

DOI: 10.11766/trxb202205160257

牛犇, 王艳玲. 不同年限稻田红壤发生层土壤磷的固持容量及其释放潜能研究[J]. 土壤学报, 2023, 60(6): 1724–1736.

NIU Ben, WANG Yanling. Retention Capacity and Release Potential of Soil Phosphorus in Paddy Red Soil Pedogenic Horizons with Different Planting Years[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(6): 1724–1736.

不同年限稻田红壤发生层土壤磷的固持容量及其释放潜能研究*

牛 犇¹, 王艳玲^{2†}

(1. 南京信息工程大学长望学院, 南京 210044; 2. 南京信息工程大学应用气象学院, 南京 210044)

摘 要: 以江西鹰潭孙家典型红壤小流域中期稻田 (MP)、新稻田 (NP) 与老稻田 (OP) 的发生层土壤为研究对象, 基于吸附-解吸实验与结构方程模型, 分析了稻田红壤各发生层土壤磷的固持能力 (PSI)、最大固持容量 (MCSP) 及释放潜能的变化差异与影响因子, 明确了固定态磷的释放机制与流失风险。结果表明: 随发生层深度的增加, 稻田红壤 PSI 及 MCSP 逐渐增大, 二者变化分别为: MP > NP > OP 与 NP > MP > OP; 但稻田红壤发生层中电性吸附态磷 (CaCl₂-P) 及 OP 剖面专性吸附态磷 (EDTA-P) 逐渐降低, 而 MP 剖面 and NP 剖面的 EDTA-P 以及稻田红壤发生层的残留态磷 (Red-P) 则相反; OP 剖面发生层 CaCl₂-P 与 EDTA-P 的比值随发生层深度的增加呈逐渐升高趋势, 且显著高于 MP 和 NP 剖面。结构方程模型分析结果表明, 土壤有机质、全磷、pH 和铁铝氧化物之间相互作用且协同调控着稻田红壤的磷吸附位点数量及其吸附-解吸能力。稻田红壤水耕层 (Ap 层) 土壤吸磷能力弱、释磷能力强, 土壤磷流失风险大; 而氧化还原层 (Br) 和母质层 (C) 土壤吸磷能力强、释磷能力弱, 土壤磷固持容量大。与新稻田和中期稻田剖面相比, 老稻田发生层土壤中吸附态磷更难以向专性吸附态磷及残留态磷转化, 土壤磷流失风险相对较大, 需及时采取相应的调控措施。

关键词: 稻田红壤; 磷吸持指数; 磷固持容量; 吸附-解吸; 结构方程模型

中图分类号: S153 文献标志码: A

Retention Capacity and Release Potential of Soil Phosphorus in Paddy Red Soil Pedogenic Horizons with Different Planting Years

NIU Ben¹, WANG Yanling^{2†}

(1. Changwang School of Honors, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 2. College of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: 【Objective】 This study aimed to analyze the change of phosphorus fixation capacity and release potential in different occurrence layers of red paddy soil, to clarify the release mechanism of fixed phosphorus (P), and to evaluate the loss risk of P in red paddy soil with different planting years. 【Method】 Soil samples were collected from the bottom to the top of three typical red paddy fields in Yingtan, Jiangxi Province. These paddies included a mid-phase paddy field (MP), a new paddy field (NP) and an

* 国家自然科学基金项目 (42077087) 资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 42077087)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: ylwang@nuist.edu.cn

作者简介: 牛 犇 (2000—), 男, 河南郑州人, E-mail: 1016416337@qq.com

收稿日期: 2022-05-16; 收到修改稿日期: 2022-09-04; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2022-10-27

old paddy field (OP). Based on the adsorption-desorption experiment and structural equation model, the variation differences and influencing factors of phosphorus retention capacity (PSI), maximum capacity of soil fixed phosphorus (MCSP) and the release potential of the soil were analyzed. 【Result】 With the increase of pedogenic horizons depth, PSI and MCSP of red paddy soil gradually increased, and the order of their changes were: MP > NP > OP and NP > MP > OP. The desorption capacity of electrostatically adsorbed state P ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) of OP, MP and NP profiles and the desorption capacity of specific adsorbed state P (EDTA-P) in the OP profile gradually decreased with the increasing profile depth. Also, the EDTA-P in MP (except Ap_1 layer) and NP profiles and residual P (Red-P) in soil pedogenic horizons followed an opposite trend. With the increase of profile depth, the $\text{CaCl}_2\text{-P}$ /EDTA-P in the pedogenic horizons of the OP profile increased, which was significantly higher than that in the MP and NP profiles. The adsorption-desorption capacity of phosphorus in red paddy soil is mainly affected by SOM (soil organic matter), TP (total phosphorus), pH and iron-aluminum oxides. The interaction between SOM, TP, pH and iron-aluminum oxides jointly regulates the number of phosphorus adsorption sites and the strength of adsorption-desorption capacity in red paddy soil. 【Conclusion】 In this research, it was found that the Ap layer of red paddy soils was characterized by the weak capacity of the soil P sorption and strong capacity of P desorption and a high risk of soil P loss. Meanwhile, Br and C layers showed a stronger soil P sorption capacity and a weaker P desorption capacity, and a higher soil P fixation capacity than the Ap layer. Compared with the profile of OP, the exogenous P adsorbed in pedogenic horizons of NP and MP was more easily converted to the specialized adsorption state and residual state P, thus, resulting in a reduced risk of soil P loss. The risk of P loss in the OP profile was relatively higher than its counterparts, and timely regulatory measures are needed.

Key words: Paddy red soil; Phosphorus sorption index; Phosphorus retention capacity; Adsorption-Desorption; Structural equation model

土壤磷的吸附-解吸作用与过程直接影响着土壤溶液中磷的生物有效性及其流失风险^[1]。外源磷首先受静电引力的作用附着在土壤颗粒表面,以电性吸附态磷的形式存在(即 CaCl_2 可提取态磷, $\text{CaCl}_2\text{-P}$),而后电性吸附态的磷酸根会置换土壤胶体表面金属原子配位壳中的氢氧根,并通过电子转移和共享电子对形成配位键吸附在胶体表面,以专性吸附态磷的形式存在(即 EDTA 可提取态磷, EDTA-P)^[2]。 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 附着在双电层的扩散层,受到与吸附时同样大小的解吸力便会发生解吸,是土壤磷供给植物需求磷的主要来源。但由于 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 多处于动态平衡,其释放潜能高、流失风险大。EDTA-P 通过共价键或配位键结合在土壤颗粒表面^[3],其活性会随着时间推移而下降,释放潜能及流失风险也相对较低。

铁铝氧化物含量丰富的红壤具有极强的固磷能力,土壤磷素利用率低下,是红壤区农业生产中的主要障碍因素之一。稻田红壤因普遍缺磷而过量施用磷肥现象极为普遍,红壤稻田种植区因土壤磷流失所导致磷素资源浪费及水体污染现象日益严重。尤其是施磷量超过了土壤最大固磷容量后,土壤磷的流失风险随之急剧增大。朱坚等^[4]研究表明,当

磷肥施用过量时,稻田土壤磷素的流失风险期将从 10 d 左右延长至 50~70 d,流失风险期中的任何一次田间排水均有可能引发附近水体的富营养化。而有机肥配施量在 50%以上时,稻田磷素流失率也显著增加^[5]。土壤磷素随地表径流的迁移是一个复杂的物理化学过程,受降雨强度、植被覆盖等多方面因素的影响,即使是一些非可溶性的养分也会以物理冲刷的形式混入泥沙中被带走^[6]。通常认为磷在土壤中的移动性相对较弱,但稻田土壤磷素的移动性明显强于旱地土壤,而过度施肥极易导致磷在剖面中过度积累,威胁地下水质量^[7],尤其是施用猪厩肥后,土壤磷在剖面中的移动性则显著升高^[8]。有机肥的施用增加了土壤磷的垂直迁移能力,这可能是因为有有机肥中的有机磷更易于移动,也可能有有机肥料中的有机酸有助于激活土壤中的磷,减少土壤对磷的吸附,使磷具有更大的流动性,促进了磷的迁移^[9]。可见,磷素在土壤剖面中的淋失不容忽视。

稻田独特的干湿交替水分管理模式为土壤磷的剖面迁移与流失创造了“优越条件”,而植稻年限的长短也影响了稻田红壤不同发生层土壤对外源磷吸附-解吸能力以及土壤磷释放潜能与流失风险^[10]。因此,本研究以江西鹰潭孙家红壤典型小流域中不同

种植年限的稻田红壤发生层土壤为对象, 基于土壤磷素吸持指数(PSI)及其解吸态磷的数量变化分析, 探讨了稻田红壤各发生层土壤磷的固持容量及释放潜能的变化差异, 明确固定态磷的释放机制; 基于逐步回归与结构方程模型分析探讨了铁铝氧化物、土壤有机质、pH 等因子对稻田红壤发生层土壤固磷容量及磷素释放潜能的影响。研究结果可为稻田红壤磷素管理及其流失风险管控提供理论依据及科学指导。

1 材料与方法

1.1 稻田红壤发生层样品采集与制备

2018 年 12 月, 在江西鹰潭孙家典型红壤小流

域内, 选择了坡上中期稻田 (MP, 50~60 年)、坡中新稻田 (NP, 20~30 年) 及坡底老稻田 (OP, 400~500 年) 三处田块, 在每个田块的中间位置, 按长×宽×深为 2 m×1 m×1 m 标准挖土壤剖面, 并向阳面作为观察面, 然后, 自下而上地采集各发生层土壤样品, 每个发生层平行采集 8~10 个土壤样品, 混匀后带回室内, 去除小石砾及动植物残体, 经自然风干并磨细过 2 mm 和 0.149 mm 筛, 保存备用。稻田红壤发生层划分及基本理化性质见表 1。小流域的稻田每年 4 月施用复合肥 (N : P₂O₅ : K₂O = 15 : 15 : 15) 50~75 kg·hm⁻², 尿素 (N : 46.67%) 25~40 kg·hm⁻², 钾肥 (K₂O : 60%) 5~10 kg·hm⁻²; 每年 7 月施用复合肥 10~25 kg·hm⁻², 尿素 10~35 kg·hm⁻²。小流域具体概况可参考文献[11]。

表 1 稻田红壤发生层划分及基本理化性质

Table 1 The division of red soil occurrence layer and basic physicochemical properties of paddy field

| 剖面 Profile | 深度 Depth/cm | 发生层 Horizon | BD/ (g·cm ⁻³) | pH | SOM/ (g·kg ⁻¹) | TP/ (g·kg ⁻¹) | C/N |
|------------------------------------|----------------|-----------------|---------------------------|-------------|----------------------------|---------------------------|-------|
| 新稻田 New paddy field (NP) | 0~15 | Ap ₁ | 1.11c | 4.06±0.03a | 14.7±3.71a | 0.28±0.02a | 9.04a |
| | 15~20 | Ap ₂ | 1.69a | 4.09±0.03a | 9.14±1.11b | 0.19±0.02b | 9.17a |
| | 20~40 | Br ₁ | 1.57a | 4.06±0.03a | 4.65±2.01c | 0.08±0.01c | 7.02b |
| | 40~80 | Br ₂ | 1.41b | 3.92±0.02b | 2.59±0.20d | 0.06±0.00c | 5.42c |
| | 80~120 | C | 1.46b | 3.84±0.04c | 1.98±0.26d | 0.09±0.00c | 3.78d |
| 中期稻田 Middle paddy field (MP) | 0~20 | Ap ₁ | 0.87c | 4.01±0.01c | 42.6±2.79a | 0.72±0.02a | 9.67a |
| | 20~25 | Ap ₂ | 1.38b | 4.32±0.11b | 11.6±3.66b | 0.16±0.02b | 9.61a |
| | 25~50 | Br ₁ | 1.52a | 4.76±0.02a | 6.49±0.43d | 0.13±0.01b | 8.37b |
| | 50~60 | Br ₂ | 1.50a | 4.72±0.10a | 9.57±1.79c | 0.07±0.00c | 7.79b |
| | 60~100 | Brs | 1.33b | 4.20±0.13bc | 9.90±0.53c | 0.16±0.01b | 6.35c |
| 老稻田 Old paddy field (OP) | 0~15 | Ap ₁ | 1.27ab | 4.02±0.02b | 45.7±5.38a | 0.39±0.01a | 9.70a |
| | 15~30 | Ap ₂ | 1.56a | 4.01±0.02b | 11.0±2.00b | 0.27±0.00b | 9.28a |
| | 30~60 | Br ₁ | 0.93b | 4.01±0.01b | 10.1±0.50b | 0.23±0.01c | 8.23b |
| | 60~100 | Brs | 0.96b | 4.65±0.06a | 8.06±0.39c | 0.29±0.00b | 6.76c |

| 剖面 Profile | 深度 Depth/cm | 发生层 Horizon | α-Fe ₂ O ₃ / (g·kg ⁻¹) | α-Al ₂ O ₃ / (g·kg ⁻¹) | f-Fe ₂ O ₃ / (g·kg ⁻¹) | f-Al ₂ O ₃ / (g·kg ⁻¹) |
|--------------------------------|----------------|-----------------|---|---|---|---|
| 新稻田 New paddy field (NP) | 0~15 | Ap ₁ | 5.57±0.30Aa | 3.41±0.69Aa | 38.13±2.32Ab | 10.6±0.33Aa |
| | 15~20 | Ap ₂ | 4.40±0.32Ab | 2.36±0.12Cb | 39.90±0.64Ca | 11.3±0.28Aa |
| | 20~40 | Br ₁ | 1.84±0.56Bc | 2.28±0.42Bb | 33.60±1.16Cc | 11.3±0.29Ca |
| | 40~80 | Br ₂ | 1.20±0.14Cd | 2.40±0.37Cb | 33.55±0.32Bc | 10.9±0.36Ca |
| | 80~120 | C | 0.56±0.17 e | 1.75±0.113c | 38.0±4.87b | 9.49±0.62 b |

续表

| 剖面 Profile | 深度 Depth/cm | 发生层 Horizon | $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3/$ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3/$ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | $f\text{-Fe}_2\text{O}_3/$ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) | $f\text{-Al}_2\text{O}_3/$ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) |
|---------------------------------|----------------|-----------------|--|--|---|---|
| 中期稻田 Middle paddy field (MP) | 0~20 | Ap ₁ | 3.19±0.13Ca | 3.70±0.39Ab | 21.62±0.38Bd | 11.0±0.37Ac |
| | 20~25 | Ap ₂ | 1.74±0.29Cd | 3.10±0.21Ac | 56.87±3.16Aa | 16.0±0.78Ab |
| | 25~50 | Br ₁ | 1.26±0.84Ce | 2.33±0.01Bd | 41.52±0.36Ac | 14.5±1.71Ab |
| | 50~60 | Br ₂ | 2.52±0.14Bc | 3.89±0.39Ab | 39.11±1.74Ac | 15.2±1.95Ab |
| | 60~100 | Brs | 2.91±0.25Aa | 5.71±0.56Aa | 48.40±4.40Ab | 22.7±1.58Aa |
| 老稻田 Old paddy field (OP) | 0~15 | Ap ₁ | 4.00±0.70Bb | 2.96±0.35Bc | 16.80±0.83Cd | 6.9±0.80Ba |
| | 15~30 | Ap ₂ | 3.80±0.32Bb | 2.55±0.34Bd | 43.61±0.11Bb | 11.0±1.53Aa |
| | 30~60 | Br ₁ | 4.37±0.14Aa | 3.24±0.34Ab | 38.57±0.69Bc | 12.7±0.95ABa |
| | 60~100 | Brs | 2.40±0.24Ac | 3.49±0.22Ba | 54.02±3.04Aa | 18.7±0.49Ba |

注: BD, 土壤容重; SOM, 土壤有机质; TP, 土壤全磷; C/N, 碳氮比; $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, 非晶质氧化铁; $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$, 非晶质氧化铝; $f\text{-Fe}_2\text{O}_3$, 游离氧化铁; $f\text{-Al}_2\text{O}_3$, 游离氧化铝。相同小写字母表示同一剖面不同发生层间差异不显著 ($P > 0.05$), 相同大写字母表示同一发生层不同剖面间差异不显著 ($P > 0.05$)。下同。Note: BD, soil bulk density; SOM, soil organic matter; TP, total phosphorus; C/N, carbon-nitrogen ratio; $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, amorphous iron oxide; $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$, amorphous alumina oxide; $f\text{-Fe}_2\text{O}_3$, free iron oxide; $f\text{-Al}_2\text{O}_3$, free alumina oxide; The same lowercase letter means no significant difference between different pedogenic horizon in the same profile ($P > 0.05$), the same uppercase letter means no significant difference between a different profile in the same pedogenic horizon ($P > 0.05$). The same as below.

1.2 土壤磷吸持指数 (PSI) 测定及土壤最大固磷容量 (MCSP) 计算

称取 1.00 g 过 2 mm 筛的风干土样, 置于 50 mL 的离心管中, 加入 20 mL 磷浓度为 $75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCl_2 溶液 (磷的加入量为 $1.5 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$), 同时在离心管中加入 2 滴甲苯防止微生物活动。将离心管加盖后, 在 $25 \pm 2^\circ\text{C}$ 的室温下使用往复振荡仪振荡 18 h 后, 离心, 过滤, 用钼蓝比色法测定滤液中的磷浓度, 并根据式 (1) 计算得到土壤磷吸持指数 (PSI) [12]:

$$\text{PSI}(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}) = \frac{X}{\lg C} \quad (1)$$

式中, X 为土壤磷吸附量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 即加入磷的量减去滤液中磷的量; C 为平衡溶液中磷的浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

固液比 (DR) 是指土壤磷吸附量与平衡溶液中磷含量的比值:

$$\text{DR} = \frac{X}{C} \quad (2)$$

基于土壤最大吸磷量 (X_m) 与 PSI 间的相关系

数, 即 $X_m = 0.5 \text{ PSI} + 412.8$ ($r = 0.967$, $P < 0.01$) [13], 计算得出各发生层土壤的最大吸磷量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 再由式 (3) 计算得出各发生层的最大固磷容量 (Maximum Capacity of Soil Fixed Phosphorus, MCSP, $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-1}$)

$$\text{MCSP}_i/(\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}) = X_m \times \text{BD} \times h_i \quad (3)$$

式中, X_m 为土壤最大吸磷量, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; BD 为土层容重, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$; h_i 表示第 i 层的土层深度, cm, i 为某一发生层。

剖面各发生层最大固磷总量 (MCSP_T) 可由式 (4) 计算得到:

$$\text{MCSP}_T = \sum_{i=1}^n \text{MCSP}_i \quad (4)$$

式中, MCSP_T 为最大固磷总量, MCSP_i 为某一发生层的最大固磷总量, n 为某剖面的发生层层数。

1.3 土壤吸附态磷的解吸

PSI 测定结束后, 用饱和 NaCl 溶液将残留的离心管底部土壤样品清洗两次 (每次 20 mL), 离心后倒掉清洗液。然后, 加入 10 mL $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCl_2 溶液, 在 $25 \pm 2^\circ\text{C}$ 的室温下振荡 18 h, 离心、过滤,

采用钼蓝比色法测定溶液中的磷浓度；而后继续用 CaCl_2 溶液对吸附磷进行解吸 4~5 次，直至无磷释放为止后，继续向离心管内加入 10 mL $0.1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ EDTA- Na_2 溶液，振荡 18 h，离心、过滤后测定溶液中的磷浓度^[14]。

1.4 土壤基础理化性质测定

土壤 pH 采用电位法测定， $1.0 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 溶液浸泡，液土比为 2.5 : 1。土壤有机质 (SOM) 采用高温外加热—重铬酸钾氧化—容量法测定。土壤全磷 (TP) 采用浓硫酸—高氯酸消解—钼锑抗比色法测定。土壤游离态的氧化铁 ($f\text{-Fe}_2\text{O}_3$) 和氧化铝 ($f\text{-Al}_2\text{O}_3$) 采用 DCB (连二亚硫酸钠-柠檬酸铵-重碳酸氢钠) 法提取；非晶质态的氧化铁 ($a\text{-Fe}_2\text{O}_3$) 与氧化铝 ($a\text{-Al}_2\text{O}_3$) 采用酸性草酸铵缓冲液 ($\text{pH} = 3.17$) 提取，上述提取液中的铁、铝浓度使用电感耦合等离子光谱发生仪 (Avio 200, PerkinElmer, 新加坡) 测定。以上分析项目具体操作步骤见《土壤农业化学分析方法》^[15]。

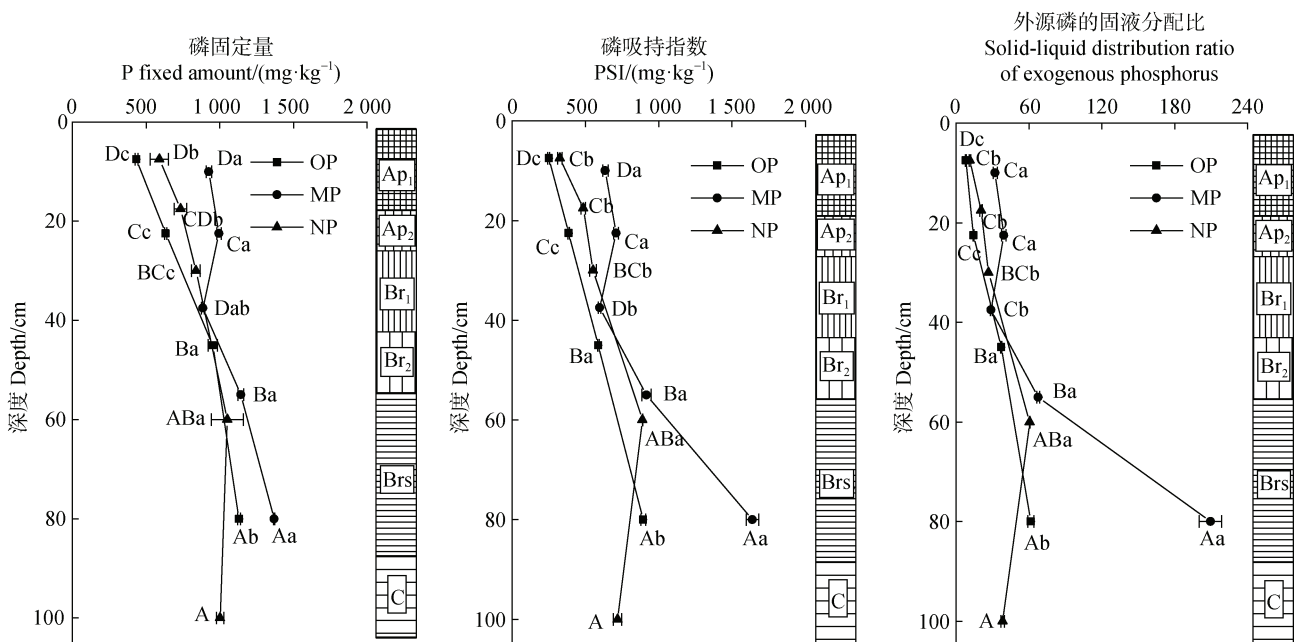
1.5 数据统计与分析

数据整理与统计使用 Excel 2013 和 SPSS 26 软件进行；绘图采用 Origin 2018 软件。处理间差异采用 SPSS 中的单因子方差分析法 (One-Way ANOVA) 进行比较，逐步回归分析使用 SPSS 26 软件进行。结构方程模型采用 R 语言中的 lavaan 包进行分析。

2 结果

2.1 稻田红壤发生层土壤磷吸持指数变化

新稻田 (NP)、中期稻田 (MP) 和老稻田 (OP) 剖面发生层土壤固磷量 (P_{fixed})、PSI 及外源磷的固液分配比 (DR) 均随剖面深度的增加逐渐增大 (图 1)。与 NP 剖面 Ap_1 及 Ap_2 层相比，MP 剖面 Ap_1 层和 Ap_2 层的 P_{fixed} 分别显著增加了 110% 和 60%，OP 剖面 Ap_1 层和 Ap_2 层的 P_{fixed} 则分别显著降低了 27.6% 和 14%。但 NP、MP 及 OP 剖面 Br_1 层之



注：相同大写字母表示同一植稻年限不同发生层之间无显著差异 ($P > 0.05$)，相同小写字母表示同一发生层不同植稻年限之间无显著差异 ($P > 0.05$)。 Ap_1 层为水耕表层， Ap_2 层为犁底层， Br_1 层、 Br_2 层、 Br_3 层分别为氧化还原层 1、氧化还原层 2 和氧化还原层 3，C 层为母质层。下同。Note: The same uppercase letter means no significant difference between different pedogenic horizons in the same planting year ($P > 0.05$), and the same lowercase letter means no significant difference between different planting years in the same pedogenic horizon ($P > 0.05$). Ap_1 layer is the hydroponic surface layer, Ap_2 layer is the plough bottom layer, Br_1 layer, Br_2 layer and Br_3 layer are redox layer 1, redox layer 2 and redox layer 3 respectively, and layer C is the parent material layer. The same as below.

图 1 稻田红壤发生层磷固定量 (P_{fixed})、磷吸持指数 (PSI) 及外源磷的固液分配比的变化

Fig. 1 Changes of phosphorus fixed (P_{fixed}), phosphorus sorption index (PSI) and the solid-liquid ratio of exogenous phosphorus in paddy red soil pedogenic horizons

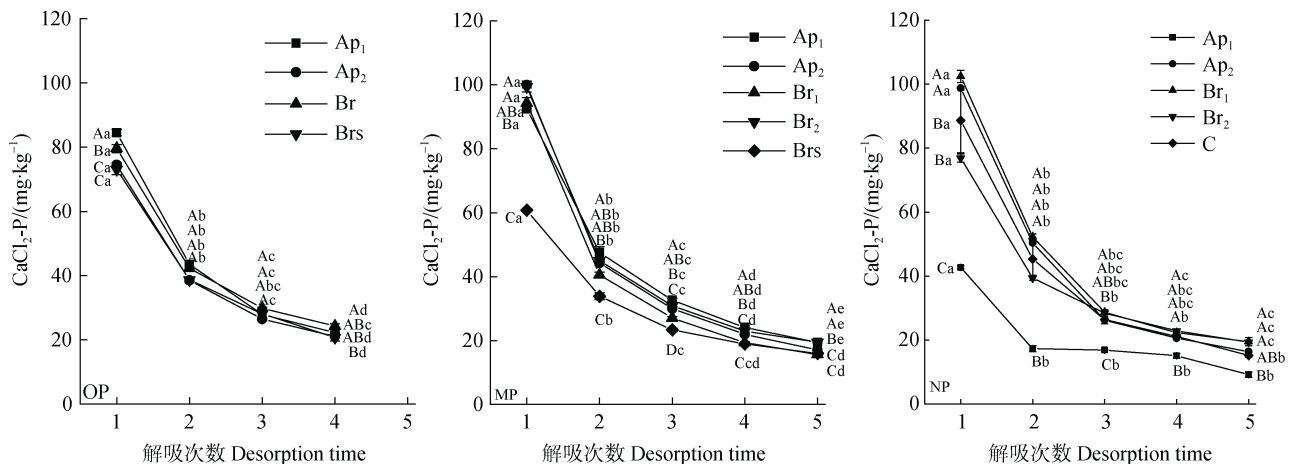
间无显著差异, MP 剖面 Br₂ 层及以下层的 P_{fixed} 则显著高于 NP 和 OP 剖面 (图 1)。

与 NP 剖面 Ap₁ 层和 Ap₂ 层相比, MP 剖面 Ap₁ 层和 Ap₂ 层的 PSI 分别显著增加了 90% 和 40%, OP 剖面 Ap₁ 层和 Ap₂ 层的 PSI 则分别显著降低了 23.2% 和 20.7%。但 NP、MP 及 OP 剖面 Br₁ 层的 PSI 之间无显著差异, MP 剖面 Br_s 层及以下层的 PSI 显著高于 OP 剖面及 NP 剖面 Br_s 层及以下层 (图 1)。

与 OP 剖面 Ap 层相比, NP 剖面 and MP 剖面 Ap 层的 DR 值分别显著增加了 42% 和 1.71 倍~2.98 倍, 但 NP、MP 及 OP 剖面 Br 层的 DR 值之间无显著差异, MP 剖面 Br_s 层及以下层的 DR 值增加至 208, 显著高于 OP 及 NP 剖面 (图 1)。

2.2 稻田红壤发生层最大固磷容量变化

稻田红壤发生层土壤最大固磷容量 (MCSP) 均随剖面深度的增加逐渐增加。与 Ap 层相比, OP、MP、NP 剖面 Br 层的 MCSP 分别显著增加了 1.19 倍、4.88 倍及 3.67 倍, NP 剖面 C 层的 MCSP 则显著增加了 1.96 倍 (图 2)。三个 1 m 深的稻田红壤剖面 MCSP 总量大小表现为: NP > MP > OP。与 NP 剖面 Ap 层相比, MP、OP 剖面 Ap 层的 MCSP 分别显著增加了 20% 和 63%。但与 NP 剖面 Br 层及以下层相比, MP、OP 剖面 Br 层及以下层的 MCSP 分别降低了 7.7% 和 53.2% (图 2)。



注: 相同大写字母表示同一次解吸不同发生层之间无显著差异 ($P > 0.05$), 相同小写字母表示同一发生层不同解吸次数之间无显著差异 ($P > 0.05$)。下同。Note: Same uppercase letter means no significant difference between different pedogenic horizons in the same desorption ($P > 0.05$), and the same lowercase letter means no significant difference between different desorption times in the same pedogenic horizon ($P > 0.05$). The same as below.

图 3 稻田红壤发生层中电性吸附态磷 ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) 释放量的变化

Fig. 3 Release variation of electrically adsorbed phosphorus ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) in paddy red soil pedogenic horizons

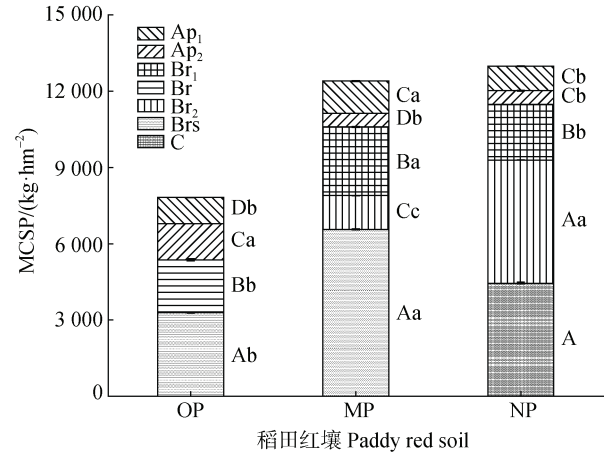


图 2 稻田红壤发生层土壤最大固磷容量 (MCSP) 的变化
Fig. 2 Changes in the maximum capacity of soil fixed phosphorus (MCSP) in paddy red soil pedogenic horizons

2.3 稻田红壤发生层吸附态磷的释放潜能

2.3.1 电性吸附态磷 ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) 的释放

稻田红壤发生层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的释放量随解吸次数的增加指数降低 (图 3)。第 1、2 次解吸时, OP 剖面 Ap₁ 与 Ap₂ 层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的释放量均高于 Br 与 Br_s 层; MP 剖面 Br_s 层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的前 3 次释放量均显著低于其他发生层; 而 NP 剖面 Ap₁ 层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的释放量与其他发生层相比降低了 80%~140% (图 3)。MP (Br 层除外) 与 NP (Ap₁ 层除外) 剖面发生层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的释放量均明显高于 OP 剖面 (图 3)。

稻田红壤发生层中 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 释放量占固定磷的比例 ($\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$) 随剖面深度的增加逐渐降低, 且发生层间变化差异明显 (图 4)。与 Ap_1 层相比, OP 剖面 Ap_2 、Br 及 Brs 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 分别显著降低了 40.0%~45.1%、56.4%~63.0%和 66.2%~73.1%; MP 剖面 Br_2 层和 Brs 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 分别显著降低了 13.7%~28.5%和 52.4%~58.9%; 而 NP 剖面 Ap_1 、Br₁ 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 则分别显著增

加了 25%~122%和 37%~110% (图 4)。

OP 剖面发生层 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 显著高于 NP 剖面 MP 剖面。与 OP 剖面 Ap_1 层相比, MP 和 NP 剖面 Ap_1 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 分别显著降低了 48.5%~57.9%和 60.0%~72.1%。与 OP 剖面 Ap_2 层相比, MP 剖面 Ap_2 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 显著降低了 38.8%~14.7%。与 OP 剖面 Br 层相比, NP 剖面 Br₁ 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$ 显著增加了 20.5%~49.1% (图 4)。

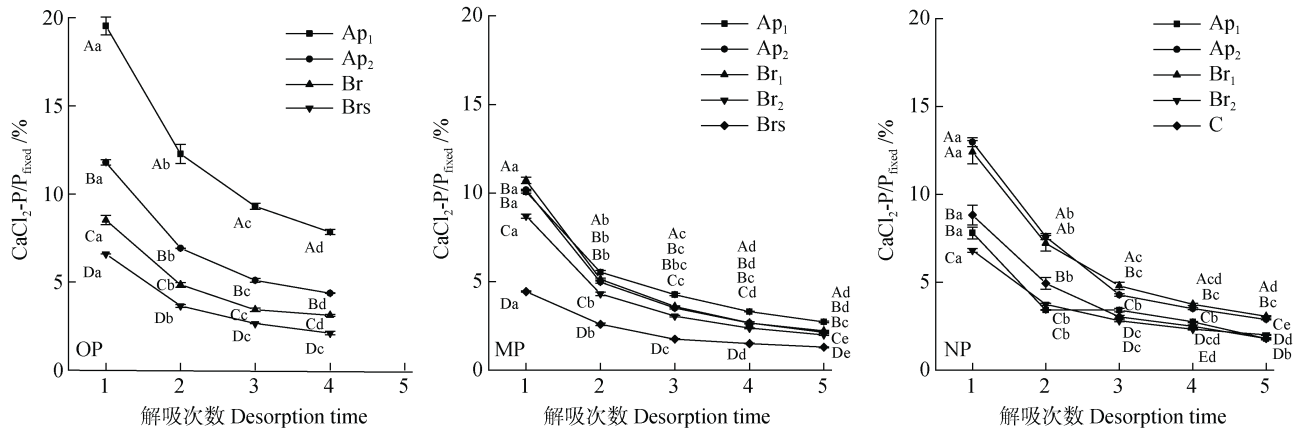


图 4 稻田红壤发生层中电性吸附态磷释放比例 ($\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$) 的变化

Fig. 4 Release ratio changes of electrostatically adsorbed phosphorus ($\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$) in paddy red soil pedogenic horizons

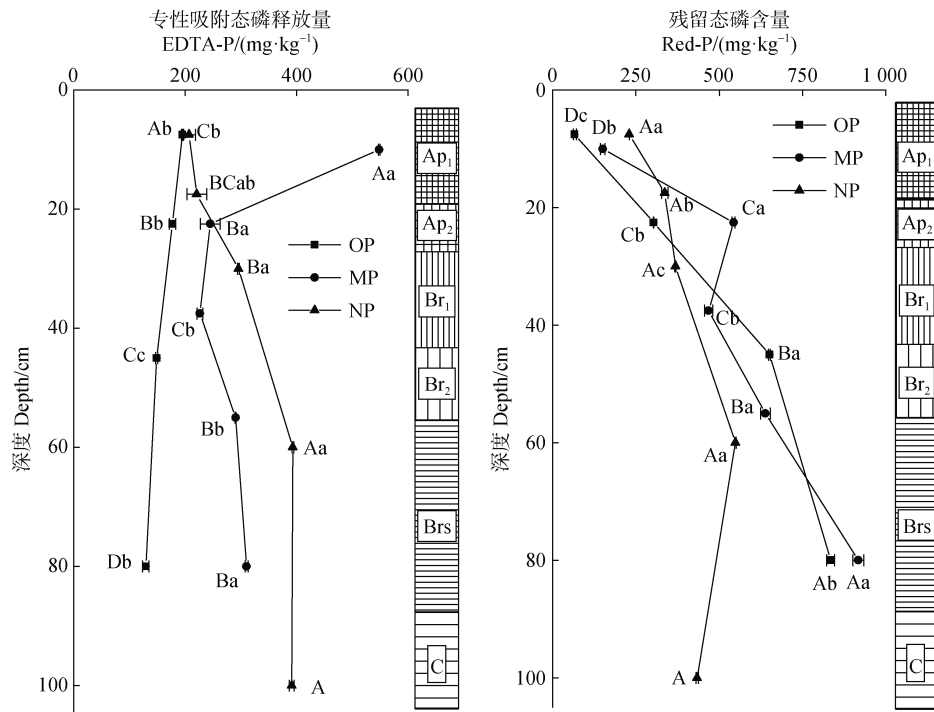
2.3.2 专性吸附态磷 (EDTA-P) 和残留态磷 (Red-P) 的释放 OP 及 MP 剖面专性吸附态磷 (EDTA-P) 的释放量均随剖面深度的增加逐渐降低, 但 NP 剖面则相反。与 Ap_1 层相比, OP 剖面与 MP 剖面底层土壤的 EDTA-P 释放量分别显著降低了 9.3%~34.0%和 43.4%~58.7%, NP 剖面底层土壤的 EDTA-P 释放量则显著增加了 43.0%~90.4%。与 OP 剖面 Ap_1 层相比, MP 剖面 Ap_1 层的 EDTA-P 释放量显著增加了 1.8 倍。与 OP 剖面 Ap_2 层及 Br 层相比, MP 和 NP 剖面 Ap_2 层及 Br 层的 EDTA-P 释放量分别显著增加了 38%~140%和 25%~165% (图 5)。

OP、MP 及 NP 剖面发生层的残留态磷 (Red-P) 含量均随剖面深度的增加逐渐增加; 与 Ap_1 层相比, OP、MP 和 NP 剖面底层土壤的 Red-P 含量分别显著增加了 3.57 倍~11.6 倍、2.12 倍~5.12 倍及 46%~139%。与 OP 剖面 Ap_1 层相比, MP 和 NP 剖面 Ap_1 层的 Red-P 含量分别显著增加了 1.27 倍和 2.48 倍; 与 OP 剖面 Ap_2 层相比, MP 剖面 Ap_2 层的 Red-P 含量显著增加了 79.4%, 而 NP 剖面则无显著差异; 与

OP 剖面 Br₁ 层相比, MP 和 NP 剖面 Br 层的 Red-P 含量分别显著降低了 28.0%和 43.4% (图 5)。

2.3.3 专性吸附态磷、残留态磷的占比及 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{EDTA-P}$ 的变化 OP 和 MP 剖面 EDTA-P 释放量占吸附磷量的比例 ($\text{EDTA-P}/\text{P}_{\text{fixed}}$) 均随剖面深度的增加逐渐降低, 而 NP 剖面的 EDTA-P/ P_{fixed} 变化差异较小。与 Ap_1 层相比, OP 和 MP 剖面底层土壤的 EDTA-P/ P_{fixed} 分别显著降低了 51.3%~82.0%和 57.7%~67.0%; 而 NP 剖面 Ap_2 层和 Br₂ 层的 EDTA-P/ P_{fixed} 分别显著降低了 18.5%和 13.7%。与 OP 剖面 Ap_1 层相比, NP 剖面 Ap_1 层的 EDTA-P/ P_{fixed} 显著降低了 37.8% (表 2)。

OP 和 MP 剖面发生层 Red-P/ P_{fixed} 随剖面深度的增加逐渐升高, 而 NP 剖面的 Red-P/ P_{fixed} 无显著差异。与 Ap_1 层相比, OP 和 MP 剖面底层土壤的 Red-P/ P_{fixed} 分别显著增加了 2.11 倍~3.85 倍和 2.22 倍~3.09 倍。与 OP 剖面 Ap_1 层相比, NP 剖面 Ap_1 层的 Red-P/ P_{fixed} 显著增加了 1.75 倍。稻田红壤 Br 层及以下层的 Red-P/ P_{fixed} 大小顺序则为: OP > MP > NP (表 2)。



注：相同大写字母表示同一植稻年限不同发生层之间无显著差异 ($P > 0.05$)，相同小写字母表示同一发生层不同植稻年限之间无显著差异 ($P > 0.05$)。下同。Note: The same uppercase letter means no significant difference between different pedogenic horizons in the same planting year ($P > 0.05$), and the same lowercase letter means no significant difference between different planting years in the same pedogenic horizon ($P > 0.05$). The same as below.

图 5 稻田红壤发生层专性吸附态磷 (EDTA-P) 释放量及残留态磷 (Red-P) 含量的变化

Fig. 5 Changes in the released amount of specifically adsorbed phosphorus (EDTA-P) and residual phosphorus (Red-P) content in paddy red soil pedogenic horizons

表 2 专性吸附态磷、残留态磷的占比及 $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{EDTA-P}$ 的变化

Table 2 Proportion of specifically adsorbed phosphorus and residual phosphorus and changes of $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{EDTA-P}$

| 稻田类型 Paddy field type | 发生层 Horizon | EDTA-P/ P_{fixed} /% | Red-P/ P_{fixed} /% | $\text{CaCl}_2\text{-P}/\text{EDTA-P}/\%$ |
|-----------------------|-----------------|-------------------------------|------------------------------|---|
| NP | Ap ₁ | 47.42±2.99Ab | 42.05±1.41Aa | 0.47±0.05BCb |
| | Ap ₂ | 38.66±2.85Aa | 46.50±4.59Aa | 0.68±0.06Aa |
| | Br ₁ | 42.45±0.45Aa | 42.99±0.20Ac | 0.77±0.01ABc |
| | Br ₂ | 40.91±0.17Aa | 48.61±0.25Ac | 0.48±0.00Cc |
| | C | 46.44±0.11A | 43.31±0.95A | 0.54±0.01C |
| MP | Ap ₁ | 76.36±0.65Aa | 16.40±0.54Cb | 0.39±0.00Bb |
| | Ap ₂ | 30.39±1.71Ba | 54.21±1.14Ba | 0.75±0.06Aa |
| | Br ₁ | 32.29±0.58Bb | 52.79±0.86Bb | 0.86±0.03Ab |
| | Br ₂ | 30.52±0.32 Bb | 55.79±0.36Bbc | 0.75±0.01Ab |
| | Brs | 25.17±0.04Ca | 67.01±0.95Ab | 0.49±0.03Bb |
| OP | Ap ₁ | 74.69±1.13Aa | 15.28±0.91Db | 0.88±0.05Ba |
| | Ap ₂ | 36.40±0.36Ba | 47.54±0.13Ca | 0.90±0.03Ba |
| | Br | 19.09±0.68Cc | 66.62±0.06Ba | 1.18±0.02Aa |
| | Brs | 13.40±0.54Db | 74.12±0.62Aa | 1.37±0.05Aa |

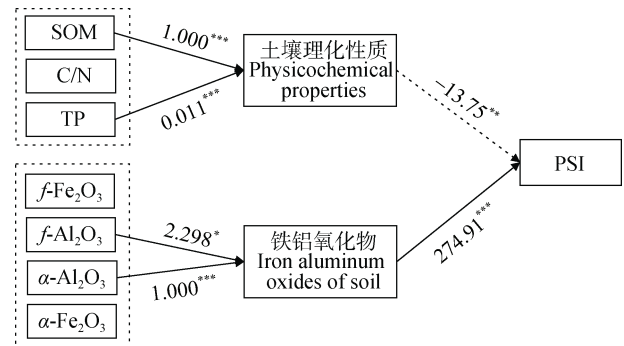
OP 剖面的 $\text{CaCl}_2\text{-P/EDTA-P}$ 随剖面深度的增加逐渐升高。与 OP 剖面 Ap_1 层相比, OP 剖面 Br 层及 Brs 层的 $\text{CaCl}_2\text{-P/EDTA-P}$ 显著增加了 34% 和 55%。MP 和 NP 剖面的 $\text{CaCl}_2\text{-P/EDTA-P}$ 均在剖面的 Br_1 层取得最大值。与 OP 剖面各发生层相比, MP 剖面 and NP 剖面各发生层的 $\text{CaCl}_2\text{-P/EDTA-P}$ 分别显著降低了 17%~55% 和 25%~47% (表 2)。

2.4 稻田红壤发生层吸磷能力和磷解吸能力的影响因子

基于结构方程模型将种植年限、土壤有机质 (SOM)、全磷 (TP)、C/N、pH、非晶质氧化铁 ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$)、非晶质氧化铝 ($\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$)、游离态氧化铁 ($f\text{-Fe}_2\text{O}_3$)、游离态氧化铝 ($f\text{-Al}_2\text{O}_3$) 与发生层 PSI 间的关系进行了拟合, 拟合结果较好: 卡方拟合指数 (χ^2) = 8.3, 自由度 (d_f) = 3, $P = 0.041$, 比较拟合指数 (CFI) = 0.955, Tucker-Lewis 系数 (TLI) = 0.849, 近似误差均方根 (RMSEA) = 0.205, 标准化均方根误差 (SRMR) = 0.114。结果表明稻田红壤中铁铝氧化物对各发生层 PSI 起正向作用, 其中, $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$ 和 $f\text{-Al}_2\text{O}_3$ 起主要作用, $f\text{-Al}_2\text{O}_3$ 的影响要高于 $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$; 而 SOM 和 TP 则对各发生层 PSI 起负向作用, 其中, SOM 的影响大于 TP (图 6)。

稻田独特的干湿交替环境导致不同种植年限稻

田红壤剖面 PSI 的影响因子会有所不同, 因此, 将土壤 pH、SOM、游离态铁铝氧化物 ($f\text{-Fe}_2\text{O}_3$ 、 $f\text{-Al}_2\text{O}_3$) 以及非晶质态铁铝氧化物 ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ 、 $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$) 与各发生层 PSI 之间进行了逐步回归分析, 结果 (表 3) 表明: NP 剖面 PSI 主要与 SOM、 $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$ 、 $f\text{-Fe}_2\text{O}_3$ 以及 $f\text{-Al}_2\text{O}_3$ 有关, 回归方程为: $\text{PSI} = -432.0 - 2.31 \text{SOM} + 1.47 \alpha\text{-Al}_2\text{O}_3 + 0.25 f\text{-Fe}_2\text{O}_3 - 0.12 f\text{-Al}_2\text{O}_3$ 。



注: 图中每个箭头上的数值代表路径系数, 实线表示正相关, 虚线表示负相关; ***表示 $P < 0.001$, **表示 $P < 0.01$, *表示 $P < 0.05$ 。下同。Note: The value of each arrow represents the path coefficient. The solid line indicates a positive correlation and the dotted line indicates a negative correlation. *** means $P < 0.001$, * means $P < 0.01$, * means $P < 0.05$. The same as below.

图 6 PSI 结构方程模型结果

Fig. 6 The structural equation model results of PSI

表 3 稻田红壤剖面 PSI 影响因子的逐步回归分析结果

Table 3 Results of stepwise regression analysis of PSI influence factors in the paddy red soil profile

| 稻田红壤 Paddy red soil | 影响因子 Influence factor | 标准化系数 Standardized Coefficients | 显著性 Significance |
|------------------------|--------------------------------|------------------------------------|---------------------|
| NP | SOM | -2.307 | 0.000* |
| | $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$ | 1.466 | 0.000* |
| | $f\text{-Fe}_2\text{O}_3$ | 0.250 | 0.001* |
| | $f\text{-Al}_2\text{O}_3$ | -0.122 | 0.008* |
| MP | $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ | -0.785 | 0.000* |
| | $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$ | 1.529 | 0.000* |
| | $f\text{-Fe}_2\text{O}_3$ | -0.190 | 0.001* |
| OP | pH | 0.242 | 0.000* |
| | $\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3$ | 0.285 | 0.000* |
| | $f\text{-Al}_2\text{O}_3$ | 0.955 | 0.010* |

MP 剖面的 PSI 主要与 α - Fe_2O_3 、 α - Al_2O_3 以及 f - Fe_2O_3 有关, 回归方程为: $\text{PSI} = 142.0 - 0.79 \alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3 + 1.53 \alpha\text{-Al}_2\text{O}_3 - 0.19 f\text{-Fe}_2\text{O}_3$ 。NP 剖面的 PSI 主要与 pH、 α - Al_2O_3 以及 f - Al_2O_3 有关, 回归方程为: $\text{PSI} = -1074 + 0.29 \alpha\text{-Al}_2\text{O}_3 + 0.96 f\text{-Al}_2\text{O}_3 + 0.24 \text{pH}$ 。

稻田红壤发生层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 与 EDTA-P 释放能力影响因素的结构方程模型拟合结果较好 ($\chi^2 = 25.4$, $d_f = 15$, $P = 0.044$, $\text{CFI} = 0.917$, $\text{TLI} = 0.850$, RMSEA

$= 0.129$, $\text{SRMR} = 0.152$)。由图 7 可知, SOM 和 TP 对稻田红壤发生层 EDTA-P 的解吸能力起正向作用, 而植稻年限则起负向作用; 土壤铁铝氧化物对稻田红壤发生层 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的解吸能力起负向作用。pH 对稻田红壤发生层中电性吸附态磷 ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) 与专性吸附态磷 (EDTA-P) 解吸能力的影响作用是相反的, 对 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 的解吸能力起正向作用, 但对 EDTA-P 则起负向作用 (图 7)。

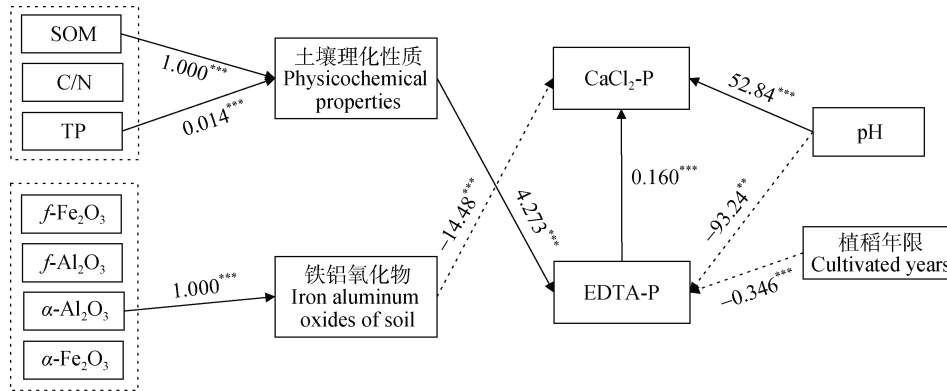


图 7 电性吸附态磷 ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) 和专性吸附态磷 (EDTA-P) 解吸的结构方程模型结果

Fig. 7 Structural equation model results of desorption of electrostatically adsorbed phosphorus ($\text{CaCl}_2\text{-P}$) and specifically adsorbed phosphorus (EDTA-P)

3 讨论

3.1 稻田红壤磷固持容量变化差异及影响因素

土壤磷吸持指数 (PSI) 可用于表征土壤的吸磷能力与释磷能力^[14]。稻田红壤发生层 PSI 均随着剖面深度的增加而逐渐增大 (图 1), 这是因为稻田水耕表层 (Ap_1 层) 长期接受外源磷, 累积在 Ap_1 层中的外源磷占据了大量的磷吸附点位, 进而降低了 Ap_1 层的固磷能力; 此外, 土壤有机质 (SOM) 提供的大量有机阴离子也会与土壤磷竞争铁铝氧化物表面的吸附点位, 进而降低土壤对磷的吸附能力^[16]。而氧化还原层 (Br 层) SOM 含量较低, 受外源磷的影响小^[17], 加之磷的移动性较差, 导致 Br 层中存在大量的磷吸附点位, 对磷的固定能力较大, 且低量 SOM 溶解释放出的 H^+ 可使矿物表面基团质子化, 增加 Br 层土壤磷的固定^[16]。同时, 不同植稻年限稻田红壤的 PSI 影响因素也存在差别, NP 剖面由于施肥年限较短, SOM 含量较低, 并不会提供大量阴离子与磷素竞争吸附点位, 因此 NP 剖面的 PSI 高于 OP 剖面^[18]; MP 剖面的 SOM 含量与 OP 剖面无显

著差异, 但其游离态铁铝氧化物和非晶质氧化铝的含量则显著高于 OP 剖面 (表 1), 故 MP 剖面的 PSI 显著高于 OP 剖面。

逐步回归分析和结构方程模型结果显示, 稻田红壤的 PSI 受 SOM、pH、铁铝氧化物等多种因素的综合影响 (图 6, 表 3), SOM 会与铁、铝络合形成非晶态的铁铝氧化物^[19], pH 则会影响某些基团的质子化程度和铁铝氧化物形态^[20]。此外, 本研究发现非晶质铁铝氧化物对稻田 PSI 的影响要高于游离铁铝氧化物 (图 6), 这是因为非晶质的铁铝氧化物具有较大的比表面积和化学活性, 对磷素的吸附作用较强^[21], 而且土壤中的 SOM 会阻碍非晶质的铁铝氧化物晶核的成长, 导致土壤中非晶质铁铝氧化物的增加^[22]。同时, 本研究发现铝氧化物的影响高于铁氧化物的影响 (图 6), 可能是淹水环境下 Fe^{3+} 极易被还原为 Fe^{2+} , 且随土壤 pH 的上升, 铁氧化物会形成沉淀, 减少对磷的固定, 而铝氧化物受到的影响则较小^[20]。此外, Eriksson 等^[23]的研究表明在施用有机肥的土壤中, 磷素多吸附在铝氧化物表面, 而未施肥的土壤中, 磷素则多吸附在铁氧化物表面。

稻田红壤发生层最大固磷容量 (MCSP) 受重与发生层深度的影响较大, MP 剖面 and NP 剖面底层土壤的 MCSP 则显著高于 Ap 层土壤 (图 2)。这是因为 Ap 层 SOM 含量较高, 不仅会产生有机酸根离子与磷酸根竞争吸附位点, 还会以胶膜的形式包被在氧化铁铝表面, 掩蔽其吸附位点^[24]; 而且稻田独特的淹水环境使得三价铁离子被还原、无定形氧化铁增加、铁铝氧化物复合体被破坏, 进而导致土壤吸附磷的能力减弱。而在 Br 层和 C 层, 由于磷的迁移性较差导致土壤中磷含量较低, 同时 SOM 的含量也出现了显著的下降, 土壤中的高能点位暴露出来, 对磷的吸附能力反而显著增大, 因此具有较高的 MCSP (图 2), 结构方程的分析结果 (图 6) 也验证了该结论。

3.2 稻田红壤磷素释放潜能和流失风险分析及影响因素

土壤磷的解吸是磷吸附的逆过程, 吸附态磷的再解吸与释放影响着土壤磷的生物有效性, 决定着土壤磷的供应能力^[25]。CaCl₂ 溶液在前两次解吸中就释放了大部分吸附态磷 (图 3), 这是因为 CaCl₂-P 受到与吸附时等量的解吸力就会被解吸, 而土壤悬浮液中水溶性磷又与 CaCl₂-P 处于动态平衡, 因此在振荡强度和时间并未改变的情况下, 仅有起始的几次解吸过程作用较为显著^[3]。而专性吸附磷 (EDTA-P) 与土壤胶体之间形成的较稳定的配位键或共价键会被 EDTA 破坏, 因此使用 EDTA 溶液一次即可解吸完全^[17]。

老稻田红壤 (OP) 发生层吸附磷中 CaCl₂-P 的释放比例 (CaCl₂-P/P_{fixed}) 显著高于中期稻田 (MP) 与新稻田 (NP) (图 4)。这主要与 SOM 相关, OP 剖面长期的水耕熟化作用会导致溶解性有机碳 (DOC) 在全碳 (TOC) 中的占比升高, 而 DOC/TOC 常用于评价 SOM 的活性, DOC 占比增加能够加快土壤中养分的循环和分布^[26], 因此, OP 剖面的 CaCl₂-P 的释放比例较高 (图 4)。而 MP 和 NP 的解吸比率仅不到 10% (图 4), 推测是因为单次解吸不会将所有的 CaCl₂-P 解吸完全, 存在滞后效应^[27]。EDTA-P 的解吸量受 SOM 的影响较大, 这主要是因为 EDTA-P 多与胶体物质相结合形成络合物, 而腐殖质作为 SOM 的主要组成部分, 可与磷素之间形成较多的配位键。

结构方程模型的结果显示, 稻田红壤发生层土壤中 CaCl₂-P 和 EDTA-P 解吸能力大小的影响因素较为复杂, 土壤施肥年限、SOM、pH、铁铝氧化物等均对其产生了影响。与前文的分析一致, SOM 仍是影响专性吸附态磷解吸能力的主要原因, 而非晶质态铁铝氧化物对吸附磷的解吸有主要的负向影响, 且铝氧化物的影响要高于铁氧化物的影响 (图 7), 一方面是因为稻田自身淹水环境的影响, 另一方面与土壤 SOM 有关。植稻年限可能是通过 pH、SOM 等间接影响, 但在模型中并未很好地识别, 有待进一步探讨。

有研究^[28]表明, 施用化肥和有机肥均易引发土壤磷流失的环境风险, 且径流流失是磷流失的主要途径, 故土壤的剖面淋失风险相对较低。但是也有研究^[29]发现配施有机肥的土壤磷素也会发生剖面淋失。因此, 不仅要加强对稻田红壤磷素径流流失风险的监测, 还要警惕剖面磷素淋失风险。本研究中稻田红壤下层土壤对磷的固持能力较强, 耕作层和犁底层对磷的固持能力则较弱; 且下层土壤中的残留态磷 (Red-P) 含量要显著高于耕层土壤 (图 5), 这说明下层土壤中有更多的磷素处于难以解吸的状态, 不易造成流失风险。与 MP 剖面 and NP 剖面相比, OP 剖面下层土壤中的 Red-P 含量有显著的降低, 且 CaCl₂-P 与 EDTA-P 的比值也有显著的升高, 说明 OP 剖面底层土壤中的磷素难以向专性吸附态磷素和残留态磷素转化, 流失风险高 (表 3)。因此, 在长期大量施用有机肥的老稻田中, 应着重关注土壤磷素在剖面中的淋失与迁移。

4 结 论

江西鹰潭孙家典型红壤小流域内稻田水耕表层土壤吸磷能力弱、释磷能力强、土壤磷流失风险大; 而底层土壤则相反。老稻田发生层土壤磷不易向专性吸附态及残留态磷转化, 易向环境释放及在剖面上淋失, 环境流失风险高。土壤有机质、全磷、pH 及铁铝氧化物等协同调控着稻田红壤发生层土壤磷的储存容量与释供潜能。

参考文献 (References)

- [1] Zhou L, Su L Z, Wang S R, et al. Effect of intercropping on balancing effect of absorption and desorption

- characteristics of phosphorus in red soil[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021, 29(11): 1867—1878. [周龙, 苏丽珍, 王思睿, 等. 间作对红壤磷素吸附解吸平衡效应的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2021, 29(11): 1867—1878.]
- [2] Huang C Y. *Soil science*[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [黄昌勇. *土壤学*[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [3] Yuan R X, Yu P. Phosphorus sorption and desorption characteristics of soils from major rice growing areas in China: A reference to Utsunomiya soils in Japan[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2014, 42(2): 286—289. [袁瑞霞, 于鹏. 中国主要水稻种植区土壤对磷的吸附与解吸特性——以日本宇都宫土壤为参照[J]. *江苏农业科学*, 2014, 42(2): 286—289.]
- [4] Zhu J, Ji X H, Tian F X, et al. Research on P loss risk and threshold value in typical double-cropping rice field[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(7): 1425—1433. [朱坚, 纪雄辉, 田发祥, 等. 典型双季稻田施磷流失风险及阈值研究[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(7): 1425—1433.]
- [5] Liu H J, Chen Y W, Sun G F, et al. Effects of different organic-inorganic fertilizer combination ratios on rice yield and nutrient loss with surface runoff[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, 36(2): 405—412. [刘红江, 陈虞雯, 孙国峰, 等. 有机肥-无机肥不同配施比例对水稻产量和农田养分流失的影响[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(2): 405—412.]
- [6] Lü Y J, Peng X H, Gao L, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus losses through surface runoff on sloping land, red soil hilly region[J]. *Soils*, 2015, 47(2): 297—304. [吕玉娟, 彭新华, 高磊, 等. 红壤丘陵岗地区坡地地表径流氮磷流失特征研究[J]. *土壤*, 2015, 47(2): 297—304.]
- [7] Pizzeghello D, Berti A, Nardi S, et al. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus release to solution in three soils after long-term mineral and manure application[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 233: 214—223.
- [8] Lu R K, Shi Z Y, Lai Q W. Downshift characteristics of nutrients in red soil with long-term fertilization[J]. *Soils*, 2000, 32(1): 27—29. [鲁如坤, 时正元, 赖庆旺. 红壤长期施肥养分下移特征[J]. *土壤*, 2000, 32(1): 27—29.]
- [9] Huang J, Zhou L H, Liu S J, et al. Vertical distribution of phosphorus fractions and the environmental critical phosphorus level in acidic red soil under long-term fertilizer and lime application in southern China[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2021, 184(5): 585—595.
- [10] Gou X M, Cai Y, Wang C Q, et al. Effects of different long-term cropping systems on phosphorus adsorption and desorption characteristics in red soils[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2020, 20(3): 1371—1382.
- [11] Xu X H. Profile changes of soil phosphorus storage capacity and environmental risk assessment in red upland soil and paddy field[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2020. [许杏红. 红壤旱地与稻田土壤剖面磷的储存容量变化及其环境风险评价[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2020.]
- [12] Bache B W, Williams E G. A phosphate sorption index for soils[J]. *Journal of Soil Science*, 1971, 22(3): 289—301.
- [13] Wang Y L, Zhang Y H, He Y Q. Effect of soil matrix components on phosphate sorption index in red soil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2012, 49(3): 552—559. [王艳玲, 章永辉, 何园球. 红壤基质组分对磷吸附指数的影响[J]. *土壤学报*, 2012, 49(3): 552—559.]
- [14] Chen M M, Zhang S R, Wu L P, et al. Organic fertilization improves the availability and adsorptive capacity of phosphorus in saline-alkaline soils[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2021, 21(1): 487—496.
- [15] Lu R K. *Analytical methods for soil and agro-chemistry*[M]. China Agricultural Science and Technology Press, 2000. [鲁如坤. *土壤农业化学分析方法*[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.]
- [16] Liu Z J. Effect of organic matter on phosphorus adsorption-desorption characteristics of black soil[D]. Changchun: Jilin University, 2019. [刘真娟. 有机质对黑土磷吸附-解吸特性的影响[D]. 长春: 吉林大学, 2019.]
- [17] Tang X X, Yang H, Sheng J D, et al. Study on the characteristics of phosphorus sorption in cotton field under different phosphorus application treatments[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2021(2): 8—16. [唐雪霞, 杨浩, 盛建东, 等. 不同施磷处理下棉田土壤磷素吸附特征研究[J]. *中国土壤与肥料*, 2021(2): 8—16.]
- [18] Guo N. Effect of iron reduction on phosphorus release in the typical soil during the flooding in water-level fluctuating zone of Three Gorges reservoir region[D]. Chongqing: Southwest University, 2014. [郭念. 三峡库区消落带典型土壤铁还原行为对磷释放的影响[D]. 重庆: 西南大学, 2014.]
- [19] Yan X, Wei Z Q, Wang D J, et al. Phosphorus status and its sorption-associated soil properties in a paddy soil as affected by organic amendments[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2015, 15(9): 1882—1888.
- [20] Yan X, Lu Z H, Wei Z Q, et al. Key factors influencing phosphorus sorption for several acid upland soils[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2019(3): 1—7. [颜晓, 卢志红, 魏宗强, 等. 几种典型酸性旱地土壤磷吸附的关键影响因素[J]. *中国土壤与肥料*, 2019(3): 1—7.]
- [21] Wu M M, Liu J D, Lin X P, et al. Effects of vegetation restoration on soil iron-aluminum oxides and physical

- and chemical properties in the eroded red soil area[J]. *Journal of Fujian Agriculture and Forestry University: Natural Science Edition*, 2020, 49 (3): 386—391. [吴敏敏, 刘俊第, 林雪萍, 等. 植被恢复对红壤侵蚀区土壤铁铝氧化物和理化性质的影响[J]. *福建农林大学学报: 自然科学版*, 2020, 49 (3): 386—391.]
- [22] Wen Y L, Xiao J, Li H, et al. Long-term fertilization practices alter aluminum fractions and coordinate state in soil colloids[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2014, 78 (6): 2083—2089.
- [23] Eriksson A K, Gustafsson J P, Hesterberg D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in sweden[J]. *Geoderma*, 2015, 241—242: 68—74.
- [24] Wang Q, Zhan X Y, Zhang S X, et al. Phosphorus adsorption and desorption characteristics and its response to soil properties of black soil under long-term different fertilization[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2019, 52 (21): 3866—3877. [王琼, 展晓莹, 张淑香, 等. 长期不同施肥处理黑土磷的吸附-解吸特征及对土壤性质的响应[J]. *中国农业科学*, 2019, 52 (21): 3866—3877.]
- [25] Heidari S, Reyhanitabar A, Oustan S. Kinetics of phosphorus desorption from calcareous soils using DGT technique[J]. *Geoderma*, 2017, 305: 275—280.
- [26] Gao Z, Liu Z Y, Wang Y L. Influence of land use on the soil active organic carbon fractions in the red soils at the Sunjia red soil critical zone observatory (CZO) [J]. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2019, 41 (4): 823—834. [高振, 刘真勇, 王艳玲. 不同利用方式对红壤关键带孙家小流域土壤活性有机碳组分的影响[J]. *江西农业大学学报*, 2019, 41 (4): 823—834.]
- [27] Bai J, Ye X, Jia J, et al. Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions[J]. *Chemosphere*, 2017, 188: 677—688.
- [28] Huang J, Zhang Y Z, Xu M G, et al. Evolution characteristics of soil available phosphorus and its response to soil phosphorus balance in paddy soil derived from red earth under long-term fertilization[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49 (6): 1132—1141. [黄晶, 张杨珠, 徐明岗, 等. 长期施肥下红壤性水稻土有效磷的演变特征及对磷平衡的响应[J]. *中国农业科学*, 2016, 49 (6): 1132—1141.]
- [29] Shan Y H, Yang L Z, Shen M X, et al. Accumulation and downward transport of phosphorus in paddy soil in long-term fertilization experiments[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42 (6): 970—976. [单艳红, 杨林章, 沈明星, 等. 长期不同施肥处理水稻土磷素在剖面的分布与移动[J]. *土壤学报*, 2005, 42 (6): 970—976.]

(责任编辑: 陈荣府)