农业环境科学学报 2004,23(5):852 – 856
Journal of Agro-Environment Science

施用尿素稻田表层水氮素的动态变化及模式表征

王小治[1,2], 朱建国[1], 宝川靖和[3], 封 克[2]

(1. 中国科学院南京土壤研究所, 江苏 南京 210008;2. 扬州大学环境科学和工程学院, 江苏 扬州 225009;
3. 国际农林水产业研究中心, 日本 筑波 305 – 8686)

摘 要:稻田表层水氮浓度高低是决定氨挥发、硝化、反硝化及径流氮排放多少的关键因素。在太湖地区乌栅土上,采用田间实验方法及原状土渗漏液,研究了不同尿素品种、不同施肥量在稻麦轮作下,稻田表层水氮浓度的动态变化。结果表明,包膜尿素表现出明显的缓释特性,在基施情况下,表层水总氮和NH_4^+ – N 浓度低,始终接近对照水平,氮素通过径流和氨挥发损失的可能性很小。施普通尿素后表层水总氮素负荷及流失潜能随时间呈指数递减,而表层水NH_4^+ – N 浓度及氨挥发潜能在施肥后约 50 h 内随时间呈指数增加,之后又随时间呈指数递减的趋势,表层水总氮(TN)和NH_4^+ – N 变化均符合一级动力学方程 $y = C_0 \times e^{-kt}$,反应速率常数在不同施肥量之间差异不显著,而在不同时期有显著差异。施肥与降雨的时间间隔将是决定径流氮损失的关键因素。施尿素后 4 d 内是控制水田氮素流失的关键时期。在施尿素后 1 ~ 4 d 内,稻田有较高的氨挥发潜能,而此后氨挥发损失的可能较小。适当增加田埂高度,或在施肥初期减少灌水以降低表层水深度,均可有效地减少径流氮素损失。

关键词:稻田; 氮素; 动态变化; 模式表征; 包膜尿素
中图分类号:S131.1,S143.1 **文献标识码**:A **文章编号**:1672 – 2043(2004)05 – 0852 – 05

Dynamic Changes and Modeling of Nitrogen in Paddy Field Surface Water After Application with Different Doses of Urea

WANG Xiao-zhi[1,2], ZHU Jian-guo[1], HOSEN Yasukazu[3], FENG Ke[2]
(1. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Environment Science and engineering College, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China; 3. Japan International Research Center for Agricultural Sciences, Tsukuba 305 – 8686, Japan)

Abstract: A field experiment with large – typed profile – undisturbed monolithic lysimeters was carried out to study dynamics of nitrogen in paddy field surface water after application with different doses of urea in Taihu Region in the years 2002 to 2003. The five treatments comprised application rates of 0, 150 or 300 kg N · hm^{-2} as urea (CK, U150 or U300), and 100 or 150 kg N · hm^{-2} as polyolefine coated with urea (CU100 or CU150) per growing season. Both treatments (3 replicates) and controls (4 replicates) were arranged randomly. The results indicated that coated urea (CU) treatments, due to their controlled released character, showed a low TN (total nitrogen) and NH_4^+ – N concentrations in surface water, and, therefore, the possibility of either nitrogen loss via runoff or ammonia volatilization was low. TN concentration in surface water declined as time after application with urea. NH_4^+ – N concentration in surface water increased rapidly to the maximum in two days after urea application, and then decreased quickly. Dynamic changes in both TN and NH_4^+ – N, followed the first order reaction ($y = C_0 \times e^{-kt}$). The interval of rainfall and fertilization might be the key factors controlling the nitrogen runoff losses. The vital period affecting the nitrogen loss via runoff fell in 0 ~ 4 days after N application. The potential of ammonia volatilization from paddy field was high during 1 ~ 4 days after N application. Heightening the level of ridge of field, or reducing irrigation on initial stages of N application can effectively decrease the N losses via runoff from the paddy field.

Keywords: paddy field; nitrogen; dynamic change; modeling; coated urea

已有研究表明,氮肥的利用率较低,旱地的氮素利用率为 40% ~60%,而稻田只有 20% ~40%[1]。氮肥施入土壤后,其损失途径主要是气态挥发、淋溶和径流,不仅造成肥料、能源的浪费,而且对环境产生污染[2~5]。氮经径流和淋溶进入水体,会加重水体富营养化和造成地下水污染并危及人类健康,这已成为人

收稿日期:2004 – 02 – 26
基金项目:中日农业合作项目"农业生态系统中主要元素循环研究"资助
作者简介:王小治(1975—),男,在职博士生,讲师,主要研究方向为农田生态系统中元素循环及水体富营养化。

类面临的重大环境问题[6]。在经济发达、人口密集的太湖地区，近年来氮肥用量已达 550～650 kg N·hm^{-2}，大大高于全国平均水平 300 kg N·hm^{-2}，因而引起广泛关注。尿素在厌氧或好氧的条件下均能首先转化为氨氮，然后可能经硝化细菌生成硝氮，进而可能淋失，也有可能经反硝化细菌作用生成氮氧化物、氮气[4,7]；表层水中铵态氮是氨挥发的底物，其浓度是氨挥发高低的决定性因素之一；稻季氮素径流排放量的大小与发生径流时表层水的氮浓度更是密切相关。可见，尿素施入稻田后，氨氮是田间不同途径氮素损失的重要来源。因此，了解表层水中氮浓度的动态变化将有助于准确评价农业面源污染，具有重要的环境意义。为了提高氮素利用率、减少氮污染，使用控释肥料是一种趋势。而目前尚缺少有关控释肥料在太湖地区施用的实测资料。

本工作自 2001 年起连续 3 年在太湖地区主要水稻土类型乌栅土上利用大型原状土（土壤未扰动）渗漏计，研究在稻、麦轮作体系中施用普通尿素和控释尿素后氮损失及其对环境的影响。本文主要讨论 2002 年和 2003 年稻田表层水氮浓度的动态变化及其模式表征。

1　材料和方法

1.1　试验地点与土壤条件

试验在中科院常熟生态站进行，站区所在地属亚热带中部湿润季风气候。年平均气温 15.5 ℃，≥10 ℃的有效积温为 4 933.7 ℃，年降雨量 1 038 mm，年日照 2 203 h，年平均太阳总辐射量 4.94×10^{5} J·cm^{-2}，无霜期 242 d。站区地形属阳澄湖低洼湖荡平原，海拔 1.3 m。供试土壤为湖积物上发育的潜育型水稻土（乌栅土），其 0～15 cm 土壤的基本性状为：pH（H_2O，水土比 2.5∶1）7.36、全碳 20.0 g·kg^{-1}、全氮 1.79 g·kg^{-1}、全磷 0.91 g·kg^{-1}、全钾 18.6 g·kg^{-1}、速效磷 33.7 mg·kg^{-1}、速效钾 106.0 mg·kg^{-1}。

1.2　原状土渗漏计

用 1 cm 厚的 PVC 板制成高 100 cm、内径 80 cm 的圆筒，将圆筒小心套上事先砌成的高 81 cm、内径略大于 80 cm 的原状（未扰动）土柱，底部垫上 4 cm 厚过 70 目筛的石英砂（事先用 5% HCl 处理）后，用 PVC 板将底部封闭，板中部钻孔引管以收集渗漏水。在土层上方 6 cm 引管以备收集稻季径流。稻麦季开始前一周，在管内壁灌入土浆弥合缝隙，以防溶液直接从管壁下渗。

1.3　试验设计

2001 年稻季布置试验。共设 5 个施肥处理：(1) 对照（CK）；(2) 包膜尿素（Meister SS100）100 kg N·hm^{-2}（CU100）；(3) 包膜尿素 150 kg N·hm^{-2}（CU150）；(4) 普通尿素 150 kg N·hm^{-2}（U150）；(5) 普通尿素 300 kg N·hm^{-2}（U300）。每个小区面积为 0.50 m^2，随机排列，重复 3 次（对照重复 4 次），共 16 个小区。各处理均施用磷酸二氢钾（基肥）和氯化钾（穗肥），共施 P_2O_5 100 kg·hm^{-2}、K_2O 100 kg·hm^{-2}。2001—2003 年稻季包膜尿素均作基肥一次施入。2001 年稻季普通尿素分 50% 基肥、20% 分蘖肥和 30% 孕穗肥 3 次施入；2002 年稻季普通尿素分 40% 基肥（6 月 18 日）、20% 分蘖肥（6 月 26 日）和 40% 孕穗肥（8 月 1 日）3 次施入；2003 年稻季普通尿素分 40% 基肥（6 月 30 日）、20% 分蘖肥（7 月 11 日）和 40% 孕穗肥（8 月 16 日）3 次施入。田间灌水后，基肥施入田面，随即用田耙与表土人工拌匀，另两次追肥为表施。2001—2002 年麦季 CK、U150、U300 和 CU100、CU150 处理施普通尿素 0、125、250 kg N·hm^{-2} 和包膜尿素 75 和 125 kg N·hm^{-2}。均用自来水灌溉。

1.4　水分管理和渗漏量的控制

据当地大田实际操作情况，在水稻淹水期间，当田面表层水低于 1 cm 时，灌入自来水使田面表层水达到 3～4 cm。如遇暴雨使表层水超过 6 cm 时，即认为产生径流。

预备试验给出供试乌栅土在淹水条件下淋溶速率为 5 mm·d^{-1}。淹水期间通过药用输液管控制淋溶速率为 36～37 滴·min^{-1}（每日不定期检查，如有变动做微调），以使淋溶速率为 5 mm·d^{-1}，最大限度地模拟田间真实情况。

1.5　采样与测定

整个稻季每隔 7 d 定期取表层水样。另每次施肥后每日下午 4：00 取表层水样（不扰动土层小心采取），直至施肥处理表层水氮浓度接近对照处理。

水样经过滤后，用过硫酸钾氧化紫外分光光度法测定总氮（TN），用紫外分光光度法测NO_3^-－N，用靛酚蓝比色法测NH_4^+－N，回收率在 98.5% ～100% 之间。

2　结果与讨论

2.1　表层水 N 浓度的动态变化

如图 1 所示，CU 处理与 U 处理表面水氮浓度的动态变化在两年稻季中均表现出显著差异（8 月中下旬后施肥处理表层水各氮浓度均与对照无显著差异，

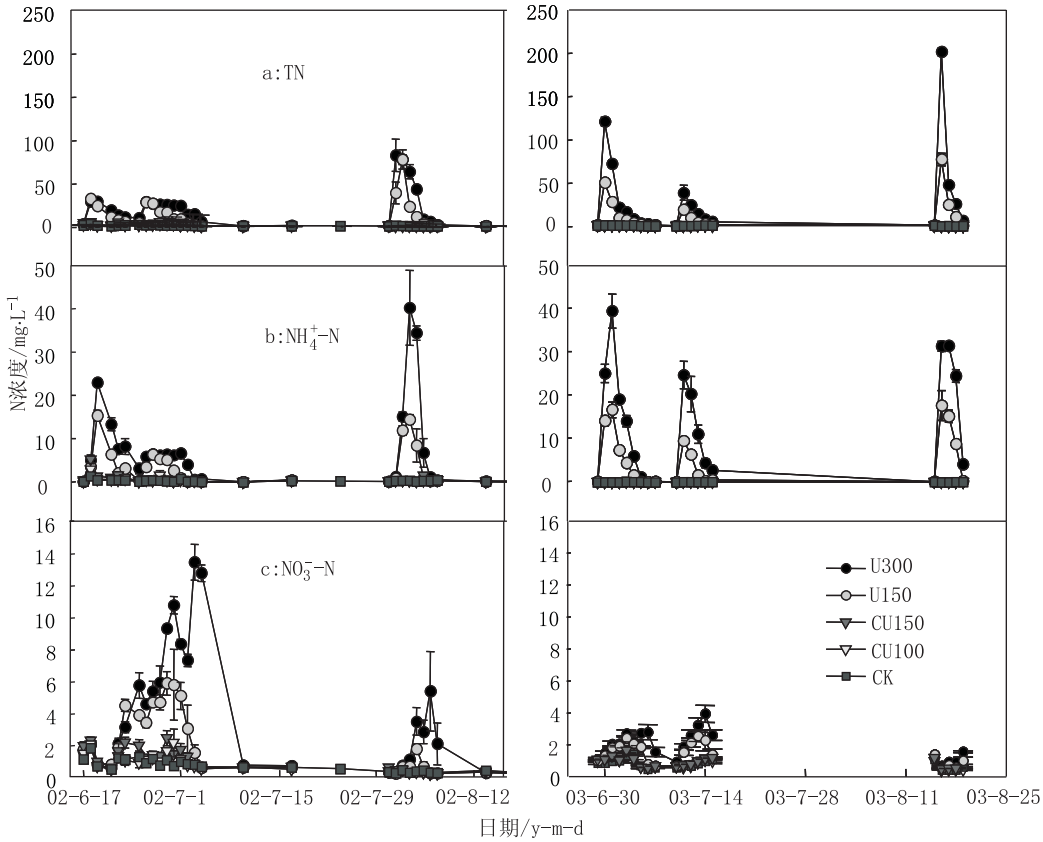

图 1 2002 年和 2003 年稻季田面水 N 浓度变化动态

Figure 1 Dynamic change of N concentrations in the paddy field surface water in 2002 and 2003

图中未列出)。CU 处理的表层水氮浓度一直很低与对照接近,这是由于其缓释养分的特性,施肥并未明显增加表层水氮的浓度;而 U 处理,由于其易溶性,施肥显著提高了表层水氮的浓度,施肥当天表层水 TN 浓度即达最大值,如 2002 年稻季穗肥施入的当天 TN 浓度即高达 82 mg·L^{-1},而 2003 年穗肥施入当天 TN 浓度即高达 202 mg·L^{-1}(图 1 a),其中主要是尿素态氮(结果未列出),随后 TN 浓度急剧下降。

为了更准确了解表层水氮的动态,在 2003 年稻季施肥后立即取样,并在经过 1、3、5、12、24、36、54 h 后取表层水样,测定氮浓度。图 2 更清楚地表明施入普通尿素后表层水氮的变化动态(由于包膜尿素处理始终与对照处理无显著差异,图中未列出),施肥后表层水 TN 浓度即达最大值,如 2003 年 8 月 15 日下午 1:00 施入孕穗肥后 TN 浓度高达 299 mg N·L^{-1},显著高于图 1 中的峰值 202 mg N·L^{-1},这是由于取样时间不同所致,图 1 中峰值取样时间为下午 4:00(为了便于同 2002 年结果比较,两稻季均为下午 4:00 取样),表明在穗肥施入后 3 h 表层水 TN 浓度已下降近 100 mg·L^{-1}。从图 2 a 可见,每次施肥后 50 h 表层水 TN 浓度较最高值均已下降 50% 以上,至第 4 d(100 h),TN 浓度均已下降 95% 以上。表层水 TN 浓度急剧下降的原因包括:作物吸收,土壤颗粒吸附;降雨及灌溉也可能加速表层水氮浓度下降;淋溶、径流会从表层水中带出部分氮;尿素的水解会使表层水 pH 上升,水解出的NH_4^+ – N 在较高 pH、较高温度下 NH_3 挥发量较大(另文讨论);NO_3^- – N 出现峰值的时间滞后于NH_4^+ – N(图 1b, c, 图 2 b, c),表明NO_3^- – N 主要来自于NH_4^+ – N 的硝化作用,NO_3^- – N 继而发生的反硝化作用又会使氮素以 N_2 或 N_2O 等形式进入大气。上述各过程发生强度的大小、数量的多少将决定表层水氮浓度下降速率的快慢,而所有影响上述过程的因素均会影响表层水氮浓度降至接近对照水平所需的时间。

溶解无机氮中以NH_4^+ – N 为主,在施肥后 2 d(50 h)内NH_4^+ – N 浓度达最高值后随之下降,在 4 d 时接近对照水平(图 2b)。由于NH_4^+ – N 是氨挥发的底物,其浓度的高低决定氨挥发潜能的大小,即在施肥后 1 ~ 4 d 内,可能发生较多的氨挥发,而此后氨挥发的可能损失较小。

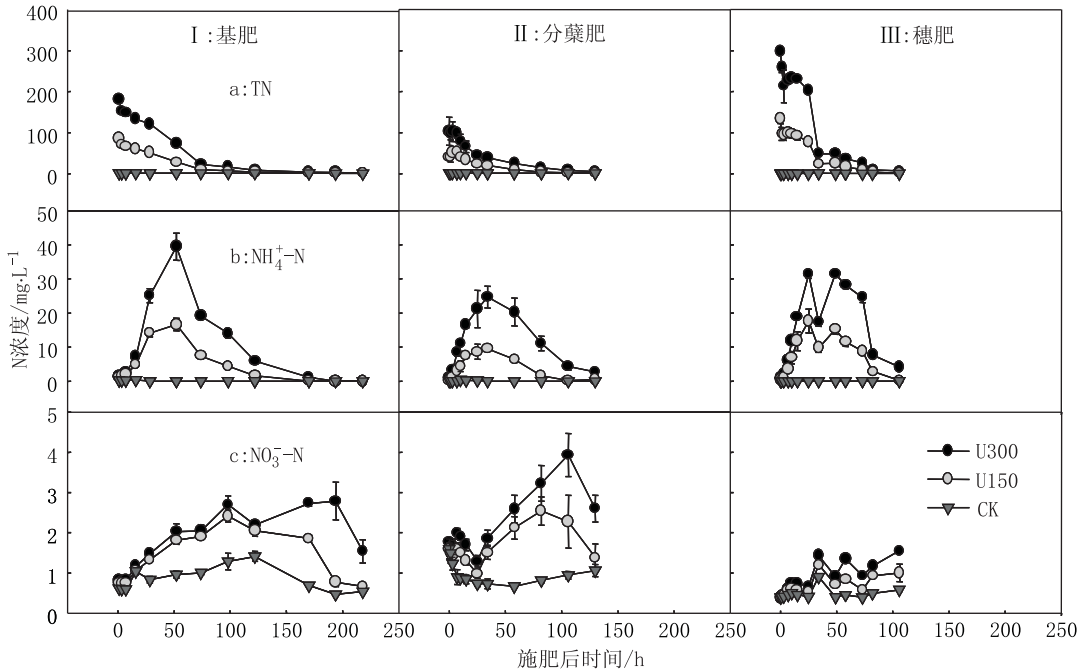

图 2　2003 年稻季不同时期施肥后田面水 N 浓度动态变化

Figure 2　Dynamic change of N concentrations in the paddy field surface water in 2003

2.2 表层水 N 浓度动态变化的模式表征

表层水氮浓度的动态变化可用一级反应方程($y = C_0 \times e^{-kt}$)进行拟合表征。方程对总氮浓度动态变化和NH_4^+ – N 浓度上升过程的拟合均达极显著水平($P < 0.001$ 或 < 0.01)。不同施氮量对总氮浓度降低速率常数(表 1)和NH_4^+ – N 浓度上升速率常数(表 2)影响较小,穗肥时期 U150 和 U300 处理的总氮浓度反应速率常数分别为 $(0.039\,8 \pm 0.002\,4)$ h^{-1} 和 $(0.037\,2 \pm 0.002\,5)$ h^{-1},其NH_4^+ – N 浓度上升反应速率常数分别为 $(0.157\,4 \pm 0.029\,0)$ h^{-1} 和 $(0.141\,6 \pm 0.022\,7)$h^{-1}。但不同时期的反应速率常数有差异,以穗肥最高,分蘖肥次之,基肥最低。而对NH_4^+ – N 浓度

表 1　一级反应方程($y = C_0 \times e^{-kt}$)对 2003 年稻季表层水 TN 浓度动态变化的拟合结果

Table 1　Simulation of the changes of TN concentrations in surface water in 2003 with time after fertilization($y = C_0 \times e^{-kt}$) and its regressive parameters

处理		C_0 /mg N·L^{-1}	k/h^{-1}	r^2	P	N
基肥	U150	76.897 5	0.021 6 ± 0.001 0	0.982 2	<0.001	36
	U300	172.820 9	0.021 8 ± 0.001 0	0.982 4	<0.001	36
分蘖肥	U150	48.784 2	0.026 5 ± 0.001 1	0.983 5	<0.001	36
	U300	98.669 3	0.023 1 ± 0.000 8	0.989 4	<0.001	36
穗肥	U150	136.964 8	0.039 8 ± 0.002 4	0.961 4	<0.001	39
	U300	301.844 6	0.037 2 ± 0.002 5	0.952 7	<0.001	39

表 2　一级反应方程($y = C_0 \times e^{-kt}$)对 2003 年稻季表层水NH_4^+ – N 浓度上升过程的拟合结果

Table 2　Simulation of the increase of NH_4^+ – N concentration in surface water in 2003 with time after fertilization($y = C_0 \times e^{-kt}$) and its regressive parameters

处理		C_0 /mg N·L^{-1}	k/h^{-1}	r^2	P	N
基肥	U150	1.501 3	0.054 7 ± 0.010 8	0.866	<0.01	18
	U300	1.741 4	0.068 8 ± 0.011 2	0.905	<0.01	18
分蘖肥	U150	0.762 4	0.096 6 ± 0.025 9	0.699	<0.01	24
	U300	2.230 0	0.089 7 ± 0.022 4	0.729	<0.01	24
穗肥	U150	0.693 4	0.157 4 ± 0.029 0	0.855	<0.01	21
	U300	1.574 0	0.141 6 ± 0.022 7	0.866	<0.01	21

表 3 一级反应方程($y = C_0 \times e^{-kt}$)对 2003 年稻季表层水NH_4^+ – N 浓度下降过程的拟合结果

Table 3 Simulation of the decrease of NH_4^+ – N concentration in surface water in 2003 with time after reaching peak($y = C_0 \times e^{-kt}$) and its regressive parameters

处理		C_0/mg N · L^{-1}	k/h^{-1}	r^2	P	N
基肥	U150	22.484 4	0.044 8 ± 0.050 7	0.940	<0.01	21
	U300	75.844 0	0.047 7 ± 0.008 4	0.866	<0.01	21
分蘖肥	U150	10.408 5	0.038 2 ± 0.008 8	0.864	<0.05	15
	U300	30.224 4	0.024 8 ± 0.002 8	0.962	<0.01	15
穗肥	U150	29.403 8	0.045 6 ± 0.012 0	0.742	<0.05	21
	U300	37.720 0	0.022 5 ± 0.007 5	0.641	<0.05	21

下降反应速率常数以基肥最高, 穗肥时期拟合方程未达极显著水平,相关系数也相对较低(表 3),这与施肥后 48 h 的灌水致使NH_4^+ – N 浓度急剧下降有关(图 2 b)。

一方面,尿素在施入后很快进行水解生成NH_4^+ – N;而另一方面,NH_4^+ – N 会被植株吸收,发生硝化、氨挥发作用使其浓度降低。两过程的相对强弱将决定表层水NH_4^+ – N 浓度的变化。从拟合方程可见,在水稻生长吸收、氨挥发[8]、硝化、反硝化[9]等过程的共同作用下,施氮后表层水总氮素负荷及流失潜能随时间呈指数递减,而表层水NH_4^+ – N 浓度及氨挥发潜能在施肥后 50 h 内随时间成指数增加, 之后又随时间呈指数递减的趋势。研究发现,水稻田具有人工湿地的某种特性[10],在施氮 7 d 后,田间氮素径流排放损失的可能大为降低[11],本文结果表明在本试验条件下,施尿素后的 4 d 是控制水田氮素流失的最关键时期。

3 结论

(1) 包膜尿素表现出明显的缓释特性,在基施的情况下, 表层水总氮和NH_4^+ – N 浓度低, 始终接近对照水平,氮素通过径流和氨挥发损失的可能性很小。

(2)施普通尿素后表层水总氮素负荷及流失潜能随时间呈指数递减,而表层水NH_4^+ – N 浓度及氨挥发潜能在施肥后约 50 h 内随时间呈指数增加, 之后又随时间呈指数递减的趋势, 均符合一级动力学方程 $y = C_0 \times e^{-kt}$, 反应速率常数在不同施肥量之间差异不显著,而在水稻不同生长时期有显著差异。施肥与降雨的时间间隔将是决定径流氮损失大小的关键因素。施尿素后 4 d 内是控制水田氮素流失的最关键时期。在该土壤条件下,稻季施尿素后 1 ~ 4 d 内,有较高的氨挥发潜能,而此后氨挥发损失的可能较小。

(3)从本试验结果看,适当增加田埂高度;或在施肥初期减少灌水, 使表层水深度有所降低, 均可有效减少径流氮素损失的可能。有必要进一步探讨在人为可控的条件下, 结合表层水氮素动态特征, 提出适当的管理、施肥措施,以实现稻田氮素流失最小化。

参考文献:

[1] Vlek P L G, Byrens B H. The efficacy and loss of fertilizer N in lowland rice[C]. *Fertilizer Research*, 1986. 131 – 147.

[2] Kurakova N G. Role of denitrification in nitrogen balance of soils[J]. *Agronomy*, 1984, 5: 124.

[3] Mengel K. Impacts of intensive plant nutrient management on crop production and environment[J]. *Trans* 14 *th Intern Congr Soil Sci*, 1990, 13: 42 – 52.

[4] 朱兆良,文启孝 . 中国土壤氮素[M]. 南京: 江苏科技出版社, 1992. 213 – 249.

[5] 朱兆良, 蔡贵信, 徐银华, 等 . 一种稻田氮肥氨挥发及其在氮素损失中重要性的研究[J]. 土壤学报, 1985, 22: 320 – 328.

[6] 朱建国 . 硝态氮污染危害及其研究展望[J]. 土壤学报, 1995, 32(增): 62 – 69.

[7] Bernard T N. Nitrate behavior in ground waters of the southeastern[J]. USA(J): *J Environ Qual*, 1999, 28: 1518 – 1527.

[8] Quenmada M, Lasa B, Lamsfus C, et al. Ammonia volatilization from surface or incorporated biosolids by the addition of dicyandiamide[J]. *J Environ Qual*, 1998, 27: 980 – 983.

[9] 俞 慎, 李振高 . 稻田生态系统生物硝化 – 反硝化作用与氮素损失[J]. 应用生态学报, 1999, 10(5): 630 – 634.

[10] Takeda I, Fukushima A, Tanaka R. Non point pollution reduction in a paddy field watershed using a circular irrigation system[J]. *Wat Res*, 1997, 31: 2685 – 2692.

[11] 张志剑, 董 亮, 朱荫湄 . 水稻田面水氮素的动态特征、模式表征及排水流失研究[J]. 环境科学学报, 2001, 21(4): 475 – 480.

致谢: 本课题得到了日本国际农业研究中心、中日农业合作项目"农业生态系统中主要元素循环研究"的部分资助,中科院常熟生态站对本试验给予了大力支持,在此一并致谢!