

# 土壤磷素流失的途径、环境影响及对策

单艳红 杨林章 王建国

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

**摘 要** 土壤长期过量的 P 肥(包括化肥和有机肥)投入导致土壤 P 素水平的提高,从而加大了土壤 P 素流失的风险。大部分水体富营养化的限制因素是 P,土壤 P 的流失是重要的非点源污染。本文对国内外有关土壤 P 管理的研究做一综述,内容包括土壤 P 对水体富营养化的贡献、土壤 P 的流失途径及影响因素、系列水体 P 和土壤 P 指数、土壤 P 流失控制对策(土地利用管理、立法、政策的改变)等。

**关键词** 非点源污染;土壤磷;土壤侵蚀;径流;渗漏;土地利用管理

**中图分类号** X131.3

自上世纪 70 年代初期 欧美国家开始治理点源污染后,很多湖泊、河流的水质并未象预料的那样改善,70 年代末期至 80 年代初期人们开始关注非点源污染,并认定农业是非点源污染的主要贡献者<sup>[1, 2]</sup>。因为随着含 P 化肥和有机肥应用的不断增加,农业系统的 P 素输入大于输出,土壤 P 素的意义已超出农学意义,其环境意义变得更为重要,尤其是在种植业和养殖业较为发达的地区,由于长期过量施用 P 化肥和有机肥,导致农田土壤耕层处于富 P 状态,土壤 P 通过地表径流、土壤侵蚀、淋洗等途径加速向水体迁移的速度<sup>[3]</sup>,引发受纳水体的富营养化。

## 1 磷对水体富营养化的限制作用

湖泊、水库、河流等水域的 C、N、P 等植物营养成分不断补给,过量积聚,致使水体营养过剩的现象称为水体“富营养化”。由于水体中营养物质过多,水生生物(主要是藻类)大量繁殖。藻类的呼吸作用及死亡藻类的分解作用消耗大量的氧,致使水体处于严重的缺氧状态,并分解出有毒物质,造成鱼类和其他水生生物衰亡甚至绝迹。水体出现富营养化时因占优势的浮游生物的不同,水面往往呈现出蓝色、红色、棕色和乳白色等。这种现象在江河、湖泊和水库中称为“水华”,在海洋中称为“赤潮”。

水体富营养化不仅给饮水、水产养殖、工业用水造成极大损害,而且由于审美价值降低而影响休闲、旅游用途,水体由于被少数几种生物种类所控制,生物多样性减少,生态调节功能降低<sup>[2, 4]</sup>。

由于 C 和 N 可以从大气中获得,一般来说,内陆水域富营养化的限制因子是 P,而在近海水域富营养化的主要限制因子是 N<sup>[4~7]</sup>。我国太湖、西湖等许多湖泊和水库富营养化的主要限制因素都是 P<sup>[8, 9]</sup>。

## 2 水体的磷源

水体中 P 的来源主要有两方面:一是天然的,如从天然降水中、从地表土壤的侵蚀和淋溶中接纳 P;二是人为的,如城市排放出的含有大量 P 的生活污水进入水体,农业施用的化学肥料和牲畜粪便经雨水冲刷和渗透,最终进入水体。

按照污染物进入水体的方式可分为:

(1) 点污染源:指的是通过沟渠管道集中排放的污染源。它们有固定的排放点,排放量和浓度随生产、生活活动有规律性的周期变化。如工业废水和下水道生活污水的排放。

(2) 非点污染源:进入水体的污染物由广大的流域面积上或从一个城市区域汇集而来。它没有固定的排放点,排放量和浓度随降雨而有变化。它主要来源于农业生产、城镇径流、大气的干沉降和湿沉降以及矿藏的开采等。

## 3 土壤磷对水体污染的贡献

据估计全世界每年大约有  $3 \times 10^6 \sim 4 \times 10^6$  t  $P_2O_5$  从土壤迁移到水体中<sup>[10]</sup>。在欧洲国家的地表水体中,农业排 P 所占的污染负荷比例约为 24 %~71 %<sup>[11]</sup>;美国每年由化肥和土壤进入水生系统的 P 达 0.45 亿千克<sup>[12]</sup>;日本稻田是 Biswa 湖最大污染源,日本水

田 P 的排出负荷量为 0.3~8.4 kg/(hm<sup>2</sup> a)；荷兰农业非点源提供的总 P 占水环境污染总量的 40%~50%；德国一流域也因过量施用化肥导致河流中的 P 浓度超过 0.2mg/L<sup>[13]</sup>；芬兰有 20%的湖泊水质恶化，农业养分流失是最大的 P 源<sup>[11]</sup>。

我国陕西黄土高原侵蚀最严重的地区府谷县、米脂县农田中 P 流失量分别为 9.9 kg/(hm<sup>2</sup> a)和 8.7 kg/(hm<sup>2</sup> a)<sup>[14]</sup>；1987 年苏南太湖流域农田 P 素排出总负荷量为 440.4t，平均耕地 537 g/(hm<sup>2</sup> a)；苏州河的污染源以非点源污染为主，水旱轮作地总磷(TP)污染负荷量达 69.25 t/a，占非点源污染 TP 量(184.3t/a)的 37.6%，加上旱地(18.14t/a)、苗圃(2.35t/a)，农田总贡献率达 48.7 %<sup>[15]</sup>；1992~1995 年对上海市郊 10 县(区)的非点源污染调查表明，农田土壤(包括水田径流、旱地径流和水田渗漏)流失 TP 达 893 t/a，占非点源污染 TP 量的 19 %<sup>[16]</sup>。

1988~1989 年西湖流域非点源污染调查结果发现，对入湖河流水质影响的非点源中，N、P 的单位面积负荷均以水田最高，旱地次之。水田面积仅占整个流域面积的 3.9%，但产生的 N、P 负荷量却占 16 % (5.94t/(km<sup>2</sup> a))、17.5% (0.45t/(km<sup>2</sup> a))。在富营养化湖泊中，由肥料通过地表径流进入湖水的 P 占入湖总 P 量的 4 %~10 %，其中有机肥占 3 %~7 %，化肥占 1 %~3 %<sup>[17]</sup>。

张志剑等<sup>[18]</sup>在浙北水稻主产区的试验表明，高水平 P 肥的投入促进了土壤富 P 化，土壤 Olsen-P 积累的同时相应地提高了土壤中藻类有效 P (BAP) 和溶解性 P (DP) 水平，并提高了土壤 P 素流失的潜能；在非植稻期，稻区农田水体，包括沟渠水、田表水、排渠水、地下暗管排水等 TP 水平均超过了易诱发水体富营养化的临界值。

#### 4 水体磷污染识别指数

对许多河流、湖泊和水库来说，水体中 TP 含量达到 0.02 mg/L，就可能引发富营养化<sup>[7, 19, 20]</sup>。美国环保总署(USEPA)在 1986 年建立了一系列水体 P 含量临界值，如湖泊和水库的含 P 量不得超过 0.025 mg/L，而进入湖泊和水库的河流含 P 量不得超过 0.05 mg/L；不直接进入湖泊和蓄水池的河流的含 P 量不得超过 0.10 mg/L。荷兰政府制定的土壤一定深度(平均最高地下水位)地下水 DP 含量临界值为 0.10 mg/L<sup>[21]</sup>。

水体 P 的临界值的确定还要根据水体的用途，如用于供水、游泳、娱乐观光的湖泊，要求的 P 负荷要少，而用于水产养殖的湖泊可以容忍较高的 P 输入<sup>[21]</sup>。多用途的情况较难确定。

有试验表明，地表径流中 DP 的浓度和土壤 0~5 cm 表层测试 P 相关( $r^2 = 0.58 \sim 0.98$ )，所以美国几个州分别建立 75~200 mg/kg (Mehlich P 或 Bray P) 的 0~5 cm 土壤 P 的临界值<sup>[3]</sup>。

Lemunyon 和 Gilbert 于 1993 年提出了 P 指数系统(PIS-Phosphorus Index System)。该方法综合考虑了土壤 P 素水平、P 肥施用量、施肥方法等源因子和土壤侵蚀、径流强度等传输因子，按其对于土壤 P 素流失影响大小赋予相应的权重，再把各因子指标值划分为 5 个等级，每个等级赋予相应的分值，最后按加权和高低确定评价区域 P 素流失风险的大小。Sharpley 于 1995 年把它应用于美国南部平原 30 个流域(其中有耕地，有草地；有施肥的，也有不施肥的)，并与之前的 16 年总 P 流失量实测值比较，结果发现二者相关性很好( $r^2=0.70$ )。证明此方法是可以广泛应用的流域 P 素流失的污染敏感性评价方法(表 1、表 2)<sup>[22, 23]</sup>。

表 1 根据点位特征评估 P 素潜在流失强度的 P 素指数系统(PIS)

Table 1 P index system for rating potential P loss in runoff from site characteristics

| 点位特征<br>(因子权重)                        | P 潜在流失强度值 |             |         |                            |             |
|---------------------------------------|-----------|-------------|---------|----------------------------|-------------|
|                                       | 无(0)      | 低(1)        | 中(2)    | 高(4)                       | 很高(8)       |
| 土壤侵蚀强度 kg/hm <sup>2</sup> (1.5)       | < 10      | 10~100      | 100~500 | 500~5000                   | > 5000      |
| 径流深 cm(0.5)                           | < 0.1     | 0.1~1.0     | 1~5     | 5~10                       | > 10        |
| 土壤速效 P* (P mg/kg) (1.0)               | < 10      | 10~20       | 20~40   | 40~65                      | > 65        |
| P 化肥施用量(P kg/hm <sup>2</sup> ) (0.75) | 不施        | 1~15        | 16~45   | 46~75                      | > 75        |
| P 化肥施用方法(0.5)                         | 不施        | 施入 5cm 土层以下 | 开始耕种前拌施 | 种前 3 个月以上拌施或<br>种前 3 个月内表施 | 种前 3 个月以上表施 |
| 有机 P 肥用量(P kg/hm <sup>2</sup> ) (0.5) | 不施        | 1~15        | 16~30   | 31~45                      | > 45        |
| 有机 P 肥施用方法(1.0)                       | 不施        | 施入 5cm 土层以下 | 开始耕种前拌施 | 种前 3 个月以上拌施或<br>种前 3 个月内表施 | 种前 3 个月以上表施 |

\* 表示 Mehlich-3 法提取的 P。

表 2 土壤 P 素流失强度分级

Table 2 Site vulnerability to P loss as a function of total index values

| 土壤 P 素流失强度 | PIS 加权值 |
|------------|---------|
| 低          | < 10    |
| 等          | 10 ~ 18 |
| 高          | 19 ~ 36 |
| 很高         | > 36    |

Gburek 和 Sharpley 于 2000 年又对该方法进行改进, 引入农田距河流的距离和重现期两个传输因子 (重现期是指一定强度的降雨或洪水发生频率的大小), 更能反映流域水文和土地利用特征, 使该方法在流域尺度上的应用更加完善<sup>[24]</sup>。

## 5 土壤磷素流失的途径

土壤 P 素流失途径包括降雨或人工排水形成的地表径流、土壤侵蚀及渗漏淋溶。

### 5.1 地表径流与土壤侵蚀

已有的研究表明, 地表径流中 P 的流失是农业非点源污染的重要组成部分。

地表径流中的 P 呈溶解态(DP - dissolved P)和颗粒吸附态 (PP - particulate P), 一般用 0.45 $\mu$ m 的硝酸-乙酸纤维素滤膜过滤分离这两种 P<sup>[4, 25]</sup>。其中 DP 是对藻类直接有效的, 主要以正磷酸盐形式存在; PP 是使藻类能持续生长的潜在 P 源, 包括含 P 矿物、含 P 有机物和被吸持在土壤颗粒上的 P。在旱地排水中固体物质的含 P 量占 TP 量的 78.7 %<sup>[26, 27]</sup>。Sharpley 等研究发现, 径流中 10% ~ 90% 的 PP 是藻类有效 P (BAP)<sup>[28]</sup>。

许多研究者发现径流水中的 P 浓度与表层土壤的含 P 量直接相关<sup>[4]</sup>。Pote 等人 1999 年在 3 种淋溶土上的试验表明, 不论用任何土壤 P 浸提方法, 径流水中的溶解性活性 P (DRP - dissolved reactive P) 和 0~2cm 表层土壤测试 P (STP - soil test P) 直线相关 ( $r>0.90$ ), 并且在一定的水浸提 STP 水平下, 径流量 (V) 小, 径流中 DRP 浓度低, 即 DRP/V 与 STP(水浸提)相关, 这样就提供了一种结合当地土壤特性和水文特性预示地表径流 P 流失量的方法<sup>[29]</sup>。Sharpley 等人 1986 年在美国俄克拉荷马州的试验表明径流水中的 DRP 与表层 1cm STP (Bray - 1 P) 显著直线相关 (耕地  $r^2 = 0.85$ ; 草地  $r^2 = 0.90$ )<sup>[30]</sup>。

P 肥施用的量、施用时间、和其他肥料的配方、施肥方式都会影响径流中的 P 流失量。Romkens 和

Nelson 在大田和室内的试验都证明了 P 化肥用量和径流 P 损失量的直线关系; 撒施处理的径流 DP 浓度比注射施肥平均高 100 倍; 施肥时间是通过和影响径流形成的因素 (降雨、灌溉等) 发生的一致性来影响 P 流失量的<sup>[31]</sup>。

澳大利亚 Austin 等在 1996 年的试验表明在紧随施肥的漫灌形成的径流中 TP 的 FRP(0.45 $\mu$ m filterable reactive phosphorus)浓度和无机 P 肥施用量 (正常施肥量范围) 成直线相关; 施肥后最初的 P 流失机制是通过溶解, 而不是吸附, 以及随后的沉淀搬运 (sediment transport)<sup>[32]</sup>。

### 5.2 P 的渗漏淋失

土壤对 P 有较强的固定能力, 一般认为仅有少量的 P 会通过渗漏淋失掉, 酸性泥炭土和有机土由于和 P 的亲合力较差是个例外。但随着 P 肥的不断投入, 土壤 P 素持续积累, 若不加以管理, 土壤 P 就会达到吸附饱和而发生强淋溶的程度。畜牧业发达、粪肥施用较多, 土壤质地较粗、P 最大吸附量较低, 地下水位较高使不溶的  $Fe^{3+}$  转化为溶解性的  $Fe^{2+}$  并促使有机 P 的矿化, 有地下排水暗管易产生大孔隙优势流, 这些情况下土壤 P 的渗漏淋溶会加强<sup>[33, 34]</sup>。

美国 Schwab 等研究在淤泥土 (草地) 连续表层撒施 P 化肥 (P 40 kg/(hm<sup>2</sup>·a)) 40 年, 0~30cm 土层速效 P (Bray - P) 高于连续施 P 20 年后停止施 P 的土壤, 0~45cm 土层速效 P 高于不施 P 处理, 说明无机 P 的淋洗在 P 的迁移中起着重要的作用<sup>[35]</sup>。

荷兰 Groenenberg 等研究发现 P 饱和的土壤会引起大量 P 淋溶到地下水, 其量取决于土壤的 P 饱和度和、施 P 量和地下水深度<sup>[2]</sup>。

Eghball 等<sup>[36]</sup>在美国内布拉斯加州对连作玉米进行施肥试验, 从 1953 年起连续 40 年施粪肥和化肥 (5 个水平的 N+P 80 kg/hm<sup>2</sup>), 1993 年采土壤剖面样品分析, 结果是: 在施 P 量相同的情况下, 粪肥中的 P 比化肥 P 在土壤剖面迁移得更深, 并且能穿透高吸 P 量的碳酸钙层, 证明粪肥中的 P 的迁移和土壤最大 P 吸附量无关。施粪肥的土壤中速效 P (碳酸氢钠提取 P) 在土体中迁移更深, 可达 1.5~1.8 m 土层, 施化肥的 1.1 m 以下土层已看不出和不施 P 处理的差别。总之, 在地下水位较高、质地较粗的土壤长期施 P 肥都会发生 P 淋洗到地下水。

Heckrath 等<sup>[20]</sup>1995 年在英国洛桑实验站的旱地试验表明, 表层施的 P 肥能穿透土体进入地下蓄水

层。不施 P 的地块地下 65 cm 的排水管中的 TP 的浓度为 0.03~0.23 mg/L, 施 P 肥情况下, 排水管中 TP 的浓度可达 0.55~2.75 mg/L。在 1992~1994 年的麦田试验中得出一个 P 淋洗发生的 STP 临界点 (Change point), 土壤 (粘壤质) 表层 (0~23 cm) Olsen-P 达 60 mg/kg, 即土壤表层 Olsen-P 超过此值, 地下 65cm 的排水管中的 DRP 或 TP 浓度与土壤表层 Olsen-P 直线相关。Hesketh 和 Brookes 提出一种预测土壤 P 淋洗的 STP 临界点的一种方法, 即用 Olsen-P 与 0.01 mol/L CaCl<sub>2</sub> 提取 P 的关系曲线转折点作为土壤 P 淋洗发生的 STP 临界点, 并验证了 Heckrath 等的结果<sup>[37]</sup>。吕家珑等用上述方法在英国 Woburn 农场的砂质土壤上预测出的 P 淋洗发生的 STP 临界点是土壤耕层 Olsen-P 超过 17 mg/kg。可见土壤质地对土壤 P 素淋溶的影响<sup>[38]</sup>。

按粘壤质土壤 P 淋洗发生的临界点 Olsen-P 含量 60 mg/kg 的标准, 我国的蔬菜保护地由于长期过量的 P 肥和有机肥投入, 其 P 素水平远超过此水平。苏德纯等对京郊蔬菜保护地的研究结果表明, 近郊 6 个采样点和远郊 7 个采样点 0~20 cm 土壤的 Olsen-P 含量平均值分别为 211、95 mg/kg<sup>[39]</sup>; 豫北安阳蔬菜保护地的 0~20 cm 土壤 Olsen-P 含量平均为 233 mg/kg, 40~100 cm 土层 Olsen-P 含量皆有不同程度的增加<sup>[40]</sup>; 广州城郊菜地 0~15cm 土壤 Olsen-P 含量为 242~448 mg/kg, 平均为 335 mg/kg, 淋洗液中 DTP 含量变幅为 1.70~17.1 mg/L, 和土壤表层不同 P 测试值的相关性皆达到显著或极显著水平<sup>[41]</sup>。

而隋红建<sup>[42]</sup>、王超<sup>[43]</sup>室内模拟研究表明, P 在土壤剖面垂直方向迁移很少。下辽河平原的稻田试验表明, P 的垂直渗漏很少, 可忽略不计<sup>[44]</sup>。

据秦祖平<sup>[45]</sup>的研究, 太湖地区常规稻田生态系统中, 通常情况下淋溶对养分 (包括 P) 的输出大于排水。与日本 Yatazawa(1978)得到的趋势一致, 但与刘元昌等<sup>[46]</sup>的结论不同。

1992~1995 年对上海市郊 10 县 (区) 的非点源污染调查表明, 稻田渗漏流失 TP 达 234.6 t/a, 平均 0.965 kg/(hm<sup>2</sup>·a)<sup>[16]</sup>。

P 在土壤中的迁移是通过至少两种方式进行, 一是渗透流(percolating flow), 渗透流与土体相互作用, 下降缓慢; 另一种是优势流 (bypass flow or preferential flow), 优势流由于水流绕过了土壤基质直接穿过土壤中的大孔隙 (macropore), 所以运移

速度快。这两个过程同时促成了土壤 P 的渗漏流失<sup>[34]</sup>。Zhang 等在浙江省绍兴平原水稻田的研究表明, 在稻田落干时期和短期落干 (5~10 天) 后复水时地下排水中的 PP 含量平均占 TP 含量的 63%, 而淹灌期地下排水中的 PP 含量平均仅占 TP 含量的 23%, 这证明落干和复水时通过大孔隙优势流的 PP 运移占优势<sup>[47]</sup>。

从以上的研究可以得出这样的结论: P 的垂直迁移相对于 N 来说是比较慢的, 短期的试验可能检测不出它的变化, 但从长远来看, 长期过量施用 P 肥对地下水的危害不容忽视, 尤其对于粪肥施用较多、土壤质地较粗、地下水位较高、有地下排水设施的情况, 更需引起足够的重视。

## 6 影响农田磷素流失的因素及控制对策

农田 P 素的流失量除和土壤含 P 量、土壤质地及施肥因素有关外, 还和气候因素、地形因素、农学因素有关。气候因素中主要是降雨的强度、频率和发生的时间, 它们和地形因素、土地利用耕作方式、地表植被覆盖度一起通过影响土壤侵蚀的强度来影响土壤 P 的流失。要确定最佳的土壤 P 管理措施, 需把这些因素综合起来考虑<sup>[2, 3]</sup>。并且评价不同地理尺度上的 P 素流失状况所考虑的因子是不同的 (表 3)<sup>[25]</sup>。

表 3 不同地理尺度的 P 流失影响因子  
Table 3 Factors affecting P loss at various geographical organizational scales

| 尺度   | 渗漏                    | 侵蚀               | 渗漏和侵蚀                       |
|------|-----------------------|------------------|-----------------------------|
| 土壤剖面 | 土壤吸附性能、pH、电解质浓度、土液比   | 团聚体稳定性、土壤质地      |                             |
| 田块   | 土壤矿物特性、最大 P 吸附指数、排水设施 | 植被性质及覆盖度、耕作方式    | 降雨强度、降雨前的土壤含水量              |
| 农场   | 农场类别、P 投入量            | 与河流的距离、坡度、田块边界状况 | 土壤类型、农场类型                   |
| 流域   |                       |                  | 气候、土地利用、土壤类型、地形、农场的类型及各自的数量 |

Yang 等对我国亚热带山区土地利用方式和径流水中的 P 素负荷量的关系研究表明, 径流水的 P

负荷量与区域内森林、池塘和稻田的面积百分比呈指数相关, 区域内河水的 P 浓度与此 3 种土地利用方式的面积百分比呈直线相关<sup>[48]</sup>。所以流域内土地利用方式的合理安排对水环境质量的影响是至关重要的。

荷兰研究者提出平衡施肥 (Equilibrium fertilization) 的概念, 平衡施肥的量应该是恰好能满足植物的吸收量并能补充环境可接受的农业不可避免的 P 损失量。研究发现农业不可避免的 P 损失量 (Agriculturally inevitable P losses) 为  $P_2O_5$  25 ~ 75 kg/(hm<sup>2</sup>·a), 包括 P 的固定 (不可逆转的吸附) 随地表径流和壤中流的流失、淋溶到根区以下的部分; 而环境可接受的 (Environmentally acceptable) P 流失量只有  $P_2O_5$  1 kg/(hm<sup>2</sup>·a), 二者之间存在很大的差距<sup>[2]</sup>。对富 P 土壤, 可选择种植喜 P 作物, 同时免除施肥或减少施肥, 还可通过增强土壤固 P 能力的措施减少 P 流失, 如向土壤掺入氧化铁泥浆增强土壤对 P 的吸附能力<sup>[2]</sup>。

施肥尽量避开雨季以减少径流流失和地下排水引起的渗漏<sup>[49]</sup>。P 肥施用是在亚表层或表层撒施后深耕。P 肥重点施在对 P 肥敏感的作物上, 在水旱轮作中尽量施在旱作上<sup>[26, 50, 51]</sup>。

在坡度较大地区实行等高种植; 保护耕作 (免耕或少耕) 由于减少了对土壤的扰动, 进而减少颗粒态 P 的侵蚀流失; 秸秆还田也可减少地表径流中颗粒态 P 的流失<sup>[49]</sup>。

在农田和受纳水体之间建立缓冲带 (buffer strips) 或在河滨、湖滨设置保护带 (riparian zones) 以拦截过滤从农田流出的 P<sup>[21, 2]</sup>。

但是, 往往有些措施是双刃剑, 如保护耕作由于减弱了土壤侵蚀从而减少了地表径流中总 P 的浓度, 但增加了 DP、BAP 的流失和  $NO_3^-$ -N 渗漏的风险; 而耕作可使作物残渣和施肥进入的 P 减少流失<sup>[4]</sup>。对旱地, 在减少土壤产生大孔隙方面可采取耕作破坏, 或控制排水保持土壤湿度, 避免土粒干燥收缩产生大孔隙, 但由于耕作疏松了土壤, 使得土壤侵蚀增强, 颗粒态 P 流失增加; 而土壤的还原条件又提高了 Fe-P 的溶解性, 增加地下排水中溶解性 P 的浓度。有些措施仅是短期局部区域的应用取得好的结果, 但应用于更大区域的长期效果未必乐观<sup>[34]</sup>。所以在采取某些措施时应抓住主要矛盾, 权衡利弊, 因地制宜, 谨慎行事。

另外, 政府还可利用经济和法规手段参与调控,

减少农业系统中 P 的流失污染。如欧洲国家加大对化肥生产和销售的课税<sup>[11]</sup>。荷兰立法规定施肥量, 施肥超标交纳罚金, 超标在  $P_2O_5$  10 kg/hm<sup>2</sup> 以下每千克  $P_2O_5$  交纳 2.5 荷兰盾, 超标在  $P_2O_5$  10 kg/hm<sup>2</sup> 以上部分, 每千克  $P_2O_5$  交纳 20 荷兰盾<sup>[2]</sup>。美国采取一系列政策如取消化肥补贴、产量控制、价格管制等, 使 P 化肥使用量从 1978 年的  $2.2 \times 10^6$  t/a 下降至 1988 年的  $1.8 \times 10^6$  t/a<sup>[33]</sup>。

## 参考文献

- 1 Parry R. Agricultural phosphorus and water quality: A U. S. Environmental Protection Agency Perspective. J. Environ. Qual., 1998, 27: 258 ~ 261
- 2 Van der Molen DT, Breeuwsma A, Boers PCM. Agricultural nutrient losses to surface water in the Netherlands: impact, strategies, and perspectives. J. Environ. Qual., 1998, 27: 4 ~ 11
- 3 Sharpley AN, Daniel TC, Pote DH. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. J. Soil and Water Cons., 1996, 51 (2): 160 ~ 166
- 4 Sharpley AN, Chapra SC, Wedepohl R, Sims JT, Daniel TC, Reddy KR. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. J. Environ. Qual., 1994, 23: 437 ~ 451
- 5 Lee G Fred. Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. In: Water Research Pergamon Press. Printed in Great Britain. 1973, 7: 111 ~ 128.
- 6 Iseman K. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. Fert. Res., 1990, 26: 253 ~ 269
- 7 Correll DL. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. J. Environ. Qual., 1998, 27: 261 ~ 266
- 8 范成新. 太湖水体生态环境历史演变, 湖泊科学, 1996, 8 (4): 297 ~ 304
- 9 裴洪平, 王维维, 何金土, 周宏. 杭州西湖引水后生态系统中磷循环模型. 生态学报, 1998, 18 (6): 648 ~ 653
- 10 刘怀旭主编. 土壤肥料. 合肥: 安徽出版社, 1987: 202 ~ 230
- 11 高超, 张桃林. 欧洲国家控制农业养分污染水环境的管理措施. 农村生态环境, 1999, 15 (2): 50 ~ 53
- 12 彭近新. 水质富营养化与防治. 北京: 中国环境科学出

- 版社, 1988: 191
- 13 杨爱玲, 朱颜明. 地表水环境非点源污染研究. 环境科学进展, 1999, 7 (5): 60 ~ 67
- 14 余存祖. 水土流失区农田物质循环与改善. 中国水土保持, 1987, 58 (5): 13
- 15 王少平, 俞立中, 许世远, 程声通. 苏州河非点源污染负荷研究. 环境科学研究, 2002, 15 (6): 20 ~ 23, 27
- 16 张大弟, 张晓红, 章家骥, 沈根祥. 上海市郊区非点源污染综合调查评价. 上海农业学报, 1997, 13 (1): 31 ~ 36
- 17 徐谦. 我国化肥和农药非点源污染状况综述. 农村生态环境, 1996, 12 (2): 39 ~ 43
- 18 张志剑, 王珂, 朱荫湄, 郭敏红, 周顺根. 浙北水稻主产区田间土 - 水磷素流失潜能. 环境科学, 2001, 22 (1): 98 ~ 101
- 19 OECD. Eutrophication of water. monitoring, assessment and control. OECD, Paris, France, 1982
- 20 Heckrath G, Brookes PC, Poulton PR, Goulding KWT. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the broadbalk experiment. J. Environ. Qual., 1995, 24: 904 ~ 910
- 21 Daniel TC, Sharpley AN, Lemunyon JL. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. J. Environ. Qual., 1998, 27: 251 ~ 257
- 22 Sharpley A. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. J. Environ. Qual., 1995, 24: 947 ~ 951
- 23 高超, 张桃林, 吴蔚东. 农田土壤中的磷向水体释放的风险评价. 环境科学学报, 2001, 21 (3): 344 ~ 348
- 24 张淑荣、陈利顶、傅伯杰. 农业区非点源污染敏感性评价的一种方法. 水土保持学报, 2001, 15 (2): 56 ~ 59
- 25 Edwards AC, Withers PJA. Soil phosphorus management and water quality: a UK perspective. Soil Use and Manage., 1998, 14: 124 ~ 129
- 26 张水铭, 马杏法, 汪祖强. 农田排水中磷素对苏南太湖水系的污染. 环境科学, 1993, 14 (6): 24 ~ 29
- 27 马立珊, 汪祖强, 张水铭, 马杏法, 张桂英. 苏南太湖水系农业面源污染及其控制对策研究. 环境科学学报, 1997, 17 (1): 39 ~ 47
- 28 Sharpley AN, Smith SJ, Jones OR. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. J. Environ. Qual., 1992, 21: 30 ~ 35
- 29 Pote DH, Daniel TC, Nichols DJ, Sharpley AN, Moore PA, Jr Miller DM, Edwards DR. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentrations in Runoff. J. Environ. Qual., 1999, 8: 170 ~ 175
- 30 Sharpley AN, Smith SJ, Menzel RG. Phosphorus criteria and water quality management for agricultural watersheds. Reserv. Mgmt., 1986, 2: 177 ~ 182
- 31 Romkens JM, Nelson DW. Phosphorus relationships in runoff from fertilized soils, J. Environ. Qual., 1974, 3: 10 ~ 13
- 32 Austin NR, Prendergast JB, Collins MD. Phosphorus losses in irrigation runoff from fertilized pasture. J. Environ. Qual., 1996, 25: 63 ~ 68
- 33 Sharpley AN, Paul JA. Withers. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. Fertilizer Research, 1994, 39: 133 ~ 146
- 34 Sims JT, Simard RR, Joern BC. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. J. Environ. Qual., 1998, 27: 277 ~ 293
- 35 Schwab AP, Kulyingyong S. Changes in phosphate activities and availability indexes with depth after 40 years of fertilization. Soil Science, 1989, 147 (3): 179 ~ 186
- 36 Eghball B, Binford GD, David D. Baltensperger. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. J. Environ. Qual., 1996, 25: 1339 ~ 1343
- 37 Hesketh N, Brookes PC. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. J. Environ. Qual., 2000, 29: 105 ~ 110
- 38 吕家珑, Forlune S, Brookes PC. 土壤磷淋溶状况及其 Olsen 磷“突变点”研究. 农业环境科学学报, 2003, 22 (2): 142 ~ 146
- 39 苏德纯, 杨奋融, 张福锁. 北京郊区蔬菜保护地土壤磷空间及形态分布特征. 中国蔬菜, 1999, (4): 7 ~ 11
- 40 王新民, 王卫华, 侯彦林. 豫北蔬菜保护地土壤磷素形态及其空间分布特征研究. 土壤, 2004, 36 (2): 173 ~ 176
- 41 刘远金, 卢瑛, 陈俊林, 甘海华, 李华兴. 广州城郊菜地土壤磷素特征及流失风险分析. 生态环境, 2002, 11 (3): 237 ~ 240
- 42 隋红建, 杨邦杰, 张家炳. 入渗条件下土壤中磷离子迁移的数值模拟. 环境科学学报, 1996, 16 (3): 302 ~ 307
- 43 王超. 磷肥污染物在非饱和土壤种迁移特性研究. 南京大学学报(自然科学版), 1997, 33: 253 ~ 255
- 44 罗良国, 闻大中, 沈善敏. 北方稻田生态系统养分渗漏

- 规律研究. 中国农业科学, 2000, 33 (2): 68 ~ 74
- 45 秦祖平, 徐琪, 熊毅. 太湖地区两种稻麦轮作制中营养元素的循环. 常规稻田生态系统中大量元素的循环状况. 生态学报, 1989, 9 (3): 245 ~ 252
- 46 刘元昌, 徐琪. 江苏省太湖地区养分平衡状况的初步探讨. 生态学杂志, 1984, (3): 12 ~ 16
- 47 Zhang Mingkui, Jiang Hong, Liu Xingmei. Phosphorus concentration and forms in surface and subsurface drainage water from wetland rice field in the Shaoxing Plain. *Pedosphere*, 2003, 13 (3): 239 ~ 248
- 48 Yang Jinling, Zhang Ganlin. Quantitative relationship between land use and phosphorus discharge in subtropical hilly regions of China. *Pedosphere*, 2003, 13 (1): 67 ~ 74
- 49 Catt JA, Howse KR, Farina R, Brockie D, Todd A, Chambers BJ, Hodgkinson R, Harris GL, Quinton JN. Phosphorus losses from arable land in England. *Soil Use and Manage.*, 1998, 14 (suppl.): 168 ~ 174
- 50 孙庚寅, 邱嘉璋, 尤德敏. 土壤磷素状况和磷肥的合理施用. 江苏农业科学, 1992, (1): 35 ~ 37
- 51 鲁如坤, 时正元, 钱承梁. 土壤积累态磷研究. 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, 75

## SOIL PHOSPHORUS LOSS TO WATER: ITS PATHWAYS, ENVIRONMENTAL IMPACT, AND COUNTERMEASURES

SHAN Yan-hong YANG Lin-zhang WANG Jian-guo

(*Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008*)

**Abstract** Long-term high input of P to the soil has resulted in elevated levels of soil P and increased potential of P loss from the soil. Eutrophication of most freshwater bodies is limited by P. Phosphorus loss from agricultural land accelerates eutrophication of lakes and streams, and is an important component of nonpoint-source pollution. This paper provides a brief review of the literature available, including contribution of soil P to waterbody eutrofication, soil P loss pathways and limiting factors, a series of indices for P in water and soil, strategies for controlling P loss (such as land use management, legislation, policy, etc.).

**Key words** Nonpoint-source pollution, Soil phosphorus, Soil erosion, Runoff, Leaching, Land use management