

DOI: 10.11766/trxb202307250290

赵学强, 潘贤章, 马海艺, 董晓英, 车景, 王超, 时玉, 柳开楼, 沈仁芳. 中国酸性土壤利用的科学问题与策略[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1248–1263.

ZHAO Xueqiang, PAN Xianzhang, MA Haiyi, DONG Xiaoying, CHE Jing, WANG Chao, SHI Yu, LIU Kailou, SHEN Renfang. Scientific Issues and Strategies of Acid Soil Use in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(5): 1248–1263.

中国酸性土壤利用的科学问题与策略*

赵学强^{1, 2}, 潘贤章^{1, 2}, 马海艺^{1, 2}, 董晓英¹, 车景^{1, 2}, 王超^{1, 2},
时玉³, 柳开楼⁴, 沈仁芳^{1, 2†}

(1. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 河南大学生命科学学院, 河南开封 475004; 4. 江西省红壤及种质资源研究所, 南昌 331717)

摘要: 中国土壤酸化呈现出全国普遍发生的趋势, 对作物产量、农产品品质和生物多样性造成不利影响。自 20 世纪 50 年代以来, 我国在酸性土壤方面开展了大量工作, 取得显著成效, 但因我国酸性土壤分布详情不明、土壤酸化机制存在争议、耐逆作物品种缺乏、作物酸害阈值不清、改良产品及技术落地性差等问题, 酸性土壤利用仍受到极大限制。针对上述问题, 绘制了新的中国土壤酸碱度图, 明确了我国酸性土壤的分布详情, 讨论了土壤酸化机制特别是氮肥与土壤酸化之间的关系, 论述了土壤酸化的危害, 解析了植物和微生物对酸性土壤的响应和适应机制, 提出了分区分级分类改良、酸度改良和肥力提高并重、有机无机肥配施、发展特色农业等酸性土壤改良和利用策略, 建议进一步加强酸性土壤新型改良剂、作物酸害阈值、氮肥高效利用、中微量元素、耐逆作物育种和土壤酸化模型等方面研究, 以为酸性土壤可持续利用提供支撑。

关键词: 土壤酸碱度图; 酸化机制; 酸化危害; 植物适应机制; 微生物响应; 酸性土壤改良

中图分类号: S153 **文献标志码:** A

Scientific Issues and Strategies of Acid Soil Use in China

ZHAO Xueqiang^{1, 2}, PAN Xianzhang^{1, 2}, MA Haiyi^{1, 2}, DONG Xiaoying¹, CHE Jing^{1, 2}, WANG Chao^{1, 2}, SHI Yu³,
LIU Kailou⁴, SHEN Renfang^{1, 2†}

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Life Sciences, Henan University, Kaifeng, Henan 475004, China; 4. Jiangxi Institute of Red Soil and Germplasm Resources, Nanchang 331717, China)

Abstract: Most soils in China have acidified to some degree in the past decades. This increase in soil acidity has a negative impact on crop yield, agricultural product quality, and biodiversity. Since the 1950s, Chinese scientists have performed lots of work on acid soils and the achievements are significant. However, there are still some issues in the use of acid soils including the inexact distribution of acid soils in China, controversial explanation for soil acidification mechanisms in cropland, lack of acid

* 国家重点研发计划项目(2021YFD1901201-04)和国家自然科学基金项目(42077101)共同资助 Supported by the National Key Research and Development Program of China (No. 2021YFD1901201-04) and the National Natural Science Foundation of China (No. 42077101)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: rfshen@issas.ac.cn

作者简介: 赵学强(1977—), 男, 河南汤阴人, 研究员, 主要从事酸性土壤植物营养研究。E-mail: xqzhao@issas.ac.cn

收稿日期: 2023-07-25; 收到修改稿日期: 2023-08-29; 网络首发日期(www.cnki.net): 2023-09-08

soil-tolerant crop cultivars, unclear critical pH for optimal plant growth, and poor applicability of products and techniques in acid soils, which limits acid soil use. Considering these issues, a new soil pH map of China based on the recently obtained soil data was drawn. The area of acid soils with pH values lower than pH 6.5 is about 3.11 million km², accounting for 32.4% of the total national land area. About 60.3%, 23.3%, and 16.4% of these acid soils are distributed in the south red and yellow soil region, northeast region, and other regions in China, respectively. The mechanisms for soil acidification under natural conditions and by acid deposition are much clearer, but whether nitrogen fertilizer induces cropland soil acidification is controversial. The relationship between soil acidification and nitrogen fertilizer is very complicated, depending on the production and consumption of H⁺ during soil nitrogen transformation. Large amounts of nitrate loss through leaching may be the main mechanism for soil acidification induced by nitrogen fertilizer, so it is suggested that the inhibition of soil nitrification can be used as an effective measure to alleviate soil acidification, especially in south acid soil regions of China with dual effects of high nitrogen use efficiency and low nitrogen loss. Soil acidification has various negative effects, including inhibition of plant growth, reduction of agricultural product quality, and damage to ecological environments. Nitrogen fertilizer induced serious soil acidification and remarkably decreased crop yield in some red soil regions of south China. In addition, increased soil heavy metal bioavailability, pests, and diseases by soil acidification have become important issues in recent years. Plants and microbes have developed external and internal mechanisms to tolerate various stressful factors such as aluminum toxicity, phosphorus deficiency, and manganese toxicity co-existing in acid soils. Nevertheless, how to apply these mechanisms to the improvement of crop productivity in acid soils remains a huge challenge. Four strategies are proposed for the improvement and use of acid soils: (1) the improvement strategies for acid soils should be implemented according to soil requirements in different districts, acidity grades, and soil types; (2) the same importance for improving soil acidity and fertility should be accorded to all acid soils; (3) the combined application of organic and chemical fertilizers should be encouraged; and (4) the development of agriculture with local acid soil characteristics should be the new focus. Furthermore, six research directions to be strengthened in the future are suggested: (1) develop new products for the improvement of acid soils; (2) clarify the critical pH for optimal growth of different crops; (3) research efficient N application techniques for reducing soil acidification; (4) emphasize the role of micro-elements in plants in acid soils; (5) breed acid soil-tolerant crop cultivars; and (6) predict soil acidification trend in the following period. Provided the national soil acidification trend, the Chinese government has begun to stop soil acidification in 20 counties of 15 provinces since 2023. At the same time, several national projects related to acid soils are being performed and/or will be approved. With the implementation of these projects, soil acidification in China will be effectively controlled, and the quality and productivity of acid soils will be greatly improved. This will lay a solid foundation for ensuring food security.

Key words: Soil pH map; Acidification mechanisms; Acidification hazard; Plant adaptation mechanisms; Microbial responses; Acid soil improvement

中国酸性土壤研究可追溯至 20 世纪 50 年代，中国科学院南京土壤研究所于天仁等^[1]认识到酸性红壤固磷能力强，导致磷极易缺乏，开始研究酸性土壤磷肥肥效及其施用方法。至今，磷的生物有效性和作物利用率仍是南方酸性红壤研究的一个重要课题。20 世纪 60 年代至 70 年代，我国发表的酸性土壤相关论文很少，酸性土壤研究进展缓慢（图 1）。20 世纪 80 年代，酸性土壤研究渐增，开始研究酸性土壤改良剂如石灰对养分有效性和植物生长的影响^[2]。20 世纪 90 年代，认识到酸本身对植物影响较小，土壤酸化对植物产生危害的主要原因是铝毒而

不是 H⁺毒害，开始关注酸性土壤铝形态及其对植物的毒害作用^[3]。21 世纪以后，酸性土壤研究进入飞速发展阶段，研究酸性土壤的论文数量激增（图 1），内容逐渐多样化^[4-5]。经过 50 多年的研究，酸性土壤改良与利用已取得丰硕成果，为我国中低产田耕地质量和产能提升奠定了坚实基础。

近二三十年，我国耕地、草地和林地土壤均发生不同程度的酸化^[6-8]。土壤酸化已对我国农业生产力、农产品品质和生态环境构成潜在威胁，实现酸性土壤可持续利用是一项国家重大需求^[9]。酸性土壤治理已得到国家高度重视，“十四五”期间国家已

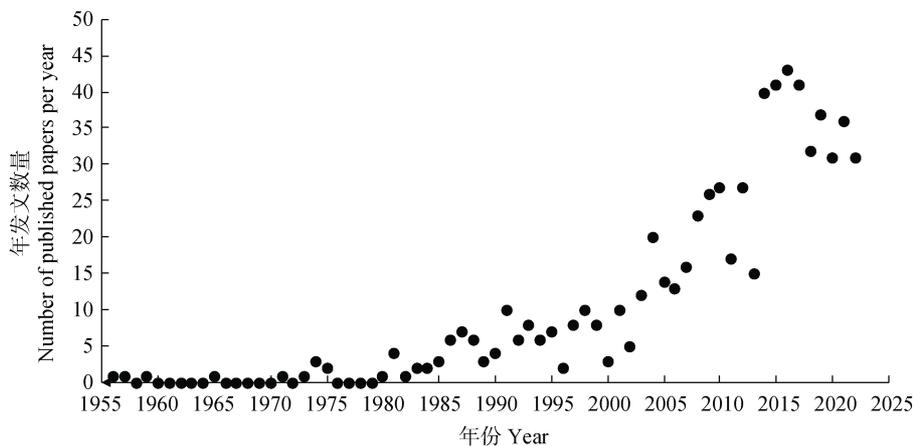


图1 酸性土壤年发文数量(基于中国知网数据库,搜索篇名中含“酸性土壤”的论文)

Fig. 1 Annual number of published papers in their titles including acid soil based on the CNKI (China National Knowledge Infrastructure) database (<https://www.cnki.net/>)

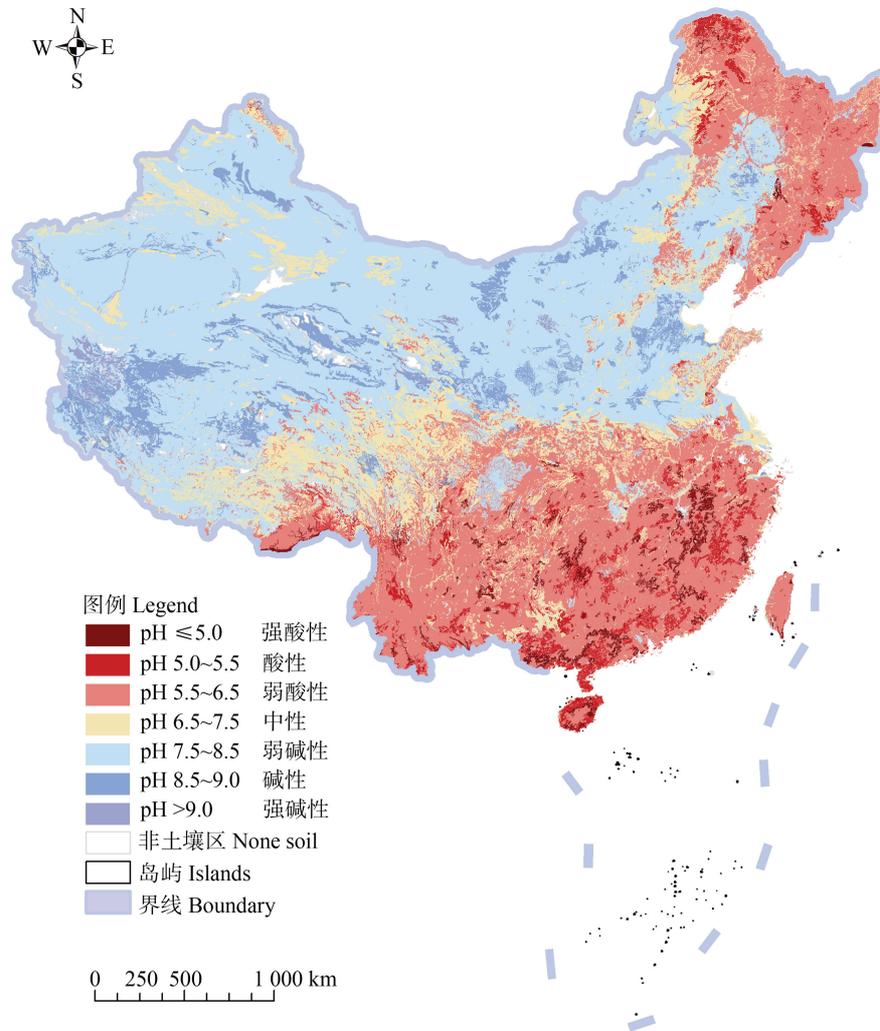
部署南方红黄壤酸化区土壤改良与利用相关的多个重点研发项目。2023年5月8日,农业农村部办公厅发布了《关于开展酸化耕地治理重点县建设的通知》,选择全国酸化耕地面积较大的15个省份、20个县开展酸化耕地治理,预期通过3年连续治理,项目区酸化耕地土壤pH平均增加0.5个单位,酸化土壤瘠薄、板结等问题得到有效缓解,亩(1亩为666.7 m²)均粮食产能提升10%以上,耕地质量等级提升0.5个等级左右,打造一批推进酸化耕地治理的综合施策样板田。目前,我国酸性土壤改良与利用仍存在诸多问题,如酸性土壤分布详情不明、施肥与土壤酸化之间关系存在争议、作物酸害阈值不清、酸性土壤耐逆作物良种缺乏、酸性土壤-植物-微生物的协同效果未充分发挥、土壤酸化和重金属的重叠胁迫、酸性土壤改良和利用关键技术落地性差等。因此,亟需对我国酸性土壤研究已有成果进行总结,提出酸性土壤改良与利用的技术途径和策略,指明将来的研究方向和重点,以推动我国酸性土壤区域耕地质量和产能提升。

1 中国酸性土壤概况

世界酸性土壤主要分布得多雨地带:一是高温多雨的热带和亚热带,以氧化土和老成土为主;二是湿润的寒温带,以灰化土为主。我国酸性土壤主要分布在长江以南的红黄壤地区和东北的大、小兴安岭和长白山地区,前者又分为川、贵、滇黄壤亚区和华中、华南的红壤亚区,其中红壤地区酸性土

壤面积最大,问题较为严重^[10]。我国南方红黄壤地区地处热带、亚热带,北起长江沿岸,南至南海诸岛,东至台湾,西至云贵高原与横断山脉,包括福建、江西、湖南、广东、广西、贵州、海南、台湾等省(区)全部、浙江、云南、四川省的大部以及皖南、鄂南、藏东南和苏西南边缘小部,涉及15个省(区),总面积218万km²,约占全国土地总面积的22.7%^[11]。以往经常将我国南方红黄壤地区总面积等同于我国酸性土壤面积,忽视了我国其他地区的酸性土壤,而且南方红黄壤地区的土壤亦不都是酸性土壤,所以需明确酸性土壤的全国分布特征和实际面积。

利用第二次全国土壤普查后至2015年前后较新的土壤pH数据,本文初步绘制了中国土壤酸碱度图(图2)。整体上,我国酸性土壤明显分为南方红黄壤地区和东北地区。具体分析表明,我国pH<6.5的酸性土壤总面积约311.1万km²,约占陆域国土面积的32.4%,其中,60.3%分布在南方红黄壤地区,23.3%分布在东北地区,其他地区占16.4%(表1)。我国pH<5.5的酸性土壤总面积约44.8万km²,约占陆域国土面积的4.7%,其中,75.0%分布在南方红黄壤地区,17.0%分布在东北地区,其他地区占8.0%。pH≤5.0、pH 5.0~5.5、pH 5.5~6.5的酸性土壤面积分别占酸性土壤总面积的4.3%、10.1%、85.6%。与第二次全国土壤普查相比,我国酸性土壤总面积增加64.5万km²,其中pH≤5.0、pH 5.0~5.5、pH 5.5~6.5范围面积分别增加3.1万、



注：数据源自包括“973”项目和中国科学院战略性先导科技专项等多个研究项目、部分省级土系志以及 2010 年以后相关论文等。该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为 GS(2019)1822 号的标准地图制作，底图无修改。Note: Data are from several projects including the national “973” project and the Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences, Soil Series of several provinces of China, and related papers published after 2010. The map is made based on the standard map No. GS(2019)1822 downloaded from the standard map service website of the National Administration of Surveying, Mapping and Geoinformation of China, without modification of the base map.

图 2 中国土壤酸碱度图

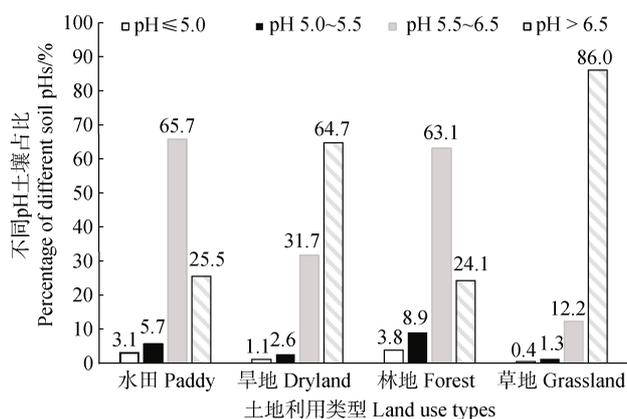
Fig. 2 Soil pH map of China

表 1 第二次全国土壤普查（二普）时和当前酸性土壤面积比较

Table 1 Comparison of acid soil area between the Second National Soil Survey and present / (10^4 km^2)

地区 Region	pH 5.5~6.5		pH 5.0~5.5		pH ≤ 5.0		合计 Total	
	二普	当前	二普	当前	二普	当前	二普	当前
	1980s	2010s	1980s	2010s	1980s	2010s	1980s	2010s
红黄壤地区 Red and yellow soil region	139.9	154.0	18.3	21.6	9.8	12.0	168.1	187.6
东北地区 Northeast region	48.8	64.9	0.4	6.9	0.3	0.7	49.5	72.5
其他地区 Other regions	27.8	47.4	1.1	3.0	0.1	0.6	29.0	51.0
合计 Total	216.5	266.3	19.9	31.5	10.2	13.3	246.6	311.1

11.6 万、49.9 万 km², 表明各个 pH 范围的酸性土壤面积均在增加, 以 pH 5.5~6.5 范围增加最多; 南方红黄壤地区、东北地区、其他地区分别增加 19.6 万、23.0 万、22.0 万 km², 表明我国土壤酸化较为普遍。不同土地利用类型土壤 pH 分析结果表明, 水田和林地酸性土壤占比较高、非酸性土壤占比低, 而旱地和草地相反 (图 3), 这可能因为水田主要分布于我国南方红黄壤地区, 而旱地和草地主要分布于我国北部和西部地区, 林地的土壤酸化是酸沉降和枯枝落叶腐解等多种因素的作用结果。



注: 数据来源同图 2。Note: Data are from the same origin as Fig. 2.

图 3 不同土地利用类型中不同 pH 范围土壤占比

Fig. 3 Percentage of different soil pHs in different land use types

2 土壤酸化机制

土壤酸化分为自然条件下的土壤酸化和人为因素导致的土壤酸化, 前者的因素主要有土壤自然风化、盐基离子淋失、植物凋落物在土壤中分解及植物根系分泌物、雷电降雨等, 后者的因素有土壤管理方式 (如施肥) 和人为排放物 (如酸沉降)。目前自然因素和酸沉降导致土壤酸化的机制较为清楚, 以下仅作简要介绍。由于施肥 (主要是氮肥) 与土壤酸化之间的关系经常存在争议, 这里着重讨论氮肥与土壤酸化。

2.1 自然条件下的土壤酸化

土壤的自然酸化是一个非常缓慢的过程。据估计, 经过 229 万年, 自然条件下红壤 pH 才下降 1 个单位^[12]。我国南方红黄壤地区气温高、降雨多、雨量大, 土壤高度风化, 在强烈土壤风化和降雨条件下, 土壤中硅和盐基离子大量淋失或流失, 而土

壤中铁铝氧化物富集, 盐基饱和度和酸缓冲性能降低, H⁺取代土壤表面的阳离子交换位点, 土壤 H⁺饱和度增加, 产生大量交换性酸, 导致土壤酸化。土壤中 H⁺进一步破坏硅酸盐矿物晶格结构, 导致铝的释放, 铝进一步水解, 释放更多 H⁺, 加重土壤酸化, 土壤酸化的化学过程主要受控于盐基离子损耗、H⁺增加、铝的活化等因素^[13]。我国东北地区的大、小兴安岭和长白山地区, 冬季时间长、气温低, 土壤中的枯枝落叶不能完全分解, 在微生物作用下, 未充分分解的枯枝落叶产生酸性很强的富里酸等有机酸, 导致土壤 pH 很低, 这些地区的土壤酸化特征与北欧、北美寒温带地区灰化土类似^[10]。在我国东南部热带和亚热带滨海地区的人海河口及海岸沿线, 分布着一种特殊类型的强酸性土壤——酸性硫酸盐土, 这种土壤 pH 极低, 甚至低于 3.0, 是由于这些土壤上生长着一种特殊植物类型——红树林, 红树林的枯枝落叶含硫量很高, 在土壤中分解氧化后生成硫酸, 导致土壤严重酸化^[14-15]。一些特殊的植物种类如豆科植物和茶树, 由于其本身的特殊养分吸收特点, 吸收的阳离子大于阴离子, 或者其根系会向土壤中分泌一些酸性物质, 也会导致土壤酸化。

2.2 酸沉降引起的土壤酸化

酸沉降指由人为活动或自然过程排放出的二氧化硫 (SO₂) 和氮氧化物 (NO_x) 等致酸气体及其在大气中形成的气态或颗粒态物质通过干沉降或降水 (酸雨) 沉降至地表的过程^[16]。我国酸雨区主要分布在长江以南、青藏高原以东的广大地区及四川盆地, 酸沉降严重地区与酸性红黄壤分布区重叠^[16-17]。我国酸雨污染经历了四个阶段: 20 世纪 80 年代至 90 年代中期的“酸雨快速发展阶段”, 20 世纪 90 年代中期至 21 世纪初的“酸雨污染缓和阶段”, 2000—2007 年的“酸雨再次恶化阶段”, 2007 年至今的“酸雨持续改善阶段”^[16]。2022 年, 我国酸雨区面积约 48.4 万 km², 占陆域国土面积的 5.0%, 主要分布在长江以南-云贵高原以东地区, 包括浙江、上海的大部分地区、福建北部、江西中部、湖南中东部、重庆西南部、广西北部 and 南部、广东部分地区^[18]。2022 年, 全国降水中主要阳离子为钙离子和铵根离子, 主要阴离子为硫酸根离子, 但是就 2001 到 2022 年的变化趋势而言, 硝酸根与硫酸根的浓度比总体呈上升趋势, 由 2001 年的 0.16 升至 2022 年的 0.47, 表明酸雨类型由硫酸型为主向硫酸—硝酸复

合型转变^[18]。同时，由于受农业和养殖业氨挥发的影响，我国酸雨类型目前主要是硫酸—硝酸—铵混合型。从 20 世纪 80 年代至 21 世纪初，我国草原和森林生态系统土壤 pH 分别降低 0.63 和 0.36 个单位，由于上述生态系统很少施肥，酸沉降被认为是这些土壤酸化的主要诱因^[7-8]。据分析，近年来我国森林和草原土壤酸化的主要原因是氮沉降，不是硫沉降^[19]。我国硫沉降在 2007 年后开始下降，但是氮沉降在 2005—2013 年呈上升趋势，2013 年以后，氮沉降也开始下降，预计酸沉降导致的土壤酸化问题将逐渐得到缓解^[16]。

2.3 氮肥与土壤酸化

干湿沉降氮和肥料氮均会诱导土壤酸化，氮被认为是全球土壤酸化的重要诱因^[20]。时间演变和现有不同地块土壤数据表明，氮肥是农田土壤酸化的重要诱因^[6]。从 20 世纪 80 年代至 21 世纪初，我国农田土壤 pH 平均下降了 0.5 个单位，对于小麦、玉米、水稻等主要作物，70% 的农田土壤酸化是过量施氮造成，对于果蔬田土壤，过量施氮对酸化的贡献率甚至高达 90%^[19]。不可否认，氮与土壤酸化关系密切。大气氮和硫干湿沉降是自然植被下土壤酸化的主要诱因，其机制较清楚，此处不再详述酸沉

降氮导致土壤酸化的机制。尿素是氮肥的主要种类，国内有学者认为尿素是碱性肥料，基于酸碱平衡原理，认为尿素施入土壤不会导致土壤酸化，因而质疑氮肥导致土壤酸化的观点。以下从土壤氮素转化过程中 H^+ 的产消平衡，讨论氮肥与土壤酸化的关系。

土壤中 1 分子有机氮矿化消耗 1 个 H^+ 生成 1 个 NH_4^+ ，1 个 NH_4^+ 硝化为 1 个 NO_3^- 产生 2 个 H^+ ，植物吸收 1 个 NO_3^- 消耗 1 个 H^+ ，整个过程 H^+ 产消平衡，不会导致土壤酸化^[21]。如果硝态氮进一步反硝化为含氮气体，会消耗更多 H^+ ，还可能导致土壤碱化；相反，如果 NO_3^- 被淋溶至地表水或地下水，带走大量的陪伴盐基阳离子，会导致土壤酸化。农田一般施用尿素，如果从尿素水解开始计算，尿素分子中的 1 个氮水解为 1 个 NH_4^+ 也消耗 1 个 H^+ ，后面的过程与上面有机氮转化过程相同，整个过程 H^+ 产消平衡，也不会导致土壤酸化（图 4）。如果土壤是一个封闭系统，有机氮肥和无机氮肥（尿素）的添加并不会导致土壤酸化，如果有有机肥和无机氮肥为碱性，还会提高土壤 pH。因此，有学者对“氮肥导致土壤酸化”提出质疑是具有一定道理的。

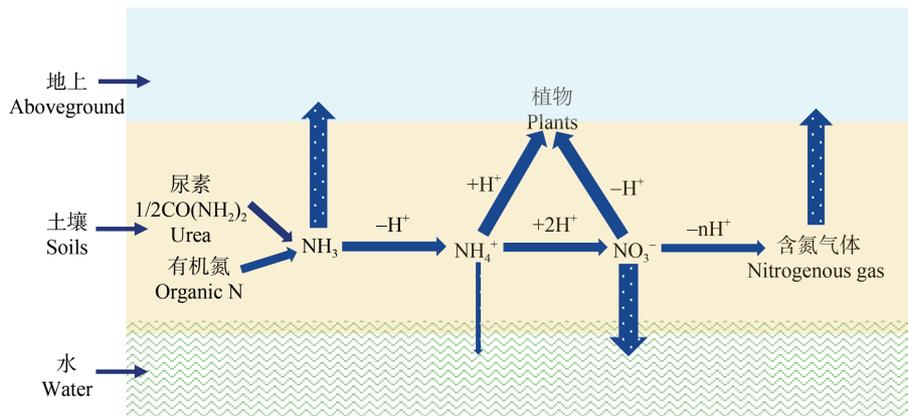


图 4 土壤氮素转化中 H^+ 的产生与消耗示意图 (+表示产生 H^+ ，-表示消耗 H^+)

Fig. 4 Schematic diagram of production and consumption of H^+ during soil nitrogen transformation (+, produce H^+ ; -, consume H^+)

实际上，土壤不可能是一个封闭系统，土壤圈与大气圈、生物圈、水圈频繁地进行着物质交换。施入土壤的氮会挥发至大气或淋溶至地下水，在这样一个非封闭系统中，氮素转化产生和消耗的 H^+ 之间可能不平衡，即土壤中净 H^+ 量有变化，如果净 H^+ 量增多，土壤变酸，相反，土壤变碱。如果施氮量超过植物吸氮量，硝态氮会在土壤中残留或者被

淋溶，导致植物吸收的硝态氮相对减少，消耗的 H^+ 也减少，净 H^+ 量增多，会导致土壤酸化。此外，带负电的 NO_3^- 淋溶过程中，基于电荷平衡原理，也会有大量盐基阳离子淋溶，如前所述，这也会导致土壤酸化。因此，硝态氮未被植物吸收或者被淋溶可能是氮肥诱导土壤酸化的关键机制。此外，硝态氮也会被反硝化生成含氮气体，这一步消耗 H^+ ，消耗

H^+ 的数量取决于最终产物,生成含氮气体产物不同,消耗的 H^+ 数量不同。据此推测,如果硝化作用产生的硝态氮被反硝化,也会消耗 H^+ ,氮肥可能也不会导致土壤酸化,甚至导致土壤碱化。因此,氮肥能否导致土壤酸化取决于土壤氮素转化过程中 H^+ 的产消平衡。

本课题组对江西进贤长期不同施肥处理下旱地土壤 pH 进行了比较研究^[22]。结果表明,长期不同施肥处理 35 年后,不施肥处理的土壤 pH 为 5.08,氮肥(尿素)导致土壤 pH 大幅度下降,单施氮肥处理土壤 pH 降低至 4.19,其他含有氮肥的处理土壤 pH 也显著降低(pH 4.24~4.78),不含氮肥的处理(磷肥和钾肥处理)土壤 pH 未降低甚至略有升高,有机肥(猪粪)处理显著提高土壤 pH,单施有机肥处理土壤 pH 升为 6.55。与此相似,在湖南祁阳 25 年的长期不同施肥试验也表明,不施肥处理的土壤 pH 为 5.38,单施氮肥处理土壤 pH 降至 4.04,其他含有氮肥的化肥处理土壤 pH 也显著降低^[23]。这表明氮肥在南方红壤上会导致土壤显著酸化。与在南方红壤上的研究结果不同,在河南封丘潮土开展的 30 年长期不同施肥处理试验结果表明,氮肥(尿素)对土壤 pH 的降低效应很小^[24-25]。氮肥在北方石灰性土壤上未显著降低土壤 pH,这与北方石灰性土壤酸缓冲能力强有关,其 $CaCO_3$ 缓冲体系可在超过 150 年期间将土壤 pH 保持在较高水平^[26]。

本课题组也比较分析了江西进贤 40 年长期不同施肥下稻田土壤 pH 变化,结果表明,氮肥未导致稻田土壤酸化,有机肥提高土壤 pH 幅度亦不高,稻田土壤 pH 在不同施肥处理之间无显著差异^[27]。因此,对于旱地,氮肥诱导土壤酸化,有机肥抑制土壤酸化,但是氮肥和有机肥对淹水条件下稻田土壤 pH 影响另当别论,不一定会诱导或抑制土壤酸化。然而,不少研究已表明我国南方稻田土壤显著酸化,并归因于氮肥因素^[28-29]。1988 年至 2013 年 25 年间,中国南方水稻土 pH 下降 0.59 个单位,平均每年下降 0.023 个单位,显著酸化,认为氮肥是导致水稻土酸化的主要原因^[28]。1979—2017 年 39 年间,中国水稻土 pH 平均下降了 0.26 个单位,氮肥投入量与水稻土酸化速率呈极显著正相关关系^[29]。产生这种矛盾性结论可能是由于水旱轮作因素造成的。在 10 年长期施肥持续种稻模式下,水稻土 pH 始终保持在 6.0 左右,并未酸化,但是在水旱轮作

模式下,水稻土显著酸化,酸化速率是持续种稻模式的 10 倍,长期氮肥投入被认为是水旱轮作条件下土壤酸化的诱因^[30]。冬季旱作条件下氮肥施用可能是导致我国南方稻田土壤酸化的原因,而不是因为水田施用氮肥导致酸化。在土壤氮转化过程中,铵态氮在土壤中的硝化作用和植物吸收铵态氮均产生 H^+ ,这是氮肥诱导土壤酸化的主要机制。氮肥在旱作模式下硝化作用强,会诱导土壤酸化,但是在淹水条件不会诱导土壤酸化,其原因是淹水条件下硝化作用很弱、产生 H^+ 少,尿素水解消耗的 H^+ 和水稻吸收铵态氮产生的 H^+ 相互抵消,所以淹水条件下氮肥未显著降低土壤 pH。此外,稻田土壤有机质含量较高,土壤有机质含量与中国水稻土酸化速率呈极显著负相关关系^[29],表明土壤有机质有减缓土壤酸化的作用,这也是稻田施用氮肥不会导致土壤酸化的原因之一。

3 土壤酸化的主要危害

3.1 抑制植物生长

酸性土壤上最大的问题是作物生长受抑。在我国南方地区,气候条件适宜植物生长,土壤的酸性及其诱导的一系列胁迫因子是作物产能发挥的主要限制因子^[31-32]。多年氮肥大量施用导致红壤严重酸化,土壤 pH 接近 4.2,玉米和小麦产量显著降低,甚至绝产^[22, 33]。当土壤 pH 由 5.4 降至 4.7 时,油菜减产达 40%,花生和芝麻减产 15%左右;当土壤 pH 由 4.6 进一步降至 4.2 时,油菜减产达 62%以上^[5]。在酸性硫酸盐土上,由于土壤酸性太强,很多水稻品种难以生长,几乎绝收^[15]。在酸沉降严重时期,由于酸沉降导致的土壤酸化及酸雨的直接危害,我国西南地区出现大面积森林死亡现象,森林生态系统受到严重破坏。

3.2 影响作物品质

由于酸性土壤钙、镁含量低,香蕉易产生裂果问题,相反,酸性土壤上植物吸收锰比较多,苹果树皮受到毒害,导致非常严重的树皮病^[19]。土壤的酸化还显著提高一些有毒重金属的有效性,导致农产品重金属含量升高。当土壤 pH 降低 1 个单位,土壤镉的活性升高 100 倍,所以在很多情况下,作物重金属吸收增多不完全因为土壤彻底被污染,而是因为土壤酸化大幅增加了土壤重金属活性^[19]。土

壤重金属生物有效性与土壤 pH 呈负相关关系, 废旧电子产品拆解场地周边农田土壤酸化和重金属污染经常重叠发生^[34]。酸性土壤改良剂常被用来修复土壤重金属污染, 例如石灰被制成土壤重金属污染修复产品。

3.3 破坏生态环境

土壤微生物对 pH 非常敏感, 土壤酸化会降低微生物多样性和丰度, 影响微生物群落结构, 破坏微生态系统, 加剧土壤病虫害发生。以往在石灰性土壤上线虫一直不是问题, 近些年来大棚蔬菜地大量施用化肥, 导致土壤酸化, 根结线虫偏好酸性环境, 当土壤 pH 降低时, 刺激了根结线虫, 线虫大量繁殖, 蔬菜根系长出很多根瘤子, 导致蔬菜减产, 北方蔬菜种植中线虫成为一大危害^[19]。当土壤 pH 降低时, 土壤中一些养分、铝和重金属有效性提高, 在南方强降雨条件下, 养分和金属元素淋失和流失, 对地下水、河流、湖泊等水体环境构成潜在威胁。特别是在菜地土壤上, 养分高度富集与土壤酸化并存, 这种情况可能会产生较高的氮磷流失风险, 造成面源污染。在一些废弃矿山和矿井地区, 土壤酸化还会破坏水体, 危害水生生物, 腐蚀金属设备, 甚至影响国家水上建设^[14, 35]。

4 作物对酸性土壤的适应

酸性土壤对大多数作物的生长不利, 但是由于自然选择和生态适应的原因, 长期在酸性土壤上生长的一些植物形成了耐酸性土壤的遗传特性, 比如耐酸、铝毒、锰毒、低磷等, 这些宝贵的植物遗传特性为研究植物适应酸性土壤的机制提供了重要信息, 为培育耐酸耐瘠作物品种提供了优良基因资源。

4.1 不同植物对酸性土壤的适应差异

不同植物对酸性土壤的适应性不同, pH 5.5~6.5 的弱酸性土壤对大多数植物生长无明显危害^[5], 但作物需要生长在最适 pH 范围, 生长潜力才能充分发挥。我国对作物最适 pH 研究较少, 细致的研究更是缺乏。目前已知的作物适宜 pH 范围差异较大, 甜菜为 7.0~7.5、白菜 7.0~7.4、黄瓜和洋葱 6.4~7.5、大麦和玉米 6.0~7.5、小麦 6.3~7.5、大豆 6.5~7.5、莴苣 6.0~7.0、棉花 6.5~7.3、萝卜 5.0~7.3、胡萝卜 5.6~7.0、番茄 5.0~8.0、马铃薯 4.5~6.3、茶树 4.0~5.0 等^[36]。一些特殊的植物对酸性土

壤有一定的偏好性, 如茶树和蓝莓。茶树被认为是典型的喜酸植物, 研究得出茶树适宜 pH 范围为 5.0~6.0, 最佳 pH 为 5.5^[37]。蓝莓也是喜酸植物, 对土壤酸碱度敏感, 前人利用 Meta 分析方法, 得出蓝莓的最适土壤 pH 范围为 4.4~5.0^[38]。不同中药材植物的最适土壤 pH 亦不同, 何首乌、苍术、桔梗和射干的最适生长 pH 分别为 6.0、6.0、7.0 和 7.5, 适宜生长的 pH 范围分别为 5.5~6.5、6.0~7.0、6.0~7.0 和 6.0~8.0^[39]。

因为酸性土壤对一些农作物危害较大, 当土壤 pH 低于作物生长的土壤 pH 阈值或临界 pH 值时, 作物产量大幅下降。采用盆栽试验, 通过硫酸铝和熟石灰调节 2 种土壤 pH 的方法, 结果显示采自湖南和安徽的 2 种红壤上小麦的临界 pH 分别为 5.29 和 4.66, 油菜的临界 pH 分别为 5.65 和 4.87^[40]。通过研究 4 种酸性土壤上玉米和大豆的临界 pH, 发现黄土发育的黄棕壤和第四纪红黏土、花岗岩、第三纪红砂岩发育的红壤上玉米的临界 pH 分别为 4.46、4.73、4.77 和 5.07, 大豆的临界 pH 分别为 4.38、4.63、4.74 和 4.95^[41-42]。由此可见, 土壤类型、土壤环境等因素影响不同作物或不同品种的临界土壤 pH, 研究特定地区常规作物品种的临界土壤 pH 对土壤改良和作物育种具有重要意义。

4.2 植物对酸性土壤的适应机制

铝毒是限制酸性土壤上植物生长的主要因子。在弱酸性或中性土壤中, 铝通常是不溶的。当土壤 pH 低于 5.5 时, 随着土壤 pH 降低, 铝以有毒的离子形态迅速溶解至土壤溶液中, 抑制根系伸长, 减少植物对水分和养分的吸收。植物主要采用两种机制来适应铝毒: 铝排斥机制和铝耐受机制^[4]。铝排斥机制主要通过分泌有机酸(如苹果酸、柠檬酸、草酸等)螯合铝离子来解铝毒。例如, 木本植物胡枝子具有较强的耐铝能力, 铝胁迫下根系苹果酸和柠檬酸的分泌与胡枝子的强耐铝能力密切相关^[43]。铝耐受机制通过转运铝至根细胞中, 将其隔离至液泡或其他细胞器中进行解毒。最近, 我国学者联合解析了铝激活的拟南芥苹果酸转运通道蛋白多种状态下的三维结构, 提供了铝激活的苹果酸转运通道蛋白的结构基础^[44]。

除了铝毒, 酸性土壤的另一种主要金属毒害是锰毒。与铝毒主要影响根系生长不同, 锰毒主要影响植物的芽, 导致叶片黄化和坏死。植物已经进化

出了许多解锰毒机制,包括质外体中 Mn^{2+} 活性的降低和沉积在无活性植物组织中的锰氧化^[45]。此外,植物必须精确调节锰的吸收、转运和分布,以避免锰中毒,转运蛋白在这些精确调控过程中起着至关重要的作用。水稻中已鉴定了多种锰转运蛋白,这些蛋白介导了水稻中锰的吸收和分配,维持水稻体内锰平衡,从而调节水稻锰素营养和毒害^[46]。

植物在酸性土壤上不仅遭受铝和锰等金属毒害,而且会受到各种各样的养分缺乏胁迫,其中低磷胁迫是酸性土壤中主要养分限制因子。为了从酸性土壤中获取更多磷,植物形成了多种适应机制,包括分泌有机酸和磷酸酶以及重建根构型等。为了应对酸性土壤的低磷环境,植物中磷转运蛋白基因参与了对低磷胁迫的响应,这些转运蛋白参与了植物对磷的吸收、转运和储存等,维持植物体内磷的平衡^[46]。转录因子也参与调控植物应对酸性土壤低磷胁迫,例如,研究发现位于基因 *GmPHF1* 上游开放阅读框的碱基自然变异,导致大豆群体磷吸收效率水平的多样性^[47]。

植物适应酸性土壤的分子机制可参考最近的综述文章^[46],此处不再详述。植物耐铝毒、锰毒、低磷相关基因的发现,为酸性土壤上植物分子遗传改良提供了宝贵基因资源,将来如能应用于主要农作物的分子育种,可望大幅提高酸性土壤作物产能。

4.3 植物对酸性土壤多重胁迫的协同适应机制

酸性土壤不仅存在铝毒、锰毒、低磷问题,还伴有高铁、缺氮及氮肥诱导的土壤酸化等多种问题,植物只有协同适应上述多重胁迫因子,才能在酸性土壤上良好生长^[31]。在土壤和植物中,这些因子发生着复杂相互作用,充分认识这些相互作用及其机制对于提高植物协同抵抗酸性土壤多重胁迫具有重要意义。

酸性土壤硝化能力较弱,铵态氮在无机氮源中所占比例较高。一系列研究发现铵态氮减轻而硝态氮加重植物铝毒^[48-51]。铝在铵态氮供应下甚至能促进胡枝子和水稻生长^[49, 52]。研究发现耐铝性越强的水稻品种越偏好铵态氮,耐铝性越弱的水稻品种越偏好硝态氮^[52]。茶树等偏喜铵植物耐铝、甚至喜铝,偏喜铵植物水稻耐铝,大麦、小麦等喜硝植物对铝非常敏感。由于“酸性土壤-铝毒-铵态氮、石灰性土壤-无铝毒-硝态氮”的土壤分布格局,相应地,植物进化出了“耐铝植物偏好铵态氮、不耐铝植物

偏好硝态氮”的自然规律^[52]。充分利用土壤-植物系统氮铝相互作用知识,不仅有助于提高植物耐铝能力,而且能够提高植物氮素利用效率^[32, 53]。

如前所述,缺磷是酸性土壤上面临的主要养分胁迫。因为磷酸根能够与铝离子结合,降低铝离子的活性,传统观点和大量的研究均认为磷能够减轻植物铝毒。然而,事实上磷不总是减轻植物铝毒,研究发现磷能否减轻植物铝毒取决于植物耐铝能力和磷铝处理方法,对铝敏感植物,植物体内的磷反而会加重铝毒,而不是“磷总能够减轻铝毒”^[54-58]。此外,植物磷效率与耐铝能力有关:耐铝荞麦品种较不耐铝荞麦体内磷含量高^[59],磷高效的大豆品种耐铝能力也较强^[60]。铝毒和低磷共调节的根系有机酸分泌是大豆协同适应酸性土壤的主要机制^[61]。最近,一个调控水稻铝耐性的基因 *4CL4/RAL1* 在酸性土壤上使水稻根系变大,提高了水稻磷利用效率^[62]。因此,植物通过一些机制来协同适应酸性土壤低磷和铝毒。

铝与一些微量元素之间也发生相互作用。例如,根表铁膜能够降低水稻根尖铝含量及铝向地上部的转运,缓解铝对水稻的毒害^[63];铝增强锰在水稻根系积累,抑制锰向地上部的转运,从而缓解锰毒^[64];相对于硝态氮,铵态氮通过根际酸化和下调锰转运基因,减轻水稻锰毒^[65];硼抑制根尖表皮细胞生长素输出,修复铝导致的根伸长区生长素匮乏,缓解植物铝毒^[66]。因此,酸性土壤-植物系统中多重胁迫因子之间发生着有趣的相互作用,这些相互作用可协同增强植物抵抗多重胁迫和高效吸收养分的能力。

5 微生物对酸性土壤的响应

5.1 微生物群落水平对酸性土壤的响应

土壤微生物是陆地生态系统功能的引擎,微生物几乎参与所有已知的土壤物质转化过程,是地上植物生产力和养分利用率的重要驱动者,决定着陆地生态系统的可持续发展^[67-68]。土壤微生物群落对土壤酸化极其敏感,是土壤酸化程度的重要指示者。土壤微生物的众多功能,如固氮、硝化、反硝化和解磷相关酶的活性及其功能基因,均与土壤 pH 密切相关^[69]。土壤酸化及其改变的土壤养分有效性是土壤微生物群落组成、结构和多样性变化的关键驱

动因子，这种变化导致酸性土壤生态功能减退^[70]。长期化学氮肥的高投入不仅是农田土壤酸化的主要诱因，而且明显改变土壤微生物群落组成结构^[71]，致使酸性土壤微生物功能难以有效维持农田土壤健康。相反，通过一些调控措施，提升土壤微生物功能，例如微生物固氮，可减少氮肥投入，并缓解土壤酸化^[71]。土壤微生物群落中稀有菌和优势菌对土壤功能的贡献不同，其中稀有菌对维持土壤生态功能更为重要^[70]。土壤微生物关键种对于提高酸性土壤肥力、作物养分吸收和生产力具有重要作用^[22, 27]。作为植物的第二基因组，根际微生物组在促进植物生长、适应逆境、维持植物健康等方面已成为农业科学的研究热点^[72]。在不同施肥措施和不同作物品种条件下，根际作用均表现出对酸性土壤微生物群落结构和功能的显著影响^[73-75]。充分发挥酸性土壤微生物功能，对于改善植物营养、提高养分利用率、缓解土壤酸化和降低化肥施用量等具有重要作用。

5.2 微生物个体水平对酸性土壤的响应

微生物个体存活是群落组成和维持的基础，微生物在酸性土壤上发挥功能的前提是具有较强的耐铝能力。铝毒作用于微生物的细胞壁、细胞膜、细胞核和细胞器，影响微生物的物质和能量代谢，抑制微生物的生长和发育^[76]。一些模式微生物的耐铝机制已有深入研究，与植物的铝耐受水平相当（最高浓度一般小于 $0.1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ）^[76]。然而，一些土壤微生物（如红酵母）对铝具有很高的耐受性（高于 $200 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ），表现出独特的高耐铝特性^[77]。类似于植物，微生物的耐铝机制也主要包括外部排斥和内部耐受两大类。在外部排斥机制上，铝胁迫下高耐铝红酵母通过较厚的细胞壁和较低的表面负电荷，阻止铝进入细胞内部^[77-79]；在内部忍耐机制上，铝毒下耐铝红酵母体内柠檬酸含量显著增加，螯合细胞内铝离子，降低铝毒^[80]。一株从酸性土壤分离到的阮杆菌 L1 不但具有解磷功能，而且可减少铝对植物的毒害^[81]。将来如何将分离到的耐铝、解磷微生物接种至大田酸性土壤，提高植物抗逆能力，将是研究的关键。

6 酸性土壤改良与利用策略

6.1 酸性土壤的分区分级分类改良

我国酸性土壤面积大，地区间差异大，同一地

区不同地块间差异也大，在南方坡耕地，甚至同一地块的不同位置土壤 pH 也存在较大差异。因此，在酸性土壤改良前，做好土壤 pH 和养分的基础检测很有必要，根据不同地区、不同地块、不同土地利用类型的土壤酸度特点，结合植物类型，有针对性地进行酸性土壤的分区、分级和分类改良。优先选择酸性土壤面积大、酸度等级高、种植酸敏感植物的土壤进行改良，合理施用石灰等碱性物质，根据土壤酸度等级，确定施用量和施用周期，实现快速降酸和长效控酸目标。

6.2 土壤酸度改良和肥力提高并重

南方红壤的突出特点是酸和瘦，目前针对红壤酸度的改良开展了大量研究，而对于瘦的问题，已有研究明显不足。目前已有很多改良酸性土壤的碱性材料，如石灰、有机物料、生物质炭、粉煤灰、碱渣、磷石膏、造纸废渣等，并在酸性土壤改良中发挥了较好效果^[5, 17]。酸性土壤对磷酸根、钼酸根和硼酸根吸附能力强，导致酸性土壤中磷、钼和硼的有效性较低^[17]。南方地区高温多雨，土壤有机质分解快，养分淋失多，酸性土壤肥力较低，多种养分缺乏。改良酸性土壤不仅需要提高土壤 pH，而且需要提高土壤肥力，二者并重，才能有效提高酸性土壤生产力。

6.3 有机无机相结合的肥料施用措施

有机肥与化肥在中性和碱性土壤上经常表现出相同肥效，有时有机肥肥效更低，但是在南方酸性红壤上，特别是旱地土壤上，有机肥经常表现出较化肥更好的肥效，施用有机肥的土壤上作物产量高，养分吸收能力强^[22, 27]。有机肥在改良酸性土壤上有多方面优势：（1）有机肥本身大都 pH 较高，可降低土壤酸度和铝毒；（2）有机肥可提高土壤酸缓冲能力，减缓土壤酸化，有机肥中的一些有机官能团还可结合铝离子，降低铝的活性；（3）南方气温高、降雨多，有机肥可在土壤中快速分解，较快为植物生长提供更多养分；（4）南方红壤黏性强、易板结，有机肥可改善土壤团聚体结构，间接提高土壤肥力。相反，化肥，特别是氮肥，不仅容易导致土壤酸化，而且损失较多，保肥性差。由于有机肥肥效较慢，短期内，有机肥应与化肥配施，为酸性土壤上作物苗期生长提供充足养分。长期考虑，施用有机肥是提高酸性土壤肥力和降低土壤酸度的一项行之有效的举措。在施用有机肥的同时，如能结合秸秆还田

和冬季绿肥施用, 则能显著改良土壤酸度, 并降低有机肥施用量, 减少其负面影响, 提高耕地产能。

6.4 酸性土壤地区适宜发展多种种植制度的特色农业

我国南方红黄壤丘陵区山地、林地较多, 灌溉条件差异大, 又有旱地和水田之分, 植物种类多, 种植制度多样化。不同植物对酸性土壤的适应能力差异很大, 有些植物对酸性土壤有超强的适应能力, 甚至“喜欢”酸性土壤, 如茶树和蓝莓, 在酸性土壤上应优先种植耐酸铝植物。在我国南方大面积种植的柑橘类植物对酸性土壤也有较好耐性。种植耐酸性土壤的植物种类, 不仅可降低酸性土壤改良成本, 还能显著提高经济效益。水稻对酸性土壤也具有较强耐性, 淹水条件下土壤 pH 会向中性发展, 在能够保证水分供应条件下, 在酸性土壤上种植水稻还能增强土壤有机碳固定, 减少土壤养分的流失, 具有较好的生态环境效益。因此, 针对酸性土壤区不同地块特点, 兼顾生态保护和产能提升, 以大食物观为指导思想, 遵循“宜粮则粮、宜经则经、宜林则林”的酸性土壤综合利用原则, 充分发挥不同植物优势, 形成同市场需求相适应、同水热资源环境承载力相匹配的酸性土壤特色农业模式, 可大力促进我国南方红黄壤酸化区农业发展。

7 研究展望

7.1 发展新型酸性土壤改良剂

石灰是一种传统的酸性土壤改良剂, 具有价格低、取材广、简单有效等优点, 但是也有粉尘污染、深层改良不足、易造成土壤板结、土壤易返酸等缺点。生物质炭和农作物秸秆制成的有机物料在酸性土壤改良上也有很好效果^[5, 82], 但是由于这些材料成本和施用量较大, 目前在农业生产实践中尚未得到大面积推广应用。一些工业废弃物如粉煤灰、碱渣、磷石膏、造纸废渣等也可降低土壤酸度, 但因担心上述产品的负面环境效应, 目前这些材料也未得到推广应用。因此, 亟需解决上述改良材料存在的现实问题, 突破其应用瓶颈, 在产品性状、造粒技术、环境监测、新产品创制等方面加强技术研发和攻关, 生产出施用简便、经济长效、生态环保的新型酸性土壤改良剂。

7.2 加强不同作物酸害的土壤 pH 阈值研究

不同植物承受酸害的土壤 pH 阈值差异很大, 作物酸害的土壤 pH 阈值是进行酸性土壤改良的前提。当土壤 pH 低于或者接近于作物酸害的土壤 pH 阈值时, 才需要对酸性土壤进行酸度改良, 否则, 会浪费人力和物力, 对一些特殊耐酸性土壤植物类型, 效果甚至会适得其反。上文对不同作物酸害的土壤 pH 阈值进行了介绍和讨论, 但是这些 pH 阈值均为基于经验或者盆栽(水培和土培)试验得出, 缺乏田间条件下的检验。盆栽试验等控制条件下获得的土壤 pH 阈值与大田条件下获得的结果可能存在差异^[5]。同时, 很多作物酸害的土壤 pH 阈值未知, 亦无盆栽条件下的试验证据。基于上述现状, 在田间条件下开展不同作物酸害发生的土壤 pH 阈值研究非常必要。通过系统查询相关资料, 发现该方面的研究较少, 亟需加强该方面的研究。目前研究的难点是: 在田间条件下研究作物酸害试验, 需要连续 pH 梯度的同类土壤, 但是经常难以获得这种连续 pH 梯度的土壤^[5]。不同 pH 土壤之间除了 pH 不同外, 其他物理、化学和生物性状也经常存在较大差异, 这给研究田间条件下作物酸害的土壤 pH 阈值造成困难。解决该问题, 可在一些土壤酸度较强地块, 设置一系列不同石灰添加量, 形成不同 pH 梯度, 研究作物酸害发生的土壤 pH 阈值。

7.3 研发减缓土壤酸化的氮肥高效施用技术

我国酸沉降已得到很大遏止, 未来自然生态系统如森林和草原的土壤酸化应会减缓。即使酸沉降已减少, 氮在酸沉降中的比例也在增加, 目前农田酸化主要诱因也是氮肥。系统揭示氮在土壤圈-大气圈-生物圈-水圈中质子产消的来源、方式、途径, 对于研发减缓土壤酸化的氮肥高效施用技术具有重要意义。氮肥引起的土壤酸化主要因为铵态氮的硝化作用和植物对铵态氮的吸收。不少盆栽研究表明, 硝态氮可提高土壤 pH, 降低酸性土壤对作物的危害^[75, 83-86]。但是由于硝态氮在田间条件下极易淋失, 且硝态氮肥价格较高, 目前条件下在酸性土壤上大量推广硝态氮肥可行性并不强。氮肥会导致土壤酸化, 但是作物高产离不开氮肥, 所以减缓土壤酸化的氮肥高效施用技术的关键是提高氮肥利用率、减少氮肥施用量。目前已有很多提高氮肥利用率的技术途径, 需要进一步筛选适合在酸性土壤上应用的技术。铵态氮导致土壤酸化的主要过程是硝

化作用,该过程产生两个 H^+ ,笔者推测,如果抑制硝化作用,那么可消减两个 H^+ 。虽然这样植物会吸收 NH_4^+ ,排出一个 H^+ ,但是农田施用的氮肥大多为尿素,从尿素转化为 NH_4^+ 会消耗一个 H^+ 。由此分析,从尿素施入到植物吸收 NH_4^+ 的过程并不会产生净 H^+ 的产生,从而避免了氮肥诱导的土壤酸化。此外,由于酸性土壤 pH 低, NH_4^+ 积累引起的氨挥发比较少见,同时 NH_4^+ 易保持在土壤中,不易淋失至水环境中。酸性土壤上生长的大多数植物也较为偏好铵态氮^[52-53],硝化作用的抑制很好地满足了植物对铵态氮的偏好需求。虽然酸性土壤硝化作用较弱,但是由上述分析可知,进一步抑制土壤硝化作用,仍可能有效减缓土壤酸化、提高氮肥利用率和降低氮肥的负面环境效应。上述均为理论分析,尚需进一步开展系统性的田间试验来验证其效果。

7.4 重视中微量元素对酸性土壤上植物生长的作用

针对酸性土壤改良的研究大多侧重于氮、磷、钾大量元素,而对于中微量元素关注不够。在南方高温多雨条件下,土壤养分淋溶损失较大,有机质分解速率也较快,导致土壤肥力整体偏低,多种养分缺乏。除了氮、磷、钾三种大量元素,限制南方红黄壤地区产能提升的关键中微量元素是什么,目前仍缺乏系统研究。基于最小养分限制率,一种关键微量元素的提高,可能会起到“四两拨千斤”的作用。因此,研究中微量元素在酸性土壤上作物生长中的作用,对于提升我国酸性土壤的作物产能具有关键性意义。

7.5 培育耐酸性土壤多重胁迫的作物品种

对于植物如何适应酸性土壤逆境和养分胁迫因子,如铝毒、锰毒、低磷等,已开展了大量系统深入研究,目前对于植物耐酸性土壤胁迫的生理机制已较为清楚,在分子机制上也有很多突破,许多耐酸性土壤相关基因已被分离和鉴定^[46]。上述这些生理和分子机制的研究大都还停留在实验室层面,在田间条件下应用实例很少,缺乏落地效应。将来,亟需将上述机制方面的研究成果推向大田,充分利用已发现的酸性土壤耐逆基因,进行分子辅助设计育种,培育耐酸性土壤多重胁迫的作物新品种,发挥提高酸性土壤生产力的实际功效。作为植物的第二基因组,根际微生物组愈加显现出在植物抵抗逆境和养分高效利用中的重要作用,将来如何调控植物根际微

生物群落或者进行根际微生物的选配组装,结合酸性土壤耐逆植物品种的改良,也是酸性土壤上耐逆作物品种培育中可尝试、有吸引力的途径。

7.6 积极开展土壤酸化趋势预测

土壤酸化已在全国范围内普遍发生,利用历史相关数据,结合目前农业、工业、气候、环境和生态现状与发展,建立土壤酸化预测模型,科学预测我国未来土壤酸化的程度和趋势,对于制订阻控土壤酸化的长远政策和建议具有积极作用。

8 结 语

我国不同区域的土壤均存在不同程度的酸化。随着我国酸沉降不断得到有效控制及氮肥减施增效项目的实施,土壤酸化整体趋势有望趋缓,特别是自然生态系统的土壤酸化会得到有效遏制。因为我国人多地少的现实状况,粮食安全是农业发展的第一要素,大量施用氮肥是提高作物产量的重要手段,所以农田土壤仍将不同程度地酸化。在南方红黄壤地区,土壤本身较酸,氮肥加速土壤酸化至一定程度,对作物生长的危害非常大,须加以有效阻控。在该地区开展酸性土壤的分区、分级、分类改良,研发氮肥减施增效技术,创制新型酸性土壤改良剂,重视有机无机肥配施,培育耐逆作物新品种,发挥中微量元素肥料功效,发展多种种植制度的特色农业,对于减缓土壤酸化、提升耕地质量和产能具有特殊重要意义。在我国北部和西部地区,由于农田土壤碳酸盐的酸缓冲体系较强,氮肥诱导的土壤 pH 降低幅度较小,目前对农业生产尚未构成太大威胁,但是如任其长期发展下去,一旦突破土壤酸缓冲能力的临界点,土壤 pH 可能大幅降低,将来可能对作物产生不利影响。将来需要充分利用酸化模型,对我国北部和西部地区土壤未来的酸化趋势和作物危害进行预估,以降低土壤酸化将来对上述地区农业生产造成的不利影响。2023 年,农业农村部已启动了在全国 15 个省份、20 个县开展酸化耕地治理的工作,同时,多个关于南方红黄壤相关的国家重点研发和科技攻关项目已立项或者正在立项。随着这些项目的实施,我国土壤持续酸化的现状有望得到改善,土壤酸化区的耕地质量和产能将大幅提升,为确保粮食安全夯实基础。

参考文献 (References)

- [1] Yu T R, Liu W L, Ling Y X, et al. Effect of application method on utilization of granular phosphorus fertilizer in acid soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1956, 4(1): 77—93. [于天仁, 刘畹兰, 凌云霄, 等. 酸性土壤中颗粒磷肥施用方法对其利用情形的影响[J]. *土壤学报*, 1956, 4(1): 77—93.]
- [2] Zhang X P, Zheng G B. Effects of continuous lime application on nutrient availability and crop growth in acidic soil[J]. *Soils*, 1986, 18(4): 218—219. [张效朴, 郑根宝. 酸性土壤连续施石灰对养分有效性及作物生长的影响[J]. *土壤*, 1986, 18(4): 218—219.]
- [3] Wang W J, Chen J F, He Q. Study on exchangeable aluminum form in acidic soil[J]. *Chinese Science Bulletin*, 1991, 36(6): 460—463. [王维君, 陈家坊, 何群. 酸性土壤交换性铝形态的研究[J]. *科学通报*, 1991, 36(6): 460—463.]
- [4] Shen R F. The behavior of aluminum in soil-plant systems and its adaptive mechanisms for plants[M]. Beijing: Science Press, 2008. [沈仁芳. 铝在土壤—植物中的行为及植物的适应机制[M]. 北京: 科学出版社, 2008.]
- [5] Xu R K, Li J Y, Zhou S W, et al. Scientific issues and controlling strategies of soil acidification of croplands in China[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2018, 33(2): 160—167. [徐仁扣, 李九玉, 周世伟, 等. 我国农田土壤酸化调控的科学问题与技术措施[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(2): 160—167.]
- [6] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008—1010.
- [7] Yang Y H, Ji C J, Ma W H, et al. Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s—2000s[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(7): 2292—2300.
- [8] Zhu Q C, de Vries W, Liu X J, et al. The contribution of atmospheric deposition and forest harvesting to forest soil acidification in China since 1980[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 146: 215—222.
- [9] Shen R F, Zhao X Q. The sustainable use of acid soils[J]. *Journal of Agriculture*, 2019, 9(3): 16—20. [沈仁芳, 赵学强. 酸性土壤可持续利用[J]. *农学学报*, 2019, 9(3): 16—20.]
- [10] Yu T R. Soil acidity characteristics and acidification problems in China[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1988, 20(2): 49—51. [于天仁. 中国土壤的酸度特点和酸化问题[J]. *土壤通报*, 1988, 20(2): 49—51.]
- [11] Cooperative Group for Regional Planning of Red and Yellow Soil Use. Regional planning of soil use and improvement in red and yellow soil areas of China[M]. Beijing: Agricultural Press, 1985. [红黄壤利用改良区化协作组. 中国红黄壤地区土壤利用改良区划[M]. 北京: 农业出版社, 1985.]
- [12] Jiang J, Xu R K, Zhao A Z. Surface chemical properties and pedogenesis of tropical soils derived from basalts with different ages in Hainan, China[J]. *Catena*, 2011, 87(3): 334—340.
- [13] Pan G X. Soil chemical analysis on the process of soil acidification[J]. *Journal of Ecology*, 1990, 9(6): 48—52. [潘根兴. 土壤酸化过程的土壤化学分析[J]. *生态学杂志*, 1990, 9(6): 48—52.]
- [14] Zhang L Y, Zhao X Q, Shen R F. Soil acidification and its ecological effects[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2019, 38(6): 1900—1908. [张玲玉, 赵学强, 沈仁芳. 土壤酸化及其生态效应[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(6): 1900—1908.]
- [15] Zhang L Y, Zhao X Q, Li J M, et al. Comparison of rice plants with two wild plants in tolerance to acid sulfate soil and absorption of mineral elements [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(2): 403—413. [张玲玉, 赵学强, 李家美, 等. 水稻和两种野生植物对酸性硫酸盐土耐性及矿质元素吸收[J]. *土壤学报*, 2020, 57(2): 403—413.]
- [16] Yu Q, Duan L, Hao J M. Acid deposition in China: Sources, effects and control[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2021, 41(3): 731—746. [余倩, 段雷, 郝吉明. 中国酸沉降: 来源、影响与控制[J]. *环境科学学报*, 2021, 41(3): 731—746.]
- [17] Xu R K. Research progresses in soil acidification and its control[J]. *Soils*, 2015, 47(2): 238—244. [徐仁扣. 土壤酸化及其调控研究进展[J]. *土壤*, 2015, 47(2): 238—244.]
- [18] Ministry of Ecology and Environment of China. Bulletin of the State of China's ecological Environment[OL]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzk/gb/202305/P020230529570623593284.pdf>. [2023-07-25] [中国生态环境部. 中国生态环境状况公报[OL]. <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzk/gb/202305/P020230529570623593284.pdf>. [2023-07-25]]
- [19] Zhang F S. Present situation and influence of soil acidification in farmland in China[J]. *Democracy & Science*, 2016(6): 26—27. [张福锁. 我国农田土壤酸化现状及影响[J]. *民主与科学*. 2016(6): 26—27.]
- [20] Tian D S, Niu S L. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition[J]. *Environmental Research Letters*, 2015, 10(2): 024019.
- [21] de Vries W, Breeuwsma A. The relation between soil acidification and element cycling[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1987, 35(3/4): 293—310.
- [22] Wang J L, Liu K L, Zhao X Q, et al. Microbial keystone taxa drive crop productivity through shifting aboveground—belowground mineral element flows[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 811: 152342.

- [23] Wang C, Zheng M M, Song W F, et al. Impact of 25 years of inorganic fertilization on diazotrophic abundance and community structure in an acidic soil in southern China[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 113: 240—249.
- [24] Li D D, Chen L, Xu J S, et al. Chemical nature of soil organic carbon under different long—term fertilization regimes is coupled with changes in the bacterial community composition in a Calcaric Fluvisol[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54(8): 999—1012.
- [25] He M Q, Xin X L, Meng L, et al. Long—term appropriate N management can continuously enhance gross N mineralization rates and crop yields in a maize—wheat rotation system[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2023, 59(5): 501—511.
- [26] Zhou J B, Tao J J, Zhao M Z, et al. Effects of agricultural production on the loss of inorganic carbon from calcareous soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(3): 593—602. [周建斌, 陶静静, 赵梦真, 等. 农业生产对石灰性土壤无机碳库损失的影响[J]. *土壤学报*, 2022, 59(3): 593—602.]
- [27] Wang J L, Liu K L, Zhao X Q, et al. Balanced fertilization over four decades has sustained soil microbial communities and improved soil fertility and rice productivity in red paddy soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 793: 148664.
- [28] Zhou X Y, Zhou S W, Xu M G, et al. Evolution characteristics and influence factors of acidification in paddy soil of Southern China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2015, 48(23): 4811—4817. [周晓阳, 周世伟, 徐明岗, 等. 中国南方水稻土酸化演变特征及影响因素[J]. *中国农业科学*, 2015, 48(23): 4811—4817.]
- [29] Ye Y C, Sun B, Liu S G, et al. Spatio—temporal variation of paddy soil acidification and its response to nitrogen surplus in China[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2021, 52(2): 246—256. [叶英聪, 孙波, 刘绍贵, 等. 中国水稻土酸化时空变化特征及其对氮素盈余的响应[J]. *农业机械学报*, 2021, 52(2): 246—256.]
- [30] Zhou X Y, Xu M G, Zhou S W, et al. Soil acidification characteristics in southern China's croplands under long—term fertilization[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2015, 21(6): 1615—1621. [周晓阳, 徐明岗, 周世伟, 等. 长期施肥下我国南方典型农田土壤的酸化特征[J]. *植物营养与肥料学报*, 2015, 21(6): 1615—1621.]
- [31] Zhao X Q, Chen R F, Shen R F. Coadaptation of plants to multiple stresses in acidic soils[J]. *Soil Science*, 2014, 79(10/11): 503—513.
- [32] Zhao X Q, Shen R F. Strategies for increasing the utilization of nitrogen and phosphorus by plants under aluminum stress[J]. *Plant Physiology Journal*, 2015(10): 1583—1589. [赵学强, 沈仁芳. 提高铝毒胁迫下植物氮磷利用的策略分析[J]. *植物生理学报*, 2015(10): 1583—1589.]
- [33] Zhang H M, Wang B R, Xu M G, et al. Crop yield and soil responses to long—term fertilization on a red soil in southern China[J]. *Pedosphere*, 2009, 19(2): 199—207.
- [34] Xu L, Luo Y M, Teng Y, et al. Study on soil environmental quality and remediation in the Yangtze River Delta area IV. Soil acidification and heavy metal pollution characteristics of farmland around waste electronic products dismantling site[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, 46(5): 833—839. [徐莉, 骆永明, 滕应, 等. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研究Ⅳ. 废旧电子产品拆解场地周边农田土壤酸化和重金属污染特征[J]. *土壤学报*, 2009, 46(5): 833—839.]
- [35] Xu Z J, Liu G S, Liu W P. Mechanism and control of red soil acidification induced by man—made factors[J]. *Journal of Agro—Environment Science*, 2002, 21(2): 175—178. [许中坚, 刘广深, 刘维屏. 人为因素诱导下的红壤酸化机制及其防治[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(2): 175—178.]
- [36] Zeng X B. Acidification of red soils and control methods[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2000, 31(3): 111—113. [曾希柏. 红壤酸化及其防治[J]. *土壤通报*, 2000, 31(3): 111—113.]
- [37] Lin Z, Wu X, Yu Y M. Effects of soil pH value on growth and mineral element absorption of tea tree[J]. *Journal of Tea Science*, 1990, 10(2): 27—32. [林智, 吴洵, 俞永明. 土壤 pH 值对茶树生长及矿质元素吸收的影响[J]. *茶叶科学*, 1990, 10(2): 27—32.]
- [38] Dong L, Shi X Z, Yang S F, et al. Quantitative characterization of blueberry sensitivity to soil pH[J]. *Soils*, 2022, 54(1): 80—87. [董丽, 史学正, 杨曙方, 等. 蓝莓对土壤酸碱敏感性的量化表征研究[J]. *土壤*, 2022, 54(1): 80—87.]
- [39] Zuo Q, Jin Y L, Chen J X, et al. Effects of soil pH on the growth and yield of four Chinese herbal medicines, such as *Polygonum multiflorum* Thunb [J]. *Hunan Agricultural Sciences*, 2013(22): 14—16. [左群, 金义兰, 陈建祥, 等. 土壤酸碱度对何首乌等 4 种中药材生长及产量的影响[J]. *湖南农业科学*, 2013(22): 14—16.]
- [40] Baqy M A A, Li J Y, Xu C Y, et al. Determination of critical pH and Al concentration of acidic Ultisols for wheat and canola crops[J]. *Solid Earth*, 2017, 8(1): 149—159.
- [41] Baqy M A A, Li J Y, Jiang J, et al. Critical pH and exchangeable Al of four acidic soils derived from different parent materials for maize crops[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18(4): 1490—1499.
- [42] Baqy M A A, Li J Y, Shi R Y, et al. Higher cation exchange capacity determined lower critical soil pH and higher Al concentration for soybean[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(7):

- 6980—6989.
- [43] Dong X Y, Shen R F, Chen R F, et al. Secretion of malate and citrate from roots is related to high Al—resistance in *Lespedeza bicolor*[J]. *Plant and Soil*, 2008, 306 (1/2): 139—147.
- [44] Wang J Q, Yu X F, Ding Z J, et al. Structural basis of ALMT1—mediated aluminum resistance in Arabidopsis[J]. *Cell Research*, 2022, 32 (1): 89—98.
- [45] Shao J F, Yamaji N, Shen R F, et al. The key to Mn homeostasis in plants: Regulation of Mn transporters[J]. *Trends in Plant Science*, 2017, 22 (3): 215—224.
- [46] Che J, Zhao X Q, Shen R F. Molecular mechanisms of plant adaptation to acid soils: A review[J]. *Pedosphere*, 2023, 33 (1): 14—22.
- [47] Guo Z L, Cao H R, Zhao J, et al. A natural *uORF* variant confers phosphorus acquisition diversity in soybean[J]. *Nature Communications*, 2022, 13 (1): 3796.
- [48] Zhao X Q, Shen R F, Sun Q B. Ammonium under solution culture alleviates aluminum toxicity in rice and reduces aluminum accumulation in roots compared with nitrate[J]. *Plant and Soil*, 2009, 315 (1): 107—121.
- [49] Chen Z C, Zhao X Q, Shen R F. The alleviating effect of ammonium on aluminum toxicity in *Lespedeza bicolor* results in decreased aluminum—induced malate secretion from roots compared with nitrate[J]. *Plant and Soil*, 2010, 337 (1/2): 389—398.
- [50] Wang W, Zhao X Q, Chen R F, et al. Altered cell wall properties are responsible for ammonium—reduced aluminum accumulation in rice roots[J]. *Plant, Cell and Environment*, 2015, 38 (7): 1382—1390.
- [51] Liu Z D, Wang H C, Xu R K. The effects of root surface charge and nitrogen forms on the adsorption of aluminum ions by the roots of rice with different aluminum tolerances[J]. *Plant and Soil*, 2016, 408 (1): 43—53.
- [52] Zhao X Q, Guo S W, Shinmachi F, et al. Aluminum tolerance in rice is antagonistic with nitrate preference and synergistic with ammonium preference[J]. *Annals of Botany*, 2013, 111 (1): 69—77.
- [53] Zhao X Q, Shen R F. Aluminum—nitrogen interactions in the soil—plant system[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2018, 9: 807.
- [54] Sun Q B, Shen R F, Zhao X Q, et al. Phosphorus enhances Al resistance in Al—resistant *Lespedeza bicolor* but not in Al—sensitive *L. cuneata* under relatively high Al stress[J]. *Annals of Botany*, 2008, 102 (5): 795—804.
- [55] Zhang F L, Zhang Q M, Zhao X Q, et al. Comparison between two P—Al treatment methods in studying effect of phosphorus on aluminium toxicity to plants[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (2): 311—318. [张富林, 张启明, 赵学强, 等. 磷对植物铝毒害作用研究中两种磷铝处理方法比较[J]. *土壤学报*, 2010, 47 (2): 311—318.]
- [56] Zhang Q M, Chen R F, Zhao X Q, et al. Effects of P on growth of rice seedling under Al stress and relationship between Al tolerance and P efficiency of the rice[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, 48 (1): 103—111. [张启明, 陈荣府, 赵学强, 等. 铝胁迫下磷对水稻苗期生长的影响及水稻耐铝性与磷效率的关系[J]. *土壤学报*, 2011, 48 (1): 103—111.]
- [57] Chen R F, Zhang F L, Zhang Q M, et al. Aluminium—phosphorus interactions in plants growing on acid soils: Does phosphorus always alleviate aluminium toxicity? [J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2012, 92 (5): 995—1000.
- [58] Shao J F, Che J, Chen R F, et al. Effect of *in planta* phosphorus on aluminum—induced inhibition of root elongation in wheat[J]. *Plant and Soil*, 2015, 395 (1): 307—315.
- [59] Zheng S J, Yang J L, He Y F, et al. Immobilization of aluminum with phosphorus in roots is associated with high aluminum resistance in buckwheat[J]. *Plant Physiology*, 2005, 138 (1): 297—303.
- [60] Liao H, Wan H Y, Shaff J, et al. Phosphorus and aluminum interactions in soybean in relation to aluminum tolerance. Exudation of specific organic acids from different regions of the intact root system [J]. *Plant Physiology*, 2006, 141 (2): 674—684.
- [61] Liang C Y, Piñeros M A, Tian J, et al. Low pH, aluminium and phosphorus coordinately regulate malate exudation through *GmALMT1* to improve soybean adaptation to acid soils[J]. *Plant Physiology*, 2013, 161 (3): 1347—1361.
- [62] Xiao X, Hu A Y, Dong X Y, et al. Involvement of the 4-coumarate: Coenzyme A ligase 4CL4 in rice phosphorus acquisition and rhizosphere microbe recruitment via root growth enlargement[J]. *Planta*, 2023, 258 (1): 7.
- [63] Chen R F, Shen R F, Gu P, et al. Response of rice (*Oryza sativa* L.) with root surface iron plaque under aluminium stress[J]. *Annals of Botany*, 2006, 98 (2): 389—395.
- [64] Wang W, Zhao X Q, Hu Z M, et al. Aluminium alleviates manganese toxicity to rice by decreasing root symplastic Mn uptake and reducing availability to shoots of Mn stored in roots[J]. *Annals of Botany*, 2015, 116 (2): 237—246.
- [65] Hu A Y, Zheng M M, Sun L M, et al. Ammonium alleviates manganese toxicity and accumulation in rice by down-regulating the transporter gene *OsNramp5* through rhizosphere acidification[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2019, 10: 1194.
- [66] Tao L, Xiao X Y, Huang Q Y, et al. Boron supply restores aluminum-blocked auxin transport by modulation PIN2 trafficking in the root apical transition zone[J]. *The Plant Journal*, 2023, 114 (1): 176—192.

- [67] Shen R F, Zhao X Q. Role of soil microbes in the acquisition of nutrients by plants[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35 (20): 6584—6591. [沈仁芳, 赵学强. 土壤微生物在植物获得养分中的作用[J]. *生态学报*, 2015, 35 (20): 6584—6591.]
- [68] Shen R F, Sun B, Shi W M, et al. Interactions between above—and below—ground organisms for nutrient—efficient utilization[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2017, 32 (6): 566—574. [沈仁芳, 孙波, 施卫明, 等. 地上—地下生物协同调控与养分高效利用[J]. *中国科学院院刊*, 2017, 32 (6): 566—574.]
- [69] He J Z, Zhang L M. Key processes and microbial mechanisms of soil nitrogen transformation[J]. *Microbiology China*, 2013, 40 (1): 98—108. [贺纪正, 张丽梅. 土壤氮素转化的关键微生物过程及机制[J]. *微生物学通报*, 2013, 40 (1): 98—108.]
- [70] Wang C, Guo L, Shen R F. Rare microbial communities drive ecosystem multifunctionality in acidic soils of southern China[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 189: 104895.
- [71] Li W X, Wang C, Zheng M M, et al. Fertilization strategies affect soil properties and abundance of N—cycling functional genes in an acidic agricultural soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2020, 156: 103704.
- [72] Shen J B, Bai Y, Wei Z, et al. Rhizobiont: An interdisciplinary innovation and perspective for harmonizing resources, environment, and food security[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2021, 58 (4): 805—813. [申建波, 白洋, 韦中, 等. 根际生命共同体: 协调资源、环境和粮食安全的学术思路与交叉创新[J]. *土壤学报*, 2021, 58 (4): 805—813.]
- [73] Zhang H Q, Zhao X Q, Shi Y, et al. Changes in soil bacterial communities with increasing distance from maize roots affected by ammonium and nitrate additions[J]. *Geoderma*, 2021, 398: 115102.
- [74] Wang J L, Xiao X, Hu A Y, et al. Yield gap of rice genotypes under N and P deficiencies: Evidence from differential recruitment of bacterial keystone taxa in the rhizosphere[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 184: 104791.
- [75] Xiao X, Liu Z T, Shen R F, et al. Nitrate has a stronger rhizobacterial-based effect on rice growth and nitrogen use than ammonium in acidic paddy soil[J]. *Plant and Soil*, 2023, 487 (1/2): 605—621.
- [76] Luo Y Y, Liu W H, Yan J P. Research advances on aluminum toxicity and tolerant mechanism of microorganisms[J]. *Chinese Bulletin of Life Sciences*, 2011, 23 (4): 414—419. [罗义勇, 刘卫红, 严金平. 微生物铝毒害和耐铝毒机制研究进展[J]. *生命科学*, 2011, 23 (4): 414—419.]
- [77] Wang C, Zhao X Q, Aizawa T, et al. High aluminum tolerance of *Rhodotorula* sp. RS1 is associated with thickening of the cell wall rather than chelation of aluminum ions[J]. *Pedosphere*, 2013, 23 (1): 29—38.
- [78] Hu Z M, Zhao X Q, Bao X M, et al. A potential contribution of the less negatively charged cell wall to the high aluminum tolerance of *Rhodotorula taiwanensis* RS1[J]. *Yeast*, 2016, 33 (11): 575—586.
- [79] Zhao X Q, Bao X M, Wang C, et al. Hydroxy—Al and cell—surface negativity are responsible for the enhanced sensitivity of *Rhodotorula taiwanensis* to aluminum by increased medium pH[J]. *Archives of Microbiology*, 2017, 199 (8): 1185—1194.
- [80] Wang C, Wang C Y, Zhao X Q, et al. Proteomic analysis of a high aluminum tolerant yeast *Rhodotorula taiwanensis* RS1 in response to aluminum stress[J]. *Biochimica et Biophysica Acta—Proteomics and Proteins*, 2013, 1834 (10): 1969—1975.
- [81] Li X X, Zhao X Q, Dong X Y, et al. Secretion of gluconic acid from *Nguyenibacter* sp. L1 is responsible for solubilization of aluminum phosphate[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2021, 12: 784025.
- [82] Yuan J H, Xu R K, Qian W, et al. Comparison of the ameliorating effects on an acidic ultisol between four crop straws and their biochars[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2011, 11 (5): 741—750.
- [83] Masud M M, Guo D, Li J Y, et al. Hydroxyl release by maize (*Zea mays* L.) roots under acidic conditions due to nitrate absorption and its potential to ameliorate an acidic Ultisol[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14 (5): 845—853.
- [84] Mehmood K, Li J Y, Jiang J, et al. Effect of low energy—consuming biochars in combination with nitrate fertilizer on soil acidity amelioration and maize growth[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17: 790—799.
- [85] Wang J L, Zhao X Q, Zhang H Q, et al. The preference of maize plants for nitrate improves fertilizer N recovery efficiency in an acid soil partially because of alleviated Al toxicity[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2021, 21 (9): 3019—3033.
- [86] Zhang H Q, Shen R F, Zhao X Q. Nitrogen source preference in maize at seedling stage is mainly dependent on growth medium pH[J]. *Agronomy*, 2022, 12: 2149.

(责任编辑：陈荣府)