

基于水环境风险的红壤性水稻土 Olsen-P 突变点研究^①

梁圆^{1,2}, 王兴祥^{1*}, 张桃林¹

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 结合 973 项目“我国农田生态系统重要过程与调控对策研究”定位监测田块, 采集 28 个水稻土样品, 通过室内模拟研究不同 P 肥施用量下恒温 (25 °C ± 1 °C) 培育 3 h 后, 红壤性水稻土土层 P 随 Olsen-P 变化的关系, 并以土层 P 急剧增加时的土壤 Olsen-P 含量作为土壤速效 P 突变点。结果表明, 速效 P 突变点与土壤本底速效 P 含量极显著相关, 28 个样点土壤速效 P 突变点平均值为 114.22 mg/kg ± 7.86 mg/kg, 速效 P 突变点对应的土层 P 含量平均值为 13.12 mg/L ± 2.49 mg/L, 且突变发生时对应的 P 肥用量与土壤活性 Fe 含量显著相关。

关键词: 红壤性水稻土; Olsen-P; 突变点

中图分类号: S153

水体富营养化是当今世界水污染治理的重点和难点。众多研究表明, P 是水体富营养化的主要限制因子^[1-3]。从农业角度看, 施用 P 肥是作物增产的有效途径之一, 然而 P 肥的当季利用率一般只在 10% ~ 25%^[4], 剩余的 P 都残留在土壤中, 因此长期大量地施用 P 肥将导致 P 素在土壤中急剧积累。土壤 P 素的盈余虽然可以增加土壤供 P 能力, 但若超过一定程度就可能引起 P 素流失, 对环境造成不良后果^[5]。因此探讨 P 肥施用量与土壤 P 素流失突变点间的关系对实现环境和粮食的“双赢”具有重大意义。

目前关于水环境风险的土壤速效 P 突变点的计算方法各异, 如吕家珑等^[6]考察渗漏水无机 P (Y 轴) 与土壤 Olsen-P (X 轴) 的关系时, 以直线与 X 轴交点作为速效 P 突变点; Heckerath 等^[7]及 Hesketh 等^[8]在研究渗漏水无机 P (Y 轴)、CaCl₂-P (Y 轴) 二者与土壤 Olsen-P (X 轴) 的关系时, 以两条斜率显著变化的模拟直线的交点作为速效 P 突变点; 钟晓英等^[9]考察淋失 P (Y 轴) 与土壤 Olsen-P (X 轴) 的关系时, 也以两条斜率显著变化的模拟直线的交点作为速效 P 突变点。研究结果都表明, 土壤中的速效 P (Olsen-P) 含量存在一“转折点”, 当土壤 Olsen-P 水平高于此值时, P 流失量随土壤 Olsen-P 含量的增加而急剧上升^[6-9]。

红壤因其独特的成土过程而具有巨大的固 P 能力。全国第二次土壤普查数据显示, 低丘红壤地区水稻土速效 P 大多处于中度贫瘠化水平^[10]。然而 20 多年来, 随着农业集约化程度的提高, 特别是 P 肥长期大量地施用, 红壤性水稻土速效 P 含量呈快速积累,

部分土壤 Olsen-P 含量增加了 10 多倍^[11]。近 10 年来江西省仅农田土壤流失进入水体的 P 就高达 4.72 万 t/a^[12]。因此研究红壤地区稻田土壤 P 素突变点, 可以为降低 P 素流失风险提供科学资料。近年来国内的研究主要是按质地或发育母质等土壤性质不同采集土壤样品^[13-14], 参考 Hesketh 等^[8]的方法来确定某一类型土壤的突变点。但实际上 P 的吸附和解吸性能是受黏粒含量、有机质、铁铝氧化物等众多土壤性质的综合影响^[15-16], 因此速效 P 突变点可能也随土壤本底性质而异。本文尝试采取先确定单个土壤速效 P 突变点进而确定区域土壤速效 P 突变点的新方法, 开展基于水环境风险的红壤性水稻土速效 P 突变点研究, 希望能为红壤地区水稻生产 P 肥的合理施用、降低水环境风险提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

结合国家重点基础研究发展计划“我国农田生态系统重要过程与调控对策研究”项目定位监测田块, 在典型红壤地区江西省余江县选取邓家埠原种场(邓原)、黄庄乡、杨溪乡、潢溪乡、中童乡和春涛乡 6 个观测片, 每个片在相邻村组选取 4 ~ 5 个不同肥力水平的双季稻田块, 共计 28 个田块, 于 2006 年 1 月开始定位田块观测。2006 年 10 月水稻收获后取耕层土壤 (0 ~ 20 cm), 土壤经风干后去除有机残体, 磨碎后过 2 mm 筛, 进行室内培育实验。另取部分过 0.149 mm 筛, 用于基本性质的测定。土壤主要理化性质列于表 1。

①基金项目: 国家 973 计划项目 (2005CB121107) 和支撑计划项目 (2006BAD05B09) 资助。

* 通讯作者 (xxwang@issas.ac.cn)

作者简介: 梁圆 (1981-), 女, 广西梧州人, 硕士研究生, 主要从事红壤资源、农业生态方面的研究。E-mail: liangy@issas.ac.cn

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Chemical and physical properties of the studied paddy soils

供试土壤	pH (H ₂ O)	有机质 (g/kg)	全 P (g/kg)	Olsen-P (mg/kg)	黏粒含量 (<0.002 m) (g/kg)	活性 Al (mg/kg)	活性 Fe (mg/kg)
黄庄 HZ1	4.96	40.14	0.45	17.44	162.8	1712	7886
黄庄 HZ2	5.07	47.84	0.45	15.22	82.0	1740	2116
黄庄 HZ3	4.74	56.30	0.50	38.61	112.7	1756	1559
黄庄 HZ4	4.77	50.86	0.41	37.74	106.7	2307	2760
潢溪 HX1	4.50	26.19	0.54	33.68	141.8	1618	4683
潢溪 HX2	5.14	36.01	0.66	13.22	153.1	1948	5348
潢溪 HX3	5.16	30.14	0.40	12.41	133.3	1693	2402
潢溪 HX4	5.02	30.02	0.63	28.90	134.9	2270	3575
潢溪 HX5	5.15	24.20	0.59	28.79	161.2	2260	3453
春涛 CT1	5.22	31.84	0.33	19.03	82.0	2109	2588
春涛 CT2	5.06	32.57	0.46	53.17	135.8	1929	4197
春涛 CT3	5.05	30.09	0.35	22.29	118.8	1419	1087
春涛 CT4	5.03	25.06	0.39	50.29	146.3	2411	3446
春涛 CT5	5.29	27.60	0.37	36.70	111.5	1892	4469
邓原 DY1	4.99	32.85	0.39	8.80	150.7	1542	1251
邓原 DY2	5.04	32.79	0.43	22.57	139.0	1278	2009
邓原 DY3	5.60	28.21	0.51	19.19	103.4	966	1144
邓原 DY4	5.06	36.41	0.47	30.09	154.3	1004	4061
邓原 DY5	4.98	22.28	0.53	48.35	121.6	1221	715
邓原 DY6	4.98	26.95	0.57	58.57	101.0	1174	2331
杨溪 YX1	5.04	33.91	0.80	39.55	130.5	2014	2767
杨溪 YX2	5.13	38.96	0.69	22.75	277.2	1207	4505
杨溪 YX3	4.92	33.42	0.76	81.39	160.4	1013	2338
杨溪 YX4	4.95	38.57	0.56	24.58	208.5	1230	4304
中童 ZT1	4.89	35.95	0.56	24.15	147.9	2170	5913
中童 ZT2	5.10	25.63	0.39	89.43	106.7	2336	4719
中童 ZT3	5.09	33.81	0.71	60.82	160.8	2988	3511
中童 ZT4	4.95	30.23	0.47	33.79	145.9	2506	5849

1.2 实验设计

称取过 2 mm 筛的土样 25.00 g 于 100 ml 离心管, 分别加入含 P 量为 0、30、60、90、120、150、180 mg/L 的磷酸盐溶液 (KH₂PO₄) 50 ml (相当于含 P 量 0、60、120、180、240、300、360 mg/kg), 充分搅匀后于 25℃ ± 1℃ 进行室内恒温培养, 3 h 后取出离心、过滤, 测定水层中 P 的含量和土壤速效 P 含量。为防止土壤风干过程中 P 素转化, 培养后土壤样品的速效 P 含量皆用鲜样测定, 并用烘干法测定其含水量。以上每个处理设置 3 次重复。

1.3 测定方法

土壤 pH 采用电位法测定; 有机质用重铬酸钾容量法测定; 土壤质地采用吸管法测定; 活性 Fe、Al 采用草酸-草酸铵浸提, ICP 测定; 土壤全 P 用高氯酸-

硫酸消解, 钼蓝比色法测定; 速效 P 测定采用 Olsen 法测定; 水层 P 经无 P 滤纸过滤后直接用钼蓝比色法测定^[17]。

2 结果

2.1 土壤速效 P 和水层 P 随 P 肥用量的变化

图 1 以 HX2 土壤为例说明了施用不同量 P 肥后土壤速效 P 和水层 P 的变化。在较低的 P 添加量范围内 (HX2 土壤约为 0 ~ 180 mg/kg) 土壤 Olsen-P 随 P 肥用量增加呈直线迅速增加, 而后增加幅度减少, 呈缓慢增加的趋势; 水层 P 含量在一定 P 添加量范围内缓慢增加, 当 P 添加量达到一定程度 (HX2 土壤约为 120 mg/kg), 水层 P 急剧增加。

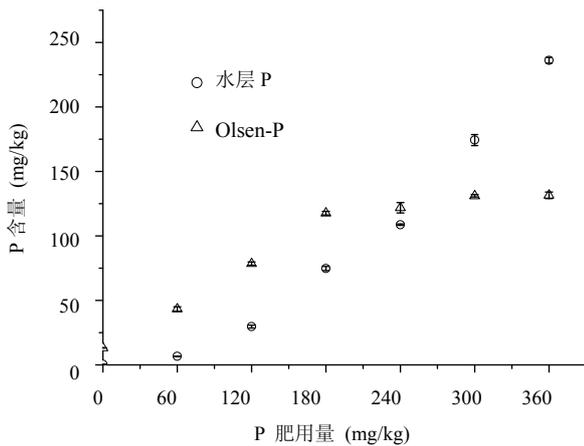


图 1 土壤 Olsen-P 和水层 P 随 P 肥用量的变化

Fig. 1 Change of Olsen-P and soluble P under the application rate of phosphate

2.2 水层 P 含量急剧变化时的土壤速效 P 含量

分析水层 P 与土壤速效 P 含量的关系可以发现, 水层 P 含量随着土壤速效 P 变化大致可分为 2 个阶段, 第 1 阶段即在 P 肥施用量较低时, 水层 P 随着土壤速效 P 的增加而缓慢增加; 第 2 阶段为当速效 P 到达一定值后, 水层 P 随着土壤速效 P 急剧增加 (图 2)。当然, 如果 P 的施用量继续增加, 水层 P 含量接近饱和, 可能会存在第 3 个阶段, 即土壤速效 P 继续增加, 而水层 P 以接近稳定的高含量出现。根据水层 P 随土壤速效 P 的变化趋势, 我们假定以发生水层 P 急剧增加时的土壤 Olsen-P 含量为突变点。

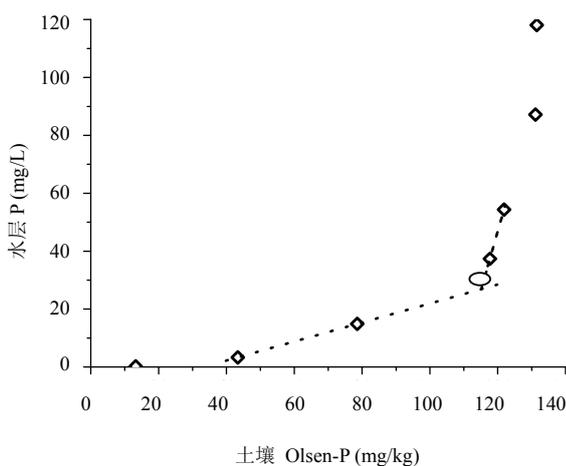


图 2 水层 P 随土壤 Olsen-P 变化的趋势

(以 HX2 土壤为例) (○为突变点, 其余为实测点)

Fig. 2 Change of soluble P with Olsen P under different rate of phosphate application

本文计算速效 P 突变点的具体过程如下: 首先, 计算不同 P 肥用量时的 $\Delta WP_t/\Delta OP_t$, 这里 OP_t 和 WP_t 分别表示 P 肥用量为 t 时土壤 Olsen-P 和水层 P 含量。 $\Delta WP_t/\Delta OP_t = (WP_t - WP_{t-60})/(OP_t - OP_{t-60})$ 。如果 P 肥用量为 t 时的 $\Delta WP/\Delta OP$ 与其他 P 肥用量的 $\Delta WP/\Delta OP$ 相比变化最剧烈, 那么引起水层 P 剧烈变化的土壤速效 P 突变点应当处于 OP_t 和 OP_{t-60} 之间。为了准确获取速效 P 突变点, 以 OP_{t-120} 和 OP_{t-60} , OP_t 和 OP_{t+60} 分别作直线, 其交点即为 Olsen-P 突变点。图 2 以 HX2 土壤为例介绍了速效 P 突变点的获取过程。即以 P 肥用量为 60 mg/kg 和 120 mg/kg 时对应的土壤 Olsen-P (X 轴) 和水层 P (Y 轴) 所确定的点作一直线, 以 P 肥用量为 180 mg/kg 和 240 mg/kg 时对应的土壤 Olsen-P (X 轴) 和水层 P (Y 轴) 确定的点作另一直线, 两条直线的交点即为该土壤水层 P 急剧变化时的土壤 Olsen-P 突变点及对应的水层 P 含量。同时, 根据 P 肥用量和 Olsen-P 关系图还可以计算出突变点发生时所对应的 P 肥施用量。

不同土壤的速效 P 突变点之间存在着一定差异, 表 2 列出了各土壤的速效 P 突变点及对应的水层 P 含量和施肥量。28 个样点土壤中速效 P 突变点为 71.75 ~ 250.35 mg/kg, 平均值为 114.22 mg/kg \pm 7.86 mg/kg, 对应水层 P 含量为 0.73 ~ 55.29 mg/L, 平均值为 13.12 mg/L \pm 2.49 mg/L, 而突变点发生时对应的 P 肥施用量为 23.05 ~ 304.65 mg/kg, 平均值为 144.42 mg/kg \pm 11.90 mg/kg。

2.3 速效 P 突变点的主要影响因素

对土壤速效 P 突变点与供试土壤 pH 值, 有机质、全 P、本底 Olsen-P、黏粒、活性 Fe、活性 Al 含量等性质进行逐步回归分析的结果表明, 土壤速效 P 突变点仅与土壤本底 Olsen-P 含量呈极显著相关关系 (图 3)。此外, 土壤速效 P 突变点发生时所对应的 P 肥用量与活性 Fe 含量呈显著正相关关系 (图 4), 即活性 Fe 含量越大, 发生突变时所对应的 P 肥施用量也越大。

3 讨论

实验结果表明在较低 P 肥施用量时, Olsen-P 呈直线迅速增加趋势, 当 P 肥施用量增加到一定程度, Olsen-P 含量在较高水平状态趋于缓慢增加。而娄运生等^[14]的研究表明土壤 Olsen-P 含量随施 P 量增加而增加, 在低施 P 量时, Olsen-P 缓慢增加, 随着 P 肥用量增加出现明显的富集转折点, 当施 P 量进一步增加时 Olsen-P 含量在较高水平保持相对稳定。二者实验结果的差异主要由于培育时间不同所致。随着时间

表 2 土壤 Olsen-P 突变点及其水层 P 含量和施 P 量

Table 2 Soil Olsen-P change-point, soluble P and the rate of P application

供试土壤	突变时的 Olsen-P (mg/kg)	突变时的水层 P (mg/L)	突变时对应施 P 量 (mg/kg)	不施 P 时水层 P 含量 (mg/L)
黄庄 HZ1	145.96	26.14	304.65	0.04
黄庄 HZ2	76.32	5.81	110.92	0.13
黄庄 HZ3	108.64	8.63	126.12	0.17
黄庄 HZ4	114.87	3.64	91.77	0.09
潢溪 HX1	164.61	13.52	221.70	0.31
潢溪 HX2	115.12	21.67	179.35	0.23
潢溪 HX3	84.52	25.59	126.10	0.13
潢溪 HX4	124.26	46.84	209.72	0.15
潢溪 HX5	105.72	7.19	122.16	0.25
春涛 CT1	89.93	55.29	230.37	0.09
春涛 CT2	121.24	10.40	124.73	0.18
春涛 CT3	120.48	10.40	191.91	0.18
春涛 CT4	175.16	16.37	188.00	0.4
春涛 CT5	168.79	23.49	191.25	0.11
邓原 DY1	79.60	12.47	108.12	1.06
邓原 DY2	81.64	2.18	113.55	0.22
邓原 DY3	83.58	10.20	123.72	0.06
邓原 DY4	71.75	3.48	78.77	0.18
邓原 DY5	85.01	4.31	102.05	0.20
邓原 DY6	90.49	4.76	23.05	0.20
杨溪 YX1	74.96	3.10	63.21	0.09
杨溪 YX2	85.39	1.91	98.82	0.15
杨溪 YX3	250.35	9.74	236.77	0.21
杨溪 YX4	83.57	0.73	104.16	0.11
中童 ZT1	109.67	23.31	197.36	0.09
中童 ZT2	178.59	4.83	179.47	0.29
中童 ZT3	121.94	4.20	95.27	0.25
中童 ZT4	86.23	7.04	100.61	0.14
均值	114.22 ± 7.86	13.12 ± 2.49	144.42 ± 11.90	0.20 ± 0.04

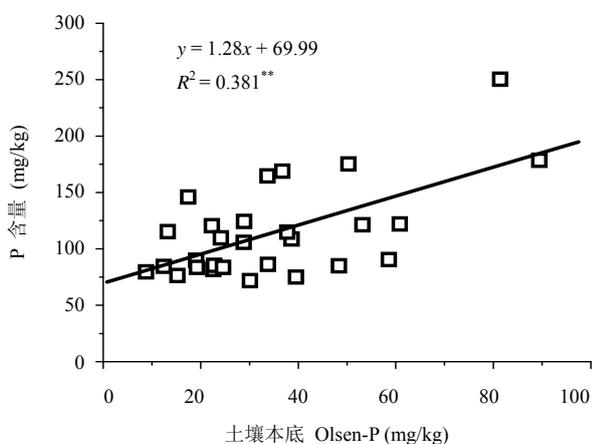


图 3 土壤 Olsen-P 突变点与土壤本底 Olsen-P 关系

Fig. 3 Relationship between Olsen-P change-point and background Olsen-P of the tested soils

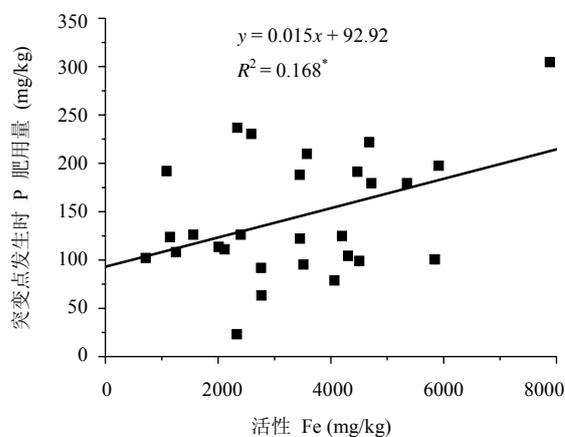


图 4 产生 Olsen-P 突变点时 P 用量与活性 Fe 关系

Fig. 4 Relationship between the application rate of phosphate when Olsen-P change-point occurred and active Fe of the soils

的延长, 土壤对 P 固定量的增加, P 的有效性逐渐衰减^[18], 出现 Olsen-P 快速增加的 P 肥用量也相应增加。因此, 考察 P 肥用量导致的 Olsen-P 富集转折点应考虑培育时间不同所造成的影响。

许多关于速效 P 突变点的研究都表明存在 P 素的突变现象^[6-9], 并都计算出了某一特定土壤的速效 P 突变点, 但相互间的结果差异较大。如张焕朝等^[19]通过田间小区实验确定了爽水型水稻土和囊水型水稻土的速效 P 突变点分别是 32 和 26 mg/kg。Heckrath 等^[7-8]在洛桑实验站的旱地实验中分别用地下排水中溶解态反应 P (DRP 或 TP) 与 Olsen-P 的关系、0.01 mol/L CaCl₂-P 与 Olsen-P 的关系作图, 都得到黏壤质土壤的速效 P 突变点为 60 mg/kg。吕家珑等^[6]在英国 Woburn 农场的砂质土壤上预测出突变点发生时的速效 P 为 17 mg/kg。而本研究的结果显示, 红壤地区的速效 P 突变点为 114.22 mg/kg ± 7.86 mg/kg。大多数研究认为速效 P 突变点与土壤的吸附解吸能力相关, 但得到的关于影响因素的结论都不尽相同。杨芳等^[15]和 Blake 等^[20]都认为 P 的吸附主要与有机质和活性 Al 显著相关, 而与土壤 pH、黏粒含量、交换性 Ca、交换性 Mg 及活性 Fe 等土壤性质没有显著关系。Hesketh 等^[8]发现, 同一地点不同实验小区的 CaCl₂-P 发生突变时的土壤 Olsen-P 含量也有很大差异, 甚至在某些砂土中突变点时的土壤 Olsen-P 含量竟高达 119 mg/kg, 但在分析影响因素时却没发现突变点与土壤的任何物理和化学性质有明显相关性。而赵小蓉等^[21]利用 13 个省(市) 23 个土样的模拟实验结果表明, 土壤 P 素淋失临界值与土壤有机质、活性 Fe (Al)、交换性 Ca 之间存在显著的相关, 而与交换性 Mg、CEC、<0.002 mm 黏粒含量等的相关性受土壤酸碱度影响。在其研究结果中还建议通过测定土壤有机质或活性 Fe 的含量来计算土壤 P 素淋失临界值, 评价土壤 P 素淋失的风险。本文研究结果显示 Olsen-P 突变点随土壤本底 Olsen-P 增加。实际上, 土壤 Olsen-P 含量与 P 肥用量、土壤性质、农田管理措施等有关, 这表明了土壤速效 P 突变现象很可能是以上多种因素长期综合作用的结果。同时, Olsen-P 突变点随土壤本底 Olsen-P 增加的现象, 意味着通过长期少量的 P 累积过程来逐步提高土壤速效 P 水平比一次大量施用 P 肥更有利于水体环境的保护。

本实验结果中速效 P 突变点产生时对应的 P 肥用量, 实际上也反映了不同土壤对 P 的吸附性能。结果显示其主要受土壤活性 Fe 含量影响。有研究表明, 红壤性水稻土耕层土壤无机 P 组分以 Fe-P 和 O-P 为主体^[22], 红壤性水稻土 P 素转化过程中, P 肥有

20% 转化为 Fe-Al 结合态 P^[23], 这些都说明在研究区域土壤中, 由于活性 Fe 对 P 素的固定, 在一定程度上减缓了土壤 P 素向水体迁移的量。但这并不代表其他土壤性质对突变点没有影响, 只是相对其他的土壤性质而言, 本研究区域内土壤活性 Fe 的分布差异比较大, 凸现了活性 Fe 的作用。因此, P 的吸附机理研究结果和田间土壤实际情况相关分析的结果可能存在一定差异, 这主要与本底土壤样品间不同性质的相对差异有关。

红壤及其水稻土借助于化学沉淀和吸附作用对 P 有很强的固定作用, 速效 P 含量在 P 肥施入土壤后 3 h 内呈直线迅速下降, 而后呈对数曲线缓慢下降^[18], 因此在施肥后短期内若发生流失对水体环境造成的影响应该是很大的。在我国南方水稻生产中 P 肥大多作为基肥一次投入, 而此时恰为多暴雨季节, 容易溢流形成地表径流, 将 P 带进水体环境。如果以出现水层 P 急剧变化时的土壤速效 P 含量作为红壤性水稻土速效 P 突变点, 施用 P 肥 3 h 后 28 个样点中 Olsen-P 突变点对应的水层 P 含量为 13.12 mg/L ± 2.49 mg/L。前人研究结果表明, Olsen-P 突变点基本不受土水比的影响^[8], 28 个田块土壤达到 Olsen-P 突变点时的 P 肥施用量为 23.05 ~ 304.65 mg/kg, 约为 P₂O₅ 120 ~ 1500 kg/hm², 那么按当地常规施 P 条件下 (每季一次施用钙镁磷肥 750 kg/hm², 相当于 P₂O₅ 90 kg/hm²), 目前 28 个田块的 P 肥施用量均未达到引起突变点的施肥水平(表 2)。就培育实验得到的 Olsen-P 突变点发生时对应的施肥量平均值来看, 本区域平均施用 P 肥的临界值约为 P₂O₅ 750 kg/hm²。当然, 模拟实验结果与田间实际状况还有一些差距, 特别是没有考虑水稻的吸收作用。但若以地表水富营养化标准^[24] (磷酸根态 P 为 0.01 ~ 0.05 mg/L) 作为衡量指标的话, 28 个样点土壤全部存在水环境风险。因为即使在未施用 P 肥的情况下, 28 个样点的水层中 P 含量最低的也达到 0.09 mg/L, 最高的达到 1.06 mg/L, 平均为 0.20 mg/L (表 2)。虽然农田排水在最终进入水体的过程中会有一些的稀释作用, 但其诱发水体富营养化的风险不容忽视。

总之, 以水层 P 突变时的土壤 Olsen-P 含量研究农田土壤的水环境风险有重要的参考意义, 但若以其单独作为评价指标仍存在一些不足。首先, 突变点发生时对应的水层 P 含量本身变化较大, 在未达到突变点时水层 P 含量水平可能已经超过了水体富营养化的标准; 其次, 水层 P 突变时的 Olsen-P 含量与土壤性质有关, 特别是与土壤本底 Olsen-P 含量紧密有关, 存在很大的变幅。因此, 关于水环境的 Olsen-P 突变

点的计算方法及农田土壤 P 素评价指标值得进一步研究。

4 小结

本实验研究结果表明研究区域土壤速效 P 突变点为 $114.23 \text{ mg/kg} \pm 7.86 \text{ mg/kg}$, 速效 P 突变点对应的水层 P 含量为 $13.12 \text{ mg/L} \pm 2.49 \text{ mg/L}$ 。

研究区域内土壤速效 P 突变点与其本底速效 P 含量呈极显著相关关系, 突变点产生时的 P 肥施用量与土壤活性 Fe 显著相关。

区域内速效 P 突变点产生时对应的施肥量存在较大变幅, 大约在 P_2O_5 $120 \sim 1500 \text{ kg/hm}^2$, 按当地目前的施肥条件, 28 个田块的 P 肥施用量均未达到引起 Olsen-P 突变点的施肥水平, 就培育实验结果的平均值来看, 区域平均施用 P 肥的临界值约为 P_2O_5 750 kg/hm^2 。虽然维持当地目前的 P 肥施用水平暂时不会引起水层 P 含量剧增, 但样品水层中 P 的含量已经超过了易诱发水体富营养化的临界值, 因此必须注意好 P 肥的减施增效研究, 加强农田水分管理, 以防止其流失而对环境造成威胁。

参考文献:

- [1] Schindler DW. The evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 1977, 195: 260-262
- [2] Sharpley AN, Chapra SC, Wedepohl R, Sims JT, Daniel RC, Reddy KR. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23: 437-451
- [3] 单艳红, 杨林章, 王建国. 土壤磷素流失的途径、环境影响及对策. *土壤*, 2004, 36(6): 602-608
- [4] 鲁如坤, 蒋柏蕃, 熊毅等主编. 中国土壤. 2 版. 北京: 科学出版社, 1990, 483-501
- [5] Zhang XS, Liao H, Chen Q, Christie P, Li XL, Zhang FS. Response of tomato on calcareous soils to different seedbed phosphorus applications rates. *Pedosphere*, 2007, 17(1): 70-76
- [6] 吕家珑, Fortune S, Brookes PC. 土壤磷淋溶状况及其 Olsen 磷“突变点”研究. *农业与环境科学学报*, 2003, 22(2): 142-146
- [7] Heckrath G, Brookes PC, Poulton PR, Goulding KWT. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, 1995, 24: 904-910
- [8] Hesketh N, Brookes PC. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29: 105-110
- [9] 钟晓英, 赵小蓉, 鲍华军, 李浩浩, 李贵桐, 林启美. 我国 23 个土壤磷素淋失风险评估 I. 淋失临界值. *生态学报*, 2004, 24(10): 2275-2280
- [10] 孙波, 张桃林, 赵其国. 南方红壤丘陵区土壤养分贫瘠化的综合评价. *土壤*, 1995, 27(3): 119-128
- [11] 张桃林, 潘剑君, 刘绍贵, 王兴祥, 李忠佩. 集约农业利用下红壤地区土壤肥力与环境质量变化及调控—江西省南昌市郊区和余江县案例研究. *土壤学报*, 2007, 45(4): 584-591
- [12] 刘清玉, 戴雪荣. 江西省水环境的非点源污染及其控制对策. *国土与自然资源研究*, 2003(4): 65-66
- [13] 章明奎, 周翠, 方利平. 水稻土磷环境敏感临界值的研究. *农业环境科学学报*, 2006, 25(1): 170-174
- [14] 娄运生, 李忠佩, 张桃林. 不同水分状况及施磷量对水稻土中速效磷含量的影响. *土壤*, 2005, 37(6): 640-644
- [15] 杨芳, 何园球, 李成亮, 王艳玲, 林天. 不同施肥条件下旱地红壤磷素固定及影响因素的研究. *土壤学报*, 2006, 43 (2): 267-272
- [16] 绍兴华, 张建忠, 洪森荣, 林国卫. 土壤中影响磷吸附因素研究进展. *安徽农业科学*, 2007, 35(12): 3609-3611
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999
- [18] 鲁如坤, 时正元, 钱承梁. 磷在土壤中有有效性的衰减. *土壤学报*, 2000, 37(3): 323-329
- [19] 张焕朝, 张红爱, 曹志洪. 太湖地区水稻土磷素径流流失及其 Olsen 磷的“突变点”. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 2004, 28(5): 6-10
- [20] Blake L, Fortune S, Brookes PC. Assessing phosphorus ‘Change-Points’ and leaching potential by isotopic exchange and sequential fractionation. *Soil Use and Management*, 2002, 18: 199-207
- [21] 赵小蓉, 钟晓英, 李贵桐, 鲍华军, 李浩浩, 熊桂荣, 林启美. 我国 23 个土壤磷素淋失风险评估 II. 淋失临界值与土壤理化性质和磷吸附特性的关系. *生态学报*, 2006, 26(9): 3011-3017
- [22] 黄庆海, 赖涛, 吴强, 李茶苟, 吴建华, 赵美珍. 长期施肥对红壤性水稻土磷素积累与形态分异的影响. *植物营养与肥料学报*, 2003, 9(1): 63-66
- [23] 鲁如坤, 时正元, 钱承梁. 土壤积累态磷研究 III. 几种典型土壤中积累态磷的形态特征及其有效性. *土壤*, 1997, 29(2): 57-60
- [24] Sharpley AN. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 1995, 24: 920-926

Study on Olsen-P Change-Point in Paddy Soil Derived from Red Soil Based on Risk of Water Environment

LIANG Yuan^{1,2}, WANG Xing-xiang¹, ZHANG Tao-lin¹

(1 *Institute of Soil Sciences, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;*

2 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

Abstract: Base on the monitoring fields of the 973 Project of ‘The Study on The Important Processes and Controlling Countermeasures in Farmland Ecosystem of China’, 28 soil samples were collected from the paddy fields derived from red soil in Yujiang County, Jiangxi Province. The soil samples were incubated for 3 h at $25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ to investigate the relationship between soluble P and Olsen-P under different rates of phosphate application. The Olsen-P content when soluble P was increased rapidly was supposed as the Olsen-P change-point of the soil. The results indicated that there was a significant correlation between Olsen-P change-point of the soils and background Olsen-P of the tested soils. The value of change-point of the studied soils was $114.22 \text{ mg/kg} \pm 7.86 \text{ mg/kg}$ and soluble P was $13.12 \text{ mg/L} \pm 2.49 \text{ mg/L}$, and the application rate of phosphate when Olsen-P change-point occurred depended on active Fe content of the soil.

Key words: Paddy soil derived from red soil, Olsen-P, Change-point