

我国 23 个土壤磷素淋失风险评估

I. 淋失临界值

钟晓英, 赵小蓉, 鲍华军, 李浩浩, 李贵桐, 林启美*

(中国农业大学资源与环境学院, 北京 100094)

摘要:随着磷肥施用量增加,土壤磷素累积,由此所引起的土壤磷素流失(径流和淋失)越来越成为水体磷素的重要来源。研究从广西灵川、云南建水、贵州六枝、福建漳浦、浙江象山、江苏如皋、山东泰安、河南南阳、陕西延安、海南海口、湖北潜江、湖南长沙、北京海淀等 13 个省(市)采集 23 种耕地土壤,土壤风干过 2mm 筛后,加入 0,30,40,60,100,160,200,240,300,400 mg P/kg 土(KH_2PO_4 溶液),并将土壤湿度调节至约 50% 的田间持水量,25 C 下培养 4d 后风干,再加水至约 50% 的田间持水量,同上培养再风干,如此进行干湿交替 3 次达到平衡后,分别用 pH8.5 0.5mol/L NaHCO_3 溶液(Olsen-P)、0.01mol/L CaCl_2 溶液(CaCl_2 -P)和铁滤纸条(Fe-P)测定土壤含磷量。结果表明,Olsen-P 与 Fe-P 呈极显著的线性关系,随着土壤 Olsen-P 或 Fe-P 的增加, CaCl_2 -P 提高,存在一个明显的突变点,即土壤磷酸盐淋失临界值。但不同土壤其临界值差异很大,前者的 Olsen-P 在 29.96~156.78 mg/kg 之间,相应的 CaCl_2 -P 为 0.14~3.87 mg/kg;而后者的 Fe-P 为 0.69~2.17 mg/kg,相应的 CaCl_2 -P 为 0.30~7.38 mg/kg。两种方法所得到的临界值大部分土壤十分接近,但一些土壤相差很大。根据所获得的临界值推断,供试的 23 个土壤中,采自浙江象山(9 号)、江苏如皋(11 号)的土壤极有可能已经发生了磷酸盐淋失,来自广西灵川(2 号)、云南建水(3 号)、河南南阳(15 号)、陕西延安(17 号和 18 号)土壤比较容易发生磷淋失,而来自贵州六枝(5 号和 6 号)、浙江象山(10 号)、湖北潜江(20 号和 21 号)土壤则不太容易发生磷的淋失。

关键词:Olsen-P; CaCl_2 -P;Fe-P;淋失临界值

The evaluation of phosphorus leaching risk of 23 Chinese soils

I. Leaching criterion

ZHONG Xiao-Ying, ZHAO Xiao-Rong, BAO Hua-Jun, LI Hao-Hao, LI Gui-Tong, LIN Qi-Mei (College of Agriculture Resource and Environment, China Agricultural University, Beijing 100094, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(8): 2275~2280.

Abstract:As the continuous input of P fertilizer, phosphorus is gradually accumulated in the soils. The lost P from the soils through runoff and leaching becomes more and more the important source of P in water. In this study, 23 soils were collected from the croplands over the 13 China provinces or cities such as Lingchuan Guangxi, Jianshui Yunnan, Liuzhi Guizhou, Zhangpu Fujian, Xiangshan Zhejiang, Rugao Jiangsu, Taian Shandong, Nanyang He'nan, Ya'nan Shaanxi, Haikou Hainan, Qianjiang Hubei, Changsha Hunan and Haidian Beijing. The soil samples were air-dried and sieved through 2mm mesh. Following adding 0,30,40,60,100,160,200,240,300,400 mg P/kg soil (as KH_2PO_4 solution), and adjusting the soil moisture to 50% water-holding capacity (WHC), the soils were incubated at 25 C for 4d. The soils were air-dried, rewetted to 50% WHC and then incubated at 25 C for 4d. The soil P adsorption reached to equilibrium after the cycles of air-drying and rewetting for three times. The contents of Olsen-P, CaCl_2 -P and Fe-P were then respectively determined by pH8.5 0.5mol/L NaHCO_3 , 0.01mol/L CaCl_2 and Fe strip filter paper. The results showed that there was a significant linear relationship

基金项目:英国文化委员会资助项目

收稿日期:2004-04-06;修订日期:2004-05-26

作者简介:钟晓英(1975~),女,湖南,硕士生,主要从事土壤与环境生态学研究。

* 通讯作者 Aauthor for correspondence. E-mail:linqm@cau.edu.cn

致谢:吴金水研究员、肖和艾副研究员及胡定金研究员为本研究提供土壤样品,谨表谢忱

Foundation item:Supported by British Council High Education Links

Received date:2004-04-06;Accepted date:2004-05-26

Biography:ZHONG Xiao-Ying, Master candidate, mainly engaged in ecology of soil and environment.

between Olsen-P and Fe-P. $\text{CaCl}_2\text{-P}$ increased sharply when either Olsen-P or Fe-P reached to a certain level, which was called as soil P leaching criterion. The values of the criterion were variable, depending on soil types. According to the relationship between Olsen-P and $\text{CaCl}_2\text{-P}$, the criterion values of Olsen-P ranged from 29.96~156.78 mg/kg soil, corresponding to 0.14~3.87 mg/kg of the $\text{CaCl}_2\text{-P}$. However, based on the relation of Fe-P to $\text{CaCl}_2\text{-P}$, the values of Fe-P and $\text{CaCl}_2\text{-P}$ were 0.69~2.17 mg/kg soil and 0.30~7.38 mg/kg soil respectively. The criterion values from the two methods were similar in most of the tested soils, but greatly different in some soils. Considering the P leaching criterion values, the two soils from Xiangshan Zhejiang (soil No. 9) and Rugao Jiangsu(No. 11) probably had P leaching. The soils from Lingchuan Guangxi (soil No. 2), from Jianshui Yunnan (soil No. 3), from Nanyang Henan (Soil No. 15) and from Yanan Shanxi (soil No. 17 and No. 18) had high potential of P leaching, but low potential for the soils from Liuzhi Guizhou (soil No. 5 and No. 6), from Xiangshan Zhejiang (soil No. 10) and from Qianjiang Hubei (soil No. 20 and No. 21).

Key words: Olsen-P; $\text{CaCl}_2\text{-P}$; Fe-P; phosphorus leaching criterion

文章编号:1000-0933(2004)10-2275-06 中图分类号:S153,S154.1 文献标识码:A

不少调查与研究结果表明,磷是大部分淡水富营养化的限制因子^[1,2],如果水体含磷量超过 20~35 $\mu\text{g P/L}$ 就极有可能导致藻类大量繁殖^[3]。水体中的磷主要来自工业废水、城市生活污水及养殖业的废水等点源污染源和耕地土壤磷素流失非点源污染源。欧美许多发达国家非点源污染越来越成为水体磷素的主要来源^[4],我国的一些研究结果也显示,农田也已经成为一些水体污染物的主要来源^[5]。

农田土壤磷素流失主要通过两个途径:地表径流和地下淋失。由于大多数土壤具有很强的固定磷能力,所以长期以来人们一直认为土壤磷素主要通过地表径流进入水体,而通过土体淋失的磷很少,可以忽略不计^[6]。但英国洛桑试验站著名的 Broadbalk 长期定位试验结果显示,当土壤中的有效磷(Olsen-P)超过某一临界值时,从土体排出水的磷浓度迅速增加,尽管不同的土壤有差异,但所排出的水足以引起水体富营养化^[7]。他们认为表层土壤的磷素能够沿着由于根系和蚯蚓等所形成的大孔隙淋移,并排出土体,成为水体磷素不可忽略的重要来源。他们还通过模拟试验,发现当土壤中的 Olsen-P 超过某一临界值时,土壤 CaCl_2 浸提磷也迅速提高,而且两个临界值几乎完全相同。因此,可以用 CaCl_2 浸提磷来预测从土体排出水的磷浓度,从而对磷素淋失进行风险评估^[8]。

近几十年来,我国磷肥消耗量大幅度增加,土壤速效磷含量平均每年以 1mg/kg 的速度提高,一些城市郊区的蔬菜保护地土壤有效磷含量高达几百 mg/kg^[9],其流失的风险非常大,但目前我国还很少展开研究。鉴于此,从全国 13 个省市采集 23 个不同的土壤,通过室内模拟试验,寻找土壤有效磷含量与磷素淋失之间的关系,探讨对土壤磷素淋失风险评估的方法和指标。

1 材料与方法

1.1 土壤

23 个土壤(0~30cm)分别来自广西灵川、云南建水、贵州六枝、福建漳浦、浙江象山、江苏如皋、山东泰安、河南南阳、陕西延安、海南海口、湖北潜江、湖南长沙、北京海淀等地农田,土壤风干过 2mm 筛后,取部分土壤测定 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 、Olsen-P 和 Fe-P,结果见表 1。

1.2 土壤培养试验

将风干过 2mm 筛的土壤湿度调节至约 50% 的田间持水量,同时加入不同量的 KH_2PO_4 溶液(0,30,40,60,100,160,200,240,300,400 mg P/kg 土),25℃ 下培养 4d 后风干,再加水至约 50% 的田间持水量,同上培养 4d 后再风干,如此进行 3 次。预备试验结果显示,3 次干湿交替,所加入的磷达到平衡状态。土壤风干后过 2mm 筛,分别测定 Olsen-P、0.01mol/L CaCl_2 浸提磷($\text{CaCl}_2\text{-P}$)和 Fe 滤纸条磷(Fe-P)含量。

1.3 分析项目和方法

土壤 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 用 0.01mol/L CaCl_2 浸提(1:5 土水比)钼锑抗比色法测定,Olsen-P 用 pH8.5 0.5mol/L NaHCO_3 浸提钼锑抗比色法测定,Fe 滤纸条磷测定方法^[10]。首先将滤纸(15 cm, Whatman No. 541)浸泡在 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 质量浓度为 10% 的溶液中 1h,风干后再浸泡在为 2.7 mol/L NH_4OH 溶液中约 1 min,以将 FeCl_3 转化为氧化铁,应避免铁氧化物不均匀地沉积在滤纸上。滤纸风干后剪成 2 cm 的长条,将 1 个滤纸条放入 1g 土壤中,加入 40 ml 0.01 mol/L CaCl_2 溶液后,25℃ 下振荡 16h。取出滤纸条,用去离子水冲洗掉表面黏附的土壤颗粒,再次风干后放入 40 ml 0.1 mol/L H_2SO_4 溶液中振荡 1 h,过滤后吸取一定量液体,调节酸度后,用钼锑抗比色方法测定含磷量。所有结果都用烘干土(105℃,8h)表示,为 3 次重复的平均值。

1.4 临界值计算数据

根据 Olsen-P 或 Fe-P 与 $\text{CaCl}_2\text{-P}$ 之间的关系图,Heckrath 等^[8]曾采用经验方法,估计临界值,这种方法人为因素影响很

大。本研究采用数学方法,以不偏离突变点为基础,分别计算关系方程,使高 Olsen-P 和 Fe-P 含量与 CaCl₂-P 之间的关系方程斜率最大,相关系数最高,而低 Olsen-P 和 Fe-P 含量与 CaCl₂-P 之间的关系方程斜率最小,再根据这两个方程计算土壤磷酸盐淋失临界值或突变点。

表 1 供试土壤初始 Olsen-P、Fe-P、CaCl₂-P 含量

Table 1 The original Olsen-P, Fe-P and CaCl ₂ -P of the tested soils					
土壤编号 Soil No.	土壤来源 Soil origin	土壤类型 Soil type	CaCl ₂ -P (mg/kg)	Olsen-P (mg/kg)	Fe-P (mg/kg)
1	广西灵川 Guangxi	红壤 Red soil	0	0.93	0.01
2	广西灵川 Guangxi	红壤 Red soil	0	0.93	0.09
3	云南建水 Yunnan	红壤 Red soil	0	0.75	0.01
4	云南建水 Yunnan	红壤 Red soil	0	26.71	0.34
5	贵州六枝 Guizhou	黄壤 Yellow soil	0	12.85	0.08
6	贵州六枝 Guizhou	黄壤 Yellow soil	0.05	41.27	0.53
7	福建漳浦 Fujian	赤红壤 Latosol	0	3.81	0.08
8	福建漳浦 Fujian	赤红壤 Latosol	0	0.38	0.06
9	浙江象山 Zhejiang	红壤 Red soil	2.1	87.27	1.98
10	浙江象山 Zhejiang	红壤 Red soil	0.16	51.94	0.99
11	江苏如皋 Jiangsu	水稻土 Paddy-rice soil	1.24	92.75	1.44
12	江苏如皋 Jiangsu	水稻土 Paddy-rice soil	0.04	22.30	0.40
13	山东泰安 Shangdong	潮土 Fluvo-aquic soil	0.32	21.91	0.79
14	山东泰安 Shangdong	潮土 Fluvo-aquic soil	0.33	17.63	0.77
15	河南南阳 Henan	黄褐土 Yellow-cinnamon soil	0	7.62	0.12
16	河南南阳 Henan	黄褐土 Yellow-cinnamon soil	1.33	33.02	1.49
17	陕西延安 Shanxi	黄绵土 Loessal soil	0	5.54	0.24
18	陕西延安 Shanxi	黄绵土 Loessal soil	0	5.70	0.46
19	海南海口 Hainan	砖红壤 Latosolic red soil	0	11.71	0.23
20	湖北潜江 Hubei	水稻土 Paddy-rice soil	0.52	79.79	1.43
21	湖北潜江 Hubei	水稻土 Paddy-rice soil	0	5.31	0.33
22	湖南长沙 Hunan	黄红壤 Yellow red soil	0	27.45	0.34
23	北京海淀 Beijing	褐土 Cinnamon soil	0.05	5.58	0.19

2 结果与分析

2.1 土壤 Olsen-P 与 CaCl₂-P 之间的关系

供试的大部分土壤 CaCl₂-P 都随 Olsen-P 增加而提高,当 Olsen-P 超过一定值时,CaCl₂-P 迅速增加,这就是所谓的突变点或称为土壤磷素淋失临界值。但不同的土壤差异很大,如图 1 所示,17 号土壤当 Olsen-P 高于 29.96 mg/kg 时,CaCl₂-P 迅速增加,为 0.69 mg/kg。1 和 23 号土壤突变点的 Olsen-P 十分接近,50 mg/kg 左右,但 CaCl₂-P 则相差 4 倍多。6、10 和 20 号土壤 Olsen-P 在 93 mg/kg 以上时,CaCl₂-P 才迅速增加,CaCl₂-P 差异也很大,最高达 3.87 mg/kg。突变点的 Olsen-P 与 CaCl₂-P 之间没有显著的相关性($r=0.45, n=18$),供试的 20 个土壤中,突变点时的 Olsen-P 在 29.96~156.78 mg/kg 之间,而 CaCl₂-P 在 0.14~3.87 mg/kg 之间变化。5 号土壤当加入磷量为 400 mg/kg 土时,Olsen-P 仅为 83.82 mg/kg,CaCl₂-P 为 0.14 mg/kg,没有出现突变点。而 9 和 11 号土壤初始的 Olsen-P 和 CaCl₂-P 都很高(表 1),也没有出现随 Olsen-P 增加,CaCl₂-P 急剧提高的突变点。

2.2 土壤 Olsen-P 与 Fe-P 之间的关系

供试土壤的 Olsen-P 与 Fe-P 之间呈直线关系,截距与零点没有显著性差异,当 Olsen-P 为 1 mg/kg 时,Fe-P 约为 0.018 mg/kg,相差 55 倍(图 2)。

2.3 土壤 Fe-P 与 CaCl₂-P 之间的关系

从图 3 可以看出,随着土壤 Fe-P 增加,CaCl₂-P 将提高,也存在一个突变点,但不同的土壤差别比较大,如 2 号土壤当 Fe-P 为 0.69 mg/kg 时,CaCl₂-P 急剧增加;而 9 号土壤当 Fe-P 为 2.17 mg/kg 时,CaCl₂-P 才急剧增加。在突变点的 Fe-P(x)与 CaCl₂-P(y)之间存在显著的相关性($y=0.17e^{1.42x}, R^2=0.53$)。除了 5、10 和 11 号土壤未得到突变点之外,其余 20 个土壤突变点时的 Fe-P 在 0.69~2.17 mg/kg 之间,而 CaCl₂-P 在 0.30~7.38 mg/kg 之间变化。

大部分土壤这两种方法所得到的突变点的 Olsen-P 和 CaCl₂-P 十分接近,但 6、10、13、14、16、17 和 23 号土壤差异比较大,Fe-P 方法所得到的临界值偏高(表 2)。9 号土壤 Olsen-P 与 CaCl₂-P 之间没有明显的突变点,而 Fe-P 与 CaCl₂-P 之间则有明显

的突变点;10号土壤于此相反,Olsen-P与CaCl₂-P之间存在明显的突变点。

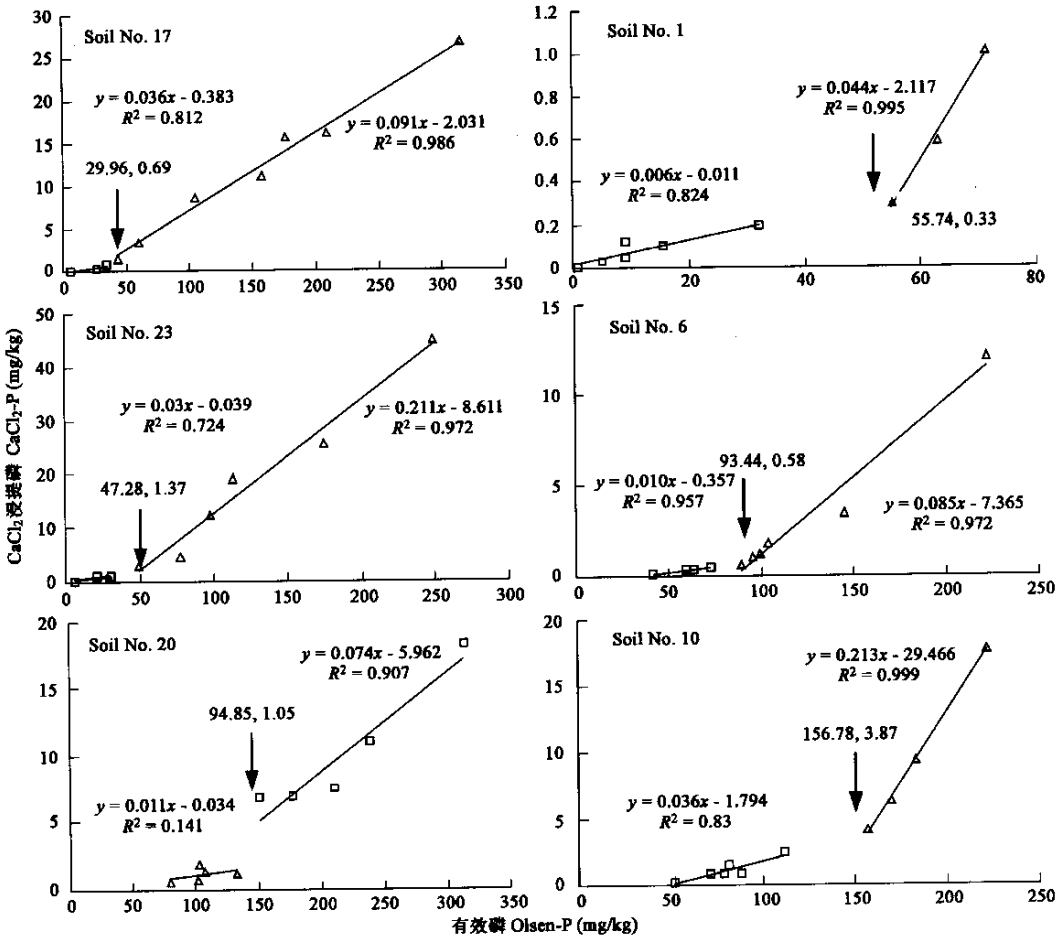


图1 土壤有效磷(Olsen-P)与0.01 mol/L CaCl₂浸提磷(CaCl₂-P)之间的关系

Fig.1 The relationship between soil Olsen-P and 0.01mol/L CaCl₂-extractable P

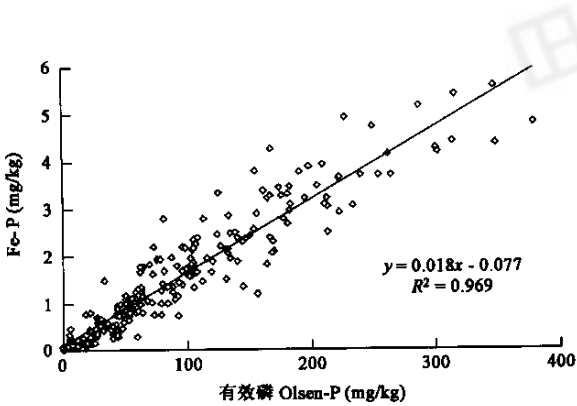


图2 土壤有效磷(Olsen-P)与Fe滤纸条磷(Fe-P)之间的关系

Fig.2 The relationship between Olsen-P and Fe strip paper P (Fe-P)

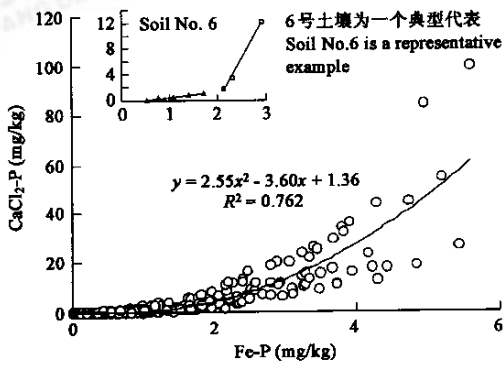


图3 土壤Fe滤纸条磷(Fe-P)与0.01 mol/L CaCl₂浸提磷(CaCl₂-P)的关系

Fig.3 The relationship between Fe strip paper P and 0.01 mol/L CaCl₂-extractable P in the tested soils

3 讨论 万方数据

直到20世纪80年代,人们一直认为由于土壤具有强烈的固定磷酸盐能力,通过土体淋失的磷非常有限。英国洛桑试验站

Broadbalk 长期定位试验结果显示,当土壤 Olsen-P 低于 60 mg/kg 时,从 60cm 土层排出水的总磷含量低于 0.15 mg/L;但 Olsen-P 超过约 60 mg/kg,排出水的总磷含量直线增加,最高接近 3 mg/L^[3]。他们还发现当 Olsen-P 超过约 60 mg/kg 时,与从土体排出水的磷浓度相似,土壤 0.01 mol/LCaCl₂ 浸提磷也急剧增加,存在一个明显的突变点或土壤磷酸盐淋失临界值。因此,可以通过室内模拟试验,即向土壤加入一系列浓度的无机磷酸盐,获得突变点,从而对土壤磷酸盐淋失的风险进行评估。本研究采用该方法,得到 20 个土壤磷酸盐淋失临界值,不同土壤差异非常大,Olsen-P 为 29.96~156.78 mg/kg,而 CaCl₂-P 为 0.14~3.87 mg/kg。突变点时的 Olsen-P 与 CaCl₂-P 之间没有显著的相关性。9 号和 11 号土壤由于初始 Olsen-P 已经超过临界值,极有可能已经发生了磷酸盐淋失;2,3,17,18,15 号土壤临界值比较低,也非常容易发生磷的淋失,而 5,6,10,20,21 号土壤临界值比较高,则不太容易发生磷的淋失。

表 2 两种方法所得到的突变点时 Olsen-P 与 CaCl₂-P 值的差异

Table 2 The difference of the change point values obtained by measuring Fe-P, Olsen-P and CaCl ₂ -P					
土壤编号 Soil No.	根据 Olsen-P 与 CaCl ₂ -P 关系方程计算的值 Calculated from the relationship between Olsen-P and CaCl ₂ -P (mg/kg)		根据 Fe-P 与 CaCl ₂ -P 关系方程计算的值 Calculated from the relationship between Fe-P and CaCl ₂ -P (mg/kg)		
	Olsen-P	CaCl ₂ -P	Fe-P	CaCl ₂ P	Olsen-P ^①
1	55.74	0.33	0.96	0.34	57.73
2	46.06	0.83	0.68	0.83	41.94
3	47.25	0.30	0.81	0.37	49.43
4	69.58	0.87	1.07	0.68	63.76
5	Not determined		Not determined		
6	93.44	0.58	2.13	1.55	122.87
7	76.29	0.49	0.97	0.58	58.27
8	78.24	0.18	0.76	0.32	46.59
9	Not determined		2.17	2.41	125.06
10	156.78	3.87	Not determined		
11	Not determined		Not determined		
12	51.17	0.51	1.15	0.66	68.00
13	54.73	2.19	1.84	7.38	106.44
14	49.8	1.93	1.79	5.19	103.47
15	44.31	0.26	1.12	0.30	66.67
16	59.20	3.43	0.73	0.58	44.62
17	29.96	0.69	0.95	1.59	57.29
18	43.91	0.77	0.73	0.58	44.62
19	80.69	1.03	1.40	1.21	81.91
20	94.85	1.05	1.76	1.17	101.84
21	80.14	2.39	1.32	2.21	77.74
22	78.13	0.14	1.08	0.45	64.16
23	47.28	1.37	1.47	2.38	85.94

① 根据 $y=0.018x-0.077$ 计算的结果 Calculated from the equation of $y=0.018x-0.077$

0.01mol/L CaCl₂ 浸提的磷主要是土壤溶液中的磷,假设土壤含水量为 10%,则在临界值时土壤溶液磷的浓度为 1.4~38.7mg/L。一般认为如果水体含磷量超过 0.02~0.035 mg P/L 就极有可能导致藻类大量繁殖^[3]。可见,如果土壤 Olsen-P 超过临界值,从土体排出的水进入河流或湖泊,极有可能导致水体富营养化。但有一点需要指出,从土体排出水中磷的组成和形态与 CaCl₂ 溶液所浸提出来的磷可能不同,只有溶解态磷(DP)水体生物才能吸收利用,而颗粒状磷(PR)对水体生物(藻类)的有效性一般只有 30%左右^[8,11]。因此,如果能够建立土体排出水总磷含量与 CaCl₂-P 之间的关系,就可以通过测定 CaCl₂-P 来预测从土体排出水的磷浓度,从而评估土壤磷素淋失对水体的污染。

Sharpley^[11]报道土壤 Fe-P 与径流中藻类有效磷含量之间存在非常显著的直线关系,Sibbesen & Sharpley^[12]也得到类似的结果,Ekholm & Yli-Halla^[13]曾试图用 Fe-P 方法测定水体藻类有效磷水平,这些研究结果意味着,比起土壤 Olsen-P,土壤 Fe-P 能更好地反映从土壤流失的磷对水体生物的有效性。供试土壤 Fe-P 与 Olsen-P 之间存在极好的线性关系,但与 CaCl₂-P 并不呈线性关系。当土壤 Fe-P 增加到一定值时,CaCl₂-P 急剧提高,存在一个突变点,此时的 CaCl₂-P 与 Olsen-P 方法所得到的值大多数土壤十分接近,但也有一些土壤偏高。与 Olsen-P 方法不同的是,Fe-P 方法所得到的突变点时的 CaCl₂-P 与 Fe-P 之间呈指数关系。这些数据可能不仅包括土壤溶液中的磷,而且也可能包括交换态磷,但是否说明 Fe-P 方法更敏感地反映土壤磷素淋失的风险,还有待进一步的研究。

Blake 等^[14]报道土壤磷酸盐淋失临界值与有机质及活性铝含量呈显著的直线关系,但并没有解释其原因。为什么不同的土壤其磷素淋失临界值差异很大?是否与土壤性质如粘粒含量、有机质含量、活性铁铝、交换性钙镁、磷吸附特性等有关?目前还不清楚,十分有必要展开研究,以深入了解土壤磷酸盐淋失的机理。

References:

[1] Schindler D W. The evolution of phosphorus limitation in lakes. *Sci.* , 1997, **195**: 260~262.

[2] Sims J T, Simard R R & Joern B C. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* , 1998, **27**: 277~293.

[3] Brookes P C, Heckrath G, De Smet J, *et al.* Losses of phosphorus in drainage water. In:H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes , *et al.* ,eds. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Biddles Ltd, Guildford & King's Lynn, UK, 1998. 253~271.

[4] Sharpley A N and Rekolainen S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In:H. Tunney, O T. Carton, P C. Brookes eds. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Biddles Ltd, Guildford & King's Lynn, UK, 1998.1~53.

[5] Jin X C, ed.*Eutrophication of Chinese Rivers and Lakes*. Edited by Xiangchan Jin. Beijing. Ocean Publish, 1995. 267~322.

[6] Sharply A N and Menzer R G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Adv. Agron.* , 1987, **41**: 297~324.

[7] Blake L, Hesketh N, Fortune S,*et al.* Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.* , 2002, **18**: 199~207.

[8] Heckrath G, Brookes P C, Poulton P R, *et al.* Phosphorus leaching from soil containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.* , 1995, **24**: 904~910.

[9] Lin Q M. The Interference of Extractable Inorganic P in Measuring Soil Microbial Biomass P. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, **21**(6): 993~996.

[10] Sharply A N. Soil phosphorus extracted by iron-aluminium-oxide-impregnated filter paper. *Soil Sci. Soc. Am.* , 1991, **55**: 1038~1041.

[11] Sharply A N. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* , 1995, **24**: 947~951.

[12] Sibbesen E and Sharpley A N. Setting and justifying upper critical limits for phosphorus in soils. In:Tunney H. , Carton O. T. , Brookes P. C. *et al.* eds. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, 1998. 151~176.

[13] Ekholm P and Yli-Halla M. Reversibly adsorbed phosphorus in agriculturally loaded rivers in southern Finland. *Aqua. Fennica.* , 1992, **22**: 35~41.

[14] Blake L, Hesketh N, Fortune S,*et al.* Assessing phosphorus ‘Change-Points’ and leaching potential by isotopic exchange and sequential fractionation. *Soil Use and Management* , 2002, **18**: 199~207.

参考文献:

[5] 金相灿. 中国湖泊富营养化. 北京:海洋出版社,1995. 267~322.

[9] 林启美. 土壤可溶性无机磷对微生物生物量磷测定的干扰. 生态学报, 2001,**21**(6): 993~996.