

不同施肥模式对菜—稻轮作农田土壤磷素 径流损失与表观平衡的影响

郭 智, 刘红江, 张岳芳, 郑建初, 陈留根, 王 鑫, 盛 婧

(江苏省农业科学院循环农业研究中心, 农业农村部种养结合重点实验室, 南京 210014)

摘要: 采用田间小区定位试验(2015—2016 年)研究了自然降雨条件下农户习惯性施肥(T1)、减量施肥(T2)及优化施肥(T3)不同施肥模式对太湖流域菜—稻轮作农田土壤磷素径流流失特征和磷素表观平衡的影响。结果表明:菜—稻轮作农田地表径流排水主要分布于强降雨(梅雨季、台风季)集中的水稻生长季,与降雨量呈显著线性正相关关系。磷素径流流失也集中在水稻季,各处理条件下,其流失量占周年流失总量的比例达 74.75%~81.46%。农户习惯性施肥模式(T1)处理条件下,蔬菜季径流总磷平均浓度(0.55 mg/L)显著高于水稻季(0.29 mg/L),但磷素径流流失量(0.49 kg/hm²)却显著低于水稻季(2.13 kg/hm²)。减量施肥(T2)和优化施肥(T3)模式处理可显著降低蔬菜季、水稻季径流磷素浓度和菜—稻周年磷素径流流失量。较 T1 处理,T2 和 T3 处理显著降低菜—稻周年 TP 径流流失量分别达 22.48%和 45.66%。菜—稻轮作农田土壤磷素盈余量呈现显著的施肥模式差异和季节差异,周年盈余量高达 260.90 kg/hm²,且主要集中在蔬菜生长季(70.63%)。较 T1 处理,T2、T3 处理显著降低周年磷素盈余量达 38.47%~64.87%($P<0.05$)。同时,虽然蔬菜产量在 T2、T3 处理下均显著下降,但较 T2 处理,T3 处理对蔬菜、水稻及周年产量均无显著影响。可见,菜—稻轮作种植模式下,蔬菜季施用适量生物炭,稻季不施磷具有磷素减排、维持作物稳产和磷素表观平衡的协同效应。

关键词: 菜—稻轮作农田; 磷; 地表径流; 磷素表观平衡

中图分类号: S158; S63; S511

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2019)04-0102-08

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2019.04.015

Effects of Different Fertilization Modes on Phosphorus (P) Loss by Surface Runoff and Apparent P Balance in the Vegetable-Rice Rotation Fields of Taihu Lake Region, China

GUO Zhi, LIU Hongjiang, ZHANG Yuefang, ZHENG Jianchu,

CHEN Liugen, WANG Xin, SHENG Jing

(Recycling Agriculture Research Center, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Key Laboratory
for Crop and Animal Integrated Farming, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014)

Abstract: We performed a field plot experiment (2015—2016) to study the effects of different fertilization modes on phosphorus (P) losses by surface runoff, the apparent P balance, and vegetable and rice yield in a vegetable-rice rotation field in Taihu Lake Basin, China under natural rainfall conditions. The results showed that surface runoff events were mainly distributed in the rice growing season with heavy rainfall (rainy and typhoon season), which showed a significant positive linear correlation between the quantity of surface runoff water and rainfall capacity. And, phosphorus (TP) loss by surface runoff was also mainly distributed in the rice growing season, which accounted for 74.75%~81.46% of TP loss during the whole monitoring period including the vegetable and rice growing seasons. In T1 (conventional fertilizer application), the average TP concentration of surface runoff water in the vegetable growing season (0.55 mg/L) was significantly higher than that of rice growing season (0.29 mg/L), but TP loss (0.49 kg/hm²) was significantly lower than that of rice growing season (2.13 kg/hm²). Compared with T1, T2 (reducing application 31.17% of P compared with T1) and T3 (reducing application 49.75% of P compared with T1, in which, no P application during the rice

收稿日期: 2019-02-25

资助项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0300908-02); 农业农村部种养结合重点实验室开放基金项目(KF2018-05)

第一作者: 郭智(1981—), 男, 博士, 主要从事农田生态与资源利用研究。E-mail: Guozhi703@163.com

通信作者: 盛婧(1978—), 女, 博士, 主要从事农田生态与资源利用研究。E-mail: nkysj@hotmail.com

growing season, and wheat straw biochar application during the vegetable growing season) could significantly reduce TP losses by surface runoff by 22.48% and 45.66% during the whole monitoring period, respectively. Furthermore, P surplus reached up to 260.90 kg/hm², which showed significant fertilization mode dependence and growing season dependence. In which, P surplus mainly occurred in the vegetable growing season, which accounted for 70.63% of that in the whole monitoring period. Compared with T1, P surplus in T2 and T3 decreased significantly by 38.47% and 64.87%, respectively. Moreover, compared with T1, vegetable yield decreased significantly under T2 and/or T3, but no significant difference was found between T2 and T3 in vegetable yield, rice grain yield, and annual yield of vegetable and rice grain. These results suggested that no P application during rice growing season and appropriate wheat straw biochar application during the vegetable growing season had synergistic effect of phosphorus reduction, maintaining stable crop yield and apparent P balance in the vegetable-rice rotation field.

Keywords: vegetable-rice rotation field; phosphorus (P); surface runoff; apparent P balance

蔬菜地是太湖流域重要土地利用方式之一,生产过程中连年种植和肥料施用量大等现象较为普遍^[1-2]。据报道^[3],太湖流域菜地每茬氮肥(N)和磷肥(P₂O₅)投入分别超过 750,200 kg/hm²,这种持续肥料投入量超出蔬菜实际需求量的状态,导致表层土壤养分富集与盈余量增加^[4],并显著增加菜地土壤养分流失潜能^[5-6]。磷被普遍认为是导致水体富营养化的主要限制因子^[7-9]。系统研究蔬菜地土壤磷素减排技术对于太湖流域水体生态环境健康可持续发展具有重要意义。目前研究和应用较多的蔬菜地面源污染控制技术主要包括施肥控制技术^[10]、化学添加剂或土壤改良剂施用技术^[11]、生态草带拦截技术^[12-13]等,均取得较为良好的应用效果。

蔬菜—水稻轮作模式(菜—稻模式)是近几年发展起来的新型种植制度,该模式充分利用蔬菜和水稻在氮磷养分吸收强度上的生理差异,进而可更有效解决菜地作物持续高产与环境风险控制的协调平衡^[14-15]。同时,由于水稻是我国南方主要粮食作物,菜—稻轮作具有普遍适用性。据报道^[16],太湖流域仅浙江省菜稻模式年推广应用面积即超 5.33 万 hm²。菜稻轮作在取得良好经济效益的同时,可提高肥料利用率、减轻蔬菜地养分过度积累^[15, 17]。同时,有研究^[18]表明,较蔬菜连作,菜—稻轮作显著降低田间渗漏水总磷浓度达 57.40%。然而,截止目前,鲜有菜—稻轮作模式下农田土壤养分径流损失与季节分配特征、养分吸收利用与养分表观平衡等研究报道。基于此,本研究以菜—稻轮作农田为研究对象,采用田间小区定位试验(2015—2016 年),系统研究了自然降雨条件下周年养分系统性减投与生物炭配施等不同施肥模式对菜—稻轮作农田土壤磷素径流损失与季节分配特征、作物产量、磷素吸收利用及磷素表观平衡等的影响,以期太湖流域农业面源污染源头控制技术体系提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

本试验地设在江苏省南京市溧水县白马镇江苏省农业科学院植物科学基地(31°36'N,119°11'E),位于南京市溧水县东南部,属北亚热带向中亚热带的过渡区,年均气温 15.5 ℃,年均日照时间 2 145.8 h,年均降水量 1 036.9 mm,年无霜期 237 d。试验时间为 2015 年 10 月至 2016 年 5 月的蔬菜生长季和 2016 年 6—10 月的水稻生长季。试验田土壤属黄棕壤,其基本理化性状为:pH (H₂O,1:5) 6.21±0.05,有机质含量(16.62±3.15)g/kg,全 N 含量(0.87±0.01)g/kg,全 P 含量(0.24±0.01)g/kg,速效氮含量(35.16±1.58)mg/kg,速效磷含量(11.84±2.23)mg/kg,速效钾含量(89.23±3.84)mg/kg。

为了防止小区间发生水分和养分的交换,采用水泥小埂将试验小区相互隔开,9 个试验小区(7.5 m×4.0 m,长×宽)并排排列,且每个小区都设有单独的径流池。径流池的规格为 4.0 m×1.0 m×1.0 m(长×宽×高)。径流池进水口高度与小区沟渠底面保持一致。同时,每个径流池配有彩钢盖板以防止雨水和杂物进入。

1.2 试验处理

根据当地农户蔬菜、水稻种植施肥水平与田间管理情况,设置农户习惯性施肥(T1)、减量施肥(T2)和优化施肥(T3)3 种施肥模式处理(表 1)。

蔬菜品种为中熟平头型春甘蓝“春眠”,2015 年 10 月 7 日播种育苗,11 月 13 日移栽,栽种规格为 40 cm×30 cm,每穴 1 株。参照大田常规管理方式,蔬菜种植前翻土整地,所有处理均采用人工翻耕整平,耕翻层 20 cm 左右,每个小区各开 2 条排水沟渠(宽约 20 cm,深约 15 cm),种植后进行浇水、护育,于 2016 年 5 月 13 日收获。采用江苏省农业科学院六合动物科学基地生产的猪粪有机肥,有机肥养分含量

(干基) 分别为 TN (1.34%)、TP (1.21%) 和 K (1.96%); 采用河南三利新能源公司生产的生物炭, 其基本理化性状为: pH 9.18, 全氮(N) 0.50%, 全磷(P₂O₅) 0.06%, 全钾(K₂O) 2.60%, 有机碳 46.70%。基肥和追肥分别于 2015 年 11 月 11 日和 2016 年 3 月 13 日施入, 基肥结合耕作整地施入, 追肥表施。水稻品种为“南粳 9108”, 5 月 16 日播种, 6 月 18 日移

栽, 栽插规格为 25 cm×13 cm, 每穴 2~3 苗, 于 2016 年 10 月 16 日收获。基肥施用时间为 2016 年 6 月 17 日, 并于 2016 年 6 月 24 日、2016 年 7 月 25 日和 2016 年 8 月 4 日追施分蘖肥、促花肥和保花肥。水分、植保等田间管理同当地高产大田。每个处理重复 3 次, 共 9 个试验小区, 随机排列。水分、植保等田间管理同当地高产大田。

表 1 不同施肥模式下蔬菜季和水稻季施肥量及运筹方式

施肥模式 处理	蔬菜季			水稻季	
	基肥/ (kg·hm ⁻²)	追肥/ (kg·hm ⁻²)	施肥量/ (kg·hm ⁻²)	P、K 肥运筹	N 肥运筹
农户习惯 性施肥模 式(T1)	基施猪粪有机 肥 1.50×10 ⁴ , 复合肥 750	表施尿 素 (N, 46.0%) 300	N 360, P ₂ O ₅ 112.5, K ₂ O 112.5	基肥 60%, 促花肥 40%, 以 复合肥形式基施	基肥(40%), 分蘖肥(30%), 促花肥(20%), 保花肥 (10%), 表施
减量施肥 模式(T2)	基施猪粪有机 肥 1.13×10 ⁴ , 复合肥 525	表施尿 素 (N, 46.0%) 150	N 270, P ₂ O ₅ 67.5, K ₂ O 112.5	P 肥全作基肥, 以复合肥形 式施入, 剩余 K 肥促花肥施 用, 以氯化钾(含 K ₂ O 60%) 形式施入	基肥(30%), 分蘖肥(30%), 促花肥(20%), 保花肥 (20%), 表施
优化施肥 模式(T3)	基施猪粪有机 肥 1.13×10 ⁴ , 复合肥 525, 生 物炭 2.25×10 ³	表施尿 素 (N, 46.0%) 150	N 270, K ₂ O 112.5	钾肥基肥施用 60%, 促花肥 施用 40%, 以氯化钾(含 K ₂ O 60%)形式施入	基肥(30%), 分蘖肥(30%), 促花肥(20%), 保花肥 (20%), 表施

1.3 测定指标与方法

(1) 供试土壤(0—20 cm) pH(土: 水为 1: 5) 采用 PHS—3C 型 pH 计测定; 全 N、全 P、速效 N、速效 P 和速效 K 及有机质含量等参照鲍士旦^[19]主编的土壤农化分析中的方法测定。

(2) 径流样品: 降雨期间记录试验区域降雨量及菜—稻轮作农田排水量, 并采样。每次采集径流水样时, 先测量径流水深, 用以计算径流量; 然后将径流池内的水搅拌均匀, 每个径流池至少采集径流水样 500 mL, 带回实验室利用全自动流动分析仪(SKALAR San⁺⁺) 及时测定径流水中总磷(TP) 含量。样品采集后排干径流水, 并将径流池清洗干净, 以备下一次径流收集和计量。

菜—稻轮作农田地表径流磷素流失量(Q) 计算公式为:

$$Q = \sum_{i=1}^n C_i \times V_i \times 10^{-3}$$

式中: Q 为各施肥模式处理条件下菜稻轮作农田地表径流磷素流失总量(kg/hm²); C_i 为每次径流过程中径流水磷素浓度(mg/L); V_i 为每次径流过程中径流水体积(m³/hm²)。

(3) 作物产量及磷素吸收量: 蔬菜、水稻收获时记载各处理小区经济产量和废弃物产量, 并多点混合采集样品。经杀青(105 ℃, 30 min)、烘干(70 ℃)至恒重后粉碎研磨, 经 H₂SO₄—H₂O₂ 消解后, 采用全自动流动分析仪(SKALAR San⁺⁺) 测定植株经济产量部分和废弃物部分全磷(TP) 含量。

植株磷素吸收量(A) 计算公式为:

$$A = Y_1 \times C_1 + Y_2 \times C_2$$

式中: A 为作物植株磷素吸收量(kg/hm²); Y₁ 为作物经济产量部分(甘蓝叶球、稻谷)干重(kg/hm²); C₁ 为作物经济产量部分磷素含量(%); Y₂ 为作物废弃物部分(废弃甘蓝叶片、秸秆)干重(kg/hm²); C₂ 为作物废弃物部分磷素含量(%)。

(4) 菜—稻轮作农田磷素表观平衡:

菜—稻轮作农田系统磷素来源主要包括肥料施用、灌溉水输入和大气干湿沉降输入等, 但肥料施用是土壤磷素的主要来源^[20]。本试验中, 磷素收入项主要考虑肥料投入(包括有机肥和化学肥料)和湿沉降(降水), 未将由灌溉水和种子带入磷等计算在内; 支出项主要包括作物移出(包括经济产量和废弃物部分)和地表径流 2 项, 未考虑淋溶损失等支出项。计算公式为: 磷素平衡盈余量(kg/hm²) = 磷素收入(kg/hm²)—磷素支出(kg/hm²)。

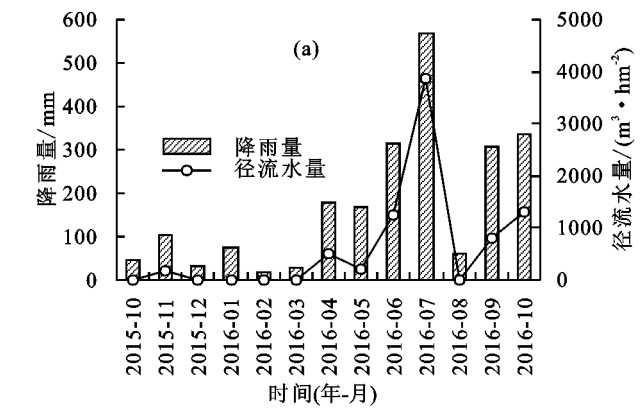
1.4 数据分析

采用 Microsoft Office Excel 2010 和 SPSS for Windows 13.0 软件进行数据处理, 文中所列数据均为 3 次重复平均值, 各处理的比较采用最小显著差数(LSD)法, 凡超过 LSD_{0.05} 水平的视为显著。

2 结果与分析

2.1 菜—稻轮作农田地表径流量与降雨量的关系
降雨是导致农田养分径流流失的主要原因, 而径

流量是其主要构成因素之一。由图 1a 可知,菜—稻轮作农田径流量与当地降雨量月度分布呈现显著的一致性。通过对每次径流过程中径流量(Y)与降雨量(x)进行相关性分析(图 1b),发现二者之间



呈现显著线性正相关关系($Y=7.3716x-94.021$, $R^2=0.9903$)。同时,菜—稻轮作农田地表径流排水主要分布于强降雨(梅雨季(6—7月)、台风季(9—10月))集中的水稻生长季。

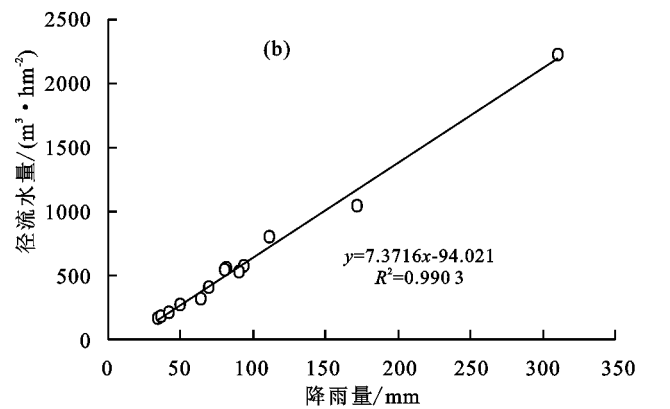


图1 自然降雨条件下菜—稻轮作农田地表径流量与当地降雨量的关系

2.2 不同施肥模式对菜—稻轮作农田土壤磷素径流流失浓度和流失量的影响

由图 2a 可知,径流 TP 浓度随着生育进程的推进呈现总体下降的趋势,峰值出现在蔬菜季的 2015 年 11 月 18 日(0.68 mg/L)和水稻季的 2016 年 6 月 21 日(0.80 mg/L)2 次径流过程,且显著高于各自生育期内的其他径流过程。同时,农户习惯性施肥(T1)处理条件下,蔬菜季径流水 TP 平均浓度达 0.55 mg/L,T2、T3 条件下,TP 平均浓度显著降低 23.05%~26.01% ($P<0.05$)。水稻季径流水 TP 平均浓度(0.29 mg/L)显著低于蔬菜季,且在 T2、T3 条件下,TP 平均浓度较

T1 显著降低 22.35%~50.13% ($P<0.05$)。T3(水稻季不施磷)处理较 T2 显著降低水稻季径流磷素平均浓度达 35.78% ($P<0.05$)。

由图 2b 可以看出,不论在蔬菜季还是水稻季,TP 径流流失量均呈现先升后降的趋势,且分别在 2016 年 4 月 8 日(蔬菜季)和 2016 年 7 月 4 日(水稻季)2 次径流过程中达到峰值,显著高于各自生育期内的其他径流过程。

同时,蔬菜季 TP 径流流失量与每次径流过程径流量呈现显著线性正相关关系($R^2=0.8818$),而在水稻季则不显著。

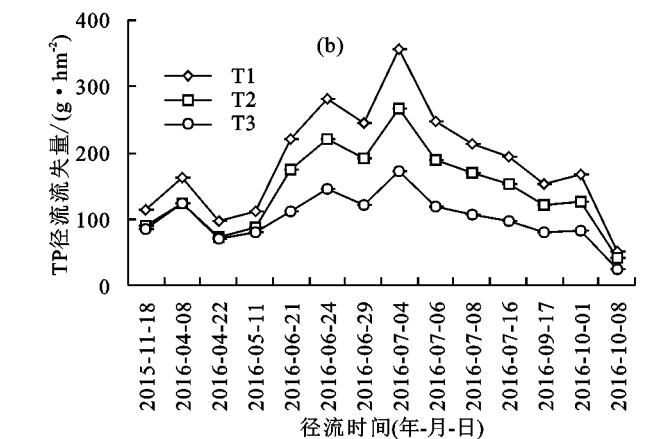
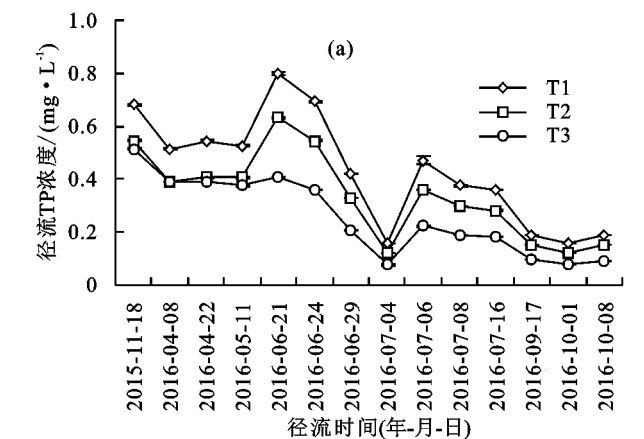


图2 不同施肥模式对菜—稻轮作农田土壤磷素径流流失浓度和流失量的影响

2.3 不同施肥模式对菜—稻轮作农田土壤磷素径流流失总量及季节分配的影响

由图 3 可知,农户习惯性施肥(T1)处理条件下,蔬菜季 TP 径流流失量达 0.49 kg/hm²。较 T1 而言,减量施肥(T2)和优化施肥(T3)模式处理显著降低蔬菜季 TP 径流流失量达 23.05%~26.01% ($P<0.05$)。然而,T2、T3 处理间差异不显著。同时,水稻季 TP 径流流失量(2.13 kg/hm²)显著高于蔬菜季。较 T1 而言,T2、T3 模式处理显著降低水稻季磷素径

流流失量达 22.35%~50.13% ($P<0.05$)。T3(水稻季不施磷)处理较 T2 显著降低水稻季磷素径流流失量达 35.77% ($P<0.05$)。

从菜—稻周年磷素径流流失量角度考量,T1 条件下,周年 TP 径流流失量达 2.62 kg/hm²。较 T1 而言,T2 模式处理显著降低菜稻周年 TP 径流流失量达 22.48% ($P<0.05$),T3 模式处理下磷素径流流失量降幅(45.66%)更大 ($P<0.05$)。T3(水稻季不施磷)模式处理较 T2 显著降低菜稻周年 TP 径流流

失量达 29.90% ($P<0.05$)。

从菜—稻周年磷素径流流失季节分配角度考量, TP 径流流失主要集中在水稻季,各处理条件下,其流失量占周年流失总量的比例高达 74.75%~81.46%,水稻季 TP 径流流失量高达蔬菜季的 2.96~4.43 倍。

2.4 不同施肥模式下菜—稻作物产量与磷素吸收量

由图 4a 可知,较农户习惯性施肥(T1),减量施肥(T2)和优化施肥(T3)处理显著降低甘蓝生物产量,叶球产量降低达 14.47%~15.23%,废弃叶片产量降低达 7.89%~8.91% ($P<0.05$)。然而,水稻产量则稍有降低,但处理间差异不显著(图 4b)。

由图 4c、图 4d 可知,T1 处理下,蔬菜和水稻地上部磷素吸收量分别达 66.82,34.21 kg/hm²。T2、T3 处理条

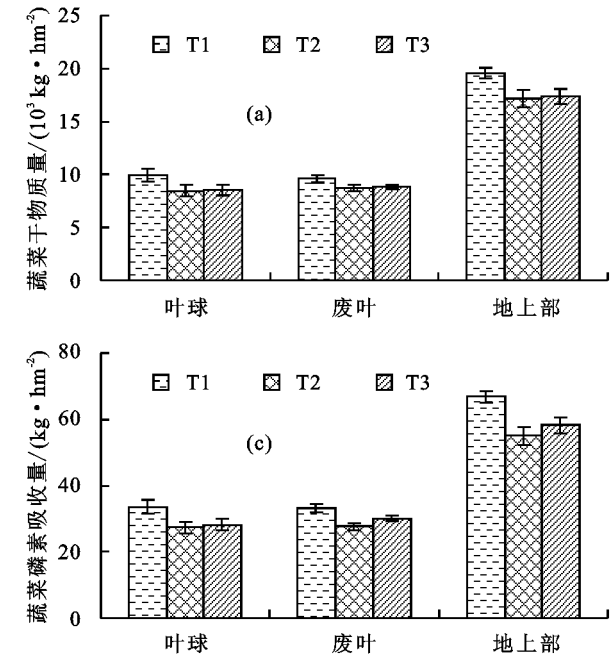


图 4 不同施肥模式对菜—稻作物产量与磷素吸收量的影响

2.5 不同施肥模式对菜—稻轮作农田磷素表观平衡的影响

2.5.1 磷素收入 由表 2 可知,菜—稻轮作农田磷素收入项主要包括肥料投入(有机肥、化肥)、降水及生物炭施入 3 项。其中,肥料施用是磷素收入的主要来源。T1~T3 处理条件下,肥料施用带入磷素占周年磷素收入的 98.85%~99.79%(表 2)。同时,磷素输入主要集中在蔬菜生长季(69.01%~99.74%),且主要由有机肥施用带入,其比例高达 55.17%~56.84%。本试验中,由自然降水带入菜—稻轮作农田磷素量仅为 0.76 kg/hm²,因此,该收入项也可忽略不计。

2.5.2 磷素支出 本研究中,菜—稻轮作农田磷素支出项主要包括地表径流(图 3)和作物移出(包括经济产量和废弃物部分)(图 4)2 项,未考虑淋溶损失等支出项。其中,地表径流是与农田周边水环境质量密切相关的磷素支出项。T1 处理条件下,地表径流磷素输出量占菜—稻轮作农田磷素输出量的 2.52%,虽

件下,蔬菜地上部磷素吸收量显著降低,降幅分别达 17.69%和 12.93% ($P<0.05$)。然而,水稻地上部磷素吸收量稍降 1.52%~1.95%,处理间差异不显著。

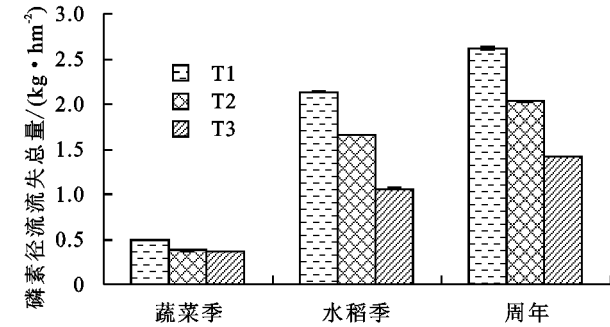
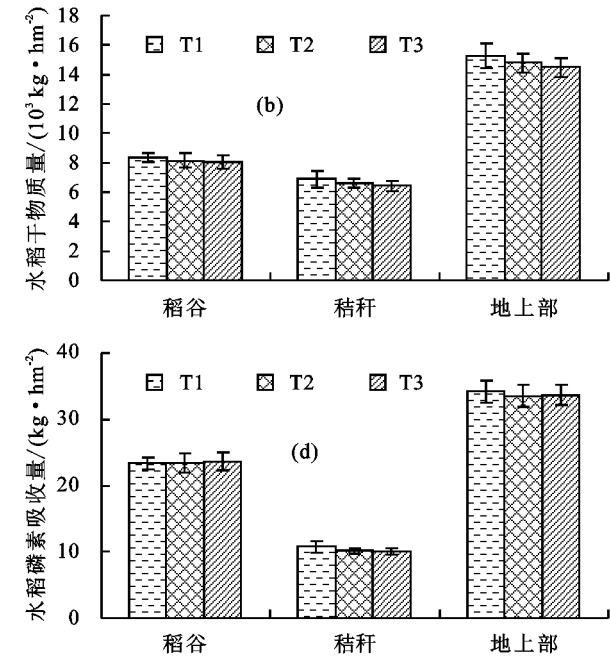


图 3 不同施肥模式对菜—稻轮作农田土壤磷素径流流失总量及季节分配的影响



然该比例较小,但其年输出绝对量(2.62 kg/hm²)较高,且鉴于磷作为水体富营养化主要限制因子的危害性^[7-8],也应引起足够重视。

2.5.3 磷素表观平衡 由图 5 可知,菜—稻轮作农田土壤磷素盈余量呈现显著的施肥模式差异和季节差异。农户习惯性施肥(T1)条件下,蔬菜生长季土壤磷素表观盈余量达 184.26 kg/hm²。与 T1 相比,减量施肥(T2)和优化施肥(T3)显著降低磷素盈余量分别达 30.67%和 31.65% ($P<0.05$)。同时,水稻生长季土壤磷素表观盈余量达 76.63 kg/hm²。与 T1 相比,T2 显著降低磷素盈余量达 57.23% ($P<0.05$)。T3 条件下,稻田磷素表观亏损量达 34.28 kg/hm²。

从菜—稻轮作农田土壤磷素周年表观平衡角度考量,盈余量高达 260.90 kg/hm²,且主要集中在蔬菜生长季,占周年盈余量的 70.63%。较 T1 处理而言,T2、T3 处理显著降低周年磷素盈余量达 38.47%~64.87% ($P<0.05$)。

表 2 菜—稻轮作农田磷素收入项(输入量)

种植季	处理	猪粪有机肥				化学肥料	降水			生物炭 P 输入/ (kg · hm ⁻²)	P 总输入/ (kg · hm ⁻²)
		施用量/	含水率/	P 含量/	P 输入/	P 输入/	降雨量/	P 含量/	P 输入/		
		(×10 ⁴ kg · hm ⁻²)	%	%	(kg · hm ⁻²)	(kg · hm ⁻²)	mm	(mg · L ⁻¹)	(kg · hm ⁻²)		
蔬菜	T1	1.50±0	23.8±0.12	1.21±0.02	138.78±2.77	112.50±0	390.00±0	0.07±0	0.28±0.01	—	251.56±2.77
	T2	1.13±0	23.8±0.12	1.21±0.02	104.08±2.08	78.75±0	390.00±0	0.07±0	0.28±0.01	—	183.11±2.08
	T3	1.13±0	23.8±0.12	1.21±0.02	104.08±2.08	78.75±0	390.00±0	0.07±0	0.28±0.01	1.36±0.04	184.47±2.04
水稻	T1	—	—	—	—	112.50±0	1184.10±0	0.04±0	0.47±0	—	112.97±0
	T2	—	—	—	—	67.50±0	1184.10±0	0.04±0	0.47±0	—	67.97±0
	T3	—	—	—	—	—	1184.10±0	0.04±0	0.47±0	—	0.47±0
周年	T1	1.50±0	23.8±0.12	1.21±0.02	138.78±2.77	225.00±0	1574.10±0	—	0.76±0.01	—	364.54±2.77
	T2	1.13±0	23.8±0.12	1.21±0.02	104.08±2.08	146.25±0	1574.10±0	—	0.76±0.01	—	251.09±2.08
	T3	1.13±0	23.8±0.12	1.21±0.02	104.08±2.08	78.75±0	1574.10±0	—	0.76±0.01	1.36±0.04	184.95±2.04

注:表中数据为平均值±标准差。

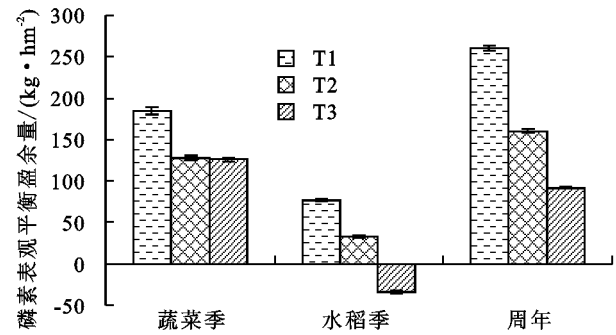


图 5 菜—稻轮作农田土壤磷素表观平衡

3 讨论

有机肥施用是蔬菜生产系统中磷素输入的主要来源。有研究^[21]发现,太湖流域蔬菜生产系统中有有机肥施用带入磷素占总磷输入量的比例达 44.0%~99.9%。长期过量施用有机肥会导致土壤磷素显著累积^[4, 22]。冀宏杰等^[3]对太湖流域蔬菜、果树等经济作物和稻麦等大田作物磷平衡状况进行了系统研究,发现经济作物磷养分盈余量较几种主要大田作物多,较多样点磷素盈余量超过 300 kg/hm²;柏兆海等^[23]研究也发现,菜地磷素年际磷盈余达 498 kg/hm²,远大于粮田的磷素盈余(38 kg/hm²)。本研究,农户习惯性施肥模式(T1)条件下,蔬菜地磷素盈余高达 184.26 kg/hm²,减量施肥模式(T2)和优化施肥模式(T3)下盈余量也高达 127.75,125.94 kg/hm²,表面上看盈余量较小,但是其占磷素投入量的比例高达 68.27%~73.22%。菜地土壤磷素盈余量大小与当季施磷量密切相关^[4]。通过将研究^[24]和本研究结果中菜地磷素投入量与土壤磷素盈余量作相关性分析,发现二者之间呈显著线性正相关关系($y = 1.1129x - 114.62, R^2 = 0.856$)。

农田土壤磷素大量盈余显著增加其进入土壤液相的比例,从农学意义来讲,可显著提高土壤磷素的供应潜力,但从环境风险的角度考量,磷素过量累积盈余显著加大磷素流失的风险,对周边水域水体环境

构成了不同程度的威胁^[25-27]。农田土壤磷素流失主要通过地表径流进入周边水体^[28]。本研究发现,蔬菜、水稻生育期内,农田土壤磷素径流流失平均浓度分别高达 0.55,0.29 mg/L,极显著高于我国《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)^[29]中规定的Ⅲ类水标准限值(0.2 mg/L)。然而,径流水在向地表水体输移过程中,经过排水沟渠中底泥、水生植物和微生物等共同作用而发生的底泥吸附—解吸、植物吸收和微生物同化等系列理化反应,磷素浓度会极显著降低^[30],进而降低其环境风险。然而,径流排水输移过程中养分阻控作用、效果及机制尚需进一步深入研究。

减量施肥作为一项有效控制农田磷素径流损失的技术途径^[31],目前已被广泛应用于生产实践中^[32-33],且取得了显著成效。本研究中,与农户习惯性施肥模式(T1)相比,周年减量施肥模式(T2)显著减少蔬菜、水稻生长季内磷素径流排放,并降低磷素土壤累积(图 3,图 5)。然而,蔬菜和水稻产量均不同程度降低(图 4),这可能与氮、磷同步减量施用及短期试验有关。同时,前期研究发现减量施肥模式(T2)可显著提高蔬菜叶球氮素偏生产力和球形指数,显著改善蔬菜商品性状^[34]。因此,减量施肥模式的农学效应、环境效应的长期效果需要进一步深入研究与验证,且不同施肥模式间的经济效益需要详细评估与比较。与周年减量施肥模式(T2)相比,稻季不施磷(利用菜季残留磷素)(T3,与 T2 氮素投入量基本相当)可显著降低稻季径流水磷素径流流失量达 35.78%,且作物干物质量(包括稻菜经济产量和废弃物部分)未显著降低,表明从菜—稻轮作系统角度考虑,稻季不施磷可作为一项有效的磷素减排技术措施,这与朱文彬等^[35]在太湖流域稻麦轮作农田所开展稻季不施磷的农学及环境效应的试验研究结果相一致。然而,水旱轮作田水稻季不施磷的长期效应(包括农学效应、环境效应及经济效益等)有待通过长

期定位试验进一步深入研究。

生物炭作为一种有效的土壤改良剂而被广泛应用于温室气体减排^[36]、污染土壤修复^[37]及农田氮、磷面源污染控制^[38-39]等方面。本研究中,与减量施肥模式(T2)相比,蔬菜季施用适量生物炭(有机肥用量的 20%)(T3)可小幅降低蔬菜季径流水 TP 浓度达 3.84%,径流水 TP 流失量也相应减少 3.84%。从菜—稻轮作农田周年模式来看,在稻季不施磷(利用菜季残留磷素)基础上,蔬菜季施用适量生物炭(有机肥用量的 20%)显著降低菜—稻轮作农田周年磷素径流流失量达 29.90%,显著减少周年磷素盈余量达 42.90%,显著降低菜—稻轮作农田土壤磷素流失风险。同时,蔬菜、水稻干物质质量(包括经济产量和废弃物部分)均未显著降低。究其原因可能与秸秆生物炭吸附能力强、吸附容量大及缓冲性能强紧密相关^[40-41],然而其具体机制和长期施用效应尚待进一步研究。从农田土壤磷素流失风险控制与作物高产维持的短期效应来看,菜—稻轮作种植模式下,周年系统性减磷(蔬菜季单季施磷,稻季不施磷)结合适量生物炭施用具有重要的减排潜力和稳产效应,可作为一项太湖流域菜—稻轮作农田的可持续生产技术推广应用。

4 结论

(1)菜—稻轮作农田地表径流排水主要分布于强降雨(梅雨季、台风季)集中的水稻生长季,与降雨量呈显著线性正相关关系。磷素径流流失也集中在水稻季,各处理条件下,其流失量占周年流失总量的比例达 74.75%~81.46%。

(2)农户习惯性施肥模式下,蔬菜季径流总磷平均浓度(0.55 mg/L)显著高于水稻季(0.29 mg/L),但磷素径流流失量(0.49 kg/hm²)却显著低于水稻季(2.13 kg/hm²)。减量施肥和优化施肥模式可显著降低蔬菜季、水稻季径流磷素浓度和菜稻周年磷素径流流失量。较农户习惯性施肥模式,减量施肥和优化施肥模式显著降低菜稻周年 TP 径流流失量达 22.48%~45.66%。

(3)菜—稻轮作农田土壤磷素盈余量呈现显著的施肥模式间差异和季节间差异,周年盈余量高达 260.90 kg/hm²,且主要集中在蔬菜生长季。较农户习惯性施肥模式而言,减量施肥和优化施肥模式显著降低周年磷素盈余量达 38.47%~64.87%。同时,虽然蔬菜产量在减量施肥和优化施肥模式下显著下降,但较减量施肥模式而言,优化施肥模式对蔬菜、水稻及周年产量均无显著影响。

(4)菜—稻轮作种植模式下,蔬菜季施用适量生物炭,稻季不施磷具有磷素减排、维持作物稳产和磷素表现平衡的协同效应。

参考文献:

- [1] 谢建昌,陈际型.菜园土壤肥力与蔬菜合理施肥[M].南京:河海大学出版社,1997:41-46.
- [2] 赵其国.发展与创新现代土壤科学[J].土壤学报,2003,40(3):321-327.
- [3] 冀宏杰,张认连,武淑霞,等.太湖流域农田肥料投入与养分平衡状况分析[J].中国土壤与肥料,2008(5):70-75.
- [4] 王辉,董元华,安琼,等.高度集约化利用下蔬菜地土壤养分累积状况:以南京市南郊为例[J].土壤,2006,38(1):61-65.
- [5] Heckrath G, Brookes P C, Poulton P R, et al. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the broadbalk experiment[J]. Journal of Environmental Quality, 1995, 24(5):904-910.
- [6] Jordan C, McGucki N S O, Smith R V. Increased predicted losses of phosphorus to surface water from soils with high Olsen-P concentration[J]. Soil Use and Management, 2000, 16(1):27-35.
- [7] Boesch D F, Brinsfield R B, Magnien R E. Chesapeake bay eutrophication: Scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture[J]. Journal of Environmental Quality, 2000, 30(2):303-320.
- [8] Sharpley A N, Daniel T, Sims T, et al. Agricultural phosphorus and eutrophication[M]. Second Edition. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS 149, 2003.
- [9] Tabuchi T. Consideration of water quality conservation of lakes[M]. Tokyo, Japan: Gihodoshuppan Co. Ltd., 2005.
- [10] 黄东风,王果,李卫华,等.不同施肥模式对蔬菜产量、硝酸盐含量及菜地氮磷流失的影响[J].水土保持学报,2008,22(5):5-10.
- [11] 麻万诸,章明奎.改良剂降低富磷蔬菜地土壤磷和氮流失的作用[J].水土保持学报,2012,26(5):22-27.
- [12] Daniels R B, Gilliam J W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 60:246-251.
- [13] 李国栋,胡正义,杨林章,等.太湖典型菜地土壤氮磷向水体径流输出与生态草带拦截控制[J].生态学杂志,2006,25(8):905-910.
- [14] 章明清,李娟,孔庆波,等.不同磷肥用量对菜稻轮作土壤磷肥利用率的影响[J].土壤通报,2013,44(4):952-955.
- [15] 章明清,李娟,孔庆波,等.菜—稻轮作对菜田氮、磷利用特性和富集状况的影响[J].植物营养与肥料学报,2013,19(1):117-126.
- [16] 胡美华,王华英,黄国洋,等.浙江省菜稻轮作模式应用现状、存在的问题与发展对策[J].中国瓜菜,2016,29(2):52-56.
- [17] 王强,徐建明,姜丽娜,等.平衡施肥对大棚茄子水稻轮作土壤中作物生产和土壤养分的影响[J].浙江大学学报(农业和生命科学版),2012,38(2):197-203.
- [18] 章明清,李娟,孔庆波.土壤磷解吸特性对菜稻轮作田间渗漏水总磷浓度的影响[J].土壤学报,2015,52(1):

120-127.

[19] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3 版.北京:中国农业出版社,2000.

[20] 黄东风,王果,李卫华,等.菜地土壤氮磷面源污染现状、机制及控制技术[J].应用生态学报,2009,20(4):991-1001.

[21] 常青,黄标,王洪杰,等.城乡交错区小型蔬菜生产系统氮磷钾元素平衡状况:以南京和无锡为例[J].土壤学报,2008,45(4):649-656.

[22] 曹志洪.施肥与水体环境质量:论施肥对环境的影响(2)[J].土壤,2003,35(5):353-363.

[23] 柏兆海,万其宇,李海港,等.县域农田土壤磷素积累及淋失风险分析:以北京市平谷区为例[J].农业环境科学学报,2011,30(9):1853-1860.

[24] 郭智,刘红江,陈留根,等.有机肥施用对菜地磷素径流流失及磷素表观利用率的影响[J].水土保持学报,2016,30(2):182-187.

[25] 鲁如坤.土壤磷素水平和水体环境保护[J].磷肥与复肥,2003,18(1):4-7.

[26] 王艳玲,何园球,吴洪生,等.长期施肥下红壤磷素积累的环境风险分析[J].土壤学报,2010,47(5):880-887.

[27] Guo Z, Liu H J, Zhou W, et al. Characteristics of phosphorus losses due to surface runoff in a peach orchard and the effects of inter-planting white clover (*Trifolium Repens* L.) on fruit yield and quality [J].Fresenius Environmental Bulletin,2016,25(12):5516-5527.

[28] Sharpley A N, Menzer R G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment[J].Advances in Agronomy,1987,41:297-324.

[29] 国家环境保护总局.GB 3838—2002 地表水环境质量标准[S].北京:国家环境保护总局,2002.

[30] 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.

[31] 薛利红,杨林章,施卫明,等.农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践:源头减量技术[J].农业环境科学学报,2013,32(5):881-888.

[32] 张刚,王德建,陈效民.稻田化肥减量施用的环境效应[J].中国生态农业学报,2008,16:327-330.

[33] 吴永红,胡正义,杨林章.农业面源污染控制工程的“减源—拦截—修复”(3R)理论与实践[J].农业工程学报,2011,27(5):1-6.

[34] 郭智,刘红江,张岳芳,等.不同施肥模式对菜地氮素径流损失与表观平衡的影响[J].水土保持学报,2018,32(4):37-42.

[35] 朱文彬,汪玉,王慎强,等.太湖流域典型稻麦轮作农田稻季不施磷的农学及环境效应探究[J].农业环境科学学报,2016,35(6):1129-1135.

[36] 李松,李海丽,方晓波,等.生物质炭输入减少稻田痕量温室气体排放[J].农业工程学报,2014,30(21):234-240.

[37] Rees F, Simonnot M O, Morel J L. Short-term effects of biochar on soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase[J].European Journal of Soil Science,2014,65(1):149-161.

[38] Lenmann J, Da Silva J P J, Steiner C, et al. Nutrient availability and leaching in an archaeological anthrosol and a ferralsol of the central amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments[J].Plant and Soil, 2003,249(2):343-357.

[39] Laird D, Fleming P, Wang B Q, et al. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil[J].Geoderma,2010,158(3):436-442.

[40] 袁金华,徐仁扣.生物质炭的性质及其对土壤环境功能影响的研究进展[J].生态环境学报,2011,20(4):779-785.

[41] 王萌萌,周启星.生物炭的土壤环境效应及其机制研究[J].环境化学,2013,32(5):768-780.

(上接第 71 页)

[22] Vilmundardóttir O K, Magnússon B, Gísladóttir G, et al. Shore line erosion and Aeolian deposition along a recently formed hydro-electric reservoir, Blöndulón, Iceland[J]. Geomorphology,2010,114(4):542-555.

[23] 樊大勇,熊高明,张爱英,等.三峡库区水位调度对消落带生态修复中物种筛选实践的影响[J].植物生态学报,2015,39(4):416-432.

[24] 钟荣华,贺秀斌,鲍玉海,等.三峡水库消落带几种草本植物根系的垂直分布特征[J].水土保持通报,2015,35(6):235-240.

[25] 钟荣华,贺秀斌,鲍玉海,等.狗牙根和牛鞭草的消浪减蚀作用[J].农业工程学报,2015,31(2):133-140.

[26] 蒋定生.黄土区不同利用类型土壤抗冲刷能力的研究[J].土壤通报,1979(4):22-25.

[27] Fattet M, Fu Y, Ghestem M, et al. Effects of vegetation type on soil resistance to erosion: Relationship between aggregate stability and shear strength[J]. Catena,2011,87(1):60-69.

[28] Wang B, Zhang G H, Yang Y F, et al. The effects of varied soil properties induced by natural grassland succession on the process of soil detachment[J].Catena, 2018,166:192-199.

[29] Hudek C, Stanchi S, Amico M D, et al. Quantifying the contribution of the root system of alpine vegetation in the soil aggregate stability of moraine[J].International Soil and Water Conservation Research, 2017, 5(1):36-42.

[30] Eab K H, Likitlersuang S, Takahashi A. Laboratory and modelling investigation of root-reinforced system for slope stabilisation[J]. Soils and Foundations,2015, 55(5):1270-1281.