

我国亚热带丘陵地区流域氮素的平衡与源汇特征

黄来明^{1, 2}, 杨金玲^{1, 2}, 张甘霖^{1, 2*}

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要:以位于北亚热带丘陵地区不同利用条件下的 2 个相邻小流域(F:森林、FA:森林/农田)为研究区域, 2007 年 3 月~2009 年 2 月通过定期监测雨水和径流水以及对其 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N的测定, 分析了流域氮素的平衡与源汇特征. 结果表明, 雨水中无机氮的输入量为 $16.72 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, NH_4^+ -N占 56%; 2 个小流域(F、FA)径流水中无机氮的输出量分别为 $5.31 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $8.21 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, NO_3^- -N占 75%~82%, 流域内农业活动加剧了径流水中氮素的输出. 大气干湿沉降输入的无机氮总量为 $20.06 \sim 23.41 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 约占当地氮肥施用量 13%~15%. 2 个小流域(F、FA)由于氮沉降及其转化产生的 H^+ 量分别为 $355 \text{ mol} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $461 \text{ mol} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 流域内农业活动在一定程度上加速了土壤酸化进程. 流域氮素收支平衡表明 2 个小流域(F、FA)氮素净滞留量分别为 $13.35 \sim 16.70 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $17.89 \sim 23.38 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 受到农业活动影响的流域(FA)氮素的净滞留率(33%~40%)远比森林流域(F)(65%~70%)低, 表明我国亚热带地区以森林为主的流域目前仍具有氮汇作用, 但流域内农业活动降低了生态系统的氮汇潜力.

关键词:流域; 氮沉降; 氮素收支平衡; 生态系统; 土壤酸化; 氮汇

中图分类号:X142 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)12-2981-07

Nitrogen Budgets and Source-sink Characteristics of Watershed in the Hilly Area of Subtropical China

HUANG Lai-ming^{1, 2}, YANG Jin-ling^{1, 2}, ZHANG Gan-lin^{1, 2}

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract:The present study takes two small watersheds (F:forest, FA:forest/farmland) with different land uses as the study areas, which are located in the hilly area of subtropical China. The rain water and stream water samples were collected from March 2007 to February 2009 and were determined for NH_4^+ -N and NO_3^- -N, to estimate nitrogen (N) budgets and source-sink characteristics of the two studied watersheds. The results show that inorganic N input in rain water is $16.72 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, in which NH_4^+ -N accounts for 56%; inorganic N output in stream water in the two small watersheds (F, FA) is $5.31 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ and $8.21 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ respectively, in which NO_3^- -N accounts for 75%-82%, indicating that agricultural activities in the watershed have increased N output in runoff. Total inorganic N input by atmospheric dry and wet deposition is $20.06 \sim 23.41 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, which equals to approximately 13%-15% of the local N fertilizer application. The net production of H^+ caused by N deposition and transformations in the two small watersheds (F, FA) is $355 \text{ mol} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ and $461 \text{ mol} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ respectively, indicating that agricultural activities lead to accelerated soil acidification. Based on N budgets, the net retention of N in the two small watersheds (F, FA) is $13.35 \sim 16.70 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ and $17.89 \sim 23.38 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ respectively. N retention efficiency in the FA watershed (33%-40%) as impacted by agricultural activities is much lower than that in the forested watershed (F) (65%-70%), indicating that the forest ecosystem in subtropical China is still a sink for N, but agricultural activities have decreased the nitrogen-sink potential of the ecosystem.

Key words:watershed; nitrogen deposition; nitrogen input-output budgets; ecosystem; soil acidification; nitrogen sink

作为生物所必需的营养元素之一, 氮的生物地球化学循环对陆地及水生生态系统的功能和多样性具有重要影响. 近几十年来, 由于化石燃料的燃烧、化肥的大量施用以及工农业生产的不断扩张, 大气活性氮的排放急剧增加^[1], 从而导致大气氮沉降不断加剧并日益呈现全球化趋势^[2]. 最近的研究表明, 氮沉降不仅成为森林的重要营养源, 同时对农田氮素输入的贡献也在不断增加^[3]. 然而, 长期的高氮沉降将导致生态系统达到“氮饱和”状

态^[4,5], 从而引起土壤养分流失和森林衰退^[6-8]. 氮素收支平衡是评价生态系统是否达到“氮饱和”状态以及对生态系统进行合理管理的重要方法^[9]. 目前, 西欧和北美等温带地区关于氮沉降及其对生

收稿日期:2010-01-22;修订日期:2010-04-08

基金项目:国家自然科学基金项目(40601040); 国际科学基金项目(IFS, C/4077-1); 中国科学院南京土壤研究所基金项目(ISSASIP0704); 江苏省自然科学基金项目(BK2007265)

作者简介:黄来明(1984~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤发生与地球化学, E-mail:lmhuang@issas.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail:glzhang@issas.ac.cn

态系统影响方面的研究已经比较深入^[6, 10]. 随着中国经济的快速发展以及对粮食和能源需求的持续增加, 中国的氮排放和沉降水平也在不断增加, 其中热带和亚热带地区表现尤为明显^[11]. 目前, 东亚的中国、西欧和北美已成为全球氮沉降的三大热点地区^[12]. 与温带地区相比, 热带和亚热带地区土壤风化较为强烈, 因此, 这些地区生态系统对氮沉降的响应与温带地区应有较大差别, 但相关研究较少^[13]. 同时, 国内已有的研究往往以田块尺度为主要对象, 研究氮素的输入与输出平衡, 并不能说明区域或者流域尺度下的氮素收支和总体平衡问题. 本研究采用流域方法, 通过监测皖南地区 2 个小流域(F:森林、FA:森林/农田)的雨水和径流水, 分析了我国亚热带地区不同利用条件下氮素的输入与输

出特征, 探讨了流域氮素的收支平衡, 通过了解不同土地利用方式下氮素的生物地球化学循环及其源或汇的特征, 以期为氮素养分资源和流域生态系统的合理管理提供参考.

1 研究区域概况

皖南地区位于安徽省南部, 长江以南, 北接滨江平原, 东、南、西三面分别与浙西和赣东北部的低山丘陵相连. 地理位置为29°41′~31°20′N, 116°38′~119°37′E, 是北亚热带和中亚热带的过渡地区. 本区属季风气候, 年平均温度为16.5℃左右, 年降雨量约为1 500 mm^[14]. 本研究选取位于安徽泾县包含乡厚岸村的 2 个相邻小流域, 分别为凤形庄流域(F)和西龙流域(FA), 流域概况见表 1.

表 1 流域的基本特征
Table 1 Characteristics of the studied watersheds

流域概况	流域名称	
	凤形庄(F)	西龙(FA)
经度	118°2′10″E	118°2′20″E
纬度	30°33′2″N	30°32′47″N
高程/m	100~575	114~422
面积 ¹⁾ /km ²	3.59	1.00
母岩	花岗岩	花岗岩
土壤特征		
土壤类型	铝质湿润锥形土	铝质湿润锥形土, 筒育水耕人为土
pH(H ₂ O)	5.48~5.60	5.10~5.58
CEC/cmol·kg ⁻¹	2.83~12.57	2.24~12.47
BS/%	39.15~70.19	31.67~78.94
土地利用方式 ²⁾	林地	林地(70%), 农田(26%)
植被类型		
乔木	松树, 冷杉, 栗树	松树, 冷杉, 栗树
灌木	茶树, 桑树, 映山红	茶树, 桑树, 映山红
农作物 ³⁾	—	水稻
年径流量/m ³ ·a ⁻¹	2 668 066	686 913

1) 流域面积采用 Arc/GIS 数字高程模型(DEM)来计算; 2) 土地利用方式根据卫星遥感影像(TM)来划分; 3) 当地农作物(水稻)种植为一年一季, 作物收获后进行休田

2 研究原理与方法

2.1 研究原理

本研究采用流域方法, 其基本原理是将流域看作一个整体, 根据元素的输入与输出计算元素收支平衡, 不考虑流域内部的物质循环和转化^[15]. 由于本研究选取的 2 个小流域(F、FA)母岩都为花岗岩, 基岩不透水, 因此, 地下水对元素输入与输出的影响可以忽略不计. 因此, 对于森林流域, 如凤形庄(F), 氮素的输入途径主要包括: 大气干湿沉降, 生物固氮; 输出途径主要包括: 径流输出, 反硝化

损失. 若流域内有农业活动, 如西龙(FA), 氮素的输入还包括人为施肥, 同时氮素输出还应考虑氨挥发损失、秸秆焚烧和商品粮出售.

2.2 研究方法

通过定期监测雨水和径流水, 确定氮素的湿沉降和径流输出; 通过调查流域内稻田的施肥情况, 确定人为输入的氮, FA 流域内稻田氮肥施用量约为120 kg·(hm²·a)⁻¹. 氮素的其它输入与输出途径, 如干沉降、生物固氮、反硝化、氨挥发损失以及秸秆焚烧和商品粮的输出, 根据已有的研究结果, 并结合流域的特征进行估算. 氮素的收支平衡通过

以下方程计算:

$$Q_{\text{净滞留量}} = Q_{\text{雨水}} + Q_{\text{干沉降}} + Q_{\text{生物固氮}} + Q_{\text{人为输入}} - Q_{\text{径流输出}} - Q_{\text{反硝化}} - Q_{\text{氮挥发}} - Q_{\text{燃烧和商品粮出售}}$$

其中:

$$Q_{\text{雨水}} = 0.01 \times \sum_{r=1}^n c_r \cdot q_r$$

式中, c_r 为雨水样品 r 的氮的浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); q_r 为雨水样品 r 的降雨量 (mm); $Q_{\text{雨水}}$ 为雨水氮输入量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$), 0.01 为单位转换系数. 采用相同的方法可以计算径流水中氮输出量.

2.3 雨水和径流水的采集与分析

从 2007 年 3 月 ~ 2009 年 2 月对 2 个小流域的雨水和径流水进行监测和采样, 采样周期为每周一次. 在 2 个相邻小流域的中间, 建立了雨水监测点, 分别代表每个流域的雨水. 用干湿沉降自动采样仪 (青岛普仁 PSC-III 型) 收集雨水, 用小型气象站 (美国 Watch Dog 小型便携式自动气象站 900ET) 监测降雨量. 在 2 个小流域的出口处分别修建了标准堰, 并安装了自动采样仪 (美国 ISCO6712 型自动采样仪). 自动采样仪连接水位监测探头, 可以监测水位的变化, 当水位每 30 min 内上升达到 2 cm 时, 自动采样仪就进行采样, 并可根据水位的变化持续采样; 同时, 自动采样仪可以根据水位监测数据和标准堰的参数计算出径流量.

雨水和径流水样品采集后立即用 pH 计 (PHS-3C 型) 与电导仪 (DDS-307 型) 测定 pH 和电导, 然后用中速定量滤纸过滤, 加入百里酚防腐剂后装入聚乙烯样品瓶中置于冰箱 4℃ 左右暗处保存. 样品用紫外分光光度法测定 $\text{NO}_3^- \text{-N}$, 靛酚蓝比色法测定 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ^[16]. 无机氮总量为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 之和.

2.4 数据处理

采用数据分析和制图软件 Origin7.5 绘图, 统计软件 SPSS 13.0 for Windows 进行相关分析.

3 结果与分析

3.1 降雨量和径流量

降雨量与径流量的大小及其变化规律是影响氮素输入与输出量的重要因素. 监测期间年平均降雨量为 $1\,534 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, 夏季降雨量最大, 占年降雨量的 48% 左右, 冬季降雨量最小, 只占年降雨量的 12% 左右 (图 1). 2 个小流域 (F、FA) 的年平均径流深分别为 $765 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $697 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, 径流系数分别为 50% 和 45%. 同一地区相同气候条件下 2 个小流域的径流系数不同主要是受下垫面条件、植被、

地形等因素的影响^[17]. 2 个小流域的径流深均为夏季最大, 冬季最小, 径流深与降雨量呈现相同的变化趋势 (图 1). 2 个小流域 (F、FA) 的径流深均与降雨量显著相关, 相关系数分别为 0.92 ($n = 24, p < 0.01$) 和 0.77 ($n = 24, p < 0.01$), 表明降雨量是影响径流量大小的主要因素.

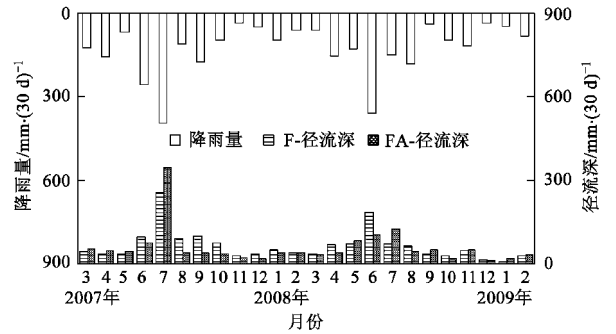


图 1 降雨量和径流深的动态变化
Fig. 1 Dynamic changes of rainfall amount and runoff depth

3.2 降雨输入的氮通量

所监测流域雨水中无机氮的总输入量为 $0.24 \sim 3.59 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot 30 \text{ d})^{-1}$, 其中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的输入量为 $0.13 \sim 2.33 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot 30 \text{ d})^{-1}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的输入量为 $0.11 \sim 1.50 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot 30 \text{ d})^{-1}$ (图 2). 无机氮的输入以 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 为主, 约占无机氮总输入量的 56%, 这一监测结果与湖南韶山森林流域的研究结果相近^[18,19]. 从图 2 可以看出, 雨水中无机氮总输入量、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 输入量以及 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 输入量与图 1 中降雨量的变化规律相似, 并且都与降雨量呈显著正相关, 相关系数分别为 0.89 ($n = 24, p < 0.01$)、0.91 ($n = 24, p < 0.01$) 和 0.81 ($n = 24, p < 0.01$), 说明降雨量大小是影响不同时期雨水中氮素输入变化的主要因素. 监测流域降雨输入的无机氮年平均值为 $16.72 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 低于酸雨严重地区 (湖南韶

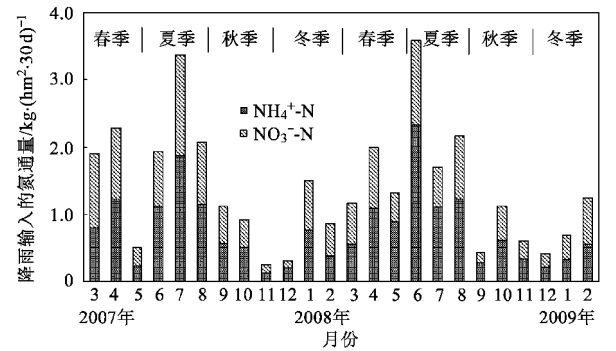


图 2 雨水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的月输入通量
Fig. 2 Monthly fluxes of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ input in rain water

山森林流域) 雨水中无机氮的输入量 $[26.20 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}]^{[20]}$, 但高于偏远地区(贵州雷公山森林流域) 雨水中无机氮的输入量 $[9.50 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}]^{[11]}$, 表明研究流域虽然位于皖南山区, 远离大城市, 但氮沉降水平还是比较高的。

3.3 径流输出的氮通量

本研究 2 个监测小流域(F、FA) 径流水中无机氮的总输出量分别为 $0.06 \sim 1.75 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot 30 \text{ d})^{-1}$ 和 $0.10 \sim 4.13 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot 30 \text{ d})^{-1}$, 其中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的输出量均远高于 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的输出量(图 3), 表明无机氮的径流输出以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为主。这是因为土壤胶体带负电荷更容易吸附带正电荷的铵离子; 并且, 与硝酸根离子相比, 铵离子更容易被植物所吸收^[21,22]; 此外, 铵离子进入土壤中会发生硝化作用^[23,24], 也可能导致径流水中氮素输出以 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 为主。从图 3 可以看出, 2 个小流域(F、FA) 径流水中无机氮的总输出量与图 1 中径流深的变化规律相似, 并且都与径流深呈显著正相关, 相关系数分别为 $0.84 (n = 24, p < 0.01)$ 和 $0.98 (n = 24, p < 0.01)$, 表明径流量大小是影响不同时期径流水中氮素输出变化的主要因素。2 个小流域径流水中无机氮的总输出量为 F $[5.31 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}] < \text{FA} [8.21 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}]$, 这是因为 F 流域是森林流域, 而 FA 流域内存在农业活动。已有的研究表明, 农业活动会加剧径流水中氮素的输出, 并且氮素的输出随着农田比例的增加而增加^[25]。然而, 当 F 流域的径流量远高于 FA 流域时(图 1), 其无机氮的输出量也高于 FA 流域(图 3), 说明不同时期径流量和农业活动对径流水中无机氮输出量的相对贡献不同。

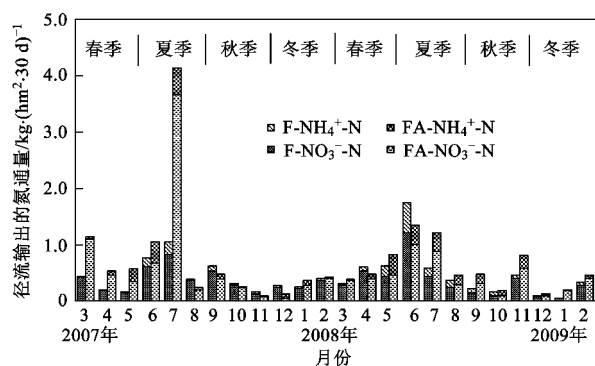


图 3 径流水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的月输出通量

Fig. 3 Monthly fluxes of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ output in stream water

4 讨论

4.1 氮沉降对生态系统养分输入和土壤酸化的影响

已有的研究表明大气氮沉降是环境养分的重要来源^[26]。自从工业革命特别是合成氨工业的大规模应用以来, 人类活动导致的大气活性氮排放急剧增加^[1], 从而使得氮沉降不断加剧并对生态系统产生重要的影响^[2,13]。本研究结果显示, 皖南地区氮素湿沉降量为 $16.72 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 这不包括干沉降输入的氮。不同地区氮素干沉降占干湿沉降总量的比例差别较大, 一般为 $20\% \sim 60\%$ ^[27-30]。陈能汪等^[31]对九龙江流域 10 个站点的大气氮干沉降进行了 1a 的连续监测, 定量研究了干沉降输入的氮, 得到流域氮干沉降量为 $3.41 \sim 7.63 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。根据已有研究结果并结合流域的特征, 这里假定皖南地区氮干沉降量占干湿沉降总量的比例为 $20\% \sim 40\%$, 计算得到所研究流域大气氮干湿沉降总量为 $20.06 \sim 23.41 \text{ kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 相当于当地农田氮肥施用量的 $13\% \sim 15\%$ 。可见, 作为环境养分的重要来源, 大气氮沉降对于生态系统养分输入的贡献不容忽视。

同时, 大气氮沉降也是酸源。氮沉降中 NH_4^+ 进入土壤后会发生硝化作用, 过量的氮沉降还会导致 NO_3^- 的淋失, 这些过程都会产生 H^+ ^[24,32], 从而对土壤酸化产生重要影响。氮沉降进入土壤后产生的 H^+ 可以通过以下方程来计算^[33]:

$$\text{H}^+_{\text{产生}} = (\text{NH}_4^+_{\text{输入}} - \text{NH}_4^+_{\text{输出}}) - (\text{NO}_3^-_{\text{输入}} - \text{NO}_3^-_{\text{输出}})$$

经计算, 2 个小流域(F、FA) 由于氮沉降及其转化产生的 H^+ 量分别为 $355 \text{ mol} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $461 \text{ mol} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。这些 H^+ 进入土壤后会置换土壤胶体所吸附的交换性阳离子, 无疑会加速盐基离子的淋失, 导致土壤缓冲能力下降和养分流失。2 个小流域由于氮沉降产生的 H^+ 量为 $\text{FA} > \text{F}$, 结合前面的分析可以看出, 农业活动不仅加剧了流域氮素的输出, 同时还会加速土壤酸化进程。

4.2 流域氮素收支平衡

Likens 等^[15]指出计算元素的收支平衡时, 将流域看作一个整体, 可以不考虑流域内部的物质循环和转化。本研究对雨水和径流水进行监测确定氮的湿沉降输入和径流输出, 对流域调查确定人为施肥输入的氮, 并根据已有的研究结果和流域特征估算其它途径输入和输出的氮, 在此基础上计算流域氮素的收支平衡。

不同地区氮素干沉降占干湿沉降总量的比例差

别较大^[27~31],根据已有的研究结果以及流域特征,这里假定氮素干沉降占干湿沉降总量的比例为20%~40%,计算得到氮素干沉降量为 $3.34\sim6.69\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.与大气氮沉降相比,自然界中生物固氮输入的氮较低,但不同生态系统差别较大.Rosen等^[34]对瑞士中部5个森林流域的生物固氮进行研究,得出5个森里流域的平均生物固氮量为 $0.50\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.稻田生物固氮量因施肥、灌溉等管理措施的差异而不同,一般为 $7\sim16\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ ^[35~37].根据以上结果以及流域稻田所占比例计算得到2个小流域(F、FA)的生物固氮量分别为 $0.50\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $2.17\sim4.51\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.此外,通过调查得到FA流域内稻田氮肥施用量约为 $120\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,因此,FA流域人为输入的氮为 $31.20\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.经计算,2个小流域(F、FA)氮素输入总量分别为 $20.56\sim23.91\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $53.43\sim59.12\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.土壤反硝化速率的实验室测定与野外原位测定差别很大,同时,不同地区的反硝化速率随温度、降雨量、施肥量、土壤性质等条件的改变而改变^[38~44].Barton等^[39]对森林和农田土壤的反硝化速率进行综述,得到森林和农田土壤的平均反硝化速率分别为 $1.90\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $13\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.若以反硝化速率的平均值作为参考,2个小流域(F、FA)由于反硝化损失的氮分别为 $1.90\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $4.71\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.农田氮素损失的另一重要途径是氨挥发,国内外研究表明通过氨挥发损失的氮占约氮肥施用量的1%~60%^[45~48].由于所监测流域的土壤呈酸性,这里假定通过氨挥发损失的氮占氮肥施用量的10%,则FA流域由于氨挥发损失的氮为 $3.12\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.此外,根据流域调查和已有的研究结果^[49]估算得到FA流域通过焚烧和商品粮输出损失的氮约为 $19.50\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.经计算,2个小流域(F、FA)氮素输出总量分别为 $7.21\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $35.54\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$.根据以上结果,流域氮素的收支平衡列于表2.从表2可以看出,2个小流域(F、FA)氮素净滞留量分别为 $13.35\sim16.70\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $17.89\sim23.38\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,表明我国亚热带地区以森林为主的流域目前仍具有氮汇的作用,这与欧美大多数地区“氮饱和”状况明显不同^[4,5].尽管FA流域的氮素净滞留量比F流域高,然而其氮素净滞留率(氮素滞留量占氮素输入总量的比例,33%~40%)却远

比森林流域F(65%~70%)低,表明流域内农业活动在加剧氮素流失的同时降低了生态系统的氮汇潜力.生态系统的氮汇功能主要是因为氮被固定在生物或土壤中,然而,生物和土壤对氮汇的相对贡献目前尚不明确^[50~52],有待于进一步研究.

流域氮汇的结果表明,我国亚热带地区典型生态系统到目前为止仍然具有一定保持氮素的能力,还没有达到“氮饱和”状态.在这样的情况下,氮沉降可以为植物生长提供养分来源,提高植物生物量,从而促进生态系统对碳的固定.然而,随着氮沉降和施肥等人为输入的不断增加,生态系统的氮汇潜力将不断下降,当生态系统达到“氮饱和”状态时,有可能成为氮素的输出源^[4,5].

表2 流域氮素收支平衡/ $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$		
Table 2 Nitrogen input-output budgets in the studied watersheds / $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$		
氮素输入输出途径	凤形庄(F)	西龙(FA)
干沉降	3.34~6.69	3.34~6.69
湿沉降	16.72	16.72
生物固氮	0.50	2.17~4.51
人为输入	—	31.20
径流输出	5.31	8.21
反硝化	1.90	4.71
氨挥发	—	3.12
焚烧和商品粮输出	—	19.50
氮素净滞留量	13.35~16.70	17.89~23.38

5 结论

- (1) 2007年3月~2009年2月的连续监测表明,皖南地区雨水中无机氮的输入量为 $16.72\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,以 NH_4^+-N 为主;流域(F、FA)径流水中无机氮的输出量分别为 $5.31\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $8.21\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,均以 NO_3^--N 为主,流域内农业活动加剧了径流水中氮素的输出.
- (2) 干湿沉降输入的无机氮总量为 $20.06\sim23.41\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,约占当地氮肥施用量13%~15%.流域(F、FA)由于氮沉降及其转化产生的 H^+ 量分别为 $355\text{ mol}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $461\text{ mol}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,农业活动在一定程度上加速了土壤酸化进程.
- (3) 流域(F、FA)氮素净滞留量分别为 $13.35\sim16.70\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $17.89\sim23.38\text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{a})^{-1}$,受到农业活动影响的流域(FA)氮素的净滞留率(33%~40%)远比森林流域(F)(65%~70%)低,表明我国亚热带地区以森林为主的流域目前仍具有氮汇作用,但流域内农业活动降

低了生态系统的氮汇潜力。

参考文献:

- [1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycles: sources and consequences [J]. Ecological Applications, 1997, **7**(3): 737-750.
- [2] Matson P, Lohse K A, Hall S J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems [J]. Ambio, 2002, **31**(2): 113-119.
- [3] He C E, Liu X J, Fangmeier A, *et al.* Quantifying the total airborne nitrogen-input into agroecosystems in the North China Plain [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2007, **121**(4): 395-400.
- [4] Aber J, McDowell W, Nadelhoffer K, *et al.* Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems [J]. BioScience, 1998, **48**(11): 921-934.
- [5] Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P, *et al.* Nitrogen saturation in northern forest ecosystems [J]. BioScience, 1989, **39**(6): 378-386.
- [6] Dise N B, Wright R F. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition [J]. Forest Ecology and Management, 1995, **71**(1-2): 153-161.
- [7] Fang Y T, Gundersen P, Mo J M, *et al.* Nitrogen leaching in response to increased nitrogen inputs in subtropical monsoon forests in southern China [J]. Forest Ecology and Management, 2009, **257**(1): 332-342.
- [8] Schulze E D. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest [J]. Science, 1989, **244**(4906): 776-783.
- [9] Ranger J, Turpault M P. Input-Output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management [J]. Forest Ecology and Management, 1999, **122**(1-2): 139-154.
- [10] Gundersen P, Emmett B A, Kjønaas O J, *et al.* Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data [J]. Forest Ecology and Management, 1998, **101**(1-3): 37-55.
- [11] Chen X Y, Mulder J. Atmospheric deposition of nitrogen at five subtropical forested sites in South China [J]. Science of the Total Environment, 2007, **378**(3): 317-329.
- [12] Dentener J, Drever J F, Lamarque I, *et al.* Nitrogen and sulphur deposition on a regional and global scales: A multimodel evaluation [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2006, **20**: GB4003, doi: 10. 1029/2005GB002672.
- [13] Galloway J N, Townsend A R, Erismann J W, *et al.* Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions [J]. Science, 2008, **320**(5878): 889-892.
- [14] 唐先干, 杨金玲, 张甘霖. 皖南山区降水酸性特征与元素沉降通量 [J]. 环境科学, 2009, **30**(2): 356-361.
- [15] Likens G E, Bormann F H. Biogeochemistry of a forested ecosystem [M]. (Second Edition). New York: Springer-Verlag, 1995. 1-4.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 258-284.
- [17] 詹道江, 叶守泽. 工程水文学 [M]. (第三版). 北京: 中国水利水电出版社, 2000.
- [18] 向仁军, 柴立元, 张龚, 等. 湖南蔡家塘森林小流域氮和硫的输入输出特征 [J]. 环境科学学报, 2006, **26**(8): 1372-1378.
- [19] 张西林, 曾光明, 蒋益民, 等. 酸沉降下韶山森林氮的输入、输出通量变化特征 [J]. 环境科学研究, 2006, **19**(4): 31-35.
- [20] 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 Pollution, 2008, **190**(1-4): 171-181.
- [21] Presscott C E. The influence of the forest canopy on nutrients cycling [J]. Tree Physiology, 2002, **22**(15-16): 1193-1200.
- [22] Zhang G, Zeng G M, Jiang Y M, *et al.* Seasonal ionic exchange in two-layer canopies and total deposition in a subtropical evergreen mixed forest in Central-south China [J]. Annals of Forest Science, 2006, **63**(8): 887-896.
- [23] Likens G E, Bormann F H, Johnson N M. Nitrification: Importance to nutrient losses from a cutover forest ecosystem [J]. Science, 1969, **163**(3872): 1205-1206.
- [24] Van Breemen N, Driscoll C T, Mulder J. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters [J]. Nature, 1984, **307**(5952): 599-604.
- [25] Rekolainen S. Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland [J]. Aqua Fennica, 1989, **19**(2): 95-107.
- [26] 刘学军, 张福锁. 环境养分及其在生态系统养分资源管理中的作用——以大气氮沉降为例 [J]. 干旱区研究, 2009, **26**(3): 306-311.
- [27] Zeller K, Harrington D, Riebau A, *et al.* Annual wet and dry deposition of sulfur and nitrogen in the Snowy Range, Wyoming [J]. Atmospheric Environment, 2000, **34**(11): 1703-1711.
- [28] Burns D A. Atmospheric nitrogen deposition in the Rocky Mountains of Colorado and southern Wyoming—review and new analysis of past study results [J]. Atmospheric Environment, 2003, **37**(7): 921-923.
- [29] Liu X J, Ju X T, Zhang Y, *et al.* Nitrogen deposition in agroecosystems in the Beijing area [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2006, **113**(1-4): 370-377.
- [30] Zhang Y, Liu X J, Fangmeier A, *et al.* Nitrogen inputs and isotopes in the precipitation in the North China Plain [J]. Atmospheric Environment, 2008, **42**(7): 1436-1448.
- [31] 陈能汪, 洪华生, 肖健, 等. 九龙江流域大气氮干沉降 [J]. 生态学报, 2006, **26**(8): 2602-2607.
- [32] De Vries W, Breeuwsma A. The relation between soil acidification and element cycling [J]. Water, Air and Soil Pollution, 1987, **35**(3-4): 293-310.
- [33] Van Breemen N, Mulder J, Driscoll C T. Acidification and alkalization of soils [J]. Plant and Soil, 1983, **75**(3): 283-308.
- [34] Rosen K, Lindberg T. Biological nitrogen fixation in coniferous

- watershed areas in Central Sweden [J]. *Holarctic Ecology*, 1980, **3**(3): 137-140.
- [35] Buresh R J, Casselman M E, Patrick Jr W H. Nitrogen fixation in flooded soil systems, a review [J]. *Advances in Agronomy*, 1980, **33**: 149-187.
- [36] Ladha J K, Reddy P M. Nitrogen fixation in rice systems: state of knowledge and future prospects [J]. *Plant and Soil*, 2003, **252**(1): 151-167.
- [37] Peoples M B. Biological nitrogen fixation: contributions to agriculture [A]. In: Rattan L, Ed. *Encyclopedia of soil science* [M]. (Second Edition). New York: Marcel Dekker Inc., 2006. 162-168.
- [38] Bouwman A F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1996, **46**(1): 53-70.
- [39] Barton L, McLay C D A, Schipper L A, *et al.* Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1999, **37**(6): 1073-1093.
- [40] Chen G X, Huang B, Xu H, *et al.* Nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems in China [J]. *Chemosphere—Global Change Science*, 2000, **2**(7): 373-378.
- [41] Horvath L, Fuhrer E, Lajtha K. Nitric oxide and nitrous oxide emission from Hungarian forest soils linked with atmospheric N-deposition [J]. *Atmospheric Environment*, 2006, **40**(40): 7786-7795.
- [42] Stevens R J, Laughlin R J. Measurement of nitrous oxide and the di-nitrogen emissions from the agricultural soils [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, **52**(2-3): 131-139.
- [43] Zhang J B, Cai Z C, Cheng Y, *et al.* Denitrification and total nitrogen gas production from forest soils of Eastern China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, **41**(12): 2551-2557.
- [44] Zheng X H, Huang Y, Wang Y S, *et al.* Seasonal characteristics of nitric oxide emission from a typical Chinese rice-wheat rotation during the non-waterlogged period [J]. *Global Change Biology*, 2003, **9**(2): 219-227.
- [45] Fillery R P, De Datta S K. Ammonia volatilization from nitrogen fertilizer as a N loss mechanism in flooded rice fields [J]. *Fertilizer Research*, 1986, **9**(1-2): 79-98.
- [46] 蔡贵信, 朱兆良. 稻田中化肥氮的气态损失 [J]. *土壤学报*, 1995, **32**(增刊): 128-135.
- [47] 宋勇生, 范晓晖, 林德喜, 等. 太湖地区稻田氮挥发及其影响因素研究 [J]. *土壤学报*, 2004, **41**(2): 265-269.
- [48] 田光明, 蔡祖聪, 曹金留, 等. 镇江丘陵区稻田化肥氮的氮挥发及其影响因素 [J]. *土壤学报*, 2001, **38**(3): 324-332.
- [49] Yoshikawa N, Shiozawa S, Ardiansyah. Nitrogen budget and gaseous nitrogen loss in a tropical agricultural watershed [J]. *Biogeochemistry*, 2008, **87**(1): 1-15.
- [50] Vitousek P M, Matson P A. Mechanisms of nitrogen retention in forest ecosystems: a field experiment [J]. *Science*, 1984, **225**(4657): 51-52.
- [51] Goodale C L, Lajtha K, Nadelhoffer K J, *et al.* Forest nitrogen sinks in large eastern US watersheds: estimates from forest inventory and an ecosystem model [J]. *Biogeochemistry*, 2002, **57/58**(1): 239-266.
- [52] Van Breemen N, Boyer E W, Goodale C L, *et al.* Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the northeastern USA [J]. *Biogeochemistry*, 2002, **57/58**(1): 267-293.