

朱陆伟, 石慧, 王伟, 等. 施用猪粪后果园土壤中养分含量的动态变化 [J]. 华南农业大学学报, 2019, 40(3): 38-44.
ZHU Luwei, SHI Hui, WANG Wei, et al. Dynamic changes of nutrient contents in orchard soil after pig manure application[J]. Journal of South China Agricultural University, 2019, 40(3): 38-44.

施用猪粪后果园土壤中养分含量的动态变化

朱陆伟, 石 慧, 王 伟, 白翠华, 罗东林, 周昌敏, 姚丽贤
(华南农业大学 资源环境学院, 广东 广州 510642)

摘要:【目的】研究猪粪施入土壤后, 土壤中各养分含量的动态变化, 为荔枝生产合理施用粪肥提供参考。【方法】在荔枝果园土壤中添加不同用量猪粪(w 为 0、1%、2% 和 4%) 进行培养试验, 探讨土壤中的大、中和微量元素养分含量在 360 d 的动态变化。【结果】即使土壤中有效 N、P、K、Ca 和 Mg 含量缺乏, Mn、Cu 和 Zn 含量中等, 以 1% 用量施用猪粪后, 除交换性 Ca 和 Mg 含量达中等水平外, 其他养分可立刻达到丰富水平。猪粪用量越高, 土壤碱解 N 维持在丰富水平的时间越短且降幅越大, 但有效 P、速效 K、交换性 Ca、Mg 以及有效 Fe、Mn、Cu、Zn 含量显著提高 ($P<0.05$), 而且除速效 K 和有效 Fe 外的其他养分含量波动越大, 供应稳定性越差。【结论】猪粪是良好的作物养分来源, 但荔枝生产上用量不宜超过 1%, 即 $15\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 配合施用的各种化肥 (如 N 肥和 K 肥) 也应相应减少或甚至不施 P 肥和 Fe、Mn、Cu、Zn 等微肥。

关键词: 土壤养分; 禽畜粪肥; 有机肥; 荔枝果园; 养分管理
中图分类号: S141.3; X503.23 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-411X(2019)03-0038-07

Dynamic changes of nutrient contents in orchard soil after pig manure application

ZHU Luwei, SHI Hui, WANG Wei, BAI Cuihua, LUO Donglin, ZHOU Changmin, YAO Lixian
(College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract: 【Objective】Dynamic changes of nutrient contents in soil applied with pig manure were studied with the aim to offer guideline for reasonable manure application in litchi production. 【Method】The variations of macro-, secondary and micro-nutrients in soils applied with different contents ($w=0, 1\%, 2\%$ and 4%) of pig manure were investigated during 360 days of incubation test. 【Result】In soil deficient of available N, P, K, Ca, Mg and medium of available Mn, Cu and Zn, after pig manure was applied at the content of 1%, the contents of all soil nutrients immediately reached abundant levels, except that exchangeable Ca and Mg contents reached medium levels. As the manure application rate increased, soil alkali-hydrolyzable N maintained at rich level with shorter duration and then decreased more sharply, while soil available P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu and Zn contents significantly increased ($P<0.05$). Moreover, soil nutrient (except available K and Fe) contents had larger fluctuations, leading to lower stability of soil nutrient supply. 【Conclusion】Pig manure is a quality nutrient source for crop and is recommended to be applied at the rate of no more than 1%, namely $15\text{ t}\cdot\text{hm}^{-1}$ in litchi production. Simultaneously, the application rates of inorganic N and K fertilizers should be reduced, and some other inorganic fertilizers such as P, Fe, Mn, Cu and Zn should be withdrawn.

Key words: soil nutrient; animal manure; organic fertilizer; litchi orchard; nutrient management

传统上禽畜粪肥被认为是优质有机肥, 一直被推荐长期施用。由于集约化养殖业普遍广泛使用微量金属元素添加剂, 而禽畜对此类添加剂的利用效率不高^[1-3], 导致微量金属元素在禽畜粪中残留。对于禽畜粪肥, 相关研究往往只考虑其氮磷钾养分含量, 较少关注其中的中、微量元素养分。有机肥料不但含有多种养分, 而且其分解产生的有机酸、糖类、酚类及含氮、硫的杂环化合物具有一定的活性基团, 易与土壤中的金属元素络合或螯合, 影响土壤微量元素的有效性^[4-5]。已有不少研究报道了施用禽畜粪对土壤 As、Cu、Zn、Fe、Mn^[4-6] 及 P^[7] 有效性的影响, 也有研究探讨了禽畜粪中 N、P、K 在土壤中的矿化和释放特性, 及其对土壤 Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量的影响^[8]。总而言之, 施用禽畜粪对土壤大、中和微量元素(包括金属元素) 养分综合影响的研究则较为缺乏。

我国是最大的荔枝 *Litchi chinensis* 生产国, 华南地区是我国最重要的荔枝产区^[9]。荔枝生产中有施用有机肥的习惯, 而禽畜粪是最常用的有机肥来源。但是, 有机肥施用时间和用量均比较随意, 缺乏

合理的施用规范^[10]。农业研究和生产上均推荐有机肥和无机肥合理配施。探明施用禽畜粪土壤中各种大、中和微量元素养分的有效性变化, 是有机、无机肥合理配施的基础, 也是避免农业面源污染的关键^[11]。本研究在土壤中添加不同用量养殖场猪粪进行 360 d 的培养试验, 探讨土壤中各种大、中和微量元素养分的供应状况和动态变化, 为荔枝及其他作物生产充分利用禽畜粪中各种养分资源、减少相应无机肥源投入提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

试验土壤采自广州市增城区荔城街东林果园(113°45'56.32"E, 23°14'33.85"N)。土壤经风干、粉碎、过 2 mm 筛后用于培养试验。所用土壤为赤红壤, 砂质黏壤土。供试猪粪采于广东省肇庆市四会县某猪场。猪粪经风干、粉碎过 2 mm 筛后备用。土壤及猪粪的基本理化性质见表 1。

表 1 供试土壤和猪粪的理化性质
Table 1 Physicochemical properties of soil and pig manure

项目 Item	pH	w (有机质)/ (g·kg ⁻¹) Organic matter	w (全量养分)/(g·kg ⁻¹) Total nutrient content						w (全量养分)/(mg·kg ⁻¹) Total nutrient content		
			N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
土壤 Soil	4.2±0.2	14.1±0.2						74.6±1.4	84.0±3.4	30.8±0.5	50.9±5.9
猪粪 Pig manure	6.8±0.0	552.3±1.9	38.5±0.4	14.9±0.3	23.2±0.6	13.2±0.7	5.7±0.0	3.3±0.0	711.1±4.8	791.4±0.2	2 954.4±35.0

项目 Item	碱解 N Alkali- hydrolyzable N	有效P Olsen-P	速效K Available K	w (有效态养分)/(mg·kg ⁻¹) Available nutrient content						w (抗生素)/(mg·kg ⁻¹) Antibiotic content	
				Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	强力霉素 Doxycycline	金霉素 Aureomycin
土壤 Soil	44.9±1.2	1.0±0.2	23.0±1.1	93.6±1.6	7.7±0.2	26.6±1.2	1.2±0.1	0.8±0.1	0.9±0.2		
猪粪 Pig manure				7 348.8±203.3	1 983.8±83.1	50.2±3.5	57.1±2.0	143.2±0.5	41.7±1.8	72.8±0.9	138.7±2.6

1) 表中部分数据已发表于前期研究中^[12]
1) Some data in the table have been published in the previous study^[12]

1.2 试验方案

试验于 2015 年 10 月至 2016 年 10 月在华南农业大学网室进行。据调查, 华南荔枝主产区荔枝有机肥施用量在 1~200 kg·株⁻¹ 范围内^[10], 按我国荔枝平均种植密度为 330~390 株·hm⁻² 计算^[13], 相当于施用量为 330~78 000 kg·hm⁻²。据此, 设置猪粪 4 个

添加量处理, 分别为 0(对照, CK)、10、20 和 40 g·kg⁻¹, 对应的质量分数分别记为 0(对照, CK)、1%、2% 和 4%。每个处理重复 4 次。将不同用量猪粪分别与土壤(10 kg) 混拌均匀后装入 10 L 白色 PVC 塑料桶(规格 25.1 cm×27.9 cm), 加入自来水, 使土壤水分约为田间持水量的 75% 左右, 进行培养。在培养第

0、10、20、30、40、50、60、80、100、120、150、180、210、240、270、300、330 和 360 天采集土壤样本。每次用不锈钢土钻采集土样约 250 g，每桶分别采集 3 钻土样，混匀为一个土壤样本。土样风干后制备样本，用于测定土壤碱解 N、有效 P、速效 K、有效 Ca、Mg、Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量。

1.3 测定方法

各项指标均用常规方法^[14]进行测定。其中，土壤碱解 N 含量采用碱解扩散法测定，有效 P 含量采用 NH₄F-HCl 浸提-钼锑抗比色法测定，速效 K 含量采用 1 mol·L⁻¹ 的 CH₃COONH₄ 浸提-火焰光度法测定。土壤和猪粪中的全量 Ca、Mg、Fe、Mn、Cu 和 Zn 采用 HNO₃-HClO₄-HF 消解，原子吸收分光光度法测定。土壤和猪粪交换性 Ca 和 Mg 含量采用 1 mol·L⁻¹ 的 CH₃COONH₄ 浸提，原子吸收分光光度法测定。土壤有效 Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量采用 0.1 mol·L⁻¹ 盐酸浸提，原子吸收分光光度法测定。

1.4 数据处理

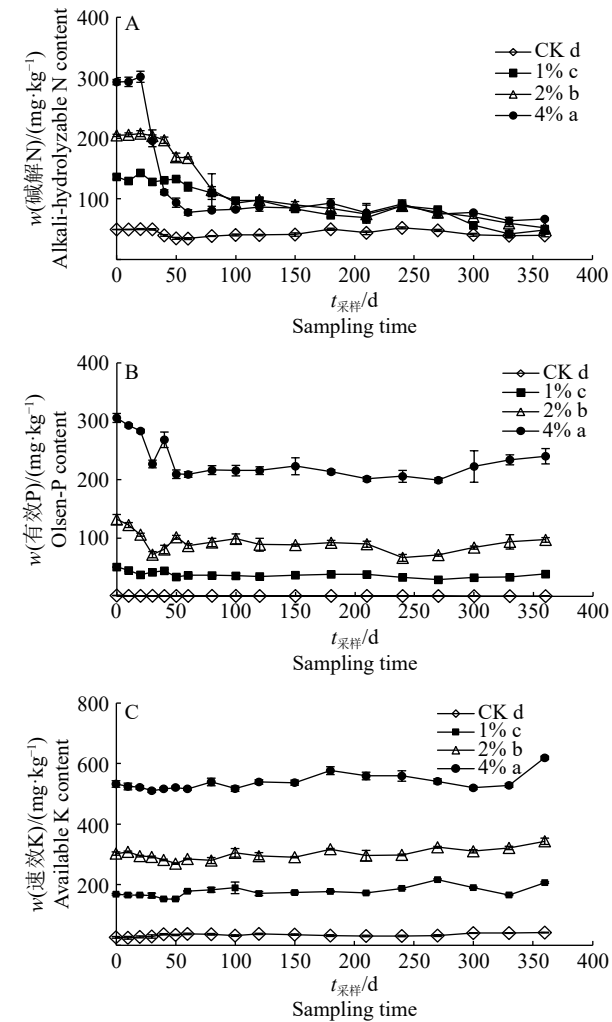
用 Excel 整理数据和作图。数据为 4 个重复的平均数，表示为平均数±标准误。用 SAS 9.0 软件 (2002 by SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) 进行统计，用 Duncan's 法进行差异显著性分析。

2 结果与分析

2.1 施用猪粪土壤的大量元素养分含量动态变化

施用不同用量猪粪处理的土壤碱解 N、有效 P 和速效 K 含量变化见图 1。CK 土壤碱解 N 含量在培养期间变化不大，其质量分数在 34.5~52.3 mg·kg⁻¹ 之间变动。施用 1%、2% 和 4% 猪粪处理土壤的碱解 N 质量分数依次可在 50、40 和 20 d 内保持在 128.2~143.1、197.1~207.9 和 293.1~301.9 mg·kg⁻¹ 之间。在培养前 20 d 内，土壤碱解 N 含量随猪粪用量增加而显著提高 ($P<0.05$)，但施用 1%、2% 和 4% 猪粪处理的碱解 N 含量分别在 50、40 和 20 d 后明显下降，尤以 4% 猪粪处理下降更为迅速和强烈。从 80 d 至培养结束，施用 1% 和 2% 猪粪处理土壤的碱解 N 含量已极为接近，且均缓慢下降，但仍明显高于对照处理。这意味着在 1% 猪粪用量基础上增施 1% 的猪粪，仅在 80 d 内有效提高土壤氮素供应量，之后则与 1% 处理无异。4% 猪粪处理土壤的碱解 N 在 30 d 时已降至与 2% 处理接近水平，在 40~120 d 时甚至低于 1% 处理，从 150 d 至培养结束，则逐渐提高至与 1% 和 2% 处理相近的水平。

以上结果显示，猪粪用量越高，土壤碱解 N 维持在较高水平的时间越短。这是由于施用猪粪带入



以 360 d 培养过程的平均值进行差异显著性分析，图例后面的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

Means of the 360-day culture process were used for testing significant differences. Different lowercase letters following the treatment legends refer to significant differences ($P<0.05$, Duncan's method)

图 1 不同用量猪粪处理土壤中的大量元素养分含量动态变化

Fig. 1 Dynamic changes of macro-nutrient contents in soils amended with different doses of pig manure

丰富的有机质，短期内促使土壤微生物大量繁殖，旺盛的微生物生长产生生物夺氮作用，导致土壤碱解 N 含量急剧下降^[8, 15]。猪粪用量越大，引起的生物夺氮作用越强，土壤碱解 N 含量下降速度越快且幅度越大，造成土壤氮素供应波动越大。从土壤氮素稳定供应的角度看，粪肥用量不宜太高。

对照土壤有效 P 含量在培养期间均极低，其质量分数保持在 0.7~1.7 mg·kg⁻¹ 水平。在整个培养期间，土壤有效 P 含量随猪粪用量增加而显著提高 ($P<0.05$)。施用 1% 猪粪处理的土壤在 360 d 内有效 P 质量分数在 28.6~50.5 mg·kg⁻¹ 之间变动，2% 处理在 0~30 d 内从 132.1 mg·kg⁻¹ 降至 71.7 mg·kg⁻¹，随后，至培养结束时在 71.0~101.6 mg·kg⁻¹ 之间变动。

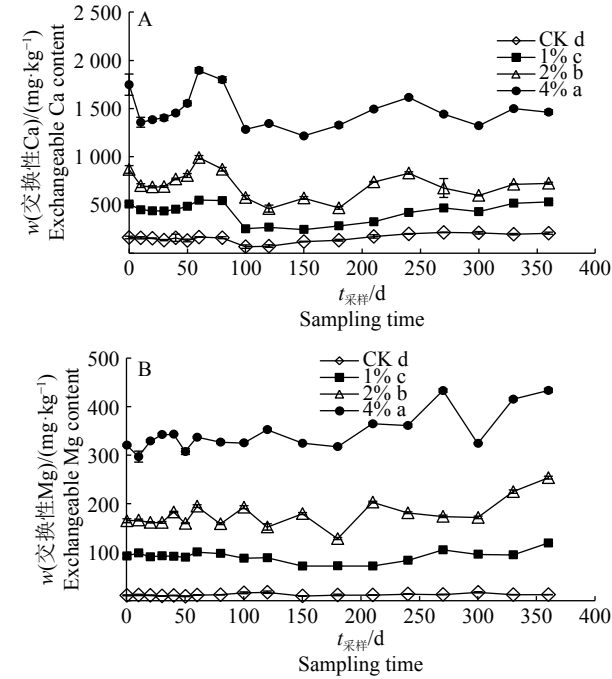
4% 处理的有效 P 质量分数在 0~30 d 内从 306.1 mg·kg⁻¹ 快速下降至 227.2 mg·kg⁻¹, 但在 40 d 时又短暂提高至 268.7 mg·kg⁻¹, 随后至 360 d 时稳定在 199.3~223.3 mg·kg⁻¹ 范围内。施用猪粪后, 土壤有效 P 含量在短期内均出现下降, 这是由于粪肥中 55%~80% 的 P 都以无机 P 形式存在、施入土壤后迅速被微生物固定, 导致含量降低^[7]。这种现象随粪肥用量提高而愈加明显。至培养结束, 施用猪粪处理土壤有效 P 含量均显著高于对照 ($P<0.05$), 为对照的 58~342 倍。

培养期间对照土壤速效 K 含量较为稳定, 其质量分数保持在 24.6~41.7 mg·kg⁻¹ 之间。施用 1%、2% 和 4% 猪粪处理土壤的速效 K 质量分数分别在 152.8~216.6、269.4~343.4 和 510.4~619.0 mg·kg⁻¹ 范围变动, 培养结束时分别为对照的 5.0、8.2 和 14.9 倍。由此可见, 施用猪粪显著提高土壤速效 K 含量, 而且其含量随猪粪用量增加而显著提高 ($P<0.05$)。与土壤碱解 N 和有效 P 不同, 培养期间土壤速效 K 含量变化平缓, 这表明速效 K 含量受土壤微生物影响不大。

2.2 施用猪粪土壤的中量元素养分含量动态变化

从图 2 不同处理土壤中的中量元素含量变化来看, 360 d 内对照土壤交换性 Ca 质量分数在 65.2~213.2 mg·kg⁻¹ 之间变化。施用猪粪可立刻显著提高土壤交换性 Ca 含量 ($P<0.05$), 但这种作用仅维持约 10 d, 随后交换性 Ca 含量均不同程度降低, 降幅随粪肥用量提高而明显加大。这大概是由于施用猪粪促进了土壤微生物的生长, 而供试土壤交换性 Ca 含量很低, 大量繁殖的微生物吸收利用了来自猪粪的 Ca 而导致土壤交换性 Ca 反而下降。整体上施用猪粪土壤交换性 Ca 含量在培养期间呈现降低—提高—再降低的变化趋势。施用 1%、2% 和 4% 猪粪处理土壤交换性 Ca 质量分数分别在 244.7~547.8、460.1~990.6、1 214.1~1 894.6 mg·kg⁻¹ 范围内变化。至培养结束时, 施用猪粪处理土壤的交换性 Ca 含量约为对照的 2.6~7.1 倍。

对照土壤交换性 Mg 含量在培养期间变化幅度不大, 质量分数在 8.5~16.9 mg·kg⁻¹ 之间。施用猪粪可显著提高土壤中交换性 Mg 含量, 且交换性 Mg 含量随猪粪用量增加而显著提高 ($P<0.05$)。施用 1% 猪粪处理的土壤交换性 Mg 含量在培养期间变化较小, 质量分数在 71.0~118.6 mg·kg⁻¹ 之间, 施用 2% 和 4% 猪粪处理的土壤交换性 Mg 含量变化幅度较大, 质量分数范围分别为 127.6~253.3 和 296.7~433.4 mg·kg⁻¹。至培养结束时, 施用猪粪处理



以 360 d 培养过程的平均值进行差异显著性分析, 图例后面的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

Means of the 360-day culture process were used for testing significant differences. Different lowercase letters following the treatment legends refer to significant differences ($P<0.05$, Duncan's method)

图 2 不同用量猪粪处理土壤中的中量元素养分含量动态变化

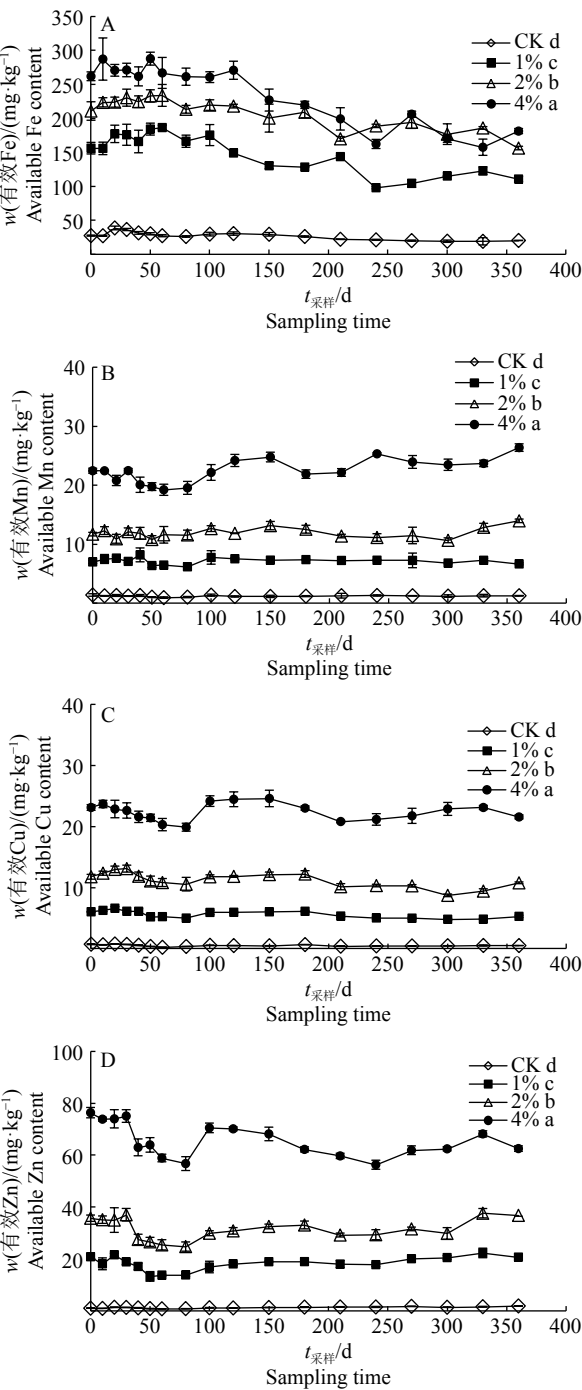
Fig. 2 Dynamic changes of secondary nutrient contents in soils amended with different doses of pig manure

的土壤交换性 Mg 含量约为对照的 9.8~36.0 倍。

2.3 施用猪粪土壤的微量元素养分含量动态变化

不同处理土壤微量元素养分含量变化动态如图 3 所示, 对照土壤在 360 d 内的有效 Fe 和 Mn 质量分数分别在 18.9~38.6 和 0.9~1.4 mg·kg⁻¹ 之间, 有效 Cu 和 Zn 质量分数分别在 0.2~0.7 和 0.7~1.8 mg·kg⁻¹ 之间。因猪粪的有效 Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量远远高于土壤的 (表 1), 故施用猪粪可显著提高土壤 4 种微量元素的有效含量 ($P<0.05$)。其中, 施用猪粪土壤的有效 Fe 含量在培养期间变化较大, 0~60 d 内有效 Fe 含量呈上升趋势, 以后有效性逐渐降低, 且随猪粪用量增加降幅增大。这是由于猪粪 pH 明显高于土壤 pH, 猪粪用量越大则土壤 pH 提高幅度越大。同时, 酸性土壤 Fe 的有效性通常随 pH 的提高而降低^[16], 故施用高量猪粪处理土壤的 Fe 有效性下降更为明显。至培养结束, 施用猪粪处理土壤的有效 Fe 含量约为对照的 5.5~9.0 倍。

施用猪粪处理土壤的有效 Mn、Cu 和 Zn 含量变化幅度均以 4% 处理相对较大, 呈现下降—升高—下降的变化规律。施用 1% 和 2% 猪粪处理土壤的



以 360 d 培养过程的平均值进行差异显著性分析, 图例后面的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

Means of the 360-day culture process were used for testing significant differences. Different lowercase letters following the treatment legends refer to significant differences ($P<0.05$, Duncan's method)

图 3 不同用量猪粪处理土壤中的微量元素含量动态变化
Fig. 3 Dynamic changes of micro-nutrient contents in soils amended with different doses of pig manure

有效 Mn、Cu 和 Zn 含量则较为稳定。原因可能是粪肥用量较大时土壤有机质提高明显, 有机质可与土壤金属元素络合或螯合^[16-17], 培养期间有机质不断矿化和合成, 导致高量猪粪处理土壤的金属含量波动较为明显。培养结束时, 土壤有效 Mn、Cu 和 Zn

含量 (Y) 均与猪粪用量 (X) 呈显著正相关 ($Y_{Mn}=0.636X+0.910$, $R^2=0.997^{***}$; $Y_{Cu}=0.530X+0.240$, $R^2=0.999^{***}$; $Y_{Zn}=1.497X+4.220$, $R^2=0.987^{**}$)。

3 讨论与结论

3.1 畜禽粪是作物养分的良好来源

在集约化养殖畜禽日粮中, 通常额外添加蛋白质、Ca、P 和 Mg 等营养, 而且 Fe、Mn、Cu 和 Zn 微量元素添加剂也广泛应用^[18-19]。由于畜禽对微量元素添加剂利用率不高^[20], 导致 Fe、Mn、Cu、Zn 在畜禽粪中残留量高^[3, 21]。因此, 猪粪不但含有一定量的大量元素养分, 还含有较高含量的中、微量元素养分。根据全国第 2 次土壤普查土壤养分分级标准^[22], 供试土壤碱解 N、有效 P、速效 K、交换性 Ca 和 Mg 含量均属于缺乏或极缺乏水平, 有效 Mn、Cu 和 Zn 含量属中等水平。添加 1%(w) 猪粪即相当于每公顷施用猪粪 15 t, 立即可使土壤碱解 N、有效 P 和速效 K 含量达到丰富水平, 土壤有效 Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量分别增加 128.6、5.6、19.8 和 5.3 mg·kg⁻¹, 也达到丰富或极丰富水平。我国北方土壤 Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量普遍较低^[23-24], 施用此类畜禽粪也是补充土壤微量元素养分的极好途径。如添加 2%(w) 猪粪 (相当于 30 t·hm⁻²), 则使土壤交换性 Ca 和 Mg 含量达到中等至丰富水平。因此, 集约化养殖畜禽粪不但是作物大量元素的养分来源, 也是中、微量元素的良好来源。

我国荔枝园土壤养分肥力低^[25-28], 施用此类禽畜粪肥可迅速而且稳定地提高土壤各种养分的供应。另外, 荔枝通常在采后修剪, 然后抽生大量秋梢作为翌年结果母枝。抽生的秋梢需要大量的 N、K、Ca、Mg、P、S、B 和 Zn 等各种养分^[29], 施用禽畜粪肥可同时补充各种养分, 十分有利于秋梢的萌发和生长。如果仅施用化学 N、P 和 K 单质肥料或复合肥, 难以全面补充各种养分。因此, 荔枝生产中, 采后及时施用适量禽畜粪肥, 再根据土壤基础养分肥力状况及荔枝的营养需求特点, 补充施用合适种类的适量化学肥料, 是较好的施肥方式。

3.2 禽畜粪的合理施用

根据不同用量猪粪处理土壤各种养分含量变化规律, 禽畜粪肥用量越高, 土壤 N、P、Ca、Mg、Fe、Mn、Cu 和 Zn 等养分, 尤其是 N 的供应水平波动越大。然而, 一般作物的生长较为平稳, 因此, 从养分供应平稳的角度看, 禽畜粪肥用量不宜过高。如施用 1%(w) 猪粪已使土壤碱解 N 从原来的缺乏水平立刻提高至丰富水平, 并可以维持约 50 d, 而且可

在 120 d 左右保持在中上水平, 已经满足大多数短周期作物前期生长所需。对于生长周期长的作物如荔枝等, 还需在中后期补充化学 N 肥。如施用 2%(w) 猪粪, 则土壤碱解 N 可在 40 d 内保持极丰富水平, 在 40~60 d 期间稳定在丰富水平, 随后逐渐下降。施用 4%(w) 猪粪后 20 d 内土壤供 N 能力极大提高, 但短期内大量供应的 N 素难以被作物及时吸收利用, 盈余的 N 素将通过径流、淋溶及反硝化作用的形式损失, 环境压力显著提高。因此, 一般作物生产中, 此类粪肥一次用量不宜超过 1%(w)。

另外, 虽然禽畜粪含有大、中、微量元素各种养分, 但是, 各种养分含量差异较大, 养分含量比例可能并不适合于大多数作物。如禽畜粪肥中 P 含量和 N 含量的比例 (P/N 质量比) 通常高于一般作物植株的 P/N 质量比^[3], 如按传统的作物需 N 量来计算粪肥用量, 往往造成 P 素供应过多。如本文中, 即使供试土壤速效 P 含量极为缺乏, 但施用 1%(w) 猪粪处理土壤速效 P 在 28.6~50.5 mg·kg⁻¹ 之间, 供 P 水平已属于丰富至极丰富水平。对生长期短于 1 年的一般作物而言, 已经不需再补充化学 P 肥。有研究表明, 有机肥与化肥配施, 如果有机肥用量过高, 则过量的 P 素导致作物减产^[30]。与第 2 次全国土壤普查相比, 目前我国土壤 P 素整体上已有较大提高, 甚至相当部分土壤出现 P 素富集现象^[31-32]。盈余的土壤 P 素容易产生径流损失, 成为水体富营养化的重要来源^[33]。如当太湖流域水稻土中有效 P 含量达到警戒线 25~30 mg·kg⁻¹, 土壤 P 素将向水体排放进而造成面源污染^[34]。考虑到我国荔枝主产区土壤 P 素整体已属于丰富水平, 荔科技园土壤禽畜粪肥用量应不宜超过 1%(w)。如按我国荔枝平均种植密度为 330~390 株·hm⁻² 计算^[13], 而且荔枝生产中粪肥多为沟施或穴施, 局部集中施用粪肥, 则土壤 P 素供应水平更高。由此粗略计算, 每株荔枝粪肥用量宜控制在 68 kg 之内。因此, 我国荔枝主产区存在过量施用禽畜粪肥现象, 应根据种植密度合理施用粪肥。对于树龄长、树冠特别高大、密度低的荔科技园, 则可根据实际情况适当提高单株粪肥用量。

对于微量元素, 由于施用 1%(w) 猪粪即可使土壤有效 Fe、Mn、Cu 和 Zn 含量超过土壤微量元素丰富水平, 因此, 如按 1%(w) 施用猪粪, 则可不再施用这些微量元素肥料。

综上所述, 禽畜粪肥一方面可以提高土壤养分肥力状况, 但是另一方面如果不合理连续大量施用或一次性大量施用, 不但影响作物生产, 也会造成

土壤和水体的污染。因此, 应按照土壤性质、作物需求、灌溉条件及气候状况合理施用禽畜粪肥, 才能在供给作物养分的同时避免营养盐流失造成环境污染。

值得指出的是, 禽畜粪中的抗生素残留已引起人们的广泛关注^[35-36]。我们前期研究显示, 猪粪中含有金霉素和强力霉素, 将猪粪施入土壤种植荔枝, 荔枝植株可吸收来自猪粪的金霉素和强力霉素, 而且, 随生长时间延长, 荔枝吸收金霉素的能力显著提高, 且向上转移的能力较强^[12]。但是, 我们在荔科技园进行田间试验时, 连续 2 年将这种猪粪施用在荔枝上, 荔枝果实均未检出任何抗生素。因此, 为合理安全施用此类禽畜粪肥, 除考虑禽畜粪中的养分供应及可能的营养盐污染外, 还需进行长期的田间试验, 进一步观察荔枝果实对抗生素的吸收累积情况。这将是一个值得深入系统研究的课题。

3.3 结论

猪粪是作物 N、P、K、Ca、Mg、Fe、Mn、Cu 和 Zn 养分的良好来源。以每公顷 15 t 的用量施用于荔科技园土壤, 即可将土壤大量和微量元素养分从缺乏水平提高至丰富或极丰富水平, 配合施用的各种化肥可减少 (如 N 肥和 K 肥) 或甚至不施 (如 P 肥和 Fe、Mn、Cu、Zn 等微肥)。虽然禽畜粪肥中的养分元素全面且含量较为丰富, 但此类粪肥的养分比例不同于一般作物, 需要综合考虑作物养分需求、土壤养分肥力状况, 才能确定此类粪肥在其他类别作物的合理用量。

参考文献:

[1] 吴大伟, 李亚学, 吴萍, 等. 规模化猪场育肥猪饲料、猪肉及粪便中重金属含量调查 [J]. 畜牧与兽医, 2012, 44(4): 38-40.

[2] 田佳, 刘国华, 蔡辉益, 等. 畜禽微量元素研究与应用的新进展 [J]. 中国家禽, 2016, 38(2): 37-41.

[3] 姚丽贤, 李国良, 党志. 集约化养殖禽畜粪中主要化学物质调查 [J]. 应用生态学报, 2006, 17(10): 1989-1992.

[4] 商和平, 李洋, 张涛, 等. 畜禽粪便有机肥中 Cu、Zn 在不同农田土壤中的形态归趋和有效性动态变化 [J]. 环境科学, 2015, 36(1): 314-324.

[5] 赵明, 蔡葵, 赵征宇, 等. 畜禽粪肥对土壤有效铜锌铁锰含量的影响 [J]. 土壤通报, 2007, 38(1): 93-96.

[6] 姚丽贤, 李国良, 何兆桓, 等. 施用禽畜粪对两种土壤 As、Cu 和 Zn 有效性的影响 [J]. 土壤学报, 2009, 46(1): 127-135.

[7] 莫淑勋, 钱菊芳, 钱承梁. 猪粪等有机肥料中磷素养分循环再利用的研究 [J]. 土壤学报, 1991, 28(3): 309-316.

[8] 赵明, 陈雪辉, 赵征宇, 等. 鸡粪等有机肥料的养分释放及对土壤有效铜、锌、铁、锰含量的影响 [J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(2): 47-50.

- [9] 余华荣, 周灿芳, 万忠, 等. 2011 年广东荔枝产业发展现状分析 [J]. *广东农业科学*, 2012, 39(4): 16-17.
- [10] 姚丽贤. 我国荔枝养分管理技术应用与需求调研报告 [J]. *荔枝科技通讯*, 2009(3): 49-50.
- [11] 陈东义, 崔辉, 勾现清. 蔬菜无公害生产测土配方施肥技术 [J]. *作物杂志*, 2008, 46(3): 98-100.
- [12] 石慧, 白翠华, 周昌敏, 等. 施用猪粪土壤中抗生素的降解、植物有效性及土壤酶活性变化 [J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(10): 2039-2047.
- [13] 李建国. 荔枝学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2008: 412-413.
- [14] 鲁如坤. 土壤农化分析方法 [M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000: 12-449.
- [15] 张桂玲. 秸秆和生草覆盖对桃园土壤养分含量、微生物数量及土壤酶活性的影响 [J]. *植物生态学报*, 2011, 35(12): 1236-1244.
- [16] 杨丽娟, 李天来, 付时丰, 等. 长期施肥对菜田土壤微量元素有效性的影响 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2006, 12(4): 549-553.
- [17] 郭微, 戴九兰, 王仁卿. 溶解性有机质影响土壤吸附重金属的研究进展 [J]. *土壤通报*, 2012, 43(3): 761-768.
- [18] LI Y X, LI W, WU J, et al. Contribution of additives Cu to its accumulation in pig feces: Study in Beijing and Fuxin of China [J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2007, 19(5): 610-615.
- [19] 蒙洪娇, 姜海龙, 朱世馨, 等. 饲料中微量元素对禽畜组织及环境的影响 [J]. *黑龙江畜牧兽医*, 2017, 1(2): 69-72.
- [20] KEMPER N. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment [J]. *Ecol Indic*, 2008, 8(1): 1-13.
- [21] 金明. 规模化畜牧生产对环境的污染及防治措施 [J]. *家畜生态学报*, 2007, 28(2): 5-8.
- [22] 广东省土壤普查办公室. 广东土壤 [M]. 北京: 科学出版社, 1993.
- [23] 王昌全, 李冰, 龚斌, 等. 西昌市土壤 Fe、Mn、Cu、Zn 有效性评价及其影响因素分析 [J]. *土壤通报*, 2010, 41(2): 447-451.
- [24] 刘庆, 夏江宝, 陆兆华. 黄河三角洲不同土地利用土壤有效态微量元素提取 [J]. *水土保持学报*, 2012, 26(1): 124-135.
- [25] 李国良, 姚丽贤, 何兆恒, 等. 广东省荔枝园土壤养分肥力现状评价 [J]. *土壤通报*, 2009, 40(4): 800-804.
- [26] 蔡建兴. 漳州市荔枝园土壤肥力状况调查与分析 [J]. *中国南方果树*, 2013, 42(2): 76-78.
- [27] 覃群明. 玉林市荔枝园土壤养分肥力状况分析评价 [J]. *中国南方果树*, 2014, 43(2): 82-85.
- [28] 魏志远, 孙娟, 李松刚, 等. 海南中西部荔枝园土壤肥力的灰色关联度评价 [J]. *热带作物学报*, 2013, 34(10): 1883-1887.
- [29] 姚丽贤, 周昌敏, 何兆恒, 等. 荔枝年度枝梢和花果发育养分需求特征 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, 23(14): 1128-1134.
- [30] 薛石龙, 丁效东, 廖新荣, 等. 有机肥施用对珠三角菜地土壤磷污染风险的初步研究 [J]. *生态环境学报*, 2013, 22(8): 1428-1431.
- [31] 孔庆波. 基于 GIS 我国农田土壤磷素管理及磷肥需求预测研究 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2008.
- [32] 张淑香, 张文菊, 沈仁芳, 等. 我国典型农田长期施肥土壤肥力变化与研究展望 [J]. *植物营养与肥料学报*, 2015, 21(6): 1389-1393.
- [33] 朱晓晖. 施用有机肥对土壤磷组分和农田磷流失的影响 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2011.
- [34] 曹志洪, 林先贵, 杨林章, 等. 论“稻田圈”在保护城乡生态环境中的功能 I: 稻田土壤磷素径流迁移流失的特征 [J]. *土壤学报*, 2005, 42(5): 799-804.
- [35] PAN M, CHU L M. Fate of antibiotics in soil and their uptake by edible crops [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 599/600: 500-512.
- [36] BOXALL A, JOHNSON P, SMITH E, et al. Uptake of veterinary medicines from soils into plants [J]. *J Agric Food Chem*, 2006, 54(6): 2288-2297.

【责任编辑 李晓卉】