网络出版时间:2025-08-07 DOI:10.13207/j.jnwafu.2026.02.007

不同稻蒜轮作年限土壤的酸化特征

钱曼婷,杨茜颖,蔡艳,郭凌珂
(四川农业大学 资源学院,四川 成都 611130)

[摘 要] 【目的】明确不同种植年限稻蒜轮作土壤酸化特征及程度,为稻蒜轮作施肥管理及维持水稻土 pH 值稳定提供理论依据。【方法】以成都平原为研究区域,分析不同稻蒜轮作年限(G0:稻麦轮作 20 年;G10:稻蒜轮作 10 年;G15:稻蒜轮作 15 年;G20:稻蒜轮作 20 年)下土壤酸度、交换性阳离子和水溶性阴阳离子含量演变特征,并借助结构方程模型揭示交换性酸、水解性酸、交换性阳离子和水溶性阴阳离子对 pH 的影响路径。【结果】稻麦轮作改为稻蒜轮作后,除 15~30 cm 土层外,各土层 pH 显著下降;0~15 cm 土层各酸化指标差异显著,水解性酸、水溶性阴阳离子及交换性 Al^{3+} 含量均在 G20 达到最大值,交换性酸在 G15 达到最大值,交换性 K^+ 和 Na^+ 含量逐年降低,交换性 Ca^{2+} 含量逐年增加,交换性 Mg^{2+} 含量差异不显著;15~30 cm 和 30~45 cm 土层中各酸化特征差异较小。各酸化特征指标与 pH 都表现为极显著负相关。路径分析结果表明,水溶性阴阳离子间接影响 pH,水解性酸直接影响 pH 且影响程度最大,而交换性阳离子对 pH 既有直接影响又有间接影响。【结论】稻麦轮作改为稻蒜轮作后,土壤酸化程度加剧,且表土层酸化更显著,因此合理调控化肥的施用是控制土壤酸化的重要措施。

[关键词] 稻蒜轮作;种植年限;土壤酸化特征;土壤交换性阳离子;土壤水溶性离子
[中图分类号] S153.4 [文献标志码] A [文章编号] 1671-9387(2026)02-0069-09

Characteristics of soil acidity under rice-garlic crop rotation of different years

QIAN Manting, YANG Qianying, CAI Yan, GUO Lingke
(*College of Resources, Sichuan Agricultural University, Chengdu, Sichuan* 611130, *China*)

Abstract: 【Objective】 The study aims to clarify the characteristics of soil acidification in rice-garlic rotation of different planting years, to provide theoretical basis for the rice-garlic rotation fertilization management and pH maintenance of rice soil. 【Method】 Taking Chengdu Plain as the study area, this study analyzed the soil acidity, and the content of ex-cations and water-soluble ions under rice-garlic rotation of different years (G0: 20 years of rice-wheat rotation; G10: 10 years of rice-garlic rotation; G15: 15 years of rice-garlic rotation; and G20: 20 years of rice-garlic rotation), and revealed the influencing path of ex-acid, hydrolyzable acid, soil ex-cations and water-soluble anions and cations on pH by using the structural equation modelling. 【Result】 After the rotation pattern was changed from rice-wheat to rice-garlic, the pH of each soil layer decreased significantly, except for the 15−30 cm soil layer. Significant difference in acidity indexes was observed in the 0−15 cm soil layer. The content of hydrolyzable acid, water-soluble ions and exchangeable Al^{3+} all reached their maximum at G20, and ex-acid at G15. The content of K^+ and Na^+ decreased year by year, the content of Ca^{2+} increased year by year, and the content of Mg^{2+} showed no signifi-

[收稿日期] 2024-09-30 [修回日期] 2025-01-23
[基金项目] 国家重点研发计划项目(2022YFD1901405-06)
[作者简介] 钱曼婷(2002−),女,四川富顺人,在读硕士,主要从事土壤肥力及土壤改良研究。E-mail:qianmanting@126.com
[通信作者] 蔡艳(1976−),女,四川达县人,副教授,博士,硕士生导师,主要从事土壤肥力与植物营养研究。
E-mail:caiyya@126.com

cant difference. The differences in the acidity characteristics were less significant in the 15－30 cm and 30－45 cm soil layers. All of the acidity characteristics showed highly significant negative correlation with pH. The path analysis showed the water-soluble anions and cations indirectly affected the pH, the hydrolyzable acid directly affected the pH with the greatest impact, and the exchangeable cations both directly and indirectly affected the pH.【Conclusion】After the rotation pattern was changed from rice-wheat to rice-garlic, soil acidity was intensified, especially in the topsoil layer. Therefore, rational management of fertilizer application is a key measure for controlling soil acidity.

Key words: rice-garlic rotation; planting years; soil acidity characteristics; soil ex-cations; soil water-soluble ions

土壤 pH 是衡量土壤质量和土壤健康的重要指标之一,其变化影响着土壤养分的有效性、元素迁移及微生物活性等[1]。一般水稻土 pH 处于动态平衡:在栽种时期会趋于酸化或碱化,但在下一次种植开始时会恢复中性[2]。近年来由于种植模式变化以及过量化学肥料投入,我国南方地区部分水稻土酸化加剧[3]。同时,土壤酸化总是伴随土壤组成和性质的强烈变化,导致土壤养分流失、肥力下降以及作物生长障碍等问题[4]。有研究表明,当 pH＜4.0 时过多的 H^+ 使部分植物根系生长受阻[5];土壤酸化伴随铝毒的发生,Al 与根皮层和外皮层的细胞壁结合,从而抑制根部细胞伸长[6],进而影响作物对水分和营养物质的吸收[7],最终导致作物产量大幅下降[8]。因此研究土壤酸化特征对耕地可持续利用及维护粮食安全具有重要意义。

土壤 pH 值对外界环境变化的响应取决于土壤缓冲能力,这与土壤阳离子交换能力密切相关[9]。养分管理措施一般通过影响土壤水溶性离子来调控土壤交换性阳离子数量及组成,进而对 pH 产生较大影响。但前人对土壤酸化特征的研究仅集中在土壤 pH 和阳离子交换量等方面,对土壤酸化原因解析较单一[10-12],且关于土壤中水溶性离子对土壤酸化的影响与多因子互相影响关系的研究较少。因此,揭示土壤水溶性离子含量变化对土壤酸化的影响,将有利于深刻理解土壤酸化机制及农田养分的精准管理。

成都平原位于四川盆地,是中国西南地区重要的粮食生产基地,也是中国西南地区人口快速增长和城市化的典型地区[13]。正是由于人口增长、城市化和饮食变化,农业生产变得更加集约化[14],为此大面积的传统作物轮作农田(如稻麦轮作田)已转变为稻菜轮作田[15]。而大蒜作为成都平原的主要蔬菜产品,稻蒜轮作模式占地约 1.3 万 hm^2[16],其生产规模及效率高于其他种植制度[17]。前期调查发现,成都平原种植模式由稻麦轮作转为稻蒜轮作后,耕层土壤 pH 降低约 1 个单位,但稻蒜轮作土壤酸化程度、趋势及特征知之甚少。为此,本研究以成都平原为研究区域,测定不同稻蒜轮作年限土壤的酸度、交换性阳离子以及土壤中水溶性阴阳离子含量,同时借助结构方程模型,分析不同因子对土壤 pH 值的影响路径和影响程度的差异,揭示不同稻蒜轮作年限土壤酸化程度,并从作物养分选择性吸收和土壤中水溶性离子含量方面解释土壤酸化的原因,旨在为稻蒜轮作的养分管理和土壤环境保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集

成都平原位于四川盆地西部(30°23′－31°50′ N,103°27′－104°14′E),地势自西北向东南倾斜,全区面积约 3 173 km^2。该区域位于亚热带季风气候区,气候温和,年均降水量约 867 mm,年均气温 15.9 ℃。于 2020 年 5 月初在成都平原选取成土母质相同、土壤类型一致的不同稻蒜轮作种植年限(10,15 和 20 年)的代表性区域。在区域内,按 0～15 cm、15～30 cm 和 30～45 cm 土层分别采集土样,并采集稻麦轮作种植邻近 20 年土壤为对照。据调查,水稻品种为川优 6203,小麦品种为川麦 104,大蒜品种为红七星;当地平均年施肥量为:285 kg/hm^2 N＋185 kg/hm^2 P_2O_5＋195 kg/hm^2 K_2O(稻麦轮作)、320 kg/hm^2 N＋210 kg/hm^2 P_2O_5＋225 kg/hm^2 K_2O(稻蒜轮作)。每个采样区域的土壤母质均为灰色冲积物,土壤类型为渗育型水稻土,近 20 年内均未施用石灰等碱性土壤改良剂。具体采样方法为:同一稻蒜(麦)轮作年限土壤采样时选择田间管理相似的 3 个田块,避开施肥、田埂等特殊区域,5 点混合法采集土样,去除石砾及动植物残渣,四分法减至 2 kg 左右,装入自封袋带回实验室,风干磨细过筛备用。采样点信息如表 1 所示。

表 1　不同稻蒜(麦)轮作年限土壤采样点信息

Table 1　Soil sampling site information of rice-garlic (wheat) in different rotation years

种植制度 Planting system	处理 Treatment	种植年限/年 Planting years	采样点 Sampling point	地理坐标 Geographic coordinates
水稻-小麦轮作 Rice-wheat rotation	G0	20	崇州江源镇 Jiangyuan Town，Chongzhou	30°33′54″ N，103°45′28″ E
水稻-大蒜轮作 Rice-garlic rotation	G10	10	都江堰天马镇 Tianma Town，Dujiangyan	30°34′40″ N，103°48′16″ E
	G15	15	新都新繁镇 Xinfan Town，Xindu	30°52′21″ N，103°57′56″ E
	G20	20	新都斑竹园镇 Banzhuyuan Town，Xindu	30°48′09″ N，104°02′47″ E

注：G10、G15、G20 分别表示种植制度为水稻-大蒜轮作，种植年限为 10，15 和 20 年；G0 表示种植制度为水稻-小麦轮作。下同。

Note：G10，G15，and G20 denote cropping systems of rice-garlic rotation with a planting duration of 10，15，and 20 years，respectively；and the G0 denotes cropping systems of rice-wheat rotation. The same below.

1.2　测定项目及方法

土壤酸度指标、交换性阳离子及水溶性阴阳离子含量均采用土壤农化分析[18]中的常规方法测定。

1.2.1　土壤酸度测定　土壤 pH 值采用 pH 计法测定，土壤水解性酸含量采用乙酸钠水解-中和滴定法测定，土壤交换性酸含量采用 KCl 交换-中和滴定法测定。

1.2.2　土壤交换性阳离子含量测定　土壤交换性 H^+、Al^{3+} 离子含量测定采用 KCl 交换-中和滴定法。土壤交换性盐基阳离子(K^+、Na^+、Ca^{2+}、Mg^{2+})含量测定：土壤交换性 K^+、Na^+ 离子含量测定采用乙酸铵交换-火焰光度法，土壤交换性 Ca^{2+}、Mg^{2+} 离子含量测定采用乙酸铵交换-EDTA 络合滴定法。

1.2.3　土壤水溶性阴阳离子含量测定　土壤水溶性阳离子(Na^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+})、土壤水溶性阴离子(Cl^-、NO_3^-、SO_4^{2-}、PO_4^{3-})含量利用电磁泵、布氏漏斗和抽滤瓶组成真空抽滤装置，将水土比 1∶1 的土壤样品悬液进行真空抽滤，采用离子色谱仪进行测定。

1.3　数据处理

不同稻蒜轮作年限间的各土层土壤酸化特征利用 IBM SPSS Statistics 25.0 进行单因素方差分析，选择 LSD 检验进行差异显著性分析($P<0.05$)，再进行皮尔逊相关分析($P<0.05$，$P<0.01$)，同时利用 AMOS 26.0 进行结构方程模型(SEM)拟合，通过路径分析得到土壤 pH 与土壤各酸化指标之间的影响关系。采用 Excel 2016、Origin 2021 进行图表制作。

2　结果与分析

2.1　不同稻蒜轮作年限土壤酸度特征

不同稻蒜(麦)轮作年限土壤酸度指标如表 2 所示。由表 2 可知，种植模式由稻麦轮作改为稻蒜轮作后，除 15～30 cm 土层外，各土层土壤 pH 值均显著下降($P<0.05$)，且土壤 pH 值呈现出随着土层深度增加而显著上升($P<0.05$)。0～15 cm 土层土壤 pH 值随稻蒜种植年限增加显著降低，在 G20 处理最低，较 G10 处理降低了 0.6 个单位；15～30 cm 和 30～45 cm 土层以 G15 处理最低，分别较 G10 降低了 0.76 和 0.64 个单位。

在不同稻蒜轮作年限下，土壤水解性酸含量随着土层深度增加而逐渐减少。稻麦轮作改为稻蒜轮作后，各土层土壤水解性酸和交换性酸含量均显著增加($P<0.05$)。在 0～15 cm 土层，土壤水解性酸含量随稻蒜轮作年限的增加而增加，以 G20 处理最高；在 15～30 cm 和 30～45 cm 土层，土壤水解性酸含量随稻蒜轮作年限增加的变化趋势不同，但均在 G15 处理最高，且 G20 处理较 G15 显著降低($P<0.05$)。各土层土壤交换性酸含量随轮作年限增加的变化趋势不同。0～15 cm 土层中土壤交换性酸含量呈现出先增加后减少的趋势，在 G15 处理达到最大值，较 G10 处理增加了 2 倍；15～30 cm 土层中土壤交换性酸含量随稻蒜轮作年限的增加而增加，而 30～45 cm 土层则与之相反。

2.2　不同稻蒜轮作年限土壤阳离子交换性能

由图 1 可知，在 0～15 cm 土层，土壤交换性 H^+ 离子含量随着稻蒜轮作年限增加呈上升趋势；但在 15～30 cm 和 30～45 cm 土层，土壤交换性 H^+ 离子含量变化不明显，且同一土层在稻麦轮作以及不同稻蒜轮作年限之间的变化不大。与此相反，稻麦轮作改为稻蒜轮作后，不同稻蒜轮作年限的各土层土壤交换性 Al^{3+} 离子含量较 G0 处理显著增加($P<0.05$)，0～15 cm 土层土壤交换性 Al^{3+} 离子含量随稻蒜种植年限增加的变化幅度最大，G15 处理下最高，较 G10 处理增加了 2.74 倍。各土层土壤交换性 K^+ 离子含量在稻麦轮作改为稻蒜轮作后均先显著增加($P<0.05$)，0～15 cm 土层以 G10 处理下最高，较 G0 处理增加了 29.09%，但随着稻蒜种

植年限增加而逐渐降低。种植制度改变后,不同土层间土壤交换性 Na^+ 离子和土壤交换性 Ca^{2+} 离子含量具有显著差异:土壤交换性 Na^+ 离子含量在 0～15 cm 土层以 G10 处理最高,但 15～30 cm 和 30～45 cm 土层以 G0 处理最高;土壤交换性 Ca^{2+} 离子含量在 0～15 cm 土层以 G10 处理最低,但 30～45 cm 土层以 G0 处理最低。不同稻蒜轮作年限的各土层土壤交换性 Mg^{2+} 离子含量变化不大。

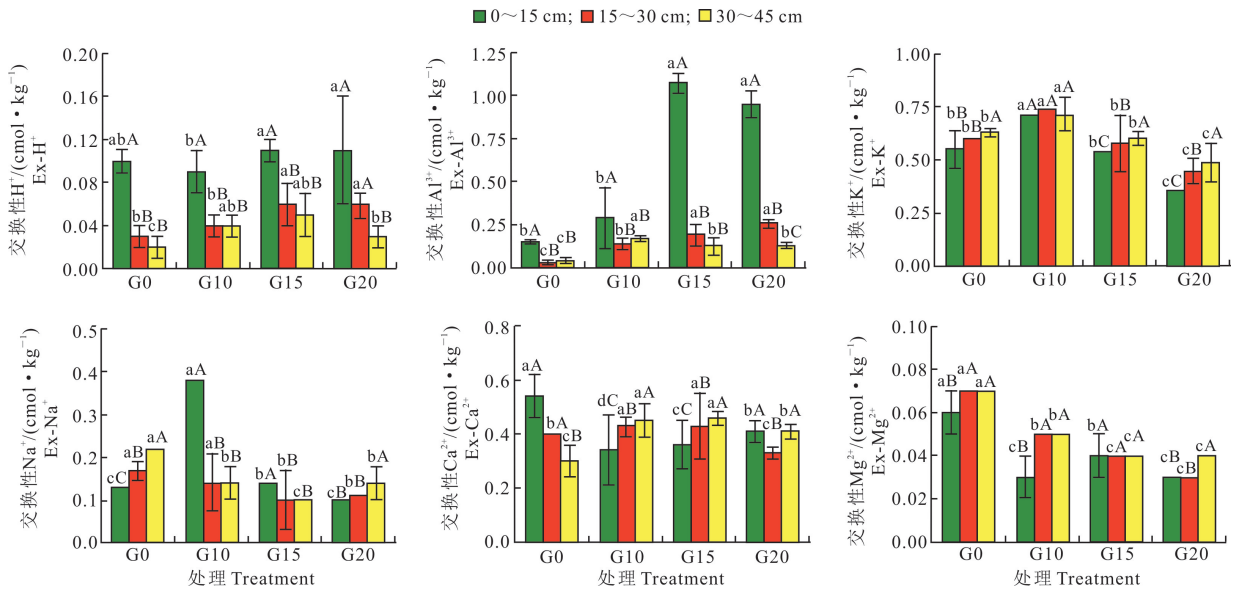
表 2 不同稻蒜(麦)轮作年限土壤酸度特征

Table 2 Characteristics of soil acidity of rice-garlic (wheat) in different rotation years

土层深度/cm Soil depth	处理 Treatment	pH	水解性酸含量/(cmol·kg^{-1}) Hydrolyzable acid	交换性酸含量/(cmol·kg^{-1}) Ex-acid
0～15	G0	5.94±0.08 aC	2.56±0.45 cA	0.32±0.00 bA
	G10	5.64±0.03 bB	4.43±0.06 bA	0.39±0.17 bA
	G15	5.46±0.02 cC	4.82±0.08 abA	1.19±0.01 aA
	G20	5.04±0.03 dC	5.07±0.04 aA	1.06±0.04 aA
15～30	G0	6.64±0.06 bB	0.82±0.04 dB	0.06±0.00 dB
	G10	6.84±0.03 aA	2.37±0.08 bB	0.18±0.05 cA
	G15	6.08±0.03 dB	3.00±0.13 aB	0.26±0.03 bB
	G20	6.28±0.04 cB	1.90±0.09 cB	0.32±0.02 aB
30～45	G0	7.30±0.09 aA	0.77±0.05 cB	0.06±0.01 cB
	G10	6.88±0.01 bA	1.92±0.10 aC	0.21±0.01 aA
	G15	6.24±0.02 dA	2.01±0.23 aC	0.18±0.03 bC
	G20	6.63±0.05 cA	1.64±0.06 bC	0.16±0.02 bC

注:同列数据后标不同小写字母表示同一土层不同稻蒜轮作年限间差异显著($P<0.05$),标不同大写字母表示同一稻蒜轮作年限的不同土层间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters marked after data in the same column indicate significant differences between different rice-garlic rotation years in the same soil layer ($P<0.05$). Different uppercase letters indicate significant differences between different soil layers of the same rice-garlic rotation year ($P<0.05$).



图柱上标不同小写字母表示同一土层不同稻蒜轮作年限间差异显著($P<0.05$),不同大写字母表示同一稻蒜轮作年限的不同土层间差异显著($P<0.05$)。图 2 和 3 同。

Different lowercase letters marked on the columns indicate significant differences between different rice-garlic rotation years in the same soil layer ($P<0.05$), and different uppercase letters indicate significant differences between different soil layers of the same rice-garlic rotation ($P<0.05$). The same Fig. 2 and 3.

图 1 不同稻蒜(麦)轮作年限土壤阳离子交换性能

Fig. 1 Soil ex-cation exchange performance of rice-garlic (wheat) in different rotation years

2.3 不同稻蒜轮作年限土壤水溶性阴阳离子含量

由图 2 可以看出,与 G0 处理相比,在 0～15 cm 土层土壤水溶性阳离子 K^+、Na^+、Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 含量随稻蒜轮作年限增加而显著增加($P<0.05$),均

于 G20 处理最大，分别为 G10 处理的 2.37，3.03，7.64 和 4.35 倍。由稻麦轮作改为稻蒜轮作后，15～30 cm 和 30～45 cm 土层中的土壤水溶性阳离子含量变化不明显，仅水溶性 Na^+ 离子含量显著上升（$P<0.05$）。

由图 3 可知，不同稻蒜轮作年限的土壤水溶性阴离子含量在 0～15 cm 土层中波动最大，均于 G20 处理达到最大值；随稻蒜轮作年限增加，土壤水溶性 NO_3^- 离子含量显著增加，G20 处理是 G0 处理的 53.20 倍（$P<0.05$），而土壤水溶性 Cl^-、SO_4^{2-}、PO_4^{3-} 离子含量先降后升。在 15～30 cm 土层中，随稻蒜轮作年限增加，土壤水溶性阴离子含量除 PO_4^{3-} 外均呈升高趋势，但与表层相比含量显著降低（$P<0.05$）。稻麦轮作改为稻蒜轮作后，在 30～45 cm 土层中土壤水溶性阴离子含量均随稻蒜轮作年限增加而增加。

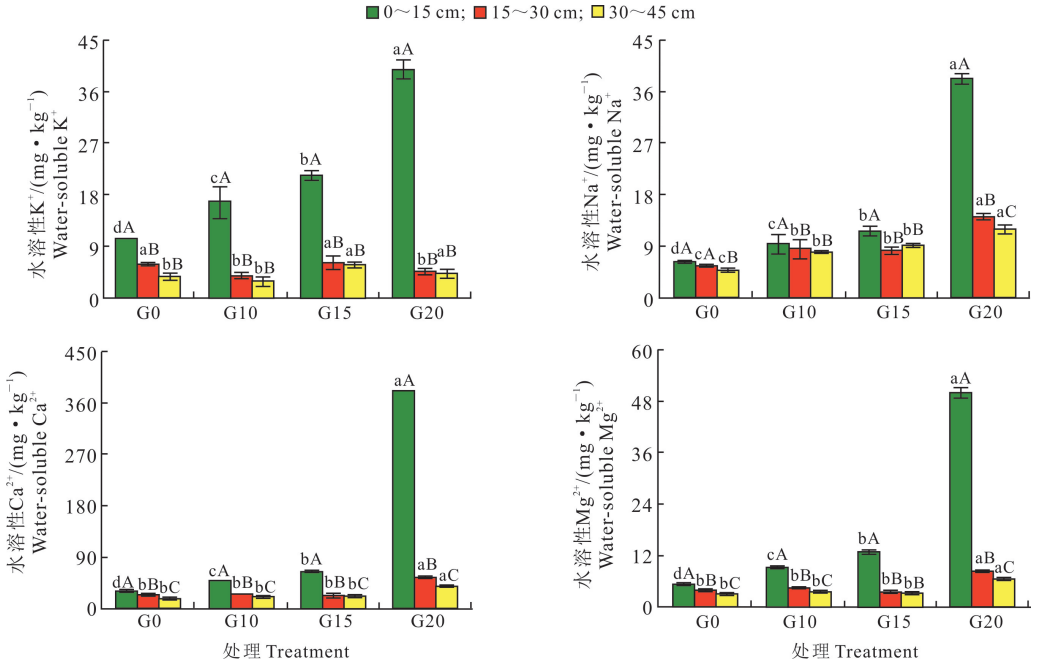


图 2　不同稻蒜（麦）轮作年限土壤水溶性阳离子含量

Fig. 2　Soil water-soluble cation content of rice-garlic (wheat) in different rotation years

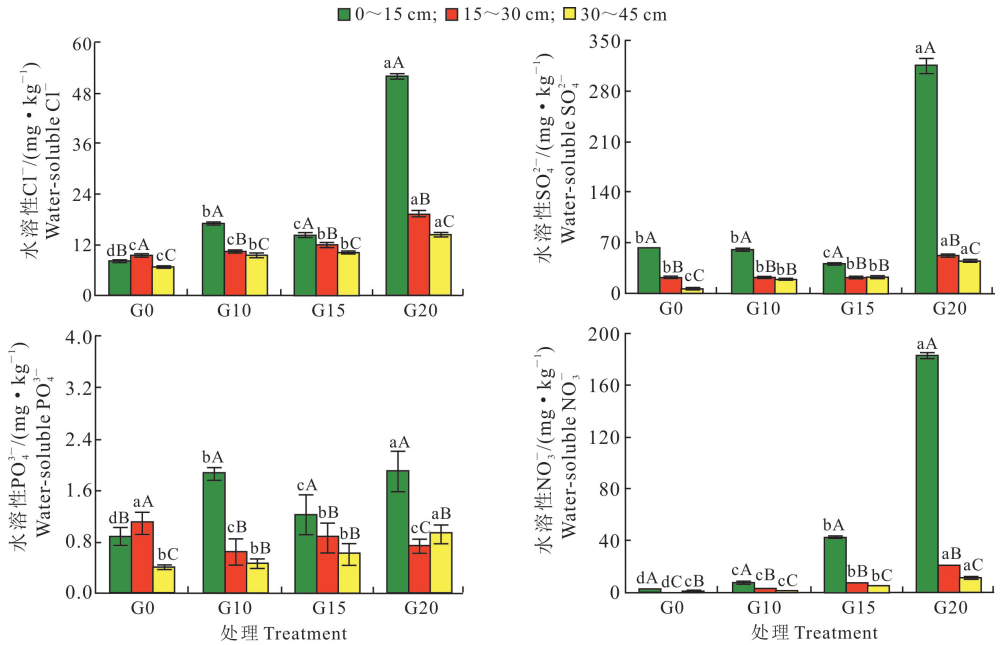
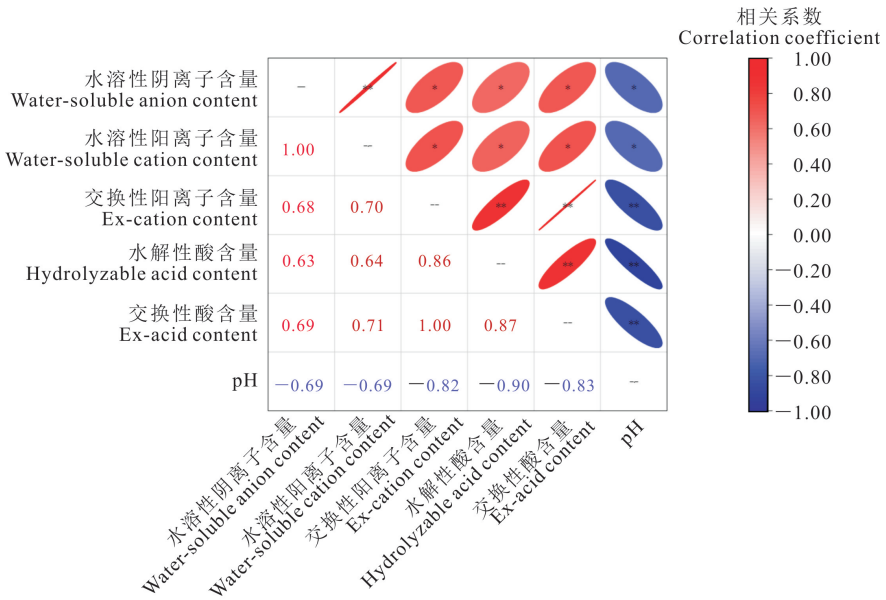


图 3　不同稻蒜（麦）轮作年限土壤水溶性阴离子含量

Fig. 3　Soil water-soluble anion content of rice-garlic (wheat) in different rotation years

2.4 不同稻蒜轮作年限土壤酸化特征对 pH 的影响路径

相关分析结果(图 4)表明,土壤 pH 与不同稻蒜轮作年限土壤的各酸化特征指标均表现为显著负相关($P<0.05$),其中土壤水解性酸含量是水稻土壤 pH 最主要的影响因素,相关系数绝对值大小依次为土壤水解性酸含量(0.90)>土壤交换性酸含量(0.83)>土壤交换性阳离子含量(0.82)>土壤水溶性阴离子含量(0.69)=土壤水溶性阳离子含量(0.69),且土壤水解性酸含量、土壤交换性酸含量、土壤交换性阳离子含量、土壤水溶性阴离子含量、土壤水溶性阳离子含量等酸化特征指标间均存在显著正相关性($P<0.05$),相关系数为 0.63~1.00。



* 表示 $P<0.05$ 水平上显著,** 表示 $P<0.01$ 水平上显著。图 5 同。

* denotes $P<0.05$, and ** denotes $P<0.01$. The same as Fig. 5.

图 4 不同稻蒜(麦)轮作年限土壤 pH 与土壤酸化特征间的相关性

Fig. 4 Correlation between pH and acidification characteristics of rice-garlic (wheat) in different rotation years

为了评估不同稻蒜轮作年限土壤的各酸化特征指标对土壤 pH 的影响路径,构建结构方程模型。根据修正模型拟合指数($\chi^2=4.29$, df=6, CFI=0.96, RMSEA=0)均符合评判标准[19],结果见图 5。图 5 结果表明,不同酸化指标对 pH 的影响机制不同:土壤水溶性阳离子对土壤水溶性阴离子、交换性阳离子和交换性酸有显著影响,土壤交换性阳离子对土壤交换性酸和水解性酸有显著影响($P<0.05$)。值得注意的是,土壤交换性酸和水解性酸对土壤 pH 有直接影响,土壤水溶性阳离子和水溶性阴离子则通过影响土壤交换性阳离子、土壤交换性酸和水解性酸间接影响土壤 pH,而土壤交换性阳离子对土壤 pH 既有直接影响又有间接影响。土壤 pH 的标准化效应如图 6 所示。由图 6 可知中,土壤各酸化特征指标对土壤 pH 表现为显著负影响,仅交换性阳离子表现有正向调控。

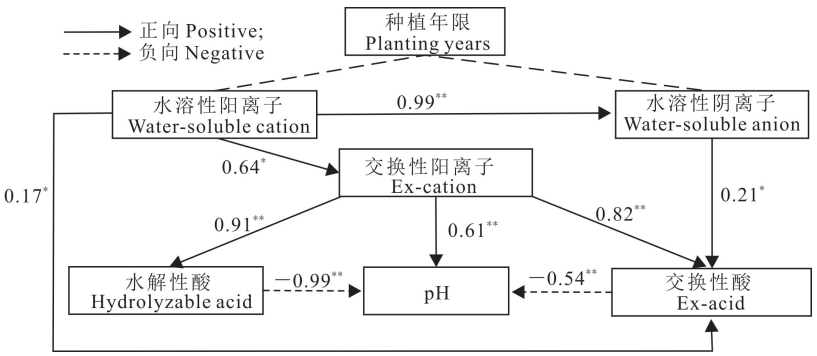


图 5 不同稻蒜(麦)轮作年限土壤酸化特征指标对 pH 影响的结构方程模型(SEM)

Fig. 5 Structural equation modelling (SEM) of the effect of soil acidification characteristic indicators on pH of rice-garlic (wheat) in different rotation years

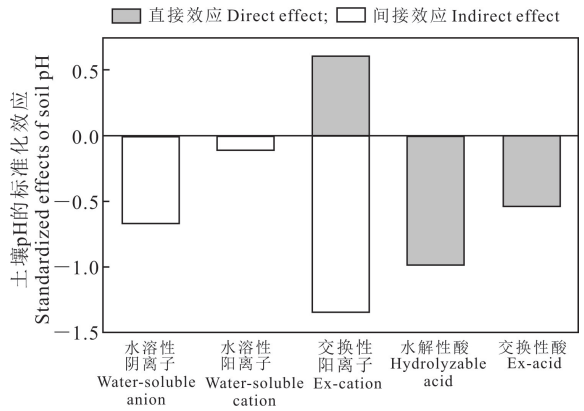


图 6　不同稻蒜(麦)轮作年限土壤 pH 的标准化效应

Fig. 6　Standardization effects of soil pH of rice-garlic (wheat) in different rotation years

3　讨　论

在农业实践中，轮作模式改变会导致作物类型[20]、轮作时间[21]和农艺措施[22]等因素变化，从多个维度影响土壤化学性质[23]。本研究发现，长期稻蒜轮作可有效提高土壤水溶性阴阳离子含量，但土壤水溶性阳离子含量的增幅明显小于土壤水溶性阴离子，0～15 cm 土层中土壤水溶性 NO_3^- 离子含量变化最大，G20 处理是 G0 处理的 53.20 倍；土壤水溶性 PO_4^{3-} 离子含量变化最小，G20 处理仅是 G0 处理的 1.13 倍。原因可能是该地区大蒜种植季节的氮肥施用量高于 300 kg/hm^2，远高于传统的水稻-小麦-油菜轮作施用量[24]。过量氮肥投入会促进硝化作用[25-26]，使得大量土壤水溶性 NH_4^+ 离子在硝化细菌作用下转变为土壤水溶性 NO_3^- 离子并产生质子(H^+)，而多余的土壤水溶性 NO_3^- 离子未能被植物吸收利用而发生积累和浸出[4]。在酸性条件下，土壤中的磷易与铁铝等金属离子发生化学反应被吸附或固定，难以被植物吸收利用[27]，因此在长期施肥下土壤中水溶性 PO_4^{3-} 离子含量变化不大。本研究中，稻麦轮作改为稻蒜轮作后，在 15～45 cm 土层中，土壤水溶性阴阳离子含量均较表层显著降低，不同稻蒜轮作年限间的差异减小，主要是因为大蒜根系较小麦和水稻浅[28]，底层土壤中根系分布少，对底层土壤水溶性阴阳离子的影响小。一般来说，土壤中水溶性离子与交换性离子关系密切，两者通常处于动态平衡状态，当土壤水溶性盐基阳离子积累后，土壤交换性盐基阳离子含量也会随之增加[29]。本研究结果与之相反，随着种植年限增加稻蒜轮作的表层土壤交换性盐基阳离子含量总体上呈现降低趋势，但土壤水溶性盐基阳离子即土壤水溶性 Na^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+} 离子含量增加。这可能是因为稻蒜轮作体系实施秸秆还田时，水稻土的湿润条件导致秸秆进行不完全分解并阻碍了 CO_2 的溢出，这加重了土壤水溶性盐基阳离子淋溶，导致土壤交换性盐基阳离子含量也随之降低[30]。土壤交换性盐基阳离子在一定程度上反映了土壤的缓冲性能，土壤盐基阳离子的淋失致使土壤酸缓冲能力下降，土壤交换性酸和水解性酸含量增加，土壤 pH 下降而酸化[31]。这与本研究中随着稻蒜轮作年限增加，水稻土壤交换性酸、水解性酸含量显著增加，土壤 pH 显著下降的结果相符。

本研究还发现，土壤交换性阳离子对土壤 pH 的间接影响强于直接影响，通过影响土壤水解性酸和交换性酸的含量对土壤 pH 产生影响，且两种酸与土壤 pH 均为负相关；0～15 cm 土层中随稻蒜轮作年限增加 pH 显著降低，而土壤水解性酸和交换性酸含量显著升高的趋势也与之一致。XU 等[32]研究也表明，土壤交换性酸与土壤 pH 呈显著负相关，且土壤 pH 值随种植年限增加而减少。本研究中，稻蒜种植年限增加后，土壤交换性 H^+ 离子含量变化较土壤交换性 Al^{3+} 离子变化小，土壤交换性 H^+ 离子占土壤交换性酸的比例逐渐降低。主要是因为酸性土壤中交换性酸以土壤交换性 Al^{3+} 离子为主，当土壤交换性 H^+ 离子占土壤交换性酸的比例随土壤酸化程度提高而降低，酸化越严重的土壤交换性 Al^{3+} 离子所占比例越大[33]。说明随种植年限增加，土壤酸化程度越严重。本研究结果表明，土壤水溶性阴阳离子则通过影响土壤水解性酸和交换性酸间接影响土壤 pH，其中土壤水解性酸对土壤 pH 的影响较交换性酸显著，说明土壤水溶性离子对土壤 pH 的影响，更多是通过土壤水溶性阳离子-土壤交换性阳离子-土壤水解性酸路径来影响土壤 pH。此外，范庆锋等[34]研究表明，土壤水溶性盐基组成的改变对土壤交换性盐基的组成变化具有十分重要的影响。这解释了土壤水溶性离子可通过影响土壤交换性阳离子间接影响土壤 pH。但本研究受试验条件限制，所选取的土层剖面深度为 45 cm，对 45 cm 以下深土层的土壤酸化特征还有待进一步研究。

4　结　论

长期稻蒜轮作种植使土壤呈现明显酸化，且随着轮作年限的增加，土壤 pH 有下降趋势。其中土壤水解性酸、交换性酸、交换性阳离子和水溶性阴阳离子含量显著升高；土壤各酸化特征指标之间存在

不同程度的相关性,且均与土壤 pH 表现为极显著负相关,其中土壤水溶性阴阳离子通过土壤交换性阳离子、交换性酸和水解性酸间接影响土壤 pH,土壤水解性酸和土壤交换性酸直接影响土壤 pH 且影响程度最大,而土壤交换性阳离子对土壤 pH 既有直接影响又有间接影响。因此稻蒜轮作年限不宜过长,可通过合理调控化肥施用等措施来改善土壤酸化现象。

[参考文献]

[1] HOU E Q,XIANG H M,LI J L,et al. Soil acidification and heavy metals in urban parks as affected by reconstruction intensity in a humid subtropical environment[J]. Pedosphere,2015,25(1):82-92.

[2] KÖGEL-KNABNER I,AMELUNG W,CAO Z H,et al. Biogeochemistry of paddy soils[J]. Geoderma,2010,157(1/2):1-14.

[3] GUO J H,LIU X J,ZHANG Y,et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. Science,2010,327(5968):1008-1010.

[4] XIE J,WANG D,CHEN Y X,et al. Neutral purple soil acidification and mineralogical property changes due to long-term urea application in southwest China[J]. Soil and Tillage Research,2024,244:106227.

[5] ISLAM A,EDWARDS D G,ASHER C J. pH optima for crop growth:results of a flowing solution culture experiment with six species[J]. Plant and Soil,1980,54(3):339-357.

[6] KOPITTKE P M,MOORE K L,LOMBI E,et al. Identification of the primary lesion of toxic aluminum in plant roots[J]. Plant Physiology,2015,167(4):1402-1411.

[7] ZHU H H,CHEN C,XU C,et al. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China[J]. Environmental Pollution,2016,219:99-106.

[8] CHALCHISSA F B,KURIS B K. Modeling the impacts of extreme climate scenarios on soil acidity (pH and exchangeable aluminum) in Abbay River Basin,Ethiopia[J]. Heliyon,2024,10(12):e33448.

[9] LI Q Q,LI S,XIAO Y,et al. Soil acidification and its influencing factors in the purple hilly area of southwest China from 1981 to 2012[J]. Catena,2019,175:278-285.

[10] LIU Y H,LI Z T,LI Y M,et al. Impact of extended dryland crop rotation on sustained potato cultivation in Northwestern China[J]. Resources,Conservation and Recycling,2023,197:107114.

[11] XIE J,LIANG F,LIU Z B,et al. Acidification characteristics and its influencing factors of red paddy soil derived from four parent materials in Southeast of China[J]. Geoderma Regional,2023,34:e00673.

[12] TANG X,CAI Z J,XU M G,et al. Acidity characteristics of red soil profile under different land use patterns[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers,2018,24(6):1704-1712.

[13] LUO Y L,LI Q Q,SHEN J,et al. Effects of agricultural land use change on organic carbon and its labile fractions in the soil profile in an urban agricultural area[J]. Land Degradation & Development,2019,30(15):1875-1885.

[14] SHEN J,TAO Q,DONG Q,et al. Long-term conversion from rice-wheat to rice-vegetable rotations drives variation in soil microbial communities and shifts in nitrogen-cycling through soil profiles[J]. Geoderma,2021,404:115299.

[15] SHEN J,LUO Y L,TAO Q,et al. The exacerbation of soil acidification correlates with structural and functional succession of the soil microbiome upon agricultural intensification[J]. Science of the Total Environment,2022,828:154524.

[16] 余金阳. 酸化对大蒜种植土壤微生物学特性的影响及调控效果研究[D]. 成都:四川农业大学,2023.
YU J Y. Influences of acidification to microbiological characteristics of garlic cropping soil and its restoration effect[D]. Chengdu:Sichuan Agricultural University,2023.

[17] 王斌,黄盛怡,闵庆文,等. 成都平原不同作物种植模式生产效率及其影响因素研究:以成都市郫都区为例[J]. 中国农学通报,2020,36(6):140-148.
WANG B,HUANG S Y,MIN Q W,et al. Production efficiency and its influence factors of crop planting patterns in Chengdu Plain:a case study of Pidu District[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin,2020,36(6):140-148.

[18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京:中国农业出版社,2000.
BAO S D. Soil agrochemical analysis[M]. 3rd ed. Beijing:China Agriculture Press,2000.

[19] 吴明隆. 结构方程模型:AMOS 的操作与应用[M]. 2 版. 重庆:重庆大学出版社,2010.
WU M L. Structural equation model:operation and application of AMOS[M]. 2nd ed. Chongqing:Chongqing University Press,2010.

[20] TIEMANN L K,GRANDY A S,ATKINSON E E,et al. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem[J]. Ecology Letters,2015,18(8):761-771.

[21] BENNETT A J,BENDING G D,CHANDLER D,et al. Meeting the demand for crop production:the challenge of yield decline in crops grown in short rotations[J]. Biological Reviews,2012,87(1):52-71.

[22] LI X G,JOUSSET A,BOER W D,et al. Legacy of land use history determines reprogramming of plant physiology by soil microbiome[J]. The ISME journal,2019,13(3):738-751.

[23] YANG T,SIDDIQUE K H M,LIU K. Cropping systems in agriculture and their impact on soil health:a review[J]. Global Ecology and Conservation,2020,23:e01118.

[24] LI Q Q,LI A W,YU X L,et al. Soil acidification of the soil profile across Chengdu Plain of China from the 1980 to 2010[J]. Science of The Total Environment,2020,698:134320.

[25] MCPHARLIN I R，AYLMORE P M，JEFFERY R C. Nitrogen requirements of lettuce under sprinkler irrigation and trickle fertigation on a spearwood sand[J]. Journal of Plant Nutrition，1995，18(2)：219-241.

[26] ZHU J H，LI X L，CHRISTIE P，et al. Environmental implications of low nitrogen use efficiency in excessively fertilized hot pepper (*Capsicum frutescens* L.) cropping systems[J]. Agriculture，Ecosystems & Environment，2005，111(1/2/3/4)：70-80.

[27] HONG C，LU S G. Does biochar affect the availability and chemical fractionation of phosphate in soils? [J]. Environmental Science and Pollution Research，2018，25：8725-8734.

[28] QIN H L，ZHANG Z X，LU J，et al. Change from paddy rice to vegetable growing changes nitrogen-cycling microbial communities and their variation with depth in the soil[J]. European Journal of Soil Science，2016，67(5)：650-658.

[29] 陈检锋，陈华，付利波，等. 免耕覆盖下不同氮磷钾配比对旱地小麦产量效益和养分利用的影响[J]. 农学学报，2020，10(2)：50-55.
CHEN J F，CHEN H，FU L B，et al. Effects of various NPK combinations on yield，effects of various NPK combinations on yield，economic benefit and nutrition utilization of wheat with mulching and no-tillage[J]. Journal of Agriculture，2020，10(2)：50-55.

[30] LIANG F，LI B，VOGT R D，et al. Straw return exacerbates soil acidification in major Chinese croplands[J]. Resources，Conservation and Recycling，2023，198：107176.

[31] VAN BREEMEN N，MULDER J，DRISCOLL C T. Acidification and alkalinization of soils[J]. Plant and Soil，1983，75：283-308.

[32] XU L Y，WANG M Y，SHI X Z，et al. Effect of long-term organic fertilization on the soil pore characteristics of greenhouse vegetable fields converted from rice-wheat rotation fields[J]. Science of The Total Environment，2018，631：1243-1250.

[33] 鲁艳红，廖育林，聂军，等. 长期施用氮磷钾肥和石灰对红壤性水稻土酸性特征的影响[J]. 土壤学报，2016，53(1)：202-212.
LU Y H，LIAO Y L，NIE J，et al. Effect of long-term fertilization and lime application on soil acidity of reddish paddy soil [J]. Acta Pedologica Sinica，2016，53(1)：202-212.

[34] 范庆锋，张玉龙，陈重，等. 保护地土壤酸度特征及酸化机制研究[J]. 土壤学报，2009，46(3)：466-471.
FAN Q F，ZHANG Y L，CHEN C，et al. Acidity characteristics and acidification mechanism of soils in protected fields [J]. Acta Pedologica Sinica，2009，46(3)：466-471.

（责任编辑：屈李纯）

（上接第 68 页）

[39] 项剑，孙禧，王成，等. 生物炭对滨海盐碱土氮素转化和 N_2O 排放的影响[J]. 应用生态学报，2023，34(11)：2969-2977.
XIANG J，SUN X，WANG C，et al. Effects of biochar application on nitrogen transformation and N_2O emission in a coastal saline-alkali soil [J]. Chinese Journal of Applied Ecology，2023，34(11)：2969-2977.

[40] LI J G，PU L J，HAN M F，et al. Soil salinization research in China：advances and prospects [J]. Journal of Geographical Sciences，2014，24(5)：943-960.

[41] DA SILVA ALVES L，CAITANO C E C，FERRARI S，et al. Application of spent sun mushroom substrate in substitution of synthetic fertilizers at maize topdressing[J]. Agronomy，2022，12(11)：2884.

[42] 张晗芝，黄云，刘钢，等. 生物炭对玉米苗期生长、养分吸收及土壤化学性状的影响[J]. 生态环境学报，2010，19(11)：2713-2717.
ZHANG H Z，HUANG Y，LIU G，et al. Effects of biochar on corn growth，nutrient uptake and soil chemical properties in seeding stage[J]. Ecology and Environmental Sciences，2010，19(11)：2713-2717.

（责任编辑：李小平）