

第2部門 土壤化学・土壤鉱物

有機成分

筒木 潔*

1. 土壤有機物一般

地球全体からわが国までの陸域生態系における炭素の排出・吸収の機作、炭素賦存量、それらを支える土壤バイオマスの活性とそれを左右する要因などについて概説された¹⁾。

また、土壤中に存在する各種有機成分の存在量、存在形態と特性についてまとめられた²⁾。

2. 腐植物質

土壤腐植酸の化学構造に関して、過去の研究成果と最新の概念の解説が行われた³⁾。

メラニクインデックスおよびPgインデックスの併用により、腐植酸の型A, B, P₊, P_±, Rp(1), Rp(2)を簡単に推定できることが明らかにされた⁴⁾。未分画の腐植抽出溶液の光学性と既往の腐植酸・フルボ酸溶液の分析結果との関連付けが行われた⁵⁾。

水田土壤および畑土壤の下層土(心土)53点の腐植組成を分析し、水田心土にはA型の結合型腐植酸が集積し、その傾向は典型的な乾田で顕著であることが示された⁶⁾。田面水の下方向への浸透が作土中に存在する腐植の結合形態に及ぼす影響が明らかにされた。作土から浸透水中に溶脱される腐植酸含量は浸透水中の全有機物含量の0.7%以下であり、溶脱された腐植酸はほとんどRp型であった⁷⁾。

草地から広葉樹林への植生の遷移に伴う黒ボク土Ah層中の腐植物質の化学的および分光学的変化を調べ、特に腐植の色が褪色するメカニズムの解析が行われた⁸⁾。南西諸島喜界島常緑広葉樹林下の泥灰岩に由来する褐色森林土1断面および沖縄島南部の泥灰岩に由来するジャーガル2断面の腐植の形態分析が行われた。喜界島土壤の腐植酸はP₊型またはそれに近く、適潤性褐色森林土の一般的な腐植酸型と一致した⁹⁾。

都城盆地の累積性黒ボク土断面連続試料の有機炭素含量および植物珪酸体分析の結果、イネ科起源植物体生産量の総量と有機炭素の間には高い正の相関が認められた。また埋没年代が異なる2つの埋没腐植層において、有機炭素含量が数千年の間変化していないことが推察された¹⁰⁾。

台湾の過湿潤熱帯山地林に分布する灰色化赤黄色土、酸性褐色森林土、泥炭土について、腐植酸およびフルボ酸の光学的特徴ならびに腐植物質の腐植化度が検討された¹¹⁾。

中国吉林省に分布する5種類の土壤から抽出した腐植酸について、元素組成、官能基組成、紫外可視吸収スペクト

ル、¹H-NMRスペクトルなどの分析を行い、日本の土壤腐植酸との比較が行われた¹²⁾。また、同土壤から酸添加DMSO溶媒により抽出された腐植酸中の腐植物質成分および非腐植物質成分について、詳細な分析が行われた。DMSO抽出によれば、アルカリ抽出と比べて腐植酸の収率はやや低かったが、非腐植物質成分の混入が少なく、カルボキシル基の多い腐植酸が得られた¹³⁾。さらに、中国吉林省の4種の土壤から各種粒径の有機無機複合体を分離し、これらから酸添加DMSO溶媒によって腐植酸を抽出した。4土壤ともに粗粘土画分に有機炭素が濃縮していた。粗粘土およびシルト複合体の腐植酸は、細粘土および細砂複合体の腐植酸と比べて、E₆₀₀が高く、脱水反応、脱メチル反応が進行し、カルボキシル基およびフェノール性水酸基含量が高く、非腐植物質成分が少ないなどの特徴を示した¹⁴⁾。

4種の土壤からpHの異なるピロリン酸溶液(pH3~13)で逐次抽出された腐植酸について各種分析が行われた。高い不飽和結合含量を持ち酸化度の進んだ腐植酸は、より低いpH値で抽出された¹⁵⁾。黒ボク土腐植酸から逐次ゲルろ過で得られた6つの異なる分子サイズ画分(3,000~500,000)について元素組成と¹³C-NMRスペクトルが測定された。分子サイズの大きな腐植酸は窒素と水素の含量が高く、H/C-O/C図においても腐植化度の低い腐植酸の領域周辺に分布した。また、分子サイズが増加すると脂肪族炭素含量は増加し、カルボキシル炭素と芳香族炭素含量は減少した¹⁶⁾。腐植酸溶液に糸状菌を接種した際の腐植酸化学構造の変化が、吸収スペクトルおよび¹³C-NMRスペクトルにより解明された¹⁷⁾。黒ボク土から得た腐植酸分子サイズ別画分の粘度と分子量が測定された¹⁸⁾。

3. 蛍光物質

腐植酸中の蛍光物質が高速サイズ排除クロマトグラフィ(HPSEC)により分離された。腐植酸中の蛍光物質は土壤腐植酸の一般的構造とは異なる構造を持っていた。また蛍光物質の構造は異なる腐植酸から得られたものでもほぼ同一であった。セファデックスG25によって腐植酸から蛍光物質が多量に分離された¹⁹⁾。CPMAS¹³C-NMRの結果、蛍光画分の炭素の約75%は芳香族構造により説明された²⁰⁾。コンポストおよび土壤から抽出された腐植酸、PVP吸着フルボ酸およびPVP非吸着フルボ酸から蛍光物質を分離し、HPSECによって溶離した。腐植酸中の蛍光物質は10の鋭いピークに分離された。フルボ酸中の蛍光物質は、腐植物質よりもやや遅れて溶出したが、溶出容積の差は小さく、フルボ酸中の腐植物質と蛍光物質の区別は困難であった²¹⁾。

4. 炭化物

ススキ茎葉部とこれを各種温度(200, 250および

* 帯広畜産大学

450°C) で加熱した試料を供試し、固体 ^{13}C 核磁気共鳴法 (^{13}C -NMR)、フーリエ変換赤外分光光度法 (FT-IR) および X 線回折法 (XRD) を適用して、ススキの燃焼過程における化学構造の変化を解析した。ススキ茎葉部はセルロースに類似した化学構造を主体としリグニンも含有したが、燃焼により縮合芳香環を主体とした化学構造に変化した²²⁾。山焼き後の植物炭化物から希硝酸処理後に得られた腐植酸と黒ボク土の A 層から得られた腐植酸の分光学的性質および物理化学的には、高い類似性が認められた²³⁾。黒ボク土壌中の炭化物粒子および植物ケイ酸体を走査型電子顕微鏡により観察したところ、ススキなどのイネ科植物起源炭化物粒子の他に、木本起源炭化物粒子も観察された²⁴⁾。アロフェン、フェリハイドライト、微粒炭、活性炭の腐植酸吸着特性が明らかにされた。一般的な黒ボク土の pH では、腐植酸の吸着量は、アロフェン > 活性炭 > フェリハイドライト > 微粒炭の順であり、黒ボク土における腐植集積への寄与は、微粒炭よりも活性炭 A1 の方が著しく大きいと推察された²⁵⁾。

5. キノン類

日本の火山灰土から 4 種類のアントラキノン二量体と 2 種類のアントラキノン単量体が単離された。これらは新発見の 5,5'-biphyscion と、クリソタルニンをはじめとする 5 種類の既知のキノンであった²⁶⁾。26 地点の表層土壌について 6 つのヒドロキシアントラキノン含量を測定し、土壌型の違いによる各アントラキノンの含量を比較した。ほとんどの土壌で、最も主要なヒドロキシアントラキノンはクリソタルニンであることが、初めて定量的に明らかにされた。また毒性アルミニウムがアントラキノンの生産へ関与することが示された²⁷⁾。黒ボク土および褐色森林土中の、主要なヒドロキシアントラキノンの垂直分布が調べられた。黒ボク土壌ではクリソファノールとその二量体が表層の中央部に最大値を示した。またススキ植生からアカマツ林への植生遷移に伴い黒ボク土中のクリソファノールおよびフィシオンの二量体含量が増加した²⁸⁾。ヒドロキシアントラキノンと Al^{3+} 、 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} の複合体形成反応を、分光学的および ESI-MS によって研究した。クリソファノールとその誘導体は Al^{3+} 、 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} と複合体を形成し、その中で Al^{3+} との複合体が最も安定であった。他方、クリソタルニンと Al^{3+} は複合体を形成しなかった²⁹⁾。火山灰土から検出された菌核様粒子の形態と化学組成を機器分析により明らかにした。*Cenococcum graniforme* の菌核と推定される球状粒子の内部表面構造は多孔質壁構造によって、また化学組成は C と Al によって特徴づけられた。菌核内部の Al は Al 腐植複合体として存在する可能性が示された³⁰⁾。

6. 芳香族カルボン酸

未腐熟有機質資材を添加した湛水土壌から、安息香酸、2-フェニルプロピオン酸、3-フェニルプロピオン酸などの芳香族カルボン酸が検出された。これらの芳香族カルボン酸の集積パターンは微生物による資材の分解性で説明でき

た。またこれらによる水稻生育阻害作用が解明された^{31,32)}。

7. 溶存有機物 (DOM)

各種森林の堆積腐植層から溶存有機物 (DOM) を抽出し、これらを親水性と疎水性の別および酸性と塩基性の別により 4 つの画分に画分した。疎水性の酸性画分が DOM 中で最も高い割合を占めた。また、DOM の量は陽イオンと陰イオンの荷電量の差と高い正の相関を示した³³⁾。各種広葉樹および針葉樹の林床で採取した有機物を培養し、1 週間ごとに脱塩水で抽出された陽イオン、溶存炭素および CO_2 発生量を測定した。交換態の養分カチオンは有機アニオンと対になって溶出され、雨水とともに移動するものと考えられた。DOM と CO_2 の発生量は、針葉樹よりも広葉樹で多かった。DOM 発生量は熱水抽出室素およびヘミセルロース含量と正の相関を示した。DOM 発生量と CO_2 発生量の間には高い正の相関が認められた³⁴⁾。Andisol, Inceptisol, および Entisol に対する DOM の吸着特性を比較し、土壌特性値と吸着特性値との間の関係を考察した。測定した範囲内では DOM 溶液の濃度を変えて平衡させても吸着効率は一定であることが確認された。また、同一断面内では有機物含量の高い土壌ほど吸着効率が低かった。吸着効率は全炭素/粘土含量および 1M NaF によって抽出される水酸化物イオンの量と高い相関関係を示した³⁵⁾。

森林下の厚層多腐植質黒ボク土から各種の方法で土壌溶液を採取し、溶液中の有機物組成を分析した。遠心分離法によれば、実際の土壌溶液中での有機物組成を最も反映した試料を得ることができた。土壌溶液中には未同定の有機物が高い割合で含まれたが、定量された有機物中では糖類が最も多かった³⁶⁾。

無機物混入の影響が大きい泥炭土では、結晶性の高い鉄酸化物や一次鉱物中に多くの鉄が含まれたが、無機物混入の影響が少ない泥炭では、鉄は主に鉄腐植複合体の形態で含まれていた³⁷⁾。泥炭地の DOM と溶存鉄濃度の間には高い正の相関が認められた。また、泥炭の全炭素量と全鉄量がともに高く、泥炭の分解が進行して繊維含量が低くなるほど、泥炭地水中の溶存鉄濃度は高くなった³⁸⁾。有機酸専用カラム、陰イオン交換カラムおよび電気伝導度検出器を装備したイオンクロマトグラフィーを用いて、土壌中の水溶性低分子有機酸 (LOAs) を比較的迅速に同定定量できる簡易法を開発した。これらの組み合わせにより、10 種類以上の LOAs を分離することが可能となった³⁹⁾。

土壌溶液中の有機錯体アルミニウムの定量法を確立するため、キレックス-100 樹脂の利用法が検討された。腐植酸やフルボ酸など土壌の主要有機成分と結合したアルミニウムはキレックス-100 樹脂に非吸着であることから、吸着成分である無機態アルミニウムと分別して測定することが可能となった⁴⁰⁾。

房総半島の深層 (792~1202 m) 中の塩性地下水から抽出された腐植物質の化学構造とそれらの役割について研究

された⁴¹⁾。

農業集水域小河川の平常流量時の水質とその時期的変動が研究された。施肥攪拌、代かき、あるいは水稻移植時には溶存有機炭素 (DOC), COD が増大した。SS の負荷量の大部分および DOC の年間流出量の約 3/4 は灌漑期に起きた⁴²⁾。溶存有機物単位量当たりのトリハロメタン生成能は、渓流水、田面水でやや高く、用水でやや低かった。トリハロメタン生成能と DOC および OD₂₆₀ の間には高い正の相関が認められた。また、生成するトリハロメタンの組成と DOC/Br⁻ の濃度比の間には関連が認められた⁴³⁾。家畜排泄物が還元されている黒ボク土シラス台地地下水のトリハロメタン生成能と地下水中の DOC および OD₂₆₀ は高い相関を示した。但し地下水中の単位 DOC 当たりのトリハロメタン生成能は小河川、田面水、灌漑用水、渓流水中の DOC と比べて低かった⁴⁴⁾。

8. 泥炭の有機物組成

乾燥化に伴い周辺からササの進入した高位泥炭地において、泥炭の分解度を示す腐植化度、仮比重、繊維含量、C/N、全フェノール、全脂肪酸含量と植生変化の関連を調べた。ミズゴケの残留する地点の泥炭とササの進入した地点の泥炭では、これらの指標に著しい違いが認められた⁴⁵⁾。同泥炭試料について、フェノール性化合物組成、脂肪酸組成およびステロール組成の、植生の変化との対応が明らかにされた⁴⁶⁾。

9. 有機物施用土壌および施用有機物の特性

化学肥料および牛ふん堆肥を長期連用した土壌を粒径によって分画し、炭素の分布を調べた。牛ふん堆肥の長期連用により、土壌中の全炭素および大きな団粒中の炭素含量が増大した。しかし、53 μm 以下の微細な画分の炭素は堆肥を連用しても増大しなかった。牛ふん堆肥に由来する有機物はまず粒子状の形態で土壌に加わり、その後分解に伴って団粒構造の内部に有機無機複合体として取り込まれると推定した⁴⁷⁾。堆肥の施用は、250~1000 μm の団粒中に含まれる分解から保護された炭素および窒素のプールを増大させた。化学肥料の施用は団粒中で保護された窒素の増大をもたらしたが、炭素の増大はもたらさなかった⁴⁸⁾。さらに、それぞれの粒径画分に ¹³C でラベルしたグルコースを添加し、グルコースの分解量および団粒内の有機物への取り込み量を調べた。巨大な団粒中では微細な団粒中よりもグルコースの分解が少なく、団粒内有機物への取り込み量が多かった。牛ふん堆肥を連用した土壌ではこの傾向が著しかった。牛ふん施用土壌中の巨大な団粒は多量の微生物バイオマスを含み、可給性の高い基質の代謝を担う 'hot spot' となっていることが明らかにされた⁴⁹⁾。

20年間継続された東北農試の厩肥連用試験圃場の土壌を用い、厩肥施用が土壌有機物の量および質に及ぼす影響が検討された。土壌試料は 53 μm 以下と以上の画分に物理分画した後、未分画土壌と粒径画分について、有機炭素、窒素、腐植組成に関する分析を行った。黒ボク土への20年間の厩肥連用は土壌有機物を量的にも質的にも変化

させたが、その変化は主に厩肥由来の粗大有機物の集積に起因するものであった⁵⁰⁾。

約 20 年間堆肥と化学肥料を連用した二毛作田土壌の腐植組成および耐水性土壌団粒が調べられた^{51,52)}。大団粒化度と有機成分、無機成分あるいは菌糸長の間にはそれぞれ高い相関関係が示され、二毛作田の土壌大団粒化には、多糖類などの有機物、活性アルミニウムおよび菌糸が重要な役割を果たしていることが示唆された⁵²⁾。

家畜ふん堆肥の簡易腐熟度判定を行うため、豚ふん堆肥を対象として遊離アミノ酸を腐熟度指標とすることの妥当性と、簡易判定法としてのペーパークロマトグラフィーの利用と判定基準について検討された⁵³⁾。湛水条件下における牛ふん堆肥および乾燥鶏ふんの無機化を明らかにするため、稲作期間中に有効化する窒素量を推定した⁵⁴⁾。多種多数の家畜ふん堆肥の肥効特性を明らかにするとともに、湛水条件下における堆肥からの窒素発現量を予測する汎用性の高い推定式が作成された⁵⁵⁾。

流通する家畜ふん堆肥の中から土づくりの堆肥および有機質肥料的堆肥を区分する方法を検討し、その成分特性、および利用の際の留意点を示す図表「堆肥クオリティーチャート」が作成された⁵⁶⁾。

有機質資材中の炭素含有率分析におけるチューリン法と乾式燃焼法の差が検討された。石灰含有率の高い肥料ほど、乾式燃焼法による炭素定量値が高くなる傾向を示した。これは、炭酸カルシウム中の炭素を測定するか否かの差と考えられた⁵⁷⁾。

10. バイオマス炭素および窒素

湛水土壌微小生態系における微生物バイオマス炭素と、有機態炭素の動態に及ぼす二酸化炭素濃度と温度上昇の影響が調べられた。高 CO₂ 濃度と高温は表層土壌のバイオマス炭素の増加を促進したが、下層土壌では影響が認められなかった。高 CO₂ 濃度は土壌表層における藻類の生育を促進しクロロフィル様物質を増加させた⁵⁸⁾。

¹³C でラベルした稲わらおよび ¹³C を富化させた土壌を用い、水田土壌から発生するメタンに対する、稲わら、土壌有機物、稲植物体それぞれの貢献の割合を検討した⁵⁹⁾。稲わら施用割合の増大とともに、稲わらの炭素の CH₄ への貢献度は増加した。また、稲わらの分解の最も盛んな時期にこの値は高かった⁶⁰⁾。

タイ国北部の焼畑耕作地において、火入れが土壌中の可溶性有機物量、微生物バイオマス量および窒素無機化過程に及ぼす影響が研究された。伝統的焼畑 (焼却バイオマス 10~20 t ha⁻¹) では土壌有機物全体にあまり影響を与えずかつ焼土効果を期待できるが、多量のバイオマスを燃やす場合には、焼土効果は大きいものの、土壌有機物資源の受けるマイナス影響も大きいと考えられた⁶¹⁾。

日本の耕地と森林の土壌有機炭素の含有率と δ¹³C 自然存在比を分析した。これらの値から各地の土壌に対する C₃ 植物と C₄ 植物の貢献の割合と、サトウキビ等の C₄ 植物の栽培に伴う δ¹³C 自然存在比の変化が明らかにされ

た⁶²⁾。

地球温暖化に伴う土壌バイオマスの動態変化について論説した⁶³⁾。クロロホルム燻蒸抽出法を用いたバイオマス窒素量の迅速定量法を確立するために、可溶性全窒素量の測定にペルオキシ二硫酸カリウムを用いた場合の換算係数を検討した⁶⁴⁾。わが国の各種畑土壌における微生物バイオマス炭素の代謝回転時間とこれに影響する土壌理化学性について検討した。また、代謝回転時間がバイオマスCの集積に大きな影響を与えていることが示唆された⁶⁵⁾。

二毛作田において20年以上継続された各種肥培管理試験区の土壌を用い、堆肥の連用が各種酵素活性と土壌の化学性、微生物バイオマスに及ぼす影響が明らかにされた⁶⁶⁾。畑土壌への稲わらあるいはアゾラの添加が、団粒形成、菌糸長および微生物バイオマスに及ぼす影響を検討した⁶⁷⁾。

微生物バイオマスからの硫黄と窒素の年間放出量を推定することを目的とし、多数の草地、林地、耕地土壌を供試し、土壌の物理・化学性および微生物バイオマスC, N, S量などを調査した。微生物バイオマスからの硫黄と窒素の年間放出量は、硫黄が9.7 kg, 窒素が129 kg ha⁻¹ y⁻¹と推定され、その値は耕地よりも草地で約2倍と高かった⁶⁸⁾。

CO₂濃度および温度の上昇が湛水土壌中の微生物バイオマスに及ぼす影響を明らかにした。CO₂濃度の増大は25°Cおよび35°Cでの湛水土壌からのメタン生成を抑制したが、稲わらを添加した土壌ではメタン生成の増大をもたらした^{69,70)}。化学肥料およびぼかし肥料を施用し温室条件下でホウレンソウを栽培した土壌中における、土壌有機物および微生物バイオマスの変化を追跡した⁷¹⁾。黒ボク土断面内における土壌有機物含量と微生物バイオマス量、デヒドロゲナーゼおよび硝化活性の関連について検討された⁷²⁾。

バーク堆肥あるいは落葉を添加した土壌における易分解性有機物および微生物バイオマスの変動を検討した。熱水抽出炭素と微生物バイオマスは高い正の相関を示したが、微生物バイオマスNと可給態Nの間には相関が認められなかった。微生物バイオマスN/全窒素はキシロース/マンノースの比率と正の相関を示したことから、微生物バイオマスNは植物残渣に由来する土壌有機物の増加とともに増大すると考えられた⁷³⁾。神奈川県黒ボク草地土壌において、微生物バイオマスおよび糖組成の季節変動を調べた。微生物バイオマスと中性糖炭素はともに4月から8月にかけて増大した後、8月後半に急減したが、その後再び秋にかけて増大した⁷⁴⁾。

過酸化水素で有機物を分解した土壌に稲わらを添加し、火山灰土壌の微生物バイオマスに及ぼす鉄およびアルミニウム酸化物の影響について検討した。土壌有機物は微生物バイオマスの保持量を増加させる効果があること、遊離鉄およびアルミニウムがバイオマス保持量を低下させる効果のあることが示唆された⁷⁵⁾。

11. リン脂質脂肪酸組成

長期肥料連用水田の田面水中のリン脂質脂肪酸組成が、経時的に測定された。水稻生育期間を通じて田面水中で優占していたリン脂質脂肪酸は16:1ω7, 16:0, 18:1ω7であり、直鎖モノ不飽和脂肪酸が全体の約40%を占めていた。16:1ω7脂肪酸のtrans/cis比は常に低い値を示し、田面水は微生物にとってストレスの少ない環境であることが推定された⁷⁶⁾。水稻栽培期間中の水田の田面水と作土層の細菌数とリン脂質脂肪酸組成が測定された。リン脂質組成から田面水中ではグラム陰性細菌が、作土中ではグラム陽性細菌が優占していると考えられた⁷⁷⁾。水稻を作付した土壌ポットからの透水液中に含まれるリン脂質脂肪酸組成を定量した。透水液中の微生物群集が田面水および作土中の微生物群集に由来するが、作土中の微生物群集により類似していることが明らかにされた^{78,79)}。

12. 有機態窒素・リン化合物

土壌中におけるコーヒー粕の分解過程での成分組成の変化を調査した。コーヒー粕の難分解性の要因は、窒素の主体が構造性タンパク態窒素であること、および脂質画分量が高いためと考えられた⁸⁰⁾。

生糸生産の副産物である屑繭は窒素含量が高く、C/N比が低いにもかかわらず窒素の無機化は非常に緩慢である。塩酸加水分解およびX線回折により、絹タンパク質の結晶領域含量は約45%と推定され、1M塩酸で97°C, 180分加熱しても絹タンパク質の結晶構造が保存された。従って、屑繭の分解抑制は、絹タンパク質の結晶領域およびその土壌中での存在様式に起因することが示唆された⁸¹⁾。

有機物施用条件下の野菜の窒素吸収特性には種間差が認められ、ニンジン、チンゲンサイ、およびホウレンソウでは、土壌中の無機態窒素だけでなく、有機物の施用によって増加する土壌中の有機態窒素をも考慮する必要があることが明らかにされた⁸²⁾。1/15Mリン酸緩衝液および0.4M硫酸によって抽出される窒素はインキュベーション法による可給態窒素と高い相関を示した。また、これらの溶液によって抽出される有機物の分子量は約8000から9000にピークを示した。土壌の可給態窒素は、土壌の種類にかかわらず均一であり、重合度の低い腐植物質と菌体由来のタンパク様物質が結合した状態で土壌コロイドに吸着されていると推定された⁸³⁾。グルコース+硫酸およびなたね粕を砂培養した後、リン酸緩衝液によって抽出される有機態窒素は、均一なアミノ酸組成を示し、土壌微生物由来のものであることを示唆した⁸⁴⁾。土壌条件や有機物の施用履歴の異なる土壌に対し、0.001Mから0.4Mまでの硫酸、蒸留水、1M酢酸アンモニウム、リン酸緩衝液、トルオーグ抽出液、0.4M酢酸を供試し、有機態窒素と金属イオンの抽出特性から、可給態窒素の土壌中での存在形態について検討した⁸⁵⁾。陸稲は他の作物(トウモロコシ、ダイズ、バレイショ、テンサイ)と比較して、有機態窒素を優先的に吸収することを明らかにした。エンドサイトーシスが陸稲に

よる有機態窒素の吸収メカニズムであると考えられた⁸⁶⁾。

土壌にグルコース、稲わら、米ぬかなどを添加して培養し、リン酸緩衝液で抽出すると、添加有機物固有のHPLCピークは培養開始から14日以内に消失し、土壌固有のHPLCピークが現れた⁸⁷⁾。各種抗生物質添加の下での土壌培養、HPLCおよびSDS-PAGEによる抽出有機成分の分析などにより、上記の有機態窒素成分の土壌中での生産と作物による吸収メカニズムが確認された^{88,89)}。

各種可給態リン酸測定法により、施肥水準の異なる畑土壌から抽出される無機態・有機態リン酸量を測定した。各測定法によって抽出された有機態リン酸は無機態リン酸と比べはるかに少なかった。また、長期の有機物連用によっても有機態リン酸は増大しなかった。各抽出有機態リン酸の組成を、各種酵素分解法によって調べた⁹⁰⁾。

文 献

- 1) 袴田共之・波多野隆介・木村真人・高橋正通・坂本一憲：土肥誌，71，263 (2000)
- 2) 筒木 潔：土壌学概論，犬伏和之・安西徹郎編，p.51～59，朝倉書店，東京 (2001)
- 3) 藤嶽暢英：農及園，77，403 (2002)
- 4) 山本定博・本名俊正・内海 香：土肥誌，71，82 (2000)
- 5) 山本定博・本名俊正・内海 香・アントニー エグリーニャ エネジ：同上，71，857 (2000)
- 6) Maie, N., Watanabe, A., Taki, K., Yano, H. and Kimura, M.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 46, 163 (2000)
- 7) Maie, N., Watanabe, A. and Kimura, M.: *ibid.*, 47, 1 (2001)
- 8) Higashi, T., Sakamoto, T. and Tamura, K.: Effect of Mineral-Organic-Microorganism Interaction on Soil and Fresh Water Environment, ed. J. Berthelin, P. M. Huang, J.-M. Bollag and F. Andreux, p.203, Kluwer Academic, New York (1999)
- 9) 前島勇治・永塚鎮男・東 照雄：ペドロジスト，45，94 (2001)
- 10) 井上 弦・杉山真二・長友由隆：同上，44，109 (2000)
- 11) Chen, J.S., Chiu, C.Y. and Nagatsuka, S.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 179 (2001)
- 12) 代 静玉・米林甲陽：ペドロジスト，43，88 (1999)
- 13) 代 静玉・米林甲陽：同上，43，98 (1999)
- 14) 代 静玉・米林甲陽：同上，44，72 (2000)
- 15) Fujitake, N., Kusumoto, A., Takamoto, M., Noda, Y., Suzuki, T. and Otsuka, H.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 349 (1999)
- 16) Fujitake, N. and Kawahigashi, M.: *ibid.*, 45, 359 (1999)
- 17) Yanagi, Y., Fujitake, N., Suzuki, T. and Otsuka, H.: Proceedings of 10th International Meeting of the International Humic Substances Society, IHSS 10, Toulouse, France, p.847 (2000)
- 18) Kawahigashi, M. and Fujitake, N.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 399 (2001)
- 19) Aoyama, M.: Understanding Humic Substances Advanced Methods, Properties and Applications, ed. E. A. Ghabbour and G. Davies, p.179, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, U.K. (1999)
- 20) Aoyama, M., Watanabe, A. and Nagao, S.: Humic Substances Versatile Components of Plants, Soil and Water, ed. E.A. Ghabbour and G. Davies, p.125, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, U.K. (2000)
- 21) Aoyama, M.: Understanding & Managing Organic Matter in Soils, Sediments & Waters, ed. R. S. Swift and K. M. Sparks, p.125, International Humic Substances Society, St. Paul, MN, USA (2001)
- 22) 本間洋美・平館俊太郎・進藤晴夫：土肥誌，70，277 (1999)
- 23) 進藤晴夫・平館俊太郎・本間洋美：同上，70，769 (1999)
- 24) 本間洋美・進藤晴夫：同上，71，530 (2000)
- 25) 宇智田奈津代・平館俊太郎・井上克弘：同上，71，1 (2000)
- 26) Fujitake, N., Suzuki, T., Fukumoto, M. and Oji, Y.: *J. Nat. Prod.*, 61, 189 (1998)
- 27) Suzuki, T., Fujitake, N. and Oji, Y.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 297 (1999)
- 28) Suzuki, T., Fujitake, N., Ueda, Y. and Oji, Y.: *ibid.*, 45, 551 (1999)
- 29) Arakawa, R., Sasao, A., Abura, T., Suzuki, T. and Fujitake, N.: *Eur. J. Mass Spectrom.*, 7, 467 (2001)
- 30) Watanabe, M., Fujitake, N., Ohta, H. and Yokoyama, T.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 411 (2001)
- 31) 田中福代・小野信一：土肥誌，71，350 (2000)
- 32) 田中福代：同上，72，335 (2001)
- 33) Nambu, K. and Yonebayashi, K.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 65 (1999)
- 34) Nambu, K. and Yonebayashi, K.: *ibid.*, 45, 307 (1999)
- 35) Nambu, K. and Yonebayashi, K.: *ibid.*, 46, 559 (2000)
- 36) 川東正幸・隅田裕明・山本一彦：土肥誌，71，165 (2000)
- 37) 谷 昌幸・近藤鍊三・筒木 潔：同上，72，180 (2001)
- 38) 谷 昌幸・近藤鍊三・筒木 潔：同上，72，348 (2001)
- 39) Tani, M., Shida, K., Tsutsuki, K. and Kondo, R.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 387 (2001)
- 40) 加藤秀正・保科綾子・渡辺 洋：土肥誌，70，198 (1999)
- 41) Nagao, S., Nakaguchi, Y., Fujitake, N. and Ogawa, H.: Proceedings of 10th International Meeting of the International Humic Substances Society, IHSS 10, Toulouse, France, p.1143 (2000)
- 42) 村山重俊・駒田充生・馬場浩司・津村昭人：土肥誌，72，409 (2001)
- 43) 村山重俊・駒田充生・馬場浩司・津村昭人：同上，72，420 (2001)
- 44) 村山重俊・木方展治・駒田充生・馬場浩司・津村昭人：同上，72，764 (2001)
- 45) Kondo, R. and Tsutsuki, K.: Understanding & Managing Organic Matter in Soils, Sediments & Waters, ed. R. S. Swift and K.M. Sparks, p.215, International Humic Substances Society, St. Paul, MN, USA (2001)
- 46) Tsutsuki, K. and Kondo, R.: *ibid.*, p.221 (2001)
- 47) Aoyama, M., Angers, D. A. and N'Dayegamiye, A.: *Can. J. Soil Sci.*, 79, 295 (1999)
- 48) Aoyama, M., Angers, D. A., N'Dayegamiye, A. and Bissonnette, N.: *ibid.*, 79, 419 (1999)
- 49) Aoyama, M., Angers, D. A., N'Dayegamiye, A. and Bissonnette, N.: *Soil Biol. Biochem.*, 32, 295 (2000)
- 50) Aoyama, M. and Kumakura, N.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 241 (2001)
- 51) 進藤晴夫・島田みさと：土肥誌，72，92 (2001)
- 52) Ibrahim, S. M. and Shindo, H.: *ibid.*, 45, 1003 (1999)
- 53) 原 正之・広瀬和久・石川裕一：土肥誌，70，306

- (1999)
- 54) 酒井憲一・山本富三：同上, 70, 185 (1999)
- 55) 日置雅之・北村秀教・加藤 保：同上, 72, 684 (2001)
- 56) 牛尾進吾・吉村直美・鈴木節子・安西徹郎・中島信夫：同上, 72, 291 (2001)
- 57) 佐藤一弘・柳川道夫・田中耕一・田島美代子：同上, 72, 780 (2001)
- 58) Inubushi, K., Cheng, W. and Chander, K.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 863 (1999)
- 59) Watanabe, A., Takeda, T. and Kimura, M.: *J. Geophys. Res.*, 104, 23623 (1999)
- 60) Watanabe, A., Yoshida, M. and Kimura, M.: *ibid.*, 103, 8237 (1998)
- 61) Tanaka, S., Ando, T., Funakawa, S., Sukhrun, C., Kaewkhonkha, T. and Sakurai, K.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 547 (2001)
- 62) Yoneyama, T., Nakanishi, Y., Morita, A. and Liyanage, B.C.: *ibid.*, 47, 17 (2001)
- 63) 坂本一憲：化学と生物, 37, 781 (1999)
- 64) 坂本一憲・林 敏敏：土と微生物, 53, 57 (1999)
- 65) Sakamoto, K. and Hodono, N.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 46, 483 (2000)
- 66) 進藤晴夫・将積路代：土肥誌, 70, 66 (1999)
- 67) Ibrahim, S.M. and Shindo, H.: ベドロジスト, 43, 82 (1999)
- 68) Chowdhury, M.A.H., Kouno, K. and Ando, T.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 175 (1999)
- 69) Cheng, W., Chander, K. and Inubushi, K.: *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 58, 339 (2000)
- 70) Cheng, W., Chander, K. and Inubushi, K.: 土と微生物, 54, 51 (2000)
- 71) Goyal, S., Inubushi, K., Kato, S., Xu, H.L. and Umemura, H.: *Ind. J. Microb.*, 39, 211 (1999)
- 72) Goyal, S., Sakamoto, K. and Inubushi, K.: *Microb. Environ.*, 15, 143 (2000)
- 73) Murata, T., Nagaishi, N., Hamada, R., Tanaka, H., Sakagami, K. and Kato, T.: *Biol. Fertil. Soils*, 27, 342 (1998)
- 74) Murata, T., Tanaka, H., Yasue, S., Hamada, R., Sakagami, K. and Kurokawa, Y.: *Appl. Soil Ecol.*, 11, 253 (1999)
- 75) 関 鋼・丸本卓哉・西本雅也：土肥誌, 70, 171 (1999)
- 76) Okabe, A., Toyota, K. and Kimura, M.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 46, 177 (2000)
- 77) Okabe, A., Oike, H., Toyota, K. and Kimura, M.: *ibid.*, 46, 893 (2000)
- 78) Kimura, M., Kishi, H., Okabe, A. and Maie, N.: *ibid.*, 47, 533 (2001)
- 79) Kimura, M., Miyaki, M., Fujinaka, K. and Maie, N.: *ibid.*, 47, 569 (2001)
- 80) Kitou, M. and Okuno, S.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 981 (1999)
- 81) Murase, A. and Yonebayashi, K.: *ibid.*, 47, 233 (2001)
- 82) Matsumoto, S., Ae, N. and Yamagata, M.: *ibid.*, 45, 269 (1999)
- 83) 松本真悟・阿江教治・山縣真人：土肥誌, 71, 86 (2000)
- 84) 荻内謙吾・中嶋直子・阿江教治・松本真悟：同上, 71, 385 (2000)
- 85) 伊藤千春・阿江教治：同上, 71, 777 (2000)
- 86) Yamagata, M. and Ae, N.: *JARQ*, 33, 15 (1999)
- 87) Matsumoto, S., Ae, N. and Yamagata, M.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 46, 139 (2000)
- 88) Matsumoto, S., Ae, N. and Yamagata, M.: *Soil Biol. Biochem.*, 32, 1301 (2000)
- 89) Matsumoto, S., Ae, N. and Yamagata, M.: *ibid.*, 32, 1293 (2000)
- 90) Otani, T. and Ae, N.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45, 151 (1999)

無機成分

櫻井克年*

1. ケイ素, アルミニウム

ケイ素については水田土壌中の可給態ケイ素含量の評価や土壌におけるケイ酸資材の挙動を中心に研究が進められた。市販のケイカルに変わる資材として多孔質ケイ酸カルシウム水和物の利用が検討され、水溶性ケイ素の割合が高くイネへの吸収量も高いことから、ケイ酸質資材として水稻栽培に有効であると認められた^{1,2)}。多孔質ケイ酸カルシウム水和物資材の溶解過程における形態変化をX線回折、走査型電子顕微鏡、EDXで観察した。無処理の資材中に含まれるトパモライトは、水田土壌中で53日間培養後にはシリカスケルトンとして稲へのケイ酸の給源となるとした^{3,4)}。中国産フライアッシュを利用したケイ酸カリウム肥料の肥効試験も行われた⁵⁾。また、含鉄資材として市販されている5種類の鉱さいを土壌に添加して湛水培養し、土壌溶液のpH, Eh, 2価鉄含量が経時的に調べられた⁶⁾。山形県における農業用水(100地点)のケイ酸濃度は、1956年の調査時と比べて低い地点が多く、pHの低下がケイ酸濃度の低下に影響を与えていると報告された⁷⁾。

アルミニウムイオンについては、交換性Al、重合ヒドロキシAlイオンの土壌における挙動、活性Alの特性と機能などに関する研究が進められた。

NMRを用いて合成水酸化アルミニウム-ケイ酸塩溶液のAl化学種の定量が行われ、ケイ酸含量が低い場合のみAl¹³ポリマーイオンが検出された。また、酸性土壌(農耕地)の1M KCl抽出液中にAl¹³ポリマーイオンは検出されず、土壌環境中では安定に存在できないとされた⁸⁾。腐植に富む火山灰土壌に石膏を施用した場合、非交換態のAlが増加するが、その形態はAl¹³以外の形態であることを明らかにした⁹⁾。Al-腐植複合体に富む土壌での1M塩化カリウム抽出Alは、KClで交換溶出されたAlが腐植と結合してしまうため、交換性Alを必ずしも定量的に評価していないとした¹⁰⁾。この他、耐水性大団粒の形成に、DCB可溶Alの寄与が大きいことが示された¹¹⁾。

酸性雨や酸性沈着物との関連から土壌の酸性化について検討された。ヒノキ樹幹周辺における黒ボク土の活性アル

* 高知大学農学部