

土壤及分解者亚系统

高山草甸土氮挥发的研究*

王在模 乐炎舟 陈伟民

(中国科学院西北高原生物研究所)

摘 要

本文研究了高山草甸土氮挥发规律。研究结果表明, 5—10月氮挥发损失的氮量共计为 $1\ 133.10\text{mg}/\text{m}^2$, 其中6, 7, 8月损失的氮量为 714.82mg , 占6个月损失量的63%。其中以7月为最大, 达 $267.68\text{mg}\ \text{氮}/\text{m}^2$ 。测定期间, 土壤氮挥发累计量以每月平均39.4%的速度增加。月平均挥发率为 $171.12\text{mg}\ \text{氮}/\text{m}^2$, 日平均为 $5.58\text{mg}\ \text{氮}/\text{m}^2$; 时平均为 $0.23\text{mg}\ \text{氮}/\text{m}^2$ 。年氮挥发损失氮量约为 $1\ 190\text{mg}/\text{m}^2$ 。相当于植物地上部分年摄取氮量的17.8—20.9%; 是年降水补给氮量的1.5倍。

关键词: 高山草甸土; 氮挥发; 氮损失累计量; 氮损失速率。

氮素是进行植物性生产的最主要养分限制因子 (Reuss 和 Inins, 1977; 朱兆良, 1989)。对土壤氮挥发的研究, 已有很多报道 (朱兆良等, 1987, 1989; 徐新宇等, 1989; Hauck, 1981; Freney 和 Simpson, 1983; Rao 和 Latita, 1983; Fenn 和 Hossner, 1985)。在高寒草甸生态系统, 生产者、分解者与消费者亚系统之间的低水平养分供求关系, 与土壤中氮素的供不应求有关 (左克成和乐炎舟, 1980)。由于有机氮矿化速度缓慢 (乐炎舟等, 1989) 造成氮素源有限。本文主要报道高寒草甸地区氮损失, 旨在探讨速效氮的收支平衡, 以便为提高初级生产力提供科学依据。

材 料 和 方 法

本研究于1987年5—10月在中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站地区进行。研究的土壤类型为高山草甸土, 其植被为矮嵩草 (*Kobresia humilis*) 草甸。土壤上部根系分布致密, 盘根错节, 生草化过程强烈, 有机质分解缓慢, 且多以粗腐殖质的形态积聚, 形成毡状草皮层。该层有机质含量

* 国家自然科学基金资助项目

约 10%，全氮 0.4%，代换量 30mol/100g 土，pH 为 7.5，石灰含量甚微。草皮层以下，pH 和石灰含量增加，分别为 8% 及 5%；有机质及全氮含量减少，依次约为 2% 及 0.1%。该类土壤含丰富的有机质和氮素，潜在肥力很高。

土壤氨挥发测定采用罩内富集，通过引流，硼酸(2%) 两次吸收，标准盐酸(0.05mol/L) 滴定。测定时选择较平坦的草地，按罩大小(0.1m²) 用刀划破草皮 5cm 左右，将富集罩的铁皮边插入草地，并以湿土密封罩的四周。富集时间以罩内壁冷凝水的多少而定。多者 1h，少则 2h(包括引流 20min)。于 08:00—20:00h 测定 4 次。夜间，20:00 时至翌日 08:00 时连续一次测定。将 CD-1 型大气采样器(北京环保仪器厂) 调至 1.25L/min，引出气体通过两个盛有 15ml 硼酸的三角瓶，使其吸收完全。引流结束后，用蒸馏水将罩内壁的冷凝水洗至吸收瓶中，密闭吸收瓶，带回室内滴定。试验开始时，即采集同体积的近地面(15cm) 气体作为对照。

为了解牲畜排泄物归还土壤后的氮损失，进行施牛尿和羊粪的试验，施后即进行测定，方法同前。

结果和讨论

(一) 土壤氨挥发的累计量

特定时间测定的土壤氨挥发累计值为氨挥发累计量。本文以内插法计算的日累计量为基础，以每月测定天数的日平均值作为每月的日平均损失量，在扣除较大降雨(降雨量为蒸发量的两倍以上) 天数后，计算各月的损失氮量(mg) 为：5 月 106.57、6 月 199.75、7 月 283.25、8 月 222.86、9 月 184.72、10 月 116.74。根据月累计量进行如下分析：

1. 测定期间(5—10 月) 的累计量 根据测定时间与氨氮挥发量之间的对数、指数及幂回归计算结果，以对数回归计算的相关性最佳($r = 0.997$, $P < 0.01$)，相关极显著。对数回归方程为， $y = 1520.88 \ln x - 2368.86$ 。式中， x 为测定的月份， y 为一定时间内土壤氨氮的挥发量。根据上式计算，测定期间(x 赋值为 10)，高山草甸土氨挥发损失的氮量为 1133.10mg/m²。

2. 不同测定间隔的累计量 对上述对数回归方程定积分，并加以整理，得出不同间隔期累计量的公式为： $y_2 = 1520.88 (\ln x_2 - \ln x_1)$ 。式中， x_2 、 x_1 为测定期间的不同月份， y_2 为 x_2 与 x_1 间隔期间的累计量。根据上式计算 6、7、8 三个月(x_2 与 x_1 的赋值分别为 8 及 5)，高山草甸土氨挥发损失的氮量为 714.82mg/m²，占测定期间损失量的 63%。

3. 各月的累计量 根据对测定月份(x) 与氨挥发累计量(y_3) 分析，经一元二次回归方程变量变换的结果，得出 x 与 y_3 之间相关极显著($r = 0.995$, $P < 0.01$)，二者的回归方程为：

$$y_3 = \frac{x}{(6.0995 \times 10^{-8})x^2 - 0.084x + 0.3147}$$

按上述回归方程计算各月的损失累计量，以 7 月份最高，为 267.68mg 氮/m²，5 月和 10 月较低，分别为 106.38 及 118.62mg 氮/m²。

(二) 土壤氨挥发的速率

土壤氨挥发累计量月平均增加速度(K) 的回归方程为 $K = \frac{\ln N_t - \ln N_0}{t}$ ，

式中, N_t 为 10 月的累计量 ($\text{mg 氮}/\text{m}^2$), N_0 为 5 月的累计量 ($\text{mg 氮}/\text{m}^2$), t 为间隔的月数。

计算结果, 测定期间土壤氮挥发累计量以每月平均 39.4% 的速度增加。

单位时间的挥发量为挥发率。取测定期间的土壤氮挥发累计值以不同时间尺度予以平均即可得出不同情况的挥发率。若时间步长取月, 则土壤氮挥发率为 $171.12 \text{mg 氮}/(\text{m}^2 \cdot \text{月})$; 取日, 则为 $5.58 \text{mg 氮}/\text{m}^2/\text{日}$; 取时, 为 $0.23 \text{mg 氮}/(\text{m}^2 \cdot \text{时})$ 。

(三) 影响土壤氮挥发的因素

影响土壤氮挥发的因素大体可分为两方面。一是土壤自身的原因, 另外是环境的影响。高山草甸土含丰富的有机质, 代换量高, 对氮挥发有抑制作用; 而石灰含量与 pH 值较高, 对氮挥发起促进作用。上述状态变量相对比较稳定。而土壤微生物、土壤温度与土壤水分等驱动变量的变化幅度则很大。土壤中可挥发氮的状态亦随之变动, 其变程为三者的综合作用所制约。

热量在影响土壤氮挥发的因素中居首要地位。对热量条件(驱动变量)与氮挥发量(状态变量)进行相关分析时, 因所取的时间尺度与热量种类不同而异。5—10 月各月挥发量 (y_3) 与相应月份的平均气温 (t_1 , -1.4 — 9.3°C) 的直线回归方程为, $y_3 = 111.86 + 15.15t_1$, ($r = 0.823$, $P < 0.05$); 与 20 cm 地温的月平均值 (t_2 , 4.7 — 12.0°C) 的直线回归方程为, $y_3 = 107.78 + 14.97t_2$ ($r = 0.888$, $P < 0.05$)。氮挥发量与上述两者的相关性均达到显著水平。

另外, 野外测定氮挥发 (y) 的同时, 进行了气温 (x_1)、罩内气温 (x_2)、地表温度 (x_3) 与 5 cm 地温 (x_4) 的测定, 它们与氮挥发的关系, 根据组合变量 15 个回归方程分析的结果得出, 15 个回归方程自变量与因变量的相关性, 均达到极显著的正相关 ($P < 0.01$), 其中相关性最佳的有:

1 个自变量的回归方程为,

$$(1) y = 5.929 + (4.083 \times 10^{-2})x_3, R = 0.545;$$

2 个自变量的回归方程为,

$$(2) y = -5.220 + (1.509 \times 10^{-2})x_2 + (2.763 \times 10^{-2})x_3, R = 0.580;$$

3 个自变量的回归方程为,

$$(3) y = -7.432 + (1.589 \times 10^{-2})x_2 + (2.392 \times 10^{-2})x_3 + (0.527 \times 10^{-2})x_4, R = 0.531;$$

4 个自变量的回归方程为,

$$(4) y = -8.135 - (0.185 \times 10^{-2})x_1 + (1.602 \times 10^{-2})x_2 + (2.424 \times 10^{-2})x_3 + (6.548 \times 10^{-2})x_4, R = 0.581.$$

上述方程又以回归方程 (1) 最佳, 其 R 值 (0.545) 是在一元回归条件下获得的, 将其它 R 值大于 0.545 的方程与之相比, 自变量数目增多, 但相关系数的增长幅度却甚微, 处于同一数量级, 因此, 可以认为方程 (1) 是最优的回归方程。地表温度与土壤挥发的关系最密切, 其次是罩内气温, 变化较快的气温与变化较慢的地温, 彼此相差无几, 居次要地位。

(四) 土壤氮年挥发损失量的估计

土壤中氮年挥发损失的关键是确定非测定期间的损失量。对零度以下温度所测定的氮挥发量数据,经整理分析,冷季(1—4月及11—12月)土壤氮挥发量远远小于暖季。该季月平均气温均为零度以下,4月下旬与11月上旬,地表冻融交替,土壤有微弱的氮挥发。冷季的其余时间,天寒地冻,土壤中微生物活动极弱,几乎处于停止状态,土壤氮损失微乎其微。冷季,估计损失氮氮为 $60\text{mg}/\text{m}^2$ 。年损失合计约 $1190\text{mg}/\text{m}^2$ 。

(五) 家畜粪便的氮挥发损失

牛尿的氮挥发损失试验进行过2次。第1次在5月下旬,于 0.1m^2 草地上施当日收集的鲜尿 0.5kg ;第2次于6月下旬,施鲜尿 0.4kg 。鲜尿含氮均为 $7.60\text{mg}/\text{ml}$,

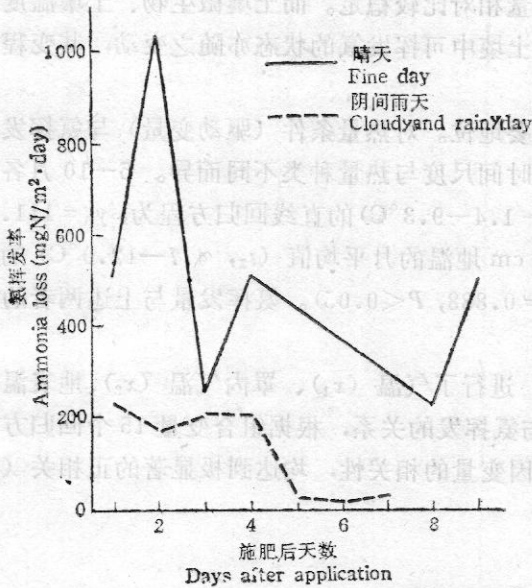


图1 不同天气条件下氮挥发速率

Fig. 1 Rate of ammonia volatilization under different weather conditions.

两次试验施入量分别为 3777.34mg 及 3021.87mg 。两次试验结果,因条件不同,氮挥发损失差异明显(图1)。由图1可见,两次试验前5天氮的损失速率均较高,分别占施入量的 7.25% 及 3.43% ,说明该类土的脲酶活性较强,尿素态氮能很快分解成碳酸铵,再分解出气态氮。其后氮的挥发呈波浪起伏而缓慢趋于自然状态。此种现象,是生物固定氮素及气态损失使基质浓度不断减小,以及尿中的尿酸、马尿酸等成分复杂的有机氮分解缓慢和其它因素影响所致。

引起两次试验氮挥发损失差异悬殊的原因为,试验条件不一(表1)。第1次试验前几天均是晴天,虽然气温较低(平均 5.7°C),但土壤含水量低($0-10\text{cm}$ 土壤水分在 20% 左右),平均降水为 1.3mm ,地面温度,特别是地面最高温度较高,施尿后改善了土壤的水分状况,对脲酶活性的增强和氮的挥发造成良好的条件。第2次试验,虽平均气温比第1次高 4.4°C ,但平均降水是第1次的5倍(6.6mm),土壤含水量高(6月24—30日、 $0-10\text{cm}$ 土壤水分平均含量为 66.03% , $10-20\text{cm}$ 为 42.87%),日照时数平均每日少 1.6h ,致使地面温度平均比第一次低 1.8°C ,地面最高温平均较第1次低 12.6°C ,对脲活性和氮的挥发不利,同时也给施入尿肥向水平和垂直方向渗透创造了条件,更减少了氮的挥发损失。

土壤含水量在 20% 以下时,土壤水分的增加,氮的挥发速率增大;水分含量在 30% 以上时,随水分的增加,氮的挥发速率减小。

两次试验,氮的挥发损失接近自然状况所用的时间差异甚大,第1次不到50天;而第2次则为110天。前者共损失氮态氮 562.74mg ,占施入量的 14.90% ;后者为 299.48

表1 不同条件下尿的氨氮损失

Table 1 Ammonia loss of urine under different conditions.

测定日期 Test date (day/mon.)	气温 Air temp. (°C)	地面温度 Surface temp.(°C)	地面最高温度 Highest temp. of surface(°C)	日照 Sunshine (h)	降水 Precipitation (mm)	氨氮损失 NH ₃ -N loss (mg N/day)
28/5	2.4	12.5	40.0	0.0	1.6	51.37
29/5	5.5	19.0	51.0	8.3	0.0	112.60
30/5	6.1	21.8	51.5	6.0	0.0	25.41
31/5	5.7	15.3	51.0	5.5	5.0	50.95
1/6	8.6	21.2	51.0	8.1	0.0	33.53
平均 Average	5.7	18.0	48.5	5.6	1.3	54.80
24/6	12.2	22.0	46.7	9.5	2.7	26.4
25/6	11.7	15.9	42.3	5.9	3.1	19.3
26/6	11.7	22.5	46.7	4.6	1.1	17.6
27/6	7.9	9.8	14.0	0.0	11.2	20.2
28/6	7.2	10.9	29.9	0.0	15.1	20.0
平均 Average	10.1	16.2	35.9	4.0	6.6	20.7

mg 及 9.91%。据此估计,家畜尿归还土壤后因气态氨造成的损失约 13%。据张小川等 (1989) 在草原的研究结果,动物排泄物尿氮损失可达 12—90%。我们的研究结果则相当上述损失的低值域。这与高山草甸土的性质及环境条件密切相关。

羊粪表施的氨挥发损失 7月于 0.1m² 样地上,表施风干羊粪 31.60g,其含氮 1.80%,计施氮 568.98mg。羊粪氨氮损失与尿的氨氮损失不同,它不像尿那样直接归还到土体,而是在地表或接近地表。它的氨氮损失不直接受土壤理化性质的影响,而受其自身的矿化、氨化强度的制约。羊粪表面有粘液层,干后形成结皮,对内部氨的挥发起保护作用,矿化及氨挥发均较缓慢。除矿化的水溶性氮一部分被雨水淋到土体外,其它均不断挥发。据 7月 20—10月 21日测定的结果,共挥发损失氨氮 83.47mg,占施入量的 14.67%,估计羊粪的氨氮损失可达 20% 左右。与张小川等 (1989) 报道的 8—80% 比较,仍属低值范围。

(六) 生态系统氮素平衡中的氨挥发

高寒草甸生态系统土壤速效氮的组分中以铵态氮为主。植物生长旺盛季节,速效氮变程曲线为马鞍形(左克成和乐炎舟,1980),其铵态氮的下降幅度较大。此时,正值植物需氮强度较大时期,而氨挥发损失也出现高峰,从而,直接影响初级生产力的提高。

蛋白质是生命活动的最基本物质。植物从土壤中吸收无机氮转化为蛋白质,是高寒草甸生态系统各亚系统进行物质交换的基础。据左克成等 (1986) 报道,1981、1983 与 1984 年植物地上部分每年从土壤摄取的氮素分别为 6.554、5.701 及 6.695 g/m²; 氨挥发量依次相当于上述摄取量的 18.2%、20.9% 和 17.8%; 在高寒草甸生态系统,年平均降水输入的氮量 (NO₃-N + NH₄-N) 为 77.44mg/m² (左克成等,1986)。氨年挥发量相当于年降水输入氮量的 1.5 倍。由此可见,氨挥发在高寒草甸生态系统氮素平衡中占有重要地位。

高寒草甸基本属自养型。牲畜排泄物是土壤养分补给的重要来源。然而, 由于氮挥发的损失, 使其中相当数量的氮素大大地被浪费掉, 载畜量越大, 氮氮的损失愈甚。据 Denmead 等(1976)的研究, 未放牧地, 每小时每平方米损失氨氮 0.2mg, 而 4ha 放牧 90 只羊的草地, 则损失氨氮 1.3mg/(m²·h)。损失量随排泄量的增加而增加。高山草甸土速效氮不能满足植物生长的需要, 补足速效氮首先遇到的就是氮挥发带来的损失。高寒草甸地表具坚实的生草根层, 深施, 虽可减少氨氮损失, 但要破坏草皮层, 而草皮层抗蚀性强, 在保护土壤-植物物质循环的平衡中起着十分重要的作用。一旦遭到破坏, 很难恢复, 导致土壤沙砾化, 物质循环恶化, 出现难以弥补的养分“赤字”。高寒草甸生态系统在补充速效氮的方向上, 仍然存在不少问题, 因此, 加强施肥技术的研究, 改变无可奈何的表施浪费甚为重要。

参 考 文 献

- 左克成、乐炎舟, 1980, 青海高山草甸土形成及其肥力评价, 土壤学报, 17 (4): 308—318。
- 左克成、张金霞、王在模、赵宝莲、郭建华, 1986, 青海海北高寒草甸生态系统降水水中养分含量的初步研究, 高原生物学集刊, 5: 35—42。
- 乐炎舟、张金霞、王在模、陈伟民, 1989, 高山草甸土壤有机氮矿化之研究, 高寒草甸生态系统国际学术讨论会论文集, 科学出版社, 115—167。
- 朱兆良、张绍林、徐银华, 1987, 种稻下氮素的气态损失与氮肥品种及施用方法的关系, 土壤, 19 (1): 5—11。
- 朱兆良, 1989, 关于土壤氮素研究中的几个问题, 土壤学进展, 17 (2): 1—7。
- 朱兆良、J.R.Simpson、张绍林、蔡贵信、陈德立、J.R.Freney A.V.Jackson, 1989, 石灰性稻田土壤上化肥氮损失的研究, 土壤学报, 26 (4): 331—336。
- 张小川、蔡蔚祺、徐琪, 1989, 草地土壤——植被系统的生产力及其营养物质循环, 土壤学进展, 17 (6): 8—14。
- 徐新宇、张玉梅、胡济生, 1989, 应用¹⁵N示踪研究麦秸还田中氮的去向, 土壤学报, 26 (2): 64—70。
- Denmead, O. T., T. R. Freney and J. R. Simpson, 1976, A closed ammonia cycle within a plant canopy, *Soil Biol. Biochem.*, 8: 161—164。
- Fenn, L. B. and L. R. Hossner, 1985, Ammonia volatilization from ammonium or ammonium-forming nitrogen fertilizers, *Advance in Soil Science*, 1: 124—164。
- Freney, J. R. and J. R. Simpson, 1983, Gaseous loss of nitrogen from plant-soil system, 1—195, Martinus nijhoff/Dr W. Junk publishers, 312。
- Hauck, R. D., 1981, Nitrogen fertilizer effects on nitrogen cycle process, *Ecological Bulletins*, 33: 551—561。
- Rao, D. L. N. and Latita Batra, 1983, Ammonia volatilization from applied nitrogen in alkali soils, *Plant and Soil*, 70: 219—228。
- Reuss, J. O. and G. S. Inins, 1977, A grassland nitrogen simulation model, *Ecology*, 58: 379—388。
- Zuo Kecheng, Le Yanzhou, Zhang Jinxia, Wang Zaimo and Zhao Baolian, 1986, Preliminary approach to nitrogen and phosphorus exchange between soil and plants in active alpine meadow in Qinghai plateau, 574—580, in Current progress in soil research in People's Republic of China (Soil Science Society of China, ed.) Jiangu Science and Technology Publishing House, 698。

STUDIES ON AMMONIA VOLATILIZATION IN ALPINE MEADOW SOIL

Wang Zaimo, Le Yanzhou and Chen Weimin

(Northwest Plateau Institute of Biology, The Chinese Academy of Sciences)

Ammonia volatilization of alpine meadow soil was studied at the Haibei Research Station of Alpine Meadow Ecosystem. The soil type supports communities dominated by *Kobresia humilis*, and it is rich in organic matter and nitrogen so that it is high in potential fertility. Experimental results showed that ammonia

volatilization has obviously seasonal variation because it is controlled by soil biochemical properties and hydrothermal conditions. In general, ammonia loss increases with increase of soil temperature. In the period from May to October, ammonia loss of alpine meadow soil is 1133.10 mg N/m², and from June to August is 714.82 mg N/m², which accounts for 63% of total ammonia loss. Maximum value of ammonia loss of monthly accumulation occurs in July and it is 267.68 mg N/m², and lower values of that in May and October are 106.38 mgN/m² and 118.62 mg N/m² respectively. According to the hourly, daily and monthly mean, rates of ammonia loss are 0.23, 5.58 and 171.12 mg N/m² respectively. Quantity of ammonia increases by 39.4 % of per month during experiment. The year estimation of ammonia loss is 1190 mg N/m², and it equals 17.8—20.9 % of uptake quantity of plant top, and 1.5 times of input quantity of precipitation. It is very important for alpine meadow ecosystem to research ammonia volatilization, which may provide parameters for nitrogen cycling.

Key words: Alpine meadow; Ammonia volatilization; Ammonia loss accumulation; Ammonia loss rate,