

长期施肥对华北典型潮土 N 分配和 N₂O 排放的影响

孟 磊^{1,2}, 蔡祖聪¹, 丁维新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 江苏 南京 210008;

2. 海南大学农学院, 海南 儋州 571737)

摘要: 利用长期定位肥料试验研究化学肥料 N、有机肥料 N 以及化学肥料 N 和有机肥料 N 混合施用对 N 分配和 N₂O 排放影响。处理包括化学肥料 N、P、K 的不同组合 NPK、NP、NK、PK、全部施用有机肥料 N (OM)、一半化学肥料 N + 一半有机肥料 N (1/2OM) 及不施肥 (CK) 7 个处理。结果表明, 等 N 条件下, 处理间 N₂O 排放的差异不显著, N₂O 排放主要发生在玉米生长期。均衡提供 N、P 和 K 显著提高土壤 N 储量, 有机肥料 N 的效果显著高于化学 N 肥。施肥也影响 N 的利用效率和 N 在作物中的分配。均衡的养分供应有利于 N 在子粒中积累, 而养分缺乏的处理, 秸秆中 N 含量相对较高。进入环境的 N 量以 NK 最多, 1/2OM 最少。总体而言, 施 P 肥和有机肥可减少 N₂O 的间接排放, 提高土壤 N 素肥力并能获得较高的产量。

关键词: 长期试验; 土壤 N 储量; N₂O 排放

文章编号: 1000-0933(2008)12-6197-07 中图分类号: S153.6 文献标识码: A

Effects of long-term fertilization on N distribution and N₂O emission in fluvo-aquic soil in North China

MENG Lei^{1,2}, CAI Zu-Cong¹, DING Wei-Xin¹

1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, CAS, Nanjing 210008, China

2 College of Agriculture, Hainan University, Danzhou, Hainan 571737, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(12): 6197 ~ 6203.

Abstract: N distribution in soil-plant system and N₂O emissions from soil was investigated in a long-term fertilization field experiment in fluvo-aquic soil in North China. In this experiment, there were 7 treatments: organic manure N (OM), half organic manure N and half fertilizer N (1/2OM), fertilizer NPK (NPK), fertilizer NP (NP), fertilizer NK (NK), fertilizer PK (PK) and control (CK). The results showed that N₂O emissions from soil during maize growth was higher than during wheat growth, but the differences of soil N₂O emissions among the treatments were insignificant in same N fertilization. Balanced fertilization of N, P and K increased soil N storage, while the efficiency of organic manure N application was higher than chemical N application. N utilization efficiency and distribution in plants was also significantly influenced by the fertilization. Balanced nutrient application was beneficial to N accumulation in seeds, but nutrient deficiency was inclined to accumulate N in straws. The N lost from soil was highest in NK and least in 1/2OM treatment. In summary, application of P fertilizer and organic manure not only reduce the indirect N₂O emission from soil, but also increase soil fertility and crop yields.

基金项目: 国家重点基础研究发展计划资助项目(2005CB121101); 华南热带农业大学博士启动基金资助项目(Rndy0601)

收稿日期: 2007-07-25; **修订日期:** 2008-06-17

作者简介: 孟磊(1973~), 男, 安徽萧县人, 博士, 主要从事农田土壤碳氮循环与温室气体排放研究. E-mail: menglei94@sohu.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zccai@issas.ac.cn

Foundation item: The project was financially supported by National Basic-research Program of China(No. 2005CB121101) and Doctorate Foundation of SCUTA

Received date: 2007-07-25; **Accepted date:** 2008-06-17

Biography: MENG Lei, Ph. D., mainly engaged in C/N cycling in agricultural soils and the emission of greenhouse gases. E-mail: menglei94@sohu.com

Key Words: Long-term Experiment; storage of Soil N; emission of N_2O

N 是限制净初级生产力的重要因素^[1]。为满足日益增长的人口对粮食的需求,越来越多的化肥氮被施入到土壤中。据统计,我国化肥 N 消耗量超过世界化肥 N 消费总量的 1/4^[2]。然而,氮利用率通常很低,这不但造成农民经济上的损失,而且对环境产生严重的负面影响。其中,因氮肥投入而导致土壤 N_2O 排放的增加尤为受到关注。这一方面是由于 N_2O 的温室效应作用,另一方面是因为 N_2O 可以破坏平流层的臭氧,使到达地表的紫外线增加。农业土壤是 N_2O 排放的重要源。据研究,在全球每年农业排放的 6.3 Tg N_2O -N 中,土壤直接和间接排放的 N_2O 达到 2.1 Tg N_2O -N^[3]。

华北平原是我国重要的农业区,夏玉米-冬小麦轮作是该区主要的土地利用方式。在生产大量小麦和玉米的同时也产生了大量的秸秆。20 世纪 80 年代,每年高达 80% 的秸秆被焚烧或被用来作为燃料。随着人们环境意识的增强和化石燃料在农村的推广应用,秸秆的燃烧量越来越少。合理处置秸秆成为亟待解决的问题。秸秆施入土壤可起到改良土壤作用,同时也为作物生长提供 N、P、K 及必需的微量元素^[4]。以秸秆为原料堆制成的堆肥对土壤的作用不同于化学肥料^[5]。土壤属性是影响 N_2O 产生与排放的重要因素,其变化又相应影响到 N_2O 的产生与排放。另外,土壤属性还影响农田生态氮循环的各分支通量以及氮交换的频度和强度,而其中不少环节又涉及到 N_2O 的产生与排放。

我国农田生态系统有关 N_2O 研究多集中于直接排放上,对长期定位试验地土壤 N_2O 的排放规律及影响因素也有研究^[5]。而对施肥与 N_2O 间接排放有关的二次氮源的关系和施肥对作物体氮分配及土壤氮储存的影响研究较少。因此,利用布置在中国科学院封丘农业生态试验站内的“土壤养分循环和平衡的长期定位试验”,分析长期施用不同肥料的土壤 N_2O 排放、作物体氮分配和土壤氮储存的状况,评价不同施肥模式对 N_2O 排放的综合影响。

1 材料与方法

1.1 试验地简介

试验所用地为中国科学院封丘农业生态实验站内的长期定位施肥试验地,土壤类型为黄河沉积物发育而成的轻壤质潮土,属半干旱、半湿润的暖温带季风气候,年均降水量 605 mm,年均温 13.9℃。1989 年秋季正式布置实验。试验开始时土壤肥力状况为:土壤有机质 5.83 g kg⁻¹、全 N 0.445 g kg⁻¹、全 P 9.51 g P₂O₅ kg⁻¹、速效 K 78.8 g K₂O kg⁻¹,土壤 pH 为 8.65。整体而言,土壤肥力表现为富 K、缺 N 和 P。

1.2 试验设计

试验共设 7 个处理,分别为(1)化学肥料 NPK(NPK)、(2)化学肥料 NP(NP)、(3)一半堆肥氮+一半化学肥料氮(1/2OM)、(4)全部堆肥 N(OM)、(5)化学肥料 PK(PK)、(6)化学肥料 NK(NK)和(7)对照(CK,不施肥),每处理 4 次重复,分 4 个区组进行,每区组内处理随机排列。本研究采用其中的 3 个区组。试验小区面积为 47.5 m²。每小区四周埋设有水泥预制板隔层以防水、肥和根系的相互渗透,水泥预制板埋入土中 60 cm,露出地面 10 cm。试验区四周设 1.5 m 宽的保护行。试验所用的化学氮肥为尿素,磷肥为过磷酸钙,钾肥为硫酸钾。堆肥以粉碎的小麦秸秆为主,加入适量的饼肥,经堆制发酵而成。堆肥施用以等量氮为标准,其中磷钾不足的部分用化学磷肥和化学钾肥补充至足量。化学肥料磷和化学肥料钾以及有机肥全部作为基肥,一次性施入,化学氮肥分基肥和追肥两次施入。详细的施肥量和施肥时间见参考文献^[6]。

试验采用夏玉米-冬小麦轮作方式,采用品种为当地大面积推广的品种。作物生长过程中的灌水视降雨情况而定。农田管理方法与当地大田一致。

1.3 土壤样品采集和参数分析

于 2002 年小麦收获前期,用环刀法测定土壤容重。小麦收获后采集耕层(0~20 cm)土壤带回实验室,风干,磨碎,过筛后,利用常规方法分析土壤理化性状,结果见表 1。

于 2002 年玉米播种后开始采集 N_2O 气样。同时使用数字电子温度计(Model 2455, Yokogawa, 日本产)直

接测定土壤温度,并利用铝盒采集耕层土壤,带回实验室,用烘干法计算土壤质量含水量,利用下列公式换算成 WFPS(soil water-filled pore space):

$$\% \text{WFPS} = [(\text{质量含水量} \times \text{土壤容重}) / \text{总孔隙度}] \times 100$$

式中,总孔隙度 = $[1 - (\text{土壤容重} / 2.65)]$, 2.65 为假定土壤颗粒密度。

表 1 土壤物理和化学性质

Table 1 Physical and chemical properties of the soils

处 理 Treatment	pH	容重 Bulk Density (g cm ⁻³)	有机质 Organic matter (g kg ⁻¹)	全氮 Total N (g kg ⁻¹)	速效 P Available P (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)
OM	8.29ab	1.44a	13.86a	0.924a	10.98a	18.26a
1/2OM	8.03a	1.44a	11.51b	0.791b	8.92b	14.66b
NPK	8.38ab	1.53b	9.57c	0.582c	7.55c	10.27c
NP	8.39ab	1.53b	9.07c	0.551c	6.96c	12.41c
NK	8.46b	1.56b	6.34d	0.452d	0.88d	6.78d
PK	8.49b	1.53b	7.47d	0.472d	21.66e	6.96d
CK	8.55b	1.57b	6.37d	0.396d	0.44d	5.04d

不同字母表示 5% 显著差异,下同 Different letters indicate significant at 0.05 level; the same as follows

1.4 植株样品的采集和分析

作物收获前,各小区多点采集植株样品。人工方式脱粒,将籽粒、秸秆分开,风干粉碎称量,计算出籽粒/秸秆生物量。以此为基础,结合单位面积籽粒产量,计算出秸秆的生物量。

植株和子粒的样品全氮采用三酸消煮,应用蒸馏法测定其 N 含量。作物秸秆和子粒所吸收的 N 量为定位试验开始至 2002 年小麦收获后 13a 的平均值。

1.5 N₂O 的采集和分析

采用静态密闭箱技术采集 N₂O。采样框(0.3m×0.3m)于种子播种后置于玉米/小麦的两株/两行的中间部位,深度为 5cm。采气时将采气箱置放于采样框上,并用水密封,用 50ml 注射器从采气箱顶部的采气孔插入,来回抽动 3 次,接着抽出 20ml 气体注入体积为 18ml 真空瓶内。每箱气样采集 4 次,分别在采气箱放入采气框的 0、10、20、30min 进行。

气样的分析应用岛津气相色谱分析仪(Shimadzu GC-14B)进行,检测器为⁶³Ni 电子捕获检测器(ECD)。色谱柱为 80/100 目 Porapak Q 填充柱。进样器、检测器和填充柱的温度分别为 100、300℃ 和 65℃。载气为氩甲烷(95% 氩气 + 5% 甲烷),流速为 40ml min⁻¹,反吹气为高纯氮气。N₂O 的保留时间为 3.7min。N₂O 标准气体由日本国家农业环境研究所提供。通过标准气体和待测气体的峰面积来计算待测气体的浓度。

1.6 N₂O 排放通量和累积排放量的计算

N₂O 通量计算公式为:

$$F = \rho \times V/A \times \Delta c/\Delta t \times 273/(273 + T)$$

式中, F 为 N₂O-N 排放通量,单位为(gm⁻²h⁻¹); ρ 为标准状态下 N₂O-N 密度,值为 1.25 kgm⁻³; V 是采气箱内有效空间体积(m³); A 为采气箱覆盖的土壤面积(m²); Δc 为气体浓度差(μL L⁻¹); Δt 为时间间隔(h); T 为测定时室温(℃)。

N₂O 累积排放量的计算公式为:

$$M = \sum (F_{t+1} + F_t)/2 \times (t_{t+1} - t_t) \times 24$$

式中, M 为 N₂O 累积排放量,单位为 kg hm⁻²h⁻¹N₂O-N; F 为 N₂O 排放通量,单位为 kg hm⁻²a⁻¹N₂O-N; I 为采样次数; t 为采样时间即播种后天数(d)。

1.7 数据表达及统计分析

表中所列数据为平均值 ± 标准差,方差分析采用 SPSS14.0 软件,显著性水平为 0.05。

2 结果

2.1 土壤 N₂O 排放量

氮肥的施入增加了 N₂O 的排放,不管是 N₂O 排放总量还是玉米和小麦各生长季节的排放量都是没有施氮肥的土壤显著低于施氮肥的土壤(表 2)。在玉米生长期,1/2OM 处理的 N₂O 排放总量最高,达到 577 g hm⁻²,但和其它施入化肥氮肥或有机肥的土壤间差异不显著。小麦生长期 OM 的 N₂O 排放总量最高,但并没有显著高于 1/2OM 和 NPK 的排放量。除 OM 和不施氮的处理外,小麦生长期 N₂O 排放总量一般只有玉米期间排放量的一半或更低。

从年排放量来看,OM 处理的 N₂O 年排放量最高,达到 973 g hm⁻² a⁻¹,但只比 1/2OM 和 NPK 略高,差异没有达到显著水平。不施肥和没有施入氮肥的 N₂O 年排放总量最低,只有施氮肥的 1/4。

表 2 不同施肥处理 N₂O 的排放量及生长季节分配
Table 2 Amounts and distributions of N₂O emissions in growth period

处 理 Treatment	玉米生长期 Corn growing season(g hm ⁻²)	小麦生长期 Wheat growing season(g hm ⁻²)	年排放量 Annual emission (g hm ⁻² a ⁻¹)
OM	407 ± 30a	398 ± 187a	973 ± 278a
1/2OM	577 ± 159a	237 ± 23a	867 ± 194a
NPK	515 ± 292a	252 ± 66a	817 ± 285a
NP	423 ± 117a	142 ± 32b	610 ± 118a
NK	380 ± 19a	164 ± 16b	595 ± 23a
PK	61 ± 7b	58 ± 18c	128 ± 23b
CK	76 ± 31b	68 ± 26c	153 ± 19b

2.2 耕层土壤 N 储量变化

表 3 为不同施肥处理土壤耕层(0~20cm)N 储量的变化情况。土壤 N 储量的变化规律与土壤有机 C 储量的变化规律完全一致^[6]。施有机肥的土壤 N 储量高于化学肥料处理。有机肥用量的差异显著影响土壤 N 储量。OM 耕层土壤 N 储量增加最多,达 1260 kgN hm⁻²,年均增加 97 kgN hm⁻²,占到年施 N 量的 32%;其次为 1/2OM,土壤 N 储量增加 768 kg N hm⁻²,年均增加 59 kgN hm⁻²,占年施 N 量的 20%。施用化学氮肥对土壤 N 储量增加的贡献相对较小,土壤 N 储量的年均增加量占年施氮量的比例也很低。NPK 和 NP 处理间差异不明显,土壤 N 累积量分别为 417 kgN hm⁻²和 306 kgN hm⁻²,年均累积量分别为 32 kgN hm⁻²和 24 kgN hm⁻²,分别占年施氮量的 11%和 8%。NK 处理的土壤 N 储量重复间变异大,尚不能判断土壤 N 贮量是否增加。PK 尽管没有氮肥施入,但土壤 N 年均累积量达到了 4.83 kgN hm⁻²,由此也说明了氮的非施肥途径进入状况。

表 3 耕层土壤 N 累积量
Table 3 Accumulation of N in plough layer

处 理 Treatment	土壤 N 累积量 Residual N in soil(kgN hm ⁻²)	年均累积量 Annual accumulation (kgN hm ⁻²)	占年施 N 量百分比 Percentage(%)
OM	1260 ± 118a	97 ± 9a	32
1/2OM	768 ± 95b	59 ± 7b	20
NPK	417 ± 101c	32 ± 8c	11
NP	306 ± 81c	24 ± 6c	8
NK	20 ± 33d	2 ± 3d	0.5
PK	105 ± 66d	8 ± 5d	—
CK	-11 ± 143d	-1 ± 11d	—

2.3 作物体 N 吸收和分配

作物吸收 N 量,反映了作物对 N 吸收利用情况。收获后 N 素在作物体内的分配又决定了农产品中氮转

入不同循环利用通道的资源量,不同循环通道中氮的循环率有很大不同,也就相应地影响 N₂O 的产生。表 4 列出进入收获物中的 N 量及籽粒和秸秆中的氮量。提供等量 NPK 的处理,施用化学氮肥处理的收获物中 N 量明显高于施用有机肥的处理。NPK 和 NP 处理收获物中 N 最高,分别达到 230 kgN hm⁻² 和 237 kgN hm⁻²,二者间差异不显著;其次是 1/2OM,为 212 kgN hm⁻²,它们都高于 OM 处理的 159 kgN hm⁻²;PK 和 NK 处理的作物吸收 N 量高于 CK,但远低于 NPK 处理。NK 处理,尽管 N 施用量和施肥方法都和其它处理一致,但因 P 供应严重不足,导致作物吸收的 N 量很低,表明 P 对作物 N 吸收的限制作用大于 N。

表 4 作物吸收 N 量和籽实、茎秆中 N 量(kgN hm⁻²a⁻¹)

Table 4 Amount of N in the plant, grain and straw

处理 Treatment	作物体总 N 量 Amount of N in crop	籽粒中 N 量 Amount of N in seed	占作物体总 N 的百分比 Percentage(%)	秸秆中 N 量 Amount N in straw	占作物体总 N 的百分比 Percentage(%)
NPK	230 ± 3a	168 ± 1a	64	61 ± 1a	36
NP	237 ± 7a	172 ± 5a	63	64 ± 2a	37
1/2OM	212 ± 8b	151 ± 6b	60	60 ± 7a	40
OM	159 ± 1c	113 ± 1c	59	46 ± 1b	41
PK	44 ± 1d	29 ± 1d	50	15 ± 0c	50
NK	55 ± 1e	29 ± 1d	9	27 ± 0d	91
CK	36 ± 2f	22 ± 1e	37	14 ± 1d	63

从表 4 也可看出,养分供应均衡的处理,其籽粒中 N 量高于养分配比不协调的处理。提供等量 NPK 下,化学肥料处理的籽粒中 N 量高于有机肥料处理。如 NPK 和 NP 处理籽粒中 N 量占作物收获物中 N 量的百分比分别为 64% 和 63%,二者差异不显著,但都显著高于 OM 和 1/2OM 的 59% 和 60%。1/2OM 处理的籽粒中氮素的百分含量也显著高于 OM 处理的。养分配比失调的处理,其籽粒中 N 量占收获物中 N 量的百分比显著低于均衡施肥的处理。如 PK 处理籽粒中氮量占收获物中总氮量为只有 50%,而 NK 处理更低,只有 9%。秸秆中 N 量占收获物中 N 量的百分比与籽粒中 N 占收获物中 N 量的百分比互为消长,养分供应不协调的处理高于养分配比协调的处理。

3 讨论

3.1 施肥对 N₂O 排放的影响

进入农田生态系统的 N 经土壤微生物的硝化和反硝化作用直接生成 N₂O,其年排放量从 PK 处理的 128 gN₂O-N hm⁻²a⁻¹ 至 OM 处理的 973 gN₂O-N hm⁻²a⁻¹ 之间。此排放量与农田土壤 N₂O 早期研究结果 0.2 ~ 4.0 kgN₂O-N hm⁻²a⁻¹ 的范围相符合^[7],但显著低于丁洪在该区获得的 1.77 ~ 2.82 kgN hm⁻² 的排放水平^[8] 和邹国元的 5.66 kgN₂O-N hm⁻²a⁻¹ 的排放水平^[9]。

一般来讲,土壤表层高的铵态氮在高 pH 情况下发生大量的氨挥发。强烈氨挥发损失可降低施入氮肥的 N₂O 损失率。华北平原地区的潮土在尿素采用地表撒施时,氨挥发量可占到施氮量的 44% ~ 48%^[10]。在玉米和小麦追肥中,本研究采用了地表撒施的方式进行,而此造成了大量的肥料氮挥发,这降低了 N₂O 的排放。

反硝化作用发生的土壤水分分为 70% ~ 90% WFPS 之间,而 30% ~ 70% WFPS 时,N₂O 的产生来源于硝化作用^[11,12]。在采集 N₂O 气样的同时分别测定了土壤水分和温度,结果表明,玉米和小麦生长期,土壤水分变化于 15% ~ 62% WFPS 之间,因此可认为该土壤水分条件不利于反硝化作用进行,而益于硝化作用的发生。可推测,没有形成反硝化作用的水分条件是可能造成 N₂O 年排放总量低一个因素。N₂O 产生的最佳温度范围为 25 ~ 40 °C^[11]。低温降低土壤的硝化速率^[13],但对反硝化速率影响甚小^[14]。玉米生长期大都在 20 °C 以上,而小麦期间有长达 110d 的温度低于 10 °C。小麦生长期的低温影响 N₂O 产生的主要作用—硝化作用,而造成了玉米生长期的 N₂O 排放显著高于小麦生长期的排放。在进行水分管理时,维持土壤水分在一定的范围内,防止反硝化发生的水分条件的发生,可以减少 N₂O 的产生。

农田土壤中的 N 可以 NH_3 和 NO_x 的形式进入大气,同样大气中的 NH_3 和 NO_x 也可重新沉降到土壤中。此外,土壤中 N 也可以 NO_3^- 形式或随土壤颗粒进入地下或地表水中。上述形态的 N 同样参与 N_2O 的产生,这种途径称为 N_2O 的间接排放。华北平原地区土壤氮损失以 NH_3 挥发为主^[10],而淋失较低,肥料氮的淋失量约占化肥氮消费量的 2% 左右^[15]。蔡祖聪等于 2004 年玉米收获后,在该试验小区对 0 ~ 100cm 土壤剖面中 NO_3^- -N 含量测定的结果也获得了相同的结论,即大多数处理未发现 NO_3^- -N 向土壤剖面深度迁移现象,20cm 以下土层 NO_3^- -N 的含量均小于 4.5mg kg^{-1} 。但 NK 处理例外,在 NK 处理中发生了 NO_3^- -N 较为大量的淋失^[16]。同时,该处理的 pH 较其他施氮处理的为高,而此有利于氨挥发(表 1)。因此,该地区施 P 可减少氨挥发和硝态氮的淋洗,降低了提供 N_2O 间接排放所需的 N 量。

除 N_2O 外,可粗略计算进入环境的氮量,计算式为:施入 N 量 + 土壤提供氮量(CK 处理的子粒和秸秆中氮量)-土壤氮储量-籽粒吸收氮量-秸秆吸收氮量- N_2O 量。进入环境的 N 量都可能参与 N_2O 的间接排放。OM、1/2OM、NPK、NP 和 NK 进入环境的氮量分别为 79 、 64 、 73 、 $74\text{kgN hm}^{-2}\text{a}^{-1}$ 和 $278\text{kgN hm}^{-2}\text{a}^{-1}$ 。从对 N_2O 产生提供给二次源的氮量考虑,1/2OM 是最少的,NK 是最多的。由于氮损失途径存在差异,对 N_2O 间接排放的贡献也应有所不同。除 NK 外,其他处理都以氨挥发为主,而 NK 除氨挥发外,也发生了淋失。IPCC 在国家尺度上估算 N_2O 间接排放时,对挥发后沉降的 N 给出的 N_2O 排放系数是 1%,而淋失或地表径流损失的 N 又因 N 所存在的水生环境不同而有所不同^[17]。

3.2 施肥的环境和经济效益评价

土地利用方式不影响土壤的 C/N 比^[18]。增加土壤有机碳的输入,增加了土壤 C 储量^[6],相应地提高了土壤 N 储量。因此,施有机肥的土壤储存 N 量显著高于施用化学氮肥的(表 3)。由于 OM 处理有机碳的输入量超过有机碳的实际生产量,而 1/2OM 处理的有机碳的输入量小于当地有机碳实际生产量^[6],如果能实现有机物料全部还田,其土壤 N 含量应介于 $0.791 \sim 0.924\text{g kg}^{-1}$ 之间。储存于土壤的这部分氮当然也不是固定不变的。当利于有机碳固持的措施中断,先前吸收的有机碳将重新离开土壤^[19,20],相应地土壤储存 N 也将随之降低。土壤氮储量的增加还提高了土壤的供氮力,这也是农业系统氮循环调控管理的目的之一。增加农田土壤有机物质的输入,维持有利于土壤有机质增加的管理措施的持续性和永久性,对于增加土壤 N 库,降低 N_2O 的排放具有重要意义。

作物体内 N 量反映了 N 肥的利用情况。以 PK 为对照,则 NPK、NP、1/2OM、OM 和 NK 各处理的氮肥利用率 $\{[\text{N}(\text{秸秆} + \text{子粒})_{\text{处理}} - \text{N}(\text{秸秆} + \text{子粒})_{\text{PK}}] / 300\}$ 分别为 62%、64%、56%、38% 和 4%。均衡养分供应的处理中,施用化学肥料的利用率最高,其次为有机和化学肥料配合施用,而单纯施有机肥料的则相对较低。养分不均衡的处理中 NK 的利用率最低。从肥料配比上看 NP 和 NK 都是养分不均衡处理,但对 N 的利用率差别极大,造成这一结果的原因是该区土壤 P 严重缺乏,而 K 较为丰富。因此,对该区而言,P 的施用提高 N 的利用率,同样降低 N_2O 间接产生量。

N 在作物不同部位的分配决定着 N 的循环率。NPK、NP、OM 和 1/2OM 等养分供应均衡的处理,其籽实中 N 量占地上部分收获 N 量的 59% 以上(表 4)。养分供应不完全的处理则低于此值,尤其 P 相对缺乏严重的处理,籽实中 N 含量更少,而秸秆中氮则很高。N 在饲养-堆腐过程中的循环率大概在 0.5 左右^[21],以此计算,作物子粒中仍有近一半的 N 将回到土壤中,其数量仍高于秸秆中 N 量。这部分 N 是大气中 NH_3 的重要源^[17],利用和管理好这部分 N 的环境和经济意义仍大于秸秆。

农业生产的首要目的仍是提供人们生活所需要的粮食和纤维,经济产量是首要考虑的。多年研究结果表明,NPK 处理年籽粒产量最高,为 13069kg hm^{-2} ;其次为 NP 和 1/2OM 处理,分别是 12770kg hm^{-2} 和 12845kg hm^{-2} ;OM 处理只有 10414kg hm^{-2} ^[22]。因此,从 N 的环境效益和经济效益考虑,有机和化学肥料配施,即 1/2OM 处理是最佳的施肥方式。

综上所述,在我国华北平原的潮土上,由于反硝化作用弱,土壤 N_2O 的直接排放量很低,对环境的影响小。不同的施肥配比没有造成 N_2O 排放的差异,但显著地影响了作物对 N 的利用率和耕层土壤 N 的储存。

为减少进入环境的 N 量和提高经济效益,增施 P 肥和适量有机肥具有重要的意义。

References:

- [1] Vitousek P M, Howarth R W. Nitrogen limitation on land and in the sea-how can it occur. *Biogeochemistry*, 1991, 13:87—115.
- [2] FAO. Fertilizer. In: FAO yearbook. Vol:48. Rome, Italy, 1998.
- [3] Moiser A, Kroeze C, Nevison c, *et al.* Closing the global N₂O budge:nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle-OECD/IPCC/IES phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutrient Cycling in Agro-ecosystems*, 1998, 52: 225—248.
- [4] Edmeades D C. The long-term effects of manures and fertilizers on soil productivity and quality:a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003, 66:165—180.
- [5] Meng L, Ding W X, Cai Z C. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37(11):2037—2045.
- [6] Meng L, Cai Z C, Ding W X. Carbon contents in soils and crops as affected by long-term fertilization. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(5):769—776.
- [7] Teepe R, Brumme R, Beese F. Nitrous oxide emissions from frozen soils under agricultural, fallow and forest land. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32:1897—1910.
- [8] Ding H, Cai G X, Wang Y S, *et al.* Nitrification-denitrification loss and N₂O emission from maize-wheat rotation system in north China. *Journal of Agroenvironment Science* 2003, 22(5):557—560.
- [9] Zou G Y, Zhang F S, Ju X T, *et al.* Study on soil denitrification in winter wheat—summer maize rotation system. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(10):1492—1496
- [10] Cai G, Chen D, White R E, *et al.* Gaseous nitrogen losses from urea applied to maize on a calcareous fluvo-aquic soil in the North China Plain. *Australian Journal of Soil Research*, 2002, 40:737—748.
- [11] Granli T, Bøckman O C. Nitrous oxide from agriculture. *Norw. J. Agri. Sci.* 1994, 12(Supplement):1—128.
- [12] Maljanen M, Liikanen A, Silvola J, *et al.* Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35:689—700.
- [13] Freney J R, Denmead O T, Simpson J R. Nitrous oxide emissions from soil at low moisture contents. *Soil Biology and Biochemistry*, 1979, 11:167—173.
- [14] Malhi S S, McGill W B and Nyborg M. Nitrate losses in soils: effects of temperature, moisture and substrate concentration. *Soil Biology & Biochemistry*, 1990, 22:733—737.
- [15] Zhu Z L. Fate and management of fertilizer nitrogen in agro-ecosystems. In Zhu Zhaoliang and Wen Qixiao eds. *Nitrogen in soil of China*. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Press, 1992. 213—249.
- [16] Cai Z C, Qin S W. Crop yield, N use efficiency and enviromental impact of a long-term fertilization experiment in fluvor-aquic soil in north China. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(6):886—891.
- [17] Arvin Mosier, Carolien Kroeze, Cindy Nevison, *et al.* Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52: 225—248
- [18] Franzluebbers J, Stuedemann J A, Schomberg H H, *et al.* Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32:469~478.
- [19] Dick W A, Blevins R L, Frye W W, *et al.* Impacts of agricultural management practices on C sequestration in forest-derived soils of the eastern Corn Belt. *Soil & Tillage Research*, 1998, 47:235—244.
- [20] Stockfisch N, Forstreuter T, Ehlers W. Ploughing effects on soil organic matter after twenty years of conservation tillage in Lower Saxony, Germany. *Soil and Tillage Research*, 1999, 52:91—101.
- [21] Shen S M. Cycling of C and the main nutrient elements and the budget of nutrient elements in agricultural field in China. In: Shen S M ed. *The soil fertility of China*. Beijing: Agriculture Press of China. 1998. 57—105.
- [22] Cai Z C, Qin S W. Diagnosis of balanced fertilization by N, P, K content in grain and straw of wheat and maize. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2006, 12(4):473—478.

参考文献:

- [6] 孟磊,蔡祖聪,丁维新. 长期施肥对土壤碳贮量和作物固定碳的影响. *土壤学报*, 2005, 42(5):769~776
- [8] 丁洪,蔡贵信,王跃思,等. 玉米-小麦轮作系统中氮肥反硝化损失与 N₂O 排放量. *农业环境科学学报*, 2003, 22(5):557~560
- [9] 邹国元,张福锁,巨晓棠,等. 冬小麦-夏玉米轮作条件下氮素反硝化损失研究. *中国农业科学*, 2004, 37(10):1492~1496
- [15] 朱兆良. 农田生态系统中化肥氮的去向和氮素管理. 朱兆良,文启孝编. *中国土壤氮素*. 南京:江苏科学技术出版社, 1992. 213~249.
- [16] 蔡祖聪,钦绳武. 华北潮土长期试验中的作物产量、氮肥利用率及其环境效应. *土壤学报*, 2006, 43(6):886~891
- [21] 沈善敏. 农业系统中碳与主要营养元素循环及中国农田土壤养分收支. 沈善敏主编. *中国土壤肥力*. 北京:中国农业出版社, 1998. 57~105.