

乙炔抑制方式对潮土硝化和矿化作用的影响^①

赵 维^{1,2}, 蔡祖聪^{1*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 南京工业大学环境学院, 南京 210009)

摘 要: 在土壤最大持水量 60% 和温度 28°C 的实验室培养条件下, 研究了乙炔的不同抑制方式(短时前期暴露/连续灌注法)对潮土硝化、矿化作用的影响。结果显示, 连续 14 天灌注 10 ml/L 或 100 ml/L 浓度乙炔完全抑制了供试潮土的硝化作用, 而将土样短时前期暴露于乙炔 12 h 后驱散乙炔, 仅能保持 48h 的抑制效果, 驱散乙炔后第 3 天土样的硝化作用开始恢复, 培养结束时土样的硝化率仍可达到 99%。本研究的结果还显示, 培养结束时, 加入乙炔的 4 个施 N 处理其净矿化量为负值, 乙炔连续抑制方式下土样净矿化量低于乙炔短时前期暴露方式下土壤的净矿化量。因此, 采用乙炔抑制技术进行研究时应当考察所采集的供试土壤在乙炔抑制方式下的硝化活性恢复速率和矿化过程, 以保证相关试验方法设计的合理性。对培养期较长的试验, 采用连续灌注乙炔, 并将通风时间控制在硝化活性恢复点以前的方式是区分硝化类型较为适用的实验室方法。

关键词: 潮土; 乙炔抑制方式; 硝化; 矿化; 硝化活性恢复

中图分类号: S154

乙炔 (Acetylene, C_2H_2) 是一种常用的自养硝化抑制剂, 在很多情况下较低的乙炔浓度 (1 ~ 100 Pa) 可以抑制土壤的自养硝化作用, 而异养硝化作用在更高的乙炔浓度范围 (1 ~ 10 kPa) 不受抑制^[1]。因此通常通过乙炔抑制技术来判别土壤中发生的硝化作用类型及 N_2O 排放特性等^[2-3]。

长期试验和短期试验中均有研究者采用乙炔作为自养硝化抑制剂, 相应的乙炔抑制方式各有不同。在长期试验中, 有注入乙炔, 持续约 3 周, 直至培养结束的方式^[4-5]。也有在培养期内间隔 2 ~ 4 天取样换气, 再注入乙炔气体继续培养的方式^[6-7]。上述持续或间隔的抑制方式可能存在的问题是, 如果培养过程中乙炔作为碳源被土壤微生物代谢消耗, 那么在取样前的数天或数周内乙炔的浓度可能不足以完全抑制土壤硝化作用, 如果不能完全抑制, 则可能使研究高估异养硝化的强度。值得注意的是, 采用此种乙炔抑制方式测定自养硝化和异养硝化对 N_2O 的贡献时, 在换气前所采集的培养瓶内上方气体^[6-7], 如所采集的气体含有乙炔, 可能会干扰 N_2O 的测定^[8], 从而影响到评价结果。

乙炔驱散后, 土壤的硝化活性可以恢复。短时前期暴露的乙炔抑制方式便是利用乙炔驱散后, 土壤硝化活性恢复前的一段抑制期来进行硝化作用及其相关

研究, 这一方式避免了乙炔对 N_2O 等气体测定的干扰, 同时使得实验操作更为简便。但是不同的研究所报道的驱散乙炔后硝化活性恢复速率不同, 抑制期长短不同。Hynes 和 Knowles^[9]使用 10 kPa 乙炔作用于纯培养环境中硝化微生物 (*Nitrosomonas europaea*) 20h, 驱散乙炔后抑制效果保持了 200h。Berg 等^[10]报道土壤铵氧化活性在驱散乙炔 5 ~ 7 天后恢复。Kester 等^[11]采用乙炔短时暴露的方法将石灰质砂壤土暴露于高浓度乙炔 (100 Pa ~ 10 kPa) 1 ~ 24h, 驱散乙炔后抑制效果保持了 6 天。前人研究显示不同土壤经乙炔短时前期暴露后硝化活性的恢复速率可能不同, 仍能维持的抑制时间不同。此外, 对于长达数周、数月的长期培养的试验, 驱散乙炔后保持数天的抑制效果显然是不足够的。因此, 无论是长期的还是短期的试验, 无论是持续或间隔的抑制方式, 还是乙炔短时前期暴露的方式, 对采集的供试土壤采取何种乙炔抑制方式能保持整个试验期内 (取样期和培养期) 乙炔的抑制效果是一个值得注意和研究的问题, 合理的乙炔抑制方式是正确评价硝化抑制结果的前提, 但目前这一研究尚不多见, 在我国几乎未见相关报道

此外, 前人的研究比较多地关注了乙炔浓度对土壤净矿化量的影响^[6, 12-14], 但很少关注乙炔不同抑制方

①基金项目: 国家自然科学基金重点项目(40830531)和土壤与农业可持续发展国家重点实验室 2010 年开放基金项目(Y052010036)资助。

* 通讯作者 (zccai@issas.ac.cn)

作者简介: 赵维 (1977—), 女, 云南保山人, 博士, 讲师, 主要研究方向为陆地生态系统氮循环及环境效应。E-mail: wzhaow@njut.edu.cn

式对净矿化量的影响, 乙炔抑制技术对净矿化量的变化将影响到不同形态 N 库的大小和分布, 进而影响到对 N_2O 排放的评价。

本研究以硝化活性较高的潮土^[15-17]为对象, 比较了乙炔长期连续灌注和短时前期暴露两种不同乙炔抑制方式下的硝化、矿化过程差异, 观测了经乙炔抑制的供试潮土驱散乙炔后其硝化活性的恢复过程, 评价了不同乙炔抑制方式对长期、短期试验的适用性, 以期有效利用乙炔抑制技术深入研究 N 素转化规律及其影响机理提供更为合理的操作依据。

1 材料与方 法

1.1 供试土壤

供试土壤为黄河沉积物发育而成的潮土, 质地为砂壤土, 采自中国科学院封丘农业生态实验站, 位于华北平原的中心。该地区年平均降水量 605 mm, 年蒸发量 1 875 mm, 年平均气温为 13.9℃, 属于半干旱、半湿润的温暖带季风气候区。有机肥试验处理, 有机肥经麦秆、大豆饼和棉仁饼堆制发酵后施用^[18]。供试潮土的 pH 值为 8.20, 全 N 含量为 1.06 g/kg, 有机 C 含量为 8.70 g/kg。

1.2 试验处理

一般认为潮土硝化作用强烈, 因此本研究中潮土设计加 N 处理。对不加 N 和加 N 的供试潮土均采用 10 ml/L 和 100 ml/L 两种浓度, 并采用两种抑制方式: 乙炔短时前期暴露(向土样注入乙炔 12h 后驱散乙炔, 开始培养)和连续灌注法(14 天培养期连续灌注乙炔, 间歇通风), 观测不同浓度的乙炔不同抑制方式下潮土硝化作用的差异。乙炔抑制供试土壤的自养硝化, 在乙炔处理下发生的土壤硝化作用为异养硝化作用。

因此, 共设计 6 个处理: ①CK, 对照, 不加入 N 肥和乙炔抑制剂; ②S, 施用硫铵, N 250 mg/kg; ③S+10ml/L E_12h, 短时前期暴露方式, 向施 N 土壤注入 10 ml/L 浓度的乙炔, 12h 后驱散乙炔, 再具塞培养; ④S+10ml/L E_14d, 连续灌注方式, 向施 N 土壤注入 10 ml/L 浓度乙炔 14 天, 间歇通风, 补充乙炔后继续培养; ⑤S+100ml/L E_12h, 短时前期暴露方式, 向施 N 土壤注入 100 ml/L 浓度的乙炔, 12h 后驱散乙炔, 再具塞培养; ⑥S+100ml/L E_14d, 连续灌注方式, 向施 N 土壤注入 100 ml/L 浓度乙炔 14 天, 间歇通风, 补充乙炔后继续培养。

每个处理称取 10 g (烘干基重) 新鲜土置于 250 ml

锥形瓶, 加 N 处理加入 N 250 mg/kg 的硫铵溶液, 然后用去离子水调节至土壤最大持水量(WHC)的 60%。短时前期暴露方式的处理注入乙炔, 12h 后驱散乙炔, 再具塞培养; 长期连续灌注的处理注入乙炔后具密封培养至间歇通气, 除通气时间外, 整个培养期瓶内保持相应乙炔浓度, 保持乙炔抑制的长期有效性。所有样品每天去塞通气 1h (乙炔处理和非乙炔处理分室通气, 避免干扰), 通气后所有长期连续灌注的处理样本重新注入新鲜乙炔气体后具塞。乙炔气体经 6 mol/L H_2SO_4 净化, 乙炔注入方法为抽出培养瓶有效体积 10 ml/L 的空气, 再注入等量乙炔气体。所有样品 28℃ 恒温暗光培养 14 天。每隔 3~4 天对样品补水一次, 以补充因蒸发而引起的水分损失。土样提取时间分别为 0, 1, 3, 7, 14 天。

培养瓶按设定的培养时间进行破坏性取样以测定土样中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化。取样时随机从各土各处理中取出 3 个培养瓶, 按 1:2.5 的土液比加入相应毫升数的 2 mol/L KCl 溶液, 25℃ 恒温振荡 1h, 离心、过滤, 测定 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的浓度用 Skalar 连续流动分析仪由比色法测定。

土壤 pH 用 DMP22 mV/pH 计测定, 土:水比为 1:2.5 (v/v), 全 N 和全 C 含量用元素分析仪 (Elementar Analysensysteme GmbH, 德国) 测定, 土壤颗粒组成用激光粒度仪 (Beckman Coulter) 测定。

1.3 数据分析

乙炔处理下发生的土壤硝化作用为异养硝化作用。有机 N 净矿化量为培养期间无机态 N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) 含量变化; 净硝化量为培养期间 NO_3^- 含量变化。硝化率定义为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 占无机 N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) 总量的百分数。采用成对 t-test 检验土壤培养结束时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与培养之初的含量差异。

2 结果与分析

2.1 不同浓度乙炔长期或短时作用下潮土的硝化作用

在 28℃ 和 60% WHC 水分条件下培养 14 天, 对照处理 (CK) 的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量仅有少量增加, 从 17.0 mg/kg 增加至 19.3 mg/kg (图 1)。加入 N 肥后, 硝化作用增强, 硝化速率加快, 经 14 天的培养, 净硝化量 $\Delta\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为 251 mg/kg, 培养结束时 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量为 271 mg/kg, 硝化率达到 99% (S 处理, 图 1、表 1)。

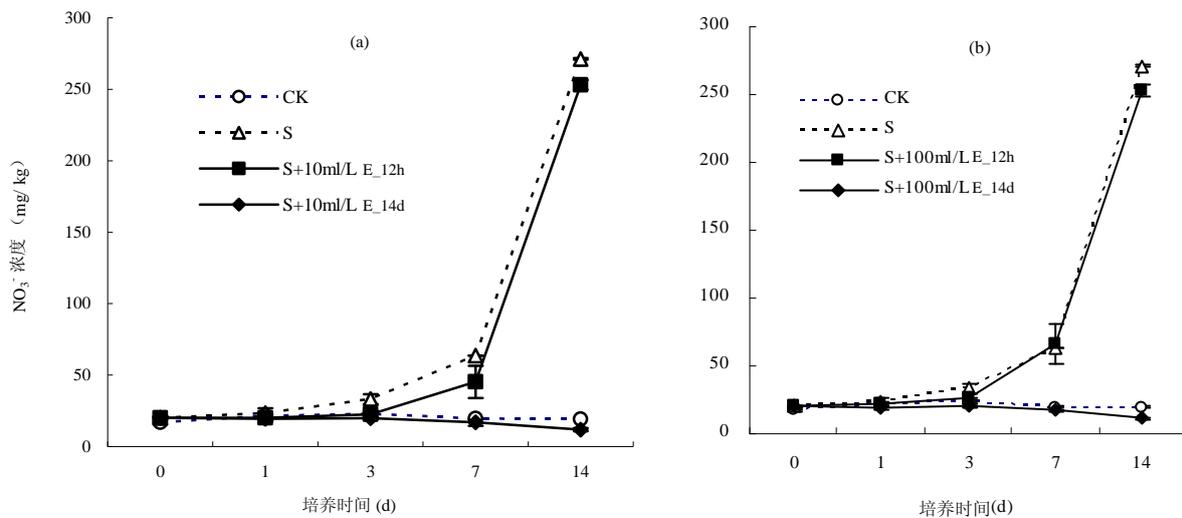


图 1 60% WHC 水分条件和 28℃ 下, 10 ml/L (a) 和 100 ml/L (b) 浓度乙炔两种抑制方式 (长期灌注 14 天和短时前期暴露 12 h) 下, 潮土土样培养 14 天 NO_3^- 含量随时间变化过程

Fig. 1 The changes of NO_3^- -N contents with time during the 14 d incubation at 60% water-holding capacity and 28°C for the fluvo-aquic soils treated with the long-term (14 d) or short-term (12 h) exposure to 10 ml/L(a) or 100 ml/L(b) acetylene

表 1 60% WHC 水分条件和 28℃ 下, 10 ml/L 和 100 ml/L 浓度乙炔连续灌注 14 天或短时前期暴露 12h 两种乙炔作用方式下潮土的硝化率 (%)

Table 1 The nitrification ratio during the 14 d incubation at 60% water-holding capacity and 28°C for the fluvo-aquic soils treated with the long-term (14 d) or short-term (12 h) exposure to 10 ml/L or 100 ml/L acetylene

培养时间 (d)	CK	S	S + 10 ml/L E_14d	S + 100 ml/L E_14d	S + 10 ml/L E_12h	S + 100 ml/L E_12h
0	68.7 ± 2.8	7.8 ± 0.2	7.8 ± 0.2	7.8 ± 0.2	7.8 ± 0.2	7.8 ± 0.2
1	78.9 ± 15.9	9.6 ± 1.2	8.0 ± 0.5	8.0 ± 0.5	8.6 ± 1.2	9.0 ± 0.5
3	86.8 ± 1.6	13.7 ± 0.3	8.2 ± 0.8	8.4 ± 0.2	9.0 ± 0.9	10.0 ± 0.1
7	72.5 ± 6.8	25.6 ± 0.0	6.0 ± 0.6	5.9 ± 0.3	16.8 ± 4.7	25.7 ± 6.0
14	92.5 ± 0.2	99.0 ± 0.5	5.3 ± 0.6	5.1 ± 0.2	99.2 ± 0.5	99.3 ± 0.4

浓度为 10 ml/L 或 100 ml/L 的乙炔经连续灌注的方式作用于施肥土样, 整个培养期土样的 NO_3^- -N 含量几乎没有增加, 自养硝化作用几乎全部被抑制 (图 1)。培养结束时 10 ml/L 乙炔处理的施肥土样 NO_3^- -N 的含量为 11.8 mg/kg, 100 ml/L 乙炔处理的施肥土样 NO_3^- -N 的含量为 11.4 mg/kg, 均低于其培养初始时 (0 d) 的含量 20.2 mg/kg。第 14 天时, 10 ml/L 和 100 ml/L 乙炔处理的施肥土样硝化率分别为 5.3% 和 5.1% (表 1), 与施肥处理 (S) 99% 的硝化率相比, 约 93% 的硝化作用被抑制。

但是, 与乙炔连续灌注方式的结果不同, 乙炔短时前期暴露 12 h 的结果显示, 自养硝化作用在整个培养期内并没有被完全抑制。驱散乙炔后, 明显的抑制

作用仅保持了 48 h (图 1)。第 3 天, 10 ml/L 和 100 ml/L 乙炔短时前期暴露 12 h 的施肥土样硝化率分别为 9.0% 和 10.0% (表 1), NO_3^- -N 的含量分别为 22.5 和 25.8 mg/kg, 与第 1 天的培养结果无显著差异 (图 1、表 1)。此后, 无论乙炔浓度是 10 ml/L 还是 100 ml/L 的处理, 自养硝化作用均出现不同程度的恢复, 土样中 NO_3^- -N 的累积呈增长趋势 (图 1)。第 7 天时, 10 ml/L 乙炔短时处理的施肥土样硝化率为 16.8%, NO_3^- -N 的增加至 45.2 mg/kg, 比对照 (CK) 增加 25.5 mg/kg, 仍低于施肥处理 (S) 18.5 mg/kg。而 100 ml/L 乙炔短时处理的施肥土样硝化率为 25.7%, NO_3^- -N 含量为 66.3 mg/kg, 比无肥对照增加 46.7 mg/kg, 仍低于施肥处理 2.6 mg/kg。第 14 天时, 10 ml/L 和 100 ml/L 乙炔短时

处理的施肥土样硝化率均达到 99%， NO_3^- -N 为 253 mg/kg，仅低于施肥处理土样约 18 mg/kg（图 1、表 1）。

2.2 不同浓度乙炔长期或短时作用下潮土的无机态氮变化

对照处理 (CK) 在 28℃ 和 60% WHC 水分条件下培养 14 天，无机态 N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) 的含量无明显变化趋势 (图 2)。加入 N 肥的处理 (S) 经 14 天的培养，无机态 N 略有增加，从 259 mg/kg 增加到 274 mg/kg (图 2)，净矿化量为 15 mg/kg。加入乙炔的 4 个施 N

处理，14 天培养结束时，其无机态 N 含量低于仅施 N 的处理 (S)，且净矿化量均为负值。10 ml/L 的乙炔连续灌注 14 天的处理其净矿化量为 -34.3 mg/kg，100 ml/L 乙炔连续灌注 14 天的处理其净矿化量为 -34.5 mg/kg。10 ml/L 乙炔短时前期处理 12 h 的净矿化量仅为 -3.71 mg/kg，100 ml/L 乙炔短时前期处理净矿化量仅为 -3.86 mg/kg。无论是 10 ml/L 还是 100 ml/L 的乙炔用量，连续灌注处理的无机态 N 含量显著低于短时前期暴露 12 h 处理的含量。相同抑制方式，不同乙炔浓度的处理的净矿化量差异不明显。

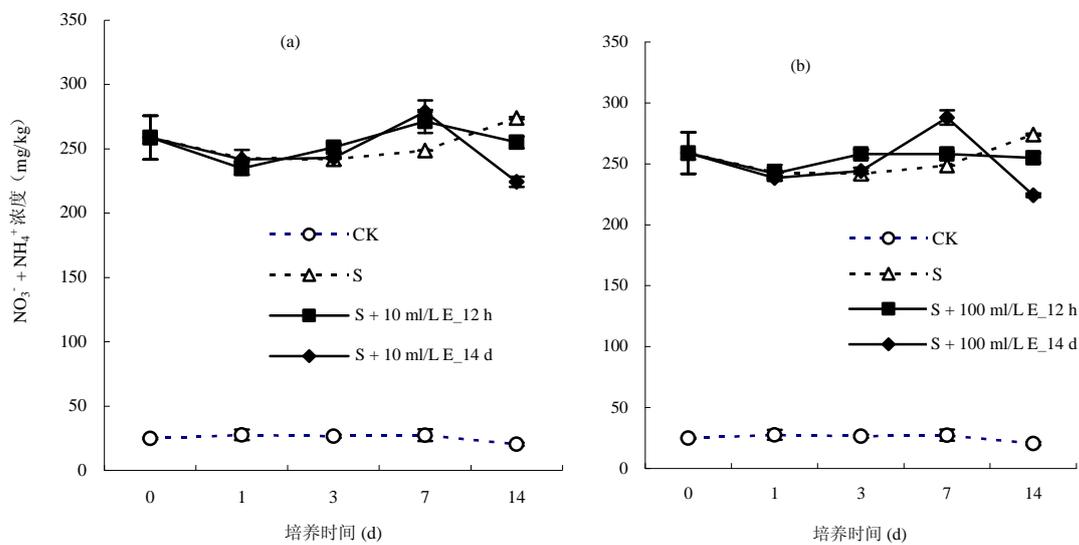


图 2 60% WHC 水分条件和 28℃ 下，10 ml/L (a) 和 100 ml/L (b) 浓度乙炔两种抑制方式（长期灌注 14 天和短时前期暴露 12 h）下，潮土土样培养 14 天无机态 N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) 含量随时间变化过程

Fig. 2 The changes of total inorganic nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) contents with time during the 14 d incubation at 60% water-holding capacity and 28℃ for the fluvo-aque soils treated with the long-term (14 d) or short-term (12 h) exposure to 10 ml/L or 100 ml/L acetylene

3 讨论

本研究显示供试潮土的硝化活性在乙炔驱散后得以恢复，这与前人报道一致，但恢复速率比前人报道的恢复速率要快，供试潮土前期暴露于乙炔 12 h，驱散乙炔后抑制效果可保持 48 h (图 1)，在驱散乙炔第 3 天后硝化作用出现不同程度的恢复。说明不同的土壤乙炔抑制后硝化活性的恢复速率不同。乙炔被铵单加氧酶 (AMO) 氧化成极具活性的一种物质，从而使酶失活^[19]，当 AMO 经从头合成途径 (de novo protein synthesis) 被合成时，铵氧化活性可以恢复^[20]，这种合成的速度可能因不同土壤的理化性质和土壤中微生物的数量和种群结构不同而不同。此外，不同的微生物群落对乙炔的敏感性可能不同^[8]。土壤性质的差异还可能影响乙炔在不同土壤中的降解特性。上述原因

均可能使乙炔抑制方式对不同土壤驱除乙炔后硝化活性恢复的能力产生影响。

对于短期的培养试验，利用乙炔前期暴露的方式，可在硝化活性恢复前的抑制期内研究硝化作用类型及 N_2O 排放情况，但需明确所采集的供试土壤在乙炔抑制技术下的硝化活性恢复速率。而对于长达数月的硝化培养试验，数天的抑制期显然不足以达到研究目的，因此长期的培养过程中可采用长期连续灌注乙炔的方法（定期补充乙炔）以保持乙炔的有效浓度或抑制效果。此外为保持培养环境内适宜的氧浓度^[21-22]，补充乙炔前应适当通风。考虑到乙炔驱除后硝化活性恢复的可能，在通风的过程中需要合理控制通气时间以避免硝化活性恢复对试验的干扰。

本研究的结果还显示，培养结束时，加入乙炔的 4

个施 N 处理其净矿化量为负值,而未加入乙炔的施 N 处理净矿化量为正值。这一结果显示 10 ml/L 和 100 ml/L 乙炔用量可能促进了土样中生物固 N 的作用。早期的研究也表明,在 500 ~ 10 000 Pa 乙炔影响下草地土壤 N 素净矿化量下降,并且 100 ml/L 乙炔能增加土壤矿质 N 固持^[12]。乙炔可以抑制土壤自养硝化作用,使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量相对增多^[8]。而微生物优先利用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$,使得土壤微生物 N 含量有可能增加^[23]。本文的研究结果还显示,不同的乙炔抑制方式对净矿化量存在影响,乙炔连续处理的净矿化量低于乙炔短时前期暴露处理的净矿化量,而同一方式下 10 ml/L 和 100 ml/L 的差异不大。乙炔可作为土壤异养微生物生长的一种 C 源,可能促进土壤微生物 N 含量增多^[24],连续灌注乙炔的方式下生物固 N 的促进作用可能更为明显。乙炔的抑制方式对土壤中矿质 N 的分布和多少的影响将有可能影响到采用乙炔抑制技术研究土壤 N_2O 排放特性的研究评价,乙炔的抑制方式对土壤中矿质 N 的分布和多少的影响值得进一步研究。

参考文献:

- [1] De Boer W, Kowalchuk GA. Nitrification in acid soils: Microorganisms and mechanisms. *Soil Biol. Biochem.*, 2001, 33: 853-866
- [2] Teissier S, Torre M. Simultaneous assessment of nitrification and denitrification on freshwater epilithic biofilms by acetylene block method. *Water research*, 2002, 36: 3 803-3 811
- [3] 赵维. 亚热带湿热地区土壤硝化作用及其生态效应 (博士学位论文). 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2007
- [4] De Boer W, Klein Gunnewiek PJA, Troelstra SR, Laanbroek HJ. Two types of autotrophic nitrification in acid heathland humus. *Plant and Soil*, 1989, 119: 229-235
- [5] De Boer W, Klein Gunnewiek PJA, Kester RW, Tietema A, Laanbroek HJ. The effect of acetylene on N transformations in an acid oak-beech soil. *Plant and Soil*, 1993, 149: 292-296
- [6] 张腾宇, 徐星凯, 罗献宝, 韩琳, 王迎红, 潘根兴. 低浓度乙炔对森林土壤硝化和矿化作用影响. *科学通报*, 2009, 54(6): 792-797
- [7] 李贵桐, 李保国, 黄元仿, 陈德立. 较高浓度乙炔对秸秆还田土壤硝化作用的抑制. *中国农业大学学报*, 2002, 7(3): 57-62
- [8] Bollmann A, Conrad R. Recovery of nitrification and production of NO and N_2O after exposure of soil to acetylene. *Biol. Fertil. Soils*, 1997, 25: 41-46
- [9] Hynes RK, Knowles R. Effect of acetylene on autotrophic and heterotrophic nitrification. *Can. J. Microbiol.*, 1982, 28: 334-340
- [10] Berg P, Klemmedtsson L, Roswall T. Inhibitory effects of low partial pressure of acetylene on nitrification. *Soil Biology Biochemistry*, 1982, 14: 301-303
- [11] Kester RA, De Boer W, Laanbroek HJ. Short exposure to acetylene to distinguish between nitrifier and denitrifier nitrous oxide production in soil and sediment samples. *FEMS Microbiology Ecology*, 1996, 20: 111-120
- [12] Hatch DJ, Jarvis SC, Philipps L. Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. *Plant Soil*, 1990, 124: 97-107
- [13] Jarvis SC, Philipps L. Field measurement of nitrogen mineralization using soil core incubation and acetylene inhibition of nitrification. *Plant Soil*, 1990, 124: 97-107
- [14] Ross DS, Lawrence GB, Fredriksen G. Mineralization and nitrification patterns at eight northeastern USA forested research sites. *Forest Eco. Manage*, 2004, 188: 317-335
- [15] 范晓晖, 林德喜, 沈敏, 钦绳武. 长期试验地潮土的矿化与硝化作用特征. *土壤学报*, 2005, 42(2): 340-342
- [16] 丁洪, 蔡贵信, 王跃思, 陈德立. 华北平原几种主要类型土壤的硝化及反硝化活性. *农业环境保护*, 2001, 20(6): 390-393
- [17] 范晓晖, 孙永红, 林德喜, 孟爱民, 钦绳武. 长期试验地红壤与潮土的矿化和硝化作用特征比较. *土壤通报*, 2005, 36(5): 672-674
- [18] 尹云峰. 农田土壤中不同结合形态有机碳的相互关系及分解速率的研究 (博士学位论文). 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2005
- [19] Hyman MR, Wood PM. Suicidal inactivation and labelling of ammonia monooxygenase by acetylene. *Biochemical Journal*, 1985, 227: 719-725
- [20] Hyman MR, Arp DJ. $^{14}\text{C}_2\text{H}_2$ - and $^{14}\text{C}\text{O}_2$ -labeling studies of the de novo synthesis of polypeptides by *Nitrosomonas europaea* during recovery from acetylene and light inactivation of ammonia monooxygenase. *J. Biol. Chem.*, 1992, 267: 1 534-1 545
- [21] Cheng WG, Tsuruta H, Chen GX, Yagi K. N_2O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36: 953-963
- [22] Sahrawat KL. Nitrification in some tropical soils. *Plant and soil*, 1982, 65: 281-285
- [23] Luxhøi J, Nielsen NE, Jensen LS. Influence of $^{15}\text{NH}_4^+$ -application on gross N turnover rates in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 2003, 35: 603-606
- [24] Terry RE, Leavitt RW. Enhanced acetylene biodegradation in soil with history of exposure to the gas. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1992, 56: 1 477-1 481

The Effects of Methods of Exposure to Acetylene on Nitrification and Mineralization in the Fluvo-aquic Soil

ZHAO Wei^{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 *College of Environmental Science, Nanjing University of Technology, Nanjing 210009, China)*

Abstract: The effect of long-term or short-term exposure method on the nitrification in the fluvo-aquic soils incubated at 60% water-holding capacity and 28°C was firstly studied using acetylene as nitrification inhibitor. The results showed that nitrification in the fluvo-aquic soils were completely or nearly completely inhibited during the long-term exposure (14 d) to 10 ml/L or 100 ml/L acetylene. However, after short-term (12 h) exposure, partial inhibition of nitrification by acetylene was observed. The nitrification reoccurred on 3 d after the acetylene was removed and the nitrification ratio still reached high up to 99% at the end of the incubation, the results indicated that the net mineralization in the treatments of adding acetylene were negative value. The net mineralization in the treatment of the long-term exposure was lower than that of in the treatment of short-term exposure. Therefore, for ensuring the experiment design reasonable, it should be noticed that the recovery rate of nitrification and the changes in the mineralization in the sampled soil treated with acetylene inhibitor. For long incubation, it is a better method that long-term exposure to acetylene with periodically adding fresh air to soil, strictly controlling the aerobic time before the recovery of nitrification.

Key words: Fluvo-aquic soils, Acetylene inhibition method, Nitrification, Mineralization, Nitrification recovery rate