

土壌リンの存在形態と生物循環

誌名	土と微生物
ISSN	09122184
著者名	武田,容枝
発行元	土壌微生物研究会
巻/号	64巻1号
掲載ページ	p. 25-32
発行年月	2010年4月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



総説

土壌リンの存在形態と生物循環

武田容枝

福島県農業総合センター, 〒963-0531 福島県郡山市日和田町高倉字下中道 116 番地

Forms and biological cycling of soil phosphorus

Masae Takeda

Fukushima Agricultural Technology Centre,

Aza Shimonakamichi 116, Takakura, Hiwadamachi, Koriyama-shi, Fukushima, 963-0531, Japan

Key words : phosphorus, microbial biomass, sustainable agriculture, livestock manures, green manures

1. はじめに

リンの過剰障害が出にくいという報告が生産者を後押しし、リン酸肥料は生産性維持のために多く施用されてきた。しかし、近年の研究によりリン酸蓄積土壌でネコブ病が発生しやすいことが示され³⁸⁾、生産者の考えは“リン酸減肥”の方向へ変わりつつある³⁷⁾。また、リン酸肥料の価格が過去1年で2倍に跳ね上がったこともあり³⁹⁾、生産者は今、生産性と経済性の両面からリン酸肥料の使用削減を迫られている。

家畜糞堆肥や植物残渣などの有機質資材を利用することは、化学肥料の消費を減らすための重要な選択肢である。国内では家畜糞尿の約6割が農耕地以外の場所で廃棄され、環境汚染の原因となっている³⁶⁾。この事を考えると、家畜糞尿の利用はリン酸減肥のためだけでなく、地域内資源の循環利用や環境保全という点からも重要と考えられる。とは言え、有機質資材の利用は難しい。化学肥料と異なり肥効を推定しにくいという点が生産者にとっての障害となっている。この障害を取り除くためには、土壌微生物の働きについて理解を深め、有機質資材を施用した土壌におけるリンの動態を把握する必要がある。本稿では、有機質資材を施用した土壌で(1)リンがどのような形態で存在し、(2)土壌微生物を介してどのようにリンの形態が変化するか、また(3)土壌微生物と植物の間でリンに対する競合はどの程度なのか、これら3点を過去の研究結果をもとに議論する。

2. 有機質資材を施用した土壌におけるリンの存在形態

家畜糞尿を主原料とする動物性資材を連用した土壌で

は大抵、リンの蓄積が認められる⁴⁸⁾。動物性資材の施用量は窒素の含有量や肥効率に基づいて通常設定されるが、P/N比は作物よりも動物性資材の方が高いため、資材に含まれるリンの大部分が作物に利用されず土壌内に残る⁴⁷⁾。堆肥化されていない未熟有機物が施用された土壌では、下層へのリンの移動が促進されることもある¹⁴⁾。これは、家畜糞尿の分解過程で放出される有機酸などの分泌物がAl、FeあるいはCaとキレート反応を起こし、リン酸の固定を弱めるためである¹⁴⁾。しかし、黒ボク土のようにリン固定力の高い土壌ではリンの溶脱が抑えられるため、余剰リン(作物に利用されなかったリン)の多くが作物の根域にとどまる⁵⁴⁾。

土壌リンの蓄積形態は、動物性資材を連用した土壌と化学肥料を連用した土壌でほとんど違いがないことが報告されている(表1)¹⁷⁾。この見解は、Hedleyら¹⁹⁾の逐次抽出法で得たリンの分画結果に基づいている。Hedleyらのリン分画法では、抽出力の弱い陰イオン交換樹脂や0.5 M NaHCO₃を使って“植物に供給されやすい”リンが先に抽出され、次に0.1 M NaOH (AlやFeの酸化鉱物に強く吸着しているリン)、0.5 M H₂SO₄ (または1 M HCl; 難溶性のCa型リン)の順で“供給されにくい”リンが抽出される。酸性土壌や黒ボク土では、AlやFeの酸化鉱物が多いため、リン酸肥料でも動物性資材でも施用によって特に増加するのはNaOH抽出の無機態リン(NaOH-P_i)である(表1)。ただし、多量の家畜糞尿が施用された場合はCa型の無機態リン(Acid-P_i: H₂SO₄またはHClで抽出されるP_i)の増加が認められる⁴⁸⁾。これは、資材自体にCaやMg態の無機態リン化合物が多く含まれるためである(63~92%)⁴⁹⁾。いずれにせよ、動物性資材を施用した土壌では、化学肥料を施用した土壌と同様に無機態リンが多く蓄積している。蓄積リンの有効活用は動物性資材を用いた土壌でも課題となっている。

一方、緑肥などの植物性資材は動物性資材よりもリン含

2009年11月30日受付・2010年1月12日受理

* Corresponding author.

E-mail: takeda_masae_01@pref.fukushima.jp

表1 無施肥, 化学肥料または家畜糞尿を施用した土壌の無機態および有機態リン分画†

	Total P input	Individual P fractions						Sum			
		Resin P _i	NaHCO ₃ P _i	P _o	NaOH P _i	P _o	Acid ‡ P _i	Residual P _i	P _i	P _o	
	mg P kg ⁻¹ [kg P ha ⁻¹]	mg P kg ⁻¹									
Less weathered soils											
1. Zhang and MacKenzie ⁶⁰⁾											
Pre-control	–	NE §	60	27	106	264	560	125	1144	727	291
Control	0	NE	52	25	101	226	547	116	1067	700	251
Fertilized	266	NE	155	33	152	257	571	149	1317	877	291
2. Kuo <i>et al.</i> ²⁸⁾											
Control	[0]	0.4	15	17	181	170	540	94	986	736	187
Fertilized	[636]	4	49	12	355	97	593	102	1151	1001	109
Weathered soils											
3. Oberson <i>et al.</i> ⁴¹⁾											
Control	0	3	4	11	27	45	36	85	212	69	82
GL	56	5	7	15	46	51	47	93	263	103	98
CR	241	14	20	17	111	43	54	102	363	200	98
4. Dobermann <i>et al.</i> ¹³⁾											
a) Control	–4 ¶	2	NE	NE	40	95	28	255	420	70	95
Fertilized	225	35	NE	NE	133	105	60	261	594	228	105
b) Control	–5	2	NE	NE	43	121	19	217	402	64	121
Fertilized	197	39	NE	NE	163	129	49	235	615	251	129
c) Control	–9	2	NE	NE	72	277	41	287	679	115	277
Fertilized	112	17	NE	NE	175	295	80	308	875	272	295
5. Sharpley <i>et al.</i> ⁴⁸⁾											
a) Control	[0]	13	20	44	86	78	48	84	373	167	206
Dairy	[1200]	394	925	125	678	313	1780	571	4790	3780	1010
Control	[0]	29	20	52	123	142	65	94	525	237	288
Poultry	[1200]	382	293	139	295	288	802	262	2460	1770	690
b) Control	[0]	15	10	22	103	97	49	165	461	177	284
Dairy	[1200]	321	174	83	441	173	510	256	1960	1450	510
Control	[0]	22	29	44	88	133	31	147	494	170	324
Poultry	[900]	283	174	120	322	184	708	243	2030	1490	540

† Determined by the Hedley method.

§ Not extracted.

‡ HCl or H₂SO₄.

¶ Taking account of crop P removal.

1. Canadian Inceptisol (pH 6.0); corn production for 5 yr; fertilized with NH₄H₂PO₄ and Ca(H₂PO₄)₂; 'Pre-control' sampled prior to the study.
2. American Inceptisol (pH not available); corn production with winter cover cropping for 10 yr; fertilized with triple superphosphate.
3. Colombian Oxisols (pH 4.9); Control = native savanna, GL = grass-legume pasture, CR = continuous rice; fertilized with triple superphosphate for 5 yr.
4. a) Filipino Ultisol (pH 4.8), b) Indonesian Oxisol (pH 5.8), c) Filipino Ultisol (pH 4.5); upland rice or soybean production for 1-3 yr; single or triple superphosphate.
5. a) American Ultisol (pH 6.7), corn/barley production under application of dairy cattle or poultry manure for 10 yr; b) American Alfisol (pH 6.1), corn/soybean production under application of dairy cattle manure for 10 yr, corn production under application of poultry for 10 yr.

有量が低く組成も異なるため、土壌リン形態への影響は異なると考えられる。例えば、有機態リンの割合は、家畜糞尿などの動物性資材よりも植物残渣の方が高く、多量の植物残渣を混和した土壌では有機態リンの量および割合が高まることが報告されている^{40,51)}。しかし、実際に栽培体系の中で緑肥作物を導入した場合、リン分画への影響はほとんど認められない^{11,28,54)}。これは、植物残渣や動物性資材を施用した場合と異なり、系外からリンが添加されないためと考えられる。しかも、緑肥作物が循環(吸収→放出)できる土壌リンの量は動物性資材で加えられる量と比べるとごくわずかである。福島県で冬作緑肥として用いたナタネとライムギが土壌に還元したリンの量は2年間あわせて16.3, 17.7 g P ha⁻¹で、夏作ダイズの播種前に施用された牛

糞堆肥に含まれるリンの約1%でしかなかった⁵⁴⁾。確かに、緑肥を利用した土壌では(リン分画法で検出可能な)リン形態の変化が認められない可能性が高いが、動物性資材を施用した土壌のようにリンの蓄積を助長することはない。

ここまで述べてきたリン分画法では風乾した土壌が用いられ、微生物バイオマスリン(MBP)まで評価されることが少ない。しかし、未風乾土壌で評価すると、有機質資材を施用した後のMBPの増加は顕著である^{16,42,55,59)}。有機質資材は農耕地土壌の微生物にとって重要な炭素源であるため、微生物のバイオマス量や活性を高める効果は大きい。例えば、20年間堆肥や家畜糞尿で土壌肥沃度を管理した有機圃場2か所(リン施用量は25.3, 29.5 kg P ha⁻¹ yr⁻¹)で

は、MBPの量が化学肥料あるいは無施用で管理した圃場2か所(27.6, 0 kg P ha⁻¹ yr⁻¹)の約2倍であった⁴²⁾。筆者らの試験では、ライムギの緑肥利用によるMBPの増加が処理2年目にすでに認められた⁵⁵⁾。この結果は、土壤に蓄積しているリンをライムギが利用し、MBPのような易分解性の有機態リン(後述)を増加させたこと(つまり、緑肥利用による蓄積リンの有効化)を示唆する。

3. 土壤微生物によるリンの形態変化

1) 微生物による土壤蓄積リンの溶解および分解

土壤微生物は、施用された化学肥料や有機質資材のみからリンを吸収するわけではなく、もともと土壤に含まれるリンを多く吸収する。例えば、*Medicago truncatula*の残さ(³³P)とリン酸カルシウム(³²P)を施用した土壤(温帯地域の土壤)では、施用後7日目のMBPのうち、リン酸カルシウム由来(³²P)が5%以下、残さ由来(³³P)が22~28%で、残りの大部分が土壤由来のリン(³¹P)であった³⁵⁾。熱帯地域の土壤を用いたアイソトープ試験でも同様の結果が得られている⁶⁾。これらの結果は、リン酸カルシウムのような溶解しやすいリン化合物だけでなく、土壤に存在する溶解または分解しにくいリン(固定リン)を土壤微生物が利用できることを意味する。中国の酸性土壤(Ultisol)では、グルコース(2 g C kg⁻¹)や稲わら(4 g C kg⁻¹)の添加によってMBPが増加するとともにAl-PまたはFe-P(固定リン)が減少することが示されている⁵⁹⁾。圃場試験でも、化学肥料に加えて家畜糞尿を施用した酸性土壤でMBPの増加とともにNaOH-P_i(リン分画法による)の減少が認められ、AlやFeに固定されている無機態リンを微生物が利用できることが示されている¹⁾。

土壤蓄積リンを溶解する能力は微生物によってさまざまである。少なくとも、微生物は二酸化炭素を放出することでまわりの土壤を酸性化し、リン溶解に寄与する²³⁾。特にリン溶解菌と呼ばれる微生物は二酸化炭素だけでなく酸やキレート剤を放出し、Al, Fe, Caと結合したリン化合物を溶解する。細菌では*Pseudomonas*や*Bacillus*, 糸状菌では*Aspergillus*や*Penicillium*がリン溶解菌に多い²¹⁾。例えば、*Penicillium bilaiae*はシュウ酸やクエン酸を放出する⁵²⁾。水素イオンがリン鉱石(難溶解性Ca型P_i)を溶解するだけでなく、同時にシュウ酸やクエン酸のアニオンがCaとキレートを作ることによってリン酸の解離を促進する⁵²⁾。*P. bilaiae*はカナダ・アルバータ州の土壤で見出された糸状菌で、北米を中心にリン溶解菌として販売されている。日本の黒ボク土においても*P. bilaiae*を使って作物のリン吸収を改善できないかと期待されたが、圃場試験で安定した効果は得られていない(唐澤敏彦氏、未発表データ)。*P. bilaiae*が国内土壤でリン溶解機能を発揮できない要因として、温度条件や土壤リンの化学的構造の違い、また土着微生物との競合が考えられる。カナダにおける*P. bilaiae*のように優れたリン溶解能を示す微生物は国内土壤で見つかっていない。

土壤微生物は無機態リンだけでなく有機態リンの可溶化

にも寄与する。有機態リンの全リンに対する割合は通常30~50%と言われるが、土壤の風化度や管理方法によってその割合は異なる(表1)。リン脂質や核酸などのリン酸ジエステルはホスファターゼ(脱リン酸酵素)の存在下で容易に分解されるため、土壤中の存在量は少ない。一方、フィチン酸を含むイノシトールリン酸はAlやFeと強く結合し遊離態の量が少ないため、微生物によって分解されにくく土壤の存在量が多い(有機態リンの~50%)。フィチン酸態リン酸を分解する酵素(フィターゼ)の生成に優れる微生物として、*A. niger*⁵⁶⁾や*Pseudomonas* sp.⁴³⁾が見出されている。植物は一般にフィチン酸を分解する能力が低いから、これら微生物の接種による効果は大きい。例えば、フィチン酸を含む寒天培地で植物6種を栽培した実験では、*Pseudomonas* sp.の接種による植物リン含有量の増加が29~175%にも及んでいる。ただし、このような効果が認められるのは遊離のフィチン酸が多く存在する場合である。同試験で、寒天培地の代わりに砂とバーミキュライトの混合培地(フィチン酸を固定しやすい培地)を用いた場合は、植物リン含有量の増加が認められていない⁴⁴⁾。この結果は、フィターゼ生成微生物の接種効果を大きくするために、フィチン酸の遊離を促進する必要があることを示している。従って、有機酸などの放出によってフィチン酸の遊離を促進できる植物(例、ルーピン)との組み合わせはフィターゼ生成微生物の効果を大きくする一つの手段と言える。実際、1914年よりリン酸肥料を施用していない北海道の圃場でフィチン酸を可溶化できる微生物群集の存在が確認されており、ルーピンとの組み合わせで効果が検討されている⁵⁷⁾。

菌根菌に関しては国内での検討が多い。可給態リンの少ない土壤でも、共生植物を緑肥として導入することで後作物のリン吸収が高まることが示されている²⁴⁾。菌根菌自体には難溶解性の無機態リンを溶解する機能がないが、菌糸をのばし土壤を広く占有することで土壤溶液中のリンを効率よく吸収できると考えられている。菌糸中の無機態リンの移動は土壤溶液中の拡散よりも速く、菌糸の伸長は土壤内でのリンの移動において重要な役割を担っている²⁷⁾。

土壤には蓄積リンの溶解や分解に寄与できる微生物が存在し、有機質資材の施用による微生物の活性化は蓄積リンの有効化につながる可能性がある。ただし、リンの形態変化は微生物群集の持つ能力に応じて異なる。また、微生物群集がどの程度能力を発揮できるかは耕地土壤の管理方法によるところが大きい。例えば、化学肥料の施用量が少なくリン肥沃度の低い土壤では作物根の菌根菌共生率が高い^{22,32)}。また、そのような低リン条件下でホスファターゼの生成を促進する微生物も存在する⁴²⁾。高リン条件下では、逆に、微生物によらない化学的(abiotic)可溶化が進むため、微生物の働きは制限される可能性がある。可溶性のリンを多く含む化学肥料や有機質資材(鶏糞や豚糞)が多量に施用された土壤では、微生物のリン可溶化への寄与は小さいと考えられる。

2) 微生物によるリン代謝回転

微生物体内に吸収されたリンは、細胞が溶解する過程で再び土壌内へ放出される。微生物によるリンの吸収と放出のサイクル（代謝回転）は炭素や窒素の代謝回転よりも速い^{26,59)}。これは、微生物に含まれるリン化合物（核酸、ATP、ポリリン酸、リン脂質など）の多くが細胞質内や細胞膜表面に存在し、細胞溶解とともに土壌溶液中に放出されやすいためと考えられる⁵⁹⁾。いったん細胞外に放出された有機態リンは、土壌中に存在するホスファターゼの働きで迅速に分解される。土壌細菌の一種 *Serratia liquifaciens grimesii* から抽出された可溶性有機態リンは、植物 (*Agrostis capillaris* L.) の生成するホスファターゼの存在下で8時間以内に分解することが報告されている³⁰⁾。また、リン代謝回転の速さはアイソトープ (^{14}C と ^{32}P) を用いた室内試験でも実証されている。Kouno ら²⁶⁾ は、(1) グルコース (^{14}C) とリン酸カリウム (^{32}P)、(2) イタリアンライグラス残さ (^{14}C , ^{32}P) を加えた土壌で微生物バイオマス内の ^{14}C と ^{32}P 量を調べ、その時間経過から ^{14}C の代謝回転時間を (1) 82日と (2) 95日、 ^{32}P の代謝回転時間を (1) 37日と (2) 42日と算出した。

リンの代謝回転速度は土壌の種類や管理方法によって異なる。粘土質土壌や酸性土壌のようにリン固定力の高い土壌では、微生物へのリンの供給が抑えられるために代謝回転時間が長い（中国の酸性赤色土壌では68～115日⁸⁾）。また、作物を連作し化学肥料を中心に肥沃度の管理を行った土壌よりも、畜産や緑肥を栽培体系に導入し有機物を投入した土壌の方がMBPの代謝回転が速いことが指摘されている^{31,41)}。例えば、スイスの有機管理土壌2種（堆肥や家畜糞尿を連用し化学合成された肥料および農薬を使用していない土壌）で代謝回転時間は70日と120日と算出されたのに対し、化学肥料のみを20年間施用し合成農薬を使用した土壌（慣行土壌）では160日と算出された⁴²⁾。

スイスの有機管理土壌でリン代謝回転が速まったのは微生物群集が変化した結果ではないかと考えられている⁴²⁾。微生物バイオマスのC:P比が慣行土壌（13.4）よりも有機管理土壌（上記2種で11.1と10.8）で低かったことが微生物群集の違いを示唆している⁴²⁾。Bünemann ら⁵⁾ はトウモロコシ連作体系にマメ科植物の緑肥を導入すると、

土壌腐植量の増加とともに糸状菌とグラム陽性細菌の割合が多くなることを示した。しかしながら、有機物を施用した土壌でリン溶解菌やホスファターゼ活性の高い（リン無機化能力に優れた）微生物（3.1）参照）が増えたという報告例はない。

他にも、微生物によるリン代謝回転が有機管理土壌で高まる要因はいくつか考えられる。有機圃場では除草目的で耕起が頻繁に行われるため、土壌の物理的攪乱が微生物バイオマスからのリンの溶出を促進することが考えられる。また、捕食者である土壌生物（原生動物、線虫、節足動物）の存在がリンの代謝回転に影響を及ぼす可能性もある。捕食生物が細菌や糸状菌を摂食することで微生物細胞が溶解し（直接的影響）、さらに、選択的に摂食することで微生物の群集構造や活性の変化をもたらす（間接的影響）、リンの無機化に寄与するのではないかと考えられている¹⁵⁾。室内試験ではあるが、細菌食性あるいは糸状菌食性の線虫を接種することで微生物のバイオマス量と活性が高まり、窒素やリンの無機化が促進されたことが報告されている^{2,10,12,20)}。

4. リンに対する微生物と植物間の競争

微生物に含まれるリンは土壌に含まれるリン全体の2～5%にすぎないが、土壌リン循環の中で微生物の果たす役割は大きいと考えられている（図1）。土壌微生物が引き起こすリンの形態変化および微生物バイオマスの代謝回転は、可給態リンや微生物バイオマスリンの量（したがって、植物へのリンの供給性）を左右する。

易分解性の有機物を加えると、土壌微生物は急激に増殖しMBPも多くなる。施用後の比較的短い期間には、可給態リンの減少にともない（Kwabiah らの試験では0～28日目²⁹⁾）、植物によるリン吸収が低下する⁴⁵⁾。とくに植物体が小さい間は植物根よりも土壌全体に分布する微生物の方がリンを吸収する上で有利である³⁴⁾。しかし土壌中の易分解性有機物の量が元の状態に戻れば、再び微生物群集内の炭素に対する競争が高まり微生物の代謝回転は速まるため、微生物の細胞溶解にともなう可給態リンの増加が認められる（植物残渣添加後28～56日目に25%増加²⁹⁾）。

従って、微生物が一時的に貯蓄したリンも長期的にみれば植物の重要なリン供給源となると言える。また、生育期

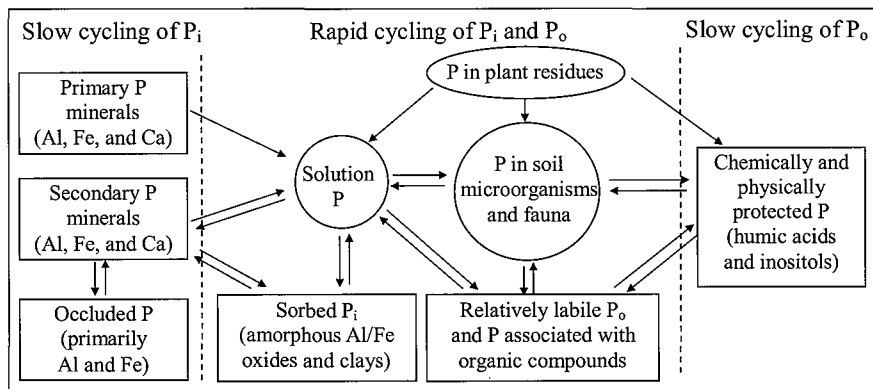


図1 土壌リン循環：リンの形態と流れ (Sharpley⁴⁶⁾ より改変)

間の長い作物ほど微生物代謝回転によって遊離されるリンを吸収できるのではないかと考えられる。Brookesら⁴⁾はイギリスの農耕地土壌を用い、微生物を介したリンフラックス (MBP [kg P ha⁻¹] ÷ 代謝回転時間 [yr]) を 2.2 ~ 11.0 kg P ha⁻¹ yr⁻¹ と算出した。このリンフラックスは炭素の代謝回転時間 (2.5 年) を使って計算され、作物の吸収する土壌リンの約 60% に匹敵すると評価された。しかし、炭素よりリンの代謝回転の方が速いこと (3.2) 参照) を考慮すると、微生物によるリンフラックスが植物のリン吸収に与える影響はさらに大きいと考えられる。Chen と He⁸⁾ は、中国南部の酸性土壌 3 種におけるリンフラックス (91 ~ 146 kg P ha⁻¹ yr⁻¹) は同地域で生産される作物のリン吸収量 (約 30 kg P ha⁻¹) の 3 ~ 5 倍に匹敵すると報告している。

実際、土壌中の MBP 量と作物のリン吸収量との間に相関性があることは、可給態リンの少ない土壌¹⁶⁾ やリン固定力の高い土壌¹⁾ で認められている。前述のとおり、土壌微生物は化学肥料や有機質資材からだけでなく土壌からも多くのリンを吸収する (3.1) 参照)。そのため、リン固定力の高い酸性土壌では、微生物によるリンの取り込みを維持することで土壌へのリンの固定が抑えられ、その結果植物のリン利用率は向上すると考えられている^{1,41)}。筆者らは、黒ボク土でも同様のことが言えるのではないかと考えている⁵⁵⁾。なぜなら、淡色黒ボク土の圃場でナタネとライムギを緑肥として用いた結果、可給態リン (ブレイ準法による) とダイズ根の菌根菌共生率には差が認められなかったものの、MBP とダイズによるリン吸収量はナタネよりもライムギをすき込んだ区で多いことを認めたからである。ナタネとライムギのすき込みによって土壌に還元されたリンの量はほぼ同等であったが、炭素投入量はライムギ処理の方が多かったために微生物バイオマスの量が維持され、土壌へのリン固定も制限されたのではないかと推察している。

5. おわりに

～微生物バイオマスリンの定量における留意点～

現在国内では、土壌リン肥沃度の指標として、トルオーグ法やブレイ準法で抽出されたリン酸の量が一般的に用いられている。しかし、これらの指標では、微生物の代謝回転にともなって放出されるリンを十分に評価できない^{7,55)}。先に述べたとおり、有機質資材を投入した土壌では MBP の量が多く (2. 参照)、代謝回転時間が短い (3.2) 参照)。このことを考慮すると、微生物バイオマスを介して放出されるリン (MBP 量 ÷ 代謝回転時間) が植物栄養上いかに重要であるか推察される。従って、化学肥料の使用量の削減とともに有機質資材の利用を増やす省資源型栽培では、リン肥沃度の指標として MBP も評価すべきではないかと考えられる^{1,16,41,55)}。

一般に MBP の定量は二つの工程からなる：①クロロホルム、ヘキサノールなどの有機溶媒 (溶菌剤) による微生物細胞の溶解、② 0.5 M NaHCO₃ などによる溶出リンの抽

出^{3,33)}。この MBP 定量法には留意すべき点がある。一つ目はリンの土壌吸着である。炭素や窒素と異なり、微生物細胞から溶出したリンは土壌に吸着される可能性が高い。土壌吸着の問題を回避するために 3 種類の土壌処理がなされる：(A) 溶菌剤なし、(B) 溶菌剤あり、(C) 既知濃度のリン溶液の添加 (C・N の場合、(A) (B) のみ)。(C) の処理を加えることで吸着率が計算され、吸着リンの補正が可能となる。黒ボク土ではリンの吸着率が極めて高いため、MBP ((B) - (A)) が算出できないことが多々ある。よって、②の抽出倍率 (土壌 : 0.5 M NaHCO₃) を 20 倍から 40 倍に変更したり⁵⁰⁾、陰イオン交換膜を使って①と②の工程を同時に行ったりする²⁵⁾ 工夫がなされている。

MBP を定量する際、特に有機質資材を施用した土壌で注意しなくてはならないことは 2 点ある：リンを含む有機物が多く存在すること、そして資材施用後にホスファターゼ活性が高まっていることである。溶菌剤の処理中に、微生物以外の有機物 (植物根など) からリンが溶出し、また、土壌中のホスファターゼの働きでリンが無機化される可能性がある⁹⁾。従って、土壌試料から注意深く根の断片などの植物残渣を除去すること³³⁾、そして上記 (A) と (B) の処理を同時 (同様) に行うこと³⁾ が MBP の過大評価を避ける上で最低限必要と考えられる。

有機質資材を施用した土壌の MBP を評価する際に、最大の問題となるのが溶菌率 (K_p) の設定である。いずれの溶菌剤を用いても土壌中の微生物細胞すべてが溶解されるわけではないので、MBP 全体を算出するためには K_p 値が必要となる。Hedley と Stewart¹⁸⁾ は数種類の細菌、糸状菌を土壌に接種し、接種菌に含まれるリンの約 40% がクロロホルム燻蒸によって溶出されることを示した。この報告以来 $K_p=0.4$ を用いる研究者が多いが、土壌や微生物の種類によって K_p は異なることが示されており^{3,33,53)}、一律の K_p 値を用いることには疑問が残る。厳密に言えば、土壌懸濁液を使って培養した微生物群の溶菌率 (K_p) を求める必要がある⁵⁸⁾。しかし、 K_p の算出には多大な労力を要し、有機質資材や土壌の種類が多ければ事実上不可能に近い。

以上、MBP の定量法にはいくつかの問題点がある。微生物バイオマスを介したリンフラックスをより正確に評価するためには更なる改良が必要であろう。その上で、MBP と作物リン吸収との関係を圃場レベルで検証することが求められる。MBP と作物リン吸収量の間の相関性は、作物や有機質資材の種類、土壌リンの存在状態 (リン固定力や可給態リンの量) によって異なることが予想される (4. 参照)。どのような状況で微生物によるリン代謝回転が作物栄養上重要となるのかを明らかにするために、さまざまな作物、有機質資材、土壌を用いた圃場試験の実施が期待される。

要 旨

リン酸肥料の消費量を削減するために堆肥や緑肥などの有機質資材を利用することが望まれるが、資材施用後のリン動態に関する情報は不足している。化学肥料や動物性資

材を施用した土壌ではリンが蓄積しており、蓄積リンの有効活用が課題となっている。有機質資材は土壌微生物の重要な炭素源である。微生物の中には蓄積リンを溶解または分解できるものも存在し、微生物の活性化は蓄積リンの有効化につながると考えられる。微生物に吸収されたリンは細胞溶解や捕食者の摂食により放出される。微生物を介したリンの代謝回転は炭素や窒素よりも速く、リンの固定を抑制する効果がある。また、有機質資材を用いた土壌におけるリンの代謝回転は化学肥料施用土壌よりも速いことが示されており、微生物によるリン循環が植物栄養上いかに重要であるか推察される。微生物バイオマスリンの定量法にはいくつかの問題点があるが、その改良によってトルオーグ法やブレイ法では評価できない微生物を介したリンフラックスのより正確な評価が可能となる。さらに、圃場レベルで微生物バイオマスリンと作物リン吸収との関係を追及し理解を深めることが有機質資材の有効利用につながることを考える。

引用文献

- 1) Ayaga G, Todd A and Brookes PC (2006) Enhanced biological cycling of phosphorus increases its availability to crops in low-input sub-Saharan farming systems. *Soil Biol. Biochem.*, **38**, 81-90
- 2) Bardgett RD and Chan KF (1999) Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. *Soil Biol. Biochem.*, **31**, 1007-1014
- 3) Brookes PC, Powlson DS and Jenkinson DS (1982) Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol. Biochem.*, **14**, 319-329
- 4) Brookes PC, Powlson DS and Jenkinson DS (1984) Phosphorus in soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, **16**, 169-175
- 5) Bünemann EK, Bossio DA, Smithson PC, Frossard E and Oberson A (2004a) Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization. *Soil Biol. Biochem.*, **36**, 889-901
- 6) Bünemann EK, Steinebrunner F, Smithson PC, Frossard E and Oberson A (2004b) Phosphorus dynamics in a highly weathered soil as revealed by isotopic labeling techniques. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **68**, 1645-1655
- 7) Cavigelli MA and Thien SJ (2003) Phosphorus bioavailability following incorporation of green manure crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **67**, 1186-1194
- 8) Chen GC and He ZL (2002) Microbial biomass phosphorus turnover in variable-charge soils in China. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **33**, 2101-2117
- 9) Cleveland CC and Liptzin D (2007) C: N: P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? *Biogeochemistry*, **85**, 235-252
- 10) Cole CV, Elliot ET, Hunt HW and Coleman DC (1978) Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics. V. Phosphorus transformations. *Microb. Ecol.*, **4**, 381-387
- 11) Daroub SH, Ellis BG and Robertson GP (2001) Effect of cropping and low-chemical input systems on soil phosphorus fractions. *Soil Sci.*, **166**, 281-291
- 12) Djigal D, Brauman A, Diop TA, Chotte JL and Villenave C (2004) Influence of bacterial-feeding nematodes (Cephalobidae) on soil microbial communities during maize growth. *Soil Biol. Biochem.*, **36**, 323-331
- 13) Dobermann A, George T and Thevs N (2002) Phosphorus fertilizer effects on soil phosphorus pools in acid upland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **66**, 652-660
- 14) Eghball B, Binford GD and Baltensperger DD (1996) Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *J. Environ. Qual.*, **25**, 1339-1343
- 15) Griffiths BS (1994) Microbial-feeding nematodes and protozoa in soil: their effects on microbial activity and nitrogen mineralization in decomposition hotspots and the rhizosphere. *Plant Soil*, **164**, 25-33
- 16) He ZL, Wu J, O'Donnell AG and Syers JK (1997) Seasonal responses in microbial biomass carbon, phosphorus and sulfur in soils under pasture. *Biol. Fertil. Soils*, **24**, 421-428
- 17) Hedley M and McLaughlin M (2005) Reactions of phosphate fertilizers and by-products in soils. In *Phosphorus: Agriculture and the Environment*, Ed. JT Sims and AN Sharpley, p.181-252, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI
- 18) Hedley MJ and Stewart JWB (1982) Method to measure microbial phosphate in soils. *Soil Biol. Biochem.*, **14**, 377-385
- 19) Hedley MJ, White RE and Nye PH (1982) Plant induced changes in the rhizosphere of rape (*Brassica napus* var. Emerald) seedlings. III. Changes in L. Value, soil phosphate fractions and phosphatase activity. *New Phytol.*, **91**, 45-56
- 20) Ingham RE, Trofymow JA, Ingham ER and Coleman DC (1985) Interactions of bacteria, fungi, and their nematode grazers: effects on nutrient cycling and plant growth. *Ecol. Monogr.*, **55**, 119-140
- 21) Jakobsen I, Leggett ME and Richardson AE (2005) Rhizosphere microorganisms and plant phosphorus uptake. In *Phosphorus: Agriculture and the Environment*, Ed. JT Sims and AN Sharpley, p.437-494, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI
- 22) Johanson JF, Paul JR and Finlay RD (2004) Microbial interactions in the mycorrhizosphere and their significance for sustainable agriculture. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **48**, 1-13
- 23) Jurinak JJ, Dudley LM, Allen MF and Knight WG (1986) The role of calcium oxalate in the availability of phosphorus in soils of semiarid regions: a thermodynamic study. *Soil Sci.*, **142**, 255-261
- 24) Karasawa T, Kasahara Y and Takebe M (2002) Differences in growth responses of maize to preceding cropping caused by fluctuation in the population of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biol. Biochem.*, **34**, 851-857
- 25) Kouno K, Tuchiya Y and Ando T (1995) Measurement of soil microbial biomass phosphorus by an anion exchange membrane method. *Soil Biol. Biochem.*, **27**, 1353-1357

- 26) Kouno K, Wu J and Brookes PC (2002) Turnover of biomass C and P in soil following incorporation of glucose or ryegrass. *Soil Biol. Biochem.*, **34**, 617-622
- 27) Kucey RMN, Janzen HH and Leggett ME (1989) Microbially mediated increases in plant - available phosphorus. *Adv. Agron.*, **42**, 199-228
- 28) Kuo S, Huang B and Bembek R (2005) Effects of long-term phosphorus fertilization and winter cover cropping on soil phosphorus transformations in less weathered soil. *Biol. Fertil. Soils*, **41**, 116-123
- 29) Kwabiah AB, Palm CA, Stoskopf NC and Voroney RP (2003) Response of soil microbial biomass dynamics to quality of plant materials with emphasis on P availability. *Soil Biol. Biochem.*, **35**, 207-216
- 30) Macklon AES, Grayston SJ, Shand CA, Sim A, Sellars S and Ord BG (1997) Uptake and transport of phosphorus by *Agrostis* capillaries seedlings from rapidly hydrolysed organic sources extracted from ³²P - labelled bacterial cultures. *Plant Soil*, **190**, 163-167
- 31) Mäder P, Alföldi T, Fließbach A, Pfiffner L and Niggli U (1999) Agricultural and ecological performance of cropping systems compared in a long-term field trial. In Nutrient disequilibria in agroecosystems: concepts and case studies, Ed. E Smaling, O Oenema and L Fresco, p. 248-264, CAB, Oxford
- 32) Mäder P, Edenhofer S, Boller T, Wiemken A and Niggli U (2000) Arbuscular mycorrhizae in a long - term field trial comparing low - input (organic, biological) and high - input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biol. Fertil. Soils*, **31**, 150-156
- 33) McLaughlin MJ, Alston AM and Martin JK (1986) Measurement of phosphorus in the soil microbial biomass: A modified procedure for field soils. *Soil Biol. Biochem.*, **18**, 437-443
- 34) McLaughlin MJ, Alston AM and Martin JK (1988a) Phosphorus cycling in wheat - pasture rotations. I. The source of phosphorus taken up by wheat. *Aust. J. Soil Res.*, **26**, 323-331
- 35) McLaughlin MJ, Alston AM and Martin JK (1988b) Phosphorus cycling in wheat - pasture rotations. II. The role of the microbial biomass in phosphorus cycling. *Aust. J. Soil Res.*, **26**, 333-342
- 36) Mishima S, Taniguchi S and Komada M (2006) Recent trends in nitrogen and phosphate use and balance on Japanese farmland. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**, 556-563
- 37) 村上圭一 (2009) アブラナ科野菜根こぶ病の土壌肥料学的防除に関する研究, 日本土壌肥料学会講演要旨集, **55**, 239
- 38) 村上圭一・中村文子・後藤逸男 (2004) 土壌のリン酸過剰とアブラナ科野菜根こぶ病発病の因果関係, 土肥誌, **75**, 453-457
- 39) 農林水産省 (2009) 肥料及び肥料原料をめぐる事情 (資料3), p. 3 (www.maff.go.jp/j/seisan/sien/sizai/s_hiryo/senryaku_kaigi/pdf/01_siry03.pdf; 2009-10-15)
- 40) Nziguheba G, Palm CA, Buresh RJ and Smithson PC (1998) Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. *Plant Soil*, **198**, 159-168
- 41) Oberson A, Friesen DK, Rao IM, Bühler S and Frossard E (2001) Phosphorus transformations in an Oxisol under contrasting land - use systems: The role of the soil microbial biomass. *Plant Soil*, **237**, 197-210.
- 42) Oehl F, Oberson A, Probst M, Fließbach A, Roth HR and Frossard E (2001) Kinetics of microbial phosphorus uptake in cultivated soils. *Biol. Fertil. Soils*, **34**, 31-41
- 43) Richardson AE and Hadobas PA (1997) Soil isolates of *Pseudomonas* sp. that utilize inositol phosphates. *Can. J. Microbiol.*, **43**, 509-516
- 44) Richardson AE, Hadobas PA, Hayes JE, O'Hara CP and Simpson RJ (2001) Utilization of phosphorus by pasture plants supplied with myo - inositol hexaphosphate is enhanced by the presence of soil micro - organisms. *Plant Soil*, **229**, 47-56
- 45) Rousk J, Bååth E, Göransson H and Fransson A-M (2007) Assessing plant - microbial competition for ³³P using uptake into phospholipids. *Appl. Soil Ecol.*, **36**, 233-237
- 46) Sharpley AN (2000) Phosphorus availability. In Handbook of Soil Science, Ed. ME Sumner, D - 18-38, CRC Press LLC, Boca Raton, FL
- 47) Sharpley AN, Chapra SC, Wedepohl R, Sims JT, Daniel TC and Reddy KR (1994) Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.*, **23**, 437-451
- 48) Sharpley AN, McDowell RW and Kleinman PJA (2004) Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **68**, 2048-2057
- 49) Sharpley AN and Moyer B (2000) Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.*, **29**, 1462-1469
- 50) 杉戸智子・吉田光二 (2006) 黒ボク土畑の土壌微生物バイオマスリン測定のためのクロロホルムくん蒸抽出法の改良, 土と微生物, **60**, 11-15
- 51) 杉戸智子・吉田光二・新田恒雄 (2001) 各種有機物の施用に伴う土壌中の形態別リンの変化, 土肥誌, **72**, 195-205
- 52) Takeda M and Knight JD (2006) Enhanced solubilization of rock phosphate by *Penicillium bilaiae* in pH-buffered solution culture. *Can. J. Microbiol.*, **52**, 1121-1129
- 53) 武田容枝・宮沢佳恵・村山 徹 (2009) ヘキサノールを用いた土壌微生物バイオマスリンの抽出, 土肥要旨集, **55**, 130
- 54) Takeda M, Nakamoto T, Miyazawa K and Murayama T (2009a) Phosphorus transformation in a soybean - cropping system in Andosol: effects of winter cover cropping and compost application. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, **85**, 287-297
- 55) Takeda M, Nakamoto T, Miyazawa K, Murayama T and Okada H (2009b) Phosphorus availability and soil biological activity in an Andosol under compost application and winter cover cropping. *Appl. Soil Ecol.*, **42**, 86-95
- 56) Tarafdar JC, Yadav RS and Meena SC (2001) Comparative efficiency of acid phosphatase originated from plant and fungal

- sources. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **164**, 279-282
- 57) 海野佑介・大崎 満・信濃卓郎 (2008) フィチン酸資化性細菌によるクラスター根の形成誘導－ホワイトルーピンの土壌フィチン酸利用プロセスの解明に向けて－, 土肥要旨集, **54**, 61
- 58) Wu J, He ZL, Wei WX, O'Donnell AG and Syers JK (2000) Quantifying microbial biomass phosphorus in acid soils. *Biol. Fertil. Soils*, **35**, 500-507
- 59) Wu J, Huang M, Xiao H - A, Su Y - R, Tong C - L, Huang D - Y and Syers JK (2007) Dynamics in microbial immobilization and transformations of phosphorus in highly weathered subtropical soil following organic amendments. *Plant Soil*, **290**, 333-342
- 60) Zhang TQ and MacKenzie AF (1997) Changes in soil phosphorus fractions under long-term monoculture corn (*Zea mays* L.). *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **61**, 485-493