

新潟県農業総合研究所

研究報告

JOURNAL OF THE NIIGATA AGRICULTURAL RESEARCH INSTITUTE

No.
12

MARCH.2014

新潟県農業総合研究所研究報告 第12号

目 次

1. ファイトレメディエーションによる水田土壌のカドミウムの浄化と 水稲のカドミウム吸収抑制に関する研究

本間利光..... 1

2. 制度改正に伴う新規設立法人の特徴と経営発展方策

守屋透・西澤靖樹・小林孝章・加納義高・長谷川秀夫・渡邊勸..... 101

[ノート]

3. 水稲新品種「新潟次郎」

石崎和彦・松井崇晃・名畑越夫・神戸崇・奈良悦子・星豊一・
池善世・佐々木行雄・星野卓・竹内睦・小出道雄・東聡志・
阿部徳文・近藤敬..... 121

ファイトレメディエーションによる水田土壌のカドミウムの浄化と 水稲のカドミウム吸収抑制に関する研究

本 間 利 光*

第 1 章	緒論	
第 1 節	研究の背景	2
第 2 節	既往の研究	3
第 3 節	研究の目的	9
第 2 章	低カドミウム汚染圃場におけるイネを用いた土壌浄化	
第 1 節	カドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化	11
第 2 節	転換畑におけるカドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化	18
第 3 節	土壌浄化期間中の土壌カドミウムの形態変化	32
第 3 章	土壌の理化学性を指標としたカドミウム吸収リスクの評価	
第 1 節	既存データを活用したダイズ子実カドミウム濃度の推定	39
第 2 節	水田土壌中カドミウムの存在形態と土壌理化学性の相関について	48
第 4 章	栽培管理の違いが玄米カドミウム濃度に及ぼす影響	
第 1 節	水稲の穂肥窒素の施用法が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響	56
第 2 節	糖蜜の施用が玄米カドミウムおよびヒ素濃度に及ぼす影響	62
第 3 節	栽培期間中の土壌酸化還元電位と玄米カドミウム濃度	66
第 5 章	総合考察	
第 1 節	新たな基準に対応した土壌修復技術	73
第 2 節	新たな基準に対応した吸収抑制技術	74
第 3 節	新たな基準に対応したリスク管理	75
第 4 節	今後の展望	76
総 括		78
謝 辞		80
引用文献		81
Summary		98

2013年5月27日 受 理

*農業総合研究所基盤研究部

本稿は新潟大学審査位学位論文に一部加筆修正したものである。

第1章 緒論

第1節 研究の背景

カドミウムは原子量 112.40, 単体では銀白色を呈しクラーク数が比較的小さい元素で, 地球の地殻に広く分布し, 地殻の自然含有量は 0.2 mg kg^{-1} , 河川では $0.1 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ である(飯村, 1998). 自然界では, カドミウムは亜鉛鉱石に亜鉛の 1/200 程度含有し, 通常, 亜鉛生産の副産物として生産されてきた. 主な工業的な用途は, ポリ塩化ビニル(PVC)の安定剤, プラスティック・ガラス製品の着色料, ニッカド電池の電極材料等, 様々な合金の成分として使用されている.

日本では 1968 年に厚生省(現, 厚生労働省)が富山県婦中町で発生した“イタイイタイ病“の原因物質がカドミウムであると発表して以来知られるようになった. この公害病は, 神通川上流の神岡鉱山から排出されたカドミウムによって汚染された農地から産出された汚染米が原因で腎臓機能障害や骨軟化症を引き起こしたもので, 認定患者数は 192 人に達している. この公害病の発生を契機として, 1970 年に農用地の土壤汚染防止等に関する法律(農用地土壤汚染防止法)が制定され, 玄米カドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} を超過する地域(土壤汚染対策地域)については, 客土を中心とした土壤汚染対策が実施されてきた. 対策地域の汚染原因は鉱山によるものが最も多く, 39 地域(61.9%), 鉱山及び製錬所によるものが 7 地域(11.1%), 製錬所のみによるもの 7 地域(11.1%), その他工場等が 10 地域(15.9%)となっている. 鉱山による汚染は, 汚染源の鉱山(及び製錬所等)から排出されたカドミウムが, 豪雨時などに河川を流下し, 下流の水田を汚染したものが多く, 製錬所のみによる汚染は, 製錬所の熔鉱炉から揮散したカドミウムを含むばいじんが, 製錬所を中心とする範囲に降下して, 周辺の農地を汚染したものが多く, また, 0.4 mg kg^{-1} 以上の濃度のカドミウムを含む玄米については食糧庁の通達により流通禁止措置がとられてきた(農林水産省 2001a). 環境省(2007)によると, 全国の 6,428 ha の農地がカドミウム汚染地域として指定され, 現在までに 90%以上で対策事業が完了している. しかし, 食糧庁が 1997~2000 年産米について実施した全国調査において, 当時の食品衛生法のカドミウム許容基準値(1 mg kg^{-1})を超過

する玄米が相次いでみつかり, 農作物におけるカドミウム汚染の問題が未だ解決していないことが明らかとなった.

人への暴露経路としては, 鉱山や精錬工場等における粉じんやフェームの吸入や喫煙による吸入暴露があるが, 多くは食品中からの経口暴露である. 日本人の食品の種類別カドミウム摂取寄与率については, 主食であるコメが最も多く 46.5%を占め, 次いで魚介(12.8%), 野菜・海藻(12.4%), 雑穀・芋(12.4%), 有色野菜(5.2%), 豆・豆加工品(3.5%), 加工食品(3.5%)となっている(厚生労働省 2005). また, コメの消費量は近年減少しており, これに伴い日本人のカドミウム摂取量も 1979 年の $46 \text{ } \mu\text{g/人/日}$ から 2005 年には $22 \text{ } \mu\text{g/人/日}$ とほぼ半減しているが, 欧米やアジア諸国のカドミウム摂取量と比較すると依然として多いことが知られている. 尚, カドミウム摂取量 $22 \text{ } \mu\text{g/人/日}$ は $2.9 \text{ } \mu\text{g/kg}$ 体重/週に相当し, FAO/WHO 合同食品添加物専門家委員会(JECFA)及び食品安全委員会による現在のカドミウム暫定耐容週間摂取量(PTWI) $7 \text{ } \mu\text{g/kg}$ 体重/週の約 41%に相当する.

また, 食品中のカドミウム濃度に関しては 1988 年よりコーデックス委員会(FAO/WHO 合同食品規格委員会)により国際的な含有率の基準値の策定が進められ, 精米については 2006 年に 0.4 mg kg^{-1} の基準値が採択された(Codex 2006). 国内では摂取寄与率が高いコメについては, 2008 年 7 月に食品安全委員会により食品中のカドミウムに関する食品健康影響評価の結果(耐容週間摂取量 $7 \text{ } \mu\text{g/kg}$ 体重/週)が示されたことを受け, 2010 年 4 月に食品衛生法の改正が告示され, 玄米及び精米中のカドミウム濃度は 0.4 mg kg^{-1} を超えてはならないとされた. 告示された食品衛生法の施行は 2011 年 2 月 28 日からとされており, 2010 年産米を含むこの時点で流通しているコメ全てについて基準値が適応される. これらを踏まえて, 前述の農用地土壤汚染防止法の土壤汚染対策地域の指定要件も玄米 1.0 mg kg^{-1} 未満から 0.4 mg kg^{-1} 以下に変更されることが答申され, 土壤汚染対策地域が大幅に増大することが見込まれる. 更に, 2009 年 3 月に欧州食品安全機関(EFSA)が, カドミウムの PTWI を $2.5 \text{ } \mu\text{g/kg}$ 体重/週と評価したことを受け, 2010 年 6 月開催予定の JECFA でカドミウムの毒性について再評価することが決定されている. 仮に PTWI の見直し

行われれば、2011年3月開催予定の第5回コーデックス食品汚染物質部会(CCCF)より、食品のカドミウム国際基準値見直しに係る検討が開始されることが予想される。

このように、厚生省が1968年にイタイイタイ病の発生原因が神岡鋳業所から排出されたカドミウムであると発表して以来、コメのカドミウムの成分規格が 1.0 mg kg^{-1} 未満と設定され、農用地の土壌の汚染防止に関する法律が制定され、2010年には新たな基準値が策定され、今日に至っている。しかし、近年では産地偽装や非食用米の流用、賞味期限の改ざん等の食の安心・安全を脅かす事態が毎年のように発生し、消費者の食品に対する信頼を損ねている状況である。そのため、食品からのカドミウム摂取量が最も高いコメのカドミウム濃度を低減し、消費者に安全な食品を提供することは、食品の生産・流通・加工に携わる者にとって最優先事項の一つとなっている。

第2節 既往の研究

食品中のカドミウム濃度低減については、厚生省がイタイイタイ病発生の原因物質がカドミウムであることを報告して以降、1970年代より大学・国・地方農試において精力的に研究が行われてきた。特に、農林水産省特別研究「水質汚濁が農作物被害に及ぼす影響の解析に関する研究」、「農用地土壌の特定有害物質による汚染の解析に関する研究」、別枠研究「農林漁業における環境保全に関する研究」の中の「鋳工業化に伴う重金属汚染が農耕地の生態系に及ぼす影響に関する実態解析」、文部省特定研究「人間生存と自然環境」のうちの「重金属等による土壌—植物系汚染の機構とその除染に関する基礎的研究」(1971~1973)、「土壌—植物系における汚染重金属の挙動とそれの指標植物に関する基礎的研究」(1974~1976)では網羅的に研究が実施され、多くの有益な知見が得られている。近年では、Codexにおける食品中のカドミウム濃度の基準値策定を受けて、農林水産省委託プロジェクト研究「農林水産生態系における有害化学物質の総合管理技術の開発」(2003~2007)、および「生産・流通・加工工程における体系的な危害要因の特性解明とリスク低減技術の開発(農産物におけるヒ素およびカドミウムのリスク低減技術の開発)」(2008~2012)において新たな基準値に対

応したカドミウムの吸収抑制技術が研究されている。

ここでは、既往の研究について下記に分類して記載する。

- (1) 土壌・作物体中のカドミウム濃度・動態
- (2) カドミウムの吸収に関連する要因
- (3) カドミウム吸収の推定・リスク評価
- (4) カドミウムの土壌からの浄化
- (5) カドミウムの土壌への収着

土壌・作物体中のカドミウム濃度・動態

日本の非汚染土壌中の平均カドミウム濃度について、伊藤ら(1979)は 0.44 mg kg^{-1} 、(財)土壌協会(1984)は 0.33 mg kg^{-1} 、浅見ら(1988)は 0.295 mg kg^{-1} と報告しており、概ね $0.3\sim 0.4 \text{ mg kg}^{-1}$ と考えられ、世界の多くの土壌を取りまとめたBowen(1979)の 0.35 mg kg^{-1} と比較しても決して高い値ではない。また、山崎ら(2009)による日本全国の代表的な土壌を用いた解析によると、土壌カドミウムの最小値は 0.015 mg kg^{-1} 、中央値は 0.27 mg kg^{-1} 、最大値は 3.37 mg kg^{-1} であり、赤色土では土壌化の過程で人為的汚染がなくても 3 mg kg^{-1} を超える土壌があることや、火山灰土壌は非火山灰土壌より有意に低いことを報告している。一方、渋谷(1973)は土壌群別非汚染水田土壌の平均カドミウム濃度は 0.45 mg kg^{-1} で腐植に富んだ火山灰質系土壌はやや高いと報告しているが、(財)土壌協会(1984)の調査によると火山灰土壌でカドミウム濃度(0.1 M 塩酸抽出)が高くはなく、黒泥・泥炭土壌でやや高い傾向がみられた報告している。地目別では1972年の調査(農林水産省農政局 1972)によると0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度は水田(0.35 mg kg^{-1})、畑(0.26 mg kg^{-1})、樹園地(0.31 mg kg^{-1})となっており灌漑水由来のカドミウムの蓄積が示唆された。土壌中のカドミウムの存在形態について、藤本ら(1976)は土壌の粒径別カドミウム濃度を調べた結果、汚染土壌では非汚染土壌より粗粒画分に多くのカドミウムが存在していることを報告している。伊藤ら(1976)は粗粒質土壌は代掻きによりカドミウムが粘土粒子と共に表層部に集積することを認めている。長谷部ら(1986)は水田において透水速度が増すとともに表層直下は酸化されやすく、粗粒質土壌では落水後速やかに土壌 Eh は上昇することを報告しており、土壌カドミウムの形態変化が圃場の透水

速度や粒質に影響を受ける可能性を示唆している。

浅見ら(1986, 1988)は、濃縮係数(作物カドミウム濃度/土壌カドミウム濃度)が低い土壌では、土壌還元に伴い硫化物の生成や交換態カドミウムの減少が急激に起こること、非汚染土壌では全カドミウム濃度は水田、畑、森林の間に差がないが 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度は水田で高いことを報告している。

土壌中のカドミウムの動態として、飯村(1973)は湛水条件下で水稻を栽培すると玄米カドミウム濃度が著しく低下する原因は、湛水により土壌中のカドミウムが難溶性の硫化カドミウムに形態変化するためと述べている。伊藤ら(1975)は水田土壌中のカドミウムは湛水条件下では酢安抽出量が著しく少ないことから、カドミウムが交換性イオンから硫化物に変化することを示唆した。一方、硫化カドミウムの溶解は Fe(III)の共存で促進されることや、硫化カドミウムの生成には還元に伴う鉄の変化が大きく影響しているとしていることが報告されている(皆川ら 1973, 鎌田ら 1974)。このように、土壌の還元化による硫化カドミウムの生成は水田におけるカドミウムの動態に大きく影響している。Kang *et al.* (1998a) は土壌還元の進展に伴い交換態カドミウム濃度と無機結合態カドミウム濃度は顕著に減少するが、有機結合態カドミウム濃度は変化せず、前記 3 形態以外の画分の増加は硫化カドミウムの生成によるものと推察した。

農耕地土壌へのカドミウムの蓄積についていくつか報告がある。水田土壌への過リン酸石灰の 66 年間にわたる施用や、リン酸肥料の 40 年以上連用でも土壌中にカドミウムの蓄積は認められなかった(農林水産技術会議事務局 1976)が、一部の污泥肥料や堆肥の連用によりカドミウムの蓄積が認められている(川崎 未発表)。特に、Mishima *et al.* (2004)は熔リンを除くリン酸肥料や化成肥料は他の肥料よりカドミウム濃度が高いこと、化学肥料由来のカドミウムの負荷量は日本農耕地全体で約 7 t y^{-1} と見積もられると報告している。飯村ら(1978)によると河川水中に含まれるカドミウムの農耕地への蓄積について、日本におけるカドミウムの水質環境基準 0.01 mg kg^{-1} のカドミウムを含む河川水を水田に灌漑すると、作土のカドミウム濃度が年間約 0.15 mg kg^{-1} 上昇することが想定されるため、現在の水質環境基準値を少なくとも

$1/10$ 以下に引き下げる必要があると報告している。実際にカドミウム濃度が 0.01 mg kg^{-1} を下回っていると考えられる河川においても、川底土中に 10 mg kg^{-1} のカドミウムを含んでいる事例や、カドミウム濃度 $1 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ 程度の河川において水田へのカドミウム蓄積が報告されている(飯村 1979)。また、灌漑水から水田土壌へ流入したカドミウムは土壌の土性や吸着能の差異により層位別の垂直分布が異なり、砂質土壌では下層まで移動するのに対し、黒ボク土では作土や鋤床層に留まり下層への移動が認められない(久保田 未発表)。非汚染水田土壌における年間カドミウムの収支について、(独)農業環境技術研究所 (2008)は肥料・降水・灌漑水により $3.2 \text{ g ha}^{-1} \text{ 年}^{-1}$ の供給、排水・玄米の収穫による $0.8 \text{ g ha}^{-1} \text{ 年}^{-1}$ の排出があり、土壌カドミウム濃度の上昇は $1.6 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ 年}^{-1}$ と推定されるが、土壌総カドミウム濃度(0.35 mg kg^{-1})と比較すると非常に小さいと報告している。

日本産のコメに含まれるカドミウムは、農林水産省の概況調査(1979~1973)によると $0.09 \sim 0.1 \text{ mg kg}^{-1}$ 、2001 年の調査では約 0.06 mg kg^{-1} 、伊藤ら(1979)は約 0.1 mg kg^{-1} であると報告している。浅見(1999)によると平均 0.07 mg kg^{-1} であり、諸外国と比較し明らかに高いとしている。コメ中カドミウム濃度は同一条件で栽培しても品種・系統により大きな差があることが知られ、日本で多く栽培されているジャポニカ型品種はインディカ型品種やジャワ型品種、交雑種と比較し、コメ中カドミウム濃度は低いことが明らかにされている(森下 1986)。また、(独)農業生物資源研究所のジーンバンクが配布している世界のイネコアコレクション 69 品種の栽培試験においてインディカ型 2 品種 Jarjan (WRC28)と Anjana Dhan (WRC30)が顕著に高いカドミウム濃度を示し、カドミウム濃度の低い品種とは最大 40 倍の濃度差があったと報告している(Uraguchi 2009)。このように、土壌カドミウム濃度と比較し日本のコメ中カドミウム濃度が諸外国と比べ高い理由について、浅見(2010)はカドミウムの生産量・消費量が多く、汚染源が各所に散在しているためと述べている。また、コメ中のカドミウム濃度は栽培管理に大きく影響を受け、水管理を中心とした吸収抑制対策の結果、カドミウム含有率が 0.4 mg kg^{-1} 以上 1.0 mg kg^{-1} 未満の米の買上げ量は、昭和 50 年産米は 19,767 t であつ

たものが平成元年産米は 2,926 t, 平成 20 年産米では 568 t までに減少してきている(中央環境審議会 2010)。一方、玄米と精米のカドミウム濃度の差異について、守山(2003)は搗精工程におけるコメ中カドミウム含有量の変化を調べ、玄米 100 に対し精米 97, 糠 139 で搗精後の精米カドミウム濃度は大きく減らないことを明らかにしている。いくつかの調査結果を総合すると精米のカドミウム濃度は玄米カドミウム濃度を超えることはない。尚、改正前の食品衛生法のコメのカドミウム含有許容基準は玄米で 1.0 mg kg^{-1} 未満, 精米で 0.9 mg kg^{-1} 未満とされている。

伊藤ら(1976)は、水稲が吸収したカドミウムの器官別濃度比は、およそ根：茎葉：玄米=100：10：1であると報告している。玄米へのカドミウムの集積について、茅野(1973)は出穂後10日頃に吸収されたカドミウムが最も玄米に移行しやすいことを安定同位体を用いた実験から明らかにしている。Nakanishi *et al.* (2006) はイネにおけるカドミウムの吸収に鉄のトランスポーターOsIRT1 とOsIRT2 が関与していることを示した。吸収したカドミウムの子実への移行について、Tanaka *et al.* (2007)は、導管中のカドミウムが節などで篩管に移行しコメへ入る経路が90%以上であると見積もっている。更に、イネ篩管液中のカドミウムは約13 kDaのタンパクやSH基と結合し、篩管液中のカドミウム濃度がコメ中のカドミウム濃度を決定していると報告している(Kato *et al.* 2010)。また、Fujimaki *et al.* (2010)は、ポジトロンイメージング技術の一種であるPETIS(Positron Emitting Tracer Imaging System)を用いて植物体におけるカドミウムの動態を観察し、イネでは水耕液にカドミウムを与えてわずか1時間程度でカドミウムは地上部に達し葉の基部の節に集積すること、登熟期においては土壌から吸収されたカドミウムは地上部の節で導管から篩管に移行し、約7時間後には玄米に到達して蓄積を開始することを明らかにした。

高濃度のカドミウムによるイネの生育障害については、土壌中カドミウム濃度が $20\sim 30 \text{ mg kg}^{-1}$ になると根際部分の葉鞘が黒褐色化し、幼植物茎葉中濃度が 10 mg kg^{-1} を越すと急激に養分吸収抑制が始まることや、水耕法実験によると水稲収穫期において乾物重が10%低下したときの茎葉中カドミウム濃度は 35 mg kg^{-1} であることが明らかに

された。一方、常時湛水下では水稲の減収が乾土中カドミウム濃度 250 mg kg^{-1} からはじまり、生育抑制は初期に著しく、出穂期が遅れること、火山灰土壌では沖積土壌と比較し水稲の生育阻害はるかに小さいことが報告されている(農林水産技術会議事務局 1976)。

カドミウムの吸収に関連する要因

水稲栽培において、幼穂形成期頃から落水すると玄米カドミウム濃度が著しく高まることが増井ら(1971)により明らかにされた。彼らは同一圃場における玄米カドミウム濃度の変動について収穫前の乾田日数と高い相関があると報告し、この現象が土壌還元による硫化カドミウム生成が要因であることが伊藤ら(1975)によって明らかにされた。

水稲のカドミウム吸収抑制を目的として、土壌に石灰などのアルカリ資材やリン酸肥料の多投入が検討されてきた。1971年に都道府県が実施した改善対策試験を農林省農政局(1972)が取りまとめた結果によると、玄米カドミウム濃度の変化はリン酸資材や石灰類の施用で10~37%減、リン酸資材と石灰類の併用で105%増~61%減とある程度の吸収抑制効果が見られたが、排土・客土の55~62%減には及ばず、根本的なカドミウム吸収抑制のためには土壌カドミウム濃度の低減が最も有効であることが示唆された。また、大竹(1992)は酸化的な土壌条件では熔リン・ケイカル施用効果は明瞭ではなかったとしており、圃場レベルではアルカリ資材やリン酸資材の施用効果は不安定である。直原ら(1972)は熔リンのカドミウム吸収抑制効果を報告しているが、その要因として熔リンのアルカリ効果の他に副産物として含まれるマンガンの効果によると述べている。Zhao and Saigusa (2004)は、多孔質ケイ酸カルシウムの添加による土壌中カドミウムの安定化は、土壌 pH の上昇効果によると報告している。その他の無機資材として多孔質ケイカル(長谷川ら 1995)、石灰窒素(一條ら 2007)、含鉄資材(村田ら 2006)、ゼオライト(館川 1978)や有機資材として米ぬか(伊藤 2006)、メタン発酵消化液(稲村ら 2006)、糖蜜(本間ら 2010)が報告されているが、一部の報告を除いて水稲では出穂前後の湛水管理に勝る資材の施用効果は認められていない。

重金属の土層別分布の違いが水稲体中への重金

属吸収に及ぼす影響について、茅野(1974)は土壤表面から吸収したカドミウムは水稻地上部へ多く移動するが、下層にカドミウムを添加した場合は、下層にも比較的多くの根が分布しているにも関わらずほとんど地上部へ移動しないことを報告している。高橋ら(1976)もポット栽培において作土全層と比較し、上層にカドミウムが局在しているほどカドミウムの吸収量が高まることを報告している。多田(1975)は汚染土壤に客土した場合、汚染土層への根の侵入量と玄米カドミウムとの間に相関があることを報告している。中川ら(2006)は水稻の全カドミウム吸収量の約 20% は下層土由来であると報告している。更に、日暮ら(1976)は水田土壤作土では表層ほどカドミウム濃度が高く、栽培後期においては酸化状態の土壤表層に根群が発達し、表層に集積したカドミウムを多量に吸収する可能性を示唆している。一方、施肥による影響について伊藤ら(1976)は、玄米カドミウム濃度を低下させるには客土層に全層施肥や深層施肥するより表層施肥が有効であると報告した。村山ら(1975)は施肥位置の局在によりうわ根の発達が顕著となる傾向を認めた。

土壤カドミウム濃度と水稻のカドミウム吸収について、浅見(1972)は汚染源の異なる地域(排煙由来・廃水由来)における土壤カドミウムと玄米カドミウムの関係を調べたが、両地域とも相関はなく土壤条件による影響が強いことを示唆している。これについて浅見(2002)は、火山灰土と非火山灰土における濃縮係数(玄米カドミウム濃度/土壤カドミウム濃度)を比較し、火山灰土は土壤カドミウム濃度に比べて玄米カドミウム濃度は低く、非火山灰土では高いことを指摘し、その要因として火山灰土は非晶質粘土鉱物や有機物を多く集積しているため土壤カドミウムは水稻に吸収され難いと述べている。Shuman and Wang(1997)は根の酸化力が異なる水稻 4 品種の根圏土壤中での重金属の形態を検討し、酸化力の強い品種で根圏の交換性カドミウム量が増加し、根の酸化力が土壤中でカドミウムを可給化していることを示した。

また、他の重金属との比較について、飯村ら(1978)はカドミウム/亜鉛比が概して土壤より水稻体内の方が高く、落水によってこの傾向は更に高まることから水稻はカドミウムを選択的に吸収することや、落水による重金属の吸収の増大はカド

ミウムで顕著であるが、銅・鉛では顕著でないと述べている。一方、本間ら(1976)は亜鉛欠乏状態の時にカドミウムの吸収が促進され、亜鉛がカドミウムの 10 倍程度高濃度に共存する場合にカドミウムの茎葉への移行が促進されると述べている。桑野ら(1973)は銅と亜鉛の共存による玄米カドミウム濃度の増減を調べ、銅のみの添加で 1.5 倍、亜鉛のみの添加で 0.8 倍、銅と亜鉛の添加で 2.9 倍に増加し、土壤中の置換態カドミウム(1 M 酢安抽出)は銅の添加により増加するが、亜鉛の添加により極端に減少したと報告している。この試験では常時湛水栽培において土壤に重金属を添加したポット試験であるため、圃場レベルでは実際のカドミウムの吸収については再検討を要するが、カドミウムと他の重金属との相互関係を示唆するものである。また、吉川ら(1986)は、マンガン施用により玄米カドミウム濃度が低減し玄米マンガン濃度が高まることを認め、カドミウムとマンガンが拮抗元素であると述べている。野口ら(1991)はイネの水耕培地からのカドミウム吸収、導管中での移行は、カチオン特に 2 価カチオン(Ca, Mg)濃度の増大によって促進されたと報告している。

飯村ら(1978)は、水田土壤における重金属(カドミウム、銅、鉛)の収支を検討し、カドミウムは水やわら残渣処理の違いにより収支が大きく異なることを示した。尾川ら(1985)は銅汚染地域では、土壤カドミウム濃度が高い割に玄米カドミウム濃度が低いことを報告している。

土壤のカドミウム汚染の防止とその改良対策については、客土や土壤改良資材の投入などの措置が実施され効果をあげているが、問題は比較的汚染度の低いところ、または自然賦存量以下のところで玄米中のカドミウム濃度が 0.4 mg kg^{-1} 、時には 1 mg kg^{-1} 以上の汚染米が産出する場合がある(岩本 1979)ことである。伊達ら(1981)は、土壤中カドミウムの玄米への吸収移行性の大きさは土壤の還元性の強まりにくい順、すなわち礫質灰色低地土 > 細粒質灰色低地土 > 多湿黒ボク土・黒ボクグライ土の順位と一致した傾向を示した。柳澤ら(1984)は、穂肥の施用により根の活力が維持され玄米カドミウムやわらカドミウム濃度が高まること、塩安施用は硫安より玄米カドミウム濃度が 2 倍高まることを報告している。尾川ら(1985)は、低地温条件下では登熟が不良になることや、土壤還元が

進まないことから玄米カドミウム濃度が高まること、幼穂形成期前の中干しや出穂後 20 日以降の落水は、玄米カドミウム濃度を高めないことを報告している。大竹(1992)は、玄米カドミウム濃度は乳熟期(肥大期)以降低下し、完熟初期(肥大停止期)以降は一定の含有率で推移することを報告している。貝田ら(1974)は減数分裂期の消石灰の追肥により作土表層の pH が高まり、上根のカドミウム吸収が抑制されることで玄米カドミウム濃度が半減したと報告している。大谷ら(2003)は、玄米カドミウム濃度は塩安施肥で高まると報告している。新潟県農業総合研究所(2008)は水田における水稲-大豆輪作体系において、大豆作付け時にカドミウム吸収を抑えるために散布したアルカリ資材は、復田初年目の水稲でもカドミウム吸収を抑える効果があると報告している。

同一栽培条件における玄米カドミウム濃度について、石黒ら(1997)は玄米粒重とカドミウム含有率とに有意な負の相関が見られ、カドミウム含有量および含有率は穂内先端部の基部ほど高く、強勢穎花より弱勢穎花で高いことを報告している。稲村ら(2006)も同様に玄米カドミウム濃度は玄米中のカドミウム量と正の相関、玄米重と負の相関があると報告している。また、本間ら(2010)は玄米の粒厚別のカドミウム濃度を調べ、粒厚 1.9 mm 未満の玄米は顕著にカドミウム濃度が増加し、最大 2.5 倍高濃度であると報告している。同様に、中津ら(2010)は青未熟粒のカドミウム濃度が整粒の約 2 倍高く、その原因として出穂が遅れた穂では出穂後短期間で落水条件となりカドミウム濃度が高まるものと推察している。

水稲以外では、服部ら(2002)はコマツナへの多量の硫安施用により地上部カドミウム濃度が高まったと報告している。雄川ら(2009)はダイズ子実カドミウム濃度低減にはアルカリ資材施用による pH 矯正が有効だが、pH 7 まで上昇するとマンガン欠乏症を生じることを報告した。中村ら(2009)は地下灌漑システム"FOEAS"により圃場の地下水位を調整し根域を制限することで、ダイズ子実カドミウム濃度が低下することを報告している。

カドミウム吸収の推定・リスク評価

Takijima *et al.* (1973a)は、土壌カドミウム濃度と玄米カドミウム濃度との関連は見られず、他の土

壤要因や気象要因が玄米カドミウム濃度に影響していることを示唆した。Takijima *et al.* (1973b)はカドミウム汚染水田において、米のカドミウム濃度と土壌中の交換性カルシウム量および pH(KCl)との間に有意な負の相関を認めている。また、玄米中の重金属濃度は、土壌濃度と比較しカドミウムでは濃縮されるが他の金属では濃縮されることはないと報告している。カドミウムの濃縮について柳澤ら(1984)は、カドミウムの濃縮係数(玄米カドミウム濃度/土壌カドミウム濃度)は土壌の粘土含量や CEC が高いほど低く、濃縮係数が高いほど汚染米の頻度が高いと報告している。中路(1978)は、出穂後 10 日目の籾中カドミウム濃度から収穫期の玄米カドミウム濃度を予測できると報告している。大竹(1992)は、土壌の交換態カドミウム濃度と CEC に一定の関連は認められないとしている。尾川(1994)は土壌中のカドミウムを各形態に分別し水稲のカドミウム吸収に及ぼす各形態の寄与率を算出し、土壌中の交換態および有機結合態画分由来のカドミウムを多く吸収していることを報告している。交換態カドミウムについて Hattori *et al.* (2002)は、出穂時の土壌中交換態カドミウム濃度と玄米カドミウム濃度との間に高い相関があることを報告している。また、今野(2000)は節水条件下で交換態カドミウム含量と玄米カドミウム濃度に正の相関が認められると報告している。

水稲以外では Haghiri(1974)は、エンバクの茎葉カドミウム濃度は土壌 CEC が高いほど減少し、その効果は有機物にはよらないことを報告している。Adams *et al.* (2004)は小麦子実中カドミウム濃度を土壌カドミウムと pH の重回帰分析で予測できると報告した。Ibaraki *et al.* (2005)は小麦子実カドミウム濃度と 0.025 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度に高い相関があると報告した。Miller *et al.* (1976)は、大豆の子実カドミウム濃度は、土壌 pH の上昇や CEC の増大により減少し、有効態リンの増加により増加すると報告している。松本ら(2004)はダイズ子実カドミウム濃度について、土壌理化学性(pH、全カドミウム濃度、全炭素、リン酸吸収係数)を説明変数に用いて高い相関を得ている。吉田ら(2002, 2003)は、土壌中の交換態カドミウム濃度や 0.01 M 塩酸可溶性カドミウム濃度とダイズ子実カドミウム濃度に正の相関があると報告している。柿内ら(2009)は、ダイズ子実カドミウム濃度は 0.025 M 塩

酸抽出カドミウム濃度と相関がみられ、土壌 pH(H₂O)とリン酸吸収係数を加えた予測式を作成した。杉沼ら(2009)は、0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度が約 0.1 mg kg⁻¹以上だとダイズ子実カドミウム濃度が 0.5 mg kg⁻¹を超過する恐れがあると報告している。伊藤(2004)は、転換初年目のダイズ子実カドミウム濃度が特異的に高いこと、硫酸根施用や稲ワラ施用はダイズ子実カドミウム濃度をやや高めることを報告した。宮田ら(2009)はダイズ子実カドミウム濃度と 0.01 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度の相関は高く、リン酸吸収係数と全炭素を説明変数に加えた重回帰式では更に相関が高まったと報告している。Sugahara *et al.* (2004)は、重回帰分析により大豆子実のカドミウム濃度を 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度、pH、全炭素、CEC、リン酸吸収係数、交換態カドミウム濃度の 6 変数を用いて解析し有意な相関を認めた。中井ら(2006)はカドミウム汚染リスクのゾーニング手法をもとに農耕地土壌図を使って土壌群別にゾーニングマップを作成した。

カドミウムの土壌からの浄化

重金属を特異的に吸収する植物(Hyperaccumulator Plant)を用いて汚染土壌中の重金属を吸収・浄化するファイトレメディエーション(Phytoremediation)は、環境に優しい浄化方法として近年注目されている(Ebbs *et al.* 1997, McGrath *et al.* 2002)。館川(1975)は、カドミウムを特異的に吸収する植物を検索し、セイタカアワダチソウを見出した。Arao *et al.* (2003)は、水稻におけるカドミウム吸収能の品種間差を報告した。Ae *et al.* (2002)はカドミウム吸収能の高い水稻(密陽 23 号)の連続栽培による土壌カドミウムの低減量を試算した。Hammer *et al.* (2003)は、酸性土壌で *Thlaspi caerulescens* (グンバイナズナ)を 8 ヶ月間に 3 作栽培し 540 g ha⁻¹のカドミウムが吸収されたと報告した。Keller *et al.* (2003)は数種の作物を栽培し、*T. caerulescens* が最もカドミウムを効率的に吸収すると報告した。Ishikawa *et al.* (2006)は軽度のカドミウム汚染土壌では、カラシナよりもイネがカドミウム吸収植物として適していると報告した。Yanai *et al.* (2006)は *T. caerulescens* のカドミウム濃度および土壌からのカドミウム吸収量は、土壌カドミウム濃度が高く pH が低く、粗粒質土壌ほど

高まると報告している。土壌カドミウムの吸収について Murakami and Ae(2003)は、水稻は無機結合態画分、有機結合態画分といった難溶性のカドミウムも溶解、吸収可能であることを示唆した。Hattori *et al.* (2006)は塩化物イオンの施用により、ひまわりとケナフでファイトレメディエーション効果が高まったと報告した。他の浄化植物としてカラシナ(Ebbs 1997)、ミゾソバ(九万田 2001)、ソルガム(加藤ら 2004)、エンバク野生種(本名ら 2004)、ケナフ(栗原ら 2005)、ハクサンハタザオ(久保田ら 2010)、ベニバナボロギク(大和 2010)等が高いカドミウム吸収能を示すことが明らかにされているが、実用化のためには栽培技術の確立し機械化作業体系の確立が必須である。近年、カドミウム高吸収イネを用いたファイトレメディエーションが検討されており、IR8(本間ら 2009)、モーレッツ(Ibaraki *et al.* 2009)、長香穀(Murakami *et al.* 2009)がカドミウム吸収能に優れていることが認められている。ファイトレメディエーション技術については長谷川(2007)、村上(2007)が詳しく述べている。

重金属汚染土壌に洗浄剤を加えて液状で混合し抽出除去する土壌洗浄法も提案されている。吉澤ら(1975)は、汚染土壌への EDTA 溶液の添加により土壌からカドミウムを溶出・除去し玄米カドミウム濃度を低下できたことを報告している。近年では Makino *et al.* (2006)、牧野ら(2008)が塩化第二鉄を用いた水田土壌のオンサイト洗浄を試み、土壌中カドミウム濃度が約 45%低下したと報告している。

カドミウムの土壌への収着

土壌中ではカドミウムはさまざまな吸着体に保持されている。佐伯ら(2003)はカオリナイトやベントナイト等の層状ケイ酸塩鉱物では、カドミウムは同型置換に由来する負電荷に水和イオンとして収着しているが、土壌中の重金属イオンの挙動を把握するためには、層状ケイ酸塩鉱物以外に水和酸化物や腐植物質などとの吸着反応を検討する必要があると指摘している。鉄やアルミニウムの金属(水)酸化物の表面の水酸基は、配位子交換により特異的に重金属と強固に結合するが、結合強度は土壌 pH に大きく依存することが知られている。腐植物質への収着について、武長ら(1975)は、土壌腐

植酸との間に形成されるカドミウムのキレート安定度定数は銅より小さいことを報告している。ABD-ELFATTAH and Wada(1981)は、様々な粘土鉱物の陽イオン交換基における重金属カチオンの吸着選択性を検討し、カドミウム<亜鉛<鉛、銅の順であると報告している。Kinniburgh *et al.* (1976)は、酸化鉄ゲルおよびアルミナゲルの重金属イオンの選択吸着の序列はコバルト<カドミウム<ニッケル<亜鉛<銅<鉛であると報告している。Forbes *et al.* (1976)は、ゲータイトの重金属イオンの選択吸着の序列はカドミウム<コバルト<亜鉛<鉛<銅であると報告している。Kang *et al.* (1998b)は、汚染土壌では土壌 pH の低下により、主に無機結合態カドミウムが減少し、水溶性カドミウムが増加するが、金属酸化物や鉱物の破壊により酸化物吸蔵画分や残渣画分も溶出すると報告している。森ら(2002)は、土壌のカドミウム吸着部位は同型置換による負電荷をもつ層状ケイ酸塩と、酸化物鉱物や腐植物質にある pH 依存性の表面官能基であると報告している。また、亀井ら(1974)は、汚染された水田土壌での重金属の溶出を塩酸濃度の異なる抽出液で検討し、カドミウムは銅、鉛、亜鉛と比較し、容易に溶出することを報告している。

土壌中における重金属は様々な形態で存在しており、形態によって移動性、可給性、毒性が大きく変化する(牧野, 2002)。土壌中の重金属の形態を測定する方法の一つとして選択溶解逐次抽出処理が考案されている(McLaren 1973, Tessier *et al.* 1979, Shuman 1985)。汚染土壌では交換態カドミウム濃度が高いことが定本ら(1994)、Asami *et al.* (1995)、浅見ら(1986)によって報告されている。牧野ら(2003)は土壌の風乾処理により交換態カドミウム濃度が増加し、酸化物吸蔵態カドミウム濃度が減少することを報告している。Kashem *et al.* (2004)は土壌の還元化により、水溶性カドミウムと交換態カドミウムが顕著に減少し、酸化物吸蔵態カドミウムが主に増加すること、土壌環境の変化に伴う重金属の異なる画分への再配分は土壌タイプによって異なると報告した。Itami and Yanai (2006) は、代表的な土壌粘土鉱物に対するカドミウムと銅の吸着・脱着挙動を調べ、これら重金属イオンの吸脱着においては、各粘土鉱物の負電荷量やゼータ電位よりも、むしろ結晶端面の量と性質が重要であると指摘している。

第3節 研究の目的

背景で述べたように、工業化の進展に伴い多くの農耕地が鉱山から排出されたカドミウムに汚染され、そこで生産された農産物の摂取を通じて人間の健康被害が顕著になった。特に、重篤な被害をもたらしたイタイタイ病の原因物質がカドミウムであることが判明して以来、危害物質としてのカドミウムに対する国民の意識が高まり、食品中のカドミウム濃度を低減することは国民的な課題となった。食品からの摂取寄与率が高いコメについては、既往の研究成果にも記載した通り、これまで土壌肥料学的に数多くの研究が実施され、実用的な技術が提案されてきた。特筆すべき成果としては土壌の還元化によるカドミウムの不溶化機構についての解明であり、この原理を利用した「出穂前後 3 週間の湛水管理」技術は、現在においても水田における主要なカドミウム吸収抑制技術として広く実施されている。また、土壌のアルカリ化を促進する資材の施用によるカドミウムの吸収抑制技術についても一部で実施されている。

一方、従来農耕地におけるカドミウムの汚染については農用地の土壌汚染防止等に関する法律(農用地土壌汚染防止法)により、玄米カドミウム濃度が 1mg kg^{-1} を超過する怖れのある地域を土壌汚染対策地域に指定し、客土を中心とした土壌汚染対策が実施されてきた。客土工法は一般には汚染土壌を排土あるいはそのままにして、上部に非汚染土壌を 20 cm 程度客土するもので、施行後 20 年以上を経過してもカドミウム吸収抑制効果は持続しており、これまで恒久的な土壌浄化法と認識されてきた。ところが、最近(平成 22 年 4 月)になって食品衛生法の改正によりコメのカドミウム濃度の基準値が 0.4 mg kg^{-1} に引き下げられたことを受けて、農用地土壌汚染防止法における土壌汚染対策地域の指定要件についても引き下げられた。その結果、カドミウム対策が必要となる汚染土壌面積は現在より飛躍的に増大し、客土土壌の不足が懸念されている。そのため、客土に替わる恒久的な土壌浄化技術の確立が求められており、本研究ではカドミウム高吸収イネを用いた土壌の浄化について研究した。

また、前述のようにイネのカドミウム吸収は土壌の酸化還元状態に大きく左右されるが、その一方で土壌中のカドミウムの含有量が同一でも、土

壤タイプが異なるとイネのカドミウム吸収量が顕著に異なることが知られており、そのことが土壌カドミウム濃度の分級によるカドミウム対策を困難にしている原因の一つとなっている。本研究では土壌中の重金属の存在形態を明らかにすることを目的に、逐次抽出法による土壌カドミウムの分画を行い、より可給性の高い交換態画分のカドミウムの存在割合に及ぼす土壌理化学性の影響を明らかにし、土壌カドミウムのリスク評価を試みた。

更に、新潟県の水田転換畑における主要な作物であるダイズの子実カドミウム濃度の推定を試みた。コメや野菜類、海産物などの食品中のカドミウムの基準値については Codex により策定されたが、ダイズについては摂取寄与率が低いことから基準値の設定は見送られた。しかし、実態調査の結果からカドミウム非汚染土壌で栽培されたダイズにおいても子実カドミウム濃度が 0.4 mg kg^{-1} を超過する事例が報告されており、リスク管理の観点から土壌カドミウム濃度や土壌理化学性を用いたリスク評価を行い、具体的なダイズ子実カドミウム濃度の推定による土壌 pH の改良目標値の提示や、ダイズ作付けの可否について明らかにする。

これまでに、水稻のカドミウム吸収抑制を目的

に出穂前後の湛水管理技術が開発されたにも関わらず、依然としてカドミウムを高濃度に含んだコメが産出されている。その原因として気象条件によるコメのカドミウム濃度の変動が挙げられる。同一圃場においてもコメのカドミウム濃度は登熟期の少雨により土壌が乾燥すると数倍に上昇するため、特に水利に恵まれない圃場や少雨年においては、コメのカドミウム濃度が上昇し一部で基準値を超過することがある。このため、水管理によるカドミウム吸収抑制技術を補完し、登熟期の少雨や灌漑水の不足を克服する新たなカドミウム吸収抑制技術が求められる。本研究では穂肥窒素の施用法や廃糖蜜の施用による玄米カドミウム濃度の低減効果について明らかにする。

上述のように、食品からのカドミウム摂取寄与率が高いコメについては、食品衛生法の規格基準の改正に伴い、早急な対策技術の確立が求められている。そのため本研究では、コメのカドミウム濃度低減のために(1)植物を用いた土壌浄化による抜本的なリスク低減、(2)水管理を補完する新たなカドミウム吸収抑制技術、(3)土壌の理化学性を指標としたカドミウム吸収リスクの評価を主要な研究目的とした。

第2章 低カドミウム汚染圃場におけるイネを用いた土壌浄化

第1節 カドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化はじめに

カドミウムは自然状態において土壌中に微量に含まれる重金属であるが、イタイイタイ病の発生に見られるように、ひとたび鉱山廃水等により水田が高濃度のカドミウムに汚染されると、そこで収穫された米の摂取により人間に甚大な健康被害を引き起こす(Yamagata and Shigematsu 1970)。そのため、わが国では1970年に農用地の土壌汚染防止等に関する法律(農用地土壌汚染防止法)を制定し、玄米カドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} を超過する地域(土壌汚染対策地域)については客土を中心とした土壌汚染対策が実施されてきた。また、 0.4 mg kg^{-1} 以上の濃度のカドミウムを含む玄米については食糧庁の通達により流通禁止措置がとられている(農林水産省 2001 a)。環境省(2006)によると、全国の6,228 haの農地がカドミウム汚染地域として指定され、現在までに90%以上で対策事業が完了している。しかし、食糧庁が1997~2000年産米について実施した全国調査で食品衛生法のカドミウム許容基準値(1 mg kg^{-1})を超過する玄米が相次いでみつかると、農作物におけるカドミウム汚染の問題が未だ解決していないことが明らかとなった。

現在、水稲における営農的なカドミウム吸収抑制法としては土壌中のカドミウムの非可給態化を目的とした湛水管理(伊藤・飯村 1976, 稲原ら 2007a)やアルカリ資材の投入(山田ら 1973, 稲原ら 2007b)が実施されている。しかし、土壌条件や気象条件による効果のばらつきや根腐れによる養分の吸収阻害(南雲ら 2007)、収穫期における地耐力の低下(稲原ら 2007 a)や過剰生育(稲原ら 2007b)等の問題も指摘されている。従来、土壌汚染対策地域における恒久的な土壌汚染対策として客土が実施されてきたが、カドミウム基準値の引き下げによりこれまでよりはるかに大面積の地域に汚染対策を実施する必要が想定され、高額な費用を必要とする従来の客土を中心とした対策では対応できないことが懸念されている(大竹 1992)。

近年、環境に与える負荷が少ない低コスト技術として、超集積植物を利用した重金属汚染土壌の浄化法(ファイトレメディエーション)が研究され

ている(Ebbs *et al.* 1997, McGrath *et al.* 2002)。土壌に含まれるカドミウム等の浄化植物としては、アブラナ科のグンバイナズナ(*T. caerulescens*)(Brown *et al.* 1995)、等の野草が検討されてきたが、生長速度が遅いだけでなく、播種、除草、施肥管理などの技術が未確立であり、大面積の汚染土壌を効率的に浄化するために必須な機械収穫体系も整っていない(Ebbs *et al.* 1997)。さらに気象条件が合致しない場合には病害発生により導入が困難であるという事例(McGrath *et al.* 2000)も報告されている。また、Murakami *et al.* (2007)は、圃場レベルにおけるファイトレメディエーションの実用化のためには、浄化植物の選定において、カドミウム吸収能が高いこと、機械収穫可能であること、栽培地域の気象条件に合致していること等の条件を満たす必要があり、特に水田土壌の浄化植物としては、密陽23号(日・印交雑種)といったカドミウム高吸収水稲品種が有望であると報告している。Ishikawa *et al.* (2006)も実際のカドミウム汚染土壌では、従来、重金属の浄化に適していると考えられてきたアブラナ科のカラシナ(*Brassica juncea* (L.))よりも、水稲のカドミウム吸収量が大きいことを明らかにしている。

水稲のカドミウム吸収量の品種間差に関しては、Arao and Ae (2003)がポット栽培試験を行い、日・印交雑型水稲だけでなくインド型水稲にもカドミウム吸収量の高い品種があることを報告している。しかしながら、圃場条件下で栽培した浄化植物のカドミウム吸収量やそれに伴う土壌カドミウム濃度の変化、浄化後に栽培する作物可食部中のカドミウム濃度の変化に関する報告は少ない。本章では、カドミウム高吸収水稲品種を用いたファイトレメディエーションの土壌浄化効果を明らかにするために、今後対策が必要と考えられる 0.5 mg kg^{-1} 程度(0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法)の低レベルカドミウム汚染圃場においてカドミウム吸収能の異なる水稲品種を複数年間栽培し、新潟県の気象条件下での各品種の生育特性を明らかにするとともに、カドミウム高吸収品種の選抜を行った。さらに、浄化後に基幹食用水稲品種であるコシヒカリを栽培し、その玄米カドミウム濃度から、水稲を用いたファイトレメディエーションの浄化効果を検証することを目的とした。

第1項 実用的な土壌浄化に適するカドミウム高吸収イネ品種の選定

植物を用いた土壌中の重金属の浄化については野生植物を中心にこれまでいくつか報告されてきているが、浄化対象面積が広大な農耕地における浄化植物の選定においては植物体内の重金属濃度の優劣ではなく、実際の重金属の吸収量や播種・移植・収穫・搬出・処理作業の機械化体系が不可欠である。ここでは水田において既に機械化栽培技術が確立しているイネを用いた低レベルのカドミウム汚染圃場における土壌浄化技術の確立のための品種を検討した。

第2項 材料および方法

第1~3節の方法は以下の通りである。

(1) 試験圃場と土壌型

栽培試験は、新潟県内で玄米カドミウム濃度がコーデックス委員会の基準値である 0.4 mg kg^{-1} を超過する怖れのある低レベルカドミウム汚染圃場(約 1000 m^2)において実施した。試験圃場の土壌タイプは腐植質黒ボクグライ土(南郷統)である。

(2) 栽培試験

浄化用水稲の栽培は、2004~2006年の3年間に実施した。水稻品種として、クサユタカ(日本型)、ハバタキ(日・印交雑型)、密陽23号(日・印交雑型)、モーれつ(インド型)、LAC23(日本型)、IR8(インド型)を選択した。各処理区の試験規模は1区あたり 33 m^2 で、反復数は3とした。各処理区には3ヵ年とも同一品種を栽培した。各年の生育、施肥窒素量及び栽培期間中の降水量は表1-1の通りである。

2005年はバイオマス量確保を目的に施肥窒素量を2004年より増量した。栽培期間中の水管理は浄化効果を高めるために中干し(概ね6月下旬)以降収穫まで落水管理とした。土壌は、水稻移植前および収穫後に作土層(0~15 cm)を採取し、カドミウム濃度測定用の試料とした。作物体は、成熟期に各処理区から16株ずつ地際より地上部を収穫し、籾および茎葉に分け、収量調査とカドミウム濃度測定用の試料とした。

2007年には、カドミウム高吸収水稻品種を用いたファイトレメディエーションの土壌浄化効果を明らかにするために、2004~2006年の3ヵ年間行ったファイトレメディエーションの跡地に、新潟県の基幹水稻品種であるコシヒカリ(*Oryza sativa* L. cv. Koshihikari)を通常の水管理(中干し以降間断灌漑)で作付した。玄米収量は坪刈りによる調査を行った。また、玄米カドミウム濃度分析用として、成熟期に各処理区から4株ずつ採取し、それぞれを風乾後に脱穀・籾すりし、粒厚 1.85 mm の玄米を選別した。

(3) 土壌及び作物分析法

分析試料のうち籾および茎葉は $70 \text{ }^\circ\text{C}$ で5日間の通風乾燥後、微粉碎し粉末 $1\sim 2 \text{ g}$ を秤量し、硝酸 20 mL と共に 100 mL 容のガラスビーカーに入れ加熱分解した後に、過塩素酸 20 mL を添加し時計皿でふたをして、固形物が白色になるまで還流分解した。その後 1 mol L^{-1} 塩酸を用いて 50 mL に定容し、カドミウム濃度分析に供した。コシヒカリ玄米は粉碎せず、電気炉で $350 \text{ }^\circ\text{C}$ 、2時間加熱後、更に $500 \text{ }^\circ\text{C}$ 、10時間加熱灰化後に硝酸・過酸

表 1-1 浄化期間中の水稻各品種の耕種概要と栽培期間中の降水量

品 種	2004年				2005年				2006年			
	移植	出穂	収穫	施肥N量*1	移植	出穂	収穫	施肥N量*1	移植	出穂	収穫	施肥N量*1
ハバタキ	5/13	8/4	9/9	120	5/13	8/5	9/8	200	5/12	8/10	9/13	110
クサユタカ	5/13	8/7	9/16	120	5/13	8/8	9/8	200	5/12	8/6	9/13	110
密陽23号	5/13	8/8	9/16	120	5/13	8/13	9/8	200	5/12	8/14	9/13	110
モーれつ	5/13	8/23	9/16	120	5/13	8/19	9/16	200	5/12	8/20	10/3	110
LAC23	5/13	9/3	10/8	120	5/13	9/8	10/8	250	5/12	9/11	10/25	140
IR8	5/13	9/12	10/8	120	5/13	9/15	10/8	250	5/12	9/17	10/25	140
比)コシヒカリ									5/13	8/12	9/15	50
降 水 量 (m)	5月*2		125				54				74	
	6月		188				174				79	
	7月		330				169				426	
	8月		206				250				57	
	9月		173				87				103	
10月*3		70				132				184		
合計		1092				866				923		

*1 施肥N量(kg ha^{-1})

*2 移植~5/31までの降水量

*3 10/1~最遅収穫日までの降水量

化水素分解し分析に供した。一連の処理においてカドミウム濃度の異なる3種類の標準試料(国立環境研究所, NIES CRM N.10)を同時に分析に供し, 本処理方法で, 精度高く正確な分析値が得られることを確認した。

土壌の pH(H₂O)はガラス電極法(1:2.5(w/v), TOA pH METER HM-30S), 全炭素・全窒素(T-C・T-N)は乾式燃焼法(PerkinElmer 2400 II), 陽イオン交換容量(CEC)および交換性陽イオン(CaO, MgO, K₂O)は振とう抽出法(村本ら 1992), 有効態リン酸はトルオーグ法, 遊離酸化鉄は浅見・熊田法, 可給態窒素は保温静置培養法(風乾土 30 °C・4 週湛水培養)により測定した。土壌中の全カドミウム濃度は風乾細土 5 g を 100 mL のガラスビーカーに分取し籾および茎葉と同様に硝酸・過塩素酸分解後に 1 mol L⁻¹ 塩酸を用いて 50 mL に定容し分析した。また, 浄化前後の土壌中の形態別カドミウム濃度を定本ら(1994)の方法に準じて分析した。

植物体および土壌中のカドミウムの分析は, (日立製 原子吸光光度計 Z-5020)によりフレーム分析あるいはグラファイト炉原子化法で測定した。

土壌の酸化還元電位(Eh)は圃場内に白金電極を 4 本設置し, HORIBA 社製の pH METER(D52)を用いて栽培期間中継続して作土層 5 cm の位置で測定した。

第3項 供試イネ品種の生育特性

表 1-1 に示した 2006 年のコシヒカリの出穂日(8/12, ±0 日)と各品種の出穂日を比較するとクサユタカ(8/6, -6 日)でやや速く, ハバタキ(8/10, -2 日), 密陽 23 号(8/14, +2 日)でほぼ同等, モーれつ(8/20, +8 日)で遅く LAC23(9/11, +30 日), IR8(9/17, +36 日)は 1 ヶ月以上遅かった。2004 年, 2005 年では, ハバタキ, クサユタカ, 密陽 23 号の出穂期は, 8/4~8/13 で, LAC23, IR8 では, 9/3~9/15 と 2006 年とほぼ同様の傾向を示した。浄化

表 1-2 浄化に用いた水稲各品種の成熟期における生育と脱粒性・耐倒伏性*1

品 種	生態型	稈長 (cm)	籾重 (Mg ha ⁻¹)	茎葉重 (Mg ha ⁻¹)	脱粒 性*2	耐倒 伏性*2
ハバタキ	日印交雑型	62 b ^{*3}	6.72 c	4.91 ab	難	強
クサユタカ	日本型	73 c	6.40 c	4.62 a	難	強
密陽23号	日印交雑型	64 b	6.82 c	4.90 a	極易	強
モーれつ	インド型	94 d	6.76 c	6.57 ab	極易	弱
LAC23	日本型	104 e	1.69 a	6.99 bc	易	弱
IR8	インド型	45 a	3.46 b	9.05 c	易	極強
比)コシヒカリ					難	弱

*1 2006年の結果

*2 供試品種の中での相対的な比較

*3 異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較により5%水準で有意差あり

表 1-3 浄化に用いた水稲各品種のカドミウム吸収量と土壌カドミウム濃度の変化および土壌カドミウム減少量

	ハバタキ	クサユタカ	密陽23号	モーれつ	LAC23	IR8
Cd吸収量(g ha ⁻¹)						
2004年	29.6 ab ^{*1}	9.9 b	46.6 b	36.1 a	27.9 b	32.1 a
2005年	35.4 b	10.6 b	25.3 a	42.2 ab	17.4 a	67.2 b
2006年	26.3 a	5.1 a	20.7 a	43.4 b	14.1 a	58.9 b
合計	91.2	25.6	92.6	121.6	59.4	158.2
土壌Cd濃度(g kg ⁻¹)						
2004年(栽培前)	0.45(0.48) ^{*2}	0.47(0.49)	0.44(0.49)	0.46(0.49)	0.50(0.54)	0.48(0.52)
2006年(栽培後)	0.35(0.37)	0.41(0.45)	0.33(0.37)	0.31(0.35)	0.42(0.47)	0.33(0.37)
土壌Cd減少量(g ha ⁻¹) ^{*3}						
	138.6	50.4	151.2	176.4	88.2	189.0

*1 異なるアルファベット間にはTukeyの多重検定により5%水準で有意差あり

*2 0.1M塩酸抽出土壌Cd濃度(括弧内は全Cd濃度)

*3 浄化前後の全土壌Cd濃度の変化, 仮比重(0.84), 作土深(15cm)から算出

植物の導入に当たっては、地域の気象条件や作業体系に合致するかを考慮する必要がある。新潟県においては、降雨等の気象条件により収穫作業の晩限は10月下旬と考えられる。今回供試した浄化用品種はいずれもこの条件を満たしており、機械収穫作業に支障をきたすことはなかった。

また、2006年度の各品種の成熟期の生育状況を表1-2に示した。水稻の作業体系、特に収穫作業においては、倒伏性と脱粒性を考慮する必要がある。今回供試した品種の中では、モーれつ、LAC23の稈長は約1mに達したため、耐倒伏性は弱いと考えられた。実際にバイオマス量の増大を目的にした多肥条件(2005年)では、モーれつは挫折型倒伏により機械収穫作業が困難であった。対照的に、IR8の稈長は53cmであり、倒伏の危険性は極めて低かった。また、密陽23号、モーれつは機械収穫で容易に脱粒した。脱粒種子は雑草化や一般圃場への混入等も考えられるため、これらの脱粒しやすい品種は成熟期を待たず脱粒直前に収穫する必要があると考えられた。

第4項 カドミウム吸収量と土壌カドミウムの減少量

3年間の合計で最も地上部カドミウム吸収量の多かった品種はIR8であり、以下モーれつ、密陽23号、ハバタキ、LAC23、クサユタカの順であった(表1-3)。IR8は3年間の栽培で合計 158 g ha^{-1} のカドミウムを吸収し、作土層の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出土壌カドミウム濃度を 0.48 mg kg^{-1} から 0.33

mg kg^{-1} に低下させた(表1-3)。全国的な調査(農林省1972, 農林省1973)によると 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法による水田土壌の可溶性カドミウム濃度の平均値は $0.35 \sim 0.40 \text{ mg kg}^{-1}$ であり、今回の浄化により全国平均と同等レベルまで低下したといえる。また、モーれつやIR8のようなカドミウム吸収量の多い品種ほど土壌カドミウム濃度は低減しており、浄化効果が勝った。いずれの品種においても、作土層(15cm)の土壌カドミウム減少量は実際の地上部吸収量より大きい値となった(表1-3)。水稻は吸収したカドミウムの多くを根に蓄積し、水耕栽培では最大で吸収したカドミウムの80%を根に蓄積する(伊藤・飯村1976)。しかし、カドミウム濃度の分析に供される土壌は2mmで篩別され多くの根は除外される。このために、作土層の全カドミウム濃度の変化から算出した土壌カドミウム減少量は実際の地上部カドミウム吸収量より低くなったと考えられるが、排水や溶脱によるカドミウムの損失等についても考慮する必要がある。いずれにしても、根に蓄積したカドミウムはいずれ土壌中に放出されるため、根部を回収することが可能となれば、更なる浄化効果の増大や浄化年数の短縮につながる事が考えられる。

3カ年の部位別の累積カドミウム吸収量を図1-1に示した。いずれの品種も茎葉のカドミウム蓄積量は籾の2倍以上となり、吸収された土壌カドミウムの多くが茎葉に蓄積していた。特にLAC23の茎葉のカドミウム蓄積量は籾の約7.2倍となったが、これはLAC23の子実カドミウム濃度が他の日

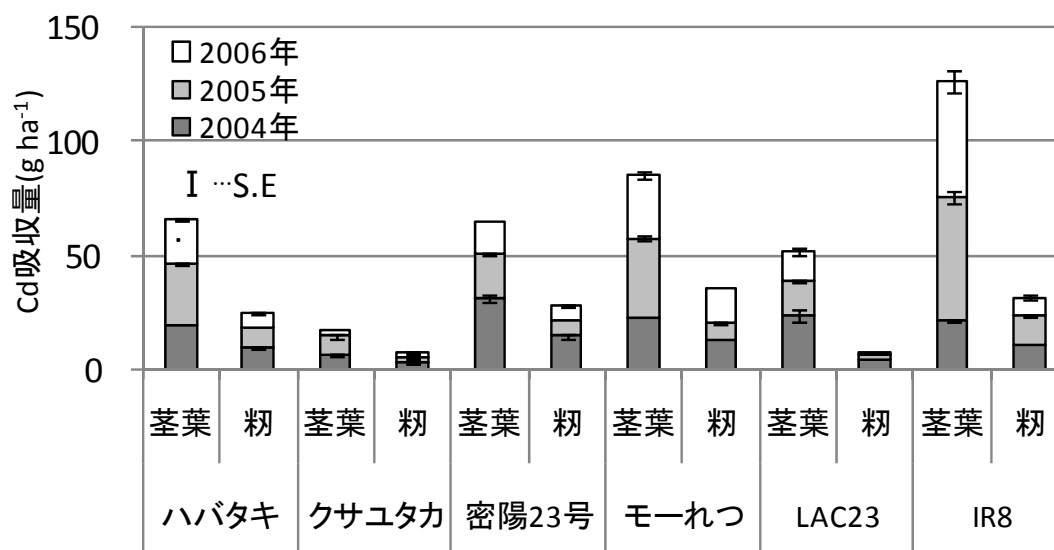


図 1-1 浄化に用いた水稻各品種の年次別、部位別累積カドミウム吸収量

本型水稲と同等に低いためであり、Arao and Ae (2003)の報告と一致した。

Ae and Arao (2002)は水稲によるポット試験(供試土壌：灰色低地土, 0.1 mol L^{-1} 塩酸可溶土壌カドミウム濃度： 1.0 mg kg^{-1})を行い、密陽 23 号のカドミウム吸収量は 150 g ha^{-1} であったと報告している。一方、本研究における密陽 23 号の 1 作あたりの平均カドミウム吸収量は約 31 g ha^{-1} と著しく低い値であった。その理由として、本研究で供試した圃場の土壌カドミウム濃度の低さと土壌タイプが黒ボク土であったことが一因であると考えられた。黒ボク土は後述するように腐植や非晶質の鉄・アルミニウムを多量に含み、土壌中のカドミウムはこれらに特異的に吸着され、可給性の高い交換態カドミウム画分の割合が低いことが知られている。また、中井・戸上(2006)も黒ボク土は他の土壌群と比較し汚染リスクが低いことを報告している。

密陽 23 号, クサユタカ, LAC23 は、浄化開始

時と比較し浄化栽培 3 回後のカドミウム吸収量が大きく低下した(表 1-3)。土壌中のカドミウムは、土壌が酸化的条件で可溶化が促進されることが知られている。そこで、3 年間の栽培期間中の土壌 Eh の推移を図 1-2 に示した。土壌 Eh は 1 年目と比較し 2, 3 年目で 7 月下旬以降酸化的な土壌状態で推移しており、カドミウムが可溶化し水稲に吸収されやすい土壌条件であったといえる。したがって、年度がすすむにつれて、カドミウム吸収量が増大するものと期待したが、これらの品種ではそういう傾向は観察されなかった。この原因については降雨のパターンや土壌残存カドミウムの形態変化等の面から更に検討する必要があると考えられるが、いずれにしてもこれらの結果より 1 作のみのカドミウム吸収量をもとに複数年の浄化効果を予測することは困難であり、複数年の栽培による浄化用品種の選定の必要性が示唆された。

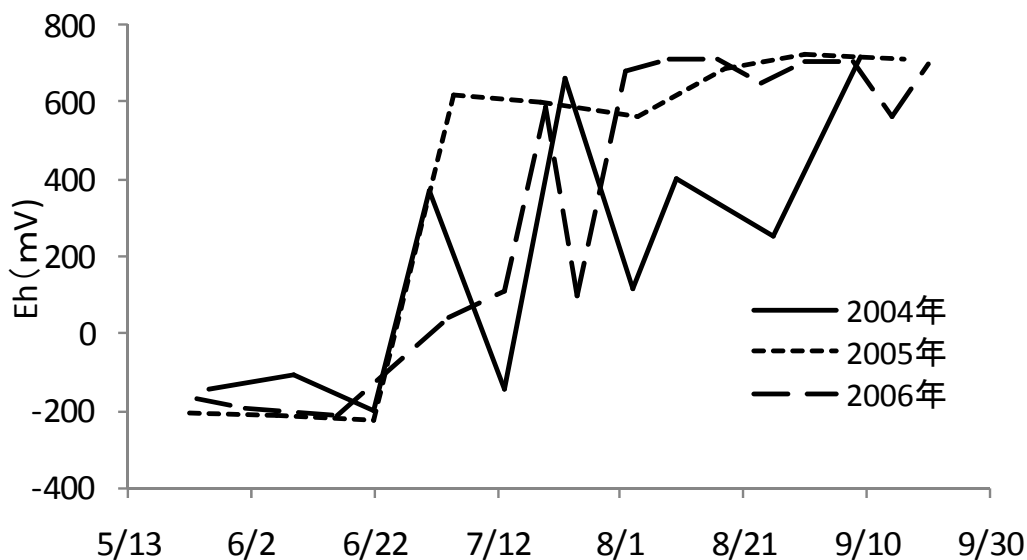


図 1-2 浄化期間中の圃場の酸化還元電位(Eh)の推移

第5項 浄化後の食用イネの収量および玄米カドミウム濃度の低減

表 1-4 に浄化後水田で栽培したコシヒカリの収量および玄米カドミウム濃度を示した。浄化後のコシヒカリの生育は、ハバタキと密陽 23 号栽培区以外では、精玄米重が、試験圃場周辺で栽培されるコシヒカリの平均値(5.5 Mg ha^{-1})より低い値であった。これは後述するように土壌肥沃度の低下

が一つの要因と考えられた。

浄化作物栽培後に栽培したコシヒカリの玄米カドミウム濃度は、いずれもコーデックス基準である 0.4 mg kg^{-1} を下回った。カドミウム高吸収能を示した IR8 やモーれつ、ハバタキ栽培後のコシヒカリの玄米カドミウム濃度は 0.11 mg kg^{-1} と最も低下したが、全国平均(0.06 mg kg^{-1})(農林水産省 2001b)よりはやや高い値となった。一方、カドミ

表 1-4 浄化後コシヒカリの収量・玄米カドミウム濃度

浄化品種	全重 (Mg ha ⁻¹)	精玄米重*1 (Mg ha ⁻¹)	玄米Cd濃度*2 (mg kg ⁻¹)
ハバタキ	12.3	5.40	0.12 ab
クサユタカ	11.3	4.87	0.18 c
密陽23号	11.5	5.31	0.15 bc
モーれつ	10.2	4.65	0.11 a
LAC23	11.2	5.00	0.18 c
IR8	9.5	4.34	0.11 a

*1 粒厚1.85mm以上、水分15.5%

*2 異なるアルファベット間には5%水準で有意差あり

ウム吸収の劣ったクサユタカ栽培後のコシヒカリ玄米カドミウムは、IR8、モーれつ、ハバタキ栽培後のコシヒカリ玄米カドミウム濃度と比較し有意に高く ($p < 0.05$), 修復に用いた品種により浄化効果が異なることが確認された。

第6項 3年間の土壌浄化による土壌理化学性及び土壌カドミウムの形態変化

(1) 土壌理化学性の変化

3年間の土壌浄化により土壌(作土層)の化学性は大きく変化した(表1-5)。pHが低下し、土壌がやや酸性化した。全炭素・全窒素含量はいずれも約2割減少し土壌の肥沃度が大きく低下した。交換性塩基類も大きく減少し、それに伴い塩基飽和度も低下する傾向がみられた。また、土壌中の交換性塩基濃度は、カルシウム、マグネシウム、カリウムいずれも大幅に低下した。特にカリウムは、浄化前の50%から20%にまで低下した。土壌の苦土/加里比は1.0から1.5、石灰/苦土比は4.2から6.3と塩基バランスの変化がみられた。更に、可給態窒素含有率も約2割減少し、水稻への窒素供給能が大幅に低下した。伊藤・飯村(1975)は塩基や腐植含量が少ない土壌はpHやEhの変化に対する緩

衝力が小さいため土壌溶液中のカドミウム濃度が変化しやすいと推察している。このように浄化栽培による土壌有機物の消耗や交換性塩基類の減少は、浄化後に栽培する作物の収量低下だけでなく、土壌溶液中のカドミウム濃度の変動に少なからず影響を及ぼしていることが考えられる。そのため、浄化後は苦土石灰や加里資材・堆肥等を投入し、消耗した塩基類や有機物を補充することが必要であると考えられた。

第7項 土壌中の形態別カドミウム濃度の変化

土壌中に存在しているカドミウムはその存在形態の違いから交換態画分、無機結合態画分、有機結合態画分、酸化物吸蔵態画分、残さ画分に分類することができ、一般的に交換態画分は最も作物に吸収されやすい画分と考えられている(定本ら1994)。ここでは土壌から吸収されるカドミウムについてカドミウム高吸収品種(IR8)と低吸収品種(クサユタカ)でどのような形態由来であるかを間接的に検討するため、浄化前後の形態別カドミウム濃度の変化を測定し表1-6に示した。いずれの品種も交換態画分が若干増加し、無機結合態および有機結合態画分が減少した。Lorenz *et al.* (1997)は土壌pH低下によりカドミウムの可給性が増すと報告している。また、牧野ら(2003)は風乾処理により交換態カドミウムが増加しMn吸蔵態が溶出することを報告している。そのため、交換態カドミウムの増加要因の一部は土壌pHの低下や、節水栽培による土壌の乾燥によると考えられる。更に、浄化作物のカドミウム吸収に伴う土壌中カドミウムの形態変化については、特に、難溶性画分から可給性画分への移行や、根の分解に伴う蓄積したカドミウムの土壌中への放出等の影響が考えられるが、これらについては今後の研究課題である。

表 1-5 ファイトレメディエーションによる土壌の理化学性の変化

品種	pH (H ₂ O)	T-C (%)	T-N (%)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	交換性塩基			塩基飽和度 (%)	有効態リン酸 (mg kg ⁻¹)	遊離酸化鉄 (%)	可給態N含有率 (mg kg ⁻¹)
					CaO	MgO	K ₂ O				
浄化前											
ハバタキ	6.0	4.43	0.365	17.7	6.2	1.5	1.6	52.4	710	0.99	323
クサユタカ	6.0	4.39	0.352	15.2	5.5	1.3	1.6	55.4	676	0.94	307
密陽23号	5.9	4.43	0.335	16.6	5.8	1.5	1.4	52.2	679	0.95	311
モーれつ	5.8	4.78	0.363	18.0	6.0	1.4	1.4	49.1	667	0.93	301
LAC23	5.9	4.65	0.373	18.1	6.8	1.6	1.4	54.7	684	0.90	305
IR8	6.0	4.63	0.371	17.6	6.0	1.9	1.5	53.1	708	0.91	298
浄化後											
ハバタキ	5.6	3.81	0.314	16.2	4.9	0.8	0.3	36.5	670	0.89	256
クサユタカ	5.6	3.53	0.281	14.1	3.8	0.6	0.5	34.8	649	0.90	250
密陽23号	5.5	3.60	0.277	14.5	4.1	0.7	0.4	35.9	636	0.89	261
モーれつ	5.5	3.73	0.287	16.1	3.8	0.5	0.6	30.4	609	0.79	244
LAC23	5.6	3.61	0.288	15.9	5.1	0.9	0.7	42.3	611	0.81	255
IR8	5.5	3.20	0.255	14.3	4.3	0.9	0.4	39.2	570	0.77	214

また、表 1-6 から明らかなように IR8 はクサユタカと比較し、無機結合態および有機結合態の減少が有意に多く、これらの画分由来からのカドミウム吸収能の違いが浄化効率に影響していることが示唆された。また、Murakami *et al.* (2007)もカドミウム高吸収品種は難溶性の無機結合態および有機結合態画分由来のカドミウムを吸収していることを示唆しており、今回の結果はそれを裏付ける

結果となった。このようなカドミウム吸収能の品種間差について Liu *et al.* (2006)らは根の酸化力の違いによると推定している。

今後のファイトレメディエーションの実用化においては浄化期間の短縮のため、より吸収能の高い作物の検索とともに、土壌カドミウムの形態変化についても詳細に検討する必要があると思われる。

表 1-6 水稲を用いた浄化による土壌形態別カドミウム濃度の変化*1

浄化品種	年度*2	交換態	無機結合態	有機結合態 (mg kg ⁻¹)	酸化物吸蔵態	残渣画分
クサユタカ	2004	0.085 ± 0.004 (100)	0.146 ± 0.006 (100)	0.181 ± 0.015 (100)	0.084 ± 0.005 (100)	0.024 ± 0.001 (100)
	2006	0.125 ± 0.007 (146)	0.110 ± 0.002 (75)	0.126 ± 0.002 (70)	0.061 ± 0.001 (73)	0.014 ± 0.000 (61)
IR-8	2004	0.105 ± 0.008 (100)	0.170 ± 0.008 (100)	0.188 ± 0.008 (100)	0.066 ± 0.006 (100)	0.024 ± 0.002 (100)
	2006	0.127 ± 0.009 (121)	0.098 ± 0.002 (58)	0.097 ± 0.005 (52)	0.048 ± 0.001 (74)	0.014 ± 0.001 (57)

*1 平均値±標準誤差(n=3), 括弧内は浄化前を100とした指数

*2 2004年は栽培前に採土、2006年は栽培後に採土した

第 2 節 転換畑におけるカドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化

はじめに

第 1 節では水田における土壌カドミウムの浄化について検討したが、水田については稲作の生産調整に伴う畑転換により近年ダイズの生産が増加しており、ダイズは転換畑における主要な作物の一つとなっている。日本人のダイズによるカドミウム摂取寄与率は農作物中では米、野菜類、小麦に次いで多く約 6 % である。また、国産ダイズは輸入ダイズと比較し子実カドミウム濃度が高いことが明らかにされておりダイズの子実カドミウム濃度の低減化が求められている。ここでは、水田転換畑において栽培されるダイズ子実カドミウム濃度の低減を図るために、転換畑においてカドミウム高吸収イネを利用した土壌浄化について検討した。

第 1 項 材料および方法

試験圃場は細粒質斑鉄型グライ低地土に分類され、作土の全カドミウム濃度は $0.78\sim 0.87\text{ mg kg}^{-1}$ 、2 層土壌は $0.71\sim 0.81\text{ mg kg}^{-1}$ である。作土の全炭素は 35.6 g kg^{-1} 、全窒素は 3.9 g kg^{-1} 、粘土含量は 215 g kg^{-1} である。カドミウム高吸収品種を用いた転換畑の土壌浄化に及ぼす水管理の影響を明らかにするため、圃場の一部を波板で仕切り水管理を変えて 2008~2010 の 3 カ年栽培した。水管理は転換畑(無灌水)および水田(移植後約 1 カ月間の湛水後に収穫まで無灌水)とした。供試品種は長香穀および IR8 を用いた。また、カドミウム低吸収品種としてコシヒカリを水田で栽培した。試験区および 3 カ年の耕種概要を表 1-7 に示す。尚、土壌および作物体の分析方法は第 1 項-(3)に準じた。

第 2 項 栽培期間中の降雨量および土壌の酸化還元電位

土壌カドミウムの吸収は土壌環境、特に酸化還

元状態に大きく左右されるため、3 カ年の 6 月~9 月の降雨量および酸化還元電位の推移を図 1-3 に示す。降雨量は試験圃場より北約 10km にある気象庁の気象観測地点のデータを用いた。3 カ年の浄化期間のうち 2008 年は 8 月中下旬にかけて降雨量が多く、この期間の土壌 Eh(5cm)も低下した。

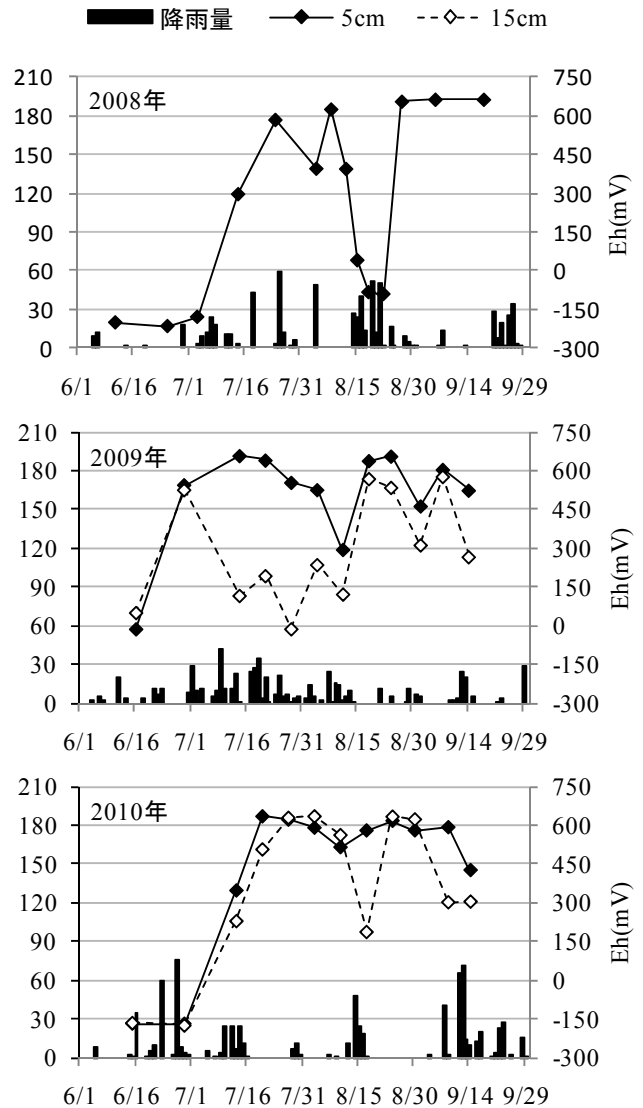


図 1-3 3 カ年の 6~9 月の降雨量・深さ別土壌 Eh の推移

表 1-7 試験区および耕種概要*1

利用形態	品種	2008年			2009年			2010年			1試験区の規模	反復数
		播種	移植	収穫	播種	移植	収穫	播種	移植	収穫		
畑	長香穀	6/11	-	10/23	5/22	-	9/24	5/21	-	9/24	45m ²	4
	IR8	6/11	-	10/23	5/22	-	10/21	5/21	-	10/19		4
	無栽培	-	-	-	-	-	-	-	-	-		2
水田	長香穀	4/17	5/19	9/25	4/16	5/15	9/14	4/16	5/18	9/21	45m ²	4
	IR8	4/17	5/19	10/23	4/16	5/15	10/21	4/16	5/18	10/19		4
	無栽培	-	-	-	-	-	-	-	-	-		4

*1 肥料は塩加燐安(基肥)、硫安(穂肥)を施用(無栽培区含む)

施肥量:N:P₂O₅:K₂O=7.5:5.0:5.0, 2008 年の畑(長香穀)のみ無肥料

2009 年は気象庁からの梅雨明け宣言がない程に断続的に降雨があり、試験圃場は常に軟弱な状態であった。そのため、土壌 Eh も特に深さ 15cm では7月中旬~8月中旬にかけて低く推移した。一方、浄化栽培 3 年目の 2009 年は極端な夏季高温・少雨条件となり、土壌 Eh も7月中旬~9月上旬まで高く推移した。しかし、9月上旬には 60mm を超える降雨があり、転換畑の長香穀は全面倒伏し、登熟が著しく劣った。3 年間の気象条件を概略すると、浄化 1 年目(2008 年)は平均的な気象条件であったが、浄化 2 年目(2009 年)は土壌カドミウムを吸収し難い条件、浄化 3 年目(2010 年)では土壌カドミウムを吸収し易い条件であったといえる。

第3項 土地利用形態の違いが地上部カドミウム濃度・吸収量に及ぼす影響

3 年間の浄化に伴う籾および茎葉のカドミウム濃度を表 1-8 および図 1-4 に示す。2008 年の茎葉部のカドミウム濃度は長香穀(畑)で最も高く 28.6 mg kg⁻¹ であった。次いで長香穀(水田)>IR8(畑, 水田)>コシヒカリ(水田)の順であった。浄化栽培 2 年目の 2009 年でも長香穀(畑)が最もカドミウム濃度が高かったが、初年目と比較し大きく低下し 13.5 mg kg⁻¹ に留まった。2010 年の作物体カドミウム濃度は、長香穀(畑)を除き多雨条件であった前年を上回った。特に、長香穀(水田)の籾のカドミウム濃度は浄化初年目より高まった。これは夏季の極端な高温・少雨の影響と考えられた。籾のカドミウム濃度も茎葉と同様に長香穀(転換畑)が高かったが、茎葉の約 1/3 の濃度に留まった。

表 1-8 3 年間の浄化栽培による部位別カドミウム濃度・乾物重・カドミウム吸収量

試験年度	利用形態	品種	Cd濃度(mg kg ⁻¹)		乾物重(kg ha ⁻¹)		地上部Cd吸収量 (g ha ⁻¹)
			籾	茎葉	籾	茎葉	
2008	畑	長香穀	8.2 ± 2.1 a*1	28.6 ± 5.2 a	2763 ± 919 c	6296 ± 1468 ab	204 ± 66 a
		IR8		6.2 ± 1.9 c		8299 ± 2908 a	53 ± 26 bc
	水田	長香穀	5.8 ± 1.3 a	20.4 ± 5.1 b	4272 ± 740 b	4405 ± 678 bc	113 ± 23 b
		IR8	2.7 ± 0.4 b	7.0 ± 1.1 c	5447 ± 494 ab	7029 ± 662 ab	63 ± 6 bc
2009	畑	長香穀	6.0 ± 0.7 a	13.5 ± 1.4 a	4285 ± 670 bc	6148 ± 872 ab	108 ± 12 a
		IR8		6.8 ± 1.5 b		6022 ± 473 ab	41 ± 12 b
	水田	長香穀	2.9 ± 1.1 b	6.4 ± 2.6 b	5032 ± 242 ac	4787 ± 191 c	45 ± 18 b
		IR8	2.7 ± 0.8 b	2.4 ± 0.5 c	3173 ± 1012 b	7210 ± 665 a	25 ± 6 bc
2010	畑	長香穀	6.3 ± 1.7 b	11.1 ± 0.4 a	2466 ± 1061 c	6319 ± 844 a	85 ± 12 b
		IR8	9 ± 3.4 ab	6.7 ± 2.9 b	547 ± 287 d	9789 ± 3317 a	70 ± 27 bc
	水田	長香穀	11.8 ± 1.3 a	13.5 ± 1.2 a	4348 ± 426 b	7505 ± 1347 a	153 ± 23 a
		IR8	1.7 ± 0.2 c	5.1 ± 0.9 bc	5931 ± 849 a	6354 ± 492 a	43 ± 5 bc
		コシヒカリ	0.6 ± 0.0 c	2.4 ± 0.4 c	7010 ± 256 a	6528 ± 284 a	20 ± 3 c

*1異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較により5%水準で有意差あり

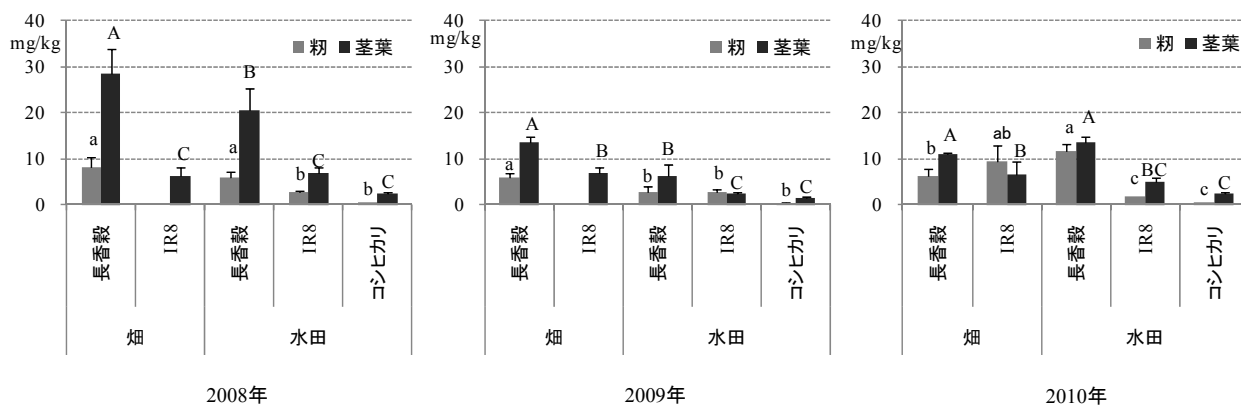


図 1-4 収穫時のイネのカドミウム濃度

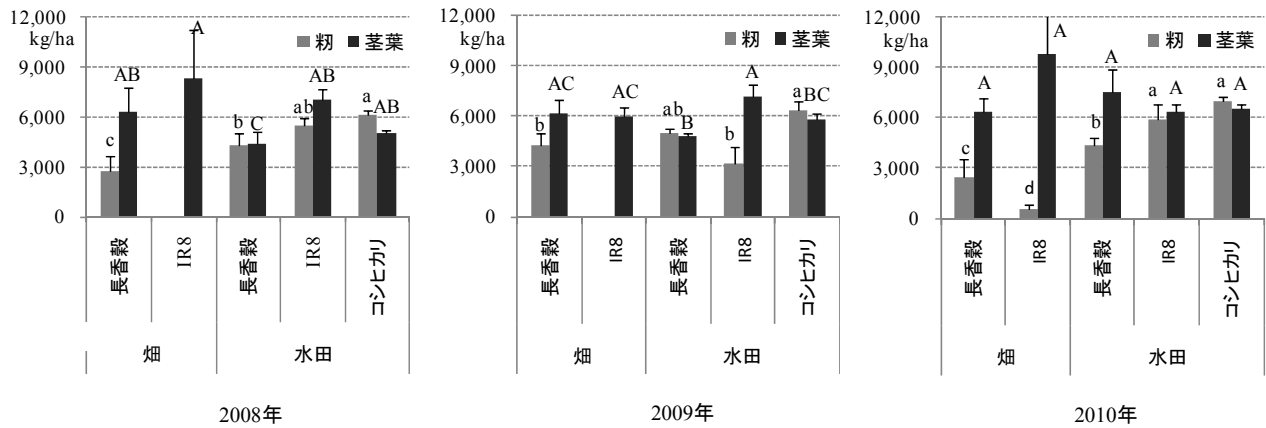


図 1-5 収穫時のイネの乾物重

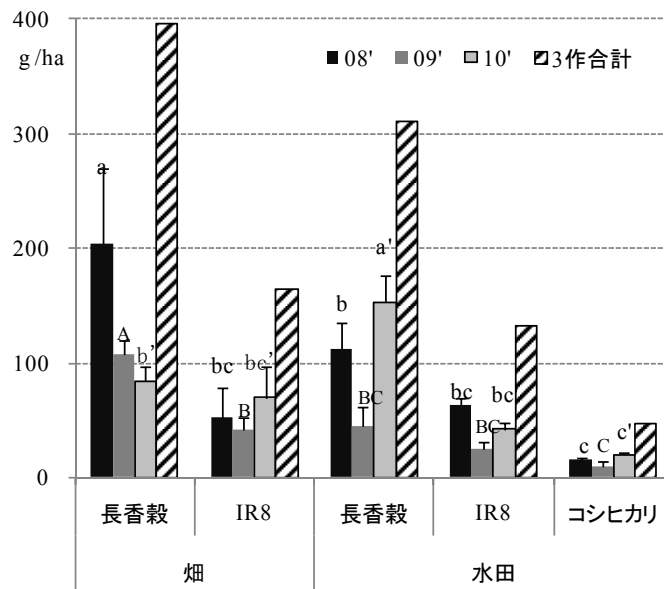


図 1-6 収穫時の地上部のCd吸収量

浄化期間中の乾物重の推移を表 1-8 および図 1-5 に示す。転換畑における収穫時の乾物重は 3 連作しても低下せず、連作障害は特に認められなかった。

地上部のカドミウム吸収量は、初年目の長香穀(畑)で最も多く 204 g ha^{-1} に達した。しかし、断続的な夏季の降雨で土壌の Eh の上昇が緩慢であった 2009 年では、作物体カドミウム濃度の低下によりカドミウム吸収量は大きく減少した。一方、2010

年では早期に倒伏した長香穀(畑)を除き、前年よりカドミウム吸収量が増加した。特に、IR8(畑)と長香穀(水田)では初年目より増加した。3 カ年の浄化栽培により長香穀(畑)で約 400 g ha^{-1} 、長香穀(水田)で約 300 g ha^{-1} のカドミウムが土壌から地上部へ吸収された。また、同一条件では IR8 のカドミウム吸収量は長香穀の半量に留まった。尚、2008 年と 2009 年の転換畑の IR8 は出穂はしたものの登熟不良で籾の収穫には至らなかった(図 1-6)。

第4項 土地利用形態・品種の違いが土壌カドミウム濃度および形態に及ぼす影響

3 年間の土壌浄化による土壌の全カドミウム濃度の変化と、各種抽出液によって抽出されるカドミウム濃度(0.1 M 塩酸抽出, MehlichIII抽出, 交換態, 無機結合態, 有機結合態, 酸化物吸蔵態)の変化を、各年の栽培前後の作土層(0~15 cm)と下層(15~20 cm)を採土し調べた(表 1-9~表 1-15, 図 1-7~図 1-11).

作土層の全カドミウム濃度(表 1-9)は、長香穀(畑), 長香穀(水田)および IR8(水田)において有意に低下した($p<0.001$). また、コシヒカリ(水田)でも低下がみられた($p<0.01$). 下層土では長香穀(畑), IR8(畑)で低下が認められた($p<0.05$). 一方、無栽培では畑および水田のいずれの土地利用形態でも全カドミウム濃度の有意な低下は認められなかった. 最も濃度低下が大きかったものは長香穀(水田)で約 29%低下した.

0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度(表 1-10)は、全カドミウム濃度と同様に長香穀(畑), 長香穀(水田)の作土で有意に低下した($p<0.001$). また、長香穀(畑)の下層土でも低下がみられた($p<0.05$)が、それ以外では低下が認められなかった. 最も濃度低下が大きかったものは長香穀(水田)で約 26%低下した.

MehlichIII抽出カドミウム濃度(表 1-11)では、長香穀(畑), 長香穀(水田)の作土で有意に低下した($p<0.001$). 一方、IR8(水田)の下層土では逆に増加が認められた($p<0.05$). また、有意ではないが畑と比較し水田で増加する傾向がみられた. 最も濃度低下が大きかったものは長香穀(畑)および 長香穀(水田)で約 17%低下した.

交換態カドミウム濃度(表 1-12)では、長香穀(畑) ($p<0.01$), 長香穀(水田) ($p<0.001$), IR8(水田) ($p<0.001$)や無栽培(水田)($p<0.05$), コシヒカリ(水田) ($p<0.05$)の作土で有意に低下した. また、下層土では長香穀(水田) ($p<0.01$), 無栽培(水田)($p<0.05$), コシヒカリ(水田) ($p<0.05$)で低下した. しかし、濃度の低下はいずれも $0.01\sim 0.05\text{ mg kg}^{-1}$ と僅かであった.

無機結合態カドミウム濃度(表 1-13)では、長香穀(畑) ($p<0.05$), 長香穀(水田) ($p<0.001$)の作土で有意に低下したが、IR8(水田) ($p<0.05$), 無栽培(水田)($p<0.001$), コシヒカリ(水田) ($p<0.001$)で逆に有意に増加した. また、下層土では長香穀(畑) ($p<0.05$), IR8(水田) ($p<0.001$), 無栽培(水田)($p<0.001$), コシヒカリ(水田) ($p<0.001$)で増加が認められた.

表 1-9 土地利用形態・品種の違いが全 Cd 濃度に及ぼす影響*1

利用形態	品種	採土位置*2	Total-Cd						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	0.78 ±0.03	0.63 ±0.06	0.66 ±0.06	0.66 ±0.02	0.65 ±0.05	0.60 ±0.03	*** ³
		下層土	0.71 ±0.01	0.69 ±0.03	0.61 ±0.07	0.58 ±0.09	0.56 ±0.07	0.53 ±0.10	*
	IR8	作土	0.82 ±0.00	0.77 ±0.01	0.74 ±0.05	0.75 ±0.05	0.74 ±0.07	0.76 ±0.07	
		下層土	0.72 ±0.01	0.79 ±0.01	0.64 ±0.06	0.63 ±0.03	0.66 ±0.03	0.63 ±0.03	*
	無栽培	作土	0.85 ±0.00	0.87 ±0.00	0.82 ±0.01	0.82 ±0.01	0.84 ±0.02	0.80 ±0.02	
		下層土	0.79 ±0.01	0.75 ±0.01	0.73 ±0.04	0.76 ±0.01	0.80 ±0.02	0.72 ±0.07	
水田	長香穀	作土	0.87 ±0.02	0.74 ±0.01	0.77 ±0.02	0.75 ±0.03	0.69 ±0.04	0.62 ±0.02	***
		下層土	0.77 ±0.08	0.83 ±0.01	0.83 ±0.05	0.77 ±0.08	0.73 ±0.07	0.71 ±0.07	
	IR8	作土	0.86 ±0.05	0.79 ±0.05	0.79 ±0.05	0.76 ±0.08	0.74 ±0.04	0.74 ±0.04	***
		下層土	0.81 ±0.02	0.87 ±0.10	0.83 ±0.06	0.77 ±0.05	0.83 ±0.09	0.77 ±0.06	
	無栽培	作土	0.80 ±0.01	0.83 ±0.02	0.81 ±0.04	0.80 ±0.02	0.76 ±0.04	0.77 ±0.02	
		下層土	0.75 ±0.07	0.80 ±0.07	0.76 ±0.04	0.74 ±0.08	0.73 ±0.10	0.74 ±0.05	
コシヒカリ	作土	0.82 ±0.02	0.83 ±0.03	0.80 ±0.01	0.77 ±0.03	0.78 ±0.03	0.75 ±0.02	**	
	下層土	0.77 ±0.02	0.80 ±0.08	0.73 ±0.09	0.71 ±0.09	0.75 ±0.08	0.73 ±0.07		

*1 土壌Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土: 0~15cm, 下層土: 15~20cm

*3 t-test(2008年作付前vs2010作付後), *($P<0.05$), **($p<0.01$), ***($p<0.001$)

表 1-10 土地利用形態・品種の違いが0.1M塩酸抽出Cd濃度に及ぼす影響*1

利用形態	品種	採土位置 ^{*2}	0.1M塩酸抽出-Cd						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	0.66 ±0.02	0.53 ±0.06	0.57 ±0.05	0.58 ±0.03	0.61 ±0.05	0.50 ±0.03	*** ^{*3}
		下層土	0.62 ±0.01	0.58 ±0.03	0.52 ±0.09	0.52 ±0.09	0.52 ±0.11	0.46 ±0.11	*
	IR8	作土	0.70 ±0.00	0.68 ±0.01	0.67 ±0.03	0.70 ±0.03	0.69 ±0.06	0.68 ±0.07	
		下層土	0.62 ±0.02	0.71 ±0.01	0.60 ±0.06	0.59 ±0.04	0.64 ±0.04	0.59 ±0.05	
	無栽培	作土	0.73 ±0.00	0.77 ±0.01	0.76 ±0.01	0.76 ±0.00	0.78 ±0.03	0.74 ±0.01	
		下層土	0.69 ±0.03	0.68 ±0.02	0.69 ±0.05	0.71 ±0.01	0.76 ±0.02	0.69 ±0.09	
水田	長香穀	作土	0.77 ±0.01	0.64 ±0.01	0.70 ±0.04	0.62 ±0.02	0.64 ±0.03	0.57 ±0.03	***
		下層土	0.68 ±0.07	0.73 ±0.03	0.76 ±0.05	0.65 ±0.06	0.69 ±0.07	0.66 ±0.06	
	IR8	作土	0.76 ±0.07	0.68 ±0.03	0.73 ±0.06	0.67 ±0.04	0.71 ±0.06	0.69 ±0.05	
		下層土	0.69 ±0.04	0.76 ±0.05	0.79 ±0.04	0.66 ±0.05	0.78 ±0.08	0.71 ±0.05	
	無栽培	作土	0.71 ±0.01	0.73 ±0.01	0.74 ±0.01	0.75 ±0.02	0.76 ±0.02	0.74 ±0.03	
		下層土	0.68 ±0.05	0.69 ±0.06	0.73 ±0.06	0.66 ±0.07	0.73 ±0.08	0.72 ±0.08	
	コシヒカリ	作土	0.73 ±0.01	0.71 ±0.03	0.74 ±0.02	0.73 ±0.04	0.76 ±0.02	0.72 ±0.03	
		下層土	0.67 ±0.03	0.69 ±0.08	0.69 ±0.07	0.66 ±0.09	0.73 ±0.12	0.70 ±0.07	

*1 土壌Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土:0~15cm、下層土:15~20cm

*3 t-test(2008年作付前vs2010年作付後), *(P<0.05), **(p<0.01), ***(p<0.001)

表 1-11 土地利用形態・品種の違いがMehlichⅢ抽出Cd濃度に及ぼす影響*1

利用形態	品種	採土位置 ^{*2}	MehlichⅢ抽出-Cd						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	0.41 ±0.02	0.29 ±0.04	0.36 ±0.04	0.36 ±0.03	0.36 ±0.03	0.34 ±0.02	** ^{*3}
		下層土	0.39 ±0.07	0.37 ±0.03	0.36 ±0.05	0.38 ±0.06	0.35 ±0.06	0.34 ±0.08	
	IR8	作土	0.44 ±0.00	0.38 ±0.02	0.42 ±0.03	0.44 ±0.03	0.42 ±0.04	0.45 ±0.05	
		下層土	0.48 ±0.02	0.44 ±0.01	0.41 ±0.05	0.41 ±0.01	0.42 ±0.02	0.43 ±0.04	
	無栽培	作土	0.46 ±0.02	0.46 ±0.00	0.47 ±0.00	0.48 ±0.01	0.48 ±0.01	0.47 ±0.02	
		下層土	0.53 ±0.02	0.45 ±0.01	0.49 ±0.04	0.48 ±0.01	0.53 ±0.03	0.50 ±0.05	
水田	長香穀	作土	0.48 ±0.02	0.40 ±0.01	0.46 ±0.02	0.38 ±0.04	0.45 ±0.01	0.40 ±0.01	**
		下層土	0.40 ±0.03	0.44 ±0.07	0.50 ±0.03	0.34 ±0.08	0.45 ±0.06	0.45 ±0.02	
	IR8	作土	0.50 ±0.03	0.41 ±0.04	0.47 ±0.06	0.43 ±0.03	0.47 ±0.06	0.46 ±0.04	
		下層土	0.33 ±0.08	0.48 ±0.03	0.45 ±0.08	0.32 ±0.09	0.53 ±0.09	0.46 ±0.04	*
	無栽培	作土	0.45 ±0.04	0.44 ±0.03	0.49 ±0.02	0.51 ±0.02	0.47 ±0.10	0.50 ±0.02	
		下層土	0.40 ±0.11	0.37 ±0.05	0.36 ±0.07	0.28 ±0.14	0.48 ±0.05	0.46 ±0.08	
	コシヒカリ	作土	0.46 ±0.04	0.42 ±0.03	0.48 ±0.02	0.48 ±0.04	0.51 ±0.01	0.48 ±0.01	
		下層土	0.35 ±0.03	0.42 ±0.04	0.40 ±0.06	0.37 ±0.09	0.47 ±0.07	0.46 ±0.07	

*1 土壌Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土:0~15cm、下層土:15~20cm

*3 t-test(2008年作付前vs2010年作付後), *(P<0.05), **(p<0.01), ***(p<0.001)

有機結合態カドミウム濃度(表 1-14)では、長香穀(畑) ($p<0.001$), IR8(畑) ($p<0.01$), 無栽培(畑) ($p<0.05$), 長香穀(水田) ($p<0.001$), IR8(水田) ($p<0.001$), 無栽培(水田) ($p<0.05$), コシヒカリ(水田) ($p<0.001$)の作土で有意に低下した。また、下層土では長香穀(畑) ($p<0.01$), 長香穀(水田)

($p<0.05$), IR8(水田) ($p<0.001$), 無栽培(水田) ($p<0.05$), コシヒカリ(水田) ($p<0.05$)で低下した。

酸化吸蔵態カドミウム濃度(表 1-15)では、浄化栽培前後で顕著な変化はみられなかった。

表 1-12 土地利用形態・品種の違いが交換態 Cd 濃度に及ぼす影響*1

利用 形態	品種	採土 位置 ^{*2}	交換態Cd						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	0.15 ±0.01	0.13 ±0.01	0.13 ±0.00	0.14 ±0.01	0.14 ±0.02	0.11 ±0.01	** ^{*3}
		下層土	0.07 ±0.00	0.09 ±0.01	0.08 ±0.02	0.08 ±0.02	0.08 ±0.01	0.06 ±0.01	
	IR8	作土	0.16 ±0.01	0.20 ±0.00	0.17 ±0.01	0.17 ±0.03	0.16 ±0.02	0.16 ±0.02	
		下層土	0.09 ±0.02	0.15 ±0.01	0.10 ±0.03	0.09 ±0.04	0.11 ±0.02	0.09 ±0.03	
	無栽培	作土	0.16 ±0.00	0.19 ±0.01	0.18 ±0.00	0.23 ±0.03	0.20 ±0.02	0.18 ±0.00	
		下層土	0.09 ±0.00	0.12 ±0.03	0.10 ±0.01	0.10 ±0.01	0.09 ±0.00	0.09 ±0.01	
水田	長香穀	作土	0.14 ±0.01	0.14 ±0.01	0.14 ±0.02	0.12 ±0.01	0.11 ±0.01	0.09 ±0.01	***
		下層土	0.07 ±0.01	0.10 ±0.01	0.09 ±0.01	0.04 ±0.01	0.04 ±0.01	0.05 ±0.01	**
	IR8	作土	0.15 ±0.01	0.17 ±0.01	0.15 ±0.01	0.13 ±0.01	0.12 ±0.01	0.13 ±0.00	***
		下層土	0.05 ±0.00	0.11 ±0.02	0.07 ±0.01	0.04 ±0.03	0.05 ±0.01	0.06 ±0.02	
	無栽培	作土	0.14 ±0.00	0.15 ±0.01	0.15 ±0.01	0.15 ±0.00	0.12 ±0.05	0.13 ±0.01	*
		下層土	0.06 ±0.01	0.06 ±0.00	0.07 ±0.00	0.04 ±0.01	0.08 ±0.03	0.05 ±0.01	*
	コシヒカリ	作土	0.14 ±0.01	0.19 ±0.01	0.14 ±0.02	0.14 ±0.01	0.13 ±0.03	0.12 ±0.01	*
		下層土	0.07 ±0.00	0.08 ±0.02	0.07 ±0.02	0.04 ±0.01	0.06 ±0.02	0.05 ±0.02	*

*1 土壌Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土:0~15cm、下層土:15~20cm

*3 t-test(2008年作付前vs2010作付け後), *(P<0.05), **(p<0.01), ***(p<0.001)

表 1-13 土地利用形態・品種の違いが無機結合態 Cd 濃度に及ぼす影響*1

利用 形態	品種	採土 位置 ^{*2}	無機結合態Cd						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	0.25 ±0.02	0.19 ±0.03	0.18 ±0.02	0.23 ±0.03	0.26 ±0.02	0.21 ±0.02	** ^{*3}
		下層土	0.21 ±0.00	0.18 ±0.01	0.16 ±0.02	0.22 ±0.03	0.23 ±0.02	0.20 ±0.04	
	IR8	作土	0.27 ±0.00	0.20 ±0.01	0.21 ±0.02	0.27 ±0.03	0.31 ±0.02	0.31 ±0.03	
		下層土	0.22 ±0.02	0.24 ±0.03	0.19 ±0.02	0.24 ±0.02	0.28 ±0.02	0.27 ±0.02	
	無栽培	作土	0.28 ±0.00	0.26 ±0.00	0.23 ±0.00	0.28 ±0.02	0.33 ±0.01	0.28 ±0.01	
		下層土	0.26 ±0.00	0.19 ±0.00	0.21 ±0.02	0.28 ±0.02	0.34 ±0.00	0.28 ±0.06	
水田	長香穀	作土	0.32 ±0.01	0.20 ±0.00	0.23 ±0.02	0.30 ±0.01	0.31 ±0.02	0.28 ±0.01	***
		下層土	0.26 ±0.03	0.24 ±0.00	0.25 ±0.02	0.32 ±0.02	0.35 ±0.05	0.35 ±0.04	*
	IR8	作土	0.29 ±0.01	0.21 ±0.02	0.25 ±0.02	0.31 ±0.02	0.33 ±0.02	0.35 ±0.04	*
		下層土	0.22 ±0.01	0.24 ±0.03	0.23 ±0.03	0.30 ±0.02	0.36 ±0.07	0.41 ±0.04	***
	無栽培	作土	0.27 ±0.00	0.25 ±0.01	0.27 ±0.02	0.34 ±0.02	0.36 ±0.03	0.36 ±0.02	***
		下層土	0.21 ±0.02	0.18 ±0.01	0.20 ±0.01	0.29 ±0.04	0.31 ±0.03	0.34 ±0.03	***
	コシヒカリ	作土	0.28 ±0.01	0.24 ±0.01	0.26 ±0.01	0.34 ±0.03	0.36 ±0.02	0.35 ±0.02	***
		下層土	0.22 ±0.00	0.21 ±0.03	0.21 ±0.03	0.28 ±0.03	0.33 ±0.05	0.33 ±0.02	***

*1 土壌Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土:0~15cm、下層土:15~20cm

*3 t-test(2008年作付前vs2010作付け後), *(P<0.05), **(p<0.01), ***(p<0.001)

表 1-14 土地利用形態・品種の違いが有機結合態Cd濃度に及ぼす影響*1

利用形態	品種	採土位置 ^{*2}	有機結合態Cd						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	0.28 ±0.01	0.24 ±0.02	0.25 ±0.03	0.19 ±0.02	0.16 ±0.01	0.17 ±0.01	*** ^{*3}
		下層土	0.34 ±0.01	0.29 ±0.03	0.26 ±0.05	0.20 ±0.04	0.16 ±0.04	0.18 ±0.06	**
	IR8	作土	0.33 ±0.04	0.31 ±0.01	0.31 ±0.07	0.21 ±0.03	0.17 ±0.03	0.22 ±0.01	**
		下層土	0.30 ±0.06	0.34 ±0.04	0.30 ±0.04	0.22 ±0.06	0.19 ±0.03	0.22 ±0.06	
	無栽培	作土	0.33 ±0.02	0.35 ±0.01	0.33 ±0.01	0.25 ±0.01	0.20 ±0.02	0.24 ±0.00	*
		下層土	0.38 ±0.05	0.38 ±0.01	0.34 ±0.04	0.28 ±0.03	0.27 ±0.02	0.29 ±0.04	
水田	長香穀	作土	0.34 ±0.01	0.30 ±0.01	0.28 ±0.01	0.24 ±0.02	0.19 ±0.02	0.20 ±0.02	***
		下層土	0.41 ±0.05	0.42 ±0.01	0.36 ±0.04	0.33 ±0.06	0.27 ±0.06	0.31 ±0.06	*
	IR8	作土	0.34 ±0.03	0.33 ±0.03	0.29 ±0.03	0.25 ±0.03	0.21 ±0.03	0.22 ±0.02	***
		下層土	0.47 ±0.02	0.46 ±0.05	0.45 ±0.03	0.37 ±0.03	0.32 ±0.02	0.33 ±0.03	***
	無栽培	作土	0.36 ±0.06	0.34 ±0.01	0.29 ±0.02	0.24 ±0.01	0.21 ±0.03	0.25 ±0.02	*
		下層土	0.46 ±0.04	0.53 ±0.04	0.37 ±0.11	0.38 ±0.06	0.29 ±0.13	0.36 ±0.06	*
	コシヒカリ	作土	0.31 ±0.01	0.34 ±0.02	0.28 ±0.02	0.23 ±0.00	0.20 ±0.01	0.24 ±0.01	***
		下層土	0.42 ±0.01	0.49 ±0.05	0.33 ±0.12	0.35 ±0.03	0.27 ±0.04	0.36 ±0.03	*

*1 土壤Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土:0~15cm、下層土:15~20cm

*3 t-test(2008年作付前vs2010年作付け後), *(P<0.05), **(p<0.01), *** (p<0.001)

表 1-15 土地利用形態・品種の違いが酸化吸蔵態Cd濃度に及ぼす影響*1

利用形態	品種	採土位置 ^{*2}	酸化吸蔵態Cd					
			2008年		2009年		2010年	
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後
畑	長香穀	作土	0.07 ±0.00	0.06 ±0.01	0.01 ±0.00	0.03 ±0.00	0.04 ±0.01	0.06 ±0.00
		下層土	0.06 ±0.00	0.07 ±0.01	0.01 ±0.00	0.03 ±0.01	0.05 ±0.01	0.05 ±0.01
	IR8	作土	0.07 ±0.01	0.06 ±0.01	0.01 ±0.00	0.05 ±0.04	0.05 ±0.03	0.07 ±0.01
		下層土	0.06 ±0.00	0.07 ±0.00	0.01 ±0.00	0.05 ±0.02	0.05 ±0.01	0.06 ±0.01
	無栽培	作土	0.07 ±0.01	0.04 ±0.01	0.01 ±0.00	0.02 ±0.00	0.05 ±0.02	0.09 ±0.01
		下層土	0.07 ±0.01	0.05 ±0.01	0.01 ±0.00	0.02 ±0.00	0.07 ±0.02	0.08 ±0.01
水田	長香穀	作土	0.06 ±0.00	0.06 ±0.00	0.01 ±0.00	0.06 ±0.02	0.07 ±0.01	0.05 ±0.00
		下層土	0.06 ±0.01	0.07 ±0.00	0.01 ±0.00	0.06 ±0.03	0.07 ±0.00	0.05 ±0.00
	IR8	作土	0.06 ±0.00	0.05 ±0.01	0.01 ±0.00	0.06 ±0.00	0.07 ±0.03	0.06 ±0.01
		下層土	0.06 ±0.00	0.06 ±0.01	0.01 ±0.00	0.07 ±0.01	0.09 ±0.01	0.06 ±0.01
	無栽培	作土	0.06 ±0.00	0.07 ±0.00	0.01 ±0.00	0.07 ±0.00	0.06 ±0.01	0.06 ±0.01
		下層土	0.06 ±0.00	0.06 ±0.00	0.00 ±0.00	0.07 ±0.01	0.07 ±0.02	0.06 ±0.01
	コシヒカリ	作土	0.06 ±0.00	0.06 ±0.00	0.01 ±0.00	0.07 ±0.00	0.04 ±0.02	0.05 ±0.00
		下層土	0.06 ±0.00	0.06 ±0.01	0.01 ±0.00	0.07 ±0.01	0.06 ±0.01	0.05 ±0.01

*1 土壤Cd濃度(mg/kg±S.D.)

*2 作土:0~15cm、下層土:15~20cm

次に、土壤カドミウム濃度の低下が顕著にみられた長香穀栽培区と、ほとんどカドミウム濃度に変化がみられなかった無栽培区について土地利用形態(畑, 水田)別の濃度変化の推移を図1-7~図1-11に示す。全カドミウム濃度(図1-7)では長香穀(畑, 水田)は1作後にカドミウム濃度が急激に低下した後、翌年の作付け前にはやや濃度が高まる傾向を示した。2作目ではカドミウム濃度の低下は緩慢であったが、3作目の作付け前までにやや低下傾

向を示し3作終了後では0.6 mg kg⁻¹程度まで低下した。一方、無栽培(畑, 水田)は作付け前後や作付け後から翌年の作付けまでの期間でも大きな変化はみられなかった。

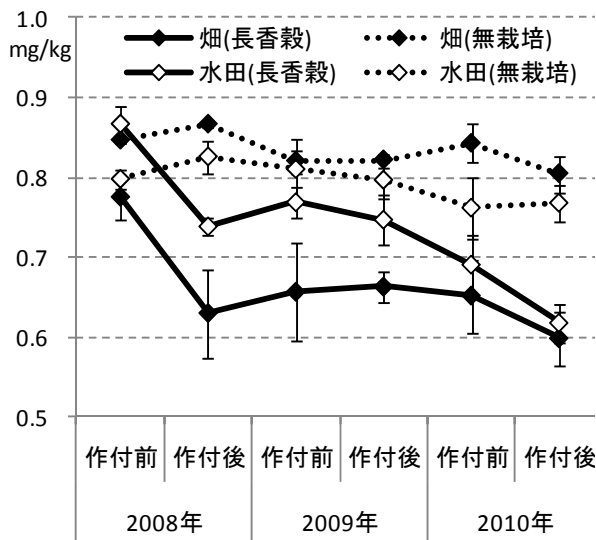


図 1-7 全 Cd 濃度の推移

0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度(図 1-8)では、全カドミウム濃度と同様に初年目の作付けで大きくカドミウム濃度が低下した後、翌年の作付け前までにやや濃度が高まった。2 作目は長香穀(水田)で大きな低下がみられたが、長香穀(畑)では濃度低下はみられなかった。その後 3 作目の前までに若干カドミウム濃度が上昇した後、3 作終了後には再び大きく低下した。また、無栽培では全カドミウム濃度同様にほとんど変化がなかった。

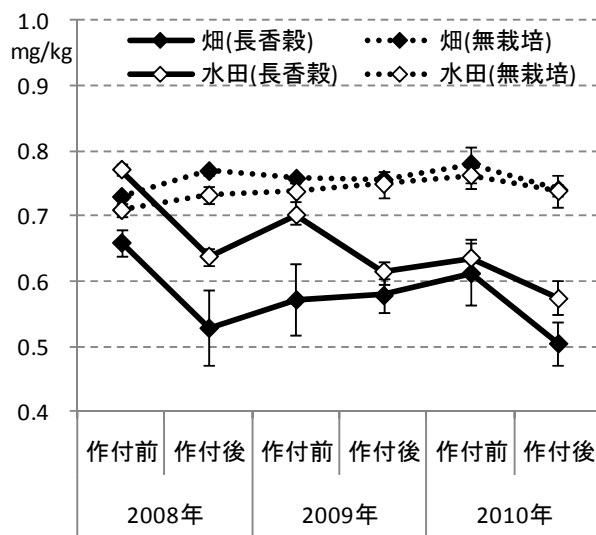


図 1-8 0.1M 塩酸抽出 Cd 濃度の推移

交換態カドミウム濃度(図 1-9)では、全カドミウム濃度および 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度のよな 1 作目の急激な濃度低下はみられなかった。

長香穀(畑)では途中でカドミウム濃度がやや上昇する傾向がみられたが、長香穀(水田)では非作付け期間も含めて緩やかにカドミウム濃度が低下した。一方、無栽培(畑)ではやや上昇する傾向がみられたが、無栽培(水田)では一定からやや緩やかに低下傾向となり、土地利用形態で異なる傾向を示した。

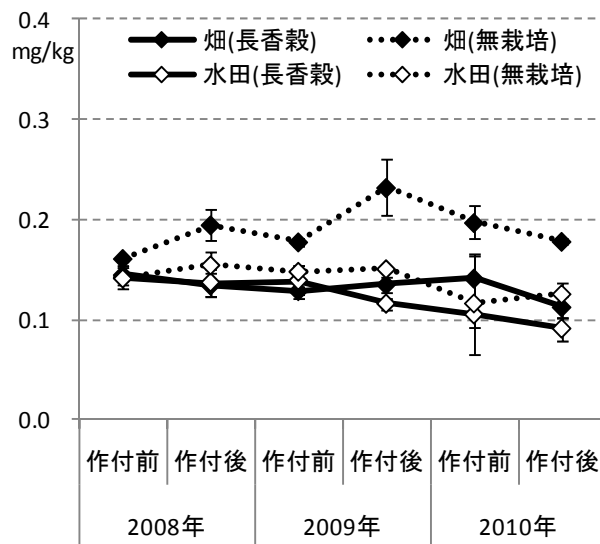


図 1-9 交換態 Cd 濃度の推移

無機結合態カドミウム濃度(図 1-10)では、交換態カドミウム濃度と異なり 3 年間で大きく変動した。初年目では全カドミウム濃度や 0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度と同様に大きく濃度が低下した後、2 作目の栽培では作付け前より作付け後でカドミウム濃度が大きく上昇した。しかし、3 作目ではカドミウム濃度は再び低下した。また、無栽培でも同様の推移を示しており、無機結合態カドミウムの画分はカドミウム高吸収イネの栽培によるカドミウム濃度の変化と共に、土地利用形態や土壌環境の変化に影響を受けていることが示唆された。

有機結合態カドミウム濃度(図 1-11)では、初年目の作付け前から 3 作目の作付け前まで緩やかに低下がみられ、3 作目の栽培後ではやや濃度が高まり無機結合態カドミウム濃度とは逆の変化を示した。また無栽培でも同様の推移を示しており、無機結合態カドミウムの画分と同様に、有機結合態カドミウムの画分はカドミウム高吸収イネの栽培によるカドミウム濃度の変化と共に、土地利用形態や土壌環境の変化に影響を受けていることが示唆された。

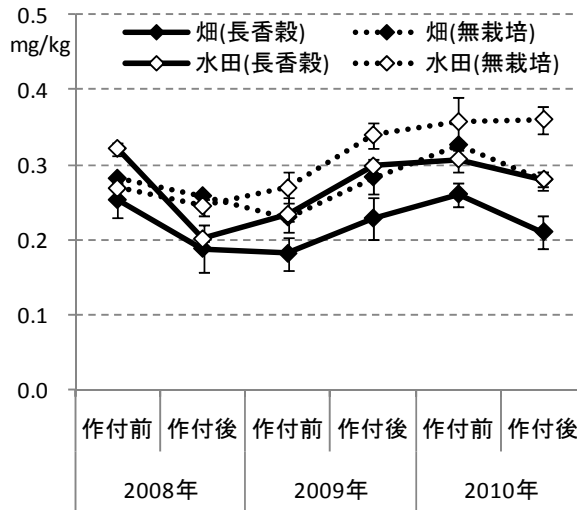


図 1-10 無機結合態 Cd 濃度の推移

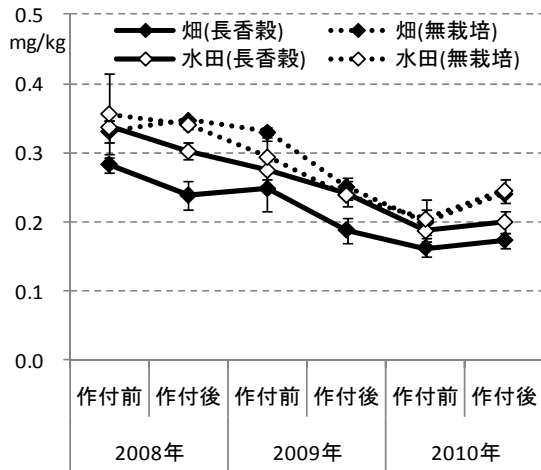


図 1-11 有機結合態 Cd 濃度の推移

長香穀の 3 カ年の浄化栽培において土壌カドミウムの全量は大きく低下したが、形態別のカドミウム濃度は増加や低下を示す画分がみられた。そのため、全カドミウム濃度に占める各画分のカドミウム濃度の割合を算出した(図 1-12)。交換態カドミウム画分は、3 年間を通してほぼ 20%前後の割合を示し、土地利用形態では畑条件は水田条件と比較し交換態画分の割合がやや高い傾向であった。無機結合態カドミウム画分は、1 年目でやや割合が低下した後上昇に転じた。3 作目では畑条件で再び割合が低下したが、水田条件では変化はみられず、この画分の割合はイネの作付けによる影響は少なく、土地利用形態の違いにより影響を受けていた。有機結合態カドミウム画分は、無機結合態カドミウム画分とは逆に 3 作目の作付け

前まで緩やかに低下した後、3 作目で増加した。この傾向は無栽培でも同様であり、土地利用形態の違いやイネの栽培にはあまり影響を受けていないようであった。3 カ年の浄化栽培期間中の各形態の割合の変化を概略すると無機結合態画分でやや増加、有機結合態画分で低下する傾向となった。

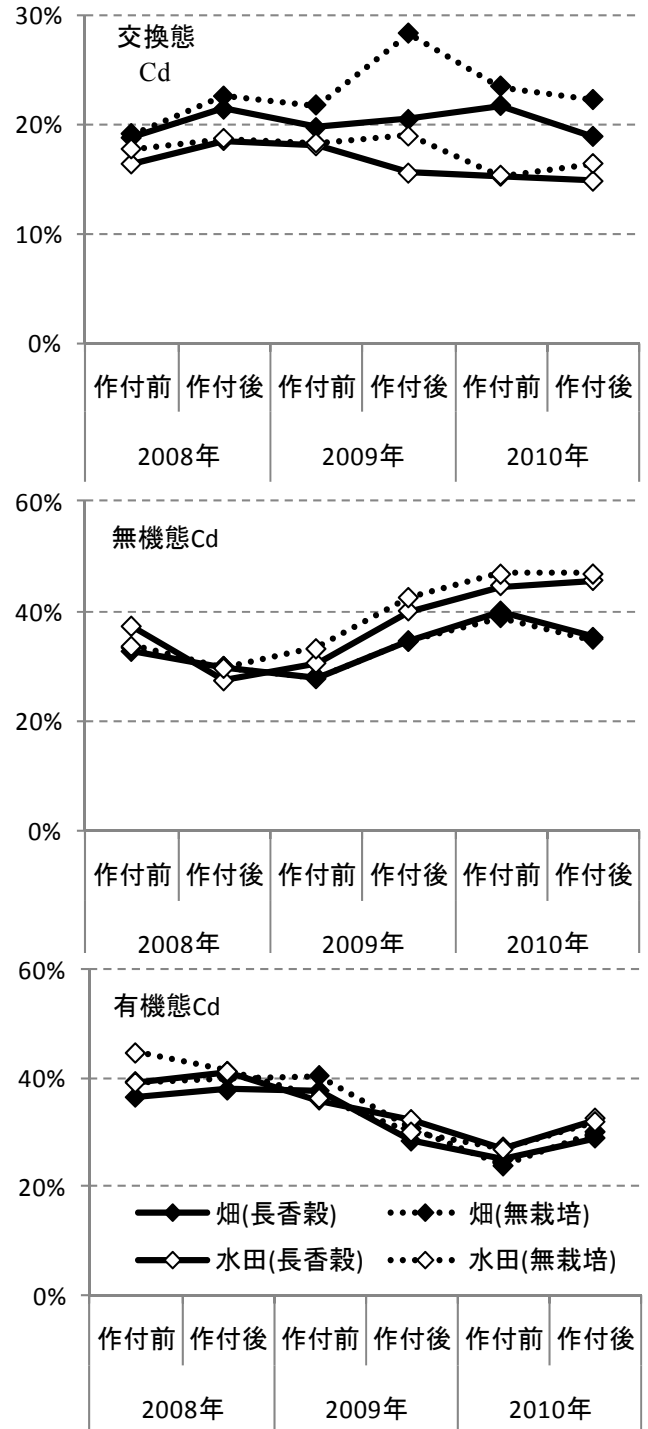


図 1-12 全 Cd 濃度に占める各形態 Cd の割合

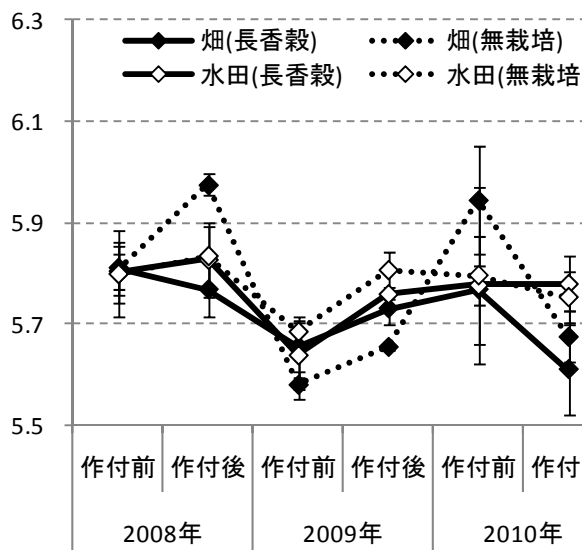


図 1-13 作土の土壌 pH の推移

第5項 土地利用形態・品種の違いが土壌 pH に及ぼす影響

3 年間の浄化栽培による土壌 pH の変化を表 1-16 に示す。土地利用形態は畑では pH の低下傾向がみられ、作土では長香穀 ($p < 0.01$), IR8 ($p < 0.05$), 下層土では IR8 ($p < 0.05$), 無栽培 ($p < 0.05$) で有意に低下した。一方、水田では IR8, コシヒカリの作土で有意な低下 ($p < 0.05$) が認められたが、長香穀の下層土では逆に pH は高まり ($p < 0.01$), 畑のような pH 低下の傾向はみられなかった。

また、土壌カドミウム濃度の低下が認められた長香穀と無栽培の土壌 pH の推移を図 1-13 に示す。長香穀の栽培は土壌 pH の変化に影響を及ぼしていないと思われた。また、図 1-9~図 1-11 にみられる形態別土壌カドミウム濃度や、図 1-12 にみられる全カドミウム濃度に占める各形態のカドミウム濃度の割合の変化との関連は認められなかった。

表 1-16 土地利用形態・品種の違いが土壌 pH に及ぼす影響

利用形態	品種	採土位置 ^{*1}	pH(H ₂ O)						
			2008年		2009年		2010年		
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
畑	長香穀	作土	5.81 ±0.05	5.77 ±0.05	5.66 ±0.06	5.73 ±0.03	5.77 ±0.11	5.61 ±0.09	** ^{*2}
		下層土	6.14 ±0.10	6.01 ±0.10	5.77 ±0.20	5.81 ±0.16	6.01 ±0.22	5.95 ±0.14	
	IR8	作土	5.79 ±0.04	5.69 ±0.08	5.65 ±0.03	5.70 ±0.01	5.79 ±0.11	5.57 ±0.09	*
		下層土	5.97 ±0.00	5.93 ±0.04	5.74 ±0.08	5.84 ±0.04	5.91 ±0.14	5.79 ±0.08	*
	無栽培	作土	5.81 ±0.04	5.98 ±0.02	5.58 ±0.03	5.66 ±0.01	5.95 ±0.11	5.68 ±0.05	
		下層土	6.00 ±0.01	5.84 ±0.01	5.67 ±0.08	5.75 ±0.04	6.07 ±0.01	5.93 ±0.02	*
水田	長香穀	作土	5.80 ±0.08	5.83 ±0.07	5.64 ±0.07	5.76 ±0.01	5.78 ±0.04	5.78 ±0.05	
		下層土	5.53 ±0.12	5.91 ±0.17	5.52 ±0.12	5.71 ±0.13	5.82 ±0.12	5.78 ±0.02	**
	IR8	作土	5.82 ±0.04	5.81 ±0.08	5.57 ±0.04	5.75 ±0.07	5.75 ±0.04	5.72 ±0.08	*
		下層土	5.65 ±0.12	5.96 ±0.09	5.43 ±0.18	5.75 ±0.16	5.90 ±0.10	5.76 ±0.21	
	無栽培	作土	5.80 ±0.06	5.83 ±0.06	5.69 ±0.02	5.81 ±0.04	5.80 ±0.17	5.75 ±0.05	
		下層土	5.43 ±0.17	5.62 ±0.20	5.26 ±0.12	5.68 ±0.06	5.79 ±0.13	5.74 ±0.15	
コシヒカリ	作土	5.80 ±0.04	5.77 ±0.03	5.66 ±0.08	5.80 ±0.06	5.81 ±0.04	5.74 ±0.02	*	
	下層土	5.41 ±0.05	5.72 ±0.23	5.36 ±0.16	5.65 ±0.10	5.75 ±0.10	5.77 ±0.08		

*1 作土: 0~15cm、下層土: 15~20cm

*2 t-test(2008年作付前vs2010作付け後), *($P < 0.05$), **($p < 0.01$), ***($p < 0.001$)

第6項 浄化期間中の土壌炭素・窒素濃度の変化

長香穀および無栽培試験区における3カ年の浄化期間中の土壌炭素濃度および土壌窒素濃度の変化を表1-17、表1-18に示す。土壌炭素・窒素濃度は第1節と同様に乾式燃焼法により測定した。

土壌炭素濃度は、土地利用形態や長香穀の作付けの有無に関わらず3カ年で減少した。土地利用形態でみると作土・下層土の双方で畑条件での減少率が高く、畑条件では水田条件と比較して、より多くの有機物の消耗があったことが認められた。また、作土と比較し炭素濃度が高い下層土では10%を超える大きな減少率となった。更に、作土

では長香穀の栽培により畑・水田ともに土壌炭素の減少率が高まる傾向がみられたが、下層土では長香穀の栽培による土壌炭素濃度の減少はみられず対照的な結果となった。

土壌窒素濃度も土壌炭素濃度と同様に畑条件で減少率が大きく、長香穀の栽培により更に窒素濃度は低下した。一方、下層土では作土と比較し減少率は大きかったが長香穀の栽培による影響は認められなかった。そのため、3カ年の浄化期間中の土壌炭素・窒素濃度の比(C/N比)は期間を通してほとんど変化が認められなかった(表1-19)。

表 1-17 浄化期間中の土壌炭素濃度の変化*1

位置	利用形態	品種	2008年		2009年		2010年		減少率*2
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
作土	畑	長香穀	39.6	37.3	37.1	36.2	37.0	36.1	9.0%
		無栽培	39.6	40.4	37.9	38.9	37.6	37.9	4.1%
	水田	長香穀	47.8	47.5	46.1	45.7	47.2	45.7	4.5%
		無栽培	47.1	46.5	45.6	45.4	46.8	46.0	2.4%
下層土	畑	長香穀	47.1	41.5	44.9	45.5	39.1	41.1	12.8%
		無栽培	50.6	50.4	44.7	49.0	44.2	43.6	13.9%
	水田	長香穀	62.1	48.3	58.2	70.8	68.5	55.2	11.1%
		無栽培	79.6	72.6	77.7	74.0	66.5	69.5	12.6%

*1 単位(g kg⁻¹),

*2 減少率:(2008年作付前-2010作付後)/2008年作付前

表 1-18 浄化期間中の土壌窒素濃度の変化*1

位置	利用形態	品種	2008年		2009年		2010年		減少率*2
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後	
作土	畑	長香穀	2.86	2.77	2.78	2.66	2.71	2.62	8.4%
		無栽培	2.93	2.98	2.87	2.85	2.79	2.79	4.8%
	水田	長香穀	3.55	3.55	3.35	3.38	3.45	3.39	4.5%
		無栽培	3.46	3.46	3.35	3.31	3.43	3.39	2.0%
下層土	畑	長香穀	3.06	2.81	2.87	2.90	2.59	2.60	15.0%
		無栽培	3.46	3.37	3.09	3.30	3.03	2.92	15.6%
	水田	長香穀	4.30	3.49	3.98	4.63	4.38	3.82	11.2%
		無栽培	5.02	4.79	4.87	4.63	4.35	4.54	9.6%

*1 単位(g kg⁻¹),

*2 減少率:(2008年作付前-2010作付後)/2008年作付前

表 1-19 浄化期間中の C/N 比の変化

位置	利用形態	品種	2008年		2009年		2010年	
			作付前	作付後	作付前	作付後	作付前	作付後
作土	畑	長香穀	13.9	13.5	13.3	13.6	13.6	13.8
		無栽培	13.5	13.5	13.2	13.7	13.5	13.6
	水田	長香穀	13.5	13.4	13.8	13.5	13.7	13.5
		無栽培	13.6	13.4	13.6	13.7	13.6	13.6
下層土	畑	長香穀	15.4	14.8	15.6	15.7	15.1	15.8
		無栽培	14.6	15.0	14.5	14.8	14.6	14.9
	水田	長香穀	14.4	13.8	14.6	15.3	15.6	14.5
		無栽培	15.8	15.2	16.0	16.0	15.3	15.3

第7項 土地利用形態の違いが長香穀の根の活性に及ぼす影響

本節第3項で土地利用形態を変えてカドミウム高吸収イネを栽培した結果、長香穀を畑条件で栽培すると最もカドミウム吸収量が増加することを明らかにした。しかし、第4項で最も土壌カドミウム濃度(全カドミウム濃度および0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度)が低下したものは長香穀を栽培した水田作土であった。このことは、長香穀(畑)の土壌カドミウムの吸収は長香穀(水田)と比較し、より下層からカドミウムを吸収していることを示唆していると考えられる。ここでは、長香穀の根の活性を土壌の深さ別に明らかにするため、ルビジウムトレーサー法による根の活性評価を試みた。

畑および水田において平均的な生育を示している長香穀を4株ずつ選び、株を中心に水平方向に3 cm離れた同心円上の8ヶ所に直径0.5 mmのステンレスパイプをつけた25 mlのシリンジを用いて1ヶ所2 ml(合計16 ml/株)の5%ルビジウム(Rb)溶液を注入した。ルビジウム処理はカドミウム吸収が最も多いと考えられる2010年8月20日に実施し、注入の深さはそれぞれ5 cm, 20 cmとした。ルビジウムを処理した株の地上部は成熟期に採取後に茎葉、籾に分別し70℃で5日間通風乾燥の後、粉碎し分析試料とした。ルビジウム含有量は試料1 g

に1 M 塩酸50 mlを加えて1 h振とうし、ろ液を適宜希釈して干渉抑制剤(KH₂PO₄)を試料液中にカリウムで400 mg L⁻¹になるように添加し、原子吸光度計で780.2 nmの波長の発光を測定した(高橋1996)。

土地利用形態の違いやルビジウムの注入深度の違いが、長香穀のルビジウム吸収に及ぼす影響を表1-20に示す。ルビジウムの吸収量は茎葉部が籾より多く、水田よりも畑で多かった。注入深度では5 cmで吸収量が高まったが、作土深(15 cm)より深い20 cmからもルビジウムの吸収が認められ、下層への根の進入が認められた。ルビジウムの吸収率も同様の傾向を示した。注入したルビジウム量と地上部のルビジウム吸収量から算出した地上部吸収率は、畑(5 cm) > 水田(5 cm) > 畑(20 cm) > 水田(20 cm)の順で高かった。注入深度5 cmと20 cmの地上部ルビジウム吸収率の割合(5 cm/20 cm)は、畑で1.77であるのに対し、水田では2.86となり、畑でより多くの下層土からのルビジウム吸収が認められた。これにより、長香穀は水田と比較し畑でより下層への根の進入が多いことが示唆された。この結果は、畑の長香穀のカドミウム吸収が高い要因として、下層土からのカドミウム吸収がある程度寄与していることを示唆している。

表 1-20 土地利用形態・Rb注入深度が長香穀のRb吸収に及ぼす影響

利用形態	Rb注入深	Rb吸収量 (mg/株)				Rb吸収率 (%) ^{2*}				地上部吸収率(%)	吸収率(5cm/20cm)	
		茎葉		籾		茎葉		籾				
畑	5cm	43.4 ±8.1	a ^{*1}	6.2 ±2.7	a	5.4 ±1.0	a	0.8 ±0.3	a	6.2 ±1.3	a	1.77
	20cm	25.4 ±8.3	bc	2.6 ±0.7	b	3.2 ±1.0	bc	0.3 ±0.1	b	3.5 ±1.1	bc	
水田	5cm	30.4 ±3.6	ab	1.1 ±0.2	b	3.8 ±0.4	ab	0.1 ±0.0	b	3.9 ±0.5	b	2.86
	20cm	10.6 ±1.8	c	0.4 ±0.1	b	1.3 ±0.2	c	0.0 ±0.0	b	1.4 ±0.2	c	

*1 異なるアルファベット間にはTukeyの多重比較により5%水準で有意差あり

*2 Rb吸収量/注入したRb量

第 8 項 考察

第 1 節では水田における土壌カドミウムの浄化について研究を行ったが、本節では転換畑における土壌浄化について水田との比較をしながら、新たな品種(長香穀)を加えて検討した。カドミウム高吸収イネを用いてカドミウム汚染土壌の浄化効率を高めるためには、極力酸化的な土壌条件における栽培が求められる。その観点から転換畑は水田より浄化効率が高まることが予想される。第 1 節では水田において 3 カ年の IR8 の節水栽培で 158 g ha^{-1} の土壌カドミウムを吸収し、作土の全カドミウム濃度は 0.52 mg kg^{-1} から 0.37 mg kg^{-1} と約 29% 低下した。試験圃場が異なるため単純比較はできないが、本節では IR8(畑)で 164 g ha^{-1} の土壌カドミウムを吸収したにも関わらず、作土の全カドミウム濃度は 0.82 mg kg^{-1} から 0.76 mg kg^{-1} とほとんど低下がみられなかった。しかし、下層土のカドミウム濃度は 0.72 mg kg^{-1} から 0.63 mg kg^{-1} と約 13% の低下($p < 0.05$)が認められた。一方、IR8(水田)では 131 g ha^{-1} の土壌カドミウムを吸収し、作土の全カドミウム濃度は 0.86 mg kg^{-1} から 0.74 mg kg^{-1} と 14% の低下($p < 0.001$)が認められたが、下層土では低下がみられなかった。このことから、IR8 の畑条件での栽培において土壌カドミウム濃度の低下がみられなかった要因として、畑条件で栽培することにより下層土由来のカドミウムを多く吸収したことが示唆された。実際、本節第 7 項で明らかにしたように長香穀を用いたルビジウムトレーサー法による根の評価においても、畑条件ではより下層からのルビジウム吸収が多かったことが明らかとなっている。そのため、IR8 の場合、カドミウムの浄化効率を高める目的で畑栽培を行う場合、カドミウム吸収量は下層由来のカドミウムを多く吸収するため水田より増大するが、作土の土壌カドミウム濃度の低下は僅かに留まるため、下層土も含めた浄化効果の検証を行う必要が認められた。

一方、本節で新たに供試した長香穀は、畑および水田条件の両方で IR8 の約 2 倍のカドミウム吸収能を示した。作土の全カドミウム濃度も、畑で 0.78 mg kg^{-1} から 0.6 mg kg^{-1} と約 23% 低下し、水田でも 0.87 mg kg^{-1} から 0.62 mg kg^{-1} と約 29% の低下が認められ、土壌カドミウム濃度の低下も IR8 より大きかった。また、下層土のカドミウム

濃度も IR8 同様に畑で 0.71 mg kg^{-1} から 0.53 mg kg^{-1} と約 15% 低下したが、水田の下層土カドミウム濃度の低下は認められなかった。このように、長香穀は IR8 と比較しカドミウム汚染土壌の浄化に有望な品種であることが明らかとなった。

次に、3 カ年の浄化栽培による土壌カドミウムの形態の変化について考察する。まず、交換態カドミウム濃度は長香穀(畑・水田)、IR8(水田)の作土で僅かではあるが有意に低下し、さらに水田では無栽培やコシヒカリ栽培においても低下がみられた。一方、第 1 節ではカドミウム低吸収イネ(クサユタカ)で 46%、カドミウム高吸収イネ(IR8)で 21% の交換態カドミウム濃度の増加が認められており、対照的な結果となった。交換態カドミウムは最も作物に吸収されやすい画分であると考えられ、カドミウム高吸収イネを利用した土壌浄化栽培により、交換態カドミウム濃度は低下することが予想される。一方、土壌中の各形態のカドミウムは一定の平衡状態を保ちながら相互に移行する(飯村 1979)ため、浄化期間中の土壌環境の変化(例えば土壌 pH の増減や腐植の分解)による形態の変化も考慮する必要がある。圃場が違うため単純比較は難しいが、カドミウム吸収能の高い品種(長香穀)ほど交換態カドミウム濃度が低下し、カドミウム吸収能の低い品種(クサユタカ)ではむしろ増加する結果となったことは、平衡状態にある各形態のカドミウムが土壌環境の変化に伴い形態を変化させたことの他に、土壌からのイネのカドミウム吸収量の違いが大きいと考えられた。

無機結合態画分のカドミウムは長香穀(畑・水田)の作土で低下がみられたが、その他ではむしろ増加した。この画分のカドミウムは、層状ケイ酸塩鉱物の端面や金属(水)酸化物の表面水酸基との配位子交換により吸着されている画分(牧野 2008)で、土壌 pH の低下により大きく減少する(Yumei *et al.* 1998)との報告がある。本研究では畑条件では長香穀、IR8 の作土で pH の低下がみられたが、水田条件では一部を除いてむしろ高まる傾向を示しており、無機結合態カドミウムの画分は土壌 pH の変化により影響を受けていることが示唆された。また、全カドミウム濃度に占める無機結合態カドミウムの割合は 3 年間で 27%~45% (長香穀・水田)の幅で変動を示し、この傾向は土地利用条件の違いや作付けの有無の影響をあまり受けず認めら

れた。

有機結合態カドミウムについては、第 1 節同様に大きく低下した。特に、長香穀で 40~41 %減、IR8 で 33~35 %減、無栽培でも 27~31 %減となり、カドミウム高吸収イネで減少率が大きく、土壌浄化によるカドミウムの減少量の多くがこの画分由来であることを示唆している。この画分のカドミウムは、土壌中の腐植と錯体を形成して結合しており、土壌の腐植含量の変化の影響を受けると考えられる。本節第 6 項でも明らかなように、土壌カドミウムの浄化効率を高めるための畑栽培や極端な節水栽培は土壌炭素濃度の低下を引き起こすことが認められており、この画分のカドミウムが減少したのと考えられた。

また、無栽培区においても土壌 pH や腐植含量の

変化に伴い無機結合態および有機結合態画分のカドミウムは年次間で増減を示した。すなわち、2009 年では無機結合態カドミウム濃度が増加し、有機結合態カドミウム濃度が低下したのに対し、2010 年では無機結合態カドミウムが低下し、有機結合態カドミウムが増加した。このことは、上記の 2 形態のカドミウムが土壌中で平衡状態であることを示唆している。無栽培におけるこのような土壌カドミウムの形態変化は、粘土や腐植、加水酸化物等の土壌を構成する成分に吸着されているカドミウムが比較的短期間で異なる形態へ移行することを示しており、土壌中カドミウムの形態変化に及ぼす土壌環境の影響を詳細に検討することで、カドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化をより効率的に行うことが可能となると考えられる。

第3節 土壤浄化期間中の土壤カドミウムの形態変化

はじめに

第1節では腐植質黒ボクグライ土(南郷統)において、カドミウム高吸収品種 IR8 を用いて土壤浄化を実施し、浄化後の土壤カドミウム低減とコシヒカリの玄米カドミウム濃度の低減効果を明らかにした。また、第2節では転換畑においてカドミウム高吸収イネを用いて異なる土地管理条件における土壤カドミウム濃度の変化について明らかにした。水稻を用いた土壤浄化は土壤からのカドミウムの収奪が最大の目的であるため、通常的水稻栽培と異なり活着後は極力節水栽培を行う必要がある。そのため、土壤環境は酸化条件で推移し、一般的な水管理を行う水田土壤の条件と大きく異なると考えられる。ここでは、土壤浄化期間中における土壤カドミウムの形態変化とその変化に及ぼす要因について、異なる土壤条件で検討した。

第1項 材料および方法

(1)試験圃場と土壤型

栽培試験は、新潟県内で玄米カドミウム濃度がコーデックス委員会の基準値である 0.4 mg kg^{-1} を超過する恐れのある低レベルカドミウム汚染3圃場において実施した。土壤型および作土の粒経組成を表2-21に示す。

(2)土壤分析

土壤中のカドミウムの形態変化は土壤の酸化還元電位(Eh)に影響を受けることが知られているため、2カ年間の土壤 Eh と土壤 pH を測定した。測定方法は第1節で記載した通りである。また、土

壤の酸化還元状態の変化に伴う鉄の形態変化を活性2価鉄濃度の測定により把握した。活性2価鉄濃度は高井ら(1958)の方法に準拠し測定した。即ち、栽培期間中の圃場の作土層から生土約1kgを不攪乱の状態でもり袋に採取し、直ちに水封し室内に持ち帰り、深さ5cmに相当する箇所から生土を採取した。生土約5gにpH3の0.2M酢酸塩緩衝液50mlを添加し、30°Cで1時間振とう後にろ過(No.5Bのろ紙)、ろ液を純水で希釈定容後、 α, α' -dipyridyl法により測定し、土壤水分を補正後に乾土あたりの濃度(mg kg^{-1})に換算した。

また、土壤中で可給性の高いと考えられるカドミウム濃度を1M酢安で抽出し測定した。測定に用いた土壤は活性2価鉄測定と同一で、生土約5gに1M酢安(pH7.0)を50ml添加し、同様に振とう、ろ過の後に原子吸光度計によりカドミウム濃度を測定した。更に、栽培期間中のカドミウムの形態変化を測定するため、深さ1cm・5cmおよび15cmから土壤を適宜採取し、風乾・篩別(2mm)した後に定本ら(1995)の方法で交換態カドミウム、無機結合態カドミウムおよび有機結合態カドミウム濃度を測定した。

(3)栽培試験

2006年～2007年に土壤浄化を目的にカドミウム高吸収品種を節水条件下で栽培した。また、2007年に異なる土壤条件におけるカドミウム高吸収品種の品種間差を明らかにするため、長香穀、IR8、ミナミユタカ、ハバタキの4品種を3圃場で栽培した。栽培の概要を表1-22に示す。各品種を成熟期に4株ずつ地上部を採取し、脱穀した後に初中カドミウム濃度を第1節に記載した方法で測定した。

表 1-21 試験圃場の仮比重・粒経組成・作土深

圃場	土壤統群(土壤統)*1	仮比重	粒経組成(%)			土性	作土深*2
			砂	シルト	粘土		
1	中粗粒強グライ土(琴浜)	0.99	81.3	11.7	7.0	SL	14
2	細粒グライ土(千年)	0.82	41.5	36.2	22.3	CL	12
3	表層腐植質多湿黒ボク土(三輪)	0.86	56.4	23.6	20.0	CL	12

*1 農耕地土壤分類2次案改訂版(1983)による分類

*2 作土深(cm)

表 1-22 供試品種の栽培概要と収穫日

圃場	施肥窒素*1		移植	落水	収穫日		
	基肥	穂肥			長香穀 ハバタキ	ミナミユタカ	IR8
1	5.6	6.0	5/17	6/20	9/8	9/25	10/25
2	4.9	5.0	5/13	6/21	9/8	9/25	10/25
3	3.0	2.8	5/25	6/30	9/16	9/25	10/25

*1 施肥窒素(kg/10a)

第2項 結果

各試験圃場の作土層の全カドミウム濃度は圃場1(0.76 mg kg⁻¹), 圃場2(0.88 mg kg⁻¹)および圃場3(0.67 mg kg⁻¹)であった。土壌理化学性を表1-23に示す。圃場1は河川の後背地に位置し、砂含量が高くCEC, 有効態リン酸, リン酸吸収係数, 全炭素・全窒素含量が少ない緩衝能の低い圃場であった。一方, 圃場3はCEC・リン酸吸収係数が高く, 全炭素・全窒素含量の多い緩衝能の高い圃場であった。

各試験圃場の2カ年の土壌Eh・pHの推移を図1-14, 図1-15に示す。土壌Ehは, 移植から7月上旬まで-200 mV(2007年の圃場3を除く)程度で推移し, 落水(圃場1: 6/20, 圃場2: 6/21, 圃場3: 6/30)から2週間程度低く推移した後, +600 mV程度まで

急激に上昇した。一方, 土壌pHは落水時以降暫減した。特に2007年の圃場1, 圃場2では落水によるpH低下が顕著であったが, 圃場3ではpHの変化は比較的小さかった。

2カ年間の活性2価鉄濃度および1M酢安抽出カドミウム濃度の推移を図1-16, 図1-17に示す。2006年は湛水期間にかけて2価鉄濃度の上昇と1M酢安抽出カドミウムの低下がみられたが, 8月以降では活性2価鉄はほぼ検出されず1M酢安抽出カドミウムは増加した。2007年の1M酢安抽出カドミウム濃度は2006年より早めに増加した後, 8月以降暫減した。また, 活性2価鉄濃度は2006年と比較し高まったが, 土壌中から検出されなくなった時期はほぼ同一の8月以降であった。

表 1-23 試験圃場の土壌理化学性

圃場	pH		CEC	交換性塩基*1			塩基飽和度*2	有効態リン酸*1	遊離酸化鉄*2	リン酸吸収係数	T-C*2	T-N*2
	H ₂ O	KCl		石灰	苦土	加里						
1	5.9	4.7	8.3	82.1	21.4	15.0	51.8	17.5	0.97	365	1.52	0.121
2	5.9	4.9	18.4	221.7	39.0	10.1	54.7	52.8	1.39	853	3.35	0.263
3	6.1	4.9	21.7	172.4	49.5	9.3	40.6	44.1	1.20	1205	4.93	0.347

*1 単位(mg/乾土100g)

*2 単位(%)

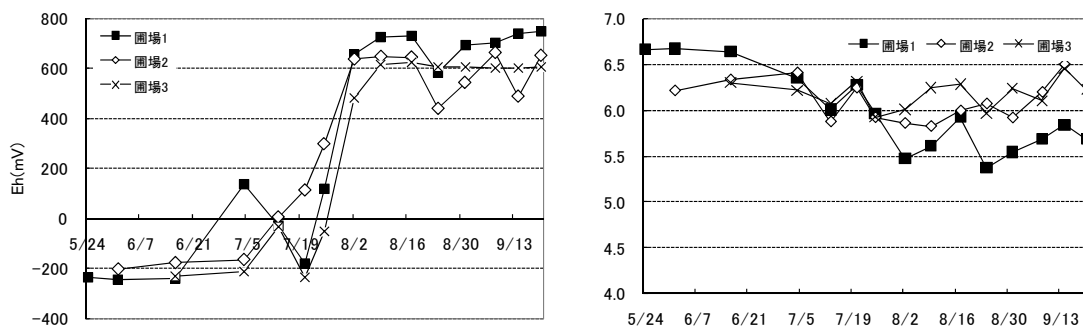


図 1-14 2006年の栽培期間中の土壌Eh(左図), pH(右図)の推移

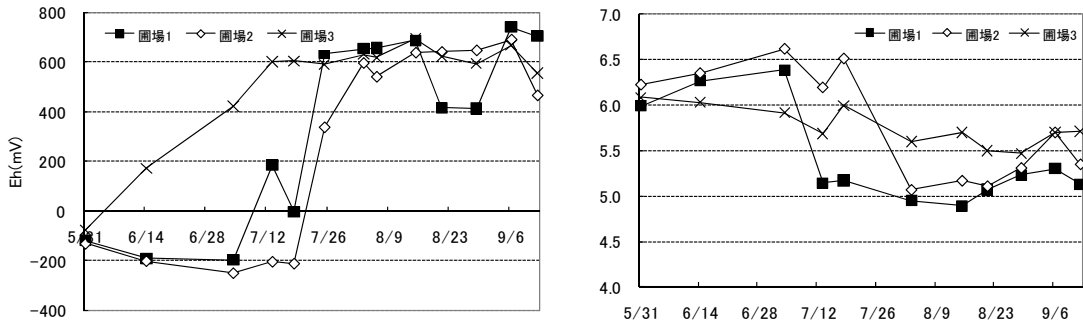


図 1-15 2007 年の栽培期間中の土壌 Eh(左図), pH(右図)の推移

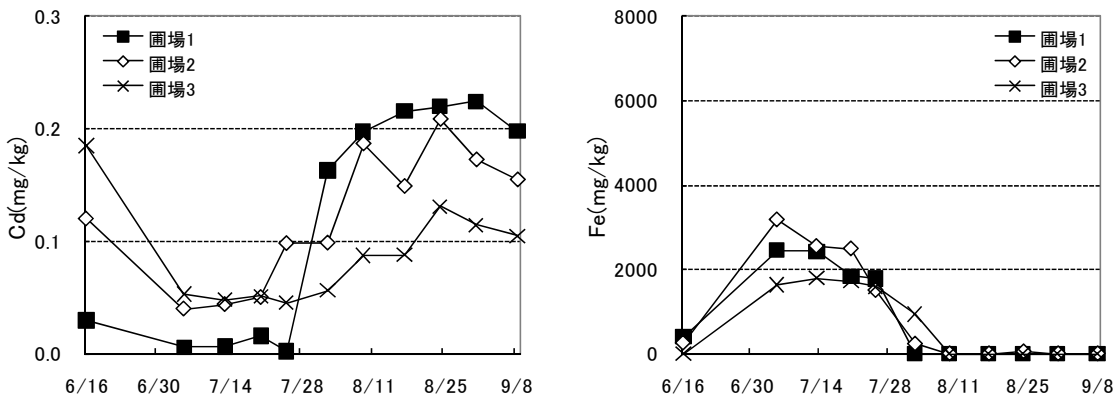


図 1-16 2006 年の栽培期間中の 1M 酢安抽出 Cd 濃度(左図) および活性 2 価鉄濃度(右図)の推移

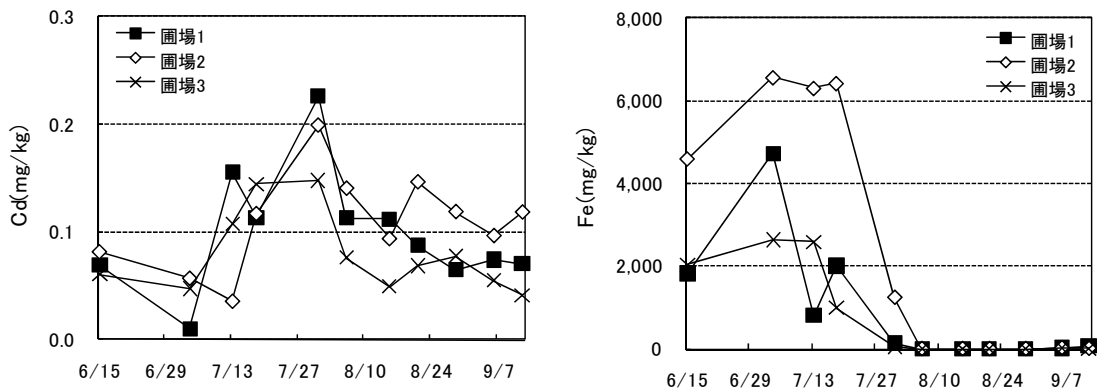


図 1-17 2007 年の栽培期間中の 1M 酢安抽出 Cd 濃度(左図) および活性 2 価鉄濃度(右図)の推移

2007 年の栽培期間中の土壌カドミウムの形態変化を表 1-24 に示す。圃場 1・圃場 2 とともに 5/24 と比較し 7/4 の測定で交換態カドミウム濃度が低下し、無機結合態カドミウム濃度と有機結合態カドミウム濃度の上昇が認められ、その傾向は表層に近いほど顕著であった。その後、交換態カドミウムは

5/24 時点と同程度まで上昇した。無機結合態カドミウム濃度は 7/4 以降低下した。有機結合態カドミウム濃度も 7/4 以降やや低下したが、5/24 よりも高濃度で推移した。一方、圃場 3 は圃場 1, 2 と異なり交換態カドミウム濃度の上昇は認められず、栽培期間中ほぼ一定の濃度で推移した。無機結合

表 1-24 栽培期間中の深さ・形態別カドミウム濃度の推移

圃場	深さ	交換態Cd				無機態Cd				有機態Cd				交換態+無機態+有機態			
		5/24	7/4	8/7	10/29	5/24	7/4	8/7	10/29	5/24	7/4	8/7	10/29	5/24	7/4	8/7	10/29
圃場1	1cm	0.36	0.16	0.39	0.32	0.21	0.32	0.14	0.16	0.10	0.35	0.24	0.31	0.66	0.83	0.77	0.79
	5cm	0.32	0.21	0.26	0.23	0.20	0.10	0.12	0.07	0.10	0.17	0.19	0.22	0.62	0.48	0.57	0.53
	15cm	0.30	0.24	0.22	0.32	0.19	0.14	0.14	0.12	0.09	0.20	0.21	0.26	0.58	0.58	0.57	0.69
圃場2	1cm	0.23	0.12	0.30	0.28	0.27	0.39	0.29	0.19	0.19	0.42	0.28	0.41	0.69	0.94	0.87	0.89
	5cm	0.23	0.16	0.25	0.21	0.31	0.22	0.15	0.20	0.17	0.31	0.27	0.41	0.71	0.69	0.66	0.83
	15cm	0.25	0.17	0.12	0.17	0.27	0.22	0.16	0.26	0.19	0.28	0.34	0.35	0.71	0.67	0.62	0.78
圃場3	1cm	0.11	0.10	0.10	0.10	0.31	0.16	0.18	0.18	0.20	0.41	0.40	0.45	0.63	0.67	0.68	0.73
	5cm	0.13	0.08	0.09	0.08	0.29	0.12	0.18	0.16	0.20	0.40	0.42	0.47	0.62	0.60	0.68	0.71
	15cm	0.13	0.10	0.07	0.06	0.29	0.16	0.13	0.19	0.18	0.40	0.35	0.46	0.60	0.65	0.55	0.71
圃場1	1cm	0.46	0.16	0.39	0.31	0.26	0.33	0.14	0.16	0.13	0.36	0.24	0.30	0.86	0.85	0.77	0.76
	5cm	0.45	0.35	0.36	0.36	0.28	0.17	0.17	0.11	0.14	0.29	0.27	0.34	0.87	0.81	0.80	0.82
	15cm	0.43	0.34	0.31	0.40	0.28	0.21	0.21	0.14	0.13	0.28	0.30	0.32	0.83	0.83	0.82	0.86
圃場2	1cm	0.28	0.11	0.28	0.23	0.32	0.34	0.26	0.16	0.23	0.37	0.26	0.35	0.84	0.82	0.80	0.74
	5cm	0.28	0.20	0.29	0.20	0.37	0.29	0.17	0.19	0.21	0.41	0.31	0.39	0.85	0.90	0.77	0.78
	15cm	0.31	0.21	0.16	0.17	0.34	0.27	0.21	0.25	0.24	0.34	0.44	0.33	0.88	0.81	0.81	0.74
圃場3	1cm	0.15	0.12	0.11	0.11	0.42	0.19	0.20	0.20	0.27	0.51	0.47	0.50	0.84	0.82	0.78	0.81
	5cm	0.16	0.10	0.10	0.10	0.37	0.16	0.20	0.19	0.26	0.53	0.47	0.58	0.80	0.79	0.76	0.87
	15cm	0.17	0.12	0.10	0.06	0.38	0.20	0.17	0.21	0.24	0.50	0.46	0.52	0.79	0.82	0.73	0.80

*単位(mg/kg)、上段(濃度)、下段(各形態Cd/全Cd)

態カドミウム濃度は 7/4 の測定で低下し、有機結合態カドミウム濃度は上昇したまま推移した。交換態・無機結合態・有機結合態の 3 画分の合計濃度は 7/4 の深さ 1 cm でやや高まる傾向がみられた。全カドミウム濃度に占める割合でも各画分のカドミウム濃度の割合は同様の傾向を示した。また、圃場間で全カドミウムに占める各画分の割合が異なり、交換態カドミウム濃度の割合は圃場 1 では約 40%と高いのに対して、圃場 3 では約 15%と低く、有機結合態カドミウム濃度の割合は圃場 3 で約 50%と顕著に高かった。更に、各圃場の土壌中の全カドミウム濃度に占める 3 形態のカドミウム

の含量はいずれも 80%程度であり、この 3 形態が土壌の主要なカドミウムの形態であった。

供試した 4 品種は成熟期が異なり、長香穀、ハバタキで 9 月上中旬、ミナミユタカで 9 月末、IR8 で 10 月末の成熟期であった。いずれの圃場でも長香穀の初中カドミウム濃度が最も高く 4.2~6.2 mg kg⁻¹であった。次いで IR8、ミナミユタカ、ハバタキの順であり、一部を除いて初中カドミウム濃度の順位は異なる圃場間でも維持された。また、圃場間でも初中カドミウム濃度が異なり、圃場 1 が高濃度で圃場 3 が低濃度であった(図 1-18)。

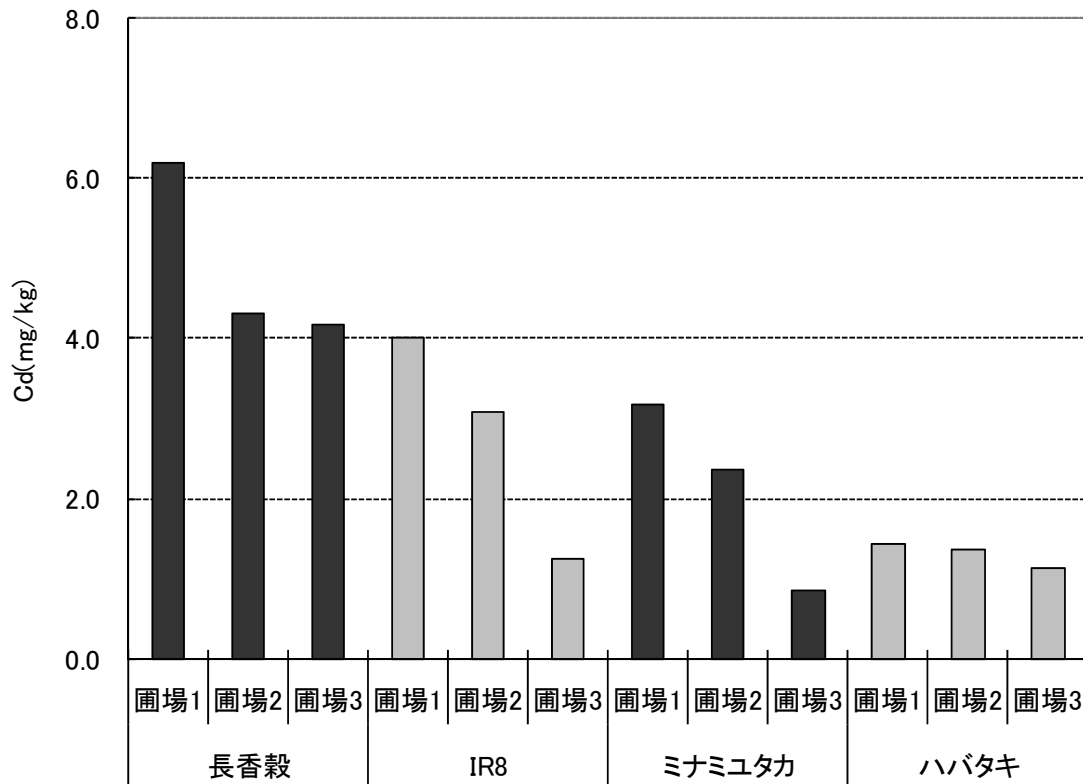


図 1-18 異なる圃場における初中カドミウム濃度

第3項 考察

カドミウム高吸収イネによる土壌浄化は、土壌からのカドミウムの収奪効率を高めるために水稻の活着以降は落水する節水栽培が実施される (Ibaraki *et al.* 2009, Murakami *et al.* 2009) . 通常的水稻栽培では移植から 1 カ月程度は湛水条件で管理し、中干しや間断灌漑等を経て完全落水するのは収穫の 2 週間程度前である。また、玄米カドミウム濃度が 0.2 mg kg^{-1} を超過する怖れのある地域では、出穂 3 週前から出穂後 25 日間は湛水管理が実施されている (新潟県農林水産部 2005) . そのため、土壌浄化のための節水管理の実施は土壌環境、特に早期落水に伴う土壌の酸化が早まること及び収穫期まで酸化状態が持続される点で通常の水管理と大きく異なる。

カドミウム高吸収イネの栽培期間中の土壌水分状態について、中川ら (2006) は、作土が早期に不飽和状態になるほどカドミウム吸収量が高まると述べているが、土壌中のカドミウムの形態変化について観察していない。今回の研究で土壌の酸化

還元状態の変化に伴い、土壌中のカドミウムの形態変化が明らかとなった。特に、可給性の高いと考えられる生土の 1 M 酢安抽出カドミウム濃度や交換態カドミウム濃度が栽培期間中の水管理の変化により大きく変動すること、これらの画分のカドミウムは落水から約 2 週間のタイムラグを経て上昇する現象が認められた。本村(1978)は、落水後しばらくは土壌の収縮のため土壌の孔隙は水飽和状態が維持されるとしており、これがタイムラグの一因と考えられる。このため、形態変化に要する期間は土壌条件、特に透水性や有機物含量により異なると考えられる。今回供試した圃場 1 は他の圃場と異なり Eh が大きく変化し、栽培期間中の 1 M 酢安抽出カドミウム濃度の変動も大きかったが、これは圃場 1 が中粗粒質で緩衝能が小さい土壌であることに起因すると考えられる。一方、土壌中の活性 2 価鉄や 1 M 酢安抽出カドミウムの濃度や推移は 2 カ年で異なっており年次変動が見られた。これは、同様の節水管理を実施しても土壌カドミウムの可給性が栽培年で異なること示すもので、気象条件等外的要因も含めて詳細に検討す

る必要がある。

カドミウム吸収の品種間差については、森下ら(1986)や Arao *et al.* (2003)が既に明らかにしているように、圃場が異なってもカドミウム吸収能の品種間差異は維持される。本研究でも同様の結果となった。また、いずれの品種も圃場 1 が最も初中カドミウム濃度が高く、栽培期間中における作土の 1 M 酢安抽出カドミウム濃度をある程度反映した結果であった。しかしながら、節水管理下においては水稲の根域は通常栽培より下層に分布することが考えられる。そのため、カドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化では作土層だけではなく、下層土壌のカドミウム含量や形態変化と水稲根の分布について明らかにする必要がある。

ファイトレメディエーションにおけるカドミウム吸収能の品種間差について、これまでいくつかの要因が推定されている。Liu *et al.* (2006)は根の酸化能に注目し、 α -ナフチルアミンを用いて水稲の根の酸化能を評価した結果、カドミウム高吸収イネは低吸収イネと比較し有意に酸化能が高いと報告している。一方、加藤ら(2008)は、アイソトープ希釈法を用いカドミウム高吸収イネ(長香穀)とカドミウム低吸収イネ(あきたこまち)の吸収するカドミウムの形態を調べ、長香穀はあきたこまちと同様に難溶性のカドミウムを可溶化する機能を持たないと報告している。また、石川ら(2006)はカドミウム高吸収イネ(密陽 23 号)と低吸収イネ(コシヒカリ)の部位別カドミウム濃度を調べ、密陽 23 号の茎葉カドミウム濃度はコシヒカリより高いが、収穫後の刈り株と根のカドミウム濃度は逆にコシヒカリが高いことを明らかにしている。更に、Uraguchi *et al.* (2010)は、根のカドミウム吸収を速度論的に解析した結果、概してジャポニカ品種の根は、インディカ品種よりもカドミウムを吸収する能力が高いと述べている。一方、石川(2009 a)は導管のカドミウム濃度はカドミウム高吸収イネで著しく高く、その違いが稲わらや玄米のカドミウム濃度によく反映されており、導管にカドミウムを送り出す(ローディング)場合、特定の膜輸送タンパク質を経由するため、玄米カドミウム濃度の品種間差異は、この輸送タンパク質の能力の違いである可能性が高いと推定している。更に、Ishikawa *et al.* (2009 b)は、PETIS を用いて吸収されたカドミウムの根から茎葉への移行を調べ、カドミウム高

吸収イネはカドミウム低吸収イネと比較し、幼鞘基部のカドミウム蓄積が高く、時間と共に茎の上部へカドミウムが移動する速度も速いと報告している。これらの結果より、カドミウム高吸収イネは根のカドミウム吸収能が高いわけではなく、地上部へカドミウムを移行する能力に高いことが明らかである。地上部へのカドミウムの移行について、Ueno *et al.* (2009)は、カドミウム高吸収イネ (Anjana Dhan)を用いて、カドミウムの集積に関する遺伝子の同定を行い、カドミウムの集積に関する OsHMA3 遺伝子を同定した。この遺伝子がコードする OsHMA3 タンパク質は根のすべての細胞の液胞膜に局在し、カドミウム低吸収イネの OsHMA3 タンパク質はカドミウムを選択的に輸送しカドミウムを液胞に隔離する機能を持っているが、カドミウム高集積品種の OsHMA3 タンパク質はカドミウムを輸送する機能を失っていることを明らかにした。これらのことから、カドミウム高吸収イネでは根に吸収されたカドミウムを根の細胞内の液胞に隔離することができず、カドミウム低吸収イネと比較しコメやワラへのカドミウムの集積が進むことが明らかになった。

深さ別のカドミウムの形態変化については、圃場 1、圃場 2 では湛水や落水による土壌の酸化還元状態の変化と良く合致している。特に、表層ほど交換態、無機結合態および有機結合態カドミウムの濃度変化が大きい。大山ら (1971b)は落水により表層の気相率は著しく増加するが、下層での増加率は少ないことを明らかにしており、このことが表層におけるカドミウムの形態変化が大きいことを説明していると考えられる。一方、圃場 3 では期間を通して交換態カドミウム濃度の変化は少なかった。圃場 3 は黒ボク土壌で、第 3 章・第 2 節で後述するように土壌カドミウムに占める交換態カドミウムの割合が少ないことが明らかである。栽培期間中の交換態カドミウム濃度の変化が水管理に影響を受けず、低い濃度で推移したことが圃場 3 における初中カドミウム濃度が低い要因と考えられた。

また、落水に伴い土壌 pH の低下も認められた。一般的に土壌を湛水状態に維持すると土壌 pH は上昇し約 7 に維持されることが知られている。節水栽培では落水期間が長いため、水田土壌よりは畑土壌に近い土壌条件にあると言える。低い土壌

pHは交換態カドミウム濃度の上昇(Xian 1989)を引き起こすため、早期の落水による土壌 pH の低下は、カドミウム吸収を促進する大きな要因と考えられる。

第4節 要約

低レベルカドミウム汚染土壌(腐植質黒ボクグライ土)において2004~2006年の3年間に水稲6品種を用いた土壌浄化(ファイトレメディエーション)を試み、2007年には、浄化用水稲品種の栽培跡地にコシヒカリを一般的な水管理下で栽培することにより浄化効果の検証を行い、以下の結果を得た。

- (1) 最も地上部カドミウム吸収量の多かった品種はIR8で、3年間の連続栽培により合計158 g ha⁻¹のカドミウムを吸収し、作土層の0.1 mol L⁻¹塩酸抽出カドミウム濃度は0.48 mg kg⁻¹から0.33 mg kg⁻¹に低下し、土壌のカドミウム濃度は全国平均と同等レベルまで低下した。
- (2) カドミウム高吸収水稲品種栽培後に作付したコシヒカリの玄米カドミウム濃度は、カドミウム低吸収水稲品種栽培後のコシヒカリの玄米カドミウム濃度より低下した。
- (3) 浄化により土壌 pH の低下や土壌肥沃度の低下が認められ、浄化後のコシヒカリはやや低収量となった。浄化後におけるこれらの土壌環境の変化は土壌カドミウム吸収の促進要因となるため、浄化後は堆肥や苦土石灰等の資材投入が必要であると考えられた。
- (4) 土壌中の形態別カドミウム濃度は浄化前と比較し、交換態画分が増加し、無機結合態および有機結合態画分が減少した。また、カドミウム吸収量の多いIR8は吸収の少ないクサユタカと比較し、無機結合態および有機結合態画分の由来の土壌カドミウム減少量が有意に多かった。

また、低カドミウム汚染転換畑において、水管理(転換畑、水田)を変えてカドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化を試みた。カドミウム吸収量が最も多かったものは転換畑において栽培した長香穀で204 g ha⁻¹のカドミウムを吸収した。この時、土壌カドミウム濃度は0.78 mg kg⁻¹から0.63 mg kg⁻¹に19%減少し、水田状態で節水栽培したものより浄化効果は高かった。一方、浄化後の形態別土壌カドミウムでは交換態カドミウム濃度は変化なく、無機結合態画分および有機結合態画分が有意に減少していた。

更に、カドミウム高吸収イネを用いた土壌浄化で行われる節水管理が、土壌カドミウムの形態に及ぼす影響を検討した。土壌 Eh は落水後2週間のタイムラグを経て急激に上昇した。Ehの上昇により生土中の1 M酢安抽出カドミウム濃度が高まった。初中カドミウム濃度は1 M酢安抽出カドミウム濃度との関連が示唆された。また、栽培期間中に深さ別にカドミウムの形態変化を測定した結果、中粗粒グライ土壌および細粒グライ土壌では湛水により交換態カドミウム濃度の低下、無機結合態および有機結合態カドミウム濃度の上昇がみられたが、落水後はほぼ初期値に回復した。一方、多湿黒ボク土壌では交換態カドミウムは水管理に影響を受けずに栽培期間を通して低いまま推移し、この圃場で栽培した水稲の初中カドミウム濃度も上記の2土壌と比較し低かった。このような土壌カドミウムの形態変化は、栽培期間中の水管理の変化に伴う土壌 Eh の変動・pH の変化が主な要因と考えられたが、多湿黒ボク土壌では後述するように土壌カドミウムは、腐植物質や非晶質鉄・アルミニウムと特異的な吸着により交換態カドミウムへの形態変化が抑制されたものと考えられた。

第3章 土壌の理化学性を指標としたカドミウム吸収リスクの評価

第1節 既存データを活用したダイズ子実カドミウム濃度の推定

はじめに

日本ではダイズは水田転換畑における主要な転換作物であるが、自給率は5%程度ときわめて低く多くを輸入に頼っている。近年、食品の安全性が注目され、主食穀物である米のカドミウム含有率については国際的な基準値(0.4 mg kg⁻¹)が設定されたが、ダイズは摂取寄与率が低い等の理由で基準値の設定は見送られた(Codex Alimentarius Commission 2004)。しかし、日本人のダイズのカドミウム摂取寄与率は農産物中では米、野菜類、小麦に次いで多く(厚生労働省 2009)、また、一般に国産ダイズは輸入ダイズと比較しカドミウム濃度が高い(雨宮ら 2004)ことや、いわゆるカドミウム非汚染土壌においても子実カドミウム濃度が高い事例が見つかり((独)農業環境技術研究所 2004)、早急なダイズ子実カドミウム濃度の低減技術の確立が求められている。

水稲では登熟期間の湛水管理や土壌 pH を高める資材の投入による米のカドミウム濃度低減技術が確立されてきているが、ダイズでは土壌 pH を高める以外に実用的な低減技術はなく、これだけでは水稲ほど高い低減効果は期待できない。また、土壌 pH の過度の上昇はダイズの生育に悪影響(雄川ら 2009)を及ぼすだけでなく、転換畑においては復田後の水稲の生育にも悪影響を及ぼすことが懸念される。

このため、カドミウム濃度の低いダイズ子実の生産のためには、土壌のカドミウム濃度を含む土壌の理化学性を指標としたダイズ子実カドミウム濃度の推定法の確立と、その結果を基準としたリスク評価を行ない、当該圃場のダイズ栽培への適合性を判断することが重要である。これまでにダイズのカドミウム吸収と土壌理化学性の関係についていくつかの報告(Haghir 1974, Miller *et al.* 1976, 松本ら 2005)があるが、水田転換畑での事例は少ない。また、ダイズ子実中のカドミウム濃度と土壌中の 0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度については、高い相関関係があることが既に知られている(吉田ら 2003, 杉沼ら 2009, 宮田ら 2009)、データ蓄積が少

ないため限定的な活用に留まっている。ここでは従来から用いられ豊富なデータ蓄積がある 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度、土壌 pH、リン酸吸収係数等の既存の土壌データ及び畑転換履歴からダイズ子実のカドミウム汚染のリスク評価法について検討した。

第1項 材料および方法

異なる水田転換畑圃場において2005年に採取されたダイズ子実(エンレイ: *Glycine max* (L.) Merrill)と収穫後土壌(作土)のデータセット70点について解析した。ダイズ子実カドミウム濃度は、整粒子実10 gを硝酸・硫酸分解し、アンモニウム・ピロリジン・ジチオカルバメート(APDC)・酢酸ブチルで抽出した後に、原子吸光光度計(測定波長228.8 nm)にて測定した。土壌サンプルは風乾後粉碎し、2 mmの篩を通したものを分析サンプルとして供試した。塩酸可溶性土壌カドミウム濃度は、0.1 M塩酸または0.01 M塩酸を土1に対して5の割合(W/V)で添加し、30 °Cで1時間振とう抽出後にろ過し、ろ液を直接原子吸光光度計を用いてフレイム原子化法またはグラファイト炉原子化法にて定量した。土壌の交換態カドミウム濃度は定本ら(1994)の方法を用いた。土壌の理化学性として土壌 pH(H₂O)、リン酸吸収係数を常法(土壌養分測定法委員会 1987)にて測定した。また、畑転換履歴を栽培者からの聞き取り調査により調べた。統計処理は統計処理ソフト(柳井 2004)を用いた。

第2項 供試土壌の理化学性・転換履歴とダイズ子実カドミウム濃度

すべてのデータセットの土壌理化学性、ダイズ子実カドミウム濃度及び畑転換履歴のヒストグラムを図2-1に示した。ほとんどのサンプルの土壌pHは5.0~6.5の範囲にあった。転換畑ダイズ栽培における土壌pHの改良目標値は6.0~6.5(新潟県農林水産部2000)であるため、改良目標値に達しないサンプルや超過しているサンプルがいくつかあった。0.1M塩酸抽出カドミウム濃度は平均0.19 mg kg⁻¹であり、多くの土壌サ

ンプルは水田土壌における非汚染レベル(0.265 mg kg⁻¹)(浅見ら1988)以下であった。ダイズ子実カドミウム濃度は平均0.17 mg kg⁻¹であり、既存の調査結果(雨宮ら2004)とほぼ同等であった。いくつかのサンプルのリン酸吸収係数は黒ボク土の基準値である1,500を超えていた。畑転換履歴は転換初年目が全データセットの半分(35サンプル)を占め、残りのサンプルは転換2年以上経過し、最長は転換後20年目の圃場であった。

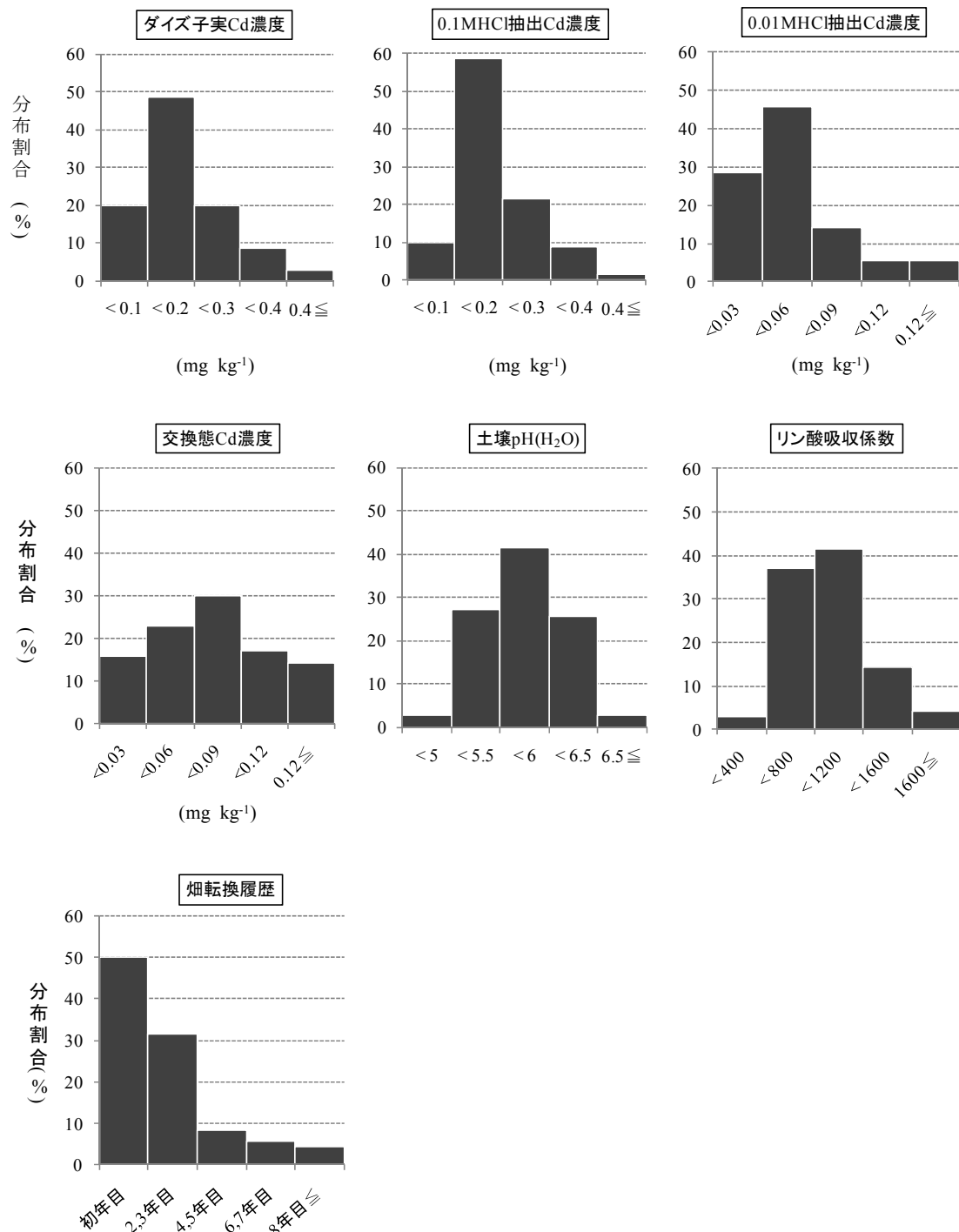


図2-1 データセットのダイズ子実カドミウム濃度・土壌理化学性および畑転換履歴のヒストグラム

水田転換畑ではダイズ子実カドミウム濃度は畑転換初年目で特異的に高まることが知られている(伊藤2004)。そこで、全データセットを畑転換初年目と2年目以上に分類し、土壌の理化学性およびダイズ子実カドミウム濃度について表2-1に記載した。ダイズ子実カドミウム濃度は畑転換初年目の圃場で2年以後に比べて有意($p < 0.05$)に高かった。土壌理化学性につ

いて畑転換初年目と2年目以上で有意に差がみられたものは0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度 ($p < 0.01$)、交換態カドミウム濃度($p < 0.01$)および土壌 pH($p < 0.05$)であった。一方、0.1 M カドミウム濃度とリン酸吸収係数については転換履歴の違いによる有意な差は認められなかった。

表 2-1 転換履歴の違いとダイズ子実カドミウム濃度・土壌理化学性*1

転換履歴	初年目 (n=35)	2年目以上 (n=35)	t検定*2
ダイズ子実Cd濃度	0.21 ±0.11	0.13 ±0.09	*
土壌Cd(0.1MHCl)	0.19 ±0.03	0.18 ±0.03	-
土壌Cd(0.01MHCl)	0.062 ±0.08	0.037 ±0.07	**
土壌Cd(交換態)	0.091 ±0.04	0.061 ±0.04	**
土壌pH(H ₂ O)	5.61 ±0.36	5.83 ±0.48	*
リン酸吸収係数	884 ±315	973 ±299	-

*1 濃度(mgkg⁻¹), 平均値±標準偏差

*2 *($p < 0.05$), **($p < 0.01$)

第3項 土壌カドミウム濃度, pH, リン酸吸収係数とダイズ子実カドミウム濃度の相関

図 2-2 に各種抽出液による土壌カドミウム濃度とダイズ子実カドミウム濃度の相関図を示す。ダイズ子実カドミウム濃度との相関係数は0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度 ($r=0.792^{***}$)、交換態カドミウム濃度 ($r=0.723^{***}$)、0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度 ($r=0.499^{***}$)の順に高かった。

抽出液の塩酸濃度の違いがダイズ子実カドミウム濃度との相関係数に大きく影響することが認められたため、抽出後のろ液 pH と抽出される土壌カドミウム濃度の関係を検討した。0.01 M または 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度について、土壌のリン酸吸収係数と抽

出後のろ液 pH(図 2-3 左)の関係、抽出後のろ液 pH と土壌カドミウム濃度の関係(図 2-3 中央)を示す。0.01 M 塩酸抽出 カドミウム濃度は、土壌のリン酸吸収係数が高いほど抽出後のろ液 pH が高く、抽出されるカドミウム量は低下した。一方、0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度は土壌のリン酸吸収係数に関係なく、抽出後のろ液 pH は概ね 1~2 の範囲となり、その時に抽出されるカドミウム量に一定の傾向は認められなかった。そのため、0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度に対する 0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度の割合は、リン酸吸収係数が高まるに従い明らかに低下する傾向が認められた(図 2-3 右)。

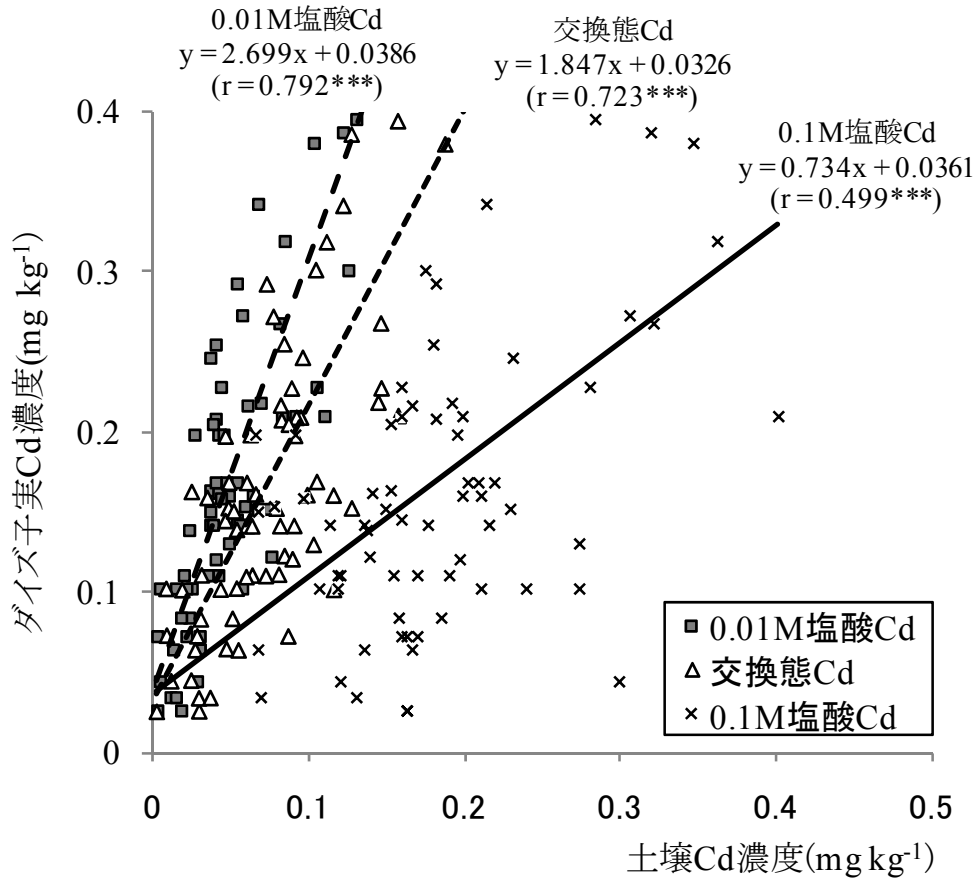


図 2-2 各抽出法により抽出された土壌カドミウム濃度とダイズ子実カドミウム濃度

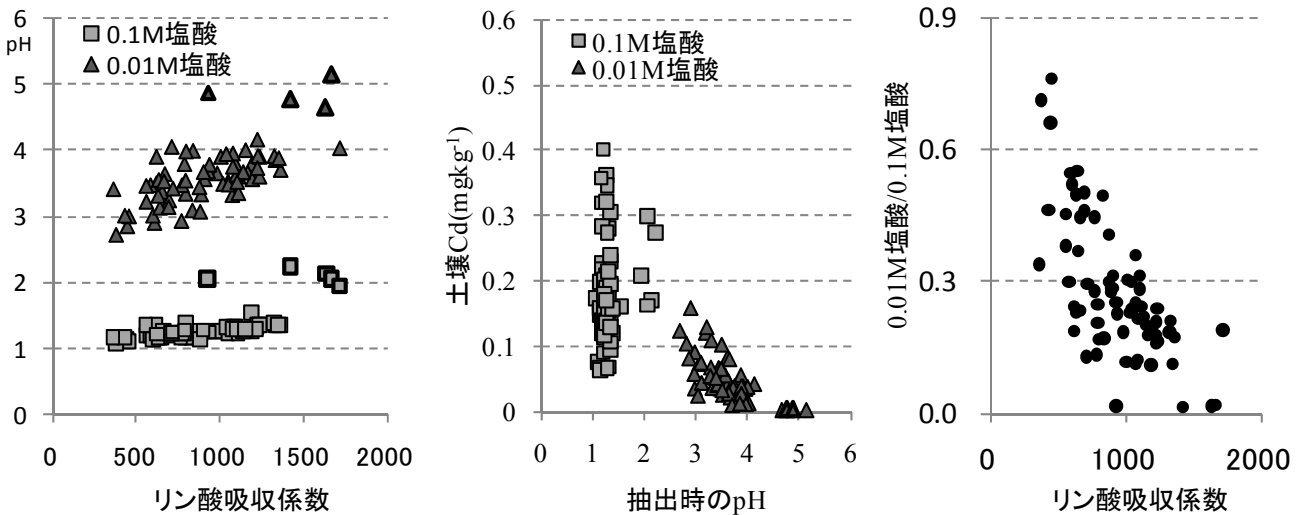


図 2-3 リン酸吸収係数と抽出ろ液の pH との関係(左図), 抽出ろ液の pH と土壌 Cd 濃度との関係(中央図)およびリン酸吸収係数と 0.1 M 塩酸 Cd に対する 0.01 M 塩酸 Cd の割合との関係(右図)

第 4 項 既存データを用いたダイズ子実カドミウム濃度の推定

前記の関係から畑転換履歴と 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度, リン酸吸収係数, 土壌 pH 等の既存の土壌

データを用いたダイズ子実カドミウム濃度の推定を試みた。特に, ダイズ子実カドミウム濃度と高い相関の認められた 0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度を 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度および土壌 pH(H₂O)で代替できな

いか検討した。図 2-4 は土壌サンプルを畑転換履歴の違いから3カテゴリー(全データ, 転換初年目, 転換2年目以上)に分類し, 更にそれぞれをリン酸吸収係数の範囲別に6カテゴリー(0~500, 0~700, 0~900, 0~1100, 0~1300, 0~1712)に分類し, 各種抽出法がダイズ子実カドミウム濃度に与える寄与率を示したものである。

全データ(図2-4左)ではリン酸吸収係数700未満のサンプルを除いて0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度が高い寄与率を示した。交換態カドミウム濃度はリン酸吸収係数700未満では最も寄与率が高く, 1,100未満でも0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度と同程度であったが, 1,100以上では寄与率がやや低下した。これらとは対照的に, 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度および0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度/土壌 pH(以下, 0.1 M/pHカドミウム)は寄与率が低く, 特に高いリン酸吸収係数のサンプルが加わると寄与率が低下する傾向がみられた。

次に, 転換初年目のデータ(図 2-4 中央)に限定すると, リン酸吸収係数1,100未満では交換態カドミウム濃度の寄与率が高く, 1,100以上では0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度が高い寄与率を示した。0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度はリン酸吸収係数1100未満で寄

与率が約0.6程度であったが, それ以上では約0.5に低下した。0.1 Mcd/pHカドミウムは特にリン酸吸収係数1,100未満では0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度と比較し寄与率が高く0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度と同程度であった。一方, 畑転換2年目以上ではいずれの抽出法も転換初年目と比較し寄与率が顕著に低下した。特に, 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度および0.1 Mcd/pHカドミウムはいずれのリン酸吸収係数の範囲でも極めて低かった(図2-4右)。

これまでの結果を基に, リン酸吸収係数1,100未満で畑転換初年目の圃場における0.1 Mcd/pHカドミウムとダイズ子実カドミウム濃度の関係を示した(図2-5)。このようにリスク評価の対照となる土壌サンプルを分類することで相関係数は $r=0.545(p<0.001, n=70)$ から $r=0.812(p<0.001, n=26)$ に高まり, 0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度(全データセット)と同等となった。この図から, 例えばダイズ子実カドミウム濃度を 0.3 mg kg^{-1} 未満とするには0.1 M Cd/pHを0.025以下にする必要があることがわかる。更に, 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度と土壌 pH から推定されるダイズ子実カドミウム濃度と, 確率95%以上で任意のカドミウム濃度未満となる土壌カドミウム濃度・pHの組み合わせを色分けして表2-2に示した。

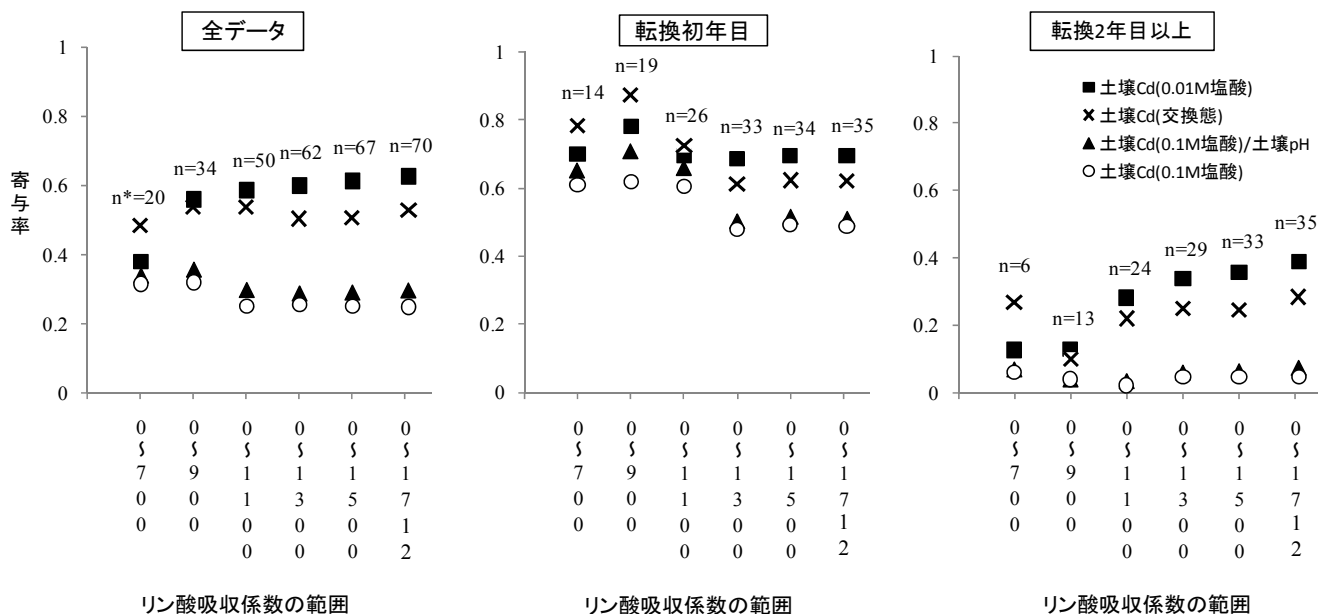


図 2-4 リン酸吸収係数の範囲別に土壌サンプル分類した時のダイズ子実カドミウム濃度に与える各抽出法の寄与率 (*n…対象となるサンプル数)

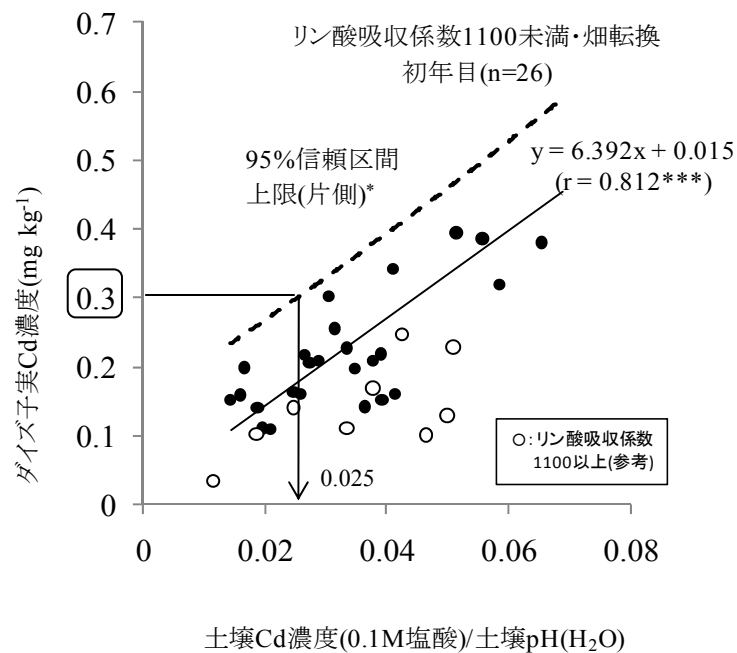


図 2-5 0.1M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度/土壌 pH とダイズ子実カドミウム濃度の関係

* 95%信頼区間上限はスネデカー・コ克蘭(1972)を参考に下式により求めた.

x: Cd/pH, Y: ダイズ子実Cdの推定値, Ve: 残差分散

TINV(0.05*2, n-2)は自由度(n-2), 確率95%(片側)の時のt値

$$Sxx = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$$

である.

$$Y = 6.392x + 0.015 + \sqrt{Ve \left\{ 1 + \frac{1}{n} + \frac{(x - \bar{x})^2}{Sxx} \right\}} * TINV(0.05*2, n-2)$$

表 2-2 土壌カドミウム・土壌 pH 別のダイズ子実カドミウム濃度の推定値*

土壌Cd \ pH	5.00	5.25	5.50	5.75	6.00	6.25	6.50	6.75	7.00	7.25
0.10	0.14	0.14	0.13	0.13	0.12	0.12	0.11	0.11	0.11	0.10
0.12	0.17	0.16	0.15	0.15	0.14	0.14	0.13	0.13	0.12	0.12
0.14	0.19	0.19	0.18	0.17	0.16	0.16	0.15	0.15	0.14	0.14
0.16	0.22	0.21	0.20	0.19	0.19	0.18	0.17	0.17	0.16	0.16
0.18	0.24	0.23	0.22	0.21	0.21	0.20	0.19	0.19	0.18	0.17
0.20	0.27	0.26	0.25	0.24	0.23	0.22	0.21	0.20	0.20	0.19
0.22	0.30	0.28	0.27	0.26	0.25	0.24	0.23	0.22	0.22	0.21
0.24	0.32	0.31	0.29	0.28	0.27	0.26	0.25	0.24	0.23	0.23
0.26	0.35	0.33	0.32	0.30	0.29	0.28	0.27	0.26	0.25	0.24
0.28	0.37	0.36	0.34	0.33	0.31	0.30	0.29	0.28	0.27	0.26
0.30	0.40	0.38	0.36	0.35	0.33	0.32	0.31	0.30	0.29	0.28
0.32	0.42	0.40	0.39	0.37	0.36	0.34	0.33	0.32	0.31	0.30
0.34	0.45	0.43	0.41	0.39	0.38	0.36	0.35	0.34	0.33	0.31

* 畑転換初年目・リン酸吸収係数1100未満の土壌を対象
 ** 0.1M塩酸抽出土壌Cd濃度(mg kg⁻¹)
 *** ダイズ子実Cd濃度が確率95%以上で任意の濃度未満となる土壌Cd濃度・pHの組み合わせを下記の通り色分けした

0.3 mg kg ⁻¹ 未満	0.4 mg kg ⁻¹ 未満	0.5 mg kg ⁻¹ 未満	0.6 mg kg ⁻¹ 未満
----------------------------	----------------------------	----------------------------	----------------------------

第5項 考察

(1) 供試土壌の理化学性・転換履歴とダイズ子実カドミウム濃度

本節では同一栽培年における異なる圃場のダイズ子実カドミウム濃度が転換初年目で有意に高いことを明らかにしたが、その原因として石灰資材等の施用による土壌 pH の上昇効果が考えられた。通常、水田を畑転換しダイズや野菜等の畑作物を栽培する場合、土壌 pH 矯正のため石灰資材が用いられ、転換履歴が多くなるに従い土壌 pH は上昇する(新潟県農業総合研究所 2007)。今回はサンプル数が少ないために畑転換 2 年以上を一括して考察したが、同一圃場においては畑転換の進展に伴い土壌 pH が上昇しダイズ子実カドミウム濃度が低下することが想定される。一方、伊藤(2004)は同一圃場においてダイズ子実カドミウム濃度は畑転換初年目で特異的に高まるが、その時の土壌 pH や土壌カドミウム濃度に差は認められなかったと報告している。この現象については畑転換前年の水稲刈り株の分解により可給性の高いカドミウム量が増大したことが原因の一つとの指摘(箭田ら 2005)があるが、ダイズの根圏における土壌 pH と陽イオン吸収の関連(中丸 2005)などダイズの養分吸収における諸要因の影響解明が今後の課題である。

(2) 土壌カドミウム濃度, pH, リン酸吸収係数とダイズ子実カドミウム濃度の相関

全土壌サンプルでダイズ子実カドミウム濃度と相関の高かった抽出液は 0.01 M 塩酸であったが、リン酸吸収係数の低い土壌では交換態カドミウム濃度との相関が高かった。リン酸イオンの土壌中での吸着主体はアロフェン等の非晶質粘土鉱物やアルミニウム・鉄酸化物、アルミニウム・鉄-腐植複合体等の変異荷電物質が主要な成分であり、これらを多量に含む火山灰土壌は高いリン酸吸収係数を示すことが知られている(和田 1981)。一方、カドミウム等の重金属は土壌中の非晶質粘土鉱物や金属酸化物、腐植物質と配位結合により特異的に吸着される。そのため、特にリン酸吸収係数が高い土壌では石灰資材の施用によって pH 上昇が引き起こされ、その結果、pH 依存負荷電の増大がカドミウムの吸着量の増加を引き起こす。また、このような土壌では pH 緩衝能が高いため、0.01 M 塩酸溶液のような酸濃度の低い抽出液を用いた場合に抽出されるカドミウム量が低下したと考えられた。これに対しリン酸吸収係数の低い土壌は pH 依存性を示す吸着体が少なく、カドミウムは主にスメクタイト等の 2:1 粘土鉱物の同形置換に由来する永久荷電にイオン交換的に吸着されている

(平館ら 2003)と考えられるため、この画分由来のカドミウムを効率的に抽出する硝酸カルシウム溶液で交換抽出される交換態カドミウムとダイズ子実カドミウム濃度の相関が高まったものと考えられた。また、0.1 M 塩酸溶液では抽出時の抽出液(ろ液)pH はほぼ一定となるため、土壌中のカドミウム吸着の強弱を適切に反映することができず、特に pH 依存性を示す吸着体が多くなるような火山灰土壌においてはダイズ子実カドミウム濃度との相関が低下したものと考えられた。

Ibaraki *et al.* (2005) は、塩酸濃度の異なる抽出液を用いて抽出される土壌カドミウム濃度と土壌 pH の関係を調べて、抽出液の塩酸濃度が低いほど抽出液 pH は土壌 pH の影響を受け、抽出される土壌カドミウム量も影響を受けると報告しており、小麦子実カドミウム濃度は 0.025 M 塩酸抽出土壌カドミウムと相関が高いと述べている。ダイズについては異なる塩酸濃度による土壌抽出カドミウム濃度と子実カドミウム濃度の関連を詳細に調べた研究は見当たらないが、柿内ら (2009) は 0.01 M 塩酸より 0.025 M 塩酸抽出土壌カドミウムがダイズ子実カドミウム濃度と相関が高いと報告しており、今後の詳細な検討が必要と思われる。

一方、土壌カドミウム濃度と pH から作物中カドミウム濃度を推定する試みについて、McBride(2002)は葉菜類の地上部カドミウム濃度が土壌カドミウム濃度、pH を説明変数に用いた重回帰分析により推定可能と述べている。また、Adams *et al.* (2004)はコムギ子実について同様の結果を報告している。そのため、今回用いたデータセットを McBride の重回帰式に当てはめ、相関係数を求めた。その結果、全サンプル(n=70)では $r=0.510$ となり、0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度を用いた単重回帰分析($r=0.499$)と同程度に留まった。また、畑転換初年目のサンプル(n=35)でも $r=0.594$ となり、0.01 M 塩酸抽出カドミウム濃度や交換態カドミウム濃度を用いた単重回帰分析結果と比較し相関係数が低かった。これは彼らの用いたデータセットの多くが下水汚泥を施用し、作物カドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} 未満～数十 mg kg^{-1} まで広範囲に及んでいるため、今回のような低レベルカドミウム濃度のデータセットでは相関係数が低下するものと思われる。

また、Sugahara *et al.* (2003, 2004)はダイズ子実カ

ドミウム濃度の予測を目的に、全国 199 点のデータセットから、特にダイズ子実カドミウム濃度と相関の高い土壌属性として土壌カドミウム濃度、pH、リン酸吸収係数および CEC を抽出し、土壌群毎に最適な重回帰式を作成している。これによると黒ボク土・多湿黒ボク土の決定係数(R^2)は 0.537、褐色森林土・赤色土・黄色土では 0.658 であるのに対し、灰色低地土では 0.461、グライ土では 0.345 と低い値となっている。前述した通り、水田転換畑では転換初年目のダイズ子実カドミウム濃度は有意に高いため、水田としての利用の多い灰色低地土やグライ土では、転換履歴を加味することで相関が高まることが予想される。

(3) 既存データを用いたダイズ子実カドミウム濃度の推定への応用

0.1 M 塩酸を用いた土壌カドミウム濃度は、「農用地土壌汚染対策地域の指定要件に係るカドミウムの量の検定の方法」として定められ、いわゆるカドミウム汚染地域の指定の判断基準として広く用いられてきた方法であるため、これまでに数多くのデータが蓄積されている。また、多くの農耕地については地力保全基本調査(織田ら 1987)や土壌環境基礎調査(定点調査)(中井ら 2003)、土壌モニタリング調査、土地分類基本調査(国土交通省)等により土壌統レベルで土壌分類が既になされ、デジタル化されている。さらに、代表的な土壌群の土壌理化学性についても全国レベルで取りまとめられている(農林水産省 2008)。これらの既存のデータを活用すれば多くの農耕地でダイズ子実のカドミウムリスク評価が可能となり、カドミウム濃度の高いダイズ子実の生産を事前に回避(作付作物の変更)したり、子実カドミウム濃度を下げするための目標土壌 pH の設定や、石灰資材の投入量を決定することができる。例えば、0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度が 0.24 mg kg^{-1} の圃場では収穫時の目標土壌 pH(H_2O)を 6.0 に設定することで 95 %以上の確率でダイズ子実カドミウム濃度は 0.4 mg kg^{-1} 未満となる(表 3-2)。

また、本報告ではリン酸吸収係数が 1,100 未満で転換初年目の農耕地に評価適用を限定しているが、リン酸吸収係数がこれより高い土壌(黒ボク土壌、多湿黒ボク土壌等)は低地沖積土壌と比較し土壌カドミウム濃度が同程度でもダイズ子実カドミウム濃度は低いことが知られている(中井ら 2006)。更に、前記のように転換 2 年目以上では初年目よりカドミウム濃度は低い

ことが既に明らかにされているため、今回のリスク評価の適用ができない地域・圃場(畑転換2年目以上、リン酸吸収係数1,100以上)についてはさらにリスクが低い。このため、土壌図に記載されている土壌群と照らし合わせるによりリスクマップの作成が可能である。

第6項 要約

異なる水田転換畑において栽培されたダイズ子実カドミウム濃度に及ぼす抽出液塩酸濃度や畑転換履歴、リン酸吸収係数の影響を検討し、既存の0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度や土壌pH(H₂O)を用いたダイズ子実カドミウム濃度の推定を試み、以下の結果を得た。

(1) 畑転換初年目のダイズ子実カドミウム濃度は転換2年目以上の圃場より有意に高く、転換2年目以上でカドミウム濃度が低下する原因として石灰施用による土壌pHの上昇が原因であると考えられた。

(2) 全てのサンプルにおいてダイズ子実カドミウム濃度と高い相関がみられた抽出液は0.01 M 塩酸溶液であった。この抽出液はリン酸吸収係数が高い土壌ほどカドミウム抽出率が劣った。

(3) リン酸吸収係数1,100未満の土壌では、交換態カドミウム濃度がダイズ子実カドミウム濃度と高い相関が認められ、土壌中でのカドミウム吸着体の違いを反映しているものと考えられた。一方、0.1 M 塩酸溶液はダイズ子実カドミウム濃度との相関は低かった。

(4) 畑転換初年目でリン酸吸収係数1,100未満の圃場においては、0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度と土壌pHを用いることでダイズ子実カドミウム濃度を推定することが可能であった。

これらにより、既存の0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度に応じた土壌pHの改良目標値を示すことやリスクマップの作成が可能となった。

第 2 節 水田土壤中カドミウムの存在形態と土壤 理化学性の相関について

はじめに

現在、日本では農耕地におけるカドミウムの土壤汚染を簡便に推定することを目的に 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出のカドミウム濃度の測定が広く実施されている。この方法は「農用地土壤汚染対策地域の指定要件に係るカドミウムの量の検定の方法」として定められた方法であるが、農用地土壤汚染防止法におけるカドミウム汚染地域の指定要件は玄米カドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} を超過する恐れのある地域となっている。この経緯については渡辺ら (1988) が詳しく述べているが、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出のカドミウム濃度と玄米カドミウム濃度との相関が認められていないのは周知の通りである(渡辺ら 1988, 柳澤ら 1984)。そのため、現在までに可給態カドミウムの評価のために様々な抽出法が検討(渡辺, 1981)されてきており、一部の畑作物について吸収カドミウムとの相関の高い抽出法も報告されている(久保井ら 1989, Ibaraki *et al.* 2005)。

しかし、水稻、特に玄米カドミウム濃度との相関を示す土壤属性は認められていない(柳沢 1984)。この理由として、栽培期間中に湛水と落水を繰り返す水田においては、短期間で土壤中カドミウムの溶解性が酸化還元電位(Eh)の変動に応じて大きく変動することが原因であり、このことが土壤属性に基づいた玄米カドミウムの濃度予測を困難にしていると思われる。また、出穂後 10 日ころの吸収カドミウムが最も米粒中への移行率が高く、この期間の土壤 Eh によって玄米カドミウム濃度が大きく左右される(茅野 1973)。実際に同一品種を長年栽培している圃場においても出穂日以降の乾田日数の多少により玄米カドミウム濃度が大きく変動しており(増井ら 1971)、風乾土の土壤分析値から玄米カドミウム濃度を推定することは事実上不可能と考えられる。しかし、水管理等の人為的な影響を排除した栽培土壤の潜在的なカドミウム汚染リスクを知ることは、汚染米産出リスクの高い地域のゾーニングを可能とし、リスクの高い地域においては優先的に対策技術を講じることができると重要と考えられる。

近年、重金属の土壤中での挙動や作物への可給性評価のために逐次連続抽出法による形態別が試みられている。既に、カドミウム汚染土壤では

交換態カドミウム(Cd(ex))の割合が非汚染土壤と比較し多く存在していることが報告されている(浅見ら 1986)。玄米カドミウム濃度との関連についても出穂期の Cd(ex)濃度との関連が指摘されており(Hattori *et al.* 2002)、この画分が玄米カドミウム濃度に一定の影響を及ぼしていることが示唆される。また、この画分は土壤の pH(Xian 1989)や乾燥(牧野ら 2003)、湛水条件・有機物施用(Kashem and Singh 2004)により大きく変動することが報告されており、それにより他の無機結合態カドミウム(Cd(in))や有機結合態カドミウム(Cd(or))、酸化物吸蔵態カドミウム(Cd(ox))といった画分の割合も変化すると考えられる。そのため、土壤カドミウムの形態別含量や割合を明らかにすることは、その土壤の潜在的なカドミウム汚染リスクを評価する上で重要と考えられる。

本節では、低レベルカドミウム汚染土壤および非汚染土壤における土壤中カドミウムの形態別存在割合を示し、各形態のカドミウム含量と土壤理化学性との関連性を検討した結果を示す。

第 1 項 材料および方法

(1) 供試土壤

本研究で用いた低レベル汚染土壤は、河川上流域に鉱山を有し 1930~1960 年代の水害により沈澱池と河川の堤防の決壊が原因で廃水や沈澱堆積物の流入によって汚染されたと考えられる(伊藤ら 1979) 10 圃場の表層から採取した。この地域で生産される玄米はコーデックス委員会の基準値である 0.4 mg kg^{-1} を超過する恐れが懸念されている地域である。非汚染土壤は別の水田 10 圃場の表層土壤から採取した。

(2) 分析方法

供試土壤は風乾処理後、粗大有機物等を除去し 2 mm の円孔篩を用いて篩別し分析に供した。土壤 pH は水あるいは 1 M の塩化カリウム溶液と固液比 1:2.5 でガラス電極法により測定した。全炭素・全窒素含量は乾熱燃焼法により測定した。土壤中のカドミウムは 0.1 M の塩酸抽出法(固液比 1:5, Backer *et al.* 1982)と定本らの方法を一部改変した逐次抽出法により決定した。逐次抽出法は以下の通りである。交換態画分(Cd(ex)) : 0.05 M の硝酸カルシウム(固液比 1:10,

24 h 振とう)で抽出, 無機結合体画分 (Cd(in)) : 交換態画分抽出残渣に 2.5 %酢酸溶液(固液比 1:10, 24 h)で抽出, 有機結合体画分(Cd(or)) : 無機結合態画分残渣に 6 %過酸化水素を加え有機物を分解した後に 2.5 %酢酸溶液(固液比 1:10, 24 h)で抽出, 酸化吸蔵態画分(Cd(ox)) : 有機結合態画分残渣にシュウ酸・シュウ酸アンモニウム溶液(固液比 1:30, 沸騰水中で時々攪拌)を加えて抽出. 土壌中の全カドミウム含量は濃硝酸・過塩素酸分解により測定した. 粒経組成はピペット法(Day 1965)により測定した. 陽イオン交換容量および交換性塩基類は 1 M 酢酸アンモニウム(固液比 1:15)抽出法により決定した. その他の土壌分析は従来法(土壌養分測定法委員会 2002)によった.

(3) 統計処理

統計処理は統計処理ソフト(柳井 2007)を用いた. 非汚染土壌および低レベル汚染土壌の各 10 点を対象に土壌中カドミウムの形態別含量並びに含有割合と土壌属性値との相関を調べた. 相関関係の検定はピアソンの相関係数の有意性を 5 %水準,

1 %水準, 0.1 %水準で検定した. また, 汚染土壌において 1 %水準以下で相関が認められた土壌属性について, 非汚染土壌の土壌属性値との関連を調べた.

第 2 項 供試土壌の理化学性

各土壌の理化学性は表 2-3 の通りである. 各土壌の理化学性を示す値は以下の範囲に分布していた. pH(H₂O) : 5.5~6.5, pH(K₂O) : 4.0~5.5, 全炭素含量 : 12.7~62.1 g kg⁻¹, 全窒素含量 : 0.9~4.4 g kg⁻¹, 陽イオン交換容量(CEC) : 8.2~25.8 cmol_c kg⁻¹, 交換性石灰 : 2.0~9.8 cmol_c kg⁻¹, 交換性苦土 : 0.6~2.7 cmol_c kg⁻¹, 交換性加里 : 0.1~0.8 cmol_c kg⁻¹, 塩基飽和度 : 37~87 %, 有効態リン酸含量 : 143~912 mg kg⁻¹, リン酸吸収係数(PAC) : 2.9~10.5 g kg⁻¹, 遊離酸化鉄含量 : 3.1~13.9 g kg⁻¹, 酸性シュウ酸塩可溶アルミニウム含量(Al₀) : 0.9~5.8 g kg⁻¹, 酸性シュウ酸塩可溶鉄含量(Fe₀) : 1.6~5.5 g kg⁻¹. 土性は砂壤土から軽埴土に分布していた. 低レベル汚染土壌と非汚染土壌における各土壌理化学性について t 検定を実施した結果, 5 %水準で有意な差は認められなかった.

表 2-3 供試土壌の理化学性

Soil	Soil type ^a	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	T-C (g kg ⁻¹)	T-N (g kg ⁻¹)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	Exchangeable cations			Base- saturation (%)
							Ca (cmol _c kg ⁻¹)	Mg (cmol _c kg ⁻¹)	K (cmol _c kg ⁻¹)	
Uncontaminated- 1	Fluvaquents	5.5	4.0	25.4	2.7	18.7	5.2	1.7	0.3	38.0
Uncontaminated- 2	Fluvaquents	6.5	5.5	20.7	1.6	9.1	6.0	1.5	0.3	86.7
Uncontaminated- 3	Endoaquands	5.8	4.8	62.1	4.4	25.8	9.8	2.7	0.8	51.7
Uncontaminated- 4	Fluvaquents	5.8	4.2	15.8	0.9	8.7	2.7	0.7	0.2	41.7
Uncontaminated- 5	Fluvaquents	5.9	4.3	24.4	1.8	16.1	6.3	1.4	0.3	49.6
Uncontaminated- 6	Fluvaquents	5.5	4.0	22.9	1.8	13.3	3.6	1.1	0.4	38.5
Uncontaminated- 7	Epiaquepts	5.5	4.1	33.6	2.2	20.6	5.4	2.1	0.2	38.1
Uncontaminated- 8	Fluvaquents	5.5	4.0	25.5	1.6	17.6	5.4	2.0	0.5	45.4
Uncontaminated- 9	Fluvaquents	6.1	4.6	19.6	1.7	9.9	3.8	1.3	0.3	54.8
Uncontaminated- 10	Fluvaquents	6.0	4.4	18.8	2.1	15.2	7.2	2.6	0.3	66.2
Contaminated- 1	Fluvaquents	5.7	4.5	32.0	2.6	14.3	4.3	0.9	0.1	37.0
Contaminated- 2	Fluvaquents	5.5	4.3	32.6	2.5	10.6	3.1	0.8	0.2	38.4
Contaminated- 3	Fluvaquents	5.6	4.7	46.3	3.7	17.6	6.0	1.9	0.6	47.9
Contaminated- 4	Fluvaquents	6.1	4.5	32.6	2.6	12.1	3.4	1.0	0.3	38.8
Contaminated- 5	Fluvaquents	5.9	4.9	37.8	2.8	15.4	6.2	1.3	0.3	50.7
Contaminated- 6	Endoaquands	6.2	5.1	43.5	2.9	20.5	6.9	2.7	0.4	48.8
Contaminated- 7	Endoaquands	5.6	4.5	48.2	3.7	17.4	5.2	1.2	0.5	39.6
Contaminated- 8	Fluvaquents	5.7	4.5	12.7	1.0	8.2	2.0	0.6	0.2	34.0
Contaminated- 9	Fluvaquents	5.9	4.7	15.2	1.2	8.3	2.9	1.1	0.3	51.8
Contaminated- 10	Fluvaquents	5.9	4.9	33.5	2.6	18.4	7.9	1.9	0.2	54.7
Uncontaminated-AV		5.8	4.4	26.9	2.1	15.5	5.5	1.0	0.3	51.0
Contaminated-AV		5.8	4.7	33.4	2.6	14.3	4.8	0.8	0.3	44.2

Soil	Soil type ^a	Available phosphate (mg kg ⁻¹)	PAC (g kg ⁻¹)	Particle size distr. (10 ² kg kg ⁻¹)			Free iron oxide (g kg ⁻¹)	Oxalate extractable (g kg ⁻¹)		
				Clay	Silt	Sand		Al _o	Fe _o	Al _o +1/2Fe _o
Uncontaminated- 1	Fluvaquents	272	9.2	28.2	34.1	37.7	8.9	3.2	5.5	6.0
Uncontaminated- 2	Fluvaquents	912	4.7	4.4	18.2	77.4	9.4	3.1	2.8	4.4
Uncontaminated- 3	Endoaquands	434	10.5	38.4	31.5	30.0	8.5	4.7	3.8	6.6
Uncontaminated- 4	Fluvaquents	188	3.8	8.6	12.3	79.1	5.5	2.0	1.8	3.8
Uncontaminated- 5	Fluvaquents	327	5.8	16.4	19.7	63.9	5.0	2.7	1.6	4.3
Uncontaminated- 6	Fluvaquents	148	6.0	13.8	17.8	68.5	3.1	2.2	2.2	4.4
Uncontaminated- 7	Epiaquepts	145	9.8	22.8	23.7	53.5	10.9	3.4	4.7	8.1
Uncontaminated- 8	Fluvaquents	160	7.7	17.5	30.4	52.1	11.0	2.4	5.4	7.9
Uncontaminated- 9	Fluvaquents	236	5.6	11.6	19.1	69.3	9.2	3.9	1.9	5.8
Uncontaminated- 10	Fluvaquents	224	7.2	18.8	23.7	57.6	9.6	2.4	4.9	7.3
Contaminated- 1	Fluvaquents	570	6.6	14.1	17.3	68.6	7.7	3.1	2.9	4.6
Contaminated- 2	Fluvaquents	277	4.3	10.1	15.0	74.9	4.7	2.2	2.0	3.2
Contaminated- 3	Fluvaquents	708	7.6	14.8	22.1	63.1	9.1	4.1	4.7	6.5
Contaminated- 4	Fluvaquents	401	4.2	14.4	14.7	70.9	4.5	2.7	2.9	4.2
Contaminated- 5	Fluvaquents	514	6.6	10.2	23.5	66.3	6.3	3.7	2.2	4.8
Contaminated- 6	Endoaquands	880	10.4	16.5	17.1	66.4	9.6	5.8	2.7	7.1
Contaminated- 7	Endoaquands	349	9.0	23.7	31.6	44.7	11.4	4.6	3.4	6.3
Contaminated- 8	Fluvaquents	143	2.9	5.6	7.8	86.6	12.3	0.9	3.4	2.6
Contaminated- 9	Fluvaquents	175	3.6	7.0	11.7	81.3	9.7	1.0	3.1	2.5
Contaminated- 10	Fluvaquents	528	8.5	22.3	36.2	41.5	13.9	4.2	5.4	6.9
Uncontaminated-AV		305	7.0	18.1	23.1	58.9	8.1	3.0	3.5	5.9
Contaminated-AV		455	6.4	13.9	19.7	66.4	8.9	3.2	3.3	4.9

T-C, total carbon; T-N, total nitrogen; CEC, cation exchange capacity; PAC, phosphate-absorption coef.

^a Classified by Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1998)

第3項 土壌カドミウムの形態別含有量・割合

表 2-4, 図 2-6 に土壌カドミウムの形態別含有量と全カドミウム含有量に占める各形態の割合を示

す. 非汚染土壌の全カドミウム含量は 0.21~0.36 mg kg⁻¹ に対し, 低レベル汚染土壌では 0.43~0.88 mg kg⁻¹ であった. 非汚染土壌と低レベル汚染土壌の全

カドミウム含有量, 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出カドミウム含有量および各形態の含有量を比較すると, 残渣画分カドミウム(Cd(re))を除き汚染土壌の各形態カドミウム含有量は有意に高かった($p < 0.01$). 一方, 含有割合では, Cd(ex), Cd(in)およびCd(or)では有意差がないが, Cd(ox)およびCd(re)でそれぞれ

5%, 0.1%水準で有意差が認められ含有量と比較し対照的な結果となった. また, Cd(ex), Cd(in)とCd(or)の合計は概ね65~90%を占め, 非汚染土壌と低レベル汚染土壌の間に有意な差は認められなかった.

表 2-4 形態別土壌カドミウム濃度および全カドミウム濃度中の形態別カドミウムの割合

Soil	Total (mg kg ⁻¹)	0.1M HCl [*] (mg kg ⁻¹)	Cd content by sequential extraction				Residue
			Exchangeable	Inorganically bound	Organically bound	Oxide occluded	
Uncontaminated- 1	0.22	0.11	0.069	0.037	0.046	0.045	0.022
Uncontaminated- 2	0.36	0.21	0.043	0.131	0.105	0.036	0.042
Uncontaminated- 3	0.33	0.18	0.051	0.119	0.108	0.024	0.024
Uncontaminated- 4	0.27	0.18	0.105	0.053	0.073	0.021	0.017
Uncontaminated- 5	0.29	0.23	0.079	0.085	0.091	0.017	0.022
Uncontaminated- 6	0.23	0.16	0.092	0.058	0.059	0.012	0.013
Uncontaminated- 7	0.21	0.17	0.047	0.052	0.079	0.012	0.019
Uncontaminated- 8	0.21	0.15	0.064	0.050	0.063	0.015	0.018
Uncontaminated- 9	0.22	0.10	0.035	0.048	0.061	0.039	0.036
Uncontaminated- 10	0.28	0.18	0.073	0.057	0.070	0.052	0.027
Contaminated- 1	0.43	0.33	0.096	0.113	0.140	0.063	0.020
Contaminated- 2	0.55	0.31	0.166	0.118	0.163	0.083	0.019
Contaminated- 3	0.58	0.43	0.113	0.167	0.200	0.079	0.025
Contaminated- 4	0.61	0.39	0.224	0.126	0.164	0.070	0.023
Contaminated- 5	0.62	0.43	0.107	0.187	0.184	0.104	0.038
Contaminated- 6	0.67	0.50	0.048	0.192	0.258	0.141	0.031
Contaminated- 7	0.67	0.60	0.137	0.193	0.218	0.077	0.049
Contaminated- 8	0.74	0.45	0.288	0.129	0.132	0.155	0.032
Contaminated- 9	0.79	0.62	0.272	0.202	0.168	0.117	0.031
Contaminated- 10	0.88	0.75	0.142	0.280	0.231	0.166	0.061
Uncontaminated-AV	0.26	0.17	0.07	0.07	0.08	0.03	0.02
Contaminated-AV	0.65	0.48	0.16	0.17	0.19	0.11	0.03
t-test	$p < 0.001$	$p < 0.001$	$p < 0.01$	$p < 0.001$	$p < 0.001$	$p < 0.001$	

Soil	Fraction of total Cd					
	0.1M HCl	Exchangeable	Inorganically bound	Organically bound	Oxide occluded	Residue
Uncontaminated- 1	50.3	31.5	16.7	21.1	20.6	10.2
Uncontaminated- 2	58.7	12.0	36.8	29.5	10.0	11.7
Uncontaminated- 3	56.4	15.7	36.5	33.0	7.4	7.4
Uncontaminated- 4	65.2	39.0	19.5	27.2	7.9	6.3
Uncontaminated- 5	78.0	27.0	28.8	30.9	5.8	7.5
Uncontaminated- 6	68.0	39.3	24.9	25.0	5.1	5.7
Uncontaminated- 7	79.6	22.5	24.7	38.0	5.9	8.9
Uncontaminated- 8	73.4	30.4	23.9	30.0	7.3	8.5
Uncontaminated- 9	44.1	15.9	21.7	28.0	17.8	16.6
Uncontaminated- 10	65.3	26.2	20.3	25.0	18.6	9.8
Contaminated- 1	76.1	22.2	26.2	32.4	14.5	4.6
Contaminated- 2	56.9	30.2	21.5	29.6	15.1	3.5
Contaminated- 3	73.3	19.4	28.6	34.2	13.4	4.3
Contaminated- 4	63.7	36.8	20.8	27.1	11.5	3.7
Contaminated- 5	69.2	17.2	30.2	29.7	16.7	6.1
Contaminated- 6	73.8	7.2	28.6	38.4	21.0	4.7
Contaminated- 7	89.2	20.3	28.6	32.3	11.5	7.3
Contaminated- 8	60.4	39.1	17.5	18.0	21.1	4.3
Contaminated- 9	78.9	34.4	25.6	21.3	14.8	3.9
Contaminated- 10	85.5	16.1	31.8	26.2	18.9	7.0
Uncontaminated-AV	63.9	25.9	25.4	28.8	10.6	9.2
Contaminated-AV	72.7	24.3	26.0	28.9	15.9	4.9
t-test					$p < 0.05$	$p < 0.001$

^a Cd content extracted with 0.1 mol L⁻¹ HCl (1:5 W/V)

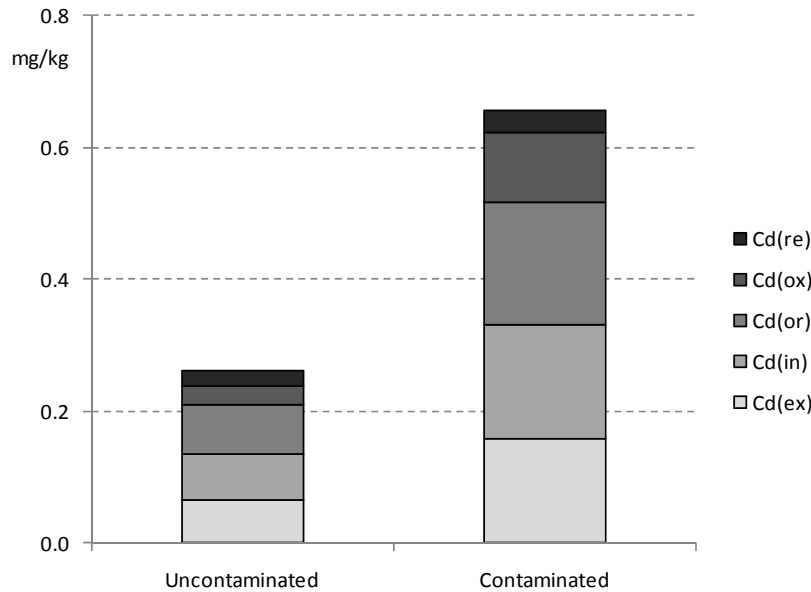


図 2-6 土壤カドミウムの形態別含有量

第 4 項 土壤カドミウムの形態別含有割合と土壤理化学性の関係

表 2-5 に形態別カドミウム含有割合と土壤理化学性についての多くの相関関係を示した。非汚染土壌では Cd(ex)と pH (H₂O), pH (KCl), 塩基飽和度, 有効態リン酸の間に負の相関がみられた。また, Cd(in)と pH (KCl), 有効態リン酸の間に 5%水準で正の相関がみられた。上記を除き土壤理化学性と形態別カドミウム含有割合に相関関係は認められなかった。一方, 汚染土壌では多くの土壤属性と形態別カドミウム含有割合との相関関係が認められた。特に, Cd(ex)では陽イオン交換容量, 交換態カルシウム, 交換態マグネシウム, 有効態リン酸, リン酸吸収係数, 非晶質鉄・アルミニウ

ム含量と強い負の相関($p<0.001$ または $p<0.01$)が認められた。Cd(in)では陽イオン交換容量, 交換性カルシウム, 塩基飽和度, リン酸吸収係数, シルト含量, 非晶質鉄・アルミニウム含量と強い正の相関が認められた($p<0.001$ または $p<0.01$)。Cd(or)では全炭素・全窒素含量, 陽イオン交換容量, 有効態リン酸, リン酸吸収係数と強い正の相関が認められた($p<0.01$)。Cd(re)では砂含量($p<0.01$)と負の相関, シルト含量($p<0.001$)と強い正の相関がみられた。pH (H₂O), 交換態カリウム, 遊離酸化鉄はいずれの画分との相関は認められなかった。代表的な土壤理化学性と形態別土壤カドミウム割合との相関を図 2-7 に示す。

表 2-5 形態別土壤カドミウム濃度の割合と土壤理化学性の関係

Soil properties	Uncontaminated soils					Contaminated soils				
	Exchangeable	Inorganically bound	Organically bound	Oxide occluded	Residue	Exchangeable	Inorganically bound	Organically bound	Oxide occluded	Residue
pH(H ₂ O)	(-)*									
pH(KCl)	(-)**	(+)*				(-)*	(+)*			
T-C						(-)*		(+)**		
T-N						(-)*		(+)**		
CEC						(-)**	(+)**	(+)**		
Ex-Ca						(-)**	(+)**			(+)*
Ex-Mg						(-)**	(+)*			
Ex-K										
Base saturation	(-)*						(+)**			
Available phosphate	(-)*	(+)*				(-)**		(+)**		
PAC						(-)**	(+)**	(+)**		
Free iron oxide										
Sand						(+)*	(-)*			(-)**
Silt							(+)**			(+)**
Clay										(+)*
Ab+1/2Fe ^b						(-)**	(+)**	(+)*		

^a (+): positive correlation, (-): negative correlation, * : ($p<0.05$), ** : ($p<0.01$), *** : ($p<0.001$)

^b Extracted with acid oxalate

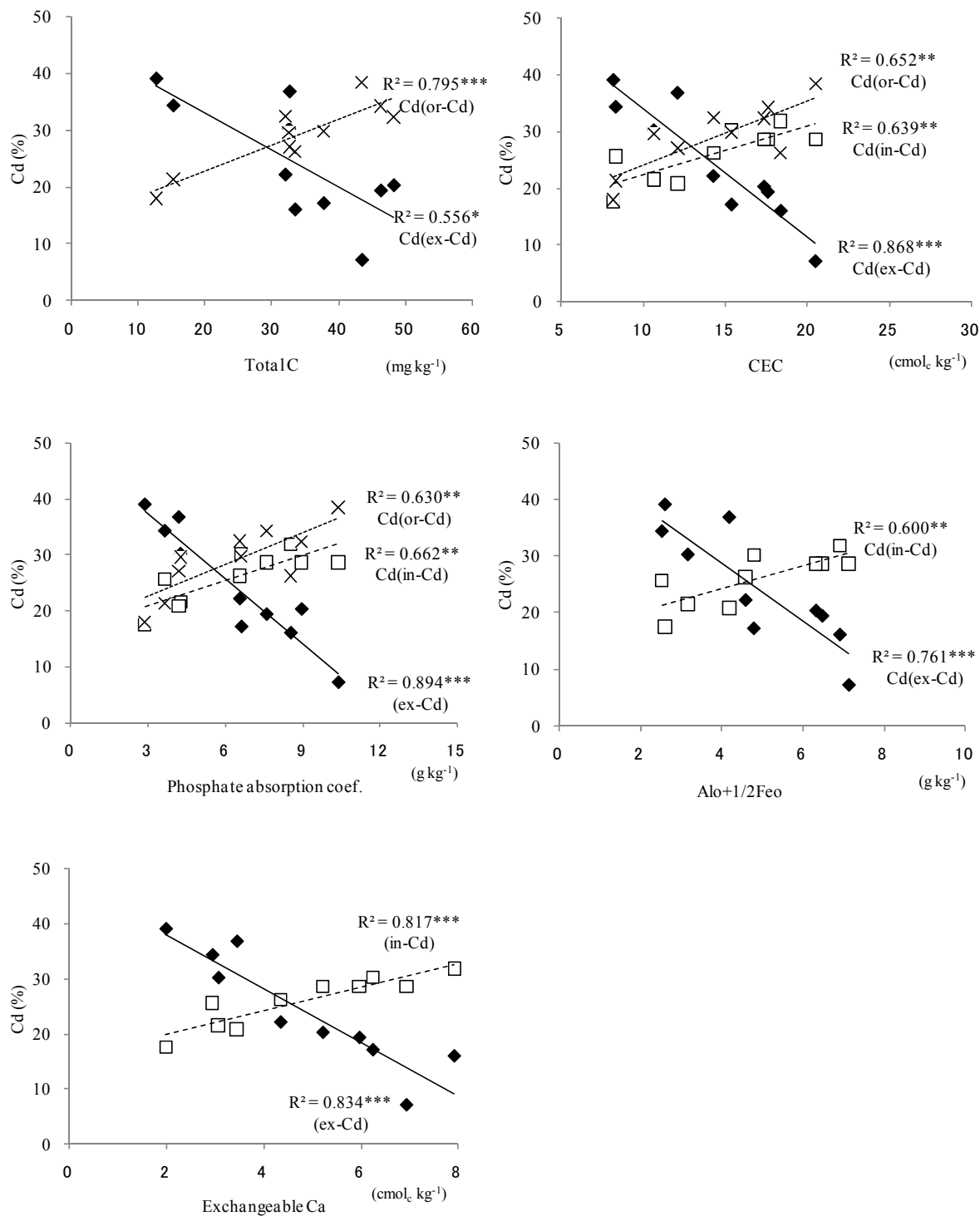


図 2-7 汚染土壌における土壌理化学性とカドミウムの形態別割合の関係

第5項 考察

(1) 汚染・非汚染土壌中の交換能カドミウムの割合と土壌理化学性との関係
 土壌中のカドミウムの形態について、汚染・非

汚染土壌における違いについての報告例は少ない。定本ら(1994)は汚染土壌の Cd(ex)の割合は非汚染土壌と比較して高く、非汚染土壌が 20%弱なのに対し、汚染土壌では約 30~40%であると報告して

いる。今回の結果からは Cd(ex)の割合が汚染土壌で高いことは認められなかった。その原因として、既報で用いられた汚染土壌は土壌タイプや異なる粒径の土壌を広く網羅していないためと考えられた。また、同時に測定した銅含量が非汚染土壌と比較しきわめて多量に存在し、その多くが有機結合態に存在している。pH 5 と pH 7 において土壌腐植酸との間に形成されるカドミウムのキレート安定度定数は Cu より小さいことが報告されている(武長ら 1975)。そのため、銅と比べて腐植酸との配位結合の安定度が低いカドミウムがこの画分に多く存在したものと考えられた。実際に Morera *et al.* (2001)は粘土鉱物組成を異にする土を用いて吸着反応における重金属間(Cd, Cu, Ni, Pb, Zn)の競合吸着について調べ、銅の共存によりカドミウムの吸着が抑制されることを示している。このように、一概にカドミウム汚染土壌の Cd(ex)の割合が高いわけではなく、土壌の種類、特に腐植含量や汚染源の違いによる銅含量の多少により Cd(ex)の割合は大きく異なることが示唆された。

Cd(ex)の割合が増加するに従い相対的に主に Cd(in)と Cd(or)の割合が減少した。この傾向は非汚染土壌・汚染土壌ともに認められた。また、Cd(in)と Cd(or)の割合に一定の関係は見られなかった。これらの画分は液相と平衡状態にあり(飯村ら 1978)、土壌環境の変化(例えば、水分条件、土壌 pH、土壌の酸化還元、有機物の分解等)により容易に形態変化すると考えられる。そのため、今後はこれらの形態変化におよぼす土壌環境の定量的な影響の解析が必要と思われる。

(2) 土壌理化学性と形態別土壌カドミウムの割合

土壌中の重金属は粘土鉱物や遊離酸化物、腐植酸等に多様な形態で存在しており、既にいくつかの重金属を対象に形態分別法が報告され有用性が認識されている(McLaren 1973, Tessier *et al.* 1979, Shuman 1985)。今回供試した汚染土壌において植物への可給性が高いと考えられる Cd(ex)の含有割合が非汚染土壌と比較し有意に高くないことが明らかとなったため、Cd(ex)と土壌属性との関連性について詳細に調べた。一般に土壌 pH は重金属の収着において主要な役割を果たす。土壌 pH の低下

は Cd(ex)の割合が増加(Xian 1989)し、Cd(in)の割合が大きく減少する(Yumei *et al.* 1998)との報告がある。しかし、今回供試した土壌の pH(H₂O)は 5.5~6.2 の範囲にあり、いずれのカドミウム画分との相関は認められなかったことから今回の研究において土壌 pH が形態別含量割合に与える影響は少ないと考えられた。有機物はカルボキシル基やフェノール水酸基などの多くの表面官能基をもっており、重金属と特異的に結合できる。有機物含量の指標である全炭素含量については Cd(or)と高い正の相関が認められたが、Cd(ex)との相関は弱く Cd(in)とは全く相関がみられなかったことから、Cd(or)以外に与える影響は限定的と考えられた。土壌の吸着性の指標である CEC とリン酸吸収係数は Cd(ex)と非常に高い負の相関($P<0.001$)、Cd(in)とは高い正の相関($P<0.01$)が認められた。このため、CEC やリン酸吸収係数に影響を及ぼすと考えられる全炭素含量、粘土含量、非晶質鉄・アルミニウム含量と CEC、リン酸吸収係数との相関を検討し図 2-8 に示した。この結果、ある程度の正の相関が認められたものは全炭素含量および粘土含量、非常に強い相関が認められたものは非晶質鉄・アルミニウム含量であった。これらより今回供試した汚染土壌グループでは非晶質鉄・アルミニウム含量が吸着能の主要因と考えられた。

金属の土壌鉱物への結合は、物理的な力(ファン・デル・ワースカ)や電気的な外圏錯体(イオン交換)形成から強い化学的な結合(内面錯体)、沈殿まで幅広く連続的な反応を伴う (Sposito 1989)。外圏型吸着錯体は層状ケイ酸塩粘土鉱物の同形置換等に起因する荷電部位に弱く静電的に吸着することで形成され、土壌溶液の変化に応じて速やかに吸着イオンの脱着が行われるため植物への可給性の高い画分である。内圏型吸着錯体は金属(水)酸化物表面や層状ケイ酸塩のエッジに存在する活性の高い表面水酸基との配位子交換により形成されるため、強固な結合となり外圏型吸着錯体よりは可給性は低いと考えられる(Sparks 2005)。カドミウムの鉱物表面への収着形態も同様のメカニズムと考えられる。CEC やリン酸吸収係数の増加による Cd(ex)の割合低下は非晶質鉄・アルミニウムへの内圏錯体形成が影響を及ぼしたと推察された。

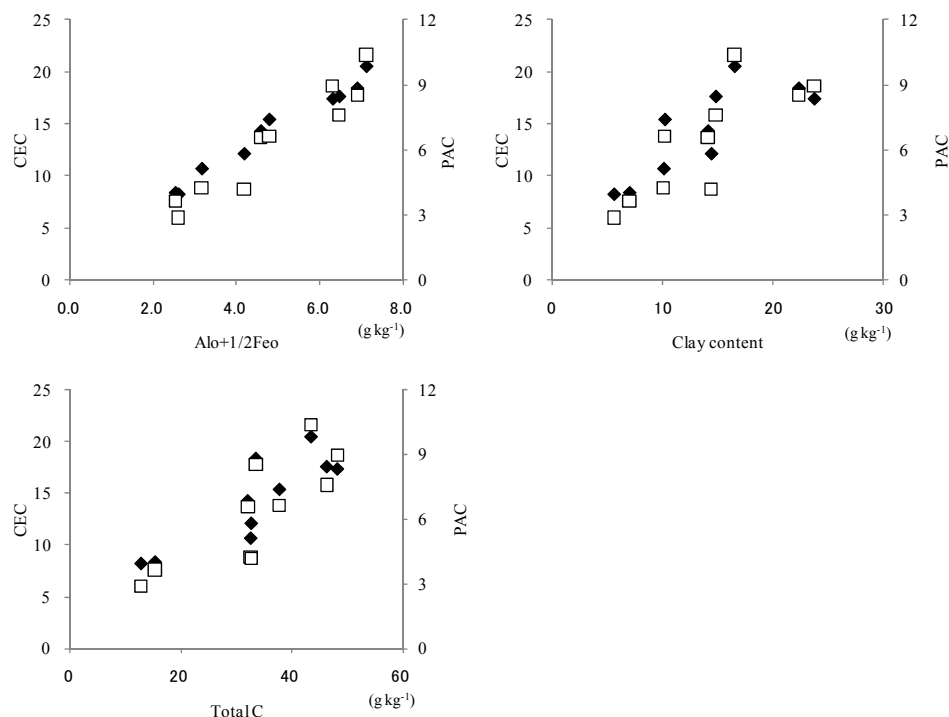


Fig. 2. Relationships between cation exchange capacity (CEC), phosphate absorption coefficient (PAC), and relevant soil properties
◆:CEC □:PAC

図 2-8 土壌 CEC,リン酸吸収係数(PAC)と関連する土壌理化学性の関係

今回、汚染土壌における土壌カドミウムの形態割合と土壌理化学性と間に多くの相関が認められたことは、同一の汚染源によるカドミウム汚染土壌では、土壌理化学性の違いが各画分へのカドミウム分配に大きな影響を与えていることを示している。また、作物のカドミウム吸収と形態別カドミウムについてはキャベツ(Xian 1989)、水稲(Murakami and Ae 2003)で報告されており、土壌理化学性は作物のカドミウム吸収に大きく影響を与えていることが示唆される。更に、柳澤ら(1984)は土壌カドミウムと玄米カドミウムに関連が見られないのは土性、透水性、CEC、乾湿等の要因が影響していると考察している。また、Sugahara *et al.* (2004)は大豆のカドミウム吸収と土壌属性について調査し、土壌 pH, 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度およびリン酸吸収係数がカドミウム吸収に大きく影響を及ぼしていると報告しており、土壌中カドミウムの可給性を評価する上で土壌属性の影響は大きいと考えられ、カドミウム汚染リスクを評価する上で土壌理化学性の把握は不可欠であると考えられる。

第6項 要約

水田土壌における玄米カドミウム汚染の潜在的リスクの評価を目的に、土壌理化学性の大きく異なる非汚染および汚染土壌各 10 試料を用いて土壌中カドミウムの形態別含有量ならびに割合と土壌理化学性の相関関係を調べ以下の結果を得た。

- (1) 汚染土壌は非汚染土壌と比較し、必ずしも交換態カドミウムの割合が高いとは認められず、形態別土壌カドミウムの割合に違いは認められなかった。
- (2) 汚染土壌における玄米カドミウム濃度との関連が示唆される交換態カドミウムの割合は、CEC やリン酸吸収係数等の吸着性の指標となる土壌属性と高い負の相関が認められたが、非汚染土壌では関連が認められなかった。
- (3) 土壌中の形態別カドミウム割合は明らかに土壌理化学性の影響を受けており、土壌カドミウムの可給性評価のためには土壌理化学性を考慮する必要がある。

第4章 栽培管理の違いが玄米カドミウム濃度に及ぼす影響

第1節 水稻の穂肥窒素の施用法が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響

はじめに

食品由来のカドミウムによる健康被害については1970年代から問題となり、特に摂取寄与率が高いコメについては、2008年7月に食品安全委員会により食品中のカドミウムに関する食品健康影響評価の結果(耐容週間摂取量 $7 \mu\text{g kg}^{-1}$ 体重/週)が示されたことを受け、2010年4月に食品衛生法の改正が告示され、玄米及び精米中のカドミウム濃度は 0.4 mg kg^{-1} を超えてはならないとされた。これまでに玄米カドミウム濃度が 1 mg kg^{-1} を超過する地域(土壤汚染対策地域)については農用地の土壤汚染防止等に関する法律(農用地土壤汚染防止法)により、客土を中心とした土壤汚染対策が実施され、近年では客土に代わる恒久的な対策としてカドミウム高吸収作物による土壤浄化や化学洗浄による土壤カドミウム含有量の低減化について実用化が検討されている。

水稻のカドミウム吸収が登熟期間の土壤水分条件で大きく異なることが増井ら(1971)によって明らかとなり、そのメカニズムが伊藤・飯村(1975)によって解明されて以来、実用的な水稻のカドミウム吸収抑制技術として出穂前後の湛水管理が励行されてきた。また、湛水管理以外の吸収抑制技術として、土壤pHを高める資材の施用やカドミウム吸収と拮抗作用のあるマンガン施用等が検討されてきたが、吸収抑制効果が不安定なことやコスト面から補助的な利用に留まっている。一方、水稻の無機元素の吸収については施肥法の違いが大きく影響を及ぼし、側条施肥等により水稻根系が偏在化することが知られており、カドミウム吸収についても同様に施肥法の影響を受けると考えられるが、詳細な検討は少ない。本節では、穂肥窒素肥料の施用法の違いが水稻のカドミウム吸収に与える影響を明らかにすることを目的にいくつかの施肥法を検討した。

第1項 材料および方法

(1) 試験圃場と土壤型

栽培試験は、新潟県内で玄米カドミウム濃度がコーデックス委員会の基準値である 0.4 mg kg^{-1} を超過する恐れのある低レベルカドミウム汚染圃場(約 1000 m^2)において実施した。試験圃場の土壤タイプは腐植質黒ボクグライ土(南郷統)である。

(2) 栽培試験

穂肥窒素肥料の施用法を変えた4試験区を設けた。いずれの試験区も基肥に高度化成肥料(塩加燐安)を作土全層に施用した。施肥量は $\text{N}: 25 \text{ kg ha}^{-1}$, $\text{P}_2\text{O}_5: 25 \text{ kg ha}^{-1}$, $\text{K}_2\text{O}: 25 \text{ kg ha}^{-1}$ とした。全層区は移植2日前に被覆尿素肥料を高度化成肥料と共に作土全層に施用し混和した。側条区は水稻移植時に被覆尿素を苗から水平方向に約 4 cm ・深さ 5 cm に埋設されるようにシーダーテープに被覆尿素を封入し条施用した。用いた被覆尿素は穂肥代替としてシグモイド型の溶出特性(抑制期間: 45日, 溶出期間: 100日)をもつ肥料である。これらの試験区の穂肥窒素量は対照区と同量の 25 kg ha^{-1} を施用した。対照区の穂肥は尿素を2回に分けて表面施用した。更に、登熟期の窒素栄養条件の抑制が玄米カドミウム濃度に与える影響を調べるため無穂肥区を設けた。

また、水稻のカドミウム吸収量は登熟期間の土壤の酸化還元条件に大きく影響を受けるため、この期間の水管理を変えた2カ年(2008, 2009年)に栽培試験を実施した。2008年はカドミウム吸収を抑制するため出穂2週間前から出穂3週間まで湛水状態を維持するような水管理を実施した。2009年はこの期間を一般的な水管理である間断灌漑とし、カドミウム吸収量がやや高まる栽培条件とした。供試品種はコシヒカリ(*Oryza sativa* L. cv. Koshihikari)を用いた。試験区および耕種概要を表3-1に示す。土壤の酸化還元状態を把握するため、白金電極を土壤表面から 5 cm の深さに設置し、Ehメーター(HORIBA pH METER D-52)を用いて、概ね午前10~12時に酸化還元電位を測定した。また、2008年には被覆尿素の溶出パターンを明らかにするため、肥料 3.0 g を精秤し不織布に包つみ試験圃場の深さ 5 cm に埋設し、任意の時期に回収した後、肥料中の残存窒素量から溶出量を測定した。

表 3-1 試験区および耕種概要

試験区	穂肥(相当)の施用時期		種類	施用法
	2008年	2009年		
対照	7/15, 7/28	7/28, 8/5	尿素	表面施肥
全層	5/11	5/12	被覆尿素	基肥時作土全層
側条	5/13	5/14	被覆尿素	移植時作土下5cmに側条施用
無穂肥	—	—	—	—

*1 2008年…移植日:5/13, 出穂日:8/15, 収穫日:9/25
 2009年…移植日:5/13, 出穂日:8/15, 収穫日:9/25

(3) 土壌及び作物分析法

試験圃場の作土及び玄米カドミウム濃度の定量は第1章に記載した方法で行った。玄米カドミウム濃度は成熟期に各処理区から4株ずつ採取し、それぞれを風乾後に脱穀・籾すりし、粒厚1.85mm以上の玄米を選別し分析に供した。玄米および土壌中のカドミウムの分析は、原子吸光光度計(日立製 Z-5020)によりフレイム分析あるいはグラファイト炉原子化法で測定した。また、粗玄米の粒厚分布および粒厚別の玄米カドミウム濃度を同時に定量した。

(4) 根系分布・活性の測定

穂肥窒素肥料の施用法の違いが水稲の根活性および土壌中での根系の分布に及ぼす影響を明らかにするため、ルビジウムをトレーサー元素として土壌に注入し地上部の回収率を調べた。すなわち、各試験区の平均的な生育を示している水稲株を中心に水平方向に3cm離れた同心円上の8ヶ所に直径0.5mmのステンレスパイプをつけた25mlのシリンジを用いて1ヶ所2ml(合計16ml/株)の5%ルビジウム溶液を注入した。ルビジウム処理は2008年8月27日および2009年8月11日に実施し、注入の深さはそれぞれ1cm, 5cm, 15cmで1処理4反復とした。ルビジウム含有量の測定は第2章第2節と同じ手法を用いた。

第2項 異なる施肥法が水稲の生育・収量に及ぼす影響

2カ年の栽培における水稲の生育および収量構成要素を表3-2に示した。全層区・側条区の籾重・わら重は試験年度により傾向が異なっていたが概ね対照区と同等の生育を示した。精玄米重、窒素吸収量、玄米窒素含量についても一定の傾向は見られず、新潟県におけるコシヒカリの収量レベルと同等であったが、千粒重は対照と比較しやや小さく小粒となる傾向が認められた。緩効性の被覆尿素肥料を用いると千粒重が低下する事例はいくつか報告されており、主要な要因として継続的な窒素の溶出により籾数がやや過剰となり1粒あたりの窒素供給量が少なくなることが考えられる。一方、無穂肥区ではいずれの調査項目でも対照区より劣っていた。

第3項 被覆尿素の溶出の溶出パターン

2008年の被覆尿素の溶出パターンはシグモイド型を示した(図3-1)。窒素溶出率は移植から最高分げつ期(7月3日)頃までの50日間では約11%に留まっていたが、その後急激に溶出し幼穂形成期(7月14日)頃までの11日間で44%の溶出がみられた。また、幼穂形成期から8月4日までの期間に15%、8月4日~8月27日までに18%の溶出が認められ

表 3-2 穂肥窒素施用法の違いが収量および収量構成要素に与える影響*

試験年度	試験区	精籾重 (kg/a)	わら重 (kg/a)	籾/わら	精玄米重 (kg/a)	精玄米千粒重 (g)	N吸収量 (g/m ²)	玄米N濃度(%)
2008	対照	69.3	64.4	1.08	55.8	23.3	7.47	0.94
	全層	66.6	66.2	1.01	52.8	22.0	7.39	0.87
	側条	76.3	71.0	1.07	60.5	22.7	8.84	0.96
2009	対照	66.4	56.6	1.17	52.8	22.1	8.80	0.90
	全層	69.3	62.8	1.10	55.0	21.6	9.44	0.91
	側条	62.8	58.7	1.07	50.0	21.6	8.30	0.90
	無穂肥	58.4	54.1	1.08	46.0	21.3	6.97	0.82

* 玄米1.85mm以上、水分15%換算、2008年の無穂肥区は未調査

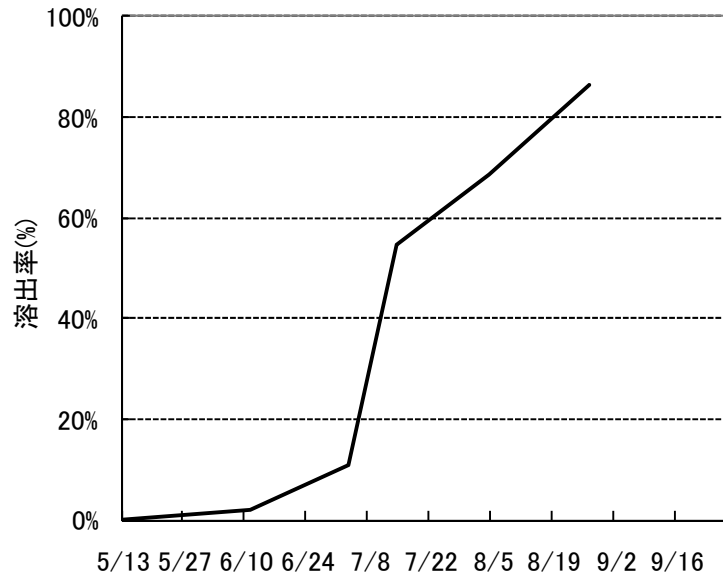


図 3-1 栽培期間中の被覆尿素的窒素溶出パターン

た. 新潟県の平坦地におけるコシヒカリ栽培における慣行的な穂肥体系は新潟県稲作栽培指針によると, 幼穂形成期に穂肥全量の約半量(N:10~15 kg ha⁻¹), 幼穂形成期の10日後に残りを施用する2回分施が基本とされている. 今回の被覆尿素的の溶出による水稻への窒素供給は, 慣行よりやや早期に溶出が始まり出穂10日前から出穂後12日間に18%の溶出がみられることから, 慣行の穂肥2回分施と比較し水稻への窒素供給が持続的に行われたものと考えられた. また, 8月末までの窒素の積算溶出率は約90%に達しており, 成熟期までにはほぼ全量の窒素が溶出したものと思われた.

第4項 ルビジウムトレーサー法を用いた根系分布・活性の評価

2カ年間のルビジウムトレーサー法による根系分布・活性についての調査結果を表3-3に示す. 出穂2週間前から出穂3週間まで湛水管理を実施した2008年では, 対照区と比較し全層区の1cm処理でルビジウムの回収率の低下が認められ根活性

が低いことが明らかとなった. また, 側条区の5cm処理および全層区と側条区の15cm処理は有意に回収率が高く, 対照と比較し根活性が下層で高いことが認められた. 一方, 通常の水管理を実施した2009年の側条区では対照区と比較しルビジウム回収率で有意な差は認められなかったが, 全層区の1cm及び5cm処理では回収率が劣った. 全層区の根活性が対照区と比較し低い結果となったが, 地上部の生育量や窒素吸収量は表3-2の通り対照区と同程度であるため, 全層区は根活性が低いのではなく作土全層への被覆尿素的の施用により根域が広範囲に拡大し, 株の3cm脇に注入したルビジウムの回収率が相対的に低下したものと推察された. 同様に無穂肥区でも1cm及び5cmで回収率が対照区と比較し劣っていたが, 無穂肥区では地上部窒素吸収量も劣っていることから窒素供給の減少により根系分布・活性が低下しルビジウムの回収率が低下したものと考えられた.

表 3-3 ルビジウムの注入深度と地上部回収率*

試験区	2008年			2009年		
	1cm	5cm	15cm	1cm	5cm	15cm
対照	2.4 ±0.2	1.7 ±0.1	1.2 ±0.2	4.1 ±0.9	4.0 ±0.7	2.0 ±0.2
全層	1.4 ±0.2 *	1.9 ±0.1	1.9 ±0.2 *	2.4 ±0.1 *	2.9 ±0.3 *	2.1 ±0.3
側条	2.3 ±0.3	2.4 ±0.3 *	1.7 ±0.4 *	3.6 ±0.7	3.4 ±0.3	2.1 ±0.2
無穂肥				2.0 ±0.4 *	2.0 ±0.3 *	1.5 ±0.4

* ルビジウム処理日(2008年:8/27, 2009年:8/11), 回収率(%)±S.D., n=4
Dunnettの多重比較検定:*(p<0.05), 2008年の無穂肥区は未調査

第5項 穂肥の施用法が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響

試験圃場の土壌カドミウム濃度の偏在が認められたため、各試験区に隣接するように対照区を設け、隣接する対照区と試験区の土壌及び玄米カドミウム濃度を比較した(表 3-4)。作土中の 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度は $0.406 \sim 0.484 \text{ mg kg}^{-1}$ の範囲で低レベルのカドミウム汚染が示唆されるものであった。側条区および側条区に隣接する対照区でやや土壌カドミウム濃度が低い傾向であったが、各試験区とそれに隣接する対照区のカドミウム濃度の間に有意な差は認められなかった。

玄米カドミウム濃度は出穂前後の土壌の酸化還元電位(Eh) の違いに大きく影響を受ける。図 3-2 は 2 カ年の作土層の酸化還元電位を深さ毎(1 cm, 5 cm, 15 cm)に測定したものである。Eh は水管理を変更した 2 カ年とも表層ほど高い傾向がみられたが、収穫期にはいずれの深さの Eh も +400 mV 程度

まで上昇した。しかし、詳細にみると作土の最下部(15 cm)の Eh が難溶性の硫化カドミウムを生成する -150 mV 以下であるにも関わらず、1 cm 及び 5 cm では +200 mV まで上昇しカドミウム吸収が高まる酸化状態を示す期間がみられた。この現象は特に田面水を落水する過程において見られ、作土中でも部分的にカドミウムの可給性が著しく異なることが認められた。カドミウム吸収を抑制する水管理を実施した 2008 年の玄米カドミウム濃度は出穂前後の土壌 Eh が低く推移したことにより $0.053 \sim 0.109 \text{ mg kg}^{-1}$ と低濃度であったのに対し、2009 年は土壌 Eh がやや高く推移し $0.250 \sim 0.311 \text{ mg kg}^{-1}$ と約 3~5 倍高濃度であった。試験区では全層区の玄米カドミウム濃度は 2 カ年とも対照区と比較し有意($p < 0.01$)に高まり 121~143%であった。また、側条区も 2009 年は有意に高まり($p < 0.05$)、2008 年も高まる傾向がみられた。一方、無穂肥区は 2 カ年とも有意な差は認められなかった。

表 3-4 穂肥窒素施用法の違いと土壌・玄米カドミウム濃度*

試験区	2008年			2009年			
	試験区(a)	対照区(b)	(a)/(b)	試験区(a)	対照区(b)	(a)/(b)	
土壌	全層	0.477 ±0.04	0.465 ±0.04	1.03	0.469 ±0.04	0.459 ±0.05	1.02
	側条	0.408 ±0.05	0.424 ±0.05	0.96	0.406 ±0.04	0.428 ±0.04	0.95
	無穂肥	0.481 ±0.04	0.461 ±0.05	1.04	0.484 ±0.04	0.470 ±0.05	1.03
玄米	全層	0.076 ±0.03	0.053 ±0.03	1.43 **	0.311 ±0.02	0.256 ±0.02	1.21 **
	側条	0.109 ±0.06	0.076 ±0.05	1.43	0.281 ±0.02	0.227 ±0.02	1.24 *
	無穂肥	0.061 ±0.02	0.074 ±0.00	0.82	0.255 ±0.02	0.250 ±0.05	1.02

* 土壌Cd濃度(mg kg^{-1})±S.D., 0.1M塩酸抽出(1:5)

玄米Cd濃度(mg kg^{-1})±S.D., 玄米水分15%換算, 粒厚1.85mm以上
 t検定, n=4, *($p < 0.05$)、**($p < 0.01$)

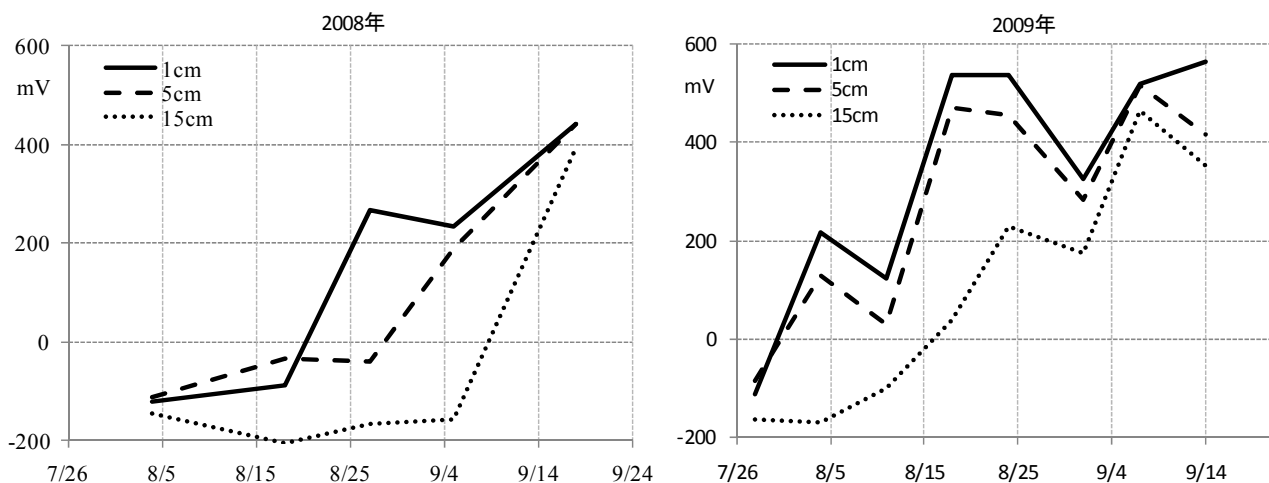


図 3-2 栽培期間中の土壌の深さ別酸化還元電位の推移

第6項 考察

これまでの結果から、緩効性被覆尿素を穂肥代替として全層あるいは側条に施用することにより玄米カドミウム濃度が高まる現象がみられた。この原因として施肥法の違いによる根系分布・活性及び玄米千粒重の違いが考えられたため、ここでは、この2点について玄米カドミウム濃度に与える影響を考察する。まずルビジウムトレーサー法による根系分布・活性評価の結果から、全層区で玄米カドミウム濃度が高まった要因は、対照区と比較し株近傍の表層では活性根が少なかったが広範囲に根系が分布し土壌カドミウムを多く吸収したものと考えられた。一方、側条施肥によっても玄米カドミウム濃度は高まった。側条施肥等の施肥の局在化はうわ根の発達が顕著となることが知られているが(村山ら 1975, 山口ら 2005), 今回ルビジウムトレーサー法では2カ年とも側条施肥により出穂期以降うわ根の活性が高まることは認められなかった。一般的に土壌表層に近いほど酸化状態となるため、うわ根の発達によりカドミウム吸収が高まると考えられるが、側条施肥による玄米カドミウム濃度が高まった要因はここでは不明であった。しかしながら、水稻のカドミウム吸収部位や根の伸長についてはいくつかの報告があり、茅野(1973)は湛水条件の水稻のカドミウム吸収の多くは表層0~5 cmであり下層に添加したカドミウムはほとんど地上へ移動しないと報告している。また、伊藤・飯村(1976)は汚染土壌に非汚染土壌を上乗せ客土し表層施肥すると下層の根量が減少し、全層や深層施肥と比較し玄米カドミウム濃度が低下する現象を報告している。多田(1975)も客土水

田においては汚染土層への根の侵入量と玄米カドミウム濃度に関係があることを認めている。このように、カドミウム吸収と土層中への根の伸長は密接に関係しており、施肥位置の変更による吸収根の誘導が可能であれば、カドミウム吸収を抑制する施肥法が確立されるかもしれない。

一方、今回用いた緩効性の被覆尿素の利用により全層・側条に関わらず玄米千粒重の低下が認められた。そのため、各試験区の粗玄米の粒厚分布を調べるとともに、1.8 mm以上の玄米を粒厚別に6段階(2.2 mm以上, 2.1~2.2 mm, 2.0~2.1 mm, 1.9~2.0 mm, 1.85~1.9 mm, 1.8~1.85 mm)に分別し、玄米カドミウム濃度を測定した。粒厚分布調査の結果、対照区と比較し全層区および側条区は2.1 mm以上の大粒割合が減少し、2.1 mm未満の割合が相対的に多くなることが明らかとなった(図3-3)。また、粒厚別の玄米カドミウム濃度については粒厚が小さいほど玄米カドミウム濃度が高まり、粒厚1.8~1.85 mmの玄米カドミウム濃度は2.2 mm以上の玄米カドミウムの約3.5倍となった(図3-4)。特に粒厚1.85 mm未満の玄米ではカドミウム濃度が顕著に高まった。これらより、緩効性被覆尿素の施用による玄米カドミウム濃度の上昇は、玄米の粒厚が小さくなることが一要因であることが示唆された。一方、無穂肥区では更に玄米の小粒割合が増加したが、玄米カドミウム濃度の上昇は認められなかった。これは穂肥の無施用で根活性が低下しカドミウム吸収が抑制されたものと考えられるが、今後更に詳細な検討が必要である。

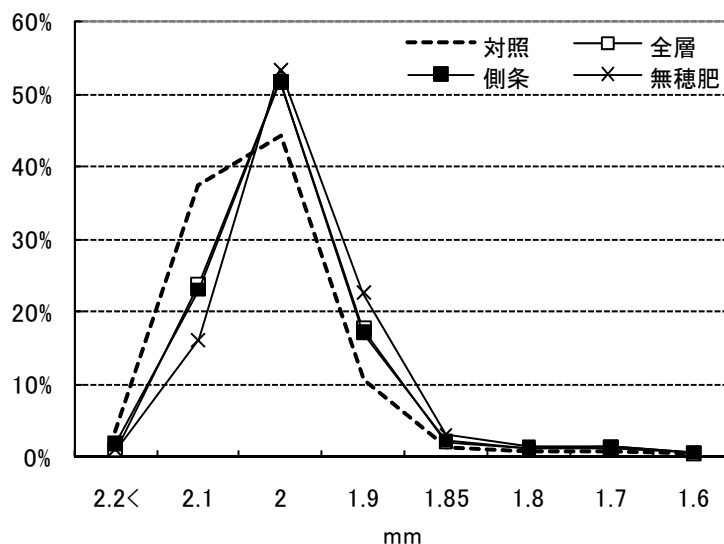


図 3-3 穂肥窒素の施肥法の違いと玄米粒厚の分布

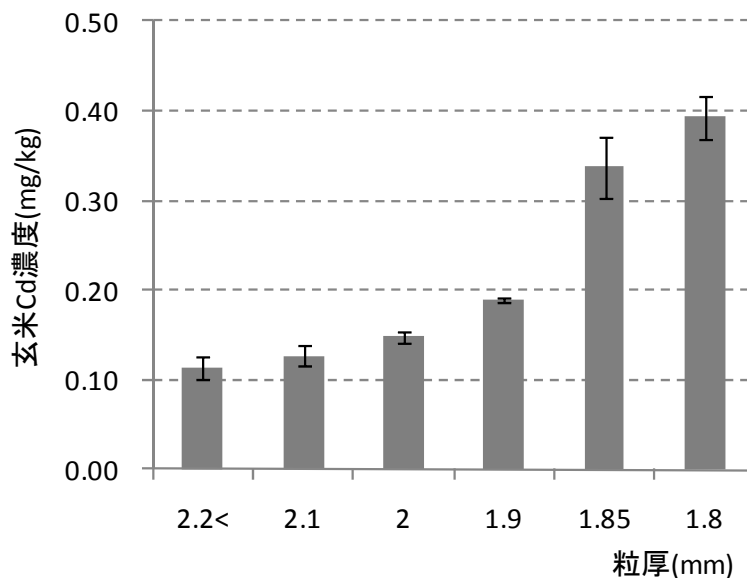


図 3-4 粒厚別玄米カドミウム濃度

第7項 要約

穂肥窒素の施用法の違いが水稲の生育・根活性・玄米カドミウム濃度に及ぼす影響を明らかにするため、異なる水管理を実施した2カ年の水稲栽培において穂肥代替として緩効性被覆尿素の全層および側条施肥を実施し、以下の結果を得た。

- (1) 出穂前後の湛水管理により玄米カドミウム濃度を低下させた栽培条件では、緩効性被覆尿素の全層施肥により玄米カドミウム濃度は有意($p<0.01$)に高まった。また、通常の間断灌漑条件下でも玄米カドミウム濃度は緩効性被覆尿素の全層施肥($p<0.01$)および側条施肥($p<0.05$)により有意に高まった。
- (2) ルビジウムトレーサー法による根の分布・活性を調査した結果、被覆尿素の全層施用により根

が広範囲に伸長していることが示唆され、このことが玄米カドミウム濃度を高めた要因の1つと考えられた。

- (3) 玄米カドミウム濃度を粒厚別に調べた結果、小粒ほどカドミウム濃度は高まり約3.5倍の違いが認められた。また、玄米の粒厚分布は緩効性被覆尿素の施用により小さくなる傾向が認められ、このことが緩効性被覆尿素の施用により玄米カドミウム濃度が高まった要因と考えられた。
- (4) 穂肥窒素の施用法の違いにより玄米カドミウム濃度が影響を受けたが、水管理の違いにより玄米カドミウム濃度の変動幅ははるかに大きいため、玄米カドミウム濃度の低減のためには水管理が最も重要である。

第2節 糖蜜の施用が玄米カドミウムおよびヒ素濃度に及ぼす影響

はじめに

食品中のカドミウム濃度については食品衛生法の改正により、摂取寄与率の高いコメの基準値が 1.0 mg kg^{-1} から 0.4 mg kg^{-1} に引き下げられ(厚生労働省 2010)、これまで以上に基準値を超過しないコメの生産が求められている。現在、玄米カドミウム濃度低減のためには出穂期前後の湛水管理が広く実施されているが、高温少雨年においてはこの時期に灌漑水が不足すると玄米カドミウム濃度が高まり、一部地域ではしばしば基準値を超過することがある(農林水産省 2004, 2007)。このため、少雨や灌漑水の不足した条件において安定的な玄米カドミウム濃度低減技術が求められている。一方、ヒ素は優先的にリスク管理を行うべき有害化学物質の一つで食品では比較的コメからの摂取が多く、湛水管理で増加することが知られているため、水稻におけるカドミウムとヒ素の吸収はトレードオフの関係にある。

糖蜜はサトウキビの糖汁から原糖(粗糖)を製造・精製する際や甜菜から甜菜糖を生産する際に発生する副産物で、比重約 1.4 で粘着性のある茶褐色の液体である。砂糖製造の副産物ではあるが40~60%の糖分を含有しており、この残存糖分は発酵工業の原料や家畜の飼料として利用されている(農畜産物振興機構 2010)。近年、下層土を耕起せずにトマト萎凋病菌を消毒する方法として、糖蜜を土壤に浸透させる方法が確立され徐々に普及している(新村 2004)。

本節では、水稻栽培において少雨等により灌漑水が不足し出穂前後の湛水管理を維持することが困難な条件下で、土壤の還元化を目的に糖蜜を施用し玄米カドミウム・ヒ素濃度への影響を検討した。

第1項 材料および方法

(1)試験圃場と土壤型

栽培試験は、新潟県内で玄米カドミウム濃度がコーデックス委員会の基準値である 0.4 mg kg^{-1} を超過する恐れのある低レベルカドミウム汚染圃場(約 $1,000 \text{ m}^2$)において実施した。試験圃場の土壤タイプは腐植質黒ボクグライ土(南郷統)である。

(2)栽培試験

玄米カドミウム濃度を効果的に低下させる目的で糖蜜の施用量および施用時期の検討を行った。栽培試験は2009年に実施した。試験に用いた糖蜜は甜菜由来のもので、固形分(74.75%(Wt%))、蔗糖分(49.57%)、全窒素(0.43%)、ラフィノース(2.64%)、還元糖(0.40%)、灰分(8.43%)、pH(7.66)、色価(SCV)(365)の成分を有するものである。

糖蜜の最適な施用時期を検討するため希釈した糖蜜を出穂1週間前(8月5日)、出穂日(8月13日)および出穂1週間後(8月21日)に原液 $2,000 \text{ kg ha}^{-1}$ 相当を表層施用した。また、最適な施用量を検討するため出穂日に原液 $1,000 \text{ kg ha}^{-1}$ 、原液 $2,000 \text{ kg ha}^{-1}$ および原液 $4,000 \text{ kg ha}^{-1}$ 相当を施用した。糖蜜は原液を水で12倍に希釈した液を落水した土壤表面に施用し、施用以降の水供給は雨水のみとした。全ての試験区に基肥として高度化成肥料(塩加燐安)、穂肥として硫安を施用した。施用量は合計N:50 kg ha^{-1} 、 P_2O_5 : 25 kg ha^{-1} 、 K_2O : 25 kg ha^{-1} とした。

また、糖蜜施用が土壤の酸化還元状態に与える影響を把握するため、白金電極を土壤表面から5cmの深さに設置し、Ehメーター(HORIBA pH METER D-52)を用いて、概ね午前10~12時に酸化還元電位を測定した。

(3)土壤及び作物分析法

試験圃場の作土及び玄米カドミウム濃度の定量は既報に記載した方法で行った。玄米ヒ素濃度は玄米カドミウム濃度の定量に用いた分解液を適量とり、希釈した後に定法に従い水素化物発生装置付きの原子吸光度計(日立製 Z-5020)を用い波長193.7 nmの吸光度を測定した。玄米は成熟期に各処理区から4株ずつ採取し、それぞれを風乾後に脱穀・籾すりし、粒厚1.85 mm以上の玄米を選別し分析に供した。また、粗玄米の粒厚分布測定し粒厚別の玄米カドミウム・ヒ素濃度について調べた。

第2項 糖蜜施用による水稻の生育・収量の影響

表 3-5 に収量および収量構成要素を示す。糖蜜の施用により精籾重・わら重・精玄米重は、ばらつきはあるものの無施用と同程度であった。精玄米千粒重は糖蜜を出穂1週間前に $2,000 \text{ kg ha}^{-1}$ 施用するとやや小さくなる傾向であったが、施用時期

や施用量を変更しても窒素吸収量や玄米窒素濃度に一定の変化は見られなかった。

表 3-5 収量および収量構成要素*

試験区	精籾重 (kg/a)	わら重 (kg/a)	籾/わら	精玄米重 (kg/a)	登熟歩合	精玄米千粒重 (g)	N吸収量 (g/m ²)	玄米N濃度(%)
無施用	66.4	56.6	1.17	52.8	92.3	22.1	8.8	0.90
出穂1週前	74.8	64.6	1.16	59.4	92.6	21.6	11.0	0.99
出穂時	63.3	51.2	1.24	50.5	92.8	22.4	8.2	0.91
出穂1週後	66.2	53.2	1.25	52.6	91.1	22.4	8.8	0.94
1000kg/ha	75.4	64.6	1.17	60.4	90.5	22.1	10.1	0.92
2000kg/ha	63.3	51.2	1.24	50.5	92.8	22.4	8.2	0.91
4000kg/ha	74.9	60.8	1.23	58.6	90.9	22.2	11.1	0.89

* 玄米1.85mm以上、水分15%換算

第3項 土壌の酸化還元電位の推移

栽培期間中の土壌の酸化還元電位は水管理の影響を反映し出穂日以降急激に高まった(図 3-5). 糖蜜の出穂1週間前と出穂1週間後の施用により土壌の酸化還元電位はやや低下する傾向が認められたが、出穂日の施用では落水の影響により土壌の酸化還元電位が急激に上昇したため無施用との差は認められなかった。また、糖蜜を多量(4,000 kg ha⁻¹)に施用すると施用後の土壌の酸化還元電位は無施用と比較しやや低下する傾向であったが、土壌カドミウムの不溶化(硫化カドミウムの生成)の目安である-150 mV 以下まで低下しなかった。

蜜の施用で有意な差は認められなかったが、出穂時および出穂1週間後の施用では玄米カドミウム濃度は有意に低下し、糖蜜無施用と比較し18~30%減少した。また、このとき玄米ヒ素濃度は低レベルではあるが有意に上昇した。一方、糖蜜の施用量を検討した結果、いずれの試験区でも玄米カドミウム濃度は有意に減少し、施用量が増加すると減少割合が高まった。特に、施用量4,000 kg ha⁻¹では約39%の減少を認めた。また、玄米ヒ素濃度は1,000 kg ha⁻¹および2,000 kg ha⁻¹の糖蜜施用で有意に上昇し、4,000 kg ha⁻¹では上昇する傾向がみられ、カドミウムとヒ素吸収のトレードオフ関係が認められた(表 3-6)。

第4項 糖蜜の施用時期・施用量と玄米カドミウム・ヒ素濃度

玄米カドミウム・ヒ素濃度は出穂1週間前の糖

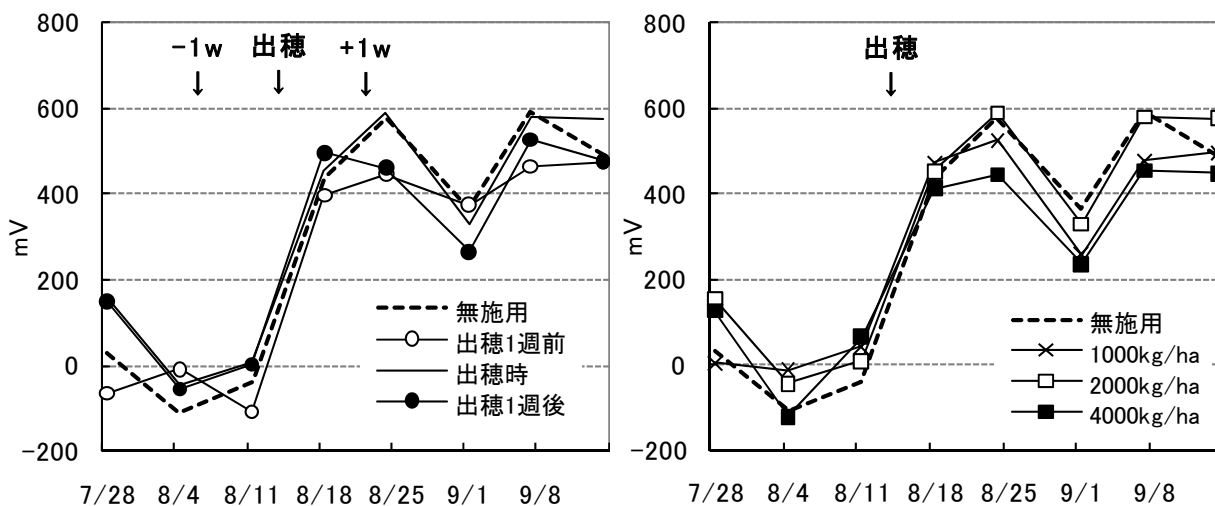


図 3-5 栽培期間中の土壌酸化還元電位の推移
 (左図：施用時期, 右図：施用量)

表 3-6 糖蜜の施用時期・施用量と玄米カドミウム・ヒ素濃度*1

試験区	Cd			As		
	処理区(a)	対照区(b)	(a)/(b)	処理区(a)	対照区(b)	(a)/(b)
出穂1週前	0.255 ±0.03	0.244 ±0.05	1.04	0.105 ±0.02	0.105 ±0.02	1.00
出穂時	0.195 ±0.03	0.237 ±0.03	0.82 *	0.110 ±0.01	0.078 ±0.01	1.41 *
出穂1週後	0.164 ±0.03	0.235 ±0.03	0.70 **	0.111 ±0.01	0.095 ±0.01	1.16 *
1000kg/ha	0.230 ±0.05	0.298 ±0.02	0.77 *	0.119 ±0.01	0.082 ±0.01	1.46 *
2000kg/ha	0.195 ±0.03	0.237 ±0.03	0.82 *	0.110 ±0.01	0.078 ±0.01	1.41 *
4000kg/ha	0.159 ±0.03	0.260 ±0.06	0.61 *	0.118 ±0.03	0.099 ±0.03	1.19

1 玄米水分15%換算、粒厚1.85mm以上、($p<0.05$)、**($p<0.01$)

第5項 玄米の粒厚分布と玄米カドミウム・ヒ素濃度

玄米のカドミウムおよびヒ素濃度を粒厚別に調査したのを図 3-6 に示す。粒厚別の玄米カドミウム濃度については粒厚が小さいほど玄米カドミウム濃度が高まり、粒厚 1.8~1.85 mm の玄米カドミウム濃度は 2.2 mm 以上の玄米カドミウムの約 2.5 倍となった(図 3-6 左図)。特に粒厚 1.9 mm 未満の玄米ではカドミウム濃度が顕著に高まる傾向がみられた。尚、ここで用いた玄米のカドミウム濃度(粒厚 1.85 mm 以上)は 0.24 mg kg^{-1} であった。一方、玄米ヒ素濃度は粒厚が異なっても一定の濃度変化は認められなかった。この傾向は出穂 1 週間後に糖蜜施用した試験区(図 3-6 右図)や他の試験区においても同様に認められた。

第6項 考察

土壌の酸化還元電位に応じて土壌中の各重金属の可給性が大きく変化することが知られており、Arao *et al.* (2009)は水稻ポット試験においてカドミウムとヒ素の吸収についてトレードオフの関係があることを明らかにしている。本研究でも糖蜜の

施用により玄米カドミウム濃度の低減と玄米ヒ素濃度の上昇のトレードオフの関係が認められたことは、玄米へのカドミウムおよびヒ素の蓄積過程において、糖蜜が土壌の還元化を促進しカドミウムの不溶化とヒ素の可溶化を引き起こした可能性が示唆された。しかしながら、糖蜜の施用による土壌 Eh の低下は硫化カドミウムの生成の目安である -150 mV に達しなかった。伊藤ら(1975)もポット試験において湛水栽培で同様の結果を報告しているが、今回は深さ 5 cm に白金電極を設置し土壌 Eh を測定していたため、5 cm より表層では更に土壌 Eh が低下していた可能性がある。いずれにしても、糖蜜の施用による玄米カドミウム濃度の低下について、土壌の還元化による硫化カドミウムの生成とは別にカドミウム吸収を抑制する機構も想定される。この点については、土壌還元による土壌中の拮抗元素の形態変化や水稻体内でのカドミウム移行性の変化および養分吸収特性の変化等を今後検討する必要がある。

一方、糖蜜の出穂 1 週間前の施用では玄米の小粒割合が高まり(図 3-7)、玄米カドミウム濃度の低下やヒ素濃度の上昇は見られなかった。要因とし

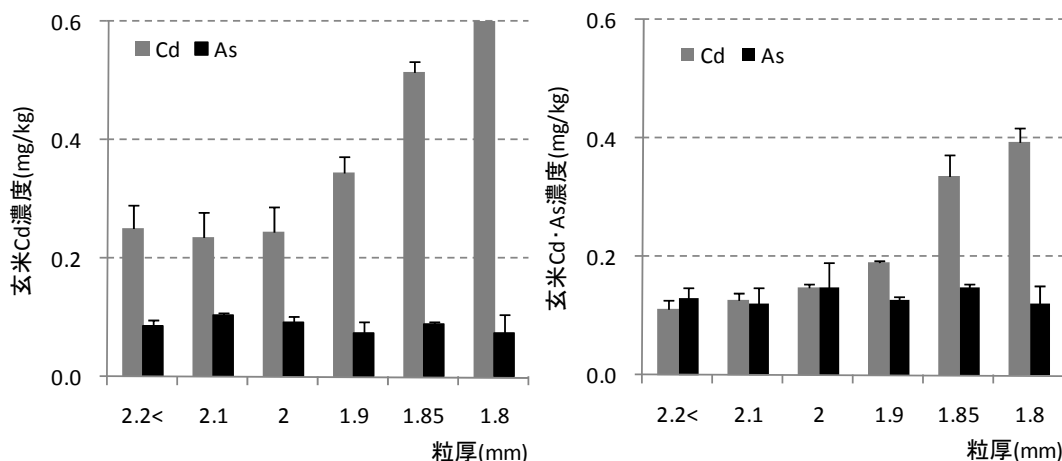


図 3-6 糖蜜施用の有無と粒厚別玄米カドミウム・ヒ素濃度
(左図：無施用，右図：施用)

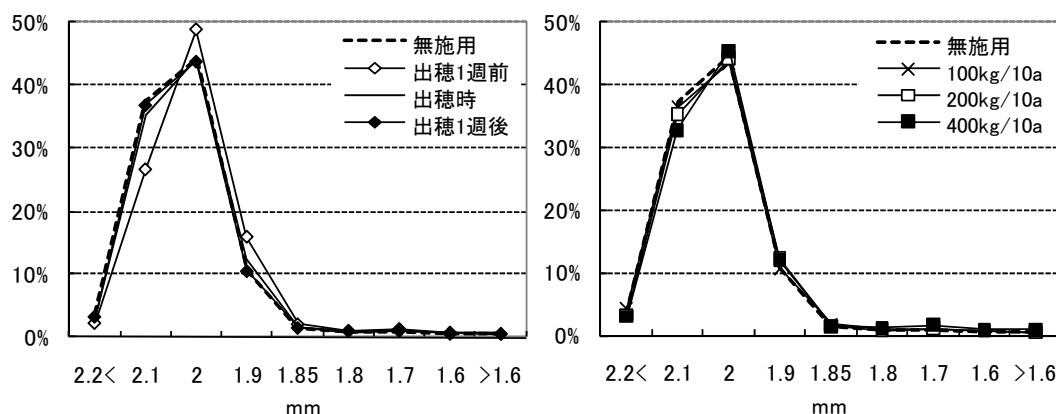


図 3-7 糖蜜施用と玄米の粒厚分布
 (左図：施用時期, 右図：施用量)

ては、玄米カドミウム濃度は小粒ほど高いため(図 4-7 左), 出穂 1 週前の糖蜜施用は玄米肥大を抑制し, その結果玄米カドミウム濃度が高まったものと考えられた. 出穂日以降の糖蜜の施用は粒厚分布に影響を与えずに全ての粒厚の玄米カドミウム濃度を低下させた. 石黒ら(1997)は今回みられた粒厚別の玄米カドミウム濃度の変動と同様に, 玄米粒重とカドミウム含有率とに有意な負の相関が見られると報告している. また, その原因として玄米へのデンプンとカドミウムの集積時期がずれているため, デンプン集積が少ない弱勢穎花において相対的にカドミウム濃度が高まると述べている. このため篩目を大きくし小粒を選別することは低カドミウム玄米を流通させる一つの有効な手段と考えられる. 一方, 玄米ヒ素濃度については粒厚の違いによる差は見られず, 糖蜜施用による玄米ヒ素濃度の上昇は粒厚に無関係に認められた. そのため, 玄米へのヒ素の集積はカドミウムと異なりデンプンと同時期に集積するものと考えられた.

これは玄米へのカドミウムとヒ素の集積時期が異なることを意味しており, トレードオフの関係にあるカドミウムとヒ素の吸収リスクの最小化について有用な知見であると考えられる.

第 7 項 要約

糖蜜はサトウキビから砂糖を生産する過程で生じる副産物であり多くの易分解性有機物を含んでいる. 栽培期間中の希釈した糖蜜の施用がコメのカドミウムおよびヒ素吸収に及ぼす影響を調べた. 出穂前後の落水状態に糖蜜の 12%希釈液を表面施用すると, 土壌の酸化還元電位が低下した. また, 出穂日から出穂後 1 週間に $2,000 \text{ kg ha}^{-1}$ 施用するとコメのカドミウム濃度は有意に低下し玄米ヒ素は有意に上昇した. 出穂 1 週間前の施用では千粒重の低下が認められ玄米カドミウム濃度の低下は見られなかった. この方法は特に出穂期前後に灌漑水が不足する地域において有用である.

第3節 栽培期間中の土壤酸化還元電位と玄米カドミウム濃度

はじめに

農用地の土壤の汚染防止に関する法律(農用地土壤汚染防止法)により汚染地として指定された水田では、これまでに客土による土壤修復が実施され高い吸収抑制効果を挙げてきている。また、汚染地に指定されないものの玄米カドミウム濃度が 0.4 mg kg^{-1} を超過する危険性がある圃場では営農的に出穂前後の湛水管理が指導され玄米カドミウム濃度を低く抑えてきている。玄米へのカドミウムの蓄積量は土壤の酸化還元状態に大きく左右されるため、土壤カドミウム濃度から玄米カドミウム濃度を推定することは不可能であることが既に知られているが、収穫前の玄米カドミウム濃度を推定する目的でこれまで土壤溶液中のカドミウム濃度や茎葉のカドミウム濃度、土壤の交換態カドミウム濃度等を説明変数にし玄米カドミウム濃度の推定が試みられ、一定レベルでの推定が可能であることが明らかになってきている。推定に用いられるこれらの説明変数はいずれも出穂前後における土壤の酸化還元状態に大きく影響を受けるものである。一方、異なる土壤において酸化還元状態を一定に揃えた時の玄米カドミウム濃度についての報告例は少ない。ここではコンテナ栽培において水管理の変更により土壤の酸化還元条件を揃え、土壤カドミウム濃度や土壤の酸化還元状態が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響を明らかにすると共に、圃場レベルでの土壤カドミウム濃度や酸化還元状態と玄米カドミウム濃度の関係を明らかにすることを試みた。

第1項 材料及び方法

(1) コンテナ試験

土壤カドミウム濃度の異なる3種類の土壤をコンテナに充填し水管理を変えて水稻を栽培した。供試した土壤は土壤1：中粗粒グライ土(土性：L;

0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度： 1.09 mg kg^{-1}), 土壤2：黒ボクグライ土(CL; 0.42 mg kg^{-1}), 土壤3：細粒グライ土(LiC; 0.26 mg kg^{-1})である。用いたコンテナはプラスチック製の寸 346×605×265 mm で側面下部に水抜き用の穴を開けゴム栓をし、深さ約 15 cm となるようにそれぞれの土壤を充填した。試験は2カ年(2004~2005年)実施した。2カ年の栽培管理はほぼ同じであり、以下に2005年の耕種概要を示す。コンテナに水を加え代かきした後、コシヒカリ稚苗を5月20日に4本ずつ4株/コンテナ(17.4 株/m^2)移植した。出穂は8月6日、収穫は9月21日に実施した。

移植後すべての区で湛水管理し、6月17日に中干しを開始した。中干しはコンテナ側面のゴム栓を抜き落水することによって実施した。中干し期間中は、水抜き用の穴の開閉により間断灌水を行った。7月6日に中干しを終了し、一度湛水してから湛水管理区では常時湛水、慣行管理区では水位が0~5 cm、節水管理区では水位が-10 cm となるように1~3日おきに水を加えた。測定項目は玄米カドミウム濃度、酸化還元電位、土壤pHで分析および測定方法は第2章に準じた。

(2) 圃場試験

コンテナ試験で得られた結果を実証するため2006年に圃場試験を実施した。水稻品種ハバタキを7圃場(4土壤統群)で水管理を変更した23地点に移植した。圃場および土壤カドミウム濃度は表3-7に示した。測定項目は0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度、1 M 酢酸アンモニウム(pH 7.0, 固液比 1:10)抽出カドミウム濃度、玄米カドミウム濃度、土壤酸化還元電位、活性2価鉄含量、土壤pHおよび玄米カドミウム濃度である。尚、0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度以外は全て生土を用いて圃場あるいは実験室に持ち帰って測定した。分析および測定方法は第2章に準じた。

表 3-7 試験に用いた圃場の概要

No	ほ場	土壤統群	0.1M塩酸抽出 土壤Cd濃度	調査点数
1	S	細粒グライ土	0.75	1
2	I	中粗粒強グライ土	0.45~0.62	2
3	Y	中粗粒強グライ土	0.31~0.48	6
4	KE	腐植質黒ボク	0.32~0.40	6
5	N1	中粗粒強グライ土	0.43~0.60	3
6	N2	中粗粒強グライ土		3
7	KA	表層腐植質多湿黒ボク土	0.50~0.67	2

第2項 異なる土壌・水管理が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響

2005年の栽培期間中の土壌酸化還元電位の推移を図3-8に示す。移植から中干し開始前までの土壌 Eh は-200 mV 程度であったが、中干しにより+400~+500 mV 程度まで急激に上昇した。それ以降は水管理の違いにより7月下旬以降の酸化還元電位は大きく異なり、湛水管理区では-150 mV 以下、節水管理区では+500 mV 以上、慣行管理区ではその中間の値を示した。また、土壌の違いが酸化還元電位の変化に与える影響は少なかった。

2004年の栽培期間中の土壌 pH の推移を図3-9に示す。土壌3の初期土壌 pH が他の2土壌と比較し高かった。中干し直前までこの傾向が続いたが中干しにより全ての土壌で pH の低下が見られた。その後の水管理の変更で、湛水管理区で pH が概ね収穫期まで pH 6.0~7.0 を維持した一方で、慣行管理区及び節水管理区では pH 4.0~6.0 程度で推移した。

玄米カドミウム濃度は、2カ年とも中干し以降を節水管理にするほど高くなった(図3-10)。2004年は土壌カドミウム濃度が高いほど玄米カドミウム濃度が高まり、土壌1の節水管理区は玄米カドミウム濃度が 0.8 mg kg^{-1} となった。一方、2005年では土壌1の玄米カドミウム濃度は 0.33 mg kg^{-1} となり土壌カドミウム濃度が低い土壌2より低濃度であったが、概して同一の水管理では土壌カドミウム濃度が高いほど玄米カドミウム濃度も高い関係が認められた。いずれにしても、水管理が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響は多大であり、従来の知見と一致した。尚、土壌1で玄米カドミウム濃度が栽培2年目に急減した要因として、土壌中に存在する可吸性の高い画分のカドミウムの多くを1年目に吸収したことが考えられるが詳細は不明である。

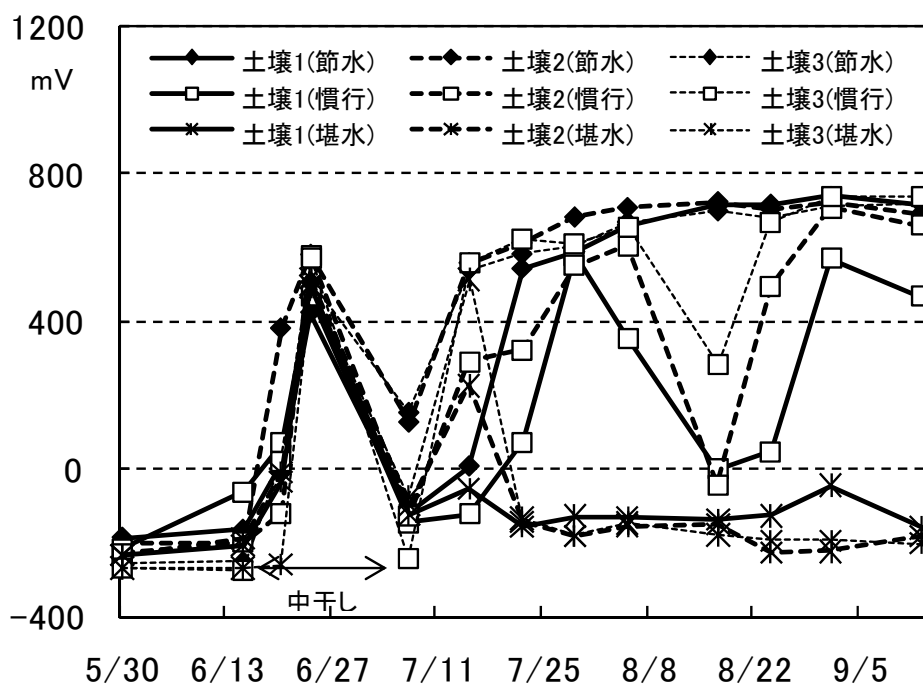


図 3-8 栽培期間中の土壌酸化還元電位の推移
 (コンテナ試験)

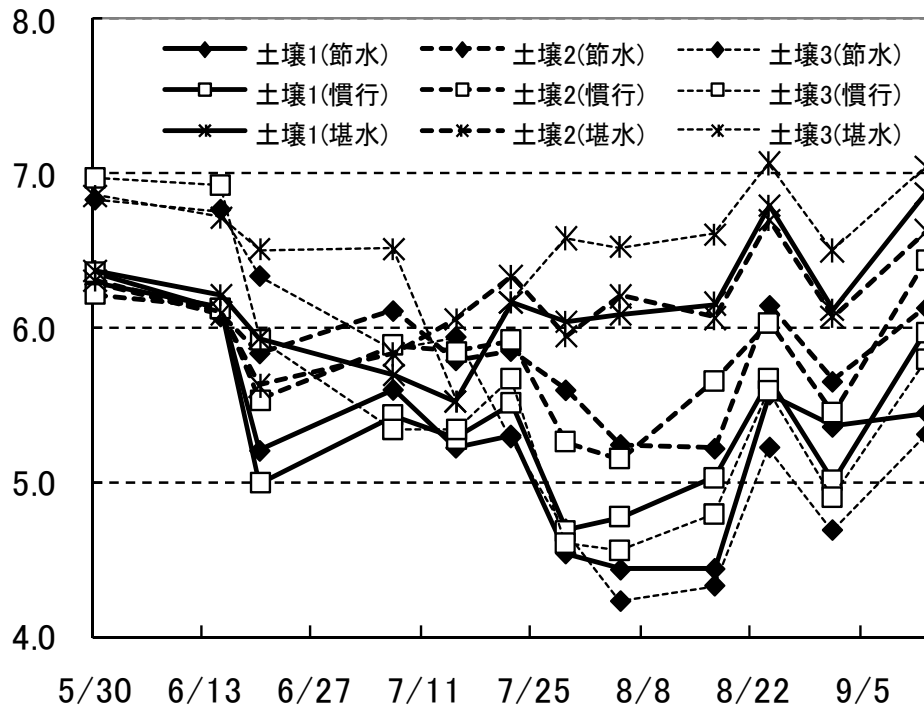


図 3-9 栽培期間中の土壌 pH の推移
(コンテナ試験)

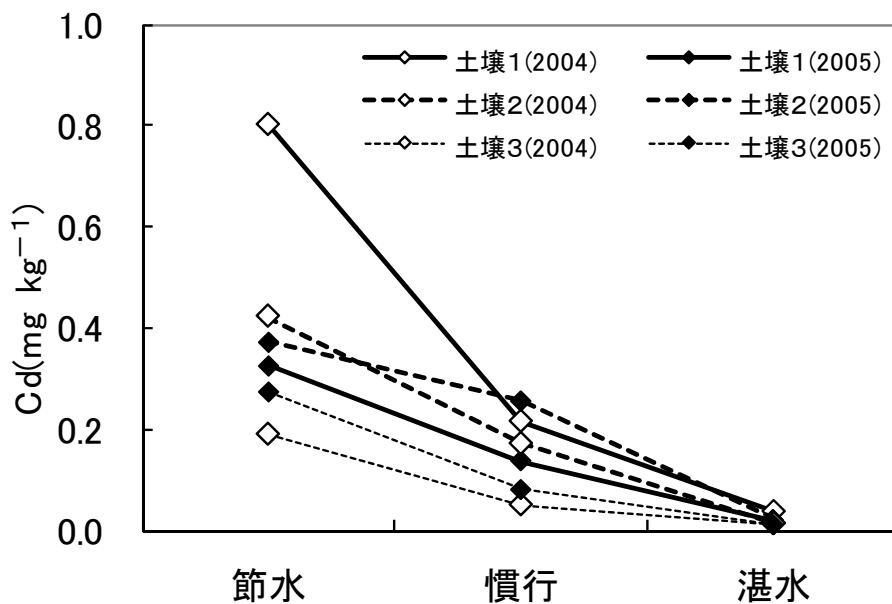


図 3-10 水管理を変更した 2 カ年の玄米カドミウム濃度
(コンテナ試験)

2 カ年のコンテナ試験から得られた 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度と 8 月中の酸化還元電位, 土壌 pH(生土)を説明変数として玄米カドミウム濃度を重回帰分析により推定した玄米カドミウム濃度の推定値および実際の分析値を表 3-8 に示す. 0.1

M 塩酸抽出カドミウム濃度は節水管理をした試験区の 2 年目でやや低下する傾向が見られた. これは節水栽培により前年の土壌カドミウムの吸収量が増大し土壌からカドミウムが収奪された結果と考えられた. 重回帰式で得られた実測値と推定

表 3-8 玄米カドミウム濃度推定に用いた説明変数と玄米カドミウム推定値

年度	区	土壌Cd濃度 (0.1NHCL)	pH	Eh(mV)	玄米Cd濃度(mg/kg)	
					分析値	推定値
2004	節水1	1.09	4.93	600	0.80	0.45
	節水2	0.42	5.25	505	0.42	0.29
	節水3	0.26	4.79	547	0.19	0.26
	慣行1	1.09	5.66	-91	0.22	0.15
	慣行2	0.42	5.90	157	0.17	0.16
	慣行3	0.26	5.31	-108	0.05	-0.03
	湛水1	1.09	5.97	-211	0.04	0.11
	湛水2	0.42	5.99	-233	0.01	-0.02
	湛水3	0.26	6.58	-247	0.01	-0.03
2005	節水1	1.01	4.82	697	0.33	0.48
	節水2	0.31	5.54	711	0.37	0.39
	節水3	0.24	4.59	682	0.28	0.31
	慣行1	1.07	5.16	134	0.14	0.23
	慣行2	0.35	5.62	352	0.26	0.23
	慣行3	0.26	4.98	533	0.08	0.26
	湛水1	1.08	6.35	-132	0.02	0.17
	湛水2	0.31	6.32	-178	0.02	0.00
	湛水3	0.26	6.73	-173	0.01	0.01

注)pHは電極法にて生土状態で測定

注)pH、Ehは8月中に測定した数値の平均値

注)玄米Cd濃度(mg kg⁻¹)は粒厚1.85mm以上、水分15%換算
 (コンテナ試験)

値の関係を図 3-11 に示す。相関係数は R=0.80**
 であったが、土壌 1 の節水管理区の玄米カドミウム濃度が大きく外れる結果となった。また、重回帰式で用いた土壌 pH の係数が本来マイナスになる考えられるがプラスとなっているなど、再検討の余地があると考えられた。

以上により、玄米カドミウム濃度は出穂期以降(8 月中)の土壌の酸化還元電位、土壌 pH および風乾土の 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度によりある程度推定が可能で、潜在的なカドミウムリスク評価は土壌の 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度と土壌統等の圃場透水性を反映した既存の土壌データによる評価が考えられた。

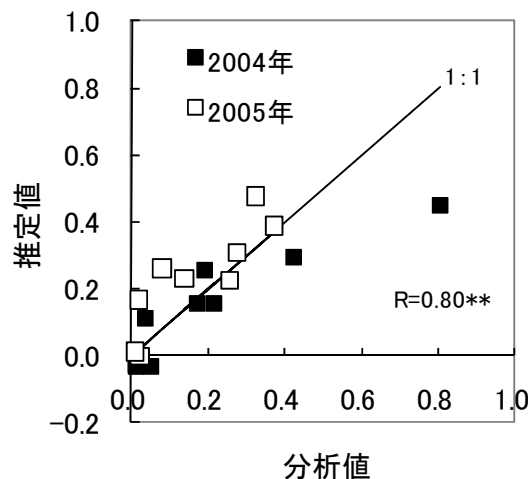


図 3-11 玄米カドミウム濃度の分析値と推定値の関係
 (コンテナ試験)

重回帰分析による玄米カドミウム濃度推定式

$$\text{玄米カドミウム濃度(mg/kg)} = ax + by + cz + d$$

a= 4.85E-04 x=[8月中に測定した平均土壌Eh]
 b= 0.191 y=[0.1塩酸抽出土壌Cd濃度]
 c= 0.054 z=[8月中に測定した平均土壌pH]
 d= -0.313

第3項 異なる圃場における酸化還元ポテンシャルと玄米カドミウム濃度の関係

表3-9に7圃場計23地点の調査データを示した。同一圃場でも水管理や石灰資材の投入の有無の違いにより測定値は大きく異なった。特に水管理の違いにより土壌 Eh, 1 M 硝安抽出土壌カドミウム濃度, 土壌活性 2 価鉄に大きな変動を認めた。ハバタキの玄米カドミウム濃度は土壌カドミウム濃度や水管理により最小 0.00 mg kg⁻¹, 最大 2.88 mg kg⁻¹ となった。尚, コシヒカリの玄米カドミウム濃度は図 3-12 に示す通りハバタキの玄米カドミウム濃度に概ね 0.44 を乗じた値となる。

表中の分析値を説明変数に玄米カドミウム濃度を推定するために単回帰および重回帰分析を行った(表 3-10)。単回帰分析では説明変数に 1 M 硝安抽出の土壌カドミウム濃度を用いるものが最も相関が高かく(R²=0.74), 次いで土壌 Eh(R²=0.65)であった。0.1M 塩酸抽出カドミウム濃度は(R²=0.37)と土壌 Eh より低く, 土壌 Eh が玄米カドミウム濃度に及ぼす寄与の大きさを伺わせる結果となった。それぞれの変数と玄米カドミウム濃度の関係を図

3-13, 図 3-14 に示す。今回栽培した圃場において登熟期(8 月)に湛水状態を維持し土壌の還元化による玄米カドミウム濃度を抑制するためには 8 月中の土壌 Eh を平均 200 mV 以下, 活性 2 価鉄含量を平均 500 mg kg⁻¹ 以上とする必要があると思われた。

一方, 重回帰分析では多重共線性の問題を回避するため, 土壌カドミウム濃度(0.1 M 塩酸及び 1 M 酢安)および酸化還元ポテンシャルを示す土壌 Eh 及び活性 2 価鉄含量を説明変数に重複しないようにした。土壌カドミウム濃度では 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度より 1 M 硝安抽出カドミウム濃度を用いた時に相関が高まった。酸化還元ポテンシャルでは土壌 Eh を用いると活性 2 価鉄含量より相関がやや高い傾向であった。また, pH を説明変数に加えると特に 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度を説明変数加えたときにやや相関が高まった。最も相関が高かった説明変数は 1 M 酢安抽出カドミウム濃度, 土壌 Eh を用いたものであり R²=0.81 であった。一方, 0.1 M 塩酸抽出カドミウム濃度は土壌 Eh や pH を説明変数に加えても単回帰分析(1 M 硝安抽出カドミウム濃度)と同程度に留まった。

表 3-9 玄米カドミウム濃度の推定に用いた説明変数と玄米カドミウムの分析値*

圃場	調査地点	E(NHE)	土壌Cd濃度		活性2価鉄 (生土)	pH (生土)	玄米Cd 濃度
			0.1MHCl	硝安(生土)			
S	①	582	0.75	0.163	55	5.93	2.88
I	①	679	0.62	0.204	0	5.59	1.97
	②	- 165	0.45	0.019	1965	6.36	0.06
Y	①	13	0.48	0.016	641	6.05	0.07
	②	- 191	0.42	0.014	542	6.39	0.04
	③	- 44	0.39	0.026	565	5.91	0.11
	④	- 164	0.37	0.018	627	5.88	0.05
	⑤	- 204	0.40	0.033	553	6.20	0.05
	⑥	- 178	0.31	0.011	618	5.78	0.02
KE	①	656	0.39	0.060	115	5.44	1.30
	②	629	0.32	0.055	53	5.69	0.95
	③	- 198	0.37	0.019	1538	6.19	0.00
	④	- 209	0.40	0.022	1645	6.33	0.01
	⑤	- 190	0.43	0.023	1715	6.16	0.01
	⑥	205	0.55	0.046	1514	5.93	0.26
N1	①	62	0.59	0.061	1337	6.17	0.34
	②	160	0.60	0.053	1517	6.11	0.33
	③	- 192	0.49	0.057	1140	6.34	0.04
N2	①	- 163	0.44	0.049	1118	6.31	0.04
	②	- 167	0.46	0.059	1101	6.13	0.04
	③	- 159	0.43	0.054	1157	6.03	0.05
KA	①	587	0.67	0.095	188	6.15	0.69
	②	628	0.50	0.090	0	5.75	0.70

* 0.1MHCl抽出Cd濃度は風乾土, 硝安抽出Cd濃度及び活性2価鉄は生土を測定した土壌Eh(mV), pHは栽培圃場で測定した硝安抽出Cd濃度, 活性2価鉄, 土壌Eh(mV), pHの数値は8月に測定した平均値Cd濃度の単位は(mgkg⁻¹), 玄米Cd濃度は粒厚1.85mm以上, 水分15%換算値

(圃場試験)

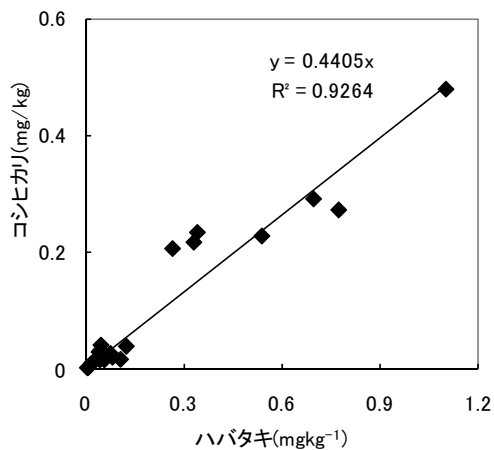


図 3-12 ハバタキとコシヒカリの玄米カドミウム濃度の関係
 (圃場試験)

表 3-10 回帰分析結果

	土壌Cd濃度		酸化還元ポテンシャル		pH	定数項	R ²
	0.1M塩酸	1M酢安	Eh(mV)	活性2価鉄			
単 回 帰	3.92					-1.412	0.37
		13.28				-0.287	0.74
			1.69E-03			0.290	0.65
				-7.06E-04		1.042	0.38
					-1.565	9.877	0.31
重 回 帰	1.76		1.40E-03			-0.516	0.70
	3.41			-0.000628		-0.636	0.65
	2.73		8.05E-04		-0.837	4.125	0.73
	3.73			-0.000317	-1.105	5.614	0.74
		9.04	7.90E-04			-0.124	0.81
		11.45		-0.000265		0.040	0.78
		9.30	6.37E-04		-0.242	1.337	0.81
	11.175		-0.00015	-0.460	2.735	0.80	

注) 0.1M塩酸抽出Cdは栽培前風乾土、それ以外の項目は8月中のほ場状態での測定値の平均

注) 表中の数字は推定式における各説明変数の係数

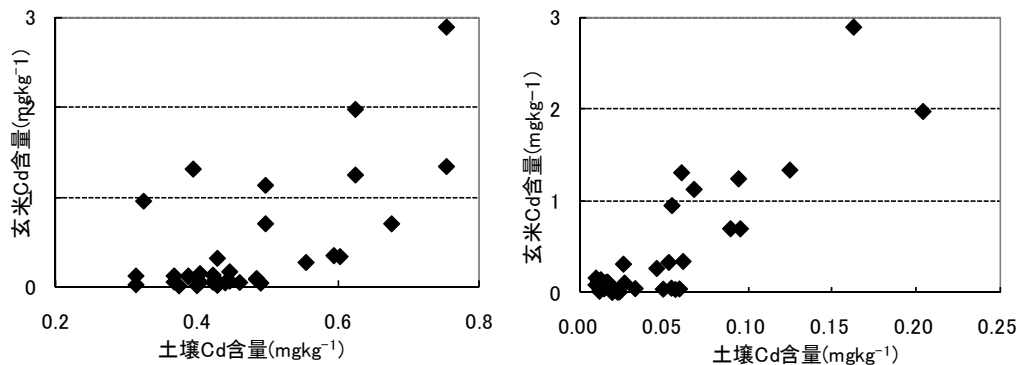


図 3-13 土壤カドミウム濃度と玄米カドミウム濃度の関係
(左図：0.1M 塩酸抽出カドミウム濃度，右図：1M 硝酸抽出カドミウム濃度)
(圃場試験)

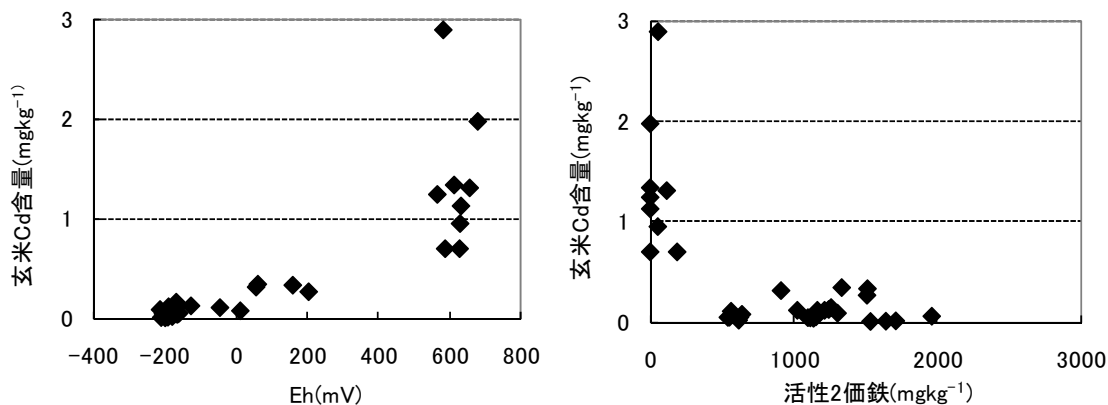


図 3-14 土壤の酸化還元ポテンシャルと玄米カドミウム濃度の関係
(左図：土壤 Eh，右図：活性 2 価鉄含量)
(圃場試験)

第 4 項 要約

土壤タイプ・カドミウム濃度の異なる 3 種類の土壤を用いてコンテナで水稻栽培試験を実施した。中干し以降に水管理を変更することにより土壤 Eh, pH は大きく変化した。いずれの土壤でも玄米カドミウム濃度は水管理の影響を多く受け変動したが、同一の水管理条件では概ね土壤カドミウム濃度を反映した玄米カドミウム濃度となった。土壤カド

ミウム濃度と 2 年間のコンテナ試験で得られた出穂以降(8 月中)の土壤 Eh, pH を説明変数にした重回帰分析の結果、 $R=0.80$ の相関係数が得られた。また、異なる圃場で水管理を変更した水稻栽培試験で得られた 1M 酢安抽出土壤カドミウム濃度と土壤 Eh を説明変数にした重回帰分析では $R=0.90$ の相関係数が得られた。

第5章 総合考察

本研究は第1章(研究の背景)でも述べた通り、新たな食品中のカドミウム濃度の基準値が国際的(コーデックス)あるいは国内的(食品衛生法の改正)に策定されることにより、早急に新たなカドミウム吸収抑制対策の確立が求められていることが研究の背景にある。ここでは、本研究で得られた知見・技術が新たなカドミウム対策の中でどのように位置づけられるかを明らかにし今後の展望を述べる。

第1節 新たな基準に対応した土壌修復技術

日本では厚生省が1968年にイタイタイ病の発生原因について公式見解を発表して以降、世界に先駆けて土壌汚染に関する法律(農用地の土壌の汚染防止等に関する法律)を制定し汚染農地の修復に取り組んだ結果、平成19年末までにカドミウム対策に指定された農地6,128 haの88.4%で対策事業が完了した。しかしながら、現在でも対策農地に指定されない低レベルのカドミウムに汚染された農地から 0.4 mg kg^{-1} を超過するコメがたびたび検出されている。実際に平成9~10年に食糧庁が実施した実態調査によると 0.4 mg kg^{-1} を超過したコメは全体の0.25%、 0.4 mg kg^{-1} を超過する怖れのあるコメ($0.2\sim 0.4 \text{ mg kg}^{-1}$)を含めると全体の3.34%に達している。これを国内の水田面積2,001,787 ha(2005年農林業センサス)に当てはめると約66,860 haに相当し、現在指定されている地域の約11倍の面積と試算される。対策地域ではこれまで抜本的な対策として客土による土壌修復が実施されてきたが、客土の費用は約300万円/10a以上であることや、これほどの広大な地域において良質な客土母材を確保することは困難であること

から、客土による土壌修復は事実上不可能と考えられる。

上記の課題の解決のためには従来の技術である「客土」や「湛水管理」の代替技術や補完技術が求められる。客土の代替としては第2章で高カドミウム吸収イネを用いた土壌浄化を検討した。植物を用いた汚染土壌の浄化については館川(1985)の先駆的な研究がある。彼は異なる土壌カドミウム濃度(過塩素酸分解法で2.7, 18.6, 53.5 mg kg^{-1})の圃場において、セイタカアワダチソウがもっともカドミウムを吸収し、乾物中のカドミウム濃度($1.5, 16.5, 19.9 \text{ mg kg}^{-1}$)、年平均カドミウム吸収量($256, 2,984, 3,310 \text{ g ha}^{-1}$)であると報告している。3年間のカドミウム吸収量は最大で $9,931 \text{ g ha}^{-1}$ に達し、これは仮比重1.0、作土15 cmと仮定すると作土のカドミウム濃度を3年間で約 6.6 mg kg^{-1} 低下させる量に相当する。試験圃場が多腐植質火山灰土壌であったことを考えると驚異的な吸収量であるが、土壌カドミウム濃度の減少率は年間5~10%で、館川(1974)が述べているように栽培法の確立や収穫後の処理について課題がある。その後いくつかのカドミウム超集積植物(Hyper accumulator plant)が検索され、グンバイナズナ、カラシナ、ミゾソバ、ソルガム、飼料作物、ケナフ、ハクサンハタザオ、ベニバナポロギク等でカドミウム濃度の高さやカドミウム吸収量の多さが明らかにされてきた。しかし、栽培の困難さや機械化体系が未確立なため今日まで大面積での土壌修復事例はない。茨木(2007)は実用的なファイトレメディエーションを行うために植物に求められる条件として表4-1にまとめており、土壌浄化の実用化には高いカドミウム収奪能以外にも様々な条件が必要であると指摘している。

表 4-1 実用的なファイトレメディエーションを行うために植物に求められる条件

- ・目的とする汚染物質の吸収に優れる(含有率×乾物生産量)。
- ・生長が早い。
- ・栽培技術が確立されている。あるいは栽培が容易である。
- ・地域適応性が高い。
- ・播種、移植、収穫作業などに機械適応性が高い。
- ・連作が可能である。
- ・修復後に直ちに作物を栽培できる。
- ・農家感情として受け入れ可能である。
- ・種子、苗が安定供給できる。
- ・栽培コストが低い。
- ・病虫害抵抗性が高い。
- ・収穫物の含水率が低い。

イネは上述の条件に合致した植物であるため、水田土壌における土壌修復に適する作物の一つである。今後イネを用いた土壌浄化を普及させるためには浄化期間の短縮、収穫物からの効率的なカドミウムの回収、収穫物のバイオマス燃料やマテリアル資源としての利用等による低コスト化が求められる。また、更なるカドミウム高集積イネの開発も必要である。これについては、最近、Ueno *et al.* (2010)はカドミウムのコメやワラへの蓄積を抑制する遺伝子OsHMA3を同定し、カドミウム高集積イネはこの遺伝子がコードするOsHMA3 タンパク質がカドミウムを根の液胞へ輸送する機能を失っているため、本来なら根に蓄積するカドミウムが地上へ多く移行することを明らかにしており、この分野での研究の進展が期待される。

第 2 節 新たな基準に対応した吸収抑制技術

これまで、水田における営農的なカドミウム吸収抑制技術として出穂期前後の湛水管理が指導され、新潟県でも出穂前 3 週～出穂後 25 日間の湛水管理が指導されている。伊藤ら(1975)のポット試験によると、土壌カドミウム濃度 0.4 mg kg^{-1} 程度の土壌を分けつ期以降落水すると玄米カドミウム濃度は 0.62 mg kg^{-1} に達したが、この土壌にカドミウム濃度が 50 mg kg^{-1} となるようにカドミウムを添加し、全期間湛水管理で栽培すると玄米カドミウムは 0.4 mg kg^{-1} 程度に抑制されることを明らかにしている。この結果を基にカドミウムの濃縮係数(玄米カドミウム/土壌カドミウム)を計算すると、水管理の違いにより 0.008(湛水)~1.55(落水)まで変化することがわかる。また、濃縮係数が 3 を超える事例も報告されている(柳澤, 1984)。土壌中の重金属(亜鉛, カドミウム, 銅, 鉛)でこれほどまでに濃縮係数が変動する重金属はカドミウム以外には見当たらず、濃縮係数が 1 を超える重金属もカドミウムのみであり(飯村 1979)、カドミウムの吸収は最も水管理に影響される。

このように、カドミウム吸収抑制対策として湛水管理は生産者が容易に取むことが可能な実用的・効果的営農技術であり、現在に至るまで湛水管理に勝るカドミウムの吸収抑制技術は存在しないといても過言ではない。それにも関わらず依然として基準値を超過するコメが検出されることは湛水管理の不徹底が原因と考えられ、その要因と

して(1)収穫時の地耐力低下への懸念、(2)出穂期前後の灌漑水不足等が挙げられる。(1)については、大型の収穫機械の導入により特に細粒質沖積土壌では収穫時の地耐力の確保が必須となっている。新潟県水稻栽培指針によると中干し終了(6 月下旬)後～出穂後 25 日間は間断灌水を実施しそれ以降収穫まで落水する水管理が指導されているが、玄米カドミウム濃度の低減化を図る場合は幼穂形成期(7月上旬)～出穂後 25 日間は常時湛水管理が求められており、地耐力の低下が避けられず収穫期の天候次第では手刈りを余儀なくされた事例も報告されている。また、地耐力の確保のため常時湛水期間を 1 週間ほど短縮した試験では玄米カドミウム濃度が急激に高まることが報告されている。(2)については増井ら(1971)の報告にあるように登熟期の灌漑水が不足し「乾田」日数が多い年に玄米カドミウム濃度が高まることが報告されており、少雨等により灌漑水が不足する年では常時湛水管理は困難である。

このように、土壌の軟弱化や灌漑水不足に対応した営農的技術が求められている。このため、第 3 章において湛水管理の補完技術として糖蜜の施用や穂肥窒素の施用法について検討を行った。糖蜜は甜菜やサトウキビから砂糖を製造する過程で排出される副産物で甘味料・調味料、アルコール発酵の原材料として利用されているが、農業分野での利用は現在のところ土壌病害対策としての施設内土壌の還元消毒に留まっている。今回水田において落水状態で希釈した糖蜜を施用することにより玄米カドミウム濃度が低減し、玄米カドミウム濃度の低減率は 18~39 %となった。出穂前後の常時湛水管理における低減率は約 50 %であるので、効果はやや劣る結果となったが、施用時期や施用量の最適化で同等の効果が得られる可能性がある。一方、実用化のためにはコスト面の検討も必要である。供試した糖蜜の単価は 110 円 kg^{-1} であるので $1,000 \text{ kg ha}^{-1}$ を施用すると $110,000 \text{ 円 ha}^{-1}$ の原材料費が必要である。そのため、液状で易還元性の有機物を含んだより安価な資材の検索が必要である。また、糖蜜施用による玄米カドミウム濃度低減機構の解明も必要である。糖蜜施用により土壌の酸化還元電位(深さ 5 cm)はわずかに低下したが、常時湛水管理のように硫化カドミウム生成の目安となる $-100 \sim -150 \text{ mV}$ には低下しなかった。それに

も関らず常時湛水管理に迫る低減効果を発現している。稲村ら(2006)はメタン発酵消化液の施用により土壌 Eh が低下し玄米カドミウム濃度の低減がみられたと報告しているが、常時湛水条件下のポット栽培での結果であり、落水条件で同様の低減効果となるか不明である。このため酸化条件下での糖蜜の施用効果について、土壌の還元化以外の要因も考慮すべきである。特に、土壌還元に伴う吸収養分の変化や体内成分の玄米への集積へ及ぼす影響については未解明であるため今後の検討課題である。

一方、営農的な対策として被覆尿素の利用による玄米カドミウム濃度の低減についても検討したが、玄米カドミウム濃度はむしろ上昇する結果となった。玄米カドミウム濃度は前述のように出穂前後の土壌の酸化還元条件に大きく左右されるが、それ以外の要因として土壌中のカドミウムの空間的分布とその可給性や根域の分布、根の活性が影響していると考えられる。特に土壌中のカドミウムの空間分布は土壌の粒徑に依存し、土壌が粗粒質では代掻きにより粘土粒子と共にカドミウムが表層部に集積する(伊藤ら 1976)。第4章で述べたように、この条件で落水すると表層から土壌酸化が進展するため集積したカドミウムの可給性が高まることが想定される。更に、穂肥の表面施用は表層への根の伸長を促進するため(川田 1977)、慣行で実施されている穂肥の表面施肥は玄米カドミウム濃度の上昇要因となりうる。今回、被覆尿素の側条や全層施肥により玄米カドミウム濃度が有意に高まったが、施肥法の改良により下層への根の伸長を誘導することができれば玄米カドミウム濃度はむしろ減少する可能性がある。一つのアイデアとして穂肥の深層施肥が考えられる。また、玄米カドミウム濃度上昇の要因として玄米の粒厚分布の影響も無視できない。玄米カドミウム濃度は玄米へのカドミウム集積量が同じであれば、玄米重が大きいほど低濃度となる。そのため、玄米カドミウム濃度の低減のためにはカドミウム集積量を低減させると同時に粒重(千粒重)の増加が有効である。特にカドミウムはヒ素と異なり粒厚依存性が高いため、玄米の千粒重を高める肥培管理や選別時の篩目を 1.9 mm あるいは 2.0 mm に設定することは出荷する玄米のカドミウム濃度を低減する手段として有効と考えられる。

第3節 新たな基準に対応したリスク管理

食品衛生法の改正により新たな基準値が設定され、農用地土壌汚染防止法の改正も予定されている。現在の農用地土壌汚染防止法におけるカドミウム汚染地域の指定要件は、玄米カドミウム濃度が 1.0 mg kg^{-1} 以上あるいは 1.0 mg kg^{-1} 以上となる可能性がある地域とされているため、対象地域は水田で対象作物は水稲に限定されている。もちろん畑で陸稲を栽培する場合も対象となるが、これまでに対象となった地域は群馬県安中市の一部にすぎない。指定要件に玄米のカドミウム濃度を採用しているのは、玄米カドミウム濃度と土壌中の濃度との関連がみられないためとされているが、周知のように玄米カドミウム濃度は水管理等により大きく変動するため汚染地域でも場合によっては基準値以下となる。しかし、改正予定の農用地土壌汚染防止法では、対策地域の指定要件として 0.4 mg kg^{-1} 以下のコメの産出の恐れのある地域とされているが、前提条件として通常の水管理を実施して栽培されたコメの濃度と記載されている(中央環境審議会 2010)。そのため、コメのカドミウム濃度を汚染地域の指定要件にするのであれば栽培条件(特に水管理)を共通にした上で決定する必要がある。例えば、ポット試験で常時湛水管理をした時のコメのカドミウム濃度を基準とする方法も考えられる。

もう一つの問題として対象作物がある。これまでではカドミウムの摂取寄与率の高いコメを対象としてきたが、近年コメの消費量は低下の一途を辿っており、相対的に穀物や野菜からのカドミウム摂取寄与が高まっている。また、Codex においては既にコメ以外の穀類・豆類や野菜類について基準値が設定されている。国内産の農産物中のカドミウム濃度の実態調査によると、いくつかの作物において高い割合でコーデックス基準値を超過していることが判明している。例えば、オクラ(超過率 22.4%)、さといも(9.9%)、なす(7.3%)、ごぼう(5.6%)、ねぎ(3.9%)、小麦(3.1%)、ほうれんそう(3.0%)、人参(1.5%)、たまねぎ(1.0%)等であり、コメ(0.3%)と比較し極めて高い超過率のものも存在する。尚、ダイズについては Codex 基準値の設定は見送られたが、仮に基準値を 0.2 mg kg^{-1} とすると約 17.3% で基準値を超過している。このように農作物のカドミウム汚染を考える場合、コメ以

外の作物を含んだ対策が必要であることは明白である。そのため、仮に対策地域を指定するのであれば玄米カドミウム濃度を基準とするより土壌基準値の設定が必要と考えられる。この場合の問題点は、(1)土壌カドミウム濃度と農産物中のカドミウム濃度の相関が明瞭でないこと、(2)農産物中のカドミウム許容基準値が作物毎に異なっていることである。(1)については水稻では第4章で述べた通り、同一の水管理条件下では玄米カドミウム濃度は土壌カドミウム濃度と相関があることが認められた。また、第3章では可給性の高い交換態カドミウム濃度は土壌の理化学性、特にリン酸吸収係数やCECと関連があることを明らかにした。更に畑では第3章で述べた通りダイズ子実カドミウム濃度は土壌カドミウム濃度とリン酸吸収係数、pHを説明変数に用いることで推定が可能である。ここでは、これらの知見を基に新たに作物別・土壌別の作付けの目安を設定することを提案したい(表4-2)。ここで敢えて「対策地域の指定要件としての土壌の基準値」ではなく「作物・土壌別の作付けの目安」としたのは、新基準に伴いカドミウムの汚染の有無とは無関係に基準値を超過する作物があるため、基準値を提示して汚染の有無を述べるより作物毎に実際の超過リスクを低減することがより重要と考えたからである。尚、表中の数字は仮の数値を例示したものでここでは特に意味はない。また、作物のグループ分類にコーデックス基準値の超過率を参考としたが、場合によっては摂取寄与率を加味した分類も考えられるであろう。

第4節 今後の展望

これまで日本では多くの非鉄金属鉱山で銅や亜鉛の採掘が行われ、これらに付随してカドミウムが選鉱過程や精錬過程で環境中に放出された。イタイイタイ病に代表されるカドミウムによる公害病の原因は、これらが水系あるいは排煙とともに農耕地を汚染したものである。その後、鉱山由来のカドミウムの放出は排出対策の整備によりほとんど激減したが、世界有数のカドミウム消費国である日本では環境中へのカドミウム放出がいまだに続いている。特に、ニッカド電池についてはリサイクル率が低いため年間1,000t以上のカドミウムが環境中に放出されている可能性が指摘されている。また、過去に汚染が確認された地域では河川中カドミウム濃度が検出限界以下であっても、河川底質には未だに高濃度のカドミウムが賦存している事例が多いため、ひとたび大規模な洪水により河川が氾濫すると、汚染された河川底質土の流入より再汚染が引き起こされるため、堤外地では恒常的に再汚染が生じている可能性が高い。更に、館川(1985)によると福島県会津地域では客土により土壌改良を実施した圃場において、10年後に作土のカドミウム濃度が2倍に増加し汚染が継続していることが報告されている。一方、農耕地においては近年肥料原料の高騰や資源のリサイクル推進を受けて安価な肥料として汚泥肥料の施用が増加している。汚泥肥料中のカドミウム含有基準値は 5 mg kg^{-1} であるが焼成汚泥等の一部には基準値を超過している事例もある。いくつかの汚泥肥料の長期連用試験では土壌カドミウム濃度が確実に上昇する事例も報告されている。伊藤(2003)は、

表 4-2 新基準に対応した土壌カドミウム濃度の作物別目安(mg kg^{-1})
(案)

土壌タイプ	水稻	ダイズ	穀物		野菜類		
			A	B	A	B	C
沖積土	0.4	0.3	0.2	0.4	0.4	0.3	0.2
黒ボク土	0.5	0.4	0.3	0.5	0.5	0.4	0.3

* アルファベットは基準値超過割合から分類した
 例えば野菜類では、Aグループは人参、たまねぎ
 Bグループはホウレンソウ、ねぎ
 Cグループはオクラ、さといも、なす

農地へのカドミウムの収支を試算し、農産物等として持ち出されるカドミウムは 0.6 g/ha/yr であるのに対し、農地への負荷量は、リン肥料や堆肥等で $2\sim 3 \text{ g/ha/yr}$ 、その他雨灌漑水等 1 g/ha/yr とはるかに多く、長期的に見た場合、日本の農地のカドミウム濃度が上昇するリスクを指摘している。また、家畜ふん堆肥中のカドミウム濃度は一般に低い(松波 2009)が、一部で 3 mg kg^{-1} 超過する堆肥もあり折原(2002)は堆肥製造時に用いる副資材に由来することを示唆している。このように、現在でも環境中へのカドミウムの放出や農耕地土壌への蓄積が進行している。そのため、今後は本論文で述べている植物を用いた浄化の他に、化学洗浄による浄化あるいは動電学的土壌浄化法(EK 法)を用いた土壌の浄化(久保田ら 2009)といった客土以外の方法の実用化も必要であろう。

更に、近年の米の消費量の低下や耕作放棄地の増加を解消するために、米作県では米を米粉や麺に利用し米の消費拡大を推進している。また、水稲を燃料や飼料あるいはマテリアル等の用途に利用する研究も進んでいる。このような主食用以外の米の利用のため多収性インディカ系の水稲の栽培面積が増加している。新潟県では小麦の消費量の 10 %を米粉に置き換える「R10 プルジェクト」を推進している。また、全農では新潟県内にバイオエタノール製造プラントを設置し、水稲超多収品種「北陸 193 号」(中央農業総合研究センター北

陸研究センター育成)を約 300 ha 栽培し、収穫された玄米から生産されたバイオエタノールを添加したガソリン(E3 ガソリン)を販売している。しかし、インディカ系水稲は前述の通り穀実・ワラともにカドミウム濃度が主食用のジャポニカ系と比較し高濃度に集積するため、これらのインディカ系水稲を飼料や米粉等の用途として栽培する場合は、カドミウムの摂取リスクが高まることが予想される。また、バイオマスの有効利用の観点から、水稲以外の様々なバイオマスの利用が今後増加することが予想される。カドミウムに汚染された農耕地においては、それらのバイオマス中に含まれる吸収カドミウムが利用過程において環境中に放出されることが懸念される。そのため、バイオマス中に含まれるカドミウムの回収・再利用技術の確立が求められる。

JECFA(JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES 2010)はカドミウムの耐容摂取量を 1 週間あたり $7 \mu\text{g/kg/week}$ (PTWI)から 1 カ月あたり $25 \mu\text{g/kg/month}$ (PTMI)に変更した。これにより CODEX 基準値や国内基準値が早急に変更となることはないようであるが、今後ともカドミウム摂取による健康影響調査の結果によっては更なる基準値の改正も想定される。

そのため、汚染土壌の修復と同時にカドミウムの環境への放出抑制や土壌への蓄積防止、再汚染のリスクを低減する措置が今後とも求められる。

総 括

カドミウムは自然状態で土壤中に微量に存在する重金属であるが、イタイイタイ病の発生に見られるように、ひとたび鉱山廃水等により水田が高濃度のカドミウムに汚染されると、そこで収穫された米の摂取により人間に甚大な健康被害を引き起こす。食品中のカドミウム濃度に関しては1988年よりコーデックス委員会(FAO/WHO 合同食品規格委員会)により国際的な含有率の基準値の策定が進められ、精米については2006年に 0.4 mg kg^{-1} の基準値が採択されたが、食糧庁が1997~2000年産米について実施した全国調査で食品衛生法のカドミウム許容基準値(1 mg kg^{-1})を超過する玄米が相次いでみつかると、農作物におけるカドミウム汚染の問題が未だ解決していないことが明らかとなった。現在、国内では食品安全委員会により食品中のカドミウムに関する食品健康影響評価の結果(耐容週間摂取量 $7 \text{ } \mu\text{g/kg}$ 体重/週)が示されたことを受け、2010年4月に食品衛生法の改正が告示され、玄米及び精米中のカドミウム濃度は 0.4 mg kg^{-1} を超えてはならないとされ、早急なカドミウム吸収抑制技術の確立が求められている。

本論文は新たなカドミウム吸収抑制技術として、カドミウム高吸収作物を用いた環境にやさしく低コストな土壤浄化技術であるファイトレメディエーションについて研究した。また、現在では水稻栽培において営農的にカドミウム吸収を抑制するため出穂前後の湛水管理や土壤 pH を高めるアルカリ資材の施用が指導されているが、これらを補完する目的で施肥法・資材利用によるカドミウム吸収抑制手法を研究した。更に、作物の潜在的なカドミウム吸収リスクを評価するため、可給性の高い交換態画分のカドミウム濃度と土壤理化学性の関係について汚染・非汚染土壤での比較を行うと共に、ダイズ子実のカドミウム濃度を推定するための既存データの利用について研究した。

(1) カドミウム高吸収イネを用いたカドミウム汚染土壤の土壤浄化

客土に替わる土壤浄化技術の確立を目的に、低レベルカドミウム汚染土壤において3年間に水稻6品種を用いた土壤浄化を試みた。その結果、最も地上部カドミウム吸収量の多かった品種は IR8

で、3年間の連続栽培により合計 158 g ha^{-1} のカドミウムを吸収し、作土層の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出カドミウム濃度は 0.48 mg kg^{-1} から 0.33 mg kg^{-1} に低下した。また、カドミウム高吸収水稻品種栽培後に作付したコシヒカリの玄米カドミウム濃度は、カドミウム低吸収水稻品種栽培後のコシヒカリの玄米カドミウム濃度より有意に低下し、カドミウム高吸収品種による土壤浄化効果を明らかにした。しかしながら、浄化により土壤 pH の低下や土壤肥沃度の低下に伴い浄化後のコシヒカリはやや低収量となったため、浄化後は堆肥や苦土石灰等の資材投入の必要性が示唆された。

転換畑においてカドミウム高吸収イネを用いた3年間の土壤浄化栽培を実施した結果、畑条件で栽培した長香穀が最もカドミウム吸収量が多く、約 400 g ha^{-1} のカドミウムを吸収した。一方、水田状態で栽培した長香穀は約 300 g ha^{-1} のカドミウム吸収であったが、作土のカドミウム濃度は水田で栽培した長香穀で最も低下した。この原因として転換畑では下層からのカドミウム吸収量が多く、作土のカドミウム濃度の低下が緩慢となったことがトレーサー実験から示唆された。また、土壤浄化効率を高める目的で行われる畑栽培や節水栽培は土壤 pH や腐植含量の変化を引き起こし、これにより土壤中のカドミウムは比較的短期間で形態を変化させることが明らかとなった。

(2) 水稻へのカドミウムの可給性と土壤理化学性の関係

水田土壤における玄米カドミウム汚染の潜在的リスクを評価するために、非汚染および汚染土壤中カドミウムの形態別含有量ならびに割合と土壤理化学性の相関関係を検討した。従来、汚染土壤においては土壤中における交換態カドミウムの割合が高いことが報告されているが、汚染土壤における交換態カドミウムの割合は CEC や土壤全炭素含量、非晶質鉄・アルミニウム含量と極めて強い負の相関が認められ、一概にカドミウム汚染土壤の交換態カドミウムの割合が高いわけではなく、土壤の種類、特に腐植含量や汚染源の違いによる銅含量の多少により交換態カドミウムの割合は大きく異なることが示唆された。また、同一の汚染源によるカドミウム汚染土壤では、土壤理化学性の違いが各画分へのカドミウム分配に大きな影

響を与えていることから、カドミウム汚染リスクを評価する上で土壌理化学性の把握は不可欠であると考えられた。

(3) 水稲の穂肥窒素の施肥法が玄米カドミウム濃度に及ぼす影響

水稲栽培において穂肥の施肥法の違いが玄米カドミウム濃度に及ぼす影響を明らかにするため、緩効性の被覆尿素肥料を穂肥代替として移植時側条施肥および作土全面施肥し、ルビジウムトレーサー法による根系分布・活性を調査した。その結果、被覆尿素の作土全面施肥では慣行と比較し作土の広範囲に根が分布していることが示唆された。また、いずれの施肥法も玄米カドミウム濃度は慣行施肥と比較し有意に高まったが、その要因として、緩効性肥料の施用により玄米千粒重の低下(小粒化)が起こりカドミウム濃度の上昇が起こったものと考えられ、玄米カドミウム濃度は施肥法により変動することを明らかにした。

(4) 糖蜜施用による玄米カドミウム濃度抑制効果

サトウキビから砂糖を製造する時に副産物として製造される廃糖蜜は易分解性有機物を多量に含んだ液体であり、この希釈液を生育期間中の水田に施用することにより土壌を還元化させ水稲のカドミウム吸収の抑制を試みた。糖蜜 12%希釈液を出穂前後の落水状態の作土表層に流入施用することにより土壌 Eh の低下が認められた。糖蜜はカドミウム吸収が最も盛んな出穂~出穂 1 週後に 2,000 kg ha⁻¹ 程度施用することにより収量・品質に影響を及ぼさずに玄米カドミウム濃度が有意に低下した。出穂 1 週前に施用すると玄米千粒重が低下し玄米カドミウム濃度の低下は見られなかった。このような糖蜜施用による玄米カドミウム低下技術は特に出穂期に灌漑水が不足するような地域において有効な技術になると考えられる。

以上、低レベルカドミウム汚染地における水稲のカドミウム吸収抑制のための新たな知見を得るとともに、カドミウム高吸収水稲を用いた土壌浄化効果を明らかにすることができた。

(5) 既存データを活用したダイズ子実カドミウム濃度の推定

異なる水田転換畑において栽培されたダイズ子実カドミウム濃度に及ぼす抽出液塩酸濃度や畑転換履歴、リン酸吸収係数の影響を検討し、既存の 0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度や土壌 pH(H₂O)を用いたダイズ子実カドミウム濃度の推定を試みた。その結果、畑転換初年目のダイズ子実カドミウム濃度は転換 2 年目以上の圃場より有意に高く、その原因として畑転換 2 年目以上では石灰投入量の増大に伴う土壌 pH の上昇が原因であることを明らかにした。また、ダイズ子実カドミウム濃度と高い相関がみられた抽出液は 0.01 M 塩酸溶液であったが、リン酸吸収係数の低い土壌では交換態カドミウム濃度がダイズ子実カドミウム濃度と高い相関が認められ、土壌中でのカドミウム吸着体の違いを反映しているものと考えられた。一方、0.1 M 塩酸溶液はダイズ子実カドミウム濃度との相関は低かったが、畑転換初年目でリン酸吸収係数 1,100 未満の圃場においては 0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度と土壌 pH を用いることでダイズ子実カドミウム濃度を推定することが可能であった。このように既存データである 0.1 M 塩酸抽出土壌カドミウム濃度を利用し土壌 pH の改良目標値を示すことやリスクマップの作成が可能になると考えられた。

(6) 栽培期間中の土壌酸化還元電位と玄米カドミウム濃度

土壌タイプ・カドミウム濃度の異なる 3 種類の土壌を用いてコンテナで水稲栽培試験を実施した。中干し以降に水管理を変更することにより土壌 Eh、pH は大きく変化した。いずれの土壌でも玄米カドミウム濃度は水管理の影響を多く受け変動したが、同一の水管理条件では概ね土壌カドミウム濃度を反映した玄米カドミウム濃度となった。土壌カドミウム濃度と 2 年間のコンテナ試験で得られた出穂以降(8 月中)の土壌 Eh、pH を説明変数にした重回帰分析の結果、R=0.80 の相関係数が得られた。また、異なる圃場で水管理を変更した水稲栽培試験で得られた 1 M 酢安抽出土壌カドミウム濃度と土壌 Eh を説明変数にした重回帰分析では R=0.90 の相関係数が得られた。

謝 辞

本研究の一部は農林水産省委託プロジェクト研究「農林水産生態系における有害化学物質の総合管理技術の開発」、「生産流通・加工工程における体系的な危害要因の特性解明とリスク低減技術の開発」および新潟県農業総合研究所経常研究「土壌有害重金属類の吸収抑制技術の確立」により実施した。

本論文のとりまとめを行うにあたり、懇切な指導を賜りました新潟大学大学農学部大山卓爾教授に深甚の謝意を表します。同高橋能彦教授，同原田直樹準教授をはじめ同野中昌法教授，同末吉邦准教授，同大竹憲邦准教授には本原稿の丁寧なご校閲を頂き、深く感謝致します。(独)農業環境技術研究所の村上政治博士，牧野知之博士には論文執筆上の貴重なご助言を頂きました。小野信一博士，西尾隆博士，荒尾知人博士，石川覚博士，前島勇治博士にはプロジェクト研究の推進においてご支援を頂きました。研究の全般において新潟県農業総合研究所小林豊氏(現新潟県農業大学校)，金子

(門倉)綾子氏、大峽広智博士には多大なご援助およびご助言を頂き、涌井典子氏、藤本栄子氏、家老喜代子氏、江口朝子氏、岡村久美子氏、富沢奈央氏には実験上のご援助を頂きました。室橋浩一氏、武田英夫氏、川瀬守氏、青木和憲氏には圃場試験において機械作業等で多大なご協力を頂きました。同所星豊一所長、藤巻雄一基盤研究部長には暖かいご支援を賜りました。同所星野卓室長、白鳥豊博士、前田征之博士、同所作物研究センター南雲芳文博士、同土田徹博士、同所園芸研究センター竹田宏行氏には研究上の貴重なご助言を頂きました。関田茂人氏、山谷功氏、渡邊嘉顕氏(現三条農業改良普及センター)、加納昌彦博士には研究の遂行にあたり多大なご支援を頂きました。研究に必要な圃場は新発田市農業研修センターをはじめ、多くの生産者の皆様にご提供して頂きました。また、新潟県農業総合研究所基盤研究部の諸氏には温かい励ましとご助言を頂きました。

本研究は、以上の皆様を含む多くの方々のご指導、ご鞭撻の賜であり深く感謝の意を表します。

引用文献

- A. Keller, K. C. Abbaspour, and R. Schulin 2002. Assessment of Uncertainty and Risk in Modeling Regional Heavy-Metal Accumulation in Agricultural Soils. *J. Environ. Qual.*, **31**, 175-187
- ABD-ELFATTAH, A. and Wada, K. 1981. Adsorption of Lead, Copper, Zinc, Cobalt and Cadmium by Soils that Differ in Cation-Exchange Materials. *J. Soil Sci.*, **32**, 271-283
- 阿部薫, 石川覚, 櫻井泰弘, 奥山亮, 佐々木和裕, 俵田啓 2006. カドミウム検出用イムノクロマトキットによる玄米中カドミウム濃度簡易測定を試み. *土肥誌*, **77**, 679-682.
- Abollino, O, Giacomino, A, Malandrino, M, Mentasti, E, Aceto, M, Barberis, R 2006. Assessment of Metal Availability in a Contaminated Soil by Sequential Extraction. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **173**, 315-338
- Adams, ML, Zhao, FJ, McGrath, SP, Nicholson, FA, Chambers, BJ 2004. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties. *J. Environ. Qual.*, **33**, 532-541
- Ae N, Arao T 2002. Utilization of rice plants for phytoremediation in heavy metal polluted soils. *Farming Japan*, **36**, 16-21
- Almas, AR, Salbu, B, Singh, BR 2000. Changes in Partitioning of Cadmium-109 and Zinc-65 in Soil as Affected by Organic Matter Addition and Temperature. Published in *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **64**, 1951-1958.
- 雨宮敬, 水石和子, 小野恭司, 伊藤弘一 2004. 都内搬入米および市販大豆のカドミウム含有量調査. *東京健安研七年报*, **55**, 169-171.
- Angelova, V, Ivanov, K, Ivanova, R 2004. Effect of Chemical Forms of Lead, Cadmium, and Zinc in Polluted Soils on Their Uptake by Tobacco. *J. Plant Nutrition*, **27**, 757-773
- Aomi S, Makino T, Maejima Y, Akahane I, Higashi, T 2009. Effects of sterilization on the chemical forms of heavy metals in soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **55**, 623-626
- Appel, C, Ma, L 2002. Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils. *J. Environ. Qual.*, **31**, 581-589
- Arao T, Ae N 2003. Genotypic Variations in Cadmium Levels of Rice Grain. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**, 473-479
- Arao T, Ishikawa S, Murakami M, Abe K, Maejima Y, Makino T 2010. Heavy metal contamination of agricultural soil and countermeasures in Japan. *Paddy and Water Environ.*, **8**, 247-257
- Arnfolk, P, Wasay, SA, Tokunaga, S 1996. A comparative study of Cd, Cr (III), Cr (VI), Hg, and Pb uptake by minerals and soil materials. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **87**, 131-148
- 朝倉健司 2001. カドミウムの国際食品規格の検討状況. *土肥誌*, **72**, 707
- Asami T, Kubota M, Orikasa K 1995. Distribution of different fractions of cadmium, zinc, lead, and copper in unpolluted and polluted soils. *Water, Air, & Soil Pollut.* **83**, 187-194
- 浅見輝男 1972. 日曹金属株式会社津精錬所の排煙, 排水に含まれるカドミウム, 亜鉛, 鉛および銅による水田土壌汚染. *土肥誌*, **43**, 339-343.
- 浅見輝男, 久保田正亜, 折笠清人 1986. 土壌中カドミウム等重金属の分画と水稲による吸収. 国立公害研究所第1回土壌・地下汚染シンポジウム報告, 109-118.
- 浅見輝男, 久保田正亜, 南沢究 1988. 土壌中のカドミウム, アンチモン, ビスマスなど重金属元素の自然界値. *土肥誌*, **59**, 197-199.
- 浅見輝男 2001. 日本土壌の有害重金属汚染. *アグネ技術センター*
- 浅見輝男 2002. 日本土壌特に火山灰土のカドミウム濃度. *人間と環境*, **28**, 10-20
- Backes, CA, McLaren, RG, Rate, AW, Swift, RS 1995. Kinetics of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **59**, 778
- Basta, N.T. and Tabataba, M.A. 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils : I. Single-metal adsorption. *Soil Sci.*, **153**, 108-114
- Bingham, FT, Page, AL, Mahler, R, Ganje, T 1975. Effects of soil Cd on flooded-and nonflooded-rice. *Agron. Abstr* 67
- Bingham, FT, Page, AL, Mahler, RJ, Ganje, TJ 1976. Cadmium Availability to Rice in Sludge-Amended Soil Under 'Flood' and 'Nonflood' Culture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **40**
- Bingham, FT, Page, AL, Mitchell, GA, Strong, JE 1979. Effects of liming an acid soil amended with sewage sludge enriched with Cd, Cu, Ni, and Zn on yield and

- Cd content of wheat grain. *J. Environ. Qual.*, **8**, 202-207
- Bingham, FT, Sposito, G, Strong, JE 1984. Effect of chloride on the availability of cadmium. *J. Environ. Qual.*, **13**, 71-74
- Bloomfield, C 1969. Sulphate reduction in waterlogged soils. *J. Soil Sci.*, **20**, 207-221
- BOEKHOLD, AE, TEMMINGHOFF, EJM, VAN DER ZEE, S 1993. Influence of electrolyte composition and pH on cadmium sorption by an acid sandy soil. *J. Soil Sci.*, **44**, 85-96
- Bolan, NS, Adriano, Duraisamy, P, Mani, A, Arulmozhiselvan, K 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. I. Effect of phosphate addition. *Plant and Soil*, **250**, 83-94
- Bolan, NS, Duraisamy, VP 2003. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian J. Soil Res.*, **41**, 533-555
- Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry for Geochemistry. 64-65, Academic Press, London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco.
- Brams, E. and Anthony, W. 1988. Residual cadmium in a soil profile and accumulation in wheat grain. *Plant Soil*, **109**, 3-8
- Brown, G.E., Jr. 1990. Spectroscopic studies of chemisorption reaction mechanisms at oxide-water interfaces. *Mineral-Water Interface Geochemistry, Rev Mineral.*, 23
- Brown, S.L., Chaney, J.S. and Baker, A.J.M. 1995. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **59**, 125-133
- C. W. Gray, R. G. McLaren, A. H. C. Roberts and L. M. Condron 1998. Sorption and desorption of cadmium from some New Zealand soils: effect of pH and contact time. *Aust. J. Soil Res.*, **36**, 199 - 216
- Campanella, L., D'Orazio, B. M. and Pietrantonio, E. 1995. Proposal for a metal speciation study in sediments. *Anal. Chim. Acta*, **309**, 387-393
- Cataldo, DA, Garland, TR, Wildung, RE 1983. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. *Plant Physiology*, **73**, 844
- Chaney, R., Brown, S., Li, Yin-Ming, Angle, J. S., Homer, F. and Green, C. 1995. Potential use of hyperaccumulators. *Min. Environ. Manag.*, **3**, 9-11
- Charlatchka, R, Cambier, P 2000. Influence of Reducing Conditions on Solubility of Trace Metals in Contaminated Soils. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **118**, 143-168
- Chen T, Chen Z 2002. Cadmium adsorption in soil influenced by dissolved organic matter derived from rice straw and sediment. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*, **13**, 183-186
- Cheng, W, Zhang, G, Yao, H, Dominy, P, Wu, W, Wang, R 2004. Possibility of Predicting Heavy-Metal Contents in Rice Grains Based on DTPA-Extracted Levels in Soil. *Communications in Soil Sci. Plant Anal.*, **35**, 2731-2745
- 千葉智, 高橋和夫 1977. 農用地における重金属汚染の解析に関する研究 第2報 飼料作物のカドミウム吸収と生育障害について. 四国農試報, **30**, 49-73.
- 茅野充男 1973. 重金属の吸収時期および吸収経路と水稻玄米中への重金属とりこみ量との関係. 土肥誌, **44**, 204-210.
- 茅野充男 1974. 水稻体中の重金属吸収に及ぼす植物栄養学的諸要因の影響. 重金属による土壤-植物系汚染の機構とその除染に関する基礎的研究 (熊沢喜久雄編), 37-50
- Christensen, TH 1984. Cadmium soil sorption at low concentrations: II. Reversibility, effect of changes in solute composition, and effect of soil aging. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **21**, 115-125
- Christensen, TH 1984. Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **21**, 105-114
- Christensen, TH 1985. Cadmium soil sorption at low concentrations. IV. Effect of waste leachates on distribution coefficients. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **26**, 265-274
- Christensen, TH 1985. Cadmium soil sorption at low concentrations: III. Prediction and observation of mobility. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **26**, 255-264
- Christensen, TH 1987. Cadmium soil sorption at low concentrations: VI. A model for zinc competition.

- Water, Air, & Soil Pollut.*, **34**, 305-314
- Christensen, TH 1987. Cadmium soil sorption at low concentrations: V. Evidence of competition by other heavy metals. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **34**, 293-303
- Christensen, TH 1989. Cadmium soil sorption at low concentrations. VII: Effect of stable solid waste leachate complexes. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **44**, 43-56
- Christensen, TH 1989. Cadmium soil sorption at low concentrations: VIII. correlation with soil parameters. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **44**, 71-82
- Chuan, MC, Shu, GY, Liu, JC 1996. Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **90**, 543-556
- Chukwuma, C 1996. Evaluating baseline data for trace elements, pH, organic matter content, and bulk density in agricultural soils in Nigeria. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **86**, 13-34
- 中央環境審議会 2010. カドミウムに係る土壤環境基準(農用地)及び農用地土壌汚染対策地域の指定要件等の見直しについて (答申)
- Codex Alimentarius Commission 2004. Report of the 36th session on the codex committee on food additives and contaminants.
- Codex Alimentarius Commission 2007. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed. CODEX STAN 193,1995, Rev.3-2007
- Connell, W.E. and Patrick, W.H.Jr 1968. Sulfate Reduction in Soil:Effect of Redox Potential and pH. *Science*, **159**, 86-87
- Cornu, JY, Parat, C, Schneider, A, Authier, L, Dauthieu, M, Sappin-Didier, V, Denaix, L 2009. Cadmium speciation assessed by voltammetry, ion exchange and geochemical calculation in soil solutions collected after soil rewetting. *Chemosphere*, **76**, 502-506
- Darmawan, 和田信一郎 2001. 粘土鉱物組成を異にする4種の土による銅, 亜鉛, 鉛イオンの競合吸着. 粘土科学討論会講演要旨集, **45**, 204-205.
- 伊達昇, 竹迫敏, 大西公一 1981. 土壌類型別に見た土壌中カドミウムの玄米への吸収移行特性. 東京都農試研報, **14**, 123-128.
- Day, P. R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis ; in *Methods of Soil Analysis, Part 1*, ed. by C. A. Black et al., 545-567, American Society of Agronomy, Inc., Publisher, Madison, U. S. A.
- Diao WP, Ni WZ, Ma HY, Yang XE 2005. Cadmium pollution in paddy soil as affected by different rice (*Oryza sativa* L.) cultivars. *Bull Environ Contam Toxicol*, **75**, 731-738
- 土壌養分測定法委員会 1987. 土壌養分分析法, 養賢堂, 東京
- Ebbs, SD, Lasat, MM, Brady, DJ, Cornish, J, Gordon, R, Kochian, LV 1997. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.*, **26**, 1424-1430
- Eriksson, JE 1988. The effects of clay, organic matter and time on adsorption and plant uptake of cadmium added to the soil. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **40**, 359-373
- Felix, H. 1997. Field trials for in situ decontamination of heavy metals polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Z. Pflanzenernahr. Bodenk.*, **160**, 525-529
- Fengxiang, H, Banin, A 1997. Long-term transformations and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils incubated: I. Under saturated conditions. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **95**, 399-423
- Forbes, EA, Posner, AM, Quirk, JP 1976. The specific adsorption of divalent Cd, Co, Cu, Pb, and Zn on goethite. *European J. Soil Sci.*, **27**, 154-166
- Framson, PE, Leckie, JO 1978. Limits of coprecipitation of cadmium and ferrous sulfides. *Environ. Sci. Tech.*, **12**, 465-469
- Fujimaki S, Suzui N, Ishioka N, Kawachi N, Ito S, Chino M, Nakamura S 2010. Tracing Cadmium from Culture to Spikelet: Noninvasive Imaging and Quantitative Characterization of Absorption, Transport, and Accumulation of Cadmium in an Intact Rice. *PlantPlant Physiol.* **152**, 1796-1806
- 藤本堯夫, 山下鏡一 1976. 東北地域における水田土壌の重金属汚染. 東北農試研報, **54**, 75-89.
- 吉澤孝之, 芝野和夫 1975. 水田土壌のカドミウム溶出および水稲のカドミウム吸収に及ぼすキレート剤,有機物添加の影響. 中国農試報, **E10**, 57-84.
- G. M. Hettiarachchi, J. A. Ryan, R. L. Chaney, and C. M.

- La Fleur 2003. Sorption and Desorption of Cadmium by Different Fractions of Biosolids-Amended Soils. *J. Environ. Qual.*, **32**, 1684-1693.
- Gemeinhardt, C, Müller, S, Weigand, H, Marb, C 2006. Chemical immobilisation of arsenic in contaminated soils using iron (II) sulphate advantages and pitfalls. *Water, Air, & Soil Pollut.*, Focus **6**, 281-297
- Gimeno-Garcia, E, Andreu, V, Boluda, R 1995. Distribution of heavy metals in rice farming soils. *Archives of Environ. Contamination and Toxicology*, **29**, 476-483
- Goto S, Hayashi H, Yoneyama T, and Chino M 2003. Behavior of Cd and Zn in rhizosphere of Brassica plants grown in an Andosol contaminated with Cd and Zn. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**, 735-739
- Gotoh S, Yamashita K 1966. Oxidation-reduction potential of a paddy soil in situ with special reference to the production of ferrous iron, manganous-manganese and sulfide. *Soil Sci Plant Nutr.*, **12**, 24-32
- Gotoh S, Yamashita K 1967. Oxidation-reduction potential of a paddy soil with special reference to the production of ferrous iron, manganous manganese, and sulfide. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **12**, 24-32
- 後藤茂子, 林浩昭, 山岸順子, 米山忠克, 茅野充男 2002. 下水汚泥コンポストの長期連用に伴う重金属の土壌への蓄積と水平方向への移行. *土肥誌*, **73**, 391-396.
- 後藤茂子, 林浩昭, 米山忠克, 茅野充男 2004. カドミウム汚染土壌および下水汚泥コンポスト連用土壌で栽培したコマツナ根圏でのカドミウムおよび亜鉛の挙動—ライゾボックスを用いた一知見—. *土肥誌*, **75**, 601-603.
- Haghiri, F 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc, and soil temperature. *J. Environ. Qual.*, **3**, 180-183
- Hammer, D. and Keller, C. 2002. Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants. *J. Environ. Qual.*, **31**, 1561-1569
- Hammer, D. and Keller, C. 2003. Phytoextraction of Cd and Zn with *Thlaspi caerulescens* in field trials. *Soil Use Manag.*, **19**, 144-149
- 花見厚, 山内敏美, 手代木昌宏, 新田靖晃 2007. 会津平坦地における水稻千粒重の変動要因. *日本作物学会東北支部会報*, **50**, 115-116.
- 原田直樹, 須田誠, 斎藤陽子, 藪崎克己 2007. リン酸セルロース資材によるカドミウムの吸着特性. *土肥誌*, **78**, 89-91.
- 長谷部亮, 関谷信一郎, 飯村康二 1986. 水管理条件が酸化層・還元層の分化発達に及ぼす影響. *土肥誌*, **57**, 544-550.
- 長谷川栄一, 島秀之, 斎藤益郎, 龍野栄子 1995. 重粘土水田における多孔質ケイカルのカドミウム吸収抑制効果. *宮城農セ報*, **61**, 13-32
- 長谷川功 2007. 植物による環境浄化--ファイトレメディエーション技術開発の現状と今後の課題. *農業および園芸*, **82**, 1053-1061
- Hattori H, Asari E, Chino M 2002. Estimate of cadmium concentration in brown rice. 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand
- 服部浩之, 千葉芳里, 国安孝貴, 中村進一, 渡辺明夫, 茅野充男 2002. コマツナのカドミウム吸収に及ぼす施肥の影響. *土肥要旨集*, **48**, 154
- Hattori H, Kuniyasu K, Chiba K, Chino M 2006. Effect of chloride application and low soil pH on cadmium uptake from soil by plants (Environment). *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**, 89-94
- Hermann, R, Neumann-Mahlkau, P 1985. Mobility of Zinc, Cadmium, Copper, Lead, Iron and Arsenic in Ground Water as a Function of Redox Potential and pH. *Science of the Total Environ.*, **43**, 1-2
- 平館俊太郎, 足立泰久 2003. 土壌中のイオンの挙動と吸着モデル. 「土のコロイド現象—土・水環境の物理化学と工学的—」(足立泰久 岩田進午 編著), 学会出版センター, 東京, 375-384
- 雄川洋子, 稲原誠 2009. アルカリ資材を用いた土壌pH矯正によるダイズのカドミウム吸収抑制. *土肥誌*, **80**, 589-595.
- 廣崎昭太 1983. 土壌環境の計測と評価に関する統計学的研究—特に重金属について—. *国立公害研究所研究報告*, **41**, 1-155.
- Honma Y, Hirata H 1978. Noticeable Increase in Cadmium Absorption by Zinc Deficient Rice Plants. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **24**, 295-297
- 本間利光, 大峽広智, 金子綾子, 星野卓, 村上政治, 大山卓爾 2009. 低カドミウム汚染圃場におけるイネを用いた土壌浄化. *土肥誌*, **80**, 116-122.
- 本間利光, 金子(門倉)綾子, 大峽広智, 大山卓爾

2010. 糖蜜の施用が玄米カドミウム・ヒ素濃度に及ぼす影響. 土肥要旨集, **57**,
- 本間美文, 平田熙 1974. 水稲の生育, 収量およびカドミウム, 亜鉛, 銅含有率に及ぼす重金属添加の影響. 土肥誌, **45**, 368-377.
- 本間美文, 平田熙 1976. イネの生育およびカドミウム吸収移行におよぼす亜鉛共存の影響. 土肥誌, **47**, 314-320.
- Huang, Q, Chen, W, Guo, X 2004. Chemical Fractionation of Copper, Zinc, and Cadmium in Two Chinese Soils as Influenced by Rhizobia. *Communications in Soil Sci. Plant Anal.*, **35**, 947-960
- Ibaraki T, Kadoshige K, Murakami M 2005. Evaluation of Extraction Methods for Plant-Available Soil Cadmium to Wheat by Several Extraction Methods in Cadmium-Polluted Paddy Field (Environment). *Soil Sci. Plant Nutr.*, **51**, 893-898
- Ibaraki T, Kuroyanagi N, Murakami M 2009. Practical phytoextraction in cadmium-polluted paddy fields using a high cadmium accumulating rice plant cultured by early drainage of irrigation water. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **55**, 421-427
- 茨木俊行, 谷口彰 2007. 植物による汚染農地の修復: 実用可能なファイトレメディエーションを目指して(農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線). 土肥誌, **78**, 627-632.
- 箭田(蕪木)佐衣子, 織田久男, 川崎 晃, 伊藤じゅん, 世良耕一郎 2004. 土壌中に負荷されたカドミウム等のダイズにおける吸収・移行過程の解明 (1)根中カドミウム量と主要元素との関係. NMCC 共同利用研究成果報文集, **12**, 147-149
- 箭田(蕪木)佐衣子, 荒尾知人, 川崎晃, 織田久男, 伊藤じゅん, 世良耕一郎 2005. 土壌中に負荷されたカドミウム等のダイズにおける吸収・移行過程の解明 (2)子実中カドミウム量と主要元素組成との関係. NMCC 共同利用研究成果報文集, **13**, 180-185.
- 箭田(蕪木)佐衣子, 川崎晃, 松田賢士, 水平学, 織田久男 2006. 蛍光X線分析法による米試料中カドミウムの簡易迅速スクリーニング分析. 土肥誌, **77**, 165-170.
- 飯村康二 1973. 土壌中のカドミウムの形態と水稲による吸収. 近代農業における土壌肥料の研究, **4**, 46-52.
- 飯村康二, 伊藤秀文 1978. 水田土壌中における重金属の行動と収支—重金属による土壌汚染に関する研究(第2報)—. 北陸農試報, **21**, 95-145.
- 飯村康二 1979. 重金属と土壌・粘土: 重金属による土壌汚染をめぐる諸問題. 粘土科学, **19**, 81-90.
- 飯村康二 1979. 土壌中における重金属元素の動き—主として土壌化学的見地から—. 土壌汚染の機構と解析—環境科学特論(渋谷政夫 編), 160-195
- Illera, V, Garrido, F, Serrano, S, Garcia-Gonzalez, MT 2004. Immobilization of the heavy metals Cd, Cu and Pb in an acid soil amended with gypsum- and lime-rich industrial by-products. *European J. Soil Sci.*, **55**, 135-145
- 伊森博志, 坂東義仁, 友廣啓二郎 1994. 遅効性肥料を利用した施肥田植機によるコシヒカリの全量基肥施肥法. 福井農試研報, **31**, 53-63.
- 稲原誠, 松本美枝子 1995. シグモイド型被覆尿素がコシヒカリの収量構成要素および玄米品質に及ぼす影響. 土肥要旨集, **41**, 344
- 稲原誠, 雄川洋子, 東英男 2007. 異なる水管理下でのアルカリ資材による水稲のカドミウム吸収抑制効果. 土肥誌, **78**, 253-260.
- 稲原誠, 雄川洋子, 東英男 2007. 生育後期の湛水管理による水稲のカドミウム吸収抑制. 土肥誌, **78**, 149-155.
- 稲村達也, 陳福剛, 間藤徹, 井上博茂, 山末祐二 2006. 玄米中に低濃度レベルで含まれるカドミウムのメタン発酵消化液による抑制. 日作紀, **75**, 273-280.
- 稲坂恵美子 2006. 水酸化マグネシウムの施用がダイズのカドミウム吸収に及ぼす影響. 土肥演要旨集, **52**, 154
- 石黒哲也, 山田信明 1995. 水稲溢泌液, 土壌溶液中の重金属の推移と穂内各粒への蓄積. 土肥要旨集, **41**, 75
- 石黒哲也, 山田信明 1997. 水稲1穂内における着粒位置別の玄米のカドミウム集積. 土肥誌, **68**, 629-633.
- Ishikawa S, Ae N, Murakami M, Wagatsuma T 2006. Is Brassica juncea a suitable plant for phytoremediation of cadmium in soils with moderately low cadmium contamination? - Possibility of using other plant species for Cd-phytoextraction. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**, 32-42
- 石川覚, 阿部薫, 杉山恵, 村上政治, 山口誠之 2006.

- イネのカドミウム吸収特性の解析：玄米カドミウム濃度の異なる品種間での比較. 土肥要旨集, **52**, 58
- 石川覚 2008. 農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線：7. 水稻のカドミウム吸収抑制技術. 土肥誌, **79**, 408-416.
- 石川覚 2009 a. イネの遺伝資源を活用してカドミウム吸収をコントロールする－実用的なカドミウム高吸収（ファイレメ用）・低吸収（食用）品種の開発を目指して－. 第27回土・水研究会「食の安全、農業環境問題におけるトレードオフを克服する」資料
http://www.niaes.affrc.go.jp/techdoc/tsuchimizu/27/tsuchimizu27_08.pdf
- Ishikawa S, kuramat M, Abe T, Suzui N, Ito S, Kawachi N, Fujimaki S 2009 b. Analysis of root-to-shoot translocation of Cd in rice cultivars using a positron-emitting tracer imaging system. UC Davis: The Proceedings of the International Plant Nutrition Colloquium XVI. Retrieved from: <http://escholarship.org/uc/item/0cq8v3nb>
- 伊丹勝彦, 矢内純太 2005. 重金属の脱吸着に対する土壌粘土鉱物の荷電特性の影響. 土肥要旨集, **51**, 177
- Itami K, Yanai J 2006. Sorption and desorption properties of Cadmium and Copper on soil clays in relation to charge characteristics. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**, 5-12
- Ito S, Suzui N, Kawachi N, Ishioka S, Fujimaki S 2009. Characterization of cadmium transport in soybean plant using radioisotopes ^{107}Cd and ^{109}Cd . *The Proceedings of the International Plant Nutrition Colloquium XVI*
- 伊藤秀文, 飯村康二 1975. 土壌の酸化還元状態の変化と水稻のカドミウム吸収応答. 土肥誌, **46**, 82-88.
- 伊藤秀文, 飯村康二 1976. 水稻によるカドミウム吸収・移行および生育障害－亜鉛との対比において 重金属による土壌汚染に関する研究(第一報). 北陸農試報, **19**, 71-139.
- 伊藤秀文, 飯村康二 1974. カドミウム汚濁水による土壌汚染の可能性. 土肥誌, **45**, 571-576.
- 伊藤秀文, 飯村康二 1979. 北陸地域における重金属元素の天然賦存量と汚染地域の調査, 重金属による土壌汚染に関する研究(第3報). 北陸農試報, **22**, 101-162.
- 伊藤正志, 中川進平, 伊藤千春, 松本眞一, 眞埜聡, 猪谷富雄 2007. カドミウム高吸収イネ品種を用いた現地水田土壌のファイトレメディエーションの実用化. 土肥要旨集, **53**, 180
- 伊藤純雄 2002. 転換畑ダイズのカドミウム含有率に影響する要因について. 土肥要旨集, **48**, 153
- 伊藤純雄 2003. 転換畑ダイズのカドミウム濃度に影響する要因について(2). 土肥要旨集, **49**, 173
- 伊藤純雄 2004. 転換畑ダイズのカドミウム濃度を下げる工夫. 農業技術, **59**, 203-207.
- 伊藤純雄 2006. イネ, ダイズの子実カドミウム濃度の収穫前迅速予測および関連要因. 土肥要旨集, **52**, 165
- Iwai I, Hara T, Sonoda Y 1975. Factors Affecting Cadmium Uptake by the Corn Plant. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **21**, 37-46
- 岩本信義 1979. 耕地土壌の重金属の濃度について 第1報 新潟県における土壌汚染概況調査結果. 新潟農試研報, **28**, 9-14.
- 岩本信義 1979. 土壌中のカドミウム発現機作に関する一考察. 新潟農試研報, **28**, 1-7.
- 岩崎貢三, 櫻井克年 1996. 土地利用履歴の異なる露地カンキツ栽培圃場における銅, 亜鉛, 鉄, マンガンの存在状態の比較. 土肥誌, **67**, 62-68.
- Jae E. Yang, Yong Sik Ok, Won-Il Kim and Jin-Soo Lee 2007. Heavy Metal Pollution, Risk Assessment and Remediation in Paddy Soil Environment: Research Experiences and Perspectives in Korea. *8th Conference of East and Southeast Asian Federation of Soil Science*, 44-49
- JECFA 2010. Summary report of the seventy-third meeting of JECFA, p12
- Jung, MC, Thornton, I 1997. Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. *Journal Article* 105-121
- Kabala, C, Singh, BR 2001. Fractionation and Mobility of Copper, Lead, and Zinc in Soil Profiles in the Vicinity of a Copper Smelter. *J. Environ. Qual.*, **30**, 485-492.
- 貝田隆夫, 西山成俊, 三宅規夫 1974. 土壌改良資材の施用による水稻のカドミウム吸収抑制効果

- (第1報). 福岡農試研報, **12**, 18-22.
- 柿内俊輔, 三角雅俊, 中畠吉直, 古家光之 2009. 九州地域における営農対策技術の確立. 研究成果 **471**「農林水産生態系における有害化学物質の総合管理技術の開発」(農林水産技術会議事務局編), 251-255
- 亀井茂, 渡辺巖 1974. 重金属等の土壌中における動態. 重金属等による土壌-植物系汚染の機構とその除染に関する基礎的研究(熊澤喜久雄編), 10-21
- Kamewada K, Nakayama M 2009. Cadmium uptake by garland chrysanthemum can be predicted from the cadmium in the soil solution, independent of soil type. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **55**, 441 - 451
- Kang Y, Miura T, Kosaki T 1998. Effect of Redox Potential on Cd Solubility and Chemical Forms of Contaminated Soil. *Pedologist*, **42**, 62-66
- Kang Y, Miura T, Kosaki T 1998. Influence of pH Change on Cd Leachability and Chemical Forms of Contaminated Soil. *Pedologist*, **42**, 57-61
- 加納宜敏, 溝口勝, 山口紀子, 井本博美, 宮崎毅 2006. 有機酸による土壌中のカドミウム脱離に関する研究. 農土講演要旨, 9-26, 968-969.
- Kashem, MA, Singh, BR 2001. Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **61**, 247-255
- Kashem, MA, Singh, BR 2001. Metal availability in contaminated soils: II. Uptake of Cd, Ni and Zn in rice plants grown under flooded culture with organic matter addition. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **61**, 257-266
- Kashem, MA, Singh, BR 2004. Transformations in Solid Phase Species of Metals as Affected by Flooding and Organic Matter. *Communications in Soil Sci. Plant Anal.*, **35**, 1435-1456
- Kasuya M, Teranishi H, Aoshima K, Katoh T, Horiguchi H 1992. Water Pollution by Cadmium and the Onset of Itai-itai Disease. *Water Sci. Tech.*, WSTED 4, 25(11)
- 加藤春美, 川井澄子, 河合聡, 大野武男 1979. カドミウム汚染米を原料とした清酒醸造過程におけるカドミウムの挙動. 岐阜薬科大学紀要, **27**, 10-12.
- 加藤邦彦, 小原洋, 中井信, 東照雄 2000. 日本の沖積土壌における元素組成: その地域性および農耕地土壌分類との関係. 土肥誌, **71**, 143-153.
- Kato M, Ishikawa S, Inagaki K, Chiba K, Hayashi H, Yanagisawa S, Yoneyama T 2010. Possible chemical forms of cadmium and varietal differences in cadmium concentrations in the phloem sap of rice plants (*Oryza sativa* L.). *Soil Sci. Plant Nutr.*, **56**, 839-847
- 加藤直人, 関矢博幸, 西田瑞彦 2008. カドミウム高蓄積水稲「長香穀」が吸収するカドミウム形態のアイソトープ希釈法による解析. 土肥要旨集, **54**, 184
- 勝見太, 小泉哲, 瀧嶋康夫 1972. 水管理が水稲のカドミウム吸収に及ぼす影響. 土肥要旨集, **18**, 125
- Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H. R., Gupta, S. K. and Schulin, R. 2000. Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: The use of NTA and sulfur amendments. *Environ. Sci. Technol.*, **34**, 1778-1783
- Keller, C., Hammer, D., Kayser, A., Richner, W., Brodbeck, M. and Sennhauser, M. 2003. Root development and heavy metal phytoextraction efficiency: comparison of different plant species in the field. *Plant Soil*, **249**, 67-81
- Kinniburgh, DG, Jackson, ML, Syers, JK 1976. Adsorption of alkaline earth, transition, and heavy metal cations by hydrous oxide gels of iron and aluminum. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **40**, 796
- 日暮規夫, 松本直治, 三好洋 1976. 土壌カドミウム含量の低い水田における玄米カドミウム汚染機作. 千葉農試研報, **17**, 150-159.
- Kongchum, M 2005. Effect of Plant Residue and Water Management Practices on Soil Redox Chemistry, Methane Emission and Rice Productivity. Khon Kaen University, Thailand, 1987
- 今野知佐子 2000. カドミウム汚染土壌における還元と交換性カドミウムの関係. 東北農業研究, **53**, 61-62.
- 厚生労働省 2009. 薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会食品規格部会(平成21年1月14日開催)配布資料2. カドミウム摂取量に対する食品分類別寄与度
<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2009/01/dl/s0114-10c.pdf>
- 厚生労働省 2010. 食品衛生法の規格基準の一部改正, 厚生労働省告示 第183号

- 国土交通省 土地・水資源局, 土地分類基本調査
http://tochi.mlit.go.jp/tockok/inspect/landclassification/land/l_national_map.html
- 久保井徹, 野口章, 矢崎仁也 1989. 硝酸アンモニウムによる可給態カドミウムの抽出法の有効性と限界. 土肥誌, **60**, 22-28.
- 久保田富次郎, 人見忠良, 濱田康治, 白谷栄作, 三重野俊彦, 塩濱圭治 2009. 水田土壌を対象とした動電学的手法による重金属除去試験, 農工研技報, **210**, 83-99
- Kurek, E, Bollag, JM 2004. Microbial immobilization of cadmium released from CdO in the soil. *Biogeochemistry*, **69**, 227-239
- 栗原宏幸, 渡辺美生, 早川孝彦 2005. カドミウム含有水田転換畑におけるケナフ(*Hibiscus cannabinus*)を用いたファイトレメディエーションの試み. 土肥誌, **76**, 27-34.
- 日下昭二, 大谷良逸, 今井太磨雄, 直原毅 1972. 重金属元素の作物に対する障害性について(第2報) 水稻の水管理とカドミウム吸収. 中国農業研究, **44**, 26-29.
- 桑野幸男, 志賀洋郎, 岩本保典 1973. 土壌のカドミウム汚染に関する研究(第1報), 水稻のカドミウム吸収について, 大分農技セ研報, **5**, 45-67.
- Kyuma K 1995. Ecological Sustainability of the Paddy Soil-rice System in Asia. ASPAC Food & Fertilizer Technology Center
- Lair, GJ, Gerzabek, MH, Haberhauer, G 2007. Sorption of heavy metals on organic and inorganic soil constituents. *Environ. Chem. Letters*, **5**, 23-27
- Lee, DY, Chiang, PH, Houg, KH 1996. Determination of bioavailable cadmium in paddy fields by chelating resin membrane embedded in soils. *Plant and Soil*, **181**, 233-239
- Li, Z, Li, L, Chen, GPJ 2005. Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: soil type versus genotype effects. *Plant and Soil*, **271**, 165-173
- Liu, J, Wang, D, Xu, J, Zhu, Q, Wong, M 2006. Variations among rice cultivars on root oxidation and Cd uptake. *J. Environ. Sci.*, **18**, 120-124
- Liu JG, Liang JS, Li KQ, Zhang ZJ, Yu BY, Lu XL, Yang JC, Zhu QS 2003. Correlations between cadmium and mineral nutrients in absorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress. *Chemosphere*, **52**, 1467-1473
- Lorenz, SE., Hamon, RE., Holm, PE., Domingues, HC., Sequeira, EM., Christensen, TH., McGrath, SP. 1997. Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soils. *Plant and Soil*, **189**, 21-31
- Lorenz, SE, Hamon, RE, McGrath, SP, Holm, PE, Christensen, TH 1994. Applications of fertilizer cations affect cadmium and zinc concentrations in soil solutions and uptake by plants. *European J. Soil Sci.*, **45**, 159-165
- M. L. Adams, F. J. Zhao, * S. P. McGrath, F. A. Nicholson, and B. J. Chambers 2004. Predicting Cadmium Concentrations in Wheat and Barley Grain Using Soil Properties. *J. Environ. Qual.*, **33**, 532-541
- M. Pueyo, J. Sastre, E. Hernáandez, M. Vidal, J. F. López-Sa´nchez, and G. Rauret 2003. Prediction of Trace Element Mobility in Contaminated Soils by Sequential Extraction. *J. Environ. Qual.*, **32**, 2054-2066
- Ma, LQ, Rao, GN 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. *J. Environ. Qual.*, **26**, 259-264
- 馬淵のぞみ, 矢内純太, 森塚直樹, 小崎隆 2002. 根圏におけるカドミウムの分布とその形態. 土肥要旨集, **48**, 153
- 前田忠信, 森田茂紀, 根本圭介, 阿部淳, 渡辺和之 1993. 水稻栽培における側条・深層施肥が収量および根系の生育に及ぼす影響. 日作紀, **62**(別号1), 24-25.
- 前島勇治, 牧野知之, 櫻井泰弘, 谷卓 2006. 風乾処理が水田土壌の交換態および酸可給態カドミウムに及ぼす影響. 土肥要旨集, **52**, 18
- Makino T, Sugahara K, Sakurai Y, Takano H, Kamiya T, Sasaki K, Itou T, Sekiya N 2006. Remediation of cadmium contamination in paddy soils by washing with chemicals: Selection of washing chemicals. *Environ. Pollut.*, **144**, 2-10
- 牧野知之 2001. 土壌中におけるマンガンの酸化還元機能と動態. 農環研研報, **20**, 107-161.
- 牧野知之, 高橋義明, 櫻井泰弘 1997. 風乾処理が土壌のマンガン, コバルト, 亜鉛, 銅の存在状態に及ぼす影響. 土肥誌, **68**, 409-416.
- 牧野知之 2002. 土壌中における重金属の酸化還元に伴う形態変化. 土肥誌, **73**, 803-811.
- 牧野知之, 伊藤純雄, 菅原和夫, 櫻井泰弘 2003. 土

- 壤乾燥にともなうカドミウムの形態変化 転換畑におけるカドミウム吸収増大の機構解明. 土肥要旨集, **49**, 19
- 牧野知之, 神谷隆, 近藤和子 2008. 化学洗浄による汚染農地の修復. 土肥誌, **79**, 101-107.
- Maria Greger and Martina Lo fstedt 2004. Comparison of Uptake and Distribution of Cadmium in Different Cultivars of Bread and Durum Wheat. *Crop Sci.*, **44**, 501-507
- 榊井久江 2004. 4Steps エクセル統計(第2版), オームエス出版, 埼玉
- 増井正芳, 金丸日支男, 竹迫敏, 都田敏志, 難波一郎, 高橋英昭 1971. 水稲玄米のカドミウム汚染度と乾田日数との関係. 東京都農試研報, **5**, 1-5.
- 松本武彦, 唐星児 2004. 化学肥料および有機物を長期連用した土壌の理化学性がダイズのカドミウム濃度に及ぼす影響. 土肥要旨集, **50**, 84
- 松本武彦, 唐星児 2005. 農耕地土壌の化学性からみたダイズのカドミウム汚染リスク評価法. 土肥要旨集, **51**, 174
- 松波寿弥, 小川泰正, 山崎慎一, 三浦吉則 2009. 福島県内に流通する家畜ふん堆肥中の微量元素濃度の実態. 土肥誌, **80**, 250-256
- McBride, M. B. 2002. Cadmium uptake by crop estimated from soil total Cd and pH. *Soil Sci.*, **167**, 62-67
- McGrath, S.P., Dunham, S.J., Correl, R.L. 2000. Potential for phytoextraction of Zinc and Cadmium from soils using hyperaccumulator plants. in: Terry, N., Banuelos, G.S. (Eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Boca Raton, 109-128
- McGrath, S.P., Zhao, F. J., Lombi, E. 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Advances in Agronomy*, **75**, 1-56
- McLaren, R. G. and Grawford, D. V. 1973. Studies on soil copper I The fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, **24**, 172-181
- McLaren, R.G., Backes, C.A., Rate, A.W., Swift, R.S. 1998. Cadmium and cobalt desorption kinetics from soil clays: effect of sorption period. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **62**, 332-337
- McLaughlin, M.J., Lambrechts, R.M., Smolders, E., Smart, M.K. 1998. Effects of sulfate on cadmium uptake by Swiss chard: II. Effects due to sulfate addition to soil. *Plant and Soil*, **202**, 217-222
- Md.Abul Kashem, Reiko Sugawara, Nobuyuki Kitajima, Toshihito Kondo 2006. Use of Sequential Extraction to Assess Distribution of Heavy Metals in Some Cd-Contaminated and Noncontaminated Soils in Japan. 土肥要旨集, **52**, 161
- Mench, M. and Martin, E. 1991. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant Soil*, **132**, 187-196
- Milham, P.J., Jinadasa, K., Collins, D., Nicholls, P.J., Hawkins, C.A., Wenzel, R.G., Kaldor, C.J., Senn, A.A., Humphris, C.S., Fabien, J. 2004. Modelling the effects of soil properties on the concentration of Cd extracted by 10 mm CaCl₂ from soils of the Sydney Basin. *Aust. J. Soil Res.*, **42**, 799-813
- Miller, J.E., Hassett, J.J., Koeppe, D.E. 1976. Uptake of cadmium by soybeans as influenced by soil cation exchange capacity, pH, and available phosphorus. *J. Environ. Qual.*, **5**, 157-160
- Mishima S, Kimura R, Inoue T 2004. Estimation of Cadmium Load on Japanese Farmland Associated with the Application of Chemical Fertilizers and Livestock Excreta, *Soil Sci. Plant Nutr*, **50**, 263-267
- 宮田邦夫, 稲坂恵美子, 金川健祐 2009. 山陰地域における営農対策技術の確立. 研究成果 **471**「農林水産生態系における有害化学物質の総合管理技術の開発」(農林水産技術会議事務局編), 246-251
- 三好昭宏, 桑名健夫, 松山稔, 河野哲, 吉川年彦 2006. 兵庫県における土壌pHと土壌中カドミウム濃度による玄米カドミウム濃度のリスク予測. 土肥要旨集, **52**, 164
- 水野直治 1972. 玄米中のカドミウム含量予測に関する一考察. 土肥誌, **43**, 383-387.
- 水野直治 1972. 土壌の酸化還元電位による土壌中カドミウムの挙動と米のカドミウム含量変化に関する一考察. 土肥誌, **43**, 179-181.
- Morera, M.T., Echeverría, J.C., Mazkiaran, C., Garrido, J.J. 2001. Isotherms and sequential extraction procedures for evaluating sorption and distribution of heavy metals in soils. *Environ. Pollut.*, **113**, 135-144
- Morishita T, Fumoto N, Yoshizawa T, Kagawa K. 1987. Varietal differences in cadmium levels of rice

- grains of japonica, indica, javanica and hybrid varieties produced in the same plot of a field. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **33**, 629-637
- 森下豊明, 西知己, 香川邦雄, 太田安定 1986. 同一圃場からのジャポニカ, インディカ, ジャワ, 及び交雑型水稻66品種産米中のカドミウム自然賦存濃度. *土肥誌*, **57**, 293-296.
- 森次益三, 小林純 1963. 生物体内における微量金属の研究 (第2報)白米中のカドミウム含有量. *農業研究*, **50**, 37-49
- 守山智章, 進藤久美子, 田口陽嗣, 渡邊久芳, 安井明美, 條照雄 2003. 中規模搗精工程におけるコメ中カドミウム含有量の変化. *食品衛生学雑誌*, **44**, 145-149.
- 森裕樹, 和田信一郎 2002. スメクタイトを含むカドミウム汚染水田土壌の酸処理によるカドミウム溶出特性. *粘土科学*, **41**, 196-201.
- 森裕樹, 和田信一郎 2008. 0.1molL⁻¹ 塩酸中での土壌鉱物溶解に及ぼす土壌鉱物組成の影響. *九大農学芸誌*, **63**, 71-77.
- 本村悟 1969. 水田土壌中における2価鉄の行動とその役割について. *農技研報 B*, **21**, 1-110.
- 本村悟 1978. 落水に伴う諸変化. P72-88. *水田土壌学* 川口圭三郎編 (株)講談社 東京
- Murakami M, Ae N 2003. Comparison of cadmium uptake ability of rice and maize from Cd-contaminated paddy fields in Japan. *The 1st International Symposium of Japan-Korea Research Cooperation, Abstract*, p.70-71, NIAES, Tsukuba, Japan
- Murakami M, Ae N, Ishikawa S 2007. Phytoextraction of cadmium by rice (*Oryza sativa* L.), soybean (*Glycine max* (L.) Merr.), and maize (*Zea mays* L.). *Environ. Pollut.*, **145**, 96-103
- Murakami M, Ae N, Ishikawa S, Ibaraki T, Ito M 2008. Phytoextraction by a high-Cd-accumulating rice: Reduction of Cd content of soybean seeds. *Environ. Sci. Technol.* **42**, 6167-6172
- Murakami M, Ae N 2009. Potential for phytoextraction of copper, lead, and zinc by rice (*Oryza sativa* L.), soybean (*Glycine max* [L.] Merr.), and maize (*Zea mays* L.). *J. Hazard. Mater.* **162**, 1185-1192
- Murakami M, Nakagawa F, Ae N, Ito M, Arao T 2009. Phytoextraction by rice capable of accumulating Cd at high levels: reduction of Cd content of rice grain. *Environ. Sci. Tech.* **43**, 5878-5883.
- 村上政治 2007. ファイトレメディエーション技術の現状と展望(農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線), *土肥誌*, **78**, 525-533
- 村本穰司, 後藤逸男, 蛭木翠 1992. 振とう浸出法による土壌の交換性陽イオンおよび陽イオン交換容量の迅速分析. *土肥誌*, **63**, 210-215.
- 村山登, 松村昭治 1975. 施肥位置と水稻根群の発達. *土肥要旨集*, **21**, 122
- 永野由祐, 矢内純太, 小崎 隆 2006. 土壌由来のカドミウムによる農作物汚染の危険度評価: Agingを考慮した可給態画分の定量評価法の提案. *土肥要旨集*, **52**, 164
- 南雲芳文, 鈴木信, 土田徹 他 2007. 登熟期湛水栽培水稻の根活性, 生育, 収量及び品質. *北陸作物学会報*, **42**, 36-38.
- Naidu, R, Bolan, NS, Kookana, RS, Tiller, KG 1994. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. *European J. Soil Sci.*, **45**(3)
- 中川文彦, 熊谷勝巳 2006. 水稻における土壌の層位別カドミウム吸収割合. *土肥要旨集*, **52**, 164
- 中川進平, 伊藤正志, 伊藤千春 2006. イネのカドミウム吸収に及ぼす土壌水分の影響. *土肥要旨集*, **52**, 186
- 中井信, 小原洋 2003. 土壌環境基礎調査(定点調査)の概要. *土肥誌*, **74**, 557-565
- 中井信, 吉永長則 1991. 非火山灰土壌の非晶質粘土成分. *土肥誌*, **62**, 226-236.
- 中井信, 南條正己, 今井登, 関陽児, 田崎和江, 櫻井泰弘, 戸上和樹, 武田晃 2005. 土壌生成と重金属動態. *土肥誌*, **76**, 539-545.
- 中井信, 戸上和樹 2006. 重金属汚染リスクのゾーニングマップ作成マニュアル. *インベントリー*, **5**, 24-25. 農業環境インベントリーセンター
- 中路清和 1978. 玄米中カドミウム濃度早期予知に関する研究. *土肥誌*, **49**, 231-237.
- 中丸康夫, 内田滋夫 2005. ダイズ根圏におけるAlの挙動に対する養分吸収の影響. *土肥誌*, **76**, 15-20.
- Nakanishi H, Ogawa I, Ishimaru Y, Mori S, Nishizawa N. 2006. Iron deficiency enhances cadmium uptake and translocation mediated by the Fe²⁺ transporters OsIRT1 and OsIRT2 in rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**,

- 464-469
中津智史, 中本洋, 松本武彦, 五十嵐俊成, 菅原彰
2010. 北海道における水稲カドミウム濃度の変動
要因と低減対策. 土肥誌, **81**, 514-517.
- 南條正巳, 鶴野慶吉, 渡辺裕 1984. 反応終点のリン
酸濃度を一定とした土壌のリン酸保持容量測定
法. 土肥誌, **55**, 325-331.
- 南條正巳, 牧野知之, 庄子貞雄, 高橋正 1991. スメ
クタイト質土壌のリン酸吸収係数における交換性
イオンの役割. 土肥誌, **62**, 41-47.
- 南條正巳, 巖澤鎔, 庄子貞雄 1992. 主な農耕地土
壌のリン酸吸収係数に対する交換性イオンの影響.
土肥誌, **63**, 559-565.
- 柘津聡彦, 高松利恵子, 佐藤幸一 2006. 粘土複合
体に形成したカドミウム表面沈殿の安定性の評価.
農土講演要旨, 9-27, 970-971.
- 新潟県農業総合研究所 2007. 田畑輪換ほ場におけ
る地力の低下防止のための土壌 pH のめやす. 平成
19 年度 活用技術
<http://www.ari.pref.niigata.jp/nourinsui/seika07/katuyou/30/070230.html>
- 新潟県農業総合研究所 2008. 水稲-大豆輪作体系
でのカドミウム吸収抑制に効果的なアルカリ資材
の施用方法. 平成 20 年度 活用技術
<http://www.ari.pref.niigata.jp/nourinsui/seika08/katuyou/17/p080217.pdf>
- 新潟県農林水産部 2000. 大豆栽培の手引き(改訂)
新潟県農林水産部 2005. 水稲栽培指針
- Nishiyama Y, Yanai J, Kosaki T 2005. Potential of
Thlaspi caerulescens for Cadmium Phytoremediation :
Comparison of Two Representative Soil Types in Japan
under Different Planting Frequencies. *Soil Sci. Plant
Nutr.*, **51**, 827-834.
- Nogawa K 1981. Itai-Itai Disease and Follow-Up
Studies. JOHN WILEY & SONS, INC., 605 THIRD
AVE., NEW YORK, NY 10158.
- 野口章, 深見元弘, 堤道雄 1991. 水稲のカドミウ
ム吸収に対する多量栄養カチオンの相助作用. 土
肥誌, **62**, 265-273.
- Noraho, N, Gaur, JP 1995. Effect of cations, including
heavy metals, on cadmium uptake by *Lemna polyrhiza*
L. *BioMetals*, **8**, 95-98.
- 農業環境技術研究所 2004. ダイズのカドミウム吸
収抑制のための対策技術. 農業と環境, 56
農業環境技術研究所 2008. カドミウム非汚染水田
における年間カドミウム収支. 主要研究成果 9.
http://www.niaes.affrc.go.jp/sinfo/result/result24/result24_38.pdf
- 農林水産技術会議事務局 1976. 農用地土壌の特定
有害物質による汚染の解析に関する研究. 研究成
果, **92**
- 農林水産技術会議事務局 2005. 農用地土壌から農
作物へのカドミウム吸収抑制技術等の開発に関す
る研究. 研究成果, **434**
- 農林水産技術会議事務局 2009. 農林水産生態系に
おける有害化学物質の総合管理技術の開発. 研究
成果, **471**
- 農林省農政局,他 1972. 玄米カドミウムの全国調査.
昭和 46~48 年度土壌汚染防止対策調査成績(土壌
保全対策資料第 38 号, 44 号, 48 号)
- 農林水産省 2001. 食品由来のカドミウムの摂取量.
農林水産省プレスリリース
- 農林水産省 2001. 日本産のコメのカドミウム含有
量. 農林水産省プレス発表(<http://www.maff.go.jp/カドミウム/PDF/A12.pdf>), 2001 年 12 月 25 日
- 農林水産省生産局 2008. 土壌保全調査事業成績書
Nozoe T, Nishibata Y, Sekiguchi T, Inoue T 1999.
Effects of the addition of Fe-containing slag fertilizers
on the changes in Eh in paddy soil. *Soil Sci. Plant
Nutr.*, **45**, 729-735.
- 野副卓人, 関口哲生, 西端善丸, 井上恒久 2003. 鉍
さい含鉄資材の水田土壌中への添加が土壌の pH
および Eh の変化に及ぼす影響. 土肥誌, **74**, 81-83.
- 織田久男, 箭田(蕪木) 佐衣子, 川崎 晃 2005. 水田
転換畑初年目ダイズにおけるカドミウムの異常吸
収現象について : 原因物質の推定(1). 土肥要旨集,
51, 175
- 織田(渡辺)久男, 荒尾知人 2006. 作物におけるカド
ミウムの吸収・移行と生理作用. 土肥誌, **77**,
439-449.
- 織田健次郎, 三輪睿太郎, 岩元明久 1987. 地力保
全基本調査代表断面データのコンパクトデータベー
ス, 土肥誌, **58**, 112-131.
- 尾川文朗, 田口喜久治, 上村隆策 1985. 重金属被
害軽減に関する研究. 秋田農試研報, 27, 1-28.
- 尾川文朗 1994. 秋田県における水稲のカドミウム
汚染の実態とその被害軽減に関する研究. 秋田農
試報, **35**, 1-64.

- 雄川洋子, 稲原誠 2009. アルカリ資材を用いた土壌 pH 矯正によるダイズの кадミウム吸収抑制. 土肥誌, **80**, 589-595.
- 大石翔吾, 高松利恵子, 佐藤幸一, 田中勝千 2008. 酸化マグネシウムによる土壌中のカドミウム固化に対する Aging の効果. 農土講演要旨, 754-755.
- 大川浩平, 井本博美, 溝口勝, 宮崎毅 2006. ファイトレメディエーションにおけるカドミウム濃度の変化. 農土講演要旨, 9-28, 972-973.
- 大谷寿一, 大岩悟, 深見元弘 2003. 4種のアンモニウム塩で栽培したコシヒカリの玄米カドミウム濃度. 土肥要旨集, **49**, 104
- 大和田章衣, 櫻井泰弘, 菅原和夫, 牧野知之, 久保田正亜 2002. 土壌溶液採取器を用いた土壌溶液中の微量重金属濃度の測定法. 土肥要旨集, **48**, 219
- 大竹俊博 1992. カドミウム汚染土壌における水稲のカドミウム吸収抑制およびその抑制に関する研究. 山形農試特別研報, **20**, 1-77.
- 大山信雄, 坂井弘 1971 a. 水管理による水田耕土の酸化還元状態の変化(第1報): 現地高収水田の実態. 土肥誌, **42**, 317-322.
- 大山信雄, 坂井弘 1971 b. 水管理による水田耕土の酸化還元状態の変化(第2報): 落水に伴う耕土の収縮と気相の生成との関係. 土肥誌, **42**, 349-354
- 岡田泰明, 上條宏磁, 三浦憲蔵 2005. 大豆のカドミウム濃度と土壌中形態別カドミウム濃度の関係. 土肥要旨集, **51**, 255
- 岡田泰明, 吉住佳与, 三浦憲蔵 2007. 大豆子実カドミウム濃度と土壌中水溶・交換性カドミウム濃度の関係. 土肥要旨集, **53**, 163
- 岡本保 2000. 石灰系下水汚泥の長期連用により土壌に蓄積する重金属の存在形態と挙動. 土肥誌, **71**, 231-242.
- 岡本保 2001. 石灰系下水汚泥連用中止後の土壌 pH 低下に伴う重金属類の存在形態, 移動性および可給性の変化. 土肥誌, **72**, 1-8.
- 岡崎正規 2002. 土壌の汚染と浄化の問題. 土壌の物理性, **90**, 21-26.
- Oliver, D.P., Schultz, J.E., Tiller, K.G. and Merry, R.H. 1993. The effect of crop rotation and tillage practices on cadmium concentration in wheat grain. *Aust. J. Agric. Res.*, **44**, 1221-1234
- 小野信一, 阿部薫 2007. 1. 農耕地土壌の重金属汚染の現状と対策(農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線). 土肥誌, **78**, 323-328.
- 小野塚春吉, 江波戸舉秀, 雨宮敬, 水石和子, 小野恭司, 藤井孝, 大西和夫 2000. 玄米と精米中のカドミウム, 銅, ヒ素の含有濃度比較. 東京衛研年報, **51**, 150-154.
- 小野塚春吉, 雨宮敬, 水石和子, 小野恭司, 伊藤弘一, 眞木俊夫 2003. 都内搬入米におけるカドミウム, 銅, ヒ素の含有量について(第3報). 東京健安研七周年報, **54**, 151-155.
- 小野塚春吉 2005. 日本の米は大丈夫? 一米のカドミウム汚染. ニュースレター 37号 NPO ダイオキシン・環境ホルモン対策国民会議
- 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有量の特徴. 土肥誌, **73**, 403-409.
- Page, A.L., Bingham, F.T. and Chang, A.C. 1981. Cadmium; in *Effects of trace metals on plant function*, ed. N.W. Lepp, p.77-109, Applied Science Publishers, London and New Jersey
- Parfitt, RL, Wilson, AD 1985. Estimation of allophane and halloysite in three sequences of volcanic soils, New Zealand. *Catena Supplement*, **7**, 1-8
- Peter E. Holm, Helle Rootzén, Ole K. Borggaard, Jens Peter Møberg, and Thomas H. Christensen 2003. Correlation of Cadmium Distribution Coefficients to Soil Characteristics. *J. Environ. Qual.*, **32**, 138-145
- Phillips, IR 1999. Copper, Lead, Cadmium, and Zinc Sorption By Waterlogged and Air-Dry Soil. *Soil and Sediment Contamination (formerly Journal of Soil Contamination)*, **8**, 343-364
- Qiao XL, Luo YM, Christie P, Wong MH 2003. Chemical speciation and extractability of Zn, Cu and Cd in two contrasting biosolids-amended clay soils. *Chemosphere*, **50**, 823-829
- Reddy, CN, Patrick, WHJ 1977. Effect of Redox Potential and pH on the Uptake of Cadmium and Lead by Rice Plants. *J. Environ. Qual.*, **6**, 259-262
- Robert D. Harter, Ravendra Naidu 2001. An Assessment of Environmental and Solution Parameter Impact on Trace-Metal Sorption by Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **65**, 597-612
- Robert, S, Pichit, P 2002. Towards the development of an irrigation infrastructure based sampling strategy to rapidly evaluate the spatial distribution of Cd in

- rice-based agricultural systems. *Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science.*, **356**
- Rodecap, K.D., Tingey, D.T. and Lee, E.H. 1994. Iron nutrition influence on cadmium accumulation by *Arabidopsis thaliana* (L.) heynh. *J. Environ. Qual.*, **23**, 239-246
- S. L. Brown, R. L. Chaney, J. S. Angle, and A. J. M. Baker 1994. Phytoremediation Potential of *Thlaspi caerulescens* and *Bladder Campion* for Zinc- and Cadmium-Contaminated Soil. *J. Environ. Qual.*, **23**, 1151-1157
- 定本裕明, 飯村康二, 本名敏正, 山本定博 1994. 土壌中重金属の形態分別法の検討. 土肥誌, **65**, 645-653.
- 佐伯和利, 桜井恵子, 井上博道 2003. カルシウム飽和させたカオリナイトとベントナイトにおけるカドミウムイオンのイオン交換選択係数. 土肥誌, **74**, 653-656.
- 佐伯和利 2007. 黒ボク土に対する有害無機陰イオンの吸着特性. 九大農学芸誌, **62**, 7-13.
- Saha UK, Taniguchi S, Sakurai K 2001. Adsorption behavior of cadmium, zinc, and lead on hydroxyaluminum-and hydroxyaluminosilicate-montmorillonite complexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **65**, 694
- Saha UK, Taniguchi S, Sakurai K 2002. Simultaneous adsorption of cadmium, zinc, and lead on hydroxyaluminum-and hydroxyaluminosilicate-montmorillonite complexes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **66**, 117
- 斎藤祐二, 高橋和夫 1978. 農用地における重金属汚染の解析に関する研究 第3報 水稲のカドミウム吸収, 移行に及ぼす亜鉛の影響. 四国農試報, **31**, 87-110.
- 斎藤祐二, 高橋和夫 1978. 農用地における重金属汚染の解析に関する研究 第4報 水稲幼植物のカドミウム吸収, 移行に及ぼす無機栄養状態, および他重金属の影響. 四国農試報, **31**, 111-132.
- 斎藤祐二, 高橋和夫 1979. 農用地における重金属汚染の解析に関する研究 第5報 水稲の亜鉛, ニッケル, コバルト, 銅吸収移行における重金属間の相互作用. 四国農試報, **33**, 23-32.
- 櫻井泰弘, 菅原和夫, 大和田章衣, 牧野知之 2001. 玄米へのカドミウム移行量推定のための土壌溶液分析法. 土肥要旨集, **47**, 20
- 櫻井泰弘, 牧野知之, 酒井順子, 菅原和夫 2000. 土壌中の水溶態重金属の化学形態分析 有機態画分の評価. 土肥要旨集, **46**, 19
- 櫻井泰弘 2005. 土壌溶液中における重金属の化学形態の計測. 土壌生成と重金属動態, 日本土壌肥料学会編, 博友社, 91-116.
- 佐々木和裕 他 2007. 金コロイド標識抗カドミウム-エチレンジアミン四酢酸錯体モノクローナル抗体を用いるイムノクロマトグラフィーによる米中カドミウムの簡易定量. 分析化学, **56**, 29-36.
- 佐藤和夫 1985. たん水土壌の土壌溶液への窒素ガス通気による pH, Eh の変化. 土肥誌, **56**, 135-140.
- 澤上航一郎ら 2006. 重金属汚染土壌から汚染物質を回収する高機能環境修復植物の探索(ケナフによるカドミウム除去の可能性). *Sci. J. Kanagawa Univ.*, **17**, 39-42.
- Schulthess, CP, Huang, CP 1990. Adsorption of heavy metals by silicon and aluminum oxide surfaces on clay minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **54**, 679-688
- Scott Altmann, R, Bourg, ACM 1997. Cadmium mobilisation under conditions simulating anaerobic to aerobic transition in a landfill leachate-polluted aquifer. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **94**, 385-392
- Seuntjens, P, Tirez, K, Simunek, J, van Genuchten, MT, Cornelis, C, Geuzens, P 2001. Aging effects on cadmium transport in undisturbed contaminated sandy soil columns. *J. Environ. Qual.*, **30**, 1040-1050
- Shaw-Wei Su, Horng-Yuh Guo, Chen-Chi Tsai, Zeng-Yei Hssu, and Zueng-Sang Chen 2007. New Aspect of Collaborative Research on the Soil Pollution, Food Safety an Soil Remediation Techniques in Asia. *8th Conference of East and Southeast Asian Federation of Soil Science*, 38-43
- 渋谷政夫 1973. 二, 三重金属元素等の土壌中における行動について. 近代農業における土壌肥料の研究, **4**, 53-64.
- 志賀一一 1984. 水田の有機物施用基準について. 土肥誌, **55**, 374-380.
- 白鳥孝治 1973. 還元土壌中における亜鉛, カドミウムの固定. 近代農業における土壌肥料の研究, **4**, 72-78.
- Shoji S, Ito T, Saigusa M, Yamada, I 1985. Properties of nonallophanic Andosols from Japan. *Soil Sci.*, **140**,

- 264.
- Shuman, L.M. and Wang, J. 1997. Effect of rice variety on zinc, cadmium, iron, and manganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fraction. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **28**, 23-36
- Shuman, LM 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci*, **140**, 11-22
- Smith, KS, Huyck, HLO 1999. An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A
- Smith, S.R. 1994. Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. II Cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake. *Environ. Pollut.*, **86**, 5-13
- Soil Survey Staff 1998. Keys to Soil Taxonomy, 8th ed. USDA, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Spark, KM, Johnson, BB, Wells, JD 1995. Characterizing heavy-metal adsorption on oxides and oxyhydroxides. *European J. Soil Sci.*, **46**, 621-631
- Spark, KM, Wells, JD, Johnson, BB 1995. Characterizing trace metal adsorption on kaolinite. *European J. Soil Sci.*, **46**, 633-640
- Sparks, DL 2005. Toxic metals in the environment: The role of surfaces. *Elements*, **1**, 193-198
- Sposito, G. 1984. Surface functional groups in soil clays. The Surface Chemistry of Soils, Oxford Univ. Press, p12-18
- Strawn, DG, Sparks, DL 1999. The use of XAFS to distinguish between inner- and outer-sphere lead adsorption complexes on montmorillonite. *J. Colloid and Interface Sci.*, **216**, 257-269
- Sugahara K, Makino T, Sakurai Y 2003. *The 1st International Symposium of Japan-Korea Research Cooperation*, Abstract, 50-53
- Sugahara K, Makino T, Sakurai Y 2004. Development of a crop-soil database for evaluation of the risk of cadmium contamination in staple crops. In: Hayashi, Y. (Ed), Materials Circulation through Agro-Ecosystems in East Asia and Assessment of its Environmental Impact. *NIAES Series 5*. National Institute of Agro-Environmental Sciences, Tsukuba, pp. 129-135
- 杉沼千恵子, 佐藤賢一 2009. 関東地域における営農対策技術の確立, 研究成果 **471**「農林水産生態系における有害化学物質の総合管理技術の開発」(農林水産技術会議事務局編), 241-246
- 杉山恵, 阿江教治 2004. カドミウム高吸収性イネ品種を利用した汚染土壌の修復. 季刊肥料, **98**, 47-51.
- スネデカー・コ克蘭 1972. 統計的手法, 畑村又好・奥野忠一・津村善郎 共訳, 131-165, 岩波書店, 東京
- 直原毅, 大谷良逸, 吉川年彦, 日下昭二, 今井太磨雄 1972. 土壌中におけるカドミウムの挙動と水稻に対する吸収について. 兵庫農試研報, **20**, 11-14.
- 多田敦 1975. カドミウム汚染土の対策工法研究について. 農土誌, **43**, 667-670.
- 高橋和夫, 斎藤祐二 1976. 農用地における重金属汚染の解析に関する研究 第1報 水田土壌中におけるカドミウムの挙動と水稻のカドミウム吸収について. 四国農試報, **29**, 1-40.
- 高橋能彦 1996. 水田転換畑におけるダイズに対する深層施肥法の開発と安定多収効果の解析. 新潟農試研報, **41**, 53-104
- 高松利恵子, 宮崎毅, 中野政詩 2001. 粘土鉱物へのカドミウム吸着挙動からみた表面錯体構造の推定. 農土論文集, **69**, 431-438.
- 高松利恵子, 朝倉清高, 祢津聡彦 2007. 粘土表面に形成したカドミウム表面沈殿の構造とその安定性. 農土講演要旨, (企-2-1) 6-7.
- 高井康雄, 加村崇雄, 足立勇 1958. 水田土壌における鉄化合物の行動について (第2報): Fe^{II} 溶出条件の再検討. 土肥誌, **29**, 216-220
- Takeda A, Tsukada H, Nanzyo M, Takaku Y 2005. Effect of Long-term Fertilizer Application on the Concentration and Solubility of Major and Trace Elements in a Cultivated Andisol. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **51**, 251-260
- 竹田宏行, 佐藤淳, 西原英治, 荒尾知人 2007. スズメノナスビ(*Solanum torvum*)を台木とした接ぎ木栽培によるナス果実中カドミウムの低減技術. 土肥誌, **78**, 581-586.
- 武長宏, 麻生末雄 1975. フミン酸の肥効発現に関する研究(第9報): ニトロフミン酸金属キレート の安定度定数について. 土肥誌, **46**, 349-354.
- 武長宏, 吉羽雅昭 1984. 群馬県安中市の亜鉛製錬所周辺地域の重金属による土壌汚染とその経年変

- 化. 土肥誌, **55**, 225-234.
- Takijima Y, Katsumi F, Takezawa K 1973. Cadmium Contamination of Soil and Rice Plants Caused by Zinc Mining : II. Soil Conditions of Contaminated Paddy Fields Which Influence Heavy Metal Contents in Rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**,173-182
- Takijima Y, Katsumi F, Koizumi S 1973. Cadmium Contamination of Soil and Rice Plants Caused by Zinc Mining : III. Effects of Water Management and Applied Organic Manures on the Control of Cd Uptake by Plants. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**,183-193
- Takijima Y, Katsumi F 1973. Cadmium Contamination of Soil and Rice Plants Caused by Zinc Mining : I. Production of High Cadmium Rice on the Paddy Fields in Lower Reaches of the Mine Station. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**, 29-38
- Takijima Y, Katsumi F, Koizumi S 1973. Cadmium Contamination of Soil and Rice Plants Caused by Zinc Mining : V. Removal of Soil Cadmium by an HCl-leaching Method for the Control of High Cd Rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**, 245-254
- Takijima Y, Katsumi F 1973. Cadmium Contamination of Soil and Rice Plants Caused by Zinc Mining : IV. Use of Soil Amendment Materials for the Control of Cd Uptake by Plants. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**, 235-244
- Tanaka K, Fujimaki S, Fujiwara T, Yoneyama T, Hayashi H 2003. Cadmium Concentrations in the Phloem Sap of Rice Plants (*Oryza saliva* L.) Treated with a Nutrient Solution Containing Cadmium. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**, 311-313
- Tanaka K, Fujimaki S, Fujiwara T, Yoneyama T, Hayashi H 2007. Quantitative estimation of the contribution of the phloem in cadmium transport to grains in rice plants (*Oryza sativa* L.). *Soil Sci. Plant Nutr.*, **53**, 72-77
- Tang X, Suzuki K, Katou H 2005. Cadmium retention by different particle-size fractions of ex-paddy soils as affected by the addition of calcium hydroxide. 土肥要旨集, **51**,186
- 谷口章 2004. カドミウム汚染土壌の植物による修復技術一貫体系の確立. 第21回土・水研究会資料「農耕地における重金属汚染土壌の修復技術の現状と展望」, 15-20, 農業環境技術研究所, つくば
- 館川洋 1973. 各種重金属の土壌-植物系における分布と行動について. 近代農業における土壌肥料の研究, **4**, 79-86.
- 館川洋 1975. 植物を利用した土壌中のカドミウムの除染方法. 農土誌, **43**, 674-677.
- 館川洋, 菅野忠教, 斎藤栄 1985. 福島県における農作物および土壌の重金属汚染の実態 (6)重金属特異吸収作物を利用した重金属吸収と除染効果. 福島農試研報, **24**, 91-107.
- 俵田啓, 佐々木和裕, 大村直也, 松本伯夫, 斉木博 2003. 抗カドミウム-EDTA モノクローナル抗体の作製と結合特異性の評価. 分析化学, **52**, 583-587 .
- Tessier, A., Campbell, P. G. C. and Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chem.*, **51**, 844-851
- Tingzong, G, DeLaune, RD, Patrick, WH 1997. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environ. International* , **23**, 305-316
- 戸上和樹, 中井信, 小原洋 2004. 斑鉄周辺の微量重金属の集積. 土肥誌, **75**, 701-705.
- Tomoyuki Makino 2007. Heavy Metal Pollution of Soil and a New Approach to its Remediation: Research Experiences in Japan. *8th Conference of East and Southeast Asian Federation of Soil Science*, 50-55
- 鳥山和伸, 高橋智紀, 原嘉隆, 関矢博幸 1997. 不耕起水稲の養分吸収に関与する要因の解析 : 第1報 緩効性窒素肥料の接触施肥による養分吸収の特徴. 土肥要旨集, **43**, 347
- 辻藤吾 2000. 水稲の初期生育抑制障害発生に伴う水田土壌中の硫黄含量の変化とその実態. 土肥誌, **71**, 472-479.
- 塚野正義 1973. 農作物によるカドミウムの吸収とリン酸, 金属元素の施用効果. 農技研報 B, **24**,1-51
- Tu, C, Zheng, CR, Chen, HM 2000. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil. *Chemosphere*, **41**, 133-138
- Ueno D, Yamaji N, Kono I, Chao Feng Huang, Ando T, Yano M, Jian Feng Ma 2009. Gene limiting cadmium accumulation in rice. *PANAS*, **107**, 16500-16505
- Ulrich Schmidt 2003. Enhancing Phytoextraction: The Effect of Chemical Soil Manipulation on Mobility, Plant Accumulation, and Leaching of Heavy Metals. *J.*

- Environ. Qual.*, **32**, 1939-1954
- Uraguchi S, Mori S, Kuramata M, Kawasaki A, Arao T, Ishikawa S 2009. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice. *J. Exp. Bot.* **60**, 2677-2688
- V. H. Kennedy, A. L. Sanchez, D. H. Oughton and A. P. Rowland 1997. Use of Single and Sequential Chemical Extractants to Assess Radionuclide and Heavy Metal Availability From Soils for Root Uptake. *Analyst*, August, **122**, 89-100
- Wada K ABD-FLFATTAH A 1979. Effects of cation exchange material on zinc adsorption by soils. *J. Soil Sci.*, **30**, 281-290
- 和田信一郎 1988. 土壌のイオン交換反応 : (1) 土壌物質のイオン交換基の種類と量. 土肥誌, **59**, 328-332.
- 和田信一郎 1988. 土壌のイオン交換反応 : (2) 土壌の変異荷電性. 土肥誌, **59**, 435-439.
- 和田信一郎 1988. 土壌のイオン交換反応 : (3) イオン交換の物理化学. 土肥誌, **59**, 521-524.
- Wahba, MM, Zaghoul, AM 2007. Adsorption characteristics of some heavy metals by some soil minerals. *J. Applied Sci. Res.*, **3**, 421-426
- Wang, QR, Liu, XM, Cui, YS, Dong, YT, Christie, P 2002. Responses of Legume and Non-legume Crop Species to Heavy Metals in Soils with Multiple Metal Contamination. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, **37**, 4, 611-621
- Watanabe T, Nakatsukasa H Ikeda M 1989. Cadmium and lead contents in rice available in various areas of Asia. *Scu. Total Environ.*, **80**, 175-184
- 渡辺久男, 小山雄生 1988. 土壌中微量元素の抽出法. 土肥誌, **59**, 226-236.
- Wegglar-Beaton, K, McLaughlin, MJ, Graham, RD 2000. Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Aust. J. Soil Res.*, **38**, 37-45
- Wu, QT, Xu, Z, Meng, Q, Gerard, E, Morel, JL 2004. Characterization of cadmium desorption in soils and its relationship to plant uptake and cadmium leaching. *Plant and Soil*, **258**, 217-226
- Wu, Y, Zhou, Q, Adriano, DC 1991. Interim environmental guidelines for cadmium and mercury in soils of China. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **57**, 733-743
- Xian, X 1989. Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. *Plant and Soil*, **113**, 257-264
- Xian, X, In Shokohifard, G 1989. Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils. *Water, Air, & Soil Pollut.*, **45**, 265-273
- Xiong, Li-M. and Lu Ru-K. 1993. Effect of liming on plant accumulation of cadmium under upland or flooded conditions. *Environ. Pollut.*, **79**, 199-203
- Xiong, LM 1995. Influence of phosphate on cadmium adsorption by soils. *Nutr. Cycling in Agroecosystems*, **40**, 31-40
- 箭田(蕪木) 佐衣子, 荒尾知人, 川崎晃, 織田久男, 伊藤じゅん, 世良耕一郎 2005. 土壌中に負荷されたカドミウム等のダイズにおける吸収・移行過程の解明 (2) 子実中カドミウム量と主要元素組成との関係, NMCC 共同利用研究成果報文集, **13**, 180-185
- 山田宗孝, 織田久男, 川崎晃 2001. カドミウムの畑作物への吸収と移行 : 大豆のカドミウム吸収に対する土壌 pH, 共存イオンの影響. 土肥要旨集, **47**, 350
- Yamagata N, Shigematsu I 1970. Cadmium pollution in perspective. *Bull. Inst. Public Health*, **19**, 1-27
- 山口紀子, 溝口勝, 宮崎毅 2002. Aging 過程の水分条件が銅脱着率に及ぼす影響. 土肥要旨集, **48**, 12
- 山口紀子, 溝口勝, 宮崎毅 2002. 土壌の乾燥・凍結処理が Aging による銅抽出率変化に及ぼす影響. 土肥要旨集, **48**, 14
- 山口泰弘, 井上健一 2005. 土質の違いと基肥一括肥料の施肥法が水稻根の発育, 収量品質へ及ぼす影響. 日作紀, **74**(別号 1), 58-59.
- 山本克己 1982. 重金属の吸着現象における非晶質粘土の役割. 土肥誌, **53**, 355-366.
- 山本克己 1984. 土壌中の微量金属元素の動態に関する粘土化学的研究. 農技研報 B, **36**, 171-232.
- 山本克己 1984. 土壌中の微量金属元素の動態に関する粘土化学的研究. 農技研報 B, **36**, 171-232.
- 山崎慎一, 木村和彦, 本吉(手嶋)博美, 武田晃, 南條正巳 2009. 日本の土壌中のカドミウム濃度. 土肥誌, **80**, 30-36.
- 柳澤宗男, 山田信明, 喜田健治 1979. 水稻の重金

- 属吸収に関する研水稲究(第1報), カドミウムの時期別給与が収穫物の器官別濃度に及ぼす影響. 富山農試報, **10**, 55-61.
- 柳沢宗男, 喜田健治, 山田信明, 瀬川篤忠 1974. 水稲の重金属吸収に関する研究(第7報): 土壌の理化学性とカドミウム吸収について. 土肥要旨集, **20**, 134
- 柳澤宗男, 新村善男, 山田信明, 瀬川篤忠, 喜田健治 1984. 神通川流域における重金属汚染の実態調査と土壌復元工法に関する研究. 富山農試研報, **15**, 1-110.
- Yanai J, Mabuchi N, Moritsuka N, Kosaki T 2004. Distribution and Forms of Cadmium in the Rhizosphere of Brassica juncea in Cd-Contaminated Soils and Implications for Phytoremediation. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **50**, 423-430
- Yanai J, Zhao FJ, McGrath SP, Kosaki T 2006. Effect of soil characteristics on Cd uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Environ. Pollut.* **139**, 167-175
- 矢内純太, Zhao Fangjie, McGrath Steve P., 小崎隆 2004. 超集積植物によるカドミウム汚染土壌の浄化に及ぼす土壌不均一性の影響. 土肥要旨集, **50**, 303
- 矢内純太, Zhao Fangjie, McGrath Steve P., 小崎隆 2004. 超集積植物を用いたカドミウム汚染土壌の修復: *Thlaspi caerulescens* のカドミウム吸収に及ぼす土壌特性の影響. 土肥要旨集, **50**, 174
- Yang, ZF, Chen, YL, Qian, X, Guo, L, Zhu, HY 2005. A study of the effect of soil pH on chemical species of cadmium by simulated experiments. *Dixue Qianyuan(Earth Science Frontiers)*, **12**, 252-260
- 吉田光二, 杉戸智子 2002. ダイズのカドミウム吸収に対する石灰・有機質資材の効果. 土肥要旨集, **48**, 130
- 吉田光二, 杉戸智子, 木村和彦 2003. 土壌中の0.01M 塩酸可溶性カドミウムとダイズ子実カドミウムの関係. 土肥要旨集, **49**, 174
- 吉田光二, 杉戸智子, 木村和彦 2004. 0.01M 塩酸可溶性カドミウムの適用性. 土肥要旨集, **50**, 168
- 吉川年彦, 直原毅, 田中平義 1986. 水稲のカドミウム吸収抑制に対するマンガンの効果. 土肥誌, **57**, 77-80.
- 吉川年彦, 直原毅, 吉田徹志, 日下昭二 1979. 水稲の無機栄養と微量重金属元素の特異吸収に関する研究 第1報 無機元素添加によるカドミウム吸収抑制試験. 兵庫農研セ報, **28**, 115-118.
- 吉川年彦, 直原毅, 吉田徹志, 田中平蔵, 日下昭二 1981. 水稲の無機栄養と微量重金属元素の特異吸収に関する研究 第2報 マンガン資材施用によるカドミウム吸収抑制試験. 兵庫農研セ報, **29**, 55-58.
- 吉住佳与, 岡田泰明, 三浦憲蔵 2007. 各種抽出法によるカドミウム濃度とダイズ子実濃度との関係. 土肥要旨集, **53**, 81
- Yu-jun, W 2004. Cadmium adsorption in montmorillonite as affected by glyphosate. *J. Environ. Sci.*, **16**, 881-884
- 柚垣一也, 矢野秀治 2003. ダイズ子実中カドミウムと土壌中のカドミウム形態. 土肥要旨集, **49**, 284
- Z. S. Ahnstrom and D. R. Parker 1999. Development and Assessment of a Sequential Extraction Procedure for the Fractionation of Soil Cadmium. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **63**, 1650-1658
- Zachara, JM, Smith, SC, Resch, CT, Cowan, CE 1992. Cadmium sorption to soil separates containing layer silicates and iron and aluminum oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **56**, 1074
- Zachara, JM, Smith, SC, McKinley, JP, Resch, CT 1993. Cadmium sorption on specimen and soil smectites in sodium and calcium electrolytes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**, 1491-1501
- Zachara, JM, Smith, SC 1994. Edge complexation reactions of cadmium on specimen and soil-derived smectite. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **58**, 762-769
- Zhao X, Saigusa M 2004. Effect of porous hydrated calcium silicate on sorption and desorption of cadmium by soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **50**, 315-319
- Zhao X, Saigusa M 2006. Fractionation and solubility of cadmium in paddy soils amended with porous hydrated calcium silicate. *J. Environ. Sciences*, **19**, 343-347

Summary

The Study on Phytoremediation by High-Cd-Accumulating Rice in Low-level Cadmium Contaminated Paddy Field and Control of Cadmium Absorption of Rice

Cadmium (Cd) is a heavy metal existed in soils normally at low levels. However, Cd causes serious damages to human health such as Itai-itai disease, when people take up diet with a rice grain grown in paddy fields polluted by a high level of Cd from current or abandoned mines. CODEX Alimentarius Commission of the United Nations Food and Agriculture Organization (FAO) and the World Health Organization (WHO) established a new international standard for Cd concentrations in a variety of staple foodstuffs; for polished rice grains, the upper limit was determined to be 0.4 mg Cd kg⁻¹ (CODEX 2006). However, the Food Agency in Japan found out the occurrences of rice grains contained higher than 1 mg Cd kg⁻¹ in rice produced all around Japan from 1997 to 2000. The problems of Cd pollution in foods had not been solved yet. In Japan, Food Safety Commission had reported the assessments of the effect of Cd concentrations in food on health, and the Provisional Tolerable Weekly Intake (PTWI) was decided to be 7 µg Cd/kg/week. Then the Ministry of Health, Labour and Welfare gave the notice of a new standard of the upper Cd concentrations in polished or unpolished rice grain at 0.4mg Cd kg⁻¹ in April 2010. Thus, the development of control technique of Cd absorption is required urgently.

In this study, I first investigated the phytoextraction of Cd in soils using hyper-accumulator rice plants, which has been proposed as a promising, environmentally-friendly, low-cost technology for decontaminating toxic metals from soil at first. Second, I investigated the effects on fertilizer application materials and methods on Cd absorption of rice, as the complements of present techniques for controlling of Cd absorption in paddy, such as flooding management in before and after heading and application of lime for raising soil pH. Thirdly, I evaluated a potential risk of

Cd absorption of crop by comparing the exchangeable Cd concentrations of soils and some soil chemical properties between contaminated and uncontaminated soils. Finally, I investigated the use of recorded data like Cd concentration in soils extracted with 0.1M-HCl and phosphate absorption coefficient for estimating the possible Cd concentration in soybean seeds.

(1) Phytoremediation of Cadmium by Rice in Low-level of Cd Contaminated Paddy Field

Effectiveness of phytoremediation using rice in low-contaminated paddy field has been studied. Six rice varieties were planted in the Andosol paddy field for 3 years, where the plow layer contained about 0.44-0.50 mg Cd kg⁻¹ extracted with 0.1 mol L⁻¹ HCl (1:5 w/v). For each variety, the order of the shoot Cd uptakes was as follows: *Kusayutaka* < *LAC 23* < *Milyang 23* < *Habataki* < *Moretsu* < *IR 8*. *IR 8* absorbed 158 g Cd ha⁻¹ in the shoot for 3 years and soil Cd concentration decreased from 0.48 mg Cd kg⁻¹ to 0.33 mg Cd kg⁻¹. Additionally, the correlation between the Cd concentration in shoot and the Cd uptakes was significant ($p < 0.001$). Therefore, cultivation for increasing Cd concentration was found to be important for increasing phytoremediation efficiency. Cd concentration of brown rice (*Koshihikahi*) after cultivation of *IR 8*, *Habataki* or *Moretsu* was found to be low in comparison with *Kusayutaka* and *LAC 23*. Based on the results of the present study. It was concluded that the cultivar *IR 8* is the most promising among the six varieties tested for phytoremediation of Cd from paddy fields contaminated with relatively low Cd concentration. However, due to 3 year cultivation of *IR 8*, the soil pH and fertility decreased, then rice production of *Koshirikari* decreased. Therefore, the application of compost and liming materials was recommended after phytoremediation by this variety.

(2) Relationship between Chemical Forms of Cadmium and Soil Properties in Contaminated and Uncontaminated Paddy Soils

The sequential extraction of Cd in soils was used to analyze the concentrations of different chemical forms

of cadmium with the soil properties of Cd-contaminated and uncontaminated paddy soils. Although, the proportion of exchangeable Cd in contaminated soil was higher than in uncontaminated soil, the proportions of soil Cd fractions did not differ between soils. The proportion of exchangeable Cd had a strong negative correlation with the cation exchange capacity, total carbon content and oxalate extractable iron, aluminum (Feo+1/2Al) in contaminated soil, but not in uncontaminated soil. Soil properties appeared to affect the proportions of soil Cd fractions, so we should consider soil properties when evaluating soil Cd mobility.

(3) The Effect of Fertilizer Application Methods at the Panicle Formation Stage on Cd Concentration in Rice Grain

To reveal the effect of fertilizer application methods at panicle formation stage on the Cd concentration in rice grain, the slow release coated urea was used with side or broadcast fertilizer applications in a plow layer instead of topdressing of urea, and the root distribution was investigated using rubidium tracer method. The root with the slow release coated urea broadcasted in planting time was suggested to grow widely. The Cd concentration in rice grain was increased significantly by application of coated urea with decrease of thousand grain weight. As the Cd concentration of rice grain was changed by fertilizer methods, we should investigate the effect of fertilizer method on Cd absorption in detail.

(4) The Control of the Cadmium Concentration of Rice Grain by the Application of Molasses

The molasses, a liquefied by-product of production of sugar from sugar cane, are one of the most easily decomposable organic matter. We investigated the effect of the application of the diluted molasses in grow period on Cd absorption of rice. The top application of diluted molasses (12 %) in water released soil at before or after heading had led to decrease the redox potential of soil. And the application of the molasses (2000kg ha⁻¹) from heading to one week after had led to decrease of the Cd

concentration of rice grain significantly. The decrease of thousand grain weight had been observed with application of the molasses at before 1 week of heading, on the other hand, the Cd concentration of rice grain had not decreased. This method is useful especially in a region under scarcity of irrigation. Thus, the new technique for decreasing Cd absorption of rice and the phytoremediation of Cd by rice in low-level of Cd contaminated paddy field had been established.

(5) Prediction of Cadmium Concentration of Soybean Seeds using Recorded Data of Cd concentrations in Unpolluted Paddy Field

This study was conducted to predict the Cd concentration of soybean seeds in different upland fields converted from paddy field using recorded data like soil Cd content extracted with 0.1M HCl, soil pH, phosphate absorption coefficient and history of field conversion. The Cd concentration of soybean seeds grown in the converted upland from paddy field at the second year or longer period was significantly lower than that of in the first year field just after conversion. This reason was due to the increase of soil pH by the application of liming material. The soil Cd concentration extracted with 0.01M HCl was correlated with the Cd concentration of soybean seed. The Cd extraction efficiency of this solution depended on the phosphate absorption coefficient, which is major indicator of Cd absorption in soil. The exchangeable Cd concentration extracted with 0.05M Ca(NO₃)₂ had a high correlation to the Cd concentration of soybean seeds in low phosphate absorption coefficient soil, because of the Cd was adsorbed with the different surface functional group in soil and main adsorbents of Cd was the negative charge of siloxane surface in 2:1 type clay mineral. In upland field which was the first converted from paddy field and less than 1,100 of the phosphate absorption coefficient, the estimation of Cd concentration of soybean seeds using the recorded data like Cd concentrations extracted with 0.1M HCl and soil pH was a practical use. The Cd concentrations in soybean seeds in other soils were lower than that of above soils significantly. Thus, it is possible to estimate Cd concentration of soybean seeds at the less

than 5 % level of significance using recorded data, to set the target of improvement of soil pH suitable for different soil Cd level and to make the Cd risk map for soybean.

制度改正に伴う新規設立法人の特徴と経営発展方策

守屋 透¹⁾・西澤 靖樹²⁾・小林 孝章³⁾・加納 義高⁴⁾・長谷川 秀夫⁵⁾・渡邊 勸⁶⁾

A characteristic and management development policy of the new establishment corporation with the revision of the agro-politics

Tooru MORIYA¹⁾, Yasuki NISHIZAWA²⁾, Takaaki KOBAYASHI³⁾, Yoshitaka KANOU⁴⁾,
Hideo HASEGAWA⁵⁾, Susumu WATANABE⁶⁾

- 1) Niigata Agricultural Research Institute(Niigata Prefectural Agricultural College)
- 2) Sado Agricultural Technology Center
- 3) Highland Agricultural Technology Center (Sanjo Regional Promotion Bureau)
- 4) Highland Agricultural Technology Center
- 5) Mountain Agricultural Technology Center(Niigata prefectural Agricultural Collage)
- 6) Mountain Agricultural Technology Center(Niigata Control Station for Pests)

Summary

In Niigata prefecture, many agricultural corporations were established from 2007 with the change of the measure. In this report, we investigated management development intention among such a new corporation and examined a new section introduction effect by the simulation.

The difference by the area was seen in the management development intention of the corporation, and scale extended intention was strong in the level ground area, and original sale intention was strong in the intermediate and mountainous area.

As a result of simulation, the income improvement effect by the scale expansion was low, and a good plan for prices of original sale was necessary.

By the new section introduction effect, around 15% of income increased by introducing a sweet corn, taro.

In the intermediate and mountainous area, a constant profit improvement effect was confirmed in the melon, the strawberry.

"Makomotake", and, "Kagurananban", the introduction at the small area was promising as a local special product.

はじめに

2005年度に経営所得安定対策等大綱が決定され、2007年産から導入された品目横断的経営安定対策をきっかけとして、全国的に急激な勢いで土地利用型作物を基幹とした新規法人設立が増加した。新潟県においても同様に、平地農業地域、都市的農業地域では水稲+大豆を中心とした法人が、中山間地域においては、水稲主体の法人が数多く設立された。

しかし、品目横断的経営安定対策は対象品目が水田では麦・大豆に絞られたこと、収入変動緩和対策が設けられたものの、傾向的な価格下落のもとでは収入補填の基準となる標準収入額も減少することから、農業経営の安定化に十分寄与しないなどの問題点が指摘されている¹⁾。

地域別には、平地農業地域においては、急速な規模拡

2013年3月22日 受理

- 1) 新潟県農業総合研究所(新潟県農業大学校)
- 2) 佐渡農業技術センター
- 3) 高冷地農業技術センター(三条地域振興局農林振興部)
- 4) 高冷地農業技術センター
- 5) 中山間地農業技術センター(新潟県農業大学校)
- 6) 中山間地農業技術センター(新潟県病害虫防除所)

大は困難であること、経営資源の余剰が生じていること、周年労働体制の確立が困難であること、麦・大豆においては生産物収入が低く、今後とも経営部門の柱となり得るか不明である。

中山間地域においては、平地に比べ土地条件や生産条件等が厳しく、一般に水稻の収益性が劣ること、兼業化や高齢化が進展していること、集落を母体とする組織が多く面積拡大に限界があること、など多くの課題を抱えている。

これらの問題は、品目横断的経営安定対策をきっかけとして設立された農業法人に限った課題ではなく、これまでに設立された法人についても同様の課題が指摘されてきたところであるが、法人設立まで急ピッチで進められた法人は、十分な準備がなされていないため、これらの問題がより顕在化しやすいことが考えられる。

これらの問題を解決する方策として、新規部門導入による経営の多角化や複合化が期待されるところであるが、導入にあたり新規設立法人の経営資源や新技術の技術習熟度を考慮した実現性の高い方策が必要である。

そのため、本稿では、新潟県内における法人の経営資源、将来構想の把握及び経営試算による新規部門導入効果の把握を行い、法人の経営発展方策について考察することとする。

第1節 新潟県内における法人の経営概況と発展方策に関する地域的特徴

新潟県における設立3年以内の新規設立法人（2004から2006）を対象に、経営資源、経営発展に対する意向調査を行うことで、農業地域区分別の特徴や経営試算のモデル経営作成の一助とすることを目的とした。

1. 方法

(1) 対象地域と対象法人数

ア 平地農業地帯（13法人）

(ア) 新潟市内における新規設立法人 4法人（2007）

(イ) 上越市内における新規設立法人 4法人（2008）

(ウ) 燕市、西蒲原郡弥彦村、三条市、新規設立法人 5法人（2009）

イ 中山間地域（14法人）

(ア) 佐渡市における新規設立法人 6法人（2007）

(イ) 中魚沼地域における新規設立法人 4法人（2007）

(ウ) 長岡市における新規設立法人 4法人（2007）

(2) 調査項目

ア 経営資源

(ア) 土地（田、畑、作付品目）

(イ) 固定資産（機械、施設）

(ウ) 人材（構成員数、オペレータ可能人数）

イ 経営発展志向

(ア) 複合化

(イ) 多角化

(ウ) 規模拡大

(エ) 付加価値化

(3) 調査手法

聞き取り調査

2. 結果及び考察

ア 平地農業地帯における農業法人

(ア) 経営形態

調査を行った新規設立法人の形態には地域の特徴がみられ、新潟地域においては有志型の法人が、上越地域においては集落営農型の法人が多く存在し、三条地域においては有志型と集落営農型の法人が混在していた。

(イ) 経営資源

全ての法人で田植機8条、コンバイン6条といった大型の機械化体系が整備されており、法人によってはそれらを2セット所有している状況であった（表1-1）。一方で、耕作面積を見ても水稻作付面積は30haから最大で95haと幅があるものの、所有している機械規模から見るとやや面積が不足しており、現状では過剰装備の傾向にあるといえる。ただし、法人によっては規模拡大を想定した機械導入を行っており、実際に委託農家の増加も予想できる地域もあったため、計画に応じた規模拡大が行われることによって適正規模に到達できる可能性もあった。

人材面では、有志型では構成員6名、オペレータ3名程度のケースが多く、集落営農型では構成員10名から最大で111名と大きな差があった。ただし、オペレータ可能人数は3~6名程度で、構成員数と比較してオペレータ数に大きな違いは見られなかった。

(ウ) 経営発展志向

調査対象法人は水稻+大豆の土地利用型作物を基幹とした経営体であり、基幹作物である水稻については

米価低迷の影響を強く受けていた。このような状況において、新潟地域の有志型の法人については、規模拡大志向がもっとも強く、次いで独自販売による付加価値向上、複合化への意向は最も低かった（表1-2）。このことは、調査対象法人の地域においてはライバルとなる大規模経営体や法人等が相対的に少なく、一定程度の規模拡大が物理的に可能であること、水稲単作地帯で園芸品目に関する栽培経験が少なく、新規品目導入に消極的であること、特別栽培への取り組みや契約栽培などに取り組んでいるため、独自販売について比較的取り組みやすい環境があることなどがその背景にある。

一方で、上越地域における集落営農型法人においては、独自販売比率の向上が最も強く、次いで近隣の直売所を利用した複合化となり、規模拡大意向はほとんど見られなかった。このことは、集落営農型の法人については集落の農地を守るという設立動機から、集落を越えて農地を集積したいという意向は希薄であり、また、法人設立時に概ね集落の農地が集積しているという状況からみてある意味当然といえよう。また、上越地域には、大規模経営体や先進的な法人など身近にライバルとなる経営体が多いことも規模拡大志向が低い原因となっていると考えられた。

独自販売については、有志型法人のように、小売店や集荷業者を通じた独自販売ではなく、有志型に比べ相対的に多い構成員の友人、知人を対象としたロコミによる独自販売を志向しており、取り組みの容易さからも有力な手法と考えられた。また、近年、これらの地域においては、JAが経営する直売所が多数設立されていることもあり、市場出荷を前提とした園芸品目導入に対して、規格、出荷量の制限が少ないことなど比較的取り組みやすい環境があることから、複合化に取り組むきっかけとして有望ととらえていた。

三条地域においては、新潟地域、上越地域の中間的な意向が見られた。

対象とした5法人ともに積極的な規模拡大志向は見られないが、近隣にライバルとなる経営体が少ないことなどから法人設立後間もないにもかかわらず経営面積は拡大傾向にあり、今後も法人からアプローチをしなくても一定程度の規模拡大は可能と判断していた。

独自販売による付加価値向上については、すでに取

り組んでいる法人もあり、比較的高い取り組み意欲が見られた。ロコミによる販売促進、業者との連携等取り組みについては法人の特徴が見られるが、取り組み初期ということもあり、保冷库や色彩選別機等ハードの導入はなく、JAの施設を利用しながら取り組みを行っている。このことは、設備投資等のリスクを抑えながら独自販売による高付加価値化を図ることが可能となり注目に値した。

複合化については、育苗ハウスを利用したオータムポエム、小松菜の栽培や近隣のJAが運営する直売所を利用した園芸品目の導入といったケースが見られた。上越地域同様、市場出荷に比べ相対的に取り組みやすい直売所を利用した複合化は、土地利用型作物を基幹とした法人にとって有効な戦略の一つと考えられた。

(エ) まとめ

新潟県の平地農業地帯において2004年から2006年に設立された農業法人にはその形態、経営発展志向に地域の特徴が見られた。

法人の形態、経営発展志向には法人の持つ経営資源が大きく影響することは当然であるが、さらに経営外部の影響、つまりライバルとなる法人や大規模経営体の存在、商圏の大小、直売所やインショップ可能な小売店の存在などにより志向する経営発展方策が異なってくる。

宮武は、法人や大規模の経営体にとって地域農業との関わりは与件であるとし、従来は独自の経営発展を阻害したり土地利用調整に対し「受け身の対応」をとらされていたが、近年、稲作経営の環境変化により大規模経営体と地域の双方に互いを必要とする状況を生み出してきているとしている²⁾。

今回の調査では、宮武の指摘する互いに必要とする状況に至った事例はなかったが、これまで比較的規模の大きな兼業農家が多く、安定兼業地帯ともいわれた新潟市近郊において、貸し手のめどもあり規模拡大による経営発展を目指す法人が多く見られたことなどから、経営体と地域の新しい関係の構築の可能性も指摘できよう。

表 1-1 平地農業地帯における新規設立法人の経営資源

	A法人 株式会社(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H19)	B法人 有限会社(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H18)	C法人 有限会社(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H18)	D法人 株式会社(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H19)
土地	水田 30.3ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ 10.5ha こいいぶき 1.4ha こがねもち 0.6ha わたぼうし 3.9ha 大豆 エンレイ 13.9ha	水田 50.0ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(特裁)2.0ha コシヒカリ(直播)1.6ha コシヒカリ(一般)13.2ha わたぼうし 2.0ha こいいぶき 4.8ha 大豆 エンレイ 26.4ha	水田47.5ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(特裁) 10.0ha コシヒカリ(一般) 9.5ha ひとめぼれ 1.6ha こいいぶき 3.4ha こがねもち 0.4ha わたぼうし 0.6ha 大豆 エンレイ 22.0ha	水田33.0ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ 10ha わたぼうし 4.3ha こいいぶき 1.4ha 大豆 エンレイ 17.3ha
固定資産(機械)	田植機8条×1台(リース) トラクタ53ps、33ps(リース) コンバイン4条×2台(リース) 乾燥機73石、40石(リース) 大豆コンバイン21ps(リース) 大豆選別機等一式(リース)	田植機8条×2台 トラクタ 75ps、56ps他計6台 コンバイン6条×1台 乾燥機80石×2台 乾燥機78石×2台(リース) 大豆用コンバイン×2台	田植機 10条×1台、8条×1台 トラクタ 46ps、33ps、31ps、19ps トラクタ 50ps(所有) コンバイン 6条×1台 乾燥機 60石、63石(所有) 乾燥機 63石×2台	田植機 10条×1台(リース) トラクタ 60ps、45ps他計5台(リース) 乾燥機 72石、70石他計3台(リース) コンバイン 5条、4条他計3台(リース) 大豆コンバイン×3台
固定資産(施設)	乾燥調整施設 900㎡(リース) 格納庫 72.9㎡(リース) 育苗ハウス 8棟(リース)	育苗ハウス 4棟 格納庫 事務所	乾燥調整施設 250㎡ 育苗ハウス5棟	乾燥調整施設 育苗ハウス6棟
人材	構成員6名 うちオペア3名 パート 男性8名、女性2名	構成員6名 うちオペア6名 パート 農繁期に家族を雇用	構成員6名 うちオペア6名 パート 農繁期に近隣住民	構成員3名 うちオペア3名 パート 農繁期に6名程度
特徴的な取組	・コシヒカリ特別栽培2haを直売 ・旧組織の任意生産組合から機械・施設をリース	・作期幅拡大のため、直播栽培を数年前から導入 ・旧組織の任意生産組合から機械の一部をリース	・水稲はごく一部を除き全て契約栽培 ・旧組織の任意生産組合から機械をリース	・旧組織の任意生産組合から機械をリース

	E法人 農事組合法人(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H19) 集落営農型	F法人 農事組合法人(水稲+大豆) 複数の任意組織が法人化(H19) 集落営農型	G法人 農事組合法人(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H19) 集落営農型	H法人 農事組合法人(水稲+大豆+野菜) 任意組織から法人化(H18) 集落営農型
土地	水田 33.8ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ 19.0ha こいいぶき 5.0ha 大豆 エンレイ(採種) 6.0ha エンレイ(一般) 3.0ha	水田 94.4ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(特裁)2.9ha コシヒカリ(直播)2.0ha コシヒカリ(一般)42.4ha こいいぶき 19.5ha 大豆 エンレイ 15.9ha ソバ 6.0ha	水田38.9ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(特裁) 15.1ha コシヒカリ(直播) 4.0ha こいいぶき 10.1ha こがねもち 0.3ha 大豆 エンレイ 7.3ha	水田29.8ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(特裁) 5ha コシヒカリ(一般) 大豆 エンレイ 6.8ha
固定資産	田植機6条×3台(リース) トラクタ53ps、33ps(リース) コンバイン5条×2台(リース) 大豆コンバイン21ps(リース) 乗用管理機×2台	田植機8条×4台(リース) トラクタ 46.56.60ps 計7台(リース) コンバイン4条×2台(リース) コンバイン5条×4台(リース)	田植機 8条×3台(リース) トラクタ 64ps、55ps、42ps(リース) トラクタ 50ps コンバイン 5条×2台(リース) 大豆コンバイン 30ps(リース)	田植機 6条、8条(リース) トラクタ 73ps、80ps(リース) コンバイン 5条×2台(リース) 乗用管理機 14ps(リース)
固定資産(施設)	育苗ハウス 7棟(リース)	育苗ハウス 2棟 育苗ハウス15棟(リース) 事務所	格納庫・事務所(リース) 格納庫(リース)	育苗ハウス3×15間 10棟(リース)
人材	構成員20名	構成員111名	構成員41名	構成員10名
特徴的な取組	・コシヒカリは全て特別栽培 ・旧組織の任意生産組合から機械・施設をリース	・JA、学校給食米、縁故米を通じた米の直売を開始している ・旧組織の任意生産組合から機械・施設をリース	・コシヒカリは全て特別栽培米。エコファーマー認定。 ・旧組織の任意生産組合から機械をリース	・旧組織の任意生産組合から機械をリース ・露地野菜(カリフラワー、エダマメ等)を地元の直売所で販売

	I法人 農事組合法人(水稲+大豆+施設園芸) 2つの任意組織が法人化(H19) 有志型	J法人 有限会社(水稲+大豆) 任意組織から法人化(H18) 有志型	K法人 農事組合法人(水稲+大豆+露地野菜) 任意組織から法人化(H16) 有志型	L法人 農事組合法人(水稲+大豆+野菜) 任意組織から法人化(H19) 集落営農型	M法人 農事組合法人(水稲+大豆+露地野菜) 任意組織から法人化(H18) 集落営農型
土地	水田 36.0ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ 16.8ha こいいぶき 7.0ha わたぼうし 1.2ha コシヒカリ(直播) 1.5ha 大豆 エンレイ 17.0ha	水田 20.8ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ 8.0ha こいいぶき 5.0ha こがねもち 0.2ha 大豆 エンレイ 26.0ha	水田21.2ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(3割減) 2.2ha コシヒカリ(5割減) 11.5ha こいいぶき 2.6ha こがねもち 0.4ha 大豆 エンレイ 5.0ha タマネギ 0.2ha	水田40.3ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ(無・無) 2.1ha コシヒカリ(5割減) 14.2ha こいいぶき(直播) 2.1ha こがねもち 1.9ha 大豆 エンレイ 15.0ha 枝豆 2.2ha ハウスイチゴ 7.8a	水田 55.9ha(自作地0ha) 畑 0ha 水稲 コシヒカリ 30.7ha こいいぶき(直播) 12.8ha 大豆 エンレイ 8.9ha サトイモ 0.9ha 大豆防除作業委託託 126.7ha
固定資産(機械)	田植機8条×2台 トラクタ65ps、33ps コンバイン5条×2台 大豆コンバイン 2条×1台 乾燥機 65石×2台	田植機8条×1台 トラクタ 64.33.26.15ps 4台 コンバイン3条×1台、5条×1台 大豆コンバイン 1台	田植機 8条×2台 トラクタ 38ps×1台、38ps×1台(リース) コンバイン 5条×2台 大豆コンバイン 38ps×1台 乾燥機 46石×4台	田植機 8条×1台 トラクタ 50ps×1台 コンバイン 6条×1台、4条×1台(リース) 乾燥機 60石×1台、45石×2台(リース) 枝豆定植機×1台	田植機 6条×3台、直播機6条×1台 トラクタ 80ps×1台、65ps×2台 コンバイン 6条×2台 乗用管理機×1台
固定資産(施設)	育苗ハウス 5棟	育苗ハウス 5棟	ライスセンター 200㎡ 育苗ハウス 6棟	育苗ハウス 4棟 イチゴハウス 3棟	格納庫
人材	構成員12名	構成員4名	出資者6名+常時雇用3名	構成員15名+常時雇用2名	構成員 20名
特徴的な取組	・従業員の仕事確保のため、ハウスの有効利用のため薬物の栽培に取り組み、JAの直売所にも出荷。 ・現在構成員が独自に行っている園芸品目を法人に導入するか検討中。	・経営への貢献度は水稲よりも大豆。 ・現在構成員が独自に行っている園芸品目を法人に導入するか検討中。	・米の直接販売も手がけている。経営全体の3割程度まで拡大したい。 ・従業員の仕事量確保のため一部露地野菜に取り組み中。	・ハウスイチゴの直売を手がける。近隣住民に人気があり拡大意向有り。 ・米の直接販売も手がけている。ニーズもあり拡大意向有り。	・ネギ、サトイモ、エダマメ等を転換畑で栽培。サトイモが有望。 ・前身の任意生産組合時代から直播に取り組み、今後も拡大意向有り。

表 1-2 平地農業地帯における新規設立法人の経営発展志向

	A法人	B法人	C法人	D法人	
規模拡大	<ul style="list-style-type: none"> ・水稲の作付規模については、現状維持を目標とし、規模拡大については特に考えていない。 ・全面的に特別栽培に取り組み、むしろ反収の向上による所得向上を図りたい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・複数の任意組合が合併し、一つの集落営農型法人として設立されたため、規模も大きく、現状維持が目標となる。 ・構成員は100名を超えるが、オペレータは65～70歳が中心であり、若いオペレータを確保しないと現状維持も困難。 ・特別栽培米の反収が一般栽培に比べ60kg程度低い。一般栽培米も460kg程度とやや低いので、反収の向上により収益を確保したい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・集落営農型の特徴である、地域の農地を自分たちで守る、が基本的なスタンスであり、積極的な規模拡大は志向しない。 ・外部から委託の要望があるが、3年を1サイクルとした経営を考えており、サイクル終了までは現状維持の方針。 ・特別栽培や直播に取り組み、そのためコンヒカリの反収が460kg程度とやや低い。当面は反収の向上により収益を確保したい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在の30ha規模から10ha程度拡大したい。 ・競合法人や担い手農家の存在もあり、当面は現状維持とらざるを得ない。 	
付加価値	<ul style="list-style-type: none"> ・現在、全面的に特別栽培に取り組み、もう少しプレミアムがつくとよいが今後も継続したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・特別栽培米はプレミアムは低いが、転作カウント扱いとなり今後も拡大したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在もコンヒカリの作付の80%は特別栽培米であり、今後も継続して取り組みたい 		
多角化	<ul style="list-style-type: none"> ・一部、構成員へ保米を販売している。積極的な独自販売はノウハウや人材の面で不安があり当面行うつもりはない。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在も直売は行っている。構成員が多いため、縁故米を通じた直売の取組を拡大し収益を確保したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・縁故米を通じた直売の取組を拡大し、収益を確保したい。 		
複合化	<ul style="list-style-type: none"> ・任意生産組合時にオータムポエムの栽培経験がある。構成員の高齢化もあり、主に作業を行う女性の人材が不足しており、法人としては取り組みづらい 	<ul style="list-style-type: none"> ・近隣の「道の駅」にトマト、エダマなどを出荷している。 ・育苗ハウスが多いため、有効に利用したい。オータムポエムについて取り組んでみたい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・まだ構想段階ではあるが、果樹を導入したい。 ・導入品目に関しては、夢のある品目とし、構成員の興味方に喜んで参加してもらえようとした。 	<ul style="list-style-type: none"> ・規模拡大が当面困難な状況であり、カリフラワーや枝豆など複合化で収益を確保したい。 ・JAの直売所が法人化とほぼ同時に開設した。規格や選別の手間なども軽減され、販路として活用している。 ・収支トントン程度でよいので冬場の品目が欲しい。オータムポエムは現状で限界。 	
	E法人	F法人	G法人	H法人	
規模拡大	<ul style="list-style-type: none"> ・水稲の作付を全面受託により25ha程度まで拡大したい ・支払地代の低減が課題だが、数年かけて話し合いで徐々に解決していきたい 	<ul style="list-style-type: none"> ・一人10haと考え、60ha程度まで水稲を全面受託により拡大したい ・米価低落の影響で、農地集積は順調に拡大するのではないかと考えている ・支払地代が50,000円/10aと極めて高い。本年度は見直しを行っているが、適正な価格とならないと規模拡大は困難。 ・60haの水稲作付には育苗ハウスの制限と作期幅拡大の観点から直播が不可欠。技術も習得してきたので6ha程度まで拡大したい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・水稲の作付規模は100ha程度まで全面受託により拡大したい ・18haからスタートしたが1年で7haほど拡大した。米価低迷によりさらに委託が増えることを予想 ・コンヒカリ中心のため、作期幅拡大と育苗ハウスの関係から直播栽培を導入したい ・支払地代が高く、適正な価格とならないと経営を圧迫する 	<ul style="list-style-type: none"> ・水稲の作付を全面受託により100ha程度まで拡大したい ・地代が48,000円と高く、経営を圧迫している。現在改訂しているが、適正な価格にならないと規模拡大は困難。 ・代表者の息子は、別に施設園芸を専業で行っている。ノウハウ等の習得は容易だが、組織としては水稲+大豆で規模拡大で経営を営 ・米価低落の影響で農地集積は順調に拡大すると考えている 	
付加価値	<ul style="list-style-type: none"> ・特別栽培など高付加価値への取組を強化したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・特栽培米は+500円とプレミアムは低いが、転作カウント10%の扱いとなり今後も拡大したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・他の農家と共同で堆肥センターを所有している。ニーズにもよるが特栽培の拡大を検討したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・今後、コンヒカリの特別栽培に取り組みたい 	
多角化	<ul style="list-style-type: none"> ・水稲の独自販売比率を上げたい ・ミノ加工に取り組みたいが、販売ノウハウを持った人材を雇用したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・米の直売についても今後検討したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在5社程度の卸と取引を行っているが、規模拡大にともない販売チャネルの拡大も検討したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・地域の信頼を得るにはJAとのつきあいが大事。100%JA利用で直売等は行わない。 	
複合化	<ul style="list-style-type: none"> ・育苗ハウスを多く持っているの、収支トントンレベルの品目があれば導入してみたい ・機械化可能な露地野菜について導入を検討したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・個人で空芯菜、エダマ栽培の経験がある。新たな品目は技術的な不安等もあるためこれらを導入することも今後考えたい。 			
	I法人	J法人	K法人	L法人	M法人
規模拡大	<ul style="list-style-type: none"> ・水稲の作付規模については、現状維持を目標とし、規模拡大については特に考えていない。 ・業者との連携で特別栽培に取り組み、むしろ反収・販売単価向上による所得向上を図りたい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・町全体で担い手が少ない。集落内での規模拡大は限界があるが、集落外から委託の依頼が増加している。 ・積極的な規模拡大よりもむしろ独自販売による販売価格向上を目指したい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・規模拡大よりもむしろ作業受託面積拡大を志向している。 ・ライセンサーの稼働率がまだ余裕があるため、こちらの規模を増やしたい。 ・作業受託については、今後も増加する見込み。特に集落外からの委託が近年増加している。 	<ul style="list-style-type: none"> ・積極的な規模拡大の志向はない。 ・ただし、集落内からの要請は基本的に受け入れる考えである。 ・こちらから働きかけなくとも現在の経営規模に10～20ha程度増加することになると考えている。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在、OEや個人の乾燥機に対応している乾燥・調整を法人に導入する意向がある。 ・乾燥・調整が自前でできるようになれば現在の経営規模に10ha程度拡大したい。 ・直播栽培の経験が豊富で、面積拡大も直播を拡大することで対応できると考えている。
付加価値	<ul style="list-style-type: none"> ・現在、特別栽培に取り組み、業者からのニーズもあり今後も継続したい 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在のところ取り組みはないが、今後取り組みたい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在、特別栽培に取り組み、業者からのニーズもあり今後も継続したい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・一部無農薬栽培に取り組みたい。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在は行っていない。独自販売を行える見込みが立てば考えたい。
多角化	<ul style="list-style-type: none"> ・色彩選別機、保管庫はJAの協力を得て取り組んでいる。ハードの導入は当面行うつもりはない。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在のところ行っていないが今後行いたい。販売ルートの開拓が課題。 	<ul style="list-style-type: none"> ・コンヒカリの30%程度を独自販売している。口コミで広がっている。 ・インターネット販売も行っているがごく少量。 ・JAからのすすめでタマネギに取り組み始めた。 ・オクラ、ジャガイモ、小松菜なども面積は少ないものの取り組んでいる。人件費を計算すると割に合わないものもあるが仕事量の確保も必要なので一定程度継続。 	<ul style="list-style-type: none"> ・JA出荷が基本だが、一部を独自販売している。生協との契約取引を行っており、ニーズがなければ拡大意向有り。 	<ul style="list-style-type: none"> ・現在は行っていないが、今後積極的に取り組みたい。 ・栽培方法よりも品種による差別化を図りたい。 ・露地野菜は交付金の準備により取り組みを考える。 ・重粘土地帯で作付けできる品目が限られる。
複合化	<ul style="list-style-type: none"> ・育苗ハウスの有効利用及び一定期間労働する機会を自前に施設園芸に取り組んでいる。 ・施設園芸については、栽培経験はほとんどないため、様々な品目を少量ずつ取り組み、経験を重ねている。 	<ul style="list-style-type: none"> ・任意生産組織時代には行ったが現在休止中。 ・現在、構成員の何名かは個人で園芸品目の栽培を行っている。水稲、大豆と競合しない品目を導入することも検討している。 			

イ 中山間地域における農業法人

(ア) 経営形態

中山間地域における新規設立法人は、平地農業地帯と傾向が異なり、水稻を中心とした10ha前後の法人が主体となっていた。法人形態としては、中魚沼地域では集落営農型、佐渡市、長岡市では有志型の組織が主体となっていた。

(イ) 経営資源

田植機では乗用6条、コンバインは4条と平地農業地帯に比較し一回り小さな機械装備を1セット所有する形態が多く、また、リース事業の利用も多かった。

耕地面積は地域・組織形態による差が大きく、佐渡市では10~20ha、中魚沼地域では集落営農型は16~57ha、有志型で8haとなっており、長岡市では佐渡と同様10~20haとなっていた(表1-3,表1-4,表1-5)。

平地農業地帯と異なり、所有あるいはリース事業を活用した機械装備は過剰装備とはなっておらず、一部ではやや能力不足の傾向さえ見られる状況となっていた。

人材面では、有志型の法人で構成員は3~7名、オペレータ数は3名程度となっており、集落営農型の法人では構成員数は19~347名と大きな差が見られ、また、オペレータ数は8~19名と平地農業地帯の集落営農型と比較してもオペレータの数が多傾向が見られた。

(ウ) 経営発展志向

佐渡市における法人では、6法人とも水稻面積の拡大による経営発展を志向していた。しかし、条件不利地を抱える地帯でもあり、いかに条件の良い耕作地を集積するかが課題となっていた(表1-6)。

また、有機栽培やトキブランドとしての販路拡大等の意向は見られたものの、独自販売については1法人を除き消極的であった。

複合化に関しては、1法人を除き取り組みは見られず、栽培技術的な不安や新規投資に対する忌避感もあり、積極的な導入意向は見られなかったものの、水稻育苗ハウスの有効利用など多額の費用が必要でない品目が園芸品目導入のきっかけとなるものと考えられた。

中魚沼地域における法人では、4法人のうち3法人が水稻の規模拡大による経営発展を、1法人が高付加価値化による経営発展を志向していた(表1-7)。

また、複合化に関しては、1法人では既に複合部門と

してイチゴを導入しており、さらなる規模拡大と新規園芸品目の導入による冬期間の生産拡大を志向しており、残る3法人においても冬期品目の導入を検討していた。ただし、水稻の規模拡大を最優先課題としているため、水稻との作業競合がないことが導入条件となっており、ついで初期投資が少ないことをあげていた。

長岡市における法人では、4法人とも集落営農型の組織であり、規模拡大による経営発展意向はほとんど見られない(表1-8)。経営発展意向でもっとも強いのは独自販売や特別栽培、地域性を活かしたハザ掛け米等による販路拡大方策であった。複合化に関しては、主として初期投資額に対する不安から積極的な導入意向は見られなかったが、野菜や山菜といった新規部門の導入やそれらの加工といった経営の多角化に関して長期的な視野から導入を検討する意向も見られた。その際に、既存の施設や機械といった経営資源を有効に使えることが導入条件となっていた。

(エ) まとめ

中山間地域における農業法人については、基幹作物である水稻については有志型の組織で規模拡大志向が見られたものの、独自販売志向は低く、特別栽培等による付加価値化を志向している傾向が見られた。これらの地域においては平地農業地域に比べ土地生産性や作業効率といった点で不利な条件下であることが多いため、現有の経営資源、特に機械装備の限界を見極め規模拡大や栽培方法の変更について考慮する必要がある。

また、複合化や多角化に関しても積極的な導入意向を示す法人は少なかったものの、潜在的なニーズを感じることができたが、特に経営体規模が平地農業地域に比較して小さいことから初期投資額が導入意向の大きな問題としてとらえることができた。

高橋らは、集落営農型組織の発展方策について、これまで必要とされていた主たる従事者をあえて確保せず、退職者等を中心に面的な土地利用調整に基づいた高いマネジメントを実現し、集落ぐるみ組織の成長・発展を図っていく方向と、集落営農の合併という新たな展開が生じていることを指摘している³⁾。これらの展開は、今回の調査事例では見られなかったものの、経営資源に限りがあり、平地農業地帯に比較して土地生産性が低い中山間地域において非常に参考となる指摘といえよう。

表 1-3 佐渡における新規設立法人の経営資源

	A法人 (有限会社) (水稲+大豆)	B法人 (有限会社) (水稲+大豆)	C法人 (農事組合法人) (水稲)	D法人 (農事組合法人) (水稲+大豆)	E法人 (有限会社) (水稲)	F法人 (有限会社) (水稲+果樹 +野菜)
土地	水田21ha (所有0.4ha) 作業受託13ha 普通畑0ha	水田7.3ha (所有0ha) 普通畑4.8ha	水田9.8ha (所有0ha) 普通畑 0ha	水田22.3ha (所有0ha) 普通畑3.6ha	水田15ha (所有0.9ha)	水田13.4ha (所有1ha) 果樹園地 2.85ha 施設ハウス 18a
固定資産 (機械)	田植機6条×1 トラクタ25ps×1 コンバイン6刈×1	田植機6条×1 トラクタ33ps×1 コンバイン4刈×1 乾燥機48石×1	田植機3条×1 トラクタ33ps×1 (機械はリース)	田植機6条×1 田植機8条×1 (機械はリース)	田植機6条×1 トラクタ26ps×1 コンバイン4条×1	田植機8条×1 トラクタ33ps×1 、28ps×1 コンバイン4条×1 SS1000リトル×1
固定資産 (施設)	育苗ハウス385 m ² ×13棟	育苗ハウス280 m ² ×4棟	育苗ハウス194 m ² ×2棟	育苗ハウス165 m ² ×7棟	育苗ハウス203 m ² ×5棟	ハウス900m ² ×1棟 ハウス450m ² ×2棟
人材	構成員7名 オペレータ3名 臨時雇用 延べ13名	構成員4名 オペレータ3名 臨時雇用なし	構成員5名 オペレータ5名 臨時雇用なし	構成員15名 オペレータ7名 臨時雇用 延べ16名	構成員3名 オペレータ2名 臨時雇用1名	構成員3名 オペレータ3名 臨時雇用3名
特徴的な 取組	トキ放鳥を控え、 栽培米すべてが 5割減以上 (特栽培6ha、減 農薬無化学肥料 栽培 6ha、不耕 起栽培1ha) 100%農協経由 で販売有機質肥 料を独自で製造 水稲苗受託 14000箱	特栽培3.5ha古 代米や田んぼ アート、搾油用 のみまわり栽培 などを通じ、消費 者との交流を積 極的に図っている。	トキ放鳥を控え、 水田の栽培面積 50%が特栽培米 (10ha)水稲苗受 託8000箱	トキ放鳥を控え、 水田の栽培面積 50%が特栽培米 (10ha)水稲苗受 託8000箱	栽培米すべてを 農協経由で販売 (3割減)転作 対応では5haを 調整水田	稲作は無農薬無化学肥 料栽培及び減農薬減化 学肥料栽培、不耕起栽 培や冬期湛水栽培に取 り組むなど、環境にやさ しい農業生産をめざして おり、2007年にはエコ ファーマーに認証され た。柿やいちごについて も、減農薬減化学肥料 に取り組んでおり、イン ターネットなどによる独 自販売も行っている。

表 1-4 長岡市における新規設立法人の経営資源

	A法人 (水稲)	B法人 (水稲)	C法人 (水稲)	D法人 (水稲)
土地	水田所有地 0ha 水田借入地 12ha (集落内95%) 普通畑 0ha	水田所有地 0ha 水田借入地 11ha (集落内100%) 普通畑 0ha	水田所有地 0ha 水田借入地 7.8ha (集落内94%) 普通畑 0.2ha(借入地)	水田所有地 0ha 水田借入地 20.3ha (集落内100%) 普通畑 0ha
固定資産 (機械)	田植機5条 1台 コンバイン3条 1台 乾燥機5反 1台 乾燥機3反 1台	田植機5条 2台 トラクタ34PS他 2台 コンバイン3条他 2台 乾燥機5反 1台 乾燥機3反 1台	田植機6条 1台	田植機8条 1台 トラクタ33PS 1台 コンバイン5条他 2台
固定資産 (施設)	乾燥調整施設鉄骨2F	育苗ハウス 97.2m ² ×4棟		育苗ハウス 78m ² ×8棟
人材	構成員 27名 オペレータ 14名 臨時雇用 なし	構成員 19名 オペレータ 19名 臨時雇用 なし	構成員 7名 オペレータ 5名 臨時雇用 なし	構成員 40名 オペレータ 8名 臨時雇用 なし
特徴的な 取組	特栽培 9.2ha 総合生産協へ米を5割出荷している	作業になれてもらうため構成員 全員からオペレータになってもらう 棚田オーナー制度をインターネットで募集	ロコミで減農薬米及び減農薬、 ハザ掛け米を独自ルートで販売 標高が高いため一部「きらら397」 を作付け	現在JAを中心に出荷 かぐらなんぼんの加工や山菜の 出荷、わら細工を実施しているが 収益に結びついてない。

表 1-5 中魚沼地域における新規設立法人の経営資源

法人名(組織形態)	A法人(株式会社)	B法人(株式会社)	C法人(株式会社)	D法人(有限会社)
部門構成	水稲、大豆、ソバ、イチゴ、農機、農産加工、水稲作業委託、水稲苗販売	水稲、大豆、ソバ、サトイモ、水稲作業委託、水稲苗販売	水稲、ソバ、水稲苗販売	水稲、水稲作業委託
農外部門	従業員の出向	従業員の出向		機械整備(農作業機械等)
所有地	水田(a) 畑(b)	71 0	0 0	0 0
借入地	水田(a) 畑(b)	5,668 0	2,709 0	1,622 0
計	5,739	2,709	1,622	765
水稲作業委託(a)※1	89,246	30,024	80,729	920
主な固定資産 ※2	施設	(すべてF-2)	(すべてF-2)	事務所・機械整備所(1)
	機械	21577(1)、15777(1)、播種機(1)、大豆コバ(3)、大豆色彩選別機(1)、大豆粒選別機(1)、大豆乾燥機(1)、そば石挽機(1)、415(1)、餅つき器(1)	(すべてF-2)	田植機6条(1)、コバ刈り8条(1)、乾燥機32石(1)
人材	構成員数	347	186	54
	常時従業員数(含む含む)	18	10	4
	臨時雇用者延べ数(人数×日数)	60	50	173
特徴的な取組	・米の4割を独自で販売 ・県特別農産物認証米の生産(7ha) ・中山間地直銷委託制度活用 ・秋販売の実施 ・冬季に除雪作業の会社へ従業員の出向がある	・米はすべて県特別農産物 認証米 ・冬季に除雪作業の会社へ 従業員の出向がある		・米の9割を独自で販売(個別消費者と仲買業者) ・秋販売の実施 ・県特別農産物認証米の生産(1.3ha) ・体験農園の実施 ・農作業機械整備の請負 ・生産調整は地帯間調整で達成

※注1 耕起・代かき、田植、刈取、乾燥・調整の累計面積。
※注2 A法人・D法人は、固定資産以外にリースの施設・機械がある。

表 1-6 佐渡における新規設立法人の経営発展志向

A法人 (有限会社) (水稲+大豆)	B法人 (有限会社) (水稲+大豆)	C法人 (農事組合法人) (水稲)	D法人 (農事組合法人) (水稲+大豆)	E法人 (有限会社) (水稲)	F法人 (有限会社) (水稲+果樹 +野菜)
全面受託により水稲40haまで拡大。特裁米の取り組み拡大を図りたい。JA経由で、特裁米の販路を拡大したい。パート雇用しても取支合う品目あれば、水稲育苗ハウス後を有効活用してみたい。	全面受託により水稲10haまで拡大。特裁米の取り組み拡大を図りたい。米価下落による所得低減が課題。インターネットによる独自販売に組みたい。水稲育苗ハウスの後利用は、作目を模索中。	水田面積は現状維持。すべて特裁米としたい。独自販売に組みたい。法人としての園芸の取り組みはないが、構成員個々では花卉等の栽培に組み込んでいる。園芸では個々の栽培技術面から取り組みは難しい。	特裁米の面積拡大を図り、独自販路開拓に組みたい。また、水稲育苗部門の強化拡大を図りたい。水稲育苗ハウスの後利用は、構成員個々に貸し出して、園芸栽培等を行っている。	栽培面積の3割程度が集落内であるが、今後より農地集積をはかることで、面積を拡大していきたい。また、支払い地代など生産コスト低下による収益確保をめざす。園芸導入による複合営農も、経営発展方策のひとつであるが、水稲との作業競合や施設への投資、栽培技術等への不安などから大面積での栽培は考えていない。しかし水稲育苗ハウスの有効利用などから、ねぎ等の野菜を栽培していきたい。	特裁米の取り組み拡大を図りたい。米価下落による所得低減が課題であるが、環境に優しい農産物生産による差別化やインターネットによる独自販売などで、有利販売に結びつけたい。水稲の他に柿、ネクタリン、リンゴなどの果樹、いちごなどの野菜を栽培しているが、新規作物として西洋なしにも取り組んでいきたい。

表 1-7 長岡市における新規設立法人の経営発展志向

	A法人	B法人	C法人	D法人
規模拡大	・地域の農業を守るために組織化した。これ以上の面積拡大は、機械・施設の増加につながり考えていない。	・地域の農業を守るために組織化した。これ以上の面積拡大は、機械・施設の増加につながり考えていない。	・地域の農業を守るために組織化した。現在作付け面積が8haしかないため、標高(550m)を利用しての平場の水田全面受託を考えている。	・地域の農業を守るために組織化した。中山間地だが基盤整備が進んでいる地域。
付加価値	・今進めている総合生協への販売に力を注ぎ経営基盤を安定させたい。	・棚田オーナー制度活用し、口コシ等で生産量の50%の販売路拡大を図りたい。		・米は現在5割減で12t、8割減で9t、残りをJAIに出荷しているが、ハザ掛け米や減減米として全量独自ルート販売したい。
多角化	・モチ加工に興味はあるが、川口町を対象とした小規模の販売にとどめたい。			
複合化	・法人の中心が50代なので、あと5年～10年先には園芸に組み組みたいが、機械、施設整備に金をかけたくない。小果樹やウワバミソウ、マコモに興味がある。	・育苗ハウスの後利用で女性でもできる作物の導入を考えたい。	・野菜や山菜、加工をしたい意向もあるが、機械、施設への投資に不安を持っている。	・米以外にも特産品を早く見つけた。ウ、アラコシ、カガランハンの加工は一部で始めている。

表 1-8 中魚沼地域における新規設立法人の経営発展志向

	A法人	B法人	C法人	D法人	
経営発展方向	水稲部門の強化と水稲以外部門の充実により、経営発展を進める	設立間もないため、経営基盤の安定を優先とし、水稲部門の強化を中心に進めていく(規模拡大とコスト低減)	設立間もないため、経営基盤の安定を優先とし、水稲部門の強化を中心に進めていく(規模拡大)	基盤整備を契機に、水稲の規模拡大を図り、経営発展を進める	
経営発展方策	付加価値化	・機械性成分を含む米等を生産し、米の品質を高めやしていく			
	規模拡大		・利用権設定により、水稲の規模を拡大していく	・利用権設定により水稲の規模を4～5ha拡大したい	
	複合経営の強化	・イチゴの生産拡大 ・冬季収入の確保として、地域内で消費できる園芸品目を増やしていく	・冬季(特に1～2月)に採算が合う品目を導入したい	・将来的に冬季に採算が合う園芸品目を導入したい	・作業受託と利用権設定で、水稲規模を3倍まで拡大していく(できるだけ作業受託で拡大を回る)
	販売の強化	・販売専門の従業員を雇えるまで、直接(独自)販売を拡大したい	・将来的にネット販売等の直接(独自)販売に組み込みたい		・冬季に採算が合う品目を導入したい ・将来的に園芸品目を導入したい
	その他	・水稲(コシヒカリ)の作業効率を回り、機械の台数を減らしていく	・雇管理の効率化を図りたい ・水稲の育苗生産の効率化(機械化等)を図りたい	・後継者の確保・育成が必要(通年雇用ができないため、確保が困難)	・雇管理の効率化を図りたい
新規品目導入・選定条件	・冬季に生産する品目 ・地域内で消費できる園芸品目	・水稲と作業競合がなく、機械化している品目 ・初期投資が少額な品目(金額は具体化していない)	・初期投資が少額な品目(金額は具体化していない) ・水稲と作業競合が少ない品目 ・後継者の確保につながる品目	・初期投資が少額な品目(金額は具体化していない) ・水稲と作業競合が少ない品目	

第2節 県外先進的農業法人における経営発展方策

先進的な経営を行っている法人経営体において、その経営発展を支える意志決定には新規設立法人にとって参考となる事例も多い。そのため、県外における先進的な農業法人を対象に経営発展の経過と意志決定要因等を調査し、新規設立法人の経営発展方策の検討材料とすることを目的とした。

1. 方法

ア 調査対象法人（4法人）

兵庫県姫路市 法人A（2007）

滋賀県野洲市 法人B（2007）

栃木県小山市 法人C（2008）

栃木県下都賀郡 法人D（2008）

イ 調査項目

（ア）組織の概要（経営資源、設立目的等）

（イ）経営発展の特徴

（ウ）経営発展志向

ウ 調査方法

聞き取り調査

2. 結果及び考察

ア A法人（兵庫県姫路市）

（ア）法人の概要と特徴

A法人は1995年に設立されたJA出資型の法人で、自ら資本装備はほとんど行わず、出資者でもあるJAのリース事業を活用することで、経費の削減とJA所有資産の有効利用を図っている（表3-1）。

JA出資型の法人は、市町村の農業公社とよく似た性格を持つが、代表者は以下のメリットを上げJA出資型法人を選択している。

- ・JA出資といえども会社であり、採算性確保に向けた取組に対し農家の理解を得やすい
- ・JAの協力を得ることで料金の収集等手間のかかる事務仕事を簡素化できる
- ・JAという巨大資本がバックにあることで地域住民からの信頼を得やすい
- ・JAの出資比率にもよるが経営者の独自性を発揮できる

一方で、農業公社等と同様に条件不利なほ場であっても引き受けざるを得ないため、作業効率は低くなるというデメリットも存在する。

（イ）経営発展の経緯と今後の方向

土地利用型作物を経営の基幹とした法人であり今後

も規模拡大による経営発展を志向しているが、地域の転作率は49%と高く、また、条件不利な市街化区域を多数抱えており、土地生産性は高いとはいえない。そのため、経費削減が最重要課題となる。最も特徴的な取り組みは、数年の時間をかけ地主と交渉することにより支払地代を0円にしていることである。これは、完全な借り手市場であり地主にとって再び農業に携わることができない状況であったため成し遂げることができた。

イ B法人（滋賀県野洲市）

（ア）法人の概要と特徴

B法人は、大規模な土地利用型作物を中心とした法人で、資本装備についても汎用コンバインを7台所有するなど非常に大型の装備状況となっている（表3-2）。

また、B法人の大きな特徴は有限会社からスタートし、平成8年にはJAから一部出資を受けた有限会社となり、平成13年には株式会社となっている。有限会社から株式会社への移行は意思決定の方法が株式会社の方がスムーズに行えるということで、制度の改正に敏感に反応しよりよい組織形態を選択している。

（イ）経営発展の経緯と今後の方向

特定農業法人として地域の条件不利地でも引き受ける性格を持ち、かつ、JA出資ということでさらにそれが顕著となるが、逆に地域からの信頼度が高まりほぼ10ha/年という高いレベルで規模拡大が行われてきた。

今後も規模拡大による経営発展を志向しているが、土地利用型作物を中心とした経営体の共通の課題である冬期間の労力活用については、機械の整備と小麦跡のキャベツ栽培を2ha行っている程度で、余力のある期間としている。今後も基本的に冬期間に多くの仕事をするという計画はなく、春から秋までに1年分の収入を得るといった割り切った経営スタイルを行う予定としている。

ウ C法人（栃木県小山市）

（ア）法人の概要と特徴

C法人はいちごの観光農園をスタートに、加工品の作成・販売、野菜・果樹の体験農園、ビュッフェスタイルのレストラン経営など多様な事業展開を図っている（表3-3）。

C法人がいちごのもぎ取りを計画した際にすでに数多くのいちごの観光農園があった。代表者は数多くの観光農園に出向き、客としての目線で不満足な点を把握した。実際に経営を始めるときに、その時不満に感じ

た点を解決できる取組を行うことで差別化が可能と判断した。

(イ) 経営発展の経緯と今後の方向

C 法人では、よく用いられるいちごの栽培方法や品種などによる差別化は行っていない。「完熟」いちごを「食べただけ食べることができる」ことが差別化のポイントである。そのため、完全予約制とし一つのハウスに入る人数、顧客属性などを事前に把握している。

いちごのもぎ取りだけでは集客できるのは12月から5月までとなる。そのため、ブルーベリー、サクランボなどいちごと競合せず、集客力のある果樹を導入している。また、月に1度ジャムづくりなどのイベントを行い、農場のアピールとリピーターの確保に努めている。

エ D 法人（栃木県下都賀郡）

(ア) 法人の概要と特徴

D 法人は房なりのトマトを商標登録した独自ブランドで販売するとともに、加工品の製造・販売を行っている有限会社である（表3-4）。

元々手がけていた「桃太郎」では差別化に限界を感じ、オランダの種苗会社の房なりトマトを導入し製品の差別化を図った。このことにより「桃太郎」で200～300円/kgが限界であった単価が600～700円/kgという高単価を実現できた。

(イ) 経営発展の経緯と今後の方向

D 法人の差別化のポイントは、房なりトマトを房の上から下まで熟した状態で出荷することにある。品種特性として房の上の果実が裂果しやすく、高い技術力で裏付けされている。

加工品の製造は、房の位置により熟度が異なる品種特性を活かした製品作りを行っている。一般的なトマ

トの加工品であるジュース等ではこの特徴を生かすのが困難であり、ソース、ジャムなど適応可能な商品を選択することで、未熟な果実の有効利用と製品の差別化を実現している。

オ まとめ

以上、県外の先進的農業法人の経営発展方策について、特徴的な4法人の結果をまとめた。

A,B 法人は、水稻を基幹とした経営体であり、また、必ずしも恵まれた土地条件ではない中、効率的な規模拡大を行うためJA出資という選択を行い経営発展を遂げてきた事例である。A法人はJAの機械リース、B法人は大型機械の自己所有という違いはあるものの、機械の減価償却費低減を図り、また、農業法人だけでは長い年月が必要となる地域からの信頼をJAというバックボーンを持つことで比較的短期間で成し遂げ、順調に規模拡大を行ってきていることは新潟県においても参考となる取り組みといえよう。

また、C,D 法人は水稻以外の品目を中心とした複合化、多角化により経営発展を遂げてきた経営体である。

C,D 法人ともに調査時には非常に大きな規模で経営を行っており、新規設立法人がいきなりこの規模で取り組みをまねることは現実的ではないが、C法人における観光農園の差別化のポイントやD法人の品種選定と高い技術に裏付けされた容易にまねされることのない差別化の取り組みについては、新規設立法人にも取り組み意欲の見られた独自販売や付加価値化への取り組みの際に検討すべきポイントとして参考となるものと考えられた。

表 2-1 A 法人の経営概況及び経営発展志向

会社形態	平成7年3月 有限会社設立 平成11年6月 特定農業法人認定
資本金	300万円 うち構成員160万円 JA140万円
労働力	構成員、社員計5名
地域概況	市内約4,000haの農地のうち約半分の2,000haが市街化区域に属し、大量の耕作放棄地が存在する。JAでは耕作放棄地の草刈事業を外部オペレータに委託するなどその対応に苦慮していた。市街化区域の農地は2a程度の農地があるなど耕作条件も悪く、一般の農家は引き受けない。
主要装備	トラクタ52ps、46ps、36ps他計5台、側条施肥装置付き田植機6条×2台、8条1台、コンバイン5条×2台4条×1台、3条×1台、車載専用トラック2台、水田管理用ビークル1台他 (基本的に農機はJA所有の機械をリース)
主要作物	水稲35ha(キヌヒカリ、ヒノヒカリ、みつひかり他6～8品種程度) 小麦15ha、飼料用イネ5ha、キャベツ2ha 作業受託：耕耘50ha、収穫30ha、田植え8ha、他
経営の特徴	<ul style="list-style-type: none"> JA出資型法人として、農業公社的な役割を持つ 活動範囲は広域にわたり、最大で40km離れたほ場を持つなど作業の効率は低い 市街化区域を中心に条件不利地や転作地の引き受けが多く土地生産性が低い 100haを超えるほ場を管理しているため、畦畔の草刈70ha程度を外部委託している 集落により水管理、転作の対応などが異なるためこれらについては基本的に引き受けない 米の販売は、JAを通じ約80%が契約販売 JAを通じ大手外食チェーン店とみつひかりの契約販売に取り組む。単価10,400円/60kg程度ではあるが反収780kgと高いため、今後も取組を拡大する予定 作業受託も含め、直接引き受けない。集落の役員を通じ、集落に引き受けられる農家がいたら優先。引き受け手が居ない場合は、農区長からJAを通じて農地を引き受けようとするなど、契約に関するトラブルをできるだけ避けるようにしている。 支払地代の低減を図るため、数年にわたり集落座談会等で説明を行い、地代0円を達成している。 さらに、市街化区域等条件が悪く、担い手も不在の地域等では、さらに管理料として10,000円/10a(草刈外注相当額)をもらうこととし、ほとんどの地主から賛同を得ている。 冬期間は、耕作放棄地の耕耘作業や機械の手入れなどが主体であったが、4年前からJAを通じ大手外食チェーン店と契約しキャベツ栽培に取り組んでいる。要望もあり今後も拡大する予定。 転作物物の作付は、これまで小麦・大豆が主体であったが、地域の酪農家からの要望があり飼料用イネの作付を始めた。市の水田ビジョンに対応した品目であり、助成率も高く、かつ、収穫・運搬作業は酪農家が行うため、法人は栽培のみでよい。大きな手応えを感じており、酪農家の要望も多い。今後30ha程度まで取組を拡大する予定。
今後の方向	<ul style="list-style-type: none"> さらなる規模拡大。引き受け農地にもよるが水稲以外の作付が増加すると考えている 施設園芸作物への取組。市街化区域のまとまった農地を20年という長期に渡り契約を結ぶことに成功。土地の当てはできたため、今後本格的な計画・実行段階へと移行する。 水稲のみつひかり、冬期間のキャベツなど契約栽培の取組拡大。 資本額の増資。JA出資比率の問題もあり、その他業者からの出資等も視野に入れ検討中。

表 2-2 B 法人の経営概況及び経営発展志向

会社形態	平成3年12月有限会社→平成8年3月JA出資→平成13年4月株式会社
資本金	平成3年 500万円→平成8年1,000万円
労働力	平成3年 構成員3名+社員3名→平成8年構成員5名+1JA+社員6名 平成13年 構成員5名+1JA+社員8名→平成20年 役員、正社員10名+パート、研修生4名
地域概況	(旧地区) 湖辺に位置し、ほぼ全域平坦地。昭和50年頃ほぼ完全に30a区画整備が完了し、用水はパイプライン。農家戸数約1,000戸で96%が兼業農家。
主要装備	側条施肥装置付き乗用田植機8条型×3台、トラクタ95ps、90ps他計15台、自脱型コンバイン6条×3台汎用コンバイン75ps×2、70ps×3、60ps×2、循環型乾燥機8t×2、7t×1、レーザーレベラー一式産業用無人ヘリコプター×1、育苗ハウス360㎡×7棟
主要作物	水稲99ha(コシヒカリ、山田錦、みつひかり等9品種作付)、小麦49ha、大豆44ha、キャベツ2ha 作業受託：育苗23,000枚、田植え7ha、収穫6ha、麦収穫112ha、大豆収穫23ha他
経営の特徴	<ul style="list-style-type: none"> 地域の農業駆け込み寺として、くるもの拒まず作業を引き受ける半公社的な役割を担う 特定農業法人として、また、JA出資法人として地域の信頼度を高め、規模拡大を図っている。 経営発展は規模拡大により成し遂げる。労働力との関係では、15haに一人の正社員と考えている。 地域には個人の大規模農家は20戸ほど存在するが、法人は他にない強力なライバルは不在 経営の主力である水稲は、10品種程度栽培し熟期の異なる品種を組み合わせている 大手卸会社を通じ大手外食チェーン店と米の契約栽培に取り組んでいる。価格は主力品種に比べ500～1,000円程度安いものの収量性が高く、180～240kg/10a程度増収するため、メリットは大きい。取引先はさらなる拡大を望んでいるため、今後も取組を増やす予定。 市町村合併により、旧町以外の地域からの委託が増加。今後も現在受託している農地を中心に面的拡大が期待できる。 品目横断の影響により、一部の農地で返還要望があった。ただし、設立してから15年以上たち地域からの信頼も厚いため経営に影響を及ぼすほどの規模ではない。
今後の方向	<ul style="list-style-type: none"> さらなる規模拡大。旧町の1/4程度250haを目標としてきたが、市町村合併もありさらに拡大したい。 JA、行政の優等生としてやってきた自負があり、今後もその方針は変わらない。 みつひかりの契約栽培の拡大 米販売チャネルの拡大。ホームページでの米の直売も準備中

表 2-3 C 法人の経営概況及び経営発展志向

会社形態	平成13年設立 有限会社
資本金	1,000万円
労働力	社員 30人 パート・アルバイト50人
地域概況	・首都圏から約60kmという地理的条件に恵まれた立地条件を活かし、都市近郊型農業が営まれている。栃木県内でも有数の農業地域で、水田を利用した水稲、小麦などから果樹、露地野菜、和牛肥育など多様な農業が行われている。
主要事業	・いちごの観光農園、ビュッフェスタイルレストラン、製菓製造・販売
経営の特徴	<p>品目</p> <ul style="list-style-type: none"> ・全国的に有名ないちごを首都圏に近いという条件を活かし、観光農園とすることで高付加価値を目指す ・いちごもぎりだけでは、12月～5月までの営業となるため、果樹(サクランボ、ブルーベリー等)や野菜(スイートコーン、じゃがいも等)など体験型の品目を導入し、年間を通じて集客できるようにしている。 <p>こだわり</p> <ul style="list-style-type: none"> ・品種や栽培法ではなく、「完熟」を最大のアピールポイントとしている。 ・「完熟」したいちごを十分満足できる量食べてもらうため、ハウスに入る人の数を事前に決定する。そのため、旅行会社を通じた団体客はもちろん、個人客についても電話、Webを通じての完全予約制としている。 ・100のいちごに対し、80のお客とし、たとえ20残ったとしてもそのハウスにはお客を入れない。 ・団体客は個人客(リピーター)の始まりと捉え、気軽に受け取ってもらえるパンフレットなどを活用する。 <p>加工</p> <ul style="list-style-type: none"> ・もぎりのこだわりを徹底することにより生じる膨大な量のいちごを有効に活かすため、加工品製造・販売を始める。 ・原材料はふんだんにあるため、一般の加工品に比べ原材料に占めるいちごの割合を高めることが可能となり、製品の差別化が可能となる。 ・女性客から要望の多かったいちごの洋菓子販売に取組始める。 ・パスタラーの団体客から日持ちのする焼き菓子系のニーズに対応しパウムクーヘンの製造・販売を行う。 ・パウムクーヘンを導入したことで、Web販売の商品が充実し、加工品の売り上げが増加する。 <p>レストラン</p> <ul style="list-style-type: none"> ・農家レストランの先進経営体と連携をとり、運営のノウハウを学ぶ。開店前には社員を数名派遣し実際に訓練している。 ・当初想定したレストランスタイル(自然食系)を先進経営者のアドバイスもありスイーツ系を充実させたビュッフェスタイルレストランに変更している。 ・地元の消費者を数名バネラーとし、年に4回のメニュー変更の際にアドバイスをもらっている。 ・原料の有効利用と年間を通じた集客、その他部門への波及効果などメリットは大い。
今後の方向	<ul style="list-style-type: none"> ・Webを利用した販売の拡大 ・農場体験などを通じたスローフード・ライフエリアづくり

表 2-4 D 法人の経営概況及び経営発展志向

会社形態	有限会社 平成12年設立
資本金	1,000万円
労働力	役員 3名 パート26名
地域概況	都心から約60km、栃木県南部に位置する肥沃な土地に恵まれ、ぶどうやブドウの農産加工品、いちご、かぼちゃなどが名産。
主要事業	施設園芸(中玉トマト)、農産加工品製造・販売
経営の特徴	<p>品目</p> <ul style="list-style-type: none"> ・房なりの中玉トマトを商標登録した独自ブランドで販売 ・プラント設立時は、施工者の指導もあり一般的な「桃太郎」を栽培。水耕栽培で品種も一般的なものでは付加価値に限界を感じており、房なりの中玉トマトを選択する。 ・房なりトマトは品種の特製として、裂果の可能性がある。研修先のイタリアで日本ではあまりなじみのないジャムを発見し、差別化の可能性を見いだす <p>経営戦略</p> <ul style="list-style-type: none"> ・代表は元々県外でトマト栽培を行っていた。より大規模な経営を行うために、まとまった土地が購入可能でトマト栽培に適した気候を求め現在地に参入した。 ・房なりトマトは個別に収穫すると大きく値段が下がる。房なりで収穫するには高度な栽培管理が必要であるが、逆に容易に真似されないというメリットがある。 ・販売先は高級スーパーがメインターゲット。房なりトマトは見た目のインパクトもあり店頭での展示にも都合がよく、交渉しやすいアイテムである ・販売先が多数に渡るため個々に販促をしていたのでは現在の体制では間に合わない。一部取引先を除き基本的に商社を仲介として取引を行う。 <p>加工</p> <ul style="list-style-type: none"> ・房なりトマトは房の位置により熟度が異なる。それを利用して、加工品についても完熟材料のものだけでなく、未熟のものはその酸度をアピールするなど利用方法を分けた商品開発を行い、原料を無駄なく使うと同時に差別化を図っている ・パートの意見なども参考としながら様々な詰め合わせのセットを作成している。
今後の方向	<ul style="list-style-type: none"> ・トマトの拡大も当然選択肢の一つであるが、栃木県という立地条件からいちご栽培にも関心がある ・トマトを活かしたイタリアンレストランも選択肢の一つ

第3節 モデル経営体における経営試算による新規部門導入効果の検討

第1節で把握した新潟県内の新規設立法人の経営資源をもとにモデル経営体を作成し、新規部門の導入効果を検討した。

モデル経営体は、有志型の法人に多かった大型機械1セットを所有したモデルと、有志型の大規模法人や集落営農型に見られた大型機械2セットを所有したモデルの2モデルを作成し、育苗ハウスを利用した施設園芸部門、サトイモ、スイートコーンなどを導入する露地野菜部門の導入効果について試算を行った。

1. 方法

(1) 分析手法

営農技術体系評価・計画システム FAPS を用いたシミュレーション

(2) 調査項目

第1次変動費、固定費、収益、労働時間

(3) モデル経営体の概要

ア 大型機械1セット所有法人

田植機8条、トラクタ50ps、コンバイン6条、乾燥機60石2台、オペレータ可能人数3名、補助者3名

イ 大型機械2セット所有法人

田植機8条、トラクタ60ps、コンバイン6条各2台所有、乾燥機60石3台、オペレータ可能人数3名、補助者5名

(4) 対象品目

ア 水稻：コシヒカリ、コシヒカリ（直播）、わたぼうし、こしいぶき

イ 大豆：品種エンレイ

ウ 野菜：サトイモ、スイートコーン、キャベツ、ブロッコリー、エダマメ、ネギ、オータムポエム（育苗ハウス利用）、小松菜（育苗ハウス利用）

2. 結果

ア 大型機械1セット所有法人

大型機械1セット所有の法人をモデルとして試算を行った。もちうる経営資源を最大限に利用し、土地利用型作物だけで経営を行った場合、水稻17ha、大豆20haが限界作付面積と試算された（表3-1）。このとき、粗収益3,840万円、うち助成金1,495万円となり、そこから経営費の2,183万円を差し引いた1,703万円が所得となり、

年間総労働時間は4,495.4時間と試算された。

上術のモデルに露地野菜、施設野菜を導入したモデルを作成し試算を行った（表3-2、表3-3）。経営資源を変化させずに試算した場合、上記モデルにサトイモ2.5ha、スイートコーン1.8ha、オータムポエム5aを導入すると労働力の限界に達すると試算された。このとき、粗収益5,166.6万円、うち助成金1,538万円となり、そこから経営費の3,184万円を差し引いた1,983万円が所得となり、年間総労働時間は9,425時間となった。

キャベツ、ブロッコリー、ねぎについては10月の収穫作業が大豆の収穫作業と競合し、また、収益性が他品目に比較し低かったためモデル導入には組み込まれない結果であった。

エダマメについては、5月の播種作業が水稻と競合すること、収穫等に新たな機械が必要で初期投資額が増加し収益性を低下させたことによりモデルには組み込まれなかった。

イ 大型機械2セット所有法人

大型機械2セット所有の法人をモデルとして試算を行った。もちうる経営資源を最大限に利用し、土地利用型作物だけで経営を行った場合、水稻39.5ha、大豆21.5haが限界作付面積と試算された。このとき、粗収益6,663万円、うち助成金1,926万円となり、そこから経営費の4,162万円を差し引いた2,501万円が所得となり、年間総労働時間は7,299時間と試算された。

上記のモデルに露地野菜、施設野菜を導入したモデルを作成し試算を行った。経営資源を変化させずに試算した場合、上記モデルにサトイモ3.1ha、スイートコーン1ha、オータムポエム11aを導入すると労働力の限界に達すると試算された。このとき、粗収益8,075万円、うち助成金1,967万円となり、そこから経営費の5,225万円を差し引いた2,850万円が所得となり、年間総労働時間は12,786時間となった。

1セット所有モデルと同様の理由により露地野菜、施設野菜で導入可能となったのはサトイモ、スイートコーン、オータムポエムとなった。

3. 考察

以上、モデル経営体における新規部門導入効果について検討した。

聞き取り調査の結果から新規設立法人の経営発展志向として水稻の規模拡大志向がもっとも強かったが、

水稲単価の低迷により所有機械のセット数にかかわらず、粗収益の増加はさほど見込めず、また、付随する大豆については生産物収入ではなく助成金による収益増加となるため、施策の変更による影響が大きく収益性を左右する。そのため、安定した経営を行うためには、現況の水稲、大豆を基幹としながらもやはり新規部門の導入が必要と思われた。

一方、露地野菜、施設野菜の導入に関しては、品目により大きな差が見られ、粗収益が高くても初期投資額が相対的に大きなエダマメや基幹作物である水稲、大豆

との作業競合が生じるキャベツ、ブロッコリーなどはモデルに組み込むことができなかった。

スイートコーン、サトイモについては粗収益で20から35%、所得で14から16%の増加となり、一定の導入効果が見込まれた。

本試算では、技術レベルを勘案し県の目標収量の80%を試算の前提条件としていたため、技術習得により収量レベルを向上することでさらなる収益の向上につながる可能性もある。

表 3-1 土地利用型作物所得最大モデル

	コシヒカリ	コシヒカリ(直播)	わたぼうし	大豆	合計
面積	9ha	5ha	3ha	20ha	
粗収益	12,167,640	6,060,800	4,265,580	15,910,000	38,404,020
うち助成金	1,350,000	750,000	450,000	12,400,000	14,950,000
一次変動費	2,598,030	1,443,350	866,010	2,177,200	7,084,590
二次変動費	1,800,000	1,000,000	600,000	4,000,000	7,400,000
固定費					6,892,000
費用計					21,376,590
所得					17,027,430

表 3-2 露地野菜、施設野菜導入モデル

	コシヒカリ	コシヒカリ(直播)	わたぼうし	大豆	サトイモ	スイートコーン	オータムボエム	合計
面積	9ha	5ha	3ha	20ha	2.5ha	1.8ha	5a	
粗収益	12,167,640	6,060,800	4,265,580	15,910,000	8,850,000	3,990,240	421,600	51,665,860
うち助成金	1,350,000	750,000	450,000	12,400,000	250,000	180,000		15,380,000
一次変動費	2,598,030	1,443,350	866,010	2,177,200	5,595,325	3,147,408	213,705	16,041,028
二次変動費	1,800,000	1,000,000	600,000	4,000,000	500,000	360,000		8,260,000
固定費								7,538,600
費用計								31,839,628
所得								19,826,232

表 3-3 露地野菜、施設野菜導入モデルの労働時間

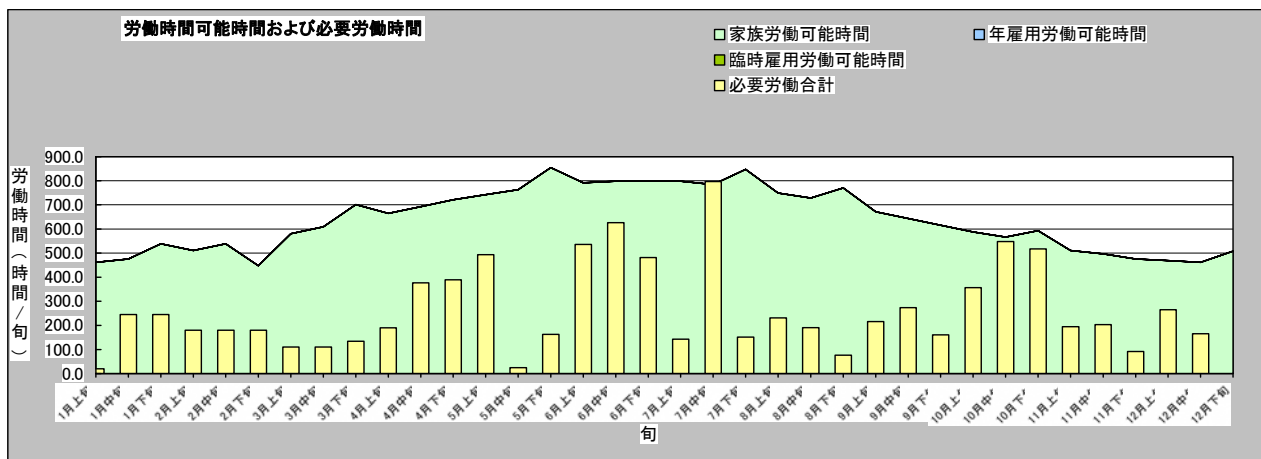


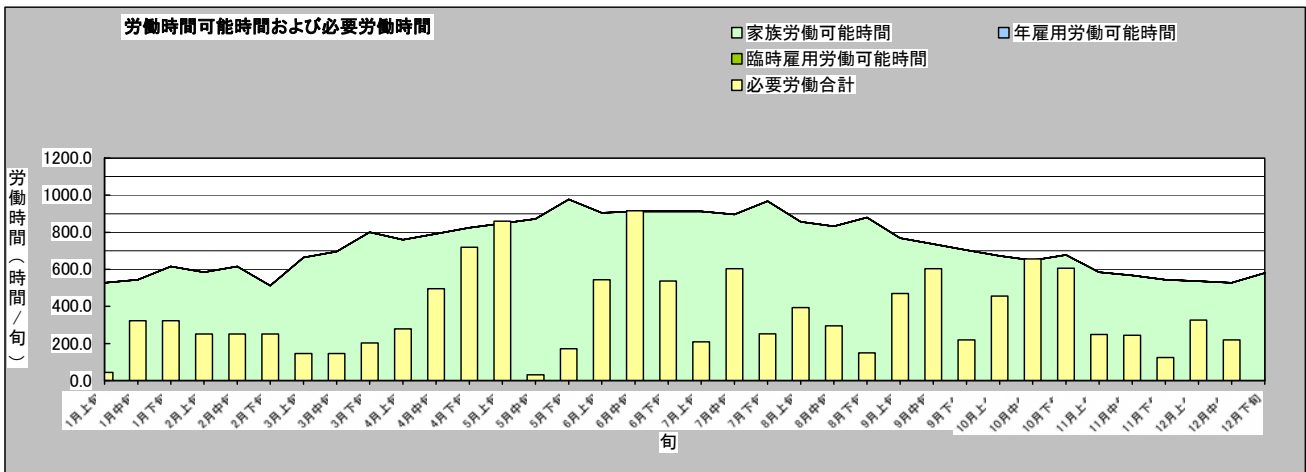
表 3-4 大型機械 2 セット体系による土地利用型作物所得最大モデル

	コシヒカリ	コシヒカリ(直播)	わたぼうし	こしいぶき	大豆	合計
面積	15.5	8ha	8ha	8ha	21.5ha	
粗収益	19,871,930	9,697,280	10,815,680	9,142,880	17,103,250	66,631,020
うち助成金	2,325,000	1,200,000	1,200,000	1,200,000	13,330,000	19,255,000
一次変動費	4,474,385	2,309,360	2,309,360	2,309,360	2,340,490	13,742,955
二次変動費	3,100,000	1,600,000	1,600,000	1,600,000	4,300,000	12,200,000
固定費						15,679,000
費用計						41,621,955
所得						25,009,065

表 3-5 大型機械 2 セット体系における露地野菜,施設野菜導入モデル

	コシヒカリ	コシヒカリ(直播)	わたぼうし	こしいぶき	大豆	サトイモ	スイートコーン	オータムポエム	合計
面積	15.5	8ha	8ha	8ha	21.5ha	3.1ha	1ha	11a	
粗収益	19,871,930	9,697,280	10,815,680	9,142,880	17,103,250	10,974,000	2,216,800	927,520	80,749,340
うち助成金	2,325,000	1,200,000	1,200,000	1,200,000	13,330,000	310,000	100,000		19,665,000
一次変動費	4,474,385	2,309,360	2,309,360	2,309,360	2,340,490	6,938,203	1,748,560	470,151	22,899,869
二次変動費	3,100,000	1,600,000	1,600,000	1,600,000	4,300,000	620,000	200,000		13,020,000
固定費									16,325,600
費用計									52,245,469
所得									28,503,871

表 3-6 大型機械 2 セット体系における露地野菜,施設野菜導入モデルの労働時間



第4節 現地試験結果に基づく新規導入品目の検討

中山間地域の新規設立法人は、水稻が主体で集落ぐるみや任意生産組織からの移行が多く、経営の維持・安定には園芸品目等を導入した複合営農が有効な対策の一つと考えられるが、導入作物の選定が課題となる。

また、中山間地域においては、地域特産物による地域活性化を目指した取り組みなども多く見られることからそれらの品目を導入し、経営発展とともに地域振興につながる取り組みが期待されている。

そこで、各地域における特産品等の現地実証試験を行いその導入効果について検討した。

1. 方法

- (1) 手法：現地実証試験
 - (2) 調査項目：生育量、収量・品質、労働時間、経営費
 - (3) 対象品目：イチゴ（津南町）、メロン（佐渡市）、かぐらなんばん（長岡市）、マコモ（長岡市）
 - (4) 地域別実証モデルの概要
- ア 育苗ハウスを利用したメロン栽培（佐渡市新穂）
- (ア) 播種日：4月14日(2008年度)、4月8日(2009年度)
 - (イ) 定植日：5月16日(2008年度)、5月12日(2009年度)
 - (ウ) 施肥(kg/a)：N-P20-K20=1.2-0.9-0.8（マジくん、マジくん本生）牛糞堆肥 89 石灰 13
 - (エ) 栽植密度：畝間240cm×株間70cm（60株/a）
 - (オ) 整枝：親つる及び子つる2本仕立て4果どり親づる25葉摘心（交配前）
 - (カ) その他：ミツバチによる交配
- イ 中山間地域におけるイチゴ栽培（中魚沼地域）
- (ア) 作型：超促成+促成
 - (イ) 育苗：短日夜冷処理苗
 - (ウ) 栽培期間：9月12日～7月1日（収穫 12月8日～）
 - (エ) 栽培装置：高設栽培（くん炭・ピートモス混合培地、白黒ダブルマルチ）肥効調節型肥料+液肥2液型
 - (オ) 暖房装置：最低温度8℃ 内張カーテン装置 11月1日から加温

- ウ 中山間地域におけるマコモ栽培（長岡市）
- (ア) 供試系統：長野系（川口産、平成15年長野県から導入）
 - (イ) 施肥・代かき：4月22日
基肥(kg/a) N-P205-K20=1.5-1.5-1.5（アラジン化成444）、堆肥230kg
追肥 N-P205-K20=0.5-0-0（硫安）
 - (ウ) 定植：4月25日
 - (エ) 栽植密度：株間1m、うね幅1.5m 67株/a
 - (オ) その他：8月6日まで湛水状態にし、その後落水した
- エ 中山間地域におけるかぐらなんばん栽培（南魚沼市）
- (ア) 施肥(kg/a)：N-P205-K20=5-5-5（長期不作付け地のため）、堆肥65kg
 - (イ) 定植：6月15日
 - (ウ) 栽植密度：うね幅1.2m 株間45cm 54株/a
 - (エ) 収穫期間：7月20日～11月25日（週1回収穫）
 - (オ) 管理等：誘引整枝を月1回実施、病害虫防除と追肥は行わず
- オ 中山間地域におけるウワバミソウ栽培（南魚沼市）
- (ア) 施肥(kg/a) 定植前：発酵とんぷん（とん太くん）30kg、2009年：鶏ふん20kg
 - (イ) 定植：2008年5月27日 定植株は中山間地農業技術センターで用意して持ち込んだ
 - (ウ) 栽植密度：うね幅1.5m 株間30cm 2条千鳥植え 440株/a
 - (エ) 遮光：定植後から（2008年）5月から（2009年）遮光率80%資材をトンネル被覆

2. 結果

- (1) 育苗ハウスを利用したメロン栽培（佐渡市新穂）定植後から受粉までは二カ年とも好天となった。2008年度は6月19日から受粉、着果率は100%。2009年度は6月14日から受粉、着果率は90%と良好であった。二カ年の地這い栽培では着果は安定していた。しかし、2009年度では豪雨による湿害で、茎葉の萎凋

症状がみられたほか、黒点根腐病及び葉の黄化症状がみられるなど、株間に生育のばらつきがみられた。

2008年度は平均果重 1680.0 g, 糖度(Brix)は 14.3%, 2009年度は平均果重 1956.8 g, 糖度(Brix)は 14% となった。

収穫後は常温を想定した 25°C で保存し、収穫後日数の糖度、果肉硬度、果肉着色を調査した。糖度(Brix)は収穫後日数が経過するほど低下していった。果肉硬度も収穫後日数が経過するほど低下した。果肉色は、日本園芸植物標準色票(農水省編)で調査した。収穫直後は果肉が白色(W)、果皮際が黄緑色(YG)を呈していたが、収穫 10 日～15 日後にはトキ色(YG-WO)の着色がみられた。「トキ色メロン」は果肉のトキ色着色が特徴となるため、収穫後 10 日～15 日が食べ頃と思われた。

収量は 2009 年度の 100 m²換算で 423kg、販売単価は 383 円/kg となった(JA を通じて市場出荷)。a 当りの所得は 121,438 円、時間当たりの所得は 2,573 円であった(表 4-1)。

佐渡でのメロン需要はお盆後に大きく落ち込むため、4 月は種、8 月上旬収穫という作型としたが、A 法人においては他作目との労力競合で特に問題とはならなかった(表 4-2)。

実証法人では、水稻育苗ハウスの有効利用としてメロン栽培を継続していきたい意向を示していた。

(2) 中山間地域におけるイチゴ栽培(中魚沼地域)

現地ほ場(標高 180m)で超促成栽培を実施した場合、収穫期間は 12 月上旬～6 月下旬となり、1 株あたり可販収量は 44 果・674g、換算収量は 350kg/a となり(図 4-3)高冷地農業技術センターにおける場内試験と遜色ない結果だった。聞き取りによる実収は 245kg/a と県下の水準に比べて低く、4～5 月にうどんこ病の多発、作業集中による収穫遅れのため大幅に減収した。

果実糖度の平均は 9.2% で終了まで 9% 以上を保持した。12～2 月が比較的低温、比較的冷涼な中山間地の気候特性を反映し 5 月には高まった。果実酸度は 5 月以降増加し、果実硬度は収穫終了まで 0.4kg 以上を保持した(図 4-4)。

労働時間は 285 時間/a となった(図 4-5)。収穫調製・出荷に過半が割かれたが、イチゴ栽培に取り組んだばかりでもあり、習熟により短縮の余地があると考えられた。また、調査年は少雪のため除雪時間は例年に比べ少なかった。直売等による販売の安定化を行っており、

粗収益は 37 万円/a と試算された(図 4-6)。

法人代表者及び園芸部門担当者への聞き取りでは、単なる収支面でのメリットよりもむしろ、法人経営を充実させるための以下のような効果を強調していた。

- ・今後稲作経営部門を補完するために強化したい「園芸部門の柱」としての位置づけ
- ・法人の機能と人材の能力向上を冬場にリセットしてしまわないための冬季雇用
- ・地域活性化への貢献
- ・新規製品の開発など異業種連携の好機

(3) 中山間地域におけるマコモ栽培(長岡市)

マコモタケの収穫は 9 月 22 日から 11 月 10 日まで行い、出荷可能なマコモタケは収穫開始から約 1 ヶ月間収穫することが可能であった。10a 当たり粗収益を試算すると約 41 万円となり、経費を差し引いた所得は 20 万円と見込まれた(表 4-7)。

労働時間は除草などの諸管理に多く要し、10a 当たり年間 200 時間以上必要である(表 4-8)。また、一番多忙となる収穫・出荷の作業が、水稻の秋作業と重複する 9 月下旬から 10 月上旬に集中することから、複合化の主力品目として位置づけることは難しい結果となった。しかし、地域特産品として一定の需要が見込まれるとともに、地場の直売所における特徴的な品目として位置づけられることもあり、複合化の品目として一定の評価はできるものと考えられた。

(4) 中山間地域におけるかぐらなんばん栽培(南魚沼市)

かぐらなんばんの収穫期間は、6 月 27 日から 10 月 31 日までと長期にわたり、熟した赤いものを出荷するため収穫は週 1 回行った。このことにより、水稻の収穫作業が始まる 9 月下旬から 10 月上旬までの間、作業競合が生じることとなった。ただし、上述のとおり週に 1 度の収穫作業であり、1 回当たりの労働時間は短時間で済むため小面積であれば大きな問題とはならなかった。

販売面については、かぐらなんばんは取引量が多くはないため、市場出荷よりも直売所での販売や特定事業者との契約販売などの販路確保が課題となる。今回は県事業の活用により販路を確保した結果、直売所に出荷する 2～3 倍の単価で出荷することが可能となった。そのため、a 当たり粗収益を試算すると約 17 万円となった。

(5) 中山間地域におけるウワバミソウ栽培（南魚沼市）

ウワバミソウの販売については直売所を想定しており、a 当たり収量を 131.6kg、販売単価を kg 当たり 250 円とすると a 当たり粗収益は 32,900 円となった。他の品目と比較すると a 当たり粗収益は低く、定植1年目には収穫できないため大面積での導入は不向きであるが、山菜という地域直売所の品揃えとしては有望な品目であること、6月から7月という他の品目とは異なる収入時期となることから、地域を限定し小面積での導入が期待される結果となった。

ウワバミソウ栽培の主な作業は、雪が消えてから萌芽してくるまでに行う遮光と追肥、除草等である（表4-9、表4-10）。収穫作業は6月下旬から20日間くらい続く。実証法人の遮光用トンネル設置作業は、定植1年目、2年目とも融雪から萌芽までの5月中～下旬の間となり、水稻の春作業と重複することとなる。そのため、ウワバミソウについても複合化の主力品目として位置づけることは難しい結果となったが、マコモタケ同様に山菜として一定の需要が見込まれることもあり、直

売所の品揃え確保の観点からも複合化の品目として一定の評価ができるものと考えられた。

3. 結果

以上、中山間地域における地域特産物等による新規部門導入効果について検討した。

メロン、イチゴといった園芸品目については実証法人において一定の収益向上効果が見られ、また、経営体における主力品目としての位置づけではないものの、複合品目の主力として導入可能な品目として注目に値する。

また、マコモタケ、かぐらなんばん、ウワバミソウといった地域特産物に関しては、いずれの品目も水稻との作業競合が生じるため、大面積での導入は困難な結果となったが、いずれの品目も市場出荷を前提とした大面積栽培というよりも、地域特産物として直売所等での販売をメインとした品目という位置づけであれば、地域振興につながる取り組みとして小面積での導入を見込めるものと考えられた。

表 4-1 佐渡におけるメロンの経営収支
(100 m²換算)

経 費			
費用項目	金額	資材名	金額
種苗費	3,300	種子	3,300
肥料費	9,247	堆肥	2,000
		石灰類	543
		有機質肥料	6,163
		液肥	541
農薬費	12,230	殺菌剤	9,878
		殺虫剤	2,352
諸材料費	8,472	KOマルチ	2,772
		メロンハット	2,700
		ミツバチ	3,000
光熱動力費等	1,460	ガソリン等	1,460
流通経費	5,980	資材費	600
		出荷経費	2,500
		出荷手数料	2,880
費用合計	40,689		
収 入			
	単価(円/kg)	収量(kg/a)	金額
粗収益	383	423	162,127
所得	121,438		

表 4-2 佐渡におけるメロン栽培の労働時間

月 旬	4			5			6			7			8			9			作業別 労働時間 100m ² 換算 合計
	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	
メロン作業名	○—△—□																		
	は種 定植 収穫																		
育苗管理	3.6	0.4																	4.0
圃場準備																			4.0
定植					1.5														1.5
整枝					1	4.5	3.8		1	1									11.3
交配																			0.0
摘果										1.5									1.5
収穫調整出荷																		7.6	7.6
圃場整理																		3.5	2.6
防除								1	0.5	0.8	0.5	0.5	0.5						3.8
その他										1		0.5							1.5
ハウス温度管理	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	6.0
メロン(100m ²)	0	4	1	1	7	5	5	2	4	2	2	1	1	11	11	3	0		
	5.0 12.5 11.0 4.5 14.2 2.6 47.2																		
水稲(10a) (5ha規模)	1	1	2	3	2	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
	3.9 5.1 2.1 1.2 1.8 0.6 14.1																		
大豆(10a)		1			1	1	0	0											0
	1.3 1.4 1.2 0.3 0.4 0.4 4.6																		
A農園	58	77	168	212	110	71	71	58	41	26	22	44	58	37	42	49			
水稲・大豆	302.9 391.9 170.1 91.8 137.0 49 1,143.1																		

メロン労働時間の数値はA農園記帳数値を100m²に換算した数値。
水稲労働時間の数値は佐渡地域農業経営改善モデル(2005)を参考。
大豆労働時間の数値は大豆栽培の手引き(2001)を参考。
A農園の労働時間は水稲7.3ha、大豆1.4ha作付けとして計算。

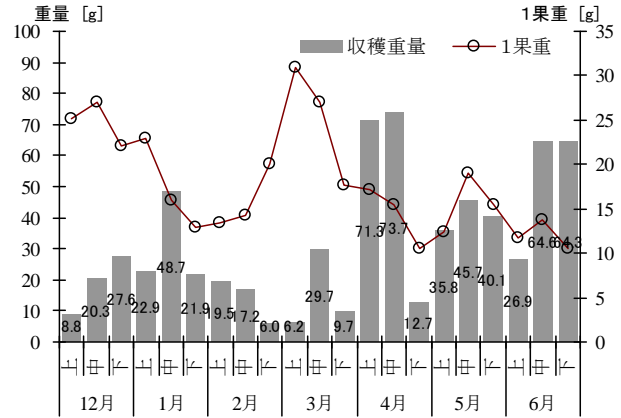


図 4-3 1株当たりの収穫重量及び平均果重
20株調査の平均値。可販果のみの値。

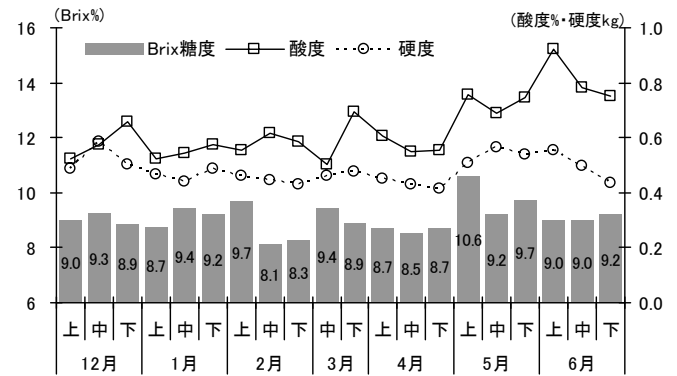


図 4-4 果実品質の推移

各時期 3~6果の平均。9割着色果実を計測。
Brix糖度は全しぼりした果汁で測定。果実酸度はクエン酸換算値。
果実硬度は5mm円筒プランジヤを使用【手動計測の参考値】

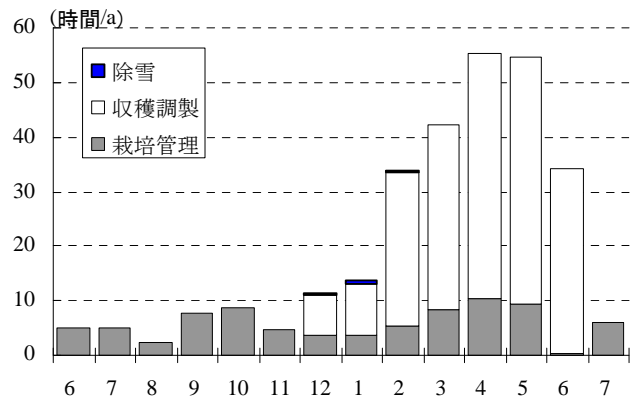


図 4-5 月別の作業時間

栽培管理には、採苗～育苗～本畑の管理作業～後片付けまでを含める。
除雪には、機械除雪(道路除雪と一体)と歩行機械及び手作業を含める。
超促成 4a+促成 4aを合わせた作業時間である。

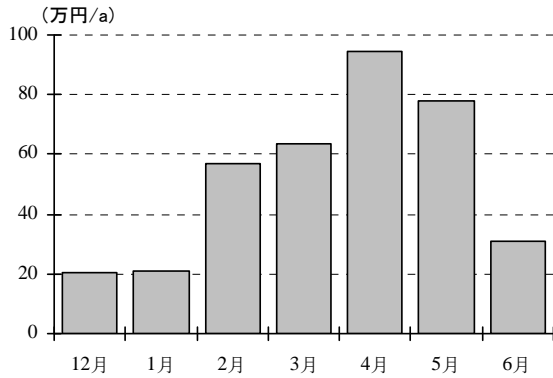


図 4-6 月別の粗収益 (試算)
超促成 4a+促成 4a を合わせた販売実績及び
平均単価をもとに試算した。

引用文献

- 1) 関野幸二・梅本雅・平野信之 制度変革下における水田農業の展開と課題 総合農業研究叢書第 64 号 (独) 中央農業総合研究センター (財) 農林統計協会 東京 1-4 (2009)
- 2) 宮武恭一 大規模稲作経営の経営革新と地域農業 総合農業研究叢書第 59 号 (独) 中央農業研究センター (財) 農林統計協会 東京 132-134 (2007)
- 3) 関野幸二・梅本雅・平野信之 制度変革下における水田農業の展開と課題 総合農業研究叢書第 64 号 (独) 中央農業総合研究センター (財) 農林統計協会 東京 195-198 (2009)

表 4-7 マコモ 10a 当たり収支試算

項目	金額(円)	単価、数量	備考
粗収益	販売額	415,500 @300×1,385	川口町あぐりの里販売価格より
費用	種苗費	0	前年収穫株を利用
	肥料費	20,020 @2,930×6 84,000 @560×150	アザン化成444、硫酸堆肥
	出荷経費	5,300	出荷ポリ袋、シール代
	販売手数料	70,635	17%
費用計	179,955		
所得	235,545		

※種苗は前年収穫した株を分割して使用。初年度導入費用は70,000円程度。
(長岡農業普及指導センター資料より)

表 4-8 マコモ 10a 当たり労働時間

月	4			5			6			7			8			9			10			11			合計
	旬	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下			
ほ場準備	1																						1		
種苗準備	8																						8		
定植準備	6																						6		
定植	4																						4		
管理				16	12	12		12	24					2									78		
水管理	1	1		1	1	1	1	1	1	1													10		
収穫																	18	22	5				45		
出荷調整																	9	15	3				27		
ほ場整理																					16	8	24		
旬別	9	11	1	0	17	13	13	1	1	13	25	1	0	0	2	0	27	37	8	16	8	203			
月別																									

※管理: 除草・追肥

表 4-9 ウワバミソウ定植 1 年目の作業時間

月	5			6			7			8			9			10			合計				
	旬	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下							
ほ場準備				8																			8
定植準備				4																			4
定植				12																			12
遮光				32																			32
遮光撤去																						16	16
管理							16																16
旬別				56			16																16
月別				56			16																88

※管理: フラマルチ

表 4-10 ウワバミソウ定植 2 年目の作業時間

月	5			6			7			8			9			10			合計				
	旬	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下							
遮光				32																			32
管理				4				16															20
収穫							10	10															20
出荷調整							10	10															20
遮光撤去																						16	16
旬別				4	32		20	20	36														16
月別				36			20	56															16

※管理: 追肥・除草

[ノート]

水稲新品種「新潟次郎」

石崎和彦¹⁾・松井崇晃¹⁾・名畑越夫²⁾・神戸崇¹⁾・
奈良悦子¹⁾・星豊一³⁾・池善世⁴⁾・佐々木行雄¹⁾・
星野卓⁵⁾・竹内睦¹⁾・小出道雄⁶⁾・東聡志¹⁾・
阿部徳文⁷⁾・近藤敬⁸⁾

A New Rice Cultivar "Niigatajirou"

Kazuhiko ISHIZAKI¹⁾, Takaaki MATSUI¹⁾,
Koshio NABATA²⁾, Takashi KANBE¹⁾,
Etsuko NARA¹⁾, Tyokazu HOSHI³⁾,
Zensei IKE⁴⁾, Ikuo SASAKI¹⁾,
Takashi HOSHINO⁵⁾, Atsushi TAKEUCHI¹⁾,
Michio KOIDE⁶⁾, Satoshi AZUMA¹⁾,
Tokufumi ABE⁷⁾, Takashi KONDOU⁸⁾

まえがき

近年、我が国では、食料自給力・自給率の向上を図るため、水田の有効活用を図り、米粉や飼料用など新たな用途に対応できる新規需要米生産の取り組みが始まっている。新潟県においても、新規需要米に対応する専用品種の開発が強く要望されている。そのような背景の中、筆者らは、一般食用米の主力品種である「コシヒカリ¹⁾」及び「こしいぶき²⁾」と収穫時期が重ならず、栽培が容易で収量性が高い極早生熟期の「新潟次郎」を開発した。本報では、多収米品種「新潟次郎」の育成経過と主要特性について報告する。

育成経過

「新潟次郎」は、新潟県農業試験場（現新潟県農業総合研究所作物研究センター、長岡市）において、1978年7月に「アキヒカリ³⁾」を母親、「新潟11号（後の「はつこしじ⁴⁾」）を父親に用いて人工交配し、1980年に雑種第2代で個体選抜、以後系統育種法に従って育成した固定品種である。1984年から生産力検定及び特性検定を実施し、1988年には「新潟26号」の系統

名で奨励品種決定調査に供試、1990年にその特性を確認して調査終了、種子を冷蔵保存した。2008年には多収米品種の要望を受けて保存種子をもとに個体選抜を行い、2009年に系統を復活して生産力検定及び特性検定を実施、2010年12月特性の再確認を終え、雑種第16代で育成完了とした。なお、「新潟次郎」は、2013年3月に品種登録された。

特性概要

「新潟次郎」の特性を表に、稲株を写真1に、籾及び玄米を写真2に示す。出穂期は「アキヒカリ」及び「わせじまん⁵⁾」並、成熟期は「アキヒカリ」並で「わせじまん」よりも2日遅い極早生である。穂長は「アキヒカリ」及び「わせじまん」に比べてやや長く、穂数は「アキヒカリ」並で偏穂重型の草型に属する。稈長は「アキヒカリ」より5cm「わせじまん」より10cm短く、地上部の全重は「アキヒカリ」及び「わせじまん」並である。

芒は極短く黄白色で、脱粒性は難である。

倒伏抵抗性は強、穂発芽性は中、障害型耐冷性は弱、高温登熟性は弱、いもち病の圃場抵抗性は、葉いもちが中、穂いもちがやや弱で、真性抵抗性遺伝子型は *Pia* と推定される。

収量性は「アキヒカリ」及び「わせじまん」より高く、玄米千粒重は「アキヒカリ」並で「わせじまん」よりやや大きい。

玄米品質は「アキヒカリ」及び「わせじまん」より劣り、乳心白及び背基白粒が目立つ。

食味総合評価及び炊飯米の光沢を示す味度値は「アキヒカリ」より優れるが、「わせじまん」より劣る。玄米蛋白質含有率は「アキヒカリ」及び「わせじまん」並、白米の見かけのアミロース含有率は「アキヒカリ」及び「わせじまん」より高い。

「新潟次郎」は、栽培が容易で、高い収量性及び一般食用米との玄米の識別性を備えることから、米粉や飼料用など新規需要米に適する。

区別性

「わせじまん」に対しては「新潟次郎」の稈の長さが短であること、芒を有すること、耐倒伏性が強であ

2013年5月27日 受理

1) 作物研究センター 2) 新発田地域振興局農業振興部 3) 元新潟県農業総合研究所 4) 元村上地域振興局農林振興部
5) 新潟県農業総合研究所 6) 糸魚川地域振興局農林振興部 7) 新潟県農業大学校 8) 十日町地域振興局農業振興部

ること、障害型耐冷性が弱であること、いもち病抵抗性遺伝子型が *Pia* であることで区別できる。「アキヒカリ」に対しては「新潟次郎」が稈の長さが短であること、耐倒伏性が強であることで区別できる。

適地及び栽培の留意点

「新潟次郎」の栽培適地は、高冷地を除く県下全域とする。栽培にあたっては以下の点に留意する。

1. 障害型耐冷性が弱いので、冷害の被害が懸念される地域での栽培は避ける。
2. いもち病抵抗性は、葉いもちが中、穂いもちがやや弱なので予防防除に努め、発生を認めた場合は適期に防除する。

謝 辞

本品種の開発は、農業団体をはじめ多くの方々の協力、激励、支援で進められた。関係したすべての方に衷心より感謝の意を表する。

引用文献

- 1) 平野寿助ら、水稻新品種「越南17号」。新潟県農業試験場研究報告 7:1-4(1956)
- 2) 星豊一ら、水稻早生新品種「こしいぶき」、新潟県農業総合研究所研究報告 5:21-33(2002)
- 3) 櫛淵欽也ら、水稻新品種「アキヒカリ」について、青森県農業試験場研究報告 22:1-20(1977)
- 4) 市川儀夫ら、水稻新品種「はつこしじ」、新潟県農業試験場研究報告 33:21-30(1983)
- 5) 佐々木行雄ら、水稻新品種「わせじまん」、新潟県農業試験場研究報告 42:1-12(1996)

表「新潟次郎」の特性概要

品種名	新潟次郎	アキヒカリ	わせじまん
交配組合せ	アキヒカリ/新潟11号	奥羽269号/レイメイ	長603/北陸116号
早晚性	極早生	極早生	極早生
草型	偏穂重型	偏穂重型	偏穂数型
出穂期	7月23日	7月23日	7月23日
成熟期	8月31日	8月31日	8月29日
稈長 (cm)	73	78	83
穂長 (cm)	18.9	18.2	18.0
穂数 (本/m ²)	391	402	440
地上部全重 (kg/a)	126	125	127
芒の多少・長短	少・極短	稀・極短	無
芒の色	黄白	黄白	黄白
脱粒性	難	難	難
倒伏抵抗性 (0なし～5完全倒伏)	強 (0.7)	中 (2.1)	中 (2.0)
穂発芽性 (1難～5易)	中 (2.4)	やや易 (3.4)	中 (2.8)
障害型耐冷性 (不稔割合: %)	弱 (75.7)	やや弱 (65.9)	中 (44.9)
高温登熟性 (良質粒歩合: %)	弱 (34.6)	中 (48.9)	やや弱 (45.1)
葉いもち圃場抵抗性 (0なし～10全茎葉枯死)	中 (3.2)	中 (3.3)	中 (3.3)
穂いもち圃場抵抗性 (0なし～10全穂首発病)	やや弱 (4.6)	やや弱 (5.6)	やや弱 (4.9)
いもち病抵抗性推定遺伝子型	<i>Pia</i>	<i>Pia</i>	<i>Pii</i>
玄米重 (kg/10a)	611	597	582
玄米千粒重 (g)	21.8	21.8	21.3
玄米品質 (1上上～9下下)	中下 (6.0)	中中 (5.2)	中上 (4.4)
乳心白 (0無～5甚)	3.5	1.6	2.4
腹白 (0無～5甚)	1.9	1.1	0.7
背基白 (0無～5甚)	2.6	0.9	1.1
青米 (0無～5甚)	2.0	2.0	1.1
食味総合評価	中上	中中	上下
(当年度, 梅雨越し)	(-1.00, -0.75)	(-1.47, -1.79)	(-0.53, -0.99)
炊飯米の光沢 (味度値)	70.1	63.5	73.0
玄米蛋白質含有率 (%) (水分15%換算値)	6.2	6.3	6.3
白米アミロース含有率 (%)	19.1	18.5	18.4

調査年次は1988年、1989年、2009年～2012年

窒素施用量は1988年及び1989年が9kg/10a、2009年及び2012年が5kg/10a

高温登熟性は35℃の温水かけ流し法による

食味総合評価値は-5(基準より極端に不良)～5(基準より極端に良い)の11段階評価

食味基準は標準栽培コシヒカリ

炊飯米の光沢はトーヨー味度メーター(東洋精米機製作所社製)で測定

玄米蛋白質含有率は近赤外分光分析計で測定

白米アミロース含有率はオートアナライザー(ブランルーベ社製)で測定

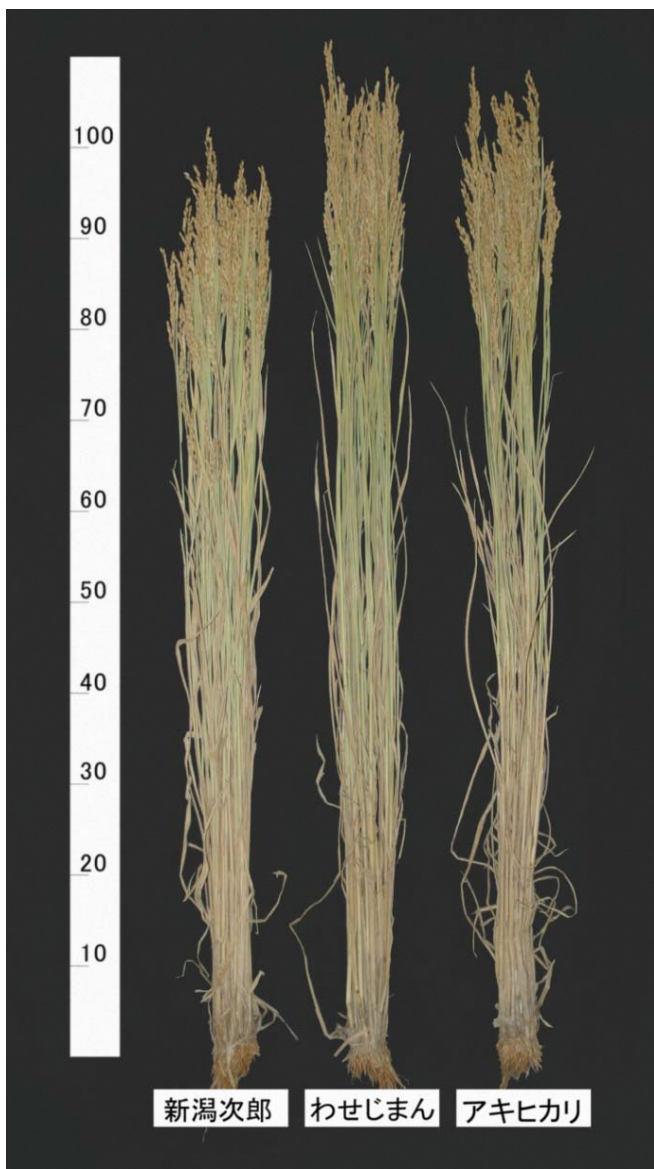


写真 1 「新潟次郎」の稲株



写真 2 「新潟次郎」の籾及び玄米

新潟県農業総合研究所研究報告 第12号

平成26年3月18日印刷

平成26年3月31日発行

新潟県農業総合研究所

所長 松井 基晴

〒940-0826 新潟県長岡市長倉町857

TEL 0258(35)0823

FAX 0258(39)8498

印刷

株式会社 明間印刷所

新潟県三条市月岡1丁目26番39号

TEL 0256-32-3090

JOURNAL OF THE NIIGATA AGRICULTURAL RESEARCH INSTITUTE
No. 12

CONTENTS

-
1. **The Study on Phytoremediation by High-Cd-Accumulating Rice in Low-level Cadmium Contaminated Paddy Field and Control of Cadmium Absorption of Rice**
Toshimitsu HONMA..... 1
2. **A characteristic and management development policy of the new establishment corporation with the revision of the agro-politics**
Tooru MORIYA, Yasuki NISHIZAWA, Takaaki KOBAYASHI,
Yoshitaka KANOU, Hideo HASEGAWA, Susumu WATANABE..... 101
-

[NOTES]

3. **A New Rice Cultivar “Niigatajirou”**
Kazuhiko ISHIZAKI, Takaaki MATSUI, Koshio NABATA,
Takashi KANBE, Etsuko NARA, Tyokazu HOSHI,
Zensei IKE, Ikuo SASAKI, Takashi HOSHINO,
Atsushi TAKEUCHI, Michio KOIDE, Satoshi AZUMA,
Tokufumi ABE, Takashi KONDOU..... 121
-