解和养分矿化中的作用,土壤动物的生态系统功能一直受到忽略^[26]。Ferris 等^[27]用沙柱培养的方法比较对照了不同线虫对 N 矿化的影响,认为线虫能显著增加 N 矿化率。Clarholm^[28]报道,生长在灭菌后接种细菌和原生动物的土壤中的植株比生长在无原生动物的土壤中多 75% 的 N 素。将不同种线虫与微生物混和,结果各种处理都提高了土壤 NH_4^+ 的浓度^[24]。

水稻土 (QR 和 SR) 有机氮矿化作用的风干效应大于相应的旱地土壤 (QU 和 SU) 可能与不同利用方式下常年土壤水分的差异有关。水稻土在水稻生长期间淹水,而旱地土壤无淹水过程,所以前者的土壤平均水分含量较高。已有大量的研究表明土壤生物对环境 (包括土壤水分环境) 具有适应性。Islam 等^[29]研究澳大利亚土壤硝化作用最佳土壤 pH 发现,最佳土壤 pH 随着所处土壤 pH 的提高而提高。由于水稻土的常年水分含量较高,其生物类群可能更适应于相对于旱地较高水分的水分含量。风干过程对土壤生物的伤害作用可能更大,因而导致风干效应更加明显。水稻土较高的有机碳含量 (表 1) 则可能是风干效应较大的另一个原因。

3.2 干土效应对硝化作用的影响

根据表 3 的结果可见,干土效应对土壤硝化作用的影响因硝化作用的表征手段、土壤性质、加铵与

否而有所差异。

如果以硝化强度作为硝化指标,则硝化作用对干土效应的响应无规律可循。对于某一土壤处理,可能鲜土硝化强度大于风干土 (如 QU 的 N_1 处理); 而另一土壤处理 (如 QR 的 N_0 、 N_1 处理等) 则可能是风干土硝化强度大于鲜土。但倘若用硝化率表征硝化作用,对于干土效应显著的处理,均是鲜土的硝化率高于风干土 (表 3)。究其原因,主要是硝化率作为一比值,能够较好地“屏蔽”因干土效应对矿化作用的影响而引起的对硝化作用的次级效应,因为矿化作用为硝化作用提供反应底物。而硝化强度是绝对量,受矿化作用的影响较大,从而无法真正评判干土效应对硝化作用的影响。

另一个方面,土地利用方式也影响了干土效应的显著程度:水稻土的风干土样与鲜土间硝化作用差异显著,但旱地土壤无明显的干土效应 (表 2)。经过风干过程,硝化菌数量和活性已经很难恢复到原先鲜土的水平^[6,7],导致风干土的硝化作用 (硝化率) 显著低于鲜土 (如 QR 的 N_0 处理等)。但部分处理得到试验结果却显示鲜土和风干土的硝化作用差异不显著,如旱地土壤的 N_0 处理。或许与矿化作用相似,旱地土壤风干时土壤水分与常年土壤水分含量的差异较小,而水稻土这二者的差异较大;再则,由于常年处于水分含量较低的状态,旱地土壤的硝化微生物更能适应风干时的水分含量,风干处理对其数量和活性没有影响,因此鲜土与干土的硝化作用的差异不显著。风干土的硝化过程中无明显的激发阶段能够很好地佐证这一观点,这可能是由于硝化细菌和反硝化细菌都能在极端干燥条件下较好地生存并在土壤由干变湿时恢复活性^[30]。有研究表明,硝化细菌能够在干土中存活 3 个月以上^[7],图 2 结果也显示:水稻土的风干土样的硝化过程存在微生物活性的激发过程,而旱地土壤的风干土的硝化过程与其鲜土一致,净硝化量与培养时间成正相关。另一个可能原因是鲜土中硝化细菌的活性较强,硝化细菌和其他微生物一起固定了相当数量的 NH_4^+-N 而导致鲜土硝化率的降低^[31]。李世清等^[32]也证实风干处理或者干湿交替均会使微生物体氮下降。由于风干处理对土壤硝化的影响还很少见报道,尤其是至今仍无类似的影响不显著的报道,因此尚需进一步具体的微生物分析以及水分因子对土壤硝化作用影响的试验来进行证实。

加铵处理虽然降低了硝化率,但促进了土壤的硝化作用强度且使得旱地土壤的干土效应显著。旱

地土壤的硝化作用符合零级反应,意味着硝化速率受参与硝化反应的酶浓度的影响而不受底物浓度的影响,硝化速率大小不依赖于底物浓度的高低。但是本试验结果却显示输入碳铵的确促进了土壤硝化作用(表2),也曾有相似研究结论报道^[33,34]。Zhao等^[35]认为加铵引起的土壤初始 pH 变化可能影响了参与硝化反应的酶活性,从而影响了硝化速度。因此加铵能够致使旱地土壤硝化作用的干土效应显著,也可能是风干土与鲜土中参与硝化反应的酶活性对初始 pH 变化的响应差异所引起。施肥土壤中硝酸盐还原菌、硝酸细菌占细菌总数比例增加^[36],因而鲜土和风干土硝化菌对加铵的响应差异也是可能原因之一。

4 结论

硝化作用对干土效应的响应受多种因素的影响,如硝化作用的表征手段、土壤性质、利用方式、底物浓度等。根据本试验结果,土地利用方式影响了干土效应的显著程度,对于不加铵的原土而言,水稻土的风干土样与鲜土样存在显著的硝化和矿化差异,但是风干过程对旱地土壤硝化作用以及矿化作用没有显著影响。因此为了更可靠地反映田间土壤的实际硝化行为,在进行室内试验时,水稻土须尽量采用新鲜土,而旱地土壤则可以选用风干土样。

参考文献:

- [1] Bartlett R J, James B R. Studying dried, stored, soil samples—some pitfalls[J]. Soil Soil Sci Soc Am J, 1980, **44**:721-724.
- [2] Birch H F. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability[J]. Plant Soil, 1958, **10**:9-31.
- [3] 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[J]. 土壤学报, 1959, **7**:124-135.
- [4] Russell. 土壤条件与作物生长[M]. 北京: 科学出版社, 1979. 138.
- [5] Sims J L, Wells J P, Tackett D L. Predicting nitrogen availability to rice: Comparison of methods for determining available nitrogen to rice from field and reservoir soils[J]. Soil Sci Soc Am Pro, 1967, **31**:672-675.
- [6] Allison S M, Prosser J I. Survival of ammonia oxidizing bacteria in air-dried soil[J]. FEMS Microbiol Lett, 1991, **79**:65-68.
- [7] 林江辉, 李辉信, 胡锋, 等. 干土效应对土壤生物组成及矿化与硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2004, **41**:924-930.
- [8] Addiscott T M. Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories[J]. Eur J Soil Sci, 1983, **34**:343-353.
- [9] Flowers T H, O'Callaghan J R. Nitrification in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate[J]. Soil Biol Biochem, 1983, **15**:337-342.
- [10] Mazumdar M A R. Effect of pesticides on soil microbiological

processes[D]. Glasgow, UK: Glasgow University. 1992.

- [11] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 农业出版社, 2000. 12-26.
- [12] 蔡祖聪, MOSIER A R. 土壤水分状况对 CH₄、N₂O 和 CO₂ 排放的影响[J]. 土壤, 1999, **31**: 289-294.
- [13] Bonde T A, Rosswall T. Seasonal variation of potentially mineralizable nitrogen in four cropping systems[J]. Soil Sci Soc Am J, 1987, **51**:1508-1514.
- [14] Cabrera M L. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils[J]. Soil Sci Soc Am J, 1993, **57**:63-66.
- [15] Roelcke M, Han Y, Cai Z C, et al. Nitrogen mineralization in paddy soils of the Chinese Taihu Region under aerobic conditions[J]. Nutr Cycl Agroecosys, 2002, **63**:255-266.
- [16] 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[J]. 土壤学报, 1957, **5**:223-233.
- [17] 宋建国, 刘伟, 赵紫娟, 等. 土壤干燥过程对土壤易矿化有机态氮的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2001, **7**:183-188.
- [18] Kieft T L, Soroker E, Firstone M K. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted[J]. Soil Biol Biochem, 1987, **19**:119-126.
- [19] Van Gestel M, Ladd J N, Amato M. Microbial response to seasonal change and imposed drying regimes at increasing depths of undisturbed topsoil profiles[J]. Soil Biol Biochem, 1992, **24**: 103-111.
- [20] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 37-59.
- [21] Vestergaard P, Rønn R, Christensen S. Reduced particle size of plant material does not stimulate decomposition, but affects the microbivorous microfauna[J]. Soil Biol Biochem, 2001, **33**: 1805-1810.
- [22] Torstensson L, Pel M, Stenberg B. Soil quality assessment of cultivated land requires a strategy[J]. AMBIO, 1998, **27**:28-30.
- [23] Setälä H, Huhta V. Soil fauna increase *Betula pentula* growth: laboratory experiments with coniferous forest floor[J]. Ecology, 1991, **72**:665-671.
- [24] Mikola J, Setälä H. No evidence of trophic cascades in an experimental microbial-based soil food web[J]. Ecology, 1998, **79**:153-164.
- [25] Heneghan L, Coleman D C, Zou X, et al. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical-temperate comparisons of a single substrate[J]. Ecology, 1999, **80**:1873-1882.
- [26] Haimi J, Fritze H, Moilanen P. Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilization and burning in a coniferous forest stand[J]. Forest Ecol Manag, 2000, **129**:53-61.
- [27] Ferris H, Venette R C, Van Der Meulen H R, et al. Nitrogen mineralization by bacterial-feeding nematodes: verification and measurement[J]. Plant Soil, 1998, **203**:159-171.
- [28] Clarholm M. Interactions of bacteria, protozoa and plants leading to mineralization of soil nitrogen[J]. Soil Biol Biochem, 1985,

- 17**:181-187.
- [29] Islam A, White R E, Chen D. Nitrification activity in acid soils of north-eastern Victoria, Australia, as affected by liming and phosphorus fertilisation[J]. Aust J Soil Res, 2006, **44**: 739-744.
- [30] Davidson E A. Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil[J]. Soil Sci Soc Am J, 1992, **56**:95-102.
- [31] Shi W, Norton J M. Microbial control of nitrate concentrations in an agricultural soil treated with dairy waste compost or ammonium fertilizer[J]. Soil Biol Biochem, 2000, **32**:1453-1457.
- [32] 李世清, 任书杰, 李生秀. 土壤微生物体氮的季节性变化及其与土壤水分和温度的关系[J]. 植物营养与肥科学报, 2004, **10**:18-23.
- [33] Martikainen P J. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments[J]. Soil Biol Biochem, 1984, **16**:577-582.
- [34] De Boer W, Duyts H, Laanbroek H J. Autotrophic nitrification in a fertilized acid heath soil[J]. Soil Biol Biochem, 1988, **20**: 845-850.
- [35] Zhao W, Cai Z C, Xu Z H. Does ammonium-based N addition influence nitrification and acidification in humid subtropical soils of China? [J]. Plant Soil, 2007, **297**:213-221.
- [36] 袁飞. 不同农田土壤中的硝化作用及硝化细菌种群[D]. 南京: 南京农业大学, 2004.