

种养结合生产区农田磷素平衡分析 ——以山东禹城为例

武兰芳, 欧阳竹

(中国科学院地理科学与资源所, 北京 100101)

摘 要:根据养分平衡理论对种养结合区禹城农田系统磷素盈亏状况进行了计算分析,结果表明,从1980年到2005年该区域农田系统的磷素输入、输出和盈余均呈现增长趋势,按耕地面积平均磷素输入量由 $35.8 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到 $296.9 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 、磷素输出量由 $29.6 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到 $148.0 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 因为输入增加速度大于其输出增加速度, 导致磷素盈余量由 $6.2 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 增加到 $148.9 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$;从空间差异来看,在11个乡镇中除2个乡镇的耕地表现为磷素亏缺外,其余9个乡镇的耕地均不同程度地呈现出磷素盈余,其中有1个乡镇的盈余量较低,按耕地平均为 $55.3 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,有7个乡镇的盈余量按耕地平均都在 $100.0 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 以上,磷素盈余量最高的达到 $297.8 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,远高于欧盟一些国家法令规定的农田磷素盈余限量标准。禹城农田系统磷素的大量盈余,主要源于化肥磷投入增加,特别是粪便磷的快速增长,所以,为了减少磷素盈余损失,应适量减少化肥磷投入,同时对粪便磷在区域内进行合理管理和调配施用。

关键词:磷素平衡;农田系统;区域尺度;种养结合;山东禹城

中图分类号:S181 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)07-1444-07

Phosphorus Budget of Farmland in Crop-Animal Mixed Farming Area: A Case Study of Yucheng County in Shandong Province

WU Lan-fang, OUYANG Zhu

(Institute of Geographical Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: On the basis of nutrient balance theory the phosphorus budget was analyzed for the farmland of crop-animal mixed farming area in Yucheng County, Shandong Province. The result showed that the input, output and surplus of phosphorus in the farmland had increased from 1980 to 2005. The input of phosphorus increased from 35.8 to $296.9 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, while the output of phosphorus increased from 29.6 to $148.0 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. The surplus of phosphorus increased from 6.2 to $148.9 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, which reflected that the increase rate of the phosphorus input was much higher than the increase rate of the phosphorus output. Geographically there were only 2 of 11 townships in Yucheng County where the deficit of phosphorus occurred. The other 9 townships exhibited the surplus of phosphorus ranging from 55.3 to $297.8 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, and the surplus of phosphorus in the farmland of 7 townships was over $100 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. The surplus of phosphorus could be caused by too much of phosphorus applied with mineral-fertilizers, especially overloading manure. In order to reduce the surplus and to prevent the loss of phosphorus in the region the fertilization should be managed properly, also the manure should be applied evenly within the region and time.

Keywords: phosphorus budget; farmland; regional scale; crop-animal mixed farming; Yucheng County, Shandong Province

磷是作物生长的三大养分元素之一,大多数土壤都需要通过矿物化肥和(或)畜禽粪便补充磷素养分以获得满意的产量。但是,来源于农业生产的磷负荷逐步成为湖泊、河流水体和海水富营养化的主要因

素^[1-4],所以,许多经济发达国家已经把养分不平衡管理引起的土壤磷素盈余看作是一个重要的环境问题而不是农学问题^[5]。

养分平衡分析可以在不同尺度的不同部门进行:如农田尺度、农场尺度、区域尺度和国家尺度的作物种植和畜禽养殖,在其基础上进行养分平衡管理既有益于经济也有助于环境保护;在农场尺度更有助于养分优化管理,在区域和国家尺度则可用于评价农业对

收稿日期:2008-11-11

基金项目:中国科学院知识创新工程重要方向性项目(Ksex2-Yw-N-022)

作者简介:武兰芳(1963—),女,博士,副研究员,主要从事区域农业与农田生态方面研究。E-mail:wulf@igsnrr.ac.cn

环境的影响,但不论哪一层次尺度的养分平衡计算,遵循的基本原则却都是相同的^[6]。养分平衡的计算方法主要有两种,其一是农场总体平衡(Farm-gate balance),其二是土壤层面平衡(Soil-surface balance),这两种方法均可以用于计算不同类型和不同尺度农业系统的养分平衡状况。如 Kyllingsbaek and Hansen^[6]就利用 Farm-gate balance 方法计算了丹麦国家尺度 1980—2004 年养分平衡状况,结果表明每年的氮素盈余量从 $175 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 下降到 $123 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。但是, Soil-surface balance 是指在农业耕地上投入的养分总量(化肥和畜禽粪便)减去被作物吸收的养分总量,如氮素更多的来源可以包括如大气沉降、豆科作物固氮等,虑及了地区之间和国家之间的可比性,特别是是否具有可比的资料来源^[7]。Kopinski and Tujaka 等^[8]采用 Soil surface balance 方法,估算了波兰国家尺度及其不同区域的 N 素平均状况,结果表明:2002—2004 年波兰国家尺度上氮素盈余量平均水平为 $45 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,但其不同地区之间存在很大差异,波兰西北部地区的盈余量最高,大于 $50 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,主要是源于集约化生产中投入的大量无机化肥和畜禽粪便,而波兰南部地区的盈余量最低,还未超过 $17 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。Lermercier 和 Gaudin 等对法国 Brittany 地区磷素平衡研究表明,磷的平均盈余量与平均投入量成正比相关,如在 1979、1988 和 2000 年法国 Brittany 地区农田投入磷平均分别是 67.8、55.1 和 $49.0 \text{ kg P} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,而同期磷的平均输出量分别是 21.5、22.7 和 $23.5 \text{ kg P} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,相应磷的平均盈余量分别是 46.3、32.4 和 $25.5 \text{ kg P} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[4]。

虽然畜禽粪便含有丰富的养分资源,作为有机肥用于作物生产是其合适的去向,但是,当一定区域内畜禽数量规模及其产生的粪便超过作物生长需要和土壤的自净能力时,养分盈余问题就会显现^[9]。为了控制粪便污染,欧盟委员会把投入农田的粪便氮作为评价氮素环境污染的一个指标,并规定其投入的最高限额为 $170 \text{ kgN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[10],但由于在很多类型的粪便中同时含有大量磷,按照每年 $170 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$ 施用粪便可能会超过大部分作物每年对磷的吸收量,这样又可能导致大量磷盈余损失,所以,一些国家又制定了每年粪便磷的施用限量^[11],如挪威、瑞典和爱尔兰为了减少磷盈余损失的转移污染,分别规定了每年粪便磷的最高施用量为 35、22 和 $40 \text{ kg P} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[12]。

几十年来,我国的农作制度发生了重大变化,农业生产结构由以种植业为主逐步向种植与养殖并重

转变,集约化生产水平不断提高,农业物质投入不断增加,耕地生产力得到了提高。据国家统计资料表明,从 1996 年到 2006 年 10 年间,粮食单产从 $4 482.8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $4 716.0 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,单位耕地化肥(折纯量)用量从 3 827.8 万 t 增加到 4 766.2 万 t;同期,畜牧业发展迅速,肉类总产从 4 584 万 t 增加到 8 051 万 t、禽蛋总产从 1 897 万 t 增加到 2 946 万 t、奶类从 736 万 t 增加到 3 303 万 t,随之相伴的是畜禽数量及其产生的粪便也在不断增长,而可消纳粪便的耕地面积却从 13 003.92 万 hm^2 减少到 12 180.00 万 hm^2 。那么,就我国宏观区域尺度上农业生产结构变化所引起的农田系统养分平衡状况及其环境效应如何?这方面的研究报道甚少。因此,本研究试图从县级区域尺度出发,在对县级区域种植结构和养殖结构变化分析基础上,根据农田养分供给和作物产量形成的养分需求,分析评价区域农田系统磷素平衡状况,为正确认识我国农作制度变化的养分盈余损失,并进一步从国家尺度分析农田磷素平衡状况,以及通过调整农业生产结构控制养分盈余损失提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域背景

山东省禹城市位于东经 $116^{\circ}23' \sim 116^{\circ}45'$,北纬 $36^{\circ}40' \sim 37^{\circ}12'$,居于黄淮海平原中部,其基本概况见前述^[13]。自 1980 年以来,禹城的农田生产力不断提高,农产品产出量增长迅速,粮食单产由 1980 年的 $1 755 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 到 2005 年达到 $7 238 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,提高了 312.4%,粮食总产由 116 250 t 增长到 670 919 t,增长 477.1%。与此同时,畜牧业也得到了迅速发展,牛、猪、羊和鸡 4 种畜禽的养殖规模分别从 1.31 万头、7.91 万头、9.28 万头和 0.53 百万只增加到 30.11 万头、32.23 万头、30.55 万头和 4.88 百万只。畜禽养殖数量增加的同时,粪便的产出量越来越多,年产出粪便量由 1980 年的不足 500 Mkg 到 2005 年超过了 3 500 Mkg,但是,可消纳粪便的耕地面积却越来越少。因此,随着种养结构和生产水平的变化,农田系统磷素的平衡状况必然发生了相应变化。

1.2 数据来源与计算方法

本研究参照 Kopinski and Tujaka 等^[8]的方法,把禹城农田总面积看作是一块大的“农田”,采用 Soil-surface balance 方法计算分析磷素平衡状况。农田系统投入的磷素项主要考虑了化肥磷和粪便磷,从农田系统输出的磷素主要是粮、棉、油、菜等作物产品。如

果农田输入磷素总量与输出磷素总量之差为正值,则表明农田系统的磷素表现为“盈余”状态,磷素在土壤中累积或转化损失,磷素盈余量越大其损失量就可能越大,对环境污染的风险就越大;如果农田输入磷素总量与输出磷素总量之差为负值,则表明农田系统的磷素表现为“亏缺”状态,此时土壤中没有磷素累积,磷素的损失量相对较小,不产生环境污染风险。所以,在磷素平衡分析中基本的概念是物质守恒,可以简单地表示为:

输入 P-输出 P=贮存 P 或损失 P

其特点是便于在相同的基础上对不同区域或不同类型农业生态系统进行分析比较^[14]。

用于计算农田磷素盈余的作物产品结构及其数量、化肥磷素投入量、畜禽生产结构及其数量等基本数据来源于禹城市 1990—2005 年统计资料。特别说明的是,虽然水果等经济林在禹城近几年也得到较快发展,但统计资料显示其面积不足作物种植面积的 1%,对全区整体农田系统的磷素平衡分析结果影响甚小,所以,在农田总面积中没有包括果园面积。

化肥磷的数量:施入农田系统的化肥磷数量直接来源于每年的统计资料。

粪便磷的数量:粪便磷的年产出量根据每年的畜禽存栏量和粪便排泄系数与粪便含磷量计算,畜禽存栏量直接来源于统计资料,各种畜禽的粪便排泄系数及其磷素含量参照王方浩等提供参数(表 1)^[15]。禹城的农村畜禽养殖以小区养殖和散户养殖两种方式为主,调查得知所产生的畜禽粪便大部分用于农田,也有少部分滞留在农田之外,所以,每年施入农田系统的粪便磷数量按照粪便磷年产量的 80%计算。

在禹城市统计的畜禽生产资料中,主要有牛、马、驴、骡、猪、牛和禽类分类统计。据调查了解,虽然近几年奶牛养殖开始发展,但其数量依然偏少,仍然以肉牛和役用牛养殖为主,大约分别占 60%和 40%;禽类主要是鸡,其中肉鸡和蛋鸡各占 50%;猪的饲养周期为 100~120 d,平均按 110 d 计,每年饲养 3 批,猪的粪便排泄量按存栏量 $\times 110 \times 3 \times$ 日排泄系数计算;肉鸡的饲养周期为 55 d,每年最多饲养 4 批,肉鸡的粪便

表 1 畜禽种类及其粪便产出量和磷素养分含量^[15]

Table 1 Animal and their excreta and P_2O_5 content

	粪便排泄量 Animal excretion	磷素含量 * P_2O_5 concentration/%
猪 Pig	5.3 kg unit ⁻¹ ·d ⁻¹	0.169
役用牛 Power cattle	10 100 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.188
肉牛 Beef cattle	7 700 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.188
奶牛 Dairy cattle	19 400 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.188
马 Horse	5 900 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.176
驴、骡 Donkey and Mule	5 000 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.176
羊 Sheep	870 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.495
肉鸡 Meat chicken	0.10 kg unit ⁻¹ ·d ⁻¹	0.946
蛋鸡 Egg chicken	53.3 kg unit ⁻¹ ·a ⁻¹	0.946

注:* 根据文中全 P 含量(%)计算而得。

排泄量按其存栏量 $\times 55 \times 4 \times$ 日排放系数计算;其他动物的粪便排泄量均按存栏量 $\times$ 年排放系数计算。

农田作物输出磷的数量:根据每种作物形成 100 kg 产品对磷素的需求系数(表 2)和每种作物产品的产出量进行计算,在计算蔬菜生产对磷素的需求量时,每 100 kg 蔬菜产品对磷素的需求系数采用黄瓜、番茄和胡萝卜的平均值。

2 结果与分析

从时间动态来看,1980 年到 2005 年禹城全区化肥 P(折纯量)的投入总量从 826.0 t $P_2O_5 \cdot a^{-1}$ 增加到 6 711.0 t $P_2O_5 \cdot a^{-1}$,按耕地面积计算,化肥 P 的投入量从 15.2 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到 126.5 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,按作物种植面积计,化肥 P 的投入量从 10.5 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到 69.4 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$;同期,粪便 P 的年产出量从 1 124.8 t $P_2O_5 \cdot a^{-1}$ 增加到 9 036.4 t $P_2O_5 \cdot a^{-1}$,按耕地面积计,单位面积承载粪便 P 从 20.6 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到 170.4 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,按作物种植面积计,单位面积承载粪便 P 从 14.3 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到 93.5 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 。虽然,同期禹城农田系统输出 P 也表现为逐年增加,按耕地面积计,其每年输出 P 从 1980 年的 29.6 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 到 2005 年达到 148.0 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,按作物种植面积计,其每年输出 P 从 20.5 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到 81.2 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,但是,农田系统的输入 P 增长

表 2 农作物每形成 100 kg 经济产量对 P_2O_5 的需求量(kg)^[16]

Table 2 Phosphorus demand per 100 kg economic yield(kg)

小麦 *	谷子	玉米 *	甘薯 *	籽棉	花生 *	大豆 *	高粱	黄瓜	番茄	胡萝卜
1.0~1.5	1.3	0.7~1.7	0.1~0.3	1.6	1.0~2.5	1.3~3.3	1.3	0.35	0.50	0.45

注:* 计算时取其平均值。

大于其输出P的增长,致使农田系统产生P盈余并呈逐年波动增长趋势,从1980年到2005年,P盈余总量从339.7 t $P_2O_5 \cdot a^{-1}$ 增长到7 898.6 t $P_2O_5 \cdot a^{-1}$,单位耕地P盈余量从每年6.23 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到148.9 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,单位种植面积P盈余量从每年4.3 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 增加到81.7 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ (图1和图2)。由图可知,近10年来农田系统承载的粪便P已经超过了化肥P的投入,但是化肥P的投入却并没有下降,而且粪便P和化肥P均呈现增长趋势,导致农田系统磷素盈余量呈不断增长趋势,必然带来损失并产生环境污染问题。

从空间格局来看(图3和图4),在禹城的11个乡镇中,农田系统输入P最多的是房寺镇,按耕地面积平均高达541.4 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,按播种面积平均也有271.3 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,其中粪便P是化肥P的3倍多。农田输入磷较少的是莒镇和李屯乡,按耕地面积平均在120.0 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 以下,按作物种植面积平均为60.0

kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 。单从化肥P来看,投入较多的是伦镇和市中办,按耕地面积计分别达到了245.9和216.9 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,按作物面积计平均分别为126.2和113.2 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 。单从粪便P来看,承载粪便量最多的是房寺镇,单位耕地面积承载粪便P为344.8 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,单位作物面积承载粪便P为207.2 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$;其次是安仁、辛寨、十里望和张庄4个乡镇,单位耕地面积承载粪便P在200 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 左右,单位作物种植面积承载粪便P在100~125 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 。从农田系统输出P来看,以辛寨镇居首,单位耕地面积输出P为204.4 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,单位作物面积输出P为112.9 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$;其次是李屯乡,单位耕地面积输出P是185.9 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$,单位作物面积输出P为93.2 kg $P_2O_5 \cdot hm^{-2}$ 。

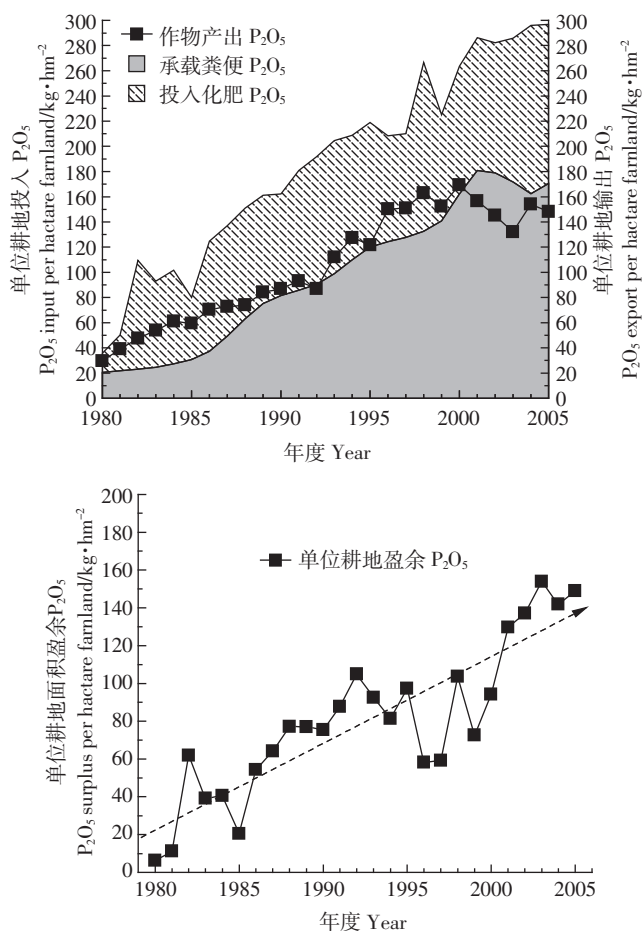


图1 禹城市1980—2005年耕地磷素收支与盈余变化

Figure 1 Phosphorus budgets of farmland in Yucheng from 1980 to 2005

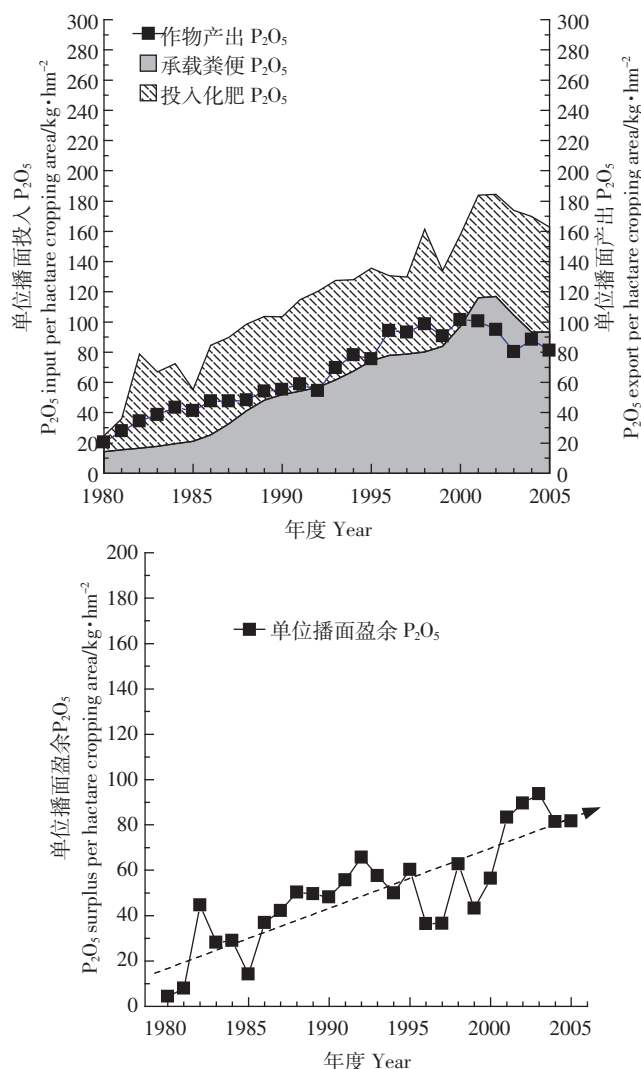


图2 禹城市1980—2005年播种面积磷素收支与盈余变化

Figure 2 Phosphorus budgets of crops area in Yucheng from 1980 to 2005

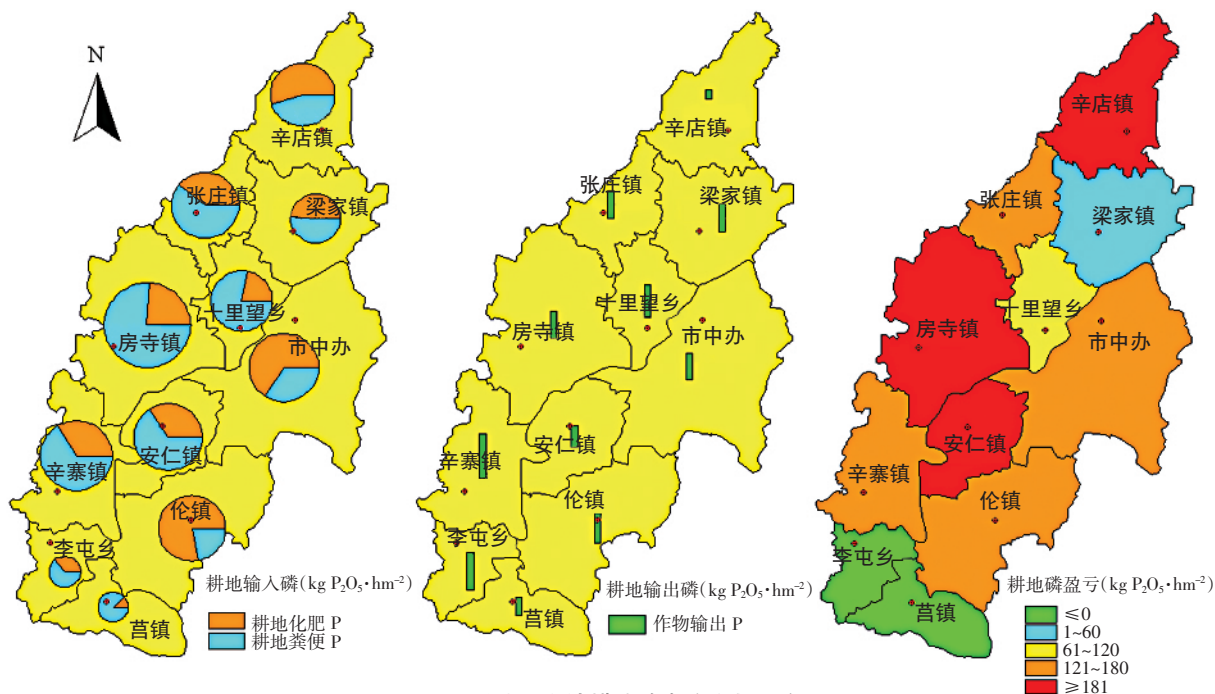


图3 禹城分乡镇耕地磷素收支与盈余

Figure 3 Phosphorus balance for farmland in countryside of Yucheng

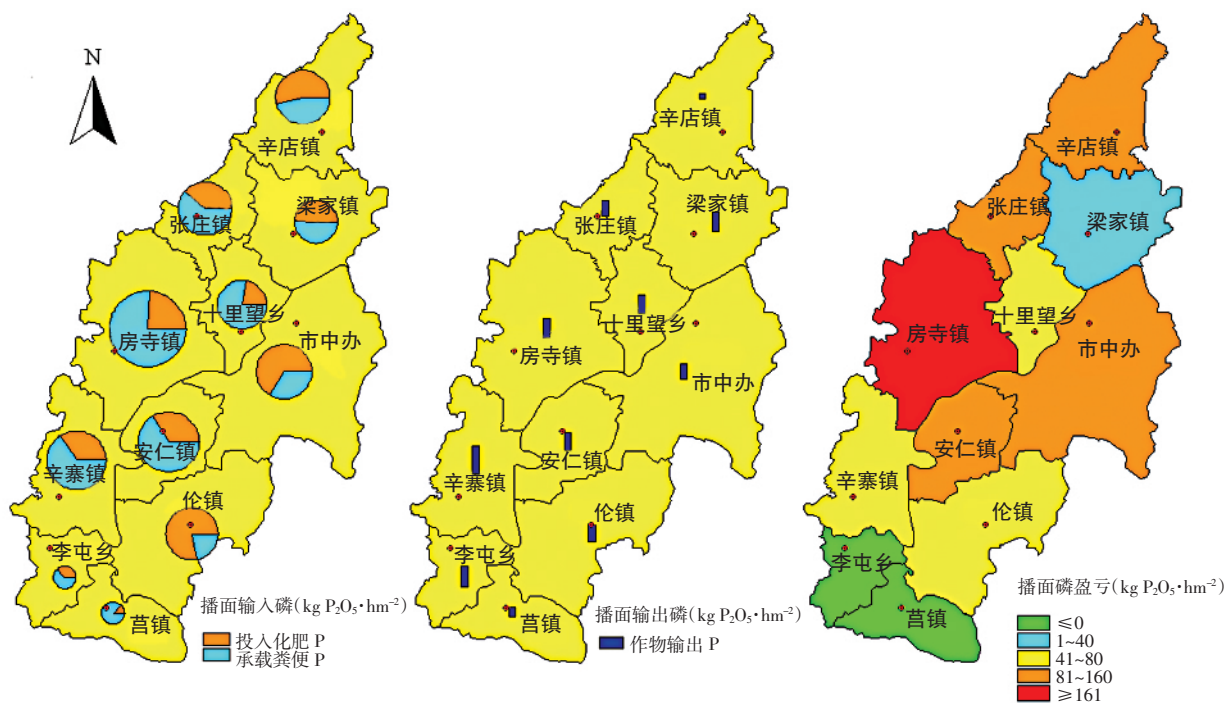


图4 禹城分乡镇单位播种面积磷素收支与盈余

Figure 4 Phosphorus balance for cropping area in countryside of Yucheng

由此可见,农田输入 P 与输出 P 存在较大差异,致使各乡镇农田 P 平衡状况表现明显不同。在 11 个乡镇中除 2 个乡镇的农田表现为 P 亏缺外,其余 9 个乡镇表现为不同程度 P 盈余,其中房寺镇的 P 盈余最高,单位耕地面积 P 盈余量高达 $297.8 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 、

单位种植面积 P 盈余量也有 $178.9 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$;其次是辛店和安仁 2 个乡镇,单位耕地面积平均 P 盈余量也接近 $200.0 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 、单位种植面积平均 P 盈余量超过了 $100.0 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$;梁家镇的农田 P 盈余量较低,单位耕地面积平均为 $55.3 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 、单位种

植面积平均 P 盈余量为 $32.8 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

农田盈余 P 较多的乡镇,主要还是因为承载较多粪便 P 或投入较多化肥 P,如房寺镇、辛寨镇、安仁镇和张庄镇的粪便 P 承载量较高、而市中办和辛店镇则是投入化肥 P 较高,均导致农田系统的输入 P 远远超过其农田系统的输出 P。

3 结论与讨论

自 1980 年以来,禹城农田系统输入磷的总量不断增加,其中化肥 P 的投入量按耕地面积平均从 $15.2 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $126.5 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,粪便 P 的承载量按耕地面积平均从 $20.6 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $170.4 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,可见,粪便 P 超过了化肥 P。虽然同期单位面积耕地输出 P 的数量也由 $29.6 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $148.0 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,但是农田系统 P 的输入量明显大于其输出量,导致 P 盈余量呈不断增长趋势,单位耕地 P 盈余量从每年 $6.23 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $148.9 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,单位种植面积 P 盈余量从每年 $4.3 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 增加到 $81.7 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

目前,禹城 11 个乡镇的农田系统磷素输入与输出存在较大差异,投入化肥 P 最多的是伦镇和市中办,单位耕地平均投入量在 $200 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 以上,投入较少的是莒镇和李屯乡,单位耕地平均分别为 14.2 和 $43.0 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 以下;承载粪便 P 最高的是房寺镇,按耕地面积计为 $344.8 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,承载量相对较低的是伦镇和李屯,单位耕地平均在 $70 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$;所有乡镇单位耕地平均输出磷在 $100.1 \sim 204.4 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 之间。虽然房寺镇的农田输入 P 最多,但其输出 P 却不是最高;李屯乡的农田输入 P 较低,但其输出 P 却不是最低。所以,在禹城的 11 个乡镇中,只有莒镇和李屯 2 个乡镇表现为 P 亏缺,其余乡镇均表现为不同程度 P 盈余,盈余量最高的是房寺镇,按耕地面积计高达 $297.8 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$,其次是辛店、安仁和市中办,分别为 197.5 、 183.3 和 $175.8 \text{ kgP}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 。房寺镇和安仁乡的农田 P 盈余主要是源于粪便 P 超载,市中办的农田 P 盈余主要是源于化肥 P 投入较高,辛店镇的农田 P 盈余则是化肥 P 投入较高和产出 P 较低共同影响的结果。

农业生产的集约化和专业化扩大了磷盈余的范围,大量磷盈余发生在耕地相对有限却要接受集约化养殖粪便的地区,而没有畜禽粪便投入的农场其磷盈余量较低或基本平衡^[17]。有研究报道,荷兰法令严格限制农业生产中畜禽粪便 P 与化肥 P 施用量,从

1987 年以来规定的限量标准不断提高,农田系统中 P 的容许最高施用限量标准由 $125 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 提高到 $80 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 、许可的最大盈余损失限量标准由 $40 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ 提高到 $20 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[18-19]。目前,从禹城农田系统磷素的平衡状况来看,单位耕地面积上的输入 P 是荷兰限量标准的 3.8 倍、单位作物种植面积上的输入 P 是荷兰上述限量标准的 2.1 倍,而单位耕地面积上的盈余 P 高达荷兰限量标准的 7.4 倍,单位作物种植面积的盈余 P 也达荷兰限量标准的 4.1 倍;在 11 个乡镇中有 9 个乡镇的单位耕地面积上平均输入 P 为荷兰限量标准的 2 倍以上,即使按种植面积计也有 6 个乡镇的平均输入 P 为荷兰限量标准的 2 倍以上,有 8 个乡镇其单位耕地面积上的盈余损失 P 是荷兰限量标准的 5 倍以上,单位种植面积上的盈余损失 P 是荷兰标准的 3 倍以上。

由上可见,禹城农田系统磷的输入、输出及平衡状况在时空上具有较大差异,与欧盟国家限定的农田系统中磷的输入量和盈余损失量相比,总体上表现为磷的输入和盈余损失均较高,存在严重的环境污染风险,需要控制磷的投入量并进行平衡管理。有研究表明,英国在 1935—1970 年由于畜禽数量及与之有关的无机化肥和饲料用量的增加,农业生产中每年的磷盈余量成倍增长,但是,自 1970 年以来作物产量及其所吸收 P 的持续增加,化肥 P 和粪便 P 的投入却相对稳定,农田系统中盈余 P 随之下降了 40%^[17]。所以,减少磷盈余损失的管理策略应该是维持磷素输入与输出保持平衡而不形成累积,否则,长期的磷素累积是不可持续的,最终将会引起河流湖泊富营养化^[20]。

禹城境内有 20 多条河流经过,而且在纵横交错的灌排渠系内也常常有积存的引黄尾水存在,为了防止地表水体的富营养化,对农田系统进行磷素营养平衡管理就显得特别重要。从禹城的实际情况来看,建议在适当减少化肥 P 投入的同时,对粪便 P 在全区范围内进行无害化管理与调配施用,从农田承载粪便量高的乡镇向农田承载粪便量低的乡镇输送。如果产量没有出现明显下降,特别是当有机肥得到适时施用,减少无机肥用量也是可行的^[19]。

参考文献:

- [1] Hart M R, Quin B F, Nguyen M L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33(6): 1954-1972.
- [2] Ekholm P, Turtola E, Gronroos J, et al. Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance[J]. A -

- griculture Ecosystems & Environment, 2005, 110(3-4):266-278.
- [3] Shigaki F, Sharpley A, Prochnow L I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: Options for the future[J]. *Scientia Agricola*, 2006, 63(2):194-209.
- [4] Lemerrier B, Gaudin L, Walter C, et al. Soil phosphorus monitoring at the regional level by means of a soil test database[J]. *Soil Use and Management*, 2008, 24(2):131-138.
- [5] Delgado A, Scalenghe R. Aspects of phosphorus transfer from soils in Europe[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2008, 171(4):552-575.
- [6] Kyllingsbaek A, Hansen J F. Development in nutrient balances in Danish agriculture 1980-2004[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, 79(3):267-280.
- [7] Slak M F, Commagnc L, Lucas S. Feasibility of national nitrogen balances[J]. *Environmental Pollution*, 1998, 102(Suppl. 1):235-240.
- [8] Kopinski J, Tujaka A, Igras J. Nitrogen and phosphorus budgets in Poland as a tool for sustainable nutrients management[J]. *Acta Agriculturae Slovenica*, 2006, 87(1):173-181.
- [9] Teira-esmatges M R, Flotats X. A method for livestock waste management planning in NE Spain[J]. *Waste Management*, 2003, 23(10):917-932.
- [10] Schroder J J, Aarts H F M, Ten Berge H F M, et al. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use[J]. *European Journal of Agronomy*, 2003, 20(1-2):33-44.
- [11] Scroder J J, Scholefield D, Cabral F, et al. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation [J]. *Environmental Science & Policy*, 2004(7):15-23.
- [12] Ulen B, Bechmann M, Folster J, et al. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review [J]. *Soil Use and Management*, 2007, 23(Suppl.1):5-15.
- [13] 武兰芳, 欧阳竹. 种养结合生产区农田氮素平衡分析——以山东禹城为例[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(4):1312-1319.
- WU Lan-fang, OUYANG Zhu. Nitrogen budget of farmland in crop-animal mixed farming system area: A case study of Yucheng County in Shandong Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4):1312-1319.
- [14] Watson C A, Atkinson D. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999, 53(3):259-267.
- [15] 王方浩, 马文奇, 窦争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. *中国环境科学*, 2006, 26(5):614-617.
- WANG Fang-hao, MA Wen-qi, DOU Zheng-xia, et al. The estimation of the production amount of animal manure and its environmental effects in China[J]. *China Environmental Science*, 2006, 26(5):614-617.
- [16] 骆世明. 农业生态学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2003.
- LUO Shi-ming. Agroecology[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2003.
- [17] Withers P J A, Edwards R H, Foy R H. Phosphorus cycling in UK agriculture and implications for phosphorus loss from soil [J]. *Soil Use and Management*, 2001, 17(3):139-149.
- [18] Henkens P L, van H K. Mineral policy in the Netherlands and nitrate policy within the European Community[J]. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 2001, 49(2-3):117-134.
- [19] Tamminga S. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production[J]. *Livestock Production Science*, 2003, 84:101-111.
- [20] Schussler J, Baker L A, Chester-jones H. Whole-system phosphorus balances as a practical tool for lake management[J]. *Ecological Engineering*, 2007, 29(3):294-304.