

淹水对酸性红壤磷吸附解吸特性的影响

——以江西省旱地红壤和水稻土为例

邵兴华, 张建忠, 王艾平

上饶师范学院生科系, 江西 上饶 334000

摘要: 采用室内培养法研究了淹水对 2 种酸性红壤(旱地红壤、水稻土)磷吸附解吸特性及草酸可提取态 P 的影响。淹水培养实验中, 2 种土壤分别淹水 0(对照), 1、2、3、4、8 周, 淹水培养结束后进行 P 吸附解吸实验, 解吸实验结束后测定土样中草酸可提取态 P。结果表明: 与氧化状态相比, 淹水后旱地红壤 P 吸附量减少, 水稻土淹水 1、2、3 周 P 吸附量高于氧化状态, 继续淹水 4 和 8 周后 P 吸附量减少。淹水前后旱地红壤 P 吸附量均大于水稻土。用简单 Langmuir 方程拟合 P 等温吸附曲线, 除淹水 4 周外, P 最大缓冲容量(MBC)随淹水时间延长而降低。结合能常数(K)淹水前后的变化规律性差。2 种土壤 P 解吸量随加入 P 量增加而增加。氧化、还原状态下, 2 种土壤酸性草酸铵可提取 P 均远远大于 CaCl₂ 解吸 P, 虽然水稻土吸附 P 量低于旱地红壤, 但 P 解吸量无论是 CaCl₂ 解吸 P 还是酸性草酸铵可提取 P 均大于旱地红壤, 主要原因在于水稻土全 P 及速效 P 含量大于旱地红壤。淹水后草酸可提取态 P 增加, 吸附 P 的释放和被新近形成的铁氧化物再吸附是淹水后草酸可提取态 P 增加的主要原因。

关键词: 旱地红壤, 水稻土, 草酸可提取态磷, 磷有效性, 淹水

中图分类号: S153

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906(2010)10-2355-05

淹水后土壤通气孔被水分充满, 氧气被排出气孔, 没有了氧气这个电子接受体, 更多的电子成为自由电子, 土壤中氧气减少到一定程度, 土壤将处于还原环境^[1]。酸性土壤淹水后, 氧化还原势降低, pH 升高, 同时植物有效 P 数量发生显著变化, 土壤 P 吸附特性也会发生变化^[2-3]。有许多研究表明淹水后土壤 P 吸附能力增加^[3-5]。然而, 也有许多研究表明, 淹水增加 P 的有效性, 一方面因为淹水后 P 可以快速扩散至根系附近, 另一方面因为铁氧化物还原溶解, 与此同时被铁固定的 P 溶解性增加^[6-7]。多种机制被用来解释这种相互抵触的现象, 铁氧化物形态的变化是解释还原状态下 P 吸附解吸现象的重要机制, Young 等^[8](2001)认为淹水后三价铁氧化物变为二价铁氧化物, 还原条件下二价铁氧化物植物有效性更强。Patrick 和 Khalid^[2](1974)认为厌氧环境下形成的铁氧化物具有大的表面积, 当溶液 P 浓度低的时候, 大的表面积表现为释放 P 到溶液中, 当溶液中 P 浓度高时表现为 P 的吸附^[2]。

深入了解土壤 P 吸附解吸特性对于水质安全以及肥料的高效利用具有意义重大。本文研究了江西省典型旱地红壤和水稻土的 P 吸附、解吸特性, 以查明氧化、还原状态下 2 种土壤的 P 吸附解吸特性, 同时研究了淹水前后土壤中草酸可提取态 P 的变化。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

选用江西省广泛分布的旱地红壤和水稻土。土壤经风干后磨碎过 1 mm 筛, 贮存备用。2 种土壤主要理化性质见表 1。

表 1 土壤基本理化性状
Table 1 Physico-chemical properties of the tested soils

土壤	pH	W(有机质)/ %	W(全 P)/ g·kg ⁻¹	W(速效 P)/ mg·kg ⁻¹	W(P _{ox})/ g·kg ⁻¹	W(Fe _{ox})/ mg·kg ⁻¹
红壤	4.46	0.51	0.143	7.31	0.018	410.6
青紫泥	6.43	3.43	0.521	133.68	0.424	5284.6

P_{ox} 指的是草酸可提取态磷, Fe_{ox} 指的是草酸可提取态铁

1.2 土壤培养

称取 1 g 过 1 mm 筛的土壤于 50 mL 的离心管中。加入 2 mL 蒸馏水, 然后密闭离心管以保证厌氧条件。离心管在暗处(30±1) °C 分别培养 0、7、14、21、28、56 d。每个处理重复 3 次。

1.3 P 的吸附和解吸

在培养结束后, 进行 P 的吸附解吸试验。P 吸附用 1:20 的土液比, 系列 P 质量浓度为 0、40、80、120、160、200 mg·L⁻¹, P 溶液用磷酸二氢钾来配制以 0.01 mol·L⁻¹ CaCl₂ 作为支持电解质。样品振荡 1 h 后于 30 °C 静置 23 h, 然后 3 600 r·min⁻¹ 离心 10 min。倾出上清液用来测 P。

基金项目: 江西省自然科学基金项目(0630103); 江西省教育厅基金项目[(2007)346号]

作者简介: 邵兴华(1969年生), 女, 副教授, 博士, 主要从事磷素营养与土壤环境生态学方面的研究。E-mail: nndshaoxh@yahoo.com.cn

收稿日期: 2010-09-16

P 解吸的测定: P 吸附试验后的土壤样品用无水乙醇冲洗 2 次以去除剩余的 P。冲洗后的样品用 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CaCl}_2(1:20)$ 振荡 1 h, 静置 23 h, 离心分离, 上清液用来测定 P 解吸量。解吸结束后的样品用来测定 P_{ox} 。

1.4 草酸可提取态 P(P_{ox})的提取和测定

草酸可提取态 P 的提取(P_{ox})采用鲁如坤^[9]的方法, P 解吸试验后的土壤用 $0.2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ NH}_4^+ \text{-oxalate} + 0.2 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1} \text{ H}_2\text{C}_2\text{O}_4(\text{pH } 3.2)$ 按照土水比 1:50 于黑暗处振荡提取 2 h, 温度 $(25 \pm 1) \text{ }^\circ\text{C}$ 。振荡结束后将离心管于 $3600 \text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心, 分离上清液用于测定 P_{ox} 。草酸提取可态磷(P_{ox})用钼蓝比色法测定。

1.5 数据统计

数据统计分析应用 spss 11.5 统计软件分析。

2 结果与讨论

2.1 磷等温吸附

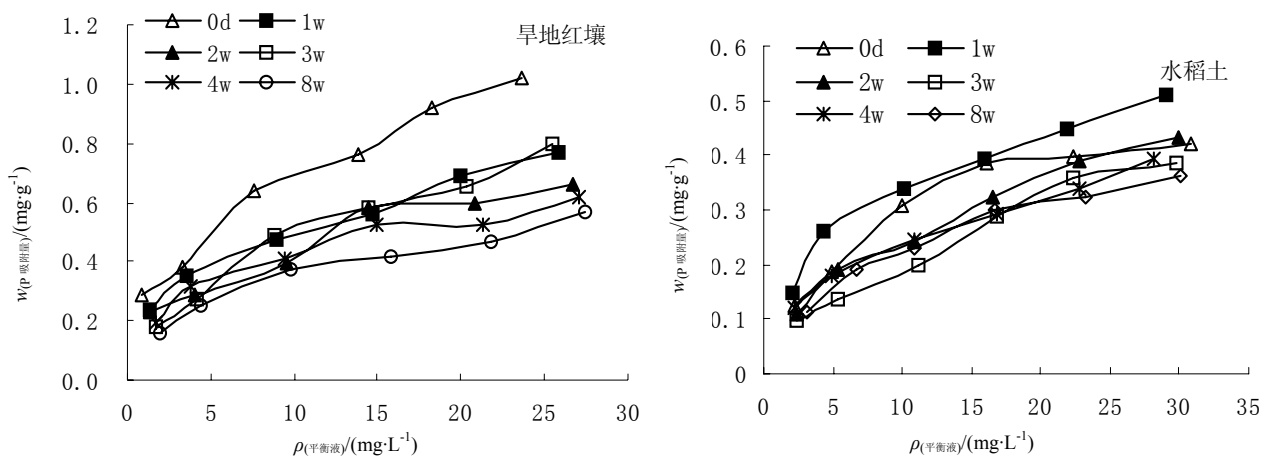
氧化还原状态下, 旱地红壤和水稻土对 P 的等温吸附见图 1。图中每一点为 3 个重复的均值。从图中可知, 淹水影响了土壤对 P 的吸附, 不同淹水时间旱地红壤对 P 的吸附彼此间存在差异, 不同淹水时间水稻土对 P 的吸附彼此间部分交叉重叠。将 Langmuir 方程用于固液吸附的研究是经验性的, 众所周知, Langmuir 方程描述单一吸附过程存在一定误差, 但本试验仍用此方程来计算需要维持田间条件下土壤溶液中 P 质量浓度为 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 所需吸 P 量, 因土壤溶液中 P 质量浓度 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 是田间条件下水稻最大生长所需的质量量^[3,6]。旱地红壤未淹水, 淹水 1、2、3、4、8 周的需 P 量分别为 39、29、24、19、26、 $17 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 P 计)土壤, 水稻土未淹水, 淹水 1、

2、3、4、8 周的需 P 量分别为 13.5、17.0、9.0、6.9、10.7、 $8.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 P 计)土壤。旱地红壤氧化状态下需 P 量为 $39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 P 计)土壤, 随淹水时间的延长, P 的需求量减少, 第 4 周需 P 量增加, 但是没有增加到未淹水时的状态。水稻土最高需 P 量是淹水 1 周, 其次为氧化状态, 随淹水时间的延长 P 的需求量减少, 第 4 周是个例外, 需 P 量增加, 但低于淹水 1 周时最大需 P 量。旱地红壤还原状态下 P 吸附量减少, 可能的原因是由于还原引起土壤吸 P 量减少^[6]。不同土壤到达还原状态的时间不同, 还原状态的起始将引起溶液 P 浓度增加被吸附 P 减少^[10]。其他研究者也认为随着淹水时间延长, 土壤氧化还原势(Eh)降低, 土壤溶解 P 量增加, 原因在于淹水后土壤 pH 升高, 对 P 有固定作用的铁氧化物形态发生了变化, 比如, 三价铁磷被还原为二价铁磷^[11-12]。

2.2 磷吸附参数的变化

采用简单 Langmuir 方程来描述土壤 P 的吸附与等温吸附方程的吻合性, 简单 Langmuir 方程表达式为 $C/S = 1/bS_{\text{max}} + C/S_{\text{max}}$ ^[13], 式中 S 为单位土壤的 P 吸附量, C 为平衡液 P 浓度, b 是表示与结合能有关的常数, S_{max} 为单位土壤最大吸 P 量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 结果见表 2。从表 2 列出的决定系数(R^2)来看, 供试土样 P 吸附曲线与简单 Langmuir 方程很吻合, 决定系数(R^2)均大于 0.90, 达到显著水平。

水稻土在氧化状态, 淹水 1、2、3、4、8 周后 P 最大吸附量分别为 536、603、591、593、482、 $482 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (以 P 计)土壤; 旱地红壤 P 最大吸附量分别为 1168、880、789、1050、696、 $672 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (以 P 计)土壤。对不同处理 2 种土壤 P 最大吸附量做差异显著性检验(5%水平), 表明淹水对旱地红壤和水



0 d 指未淹水(CK), 1 w 指淹水 1 周, 2 w 指淹水 2 周, 3 w 指淹水 3 周, 4 w 指淹水 4 周, 8 w 指淹水 8 周, 以下同

图 1 旱地红壤和水稻土 P 吸附曲线

Fig. 1 P adsorption curve of upland red soil and paddy soil

表2 土壤(旱地红壤、水稻土)的P吸附参数
Table 2 P sorption and buffering parameters of soil samples

处理	水稻土				旱地红壤			
	$w(S_{\max})/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$\text{MBC}/(\text{mL}\cdot\text{g}^{-1})$	$b/(\text{mL}\cdot\mu\text{g}^{-1})$	R^2	$w(S_{\max})/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	$\text{MBC}/(\text{mL}\cdot\text{g}^{-1})$	$b/(\text{mL}\cdot\mu\text{g}^{-1})$	R^2
未淹水	536	69.454	0.129	0.992	1168	205.622	0.176	0.910
淹水1周	603	87.989	0.146	0.986	880	154.095	0.175	0.957
淹水2周	591	47.737	0.081	0.968	789	127.761	0.162	0.952
淹水3周	593	45.152	0.059	0.905	1050	101.465	0.097	0.960
淹水4周	482	55.188	0.115	0.966	696	136.129	0.196	0.984
淹水8周	482	35.224	0.094	0.993	672	88.613	0.132	0.966

S_{\max} 指 P 最大吸附量, MBC 指最大 P 缓冲容量, b 指结合能常数, R^2 决定系数

稻土 P 最大吸附量的影响没有达到显著性水平。显著性检验的结果似乎与本实验中观察到的还原状态下(淹水后) P 有效性增加的结果不一致。事实上,这样的结果并不令人奇怪,淹水影响了 P 的有效性,但是 P 有效性增加比较小,因此不能达到统计显著性水平。除了淹水 4 周外,2 种土壤 MBC(最大缓冲容量)的变化全部表现为淹水降低土壤 P 最大缓冲容量,随淹水时间延长最大缓冲容量降低。土壤高的 P 缓冲容量意味着高的 P 吸附能力,相应地溶解在溶液中的 P 量减少。因此, P 肥施用于低缓冲容量土壤中移动性较大,土壤对 P 的固定较少也就是说 P 有效性较高。由表 2 可以看出,无论是氧化状态还是在还原状态下,旱地红壤 P 最大吸附量均大于水稻土,原因在于水稻土全 P 量和速效 P 含量高于旱地红壤。

吸附常数(K)是表示与结合能有关的常数,本实验中淹水对吸附常数有影响但变化不连续,没有一定的规律, Holford 等^[4](1981)的研究表明淹水 1 d 和淹水 18 d 土壤 P 吸附量减少,同时结合能常数也表现为连续下降。本实验中淹水后结合能的变化与 Holford(1981)的结果不一致。

淹水 1、2、3 周后水稻土 P 最大吸附量与氧化状态相比,有所增加。一些研究表明还原状态与氧化状态相比,还原状态下土壤吸附更多的 P^[14-16],即淹水可增加土壤 P 吸附量。淹水后土壤 P 吸附量增加,主要是由于 P 被新近形成的无定形铁氧化物所吸附。无定形铁氧化物有巨大的表面积,有更多地吸附位点,因此无定形铁氧化物的 P 吸附能力比氧化状态下存在的结晶态铁氧化物吸附 P 的能力更强^[3-4,16-17]。然而,淹水 4、8 周 P 吸附量与氧化状态相比,又有所减少。因此,淹水影响水稻土对 P 的吸附,但影响是不连续的。有些研究认为淹水后 P 吸附减少, Roy 等^[6]认为在一个特定的吸附 P 水平,还原状态土壤溶液中溶解 P 量大于氧化状态 P。本实验中旱地红壤淹水后 P 吸附量减少,与 Roy 的实验结果一致,尽管淹水 3 周 P 吸附量增加,但没有达到氧化状态时的水平。

2.3 供试土壤 P 解吸特性

由图 2 可见, P 解吸量随加入 P 量增加而增加,与通常研究结果一致。草酸可提取 P(P_{ox})量远远大于 CaCl_2 提取 P 量。旱地红壤和水稻土由于吸附 P 量不同,解吸 P 量也不同。比如,当加入 P 量为 $0.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 P 计)土壤时,淹水 1 周 CaCl_2 解吸 P 水稻土为 $0.0146 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,旱地红壤为 $0.011 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。淹水 1 周草酸提取 P 水稻土为 $0.554 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$,红壤旱地为 $0.197 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。水稻土 P 解吸量大于旱地红壤。对一个特定的 P 吸附量来讲,延长淹水时间旱地红壤 P 解吸量增加,水稻土淹水 1 周 P 吸附量最大但解吸量最少,这可能与淹水后水稻土无定形铁氧化物增加有关,有研究证实淹水 1 周,土壤中无定形铁氧化物增加,随淹水时间延长,渐趋平稳^[18]。

氧化状态下, CaCl_2 溶液提取了水稻土 11%~27%的吸附 P,解吸了旱地红壤 3%~10%的吸附 P。还原状态下, CaCl_2 溶液分别解吸了水稻土、红壤旱地 10%~32%和 4%~20%的吸附 P。然而,用 CaCl_2 溶液、酸性草酸铵提取 P 量之和除以吸附 P 量,我们发现氧化状态下酸性草酸铵和 CaCl_2 溶液分别解吸了水稻土和红壤旱地 190%~485%和 74%~101%的吸附 P,还原状态下分别解吸了水稻土和红壤旱地 251%~614%、79%~118%的吸附 P。相比而言,水稻土 P 吸附量少,但无论是 CaCl_2 溶液还是酸性草酸铵溶液解吸 P 量均大于旱地红壤 P 解吸量,淹水后 2 种土壤草酸可提取态 P(P_{ox})均增加。由于 Olsen-P 和 CaCl_2 溶液解吸 P 属对植物有效的速效 P 指标,而 P_{ox} 代表速效和缓效 P 源。因此,可以得出:淹水导致速效 P、缓效 P 的增加。 P_{ox} 被认为是评价高度风化酸性土壤^[18]中有效 P 的一个较好指标。众所周知, P_{ox} 包括可被草酸从土壤中提取出来的有机 P 与无机 P。因此,吸附 P 的释放和重新被新形成的铁化合物吸附或吸持是淹水后 P_{ox} 量增加的主要原因,淹水培养显著增加的活性有机 P 也有可能是 P_{ox} 量增加的原因之一^[19]。

3 结论

吸附实验的结果表明,与氧化状态相比,旱地

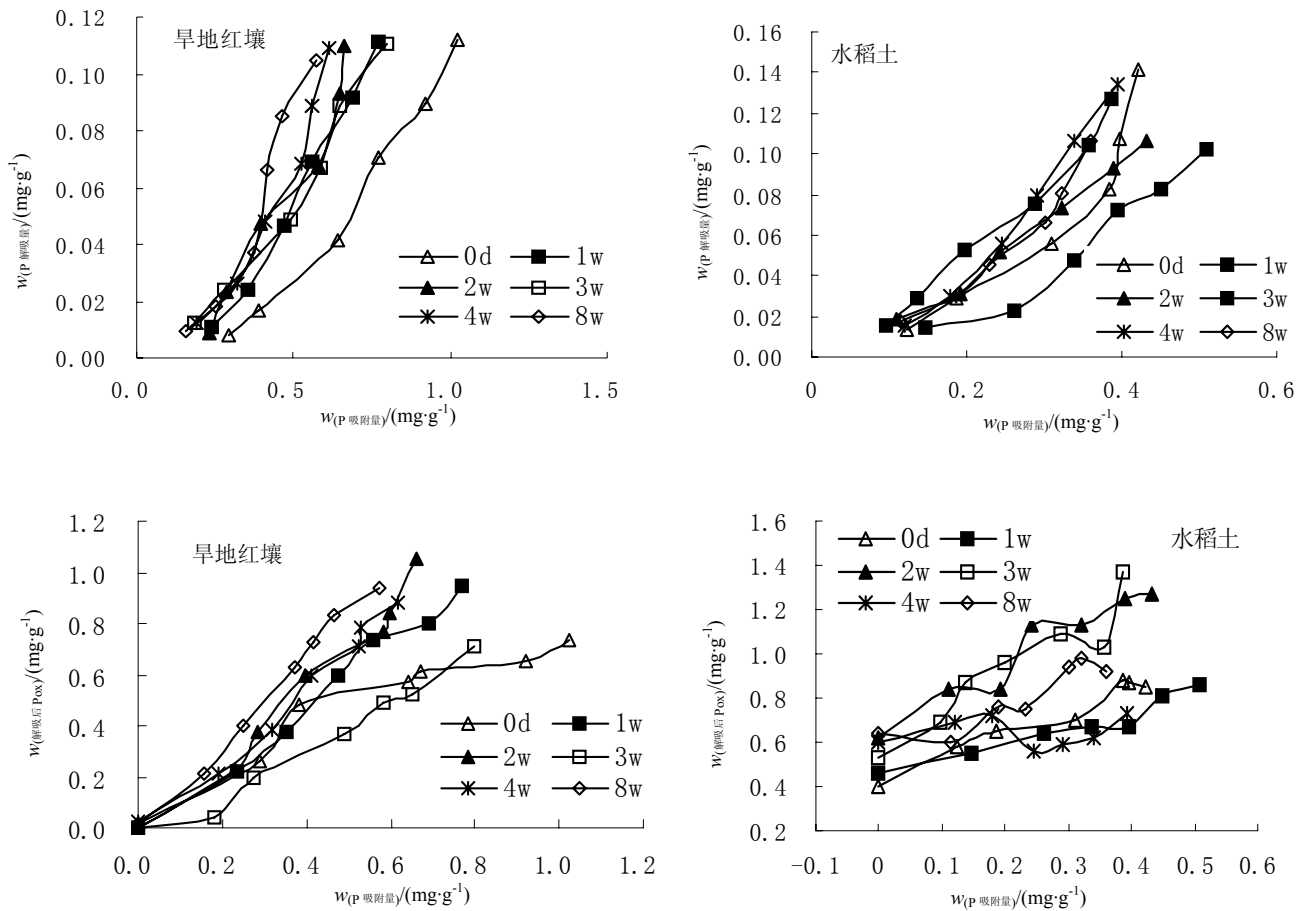


图2 旱地红壤和水稻土 P 解吸曲线

Fig.2 P desorption curve of upland red soil and paddy soil

红壤淹水后 P 吸附量减少。淹水引起水稻土 P 吸附量增加, 水稻土淹水后 1、2、3 周 P 吸附量增加, 淹水 4、8 周 P 吸附量再次减少, 2 种土壤因理化性质的差异, 相同处理条件下 P 吸附的表现不同。红壤旱地吸 P 量高于水稻土, 原因在于水稻土全 P、速效 P 含量高于旱地红壤, 即水稻土 P 吸附饱和度高于旱地红壤, P 吸附饱和度高的土壤供 P 能力强, 但多余的 P 有可能随水流向地下渗漏淋失引起环境问题。

2 种土壤 P 最大缓冲容量(MBC)除 4 周淹水外, 表现为随淹水时间的延长, P 最大缓冲容量(MBC)降低。淹水后 2 种土壤结合能常数(K)的变化不连续, Holford^[4](1981)的研究表明淹水 1 d 和淹水 18 d 土壤 P 吸附量减少, 同时结合能常数也表现为连续下降。本实验中淹水后结合能的变化与 Holford^[4](1981)的结果不一致。

氧化、还原状态下 2 种土壤酸性草酸铵提取 P 量均远远大于 CaCl₂ 解吸 P 量, 水稻土吸附 P 量低于旱地红壤, 但 P 解吸量无论是 CaCl₂ 解吸 P 还是酸性草酸铵提取 P 均大于旱地红壤。CaCl₂ 解吸 P 随加入 P 量的增加而增加。淹水后草酸可提取 P(P_{ox})

增加, Zhang 等^[18](2003)认为吸附 P 的释放和被新近形成的铁氧化物再吸附是淹水后草酸可提取态 P 增加的主要原因, 淹水培养显著增加的活性有机 P 也有可能是 P_{ox} 量增加原因之一。

旱地红壤 P 吸附能力大于水稻土, 解吸能力小于水稻土, 因此旱地红壤无论作为水田或旱地 P 肥需要量均大于水稻土。

参考文献:

- [1] GREGORY L B, GWEN D. Phosphorus sorption dynamics of Hawaii's coastal wetlands[J]. *Estuaries and Coasts*, 2009, 32(5): 844-854.
- [2] PATRICK W H J, KHALID R A. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions[J]. *Science, New Series*, 1974, 186(4158): 53-55.
- [3] KHALID R A, PATRICK W H J R., LAUNE D E R. D. Phosphorus sorption characteristics of flooded soils[J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1977, 41: 305-310.
- [4] HOLFORD I C R., PATRICK W H J R. Effects of duration of anaerobiosis and reoxidation on phosphate sorption characteristics of an acid soil[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1981, 19: 69-78.
- [5] VILLAPANDO, R R, GRAETZ D A. Water table effects on phosphorus reactivity and mobility in a dairy manure-impacted Spodosol[J]. *Ecological Engineering*, 2001, 18: 77-89.

- [6] ROY A C, DATTA S K D E. Phosphate sorption isotherms for evaluating phosphorus requirement of wetland rice soils[J]. *Plant and soil*, 1985, 86: 185-196.
- [7] HUGUENIN-ELIE O, KIRK G J D, FROSSARD E. Phosphorus uptake by rice from soil that is flooded, drained or flooded then drained[J]. *European Journal of Soil Science*, 2003, 54(1): 77-90.
- [8] YOUNG E O, ROSS D S. Phosphate release from seasonally flooded soils: A laboratory microcosm study[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(1): 91-101.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999.
- LU Rukun. *Analytical Methods of Soil and Agricultural Chemistry* [M]. Beijing: Agricultural Science and Technology Press of China, 1999.
- [10] SCALENGHE R, EDWARDS A C, AJMONE F, et al. The effect of reducing conditions on the solubility of phosphorus in a diverse range of European agricultural soils[J]. *European Journal of Soil Science*, 2002, 53(3): 439-447.
- [11] KUO S, MIKKELSEN D S. Distribution of iron and phosphorus in flooded and unflooded soils profiles and their relation to phosphorus adsorption[J]. *Soil Science*, 1979, 127(1): 18-25.
- [12] SAH R. N, MIKKELSEN D S. Phosphorus behavior in flooded-drained soils. I. Effects on phosphorus sorption[J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1989, 53: 1718-1722.
- [13] 张新明, 李华兴, 刘远金. 磷酸盐在土壤中吸附与解吸研究进展[J]. *土壤与环境*, 2001, 10(1): 77-80.
- ZHANG Xingming, LI Huaxing, LIU Yuanjin. Study progress of phosphate adsorption and desorption in soils[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2001, 10(1): 77-80.
- [14] HOLFORD I C R, PATRICK W H J. Effects of reduction and pH changes on phosphate sorption and mobility in an acid soil[J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1979, 43: 292-297.
- [15] KRAIRAPANOND A, JUGSUJINDA A, PATRICK W H J R. Phosphorus sorption characteristics in acid sulfate soils of Thailand: effect of uncontrolled and controlled soil redox potential (Eh) and pH[J]. *Plant Soil*, 1993, 157(2): 227-237.
- [16] KRAIRAPANOND A, JUGSUJINDA A, PATRICK W H. Influence of extractable iron, aluminium, and manganese on P-sorption in flooded acid sulfate soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 20(2): 118-124.
- [17] WILLETT, I.R., M.L. HIGGINS. Phosphate sorption by reduced and reoxidized rice soils[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1978, 16: 319-326.
- [18] ZHANG Y S, LIN X Y, WILFRIED W P. The effect of soil flooding on the transformation of Fe oxides and the adsorption/desorption behavior of phosphate[J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2003, 166(1): 68-75.
- [19] GUO F M., YOST R S. Quantifying the available soil phosphorus pool with the acid ammonium oxalate method[J]. *Soil Science Society of American Journal*, 1999, 63: 651-656.

The effect of flooding on the phosphorus sorption and phosphorus desorption properties of upland red soil and paddy soil from Jiangxi province

SHAO Xinghua, ZHANG Jiangzhong, WANG Aiping

Department of Life Science, Shangrao Normal College, Shangrao 334000, China

Abstract: The purpose of this study was to determine the effect of flooding on phosphorus adsorption-desorption characteristics and on oxalate extractable phosphorus of two soils. In a laboratory incubation study, two soils were flooded for a period of 0 (control), 1, 2, 3, 4, 8 weeks. After the incubation period, P adsorption and desorption experiment were carried out. Sorption isotherms were described by the classical Langmuir equation. At the end of desorption experiment, P_{ox} was determined. The results from the adsorption experiment showed that upland red soil adsorbed less P under reduced than oxidized conditions. Soil reduction also caused an increase in P-sorption. There was a large increase in the phosphate sorption capacity after 1 week flooding in paddy soil. Less P-sorption increased under reduced condition in paddy soil after 2, 3 week flooding and then decreased. With prolonged waterlogging, an apparent decrease in maximum buffer capacity was observed for two soils; however, 4 week flooding was an exception. Flooding caused an inconsistent variation in bonding energy of two soils.

Desorption of adsorbed P under reduction was greater in acid ammonium oxalate solution than in $CaCl_2$ solution. Desorbed P increased with level of applied P and desorption patterns of adsorbed P were similar to adsorption patterns but values of P in solution were lower at desorption in $CaCl_2$ solution. Paddy soil adsorbed less P and desorbed more P than upland red soil because total P and Olsen-P of paddy soil were larger than that of upland red soil.

The amount of oxalate extractable P (P_{ox}) increased after flooding. Releasing of adsorbed P and reabsorbed by newly formed iron oxide was the main reason of P_{ox} increasing after flooding.

Key words: upland red soil; paddy soil; oxalate extractable phosphorus; P availability; flooding