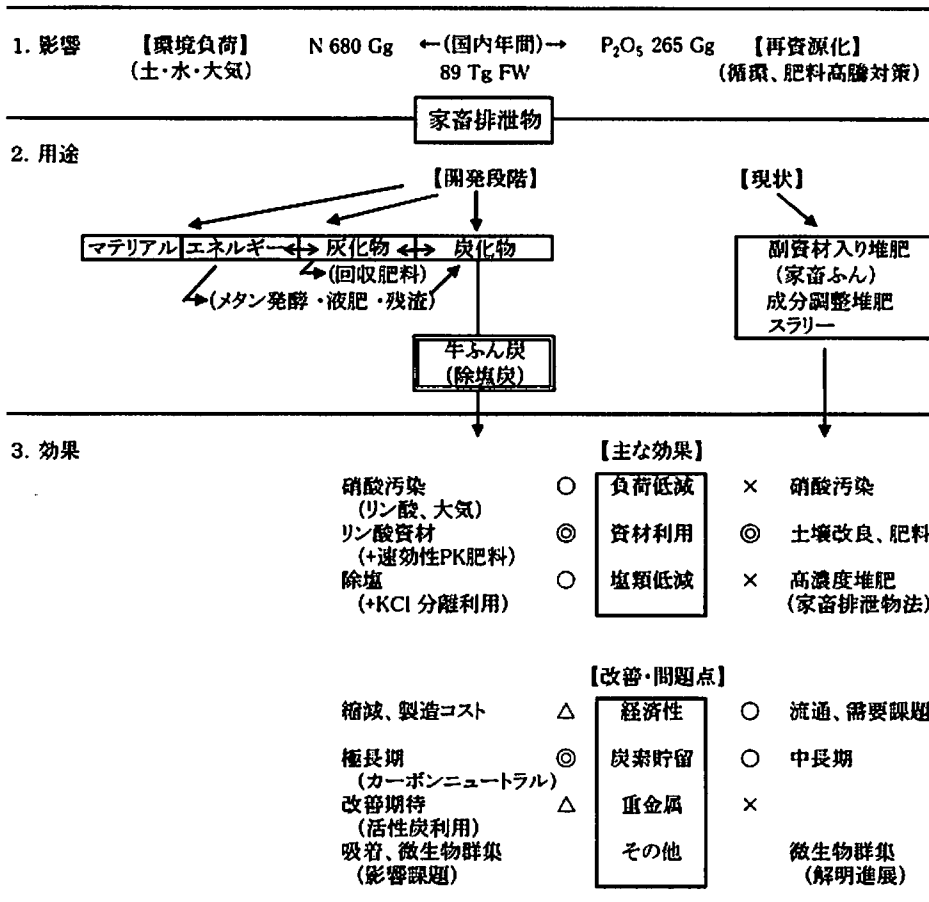


第VI章 総合考察

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、農地還元の際に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; 寶示戸ら, 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(Nicke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去水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、高濃度に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 (島中・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溜水除塩、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、栽培中の多量溜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溜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) の溜水処理では、合計 130mm の溜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 倍を溜水した処理では、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溜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 まで溜水しても 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、洗浄時の溜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者で 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。家畜ふん堆肥を運用した野菜畑では、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タ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 程度の溜水量でも 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、運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焼却処分 (藤本, 2008) する場合には、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、溜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す行うことで、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(齋藤, 2002; 高田, 2004; 櫛淵ら, 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。特に農薬では、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。