第 IV 章. リン鉱石可溶化技術の検討

リン鉱石可溶化技術について

低地土壌において、湛水条件下ではリン鉱石直接施用は、pH が上昇するために溶解が遅れることがあり注意が必要であるとされている。リン鉱石直接施用の効果が水溶性リン酸肥料に比べて落ちる場合には、リン鉱石の可給化を図る技術として、生物的、化学的、及び物理的改善技術が挙げられる（FAO,2004）。

化学的改善技術としては、リン鉱石を部分的に酸処理することにより、水溶性の第一リン酸カルシウムと難溶性リン鉱石の混合物にする方法があり、すでに実用化されている。これにより水溶性リン酸の割合を高めることができ、肥効が高まる(Bationo et al, 1985)。硫酸で処理する場合には、40~50%程度、リン酸で処理する場合には 20~30%程度の可溶化率で良いとされている。

物理的改善技術としては、微粉砕化により、土壌粒子との接触を促進し、土壌の酸性により溶解を促進する方法、水溶性リン酸肥料と混ぜて用いる方法などがある。後者は混ぜられる水溶性リン酸肥料に速効的な効果を期待し、その根系を発達させることにより、リン鉱石の吸収範囲が広がることで、リン鉱石の吸収も高まるとされる。

生物的改善技術は微生物や植物などの力を利用して、リン鉱石を溶解する方法である。リン鉱石富化堆肥は、堆肥を製造する際にリン鉱石を混ぜることにより、堆肥が作られる過程で生成される有機酸などの酸によりリン鉱石を溶解させるものである。その際には、有機酸生成能力の高い菌（例えば、*Aspergillus Niger* や *Tricoderma viride*）を接種し、溶解を促進する場合もある（Zayed and Abdel-Motaal, 2005）。また、リン鉱石に硫黄を添加し、土壌中の硫黄酸化細菌が生成する硫酸によりリン鉱石を溶解する方法はすでにオーストラリアで試験され、Biosuper と称されている。根から有機酸を分泌する植物によりリン鉱石由来のリンを吸収させる研究も多くなされており、特に、ピジョンピーやルーピンなどのマメ科作物が有望である。このように生物的改善技術は、生物が生成する酸によるリン鉱石溶解の促進技術であることがわかる。

IV-1. 有機資材の堆肥化過程を利用したリン鉱石可溶化技術の検討

これまでに堆肥化過程を利用したリン鉱石可溶化技術は、稲わら堆肥の堆肥化においては有効であることが示された。さらに、有機酸生成菌である黒麹菌を添加することで、その可溶化が促進されると考えられた。2010 年度の試験では、黒麹菌添加による可溶化の促進効果は認められず、堆肥化にともなう一次発酵熱により黒麹菌が死滅し

たものと推測された。また雑菌の繁殖にともなう黒麹菌の淘汰も考えられた。そこで、2011年度は、これらの影響を回避するため、一次発酵終了後の28日目に黒麹菌を添加しリン鉱石可溶化効果を評価した。その結果、黒麹菌を試験開始時に同時添加したものは、無添加の場合とほぼ同じ程度であったのに対し、28 日目添加の場合は、有効態リン量が増加する傾向が認められた。このことから、黒麹菌の添加は一次発酵終了後に実施する必要があると考えられた。しかしながら、当該試験は諸々の理由により、各処理の十分な反復が行なえず、統計的評価が困難だった。そこで本年度は、処理区を減らし、反復を増やことで、稲わらの堆肥化過程を利用したリン鉱石可溶化技術を再度検証することにした。

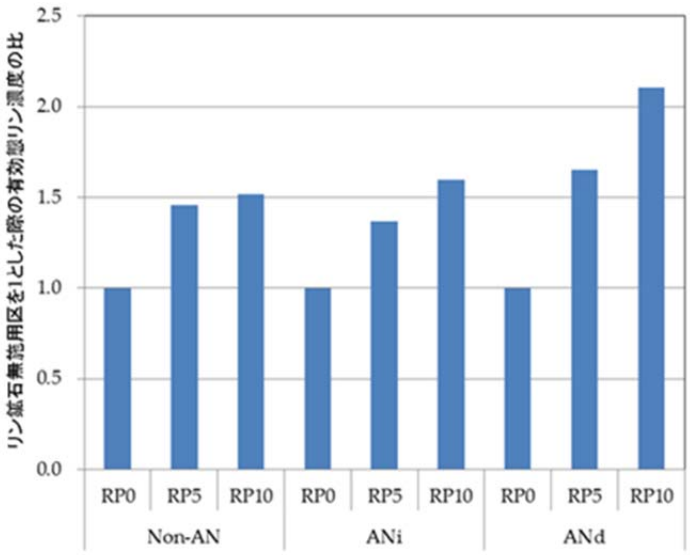


図 IV-1. 56 日経過した堆肥におけるリン鉱石可溶化の効果(2011 年度試験結果)
(リン鉱石無施用区における有効態リン濃度を 1 とした際の各処理区における有効態リン濃度の比)

材料と方法

試験地 :沖縄県石垣市 国際農林水産業研究センター熱帯島嶼拠点
試験設定:本年度試験では、稲わら堆肥区(Control)を対照として、リン鉱石付加稲わら堆肥区(Non-An 区)、リン鉱石付加稲わら堆肥に黒麹菌(Aspergillus Niger)を初期添加した処理区(Ani 区)、リン鉱石付加稲わら堆肥に黒麹菌を堆肥化開始後 28 日目に添加した処理区(And 区)をそれぞれ 3 反復で設定した。

黒麹菌は、種菌を PDA 培地で 3 日間予備培養したのち、海砂(Wako sea sand 425~850μm) 10kg に対して小麦粉 1 kg の割合で混合した培地に添加し 5 日間培養した。これをよく攪拌し堆肥 1 kg あたり 25 g の割合で堆肥に添加した。

また、微生物活性を促進するため、窒素肥料として硫酸アンモニウムを 150 g 添加した。本年度の試験設計の詳細は表 IV-1 に示した。また、堆肥化中、水分量は常時約 60%を目安に一定に維持された。なお、堆肥化は 112 日間行なわれたが、本稿では 70 日間の結果について示す。

表 IV-1. 試験設計概要

ID	Treatment	Rice Straw	Manure	A.niger	Inoculation timing	BRP	Anmonium Sulfate	Initial P contents
		g DM				g		mgP kg^{-1}
1	RS+SA (Control)	7500	0	0	None	0	150	686
2	RS+SA+PR5 (Non-An)	7500	0	0	None	375	150	7617
3	RS+SA+ANi+PR5 (Ani)	7500	0	187.5	DAT 0	375	150	7443
4	RS+SA+ANd+PR5 (And)	7500	0	187.5	DAT 28	375	150	7443

RS:稲わら。SA:硫酸アンモニウム。AN:黒麹菌を添加した。なお添字は添加時期の試験開始（ANi）及び一時発酵終了時(And)。RP5:リン鉱石を有機物重量あたり 5%で施用した。

分析方法

堆肥化中の温度変化は三点平均化回路の熱電対を作成し、試料の中央に設置して 30 分間おきに測定した。堆肥試料はコンテナの 3 点から採取され、分析に供試した。堆肥試料の一部は 80°C で 48 時間乾燥後、粉砕して乾燥試料とし、残りはハサミで 5~10mm を目標に裁断し、生試料とした。

リン濃度については、Hedley et al. (1982)、及び Frossard E. (1994)を参考に逐次抽出による形態別分析を行なった。この方法では堆肥試料を、水抽出（水溶性）、0.5M 重炭酸ナトリウム溶液（pH8.5）抽出（遊離のリン）、0.1M 水酸化ナトリウム溶液抽出（腐植酸及びフルボ酸に含まれる有機態リンと有機・無機コロイドに吸着された無機態リン）、1M 塩酸抽出（リン酸カルシウム等の無機リン酸塩）の各形態に分画し、それぞれの有機態リン及び無機態リンを定量する。本研究では 1M 塩酸を除く各種溶媒で抽出された抽出液に 2.5M 硫酸を添加し、沈殿部と上澄みを分離し、上澄みについてはアスコルビン酸－モリブデン青法により、沈殿部については、1M 水酸化ナトリウム溶液により、再溶解後、10%過酸化水素水を添加後一昼夜静置し、有機物を酸化分解し、ICP 発光分析法により定量した。多くの既報により上澄み部分のリン濃度を無機態リンとして定義していることから、本稿では上澄み部分を無機態、沈殿部分を有機態と考えることとする。また、伊藤ら（2005）は本試験で用いられた形態別リン分析法の 4 画分のうち、溶解性の高い水抽出と重炭酸ナトリウム抽出リンの無機態リンの合計を有効態リンとしている。本稿においても同様に有効態リンを定義する。

結果

堆肥化過程の概要

堆肥化中の堆肥温度変化を図 IV-2 に示す。堆肥温度はほぼこれまでの試験結果と同様に推移した。即ち、堆肥化開始後 9 日~11 日目に夜間温度で最高値を示し、30 日経過後から徐々に対照である地温との差が小さくなった。これらの事から約

2 週間程度で一次発酵が最盛期を迎え、約 1 ヶ月経過後から二次発酵が開始したものと思われる。本試験における堆肥化開始後 1 ヶ月間を一次発酵期間、以後を二次発酵期間と呼称することとした。こうした堆肥化にともなう温度変化は、2010 年度および 2011 年度試験と概ね同様の傾向であると考えられた。

ただし、これまでの試験では、一次発酵時の最高温度は 50℃を超えており、本年度試験における発酵過程が前年よりやや弱いものと考えられる。

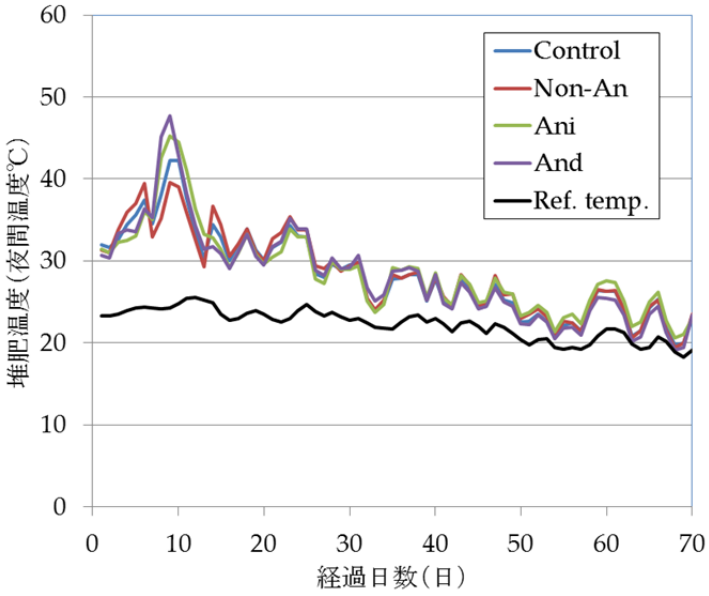


図 IV-2. 堆肥化期間中の堆肥温度の変化

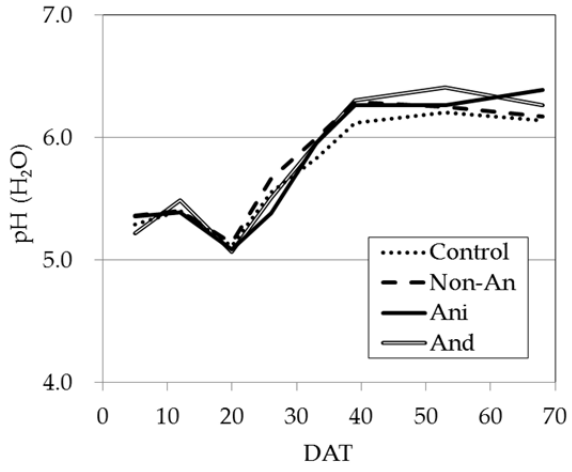


図 IV-3. 堆肥化に伴う堆肥試料の pH の変化

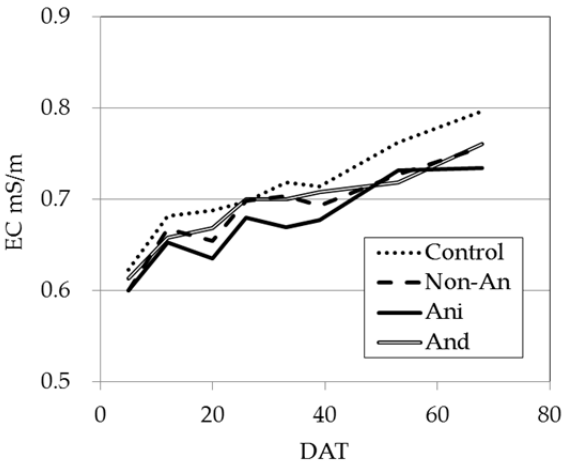


図 IV-4. 堆肥化に伴う堆肥試料の EC の変化

堆肥化にともなう堆肥試料の pH の変化を図 IV-3 に示す。各堆肥試料は処理区間の差異はなく、試験開始時に約 5.3 だった pH が徐々に上昇し、DAT70 には約 6.2 を示した。また、堆肥試料の EC については、堆肥化の進行にともない上昇した（図 IV-4）。こうした pH および EC の上昇は、堆肥化が順調に進行した証左であると言える。なお、一般に堆肥の pH は中性から弱アルカリ性が望ましいとされており、本年度試験での堆肥試料の pH は、やや低い状態であると思われる。

各形態の無機態リン濃度の経時変化

図 IV-5 に稲わら堆肥の堆肥化過程における水溶性無機態リン含量の変化を示す。稲わら堆肥における水溶性無機態リン含量は、試験開始時に比較して、全ての処理区において、概ね減少傾向を示した。2010 年度試験においては、水溶性無機態リンは稲わら堆肥区では、二次発酵期に増加する傾向を示したが、2011 年度試験、および本年度試験ではそのような傾向は認められなかった。

水溶性無機態リンは、リン鉱石からの溶出の他、稲わらの分解に伴い増加すると考えられる。堆肥化期間中における水溶性無機態リン量の減少は、溶出したリンの再有機化によるものと推測される。

図 IV-6 に示した水溶性有機態リンの経時変化は、上述したリンの再有機化を裏付けるものと思われる。水溶性有機態リン量は堆肥化が進行するにともない、増加する傾向を示した。水溶性リン濃度は、有機態、無機態ともに明確な処理区間差異は認められず、黒麹菌の添加によるリン鉱石の可溶化は認められなかった。

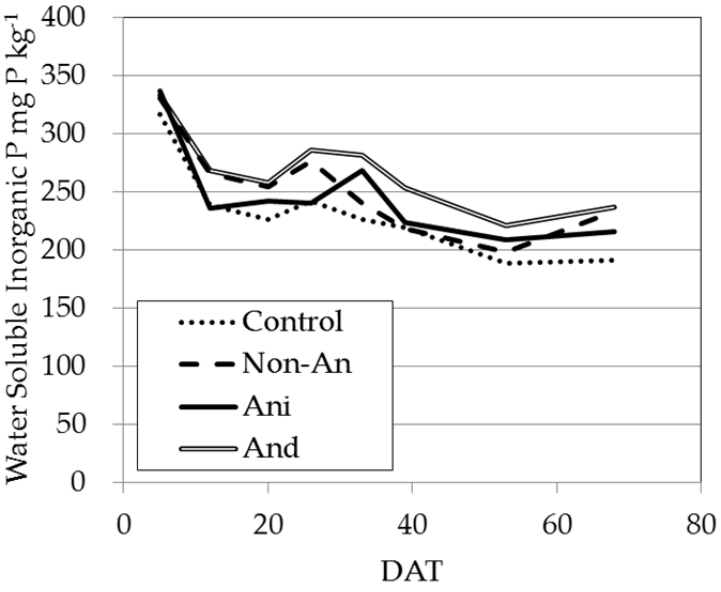


図 IV-5. 稲わら堆肥における水溶性無機態リン濃度の経時変化

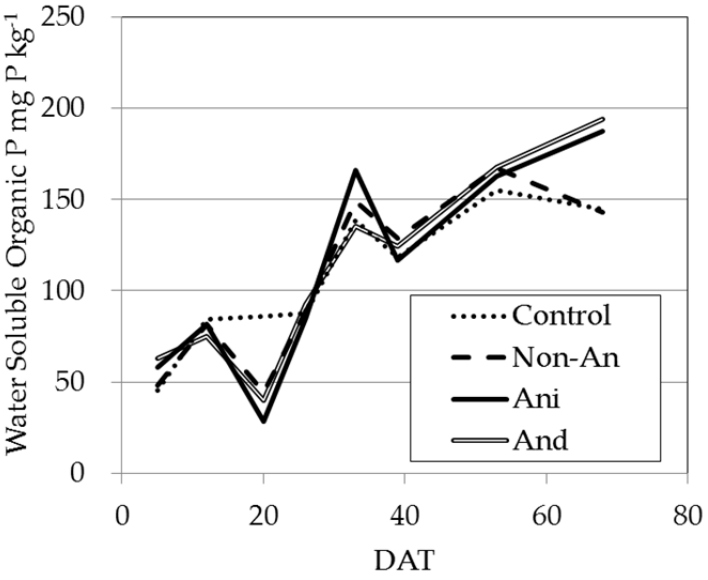


図 IV-6. 稲わら堆肥における水溶性有機態リン濃度の経時変化

遊離性無機態リン濃度の経時変化を図 IV-7 に示した。遊離性無機態リンは、DAT20 でピークを示し、一旦減少した後、微増傾向を示した。また遊離性の有機態リンは、堆肥化過程が進行するに伴い、増加する傾向を示した。前述したように、水溶性無機態リンの減少は、溶出した無機態リンが、リンの有機化もしくは堆肥中で生成した各種有機酸による吸着・吸蔵等の反応により、有機態リンとして分画されたものと考える。その一部は $NaHCO_3$ 可溶の遊離性リンとなるものと考えられる。

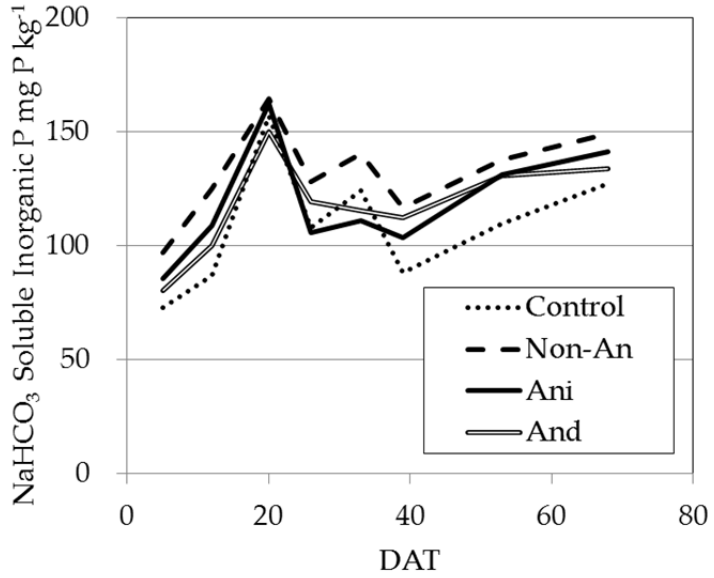


図 IV-7. 稲わら堆肥における遊離性無機態リン濃度の経時変化

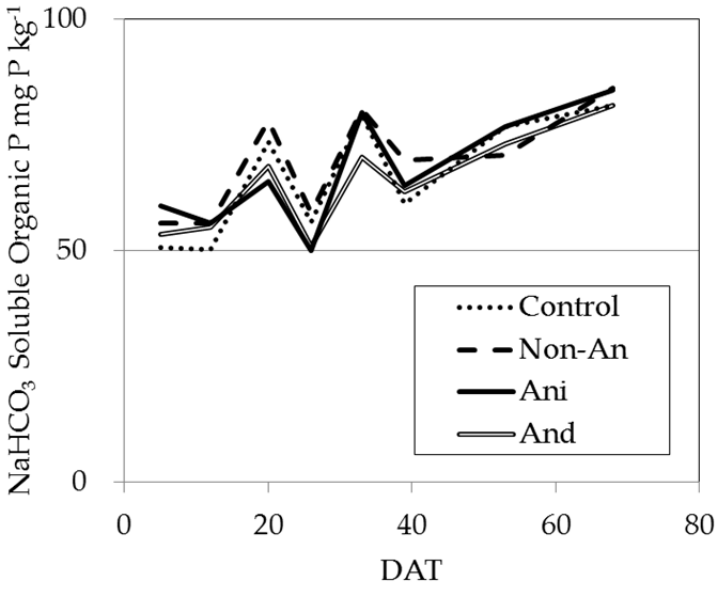


図 IV-8. 稲わら堆肥における遊離性有機態リン濃度の経時変化

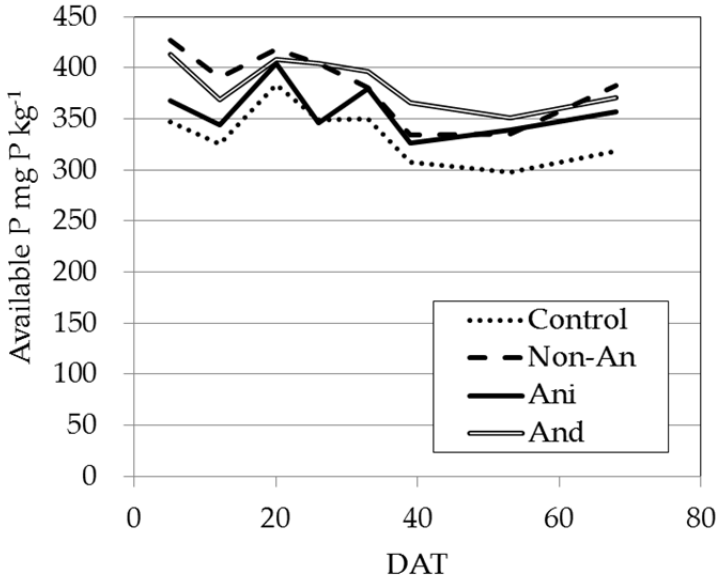


図 IV-9. 稲わら堆肥における有効態リン濃度の経時変化

本年度試験においては、堆肥化による有効態リン濃度の上昇は認められなかった（図 IV-9）。この結果は 2011 年度試験と同様であり、稲わら堆肥の 70 日間の堆肥化処理では、有効態リン量の増加は期待できないと考える。一方で、前年度指摘したように、70 日以降の堆肥化により有効態リン量が増加することは十分に考えられる。

前年度報告書においては、こうした有効態リン量の減少は、溶出したリンと堆肥化に伴い生成される低分子有機化合物との吸脱着反応によるものとの考えを示した。その裏付けとして、2010 年度試験では認められなかった NaOH 可溶性無機態リン量の増加傾向を挙げている。ここで、本年度試験における NaOH 可溶性無機態リン量の経時変化を図 IV-10 に示す。

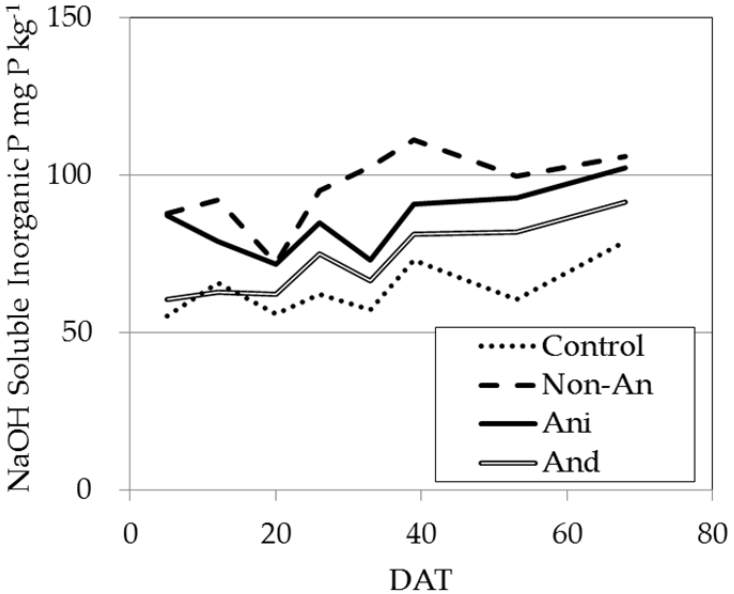


図 IV-10. 稲わら堆肥における NaOH 可溶無機態リン濃度の経時変化

NaOH 可溶無機態リン量は、DAT20 を経過後、徐々に増加する傾向を示した。この傾向は有効態リン濃度の低下を全て説明できるものでは無いが、溶出したリンの有機化を示すものと考えられる。

堆肥化過程を利用したリン鉱石可溶化の有効性

図 IV-X に、堆肥化によるリン鉱石可溶化を評価するため、DAT35、42、56、70 における有効態リン量の Control 区に対する比を示した。

前年の結果（図 IV-1）では、DAT56 における有効態リン濃度は黒麹菌無添加区（Non-AN）及び黒麹菌初期添加区（ANi）においては、ほぼ同様の値であり、リン鉱石 5%施用区では、無施用区のそれぞれ 1.46 倍、1.37 倍の値を示し、黒麹菌を一時発酵期終了後に添加した処理区（ANd）においては、リン鉱石 5%施用区で 1.66 倍と、他の二処理と比較して顕著に高い値を示した。

本年度試験においては、リン鉱石を添加し堆肥化した Non-An 区、Ani 区、And 区では Control 区よりも高い有効態リン量を示したものの、各処理による有効態リン量の増分は、前年度と同じ DAT56 で比較すると、Non-An 区で 1.13 倍、Ani 区で 1.14 倍、And 区で 1.18 倍と前年度に比較して低い値だった。Non-An 区と Ani 区における増分がほぼ同程度であることや、And 区の増分が最も高い値を示す等、前年度と同様の傾向を示したが、前年度のような明確な効果は認められなかった。

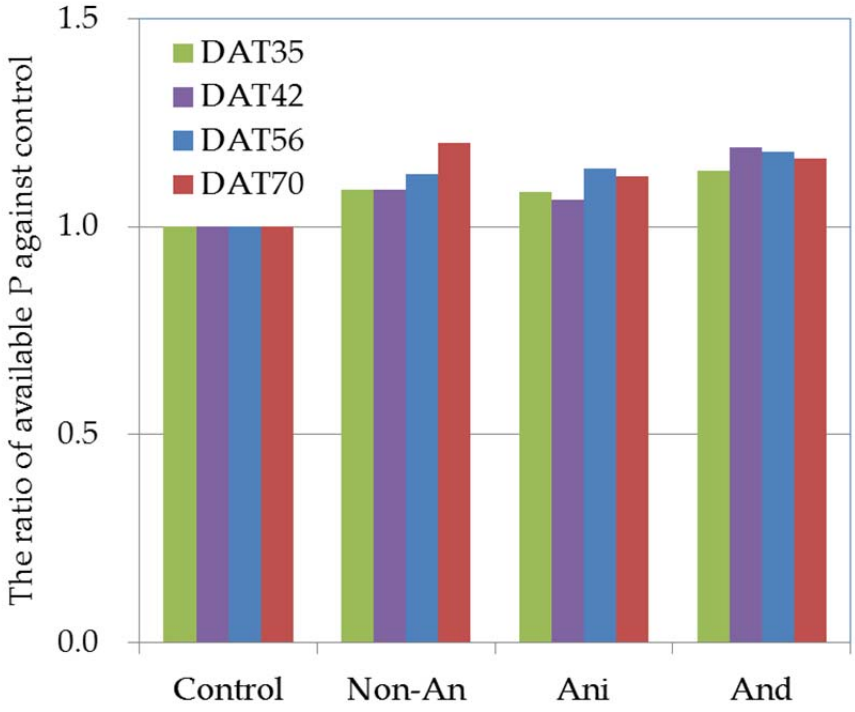


図 IV-11. 堆肥化に伴う有効態リンの増加量（対照区に対する有効態リン量の比率）

前年度試験では、堆肥の分解程度を把握し、リン酸の残留濃縮の影響を排除することで、各処理によるリン可溶化の効果がより明確になることが示された。今後、追加分析を実施し、残留濃縮について検討する必要があると考えられる。

堆肥化を利用したリン鉱石可溶化技術のまとめ

堆肥化過程を利用したリン鉱石可溶化技術は、前年度の結果において、黒麹菌などの生物資材の添加が無くともリン鉱石溶解に有効であるが、黒麹菌の添加によりその可溶化は促進されると示唆された。本年度試験においても同様の傾向が得られたものの、その効果は小さく、判然としなかった。このような年次間差は、黒麹菌添加によるリン鉱石可溶化が、現地農家にとって技術的に困難であることを示唆している。

黒麹菌の増殖によるリン鉱石可溶化効果を十分に得るためには、pH や水分量、温度環境などをこまめに確認する必要があり、さらに黒麹菌の培養には、一定程度、雑菌が入らない空間が必要と思われる。

黒麹菌の添加によるリン鉱石の可溶化促進は可能であると考えられるが、その効果は限定的であり、さらに技術的に困難であることを考えると、生物資材の添加によるものではなく、稲わらのみの堆肥化によるリン鉱石の可溶化が、適用可能な技術として提案されるべきと考える。

黒麹菌の添加をしない場合においても、稲わらに対し 5%(w/w)でリン鉱石を添加した場合、2010 年、2011 年度の結果ではそれぞれ約 1.2 倍（DAT70）、1.4 倍(DAT56)の有効態リンの増加が認められ、本年度試験においても約 1.1~1.2 倍の増加が認められた。

さらにこれまでに指摘されてきたように、堆肥化のもつ一般的な効果、即ち、リンを含む各種栄養塩濃度の増大や有機物の C/N 比低下、病原菌リスクの低下などの効果が期待できることから、ガーナ稲作において有用な技術であると考えられる。

IV-2. 焼成によるリン鉱石可溶化技術の検討

先述したように、リン鉱石の可溶化技術には生物的、物理的及び化学的可溶化技術が挙げられる（FAO, 2004）。また、化学的可溶化技術は、酸処理等専門の技術並びに施設が必要となる場合が多く、農家が実践するには困難であると考えられる。そこで、化学的可溶化技術の中でも、農家が実践可能な技術として、リン鉱石の低温焼成による可溶化技術の可能性を検証する。

リン鉱石を高熱処理することによって、その溶解度を大幅に向上することが出来ることは広く知られており、高熱処理したリン肥料は、一般に焼成リン肥料及び熔成リン肥料と呼ばれ化学肥料として利用されている。

焼成リン肥料は、リン鉱石中のフッ化アパタイトを 1300℃の高熱処理及び Na_2O の添加によって、脱フッ素処理し、α-リン酸三石灰(α-TCP)が生じるとともに一部 $CaNaPO_4$ (レナニット)が生じることにより、クエン酸可溶性（ク溶性）が高まることを利用したリン肥料である。熔成リン肥料はリン鉱石に他成分を加えて溶融するもので、日本では、ケイ酸マグネシウムを加えて溶融し急冷することでガラス状にすることで得られる熔成苦土リン肥料が多く作られていた。しかし、これら焼成、溶融処理は硫酸添加処理のような高度な技術及び施設が不可欠であり、農家が実践できる技術ではない。

一方で、低品位リン鉱石を比較的低温で焼成することで、溶解度が向上した例は、幾つか報告されている。低品位リン鉱石の低温焼成は、温度によっては、農家が実践することの出来る可能性があると考えられる。前年度試験では、比較的低温でリン鉱石を焼成し、その可溶性を向上させる技術を検討し、350℃から 400℃の焼成により、リン鉱石のク溶性を 8%程度向上出来ることが示された。さらに、現地農家に実践可能な低温焼成技術として、オガクズの燻炭化過程の利用が検討された。

本年度は、赤道森林帯におけるオガクズと同様に、サバンナ帯で実施できる燻炭処理として、籾殻の燻炭処理による低温焼成の可能性を検証した。

方法:

分析方法

焼成リン鉱石試料 0.25g に対し 25mL の蒸留水を添加し、16 時間振盪を行なった。振盪後、3000rpm で 5 分間遠心分離し、上清について、モリブデンブルー法により発色定量した。また、同様に 2%クエン酸溶液で抽出し、リン溶出量を定量した。また、焼成時の強熱減量については、リン鉱石試料 2.5g を 30mL 容ルツボに精秤し、各焼成処理後、デシケーター内で放冷後、試料重量を再度秤量しその差から強熱減量を算出した。

結果

サバンナ帯におけるリン鉱石可溶化のための燻炭処理過程の検証

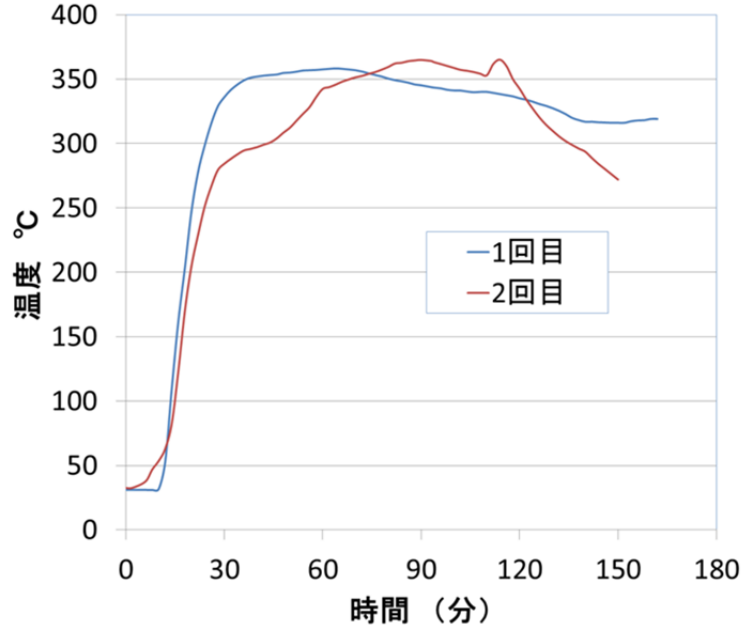
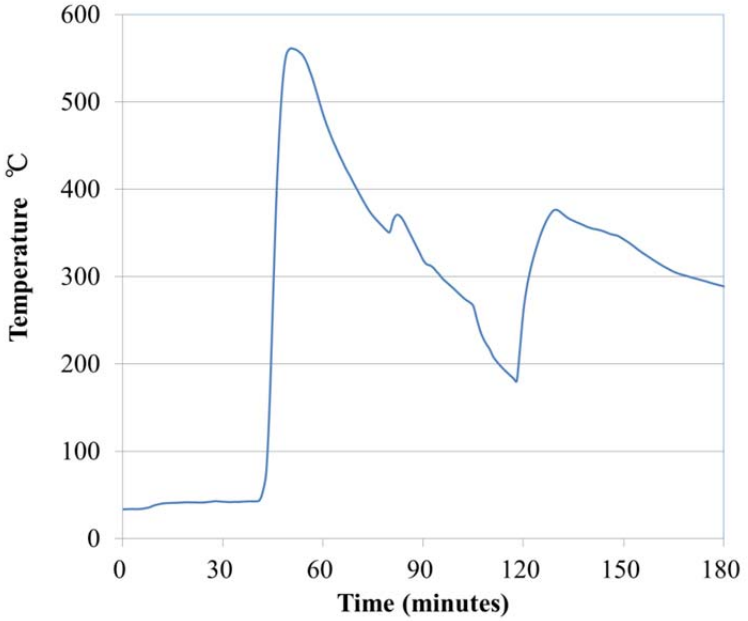


図 **IV-12**. オガクズ燻炭化過程における試料温度の変化



図IV-13. 籾殻燻炭化過程における試料温度の変化

前年度試験で検証した、赤道森林帯におけるオガクズの燻炭化過程を利用したリン鉱石可溶化の可能性では、オガクズ燻炭化過程では、点火後約 15 分程度で試料温度は急上昇し 30 分程度で 300°C に達することが明らかになった。また最高温度である 360°C に至った後にも約 120 分間 300°C 以上の高熱環境を維持することが示された（図 IV-12）。

対して、サバンナ帯においてはオガクズの収集が難しく、オガクズ燻炭化によるリン鉱石可溶化は困難であると考えられる。そこで、サバンナ帯において燻炭処理が可能な有機資材として、籾殻の燻炭化を実証した。燻炭処理過程は前年度に実施したオガクズ燻炭過程と同様である。

図 IV-13 にサバンナ帯で実施した籾殻の燻炭化における温度変化を示す。籾殻燻炭化における焼成温度は、開始から 40 分程度で急上昇し、最高温度である 560°C に達した。以後 30 分間程度は 400°C を超える高温条件を維持し、以後、燻炭化が終了するまで徐々に降温した。オガクズ燻炭とは異なり、一定の温度条件を維持していないが、昇温から燻炭化収量までの平均温度は 330°C であり、仮にブルキナ

ファソ産リン鉱石を籾殻燻炭により焼成した際のク溶性は、前年度に算出した温度環境と2%クエン酸可溶性の関係式から、およそ 44 g P / kg と推定される（図 IV-14）。

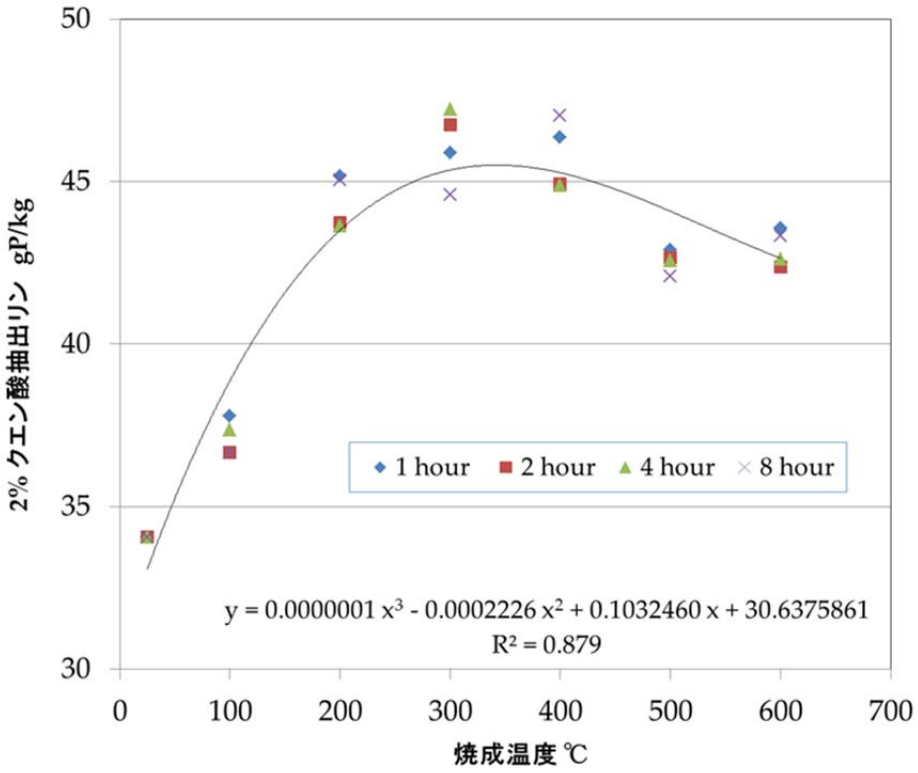


図 IV-14. ブルキナファソ産リン鉱石の低温焼成に伴うクエン酸可溶性の変化　各点は 3 反復の平均値

燻炭化過程を利用したリン鉱石可溶化効果の検証

燻炭化過程による実際のリン鉱石の可溶化程度を検証するため、リン鉱石とオガクズ、リン鉱石と籾殻を重量比で 1:1 で混合したものを燻炭化し、得られたリン付加燻炭(それぞれ P-rich CHSD、P-rich CHRH)について、蒸留水（DW）および 2%クエン酸溶液（2%CA）でのリン抽出量を定量した。また、対照として、リン鉱石を付加していないオガクズおよび籾殻についても燻炭処理し、得られたオガクズ燻炭(CHSD)および籾殻燻炭(CHRH)を分析に供試した。

分析は、各試料について、24 時間の絶乾後、400mg を精秤し、40 mL の DW、もしくは 2%CA を添加した。1 時間振盪後、3000rpm で遠心分離し、上澄みを定性ろ紙でろ過したものを、モリブデンブルー法で発色させ、紫外可視分光光度計を用いて定量した。

分析結果について表 IV-2 に示す。オガクズ燻炭および籾殻燻炭ともにリン鉱石を付加して燻炭化することで、水抽出リン量および 2%クエン酸可溶リン量ともに増加した。一方で、得られた 2%クエン酸可溶リン量を、リン鉱石あたりに単純に換算すると、重量

比 1:1 で混和しているので、約 2 倍になるが、前述した理論値である 44gP/kg とは、大きな差異がある。

この結果は、オガクズおよび籾殻の燻炭化による有機物損失量の影響を受けていると共に、燻炭化終了時に消火の為、多量の水を利用することの影響がある可能性が高い。本試験においては、燻炭作成時、写真に示すように、露地状態で燻炭を作成し、そのまま散水して消火していた。その結果、リンが溶出し燻炭に残存するリン量が大幅に減少した可能性がある。

さらには、リン鉱石のみの低温焼成であるマッフル炉における強熱環境と各種有機資材との混和状態である燻炭過程における強熱環境では、pH 等の試料雰囲気に大きな差異があり、予備試験で得られた結果が、実際の燻炭化過程においては再現できない可能性も現時点では否定できない。更なる検証が必要である。

表 IV-2. リン付加オガクズ燻炭およびリン付加籾殻燻炭における蒸留水および 2%クエン酸溶液によるリン抽出量

	DW Extractable		2% CA Extractable	
	gP/kg	S.E.	gP/kg	S.E.
CHSD	0.011	0.001	0.002	0.000
p-rich CHSD	0.013	0.001	5.243	0.120
CHRH	0.129	0.004	0.001	0.001
75% CHRH	0.193	0.008	6.147	0.369
P-rich CHRH	0.203	0.007	7.684	0.837

リン付加オガクズ燻炭の施用がイネ収量に及ぼす影響

赤道森林帯の農家技術実証圃場において、リン付加オガクズ燻炭を実際に施用し、その施用効果を検証した。なお、イネ収量については、第 II 章においても議論しているが、本章においては、特にオガクズ燻炭とリン鉱石の混合物である CHSD+RP+NK 区と、上述した低温焼成技術を適用し、オガクズにリン鉱石を混和した後燻炭化した P-rich CHSD+NK 区の比較により、オガクズ燻炭過程の利用による低温焼成技術がイネ収量に及ぼす影響を明らかにし、そのリン鉱石可溶化技術としての評価を行うこととした。表 IV-3 には NK 区、RP+NK 区、CHSD+NK 区、CHSD+PR+NK 区、および

P-rich CHSD+NK 区における草丈、1m² あたりの穂数、茎葉乾物収量、籾収量、および地上部乾物収量を示した。各処理の詳細は第 II 章で述べた。

表 IV-3. 赤道森林帯の農家技術実証圃場におけるリン付加オガクズ燻炭の施用効果

	Plt height	Panicles/m^2	Stover	Grain	TDM
	cm			t/ha	
NK	123.4 a	148.8 a	4.05 a	3.25 a	7.30 a
PR+NK	123.5 a	143.8 a	4.92 b	4.04 b	8.96 b
CHSD+NK	124.6 a	180.5 b	5.92 c	4.93 c	10.85 c
CHSD+PR+NK	123.6 a	171.3 ab	5.84 c	4.95 c	10.79 c
P-rich CHSD+NK	123.6 a	175.8 ab	6.21 c	5.08 c	11.28 c

草丈については、全ての処理区間に有意差は認められなかった。一方で、茎葉乾物収量、籾収量、地上部乾物収量では、オガクズ燻炭施用区である CHSD+NK 区、CHSD+PR+NK 区、および P-rich CHSD+NK 区の収量が有意に増加した。対照である NK 区に対して PR+NK 区の収量は有意に増加していることから、調査地域におけるリン鉱石施用は有効であるが、CHSD+NK 区と CHSD+PR+NK 区の間に有意差は認められなかった。このことから、オガクズ燻炭とリン鉱石の同時施用は相乗効果をもたらさない可能性が考えられる。本試験においては、全ての処理区に窒素およびカリウム肥料を推奨施用量で施用しており、イネ生育の主な制限要因はリン量である。CHSD におけるリン溶出量は、表 IV-2 に示した通り、非常に少なく、CHSD の施用のみで必要なリン酸量を得られたとは考えにくい。

CHSD+PR+NK 区と P-rich CHSD+NK 区の結果を比較すると、全ての項目において、有意差は認められなかった。しかし有意差は認められないものの、草丈を除く項目で CHSD+PR+NK 区を上回っており、リン鉱石可溶化の影響である可能性を示した。本試験においては明確な有効性を示すことが出来なかったため、さらに詳細を検証する必要があると考える。

リン鉱石の低温焼成まとめ

これまでの結果から、赤道森林帯において容易に入手できる有機資源であるオガクズを用いて、燻炭化によるリン鉱石の低温焼成は可能であると結論付けられる。燻炭化処理は、赤道森林帯に特有な有用資源であるオガクズだけでなく、籾殻等でも実施可能であり、各種作物のもみ殻燻炭化過程を利用することで、様々な地域で実践が可能であると考えられる。

予備試験では低温焼成によりリン鉱石のクエン酸可溶性が 10gP kg^{-1} 程度向上することが期待できると結論付けていたが、各種有機資材の燻炭化過程を利用したリン付

加燻炭におけるリン含量は、リン鉱石を付加しないものに比べると増加するものの、予備試験で示された理論値には遠く及ばなかった。この結果は、燻炭の消火時の散水の影響が考えられるが、一方で、有機物と混和した状態での燻炭化ではリン鉱石の溶解程度が制限されている可能性も否定できない。

実際に農家圃場で実施したリン付加オガクズ燻炭の施用効果は、オガクズ燻炭のみの施用効果が高く、リン鉱石溶解の影響は判然としなかった。しかしながら、オガクズ燻炭とリン鉱石を混和して施用した処理区に比較して、低温焼成を実施したリン付加オガクズ燻炭の施用区は、若干ではあるものの高い収量を示した。今後、ポット試験なども実施し、より詳細な解析が必要と考えられる。

引用文献

Bationo A, Mughogho SK, Mokwunye U 1985: Agronomic evaluation of phosphate fertilizers in tropical Africa. Proceedings of a symposium on Management of nitrogen and phosphorus fertilizers in Sub-Saharan Africa, 25-28 March 1985, Lome, Togo.

Brookes P 2001: The soil microbial biomass: Concept, measurement, and applications in soil ecosystem research. *Microbes and Environment*. **16** (3), 131-140.

Brookes PC, Powlson DS, Jenkinson DS 1982: Mearsurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 319-329.

Buresh RJ, Smithson PC, Heliums DT 1997: Building soil phosphorus capital in Africa. *In* Replenishing soil fertility in Africa. Buresh RJ, Sanchez PA, And Calhoun F, eds. SSSA special publication no. 51. Wisconsin, USA, 111-150.

Cleveland CC, Liptzin D 2007: C:N:P stoichiometry in soil: is there a 'Redfield ratio' for the microbial biomass?, *Biogeochemistry*, 85, 235-252.

Doak B.W., Gallaher P.J., Evans L., and Muller F.B. (1965) Low-Temperature Calcination of "C"-Grade Phosphate From Christmas Island, New Zealand Journal of Agricultural Research

Dobermann A, Fairhurst TH 2002: Rice straw management. *Better Crops International*, **16**, 7-11.

Food and Agriculture Organization 2004: Use of phosphate rocks for sustainable agriculture. FAO Fertilizer and Plant nutrition Bulletin No.13, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Gao S, Tanji KK, Scardaci SC 2003: Incorporating straw may induce sulfide toxicity in paddy rice. *California Agriculture*, **57**, 55-59.

Giller KE, Cadisch G, Ehaliotis C, Adams E 1997: Building soil nitrogen capital in Africa. *In* Replenishing soil fertility in Africa. Buresh RJ, Sanchez PA, and Calhoun F, eds. SSSA special publication no. 51. Wisconsin, USA, 151-192.

Frossard E, Tekely P, and Grimal JY 1994: Characterization of phosphate species in urban sewage sludges by high-resolution solid-state 31P NMR, European Journal of Soil Science, 45, 403-408.

Hedley MJ, Stewart JWB, Chauhan BS 1982: Changes in inorganic and organic soil phosphorous fractions induced by cultivation practices and laboratory incubation. Soil Science Society of America Journal, 46, 970-976.

Hedley MJ, Stewart JWB 1982: Method to measure microbial phosphate in soil. *Soil Biol. Biochem*., 14, 377-385.

伊藤豊彰、谷川法聖、三枝正彦 2005: 環境保全型水稲生産のためのリン酸ベースでの家畜ふん堆肥施用体系の検討ー施用 1 年目での評価ー．東北大学大学院農学研究科付属複合生態フィールド教育研究センター、センター報告、21、33-37

Iyamuremye F, Dick RP 1996a: Organic amendments and phosphorus sorption by soils. *Adv. Agron*., **56**, 139-185.

Iyamuremye F, Dick RP, Baham J 1996: Organic amendments and phosphorus dynamics: I. Phosphorus chemistry and sorption. *Soil Sci*., **161** (7), 426-435.

君和田健二、辻博之、林怜史、宮浦寿美、大下泰生 2010: 低温灰化による鶏糞焼却灰中のリン可溶性向上、日本土壌肥料学会講演要旨集、**56**、247.

Murphy J, Riley JP 1962: A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta*., 27, 31-36.

Saunders WMH 1964: Phosphate retention by New Zealand soils and its relationship to free sesquioxides, organic matter, and other soil properties. *N.Z. J. Agric. Res*., **8**, 30-57.

Shapley AN, Smith SJ 1989: Mineralization and leaching of phosphorus from soil incubated with surface-applied and incorporated crop residue. *J. Environ. Qual*., **18**, 101-105.

Simpson PG 1998: Reactive phosphate rocks: their potential role as P fertilizer

for Australian Pastures. Technical Bulletin. La Trobe University. Melbourne, Australia.

Singh. BB and Jones JP 1976: Phosphorus sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **40**, 389-394.

Wickramatilake ARP, Kouno K, Nagaoka T 2010: Compost amendment enhances the biological properties of Andosols and improves phosphorus utilization from added rock phosphate. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 56, 607-616.

Zayed G, Abdel-Motaal H 2005: Bio-active composts from rice straw enriched with rock phosphate and their effect on the phosphorous nutrition and microbial community in rhizosphere of cowpea. Bioresource Technology, 96, 929-935