

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

刘学炎^{1,2}, 肖化云^{1*}, 刘丛强¹, 李友谊^{1,2}

(1. 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, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院 研究生院, 北京 100049)

摘要: 对贵阳地区一境内不同生长条件(石生苔藓、无树冠、不同树冠类型以及同种树冠不同树冠厚度)下的细叶小羽藓(*Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth)碳氮同位素进行了研究。不同生境的苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值具有相似的变化趋势和明显的相关关系。石生苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值比土生苔藓偏高指示了其相对干燥和受到干沉降控制的生境;树冠下方光照条件差、湿度高、缺少干沉降氮的输入是苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值偏低的主要原因;而树冠类型、叶片形态、叶面性质造成树冠对大气沉降氮吸收能力的不同是三种树冠下方苔藓氮同位素组成差异的潜在因素。此外,同一树冠(桂花树 *Osmanthus fragrans* Lour.)下方苔藓的氮含量和碳氮同位素平均组成与树冠厚度呈线性关系,尤其是 $\delta^{15}\text{N}$ 的响应很好地反映了吸收过程中树冠厚度对大气沉降氮源同位素组成的控制作用。结果表明,苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值能很好地指示苔藓的生境差异和生理响应(如光合作用能力和氮需求等);而 $\delta^{15}\text{N}$ 值在示踪氮源和反映不同树冠吸收过程的同位素分馏效应方面更具有优势,二者的相关关系是环境因素相互作用的重要线索。此外,细叶小羽藓 *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth 具有高效利用大气沉降氮和分布广泛等特点,可进一步应用于该地区大气氮沉降的指示或监测研究。

关键词: $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$; 大气氮沉降; 苔藓; 树冠; 吸收

中图分类号: P597; P593

文献标识码: A

文章编号: 0379-1726(2007)03-0286-09

$\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of moss (*Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth) for indicating habitats difference and canopy retention on atmospheric nitrogen deposition

LIU Xue-yan^{1,2}, XIAO Hua-yun^{1*}, LIU Cong-qiang¹ and LI You-yi^{1,2}

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

2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: A unique survey of biologically important stable isotope pairs ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) of pleurocarpous moss *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth in Guiyang was undertaken. Samples collected in a niche according to different habitats (epilithic mosses, mosses without upper canopy, mosses under different canopy and different canopy thickness) were analyzed for comparing habitats difference and determining canopy retention mechanisms on atmospheric nitrogen deposition. Similar variations and significant correlation between mean $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures were seen in mosses from different habitats. These signals indicate that desiccation and dry deposition input were the main causes of high $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values, while low light intensity, high humidity and lack access to dry deposition were attributed to more negative values of mosses under canopies, and defoliation or not, leaf morphology and surface wettability may be responsible for difference between canopy types. Moreover, moss nitrogen content and isotopic ratios show different linear relationship with canopy thickness, especially for $\delta^{15}\text{N}$, in which the ^{15}N discrimination by this single factor was well identified. Consequently, moss $\delta^{13}\text{C}$ may be a good marker for habitats or environmental and physiological factors (e.g. photosynthesis and N demand), while moss

收稿日期(Received): 2006-06-29; 改回日期(Revised): 2006-09-25; 接受日期(Accepted): 2006-11-28

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX3-SW-140); 国家自然科学基金(40573006)

作者简介: 刘学炎(1982-), 男, 博士研究生, 大气环境和同位素地球化学专业。

* 通讯作者(Corresponding author): XIAO Hua-yun, E-mail: xiaohuayun@vip.skleg.cn, Tel: +86-851-5891423

$\delta^{15}\text{N}$ was undoubtedly a better tracer of atmospheric nitrogen sources and fractionation in canopy retention processes. The strong correlation between $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of mosses may be an integrator of interaction between each environmental factor. Finally, *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth can be further taken as indicator or monitor of atmospheric nitrogen deposition for its efficient uptake of atmospheric-derived N and widespread habitats.

Key words: $\delta^{13}\text{C}$; $\delta^{15}\text{N}$; atmospheric nitrogen deposition; moss; canopy; retention

0 引言

大气氮源的同位素数据已经成为示踪氮沉降对植物生态系统的输入和影响的重要工具^[1-4]。人们也正试图利用稳定同位素示踪技术探讨植物叶片吸收大气氮沉降的生物机理^[5-7],这是因为植物吸收过程存在不同程度的¹⁵N亏损或¹⁵N富集^[8]。因此,在生物地球化学循环的研究中,许多环境生物样品(如树冠叶片、根茎和附生植物等)的同位素组成不只是简单地记录了外来氮源的同位素组成,同时还更多地反映了众多生物地球化学过程机制的影响及其同位素效应。

很早的研究已经表明,大气沉降中50%~70%的氮被树冠停留或吸收,而且干沉降是大气沉降氮输入树冠的主要形式^[9]。过去的研究主要通过湿沉降(如雨水、穿冠水和干流水等)的氮同位素组成直接反映树冠吸收过程中引起的同位素分馏^[7,10],这些研究表明叶片吸收确实是造成穿冠雨 $\delta^{15}\text{N}$ 比值变化的原因,但目前只有较少学者利用对大气沉降敏感的苔藓植物进行同位素研究^[11-12]。

由于没有真正的根和维管组织,几乎所有苔藓植物(除水生类群)都依靠大气沉降提供营养物质;此外,强大的吸附功能使该类植物能很好地通过整个茎叶组织吸收大气沉降物质^[13-14]。因此,过去30年以来,苔藓植物由于其特殊的形态结构和生物学特性已经被广泛应用于大气污染的监测^[15-17]和评价大气沉降物质的长期累积^[18-20]。然而,苔藓除了受到大气沉降氮的影响外,不同生长条件(如基质与树冠)可能对其氮含量和同位素比值有影响。因此,本研究的目的是确定苔藓氮同位素的大气监测效果以及苔藓碳氮同位素对生境不同生长条件的响应,其意义在于对深入开展苔藓同位素示踪研究的采样工作(种类和生境的选取等)进行指导,以及探讨大气-植被系统物质循环机制。

1 样品采集与分析方法

1.1 采样地点

研究区位于贵阳市西南部一疏林地,面积约0.25 km²,海拔约1071 m(图1)。所有采样点无海拔差异(图2),研究区内没有明显的高层建筑。采样点2004~2005年平均降雨量为900~1500 mm,且集中在6月和7月,年平均相对湿度(RH)约86%。此外,该地区大气沉降氮主要源于燃煤和机动车辆尾气排放^[4],两者占全市能源消耗的90%以上。因此,尽管空气质量(TSP、SO₂和NO_x)由于燃煤控制稍有好转,但该市仍属于我国酸沉降较为严重的城市^[21]。

1.2 样品采集和处理

于2005年7月25日至30日,根据不同树冠生

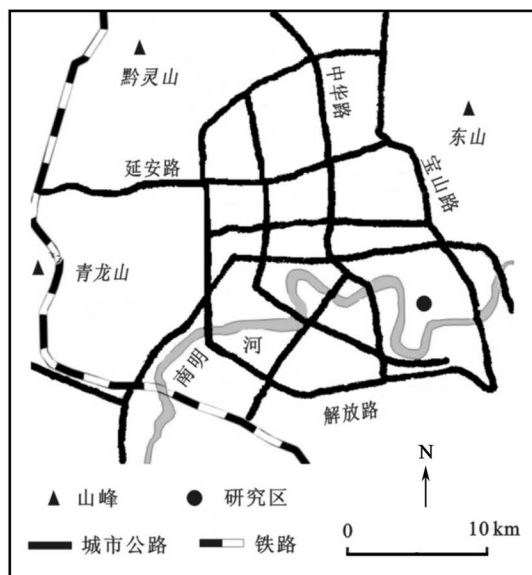


图1 贵阳研究区位置示意图

Fig. 1 Location of studied area in Guiyang City

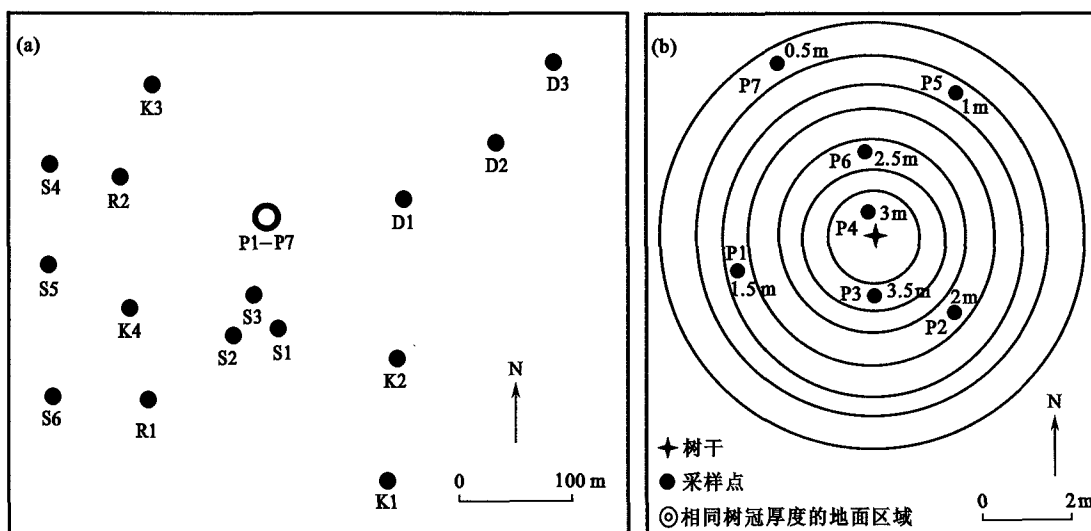


图 2 研究区内采样点分布(a)及桂花树 (*Osmanthus fragrans* Lour.) 不同树冠厚度下方苔藓样品点(P1—P7)分布(b)
 Fig. 2 Skeleton map showing sampling sites in studied area (a) and details of P1 - P7 with different canopy thickness under a single tree (*Osmanthus fragrans* Lour.) (b)

长条件共采集 31 个苔藓(细叶小羽藓)样品。由于主要考虑树冠类型差异,加上日本柳杉自身树冠小而法国梧桐为落叶树,因此本研究只估测了两者的树冠高度(约 10 m)。桂花树树冠厚度采用竹竿垂直度量,为树冠实际厚度,并非树冠顶端距离地面的高度。处于开阔地的苔藓(R1—R2; K1—K4)上方没有任何树冠和建筑物等遮盖物。此外,所有采样点的选取充分考虑了避免地表水的冲刷、鸟巢和牲畜的粪便等外在因素干扰。

苔藓样品用干净塑料自封袋保存。处理过程如下:先用 2 mol/L 的 HCL 溶液泡洗以去除表面吸附污染物,经过超声波和振荡清洗后用去离子水(Milli-Q)反复冲洗,直至清洗液中检测不出无机氮(NH₄⁺或 NO₃⁻)。在 70 °C 真空干燥箱中烘干后用液氮冷冻研磨均匀,并重新干燥用于总氮和同位素分析。

1.3 元素分析和同位素测定

苔藓总碳和总氮含量采用元素分析仪(型号为 PE2400 II, USA)测定,测量误差为 ±0.1%。碳同位素分析采用石英管(样品 + CuO 丝)真空封装燃烧然后经液氮纯化的方法。氮同位素测定方法如下:先称取足量样品、2~3 g CuO 丝和 1~2 g 线状 Cu 丝于石英管中,抽高真空然后焊封,于 850 °C 下燃烧 4 h 后在真空系统上纯化,然后上质谱(型号为 Finigan MAT 252)测定。碳氮同位素测定数据分别采用 IAEA-C₃(纤维素, δ¹³C = -24.91‰)标准和日本硝酸钾(MOR2386-01, δ¹⁵N = 1.9‰)标准校正,碳同位素和氮同位素测定误差分别为 ±0.1‰ (n = 5)和

±0.2‰ (n = 5)。

δ¹³C 和 δ¹⁵N 比值定义为:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}, \text{V-PDB}) = ((R_{\text{样品}} / R_{\text{标准}}) - 1) \times 1000$$

$$\delta^{15}\text{N} (\text{‰}, \text{at-air}) = ((R_{\text{样品}} / R_{\text{标准}}) - 1) \times 1000$$

式中: R 为 ¹³C/¹²C 或 ¹⁵N/¹⁴N 自然丰度比。

所有分析测定均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。

2 结果与讨论

2.1 苔藓氮含量指示大气氮沉降及树冠吸收

土生苔藓氮含量平均值为 2.3% ± 0.4%, 以开阔地苔藓氮含量最低(1.8% ± 0.4%), 石生苔藓氮含量(2.6% ± 0.2%)较土生苔藓高(表 1)。该地区土生苔藓与 Lower Saxony 养殖场附近的苔藓^[22]以及在德国 Velmerstot 地区(总氮沉降高达 18.5 kg/(hm² · a))的苔藓氮含量(2.31%)^[23]相似。尽管苔藓的种不同,但 Solga *et al.*^[23]的研究还显示随总氮沉降升高 1 kg/(hm² · a) 苔藓氮含量增加 0.066% (赤茎藓 *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt)和 0.061% (疣柄藓 *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr)。Pitcairn *et al.*^[24]也曾经报道在氮沉降高的地方苔藓(疣柄藓 *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr)氮含量甚至超过 3.5%。

除有观点认为羽状苔藓(包括细叶小羽藓)对大气沉降物质如降雨、尘埃和穿冠水等吸收能力比其他顶蒴或侧蒴苔藓更强,依赖性更大^[25]外,目前还

表 1 不同种树冠和生境下的苔藓氮含量和碳氮同位素组成平均值

Table 1 Nitrogen content, carbon and nitrogen isotopic composition of mosses under different habitats (overview of growing condition and canopy species included. Values are averages \pm SE of n samples)

样品	生长类型	树冠名称	N (%)	$\delta^{13}C$ (‰)	$\delta^{15}N$ (‰)
S1—S6 ($n=6$)	土生	日本柳杉 <i>Cryptomeria japonica</i> (Linn. f.) D. Don (常绿树)	2.5 \pm 0.2	-30.8 \pm 1.4	-8.2 \pm 0.8
P1—P7 ($n=16$)	土生	桂花树 <i>Osmanthus fragrans</i> Lour. (常绿树)	2.4 \pm 0.2	-30.1 \pm 0.7	-6.3 \pm 1.2
D1—D3 ($n=3$)	土生	法国梧桐 <i>Platanus acerifolia</i> (Ait.) Willd. (落叶树)	2.6 \pm 0.2	-30.3 \pm 1.1	-5.4 \pm 2.2
K1—K4 ($n=4$)	土生	无树冠	1.8 \pm 0.4	-29.9 \pm 0.9	-4.5 \pm 0.6
R1—R2 ($n=2$)	石生	无树冠	2.6 \pm 0.2	-28.2 \pm 0.4	-2.8 \pm 0.9

没有关于细叶小羽藓 *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth 具有固氮或嗜氮的生理特征报道。因此，本研究中苔藓氮含量可以作为衡量贵阳地区高大气氮沉降输入的一个重要指标，另外也说明利用细叶小羽藓 *Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth 指示树冠对大气氮输入的影响具有很大的可取性。

同一树冠 (*Osmanthus fragrans* Lour.) 下方苔藓氮含量随树冠高度增加总体有降低趋势 (表 2)。氮含量最低值 (1.7%) 出现在树冠高度 3 m 处 (P2)，而树冠最低 1 m 处苔藓氮含量高达 2.7%。反映树冠高度升高增强了树冠对大气沉降氮的吸收能力，这一过程同时削减了到达地面可供苔藓吸收的大气沉降氮，因此下方苔藓氮含量随上方树冠厚度增加呈降低趋势 (图 3)。

2.2 苔藓碳同位素对树冠或生境变化的响应

该研究区内苔藓碳同位素组成最低值和最高值分别为 -32.9‰ 和 -27.9‰，全属 C_3 植物碳同位素比值范围 (-20‰ ~ -35‰^[26])，表明细叶小羽藓的光合作用属于 C_3 植物类型。石生苔藓碳同位素值 (-28.2‰ \pm 0.4‰) 高于土生苔藓碳同位素值 (-30.3‰ \pm 0.4‰)，其中以日本柳杉树冠下方土生苔藓的 $\delta^{13}C$ 值最低 (-30.8‰ \pm 1.4‰) (图 4a)。

植物 $\delta^{13}C$ 值除主要受光合作用类型的控制外，同时又受到环境因素的影响^[27-28]。植物生境要素的

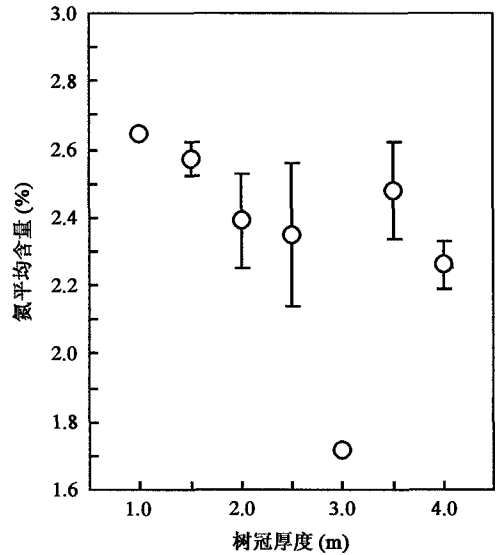


图 3 同一树种 (桂花树 *O. fragrans*) 下方苔藓氮含量与树冠厚度变化的关系 ($P < 0.05$)

Fig. 3 Nitrogen content against canopy thickness of *O. fragrans* Error bars are standard deviations ($P < 0.05$).

不同如水分状况、光照强度、湿度和地面温度等都会影响叶片与大气的交换能力和 CO_2 羧化作用，这些因素的影响对植物碳同位素组成有决定作用^[29-30]。尤其是对环境变化敏感的苔藓类植物，在消除光合作用和遗传因素 (同种苔藓) 影响的自然状态下，苔藓碳同位素组成主要反映其生境中其他因素的不同。

从图 4a 可以看出不同树冠下方或不同生境下

表 2 同一树种不同树冠厚度下方苔藓氮含量和碳氮同位素平均值

Table 2 Nitrogen content, carbon and nitrogen isotopic composition of mosses under *Osmanthus fragrans* Lour. with different canopy thickness (values are averages \pm SE of n samples)

样品	P1 ($n=3$)	P2 ($n=1$)	P3 ($n=3$)	P4 ($n=3$)	P5 ($n=2$)	P6 ($n=3$)	P7 ($n=1$)
树冠厚度 (m)	2	3	4	3.5	1.5	2.5	1
N (%)	2.4 \pm 0.1	1.7	2.3 \pm 0.1	2.5 \pm 0.1	2.6 \pm 0.1	2.4 \pm 0.2	2.7
$\delta^{13}C$ (‰)	-29.8 \pm 0.1	-30.4	-29.5 \pm 0.5	-29.7 \pm 0.1	-30.1 \pm 0.2	-31.4 \pm 0.4	-30.3
$\delta^{15}N$ (‰)	-7.3 \pm 0.5	-6.3	-4.7 \pm 0.7	-6.0 \pm 0.9	-7.3 \pm 1.0	-5.9 \pm 0.7	-7.8

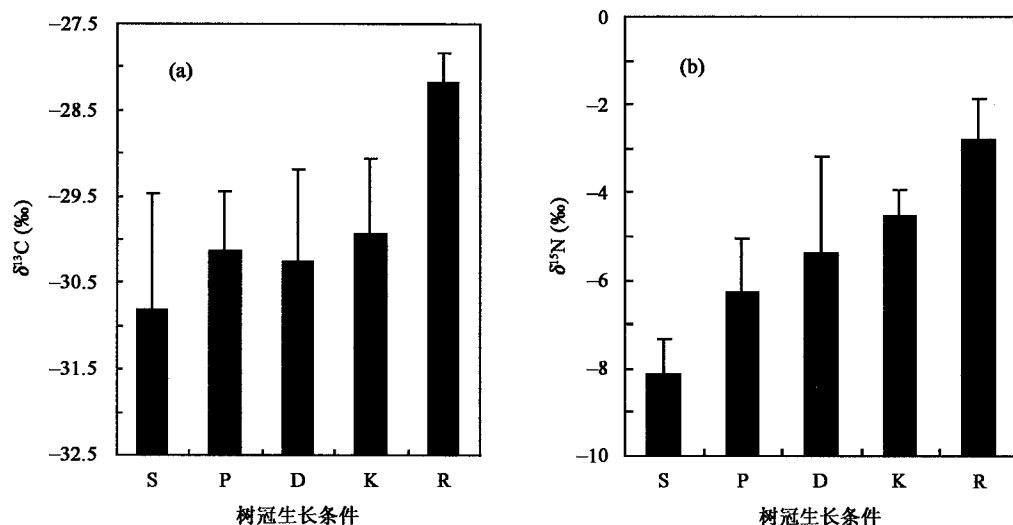


图4 不同树冠或生境下苔藓碳同位素(a)和氮同位素(b)组成变化

Fig. 4 Carbon (a) and nitrogen (b) isotope compositions of mosses plotted against habitats

S表示日本柳杉(*Cryptomeria japonica* (Linn. f.) D. Don, $n=6$); P表示桂花树(*Osmanthus fragrans* Lour., $n=16$); D表示法国梧桐(*Platanus acerifolia* (Ait.) Willd., $n=3$); K表示无任何遮盖物的开阔地($n=4$); R代表石生苔藓($n=2$)。

S means *Cryptomeria japonica* (Linn. f.) D. Don ($n=6$), P for *Osmanthus fragrans* Lour. ($n=16$), D for *Platanus acerifolia* (Ait.) Willd. ($n=3$), K for mosses at open sites ($n=4$) and R for epilithic mosses ($n=2$). Error bars are standard deviations.

苔藓平均 $\delta^{13}\text{C}$ 值有明显变化。石生苔藓出现最高 $\delta^{13}\text{C}$ 值,这可能与岩石表面相对干燥(水分不充分)和光照较充足的生境有关,因为干旱缺水是造成植物 $\delta^{13}\text{C}$ 偏高的主要原因^[26, 29]。相反,树冠下方生长的苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值较低,尤其是柳杉树 *Cryptomeria japonica* (Linn. f.) D. Don 下方苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值 ($-30.8\text{‰} \pm 1.4\text{‰}$) 最低,反映了树冠下方阴湿(光照弱)和温度低等生境特征。其原因主要为树冠的郁闭作用使得地面水分蒸发缓慢,湿度升高会使气孔通导系数增大,引起苔藓叶内 CO_2 浓度升高,从而光合作用产物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值可能偏低^[31]。可以看出,水分状况对苔藓生境中的其他因素(如温度、湿度和气孔通导性等)具有诱发和限制作用,也是苔藓碳同位素组成的主要控制因素。

2.3 苔藓氮同位素对树冠吸收大气沉降氮的指示

大量有关氮循环的实验研究^[32-34]和实地研究^[9, 35-36]显示森林地区超过一半的大气沉降氮被树冠所吸收。此外,利用 ^{15}N 示踪剂的研究^[36-37]表明,不管是落叶树种还是常绿树种,干沉降中的氮都是树冠吸收大气氮沉降的主要来源,因此干沉降是大气沉降氮输入树冠的主要形式。而且叶片吸收过程存在不同程度的优先吸收 ^{14}N 的氮同位素分馏^[5, 7, 8]。因此,树冠下方苔藓的氮同位素组成取决于这些树冠要素对大气沉降氮吸收过程的分馏效应大小。

由于研究区范围小 (0.25 km^2), 整个研究区大

气氮沉降水平在空间上基本没有变化。因此,苔藓氮同位素组成的变化主要受到树冠或生境差异的控制。从图4b可以看出,所有树冠(柳杉树、桂花树和法国梧桐树)下方土生苔藓的氮同位素组成均偏低,而没有任何遮盖物的石生和土生苔藓氮同位素组成偏高。一方面,大量高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的干沉降氮输入是开阔地方苔藓氮同位素组成偏高的直接原因;另一方面,树冠对干沉降氮 ($\delta^{15}\text{N}$ 较高) 的吸收或拦截造成下方苔藓接收到的大气沉降氮源(以穿冠水为主) $\delta^{15}\text{N}$ 值偏低。因为肖化云等^[21]曾报道干沉降是贵阳氮沉降的主要形式,2003年贵阳地区 TSP 中 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度分别高达 $(3.81 \pm 1.64) \text{ mg/m}^3$ 和 $(3.03 \pm 2.48) \text{ mg/m}^3$ 。虽然目前还没有关于贵阳地区干沉降氮同位素数据的报道,但 Yeatman *et al.*^[38]研究了英国北部和南部城市气溶胶,其 $\delta^{15}\text{N}$ 值分别为 $+15.0\text{‰} \pm 3.0\text{‰}$ 和 $+10.0\text{‰} \pm 3.0\text{‰}$, 显示了干沉降氮源较湿沉降具有更高的 $\delta^{15}\text{N}$ 值。此外,肖化云等^[4]已经研究了贵阳夏季雨水的氮同位素组成,其中 $\delta^{15}\text{NO}_3^-$ 平均值为 $+2.0\text{‰} \pm 4.4\text{‰}$, $\delta^{15}\text{NH}_4^+$ 平均值为 $-12.2\text{‰} \pm 6.7\text{‰}$ 。因此,树冠对干沉降的拦截和吸收是其下方苔藓氮同位素组成偏低的重要原因。

然而,叶片的可湿性和氮在叶片上的滞留时间与树冠类型(如落叶树种、常绿树种)、树冠叶片的形态(如表面积大小)、叶面状况(如有无角质、毛状体等)等直接相关^[33],从而导致树冠吸收大气沉降氮

的能力不同以及吸收过程产生不同程度的氮同位素分馏。例如：法国梧桐 *Platanus acerifolia* (Ait.) Willd. 属于每年落叶的树种，因此，其下方苔藓每年受到树冠的控制时间比其他两种树冠下的苔藓较短，于是落叶后树冠失去了对高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的干沉降氮的拦截功能，而使其下方苔藓 $\delta^{15}\text{N}$ 比其他两种树冠下方苔藓偏高。相反，日本柳杉 *Cryptomeria japonica* (Linn. f.) D. Don 叶片相对较致密和细窄，能够很好地拦截干沉降物质，且柳杉叶片表面光滑影响了雨水 ($\delta^{15}\text{N}$ 值相对较干沉降低) 吸收。因此，柳杉叶体对穿冠水的吸收能力及产生的氮同位素分馏较小，导致其下方苔藓 $\delta^{15}\text{N}$ 值 ($-8.2\text{‰} \pm 0.8\text{‰}$) 最低。此外，桂花树下方苔藓 $\delta^{15}\text{N}$ 值 ($-6.3\text{‰} \pm 1.2\text{‰}$) 则介于柳杉和法国梧桐之间(图 5)，但由于本工作重点涉及树冠厚度变化的影响，因此只能从树冠类型上把它和其余两种明显不同的树冠进行对比讨论。

2.4 苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的相关性

如前所述，苔藓的 $\delta^{13}\text{C}$ 值主要反映了生境要素之间的差异，石生苔藓和土生苔藓的 $\delta^{13}\text{C}$ 值主要反映不同生长基质对其水分状况等因素的控制，树冠

下方苔藓的 $\delta^{13}\text{C}$ 值明显偏低是对树冠下方光照强度差和阴冷潮湿等环境特征的响应。而苔藓的 $\delta^{15}\text{N}$ 值主要指示大气沉降氮对苔藓植物的输入，以及在输入过程中由树冠吸收引起的分馏效应。这与 Hietz *et al.* [16] 认为附生植物的 $\delta^{15}\text{N}$ 值指示大气氮源比 $\delta^{13}\text{C}$ 值更有优势的结论相似。但是大量植物碳氮同位素的研究显示两者具有很多共同的控制因素，如水分状况是控制植物碳吸收(光合作用)和氮需求的重要因素，光合作用增加促使植物生长进而对氮素营养需求增加，同时也是影响植物 $\delta^{15}\text{N}$ 值的主要原因[39-40]。因此，不同树冠生长条件下方苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值的良好相关性说明环境因素与苔藓的生理功能和营养吸收相互制约。另一方面，尽管 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 在示踪应用中各有优势，但作为植物体内的重要生源要素，两者的相关性表明了影响碳同位素组成和氮同位素分馏的环境要素(如温度、湿度和光照强度等)是相互关联的，反映了 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 在示踪生物地球化学过程中存在重要联系。

2.5 苔藓同位素组成与树冠厚度变化的关系

树冠厚度的空间变化是树冠非常重要的环境因素[41]，这也是大气沉降氮浓度和氮同位素组成在树冠中不同位置发生变化的直接原因[42-43]，例如，穿冠水相对于没有受到树冠影响的雨水通常亏损 H^+ 和 NO_3^- ，而树冠对 NH_4^+ 和 Na^+ 的吸收与树冠类型和季节有关[44]。

图 6a 反映了树冠下方苔藓的 $\delta^{13}\text{C}$ 值随树冠厚度增加总体呈升高趋势。厚度最大(4 m)的树冠下方的苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值最高达 $-29.5\text{‰} \pm 0.5\text{‰}$ ，最低值 $-31.4\text{‰} \pm 0.4\text{‰}$ 出现在树冠厚度 2.5 m 处。图 6b 清楚地显示了下方苔藓氮同位素组成与上方树冠厚度呈正相关关系 ($y = 0.921x - 8.776$)，氮同位素组成随树冠厚度变化范围为 $-4.7\text{‰} \pm 0.7\text{‰}$ (4 m) 至 -7.8‰ (1 m)。下方苔藓同位素组成随树冠厚度的变化指示了树冠吸收氮沉降的同位素分馏受到树冠厚度的控制。

由于树冠屏蔽光照是长期性的影响。Israeli *et al.* [45] 研究认为光照增强会增加植物光合作用能力和 $^{12}\text{CO}_2$ 的吸收，从而使 $\delta^{13}\text{C}$ 值偏低。因此，在树冠厚的地方(光照弱)，下方苔藓的高 $\delta^{13}\text{C}$ 值可能与光照强度较差影响光合作用能力(CO_2 的吸收)有关。此外，其他因素如水分状况、局部地面 CO_2 的浓度以及土壤基质也会引起苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值的变化。尽管碳同位素组成变化范围随树冠厚度变化不大，但其总体

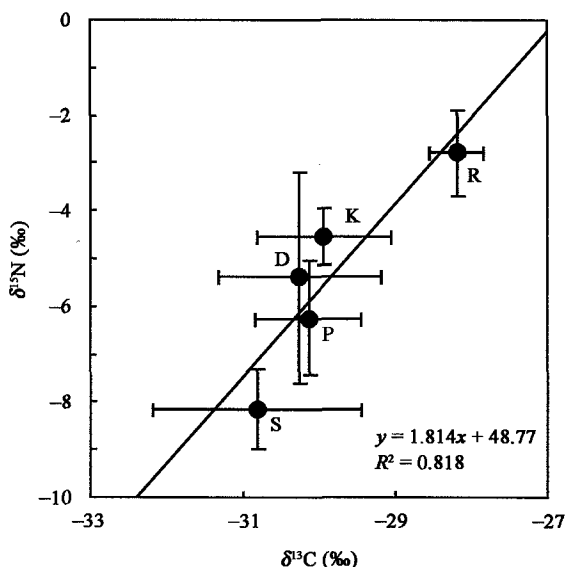


图 5 不同树冠或生境下苔藓碳氮同位素组成的相关性
Fig. 5 Correlation between carbon and nitrogen isotope compositions of mosses under different canopies or habitats

S 表示日本柳杉 (*Cryptomeria japonica* (Linn. f.) D. Don, $n = 6$)；P 表示桂花树 (*Osmanthus fragrans* Lour., $n = 16$)；D 表示法国梧桐 (*Platanus acerifolia* (Ait.) Willd., $n = 3$)；K 表示无任何遮盖物的开阔地 ($n = 4$)；R 代表石生苔藓 ($n = 2$) ($P < 0.05$)。

S means *Cryptomeria japonica* (Linn. f.) D. Don ($n = 6$)；P for *Osmanthus fragrans* Lour. ($n = 16$)；D for *Platanus acerifolia* (Ait.) Willd. ($n = 3$)；K for mosses at open sites ($n = 4$) and R for epilithic mosses ($n = 2$). Error bars are standard deviations ($P < 0.05$).

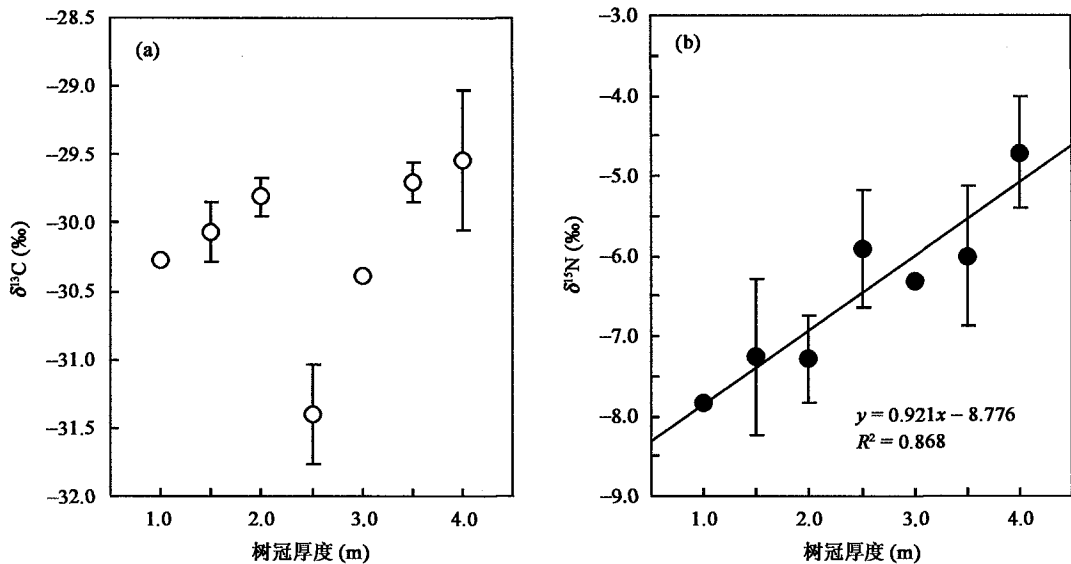


图6 同一树种(桂花树 *Osmanthus fragrans* Lour.)下方苔藓碳同位素组成(a)和氮同位素组成(b)与树冠厚度变化的关系 ($P < 0.05$)

Fig. 6 Carbon (a) and nitrogen (b) isotope signature against canopy thickness of *Osmanthus fragrans* Lour.

Error bars are standard deviations ($P < 0.05$).

趋势表明了树冠厚度对光照强度的限制以及下方苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值对该因素的响应。

对氮同位素而言, 树冠厚度较低的地面苔藓所吸收的大气沉降氮受树冠影响较小, 而在中部靠近树干的区域主要以吸收穿冠水或树干水为主。由于叶片在吸收雨水过程中优先吸收 ^{14}N , 从而使到达地面苔藓的穿冠水 $\delta^{15}\text{N}$ 偏轻^[46]。因此, 厚度增加使树冠吸收能力增强, 吸收过程歧视 ^{15}N 的氮同位素分馏也随之增大, 从而下方苔藓吸收更多高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的大气沉降氮。这一机制与前人对树冠内部不同位置的附生植物氮同位素变化的研究^[12]和不同位置的穿冠水氮同位素变化^[47]的研究结论一致。

3 结论

利用碳氮稳定同位素对苔藓生境以及不同树冠对大气氮沉降的吸收进行了示踪研究, 并探讨了不同生境对苔藓同位素组成的控制和树冠吸收产生的同位素分馏机制, 得出以下结论。

(1) 开阔地苔藓(尤其是石生苔藓)高 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 值指示了相对干燥的生境和干沉降氮的输入。树冠下方光照条件差、湿度高是下方苔藓的 $\delta^{13}\text{C}$ 值较低的控制因素, 而缺少干沉降氮的输入则是树冠下方苔藓的 $\delta^{15}\text{N}$ 值偏低的主要原因。此外, 树冠类型、叶片形态和叶面性质造成树冠对大气沉降氮吸收能力不同是三种树冠下方苔藓氮同位素组成变化的潜在因素。

(2) 苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 主要指示不同树冠下方的生境差异或生理响应(如光合作用能力、氮需求等); 而 $\delta^{15}\text{N}$ 值在示踪来源和树冠吸收方面更有优势, 较好地体现了树冠吸收高 $\delta^{15}\text{N}$ 值的大气沉降氮而引起下方苔藓吸收的氮源 $\delta^{15}\text{N}$ 值偏低, 同时还反映了叶片优先吸收 ^{14}N 和吸收过程中由树冠差异引起的分馏机制。这些结论与 Evans^[7]和 Handley *et al.*^[48]关于植物组织氮同位素组成受氮源同位素组成和吸收过程同位素分馏共同控制的结论吻合。

(3) 苔藓 $\delta^{13}\text{C}$ 值和 $\delta^{15}\text{N}$ 值具有相似的变化趋势和明显的相关性, 反映了控制苔藓碳氮同位素分馏的环境因素之间相互耦合以及同位素示踪手段($\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$) 在研究生物地球化学过程中的重要联系。

(4) 同一树冠下方苔藓氮含量的变化趋势表明了树冠对大气沉降氮的吸收能力随厚度增加。 $\delta^{13}\text{C}$ 值的升高趋势指示了树冠厚度影响光照强度的长期性。而 $\delta^{15}\text{N}$ 值与树冠厚度具有较好的线性关系($y = 0.921x - 8.776$), 有力地说明了树冠吸收 ^{14}N 能力的增强是苔藓氮同位素升高的本质原因, 该结论反映了土生苔藓也能够积极地响应大气沉降输入的变化。

(5) 细叶小羽藓 (*Haplocladium microphyllum* (Hedw.) Broth) 由于具有高效利用大气沉降氮和分布广泛等特点, 可进一步应用于该地区大气氮沉降的指示或监测研究。

感谢河北师范大学生命科学学院李琳博士对样品鉴定工作的大力支持。

参考文献(References):

- [1] Evans R D, Ehleringer J R. A break in the nitrogen cycle in arid lands? Evidence from $\delta^{15}\text{N}$ of soils [J]. *Oecologia*, 1993, 94(3): 314 - 317.
- [2] Durka W, Schulze E-D, Gebauer G, Voerkelius S. Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ^{15}N and ^{18}O measurements [J]. *Nature*, 1994, 372(6508): 765 - 767.
- [3] Poulson S R, Chamberlain C P, Friedland A J. Nitrogen isotope variation of tree rings as a potential indicator of environmental change [J]. *Chem Geol*, 1995, 125(3/4): 307 - 315.
- [4] Xiao H Y, Liu C Q. Sources of nitrogen and sulfur in wet deposition at Guiyang, Southwest China [J]. *Atmos Environ*, 2002, 36(33): 5121 - 5130.
- [5] Stewart G R, Schmidt S, Handley L L, Turnbull M H, Erskine P D, Joly C A. ^{15}N natural abundance of vascular rainforest epiphytes: Implications for nitrogen source and acquisition [J]. *Plant Cell Environ*, 1995, 18(1): 85 - 90.
- [6] Hietz P, Wanek W, Popp M. Stable isotopic composition of carbon and nitrogen and nitrogen content in vascular epiphytes along an altitudinal transect [J]. *Plant Cell Environ*, 1999, 22(11): 1435 - 1443.
- [7] Evans R D. Physiological mechanisms influencing plant nitrogen isotope composition [J]. *Trend Plant Sci*, 2001, 6(3): 121 - 126.
- [8] Handley L L, Austin A T, Robinson D, Scrimgeour C M, Raven J A, Heaton T H E, Schmidt S. The ^{15}N natural abundance ($\delta^{15}\text{N}$) of ecosystem samples reflects measures of water availability [J]. *Aust J Plant Physiol*, 1999, 26(2): 185 - 199.
- [9] Lindberg S E, Lovett G M, Richter D D, Johnson D W. Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest [J]. *Science*, 1986, 231(4734): 141 - 145.
- [10] Wilson E J, Tiley C. Foliar uptake of wet-deposited nitrogen by Norway spruce: An experiment using ^{15}N [J]. *Atmos Environ*, 1998, 32(3): 513 - 518.
- [11] Hietz P, Wanek W, Wania R, Nadkarni N M. Nitrogen-15 natural abundance in a montane cloud forest canopy as an indicator of nitrogen cycling and epiphyte nutrition [J]. *Oecologia*, 2002, 131(3): 350 - 355.
- [12] Wania R, Hietz P, Wanek W. Natural ^{15}N abundance of epiphytes depends on the position within the forest canopy: Source signals and isotope fractionation [J]. *Plant Cell Environ*, 2002, 25(4): 581 - 589.
- [13] Lee J A. Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: Ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants [J]. *J Ecol*, 1998, 86(1): 1 - 12.
- [14] Proctor M C F. *Physiological ecology* [M]//Shaw A, Goffinet B. *Bryophyte Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 2000: 225 - 247.
- [15] Rühling A, Tyler G. Ecology of heavy metals: A regional and historical study [J]. *Botan Not*, 1969, 122: 248 - 259.
- [16] Pitcairn C E R, Fowler D, Grace J. Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull [J]. *Environ Pollut*, 1995, 88(2): 193 - 205.
- [17] Ceburnis D, Rühling Å, Kvietkus K. Extended study of atmospheric heavy metal deposition in Lithuania based on moss analysis [J]. *Environ Monit Assess*, 1997, 47(2): 135 - 152.
- [18] Steinnes E, Hanssen J E, Rambæk J P, Vogt N B. Atmospheric deposition of trace elements in Norway: Temporal and spatial trends studied by moss analysis [J]. *Water Air Soil Pollut*, 1994, 74(1/2): 121 - 140.
- [19] Soares A, Pearson J. Short-term physiological responses of mosses to atmospheric ammonium and nitrate [J]. *Water Air Soil Pollut*, 1997, 93(1 - 4): 225 - 242.
- [20] Gerdol R, Bragazza L, Marchesini R, Medici A, Pedrini P, Benedetti S, Bovolenta A, Coppi S. Use of moss (*Tortula muralis* Hedw.) for monitoring organic and inorganic air pollution in urban and rural sites in Northern Italy [J]. *Atmos Environ*, 2002, 36(25): 4069 - 4075.
- [21] Xiao H Y, Liu C Q. Chemical characteristics of water-soluble components in TSP over Guiyang, SW China, 2003 [J]. *Atmos Environ*, 2004, 38(37): 6297 - 6306.
- [22] Mohr K. Passives Monitoring von Stickstoffeinträgen in Kiefernforsten mit dem Rotstengelmoss (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.) [J]. *Zeitsch Umwelt Ökotoxikol*, 1999, 11: 267 - 274.
- [23] Solga A, Burkhardt J, Zechmeister H G, Frahm J P. Nitrogen content, ^{15}N natural abundance and biomass of the two pleurocarpous mosses *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. and *Scelopodium purum* (Hedw.) Limpr. in relation to atmospheric nitrogen deposition [J]. *Environ Pollut*, 2005, 134(3): 465 - 473.
- [24] Pitcairn C E R, Fowler D, Leith I D, Sheppard L J, Sutton M A, Kennedy V, Okello E. Bioindicators of enhanced nitrogen deposition [J]. *Environ Pollut*, 2003, 126(3): 353 - 361.
- [25] 吴虹玥, 包维楷, 王安. 苔藓植物的化学元素含量及其特点 [J]. *生态学杂志*, 2005, 24(1): 58 - 64.
Wu Hong-yue, Bao Wei-kai, Wang An. Concentrations and characteristics of chemical elements in bryophytes [J]. *Chinese J Ecol*, 2005, 24(1): 58 - 64 (in Chinese with English abstract).
- [26] Robinson D, Handley L L, Scrimgeour C M, Gordon D C, Forster B P, Ellis R P. Using stable isotope natural abundances ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) to integrate the stress responses of wild barley (*Hordeum spontaneum* C. Koch.) genotypes [J]. *J Exp Bot*, 2000, 51(342): 41 - 50.
- [27] Stuiver M, Braziunas T F. Tree cellulose $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotope ratios and climatic change [J]. *Nature*, 1987, 328(6125): 58 - 60.
- [28] Farquhar G D, Ehleringer J R, Hubick K T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis [J]. *Ann Rev Plant Physiol*, 1989, 40: 503 - 537.
- [29] 王国安, 韩家懋. C3 植物碳同位素在旱季和雨季中的变化 [J]. *海洋地质与第四纪地质*, 2001, 21(4): 43 - 47.
Wang Guo-an, Han Jia-mao. $\delta^{13}\text{C}$ Variations of C3 plants in dry

- and rainy seasons [J]. *Mar Geol Quatern Geol*, 2001, 21(4): 43-47 (in Chinese with English abstract).
- [30] Ehleringer J R, Hall A E, Farquhar G D. Stable isotopes and plant carbon-water relations [M]. London: Academic Press, 1993: 155-168.
- [31] Tieszen L L, Boutton T W. Stable carbon isotopes in terrestrial ecosystem research [M] // Rundel P W, Ehleringer J R, Nagy K A. *Stable Isotopes in Ecological Research*. New York: Springer Verlag, 1988: 167-195.
- [32] Evans L S, Canada D C, Santucci K A. Foliar uptake of ^{15}N from rain [J]. *Environ Exp Bot*, 1986, 26(2): 143-146.
- [33] Garten C T Jr, Hanson P J. Foliar retention of ^{15}N - NO_3^- and ^{15}N - NH_4^+ by red maple (*Acer rubrum*) and white oak (*Quercus alba*) leaves from simulated rain [J]. *Environ Exp Bot*, 1990, 30(3): 333-342.
- [34] Lumme I. Nitrogen uptake of Norway spruce (*Picea abies* Karst.) seedlings from simulated wet deposition [J]. *For Ecol Manag*, 1994, 63(2/3): 87-96.
- [35] Lovett G M, Lindberg S E. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests [J]. *Can J For Res*, 1993, 23(8): 1603-1616.
- [36] Garten C T Jr, Schwab A B, Shirshac T L. Foliar retention of ^{15}N tracers: Implications for net canopy exchange in low- and high-elevation forest ecosystems [J]. *For Ecol Manag*, 1998, 103(2/3): 211-216.
- [37] Hanson P J, Garten C T Jr. Deposition of H^{15}NO_3 vapour to white oak, red maple and loblolly pine foliage: Experimental observations and a generalized model [J]. *New Phytol*, 1992, 122(2): 329-337.
- [38] Yeatman S G, Spokes L J, Dennis P F, Jickells T D. Comparisons of aerosol nitrogen isotopic composition at two polluted coastal sites [J]. *Atmos Environ*, 2001, 35(7): 1307-1320.
- [39] Handley L L, Nevo E, Raven J A, Martínez-Carrasco R, Scrimgeour C M, Pakniyat H, Forster B P. Chromosome 4 controls potential water use efficiency ($\delta^{13}\text{C}$) in barley [J]. *J Exp Bot*, 1994, 45(11): 1661-1663.
- [40] Yoneyama T, Matsumaru T, Usui K, Engelaar W M H G. Discrimination of nitrogen isotopes during absorption of ammonium and nitrate at different nitrogen concentrations by rice (*Oryza sativa* L.) plants [J]. *Plant Cell Environ*, 2001, 24(1): 133-139.
- [41] Hietz P, Hietz-Seifert U. Structure and ecology of epiphyte communities of a cloud forest in central Veracruz, Mexico [J]. *J Veget Sci*, 1995, 6(5): 719-728.
- [42] Parker G G. Throughfall and stemfall in the forest nutrient cycle [J]. *Adv Ecol Res*, 1983, 13: 57-133.
- [43] Heaton T H E, Spiro B, Madeline S, Robertson C. Potential canopy influences on the isotopic composition of nitrogen and sulphur in atmospheric deposition [J]. *Oecologia*, 1997, 109(4): 600-607.
- [44] Filoso S, Williams M R, Melack J M. Composition and deposition of throughfall in a flooded forest archipelago (Negro River, Brazil) [J]. *Biogeochemistry*, 1999, 45(2): 169-195.
- [45] Israeli Y, Schwartz A, Plaut Z, Yakir D. Effects of light regime on $\delta^{13}\text{C}$, photosynthesis and yield of field-grown banana (*Musa* sp., Musaceae) [J]. *Plant Cell Environ*, 1996, 19(2): 225-230.
- [46] Högberg P. Tansley review, 95: ^{15}N natural abundance in soil-plant systems [J]. *New Phytol*, 1997, 137(2): 179-203.
- [47] Bergstrom D M, Tweedie C E. A conceptual model for integrative studies of epiphytes: Nitrogen utilisation, a case study [J]. *Aust J Bot*, 1998, 46(2): 273-280.
- [48] Handley L L, Raven J A. The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology [J]. *Plant Cell Environ*, 1992, 15(9): 965-985.