

三峡库区小流域农户氮循环和排放特征

林杉¹, 冯明磊¹, 胡荣桂^{1*}, 刘仁燕¹, 魏谋勇¹, 姜诚²

(1. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070; 2. 秭归县水土保持局, 湖北 秭归 443600)

摘要: 中国农业生产是以农户为单位进行的, 农户氮素利用及平衡对农业生产和农村环境有非常重要的影响. 本研究选择三峡库区秭归县张家冲小流域, 对农户农田氮肥施用量、农户购买的饲料与食物、人畜粪便排放等进行了调查, 并对农户氮素循环特征进行了分析. 结果表明, 根据该流域农户氮素流动的特点, 可将其分为养殖型农户、柑橘种植户、茶叶种植户、蔬菜种植户、传统种植户 5 种类型; 其氮素负荷大小顺序为养殖型农户 > 蔬菜种植户 > 柑橘种植户 > 茶叶种植户 ≈ 传统种植户, 以氮计分别为 (363 ± 129) 、 (355 ± 127) 、 (345 ± 107) 、 (152 ± 60) 和 (151 ± 73) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$; 不同农户农田氮素循环分析表明, 单位面积农田氮盈余变化在 $(102 \pm 68) \sim (303 \pm 134)$ $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 之间, 大小顺序为蔬菜种植户 > 柑橘种植户 > 茶叶种植户 > 养殖型农户 ≈ 传统种植户, 分别为 (303 ± 134) 、 (262 ± 100) 、 (111 ± 46) 、 (102 ± 68) 和 (103 ± 67) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$; 在农户氮负荷中, 居民生活排放的氮占 28%, 农田氮盈余占 72%, 说明农田是主要的氮污染源, 生活污染也是不可忽视的. 该地区的养殖型农户、蔬菜种植户和柑橘种植户对水体质量威胁较大, 是氮素污染重点防治对象; 实地调查农户生产与生活的方法能清晰地明确农业生态系统中氮循环的不同环节和估算循环流量, 有利于揭示区域氮素循环特征.

关键词: 三峡库区; 氮负荷; 农田氮盈余; 农户

中图分类号: X52 X592 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010) 03-0632-07

Characteristics of Nitrogen Cycling in Farm Systems in a Small Watershed of Three Gorges Reservoir Area, China

LN Shan¹, FENG Ming-lei¹, HU Rong-gui¹, LU Ren-yan¹, WEI Mou-yong¹, JIANG Cheng²

(1. College of Resources and Environmental Science, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2. Zigui Water and Soil Conservation Bureau, Zigui Hubei 443600, China)

Abstract In China, the agricultural activities are often carried out by single family, and the balance of nitrogen in every farm may have great effect on agricultural production and environment. A farm survey was carried out on the amounts of chemical fertilizers consumed, the amounts of food and feed purchased, and the livestock manures used in Zhangjiachong watershed of Three Gorges Reservoir Area for each farmer. According to the characteristics of nitrogen flow, farms in this watershed could be divided into 5 types: breeding specialized farms, orange-growing farms, tea-growing farms, vegetable-growing farms and traditional farms. Differences in environmental nitrogen load were observed among the five farm types in the following order: breeding specialized farms > vegetable-growing farms > orange-growing farms > tea-growing farms ≈ traditional farms, being (363 ± 129) , (355 ± 127) , (345 ± 107) , (152 ± 60) and (151 ± 73) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ respectively by nitrogen. Nitrogen cycle for different farm fields showed that field surplus nitrogen ranged from (102 ± 68) to (303 ± 134) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ among different farms. Among the five farm types, the field surplus nitrogen followed the order of vegetable-growing farms > citrus-growing farms > tea-growing farms > breeding specialized farms ≈ traditional farms, being (303 ± 134) , (262 ± 100) , (111 ± 46) , (102 ± 68) and (103 ± 67) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$. The nitrogen from farm life activities accounted for 28% of the total N load, while the field surplus nitrogen was 72%. It was estimated that field nitrogen consumption was the predominated nitrogen pollution source in the watershed. However, the farmer's daily life pollution should not to be neglected. Breeding specialized farms, vegetable-growing farms and orange-growing farms were the high potential pollution sources for the water environment in the watershed, and the major attention should be paid to these types of farms. Field survey on farm nitrogen cycle is of significance in evaluating the nitrogen flows in the agro-ecosystems and revealing the characteristics of nitrogen cycling in the region.

Key words Three Gorges Reservoir Area; nitrogen load; field surplus nitrogen; farm

随着农业经济的发展, 在农业生产中农家肥施用量越来越少, 而化肥施用量却激增. 过量施用氮肥导致氮素在土壤中积累和向水体迁移, 使水体中的氮浓度增加并带来富营养化等严重的环境问题^[1]. 如 20 世纪 60~90 年代末期的 30 多年间长江水体中的硝态氮浓度上升了近 10 倍, 即与长江流域施肥

量成倍增加有关^[2].

收稿日期: 2009-04-25; 修订日期: 2009-07-20

基金项目: 国家科技支撑计划重点项目 (2008BAD47B01); 国家自然科学基金项目 (40471131)

作者简介: 林杉 (1981~) 男, 博士研究生, 主要研究方向为农田温室气体和农业非点源污染, E-mail: linsan2037@163.com

* 通讯联系人, E-mail: rghu@mail.hzau.edu.cn

农田施肥是农业生态系统中的氮素主要输入源,并决定区域氮素向水体的迁移量^[1].因为农田氮淋失量或农田输出的硝态氮量与农业生产中氮肥施用量有关^[3-5].然而,农田生态系统中的氮素循环与整个农业生态系统还是有差异,因为区域氮素平衡实际上还涉及到农产品的输出与粮食和饲料的输入,系统内居民和畜禽等的排泄物及其处理等.Woli等^[6]报道日本北海道地区以种植业和以牛、马、鸡等养殖为主的不同区域河水中硝态氮的浓度与该区内森林、农田所占总土地面积的比例有关,也与单位面积上畜禽数量有关.太湖流域雪堰镇的研究则显示,农田、农村居民、城镇居民、养殖业排放的氮分别占总负荷的73%、19%、7%、1%.所以,在研究区域氮素平衡的生态与环境效应,特别是氮素对水体环境的影响时,应该把系统中居民、畜禽等对食物和饲料的消耗以及废弃物的处理等因素考虑进来^[8].

过去关于氮素循环的研究主要集中在农田氮循环和大流域尺度上^[9,10],对中国广泛存在的农户生产模式和具有中国特色的农户氮素循环平衡的研究却比较少见.由于缺少对农户氮循环和不同类型农户氮负荷的研究,在估算农业生态系统中氮的污染负荷及其对水质影响,河湖的富营养化及其治理工作等很难获得满意的结果.三峡水库是举世瞩目的水利工程,随着水库蓄水和移民的安置,人地矛盾更加突出,人多地少的困境不可能很快解决,因而更多的化肥、饲料和食物需要从外部输入,这改变了原有的氮素循环特征,对本来就很脆弱的山区农业生态系统构成严重威胁;另一方面在水库蓄水后,由于水流变缓,扩散能力减弱^[11],大量增加的氮素负荷有加剧库区水体富营养化进程的危险.因此,对三峡库区农业生态系统中氮素循环特征的研究,对库区水质控制对策的制定具有非常重要的意义.为此,本研究以调查的方式对张家冲小流域农业生产和农民生活现状进行了分析,比较不同农户所产生的氮负荷大小,探讨氮负荷形成的主要原因,评估和分析了氮污染负荷和潜在污染的趋势,以期改善当地氮素管理,减缓氮素对环境的影响,以及为整个三峡库区类似小流域氮素污染防治提供科学参考.

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

张家冲小流域位于秭归县茅坪镇西南部(东经110°57'20",北纬30°46'51"),距三峡大坝5 km,距秭归新城8.5 km.该流域属山地丘陵地貌,北高

南低,最低海拔148 m,最高海拔530 m.土壤为花岗岩母质出露发育而成的石英砂土,气候属亚热带大陆性季风气候,年平均气温16.8℃,年无霜期为335 d,年降雨量1164 mm左右,年日照时数为1728 h.植被以亚热带常绿、落叶阔叶林和针阔混交林为主.该流域土地总面积162 hm²,其中耕地43.2 hm²,林地90.7 hm²,果园、草地、荒山荒坡、建筑用地等共28.1 hm²,森林覆盖率达到56.0%.流域内共有居民170户,610人.

1.2 调查与资料收集方法

于2005年12月采用逐户访问调查的方法,其中食品饲料量每月逐户调查,收集了以下资料:①农作物种类、产量;②农户耕作面积;③每户化肥和有机肥的施用量;④家畜种类和产量,农户售出和自己消费的家畜量;⑤饲料消耗量,包括购入饲料量、所采猪草和野菜量;⑥人口;⑦食品消费量,包括自己产食品量和购入食品量;⑧售出农产品的量;⑨人畜排泄物和有机垃圾的量及处理方法,包括施用到农田中的有机肥和排放到环境中的污染物.本次有效调查170户.

1.3 氮素估算

主要参考文献[1,12]的研究方法对农户生态系统中的氮素进行估算.农户氮素循环系统主要包括人畜循环和农田循环,人畜循环系统包括食品饲料氮、作物收获氮、林草输入氮等输入项;以及农产品输出氮、堆肥氮挥发氮、施用的有机肥氮、农户生活产生并排到环境中的人畜排泄物和有机垃圾氮简称生活排放的氮输出项.在农田循环系统中,化肥施用氮、有机肥施用氮、大气沉降氮、生物固氮等为输入项;作物收获氮、反硝化损失氮、农田氮挥发氮等为输出项,农田输入减去输出氮量即为农田氮盈余.农田氮盈余和生活排放的氮之和为农户氮负荷.

农户氮循环计算方法如下:①食品饲料输入氮.以食品、饲料购入的种类和数量与其相应的含氮量(表1)的乘积计算.购入的食品和饲料有大米、猪肉、鸡肉、牛肉、羊肉、蛋、鱼、牛奶、苹果、香蕉、柑橘、谷物饲料等.②作物收获氮,其包括作物秸秆氮(非食用部分)和作物食用部分氮.以所收获作物的种类和重量乘以相应的含氮量获得.作物主要包括水稻、玉米、红薯、豆类、蔬菜、花生等.③林草氮.所采野菜和猪草量乘以相应的含氮量计算,其中野菜含氮量以蔬菜含氮量计算,猪草含氮量以玉米茎叶含氮量计算.④农产品输出氮.以农产品售出的种类及重量乘以相应的含氮量,主要包括猪肉、柑橘、

茶叶、蔬菜、花生等动植物产品。⑤堆肥氮挥发氮. 以每户每年产生的人畜排泄物和有机垃圾量乘以相应的含氮量再乘以氮挥发系数计算, 氮挥发换算系数参考 Barry等^[3]的研究, 其值为 28%。⑥施用的有机肥氮. 以每户实际施用到农田中的有机肥乘以相应的含氮量来计算, 有机肥主要来源于人畜排泄物和秸秆, 该小流域农户习惯把即将还田的秸秆放入人畜粪池中, 因此为计算方便把人畜排泄物和秸秆归为有机肥。⑦生活排放的氮. 以每户排放到水体中的人畜排泄物和有机垃圾乘以含氮量计算, 该含氮量约为有机肥的含氮量(表 1)。有机垃圾包括作物收获的秸秆、腐烂的柑橘、蔬菜根茎等, 该小流域农户习惯把有机垃圾和人畜排泄物统一堆放, 所以统一计算。⑧化肥氮. 以每户所施用的化肥的种类和重量乘以相应的含氮量计算, 该小流域所施氮肥主要有尿素、碳酸氢铵、复合肥。⑨大气沉降氮. 根据课题组^[13]的研究, 这一地区的大气氮湿沉降以氮计为 $10.5 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 而大气氮的总沉降量约为大气湿沉降的 2 倍^[10], 为此, 该地区大气氮沉降按 $21 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 计算。⑩生物固氮. 包括农田共生固氮和自生固氮, 农田共生固氮根据调查小流域大豆、花生、绿肥农户的种植情况再参照相关研究^[14]计算, 大豆、花生、绿肥的生物固氮参数分别为 105、112、130 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$; 农田自身固氮, 参考 Liu等^[10]提供的参数, 水田和旱地分别为 30、15 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 以及每户农田和旱地种植情况计算。⑪反硝化损失氮. 调查进入农田的氮量乘以换算系数, 参考其他研究者^[9]的结论取换算系数为 15%。⑫农田氮挥发氮. 调查进入农田的氮量乘以换算系数, 参考 Barry等^[3]所得出的换算系数为 10%。参考文献 [1, 15] 所做的研究, 根据作物重量

表 1 氮循环所涉及的物质含氮量 / $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$

Table 1 Measured N content used for calculation N flows/ $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$					
食品和饲料	含氮量	作物	含氮量	肥料	含氮量
谷物饲料	0.012 5	玉米(粒)	0.012 8	碳酸氢铵	0.170 0
米	0.010 6	玉米(茎叶)	0.001 4	尿素	0.460 0
猪肉	0.024 0	豆类(果实)	0.064 0	有机肥	0.005 0
鸡肉	0.032 0	豆类(茎叶)	0.009 0	复合肥	0.325 0
牛肉	0.032 0	红薯(根)	0.001 6		
羊肉	0.025 0	红薯(叶)	0.002 5		
蛋	0.021 3	蔬菜(叶)	0.005 0		
鱼	0.028 2	蔬菜(根)	0.005 0		
牛奶	0.005 1	花生(果实)	0.039 7		
苹果	0.000 3	花生(茎叶)	0.009 0		
香蕉	0.002 2	油料(果实)	0.037 3		
柑橘	0.001 1	油料(茎叶)	0.008 4		

和种类、食物重量和种类、饲料重量和种类、化肥的重量和种类可以求得含氮量(表 1)。由于农户之间大气沉降氮和生物固氮差别不大, 因此重点分析食品饲料氮、化肥氮、林草输入氮、生活排放的氮、作物收获氮、有机肥氮。

2 结果与分析

2.1 农户氮素输入与输出

农户调查结果表明, 食品、饲料输入氮素在 $50 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 以下的农户占总户数的 89% (表 2), 即大部分农户的食品、饲料输入的氮较少。林草

表 2 农户主要氮循环要素范围分析

Table 2 Nitrogen cycling factors in fam systems			
生活项目	氮范围 / $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$	农户数 /户	百分比 /%
食品饲料氮	< 50	151	88. 8
	50~ 100	14	8. 2
	100~ 200	0	0
	200~ 300	0	0
	300~ 400	0	0
	400~ 500	1	0. 6
	> 500	4	2. 4
林草氮	0	18	10. 6
	0~ 10	27	15. 9
	10~ 40	116	68. 2
	40~ 70	7	4. 1
	70~ 100	1	0. 6
化肥氮	> 100	1	0. 6
	< 50	0	0
	50~ 100	9	5. 3
	100~ 200	56	32. 9
	200~ 300	42	24. 7
	300~ 400	39	22. 9
	400~ 500	7	4. 1
有机肥氮	> 500	17	10. 0
	0	92	54. 1
	0~ 10	18	10. 6
	10~ 40	32	18. 8
	40~ 70	21	12. 4
生活排放的氮	70~ 100	5	2. 9
	> 100	2	1. 2
	< 50	80	47. 1
	50~ 100	74	43. 5
	100~ 150	10	5. 8
	150~ 200	3	1. 8
	200~ 250	0	0
作物收获氮	250~ 300	1	0. 6
	> 300	2	1. 2
	< 10	0	0
	10~ 40	3	1. 8
	40~ 70	14	8. 2
	70~ 100	33	19. 4
	100~ 150	77	45. 3
	150~ 200	38	22. 4
	> 200	5	2. 9

输入氮的范围在 $10\sim 40\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 的农户占 68%, $< 10\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 的占 26%. 化肥氮 $< 200\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 的农户仅占 38%, $> 200\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 却占 62%, 化肥输入量远高于其它形式的输入, 是农户氮素的主要输入途径. 从表 2 还可以看出, 有 54% 农户没有施用有机肥, 有机肥氮 $> 70\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 的农户不到 3%. 农户作物收获氮大部分在 $70\sim 150\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占 64%, 而有一半以上的农户生活排放的氮 $> 50\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.

根据以上调查分析结果, 把区内农户分为以下

几种类型 (表 3). 将饲养生猪 20 头以上, 食品饲料氮和生活排放的氮分别大于 400、150 $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 且只从事少量农耕活动的农户归类为养殖型农户; 根据主要农事活动的不同, 将种植型农户分为柑橘种植户、茶叶种植户、蔬菜种植户, 以及从事水稻、玉米、红薯、油菜等作物种植的传统种植户. 可以看出 (表 3), 不同农户在养殖生猪数量、人均农田面积和单位面积施肥量存在很大差异, 在种植业为主的农户中, 柑橘和蔬菜种植户的氮肥施用量是传统种植户的 2 倍左右.

2 2 不同类型农户氮负荷特征

表 3 不同类型农户人口、土地和畜禽情况

Table 3 Characteristics of population, land and livestock in different types of farms

种类	农户数 /户	人数 /个	农田总面积 /hm ²	人均面积 /hm ²	施氮率 /kg·hm ⁻²	生猪饲养总量 /头	生猪饲养量 (人均/户均)/头
养殖型农户	5	24	1.7	0.07	166	149	6.2/29.8
柑橘种植户	21	78	8.2	0.11	459	41	0.5/2.0
茶叶种植户	8	34	2.4	0.07	204	19	0.6/2.4
蔬菜种植户	12	39	5.6	0.14	494	25	0.6/2.1
传统种植户	124	435	46.3	0.11	233	368	0.8/3.0

养殖型农户中, 所饲养的生猪大部分售出, 自己消费较少. 食品饲料氮输入为 $(576\pm 123)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ (表 4), 占人畜系统氮输入的 80%, 生活排放的氮为 $(261\pm 70)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占人畜系统氮输出的 44%, 农产品输出氮为 $(166\pm 41)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占系统氮输出的 28%. 其农田氮盈余为 $(102\pm 68)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占化肥氮的 61%. 氮负荷的主要部分为生活排放的氮, 占氮负荷的 72%, 这主要因为食品饲料输入氮较高, 而所产生的废弃物或农家肥又没有充分利用.

柑橘种植户所产柑橘主要售出, 所饲养的生猪较少且基本是自家消费. 该类农户农田系统中化肥氮为 $(459\pm 157)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占农田氮输入的 90%, 农田氮盈余为 $(262\pm 100)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占化肥氮的 57%. 生活排放的氮为 $(83\pm 30)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$. 农户氮负荷中农田氮盈余占 76%, 生活排放的氮占 24%.

茶叶种植户化肥输入的氮为 $(204\pm 75)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占农田氮输入的 74%, 由有机肥输入的氮为 $(35\pm 21)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占农田氮输入的 13%. 农田氮盈余为 $(111\pm 46)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占化肥氮的 54%. 生活排放的氮为 $(41\pm 20)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 氮负荷中农田氮盈余占 73%, 生活排放的氮占 27%.

蔬菜种植户化肥输入氮最大, 为 $(489\pm 164)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占农田氮输入的 89%, 造成农田氮盈余较大, 为 $(303\pm 134)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占化肥氮的 61%. 蔬菜种植户生活排放的氮为 $(57\pm 25)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 氮负荷中主要污染部分为农田氮盈余, 即来源于化肥氮.

传统种植户化肥输入的氮为 $(233\pm 102)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占农田氮输入的 81%, 农田氮盈余为 $(103\pm 67)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 占化肥氮的 44%. 生活排放的氮为 $(48\pm 27)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$. 氮负荷中农田氮盈余占 68%, 生活排放的氮占 32%.

以上分析结果表明, 不同类型农户氮负荷大小顺序为养殖型农户 > 蔬菜种植户 > 柑橘种植户 > 茶叶种植户 $\approx$ 传统种植户, 养殖型农户最大为 $(363\pm 129)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ (表 4). 农田氮盈余顺序为蔬菜种植户 > 柑橘种植户 > 茶叶种植户 > 养殖型农户 $\approx$ 传统种植户, 蔬菜种植户最大为 $(303\pm 134)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$. 生活排放的氮顺序为养殖型农户 > 柑橘种植户 > 蔬菜种植户 > 传统种植户 > 茶叶种植户, 养殖型农户最大为 $(261\pm 70)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$, 茶叶种植户最小为 $(41\pm 20)\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.

2 3 小流域氮循环和氮负荷

根据流域农户氮循环特征, 可以构建流域氮素

3 讨论

从以上分析可知,除了养殖型农户,化肥氮在农户氮循环中所占比例最大,蔬菜种植户和柑橘种植户化肥氮施用量分别高达 (489 ± 164) 、 (459 ± 157) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,造成农田氮盈余不断增加,蔬菜种植户农田氮盈余为 (303 ± 134) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,占化肥氮的61%,柑橘种植户农田氮盈余为 (262 ± 100) $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,占化肥氮的57%,茶叶种植户农田氮盈余占化肥氮的54%,传统种植户农田氮盈余占化肥氮的44%(表4)。说明种植户中施肥量越大农田氮盈余量越大,农田氮盈余占化肥氮的比例越大。而养殖型农户中食品饲料输入氮所占比例最高,造成生活排放的氮最大。不同类型农户,农业生产习惯不同,其农田氮盈余和生活排放的氮差异很大。由于农田盈余氮素的25%~85%最终会进入水体^[16],故农田氮盈余会对环境构成严重威胁。虽然有研究指出,农田盈余氮素 $< 50 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 时不会造成对环境的威胁^[17],但本研究中5种类型农户的农田氮盈余均大于该值,甚至柑橘种植户和蔬菜种植户是其5倍,按此推断该流域将有大量的氮素进入水体,而不同农户对水体的潜在污染威胁有明显的差异。

化肥的过度施用和人畜排泄物的不当处理所造成农田氮盈余和生活排放的氮分别占氮污染负荷的72%和28%,说明该流域农田是主要的污染源,而生活排放的氮也不可忽视。蔬菜种植户和柑橘种植户只占整个流域农户总数的19%,而农田氮盈余却占整个流域的43%;养殖型农户仅占3%,生活排放的氮却占12%。说明养殖型农户、蔬菜种植户和柑橘种植户的生产方式对水体质量威胁较大,应该重点监控。

在本研究中,人畜排泄物氮和有机垃圾氮值约为 $67 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,大气沉降氮为 $21 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,生物固氮取 $15 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,它们的和约为 $103 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$,与作物吸收氮 $108 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 相近,这意味着若能增加这部分氮素的利用则有可能减少化肥的购入量。养殖业的发展使购入饲料的量大增,对流域氮的相对过剩,及其环境威胁有重要作用。

从上面的分析中还可看出,如果养殖型农户能将人畜排泄物提供给柑橘种植户和蔬菜种植户,可降低其对化肥的依赖,从而降低流域农业活动对水体的影响。这不仅降低了化肥的施用量,维持正常的

农业生产,还会使农业生态系统中氮循环利用更加合理,环境得到更好的保护。

4 结论

(1)在中国当前的农业生产模式下,不同农户类型有不同的农业生产习惯,其农田氮盈余和排放到水体中氮的污染物差异很大。研究流域内养殖型农户、蔬菜种植户和柑橘种植户的生产模式对水环境影响较大,需重点监测控制。

(2)张家冲小流域氮负荷中生活排放的氮占28%,农田氮盈余占72%,说明农田是主要的污染源。化肥的不合理施用是主要原因,而生活污染也不容忽视。

(3)在本研究中小流域大气沉降氮、人畜排泄物氮等与作物吸收的氮素相当。人畜排泄物氮等对农业生产,对环境将是严峻的威胁,因此,合理调配不同类型农户氮素供应,减少流域外的食品饲料输入和降低农田化肥的施用量,对控制流域水体质量有重要参考意义。

参考文献:

- [1] Hatano R, Shinano T, Zheng T G, *et al* Nitrogen budgets and environmental capacity in farm systems in a large-scale karst region southern China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2002, **63** 139-149.
- [2] Yan W, Zhang S, Sun P, *et al* How do nitrogen inputs to the Changjiang basin impact the Changjiang River nitrates: a temporal analysis for 1968-1997 [J]. *Global Biogeochemical Cycles* 2003, **17**(4): 2-9.
- [3] Bany D, Goorahoo D, Goss M J Estimation of nitrate concentrations in groundwater using a whole farm nitrogen budget [J]. *Journal of Environmental Quality* 1993, **22** 767-775.
- [4] Hayashi Y, Hatano R Annual nitrogen leaching in subsurface-drained water from a clayey aquic soil growing onion in Hokkaido, Japan [J]. *Soil Science Plant Nutrition* 1999, **45** 451-459.
- [5] Liang L, Nagumo T, Hatano R. Nitrogen cycling with respect to environmental load in farm systems in Southwest China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2005, **73** 119-134.
- [6] Woli K P, Naguma T, Hatano R. Evaluating impact of land use and N budgets on stream water quality in Hokkaido, Japan [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2002, **63** 175-184.
- [7] 郭红岩, 王晓蓉, 朱建国, 等. 太湖流域非点源污染对水质影响的量化研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2003, **22**(2): 150-153.
- [8] Bouwman A F, Booi H. Global use and trade of feed stuffs and consequence for the nitrogen cycle [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 1998, **52** 261-267.

- [9] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds [J]. *Biogeochemistry*, 2002, **57/58**: 405-427.
- [10] Liu C, Watanabe M, Wang Q. Changes in nitrogen budgets and nitrogen use efficiency in the agroecosystems of the Changjiang River basin between 1980 and 2000 [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2008, **80**: 19-37.
- [11] Liu S M, Zhang J, Chen H T. Nutrients in the Changjiang and its tributaries [J]. *Biogeochemistry*, 2003, **62**: 1-18.
- [12] Liang L, Nagumo T, Hatano R. Nitrogen Flow in the Rural Ecosystem of Mikkasa City in Hokkaido, Japan [J]. *Pedosphere*, 2006, **16**(2): 264-272.
- [13] 肖宏宇, 胡荣桂, 郝晓晖, 等. 三峡库区秭归县大气氮湿沉降的初步研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 2007, **16**(增刊): 119-123.
- [14] Yan W J, Yin C Q, Zhang S. Nutrient budgets and biogeochemistry in an experimental agricultural watershed in southeast China [J]. *Biogeochemistry*, 1999, **45**: 1-19.
- [15] 邓美华, 谢迎新, 熊正琴, 等. 长江三角洲氮收支的估算及其环境影响 [J]. *环境科学学报*, 2007, **27**(10): 1709-1716.
- [16] David M B, Gentry L E, Kovacic D A, *et al*. Nitrogen Balance in and Export from an Agricultural Watershed [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1997, **26**: 1038-1048.
- [17] Zebarth B J, Paul J W, Van Kleeck R. The effect of nitrogen management in agricultural production on water and air quality evaluation on a regional scale [J]. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 1999, **72**: 35-52.