

## 第5部門 土壤生成・分類・調査

第5部門に含まれる2つの部会の内容を2010年に見直した。第13部会：土壤生成・分類部会は、風化作用と土壤生成過程、土壤生成因子と土壤の諸性質との相互関係を中心に扱う。また、第14部会：土地分類利用・景域評価部会は、土地分類利用図の作成と土地利用計画の立案、分類法の策定などを取り扱うとともに、各種陸上生態系の評価なども研究対象に含められた。特に、自然生態系の荒廃や砂漠化などの土壤学的研究から、今後の変化を予測・予防し、改善するために必要不可欠な数量データを提示することも重要な役割としている。

ここでは、土壤生成・分類・調査に関する最近の3年間程度の文献について部会別に紹介する。

### 土壤生成・分類

三浦憲蔵<sup>1</sup>・櫻井克年<sup>2</sup>

#### 1. 土壤生成

中部地方に分布する細粒質土壤の母材へのアジア大陸北部由来の風成塵の影響に関する一連の研究が引き続き行われた。これらの風成塵が日本海側だけでなく、太平洋側の土壤にも影響を及ぼしているかどうかは日本における土壤生成を検討する上で重要である。そこで、対象とした土壤断面から層位別に採取した土壤試料について粘土鉱物組成および微細石英中の電子スピン共鳴 (ESR) 信号強度が調べられた結果、後期更新世末期の最終氷期最盛期 MIS2 (24,000~11,000年前) に、アジア大陸北部先カンブリア界由来の風成塵が冬季北西季節風によって、富山市南部神通川右岸の更新世台地へ、さらに中部山岳を越えて静岡県西部の更新世台地へ運ばれてきたと推定されたが、現地性の基岩の母材への影響も無視できないと考えられた (奥田ら, 2008a; 奥田ら, 2008b)。また、風成塵中の微細石英の起源同定のための ESR 法について、その年代測定法の原理の概要、土壤試料からの ESR 測定用標本調整の手順などが解説された (北川・齋藤, 2008)。

水田土壤の粘土鉱物の分布を明らかにすることは、環境に配慮した適切な施肥・土壤管理を行う上で有用な基盤的情報となる。北東北地方 (青森県, 岩手県, 秋田県) の代表的な水田土壤の粘土鉱物組成の特徴を明らかにするため、土壤環境基礎調査重要定点の水田作土試料 166 点を用いて、粘土鉱物組成による類型区分が行われ、上流地質等との関係からその分布傾向が示された (佐野ら, 2008)。また、南東北地方 (宮城県, 山形県, 福島県) の代表的な水田土壤の粘土鉱物組成の特徴を明らかにするため、土壤環境基

礎調査定点の水田作土試料 225 点を用いて、同様に粘土鉱物組成による類型区分が行われ、その分布特徴が明らかにされた (佐野ら, 2010)。

土壤中の金属元素の垂直分布を調べることは、土壤の風化程度や生成機構の検討に有用である。青森県下北半島の恐山火山口付近に分布する強溶脱土壤の生成と金属元素濃度の断面内垂直分布が調べられ、強溶脱土壤における大部分の元素の濃度は火山ガス由来の硫酸による強酸性条件のため、その周辺の黒ボク土やポドゾル性土と比べて低かったが、移動性の小さいチタンの濃度は相対濃縮のため、高い値を示すことが明らかにされた (川口ら, 2009)。

宮城県内全域から採取された農耕地土壤 877 点の試料について 42 元素の存在量が明らかにされ、これまでに得られた全国試料のデータとの比較により、ほとんどの元素の濃度分布は低値側に強い片寄りを示す対数正規分布型であり、原子番号の変化に伴う各元素の濃度範囲は全国試料のそれと酷似していたこと、ほとんどの元素の濃度範囲は全国試料では 2~4 桁にわたっていたが、県内試料では 1 桁前後に収まっていたこと、下層土と比べて表層土で高い 8 元素は人為の影響が示唆され、カドミウム以外の 7 元素は樹園地、カドミウムのみは水田で高かったことなどが明らかにされた (木村ら, 2008)。

日本全国の代表的な土壤 514 点、宮城県の農耕地土壤 877 点および国内各地の火山灰土壤 139 点、合計 1530 点の試料についてカドミウムの全量分析が行われ、カドミウムの濃度分布はほぼ対数正規分布であり、中央値は 0.27 mg kg<sup>-1</sup>、分布の 95 %信頼区間は 0.06~1.09 mg kg<sup>-1</sup> であること、全試料を非火山灰土壤と火山灰土壤に分別し、外れ値を除いて比較を行うと、火山灰土壤 (417 点) の平均値は非火山灰土壤 (1013 点) のそれと比べて 0.1 %水準で有意に低いことなどが明らかにされた (山崎ら, 2009)。

土壤物理性は土壤構造により決定されるが、これを把握するには、土壤薄片を作成し、偏光顕微鏡を用いて土壤微細形態を観察することが有効である。高知県四万十町葛籠川流域のヒノキ人工林と近隣の広葉樹林の土壤について断面形態と理化学性の比較が行われ、ヒノキ人工林土壤の表層および次層の粗孔隙率が高く、細孔隙率が低い原因はベッド量が少なく、ベッド内部が緻密であるという微細形態の違いにあることが明らかにされた (若林ら, 2009)。

南北大東島は亜熱帯気候に属し、施用した有機物の分解が速く、腐植物質が土壤に蓄積しにくい。土壤中において腐植物質は粘土と結合して腐植粘土複合体を形成して安定的に存在しているが、熱帯・亜熱帯土壤における腐植粘土複合体に関する報告はほとんど見当たらない。そこで、南北大東島のサトウキビ圃場の土壤の理化学性と腐植粘土複合体の特徴が調べられ、腐植物質であるヒューミンと交換

<sup>1</sup> 東北農業研究センター

<sup>2</sup> 高知大学

日本土壤肥科学雑誌 第 82 巻 第 6 号 p.513~519 (2011)

性カルシウムとの間に正の相関関係があり、ヒューミンの蓄積に交換性カルシウムが関与することが示唆された(金城ら, 2009)。

大宮台地は関東ロームで覆われた洪積台地であり、その西縁部の畑作地帯では、土壌改良のため、荒川の河川敷の沖積土を台地上の火山灰土畑に運び込む「ドロツケ」という伝統的な客土作業が長年にわたり続けられたが、こうした人為的土壌生成過程における土壌特性の変化に関する調査・分析は行われていない。そこで、ドロツケにより沖積土が厚く堆積した土壌、台地上の火山灰土および河川敷沖積土において断面調査と理化学性の比較が行われた結果、ドロツケ施工畑の上層ほど乾燥密度や固相率の上昇、リン酸吸収係数の低下、有効態リン酸の増加が示されること、土壌pHは上昇するが、作土層のpHは低く、pH上昇効果は長期間持続しないこと、客土投入量は1 ha当たり5000 t程度と試算されることなどが明らかにされた(若林ら, 2010)。

農耕地においては開墾時の抜根作業、整地作業、侵食などによる土壌の移動と流出、耕地化に伴う土壌有機物の減少、大型農業機械による土壌の圧縮などが起こり、隣接する未耕地と比べて層厚が薄くなると考えられる。そこで、北海道十勝地域の3地点(典型淡色黒ボク土、多腐植質厚層黒ボク土、細粒質普通褐色低地土)において農耕地(畑作)とそれに隣接する未耕地について土壌断面形態や理化学性の比較が行われ、農耕地では開墾作業および農業生産による土壌の移動や減少、大型農業機械による土壌の圧縮、土壌有機物含量の減少が生じ、未耕地と比べて層厚が20~45 cm薄くなったことが示された(溝田ら, 2008)。また、上記と同じ3地点における農耕地および隣接する未耕地の各1カ所の計6断面の土壌試料を供試して、全リン酸および形態別リン酸の垂直分布が調べられ、いずれの農耕地土壌でも施肥などに由来する余剰リン酸はプラウ耕の影響を受けた深さ30~40 cmまでの作土層に蓄積し、黒ボク土では余剰リン酸が作土層にのみ蓄積し、褐色低地土では一部が下層へ溶脱していること、農耕地における正味のリン酸蓄積量は黒ボク土で著しく多く、その大部分は活性アルミニウムなどに特異吸着されているが、褐色低地土では蓄積量が少なく、非晶質リン酸アルミニウムなどの沈殿として蓄積していることなどが明らかにされた(谷ら, 2010)。

近年の肥料価格高騰とリン酸資源枯渇の問題に対応するため、有機質資材中のリン酸の肥料的効果とリン酸吸着抑制効果に関する知見は重要である。しかし、有機質資材の施用に伴うリン酸吸着能の抑制効果についての報告は見られない。そこで、北海道の淡色黒ボク土畑における25年間の牛ふんバーク堆肥の連用が土壌のリン酸吸着能に及ぼす影響について調査され、堆肥連用による可給態リン酸の増加とリン酸吸収係数の低下が確認されるとともに、堆肥施用区のリン酸最大吸着量はリン酸吸収係数から見込まれるよりも低く、作土の容積重の低下によって単位面積当たりの作土のリン酸最大吸着量はさらに低下すると試算され

た(八木ら, 2010)。

硫酸イオンはアロフェン、イモゴライトおよびフェリハイドライトに特異的に吸着するため、日本の火山灰土壌における硫酸イオンの含有率は欧米の土壌と比べて著しく高い。アメリカ土壌科学会が定める硫酸イオンの抽出法を用いると、硫酸イオンの蓄積能が高い火山灰土壌の場合、過小評価となるため、簡便で定量的に土壌中の硫酸イオンの全量を抽出できる方法が明らかにされた(高橋ら, 2009)。

黒ボク土は多量の炭素を貯留したわが国の代表的な土壌である。植物炭化物は人間による火入れや野火などによる植生の燃焼過程に生成され、国内外の各種の土壌から検出される。宮崎県都城市の累積性黒ボク土断面における植物炭化物の垂直分布と腐植組成あるいは炭素貯留との関係について調査が行われ、植物炭化物は土壌における炭素貯留だけではなく、A型腐植酸およびフルボ酸の給源として寄与するものと推測された(宮崎ら, 2009)。また、上記と同じ累積性黒ボク土断面における主として植物炭化物からなる比重<1.6画分の炭素量(POC)と土壌の全有機態炭素量(SOC)の垂直分布が調べられた結果、POCとSOCとの間で高い正の相関が認められること、POC/SOC値もSOCとの間に高い正の相関が示されたことなどから、わが国の黒ボク土において植物炭化物は土壌有機物の構成成分の一つとして、土壌による炭素貯留に貢献しているものと推測された(宮崎ら, 2010)。一方、植物炭化物はチェルノーゼム土壌にも分布しているが、その役割や性質についてほとんど報告されていない。そこで、チェルノーゼム土壌における植物炭化物の分布と土壌腐植組成との関係に関する基礎的な知見を得るため、カザフスタン、ウクライナおよびハンガリーから採取したA層の土壌試料の分析が行われ、日本の黒ボク土の場合と同様に、植物炭化物はA型腐植酸およびフルボ酸の生成に寄与していると推定された(Nishimura *et al.*, 2009)。

シロアリは熱帯の土壌生成過程において重要な役割を担っているが、地形系列との関連で土壌生成に及ぼすシロアリの影響が調査されたことはほとんどない。そこで、ナイジェリアのギニアサバンナ帯南部の内陸小低地の地形系列(谷底部、縁辺部、台地部)に沿って、シロアリによって作られたアリ塚とそれに隣接する土壌の理化学的および形態的特性が調査された結果、台地部と比べて低地部でアリ塚の個数と体積がかなり小さいため、シロアリが土壌生成に及ぼす影響は台地部と比較して低地部で小さいことが示唆された(Abe *et al.*, 2009)。

カンボジアでは、土壌特性と森林型の関係が明らかにされていない。そこで、メコン川東岸の乾性落葉林においてプリンサイトを持つ土壌と近隣のプリンサイトを持たない土壌の理化学性が調べられ、有効土層が70 cm未満と浅いことが乾性落葉林の大きな分布を支配していると考えられた(Toriyama *et al.*, 2010)。

テラ・ロサは地中海性気候下の石灰岩上に発達する赤褐色の残積性土壌である。中国のチベット高原の安多北山の

石灰岩上に見られるテラ・ロサの起源を明らかにするため、石英含量、石英の粒度分布、鉱物組成、石英の酸素同位体比などが調べられた結果、テラ・ロサの母材は主として運積性の堆積物であり、残積性の風化物ではないこと、テラ・ロサの母材の給源の多くは近隣の高地の風化物であること、風成塵はテラ・ロサの生成に関与していないことなどが示された (Feng and Zhu, 2009)。

青海チベット高原は中国を代表する牧畜地域であり、ヤクとヒツジの伝統的放牧が行われてきたが、近年の人口増加に伴う食料需要の増大により家畜の増産が求められているため、過放牧を招き、草地が退化し、生態系が破壊され、自然災害が頻繁に起こっている。そこで、青海チベット高原東部の高山草地において草地の退化程度が軽度、中度、重度の各種土壌の断面形態、理化学性および粘土鉱物組成が調査された結果、草地の退化とともに、表層における有機態炭素、全窒素、CEC および可給態窒素の明らかな減少に加えて、pH、塩基飽和度および炭酸カルシウムの増大が示された (李ら, 2008)。また、青海チベット高原の高山草地型は高山草甸、高山草原および高山沙漠の3つに分けられ、高山草甸は放牧可能草地の約50%を占め、最も生産力が高い。そこで、青海チベット高原の最も重要な高山草地である高山草甸の主要な分布地において土壌の特性、種類および分布様式が調べられた結果、高山草甸土壌は扇状地と谷底平野の微地形の違いに応じて世界土壌照合基準 (WRB) の少なくとも4つの照合土壌群とそれらの9つの細分タイプを含み、放牧地土壌として理化学性にほとんど問題がなく、世界の無機質土壌の中で最も多く有機物を貯留しているが、草地の退化が起これば、激しい侵食が起こる恐れがあることが明らかにされた (李ら, 2010)。

韓国においてお茶は健康食品として近年需要が高まっている。韓国の茶樹の主要な栽培地である済州島の3つの茶園について土壌の化学性と鉱物的特性が調査された結果、リン酸吸収係数からいずれの土壌も黒ボク土に分類され、アロフェン主体であるが、1:1型鉱物やクロライトおよび2:1-2:1:1型中間種鉱物を含むことが明らかにされた (平内ら, 2010)。

日本ペドロロジー学会シンポジウム「大陸中央部冷温帯下の土壌の分布、特性、生成・分類—ユーラシア・北米の草原から森林へ」が開催された。この中で、カナダ内陸中央平原の土壌生成 (Anderson, 2009)、カザフスタンの土壌の特性と分布パターン (Pachikin *et al.*, 2009)、北米とユーラシアのレスの分布、年代、土壌生成に及ぼす意義 (成瀬, 2009)、チェルノーゼム土壌とその腐植物質の特性 (谷ら, 2009)、異なる生態環境下における土壌有機物動態のモデル化 (角野, 2009) について5つの報告が行われ、北米とユーラシアの相違点などが議論された。

## 2. 土壌分類

非アロフェン質黒ボク土とアロフェン質黒ボク土を的確に区分し、適切な土壌管理を行うことは重要であり、両黒ボク土の分布境界地域での層序と土壌分類上の位置づけを

考察することは意義深い。非アロフェン質黒ボク土とアロフェン質黒ボク土の分布境界にある大分県久住高原の草地内で土壌断面調査と分析が行われた結果、多腐植質黒ボク土表層の深さ36cmまでは非アロフェン質、36cm以深はアロフェン質であることが明らかにされ、分類体系によってアロフェン質または非アロフェン質に分類されたが、深さ36cmまで酸性の強い土層が続くため、土壌管理の面からは、非アロフェン質に位置づけることが望ましいと考えられた (久保寺ら, 2009)。

基盤整備事業によって造成された大区画圃場においては同一圃場内でも作物生育が不均一になる場合があり、その理由の一つとして下層土の特性とその圃場内での偏りが指摘されている。そこで、北海道網走市音根内地区の農地320haを対象に、火砕流堆積物下層土の分布および出現深度を一筆圃場ごとに定量的に示した土壌図 (下層土マップ) が作成され、基盤整備後の大区画圃場における局所的な施肥管理や土壌改良を行う上で有用な資料になると考えられた (中丸ら, 2009)。

環境保全型農業の実施に向け、実効性のある農耕地の土壌診断・管理のために圃場一筆ごとの詳細な土壌判別が求められている。そこで、群馬県利根郡片品村築地地区の扇状地に基準断面を設定し、土壌断面形態と理化学性分析結果に基づき、「農耕地土壌分類第3次改訂版」による分類とともに、地形解析による微地形区分が行われ、5千分の1の精密土壌図が作成され、区分された土壌分類単位の肥沃度について生成論的な考察が行われた (鹿沼ら, 2010)。

日本ペドロロジー学会第四次土壌分類・命名委員会は、世界の土壌学と分類システムの進歩を最大限に取り入れた包括的土壌分類体系として、「日本の統一的土壌分類体系 (第二次案)」を公表したが、この分類体系を用いた土壌図は作成されていない。そこで、「日本の統一的土壌分類体系 (第一次案)」の亜群を図示単位として作成された「1/100万日本土壌図」を最新の土壌分類体系 (第二次案) の土壌大群に読み替え、造成土大群を除く9つの土壌大群を図示単位とした日本土壌図 (読替え日本土壌図) が作成された (菅野ら, 2008)。

地力保全基本調査において作成された全国農耕地土壌図 (1/5万) には、1970年代からの農地改廃等の土地利用変化は反映されていない。そこで、GIS、1992年版基盤整備基本調査図、地形図を用いて、新しいデジタル農耕地土壌図の作成、地目別の土壌群ごとの分布面積算出、地目改変に伴う土壌群別の分布面積変化の解析が行われ、土地利用変化に伴う土壌群別の分布面積変化は水田では灰色低地土およびグライ土、非水田では黒ボク土および褐色森林土の減少が顕著であることが示された (高田ら, 2009)。

九州地域における暖温帯 (低山帯) から冷温帯 (山地帯) の森林下に分布する土壌の化学性と生成を明らかにするため、「林野土壌の分類」による黄色系褐色森林土と「日本の統一的土壌分類体系 (第二次案)」による黄褐色森林土を含む36断面の褐色森林土群の土壌について化学性の比較お

よび気候条件との関係が評価され、これらの土壌の分類には気候条件を考慮するべきであり、遊離鉄酸化物の活性度は暖温帯照葉樹林下の黄褐色森林土と冷温帯落葉樹林下の普通褐色森林土を区別する有効な指標となることが明らかにされた (Imaya, 2008).

火山灰は日本における主要な土壌母材であり、特有の性質を持つ土壌が生成するため、国際的な土壌分類体系において火山灰土壌については **Andisols** または **Andosols** という最高位のカテゴリーが設定されている。これらの火山灰土壌は「林野土壌の分類」の黒色土の大部分に相当するが、褐色森林土でも火山灰付加の影響が考えられる。そこで、褐色森林土に対する火山灰付加の影響を明らかにし、その黒ボク特性に基づいて詳細に分類するため、酸性シュウ酸塩可溶アルミウム濃度と礫率およびこれらの断面内分布に基づき、褐色森林土の新たな分類試案が示された (Imaya *et al.*, 2010).

日本各地の中位・高位段丘に分布が認められる赤色および黄色の土層を持つ土壌は「農耕地土壌分類第3次改訂版」や「林野土壌の分類」では、それぞれ赤色土および黄色土に分類されている。また、「日本の統一した土壌分類体系 (第二次案)」では、土色を識別基準とするのではなく、赤黄色土として一括し、粘土集積層や風化変質層を識別基準として区分している。しかし、粘土集積層を持つ赤黄色土と風化変質層を持つ赤黄色土の全国的な規模での理化学性の比較は行われていない。そこで、基準土壌断面データベースを用いて粘土集積層と風化変質層の理化学性が比較された結果、粘土集積層は長期間にわたる風化と土壌生成作用を受けたことを示す指標であると考えられ、赤黄色土を一括して粘土集積層か風化変質層の有無で上位カテゴリーを識別し、その下位カテゴリーで土色を識別基準に取り入れることが提案された (高田ら, 2010).

「日本の統一した土壌分類体系 (第二次案)」においては礫層の有無や土性などの特徴を区分する下位カテゴリーが設定されていない。そこで、「農耕地土壌分類第3次改訂版」と「日本の統一した土壌分類体系 (第二次案)」を融合し、農耕地土壌分類第3次改訂版との対応関係を保ち、分類に必要な調査・分析項目を最小限にとどめ、必要性が乏しい新たな分類単位・識別基準を導入しない方針として、実用性の高い「包括的土壌分類第1次試案」が作成された (小原ら, 2011).

湿潤アジアの土壌は急峻な地形、地殻の移動、火山活動などを反映して、比較的若い鉱物学的特性を示すことが多い。そこで、世界の土壌の新しい分類体系として提案された「世界土壌照合基準 (WRB)」と対応させて、インドネシア、タイ、日本の各地より採取した全 186 点の洗脱型土壌の B 層について鉱物性と理化学性が調べられた結果、その大部分に当たる 169 点がアンドソル、ポドソル、アリソル、アクリソル、ディストリック・キャンピソルといった酸性土壌に分類され、粘土当たりの CEC の境界値として  $24 \text{ cmolc kg}^{-1}$  を用いることにより、湿潤アジアにおける

酸性土壌の分布パターンがよく表されることを明らかにした (Funakawa *et al.*, 2008).

アジアにおける多様な土壌と我が国ペドロジストによる研究の最前線に関する講座が 6 回にわたって土肥誌に連載された (舟川ら, 2008; 渡辺・隅田, 2009; 櫻井, 2010; 浜崎ら, 2010; 田村ら, 2010; 遠藤ら, 2010)。この中で、カザフスタンの乾燥地・半乾燥地における土壌および農業の現状と課題、ベトナムのメコンデルタ沖積土壌における稲わら堆肥連用試験と酸性硫酸塩土壌、東北タイにおけるペドロロジーを基礎とした研究事例、フィリピンにおける赤黄色土、火山灰土壌、低地土壌の特性および土壌情報システム、モンゴル高原における草原土壌の生成、劣化、回復、中国の黄土高原周辺の灌漑農地における土壌塩性化とソーダ質化が紹介された。

## 文 献

- Abe, S. S., Yamamoto, S., and Wakatsuki, T. 2009. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **55**, 514-522.
- Anderson, D. W. 2009. *Pedologist*, **53**, 23-29.
- 遠藤常嘉・山本定博・本名俊正 2010. 土肥誌, **81**, 281-288.
- Feng, J-L, and Zhu, L-P. 2009. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **55**, 407-420.
- Funakawa, S., Watanabe, T., and Kosaki, T. 2008. *ibid.*, **54**, 751-760.
- 舟川晋也・小崎 隆・矢内純太 2008. 土肥誌, **79**, 399-407.
- 浜崎忠雄・大倉利明・三浦憲蔵 2010. 同上, **81**, 267-272.
- 平内央紀・伊藤豊彰・中村茂和・南條正巳・三枝正彦 2010. 同上, **81**, 1-6.
- Imaya, A. 2008. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **54**, 424-433.
- Imaya, A., Yoshinaga, S., Inagaki, Y., Tanaka, N., and Ohta, S. 2010. *ibid.*, **56**, 454-465.
- 角野貴信 2009. ペドロジスト, **53**, 51-55.
- 菅野均志・平井英明・高橋 正・南條正巳 2008. 同上, **52**, 129-133.
- 鹿沼信行・庄司 正・小林逸郎・戸上和樹・神山和則・谷山一郎・大倉利明 2010. 同上, **54**, 73-82.
- 川口 優・高橋 正・南條正巳 2009. 同上, **53**, 2-10.
- 木村和彦・本吉博美・武田 晃・山崎慎一 2008. 土肥誌, **79**, 358-364.
- 金城和俊・渡嘉敷義浩・鬼頭 誠 2009. 熱帯農業研究, **2**, 80-84.
- 北川靖夫・齋藤萬之助 2008. ペドロジスト, **52**, 83-86.
- 久保寺秀夫・増田泰久・小路 敦 2009. 同上, **53**, 11-20.
- 李 海珠・浜崎忠雄・長友由隆・境 雅夫 2008. 同上, **52**, 96-106.
- 李 海珠・浜崎忠雄・境 雅夫・李 海林・宋 仁徳・長友由隆 2010. 同上, **54**, 21-34.
- 宮崎圭介・井上 弦・西村周作・進藤晴夫 2009. 同上, **53**, 77-85.
- 宮崎圭介・井上 弦・西村周作・進藤晴夫 2010. 土肥誌, **81**, 112-117.
- 溝田千尋・谷 昌幸・李 香珍・相内大吾・丹羽勝久・小池正徳・倉持勝久 2008. ペドロジスト, **52**, 19-34.
- 中丸康夫・齊藤鷹一・小林宏之・木村あゆみ・小松輝行 2009. 土肥誌, **80**, 41-44.
- 成瀬敏郎 2009. ペドロジスト, **53**, 38-45.
- Nishimura, S., Tani, M., Fujitake, N., and Shindo, H. 2009. *Pedologist*, **53**, 86-93.
- 小原 洋・大倉利明・高田裕介・神山和則・前島勇治・浜崎忠雄 2011. 農業環境技術研究所報告, **29**, 1-73.

- 奥田俊夫・藤田哲史・藤江康太郎・北川靖夫・齋藤萬之助・成瀬敏郎・豊田 新 2008a. ペドロジスト, 52, 2-9.
- 奥田俊夫・藤田哲史・藤江康太郎・北川靖夫・齋藤萬之助・成瀬敏郎・豊田 新 2008b. 同上, 52, 35-41.
- Pachikin, K., Erokhina, O., and Funakawa, S. 2009. *Pedologist*, 53, 30-37.
- 櫻井克年 2010. 土肥誌, 81, 55-65.
- 佐野大樹・伊藤豊彰・安藤 正・南條正巳・斎藤元也・三枝正彦 2008. ペドロジスト, 52, 10-18.
- 佐野大樹・伊藤豊彰・安藤 正・南條正巳・斎藤元也・三枝正彦 2010. 同上, 54, 83-92.
- 高田裕介・中井 信・小原 洋 2009. 土肥誌, 80, 502-505.
- 高田裕介・前島勇治・大倉利明・神山和則・浜崎忠雄・小原 洋 2010. ペドロジスト, 54, 11-20.
- 高橋純子・東 照雄・田村憲司 2009. 同上, 53, 94-99.
- 田村憲司・藤原英司・鳥山和伸 2010. 土肥誌, 81, 273-280.
- 谷 昌幸・藤嶽暢英・小崎 隆 2009. ペドロジスト, 53, 46-50.
- 谷 昌幸・溝田千尋・八木哲生・加藤 拓・小池正徳 2010. 土肥誌, 81, 350-359.
- Toriyama, J., Ohta, S., Ohnuki, Y., Araki, M., Kanzaki, M., Det, S., Lim, S., Pol, S., and Pith, P. 2010. *Pedologist*, 54, 2-10.
- 若林正吉・田村憲司・恩田裕一・大瀬健嗣・東 照雄 2009. ペドロジスト, 53, 66-76.
- 若林正吉・田村憲司・小野信一・六本木和夫・東 照雄 2010. 土肥誌, 81, 573-583.
- 渡辺 武・隅田裕明 2009. 同上, 80, 288-416.
- 八木哲生・谷 昌幸・笛木伸彦・田村 元・加藤 拓・小池正徳 2010. 同上, 81, 594-597.
- 山崎慎一・木村和彦・本吉博美・武田 晃・南條正巳 2009. 同上, 80, 30-36.

### 土地分類利用・景域評価 櫻井克年<sup>1</sup>・三浦憲蔵<sup>2</sup>

国内の草地における炭素貯蓄量の推計 (Nakagami *et al.*, 2009), 国内農耕地の全セレン含量 (Yamada *et al.*, 2009), カドミウム含量 (土壌生成の項参照), リン酸バランス (Mishima *et al.*, 2009) など, 全国的な元素分布の状況・動向の解明についても, 積極的に取り組まれるようになった。土壌保全対策事業の集大成として作成された農耕地土壌データベースを基に, 各種システムを開発し, 適正な土壌管理技術の普及が始まっていること (安田, 2008) も, 適切な予測に基づく今後の国内での土地利用計画の策定に向けた重要な取り組みである。農業施設における位置情報計測機器の特性 (内山・佐野, 2009) については, 今後の農地管理技術の向上に寄与するであろう。

森林土壌の酸性化や土壌理化学性については, 引き続き活発に研究が行われている。国内では, 森林土壌 (火山灰土壌, ポドゾル性土壌, 褐色森林土壌) において, 異なるプロトンソースが, 土壌生成作用としての土壌酸性化に寄与する程度が評価された。溶存有機炭素と硝化により放出

されるプロトン収支をもとに, O層, A層, B層での酸性化が考察された (Fujii *et al.*, 2008)。一方, 近畿地方の堆積岩由来森林土壌において mesic から thermic までの土壌温度レジームにおける土壌生成作用としての酸性化が検討された (Funakawa *et al.*, 2008)。その中で, アルミニウムの溶解・沈殿とその表面への溶存炭素の吸着が土壌中での酸性物質の移動に重要な役割を果たすことが明らかにされた。また, 火山灰土壌表層において, 20~30年という短い期間に表層植生が遷移し, それに伴う表層の黒色土層が退色するという変化を腐植の定量分析によって解析した結果, アルキル炭素と芳香族炭素のバランスが速やかに変化することによるものと考えられた (Iimura *et al.*, 2010)。農耕地との比較による森林土壌の炭素蓄積量の評価 (Takahashi *et al.*, 2010), スギ・ヒノキ林の荒廃に伴う炭素蓄積量の変化 (Sakai *et al.*, 2010), などについても定量的なデータが示された。また, 土壌 O 層の断面から樹木の生物性に及ぼす影響を推定しようとする検討も行われている (Mori *et al.*, 2009)。

アジア各地での研究についても, 土壌生成や立地環境, 炭素収支の観点から幅広く行われている。湿潤アジア地域数カ国を対象に, WRB の分類との関連から洗脱型土壌の地域的分布が考察され (土壌分類の項参照), ユーラシア大陸のステップ (ウクライナ・カザフスタン) の耕地, 森林, 草地, 砂漠などの異なる植生下から採取された土壌を用いて, 潜在的に無機化される可能性のある炭素や窒素量が評価された (Kadono *et al.*, 2009)。湿潤アジア (日本, タイ, インドネシア) の 46 の土壌試料を用いて, 土壌に添加された酸が, 一次的に中和されるプロセスに違いのあることが示された (Watanabe *et al.*, 2008)。一方, タイとインドネシアの耕地と森林におけるプロトン収支の観点からの比較研究も行われた (Fujii *et al.*, 2009a)。カリマンタンでは, 可溶性有機炭素収支 (Fujii *et al.*, 2009b) や蛇紋岩由来の森林土壌の酸性化は他の母材からの風化土壌よりも迅速に Oxisol となることが示された (Fujii *et al.*, 2011)。また, タイの常緑林と落葉林の成立を土層厚から解析した例 (Murata *et al.*, 2010) もある。近年, 注目を集めつつある話題として, 土壌中含量の低いリン酸が, 生態系全体の機能維持, 特に CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>2</sub> などのガス発生に制限的な影響を与えることに言及した論文も発表された (Mori *et al.*, 2010)。

北部カザフスタンにおける景域評価の研究としては, 土壌中の有機炭素の空間分布や一時的分布に関するダイナミクスを穀物農地について評価したもの (Takata *et al.*, 2008a), 輪作体系に伴う変化として解析したもの (Takata *et al.*, 2008b), また, これらの結果をもとに, 潜在的に無機化する可能性のある炭素, 土壌温度, 降水・乾燥のパターンなどから, 40~80%の変動で CO<sub>2</sub> 放出が予測できるとした (Takata, 2010)。

これまでほとんど報告のなかったカンボジアの森林タイプと土壌物理性の関連についても一連の報告が行われ

<sup>1</sup> 高知大学

<sup>2</sup> 東北農業研究センター

た。レゴリスの固化と水分変化について (Ohnuki *et al.*, 2008a), 土壌物理性全般の比較 (Toriyama *et al.*, 2008), 土層厚と水分含量 (Ohnuki *et al.*, 2008b), 地下水水位の季節変動 (Araki *et al.*, 2008), 土壌孔隙 (Toriyama *et al.*, 2011), プリンサイトの有無と土壌理化学性の関係 (土壌生成の項参照) などが取り上げられた。

東・東南アジア地域における土地利用変化に伴う土壌の変化や土壌荒廃について、さまざまな国、地域で検討された。カリマンタンでは、焼畑地の土壌肥沃度 (Funakawa *et al.*, 2009), サラワクの集約的焼畑休閑地では、休閑年数が長期化することに伴う植生変化と土壌肥沃度の関係 (Wasli *et al.*, 2009), 焼畑から常畑化シアブラヤシやコショウ、ゴムなどの商品作物へと転換された場合の土壌肥沃度変化 (Tanaka *et al.*, 2009) が明らかにされた。東カリマンタンにおいて森林が拓かれた後に、チガヤの荒廃地に变化した場合、12年間に表層土壌中 (0~10 cm) の炭素含量は23%増加するが、土層 (0~100 cm) に存在する炭素量はほとんど変わらないことが示され、森林として成立していた生態系内で、すでに炭素量は平衡状態にあったものと推定された (Yonekura *et al.*, 2010)。インドネシアの強風化土壌において、8年生のアカシア・マンガウム植林地では、樹木による急速な塩基の吸収が起こるため、表層土壌ではpHが1.0も低下することを明らかにした (Yamashita *et al.*, 2008)。森林火災が土壌の理化学性、特に撥水性にもたらす影響についても詳細に考察された (Seki *et al.*, 2010)。

地球温暖化による影響を、GISを利用した内モンゴルの植生の空間分布の変化 (1956~2006) が示された (Zhang *et al.*, 2011a)。また、内モンゴルの草地を対象に、利用頻度の違いによる土壌荒廃の状況が、牧舎からの距離によって違うことが、草地植生と土壌理化学性の観点から示された (Zhang *et al.*, 2011b)。

村落周縁部に設けられてきたホームガーデンは貨幣経済の浸透とともにその形を変えてきた。北タイ・プレー県内のホームガーデンが調査され、その構成植物種を同定するとともに、いわゆる屋敷林のような形態で使用を続けている所と商品作物を積極的に導入している所では、土壌肥沃度に違いがあることが明らかにされた (Lattirasuvan *et al.*, 2010)。また、土地不足に伴い常畑化が進むかつての焼畑農地の土壌肥沃度について、導入された作物との関連から解析された (Tanaka *et al.*, 2010)。タイ北部の傾斜地農村において、土地生産性の評価を経済活動との関連から考察する取り組みも行われた (平井ら, 2010)。北ラオスの山間盆地において、集水域全体の地形と土壌肥沃度の関係が考察され、分類・図示された (Kotegawa *et al.*, 2010, 2011)。

荒廃地の修復の観点からは、半島マレーシアにおける植林後数十年が経過したJICAの植林地において、もともと肥沃度の低い強風化土壌や砂地の低地土壌では、大きな肥沃度変化は認められないが、複層林施行の効果があること、Soil fertility Index (SFI) が修復のための植林計画の立案に適していること、などが明らかにされた (Abdu *et al.*,

2007, 2008a, 2008b)。サラワク州ニアにおいて実施された試験造林では、比較的土壌肥沃度が高いため、土壌肥沃度よりも光環境の影響が植林木の初期成育に影響を与えることが示された (Hattori *et al.*, 2009)。マレーシア・サラワク州における焼畑実験において、焼却バイオマス量とその後の二次植生の回復について評価された (Kendawang *et al.*, 2007)。特に、100 t ha<sup>-1</sup>以上のバイオマスを焼却した場合、0~5 cmの埋土種子はほとんど死滅すること、焼却量が多いほど、木本の成長率が高くなることが示された。他方、焼畑休閑地の中からその年に利用する圃場を選定する際に、イバン人が判断基準に使う植生の状況と土壌肥沃度の関係 (Tanaka *et al.*, 2007a, 2007b) などについても、民族土壌学 (エスノペドロジー) の観点から考察された。

北タイのチーク植林地における土壌呼吸 (Takahashi *et al.*, 2009)、東北タイの土壌荒廃地の評価の指標として微生物による抗生物質への耐性や養分資化性などから算出した微生物多様性の評価 (Doi *et al.*, 2009, 2010)、タンザニアの熱帯乾燥地における微生物活性の季節変動に及ぼす土壌管理と土性の影響 (Sugihara *et al.*, 2010) など、微生物性を土壌荒廃や土壌修復の程度の評価に利用する試みも報告されるようになってきた。

酸性硫酸塩土壌の乾燥に伴う物質動態 (Kawahigashi *et al.*, 2008) や、エビ養殖池放棄地のマングローブ植林による修復 (Matsui *et al.*, 2008) など、低湿地関連の報告も行われた。

## 文 献

- Abdu, A., Tanaka, S., Jusop, S., Ibrahim, Z., Hattori, D., Majid, N.M., and Sakurai, K. 2007. *Pedologist*, 51, 76-88.
- Abdu, A., Tanaka, S., Jusop, S., Majid, N.M., Ibrahim, Z., and Sakurai, K. 2008a. *Jpn. J. For. Environment*, 50, 141-152.
- Abdu, A., Tanaka, S., Jusop, S., Majid, N.M., Ibrahim, Z., Wasli, M.E., and Sakurai, K. 2008b. *J. Applied Sci.*, 8, 3795-3805.
- Araki, M., Shimizu, A., Kabeya, N., Nobuhiro, T., Ito, E., Ohnuki, Y., Tamai, K., Toriyama, J., Tith, B., Pol, S., Lim, S., and Khorn, S. 2008. *Paddy Water Environ.*, 6, 37-46.
- Doi, R., Sahunalu, P., Wachrinrat, C., Teejuntuk, S., and Sakurai, K. 2009. *Community Ecology*, 10, 173-181.
- Doi, R., Wachrinrat, C., Teejuntuk, S., Sakurai, K., and Sahunalu, P. 2010. *Environ. Monitoring Assessment*, 170, 301-309.
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C., and Kosaki, T. 2008. *GEODERMA*, 144, 478-490.
- Fujii, K., Uemura, M., Hayakawa, C., Funakawa, S., Sukartiningsih, Kosaki, T., and Ohta, S. 2009a. *ibid.*, 152, 127-136.
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C., Sukartiningsih, and Kosaki, T. 2009b. *Plant Soil*, 316, 241-255.
- Fujii, K., Hartono, A., Funakawa, S., Uemura, M., Sukartiningsih, and Kosaki, T. 2011. *GEODERMA*, 160, 311-323.
- Funakawa, S., Hirooka, K., and Yonebayashi, K. 2008. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 54, 434-448.
- Funakawa, S., Makhrawie, M., and Pulunggono, H.B. 2009. *Plant Soil*, 319, 57-66.
- Hattori, D., Kenzo, T., Kendawang, J.J., Irino, K.O., Tanaka,

- S., Ichie, T., Ninomiya, I., and Sakurai, K. 2009. *Jpn. J. For. Environment*, 51, 105–115.
- 平井雅世・平井英明・茅野甚治郎 2010. 開発学研究, 21, 1–12.
- Imura, Y., Fujimoto, M., Hirota, M., Tamura, K., Higashi, T., Yonebayashi, K., and Fujitake, N. 2010. *GEODERMA*, 159, 122–130.
- Kadono, A., Funakawa, S., and Kosaki, T. 2009. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 55, 243–251.
- Kawahigashi, M., Do, N.M., Nguyen, V.B., and Sumida, H. 2008. *ibid.*, 54, 495–506.
- Kendawang, J.J., Ninomiya, I., Tanaka, K., Ozawa, T., Hattori, D., Tanaka, S., and Sakurai, K. 2007. *Tropics*, 16, 309–321.
- Kotegawa, T., Tomita, T., Kono, Y., Tanaka, S., and Sakurai, K. 2010. *Pedologist*, 54, 93–103.
- Kotegawa, T., Tanaka, S., and Sakurai, K. 2011. *ibid.*, 55, 43–54.
- Lattirasuvan, T., Tanaka, S., Nakamoto, K., Hattori, D., and Sakurai, K. 2010. *Tropics*, 18, 171–184.
- Matsui, N., Suekuni, J., Havanond, S., Nishimiya, A., Yanai, J., and Kosaki, T. 2008. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 54, 301–309.
- Mishima, S., Endo, A., and Kohyama, K. 2009. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88, 69–77.
- Mori, K., Bernier, N., Kosaki, T., and Ponge, J-F. 2009. *Europ. J. Soil Biology*, 45, 290–300.
- Mori, T., Ohta, S., Konda, R., Ishizuka, S., and Wicaksono, A. 2010. *Proc. "2010 International Conference on Environmental Engineering and Applications"* 18–21p.
- Murata, N., Ohta, S., Ishida, A., Kanzaki, M., Wachirinrat, C., Artchawakom, T., and Sase, H. 2009. *J. For. Res.*, 14, 212–220.
- Nakagami, K., Hojito, M., Itano, S., Kohyama, K., Miyaji, T., Nishiwaki, A., Matsuura, S., Tsutsumi, M., and Kano, S. 2009. *Grassland Sci.*, 55, 96–103.
- Ohnuki, Y., Shimizu, A., Chann, S., Toriyama, J., Kimhean, C., and Araki, M. 2008a. *GEODERMA*, 146, 94–101.
- Ohnuki, Y., Kimhean, C., Shinomiya, Y., and Toriyama, J. 2008b. *Hydrological Processes*, 22, 1272–1280.
- Sakai, H., Inagaki, M., Noguchi, K., Sakata, T., Yatskov, M.A., Tanouchi, H., and Takahashi, M. 2010. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 56, 332–343.
- Seki, K., Suzuki, K., Nishimura, T., Mizoguchi, M., Imoto, H., and Miyazaki, T. 2010. *J. Trop. For. Sci.*, 22, 414–424.
- Sugihara, S., Funakawa, S., Kilasara, M., and Kosaki, T. 2010. *Appl. Soil Ecology*, 44, 80–88.
- Takahashi, M., Hirai, K., Limtong, P., Leungvutivirog, C., Suksawang, S., Panuthai, S., Anusontpornperm, S., and Marod, D. 2009. *Jap. Agri. Res. Quarterly*, 43, 337–343.
- Takahashi, M., Ishizuka, S., Ugawa, S., Sakai, Y., Sakai, H., Ono, K., Hashimoto, S., Matsuura, Y., and Morisada, K. 2010. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 56, 19–30.
- Takata, Y., Funakawa, S., Akshalov, K., Ishida, N., and Kosaki, T. 2008a. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 54, 794–806.
- Takata, Y., Funakawa, S., Yanai, J., Mishima, A., Akshalov, K., Ishida, N., and Kosaki, T. 2008b. *ibid.*, 54, 159–171.
- Takata, Y. 2010. *Jap. Agri. Res. Quarterly*, 44, 335–342.
- Tanaka, S., Wasli, M.E.B., Seman, L., Jee, A., Kendawang, J.J., Sakurai, K., and Morooka, Y. 2007a. *Tropics*, 16, 357–371.
- Tanaka, S., Wasli, M.E.B., Kotegawa, T., Seman, L., Sabang, J., Kendawang, J.J., Sakurai, K., and Morooka, Y. 2007b. *ibid.*, 16, 385–398.
- Tanaka, S., Tachibe, S., Wasli, M.E.B., Lat, J., Seman, L., Kendawang, J.J., Iwasaki, K., and Sakurai, K. 2009. *Agric. Ecosys. Environ.*, 129, 293–301.
- Tanaka, S., Lattirasuvan, T., Nakamoto, K., Sritulanon, C., and Sakurai, K. 2010. *Tropics*, 18, 185–199.
- Toriyama, J., Ohta, S., Araki, M., Kanzaki, M., Khorn, S., Pith, P., Lim, S., and Pol, S. 2008. *J. For. Res.*, 13, 15–24.
- Toriyama, J., Ohta, S., Araki, M., Kosugi, K., Nobuhiro, T., Kabeya, N., Shimizu, A., Tamai, K., Kanzaki, M., and Chann, S. 2011. *Hydrological Processes*, 25, 714–726.
- 内山知二・佐野修司 2009. 近中四農研報, 14, 114–117.
- Wasli, M.E.B., Tanaka, S., Kendawang, J.J., Seman, L., Unang, B., Lat, J., Abdu, A., Morooka, Y., and Sakurai, K. 2009. *Tropics*, 18, 115–126.
- Watanabe, T., Ogawa, N., Funakawa, S., and Kosaki, T. 2008. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 54, 856–869.
- Yamada, H., Kamada, A., Usuki, M., and Yanai, J. 2009. *ibid.*, 55, 616–622.
- Yamashita, N., Ohta, S., and Hardjono, A. 2008. *For. Ecology Management*, 254, 362–370.
- 安田典夫 2008. 土肥誌, 79, 441–443.
- Yonekura, Y., Ohta, S., Kiyono, Y., Aksa, D., Morisada, K., Tanaka, N., and Kanzaki, M. 2010. *Plant Soil*, 329, 495–507.
- Zhang, G., Kang, Y., Han, G., and Sakurai, K. 2011a. *Global Change Biology*, 17, 377–389.
- Zhang, G., Kang, Y., Han, G., Mei, H., and Sakurai, K. 2011b. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, 61, 356–364.