

中国种养系统的氮流动及其环境影响

陈敏鹏, 陈吉宁

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要:利用集成完全氮平衡模型和农业污染清单的中国种养系统氮流动模型(nitrogen flow model for farming-feeding system in China, NFM-FFS), 研究了2003年中国种养系统中的氮流动及其环境影响. 结果表明, 2003年中国种养系统土壤虽然氮素表现盈余, 但实际亏损 623.9×10^4 t, 平均亏损 13.7 kg/hm^2 , 土壤整体面临含氮量减少和退化的风险. 由于中国氮素投入(肥料和各类有机肥)主要集中于耕地系统, 对牧草地的投入很少, 耕地系统的氮素盈余了 $1\,761.9 \times 10^4$ t, 平均盈余 142.8 kg/hm^2 , 中国牧草地系统氮素亏损 $2\,385.7 \times 10^4$ t, 平均亏损 90.7 kg/hm^2 . 因此平衡耕地和牧草地的氮素投入既可减少农业生产对水环境的影响, 又可有效控制牧草地退化. 2003年, 中国种养系统中总氮损失为 $2\,266 \times 10^4$ t, 其中随径流进入地表水的 495.8×10^4 t 和淋洗进入地下水的 102.4×10^4 t 最终沉积在河流、湖泊和海洋中, 很少有机会再进入种养系统循环. 耕地的肥料施用是中国种养系统向地表水和地下水最主要的氮输出源, 应是农业污染控制和管理的重点.

关键词:氮流动; 氮平衡; 流失; 淋失; 水环境; 温室气体

中图分类号: X131 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2342-08

Nitrogen Flow in Farming-Feeding System and Its Environmental Impact in China

CHEN Min-peng, CHEN Ji-ning

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

Abstract: By applying nitrogen flow model for farming-feeding system (NFM-FFS) which integrates soil full nitrogen balance model with inventory analysis for agricultural pollution, nitrogen flow in China farming-feeding systems and its environmental impact are analyzed. In 2003, although surface nitrogen surpluses, nitrogen deficit in agricultural soil system in China is estimated to be 623.9×10^4 t, and 13.7 kg/hm^2 averagely, which implies that soils in China farming-feeding systems are at the risk of nitrogen content decline and potential soil degradation as a whole. With a intense nutrient input in arable land and no extra fertilizer input in grassland in China, there is a nitrogen surplus of $1\,761.9 \times 10^4$ t, averagely 142.8 kg/hm^2 , while grassland has a deficit of $2\,385.7 \times 10^4$ t, averagely 90.7 kg/hm^2 . As a result, existing negative impact of cropping activities on water environment as well as grassland degradation may be effectively abated by balancing nitrogen input between arable land and grassland. Total nitrogen loss from China farming-feeding system is $2\,266 \times 10^4$ t, including 495.8×10^4 t exported into surface water by drainage and surface runoff, and 102.4×10^4 t into groundwater by leaching. Lost nitrogen is to be deposited in rivers, lakes and marine system, and is less likely to return to farming-feeding system. Fertilizer should be the priority of rural pollution control and management because of its dominant contribution to nitrogen exported into water environment from farming-feeding system.

Key words: nitrogen flow; nitrogen balance; runoff; leaching; water environment; greenhouse gases (GHGs)

农业生产是影响全球氮流动最重要的人类活动之一. 研究表明, 全球每年因农业活动固定的氮约为 1.50×10^8 t, 深刻影响了水、土壤和大气环境^[1,2]. 对农业系统氮流动的研究也成为考察农业生产可持续性及其环境影响的重要方法和指标, 被广泛地用于养分监测、管理和控制, 以提高养分利用效率, 减少生产成本和不利的环境影响^[3-8]. 目前, 国内也开展了很多氮素循环和平衡的相关研究, 但出发点多为提高肥料效率、增加土壤系统生产力, 对环境的关注较少; 研究尺度多为地块和小流域, 宏观研究较少, 尤其对全国氮流动的系统研究更少^[9-13]. 本文以地块(土壤)为对象, 通过集成农业污染清单和完全氮平衡模型, 研究了中国种养系统中的氮流动和平衡, 讨论了中国种养系统氮流动的特征对大气、水和土壤环境的影响, 并提出了相应的对策和建议.

1 研究方法

经验和大量研究表明, 种植业和养殖业是农业污染的主要来源^[14-18]. 现代农业的专业化、区域化、集约化打破了传统的种植业(农作物种植系统, 包括粮食作物、各类经济作物和蔬菜瓜类的种植, 不包括林业相关的种植)和养殖业(畜禽养殖系统, 包括各类大牲畜、猪、羊和禽类的散养、圈养和放养, 不包括水产养殖)之间物质和能量循环, 农业系统“高投入、高产出、高废物”的“三高”生产模式, 导致大量废物不能有效利用, 它们和过量投入一起进入大气、水和

收稿日期: 2006-10-17; 修订日期: 2007-03-06

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.

土壤等环境介质,干扰了土壤、水和大气氮循环,带来了土壤退化、富营养化和温室效应等各种环境问题.为此,本研究利用中国种养系统氮流动模型(nitrogen flow model for farming-feeding system in China, NFM-FFS),基于统一的单元(elementary unit, EU)结

构集成了土壤氮平衡模型和农业污染清单分析方法^[18,19],分析了氮素在种植-养殖生产中的流动,以评估中国现有种植和养殖模式与氮素管理的相关问题(如图 1).

农业污染清单分析主要评估农业生产和农村生

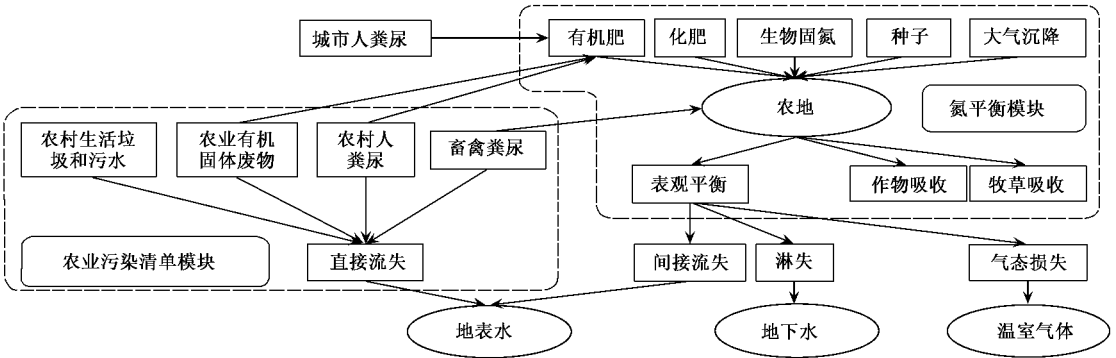


图 1 中国种养系统氮流动模型概念结构

Fig.1 Conceptual structure of nitrogen flow model for farming-feeding system in China (NFM-FFS)

活的过程中产生的污染物,在降水和灌溉过程中,通过地表径流和排水等途径汇入地表水体引起的有机物或者氮、磷污染,包括由污染源直接排向水体的污染和通过废物还田流失的污染^[18].由于耦合了一个氮平衡模型分析农业土地上所有的氮迁移和转化活动,NFM-FFS 的农业污染清单模块只计算种植业、养殖业以及农村生活活动中直接排放的氮,但扩展计算了畜禽粪尿和农村人粪尿在储存过程中(还田之前)的氨化损失.

在以往的研究中,NFM-FFS 模型利用 OECD 的表观养分核算框架和全国 31 个省市自治区的统计年鉴、农业年鉴和农村年鉴,核算了中国 337 个地级市的表观氮磷平衡^[19].土壤表观氮平衡是一个“黑箱”模型,只能评价农业活动对水体和土壤的潜在影响,因此 NFM-FFS 用完全氮平衡模型替代了原有的基于土壤表观氮平衡的平衡模块(表 1)^[19].该模型是一个半机理模型,可以描述氮在土壤中氨化、硝化反硝化、淋溶和径流迁移,识别养分不同途径、不同流动以及不同库存量的变化,可全面评价农业生产对大气、水和土壤环境的影响.与表观氮平衡模型相比,它的投入由化肥施用、动物粪便还田、生物固氮、大气沉降、有机肥和种子带入 6 项扩展到 7 项,增加了非共生固氮、绿肥、人粪尿还田(包括部分城市人粪尿的还田)、灌溉水带入氮的核算,并将秸秆还田、绿肥和人粪尿还田合并为有机肥项.由于动物粪便还田对整个种养系统中的氮流动影响显著,仍作为一个独立的项处理.受数据制约,NFM-FFS 没有考虑

商品有机肥、污泥、饼肥等有机肥源投入,并假设中国农村生活垃圾和生活污水(灰水)还田率为 0.作物根茬还田在氮平衡中既是投入又是产出,二者抵消,模型不予考虑^[20].产出项由植物吸收 1 项扩展到 5 项,考虑因淋失、流失、氨化、硝化反硝化等过程向大气和水环境的排放和流失.由于土壤中氮素淋失、流失、氨化和硝化反硝化损失机理十分复杂,目前模型只能根据不同投入分别计算各类损失,不考虑投入的叠加效果,以简化计算过程、明确不同氮素投入对损失的贡献.

表 1 完全氮平衡模型的投入和支出

Table 1 Nutrient input and output of full nutrient balance model	
氮素投入(IN,总投入)	氮素支出(OUT,总支出)
IN1: 化肥	OUT1: 植物吸收
IN2: 畜禽粪尿	OUT1(1): 作物吸收
IN3: 生物固氮	OUT1(2): 牧草吸收
IN3(1): 共生固氮	OUT2: 淋失
IN3(2): 非共生固氮	OUT3: 流失
IN4: 大气沉降	OUT4: 氨化损失
IN5: 有机肥	OUT5: 硝化反硝化损失
IN5(1): 秸秆还田	
IN5(2): 绿肥	
IN5(3): 人粪尿还田	
IN6: 种子	
IN7: 灌溉水带入	

NFM-FFS 是一个静态模型,不考虑土壤氮素存量,因此如果系统氮盈余,表示土壤氮存量增加,有氮含量增加的趋势,氮亏损表示土壤氮存量减少,有

氮含量减少的趋势. 由于中国中东部地区表观养分高盈余、西部地区高缺损的状况与耕地和牧草地系统的不同特征相关^[19], 模型区分耕地和牧场, 以识别它们不同的氮素管理问题.

2 模型数据

NFM-FFS 模型的大部分单元、核算指标和系数已分别在文献[18, 19]中进行了详细讨论, 增加项的单元、核算指标和系数取值见表 2~4. 其中灌溉水带入项的系数处理与化肥流失系数和湿沉降系数的处理方式类似^[18, 19], 但因可获得的典型地区较少, 只分为 3 大区(如表 3). 化肥淋失系数取 3%, 畜禽粪尿等各类有机肥的淋失系数为 1.5%^[12], 该值与文献值相比偏低(一般为施用量的 1%~7%^[21~23], 并在 0~50% 的范围内变动^[24]).

表 2 非共生固氮和绿肥核算单元、核算指标和系数取值^[20, 25~28]

Table 2 Units, indicators and coefficients for non-symbiotic nitrogen fixation and green fertilizer

项目	单元	核算指标	系数/kg·hm ⁻²	
			范围	中值
非共生固氮	水田	水田面积	6~85.5	50
	旱地	旱地面积	5~28.5	15
	牧场	牧场面积	5	5
绿肥	绿肥面积	播种面积	150	150

NFM-FFS 模型的输入数据主要来自中国统计年鉴、中国农业统计年鉴、中国农村统计年鉴和中国畜

牧业年鉴, 以及各省的统计年鉴和农业统计年鉴, 由于数据源相对充足和易得, 应用性较强.

表 3 灌溉水带入氮素系数取值^[20, 29~32]

Table 3 Nitrogen input coefficient for irrigation water

区域	省份	系数值/kg·hm ⁻²	
		范围	中值
南方地区	上海、江苏、浙江、广东、广西、福建、海南、云南、贵州、重庆、四川、江西、湖北、湖南、安徽	3.3~19.5	4.9
	北京、天津、河北、陕西、宁夏、甘肃、新疆、辽宁、吉林、黑龙江、山东、河南、内蒙古、山西	9.0~33.8	25.2
青藏地区	青海、西藏		0

表 4 氨化损失系数和硝化反硝化损失系数¹⁾

Table 4 Ammoniation coefficients and denitrification coefficients

项目	单元	氨化损失系数/%		硝化反硝化损失系数/%	
		范围	中值	范围	中值
化肥	氮肥	1~30	10	1.7~52	16
畜禽粪尿	畜禽粪储存	0.5~12.3	5.3		
	畜禽尿储存	10~20	16		
	畜禽粪尿还田	1~30	10	1.7~52	16
农村人粪尿	人粪尿储存	9.2	9.2		
	人粪尿还田	1~30	10	1.7~52	16
牧场/kg·hm ⁻²				35.64	35.64

1) 见文献[21, 25, 27, 28, 30, 33~41]

3 结果和讨论

利用 NFM-FFS, 可以绘制 2003 年中国种养系统氮流动图(如图 2), 将中国种养系统的氮流动与表

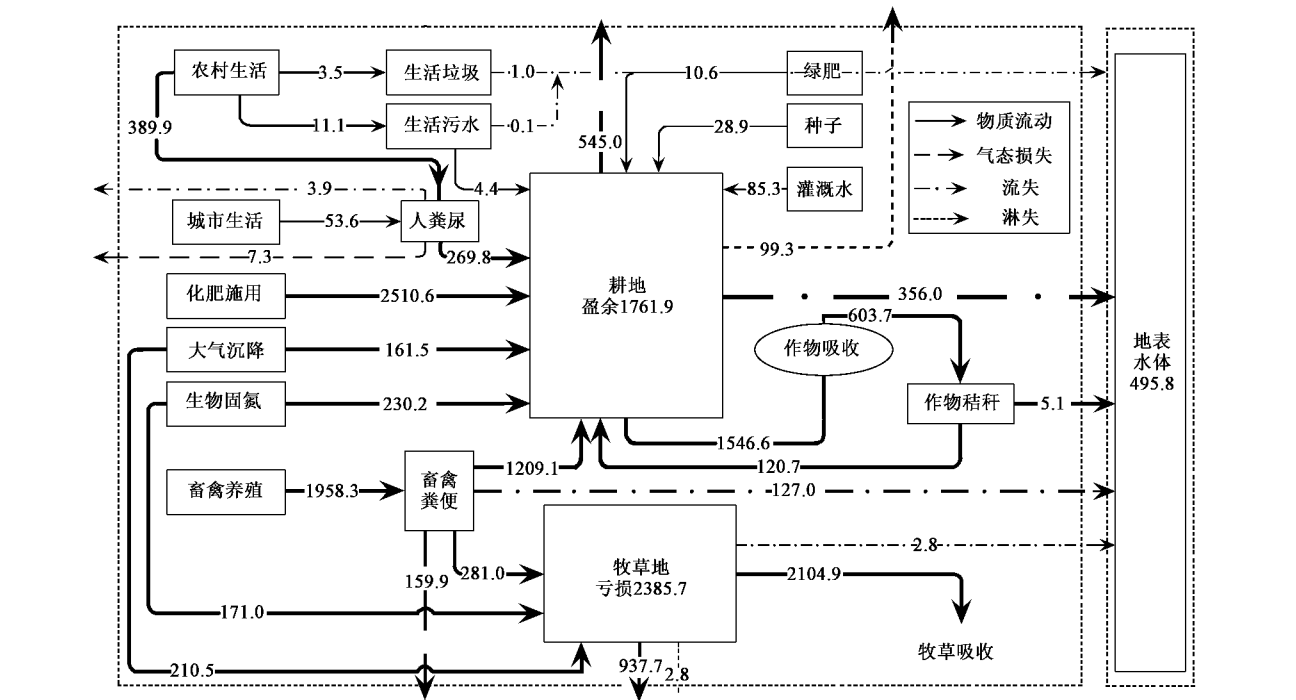


图 2 中国种养系统的氮流动($\times 10^4$ t)

Fig.2 Nitrogen flow in agricultural system in China($\times 10^4$ t)

观氮平衡的结果比较发现,中国种养系统的氮流动呈现 3 个特征,即表观盈余,实际亏损;耕地系统盈余,牧草地系统亏损;对地表水、地下水和温室气体排放影响显著。

3.1 中国种养系统的氮素投入和支出结构

2003 年中国氮素总投入为 $5\,293.6 \times 10^4$ t, 总支出为 $5\,917.5 \times 10^4$ t, 亏损 623.9×10^4 t, 平均投入为 130.2 kg/hm^2 , 支出为 153.7 kg/hm^2 , 亏损 13.7 kg/hm^2 . 虽然 2003 年中国表观氮盈余 640×10^4 t, 平均 16.6 kg/hm^2 ^[19], 盈余率(盈余率 = 投入/支出 - 1)达到 15%, 但是各种不可持续的土地管理和农业实践导致流失、淋失、氨化和反硝化带走了大量氮素, 整体上中国种养系统氮素入不敷出, 农业土地面临

着全氮含量降低、有机质减少和退化的风险, 这反过来加剧了农业的氮素需求, 造成恶性循环。

从氮素投入结构来看(图 3), 化肥是最主要的氮素投入, 占总投入的 47.4%, 其次是畜禽粪尿, 占 28.2%, 加上有机肥、灌溉和种子的氮投入, 人类活动对中国种养土壤系统氮的贡献为 85.4%, 是最主要的氮源. 中国的肥料投入主要满足粮食增产的需要, 1979 年以来化肥施用量急剧增加, 到 2003 年达 $4\,411.6 \times 10^4$ t, 增长了 4.1 倍, 平均投入 179.3 kg/hm^2 , 增长了 2.2 倍(图 4). 由于 1998 年调整了耕地面积, 由 0.9 亿 hm^2 增加到 1.3 亿 hm^2 , 氮化肥平均施用量的时间变化有一个明显的折点, 但折点前后的平均施用量都呈线性增加趋势, 拟合 R^2 分别

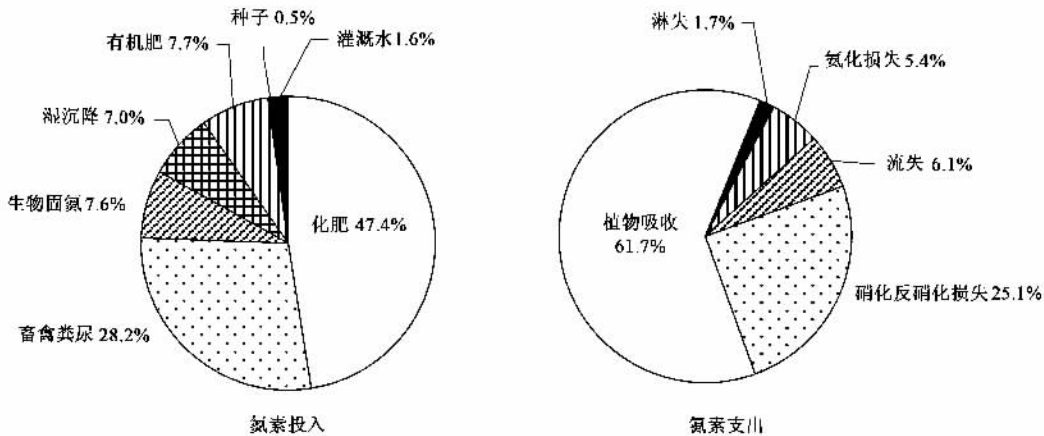


图 3 2003 年中国氮素投入和支出结构

Fig.3 Nitrogen input and output structures in 2003

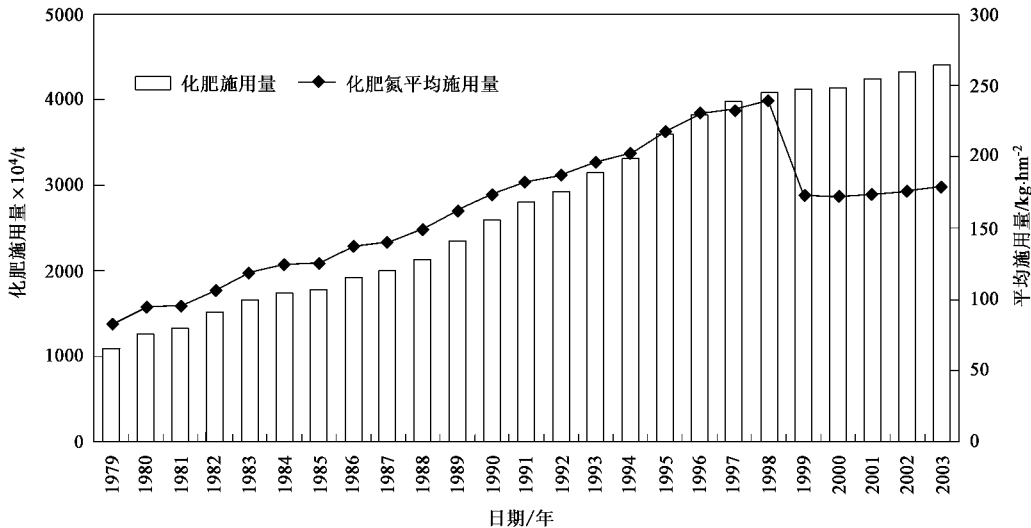


图 4 1979~2003 年中国化肥施用量和化肥氮平均施用量

Fig.4 Mineral fertilizer application and average input from mineral fertilizer during 1979~2003

为0.993 6和0.847 3,因为近年来肥料施用氮磷钾结构的变化,斜率由 8.4 下降到 2.6.目前,中国氮化肥平均施用量是世界平均水平的 27 倍,仅低于英国、爱尔兰、荷兰和韩国等农业集约化程度特别高的国家(图 5).

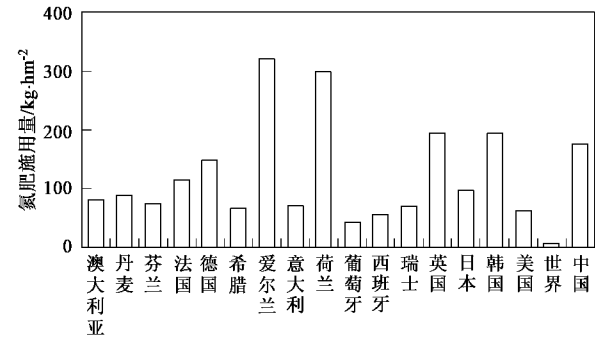


图 5 2003 年中国和主要国家化肥氮平均施用量比较
Fig.5 Comparison of average nitrogen input from mineral fertilizer in 2003

从氮素支出来看,植物吸收占总支出的 61.7%,支出效率(植物吸收/总投入)为 69.0%,高于 Scheldrick 等核算的世界平均水平(50%,只核算

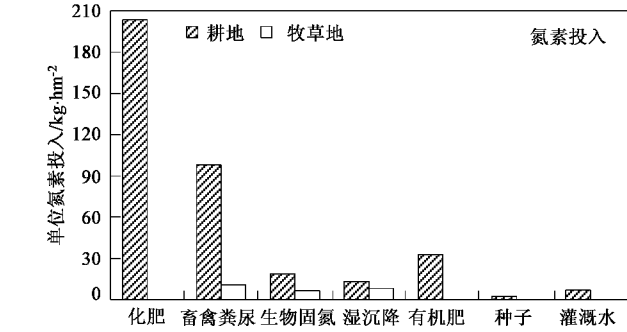


图 6 耕地和牧草地平均氮素投入和支出
Fig.6 Average nitrogen input and loss for arable land and grassland in China

量急剧增加,氮素投入远超过作物的吸收能力,造成了淋洗、流失、氨化、硝化反硝化等各种损失^[45]. 2003 年中国耕地系统的支出效率仅为 33.3%,低于 1996 年世界的平均水平^[42]. 目前除了非洲地区,世界各大地区氮素表现盈余,实际亏损,耕地供氮能力有减少的趋势,而中国耕地系统仍有 38.0%的投入累积到土壤中,土壤供氮能力有增加的趋势,是潜在的粮食生产力,该结论与大量田间试验研究大体一致^[39, 46~49].但是,目前仍缺少国家间的比较,尤其是荷兰、韩国、英国等高养分盈余国家的土壤氮平衡状况,难以对中国土壤含氮量状态进行全面评价(图 7).另外,由于模型参数不确定性(例如淋失系数)、

耕地)^[42].硝化反硝化是最主要的损失项,占总支出的 25.1%,其次是氨气挥发,占 5.4%,流失和淋失分别占 6.1%和 1.7%.

3.2 中国种养系统氮流动的盈亏特征

2003 年,中国耕地系统氮素投入为 $4\,631.1 \times 10^4$ t,支出为 $1\,761.9 \times 10^4$ t,平均投入为 375.3 kg/hm^2 ,支出为 142.8 kg/hm^2 ;牧草地系统氮素投入为 662.6×10^4 t,支出为 $3\,048.2 \times 10^4$ t,平均投入为 25.2 kg/hm^2 ,支出为 115.9 kg/hm^2 .牧草地系统总氮投入的绝对量和平均量都远低于耕地系统,而支出量相当,导致耕地系统氮素盈余 $1\,761.9 \times 10^4$ t,平均 142.8 kg/hm^2 ,牧草地系统氮素亏损 $2\,385.7 \times 10^4$ t,平均 90.7 kg/hm^2 ,由于亏损面积是盈余面积的近 2 倍,种养系统总体亏损(如图 2).人为氮素投入(化肥和有机肥投入)是造成耕地和牧草地系统 2 种氮素平衡状态的原因.长期以来,中国肥料用于满足粮食生产需要^[43, 44],牧草地的肥料投入几乎为 0,这导致农业活动对耕地系统氮流动的干预性强于牧草地系统(如图 6).

自 20 世纪 80 年代末以来,中国农田氮素盈余

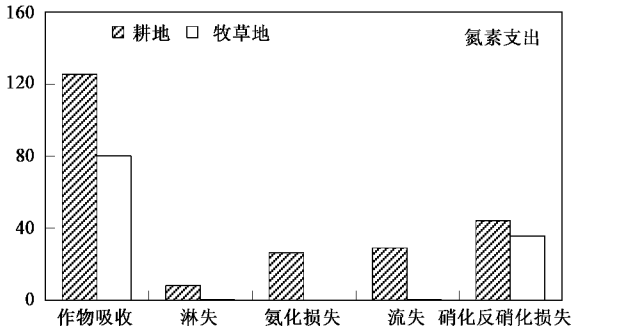


图 6 耕地和牧草地平均氮素投入和支出
Fig.6 Average nitrogen input and loss for arable land and grassland in China

氮流动空间差异性和耕地质量影响因素的复杂性,不能简单定论中国耕地全氮含量、有机质含量和整体肥力提高.相反,虽然部分地区耕地的氮含量确实有所增加,但中国耕地整体上面临因化肥过量投入、养分失衡、农业污染带来的板结和退化等问题^[50].

目前,牧草地系统的氮投入主要来自动物排泄(占总投入的 42.4%),生物固氮(25.8%)和湿沉降(31.8%),人为投入很少.而牧草吸收量是投入量的 3 倍,其中很大一部分会以动物产品的形式转移出牧场,再难返回牧草地系统,加剧了投入产出的不平衡.目前中国中等放牧强度的草地每年约有 5 kg/hm^2 的氮以畜禽产品形式转移出牧场,且放牧强

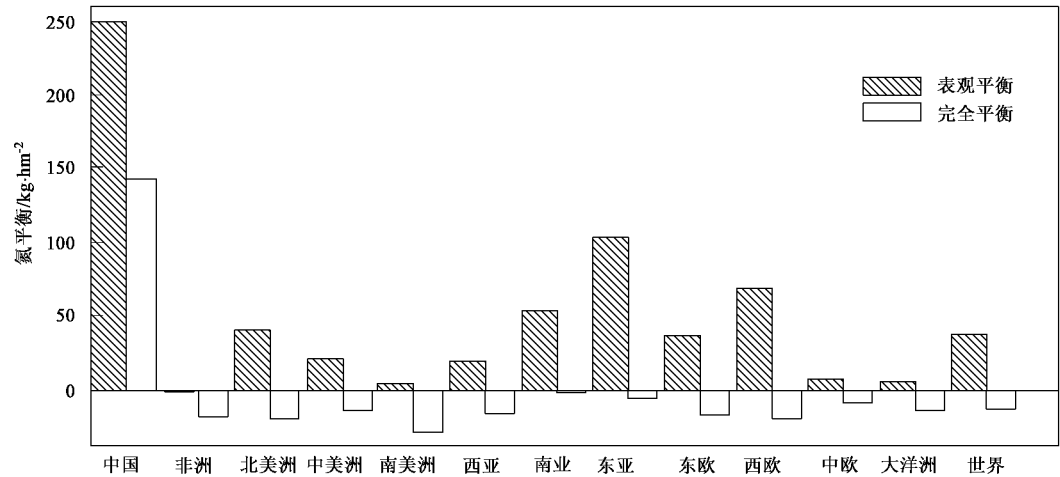


图7 中国耕地氮表观和完全平衡的国际比较^[42](除中国外都为 1996 年的值)
Fig.7 Comparison of surface and full nitrogen balance between China and other regions

度越高,转移量越大^[25],由于支出得不到补偿,土-草氮素循环长期“入不敷出”,牧草地土壤有机质减少、生产力降低、植被覆盖下降、退化严重,一些牧区平均产草量比 80 年代下降了 25%,草层高度由 50 cm 下降到 20 cm,植被盖度下降了 20%,重度退化的草场达到可利用面积的 40%^[51~53]。

3.3 中国种养系统氮流动的环境影响

中国种养系统的氮流动给水环境和大气环境造成了很大影响(如图 2)。2003 年,中国种养系统总氮损失为 $2\,266 \times 10^4$ t,其中随径流进入地表水的 495.8×10^4 t 以及淋洗进入地下水的 102.4×10^4 t 最终沉积在河流、湖泊和海洋中,很少有机会再进入农业系统循环^[24]。

分土地利用看,耕地系统总氮损失高达 $1\,322.5 \times 10^4$ t,平均损失 107.2 kg/hm^2 ,其中,因径流和淋洗向水体输出氮 36.9 kg/hm^2 ,水平较高(表 5),这给中国业已脆弱的水环境增加了很大压力。肥料(化肥和各类有机肥)随农田径流和排水的流失是中国种养系统中氮素进入地表水最主要的方式,共 356.0×10^4 t,占流失总氮的 72.1%,另有 27.4%由农业生产和农村生活直接进入地表水。淋失总氮中有 99.6×10^4 t 来自耕地,占 97.3%。因此,中国种养系统对水环境的压力主要来自种植业的肥料(化肥和各种有机肥)施用,它应成为农业污染控制和管理的重点。

牧草地系统总氮损失 943.4×10^4 t,主要为硝化反硝化损失,流失和淋失仅分别为 2.8×10^4 t 和 2.8×10^4 t,不到种养系统流失和淋失总氮的 1% 和 4%,向水体的氮输出平均为 0.2 kg/hm^2 ,水平较低(表 5)。

表 5 不同地区耕地和牧草地氮输出比较^[54,55]

地区	氮输出/ $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$	
	耕地	草地
澳大利亚	12.3	0.6~10.8
北美	4~22.5	5.0
美国 Lancaster 和 Wisconsin	2.8~26.88	
美国 Minnesota	14.24~79.6	
美国 Iowa	0.67~72.47	0.47~4.28
美国 Oklahoma	4.99~14.84	0.15~9.23
美国 North Carolina		2.41~18.05

农业生产活动中产生 NH_3 和 N_2O 是影响大气环境的主要因素,其中 NH_3 不仅以干湿沉降返回地表,加速水体富营养化,也是 NO_2 和 NO 的二次源,还影响土壤作为甲烷汇的作用^[56]。 N_2O 是最大的单个全球变暖潜势(GWP)排放源,其 GWP 是 CO_2 的 310 倍,即 1 分子 N_2O 的温室效应增温潜力约为 1 分子 CO_2 的 310 倍^[57]。2003 年中国氮化损失为 322.3×10^4 t,硝化反硝化损失为 $1\,482.7 \times 10^4$ t,其中 N_2O 约占硝化反硝化损失的 10%~18%^[27],若按 14% 计算,则 2003 年中国种养系统排放的 N_2O 约为 207.6×10^4 t,其中 76.3×10^4 t 来自耕地系统(农田),该值大体在李长生等^[58]用 DNDC 模型估计的范围之内($55.6 \times 10^4 \sim 198 \times 10^4$ t)。由于 N_2O 排放对中国农田系统 GWP 贡献最大,影响不容忽视。

4 结论

(1)利用 NFM-FFS 对 2003 年中国种养系统氮流

动的分析表明,中国种养系统的氮流动有 3 个特征,即表观盈余,实际亏损;耕地系统盈余,牧草地系统亏损;对地表水、地下水和温室气体排放影响显著。

(2)虽然 2003 年中国种养系统表观盈余 16.6 kg/hm^2 ,流失、淋失、氨化和硝化反硝化带走了大量氮素,导致中国种养系统氮素入不敷出,平均亏损 13.7 kg/hm^2 ,而人类活动是影响系统平衡最重要的因素,硝化反硝化是最主要的损失途径。

(3)中国氮素投入集中在耕地系统,对牧草地系统的养护较少,这一方面造成农田氮素大量盈余,给水环境带来沉重压力.另一方面牧草地土-草氮素循环长期的缺损状态大大降低了牧草地土壤有机质含量,部分地区草场退化严重.研究表明,对牧草地适当的施肥可以增加土壤氮含量和牧草产量,因此平衡耕地和牧草地的氮素投入可以有效减少农业生产对水环境的影响和控制牧草地退化。

(4)中国种养系统进入地表水和地下水的氮分别有 72.1% 和 97.3% 来自肥料施用,因而它应成为农业污染控制和管理的重点.同时,农业和农村生活方式的改变导致大量氮直接进入地表水,影响非常显著.另外农业活动排放了大量 NH_3 和 N_2O ,由于 N_2O 排放对中国农田系统 GWP 贡献最大,影响不容忽视。

参考文献:

- [1] Golloway J N, Schlesinger W H, Levy H H, *et al.* Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1995, **9**(2): 235 ~ 252.
- [2] Vitousek P J, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences[J]. *Ecological Applications*, 1997, **7**(3): 737 ~ 750.
- [3] OECD. OECD national soil surface nitrogen balances: Explanatory notes [R]. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development, 2001.
- [4] 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.
- [5] 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.
- [6] 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.
- [7] 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.
- [8] 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.
- [9] 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.
- [10] 鲁如坤, 时正元, 施建平. 我国南方 6 省农田养分平衡现状评价和动态变化研究[J]. *中国农业科学*, 2000, **33**(2): 63 ~ 67.
- [11] 罗良国, 闻大中, 沈善敏. 北方稻田生态系统养分平衡研究[J]. *应用生态学报*, 1999, **10**(3): 301 ~ 304.
- [12] 彭奎, 欧阳华, 朱波, 等. 典型农林复合系统氮素平衡污染与管理研究[J]. *农业环境科学学报*, 2004, **23**(3): 488 ~ 493.
- [13] 晏维金, 章申, 王嘉慧. 长江流域氮的生物地球化学循环及其对输送无机氮的影响: 1968 ~ 1997 年的时间变化分析[J]. *地理学报*, 2001, **56**(5): 505 ~ 514.
- [14] DEFRA. The government's strategic review of diffuse water pollution from agriculture in England: Agriculture and water: A diffuse pollution review [R]. London: Department for Environment, Food & Rural Affairs (DEFRA), 2002. 25.
- [15] Ayoub A T. Fertilizers and the environment [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999, **55**: 117 ~ 121.
- [16] Janzen H H, Beauchemin K A, Bruinsma Y, *et al.* The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian estimates [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003, **67**: 85 ~ 102.
- [17] Norse D. Non-Point Pollution from Crop Production: Global, Regional and National Issues [J]. *Pedosphere*, 2005, **15**(4): 499 ~ 508.
- [18] 陈敏鹏, 陈吉宁, 赖斯芸. 中国农业和农村污染的清单分析与空间特征识别[J]. *中国环境科学*, 2006, **26**(6): 751 ~ 755.
- [19] 陈敏鹏, 陈吉宁. 中国区域土壤表观氮磷平衡清单及政策建议[J]. *环境科学*, 2007, **28**(6): 1305 ~ 1310.
- [20] 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.
- [21] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. *土壤与环境*, 2000, **9**(1): 1 ~ 6.
- [22] 沈善敏. 中国土壤肥力[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [23] 易时来, 石孝均, 温明霞, 等. 小麦生长季氮素在紫色土中的迁移和淋失[J]. *水土保持学报*, 2004, **18**(4): 46 ~ 49.
- [24] 史蒂文森 F J 等著. 农业土壤中的氮[M]. 北京: 科学出版社, 1989. 326 ~ 358.
- [25] 张金霞, 曹广民. 高寒草甸生态系统氮素循环[J]. *生态学报*, 1999, **19**(4): 509 ~ 512.
- [26] 北京农业大学. 草地学[M]. 北京: 中国农业出版社, 1982. 270.
- [27] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素[M]. 淮阴: 江苏科学技术出版社, 1992. 292.
- [28] Bouwman A F, van Drecht G, van der Hoek K W. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970-2030 [J]. *Pedosphere*, 2005, **15**(2): 137 ~ 155.

[29] 马立珊. 苏南太湖水系农业非点源污染及其控制对策研究[J]. 应用生态学报, 1992, **3**(4): 34 ~ 354.

[30] 曹志洪, 林先贵, 杨林章, 等. 论“稻田圈”在保护城乡生态环境中的功能: II 稻田土壤氮素养分的累积、迁移及其生态环境意义[J]. 土壤学报, 2006, **43**(2): 256 ~ 260.

[31] 罗良国, 闻大中, 沈善敏. 北方稻田生态系统养分平衡研究[J]. 应用生态学报, 1999, **10**(3): 301 ~ 304.

[32] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 太行山前平原农田生态系统氮素循环与平衡研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, **12**(1): 5 ~ 11.

[33] 韩晓增, 王守宇, 宋春雨, 等. 黑土区水田化肥氮去向的研究[J]. 应用生态学报, 2003, **14**(11): 1859 ~ 1862.

[34] 朱兆良, 范晓晖, 孙永红, 等. 太湖地区水稻土上稻季氮素循环及其环境效应[J]. 作物研究, 2004, (4): 187 ~ 191.

[35] Xing G X, Zhu Z L. An assessment of N loss from agricultural fields to the environment in China [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2000, **57**: 67 ~ 73.

[36] 贺发云, 尹斌, 金雪霞, 等. 南京两种菜地土壤氮挥发的研究[J]. 土壤学报, 2005, **142**(12): 253 ~ 259.

[37] 巨晓棠, 刘学军, 邹国元, 等. 冬小麦/夏玉米轮作体系中氮素的损失途径分析[J]. 中国农业科学, 2002, **35**(12): 1493 ~ 1499.

[38] 张蔚榛, 张瑜芳, 沈荣开, 等. 麦田在降雨入渗和排水条件下化肥流失的试验研究[J]. 灌溉排水, 1999, **18**(3): 4 ~ 11.

[39] 边秀举, 王维进, 杨福存, 等. 冀北高原草甸栗钙土春小麦中化肥氮去向的研究[J]. 土壤学报, 1997, **34**(1): 60 ~ 66.

[40] 钱承樑, 鲁如坤. 农田养分再循环研究: III 粪肥的氮挥发[J]. 土壤, 1994, (4): 169 ~ 174.

[41] 刘忠宽, 汪诗平, 韩建国, 等. 放牧家畜排泄物 N 转化研究进展[J]. 生态学报, 2004, **24**(4): 775 ~ 783.

[42] Sheldrick W F, Syers J K, Lingard J. A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional and global scales[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2002, **62**: 61 ~ 72.

[43] 李家康, 林葆. 化肥在我国农业生产中的作用和发展[A]. 见: 肥料与农业发展国际学术讨论会论文集[C]. 北京: 中国农业科技出版社, 1996. 1 ~ 55.

[44] 曾宪坤. “九五”磷复肥工业展望[J]. 磷肥与复肥, 1996, (1): 1 ~ 13.

[45] 高超, 张桃林, 孙波, 等. 1980 年以来我国农业氮素管理的现状与问题[J]. 南京大学学报(自然科学版), 2002, **38**(5): 716 ~ 721.

[46] 朱兆良, 蔡贵信, 徐银华, 等. 种稻下氮肥的氮挥发及其在氮素损失种的重要性的研究[J]. 土壤学报, 1985, **22**(4): 320 ~ 328.

[47] 邹长明, 颜晓元, 八木一行. 淹水条件下氮挥发研究[J]. 中国农学通报, 2005, **21**(2): 167 ~ 170.

[48] 陈思根. 旱地石灰性土壤氮挥发特定及其氮素损失途径[J]. 干旱地区农业研究, 1988, (3): 28 ~ 37.

[49] 党廷辉, 蔡贵信, 郭胜利, 等. 用¹⁵N 标记肥料研究旱地冬小麦氮肥利用率与去向[J]. 核农学报, 2003, **17**(4): 280 ~ 285.

[50] 赵其国, 周生路, 吴绍华, 等. 中国耕地资源变化及其可持续利用与保护对策[J]. 土壤学报, 2006, **43**(4): 662 ~ 672.

[51] 戚登臣, 李广宇, 陈文业, 等. 黄河上游玛曲县天然草场退化现状、成因及治理对策[J]. 中国沙漠, 2006, **26**(2): 202 ~ 207.

[52] 陈亚明, 李自珍, 杜国祯. 施肥对高寒草甸植物多样性和经济类群的影响[J]. 西北植物学报, 2004, **24**(3): 424 ~ 429.

[53] 李丽霞, 郝明德, 彭令发. 长期施肥人工草地土壤养分的剖面变化[J]. 水土保持研究, 2003, **10**(1): 50 ~ 52.

[54] Young W J, Marston F M, Davis J R. Nutrient exports and land use in Australian Catchments[J]. Journal of Environmental Management, 1996, **47**: 165 ~ 183.

[55] Beaulac M N, Reckhow K M. An examination of land use-nutrient export relationships[J]. Water Resource Bulletin, 1982, **18**(6): 1013 ~ 1024.

[56] 崔玉亭. 化肥与生态环境保护[M]. 北京: 化学工业出版社, 2000. 102.

[57] Robertson G P, Paul E A, Harwood R R. Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere [J]. Science, 2000, **289**: 1922 ~ 1925.

[58] 李长生, 肖向明, Frolkin S, 等. 中国农田的温室气体排放[J]. 第四纪研究, 2003, **23**(5): 493 ~ 503.