

## 家畜ふん堆肥を連用した砂質露地畑における カルシウムの施肥がリンの溶脱に及ぼす影響

中村嘉孝<sup>1)</sup>・安藤 薫<sup>1)</sup>・糟谷真宏<sup>2)</sup>・瀧 勝俊<sup>1)</sup>

**摘要：**黄色土の砂質露地畑において、牛ふん堆肥または豚ふん堆肥を連用した区(牛ふん堆肥区または豚ふん堆肥区)と化学肥料のみを施用した区(堆肥無施用区)を設け、カルシウムの施肥がリンの溶脱に及ぼす影響について検討した。カルシウムを無施肥または苦土石灰で少量施肥( $23 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ )した期間における豚ふん堆肥区の浸透水のリン濃度は堆肥施用後に高くなったが、カルシウムを苦土石灰で多量施肥( $138 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ )した期間における同区の浸透水のリン濃度は堆肥施用後に上昇しなかった。この浸透水のリン濃度の違いを反映して、カルシウムを多量施肥した期間における豚ふん堆肥区のリン年間溶脱量は、カルシウムを無施肥または少量施肥した期間よりも少なかった。しかし、リン投入量が豚ふん堆肥区よりも少ない牛ふん堆肥区及び堆肥無施用区のリン年間溶脱量はカルシウムの施肥量を多くしても変化はみられなかった。以上のことから、リン含量の多い堆肥の連用は場のリン溶脱量の低減にカルシウム施用が有効であること、さらに砂質露地畑におけるリンの環境負荷低減には、その収支を改善する施肥体系が重要であることが示唆された。

**キーワード：**砂質露地畑、豚ふん堆肥、カルシウム、リン、溶脱

### 緒 言

土壌におけるリン(P)の蓄積について、国内の主要な畑地土壌である黒ボク土はPの固定能が高く、Pは耕起された深さにとどまることが報告されている<sup>1)</sup>。一方、Pの固定能が黒ボク土より低い砂質露地畑では、下層土におけるPの増加や<sup>2)</sup>、Pの溶脱<sup>3)</sup>が報告されており、Pの移動性は高いと考えられる。実際、砂質露地畑において、豚ふん堆肥を連用した区におけるP年間投入量( $37 \text{ g m}^{-2}$ )に対するP年間溶脱量( $33 \text{ g m}^{-2}$ )の割合は0.9と高いことが報告されている<sup>3)</sup>。土壌の陽イオン交換容量や保水性が低く、交換性塩基含量が少ない砂質露地畑において、家畜ふん堆肥の施用は土壌理化学性の向上に寄与する。しかし、P含量の高い豚ふん堆肥を連用した砂質露地畑におけるP溶脱量は、化学肥料のみを連用した場合よりも多かった<sup>3)</sup>。Pは水系の富栄養化の要因の1つである。愛知県では、木曾川の沖積地や碧南市の干拓地等の水系の近くに砂質露地畑が分布している。このため、砂質露地畑において施用されたPが下層へ浸透して近隣の水系へ流出し、環境負荷につながる懸念される。

砂質露地畑において、土壌に蓄積するPは主にカルシウム(Ca)と結合した形態であり、Ca動態の影響を受けていることが示唆されている<sup>4)</sup>。また、砂質露地畑では化学肥料と豚ふん堆肥を連用すると、多量の窒素(N)の硝酸化成によって土壌pHは低下し、硝酸イオンの溶脱に伴ってCaが溶脱することが報告されている<sup>5)</sup>。Caの溶脱により土壌中のCaが減少したことで作土の土壌溶液中のCaの有効なイオン濃度である活量は低下し、投入されたPはCa塩として固定されずに溶脱すると考えられる。これ

らのことから、Ca施肥によって土壌溶液中のCaの活量を高めることができれば、余剰のPを土壌に蓄積させ、その溶脱量を減らすことができると考えられる。

そこで、砂質露地畑におけるPの溶脱を抑制し、植物にとって利用可能な形態で土壌に蓄積させる土壌管理技術の確立を目的として、家畜ふん堆肥を連用する砂質露地畑においてCaの施肥がPの溶脱に及ぼす影響を明らかにしたので報告する。

### 材料及び方法

#### 1 試験ほ場及び調査期間

調査は、愛知県長久手市(愛知県農業総合試験場)の既報<sup>3-5)</sup>と同じほ場で行った。本ほ場は、堆肥の連用試験を2002年から継続している。土壌は典型山地黄色土で、地表下1.0 mまでの土性は砂土～砂壤土である。夏作はスイートコーン(品種は「恵味ゴールド」)、冬作はキャベツ(品種は「YRしぶき2号」)を栽培した。7月下旬から8月中旬に家畜ふん堆肥を施用した。調査期間は浸透水を採取した2012年4月から2016年3月までと、2018年4月から2020年3月までとし、1年間を4月から翌年3月までとした。Caを無施肥または苦土石灰で1回当たり $23 \text{ g m}^{-2}$ 施肥した2012年～2015年をCa少肥期間、苦土石灰でCaを1回当たり $46 \text{ g m}^{-2}$ 施肥した2018年～2019年をCa多肥期間として収量、P吸収量、P及びCaの動態を比較した。

#### 2 試験区

試験区は、牛ふん堆肥を愛知県の有機質資材施用基準<sup>6)</sup>の施用上限量である $3 \text{ kg-FW m}^{-2}$ 施用した牛ふん堆肥

<sup>1)</sup>環境基盤研究部 <sup>2)</sup>環境基盤研究部 (現愛知県経済農業協同組合連合会)

区(CM区)、豚ふん堆肥を同基準の施用上限量である2 kg-FW m<sup>2</sup>施用した豚ふん堆肥区(SM区)を設けた(表1)。供試した牛ふん堆肥の副資材はオガクズで、豚ふん堆肥の副資材は籾殻であった。両堆肥とも水分含有率を0.5 g g<sup>-1</sup>換算で施用量を算出した。なお、堆肥を施用しない試験区を堆肥無施用区(NM区)とした。反復は設けず、植物残さはほ場にすき込んだ。夏作の栽植密度は4.8株 m<sup>2</sup>、冬作の栽植密度は2013年までは4.8株 m<sup>2</sup>で、2014年からは5.6株 m<sup>2</sup>とした。

CM区及びSM区のCa少肥期間の2012年～2013年におけるCaの化学肥料は無施肥とし、2014年～2015年ではSM区のみ冬作時に炭酸苦土石灰でCaを23 g m<sup>2</sup>施肥した(表2)。CM区及びSM区のCa多肥期間におけるCaの年間施肥量は、各作前及び堆肥施用時に炭酸苦土石灰でそれぞれ46 g m<sup>2</sup>の合計138 g m<sup>2</sup>であった。NM区のCa少肥期間におけるCaの年間施肥量は冬作時に炭酸苦土石灰で23 g m<sup>2</sup>、過リン酸石灰で夏作時に16 g m<sup>2</sup>、冬作時に13 g m<sup>2</sup>の合計52 g m<sup>2</sup>であった。NM区のCa多肥期間におけるCaの年間施肥量は各作時に炭酸苦土石灰でそれぞれ46 g m<sup>2</sup>と、過リン酸石灰で夏作時に16 g m<sup>2</sup>、夏作時に13 g m<sup>2</sup>の合計121 g m<sup>2</sup>であった。窒素施肥について、全区のCa少肥期間における年間施肥量は、被覆尿素肥料リニア40日溶出型(LPコート40、ジェイカムアグリ株式会社、東京)を用いた全量基肥により55 g m<sup>2</sup>であった。Ca多肥期間における各区の窒素の年間施肥量は、各区の土壌の可給態窒素と堆肥からの供給量を考慮して、硫酸の分施で42 g m<sup>2</sup>～58 g m<sup>2</sup>とした。P及びカリウム(K)の施肥について、CM区及びSM区ではP及びKを無施肥とした。NM区ではPを過リン酸石灰で9 g m<sup>2</sup>、Kを硫加で46 g m<sup>2</sup>施肥した。過リン酸石灰はCa(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>・H<sub>2</sub>Oが0.33 g g<sup>-1</sup>、CaSO<sub>4</sub>が0.67 g g<sup>-1</sup>の混合物としてCa施肥量に加算した。

### 3 調査項目

#### (1) 植物体及び土壌化学性

各区から地上部を刈り取り、収穫部位と残さに別けて新鮮重を測定後、60℃で3日間乾燥して乾物重を測定した。その後、乾物試料を粉碎し、乾式灰化してから塩酸で抽出し、P含有率をバナドモリブデン法で測定した。乾物重にP含有率を乗じてP吸収量を求めた。

表1 堆肥からの年間投入量(2012～2019年)

試験区		年間堆肥由来投入量(g m <sup>-2</sup> )				
		N	P	K	Ca	Mg
CM区	平均値	32	13	49	30	10
	最大値	40	33	67	39	14
	最小値	25	8	32	18	6
SM区	平均値	45	30	24	45	14
	最大値	51	34	29	59	19
	最小値	39	24	18	38	6

CM区：牛ふん堆肥区、SM区：豚ふん堆肥区

土壌試料は既報<sup>5)</sup>と同じ試料または同様に採取したものを用いた。すなわち、夏作後に各試験区から深さ10 cmまでの土壌を採取し、風乾して目開き2 mmで篩別後、可給態Pを測定した<sup>7)</sup>。CEC及び交換性Caはセミマイクロシヨールンベルガー法で測定した<sup>7)</sup>。

#### (2) 浸透水濃度及び溶脱量

浸透水は各区に埋設された採水面の深さが地表面から0.86 mに位置するキャピラリーライシメーターから、20 mm以上の降雨が観測された日の翌日以降に集水用コテナ内の水を吸引して採取した。採取した浸透水は孔径0.45 μmのフィルターでろ過し、分析に供した。浸透水中の溶存態全P濃度をP濃度としてペルオキシニ硫酸カリウム溶液を加えて高圧蒸気滅菌器(HA-300MII、株式会社平山製作所、埼玉)で120℃30分間加熱分解し、モリブデン青法で測定した。浸透水中のCaは原子吸光度計(Z5310またはZA3300、株式会社日立ハイテクサイエンス、東京)で測定した。P及びCa濃度に浸透水量を乗じて溶脱量とした。浸透水量は降水量とかんがい水量から蒸発散量を差し引いて算出した。蒸発散量はFAO Penman-Monteith法<sup>8)</sup>により求めた。

## 結果及び考察

### 1 Caの増肥が収量及び植物体のP吸収量に及ぼす影響

Ca多肥期間におけるCM区及びSM区の夏作の収量は、Ca少肥期間におけるそれぞれの試験区の収量よりも少なかった。一方、Ca少肥期間またはCa多肥期間におけるNM区の収量は同程度であった(表3)。夏作の植物体のP吸収量についてみると、Ca多肥期間におけるCM区及びSM区の植物体のP吸収量はCa少肥期間のP吸収量以下であったのに対し、Ca多肥期間におけるNM区の各作の植物体のP吸収量はCa少肥期間と同程度であった(表4)。Ca多肥期間におけるCM区及びSM区の夏作の収量が各区のCa少肥期間における収量よりも少なかった要因として、P吸収量が少なかったことが考えられた。中村ら<sup>4)</sup>は、土壌のPの吸着能の指標とされるリン酸吸収係

表2 化学肥料からの年間施肥量

成分	年	年間化学肥料由来施肥量(g m <sup>-2</sup> )		
		CM区	SM区	NM区
N	2012-2015	55	55	55
	2018	50	42	58
	2019	45	44	57
P	2012-2019	0	0	9
	2012-2019	0	0	46
Ca	2012-2013	0	0	52
	2014-2015	0	23	52
	2018-2019	138	138	121

CM区：牛ふん堆肥区、SM区：豚ふん堆肥区、NM区：堆肥無施用区

表3 各作の収量

年	夏作(kg m <sup>-2</sup> )			冬作(kg m <sup>-2</sup> )		
	CM区	SM区	NM区	CM区	SM区	NM区
2012	1.7 (97)	2.1(120)	1.8(100)	4.5 (95)	3.9 (83)	4.8(100)
2013	1.6 (90)	2.2(125)	1.8(100)	4.1 (75)	4.7 (86)	5.5(100)
2014	2.2(110)	2.3(114)	2.0(100)	2.8 (43)	6.2 (97)	6.4(100)
2015	2.4(113)	2.6(126)	2.1(100)	3.5 (46)	6.8 (88)	7.7(100)
2018	1.5 (82)	1.7 (92)	1.9(100)	4.9 (99)	5.4(108)	5.0(100)
2019	1.4 (85)	1.3 (81)	1.6(100)	5.3 (88)	5.4 (91)	6.0(100)

CM区：牛ふん堆肥区、SM区：豚ふん堆肥区、NM区：堆肥無施用区。()内の数値はNM区の収量を100とした指数

数と交換性 Ca は有意な正の相関が見られたことから、土壌中のCaがPの吸着に影響するとした。本試験では、化学肥料または堆肥から植物のP吸収量以上のP投入量で余剰Pは多かったことから、Ca多肥期間において植物体のP吸収量が少なかったことはP投入量が少ないためではなく、多量に施肥されたCaにより植物のPの吸収と土壌中のPとCaの結合が競合したことが考えられた。

2 Ca 施肥量の違いが P の動態に及ぼす影響

CM 区及び SM 区における土壌の可給態 P の年次変化に明らかな増減傾向はみられなかった(図 1)。一方、NM 区における土壌の可給態 P の年次変化は減少傾向がみられた。細粒質の黄色土の露地畑において、家畜ふん堆肥の連用は余剰 P の増加とそれに伴う可給態 P の増加が報告されている<sup>9)</sup>。各区における P 投入量は各区の P 吸収量よりも多いことから余剰 P は多かったが、可給態 P の増加傾向はみられなかった。本試験を行った砂質露地畑において余剰 P は溶脱していたことが報告されている<sup>3)</sup>。このため、本試験においては、Ca 施肥量を増量しても CM 区及び NM 区の余剰 P は土壌に蓄積せずに溶脱していたと考えられた。Ca 多肥期間における SM 区の浸透水中の P 濃度は 11 mg L<sup>-1</sup>~21 mg L<sup>-1</sup>で、Ca 少肥期間における同区の浸透水中の P 濃度の 13 mg L<sup>-1</sup>~63 mg L<sup>-1</sup>よりも低下した(図 2)。特に、Ca 少肥期間における SM 区の浸透水中の P 濃度は堆肥施用後に大きく上昇したが、Ca 多肥期間では上昇はみられなかった。この浸透水中の P 濃度の低下を反映して、Ca 多肥期間における SM 区の P 年間溶脱量は 15 g m<sup>-2</sup>~16 g m<sup>-2</sup>で、Ca 少肥期間における同区の P 年間溶脱量の 20 g m<sup>-2</sup>~28 g m<sup>-2</sup>よりも少なかった(表 5)。一方、Ca 多肥期間における CM 区の浸透水中の P 濃度は 7 mg L<sup>-1</sup>~14 mg L<sup>-1</sup>で、Ca 少肥期間における同区の浸透水中の P 濃度の 9 mg L<sup>-1</sup>~17 mg L<sup>-1</sup>と同程度であった。同様に、Ca 多肥期間における NM 区の浸透水中の P 濃度は 5 mg L<sup>-1</sup>~14 mg L<sup>-1</sup>で、Ca 少肥期間における同区の浸透水中の P 濃度の 7 mg L<sup>-1</sup>~12 mg L<sup>-1</sup>と同程度であった。このため、Ca 多肥期間における CM 区

及び NM 区の P 年間溶脱量はそれぞれ 10 g m<sup>-2</sup>、7 g m<sup>-2</sup>~8 g m<sup>-2</sup>であったのに対し、Ca 少肥期間における各区の P 年間溶脱量はそれぞれ 11 g m<sup>-2</sup>~12 g m<sup>-2</sup>、8 g m<sup>-2</sup>~10 g m<sup>-2</sup>と同程度であった。P 年間投入量及び P 年間溶脱量が多かった SM 区では、Ca 施肥量を増量すると P 年間溶脱量は減少できることが明らかとなった。しかし、Ca 多肥期間における SM 区の P 年間溶脱量は、Ca 少肥期間の CM 区及び NM 区よりも多かった。また、CM 区及び NM 区では、Ca 施肥量を増量しても P 年間溶脱量に及ぼす影響は明らかではなく、Ca 多肥期間でも既報<sup>10)</sup>の農耕地における P 溶脱量に比べて多かった。一方、SM 区は Ca 施肥量を増量したことによって、植物体の P 吸収量は増加せず、P 溶脱量は減少したことから、可給態 P 以外の形態で P が土壌に蓄積したことが示唆された。豚ふん堆肥に含まれる P の形態は、ハイドロキシアパタイト等の難溶性の Ca 型 P を抽出するとされる 1.0 mol L<sup>-1</sup> 塩酸抽出 P の割合が牛ふん堆肥よりも多いことが報告されている<sup>11)</sup>。そのため、SM 区では Ca 施肥により土壌溶液中の Ca の活量が高まったことで、豚ふん堆肥中の難溶性の Ca 型 P の溶解が抑制されていたと考えられた。本試験で用いたトルオーグ法による可給態 P では、抽出される P は主に 0.001 mol L<sup>-1</sup> 硫酸に易溶なリン酸カルシウムである<sup>7)</sup>。SM 区では低濃度の硫酸に溶けない難溶性の Ca 型 P として蓄積している可能性が考えられた。

3 Ca 溶脱量及び交換性 Ca 飽和度からみた Ca 施肥量と P の溶脱の関係

Ca 多肥期間における SM 区の Ca の年間溶脱量は、Ca 少肥期間における同区の年間溶脱量と同程度が多かった(表 5)。一方、Ca 多肥期間における CM 区及び NM 区の Ca の年間溶脱量は、Ca 少肥期間における各区の Ca の年間溶脱量よりも多かった。2018 年までの土壌の交換性 Ca 飽和度は CM 区及び NM 区はそれぞれ 55%前後で、SM 区

表 4 植物体のリン吸収量

年	夏作(g m <sup>-2</sup> )			冬作(g m <sup>-2</sup> )		
	CM 区	SM 区	NM 区	CM 区	SM 区	NM 区
2012	2.1	3.6	2.1	3.2	3.5	2.9
2013	3.5	4.5	3.7	2.7	3.7	3.1
2014	3.1	4.7	3.0	2.5	3.9	3.2
2015	4.1	5.5	3.5	2.9	4.0	4.0
2018	2.2	2.5	3.1	2.5	2.7	2.7
2019	1.8	2.0	2.7	2.8	3.0	3.0

CM 区、SM 区、NM 区は表 2 と同じ

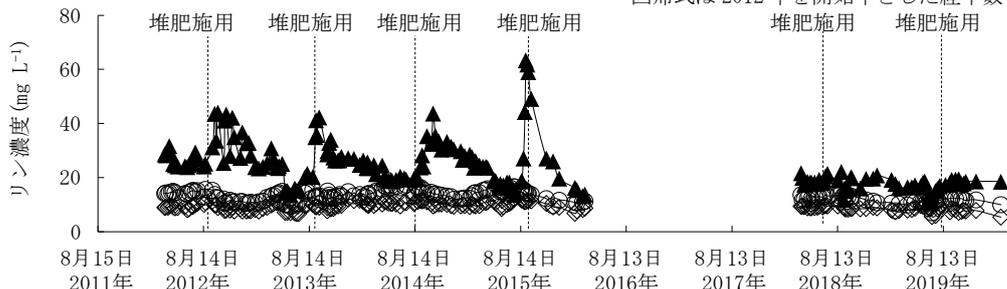
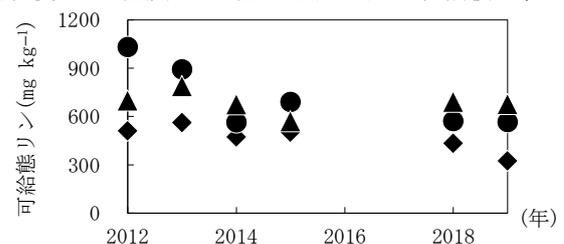


図 2 浸透水中のリン濃度  
図中の○は牛ふん堆肥区、▲は豚ふん堆肥区、◇は堆肥無施用区を示す。2016 年 4 月~2018 年 3 月までの浸透水は未採取



堆肥無施用区: y = -25.7x + 576 (r = -0.872)\* 5%水準で有意

図 1 土壌の可給態リンの年次変化  
図中の●は牛ふん堆肥区、▲は豚ふん堆肥区、◇は堆肥無施用区を示す

回歸式は 2012 年を開始年とした経年数で算出した

堆肥施用 堆肥施用

表5 リン及びカルシウムの年間溶脱量

年	P(g m <sup>-2</sup> )			Ca(g m <sup>-2</sup> )		
	CM区	SM区	NM区	CM区	SM区	NM区
2012	12	28	8	53	89	120
2014	11	20	8	32	60	77
2015	12	28	10	41	53	80
2018	10	16	8	97	115	195
2019	10	15	7	110	86	266

4月～翌3月を1年とした。CM区、SM区、NM区は表2と同じ

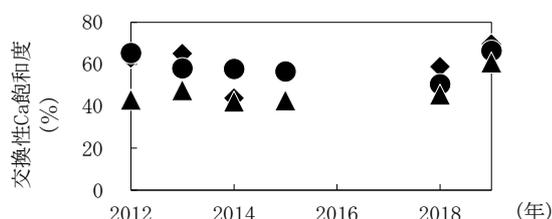


図3 交換性カルシウム飽和度の年次変化  
図中の凡例は図1と同じ

は45%前後で推移したが、2019年における各区の交換性Ca飽和度は65%前後と高くなった(図3)。Ca施肥量を増量したことにより土壤中の交換性Caは増加したものの、Ca溶脱量の増加がみられたことから、土壤に保持されなかった余剰Caが溶脱していたことが明らかであり、Ca多肥期間におけるCa施肥量は交換態として土壤が保持できる量を上回っていたと考えられた。また、CM区とNM区においてCa溶脱量が増えるほどCa施肥量を増量しても、P溶脱量の減少がみられなかったことから、P投入量が少ない場合はCa施肥量を増量してもPの溶脱の抑制効果は認められなかった。

#### 4 家畜ふん堆肥を施用した砂質露地畑におけるP溶脱量の削減にむけて

砂質露地畑において、本試験で供試した豚ふん堆肥のようなP含量の多い堆肥を施用した場合、Ca施肥量を増量することでP溶脱量を減少できることが示された。Ca施肥量の増量により植物のP吸収量が低下することが示唆されたことからCa施肥量については検討を要するものの、P溶脱量が多くなる堆肥施用時にCaを施肥することで、Pの溶脱を効果的に抑制できることが明らかとなった。しかし、Ca施肥量を増量してもP投入量がSM区よりも少ないCM区やNM区におけるP溶脱量の減少は認められなかった。このため、溶脱する余剰Pを土壤に保持するためには、Pの固定能の高い資材の投入等も考えられるが、まずは、Pの収支を改善する施肥体系を検討する必要がある。中村ら<sup>3)</sup>は、Pの吸着力が弱い砂質露地畑では、土壤が保持できない過剰なPが溶脱するため、堆肥から供給されるP投入量を把握し、化学肥料からのP施用量を減らす必要があることを指摘した。また、伊藤<sup>12)</sup>もP含量の多い家畜ふん堆肥の施用に伴うPの過剰な土壤への蓄積を抑制するために、堆肥中のP含量に基づいた施用体系が有効であることを報告している。陸上から海域へのPの流出は、主に土壤に吸着した懸濁態による表面流出である<sup>13)</sup>。しかし、本研究で明らかとなったように、砂質土においては土壤下方へのPの溶脱が見られ、農地周辺水域への重要なPの負荷源とし

て周辺水域のPの循環に影響を及ぼすことも考えられる。これらのことから、砂質露地畑におけるP溶脱量を減らすためには、余剰Pそのものを減らすことが重要と考えられる。今後、砂質露地畑における余剰Pを減らすために、堆肥や化学肥料からのP投入量を各作物の吸収特性にあわせた施肥管理を検討していく必要がある。

#### 引用文献

1. 谷昌幸, 溝田千尋, 八木哲生, 加藤拓, 小池正徳. 十勝地域の未耕地土壌および農耕地土壌におけるリン酸の垂直分布と蓄積量. 日本土壌肥科学雑誌. 81, 350-259(2010)
2. 八槇敦, 戸辺学, 渡辺春朗, 安西徹郎. 砂質土における土壌の可給態リン酸含量と露地野菜の生育収量の関係ならびに土壌中でのリン酸の移動. 千葉県農業試験場研究報告. 38, 17-26(1997)
3. 中村嘉孝, 恒川歩, 糟谷真宏. 家畜ふん堆肥を連用した砂質畑土壌における収支、溶脱量及び土壌蓄積量からみた窒素、リン、カリウムの動態. 愛知県農業総合試験場研究報告. 48, 17-28(2016)
4. 中村嘉孝, 安藤薫, 恒川歩, 糟谷真宏. 家畜ふん堆肥を連用した砂質黄色土露地畑における形態別リンの動態からみたリンの溶脱要因. 日本土壌肥科学雑誌. 90, 212-216(2019)
5. 中村嘉孝, 恒川歩, 糟谷真宏. 家畜ふん堆肥を連用した砂質畑土壌における土壌pHの低下要因. 日本土壌肥科学雑誌. 89, 227-231(2018)
6. 愛知県農林水産部農業経営課. 農作物の施肥基準. 愛知県. p.1-281(2016) <http://www.pref.aichi.jp/uploaded/attachment/210027.pdf>
7. 土壌環境分析法編集委員会. 土壌環境分析法. 博友社. 東京. p.1-427(1997)
8. Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. and Smith, M. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. FAO. Rome. (1998)
9. 糟谷真宏, 荻野和明, 廣戸誠一郎, 石川博司, 鈴木良地. 牛ふん堆肥または豚ふん堆肥を連用する黄色土野菜畑における5年間の養分動態. 愛知県農業総合試験場研究報告. 43, 137-149(2011)
10. 竹内誠. 農耕地からの窒素・リンの流出. 日本土壌肥科学雑誌. 68, 708-715(1997)
11. 伊藤豊彰, 小宮山鉄兵, 三枝正彦, 森岡幹夫. 豚ふんおよび鶏ふん堆肥のリン酸組成. 日本土壌肥科学雑誌. 81, 215-223(2010)
12. 伊藤豊彰. 家畜排泄物堆肥のリン資源としての有効活用-作物収量確保、土壌リン酸蓄積の抑制及びリン資源節約をめざして-. 畜産環境情報. 57, 1-16(2015)
13. 田中勝久, 豊川雅哉, 澤田知希, 柳澤豊重, 黒田伸郎. 土壌流出によるリン負荷の沿岸環境への影響. 沿岸海洋研究. 40, 131-139(2003)