

模拟不同 pH 降雨和施氮对水耕铁渗人为 土酸化的影响*

张永春^{1, 2, 3} 汪吉东^{2, 3} 曹丙阁^{1, 2} 许仙菊^{2, 3} 宁运旺^{2, 3} 沈其荣^{1†}

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

(2 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014)

(3 农业部江苏耕地保育科学观测实验站, 南京 210014)

摘要 室内模拟研究 3 个 pH 梯度降雨和 3 水平的施氮量对水耕铁渗人为土壤酸化的影响。结果表明, 不同 pH 降雨及施氮处理土壤的酸度累积量为 4.73 ~ 15.57 mmol H⁺ 每柱, 分别以 pH 6.5 降雨和不施氮处理、pH 2.5 添加高氮量(N₂)处理酸化速率为最低和最高, 相同 pH 降雨处理下, 致酸量随施氮量增加而上升; 相同施氮下, 不施氮处理土壤酸度累积随降雨 pH 降低而增加, 但中施氮量(150 mg kg⁻¹土)和高施氮量(300 mg kg⁻¹土)下, pH 4.5 处理土壤酸度累积量则小于 pH 6.5 处理; 不同降雨及施氮处理 NO₃⁻淋溶致酸量为 4.32 ~ 12.88 mmol 每柱, NH₄⁺淋溶消耗 H⁺量为 0.01 ~ 0.29 mmol 每柱; 正常酸沉降(pH 6.5)下, 中施氮量和高施氮量处理致酸量都大于各梯度 pH 降雨的致酸量。以上结果表明, 单施氮处理的致酸量大于单纯的酸沉降处理, 而无论是降雨还是施氮, NO₃⁻淋溶在加速土壤酸化进程中占主导作用。

关键词 降雨; 施氮量; 水耕铁渗人为土; 酸碱缓冲容量; 酸化

中图分类号 S153; X144 **文献标识码** A

土壤酸化是自然过程, 大气酸沉降和氮投入则是加速该进程的两个重要因素^[1]。由于生产力的不断发展, 化石燃料消费和化肥施用还将大幅增加, 因此未来几十年内酸沉降和氮投入将会持续增加^[2-3]。降雨特别是酸雨加速土壤酸化除了降雨本身携带的 H⁺ 外, 还与降雨导致盐基离子淋失和土壤硝态氮淋溶有关^[4]; 而 NH₄⁺ 的硝化和 NO₃⁻ 的淋失则是氮投入加速土壤酸化的主要机制^[5]。已有的研究表明在工业活动较强的地区, 酸雨带来的质子输入大约为 1 kmol hm⁻² a⁻¹, 甚至可以高达 6 kmol hm⁻² a⁻¹, 但与农业活动(肥料和豆科作物种植相比)即使最严重的酸雨沉降也只贡献总酸性物质输入的 7% ~ 25%^[6]。Barak 等在美国 Wisconsin 州的研究发现, 施用氮肥引起的土壤酸化作用较酸沉降的影响大 25 倍^[7]。施氮的致酸量大于酸沉降是由于肥料施用产生的单位面积酸性物质的量远大于单位面积的酸沉降量^[8]。然而上述研究均集中在

旱作土壤, 对水稻土的研究还不多, 因此酸沉降和施氮对水稻土酸化作用如何, 两者对土壤酸度的积累规律有何异同? 均是值得探索的问题。

水耕铁渗人为土(俗称黄泥土)是太湖流域广泛分布的一类水稻土, 是土壤类型中较为稳定高产的土壤, 也是受人为影响剧烈, 土壤质量变异较为显著的土壤^[9]。最近研究显示, 中国大面积耕地面临土壤酸化加速的危险^[10], 太湖流域水稻土也不例外^[11]。肥料长期定位结果表明, 水耕铁渗人为土壤酸化速率与 1980 年相比呈加速趋势^[12], 这可能与该地区酸沉降可观以及氮投入量较高有关, 但目前酸沉降及施氮等影响因素对该土壤的具体致酸量尚未确定。本研究以水耕铁渗人为土为研究对象, 结合不同 pH 降雨和施氮量, 模拟研究该土壤在自然进程、酸沉降及施氮下的酸化状况, 并探讨酸化加速的关键因素, 为该地区高产水稻土的保育及酸化土壤的定向修复提供理论与科学依据。

* 江苏省农业科技自主创新资金项目(cx(09)625, cx(10)431)、现代农业产业体系建设专项(CARS-11-B-15)、国际合作项目 IPNI (Jiangsu-10)资助

† 通讯作者, Tel: 025-84396291, E-mail: qirongshen@njau.edu.cn

作者简介: 张永春(1966—), 男, 研究员, 南京农业大学博士研究生, 主要从事土壤质量管理、植物营养与施肥等方面研究工作, 本文是其博士论文研究的一部分。E-mail: yczhang66@sina.com

收稿日期: 2011-05-05; 收到修改稿日期: 2011-07-18

1 材料与方 法

1.1 供试土壤

供试土壤为水耕铁渗水耕人为土(Fe-leached Stagnic Anthrosols),俗称黄泥土。其0~40 cm层土壤基本理化性质为pH 6.28,有机质13.1 g kg⁻¹,全氮0.73 g kg⁻¹,碱解氮135.7 g kg⁻¹,有效磷20.0 mg kg⁻¹,速效钾73.3 g kg⁻¹,交换性盐基离子Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺、Na⁺分别为1 478、61.8、192.3、175.4 mg kg⁻¹。试验取土为上一年度水稻种植闲置田。

1.2 试验方法

将原状土柱先用蒸馏水自吸饱和以防止淋溶液从柱壁流失,试验设置3个模拟酸雨处理,pH分别为2.5、4.5、6.5,其相应的电导率分别为1 321、117和47 μS cm⁻¹。模拟降雨与江苏太湖地区自然降雨化学组分相近,其配置参照汪雅各等^[13]进行,酸雨用H₂SO₄、HNO₃(摩尔浓度比4:1)和去离子水采用逐步稀释法来调节pH,使其分别达到2.5、4.5、6.5。施氮量设3水平,分别为不施氮(N0)、N 150 mg kg⁻¹(N1)、N 300 mg kg⁻¹(N2),氮肥以尿素在试验开始前以蒸馏水溶解后加入。

小型蒸渗装置主体部分由柱体和水箱构成,柱体是内径为15.5 cm、外径为16.5 cm、高为44 cm的PVC管。柱体下端直接通过100目滤布封口,内装未扰动的原状水稻土土柱,土重10 kg(干基),柱体下方为盛接渗滤液的水箱,边长20 cm,高8 cm。在水箱侧面下方雕有一孔,渗滤液经小孔流入收集瓶中,土柱用PVC板覆盖防止蒸发,PVC板上雕4小孔,淋溶液通过小孔滴入土柱,淋溶装置采用4通道蠕动泵(BT00—100M型)定时定量进行淋溶控制,模拟的降雨量为25 mm d⁻¹(中雨雨量),每次淋溶后待淋溶液淋出土体后间歇1周再次淋溶,考虑到模拟降雨在试验前期存在淋溶液淋出率低及淋溶强度较低的问题,实际总淋溶量约为太湖流域正常年降雨量的2倍,累计淋溶5 L每柱,试验持续时间为200 d。

1.3 指标及其测定

1.3.1 土壤酸碱缓冲容量测定 采集试验前后的土壤样品进行基本理化性状分析,其中土壤酸碱缓冲容量参照Tarklson等方法^[5]测定:称土壤样品50.00 g于聚乙烯自封袋中,分别加入H₂SO₄和CaCO₃1、2、4、8、16 cmol kg⁻¹,其中CaCO₃以悬浮态

加入,对照为等体积离子水,保证各样品加液量一致,搅拌后密封,室温保存30 d,取出风干后磨碎,测定土壤pH。

在pH介于4和10之间:

$$\text{pHBC} = [(5 - b)/m] - [(6 - b)/m] \quad (1)$$

式中,pHBC为试验结束时的土壤酸碱缓冲容量;b为截距;m为斜率。

1.3.2 土壤酸积累量(Acidification Accumulation, AA)

$$\text{AA} = (\Delta\text{pH} \times \text{pHBC} \times \text{BD} \times \text{Vol}) / 1\,000^{[14]} \quad (2)$$

式中,AA为酸积累量(H⁺ kmol hm⁻²);ΔpH为试验始末的pH变化值(pH unit);pHBC为酸碱缓冲容量(H⁺ mol kg⁻¹ pH unit);BD为容重(kg m⁻³);Vol为体积(m³ hm⁻²)。

1.4 统计分析

所有数据采用Microsoft 2007版Excel处理。

2 结果与分析

2.1 不同pH降雨及施氮下土壤酸碱滴定曲线及酸碱缓冲容量

图1A为pH 6.5降雨下不同施氮处理土壤的酸碱滴定曲线,其他pH降雨处理下不同施氮量的滴定曲线与此相似(图未列出),图1B则为不同pH降雨和施氮处理土壤pH与酸碱加入量的线性拟合。结果显示,对照处理和不同pH降雨处理及施氮处理,在土壤pH 4.0~7.5范围内,均呈现突跃趋势,即土壤pH在4.0~7.5时,各土壤pH与酸、碱加入量的增减呈线性变化趋势,而各处理土壤pH在大于7.5和小于4.0时随酸碱滴定量的增加变化幅度大幅减少,表明该土壤在pH小于4.0和大于7.5时具有较强的缓冲能力。该结果与Xu^[15]及Tarklson^[5]的研究趋势相一致。

土壤酸碱缓冲容量是土壤pH升高或降低1个单位所需的碱或酸的数量,土壤酸碱滴定曲线在其突跃范围内,可以近似地视为直线^[5,16],即加酸、碱的量与土壤pH呈线性相关。本试验显示各处理土壤,在滴定曲线突跃范围内土壤pH和酸碱加入量均呈显著线性相关关系,其线性拟合相关系数最低值为0.959,其pH主要分布在4.0~7.5,与供试土壤及各条件处理后土壤pH范围符合,因此该测定方法对供试土壤适用,且有广泛运用南方酸性土壤缓冲容量变化的可能性。

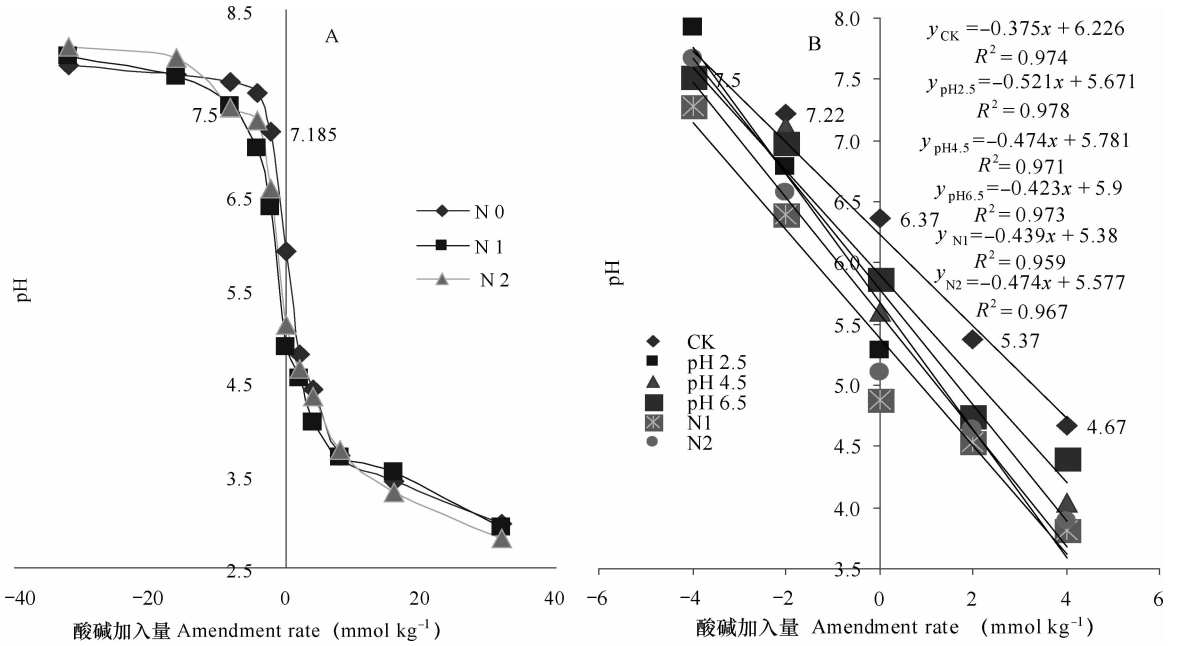


图1 不同 pH 降雨和不同施氮水平下土壤的酸碱滴定曲线(A)及其拟合(B)

Fig. 1 Titration curves (A) and their linear regressions (B) of soils subjected to rainfall different in pH and N application different in rate

2.2 不同 pH 降雨及施氮下土壤的酸化速率

酸碱滴定曲线进行直线拟合方程 $y = ax + b$ 中, 斜率 a 值表示加入单位量的酸、碱引起土壤 pH 的变化量 ($a = \Delta pH / \Delta C$) 即为平均变化率, a 的绝对值越大, 表明土壤缓冲能力越差^[16]。因此以 a 值的倒数表征土壤的酸碱缓冲能力。表 1 显示相同施氮量下, 0 ~ 20 cm 土壤酸碱缓冲容量随降雨 pH 降低而下降, 而 20 ~ 40 cm 层趋势则不明显, 而相同 pH 降雨条件下, 不同施氮量对土壤 pH 的影响表明酸沉降对水耕铁渗人为土的酸化影响主要作用在表层; 0 ~ 20 cm 层土壤 pH 4.5 和 6.5 降雨下各施氮处理酸碱缓冲容量均随施氮量上升而下降, pH 2.5 降雨处理则表现为 N1 和 N2 处理酸碱缓冲容量大于对应不施氮处理, 这可能与尿素水解过程中释放的 OH^- 被 pH 2.5 降雨中携带的大量酸中和有关。

各处理土壤的酸化速率为 4.73 ~ 15.57 mmol H^+ 每柱, 其中酸化速率最低的为 pH 6.5 处理, 最高的为 pH 2.5 结合高氮量(N2)处理。各 pH 降雨处理均随施氮量的增加而上升; 不施氮下, 土壤酸度累积随降雨 pH 降低而增加; 但对相同施氮量 N1 和 N2, 不同 pH 降雨对土壤酸度累积量为 pH 2.5 处理最高, pH 6.5 则高于 pH 4.5 处理, 由于 pH 4.5 处理降雨携带的 H^+ 仅为 0.16 mmol, 与 pH 6.5 处理

降雨的酸投入差异较小, 因此相同施氮量下 pH 4.5 降雨与其他降雨处理间致酸量差异可能与该降雨条件下氮的致酸量较 pH 2.5 和 6.5 处理低有关。

2.3 不同 pH 降雨及施氮对土壤矿质氮淋溶的影响

土壤矿质氮的淋溶与 H^+ 的产生和耗竭相关^[5]。表 2 为不同 pH 降雨及施氮对土壤矿质氮的表现平衡状况。结果显示, 不同酸度降雨处理氮表现平衡皆为负值, 即经过降雨淋洗后土壤氮素出现亏缺, 且在不施氮下, 降雨酸度越高, 氮输出量越大, 土壤试验后残留越低, 因此土壤氮素亏缺越明显。而施氮条件下, 相同施氮量的 pH 4.5 降雨处理氮素淋溶输出最低, 且土壤氮残留也最低, 因此氮素亏缺量也最大, 这可能与该 pH 降雨下土壤中氮反硝化作用增强或微生物固定态氮增加有关。增施氮肥明显增加土壤氮素残留, 尤其以 N2 处理增加趋势最大, 其土壤氮素残留量在 pH 2.5 降雨处理下为 N0 处理的 2.01 倍, pH 4.5 处理、pH 6.5 处理分别为 1.56 倍、1.83 倍, 而对应的 N1 处理其氮素累积量分别较不施氮 (N0) 处理增加 31.68%、1.63% 和 24.67%, 表明大量施氮易造成土壤氮素的累积和残留。

表 1 不同 pH 降雨及施氮量的总致酸量

Table 1 Total amount of acid induced by rainfall different in pH and N application different in rate

降雨处理 Rainfall	施氮量 N rate (mg kg ⁻¹)	土壤层次 Soil layer (cm)	pH	ΔpH	BD (g cm ⁻³)	pHBC (H ⁺ cmol kg ⁻¹ pH)	Vol (cm ³)	累积量	每柱 H ⁺ 累积量
								H ⁺ accumulation (mmol)	H ⁺ accumulation per column (mmol)
pH 2.5	0	0~20	5.40	-0.84	1.24	1.92	3 772	7.55	9.49
		20~40	6.13	-0.18	1.42	2.01	3 772	1.94	
	150	0~20	5.49	-0.75	1.24	2.18	3 772	7.65	11.14
		20~40	5.94	-0.37	1.42	1.76	3 772	3.49	
	300	0~20	5.3	-0.94	1.24	2.06	3 772	9.06	15.57
		20~40	5.62	-0.69	1.42	1.76	3 772	6.51	
pH 4.5	0	0~20	5.63	-0.61	1.24	2.11	3 772	6.02	6.87
		20~40	6.23	-0.08	1.42	1.98	3 772	0.85	
	150	0~20	5.51	-0.73	1.24	2.06	3 772	7.04	8.41
		20~40	6.17	-0.14	1.42	1.83	3 772	1.37	
	300	0~20	5.48	-0.76	1.24	2.05	3 772	7.29	11.79
		20~40	5.85	-0.46	1.42	1.81	3 772	4.50	
pH 6.5	0	0~20	5.97	-0.27	1.24	2.37	3 772	2.99	4.73
		20~40	6.15	-0.16	1.42	2.02	3 772	1.73	
	150	0~20	5.42	-0.82	1.24	2.28	3 772	8.75	11.34
		20~40	6.05	-0.26	1.42	1.86	3 772	2.59	
	300	0~20	5.33	-0.91	1.24	2.11	3 772	8.99	12.96
		20~40	5.9	-0.41	1.42	1.81	3 772	3.98	

表 2 不同 pH 降雨及施氮对土壤矿质氮淋溶的影响

Table 2 Leaching of NO₃⁻ and NH₄⁺ as affected by rainfall different in pH and nitrogen application different in rate

降雨处理 Rainfall	施氮量 N rate (mg kg ⁻¹)	土壤 Soil (mg)			氮输入 N input (mg)	氮输出 N output (mg)	输出 - 输入 N _{Output} - N _{input} (mg)	氮表观平衡 Apparent N budget (mg)
		背景值 Background	残留值 Residue	差值 Difference				
pH 2.5	0	197.54	137.47	-60.07	16.5	62.84	46.34	-14.27
	150	197.54	181.023	-16.51	150	118.23	-31.77	-48.28
	300	197.54	276.84	79.30	300	188.41	-111.59	-32.29
pH 4.5	0	197.54	144.68	-52.87	16.5	60.8	44.30	-8.56
	150	197.54	147.03	-50.51	150	110.44	-39.56	-90.07
	300	197.54	226.27	28.73	300	162.3	-137.7	-108.98
pH 6.5	0	197.54	151.33	-46.21	16.5	59.69	43.19	-3.02
	150	197.54	188.66	-9.12	150	134.05	-15.95	-25.17
	300	197.54	277.19	79.65	300	183.21	-116.79	-37.14

注:氮表观平衡 = (淋溶输出 + 土壤残留) - (淋溶液输入 + 土壤本底) Note: Apparent nitrogen budget calculated as (N_{output} + N_{remained}) - (N_{input} + N_{background})

2.4 不同 pH 降雨和不同施氮量下 NO₃⁻ 淋溶致酸量

人为因素对 N 循环的扰动,是造成目前农业土壤酸化的主要原因之一^[17]。正常氮循环过程中,N 在生物体内的积累并不伴随质子的净增加,其主要原因在与氮素本身来自大气,通过植物的生物固氮作用转化为有机氮。土壤中的有机氮矿化成矿质氮会消耗 H⁺,而 NH₄⁺ 被植物吸收释放出质子,H⁺ 的净增加为零;如果每 1 mol NH₄⁺ 因硝化作用产生 NO₃⁻ 时释放 2 mol 的 H⁺,净增加 1 mol 质子,当 NO₃⁻ 被植物吸收时要消耗 1 mol 质子,因而 H⁺ 的净平衡仍然是零^[18],由于植物吸收项不存在,本研究中以 1 mol NO₃⁻ 淋溶对应产生 H⁺ 为 1 mol,1 mol NH₄⁺ 淋溶耗竭 1 mol H⁺ 计算^[19],结果显示各处理氮硝化及 NO₃⁻ 淋溶产酸量为 4.24 ~ 13.18 mmol 每柱,而 NH₄⁺ 淋溶消耗 H⁺ 为 0.01 ~ 0.29 mmol 每柱(表 3),

这与 NH₄⁺ 易被土壤胶体吸附且土壤硝化作用较强、淋溶损失率低有关^[2]。不同 pH 降雨处理土壤 NO₃⁻ 淋溶量随施氮量的增加呈显著增加趋势,NH₄⁺ 淋出量除 pH 2.5 降雨处理也呈相同趋势,但 pH 4.5 和 pH 6.5 降雨处理趋势不明显;NO₃⁻ 和 NH₄⁺ 淋出量在不施氮时均随降雨 pH 降低而增加,施氮量达 N1 和 N2 水平,pH 4.5 降雨处理 NO₃⁻ 和 NH₄⁺ 淋出量均明显小于对应 pH 2.5 和 pH 6.5 降雨处理,由于氮素淋溶输出最低,因此氮硝化及 NO₃⁻ 淋溶产生的酸度也相应小于 pH 2.5 和 pH 6.5 处理,这与表 2 中土壤总酸度相吻合,其具体原因可能是 pH 4.5 降雨本身携带酸量为 0.16 mmol 每柱,而 pH 4.5 降雨较 pH 6.5 抑制了土壤硝化作用,导致氮硝化和 NO₃⁻ 淋溶致酸量小于 pH 6.5 处理,其机理尚需进一步研究。

表 3 不同施氮量和不同 pH 降雨作用下氮淋洗量

Table 3 Leaching of NO₃⁻ and NH₄⁺ as affected by rainfall different in pH and nitrogen application different in rate

降雨处理 Rainfall	施氮量 N rate (mg kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg)	NH ₄ ⁺ -N (mg)	致酸量 Amount of acid induced (mmol)		
				NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	净产生量 Net production
pH 2.5	0	62.47	0.37	+4.46	-0.03	4.43
	150	116.6	1.65	+8.33	-0.12	8.21
	300	184.5	3.93	+13.18	-0.28	12.90
pH 4.5	0	60.46	0.34	+4.32	-0.02	4.30
	150	110.3	0.11	+7.88	-0.01	7.87
	300	159.9	1.20	+11.42	-0.19	11.23
pH 6.5	0	59.37	0.32	+4.24	-0.02	4.22
	150	130.0	4.01	+9.29	-0.29	9.00
	300	180.4	2.85	+12.88	-0.20	12.68

3 讨 论

土壤对酸碱的缓冲性能是土壤环境的基本性质之一,土壤对酸的敏感性指标是土壤酸缓冲能力的度量^[20],也是土壤学家和环境学家共同关心的问题。按廖柏寒等^[21]对土壤酸碱缓冲体系的划分,土壤酸碱缓冲过程为两种机制:(1)阳离子交换产生的缓冲过程,称为初级缓冲过程,在反应动力学上有较快的反应速率,且与土壤阳离子代换量相关;(2)土壤风化产生的缓冲过程,缓冲能力较强,但动力学上反应速率较慢,称为次级缓冲过程。Ul-

rich^[22]则将土壤酸碱缓冲体系划分为碳酸钙(缓冲范围 8.6 ~ 6.2)、硅酸盐(pH > 5.0)、阳离子交换(pH 4.2 ~ 5.0)及铝(pH < 4.2)、铁(pH < 3.85)缓冲体系,各缓冲体系间存在一定的交叉。按这一标准划分,本试验中土壤主要是以硅酸盐和盐基离子作用的初级缓冲体系,滴定过程中,供试土壤在 pH 大于 7.5 和小于 4.0 时具有较强的缓冲能力,与前期的试验结果相一致^[23],结合土壤酸碱缓冲体系的测定来看,土壤在外源 CaCO₃ 和 H₂SO₄ 添加并培养 30 d 下,在 pH 突跃范围内 pH 变化与酸碱加入量具有良好的线性相关,表明该方法适用于表征缓冲体系以硅酸盐和盐基离子为主的土壤缓冲能力,同

时试验过程中添加的 CaCO_3 是重要的酸化改良剂,因此该方法对酸化土壤的田间修复具有显著现实意义。

增加降雨酸度,对应的土壤致酸量也大幅增加。pH 2.5 酸雨淋溶下,土壤总致酸量为 9.49 mmol 每柱,小于酸雨携带的酸量(15.80 mmol 每柱);而对应的 pH 4.5 和 pH 6.5 降雨处理致酸量分别为 6.87 mmol 每柱、4.73 mmol 每柱。以上表明,土壤酸化是自然过程,即使 pH 6.5 的近中性降雨也会导致土壤酸化,但酸沉降将加速土壤酸化进程。正常 pH 降雨(pH 6.5)下 15 mg kg^{-1} 、 30 mg kg^{-1} 施氮量致酸量分别为 11.34 mmol 每柱、12.96 mmol 每柱,大于 pH 2.5 降雨 9.49 mmol 每柱的致酸量,与 pH 2.5 降雨携带的 H^+ 量接近,远大于 pH 4.5 降雨 6.87 mmol 每柱的致酸量和 pH 4.5 降雨携带的 H^+ 量,这是因为在单位面积上,氮素的酸化强度远大于酸沉降^[8]。而在酸沉降和施氮共同作用下,总致酸量较单纯酸沉降处理净增加量并不大,这与酸沉降作用下,尿素施用后短期内水解释放大量的 OH^- ,导致总致酸量减小有关^[24],关于酸沉降与施氮的复合行为,则是后续研究非常有意义的问题。

土壤酸化是一个极其复杂的过程,除酸沉降影响外,碳氮循环及土壤矿物和盐基离子的行为也会影响其进程^[25],但在各种影响因素中,氮循环在土壤酸化进程中起到主导作用^[5,26]。本试验条件下,无论是单纯的酸沉降还是施氮,氮硝化及 NO_3^- 淋溶致酸量始终占有较大比重。不施氮下,各 pH 降雨 NH_4^+ 消耗 H^+ 远小于对应 NO_3^- 淋溶产生 H^+ 量;增加施氮量, NO_3^- 淋溶均大幅上升:施氮量 150 mg kg^{-1} 土壤条件下,氮硝化及 NO_3^- 淋溶致酸量为 7.88 ~ 9.29 mmol 每柱;施氮量 300 mg kg^{-1} 土壤条件下,氮硝化及 NO_3^- 淋溶致酸量为 11.42 ~ 13.18 mmol 每柱,表明增加施氮量会导致氮硝化及 NO_3^- 淋溶致酸量增加。

4 小 结

1) 试验用水耕铁渗人为土处于硅酸盐和盐基离子作用的初级缓冲体系,采用不同梯度 CaCO_3 和 H_2SO_4 滴定并培养 30 d 的方法,在土壤 pH 突跃范围内,土壤 pH 与酸碱加入量呈显著的线性相关,表明该方法适用于测定其酸碱缓冲容量。

2) 酸化是自然过程,即使 pH 6.5 的近中性降雨也会导致土壤酸化,与 pH 2.5 和 pH 4.5 的酸沉

降相比,施氮量 150、300 mg kg^{-1} 的致酸量更大,且随施氮量增加而增加,无论是单纯的酸沉降还是施氮,氮硝化及 NO_3^- 淋溶致酸量始终占有较大比重,因此减少氮素投入、降低 NO_3^- 淋溶损失、提高氮素利用效率是延缓土壤酸化加速的关键措施。

参 考 文 献

- [1] Sarah J K, David W, Keith W T, et al. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 38(5): 1—14
- [2] 钱琛,蔡祖聪. 硝化作用驱动下红壤渗滤液的酸化. *土壤学报*, 2010, 47(1): 77—83. Qian C, Cai Z C. Acidification of leachates initiated by nitrification in subtropical acid soils (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(1): 77—83
- [3] Vitousek P M, Mooney H A, Lubchenco J, et al. Human domination of earths ecosystems. *Science*, 1997, 277: 494—499
- [4] 雷波,王定勇,包维楷. 模拟酸雨对土壤磷元素淋失的影响. *农业环境科学学报*, 2004, 23(3): 516—519. Lei B, Wang D Y, Bao W K. Effects of simulated acid rain on leaching loss of phosphorus in soil (In Chinese). *Journal of Agro-environment Science*, 2004, 23(3): 516—519
- [5] Tarkalson D D, Payero J O, Hergert G W, et al. Acidification of soil in a dry land winter wheat-sorghum/corn-follow rotation in the semiard U. S. Great plains. *Plant and Soil*, 2006, 283: 367—379
- [6] Ummner M E. Acidification//Lal R, Blum W H, Valentine C, et al. Methods for assessment of soil degradation. *Advances in soil science*. Boca Roton, New York: CRC Press, 1998: 213—218
- [7] Barak P, Jobe B O, Krueger A R, et al. Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant and Soil*, 1997, 197: 61—69
- [8] 陈怀满. *环境土壤学*. 北京: 科学出版社, 2005: 370—380. Chen H M. *Environmental pedology* (In Chinese). Beijing: Science Press, 2005: 370—380
- [9] 徐琪. 论水稻土肥力进化与土壤质量——以太湖地区为例. *长江流域资源与环境*, 2001, 10(4): 323—328. Xu Q. Evolution of soil fertility in relation to its quality in paddy field of the Taihu Lake area (In Chinese). *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2001, 10(4): 323—328
- [10] Guo H J, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, 11: 1—4
- [11] 张永春,汪吉东,沈明星,等. 长期不同施肥对太湖地区典型土壤酸化的影响. *土壤学报*, 2010, 47(3): 465—472. Zhang Y C, Wang J D, Shen M X, et al. Effect of long term fertilization on soil acidification in Taihu Lake region, China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(3): 465—472
- [12] 刘付程,史学正,于东升. 近 20 年来太湖流域典型地区土壤酸度的时空变异特征. *长江流域资源与环境*, 2006, 15(6): 740—744. Liu F C, Shi X Z, Yu D S. Spatial and temporal variability of soil acidity in typical areas of Taihu Lake region in the

- last 20 years (In Chinese). Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2006, 15(6): 740—744
- [13] 汪雅各, 盛沛麟, 袁大伟. 模拟酸雨对土壤金属离子的淋溶和植物有效性影响. 环境科学, 1988, 9(2): 22—26. Wang Y G, Sheng P L, Yuan D W. Influence of simulated acid rain on metal ions in soil and the effectiveness of plant (In Chinese). Environmental Science, 1988, 9(2): 22—26
- [14] Helyar K R, Cregan P D, Godyn D L. Soil acidity in New South Wales - Current pH values and estimates of acidification rates. Aust J Soil Res, 1990, 28: 532—537
- [15] Xu J M, Tang C, Chen Z L. The role of plant residues in pH change of acid soils differing in initial pH. Soil Biology and Biochemistry, 2006, 38(4): 709—719
- [16] 成杰民, 胡光鲁, 潘根兴. 用酸碱滴定曲线拟合参数表征土壤对酸缓冲能力的新方法. 农业环境科学学报, 2004, 23(3): 569—573. Cheng J M, Hu G L, Pan G X. New method for evaluating buffering capacity and equilibrium pH of paddy soil with simulation parameter (In Chinese). Journal of Agro-environment Science, 2004, 23(3): 569—573
- [17] Wang H, Xu R K, Wang N, et al. Soil acidification of alfisols as influenced by tea cultivation in eastern China. Pedosphere, 2010, 20(6): 799—806
- [18] Malhi S S, Nyborg M, Harapiak J T. Effects of long-term N fertilizer-induced acidification and liming on micronutrients in soil and in bromegrass hay. Soil & Tillage Research, 1998, 48: 91—101
- [19] Matson P A, McDowell W H, Townsend A R, et al. The global-ization of N deposition: Ecosystem consequences in tropical environments. Biogeochemistry, 1999, 46: 67—83
- [20] Hartikainen H. Soil response to acid percolation. Journal of Environmental Quality, 1996, 25(4): 638—645
- [21] 廖柏寒, 戴昭华. 土壤对酸沉降的缓冲能力与土壤矿物的风化特征. 环境科学学报, 1991, 11(4): 425—431. Liao B H, Dai Z H. Soil buffering capacity to acid precipitation and weathering characteristics of soil minerals (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 1991, 11(4): 425—431
- [22] Ulrich B. Effects of accumulation air pollutants in forest ecosystem. Dordrecht: Reided Publishing Company, 1983: 331—342
- [23] 汪吉东, 高秀美, 陈丹艳, 等. 不同 pH 降雨淋溶对原状水稻土土壤酸化的影响. 水土保持学报, 2009, 23(4): 118—122. Wang J D, Gao X M, Chen D Y, et al. Effect of leaching of simulated rain with different pH values on soil acidification of original paddy soil column (In Chinese). Journal of Soil and Water Conservation, 2009, 23(4): 118—122
- [24] Kissel D E, Cabrera M L, Ferguson R M. Reactions of ammonia and urea-hydrolysis products with soil. Soil Sci Soc Am J, 1988, 52: 1 793—1 796
- [25] Juo A S R, Dabiri A, Franzluebbers K. Acidification of a kaolinitic Alfisol under continuous cropping with nitrogen fertilization in West Africa. Plant and Soil, 1995, 171: 245—253
- [26] Lilienfein J, Wilcker W, Vilela L, et al. Effect of no-till and conventional tillage systems on the chemical composition of soils solid phase and soil solution of Brazilian savanna oxisols. J Plant Nutrient and Soil Science, 2000, 163: 411—419

EFFECTS OF RAINFALLS DIFFERENT IN pH AND NITROGEN APPLICATION ON ACIDIFICATION OF Fe-LEACHI-STAGNIC ANTHROSOLS

Zhang Yongchun^{1, 2, 3} Wang Jidong^{2, 3} Cao Bingge^{1, 2} Xu Xianju^{2, 3} Ning Yunwang^{2, 3} Shen Qirong^{1†}

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

(2 Institute of Agricultural Resource and Environmental Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

(3 Scientific Observation & Experiment Station of Farmland Conversation and Cultivation in Jiangsu, Ministry of Agriculture, Nanjing 210014, China)

Abstract Samples of Fe-leachi-Stagnic Anthrosols were collected and incubated with different rates of CaCO₃ and H₂SO₄ amended through titration, for indoor simulation of variation of the pH buffering capacity of the soil as affected by rainfall, different in pH (2.5, 4.5 and 6.5) and nitrogen application, different in rate (0, 150 mg kg⁻¹ and 300 mg kg⁻¹), and further for exploration of effects of rainfall and N application on soil total acid induced and on leaching of mineral N. Results show that soil acidification rate ranged from 4.73 mmol H⁺ to 15.57 mmol H⁺ per column, being the lowest in the treatment with rainfall 6.5 in pH and N application zero and the highest in the treatment with rainfall 2.5 in pH and N application rate N2. Soil acidification rate increased with N application rate, regardless of pH of rainfall. In the treatment with zero N application rate, soil acid accumulated with decreasing pH in rainfall. In the treatments with N application rate being, soil acid accumulation was the highest when the rainfall was 2.5 in pH, and the lowest when the rainfall was 4.5 in pH. Leaching of nitrate induced soil acidification and the amount of acid induced by leaching of nitrate ranged from 4.24 to 13.18 mmol per column in the experiment, while leaching of NH₄⁺ consumed H⁺ at a rate of 0.01 to 0.29

mmol per column. In the treatment with rainfall normal in pH, 6.5, N application at 15 mg kg⁻¹ and 30 mg kg⁻¹ increased soil acid by 11.34 mmol and 12.96 mmol per column, respectively, which was more than it did in the treatment with rainfall 2.5 in pH (9.49 mmol per column), and in the treatment with rainfall 4.5 pH (6.87 mmol per column) and more than the amount of H⁺ rainfall 4.5 in pH brought in (0.16 mmol per column). The above findings show that application of nitrogen alone may induce more acid than acid deposition with rainfall could bring in. However, no matter whether rainfall or N application, leaching of NO₃⁻ plays a leading role in accelerating soil acidification.

Key words Rainfall; Nitrogen application rate; Fe-leachi-Stagnic Anthrosols; Soil pH buffering capacity; Acidification

中国土壤学会第十二届全国会员代表大会暨 第九届海峡两岸土壤肥料学术交流研讨会通知

由中国土壤学会主办,四川省土壤肥料学会、重庆市土壤学会、四川省农业厅、四川农业大学、四川省农业科学院、中国科学院成都山地灾害与环境研究所等单位承办,于2012年8月20日至8月23日在四川省成都市召开中国土壤学会第十二次全国会员代表大会,并同期召开“第九届海峡两岸土壤肥料学术交流研讨会”。

大会主题:面向未来的土壤科学

主要议题:

(一)重点围绕土壤资源合理开发与永续利用,土壤障碍的形成过程与调控,土壤污染过程与污染土壤修复,土壤肥力提升与养分高效利用,土壤圈物质循环与生态环境效应,土壤高强度利用与全球变化,持续优质高产农业与生态环境协调发展的技术、理论及对策等,以大会报告、专题研讨和墙报三种形式进行研讨和交流。

(二)审议第十一届理事会工作报告、财务报告等;选举第十二届中国土壤学会理事、常务理事、理事长,确定各专业委员会主任;讨论并确定第十二届理事会的主要任务。

(三)颁发中国土壤学会科技奖、中国土壤学会奖、中国硫肥研究杰出贡献奖、中国土壤学会优秀青年学者奖,表彰中国土壤学会先进个人和先进集体等。

联系方式:

1. 四川农业大学:

地址:成都市温江惠民路211号四川农业大学资源与环境学院,邮编:611130

联系人:凌静 赵万菊

联系电话:18628063396,028-86290983(传真)

E-mail:trhx12@126.com

2. 四川省土壤肥料学会:

地址:成都市武侯祠大街4号,邮编:610041

联系人:刘兴万 蒲波

联系电话:028-85505583

E-mail:46985503@qq.com

3. 中国土壤学会办公室:

地址:南京市北京东路71号,邮编:210008

联系人:蒋宇霞 严卫东

联系电话:025-86881532,86881538(传真)

E-mail:sssc@issas.ac.cn