

长期施肥对黑垆土无机磷形态的影响研究

王平^{1,2} 李凤民¹ 刘淑英² 吴银明² 王娟²

(1 甘肃农业大学资源与环境学院 兰州 730070; 2 兰州大学干旱农业生态教育部重点实验室 兰州 730000)

摘要 对黄土高原旱地黑垆土进行 25 年长期定位肥料试验, 对土壤无机 P 形态、数量和对作物的有效性进行了研究。结果表明, 石灰性土壤无机 P 的组成以 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 占绝对优势, 约占无机 P 总量的 57.7%, 其次是闭蓄态 P (O-P), 占 17.9%, 而 Al-P、Fe-P、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 分别占 5.9%、5.7%、10.1%, 最少的为 $\text{Ca}_2\text{-P}$, 只有 2.8%。所有施肥处理中, 各形态无机 P 均以土粪 + NP 含量最高; $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、Al-P 以 N 处理最低, 而 Fe-P、O-P、 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 以 CK 处理最低; 长期施肥对无机 P 各组分相对含量也有影响, 耗 P 处理主要是 $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、Al-P 的降低, 而施 P 处理是 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 的降解和 $\text{Ca}_2\text{-P}$ 的积累。与 1990 年比较, CK 处理均有下降; N 处理除 O-P、 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 有增加外, 其他各组分含量均下降; 而 NP、秸秆 + NP、土粪、土粪 + NP 处理均呈增加趋势。不同处理对土壤有效 P 和缓效态 P 均有不同程度的影响, 而与无效态 P 关系不大。同时做了各形态无机 P 与作物产量的相关性分析, 在各级无机 P 与产量的相关性中, $\text{Ca}_2\text{-P}$ 、 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 、Al-P 都达到了极显著水平, 其中以 $\text{Ca}_8\text{-P}$ 与产量的相关性最高, 而 Fe-P、O-P、 $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ 也都达到了显著水平。

关键词 长期施肥; 黑垆土; 无机磷形态; 有效性

中图分类号 S153.6; S155

磷是植物生长所需的大量元素之一, 然而 P 肥的当季利用率一般只有 10%~25%, 而 75%~90% 的 P 肥以不同形态的磷酸盐积累在土壤中^[1~3]。因此, P 在土壤中的化学行为和存在形态, 以及对作物的有效性一直受到人们的广泛关注。1957 年由张守敬、Jackson 提出并逐步完善的土壤无机 P 分级方法较为清楚地阐述了土壤无机 P 化学形态与性质而被国内外学者广泛采用^[4~8], 成为土壤 P 素研究的一个里程碑。但由于本方法将具有不同溶解度、不同活性的 Ca-P 笼统地划为一级, 因此将其应用于以磷酸钙盐为主的石灰性土壤的 P 素分级研究尚有不少问题。1989 年, 蒋柏藩、顾益初等人^[9]经过长期探索和研究, 提出了一个适宜于石灰性土壤无机 P 的分级体系。其主要特点就在于在分离技术上将石灰性土壤中占主导地位的磷酸钙盐按其溶解度和有效性的不同进一步分成磷酸二钙、磷酸八钙和磷灰石 3 种类型, 同时在磷酸铁的分离技术上也做了有益的改进, 为石灰性土壤中的 P 素形态、转化及有效性研究开辟了新的途径。本文依据蒋柏藩、顾益初的分级体系, 对 25 年长期定位施肥试验地的土壤无机 P 形态组成进行了测定, 并与 1990 年^[10]相同处理土壤的测定结果相比较, 系统地阐述无机 P 在长期定位施肥条件下无机 P 形态、

转化、含量分布以及与不同施肥处理的关系。同时对无机 P 各组分与土壤理化性状及作物产量的相关性进行分析, 研究无机 P 各组分的有效性。

1 材料和方法

1.1 供试土壤区气候情况

本试验是 1978 年开始进行的长期定位试验。位于陇东黄土高原区平凉地区泾川县高平镇的平凉农科所试验农场内。

试验区土壤为黑垆土, 无灌溉条件, 为典型雨养半干旱农业区。该地多年平均降水量 573 mm, 蒸发量 660 mm, 干燥度 1.2。≥0℃ 的初日为 2 月 28 日, 终日为 11 月 26 日, 初、终间日数 271.9 天, 积温 3959.7℃; ≥10℃ 的初日 4 月 20 日, 终日 10 月 14 日, 初、终间日数 177.3 天, 积温 3312.2℃。

1.2 试验处理

本试验共设置 6 个处理: ①不施肥 (CK); ②N 90 kg/hm² (N); ③N 90 kg/hm² + P₂O₅ 75 kg/hm² (NP); ④秸秆 3750 kg/hm² + N 90 kg/hm² + 隔年施 P₂O₅ 75 kg/hm² (1978 ~ 1986 年为施秸秆 7500 kg/hm²) (Straw + NP); ⑤土粪 75000 kg/hm² (Manure); ⑥土粪 75000 kg/hm² + N 90 kg/hm² + P₂O₅ 75 kg/hm² (Manure + NP)。每处理占地 666.7

m², 1990 年开始为 400 m²。采取玉米-冬小麦轮作方式。试验用 N 肥为尿素, 含 N 按 46 % 计算, P 肥为过磷酸钙, 含 P₂O₅ 量根据实际测定结果计算, 土粪为牛马厩肥, 含有机质 20~25 g/kg, 含 N 1.5~2.0 g/kg, P 0.8~2.5 g/kg, 碱解 N 180~250 g/kg,

有效 P 30~40 g/kg, 速效 K 280~350 g/kg。1978 年秋耕时施入有机肥, 1979 年玉米春播前施 N、P 肥, 以后肥料施用方法是冬小麦在收获后施有机肥, 9 月播前施 N、P 肥, 施后耕翻, 耙耱播种。供试土壤基本理化性状见表 1。

表 1 供试土壤基本理化性状(2004 年)

Table 1 Physical and chemical properties of tested soil

| 处理 | 有机 C (g/kg) | 全 P (mg/kg) | 全 N (g/kg) | 速效 P (mg/kg) | 电导 (mS) | pH |
|-----------|----------------|----------------|---------------|-----------------|------------|------|
| CK | 13.86 | 533.1 | 0.78 | 1.8 | 0.27 | 8.18 |
| N | 13.76 | 545.4 | 0.91 | 1.9 | 0.50 | 8.12 |
| NP | 14.83 | 764.2 | 1.00 | 15.5 | 0.51 | 8.22 |
| Straw+NP | 16.86 | 874.2 | 1.21 | 17.2 | 0.51 | 8.19 |
| Manure | 17.70 | 765.7 | 1.15 | 12.6 | 0.37 | 8.15 |
| Manure+NP | 19.86 | 898.7 | 1.26 | 28.0 | 0.72 | 8.16 |

1.3 试验方法

采样方法: 于 2004 年 3 月下旬采集 0~20 cm 土层混和样约 1 kg, 带回室内, 风干后过筛备用。

测定方法: 无机 P 组分的测定采用蒋柏藩、顾益初提出的测定方法^[9, 11], 理化性状的测定采用常规测定方法。

数据分析处理均采用 SPSS 软件^[12]。

2 结果与讨论

2.1 长期施肥对耕层土壤无机 P 形态含量的影响

2.1.1 无机 P 各组分相对含量的变化特征 不同施肥处理土壤无机 P 各组分相对含量列于表 2。由

表 2 可以看出, 石灰性土壤无机 P 各处理中均以 Ca-P 占无机 P 比例最大, 均在 70 % 左右, 而且 Ca₁₀-P (占 51.7 %~65.5 %) >> Ca₈-P (4.8 %~13.7 %) > Ca₂-P (占 0.9 %~5.0 % 左右), 说明石灰性土壤中无机 P 以 Ca-P 形态存在, 而且大部分是极难溶解的 Ca₁₀-P。其余部分为被氧化铁胶膜包被的难以释放的闭蓄态 P(O-P), 占 15.7 %~20.1 %, Al-P、Fe-P 分别占 3.4 %~8.1 %, 4.2 %~6.9 %。

与 1990 年土壤无机 P 组分相对含量进行比较发现, 土壤无机 P 处于耗竭状态下的 CK 和 N 处理, 活性较强的 Ca₂-P、Ca₈-P、Al-P 和 Fe-P 的相对含量都有所降低, 而较稳定态的 O-P 和 Ca₁₀-P 的相对含

表 2 无机 P 各组分相对含量 (%)

Table 2 Percentage of inorganic phosphorus of various fractions

| 处理 | Ca ₂ -P | Ca ₈ -P | Al-P | Fe-P | O-P | Ca ₁₀ -P | |
|-----------|--------------------|--------------------|------|------|-----|---------------------|------|
| CK | 1990 年样 | 1.2 | 7.2 | 4.1 | 4.4 | 19.3 | 63.8 |
| | 2004 年样 | 0.9 | 6.7 | 3.9 | 4.2 | 19.7 | 64.6 |
| N | 1990 年样 | 1.3 | 7.6 | 4.9 | 5.1 | 19.2 | 61.8 |
| | 2004 年样 | 0.9 | 4.8 | 3.4 | 5.2 | 20.1 | 65.5 |
| NP | 1990 年样 | 1.7 | 11.3 | 7.0 | 5.2 | 16.1 | 58.7 |
| | 2004 年样 | 2.9 | 12.8 | 7.4 | 6.0 | 16.3 | 54.6 |
| Straw+NP | 1990 年样 | 1.9 | 12.2 | 6.8 | 5.1 | 16.7 | 57.3 |
| | 2004 年样 | 3.3 | 13.7 | 6.4 | 6.3 | 16.7 | 53.6 |
| Manure | 1990 年样 | 1.6 | 8.6 | 5.8 | 5.4 | 17.7 | 60.8 |
| | 2004 年样 | 3.5 | 10.0 | 6.3 | 5.4 | 18.7 | 56.1 |
| Manure+NP | 1990 年样 | 2.9 | 12.6 | 7.3 | 5.3 | 15.3 | 56.7 |
| | 2004 年样 | 5.0 | 12.7 | 8.1 | 6.9 | 15.7 | 51.7 |

量则有所提高。而在 P 处于积累状态下的施 N、P 处理和有机肥化肥配施的处理中, Ca₂-P 的含量明显增加, 相反 Ca₁₀-P 的含量降低; Ca₈-P、Al-P、Fe-P、O-P 的相对含量无明显变化。上述分析结果表明, 土壤 P 素处于耗竭状态时, 有效 P 向无效态 P 转化; 而施 P 处理则使 Ca₁₀-P 降解和 Ca₂-P 积累。

2.1.2 无机 P 各组分绝对含量的变化特征 从表 3 可以看出, 经过 15 年不同施肥处理的土壤中的各形态无机 P 含量都发生了很大变化, 长期不施肥的 CK 处理土壤各形态无机 P 含量都有所减少; 在长期施用 N 肥 (N) 处理中, 土壤 Ca₂-P、Ca₈-P、

Al-P 含量都有所减少, 而且减少幅度都比 CK 处理大。这主要是因为单施 N 处理植物生长主要的养分限制因子是 P, 土壤 N 素供应充足, 促进作物对 P 的吸收利用, 使土壤 P 素严重耗竭^[9]。CK 处理由于土壤 N 素供应不足, 使作物的生长受阻影响了植物对土壤 P 素的利用^[10]。单施 N 肥处理中, Fe-P 的含量也有所下降但下降不多, O-P 和 Ca₁₀-P 都有上升但变化不大。NP、秸秆 + NP、土粪、土粪 + NP 处理, Ca₂-P、Ca₈-P、Al-P、Fe-P、O-P 均有增加, 其中以 Ca₂-P 增加最为明显, Ca₁₀-P 含量则略有下降。

表 3 无机 P 各组分及总无机 P 含量 (mg/kg)

Table 3 Fractions of inorganic phosphorus and total inorganic phosphorus

| 处理 | Ca ₂ -P | Ca ₈ -P | Al-P | Fe-P | O-P | Ca ₁₀ -P | 总无机 P | |
|-----------|--------------------|--------------------|------|------|------|---------------------|-------|-------|
| CK | 1990 年样 | 5.3 | 32.8 | 18.8 | 20.1 | 88.1 | 291.1 | 456.2 |
| | 2004 年样 | 4.2 | 29.8 | 17.4 | 18.9 | 87.7 | 288.1 | 446.1 |
| N | 1990 年样 | 5.9 | 35.4 | 22.7 | 23.9 | 89.4 | 287.2 | 464.5 |
| | 2004 年样 | 4.1 | 21.6 | 15.5 | 23.6 | 90.7 | 295 | 450.5 |
| NP | 1990 年样 | 9.6 | 63 | 39.3 | 29.3 | 90.1 | 328.7 | 560 |
| | 2004 年样 | 16.9 | 73.7 | 42.5 | 34.8 | 93.5 | 313.9 | 575.3 |
| Straw+NP | 1990 年样 | 10.2 | 64.7 | 36.1 | 27.1 | 88.8 | 304.3 | 531.2 |
| | 2004 年样 | 19.1 | 78.4 | 36.7 | 36.1 | 95.7 | 307.3 | 573.3 |
| Manure | 1990 年样 | 8.6 | 45.3 | 30.3 | 28.5 | 93.2 | 319.6 | 525.5 |
| | 2004 年样 | 18.9 | 54.4 | 34.5 | 29.3 | 101.8 | 305.6 | 544.5 |
| Manure+NP | 1990 年样 | 16.9 | 73.4 | 42.7 | 30.8 | 89.2 | 331.1 | 584.1 |
| | 2004 年样 | 31.7 | 80.7 | 51.7 | 43.9 | 100.4 | 329.5 | 637.9 |

从表 3 还可以看出, 6 种不同施肥处理中, 无机 P 各组分含量呈逐渐上升趋势, Ca₂-P、Ca₈-P、Al-P 含量以 CK 处理, Fe-P、O-P、Ca₁₀-P 含量以 N 处理最小; 所有组分均以土粪 + NP 处理含量最高; 秸秆 + NP 处理的各形态无机 P 都和 NP 处理相当, 该处理每年因施肥带入土壤的 P 明显低于化肥 NP 处理, 显然这是有机肥活化土壤 P 和减缓 P 吸附、固定的结果, 而且也有这方面的试验证明了这一结论^[10, 13]。

(1) Ca₂-P: 方差分析表明, 各处理 Ca₂-P 含量间差异达到了极显著水平 ($F = 82.685^{**}$, $F_{0.01} = 10.2$, $F_{0.05} = 4.77$)。Ca₂-P 对植物具有高度的有效性^[14], 因此 Ca₂-P 的含量多少直接影响有效 P 的含量。在长期定位试验中, Ca₂-P 含量为 4.1 ~ 31.7 mg/kg。CK 处理与 N 处理分别比 1990 年减少 20.8 % 和 30.5 %, 而 NP 等处理都有显著增加, 超过了 75 % 以上。

所有处理中, 除 N 处理比 CK 处理减少 0.02 % 外, 其余处理均比 CK 增加大约 2.5 % 左右, 土粪 + NP 处理增加最明显, 增加了 4.31 %。

用 LSD 法进行多重比较, 发现 CK 处理与 N 处理之间无显著差异, 而与其他处理之间的差异达到了极显著水平; NP、土粪、秸秆 + NP 处理之间无显著差异, 三者与其他处理达极显著水平; 土粪 + NP 处理与其他任何处理都不相同, 且含量最大。

(2) Ca₈-P: 方差分析表明, 各处理 Ca₈-P 含量之间差异达到了极显著水平 ($F = 224.811^{**}$)。Ca₈-P 含量在 21.6 ~ 80.7 mg/kg 之间。N 处理比 1990 年减少了 39.0 %, CK 处理减少了 9.1 %, NP、秸秆 + NP、土粪处理比 1990 年增加接近于 20 %, 土粪 + NP 处理较前 3 种处理增加不明显, 只有 9.5 %。N 处理比 CK 处理减少了 1.82 %; NP、秸秆 + NP、土粪 + NP 处理比 CK 处理增加了 7.63 %、8.48 %、7.98 %, 土粪 + NP 处理比 CK 处理增加了 4.31 %。

土粪处理增加较少为 4.52 %。

用 LSD 法进行多重比较, 得出 NP、秸秆 + NP、土粪 + NP 处理之间差异不显著, 而与其他处理差异极显著, 其余处理之间差异都达到极显著水平。各处理中 $Ca_8\text{-P}$ 含量依次为土粪 + NP > 秸秆 + NP > NP > 土粪 > CK > N。

(3) $Ca_{10}\text{-P}$: 方差分析表明, 各处理 $Ca_{10}\text{-P}$ 含量间差异不显著 ($F = 3.9$)。一般认为 $Ca_{10}\text{-P}$ 的有效性很低, 是植物的潜在 P 源^[14]。表 3 表明, $Ca_{10}\text{-P}$ 在土壤中占绝大多数, 含量在 288.1 ~ 329.5 mg/kg 之间, 因为土壤 $Ca_{10}\text{-P}$ 多少主要受成土母质的影响, 黄土高原成土母质含 P 矿物较多, $Ca_{10}\text{-P}$ 含量高^[15]。与 1990 年比较, 除 N (增加 2.7 %)、秸秆 + NP (增加 1.0 %) 处理外, NP、土粪、土粪 + NP 处理分别下降 4.5 %、4.4 %、0.5 %; 与 CK 比较都有上升。

用 LSD 法进行多重比较发现, CK 与 N 处理之间无显著差异, CK 与土粪 + NP 处理差异极显著, N 与土粪 + NP 处理也极显著, 土粪、秸秆 + NP、NP 处理之间差异不显著, 与其他处理也都不显著, 即 CK、N 处理与土粪 + NP 处理有本质区别, 而其他处理无本质差异。

(4) O-P: 方差分析表明, 各处理 O-P 含量间差异达到了显著水平 ($F = 6.952^*$), 含量在 87.7 ~ 101.8 mg/kg, 平均占无机 P 总量的 17.9 %, 仅少于磷酸钙盐。一般认为 O-P 是无效态 P^[15]。从试验结果看, 施 P 区 O-P 都有增加。与 1990 年比较, 以土粪 + NP 处理增加最多 (12.6 %); 与 CK 比较, 土粪处理增加最多 (2.59 %), 其次为土粪 + NP 处理 (1.99 %)。而不施 P 区增减不明显, 这说明石灰性土壤上明显存在着 P 的固定, 同时说明 O-P 也可能转化为速效 P 并为作物利用。

用 LSD 法进行多重比较, CK 处理和 N 处理与 NP、秸秆 + NP 处理差异不显著, 而与土粪、土粪

+ NP 处理差异极显著。NP、秸秆 + NP 处理与所有的处理都不显著。CK 与 N 处理之间差异不显著, 土粪与土粪 + NP 处理之间差异不显著。

(5) Al-P、Fe-P: 方差分析表明, 各处理 Al-P、Fe-P 含量间差异也都达到了极显著水平 ($F_{Al-P} = 60.877^{**}$ 、 $F_{Fe-P} = 26.321^{**}$)。Al-P、Fe-P 含量分别为 15.5 ~ 51.7、18.9 ~ 43.0 mg/kg。Al-P、Fe-P 是酸性土壤中无机 P 的主要形态, 碱性土壤上一般含量不多^[14]。一些研究认为, Al-P 与 $Ca_2\text{-P}$ 有效性相当; Fe-P 与 $Ca_8\text{-P}$ 有效性相当^[14]。与 1990 年比较, 除 CK 和 N 处理外, 其他各处理 Al-P 和 Fe-P 都有增加。Al-P 增量最多的是土粪 + NP 处理 (21.1 %), 其次是土粪处理 (13.9 %); Fe-P 也是土粪 + NP 处理最多 (42.5 %), 与 Al-P 不同的是秸秆 + NP 处理 (33.2 %) 比土粪处理 (2.8 %) 增量多。与 CK 处理相比较, Al-P 除 N 处理下降外, 其余都有增加, 增量为 3.14 % ~ 5.38 %; 所有处理 Fe-P 都比 CK 增加, 增量为 1.04 % ~ 3.92 %, 增加量较 Al-P 少。

LSD 法比较, Al-P 在所有处理中, CK 处理与 N 处理无显著差异, 而这两种处理与其他处理差异极显著, 且是所有处理中最小的; 土粪、秸秆 + NP、NP 处理三者间无明显差异, 而与其他处理之间有极显著差异。土粪 + NP 处理与任何处理都不相同, 且达到了极显著水平。Fe-P 所有处理中, CK 与 N 处理之间、N 与土粪处理之间、NP 与秸秆 + NP 处理及土粪 + NP 处理之间差异均不显著。而 CK 和 N 处理与 NP、秸秆 + NP、土粪 + NP 处理三者之间差异达显著水平。

2.2 长期施肥对耕层土壤无机 P 转化的影响

P 素进入石灰性土壤后的转化率^[16]如表 4。P 素进入土壤后主要转化成 $Ca_8\text{-P}$, 占总无机 P 积累量的 48.6 %, 其次为 $Ca_2\text{-P}$, 其转化量占 29.0 % 左右, 再次为 Al-P, 占 21.1 %, Fe-P 和 O-P 平均转化率相

表 4 无机 P 各组分转化率 (%)

Table 4 Conversion rates of inorganic phosphorus between fractions

| 处理 | $Ca_2\text{-P}$ | $Ca_8\text{-P}$ | Al-P | Fe-P | O-P | $Ca_{10}\text{-P}$ |
|-----------|-----------------|-----------------|------|------|------|--------------------|
| CK | 10.9 | 29.6 | 14.1 | 11.8 | 3.9 | 29.6 |
| N | 12.9 | 98.6 | 51.4 | 2.1 | -9.3 | -55.7 |
| NP | 47.7 | 69.9 | 20.9 | 35.9 | 22.2 | -96.7 |
| Straw+NP | 21.1 | 32.5 | 1.4 | 21.4 | 16.4 | 7.1 |
| Manure | 54.2 | 47.9 | 22.1 | 4.2 | 45.3 | -73.7 |
| Manure+NP | 27.5 | 13.0 | 16.7 | 24.3 | 20.8 | -3.0 |

注: 转化率 = (2004 年 P 含量 - 1990 年 P 含量) / 总无机 P 积累量。

同为 16.6%，Ca₁₀-P 基本无积累，甚至下降。Ca₈-P 在碱性条件下活性小，在 pH 7~8 的环境中它的溶解度只有百万分之几摩尔^[15]。平凉黑垆土的 pH 值在 8 以上，在这种土壤中如果 Olsen-P 丰富，则 Ca₈-P 的利用率是很低的。Ca₂-P 是活性较大的磷酸盐。从 P 素进入土壤后转化成各级无机 P 的比例就可以理解 P 肥当季利用率低的问题。

2.3 土壤无机 P 与土壤基本性状的相关性分析

表 5 无机 P 各组分与土壤基本性状的相关系数

Table 5 Correlation coefficients between inorganic phosphorus fractions and soil properties

| 处理 | Ca ₂ -P | Ca ₈ -P | Al-P | Fe-P | O-P | Ca ₁₀ -P | 总无机 P |
|------|--------------------|--------------------|---------|---------|---------|---------------------|---------|
| 有机 C | 0.941** | 0.720* | 0.811* | 0.812* | 0.905** | 0.821* | 0.844** |
| 速效 P | 0.986** | 0.925** | 0.973** | 0.980** | 0.759* | 0.967** | 0.988** |
| 全 P | 0.930** | 0.746* | 0.884** | 0.884** | 0.675 | 0.939** | 0.880** |
| 全 N | 0.912** | 0.818* | 0.820* | 0.881** | 0.895** | 0.815* | 0.882** |
| 电导 | 0.720* | 0.610 | 0.699 | 0.854** | 0.46 | 0.852** | 0.735* |
| pH | 0.232 | 0.605 | 0.463 | 0.331 | -0.1 | 0.275 | 0.408 |

注: $r_{0.01} = 0.8343$, $r_{0.05} = 0.7067$, $n = 6$ 。

2.4 长期施肥对作物产量的效应

长期施肥试验结果表明，单施 N 肥处理较 CK 处理产量有所下降，施 NP 肥处理较 CK 处理显著增加。各施肥处理产量按大小排序依次为，秸秆 + NP (4051.5 kg/hm²) > 土粪 + NP (4003.5 kg/hm²) > 土粪 (3735.0 kg/hm²) > NP (3456.0 kg/hm²) > CK (2188.5 kg/hm²) > N (1536.0 kg/hm²)。

对各形态无机 P 与作物产量做相关分析得出，Ca₂-P、Ca₈-P、Al-P 与产量呈极显著正相关，Fe-P、O-P、Ca₁₀-P 也都达到了显著水平 (表 6)。

表 6 无机 P 各组分与产量的回归方程及相关系数

Table 6 Regression equations and correlation coefficients of inorganic phosphorus fractions with yield of the crop

| 无机 P 形态 | 回归方程 | 相关系数 |
|---------------------|------------------------|-------------------|
| Ca ₂ -P | $y = 5.9505X + 116.67$ | $r = 0.8888^{**}$ |
| Ca ₈ -P | $y = 2.5571X + 66.477$ | $r = 0.9390^{**}$ |
| Al-P | $y = 4.3973X + 65.451$ | $r = 0.8914^{**}$ |
| Fe-P | $y = 6.3845X + 12.227$ | $r = 0.8270^*$ |
| O-P | $y = 10.104X - 748.74$ | $r = 0.7910^*$ |
| Ca ₁₀ -P | $y = 3.6829X - 918.29$ | $r = 0.7650^*$ |

注: $r_{0.01} = 0.8343$, $r_{0.05} = 0.7067$, $n = 6$ 。

各形态无机 P 中 Ca₈-P 与产量的相关性最显著

对各形态无机 P 与土壤理化性状做相关性研究 (表 5)，发现 Ca₂-P 与有机质、土壤速效 P、全 N 的相关性都达到了极显著水平，它们的相关系数分别为 $r_{有机质} = 0.941^{**}$, $r_{速效P} = 0.986^{**}$, $r_{全N} = 0.912^{**}$, $r_{0.01} = 0.8343$, $r_{0.05} = 0.7067$, $n = 6$ 。Ca₁₀-P 与全 P 含量有密切的显著相关性 ($r = 0.939^*$)，而与电导相关性最大的是 Fe-P, $r = 0.854^*$ 。所有形态无机 P 与 pH 值相关性不大，都未达到显著性水平。

($r = 0.939^{**}$)，Ca₂-P 与产量的相关性位于第 3 位 ($r = 0.8888^{**}$, $n = 6$)，因为 Ca₂-P、Ca₈-P 是作物可以直接吸收利用的最有效的 P 源^[17]。Al-P 与产量也都达到了极显著水平 ($r = 0.8914^{**}$)，仅次于 Ca₈-P，说明 Al-P 在土壤中是一种有效 P 源^[17]。对于 Al-P，前人已做了不少工作都肯定了它的有效性。史瑞和等^[18]认为 Al-P 是一种比较活泼的磷酸盐，P 肥加入土壤后首先转变成铝磷酸盐形态。顾益初等^[19]认为无论在石灰性、中性或酸性土壤中，无定性的 Al-P 都是一种比较有效的磷酸盐。Taylor 等曾用无定性的 Al-P 和晶质的磷铝石施在石灰性土壤上，连续种植 3 次作物，尤其是在后期的吸 P 量显著大于过磷酸钙。从本文所得结果分析，至少可以认为 Al-P 是一种缓效 P 源^[20]。

Fe-P 与作物产量的相关性达到了显著水平 ($r = 0.827^*$)，说明石灰性土壤中的 Fe-P 的有效性大致处于中等水平。由于 Fe₂O₃ 胶膜的抗腐蚀性很强，在理论上 O-P 是很难作为有效 P 源的^[21]。但由表 6 可以看出，O-P 与产量呈显著相关 ($r = 0.791^*$)。尽管如此，统计数据的解释必须有理论依据做指导，在石灰性土壤中 O-P 能为作物有效 P 源的可能性是很小的。Ca₁₀-P 是所有形态无机 P 中与作物产量的相关性最低的，但也达到了显著水平 ($r = 0.765^*$)。

对各形态无机 P 与产量作线性回归方程, 见表 6, 得出 O-P (解释它的贡献的原因) 对作物产量贡献最大, O-P 每增加 1 个单位, 产量增加约 10 个单位; 其次为 Fe-P、Ca₂-P、Al-P、Ca₁₀-P。对作物产量贡献最小的为 Ca₈-P, 每增加 1 个单位, 作物产量仅增加 2.5 个单位, 虽然 Ca₈-P 对作物有效, 但是它的含量太少, 所以贡献不大。

3 结论

(1) 平凉黑垆土的无机 P 组成以 Ca₁₀-P 为主, 约占无机 P 总量的 57.7%; 其次为 O-P, 占 17.9%; Ca₈-P 占 10.1%, Al-P 和 Fe-P 分别占 5.9% 和 5.7%, 而溶解度较大的 Ca₂-P 只占 2.8%。

(2) 各施肥处理中, 各形态无机 P 含量按 CK 到土粪 + NP 处理呈逐渐上升趋势。Ca₂-P、Ca₈-P、Al-P 含量以 N 处理最低, Fe-P、O-P、Ca₁₀-P 以 CK 处理最低, 各形态无机 P 均以土粪 + NP 处理最高。

(3) 与 1990 年比较, CK 处理的各种形态无机 P 均有下降, N 处理中除 O-P、Ca₁₀-P 有增加外, 其余无机 P 都有下降。NP、秸秆 + NP、土粪、土粪 + NP 处理各种形态无机 P 均呈上升趋势。

(4) 长期施肥土壤无机 P 积累以 Ca-P 为主, 并以 Ca₈-P 积累最多, 其次为 Ca₂-P 和 Al-P, 再次为 Fe-P、O-P 的积累, Ca₁₀-P 基本无积累。

(5) 统计检验表明, 各种形态缓效 P 与土壤有效 P 之间均达极显著相关水平, 说明缓效 P 可以逐渐释放供作物吸收, 是作物所需 P 素的重要来源。因此可以认为, 石灰性土壤中基本不存在 P 的实质性固定问题, 至少可以说缓效 P 向无效态 P 的转化是一个相当缓慢的过程。

(6) 黑垆土中各级无机 P 对作物产量的贡献率顺序是 Ca₈-P > Al-P > Ca₂-P > Fe-P > O-P > Ca₁₀-P。

参考文献

- 1 鲁如坤, 时正元, 顾益初. 土壤积累态磷研究 II. 磷肥的表观积累利用率. 土壤, 1995, 27 (6): 286 ~ 287
- 2 时正元, 鲁如坤, 顾益初. 土壤积累态磷研究 I. 一次大量施磷的产量效应. 土壤, 1995, 27 (2): 57 ~ 59
- 3 刘建玲, 张福锁. 小麦-玉米轮作长期施肥定位试验中土壤磷库的变化 I. 磷肥产量效应及土壤总磷库、无机磷库的变化. 应用生态学报, 2000, 11 (3): 360 ~ 364
- 4 徐阳春, 沈其荣, 茆泽圣. 长期施用有机肥对土壤及不同粒级中有机磷含量与分配的影响. 土壤学报 2003, 40 (4): 593 ~ 598
- 5 李寿田, 周健民, 王火焰, 陈小琴, 杜昌文. 不同土壤磷的固定特征及磷释放和释放率的研究. 土壤学报, 2003, 40 (6): 908 ~ 913
- 6 Chang C, Jackson ML. Fractionation of soil phosphorus. Soil Sci., 1957, 84: 133 ~ 144
- 7 Wang WM, Hou YL. Effect of continuous vegetable cultivation on phosphorus levels of Fluvo-Aquic Soils. Pedosphere, 2004, 14 (2): 171 ~ 176
- 8 Feng LH, Sheng HJ, Wang XL, Mao J. Effect of organic ligands on biological availability of inorganic phosphorus in soils. Pedosphere, 2004, 14 (1): 85 ~ 92, 2004
- 9 蒋柏藩, 顾益初. 石灰性土壤无机磷分级体系的研究. 中国农业科学, 1989, 22 (3): 58 ~ 66
- 10 周广业, 阎龙翔. 长期施用不同肥料对土壤磷素形态转化的影响. 土壤学报, 1993, 30 (4): 443 ~ 446
- 11 顾益初, 蒋柏藩. 石灰性土壤无机磷分级的测定方法. 土壤, 1990, 22 (2): 101 ~ 102
- 12 黄海, 罗友丰, 陈志英. SPSS 10.0 统计分析. 北京: 人民邮电出版社, 2001
- 13 刘建玲, 张福锁. 小麦-玉米轮作长期施肥定位试验中土壤磷库的变化 II. 土壤 Olsen-P 及各形态无机磷的动态变化. 应用生态学报, 2000, 11 (3): 365 ~ 368
- 14 张金龙, 田野, 丁应祥. 滨海土壤 I-69 杨根际无机磷形态分布及有效性研究. 土壤通报, 2003, 34 (1): 44 ~ 47
- 15 于淑芳, 杨力, 蒋庆功, 马晓红, 孙明. 山东石灰性潮土、褐土无机磷的形态、转化和有效性. 土壤通报, 2003, 34 (5): 422 ~ 425
- 16 梁国庆, 林葆, 林继雄, 荣向农. 长期施肥对石灰性潮土无机磷形态的影响. 植物营养与肥料学报, 2001, 7 (3): 241 ~ 248
- 17 沈仁芳, 蒋柏藩. 石灰性土壤无机磷的形态分布及其有效性. 土壤学报, 1992, 29 (1): 80 ~ 85
- 18 史瑞和, 邱嘉璋, 陈邦本, 鲍士旦, 秦怀英, 孙维伦. 江苏省几种主要土壤磷素状况和磷肥肥效. 土壤学报, 1962, 10 (4): 374 ~ 379
- 19 顾益初, 蒋柏藩, 鲁如坤. 风化对土壤粒级中磷素形态转化及有效性的影响. 土壤学报, 1984, 21 (2): 134 ~ 143
- 20 李孝良, 于群英, 俞华莲. 黄褐土无机磷转化规律研究. 土壤, 2003, 35 (3): 171 ~ 173
- 21 姚炳贵, 姚丽竹, 王萍, 张玺, 王德芳. 津郊潮土磷素组成及其演变规律的定位研究. 土壤学报, 1997, 34 (3): 286 ~ 293

EFFECTS OF LONG-TERM FERTILIZATION ON FORMS OF INORGANIC PHOSPHORUS IN CALCIC KASTANOZEMS

WANG Ping^{1,2} LI Feng-min¹ LIU Shu-ying² WU Yin-ming² WANG Juan²

(1 College of Resources and Environmental Sciences, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070;

2 The Key Laboratory of Arid and Agro-ecology, Lanzhou University, Ministry of Education, Lanzhou 730000)

Abstract Variation of forms, contents, and bioavailability of soil inorganic phosphorus in upland Calcic Kastanozems of the Loess Plateau under long-term fertilization were studied. The results showed that the fraction of Ca₁₀-P occupied the largest percentage, or 57.7 % of the total inorganic phosphorus in the soil. O-P came the next, accounting for about 17.9 %, and then was followed by Al-P, Fe-P, Ca₈-P and Ca₂-P, which accounted for 5.9 %, 5.7 % and 10.1 %, respectively. In the fertilization treatments, Treatment M+NP was the highest in inorganic phosphorus, whatever the forms; Treatment N the lowest in Ca₂-P, Ca₈-P and Al-P, and Treatment CK the lowest in Fe-P, O-P and Ca₁₀-P. Long-term fertilization also affected relative contents of inorganic phosphorus of different forms. The phosphorus consuming treatments (N & CK) resulted in decrease of mainly Ca₂-P, Ca₈-P and Ca₁₀-P, whereas the treatment of phosphorus application did mainly in degradation of Ca₁₀-P and accumulation of Ca₂-P. Compared with the findings in 1990, phosphorus of all fractions decreased in CK. In Treatments N, phosphorus of all fractions, except O-P and Ca₁₀-P, declined, but in Treatments NP, S+NP, M and M+NP, all fractions showed increasing trends. Different treatments had different effects on available P and potential phosphorus, which, however, had nothing to do with unavailable P. The correlation analyses of different forms of inorganic P with crop yield were conducted. The correlations of Ca₂-P, Ca₈-P and Al-P with crop yield reached a high level of significance. Among the three, Ca₈-P was the best correlated with yield, and Fe-P, O-P and Ca₁₀-P were also significantly correlated with yield.

Key words Long-term fertilization, Calcic Kastanozems, Inorganic phosphorus fractions, Availability