

牛ふんの炭化・除塩による窒素低負荷型 リン酸資材に関する研究

真 行 寺 孝*

*現 千葉県農林水産部担い手支援課

目 次

第Ⅰ章 序 論

第1節 研究の背景	1
第2節 牛ふん炭化物を研究対象とした経緯	2
第3節 研究の目的	2
謝 辞	3

第Ⅱ章 牛ふん炭の成分特性と速効性リン酸カリ肥料に対する代替性

第1節 緒 言	4
第2節 材料及び方法	
1 牛ふん炭の作成と供試土壌	4
2 牛ふん炭の肥料代替性試験の構成	5
3 供試作物と栽培方法	6
4 調査及び分析方法	6
第3節 結 果	
1 牛ふん炭の成分特性	6
2 炭化温度の異なる牛ふん炭のコマツナに対する速効性肥料代替性（試験1）	6
3 栽培時期の異なるコマツナ及びホウレンソウに対する牛ふん炭の速効性肥料代替性（試験2）	7
第4節 考 察	
1 炭化温度と栽培気温が牛ふん炭のリン酸カリ肥料代替性に及ぼす影響	8
2 牛ふん炭のリン酸及びカリ肥料の代替利用に関する利点と問題点	8
第5節 要 約	9

第Ⅲ章 牛ふん炭の多量施用及び施用後の灌水除塩がコマツナの生育と養分吸収及び溶脱塩類に及ぼす影響

第1節 緒 言	10
第2節 材料及び方法	
1 供試牛ふん炭の化学性	10
2 供試土壌の化学性	10
3 牛ふん炭の多量施用試験の構成	11
4 牛ふん炭多量施用土壌の除塩と溶脱水の採水方法	11
5 供試作物と栽培方法	11
6 調査及び分析方法	11
第3節 結 果	
1 牛ふん炭の多量施用がコマツナの乾物収量に及ぼす影響	12
2 牛ふん炭多量施用土壌の除塩がコマツナの生育に及ぼす影響	13
3 牛ふん炭多量施用及び施用後の除塩に伴うコマツナの養分吸収の変化	13
4 牛ふん炭多量施用土壌の除塩に伴う溶脱水の化学組成の変化	14
5 牛ふん炭の施用量及び多量施用土壌の除塩に伴う収穫跡地土壌のpH (H ₂ O), EC及び水溶性塩類の差異	15
第4節 考 察	
1 牛ふん炭の施用限界	16
2 牛ふん炭多量施用土壌における灌水除塩の効果	16
3 灌水除塩に伴う主要溶脱成分のCl及びKの挙動	16
4 牛ふん炭多量施用及び除塩がコマツナの濃度障害と養分吸収に及ぼす影響	17

5 牛ふん炭多量施用後の灌水除塩対策の限界	17
第5節 要 約	17
第IV章 牛ふん炭及び除塩牛ふん炭のリン酸資材代替性と濃度障害に対する影響	
第1節 緒 言	19
第2節 材料及び方法	
1 コマツナの要素欠乏試験による牛ふん炭の肥効成分の特定（試験1）	19
2 コマツナ4連作栽培による牛ふん炭及び除塩炭の肥効持続性評価（試験2）	20
3 調査及び分析方法	20
第3節 結 果	
1 リン酸・カリ要素欠乏試験におけるコマツナの生育（試験1）	21
2 黒ボク土及び砂質土におけるコマツナ4連作栽培による牛ふん炭及び除塩炭のリン酸肥効持続性評価（試験2）	22
3 4連作栽培中の牛ふん炭及び除塩炭施用跡地土壌のリン酸含量（試験2）	23
4 4連作栽培中の牛ふん炭及び除塩炭施用跡地土壌の塩類集積（試験2）	23
第4節 考 察	
1 コマツナの要素欠乏試験による牛ふん炭及び除塩炭の肥効成分の特定	24
2 牛ふん炭及び除塩炭のリン酸肥効の持続性	25
3 牛ふん炭及び除塩炭による黒ボク土のリン酸肥沃度の向上	25
4 牛ふん炭及び除塩炭の多量施用がコマツナの濃度障害と塩類集積に及ぼす影響	26
第5節 要 約	26
第V章 除塩牛ふん炭の作成のための効率的な灌水法と溶脱塩の挙動	
第1節 緒 言	28
第2節 材料及び方法	
1 モデル試験用のカラム装置と牛ふん炭の充填	28
2 灌水試験区の設定と調査及び分析方法	29
第3節 結 果	
1 灌水強度が牛ふん炭カラムの溶脱水量に及ぼす影響	29
2 積算灌水量及び灌水強度が溶脱水のpH及びECに及ぼす影響	29
3 灌水除塩に伴う無機態窒素の溶脱	30
4 灌水除塩に伴う溶脱塩素の濃度推移と収支	30
5 灌水除塩に伴う溶脱カリウムの濃度推移と収支	31
6 灌水除塩に伴う溶脱リン酸の濃度推移と収支	32
第4節 考 察	
1 灌水強度を変えた牛ふん炭カラム溶脱水の塩類濃度の推移と除塩指標	32
2 牛ふん炭カラムの各塩類の溶脱量からみた効率的な除塩法	33
第5節 要 約	33
第VI章 総合考察	
1 環境負荷低減管理からみた牛ふん炭の有効性	36
2 牛ふん炭の利用に際しての塩類集積対策	37
3 牛ふん炭及び除塩牛ふん炭のリン酸資材としての肥効評価と資源価値	39
4 牛ふん炭の利用技術の問題点と方向性	41
第VII章 摘 要	
	44

引用文献	46
Summary	53

第 I 章 序 論

第 1 節 研究の背景

近年、未利用の有機物資源を有効に再利用することは、地球上の有限資源の枯渇対策や未利用資源の廃棄に伴う環境汚染防止の観点から、世界的な命題となっている。特に自給率が低く、食料など多くの有機物資源を輸入に依存する我が国では、[バイオマス・ニッポン]の国策（木口，2003）や[バイオマス推進立県千葉]（千葉県，2002）などの県施策が示すように、未利用有機物のリサイクルは重要な課題と位置づけられている。未利用有機物資源の多くは、農林業系の中から、木質系残渣、作物残渣、家畜排泄物などとして産出されており（千葉県，2002；中野，2004），循環型社会をこれまで以上に促進させるためには、これら農林業系の未利用有機物の有用資源への変換技術やその利用技術の開発、これらの技術集積による用途の多様化が、今後、益々重要になるものと考えられる。このような研究ニーズから、最近では農林業系から産出される未利用有機物のエネルギー利用やマテリアル化（三崎，2004；薬師堂，2004；市川，2005；加瀬・坂本，2008）など、従来の農林業分野を超えた新技術の研究も進められている。

現在、家畜排泄物のバイオマス産出量は農林業系の未利用有機物資源の中でも大きな割合を占めており（千葉県，2002；生雲ら，2007），その利用技術の開発がバイオマスリサイクルの研究分野における主要課題となっている。また、我が国では、食料と並んで家畜飼料を輸入に大きく依存しているため、国内全体の窒素収支が収入超過になり、農地の単位面積当たりの窒素輸入量（ 130kg ha^{-1} ，1990年）では世界1位となっている（原田，1999）。この国外からの飼料を家畜が消費した結果、必然的に家畜排泄物による窒素負荷の増大が起こり、近年では畜産地帯を中心とする農地の窒素過多が慢性化している。このため、家畜排泄物を全て堆肥として農地に還元する従来の循環システムは、堆肥を国内の農地に均等に配分できたとしても、窒素収支の点からみると、大きな問題を抱えたリサイクル法となっている。

家畜排泄物を堆肥として利用する方法には、このような根源的な問題に加えて堆肥化物の容積が大きく嵩張ることや臭気の発生を伴うなどの特性から、広域輸送が難しい側面がある。臭気が強くハンドリングに難点がある家畜排泄物に関しては、上記の点がさらに困難になる。

広大な面積の農地を有する米国でも、家畜排泄物の適的な配送範囲は、経済的な理由なども加わって数 km とされている（Stims and Wolf，1994）。このような状況を考えると、家畜排泄物及び堆肥化物には、適正量を超えた施用によって近隣農地の窒素負荷を増大させる危険性が潜在的にあると言える。以上のことが顕在化したと考えられる結果として、近年、国内の農村地帯において畜産が起源と推定される硝酸汚染（熊澤，1999；西尾，2005；真行寺ら，2006），大気中のアンモニア濃度の上昇や窒素沈着量の増加（長田，2002；實示戸ら，2006）などが認められている。これは、前述の理由などから、地域で偏在する多量の家畜排泄物の広域リサイクルが円滑に進まないことを裏付けていると考えられる。実際、近年における国内の堆肥生産量は増大傾向（武田，2007）にある一方、農家による堆肥の使用量については、むしろ減少傾向（猪股，2002）にあり、余剰の家畜排泄物や堆肥の発生が改善される見通しがつかない状況にある。

このような従来の堆肥による再資源化法だけでは、家畜排泄物の余剰問題や環境負荷の問題が解決できないことに対する対策として、家畜排泄物を炭化物や灰化物にして肥料利用するなどの方法（薬師堂，2003；畑ら，2007）が補完技術として提案されている。以上の技術は、これまで採算ベースに乗るものではなかったが、最近の肥料価格の高騰によって、利用できる可能性が以前に比べて高まっている。また、リン鉱石やカリ鉱石などの天然資源がない我が国では（安藤，1983），これらの肥料成分を豊富に含む家畜排泄物が将来の重要なリサイクル資源となる可能性が高いと考えられる。このような背景に加えて、本研究で取り上げた家畜ふん炭化物には家畜排泄物の再利用の形態として、以下に示す利点が考えられる。すなわち、i）家畜ふん炭化時の熱分解で発生する油分などがエネルギー利用できる可能性（Lehmann，2007a）がある、ii）家畜ふん炭化物は、堆肥などの有機物の施用に比べて土壌中の炭素貯留（犬伏，2008）期間が長くなり、大気中の二酸化炭素の低減に貢献すると考えられる（Lehmann，2007a）。iii）炭化の際に窒素が揮散して炭化物中の残存窒素の可給性も低下（牧ら，2009）するため、多量の農地還元を行っても窒素による地下水汚染の危険性が小さいと予測される。iv）炭化によって原料の家畜ふんの容積が大幅に縮減（浦野ら，1999）されるため、輸送や保管及び散布

労力の面において堆肥や家畜排泄物に比べて有利と考えられる。また、v) 炭資材としての土壌改良資材的な効果(金子, 2009)及びvi) 本研究の焦点である炭化物に含まれるリン酸やカリ成分の肥料的効果が期待される。

第2節 牛ふん炭化物を研究対象とした経緯

炭化物及び賦活した活性炭には、炭特有の多孔質体の物質吸着特性に基づく脱臭、脱色、浄化、抗菌、解毒、担持、吸光など多種多様な効果がある(大谷・小島, 2004; 西原・元木, 2009)ため、一般的な土壌改良資材としての用途の他にも、新たな利用法の開発が期待されている。そのため、今日では農林業系の様々な未利用有機物において炭化処理が検討されている。炭化の対象となる未利用有機物は、地域において多量に排出され、余剰対策が求められている点で共通している。近年では、バイオマス資源量の多い樹木や竹の炭化物だけでなく、タマネギ炭(牧・渡辺, 2004)やバガス(サトウキビ)炭(凌, 2002)などの利用も、当該作物の生産が多い地域で検討されている。一方、家畜排泄物に関しては、世界中でその余剰対策に困っているにも関わらず、炭化利用に関する研究が比較的少なく、実用段階に至っていない。畜産業の歴史が長い米国では、農務局の研究機関において鶏、七面鳥、豚、牛の排泄物から作成する活性炭の利用研究(Marshall, 2003)を組織的に行っている。また、最近では、He (2000)らによって豚ふん尿の熱分解によるエネルギー化の実用化研究が進められ、その副次産物として発生する炭化物の利用が検討され始めている(Lehmann, 2007a)。我が国においては、浦野ら(1999)の鶏、豚及び牛の排泄物を対象とした炭化後の性状変化、凌・束理(2003a)の各種有機性廃棄物と牛ふんの各炭化物を比較した素材評価の研究がある。また、家畜ふん炭化物の利用法に関する研究では、石崎・岡崎(2004)の牛ふん炭化物を牛舎の敷料として悪臭の脱臭剤として使う方法、山本ら(2005)による土壌施用後の数種の農薬に対する吸着特性の検討がある。最近では、東京大学、(独)農村工学研究所及び千葉県などの共同研究による牛ふん尿の多段階利用の大規模なプラント実証実験において、メタン発酵エネルギー及び消化液の利用研究が進められ、その残渣物の炭化利用の検討も開始されている(農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」, 2007)。しかしながら、これまで、家畜ふん炭化物を農地に施用して、肥料として利用する方法に関しては、数例の試験成績が

あるだけで、著者らの一連の研究(松丸・真行寺, 2005; 真行寺・松丸, 2007; 真行寺ら, 2009)及び Tagoe ら(2008)の鶏ふん炭化物の研究を除くと関連の論文報告は認められない。また、多量施用が可能な土壌改良資材としての利用研究に関しては全く報告が認められない。

本研究においては、家畜ふん炭化物に家畜排泄物の新たな再利用形態として様々な利点が前項で示したように考えられるため、牛ふん炭化物(以下、牛ふん炭)を研究対象とした。家畜ふん炭化物の中から、特に牛ふん炭を供試材料として選定した理由は、以下の事由による。国内の主要家畜排泄物の中で、鶏ふんは、生ふんの水分が少なく、既存の燃焼灰化(畑ら, 2007)と同様に炭化も容易であるが、有機質資材として利用しやすいため、余剰排泄物が少ないと推定される。一方、豚ふんや牛ふんは、堆肥利用の需要が飽和しており、余剰の未利用排泄物が多いと推定され、炭化物の利用を検討する余地がある。しかし、原料の生ふんが縮減した家畜ふん炭化物では、亜鉛や銅などの重金属含量が堆肥化物に比べて多くなると考えられ、施用に伴う重金属の蓄積が懸念される。この点に関して、牛ふんは豚ふんに比べて亜鉛や銅などの重金属含量が少なく(折原ら, 2002; 荻山ら, 2005)、炭化利用を検討する場合に当面の選択肢と考えられる。

第3節 研究の目的

家畜ふんを炭化物にして農地に還元する手法は、上述のように環境負荷低減と資源再利用が同時に達成できる可能性を秘めた有望な技術である。しかし、関連の研究が極めて少ないことから、家畜ふん炭化物の農地還元の効果を作物と土壌に対する養分的影響といった基本的な視点から検討し、明らかにする必要があると考える。そこで、本研究では、初めに、牛ふん炭の施用効果に関する基礎資料を得る目的で牛ふん炭の速効性肥料としての特性を検討し、次に、牛ふん炭を多量の余剰家畜排泄物の有効な利用法と位置づける目的から多量施用が可能な土壌改良資材としての特性を検討した。このため、特に家畜排泄物の多量施用時に問題となる塩類の処理方法、さらにリン酸資材的な利用法の開発に焦点を当てた研究に取り組んだ。以上の研究目標に沿って、本論文では、第Ⅱ章において牛ふん炭中のリン酸及びカリの肥料と等量施用した場合の速効性肥料代替性、第Ⅲ章では多量施用を行った場合の牛ふん炭の施用限界と施用土壌の塩類集積、及び灌水除塩対策時の溶脱塩類の特徴と植物体の

養分吸収特性、第IV章ではコマツナを指標作物としたリン酸肥効の判定とこれに基づく牛ふん炭の緩効性リン酸資材としての特性評価、及び除塩牛ふん炭のリン酸資材特性と塩類集積の軽減効果の評価、第V章ではカラムモデル試験による除塩牛ふん炭作成のための効率的な灌水除塩法の解明といった内容の一連の試験を実施した。

謝 辞

本研究は、2002年から2004年に実施された（独）農業工学研究所（現、農村工学研究所）のバイオリサイクル研究の委託試験として一部を実施し、さらに、千葉県農林業未利用資源リサイクル研究推進事業の一環として実施したものである。同研究所のチーム長の凌祥之博士（現、九州大学教授）には、本研究で供試した牛ふん炭の材料を快くご提供いただき、度々ご助言を賜った。千葉県農業総合研究センター（現、同農林総合研究センタ

ー）のバイオマスプロジェクト研究の統括者である生産環境部長（現、千葉県農林水産部担い手支援課）の金子文宜博士には、研究の着手に際して家畜ふん炭化物の研究の位置づけ及び重要性を懇切丁寧にご教示いただいた。また、本研究の遂行においては、共同研究者である同センター北総園芸研究所長（現、土壌環境研究室）の松丸恒夫博士には、終始一貫して的確な助言とご指導を賜った。さらに、本研究のとりまとめに当たっては、千葉大学教授の犬伏和之博士、千葉大学教授の渡邊幸雄博士（現、退官）並びに千葉大学准教授の坂本一憲博士のご指導を賜った。また、本研究の実施に当たり、千葉県農林総合研究センターの職員各位、特に環境機能研究室（現、土壌環境研究室）の皆様にも多大なるご支援を賜った。これらの方々に、ここに記して改めて深く感謝の意を表する。

第Ⅱ章 牛ふん炭の成分特性と速効性リン酸カリ肥料に対する代替性

第1節 緒言

家畜排泄物の肥料利用に関しては、従来の飼料作物に対するスラリー散布（松崎，1985）や水稻に対する豚尿施用（安西，1988），最近ではメタン発酵消化液の液肥利用（宮田・池田，2005）などが挙げられる。一方，家畜ふんや家畜ふん堆肥では，窒素の無機化や肥効率に関する基礎的な研究（前田，2007）が比較的多いものの，実際の肥料としての利用は鶏ふんを除くとほとんど定着していない。この理由は，家畜ふんや家畜ふん堆肥の多くは，従来の稲わら堆肥と同様に土壌の物理性の改善を目的に施用すること，含有成分が畜種や飼育条件及び副資材で変動する（彌富，1999）上に成分バランスが偏っていること，実際栽培における施用時の各成分の肥効評価が難しい（西尾，2006）こと，肥料に比べて均一散布が困難なことなどにある。このため，近年では，豚ふんの粒状肥料化（宮崎・大村，1998），成分調整を施したペレット堆肥の利用（松森・郡司掛，2002），堆肥の成分特性の評価（牛尾ら，2001），堆肥の肥料成分の計算ソフト（浦野ら，2005），及び堆肥の肥効成分を考慮した施肥設計支援システム[エコ FIT]（金子，2008）など，この問題点を改善する研究開発が進展している。しかし，前述の理由から，家畜ふんや堆肥のみを肥料として使う方法は，一般的には有機農法を除くと普及段階に至っていない。また，当農法においても有機物の窒素の速効的な肥効が化学肥料より劣る場合が多いため，作物収量の低下が問題となっている（Aronsson ら，2007）。このように，家畜排泄物の化学肥料の代替利用には，現状において多くの課題が残されている。

しかしながら，家畜排泄物には，多量の窒素と同様にリン酸とカリが豊富に含まれている。牛の排泄物を例にとると，年間当たり米国では，Eghball（2002）によると肉牛由来でそれぞれリン酸（ P_2O_5 ）が 360Gg，カリ（ K_2O ）が 581Gg に達し，日本でも生雲（2001）によると肉牛と乳牛由来合わせて，それぞれ 82Gg 及び 177Gg の膨大な資源量に達している。一方，国内のリン酸やカリ肥料は，原料の多くをリン鉱石やカリ鉱石の輸入に頼っており，肥料資源の枯渇や資源国の輸出制限，付随する肥料価格の高騰などが問題となっている（農業協同組合新聞，2008）。このため，生活排水中のリン酸を鉄添加で沈殿させる方法や下水汚泥中のリン酸を加熱集積させる Heatphos 法など様々なリン酸の回収研究（江ら，2005；黒田ら，2005；梅谷ら，2008）が進展している。本研究で取り上げた牛ふん炭についても，牛ふん中の窒素の多くは炭化時に揮散されるものの，リン酸及びカリは濃縮されて残るため，リン酸肥料やカリ肥料の代替として使える可能性が高く，有効な肥料回収の手段と考えられる。

そこで，本章では，牛ふん炭中の両成分の肥料代替性に関する基礎資料を得る目的で，初めに，異なる炭化温度で作成した牛ふん炭の肥効の違いを成分同等量の速効性化学肥料を対照として検討した。次に，牛ふん炭の肥効の栽培気温による違いを異なる時期に栽培したコマツナやハウレンソウの生育状況から検討した。

第2節 材料および方法

1. 牛ふん炭の作成と供試土壌

牛ふん炭は，（独）畜産草地研究所で発生した牛ふんを含水率 50 % 程度に低下させた後，（独）農村工学研究のロータリーキルン式の連続式パイロット炭化装置（凌・束理，2003a）を用いて，500℃及び800℃で炭化して作成した。試験に用いた牛ふん炭の化学性は，第2-1表及び第2-2表に示したとおりであり，炭化温度及び製造時期（ロット）の違いによって若干変動した。なお，成分的な特徴は第3節の結果1の項において後述する。

供試土壌は，露地野菜の栽培を行っていた千葉市緑区の農業総合研究センター圃場の表層腐植質黒ボク土（米神統，以下黒ボク土）及び千葉県匝瑳市の同センター砂地野菜研究室圃場の中粗粒褐色低地土（長崎統，以下砂質土）の2種類とした。土壌の化学性は第2-3表に示したとおりである。

第2-1表 炭化温度の異なる牛ふん炭の化学性（試験1）

炭化温度 (℃)	水分 ($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)	pH (H_2O)	EC ($dS m^{-1}$)	T-C		C/N	NO ₃ -N		NH ₄ ⁺ -N		P ₂ O ₅ ($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)		K ₂ O ($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)	
				($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)	($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)		($mg kg^{-1}$)	($mg kg^{-1}$)	($mg kg^{-1}$)	($mg kg^{-1}$)	ク溶性	水溶性	ク溶性	水溶性
500	4.7	9.9	18.8	27.2	1.4	19.4	0	1	1.9	0.39	6.9	2.9		
800	6.2	9.8	19.4	19.9	0.6	33.1	0	1	2.5	0.26	7.2	3.0		

炭化温度 (℃)	CEC ($cmol(+) kg^{-1}$)	交換性塩基 ($mg kg^{-1}$)				水溶性塩基 ($mg kg^{-1}$)			水溶性Cl ⁻ ($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)	水溶性SO ₄ ²⁻ ($10^{-2} \text{kg kg}^{-1}$)	リン酸吸収係数 ($mg kg^{-1}$)
		CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O			
500	22.1	6,550	3,800	44,550	3,330	39	176	2,157	8.8	0.55	319
800	19.5	11,400	4,110	41,700	3,730	94	274	2,850	9.4	0.38	883

注) pH及びECは，1:20で水抽出した値を示す。

第2-2表 栽培時期別の肥効試験に供試した牛ふん炭の化学性（試験2）

炭化温度 (°C)	水分 (10^{-2}kg kg^{-1})	pH (H_2O)	EC (dS m^{-1})	T-C (10^{-2}kg kg^{-1})	T-N (10^{-2}kg kg^{-1})	C/N	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg kg^{-1})	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (mg kg^{-1})	P_2O_5 (10^{-2}kg kg^{-1}) 全量	ク溶性	水溶性
500	4.5	9.4	17.0	25.9	1.4	18.9	4	22	3.2	2.8	0.29

炭化温度 (°C)	CEC ($\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$)	K_2O (10^{-2}kg kg^{-1}) 全量	ク溶性	水溶性 (10^{-2}kg kg^{-1})	水溶性 Cl^- (10^{-2}kg kg^{-1})	リン酸吸収係数 (mg kg^{-1})
500	22.0	8.0	7.4	4.2	6.4	505

注) pH及びECは、1:20で水抽出した値を示す。

第2-3表 牛ふん炭の肥料代替性試験に用いた土壌の化学性（試験1と試験2共通）

土壌の 種類	水分 (10^{-2}kg kg^{-1})	pH (H_2O)	EC (dS m^{-1})	T-C (10^{-2}kg kg^{-1})	T-N (10^{-2}kg kg^{-1})	C/N	$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg kg^{-1})	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (mg kg^{-1})	リン酸吸収係数 (mg kg^{-1})	Truog- P_2O_5 (mg kg^{-1})	水溶性 P_2O_5 (mg kg^{-1})
黒ボク土	31.3	6.4	0.07	6.28	0.45	14.0	104	23	19,510	166	4
砂質土	4.6	7.2	0.08	0.89	0.07	13.7	36	21	2,660	966	163

土壌の 種類	CEC ($\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$)	交換性塩基 (mg kg^{-1})				水溶性塩基 (mg kg^{-1})				水溶性 Cl^- (mg kg^{-1})
		CaO	MgO	K_2O	Na_2O	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	
黒ボク土	41.3	6,446	650	721	52	108	23	131	51	58
砂質土	6.8	1,307	255	305	56	109	56	116	49	64

2. 牛ふん炭の肥料代替性試験の構成

試験区の構成は第2-4表に示したとおりである。試験1として、500℃と800℃の炭化温度で作成した牛ふん炭のコマツナに対する肥料代替性の違い、試験2として、500℃の炭化温度で作成した牛ふん炭の栽培時期別のコマツナ及びハウレンソウに対する肥料代替性の違いを検討した。いずれの試験においても、化学肥料を用いた標準区及び標準区と同等量のリン酸を牛ふん炭で施用した炭1倍区を設定した。また、炭化温度を変えた試験1では、リン酸及びカリを施用しない無PK区及び無

肥料区を追加した。栽培時期を変えた試験2では、ハウレンソウ作のみ、好アルカリ作物に対する牛ふん炭中の石灰分の影響を排除するために標準+Ca区を追加した。3要素の化学肥料は、硝酸アンモニウム、過リン酸石灰及び塩化カリを、Caは炭酸カルシウムを使用した。なお、牛ふん炭の窒素肥効はほとんどないので、各試験区の窒素肥料は標準区と同じ施用を行った。試験は、1/5,000 aワグネルポットを用いて1区4ポットの反復で実施した。

第2-4表 牛ふん炭の速効性肥料代替性試験区の構成（試験1及び試験2）*

試験区	施肥量 (kg ha^{-1})			備 考
	N	P_2O_5	K_2O	
標準	150	150	300	N, P_2O_5 , K_2O いずれも化学肥料を施用した。
無PK	150	0	0	P_2O_5 , K_2O を無施用とした。
無肥料	0	0	0	
炭500℃1倍	150	150	550	P_2O_5 を標準区の1倍量とした。
炭800℃1倍	150	150	436	P_2O_5 を標準区の1倍量とした。
標準	150	150	300	N, P_2O_5 , K_2O いずれも化学肥料を施用した。
標準+Ca**	150	150	300	標準に炭酸カルシウムを1,000 kg ha^{-1} 加えた。
炭500℃1倍	150	150	396	P_2O_5 を標準区の1倍量とした。

注1) *上段は試験1、下段は試験2の設定を示す。下段の牛ふん炭は製造時期が異なる。

2) 化学肥料は、N：硝安、 P_2O_5 ：過石、 K_2O ：塩加とした。

3) 牛ふん炭の施用量は、ク溶性 P_2O_5 及び K_2O の分析値に基づいて算出した。

4) 上段の炭500(800)℃1倍量は、炭15.5(11.8) g pot^{-1} の施用量で、炭7.8(5.9) Mg ha^{-1} に相当する。

下段の炭500℃1倍量は、炭10.5 g pot^{-1} の施用量で、炭8.0 Mg ha^{-1} に相当する。

5) 無PK区及び各炭区の窒素肥料は標準区と同じとした。

6) **標準+Caはハウレンソウ作のみ設定した。

3. 供試作物と栽培方法

1/5,000 a ワグネルポット充填用の生土は、黒ボク土 2.8kg pot⁻¹、砂質土 4.3kg pot⁻¹とした。両土壤に化学肥料や5 mm 目の篩を通した牛ふん炭を混合し、800mL pot⁻¹の井戸水を加えた後、ポットに充填した。供試作物はコマツナ (*Brassica rapa* L. cv. Saori) とした。試験1 (炭化温度別) では、2003年11月14日にポット当たり13粒播種した。その後、適宜間引きを行って最終的にポット当たり3株とした。収穫は12月25日に行った。栽培は、夜間20℃以下で加温、日中25℃以上で天窓が開放する方式のビニルハウス内で実施した。水管理に関しては、播種後に土壤表面が湿る程度に時々10mm程度を井戸水で灌水した。また、試験2 (栽培時期別) では、供試作物は、試験1と同一品種のコマツナの夏作と冬作、及びホウレンソウ (*Spinacia oleracea* L. cv. Parade) の冬作とした。播種及び間引きは前述の方法と同じとした。コマツナは、夏作 (最高気温45℃～30℃、最低気温30℃～20℃、地温33℃～25℃) の播種を2004年8月5日、収穫を9月8日に行った。冬作 (最高気温30℃～10℃、最低気温15℃～5℃、地温25℃～3℃) の播種は2004年10月30日、収穫は翌年1月12日に行った。ホウレンソウは、夏作が高温によって栽培不能となり、冬作のみ播種を2004年10月30日、収穫を2005年1月20日に行った。なお、作物の栽培は、気温が屋外条件に近い採光条件の比較的良好な堆肥舎西側の下屋において、無加温で前述と同様の方法で行った。

4. 調査及び分析方法

コマツナ及びホウレンソウの生育調査は、収穫後に株ごとに葉数、最大葉の地上部長、葉身長及び葉幅を測定した。収量調査は、生体重と乾物重を地上部は株ごとに、地下部はポットごと (3株合計) に測定した。また、その他に冬作では根長を測定し、ホウレンソウでは葉色を葉緑素計 SPAD-502 (藤原製作所製) の SPAD 値として計測した。土壤の分析は、供試土壤及び各栽培跡地土壤で実施した。跡地土壤については作物の収穫直後に4ポットの土壤を合わせて分析試料とした。土壤の pH (H₂O)、EC、硝酸態窒素 (NO₃⁻-N) 及びアンモニア態窒素 (NH₄⁺-N) は定法 (土壤環境分析法編集委員会, 1997)、水溶性リン酸 (PO₄³⁻-P) 及び水溶性塩素 (Cl⁻) はオートアナライザー (ブラン・ルーベ社製 Traacs2000) 法で分析した。リン酸吸収係数、トルオーグリン酸及び陽イオン交換容量についても定法 (土壤環境分析法編集委員会, 1997) で分析した。また、水

溶性及び交換性の陽イオンは原子吸光 (日立社製 Z-6100) 法、全窒素 (T-N) 及び全炭素 (T-C) は NC アナライザー (住化分析センター社製 NC9000) 法で分析した。牛ふん炭の分析は、原体の3か所から任意に採取した試料を混合し、土壤の分析方法に準じて行った。ただし、pH (H₂O) 及び EC 測定時の水抽出率については1:20とした。また、ク溶性のリン酸及びカリの分析は肥料分析法 (越野, 1988) によった。

第3節 結果

1. 牛ふん炭の成分特性

試験1で供試した牛ふん炭の化学性は、第2-1表に示すように、炭化温度500℃では、pH (H₂O) が9.9、EC が18.8dSm⁻¹、全窒素が1.4%、全炭素が27.2%、ク溶性リン酸が1.9%、ク溶性カリが6.9%であった。一方、炭化温度800℃では、pH (H₂O) が9.8、EC が19.4dSm⁻¹、全窒素が0.6%、全炭素が19.9%、ク溶性リン酸が2.5%、ク溶性カリが7.2%であり、全窒素及び全炭素の800℃における減少を除くと、炭化温度による化学性の大きな違いは認められなかった。牛ふん炭の化学性の全般的な特徴は、炭化物としては全炭素含量が少なく全窒素含量が比較的多いこと、各塩類濃度が高いことが挙げられる。特に水溶性塩素は約9%と高濃度に含まれているため、水抽出率が1:20の高い割合にも関わらず、EC が顕著に高かった。肥効成分としては、リン酸及びカリが比較的多く含まれ、その内リン酸では水溶性の比率が低くてク溶性が大部分を占め、カリでは水溶性の比率がク溶性に対して半分程度を占めた。なお、栽培時期別の試験2に用いた500℃の牛ふん炭は、作成時期が試験1の500℃の供試牛ふん炭より約1年遅いロットであったが、その化学性は、第2-2表に示すように試験1の牛ふん炭とほぼ同様であった。

2. 炭化温度の異なる牛ふん炭のコマツナに対する速効性肥料代替性 (試験1)

コマツナの生育調査結果は第2-5表に示すとおりである。黒ボク土及び砂質土のいずれの場合も、無肥料区では、葉数、地上部長、最大葉の大きさ、生体重及び乾物重の各生育項目が標準区に比べて著しく減少した。無PK区についても、地上部重量が標準区に比べて減少する傾向があったが、それ以外の生育項目に大きな差は認められなかった。一方、リン酸成分を標準区と同等量施用した炭500℃1倍区及び炭800℃1倍区では、標準区に対して、いずれの土壤においても各生育項目に全く

差が認められなかった。従って、本試験の範囲では、牛ふん炭中のリン酸及びカリには、炭化温度及び土壌の種類に関わらず、肥料代替性があると判定された。

3. 栽培時期の異なるコマツナ及びホウレンソウに対する牛ふん炭の速効性肥料代替性（試験2）

夏期及び冬期のコマツナ栽培における牛ふん炭の肥料代替性は、第2-6表及び第2-7表に示すとおりである。夏期の高温下の栽培では、黒ボク土に比べると、砂質土ではコマツナ地上部の生育が劣る傾向にあったが、標準区と炭500℃1倍区の間では、いずれの土壌でも各生育項目に差が認められなかった。一方、冬期の低温下の栽培においては、夏作に比べて、地上部長が短く、葉数

及び地上部重が増加する異なった草姿を呈した。しかし、いずれの土壌の場合でも、夏作と同様に標準区及び炭500℃1倍区の間では各生育項目に差は認められなかった。以上から、牛ふん炭中のリン酸及びカリには、コマツナに対して栽培期間の温度条件に関わらず、化学肥料の代替性があると判定された。

冬期のホウレンソウに対する牛ふん炭の肥料代替性は、第2-8表に示すとおりである。黒ボク土及び砂質土において、炭500℃1倍区は、標準区及び標準+Ca区に対して、ほぼ全ての生育項目で差が認められず、ホウレンソウ栽培においても牛ふん炭中のリン酸及びカリの化学肥料代替性が認められた。

第2-5表 炭化温度の異なる牛ふん炭の施用がコマツナの生育に及ぼす影響 (n=4)

試験区	葉数 (枚)	地上部 長(cm)	最大葉		地上部		地下部	
			葉身長 (cm)	葉幅 (cm)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)
黒ボク土								
標準	9.0 b	22.7 b	11.1 b	8.7 b	61.4 b	5.1 c	7.2 a	0.41 a
無PK	8.6 b	22.4 b	11.3 b	8.6 b	52.1 b	3.7 b	4.8 a	0.22 a
無肥料	6.4 a	13.2 a	6.0 a	4.6 a	11.3 a	1.6 a	4.7 a	0.31 a
炭500℃1倍	8.9 b	23.4 b	11.1 b	8.9 b	62.5 b	5.0 c	5.9 a	0.38 a
炭800℃1倍	9.2 b	23.4 b	11.8 b	8.8 b	63.0 b	4.8 c	5.2 a	0.39 a
砂質土								
標準	9.2 b	21.3 b	10.7 b	8.7 bc	56.7 b	5.2 b	6.5 a	0.47 a
無PK	9.0 b	21.7 b	10.3 b	8.1 b	51.3 b	4.9 b	6.9 a	0.36 a
無肥料	5.7 a	12.1 a	5.1 a	4.2 a	7.9 a	1.1 a	6.0 a	0.28 a
炭500℃1倍	9.2 b	22.9 b	10.7 b	8.8 bc	58.3 b	5.1 b	8.8 a	0.51 a
炭800℃1倍	9.0 b	23.4 b	11.6 b	9.6 c	58.4 b	5.2 b	6.8 a	0.45 a

注) 同一の英文字間には、5%水準で有意差なし(Tukeyの方法による)。

第2-6表 夏期のコマツナ栽培における牛ふん炭の速効性リン酸・カリ肥料代替性 (n=4)

試験区	葉数 (枚)	地上部長 (cm)	最大葉		地上部		地下部	
			葉身長 (cm)	葉幅 (cm)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)
黒ボク土								
標準	9.9	24.3	11.6	9.7	81.1	6.8	13.0	0.9
炭500℃1倍	9.7	26.2	12.5	10.3	80.4	6.7	12.9	1.0
砂質土								
標準	8.5	23.5	10.8	9.1	54.6	6.0	13.9	1.1
炭500℃1倍	8.4	24.5	10.8	8.6	58.1	5.8	13.9	1.1

注) 両区では、いずれの測定項目も5%水準で有意差が認められない(t検定による)。

第2-7表 冬期のコマツナ栽培における牛ふん炭の速効性リン酸・カリ肥料代替性 (n=4)

試験区	葉数 (枚)	地上部長 (cm)	最大葉		地上部		地下部		根長 (cm)
			葉身長 (cm)	葉幅 (cm)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)	
黒ボク土									
標準	10.5	20.0	11.0	8.4	76.6	9.1	12.7	1.1	28.7
炭500℃1倍	10.1	19.6	11.0	8.4	74.4	8.4	11.9	1.0	33.0
砂質土									
標準	9.8	16.8	9.5	7.6	49.1	6.0	16.9	1.4	37.5
炭500℃1倍	10.1	18.5	10.0	8.0	60.3	7.3	19.4	1.5	37.0

注) 両区では、いずれの測定項目も5%水準で有意差が認められない(t検定による)。

第2-8表 冬期のハウレンソウ栽培における牛ふん炭の速効性リン酸・カリ肥料代替性 (n = 4)

試験区	葉色 (SPAD値)	葉数 (枚)	地上部長 (cm)	最大葉		地上部		地下部		根長 (cm)
				葉身長 (cm)	葉幅 (cm)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)	生体重 (g pot ⁻¹)	乾物重 (g pot ⁻¹)	
黒ボク土										
標準	56.0	10.7	17.9	10.2	6.9	57.7	7.6	15.9	1.5	38.5
標準+Ca	54.5	10.0	16.0	9.3	6.5	45.0*	5.5*	13.8	1.1	30.8
炭500℃1倍	52.9	10.5	17.0	10.0	6.8	51.1	6.5	12.9	1.2	31.8
砂質土										
標準	55.9	9.5	16.0	9.4	6.3	46.1	6.6	20.3	1.6	41.5
標準+Ca	55.1	9.9	16.0	9.5	6.0	45.1	6.7	21.0	1.8	36.8
炭500℃1倍	53.5	9.6	15.5	9.3	6.2	47.3	6.7	17.6	1.5	37.3

注)各試験区間では,*を除き,いずれの測定項目も5%水準で有意差が認められない(Tukeyの方法による)。

第4節 考 察

1. 炭化温度と栽培気温が牛ふん炭のリン酸カリ肥料代替性に及ぼす影響

炭化物では作成時の処理温度の上昇に伴って急激な成分変化が起こることが知られている (Shinogi and Kanri, 2003b; 大谷・小島, 2004)。牛ふんや牛ふん堆肥から作成した炭化物中の各種成分についても、炭化処理の温度によって成分量や抽出形態が変化することが報告されている (凌・東理, 2003c; 牧ら, 2009)。しかし、本試験に供試した 500℃と 800℃で炭化した牛ふん炭のリン酸及びカリ成分の違いはわずかで、これらの炭化温度の違いによるコマツナに対する肥効の違いも全く認められなかった。従って、牛ふん炭のリン酸及びカリ成分の速効性化学肥料に対する代替性は、炭化温度の違いに影響されないものと考えられる。このことは、牛ふん炭を化学肥料の代替として利用する上では、800℃に比べて炭化時のエネルギーの消費量が少ない 500℃の炭化温度が適切であることを示している。また、最近のバイオマス炭の研究では、回収される炭化物質は、400℃～500℃の熱分解に比べて、700℃以上の高温で著しく低下することが報告されている (Lehmann, 2007a)。さらに、500℃以下の炭化処理に関しては、例えば 250℃程度の低温では牛ふんの炭化が完全に進まない危険性が考えられる。このような状況と既存の炭化処理の温度に伴う各成分の変動データ (凌・東理, 2003c; 牧ら, 2009) から、牛ふん炭を化学肥料の代替として利用するには、400℃～500℃程度の炭化温度で十分であると考えられる。

有機質肥料や肥効調節型肥料などの緩効性肥料、及び諸外国におけるリン鉱石の直接的な肥料利用では、栽培

期間の温度による窒素やリン酸などの肥効変動は重要な問題である (Rajan ら, 1996; 土田ら, 2003; Agehara and Warncke, 2005)。また、肥効成分の中では、冬期の低温によって特にリン酸の吸収低下が起りやすいことが指摘されている (細谷, 1985)。しかし、実際栽培において速効性の化学肥料を用いる場合には、一般に栽培期間が短いこともあって、リン酸及びカリ肥料の溶出やそれらの肥効に与える気温や地温の影響は大きな問題として捉えられていない。一方、本試験で検討した牛ふん炭中のリン酸及びカリの肥効に関しては、コマツナの時期別栽培試験において、夏期と冬期の間で気温及び地温に 15℃程度の大きな差が認められたにも関わらず、いずれの場合においても化学肥料を用いた標準区とほぼ同等の生育収量が得られている。従って、牛ふん炭の肥効成分の温度依存性は速効性の化学肥料と同程度であり、牛ふん炭のリン酸あるいはカリを基準とした肥料の代替利用は可能であると判断された。なお、本試験に供試したコマツナ及びハウレンソウは、アーバスキュラー菌根菌の非宿主作物とされるアブラナ科やアカザ科である (唐澤, 2004) ことから、牛ふん炭の施用土壌においてリン酸の肥効が菌根菌の関与によって促進された (渡邊ら, 2001) 可能性はないと考えられる。また、コマツナやハウレンソウ以外では、著者らのラッキョウ (未発表)、郡司掛らのキャベツ、レタス及びニンジン (熊本農研, 未発表) において、牛ふん炭の速効性の化学肥料代替性が認められている。このことから、牛ふん炭は多くの作物でリン酸及びカリの代替肥料として有効に利用できるものと考えられる。

2. 牛ふん炭のリン酸及びカリ肥料の代替利用に関する利点と問題点

畜産業の盛んな米国では、牧草地などに家畜排泄物が

肥料として利用される機会が多いが、窒素を基準に施肥設計が行われるため、家畜排泄物中のリン酸とカリ成分が過剰に施用される要因となっている (Eghball, 2002)。家畜排泄物の直接的な肥料利用には、このような窒素を基準とする技術的な問題点がある。しかし、牛ふん炭では、窒素の肥効は著しく低いため、その肥効を考慮する必要性がなく、リン酸を基準として施肥設計を行うことができる。また、リン酸に対するカリの比率が高い問題点についても、家畜排泄物に比べて扱いやすい素材であるため、施用時にリン酸肥料を添加してカリとの成分比を整えたり、後章で検討する除塩炭の形態にしてカリの低減を図ることで、成分的な調整が可能であると考えられる。このように、牛ふんを炭化物にして肥料成分を濃縮して利用する手法は、灰化処理と並んで合理的な家畜排泄物の肥料代替法と考えられる。家畜排泄物の炭化物は、肥料に比べると形状が不均一でハンドリングに若干の問題があり、この点では灰化処理に対する優位性がないが、炭化物の形態では、後章で検討した高濃度の含有塩類を灌水除去する際に、灰化物に比べて形状が崩壊せず、また、灌水後に乾燥処理を施さなくても施用できる利点が考えられる。

牛ふん炭の肥効成分に関しては、過リン酸石灰と塩化カリの混合肥料と同等のコマツナの生育促進効果が認められ、両者の速効性肥料の代替性があることは明らかであった。しかし、本試験では、牛ふん炭中のリン酸及びカリのいずれの成分が主体でコマツナに肥効を現したかについては検討しておらず、両成分の混合肥料の代替性があるといった結論のみが得られているに過ぎない。この点に関して、郡司掛（熊本農研、未発表）は、牛ふん炭中の3要素成分のうち、窒素の肥効がほとんどないこと、リン酸の肥効が若干あること、カリの肥効が高いことを複数の作物の試験結果から推定しているが、詳細は明らかではない。今後、牛ふん炭を化学肥料の代替として実用的に用いるには、牛ふん炭の主たる肥効成分の寄

与を作物ごとに明らかにすると共に、牛ふん炭の肥効成分の化学構造を解明する必要があると考えられる。

第5節 要 約

牛ふん炭に含まれるリン酸及びカリ成分の速効性肥料の代替性について、1/5,000a のワグネルポットで栽培した葉菜類の生育反応から検討した。試験に用いた牛ふん炭は炭化温度 500 °C 及び 800 °C の2種類、土壌は千葉県の一般的な野菜畑の黒ボク土及び砂質土とした。施用試験は、5 mm 未満の粒度に篩別した牛ふん炭を、ク溶性リン酸及びク溶性カリの成分量で、標準区の過リン酸石灰 ($P_2O_5 150 \text{ kg ha}^{-1}$) に対して同等量、標準区の塩化カリ ($K_2O 300 \text{ kg ha}^{-1}$) に対して 1.5 倍量程度に調整して行った。両炭化物の全炭素含量は 24 前後で全窒素含量が 1 前後であった。無機態窒素は殆ど検出されず、1:20 の水抽出による pH (H_2O) は約 10 で EC は約 19 dSm^{-1} と高かった。また、肥効成分のリン酸及びカリはク溶性で 2~7 % 程度含まれ、ク溶性に占める水溶性の割合はリン酸で 10~20 %、カリでは 40 % 程度であった。副次成分の水溶性塩素は約 9 % と多い特徴があった。牛ふん炭の化学性の炭化温度 (500 °C 及び 800 °C) による違いは、全炭素及び全窒素の 800 °C における減少傾向を除くと、比較的小さかった。両炭化温度の牛ふん炭施用区と標準区においてコマツナの生育を比較した結果、いずれの土壌でも有意差は認められず、牛ふん炭の化学肥料代替性は炭化温度に依存することなく認められた。また、炭化温度 500 °C の牛ふん炭を平均地温が約 15 °C 異なる夏作と冬作のコマツナ、及び冬作のハウレンソウに施用した結果、牛ふん炭区は、いずれの作物及び栽培時期においても標準区と同等の効果が得られ、牛ふん炭の栽培時期に依存しない化学肥料代替性が確認された。

第三章 牛ふん炭の多量施用及び施用後の灌水除塩がコマツナの生育と養分吸収及び溶脱塩類に及ぼす影響

第1節 緒言

前章の砂質土及び黒ボク土において、牛ふん炭中のリン酸とカリは、過リン酸石灰と塩化カリの混合肥料と同等の成分量で同等の効果が得られた。この効果は炭化処理の温度の違いや栽培時期の違いに関わらず概ね安定しており、牛ふん炭が速効性の化学肥料の代替として使えることは明らかであった。しかし、篩別を行っていない原体の牛ふん炭は、化学肥料に比べると粒度が均一でなく、施用量が少ない場合には施肥むらが生じる可能性があり、この点では牛ふん炭を多量に施用する方法が適していると考えられる。また、本研究の最終的な目標は、農業系の環境負荷の主因である余剰の家畜排泄物を有効利用して可能な限り減らし、不適切な利用や投棄処理による環境負荷（Murphy ら, 1972; 羽賀, 2001; Rodriguez ら, 2004）を未然に防止することにある。このため、本章では、一般の土壤改良資材と同様な牛ふん炭の農地への多量施用の可能性について、コマツナの生育を中心指標として検討した。

炭化物資材の土壤に対する施用混入率は重量比で5%程度が一般的に限界とされるが、5%以上の混入率で土壤の保水性が改善された事例（凌, 2002）もある。炭化物の施用限界量に関しては、炭化物資材の種類や施用対象の土壤及び作物によって変わるものと考えられる。既にオカラ炭など数種の炭化物では多量施用の影響が検討されており（磯部ら, 1996; 牧ら, 2005）、また、木炭においては塩類の含有量が少ないことから、多量施用を行って濃度障害の軽減に使う方法が検討されている（北海道林業試験場, 1992）。一方、牛ふん炭では、他の炭化物に比べて塩類が顕著に多い（凌・東理, 2003a）ため、濃度障害が施用に際しての主たる制限要因となることが危惧される。そこで、本章では初めに、牛ふん炭

の施用限界量を検討する目的で、原料及び炭化条件が異なる2種類の牛ふん炭について、各々異なる設定範囲で3段階に施用量を変えた試験を実施し、コマツナの濃度障害の発生や土壤の塩類集積の状況を調査した。次に、多量施用した土壤において灌水除塩による濃度障害の軽減効果を把握するため、灌水除塩後の土壤塩類の集積状況と溶脱塩類の組成、及び作物の生育と養分吸収の変化について検討した。

第2節 材料および方法

1. 供試牛ふん炭の化学性

本試験では2種類の牛ふん炭を供試した。牛ふん炭Aは、千葉県畜産総合研究センターで発生した牛ふんを外熱式炭化装置（トーム社製）を用いて400℃で炭化し、牛ふん炭Bは、第II章のロータリーキルン式炭化装置（独）農村工学研究所）を用いて500℃で炭化したものである。牛ふん炭Aの化学性は、第3-1表に示したとおりである。pH（H₂O）が10.7、ECが16.9dSm⁻¹、全窒素が1.5%、全炭素が42.9%、ク溶性リン酸が4.8%、ク溶性カリが9.3%であった。牛ふん炭Bの化学性は、前章の第2-1表に示したとおりである。牛ふん炭Aに比べると、ク溶性リン酸が1/2以下と少ない特徴が認められたものの、pH（H₂O）、EC及びその他の成分含量はほぼ同等であった。

2. 供試土壤の化学性

供試土壤は、前章と同様に表層腐植質黒ボク土（米神統、以下黒ボク土）及び中粗粒褐色低地土（長崎統、以下砂質土）の2種類とした。土壤の化学性は、牛ふん炭Aでは第3-2表、牛ふん炭Bでは2章と同じで第2-2表に示したとおりである。

第3-1表 牛ふん炭Aの化学性

水分 (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)	EC (dS m ⁻¹)	T-C (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	T-N (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	C/N	P ₂ O ₅ (10 ⁻² kg kg ⁻¹)		K ₂ O (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	
						全量	ク溶性	全量	ク溶性
6.6	10.7	16.9	42.9	1.5	28.6	5.1	4.8	9.8	9.3

注1) pH及びECは、1:20で水抽出した値を示す。

第3-2表 牛ふん炭Aの施用試験に用いた土壤の化学性

土壤の 種類	pH (H ₂ O)	EC (dS m ⁻¹)	T-C (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	T-N (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	C/N	Truog-P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)	CEC (cmol(+) kg ⁻¹)	交換性塩基 (mg kg ⁻¹)			
								CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O
黒ボク土	6.0	0.09	6.35	0.45	14.1	32	31.1	3,790	470	740	14
砂質土	6.7	0.07	0.40	0.03	13.3	310	3.7	1,070	80	200	23

第 3-3 表 牛ふん炭試料 A 及び B を用いた多量施用試験区の構成

試験区	施 肥 量 (kg ha ⁻¹)			備 考
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
牛ふん炭A				
標準(A)	150	150	150	N ,P ₂ O ₅ ,K ₂ Oいずれも化学肥料を施用した。
無PK	150	0	0	P ₂ O ₅ ,K ₂ Oを無施用とした。
炭2.5倍	150	370	630	P ₂ O ₅ を標準区の2.5倍量とした。
炭7.5倍	150	1,110	1,880	P ₂ O ₅ を標準区の7.5倍量とした。
炭12.5倍	150	1,850	3,130	P ₂ O ₅ を標準区の12.5倍量とした。
牛ふん炭B				
標準(B)	150	150	300	N ,P ₂ O ₅ ,K ₂ Oいずれも化学肥料を施用した。
無PK	150	0	0	P ₂ O ₅ ,K ₂ Oを無施用とした。
炭1倍	150	150	550	P ₂ O ₅ を標準区の1倍量とした。
炭3倍	150	450	1,650	P ₂ O ₅ を標準区の3倍量とした。
炭6倍	150	900	3,300	P ₂ O ₅ を標準区の6倍量とした。

注 1) 標準 (A) 及び (B) の化学肥料は、N : 硝安, P_2O_5 : 過石, K_2O : 塩加とした。

2) 牛ふん炭の各倍量施用は、ク溶性の P_2O_5 及び K_2O 分析値に基づいて算出した。

3) 炭 A 2.5 倍量は炭 15.1g pot^{-1} (7.6Mg ha^{-1}), 炭 B 1 倍量は炭 15.5g pot^{-1} (7.8Mg ha^{-1}) に相当する。

4) 無 PK 区及び各炭区の窒素肥料は標準と同じとした。

第 3-4 表 除塩に使用した井戸水の化学性

pH (H ₂ O)	EC (dS m ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	塩基 (mg L ⁻¹)				Cl ⁻ (mg L ⁻¹)
		(mg L ⁻¹)			Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	
8.2	0.22	0.5	0	0.1	25.0	4.3	7.3	11.0	10.0

3. 牛ふん炭の多量施用試験の構成

試験区の構成は、第 3-3 表に示したとおりである。牛ふん炭 A の試験では、化学肥料で窒素、リン酸、カリ各 150kg ha^{-1} 相当を施用した標準区、リン酸とカリを施用しない無 PK 区、及び牛ふん炭のク溶性リン酸成分で標準区の 2.5 倍、7.5 倍及び 12.5 倍を施用した区を設定した。一方、牛ふん炭 B の試験では、標準区のカリを倍量の 300kg ha^{-1} 相当に変更し、牛ふん炭施用量は 1 倍、3 倍及び 6 倍に変更した。供試した化学肥料は第 II 章と同じとした。試験は $1/5,000$ a ワグネルポットを用い、1 区 4 ポットの反復で実施した。

4. 牛ふん炭多量施用土壌の除塩と溶脱水の採水方法

本試験では牛ふん炭 B を供試材料とした。前述の標準区及び炭 6 倍区の 2 試験区に加えて、以下に示す方法で各々の除塩区を設定した。牛ふん炭施用土壌の除塩は、ポット下部より 150 ~ 200mL の溶脱水を得る目的から、1 回に付き約 $1,300\text{mL pot}^{-1}$ (65mm 相当) の井戸水 (第 3-4 表) を、播種 7 日後及び 41 日後の収穫時の 2 回に分けてポット上面から灌水する方法とした。なお、灌水時におけるポット内壁面からの浸透水量の増加を防ぐため、土壌を充填する前にポット内壁に予めグリースを塗布した。溶脱水の採水は、ポット下部にあるゴム栓穴に差し込んだチューブを採水ピンに誘導して捕集し

た。採水は各区の 4 ポット全てについて行った。

5. 供試作物と栽培方法

供試作物は第 II 章のコマツナと同じとし、栽培の方法についても第 II 章の炭化温度の異なる牛ふん炭の試験に準じた方法で行った。コマツナの播種は 2003 年 11 月 14 日、収穫は同年 12 月 25 日に実施した。なお、水管理に関しては、牛ふん炭の多量施用区を設定し、濃度障害による萎れが発生しやすくなったため、12 月 7 日以降から 2 日に 1 回の割合でジョウロで井戸水を 10mm 程度灌水し、栽培株に萎れの兆候があった場合は、適宜灌水を追加した。

6. 調査及び分析方法

コマツナの生育及び収量調査は前章に準じて行った。植物体の分析は、収穫した地上部を 80°C で 24 時間通風乾燥した後に 4 ポット分を合わせて粉碎し、乾式灰化後に無機成分を定法 (作物分析法委員会, 1975) で測定した。地上部植物体の化学肥料由来及び牛ふん炭由来の各養分吸収量は、それぞれ、標準区及び牛ふん炭区の養分吸収量から無 PK 区の養分吸収量を差し引いて求めた。土壌及び牛ふん炭の分析は、第 II 章第 2 節 4 項に示す方法に準じて行い、除塩に用いた井戸水及び溶脱水の各無機成分の分析についても、前章と同じ方法とした。

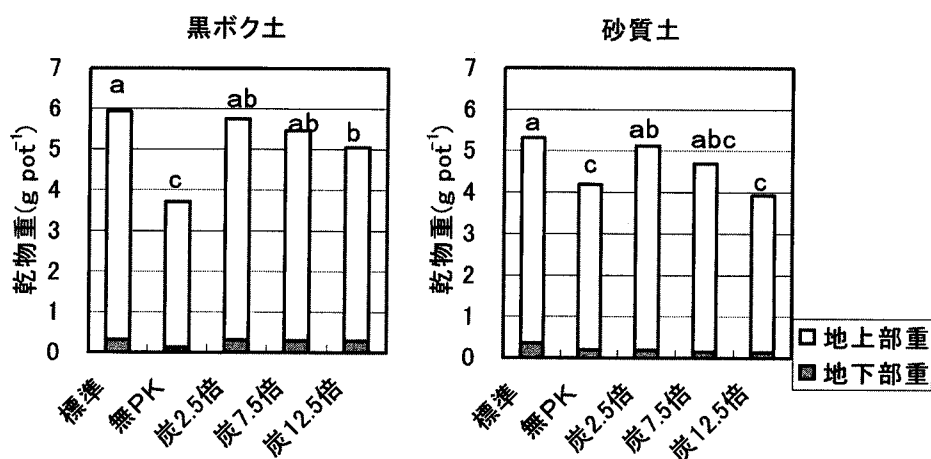
第3節 結果

1. 牛ふん炭の多量施用がコマツナの乾物収量に及ぼす影響

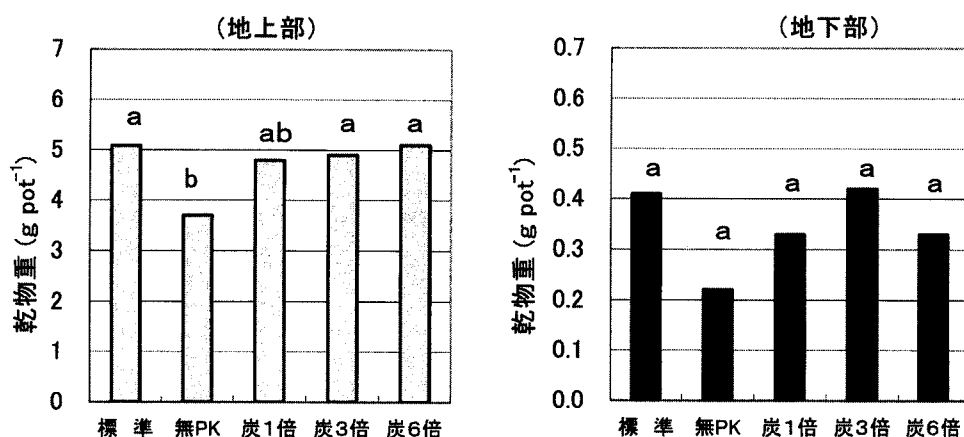
リン酸含量の高い牛ふん炭Aを多量施用した場合のコマツナの乾物収量は、地上部と地下部を合計して、第3-1図に示した。黒ボク土及び砂質土のいずれにおいても、標準区に対して、炭2.5倍及び炭7.5倍は統計的に差がなく、炭12.5倍区及び無PK区は有意に減少した。

一方、リン酸含量が低い牛ふん炭Bを多量施用した場

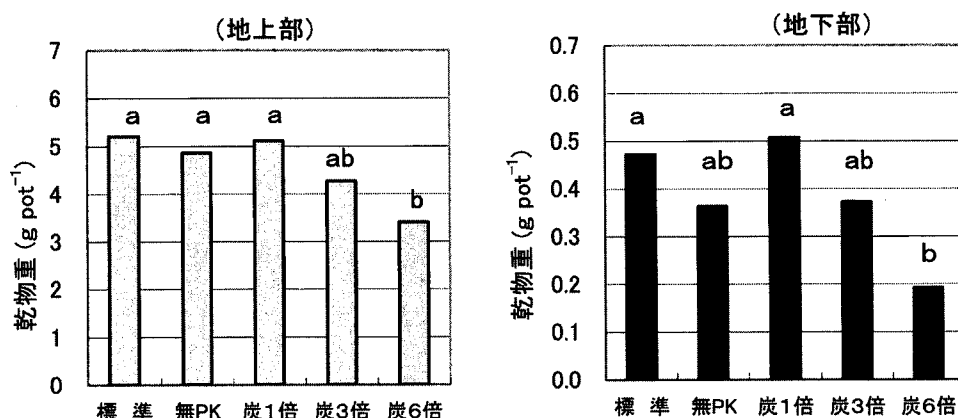
合のコマツナの乾物収量は、地上部と地下部に分けて、第3-2図及び第3-3図に示した。黒ボク土では、標準区に対して、炭1倍、炭3倍及び炭6倍区のいずれも地上部及び地下部で有意差がなく、無PK区は地上部で有意に減少した。また、砂質土でも、標準区に対して、炭1倍及び炭3倍区は地上部及び地下部の乾物収量に有意差はなかった。しかし、牛ふん炭の施用量の増加に伴った生育抑制傾向が認められ、炭6倍区では地上部及び地下部が、炭3倍区とは有意差がないものの、標準区及び炭1倍区に比べて有意に乾物収量が減少した。



第3-1図 牛ふん炭A（炭化400℃）の多量施用がコマツナの地上部及び地下部の生育に及ぼす影響
注）異なる英文字間には、5%水準で有意差有り（Tukeyの方法による）。



第3-2図 黒ボク土における牛ふん炭B（炭化500℃）の多量施用がコマツナの地上部及び地下部生育に及ぼす影響
注）異なる英文字間には、5%水準で有意差有り（Tukeyの方法による）。



第 3-3 図 砂質土における牛ふん炭 B (炭化 500 °C) の多量施用がコマツナの地上部及び地下部生育に及ぼす影響
注) 異なる英文字間には, 5%水準で有意差有り (Tukey の方法による)。

第 3-5 表 牛ふん炭多量施用土壌における除塩の有無がコマツナの生育に及ぼす影響 (n = 4)

試験区	除塩の有無	葉数 (枚)	地上部長 (cm)	最大葉		地上部		
				葉身長 (cm)	葉幅 (cm)	生体重 (g)	乾物重 (g pot ⁻¹)	
黒ボク土	標準	無	9.0	22.7	11.1	8.7	20.5 ± 2.1	5.1 ± 0.51
		有	9.8 ns	22.7 ns	11.1 ns	8.5 ns	19.9 ± 2.6 ns	5.5 ± 0.68 ns
	炭6倍	無	9.3	22.7	11.8	9.8	22.6 ± 0.7	5.3 ± 0.14
		有	9.7 ns	20.7 *	10.5 *	8.3 *	18.9 ± 0.7 *	5.5 ± 0.23 ns
砂質土	標準	無	9.2	21.3	10.7	8.7	18.9 ± 2.8	5.2 ± 0.92
		有	9.2 ns	22.4 ns	10.7 ns	8.5 ns	17.5 ± 0.7 ns	5.2 ± 0.36 ns
	炭6倍	無	8.2	19.9	9.7	8.3	12.7 ± 1.2	3.4 ± 0.40
		有	8.7 ns	20.1 ns	9.8 ns	8.2 ns	14.4 ± 1.2 ns	4.5 ± 0.33 *

注) *は5%水準で除塩の有無による有意差有り(t検定による)。

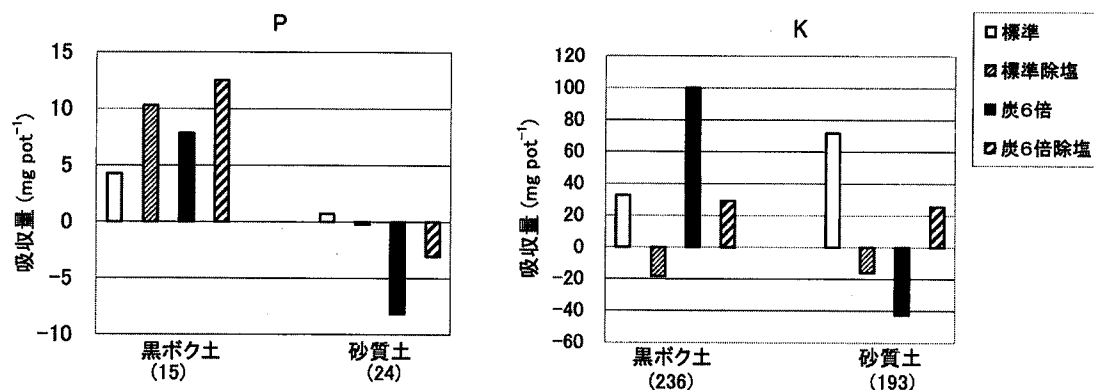
2. 牛ふん炭多量施用土壌の除塩がコマツナの生育に及ぼす影響

播種 7 日後の灌水除塩が標準区及び炭 6 倍区のコマツナに及ぼす影響を第 3-5 表に示した。黒ボク土においては, 標準区ではコマツナの葉数, 地上部長, 葉身長, 葉幅, 地上部生重及び乾物重について除塩の有無による有意差は認められなかった。炭 6 倍区では有意差が一部認められ, 除塩によって地上部長, 葉身長, 葉幅, 地上部生重が減少した。一方, 砂質土においても, 標準区では除塩の有無による各生育項目の差は認められず, 炭 6 倍区でも葉数, 地上部長, 葉身長, 葉幅, 地上部生重について除塩による有意差は認められなかった。しかし, 地上部乾物重は除塩によって有意に増加し, 標準区の生育量と有意差のない (統計データ省略) 状態にまで牛ふん炭による生育抑制が軽減された。

3. 牛ふん炭多量施用及び施用後の除塩に伴うコマツナの養分吸収の変化

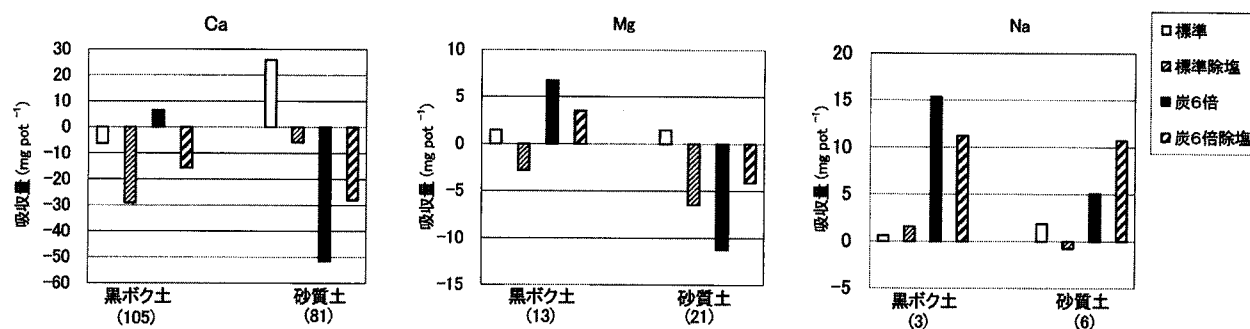
植物体の化学肥料由来及び牛ふん炭由来のポットあたりの無機成分吸収量を第 3-4 図及び第 3-5 図に示した。リン (P) は, 黒ボク土では, 標準区は約 4 mgpot⁻¹, 炭 6 倍区は約 7 mgpot⁻¹ の吸収を示し, 除塩後に両区の P 吸収は増加し, それぞれ約 10mgpot⁻¹, 約 12mgpot⁻¹ となった。砂質土では, 標準区の約 1 mgpot⁻¹ の吸収に対して, 炭 6 倍区は約 8 mgpot⁻¹ の著しい負の吸収を示した。除塩後に炭 6 倍区の吸収抑制は軽減されたものの, 依然, 約 3 mgpot⁻¹ の負の吸収であった。

カリウム (K) は, 黒ボク土では標準区は約 30mgpot⁻¹ の吸収, 炭 6 倍区は約 100mgpot⁻¹ の過剰吸収を示した。除塩後に炭 6 倍区は標準区と同程度まで吸収量が大幅に減少した。砂質土では, 標準区の約 70mgpot⁻¹ の吸収に対して, 炭 6 倍区では約 50mgpot⁻¹ の負の吸収が認め



第3-4図 除塩の有無がコマツナにおける化学肥料または牛ふん炭由来のリン (P) とカリウム (K) の吸収量に及ぼす影響

注) 括弧内の数値は、無 PK 区の養分吸収量(mg pot⁻¹) を示す。



第3-5図 除塩の有無がコマツナにおける化学肥料または牛ふん炭由来のカルシウム (Ca)、マグネシウム (Mg) 及びナトリウム (Na) の吸収量に及ぼす影響

注) 括弧内の数値は、無 PK 区の養分吸収量(mg pot⁻¹) を示す。

られたが、除塩後に吸収抑制が軽減されて約 20mgpot⁻¹ の正の吸収となった。

カルシウム (Ca)、マグネシウム (Mg) 及びナトリウム (Na) は、黒ボク土では、標準区がわずかな負あるいは正の吸収を示したのに対して、炭6倍区ではこれらの吸収量が多くなり、特に Na は約 15mgpot⁻¹ と顕著に増加した。しかし、除塩後はこれら全ての成分吸収量が減少した。砂質土では、標準区が全ての成分で正の吸収を示したのに対して、炭6倍区では Ca 及び Mg がそれぞれ約 -50mgpot⁻¹、-11mgpot⁻¹ の著しい負の吸収を示し、Na は反対に約 5 mgpot⁻¹ の正の吸収を示した。炭6倍区では、除塩後に Ca 及び Mg の吸収抑制が軽減されたものの、依然、顕著な負の吸収を示した。一方、Na は除塩によってさらに吸収量が増加した。

4. 牛ふん炭多量施用土壌の除塩に伴う溶脱水の化学組成の変化

2回の除塩に伴う溶脱水の化学組成の変化を第3-6

表に示した。溶脱水の EC は、播種7日後の除塩1回目に、標準区の黒ボク土 2.3dSm⁻¹、砂質土 4.5dSm⁻¹ に対して、炭6倍区ではそれぞれ 8.4dSm⁻¹、14.5dSm⁻¹ と高かった。除塩2回目では、標準区の両土壌の EC は 1dSm⁻¹ 前後の低い値を示したが、炭6倍区では黒ボク土 3.8dSm⁻¹、砂質土 9.3dSm⁻¹ であった。

溶脱水中の塩類は、いずれの土壌においても炭6倍区では標準区に比べて、Cl⁻、Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺、Na⁺ が数倍から数十倍の濃度であり、中でも、Cl⁻と K⁺ が高濃度に検出された。炭6倍区における Cl⁻濃度は、砂質土に比べて黒ボク土で著しく低く、除塩1回目に黒ボク土で 2,025mgL⁻¹、砂質土で 3,774mgL⁻¹、除塩2回目にそれぞれ 687mgL⁻¹、2,622mgL⁻¹ であった。一方、溶脱水中の K⁺濃度は、有意差はないものの黒ボク土で若干高く、除塩1回目に黒ボク土で 2,517mgL⁻¹、砂質土で 2,069mgL⁻¹ であった。除塩2回目はそれぞれ 1,321mgL⁻¹、1,272mgL⁻¹ であった。炭6倍区における Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺ は、前述の Cl⁻や K⁺に比べて概ね

1桁低い濃度であり、 Ca^{2+} は K^{+} と、 Mg^{2+} 及び Na^{+} は Cl^{-} と類似した土壌間差のある溶脱特性を示した。

Pは、2回の除塩を通して黒ボク土の溶脱水中には検出されなかった。砂質土では 10mgL^{-1} 程度が検出された。 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 及び $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ は、両土壌とも除塩1回目に検出され、黒ボク土に比べて砂質土で高濃度であった。除塩2回目にはほぼ消失した。 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ は標準区と炭6倍区の間で差がなかったが、 $\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ は炭6倍区の方が高かった。

5. 牛ふん炭の施用量及び多量施用土壌の除塩に伴う収獲跡地土壌のpH (H_2O)、EC及び水溶性塩類の差異

コマツナ収獲跡地土壌の化学性を第3-7表に示した。牛ふん炭の施用量の影響について、いずれの土壌においても、pH (H_2O)は、施用量に伴う変化はわずかで標準区との差がほとんどなかった。ECは、標準区に対して炭1倍区ではほぼ等しく、炭3倍は約2倍、炭6倍区は5倍～6倍に上昇した。なお、黒ボク土では砂質土に比べてECが全般に高かった。各水溶性塩類は、いずれの土壌でも牛ふん炭の施用量に伴って標準区の1倍から20倍程度まで増加した。中でも Cl^{-} 及び K_2O の増加

が顕著であり、両塩類は標準区に比べて炭1倍区では2倍、炭3倍区では5倍～8倍、炭6倍区では17倍～23倍に増加した。その他の塩類は標準区との差が比較的小さかった。

除塩の影響については、黒ボク土では、pH (H_2O)は標準区と炭6倍区のいずれも除塩の有無による差は小さかった。ECに関しても両区共に除塩の有無による差は小さく、炭6倍区の 0.81dSm^{-1} に対して除塩区では 0.71dSm^{-1} であった。水溶性塩類は、標準区では低含量であり、除塩の有無による差はほとんどなかった。炭6倍区でも除塩の有無による差は小さく、 Cl^{-} 及び K_2O は、それぞれ $1,064\text{mgkg}^{-1}$ 、 676mgkg^{-1} に対して、除塩後でも 905mgkg^{-1} 、 609mgkg^{-1} であった。一方、砂質土でも、pH (H_2O)は、除塩の有無による差は両区共に小さかった。しかし、ECは、炭6倍区では除塩によって 0.49dSm^{-1} が 0.27dSm^{-1} に低下した。水溶性塩類に関しても、炭6倍区における集積塩類全てが除塩によって顕著に減少した。主要塩類の Cl^{-} 及び K_2O は、それぞれ 515mgkg^{-1} 、 478mgkg^{-1} であったものが、 204mgkg^{-1} 、 280mgkg^{-1} に減少した。

第3-6表 牛ふん炭多量施用土壌における除塩に伴う溶脱塩類の構成

土壌	試験区	溶脱水量 (mL pot ⁻¹)	pH	EC (dS m ⁻¹)	Cl^{-}	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	$\text{NO}_3^{-}\text{-N}$	$\text{NH}_4^{+}\text{-N}$	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^{+}	Na^{+}
除塩1回目												
黒ボク土	標準	164 ab	5.5 a	2.3 bc	122 ab	0 a	214 b	2 a	226 bc	46 a	78 a	23 a
	炭6倍	151 ab	5.8 ab	8.4 e	2025 c	0 a	245 b	8 a	766 d	144 b	2517 c	167 c
砂質土	標準	186 abc	5.3 a	4.5 d	312 ab	10 b	346 c	19 b	248 bc	147 b	136 a	30 a
	炭6倍	145 a	6.8 bc	14.5 f	3774 d	11 b	335 c	50 c	661 d	328 d	2069 bc	355 e
除塩2回目												
黒ボク土	標準	224 c	7.1 cd	0.3 a	36 a	0 a	2 a	0 a	22 a	4 a	6 a	7 a
	炭6倍	210 bc	7.1 cd	3.8 cd	687 b	0 a	2 a	0 a	201 abc	55 a	1321 b	99 b
砂質土	標準	189 abc	7.8 cd	1.2 ab	68 ab	11 b	1 a	0 a	64 ab	54 a	9 a	13 a
	炭6倍	186 abc	8.3 d	9.3 e	2622 c	7 b	7 a	0 a	383 c	223 c	1272 b	270 d

注1) 表中の数値は4potの平均値である。

2) 異なる英文字間には、5%水準で有意差有り(Tukeyの方法による)。

第3-7表 収獲跡地土壌のpH (H_2O)、EC及び水溶性塩類

試験区	pH (H_2O)	EC (dS m ⁻¹)	Cl^{-}	P_2O_5	$\text{NO}_3^{-}\text{-N}$	CaO	MgO	K_2O	Na_2O
黒ボク土									
標準	6.0	0.13	60	0	11	55	18	40	36
炭1倍	6.0	0.17	149	0	28	65	17	77	42
炭3倍	6.1	0.29	337	0	10	65	21	215	67
炭6倍	6.2	0.81	1064	0	14	145	62	676	153
標準除塩	6.3	0.12	49	1	11	45	15	24	38
炭6倍除塩	6.5	0.71	905	0	7	108	46	609	148
砂質土									
標準	6.4	0.11	28	35	5	39	22	21	24
炭1倍	6.8	0.09	63	41	5	22	13	37	29
炭3倍	6.9	0.22	221	45	7	30	22	174	53
炭6倍	7.0	0.49	515	53	19	49	44	478	97
標準除塩	6.9	0.08	13	35	3	34	15	15	22
炭6倍除塩	7.2	0.27	204	85	3	15	13	280	64

第4節 考 察

1. 牛ふん炭の施用限界

前章では牛ふん炭の速効的な肥料効果を明らかにしたが、本章では、資材的な利用法を探索する目的から牛ふん炭の施用限界量を検討した。牛ふん原料では種々の要因で肥料成分が変動する (Lekasi ら, 2003) ため、牛ふん炭の製造来歴が異なると、施用限界量も変わる可能性が考えられた。そこで、異なる来歴の牛ふん炭を試料A及びBとして、個別に施用量を変えた試験を実施した。牛ふん炭の施用限界量は、植物や土壌に対する影響を総合的に捉えて判断することが本来望ましいが、ここでは、濃度障害の検定によく使われるコマツナの生育を指標として施用限界の概容を推定した。

牛ふん炭Aをリン酸成分で標準の2.5倍、7.5倍、12.5倍量を施用した結果、黒ボク土及び砂質土において炭12.5倍で濃度障害が顕在化した。従って、牛ふん炭Aの施用限界量は、両土壌において7.5倍～12.5倍の間にあると推定された。一方、牛ふん炭Bをリン酸成分で標準の1倍、3倍、6倍量を施用した結果、その施用限界量は、黒ボク土では濃度障害が起らないため6倍以上、砂質土では生育抑制が生じ始めた3倍量の近傍と推定された。また、これらの結果から、牛ふん炭の施用限界量に関しては、施用土壌及び牛ふん炭自体に大きく依存することが明らかとなった。

施用限界が最も低い事例の牛ふん炭Bの3倍量施用は、重量に換算すると約 23Mgha^{-1} に相当する。一般的に牛ふん炭は最大で原料牛ふんの1/10程度に重量が縮減されるため、3倍の施用量でも、原料牛ふんの 230Mgha^{-1} 程度に相当する多量施用の範疇に入る。牧・渡辺 (2004) 及び牧ら (2005) による数種の作物残渣由来の炭化物をマサ土に施用した試験では、コマツナに対して 50Mgha^{-1} の多量施用を行っても生育に問題が認められないが、牛ふん炭では、含有塩類の濃度が著しく高いため、施用量の限界点は通常の炭化物に比べて低くなると考えられる。しかしながら、前述の牛ふん炭Aでは、牛ふん炭Bに比べると概ね2倍以上の施用が可能であった。このように、牛ふん炭の試料間で施用限界量に差が生じた理由は、次のように考えられる。牛ふん炭Aでは、牛ふん炭Bに比べてECがやや低かったにも関わらず、リン酸含量は反対に約2.5倍と高かった。従って、炭12.5倍区で投入された塩類の総量は、EC値の比較から、牛ふん炭Bの炭6倍区に比べてむしろ低かったためと推定される。牛ふん炭に含まれるリン酸と塩類総量の相対比率は、前述のように排出牛ふんの来歴や炭化条

件によって変動する可能性がある。また、豚ふんの例では飼料に塩類を多く与えると排泄物中の塩類も比例して濃度が高まることが報告されている (Sutton, 1976)。

このようなことから、牛ふん炭資材の一般的な施用限界量を求めるには、リン酸成分量と共に塩類の総量も考慮する必要があると考えられる。なお、第II章の800℃で炭化した牛ふん炭の各塩類成分の含量は、全窒素は激減したものの、500℃で炭化した場合と類似し、炭の段階的施用に対するコマツナの生育反応もほぼ同様な傾向であった (データ省略)。このことから、牛ふん炭の施用限界は、含有塩類の濃度に依存するものと考えられる。

2. 牛ふん炭多量施用土壌における灌水除塩の効果

牛ふん炭では、ク溶性のリン酸及びカリ成分が多いことから、緩効性の肥料資材としての活用法が考えられる。この際の問題点は、施用上の律則段階になる牛ふん炭中の高濃度の塩類に対する処置である。本章では、その対策の一つとして灌水除塩を実施した。黒ボク土では、炭6倍区の収穫跡地土壌の塩類濃度が極めて高かったにもかかわらず、コマツナの生育は標準区とほぼ同等で正常であった。灌水除塩を行っても、集積した土壌塩類の低減効果はほとんど認められず、生育に関してはむしろ低下する傾向があった。従って、黒ボク土においては、本試験で行った牛ふん炭の多量施用後の灌水除塩は有効ではないと考えられた。一方、砂質土では炭6倍施用によってコマツナの生育に著しい抑制が起こったものの、灌水除塩によって生育が明らかに回復した。さらに、灌水除塩による土壌塩類の低減も黒ボク土の場合に比べると顕著であった。このことから、砂質土においては、牛ふん炭多量施用後の灌水除塩は比較的有效であると考えられた。

3. 灌水除塩に伴う主要溶脱成分のCl⁻及びK⁺の挙動

牛ふん炭は、炭化物としては炭素含量が約30%と極めて少なく、代わりに水溶性塩類を多量に含んでいる点で木炭資材 (北海道林業試験場, 1992; 磯部ら, 1996) と比べて異質である。供試した牛ふん炭中の水溶性塩類は、Cl⁻が8.8%、K⁺が2.9%と著しく多いため、除塩時の溶脱水は両成分が主体であった。

Cl⁻は、除塩1回目の砂質土の溶脱水において $3,774\text{mgL}^{-1}$ の高濃度で検出されたのに対して、黒ボク土では $2,025\text{mgL}^{-1}$ と比較的低濃度であり、黒ボク土特有の微細孔隙によるCl⁻の物理的捕捉や、土壌溶液中の塩類濃度の上昇に伴う陰イオン交換容量増大による

Cl⁻吸着の増加 (Katou, 2004) の影響が考えられた。このことは、潜在的な塩類集積の進展を意味しており、黒ボク土においては、牛ふん炭の多量施用あるいは連用に伴う塩類集積が懸念される。

K⁺についても、黒ボク土において陽イオン交換容量が大きいことから、Cl⁻と同様に K⁺の土壌吸着に伴う溶脱水中の濃度低下が予測されたが、溶脱水中の K⁺濃度は、むしろ黒ボク土の方が砂質土に比べてやや高かった。この理由は明らかではないが、いずれにしても、溶脱水中の K⁺は Cl⁻に次いで高濃度で検出されるため、牛ふん炭施用によって、根圏の土壌溶液の K⁺濃度は、極めて高濃度の状態になっているものと考えられる。同一浸透圧に設定した培養液を用いたキュウリの栽培試験では、K⁺は、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺イオンに比べて、最も生育抑制作用が小さなイオン種とされている (高橋, 1991)。しかし、本試験の牛ふん炭施用後のコマツナには、多量の K⁺の存在による K⁺の過剰吸収だけでなく、養分拮抗阻害 (山内, 1991) が起きた可能性が考えられる。以上のような牛ふん炭施用後の K⁺及び Cl⁻の濃度上昇は、化学肥料の塩化カリを多量に施用した場合とほぼ同様な状況と考えられた。

4. 牛ふん炭多量施用及び除塩がコマツナの濃度障害と養分吸収に及ぼす影響

牛ふん炭多量施用土壌からの溶脱水の EC は、砂質土では海水の約半分に相当する 14.5dSm⁻¹ に達した。海水の EC 値の半分に設定した NaCl 濃度の培養液を用いたイタリアンライグラスの栽培試験では、著しい生育抑制が認められている (高橋, 1991)。近縁種のペレニアルライグラスは耐塩性が強く、葉菜類のホウレンソウは耐塩性が弱いと分類されている (高橋, 1991)。コマツナの耐塩性の程度は不明であるが、炭 6 倍区の栽培中の土壌溶液 EC は、溶脱水 EC に比べてさらに高まった状態と予測されるため、牛ふん炭の多量施用によって濃度障害が発生し、除塩を行うことにより障害が軽減されたものと考えられた。

黒ボク土では、濃度障害は認められなかったが、炭 6 倍施用によって P, K, Ca, Mg, Na の吸収量が標準区に比べて明らかに増加し、特に K の過剰吸収が顕著になった。しかし、除塩後に P を除いたこれらの成分吸収量が減少し、過剰吸収が認められた K においても除塩後は概ね 1/3 の吸収量まで低下した。このようなことから、牛ふん炭多量施用後の黒ボク土では、灌水除塩によって、塩類集積の進行は防げないものの、作物の養分吸収面の改善効果は得られるものと判断された。

砂質土では、炭 6 倍施用によって P, K, Ca, Mg の吸収量が著しく減少して負の値を示し、濃度障害による養分吸収阻害が認められた。除塩後においても吸収阻害は K を除くと十分に回復しておらず、本試験の 1 回の除塩では不十分であった。一般的な必須養分でない Na は、前述成分と異なって濃度障害発生時にも正の吸収があり、除塩後にさらに吸収が増加したことから、牛ふん炭の多量施用や連用に際しては問題成分になる可能性がある。

5. 牛ふん炭多量施用後の灌水除塩対策の限界

家畜ふん及び家畜ふん堆肥では、高濃度の含有塩類が施用上の制限要因となる (小柳ら, 2004 ; Xian ら, 2007) が、牛ふん炭の施用に際しては、それ以上に濃縮された含有塩類が大きな問題点として挙げられる。特に、本章までの試験で明らかとなった牛ふん炭に含まれる高濃度の水溶性 Cl⁻及び K₂O の存在である。両塩類の除去が可能になれば、土壌改良資材的な利用も容易になると考えられる。牛ふん炭施用後の灌水除塩はこの目的で行った対策試験である。しかし、本試験の結果では、除塩が効果的だった砂質土においても、除塩 1 回目の溶脱水で洗い流された Cl⁻は、溶脱水量と濃度からポット当たり 547mg と算出され、この Cl⁻除去量は炭 6 倍区の牛ふん炭施用に伴う Cl⁻投入量の約 7% に満たなかった。収穫した植物体の Cl⁻吸収量は約 2% (データ省略) であったので、土壌中には約 91% の牛ふん炭由来の Cl⁻が残存すると見積もられた。また、2 回目の収穫後の除塩による Cl⁻除去量も 1 回目とほぼ同等の約 6% であり、合計約 130mm の灌水除塩を行っても、Cl⁻除去量は 13% 程度の少量であることが判明した。供試した牛ふん炭は、篩を通した粒径 5 mm 未満の小さなもので、比較的除塩されやすかったと考えられたが、実際圃場で篩前の粒径の大きな牛ふん炭を施用した場合には、除塩効率がさらに低下することも懸念される。このようなことから、牛ふん炭の除塩に関しては、土壌施用後に対策を行うより、施用前の牛ふん炭に予め除塩処理を施すなど、より効果的な除塩の方法を開発する必要があると考えられた。効果的な除塩対策が実施できない場合の牛ふん炭の施用量は、前章及び本章の試験結果を総合すると土壌塩類の集積が少ない炭 1 倍区の施用量 (塩類成分 Cl⁻ 695kg/ha⁻¹, K₂O 545kg/ha⁻¹ 相当) 程度に留める必要があると考えられた。

第5節 要約

牛ふん炭の資材的な利用法を探る目的から、牛ふん炭を多量施用した場合の施用限界量と多量施用後の灌水除塩による濃度障害の低減効果を黒ボク土及び砂質土で検討した。施用限界量に関する試験では、製造来歴の異なる2種類の牛ふん炭（炭A：可溶性 P_2O_5 含量 4.8 %，炭B：同 1.9 %）試料を用いて、標準のリン酸施用量（ $P_2O_5 150 \text{ kg ha}^{-1}$ ）を基準に段階的な倍量施用（炭A：2.5倍、7.5倍、12.5倍，炭B：1倍、3倍、6倍）を行い、ポット栽培したコマツナの生育を調査した。その結果、牛ふん炭の施用量の増加に伴う濃度障害は、炭Aでは両土壌において 12.5 倍量で認められた。一方、炭Bでは砂質土の 6 倍量において濃度障害が認められたものの、黒ボク土では認められなかった。灌水除塩に関する試験では、炭B試料を 6 倍量施用した土壌に 2 回の灌水（播種後 7 日，49 日）を行い、灌水除塩がコマツナの生育と養分吸収及び溶脱塩類の組成に及ぼす影響を調査した。砂質土における炭 6 倍量施用による本濃度障害は、除塩 1 回

目の 65mm 灌水によって低減したが、除塩後においても植物体中の P ， K^+ ， Ca^{2+} ， Mg^{2+} の吸収抑制は依然認められ、反対に Na^+ 吸収は高まった。除塩 1 回目の溶脱成分は Cl^- 及び K^+ が主体で、それぞれ砂質土では $3,774 \text{ mg L}^{-1}$ ， $2,069 \text{ mg L}^{-1}$ ，黒ボク土では $2,025 \text{ mg L}^{-1}$ ， $2,517 \text{ mg L}^{-1}$ の高濃度となった。その他の溶脱塩類は概ね 1 桁低い濃度であり、牛ふん炭施用時の濃度障害の主因は、牛ふん炭に含まれる多量の Cl^- 及び K^+ によると考えられた。黒ボク土では牛ふん炭施用に伴う土壌の塩類集積が顕著であり、除塩による改善効果は低かった。砂質土においては除塩の効果が比較的高かったものの、除塩 2 回の合計 130mm の灌水による Cl^- の除去量は、牛ふん炭施用に伴う Cl^- 投入量の約 13 % に満たなかった。従って、牛ふん炭の施用に際しては、炭 1 倍区の施用量程度に留めるか、牛ふん炭に含まれる高濃度の塩類を事前に除去する必要があると推察された。

第IV章 牛ふん炭及び除塩牛ふん炭のリン酸資材代替性と濃度障害に対する影響

第1節 緒言

牛ふん炭を農地に多量に施用すると、含有される炭成分の影響が起これと考えられる。各種の炭資材では、化合物に対する吸着、土壌の物理性及び微生物相に及ぼす影響、作物生育の促進など幅広い効果が認められており（西尾，1987；今野・西川，1993；森，2001；磯部ら，2002）、牛ふん炭でも同様な効果が期待できる。しかし、牛ふん炭の炭資材としての効果は、炭素含量の高い木炭資材などに比べると、全炭素含量が30%前後と少ないため、比較的小さいものと考えられる。一方、牛ふん炭中の肥料成分に関しては、炭化物資材の中では含量が著しく多いことから、これらの成分の肥効が期待される。牛ふん炭中の窒素の肥効は極めて低いと考えられるが（牧ら，2009）、主要成分であるリン酸とカリには、第II章の試験で示したように、速効性肥料と同等の肥効が認められている。両成分は、ともに水溶性と水不溶ク溶性の画分から構成され、特にリン酸成分では後者の割合が90%程度と多くなっている。このため、牛ふん炭を農地に多量施用した場合には、ク溶性のリン酸資材のような緩効性のリン酸肥効が発現することが予測される。しかし、第III章の牛ふん炭の多量施用試験では、副次成分の塩素がコマツナに濃度障害を発生させ、また、コマツナの栽培期間も短かったことから、牛ふん炭のリン酸資材的な緩効性の肥効を確認することができなかった。また、多量施用後の土壌に灌水除塩を行っても、牛ふん炭中の塩類の影響が完全には除けない問題点が認められた。さらに、根本的な問題として、牛ふん炭中のリン酸とカリのどちらが主体にコマツナに対して肥効を発現させたかに関しては、前章までの試験系ではリン酸及びカリが比較的多い一般的な野菜畑の土壌を用いたため、明らかとなっていない。

そこで、本章では、初めに、牛ふん炭のリン酸及びカリのコマツナに対する肥効寄与率を明らかにする目的か

ら、両成分の脊薄な土壌を用いてコマツナの要素欠乏試験を行った。次に、特定した肥効成分の持続性を把握する目的で、コマツナを指標作物とした4連作栽培を行い、初作に一回施用した牛ふん炭の肥効の経時的な変化を調査した。さらに、第III章で問題となった牛ふん炭の多量施用時における塩類集積を改善するため、牛ふん炭を予め水洗処理した除塩牛ふん炭（以下、除塩炭）を作成し、その肥効特性と濃度障害についても併せて検討した。

第2節 材料および方法

1. コマツナの要素欠乏試験による牛ふん炭の肥効成分の特定（試験1）

供試土壌は2種類の土壌とした。表層腐植質黒ボク土（米神統、以下黒ボク土）は千葉市緑区の農業総合研究センター内で4年間耕作をしていない露地畑の作土、砂質土は茨城県鹿島市にある未耕地の海成砂質土を水洗したものを用いた。土壌の化学性は第4-1表に示したとおりである。黒ボク土では水溶性リン酸 0.1mg kg^{-1} 、トルオーグリン酸 8mg kg^{-1} 、水溶性カリ 12mg kg^{-1} 、交換性カリ 236mg kg^{-1} であった。砂質土では水溶性リン酸 0.4mg kg^{-1} 、トルオーグリン酸 49mg kg^{-1} 、水溶性カリ 6mg kg^{-1} 、交換性カリ 35mg kg^{-1} であった。

試験1の要素欠乏試験区の構成は第4-2表に示したとおりである。リン酸を無施用とし、塩化カリウムでカリ成分を 300kg ha^{-1} と 900kg ha^{-1} 相当を施用した2区、カリを無施用とし、過リン酸石灰でリン酸を 150kg ha^{-1} と 450kg ha^{-1} 相当を施用した2区、及びリン酸とカリを 450kg ha^{-1} と 900kg ha^{-1} 相当を施用した両成分多量区の合計5区とした。試験区は1区4ポットの反復とした。土壌のポット充填及び肥料などとの混合は、前章までの方法と同様に行った。コマツナの栽培についても、第II章の炭化温度の異なる牛ふん炭の試験時と同様の方法で行った。播種は2006年1月26日、収穫は3月16日とした。

第4-1表 供試土壌の化学性（試験1及び試験2）

土壌の種類	pH	EC	T-C	T-N	C/N	$\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}$ $\text{NH}_4^+ \text{--} \text{N}$		リン酸吸収係数	Truog- P_2O_5	水溶性 P_2O_5
	(H_2O)	(dS m^{-1})	(10^{-3}kg kg^{-1})	(10^{-3}kg kg^{-1})				(mg kg^{-1})		
黒ボク土	6.4	0.10	2.87	0.23	12.3	26	12	21,239	8	0.1
砂質土	6.7	0.04	0.01	0.00	—	1	4	435	49	0.4

土壌の種類	CEC	交換性塩基 (mg kg^{-1})				水溶性塩基 (mg kg^{-1})				水溶性Cl ⁻
	(cmol(+) kg^{-1})	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	(mg kg^{-1})
黒ボク土	28.3	5,807	693	236	35	74	16	12	9	6
砂質土	2.4	320	110	35	34	6	7	6	13	10

2. コマツナ4連作栽培による牛ふん炭及び除塩炭の肥効持続性評価(試験2)

牛ふん炭は、第II章と同じ(独)農業工学研究所のロータリーキルン式の連続式パイロット炭化装置を用いて500℃で炭化したものを供試した。試験には5mm目の篩いを通した牛ふん炭を使用した。また、除塩炭は、篩い別した牛ふん炭を底面に排水孔のある育苗箱に2cm程度の厚さに敷き詰めた後、第III章と同じ組成の水道水を用いて炭1:水80の重量比でジョウロによる散水を行って作成した。牛ふん炭及び除塩炭の化学性は、第4-3表に示したとおりである。牛ふん炭のpH(H₂O)は9.4、ECは17.0dS m⁻¹、全窒素は1.4%、全炭素は25.9%であり、主要塩類は、リン酸がク溶性2.8%、水溶性0.29%、カリがク溶性7.4%、水溶性4.2%、水溶性塩素が6.4%であった。除塩炭では、pH(H₂O)は8.7、ECは4.9dS m⁻¹に低下し、リン酸0.15%、カリ2.0%、塩素4.5%が流出除去された。

供試土壌は試験1と同じものを用い、土壌のポット充填及び肥料などとの混合についても試験1と同様に行った。試験2の試験区の構成は第4-4表に示したとおりである。試験1と同じ肥料でリン酸150kg ha⁻¹とカリ300kg ha⁻¹相当を毎作施用した標準区、及び1作目のみに標準区のリン酸成分の6倍相当量を溶性リン肥(以下、溶リン)で施用した溶リン6倍区、同様に牛ふん炭で6倍相当量を施用した牛ふん炭6倍区及び除塩炭で5倍相

当量のリン酸を施用した除塩炭5倍区を設けた。また、リン酸とカリを施用しない無PK区を設けた。なお、溶リン6倍区では標準区と同量の塩化カリウムを毎作施用した。また、牛ふん炭の窒素肥効はほとんどないので、各試験区共通に硝酸アンモニウムを用いて窒素150kg ha⁻¹を毎作施用した。試験区は1区4ポットの反復とした。

供試資材の肥効持続性を評価するためのコマツナの4連作栽培は、試験1と同様の栽培管理で、1作(播種2005年6月4日、収穫6月29日)、2連作(播種2005年10月4日、収穫11月9日及び14日)、3連作(播種2005年11月18日、収穫2006年1月5日)、4連作(播種2006年1月26日、収穫3月16日)の作付け体系で実施した。なお、次作の栽培に際しては、前作の主要根を手で取り除いた土壌を、所定の肥料と均等に混合し、ポットに再充填して使用した。

3. 調査及び分析方法

試験1及び試験2のコマツナの生育調査は、前章までの方法に準じて行った。また、土壌分析の方法についても、前章までの方法に準じて行った。なお、試験2の4連作栽培では、1作目の栽培開始時にそれ以降の分析調査に伴う試験ポットの損失分を補足栽培し、各作毎に土壌分析及び根量調査を実施した。

第4-2表 コマツナ栽培における要素欠乏試験区の構成 (試験1)

試験区	施肥量 (kg ha ⁻¹)			備 考
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
POK1	150	0	300	P ₂ O ₅ を無施用、K ₂ Oを1倍量とした。
POK3	150	0	900	P ₂ O ₅ を無施用、K ₂ Oを3倍量とした。
P1K0	150	150	0	P ₂ O ₅ を1倍量、K ₂ Oを無施用とした。
P3K0	150	450	0	P ₂ O ₅ を3倍量、K ₂ Oを無施用とした。
P3K3	150	450	900	P ₂ O ₅ を3倍量、K ₂ Oを3倍量とした。

注) 化学肥料は、N:硝安、P₂O₅:過石、K₂O:塩加を供試した。

第4-3表 牛ふん炭(上段)及び除塩炭(下段)の化学性 (試験2)

pH (H ₂ O)	EC (dS m ⁻¹)	T-C (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	T-N	C/N	NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N	P ₂ O ₅ (10 ⁻² kg kg ⁻¹)			K ₂ O (10 ⁻² kg kg ⁻¹)			水溶性Cl ⁻ (10 ⁻² kg kg ⁻¹)
							全量	ク溶性	水溶性	全量	ク溶性	水溶性	
9.4	17.0	25.9	1.4	18.9	4	22	3.2	2.8	0.29	8.0	7.4	4.2	6.4

pH (H ₂ O)	EC (dS m ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N	水溶性 P ₂ O ₅	水溶性 K ₂ O	水溶性 Cl ⁻
				(10 ⁻² kg kg ⁻¹)		
8.7	4.9	3	6	0.14	2.2	1.9

注) 炭化物のpH及びECは、1:20で水抽出した値を示す。

第3節 結果

1. リン酸・カリ要素欠乏試験におけるコマツナの生育 (試験1)

黒ボク土の要素欠乏試験におけるコマツナの生育は、第4-1図(左)に示したとおりである。リン酸を無施用にした場合、カリ施用の多寡に関わらず、地上部重が著しく低下した。一方、リン酸を施用してカリを無施用にした場合には、地上部重が顕著に増加した。リン酸の3倍量施用では1倍量施用に比べてさらに有意に増加した。この結果は、カリの3倍量施用を同時に行っても同じであり、リン酸の増肥に併せたカリの増肥効果は認められなかった。また、地下部の生育についても、地上部とほぼ同様であり、カリの施用効果は認められず、リン

酸の施用量の増加に伴う促進効果のみが認められた。

砂質土の要素欠乏試験におけるコマツナの生育は、第4-1図(右)に示したとおりである。リン酸を無施用にした場合、カリ施用の多寡に関わらず、地上部重は著しく低下した。一方、リン酸を施用してカリを無施用にした場合は、地上部重が顕著に増加した。リン酸の3倍量施用では、1倍量施用に比べてやや低下したが、カリの3倍量施用を併用すると地上部重が有意に増加した。地下部の生育についても、概ね地上部と同様な傾向であった。

以上のように、コマツナは、両土壌においてリン酸のみに反応してカリに対してほとんど反応しないことから、リン酸とカリを含む牛ふん炭のリン酸肥効を検定する作物として有効と判定された。

第4-4表 コマツナ4連作栽培における資材施用試験区の構成 (試験2)

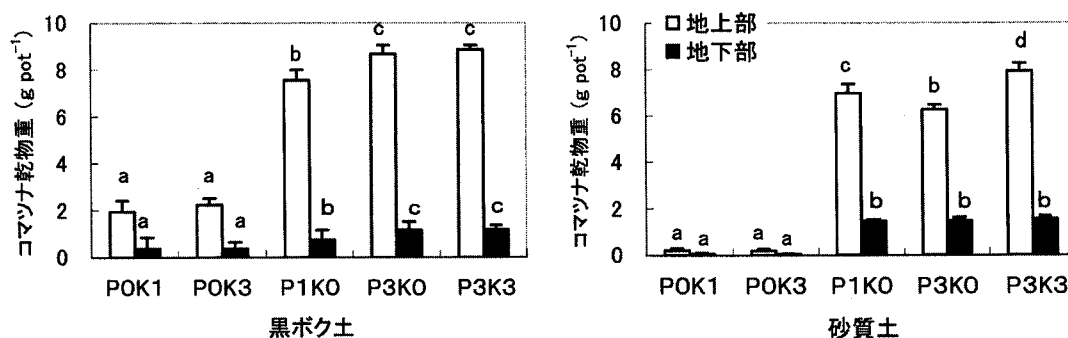
試験区	施 肥 量 (kg ha ⁻¹)			備 考
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	
標準	150	150	300	P ₂ O ₅ , K ₂ Oを毎作施用した。
溶リン6倍	150	900	1,800	溶リンを1作目のみ施用, K ₂ Oは毎作施用した。
牛ふん炭6倍	150	900	2,400	牛ふん炭を1作目のみ施用, P ₂ O ₅ , K ₂ Oは無施用とした。
除塩炭5倍	150	750	1,750	除塩炭を1作目のみ施用, P ₂ O ₅ , K ₂ Oは無施用とした。
無PK	150	0	0	P ₂ O ₅ , K ₂ Oを無施用とした。

注1)標準区は、試験1と同じ肥料を供試した。

2)ク溶性リン酸成分で、溶リン及び牛ふん炭は標準の6倍量、除塩炭は5倍量を施用した。

3)牛ふん炭6倍量は炭63g pot⁻¹ (31.8Mg ha⁻¹)、除塩炭5倍量は炭52.5g pot⁻¹ (26.5Mg ha⁻¹)に相当する。

4)窒素は、全区共通に硝安を作付け毎に施用した。



第4-1図 リン酸・カリ要素欠乏試験におけるコマツナの地上部及び地下部の生育 (試験1)

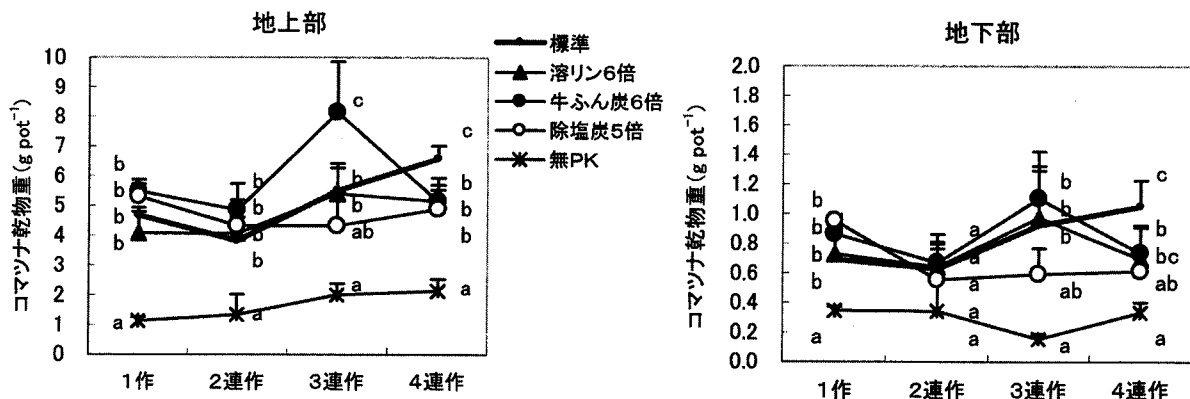
注1) 同項目で異なる英文字間には、5%水準で有意差有り (Tukeyの方法による)。

2) グラフ中のバーは、標準偏差 (正方向) を示す。

2. 黒ボク土及び砂質土におけるコマツナ4連作栽培による牛ふん炭及び除塩炭のリン酸肥効持続性評価(試験2)

黒ボク土におけるコマツナ連作栽培中の地上部乾物重の推移は第4-2図(左)に示したとおりである。標準区、溶リン6倍区、牛ふん炭6倍区及び除塩炭5倍区の地上部は、4～8 g pot⁻¹の範囲で概ね5 g pot⁻¹前後を推移し、無PK区は1～2 g pot⁻¹であった。標準区に対して、溶リン6倍区、牛ふん炭6倍区及び除塩炭5倍区は、3連作までは、3連作目に急増した牛ふん炭6倍区(対標準区148%)を除くと、標準区とほぼ同等であったが、4連作ではいずれも標準区の80%程度に地上部乾物重が有意に低下した。なお、4連作を通して連作による生育低下はいずれの試験区も認められなかった。地下部乾物重の推移は第4-2図(右)に示したとおりである。標準区、溶リン6倍区、牛ふん炭6倍区及び除塩炭5倍区の地下部は、0.6～1.1 g pot⁻¹の範囲で、無PK区は0.2～0.4 g pot⁻¹であった。これらの試験区における地下部重の変動傾向は、地上部の場合と概ね同様であった。ただし、除塩炭5倍区では、溶リン6倍区及び牛ふん炭6倍区との有意差がないものの、3連作目に地下部重の減少傾向が認められた。

砂質土におけるコマツナ連作栽培中の地上部乾物重の推移は第4-3図(左)に示したとおりである。標準区、溶リン6倍区、牛ふん炭6倍区及び除塩炭5倍区では、2～7 g pot⁻¹の範囲で推移し、無PK区では0.4 g pot⁻¹以下であった。標準区に対して、溶リン6倍区は全作を通して標準区と同等であったが、牛ふん炭6倍区では、2連作まで地上部重が有意に低下(対標準約40%)し、3連作以降は反対に有意に増加(対標準約190%、140%)した。除塩炭5倍区では、2連作まで標準区と同等で、3連作以降は標準区に比べて有意に増加(対標準約240%、150%)した。なお、標準区及び溶リン6倍区では連作に伴う生育低下の傾向が認められたが、牛ふん炭6倍区及び除塩炭5倍区では認められなかった。地下部乾物重の推移は第4-3図(右)に示したとおりである。無PK区では0.2 g pot⁻¹以下、他の試験区では0.2～1.4 g pot⁻¹の範囲で推移した。各試験区の地下部重の変動傾向は、地上部の場合と概ね同様であった。ただし、連作の影響は地上部に比べてより顕著で、3連作目の標準区及び3連作以降の溶リン6倍区の地下部重は無PK区と有意差がない程度まで低下した。また、牛ふん炭6倍区の地下部重も3連作まで顕著に低下し、除塩炭5倍区に比べると4連作まで有意な地下部重の低下が認められた。



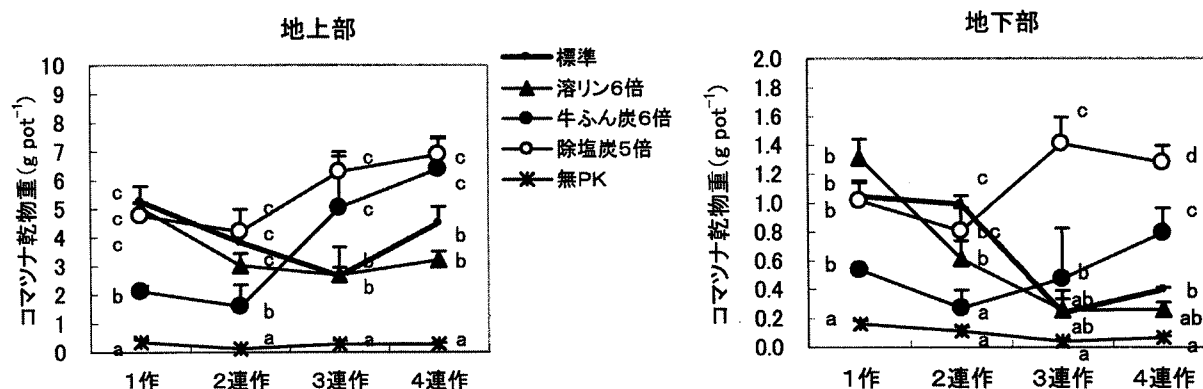
第4-2図 黒ボク土を用いたコマツナ4連作栽培による牛ふん炭及び除塩炭の肥効評価(試験2)

注 1) 標準区は過石、塩加、硝安を毎作施用、溶リン6倍区は塩加、硝安を毎作施用した。

2) その他の区は硝安を毎作施用した。

3) 異なる英文字は、各作の試験区間において5%水準で有意差有り (Tukeyの方法による)。

4) グラフ中のバーは、標準偏差(正方向)を示す。



第 4-3 図 砂質土を用いたコマツナ 4 連作栽培による牛ふん炭及び除塩炭の肥効評価 (試験 2)

注 1) 標準区は過石、塩加、硝安を毎作施用、溶リン 6 倍区は塩加、硝安を毎作施用した。

2) その他の区は硝安を毎作施用した。

3) 異なる英文字は、各作の試験区間において 5 % 水準で有意差有り (Tukey の方法による)。

4) グラフ中のバーは、標準偏差 (正方向) を示す。

3. 4 連作栽培中の牛ふん炭及び除塩炭施用跡地土壌のリン酸含量 (試験 2)

連作跡地土壌のリン酸含量は第 4-5 表に示したとおりである。水溶性リン酸含量は、黒ボク土では全ての試験区において各連作跡地で微量であった。一方、砂質土では、標準区は 1 作から 4 連作跡地で 5 ~ 17mg kg⁻¹ 乾土まで段階的に増加し、溶リン 6 倍区では連作中に 4 mg kg⁻¹ 乾土前後と少なく一定していた。牛ふん炭 6 倍区は 1 作から 4 連作まで 37 ~ 12mg kg⁻¹ 乾土、除塩炭 5 倍区では 21 ~ 7 mg kg⁻¹ 乾土の範囲で、連作に伴って段階的に減少した。無 PK 区では微量であった。トルオーグリン酸含量は、黒ボク土では、無 PK 区は 4 連作の平均で約 7 mg kg⁻¹ 乾土の低含量であった。他の試験区でも、平均でいずれも 12mg kg⁻¹ 乾土前後 (7 ~ 19mg kg⁻¹ 乾土) と少なく、区間差及び連作に伴う増減傾向は認められなかった。一方、砂質土では、低含量の無 PK 区を除き、連作に伴うトルオーグリン酸含量の増減傾向が認められた。標準区では 38 ~ 171mg kg⁻¹ 乾土まで段階的に増加し、溶リン 6 倍区及び除塩炭 5 倍区では、それぞれ 129 ~ 53mg kg⁻¹ 乾土、149 ~ 71mg kg⁻¹ 乾土の範囲で段階的に減少した。牛ふん炭 6 倍区においては 121 ~ 148mg kg⁻¹ 乾土の範囲で連作に伴う明瞭な変化は認められなかった。

4. 4 連作栽培中の牛ふん炭及び除塩炭施用跡地土壌の塩類集積 (試験 2)

連作跡地土壌の塩類集積の状況は第 4-5 表に示したと

おりである。土壌 pH (H₂O) の連作に伴う変動はわずかであった。4 連作の平均値で比較すると、黒ボク土では、標準区の 6.7 に対して、溶リン 6 倍区は 6.9、牛ふん炭 6 倍区は 6.8、除塩炭 5 倍区は 7.0 で試験区間の差はほとんどなかった。一方、砂質土では、標準区の 5.9 に対して、溶リン 6 倍区は 6.2、牛ふん炭 6 倍区は 6.7、除塩炭 5 倍区は 7.0 で、炭化物施用区の土壌 pH (H₂O) が 1 程度上昇した。土壌 EC は、両土壌の標準区と溶リン 6 倍区において連作に伴う上昇傾向がみられたが、牛ふん炭 6 倍区及び除塩炭 5 倍区では連作に伴う一定の傾向が認められなかった。4 連作の平均値で比較すると、黒ボク土では、標準区の 0.20dSm⁻¹ に対して、牛ふん炭 6 倍区は 0.32dSm⁻¹ と高かったが、除塩炭 5 倍区ではその他の区と同等の 0.15dSm⁻¹ に低下した。一方、砂質土では、標準区の 0.19dSm⁻¹ に対して、牛ふん炭 6 倍区が同等の 0.20dSm⁻¹、溶リン 6 倍区及び無 PK 区は 0.10dSm⁻¹ と低かった。除塩炭 5 倍区ではさらに低い 0.05dSm⁻¹ であった。

主要塩類の内訳を 4 連作の平均値で見ると、黒ボク土における水溶性 Cl⁻ 含量は、標準区の 103mg kg⁻¹ 乾土に対して、溶リン 6 倍区はほぼ同等、牛ふん炭 6 倍区は約 3 倍に増加、除塩炭 5 倍区では約 1/2 に減少し、牛ふん炭 6 倍区の 17 % となった。一方、砂質土における水溶性 Cl⁻ 含量は、標準区の 76mg kg⁻¹ 乾土に対して、溶リン 6 倍区は同等、牛ふん炭 6 倍区は約 2 倍に増加、除塩炭 5 倍区では無 PK 区と同等の約 1/4 に減少し、牛ふん炭 6 倍区の 12 % となった。

第4-5表 コマツナ連作栽培における牛ふん炭及び除塩炭施用跡地土壌の pH (H₂O), EC 並びに主要塩類の変化 (試験2)

試験区	pH (H ₂ O)					EC (dS m ⁻¹)					水溶性Cl ⁻ (mg kg ⁻¹)				
	1作	2連作	3連作	4連作	平均	1作	2連作	3連作	4連作	平均	1作	2連作	3連作	4連作	平均
黒 標準	6.6	6.6	6.4	7.1	6.7	0.14	0.21	0.21	0.24	0.20	57	105	123	126	103
ボ 溶リン6倍	7.0	6.8	6.6	7.2	6.9	0.12	0.15	0.15	0.19	0.15	60	106	136	208	127
ク 牛ふん炭6倍	6.7	6.8	6.6	7.3	6.8	0.25	0.49	0.30	0.25	0.32	228	542	341	243	339
土 除塩炭5倍	6.9	7.0	6.7	7.2	7.0	0.10	0.17	0.18	0.16	0.15	36	57	56	85	58
無PK	7.0	6.8	6.3	7.0	6.8	0.17	0.17	0.14	0.12	0.15	13	10	17	50	23
砂 標準	6.9	5.5	5.4	5.9	5.9	0.04	0.15	0.20	0.37	0.19	11	50	76	166	76
質 溶リン6倍	5.7	6.4	6.4	6.4	6.2	0.03	0.06	0.14	0.18	0.10	11	39	106	158	78
土 牛ふん炭6倍	5.9	6.9	6.9	7.1	6.7	0.09	0.25	0.27	0.18	0.20	56	182	237	176	163
除塩炭5倍	7.0	6.9	7.0	6.9	7.0	0.04	0.05	0.03	0.06	0.05	13	15	4	48	20
無PK	6.4	5.1	5.6	5.5	5.7	0.02	0.09	0.14	0.16	0.10	7	8	9	54	20

試験区	水溶性K ₂ O (mg kg ⁻¹)					交換性K ₂ O (mg kg ⁻¹)					水溶性P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)					Trough-P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)				
	1作	2連作	3連作	4連作	平均	1作	2連作	3連作	4連作	平均	1作	2連作	3連作	4連作	平均	1作	2連作	3連作	4連作	平均
黒 標準	10	14	15	11	12	182	231	227	168	202	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	8	11	12	19	12
ボ 溶リン6倍	9	11	13	13	11	195	231	235	212	218	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	11	9	11	16	12
ク 牛ふん炭6倍	223	268	212	168	218	1764	1823	1560	1462	1652	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	7	9	11	16	11
土 除塩炭5倍	58	57	58	37	53	846	786	717	555	726	0.0	0.1	0.3	0.0	0.1	11	11	14	13	12
無PK	11	11	9	9	10	186	212	204	215	204	0.0	0.3	0.3	0.0	0.2	7	6	6	9	7
砂 標準	7	7	18	17	12	43	24	67	62	49	4.6	4.7	9.4	16.6	8.8	38	61	99	171	92
質 溶リン6倍	7	11	18	23	15	60	55	92	110	79	4.1	5.1	3.8	4.4	4.4	129	75	53	54	78
土 牛ふん炭6倍	90	176	232	119	154	809	789	797	626	755	36.8	19.4	13.3	12.3	20.4	145	148	121	133	137
除塩炭5倍	32	37	26	14	27	291	295	203	140	232	21.4	12.0	10.2	7.2	12.7	149	100	76	71	99
無PK	5	7	9	9	8	34	49	51	52	46	0.2	0.1	0.3	0.3	0.2	28	18	23	20	22

土壌中の水溶性 K₂O 含量は、黒ボク土では、標準区の 12mg kg⁻¹ 乾土に対して、溶リン6倍区は同等、牛ふん炭6倍区は約 18 倍、除塩炭5倍区では約 4 倍で牛ふん炭6倍区の 24 %まで減少した。一方、砂質土では、標準区の 12mg kg⁻¹ 乾土に対して、溶リン6倍区は同等、牛ふん炭6倍区は約 13 倍、除塩炭5倍区では約 2 倍で牛ふん炭6倍区の 18 %まで減少した。土壌中の交換性 K₂O 含量は、4連作の平均で、水溶性 K₂O の 4～20 倍程度の水準であり、試験区間の差は、水溶性の場合と類似した傾向を示したが、除塩炭5倍区の牛ふん炭6倍区に対する比率は、黒ボク土で 44 %、砂質土で 31 %に留まった。

第4節 考 察

1. コマツナの要素欠乏試験による牛ふん炭及び除塩炭の肥効成分の特定

野菜の種類によってリン酸に対する生育反応は異なる (西尾, 1987)。コマツナのリン酸に対する生育反応に関する論文知見はないが、農業技術体系では同作物は、土壌中の難溶性のカルシウム型リン酸を吸収利用してリン酸肥料が少量で足りることから、リン酸施用効果の低い野菜種とされている (増井, 1985a)。一方、カリに

対するコマツナの生育反応については、石英砂を培地に用いた溶成ケイ酸カリの施用で促進効果が認められている (八尾・日高, 2001)。また、前Ⅲ章の牛ふん炭を施用した黒ボク土のコマツナでは、リン酸吸収量に比べてカリウム吸収量の顕著な増加を認めた。このようなことから、当初、牛ふん炭のコマツナに対する肥効は多量に含まれるカリによる影響が大きいと考えられた。しかし、要素欠乏試験をリン酸及びカリ成分が少ない黒ボク土及び砂質土で実施したところ、コマツナの生育はリン酸によってのみ影響されることが明らかになった。従って、前章までに示した牛ふん炭のコマツナに対する顕著な肥効は、牛ふん炭中のリン酸による単独効果と考えられた。同様なリン酸に対する作物の生育反応は、最近、キャベツにおいても認められている (町田ら, 2007)。また、類似した現象がソルガムのリン酸及びカリの要素欠乏試験でも報告されている (Reneau ら, 1983)。ソルガムでは、カリ増施に伴うマグネシウムの吸収抑制による生育低下、及びリン酸増施に伴うマグネシウムの吸収促進による生育増加が認められている。なお、本章のコマツナを用いた試験系では牛ふん炭のカリ肥効が評価されなかったが、牛ふん炭は、ク溶性のカリ成分を多く含むため、他の作物では緩効性のカリ肥料として使える可能性がある。木炭の多量施用試験では、含有成分のカリがサ

ツマイモの生育を増加させたと報告されている(磯部ら, 1996)。今後、牛ふん炭においても、カリに反応性が高い作物(高橋ら, 1997; 杉山・阿江, 2000)を指標とするなどの方法で、この点を評価する必要がある。

2. 牛ふん炭及び除塩炭のリン酸肥効の持続性

牛ふん炭中のリン酸は、水溶性が少なくク溶性が多いことから、除塩炭の形態でも水不溶のク溶性リン酸が多く残り、コマツナに対して緩効性の肥効を示すものと考えられる。このことを確認するため、本試験では牛ふん炭及び除塩炭の肥効持続性を、毎作施用した速効性のリン酸肥料の過リン酸石灰及び1作目のみ施用した緩効性のリン酸肥料である溶リンと比較した。黒ボク土では、牛ふん炭は2連作まで前述の肥料と同等以上の肥効を示し、3連作では有意にリン酸肥効が高まったが、4連作において溶リンと同様に肥効が標準区の約80%に低下した。リン酸施用量が若干少なかった除塩炭では、3連作目ですでに肥効低下の兆候が見えた。このようなことから、牛ふん炭に含まれるリン酸は、水不溶のク溶性が主体の化合物ではあるが、比較的早い時期に溶出量が多くなって肥効を発現し、その後に溶出量が減少して肥効が低下したと考えられた。すなわち、黒ボク土に施用した牛ふん炭が3連作目に示したコマツナの顕著な生育促進は、要素欠乏試験における速効性のリン酸肥料の3倍量施用による促進現象と同様であり、牛ふん炭のリン酸溶出量が3連作目に増大した可能性を示している。また、4連作目の肥効低下は、リン酸吸収係数の高い黒ボク土では3連作までに増加した溶出リン酸が土壌に固定されて難溶化するとともに、4連作目において牛ふん炭からのリン酸溶出量が標準区のリン酸施肥に伴うリン酸溶出量を下回った可能性を示している。除塩炭ではリン酸施用量が牛ふん炭の約80%と少なかったため、3連作目にリン酸の溶出量がすでに不足したのと考えられる。一方、砂質土ではこのような肥効低下は認められず、4連作目においても牛ふん炭及び除塩炭の顕著なリン酸肥効が示された。リン酸吸収係数の低い砂質土では、溶出リン酸が土壌に固定されずに残存して4連作まで高いリン酸肥効が維持されたと考えられる。牛ふん炭及び除塩炭を施用した砂質土では、水溶性リン酸含量が溶リンを施用した場合と比較して1作目から顕著に高く、この点からも牛ふん炭中のリン酸は施用後の比較的早い段階から溶出していたのと考えられる。

比較した溶リンは、ク溶性であり、緩効性リン酸資材に分類される(藤原・岸本, 1988)が、酸性土壌では過リン酸石灰に近い肥効を示した報告があり(Yostら, 1982)、本試験のように、酸性肥料の塩化カリと併用す

ると溶解性が増大し(藤原・岸本, 1988)、通常より肥効発現が速まると推察される。牛ふん炭は、このような施用条件の溶リンに比べてもリン酸肥効の発現が早い特徴があった。牛ふん炭中のリン酸化合物の形態は明らかではないが、牛ふん堆肥には、溶解性が最も高い水抽出態のリン酸に次いで、可給性が高い重炭酸ナトリウム抽出態のリン酸が多く存在している(横田ら, 2003)。一方、畜産廃液から回収したリン酸石灰化合物は、ク溶性でありながら重過リン酸石灰に匹敵する肥効を示し、その粒径が大きくなると肥効が遅くなるとの報告がある(Bauerら, 2007)。また、最近では上山ら(2008)が豚ふん尿から結晶化法で回収したリン酸肥効成分がMAP(リン酸マグネシウムアンモニウム)であり、ク溶性形態であるにも関わらず、溶リンに比べてリン酸の溶出が早く、重焼リンに匹敵することを明らかにしている。牛ふん炭中のリン酸化合物についても、これらに類似した成分で、速効性と緩効性を併せ持つ重焼リン(藤原・岸本, 1988)のような資材特性を有すると考えられる。

3. 牛ふん炭及び除塩炭による黒ボク土のリン酸肥沃度の向上

我が国の露地野菜における化学肥料相当リン酸の利用効率は平均10%と低く(西尾, 2003)、リン酸吸収係数の高い黒ボク土では利用効率がさらに低下すると予測される。このため、黒ボク土では、リン酸資材によるリン酸肥沃度の向上による生産力の増強が図られており、牛ふん炭のリン酸資材としての活用場面も期待される。本試験では、牛ふん炭及び除塩炭の施用によって、コマツナの生育が4連作まで促進されたが、リン酸肥沃度の一般指標であるトルオーグリン酸含量は、黒ボク土では連作期間を通して大きく変化せず、無PK区を除くと、いずれの試験区も 12mg kg^{-1} 乾土前後と少なかった(第4-5表)。地力増進法に基づく黒ボク土普通畑におけるトルオーグリン酸の改善目標値の 100mg kg^{-1} 乾土以上(農林水産省農産園芸局農産課, 1996)にも遙かに及ばず、両炭化物の多量施用によるリン酸肥沃度の向上はトルオーグリン酸含量を見る限り認められなかった。溶リン区でも同様であったことから、リン酸6倍施用($\text{P}_2\text{O}_5\ 900\text{kg ha}^{-1}$)の設定量では、リン酸施用が4年間なかった来歴の供試黒ボク土のトルオーグリン酸含量を上げるには不十分であったと考えられる。

両炭化物施用後の黒ボク土において、トルオーグリン酸含量の顕著な増加がなかったにも関わらず、リン酸肥効の持続性が明瞭に認められた理由としては、コマツナの生育がトルオーグリン酸含量のわずかな増加で促進さ

れた可能性がある。三好(1984)によると、過リン酸石灰でトルオーグリン酸を 15mg,22mg,76mg,154mg kg^{-1} 乾土に設定した黒ボク土では、ハウレンソウはリン酸含量に正比例して生育が増大するが、コマツナでは 22mg kg^{-1} 乾土まで明瞭な増加反応を示し、それ以降の生育増加は緩慢になる。両炭化物施用後の連作中のトルオーグリン酸含量は 22mg kg^{-1} 乾土以内で無 PK 区よりは高かったことから、炭化物施用後のトルオーグリン酸含量のわずかな上昇によってコマツナの生育が促進されたものと考えられる。

4. 牛ふん炭及び除塩炭の多量施用がコマツナの濃度障害と塩類集積に及ぼす影響

第Ⅲ章で明らかにしたように、牛ふん炭の農地施用においては、牛ふん炭に多量に含まれる塩素及びカリの処置が問題となる。本塩類による濃度障害は、イオンの特異的な作用ではなく、浸透圧による一般的な作用である(嶋田, 1969)。塩類濃度が一定以下に低下すれば、濃度障害は解消され则认为られる。前章までにおいて、牛ふん炭を化学肥料と同等のリン酸成分量でコマツナに施用した場合は本塩類による濃度障害は起こらないが、多量施用した場合には塩素及びカリによる濃度障害が問題になった。しかし、単作栽培で試験を終了したため、多量施用による濃度障害の後作への影響は確認していない。本章では、牛ふん炭及び除塩炭の多量施用による濃度障害の影響をコマツナの4連作栽培で評価した。牛ふん炭区では、黒ボク土におけるコマツナの濃度障害は連作中に発生しなかったが、砂質土においては2連作まで顕著な濃度障害が発生した。3連作以降も、濃度障害は発生しなかったものの、地下部の生育は除塩炭区に比べると有意に劣った。一方、除塩炭区では、濃度障害が生じやすい砂質土に関しても濃度障害が全く発生せず、牛ふん炭の施用前の除塩が濃度障害の解決策として有効であることが示された。

両炭化物の施用跡地土壌において、多くの作物で濃度障害を起こす Cl^- (松丸, 1993) の土壌集積状況をみると、前章同様、牛ふん炭6倍区では、黒ボク土と砂質土の両方に顕著な Cl^- の集積が起こり、4連作目まで高含量が続いた。しかし、除塩炭5倍区では、いずれの土壌も連作期間を通して Cl^- の集積は標準区より顕著に少なく、無 PK 区とほぼ同程度であった。従って、除塩炭にして施用すれば、副次成分の酸根を含まない肥料と同様な塩類ストレスの軽減効果(中野ら, 2001)が得られると考えられる。また、除塩炭には、 Cl^- に加えてカリの土壌集積の軽減効果も期待される。

国内の野菜地帯では、堆肥の連用によるカリの土壌集積が顕在化し、堆肥の適正施用量を算出する際にカリが制限要因になる場合もある。牛ふん炭では、炭化に伴って成分濃縮が起こるため、施用に際して同様の制約が生じる可能性がある。本試験では牛ふん炭6倍量の施用によって、黒ボク土では交換性 K_2O 含量が4連作の平均で標準区の約8倍、砂質土では約15倍に達し、カリが過剰となった。一方、除塩炭にして施用すると、牛ふん炭で施用した場合に比べて、交換性 K_2O は黒ボク土で44%、砂質土で31%、水溶性 K_2O ではそれぞれ24%と18%に土壌集積が軽減された。交換性 K_2O の低減効果が水溶性 K_2O に対して劣った理由は、施用前の除塩が牛ふん炭中のク溶性カリの57%を占める水溶性カリの除去のみであるためで、灌水除塩によるカリ低減効果の限界を示している。しかしながら、現段階では家畜排泄物を除塩炭化物にして利用する手法は、家畜排泄物由来の Cl^- とカリの土壌集積を軽減するための最も有力な手段であろう。

第5節 要約

牛ふん炭及び水洗した除塩炭(炭1:水80の重量比)のリン酸資材的な特性及び土壌の塩類集積に及ぼす影響を明らかにする目的から、以下の2つの試験を実施した。試験1では、リン酸及びカリが低含量の4年間未耕作の黒ボク土及び水洗した砂質土を用いて、コマツナの1/5,000aのワグネルポット栽培によるリン酸・カリの要素欠乏試験を行った。その結果、コマツナは、両土壌においてカリ肥料に反応せず、リン酸肥料のみに反応したことから、リン酸肥効の指標作物として有効であった。試験2では、前述の土壌を充填したポットでコマツナを1年間に4連作栽培して、地上部の乾物重の推移から各資材のリン酸肥効の持続性を評価した。試験区は、過リン酸石灰を毎作施用(P_2O_5 150 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)した標準区、1作目のみに標準区の6倍量のリン酸(P_2O_5 900 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)を施用した溶リン6倍区と牛ふん炭6倍区、及び5倍量を施用した除塩炭5倍区とした。その結果、黒ボク土においては、2連作まで溶リン6倍区及び両炭化物区のリン酸肥効は標準区と同等であった。3連作では標準区に対して、溶リン6倍区は同等、牛ふん炭6倍区は約150%、除塩炭5倍区は約80%であった。4連作ではいずれの資材施用区も標準区の約80%にリン酸肥効が低下した。一方、砂質土においては、2連作まで濃度障害が発生した牛ふん炭6倍区を除き、溶リン6倍区及び除塩炭5倍区は標準区と同等のリン酸肥効を示した。3連作

以降は両炭化物区ともに、連作で生育が低下した標準区及び溶リン6倍区に対して、140～240%に増加した。両炭化物施用土壌のリン酸含量は、黒ボク土では溶リン6倍区と同様に水溶性及びトルオーグ態がほとんど増加しなかったが、砂質土では両炭化物区ともに水溶性リン酸が1作目に溶リン6倍区の5～9倍と顕著に増加し

た。濃度障害の主因である水溶性塩素及びカリウムは、両土壌でそれぞれ、牛ふん炭6倍区では標準の2～3倍、13～18倍と多かったが、除塩炭5倍区では1/4～1/2倍、2～4倍と少なかった。以上から、除塩した牛ふん炭は、塩類集積の危険性が小さい多量施用に適したリン酸資材として有望であると考えられた。

第V章 除塩牛ふん炭の作成のための効率的な灌水法と溶脱塩の挙動

第1節 緒言

家畜排泄物の利用においては、ふん尿に含まれる塩類の管理が重要となる (Pratt, 1979). 特に米国では、雨が少なく上に灌漑水の塩類濃度も高く、塩類集積が起こりやすい環境条件にある (Eigenberg and Nienaber, 2003) ことから、家畜排泄物の塩類は利用上の大きな障壁となっている (Shapiro ら, 2005). 国内においても、施設栽培では濃度障害の発生を懸念して塩類の多い家畜ふん堆肥が敬遠される傾向にある. 牛ふんを炭化して縮減濃縮した牛ふん炭では、含有塩類の濃度がさらに高くなるため、農地還元の際に塩類対策は不可欠である. このため、本研究では第Ⅲ章及びⅣ章において、牛ふん炭の主要塩類である塩素及びカリウムの除去に関する対策試験を行い、施用前に除塩炭に変える方法が有効であることを明らかにした. しかし、第Ⅳ章の除塩炭の作成方法においては、牛ふん炭に対して重量比で 80 倍もの水量で多量散水を行っており、実用規模の水洗工程に本手法を適用するとすると、水量の確保の点で難しいことが予測される. 従って、現実的な方法としては、牛ふん炭を野積みして雨にさらす除塩法が簡易で有望であると考えられる. この場合には、牛ふん炭の除塩に及ぼす降雨量や降雨強度の影響を事前に把握しておく必要があり、同時に除塩に伴う肥効成分のリン酸の流出に対する制御も重要になると考えられる. そこで、本章では、降雨による牛ふん炭の除塩過程を想定し、室内において、カラムに充填した牛ふん炭に、年間降雨量に相当する 1,500mm に達するまで、2 段階の灌水強度で定期的な灌水を繰り返し、牛ふん炭の降雨を利用した除塩に関する基礎データの収集を図った.

第2節 材料及び方法

1. モデル試験用のカラム装置と牛ふん炭の充填

試験場所は、千葉県農業総合研究センター内の環境機能研究室実験室とした. 試験中の実験室では、空調機によって室内の温度を概ね 15 ~ 30 ℃に制御し、直射日光がカラムに当たらないように窓ガラスを遮光した. カラム充填用の牛ふん炭は、篩別をしていない直径数 mm ~ 2 cm 程度の硬い粒状のもので (写真 5-1)、第Ⅳ章の第 4-3 表に示した化学性の牛ふん炭と同一の試料を供試した.

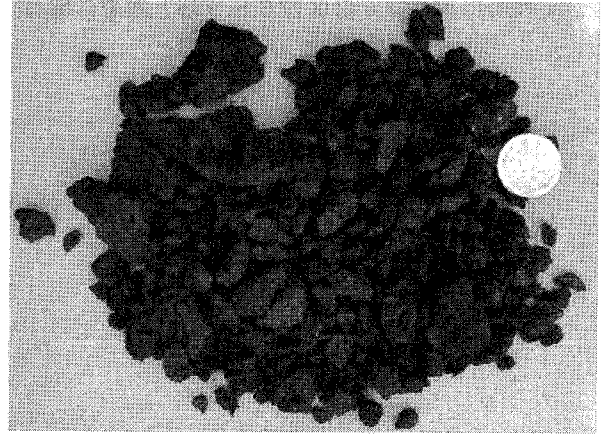


写真 5-1 カラム灌水除塩に供試した未篩の牛ふん炭
注) 硬貨の直径は約 2cm.

モデル試験用のカラム作成と牛ふん炭の充填方法については、高さ 120cm のアクリル円柱 (内径 100mm, 厚さ 8mm) カラムを使用し、下部にプラスチック板と不織布のフィルターを合わせた有底の支持体を装着した. プラスチック板には直径 5mm の穴を 16 個あけて通水部分とし、その下部にロートを装着して採水用のポリ容器と連結した (写真 5-2). 牛ふん炭の充填は、少量の牛ふん炭をカラムに入れた後、手でカラムに軽い振動を与えながら詰め込む操作を順次繰り返し、可能な限り充填が緊密になるようにした. 最終的な高さは 1 m (7.85L 容量, 2.1kg 相当) に設定した.

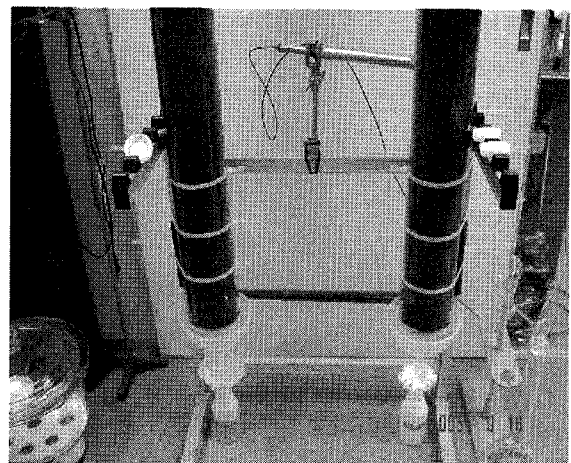


写真 5-2 牛ふん炭カラム試験における採水状況

2. 灌水試験区の設定と調査及び分析方法

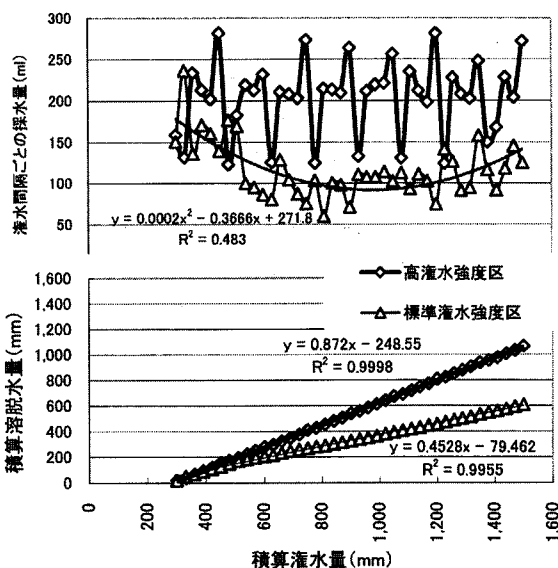
試験区は、最終的な積算水量を本地域の年間降雨量に相当する 1,500mm として、以下に示す 2 段階に灌水強度を変えた区を設定した。i) 標準灌水強度区では、平均的な降雨を想定して、1 週間毎に 1 日 30mm (30mm/週) を灌水する作業を 50 週間継続した。ii) 高灌水強度区では、集中的な降雨を想定して、1 週間毎に 5 日間連続して 1 日 30mm (150mm/週) を灌水する作業を 10 週間継続した。ただし、土曜及び日曜日の灌水は実施しない方式とした。1 回当たりの 30mm の灌水は、開放してあるカラム上部より、相当量の純水 236ml を静かに流し込んで行った。試験は反復なしで実施した。

調査の方法は、灌水直後から次の灌水直前までの溶脱水量を定期的に計測すると共に、1 回の灌水量に対する溶脱水量の回収比率（以下、採水効率）を求めた。採水間隔は、標準灌水強度区は 1 週間毎に、高灌水強度区では 1 日毎（土曜及び日曜日を除く、月曜日は 3 日後）とした。溶脱水の分析は、定期的に採水した溶脱水を 5℃ の冷蔵庫に順次保存して分析試料とし、EC 及び各塩類を第 IV 章までの方法に準じて測定した。なお、塩類が沈殿しやすい溶脱初期の採水試料は純水で 2 倍に希釈した後に保存した。また、各塩類の溶脱量を採水量と濃度の積から集計して、牛ふん炭中の各塩類の溶脱状況を評価した。

第 3 節 結 果

1. 灌水強度が牛ふん炭カラムの溶脱水量に及ぼす影響

標準灌水強度区は灌水開始後の積算灌水量が 330mm の時点、高灌水強度区では 300mm の時点で初めて溶脱水がカラム底部より採水された。牛ふん炭の灌水除塩中の 1 回当たりの灌水量 (236ml) に対する平均採水効率は、全積算灌水量の 1,500mm までにおいて、50 週間処理の標準灌水強度区では 49.5 % と低く、10 週間処理の高灌水強度区では 86.7 % と高かった。また、両区の積算溶脱水量は、積算灌水量に対して直線的に増加し、標準灌水強度区の積算溶脱水量は、積算灌水量 500mm, 1,000mm, 1,500mm の時点で、それぞれ 147mm, 373mm, 600mm、高灌水強度区では 188mm, 624mm, 1,060mm と算出された。その結果、灌水終了時の 1,500mm における後者の積算溶脱水量は前者の約 1.8 倍となった (第 5-1 図)。

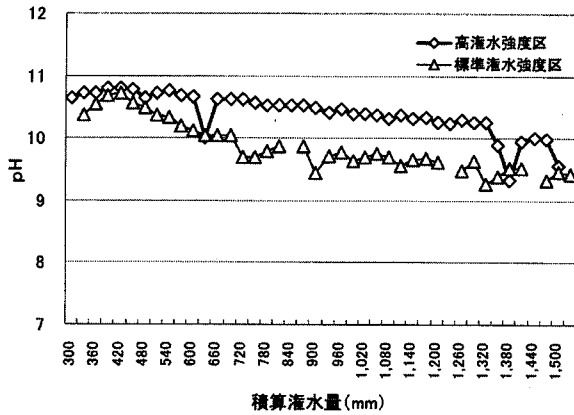


第 5-1 図 牛ふん炭の灌水除塩時の採水効率と積算溶脱水量

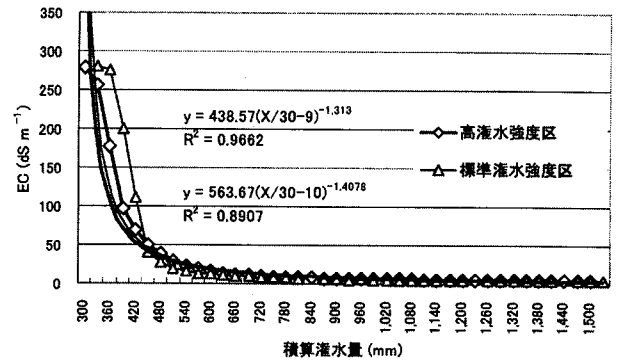
2. 積算灌水量及び灌水強度が溶脱水の pH 及び EC に及ぼす影響

溶脱水の pH は、標準灌水強度区及び高灌水強度区ともに、流出開始時の 10.5 程度から 1,500mm 灌水終了時の 9.5 程度まで約 1 程度低下した。標準灌水強度区では、高灌水強度区に比べて、pH は平均で約 0.6 低く推移した (第 5-2 図)。

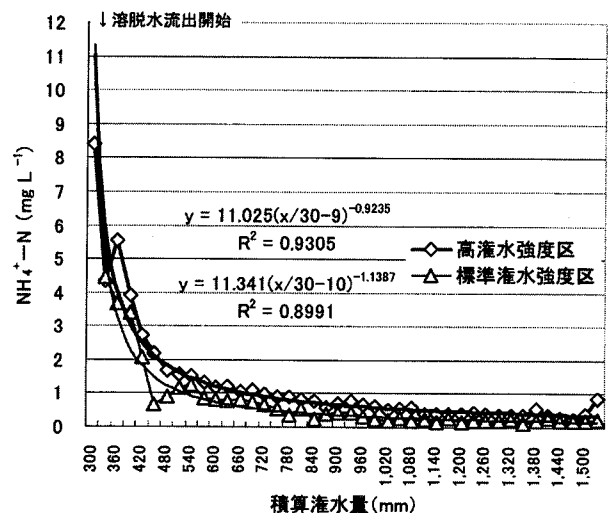
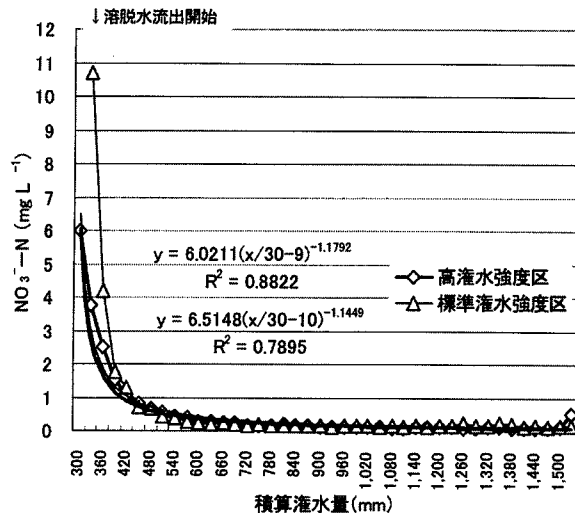
溶脱水の EC は、両灌水強度区において採水開始直後から約 280dSm⁻¹ と著しく高く、その後は積算灌水量の増加に伴い急激に低下した。EC の変動は灌水強度による差が小さく、いずれの区でも積算灌水量が 600mm では 13dSm⁻¹ 程度、1,200mm では 5 dSm⁻¹ 程度まで低下し、それ以降は積算灌水量が増しても EC の低下はわずかであった (第 5-3 図)。また、積算灌水量 (x) mm に伴う溶脱水 EC (y) dSm⁻¹ の低下の関係は、標準灌水強度区では、 $y=563.67 (x/30-10)^{-1.4078}$ 、高灌水強度区では、 $y=483.57 (x/30-9)^{-1.313}$ の累乗の曲線式に高い相関で近似された。



第 5-2 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭の溶脱水の pH に及ぼす影響



第 5-3 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭の溶脱水の EC に及ぼす影響



第 5-4 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭の溶脱水の無機態窒素濃度に及ぼす影響

3. 灌水除塩に伴う無機態窒素の溶脱

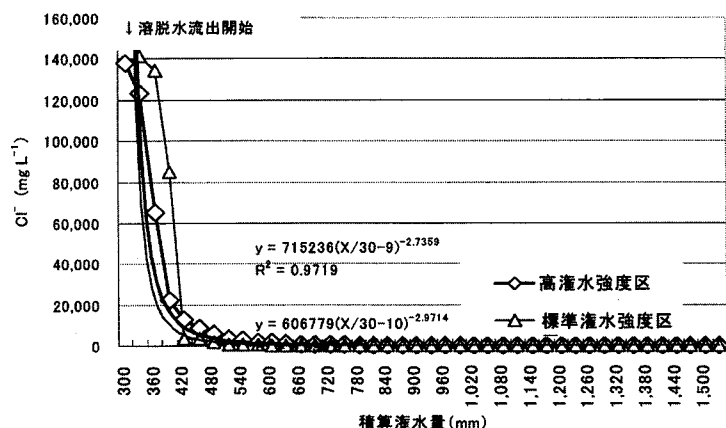
溶脱水の硝酸態窒素 ($NO_3^- - N$) 及びアンモニア態窒素 ($NH_4^+ - N$) は、採水開始直後に $10\ mg\ L^{-1}$ 前後の窒素濃度を示したものの、 $600\ mm$ 以降では概ね $1\ mg\ L^{-1}$ 以下の低濃度で推移した。また、いずれの無機態窒素においても灌水強度による溶脱窒素濃度の違いはほとんど認められず、灌水量の増加に伴って、累乗の曲線式に従って窒素濃度が減少した (第 5-4 図)。

4. 灌水除塩に伴う溶脱塩素の濃度推移と収支

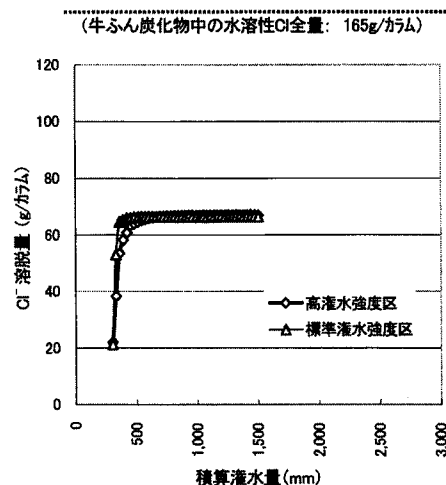
牛ふん炭中の多量塩類である塩素 (Cl^-) についても、両灌水強度区ともに積算灌水量の増加に伴って溶脱水中の Cl^- 濃度が低下した (第 5-5 図)。 Cl^- の濃度低下の

様相は、EC の場合と比べて、さらに急激であり、特に標準灌水強度区において顕著であった。溶脱水の Cl^- 濃度は、両区の採水開始直後の約 $140,000\ mg\ L^{-1}$ に対して、積算水量が $600\ mm$ の時点では、標準灌水強度区は約 $40\ mg\ L^{-1}$ 、高灌水強度区は約 $137\ mg\ L^{-1}$ と概ね $1/3,500 \sim 1/1,000$ に減少した。積算灌水量 (x) mm に伴う溶脱水中の Cl^- 濃度 (y) $mg\ L^{-1}$ の低下は、標準灌水強度区では、 $y = 606,779 (x/30-10)^{-2.9174}$ 、高灌水強度区では、 $y = 715,236 (x/30-9)^{-2.7369}$ の曲線式に近似された。

Cl^- 積算溶脱量は、いずれの灌水強度区においても灌水量に伴って急激に増加したが、標準灌水強度区では約 $400\ mm$ 、高灌水強度区では約 $600\ mm$ の積算灌水量に達すると、それ以降の Cl^- 溶脱量の増加がほとんど



第 5-5 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭の溶脱水の塩素濃度に及ぼす影響

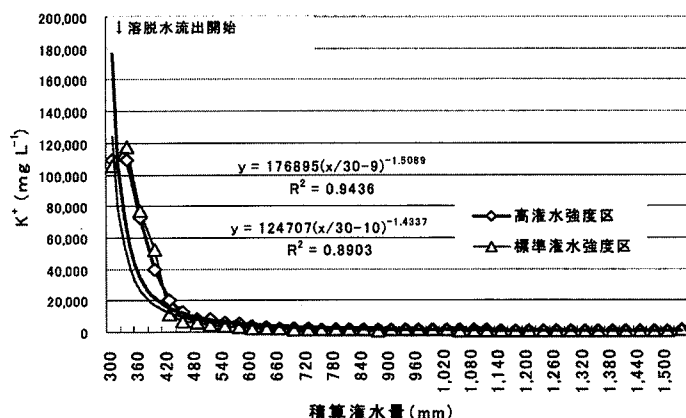


第 5-6 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭中の塩素の流出に及ぼす影響

認められない状態になった (第 5-6 図)。この結果、牛ふん炭カラム内の水溶性 Cl^- の全量 (165.1g) に対する標準灌水強度区及び高灌水強度区の Cl^- 積算溶脱量の割合は、600mm の灌水終了時では、それぞれ 40.2 %、39.7 % となり、1,500mm の灌水終了時では、それぞれ 40.3 %、40.6 % となった。

5. 灌水除塩に伴う溶脱カリウムの濃度推移と収支

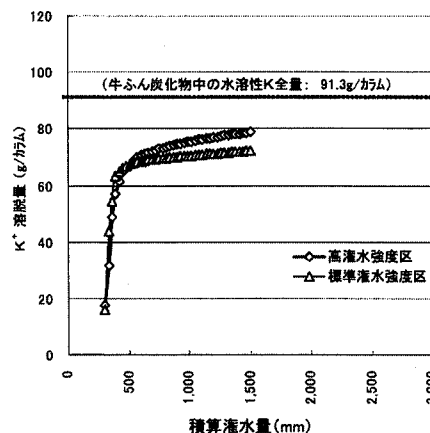
溶脱水中のカリウム (K^+) 濃度は、両灌水強度区ともに積算積水量が増加すると急激に減少した。 Cl^- の場合に比べると、さらに EC の変化と極めて一致した挙動を示した。また、積算積水量が 600mm 以上になると濃度変化が小さくなり、低濃度で推移した (第 5-7 図)。溶脱水の K^+ 濃度は、両区の採水開始直後の濃度 $110,000 \text{ mg L}^{-1}$ 前後に対して、積算水量が 600mm の時点では、標準灌水強度区では $1,106 \text{ mg L}^{-1}$ 、高灌水強度区では $1,226 \text{ mg L}^{-1}$ と概ね 1/100 に減少した。なお、



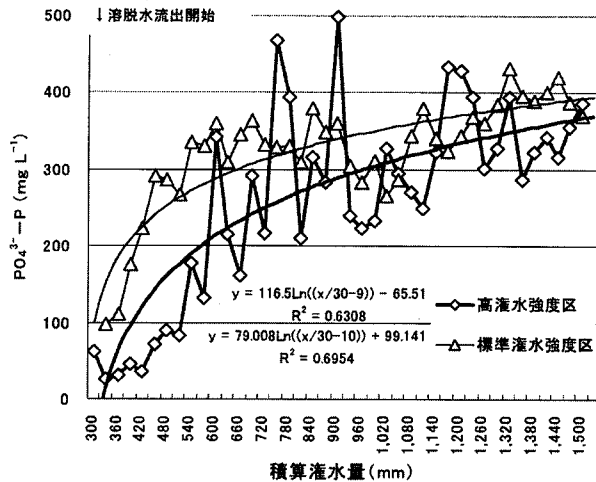
第 5-7 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭の溶脱水のカルシウム濃度に及ぼす影響

両区の間で灌水強度による傾向の違いは認められなかった。積算積水量 (x) mm に伴う溶脱水中の K^+ 濃度 (y) mg L^{-1} の低下は、標準灌水強度区では、 $y=124,707 (x/30-10)^{-1.4337}$ 、高灌水強度区では、 $y=176,895 (x/30-9)^{-1.5089}$ の曲線式に近似された (第 5-7 図)。

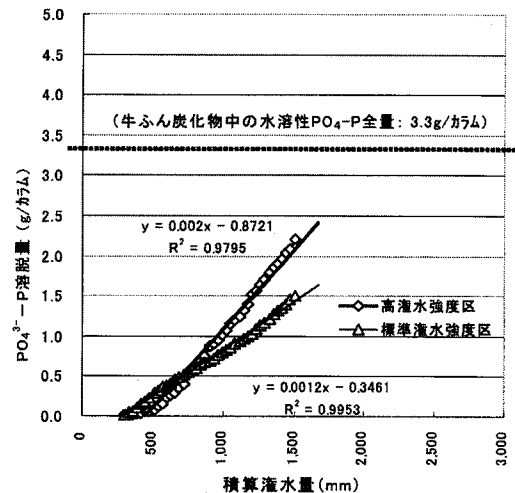
K^+ 積算溶脱量は、両灌水強度区ともに積算積水量 600mm まではほぼ同一の推移を示し、積水量の増加に伴って急激に増加した。600mm 以降における両区の K^+ 溶脱量の増加は緩慢になったが、極めて直線的に微増しており、高灌水強度が標準灌水強度区を上回るようになった (図 5-8)。この結果、標準灌水強度区及び高灌水強度区における K^+ 積算溶脱量は、600mm の時点では、牛ふん炭中の水溶性 K^+ 全量 (158.6g) に対して、それぞれ 43.2 %、44.6 %、水溶性 K^+ 全量 (91.3g) に対しては、それぞれ 75.1 %、77.4 % となり、1,500mm の灌水終了時点では、前者は 45.6 %、49.7 %、後者は 79.3 %、86.4 % となった。



第 5-8 図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭中のカリウムの流出に及ぼす影響



第5-9図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭の溶脱水のリン酸濃度に及ぼす影響



第5-10図 灌水強度及び積算水量が牛ふん炭中のリン酸の流出に及ぼす影響

6. 灌水除塩に伴う溶脱リン酸の濃度推移と収支

溶脱水中のリン酸濃度 (P) は、両灌水強度区ともに積算灌水量の増加に伴って上昇した。標準灌水強度区は、高灌水強度区に比べて若干高い濃度で推移した (第5-9図)。積算灌水量 (x) mm に伴う溶脱水中の P 濃度 (y) mg/L の上昇の関係は、標準灌水強度区では、 $y=79.008\text{Ln}((x/30-10))+99.141$ 、高灌水強度区では、 $y=116.5\text{Ln}((x/30-9))-65.51$ の曲線式に近似された。

両区の P 積算溶脱量は、積算灌水量に伴って直線的に増加した。600mm までは標準灌水強度区が高灌水強度区の溶脱量を上回ったが、それ以降の 750mm 付近から、反対に高灌水強度区の溶脱量が勝るようになった (第5-10図)。その結果、標準灌水強度区及び高灌水強度区における P 積算溶脱量は、600mm の時点では、牛ふん炭中のク溶性 P 全量 (31.2g) に対して、それぞれ 1.2%、0.7%、水溶性 P 全量 (3.3g) に対して、それぞれ 11.8%、7.0% となり、1,500mm の灌水終了時点では、前者は 4.8%、7.1%、後者は 45.7%、67.3% となった。

第4節 考察

1. 灌水強度を変えた牛ふん炭カラム溶脱水の塩類濃度の推移と除塩指標

本章では、牛ふん炭を雨にさらす除塩法を想定し、降雨の基本的な影響を事前に把握する目的から、年間降雨量 1,500mm を上限の積算灌水量とした 1m の牛ふん炭カラムの溶脱試験を室内で実施した。1週間に 1日 30mm 灌水する標準灌水強度区と 1週間の 5日間に毎

日 30mm 灌水する豪雨想定の高灌水強度区を比較した結果、標準灌水強度区では、採水効率が高灌水強度区の約 87% に対して約 50% と著しく低く、採水間隔の 1 週間にカラムや採水容器から水分が蒸発した影響が考えられた。また、このような採水中の蒸発による濃縮が推定された標準灌水強度区では、溶脱初期において Cl^- 、 K^+ 及び P 濃度が高灌水強度区に比べて若干高い傾向が認められた。しかし、両区における積算灌水量の増加に伴う溶脱水の Cl^- 及び K^+ 濃度の減衰様式、及び P 濃度の増加様式は極めて類似しており、除塩に与える灌水強度の影響は小さいものと判断された。以上のことから、牛ふん炭を雨にさらして除塩する方法では、降雨強度を考慮する必要は小さく、積算の降雨量のみを目安にすればよいこと、降雨量が少ない場合には散水でその不足分を補えることが推察された。

積算灌水量と除塩の関係をみると、600mm を境に溶脱水の Cl^- 及び K^+ 濃度の低下が極めて緩慢になっており、この近傍が除塩効率の高い積算灌水量であると考えられる。600mm は年間降雨量の約 2/5 に相当することから、1m の高さに野積みした牛ふん炭では、約 5 か月で除塩されると見積もられる。ただし、この除塩に必要な期間は、平均的な降雨があることを前提にしたもので、また、牛ふん炭の野積みの高さによっても変わるため、大まかな指標に過ぎない。除塩の到達状況を確認するには、牛ふん炭の野積みの高さを考慮する必要のない溶脱水の EC を実測する方法が確実である。

カラム試験における溶脱水の EC は、累乗関数の減衰曲線を示した Cl^- 及び K^+ 濃度の推移とほぼ同様に変化

しており、除塩の指標として有効である。積算灌水量 600mm の時点のカラム溶脱水の EC は約 13dSm^{-1} であったが、本数値はコマツナの発芽率が低下し始める塩溶液の EC 5dSm^{-1} (山田ら, 1999) と比べると高い値である。このため、溶脱水の EC を 5dSm^{-1} に設定して牛ふん炭を水洗除塩する場合には 1,200mm の積算灌水が必要となる。堆肥など特殊肥料に関わる品質保全推進基準 (1994 年, 農林水産省農蚕園芸局長通達) でも、1 : 10 (乾物 5) による水抽出で EC 5dSm^{-1} 以下が推奨されている。しかし、現状の家畜ふん堆肥では基準値を超える場合が多く、また、積算灌水量 600mm で作成した除塩炭を上記の水抽出率で測定すれば、EC は基準値に比べて大幅に低下するものと推察される。従って、積算灌水量 600mm の時点の EC 13dSm^{-1} 程度を指標に除塩を行っても、施用後に濃度障害の発生する危険性が小さい除塩炭が確保できるものと考えられる。

2. 牛ふん炭カラムの各塩類の溶脱量からみた効率的な除塩法

溶脱水の EC や塩類濃度は除塩の目安となるが、灌水強度や灌水量が除塩に及ぼす影響を正しく評価して効率的な除塩法を確定するには、牛ふん炭カラムの塩類の溶脱量と残存量を求めて塩類の収支を明らかにする必要がある。このような観点から、両灌水強度区における積算灌水量と各塩類の溶脱量の関係を第 5-6 図、第 5-8 図及び第 5-10 図に示したところ、塩類ごとに異なった特徴が認められた。すなわち、牛ふん炭中の Cl^{-} は 600mm 前後の積算灌水量まで極めて効率よく除去されたが、それ以降の 1,500mm までの灌水強度区においては全く除塩が進展せず、除塩効率の低下は明らかであった。両区における牛ふん炭中の水溶性 Cl^{-} 全量の収支は、約 40 % が除塩されただけで、約 60 % は牛ふん炭のカラム中に残存する結果となった。この原因については、次のような推論が考えられる。溶脱水はカラム内で牛ふん炭の塊同士の隙間 (粗孔隙) を通過しやすいので、隙間に面する塊外周部の Cl^{-} が溶けやすくなり、反対に、塊内部を通過する水量が減って内部の Cl^{-} が溶けずに残ったことが考えられる。

一方、 K^{+} では、 Cl^{-} のような完全な除塩の停滞は起こらず、600mm 以降でも緩やかな溶脱量の増加が認められ、特に高灌水強度区において標準強度区に比べて K^{+} 溶脱量の増加が顕著であった。両区の K^{+} 溶脱量に違いが生じた原因としては、P 溶脱量が積算灌水量に伴って直線的に増加し、かつ高灌水強度区の溶脱量が標準灌水強度区を 750mm 以降に上回ることから、600mm

程度までは Cl^{-} に付随して塊外周部の K^{+} が溶脱し、その後に P 濃度の上昇に伴う K^{+} の溶脱が始まったことが考えられる。これらの現象は、牛ふん炭を雨にさらした場合には、初期には塩化カリウム、中期以降はリン酸カリウムの溶出形態で除塩が進む可能性を示すものである。

以上のように、塩類の収支から求めた結果においても、高さ 1 m に野積みした牛ふん炭では、リン酸の損失を防ぐ点を考えると、積算水量を 600mm 程度に抑える除塩法が適切であることが示された。しかしながら、牛ふん炭中の水溶性 Cl^{-} 約 60 %、水溶性 K^{+} 約 24 % (ク溶性では約 56 %) が依然として除塩されていないため、本除塩炭を農地に多量施用すると、除塩の促進対策が更に必要になる場合が想定される。この改善対策としては暫定的に以下の二つの方法が考えられる。一つは、牛ふん炭中の低含量である水溶性リン酸の流出は問題視せず、本画分の全量が流出すると推定される水量 2,000mm (第 5-10 図) まで灌水を行い、牛ふん炭中の K^{+} 成分の溶脱を積極的に促す方法である。もう一つは、 Cl^{-} の溶脱が停滞する 600mm を経過した時点で、牛ふん炭の切り返しを行って塩類残存部分の湿潤化を図り、塩類の溶脱を促す方法である。後者は、仮説に基づいているため、実際に検証する必要があると考えられる。また、牛ふん炭を高く野積みするほど塩類の溶脱が遅れるため、除塩に必要な積算水量は野積みの高さに応じて求める必要がある。この高さによる除塩水量の補正に関しては、本試験において、灌水開始後の積算灌水量 300mm でカラム下端より溶脱水が発生し始め、次の 600mm の時点で除塩が目標段階に達したことから推定できる。すなわち、高さ 1 m の牛ふん炭カラムでは、最初の積算灌水量 300mm でカラム全体が飽水されて塩類が溶出し、次に加わる積算灌水量 300mm で塩類を含む飽和水の押出しが起こり、300mm 単位でカラム内の水量が入れ替わって除塩が進展したのと考えられる。従って、牛ふん炭の高さを補正した除塩に必要な水量 y (mm) は、1 m のカラムの飽和水量 300mm を基準にして、これに積載した高さ x (m) の積である次式、 $y = 300 \times x + 300$ 、で概ね決まると考えられる。現在、このことを確認するために、著者等は、屋外において牛ふん炭のカラムの高さを変えた除塩試験を実施中である。

第5節 要約

牛ふん炭を雨にさらして除塩する際の降雨強度や積算降雨量の基本的な影響を把握するため、室内で牛ふん炭

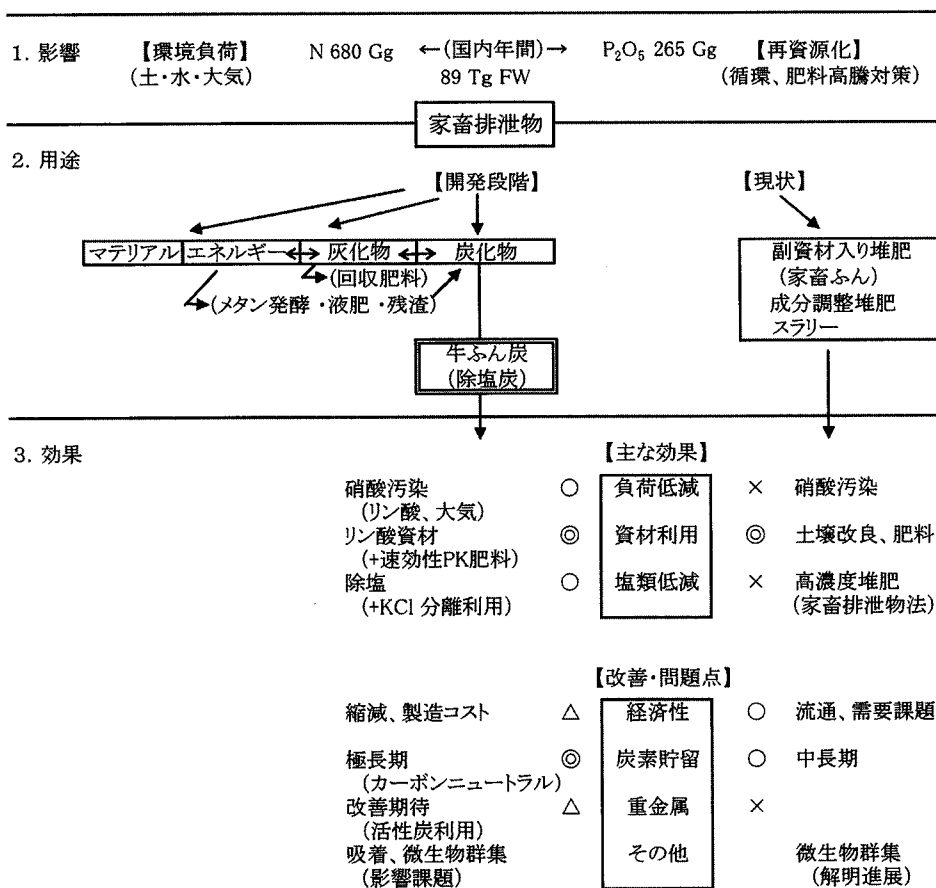
を高さ1 mに充填したカラムの除塩試験を行った。1週間当たり30mm（1回）及び150mm（5回）の灌水強度で純水をカラム上部より合計1,500mmまで灌水し、灌水間隔ごとに採水した試料の水量と溶脱塩類の計測を行った。その結果、除塩に及ぼす灌水強度の影響は小さく、積算灌水量の影響が大きいことが示された。牛ふん炭中の過剰塩類である Cl^- 及び K^+ は、積算灌水量600mmまでにそれぞれ約40%、約44%が急速に溶脱除去されたが、それ以降の除塩効率は大幅に低下した。

一方、有効成分の P_2O_5 は灌水量の増加とともに直線的に溶脱量が増大したものの、その溶脱量は1,500mmの灌水でも牛ふん炭中の可溶性 P_2O_5 の10%に満たないことが判明した。以上の結果から、牛ふん炭のリン酸肥効の損失を最小限に抑えて効率のよい除塩効果を得るためには、積算灌水量は600mm程度が適切であると判定された。しかし、牛ふん炭の除塩がさらに必要になる場合には、除塩水量の増加や堆積物の切り返しなどの処置を検討する必要があると考えられた。

第VI章 総合考察

畜産業から排出される家畜排泄物は、膨大なバイオマス量と肥料成分量に相当するため、有力な循環資源となっている。三島ら（2009）の試算では、国内における家畜ふん尿、下水汚泥及び食品廃棄物の窒素量は、それぞれ年間当たり 680GgN、106GgN 及び 185GgN に達しており、畜産排泄物由来の窒素が突出して多いことが示されている。従って、家畜排泄物が利用されずに廃棄されたり、環境容量を超えて農地に施用された場合は、窒素の環境負荷は極めて甚大なものになる。近年では、このような家畜排泄物の資源特性が広く理解され、農地還元に際して環境対策が重視されるようになってきている（熊澤，1993；松中ら，2009）。有効利用と環境管理を両立させた家畜排泄物の再資源化技術は未だ確立されていないが、最近になって漸く、液状の家畜排泄物である尿尿排泄液に関して、窒素浄化能が高い水質浄化法（金，2004）の開発が進められ、その中で浄化の際に生じる結晶化物の肥料利用（鈴木ら，2001；上山ら，2008）といった環境に配慮した資源化技術が検討されている。一方、固形の家畜排泄物である家畜ふんでは、堆肥化に

伴う臭気やアンモニア及び亜酸化窒素の発生抑制（Fukumoto ら，2006）など大気環境に関する研究は進展しているものの、水環境の保全に関わる新たな再資源化法や利用技術の道筋は開けていない状況にある。このような背景から、本論文では、水環境の窒素負荷の低減が期待できる家畜ふんの炭化に着目し、研究材料として牛ふん炭を取り上げた。その結果、牛ふん炭はリン酸とカリ肥料の代替として有効であること、高濃度の含有塩類による塩類集積が問題になること、改善策として除塩炭化物の利用が有効で、緩効性リン酸資材として使えることなどが本研究によって明らかとなった。また、本研究を通して、家畜排泄物の農地還元を目的とした再資源化においては、i) 環境負荷低減管理、ii) 塩類集積対策、iii) 再資源化物の価値向上といった3条件を満たすことの重要性が改めて認識された。本章では、これらの視点から、各章の研究結果を横断的に検証し、牛ふん炭の再資源化資材としての特性や有用性を考察することとした。考察の概要は第 6-1 図に示したとおりであり、以下に各論を展開する。



第 6-1 図 家畜排泄物の再資源化における牛ふん炭の位置づけと特徴

注) 家畜排泄物量は三島ら（2009）の調査による。

1. 環境負荷低減管理からみた牛ふん炭の有効性

家畜排泄物の利用においては、含有窒素による硝酸汚染や大気汚染の問題だけでなく、排泄物中のリン酸の流去による河川や湖水などの富栄養化、塩類や重金属の土壌集積、飼料に添加される抗生物質やホルモン物質の影響、病原性微生物及び悪臭の影響といった様々な環境問題や衛生問題の発生が懸念されている (Pratt, 1979; Stims and Wolf, 1994; Mackie ら, 1998; 羽賀, 2001; Miller, 2001; Rodriguez ら, 2004). 堆肥化を行うと、病原性微生物や臭気成分はある程度低減される (Mackie ら, 1998; Miller, 2001; Larney ら, 2003) が、依然として家畜排泄物と同様な環境負荷の問題が残されている. 一方、牛ふん炭による再資源化には、家畜排泄物由来の環境負荷物質の低減に多くの利点が認められる. 炭化によって、臭気物質を含む各種ガス成分、各種有機物及び病原性微生物などが消失し、問題の窒素成分も大幅に減少すると考えられる. ここでは、牛ふん炭を、初めに窒素負荷、次にリン酸負荷に対する側面から評価する.

家畜排泄物及び堆肥による施用窒素は、化学肥料の窒素と同様に硝酸となって農地を浸透して地下水に到達し、環境に大きな負荷を与えている (中西ら, 2001; 渡邊ら, 2001; Karr ら, 2003). 欧米では、地下水の利用率が約 70 % と高いため、その影響は深刻であり、EU では 1991 年に硝酸塩指令を制定して飼育できる家畜頭数の制限などの対策を行っている (田代, 2000). 一方、利用率が約 26 % と低い我が国では、表面上は欧米ほど深刻な状況ではないが、地域によっては家畜排泄物の農地への窒素投入量が顕著に多く (鈴木ら, 1998; 神山ら, 2003), 化学肥料に比べても多い (八槇ら, 2003) 場合が認められるため、畜産由来と推定される硝酸汚染が各地で進展している (熊澤, 1999; 西尾, 2005; 真行寺ら, 2006). このことは、従来の家畜排泄物の利用管理では硝酸汚染の低減が難しいことを示し、牛ふん炭の農地還元技術の確立による硝酸汚染の低減を目指す根拠となっている.

供試した牛ふん炭には無機態窒素がほとんど含まれず、1.5 % 前後含有の全窒素成分についても可給性が低いと考えられている. 牧ら (2009) は、牛ふん堆肥の炭化の過程において、処理温度 800 °C までに約 80 % の窒素が揮散し、500 °C 以上では可給性及び難可給性窒素が消失して不溶性窒素のみが残るとしている. 第 V 章の牛ふん炭カラムの純水による溶脱試験の結果でも、1,500mm までの灌水によって、硝酸態及びアンモニア態窒素の初期の僅かな溶出は認められたものの、600mm 以降の両無機態窒素の溶出は極めて微量であった (第

5-4 図). また、牛ふん炭の全窒素含量は 1.5 % 前後で一般の牛ふんと同程度であったが、炭化後に牛ふんが著しく縮減することを考慮すると、縮減相当分の牛ふん中の窒素が減少した計算になる. 従って、牛ふん由来の窒素負荷は、牛ふん炭に変換することで全体では大幅に減るものと予測される. 本論文では、牛ふん炭の窒素動態に焦点を当てた研究は実施していないが、第 III 章の牛ふん炭の多量施用土壌から得た溶脱水では、化学肥料の窒素施用量が同等の標準区に比べて、硝酸態窒素濃度の増加は特に認められていない (第 3-6 表). また、第 IV 章のコマツナの 4 連作栽培を行った牛ふん炭及び除塩炭施用後の各連作跡地土壌の硝酸態窒素含量についても、標準区と比べた増加は認められていない (データ省略). これらのことから、牛ふん炭では、短期的には含有窒素の無機化に起因する硝酸態窒素はほとんど発生せず、施用に伴う硝酸汚染の危険性は小さいものと推定される. ただし、牛ふん炭の全窒素は一般の炭化物に比べて 1.5 % 前後と多いため、長期的には多量に施用した牛ふん炭の全窒素が土壌中で徐々に無機化し、硝酸汚染に一定の影響が出る可能性は否定できない. 牛ふん炭の土壌中における窒素の無機化に関する報告はないが、鶏ふん炭、杉炭化物、もみ殻くん炭を 3 種の土壌に施用した実験では、6 か月間で土壌浸透水中に硝酸態窒素が継続的に検出され、中でも鶏ふん炭の積算窒素溶脱量が多いことが報告されている (山本・坂本, 2006). また、Tagoe ら (2008) の鶏ふん炭と乾燥鶏ふんを同等の窒素量でサイズに施用した実験においても、両者の窒素供給能に差がない結果が得られており、鶏ふん炭を多量に施用した場合には窒素の溶脱が起こる可能性が示唆される. 従って、家畜ふんを炭化物にして水系の窒素負荷の低減を図る上では、畜種や炭化法の違いが炭化物中の窒素無機化に及ぼす影響を長期的に把握する課題が残されている. なお、ナシ炭や Ca を含有させたヒノキ炭では、硝酸態窒素を吸着する特性が報告されている (堀塚ら, 2005, 横山ら, 2008) が、牛ふん炭に関しては、本論文の実験範囲では同様の現象は認められていない.

一方、家畜排泄物及び堆肥に含まれる窒素などの成分は大気に対しても影響が大きい. 家畜排泄物では管理や貯蔵中にアンモニア以外にも亜酸化窒素やメタン及び二酸化炭素などの温室効果ガスが発生し (Nicks ら, 2003; Amon ら, 2006), 家畜ふん堆肥の施用後においても、これらのガスが発生する (犬伏ら, 2004). 温暖化係数が高い亜酸化窒素は地球全体で農地生態系からの発生が半分程度を占め、スラリー起源が 13.0 % に達している (犬伏, 2008). 国内でも家畜排泄物の管理に伴う温室効果ガスの発生が農業系の中で 26.2 % を占め (国立環

境研究所・地球環境センター, 2009), 畜産の盛んな地帯では大気中のアンモニア及び窒素沈着量の顕著な増加が報告されている(長田, 2002; 實示戸ら, 2006). このため, 家畜排泄物から堆肥化及びその施用に至る各段階において各種の発生ガスに対する様々な抑制技術の開発が進められている. 例えば, 飼料や敷料を変えた場合の家畜排泄物の性状や成分の違いがアンモニア, 亜酸化窒素及びメタンの発生に及ぼす影響が研究され(Nicksら, 2003; Velthofら, 2005), また, 堆肥化における微生物活性の制御や施用技術の改善による温室効果ガスの低減技術の開発が進められている(Wulfら, 2002; Fukumotoら, 2006). 牛ふん炭においては, 製造までに堆肥化と同様に牛ふん由来の各種ガス成分の発生問題が起こるが, 貯蔵中及び施用後の段階ではこれらの発生が消失する可能性が高いと考えられる. 一般に, 炭化物はカーボンニュートラルであるため, 温室効果ガスの低減に繋がると考えられており, 最近の下水汚泥炭化物の研究においても焼却と比較した場合の温室効果ガスの削減量が試算されている(志村ら, 2007). しかし, 牛ふん炭を含めた炭化物を土壤に施用した場合の温室効果ガスの抑制効果については, 土壤の複雑な環境条件の影響を受けることもあって解明されておらず, 現在, 複数の国家間で関連のプロジェクト研究(Saranら, 2009)が進められている. また, 牛ふん炭の製造の際に, 熱分解に伴う窒素酸化物やダイオキシンなどの有害成分の発生が懸念される点については, 現存の焼却炉や炭化装置では大気汚染防止法に基づくVOCなどの排ガス規制の対策が各種取られており, 家畜排泄物に特化した炭化装置の今後の開発においても, この基準の遵守が求められる. 従って, 既存の技術を参考にして, 牛ふん炭製造時の排出ガスの実態解明とその制御技術の開発が必要になると考えられる.

家畜排泄物によるリン酸負荷は, 欧米において河川や湖沼などで富栄養化の原因となることから硝酸汚染と同様に大きな問題となっている(Iyamuremye and Dick, 1996; Chardonら, 2007). このため, 家畜排泄物に鉄やアルミ, 石灰などの塩類を添加してリン酸の溶出を制御する方法が研究されている(Kalbasi and Karthikeyan, 2004). 家畜排泄物の施用土壤では, 家畜排泄物由来の有機物の作用によって, 鉄やアルミ酸化物のリン酸吸着力の低下, リン酸のキレート溶出, リン酸の有機酸溶出, 及びフィチン態リン酸の形態によるリン酸の移動促進などが起こり, 地表面や浅層の暗渠などを通してリン酸が流出しやすい状況になることが指摘されている(Stims and Wolf, 1994; Iyamuremye and Dick, 1996; 黒田ら, 2005). また, 最近の研究によ

ると, 家畜排泄物を25年間連用した土壤では, 土壤中の有機態リン酸プールに変化は認められないものの, 全リン酸と共にMehlich-3抽出リン酸が増加してリン酸の溶出が起こりやすくなることが明らかになっている(Lehmannら, 2005). 牛ふん炭のリン酸に関しては, 牛ふん中の有機態を含む様々な形態のリン酸が, ク溶性の無機成分に変化して溶出性が低下し, さらに前述の有機物によるリン酸の可溶促進作用も消失すると考えられる. 本論文では, 牛ふん炭を多量施用した場合に, Mehlich-3と同様な酸性抽出法であるトルオーグリーン酸含量が砂質土において顕著に増加したが, 溶リンを施用した場合と大きな違いはなかった. 一方, 黒ボク土においてはトルオーグリーン酸含量の増加は認められなかったが, 長期に牛ふん炭を連用した場合のリン酸蓄積及びそれに伴う流出の危険性は本論文の短期的な試験では確認されず, 今後の課題である. 西尾(2003)によると化学肥料のリン酸は, 土壤に吸着されやすいため, 家畜排泄物などの有機物由来のリン酸に比べて作物に対する肥効率が著しく劣るとされる. このことは, リン酸の流出抑制の面では長所であり, 牛ふん炭の無機態化したリン酸についても同様に流出の危険性が低下する可能性が高いと考えられる. また, ニセアカシアの炭化物は, 家畜排泄物に比べて土壤に施用するとリン酸を土壤中に著しく吸着する性質があることから(Lehmann, 2007a), 家畜排泄物の施用に伴うリン酸流出の抑制資材として期待されている. 牛ふん炭においても同様な効果が得られるかを今後検討する必要がある. 国内ではリン酸吸収係数の高い火山灰土が広く分布しているため, 家畜排泄物由来のリン酸による水質汚染は窒素ほど顕在化していない. しかし, 今後, 余剰の家畜排泄物が継続的に発生してリン酸負荷が増大し, 降水パターンが集中豪雨型に変化する, 農地周辺の舗装面積の増加によって表面流出が増大するなどの条件が揃った場合には, リン酸の流出が問題となる可能性があると考えられる. 以上から, 家畜排泄物中のリン酸を牛ふん炭の形態で利用することで, 家畜排泄物やその堆肥によるリン酸利用に比べると, 水環境に対するリン酸負荷低減が図れる可能性があると考えられる.

2. 牛ふん炭の利用に際しての塩類集積対策

家畜排泄物の農地還元においては, 上述の環境負荷に加えて, 原料に多量に含まれるClなどの塩類も大きな制限要因となっている(Suttonら, 1976; Pratt, 1979; 宮田・池田, 2005). Fixen(1993)によるとClは種々の生理作用を示す必須要素であり, 作物によってはClの要求性が高く, 硫酸カリに比べた塩化カリによる増収

効果が示されている。しかし、土壌や作物体中に Cl が一定レベルを超えると増収効果がなくなり、高濃度で集積すると濃度障害を生ずる。特に、Cl は作物の生育初期に吸収量が増す傾向があり、施用初期の濃度障害の発生が懸念される。また、低濃度の Cl でも被害を受けやすい感受性の高い作物種や品種も認められている。寡雨で塩類集積が問題となる諸外国では、家畜排泄物の塩類管理は必須で関連の研究も多い (Eigenberg and Nienaber, 2003; Hao and Chang, 2003; Shapiro ら, 2005; Xian ら, 2007) が、降水量が多い我が国では、家畜排泄物の塩類管理に対する関心は低く、塩類集積の研究も主に施設栽培に限られている (松丸, 1993; 岩崎ら, 2001; 中野ら, 2001)。しかし、今日では、従来の稲わら堆肥に比べて塩類濃度の高い家畜ふん堆肥が主流となり、家畜排泄物法 (小林, 2004) に伴う堆肥などの野積みによる雨ざらしの禁止措置やワラ、モミガラなどの水分調整資材の不足による戻し堆肥 (畠中・伊吹, 1997; 松本・山田, 1998) の普及によって、塩類を高濃度に含む堆肥の増加が問題となっている (竹本ら, 2002; 山田ら, 2006; 江波戸・栗原, 2009)。また、露地栽培においても、干ばつ期あるいはトンネルやマルチ栽培では土壌の塩類集積が一時的に起こる可能性がある。牛ふん炭では、牛ふん由来の Cl が高濃度に残るため、家畜排泄物以上に施用量の制限などの塩類管理が重要になると考えられる。本研究では、第Ⅲ章で牛ふん炭を多量施用した場合には濃度障害が問題となったが、第Ⅱ章で牛ふん炭を化学肥料と同等の成分量で施用した場合には、濃度障害が起こりやすい砂質土においてもコマツナの濃度障害は発生しなかった。本試験は屋内のポット栽培によるもので、施設栽培と同様に雨のかからない条件であったが、塩類の土壌集積も問題とならなかった。しかしながら、本研究の到達点は、牛ふん炭の土壌改良資材的な多量施用の可能性を追求することにある。施用量の拡充には、牛ふん炭の塩類の低減対策が不可欠であり、その方法としては、第Ⅲ章で実施した牛ふん炭多量施用後の土壌の灌水除塩、及び第Ⅳ章の施用前における牛ふん炭の除塩がある。前者の施用後の除塩法に関しては、栽培中の多量灌水は一般論としても得策でないが、土壌中の塩類集積の影響が灌水処理後にも残る欠点が認められ、後者の牛ふん炭自体の除塩法が有効であることは明らかであった。このことは、主要塩類である塩素の除去効率によっても具体的に示される。すなわち、第Ⅲ章の牛ふん炭施用後のコマツナ栽培における2回 (播種7日後, 49日後) の灌水処理では、合計 130mm の灌水量によって施用した牛ふん炭に伴う投入 Cl 量の約 13 % が除去されただけであった。一方、第Ⅳ章の牛ふん炭施

用前に水量 80 倍を灌水した処理では、牛ふん炭の約 70 % の Cl が除去された。このことから、牛ふん炭を資材的に多量施用する場合には、牛ふん炭の施用前に灌水して除塩炭の形態にする方法が合理的であることが示される。除塩炭の作成方法としては、屋外の降雨を利用することが現実的と考えられるが、本手法による除塩を第Ⅴ章のカラム試験で検討した結果では、1年間の降水量に相当する 1,500mm まで灌水しても Cl の除去率は 40 % 程度に留まった。第Ⅳ章とⅤ章における Cl の除塩効率の違いは、洗浄時の灌水量や牛ふん炭の積載状態の違いだけでなく、両章で用いた牛ふん炭の粒径分布の差 (Ⅳ章では篩別 5 mm 未満, Ⅴ章では未篩を供試) に基づく可能性も考えられる。今後は、野積みの高さの影響と共に牛ふん炭の粒径が Cl の除去効率に及ぼす影響の解明も必要であると考えられる。

牛ふん炭では、Cl の他にも K が高濃度で存在しており、供試材料の事例では両方で 15 % 以上の塩類濃度に達していた。Cl は沸点が低いため窒素と同様に牛ふんの炭化中に揮散して減少する可能性があるが、家畜ふんを下水汚泥と混合して作成した炭化物では原料中の Cl が多量に残ったとの報告がある (Sanchez ら, 2007)。また、K では沸点が高いため炭化中に減少することは期待できない。牛ふん炭中の K は、試験前に高濃度が懸念された Na に比べると 10 倍程度の濃度で存在している。K は 3 要素の一つとして重要な成分であるが、家畜排泄物の利用においては、むしろ本成分が過剰となって問題になる場合が多い。家畜ふん堆肥を連用した野菜畑では、K の増加によって土壌中の塩基バランスの不均衡が起こり、家畜排泄物が還元される飼料畑では、Ca / K 比が低くなって家畜のグラスステニー症が発生しやすい状況になっている (増井, 1985b)。牛ふん炭でも K の含有量が多いため、同様の問題の発生は避けられないが、除塩炭の形態で施用すれば K 過剰の大幅な改善が見込める。第Ⅳ章の除塩炭の作成では、散水量が著しく多いため最大値に近い K の大幅な除去が期待されたが、K の除去率は牛ふん炭の水溶性画分の約 50 % に留まった。この除塩効率が低い原因は不明であるが、第Ⅴ章の室内における牛ふん炭カラムの純水による除塩では、600mm 程度の灌水量でも 75 % 程度の水溶性画分の K が除去できることが示された。屋外の除塩では、雨水が酸性条件であると予測され (松丸, 1997)、さらに K の溶脱が進む可能性がある。この点については、現在、屋外におけるカラム試験によって計測中であり、室内実験よりも顕著に高い除塩効果が得られている (未発表)。また、家畜排泄物の K 集積の問題は、除塩炭の形態でも最大で水溶性 K 画分の 100 % 除去に留まり、

水不溶のク溶性の K 画分が残ると推定されるため、完全には解決できない。牧ら (2009) による炭化温度別の牛ふん堆肥中の K の可溶性形態をみても、水溶性画分の変化は認められず、現状では抜本的な解決は難しい。従って、牛ふん炭を多量に施用する場合は依然として K が大きな制限要因である。しかしながら、除塩炭で一定量の K が除かれ、栽培作物による K の過剰吸収の影響も加わるので、実用上は K の土壌集積は問題にならない可能性が高い。また、乳牛の排泄物の K 含量は、尿中に比べると、ふん中では約 22 % と少ない報告があり (Van Horn ら, 1994)、家畜排泄物を固液分離する各種の方法 (Burton, 2007) 次第では、ふん中の K 成分を低く制御できる可能性が考えられる。最近では、国内でも家畜排泄物の塩類の問題に対する関心が高くなり、竹本ら (2008) は生牛ふんをスクリー式の搾汁機で搾り、原体に対して水分で約 80 %, EC で 60 % を低下させることに成功している。本論文で提示した家畜排泄物あるいは家畜ふん堆肥を除塩炭化物とする方法は、同様に効率的な塩類除去の手段となり得るが、搾汁処理を行った脱水牛ふんから除塩炭化物を作成すれば、さらに高い効果が期待できる。

3. 牛ふん炭及び除塩牛ふん炭のリン酸資材としての肥効評価と資源価値

地域で排出される未利用資源の循環利用の理想型は、地域内で利用される [資源の地産地消] にあるが、家畜排泄物では窒素収支の問題などから地域で循環を完結することが難しくなっている (Pratt, 1979; Stims and Wolf, 1994; 橋本ら, 1999; 八槇ら, 2003; 薬師堂, 2004; 三島ら, 2009)。解決策としては、家畜排泄物を可能な限り資材価値の高い形態にして広域流通を促すことである。高品質な堆肥の生産も有力な方法ではあるが、窒素負荷や輸送性に問題が残る。一方、牛ふん炭や除塩炭に関しては、前述した窒素負荷や塩類集積の低減及びそれに伴う対策費の節減などの効果が見込める。また、牛ふんや堆肥に比べると縮減されて貯蔵や輸送が容易になり、施用時期の制約も小さくなると考えられる。さらに、除塩炭の形態では、一般の炭化物に比べて炭素含量が低い上に除塩過程で水分を含むため、貯蔵中の発火の危険性が小さいと考えられる。本節では、これらの二次的な価値ではなく、牛ふん炭の直接的な資源価値であるリン酸資材としての有用性を中心に考察する。現在、輸入リン鉱石の約 8 割は肥料の製造に利用されている (黒田ら, 2005) が、リン鉱石の供給状況の悪化から肥料の高騰問題が起こり (農業協同組合新聞, 2008)、国内の様々な未利用リン資源の回収法が検討されている (江ら,

2005; 黒田ら, 2005; 梅谷ら, 2008)。三島ら (2009) によると、国内で発生する家畜ふん尿、下水汚泥及び食品廃棄物のリン酸量は、それぞれ年間で 265Gg P_2O_5 、386Gg P_2O_5 及び 60Gg P_2O_5 に匹敵し、家畜排泄物中のリン酸も貴重な再利用資源と考えられる。この観点では、牛ふん炭によるリン酸の利用は、家畜排泄物のリン酸回収法の有力な手段の一つと見なすことができる。

牛ふん炭は、第 II 章においてリン酸肥料の代替性が認められたが、不揃いの粒状形態とリン酸含有率の低さから、通常のリン酸肥料としては適さない面があり、むしろ、多量施用を行う場合が多い緩効性リン酸資材としての活用が考えられる。この場合には、牛ふん炭のリン酸肥効の持続性や発現様式が解明される必要がある。第 IV 章で黒ボク土及び砂質土のコマツナの 4 連作栽培によってこの点を検討したところ、牛ふん炭及び除塩炭は、溶リンと比べると速効性の肥効が優れており、肥効の持続性も同程度に認められたことから、速効性と緩効性の肥効を併せ持つ重焼リンのような資材特性を有することが明らかとなった。しかし、以上の特性はコマツナの 1 年以内の 4 連作栽培で認めたものであり、2 年以上の長期の肥効持続性に関しては明らかではない。この点に関しては、著者が別途に実施した牛ふん炭を混合した牛ふん堆肥の施用事例 (千葉農総研環境保全型プロジェクト資料 13 号, 2006 年) が参考になる。黒ボク土露地畑で夏作のコマツナと冬作のハウレンソウを 3 年間交互に栽培し、化学肥料単独区とそれに牛ふん炭混合堆肥 (未篩の牛ふん炭 10 ~ 20 % 容量混合, 水分 53 %, 乾物当たり全窒素 1.8 %, ク溶性リン酸 3.6 %, ク溶性カリ 6.0 %) を 1 作目のみに 50Mg ha^{-1} 上乗せした区を比較した結果では、混合堆肥区は化学肥料単独区に対して 3 年目の 6 作まで継続して 23 % 前後の安定した増収効果を示した。家畜ふんや堆肥の長期的な肥効や土壌に対する影響に関しては、連用試験における知見が多数認められる (亀田ら, 1997; Hao and Chang, 2003; 家壽多ら, 2003; Lehmann ら, 2005) が、1 回の堆肥施用によって施用後 3 年まで明瞭な肥効が続く現象は報告されていない。牛ふん堆肥の窒素分解調査の事例においても、無機態窒素が施用後直ちに放出されるが、20 日以降ではほとんど放出されていない (安江・金子, 2008)。1 年間の堆肥の残効に限ると、McAndrews ら (2006) は、豚ふん堆肥を窒素で 340kg ha^{-1} (リン酸 200kg ha^{-1} 前後) を小麦の作付け前に施用し、後作の大豆収量が 5 ~ 15 % 増加するのに伴って土壌及び作物体中に、窒素ではなく、リン酸もしくはカリが有意に増加する場合を認めている。一方、Hooker ら (1983) のリン酸肥効の長期調査において、リン酸含量の少ない土壌ではリン酸施肥の

中止翌年から顕著なトウモロコシの収量低下が起こり、継続的なリン酸施肥の必要性が示されている。牛ふん炭混合堆肥の施用圃場では、リン酸吸収係数の高い黒ボク土でリン酸施肥量が少ない上に、アーバスキュラー菌根菌非宿主作物のコマツナとハウレンソウを栽培しており、土壌中のリン酸の不足で収量低下が起こりやすい状況が考えられる。さらに、第IV章の実験結果からコマツナではカリによる増収効果がないことが判明している。以上のことから、前述の混合堆肥が現した長期の肥効持続性は、混合した牛ふん炭由来のリン酸が主な供給源で起こった現象と考えられる。このことは、牛ふん炭の緩効性リン酸資材としての有用な側面を示すもので、速効性肥効を備えた牛ふん炭が長期の緩効性を発現する要因の一つとしては、その形状が粉体ではなく、粒状の固まりにあると考えられる。すなわち、第IV章の粒径5 mm未満に調整した細粒の牛ふん炭では4連作目に肥効低下が起こったのに対し、未篩の粒の大きい牛ふん炭を堆肥と混合施用した場合には肥効が長期に持続しており、含有リン酸のク溶性形態だけではなく、粒径が関与して見かけの緩効性を現している可能性が考えられる。このことは、肥料原料のリン鉱石や家畜排泄物から回収したリン酸石灰において、粒径が大きいほど肥効が遅れる現象がある(Rajan ら, 1996; Bauer ら, 2007) ことから類推される。粒径が大きい場合には、粒子内部から外部へのリン酸溶出が遅れて土壌との接触時間が短くなり、さらに小粒径のものに比べて単位重量当たりの表面積が小さく土壌との接触面積も減少すると考えられる。未篩の牛ふん炭は粒が大きく不揃いであり、粒の大きさに応じた緩効性の長短の違いが生ずれば、様々な粒径の集合体である牛ふん炭では、長期に持続的な肥効を発現できる可能性が高いと考えられる。

一方、関連の施肥技術として、過リン酸石灰などのリン酸肥料では、土壌によく混和するほど土壌のリン酸吸着が進んで肥効が低下しやすい(吉田ら, 1996) ため、肥料を堆肥と混合する所謂“くるみ肥”や局所施肥で土壌との接触面積を小さくしてリン酸肥効を高める方法がある(Cihacek ら, 1974) が、牛ふん炭ではリン酸と炭が融合して“くるみ肥”と同様な状態を自ら形成しているものと考えられる。従って、牛ふん炭の施用量を多くしたり、局所施用を行えばリン酸肥効がさらに長期に持続すると推定される。その理由は、リン鉱石を直接肥料に利用する研究例(Rajan ら, 1996) によって示される。リン鉱石では、施用量を多くしたり、表面施用や局所施用を行って部分的に施用量を多くすると、リン鉱石と土壌の接触面積が小さくなるため、リン鉱石からの溶出リン酸の吸着量が全体的に少なくなる。さらに、多

量施用した土壌の近傍では、土壌溶液中に放出されるリン鉱石からの Ca^{2+} やリン酸イオンの濃度が高まって各種イオンの重なりが大きくなるため、リン鉱石からのリン酸溶出が抑えられ、リン酸の土壌溶液中への溶出や土壌吸着が減少するとされる。このリン酸溶出の抑制作用は、水素イオンや有機酸を分泌する植物根が存在するとさらに増大するため、施用対象の土量に対するリン鉱石の量が多すぎると、リン酸の肥効が著しく遅くなると考えられている。牛ふん炭をリン酸資材として有効活用する上では、前述の粒度と共に施用量の違いがリン酸肥効の持続性に及ぼす影響も明らかにすべき課題である。その他にも、牛ふん炭のリン酸に関しては、鶏ふん炭のハイドロキシアパタイト(後藤, 2004) のような成分である可能性が想定されるものの、その化合物は特定されておらず、作物による効果の違いも予測できない状況である。このため、牛ふん炭のリン酸資材としての価値は、当面は多くの作物で肥効持続性の実証データを集約して評価されるべきである。本研究では、リン酸肥効が現れにくいとされたコマツナの他にハウレンソウに対する牛ふん炭の効果を確認しているが、リン酸の肥効反応が高いタマネギなどの作物では、牛ふん炭のリン酸資材としての効果がより高くなると予測される。また、溶リン資材のように、牛ふん炭をリン酸吸収係数の高い火山灰土の土壌改良を目的に利用する場合には、溶リン(ク溶性リン酸 20%) の一般的な施用量の $1 \text{ Mg} \sim 5 \text{ Mg ha}^{-1}$ を適用すると、牛ふん炭(ク溶性リン酸 2%) の $10 \text{ Mg} \sim 50 \text{ Mg ha}^{-1}$ の施用が薦められる。 50 Mg ha^{-1} の上限施用量は第III章の炭6倍区に概ね相当する多量施用であり、濃度障害の危険性が高くなるので、土壌改良の用途には除塩炭の利用形態が不可欠である。除塩炭の形態に変えても、カラム試験の除塩時の溶脱特性を見る限り、牛ふん炭中のリン酸の 10% 程度の水溶性部分が除かれるだけで、実際の栽培試験でも除塩炭は溶リンと同程度の肥効持続性を示しており、牛ふん炭と除塩炭は同様なリン酸資材として扱えるものと考えられる。一方、牛ふん炭は炭資材でもあるため、リン酸が一定量存在して作物生育を左右するような状態の土壌では、施用に伴って木炭や石炭を施用した場合のようにリン酸吸収に関与するアーバスキュラー菌根菌の増殖や活性の上昇が起こり(西尾, 1987)、本菌の宿主作物においてリン酸肥効が一層高まることが考えられる(渡邊ら, 2001)。また、アーバスキュラー菌根菌は作物の耐塩性の向上に寄与する一方で、塩類集積の少ない土壌において菌活性が高まる事例も認められている(服部ら, 2008)。この点では、牛ふん炭よりも除塩炭の形態による施用効果が期待される。また、その他の土壌微生物もリン酸プールとして土

壤中のリン酸動態に大きな影響を与えている (Ghoshal, 1975; 河野, 2002; 黒田ら, 2005; 武田, 2007). このため、牛ふん炭の施用土壌においては、微生物群集の変動と牛ふん炭のリン酸肥効発現との関連を解明する必要があるものと考えられる。また、最近では、リン酸動態との関連は不明であるが、食品残渣の炭化物によるトマト青枯病の抑制 (根路銘ら, 2005) や炭化物が発生する音波によって炭化物の周辺に好炭素細菌が増殖する特異な現象も報告されている (遠藤, 1999). 牛ふん炭及び除塩炭中のリン酸及び炭成分と土壌微生物との相乗作用が明らかになれば、両炭化物のリン酸資材的な価値は更に向上するものと期待される。

4. 牛ふん炭利用技術の問題点と方向性

牛ふん炭及び除塩炭は、堆肥化処理のみでは解決できない家畜排泄物の余剰問題を解決し、水環境の窒素汚染を減らし、同時に家畜排泄物利用上の塩類問題にも対応できる理想的な再資源化物としての側面を有している。しかし、本研究では、炭化物の製造法や経済性など実用性に関わる諸条件については検討しておらず、また、資材として利用する際に重金属などの幾つかの問題点も残されており、実用段階には未だ多くの障壁がある。これらについて以下に考察する。

Lehmann (2007a) は、Biochar (以下、バイオマス炭) を利用する上で経済性を成立させるには、安価で集めやすいバイオマス資源を利用することが重要であり、可能性がある材料として家畜排泄物、森林残渣物などを挙げている。これまで、国内の家畜ふん炭化物に関しては鶏ふん炭の流通事例がある (後藤, 2004) が、牛ふん炭では多くのリサイクル資材と同様に経済性の問題解決が難しいものと予想される。宮崎県では家畜ふんの処理に際して、炭化物の販売価格が最大でも 20 円/kg のため採算に乗らず、全量エネルギー化に方向転換した事例 (薬師堂, 2003) がある。リン鉱石の価格高騰だけでなく、リン安の肥料価格がこの 3 年間で 5 倍も高騰した (農業協同組合新聞, 2008) 今日では、牛ふん炭のリン酸資材的な用途が可能になれば、牛ふん炭の利用が視野に入ると期待される。しかし、牛ふん炭の利用技術の実用化に際しては、経済性に対する抜本的な解決策が必要と考えられる。その方策としては、i) 炭化に対する政策的補助、ii) 炭化と廃棄物処理の費用相殺、iii) 二酸化炭素取引 (官公庁環境専門資料, 2008) の利用、iv) 炭化物の資材価値の向上、v) 低コスト炭化技術の開発などが挙げられる。

i) については、畜産を持続的な産業として守る施策の一環として、牛ふんなどの家畜排泄物の再資源化に際

して環境負荷低減が図れる炭化を奨励する補助事業の展開が期待される。すなわち、環境支払いのような制度の導入が考えられる。ii) では、下水汚泥の焼却処理のように、余剰家畜排泄物を廃棄物として燃焼処分 (藤本, 2008) する場合に、その費用を充当して、代わりに炭化処理を行うことが考えられる。また、iii) については、Lehmann (2007b) が Nature 誌において、バイオマス炭の土壌還元による二酸化炭素の削減効果を示し、炭素取引を利用したバイオマス炭の事業展開を提案したことから、牛ふん炭でも同様な運用が期待される。iv) では、牛ふん炭は、前節で示したリン酸資材としての価値だけでなく、塩化カリを多く含むことからカリ肥料としての利用価値が考えられる。現在、国内のカリ肥料は原料の 8 割程度を輸入に依存しており、2005 年から 2008 年にかけての 3 年間で塩化カリの価格が 3.5 倍に上昇している (農業協同組合新聞, 2008)。従って、国内における未利用のカリ資源の回収技術は益々重要になると考えられる。これまで、セメント焼成装置の排ガスから塩化カリを回収する方法 (太平洋セメント (株), 特願 2002-93862) などがあるが、全般にカリの回収技術は少ない状況にある。第 V 章の牛ふん炭カラム試験では、灌水初期だけで含有成分の塩化カリが多量に溶脱したことから、このような除塩法を応用した塩化カリ肥料の製造技術の開発が期待できる。家畜排泄物法や水質汚濁防止法の一律排水基準では、これらの塩類は規制されない。しかし、環境負荷を小さくする上でも除塩した塩類の回収技術は重要である。また、除塩した牛ふん炭では、水不溶のク溶性カリが主体となるため、珪酸カリのような緩効性カリ資材としての利用が考えられる。さらに、牛ふん炭は炭素含量が木炭に比べると 1/3 程度と少ないが、施用量が多い場合には一般の炭資材としての効果も期待される。以上のように、リン酸資材以外にも多様な用途が開発されて牛ふん炭の総合的な資材価値が上がる状況になれば、価格面でさらに有利になると考えられる。前出の Lehmann (2007b) は、バイオマス炭では、従来の乾燥剤や練炭利用に比べて、土壌改良、温暖化低減及び環境汚染低減などが図れる農地還元利用が最も優れた資源価値を得る方法と提唱している。牛ふん炭の農地還元資材としての特性を高める研究開発は、このような視点からも重要である。

v) の牛ふん炭の低コスト製造技術では、炭化の主要コストである施設費や燃料費に対する検討が必要である。炭化装置に関しては、様々な既存の炭化方式 (凌, 2006) を参考に、原料牛ふんの性質や炭化物の品質を勘案した上で安価な装置を開発することが求められるが、現在のところ、家畜排泄物の炭化を専門とする施設

は実験プラント以外にないため、単価を算出して低コスト技術を論ずる状況ではない。しかし、実用化が進められている牛ふん尿のメタン発酵プラントでは、その際に発生する固形物の処理に炭化が有力視されており、低コストな炭化物の供給が期待される。また、燃料利用に関連する事項では、現在、He ら (2000) が豚ふん尿の熱分解で燃料と熱源を生産する技術を推進しており、この過程の副次産物として家畜ふん炭が安価に製造される可能性がある (Lehmann, 2007a)。現在、牛ふんと石炭あるいは豚ふんと低品質木炭の混合燃焼法 (Sweeten ら, 2003; 藤本, 2008) を利用したエネルギー利用の研究が進められているが、このような家畜排泄物の自然を利用した炭化法が確立されれば、外部エネルギーへの依存性が小さい比較的低コストな炭化が可能になると考えられる。以上の方法以外でも、将来的にはセメント工場や製鉄所などで発生する排熱を炭化に利用する方法が考えられる。さらに、この問題に関しては、リン酸などの肥料を製造する上でも原料の輸入や製造工程を含めて多くの化石燃料を消費しているため、牛ふん炭の肥料代替で削減できる肥料製造分の燃料費も考慮すべきと考える。この点では、炭化処理と肥料製造を比較したエネルギー消費の評価も必要であり、LCA などの環境影響評価手法 (木谷, 2005) の適用も今後考えるべきであろう。一方、付随する牛ふん炭の製造コストとしては、牛ふんの炭化前の乾燥処理や搬入法などが問題になると予測される。牛ふんの乾燥処理については、既に一定規模の畜産施設では堆肥化の前処理として種々の方式が定着している (西, 2003) が、小規模の畜産施設では低コストの乾燥法の開発が必要であり、本章の2節で引用した牛ふんの搾汁処理を応用する乾燥法なども考えられる。また、牛ふんの搬入に関しては、既存の堆肥化施設のように畜産事業所ごとに炭化装置が導入されれば、搬入コストは安価になる。さらに、臭気や水分除去のために牛ふん炭を敷料に散布する利用方式では、散布敷料を再度回収して炭化することを繰り返し行うことで、牛ふん炭の輸送や貯蔵あるいは除塩に関わる作業コストの軽減が可能になると考えられる。以上の事柄は、牛ふん炭の製造法と共に関連のインフラ整備にも関わる今後の課題である。

牛ふん炭及び除塩炭の農地還元に伴う研究上の残された課題として、一つは重金属の土壌蓄積が挙げられる。これは、堆肥を含む家畜排泄物の利用に際しての共通の問題点である。土壌中の重金属の賦存量が多い我が国では、家畜排泄物の資源化、施用後の各段階において、重金属の低減技術を開発することが、家畜ふんの農地還元

を推進してゆく上で重要である。国内農地の重金属に関わる法令や指針では、全亜鉛が 120mg kg^{-1} 乾土 (土壌中の重金属などの蓄積防止に関わる管理基準, S59 年, 環境庁水質保全局長通知)、銅が 125mg kg^{-1} 乾土 (土壌汚染防止法に基づく土壌環境基準) と定められている。亜鉛自体の人体影響は小さいが、賦存状況が類似するカドミウム (茅野・斎藤, 1988) の管理を考慮して前述の管理基準が策定されている。このため、亜鉛を多く含む家畜排泄物及び堆肥化物と同様に、牛ふん炭及び除塩炭においても重金属による施用量の制限が生じる。この点に関しては、牛ふん堆肥は連用による重金属の蓄積が比較的少なく (Ogiyama ら, 2005)、牛ふん炭においても稲ワラ炭と同程度の重金属含量で肥料取締法などの法定基準値以下と少なく、炭化に伴い重金属が難溶化するとの見解もある (凌・東理, 2003c)。また、米国では家畜ふん炭から活性炭を作成して重金属の吸着に利用する研究 (Lima and Marshall, 2005) が進められており、国内でも同様の取り組みが期待できる。現在、国内では作物中のカドミウムの基準化が国際基準に対応する形で進められており、その対策として牛ふん炭の活用が考えられる。また、本論文では重金属含量の高い豚ふんを研究対象から除外したが、最近では、豚ふん中の重金属を低減する養豚飼料の研究が進み (斎藤, 2002; 高田, 2004; 櫛渕ら, 2007)、将来的には全ての家畜ふんで重金属の低減が達成される可能性がある。このことが達成できれば、豚ふんは鶏ふんと同様に牛ふんに比べてリン酸含有量が高いので、炭化物にした場合にリン酸資材として有利に活用できる可能性がある。また、家畜ふん炭の重金属除去は工業的には比較的容易であるとの見解もあり、リン酸成分の保持と重金属の除去が両立し得る技術開発も期待される。さらに、ファイトレメディエーションによる土壌に蓄積した重金属の浄化の研究も進展している (荻山ら, 2008)。しかし、現段階では牛ふん炭及び除塩炭を施用する場合に、重金属の土壌蓄積は避けられないため、家畜ふん堆肥と同様な施用量の制限対策が必要である。

二つ目は、牛ふん炭による土壌中の無機成分や有機化合物に対する吸着作用も重要な研究課題である。最近では、先の重金属だけでなく、前述のように硝酸態窒素やリン酸の炭化物による吸着現象が報告され (堀塚ら, 2005; 横山ら, 2005; Lehmann, 2007a)、環境負荷対策への応用が期待されている。特に農業では、比較的少量の牛ふん炭の施用で実際に溶脱抑制が認められており (山本ら, 2005)、牛ふん炭が POPs (長期残留農薬等) の作物吸収の低減対策に使われる活性炭 (西原・元

木, 2009) の代替として利用できる可能性も示唆される。しかし、その反面、炭化物は分解が著しく遅いため、土壤中に蓄積して除草剤や土壤消毒剤の効果を失活させる危険性も考えられる。炭化物による土壤中の農薬吸着の影響は、功罪両面から今後明らかにすべき課題である。また、施用した牛ふん炭は、他の炭化物のように数百年～数千年の単位で土壤に蓄積して炭素貯留される可能性がある (Lehmann, 2007a)。近年、アマゾンで発見された炭素高集積土壌では、養分流亡が小さくリン酸などの供給能も高いことから、長期に高い肥沃度を維持している事例が報告されている (Lehmann ら, 2003)。今後は、牛ふん炭を含む各種炭化物の長期的な蓄積影響を

把握する研究が必要であろう。吸着作用や炭素貯留は、いずれも炭化物の改良資材に共通した現象であり、総合的に解決されるべき課題である。以上のように、牛ふん炭及び除塩炭の農地還元に際しては、多くの利点と共に解決すべき課題も山積している。牛ふん炭の実用化に際しては、農地還元の際の技術改善に留まらず、前述のように、炭化に関するインフラの整備や効率的な炭化法の開発など多方面にわたる総合的な研究戦略 (川西ら, 2007; 農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」, 2007; 伊藤・中田, 2008) との連携が必要であり、関連産業の研究開発や技術支援が望まれる。

第Ⅶ章 摘 要

本論文では、地下水及び公共用水域の硝酸汚染の一因とされる余剰家畜排泄物の有効利用方策として、窒素負荷の低減が期待できる牛ふん炭の農地還元技術の確立を目指した。そのため、牛ふん炭を多量施用が可能なリン酸資材として活用することを計画し、牛ふん炭のリン酸肥効の解明と多量施用時の塩類低減技術の開発を中心課題として研究を進めた。

第Ⅰ章の序論では、家畜排泄物の再資源化がバイオマス資源量の観点から必須であることを示し、従来の堆肥化による再資源利用だけでは、現況の窒素負荷の問題点を改善できないことを指摘した。このため、新たな再資源化法として家畜排泄物の炭化利用を提唱し、家畜ふん炭の有用性や研究開発の現状を示すとともに、研究材料として家畜ふん炭の中で牛ふん炭を選定した理由を挙げ、牛ふん炭の除塩によるリン酸資材化に至る本研究の一連の経緯を示した。

第Ⅱ章の実験では、牛ふん炭中のリン酸及びカリの肥料効果について、同等施用量 ($P_2O_5 150 \text{ kg ha}^{-1}$, $K_2O 300 \text{ kg ha}^{-1}$) の速効性の化学肥料 (過リン酸石灰、塩化カリ) を対照に、黒ボク土及び砂質土におけるコマツナのポット栽培の生育量を中心指標として検討した。牛ふん炭はリン酸及びカリを可溶性で2～7%程度含み、炭化温度 500℃及び800℃による成分組成の違いは小さく、炭化温度による化学肥料代替性の違いも認められなかった。また、500℃で作成した牛ふん炭を夏作及び冬作のコマツナと冬作のハウレンソウに施用した結果、いずれの作物及び栽培時期においても化学肥料と同等の効果が得られ、牛ふん炭の栽培時期に依存しない化学肥料代替性が確認された。

第Ⅲ章の実験では、牛ふん炭の資材的利用の可能性を探るため、牛ふん炭の施用限界量と多量施用後の灌水除塩による濃度障害の低減効果を黒ボク土及び砂質土で検討した。牛ふん炭2試料 (炭A：可溶性 P_2O_5 含量 4.8%，炭B：同 1.9%) を用いて、標準のリン酸施用 $P_2O_5 150 \text{ kg ha}^{-1}$ に対して段階的な倍量施用 (炭A：2.5倍, 7.5倍, 12.5倍, 炭B：1倍, 3倍, 6倍) を行い、さらに炭Bでは6倍量施用土壌で2回の灌水除塩 (播種後7日, 49日) を行ってコマツナの生育や養分吸収に対する影響と除塩に伴う溶脱塩類の組成を調査した。牛ふん炭の施用量の増加に伴う濃度障害は、炭Aでは両土壌において12.5倍量、炭Bでは砂質土の6倍量で認められたが、黒ボク土では認められなかった。砂質土における

炭6倍量施用による濃度障害は、除塩1回目の65mm灌水によって低減したが、除塩後においても植物体中の P , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} の吸収抑制は依然認められ、反対に Na^+ 吸収は高まった。除塩1回目の溶脱成分は Cl^- 及び K^+ が主体で、それぞれ砂質土では $3,774 \text{ mg L}^{-1}$, $2,069 \text{ mg L}^{-1}$, 黒ボク土では $2,025 \text{ mg L}^{-1}$, $2,517 \text{ mg L}^{-1}$ の高濃度となった。その他の溶脱塩類は概ね1桁低い濃度であり、牛ふん炭施用時の濃度障害の主因は、牛ふん炭に含まれる多量の Cl^- 及び K^+ によると考えられた。黒ボク土では牛ふん炭施用に伴う土壌の塩類集積が顕著で除塩による改善効果は低かった。砂質土では除塩の効果が比較的高かったものの、除塩2回の合計130mmの灌水による Cl^- の除去量は、牛ふん炭施用に伴う Cl^- 投入量の約13%に満たなかった。従って、牛ふん炭施用に際しては、炭1倍区の施用量程度に留めるか、牛ふん炭に含まれる高濃度の塩類の事前除去が必要であると推察された。

第Ⅳ章の実験では、牛ふん炭を水洗 (炭1：水80の重量比) した除塩炭の塩類集積に対する影響を把握し、多量施用時のリン酸資材的な特性を明らかにする目的から、コマツナを指標作物として除塩炭及び牛ふん炭のリン酸肥効とその持続性を検討した。コマツナのリン酸肥効の指標作物としての有効性は、試験1のリン酸・カリ低含量の黒ボク土及び砂質土を用いたリン酸・カリ要素欠乏栽培において、カリ肥料に反応せずリン酸肥料のみに反応したことから明らかであった。そこで、試験2として本土壌を充填したポットでコマツナを1年間に4連作栽培し、地上部乾物重の推移から過リン酸石灰の毎作施用 ($P_2O_5 150 \text{ kg ha}^{-1}$) を標準として、1作目のみに標準の6倍量 ($P_2O_5 900 \text{ kg ha}^{-1}$) を施用した溶リンと牛ふん炭、及び5倍量を施用した除塩炭のリン酸肥効の持続性を評価した。黒ボク土においては、2連作まで溶リン及び両炭化物のリン酸肥効は標準と同等であった。3連作では標準に対して、溶リンは同等、牛ふん炭は約150%、除塩炭は約80%であった。4連作ではいずれの資材も標準の約80%にリン酸肥効が低下した。一方、砂質土においては、2連作まで濃度障害が発生した牛ふん炭を除き、溶リン及び除塩炭は標準と同等のリン酸肥効を示した。3連作以降は両炭化物ともに、連作で生育が低下した標準及び溶リンに対して、140～240%に増加した。両炭化物施用土壌のリン酸含量は、黒ボク土では溶リンと同様に水溶性及びトルオーグ態がほとんど増

加しなかったが、砂質土では両炭化物ともに水溶性リン酸が1作目に溶リンの5～9倍と顕著に増加した。濃度障害の主因である水溶性塩素及びカリウムは、両土壌でそれぞれ、牛ふん炭では標準の2～3倍、13～18倍と多かったが、除塩炭では1/4～1/2倍、2～4倍と少なかった。以上から、除塩した牛ふん炭は塩類集積の危険性が小さく多量施用に適したリン酸資材として有望であった。

第V章では、牛ふん炭の除塩に降雨を利用した場合の降雨強度や雨量の基本的な影響を把握するため、室内で高さ1mに牛ふん炭を充填したカラムの除塩試験を行った。1週間当たり30mm及び150mmの灌水強度で純水をカラム上部より合計1,500mmまで灌水した結果、除塩に及ぼす灌水強度の影響は小さく、積算灌水量の影響が大きいことが示された。牛ふん炭中の過剰塩類である Cl^- 及び K^+ は、積算灌水量600mmまでにそれぞれ約40%、約44%が急速に溶脱除去されたが、それ以降の除塩効率は大幅に低下した。一方、有効成分の P_2O_5 は灌水量の増加とともに直線的に溶脱量が増大したものの、その溶脱量は1,500mmの灌水でも牛ふん炭中のク

溶性 P_2O_5 の10%未満に過ぎないことが判明した。以上の結果から、牛ふん炭のリン酸肥効の損失を最小限に抑えて効率のよい除塩効果を得るためには、積算灌水量は600mm程度が適切であると判定された。しかし、牛ふん炭の除塩がさらに必要になる場合には、除塩水量の増加や堆積物の切り返しなどの処置を検討する必要があると考えられた。

第VI章の総合考察では、本研究の各章で得られた知見を総括して、家畜排泄物の再資源化におけるi)環境負荷低減管理、ii)塩類集積対策、iii)再資源化物の価値向上の重要性を提言した。また、これらの3項目に沿って牛ふん炭の農地還元技術の有効性を各実験結果を基に検証した。その結果、本研究で開発した除塩牛ふん炭は上記の3条件を満たす家畜排泄物の再資源化手法として有力であることが確認された。さらに、本章では未検討である牛ふん炭の製造過程における経済性や施用上の重金属などの問題点にも触れ、この解決方を論議すると共に、牛ふん炭の農地還元技術の発展に対して、関連産業や関連研究の参画が不可欠であることを提言した。

引用文献

- Agehara, S. and D.D. Warncke(2005) Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69:1844-1855.
- Amon, B., V. Kryvoruchko, T. Amon, and S.Z. Boltenstern (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112:153-162.
- 安藤淳平 (1983) リン資源の将来とわが国の進むべき方向. *土肥誌*. 54:164-169.
- 千葉県 (2002) 「バイオマス立県ちば」推進方針.
http://www.pref.chiba/syozoku/e_ichihai/bio.htm
- 安西徹郎 (1988) 水稻に対する豚尿の施用法に関する研究. *千葉農試特報*. 16:1-50.
- Aronsson, H., G. Torstensson and L. Bergstrom (2007) Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems on a clay soil. *Soil Use and Management*, 23:71-81.
- Bauer, P.J., A.A. Szogi and M.B. Vanotti (2007) Agronomic effectiveness of calcium phosphate recovered from liquid swine manure. *Agron, J.* 99:462-468.
- Burton, C.H. (2007) The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. *Livestock Science*. 112:208-216.
- Chardon, W.J., G.H. Aalderink and C. Salm (2007) Phosphorus leaching from cow manure patches on soil columns. *J. Environ. Qual.*, 36:17-22.
- Cihacek, D.L., R.A. Mulvaney, L.F. Welch and R.A. Wiese (1974) Phosphate placement for corn in chisel and moldboard plowing systems. *Agron, J.* 66:665-668.
- 茅野充男・斎藤 寛 (1988) 重金属と生物, 重金属汚染による健康障害. pp.176-187. 博友社. 東京.
- 土壤環境分析法編集委員会 (1997) 土壤環境分析法. pp.195-208;241-251;262-269. 博友社. 東京.
- 江波戸宗大・栗原三枝 (2009) 高塩類堆肥を用いた野菜栽培での土壤溶液組成および陽イオンバランスの経時変化 (2) -コマツナ連作栽培の場合-. *土肥誌*. 80:233-240.
- Eghball B (2002) Waste Management, Soil properties as influenced by phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications. *Agron, J.* 94:128-135.
- Eigenberg, R.A and J.A. Nienaber (2003) Electromagnetic induction methods applied to an abandoned manure handling site to determine nutrient buildup. *J. Environ. Qual.*, 32:1837-1843.
- 遠藤成朗・大島英之・高柳 周・藤野光士・遠藤 桂・西川義尚・松橋通生 (1999) 寒天培地中に混じた炭素粉末の細菌細胞増殖促進効果に及ぼす種々の外的要因. *日本農芸化学会誌*. 73:1181-1186.
- Fixen, P.E. (1993) Crop responses to chloride. *Advances in agronomy*. 50:107-150. ACADEMIC Press. San Diego, CA.
- 藤原彰夫・岸本菊夫 (1988) 磷と植物 (I) 磷の農学と農業技術 - リン酸質肥料の種類と分類 -. pp.104-110. 博友社. 東京.
- Fukumoto, Y., K. Suzuki, T. Osada, K. Kuroda, D. Hanajima, T. Yasuda and K. Haga (2006) Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria. *Environ Sci Technol.* 40:87-91.
- 藤本英人 (2008) 低品質木炭を助燃剤とする豚糞焼却とそのエネルギーの徹底利用. 都市エリア事業 (都城盆地エリア) 成果報告. *木材学会誌*. 54:346-351.
- Ghoshal, S. (1975) Biological immobilization and chemical fixation of native and fertilizer phosphorus in soil. *Plant and Soil*. 43:649-662.
- 後藤逸男 (2004) 家畜ふんたい肥と土づくり - 第3回・たい肥化によらない家畜ふん資材の開発 -. 畜産経営情報. 172:1-6.
- 羽賀清典 (2001) 豚ふん尿処理技術に関する最近の研究から. 畜産試験場研究報告. 60:1-20.
- Hao, X. and C. Chang (2003) Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 94:89-103.
- 原田靖生 (1999) 土壤圏と地球環境問題 - 土壤生態系における家畜排泄物の循環 -. pp.61-77. 名古屋大

- 学出版会.
- 橋本淳一・高宮信章・竹矢俊一・石渡輝夫 (1999) 家畜ふん尿由来の窒素収支と課題. 開発土木研究所月報. 550:41-51.
- 服部林太郎・服部太一朗・森田茂紀 (2008) 植物の根に関する諸問題 [181] -アーバスキュラー菌根菌と作物の耐塩性-. 農及園. 83:1205-1210.
- 畠中哲哉・伊吹俊彦 (1997) 農業技術体系畜産編, 第8巻, 環境対策-堆肥の戻し利用 (戻し堆肥) -. 本体 pp.152 の 2-152 の 7. 農文協. 東京.
- 畑 直樹・村上賢治・榊田正治・秋庭英治・太田靖子 (2007) 鶏ふん燃焼灰のバイオ強酸水処理に伴う肥料成分の溶出量の変化. 農及園. 82:1295-1301.
- He, B.J., Y. Zhang, T.L. Funk, G.L. Riskowski and Y. Yin (2000) Thermochemical conversion of swine manure, An alternative process for waste treatment and renewable energy production. Trans ASAE. 43:1827-1834.
- 北海道林業試験場 (1992) III 未利用森林資源の活用技術開発. 林産試験報. 7(4):33-38.
- Hooker, M.L., R.E. Gwin, G.M. Herron and P. Gallagher (1983) Effects of long-term, annual application of N and P on corn grain yields and soil chemical properties. Agron, J. 75:94-99.
- 堀塚 寛・吉本葉子・佐藤玲子・篠山浩文・野田勝二・野間 豊 (2005) 炭化したナシ剪定枝の野菜栽培用土としての有効利用. 園学研. 4:287-290.
- 細谷 毅 (1985) 農業技術体系. 土壌施肥編. 第 6-1 巻, 地温と肥効・施肥. 原理 pp.39-42. 農文協. 東京.
- 寶示戸雅之・松波寿弥・林健太郎・村野健太郎・森昭憲 (2006) 集約的畜産地帯における窒素沈着の実態. 土肥誌. 77:47-52.
- 市川 勝 (2005) 家畜ふん尿から抽出したメタンからプラスチック原料と水素の製造技術. 農林水産技術研究ジャーナル. 28:15-20.
- 猪股敏郎 (2002) 堆肥施用の現状と今後の利用促進. 日本土壌協会. http://leio.lin.go.jp/taihi/kai9_01.html
- 犬伏和之・柴崎直美・古川勇一郎・榎本秀雄・小林正彦・中村宏二 (2004) 家畜糞堆肥の施用が黒ボク水田土壌からのメタンおよび亜酸化窒素フラックスに及ぼす影響. 千葉大園学報. 58:11-16.
- 犬伏和之 (2008) 土壌資源の今日的役割と課題-土壌における炭素貯留の仕組み-. pp.205-223. 大日本農会. 東京.
- 石崎重信・岡崎好子 (2004) 牛ふん炭化物の牛舎敷料利用と堆肥化. 千葉畜セ研報. 4:25-28.
- 磯部勝孝・藤井秀昭・坪木良雄 (1996) 木炭の施用がサツマイモの収量に及ぼす影響. 日作紀. 65:453-459.
- 磯部勝孝・山中 亘・片野功之輔 (2002) オカラ炭化物の施用が土壌理化学性とインゲンマメの生育に及ぼす影響. 土肥誌. 73:287-290.
- 伊藤吉紀・中田俊彦 (2008) 畜産排泄物の地理的分布を考慮したバイオマス利活用プラントの配置と促進方策の検討. Journal of the Japan Institute of Energy. 87: 56-67.
- 岩崎貢三・竹尾優子・田中壮太・櫻井克年 (2001) 環境保全型農業導入前後における施設栽培土壌の養分集積実態の比較. 土肥誌. 72:265-267.
- Iyamuremye F, and RP Dick (1996) Organic amendments and phosphorus sorption by soils. Advances in agronomy. 56:139-185. ACADEMIC Press. San Diego, CA.
- 生雲晴久 (2001) 家畜排泄物カリウム量の原単位推定と我が国における窒素, リン酸, カリウムの農地負荷. 農業技術. 56:421-424.
- 生雲晴久・森江昌史・山本直之・山口武則 (2007) 家畜排泄物等有機物資源の循環的利用のための調査研究と技術開発-プロジェクト研究第6チームと総合研究第5チームの研究概要-. 中央農研研究資料 7:93-117.
- Kalbasi, M. and K.G. Karthikeyan (2004) Phosphorus dynamics in soils receiving chemically treated dairy manure. J. Environ. Qual., 33:2296-2305.
- 亀田智子・山田正幸・高橋朋子 (1997) 生牛糞の長期連用が土壌に及ぼす影響. 群馬畜試研報. 4:99-107.
- 神山和則・寶示戸雅之・佐々木寛幸・宮路広武 (2003) 農業統計メッシュデータを用いた養牛に起因する水系への窒素負荷量の推定. 土肥誌. 74:425-433.
- 上山紀代美・竹本 稔・田邊 眞・川村英輔・鈴木一好 (2008) 豚ふん尿から回収されたリン酸結晶の肥料評価, 第3報 黒ボク土における肥効特性. 土肥要旨集. 54:144.
- 金子文宜 (2008) 土壌診断および施肥設計支援システムを活用した肥料高騰対策, 技術と普及, 45:36-37.
- 金子文宜 (2009) 炭化技術による物質循環の適正化-炭化物の特性を活かした農業利用の事例紹介-. 農及園. 84:144-153.
- 官公庁環境専門資料 (2008) 排出量取引の国内統合市場の試行的実施. 43:54-61. 公害研究対策センター.

- 東京.
- 唐澤敏彦 (2004) 輪作におけるアーバスキュラー菌根菌の動態と作物の生育に関する研究. 北海道農研報. 179:1-71.
- Karr, J.D., W.J. Showers and G.D. Jennings (2003) Low-level nitrate export from confined dairy farming detected in north Carolina streams using $\delta^{15}\text{N}$. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 95:103-110.
- 加瀬尚子・坂本一憲 (2008) スギ製材残さから製造したプラスチックの土壌中における分解. 土肥要旨集. 54:178.
- Katou, H. (2004) Determining competitive nitrate and chloride adsorption in Andisol by the unsaturated transient flow method. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 50:119-127.
- 川西英明・森岡泰樹・中田俊彦 (2007) 畜産廃棄物利活用のための地域最適システム設計に関する研究. *Journal of the Japan Institute of Energy*. 86:256-264.
- 木口 実 (2003) バイオマス・ニッポン総合戦略と炭化技術. 農林水産技術研究ジャーナル. 26: 5-13.
- 金 主鉉 (2004) 畜舎汚水の浄化処理における新しい窒素低減技術. 農林水産技術研究ジャーナル. 27:12-16.
- 小林郁雄 (2004) 家畜排せつ物の管理および利用の現状と研究開発への期待. 農林水産技術研究ジャーナル. 27:5-11.
- 国立環境研究所・地球環境研究センター (2009) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. http://www.gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/2009/NIR_JPN_2009_v3.0J.pdf
- 今野一男・西川介二 (1993) 炭化条件の異なる各種木炭粉の施用が畑作物の生育・養分吸収に及ぼす影響. 土肥誌. 64:190-193.
- 越野正義 (1988) 第二改訂詳解肥料分析法. pp.96-106;121-124. 養賢堂. 東京.
- 木谷 収 (2005) バイオマスー生物資源と環境ー. 環境評価. pp.124-128. コロナ社. 東京.
- 河野憲治 (2002) 環境負荷を予測する, IX 生物圏におけるリンの動態. 日本土壌肥料学会編. pp.143-154. 博友社. 東京.
- 江 耀宗・柳田友隆・三谷知世・野々山弥 (2005) リン酸イオンを吸着した硫酸第一鉄混合・加熱火山灰土壌のリン再生及び使用済リン吸着材の再利用. 水環境学会誌. 28:575-580.
- 小柳 渉・安藤義昭・水沢誠一・森山則男 (2004) 家畜ふん堆肥中の塩類組成の特徴. 土肥誌. 75:91-93.
- 熊澤喜久雄 (1993) 逃げられない家畜ふん尿問題との対決ーその現状と展望ー. 農林水産技術研究ジャーナル. 16:3-7.
- 熊澤喜久夫 (1999) 地下水の硝酸汚染の現況. 土肥誌. 70:207-213.
- 黒田章夫・滝口 昇・加藤純一・大竹久夫 (2005) リン資源枯渇の危機予測とそれに対応したリン有効利用技術開発. 環境バイオテクノロジー学会誌. 4:87-94.
- 榊隆之・湊 和之・奥木康夫 (2007) 重金属低減に向けた飼養管理研究. 群馬畜試研報. 14:37-42.
- Larney, F.J., L.J. Yanke, J.J. Miller and T.A. McAllister (2003) Fate of coliform bacteria in composted beef cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.*, 32:1508-1515.
- Lehmann, J., J.P. Silva Jr., C. Steiner, T. Nehls, W. Zech and B. Glaser (2003) Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and Ferralsol of the Central Amazon basin. *Plant and Soil*. 249:347-357.
- Lehmann, J., L. Zhongdong, C. Hyland, S. Sato, D. Solomon and Q.M. Ketterings (2005) Long-term dynamics of phosphorus forms and retention in manure-amended soils. *Environ. Sci. Technol.*, 39:6672-6680.
- Lehmann, J. (2007a) Bio-energy in the black (Biochar bio-energy). *Front Ecol Environ*. 5:381-387.
- Lehmann, J. (2007b) A handful of carbon. *Nature*. 447:143-144.
- Lekasi, J.K., J.C. Tanner, S.K. Kimani and P.J.C. Harris (2003) Cattle manure quality in Maragua District, Central Kenya; effect of management practices and development of simple methods of assessment. *Agric. Ecosys. Environ.* 94:289-298.
- Lima, I.M. and W.E. Marshall (2005) Adsorption of select environmentally important metals by poultry manure-based granular activated carbons. *Chemical Technology and Biotechnology, J.*, 80:1054-1061.
- McAndrews, G.M., M. Liebman, C.A. Cambardella and T.L. Richard (2006) Residual effect of composted and fresh solid swine (*Sus Scrofa* L.) manure on soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] growth and yield. *Agron, J.* 98:873-882.

- 町田剛史・川城英夫・安藤光一（2007）堆肥施用が肥効調節型肥料によるセル内基肥連用のキャベツの生育に及ぼす影響．園芸学研究別 1. 6:170.
- Mackie, R.I., P.G. Stroot and V.H. Varel (1998) Biochemical identification and biological origin of key odor components in livestock. *J. Anim. Sci.*, 76:1331-1342.
- 前田守弘（2007）農業生産における有機性資源に関連した窒素負荷の現状と今後の課題．水環境学会誌. 30:337-342.
- 牧 浩之・渡辺和彦（2004）タマネギ炭化物のコマツナ栽培に対する施用効果．土肥誌. 75:439-444.
- 牧 浩之・河野 哲・渡辺和彦（2005）オカラ炭化物の諸性質とコマツナ栽培への施用効果．土肥誌. 76:21-26.
- 牧 浩之・河野 哲・永井耕介（2009）熱および炭化処理による牛ふん堆肥の無機元素収支と溶解性の変化．土肥誌. 80:257-262.
- Marshall, E.W. (2003) 畜産廃棄物から生成された活性炭の特性. pp. 1-4. 国際交流セミナー第2回バイオマス炭化シンポジウム資料. (独) 農業工学研究所. 農林水産技術会議事務局主催.
- 増井正芳（1985a）農業技術体系土壌施肥編. 第6-1巻, 野菜の施肥技術-野菜のリン酸特性と施肥-. 技術 pp.78-82. 農文協. 東京.
- 増井正芳（1985b）農業技術体系土壌施肥編. 第6-2巻, 飼料作物の施肥技術-飼料のミネラルバランスと施肥-. 技術 pp.465-469. 農文協. 東京.
- 松丸恒夫（1993）施設栽培における作物の塩類障害に関する研究 第2報 塩化ナトリウム集積土壌における耐塩性の作物間差. 千葉農試研報. 34:55-62.
- 松丸恒夫（1997）千葉県における雨水の水質と雨水成分の耕地への負荷. 千葉農試研報. 38:9-15.
- 松丸恒夫・真行寺孝（2005）牛ふん炭化物中リン酸, カリの肥料効果-特にコマツナに対する多量施用の影響-. 土肥誌. 76:53-57.
- 松森 信・郡司掛則昭（2002）成分調整型堆肥の果菜類およびダイズに対する施用効果. 九州農業研究. 64:54.
- 松本尚子・山田正幸（1998）当場牛排せつ物の動態と生産した堆肥の性状. 群馬畜試研報. 5:57-61.
- 松中照夫・三枝俊哉・佐々木寛幸・松本武彦・神山和則・古館明洋・三浦 周（2009）環境に配慮した酪農のためのふん尿利用計画支援ソフトウェア「AM A F E」. 土肥誌. 80:177-182.
- 松崎敏英（1985）農業技術体系土壌施肥編. 第6-2巻, 糞尿の施用（飼料作物）. 技術 pp.471-474. 農文協. 東京.
- Miller, J.J. (2001) Impact of intensive livestock operations on water quality. *Advances in Dairy Technology*. 13:405-416.
- 三崎葉一（2004）乾式メタン化技術による家畜ふん尿のエネルギー化. 農林水産技術研究ジャーナル. 27:29-34.
- 三島慎一郎・遠藤 明・白戸康人・木村園子ドロテア（2009）国・都道府県に存在する有機性廃棄物資源量と農耕地の有機物受入れ量の推計. 土肥誌. 80:226-232.
- 宮田尚稔・池田英男（2005）養液土耕と液肥・培地管理. V メタン発酵消化液と家畜尿の液肥としての利用. 日本土壌肥料学会編. pp.120-152. 博友社. 東京.
- 宮崎成生・大村裕顕（1998）生石灰処理による豚ふんの粒状肥料化（第2報）畑作物への施用効果. 栃木農試研報. 47:29-36.
- 三好 洋（1984）農業技術体系土壌施肥編. 第4巻, 土壌診断の考え方-作物の種類と地力評価-. 基本 pp.11-12. 農文協. 東京.
- 森 昭憲・藤野雅丈・竹崎あかね（2001）木炭の孔隙特性が硝酸イオンの保持機能に及ぼす影響. 土肥誌. 72:642-648.
- Murphy, L.S., G.W. Wallingford and W.L. Powers (1972) Effects of application rate in direct land disposal of animal wastes. *Journal of Dairy Science*. 56:1367-1374.
- 長田 隆（2002）豚のふん尿処理に伴う環境負荷ガスの発生. 畜産草地研究所報告. 2:15-62.
- 中野明正・上原洋一・山内 章（2001）施設土壌における塩類集積の現状と低硫酸根緩効性肥料による化学ストレスの改善. 土肥誌. 72:237-244.
- 中野明正（2004）有機性廃棄物を用いた養液土耕栽培法の開発と窒素安定同位体比を用いた農産物施肥歴の推定. 農林水産省農林水産技術会議事務局. pp.1-7. <http://www.vegetea.affrc.go.jp/print/proceedings/2/1-1.pdf>
- 中西康博・高平兼司・下地邦輝（2001）地下水窒素汚染における起源別窒素負荷率の重回帰法による推定. 土肥誌. 72:365-371.
- 根路銘美穂・豊田剛己・Tajul M.D. Isalam・佐藤一郎・松岡智生・西島孝紀（2005）生ゴミ炭化物の土壌施用によるトマト青枯病抑制. 土と微生物. 59:9-14.

- Nicks, B., M. Laitat, M. Vandenheede, A. Desiron, C. Verhaeghe and B. Canart (2003) Emissions of ammonia, nitrous oxide, methane, carbon dioxide and water vapor in the raising of weaned pigs on straw-based and sawdust-based deep litters. *Anim. Res.*, 52:299-308.
- 西原英治・元木 悟 (2009) 活性炭の農業利用. pp.1-244. 農文協. 東京.
- 西 春彦 (2003) 糞尿処理に踏み出すために. 牧草と園芸. 51:1-8.
- 西尾道徳 (1987) 農業技術体系土壌施肥編. 第1巻, 土壌の働きと根圏環境, VA 菌根菌. pp.167-172. 農文協. 東京.
- 西尾道徳 (2003) 農業生産環境調査にもとづく我が国のリン酸施用実態の解析. 土肥誌. 74:435-443.
- 西尾道徳 (2005) 農業と環境汚染. 余剰窒素による地下水汚染リスクの評価方法. pp.146-171. 農文協. 東京.
- 西尾道徳 (2006) 農業技術体系土壌施肥編. 第5-1巻, 堆肥の肥効率の検証. 畑の土壌管理. pp.162の8-162の15. 農文協. 東京.
- 農業協同組合新聞 (2008) 土壌診断に基づく適切な施肥設計でコストを削減.
<http://www.jacom.or.jp/ronsetsu/kaisetsu/kaisets08/rons103k08061308.htm>
- 農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」(2007) 農林水産省農林水産技術会議事務局委託事業「千葉県北東部におけるバイオマス多段利用システムの構築及び実証」アグリ・バイオマスタウン構築へのプロローグ. pp.1-161.
- 農林水産省農産園芸局農産課 (1996) 土壌改良と資材—地力増進基本指針—. pp.15-25. 土壌保全調査事業全国協議会発刊. 東京.
- Ogiyama, S., K. Sakamoto, H. Suzuki, S. Ushio, T. Anzai and K. Inubushi (2005) Accumulation of zinc and copper in an arable field after animal manure application. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 51:801-808.
- 荻山慎一・坂本一憲・鈴木弘行・牛尾進吾・安西徹郎・犬伏和之 (2005) 家畜ふんコンポストを施用した各種畑土壌におけるコマツナによる亜鉛と銅の吸収. 土肥誌. 76:293-297.
- 荻山慎一・鈴木弘行・坂本一憲・犬伏和之 (2008) 豚ふんコンポスト施用土壌におけるアーバスキュラー菌根菌の接種及び木炭の施用がトウモロコシの亜鉛と銅の吸収に及ぼす影響—MIDIシステムを用いた土壌中の菌根菌プロパギュールの測定—. 土肥誌. 79:255-262.
- 大谷杉郎・小島 昭 (2004) 炭素—微生物と水環境をめぐって. pp.1-230. 東海大学出版会. 神奈川.
- 折原健太郎・上山紀代美・藤原俊六郎 (2002) 家畜ふん堆肥の重金属含量の特性. 土肥誌. 73:403-409.
- Pratt, P.F. (1979) Management restrictions in soil application of manure. *J. Anim. Sci.*, 48:134-143.
- Rajan, S.S.S., J.H. Watkinson and A.G. Sinclair (1996) Phosphate rocks for direct application to soils. *Advances in agronomy*. 57:77-159. ACADEMIC Press. San Diego, CA.
- Reneaum, Jr. R.B., G.D. Jones and J.B. Friedericks (1983) Effect of P and K on yield and chemical composition of forage sorghum. *Agron. J.* 75:5-8.
- Rodriguez, E., R. Sultan and A. Hilliker (2004) Negative effects of agriculture on our environment. *The Traprock*. 3:28-32.
- 齋藤 守 (2002) 栄養管理による豚からの環境負荷物質排泄量の低減. 農業技術. 57(6):278-283.
- 作物分析法委員会 (1975) 栽培植物分析法. pp.69-86. 養賢堂. 東京.
- Sánchez, M.E., O. Martínez, X. Gómez and A. Morán (2007) Pyrolysis of mixtures of sewage sludge and manure: A comparison of the results obtained in the laboratory (semi-pilot) and in a pilot plant. *Waste Management*. 27:1328-1334.
- Saran, S., E.L. Capel, E. Krull and R. Bol. (2009) Biochar, climate change and soil: A review to guide future research. *CSIRO Land and Water Science Report*.
<http://www.csiro.au/files/files/poei.pdf>
- Shapiro, C.A., W.L. Kranz and C.S. Woltmann (2005) Salt thresholds for liquid manure applied to corn and soybean. *American Society of Agricultural Engineers*. 48:1005-1013.
- 嶋田典司 (1969) 作物に対する塩類の濃度障害に関する基礎的研究 (第2報) キュウリ根の活性に及ぼす共存塩類の効果について. 土肥誌. 40:32-37.
- 志村 進・甲 忠敏・北林 誠・清水健司 (2007) 下水汚泥炭化物のバイオマス燃料利用, 電気製鋼. 78:73-78.
- 真行寺孝・大塚英一・金子文宜・松丸恒夫 (2006) 湧水中の $\delta^{15}\text{N}$ 及びイオン組成解析による下総台地の硝酸汚染の実態. 千葉農総研報. 5:95-103.
- 真行寺孝・松丸恒夫 (2007) 牛ふん炭化物の施用量お

- よび多量施用土壌の除塩がコマツナの生育と養分吸収および溶脱塩類に及ぼす影響. 土肥誌. 78:355-362.
- 真行寺孝・松丸恒夫・犬伏和之 (2009) 牛ふんの炭化物および除塩炭化物のコマツナに対するリン酸肥効の持続性と除塩炭化物による塩類障害軽減効果. 土肥誌. 80:355-364.
- 凌 祥之 (2002) 農業廃棄物の炭化による再利用技術の確立. 農業技術. 57:273-277.
- 凌 祥之・束理 裕 (2003a) バイオマス由来の炭化物の用途開発と炭化装置の改良. 農及園. 78:1049-1055.
- Shinogi, Y. and Y. Kanri (2003b) Pyrolysis of plant, animal and human waste; physical and chemical characterization of the pyrolytic products. *Bioresource Technology*. 90:241-247.
- 凌 祥之・束理 裕 (2003c) バイオマス由来の再資源炭の性状と農地還元. 農林水産技術研究ジャーナル. 26:37-42.
- 凌 祥之 (2006) バイオマス炭化 現状, 問題点と展望. 木質炭化学会誌. 3:5-14.
- Stims, J.T. and D.C. Wolf (1994) Poultry waste management; agricultural and environmental issues. *Advances in agronomy*. 52:1-72. ACADEMIC Press. San Diego, CA.
- 杉山 恵・阿江教治 (2000) 黒ボク土および黒ボク土に施用した鉍物に対する作物のカリウム吸収反応. 土肥誌. 71:786-793.
- Sutton, A.L., V.B. Mayrose, J.C. Nye and D.W. Nelson (1976) Effects of dietary salt level and liquid handling systems on swine waste composition. *J. Anim. Sci.*, 43: 1129-1134.
- 鈴木一好・田中康男・長田 隆・和木美代子 (2001) 豚舎汚水中の P, Mg, Ca 濃度およびこれら成分の結晶化法による除去の可能性. 日本畜産学会報. 72:72-79.
- 鈴木睦美・山田正幸・高橋朋子・浦野義雄・福光健二 (1998) 群馬県における家畜ふん尿発生の分析. 群馬畜試報. 5:57-61.
- Sweeten, J.M., K. Annamalai, B. Thien and L.A. McDonald (2003) Co-firing of coal and cattle feedlot biomass (FB) fuels, Part I. Feedlot biomass (cattle manure) fuel quality and characteristics. *Fuel*. 82:1167-1182.
- Tagoe, S.O., T. Horiuchi and T. Matsu (2008) Effects of carbonized and dried chicken manures on growth, yield, and N content of soybean. *Plant and Soil*. 306: 211-220.
- 高田良三 (2004) 排泄物中の銅, 亜鉛の低減に向けた飼養管理技術. 農林水産技術研究ジャーナル. 27:17-22.
- 高橋英一 (1991) 塩類集積土壌と農業・V 植物における塩害発生の機構と耐塩性. 日本土壌肥科学会編. pp.123-154. 博友社. 東京.
- 高橋英一・前嶋一宏・岡崎美晴 (1997) カリウム供給量をかえて土耕栽培した葉菜類に対するナトリウムの施用効果. 土肥誌. 68:363-368.
- 武田育郎 (2007) 農業生産におけるリン酸負荷の現状と課題. 水環境学会誌. 30:343-347.
- 竹本 稔・川村英輔・藤原俊六郎 (2002) ハウス乾燥方式により神奈川県内で生産された牛ふん堆肥の特徴. 土肥誌. 73:161-163.
- 竹本 稔・上山紀代美・田邊 眞・川村英輔・岡本 保・加藤直人 (2008) 畜ふん堆肥の低塩類化法の検討. 各種処理時の牛ふんの成分変化の検討. 土肥要旨集. 54:161.
- 田代正一 (2000) EU の硝酸塩指令に関する一考察. 鹿大農学術報告. 50:95-101.
- 土田通彦・相川博志・岡島量男 (2003) 肥効調節型肥料による露地ウンシュウミカンの年1回施肥法. 土肥誌. 74:519-524.
- 梅谷章人・野網よしの・井汲芳夫・鈴木武志・阿江教治 (2008) Heatphos 法により作製した人工リン鉍石乾燥品の特異な肥料効果の解明. 土肥要旨集. 54:144.
- 浦野義雄・高橋朋子・鈴木睦美・山田正幸 (1999) : 家畜ふん炭化処理前後の性状変化. 群馬畜試研報. 6:107-110.
- 浦野義雄・山田正幸・鈴木睦美 (2008) 堆肥からの肥料成分を計算するソフト. 群馬畜試研報. 11:75-80.
- 牛尾進吾・吉村直美・鈴木節子・安西徹郎・中島信夫 (2001) 家畜ふん堆肥の成分特性を示す「堆肥クオリティーチャート」. 土肥誌. 72:291-294.
- Van Horn, H.H., A.C. Wilkie, W.J. Powers and R.A. Nordstedt (1994) Components of dairy manure management systems. *J. Dairy Sci.*, 77:2008-2030.
- Velthf, G.L., J.A. Nelemans, O. Oenema and P.J. Kuikman (2005) Gaseous nitrogen and carbon losses from pig manure derived from different diets. *J. Environ. Qual.*, 34:698-706.
- 渡邊浩一郎・六平一良・松田広子・有馬泰紘・平田 熙・久米民和・松橋信平 (2001) 生殖生長期ダイズ

- の生育とリン酸吸収に及ぼすアーバスキュラー菌根菌の影響—可給態リン酸蓄積黒ボク畑表土を用いたポット試験. 土肥誌. 72:793-796.
- Wulf, S., M. Maeting and J. Clemens (2002) Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide and methane emissions after spreading ; II. greenhouse gas emissions. J. Environ. Qual. 31:1795-1801.
- Xian, Y.L., L.G. Liang, T.S. Hua, S. Gavin and H.Z. Huan (2007) Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application. Science of the Total Environment. 383:106-114.
- 薬師堂謙一 (2003) 家畜ふん尿の炭化・エネルギー化システム. 農林水産技術研究ジャーナル. 26:14-19.
- 薬師堂謙一 (2004) 家畜ふん尿の多段階式コ・ジェネレーションシステム. 農林水産技術研究ジャーナル. 27:35-40.
- 山田正幸・高橋朋子・鈴木睦美・浦野義雄 (1999) 堆肥施用量決定要因としての発芽試験と電気伝導率. 群馬畜試研報. 6:100-106.
- 山田正幸・高橋朋子・鈴木睦美・松本尚子 (2006) 堆肥の性状把握方法と「家畜排せつ物法」の影響評価. 群馬畜試研報. 13:109-117.
- 八槨 敦・斉藤研二・安西徹郎 (2003) 千葉県における農地に関する窒素収支. 千葉農総研研報. 2:62-69.
- 山本大輔・坂本一憲 (2006) 千葉県下に分布する各種畑土壌の諸性質に及ぼすバイオマス炭化物の影響. 平成 17 年度木質バイオマス利活用実用化促進事業, 木炭新用途開発研究成果 (中間) 報告書. 木質バイオマス新用途開発プロジェクトチーム. pp.31-57.
- 山本幸洋・金子文宜・大塚英一・松丸恒夫 (2005) 砂質露地畑における牛ふん炭施用による農薬鉛直浸透抑制効果. 農薬学会第 30 回大会要旨集. p.64.
- 山内益夫 (1991) 塩類集積土壌と農業・VI 中性植物の耐塩性における品種間差の発現機構. 日本土壌肥料学会編. pp.155-176. 博友社. 東京.
- 八尾泰子・日高 伸 (2001) 溶成ケイ酸カリ肥料の溶解特性と肥効. 土肥誌. 72:603-610.
- 安江園子・金子文宜 (2008) 新しい考え方に基づく水稻の有機物施用技術 (環境にやさしい農業技術研修会資料) pp.21-22. 千葉県農林総合研究センター環境保全型農林業技術開発研究事業第Ⅲ期研究成果集.
- 家壽多正樹・八槨 敦・戸辺 学・安西徹郎 (2003) 黒ボク土畑における有機物および土壌改良資材の連用が作物収量および土壌に及ぼす影響. 土肥誌. 74:673-677.
- 彌富道男 (1999) 農業技術体系野菜編第 4 巻. 有機物の種類と施用法. 基 pp.241-251. 農文協. 東京.
- 横田 剛・伊藤豊彰・小野剛志・高橋正樹・三枝正彦 (2003) 製造条件の異なる牛ふん堆肥の無機態リン酸組成. 土肥誌. 74:133-140.
- 横山理英・林 聡・中西 真・高田 潤 (2008) Ca を含有させた木質系廃棄物由来炭化物材料の硝酸性窒素吸着特性. 粉体および粉末冶金. 55:177-184.
- 吉田 澤・三浦周行・山崎 篤 (1996) 土壌と肥料の混合の強弱がツケナの生育に及ぼす影響. 土肥誌. 67:413-418.
- Yost, R.S., G.C. Naderman, E.J. Kamprath and E. Lobato (1982) Availability of rock phosphate as measured by an acid tolerant pasture grass and extractable phosphorus. Agron. J. 74:1352-1356.

Summary

Studies on the bio-phosphate material with low nitrogen load produced by desalting carbonized cattle feces

Takashi SHINGYOJI

In an intensive agricultural system, large amounts of unused livestock feces is one major factor increasing the nitrate contamination of surface and ground water. Carbonized livestock feces (CLF) is a promising alternative for recycling animal waste on farm lands while minimizing nitrogen loads to the environment. The objective of this study is to develop a usage of carbonized cattle feces (CCF) as a bio-phosphate material enabled to be applied in large quantities on farm lands. This research focused on the evaluation of phosphorus (P) availability in CCF and developing practices of its salt removal.

In chapter 1, it was proposed that the traditional way of composting livestock feces has had little effect on lowering nitrogen loads. Using a new recycling method of surplus livestock feces is indispensable for preventing a large impact on the environment. Therefore, it is necessary to study CLF as a new recycling method. Present research related to CLF was surveyed and benefits were ascertained. The reasons for selecting CCF as a representative material from the CLF was stated in chapter 1. Following are example using CCF as the bio-phosphate.

In chapter 2, a study of CCF as a substitute for PK fertilizers was compared to rapid-release chemical PK fertilizers (super-phosphate of lime, potassium chloride) applied equally using the Komatsuna (*Brassica rapa* L.) grown on pot packed with two different soils, a humic Andosol (Andosol) and a coarser-textured Brown Lowland soil (sandy soil). A similar chemical composition of CCF produced at 500 °C and 800 °C containing citric-acid soluble P, and K at 2-7% proximately was also used. Their fertilizer effect was similar. Therefore, the CCFs produced at 500 °C were used during research; once at 400 °C. The growth of Komatsuna (*Brassica rapa* L.) in summer and winter and spinach (*Spinacia oleracea* L.) in winter cultivated in the above soils and applied with CCF were also compared to the chemical PK fertilizer. The results indicated that the CCF fertilizer, as a substitute PK fertilizer, was not effected by temperature changes during the plant growth periods.

In chapter 3, the effects of the increasing rate of the CCF application and subsequent salt removal by irrigation on the growth, nutrient uptake of Komatsuna, and nutrient leaching from the soil were

examined. Two CCFs, produced at 400 °C and 500 °C were applied to above soils, in amounts 2.5, 7.5, 12.5 times (400 °C) and 1, 3, 6 times (500 °C) the recommended phosphate fertilizer application 150 kg-P₂O₅ ha⁻¹. Where the CCF equivalent to 900 kg-P₂O₅ ha⁻¹ was applied, salt removal treatment was also tested by applying 63 mm of irrigation water 7 and 48 days after seeding. Increasing the application rate of CCF at 400 °C (citric-acid soluble P₂O₅ 4.8%) reduced the plant growth 12.5 times in both soils. CCF at 500 °C (citric-acid soluble P₂O₅ 1.98%), irrespective of application rate, showed no plant growth inhibition in the Andosol, while the growth was significantly inhibited in the sandy soil when the CCF equivalent to 450 kg-P₂O₅ ha⁻¹ or more was applied. After the first salt removal by irrigation, the growth inhibition became statistically insignificant in terms of the dry weight of the upper plant, although a suppression of P, K, Ca and Mg uptake was still observed. The dominant leached ions upon the first salt removal treatment were Cl and K, with the concentrations in the effluent of 3,774 mg L⁻¹ and 2,069 mg L⁻¹, respectively, from the sandy soil, and 2,025 mg L⁻¹ and 2,517 mg L⁻¹, respectively, from the Andosol. These highly concentrated salts were assumed to be derived from the CCF and responsible for the inhibition of plant growth. The double salt removal treatments were ineffective in view of the fact that the leached Cl accounted for only 13% of the Cl contained in the CCF applied pot. These results suggest that CCF should be applied at a rate equivalent to the recommended P fertilizer application, and that salt removal from the CCF prior to application should be effective for avoiding salt problems.

In chapter 4, two experiments were carried out to determine the residual P availability and salt influence of CCF and washed CCF (WCCF) using pot cultivated Komatsuna as a test plant to develop the usage of CCF as a slowly released P material. In the first experiment, the top growth of the plant was increased only by the addition of P but not of K in the Andosol and sandy soil with very low PK levels. Results suggest that this plant is useful for evaluating the P availability of CCF. In the second experiment, to evaluate initial and residual P availability of CCF and other P materials, plants were pot-cultivated 4 times a year successively. The weight of the upper plant was measured on both soils where thermal-fused phosphate (Yoorin) 900kg P₂O₅ ha⁻¹, CCF 900kg P₂O₅ ha⁻¹ and WCCF, water 80 to 1 CCF (w/w), 750kg P₂O₅ ha⁻¹ were applied one time prior to the first planting. Superphosphate 150kg P₂O₅ ha⁻¹ was added at each pre-planting as a control. For Andosol, in the first and second plantings, the availability of P supplied in Yoorin, CCF and WCCF was similar to the P of the control. At the third planting, P availability in Yoorin was also similar to the control; however the response of P in CCF rose to 150% and WCCF declined to 80% of the P availability in the control. At fourth planting, the P in all three materials was approximately 20% less available than that of the control. In the sandy soil, by the end of the second planting, the P availability in Yoorin and WCCF was also similar to that of the control. For the CCF, there was a decline in the P availability. From the third planting,

availability of P in Yoorin was similar to the control. The availability of P in CCF and WCCF increased significantly to 140% and 240% of that of the control. The P extractants of the soils were measured and averaged using water and the Truog-method after each harvest. The P contents of the applied Andosol, CCF and WCCF showed very little increase similar to the Yoorin.

However, the water solubility of P in the applied sandy soil showed both CCF and WCCF increased by 5 to 9 times more than that of the applied Yoorin at the first planting. The water soluble salts, Cl and K averaging contents of either applied soils CCF were 2 to 3 times and 13 to 18 times higher than that of the control. In the case of WCCF, these contents were estimated 1/4 to 1/2 and 2 to 4 times compared to the control. Thus the WCCF may be a useful phosphate material without a high risk of salt accumulation where much CCF application is required.

In chapter 5, a leaching column studies were conducted in order to determine the influence, intensity, and amount of rainfall needed to remove salt from the CCF. The controlled study used two columns at 0.1m diameter of packed the CCF with 1m height and one colume received a total of 1500 mm of pure water at intervals of 30 mm and one at 150 mm per week. Main salts in leachates were Cl and K which were rapidly removed from the CCF by 40% and 44% respectively until a total of 600 mm. Afterward notable subsequent removal of the salts were not observed. P removal along with leachates also increased linearly with increasing amounts of water, although this P loss didn't reach under 10% of the P content in CCF during the experiment period using 1500 mm of water. These patterns of salt elution of the CCF columns were mainly affected by the total amount of watering not by the intensity. Results suggest that, when the CCF is piled up at 1m height, a total rainfall of 600 mm is necessary for being compatible with salt removal and retention P availability of the WCCF. Furthermore, in the case of a high rate of the WCCF application requested, more advanced salt removal practices should be developed such as prolonged exposing with rainfall and stirring up of the piled CCF.

In chapter 6, through a reconsideration of findings of this study, general discussion was conducted confirming the significance of the following three matters where re-use of the livestock feces are required; i) reduction management of their impact to environment, ii) amelioration of their salt damage to soil and plant and iii) creation of more valuable recycled product derived them. The above three conditions were mostly satisfied by the WCCF developed successfully in this study, although a few problems still remained when it was used; such as economic threshold and heavy metals contained in WCCF. Finally it was proposed that, to improve these issues and complete the WCCF methods in the near future, related studies based on positive corporation between research and industry should be involved.

