

中国森林生态系统 N 平衡现状

郝金标^{1 2}, 张福锁^{1,*}, 有祥亮³

(1. 中国农业大学资源环境学院, 农业部植物营养学重点实验室, 教育部植物-土壤相互作用重点实验室, 北京 100094 ;
2. 上海建桥学院, 上海 201319 ; 3. 上海市园林科学研究所, 上海 200232)

摘要 :由于 N 饱和生态系统的出现, 森林生态系统作为环境污染储蓄库的认识受到挑战。收集了近十余年来全国各地森林 N 素循环的研究资料, 通过对目前大气 N 沉降、森林生物固 N、森林生态系统 N 的流失、淋失、挥发等各项收支参数的分析, 借助农田养分收支平衡的估算思路和方法对全国森林生态系统 N 平衡进行了估算。结果表明, 我国森林生态系统 N 的输入大于输出, 全国森林生态系统年容纳大气 N 约为 736 万 t, 其中约 176 万 t 来自于大气 N 沉降, 约 599 万 t 来自于生物固 N。而进入到森林生态系统中的 N 约 16 万 t 固定在木材中用以维持森林蓄积的增加, 其余绝大部分则保存于森林土壤, 使得森林土壤全 N 含量大约以每年 0.002% 的速率增长。但不断增加的 N 素输入并未导致森林生态系统 N 饱和, 全国的森林蓄积仍保持增长的趋势, 森林生态系统在 N 的生物地球化学循环过程中起着重要的调节作用, 仍是环境 N 的储蓄库, 对于调节气候, 防治污染具有重大作用。

关键词 :中国, 森林森林生态系统, N 素平衡
文章编号 :1000-0933 (2007) 08-3257-11 中图分类号 :Q142, Q948 文献标识码 :A

Nitrogen balance of natural forest ecosystem in China

XI Jin-Biao^{1 2}, ZHANG Fu-Suo^{1,*}, YOU Xiang-Liang³

1 Key Laboratory of Plant Nutrition, MOA, Key Laboratory of Plant-Soil Interactions, MOE, Resources and Environment College, China Agricultural University, Beijing 100094, China
2 Shanghai Jianqiao College, Shanghai 201319, China
3 Shanghai Institute of Landscape Gardening Science, Shanghai 200232, China
Acta Ecologica Sinica 2007 27 (8) 3257 ~ 3267.

Abstract : The view of forest ecosystem as a nitrogen sink system was challenged with the discovery of nitrogen saturation forest ecosystem. The information of nitrogen cycling from different areas over China during recent decade was collected. According to the climatic zone and the forest characteristics, the natural forest ecosystem in China was divided into the following 6 areas : (1) Northeast China, which includes Heilongjiang Province, Jilin Province and Liaoning Province ; (2) North China, which includes Beijing, Tianjin, Shandong Province, Hebei Province and Henan Province ; (3) Central China, which includes Anhui Province, Hunan Province, Hubei Province and Shanghai city ; (4) Northwest China, which includes Xinjiang, Ning xia, Qinghai, Gansu, Shanxi, Shaanxi and Inner Mongolia ; (5) Southeast coastal area, which includes Fujian Province, Zhejiang Province, Guangdong Province, Hainan Province and Taiwan Province ; (6) Southwest China, which includes Guangxi, Guizhou Province, Yunnan Province, Sichuan Province, Tibet and Jiangxi Province. All the parameters of N input and N output were sorted out based on the divided forest area and analyzed by the method of

基金项目 :国家农业部 948 重大国际合作资金资助项目 (2003-Z53)
收稿日期 :2006-07-13 ; 修订日期 :2007-03-13
作者简介 :郝金标 (1963 ~) 男, 山东枣庄人, 博士, 研究员, 主要从事林业生态和盐生植物多样性研究. E-mail :xijinbiao2001@yahoo.com.cn
* 通讯作者 Corresponding author, E-mail :zhangfs@cau.edu.cn
Foundation item : The project was financially supported by 948 major international joint project of Ministry of Agriculture of China (No. 2003-Z53)
Received date : 2006-07-13 ; **Accepted date :** 2007-03-13
Biography : XI Jin-Biao, Ph. D., Professor, mainly engaged in the forest ecology and halophyte species diversity. E-mail :xijinbiao2001@yahoo.com.cn

estimating the nutrient balance of farmland system. The result shows that the N input of natural forest ecosystem in China mainly is biological N fixation and N deposition. The biological N fixation flux of natural forest varied from $33.1 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ to $47 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, and the biological N fixation flux of the forest in central China and south China is higher than those of northwest China, northeast China and north China. The N deposition flux of natural forest is very different in different areas. The N deposition flux is only $6.14 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in northwest China and it increased to $18.54 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in northeast coastal area. The N output mainly consists of N runoff, erosion and N volatilization. However, the amount of N output of natural forest is much lower than that of N input. The total flux of N output varied from $1.05 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in northwest China to $3.79 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in northeast China. The balance of N input and N output in the natural forest ecosystem is $38.19 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in northwest China, $48.2 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in north China, $48.57 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in northeast China, $56.51 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in central China, $58.79 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in southwest China, and $62.55 \text{ Nkg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ in southeast coastal area. About 7.36 million tons of nitrogen, in it about 1.76 million tons are from nitrogen deposition and 5.99 million tons from biological fixation, was stored in natural forest ecosystem of China per year. Among the 7.36 million tons of nitrogen entered the natural forest, about 0.16 million tons was taken up and stored in wood. The rest was stored in soil, consequently, the soil nitrogen content of natural forest ecosystem increased by 0.002 percent per year. However, the surplus nitrogen has not induced forest ecosystem to be a nitrogen saturation system because the wood volume of the natural forest in China increases by 1.21% per year. It indicated that forest ecosystem is still a nitrogen sink system and plays an important role in regulating climate and controlling pollution.

Key Words : China ; natural forest ecosystem ; nitrogen balance

近几十年来,由于工业的迅速发展、化石燃料的大量燃烧和农田施肥的不断增加,大气 N 沉降的危害日益严重,由此导致的温室效应、酸雨和高 N 输入成为人类面临的严重环境问题。N 沉降的增加在许多国家和地区已开始危及湖泊、农田、草地和森林生态系统,造成土壤酸化、地下水污染、养分失衡、生物多样性降低、生物生产力下降等。因此,N 的生物地球化学循环及其环境效应成为当前全球环境变化中区域研究的重要内容。为了估计和预测 N 素循环的变化对全球环境的影响,自 20 世纪 70 年代以来国际社会对生态系统中的 N 素循环进行了广泛和深入的研究,SCOPE (国际科委环境委员会)将全球 N 超载作为一个潜在的环境问题和化学定时炸弹提出,并在 1998 ~ 2001 年的科学规划中列出了“N 的循环和转化”、“陆地-海洋营养盐流动”等项目。IGBP (国际地圈与生物圈计划)和 IPCC (政府间气候变化委员会)的许多核心项目也都把 N 素循环作为主要研究内容^[1]。

森林作为陆地生态系统的主体,在调节养分循环、防止污染、保护环境方面具有其他陆地生态系统所不可比拟的强大功能,在维护地球生态平衡方面起着支柱作用。也正因如此,长期以来人们习惯地把森林看作是大气污染的储蓄库。然而由于 N 沉降的不断增加,欧洲大约 11% 的土地达到了 N “饱和”状态,许多森林生态系统也成为了 N “饱和”生态系统,森林作为大气污染储蓄库的认识受到挑战,美国耶鲁大学森林学家^[2]甚至提出了一个新的观点:森林既是大气污染的储蓄库,同时也是大气污染的发生源。因此,森林生态系统 N 平衡状况对于 N 的生物地球化学循环起着非常重要的调节作用,也是理解森林生态系统环境容量和森林环境效应的关键。然而,有关我国森林生态系统 N 平衡现状的研究目前还主要局限于对局部地段或特定森林类型的田间尺度上,从全国尺度上对森林生态系统 N 平衡的研究报道很少,而根据统计学理论,借助农田养分收支平衡的估算方法,用多年来田间尺度上的研究资料来研究全国尺度上的森林生态系统 N 平衡,在方法上也是一种新的尝试。

1 森林生态系统 N 输入参数的估计

森林生态系统 N 的输入可以分为 3 项:大气 N 沉降、生物固 N 和施肥。对于天然林和生态型人工林分而言,系统 N 的输入主要是大气 N 沉降和生物固 N 两项。

1.1 大气 N 沉降

N 沉降的来源除大气中的 N₂ 外 ,主要是工业排放、化石燃料的燃烧和农田施肥。随着工业的发展和人类活动的增强 ,大气 N 沉降越来越成为森林生态系统 N 营养的重要来源。根据对我国近 10 余年来公开发表的 67 份资料的统计分析 ,全国 N 沉降通量平均为 12.84kg·hm⁻²·a⁻¹N ,以西北地区 N 沉降最小 ,为 6.14kg·hm⁻²·a⁻¹N ,东南沿海最高 ,为 18.54kg·hm⁻²·a⁻¹N ,全国不同地区 N 沉降通量见表 1。

表 1 近 10 年来中国不同森林地区大气 N 沉降通量的统计

Table 1 Statistic of N deposition in different forest areas of China in recent decade (Nkg·hm⁻²·a⁻¹)

地区 Area	N 沉降平均通量 Flux of N deposition	数据项数 Number of data	参考文献 References
东北地区 Northeast China	10.36 ± 5.65	9	[3 ~ 5]
华北地区 North China	14.69 ± 10.16	4	[3, 4, 6]
东南沿海 Southeast coastal area	18.54 ± 9.81	16	[4, 5, 7 ~ 14]
华中地区 Central China	12.5 ± 4.74	11	[5, 15 ~ 16]
西南地区 Southwest China	14.78 ± 15.92	20	[4, 5, 9, 15, 17 ~ 22]
西北地区 Northwest China	6.14 ± 7.19	7	[4, 5, 23 ~ 25]

1.2 生物固 N

生物固 N 主要包括自生固 N、共生固 N 和联合固 N 3 种类型。目前的估算 ,森林通过生物固 N 获得的 N 源要远远高于 N 沉降的数量 ,估计全球生物固 N 量可达每年 10100 ~ 17500 万 t^[26 ~ 28] ,其中全球森林生物固 N 约为 4000 万 t ,相当于每年每公顷森林生物固 N 100 kg^[26, 29]。因此 ,生物固 N 可以说是森林 N 素的主要来源。

陈国安曾对我国 20 世纪 80 年代生物固 N 量进行过估计。结果认为 ,全国年生物固 N 量约为 900 万 t^[30] ,相当于每年每公顷固 N 量为 9 kg ,90 年代 ,朱兆良先生对我国生物固 N 量又进行了比较详细的估计 ,结果表明 ,全国年生物固 N 量约为 1170 万 t^[31] ,相当于每年每公顷固 N 量为 12 kg。如果不考虑沙漠、城镇等建筑用地的生物固 N ,生物固 N 量大约在 30 kg·hm⁻²·a⁻¹N 以上。

共生固 N 是 3 种生物固 N 方式中固 N 能力最强的 ,主要包括根瘤菌共生固 N 体系、弗兰克氏放线菌共生固 N 体系和蓝细菌共生固 N 体系 3 种类型。其中 ,根瘤菌共生固 N 体系主要存在于豆科植物和少数双子叶植物中。目前的统计 ,我国有豆科植物约 1400 种 ,广泛分布于全国各地的森林中 ,其中大部分树种具有生物固 N 作用 ,其固 N 能力一般变化于 12 ~ 200 kg·hm⁻²·a⁻¹N 之间 (表 2)。

弗兰克氏放线菌共生固 N 体系广泛存在于双子叶植物中 ,其抗旱、抗寒、耐盐碱、耐瘠薄等抗逆能力很强 ,生态分布幅度宽于豆科植物。目前已发现的可与弗兰克氏放线菌共生固 N 的植物有 9 科 20 多个属约 200 多种。其中 ,我国常见的有木麻黄、沙棘、沙枣等共生固 N 树种 ,其固 N 能力与豆科植物接近 ,变化于 8 ~ 160 Nkg·hm⁻²·a⁻¹ (表 3)。

由表 2、表 3 可以看出 ,无论是豆科植物还是非豆科植物 ,其共生固 N 能力因植物种类的不同和研究地点的不同 ,差异很大 ,但共生固 N 能力平均变化在 63.85 kg·hm⁻²·a⁻¹左右。

另一种共生固 N 体系是蓝细菌共生固 N 体系 ,目前的研究表明约有 11 科 30 多属的蓝细菌具有固 N 的特性。由于蓝细菌抵抗恶劣环境的能力很强 ,能适应各种

表 2 常见豆科固 N 植物的生物固 N 能力

Table 2 Biological nitrogen fixation rate of leguminous plants (kg·hm⁻²·a⁻¹)

树种 Plant species	固 N 速率 N fixation rate	参考文献 References
金合欢 <i>Acacia farnesiana</i>	21	[32]
台湾相思 <i>Acacia confusa</i>	12	[32]
刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i>	35 ~ 200	[33]
1 年生胡枝子 <i>Lespedeza</i> spp.	50 ~ 193	[34]
苜蓿 <i>Medicago</i> spp.	150 ~ 350	[34]
大豆 <i>Glycine max</i>	35 ~ 150	[34]
三叶草 <i>Trifolium</i> spp.	30 ~ 130	[34]

环境,因此,蓝细菌共生固 N 体系在全球广泛分布,尤其在热带沼泽、淡水湖泊、海滨潮湿地区具有很强的固 N 能力,在森林生态系统中则可与真菌、苔藓、蕨、裸子植物和被子植物形成多种多样的共生固 N 体系,其共生固 N 能力估计可达 $22\text{ N kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (http://zhjyx.hfjy.net.cn/RESOURCE/CZ/CZSW/SWTS/WSWXJC/2181_SR.HTM)^[40],在干旱瘠薄地区蓝细菌可与地衣形成共生固 N 体系,其共生固 N 量可达 $11\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}\text{ N}_0$ 。

自生固 N 是森林生态系统生物固 N 的另一种重要形式,目前已发现和确证的自生固 N 菌近 70 属,可分为嫌气性和好气性两大类。目前国外研究的一些结果认为,自生固 N 菌的固 N 能力一般为 $4.95\sim19.5\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}\text{ N}$,蓝绿藻的固 N 能力一般为 $9.9\sim49.5\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}\text{ N}$,中国旱地自生固 N 能力为 $15\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}\text{ N}$,森林生态系统中部分成分的自生固 N 能力变化于 $1\sim8.5\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}\text{ N}$ 左右。此外,蓝绿藻是一种分布相当普遍的自生固 N 菌,其固 N 作用可在 $0\sim60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 范围内进行,是瘠薄荒地重要的 N 素来源(表 4)。联合固 N 体系主要存在于禾本科植物中,在森林生态系统中所占比重很小,故忽略不计。

2 森林生态系统 N 输出参数的估计

天然林生态系统 N 输出主要包括 N 的流失和淋失以及 NH_3 和 NO_x 等气态 N 的挥发两项,生物量的收获在不采伐条件下暂不考虑。

2.1 N 的流失和淋失

对于一个未受干扰的森林生态系统,在过去漫长的历史时期,N 的流失和淋失数量都是很低的。Perakis & Hedin 对南美 100 个未受干扰的原始森林生态系统的调查表明,水中 NO_3^- 的浓度平均仅有 $1.9\text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$, NH_4^+ 平均只有 $4.9\text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$,有机 N 较高,变化于 $8\sim135\text{ }\mu\text{g N L}^{-1}$ 之间,N 的损失率只有 $0.2\sim3.5\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。然而,随着人为干扰活动的加剧和 N 沉降的增加,森林生态系统 N 的流失和淋失损失也在急剧增加^[41]。Dise 和 Wright^[42]对欧洲森林的研究表明,当 N 沉降小于 $10\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 时,森林生态系统的地下径流中没有 N 的输出;当 N 沉降变化于 $10\sim25\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 范围时,有些森林生态系统的地下径流中开始有 N 的输出,而当 N 沉降大于 $25\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 时,森林生态系统的地下径流中明显有 N 输出; $10\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的大气 N 输入是导致 N 输出迅速变化的临界值。

表 4 几种生态类型自生固 N 速率的比较

Table 4 Rate of nitrogen fixation by free-living diazotrophs in different ecosystems ($\text{Nkg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)

生态类型 Types of ecosystem	固 N 速率 N fixation rate	参考文献 References
农田 Farmland	4.95 ~ 19.95	[4]
森林蓝绿藻 Algae in forest	9.9 ~ 49.5	[4]
干旱地 Arid land	15	[32]
水田 water land	30 ~ 45	[32]
苏格兰松和挪威云杉 (地被物 + 土壤 + 树冠) Forest of Picea abies (plant + soil + canopy)	8.15	[33]
火炬松 (地被物 + 土壤)Forest of Pinus taeda (plant + soil)	1.0	[33]
道格拉斯松 (地被物 + 树冠 + 腐木) Forest of Pinus Douglas (plant + canopy + deadwood)	3 ~ 6.5	[33]

表 3 常见弗兰克氏放线菌共生固 N 树种的固 N 能力

Table 3 Symbiotic nitrogen fixation rate of Frankia with trees ($\text{Nkg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)

树种 Tree species	固 N 速率 N fixation rate	参考文献 References
桉木 <i>Alnus cremastogyne</i>	21.5	[32]
木麻黄 <i>Casuarina equisetifolia</i>	8	[32]
木麻黄 <i>Casuarina equisetifolia</i>	12 ~ 85	[34]
木麻黄 <i>Casuarina equisetifolia</i>	40 ~ 60	[33]
放射松 <i>Pinus radiata</i>	90 ~ 160	[33]
灰桉木 <i>Alnus incana</i>	43	[33]
黑桉木 <i>Alnus</i> spp.	16 ~ 60	[33]
红桉木 <i>Alnus</i> spp.	40 ~ 150	[33]
西特喀桉木 <i>Alnus</i> spp.	20 ~ 150	[33]
美洲茶属 <i>Ceanothus</i> spp.	0 ~ 110	[33]
杨梅 <i>Myrica rubra</i>	18	[33]
赤杨 <i>Alnus rubra</i>	130	[35]
鼠李 <i>Ceanothus velutinus</i>	20 ~ 100	[36 ~ 38]
沙棘 <i>Hippohae</i> spp.	29.47 ~ 58.94	[39]

我国对森林生态系统 N 损失的研究资料比较少。表 5 是几个森林生态系统 N 流失和淋失损失的研究事例。可以看出 ,目前我国不同地区 N 的淋失和流失损失均不高 ,变化幅度在 $0.03 \sim 5.95 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 范围。其中 ,南部地区 N 的流失和淋失损失平均为 $1.49 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,华北及东北地区平均为 $2.79 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,西部地区森林 N 的流失和淋失损失极低 ,不足 $0.05 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

表 5 我国几个森林生态系统 N 的流失和淋失通量				
Table 5 Nitrogen runoff and erosion in different forest ecosystems in China ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)				
分区 Region	地点 Site	森林类型 Forest type	N 流失和淋失 N runoff and erosion	参考文献 References
南部地区 South China	江西	杉木人工幼林	0.203	[43]
	Jiangxi Province	Younger Chinese fir plantation		
	江西	杉木人工中龄林	0.025	[43]
	Jiangxi Province	Adult Chinese fir plantation		
	福建	杉木人工林	2.94	[8]
	Fujian Province	Chinese fir plantation		
	庐山	针叶林	1.34	[18]
	Lushan ,Jiangxi	Conifer forest		
	庐山	阔叶林	1.71	[18]
	Lushan ,Jiangxi	Broad-leaved forest		
	云南	热带季雨林	5.95	[21]
	Yunnan Province	Tropic seasonal rain forest		
	云南	湿性常绿阔叶林	4.36	[22]
	Yunnan Province	Evergreen broad-leaved forest		
	福建	15 年生木麻黄	1.87	[7]
华北及东北 North and northeast China	Fujian Province	Casuarina equisetifolia forest		
		半落叶季雨林	0.14	[3]
		Semi-leaf-drop seasonal rain forest		
		山地雨林	1.01	[3]
		Mountain seasonal rain forest		
		杉木	0.27	[15]
		Chinese fir plantation		
		次生白桦林	2.97	[3]
		Secondary birch forest		
		人工红松林	1.34	[3]
		Red pine plantation		
西部地区 West China		人工兴安落叶松	4.07	[6]
		Larch plantation		
	陕西	刺槐人工林	0.026	[23]
	Shaanxi Province	<i>Robinia pseudoacacia</i> plantation		
	西藏	原始冷杉林	0.05	[19]
	Tibet	Original fir forest		

2.2 气态 N 的挥发损失

气态 N 的损失主要包括 NO、N₂O、NO₂ 等 N 氧化物挥发和 NH₃ 的气态挥发。在农田生态系统中气态 N 的损失占有很大的分量 ,并在很大程度上受施肥行为的影响 ,但在森林生态系统中据认为要低的多。国外的一些观测表明 ,平均只有 $1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,在热带、亚热带地区最高也不过 $1 \sim 2 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ [44]。然而 ,由于大气 N 沉降的增加 ,也出现了一些森林生态系统气态 N 大量损失的研究报道 ,如 Shuguang 等在大西洋热带原始森林的研究表明 ,森林 N₂O 的挥发量达到了 $6.24 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,NO 的挥发量为 $0.78 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ [45] ;Tietema 和 Verstraten 对欧洲潮湿而 N 饱和的山毛榉林的研究则表明 ,森林生态系统 NH₃ 的挥发量高达 $35 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。这说明近年来森林气态 N 的损失有增加的趋势。

我国目前有关森林气态 N 挥发的研究报道很少。徐慧、陈冠雄、肖冬梅等曾对我国长白山地区落叶红松

林 N₂O 的挥发进行过研究^[46~48],但他们的研究主要集中于对森林土壤亚系统或树木个体 N₂O 排放的测定,或偏重于对 N₂O 排放机制的研究。根据王效科等应用 DNDC 模型对中国农业土壤 N₂O 排放量的估算,平均排放通量为 3.58 kg·hm⁻²·a⁻¹^[49],徐慧等^[46]对长白山北坡不同森林土壤 N₂O 排放量的测定结果表明,N₂O 排放通量平均为 5.97 μgN·m⁻²·h⁻¹N,换算后为 0.52 kgN·hm⁻²·a⁻¹;肖冬梅等^[47]对长白山阔叶红松林森林土壤 N₂O 排放量的研究表明,有凋落物的森林土壤 N₂O 排放通量平均为 43.38 μgN·m⁻²·h⁻¹,换算后为 3.8 kgN·hm⁻²·a⁻¹。这些有限的研究资料表明,不同森林生态系统气态 N 的损失通量可能存在较大的差异,但损失通量并不高。因为国内的研究资料有限,在此借用国外的研究数据进行估算,即按温带、暖温带地区 1 kg·hm⁻²·a⁻¹,热带、亚热带地区 1.5 kg·hm⁻²·a⁻¹估算^[44]。

3 中国森林生态系统 N 平衡的估算

由于我国地域宽广,不同地区森林生态系统受自然条件和社会经济状况的影响,各项 N 收支参数可能差异很大。因此,在进行森林生态系统 N 平衡估算时,首先根据区域差异将全国森林生态系统划分东北地区(包括黑龙江、吉林和辽宁 3 省)、西北地区(包括新疆、甘肃、宁夏、内蒙、陕西、山西、青海 7 省)、华北地区(包括北京、天津、河北、山东、河南 5 省)、华中地区(包括安徽、湖南、湖北、江苏、上海 5 省)、东南沿海(包括福建、浙江、广东、海南、台湾 5 省)和西南地区(包括广西、江西、西藏、四川、云南、贵州 6 省)6 个大区。

3.1 东北地区森林生态系统 N 收支参数的估算

东北地区是我国天然林的集中分布区,森林树种中固 N 树种的比重很小,主要是柾木、仙女木等。然而,由于林下比较潮湿,真菌、苔藓、蕨类、裸子植物种类繁多且资源丰富,因此为蓝细菌共生固 N 体系的形成创造了条件,也为自生固 N 蓝绿藻的繁殖创造了条件。据此,蓝细菌共生固 N 量按 22 kg·hm⁻²·a⁻¹N 计^[40],自生固 N 通量按 20 kg·hm⁻²·a⁻¹N 计(介于旱地和水田之间)^[52],豆科植物和弗蓝克氏放线菌共生固 N 量很小,故忽略不计,大气 N 沉降和 N 的流失与淋失分别按表 1 和表 5 中的平均值计算,N 的气态损失按目前的平均值 1 kg·hm⁻²·a⁻¹N 计^[44]。森林生态系统 N 平衡估算见表 6。

3.2 华北地区森林生态系统 N 收支参数的估算

华北地区森林主要为生态防护林和风景林,森林中共生固 N 植物比重明显增加,主要有刺槐、紫穗槐、胡枝子、沙棘、锦鸡儿等。同时,由于森林郁闭度的降低,林下禾本科植物增多,真菌、苔藓、蕨类植物减少,因此,华北地区森林生态系统中豆科、非豆科共生固 N 量要高于东北地区,而蓝细菌共生固 N 量则会有所减少。在华北地区森林中,共生固 N 树种主要存在于防护林、风景林、水土保持林和薪柴林中,所占比重不大,按 3% 计算,固 N 能力以其平均值 63.85 kg·hm⁻²·a⁻¹计算,据此估计森林豆科、非豆科共生固 N 量约为 1.9 kgN·hm⁻²·a⁻¹,蓝细菌共生固 N 按东北地区的 70% 计算,约为 15.4 kgN·hm⁻²·a⁻¹,自生固 N 约为 20 kgN·hm⁻²·a⁻¹(介于干旱地和水田之间);大气 N 沉降和 N 的流失与淋失分别按表 1、表 5 中的平均值计算,N 的气态损失按目前的平均值 1 kgN·hm⁻²·a⁻¹计^[44]。各参数估计见表 6。

3.3 西北地区森林生态系统 N 收支参数估算

西北地区防护林和水土保持林林种占有比例很高,而刺槐、紫穗槐、柠条、花棒、锦鸡儿、胡枝子及非豆科共生固 N 树种沙棘、沙枣等树种又广泛分布于农田林网、各种生态防护林和水土保持林中,因而共生固 N 树种在森林中所占比重较大,估计在 5% 以上,现按 8% 计算,其固 N 量估计为 5.1 kgN·hm⁻²·a⁻¹(共生固 N 树种固 N 能力以其平均值 63.85 kg·hm⁻²·a⁻¹计算);由于该区气候干旱,森林郁闭度较低,林下真菌、苔藓、蕨类植物较少。因此,该区的蓝细菌共生固 N 体系固 N 能力降低,应低于华北地区,现按华北地区的 70% 估算,约为 10kgN·hm⁻²·a⁻¹;自生固 N 按略高于干旱地段估算,约为 18kgN·hm⁻²·a⁻¹;大气 N 沉降和 N 的流失与淋失分别按表 1、表 5 中的平均值计算,N 的气态损失按目前的平均值 1 kgN·hm⁻²·a⁻¹计^[44]。各项参数估计见表 6。

3.4 华中、东南沿海和西南地区森林生态系统 N 收支参数估算

这 3 个地区气候比较湿润,森林生物多样性和生态系统的生产力均较高,固 N 树种种类较多但比重下

降 ,蓝细菌和自生固 N 能力增强。共生固 N 量按 $25\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 计算 (其中 ,蓝细菌共生固 N 按略高于东北地区 ,以 $23\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 计) ,自生固 N 量按略高于华北地区又低于水田估算 ,约为 $22\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$;大气 N 沉降和 N 的流失与淋失分别按表 1、表 5 中的平均值计算 ;N 的气态损失按目前的平均值 $1.5\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 计^[44]。各项参数估计见表 6。

表 6 中国森林生态系统 N 素平衡的估算
Table 6 Nitrogen balance of forest ecosystem in China ($\text{kgN}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)

项目 Item		东北地区 Northeast China	华北地区 North China	西北地区 Northwest China	华中地区 Central China	东南沿海 Southeast coastal area	西南地区 Southwest China
N 输入 N Input	N 沉降 N deposition	10.36	14.69	6.14	12.5	18.54	14.78
	共生固 N Symbiotic N fixation	22	17.3	15.1	25	25	25
	自生固 N Autogenous N fixation	20	20	18	22	22	22
	小计 Total	42	37.3	33.1	47	47	47
输入合计 Total of input		52.36	51.99	39.24	59.5	65.54	61.78
N 输出 N output	流失和淋失 N runoff and erosion	2.79	2.79	0.05	1.49	1.49	1.49
	气态挥发 Volatilization	1	1	1	1.5	1.5	1.5
输出合计 Total of output		3.79	3.79	1.05	2.99	2.99	2.99
平衡 Balance		48.57	48.2	38.19	56.51	62.55	58.79

上述估算结果表明 ,我国森林生态系统 N 素输入大于支出 ,系统 N 素呈增加趋势 ,而且 ,东南沿海、西南林区和华中林区 N 素增加快于东北、华北和西北地区。这一结果表明 ,大量的 N 素输入并未导致我国森林生态系统 N 饱和 ,森林生态系统仍是环境 N 污染的储蓄库 ,森林对 N 素的这种库源关系决定了我国森林生态系统在减轻大气 N 污染 ,保护环境方面具有良好的作用。

4 讨论

4.1 估算方法的可行性

养分收支平衡估算是认识和评价田块与林分养分资源盈亏的有效方法。目前 ,几乎所有关于农田和林分养分平衡状况的研究报道都是采用这种思路和方法进行评价的 ,这种方法特别适合对封闭系统养分资源平衡的研究。在区域尺度上 ,利用养分盈亏评价养分的平衡状况也是一种常被采用的技术 ,如鲁如坤等利用该方法对海伦、封丘、阜康等农业生态试验站农田养分平衡进行了评价^[4] ,张玉铭等和谭宏伟等则利用该方法分别对华北太行山前农田生态系统 N、磷、钾平衡状况和广西农田养分平衡状况进行了估算^[17 47] ,表明利用养分资源收支平衡是可以评价大区域尺度上的养分资源状况的 ,关键是要能获得各项指标的正确的估计参数。

本文采用农田养分收支平衡的估算思路和方法对我国森林生态系统 N 平衡现状进行的估算 ,其数据来源主要是多年来对不同森林类型或不同森林地段 N 平衡参数的实际测定结果。基于这些小样本对全国尺度上的森林生态系统 N 平衡进行估算 ,符合统计学的原理 ,其方法是可行的 ,只是估算的精度要取决于这些小样本的数量、分布的均匀程度和各个小样本中测定数据的精度。

4.2 各项参数估计值及估算精度

大气 N 沉降和 N 的流失与淋失两项指标均是根据近十余年来我国不同地区森林 N 循环的实测数据整理得来的 ,其误差来源主要取决于数据样本的数量以及对森林分布区、森林类型的划分。本次收集到的数据样

本很少,同时也没能对森林分布区和森林类型进行细划,这会对估计结果带来很大误差,但对这两项指标的计算均基于各地的实测数据因而仍具有很好的可信度。大气 N 沉降包括湿沉降和干沉降两种,由于目前有关干沉降的文献很少,这次估算没有将其计算在内,无疑会低估了森林 N 沉降项的输入;N 的流失和淋失是指通过地表径流和渗漏汇入江河湖泊而流出森林生态系统的 N 量,是各实验在流域出水口处的测定数值,应该有较好的可信度,只是各地森林生态系统水量平衡场径流养分输出研究结果差异较大,而本研究所采用的样本又太少,因而会增加估算的误差。

气态 N 的损失主要包括 NO、N₂O、NO₂ 等 N 氧化物挥发和 NH₃ 的气态挥发,它包括森林土壤的 N 挥发和森林植被的 N 挥发两个方面,主要受气温、湿度、生态系统类型和施肥状况等因素的影响。因此,不同气候带森林生态系统气态 N 的损失通量会有较大差异,本研究在进行气态 N 损失估算时将我国森林生态系统简单地划分为 2 个类型,无疑会带来误差。根据徐慧^[46]和肖冬梅^[47]对长白山地区的研究,森林土壤生态系统 N₂O 的损失通量变动在 0.52 ~ 3.8 kgN·hm⁻²·a⁻¹,该数值没有包括森林植被的 N₂O 挥发,因此,实际上森林生态系统 N 氧化物的损失通量可能要高于本文的估计,但最大应不超过农田生态系统,即大约相当于 3.58 kgN·hm⁻²·a⁻¹^[49]。

氨挥发被认为是农田生态系统 N 损失的重要途径。据朱兆良的估计,在有利于氨挥发的条件下,氨损失率可高达施 N 量的 40% ~ 50%^[5]。1990 年全球氨挥发总量约为 NH₃-N 54 Tg,其中由于化肥应用导致的氨挥发为 NH₃-N 9 Tg,同时期,加拿大由于农业活动引起的氨挥发占到氨挥发总量的 87%^[1]。我国的森林生态系统(人工用材林除外)几乎从来没有施肥的习惯。因此,其氨挥发损失也比农田生态系统低的多。但因缺乏这方面的试验数据,暂未考虑,这也是导致气态 N 损失估计值偏低的一个原因。

在生态系统 N 收支平衡的各种参数中,生物固 N 量的确定最为困难,变异也最大,因此对平衡的估计影响最大。目前比较公认的估计认为全球森林的生物固 N 量为 4000 万 t,相当于每年每公顷森林生物固 N 100 kg^[26,29],我国 20 世纪 80 年代估计的生物固 N 量为 900 万 t,90 年代初估计为 1170 万 t^[5],如果不考虑沙漠、城镇等建筑用地的生物固 N,我国的生物固 N 量大约在 30N kg·hm⁻²·a⁻¹以上。

本文对全国森林生态系统生物固 N 量的估算变化在 33.1 ~ 47 kg·hm⁻²·a⁻¹,平均约在 40 kg·hm⁻²·a⁻¹左右,其估计值远低于对全球森林生态系统生物固 N 量的估算,和朱兆良对全国生物固 N 量的估计差别不大,仅略有增加,说明本研究的估计是比较保守的,没有超出目前公认的误差范围,是可以接受的。

4.3 我国森林生态系统年接纳的 N 量及其去向

根据 1998 年全国森林资源清查数据,全国森林面积(不包括经济林)约 1.39 亿 hm²,按照上述参数估计值和 N 平衡数值计算,我国森林生态系统每年可净储存 N 736 万 t,其中大约 176 万 t 来自于大气 N 沉降,599 万 t 来自于生物固 N 量(表 7),表明中国森林生态系统对 N 污染的净化作用非常强大。

进入森林生态系统的 N 除了输出项外,在系统内主要有两个去向,一是被植物吸收,并存留于植物体内,这主要表现在森林活立木总蓄积量的增加;另一个去向就是进入森林土壤系统,导致森林土壤有机质及其养分含量增加。根据 1994 ~ 1998 年的全国森林资源清查资料,我国活立木总蓄积约为 124.9 亿 m³,年均增长率为 0.97%,即每年新增木材蓄积为 1.21 亿 m³,1998 ~ 2003 年森林蓄积年增 1.78 亿 m³,按木材干材平均 N 含量 1.6 g·kg⁻¹,森林多为硬阔叶树种和针叶树种,因而木材密度按 0.55 g·cm⁻³计算,1994 ~ 1998 年间进入到森林生态系统中的 N 每年大约有 11 万 t 被储存于干材中,1998 ~ 2003 年间进入到森林生态系统中的 N 每年大约有 16 万 t 被储存于干材中,其余大部分 N 将进入森林土壤并引起森林土壤肥力的提高。根据 N 饱和生态系统的定义,当 N 素增加,而系统初级生产力不再增加时即为 N 饱和生态系统。而事实上,我国森林生态系统初级生产力的增加是很明显的,根据最近全国森林资源清查数据,全国活立木年均净生长率为 3.88%,森林蓄积量年均净增率 1.21%,其中活立木总蓄积量年均净增率为 0.97%^①,这一结果表明我国森林

① 全国森林资源统计资料(1994 ~ 1998 年),内部交流资料

生态系统尚未达到 N 饱和状态 ,输入的 N 一小部分被植物吸收存留 ,绝大部分则储存于森林土壤中 ,相当于 0 ~ 20cm 土层土壤全 N 含量以 0.002% 的速率增加。 尽管目前还没有关于全国森林土壤有机质及其全 N 含量变化的详细报道 ,但大部分田块尺度上的研究表明 ,林地土壤有机质和全 N 含量呈增加趋势 ,其增加速度甚至高于 0.002% ,这说明森林生态系统还在不断的容纳输入的 N 素 ,森林生态系统是 N 的储蓄库。

表 7 中国森林生态系统 N 素储量的估算

Table 7 Storage of nitrogen in forest ecosystem in China							
项目 Item	华北地区 North China	西北地区 Northwest China	东北地区 Northeast China	华中地区 Central China	东南沿海 Southeast coastal area	西南地区 Southwest China	全国 Over the China
森林面积 Forest area (100hm ²)	43792	243941	276981	130348	205040	487086	1387188
大气 N 沉降 N deposition (t·a ⁻¹)	64330.5	149779.8	286952.3	162935	380144.2	719913.1	1764054.8
生物固 N Biological Nfixation (t·a ⁻¹)	163344.2	807444.7	1163320.2	612635.6	963688	2289304.2	5999736.9
N 收入合计 Total of N input (t·a ⁻¹)	227674.6	957224.5	1450272.5	775570.6	1343832.2	3009217.3	7763791.7
N 输出 N output (t·a ⁻¹)	16597.2	26589.6	104975.8	38974.1	61307	145638.7	394082.3
N 储存量 N storage (t·a ⁻¹)	211077.4	930634.9	1345296.7	736596.5	1282525.2	2863578.6	7369709.4

然而 ,要比较准确的评价森林生态系统在 N 素循环中的作用 ,监测、分析森林土壤有机质含量、腐殖质形态以及 C/N 比在一个较长时间段的动态变化是最可靠的 ,这也正是今后应重点研究的问题。

References :

[1] Li Z B ,Wang Q C ,Chen J. Research of agroecosystem nitrogen cycle. Soil and Environmental Sciences ,2002 ,11 (4) :417 — 421.

[2] Smith ,Willian H. Air pollution and forests-interaction between contaminants and forest ecosystems. New York : Spring-Verlag New York Inc. ,1981.

[3] Chen L Z ,Huang J H ,Yan C R. the Nutrient Cycling of Forest Ecosystem in China. Beijing :Meteorological Press ,1997.

[4] Lu R K ,Liu H X ,Wen D Z ,*et al.* Research on nutrient cycling and balance of agricultural ecosystem in typic area of china II . Chinese Journal of Soil Science ,1996 ,27 (4) :151 — 154.

[5] Ye X M ,Hao J M ,Duan L ,*et al.* On critical loads of nutrient nitrogen deposition for some major lakes in China. Environmental Pollution and Control ,2002 ,24 (1) 54 — 58.

[6] Liu S R. Biogeochemical cycling characteristics of *Dahurian Larch* plantation ecosystem. Chinese Journal of Ecology ,1992 ,11 (5) :1 — 6.

[7] Ye G F ,Huang B L. Studies on geochemical cycling in *Casuarina equisetifolia* plantation ecosystems. Journal of Nanjing Forestry University ,1998 ,22 (1) 5 — 8.

[8] Ma X Q ,He Z Y ,Yu X T ,*et al.* Study on the cycle of N ,P ,K in Chinese fir young plantation ecosystem and its simulation. Scientia Silvae Sinicne ,1996 ,32 (3) :199 — 205.

[9] Liu C Q ,Cao S Q ,Chen G A. Contents of nutrient elements in precipitation of Fujian and Yunnan Provinces. Acta Pedologica Sinica ,1984 ,21 (4) :438 — 442.

[10] Lu R K ,Shi T J. P reliminary study on nutrient content of precipitation in Jinhua region. Acta Pedologica Sinica ,1979 ,16 (1) 81 — 84.

[11] Huang Z L ,Kong G H ,Yu Q F ,*et al.* Hydrological Function and Nutrient Dynamics in Lower Subtropical Monsoon Evergreen Broad-leaved Forest. Journal of Plant Ecology ,2000 ,24 (2) :157 — 161.

[12] Chen B F ,Zhou G Y ,Zeng Q B *et al.* Study on Hydrochemical Cycling in Tropical Mountain Rainforest Ecosystem. Forest Research ,1997 ,10 (2) :111 — 117.

[13] Zhou G Y ,Chen B F ,Zen Q B ,*et al.* Water balance and geochemical cycling of main nutrients in the tropical mountain rainforest ,Hainan Island. Acta Ecologica Sinica ,1997 ,10 (2) :111 — 117.

[14] Fu Q L ,Luo Y J ,Chai X Z. Preliminary studies on the nutrient cycling in the Chinese fir plantation on red earth in the low hill area. Acta Agricultural Zhejiangensis ,1995 ,7 (2) :93 — 96.

[15] Ma X H. Eluviation of nutrients of rainfall in Chinese fir and pine forest. Acta Ecologica Sinica ,1989 ,9 (1) :15 — 20.

[16] Liao G R , Zhong J H , Li S Y , *et al.* The nutrient cycling and balance of eucalyptus plantation ecosystem Ⅲ. The nutrient balance of eucalyptus plantation ecosystem. *Ecology and Environment* ,2003 ,12 (3) :300 —302.

[17] Tan H W , Zhou L Q , Xie R L. Nutrient Circulation and Balance of Farm Land in Guangxi. *Journal of Guangxi Academy Science* ,2000 ,16 , (2) : 82 —91.

[18] Dong X W , Liu D H , Pan G X , *et al.* Distribution and dynamics of water soluble nitrogen in forest ecosystem of Mt. Lushan under impact of acid deposition in spring. *Journal of Nanjing Forestry University* ,1999 22 (4) 45 —48.

[19] Xin X B , Zai M P Zhai M P. Studies on nutrition cycle of *Abies georgei* forest ecosystem of mountain Segila in Tibet. *Forest Research* ,2003 ,16 (6) 668 —676.

[20] Li L H , Lin P , He J Y *et al.* Review on the study of forest precipitation chemistry. *Journal of Soil and Water Conservation* ,1994 8 (1) 84 —96.

[21] Sha L Q , Zheng Z , Feng Z L , *et al.* Biogeochemical cycling of nitrogen at a tropical seasonal rain forest in Xishuanbanna , SW China. *Acta Phytocologica Sinica* ,2002 26 (6) 689 —694.

[22] Gan J M , Xue J Y , Zhao H K. A preliminary study on change of nutrient import and export in the process of rainfall in the Ailao mountains region of Yunnan Province. *Journal of Natural Resources* ,1995 ,10 (1) 43 —50.

[23] Liu Z W , Li Y S , Liu B Z , *et al.* Nutrient Cycling and Trend Modeling of Black Locust Plantation Ecosystem in Gullied Loess Plateau Area. *Journal of Northwest Forestry College* ,1998 ,13 (2) 34 —40.

[24] Yuan X M , Wang Z Q. Studies on the NO_3^- -N in the environment and soil. *Arid Zone Research* ,1997 ,14 (4) 52 —55.

[25] Li S X , Cun D G , Gao Y J , *et al.* Mineral N input into soil from rainfall in arid loess area. *Agricultural Research in The Arid Areas* ,1993 ,11 : 83 —92.

[26] Bezdicek D F , Kennedy A C. In : Lynch JM & Hobbie JE. eds. *Microorganisms in Action*. Blackwell Scientific Publications ,1998.

[27] Galloway J N. The global nitrogen cycle : change and conse-quences. *Environmental Polluting* ,1998 ,102 :153 —24.

[28] Cheng P. Research progress on associative nitrogen fixation microbe. *Journal of Hubei Institute for Nationalities (Natural Sciences)* ,1994 ,12 (2) : 60 —61.

[29] Huang Q C , Chen Q F , Li Z Z. Research prospect on biological nitrogen fixation. *Science and Technology Review* ,1999 , (1) 26 —29.

[30] Chen G A. Attach importance to the role of biological nitrogen fixation in sustained development of agriculture. *Science and Technology Review* , 1998 , (2) 58 —59 56.

[31] Zhu Z L. Nitrogen cycling and balance in agricultural ecosystem of china. In : Zhu Z L , Wen Q X eds. *Soil Nitrogen in China*. Nanjing : Jiangsu Science and Technology Press ,1992. 288 —303.

[32] Ding Y Z , Xu Z R , Chen D B. Applied of biological nitrogen fixation in preserving the soil and water in forest land. *Fujian Soil and Water Conservation* ,1996 , (3) 7 —9.

[33] Wu J R , Ma H C. the role of biological nitrogen fixation in constructing the Changjiang river protection forest. *Journal of Southwest Forestry College* ,1996 ,16 (1) 60 —64.

[34] Diem H G. Dommergues Y R. Current and potential uses and management of *Casuarinaceae* in the tropics and subtropics. In : Schwintzer , C. R. ; Tjepkema , J. D. , eds. *The biology of Frankia and actinorhizal plants*. New York : Academic Press , Inc. ,1990.

[35] Binkley Dan. Nodule biomass and acetylene reduction rates of red alder and Sitka alder on Vancouver Island , B. C. *Canadian Journal of Forest Research* ,1981 ,11 :281 —286.

[36] McNabb D H , Cromack K J. Dinitrogen fixation by a mature *Ceanothus velutinus* (Dougl.) stand in the western Oregon Cascades. *Canadian Journal of Microbiology* ,1983 29 :1014 —1021.

[37] Youngberg C T , Wollum A G. Nitrogen accretion in developing *Ceanothus velutinus* stands. *Soil Science Society of America Journal* ,1976 40 :109 —112.

[38] Zavitkovski J , Newton M. Ecological importance of snowbrush *Ceanothus velutinus* in the Oregon Cascades. *Ecology* ,1968 49 :1134 —1145.

[39] Wang Z K , Guo B P , Yan L Y , *et al.* Research on seabuckthorn nodules in fixing nitrogen. *Soil and Water Conservation in China* ,1997 , (3) 46 —49.

[40] http://zhjyx.hfjy.net.cn/RESOURCE/CZ/CZSW/SWTS/WSWXJC/2181_SR.HTM

[41] Steven S , Perakis , Lars O. Hedin. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. *Nature* ,2002 415 (24) 416 —419.

[42] Dise N B , Wright R F. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manag.* ,1995 ,71 (1/2) :153 —161.

[43] Sheng W T. A study on soil erosion and nutrient loss in Chinese fir plantation. *Forest Research* ,2000 ,13 (6) 589 —597.

[44] Gundersen P. Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle : role of denitrification. *Forest Ecology and Management* ,1991 44 :15 —28.

[45] Shuguang Liu , William A. Reiners , Michael Keller , Davis S. Schimel. Simulation of nitrous oxide and nitric oxide emissions from tropical primary forests in the Costa Rican Atlantic Zone. *Environmental Modelling & Software* 2000 ,15 :727 —743.

[46] Xu H , Chen G X , Ma C X. A preliminary study on N_2O and CH_4 emissions from different soils on northern slope of Changbai Mountain. *Chinese*

Journal of Applied Ecology ,1995 ,6 (4) 373 — 377.

[47] Xiao D M , Wang M , Ji L Z , *et al.* Variation characteristics of soil N₂O emission flux in broad-leaved Korean pine forest of Changbai Mountain. Chinese Journal of Ecology ,2004 ,23 (5) :46 — 52.

[48] Xiao D M , Wang M , Wang Y S , *et al.* Fluxes of soil carbon dioxide , nitrous oxide and firedamp in broadleaved/Korean pine forest. Journal of Forestry Research ,2004 ,15 (2) :107 — 112.

[49] Wang X K , Zhuang Y H , Li C S. The distribution pattern of N₂O emission from agricultural soil in China. Acta Ecologica Sinica ,2001 ,21 (8) :1225 — 1232.

[50] Zhang Y M , Hu C S , Mao R K *et al.* Nitrogen , phosphorus and potassium cycling and balance in farmland ecosystem at the piedmont of Taihang. Chinese Journal of Applied Ecology ,2003 ,14 (11) :1863 — 1867.

参考文献：

[1] 李志博,王起超,陈静. 农业生态系统的 N 素循环研究进展. 土壤与环境 ,2002 ,11 (4) :417 ~ 421.

[3] 陈灵芝,黄建辉,严昌荣. 中国森林生态系统养分循环. 北京 :气象出版社 ,1997.

[4] 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. 土壤通报 ,1996 ,27 (4) :151 ~ 154.

[5] 叶雪梅,郝吉明,段雷,周中平. 中国主要湖泊营养 N 沉降临界负荷的研究. 环境污染与防治 ,2002 ,24 (1) :54 ~ 58.

[6] 刘世荣,兴安落叶松人工林生态系统营养元素生物地球化学循环特征. 生态学杂志 ,1992 ,11 (5) :1 ~ 6.

[7] 叶功富,黄宝龙,木麻黄林生态系统营养元素的地球化学循环. 南京林业大学学报 ,1998 ,22 (1) :5 ~ 8.

[8] 马祥庆,何智英,俞新妥,管守忠,何宗明. 杉木幼林生态系统 N、P、K 循环及模拟研究. 林业科学 ,1996 ,32 (3) :199 ~ 205.

[9] 刘崇群,曹淑卿,陈国安. 我国南亚热带阔、漠地区降雨中养分含量的研究. 土壤学报 ,1984 ,21 (4) :438 ~ 442.

[10] 鲁如坤,史陶钧. 金华地区降雨中养分含量的初步研究. 土壤学报 ,1979 ,16 (1) :81 ~ 84.

[11] 黄忠良,孔国辉,余清发,张志红. 南亚热带季风常绿阔叶林水文功能及其养分动态的研究. 植物生态学报 ,2000 ,24 (2) :157 ~ 161.

[12] 陈步峰,周光益,曾庆波,李意德,吴仲民. 热带山地雨林生态系统水文化学循环规律的研究. 林业科学研究 ,1997 ,10 (2) :111 ~ 117.

[13] 周光益,陈步峰,曾庆波,等. 海南岛热带山地雨林短期水量平衡及主要养分的地球化学循环研究. 生态学报 ,1996 ,16 (1) :28 ~ 32.

[14] 傅庆林,罗永进,柴锡周. 低丘红壤人工杉木林养分循环的初步研究. 浙江农业学报 ,1995 ,7 (2) :93 ~ 96.

[15] 马雪华. 在杉木林和马尾松林中雨水的养分淋溶作用. 生态学报 ,1989 ,9 (1) :15 ~ 20.

[16] 廖观荣,钟继洪,李淑仪,蓝佩玲,廖新荣,王尚明,杨国清,简明,李宏. 桉树人工林生态系统养分循环和平衡研究 III. 桉树人工林生态系统的养分平衡. 生态环境 ,2003 ,12 (3) :300 ~ 302.

[17] 谭宏伟,周柳强,谢如林. 广西农田养分循环与平衡分析. 广西科学院学报 ,2000 ,16 , (2) :82 ~ 91.

[18] 董小卫,刘德辉,潘根兴,等. 酸沉降影响下春季庐山森林生态系统水溶态 N 的分布及其动态. 南京农业大学学报 ,1999 ,22 (4) :45 ~ 48.

[19] 辛学兵,翟明普. 西藏色季拉山冷杉林生态系统的养分循环. 林业科学研究 ,2003 ,16 (6) :668 ~ 676.

[20] 李凌浩,林朋,何建源,金昌善. 森林降水研究化学综述. 水土保持学报 ,1994 ,8 (1) :84 ~ 96.

[21] 沙丽清,郑征,冯志立,等. 西双版纳热带季节雨林生态系统 N 的生物地球化学循环研究. 植物生态学报 ,2002 ,26 (6) :689 ~ 694.

[22] 甘健民,薛敬意,赵恒康. 云南哀牢山大气降雨过程中养分输入及输出变化的初步研究. 自然资源学报 ,1995 ,10 (1) :43 ~ 50.

[23] 刘增文,李玉山,刘秉正,王佑民. 黄土残塬沟壑区刺槐人工林生态系统的养分循环与动态模拟. 西北林学院学报 ,1998 ,13 (2) :34 ~ 40.

[24] 袁新民,王周琼. 环境和土壤中硝态 N 的研究——以阜康荒漠生态试验站地区为例. 干旱区研究 ,1997 ,14 (4) :52 ~ 55.

[25] 李生秀,寸待贵,高亚军. 黄土干旱地区降水输入到土壤的无机 N. 干旱地区农业研究 ,1993 ,11 :83 ~ 92.

[28] 程萍. 联合国 N 微生物的研究进展. 湖北民族学院学报 (自然科学版) ,1994 ,12 (2) :60 ~ 61.

[29] 黄群策,陈启锋,李志真. 生物固 N 研究的前景. 科技导报 ,1999 , (1) :26 ~ 29.

[30] 陈国安. 重视生物固 N 在我国农业持续发展中的地位. 科技导报 ,1998 , (2) :58 ~ 59 ,56.

[31] 朱兆良. 我国农业生态系统中 N 素的循环和平衡. 见 :朱兆良,文启孝主编. 中国土壤 N 素. 南京 :江苏科学技术出版社 ,1992. 288 ~ 303.

[32] 丁玉贞,徐昭召,陈德斌. 谈生物固 N 在林地水土保持上的应用. 福建水土保持 ,1996 , (3) :7 ~ 9.

[33] 伍建榕,马焕成. 生物固 N 在长防林建设中的作用. 西南林学院学报 ,1996 ,16 (1) :60 ~ 64.

[39] 王子科,郭百平,阎立业,周鸿宾,翟云梅. 沙棘根瘤共生固 N 的研究. 中国水土保持 ,1997 , (3) :46 ~ 49.

[43] 盛炜彤. 杉木人工林水土流失及养分损耗研究. 林业科学研究 ,2000 ,13 (6) :589 ~ 597.

[46] 徐慧,陈冠雄,马成新. 长白山北坡不同土壤 N₂O 和 CH₄ 排放的初步研究. 应用生态学报 ,1995 ,6 (4) :373 ~ 377.

[47] 肖冬梅,王森,姬兰柱,等. 长白山阔叶红松林土壤 N₂O 排放通量的变化特征. 生态学杂志 ,2004 ,23 (5) :46 ~ 52.

[49] 王效科,庄亚辉,李长生. 中国农田土壤 N₂O 排放通量分布格局研究. 生态学报 ,2001 ,21 (8) :1225 ~ 1232.

[50] 张玉铭,胡春胜,毛任钊,董文旭. 华北太行山前平原农田生态系统中 N、磷、钾循环与平衡研究. 应用生态学报 ,2003 ,14 (11) :1863 ~ 1867.