

# 土壤痕量气体研究展望

蔡祖聪

(中国科学院南京土壤研究所, 210008)

## 摘 要

土壤是大气痕量气体的重要源和汇之一。人类通过改变土地利用方式,大量施用化肥等活动正在改变着土壤作为温室气体源和汇的强度。由于人类对自身健康和生存环境变化的关切,痕量气体研究有可能突破温室气体和温室效应的范畴,而成为依赖于技术的进步而发展的又一门新兴的学科。土壤痕量气体研究在这一新兴学科中占有相当重要的位置。

**关键词** 土壤,痕量气体,研究展望

全球变暖是当前世界最受人们关注的问题之一。虽然围绕着全球变暖问题尚有许多不确定因素,甚至全球是否正在变暖本身仍是一个有争论的问题,但是导致温室效应的痕量气体自工业革命后在大气中的浓度持续增加却是一个不争的事实。大气痕量温室气体已成为当今多学科的研究热点。所谓痕量温室气体是指能够导致温室效应、大气中含量极低的气体,通常指  $\text{CO}_2$ 、 $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{CO}$  和氯氟烃(简称 CFCs) 气体。除后者为纯工业产品外,其余均既来自自然过程,又来自人为活动。土壤是温室气体的重要源之一。除排放温室气体外,土壤还排放其它多种痕量气体。土壤排放的含硫气体由于在大气中的浓度也在不断升高,且影响大气光学性质和云的物理特性,破坏臭氧层,也日益受到人们的重视。

## 一、温室气体的现状和土壤圈的作用

在工业化之前的很长一段时间里,大气中  $\text{CO}_2$  浓度大致稳定在  $280 \pm 10 \text{ppmv}$ 。在过去30年中,全球大气中  $\text{CO}_2$  浓度的平均增长率为  $0.5\%$ <sup>[1]</sup>。1991年大气中浓度已达  $355 \text{ppmv}$ <sup>[6]</sup>。在大气中,甲烷浓度增长较快,已由工业革命前的  $0.8 \text{ppmv}$  增加到现在的  $1.72 \text{ppmv}$ 。1989年测定大气中  $\text{CH}_4$  增加  $10 \text{ppbv}$ , 增长率为  $0.6\%$ 。大气中  $\text{N}_2\text{O}$  浓度现已达  $310 \text{ppbv}$ , 比工业革命前增加  $8\%$ , 仍以  $0.2-0.3\%$  的年递增速度增加。其它气体在大气中的浓度也均以不同的速率增长着<sup>[6]</sup>。表1总结了近年大气温室气体的浓度、增长速率、平均寿命、辐射吸收势能及其对大气变暖的相对贡献。

大气温室气体的增加是工、农业生产、交通和其它人为活动的结果,特别是化石燃料的燃烧、工业废气的排放、航天航空活动等的结果。土壤对大气中温室气体浓度的增加也起着重要作用。土壤对大气中温室气体的作用包括源和汇二方面。前者指土壤向大气释放温室气体,后者指土壤对大气中温室气体的吸收和消耗。

表 1 大气主要温室气体的浓度、寿命和对温室效应的相对贡献<sup>1)</sup>

Table 1 Atmospheric concentrations and residence time of the major greenhouse gases and their contribution to the global warming

气体 Gas type	大气浓度 Concentration (ppmv)	年增率 Annual rise (%)	大气中寿命 Residence time (年 a)	辐射吸收势 <sup>3)</sup> Radiative absorption potential	温室效应相对贡献 Contribution to global warming (%)
CO <sub>2</sub>	355 <sup>2)</sup>	0.5	100	1	50
CO	0.9	0.6—1.0	0.2	—	—
CH <sub>4</sub>	1.72 <sup>2)</sup>	0.6 <sup>2)</sup>	8—12	32	19
N <sub>2</sub> O	0.31 <sup>2)</sup>	0.2—0.3 <sup>2)</sup>	100—200	150	4
CFCs	0.77 <sup>2)</sup>	4 <sup>2)</sup>	65—110	>10,000	15

1) 表中数据除加注者外,均引自文献[6]; 2) 引自文献[16]; 3) 以 CO<sub>2</sub> 为 1 的相对值。

由于土壤本身的复杂性和利用方式的多样性,土壤作为大气中温室气体源和汇的作用尚不能精确定量。可以相信,随着分析技术的进步和观察数据的不断积累,特别是对这些气体在土壤中生成、转化规律研究的深入,土壤作为大气中温室气体源和汇的作用的估计将会越来越接近实际。如下是对现有资料的一个简要概括。

众所周知,通过光合作用固定的大气 CO<sub>2</sub> 有相当一部分进入土壤,以土壤有机质的形式贮存在土壤中。据估计,在人类活动明显作用于土壤之前,全球土壤中贮存的有机碳达 1700GtC<sup>[32]</sup>(1Gt = 10<sup>15</sup>g)。人类活动的干预使土壤中有有机碳的贮量明显减少。据估计现在全球土壤中贮存的有机碳已降至 1400GtC<sup>[32]</sup>。全球大气中每 1ppmv CO<sub>2</sub> 相当于 2.12GtC 或 7.8GtCO<sub>2</sub><sup>[16]</sup>。由此估计,全球土壤中有有机碳的下降已使大气中 CO<sub>2</sub> 浓度提高了近 140ppmv。在 80 年代,每年由土壤向大气释放 1.6±1.0GtC,整个陆地生物圈一年固定的 CO<sub>2</sub> 为 1.6±1.4GtC<sup>[16]</sup>。陆地生物圈固定的 CO<sub>2</sub> 并非全部存留在土壤中。另有作者估计,每年由土壤向大气净释放 0.2—0.9GtC,土壤对大气 CO<sub>2</sub> 的释放约占全球总释放量的 5—20%<sup>[35]</sup>。

在淹水还原的土壤环境中,甲烷生成细菌大量生长,它们利用 CO<sub>2</sub>,H<sub>2</sub> 或分解乙酸等生成甲烷。相反,好气的土壤环境,有利于甲烷营养微生物的生长,土壤吸收和氧化甲烷。成为大气甲烷的一个重要汇。据 IPCC 最新估计,自然湿地每年释放的 CH<sub>4</sub> 约为 100—200TgCH<sub>4</sub>(1Tg = 10<sup>12</sup>g),平均为 115TgCH<sub>4</sub>/a; 全球水田 CH<sub>4</sub> 释放量为 20—150TgCH<sub>4</sub>/a,平均为 60TgCH<sub>4</sub>/a。它们分别占已知全球总释放量(平均为 515TgCH<sub>4</sub>/a<sup>[16]</sup>)的 22% 和 11%,合计达 34%。土壤中的甲烷营养细菌利用 30TgCH<sub>4</sub>/a<sup>[16]</sup>,占全球 CH<sub>4</sub> 总汇的 6%。

土壤中频繁进行着的硝化和反硝化过程,导致 N<sub>2</sub>O、NO<sub>x</sub> 的生成和释放。据估计,施肥土壤每年释放的 N<sub>2</sub>O 为 1.5±1Tg N,自然土壤为 6±3Tg N,它们合计占全球 N<sub>2</sub>O 已知源(14±7Tg N<sup>[3]</sup>)的 53.6%(平均)。生物起源的 N<sub>2</sub>O 占总源的 80% 以上。土壤每年净释放的氮氧化物(NO<sub>x</sub>)约 5—20Tg N<sup>[16]</sup>。但在某些土壤条件下,土壤可吸收大气中的 NO<sup>[7,33]</sup>,而成为 NO 的汇。有报道指出,当水田表层水中 N<sub>2</sub>O 浓度低时,可以吸收大气中 N<sub>2</sub>O 而成为大气 N<sub>2</sub>O 的汇<sup>[27]</sup>。但土壤作为大气 N<sub>2</sub>O 汇的作用尚未被充分肯定。

土壤还向大气释放二甲基硫 (DMS) 气体和硫化氢 ( $\text{H}_2\text{S}$ )  $0.2\text{—}4\text{TgS}^{[6]}$ 。在水田中还可以检测到氧硫化碳 (COS), 二硫化碳 ( $\text{CS}_2$ ) 及二甲基二硫 (DMDS) 等气体的释放<sup>[23]</sup>。

对于大气中的  $\text{CO}$ , 土壤起汇的作用。估计土壤每年吸收  $\text{CO}$  为  $250\text{—}530\text{TgCO}^{[6]}$ , 占全球  $\text{CO}$  总汇的  $10\text{—}22\%$ 。土壤对含氯烃类物质可能也起汇的作用<sup>[19]</sup>。

土壤是一个历史自然体。在人类活动作用于土壤之前, 它就是大气痕量气体的源和汇之一。人类活动的干予在于改变而不是赋予土壤作为大气痕量气体源和汇的作用。根据作者的理解, 人类活动从多方面干予土壤的上述功能, 而最重要的则是如下二个方面: 改变土地利用方式和化肥的施用。现分述如下。

## 二、土地利用方式的影响

随着世界人口的急剧增加, 人类对粮食、燃料及其它农产品的需求量日益增大。为了满足这种需求, 愈来愈多的土壤被开垦利用。城市化也在大量地侵吞肥沃的土壤。据 FAO 1981 年的统计资料, 在 1970—1980 年间, 仅美国的草地面积就减少了六百万公顷, 森林面积减少八百万公顷<sup>[11]</sup>。80 年代世界森林面积以  $14 \times 10^6\text{ha/a}$  的速度递减<sup>[16]</sup>。人类活动的某些结果如土壤的沙漠化、城市化等直接减少了陆地绿色植物对大气  $\text{CO}_2$  的固定量。大多数自然土壤如森林土、沼泽土、草地等的农业利用则促进了土壤有机质的分解, 减少土壤有机质贮量。从表 2 可以看出, 在过去一万年的农业文明史中, 由于人类活动使全球土壤有机碳贮量减少  $313\text{GtC}$ , 每年平均减少  $3.13 \times 10^{13}\text{gC}$ 。而且越往近代减少的速度越快。在最近 300 年中每年递减的平均速率是  $3.0 \times 10^{14}\text{gC}$ , 而最近 50 年中则达  $7.6 \times 10^{14}\text{gC}^{[32]}$ 。

表 2 全球土壤有机碳贮量变化<sup>1)</sup>

Table 2 Change of total organic carbon stock in global soils

距今(年) Within Years	全球土壤有机碳损失 Loss of organic carbon in global soils	
	损失总量 Total loss (GtC)	年损失 Annual loss, $10^{14}\text{gC}$
10,000	313	0.313
300	90	3.0
50	38	7.6

1) 引自文献[32]数据。

土壤利用方式改变后, 土壤向大气释放的气体组成也将随之变化。Crush 等比较研究了新西兰 Kairahga 土壤作草场饲养牛和农业利用时对温室效应的影响。草场开垦成农田后按常规耕作方式管理, 3 年中土壤有机质每公顷减少 10 吨。如果免耕, 土壤有机质含量保持不变。由于牛排放  $\text{CH}_4$  且摩尔  $\text{CH}_4$  的太阳辐射吸收势能远大于摩尔  $\text{CO}_2$  (表 1), 假如减少的土壤有机质全部以  $\text{CO}_2$  形式进入大气圈, 经折算后发现土壤养牛对大气变暖产生的影响最大, 以免耕农用为最小<sup>[8]</sup>。虽然这种计算是极粗放的, 而且忽略了

土地利用方式改变后土壤作为其它温室气体源及汇的变化。但可以看出,土地利用方式的改变可以改变土壤释放的温室气体的类型和数量,从而使土壤对大气变暖所产生的影响发生变化。

淹水植稻后,土壤氧化还原电位降低,有利于甲烷生成菌的生长。在土壤中生成的  $\text{CH}_4$  通过水稻植株的输导组织或以扩散、气泡等形式进入大气。表 3 列出了整个水稻生长期中,世界各地水田实测的甲烷排放通量和排放量。尽管由于耕作制度、管理方式、土壤性质等的不同,不同水田排放的  $\text{CH}_4$  量有很大差别,但即使是自然湿地改种水稻后,  $\text{CH}_4$  排放量通常也增加。美国弗吉尼亚的 Great Dismal 沼泽在  $\text{CH}_4$  排放期,其通量为  $0.04\text{--}0.83\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{h}^{[14]}$ ,明显低于水田的排放通量。根据现有资料,美国北部泥炭土的  $\text{CH}_4$  排放通量是自然湿地中最高的,平均为  $11\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{h}^{[13]}$ ,与水田的  $\text{CH}_4$  排放通量相当(表 3)。水田  $\text{CH}_4$  排放通量大可能与水稻根系的分泌物有关<sup>[15]</sup>。

表 3 水稻生长期水田甲烷排放测定<sup>1)</sup>

Table 3 Measured methane emission from rice paddies during the growing season

地点 Location	通量 Flux ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}$ )	年释放量 Annual rate ( $\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$ )	注释 Comments
美国: 加州	10	25—42	1982年生长期
得克萨斯	2.5—8.7	5—16	—
西班牙	4	12	受硫酸盐影响
意大利	12(6—16)	14—77	7种施肥处理,3季作物
日本	16.2	45	泥炭土
	2.9—15.4	8—43	灰色土
	<0.4—4.2	<1—13	火山灰土
中国: 四川	60(10—200)	170	4处水田,6个处理,当地施肥方式,2季作物
杭州	28.6	55—97	晚稻
	7.8	14—18	早稻
北京	15—50	—	麦后水稻,5种管理方式,1季作物
南京	11(3—14)	—	5种管理方式
印度	0.1—27.5	7.5—22.5	有灌溉和雨养水田酸性和非酸性土壤
澳大利亚	3.8	—	微气象法测定
泰国	3.7—19.6	8—42	

1) 引自 IPCC 报告,1992<sup>[16]</sup>。

值得一提的是,大气中  $\text{CH}_4$  增长速率从 70 年代后期开始逐渐下降,70 年代后期大气中  $\text{CH}_4$  增长速率是  $20\text{ppbv}/\text{a}$  或  $1.3\%/ \text{a}$ ,80 年代中期大气  $\text{CH}_4$  增长速率是  $12\text{--}13\text{ppbv}/\text{a}$  或  $0.75\%/ \text{a}$ ,1989 年增长量为  $10\text{ppbv}/\text{a}$  或  $0.6\%/ \text{a}^{[16]}$ 。据 IRRI 的统计资料,1975 年以后世界水稻收获面积不再明显增加,长期波动在  $1.41\text{--}1.47 \times 10^8$  公顷之间<sup>[17]</sup>。从表面看来,75 年前水田面积的扩大,确为大气甲烷浓度增加作了贡献。但由于全球大气甲烷浓度的估计仍存在很大的不确定性,水田对大气甲烷的贡献仍是一个有待进一步研究的问题。

此外,土壤淹水种稻还有利于还原性含硫气体的排放。测定日本水田的 DMS 排放

通量为 2.4—3.7mgS/m<sup>2</sup>/a, 由此估算世界水田每年约释放 0.004—0.01TgS 气体<sup>[28]</sup>。

但是, 另一方面, 土壤淹水后有利于有机质的积累, 因而增加对大气 CO<sub>2</sub> 的固定量。水田土壤中施用的 N 肥, 逸出土体的主要是 N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O 的释放较低<sup>[20, 29]</sup>。因此, 旱地改水田后对温室效应的影响, 应该考虑土壤作为各种温室气体的源和汇的作用变化, 而不应仅仅只考虑 CH<sub>4</sub> 气体的排放。

土地利用方式改变后的另一个影响是改变土壤作为温室气体汇的作用。自然生态系统, 如森林、草地生态系统都具有吸收大气中 CH<sub>4</sub> 的作用<sup>[30, 31, 34]</sup>, 即使是冻原和沼泽土, 在无冰层覆盖时也具有吸收大气 CH<sub>4</sub> 的作用<sup>[31, 36]</sup>。但是土壤经开垦后对大气 CH<sub>4</sub> 的吸收能力几乎消失。Nesbit 和 Breitenbeck 的实验室结果表明, 种植糖蔗、大豆或棉花的耕作土壤对大气 CH<sub>4</sub> 的吸收能力丧失, 只有在很高浓度的 CH<sub>4</sub> 刺激下才能吸收 CH<sub>4</sub><sup>[31]</sup>。即使含有大量甲烷营养菌的耕作土壤也不能利用大气中的 CH<sub>4</sub>。现已发现, 甲烷营养微生物对湿度、温度及是否有 CH<sub>4</sub> 存在等很敏感<sup>[32]</sup>。但这些均不能用以解释耕作土壤为何 CH<sub>4</sub> 吸收能力减弱或消失。对此尚有待大量深入的研究。

土壤利用方式的改变对 N<sub>2</sub>O 排放和汇的影响还不十分清楚。有报道指出, 湿润森林改成草场后, N<sub>2</sub>O 排放增加, 但也有一些相反的结果<sup>[16]</sup>。Duxbury 和 Bouldin 的研究表明, 种植苜蓿的土壤排放出的 N<sub>2</sub>O 大于杂草类牧场。种植具有固 N 能力的豆科植物促进 N<sub>2</sub>O 释放<sup>[9]</sup>。

### 三、施用化肥的影响

化肥的大量施用是导致土壤作为温室气体源和汇的作用发生变化的又一个重要原因。在人为活动介入之前, 生物活动释放的 N<sub>2</sub>O、NO<sub>x</sub> 来之于生物固定的 N。随着 N 肥生产量的逐年增加, 施用 N 肥而导致的 N<sub>2</sub>O、NO<sub>x</sub> 释放也愈来愈多。N 肥用量低时, 假定化肥 N 中有 0.1±0.08% 的 N 以 N<sub>2</sub>O 释放到大气中<sup>[5]</sup>, 据此, 以 1990/91 年度世界 N 肥生产量 82TgN<sup>[12]</sup> 计算, 施用 N 肥而直接从土壤中释放出的 N<sub>2</sub>O 即达 0.82±0.65TgN。N 肥的施用而导致的地下水 N 的富集也促进 N<sub>2</sub>O 的释放, 由此而释放的 N<sub>2</sub>O 可能与直接从土壤释放的 N<sub>2</sub>O 相当<sup>[5]</sup>。在 N 肥用量大时, 以 N<sub>2</sub>O 释放到大气中的 N 可能占化肥 N 的 0.5—2%<sup>[5]</sup>。由于有机肥和 N 肥的施用而释放的 N<sub>2</sub>O 约占全球总源的 2.3—2.7%<sup>[10]</sup>。

施用 N 肥而导致的 NO 释放是相当可观的, 其量超过 N<sub>2</sub>O 的释放量。Lipschultz 等利用实验室结果估计生物起源的 NO 达 15TgN/a<sup>[21]</sup>, 但田间测定结果要比这一估计值低一些<sup>[5]</sup>。研究表明, 在硝化产物中 NO/N<sub>2</sub>O 比值为 1—5, 而在反硝化产物中仅为 0.01<sup>[3, 21]</sup>。但由于硝化和反硝化过程总是伴随着发生, 所以确定它们对 NO 释放的相对贡献还有很大的困难。

N 肥的施用不仅直接导致含 N 气体的释放增加, 还影响土壤对 CH<sub>4</sub> 的排放和吸收。已有足够的资料证明, 化学 N 肥的施用使土壤对 CH<sub>4</sub> 的吸收减小。有人甚至认为它可能是大气中 CH<sub>4</sub> 浓度升高的一个重要原因<sup>[30]</sup>。据 Mosier 等在草地上的研究, 未开垦且不施肥的三种性质不同的草地, 在 1990 年 3 月到 12 月间, 吸收大气 CH<sub>4</sub> 的平均速率分别为 3.6, 5.8 和 6.3gC/ha/d。施用 N 肥后, 其中后 2 种土壤的同期 CH<sub>4</sub> 吸收速率分

别降低 41% 和 35%，唯有含 N 量高，吸收  $\text{CH}_4$  少的前一种土壤， $\text{CH}_4$  吸收未受施肥的明显影响<sup>[30]</sup>。在温带的硬木森林和松树林土壤分别施用 37 和 120 kg N/ha/a（施用 N 肥为  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ），土壤对  $\text{CH}_4$  的吸收减少 33%，持续时间达 6 个月以上<sup>[34]</sup>。施用 N 肥降低土壤对  $\text{CH}_4$  吸收的机理还不十分清楚。实验室研究表明， $\text{NH}_4^+$  可以作为  $\text{CH}_4$  替代物而被许多甲烷营养微生物利用。甲烷营养微生物可能对土壤溶质势敏感，因为施用 KCl 也有降低土壤吸收  $\text{CH}_4$  的作用<sup>[31]</sup>。Mosier 等则认为，土壤中 N 的转化（矿化和硝化）而不是矿质态 N 的含量抑制土壤对  $\text{CH}_4$  的吸收<sup>[30]</sup>。

另一方面，实验室和田间结果都证明，施用硝态 N 肥和硫酸盐肥料可以抑制淹水土壤中  $\text{CH}_4$  的生成和排放<sup>[18,20]</sup>。Lindau 等的田间试验表明，表施 120 kg N/ha 的  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  或  $\text{KNO}_3$  使水田的  $\text{CH}_4$  排放都显著降低，但尿素无显著影响<sup>[20]</sup>。这可能是由于在还原条件下，硝酸根和硫酸根作为电子受体，阻止土壤氧化还原电位的下降，而甲烷生成菌活动的理想氧化还原电位在 -200 mV 以下。此外，硫酸根的还原产物如  $\text{H}_2\text{S}$  及硝酸根本身对甲烷生成细菌具有毒性，能抑制其活性<sup>[18,22]</sup>。

含硫肥料的施用是土壤含硫气体释放增加的一个重要原因。无论在好气或是嫌气条件下，施用含硫有机肥都增加 COS 的释放<sup>[4]</sup>。在嫌气条件下，施用含硫肥料而使土壤含硫气体释放的增加更加明显<sup>[18,25]</sup>。在好气土壤中，当  $\text{CaCO}_3$  或磷肥与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  肥同时施用，土壤中  $\text{N}_2\text{O}$  的释放增加。据研究， $\text{CaCO}_3$  和磷肥都具有激发硝化菌生长和使土壤中亚硝酸累积的作用<sup>[26]</sup>。在施用铵态 N 肥时伴施硝化抑制剂有减少土壤  $\text{N}_2\text{O}$  释放的作用<sup>[24]</sup>。

## 四、土壤痕量气体研究展望

痕量气体的研究是一个不断扩展的过程。其中的温室气体从  $\text{CO}_2$ 、CFCs 扩展到现在的  $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}_x$ 、CO 等气体，在来源方面从工业排放源到多种来源，涉及的研究领域从大气环境科学到土壤学、动物学、微生物学等多门学科。大气中痕量气体受到重视是因为它们对大气质量（包括温室效应）的影响，但这只是痕量气体作用的一个方面。 $\text{CO}_2$  浓度的增加对植物光合作用的影响已经受到人们的重视。土壤中大量的  $\text{CO}_2$  积累可以改变土壤溶液 pH，从而影响养分元素和其它重金属的活性。随着痕量气体多方面的作用被人们逐渐认识，痕量气体的研究很有可能成为继微量元素之后，依赖于技术的进步而发展起来的又一个多学科的研究领域。其中，土壤痕量气体研究占有重要的地位。如下一些内容可能成为土壤痕量气体在一段时间内的研究重点。

### （一）土壤痕量气体源和汇的监测

土壤痕量气体的释放和吸收具有很大的时空变异性。时间上有年际变化、作物生长期（或季节）变化和昼夜变化；空间上因生物气候、土壤类型、土地利用方式、耕作管理等的不同而变化。为了较准确地估计土壤作为痕量气体、特别是温室气体源和汇的作用及其变化，多点、长期的定位研究是必不可少的。

### （二）土壤痕量气体释放和吸收机理的研究

土壤痕量气体释放和吸收的研究目的在于通过人为调节措施减少痕量气体的释放或

增加其吸收而又能保证人口增长对粮食等的需求及不妨碍社会经济的发展。科学的调控措施的制订有赖于对土壤痕量气体生成、释放、吸收机理及其影响因素的研究成就。

### (三) 土壤痕量气体的综合研究

土壤痕量气体的释放有别于工业排放,某一措施可能有利于抑制一种气体的释放,但却可能促进另一种气体的释放。如间歇灌溉可以减少水田  $\text{CH}_4$  的排放<sup>[2]</sup>,但是间歇灌溉使土壤经常处于氧化还原的交替过程中,促进硝化和反硝化过程的进行,导致  $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}_x$  释放增加。此外,在考虑减少土壤温室气体释放措施时,还应考虑到可能对社会和经济方面带来的影响,避免顾此失彼。

### (四) 痕量气体其它效应的研究

土壤空气中痕量气体浓度的升高可能对土壤性质及土壤-植物关系的影响是值得探讨的。前面已提到,土壤中  $\text{CO}_2$  浓度的升高可能影响元素的移动性和对植物的有效性。由于植物(包括作物)层内的空气交流差,土壤释放的痕量气体在植物层内积聚,改变植物层内空气的痕量气体组成,如  $\text{CH}_4$  排放高峰期,水稻层内的  $\text{CH}_4$  浓度可达几个 ppmv,高出外界几倍。植物层内完全不同于外界的痕量气体组成是否对植物的生长发育产生影响也是值得探讨的。

## 参 考 文 献

1. 王明星, 1991: 大气化学。p223, 气象出版社。
2. 陈宗良, 高金和等, 1992: 不同农业管理方式对北京地区稻田甲烷排放的影响研究。环境科学研究, 第5卷4期, 1—7页。
3. Anderson, I. C. and J. S. Levine, 1986: Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifiers, denitrifiers and nitrate respirers, *Applied Environ. Microbiol.* 51: 938—945.
4. Banwart, W. L. and J. M. Bremner, 1975: Formation of volatile sulfur compounds by microbial decomposition of sulfur-containing amino acids in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 7: 359—364.
5. Bouwman, A. F. 1990: Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, In A. F. Bouwman (Ed): *Soil and Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons, pp 61—128.
6. Bouwman, A. F. 1990: Introduction. In A. F. Bouwman (Ed): *Soil and Greenhouse Effect*. John Wiley and Sons, pp 25—32.
7. Colbourn, P. and I. W. Harper, 1987: Denitrification in drained and undrained arable clay soil. *J. Soil Sci.*, 38: 531—539.
8. Crush, J. R., G. C. Waghorn and M. P. Rolston, 1992: Greenhouse gas emissions from pasture and arable crops grown on a Kairanga soil in the Manawata, North Island, New Zealand. *New Zealand J. Agri. Res.* 35: 253—257.
9. Duxbury, J. M. and D. R. Bouldin, 1982: Emissions of nitrous oxide from soils. *Nature*, 278: 462—464.
10. Eichner, M. J. 1990. Nitrous oxide emission from fertilized soils: summary of available data. *J. Environ. Qual.*, 19: 272—280.
11. FAO, 1981: *Production Yearbook, 1980*, FAO, Roma.
12. FAO, 1992: *Yearbook, Fertilizer, 1991*, Vol. 41. Roma.
13. Harriss, R. C., E. Gorham, et al., 1985: Methane flux from northern wetland. *Nature*, 315: 652—654.
14. Harriss, R. C. and D. I. Sebacher, 1982: Methane flux in the Great Dismal swamp. *Nature*, 297: 673—674.
15. Holzappel-Pschorn, A., R. Conrad and W. Seiler, 1986: Effects of vegetation on the emission of methane from submerged paddy soil. *Plant & Soil*, 92: 223—233.
16. IPCC, 1992: *Climate Change, 1992. The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment*.
17. IRRI, 1991: *World Rice Statistics, 1990*, International Rice Research Institute.
18. Jakebsen, P., W. H. Patrick, Jr. and B. G. Williams. 1981: Sulfide and methane formation in soils and sediments, *Soil Sci.* 132: 279—287.

19. Khalil, M. A. K., R. A. Rasmussen, et al., 1990: Emissions of trace gases from Chinese rice fields and biogas generators: CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CO, CO<sub>2</sub>, chlorocarbons, and hydrocarbons. *Chemosphere*, 20: 207—226.
20. Lindau, C. W., R. D. DeLaune, et al., 1990: Fertilizer effects on dinitrogen, nitrous oxide and methane emission from lowland rice, *J. Soil Sci. Soc. Am.* 54: 1789—1794.
21. Lipschultz, F., O. C. Zafiriou, et al., 1981: Production of NO and N<sub>2</sub>O by soil nitrifying bacteria. *Nature*, 294: 641—643.
22. Megraw, S. R. and R. Knowles, 1987: Methane production and consumption in a cultivated humisol. *Biol. Fert. Soil*, 5: 56—60.
23. Minami, K., 1982: Volatilization of sulfur from paddy soils. *JARQ*, 15: 167—171.
24. Minami, K., 1992: Effect of nitrification inhibitors and slow-released fertilizer on emission of nitrous oxide from soils. *Res. Rep. Div. Environ. Planning*, 8: 137—146.
25. Minami, K. and S. Fukushi, 1981: Volatilization of carbonyl sulfide from paddy soils treated with sulfur-containing substances. *Soil Sci. Plant Nutr.* 27: 339—345.
26. Minami, K. and S. Fukushi, 1983: Effects of phosphate and calcium carbonate application on emission of N<sub>2</sub>O from soils under aerobic conditions. *Soil Sci. Plant Nutr.* 29: 517—524.
27. Minami, K. and S. Fukushi, 1984: Methods for measuring N<sub>2</sub>O flux from water surface and N<sub>2</sub>O dissolved in water from agricultural land. *Soil Sci. Plant Nutr.* 30: 495—502.
28. Minami, K., K-I. Kanda and H. Tsuruta. Emission of biogenic sulfur gases from rice paddies in Japan. In R. S. Oremland (Ed): *The Biogeochemistry of Global Change: Radiative Trace Gases*, Chapman & Hall, N. Y. (in press).
29. Mosier, A. R., S. L. Chapman and J. R. Freney, 1989: Determination of dinitrogen emission and retention in floodwater and porewater of a lowland rice field fertilized with <sup>15</sup>N-urea. *Fert. Res.* 19: 127—136.
30. Mosier, A. R., D. Schime, et al., 1991: Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*, 350: 330—332.
31. Nesbit, S. P. and G. A. Breitenbeck, 1992: A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. *Agri. Ecos. Environ.* 41: 39—54.
32. Rozanov, B. G., 1990: Human impacts on evolution of soils during various ecological conditions of the world. *Trans. of 14th Intern. Congr. of Soil Sci. Plenary papers, Contents and Author Index*, pp 53—62.
33. Slemr, F. and W. Seiler, 1984: Field measurement of NO and N<sub>2</sub>O emission from fertilized and unfertilized soils. *J. Atmos. Chem.* 2: 1—24.
34. Stendle, P. A., R. D. Bowden, et al., 1989: Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature*, 341: 314—316.
35. Van Breemen, N. and T. C. J. Feijtel, 1990: Soil Processes and properties involved in the production of greenhouse gases, with special relevance to soil taxonomic system. In A. F. Bouwman (Ed): *Soil and Greenhouse Effect*, John Wiley and Sons, pp 195—224.
36. Whalen, S. C. and W. S. Reeburgh, 1990: Consumption of atmospheric methane by tundra soils. *Nature*, 346: 160—162.

## PROSPECTS FOR THE RESEARCH ON SOIL TRACE GASES

Cai Zucong

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences Nanjing, 210008*)

### Summary

Soil serves as one of the most important sources and sinks of trace gases. However, as a source and a sink as well, soil is being changed because of human activities, such as changing land use and applying fertilizers. Being concerned about human health and global change, research on trace gases will not be limited in greenhouse gases and their greenhouse effect. A new scientific branch may be developed with the improvement of analytical techniques. Of the new branch, research on soil trace gases will play an important part.

**Key words** Soil, Trace gases, Research prospect