

农业生态系统中氮素反硝化作用与N₂O排放研究进展

张玉树, 丁洪, 秦胜金

(福建省农业科学院土壤肥料研究所, 福州 350013)

摘要:硝化-反硝化作用是土壤氮素循环的两个重要环节,在其生物化学过程中产生的N₂O和N₂,不但会引起氮素损失,降低氮肥利用率,还会增加大气中的温室气体浓度,带来环境危害。因此,无论是从农业的观点,还是从环境的角度看,硝化反硝化作用已引起人们越来越多的关注。此文根据近年来国内外的文献资料,阐述了各个农业生态系统的反硝化损失和N₂O排放量,介绍了减少反硝化损失和N₂O排放的措施,并对今后的研究工作提出建议。

关键词:农业生态系统;反硝化作用;N₂O排放量

中图分类号:S275

文献标志码:A

论文编号:2009-2321

Progress in the Studies of Nitrogen Denitrification and N₂O Emission in Agro-ecosystem

Zhang Yushu, Ding Hong, Qin Shengjin

(Institute of Soil and Fertilizer, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fuzhou 350013)

Abstract: Nitrification – denitrification are two important processes in soil nitrogen cycle. N₂O and N₂, generated from biochemical processes, not only will cause nitrogen losses and reducing nitrogen use efficiency, but also increase the concentrations of greenhouse gases, and bring about environmental impact. Therefore, nitrification and denitrification have been attracted more attention, whether from an agricultural view, or from an environmental one. Based on the reports at home and abroad in recent years, this paper describes N loss from denitrification and N₂O emissions on various agro-ecological systems, introduces some measures to reduce N loss from denitrification and N₂O emission, and the future research directions to be carried out are also suggested.

Key words: agro-ecosystem; denitrification; nitrous oxide

0 引言

硝化反硝化作用是土壤氮素的主要损失途径之一,经过硝化后产生的硝态氮,加剧了氮素淋失的风险;经反硝化作用后产生的N₂O和N₂直接造成氮素的损失。有学者认为氮肥表观硝化反硝化损失率高达16%~41%^[1]。此外,硝化反硝化作用还会产生N₂O温室气体排放。据统计,1990年化学氮肥的施用产生约1.5×10⁶t N₂O-N,占人类活动向大气输入N₂O-N量的44%和向大气输入N₂O-N总量的13%^[2]。随着人

类活动的加剧,土壤中的硝化和反硝化作用会向大气释放更多的N₂O气体,据预测,到2020年中国农用氮肥N₂O排放量将达到1990年的3.27~5.32倍^[3]。N₂O、CO₂和CH₄被列为3种最重要的温室效应气体,但N₂O的增温潜势最高,它的红外吸收能力大约为CO₂的200倍,CH₄的4倍。另外,N₂O可以在大气中滞留长达150年之久,而且还参与大气的光化学反应,破坏大气中的臭氧层。因而,N₂O目前的发展趋势对人类居住环境构成很大的威胁。国际上新近研究表明,大

基金项目:福建省自然科学基金重点项目“菜地土壤中氮肥去向及其对环境影响的评价”(2006J0009);福建省自然科学基金项目“果园土壤氮素硝化反硝化损失及N₂O排放量研究”(2008J0120);福建省科技厅2009年公益性项目“果园生态系统中土壤氮素气态损失研究”;省财政专项—福建省农业科学院科技创新团队建设基金“农业生态过程与资源合理利用”(STIF-Y01)资助。

第一作者简介:张玉树,男,1980年出生,福建安溪人,硕士,助理研究员,主要从事植物营养与施肥研究。通信地址:350013福建省福州市晋安区垵兜福建省农业科学院土壤肥料研究所, Tel: 0591-87591860, E-mail: ZYS3505@126.com。

通讯作者:丁洪,男,1965年出生,江西安福人,博士,研究员,主要从事植物营养与施肥研究, E-mail: hongding@China.com。

收稿日期:2009-11-09, **修回日期:**2009-11-26。

气臭氧层“空洞”越来越大,使更多的紫外线辐射到地面,对地球生物产生伤害。

然而,通过硝化反硝化作用损失的氮占氮肥总损失量的比例究竟有多大,目前报道不一。有人认为氮肥损失中有30%缘于反硝化作用,在多种蔬菜上的测定结果表明所施氮肥的14%~52%通过反硝化损失^[4]。但是也有人认为,在温暖地区和大多数热带农业系统中,反硝化作用不可能是氮肥损失的重要途径^[5],有人在小麦和小麦-玉米轮作系统中的研究结果表明氮肥反硝化损失率很低,也认为反硝化不是氮肥损失的主要机制^[6]。而之所以会出现这些不同观点,主要是因为不同生态区和不同作物系统中硝化反硝化作用存在较大差异,出现不同的测定结果。因此,加强对各区域、各生态系统硝化反硝化的研究工作,可以为减少氮肥损失技术提供理论依据。该文按农业生态系统分类,综述了各个农业生态系统硝化反硝化损失和N₂O排放量,旨在为今后的研究工作提供参考。

1 不同农业生态系统的统硝化反硝化损失量

1.1 湿地生态系统

水稻是中国种植面积最大的粮食作物,种植面积达到3000万hm²。水稻-土壤是一个比较特殊的生态系统,存在淹水和晒田的干湿交替过程,而干湿交替会增强土壤的反硝化活性。另外,有机质含量较高也

表1 湿地生态系统反硝化损失量

土壤类型	损失量/(kg N/hm ²)	占肥料比例	资料来源
黄泥土	—	0.1%~3.7%	李新慧 ^[7]
—	—	35.0%	番绍玲 ^[8]
草甸沼泽土	6.17	—	孙志高等 ^[9]
腐殖质沼泽土	4.41	—	孙志高等 ^[9]

是水田土壤的反硝化活性强的因素之一。有机质是反硝化微生物的电子供体和细胞能源,其含量也直接影响到反硝化的速率^[10]。有研究表明,在不同NO₃-N处理中,当碳量从30 mg/g增加到120 mg/g时,反硝化速率增加6倍^[11]。但是不同水稻土的反硝化反硝化活性差异较大,表1中列出的研究结果表明,水稻土的反硝化损失率变异范围很大,变幅达到0.1%~35.0%。

1.2 旱地生态系统

旱地生态系统中氮素反硝化损失的评价,长期以来一直是各国科技工作者共同关心的问题。表2中列出的研究结果显示,旱地生态系统的反硝化损失率为0.51%~38.6%,变幅较大。这主要是由于各个地区的土壤、气候、耕作方式等方面的差异造成的,而在中国很多地区开展的旱作生态系统中氮素反硝化损失研究还不多,特别是华东、华南等地区。今后应该加强这些地区相应的研究工作,为氮素损失估算提供参考。

表2 旱地生态系统反硝化损失量

地点	土壤类型	作物	施肥量/(kg/hm ²)	损失量/(kg N/hm ²)	占肥料比例	资料来源
河北栾城	—	小麦-玉米	—	2.02~10.49	0.51%~1.37%	张玉铭等 ^[12]
河南封丘	潮土	玉米	—	2.09~3.0	1.39%~2.00%	丁洪等 ^[13]
北京海淀	潮土	玉米	—	—	1.2%~1.7%	邹国元等 ^[14]
—	砂壤土	大麦	30~120	7~19	—	Vinther等 ^[15]
—	砂质粘壤土	高粱	95	10~25	—	Groffman等 ^[16]
澳大利亚	红壤	甘蔗	160	—	13.2%~38.6%	Weier等 ^[17]

1.3 菜地生态系统

蔬菜生育期短、施肥量大,菜地人为干扰强烈,蔬地生态系统的反硝化损失量大于旱地生态系统和相同类型的水稻土^[23]。从表3中列出的测定结果可以看

出,菜地反硝化损失量高达1.0~233.0 kg N/hm²,占施肥比例的5.1%~52.0%,因此可以认为反硝化作用是菜地生态系统中氮素损失的重要途径。

表3 菜地生态系统反硝化损失量

地点	土壤类型	作物	施肥量/(kg/hm ²)	损失量/(kg N/hm ²)	占肥料比例	资料来源
福州	灰泥土	茄子	300	33.8	5.1%	丁洪等 ^[18]
南京	马肝土	番茄	300~600	40.1~45.8	4.33~6.76%	Cao Bing等 ^[19]
—	—	芹菜	—	51.2	15.3%	Ryden等 ^[20]
—	—	生菜-芹菜-椰菜	—	95~233	14%~52%	Ryden等 ^[21]
—	—	豌豆	—	1.0~12.0	7.1%	Bertelse等 ^[22]

1.4 草地生态系统

随着施肥量的增加,反硝化损失量明显增加(见表4)。在草地生态系统中,当施肥量由250 kg/hm²增加到500 kg/hm²时,氮素反硝化损失量提高了162.2%^[25]。而不同肥料品种的反硝化活性也不一样,Eckard等人

的研究结果表明,在施肥量为200 kg/hm²时,铵氮处理的反硝化损失量比尿素增加15.4%^[24]。从表4可以看出,草地生态系统反硝化损失率为3.5%~12.5%,因此可以认为反硝化作用也是草地生态系统中氮素损失的重要途径。

表4 草地生态系统反硝化损失量

地点	作物	施肥量/(kg/hm ²)	损失量/(kg N/hm ²)	占肥料比例	资料来源
澳大利亚	—	200(铵氮)	15	4.5%	Eckard 等 ^[24]
澳大利亚	—	200(尿素)	13	3.5%	Eckard 等 ^[24]
—	黑麦草	250	11.1	3.8%	Rydan 等 ^[25]
—	黑麦草	500	29.1	5.5%	Rydan 等 ^[25]
美国	黑麦草	—	—	12.5%	Horwath 等 ^[26]

1.5 林地生态系统

有研究表明,林地土壤的反硝化作用主要发生在土壤上层(0~6 cm),虽然下层土壤(6~12 cm, 12~18 cm)也存在着反硝化作用,但只占较小比例,并随土壤深度增加,反硝化作用活性减弱^[29]。目前国内针对林地反硝化损失量的研究还较少,国外学者进行了一些相应的研究。从表5列出的研究结果可以看出,林地生态系统中土壤硝化反硝化损失量都小于7.0 kg N/hm²,因此可以认为硝化反硝化作用不是林地生态系统氮素损失的主要途径。

综上所述,湿地生态系统、旱地生态系统、菜地生态系统和草地生态系统中反硝化损失率分别为0.1%~35.0%、0.51%~38.6%、5.1%~52.0%和3.5%~12.5%,而林地反硝化损失量均在7.0 kg N/hm²以下。各个生态系统的研究结果具有显著的区域差异和系统差异,这是由于不同的区域的气候条件、土壤因素,不同的施肥量和肥料品种等因素造成的。另外,不同的研究方法也可能得出不同的结果。

2 不同农业生态系统的N₂O排放量

2.1 湿地生态系统

有研究表明,有效碳是影响N₂O产生的重要因子,土壤N₂O通量随土壤中有效碳质量分数的增加而增大^[32]。岳进等人的研究表明,棕壤水稻田淹水和晒田状态下N₂O排放通量分别为8.54 μg/(m²·h)和15.27

表5 林地生态系统反硝化损失量

地点	植被	损失量/(kg N/hm ²)	资料来源
德国北部	柃木	7.0	Mogge 等 ^[27]
德国北部	山毛榉树	0.4	Mogge 等 ^[27]
欧洲	针叶林	<2	Gundersen ^[28]

μg/(m²·h),而黑土水稻田淹水和间歇灌溉状态下N₂O排放通量分别为18.51μg/(m²·h)和29.92μg/(m²·h),晒田或者间歇晒田的情况下土壤N₂O排放量大于淹水条件^[33]。表6中的研究结果显示,湿地生态系统中N₂O排放量为0.36~32.5 kg N/hm²。

2.2 旱地生态系统

中国90%的耕地为旱地,旱地生态系统N₂O排放量对排放总量的贡献率很高。根据中国各地农田土壤N₂O排放通量测定结果及相应模型分析,初步估算全国农田土壤N₂O年排放总量为N 398Gg,约占全球农田土壤排放总量的10%,其中旱田N₂O年排放总量为N 310Gg,占农田总排放量的78%^[44]。因此,旱地土壤N₂O的排放引起了广泛的关注,国内外专家开展了大量的研究测定工作。从表7可以看出,在中国华北、东北等地测定的N₂O排放量为0.15~7.10 kg N/hm²;而国外的测定结果的变幅比较大,其中在巴基斯坦的棉花-沙壤土系统中,每年因为硝化反硝化排放的N₂O量高达65.7 kg N/hm²。

表6 湿地生态系统N₂O排放量

地点	土壤类型	有机质含量/(g/kg)	作物	耕作措施	排放量/(kg N/hm ²)	资料来源
三江平原	草甸沼泽土	59.3	水稻	—	7.3~32.5	孙志高等 ^[9]
三江平原	腐殖质沼泽土	122.8	水稻	—	4.38~12.05	孙志高等 ^[9]
成都平原	灰潮土	27.1	水稻-小麦	—	8.3	于亚军等 ^[30]
日本	—	—	水稻	—	0.36	Akiyam 等 ^[31]

表7 旱地生态系统N₂O排放量

地点	作物	排放量/(kg N/hm ²)	占施肥量比例	资料来源
华北平原	玉米、花生、大豆、棉花	1.48~3.12	0.57%~1.58%	丁洪等 ^[34]
东北	玉米	1.37~4.52	—	丁洪等 ^[35]
华东	水稻、小麦	1.53~2.43	0.80%~1.27%	郑循华等 ^[36]
河南	玉米、小麦	0.15~0.97	—	孟磊等 ^[37]
河北	小麦	1.2~2.8	—	万运帆等 ^[38]
东北	玉米	7.10	1.3%	黄国宏等 ^[39]
加拿大	大豆	0.46~3.08	—	Rochette 等 ^[40]
加拿大	苜蓿	0.67~1.45	—	Rochette 等 ^[40]
巴基斯坦	棉花	65.7	—	Mahmood 等 ^[32]
泰国	玉米	—	0.08%~0.44%	Watanab 等 ^[41]
奥地利、丹麦、意大利、英国和芬兰	饮料作物	—	(1.6±0.2)%	Petersen 等 ^[42]
—	甘蔗	1.9~7.6	—	Weier 等 ^[43]

2.3 菜地生态系统

土壤种植蔬菜后大大提高了土壤N₂O总逸出量。有研究表明,种植菠菜的土壤即使没有施肥,土壤的N₂O平均释放通量也比裸地(也未施肥)提高了5倍。种植豆科作物对土壤N₂O的释放也起较大的促进作用。与小麦田相比,仅施少量的底肥的大豆田(施肥量为小麦物的13%),其N₂O的平均释放通量却为小麦地

的5.8倍^[47]。表8中列出的一些研究结果显示,在大白菜地测得的N₂O排放量随着尿素施用量的增加而增加,这说明施肥量是影响N₂O排放的主要因素。其中,在陕西杨陵大白菜地的测定结果明显低于在南京的测定结果,而在南京郊区,番茄地的测定结果又明显高于大白菜地的测定结果,这表明不同地域土壤的N₂O排放量不同,同一地区、不同作物的N₂O排放量也不同。

表8 菜地生态系统N₂O排放量

地点	作物	施肥量/(kg/hm ²)	排放量/(kg N/hm ²)	占施肥量比例	资料来源
南京	番茄	200	21.36	2.62%	Cao Bing 等 ^[19]
南京	番茄	300	25.36	4.72%	Cao Bing 等 ^[19]
南京	大白菜	300	3.26	1.09%	金雪霞 等 ^[23]
南京	大白菜	600	9.3	1.55%	金雪霞 等 ^[23]
陕西杨陵	大白菜	75~450	0.69~1.40	0.14%~0.66%	梁东丽 等 ^[45]
福州	茄子	300	33.8	8.6%	丁洪 等 ^[18]
东北	大豆	35	2.64	4.8%	黄国宏 等 ^[39]
芹菜	—	—	6.1~9.2	1.8%~2.8%	Ryde 等 ^[20]
上海	蔬菜	—	12.0~12.9	2.3%~2.7%	黄丽华 等 ^[46]

2.4 草地生态系统

有学者认为,不同放牧行为对草原生态系统N₂O排放有很大的影响^[50]。但是也有学者研究认为,放牧

行为减少了土壤中与产生N₂O相关的微生物菌群数量,N₂O的排放通量较非放牧草地低^[49]。此外,孙庚等人的研究还发现,翻耕草地的总硝化速率和N₂O排放速率分别是天然放牧草地的5.1和2.4倍^[49]。从表9中列出的研究结果表明,草地生态系统中N₂O排放能量为0.31~12.0 g N₂O/(kg·d)。

表9 草地生态系统N₂O排放量

地点	草地类型	排放通量/(g N ₂ O/(kg·d))	资料来源
内蒙古	—	0.31~0.45	杜睿 等 ^[48]
川西北	天然放牧	5.1	孙庚 等 ^[49]
川西北	围栏	7.0	孙庚 等 ^[49]
川西北	翻耕	12.0	孙庚 等 ^[49]
川西北	人工	7.4	孙庚 等 ^[49]

2.5 林地生态系统

有学者认为,反硝化作用产生的N₂O对于整个大气组成的稳定很重要,但对于大多数自然森林生态系统氮素循环而言,却并不很重要^[29]。但是在高氮沉降

表 10 林地生态系统 N₂O 排放量

地点	植被	施肥量/(kg/hm ²)	排放量通量/(μg/(m ² ·h))	占施肥量比例	资料来源
广东省	常绿阔叶林	—	87.28	—	周存宇等 ^[51]
广东省	针阔叶混交林	—	59.91	—	周存宇等 ^[51]
广东省	马尾松林	—	32.11	—	周存宇等 ^[51]
吉林省	—	—	6.7~12.33	—	徐慧等 ^[29]
哥斯达黎加	—	—	109.1~115.3	—	Reiners 等 ^[52]
德国	—	0~40	—	0.18%~15.54%	Jungkunst 等 ^[53]
匈牙利	—	—	20	—	Pilegaard 等 ^[54]

输入,特别又是周期性潮湿的林地生态系中,氮素气体损失在其生态系统的氮素收支平衡中作用不小,其最大排放量可以达到 35 kg N/hm²^[55]。从表 10 中可以看出,林地生态系统中 N₂O 排放量变异范围非常大,6.7~115.3 μg/(m²·h)。Mogge 等人在德国北部的柞木林和山毛榉林测得的 N₂O 排放量分别为 4.9 kg N/hm² 和 0.4 kg N/hm²^[27]。此外,降雨对林地生态系统 N₂O 排放通量影响也很大。在广东省鼎湖山自然保护区的研究还表明,季风常绿阔叶林、针阔叶混交林和马尾松林的地表 N₂O 排放通量均存在明显的降雨驱动效应,3 种林型地表 N₂O 通量的季节变化都表现为雨季高于旱季^[51]。

综上所述,各个农业生态系统的 N₂O 排放通量变幅也比较大,这与试验条件不同有关,如气候、土壤类型、土壤含水量和土壤有效碳量,以及施氮量等。另外,由于目前土地集约化程度低、作物类型多、农业技术措施复杂等,使得这些测定结果差异表现得更为多样性。此外,迄今为止,很多地区还未开展相应的研究,这给中国乃至全球温室气体排放的环境评价带来诸多不便。今后应该在更多地区、更多农业生态系统中进行 N₂O 排放监测研究,这对中国氮肥损失和 N₂O 排放总量的估算及氮肥施用的环境评价均有重要作用,可以为氮肥的合理利用提供科学依据,具有重要的理论价值和指导意义。

3 减少反硝化损失和 N₂O 排放的措施

(1) 科学合理的施肥方法。根据作物对氮肥的需求规律和土壤的供氮能力,确定合理的施肥量和施肥次数;改进施肥方法,提倡氮肥深施或者施肥后灌水的施肥方式,减少土壤中矿质氮的过量累积,从而减少氮肥的硝化反硝化损失和 N₂O 排放量。梁东丽等人的试验结果表明,在一定施氮量范围内,N₂O 排放量随施肥量的增加而上升^[45]。

(2) 加强水分管理。土壤硝化-反硝化活性与土壤含水量关系相当密切,当土壤含水量较低时,硝化-反硝化作用随土壤含水量的增大而增加,表现为 N₂O 的

排放随土壤含水量的增大而增加;当水分含量高于某一临界值时,硝化-反硝化活性随土壤含水量的增大而减弱^[56]。这个含水量的临界值一般为 90%~100%田间持水率或 77%~86%的饱和含水量之间^[56]。有研究表明,基于养分平衡管理的精确滴灌施肥技术可在保证作物单产的同时,有效削减单位作物产量的 N₂O 排放量。黄丽华等人于 2006 年和 2007 年进行的研究表明,精确滴灌施肥处理的单位作物产量 N₂O 排放量比常规处理分别减少 1.50 和 1.56 g N/kg,削减率分别达到 53.2%和 58.9%^[57]。

(3) 施用缓/控释肥料。缓/控释肥料可以减缓肥料养分的释放速度,大大地减少氮肥的硝化反硝化损失和 N₂O 排放。有研究表明,长效碳酸氢铵和缓释尿素能明显减少 N₂O 排放。长效碳酸氢铵与碳酸氢铵和尿素相比能减少 76%左右的 N₂O 排放,缓释尿素能减少 58%左右的 N₂O 排放^[58]。

(4) 硝化抑制剂和脲酶抑制剂。脲酶抑制剂可以减缓尿素的水解速度,降低土壤的 NH₄⁺浓度,而硝化抑制剂可以延缓 NH₄⁺转化成为 NO₃⁻的速度,降低土壤的 NO₃⁻浓度,从而减少氮肥的硝化反硝化损失和 N₂O 排放。Moiser 研究了 4 种硝化抑制剂对两种土壤中硝化作用所释放的 N₂O 量的影响,结果表明所有的硝化抑制剂都明显抑制了 N₂O 的释放量^[59]。

4 今后进一步研究的方向

综上所述,农业系统的反硝化作用是一个复杂而又重要的氮素循环过程,虽然已经做了大量的研究工作,但是目前的研究结果还不能很好地估算出农田土壤氮素通过反硝化损失的氮量和 N₂O 排放量。今后还需进一步完善。

(1) 加强各个生态系统反硝化损失与 N₂O 排放量研究,为硝化反硝化损失与 N₂O 排放量的估算提供更为全面、准确的数据。

(2) 加强土壤中硝化反硝化微生物学机理的研究,进一步明确土壤硝化反硝化作用的机理。

(3)研究开发定量预测反硝化损失与N₂O排放量的数学模型。

(4)研究不同土地利用方式和耕作措施对硝化反硝化损失与N₂O排放的影响,针对各个农业生态系统,提出更为有效的减少反硝化损失与N₂O排放的技术和方法。

参考文献

- [1] 朱兆良. 农田氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000, 9(1): 1-6.
- [2] Galloway J N. E.B.Cowling. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, 2002, 31: 64-71.
- [3] 段佐亮. 我国农用氮肥氧化亚氮排放量变化趋势预测. 农业环境保护, 1994, 13(6): 259-261.
- [4] Rydén J C, Lund L J. Nature and extent of directly measured denitrification loss from irrigated vegetable crop production units [J]. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 2000, 40: 505-511.
- [5] Groffman P M, A conceptual assessment of the importance of denitrification as a source of soil nitrogen loss in tropical agro-ecosystems. *Fert. Res.*, 1995, 42: 139-148.
- [6] Mahmood T, Tahir G R, et al. Denitrification losses from an irrigated sandy-clay loam under a wheat-maize cropping system receiving different fertilizer treatments. *Biol. Fertil. Soils*, 1998, 26: 35-42.
- [7] 李新慧. 稻田土壤中硝化反硝化机制的研究[D]. 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 1994.
- [8] 番绍玲. 土壤-植物系统中的氮素平衡与氮肥的合理施用[J]. 云南农业, 2005, 4: 27-28.
- [9] 孙志高, 刘景双, 杨继松, 等. 三江平原典型小叶章湿地土壤硝化反硝化作用与氧化亚氮排放[J]. 应用生态学报, 2007, 18(1): 185-192.
- [10] Menyailo O V & B. Huwe. Activity of denitrification and dynamics of N₂O release in soils under six tree species and grassland in central Siberia. *Journal of Plant Nutr. Soil Sci.*, 1999, 162: 533-538.
- [11] Dancer W S, Peterson L A and Chesters G. Ammonification and nitrification of N as influenced by soil pH and precious N treatments [J]. *Soil Sci. Ametr. Proc.*, 2001, 37: 67-69.
- [12] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 太行山前平原农田生态系统氮素循环与平衡研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(1): 5-11.
- [13] 丁洪, 王跃思, 李卫华. 玉米-潮土系统中不同氮肥品种的反硝化损失与N₂O排放量[J]. 中国农业科学, 2004, 37(12): 1886-1891.
- [14] 邹国元, 张福锁, 陈新平, 等. 秸秆还田对旱地土壤反硝化的影响[J]. 中国农业科技导报, 2001, 3(6): 47-50.
- [15] Vinther F P, Total denitrification and the ration between N₂O and N₂ during the growth of spring barley. *Plant and Soil*, 1984, 76: 227-232.
- [16] Groffman P M. Nitrification and denitrification in conventional and no-tillage *Soil Sci Amm J*, 1985, 42: 329-334.
- [17] Weier, K. L.; McEwan, C. W.; Vallis, I.; et al. Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. *Australian Journal of Agricultural Research*, 1996. 47: 1, 67-79.
- [18] 丁洪, 王跃思, 项虹艳, 等. 菜地氮素反硝化损失与N₂O排放的定量评价[J]. 园艺学报, 2004(6): 762-766.
- [19] Cao Bing, He FaYun, Xu QiuMing. Gaseous losses from N fertilizers applied to a tomato field in Nanjing suburbs. *Acta Pedologica Sinica*. Beijing: Science Press, 2006, 43: 1, 62-68.
- [20] Ryden J C, Lund L J, Letey J, et al. Direct measurement of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1979, 43(1): 110-118.
- [21] Ryden J C, Lund L J. Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1980, 44: 505-511.
- [22] Bertelsen F, Jensen ES. Gaseous nitrogen losses from field plots grown with pea or spring barley estimated by N mass balance and acetylene inhibition techniques. *Plant Soil*, 1992, 142: 287-295.
- [23] 金雪霞, 范晓晖, 蔡贵信, 等. 菜地土壤N₂O排放及其氮素反硝化损失[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(5): 861-865.
- [24] Eckard, R. J.; Chen, D., White, R. E., et al. Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in south-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia, 2003, 54(6): 561-570.
- [25] Rydén G C. Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate[J]. *Soil Sci.*, 1983, 34: 355-365.
- [26] Horwath, W. R., Elliott, L. F., Steiner, J. J., et al. Denitrification in cultivated and non-cultivated riparian areas of grass cropping systems. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(1): 225-231.
- [27] Mogge, B., Kaiser, E. A., Munch, J. C. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöved lake region (Northern Germany). *Soil Biology & Biochemistry*, 1998, 30(6): 703-710.
- [28] Gundersen P. Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification. *Forest Ecology and Management*, 1991, 44: 15-28.
- [29] 徐慧, 陈冠雄, 马成新. 长白山北坡不同土壤N₂O和CH₄排放的初步研究[J]. 应用生态学报, 1995, 6(4): 373-377.
- [30] 于亚军, 朱波, 王小国, 等. 成都平原水稻-油菜轮作系统氧化亚氮排放[J]. 应用生态学报, 2008, 19(6): 1277-1282.
- [31] Akiyam, H., Yan Xiao Yuan, Yagi, K. Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N₂O emissions from agricultural soil in Japan: summary of available data. *Soil Science and Plant Nutrition* > Blackwell Publishing, Melbourne, Australia: 2006, 52(6): 774-787.
- [32] Mahmood, T., Ali, R., Sajjad, M. I., et al. Denitrification and total fertilizer-N losses from an irrigated cotton field. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 31(3/4): 270-278.
- [33] 岳进, 黄国宏, 梁巍, 等. 不同水分管理下稻田土壤CH₄和N₂O排放与微生物菌群的关系[J]. 应用生态学, 2003, 14(12): 2273-2277.
- [34] 丁洪, 蔡贵信, 王思跃. 华北平原不同作物-潮土系统中N₂O排放量的测定. 农业环境保护, 2001, 20(1): 7-9, 30.
- [35] 丁洪, 王跃思. 东北黑土区不同作物系统氮肥反硝化损失与N₂O排放量[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(2): 323-326.
- [36] 郑循华, 王明星, 王思跃, 等. 华东稻麦轮作生态系统的N₂O排放研究[J]. 应用生态学报, 1997, 8(5): 495-499.

- [37] 孟磊,蔡祖聪,丁维新.长期施肥对华北典型潮土 N 分配和 N₂O 排放的影响[J].生态学报,2008,28(12):6197-6203.
- [38] 万运帆,李玉娥,高清竹,等.不同农业措施下冬小麦田 N₂O 排放通量特征[J].中国农业气象,2008,29(2):130-133.
- [39] 黄国宏,陈冠雄,吴杰,Oswald Van Cleemput.东北典型旱作农田 N₂O 和 CH₄ 排放通量研究.应用生态学报,1995,6(4):383-386.
- [40] Rochette, P., Angers, D. A., Belanger, G., et al. Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in Eastern Canada. Soil Science Society of America Journal. Soil Science Society of America Inc., Madison, USA,2004,68(2):493-506.
- [41] Watanabe, T. A. Chairroj, P., Tsuruta, H. Nitrous oxide emissions from fertilized upland fields in Thailand. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000,57(1):55-65.
- [42] Petersen, S. O., Regina, K., Pollinger, A. Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European countries. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2006,112(2/3): 200-206.
- [43] Weier K.L., Rolston D.E., Thorburn P.J. The potential for N losses via denitrification beneath a green cane trash blanket[J]. Proceedings of the 20th conference of the Australian Society of Sugar Cane Technologists held at Ballina, 1998:169-175.
- [44] 张玉铭,胡春胜,董文旭,等.农田土壤 N₂O 生成与排放影响因素及 N₂O 总量估算的研究[J].中国生态农业学报,2004,12(3):119-123.
- [45] 梁东丽,同延安, Ove Emterydt,等.有效碳源和氮源对黄土性土壤 N₂O 逸出量的影响[J].西北农林科技大学学报:自然科学版,2003, 31(1):43-48.
- [46] 黄丽华,沈根祥,顾海蓉,等.肥水管理方式对蔬菜田 N₂O 释放影响的模拟研究[J].农业环境科学学报,2009,28(6):1319-1324.
- [47] 于克伟,陈冠雄,杨思河,等.几种旱地农作物在 N₂O 释放中的作用及环境因素的影响.应用生态学报,1995,6(4):387-391.
- [48] 杜睿,陈冠雄.不同放牧强度对草原生态系统 N₂O 和 CH₄ 排放能量的影响[J].河南大学学报:自然科学版,1997,27(2):79-85.
- [49] 孙庚,吴宁,罗鹏.不同管理措施对川西北草地土壤氮和碳特征的影响[J].植物生态学报,2005,29(2):304-310.
- [50] Hadi A. Inubushi K, Purnomo E, et al. Effect of land-use changes on nitrous oxide emission from tropical peatlands. Chemosphere—Global Change Science, 2000,(2):347-358.
- [51] 周存宇,周国逸,王跃思,等.鼎湖山主要森林生态系统地表 N₂O 通量[J].中国环境科学,2004,24(6):688-691.
- [52] Reiners, W. A., Keller, M., Gerow, K. G. Estimating rainy season nitrous oxide and methane fluxes across forest and pasture landscapes in Costa Rica. Water, Air, and Soil Pollution, 1998,105 (1/2):117-130.
- [53] Jungkunst, H. F, Freibauer, A.,Neufeldt,H., et al. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany—a synthesis of available annual field data. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 2006,169(3):341-351.
- [54] Pilegaard, K., Skiba, U., Ambus, P., et al. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). Biogeosciences. Copernicus Gmbh, Katienburg-Lindau, Germany, 2006,3(4): 651-661.
- [55] 方运霆,莫江明,Per Gundersen,等.森林土壤氮素转换及其对氮沉降的响应[J].生态学报,2004,24(7):1523-1531.
- [56] 彭世彰,杨士红,丁加丽,等.农田土壤 N₂O 排放的主要影响因素及减排措施研究进展[J].河海大学学报:自然科学版,2009,37(1):1-6.
- [57] 黄丽华,沈根祥,顾海蓉,等.肥水管理方式对蔬菜田 N₂O 释放影响的模拟研究[J].农业环境科学学报,2009,28(6):1319-1324.
- [58] 黄国宏,陈冠雄,张志明,等.玉米田 N₂O 排放及减排措施研究[J].环境科学学报,1998,18(4):344-349.
- [59] Moiser A R, Guenzi W D, Schweizer E E. Soil losses of dinitrogen and nitrous oxide from irrigated crops in northeastern Colorado[J]. Soil Sci. Soc. Am. J.,1986,50:344-348.