

DOI: 10.11766/trxb201811230529

江汉平原稻田田面水氮磷变化特征研究*

张富林¹ 吴茂前¹ 夏颖¹ 翟丽梅² 段小丽¹ 范先鹏^{1†} 熊桂云¹
刘冬碧¹ 高立³

(1 湖北省农业科学院植保土肥研究所, 湖北省农业面源污染防治工程技术研究中心, 农业农村部潜江农业环境与耕地保育科学观测实验站, 农业农村部废弃物肥料化利用重点实验室, 农业环境治理湖北省工程研究中心, 武汉 430064)

(2 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

(3 浠水县农业环境保护站, 湖北浠水 438200)

摘要 在江汉平原地区, 因水肥管理粗放, 特别是人为排放刚施肥泡田水, 水稻种植引发的氮磷面源污染问题比较严重, 迫切需要掌握稻田氮、磷动态特征, 并据此进行科学的肥水管理。采用大田试验的方法, 设置不同氮磷梯度, 研究了江汉平原稻田田面水氮磷形态与浓度动态变化特征及施肥的影响。结果表明: 施尿素后, 田面水可溶性总氮 (DTN)、可溶性有机氮 (DON) 和铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 占总氮 (TN) 的比例分别在 88.0%、44.7% 和 31.6% 以上, 且随施氮量增加而增大; 施磷肥后, 田面水中颗粒态磷 (PP) 占总磷 (TP) 的比例为 76%~93%, 且随施磷量的增加而降低。田面水中氮素浓度与施氮量之间呈分段线性相关关系, 当施氮量分别超过 287.8、289.9、231.5 和 336.7 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后, TN、DTN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 DON 的浓度会跃增; 田面水中各形态磷素浓度均随施磷量的增加而线性增加。施氮肥后, 田面水中 TN 和 DTN 浓度均在施肥后 1 d 达到峰值, 在基肥和分蘖肥后 5 d、穗肥后 2 d 降低至与不施氮肥基本接近; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在基肥和分蘖肥后 2 d、穗肥后 1 d 达到峰值, 基肥和分蘖肥后 5 d、穗肥后 2 d 降低至与不施氮肥趋同。施磷肥后 TP、PP 和可溶性总磷 (DTP) 的浓度均在施肥后 1 d 达到峰值, 3 d 后急剧降低, 降幅均在 79.0% 以上。可见, 在江汉平原地区, 施尿素后田面水中氮素以 DTN 为主, 尤其是 DON 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 施磷肥后以 PP 为主。减少氮、磷肥用量可降低稻田氮、磷损失, 且氮肥施用量应尽可能控制在 $231.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以内。施基肥和分蘖肥后 5 d 内、施穗肥后 2 d 内是江汉平原稻田氮素损失的关键控制期, 施磷肥后 3 d 内是磷素流失的关键控制期。

关键词 江汉平原; 田面水; 形态; 动态变化; 关键控制期

中图分类号 S143.1 **文献标识码** A

改革开放以来, 我国农业取得了举世瞩目的成就, 以不足世界 9% 的耕地养活了 22% 的人口, 粮食产量实现“十二连增”, 但同时, 我国肥料利用率较低, 肥料养分通过径流、渗漏和挥发等途

* 国家重点研发计划项目 (2016YFD0800500)、公益性行业 (农业) 科研专项 (201003014) 和农业部长江中游平原农业环境重点实验室开放基金项目共同资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2016YFD0800500), the Special Fund for Agro-scientific Research in the Public Interest (No. 201003014), and the Open Fund of Key Laboratory for Agro-Environment in Midstream of Yangtze Plain, Ministry of Agriculture, P. R. China

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: fan1965@163.com

作者简介: 张富林 (1977—), 男, 山西人, 博士, 副研究员, 主要从事面源污染监测与防控研究。E-mail: fulinzhang@126.com

收稿日期: 2018-11-23; 收到修改稿日期: 2019-01-24; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2019-01-30

径损失导致的农业面源污染问题日益突出^[1-2]。根据2007年第一次全国污染源普查结果,农业面源化学需氧量、总氮、总磷年排放量已达1 320 万t、270.5 万t和28.5 万t,分别占全国排放总量的43.7%、57.2%和67.4%。农业面源污染已成为水体污染、湖泊富营养化的主要原因^[3]。

江汉平原是我国水稻主要产区之一,该区域水稻生产对保障我国粮食安全发挥着重要作用。但因肥、水管理粗放,降雨频繁,该区域水稻种植引发的氮磷面源污染问题不容小视。特别是近年来,随着种植方式的改变,直播稻和机插秧稻已成为该区域主要的水稻种植方式。在这些种植方式下,人为排放刚施肥泡田水的现象非常普遍,这极大地加重了该区域的氮磷面源污染负荷。又由于该区域水网密集,而且农田沟渠水网与河湖水网紧密相连,稻田面源污染会直接威胁区域农业用水安全和饮用水安全。因此,防控稻田氮磷面源污染已是该区域目前亟待开展的重要任务。

田面水中氮磷是稻田面源污染的直接来源,掌握田面水氮磷动态特征是防控稻田氮磷面源污染的重要前提条件之一。目前,已有一些关于水稻田面水氮磷动态变化的研究,但多集中于太湖、洱海等地区^[4-9],鲜有关于江汉平原水稻田的研究报道。而且已有研究显示,不同地区稻田田面水中氮磷动态变化特征不同^[10]。在洱海北部地区的研究表明,施肥后9 d内是控制稻田氮素损失的关键时期,控制磷素损失的关键时期则是在施肥后的两周内^[9]。对陕南汉江、丹江流域的研究表明^[10],控制氮损失的关键时期是施肥后5 d内,施磷后9 d内是控制田面水磷流失的关键时期。因此,有必要对江汉平原地区水稻田面水氮磷动态特征进行研究。本研究通过大田试验,研究了江汉平原稻田田面水中氮磷形态及浓度动态变化特征,以期为指导当地施肥、防控稻田氮磷面源污染和氨挥发提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

本试验于江汉平原腹地的农业农村部潜江农业环境与耕地保育科学观测实验站内(湖北省潜江市浩口镇柳洲村)进行。试验点所在区域属亚热带

季风气候区,年均降水量为1 100 mm,年均气温16.1 ℃,全年无霜期约250 d,土壤为潜育型水稻土。试验初期土壤耕层基本理化性质:容重1.07 g·kg⁻³,有机质22.8 g·kg⁻¹,全氮1.87 g·kg⁻¹,全磷0.78 g·kg⁻¹,有效磷14.68 mg·kg⁻¹,硝态氮14.14 mg·kg⁻¹,铵态氮4.59 mg·kg⁻¹,pH 6.90。

1.2 试验设计

氮用量试验:设不施氮(N0)、施纯氮157.5 kg·hm⁻²(N1)、施纯氮210 kg·hm⁻²(N2)、施纯氮262.5 kg·hm⁻²(N3)、施纯氮315 kg·hm⁻²(N4)、施纯氮420 kg·hm⁻²(N5)6个处理,每个处理三次重复,共计18个小区,随机区组排列。各处理均配施等量的磷、钾肥,施用量为P₂O₅ 75 kg·hm⁻²,K₂O 90 kg·hm⁻²。

磷用量试验:设不施磷(P0)、施P₂O₅ 37.5 kg·hm⁻²(P1)、施P₂O₅ 75 kg·hm⁻²(P2)、施P₂O₅ 112.5 kg·hm⁻²(P3)、施P₂O₅ 150 kg·hm⁻²(P4)、施P₂O₅ 300 kg·hm⁻²(P5)6个处理,每个处理三次重复,共计18个小区,随机区组排列。各处理均配施等量的氮、钾肥,施用量为N 210 kg·hm⁻²,K₂O 90 kg·hm⁻²。

小区面积均为40 m²。试验所用氮肥为尿素(含N 463 g·kg⁻¹),分基肥(40%)、分蘖肥(30%)和穗肥(30%)施用;磷肥为过磷酸钙(含P₂O₅ 120 g·kg⁻¹),全部作为基肥施用;钾肥为氯化钾(含K₂O 600 g·kg⁻¹),分基肥(50%)和穗肥(50%)施用。底肥全小区撒施,施后再耙田一次;分蘖期和穗肥全小区撒施。水稻品种为广两优476,按16.7 cm × 26.7 cm的密度人工栽秧,每蔸2株。试验于4月28日播种,5月30日移栽,9月17日收获。试验过程中水分管理按当地习惯进行,插秧时不排放泡田水,群体80%够苗后自然断水晒田,收获前一周自然断水搁田。

1.3 测定项目与方法

每次施氮肥后,每天上午8:00~10:00采集田面水样,每个小区采集8个样点,混合后测定总氮(TN)、可溶性总氮(DTN)、颗粒态氮(PN)、可溶性有机氮(DON)、NO₃⁻-N和NH₄⁺-N。施用磷肥后,每天上午8:00~10:00采集田面水样,每个小区采集8个样点,混合后测定总磷(TP)、可溶性总磷(DTP)、颗粒态磷(PP)。TN采用碱性过硫酸钾消煮—紫外分光光

度法测定; DTN先用0.45 μm 滤膜过滤, 再用碱性过硫酸钾消煮—紫外分光光度法测定; NO_3^- -N采用紫外分光光度法测定; NH_4^+ -N采用靛酚兰比色法测定; PN用TN和DTN差减计算获得, DON用DTN与 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N差减计算获得。TP采用碱性过硫酸钾消煮—钼蓝比色法测定; DTP先用0.45 μm 滤膜过滤, 再用碱性过硫酸钾消煮—钼蓝比色法测定; PP用TP与DTP差减计算获得。

1.4 数据处理

数据分析和绘图采用Microsoft Office Excel 2010、SPSS11.5和R 3.0.1进行。差异显著分析用最小显著差异(LSD)法进行。

2 结果

2.1 施氮量对田面水中氮素形态及浓度的影响

对稻田田面水中氮素存在形态分析(表1)可知, 施氮肥8 d内(分蘖肥为7 d)田面水中的氮素以DTN为主, 即使不施氮肥条件下DTN占TN的比例较低, 但也高达62.4%, 而其他施氮肥处理DTN占TN的比例均在88%以上, 且随施氮量的增

加而线性增加。田面水中PN比例较低, 虽然不施氮肥的比例较高, 但也仅为37.6%, 而其他施氮肥处理的均低于12%, 且随施氮量的增加而逐渐降低。几种可溶态氮素(NO_3^- -N、 NH_4^+ -N和DON)的存在比例在施氮与不施氮条件下表现不同: 在不施氮肥条件下, 以 NO_3^- -N为主, 其占TN的比例为35.4%, DON和 NH_4^+ -N的比例分别仅为11.9%和15.1%; 但在施氮条件下, 则以DON和 NH_4^+ -N为主, 二者占TN的比例分别在31.6%和44.7%以上, 且随施氮量的增加而线性增加, 而 NO_3^- -N的比例均低于12%, 且随施氮量的增加而线性降低。

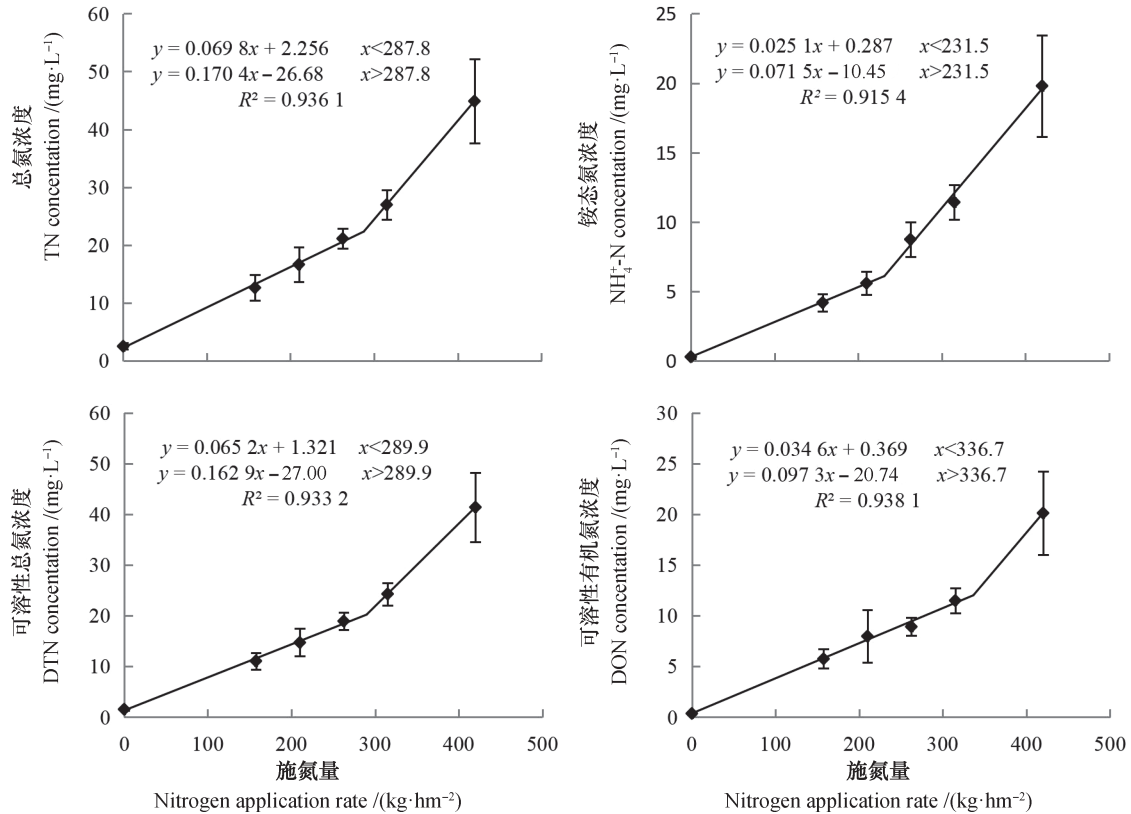
进一步分析主要形态氮素浓度与施氮量关系发现, TN、DTN、 NH_4^+ -N和DON的浓度均随施氮量的增加而增大, 而且当施氮量超过一定量后, 其增幅会明显提高(图1)。对于TN, 当施氮量超过287.8 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后, 其浓度增幅会增加2.4倍; 对于DTN, 施氮量超过289.9 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 后, 其浓度增幅会增加2.5倍; 对于 NH_4^+ -N和DON, 当施氮量分别超过231.5 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和336.7 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时, 其浓度也会明显提高(图1)。

表1 不同施氮水平下田面水中氮素形态构成

Table 1 Fractionation of N in surface water relative to N application rate

处理 Treatment	DTN/TN /%	PN/TN /%	NO_3^- -N/TN /%	NH_4^+ -N /TN /%	DON/TN /%
N0	62.4 ± 6.5c	37.6 ± 6.5a	35.4 ± 2.7a	11.9 ± 2.4b	15.1 ± 4.0b
N1	88.0 ± 1.5b	12.0 ± 1.5b	11.7 ± 6.2b	31.6 ± 4.4a	44.7 ± 3.0a
N2	88.0 ± 2.4ab	12.0 ± 2.4b	10.6 ± 7.7b	31.4 ± 4.6a	46.1 ± 5.4a
N3	89.9 ± 0.7b	10.1 ± 0.7b	8.1 ± 4.4b	36.7 ± 11.7a	45.1 ± 9.1a
N4	89.7 ± 1.7ab	10.3 ± 1.7b	6.9 ± 3.8b	37.0 ± 12.7a	45.8 ± 10.4a
N5	92.3 ± 0.9a	7.7 ± 0.9c	5.5 ± 4.4b	38.3 ± 14.2a	48.5 ± 12.3a
<i>r</i> (<i>n</i> =18)	0.856*	0.856*	0.886**	0.908**	0.832*

注: N0~N5分别表示施氮0.0、157.5、210.0、262.5、315.0、420.0 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ (以N计); TN、PN、DTN、DON分别表示总氮、颗粒态氮、可溶性总氮、可溶性有机氮; 表内数值为基肥、分蘖肥和穗肥施用后8 d内测定数据的平均值; *r*为各形态氮占TN比例与施氮量的相关系数; 同列不同字母表示 $P<0.05$ 水平上差异显著。下同 Note: N0~N5 stands for N application at 0.0, 157.5, 210.0, 262.5, 315.0 and 420.0 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, respectively, and TN, PN, DTN, and DON for total N, total soluble N, soluble organic N, respectively; values were means of the measurements in the first 8 day after basal, tillering and panical fertilization; *r* stands for correlation coefficient of the proportion of each form of N to total N with N application rate; and different letters in the same column mean significant difference at the $P<0.05$ level. The same below



注：图中数值为基肥、分蘖肥和穗肥施用后8 d内测定数据的平均值。下同Note: Values are means of the measurement of the first 8 d after basal, tillering and panical fertilizations. The same below

图1 施氮量与田面水中不同形态氮素浓度的关系

Fig. 1 Relationships between N application rate and concentrations of different forms of N in surface water

2.2 施氮量对田面水中氮素动态变化的影响

施氮肥后各主要形态氮素的动态变化见图2。从图中可以看出，各施氮处理的TN和DTN浓度变化动态基本一致，无论施基肥、分蘖肥，还是施穗肥，二者均在施肥后1 d立即达到峰值，而后逐渐降低，在施基肥和分蘖肥后5 d降低至与不施氮肥基本接近，在施穗肥后2 d与不施氮肥处理基本接近。与TN和DTN相同，各施氮处理DON浓度在每次施肥后1 d就迅速达到峰值，但降低速度较TN和DTN更快，在基肥和分蘖肥后3 d降低至与不施氮处理基本接近。各施氮处理NH₄⁺-N浓度动态变化特点与TN和DTN不同，其浓度在施基肥和分蘖肥后2 d才达到峰值，而后逐渐降低，在施肥后5 d基本与不施氮处理接近，在穗肥后1 d立即达到峰值，而后在第2天迅速降低至与不施氮基本接近。此外，从施肥期来看，施基肥和分蘖肥后各施氮处理的各形态氮素浓度均明显高于施穗肥后的浓度。比如N2处理，其TN浓度在施基肥和分蘖肥后1 d分别

高达73.7 mg·L⁻¹和62.6 mg·L⁻¹，而穗肥后仅为12.0 mg·L⁻¹，仅为基肥和分蘖肥的16%和19%。

2.3 施磷量对田面水中磷素形态及浓度的影响

对磷素的存在形态分析（表2）可知，施氮肥后1~8 d内稻田田面水中磷素以PP为主，不同施磷水平下PP占TP的比例为76%~93%。田面水中DTP的比例较低，各施磷肥处理均低于24%。此外，DTP占TP的比例会随着施磷量的增加而线性增加，而PP占TP的比例则线性降低。

分析施磷肥后1~8 d内各形态磷素的浓度（图3）后发现，无论是何种形态磷，其浓度均随施磷量的增加而增加，二者之间存在极显著的线性相关关系，相关系数均大于0.97。但进一步分析发现，TP、PP浓度随施磷量增加的增幅较大，而DTP的增幅较小。

2.4 施磷量对田面水中磷素动态变化的影响

施磷肥后TP、DTP和PP浓度的变化动态基本

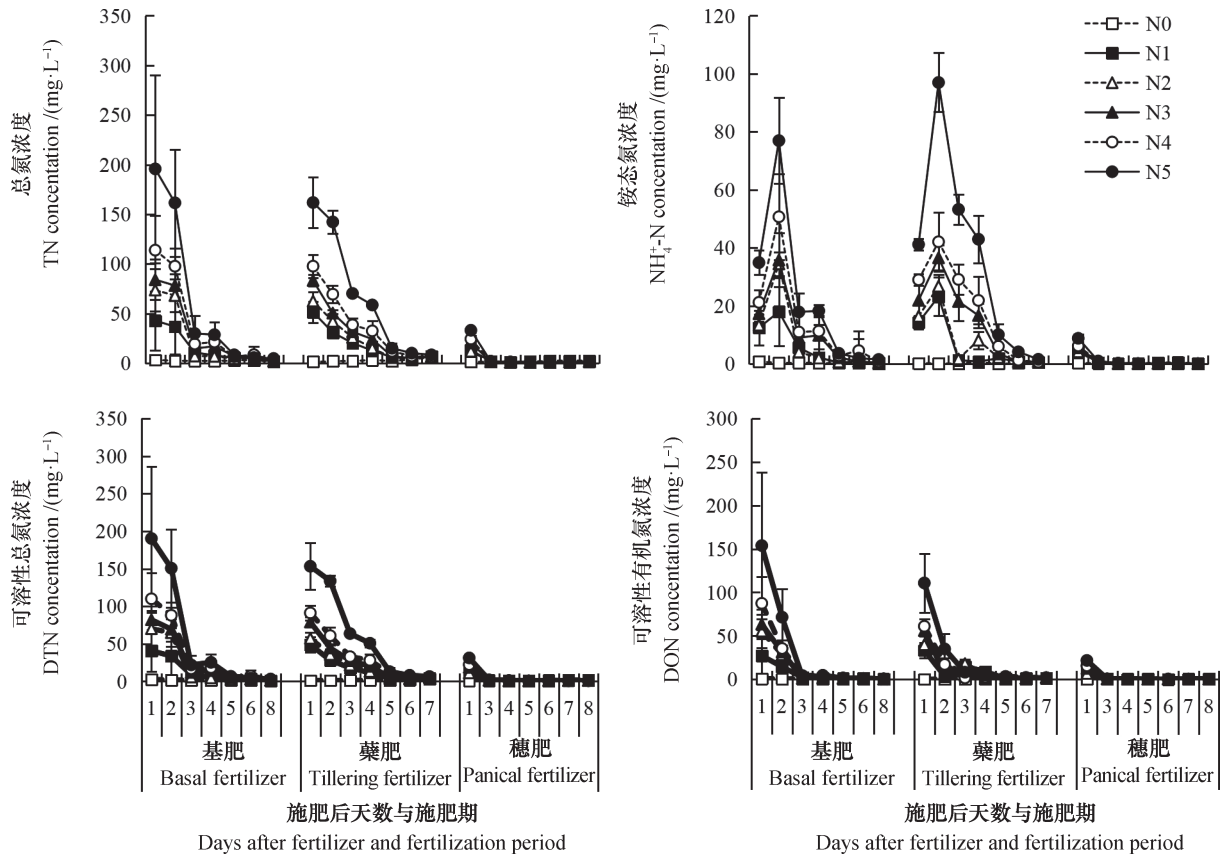


图2 不同施氮水平下田面水中不同形态氮素浓度的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of different forms of N in surface water relative to N application rate

表2 不同施磷水平下田面水中磷素形态构成

Table 2 Fractionation of P in surface water relative to P application rate

处理 Treatment	PP/TP /%	DTP/TP /%
P0	91.2 ± 3.6a	8.8 ± 3.6d
P1	85.1 ± 2.7b	14.9 ± 2.7c
P2	81.2 ± 1.3bc	18.8 ± 1.3bc
P3	78.8 ± 2.4cd	21.2 ± 2.4ab
P4	77.3 ± 2.2cd	22.7 ± 2.2ab
P5	76.3 ± 2.0d	23.7 ± 2.0a
<i>r</i> (n=18)	0.829*	0.829*

注: P0~P5分别表示施磷0.0、37.5、75.0、112.5、150.0、300.0 kg·hm⁻² (以P₂O₅计); PP、TP、DTP分别表示总磷、可溶性总磷、颗粒态磷。*r*为各形态磷占总磷比例与施磷量的相关系数。下同 Note: P0~P5 stands for P₂O₅ application rate of 0.0, 37.5, 75.0, 112.5, 150.0, and 300.0 kg·hm⁻², respectively, and PP, TP, DTP for particulate P, total P, and total soluble P. *R* stands for correlation coefficient between P₂O₅ application rate and proportion of each form of P to TP. The same below

一致, 均在施肥后1 d达到峰值, 并在施肥后3 d内急剧降低, 各处理TP、DTP、PP的平均降幅分别高达80.0%、83.6%、79.0%, 而后缓慢降低, 在施肥5 d后保持平稳(图4)。

3 讨论

3.1 田面水中氮磷素形态构成

目前, 关于施用尿素后稻田田面水中氮素主

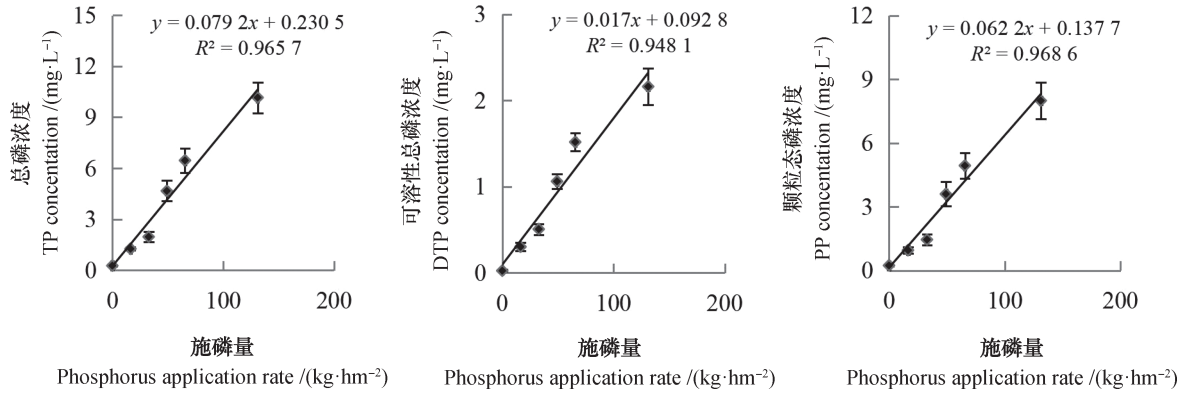


图3 施磷量与田面水中不同形态磷素浓度的关系

Fig. 3 Relationships between P application rate and concentrations of different forms of P in surface water

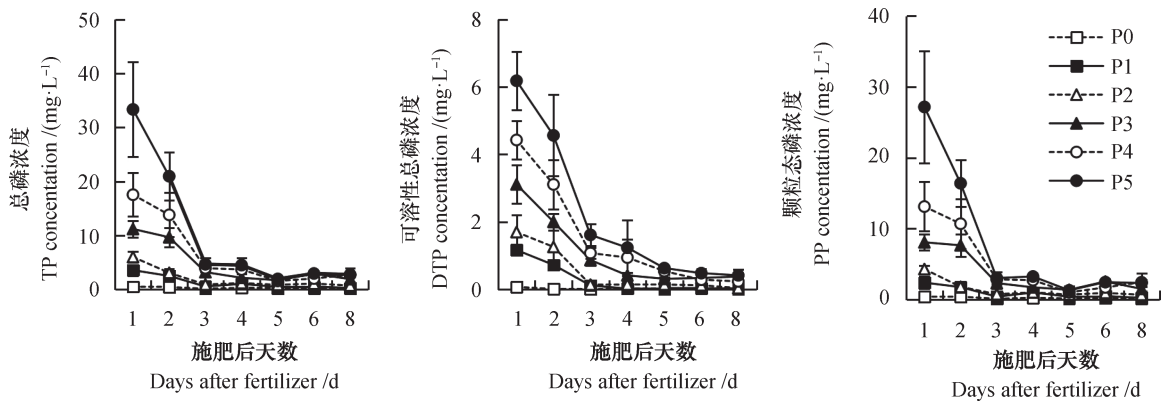


图4 不同施磷水平下田面水中各形态磷素浓度的动态变化

Fig. 4 Dynamic changes of different forms of P in surface water relative to P application rate

要以何种形态存在的的结果不尽相同。有研究表明，田面水氮素主要以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主，而且 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 占TN的比例会随施氮量的增加而增加^[10-11]。但也有研究^[9]表明，施尿素后田面水中氮以DTN为主，DTN中又以DON和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主。本研究表明，施用尿素后，稻田田面水中的氮素以DTN为主，不同施氮水平下DTN占TN的比例均在88%以上，且DON和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是稻田氮素主要存在形态， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和DON占TN的比例分别在31.6%和44.7%以上。稻田氮素存在形态的差异，可能主要与尿素在稻田水—土系统中的水解速度有关。水解速度快，表现出以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主的特点，水解速度慢，会有大量的尿素存在于田面水中，则会表现出DON和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 共同为主的特点。本研究中，尿素施用后并不会立即水解为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ，在施肥后3 d内，田面水中DON的浓度很高（图1），表明仍有大量的尿素溶于田面水中，因而，表现出田面水氮素以DON和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 共同为主的特点。此外，本研究中各形态氮素占

TN的比例与施氮量关系的结果与施泽升等^[9]的类似，均是DTN、DON、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 占TN的比例随施氮量的增加而明显增大，而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和PN的比例随施氮量的增加而逐渐降低。

关于施磷肥后田面水中磷的主要存在形态，已有研究的结果也不一致。有研究表明，施磷肥后，DTP是田面水中磷素的主要成分，占TP的比例介于50.0%~79.0%之间^[9-10]。但也有研究表明，PP是田面水中磷素的主要存在形态，DTP/TP基本在0.5以下^[12]。本研究表明，施磷肥后，田面水中磷素主要以PP为主，不同施磷水平下PP占TP的比例介于76%~93%之间，而DTP的比例均低于24%。磷肥存在形态的差别可能主要与施磷肥时对土壤的扰动程度有关，扰动较大，田面水中土壤颗粒较多，被吸附固定的磷素就多，因而PP浓度较高。本研究的磷肥均作为基肥一次使用，在施基肥后要耙田，对土壤的扰动比较剧烈，因而表现出磷素以PP为主的特点。关于各形态磷占TP比例与施

磷量的关系,已有的研究结果比较一致,均为DTP占TP的比例随施磷量增加而增加,PP占TP的比例则随施磷量的增加呈不断降低趋势^[9-10]。本研究也获得了类似的结果。DTP和PP占TP的比例与施磷量的关系不一致,可能主要与PP容易沉淀有关。

3.2 田面水中不同形态氮磷浓度与氮磷肥用量的关系

诸多研究表明,氮肥施用量是影响田面水中氮素浓度的主要因子,而且氮肥用量与田面水中不同形态氮素浓度之间均有显著的线性相关关系^[4,9-11]。本研究中,TN、DTN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和DON浓度虽然均随施氮量的增加而不断增大,但当施氮超过一定量后,这些氮素浓度随施氮量增加的增幅会明显变大(图1)。田面水中氮素浓度之所以出现这种跃变特点,可能与施氮量以及土壤对氮素的吸附和固定有关。当施氮量较低时,施用的氮素一部分会被土壤吸附固定,一部分溶于田面水中,呈现出田面水中氮素浓度随施氮量增加而增大的特点;但当施氮量较高,超过土壤对氮素的最大吸附固定量后,溶于田面水中的氮素就会明显增加,从而呈现出氮素浓度跃增的特点。田面水中氮素浓度跃变的特点,在以往研究中有一定的反映,如已有研究表明,稻田氨挥发量会随施氮量增加而增加,但当超过某个施氮水平后,氨挥发量会跃增^[13-15]。稻田氨挥发量与田面水中铵态氮浓度有密切的相关关系^[16-18],因此,氨挥发量跃增间接反映田面水中铵态氮浓度也会发生跃增。有研究表明,磷肥用量与田面水中不同形态磷素浓度之间均有显著的线性相关关系^[4,9-11]。本研究结果也表明,TP、DTP和PP的浓度会随施磷量的增加而线性增加(图3)。

上述研究结果表明,尽可能降低氮、磷肥施用量,是降低江汉平原地区稻田氮、磷浓度,控制氮、磷径流和大气损失的重要措施,而且为了防止氮素损失的大幅增加,氮肥施用量应尽可能控制在 $231.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以内。

3.3 田面水中氮磷动态变化规律与关键控制期

关于施尿素后田面水中TN浓度动态变化趋势,以往的研究结果基本一致^[4,7,11-12],即无论基肥还是追肥,均在施肥后1 d就达到峰值,而后逐渐降低。但不同的研究,TN浓度降低速度不同。金洁等^[11]在浙江杭州余杭区及吴俊等^[12]在苕溪

流域的研究结果表明,无论基肥还是追施尿素,田面水中TN浓度1周以后明显降低,控制氮素田面流失主要时期为施肥后1周内。而施泽升等^[9]在洱海北部地区的研究则显示,基肥和追施尿素9 d后TN才降低至较低水平,施肥后9 d内是控制氮素损失的关键时期。本研究中,TN也是在施尿素后1 d就达到最大值,但TN降低的速度更快,基肥和分蘖肥后5 d就降低至与不施氮肥趋同,施穗肥后2 d就降至与不施氮肥趋同(图2)。有研究表明,DTN浓度在基肥后1~3 d内达到峰值,在穗肥后1 d就立即达到峰值,但均在9 d后明显降低。本研究中DTN浓度的变化规律与TN相同,均在施尿素后1 d达到峰值,基肥和分蘖肥后5 d、穗肥后2 d就降至与不施氮肥趋同(图2)。本研究中TN和DTN降低速度快可能主要与本地区氨挥发较快有关。从本研究TN和DTN的动态变化规律来看,在江汉平原地区,施基肥和分蘖肥后5 d内、施穗肥后2 d内是控制稻田氮素损失的关键期。

氨挥发是稻田氮肥损失的主要途径之一^[19-21],氨挥发损失的氮量占施氮量的8%~39%^[22-23]。而且田面水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度是氨挥发的决定因素之一。鉴于此,以往的研究对稻田田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 动态变化的关注较多。诸多研究表明,施尿素后,田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度呈现先升高后迅速降低的特点^[4,9,12]。但也有研究表明,无论基肥还是追施尿素,施肥后1 d田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 就达到峰值^[10-11]。此外,关于 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低速度的研究结果也不尽相同。有研究表明,田面水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在施尿素9 d后明显降低^[9],有的则显示,施肥后4 d内就迅速降低^[10]。本研究中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在基肥和分蘖肥后呈先增加后降低的特点,施肥2 d后达到峰值,5 d后降低至与不施肥趋同,但穗肥后1 d就立即达到最大,2 d后迅速降低至很低水平,而且穗肥后 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度明显低于基肥和分蘖肥的浓度(图2)。可见,施基肥和分蘖肥后5 d内、施穗肥后2 d内,特别是施基肥和分蘖肥后5 d内是控制江汉平原地区稻田氮素氨挥发损失的关键期。而且,适当将基肥和分蘖肥的氮肥后移至穗肥是控制该区域氮素氨挥发损失的重要措施。

本研究中,分蘖肥和穗肥的施氮量相同,但分蘖肥后田面水中氮素浓度明显高于穗肥后的,这可能主要与施肥前土壤氮素水平的差异有关。施分

藁肥仅距施基肥8 d时间,在这8 d时间内,水稻还处于返青阶段,对氮素的吸收量很小,有较多的基肥氮残留于土壤中,这使得施分藁肥时土壤氮素含量较高,分藁肥氮被土壤吸附的量会比较少,因而,分藁肥氮在田面水中存在的量较多,田面水氮素浓度较高。而施穗肥时距分藁肥和基肥已有近两个月的时间,水稻生长也经历了从返青至分藁盛期2个生育时期,水稻会吸收大量的氮素,在施穗肥时土壤中氮素含量相对较低,因而,穗肥氮就会有较多部分迁移至土壤中,田面水中氮素浓度就较低。

从以往研究结果来看,施磷肥后田面水中磷素的动态变化趋势比较一致,均是施磷肥后1 d各形态磷的浓度就达到峰值,而后逐渐降低^[4,9-12]。但田面水中磷素降低的速度差别较大。有研究表明,磷素易被固定和沉淀,4~5 d内就迅速降至稳定^[4]。但也有研究显示,施磷肥12 d后,各施磷处理的田面水磷素浓度才与不施磷的基本接近,施磷后两周内是磷流失高风险期^[9]。有的研究甚至认为稻季土壤磷素流失的最大风险时期约在水稻移栽后一个月内^[24]。本研究中,TP、DTP和PP浓度变化趋势与以往研究一致,但各形态磷的降速较快,施磷肥3 d后,TP、DTP和PP的平均降幅分别高达80.0%、83.6%和79.0%(图4)。从本研究结果来看,施磷肥后1~3 d是控制江汉平原稻田磷素流失的关键时期。

江汉平原是我国水稻主产区,且直播稻和机插秧稻已成为该区域最主要的两种稻作方式。这两种稻作方式普遍存在施基肥后1~2 d排放刚施肥泡田水的情况,由于人为排放刚施肥泡田水,再加上水稻种植中重施基肥,轻施或不施穗肥,因而,江汉平原水稻种植中氮、磷流失和氮素氨挥发损失均较严重。从本研究的结果来看,要防控该区域稻田氮、磷流失,应通过节水泡田等措施,力争做到不排泡田水,如果要排,也应尽可能在旋田施肥5 d后再排,严格禁止旋田施肥后3 d内排泡田水;在施分藁肥和穗肥时,应密切关注天气状况,力求避免施肥后5 d内有大雨或者暴雨发生。此外,要防控该区域水稻氮素氨挥发损失,应重点控制施基肥和分藁肥后5 d内的氨挥发损失,而且应尽可能将基肥和分藁肥的氮肥后移至穗肥施用。

4 结 论

在江汉平原地区,施尿素后,水稻田面水中氮素以DTN为主,占TN 88%以上。在可溶态氮素中,又以DON和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主,二者占TN 76.3%以上。施磷肥后,田面水中磷素以PP为主,占TP 76%以上。减少氮、磷肥用量可降低稻田氮、磷损失,且氮肥施用量应尽可能控制在 $231.5 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 以内。施基肥和分藁肥后5 d内、施穗肥后2 d内是控制江汉平原地区稻田氮素损失的关键期,施磷肥后3 d内是控制磷素流失的关键期。

参 考 文 献

- [1] 张维理,武淑霞,冀宏杰,等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计. 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1008—1017
Zhang W L, Wu S X, Ji H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies I. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in early 21 century (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica, 2004, 37 (7): 1008—1017
- [2] 刘宏斌,张云贵,李志宏,等. 北京市平原农区深层地下水硝态氮污染状况研究. 土壤学报, 2005, 42 (3): 411—418
Liu H B, Zhang Y G, Li Z H, et al. Nitrate contamination of deep ground water in rural plain areas of Beijing (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42 (3): 411—418
- [3] 杨林章,冯彦房,施卫明,等. 我国农业面源污染治理技术研究进展. 中国生态农业学报, 2013, 21 (1): 96—101
Yang L Z, Feng Y F, Shi W M, et al. Review of the advances and development trends in agricultural non-point source pollution control in China (In Chinese). Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21 (1): 96—101
- [4] 田玉华,贺发云,尹斌,等. 不同氮磷配合下稻田田面水的氮磷动态变化研究. 土壤, 2006, 38 (6): 727—733
Tian Y H, He F Y, Yin B, et al. Dynamic changes of nitrogen and phosphorus concentrations in surface water of paddy field (In Chinese). Soils, 2006, 38 (6): 727—733
- [5] 王小治,朱建国,宝川靖和,等. 施用尿素稻田表层

- 水氮素的动态变化及模式表征. 农业环境科学学报, 2004, 23 (5): 852—856
- Wang X Z, Zhu J G, Hosen Y, et al. Dynamic changes and modeling of nitrogen in paddy field surface water after application with different doses of urea (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2004, 23 (5): 852—856
- [6] 王德建, 张刚, 汪军, 等. 水稻基肥尿素干施与湿施对氮素损失及水稻氮素吸收的影响. 土壤学报, 2010, 47 (3): 483—489
- Wang D J, Zhang G, Wang J, et al. Effects of dry deep-placement and wet broadcast of urea as basal in paddy field on nitrogen loss and plant N uptake (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (3): 483—489
- [7] 田玉华, 贺发云, 尹斌, 等. 太湖地区氮磷肥施用对稻田氨挥发的影响. 土壤学报, 2007, 44 (5): 893—900
- Tian Y H, He F Y, Yin B, et al. Ammonia volatilization from paddy fields in the Taihu Lake region as affected by N and P combination in fertilization (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44 (5): 893—900
- [8] 杨丽霞, 杨桂山. 施磷对太湖流域水稻田磷素径流流失形态的影响. 水土保持学报, 2010, 24 (5): 31—34
- Yang L X, Yang G S. Effects of phosphorus application on P forms in runoff from rice field of Taihu watershed (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24 (5): 31—34
- [9] 施泽升, 续勇波, 雷宝坤, 等. 洱海北部地区不同氮、磷处理对稻田田面水氮磷动态变化的影响. 农业环境科学学报, 2013, 32 (4): 838—846
- Shi Z S, Xu Y B, Lei B K, et al. Dynamic changes of nitrogen and phosphorus concentrations in surface waters of paddy soils in the northern area of Erhai Lake (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32 (4): 838—846
- [10] 吕亚敏, 吴玉红, 李洪达, 等. 减肥措施对稻田田面水氮、磷动态变化特征的影响. 生态与农村环境学报, 2018, 34 (4): 349—355
- Lü Y M, Wu Y H, Li H D, et al. Effects of dynamic changes of nitrogen and phosphorus concentrations in surface water of paddy field under different fertilizer rate (In Chinese). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2018, 34 (4): 349—355
- [11] 金洁, 杨京平, 施洪鑫, 等. 水稻田面水中氮磷素的动态特征研究. 农业环境科学学报, 2005, 24 (2): 357—361
- Jin J, Yang J P, Shi H X, et al. Variations of nitrogen and phosphorus in surface water body of a paddy field (In Chinese). *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24 (2): 357—361
- [12] 吴俊, 樊剑波, 何园球, 等. 茗溪流域不同施肥条件下稻田田面水氮磷动态特征及产量研究. 土壤, 2013, 45 (2): 207—213
- Wu J, Fan J B, He Y Q, et al. Study on rice yield and dynamics of nitrogen and phosphorus in surface water of paddy field under different fertilizations in Tiaoxi River basin (In Chinese). *Soils*, 2013, 45 (2): 207—213
- [13] 李艳, 唐良梁, 陈义, 等. 施氮量对水稻氮素吸收、利用及损失的影响. 土壤通报, 2015, 46 (2): 392—397
- Li Y, Tang L L, Chen Y, et al. The effects of nitrogen application rates on uptake, utilization and losses of nitrogen for rice (In Chinese). *Chinese Journal of Soil Science*, 2015, 46 (2): 392—397
- [14] 叶世超, 林忠成, 戴其根, 等. 施氮量对稻季氨挥发特点与氮素利用的影响. 中国水稻科学, 2011, 25 (1): 71—78
- Ye S C, Lin Z C, Dai Q G, et al. Effects of nitrogen application rate on ammonia volatilization and nitrogen utilization in rice growing season (In Chinese). *Chinese Journal of Rice Science*, 2011, 25 (1): 71—78
- [15] 朱坚, 石丽红, 田发祥, 等. 湖南典型双季稻田氨挥发对施氮量的响应研究. 植物营养与肥料学报, 2013, 19 (5): 1129—1138
- Zhu J, Shi L H, Tian F X, et al. Responses of ammonia volatilization to nitrogen application amount in typical double cropping paddy fields in Hunan Province (In Chinese). *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2013, 19 (5): 1129—1138
- [16] 邬刚, 袁嫚嫚, 曹哲伟, 等. 江淮丘陵区不同氮肥管理模式对稻田氨挥发损失特征研究. 水土保持学报, 2017, 31 (4): 285—288, 331
- Wu G, Yuan M M, Cao Z W, et al. Study on the ammonia volatilization under different nitrogen schemes from paddy field in Jianghuai hilly region (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, 31 (4): 285—288, 331
- [17] 敖玉琴, 张维, 田玉华, 等. 脲胺氮肥对太湖地区稻田氨挥发及氮肥利用率的影响. 土壤, 2016, 48 (2): 248—253
- Ao Y Q, Zhang W, Tian Y H, et al. Effects of urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in paddy field of Taihu Lake region (In Chinese). *Soils*, 2016, 48

- (2): 248—253
- [18] 朱坚, 彭华, 李尝君, 等. 生石灰施用增加了酸性双季稻田氮素氨挥发损失. 湖南农业科学, 2017 (7): 32—36
Zhu J, Peng H, Li C J, et al. Application of quick lime to promoting ammonia volatilization loss in acidic double cropping rice field (In Chinese). Hunan Agricultural Sciences, 2017 (7): 32—36
- [19] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策. 土壤与环境, 2000, 9 (1): 1—6
Zhu Z L. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction (In Chinese). Soil and Environmental Sciences, 2000, 9 (1): 1—6
- [20] Datta S K. Nitrogen transformations in wetland rice ecosystems. Nutrient Cycling in Agro-Ecosystems, 1995, 42 (13): 193—203
- [21] Fillery R P, de Datta S K. Ammonia volatilization from nitrogen volatilization as a N loss mechanism in flooded rice fields. Fertilizer Research, 1986, 9: 78—98
- [22] Cai G X, Freney J R, Humphreys E, et al. Use of surface films to reduce ammonia volatilization from flooded rice fields. Australian Journal of Agricultural Research, 1988, 39 (2): 177—186
- [23] Zhu Z L, Cai G X, Simpson J R, et al. Processes of nitrogen loss from fertilizers applied to flooded rice fields on a calcareous soil in North-Central China. Fertilizer Research, 1989, 18 (2): 101—115
- [24] 张红爱, 张焕朝, 钟萍. 太湖地区典型水稻土稻-麦轮作地表径流中磷的变动规律. 生态科学, 2008, 27 (1): 17—23
Zhang H A, Zhang H C, Zhong P. Study on phosphorus concentrations in runoff from paddy soils of rice-wheat double cropping system in Taihu Lake region (In Chinese). Ecological Science, 2008, 27 (1): 17—23

Changes in Nitrogen and Phosphorus in Surface Water of Paddy Field in Jiangnan Plain

ZHANG Fulin¹ WU Maoqian¹ XIA Ying¹ ZHAI Limei² DUAN Xiaoli¹ FAN Xianpeng^{1†}
XIONG Guiyun¹ LIU Dongbi¹ GAO Li³

(1 Institute of Plant Protection and Soil Fertilizer, Hubei Academy of Agricultural Sciences, Hubei Engineering Research Center for Agricultural Non-point Source Pollution Control, QianJiang Scientific Observing and Experimental Station of Agro-Environment and Arable Land Conservation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, P. R. China, Key Laboratory of Fertilization from Agricultural Wastes, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, P. R. China, Hubei Engineering Research Center for Agricultural Environmental Control, Wuhan 430064, China)

(2 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

(3 Agricultural Environment Protection Station of Xishui County, Xishui, Hubei 438200, China)

Abstract 【Objective】 Because of extensive management of water and nutrients in rice cultivation, especially artificial drainage of just fertilized paddy fields for mechanized rice transplanting and direct rice seeding, non-point source N and P pollution turned out to be very serious in Jiangnan Plain, posing a great threat to the safety of agricultural water and drinking water. N and P in paddy field surface water are the direct sources of non-point source N and P pollution. It is, therefore, essential to master rules of the changes in N and P in paddy field surface water to preventing and controlling the non-point source N and P pollution from paddy fields. However, at present, it is still unclear how N and P changes in paddy fields surface water and how fertilizer application affects the changes in the Jiangnan Plain. This is a topic that calls for further studies. 【Method】 In this study, a field experiment, designed to have a number of treatments varying in

N and P application rate along a gradient, was carried out to explore how N and P changes in paddy field surface water and how fertilizer application affects the changes. Samples of paddy field surface water were collected for 8 consecutive days after each fertilizer application for analysis of total N (TN), total soluble N (DTN), soluble organic N (DON), $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$, total P (TP), total soluble P (DTP), and particulate P (PP). 【 Result 】 Results show that total soluble N (DTN), soluble organic N (DON) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ accounted for 88.0%, 44.7% and 31.6%, respectively, of the total N (TN) in surface water, after application of urea, and increased with increasing N application rate, while particulate P (PP) made up 76% ~ 93% of the total P (TP) after application of superphosphate, but decreased with increasing P application rate. A piecewise linear correlation was observed between N concentration in surface water and N application rate. With increasing N application rate, N in surface water would increase in concentrations, and when N application rate exceeded 287.8, 289.9, 231.5 and 336.7 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, TN, DTN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and DON would jump by a large margin, respectively. All forms of P in surface water would increase linearly in concentration with increasing P application rate. TN and DTN peaked 1 day after urea application, and then leveled off 5 days after basal and tillering fertilization and 2 days after panicle fertilization. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ reached its peak value 2 days after basal and tillering fertilization and 1 day after panicle fertilization, and then leveled off 5 days after basal and tillering fertilization and 2 days after panicle fertilization. TP, PP and total soluble P (DTP) reached their respective peak values quickly just in 1 day, and then decreased sharply by over 79.0% 3 days after superphosphate application. 【 Conclusion 】 DTN, especially DON and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ are the main forms of N in surface water after urea application. PP is the main form of P after superphosphate application. Reducing the N and P application rates can reduce the concentrations of N and P in surface water and their losses as well. So it is advisable to control N application rate within 231.5 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$. The first 5 days after basal and tillering fertilization and 2 days after panicle fertilization were the optimal periods key to controlling N loss from paddy fields, and 3 days to controlling P loss.

Key words Jiangnan Plain; Surface water; Forms; Dynamic change; Key controlling period

(责任编辑: 陈荣府)