

农业生态系统和大气间的温室效应气体交换

王 敬 国

(北京农业大学农业资源与环境学院, 北京 100094)

摘要 农业生态系统是温室效应气体的一个重要的源和汇。主要的温室效应气体直接或者间接的与这个系统有关。自然植被的破坏和土地的农业利用, 包括稻田种植面积扩大和氮肥的大量使用既增加了二氧化碳、甲烷和一氧化二氮等主要温室效应气体的释放, 又减少了土壤对甲烷的吸收。本文还讨论了土壤过程与温室效应气体释放和吸收的关系以及影响上述过程的因素。

关键词 温室效应气体, 二氧化碳, 甲烷, 一氧化二氮, 土壤, 植物, 农业生态系统。

由于地球变暖趋势的出现, 人们愈来愈重视地球大气层的温室效应及其产生的原因, 并且给予温室效应气体的释放过程更多的注意。在已知的温室效应气体中, 除了大家比较熟悉的燃料燃烧过程产生的 CO_2 和制冷剂氟利昂气体的释放外, 还有一些气体直接或间接对地球的变暖有着重要影响。其中的大部分或多或少与农业生态系统或人类的农业生产活动有关^[1,2]。

1 温室效应气体

温室效应气体是指地球大气层的对流层中

可吸收地球表面的长波辐射的气体。这些气体象温室的玻璃, 太阳射线可透过该层, 而地面的长波辐射却被它们吸收并释放出热辐射来^[3]。这些气体主要是指 CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、对流层中的 O_3 和氟利昂气体 (主要是氟利昂-11 和氟利昂-12)^[3]。此外大气中的 H_2O (气), NH_3 和 SO_2 等也可吸收长波辐射^[4]。主要温室效应气体在空气中的浓度, 滞留时间和年增加率等参数见表 1。

这些气体产生的温室效应可以用其对长波辐射吸收的能力来判断。一般来说其他气体均比二氧化碳有较强的吸收长波辐射的能力。如

表 1 主要温室效应气体在大气中的浓度、滞留时间和辐射吸收潜力

气 体	滞留时间 (a)	浓 度 (1985)	年增加率 (%)	相对于 CO_2 的辐射吸收能力	对温室效应的贡献(%)
CO_2	100	345 ppm	0.5	1	50
CH_4	8—12	1.65 ppm	1	32	19
N_2O	100—200	300 ppb	0.25	150	4
O_3^*	0.1—0.3	—	2.0	2,000	8
CFCs	6.5—110	0.8—0.28 ppb	3.0	>10,000	15

* 对流层中的臭氧, 下同。

以摩尔单位为基础比较, 甲烷是二氧化碳 32 倍, 氧化二氮是 150 倍, 因为氧化二氮在空气中有较长的滞留时间, 其累积效应可达二氧化碳的 300 倍^[3]。臭氧和氟利昂气体均有很高的热辐射吸收能力。

在这些温室效应气体中 CO_2 在空气中的分

压最大, 而且每年增加的绝对量也最高, 因而是主要的温室效应气体, 据认为全部温室效应的一半是 CO_2 作用所致。另外 CH_4 、氟利昂、 N_2O 和对流层中的 O_3 等均有不可忽视的重要作用,

瑞典国际科学基金会 (IFS) 资助项目。

1992 年 9 月 1 日收到修改稿

特别是 CH_4 和 N_2O , 其重要性随着农业生产的集约化而日益显著。

除了以上这些可吸收长波辐射、对温室效应的产生有直接作用的气体外, 还有一些气体对温室效应的产生有间接的作用。例如 CO 在空气中不稳定, 很易转化成 CO_2 , 氮的其他氧化物 (NO_x) 和非甲烷碳氢化合物可参与 O_3 的形成, NH_3 在空气中很易氧化成 NO 和 NO_2 ,

而后者则参与 O_3 的形成, 从而对温室效应产生间接影响^[1,2]。

2 农业生态系统中温室效应气体的收支平衡状况

1989 年在荷兰召开的“土壤和温室效应气体”的国际会议认为, 土壤不仅是温室效应气体的重要来源, 也是温室效应气体的一个重要

表 2 温室效应气体的来源*

气 体	来源及途径	在农业生态系统中		
		每年释放量(t)	占全部释放量的比例(%)	主要的来源
CO_2	燃料、土壤和植被	10^5-10^6	30	森林, 烧荒
N_2O	土壤、水体	约 10^6	90	土壤
CH_4	有机物的燃烧	10^7-10^8	70	稻田, 湿草原
O_3	潮湿的土壤			
	于土壤和植物释放的 CH_4 , NO_x 和萜类物质等有关			沼泽

* Bouwman (1990)^[13] 和 Mooney et al. (1987)^[13] 资料的综合。

“汇”^[4]。直接或间接来源于土壤-植物系统的主要温室效应气体的情况见表 2。

除了以上几种外, 农业生态系统中 NH_3 的释放量每年为 10^7t ^[4], 主要来自于 NH_4^+-N 肥和动物排泄物中 NH_3 的挥发。虽然 NH_3 在空气中的滞留时间较短, 但由于其中的 10% 可以与空气中的 OH 的自由基反应, 生成 NO 和 NO_2 , 或者进一步形成 N_2O 和 N_2 ^[5,6] 其重要性也应该给予重视。

在间接影响温室效应气体产生中, CO 占有重要地位, 每年有 10^9t 的 CO 进入大气层, 其中的 80%—90% 可被氧化成 CO_2 。植物和土壤还会释放出非甲烷的碳氢化合物和 NO_x 等^[2]。

土壤-植物系统还是温室效应气体的一个重要汇。植物每年吸收的 CO_2 的量约占年释放总量的 15%^[4]。免耕农业和水稻面积的增加均可增加 CO_2 的汇容。土壤吸收的 CH_4 每年可达年释放量的 5%—10%, 另外土壤还可吸收少量的 CO 、 N_2O 和 NO_x 等^[4]。

3 农业生态系统中温室效应气体的“源”和“汇”

大气中温室效应气体的增加与其“源”的释放强度的增加, 和“汇”容降低有关。主要气体的“源”“汇”情况简要介绍如下。

3.1 二氧化碳

在农业生态系统中, CO_2 的主要来源是植物呼吸过程中所释放的 CO_2 。同时除了海洋, 陆地植物又是 CO_2 的主要固定场所。土壤有机碳水平下降和森林植被的更替是农业生态系统中 CO_2 收支不平衡的主要原因。面临巨大的人口压力, 人们毁林和毁草开荒。森林和草原植被的破坏, 不但减少了它们固定的那部分有机碳数量, 而且开垦成农田后由于生态环境条件的改变, 土壤有机质的矿化速率增加, 积累量减少从而导致含量低, 其有机碳的损失量可达原有含量的 20%—40% 以上^[4](表 3)。

据有关资料, 加拿大的黑钙土在开垦后土壤有机质减少了 50% 以上^[8,9], 其中耕层土壤

表 3 土地改为农业利用后土壤中有有机碳的损失^[7]

生物气候 类型	调查的数目 (个)	平均损失 量(%)	范围(%)
温带森林	5	34.0	3.0—56.5
温带草原	24	28.6	-2.5—47.5
热带森林	19	21.0	1.7—69.2
热带稀树草原	1	46.0	

有机质的损失占损失总量的 90% 以上^[9]。在我国东北,黑土开垦 20 年后其表层有机质下降了 43%^[10]。这些有机物质除了水土流失的损失外,主要是以 CO_2 形式进入大气层。这是一个恶性循环的过程。森林和草原开垦农田后,土壤中固态的有机碳减少和 CO_2 的释放量增加,加速了地球表面温度的提高,温度的提高又加快了土壤有机质的分解,减少了有机质的积累。按照联合国粮农组织(FAO)^[11] 1983 年的估计,全世界每年有 $6 \times 10^6 \text{ km}^2$ 的森林和草原被开垦为农田。如果长期下去其对环境的影响可想而知。另外游垦农业中的放火烧荒也是 CO_2 的重要来源之一^[4,12]。

3.2 甲烷

大气中甲烷是增加速度最快的气体之一,其在农业生态系统中的主要来源是通气状况较差的土壤包括稻田和湿草原土壤。前者每年的释放量在 $0.60—1.40 \times 10^8 \text{ t}$,后者在 $0.4—1.6 \times 10^8 \text{ t}$ ^[13]。通气良好的土壤每年吸收 $0.16—0.48 \times 10^8 \text{ t CH}_4$ ^[4]。按照 FAO 的估计,世界上的水稻面积由 1935 年的 $8.69 \times 10^7 \text{ km}^2$ 增加到 1985 年的 $14.47 \times 10^7 \text{ km}^2$,增加了近 70%,水稻种植面积的增加无疑会增加土壤中 CH_4 的释放,而氮肥施用量的增加却又可减少通气状况较好的土壤对大气中 CH_4 的吸收^[15]。农业生态系统中 CH_4 的其他来源还包括反刍动物的消化道中,按照 Crutzen 等的^[16]估计其数量每年可达 $0.7 \times 10^8 \text{ t}$ 。

3.3 一氧化二氮

N_2O 破坏平流层中的 O_3 早已被人们所认识,但其作为温室效应气体直到最近才引起许多人的注意。 N_2O 作为一个重要的温室效应气体不仅是因为它对长波辐射有很强的吸收能力

和它在空气中较稳定^[1,4],更重要的是其释放量随着氮肥施用量增加而出现显著增加的趋势^[16,17]。

N_2O 的主要来源是土壤,其中农业土壤每年的释放量约 $3 \times 10^6 \text{ t}$,自然土壤为 $6 \times 10^6 \text{ t}$,而土壤对 N_2O 的吸收量较小。除了氮肥施用量会增加 N_2O 释放外,放火烧荒也是 N_2O 的另一个重要来源^[12]。

3.4 其他气体

CO 的来源在农业生态系统中主要是游垦农业(刀耕火种)中放火烧荒以及植物和土壤中释放的 CH_4 或其他碳氢化合物的氧化^[4]。 CO 作为空气中 CO_2 的一个重要来源也应该引起注意。

NO 和 NO_2 主要来自于土壤和有机氮化合物的燃烧,其数值变异较大^[12]。

在农业生态系统中氨的挥发损失是氮肥利用率不高的一个重要原因, NH_3 可从土壤中,动物排泄物中甚至植物中挥发进入大气层。从土壤中挥发的氨约占氮肥施用量的 5%^[5],动物排泄物中每年约有 $2.0—3.0 \times 10^7 \text{ t NH}_3$ 进入大气^[18]。另外从植株上每年每 km^2 会有 1.6 kg N 挥发损失掉^[19]。作为一个“汇”,土壤每年可接纳 $3.0 \times 10^7 \text{ t}$ 随降水进入的 NH_3 ^[17]。

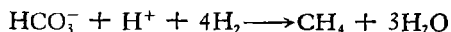
4 土壤生物学过程与温室效应气体的释放和吸收

CO_2 、 CH_4 、 N_2O 等温室效应气体的释放和吸收与土壤中碳氮循环过程有关,是土壤微生物、植物根系、土壤动物和原生动物的共同作用的结果。其中土壤微生物起着关键作用。

4.1 二氧化碳和甲烷的释放和吸收过程

土壤中的有机物质处在一个动态的变化过程中,新鲜的有机物质不断地进入土壤,有些被分解,有些积累下来。Jenkinson 认为新鲜的有机物质施入土壤一年后约有 2/3 以上的有机碳被矿化^[20]。在热带地区其分解速度更快,一年后约 4/5 的有机碳被矿化^[21]。在好气条件下,这些有机碳除形成生物体外,绝大部分会完全氧化成 CO_2 。

在嫌气条件下,有机物质会发生不完全分解产生乙醇、丁酸和丙酸等物质,并且进一步反应生成乙酸、 H_2 ^[22]和甲烷,微生物利用 H_2 和 CO_2 产生甲烷,从而使得有机物质的分解能继续进行,其反应公式如下:



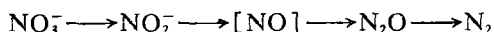
除此外, CH_4 也可由乙酸、甲酸和甲胺等直接产生^[22].

土壤通气状况是影响土壤有机质分解和积累平衡的一个重要因素,好气条件会加速其分解而减少其积累.自然土壤开垦后,土壤有机质含量下降,其主要原因之一是由于土壤氧化状况的改变.而免耕则可以在一定程度上促进有机质积累,减少 CO_2 的释放^[4].

除了 CO_2 可被化能自养的微生物吸收利用外,光能自养的微生物也可利用 CO_2 . 土壤中甲烷氧化微生物还可能在好气条件下利用 CH_4 作为碳源和能源进行生命代谢活动.因而在通气良好的土壤上, CH_4 可以被这部分微生物吸收利用^[4].

4.2 氮的氧化物的释放过程

土壤中 N_2O 和 NO_x 的产生与氮素的生物转化过程密切相关.不但生物反硝化过程,就是硝化过程也有 N_2O 的释放.在生物反硝化过程中, NO_3^- 被逐步还原成 N_2 :



参与生物反硝化过程的微生物中,有些可直接将 NO_3^- 还原成 N_2 ,有些则只能还原到其中的一步而释放出中间产物来,也有的可利用中间产物并将其进一步还原^[23].因而在生物反硝化过程中除了 N_2 的释放外, NO 和 N_2O 均可能产生.例如我们常用 C_2H_2 可抑止 N_2O 还原成 N_2 这一原理来测定 N_2O 的释放量.

已有大量资料证明硝化过程中有 N_2O 产生^[24,25,26].其证据主要有:①在水分含量很低(<5%)的情况下环境中仍有 N_2O 的释放;②在这些通气良好的土壤中, N_2O 的释放量和土壤中 NO_3^- -N 含量无关,而是与可以氧化的氮的化合物(NH_4^+ , 尿素等)有关.③硝化抑止剂在很大程度上可抑止 N_2O 的释放;④ C_2H_2

可抑制 N_2O 的释放. Bremner 和 Blackmer^[25] 推测,硝化过程中产生 N_2O 的途径可由图 1 所示:

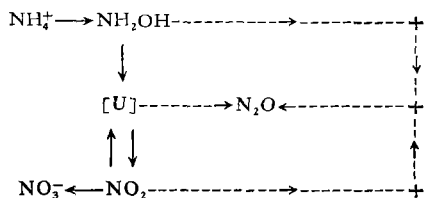
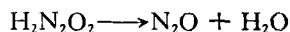


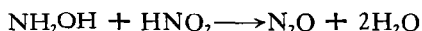
图 1 硝化过程与 N_2O 产生的示意图

(实线为生物学过程,虚线为化学过程)

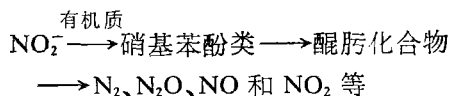
图中的 $[U]$ 可能是 $H_2N_2O_2$, 该化合物很容易发生歧化反应



另外,羟氨也可和 NO_2^- 发生反应释放出 N_2O 来:



除了氮素的生物转化过程外,氮素的非生物转化过程也可能有 N_2O 和 NO_x 的释放.这些化学转化过程需要以生物学转化过程为基础.如在硝化过程中, NO_2^- 的进一步氧化会由于高 NH_3 分压和高 pH 等其他因素而受到抑制,从而导致了 NO_2^- 的积累^[27].积累的 NO_2^- 会和有机物质反应生成 N_2 和氮的其他氧化物^[28]:



N_2O 和 NO_x 的释放量受多种因素的影响,其中主要有土壤水分含量、氮肥的种类和数量,土壤有机质含量等.一般来说,反硝化过程释放的 N_2O 强度较大^[29],因而还原条件是生物反硝化过程中 N_2O 释放的必要条件.氮肥施用量的增加也可显著增加 N_2O 的释放量^[15,30].如根据 Cate 和 Keeney 的结果,对照的 NO_x , N_2O 的释放量为 $<1-2 \text{ kg } N_2O-N \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 施用肥料的处理则可达 $40 \text{ kg } N_2O-N \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. 氮肥的种类也影响 N_2O 和 NO_x 的释放量.如液氨显著大于尿素和硫酸^[31].液态有机肥也可大大促进 N_2O 的释放^[32], 这可能与有机肥为反硝化微生物既提供了氮源又

提供了能源有关。

其他影响 N_2O 释放的环境条件包括土壤、 $\text{pH}^{[32]}$ 、植被^[34]、温度^[35]和硝化抑止剂^[36]。

土壤空气中的 CH_4 、 N_2O 可通过土壤孔隙扩散进入大气。在水田 CH_4 和 N_2O 等气体还可通过水稻植株进入大气^[34]。

土壤的生物学过程及其影响因素与氮素转化和温室效应气体的关系还有很多工作要做。其中一个主要原因是因为土壤是一个不均匀的体系,有较大的空间变异性。例如,即使是通气状况较好的土壤也会有局部处于还原状态^[37]。加上其他环境条件的空间变异性,如土壤有机质^[38]和土壤生物空间变异性等^[39]。因而可以推测在旱田由于局部还原条件的存在,而产生生物反硝化过程和温室效应气体的释放。

参 考 文 献

- 1 Bouwman AF *Soils and Greenhouse Effect*. Chichester: John Wiley & Sons, 1990: 25—32
- 2 Mooney HA & Vitousek PM et al. *Science*. 1988, 238: 926
- 3 Rodhe H. *Science*. 1988, 248: 1217
- 4 Bouwman, AF. *Soils and Greenhouse Effect*. Chichester: John Wiley & Sons, 1990: 61—127
- 5 Crutzen PJ, Bolin B & Cook RB. *The Major biogeochemical cycles and their interactions* New York: John Wiley & Sons. 1983: 67—112
- 6 Levine JS & Augustsson TR et al. *Atmos. Environ*. 1984, 18: 1797
- 7 Schlesinger WS, Trabalka JR & Reichle. *The Changing Carbon Cycle, A Global Analysis*. Berlin: Springer Verlag, 1986: 194—220
- 8 Van Veen J A & Paul E A. *Can. J. Soil Sci.* 1981, 61: 185
- 9 Voroney P R & van Veen J A et al. *Can. J. Soil Sci.* 1981, 61: 221
- 10 熊毅, 李庆远. 中国土壤. 北京: 科学出版社. 1987: 648
- 11 FAO (1949—1983) *Production Yearbook*, FAO statistics series No. 55. FAO Rome, Italy.
- 12 Crutzen P J & Heidt L E et al. *Nature*. 1979, 282: 253
- 13 Aselmann I & Crutzen P J. *J. Atmos. Chem.* 1989, 8: 307
- 14 FAO (1951—1985) *Production Yearbook*, FAO statistics series No. 57, FAO Rome, Italy.
- 15 Mosier A & Schimel D et al. *Nature*. 1991, 350: 420
- 16 Crutzen P J & Aselmann I et al. *Tellus*. 1986, 38b: 271
- 17 Steudler P A & Bowden R D et al. *Nature*. 1989, 341: 314
- 18 Soderlund R & Svensson B H. *Nitrogen, Phosphorus, Sulfur-Global Cycles*. Stockholm: Ecological Bulletin, 1979, 7: 23
- 19 O'Deen W A & Porter K L. *Agron. J* 1936, 78: 746
- 20 Jenkinson D S. *Soil Sci.* 1971, 111, 64
- 21 Jenkinson D S & Ayanaba A. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1977, 41: 912
- 22 Gottchalk G. *Bacterial Metabolism* Berlin: Springer Verlag. 1985: 256—259
- 23 Payne W J, Delwiche C C. *Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide*. New York: John Wiley & Son 1981: 85—104
- 24 Blackmer A M & Bremner J M et al. *Appl. Environ. Microbiol.* 1980, 40: 1060
- 25 Bremner J M & Blackmer A M, Delwiche C. C. *Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide*. New York: John Wiley & Son 1981: 151—170
- 26 Klemetsson L & Svensson B H et al. *Biol. Fertik. Soils*, 1988, 6: 112
- 27 Haynes R J & Sherlock R R. *Nitrogen in the Plant-Soil System*. Orlando: Academic Press. 1986: 242—302
- 28 Stevenson F J. *Humus Chemistry*. New York: John Wiley & Son, 1982: 105—111
- 29 Firestone M F. *Agronomy (monographs)*. 1982, 22: 289
- 30 Cates jr R L & Keeney D R. *J. Environ. Qual.* 1987, 6: 443
- 31 Breitenbeck G A & Bremner J M. *Biol. Fertils. Soils*. 1986, 2: 195
- 32 Bremner J M & Breitenbeck G A et al. *J. Environ. Qual.*. 1981, 10: 77
- 33 Goodroad L L & Keeney D R. *Soil Biol. Biochem.* 1984, 16: 39
- 34 Mosier A R & Mohanty S K et al. *Biol. Fertile Soils*. 1990, 9: 61
- 35 Keeney D R & Fillery I R et al. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1979, 45: 1124
- 36 Bronson K & Mosier A. *Biol. Fertil. Soils*. 1990, 11: 116
- 37 Parkin T B. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1987, 51: 1194
- 38 Foster R C. *Questions Entomologica*. 1985, 21: 609
- 39 Foster R C. *Biol. Fertile Soils*. 1988, 6: 189

ge can be reduced from over 300 ml/g to below 100ml/g.

Key words: filamentous, activated sludge, sludge bulking control.

Exchange of Greenhouse Gasses between Agroecosystem and Atmosphere. Wang Jingguo (College of Agricultural Resources and Environmental Science Beijing Agricultural University, Beijing 100094): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 49—53

Flux of greenhouse gasses in agricultural ecosystem contributes significantly to global greenhouse effect. Major greenhouse gasses, CH₄, CO₂ and N₂O, are directly or indirectly related to farming system and agricultural practice. Destruction of nap application of excess nitrogen fertilizer not only in natural vegetation, increase in rice plantation and crease the emission of CH₄, CO₂ and N₂O from the system, but reduce the soil uptake of CH₄ as well. The processes in soil, involving production of greenhouse gasses, were also discussed.

Key words: greenhouse gasses, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, soil plant, agroecosystem.

Progress of Atmospheric Environmental Impact Assessment in China. Ning Datong, Zhong Liangxi et al. (Institute of Environmental Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 54—57

In the past two decades, as the focus of atmospheric environmental protection gradually shifted from controlling smoke and dust pollution resulted from point sources to the regional comprehensive prevention and treatment the atmospheric environmental impact assessment achieved remarkable progress in such aspects as scope of assessment, requirements and contents, research procedure, experimental methods, transportation and diffusion models for air pollutants, and their relation with control of total pollutant amount and regional atmospheric environmental planning. Based on the results of more than 2000 completed projects, a

general review and summary of the features and main contents of the research work in each step of the development of atmospheric environmental impact assessment in China during the past 20 years were presented in this paper. 6 key problems needing intensive study were proposed and possible progress in the field in the near future was predicted.

Key words: air pollution, modelling, environmental impact assessment.

Evaluation of Active Indicator of Activated Sludge. Xu Xiaolu, Shun Xiuying (Zhejiang Normal University, Jinhua 321004): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 58—62

This paper evaluates the validity of parameters such as oxygen uptake rates (OUR), ATP content, dehydrogenase activity, nucleic acids and protein content, amino acids, oxidatice enzyme, hydrolytic enzyme, volatile suspended solids as indicators of the activity of activated sludge. Results show that dehydrogenase activity, OUR, ATP are the most suitable controlling parameters of activated sludge.

Key words: activated sludge, activity indicator, dehydrogenase activity, ATP, OUR.

Removal of Nitrate from Drinking Water. Liu Linghua (Water Quality Research Center of Water Conservancy, Beijing 100044): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 63—66

This paper discusses the methods for the removal of nitrate from drinking water, and their advantages and disadvantages. Analysis and comparison show that both ion exchange and dinitrification can be used in the production of drinking water in large scale. However, denitrification is even more promising and is currently under comprehensive study. The process turns nitrate into nitrogen, with no waste water produced. The cost of the method is low. But, heterotrophic denitrification needs further complicated treatment to remove extra amount of organic compounds and autotro-