植物营养与肥料学报 2013,19(5):1155-1165
Journal of Plant Nutrition and Fertilizer doi: 10.11674/zwyf.2013.0515

菜地追施猪粪沼液后 NH_3 和 N_2O 排放特征及氮损失率

靳红梅,常志州*,吴华山,郭德杰,黄红英,马 艳,徐跃定,张建英
(江苏省农业科学院农业资源与环境研究所,江苏省农业废弃物资源化工程技术中心,南京 210014)

摘要: 将厌氧发酵残留物作为肥料还田是其资源化利用的有效途径,但国内外对其还田后氨气(NH_3)和氧化亚氮(N_2O)的排放特征及氮素利用率的报道较少。本研究通过微区试验,探讨了冬季和夏季大棚菜地追施猪粪沼液(DPS)后 NH_3 和 N_2O 的排放速率及氮素损失率。结果发现,追施 DPS 后菜地 NH_3 挥发激增,通常发生在施肥后的 48 h 内;而 N_2O 排放量在第一次施肥后大幅增加,随后逐步趋于稳定。追施 DPS 的处理其 NH_3 和 N_2O 的排放量均显著高于施用化肥的处理,冬季和夏季二者的损失量分别占肥料总量的 16.4%~23.2% 和 24.7%~27.5%。土壤温度、水分和 pH 对沼液中氮素以 NH_3 和 N_2O 的形式损失的影响较大。

关键词: 猪粪沼液; NH_3 挥发; N_2O 排放; 氮损失率; 菜地
中图分类号: S141.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1008-505X(2013)05-1155-11

NH_3 and N_2O emission and nitrogen loss rate from biogas liquid produced by pig slurry after topdressing on vegetable fields

JIN Hong-mei, CHANG Zhi-zhou[1*], WU Hua-shan, GUO De-jie, HUANG Hong-ying, MA Yan, XU Yue-ding, ZHANG Jian-ying
(*Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Jiangsu Agricultural Waste Treatment and Recycle Engineering Research Center, Nanjing 210014, China*)

Abstract: Application of the by-products from anaerobic digestion of animal manures is a promising solution in recycling animal wastes as resources. By the end of 2008, about 0.13 billion tons of liquid and solid digested residues have been produced in China. The predominating portion of which is in liquid state. The produced biogas liquid after anaerobic digestion is characterized by the high concentrations of dissolved organic carbon (DOC), nitrogen (N), potassium (K) and phosphorus (P). These digested slurries are very often applied on the top of vegetable fields not only as valuable nutrient resources, but also increases soil fertility and plant nutrition. As the high availability of the nutrients in biogas slurry, N loss would happen through ammonia (NH_3) volatilization and nitrous oxide (N_2O) emission. To understand the loss of N after topdressing of biogas liquid from anaerobic digested pig slurry (DPS), a field experiment was carried out in a vegetable greenhouse in winter and early summer. The NH_3 and N_2O emissions were assessed and soil dissolved mineral and organic nitrogen contents were determined, the nitrogen loss and N efficiency of biogas liquid were calculated and the key drivers of the dynamics in soil NH_3 and N_2O emissions were discussed. The results showed that NH_3 emission was observed immediately following every topdressing time of DPS and tended to increase in the following 48 h. The N_2O emission was burst after the first topdressing time, and slightly increased in the subsequent topdressing periods and the emission rate tended to be steady. The average NH_3 and N_2O emission rates from DPS treatments were significantly higher than those from chemical fertilizer. Overall 16.4%-23.2% of the N contained in the biogas liquid lost through NH_3 and

收稿日期: 2013-01-07 **接受日期:** 2013-05-21
基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(200903011-01)资助。
作者简介: 靳红梅(1982—),女,河北吴桥人,副研究员,主要从事农业废弃物资源化利用方面的研究。E-mail: jinhm1201@hotmail.com
* 通信作者 Tel: 025-84390238, E-mail: czhizhou@hotmail.com

N_2O emissions in winter, and 24.7%-27.5% lost in summer. The temperature, water and pH conditions in soil should bring enough attention with regard to the fertilizer with high concentrations of NH_4^+-N, NO_3^--N and DON.

Key words: biogas liquid from digested pig slurry; NH_3 volatilization; N_2O emission; nitrogen loss rate; vegetable field

随着我国畜禽养殖业的快速发展,畜禽粪便年产生量已超过2.43亿吨[1],成为影响我国环境的重要污染源之一[2]。厌氧发酵产沼气技术是粪便等废弃物无害化处理的有效手段,它不仅是一项提供清洁能源的生物质工程[3-5],而且是减轻环境污染、发展生态农业的重要纽带[6-7]。截至2010年7月底,中国大中型养殖场沼气工程近5000处,年产沼液和沼渣量已超过1.3亿吨[2]。但绝大部分沼液被随意排放,亟待有效处理及合理利用,否则将产生二次污染,并制约沼气工程的发展。

畜禽粪便经厌氧发酵后,除了碳素大量转化为CH_4和CO_2,氮、磷等元素更多地保留在沼液和沼渣中[3]。作为肥料还田利用是沼液和沼渣消纳和资源化利用的有效方式[8]。相对于沼液而言,固体沼渣的产生量较少,处理较为容易,主要用于堆肥或直接还田。而沼液产生量大,贮存、施用及处理过程对设备和技术的要求更高、花费也高、处理效率低,其无害化处理和营养元素的循环利用存在较大的困难[3]。对于沼液的农田施用,国内外一般采取漫灌、沟灌、表施等方式,极易导致其中的氮素通过NH_3挥发[8-9]、温室气体排放(如N_2O、NO和N_2)及淋溶等[7]方式损失,大大降低了沼肥的养分利用率。在施用过程中,沼液的运筹方式必须充分考虑,这对避免类似物质(如污水)还田可能带来的环境问题也有重要的参考价值。

尽管理论上沼液还田可能存在风险,但目前国内外对沼液还田后的实际温室气体排放及氮肥效率等相关研究较少[10]。本研究拟以猪粪沼液为研究对象,通过菜地微区试验,采用地表追施沼液肥,评价在此过程中NH_3和N_2O的排放及其影响因子。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

微区试验在江苏省农业科学院六合动物科学基地的无公害蔬菜大棚内进行。大棚2008年投入使用,面积为360 m^2(36 m × 10 m),前茬蔬菜为叶用莴苣(*Lactuca sativa* L.),2009年10月5日收获后土地休闲。每季蔬菜种植前大棚施入的基肥量为堆肥740 kg(按25 000 kg/hm^2的用量施入)和复合肥(N:P:K = 18:18:18)25 kg。堆肥为六合基地堆肥厂的腐熟猪粪、兔粪和秸秆混合物,其有机质(OM)含量242 g/kg、全氮28.2 g/kg、全磷36.7 g/kg、全钾17.8 g/kg。试验地土壤为黄马肝土,0—10 cm土层土壤pH 6.49、容重1.15 g/cm^3、土壤有机碳(SOC)10.84 g/kg、全氮1.47 g/kg、碳氮比7.37。

蔬菜种植情况及追肥时间详见表1。冬季和夏季大棚通风时间分别为14:00 ~ 15:00和全天通风。生长季内蔬菜大棚气温、0—10 cm土层温度及湿度见图1和图2。

表1 蔬菜种植情况及追肥时间

Table 1 Detail of vegetables planting and topdressing time of the experiment

季节 Season	蔬菜 Vegetable	种植日期 Planting time (d/m/y)	种植密度 Planting density (plant/m^2)	总生长天数 Total growing days (d)	追肥时间(d) Topdressing days after planting
冬季	水芹* Cress	14/10/2009	80	90	12、27、50、77
Winter	扬花萝卜 Radish		150	68	12、27、50
夏季	小白菜 Pak choi	12/05/2010	200	29	16、23
Summer	大叶茼蒿 Crown daisy		200	43	16、23、34

注(Note):水芹移栽时高度约为7 cm Cress plants were 7 cm high when planting.

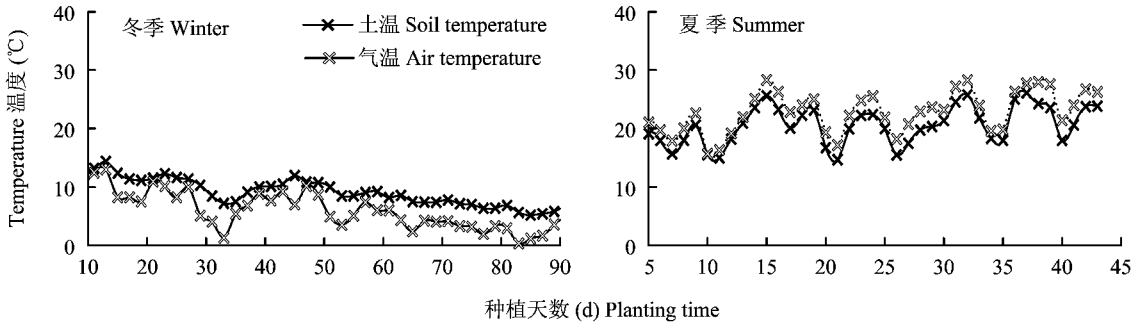

图 1　生长季内蔬菜大棚气温和 0—10 cm 土层温度

Fig. 1　Air and 0–10 cm soil layer temperatures during the growing periods of vegetables in winter and summer

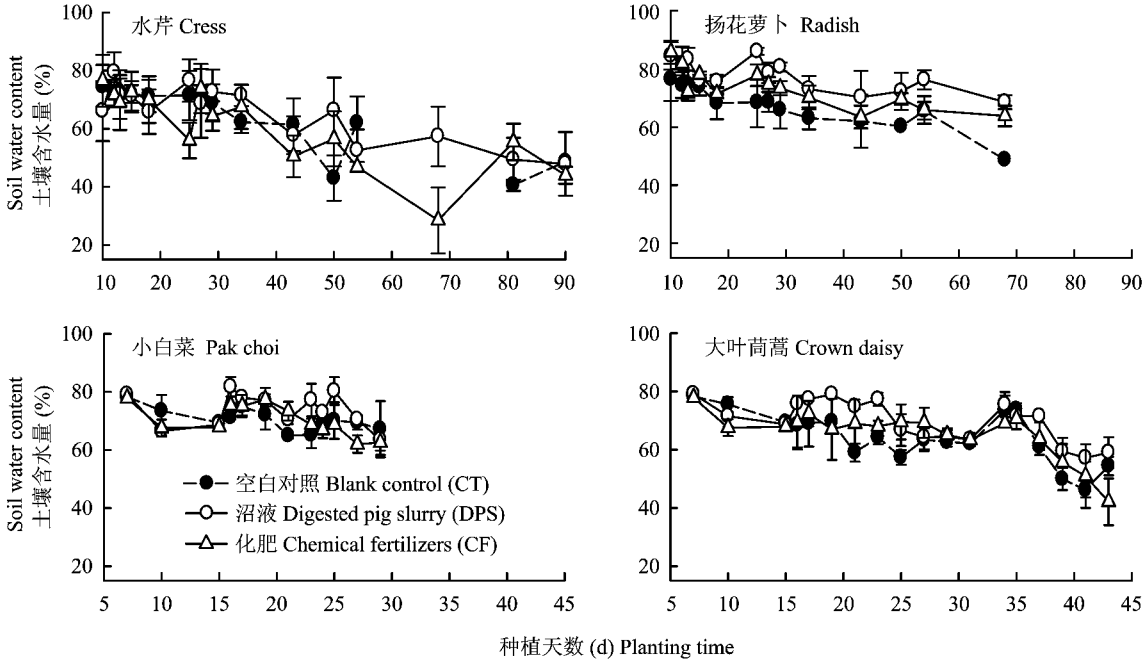

图 2　生长季内 0—10 cm 土层的体积含水量

Fig. 2　Water contents at the 0–10 cm soil layer during the growing periods of vegetables in winter and summer

1.2　供试沼液

沼液取自六合基地沼气工程的贮液池,发酵原料为猪粪尿及冲圈水,反应器类型为连续搅拌反应器系统(Continuous stirred-tank reactor, CSTR),已正常运行 1 年。沼液于试验开始前 2 天一次性取出,置于 PVC 桶内贮存,其基本养分含量见表 2。

1.3　试验处理

每种蔬菜设 3 个追肥处理,分别为完全施用沼液(DPS)、完全施用化肥(CF)以及空白处理(CK)。每个处理重复 3 次,9 个小区完全随机排列。小区面积为 2.5 m × 1.5 m,各小区间设置 1 m 宽的保护行。

根据蔬菜养分需求,冬季和夏季每次追施的氮量分别为 18 kg/hm^2 和 21 kg/hm^2,折算后每个小区施用的沼液量为 20 L。由于沼液中还含有大量的磷和钾(表 2),因此 CF 处理还添加了磷酸氢二钾($K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$)和硫酸钾(K_2SO_4)作为磷和钾的补充。各处理肥料添加量详见表 3。肥料用喷壶洒施均匀,追肥时间详见表 1。各处理的其他田间管理措施相同。

1.4　样品采集与测定

1.4.1 NH_3 挥发的测定　挥发的氨采用密闭法进行捕获[11]。装置由内径 15 cm、高 15 cm 的硬质 PVC 管底座和管盖制成。在蔬菜种植后 24 h(冬季)或 48 h(夏季)内将 PVC 管无底的一端插入土壤 5 cm 深处,在整个生长期内保持位置不变并保持管内无

表2 供试猪粪沼液的理化特性

Table 2 Physical and chemical properties of the used biogas liquid from anaerobic digested pig slurry

季节 Season	pH	总固体 (g/L) Total solid	COD (mg/L)	BOD (mg/L)	Total N (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	NO_3^--N (mg/L)	Total P (mg/L)	Total K (mg/L)	DOC (mg/L)	C/N
冬季 Winter	7.34	1.05	2096	870	331.5	314.9	7.98	42.7	209.4	281.5	8.09
夏季 Summer	7.43	1.21	2560	1150	400.5	365.7	16.44	54.8	264.0	354.9	7.63

注(Note): COD—化学需氧量 Chemical oxidation demand; BOD—生物需氧量 Biological oxidation demand; DOC—可溶性有机碳 Dissolved organic carbon.

表3 各处理肥料施加量

Table 3 Application rate of the treatment in this study

处理 Treatment	沼液 Digested slurries (L)	水 Water (L)	尿素 (g) Urea		硫酸钾 (g) K_2SO_4		磷酸氢二钾 (g) $K_2HPO_4 \cdot 3H_2O$	
			冬季 Winter	夏季 Summer	冬季 Winter	夏季 Summer	冬季 Winter	夏季 Summer
DPS	20	0	0	0	0	0	0	0
CF	0	20	14.2	17.2	4.5	5.4	6.4	8.2
CT	0	20	0	0	0	0	0	0

注(Note): DPS—沼液 Digested pig slurry; CF—化肥 Chemical fertilizers; CT—空白对照 Blank control.

植物。不测定时将管盖打开使空气正常流通。具体测定时间及方法见文献[9]。此方法测定的氨排放速率的计算公式为:

$$NH_3\text{-}N[mg/(m^2 \cdot d)] = C \times V \times 14/A$$

式中:C 为[H^+]浓度;V 为滴定用去标准酸的体积;14 为 N 的摩尔质量;A 为密闭装置的底面积。

1.4.2 N_2O 的测定 N_2O 气体采用静态箱方法收集[12]。测定时间为芹菜种植后第 12、13、15、18、25、27、29、34、43、50、54、68、81 和 90 d,萝卜种植后第 12、13、15、18、25、27、29、34、43、50、54 和 68 d,小白菜种植后第 8、14、17、19、24 和 26 d,茼蒿种植后第 8、14、17、19、24、26、30、35、37 和 41 d。

N_2O 气体的测定采用气象色谱法。气样带回实验室 24 h 内完成测定。利用 Agilent 7890A 气相色谱仪(Agilent Technologies, America)测定同一气样中的 N_2O 浓度,分离柱为 Porapak Q 填充柱(80/100 目),检测器为含 ^{63}Ni 的微电子捕获器(μECD),载气为 95% 氩气 + 5% 甲烷,流速 40 mL/min。柱温 60℃,检测温度为 300℃。标准气体由中国计量科学研究院提供。气体排放通量计算公式如下:

$$F = \rho \cdot h \cdot dc/dt \cdot 273/(273 + T)$$

式中:F 为气体排放通量,单位为 μg/(m^2·h);ρ 为标准状态下 N_2O 气体的密度,单位为 1.25 kg/m^3;h 为采样箱顶部至所覆盖土壤表面的高度,单位为 m;d_c/d_t 为单位时间采样箱内 N_2O 浓度的变化,单位为 mmol/(L·h);T 为采样箱内温度,单位为 K。

1.4.3 土壤样品的采集和测定 每次追肥后一天和第二次追肥前一天各取 0—10 cm 土层土样 1 kg。一部分于 0 ~ 4℃ 条件下保存,测定硝态氮(NO_3^--N)、铵态氮(NH_4^+-N)、可溶性有机碳(DOC)、可溶性总氮(DTN)和土壤微生物指标;另一部分土样风干、研磨后测定其 pH、有机碳(SOC)和全氮(TN)。

土壤 pH 采用 pH 计(PHS - 2F,上海精密科学仪器有限公司)测定[2.5:1(v/w)];SOC 采用重铬酸钾氧化滴定法测定;TN 采用凯氏定氮仪(Gerhardt Vapodest 30s, Germany)测定;DOC 和 DTN 采用 0.5 mol/L 硫酸钾(K_2SO_4)溶液浸提后,用 TOC 仪(Elementar liqui TOC II, Germany)测定浸提液中有机碳和总氮的含量;无机氮(NO_3^--N + NH_4^+-N)浓度采用 2 mol/L 氯化钾(KCl)溶液浸提后,用连续流动分析仪(FIAstar™ 5000 Systems, FOSS, USA)测

定；土壤可溶性有机氮（DON）为 DTN 与无机氮的差值。

1.5 数据分析

N_2O 气体的累积排放量是将 3 个重复的排放速率按时间间隔加权，计算公式如下：

$$T = \sum\left(\frac{F_{i+1}+F_i}{2}\right)\times(D_{i+1}-D_i)\times 24/10^5$$

式中：T 为 N_2O 季节排放总量，单位为 kg/hm^2；F_i 和 F_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时的 N_2O 或 CH_4 平均排放通量，单位为 $g/(m^2\cdot h)$；D_i 和 D_{i+1} 分别为第 i 和 $i+1$ 次采样时间，单位为 d；24 为 1 天的小时数；10^5 为单位转换系数。

4 种作物各追肥处理间的差异采用重复测量方差分析，多重比较采用 Duncan 法（$P = 0.05$）；0—10 cm 土层土壤理化指标（温度、水分、pH、DOC、DON、NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量）与该取样阶段 NH_3 和 N_2O 的排放速率（芹菜地 8 次、萝卜地 6 次、白菜地 4 次、茼蒿地 6 次）进行相关性分析和逐步回归分析；同季的两种菜地间以及冬季和夏季菜地间氨挥发和 N_2O 排放的差异采用独立样本 t 检验。数据分析软件为 SPSS 13.0 v。

2 结果与分析

2.1 NH_3 挥发

冬季和夏季追肥后菜地 NH_3 挥发速率激增（除芹菜第 4 次追肥后），冬季菜地施用沼液后 NH_3 挥发显著高于其他处理，而夏季施用沼液后 NH_3 挥发与其他处理差异不大（图 3）。可能是由于夏季追肥后菜地 NH_3 挥发测定时间较短，而短期内 NH_3 的排放主要源于肥料自身，温度是其直接的驱动因子，因此各追肥处理间 NH_3 挥发差异不显著。追肥后氨挥发增加的持续时间较短，一般发生在 24 ～ 48 h 内[9]。

冬季菜地平均 NH_3 挥发速率为 93.3 ～ 135.7 $g/(hm^2\cdot d)$ 和 43.7 ～ 83.4 $g/(hm^2\cdot d)$，夏季为 270.0 ～ 358.6 $g/(hm^2\cdot d)$ 和 234.7 ～ 338.3 $g/(hm^2\cdot d)$，显著高于冬季（$P \leq 0.01$）。生长季内 DPS 处理和 CF 处理的累积 NH_3 挥发量分别为 10.1 kg/hm^2 和 7.4 kg/hm^2，均显著高于 CT 处理（1.4 kg/hm^2；$P < 0.05$，图 4a）。冬季和夏季 DPS 处理 NH_3 挥发平均损失率分别为 14.7% 和 25.1%，占 NH_4^+-N 的 15.5% 和 27.6%（表 4）。

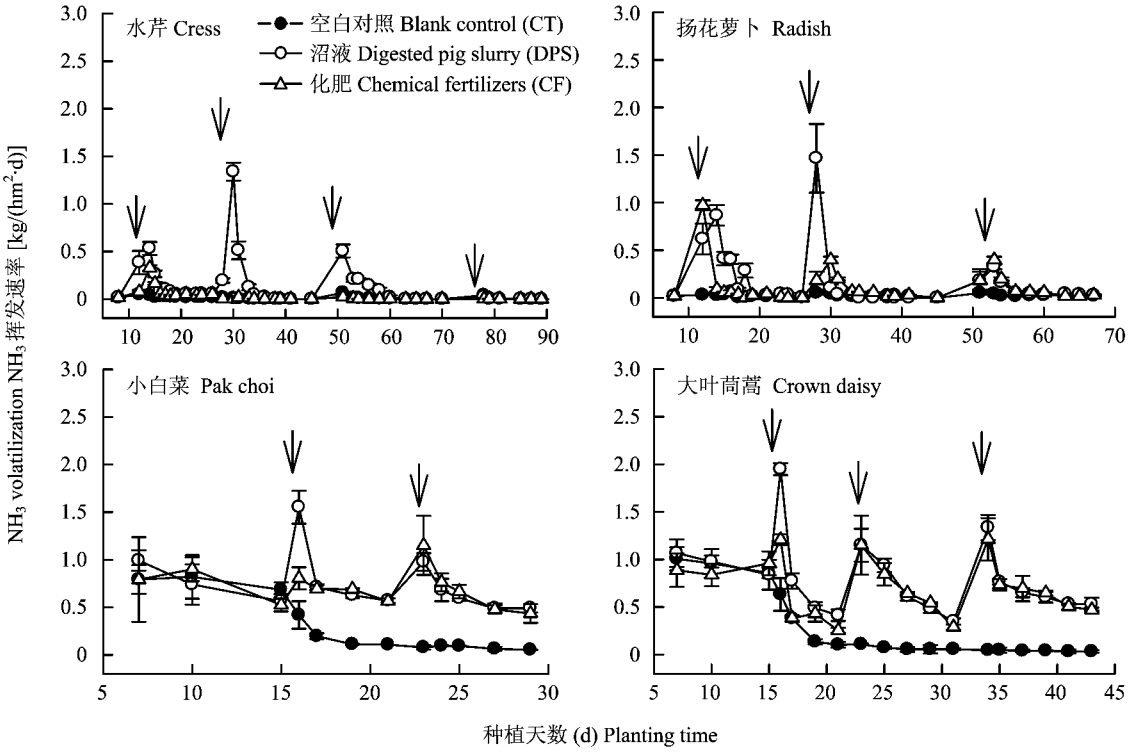

图 3　生长季内菜地 NH_3 挥发速率

Fig. 3　Dynamics of NH_3 volatilization rates during the growing periods of vegetables

［注（Note）：箭头表示追肥时间 Arrow indicating topdressing date.］

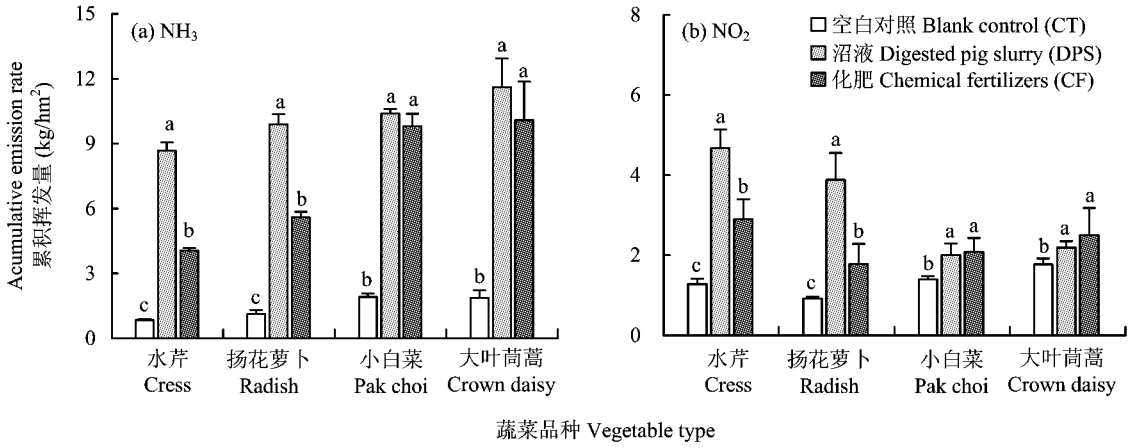

图4 生长季内累积 NH_3 和 N_2O 排放量

Fig. 4 Total emission of NH_3 and N_2O over the growing seasons

表4 生长季内氮素挥发损失率(%)

Table 4 Nitrogen loss rates through emission over the growing seasons

蔬菜品种 Vegetable type	处理 Treatment	NH_3	N_2O
水芹 Cress	CT	—	—
	DPS	11.7	4.71
	CF	5.3	2.26
扬花萝卜 Radish	CT	—	—
	DPS	17.7	5.47
	CF	9.7	1.59
小白菜 Pak choi	CT	—	—
	DPS	23.3	1.40
	CF	21.9	1.62
大叶茼蒿 Crown daisy	CT	—	—
	DPS	26.8	0.67
	CF	23.1	1.16

注(Note): DPS—沼液 Digested pig slurry; CF—化肥 Chemical fertilizers; CT—空白对照 Blank control.

2.2 N_2O 排放

冬季菜地追施沼液后 N_2O 排放量显著增加,特别是第一次追肥后,排放量激增(图5a、b);而夏季菜地则没有明显变化(图5c、d)。冬季菜地平均 N_2O 排放速率在 DPS 处理中为 41.7 ~ 50.2 g/(hm^2·d),在 CF 处理中为 26.6 ~ 67.4 g/(hm^2·d);而夏季则分别为 50.9 ~ 69.0 g/(hm^2·d)和58.1 ~71.7 g/(hm^2·d),均显著高于对照($P \leq 0.05$),但季节间的差异不显著。

冬季菜地整个生长季累积 N_2O 排放量为 0.92 ~ 4.67 kg/hm^2,夏季为 1.40 ~ 2.50 kg/hm^2(图4b)。冬季菜地 DPS 处理的累积 N_2O 排放量显著高于 CF 处理($P < 0.05$),而夏季二者的差异不显著(图4b)。冬季 DPS 处理中氮素以 N_2O 形式损失的有 5.2%,显著高于 CF 处理(表2);而夏季 DPS 处理中氮素损失率约为1.0%,略低于 CF 处理(表4)。

2.3 NH_3 和 N_2O 排放的影响因子

NH_3 挥发速率与 0—10 cm 土层土壤温度、土壤含水量、pH 呈显著正相关关系(图6a、b、c),与可溶性有机氮和 NO_3^--N 呈显著负相关关系(图6e、g),而与可溶性有机碳和 NH_4^+-N 无显著相关性(图6d、f)。

N_2O 排放速率与 0—10 cm 土层土壤温度和水分含量呈显著正相关关系(图7a、b),与可溶性有机氮呈显著负相关关系(图7e),而与 pH、可溶性有机碳、NH_4^+-N 和 NO_3^--N 无显著相关性(图7c、d、f、g)。

逐步回归分析结果表明,DPS 处理中 0—10 cm 土层土壤温度和 pH 可以解释 65.1% 的 NH_3 挥发变异,而 0—10 cm 土层土壤温度和土壤水分含量能解释 35.5% 的 N_2O 排放变异。

3 讨论

厌氧发酵产沼气技术是畜禽养殖场粪污处理的有效手段[2-3]。但由于目前普遍采用湿法发酵技术,在产沼气的同时会产生大量的沼液[3]。作为肥料还田是目前沼液资源化利用的有效途径之一。但厌氧发酵后氮素等速效养分含量增加[3],施入农田

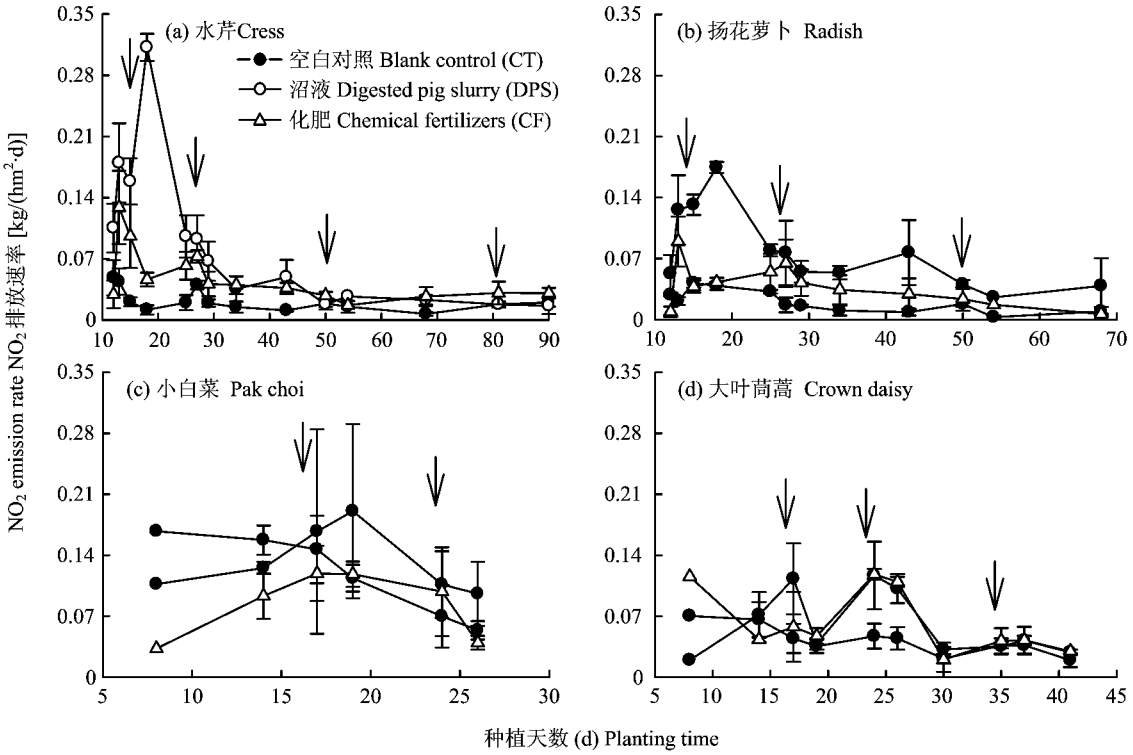

图 5　生长季内菜地 N_2O 排放速率

Fig. 5　Dynamics of N_2O emission rates during the growing periods of vegetables

[注(Note)：箭头表示追肥时间 Arrow indicating topdressing date]

后极有可能通过 NH_3 挥发和 N_2O 排放而降低其肥料利用率[7-8,13]。

本研究结果表明，施用沼液的菜地 NH_3 挥发高于施用化肥的处理，在冬季二者之间的差异显著。主要有两个原因，一是沼液中 NH_4^+-N 直接分解释放。国外研究通过对皮革废水和牛粪沼液还田后发现，NH_4^+-N 是 NH_3 挥发的主要贡献因子[7-8]。第一次施用沼液 48 h 内，NH_3 挥发速率为 0.53 ～ 1.95 kg/(hm^2·d)，主要原因是猪粪沼液本身增加了土壤中 NH_4^+-N 的含量。冬季和夏季菜地施用沼液后，平均 NH_3 挥发约占其中 NH_4^+-N 的 15.5% 和 27.6%。此结果低于 Rochette 等的研究结果[14]，但高于 Mulvaney 等的研究结果[15]；二是沼液中大量的可溶性有机碳(DOC)激发土壤有机氮的矿化造成的[8,16]。施用猪粪沼液 48 h 后，其自身的 NH_4^+-N 大量消耗，菜地增加的 NH_3 挥发极有可能是由于猪粪沼液激发了土壤中的有机氮而造成的。夏季菜地施用沼液后其 NH_3 挥发与其他处理差异不显著，可能是由于高温条件下，相比沼液中的速效氮，基肥中的氮素分解可能是 NH_3 挥发更主要的贡献因子。

pH、温度和水分对 NH_3 挥发有重要的影响[8]，适当的温度和水分会促进微生物生长及活性，有助于其分解土壤中的有机氮，进而增加 NH_3 挥发。本研究中，土壤温度对 NH_3 挥发的影响最大，可解释沼液施用后菜地 NH_3 挥发损失的 58.1%。因此，夏季菜地追肥后日均 NH_3 挥发速率较冬季大幅增加(约为 4.5 ～ 9.1 倍)。水芹地第 4 次追肥时施肥处理的 NH_3 挥发没有显著增加，主要是由于此时温度较低(低于 10℃)造成的。

施用沼液可能增加 N_2O 的排放，从而降低了整体的肥料利用率[17-18]。主要有三方面的原因：(1)沼液中含有相当数量的可溶性有机物，会激发土壤中有机氮的矿化，以及随后的硝化和反硝化过程；(2)沼液中的可溶性有机物能为反硝化作用提供充足的电子供体[19]，并通过生物需氧量促进厌氧条件的形成[20-21]，更有利于反硝化的发生[10]；(3)施用沼液后可能增加土壤的持水性[21]，而局部土壤水分的增加也有利于反硝化作用[20-22]。冬季和夏季土壤含水量分别为 30% ～ 80% 和 40% ～ 80%，此水分有利于达到反硝化作用所需的还原条件。

0—10 cm 土壤温度和水分对 N_2O 的排放有显著的促进作用，二者可以解释整个生长季施沼液(DPS)处理中 N_2O 排放变异的 35.5%。因此，夏季

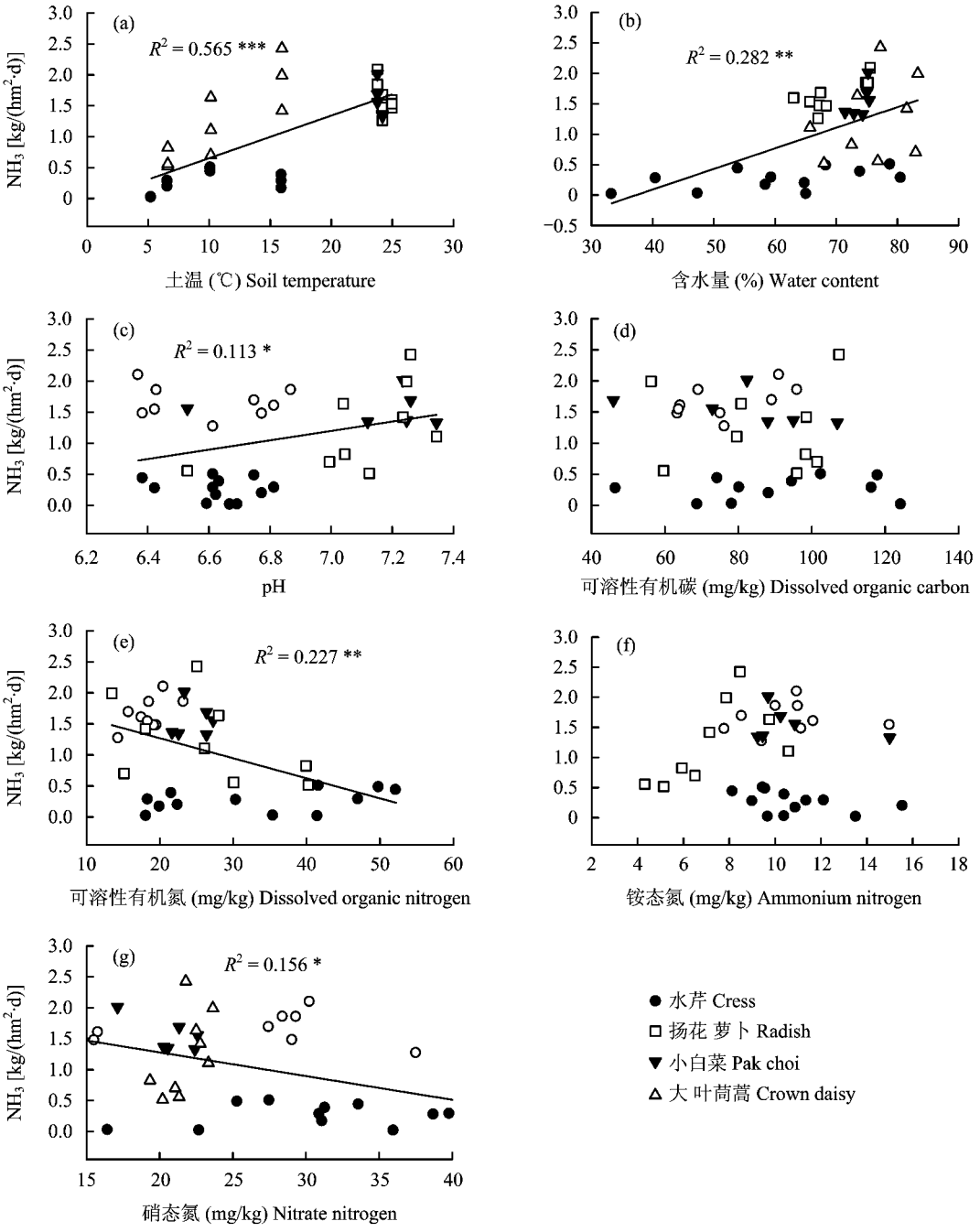

图6 施沼液处理中 NH_3 挥发速率与0—10 cm土层土壤理化指标的相关性

Fig. 6 Correlations between NH_3 volatilization rate and soil variables at the 0–10 cm soil layer for the DPS treatment during the growing periods of vegetables

[注(Note): *, ** 和 *** 分别表示相关性显著水平 $P<0.05$, $P<0.01$ 和 $P<0.001$. *, ** and *** represent correlation significant levels $P<0.05$, $P<0.01$ and $P<0.001$.]

各处理 N_2O 的排放显著高于冬季。冬季追施沼液显著增加了氮素以 N_2O 排放形式的损失。第一次追施沼液后,土壤 NH_4^+-N、NO_3^--N 和 DON 含量显著提高,为硝化和反硝化作用提供了充足的底物。随着植株的生长,大部分速效氮被植物吸收,且 NH_4^+-N 量通过 NH_3 挥发损失而大幅降低,因此,第二次追施沼液后测得的土壤 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量降低,用于硝化和反硝化作用的底物供应量也相应减少。因此,随后 N_2O 排放小幅增加并逐步趋于稳定。而夏季追施沼液后,菜地 N_2O 排放增加均不显著,主要有两方面的原因:一是由于夏季土壤含水量较大(约为40%～80%),更有利于反硝化作用产生

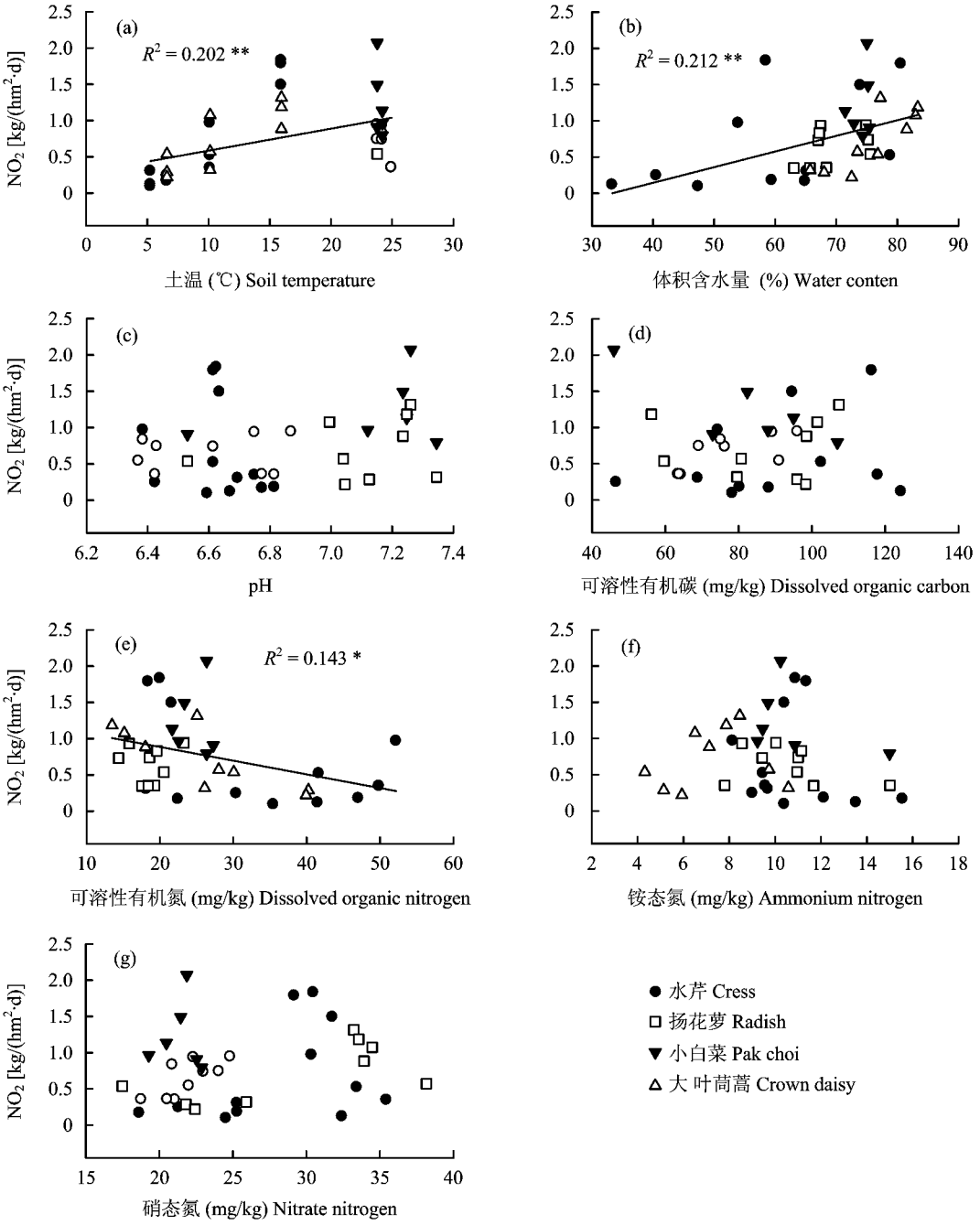

图 7　施沼液处理中 N_2O 排放速率与 0—10 cm 土层土壤理化指标的相关性

Fig. 7　Correlations between N_2O emission rate and soil variables at the 0–10 cm depth for the DPS treatment during the growing periods of vegetables

[注(Note)：* 和 ** 分别表示相关性显著水平 $P < 0.05$、$P < 0.01$. * and ** represent correlation significant levels $P < 0.05$ and $P < 0.01$.]

N_2；二是夏季 NH_3 挥发作用降低的 NH_4^+-N 会降低硝化作用的底物。

欧州的相关研究发现，农田施用未经发酵的动物粪尿后，其中的氮素以 NH_3 和 N_2O 的形式损失率为 5%～30%[16]。本研究中，施用沼液后氮素以 NH_3 和 N_2O 的形式损失率在此范围内，即冬季为 16.4%～23.2%，夏季为 24.7%～27.5%。为提高沼液中氮素利用率，在施用过程中应特别注意土壤温度、水分、pH 等条件。尽管冬季施用沼液后氮素损失速率显著高于施用化肥的处理，但是两个处理间蔬菜产量无显著差异(未列出)。Castro 等研究发现，大气中的 NH_3 可以作为气体肥料被植物吸收[25]。在现代设施农业中，施用沼液后所释放的氮可用于大棚作物的氮肥，从而增加沼液的利用价值。

本研究所选蔬菜的生长周期较短,且主要选择叶菜类蔬菜,对茄果类和根茎类的蔬菜研究较少。此外,研究中没有定量测定沼液施用后 NO 和 N_2,而这两者在反硝化过程中也可能被大量生成,导致研究结果中氮素的损失率可能被低估。因此,在今后的研究中应加强沼液在茄果类和根茎类蔬菜上运筹方式的研究,并系统考虑施用过程中氮素可能的损失途径,及作为气体肥料应用的可行性。

4 结论

1)菜地追施沼液后 NH_3 挥发显著高于施用化肥的处理,且主要发生在施用后的 48 h 内,沼液自身的 NH_4^+-N 是 NH_3 激增的主要原因;

2)首次追施沼液后土壤 N_2O 排放激增,随后逐步趋于稳定,但只有冬季生长季内平均 N_2O 排放速率显著高于施用化肥的处理。

3)冬季菜地追施沼液后,通过 NH_3 挥发和 N_2O 排放损失的氮素率为 16.4%～23.2%,而夏季为 24.7%～27.5%。

4)在施用 NH_4^+-N、NO_3^--N 和 DON 含量高的沼液时,应特别注意施用过程中土壤温度、水分、pH 条件。

参 考 文 献:

[1] 中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国国家统计局,中华人民共和国农业部. 第一次全国污染普查公报[R]. 2010.
Ministry of Environmental Protection the People's Republic of China, National Bureau of Statistics of China, Ministry of Agriculture of the People's Republic of China. The first national pollutant source census bulletin[R]. 2010.

[2] Lu J B, Zhu L, Hu G L *et al*. Integrating animal manure-based bioenergy production with invasive species control: A case study at Tongren pig farm in China[J]. Biomass Bioenerg., 2010, 34(6): 821-827.

[3] 靳红梅, 常志州, 叶小梅, 等. 江苏省大型沼气工程沼液理化特性分析[J]. 农业工程学报, 2011, 27(1): 291-296.
Jin H M, Chang Z Z, Ye X M *et al*. Physical and chemical characteristics of anaerobically digested slurry from large-scale biogas project in Jiangsu Province[J]. Trans. CSAE, 2011, 27(1): 291-296.

[4] Thien Thu C T, Cuong P H, Hang L T *et al*. Manure management practices on biogas and non-biogas pig farms in developing countries-using livestock farms in Vietnam as an example[J]. J. Cleaner Prod., 2012, 27: 64-71.

[5] Jiang X, Sommer S G, Christensen K V. A review of the biogas industry in China[J]. Energ. Policy, 2011, 39(10): 6073-6081.

[6] Kaparaju P, Rintala J. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland[J]. Renew. Energ., 2011, 36(1): 31-41.

[7] Möller K, Stinner W, Deuker A *et al*. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems[J]. Nutr. Cycl. Agroecosys., 2008, 82(3): 209-232.

[8] Martines A M, Nogueira M A, Santos C A *et al*. Ammonia volatilization in soil treated with tannery sludge[J]. Bioresour. Technol., 2010, 101(12), 4690-4696.

[9] 靳红梅, 常志州, 郭德杰, 等. 追施猪粪沼液对菜地氨挥发的影响[J]. 土壤学报, 2012, 49(1): 86-95.
Jin H M, Chang Z Z, Guo D J *et al*. Effect of topdressing with digested pig slurry on ammonia volatilization in vegetable fields[J]. Acta Pedol. Sin., 2012, 49(1): 86-95.

[10] Bertora C, Alluvione F, Zavattaro L *et al*. Pig slurry treatment modifies slurry composition, N_2O and CO_2 emissions after soil incorporation[J]. Soil Biol. Biochem., 2008, 40(8): 1999-2006.

[11] 王朝辉, 刘学军, 巨晓棠, 等. 田间土壤氨挥发的原位测定—通气法[J]. 植物营养与肥料学报, 2002, 8(2): 205-209.
Wang Z H, Liu X J, Ju X T *et al*. Field in situ determination of ammonia volatilization from soil: Venting method[J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2002, 8(2): 205-209.

[12] 邱炜红, 刘金山, 胡承孝, 等. 不同施氮水平对菜地土壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(11): 2239-2243.
Qiu W H, Liu J S, Hu C S *et al*. Effects of nitrogen application rates on nitrous oxide emission from a typical intensive vegetable cropping system[J]. J. Agro-Environ. Sci., 2010, 29(11): 2239-2243.

[13] Fangueiro D, Chadwick D, Dixon L *et al*. Short term N_2O, CH_4 and CO_2 production from soil sampled at different depths and amended with a fine sized slurry fraction[J]. Chemosphere, 2010, 81(1): 100-108.

[14] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H *et al*. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands[J]. Nutr. Cycl. Agroecosys., 2004, 84(1): 71-80.

[15] Mulvaney M J, Cummins K A, Wood C W *et al*. Ammonia emissions from field-stimulated cattle defecation and urination[J]. J. Environ. Qual., 2008, 37(6): 2022-2027.

[16] Sommer S G, Génermont S, Cellier P *et al*. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field[J]. Eur. J. Agron., 2003, 19(4): 465-486.

[17] Marcato C E, Mohtar R, Revel J C. Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry[J]. Int. Biodeter. Biodegr., 2009, 63(3): 260-266.

[18] Vallejo A, Skiba U, García-Torres L *et al*. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts[J]. Soil Biol. Biochem., 2006, 38(9): 2782-2793.

[19] Thomsen I K, Pedersen A R, Nyord T *et al*. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N_2O emissions as determined by a new non-linear approach[J]. Agr. Ecosyst. Environ., 2010, 136(3-4): 227-235.

[20] Mathieu O, Hénault C, Lévêque J *et al*. Quantifying the contribution of nitrification and denitrification to the nitrous oxide flux using ^{15}N tracers[J]. Environ. Pollut., 2006, 144(3): 933-940.

[21] Miller M N, Zebarth B J, Dandie C E *et al*. Crop residue influence on denitrification, N_2O emissions and denitrifier community abundance in soil[J]. Soil Biol. Biochem., 2008, 40(10): 2553-2562.

[22] Müller C, Kammann C, Ottow J C G *et al*. Nitrous oxide emission from frozen grassland soil and during thawing periods [J]. J. Plant Nutr. Soil Sci., 2003, 166(1): 46-53.

[23] Bernat K, Wojnowska-Barylala I. Carbon source in aerobic denitrification[J]. Biochem. Eng. J., 2007, 36(2): 116-122.

[24] Meijide A, Díez J A, Sanchez-Martin L *et al*. Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate [J]. Agr. Ecosyst. Environ., 2007, 121(4): 383-394.

[25] Castro A, Stulen I, Kok L J D. Atmospheric NH_3 as plant nutrient: A case study with *Brassica oleracea* [J]. Environ Pollut., 2008, 154(3): 467-472.