

稻鸭、稻鱼共作生态系统土壤可溶性 有机 N 的动态和损失

李成芳, 曹凑贵*, 汪金平, 展 茗, 潘圣刚

(农业部华中作物生理生态与栽培重点开放实验室, 华中农业大学, 湖北武汉 430070)

摘要: 通过田间试验研究了稻鸭、稻鱼共作生态系统土壤可溶性有机 N (SON) 的动态和损失, 及其与土壤微生物量 N 和水稻吸 N 量的相关性。结果表明, (1) 土壤 SON 是稻田土壤主要的可溶性 N, 其中处理 CK, RD 和 RF 土壤 SON 库分别为 121.16, 109.30 和 113.71 kg/hm², 高于土壤无机 N 库。(2) 土壤 SON 与土壤可溶性无机 N 显著正相关 ($p < 0.01$); 在水稻生育期间, 土壤 SON 含量随水稻的生长而逐渐降低; 同时由于鸭和鱼的存在, 处理 RD 和 RF 土壤 SON 含量显著低于处理 CK; 土壤 SON 与水稻累积吸 N 量呈显著负相关 ($p < 0.01$), 表明水稻生长强烈影响着土壤 SON。(3) 在水稻生长前期, 渗漏水各形态 N 含量最大; 溶解性有机 N (DON) 是稻田渗漏水 N 素的主要形态; 同时, 统计分析显示, 相对于处理 CK, RF 土壤 SON 的下渗淋失量显著降低, RD 土壤 SON 的下渗淋失量则略为降低。(4) 水稻生育期间, 土壤微生物量 N 不断地变化着, 此外, 由于鸭和鱼的存在, 相对与处理 CK, 处理 RD 和 RF 土壤显著的提高了土壤 MBN。同时, 由于水稻吸收和 N 的淋失, 土壤微生物量 N 与土壤 SON 不相关。总之, 在水稻生长期间, 土壤可溶性有机 N 受水稻吸 N、微生物吸 N 与分解和 N 淋失的共同作用。

关键词: 稻鸭、稻鱼共作生态系统; 可溶性有机 N; 溶解性有机 N; 渗漏水; 水稻吸 N; 微生物量 N; 无机 N

文章编号: 1000-0933(2009)05-2541-10 中图分类号: S181, S154.1, S314 文献标识码: A

Dynamics of soil soluble organic N in rice-duck and rice-fish ecosystems

LI Cheng-Fang, CAO Cou-Gui*, WANG Jing-Ping, ZHAN Ming, PAN Sheng-Gang

Key Lab of Crop Production, Physiology and Ecology Center of Agriculture Ministry, China, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(5): 2541 ~ 2550.

Abstract: Field experiments on dynamics of soil soluble organic N (SON) and correlations with soil microbial biomass N (MBN) and N uptake of rice in rice-duck, rice-fish ecosystems in subtropical region of China were conducted from May to September in 2007. The experimental field was divided into nine plots for three different treatments, and the three experimental treatments were (1) conventional rice field (CK), (2) rice-duck ecosystem (RD) and (3) rice-fish ecosystem (RF). The results showed that soil SON constituted a predominant reservoir of soluble N in paddy fields, and the sizes of soil SON pools in CK, RD and RF were 121.16, 109.30 and 113.71 kg N hm⁻², respectively, higher than the sizes of soil soluble inorganic N (SIN) pools in the corresponding treatments. During rice growth, SON was significantly positively related to SIN; moreover, the content of SON decreased gradually along with rice growth. Due to the presence of ducks and fish, the amounts of SON were significantly lower in RD and RF than in CK. The results also indicated SON was significantly negatively related to N uptake of rice, which showed that rice growth strongly affected SON. In the forepart periods of rice growth, contents of different formations of N all were the highest. Dissolved organic N (DON) was the main formation of N in percolation water in paddy fields; moreover, statistical analysis indicated that compared to CK, RD significantly decreased the leakage of SON and RF slightly decreased the leakage of SON. During rice growth, soil MBN changed constantly, and the presence of ducks and fish significantly increased soil MBN; moreover, due to N uptake of rice

基金项目: 国家重大科技专项资助项目 (2004BA520A02)

收稿日期: 2008-01-09; 修订日期: 2008-02-29

致谢: 感谢华中农业大学资环学院叶祥盛高级工程师和胡荣桂教授为本实验测定提供帮助。

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ccgui@mail.hzau.edu.cn

and N leaching, the soil MBN was not closely related to SON. In conclusion, soil SON was regulated by the interactions of N uptake of rice plants, microbial uptake and decomposition, and leaching in paddy fields during rice growth.

Key Words: rice-fish, rice-duck ecosystems; soluble organic N; dissolved organic N; percolation water; N uptake of rice; microbial biomass N; inorganic N

土壤 N 素是植物生长最为重要的营养元素之一^[1]。大约 95% 的土壤 N 素以有机态形式存在^[2]。传统上,对土壤 N 素吸收的研究主要集中在无机 N,而土壤可溶性有机 N (SON) 作为一个潜在的 N 源常被忽视^[3]。土壤 SON 来源于大气干湿沉降,淋滤雨,地表径流,根系和微生物的分泌物,根系和微生物的腐烂降解,粪便尿液和施入土壤的有机肥等^[3]。土壤 SON 主要由低分子量的化合物,例如氨基酸、氨基糖、尿素、和嘌呤等,和高分子量的化合物,例如蛋白质、DNA 和叶绿素等组成^[4]。近几年,研究已表明,土壤 SON 是植物重要的 N 源之一^[5,6]。然而,目前国内外对于农田生态系统土壤可溶性有机 N 的来源、组成、性质、动态及其在 N 循环中的地位的研究甚少,特别是淹水稻田。因此,深入地研究稻田土壤 SON 的动态及损失,可为减少稻田系统 N 损失,维持稻田系统生物多样性和减小 N 的潜在污染提供理论依据。

稻鱼共作生态系统是我国南方稻作区主要的一种种养模式,具有 1700 多年的历史^[7]。以田面水养鱼为主的稻田复合生态农业形式或模式,已成为一项提高水稻栽培产量和生态经济效益的技术措施^[8~10];稻田露宿养鸭是在其基础上发展起来的一种综合利用方式,研究已表明稻鸭共作具有较高经济价值和生态效益^[11~14]。然而目前对稻鸭、稻鱼共作生态系统土壤 SON 的动态及损失的报道尚少,因此本文通过田间试验研究了稻鸭、稻鱼共作生态系统土壤 SON 的动态和损失,及其与土壤微生物量 N 和作物吸 N 的相关性,为稻田肥料管理及推广稻鸭、稻鱼共作技术提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地点和土壤

本研究于 2007 年 5 月至 9 月在华中农业大学试验农场进行。实验地土壤为第四纪黄土性沉积物发育的水稻土,耕层土壤厚 20 cm,下为 10 cm 厚的犁底层;地下水位常年深埋在 1.5 m 以下。其基本肥力性质为:全 N 1.09 g/kg,全 P 1.17 g/kg,有机质 16.76 g/kg,硝态氮 12.1 mg/kg,铵态氮 0.52 mg/kg,土壤 pH 值为 6.8,土壤容重 1.18 g/cm³。

1.2 试验材料

中稻品种:两优培九 (*Oryza sativa* L.),鸭子为本地麻鸭 (*Tadorna*),鱼为鲫鱼 (*Carassius auratus gibelio*)。

1.3 田间设置及管理

1.3.1 试验设计

试验田面积 1260 m²,用田埂分为 9 个小区,埂高 20 cm,并用塑料膜包被,每小区面积为 140 m² (10 m × 14 m)。设 3 个处理:一为不养鱼养鸭处理 (CK);二为放 6 只 20 日龄雏鸭处理 (RD,以每公顷放养 450 只鸭为标准);三为放养 200 条鲫鱼处理 (RF,以每公顷放养 15000 条鱼苗为标准)。各小区随机区组设计,3 次重复。试验田四周为水泥砌围,并设有一进水口和出水口。

1.3.2 田间管理

5 月 25 日田间整地时并于泡田后 4d 表施基肥 (尿素) 225 kg N/hm²,在水稻生长期不再追肥。5 月 31 日移栽秧苗,9 月 8 日成熟收割。

小区间用泥巴砌成田埂,覆上地膜,防止肥水串流。田间开挖围沟,深 30 cm、宽 40 cm。对于养鱼小区,于返青期 (6 月 14 日) 放入 200 尾鱼苗 (长约 5 cm),并于 8 月 20 日收回,养鱼期间田间水维持在 8 cm 深;在养殖期间不投放饵料。对于养鸭处理,小区以 4 指规格尼纶丝网沿田埂围隔,围网高度为 0.6 ~ 0.8 m,以防鸭逃走。水稻以宽窄行栽插,各小区均实行浅水淹灌 (无沟处水深维持在 5 cm)。水稻移栽后半个月放 6 只

雏鸭。在养鸭小区一角落放置一鸭棚,以便鸭子休憩和喂食(其目的为防止饲料进入稻田土壤和水体;饲料为农家肉鸡花料,碳水化合物饲料,主要组分为玉米 60.2%,豆粕 27%,鱼粉 2%,菜粕 4%,棉粕 3%,磷酸氢钙 1.3%,石粉 1.2%,食盐 0.3%,添加剂 1%);在 8 月 20 收鸭子,此后稻田不再灌溉。在水稻全生育期,常规小区除不放鸭不养鱼,其他农艺措施均与养鸭养鱼小区一致。

稻田犁底层的性质决定了根系很难通过的,因此随田面水下渗并通过土壤犁底层的氮素是不为水稻利用的。为了更好的在自然条件下,定量地研究稻田施氮后氮素的淋失状况,特设计了本渗漏计。施肥前(5 月 24 日)在每个小区埋入自行设计的 PVC 管渗漏计用于取样测定稻田系统渗漏水中的 N 素变化。PVC 管渗漏计管径 20 cm,长 90 cm,底部封闭,并在距底部 20 cm 处从下而上 10 cm 内均匀打 3 排孔径为 5 mm 的渗水小孔,其外用塑料纱网紧贴管壁将渗水小孔包住,以阻隔淤泥进入管中,埋入后,第一排孔距表土层约 40 cm。为防止田间表层水溶液沿管壁下渗,在第一排孔距地表 30 cm 深处,沿管外壁四周,紧贴管壁,缠上一片塑料薄膜,并使薄膜水平向外延伸约 20 cm,然后在其上回垫原层次土。PVC 管口高于土壤表面 20 cm,以免田面水过多时,管口被淹,并配以一管盖,以防止雨水尘土进入管内(图 1)。

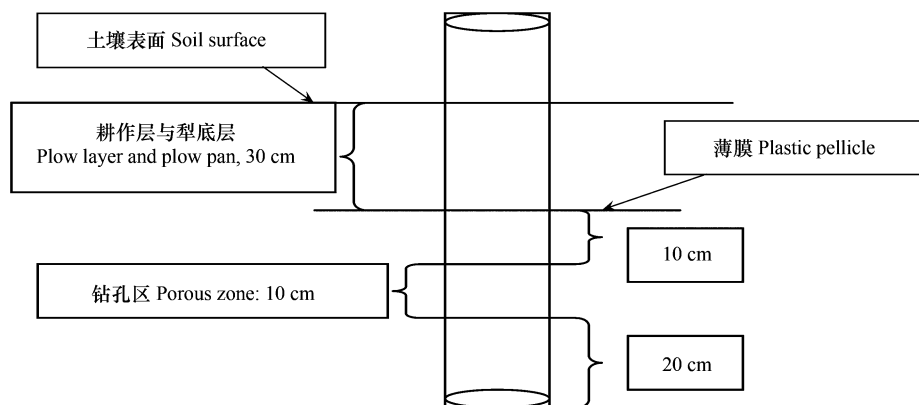


图 1 PVC 管渗漏计设置简图

Fig. 1 PVC lysimeter setting sketch

稻田氮素渗漏量以汪华等^[15]的方法进行估算:每一 PVC 管直径 20 cm,埋入土壤中时最上排孔距土壤表面为 40 cm,所以将其抽象认为每一 PVC 管所收集的渗漏水量及氮素量为一个 30 cm 直径(40/2 + 20/2)、长轴为 40 cm 的半椭球体土壤所贡献的渗漏量,而不考虑各个半球体相互间的侧渗。根据半椭球体体积计算公式($\frac{4}{3} \times \pi \times a \times b^2$, a 为短轴, b 为长轴)计算出半椭球体体积为 0.01885 m³, 则面积为 1 hm² 的 40 cm 厚土层含有 212206.6 个半椭球体,进而估算稻田氮素渗漏量。

1.3.3 土壤 N 矿化试验

通过淹水密闭恒温培养法定量水稻土 N 的矿化量^[16]。稻田整地淹水前(5 月 23 日),试验区水稻土(0 ~ 20 cm 深)被随机收集,混匀。每 10 g 新鲜土样加入纯 N 0.95 mg(尿素,相当于大田施纯 N 225 kg/hm²),并放入洁净且不漏气的 100 ml 离心管,加水 20 ml,使土层完全浸没,盖紧塞子,避免漏气密封,防止硝化和反硝化过程的发生。将样品分别置于 40°C 恒温培养箱培养 101 d。在第 0、1、2、3、5、7、10、15、20、30、45、60、90、101 天随机取出 4 个离心管,每个离心管加入 30 ml 2.5 mol/L 的 KCl 溶液提取,振荡 1 h,过滤,吸取滤液 5 ml 测定 NO₃⁻ 和 NH₄⁺。土壤 N 矿化量为培养前后的无机 N 量(NO₃⁻ + NH₄⁺)差值。

1.4 田间取样及分析方法

1.4.1 田间取样

采样方式为 S 形 5 点采样法,土样、植株样和水样(田面水与渗漏水)采集从 6 月 1 日起,每隔 7 ~ 9 d 采 1 次样。土样采样耕作层 0 ~ 20 cm 表土,混匀,送回实验室进行前处理:取部分新鲜土壤用以测定土壤无机 N

(NH_4^+ 和 NO_3^-), 将剩余土壤在室温下完全风干, 研磨并过 100 目筛, 以进行全 N 测定。用铲子挖 5 株水稻植株(包括根系), 洗去根系上土壤, 烘干称重, 磨碎混合, 测定植株含 N 量。用 50 ml 医用注射器, 不扰动土层, 抽取田面水, 注入 250 ml 集水瓶; PVC 管中渗漏水达到最上层入渗小孔时(防止管里水位过高导致田面水下渗受影响), 即取渗漏水, 用带有 2 m 长橡胶管的 50 ml 医用注射器将水样全部抽出, 同时记录水样体积; 所有水样采集后立即送回实验室进行分析。

1.4.2 测定项目及分析方法

(1) 土壤 NO_3^- 、 NH_4^+ 、可溶性全 N(TSN) 和可溶性有机氮(SON)

土壤 NO_3^- 、 NH_4^+ 和 TSN 为 10 g 新鲜土样加入 50 ml 2 mol/L KCl 振荡浸提, 土壤 NO_3^- 和 NH_4^+ 采用 FIAstar5000 连续流动注射分析仪测定^[16], 土壤 TSN 采用碱性过硫酸钾高温消化-FIAstar5000 连续流动注射分析仪测定^[17]。

土壤 SON 由土壤 TSN 和无机 N(SIN , $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) 含量之差即为 SON 的含量^[18]。

(2) 土壤和植株全 N

土壤和植株全 N 含量采用浓 H_2SO_4 + 催化剂和浓 $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{HClO}_4$ 消化-FIAstar5000 连续流动注射分析仪测定^[16]。

水稻吸 N 量为水稻含 N 量与干物质重的乘积。

(3) 水样 NO_3^- 、 NH_4^+ 、总 N 和溶解性有机 N(DON)

水样 NO_3^- 含量采用紫外分光光度法测定, 水样 NH_4^+ 含量采用水杨酸-次氯酸钠比色法测定, 水样总 N 含量采用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定^[18];

水样 DON 由水样总 N 和无机 N($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) 含量之差即为 DON 的含量^[19]。

试验结果以每次测得的 3 次重复平均值与标准差来表示, 试验数据采用 SPSS10.0 软件统计分析。

2 结果

2.1 SIN 和 SON

由图 2 可知, 不同处理土壤无机 N 均呈现出相同的变化趋势。既施肥后迅速升高并在 3d 后达到最大值(6 月 1 日), 随后逐渐降低并在 1 个月后趋于稳定, 稻田排干(8 月 20 日)后又有所回升。在水稻生长期间, 处理 RD 和 RF 土壤无机 N 均值分别为 (11.34 ± 6.90) mg/kg 和 (11.19 ± 7.42) mg/kg, 是处理 CK 的 1.08 倍 ($p < 0.01$) 和 1.07 倍 ($p < 0.05$)。图 2 还显示了稻田土壤 SON 的动态变化。移栽后, SON 迅速增加并达到最大值, 此后逐渐降低, 在收获时达到最小值。在水稻生长期间, CK 土壤 SON 平均含量为 (51.25 ± 10.35) mg/kg, 是处理 RD ((44.60 ± 9.78) mg/kg) 和 RF ((47.23 ± 10.34) mg/kg) 的 1.11 ($p < 0.01$) 和 1.07 ($p < 0.05$) 倍。

2.2 水稻吸 N 量

从图 3 可知, 水稻吸 N 量随水稻生长而逐渐升高, 在收获时达到最大值。处理 CK 水稻总吸 N 量为 219.85 kg N/hm^2 , 显著低于处理 RD (273.65 kg N/hm^2) 的 20% ($p < 0.01$) 和 RF (294.22 kg N/hm^2) 的 25% ($p < 0.01$)。

2.3 渗漏水不同形态 N

如图 4 所示, 水稻生育期间, 稻田淹水后, 渗漏水 DON 含量迅速升高并立即达到峰值, 随后降低, 并保持较低值。处理 CK 渗漏水 DON 平均含量为 (3.06 ± 1.19) mg/L, 高于处理 RD 的 (3.05 ± 1.44) mg/L ($p >$

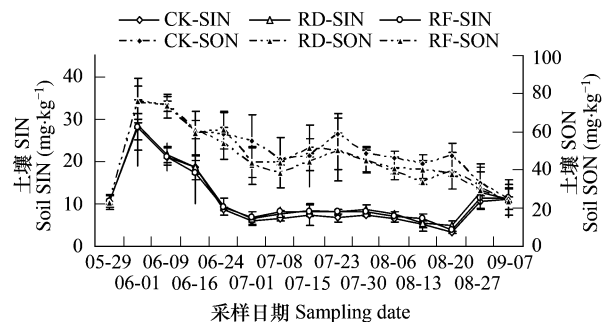


图 2 稻田土壤无机 N 及 SON 的动态变化

Fig. 2 Variations of SIN and SON in paddy soils

0.05) 和 RF 的 (2.79 ± 1.18) mg/L ($p < 0.05$)。与渗漏水 DON 类似,渗漏水 NH_4^+ , NO_3^- 和 TN 含量均是在稻田淹水后立即达到最大值,随后降低并趋于稳定。处理 CK NH_4^+ 平均含量为 (0.21 ± 0.14) mg/L,略高于处理 RD 的 (0.21 ± 0.15) mg/L 和 RF 的 (0.20 ± 0.12) mg/L。而处理 CK NO_3^- 和 TN 的均值分别为 (2.19 ± 1.91) mg/L 和 (5.49 ± 2.82) mg/L,显著高于处理 RD $((1.94 \pm 1.96)$ 与 (5.21 ± 2.78) mg/L 的 13% ($p < 0.01$) 和 5% ($p < 0.05$),及 RF $((2.11 \pm 1.97)$ mg/L 与 (5.10 ± 2.69) mg/L 的 4% ($p < 0.1$) 和 8% ($p < 0.01$)。

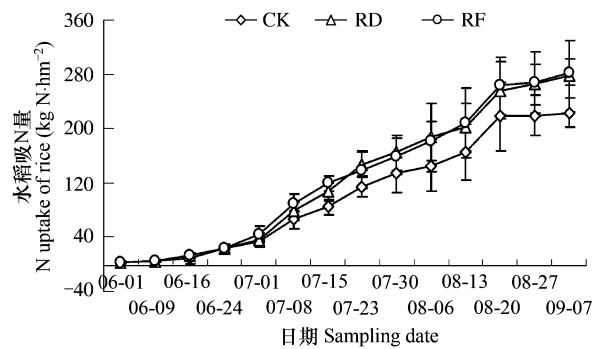


图3 水稻吸 N 量变化

Fig.3 Variations of cumulative N uptake of rice

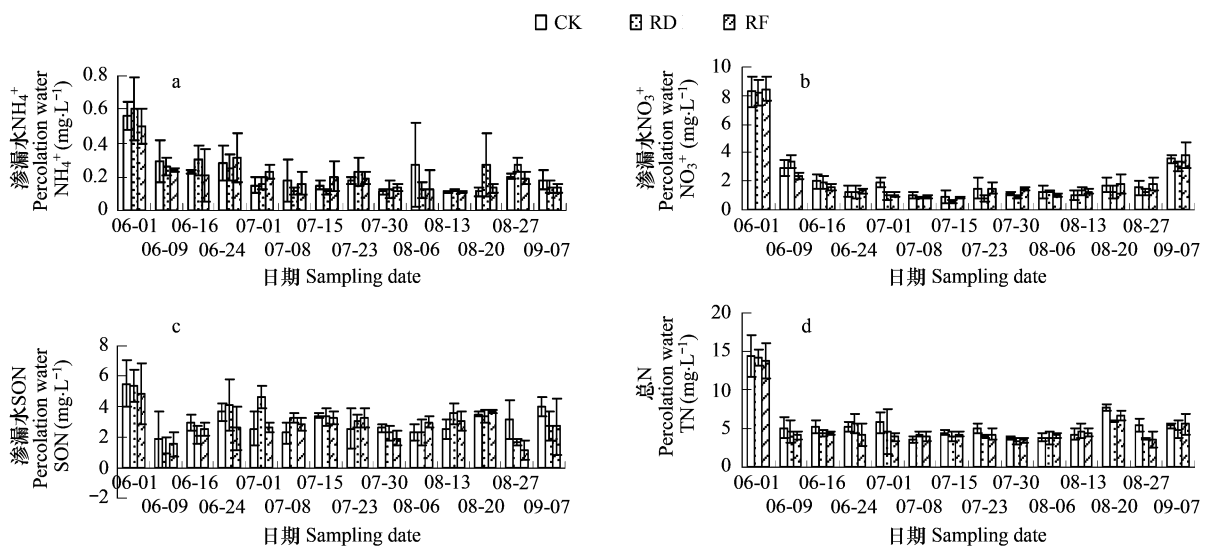


图4 稻田渗漏水中各形态 N 的动态变化

Fig.4 Variations of different formation N in percolation water in paddy fields

2.4 土壤微生物量 N

图5为稻田土壤微生物量 N 的动态变化曲线图。水稻移栽后 16d,土壤微生物量 N 迅速升高,并达到极大值 (CK, 26.15 mg/kg; RD, 28.31 mg/kg; RF, 28.78 mg/kg);随后下降并趋于平缓;在成熟期,有所回升。从图5还可以看出,处理 CK 土壤微生物量 N 低于 RD 和 RF,处理 CK 土壤微生物量 N 均值为 (20.86 ± 4.88) mg/kg,是 RD $((22.68 \pm 4.57)$ mg/kg) 的 92% ($p < 0.05$) 和 RF $((22.40 \pm 4.85)$ mg/kg) 的 93% ($p < 0.05$)。

3 讨论

3.1 稻田土壤 SON 库

部分研究测定了土壤 SON 库,并将其与土壤无机 N 库进行比较^[20-22]。在一些土壤,土壤 SON 库远大于无机 N 库,因此部分学者推测土壤 SON 是土壤潜在的大的 N 库^[21],同时还认为在研究生态系统 N 循环时应考虑土壤 SON^[1,5]。研究表明,土壤 SON 是稻田土壤主要的可溶性 N 库(图2和表1)。由图2可知,处理

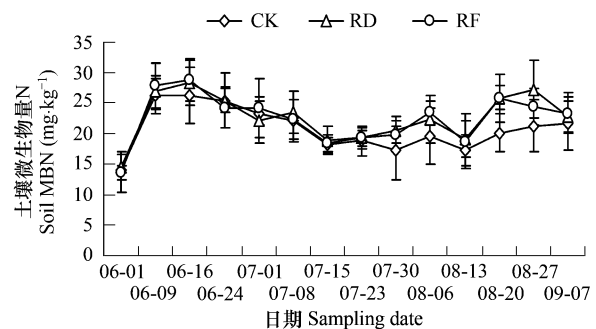


图5 稻田土壤微生物量 N 动态

Fig.5 Variations of soil MBN in paddy fields

CK, RD 和 RF 土壤 SON 平均含量为 44.60 ~ 51.25 mg/kg,是土壤无机 N 的 4.08 ~ 4.91 倍。根据耕作层(0 ~ 20 cm)的土壤容重(1.18 g/cm³),处理 CK, RD 和 RF 土壤 SON 库的估算量分别为 121.16, 109.25 和 113.71 kg/hm²,其远大于土壤 NH₄⁺ 和 NO₃⁻ 的估算量(表 1)。此外,土壤 SON 占 TSN 的比值为 81% ~ 83%,是无机 N 占 TSN 比值的 4 ~ 5 倍;同时,土壤 SON 占 TN 的比值也大于机 N 占 TN 比值。虽然对土壤 SON 库的化学构成还不清,但结果表明土壤 SON 是稻田土壤主要的溶解性 N 库。

由表 1 还可知,处理 RD 和 RF 土壤 SON 库是处理 CK 的 0.9 ($p < 0.01$)和 0.94 倍 ($p < 0.05$);同时处理 RD 和 RF 土壤 TSN 库也低于处理 CK,结果表明,处理 RD 和 RF 能降低土壤 SON 和 TSN 量,因此减少了土壤可溶性 N 的潜在淋失。

表 1 稻田土壤不同形态 N 库
Table 1 Different formations of N pools in paddy soils

处理 Treatments	NH ₄ ⁺ 量 Amounts of NH ₄ ⁺ (kg/hm ²)	NO ₃ ⁻ 量 Amounts of NO ₃ ⁻ (kg/hm ²)	SON 量 Amounts of SON (kg/hm ²)	TSN 量 Amounts of TSN (kg/hm ²)	TN 量 Amounts of TN (kg/hm ²)	SIN/TSN (%)	SON/TSN (%)	SON/TN (%)	SIN/TN /%
CK	19.11a	5.58a	121.16a	145.86a	1840.06a	17	83	6.6	1.3
RD	20.64b	6.11b	109.25b	135.08b	1958.02a	20	81	5.6	1.4
RF	20.24b	5.59a	113.71b	140.46b	1934.43a	18	81	5.9	1.3

同一列相同字母表示在 5% 水平上差异不显著 Common letters in a column are not significantly different at the 5% level

3.2 土壤 SON 与水稻吸 N 量的相关性

在荒野、苔原和温带森林等生态系统, N 的矿化率低而无法满足植物的对 N 的需求^[29], 因此部分 SON 直接被植物吸收以弥补 N 的不足。图 2 和图 3 表明,水稻吸 N 量随水稻生长呈逐渐升高趋势,而土壤 SON 则逐渐下降;同时,线性分析显示,水稻累积吸 N 量与 SON 呈显著负相关(表 2),表明水稻的生长强烈的影响着土壤 SON。

表 2 土壤 SON 与水稻吸 N 量的相关性
Table 2 Linear correlations between SON and N uptake of rice

处理 Treatments	相关系数 Correlation coefficients, $n = 42$
CK	-0.703 **
RD	-0.747 **
RF	-0.736 **

“ ** ” $p < 0.01$ The represents a significant level at 1%

表 3 显示稻田土壤 N 的矿化产生量。土壤 N 的矿化量随时间而逐渐增加,在 101d 达到最大值,为(33.10 ± 3.94) mg/kg。根据稻田土壤容重 1.18 g/cm³,总的 N 矿化量为 78.12kg N /hm²。同时,图 3 可知,处理 CK RD 和 RF 总吸 N 量为 219.85,273.65 kg N/hm² 和 294.82 kg N/hm²,远大于总的 N 矿化量。结果表明了水稻生长期间,土壤 N 的矿化无法满足水稻的生长需求,因此部分的 SON 被水稻吸收以弥补土壤 N 的不足。然而,由于缺乏¹⁵N 示踪技术,SON 对水稻的贡献率还不了解。因此,关于水稻对 SON 的吸收量及被吸收的 SON 的化学组成还需要进一步的研究。

表 3 稻田土壤 N 矿化
Table 3 N mineralization of paddy soils

项目 Items	时间 Time(d)												
	1	2	3	5	7	10	15	20	30	45	60	90	101
矿化量 Mineral-N production (mg/kg)	7.60	11.98	14.16	14.89	15.34	19.42	26.56	28.53	29.00	30.73	31.94	32.90	33.10
标准差 St. D	3.48	2.68	2.39	2.10	7.56	5.98	2.76	4.20	1.50	1.70	2.92	3.67	3.94

3.3 稻田土壤 SON 动态变化

土壤难溶性有机 N 的微生物矿化是有机 N 转化为供植物利用的无机 N 的中间过程。研究表明,土壤 SON 是土壤有机质矿化过程中难溶性有机 N 和无机 N 的“中转站”^[23]。当无机 N 被固定或植物吸收,土壤

SON 转化为 NH_4^+ 而降低;当无机 N 增加,土壤 SON 转化为 NH_4^+ 的速率降低。本研究指出,土壤 SON 与无机 N 之间呈显著正相关(表 4),表明土壤无机 N 是影响土壤 SON 的主要因素之一,这与 Chen 和 Xu 的报道一致^[24]。

由图 2 可知,在水稻全生育期,施肥后土壤无机 N 达到最大值,随后由于 N 淋失和作物吸收而逐渐降低。由于土壤无机 N 含量降低,致使部分土壤 SON 逐渐转化为 NH_4^+ ;又因水稻和微生物对 SON 的吸收^[37],故土壤 SON 含量降低。在移栽期初期,土壤 SON 含量达到峰值,其原因可能有 3 点。第一,尿素的施用提高了土壤 SON 含量^[25-26];第二,研究表明,枯枝烂叶是土壤 SON 的重要来源^[3,27],因此在水稻移栽期,由于作物残渣的降解而产生大量 SON;第三,由于稻田淹水,大量好氧微生物死亡,因此死亡微生物的分解直接产生了大量 SON^[23]。在稻鸭、稻鱼共作期(6 月 16 日~8 月 20 日),土壤 SON 含量低下,这与水稻吸收有关。在此时期,水稻需氮量大,土壤有效态氮不足,部分 SON 转化为土壤无机 N,同时,又因水稻对 SON 的直接吸收,因此 SON 含量低下。鸭和鱼收获后,由于稻田排干,SON 含量降低并在收获时达到最小值,这是因为排干导致土壤局部氧化,土壤好氧微生物数量增加,对 SON 的吸收加大,因此 SON 含量降低。

相对与处理 CK,处理 RD 和 RF 能显著降低土壤 SON 量,其原因可能与鸭和鱼的存在有关。有研究表明,鲜鸭粪含全 N 11.0g/kg ^[12];根据统计,一只鸭日平均产鲜粪 0.14kg ,则对于每亩稻田养鸭 30 只,在一季水稻田中生活 66d,其排出鲜粪 276.8kg ,可对稻田增加纯 N 3.04kg ;同时,对于 RF,鱼的粪便,使得土壤 N 含量增加^[8],又因鸭鱼粪便含有数量丰富的微生物,使得土壤微生物数量增加,土壤微生物对 SON 的吸收和降解使得 SON 含量降低^[30]。此外,鸭和鱼能抑制杂草,藻类和其他微生物生长^[9,10,12,31],减少了杂草,藻类和其他微生物对土壤 N(包括 SON)的吸收,导致水稻对土壤 N 的吸收增加,SON 含量降低。

3.4 土壤 SON 的淋失

从图 4 可看出,在水稻生育期,渗漏水中 DON 浓度最高, NO_3^- 次之, NH_4^+ 最低;此外如表 5 所示,与渗漏水不同形态 N 含量的变化趋势类似,DON 的淋失量最大, NO_3^- 次之, NH_4^+ 最低;DON 的淋失量是 NO_3^- 的 $1.22 \sim 1.36$ 倍, NH_4^+ 的 $12.21 \sim 13.33$ 倍。这证实了先前的研究,即 DON 是稻田 N 素主要的淋失形态^[32]。在移栽后 3d 内,渗漏水各形态 N 含量都达到峰值,此后趋于稳定,这与施肥和稻田淹水有关。研究表明,施肥能提高土壤 NO_3^- , NH_4^+ 和 TN 含量,因此提高了渗漏水中 NO_3^- , NH_4^+ 和 TN 含量^[42,43]。而对于 DON,在移栽时施肥和淹水提高了土壤 SON 含量^[23,25,26],因此大量的 SON 随田面水沿土壤剖面而淋失。

表 5 还可知,处理 CK 渗漏水中 DON 含量为 $(3.06 \pm 1.19)\text{mg/L}$,高于处理 RD 和 RF;同时处理 CK DON 的淋失量是 3.20kg/hm^2 ,是处理 RD 和 RF DON 的淋失量的 1.01 ($p > 0.05$)和 1.09 倍 ($p < 0.01$),这表明了相对于处理 CK,稻鱼共作能显著降低土壤 SON 的下渗淋失,稻鸭共作则略为降低土壤 SON 的下渗淋失。

3.5 土壤微生物量 N 动态及与土壤 SON 的相关性

图 5 是不同处理稻田土壤微生物量 N 的动态变化曲线。可以看出 3 个处理的土壤微生物量 N 有着相似的规律。即水稻移栽后的前 2 周(苗期),土壤中微生物量 N 有一定的增加,但随着水稻生长,微生物量 N 逐渐减少,到 7 月 15 日,土壤中的微生物量 N 只有 6 月 16 日的 69% (CK)、 67% (RD)和 64% (RF);到 8 月 20 日,土壤微生物量 N 有所回升,与 7 月 15 日相比,CK、RD 和 RF 分别增加了 11% 、 37% 和 40% 。造成稻田土壤微生物量 N 在苗期升高,后随着水稻生长期的延长下降,在成熟期有所回升的原因可能是水稻和微生物生长竞争的结果。由图 1 和图 3 可知,移栽后 2 周,水稻正处于苗期,水稻根系处于扎根期,生长较缓慢,对土壤养分的吸收能力弱,因此有利土壤微生物的增殖^[35],此外在苗期,大量前作油菜根茬、茎叶留田为微生物的增

表 4 土壤 SON 与无机 N 的相关性

Table 4 Linear correlations between SON and SIN

处理 Treatments	相关系数 Correlation coefficients
CK	0.546 **
RD	0.726 **
RF	0.675 **

* * $p < 0.01$ Significant level at 1%, $n = 42$

殖提供能源物质^[36,37],故在此期间土壤微生物量 N 升高。在水稻苗期至成熟期间,随着水稻生长期的延长,水稻地上部分生长快,地下部分根系生长壮大,水稻吸收土壤速效养分的能力增强,与微生物竞争速效养分使微生物同化作用减弱,土壤微生物数量减少^[38],导致土壤微生物量显著下降。这与部分学者的研究结果一致^[39,40]。8 月 20 日后,水稻处于成熟期,水稻根系生长减缓,与土壤微生物的养分竞争作用减弱,土壤微生物数量有所回升,因此土壤微生物 N 有所增加。图 5 还可看出, RD 与 RF 土壤微生物量 N 含量显著高于 CK,这与鸭子和鱼的存在有关。鸭子和鱼生活产生的粪便增加了土壤养分^[8,13],为微生物的增殖提供了良好条件;此外,鸭子和鱼的活动能改善稻田土壤氧化还原电位^[13,14],土壤微生物大量增殖^[41],故土壤微生物量 N 含量增加。

表 5 稻田各形态 N 的淋失
Table 5 N leakages in paddy fields

项目 Items	平均含量 Mean concentrations (mg/L)	06-01 ~ 06-16 (kg N/hm ²)	06-16 ~ 08-20 (kg N/hm ²)	08-20 ~ 09-07 (kg N/hm ²)	总淋失量 Total leakages (kg/hm ²)
NH ₄ ⁺	CK	0.21 ± 0.14 ^a	0.12	0.10	0.24
	RD	0.21 ± 0.15 ^a	0.13	0.10	0.25
	RF	0.20 ± 0.12 ^a	0.11	0.11	0.24
NO ₃ ⁻	CK	2.19 ± 1.91 ^a	1.46	0.77	2.48
	RD	1.94 ± 1.96 ^b	1.49	0.61	2.32
	RF	2.11 ± 1.97 ^a	1.38	0.74	2.40
DON	CK	3.06 ± 1.19 ^a	1.15	1.69	3.20
	RD	3.05 ± 1.44 ^a	0.95	1.99	3.16
	RF	2.79 ± 1.18 ^b	0.99	1.75	2.93

同一列相同字母表示在 5% 水平上差异不显著 Common letters in a column are not significantly different at the 5% level

微生物通过酶促反应将有机复合体分解成简单的化合物,如氨基酸、糖胺和铵,并利用这些化合物进行自身繁殖^[42]。因此,土壤微生物量 N 是土壤重要的 N 库之一,并影响着土壤 N 循环。当微生物数量增加, SON 被同化^[43];而当微生物死亡,大量 SON 被释放,因此,土壤微生物量 N 与 SON 密切相关^[44]。然而,研究表明,在水稻生长期,土壤微生物量 N 与 SON 不相关。这可能与水稻吸收及 N 淋失有关。在水稻生长前期,由于水稻吸收弱而 N 淋失量大,土壤微生物量 N 逐渐增加,而 SON 含量逐渐降低;在稻鸭、稻鱼共作期,水稻吸 N 能力旺盛,导致 SON 和微生物量 N 同时降低;在成熟期,水稻吸收弱,使得 SON 降低和微生物量 N 增加。

如上所述,在水稻生长前期,水稻吸收弱而微生物生长旺盛,土壤 SON 主要受微生物吸收和 N 淋失影响;在稻鸭、稻鱼共作期,水稻旺盛的吸 N 能力控制了土壤 SON 含量水平;在成熟期,水稻吸收弱,微生物数量回升,因此土壤 SON 主要受微生物的吸收影响。因此,在水稻生长期,稻田土壤可溶性有机 N 受水稻吸收、微生物吸收与分解和 N 淋失的共同作用。

4 结论

(1) 土壤 SON 是稻田土壤主要的可溶性 N 库。

(2) 在水稻生长期,土壤 SON 与土壤无机 N 显著正相关,与水稻吸 N 量显著负相关;由于吸收吸 N 和 N 淋失,土壤 SON 与土壤微生物量不相关。

(3) 由于鸭和鱼的存在,相对于处理 CK,处理 RD 和 RF 显著的降低了土壤 SON 含量。

(4) 在水稻生长前期,渗漏水各形态 N 含量最高;DON 是稻田渗漏水的主要 N 形态;相对于常规稻作,稻鱼共作能显著降低土壤 SON 的下渗淋失,稻鸭共作则略为降低土壤 SON 的下渗淋失。

(5) 稻田土壤 SON 受水稻吸收、微生物吸收与分解和 N 淋失的共同作用。

References:

[1] Jones D L, Shannon D, Murphy D V, *et al.* Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biol Biochem*,

- 2004, 36:749—756.
- [2] Mengel K. Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. *Plant Soil*, 1996, 181:83—93.
- [3] Kalbitz K, Solinger S, Park, J H, *et al.* Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Sci*, 2000, 165:277—304.
- [4] Antia N J, Harrison P J, Oliveira L. The role of dissolved organic nitrogen in phytoplankton nutrition, cell biology and ecology. *Phycologia*, 1991, 30:1—89.
- [5] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, *et al.* Soluble organic nitrogen in agricultural soils. *Biol Fertil Soils*, 2000, 30:374—387.
- [6] Kranabetter J M, Dawson C R, Dunn D E. Indices of dissolved organic nitrogen, ammonium and nitrate across productivity gradients of boreal forests. *Soil Biol Biochem*, 2007, 39:3147—3158.
- [7] Lu J B, Li X. Review of rice-fish-farming systems in China-one of the globally important ingenious agricultural heritage systems (GIAHS). *Aquaculture*, 2006, 260:16—113.
- [8] Lightfoot C, van Dam A, Costa-Pierce B. What's happening to rice yields in rice fish systems? In: dela Cruz CR, Lightfoot C, Costa-Pierce BA, Carangal VR, Bimbao MP eds. *Rice Fish Research and Development in Asia*. ICLARM Conf Proc, 1992, 245—254.
- [9] Frei M, Khan M A M, Razzak M A, *et al.* Effects of a mixed culture of common carp, *Cyprinus carpio* L., and Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), on terrestrial arthropod population, benthic fauna, and weed biomass in rice fields in Bangladesh. *Biol Control*, 2007, 41:207—213.
- [10] Frei M, Razzak M A, Hossain M M, *et al.* Methane emissions and related physicochemical soil and water parameters in rice-fish systems in Bangladesh. *Agric Ecosyst Environ* doi:10.1016/j.agee.2006.10.013, 2007.
- [11] Ekurei E, Ryohei Y. Comparative studies on behavior, weeding and pest control of duck free ranged in paddy fields. *Jpn Poult Sci*, 1996, 33:261—267.
- [12] Wang H, Huang H. Analysis on ecological and economic benefits of complex ecosystem in wetland paddy fields. *Chinese Agr Sci Bull*, 2002, 18(1):71—75.
- [13] Wang H, Huang H, Yang Z H, *et al.* Integrated benefits of rice-duck complex ecosystem. *Rural Eco-Environ*, 2003, 19:23—26, 44.
- [14] Wang Y. Studies on ecological benefits of planting and breeding model in rice fields. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(2):311—316.
- [15] Wang H, Yang J P, Jin J, *et al.* N variation in rice-soil-water system under different N application level in high-yielding paddy field and its environment effect. *J Soil Water Conservation*, 2006, 20(1):50—54.
- [16] Bao S D. *Soil agriculture chemistry analysis*. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000, 42—56, 265—266.
- [17] Yu Z S, Northup R R, Dahlgren R A. Determination of dissolved organic nitrogen using persulfate oxidation and conductimetric quantification of nitrate-nitrogen. *Commun Soil Sci Plant Analysis*, 1994, 25:3161—3169.
- [18] SEPA. *Methods for examination of water and wastewater*. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. 272—274, 256—258, 278—280.
- [19] Park J H, Matzner E. Detrital control on the release of dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved inorganic nitrogen (DIN) from the forest floor under chronic N deposition. *Environmental Pollution*, 2006, 143:178—185.
- [20] Schobert C, Komor E. Amino-acid-uptake by *Ricinus communis* roots-characterization and physiological significance. *Plant, Cell Environ*, 1987, 10:493—500.
- [21] Jones D L, Kielland K. Soil amino acid turnover dominates the nitrogen flux in permafrost-dominated taiga forest soils. *Soil Biol Biochem*, 2002, 34:209—219.
- [22] Matsumoto S, Ae N, Yamagata M. Possible direct uptake of organic nitrogen from soil by chingensai (*Brassica campestris* L.) and carrot (*Daucus carota* L.). *Soil Biol Biochem*, 2000, 32:1301—1310.
- [23] Chen C R, Xu Z H. On the nature and ecological functions of soil soluble organic (SON) in forest ecosystems. *J Soil Sediment*, 2006, 6(2):63—66.
- [24] Chen C R, Xu Z H, Zhang S L, *et al.* Soluble organic nitrogen pools in forest soils of subtropical Australia. *Plant Soil*, 2005, 277:285—297.
- [25] Neff J C, Hobbe S E, Vitousek P M. Nutrient and mineralogical control on dissolved organic C, N and P fluxes and stoichiometry in Hawaiian soils. *Biogeochemistry*, 2000, 51:283—302.
- [26] Chantigny M H. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, 2003, 113:357—380.
- [27] Qualls R G, Haines B L, Swank W T, *et al.* Retention of soluble organic nutrients by a forested ecosystem. *Biogeochemistry*, 2002, 61:135—171.
- [28] Baxter J, Pickett S T A, Carreiro M M, *et al.* Ectomycorrhizal diversity and community structure in oak forest stands exposed to contrasting anthropogenic impacts. *Can J Botany*, 1999, 77:771—782.
- [29] Jones D L, Healey J R, Willett V B, *et al.* Dissolved organic nitrogen uptake by plants — an important N uptake pathway? *Soil Biol Biochem*, 2005, 37:413—423.

- [30] Park J H, Kalbitz K, Matzner E. Resource control on the production of dissolved organic carbon and nitrogen in a deciduous forest floor. *Soil Biol Biochem*, 2002, 34:813—822.
- [31] Oehme M, Frei M, Razzak M A, *et al.* Studies on nitrogen cycling under different nitrogen inputs in integrated rice-fish culture in Bangladesh. *Nutri Cycling Agroecosyst*, 2007, 79:181—191.
- [32] Xie Y X, Zhao X, Xiong Z Q, *et al.* Dynamic changes of nitrogen and phosphorus leaching from paddy soil via irrigation with contaminated river water. *Journal Soil Water Conservation*, 2007, 21(4):43—46, 71.
- [33] Zhu J G, Han Y, Liu G, *et al.* Nitrogen in percolation water in paddy fields with a rice/wheat rotation. *Nutri Cycling Agroecosyst*, 2000, 57: 75—82.
- [34] Mailhol J C, Ruelle P, Nemeth I. Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation. *Irrig Sci*, 2001, 20:139—147.
- [35] Liao M, Xie X M, Wu L H. Effects of dry-cultivated and plastic film-mulched rice planting on microorganism ecological quality in a paddy field soil. *Chin J Rice Sci*, 2002, 16(3):243—246.
- [36] Saffigna P G, Powlson D S, Brookes P C, *et al.* Influence of Sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian Vertisol. *Soil Biol Biochem*, 1989, 21(6):759—765.
- [37] Kushwaha C P, Tripathi S K, Singh K P. Variations in soil microbial biomass and N availability due to residue and tillage management in a dryland rice agroecosystem. *Soil Till Res*, 2000, 56:153—166.
- [38] Liesack W, Schnell S, Revsbech N P. Microbiology of flooded rice paddies. *FEMS Microbiol Res*, 2000, 24:625—645.
- [39] Franzluebbers A J, Hons F M, Zuberer D A. Seasonal changes in soil microbial biomass and mineralizable C and N in wheat management systems. *Soil Biol Biochem*, 1994, 26(11):1469—1475.
- [40] Singh H, Singh K P. Effect of residue placement and chemical fertilizer on soil microbial biomass under tropical dryland cultivation. *Biol Fertil Soils*, 1993, 16:275—281.
- [41] Tan Z J, Tang H T, Yu C X. Dynamic changes of soil microbes based on rice straw incorporation. *Hunan Agr Sci*, 2001, 4:30—31, 33.
- [42] Paul E A, Clark F E. *Soil Microbiology and Biochemistry*, second eds. New York: Academic Press, 1996.
- [43] Zak D R, Groffman P M, Pregitzer K S, *et al.* The vernal dam: plant microbe competition for nitrogen in northern hardwood forests. *Ecology*, 1990, 71:651—656.
- [44] Brookes P C, Landman A, Prudue G, *et al.* Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol Biochem*, 1985, 17:837—842.

参考文献:

- [12] 王华,黄璜.湿地稻田养鱼、鸭复合生态系统生态经济效益分析. *中国农学通报*,2002,18(1):71~75
- [13] 王华,黄璜,杨志辉,等.湿地稻-鸭复合生态系统综合效益研究. *农村生态环境*, 2003, 3:23~26, 44
- [14] 王纘.稻田种养模式生态效益研究. *生态学报*, 2000, 20(2):311~316
- [15] 汪华,杨京平,金洁,等.不同氮素用量对高肥力稻田水稻-土壤-水体氮素变化及环境影响分析. *水土保持学报*, 2006, 20(1):50~54
- [16] 鲍士旦.土壤农化分析.北京:中国农业出版社, 2000. 42~56, 265~266.
- [18] 国家环保总局.水和废水分析方法.北京:中国环境科学出版社, 2002. 274~275.
- [32] 谢迎新,赵旭,熊正琴,等.污水灌溉对稻田土壤氮磷淋失动态变化的影响. *水土保持学报*,2007,21(4):43~46, 71
- [35] 廖敏,谢晓梅,吴良欢.水稻覆膜旱作对稻田土壤微生物生态质量的影响. *中国水稻科学*,2002,16(3):243~246
- [41] 谭周进,汤海涛,余崇祥.秸秆还田栽培晚稻土壤微生物动态研究. *湖南农业科学*. 2001, 4:30~31, 33.