

90-99

16170(13)

第16卷第1期
1995年1月生态学报
ACTA ECOLOGICA SINICAVol. 16, No. 1
Jan., 1995

大气氮沉降与森林生态系统的氮动态

肖辉林

(广东省土壤研究所, 广州, 510650)

S 718.554.2

A

摘要 由于人类活动的影响,若干年代以来大气氮沉降明显增加,在森林地区,大气氮沉降的空间变异性由林分的位置,结构和组成树种所决定。除降雨之外,干沉降和隐蔽降水(Occult precipitation)也是大气氮沉降的重要形式。

某些森林冠层对大气沉降的氮有一定的吸收作用,但穿透水中的氮通量随着降雨氮输入的增加而明显增加。大多数森林冠层在氮沉降大于 $15 \text{ kg N/hm}^2 \cdot \text{a}$ 时,不仅不吸收雨水中的氮,反而大量的氮被雨水溶脱,从长期来说,森林植被的氮增长率与大气氮输入之间无明显的相关性。不论是阔叶林、针阔混交林,还是针叶林,大气氮输入的增加都可能导致硝化作用的发生,当大气氮沉降较高时,土壤中氮的淋溶损失随着大气氮沉降的增加而呈现出明显增加的趋势。从总体上来说,森林生态系统净氮积累率与大气氮沉降之间无明显的相关性,这与植被氮增长率同大气氮沉降之间无明显的相关性这一结论在逻辑上相吻合。

关键词: 大气氮沉降,森林生态系统,氮动态,冠层氮吸收与淋溶,植被氮增长,土壤氮淋溶,净氮积累。

ATMOSPHERIC NITROGEN DEPOSITION AND NITROGEN DYNAMICS OF FOREST ECOSYSTEMS

Xiao Huilin

(Guangdong Institute of Soil Science, Guangzhou, China, 510650)

Abstract Atmospheric nitrogen deposition has been increasing significantly over the last decades because of the influence of human activities. In forest areas, spatial variability of the nitrogen deposition depends on the stand position, structure and species composition. Besides the rainfall, dry deposition and occult precipitation are also important forms in atmospheric nitrogen deposition.

Some forest canopies can absorb the deposited nitrogen to a certain extent, but the throughfall nitrogen flux increase obviously with the nitrogen inputs of bulk precipitation. When the nitrogen deposition is more than $15 \text{ kg N/hm}^2 \cdot \text{a}$, not only do most forest canopies not absorb the nitrogen in rainwater, but also large amounts of nitrogen are leached out from the canopies. In the long run, there is no obvious correlation between forest vegetation nitrogen increment and atmospheric nitrogen deposition. The increase in atmospheric nitrogen input can induce nitrification regardless of hardwood forest, mixed hardwood-coniferous forest, or coniferous forest. When the nitrogen deposition is large, the leaching of nitrogen from forest

收稿日期:1994-01-18, 修改稿收到日期:1994-01-08

soils shows a obvious increase trend with the increase of the deposition. As a whole, there is no clear correlation between net nitrogen accumulation in forest ecosystems and atmospheric nitrogen deposition, and it is logical to coincide with the conclusion of no obvious correlation between forest vegetation nitrogen increment and atmospheric nitrogen deposition.

Key words: atmospheric nitrogen deposition, forest ecosystem, nitrogen dynamics, nitrogen absorption by or leaching from canopy, vegetation nitrogen increment, nitrogen leaching from soil, net nitrogen accumulation.

长期以来, 氮被认为是森林初级生产力的养分限制因子。最近若干年代, 情况已经发生了变化, 工农业生产和能源利用过程中排出的氮化合物对大气的污染, 使大气沉降的氮在数量上超过了许多森林的需求。近年来越来越多的迹象表明, 氮沉降正在破坏森林生态系统^[1-2]。一种关于森林衰退的全新观点是高氮输入的危害作用^[3]。氮沉降对森林生态系统的影响, 引起了生态学家和林学家的极大关注。大气氮输入被看作是对森林营养学家的一次挑战^[4]。本文试图根据国内外的重要文献, 概括大气氮沉降的状况, 讨论氮沉降对森林生态系统氮动态的影响, 为森林生态系统物质循环的研究和生态环境保护提供参考依据。

1 大气氮沉降的状况

大气沉降的氮化合物有干、湿两种。湿沉降的氮主要是 NH_4^+ 和 NO_3^- , 以及少量的可溶性有机氮。干沉降的氮主要有气态 NO 、 N_2O 、 NH_3 和 NHO_3 , 以及 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 NH_4NO_3 粒子, 还有吸附在其它粒子上的氮。除了自然来源之外, 大气中的氮化合物主要来源于工业 (NO_x)、化石燃料的燃烧 (NO_x)、农田施肥和集约畜牧业 (NH_3)。

近年来, 对 NO_x 在空中的迁移和沉降模式研究得较多。有关研究表明, NO_x 在空中可发生化学反应和光化学反应, 而且可沉降到陆地和水生生态系统, 它在大气层中的滞留时间大约是 1—4 d, 平均迁移距离在几百 km 至 2000 km 之间^[5,6]。年际大气变率引起 NO_x 沉降量的年变幅约为 6%—10%。在加拿大和美国, 1985—1987 年每年的 $\text{NO}_x\text{-N}$ 干、湿、微滴沉降分别占人为活动排放量 ($6.2 \cdot 10^{12}\text{g NO}_x\text{-N/a}$) 的 43%、30% 和 4%, 其余 23% 输到境外^[7], 说明排放出来的 NO_x 大部分通过沉降而输入各种生态系统。

NH_3 的沉降模式受牧业强度和农业措施的影响。1950—1980 年, 欧洲 NH_3 排放量增加 50%^[8], 1980 年至现在的统计数字则尚未见报道。 NH_3 排放密度与雨水中的 NH_4^+ 浓度相关, 但由于 NH_3 与其它环境污染物的相互作用, 其相关性较复杂^[9]。实验表明, NH_3 和 SO_2 分别由于碱性和酸性的特点, 在干沉降过程中具有协同效应, 互相促进沉降^[4, 10]。

北美和西欧非城市地区的雨水分析显示了 19 世纪中叶以来, NO_3^- 的年沉降量有显著的增加, 而 NH_4^+ 沉降水平则相对稳定^[11]。北欧和中欧的资料也反映了从本世纪 50 年代至 80 年代, 雨水中的 NO_3^- 平均浓度明显增加, 而 NH_4^+ 平均浓度在大多数地区有所上升, 在少数地区则变化趋势不明显^[12]。总的来说, 氮沉降已明显增加。

世界各地大气氮沉降的通量受氮的排放量的支配。氮沉降与氮排放呈线性关系^[5]。目前欧洲污染最严重的地区, 降雨中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均浓度大于 0.9 mg/L, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 大于 0.7 mg/L, 这种浓度向着污染较轻的地区逐渐下降, 在大不列颠北部和斯堪的纳维亚中部 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 约为 0.3 mg/L, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 约为 0.15—0.30 mg/L^[14]。欧洲大部分地区氮沉降超过 10 kg N/hm²·a, 在比利时、荷兰、卢森堡 3 国和中欧的一部分地区, 氮沉降超过 30 kg

$\text{N}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$, 欧洲边远地区减少至 $1 \text{ kg N}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ^[19]。

在森林地区, 大气氮沉降的空间变异性由林分的位置、结构和树种所决定。森林结构决定截获面积和气动粗糙度。与空旷地和低矮植被交界的林分, 氮沉降增加 10%。暴露于空气中的高海拔山坡和山顶比平地接受到更多的污染物, 因为云雾微滴拦截高浓度的污染物^[19]。在不同树种的树冠上, 大气氮的干沉降速度有所不同^[19, 16, 8, 19], 因此, 即使在同一地域内, 不同树种的森林也有不同的氮沉降量。

Lindberg^[20]在美国东部森林对若干离子的干、湿沉降过程进行了测定, 结果表明, 在各种离子的沉降过程中, 相对于各种离子的大气总输入, 降雨是 SO_4^{2-} 和 NH_4^+ 的最重要的沉降过程, 烟雾的干沉降是 NO_3^- 和 H^+ 的最重要过程; 在每种离子输入森林的年总通量中, 干沉降是一种重要机制。例如, 在美国东部一种阔叶混交林 (*Quercus prinus-Quercus alba*) 中, 干沉降贡献 32% 的 NH_4^+ 和 60% 的 NO_3^- 。由于森林生态系统中离子浓度高^[2], 而且树林提供大量的集水面积, 故除了降雨和干沉降外, “隐藏降水”(Occult precipitation) 如雾、露水、霜等也特别重要。Lovett 等人^[21]在阿巴拉契亚山脉北部(海拔 1220 m)的一处森林 (*Abies balsamea*) 测定到以云雾微滴的形式沉降的氮通量比通过降雨输入的还要大。但由于干沉降和隐藏降水较难测定, 故在森林生态系统氮概算中常被忽视, 从而低估了大气氮的沉降量。

2 大气氮沉降对森林生态系统氮动态的影响

2.1 对冠层氮吸收与氮淋溶的影响

大气沉降的氮首先从冠层输入生态系统, 冠层直接与大气沉降氮发生作用。在生长季节里, 大气沉降的氮能被一些冠层有效地吸收^[22]。¹⁵N 标记的模拟实验^[23]表明, 幼龄欧洲水青冈 (*Fagus sylvatica*) 地上部对大气沉降氮有一定的吸收能力, 被吸收的沉降氮从地上部转移到体内各部分。林冠吸收的大气沉降氮可为一些树种(如 *Quercus prinus*, *Quercus alba*) 木质部的增长提供 40% 的氮需求量^[24]。

但冠层对大气沉降氮的吸收量有一定的限度^[24], 森林对氮的需求也有一定的限度^[4, 25]。在大气氮污染较严重的地区, 氮沉降量大, 森林对氮需求达到满足, 冠层氮吸收状况便随之发生变化。表 1 列出了降雨氮输入、穿透水氮通量和冠层氮淋溶的数据。该表表明, 随着降雨氮输入 (x) 的增加, 穿透水氮通量 (y) 明显增加(回归关系式为 $y = 0.312x^{1.799}$, $r = 0.879^{***}$, $n = 34$); 当降雨氮输入约大于 $15 \text{ kg N}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ 时, 大多数森林冠层不仅不吸收雨水中的氮, 反而大量的氮被雨水溶脱, 只有少数森林冠层对雨水中的氮进行吸收。表 1 中的负数表示冠层吸收雨水中的氮的数量, 能吸收雨水中的氮的冠层, 其吸收量大多数在 $0.2-4.0 \text{ kg N}/\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ 的范围内, 这说明大气高氮输入并不利于冠层对氮的吸收。

2.2 对植被氮增长的影响

大气氮输入对森林植被氮增长的影响如图 1 所示。从图 1 可以看出, 不同森林植被的氮增长率并不随着大气氮输入的变化而有规律地变化, 这说明了植被氮增长率与大气氮输入之间无明显的相关性, 高氮输入不一定能促进植被的氮增长。对这种现象可作如下的解释: 第一, 因为植被氮增长受树种的生理特点、林分年龄和自身的吸氮规律的支配, 所以, 不同森林有不同的植被氮增长率。第二, 就特定的个别森林而言, 植被氮吸收和氮增长受林分年龄的决定^[26, 15]。在生长的早期阶段, 植物需要吸收大量的氮, 大气氮输入的增加通常可提高植物体内的氮含量^[17, 26], 故可相对地提高植被的氮增长率, 但在林冠郁闭之后,

当富营养的叶片生物量达到稳定状态时, 吸收量和增长率迅速下降^[35, 35], 此时, 即使增加大气氮的输入, 也不能继续提高植被的氮增长率。因此, 对于同一森林, 植被氮增长与大气氮输入也并不是永远都一致的。

表 1 降雨氮输入、穿透水氮通量与冠层氮淋溶 (kg N/hm² · a)

Table 1 N in bulk precipitation and in throughfall and leaching from canopies

地点 Locations	树种 Species	降雨 Bulk precipi- tation	穿透水 Through- fall	冠层淋溶 [*] Leaching from canopies	参考文献 Reference
荷兰 Netherlands	欧洲白栎-垂枝桦 <i>Quercus robur-Betula pendula</i>	23.8	56.0	32.3	2
荷兰 Netherlands	落叶树-云杉 Mixed deciduous-spruce	21.0	42.0	21.0	2
荷兰 Netherlands	欧洲赤松 <i>Pinus sylvestris</i>	16.8	64.4	47.6	2
荷兰 Netherlands	欧洲赤松 <i>Pinus sylvestris</i>	16.8	68.6	51.8	2
荷兰 Netherlands	欧洲赤松 <i>Pinus sylvestris</i>	16.8	77.0	60.2	2
荷兰 Netherlands	欧洲松 <i>Pinus sylvestris</i>	15.4	67.2	51.8	2
荷兰 Netherlands	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	16.8	64.4	47.6	2
德国 Germany	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	21.0	20.8	0.2	4
德国 Germany	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	18.0	18.2	0.2	4
瑞典 Sweden	ND	2.6	1.9	-0.7	14
瑞典 Sweden	ND	10.9	10.4	-0.5	14
瑞典 Sweden	ND	12.0	19.0	7.0	11
德国 Germany	ND	23.7	19.7	-4.0	14
德国 Germany	ND	20.7	32.3	11.6	14
比利时 Belgium	ND	23.4	34.4	21.0	14
比利时 Belgium	ND	23.4	41.0	17.6	14
中国 China	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	7.0	12.0	5.0	26
中国 China	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	7.4	9.8	2.4	27
中国 China	泡桐 <i>Paulownia tomentosa-Paulownia fortunei</i>	3.5	4.2	0.7	28
中国 China	落叶松 <i>Larix gmelina</i>	12.9	9.0	-3.9	29
英格兰 England	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	10.4	17.8	7.4	30
英格兰 England	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	9.0	6.0	-3.9	30
英格兰 England	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	6.0	7.8	1.8	30
爱尔兰 Ireland	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	2.3	4.4	2.1	31
爱尔兰 Ireland	扭叶松 <i>Pinus contorta</i>	2.3	3.2	0.9	31
荷兰 Netherlands	欧洲白栎-垂枝桦 <i>Quercus robur-Betula pendula</i>	24.2 [†]	54.5	30.3	32
荷兰 Netherlands	欧洲白栎 <i>Quercus robur</i>	24.2	56.2	32.0	32
荷兰 Netherlands	欧洲白栎 <i>Quercus robur</i>	24.2	44.6	20.4	32
荷兰 Netherlands	落叶树混交 Mixed-deciduous	24.2	62.8	38.6	32
瑞典 Sweden	欧洲水青冈 <i>Fagus sylvatica</i>	17.7	17.1	-0.6	33
美国 USA	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	3.5 [†]	0.8	-2.7	34
美国 USA	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	3.3	0.5	-2.8	34
美国 USA	红枝桤木 <i>Aralis rubra</i>	3.5	0.9	-2.6	34
美国 USA	红枝桤木 <i>Aralis rubra</i>	3.3	0.7	-2.6	34

* 冠层淋溶 = 穿透水 - 降雨 Leaching = Throughfall - Bulk precipitation

† * 3 年降雨的平均值 Mean value for three years of rainfall

ND = 文献中未记载 ND = No data

2.3 对森林土壤氮淋溶的影响

氮沉降对森林土壤氮淋溶的影响比较复杂, 因为土壤氮淋溶不仅与氮输入量, 而且与硝化率之间有密切的关系。据报道, 较低的土壤 pH 不利于硝化作用, 反之, 较高的土壤 pH 有利于硝化作用^[46, 47]; 不同林型下土壤具有不同的硝化率, 即阔叶林 > 针阔混交林 > 针叶林, 针叶林土壤的低 pH 不利于自养硝化细菌的生长, 常抑制硝化的进行^[48]。然而, 在提高有效性氮含量、降低植物氮需求的条件下, 酸性森林土壤中的净硝化也可被诱发^[49], 且有可能出现显著的硝化率^[49, 50]。由此可见, 不论是阔叶林、针阔混交林, 还是针叶林, 大气氮输入的增加都可能导致硝化作用的发生, 造成氮的淋溶损失。

大气氮沉降与意向施肥有一些不同点。意向施肥通常将肥料施于缺氮的林地, 在短期内能促进氮循环和提高森林生产力, 但这种效应随着氮进入木质部及与土壤有机质结合而在几年之后消失。相反地, 氮沉降的提高相当于有机质矿化(针叶林地为 20—75 kg N/hm² · a, 落叶林地为 50—150 kg N/hm² · a^[51, 52])对背景氮有效性的持续增加。于是, 大气氮输入的不断增长最终可能超过植物、微生物和土壤的吸收和固定。

大气氮沉降对森林土壤硝化-淋溶的影响受异养菌、植物、硝化细菌之间对氮的竞争的制约。在林分生长的早期阶段, 林地自瘦迅速, 林分从土壤中吸收大量的有效氮, 凋落物和养分归还林分发育过程中只是逐渐增加^[53]。在缺氮的林地上, 树木对土壤中的氮进行明显的“挖掘”^[54], 异养菌对任何有效氮也进行激烈的竞争, 导致氮的净固定; 有效氮输入的增加将增强这种固定需求的作用, 但一旦这种需求达到满足, 进一步的氮输入将导致生态系统富氮, 过剩的 NH₄⁺ 将可能发生硝化作用^[55]。例如, 在一般自然森林土壤中, 可溶性的 NO₃⁻ 通常为 0.001—0.1 mol/m³, 很少超过 1 mol/m³^[44, 56], 但在荷兰的一些林地上, 在大气氮湿沉降为 40—60 kg N/hm² · a 的条件下, 土壤溶液中的 NO₃⁻ 常超过 1 mol/m³, 输入的 NH₄⁺ 大部分被硝化为 NO₃⁻^[57]。

表 2 列出了大气氮沉降、土壤氮淋溶和森林生态系统净氮积累的数据。该表表明, 当大气氮沉降较低时, 土壤中氮的淋溶损失 (y) 随着氮沉降 (x) 的增加而缓慢增加; 当大气氮沉降较高时, 土壤中氮的淋溶损失随着氮沉降的增加而明显增加(回归关系式为 $y = 0.140x^{1.41}$, $0 = 0.771^{***}$, $n = 42$)。这种由大气氮沉降的增加而引起的土壤氮素淋溶损失的增加是一种强烈的土壤酸化过程^[5, 31, 58], 它不仅使土壤 pH 值下降, 而且导致盐基阳离子养分淋失^[3, 6, 7]和 Al、Mn 活化^[41, 62], 给森林生态系统造成严重的危害。

2.4 对森林生态系统氮积累的影响

在自然森林生态系统中, 大气沉降的氮一部分被植物、微生物吸收, 一部分通过非生物学途径在土壤中积累, 一部分通过硝化和反硝化作用及其它可能的途径而损失, 生态系

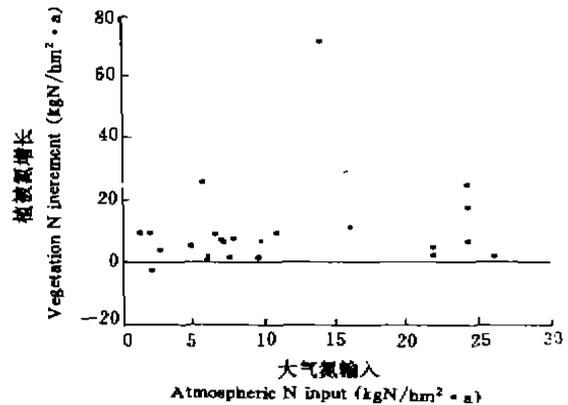


图 1 森林植被氮增长与大气氮输入的关系
(数据见文献 32, 13—45)

Fig. 1 Relationship between forest vegetation N increment and atmospheric N input
(data from References 32, 13—45)

统对氮的积累取决于大气氮输入和系统氮输出之间的动态平衡。

异养菌、植物和硝化细菌之间的氮竞争在决定氮保留于生态系统内的程度中起着重要作用^[66], 这方面在前面已经涉及。此外, 土壤有机质层对生态系统的氮活动性和氮通量也具有重要性。凋落物和土壤的高 C/N 比率可能加速氮的净固定, 低 C/N 比率则可能导致有机氮矿化率的提高并因此增加 NH_4^+ 的含量, 为硝化活性的提高提供更多的基质^[61, 67]; 腐殖化程度较高的土壤有机质层对大气输入的 NO_3^- 表现出明显的吸持, 有效性碳的增加将有利于异养菌固定有效性 NH_4^+ 和 NO_3^- , 导致氮储量的增加^[68]; 反之, 有效性碳的减少, 将导致氮储量的减少。其它土壤条件(如水分、温度)也可影响氮在生态系统中的积累^[64, 69]。所以, 不同的森林生态系统对大气沉降氮的积累具有差异性。

表 2 中的数据正好反映了这种积累的差异性和复杂性。该表表明, 森林生态系统净氮积累率与大气氮沉降之间离散性大, 即在总体上, 净氮积累率与氮沉降之间无明显的相关性。这与前面得出的植被氮增长与大气氮沉降之间无明显的相关性这一结论在逻辑上相吻合。森林植被氮增长是森林生态系统氮积累的重要组成部分, 前者与氮沉降的关系必然影响到后者与氮沉降的关系。虽然土壤氮淋溶与大气氮沉降有明显的相关性, 但是无相关性有与相关性的迭加仍然是无相关性。不过值得特别注意的是, 表 2 中所列举的荷兰两处森林^[42], 由于长期的大气高氮输入($24.2 \text{ kg N/hm}^2 \cdot \text{a}$), 森林生态系统净氮积累的负值绝对值很大, 反映了生态系统氮素的严重亏损。这可能是由于大气氮输入的增加, 导致了土壤酸化^[32], 从而大幅度地降低了土壤的氮储存容量^[25], 启动了土壤腐殖质的分解^[70], 这样, 过剩的大气 NH_4^+ 的输入及其硝化作用, 将不仅使土壤氮储存容量超载, 而且引起已储存的氮的淋溶损失。这种现象意味着外部氮沉降与内部氮循环在过剩的氮输入的条件下, 对土壤氮的淋溶损失可能具有协同作用。这种协同作用将反过来加剧土壤的酸化, 构成恶性循环。

表 2 大气氮沉降、土壤氮淋溶与森林生态系统净氮积累 ($\text{kg N/hm}^2 \cdot \text{a}$)

Table 2 N deposition from atmosphere, leaching from soils and net accumulation in forest ecosystems

地点 Locations	树种 Species	大气氮沉降 Atmospheric deposition	土壤氮 淋溶 Leaching from soils	生态系统 净氮积累 - Net accumu- lation in ecosystems	参考 文献 Reference
德国 Germany	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	21.0	36.9	-15.9	4
德国 Germany	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	18.0	17.0	1.0	4
挪威 Norway	ND	0.8	(0.04)	0.8	13
瑞典 Sweden	ND	2.1	0.1	2.0	14
瑞典 Sweden	ND	2.6	0.1	2.5	14
瑞典 Sweden	ND	5.9	1.0	4.9	14
瑞典 Sweden	ND	10.9	0.3	10.6	14
瑞典 Sweden	ND	12.0	5.0	7.0	14
德国 Germany	ND	23.7	2.1	21.6	14
德国 Germany	ND	23.7	6.7	17.0	14
德国 Germany	ND	23.7	16.3	7.4	13
德国 Germany	ND	20.7	12.1	8.6	14
德国 Germany	ND	23.4	17.3	6.1	14
比利时 Belgium	ND	23.7	6.7	17.0	14

(续表 2)

地点 Locations	树种 Species	大气氮沉降 Atmospheric deposition	土壤氮 淋溶 Leaching from soils	生态系统 净氮积累* Net accumu- lation on ecosystems	参考 文献 Reference
比利时 Belgium	ND	23.4	17.3	6.1	14
捷克斯洛伐克 Czechoslovakia	ND	13.0	12.0	1.0	14
中国 China	杉木 <i>Cunninghamia lanceolata</i>	7.4	1.0	6.4	27
中国 China	落叶松 <i>Larix gmelina</i>	12.9	4.1	8.8	29
英格兰 England	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	10.4	15.5	-5.1	30
英格兰 England	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	9.9	8.4	1.5	30
英格兰 England	西特喀云杉 <i>Picea sitchensis</i>	6.0	6.4	-0.4	30
荷兰 Netherlands	欧洲白栎-垂枝桦 <i>Quercus robur-Betula pendula</i>	24.2*	78.5	-54.3	32
荷兰 Netherlands	欧洲白栎 <i>Quercus robur</i>	24.2	28.1	-3.9	32
荷兰 Netherlands	欧洲白栎 <i>Quercus robur</i>	24.2	22.5	1.7	32
荷兰 Netherlands	落叶树混交 Mixed-deciduous	24.2	87.6	-63.4	32
瑞典 Sweden	欧洲水青冈 <i>Fagus sylvatica</i>	17.7	15.0	2.7	33
美国 USA	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	3.5	0.6	2.9	34
美国 USA	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	3.3	1.2	2.1	34
美国 USA	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	1.7	0.6	1.1	41
德国 Germany	欧洲水青冈 <i>Fagus sylvatica</i>	21.8	4.4	17.4	41
德国 Germany	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	21.8	14.9	6.9	41
俄罗斯 Russia	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	1.1	0.9	0.2	41
美国 USA	北美鹅掌楸 <i>Liriodendron tulipifera</i>	7.7	3.5	4.2	41
美国 USA	萌芽松 <i>Pinus echinata</i>	8.7	1.8	6.9	41
美国 USA	栎-核桃 <i>Quercus-Carya</i>	8.7	1.8	6.9	41
美国 USA	圣栎 <i>Quercus prinus</i>	8.7	1.8	6.9	41
美国 USA	北方阔叶树 Northern hardwood	6.5	4.0	2.5	42
美国 USA	杨树-阔叶树混交 Aspen-mixed hardwood	5.6	0.1	5.5	43
美国 USA	花旗杉 <i>Pseudotsuga menziesii</i>	2.0	1.5	0.5	44
美国 USA	温哥华冷杉 <i>Abies amabilis</i>	1.3	2.7	-1.4	63
美国 USA	红云杉 <i>Picea rubens</i>	4.5	0.2	4.3	64
比利时 Belgium	欧洲云杉 <i>Picea abies</i>	25.5	14.7	10.8	65
比利时 Belgium	阔叶树混交 Mixed hardwood	24.5	9.3	15.2	65

* 净氮积累 = 大气氮沉降 - 土壤氮淋溶。在一些森林生态系统中由于存在可能的反硝化作用和氨化作用，它实际上可能要比表中的数值小一些。Net accumulation = Deposition - Leaching, and in some ecosystems it may be less in fact than the value in the table because of possible denitrification and ammonification

* * 3年降雨的平均值 Mean value for three years of rainfall

ND = 文献中未记载 ND = No data

参 考 文 献

- 1 Skeffington R A. Accelerated nitrogen inputs—A new problem or a new perspective? *Plant Soil*, 1990, **128**: 1—11
- 2 Van Breemen N, Van Duik H F G. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ Pollut*, 1988, **54**: 249—274

- 3 Nihlgård B. The ammonium hypothesis: An additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, 1985, **14**: 2—7
- 4 Zard H W. Remarks on the effects of nitrogen deposition to forest ecosystems. *Plant Soil*, 1990, **128**: 87—89
- 7 Bortnicki J, Akamo J. Calculating nitrogen deposition in Europe. *Water Air Soil Pollut*, 1989, **47**: 101—125
- 6 Derwent R G, Nodop K. Long-range transport and deposition of acidic nitrogen species in north-west Europe. *Nature*, 1986, **324**: 356—358
- 7 Shanton J, Sisterson D L. Estimation of S and $\text{NH}_4\text{-N}$ deposition budgets for the United States and Canada. *Water Air Soil Pollut*, 1992, **63**: 211—235
- 8 ApSimon H, Kruse M, Bell J N B. Ammonia emissions and their role in acid deposition. *Atmos Environ*, 1985, **21**: 1939—1946
- 9 Van Breemen N, Burrough P A, Velthorst E J *et al*. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature*, 1982, **299**: 548—550
- 10 Van Hovl I W A, Adema E H, Vredenberg W J *et al*. A study of the adsorption of NH_3 and SO_2 on leaf surfaces. *Atmos Environ*, 1989, **23**: 1479—1486
- 11 Draaijers G P J, Ivens W P M F, Bos M M *et al*. The contribution of ammonia emission from agriculture to the deposition of acidifying and eutrophying compounds onto forests. *Environ Pollut*, 1989, **60**: 35—60
- 12 Brimblecombe P, Stedman D H. Historical evidence for a dramatic increase in the nitrate component of acid rain. *Nature*, 1982, **298**: 460—462
- 13 Rodhe H, Rood M J. Temporal evolution of nitrogen compounds in Swedish precipitation since 1955. *Nature*, 1986, **321**: 762—764
- 14 Grennfelt P, Hultberg H. Effect of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. *Water Air Soil Pollut*, 1986, **30**: 945—963
- 15 Draaijers G P J, Ivens W P M F, Bleuten W. Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water Air Soil Pollut*, 1988, **42**: 129—136
- 16 Dasch J M. Measurement of dry deposition to vegetation surfaces. *Water Air Soil Pollut*, 1988, **30**: 205—210
- 17 Lovett G M, Reiners W A, Olsen R K. Cloud droplet deposition in subalpine balsam fir forests: Hydrological and chemical inputs. *Science*, 1982, **218**: 1303—1304
- 18 Dash J M. Dry deposition of sulfur dioxide or nitric acid to oak, elm and pine leaves. *Environ Pollut*, 1989, **59**: 1—26
- 19 Lovett G M, Lindberg S E. Dry deposition of nitrate to a deciduous forest. *Biogeochemistry*, 1986, **2**: 157—168
- 20 Lindberg S E, Lovett G M, Richter D D *et al*. Atmospheric deposition and canopy interaction of major ions in a forest. *Science*, 1986, **231**: 141—145
- 21 Dollard G J, Unsworth M H, Harve M J. Pollutant transfer in upland regions by occult precipitation. *Nature*, 1983, **302**: 241—243
- 22 Malkonen E. Estimation of nitrogen saturation on basis of long-term fertilization experiments. *Plant Soil*, 1990, **128**: 75—82
- 23 Brummel R, Leuncke U, Metzner E. Interception and uptake of NH_3 and NO_x from wet deposition by above-ground parts of young beech (*Fagus sylvatica* L.) trees. *Plant Soil*, 1992, **142**: 272—279
- 24 Lovett G M, Lindberg S E, Richer D D *et al*. The effect of acidic deposition on cation leaching from three deciduous forest canopies. *Can J For Res*, 1985, **15**: 1055—1060
- 25 Glatzel G. The nitrogen status of Austrian forest ecosystems as influenced by atmospheric deposition, biomass harvesting and lateral organomass exchange. *Plant Soil*, 1990, **128**: 67—74
- 26 冯宗炜, 陈楚莹, 王开平等. 亚热带杉木纯林生态系统中营养元素的积累、分配和循环的研究. 植物生态学与地植物学丛刊, 1985, **9**: 245—256
- 27 谌小勇, 潘维伟. 杉木人工林生态系统中氮素的动态特征. 生态学报, 1989, **9**: 201—206
- 28 杨修, 吴刚. 泡桐人工林生态系统养分循环的研究. 林业科学, 1993, **29**: 158—164
- 29 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**: 1—6

- 30 Stevens P A, Adamson J K, Reynolds B *et al*. Dissolved inorganic nitrogen concentrations and fluxes in three British Sitka Spruce plantations. *Plant Soil*, 1990, **128**: 193—198
- 31 Farrell E P. Aspects of the nitrogen cycle in peatland and plantation forest ecosystems in western Ireland. *Plant Soil*, 1990, **128**: 13—20
- 32 Van Breemen N, Mulder J, Van Grinsven J J M. Impacts of acid atmospheric deposition on woodland soils in the Netherlands: I. Nitrogen transformation. *Soil Sci Soc Am J*, 1987, **51**: 1534—1540
- 33 Bergkvist B, Folkesson L. Soil acidification and element fluxes of a *Fagus sylvatica* forest as influenced by simulated nitrogen deposition. *Water Air Soil Pollut*, 1992, **65**: 111—133
- 34 Van Miegroet H, Cole D W. Acidification sources in red alder and Douglas fir soils—Importance of nitrification. *Soil Sci Soc Am J*, 1985, **49**: 1274—1279
- 35 Switzer G L, Nelson L E. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation ecosystems: The first twenty years. *Soil Sci Soc Am Proc*, 1972, **36**: 103—117
- 36 Turner J. Nutrient cycling in an age sequence of western Washington Douglas-fir stands. *Ann Bot*, 1981, **48**: 159—169
- 37 Kazda M. Indications of unbalanced nitrogen of Norway spruce stands. *Plant Soil*, 1990, **128**: 97—101
- 38 Van Dijk H F G, Roelofs J G M. Effects of excessive ammonium deposition on the nutritional status and condition of pine needles. *Physiol Plant*, 1988, **73**: 494—501
- 39 Roelofs J G M, Kempers A J, Houdijk A L F M *et al*. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. *Plant Soil*, 1985, **84**: 45—76
- 40 Johnson D W, Lindberg S E eds. *Atmospheric Deposition and Nutrient Cycling in Forest Ecosystems*. New York: Springer-Verlag, 1991
- 41 Cole D W, Rapp M. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle D E ed. *Dynamic Properties of Forest Ecosystems*. London: Cambridge University Press, 1981. 341—409
- 42 Bormann F H, Likens G E, Melillo J M. Nitrogen budget for an aggrading northern hardwood forest ecosystem. *Science*, 1977, 981—983
- 43 Pastor J J, Bockheim J G. Distribution and cycling of nutrients in an aspen-mixed-hardwood-Spodosol ecosystem in northern Wisconsin. *Ecology*, 1981, **65**: 339—353
- 44 Sollins P, Grier C C, McCorison F M *et al*. The internal element cycle of an old-growth Douglas fir ecosystem in western Oregon. *Ecol Monogr*, 1980, **50**: 261—285
- 45 Johnson D W, Van Miegroet H, Lindberg S E *et al*. Nutrient cycling in red spruce forests of the Great Smoky Mountains. *Can J For Res*, 1991, **21**: 769—787
- 46 Sahrawat K L. Nitrification in some tropic soils. *Plant Soil*, 1982, **65**: 251—286
- 47 White C S, Gosz J R. Factors controlling nitrogen mineralization and nitrification in forest ecosystems in New Mexico. *Soil Fertil Soils*, 1987, **5**: 195—202
- 48 李凤珍, 马成新, 徐奕等. 森林土壤氮转化的微生物功能研究. 应用生态学报, 1992, **3**: 223—230
- 49 Menyby S G, Aber J D, McIlilan T M *et al*. Nitrogen cycling in high elevation forest of the Northeastern US in relation to nitrogen deposition. *Ambio*, 1990, **19**: 38—40
- 50 Novik N J, Klem T M, Alexander M. Effect on simulated acid precipitation of nitrogen mineralization and nitrification in forest soils. *Water Air Soil Pollut*, 1984, **23**: 317—330
- 51 Aber J D, Nadelhoffer K J, Steudler P *et al*. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bio. Science*, 1989, **39**: 378—386
- 52 Gosz J R. Nitrogen cycling in coniferous ecosystems. *Ecol Bull (Stockholm)*, 1981, **33**: 405—426
- 53 Melillo J M. Nitrogen cycling in deciduous forest. *Ecol Bull (Stockholm)*, 1981, **33**: 427—442
- 54 Nadelhoffer K J, Aber J D, Melillo J M. Fine root production in relation to total net primary production along a nitrogen availability gradient in temperate forests: A new hypothesis. *Ecology*, 1985, **66**: 1377—1390
- 55 Pastor J J, Aber D, McClaugherty C A. Above-ground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*, 1984, **65**: 258—268

- 56 Polglase P J, Attwill P M. Nitrogen and phosphorus cycling in relation to stand age of *Eucalyptus regnans* F Muell. I. Return from plant to soil in litterfall. *Plant Soil*, 1992, **142**: 157—166
- 57 Johnson D W. Nitrogen retention in forest soils. *J Environ Qual*, 1992, **21**: 1—12
- 58 Van Miegroet H, Johnson D W, Cole D W. Soil nitrification as affected by N fertility and changes in forest floor C/N ratio in four forest soils. *Can J For Res*, 1990, **20**: 1012—1019
- 59 Cronan C S, Schofield C L. Aluminum leaching response to acid precipitation: Effects on high-elevation water sheds in the northeast. *Science*, 1979, **204**: 305—306
- 60 Van Breemen N, Jordans E R. Effects of atmospheric ammonium sulphate on calcareous and non-calcareous soils of woodlands in the Netherlands. In: Ulrich B, Pankrath J eds. *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, 1983. 171—182
- 61 Foster N W, Hazlett P W, Nicolson J A et al. Ion leaching from a sugar maple forest in response to acidic deposition and nitrification. *Water Air Soil Pollut*, 1989, **48**: 251—261
- 62 Mulder J, Van Grinsven J J M, Van Breemen N. Impacts of acid atmospheric deposition on woodland soils in the Netherlands. II. Aluminum chemistry. *Soil Sci Soc Am J*, 1987, **51**: 1640—1646
- 63 Turner J, Singer M J. Nutrient distribution and cycling in a sub-alpine coniferous forest ecosystem. *J Appl Ecol*, 1978, **13**: 295—301
- 64 Lawrence G B, Fernandez I J. Biogeochemical effects of acidic deposition on a low elevation spruce-fir stand in Hawland, Maine. *Can J For Res*, 1991, **21**: 867—875
- 65 Van Praag H J, Weissen F. Potential nitrogen transfer and regulation through brown acid soils under beech and spruce stands. *Plant Soil*, 1984, **82**: 179—191
- 66 Riba S J, Campbell G S, Wolfe J. A model of competition for ammonium among heterotrophs, nitrifiers, and roots. *Soil Sci Soc Am J*, 1986, **50**: 1463—1466
- 67 Robertson G P. Factors regulating nitrification in primary and secondary succession. *Ecology*, 1982, **63**: 1561—1573
- 68 Duckworth C M S, Cresser M S. Factors influencing nitrogen retention in forest soil. *Environ Pollut*, 1991, **72**: 1—21
- 69 Mazzarino M J, Oliva L, Abril A et al. Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina). *Plant Soil*, 1991, **138**: 85—98
- 70 Ulrich B. A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving forest for destabilization. In: Ulrich B, Pankrath J eds. *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, 1983. 1—30