

江汉平原水稻季灌排单元沟渠中氮磷变化特征及其环境风险

华玲玲¹, 张富林², 翟丽梅^{1*}, 刘宏斌¹, 范先鹏², 王洪媛¹

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业部面源污染控制重点实验室, 北京 100081; 2. 湖北省农业科学院植保土肥研究所, 武汉 430064)

【摘要】江汉平原稻田多以灌排单元的形式存在, 其中, 沟渠是灌排单元的主要组成部分. 本文以江汉平原腹地典型灌排单元内自然沟渠为研究对象, 通过对 2015 年水稻整个生长季自然沟渠水深、水质的连续原位监测, 研究灌排单元内自然沟渠水深、氮磷浓度的动态变化及导致这一变化的主要影响因子. 结果表明, 整个水稻生长季, 沟渠水深维持在 30~70cm 之间, 灌溉事件增加的沟渠内水深高于降雨事件; 水稻生长季, 受水稻追肥的影响, 沟渠水总氮(TN)浓度分别于 6 月 18 日和 7 月 30 日出现两个不同程度的峰值, 且生育前期氨氮(NH₄⁺-N)浓度高于硝氮(NO₃⁻-N), 施肥是影响沟渠水中氮浓度的主要因子; 整个水稻生长季沟渠水总磷(TP)浓度波动较大, 主要受颗粒态磷(PP)浓度变化影响, 外界扰动(如降雨、灌溉事件)是影响沟渠水 TP 浓度变化的主要因子. 水稻生长后期即收获期, 沟渠水中 TN 和 TP 浓度分别为 0.22mg·L⁻¹ 和 0.06mg·L⁻¹, 水质均达地表水水质 II 类标准. 灌排单元内, 拦截沟渠与周边河道的路基高约 2~2.5m, 无特大暴雨情况下, 沟渠水很少漫过路基通过溢流向周边水体排水. 水稻移栽直至第一次追肥后的 3d 应控制沟渠水的外排. 自然沟渠对降雨、灌溉和农田径流带入的氮磷起到一定程度的净化作用, 通过在灌排单元出水口人为控制稻季沟渠水外排, 直至水稻收获期, 将使沟渠水水质达 II 类标准, 降低了灌排单元沟渠排水给周边水体带来的环境风险.

【关键词】灌排单元; 沟渠; 氮磷; 农业面源污染

【中图分类号】X52

【文献标识码】A

【文章编号】0250-3301(2018)06-2715-09

江汉平原位于湖北省中南部, 西起宜昌枝江, 东至武汉, 北自荆门钟祥, 南与洞庭湖平原相连, 面积约 4.6 万 km²^[1], 是我国重要的商品粮基地. 水稻是江汉平原区主要的粮食作物, 种植面积达 80 万 hm², 占江汉平原耕地总面积的 48%(《湖北省 2014 农业统计年鉴》). 水稻种植具有集约化程度高、高投入和高产出的基本特点. 据统计, 水稻耗水量约占农业用水总量的 60%~70%, 化肥用量超过 20%, 其生育期频繁的灌溉排水加速了氮磷等营养物质向地表水体的排放^[2]. 因此, 水稻生长季合理的水分管理对减缓稻田氮磷流失造成的面源污染发挥至关重要作用. 传统的稻田水分管理多采用“深灌-大排”式操作, 水分利用效率低, 是造成农田面源污染严重的一个不容忽视的因素^[3]. 新型的稻田水分管理措施包括节水灌溉模式^[4]、稻田“零排放”水分管理模式^[5]和稻田流域化水分管理模式^[6]. 稻田流域化水分管理模式即将稻田和周围的沟渠等水文单元看成一个整体系统, 稻田排水进入沟渠后部分回用至稻田进行灌溉, 部分停留在沟渠中, 随水力停留时间延长, 氮磷流出负荷降低^[7]. 沟渠在稻田流域化水分管理模式中发挥了重要作用.

收稿日期:2017-09-18; **修订日期:**2017-11-29

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFD0800500); 国家自然科学基金项目(41203072); 湖北省农业科学院基金项目(2016NKYJJ10)

作者简介:华玲玲(1990~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为农田面源污染防控, E-mail:hualing0329@163.com

***通信作者,** E-mail:zhailime@caas.cn

江汉平原地处长江中游地区，位于长江和汉江的交汇处，分布有大面积围垦湖泊湿地后形成的农业区域，这些区域的地表水及地下水都受到由堤防、沟渠、泵站组成的灌排单元的控制，灌排单元成为江汉平原区稻田的主要存在形式。自然沟渠作为稻田系统中重要的排灌水设施，是灌排单元的重要组成部分^[8]。农田径流产生的营养物质首先进入周边的沟渠，由沟渠再进入周边水体，沟渠系统既是农业面源污染物的最初汇集地，也是农业面源污染物向下游水体迁移的重要通道^[9]，其对下游水体环境有着重要影响^[10]。自然沟渠由于长期无人清淤管理，一般沟渠底部沉积了较厚的底泥，富含养分的底泥使沟渠内水生植物生长茂盛，因此，沟渠能够通过底泥吸附、植物吸收、生物降解等一系列作用，降低进入下游水体中的氮磷污染物浓度^[11]，进而使农田沟渠具有生态湿地的作用，成为目前农业面源污染防治研究的热点^[12, 13]。吴军等^[14]在沟塘湿地对农田非点源污染物的降解实验中得出，农田排水沟渠对总磷的去除率高达 52.4%。有研究者在湖北省漳河灌区的研究表明，原位状态下监测得出灌区农沟-斗沟尺度典型排水沟渠对总磷整体去除率为 35.1%^[15]。翟丽华等^[16]对水稻种植期内农业源头沟渠中氮、磷的输出进行长期测定，结果表明，沟渠系统氮输出的主要形态为氨氮和硝氮，总氮输出的最大浓度为 $4.00\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，磷输出的主要形态为可溶性磷酸盐。国内稻作区通常具有发达的排水沟渠系统，具有较强的蓄水能力。目前，针对农田排水沟渠对污染物氮磷的净化效果和机制问题，国内外学者已进行了较多研究^[15, 17, 18]，且研究多集中在人为改造的生态沟渠上^[19~21]。作为农田氮磷流失的迁移通道，沟渠系统的输出将直接影响下游水体的生态环境，因此掌握沟渠系统中氮磷的浓度变化规律尤为重要。本文将灌排单元看作江汉平原区稻田的主要存在形式，以其主要组成部分自然沟渠为研究对象，进行原位监测，分析自然沟渠水深和水质的动态变化，对江汉平原稻作区水稻季沟渠水分管理具有重要指导意义。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

研究区位于湖北省潜江市浩口镇柳州村 6 组 ($112^{\circ} 37' 22.2''$, $30^{\circ} 22' 42''$)，地处江汉平原腹地，是一个由路基和主排水沟将农田与周围河道分隔开的相对封闭的区域(图 1)。研究区地势平坦，地面高程在 1~2m 之间，其内沟渠纵横交错，具有典型的江汉平原河网特征。气候属于亚热带季风气候，气候温和，雨量适中，四季分明。年平均气温 16°C ，年平均降雨量为 1100~1300mm，降雨集中在 4~9 月，此时期降水量约占全年降水量的 70%，5~8 月为密集降雨期。

研究区占地面积 8.7hm^2 ，其中沟渠面积 0.7hm^2 ，占研究区面积的 8%。沟渠宽约 1.5~2.0m，深 1.0~1.5m，植被以水花生和芦苇为主。每年 9 月~次年 4 月为沟渠的枯水期，除降雨、灌溉外沟渠处于干涸状态。次年 4 月~次年 9 月，受降雨、灌溉影响，沟渠处于丰水期。水稻种植季，除遇特殊降雨事件，水位高于拦截路基时会产生溢流，正常年份灌排单元沟渠水不会产生径流，只有水稻收获期才进行沟渠水外排。

研究区内作物种植模式为稻麦轮作，采用稻田流域化模式(将稻田跟周围的沟渠看作一个整体)进行水分管理。水稻于 6 月 10 日移栽，9 月下旬收割，整个生育期灌水 7~8 次，每次灌溉水在沟渠内的停留时间约 3~5d。水稻季农民习惯施肥为底肥(水稻移栽当天施用):尿素 $175.5\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，两次追肥:第一次 6 月 18 日追施尿素 $117\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ，第二次 7 月 30 日追施尿素 $136.5\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

1.2 实验设计

实验期为 2015 年水稻完整生长期(2015 年 6~9 月)。实验开始前，采用等间距设点取样法，在研究区共设置沟渠水深监测点 17 个，水质监测点与 3 条主沟渠(兼具灌溉、排水两种功能)中水深监测点一致，共 9 个。每个水深监测点立有一水尺。具体监测点位的设置见图 1。

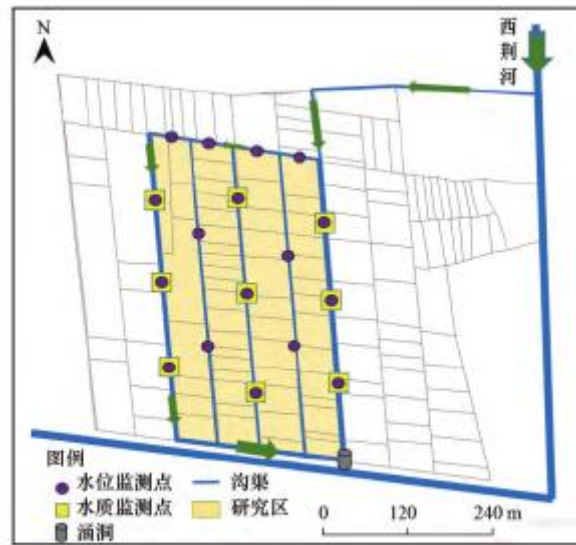


图 1 沟渠监测点位分布示意

Fig. 1 Monitoring sites in the ditches

1.3 样品采集及测试沟渠水深、水质监测分降雨和灌溉两个过程取样.

降雨取样:实验期间共监测到 5 次降雨, 当降雨并产生田间径流时对沟渠水进行取样. 从降雨开始至结束每天取样, 降雨结束后第 2、3、5、7、9d 取样. 取样采用自制的取样器, 每个取样点进行 3 次取样, 将采集的水样置于清洁的容器, 混匀后分装到 2 个样品瓶(预先做好编号)中, 每瓶水样不少于 250mL, 其中一瓶供分析测试用, 另一瓶作为备用. 如果水样当天不能及时进行分析, 尤其遇到降雨和灌溉连续取样时, 应立即将采集的样品与备用样品一起放入冰箱, 4℃ 以下冷藏保存. 取样同时, 采用水尺记录沟渠水深.

灌溉取样:实验期间共监测到灌溉事件 7 次, 每次灌溉时, 灌水前进行取样, 灌溉过程中每天取样, 灌溉结束后的第 2、3、5、7、9d 取样. 取样和保存方法同降雨取样. 同时记录沟渠水深. 如降雨取样的过程中遇到灌溉, 则取样接着被认为是灌溉第 1d 取样, 直到灌溉取样结束. 如灌溉取样中遇到降雨, 则依次按降雨第 1d 取样记录, 直到降雨取样结束. 水稻不同生育期移栽期、返青期、分蘖期、孕穗期、灌浆期和收获期分别取样 4、3、16、18、9 和 11 次.

测试指标为总氮(TN)、硝氮(NO_3^- -N)、氨氮(NH_4^+ -N)、总磷(TP)、可溶性总磷(TDP)和颗粒态磷(PP). 分析方法采用文献^[22]的方法, TN 采用碱性过硫酸钾消解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) 采用纳氏试剂分光光度法测定; TP 采用过硫酸钾消化(120℃, 200kPa 消化 30min), 钼锑抗比色法测定; TDP 用 0.45 μm 滤膜过滤后的水样, 经过硫酸钾消化(120℃, 200kPa 消化 30min), 采用钼锑抗比色法(GB11893-89)测定, 总磷减去可溶性总磷即为颗粒态磷.

1.4 数据处理与分析

采用 Excel2013 和 ArcGIS10.2 处理数据与作图, SAS9.2 进行统计检验和方差分析. 最终根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)判断沟渠水质, 从而评估沟渠水给周边水体带来的环境风险.

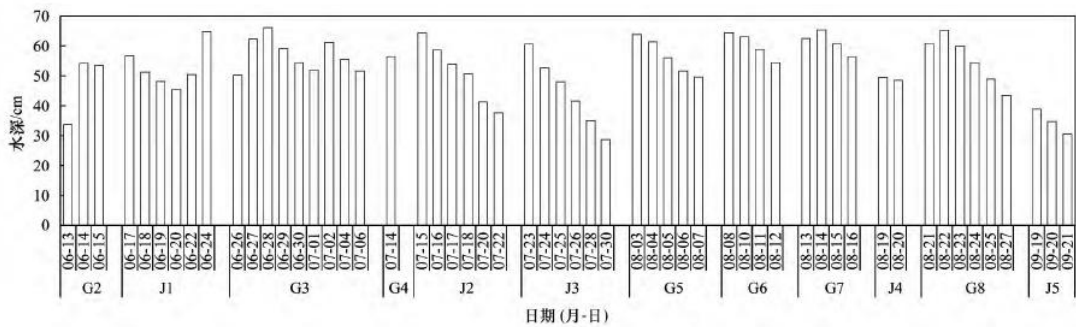
2 结果与分析

2.1 沟渠水深动态变化特征

整个水稻生长季沟渠水深维持在 30~70cm 之间, 水稻生长前期由于监测刚开始, 第三次灌水事件前, 沟渠水深变化并没有呈现出一定的规律性(图 2). 从监测期间第二次降雨开始, 每次降雨、灌溉事件后, 沟渠水深变化呈现出一定规律, 即降雨、灌溉后, 随着时间的延长, 沟渠水深逐渐降低, 且沟渠最终的水深灌溉事件要高于降雨事件. 降雨事件后沟渠水深一般维持在 30~40cm, 灌溉事件后沟渠水深最终维持在 40~50cm. 水稻收获期(9 月中旬之后), 沟渠水深降至 30cm 左右. 整个水稻生长季, 沟渠水深均低于沟渠与周边河道之间拦截路基的高度(2~2.5m).

2.2 沟渠中氮的动态变化特征

通过对水稻整个生育期沟渠水总氮(TN)浓度监测结果表明(图 3), 水稻移栽(6 月 10 日移栽)后 4d 内, 沟渠水中 TN 浓度升高达 $2.30\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 之后降至 $1.30\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 随着水稻的第一次追肥(6 月 18 日)开始, 沟渠水中 TN 浓度再次升高达到峰值 $6.00\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 之后沟渠水中 TN 浓度逐渐降低, 最终稳定在 $0.50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下; 7 月 30 日至 8 月 5 日沟渠水中 TN 浓度出现一次小的波动, 沟渠水 TN 浓度升至 $1.10\sim 1.40\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 之后沟渠水 TN 浓度再次降到 $0.50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 直至水稻收获. 沟渠中总氮浓度变化主要受施肥的影响, 受降雨、灌溉事件的扰动影响较弱. 将水稻整个生长季划分成不同生育期, 沟渠水总氮(TN)浓度整体上呈现先增加后降低的趋势(图 4), 且前期沟渠水 TN 浓度波动较大, 孕穗期往后直至收获期沟渠水 TN 浓度波动较小. 分蘖期沟渠水 TN 平均浓度为 $1.80\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 水质达地表水水质 V 类标准. 水稻生长后期即灌浆期和收获期, 沟渠水 TN 浓度分别降至 0.33 和 $0.22\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 水质达地表水水质 II 类标准. 根据沟渠水中氮的不同形态组成的结果表明(图 5), 水稻移栽施肥后的 10d 内(返青期, 6 月 13~22 日), 沟渠水中的氨氮浓度高于硝氮浓度; 之后, 氨氮浓度显著降低($P<0.05$), 沟渠水中硝氮的浓度开始高于氨氮; 最终沟渠水中硝氮、氨氮的浓度均趋于稳定, 其中, 硝氮浓度稳定在 $0.43\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 氨氮浓度稳定在 $0.11\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.



G 代表灌溉事件, J 代表降雨事件, 如 G2 表示第二次灌水, J1 表示第一次降雨;
由于实验开始时间问题, 从水稻第二次灌水开始监测, 共监测到 7 次灌溉, 5 次降雨

图 2 水稻生长季沟渠水深动态变化

Fig. 2 Dynamic change of ditch water depth during the rice growing season

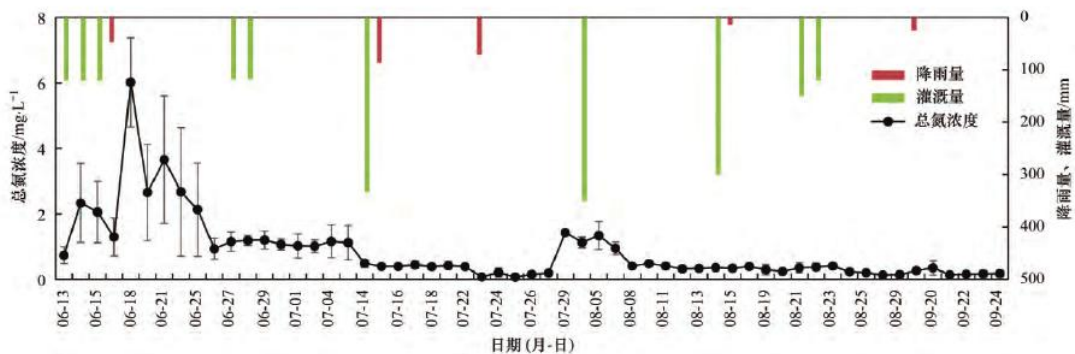


图 3 水稻季沟渠水总氮浓度动态变化

Fig. 3 Dynamics of TN concentration in the ditch water in the rice growing season

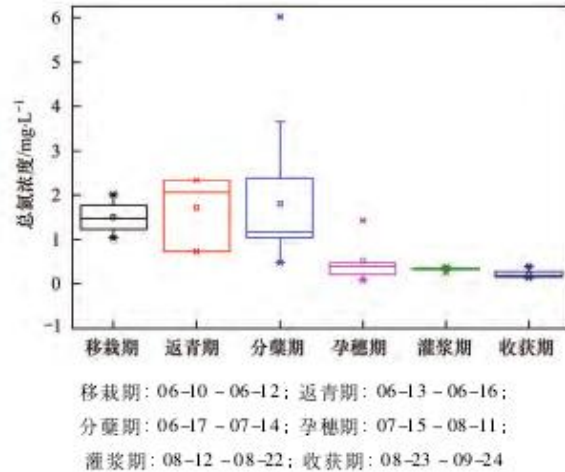


图 4 水稻不同生长时期沟渠水总氮浓度动态变化

Fig. 4 Dynamics of TN concentration in the ditch water during different rice growing stages

2.3 沟渠中磷的动态变化特征

通过对水稻整个生长季沟渠水中磷浓度的监测，结果表明(图 6)，整个水稻生长期间，沟渠水总磷浓度存在较大的波动，浓度分布在 $0.004\sim 0.16\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间，8 月中旬之后，沟渠水总磷浓度维持在 $0.10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。当遇到灌溉、降雨事件时，沟渠水 TP 浓度上升，高于 $0.10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，非降雨、灌溉时期，沟渠水总磷浓度降至 $0.10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)，整个水稻生育期沟渠水水质在 III 类水以下，其中，从 6 月 25 日至 7 月 16 日、7 月 23 日至 8 月 4 日、8 月 12 日之后，沟渠水质达 II 类水标准，7 月 23~29 日沟渠水质曾达到 I 类水标准。降雨、灌溉事件对沟渠水总磷浓度变化的影响高于对沟渠水总氮的影响。

与沟渠中氮浓度的变化不同，水稻不同生育期沟渠水总磷(TP)浓度波动较大，且随生育期延长 TP 浓度逐渐降低(图 7)。移栽期沟渠水总磷平均浓度最高达 $0.15\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，收获期沟渠水总磷平均浓度降至 $0.06\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)，整个水稻生育期沟渠水水质在 III 类水以下，水稻分蘖期至收获期，沟渠水总磷浓度低于 $0.10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，水质由移栽期和返青期的 III 类变成 II 类。

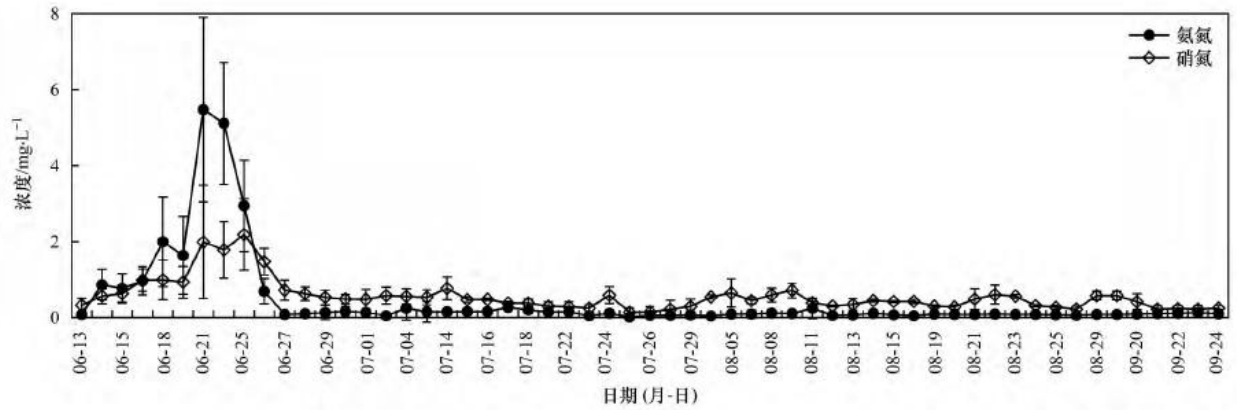


图5 水稻季沟渠水硝氮、氨氮浓度动态变化

Fig. 5 Dynamics of NO_3^- -N and NH_4^+ -N concentration in the ditch water during the rice growing season

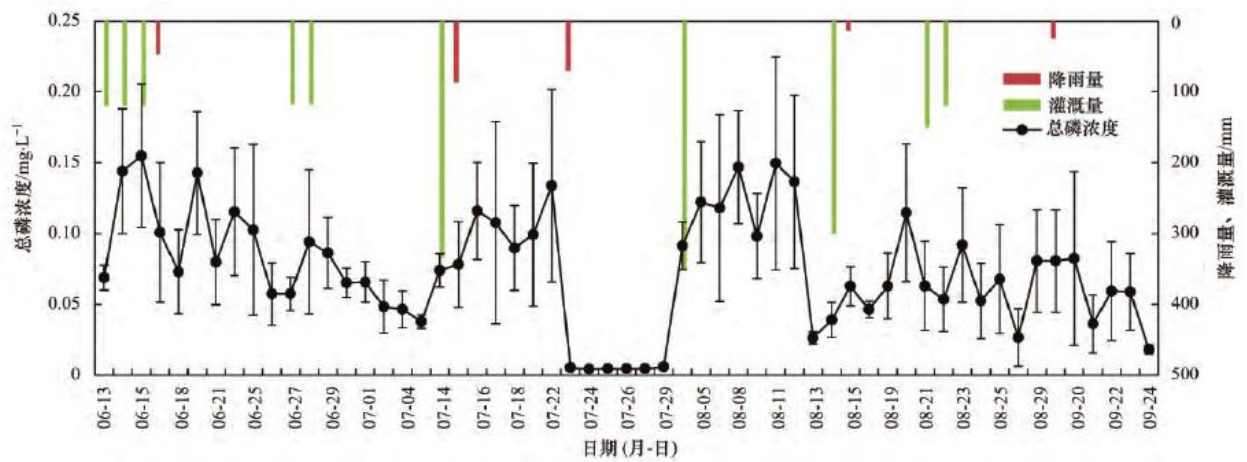


图6 水稻季沟渠水总磷浓度动态变化

Fig. 6 Dynamics of TP concentration in the ditch water during the rice growing season

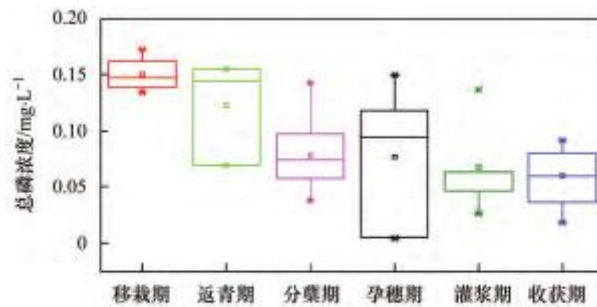


图7 水稻不同生长时期沟渠水总磷浓度动态变化

Fig. 7 Dynamics of TP concentration in the ditch water during different rice growing stages

对沟渠水中不同形态磷的组成监测结果表明(图8),当遇到降雨、灌溉事件时,沟渠水中颗粒态磷浓度迅速升高,3~5d后,沟渠水中颗粒态磷浓度逐渐降低,沟渠水中总磷浓度与颗粒态磷浓度变化一致.整个水稻生长季,沟渠水中磷的形态以颗粒态为主.

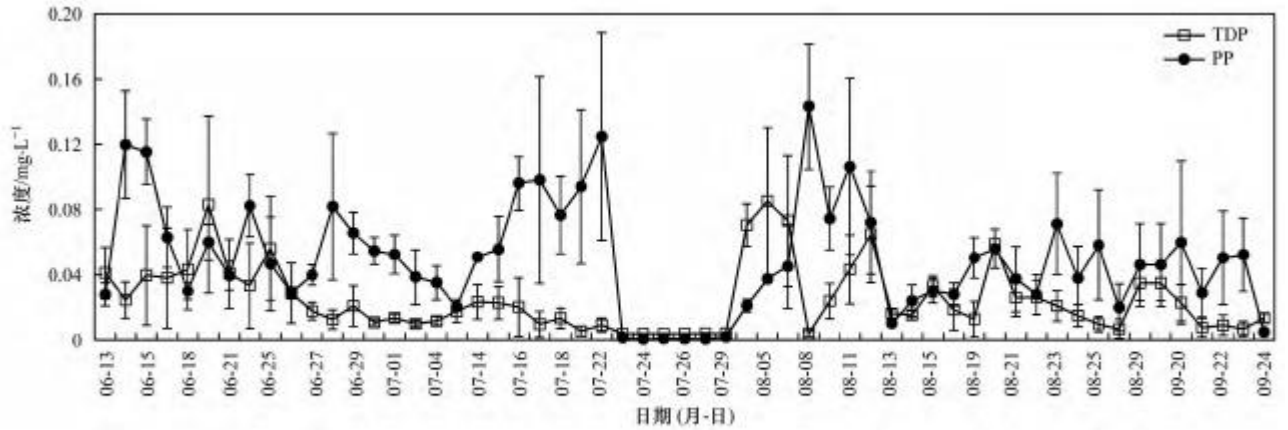


图 8 水稻季沟渠水不同形态磷浓度

Fig. 8 Concentration of different P forms in the ditch water

3 讨论

灌排单元内沟渠与周边河道的拦截路基高约 2.0~2.5m, 灌排单元通常是通过涵洞向周边河道排水, 涵洞设于拦截路基下方, 垂直路面距离 2~2.5m. 水稻季为满足水稻生长所需的大量水分, 沟渠发挥蓄水功能, 涵洞处于封闭状态, 直到水稻收获, 涵洞打开排水; 旱季作物需水量少, 为利于降雨时雨水的外排, 涵洞处于开放状态, 涵洞开闭主要受人为控制. 因此, 水稻季由灌溉、降雨和径流进入自然沟渠的水一般滞留在沟渠中^[23]. 水稻需要灌水时, 如沟渠中水深不足以满足灌溉条件(沟渠水深低于稻田田埂高度), 则通过泵站从周边河道向沟渠灌水, 直到稻田灌水结束. 一次灌溉、降雨结束时, 部分沟渠水滞留在沟渠中用于下次水稻灌溉, 部分则一直滞留在沟渠中. 如遇到特大暴雨等极端降雨事件, 沟渠水深超过稻田田埂高度而影响水稻生长时, 涵洞打开进行排水. 正常年份水稻生长期降雨很少造成灌排单元沟渠水向周边河道溢流现象, 水稻生长季沟渠水深(30~70cm)低于拦截路基高(2.0~2.5m), 很大程度避免了水稻种植过程中灌排单元通过地表排水给周边水体带来的环境风险. 水稻收获期, 不再进行灌溉, 沟渠涵洞打开进行排水. 因此, 在灌排单元田沟系统内水容量足够允许的条件下, 灌排单元通过地表排水过程向周边水体排放的氮磷负荷主要来自于水稻种植结束后沟渠的退水.

由于灌排单元自然沟渠同时兼具灌溉和排水两个功能^[24], 因此灌溉时田面水与沟渠水会有不同程度的交换. 本研究开展期间, 水稻移栽日期为 6 月 10 日, 水稻移栽当天撒施基肥(81kg·hm⁻²), 沟渠水中 TN 浓度在施肥后的前 5d(6 月 13~14 日)不断上升, 基肥施用后的第 5d 沟渠水 TN 浓度开始下降, 直至基肥施用后的第 7d 趋于稳定. 有研究表明, 稻田田面水氮的浓度在施肥后一周降至较低水平^[25]. 水稻移栽后 7d 进行第一次追肥(54kg·hm⁻²), 沟渠水 TN 浓度又在同一时期达到峰值(6mg·L⁻¹), 且在追肥后 7d, 沟渠水 TN 浓度降至 0.9mg·L⁻¹, 并趋于稳定. 7 月 30 日, 由于水稻进行了第二次氮肥的追肥(63kg·hm⁻²), 沟渠水 TN 浓度再次升高, 又于 7d 后降至 0.5mg·L⁻¹以下, 随后趋于稳定. 综合以上沟渠水中 TN 浓度的波动特征分析, 氮肥的施用是影响沟渠水中 TN 浓度变化的主要原因. 由于研究区稻田氮肥采用的是尿素, 尿素施入稻田通过脲酶分解成 NH₄⁺和 OH⁻^[26], 且张志剑等^[27]对水稻田面水氮素的动态特征及流失规律进行的研究指出, 施氮后一周水稻田面水氨氮流失量大. 因此, 从水稻移栽当天至第一次追肥后 7d 内, 沟渠水中氨氮浓度大于硝氮. 进一步分析发现, 沟渠水中 NH₄⁺-N 浓度峰值出现在追肥后第 3d, 较 TN 延迟, 可能原因是尿素施入稻田后其水解需要一个过程^[28]. 分蘖期之后, 氨氮浓度显著降低, 并于 6 月 27 日之后氨氮浓度低于硝态氮浓度, 这可能是由于底泥中土壤胶体颗粒带负电荷, 能更好地吸附铵态氮, 从而铵态氮被吸附固定, 且随时间延长, 沟渠水更多地暴露于空气中, 水体中含氮污染物易于氧化, 转化为硝态氮^[8].

水稻磷肥通常作为基肥一次性施入土壤. 施入土壤的磷肥, 由于土壤的吸附, 在土壤中的移动性较小, 约 50%~60%的磷肥被土壤颗粒所固定^[2, 29]. 被土壤颗粒固定的磷素在降雨侵蚀的作用下, 通常以颗粒态磷的形式在径流水冲刷作用下迁移到周边的自然沟渠, 最终在沟渠中滞留沉积, 形成沟渠底泥^[30]. 本研究结果也显示, 每当发生降雨、灌溉事件时沟渠水 TP 浓度增加(图

6)主要来源于颗粒态磷的增加(图 7)。由此可见,沟渠中 TP 浓度的变化是由于降雨、灌溉对沟渠底泥的扰动造成的。相关研究表明,底泥扰动过程中释放的磷主要是颗粒态磷,从而导致 TP 含量增加^[31]。8 月底之后,随着作物进入成熟期,灌溉和施肥次数减少,农田排水量和其中的污染物浓度也呈现出明显的消退过程,沟渠水磷浓度同作物的灌溉、施肥过程具有很好的同步性^[32],沟渠水质稳定在地表水 II 类水质。另外,从磷的生物可利用性角度来看,溶解性磷酸盐容易被微生物利用,而占 TP 绝大部分的颗粒态磷很难被浮游生物直接利用^[33],由灌排单元磷的外排给周边水体带来的富营养化风险进一步降低。有研究表明,采用沟田协同控制灌排模式,污染物由农田进行初次拦截,由沟渠对农田排水进行再次拦截,在减少排水量的同时,增加污染物在农田、沟渠中的滞留时间,充分发挥田、沟的湿地效应以削减氮磷浓度,比单一的农田或沟渠控制排水具有更好的减排效果^[7]。综上所述分析,在江汉平原地区,水稻田周边沟渠水尚未成为周边河流及湖泊富营养化的重要因素之一。

4 结论

(1)灌排单元作为一个相对封闭的系统,没有特大暴雨的情况下,其通过沟渠向周边河道很少产生地表外排水,因此,氮磷主要在系统内进行迁移转化,通过灌排单元沟渠水外排给周边水体带来的环境风险较小。

(2)施肥是影响沟渠水中氮浓度的主要因子,施肥一周后沟渠水中氮的浓度趋于稳定;沟渠水中磷浓度的变化主要受外界扰动因素的影响,如降雨和灌溉的扰动,扰动后磷浓度的恢复周期约 3~5d,施肥、降雨和灌溉发生后一周内应控制沟渠水外排。

(3)水稻种植后至分蘖期,沟渠水总氮浓度在 $1.50\sim 2.00\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,水质属地表水水质 IV 类,此时期沟渠水外排可能给周边水体带来环境风险;整个水稻生育期,总磷指标属于地表水水质的 II 或 III 类。水稻生长后期即收获期,综合氮、磷两个指标,水质均达到地表水 II 类水标准,对周边水体的污染风险进一步降低。

致谢:本研究在水质采样过程中,得到了湖北省农业科学院植保土肥研究所范先鹏课题组的帮助,在此表示感谢。

参考文献:

[1] 叶紫,陈伟亚. 江汉平原河网区河渠水环境容量研究 [J]. 环境科学与技术, 2010, 33(S1):297-300.

Ye Z, Chen W Y. Research of water environment capacity of Jiangnan Plain river network's graffs [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 33(S1): 297-300.

[2] Hua L L, Liu J, Zhai L M, et al. Risks of phosphorus runoff losses from five Chinese paddy soils under conventional management practices [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2017, 245: 112-123.

[3] 杨志清. 21 世纪水资源展望 [J]. 水资源保护, 2004, 20(4):66-68.

Yang Z Q. Prospect of water resources for 21 century [J]. Water Resources Protection, 2004, 20(4): 66-68.

[4] 周静雯,苏保林,黄宁波,等. 不同灌溉模式下水稻田径流污染试验研究 [J]. 环境科学, 2016, 37(3):963-969.

Zhou J W, Su B L, Huang N B, et al. Runoff pollution experiments of paddy fields under different irrigation patterns [J]. Environmental Science, 2016, 37(3) : 963-969.

[5] Zhang Z J, Zhang J Y, He R, et al. Phosphorus interception in floodwater of paddy field during the rice-growing season in Tai Hu Lake Basin [J]. Environmental Pollution, 2007, 145 (2) : 425-433.

[6] Takeda I, Fukushima A. Long-term changes in pollutant load outflows and purification function in a paddy field watershed using a circular irrigation system [J]. Water Research, 2006, 40(3) :569-578.

[7] 朱成立, 郭相平, 刘敏昊, 等. 水稻沟田协同控制灌排模式的节水减污效应 [J]. 农业工程学报, 2016, 32(3):86-91.

Zhu C L, Guo X P, Liu M H, et al. Reduction of nitrogen, phosphorous and runoff by coordination controlled drainage with basin and ditch in paddy field [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(3) : 86-91.

[8] 王迪, 李红芳, 刘锋, 等. 亚热带农区生态沟渠对农业径流中氮素迁移拦截效应研究[J]. 环境科学, 2016, 37(5):1717-1723.

Wang D, Li H F, Liu F, et al. Interception effect of ecological ditch on nitrogen transport in agricultural runoff in subtropical China [J]. Environmental Science, 2016, 37(5) : 1717-1723.

[9] 张树楠, 肖润林, 刘锋, 等. 生态沟渠对氮、磷污染物的拦截效应 [J]. 环境科学, 2015, 36(12):4516-4522.

Zhang S N, Xiao R L, Liu F, et al. Interception effect of vegetated drainage ditch on nitrogen and phosphorus from drainage ditches [J]. Environmental Science, 2015, 36 (12) :4516-4522.

[10] Alexander R B, Boyer E W, Smith R A, et al. The role of headwater streams in downstream water quality [J]. Journal of the American Water Resources Association, 2007, 43(1) : 41-59.

[11] 李强坤, 宋常吉, 胡亚伟, 等. 模拟排水沟渠非点源溶质氮迁移实验研究 [J]. 环境科学, 2016, 37(2):520-526.

Li Q K, Song C J, Hu Y W, et al. Transformation of non-point source soluble nitrogen in simulated drainage ditch [J]. Environmental Science, 2016, 37(2) : 520-526.

[12] 李强坤, 胡亚伟, 孙娟, 等. 不同水肥条件下农业非点源田间产污强度 [J]. 农业工程学报, 2011, 27(2):96-102.

Li Q K, Hu Y W, Sun J, et al. Agricultural non-point source pollution load intensity of the paddy field in different water and fertilization conditions [J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(2) : 96-102.

[13] 彭世彰, 高焕芝, 张正良. 灌区沟塘湿地对稻田排水中氮磷的原位削减效果及机理研究[J]. 水利学报, 2010, 41(4):406-411.

Peng S Z, Gao H Z, Zhang Z L. Effect of pond wetland on N and P removal in drainage water from paddy field and its mechanism [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2010, 41 (4) : 406-411.

- [14] 吴军, 崔远来, 赵树君, 等. 沟塘湿地对农田面源污染的降解试验 [J]. 水电能源科学, 2012, 30(10):107-109, 149.
- Wu J, Cui Y L, Zhao S J, et al. Experiment of agricultural non-point source pollution mitigation by field drain and pond wetland [J]. Water Resources and Power, 2012, 30 (10) : 107-109, 149.
- [15] 何军, 崔远来, 王建鹏, 等. 不同尺度稻田氮磷排放规律试验 [J]. 农业工程学报, 2010, 26(10):56-62.
- He J, Cui Y L, Wang J P, et al. Experiments on nitrogen and phosphorus losses from paddy fields under different scales [J]. Transactions of the CSAE, 2010, 26(10) : 56-62.
- [16] 翟丽华, 刘鸿亮, 席北斗, 等. 沟渠系统氮、磷输出特征研究 [J]. 环境科学研究, 2008, 21(2):35-39.
- Zhai L H, Liu H L, Xi B D, et al. Study on the transportation and transformation of N and P in headwater ditches [J]. Research of Environmental Sciences, 2008, 21(2) : 35-39.
- [17] 宋常吉, 李强坤, 崔恩贵. 农田排水沟渠调控农业非点源污染研究综述 [J]. 水资源与水工程学报, 2014, 25(5):222-227.
- Song C J, Li Q K, Cui E G. Review on regulation and control of agricultural non-point source pollution by use of agricultural drainage ditch [J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2014, 25(5) : 222-227.
- [18] Schoumans O F, Chardon W J, Bechmann M E, et al. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review [J]. Science of the Total Environment, 2014, 468-469: 1255-1266.
- [19] 王晓玲, 乔斌, 李松敏, 等. 生态沟渠对水稻不同生长期降雨径流氮磷的拦截效应研究 [J]. 水利学报, 2015, 46(12):1406-1413.
- Wang X L, Qiao B, Li S M, et al. Studies on the interception effects of ecological ditch on nitrogen and phosphorus in the rainfall runoff of different rice growth period [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2015, 46(12) : 1406-1413.
- [20] Moore M T, Kr 燻 ger R. Evaluating plant species-specific contributions to nutrient mitigation in drainage ditch mesocosms [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2011, 217(1-4) : 445-454.
- [21] Taylor J M, Moore M T, Scott J T. Contrasting nutrient mitigation and denitrification potential of agricultural drainage environments with different emergent aquatic macrophytes [J]. Journal of Environmental Quality, 2015, 44(4) : 1304-1314.
- [22] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京:中国环境科学出版社, 2002. [23] Needelman B A, Kleinman P J A, Strock J S, et al. Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection: an overview [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2007, 62(4) : 171-178.
- [24] 李强坤, 胡亚伟, 孙娟. 农业非点源污染物在排水沟渠中的迁移转化研究进展 [J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(1):210-214.

Li Q K, Hu Y W, Sun J. Migration and transformation of agricultural non-point source pollutants in drainage ditches [J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(1) : 210-214.

[25] 吴俊, 樊剑波, 何园球, 等. 不同减量施肥条件下稻田田面水氮素动态变化及径流损失研究 [J]. 生态环境学报, 2012, 21(9) : 1561-1566.

Wu J, Fan J B, He Y Q, et al. Dynamics of nitrogen and runoff loss in ponding water of paddy field under different fertilization practices [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(9) : 1561-1566.

[26] 郑圣先, 刘德林, 聂军, 等. 控释氮肥在淹水稻田土壤上的去向及利用率 [J]. 植物营养与肥料学报, 2004, 10(2) : 137-142.

Zheng S X, Liu D L, Nie J, et al. Fate and recovery efficiency of controlled release nitrogen fertilizer in flooding paddy soil [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2004, 10(2) : 137-142.

[27] 张志剑, 董亮, 朱荫涓. 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.

Zhang Z J, Dong L, Zhu Y M. The dynamic characteristics and modeling of nitrogen in paddy field surface water and nitrogen loss from field drainage [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2001, 21(4) : 475-480.

[28] 纪雄辉, 郑圣先, 鲁艳红, 等. 施用尿素和控释氮肥的双季稻田表层水氮素动态及其径流损失规律 [J]. 中国农业科学, 2006, 39(12) : 2521-2530.

Ji X H, Zheng S X, Lu Y H, et al. Dynamics of floodwater nitrogen and its runoff loss, urea and controlled release nitrogen fertilizer application regulation in rice [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2006, 39(12) : 2521-2530.

[29] 连纲, 王德建, 林静慧, 等. 太湖地区稻田土壤养分淋洗特征 [J]. 应用生态学报, 2003, 14(11) : 1879-1883.

Lian G, Wang D J, Lin J H, et al. Characteristics of nutrient leaching from paddy field in Taihu Lake area [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(11) : 1879-1883.

[30] 张树楠, 贾兆月, 肖润林, 等. 生态沟渠底泥属性与磷吸附特性研究 [J]. 环境科学, 2013, 34(3) : 1101-1106.

Zhang S N, Jia Z Y, Xiao R L, et al. Study on phosphorus adsorption characteristic of sediments in an ecological ditch [J]. Environmental Science, 2013, 34(3) : 1101-1106.

[31] Sondergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes [J]. Hydrobiologia, 2003, 506(1-3) : 135-145.

[32] 李强坤, 胡亚伟, 李怀恩. 农业非点源污染物在排水沟渠中的模拟与应用 [J]. 环境科学, 2011, 32(5) : 1273-1278.

Li Q K, Hu Y W, Li H E. Simulation and application of the agricultural non-point source pollutants in drainage ditch [J]. Environmental Science, 2011, 32(5) : 1273-1278.

[33] 黄清辉, 王子健. 淡水环境磷的生物有效性评估方法的发展动态 [J]. 安全与环境学报, 2006, 6(3):132-136.

Huang Q H, Wang Z J. Review on the development trend of the methods assessing phosphorus bioavailability in freshwater environment [J]. Journal of Safety and Environment, 2006, 6(3) : 132-136.