

中国区域土壤表观氮磷平衡清单及政策建议

陈敏鹏, 陈吉宁

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要: 利用 OECD 表观氮平衡模型框架, 建立了中国表观氮磷平衡核算的框架、方法和数据库。模型结果表明, 2003 年中国土壤表观氮磷盈余总量分别为 640×10^4 t 和 98×10^4 t, 氮磷盈余强度分别为 16.56 kg/hm^2 和 2.53 kg/hm^2 。由于中国氮磷平衡区域分布严重不平衡, 面临着氮磷盈余管理和氮磷缺损管理的双重压力。化肥和畜禽粪便是中国土壤氮磷投入最主要的来源, 因此是中国氮磷盈余管理最佳切入点。由于各地氮磷投入结构各异, 在氮磷盈余严重的中东部地区, 不宜采用“一刀切”的政策, 而应针对不同地区氮磷输入的特点进行氮磷盈余管理。

关键词: 表观氮磷平衡; 清单; 种植; 养殖; 氮磷输入; 氮磷输出

中图分类号: X592 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)06-1305-06

Inventory of Regional Surface Nutrient Balance and Policy Recommendations in China

CHEN Min-peng, CHEN Ji-ning

(Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: By applying OECD surface soil nitrogen balance methodology, the framework, methodology and database for nutrient balance budget in China are established to evaluate the impact of nutrient balance on agricultural production and water environment. Results show that nitrogen and phosphorus surplus in China are 640×10^4 t and 98×10^4 t respectively, and nitrogen and phosphorus surplus intensity in China are 16.56 kg/hm^2 and 2.53 kg/hm^2 respectively. Because of striking spatial difference of nutrient balance across the country, China is seeing a dual-challenge of nutrient surplus management as well as nutrient deficit management. Chemical fertilizer and livestock manure are best targets to perform nutrient surplus management due to their marked contributions to nutrient input. However, it is not cost-effective to implement a uniform management for all regions since nutrient input structures of them vary considerably.

Key words: surface nutrient balance; inventory; farming; livestock production; nutrient input; nutrient output

农业生产系统的养分状态, 尤其是氮磷平衡状态, 是决定作物产量、土壤肥力以及农业环境影响的重要因素。系统氮磷缺损(投入 > 产出), 会降低土壤肥力, 造成作物减产; 系统氮磷盈余(投入 < 产出)会增加土壤氮磷的流失风险, 威胁地表水和地下水环境。由于农业污染具有非点源污染的特征, 随机性强, 监测十分困难。因此, 核算农业生产系统养分投入和产出, 辨别土壤氮磷缺损/盈余状态, 是分析农业环境影响的重要方法。本研究利用经济发展与合作组织 (Organization for Economic Cooperation and Development, OECD) 的表观氮磷平衡模型核算了中国 337 个地级市的土壤表观氮磷平衡, 并对结果进行空间分析, 提出了农业氮磷污染控制的初步建议。

1 材料与方法

养分平衡模型 (Nutrient Balance Model) 是一种基于物质平衡的方法, 它通过对土地养分的投入量和产出量进行核算, 识别土地养分盈余或者缺损的状态, 判断农业投入对土壤肥力、农业生产和水环境的

影响。目前, 形式各异的养分平衡模型已应用到农业、生态和环境等各个领域。20 世纪 90 年代, 养分平衡模型开始被广泛地用于氮磷养分利用的监测和控制, 以减少过量的氮磷投入和因此带来的不利环境影响^[1~4]。OECD 的土壤表观养分平衡模型是农业环境领域最常用的养分平衡模型之一, 该模型是以地块(土壤)为研究对象的宏观模型, 结构简单直观, 数据易得, 政策相关性较强^[2,5,6]。模型旨在评估农业对欧洲地下水硝酸盐污染的影响, 因此最初只考虑氮平衡, 并将模型计算结果——土壤表观氮平衡 (Soil Surface Nitrogen Balance) 作为 OECD 成员国农业-环境评估的重要指标之一^[7,8], 近年来出于对地表水富营养化问题的日渐关注, 磷平衡也被纳入模型之中。

本研究在 OECD 土壤表观氮平衡模型的框架下增加了磷平衡的内容(图 1), 核算了中国 337 个地级

收稿日期: 2006-06-17; 修订日期: 2006-09-27

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2004CB720401)

作者简介: 陈敏鹏(1982~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为农业环境污染控制模拟与政策。

市的氮磷平衡总量和强度^[5,9].核算的氮磷投入项包括化肥施用、动物粪便还田、生物固氮、大气沉降、有机肥和种子带入,其中生物固氮是氮平衡的特有项;氮磷产出项包括各种农作物和牧草的吸收.养分投入产出之差即养分平衡量.受数据可得性制约,有机肥项没有核算绿肥、商品有机肥、污泥、饼肥等有机肥源带入的氮磷投入.

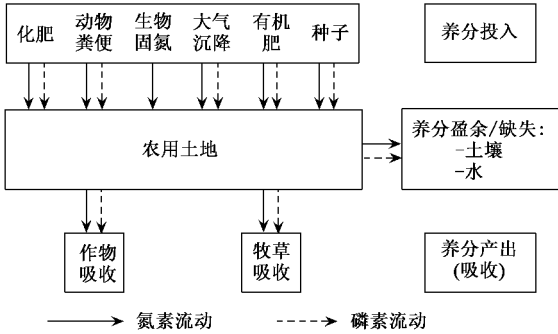


图 1 土壤表观氮磷平衡模型框架

Fig.1 Framework of soil surface nutrient balance model

公式(1)和(2)给出了表观氮磷平衡的计算方法.其中, M 表示氮磷表观平衡总量,如果 M 是正值,表示土壤表观氮磷盈余,对水环境有潜在影响; M 是负值表示土壤表观氮磷亏损,对农业生产的可持续性有潜在影响. N_i 表示氮磷投入, N_o 表示氮磷产出, i,j 表示第 i 种投入和第 j 种产出, n 和 m 表示投入和产出的类别数,例如在氮平衡中 $n=6$, $m=2$. I 表示氮磷表观平衡强度,即单位农地面积上(AL)的表观氮磷平衡总量.由于土壤表观养分平衡模型更关注种植业和养殖业的环境影响,本研究不考虑林业和渔业,农业土地面积仅为耕地和牧草地面积之和.

$$M = \sum_{i=1}^n N_{i_i} - \sum_{j=1}^m N_{o_j} \tag{1}$$

$$I = M/AL \tag{2}$$

土壤表观氮磷平衡模型核算项单元、指标和敏感系数见表 1.在此框架下,本研究建立了全国 337 个地级市(包括 4 个直辖市,51 个地区、州、盟和 282 个地级市,不包括香港、台湾和澳门)土壤表观氮磷模型数据库.

本研究涉及到的众多系数主要分为 2 类.一类是产生量系数和氮磷含量系数,例如畜禽粪便产生量、畜禽粪便氮磷含量、谷草比、秸秆氮磷含量以及形成 100 kg 籽实作物地上部分的收获氮磷量系数等等.目前,这类系数的相关研究较多,取值范围较

小,本研究主要参照文献[10~19]取值.其中,复合肥氮磷(P_2O_5)钾(K_2O)的养分比根据专家建议取为 0.325:0.514:0.161,豆科植物的共生固氮量为收获氮量的 2/3^[16],不考虑非共生固氮.由于各地级市细分的蔬菜和果用瓜的播种面积和产量数据难以获得,蔬菜和果用瓜的氮磷含量系数和收获氮磷量系数取 23 种常用蔬菜和 3 种果用瓜的相关系数的平均值;蔬菜废弃物产生量取自清华大学滇池流域实验的实测值.

表 1 中国土壤表观氮磷平衡模型描述

Table 1 Description of soil surface nutrient model in China

投入/产出	单元	输入指标	敏感系数
投入	化肥	氮肥	施用量(折纯)
		磷肥	施用量(折纯)
		复合肥	施用量(折纯)
	畜禽粪便	牛	年末存栏量
		马	年末存栏量
		驴	年末存栏量
		骡	年末存栏量
		骆驼	年末存栏量
		猪	年内出栏量
		羊	年末存栏量
		家禽	年内出栏量
	生物固氮	豆科植物	播种面积
	湿沉降	耕地湿沉降	耕地面积
		牧场湿沉降	牧场面积
	有机肥	人粪尿	人口
		作物秸秆 ¹⁾	还田率
产出	作物吸收	稻谷	总产量
		小麦	总产量
		玉米	总产量
		高粱	总产量
		豆类	总产量
		薯类	总产量
		油料	总产量
		棉花	总产量
		糖料	总产量
		蔬菜	总产量
		果用瓜	总产量
	牧草吸收	牧草	牧场面积

1)具体项、单元和输入指标与作物吸收项相同

另一类系数是模型的敏感系数,包括还田率和湿沉降负荷,它们因区域经济水平、生活习惯、气候、降雨等因素的不同差异较大,但由于相关研究较少,大多数系数的区域差异性在现阶段难以识别,因此本研究对其仅取全国平均值.其中,城市和乡村人粪尿还田率参照文献[20]和[21]分别取为 30% 和 93.7%.湿沉降系数根据降雨量和经济水平将全国分为 9 个大区,各区域系数通过文献调研获得.这 9 大区包括长江三角洲区(上海、江苏和浙江)、东南沿

海区(广东、广西、福建和海南)、京津冀区(北京、天津和河北)、西南区(云南、贵州、重庆和四川)、东北区(辽宁、吉林、黑龙江和内蒙古)、西北区(陕西、宁夏、甘肃、新疆)、中原区(山东、河南和山西)、华中区(江西、湖北、湖南和安徽)和青藏区(青海和西藏)。

2 结果与讨论

2.1 中国氮磷平衡清单分析

模型计算结果表明,2003 年中国土壤表观氮磷盈余总量分别为 640×10^4 t 和 98×10^4 t,该结果与鲁如坤和沈善敏对中国农田生态系统的氮磷收支状况的判断基本一致^[13,16]。2003 年氮磷盈余强度分别为 16.56 kg/hm^2 和 2.53 kg/hm^2 。中国的氮盈余强度远远低于 OECD 和欧盟 1995 ~ 1997 的水平(图 2),但是中国氮磷平衡区域分布严重不平衡,面临着氮磷盈余管理和氮磷缺损管理的双重压力。

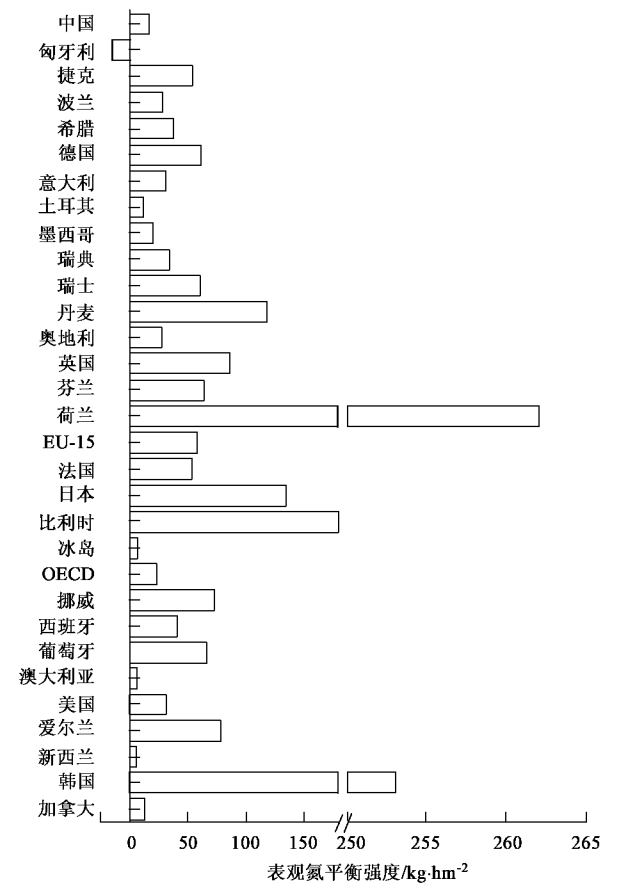


图 2 中国与其它国家表观氮平衡强度比较
Fig.2 Comparison of surface nitrogen balance intensity between China and OECD

从中国 2003 年氮磷投入结构来看,化肥是中国氮磷投入最主要的来源,分别占氮磷投入的 52.5% 和 50.7%,化肥的过度施用是导致土壤氮磷盈余、

威胁地表水和地下水环境的主要原因(图 3)。193 个数据完备的地级市的氮肥施用(N_{fer})和磷化肥施用(P_{fer})与粮食产量(G_{out})和蔬菜产量(V_{out})的回归分析表明,化肥对土壤氮磷输入与当地粮食产量和蔬菜产量高度正相关。因此,如果现有用肥强度和用肥结构不变,中国粮食产量和蔬菜产量增加会大大刺激土壤的氮磷投入总量增加。

$$N_{\text{fer}} = 1.064 + 0.034 G_{\text{out}} + 0.009 V_{\text{out}} \quad (R^2 = 0.850)$$

$$P_{\text{fer}} = -0.082 + 0.009 G_{\text{out}} + 0.003 V_{\text{out}} \quad (R^2 = 0.848)$$

其次是畜禽粪便,分别占氮磷总投入的 27.7% 和 34.8%。改革开放以来,中国畜禽养殖业发展十分迅速,2003 年大牲畜、猪、羊的存栏量分别是 1978 年的 1.65、1.5 和 2 倍。由于中国居民日益增加的肉蛋奶需求会进一步刺激畜禽生产,畜禽粪便也应成为中国土壤氮磷盈余管理的重要因素。另一方面,农业生产方式的变化、化肥的大量使用和畜禽生产的日益集约化大大降低了畜禽粪便还田率,加剧了畜禽粪便对水体的直接污染,这种直接污染影响用表观氮磷平衡模型难以识别和分析。

有机肥对氮磷投入的贡献较小,仅分别为 10.2% 和 13.2%,其中 1 个原因在于目前全国秸秆平均还田率较低,不到 40%^[22]。种子氮磷输入仅占总投入的 0.2% 和 0.4%,虽然仅计算 3 种作物大大低估了种子氮磷输入,但初步估计表明,即便核算所有作物种子的氮磷输入,种子也不会成为氮磷输入的主要来源。

从氮磷产出看(图 4),牧草吸收和作物吸收分别占氮产出的 51% 和 49%,磷产出的 20% 和 80%,牧草吸收的氮磷比远远大于农作物。

2.2 氮磷平衡空间分析

对 337 个地级市氮磷平衡结果的统计分析和比较表明,磷亏损的地区远远少于氮亏损的地区,这表明中国面临着更加严峻的磷盈余管理问题。磷平衡总量和强度的变异系数分别为 75% 和 228%,分别低于氮平衡总量和强度的变异系数 164% 和 241%,这表明全国磷平衡的空间变异性小于氮平衡,总量的空间变异性小于强度。

中国氮磷平衡总量和强度分布严重不平衡(图 5),东部地区面临着严重的氮盈余问题。农业发达的华北、华中、西南地区,例如山东、河南、四川的大部分地区,安徽、广东、广西等省的个别地区和重庆,虽然氮磷盈余总量大,但农地面积也相对充裕,氮磷盈

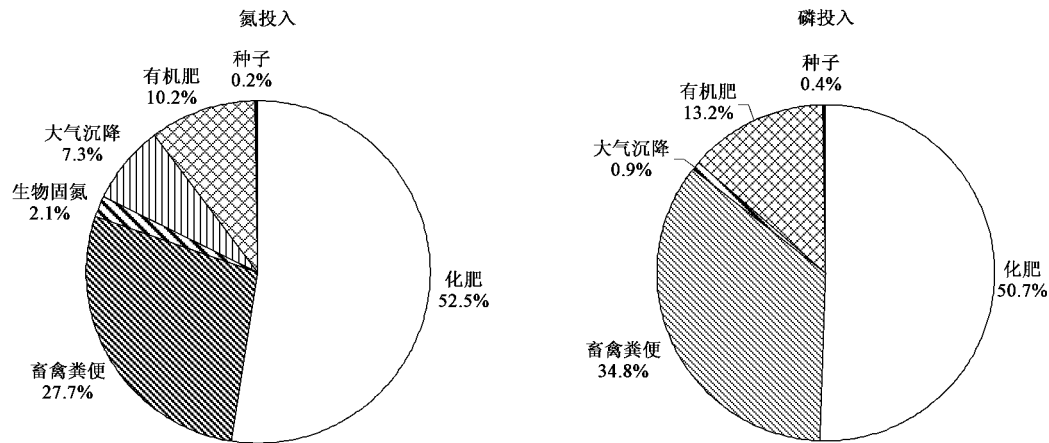


图 3 2003 年中国氮磷投入结构图
Fig.3 Composition of nutrient input in China in 2003

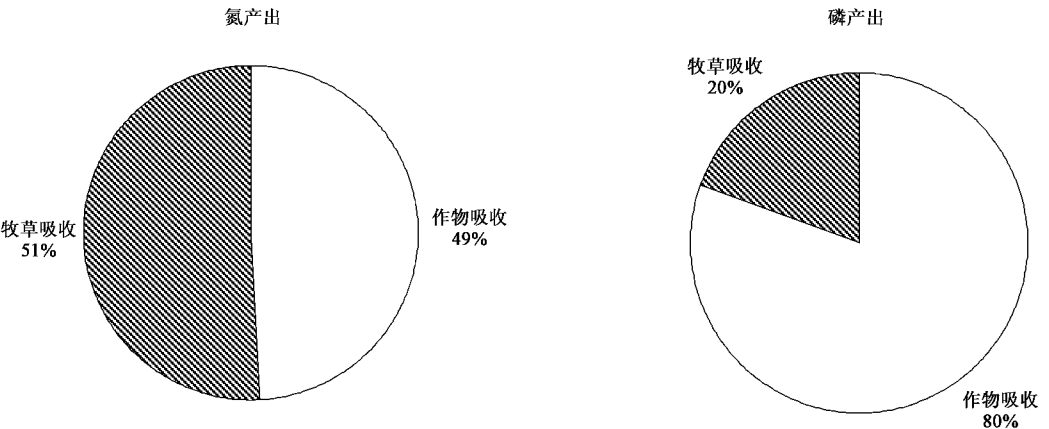


图 4 2003 年中国氮磷产出结构图
Fig.4 Composition of nutrient output in China in 2003

余强度远低于东部地区。根据投入结构的不同,全国氮盈余超过 25 万 t 的 46 个地级市可以分为 3 类。吉林长春、河南信阳、驻马店、南阳、商丘、平顶山,湖北荆州,湖南常德,山东菏泽、济宁、聊城、德州,陕西咸阳、渭南和广东湛江是种植养殖业双驱动型的氮盈余,化肥氮投入占总投入的 40% ~ 50%, 畜禽粪便氮投入占总投入的 40% ~ 52%。重庆、安徽淮南、河北石家庄、河南周口、江苏徐州、盐城,湖北襄樊、黄冈和山东潍坊、临沂是种植驱动型的氮盈余,化肥氮投入占总投入的 53% ~ 72%。剩下的 27 个地级市都是养殖驱动型的氮盈余, 畜禽粪便氮投入占总投入的 50% ~ 72%。磷盈余超过 7 万 t 的地级市共有 41 个,其中河南周口、山东烟台、潍坊、安徽淮南、江苏盐城、徐州,福建漳州、湖北襄樊、黄冈和河北邯郸是种植业驱动型的磷盈余,化肥的磷投入占总投入的

52% ~ 70%,四川眉山、达州、南充、绵阳、成都,贵州安顺、遵义,广东茂名、湖南常德和吉林长春是养殖业驱动型的磷盈余, 畜禽粪便磷投入占总投入的 56% ~ 80%,其余的 20 个地区则是种养双驱动型的磷盈余,化肥和畜禽粪便的磷投入分别占总投入的 40% ~ 52%和 35% ~ 52%。

从盈余强度看,广大的西部地区地广人稀,农业集约化程度低,氮盈余强度很低甚至为负值,中东部地区,尤其是东部沿海地区人多地少,农业集约化程度很高,氮盈余强度远远超过发达国家的水平。2003 年,中国氮盈余强度超过 OECD 国家平均水平的地级市多达 306 个,超过 270 kg/hm² 的地级市多达 224 个。安徽、福建、广东,广西、海南、湖北、江西和云南的 43 个地市的氮盈余甚至超过 1 200 kg/hm²,其中广东深圳的氮盈余强度在全国排首位,高达 30 093

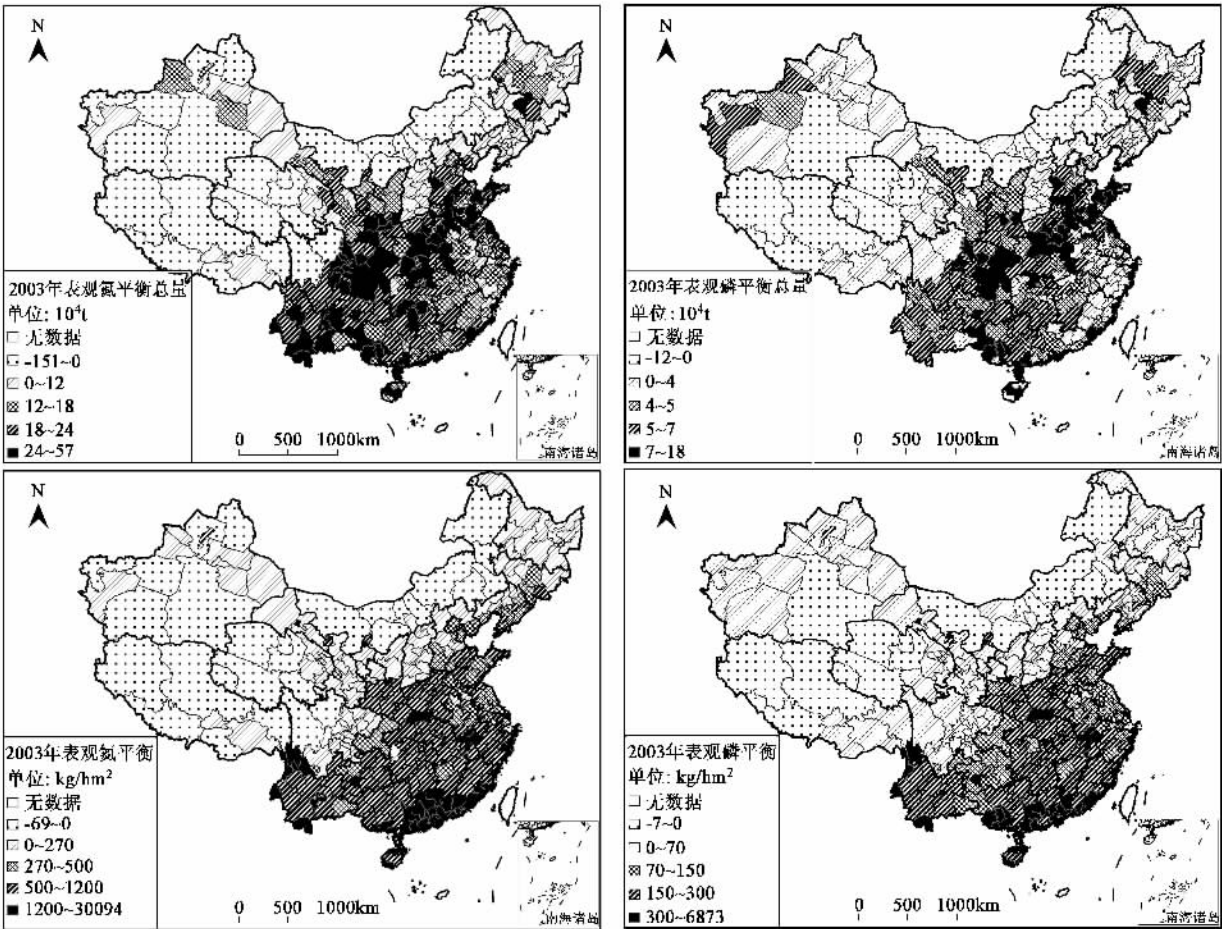


图5 2003年中国氮磷平衡总量和强度空间分布

Fig.5 Spatial distribution of mass surface nutrient balance and surface nutrient balance intensity in 2003 in China

kg/hm². 2003年, 337个地级市磷盈余强度的中值为137 kg/hm², 磷盈余强度大于70 kg/hm²的地级市有223个, 大于150 kg/hm²的有158个. 53个地市磷盈余强度超过300 kg/hm², 分布地市与氮盈余类似, 强度最高仍是广东深圳, 达6 873 kg/hm².

因此, 中国大多数地区, 尤其是沿海地区的氮磷盈余形势已经十分严峻, 如果再不加以控制, 将给中国的地表和地下水带来难以逆转的影响. 但是, 不同的氮磷投入结构导致不同的政策需求, 在进行氮磷盈余管理中应充分考虑区域不同特征, 实施有针对性的管理措施. 例如, 种植业养殖业双驱动型氮磷盈余应通过区域的种养平衡一体化, 即减少化肥施用, 增加畜禽养分的还田来实现, 种植业驱动型氮磷盈余应通过减少化肥施用, 增加对农民化肥施用的技术支持和实施精准施肥来实现, 养殖业驱动氮磷盈余区则要通过畜禽粪便的沼气和商品有机肥化来实现.

中国氮磷亏损的地区仅分别有28和16个, 主

要分布在西部地区, 例如青海、西藏和内蒙古部分地区. 这些地区虽然养殖规模很大(主要是牛和羊), 例如西藏那曲地区、日喀则地区和青海的果洛藏族自治州都是全国牛存栏量最多的30个地级市之一, 内蒙古的锡林郭勒盟、伊克昭盟和巴彦淖尔盟是全国羊存栏量最多的30个地级市之一, 但主要以放牧散养为主, 牧场面积大, 氮磷盈余问题很小, 甚至存在轻微的养分亏损. 另外, 由于西部土壤中的大量氮磷以畜禽产品形式转移出生态系统, 土壤养分亏损管理也很严峻.

3 结论

(1) 本研究利用OECD表观氮平衡模型框架, 建立了中国氮磷平衡核算的框架、方法和数据库. 核算结果表明, 2003年中国土壤表观氮盈余和磷盈余总量分别为640 × 10⁴ t和98 × 10⁴ t, 氮盈余强度和磷盈余强度分别为16.56 kg/hm²和2.53 kg/hm². 由于中国氮磷平衡区域分布严重不平衡, 面临着氮磷盈余

管理和氮磷缺损管理的双重压力。

(2)化肥是中国氮磷投入最主要的来源,分别占氮磷投入的 52.5% 和 50.7%,其次是畜禽粪便,分别占氮磷投入的 27.7%和 34.8%,它们应是中国的氮磷盈余管理的主要切入点。

(3)中国氮磷平衡总量和强度分布严重不平衡,东中部地区面临着严重的氮盈余问题。由于各地氮盈余的原因各异,应针对不同区域氮磷输入的特点采用不同的管理措施。

(4)中国广大的西部地区,包括青海、西藏、内蒙古的部分地区土壤面临着轻微的氮磷亏损问题,如果西部地区的大量氮磷仍以畜禽产品的形式转移出农业生态系统,它们面临着严峻的氮磷亏损管理的问题。

(5)就方法学而言,应进一步强化数据库建设和不同系数的对比,有必要对敏感系数进行分区和不确定性分析,以加强模型的有效性和政策支持性。

参考文献:

[1] Nicolas L J, Small D, Racz G, *et al.* Study of regional nutrient balances in four municipalities in Manitoba (Presented to: Manitoba Livestock Manure Management Initiative Inc.) [R]. Manitoba, DGH Engineering LTD, 2002.

[2] Dijk J, Leneman H, Veen M. The nutrient flow model for Dutch agriculture: A tool for environmental policy evaluation [J]. Journal of Environmental Management, 1996, **46**(1): 43 ~ 55.

[3] Hedlund A, Witter E, An B X. Assessment of N, P and K management by nutrient balances and flows on peri-urban smallholder farms in southern Vietnam [J]. European Journal of Agronomy, 2003, **20**(1-2): 71 ~ 87.

[4] 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.

[5] OECD. Environmental indicators for agriculture—Volume 3: Methods and results [R]. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development, 2001.

[6] Salo T, Turtola E. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, **113**(1-4): 98 ~ 107.

[7] Titttonell P, Vanlauwe B, Leffelaar P A, *et al.* Exploring diversity in soil fertility management of smallholder farms in western Kenya II. Within-farm variability in resource allocation, nutrient flows and soil fertility status [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2005, **110**(3-4): 166 ~ 184.

[8] OECD. OECD national soil surface nitrogen balances: Explanatory notes [R]. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development, 2001.

[9] Cassell E A, Dorioz J M, Kort R L, *et al.* Modelling phosphorus dynamics in ecosystems: Mass balance and dynamic simulation approaches [J]. Journal of Environmental Quality, 1998, **27**(2): 293 ~ 298.

[10] 北京农业大学《肥料手册》编写组. 肥料手册 [M]. 北京: 农业出版社, 1979.

[11] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 I. 农田养分支出参数 [J]. 土壤通报, 1996, **27**(4): 145 ~ 151.

[12] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 II. 农田养分收入参数 [J]. 土壤通报, 1996, **27**(4): 151 ~ 154.

[13] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 III. 全国和典型地区养分循环和平衡现状 [J]. 土壤通报, 1996, **27**(5): 193 ~ 196.

[14] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 IV. 农田养分平衡的评价方法和原则 [J]. 土壤通报, 1996, **27**(5): 197 ~ 199.

[15] 鲁如坤, 刘鸿翔, 闻大中, 等. 我国典型地区农业生态系统养分循环和平衡研究 V. 农田养分平衡和土壤有效磷、钾消长规律 [J]. 土壤通报, 1996, **27**(6): 241 ~ 242.

[16] 沈善敏. 中国土壤肥力 [M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.

[17] 曹广民, 吴琴, 李东, 等. 土壤-牧草氮素供需状况变化对高寒草甸植被演替与草地退化的影响 [J]. 生态学杂志, 2004, **23**(6): 25 ~ 28.

[18] 北京农业大学. 草地学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 1982.

[19] 贾小红, 黄元仿, 徐建堂. 有机肥料加工与施用 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.

[20] 潘顺昌, 徐桂华, 吴玉珍, 等. 全国农村厕所及粪便处理背景调查和今后对策研究 [J]. 卫生研究, 1995, **24**(增刊): 1 ~ 10.

[21] 陈朱蕾, 唐赢中. 中国城市粪便的可持续利用研究 [J]. 城市环境与城市生态, 1999, **12**(2): 42 ~ 44, 49.

[22] 高祥照, 马文奇, 马常宝, 等. 中国作物秸秆资源利用现状分析 [J]. 华中农业大学学报, 2002, **21**(3): 242 ~ 247.