

模拟酸雨对福建四种山地土壤的淋溶与风化作用

樊后保, 林德喜

(福建农林大学林学院, 福建 南平 353001)

摘 要: 在不同 pH 值(2.0、3.5、5.0、6.0 及蒸馏水)的模拟酸雨作用下, 对福建四种类型山地土壤进行了为期 120 d 的淋溶试验。结果表明, 盐基离子的淋溶量随模拟酸雨 pH 值的降低而增加, 尤其当 $\text{pH} \leq 3.5$ 时, 增加最明显。4 种类型土壤中各离子淋失量大小均为: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$, 这与原土壤中交换性盐基含量一致。在 $\text{pH} \geq 3.5$ 的酸雨作用下, 土壤中铝的淋失较少, 而当酸雨 $\text{pH} = 2.0$ 时, 铝的淋失骤然升高。 $\text{pH} 2.0$ 的模拟酸雨不仅增加了土壤铝离子的释放, 而且加速了矿物的风化。在 $\text{pH} 2.0$ 的模拟酸雨淋溶下, 红壤、黄壤、山地草甸土和紫色土中由矿物风化输入的 5 种阳离子总量分别为 2.94、4.33、4.35 和 6.04 (mmol/kg) 土, 显著大于其它酸雨处理。土壤对酸沉降的缓冲作用由阳离子交换、氢氧化铝水解以及原生矿物风化缓冲作用三部分组成, 其相对重要性不仅决定于土壤酸度、盐基饱和度和矿物组成, 而且与酸雨的 pH 值密切相关。

关键词: 模拟酸雨; 土壤淋溶; 矿物风化

中图分类号: S15

文献标识码: A

酸沉降对森林生态系统影响的一个重要方面就是加速土壤酸化, 导致土壤盐基离子的淋失。随着 pH 值及盐基饱和度的下降, 土壤中铝的溶解度增加, 毒害植物根系 (Ulrich, 1989; Binkley *et al.*, 1989)。^[3,13] 同时, 在强酸条件下, 磷的有效性下降, 影响了植物的生长 (Andersson, 1986)。^[1] 二十世纪 80 年代的几项研究表明, 在此前 40a~50a 的时期内, 欧洲森林土壤的 pH 值在下降, 其中酸沉降是引起这种酸化的主要因素之一 (Falkengren-Grerup, 1989)。^[16] Goulding 等 (1988)^[10] 也证实酸沉降是土壤酸化过程的一个主要成分, 在过去一个世纪以来其重要性增加了。在北美, 虽未出现由酸沉降引起的区域性的土壤酸化现象, 但在 SO_2 污染源附近地区却发现, 土壤交换性盐基下降, 可溶性 Al 和 Mn 增加, 已对土壤细菌、菌根真菌和小型动物区系造成不利影响 (Baker *et al.*, 1976; Tomlinson, 1987)。^[18,19] 土壤对酸沉降都具有一定的缓冲作用, 不同类型土壤由于其发育过程及化学组成的差异, 其缓冲能力也各不相同。对此, Ulrich (1983)^[3] 提出了不同 pH 值范围的矿质土壤对酸沉降的缓冲机制: $\text{pH} 6.5 \sim 8.3$

时, 大气中 CO_2 与土壤中 H_2CO_3 平衡, 土壤处于碳酸盐缓冲范围; $\text{pH} 5.0 \sim 6.5$ 时, 硅酸盐矿物风化产生 H_4SiO_4 , 土壤处于硅酸盐缓冲范围; $\text{pH} 4.2 \sim 5.0$ 时, 可交换盐基与 H^+ 交换, 土壤处于交换体缓冲范围; $\text{pH} 3.5 \sim 4.2$ 时, Al^{3+} 由铝化合物中释放, 土壤处于铝缓冲范围; $\text{pH} 3.0 \sim 3.5$ 时, 土壤中 Fe_2O_3 转换成 Fe^{2+} , 为铁缓冲范围。森林土壤大多呈酸性反应, 由于自然成土过程而往往处于铝或交换体缓冲范围。因此, 森林土壤对酸沉降的缓冲能力主要决定于以下几个因素: 1. 粘土矿物和有机质所能提供的总缓冲能力或阳离子交换量 (CEC); 2. 盐基饱和度; 3. 经营作业 (包括土壤耕作、施肥、施石灰) 或洪水冲刷等外来因素的作用; 4. 土壤剖面中碳酸盐矿物的存在与否 (Glass *et al.*, 1982; 冯宗炜, 1993)。^[17] 然而, 在湿润的气候条件下, 自然成土本身就是一个酸化过程 (Frink & Voigt, 1976)。^[9] 因此, 在野外环境条件下很难确定酸沉降与自然成土过程对土壤酸化的相对贡献率。因此, 有关这方面的研究成果大都是在实验条件下取得的 (Abrahamsen *et al.*, 1976; Kreutzer *et al.*, 1988; Kreutzer *et al.*, 1989; 周修萍等^[8], 冯宗

收稿日期: 2002-02-27。

基金项目: 日本国际绿化推进中心 (Japan International Forestry Promotion and Cooperation Center) 与福建省自然科学基金 (B9910019) 联合资助项目。

作者简介: 樊后保 (1965-), 男, 博士, 现福建林学院资源与环境系副教授, 硕士生导师。主要从事污染生态学的教学与科研工作, 主持完成了两项由日本国际绿化推进中心 (JIFPRO) 资助的有关酸雨研究的课题, 在国内外刊物上发表有关论文四十余篇, 其中 3 篇发表在 SCI 收录的刊物上 (*Forest Ecology and Management*), 7 篇发表在国内一级学报上, 8 篇发表在国际会议论文集上。

炜, 1993; 仇荣亮等, 1997)。[9] 本文通过模拟酸雨试验, 探讨福建省 4 种主要山地土壤类型的盐基离子淋溶过程及其对酸雨的缓冲机制。

1 材料与方法

1.1 酸雨的配置

按对当地自然降水化学成分的测定结果(樊后保, 2000), 用分析纯硫酸和硝酸按当量比 8:1 配成母液。将母液加蒸馏水调配成 pH 值为 2.0、3.5、5.0 和 6.0 的酸性水溶液。水溶液的 pH 值用日本产 D-14 型 pH 计测定, 以蒸馏水(pH 值范围 6.60~6.75)作对照(CK)。

1.2 模拟试验

红壤、黄壤、山地山地草甸土及紫色土剖面分别采自福建省的南平西芹、茫荡山山腰、茫荡山山顶(海拔 1 259 m)及三明城关, 采样深度为 60 cm。将土样分层(0 cm~20 cm, 20 cm~40 cm, 40 cm~60 cm)风干, 过筛后按实际剖面厚度装入直径约为 10 cm, 高 70 cm 的聚乙烯圆筒式淋溶器中, 土层间用多层脱脂纱布隔开。淋溶器底部捆扎多层尼纶筛网, 上面铺两层脱脂纱布。用上述配置好的酸液进行淋溶试验, 每隔 24 h 淋溶一次, 每次淋溶量为 200 ml, 连续淋 120 d, 总计淋溶量为 24 L(相当于 3 000 mm 降水量)。淋出液由漏斗承接在容量瓶中, 将每 10 d 的淋出液取样进行化学分析。其中 pH 值和电导率(EC)用 D-14 型 pH 计和 ES-14 型电导仪分别测定, K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Al^{3+} 用 AA-670 型原子吸收分光光度计测定。试验前后分别测定土样的 pH、电导率(EC)及阳离子含量。其中交换性 K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 用 1N 醋酸铵浸提, 交换性 Al^{3+} 用 1N KCl 浸提, 用 AA-670 型 Shimadzu 原子吸收分光

光度计测定。

2 结果与分析

2.1 酸雨作用下土壤盐基离子的淋溶

红壤、黄壤、山地山地草甸土及紫色土分别采自福建省的南平西芹、茫荡山山腰、茫荡山山顶(海拔 1 259 m)及三明城关, 其基本理化性质列于表 1。

土壤中的粘粒和有机质都是带负电的, 两者能够吸附和保持正电离子, 从而赋予土壤以阳离子代换量(CEC)。当存在酸沉降时, 酸雨中的氢离子与土壤胶体表面吸附的盐基离子发生置换反应, 因此盐基饱和度的变化是酸雨对土壤最基本的影响。图 1 显示了在强酸性模拟酸雨(pH2.0 及 pH3.5)作用下, 土壤中四种盐基离子的累计淋失量与酸雨淋溶量之间的关系。其中紫色土的淋失量最大, 山地山地草甸土次之, 红壤和黄壤最小。表明在酸雨作用下紫色土的盐基离子释放能力强, 对酸的缓冲能力也较大。而对于其它 3 种土壤来说, 酸雨淋溶到达一定量(1 500 mm)后, 其盐基离子的释放能力逐渐减弱。

模拟酸雨的酸度不同, 土壤盐基离子的释放量存在明显差异(图 2)。尤其是当酸雨的 $pH \leq 3.5$ 时, 盐基离子的释放量显著增加, 表明酸雨的 pH 值对土壤盐基离子的释放具有较大的影响。在 pH2.0 的酸雨作用下, 盐基离子的淋失强度最大。当酸雨淋溶量达到 3 000 mm 时, 红壤、黄壤、山地草甸土和紫色土的盐基离子淋失量分别占土壤交换性盐基总量的 64%、77%、66% 及 30%。而在低酸度(pH5.0、pH6.0)的酸雨作用下, 盐基离子的淋失量小, 且处理间几乎没有区别。Wood 和 Bomann (1977)曾报道, $pH \leq 3.0$ 的模拟酸雨使土壤中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、

表 1 供试土壤样品的主要理化性质
Table 1 Major physical and chemical properties of the soil samples

土壤类型 Soil type	母质 Parent material	pH	有机质 organic matter (g/kg)	粘粒 Clay (g/kg)	交换性阳离子量 Exchangeable cations (cmol/kg)						
					K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	H^+	Al^{3+}	Total
红壤 Red soil	花岗岩 Granite	5.24	32.85	371.56	0.21	0.07	1.47	0.60	0.93	4.18	7.46
黄壤 Yellow soil	花岗岩 Granite	4.66	43.85	393.64	0.19	0.08	1.84	0.21	1.07	4.51	7.90
山地草甸土 Meadow soil	砂岩 Sandstone	4.07	93.76	87.32	0.27	0.06	1.25	0.48	1.48	8.15	11.69
紫色土 Purple soil	紫色页岩 Purple shale	8.27	23.15	54.52	0.68	0.19	16.60	1.93	0.16	3.10	22.66

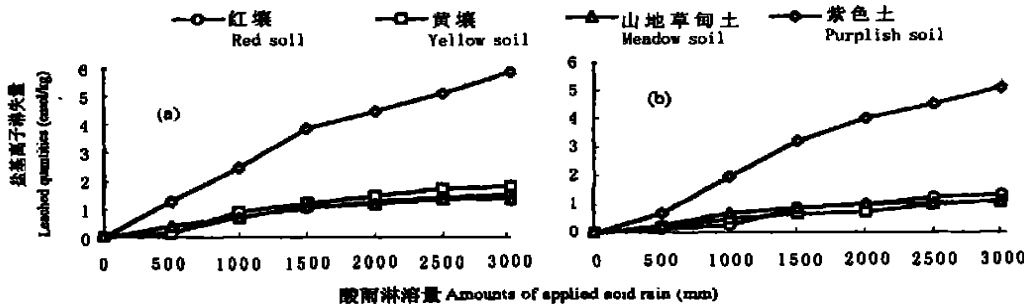


图 1 经(a)pH=2.0 及(b)pH=3.5 的模拟酸雨淋溶时土壤盐基离子(K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+})的累计淋失量
Fig. 1 Accumulated leaching quantities of basic cations (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , and Mg^{2+}) from the soils exposed to simulated acid rain at (a) pH2.0 and (b) pH3.5

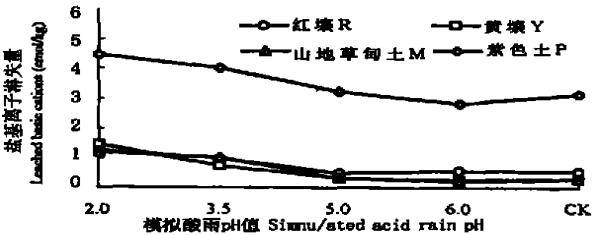


图 2 不同 pH 值模拟酸雨淋洗下土壤盐基离子的淋失量
(淋洗量 2 000 mm 时)
Fig. 2 Quantities of basic cations released from the soils after leaching with 2000 mm of simulated acid rain at different pH values

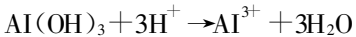
K^+ 等离子明显淋失, 而 pH2.3 的酸雨则使土壤的交换性阳离子几乎耗竭。随模拟酸雨的酸度增加, 阳离子的淋失也增加, 这可能包含两种机制: 1. H^+ 与土壤交换位上的阳离子发生置换反应; 2. 酸促使了土壤矿物的风化。图 3 显示了 4 种土壤在模拟酸雨淋溶下淋滤液中盐基离子的浓度。从图中可以看出, 随酸雨淋溶量的增加, 盐基离子的释放能力逐渐衰减, 尤其是在强酸性酸雨作用下, 衰减速度大。各土壤间衰减趋势不尽相同, 但紫色土的盐基离子释放量始终是最大的。

电导率(EC)能指示电解质溶液中离子浓度的高低, 土壤淋滤液电导率的变化也明显地反应了这一趋势, 即当模拟酸雨 pH 达到 2.0 时, EC 值迅速增加(图 4)。

2.2 酸雨作用下土壤铝离子的释放

在我国热带和亚热带的土壤形成过程中, 普遍存在着富铝化作用。在这一地球化学过程中, 岩石矿物强烈分解, 硅和盐基被淋失, 而铁、铝的氧化物从风化体到土体有明显聚积, 同时形成次生粘土矿

物。土壤中的 Al^{3+} 被认为是酸性阳离子, 因为它像酸一样能提供 H^+ 。然而, 铝的溶解度和质子化程度依 pH 而定: 当 pH 升高时, 氢氧化铝水解, 释放 H^+ , 其行为似酸; 当 pH 降低时, 氢氧化铝消耗 H^+ , 其作用像碱(Binkley *et al.*, 1989)。因此, 在低 pH 值情况下, Al^{3+} 从氢氧化铝中释放出来



这一反应使土壤对酸沉降具有缓冲作用。

图 5 给出了各土壤在 pH2.0 和 pH3.5 的模拟酸雨作用下土壤铝的淋失过程。在淋溶初期, 土壤淋滤液中 Al^{3+} 的浓度较低, 但到了一定淋溶量 (1 500 mm ~ 2 000 mm) 后, 其浓度迅速增加。到 3 000 mm 淋溶量时, 红壤、黄壤、山地草甸土和紫色土在 pH2.0 的酸雨淋溶下, 淋滤液中 Al^{3+} 的浓度分别达到 18.3 mg/L、28.9 mg/L、35.6 mg/L 和 3.2 mg/L。4 种土壤释放铝的能力有明显差异, 大小顺序为: 山地草甸土 > 黄壤 > 红壤 > 紫色土。

淋滤液中 Al^{3+} 的浓度与模拟酸雨 pH 值密切相关(图 6)。在 $pH \geq 3.5$ 的酸雨作用下, 土壤中铝的淋失较少, 而当酸雨 pH=2.0 时, 铝的淋失骤然升高, 这说明铝离子浓度的增高是由于低 pH 下溶解度升高所造成的。

在 pH2.0 的模拟酸雨作用下, 随着 H^+ 的输入, Al^{3+} 浓度的增大, 土壤的 pH 值也明显下降(表 2)。土壤 pH 值的下降还表现了明显的垂直梯度, 既随土层深度的增加, pH 值的下降幅度减小。4 种土壤类型中, 表层土壤 pH 下降幅度达 0.69 ~ 1.91, 表明在酸雨作用下, 受影响最大的是表层土壤。

4 种土壤所受的影响程度不一, 在 pH2.0 的酸雨作用下, 按土壤平均 pH 值下降的幅度排列, 红壤

> 山地草甸土> 黄壤> 紫色土, 说明紫色土对酸的缓冲能力最大, 红壤最小。

在 pH2.0 酸雨的淋溶下, 土壤淋滤液的 pH 值随酸雨淋溶量的增加而下降, 但到了一定量后 (1 500 mm~2 000 mm), pH 逐渐趋于稳定 (图 7)。与土壤 pH 相比较, 淋滤液 pH 值的下降幅度较小。

而对于含钙量高的紫色土来说, 淋滤液的 pH 值稳定在 7.0 以上, 表明这种土壤对外源质子具有较强的缓冲能力。然而, 在 $\text{pH} \geq 3.5$ 的模拟酸雨作用下, 淋滤液的 pH 仍然维持在较高的水平, 除红壤 (5.53) 外, 一般都在 6.8 以上 (图 7)。

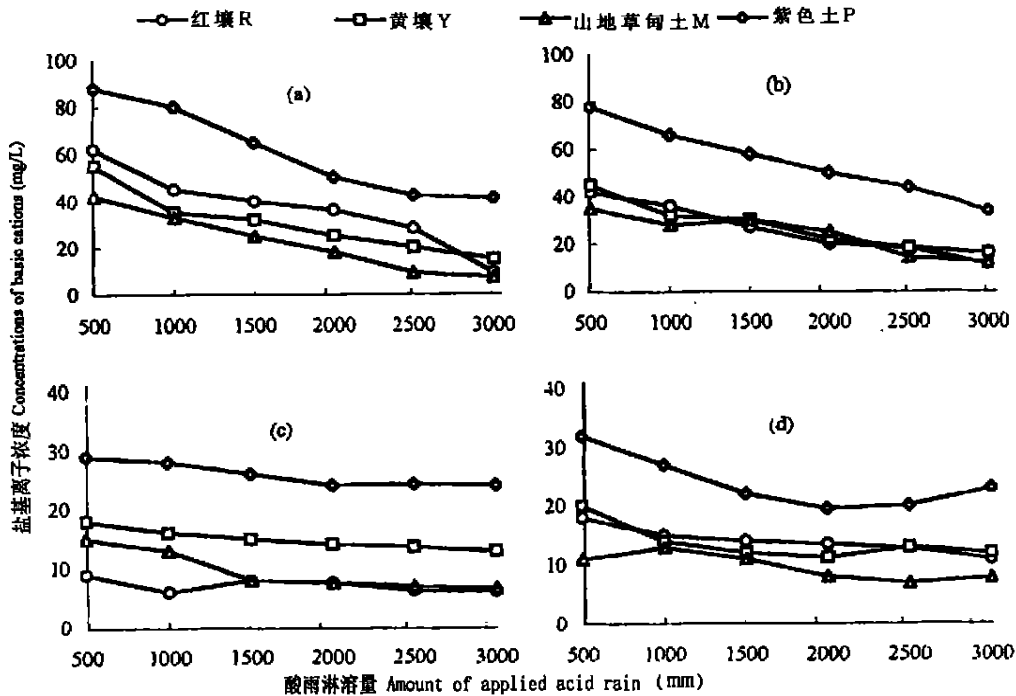


图 3 经(a)pH=2.0 (b)pH=3.5, (c)pH=5.0 及(d)pH=6.0 的模拟酸雨淋洗后土壤淋滤液中盐基离子的浓度

Fig. 3 Concentrations of basic cations in the leachate from the soils treated with simulated acid rain at (a) pH2.0, (b) pH3.5, (c) pH5.0, and (d) pH6.0

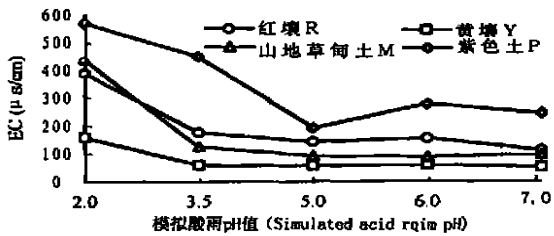


图 4 模拟酸雨淋溶时土壤淋滤液的电导率(淋溶液 2000mm 时)
Fig. 4 Electric conductivity of leachates of the soils after treatment with 2 000 mm of simulated acid rain

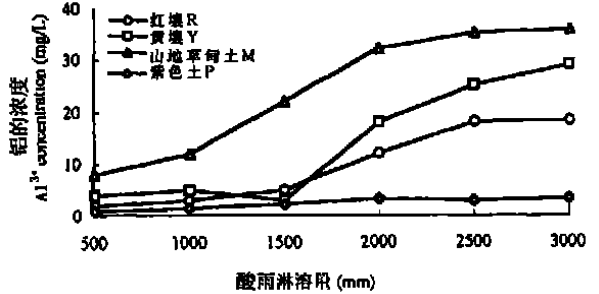


图 5 在 pH2.0 的模拟酸雨淋溶下土壤 Al^{3+} 的淋失过程
Fig. 5 Aluminum concentrations in the leachate of the soils treated with simulated acid rain at pH2.0

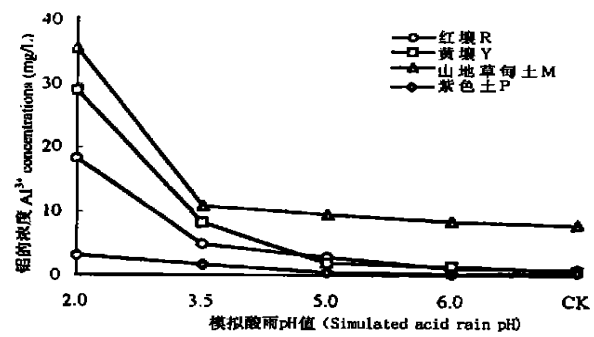


图 6 不同 pH 值模拟酸雨淋洗下土壤淋滤液中 Al^{3+} 的浓度

Fig. 6 Aluminum concentrations in the leachates from the soils treated with acid rain at different pH values

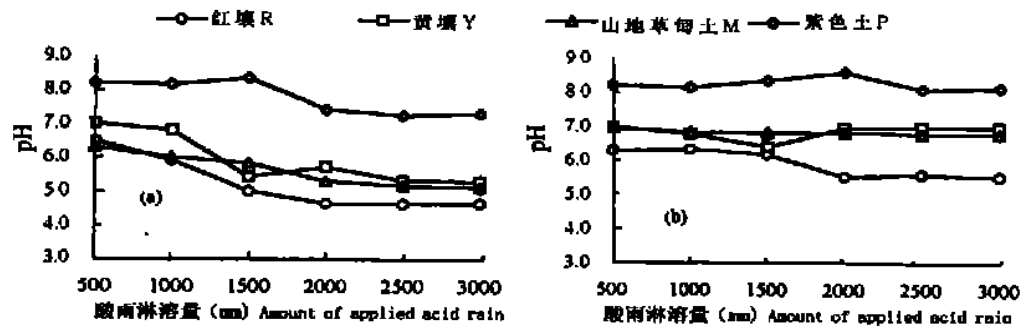


图 7 在(a)pH=2.0 和(b)pH=3.5 的模拟酸雨淋溶下土壤淋滤液 pH 值的变化

Fig. 7 Changes in pH values of the leachates from the soil treated with acid rain at (a) pH2. 0 and (b) pH3. 5

表 2 模拟酸雨淋溶后土壤 pH 值的变化

Table 2 Changes in pH values of the soils treated with simulated acid solution (soil: water= 1: 2. 5)

土壤类型 Soil type	土壤深度 Depth (cm)	酸雨处理前 Before treatment	酸雨处理后 After treatment by acid rain at				
			pH 2. 0	pH 3. 5	pH 5. 0	pH 6. 0	CK
红壤 Red soil	0~20	5. 49	3. 58	5. 33	5. 39	5. 47	5. 54
	20~40	5. 25	4. 57	5. 25	5. 22	5. 33	5. 32
	40~60	4. 98	4. 72	5. 08	5. 17	5. 14	5. 18
	平均值 Av.	5. 24	4. 29	5. 22	5. 26	5. 31	5. 35
黄壤 Yellow soil	0~20	4. 34	3. 36	4. 97	5. 19	5. 21	5. 23
	20~40	4. 74	4. 08	5. 06	5. 06	5. 08	5. 13
	40~60	4. 91	4. 51	5. 25	4. 81	4. 92	5. 24
	平均值 Av.	4. 66	3. 98	5. 09	5. 02	5. 07	5. 20
山地草甸土 Meadow soil	0~20	4. 72	3. 28	5. 43	5. 41	5. 85	5. 67
	20~40	5. 02	4. 10	5. 06	5. 37	5. 34	5. 43
	40~60	5. 47	4. 34	5. 38	5. 75	5. 71	5. 71
	平均值 Av.	5. 07	3. 91	5. 29	5. 51	5. 63	5. 60
紫色土 Purple soil	0~20	8. 11	7. 42	8. 39	8. 48	8. 44	8. 43
	20~40	8. 34	7. 91	8. 40	8. 43	8. 46	8. 42
	40~60	8. 37	8. 00	8. 52	8. 52	8. 53	8. 57
	平均值 Av.	8. 27	7. 78	8. 44	8. 48	8. 48	8. 47

表 3 实验前后土壤交换性阳离子含量(cmol/kg 土)的变化

Table 3 Exchangeable cations in the soils before and after the experimental period

土壤类型 Soil type	交换性阳离子 Exchangeable cations	实验前 Before experiment	模拟酸雨 pH 值 Simulated acid rain pH				
			pH2.0	pH3.5	pH5.0	pH6.0	CK
红壤 Red soil	K^+	0.21	0.15	0.16	0.18	0.20	0.19
	Na^+	0.07	0.05	0.07	0.06	0.06	0.07
	Ca^{2+}	1.47	1.08	1.22	1.38	1.42	1.45
	Mg^{2+}	0.60	0.48	0.54	0.48	0.51	0.56
	Al^{3+}	4.18	3.18	3.85	3.95	3.94	4.00
	总计 Total	6.53	4.94	5.84	6.05	6.13	6.27
黄壤 Yellow soil	K^+	0.19	0.15	0.17	0.16	0.18	0.18
	Na^+	0.08	0.06	0.08	0.07	0.09	0.09
	Ca^{2+}	1.84	1.28	1.65	1.74	1.88	1.79
	Mg^{2+}	0.21	0.18	0.20	0.19	0.21	0.20
	Al^{3+}	4.51	3.85	4.21	4.18	4.34	4.45
	总计 Total	6.83	5.52	6.31	6.34	6.70	6.71
山地草甸土 Meadow soil	K^+	0.27	0.22	0.25	0.26	0.28	0.29
	Na^+	0.06	0.04	0.05	0.06	0.06	0.07
	Ca^{2+}	1.25	0.95	1.02	1.13	1.25	1.26
	Mg^{2+}	0.48	0.38	0.42	0.45	0.44	0.46
	Al^{3+}	8.15	6.22	7.14	7.25	7.56	7.43
	总计 Total	10.21	7.81	8.88	9.15	9.59	9.51
紫色土 Purplish soil	K^+	0.68	0.62	0.64	0.67	0.69	0.72
	Na^+	0.19	0.18	0.17	0.18	0.21	0.19
	Ca^{2+}	16.60	16.45	15.23	15.40	15.60	15.87
	Mg^{2+}	1.93	1.78	1.83	1.88	1.98	1.95
	Al^{3+}	3.10	2.80	2.77	2.87	2.98	3.01
	总计 Total	22.50	21.83	20.64	21.00	21.46	21.74

表 4 模拟酸雨淋溶下土壤矿物风化作用输入的阳离子量(cmol/kg 土)

Table 4 Estimated cations inputs by mineral weathering under the treatment by simulated acid rain over the experimental period, cmol/kg soil

土壤类型 Soil type	阳离子 Cations	模拟酸雨 pH 值 Simulated acid rain pH				
		pH2.0	pH3.5	pH5.0	pH6.0	CK
红壤 Red soil	K^+	0.07	0.06	0.03	0.05	0.04
	Na^+	0.03	0.04	0.01	0.00	0.02
	Ca^{2+}	0.55	0.43	0.29	0.23	0.24
	Mg^{2+}	0.27	0.22	0.03	0.03	0.08
	Al^{3+}	2.02	0.65	0.15	0.02	0.09
	总计 Total	2.94	0.51	0.33	0.47	
黄壤 Yellow soil	K^+	0.11	0.07	0.03	0.04	0.05
	Na^+	0.04	0.04	0.02	0.03	0.04
	Ca^{2+}	0.87	0.72	0.26	0.41	0.37
	Mg^{2+}	0.13	0.09	0.07	0.08	0.06
	Al^{3+}	3.18	0.91	0.69	0.81	1.02
	总计 Total	4.33	1.83	1.07	1.37	1.54
山地草甸土 Meadow soil	K^+	0.13	0.12	0.08	0.09	0.09
	Na^+	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03
	Ca^{2+}	0.73	0.64	0.36	0.46	0.49
	Mg^{2+}	0.22	0.20	0.08	0.07	0.09
	Al^{3+}	3.25	1.77	1.68	1.86	1.90
	总计 Total	4.35	2.75	2.22	2.51	2.60
紫色土 Purplish soil	K^+	0.15	0.14	0.10	0.12	0.15
	Na^+	0.05	0.03	0.02	0.05	0.03
	Ca^{2+}	4.87	2.84	1.34	0.85	1.17
	Mg^{2+}	0.43	0.41	0.19	0.27	0.22
	Al^{3+}	0.54	0.29	0.22	0.21	0.19
	总计 Total	6.04	3.71	1.87	1.50	1.76

2.3 酸雨作用下土壤矿物风化输入的阳离子量

在酸沉降作用下, 不仅使土壤中的阳离子被氢离子所置换, 而且会加速土壤矿物的分解。矿物风化输入的阳离子量无法直接测定, 但可通过下列方程计算

$$WP=SL-RI-(BE-AF)$$

式中 WP 指风化输入 (Weathering input), SL 指土壤淋滤液中含量 (Soil leachate), RI 表示酸雨输入 (Rain input), BE 和 AF 分别指实验前 (Before) 后 (After) 土壤中交换性阳离子含量。由于模拟酸雨用蒸馏水配置, 阳离子的含量接近于零, 因此方程中的 RI 项在计算时可略去。

表 3 列出了模拟酸雨淋溶前后土壤交换性阳离子的含量。表中数据显示, 由于强烈的淋溶作用, pH2.0 的模拟酸雨使土壤交换性阳离子的含量明显降低。同时发现, 二价离子 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+}) 和 Al^{3+} 降低的幅度明显高于一价离子 (K^{+} 、 Na^{+})。pH3.5 的处理也产生了较明显的影响。在其它低酸度 (pH \geq 5.0) 的酸雨作用下, 土壤阳离子含量略有下降, 但降低幅度很小。

知道了实验前后土壤阳离子的含量以及淋滤液中的淋失量, 就可以从上述方程计算出由矿物风化的输入量 (表 4)。在 pH2.0 的模拟酸雨淋溶下, 由矿物风化输入的阳离子量显著大于其它酸雨处理, 这表明强酸性酸雨明显加速了土壤矿物的风化分解。对于富铝化土壤 (红壤、黄壤、山地草甸土) 来说, 由于含有丰富的铁、铝氧化物以及高岭石等次生粘土矿物, 在 pH2.0 处理下, 铝的风化明显占优势, 5 种阳离子输入量的大小顺序为: $\text{Al}^{3+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$ 。而对于紫色土来说, 页岩中富含碳酸钙成分, 因此由矿物风化输入的钙较多。

3 小结与讨论

在酸雨作用下, 由于氢离子的交换作用而导致土壤盐基离子的淋失, 淋失量随模拟酸雨的酸度增加而增加。尤其是当酸雨的 pH \leq 3.5 时, 盐基离子的淋溶量显著增加。紫色土由于含有丰富的钙, 且盐基饱和度高, 因此盐基离子的淋失量显著高于其它 3 种土壤。各盐基离子淋失量大小与土壤中交换性盐基含量一致, 4 种类型土壤中离子淋失量大小均为: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$ 。

在 pH2.0 的酸雨作用下, 土壤 pH 值明显下降。按土壤平均 pH 值下降的幅度排列, 红壤 > 山地草

甸土 > 黄壤 > 紫色土, 说明紫色土对酸的缓冲能力最大, 红壤最小。与此相对, 经 pH2.0 酸雨处理后, 淋滤液 pH 值的下降幅度较小。而在 pH \geq 3.5 的模拟酸雨作用下, 淋滤液的 pH 仍然维持在较高的水平, 除红壤 (5.53) 外, 一般都在 6.8 以上, 表明土壤中的阳离子与酸雨中的氢离子发生了置换反应。

对于富铝化土壤来说, 在 pH2.0 的模拟酸雨淋溶下, 不仅氢氧化铝的水解缓冲作用明显增加, 而且由于酸雨加速土壤中含铝原生和次生矿物风化而释放出大量的铝, 因而铝对酸雨起重要缓冲作用。

由此可见, 土壤对酸沉降的缓冲作用由阳离子交换, 氢氧化铝水解以及原生矿物风化缓冲作用三部分组成。三者的相对重要性不仅决定于土壤酸度、盐基饱和度和矿物组成, 而且与酸雨的 pH 值密切相关。

有关酸雨对土壤影响的研究大都是在控制条件下的实验室取得的。然而, 温室中的剂量反应实验结果很难推广到野外条件, 因为在野外环境下土壤溶液化学和生态系统过程要复杂得多。除此之外, 有关如何将淋溶器溶液的化学组成与根系实际经受的根际区溶液化学相比较方面的信息我们还知之甚少。因此, 在确定由大气沉降引起土壤性质变化时所遇到的一个主要障碍就是缺少有关森林土壤性质及其量化变化方面的长期野外监测数据, 这也是将来努力的方向。

参考文献:

- [1] Andersson F. Acidic deposition and its effects on the forests of Nordic Europe. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1986, 30: 17~29.
- [2] 樊后保. 森林降水酸度及电导率的时空变化[J]. 植物生态学报, 2000, 24(4): 463~467.
- [3] Ulrich B. Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (Eds.), *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. D. Reidel Publishing Co., Dordrecht, Netherlands, 1983. 127~146.
- [4] Krug E C & Frink C. R. Acid rain on acid soil. a new perspective. *Science*, 1983, 221: 520~525.
- [5] Fernandez I J. Effects of acidic precipitation on soil productivity. In: Adriano, C., Johnson, A. H. (Eds.), *Acidic precipitation-Biological and ecological effects Volume 2*. Springer-Verlag, New York Inc. 1989. 16~83.
- [6] Frink C R & Voigt G K. Potential effects of acid precipitation on soils in the humid temperate zone. In: Dochinger, L. S. and Seliga, T. A. (Eds.), *1st Internat. Symp. acid Precipitation and the Forest Ecosystem*. U. S. D. A. Forest Service, Gen. Tech. Rep. No. NE-23, Upper Darby, Pennsylvania, 1976. 685~709.

- [7] Kreutzer K, Peiter H, Schierl R & Gottlein A. Effects of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand (*Picea abies*(L.)Karst.). *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, **48**: 111~125.
- [8] 周修萍, 江静蓉, 梁伟, 等. 模拟酸雨对南方五种土壤理化性质的影响[J]. *环境科学*, 1988, **9**(3): 6~12.
- [9] 仇荣亮, 董汉英, 吕越娜, 等. 南方土壤酸沉降敏感性研究 VII—盐基淋溶与缓冲机理[J]. *环境科学*, 1997, **18**(5): 23~27
- [10] Goulding K W T, Johnston A E & Poulton P R. The effect of atmospheric deposition, especially of nitrogen, on grassland and woodland at Rothamsted Experimental Station, England, measured over more than 100 years. In: Mathy, P. (Ed.), *Proceedings of an international symposium on air pollution and ecosystems*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Netherlands, 1988. 841~846.
- [11] Abrahamsen G, Homtvedt R & Tveite B. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. In: Dochinger L. S. and Seliga T. A. (Eds.), *1st. Internat. Symp. Acid Precipitation and the Forest Ecosystem*. U.S.D.A. Forest Service Gen. Tech. Rep. No. NE-23, Upper Darby, Pennsylvania, 1976. 991~10092.
- [12] Stuanes A O, Abrahamsen G & Tveite B. Effect of artificial rain on soil chemical properties and forest growth. In: Mathy, P. (Ed.), *Proceedings of and international symposium on air pollution and ecosystems*. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Netherlands, 1988. 248~253.
- [13] Binkley D, Driscoll C T, Allen H L, Schoeneberger P & McAvoy D. Acidic deposition and forest soils: Context and case studies of the southeastern United States. Springer-Verlag, New York, 1989. 152pp.
- [14] Ulrich B. Effects of acidic precipitation on forest ecosystems in Europe. In: Adriano C., Johnson A. H. (Eds.), *Acidic precipitation-Biological and ecological effects*. Volume 2. Springer-Verlag, New York Inc., 1989. 189~272.
- [15] Hallbacken L & Tamm C O. Changes in soil acidity from 1927 to 1982-1984 in a forest area of south-west Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 1986, **1**: 219~232.
- [16] Falkengren-Grerup U. Soil acidification and its impact on ground vegetation. *Ambio*, 1989, **18**: 179~183.
- [17] Glass N R, Arnold D E, Galloway J N, *et al.*. Effects of acid precipitation. *Environmental Science and Technology*, 1982, **16**: 162A~169A.
- [18] Baker J, Hocking D & Nyborg M. Acidity of open and intercepted precipitation in forests and effects on forest soils in Alberta, Canada. In: Dochinger, L. S. and Seliga, T. A. (Eds.), *1st. Internat. Symp. Acid Precipitation and the Forest Ecosystem*. U.S.D.A. Forest Service, Gen. Tech. Rep. No. NE-23, Upper Darby, Pennsylvania, 1976. 779~790.
- [19] Tomlinson G H. Acid deposition, nutrient imbalance and tree decline: a commentary. In: Hutchinson, T. C., Meema, K. M. (Eds.), *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, 1987. 189~199.
- [20] Fan H B, Hong W, Ma Z & Waki K. Acidity and chemistry of bulk precipitation throughfall and stemflow in a Chinese fir plantation in Fujian, China. *Forest Ecology and Management*, 1999, **122**: 243~248.

Leaching and Weathering Effects of Simulated Acid Rain on Four Types of Mountain soils in fujin, China

Fan Houbao, Lin Dexi

(The College of Forestry, Fujian Agriculture and Forestry University, Nanping 353001, China)

Abstract: Four types of mountain soils with 60-cm deep profiles were collected from Fujian and subjected to a simulated acid rain adjusted to pH values of 2.0, 3.5, 5.0, 6.0, and to distilled water (the control). The 120-day experiment revealed that leaching of base cations increased with increasing rain acidity, especially when acid rain $\text{pH} \leq 3.5$. Leached nutrients from the lysimeters decreased in the order: $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+} > \text{Na}^{+}$, which is consistent with the contents in the original soils. The released quantities of aluminium were low at $\text{pH} \geq 3.5$ levels, but increased remarkably at pH 2.0. The pH 2.0 treatment not only accelerated aluminium release, but also promoted weathering of the soil minerals. At pH 2.0, the estimated weathering inputs of the total 5 cations in red soil, yellow soil, meadow soil and purplish soil were 2.94, 4.33, 4.35, and 6.04 mol/kg soil, respectively, which is significantly greater than other treatments. The buffering system of the soils to acidic deposition is supposed to consist of cation exchangeable capacity, hydrolysis of aluminium, and mineral weathering, and their relative importance is not only dependent on acidity, base saturation, and mineral composition of the soils, but also relevant to pH values of the rain.

Key words: simulated acid rain, soil leaching, mineral weathering