

燃烧过程植物体氮含量和氮同位素组成变化

王周锋^{1,2}, 刘卫国¹, 王政^{1,2}

(1. 中国科学院地球环境研究所黄土与第四纪地质国家重点实验室, 西安 710075; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要:自然和人类活动引起的火事件可导致生态系统的碳、氮循环以及分布格局的改变, 进一步影响区域碳、氮生物地球化学循环。利用稳定同位素方法可以帮助我们示踪火事件所伴生的碳、氮转化的生物地球化学过程。为了解植物体燃烧前后植物、植物灰烬和气态挥发部分氮之间以及不同植物类型(C₃和C₄, 草本和木本)之间的氮素差异, 通过室内模拟燃烧实验研究了植物和燃烧后残余部分的氮同位素组成和氮含量变化, 研究表明: 不同植物种类之间氮同位素组成的变化受植物种类和生长条件的影响, 比较C₃和C₄植物不同光合类型之间的氮同位素组成表明, 植物体燃烧前后氮同位素变化和植物的光合类型无关。燃烧导致植物90%以上的氮素损失。不同植物氮同位素值在-4.0‰~+5.2‰变化, 燃烧导致植物灰烬的氮同位素值偏正0~1.6‰, 其同位素分馏主要是由于燃烧过程中植物体中¹⁴N较¹⁵N优先以气态形式逃逸。因此在利用氮同位素进行的古环境研究、环境模拟过程中, 必须考虑火烧对植物氮同位素值的影响。植物、植物灰烬和气态部分氮同位素之间具有较好的相关性, 这种关系启示我们也许可以利用生态系统不同部分的氮同位素组成来研究植物-土壤-大气之间的氮素循环规律。

关键词:氮同位素组成; 植物; 燃烧灰烬; 气态挥发物

中图分类号: Q945.12; X171.1

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2008)02-0111-06

The Effects of Burning on Plant's Nitrogen Content and Nitrogen Stable Isotopic Compositions

WANG Zhou-feng^{1,2}, LIU Wei-guo¹, WANG Zheng^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Loess and Quaternary Geology, Institute of Earth Environment, CAS, Xi'an 710075, China; 2. Graduate University of CAS, Beijing 100039, China)

Abstract: Fire affair can cause to changes of ecosystem's carbon or nitrogen cycles and its distribution, and further effect on the local area even global climate change. However, stable isotopic techniques can help us to understand correlations between vegetation and gaseous material caused by fire affair. For better understanding correlations among plant, ash and gaseous by plant burning, controlled experiment was done in order to know changes of nitrogen content and nitrogen stable isotopic composition of different part. The results show that: more than 65% weight of plant and 90% nitrogen content losing by form of gaseous material during burning. Nitrogen isotopic composition of different plant is from -4.0‰ to 5.2‰. Ash nitrogen isotopic composition increased from 0 to 1.6‰, which may be caused by ¹⁴N volatilized by means of gaseous material. The higher correlation was found among plant, plant ash and gaseous material, and the relationship implied us that nitrogen isotopic composition can be used to trace nitrogen cycle mechanism among plant, soil and atmosphere.

Key words: nitrogen isotopic composition; plant; burning; ash; gaseous material

火干扰是影响生态系统碳、氮循环的重要因子。火事件的发生改变了整个生态系统的碳、氮循环和分布格局, 进一步影响到区域性甚至全球气候变化。因此, 火事件与全球气候之间的相互作用引起了人们的关注^[1-2]。火事件过程中生物物质燃烧所释放的大量温室气体和颗粒物以及受干扰地对区域辐射平衡和气候变化具有很重要的影响^[3]。物质燃烧是大气温室气体(如CO₂, CH₄, N₂O)和颗粒物质的主要来源^[4]。造成温室气体和颗粒物浓度的升高, 影响局部地区乃至全球范围内的气候系统^[2]。火事件的发生打破了

大气-植被-地表凋落物-土壤之间的水热平衡, 从而改变了土壤的水热状况^[5-7], 系统中结构和养分循环^[8-11]与大气化学性质^[12]。全球每年火事件造成生物质燃烧释放大约8.2 Pg CO₂/a, 2.5~19.4 Tg CH₄/a 和 1.1~1.3 Tg N₂O/a^[13]。王效科等^[14]的研究表明: 中国森林火灾的CO₂, CO和CH₄年平均排放量为8.96 Tg C/a, 1.12 Tg C/a和0.109 Tg C/a。

火事件对生态系统的养分循环具有长期的、多重的影响, 这主要是通过影响养分的形式、分布和量以及影响到物种的组成、植物分布、土壤生物、淋溶和侵蚀^[15]。火事件对

收稿日期: 2008-03-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(40673012, 40523002, 40121303); 中国科学院方向性项目(KZCX3-SW-139); 黄土与第四纪地质国家重点实验室开放基金项目(SKLLQG0613)

作者简介: 王周锋(1979-), 男(汉族), 陕西岐山人, 博士研究生, 主要从事氮稳定同位素生物地球化学研究。E-mail: wangzf@ieecas.cn
通信作者: 刘卫国。E-mail: liuwg@loess.llqg.ac.cn

氮库和氮的动态变化的影响受到人们的重视,这主要是因为氮素是限制自然生态系统的初级生产力的重要因素^[16]。同时,氮在燃烧过程中很容易以挥发的形式损失^[15]。火事件过程中氮的损失和火的强度显著相关^[17]。不同植被类型在火事件过程中损失的氮量明显不同,草地、针叶林、热带森林在火事件过程中氮的损失可分别达到 8.5^[18]、907^[19]和 1 604 kg/hm²^[20]。而对燃烧前后植物体氮同位素研究表明,燃烧导致植物灰烬和气态颗粒物氮同位素值增加^[21]。但是这方面的研究结果还太少,对燃烧前后氮同位素的关系、气态氮的同位素变化状况研究还不是很多。

氮素作为陆地生态系统循环的重要限制因子之一,其在火事件中的损失,必然导致生态系统的一系列变化,因此研究植物体燃烧前后氮素的变化状况对了解氮素变化具有重要意义。尽管对火事件所引起的土壤、植被、大气等的研究很多,但是多集中于碳素的损失、CO₂、CH₄ 等温室气体的排放,而对氮素变化的研究相对较少,同时对于植物体燃烧前后氮同位素的变化、燃烧过程中气态氮同位素的变化等研究较少。本文的研究目的:了解燃烧过程中植物体燃烧前后植物体氮同位素组成、氮含量变化,对不同光合类型(C₃、C₄)和不同类型植物(草本、木本)的氮同位素组成进行研究以了解他们之间是否有种类上的差异,同时对燃烧过程中气态氮的同位素变化进行初步研究,以便更好的了解植物燃烧过程中氮素变化状况,为研究火事件对生态系统中氮素循环的影响提供一些资料,从而为氮同位素在古环境研究、环境模拟等领域的应用提供支持。

1 材料与方法

1.1 材 料

样品采集于中国科学院地球环境研究所院内。选取 18 种木本和草本植物叶片(表 1),去离子水清洗叶片表面尘土,40℃下烘干。将烘干样品分成 2 份,一份用玛瑙研钵研磨成均匀粉末,另一份称重后,在室内模拟燃烧,充分燃烧后,燃烧灰烬称重,然后研磨成均匀粉末。分别测试样品燃烧前和燃烧后植物的氮同位素值和氮含量。

表 1 样品名称及性状

样品号	样品名称	拉丁名	备注
1	宽叶苔草	<i>Carex siderosticta</i>	C ₃ , 草本
2	铜锤草	<i>Oxalis articulata</i> subsp. <i>rubra</i>	C ₃ , 草本
3	三叶草	<i>Trifolium repens</i> L.	C ₃ , 草本
4	玉兰	<i>Magnolia soulangeana</i>	C ₃ , 木本
5	红枫	<i>Acer palmatum</i> cv. <i>Atropurpureum</i>	C ₃ , 木本
6	牵牛	<i>Pharbitis nil</i> (Linn.) Choisy	C ₃ , 草本
7	狼尾草	<i>P. alopecuroides</i> (L.) Spreng	C ₄ , 草本
8	铁杆蒿	<i>Artemisia gmelinii</i>	C ₃ , 草本
9	龙爪槐	<i>Sophora japonica</i> cv. <i>Pendula</i> .	C ₃ , 木本
10	狗尾草	<i>Cedrus deodara</i> (Roxb.) G. Don	C ₄ , 草本
11	狗尾草	<i>Cedrus deodara</i> (Roxb.) G. Don	C ₄ , 草本
12	狗尾草	<i>Cedrus deodara</i> (Roxb.) G. Don	C ₄ , 草本
13	蟋蟀草	<i>Setaria viridis</i> (Linn.) Beauv.	C ₄ , 草本
14	蟋蟀草	<i>Setaria viridis</i> (Linn.) Beauv.	C ₄ , 草本
15	圆柏	<i>Sabina chinensis</i> (L.) Ant	C ₃ , 木本
16	圆柏	<i>Sabina chinensis</i> (L.) Ant	C ₃ , 木本
17	雪松	<i>Eleusine indica</i>	C ₃ , 木本
18	雪松	<i>Eleusine indica</i>	C ₃ , 木本

1.2 样品测试

样品测试在中国科学院地球环境研究所同位素实验室进行。用 Finnigan 公司生产的 EA-Delta plus 质谱仪测试样品的 δ¹⁵N 和氮含量,其中氮同位素组成的计算公式为

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = \left[\left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

式中:R——¹⁵N/¹⁴N。氮的标准为大气氮,偏差为±0.3‰,含量的偏差为±0.1‰。

$$\Delta\delta^{15}\text{N} = \delta^{15}\text{N}_{\text{ash}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{plant}}$$

气态氮同位素值根据 Robinson^[22]提出的同位素平衡方程计算:

$$\begin{aligned} \delta^{15}\text{N}_{\text{plant}} &= \delta^{15}\text{N}_{\text{ash}} \times f + \delta^{15}\text{N}_{\text{gas}}(1 - f) \\ \Rightarrow \delta^{15}\text{N}_{\text{gas}} &= \frac{(\delta^{15}\text{N}_{\text{plant}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{ash}} \times f)}{1 - f} \end{aligned}$$

式中:δ¹⁵N_{plant}——植物体燃烧前的氮同位素值;δ¹⁵N_{ash}——燃烧后灰烬的氮同位素值;Δδ¹⁵N——植物体燃烧前后氮同位素的差值;δ¹⁵N_{gas}——燃烧过程中以气态形式损失的氮同位素值;f——燃烧灰烬中氮的相对比例。

2 结果与分析

2.1 植物体燃烧前后氮损失和氮含量变化

对燃烧前后样品重量的研究表明,燃烧导致大部分植物样品以气态形式损失。由图 1 可以看出,不同植物由于其叶片性状的差异,燃烧导致的损失比例不尽相同,木本、草本以及 C₃ 和 C₄ 植物之间样品重量的损失没有显著的差异。总的来说,燃烧导致占植物燃烧前至少 65% 以上的重量以气态的形式损失。

对植物体氮含量的研究表明(图 2),由于采集的大多为新鲜植物叶片,植物氮含量较高,在 1.4%~3.9%。燃烧后植物灰烬氮含量的变化不具有规律性,一些植物灰烬氮含量升高,而另一些降低。通过计算氮的损失量(图 3)可以看出,燃烧对植物氮的损失很大,燃烧使得大部分的氮以气态形式损失,不同植物氮损失可达其燃烧前的 91%~98%。

2.2 植物体燃烧前后氮同位素变化

对不同植物氮同位素的研究表明,由于植物种类的不同,氮同位素的差异较大,由图 4 可以看出,不同植物氮同位素值在-4.0‰~+5.2‰变化。总体来说,燃烧均导致植物灰烬的氮同位素值升高(图 4),燃烧后不同植物灰烬的氮同位素在-3.9‰~+5.9‰之间变化。对燃烧前后氮同位素差值的计算表明(图 5),Δδ¹⁵N 在 0~1.6‰之间变化。通过同位素平衡方程,计算了燃烧过程中气态氮的氮同位素组成(图 6),可以看出,气态氮同位素均较植物氮同位素偏负,气态氮同位素在-4.0‰~5.1‰变化,相比较而言,植物氮同位素和气态氮同位素之间的差异较植物和植物灰烬的氮同位素差异小。

对不同植物类型植物氮同位素组成的研究表明,无论是植物样品还是燃烧后的灰烬,C₃ 和 C₄ 植物之间(图 7),草本和木本之间(数据未给出),氮同位素没有显著差异。

2.3 植物体燃烧前后氮同位素之间的关系

对植物体燃烧前后氮同位素关系的研究表明(图 8),植

物和灰烬的氮同位素具有很好的相关性,这说明灰烬氮同位素受植物类型的影响。而对燃烧过程中挥发气体氮同位素值的计算表明(图 9),气体氮同位素值、植物氮同位素以及

灰烬的氮同位素值具有很好的相关关系,燃烧过程中气体形式挥发的氮同位素组成受植物类型的影响。

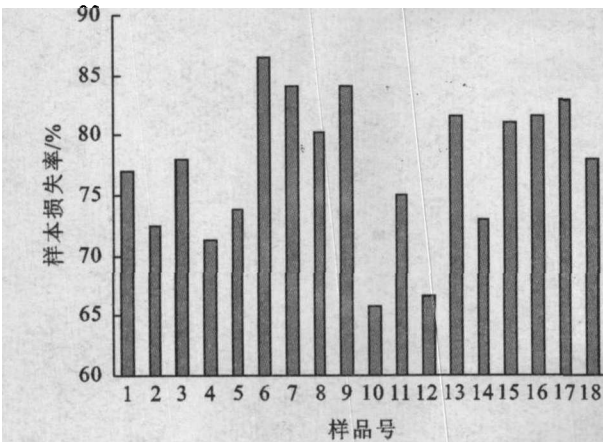


图 1 燃烧对样品重量的损失比

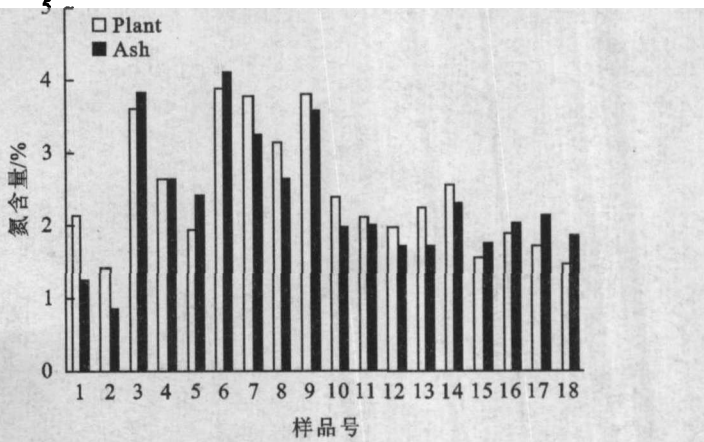


图 2 植物体燃烧前后氮含量变化

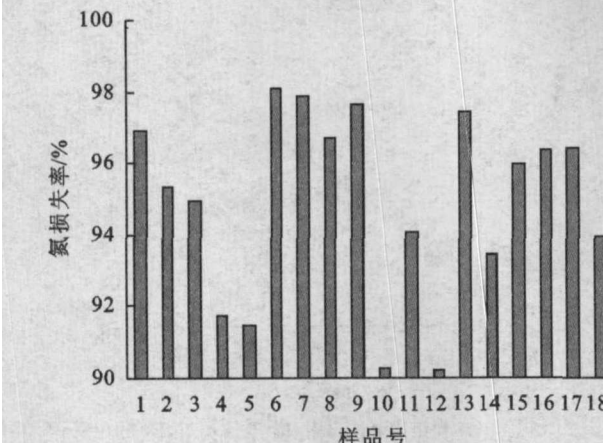


图 3 燃烧对植物的氮损失比

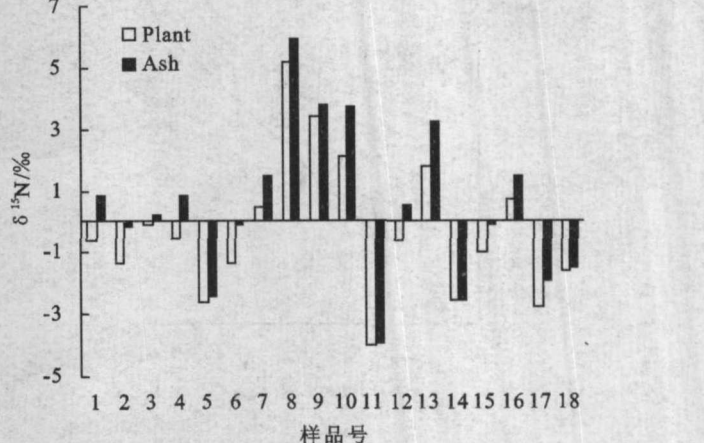


图 4 植物燃烧前后氮同位素值变化

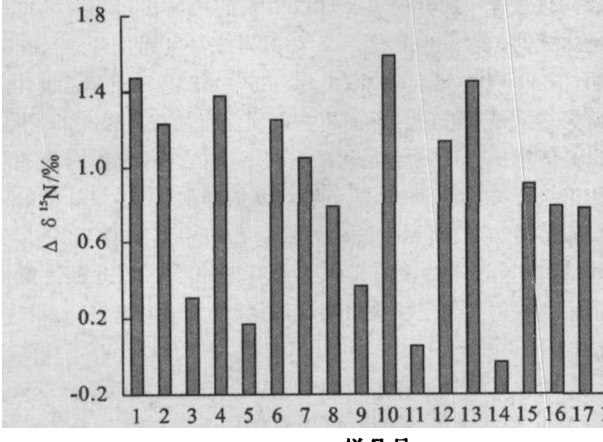


图 5 不同植物 $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 变化

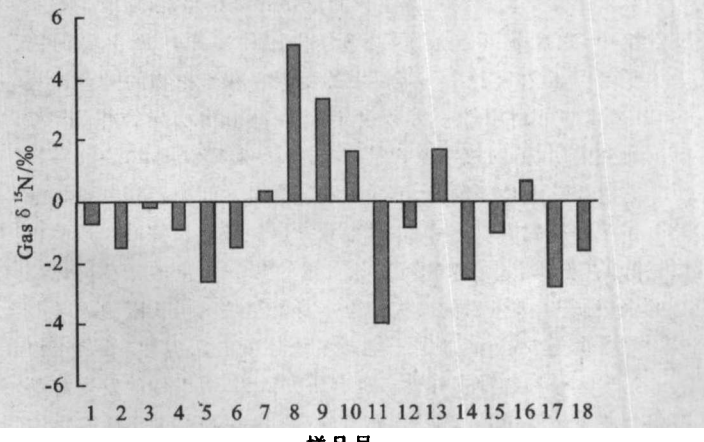


图 6 不同植物燃烧后气态氮同位素组成变化

3 讨论

近年来,由于人类活动的加剧(燃料的使用、火事件)等导致环境异常变化的频率增加,使得大量氮氧化物进入空气中,出现许多的环境问题(氮沉降的增加, N_2O 的温室效应)^[23-24]。因此,人们开始重视对全球和区域性尺度上氮循环的研究^[25]。研究由于火事件等引起的环境变化对于了解和调控氮素利用,减少氮氧化物的排放,维护生态系统稳定

性意义显著^[15,26-27]。通过实验表明,超过燃烧前 65% 以上的植物重量在燃烧过程中损失,燃烧导致植物体大部分的物质以气态的形式损失(图 1)。植物组织大部分的物质为碳、氮化合物,在燃烧过程中,植物大部分的组织以 CO_2 和 N_2O 的形式损失掉^[2],从这一点来说,燃烧对与生态系统的碳储存、系统中植物可利用氮的量是相当不利的。同时由于火事件产生的大量的温室气体(CO_2 , CH_4 , N_2O)以及粉尘(黑炭)

导致区域性乃至全球环境的系统变化。全球每年火事件造成物质燃烧释放大约 $8.2 \text{ Pg CO}_2/\text{a}$, $2.5 \sim 19.4 \text{ Tg CH}_4/\text{a}$ 和 $1.1 \sim 1.3 \text{ Tg N}_2\text{O}/\text{a}$ [13]。王效科等 [14] 的研究表明: 中国森林火灾的 CO_2 , CO 和 CH_4 年平均排放量为 8.96 Tg C/a ,

1.12 Tg C/a 和 0.109 Tg C/a 。可见更好的控制火事件的发生对于减少温室气体的排放, 增加生态系统碳、氮储量具有重要的意义。

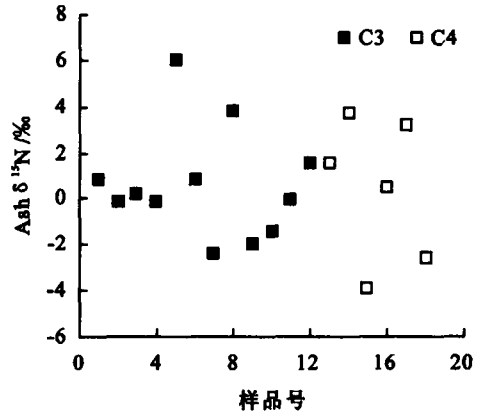
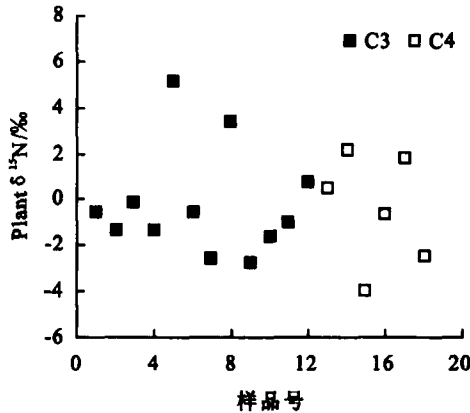


图7 C_3 和 C_4 植物燃烧前后氮同位素值变化

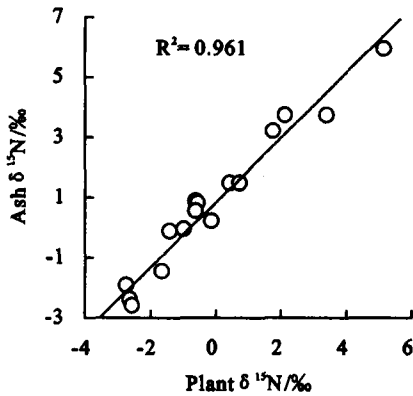
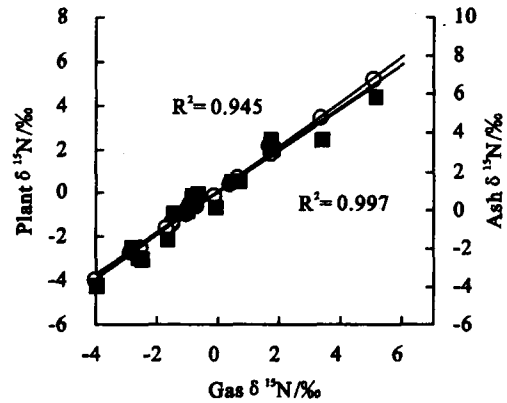


图8 植物和燃烧灰氮同位素之间的关系

氮素是动植物正常生长的重要的营养元素, 陆地生态系统中, 氮素是影响系统生产力和物种多样性最主要的因子 [28]。植物叶片中一半以上的氮素存在于植物的光合器官中, 氮的可利用性很大程度上影响着植物的光合作用 [29]。研究表明, 不同植物氮含量在 $1.4\% \sim 3.8\%$ (图2)。这和其它研究结果是一致的, 不同植物氮含量之间的差异主要是由于植物氮的摄取、分配格局导致。燃烧导致植物氮含量明显降低 (图3), 超过植物鲜重氮含量的 90% 以上的氮在燃烧过程中损失, 大量氮的损失使得本身就是植物生长限制因子的氮含量更少, 从而加剧了生态系统环境的恶劣性, 不利于植物的生长和物种多样性。也有研究认为, 火事件的发生对于某些生态系统是有利的 (如高草草原), 燃烧有助于微生物的活动, 地表裸露, 颜色加深使得地表太阳能吸收量增加, 同时土壤 pH 值增加, 可利用的矿质离子增加。尽管大量的氮素以气态形式损失, 但土壤中的无机氮增加, 使得物种初期生长速度增加 [30]。同时燃烧过程中产生的木炭, 由于其特殊的结构和组成, 不易被分解, 可以更长时间的保留在土壤中, Alexis 等 [31] 对胭脂桉林生态系统的研究表明, 在燃烧后有 $4\% \sim 6\%$ 的木炭生成。

植物氮同位素组成受多种因素的影响, 氮源 (铵态氮, 硝态氮和有机氮)、植物吸收土壤不同层位的氮、氮被植物吸收



○ 气体和植物氮同位素; ■ 气体和灰氮同位素

图9 挥发气体和植物、灰氮同位素之间的关系

后同化过程中的分馏以及这些因素的相互作用均会导致植物体氮同位素发生变化 [32]。对不同植物氮同位素的研究表明 (图4), 植物氮同位素在 $-4.0\% \sim 5.2\%$ 变化, 这和其它研究结果是一致的。不同植物氮同位素之间有较大的差异, 最高值和最低值差异达到了 9.2% , 这也许和植物对氮的利用策略有关 [32]。同时, 随土壤深度的增加, 土壤中氮素的同位素值增加, 而植物生长时的根系扎入到更深的土层中, 吸收重的 ^{15}N 使得植物的氮同位素值增加 [33]。因此植物氮同位素之间的差异是植物氮素利用策略、土壤氮素供应差异的结果。

植物在燃烧过程中, 植物体内的氮素主要以 N_2O , NH_3 和 NO_x 形式挥发 [34]。燃烧均导致植物灰氮同位素值升高, 研究表明 (图4, 5), 燃烧使得植物灰氮同位素值升高幅度在 $0 \sim 1.6\%$ 。通过计算燃烧过程中气态氮的氮同位素值可以看出 (图6), 气态氮的氮同位素值均较植物氮同位素值低, 因此可以推论植物灰氮的氮同位素升高主要是由于在燃烧过程中, 以气态形式损失的氮中含有较多的 ^{14}N 。Turekian 等 [21] 通过室内模拟试验, 收集植物燃烧灰氮和植物燃烧过程中的气态中的颗粒物质的研究表明, 燃烧导致植物灰氮和气态挥发物的颗粒氮同位素偏正 ($-1.3\% \sim 13.1\%$)。因此推论认为这是由于在燃烧过程中不可收集的

气态部分氮贫¹⁵N。燃烧过程中,气态部分(颗粒物和气体)氮同位素比植物氮同位素偏负,结合二者的结论,充分的说明灰烬氮同位素值的升高和植物燃烧过程中气态氮损失优先¹⁴N有关。根据同位素热力学分馏原理,¹⁴N的键能相对较小,植物在燃烧过程中会优先断裂,导致植物体内¹⁴N优先逸出。同时在植物体中,蛋白质一般富¹⁵N,而次生代谢物(叶绿素、脂质、氨基糖、生物碱等)相对贫¹⁵N^[35],因此植物燃烧过程中气态部分氮同位素偏负也许和植物次生代谢物的燃烧有关。

对植物、植物灰烬和燃烧过程中气态氮的氮同位素的相关性的研究表明,植物、植物灰烬和气体氮同位素之间具有很好的相关性($R^2=0.961, 0.945, 0.997, P<0.001$)。这说明,燃烧过程中产生的植物灰烬和气体受植物本身的影响^[21],即植物类型影响着植物灰烬和气态氮的氮同位素组成。这种关系启示我们也许可以利用这种不同部分的氮同位素组成来研究植物—土壤—大气之间的氮素循环规律。

4 结 论

植物在燃烧过程中,占植物重量65%以上的部分以气态的形式损失,燃烧导致植物氮含量明显降低,超过燃烧前90%氮素损失。不同植物之间氮同位素差异较大($-4.0\text{‰} \sim +5.2\text{‰}$),燃烧均导致植物灰烬的氮同位素值偏正($-3.9 \sim -5.9\text{‰}$),而气态部分的氮同位素值偏负($-4.0\text{‰} \sim -5.1\text{‰}$)。因此在利用氮同位素进行的古环境研究、环境模拟过程中,必须考虑火烧对植物氮同位素值的影响。对植物、植物灰烬和植物燃烧过程中气态氮的研究表明,植物、植物灰烬和气态氮同位素之间具有很好的相关性,这对于利用氮同位素研究植物、土壤和大气氮的循环提供了思路。

参考文献:

- [1] Innes J L. Biomass burning and climate: an introduction [M]//Innes J L, Beniston M, Verstraete M M, eds. Biomass burning and its inter-relationships with the climate system. Kluwer Academic Publisher, the Netherlands, 2000: 1-13.
- [2] 吕爱锋, 田汉勤. 气候变化、火干扰与生态系统生产力[J]. 植物生态学报, 2007, 31(2): 242-251.
- [3] Moraes E C, Franhio S H, Rao V B. Effect of biomass burning in Amazonia on climate: a numerical experiment with a statistical-dynamical model[J]. Journal of Geophysical Research, 2004, 109, DO5109, doi: 10.1029/2003JD003800.
- [4] Cruzten P J, Heidt L E, Krasnec J P, et al., Biomass burning as a source of the atmospheric gases CO, H₂, N₂O, NO, CH₃Cl and COS[J]. Nature, 1979, 282, 253-256.
- [5] Ogee J, Brunet Y A. Forest floor model for heat and moisture including a litter year[J]. Journal of Hydrology, 2002, 255, 212-233.
- [6] Neary D G, Klopatek C C, Debanio L F, et al., Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis[J]. Forest Ecology and Management, 1999, 122, 51-71.
- [7] Pardini G, Gispert M, Dunjo G. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environment in NE Spain[J]. Science of the Total Environment, 2004, 328, 237-246.
- [8] 罗菊春. 大兴安岭森林火灾对森林生态系统的影响[J]. 北京林业大学学报, 2002, 24(5/6): 101-107.
- [9] 解伏菊, 肖笃宁, 李秀珍. 大兴安岭北坡火烧迹地森林郁闭度恢复及其影响因子[J]. 生态学报, 2007, 27(3): 879-888.
- [10] Driscoll K G, Arocena J M, Massicotte H B. Post-fire soil nitrogen content and vegetation composition in sub-boreal spruce forests of British Columbia's central interior, Canada[J]. Forest Ecology and Management, 1999, 121, 227-237.
- [11] Brais S, David P, Ouimet R. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands[J]. Forest Ecology and Management, 2000, 137, 231-243.
- [12] Crutzen P J, Andreae M O. Biomass burning in the tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles[J]. Science, 1990, 250, 1669-1678.
- [13] Andreae M O, Mwelw P. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2001, 955-966.
- [14] 王效科, 冯宗炜, 庄亚辉. 中国森林火灾释放的 CO₂、CO 和 CH₄ 研究[J]. 林业科学, 2001, 37(1): 90-95.
- [15] Wan S Q, Hui D F, Luo Y Q. Fire Effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis[J]. Ecological Applications, 2001, 11(5): 1349-1365.
- [16] Fenn M E, Poth M A, Aber J D, et al., N excess in North American ecosystem: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies[J]. Ecological Applications, 1998, 8: 706-733.
- [17] Belillias C M, Feller M C. Relationship between fire severity and atmospheric and leaching nutrient losses in British Columbia's Coastal Western Hemlock Zone Forests[J]. International Journal of Wildland Fire, 1998, 8: 87-101.
- [18] Medina E. N balance in the Trachypogon grasslands of Central Venezuela[J]. Plant and Soil, 1982, 67, 305-314.
- [19] Grier C C. Wild fire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem[J]. Canadian Journal of Forest Research, 1975, 5, 599-607.
- [20] Kauffman J B, Cummings D L, Ward D E, et al., Fire

- in the Brazilian Amazon/1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests[J]. *Oecologia*, 1995, 104: 397-408.
- [21] Turekian V C, Macko S, Ballentine D, et al., Causes of bulk carbon and nitrogen isotopic fractionations in the products of vegetation burns: laboratory studies[J]. *Chemical Geology*, 1998, 152: 181-192.
- [22] Robinson D. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2001, 16(3): 153-162.
- [23] Chen X Y, Mulder J, Wang Y H, et al., Atmospheric deposition, mineralization and leaching of nitrogen in subtropical forested catchment, South China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2004, 26: 179-186.
- [24] Filoso S, Martinelli L A, Howarth R W, et al. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 79: 61-89.
- [25] Bustamante M M C, Medina E, Asner G P, et al. Nitrogen cycling in tropical and temperate savannas[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 79: 209-237.
- [26] Arora V K, Boer G J. Fire as an interactive component of dynamic vegetation models[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2005, 110 (G2), G02008, 10. 1029/2005JG000042.
- [27] Riaño D, Ruiz. Global spatial patterns and temporal trends of burned area between 1981 and 2000 using NOAA—NASA Pathfinder[J]. *Global Change Biology*, 2007, 13: 40-50.
- [28] N asholm T, Ekblad A, Nordin A, et al., Boreal forest plants take up organic nitrogen[J]. *Nature*, 1998, 392: 914-916.
- [29] Lamers H, Chapin F S III, Pons T L. Plant physiological ecology[M]. New York: Springer-Verlag, 1998.
- [30] 李玉中, 祝廷成, 李建东, 等. 火烧对草地土壤氮总矿化、硝化及无机氮消耗速率的影响[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(2): 223-226.
- [31] Alexis M A, Rasse D P, Rumpel C, et al., Fire impact on C and N losses and charcoal production in a scrub oak ecosystem[J]. *Biogeochemistry*, 2007, 82: 201-216.
- [32] Höglberg P. ^{15}N natural abundance in soil-plant systems[J]. *New Phytol.*, 1997, 137: 179-203.
- [33] Ometto J P H B, Ehleringer J R, Domingues T F, et al. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 79: 251-274.
- [34] Logan J A. Nitrogen oxides in the troposphere: global and regional budgets[J]. *Journal of Geophysical Research*, 1983, 88: 10785-10807.
- [35] Werner R A, Schmidt H L. The *in vivo* nitrogen isotope discrimination among organic plant compounds [J]. *Phytochemistry*, 2002, 61: 465-484.

(上接第110页)

- [23] 张学利, 杨树军, 张百习, 等. 不同林龄樟子松根际与非根际土壤的对比[J]. *福建林学院学报*, 2006, 19(1): 88-92.
- [24] Grossmann S, Dieckmann G S. Bacterial standing stock, activity and carbon production during formation and growth of sea ice in the Weddell Sea, Antarctica [J]. *Appl. Environ. Microbio.*, 1994, 60(8): 2746-2753.
- [25] Webster E A, Hopkins D W, Chudek J A, et al. The relationship between microbial carbon and the resource quality of soil carbon[J]. *J. Environ. Qual.*, 2001, 30: 147-150.
- [26] Upadhyaya K, Pandey H N, Law P S, et al. Dynamics of fine and coarse roots and nitrogen mineralization in a humid subtropical forest ecosystem of northeast India[J]. *Bio. Fertil. Soils*, 2005, 41: 144-152.
- [27] Majdi H, Pregitzer K, Moren A S, et al. Measuring fine root turnover in forest ecosystems[J]. *Plant Soil*, 2005, 276: 1-8.
- [28] 郭李萍, 林而达. 农田温室气体排放通量与土壤碳汇研究[D]. 北京: 中国农业科学研究院, 2000.
- [29] Bauhus J, Bartsch N. Mechanisms of carbon and nutrient release and retention within beech forest gaps/ I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry[J]. *Plant Soil*, 1995, 169: 579-584.
- [30] Bauhus J, Bartsch N. Fine root growth in beech (*Fagussyl vatica* L.) forest gaps[J]. *Can. J. For. Res.*, 1996, 26: 2153-2160.
- [31] Collet C, Löf M, Pagès L. Root system development of Oak seedlings analysed using an architectural model. Effects of competition with grass [J]. *Plant Soil*, 2006, 279: 367-383.
- [32] 辛国荣, 李雪梅, 杨中艺. “黑麦草—水稻”草田轮作系统根际效应研究 IV: 黑麦草根际土壤性状及其对水稻幼苗生长的影响[J]. *中山大学学报: 自然科学版*, 2004, 43(1): 62-66.
- [33] 徐卫红, 王宏信, 李文一, 等. 重金属富集植物黑麦草对 Zn 的响应[J]. *水土保持学报*, 2006, 20(3): 43-46.
- [34] Güsewell S, Verhoever J T A. Litter N : P ratios indicate whether N or P limits the decomposability of graminoid leaf litter[J]. *Plant Soil*, 2006, 287: 131-143.