

基于石生藓类氮含量的贵阳地区大气氮沉降

刘学炎^{*}, 肖化云, 刘丛强, 唐从国

(中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002)

摘要: 对贵阳市区到农村地区的石生藓类氮含量进行了系统分析, 并根据藓类氮含量 ($y, \%$) 和大气氮沉降 ($x, \text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$) 的平均定量关系 ($y=0.052x+0.7325$) 计算了各采样点的大气氮沉降值。贵阳地区大气氮沉降的变化范围为 $0.91 \sim 44.69 \text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 市区大气氮沉降最高平均 (29.21 ± 6.17) $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 主要来自城市废水 NH_3 释放; 最低平均 (11.95 ± 3.95) $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 出现在城市和农村的结合地带, 主要原因在于来自市区的氮污染物减少、且大量分布了环城林带、农业活动相对较低; 20km 以外的农村地区大气氮沉降略微升高 (平均 (14.31 ± 5.11) $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$), 主要反映了农业施肥导致 NH_3 释放的增加。结果表明, 石生藓类氮含量是一种经济可靠的大气氮沉降监测工具, 能够较准确地量化大气氮沉降的水平, 并为深入研究大气氮沉降的生态环境效应提供基础资料。

关键词: 大气氮沉降; 石生藓类; 生物监测; 城市地区

文章编号: 1000-0933 (2009)12-6646-08 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Quantification of atmospheric nitrogen deposition at Guiyang area based on nitrogen concentration of epilithic mosses

LIU Xue-Yan^{*}, XIAO Hua-Yun, LIU Cong-Qiang, TANG Cong-Guo

State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29 (12): 6646 ~ 6653.

Abstract: Nitrogen concentration of epilithic mosses from the urban area to rural area at Guiyang was investigated systematically, and the level of atmospheric N deposition at each sampling site was calculated according to the quantitative relationship ($y=0.052x+0.7325$) between moss N concentration ($y, \%$) and atmospheric N deposition ($x, \text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$). The level of atmospheric N deposition ranged between $0.91 \sim 44.69 \text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$. The highest value (average (29.21 ± 6.17) $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$) occurred at urban area (0-5km), which was mainly derived from higher NH_3 release from city wastewater. The lowest level ((11.95 ± 3.95) $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 15-30km) at the combining area between the urban and rural area was mainly related to the reduced urban N pollutants, broad distribution of forest belt around the urban and lower agricultural intensity. Slightly higher N deposition ((14.31 ± 5.11) $\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$) re-emerged over 20km from the urban center, showing the increase of agricultural NH_3 release in rural area caused by fertilizer application. Consequently, N concentration of epilithic mosses was an economic and reliable tool in monitoring atmospheric N deposition, which could exactly quantify the level of atmospheric N deposition and, provide basic information for further studying the ecological and environmental effects of atmospheric N deposition.

Key Words: atmospheric nitrogen deposition; epilithic mosses; biomonitor; city area

城市是全球人口高度密集的区域, 也是地区经济生产和能源消耗的核心地区。因此, 城市中大量生活和

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 资助项目 (2006CB403200); 国家自然科学基金资助项目 (40903012, 40573006)

收稿日期: 2008-08-13; 修订日期: 2009-03-24

致谢: 河北师范大学生命科学院李琳博士对样品鉴定给予指导和帮助, 特此致谢。

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liuxueyan@vip.skleg.cn

工业来源的活性氮排放不可避免地成为了区域大气氮污染和大气氮沉降的重要来源,这同时也使城市成为影响周边环境质量和城市地区生态系统健康稳定的巨大污染源^[1, 2]。因此,监测城市地区大气氮的沉降水平和变化对城市大气氮污染的防治和深入理解大气氮沉降的生态环境效应具有重要意义。但是,由于大气沉降中氮的形态复杂(主要包括气态 NH_3 、 HNO_3 、 NO_2 、 NO 、颗粒态和离子态铵盐、硝酸盐化合物)、沉降形式多样(包括干沉降和湿沉降),要通过直接采样分析或利用仪器监测方法获得在时间和空间上分辨率较高的大气氮沉降数据非常困难,成本较高,这也是目前世界上很多地区仍然缺乏详细和准确的大气氮沉降监测资料的主要原因。

20 世纪 50 年代开始,利用植物指示其生长地长期的、综合的大气物质输入成为大气污染监测和环境科学研究中非常热门的话题。1968 年,在荷兰召开的第一届关于大气污染对动植物影响的欧洲会议上,苔藓植物因其特殊的形态结构和生物学性质而被确定为指示大气污染较为可靠的生物群体。随后,人们开展了大量有关苔藓指示大气污染或反映大气沉降状况的研究,该方法很快因其经济、实用和灵敏的特点而被广泛应用。例如,瞿丽雅等^[3]曾利用苔藓硫含量监测贵阳市区大气 SO_2 ,发现 SO_2 浓度 ($x, \%$) 和苔藓硫含量 ($y, \mu\text{g m}^{-3}$) 存在较好的正相关关系 ($y = 0.0026x + 0.231$),根据这一关系和 2005 年实测的贵阳市苔藓硫含量计算,所得出的贵阳市大气 SO_2 浓度也与当年的实际浓度吻合^[4],显示了苔藓元素含量反演大气输入的可行性。此外, Berg 等^[5]还建立了苔藓所含 48 种重金属元素与大气重金属沉降之间的定量关系,为利用苔藓监测大气重金属沉降提供了量化的尺度,该研究也被认为是苔藓监测方法从定性向定量发展的一大突破。但是,已有的研究主要集中在重金属等污染元素方面,对氮素等营养元素的关注非常少^[6]。80 年代之后,才有研究者开始利用苔藓植物内含氮素的变化来反映大气氮污染的程度和大气氮输入的变化^[7],并且有少数研究在具有详细大气氮沉降数据的地区建立了苔藓氮含量和大气氮沉降之间的定量关系^[8-10],为缺少大气氮沉降监测,但能够采集到苔藓的地区提供了重要的参考。

石生苔藓是一类非常特殊的附生植物,由于其生长基质几乎不能提供水分和营养物质,该类植物具有基本一致的岩面生活环境和专一的氮素来源(大气氮沉降)。因而,不同生长地相同种类的石生苔藓氮含量是研究大气氮输入变化的可靠方法,同时还能反映大气氮沉降的生物可利用性和氮污染物的生物效应。我国苔藓植物丰富,但在苔藓指示城市环境和大气氮沉降方面的研究落后于欧美地区。本研究对贵阳市区往外到农村地区四个方向的石生藓类氮含量进行了系统分析,主要目的是根据前人的工作对贵阳地区大气氮沉降的水平 and 空间变化进行定量研究,深化苔藓生物监测方法在大气氮沉降研究中的应用,为我国城市环境的保护以及大气氮污染的防治提供生物监测资料。

1 采样与分析方法

1.1 研究区描述

贵阳地区位于我国生态环境较脆弱的西南喀斯特地区,地处贵州省中部的云贵高原东斜坡地带,属东部平原向西部高原过渡的地带,海拔高(平均海拔 1250 m)、纬度低,具有明显的高原性季风气候,系亚热带湿润温和型气候的特点。该地区年平均降雨量为 1174.7 mm (900 ~ 1500 mm),年均温度为 15.3 °C,年均相对湿度 (RH) 为 86%^[11]。适宜的温度、充沛的降水和较高的湿度使该地区苔藓植物较为丰富,此外,由于境内岩溶地形地貌多样、发育典型,石灰岩广泛分布,石山基石裸露较多,因此,石生苔藓植物分布广泛^[12],具有利用石生苔藓监测或指示大气输入的良好条件。贵阳市区面积较小,从市中心往外平均半径约为 5 km,市区外围分布有周长 70 km、宽 10 ~ 17 km、总面积 $0.91 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 的环城林带。

贵阳市曾是我国西南地区酸沉降较严重的城市之一,过去的研究对大气硫氧化物的来源关注更多一些,而对大气含氮化合物的研究较少。最近几年的数据显示,由于城市小、市区车辆相对较少,加上部分重型污染工厂在 1997 年已被迫关闭,49% 的城市居民使用管道煤气或天然气取代了燃煤作为生活燃料,因此大气氮氧化物浓度明显减少^[13]。2005 年,贵阳市大气 NO_2 平均浓度为 $20 \mu\text{g m}^{-3}$ ^[11],仅相当于英国伦敦等城市地区的大气 NO_2 背景值(平均 $17.3 \mu\text{g m}^{-3}$ ^[14])。然而,20 世纪 90 年代以来,对贵阳大气干/湿沉降化学组分的研究

表明其中铵态氮呈现逐年增加的趋势^[13, 15-17]。前人关于雨水 $\delta^{15}\text{N}$ 和苔藓 $\delta^{15}\text{N}$ 的示踪研究均表明市区污水氨氮释放较高是大气铵沉降较高的主要原因^[16, 18]。肖化云等结合市区一污水口附近测得的大气平均 NH_3 浓度、雨水和气溶胶氮浓度等数据, 计算了 2005 年贵阳市区大气氮沉降平均值约为 $37\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$, 其中铵沉降约为 $31\text{kg hm}^{-2} \text{a}^{-1}$ ^①。但是, 由于这些研究中雨水和气态氨采样时间较短, 采样点太少, 且局限于靠近污染源的地方, 因此, 有关贵阳城市地区大气氮沉降的水平和空间变化仍不清楚, 需要结合多学科手段进行更详细的研究。

1.2 样品采集与化学分析

于 2006 年 3 月从贵阳市区往外到农村地区大致沿西北、东北、西南、东南四个方向共收集了 179 个混合石生藓类样品 (图 1), 种类组成为细叶小羽藓 *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth.、狭叶小羽藓 *Haplocladium angustifolium* (Hampe et C. Muell.) Broth.、褶叶青藓 *Brachythecium salebrosum* (Web. et Mohr.) B. S. G 和美灰藓 *Eurohypnum leptothallum* (C. Muell.) Ando。其中, 细叶小羽藓和狭叶小羽藓属于同一属 (小羽藓属 *Haplocladium*), 二者在叶形态上有细微差别, 植物体呈羽状分支, 交织匍匐状延伸, 曾被用于城市生态环境和大气重金属污染的指示^[19-21]。Liu 等^[18, 22]也专门探讨了细叶小羽藓对大气氮沉降的响应情况, 认为该种对大气氮输入的变化具有较好的指示效果。褶叶青藓和美灰藓都是非专一性的石生藓类, 侧蒴生长, 具有很多相似的生理特征 (如耐干旱和阳光照射等)。

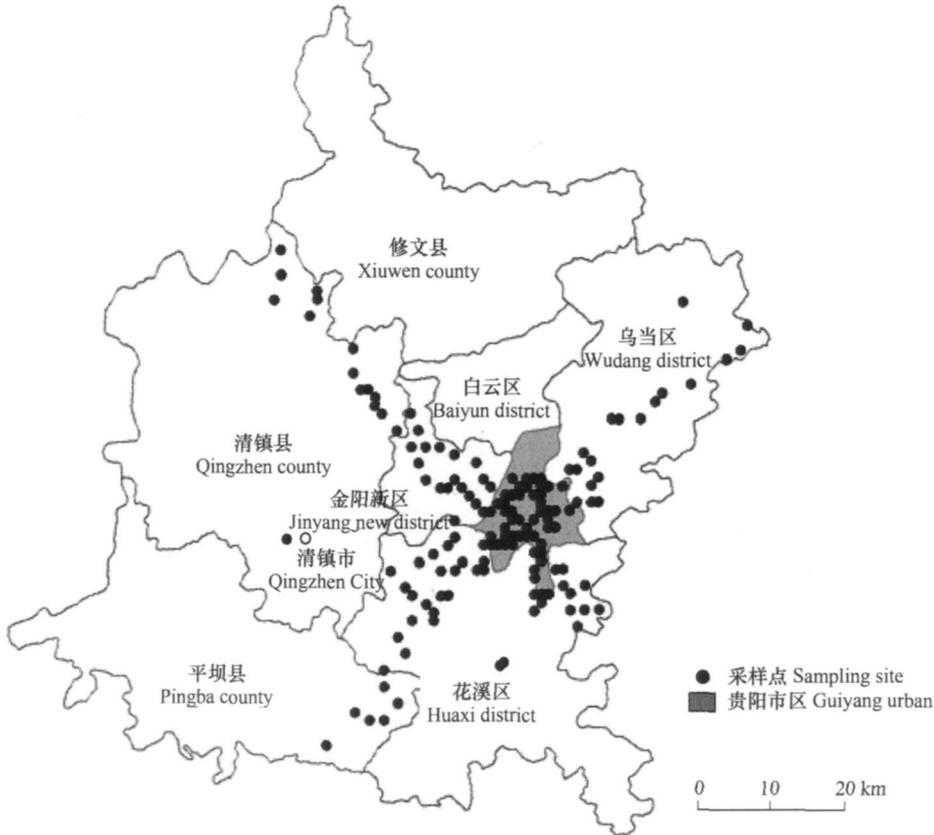


图 1 贵阳地区采样点分布示意图

Fig. 1 Map showing the location of Guiyang area and the sampling sites

市区采样点集中在城市山体附近, 离开市区后所选采样点避免了主要公路的影响。所有采样点开阔并充分考虑不受地表水冲刷、树冠和建筑物遮挡以及其它局部污染源 (如农村粪堆、城市宠物和农村牲畜排泄物、

① 引自肖化云未发表数据

踩踏等)的直接影响。此外,合格样品要求生长于没有形成土壤的裸岩表面,没有其它草本植物混生。样品用干净塑料自封袋保存,处理过程先用稀盐酸稍微淋洗,然后用去离子水(Milli-Q)反复冲洗以彻底去除表面吸附的尘土和颗粒物。在 70 °C 真空干燥箱中烘干后用液氮冷冻研磨均匀(100 目)。样品重新干燥后称取约 2.0000mg(干重)用全自动元素分析仪(型号为 PE2400 II, USA)测定其氮含量,测量误差为 $\pm 0.1\%$ 。所有实验和分析在中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室完成。

3 结果与讨论

3.1 苔藓氮含量对人为活动增加大气氮沉降的总体评价

如表 1 所示,贵阳地区石生藓类氮含量最低值为 0.85%,最高值为 2.97%,总体呈现市区高、郊区和农村地区较低的空间变化特征。

表 1 贵阳市中心往外每 5 km 范围内石生藓类氮含量及其相应的大气氮沉降变化

Table 1 Variations of tissue N content in epilithic mosses and corresponding atmospheric N deposition within every 5km away from the urban center at Guiyang area

距离 (km) Distance	样品 Sample	平均值和范围 Average and range	
		石生藓类氮含量(%, DW) N concentration of epilithic mosses	大气氮沉降(kg hm ⁻² a ⁻¹) Atmospheric N deposition
0 ~5	48	2.24 \pm 0.32 (1.58 ~2.97)	29.21 \pm 6.17 (16.24 ~43.03)
5 ~10	43	1.80 \pm 0.38 (0.95 ~2.83)	21.98 \pm 8.34 (3.17 ~44.69)
10 ~15	32	1.62 \pm 0.34 (0.85 ~2.17)	17.93 \pm 7.49 (0.91 ~30.14)
15 ~20	17	1.40 \pm 0.21 (0.95 ~1.74)	13.11 \pm 4.60 (3.12 ~20.56)
20 ~25	11	1.27 \pm 0.13 (1.06 ~1.43)	10.17 \pm 2.96 (5.53 ~13.78)
25 ~30	9	1.33 \pm 0.13 (1.05 ~1.50)	11.54 \pm 2.93 (5.37 ~15.31)
30 ~35	8	1.56 \pm 0.12 (1.41 ~1.71)	16.70 \pm 2.76 (13.39 ~19.92)
35 ~40	4	1.50 \pm 0.25 (1.22 ~1.82)	15.38 \pm 5.45 (9.06 ~22.30)
40 ~45	4	1.75 \pm 0.17 (1.55 ~1.93)	20.86 \pm 3.72 (16.50 ~24.87)
45 ~50	3	1.68 \pm 0.31 (1.37 ~1.98)	19.41 \pm 6.74 (12.39 ~25.84)

苔藓氮含量是评价大气氮沉降水平和变化重要的地表生物指标,较高的苔藓氮含量反映其生长地具有较高的大气氮输入。如 Pitcairn 等^[9]报道了苏格兰养殖场周围多种苔藓氮含量的变化均与大气氮沉降具有直接的关系,在氮沉降水平为 49kg hm⁻² a⁻¹的养殖场周围,苔藓氮含量高达 3% ~5%,在氮沉降约为 11kg hm⁻² a⁻¹的地方,苔藓氮含量仅为 1.3%,而距离养殖场 50km 以外的地方苔藓氮含量甚至降低到 0.8%。Jauhainen 等^[23]通过实验研究也发现锈色泥炭藓(*Sphagnum fuscum*)氮含量随总氮沉降的增加(0 ~100kg hm⁻² a⁻¹)而升高(从小于 1%到大于 3%)。因此,不同地方苔藓氮含量的差异可以反映大气氮沉降量的差异。

与自然来源相比,人为活动对大气中活性氮增加的影响程度更为受到关注,研究者们试图通过不同的方法评价人为氮源对地表植物的影响,这是因为人为成因的氮排放是引起大气氮沉降环境问题的根本,并且在很多地区已经大大超过自然成因的活性氮源,比如交通和工业等活动中化石燃料燃烧产生的 NO_x、农业活动、废弃物和畜牧业的氨(NH₃)释放等^[24]。与不同氮沉降水平或氮污染程度下测得的苔藓氮含量数据对比,贵阳市区 0 ~5km 的藓类氮含量最高值(2.97%)大大超过了大气氮沉降水平为 18.5 kg hm⁻² a⁻¹的西德 Velmerstot 污染区测得的藓类氮含量最高值(2.31%)^[10],最低值(0.85%)也明显高于苏格兰西北部非污染区所测得的藓类最低氮含量(0.60%)^[8]。这反映了贵阳地区已经普遍受到人为活动大气氮输入的影响,因为在没有人为干扰的非污染区,苔藓植物总体表现出更低的氮含量值。

3.2 贵阳地区大气氮沉降的水平及空间变化

和重金属等监测相似,目前利用苔藓氮含量对大气氮沉降进行指示也逐渐从定性评价向定量计算发展。如果能够建立大气氮沉降与苔藓氮含量之间的定量关系,便可以利用苔藓氮含量对其生长地的大气氮沉降进行量化,弥补大气氮沉降物理监测成本高、采样困难等不足。但是,目前只有少量关于大气氮沉降与苔藓氮含

量变化关系的报道。在前人的已有的数据基础上^[8, 10, 25-27], 本研究归纳了不同地区不同藓类氮含量 (y) 和大气氮沉降 (x) 的平均变化关系 ($y = 0.052x + 0.7325$, 图 2), 并根据该综合关系和石生藓类的氮含量对贵阳地区各采样点的大气氮沉降通量进行了计算 (表 1), 模拟了该地区大气氮沉降的等值分布图 (图 3)。由于本研究选取的苔藓种类和前人采用的研究种相似, 形态上均为侧蒴生长的藓类植物, 对大气沉降中的氮可能具有相似的吸附和吸收机制。此外, 贵阳地区石生藓类氮含量数据 (0.85% ~2.97%) 落在前人报道的研究数据 (图 2) 范围内, 因此, 利用石生藓类氮含量计算贵阳地区大气氮沉降具有一定的可靠性。

结果表明, 贵阳地区大气氮沉降的变化范围为 0.91 ~44.69 kg hm⁻² a⁻¹, 和石生藓类氮含量变化特征相似, 大气氮沉降从市区往外明显降低, 在距市区较远的农村地区大气氮沉降略微升高 (表 1 和图 3)。本研究 (采样时间为 2006 年 3 月) 中获得的市区 (0 ~5 km) 大气氮沉降平均值 (29.21 ±6.17) kg hm⁻² a⁻¹ 与 2005 年 7 月在市区一采样点 (观风山附近) 测算的数据

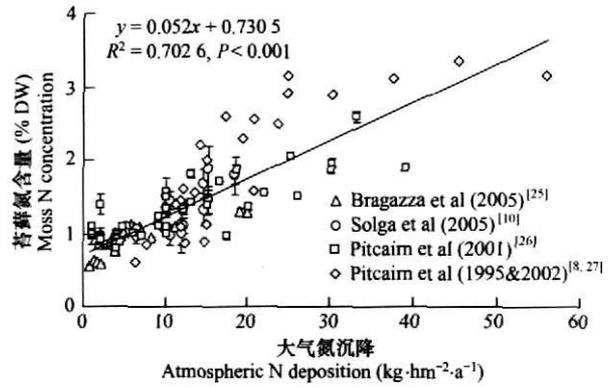


图 2 石生藓类氮含量和大气氮沉降的定量关系

Fig. 2 Quantitative relation between moss N concentration and atmospheric N deposition

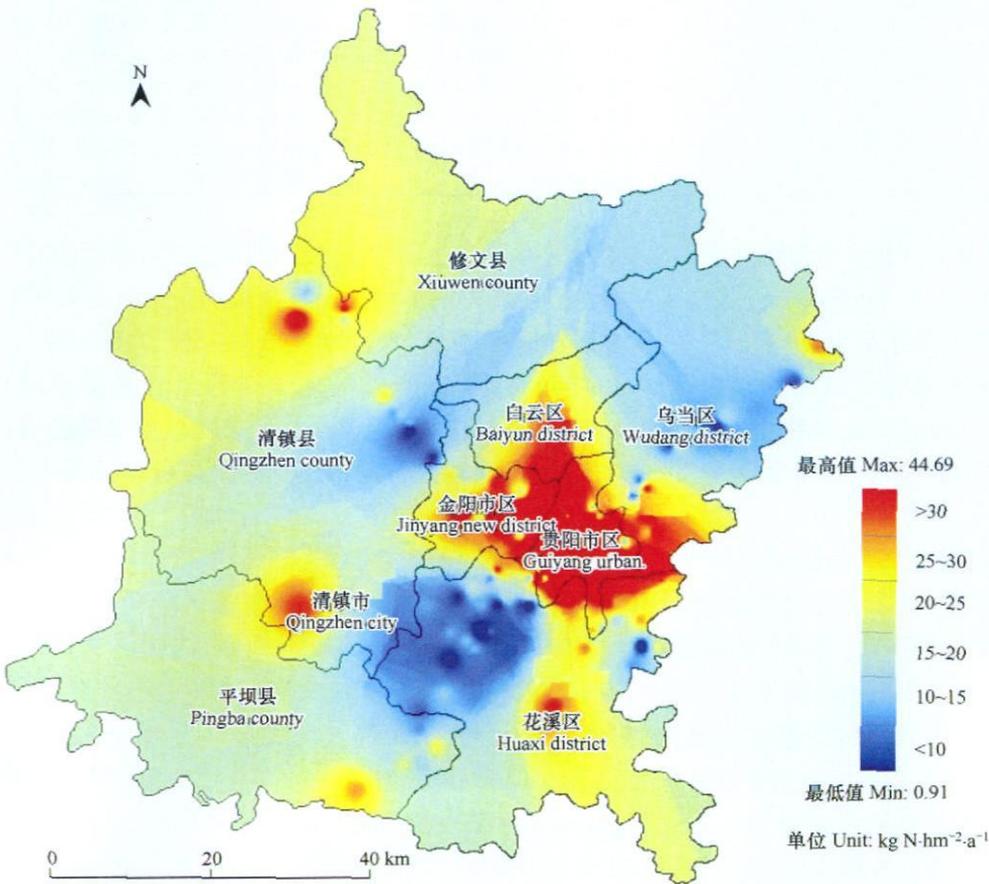


图 3 贵阳地区大气氮沉降分布图

Fig. 3 Distribution of atmospheric N deposition at Guiyang area

($30.18 \text{ kg N hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ^[18])基本吻合, 但略低于肖化云等在市区一污水口附近测得的大气氮沉降通量 ($37 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)^①, 主要原因可能在于靠近污水口的地方大气平均氨 (NH_3) 浓度偏高 ($7.6 \mu\text{g m}^{-3}$)^①, 该 NH_3 浓度值已经接近欧洲研究者报道的自然生态系统大气 NH_3 浓度负荷值 ($8 \mu\text{g m}^{-3}$ ^[9]), 因此, 不能代表市区大气 NH_3 的平均水平。

农村地区的大气氮沉降基本以农业来源的铵沉降为主, 因此大气氮沉降通常被认为与大气氨释放总量相同^[28]。根据王文兴等^[29]报道的贵州省大气氨释放通量, 贵阳农村地区大气氮沉降平均值约为 $14.3 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 该沉降值与本研究根据石生藓类得出的 20 km 以外大气氮沉降平均值 (14.31 ± 5.11) $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 基本相同(表 1), 表明石生藓类植物氮含量能够较准确地反映农村地区的大气氮沉降通量; 该结果也与通过石生藓类氮同位素 ($\delta^{15}\text{N}$) 得出距贵阳市中心 17.2 km 以外的地区大气氮沉降以农业铵为主的结论基本吻合^[6]。

如图 3 所示, 在距市中心 $15 \sim 30 \text{ km}$ 的地区, 大气氮沉降平均 (11.95 ± 3.95) $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 均低于市区附近 ($0 \sim 15 \text{ km}$) 和较远的农村地区 ($>30 \text{ km}$) 的沉降值。主要原因在于这些地区距市区较远, 市区主要氮污染物 (NH_x) 大部分在 20 km 以内沉降, 只有少量扩散或被迁移到这一范围^[6]。其次, 这一距离范围属于城市和农村之间的过渡带, 当地人为氮污染物的排放较低, 并且贵阳市区周边的环城林带主要分布在这一距离范围, 和较远的农村地区 ($>30 \text{ km}$) 相比, 农业用地大大减少, 农业活动也较低。因此, 大气氮沉降和相应的藓类植物氮含量在这一距离范围内表现出较低的水平。

根据前人关于不同生态系统大气氮沉降负荷值的报道^[30] 和本研究中的计算结果(表 1), 贵阳大部分地区大气氮沉降平均高于 $10 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 已经超过了最易受影响的陆地生态系统(如石南灌丛、沼泽、隐花植物)大气氮沉降负荷值 $5 \sim 10 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 市区大气氮沉降平均 (29.21 ± 6.17) $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, $<5 \text{ km}$ 已经超过森林保护的大气氮沉降负荷值 $10 \sim 20 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和酸性针叶林、落叶林的氮沉降负荷值 $15 \sim 20 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图 3)。因此, 贵阳地区大气氮沉降对植被生态系统的影响应该受到重视, 以保护生物多样性和城市周边生态系统的健康稳定。

在欧洲, 也有一些研究者利用不同种类的苔藓或混和苔藓植物样品指示大气氮沉降的变化^[8, 9, 31, 32]。但是, 关于不同种类苔藓植物对大气氮的吸收和吸附能力差异还不是很清楚, 相关的研究也非常少, 已有的研究发现除了外在环境因子的影响外, 这可能与苔藓自身的形态结构有很大关系, 如 Solga 等^[10] 对比了欧洲两种侧蒴生藓类随大气氮沉降的变化梯度分别为 $0.061 \text{ \% / kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $0.066 \text{ \% / kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 反映了它们对氮的吸收能力差异很小。本研究首次系统地应用石生藓类植物氮含量对城市地区大气氮沉降通量进行计算, 尽管采用的 4 个种均为侧蒴生长的石生藓类植物, 且所计算得出的沉降值和前人已有的研究数据相比较为接近, 能够较准确地度量其生长地的大气氮沉降水平, 但是, 不同石生藓类植物对大气氮沉降的吸附和吸收能力差异还不清楚, 找出某种最适合用于大气氮监测的石生苔藓并建立其氮含量和大气氮沉降之间的定量关系还需开展大量的工作。

4 小结

(1) 贵阳地区大气氮沉降存在明显空间变化 ($0.91 \sim 44.69 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), 市区 ($0 \sim 5 \text{ km}$) 大气氮沉降最高平均为 (29.21 ± 6.17) $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 往外逐渐降低, 在城市和农村过渡带 ($15 \sim 30 \text{ km}$) 出现最低水平平均为 (11.95 ± 3.95) $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 20 km 以外的农村地区氮沉降略微升高平均为 (14.31 ± 5.11) $\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, 反映农业活动增强导致 NH_3 释放的增加。

(2) 石生藓类植物氮含量对大气氮沉降的量化深化了苔藓对大气氮沉降的指示意义, 显示了苔藓大气生物监测方法有效实用的特点, 弥补了大气总氮沉降监测成本高、采样困难等不足, 具有推动苔藓监测大气氮沉降从定性向定量发展的意义。

(3) 欧洲、北美和东亚是目前全球三大氮沉降区域, 我国处于第三大氮沉降区, 但我国对氮沉降监测及其

① 引自肖化云未发表数据

生态环境效应的研究落后于欧美地区。石生藓类氮含量分析能够较准确地认识城市地区长期综合的大气氮输入水平、空间变化以及反映其潜在的影响,为防治城市大气氮污染提供参考,同时也为理解大气氮的生物可利用性和大气-植被系统的氮循环打下基础。

References:

- [1] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio*, 2002, 31 (2): 64-71.
- [2] Zhu W X, Dillard N D, Grimm N B. Urban nitrogen biogeochemistry: status and processes in green retention basins. *Biogeochemistry*, 2004, 71 (2): 177-196.
- [3] Qu L Y, Lin Q W, Li M, Li Q X. Application and study of *Hypnum* sp. *Thuidium* sp. Plant about air impact assessment. *Journal of Guizhou Normal University (Natural Science)*, 1994, 12 (1): 45-48.
- [4] Liu X Y, Xiao H Y, Liu C Q, Xiao H W. Influences of different growing conditions on the tissue sulfur contents and $\delta^{34}\text{S}$ of mosses for indicating atmospheric sulfur deposition. *Research of Environmental Science*, 2008, 21 (5): 145-149.
- [5] Berg T, Steinnes E. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: From relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution*, 1997, 98 (1): 61-71.
- [6] Liu X Y, Xiao H Y, Liu C Q, Xiao H W. Deposition mechanism and distribution of the dominating atmospheric N sources at Guiyang area: evidences from tissue N and $\delta^{15}\text{N}$ in epilithic mosses. *Geochimica*, 2008, 37 (5): 455-461.
- [7] Press M C, Woodin S J, Lee J A. The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytologist*, 1986, 103 (1): 45-55.
- [8] Pitcairn C E R, Fowler D, Grace J. Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *Environmental Pollution*, 1995, 88 (2): 193-205.
- [9] Pitcairn C E R, Fowler D, Leith I D, Sheppard L J, Sutton M A, Kennedy V, Okello E. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 2003, 126 (3): 353-361.
- [10] Solga A, Burkhardt J, Zechmeister H G, Frahm J P. Nitrogen content, ^{15}N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Plautazium schreberi* (Brid.) Mitt and *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 2005, 134 (3): 465-473.
- [11] Guiyang Environmental Protection Bureau. Bulletin of environmental conditions of 2005 in Guiyang 2006.
- [12] Peng X X, Luo Q. The habitats and the limestone bryophytes in Guiyang. *Guizhou Science*, 2003, 21 (4): 85-88.
- [13] Xiao H Y, Liu C Q. Chemical characteristics of water-soluble components in TSP over Guiyang SW China 2003. *Atmospheric Environment*, 2004, 38 (37): 6297-6306.
- [14] Carslaw D C, Carslaw N. Detecting and characterizing small changes in urban nitrogen dioxide concentrations. *Atmospheric Environment*, 2007, 41 (22): 4723-4733.
- [15] Galloway J N, Zhao D W, Xiong J L, Likens G E. Acid rain: China, United States and a remote area. *Science*, 1987, 236 (4808): 1559-1562.
- [16] Xiao H Y, Liu C Q. Sources of nitrogen and sulfur in wet deposition at Guiyang, Southwest China. *Atmospheric Environment*, 2002, 36 (33): 5121-5130.
- [17] Li Y Y, Xiao H Y, Liu X Y, Hu J, Liu C Q. Chemical characteristics and seasonal variation of water-soluble inorganic ions in TSP in Guiyang, SW China. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2008, 27 (1): 43-49.
- [18] Liu X Y, Xiao H Y, Liu C Q, Li Y Y, Xiao H W. Stable carbon and nitrogen isotopes of the moss *Haplocladium microphyllum* in an urban and a background area (SW China): the role of environmental conditions and atmospheric nitrogen deposition. *Atmospheric Environment*, 2008, 42 (21): 5413-5423.
- [19] Min Y J. Research of bryophyta of common epixyilia and their indicating effect to air pollution in the urban district of Lu'an city. *Urban Environment and Urban Ecology*, 1997, 10 (4): 31-33.
- [20] An L, Cao T, Yu Y H. Heavy metals contents in *Haplocladium* and their relationships with Shanghai City environment. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17 (8): 1490-1494.
- [21] Cao T, An L, Wang M, Yu Y H, Wu J M, Zhu R L, Qing Y K, Glime J. Spatial and temporal changes of heavy metal concentrations in mosses and its indication to the environments in the past forty years in city of Shanghai, China. *Atmospheric Environment*, 2008, 42 (21): 5390-5402.
- [22] Liu X Y, Xiao H Y, Liu C Q, Li Y Y. ^{13}C and ^{15}N of moss (*Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth) for indicating environment variations and canopy retention on atmospheric nitrogen deposition. *Geochimica*, 2007, 36 (3): 286-294.

- [23] Jauhainen J, Vasander H, Silvola J. Nutrient concentration in *Sphagna* at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO₂ concentrations. *Plant Ecology*, 1998, 138 (2): 149-160.
- [24] Paerl H W, Whittall D R. Anthropogenically-derived atmospheric nitrogen deposition, marine eutrophication and harmful algal bloom expansion: Is there a link? *Ambio*, 1999, 28 (4): 307-311.
- [25] Bragazza L, Limpens J, Gerdol R, Grosvernier P, Hájek M, Hájek T, Hajkova P, Hansen I, Iacumin P, Kutnar L, Rydin H, Tahvanainen T. Nitrogen concentration and ¹⁵N signature of ombrotrophic *Sphagnum* mosses at different N deposition levels in Europe. *Global Change Biology*, 2005, 11 (1): 106-114.
- [26] Pitcairn C E R, Leith I D, Sutton M A, Fowler D, Hargreaves K J, Moghaddam M, Kennedy V H, Grannat L. Foliar nitrogen as an indicator of nitrogen deposition and critical loads exceedence on a European scale. *Water Air and Soil Pollution*, 2001, 130: 1037-1042.
- [27] Pitcairn C E R, Skiba U M, Sutton M A, Fowler D, Munro R, Kennedy V K. Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland ground flora using Ellenberg indicators, nitrous oxide and nitric oxide and foliar nitrogen as marker variables. *Environmental Pollution*, 2002, 119 (1): 9-21.
- [28] Schlesinger W H, Hartley A E. A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry*, 1992, 15 (3): 191-211.
- [29] Wang W X, Lu X F, Pang Y B, Tang D G, Zhang W H. Geographical distribution of NH₃ emission intensities in China. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1997, 17 (1): 2-7.
- [30] Krupa S V. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 2003, 124 (2): 179-221.
- [31] Malmer N. Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the *Sphagnum* cover on ombrotrophic bogs in Scandinavia. *Oikos*, 1988, 53 (1): 105-120.
- [32] Woodin S J, Farmer A M. Impacts of sulphur and nitrogen deposition on sites and species of nature conservation importance in Great Britain. *Biological Conservation*, 1993, 63 (11): 23-30.

参考文献:

- [3] 瞿丽雅, 林齐维, 李梅, 李庆新. 苔藓植物含硫量与大气 SO₂ 间对应关系的应用研究. *贵州师范大学学报(自然科学版)*, 1994, 12 (1): 45-48.
- [4] 刘学炎, 肖化云, 刘丛强, 肖红伟. 生长条件对苔藓硫含量和硫同位素指示大气硫沉降的影响. *环境科学研究*, 2008, 21 (5): 145-149.
- [6] 刘学炎, 肖化云, 刘丛强, 肖红伟. 贵阳地区主要大气氮源的沉降机制与分布: 基于石生苔藓氮含量和氮同位素的证据. *地球化学*, 2008, 37 (5): 455-461.
- [11] 贵阳市环境保护局. 2005 年贵阳市环境状况公报, 2006.
- [12] 彭晓馨, 骆强. 贵阳地区石灰岩苔藓的种类及生境. *贵州科学*, 2003, 21 (4): 85-88.
- [17] 李友谊, 肖化云, 刘学炎, 胡健, 刘丛强. 贵阳大气总悬浮颗粒物 (TSP) 中水溶无机离子的化学特性及季节变化特征. *矿物岩石地球化学通报*, 2008, 27 (1): 43-49.
- [19] 闵运江. 六安市区常见树附生苔藓植物及其对大气污染的指示作用研究. *城市环境与城市生态*, 1997, 10 (4): 31-33.
- [20] 安丽, 曹同, 俞鹰浩. 上海市小羽藓属植物重金属含量及其与环境的关系. *应用生态学报*, 2006, 17 (8): 61-71.
- [22] 刘学炎, 肖化云, 刘丛强, 李友谊. 碳氮稳定同位素指示苔藓生境特征以及树冠对大气氮沉降的吸收. *地球化学*, 2007, 36 (3): 286-294.
- [29] 王文兴, 卢筱凤, 庞燕波, 汤大纲, 张婉华. 中国氮的排放强度地理分布. *环境科学学报*, 1997, 17 (1): 2-7.