

文章编号:1000-582X(2011)11-141-07

## 三峡库区紫色土坡耕地小流域氮收支估算及污染潜势

郭劲松, 刘京, 方芳, 孙军益, 孙志伟, 杜立刚

(重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

**摘要:**为了解三峡库区氮素收支情况,进行污染潜势评价,对三峡库区典型紫色土坡耕地(新政小流域)进行了调查分析,结果表明,小流域氮输入量为  $918.26 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,输出量为  $569.46 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。化肥氮是小流域氮输入的主要来源,占氮输入总量的  $57.63\%$ ;作物收获是小流域氮的主要输出方式,占氮输出总量的  $36.22\%$ ;小流域氮损失负荷为  $258.77 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,气态氮损失是流域氮损失的主要形式,占流域损失氮总量的  $65.11\%$ ;流域氮养分平衡指数为  $3.4$ ,氮素盈余负荷为  $348.80 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ ,是流失风险值  $180 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  的  $1.94$  倍,坡耕地氮污染潜势呈现。

**关键词:**紫色土;坡耕地;氮收支;三峡库区

中图分类号:X131.2

文献标志码:A

### Input-output budgets for nitrogen in a typical purple soil sloping ploughland in Three Gorges areas

GUO Jin-song, LIU Jing, FANG Fang, SUN Jun-yi, SUN Zhi-wei, DU Li-gang

(Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China.)

**Abstract:** The Xinzheng watershed in Zhongxian county, Chongqing, is a typical purple soil sloping ploughland in the Three Gorges areas. In 2009, the input-output budgets in this watershed is investigated and the results indicate that the nitrogen input is  $918.26 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$  and the output are  $569.46 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ . Furthermore, chemical fertilizer nitrogen is the main input source, accounting for  $57.63\%$ , and the main output track is nitrogen in crops, accounting for  $36.22\%$ . In this small watershed, the nitrogen loss load is  $258.77 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ . And the primary lost nitrogen is gaseous species, which is approximately  $65.11\%$  of the total lost nitrogen. In addition, nutrient nitrogen balance index is  $3.4$  in this watershed and the nitrogen surplus load is  $348.80 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ , much higher than the risk value, indicating potential occurrence pollution in ploughland.

**Key words:** purple soil; sloping ploughland; input-output budgets for nitrogen; Three Gorges areas

三峡水库是长江中下游水质、水量保障的关键区域,因此保证库区水环境安全意义重大。然而库

区耕地面积广,肥料施用量高,农业非点源氮成为影响水环境安全的重要因素之一<sup>[1,2]</sup>。紫色土坡

收稿日期:2011-06-05

基金项目:国家重大水专项资助项目(2009ZX07104-001,2009ZX07104-002,2009ZX07104-003);重庆市重点科技攻关项目(CSTC2009AB7036)

作者简介:郭劲松(1963-),男,重庆大学教授,博士生导师,主要从事水污染控制理论与技术的研究,  
(E-mail)Guo0768@126.com。

耕地占库区耕地总面积的78.7%，土层浅薄，土壤质地轻，孔隙度大，保肥能力差，是库区农业非点源氮主要来源地<sup>[3,4]</sup>。研究并估算紫色土坡耕地氮收支有助于深刻认识三峡库区氮污染的来源及产生途径。

近几十年来，人们针对生物固氮、大气沉降、 $N_2O$ 释放、 $NH_3$ 挥发、 $NO_3^-$ 淋失等<sup>[5-7]</sup>氮收支途径展开了深入研究，并对多个区域的氮收支做了估算<sup>[1,8,9]</sup>，但已有研究主要建立在大流域尺度上，对于小流域氮收支计算系数的差异并未充分考虑，可能导致估算结果产生较大偏差。例如，LIU等<sup>[6]</sup>估算长江流域氮收支量时有机氮回用率采用的24.9%，BAO等<sup>[10]</sup>估算长江流域氮收支时有机氮回用率选择的是40%，而对新政小流域实地调查表明有机氮回用率高达95%。另外，紫色土坡耕地的氮收支特征与水稻土、红壤、北方旱地等土壤的氮收支特征也存在较大差异，而过去对于氮转化系数和氮收支的研究主要集中在水稻土、红壤和北方旱地等<sup>[11-13]</sup>平地土壤上，对于紫色土坡耕地研究相对较少。

重庆市忠县石宝镇新政小流域80%为紫色土坡耕地，其坡上果林，坡下水田、旱地和坡底水田的土地利用模式在三峡库区具有代表性。本研究以新政小流域为对象，入户调查收集基础资料，构建小流域氮收支模型，通过原位观测试验及文献查阅获取紫色土坡耕地氮收支参数，估算小流域氮收支，探讨紫色土坡耕地氮污染负荷形成的主要原因，以期对三峡库区氮污染防治提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验区概况

试验区位于重庆市忠县石宝镇新政小流域(108°10'E/30°25'N)(图1)。该小流域山丘起伏，田土错落，呈典型坪状浅丘地貌。属亚热带东南季风气候，四季分明，年均气温19.2℃，最高气温42.1℃，雨量充沛，年均降雨量1150mm，无霜期320d左右，日照充足，适宜多种农作物生长。

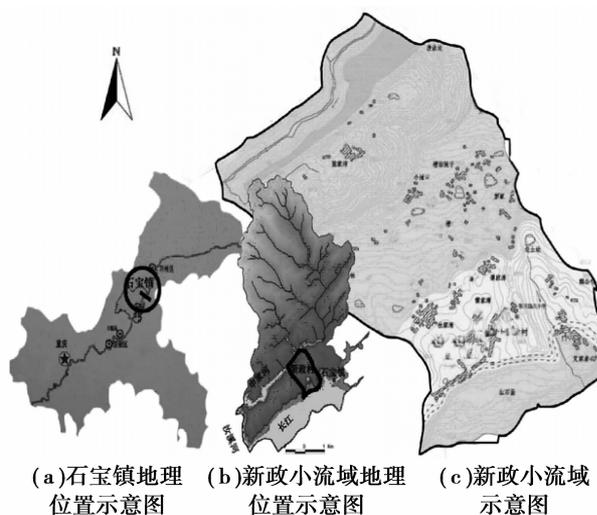


图1 研究区域地理位置

小流域主要农业种植类型包括坡上果林、坡下水田、水田和坡底水田。果林种植脐橙，林下生长牧草，旱地种植玉米、小麦、油菜、蔬菜等，水田种植水稻。小流域人口、面积、禽畜数量等基本情况见表1。

表1 2009年新政小流域人口、畜禽和土地情况

总人口/人	常住人口/人	总面积/hm <sup>2</sup>	旱地面积/hm <sup>2</sup>	水田面积/hm <sup>2</sup>	果林面积/hm <sup>2</sup>	牛/头	猪/头	家禽/只
579	267	45.47	11.3	8.87	25.3	8	313	336

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 模型构建

根据小流域实地调查结果建立小流域氮循环模式如图2所示。小流域氮收支包括氮输入和氮输出，其中氮输入分为外源输入氮和再循环氮，氮输出分为向外输出氮和再循环氮。

小流域外源输入氮分为：外购食品氮、外购饲料氮、化肥氮、干湿沉降氮、生物固氮、母岩输入氮，其中生物固氮包括共生固氮和自身固氮；再循环氮分为：自销食品氮、自销饲料氮、猪草氮、有机肥氮、种子氮、秸秆燃料氮，其中有机肥氮包括有人畜排泄物

氮、秸秆还田氮和有机垃圾氮；小流域向外输出氮分为：出售氮、淋溶氮、径流氮、氨挥发氮、反硝化氮、水土流失氮、燃烧释放氮和粪肥流失氮。

#### 1.2.2 计算方法

##### 1) 小流域输入氮和输出氮

$$N_{\text{输入}} = N_{\text{外源输入}} + N_{\text{再循环}}$$

$$N_{\text{外源输入}} = N_{\text{外购食品}} + N_{\text{外购饲料}} + N_{\text{化肥}} + N_{\text{干湿沉降}} + N_{\text{生物固氮}} + N_{\text{母岩输入}}$$

$$N_{\text{生物固氮}} = N_{\text{共生固氮}} + N_{\text{非共生固氮}}$$

$$N_{\text{再循环}} = N_{\text{自销食品}} + N_{\text{自销饲料}} + N_{\text{猪草}} + N_{\text{有机肥}} + N_{\text{种子}} + N_{\text{秸秆燃料}}$$

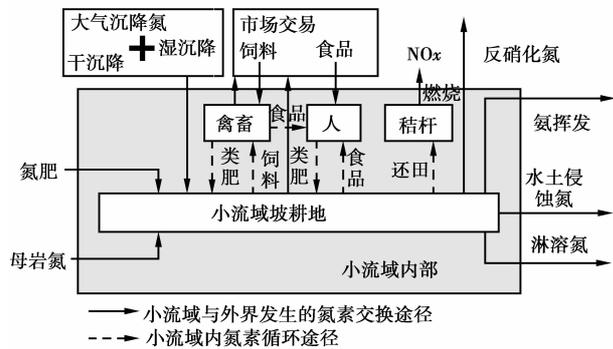


图 2 新政小流域氮循环模式图

$$N_{\text{有机肥}} = N_{\text{人畜排泄物}} + N_{\text{秸秆还田}} + N_{\text{有机垃圾}},$$

$$N_{\text{输出}} = N_{\text{向外输出}} + N_{\text{再循环}},$$

$$N_{\text{向外输出}} = N_{\text{出售收获}} + N_{\text{淋溶}} + N_{\text{径流}} + N_{\text{氮挥发}} + N_{\text{反硝化}} + N_{\text{水土侵蚀}} + N_{\text{燃烧释放}} + N_{\text{粪肥流失}}.$$

2) 小流域盈余氮量、养分平衡盈余率和盈余氮负荷

$$N_{\text{盈余}} = N_{\text{输入}} - N_{\text{输出}},$$

$$N_{\text{平衡盈余率}} = N_{\text{盈余}} / N_{\text{输出}} \times 100\%,$$

$$N_{\text{盈余负荷}} = N_{\text{盈余氮}} / \text{小流域面积}.$$

3) 小流农产品收获氮及氮养分平衡指数

$$N_{\text{平衡指数}} = (N_{\text{有机肥}} + N_{\text{化肥}}) / N_{\text{收获}},$$

$$N_{\text{收获}} = N_{\text{自销食品}} + N_{\text{自销饲料}} + N_{\text{猪草}} + N_{\text{秸秆还田}} + N_{\text{种子}} + N_{\text{秸秆燃料}} + N_{\text{出售氮}}.$$

4) 小流域损失氮及氮损失负荷

$$N_{\text{损失}} = N_{\text{淋溶}} + N_{\text{径流}} + N_{\text{氮挥发}} + N_{\text{反硝化}} + N_{\text{水土流失}} + N_{\text{燃烧释放}} + N_{\text{粪肥流失}},$$

$$N_{\text{损失负荷}} = N_{\text{损失氮}} / \text{小流域面积}.$$

1.2.3 调查数据

部分基础数据通过入户调查获得,共调查 127 户。调查的主要内容:1)家庭人口总数;2)常住人口数;3)自产食品种类及数量;4)外购食品和饲料的种类及数量;5)人畜排泄物的量及处理方式;6)有机生活垃圾量及处理方式;7)农作物的种类;8)作物种植面积;9)施肥时间;10)化肥种类及量;11)有机肥种类及量;12)农作物产量;13)农作物销售量;14)畜禽种类及数量;15)禽畜饲料的种类和食用量;16)燃烧燃料的种类和消耗量。

1.2.4 计算参数

1)食品、饲料、种子以及作物和禽畜收获氮。以朱波等<sup>[14]</sup>和林杉等<sup>[15]</sup>在紫色土坡耕地的调查的氮含量结果确定食品、饲料、种子等含氮量见表 2。

2)化肥氮。以氮折纯量计算,氮折纯量是氮肥和复合肥的施用量按各自平均含氮量折算后的数量。不同区域施用的氮肥品系不同,氮肥的平均含

氮量也存在差异。根据实地调查小流域所施氮肥为碳酸氢氨、尿素和复合肥,含氮量见表 2。

表 2 氮素养分平均含量

名称/kg	含氮量/kg	名称/kg	含氮量/kg
水稻籽粒	0.011 5	草	0.001 4
水稻残体	0.005 6	油菜籽	0.016 9
玉米粒	0.014 0	油菜残体	0.003 5
玉米芯	0.003 5	谷物饲料	0.012 5
玉米残体	0.001 4	面条	0.015 4
小麦	0.015 4	猪肉	0.024 0
小麦残体	0.003 3	鸡、鸭、鹅肉	0.032 0
豆类	0.064 0	牛肉	0.032 0
豆类残体	0.009 0	羊肉	0.032 0
红薯(根)	0.001 6	蛋	0.021 3
红薯(叶)	0.002 5	鱼	0.028 2
花生粒	0.034 9	柑橘	0.001 1
花生壳	0.010 0	碳酸氢氨*	0.171 0
花生残体	0.026 5	尿素*	0.464 0
蔬菜	0.005 0	复合肥*	0.140 0
土豆	0.002 6	有机肥	0.005 0
土豆残体	0.030 0		

说明: \* 标注数据来源于对新政小流域的实地调查

3)有机肥氮。小流域有机肥主要来源于人畜排泄物、农户有机生活垃圾和作物残体。参考林杉等的研究<sup>[15]</sup>,每头(只/个)牛、猪、禽和人的排泄氮量分别为 8、42、0.6 kg/a 和 4 kg/a。对实地调查表明小流域 95%的人畜排泄物作为有机肥直接或经沼气池发酵后回用于农田,此结果高于其他区域仅 40%的回用率<sup>[6,10]</sup>。有机垃圾含氮量见表 2。

通过实地调查,结合 LIU 等<sup>[6]</sup>和 BAO 等<sup>[10]</sup>的研究确定作物残体量和作物产量的比值以及作物残体回用于农田率见表 3,然后根据作物产量推算作物残体回用于农田的量。另外,调查中发现果林下长有大量杂草,杂草季节性枯萎后腐烂作为有机肥进入土壤。实地调查林下草量为 2.49 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。作物残体的含量氮见表 2。

4)生物固氮。生物固氮可分为共生固氮和非共生固氮。共生固氮的转化系数参考相关研究<sup>[6,10,15]</sup>计算,豆科作物、花生的生物固氮参数分别为 105、112 kg/(hm<sup>2</sup>·a);农田非共生固氮的单位面积固氮量水田为 30 kg/(hm<sup>2</sup>·a),旱地为 15 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。

表3 不同秸秆质量比及不同利用方式所占比例

作物类型	作物残体量(kg)/作物产量(kg)	作物残体还田率/%	作物残体用作燃烧率/%
水稻	1.0*	80*	20
小麦	1.2*	45	55
玉米	2.6*	20	80
油菜	2.5	40	60
土豆	0.5	100	0
花生	0.8	90	10
杂草		100*	

说明：\*标注数据来源于对新政小流域的实地调查

5) 大气沉降氮。监测小流域湿沉降氮量为 22.3 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。有研究表明,大气氮的总沉降量约为大气湿沉降的 2 倍<sup>[6,15]</sup>,故该地区大气氮沉降按 44.6 kg/(hm<sup>2</sup>·a)计算。

6) 紫色母岩的养分输入氮。是紫色土养分循环中最具特色的氮输入形式,研究表明<sup>[14]</sup>,氮输入量为 0.8 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。

7) 淋溶氮、径流氮、反硝化氮和氨挥发氮是土壤氮损失的重要途径。受土壤性质、坡度等因素影响,施入土壤的氮肥通过各种途径损失的氮量大小有较大差异,如淋溶系数在 5%~41.9%之间,水田的有机肥和化肥反硝化损失量分别占总施肥量的 10%~30%和 16%~41%,旱地化肥反硝化损失量占总施肥量的 13%~29%等<sup>[6]</sup>。笔者主要参考紫色土坡耕地相关研究结果确定氮转化系数,如表 4 所示。

8) 水土侵蚀氮。李豪等<sup>[19]</sup>的研究表明,该流域的土壤侵蚀模数介于-3 358.8~4 937.4 t/(hm<sup>2</sup>·a),加权平均值为 1 294.6 t/(hm<sup>2</sup>·a)。对小流域土壤

背景值的实测结果表明土壤(表土 0~15 cm)平均含氮量为 1.04 g/kg。土壤侵蚀模数与土壤(表土 0~15 cm)平均含氮量的乘积为水土侵蚀氮。

表4 氮转化系数

类型	肥料类型	损失系数	引用文献
氨挥发氮	有机肥	0.20	[7]
	化肥	旱地:尿素	0.08
		碳铵	0.10
		水田:尿素	0.22
碳铵	0.28	[6]	
淋溶氮	氮肥	水田:0.084	[16]
		旱地:0.10	[17]
径流氮	氮肥	水田:0.048	[14]
		旱地:0.073	
反硝化氮	有机肥	0.130	[18]
	化肥	水田:0.32	[10]
		旱地:0.150	

说明:1. 氮肥=有机氮肥+化肥氮;2. 损失系数为每千克纯氮损失氮量。

9) 燃烧释放氮。通过实地调查,结合 LIU 等<sup>[6]</sup>和 BAO 等<sup>[10]</sup>的研究确定作物残体量和作物产量的比值以及作物残体用作燃料的比例见表 3,并根据作物产量推算作为燃料的作物残留量,然后根据 DEIMAS R 等<sup>[20]</sup>研究的 NO<sub>x</sub> 的 127.75 g/kg 释放率计算燃烧释放氮量。

## 2 结果与讨论

根据调查数据和相关参数,按照前述的估算方法,得出新政小流域氮收支情况,如表 5 所示。

表5 新政小流域氮收支

外源输入 N/(kg·a <sup>-1</sup> )		再循环 N/(kg·a <sup>-1</sup> )		向外输出 N/(kg·a <sup>-1</sup> )	
外购食品	250.65	自销食品	2 551.62	出售	1 678.10
外购饲料	1 808.50	自销饲料	956.55	淋溶	2 817.95
化肥	24 062.64	猪草	781.24	径流	654.64
干湿沉降	1 811.85	人畜排泄	4 400.23	氨挥发	3 395.24
共生固	653.35	秸秆还田	3085.39	反硝化	4 266.18
非共生固	716.82	有机垃圾	347.66	水土流失	494.15
母岩输入	0.32	种子	5.08	燃烧释放	42.73
		秸秆燃料	321.21	粪肥流失	95.35
外源	29 304.13	循环	12 448.98	外输	13 444.34
输入	41 753.11	输出	25 893.32		
养分盈余	15 859.98	氮平衡盈余	61.25%	平衡指数	3.40

## 2.1 氮输入

由表 5 和图 3 可以看出,2009 年新政小流域氮输入总量为 41 753.11 kg/a,单位面积输入量为 918.26 kg/(hm<sup>2</sup>·a),小流域的化肥氮占氮输入量的 57.63%,是小流域氮的主要来源,其余依次为有机肥氮 18.76%、食品饲料氮 15.20%、干湿沉降氮 4.34%、生物固氮 3.28%、种子氮 0.02%、秸秆燃料氮 0.77% 等。

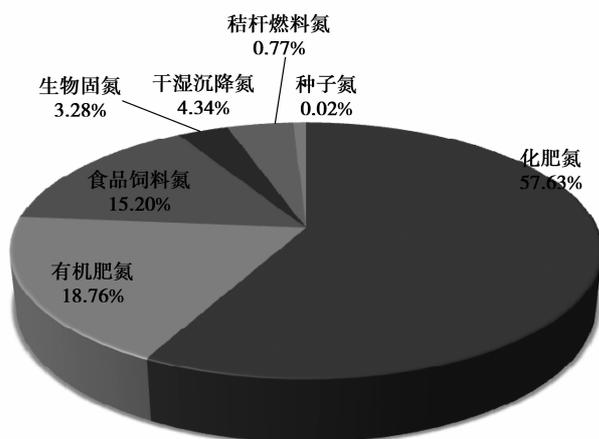


图 3 新政小流域各来源输入氮所占比例

氮肥输入是影响小流域氮收支重要因素,过量或不当施肥会导致氮淋失量、氨挥发量等增加<sup>[21]</sup>,导致氮肥损失量增加。新政小流域肥料氮总输入量为 31 895.92 kg/a,单位面积化肥氮施用量为 701.47 kg/(hm<sup>2</sup>·a),远远超过土壤 150~250 kg/(hm<sup>2</sup>·a)的最佳施肥量<sup>[5]</sup>,高于全国均值 228.0 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[11]</sup>,也普遍高于北京<sup>[11]</sup>、长江三角洲<sup>[22]</sup>等其他区域平均施肥量。造成小流域过量施肥的原因主要有,1)实地调研表明小流域碳铵用量高,占化肥总用量的 28.7%。碳铵不稳定易以氨挥发形式损失,使得氮肥使用效率降低;2)施肥模式主要为一次性基施,这种施肥方式加速了氮的损失——作物初期需肥量不大,大量氮肥通过氨挥发、硝化反硝化、淋溶等途径损失;3)紫色土是由紫色页岩发育成的土壤,孔隙度大、入渗能力强、土层浅,下伏透水性较弱的泥页岩,致使坡耕地壤中流发育,大量氮肥以硝酸盐,随壤中流损失,土壤保肥能力差。化肥氮与有机肥氮比值为 3.07,高于化肥氮与有机肥氮的最佳配比值 1:1<sup>[11]</sup>。这与 LIU 等<sup>[6]</sup>研究表明三峡库区输入氮以化肥氮为主相同。小流域果林由公司承包管理,较少施用农家肥,是造成配比不合理的主要原因。外购食品饲料氮仅占食品饲料氮总量的 32.43%,表明小流域的农作活动主要是为了满足自身的生活需要,而非以盈利为主的出售。调查表明,小流域 54%的人外出打工,留守人员主要为老人、小孩,劳动力不足,另外坡耕地改造,可耕种土

地减少,小流域难以开展大规模的种植业和畜禽养殖业,是造成流域经济以自产自销为主的原因。干湿沉降、生物固氮、种子氮等其他氮输入量仅占总输入量的 8.40%,对于流域氮素输入结构影响不大。

## 2.2 氮输出

由表 5 和图 4 可知,2009 年新政小流域氮输出总量为 25 893.32 kg/a,单位面积输出量为 569.46 kg/(hm<sup>2</sup>·a)。小流域的作物收获氮量 9 379.19 kg/a,占总氮输出量的 36.22%,是小流域氮的主要输出项,其余依次为人畜排泄物氮 16.99%、反硝化氮 15.41%、氨挥发 13.11%、淋溶氮 10.88%、径流氮 4.34%、土壤侵蚀损失氮 1.91%、生活垃圾氮 0.77%、粪肥流失氮 0.37% 等。

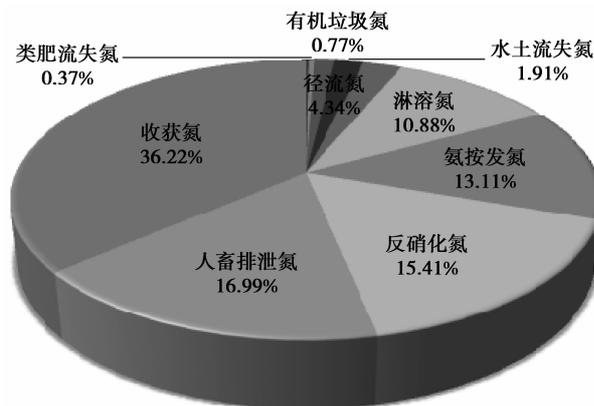


图 4 新政小流域各输出氮所占比例

有相关研究表明,当单位面积施肥量超过 500 kg/(hm<sup>2</sup>·a),作物氮吸收量与施氮量之比又低于 40%时,可能促进氮的淋溶,甚至污染地下水<sup>[11]</sup>。由表 5 可知,2009 年小流域施肥量 31 895.92 kg/a,作物收获氮为 9 379.19 kg/a,仅占小流域氮肥施入总量的 29.40%。小流域氮淋溶污染潜势已呈现。2009 年,对该小流域地下水硝酸盐污染现状调查发现 30%的地下水硝酸盐含量超过国家地下水质量 III 类标准,地下水水质受到损失氮威胁。由此可见,氮肥施用量与作物对氮吸收的不协调,会导致氮肥利用效率降低,加速农田氮养分的失衡,并对环境造成危害。人畜排泄物氮 4 495.35 kg/a,其中回用于农田的量 4 400.23 kg/a,回用率高达 97.88%,远远高于 BAO 等<sup>[10]</sup>研究的 40%的回用率。这可能有以下原因:1)小流域经济落后,禽畜饲养业不发达,排泄物量少;2)收集设施为传统粪池,一般与禽畜饲养圈连接成一个整体,收集率高,排泄物外漏量少;3)流域经济落后,粪肥是重要的免费资源,是农户的首选,用量大。小流域氮通过氨挥发、反硝化、淋溶、土壤侵蚀、燃烧释放、粪肥氮流失等途径损失,会直接进入水体和大气,对环境造成污染。采用氮养

损失总量和耕地面积的比值计算小流域氮损失负荷为 258.77 kg/(hm<sup>2</sup>·a),显著高于全国氮损失负荷均值 87.1 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[12]</sup>。另外,就损失途径分析,小流域的损失氮 65.11%以气态形式流失,气态氮损失是小流域氮流失的主要途径。调查表明,小流域农户习惯采用表土施肥方式且施用的肥料以碳铵等易挥发肥料为主,施肥方式与施用肥料类型的不合理可能是导致氮挥发量和氮反硝化损失数量大的主要原因。

### 2.3 氮污染潜势

研究表明,当输入氮大于输出氮时,流域氮除随农产品收获带走和通过损失途径直接污染环境外,还可能盈余在土壤中转化成污染潜势,且盈余量越大形成的污染潜势就越大<sup>[23]</sup>。由表 5 可知,小流域氮输入大于支出,氮养分平衡指数 3.4,表明出现了大量氮盈余。氮总盈余 15 859.98 kg/a,占总输入氮量的 37.98%。氮盈余负荷为 48.80 kg/(hm<sup>2</sup>·a),是流失风险值 180 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[24]</sup>的 1.94 倍,高于全国均值 154 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[12]</sup>和三峡库区均值 310.3 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[2]</sup>。另外,研究表明当氮平衡盈余率大于 20%时<sup>[13]</sup>,盈余氮可能对环境造成潜在威胁,而新政小流域氮平衡盈余率为 61.25%。另有研究表明农田盈余氮的 25%~85%最终会进入水体<sup>[25]</sup>。由此可见,紫色土坡耕地大量盈余的氮可能对三峡水环境造成严重威胁。氮肥施用量大、配比不合理是造成紫色土坡耕地氮盈余的主要原因,另外流域再循环氮 12 448.98 kg/a,仅占输出氮的 48.08%,氮素再循环利用率过低,也是造成氮盈余的原因之一。

由上述分析可见:紫色土坡耕地氮污染及污染潜势已形成,成为高污染风险区。氮肥施用量大、配比不合理以及流域氮素回用率低等是形成污染风险区的主要原因。所以,指导农民科学合理配比施肥,降低碳铵等易损失化肥施用,加强输出氮的回用研究、拓宽利用方式、提升再循环利用率是防治紫色土坡耕地氮污染的根本途径。

## 3 结 语

1)2009 年小流域氮输入量为 41 753.11 kg/a,单位面积输入量为 918.26 kg/(hm<sup>2</sup>·a),其中化肥氮输入量为 24 062.64 kg/a,单位面积施氮量 529.20 kg/(hm<sup>2</sup>·a),是小流域氮的主要来源,占总输入量的 57.63%,其余依次为有机肥氮 18.76%、饲料氮 8.49%、食物氮 6.71%、干湿沉降氮 4.34%、生物固氮 3.28%等;化肥氮负荷 529.20 kg/(hm<sup>2</sup>·a),高于全国均值 228.0 kg/(hm<sup>2</sup>·a);

2)小流域氮输出量为 25 893.32 kg/a,单位面积输出量为 569.46 kg/(hm<sup>2</sup>·a),其中作物收获氮

量为 9 379.19 kg/a,小流域的作物收获氮占总氮输出量的 36.22%,是氮的主要输出项,其余依次为人畜排泄物氮 16.99%、反硝化氮 15.41%、氮挥发 13.11%、淋溶氮 10.88%、径流流失氮 4.34%、土壤侵蚀损失氮 1.91%、生活垃圾氮 0.77%、粪肥流失氮 0.37%等;

3)小流域氮养分平衡指数为 3.4,氮呈现大量盈余;小流域氮总盈余为 15 859.98 kg/a,占总输入氮量的 37.98%;氮盈余负荷为 48.80 kg/(hm<sup>2</sup>·a),远高于流失风险值 180 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[24]</sup>;氮平衡盈余率为 61.25%,高于 20%的流失临界值;小流域氮损失负荷为 258.77 kg/(hm<sup>2</sup>·a),气态氮损失是小流域氮损失的主要途径,氮肥施用量与作物对氮吸收的不协调,会导致氮肥利用效率降低,加速农田氮养分的失衡,并对环境造成危害。

### 参考文献:

- [1] NANCY A C, FRANCISCO C, JORGE H S. Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatán littoral: an approach for groundwater management [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 172(1/4): 493-505.
- [2] 徐晋保, 杨桂山, 李恒鹏. 三峡库区 1980—2005 年农业用地氮平衡时空变化[J]. *环境科学*, 2009, 30(8): 2227-2233.  
XU XI-BAO, YANG GUI-SHAN, LI HENG-PENG. Spatio-temporal changes of nitrogen balance in 1980—2005 for Agricultural Land in Three Gorges Reservoir Area [J]. *Environmental Science*, 2009, 30(8): 2227-2233.
- [3] JIA H Y, LEI A, LEI J S. Effects of hydrological processes on nitrogen loss in purple soil [J]. *Agricultural water management*, 2007, 89: 89-97.
- [4] GE F L, ZHANG J H, SU Z G, et al. Response of changes in soil nutrients to soil erosion on a purple soil of cultivated sloping land[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(2): 459-464.
- [5] 汪涛, 罗贵生, 朱波, 等. 施肥对紫色土坡耕地氮素流失的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(4): 716-722.  
WANG TAO, LUO GUI-SHENG, ZHU BO, et al. Effects of fertilization on nitrogen leaching from hillslope cropland of purple soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(4): 716-722.
- [6] LIU C, WATANABE M, WANG Q X. 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: 19-36.
- [7] YAN W J, ZHANG S, SUN P, et al. How do nitrogen input to the Changjiang basin impact the Changjiang River nitrate; a temporal analysis for

- 1968—1997[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 2-9.
- [8] DU C Y, ZENG G M, ZHANG G, et al. Input-output budgets for inorganic nitrogen under acid rain in a subtropical evergreen mixed forest in central-south China[J]. *Water Air and Soil Pollute*, 2008, 190: 171-181.
- [9] 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): 1709-1727.
- DENG MEI-HUA, XIE YING-XIN, XIONG ZHENG-QIN, et al. Nitrogen budgets of the Yangtze delta region and their effect on the environment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(10): 1709-1727.
- [10] BAO X, WATANABE M, WANG Q X, et al. Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 363: 136-148.
- [11] 姜甜甜, 高如泰, 夏训峰, 等. 北京市农田生态系统氮素养分平衡与负荷研究——以密云县和房山区为例[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(11): 2428-2435.
- JIANG TIAN-TIAN, GAO RU-TAI, XIA XUN-FENG, et al. Nitrogen nutrient balance and load in agro-ecosystem of Miyun Fangshan county in Beijing[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(11): 2428-2435.
- [12] 王激清, 马文奇, 江荣风, 等. 中国农田生态系统氮素养分平衡模型的建立及其应用[J]. *农业工程学报*, 2007, 23(8): 210-215.
- WANG JI-QING, MA WEN-QI, JIANG RONG-FENG, et al. Development and application of nitrogen balance model of agro-ecosystem in China [J]. *Transactions of the CSAE*, 2007, 23(8): 210-215.
- [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.
- LU RU-KUN, LIU HONG-XIANG, WEN DA-ZHONG, et al. Study of the agroecosystem nutrient cycle and balance at the typical area in China Ⅳ. The assessment method and the principle of nutrient balance in farmland[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1996, 27(5): 197-199.
- [14] 朱波, 彭奎, 谢红梅. 川中丘陵区典型小流域农田生态系统氮素收支探析[J]. *中国生态农业学报*, 2006, 14(1): 108-111.
- ZHU BO, PENG KUI, XIE HONG-MEI. Nitrogen balance of agro-ecosystem in a typical watershed in the hilly area of central Sichuan Basin[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2006, 14(1): 108-111.
- [15] 林杉, 冯明磊, 胡荣桂, 等. 三峡库区小流域农户氮循环和排放特征[J]. *环境科学*, 2009, 31(3): 632-638.
- LIN SHAN, FENG MING-LEI, HU RONG-GUI, et al. Characteristics of nitrogen cycling in farm systems in a small watershed of three gorges reservoir area, China [J]. *Environmental Science*, 2009, 31(3): 632-638.
- [16] WANG J Y, WANG S L, CHEN Y. Study on leaching loss of nitrogen in rice fields by using large undisturbed monolith lysimeters[J]. *Pedosphere*, 1994, 4: 87-92.
- [17] 朱波, 汪涛, 况福虹, 等. 紫色土坡耕地硝酸盐淋失特征[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(3): 525-534.
- ZHU BO, WANG TAO, KUANG FU-HONG, et al. Characteristics of nitrate leaching from hilly crop land of purple soil [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(3): 525 - 533.
- [18] BASHKIN V N, PARK S U, CHOI M S, et al. Nitrogen budgets for the Republic of Korea and the Yellow Sea region [J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57/58(1): 387-403.
- [19] 李豪, 张信宝, 文安邦, 等. 三峡库区紫色土坡耕地土壤侵蚀的 137 Cs 示踪研究[J]. *水土保持通报*, 2009, 29(5): 1-6.
- LI HAO, ZHANG XIN-BAO, WEN AN-BANG, et al. Erosion rate of purple soil on a cultivated slope in the three gorges reservoir region using 137Cs technique[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2009, 29(5): 1-6.
- [20] DELMAS R, LACAUS J P, BROCARD D. Determination of biomass burning emission factors: Methods and results[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1995, 38(2/3): 181-204.
- [21] WANG H J, SHI X Z, YU D S, et al. Factors determining soil nutrient distribution in a small-scaled watershed in the purple soil region of Sichuan Province, China [J]. *Soil and Tillage Research*, 2009, 105: 300-306.
- [22] 杜伟, 童超普, 姜小三, 等. 长三角地区典型稻作农业小流域氮素平衡及其污染潜势[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(1): 9-14.
- DU WEI, TONG CHAO PU, JIANG XIAO SAN, et al. Balance and pollution potential of nitrogen in a typical rice-based agricultural watershed of Yangtze river delta region[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(1): 9-14.
- [23] MAMO M, GUPTA S C, ROSEN C J, et al. Phosphorus leaching at cold temperatures as affected by wastewater application and soil phosphorus levels[J]. *Journal of Environmental Quality-Article*, 2005, 34(4): 1243-1250.
- [24] SHEN R P, SUN B, ZHAO Q G. Spatial and temporal variability of N,P and K balances in agroeco-systems in China[J]. *Pedosphere*, 2005, 15(3): 347-355.
- [25] DAVID M B, GENTRY L E, KOVACIC D A. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26: 1038-104.