



カドミウム高吸収イネ品種を用いたカドミウム汚染水田土壌の浄化に関する研究

村上, 政治

(Degree)

博士 (農学)

(Date of Degree)

2010-03-07

(Date of Publication)

2012-03-21

(Resource Type)

doctoral thesis

(Report Number)

乙3102

(URL)

<https://hdl.handle.net/20.500.14094/D2003102>

※ 当コンテンツは神戸大学の学術成果です。無断複製・不正使用等を禁じます。著作権法で認められている範囲内で、適切にご利用ください。



博 士 論 文

カドミウム高吸収イネ品種を用いた
カドミウム汚染水田土壌の浄化
に関する研究

平成 22 年 1 月

神戸大学大学院

村上 政治

目次

第1章 緒論	1
1-1 水田土壌のカドミウムの由来	
1-2 コメのカドミウムに対するこれまでの規制と対策	
1-3 新基準値に対応するための新たな土壌浄化対策技術の開発の必要性	
1-4 植物を用いた土壌浄化技術（ファイトエキストラクション）とその問題点	
1-5 研究の目的	
 第2章 低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に適した浄化植物の選抜 —日本の水田土壌および水田転換畑で栽培可能な植物によるカドミウム吸収特性の比較—	7
2-1 緒言	
2-2 材料および方法	
2-2-1 供試植物品種	
2-2-2 水耕栽培試験	
2-2-3 土耕ポット栽培試験	
2-2-4 植物の分析	
2-3 結果	
2-3-1 植物によるカドミウムの吸収と植物体内におけるカドミウムの分布（水耕試験）	
2-3-2 植物体地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量（ポット土耕試験）	
2-4 考察	
 第3章 低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に適した浄化植物の選抜 —栽培に伴う土壌カドミウム画分の変化の比較—	19
3-1 緒言	
3-2 材料および方法	
3-2-1 土耕ポット栽培試験	
3-2-2 土壌と植物の分析	
3-3 結果	
3-3-1 植物体地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量	
3-3-2 栽培前土壌の各画分のカドミウム濃度と割合	
3-3-3 栽培に伴う土壌カドミウム画分の変化	
3-4 考察	
 第4章 低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に適した浄化植物の選抜 —カドミウム以外の有害金属（銅、鉛、亜鉛）に対するイネ、ダイズ、トウモロコシの耐性と浄化植物	

としての可能性の検討	43
------------	----

4-1 緒言

4-2 材料および方法

4-2-1 土耕ポット栽培試験

4-2-2 土壌と植物の分析

4-3 結果および考察

4-3-1 栽培前土壌の銅、鉛、亜鉛の濃度

4-3-2 植物体の地上部と根部における乾物重と銅、鉛、亜鉛の濃度

4-3-3 トウモロコシ、ダイズ、イネによる銅、鉛、亜鉛の吸収量と栽培に伴う土壌の銅、鉛、亜鉛濃度の変化

第5章 カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の後作ダイズに及ぼすカドミウム低減効果の検討	69
---	----

5-1 緒言

5-2 材料および方法

5-2-1 ポット栽培試験

5-2-2 土壌と植物の分析

5-3 結果

5-3-1 浄化植物の地上部および根部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量

5-3-2 栽培前土壌の各画分のカドミウム濃度

5-3-3 ファイトエキストラクションに伴う土壌の各カドミウム画分の濃度変化

5-3-4 ファイトエキストラクション試験におけるイネと土壌のカドミウムの収支 (マスバランス)

5-3-5 ファイトエキストラクション後に栽培したダイズ子実の乾物重とカドミウム濃度

5-3-6 植物と土壌のカドミウムの関係

5-4 考察

第6章 カドミウム高吸収イネ品種によるカドミウム吸収を最大化する水管理法の検討	95
---	----

6-1 緒言

6-2 材料および方法

6-2-1 圃場試験

6-2-2 土壌と植物の分析

6-3 結果と考察

6-3-1 浄化植物の地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量

第 7 章 カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の後作食用イネ品種に及ぼすカドミウム低減効果の検討 101

7-1 緒言

7-2 材料および方法（温暖地圃場）

7-2-1 圃場試験 1

7-2-2 土壌と植物の分析

7-3 結果および考察（温暖地圃場）

7-3-1 カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクション

7-3-2 カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクションの後作食用ジャポニカイネ品種に及ぼすカドミウム低減効果

7-4 材料及び方法（寒冷地圃場）

7-4-1 圃場試験 2

7-4-1-1 試験圃場の概要

7-4-1-2 カドミウム高吸収イネ品種を用いたファイトエキストラクション

7-4-1-3 カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクションの後作食用ジャポニカイネ品種に及ぼすカドミウム低減効果

7-4-1-4 土壌サンプリング

7-4-2 土壌と植物の分析

7-4-3 統計処理

7-5 結果及び考察（寒冷地圃場）

7-5-1 ファイトエキストラクション

7-5-2 ファイトエキストラクションに伴う土壌の各カドミウム画分の濃度変化

7-5-3 ファイトエキストラクションの後作として栽培した食用イネ品種の玄米のカドミウム濃度および収量

7-5-4 土壌カドミウム濃度による玄米カドミウム濃度の予測

7-5-5 カドミウム高吸収イネを用いたファイトエキストラクション

7-6 結論

第 8 章 総合考察 135

謝辞 147

参考文献 149

第 1 章 緒論

1-1 水田土壌のカドミウムの由来

カドミウム (Cd) は、原子番号 48、原子量 112 の金属元素であり、鉱物や土壌などに天然に存在する亜鉛族元素のひとつである。化学的挙動は亜鉛と非常によく似ており、常に亜鉛鉱石と一緒に産出する。亜鉛鉱石は、銅や鉛などを採掘した際に廃石として捨てられていたが、20 世紀初めころから亜鉛精錬が可能となったため、大量の亜鉛鉱石が鉱山から採掘されてきた(農水省 a)。かつて、カドミウムは亜鉛精錬の際に回収され、塩化ビニールの安定剤、顔料 (カドミウムイエロー、カドミウムレッド)、メッキ、二次電池 (ニッカド電池) の電極、ウッド合金の成分など様々な工業製品に利用されてきた(資源エネルギー庁官官房鉱業課, 2000)。しかし、1993 年、カドミウムとその化合物は世界保健機関 (World Health Organization: WHO) の下部機関である国際がん研究機関 (International Agency for Research on Cancer: IARC) より、「ヒトに対して発がん性が認められる」と勧告されたことから(IARC)、工業製品としての利用が忌避される傾向が強い。特に、欧州では、カドミウムの人体への蓄積を防ぐため、カドミウムを含む製品の製造・輸入に関して RoHS (Restriction of Hazardous Substances ; 電気・電子機器に含まれる特定有害物質の使用制限に関する欧州議会及び理事会指令) として知られる厳しい制限を課している(EUR-Lex; 経産省)。一方、採掘や精錬時に回収できなかったカドミウムは、おもに鉱山の坑内水、精錬所の排水・排煙、廃石等の堆積場からの排水中に含まれた。これらのカドミウムに汚染された排水が流れ込んだ河川水を灌漑水として利用したことや、亜鉛精錬所からの排煙に曝されたことが、現在のカドミウムによる水田土壌汚染の原因と考えられている(農水省 a)。

1-2 コメのカドミウムに対するこれまでの規制と対策

1970 年 7 月、厚生省の微量重金属調査研究会から「 1 mg kg^{-1} 未満の玄米（精白米については 0.9 mg kg^{-1} ）は人体に有害であるとは判断できない」との見解が出された(農水省 b)。この見解を踏まえて、厚生省は、1970 年 10 月、食品衛生法に基づき玄米 1 mg kg^{-1} のカドミウムの基準値を設定した。 1 mg kg^{-1} 以上のカドミウム含有米は、今日に至るまで販売や加工を禁止され、すべて焼却処分されている。1971 年 6 月、農用地土壌汚染防止法の政令により、 1 mg kg^{-1} 以上のカドミウムを含む玄米を産出する農地を汚染農用地と指定し、該当するカドミウム汚染農用地に対しては、これまでに恒久対策として客土が実施されてきた。また、1970 年 7 月、農林省は、 $0.4 \text{ mg kg}^{-1} \sim 1 \text{ mg kg}^{-1}$ 未満のカドミウムを含む玄米は配給しても食品衛生上は差し支えないものの、コメの需給状況、消費者の不安を深く配慮して配給しないこと、等の農林大臣談話を発表した。それ以降、 $0.4 \text{ mg kg}^{-1} \sim 1 \text{ mg kg}^{-1}$ 未満のカドミウム含有米は、食糧庁が買い入れ、非食用（合板用のり等）に処理してきたが、2004 年度からは、カドミウム含有米の政府買い入れを廃止する一方、生産者・産地がカドミウム含有米の生産の抑制を自主的に取り組むよう支援するとともに、結果的に生産されたカドミウム含有米については（社）全国米麦改良協会が買い入れ、食品としての流通を防止している。 $0.4 \text{ mg kg}^{-1} \sim 1 \text{ mg kg}^{-1}$ 未満のカドミウム含有米の生産を抑制する方法としては、アルカリ資材施用や出穂前後 3 週間湛水栽培といったカドミウム吸収抑制対策が実施されてきた(農水省 c)。

1-3 新基準値に対応するための新たな土壌浄化技術の開発の必要性

2006 年 7 月、国連の専門機関である国連食糧農業機関（FAO）と世界保健機関（WHO）の合同食品規格委員会であるコーデックス委員会（Codex Alimentarius Commission）が、コメに含まれるカドミウムの国際基準値を 0.4 mg kg^{-1} と制定

した(Codex, 2006)。また国内では、2008 年 7 月、内閣府の食品安全委員会が、食品を通じて一生摂取し続けても健康に悪影響が生じないカドミウムの摂取量を、 $7\mu\text{g kg 体重}^{-1}\text{週}^{-1}$ とする評価結果を厚生労働省に答申した(厚生省, 2008)。これらの結果を受けて、現在、厚生労働省が国内基準値の改正を検討しており、今後、現在の国内基準値 (1 mg kg^{-1}) が、コーデックス委員会による国際基準値並みに引き下げられる可能性がでてきた。現在の国内基準値が、コーデックス委員会による国際基準値の 0.4 mg kg^{-1} に改正された場合、数万ヘクタール規模の農地が新たにカドミウム汚染農地として指定される可能性がある(農水省 d; 農水省 e)。既存のカドミウム吸収抑制対策技術であるアルカリ資材施用法や出穂前後 3 週間湛水管理法では、コメのカドミウム低減効果が判然としない場合や、収穫時に必要な地耐力の確保が困難であるといった問題点がある。一方、恒久対策技術である客土法は、コメのカドミウム低減効果は高いが、大量の非汚染土壌を必要とするうえ、高コストであるため、数万ヘクタールといった大規模なカドミウム汚染農地の浄化対策技術として採用することは困難である。したがって、大規模農地に適用可能で低コストなカドミウム汚染土壌の浄化技術の開発が急務となっている。

1-4 植物を用いた土壌浄化技術（ファイトエキストラクション）とその問題点

近年、安価で周辺環境に与える影響が少ない汚染土壌の浄化技術として有望視されているのが「ファイトエキストラクション（Phytoextraction）」である。

「ファイトエキストラクション」とは、植物を用いた浄化技術の総称である「ファイトレメディエーション（Phytoremediation）」の 1 手法であり、有害化学物質を蓄積することが可能な植物（浄化植物）をそれらに汚染された土壌で栽培し、その地上部を収穫・搬出することにより、土壌中の有害化学物質を除去す

る方法である(USEPA, 2000)。これまで有望とされている浄化植物は、非常に高濃度に汚染された場所で生育可能な超集積植物 (Hyperaccumulator) と呼ばれる野生種である。それらは、有害化学物質に対する耐性が非常に高いため、カドミウムの場合、葉中に 100 mg kg^{-1} 以上といった高濃度に蓄積しても生育可能である(Baker ら, 2000)。最も有名なカドミウム超集積植物は、アブラナ科グンバイナズナ属の *Thlaspi caerulescens* である(Kupper ら, 2000; Reeves and Baker, 2000)。南フランスから採取した *T. caerulescens* のエコタイプの中には、ファイトエキストラクションの浄化植物として非常に高い潜在性を示したものがあると報告されている(Chaney ら, 2004)。しかし、*T. caerulescens* の生育は遅く、生育量も小さく、生育形態がロゼット状であるため、機械による収穫が非常に困難であることから、大面積を対象としたファイトエキストラクションの浄化植物としては不適であろうと報告されている(Brown ら, 1995; Ebbs ら, 1997)。前項でも示したが、浄化すべきカドミウム汚染水田、すなわち 0.4 mg kg^{-1} 以上のカドミウム含有米を産出する水田土壌の面積は、数万ヘクタールに達すると試算され、そのカドミウム濃度は、数 mg kg^{-1} 以下と低～中の汚染レベルである(農水省 d; 農水省 e)。このような比較的低レベルのカドミウム汚染土壌で *T. caerulescens* を栽培した場合、高レベル汚染土壌でみられたような高いカドミウム吸収効率は得られないであろうと報告されている(Brown ら, 1995)。また、比較的低レベルのカドミウム汚染土壌では、高レベル汚染土壌では見られなかった雑草との競合が起こる可能性が高い(Robinson ら, 1998)。さらに、*T. caerulescens* は、温暖湿潤気候で蔓延しやすい病気に罹患しやすいことも報告されている(McGrath ら, 2000)。我が国を含むアジアモンスーン地帯は、温暖湿潤気候であるため、低～中レベルのカドミウム汚染土壌の浄化植物として超集積植物 *T. caerulescens* を導入することは困難であろう(Murakami ら, 2007)。

1-5 研究の目的

T. caerulescens に代表される超集積植物を浄化植物としたファイトエキストラクションの研究はすでに 1970 年代から行われているが、いまだに実用化例が報告されていない。ファイトエキストラクションを実用的なカドミウム汚染土壌の浄化技術とするためには、数十 a～数 ha 規模の圃場において実施可能であることが必須条件である。そのため、1) 地上部カドミウム吸収量が高いこと、2) 播種～収穫までの栽培体系が機械化されていること、3) 浄化対象地域の気象条件に適した植物であること、といった条件を満たすことが浄化植物の選定基準となろう。さらに、対象土壌が農耕地の場合は、4) 浄化植物の栽培跡地に作付した後作作物のカドミウム濃度の低下を確認すること、が農耕地を対象とした浄化技術を開発する上で必須条件となろう (Murakami ら, 2007; Murakami ら, 2008; Murakami ら, 2009; 村上政治, 2007)。しかし、このような観点に着目したファイトエキストラクションの研究はない。そこで本研究では、我が国における低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に適した浄化植物を選抜するため、1) 日本の水田土壌および水田転換畑で栽培可能な作物 4 種（カラシナ、イネ、トウモロコシ、テンサイ）のカドミウム吸収特性の比較、2) 日本の水田土壌および水田転換畑で栽培可能な作物 3 種（イネ、ダイズ、トウモロコシ）の栽培に伴う土壌カドミウム画分の変化の比較を第 2～3 章で行った。カドミウム汚染水田は、一般的にカドミウム単独ではなく、銅、鉛、亜鉛といったカドミウム以外の有害金属にも同時に汚染されているため、選抜すべき浄化植物はこれらに対して耐性を持つ必要がある。あるいは、耐性以上に吸収できる能力のあることが望ましい。そこで、3) カドミウム以外の有害金属（銅、鉛、亜鉛）に対するイネ、ダイズ、トウモロコシの耐性と浄化植物としての可能性の検討、を第 4 章で行った。これらの試験で、低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌における有望な浄化植物としてカドミウム高吸収イネ品種を選抜した。次に、

このカドミウム高吸収イネ品種の後作作物のカドミウム濃度に対する低減効果を調べるために、4) カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の後作ダイズに及ぼすカドミウム低減効果の検討、5) イネのカドミウム吸収を最大化する水管理法の検討、6) カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の後作食用イネ品種に及ぼすカドミウム低減効果の検討、を第5～7章で行った。これらをもって、低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌の浄化植物としてはカドミウム高吸収イネ品種が適しており、土壌およびそれらの栽培跡地に作付したダイズと食用イネ品種のカドミウム濃度に対する低減効果を明らかにすることにより、カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の、低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に対する浄化技術としての有望性を明らかにすることを目的とした。

第2章 低～中レベルのカドミウム汚染水田に適した浄化植物の選抜 — 日本の水田土壌および水田転換畑で栽培可能な植物によるカドミウム吸収特性の比較 —

2-1 緒言

カラシナ (*Brassica juncea*) は、日本でも栽培されている作物のひとつである。Ebbs ら(1997)によると、全カドミウム濃度が 40 mg kg^{-1} (1 mol L^{-1} 酢酸アンモニウム抽出カドミウム濃度: 16 mg kg^{-1}) といった高レベル¹のカドミウム汚染土壌でカラシナをポット栽培した場合、地上部カドミウム吸収量は *T. caerulescens* と同様に高く、地上部生育量が *T. caerulescens* より多く栽培しやすいことから、カラシナはファイトエキストラクションの浄化植物として有望であると報告されている。王ら(2004)は、高レベル²のカドミウム (2.8 mg L^{-1}) を含有する水耕装置でカラシナ 17 品種を栽培した結果、カラシナの地上部カドミウム濃度は $200 \sim 1200 \text{ mg kg}^{-1}$ に達し、この範囲で品種間差があることを報告している。これは、Baker ら(2000)による超集積植物の定義 (葉中カドミウム濃度 100 mg kg^{-1} 以上) に該当する地上部カドミウム濃度である。カラシナがこのような高いカドミウム耐性を示すことができるのは、ファイトケラチンと呼ばれる金属結合ペプチドにカドミウムを結合させ隔離することにより無毒化しているためであると報告されている(Zhu ら, 1999)。カラシナのカドミウム吸収に関する報告の多くは、Ebbs ら(1997)や王ら(2004)の報告にあるように、カドミウムに対する耐性機構を有していない植物では生育障害を生ずるような高レベルのカドミウムを含んだ水耕栽培やポット栽培試験によるものである。しかし、本研究において浄化すべき水田土壌のカドミウム濃度は数 mg kg^{-1} 以下である。このような低～中レベルのカドミウム汚染土壌でカラシナを栽培した場合、高

レベルのカドミウム汚染土壌で示したような高いカドミウム吸収性を示すかどうかは明らかではない。ファイトエキストラクションで利用する浄化植物としての有効性を「植物体中の金属濃度」だけで判断している報告例が多いが、それは間違いである(Mertens ら, 2005)。正しくは、収穫可能な植物体地上部の金属吸収量(生育量×金属濃度)である(McGrath ら, 2002)。したがって、浄化植物としては、地上部カドミウム濃度だけでなく、地上部生育量も高いものがより適している。日本の水田および水田転換畑で機械化栽培可能な作物の中で、地上部生育量が多くかつ地上部カドミウム濃度に関する品種間差が報告されているものとして、イネ(*Oryza sativa* L.) 等がある(Arao and Ae, 2003)。また、テンサイ(*Beta vulgaris* L.) に関しては、本試験の予備試験でカドミウム濃度の品種間差を確認した(Ishikawa ら, 2006)。一方、カドミウム濃度に関する品種間差は確認されていないが、地上部の生育が早くその量が多いものとして、トウモロコシ(*Zea mays* L.) がある。そこで本章では、我が国における低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に適した浄化植物を選抜するため、日本の水田土壌および水田転換畑で栽培可能な 4 作物種(カラシナ、イネ、トウモロコシ、テンサイ) のカドミウム吸収特性の比較を行った。

¹Ebbs らは中レベルの汚染土壌としているが、浅見(2001)による日本の農耕地におけるカドミウム汚染の状況を考慮すると、 1 mg kg^{-1} 以下は低レベル、 $1 \sim 5 \text{ mg kg}^{-1}$ は中レベル、 5 mg kg^{-1} 超過は高レベルとするのが妥当であると判断し、ここでは「高レベルのカドミウム汚染圃場」とした。以下、土壌のカドミウムの汚染レベルの表記は、この分類基準に従った。

²Maejima ら(2007)によると、カドミウム濃度(0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法)が 0.67 mg kg^{-1} の低レベル汚染土壌の場合、その土壌溶液中のカドミウム濃度は 0.05 mg L^{-1} 未満であった。この値を考慮すると、水耕溶液中のカドミウム濃度が 0.1 mg

kg⁻¹以下は低レベル、0.1～1 mg kg⁻¹は中レベル、1 mg kg⁻¹超過は高レベルとするのが妥当であると判断し、ここでは「高レベルのカドミウムを含有する」とした。以下、水耕溶液中のカドミウムの濃度レベルの表記は、この分類基準に従った。

2-2 材料及び方法

2-2-1 供試植物品種

カラシナについては、本試験の予備試験として、高レベル（1 mg L⁻¹）のカドミウムを含む水耕栽培を行い、56 品種の中から、高カドミウム吸収特性を示す 2 品種（Daulal、6-2825）を選抜した(Ishikawa ら, 2006)。この 2 品種のカドミウム吸収特性は、低～中レベルの（0.1～0.5 mg L⁻¹）のカドミウムを含む水耕栽培においても同様に高いことを確認した。また、テンサイについても同様の水耕栽培による選抜を予備的に行い、高カドミウム吸収特性を示す 1 品種（シュガーマンゴールド）を選抜した(Ishikawa ら, 2006)。イネに関しては、Arao and Ae (2003)の報告を参考に、ジャポニカ種の中からコシヒカリ、日印交雑種の中から密陽 23 号、インディカ種の中からカサラスを選んだ。トウモロコシに関しては、市販品種の中からゴールドデントを選んだ。これら 4 作物種 7 品種を供試植物品種とし、水耕栽培試験とポット土耕栽培試験を行った。両栽培試験は、農環研内のガラス温室（気温 18～30℃）で行った。

2-2-2 水耕栽培試験

供試する 4 作物 7 品種の種子は、育苗土（スーパーミックス A、サカタのタネ社製）を充填した育苗箱に播種し、10～15 日間育苗を行った。各品種につき 4 本の幼苗を選び、40L 用の水耕装置を利用して栽培を開始した。水耕液に含まれる養分元素（添加試薬の形態）とその濃度（mg L⁻¹）は、窒素（硝酸アン

モニウム) 20、カリウム (硫酸カリウム) 30、カルシウム (塩化カルシウム 2 水和物) 40、マグネシウム (硫酸マグネシウム 7 水和物) 20、鉄 (EDTA 鉄 (Ⅲ)) 2、マンガン (硫酸マンガン 7 水和物) 1、ホウ素 (ホウ酸) 0.2、亜鉛 (塩化亜鉛) 0.1、銅 (硫酸銅 5 水和物) 0.01、モリブデン (モリブデン酸ナトリウム 2 水和物) 0.005 とした。水耕液は、常時曝気を行い、pH は 5.5 になるよう毎日調整を行い、1 週間に一度の割合で新しいものと取り換えた。水耕栽培を開始してから 10 日後に、低レベル (0.05 mg L^{-1}) のカドミウム (硫酸カドミウムで添加) を含む水耕液に幼苗を曝した。1 週間のカドミウム処理後、幼苗は水耕容器から外し、蒸留水で十分洗浄し、根部と地上部に分け、60 度に設定した乾燥機で乾燥した。

2-2-3 土耕ポット栽培試験

本試験では、中レベルのカドミウム (1.8 mg kg^{-1} : 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法) に汚染された水田の表層 15cm から採取した灰色低地土と、中レベルのカドミウム (4.0 mg kg^{-1} : 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法) に汚染された桑畑の表層 15cm から採取した黒ボク土を供試土壌とした。pH の値は、灰色低地土が 5.1、黒ボク土が 5.7 であった。カドミウムの汚染源は、灰色低地土の場合は、上流部に鉱山を持つ河川からの灌漑水であり、黒ボク土の場合は、亜鉛精錬所からの煤煙であった。採取土壌は、風乾後、2mm メッシュで篩別し、500g ずつポットに充填した。肥料は、窒素 (硫酸アンモニウム)、リン酸 (過リン酸石灰)、カリ (硫酸カリウム) として、ポットあたり 0.1 g ずつ添加した。施肥後、供試 4 作物種 7 品種の種子をポットに充填した土壌に直接播種した。発芽後、1 ポットにつき、カラシナとテンサイは 3 苗、トウモロコシは 2 苗、イネは 2 株 (3 苗で 1 株) となるように間引きを行った。灌水は、圃場用水量を目安に毎日行った。すなわち、畑条件で栽培した。播種後 30 日目に、地際から約 2cm のところで植物

を収穫し、これを地上部とした。カラシナの 2 品種は早生品種であったため、開花時期に達していた。収穫した地上部は、付着した土壌を落とすため、蒸留水で洗浄し、60 度に設定した乾燥機で乾燥し、乾燥重を測定した。

2-2-4 植物の分析

乾燥させた植物体は、ステンレス製粉碎機（P-14、フリッチェ社製）を用いて微粉碎し、その 0.5 g に、硝酸－過塩素酸－硫酸（5:1:1）混合液 10ml を加え、分解システム（K-437、ビュッヒ社製）を用い、分解を行った。土壌の pH（水；固液比 1:5）は、ガラス電極（pH81、横河電機社製）で測定した。土壌のカドミウム濃度は、0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法（固液比 1:5、30℃、1 時間振とう）（農林省、1971）で測定した。植物および土壌のカドミウム濃度の分析は、ICP 発光分光分析装置（ICP-OES Vista-Pro、バリアン社製）で行った。

2-3 結果

2-3-1 植物によるカドミウムの吸収と植物体内におけるカドミウムの分布（水耕試験）

低レベル（0.05 mg L⁻¹）のカドミウム処理を行った水耕試験において、1 週間の生育期間中における生育障害は、供試した全ての植物で認められなかった。各植物の地上部乾物重は、トウモロコシ（ゴールドデント）＞テンサイ（シュガーマンゴールド）＞カラシナ（6-2825、Daulal）＞イネ（コシヒカリ、密陽 23 号、カサラス）の順であった（図 2-1a）。各植物の根部乾物重は、地上部と同様の順位で、トウモロコシ（ゴールドデント）＞テンサイ（シュガーマンゴールド）＞カラシナ（6-2825、Daulal）＞イネ（コシヒカリ、密陽 23 号、カサラス）の順であった（図 2-1b）。

各植物の地上部乾物当りのカドミウム濃度は、テンサイ（シュガーマンゴー

ルド) > イネ (カサラス、コシヒカリ、密陽 23 号) > カラシナ (6-2825、Daulal) > トウモロコシ (ゴールドデント) の順であった (図 2-1a)。各植物の根部乾物当りのカドミウム濃度は、イネ 3 品種とテンサイでは、約 150~250 μg 本⁻¹ と高い値を示した (図 2-1b)。カラシナは 2 品種ともに最も低く、トウモロコシの半分未満であった。カラシナの 2 品種間の比較においては、地上部と根部ともに 6-2825 のほうが Daulal より高いカドミウム濃度であった。イネの 3 品種間の比較においては、地上部ではカサラスが最も高いカドミウム濃度であったが、根部ではコシヒカリが最も高く、カサラス、密陽 23 号の順で低い値であった。

各植物の地上部カドミウム吸収量は、テンサイ (シュガーマンゴールド) > カラシナ (6-2825、Daulal) > トウモロコシ (ゴールドデント) > イネ (コシヒカリ、密陽 23 号、カサラス) の順であった (図 2-1c)。各植物の根部カドミウム吸収量は、テンサイ (シュガーマンゴールド) と、トウモロコシ (ゴールドデント) が最も高く、カラシナの 2 品種とイネの 2 品種が 10 μg 本⁻¹ 未満と低い値であった (図 2-1d)。カラシナの 2 品種間の比較においては、地上部と根部ともに 6-2825 のほうが Daulal より高いカドミウム吸収量であった。イネの 3 品種間の比較においては、地上部と根部ともにコシヒカリが最も高く、密陽 23 号、カサラスの順で低いカドミウム吸収量となった。

各植物体内におけるカドミウムの分布は、総カドミウム吸収量に対する各部位のカドミウム吸収量の割合として算出した (図 2-1c、d)。トウモロコシでは、根部のカドミウム吸収量が、総カドミウム吸収量の 90%以上を占めた。地上部カドミウム吸収量の割合においては、カラシナの 2 品種が最も高く、総カドミウム吸収量の 70%以上を占めたが、イネ 3 品種では 30%、テンサイでは 40%を占めるにすぎなかった。各植物体内におけるカドミウムの分布割合について、カラシナおよびイネにおける品種間差は認められなかった。

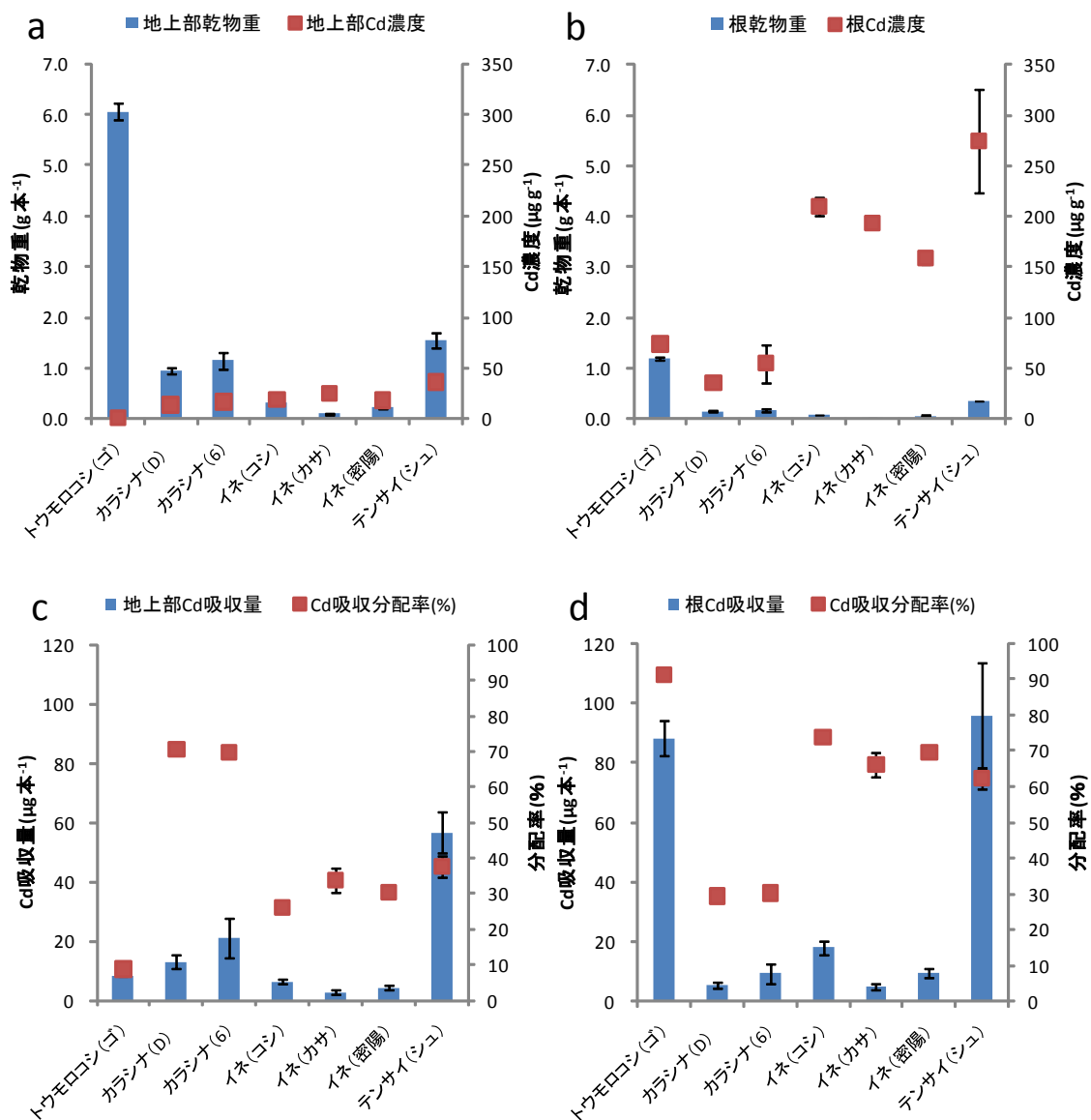


図 2-1、水耕栽培した各植物の地上部乾物重とカドミウム濃度 (a)、根部乾物重とカドミウム濃度 (b)、地上部カドミウム吸収量とカドミウム吸収分配率 (c)、根部カドミウム吸収量とカドミウム吸収分配率 (d)。ゴ：ゴールドデント、D：Daulal、6：6-2825、コシ：コシヒカリ、カサ：カサラス、密陽：密陽 23 号、シュ：シュガーマンゴールド。

2-3-2 植物体地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量（ポット土耕試験）

土壌タイプの異なる中レベルのカドミウム汚染土壌を用いたポット試験において、30 日間の栽培期間中における生育障害は、供試した全ての植物で認められなかった。灰色低地土で栽培した各植物の地上部乾物重は、トウモロコシとイネ（カサラス）が最も高い値であった（図 2-2a）。一方、テンサイの地上部乾物重は、供試植物の中で最も低い値となったが、これは灰色低地土の pH がテンサイの生育にとっては低い値（5.1）であったためと推察される。黒ボク土で栽培した各植物の地上部乾物重は、イネ（カサラス）以外は同程度であった（図 2-2b）。

各植物の地上部カドミウム濃度は、両土壌ともに、トウモロコシが 1 mg kg^{-1} 未満と最も低かった（図 2-2a、b）。灰色低地土で栽培したカラシナ 2 品種の地上部カドミウム濃度の平均値は、同土壌で栽培したイネ 3 品種の約半分に過ぎなかった（図 2-2a）。黒ボク土で栽培した場合、これらの違いはさらに顕著となり、イネ 3 品種の地上部カドミウム濃度の平均値は、同土壌で栽培したカラシナ 2 品種の約 4 倍に達した（図 2-2b）。供試した 4 作物 7 品種の中で、最も地上部カドミウム濃度が高かったのは、両土壌ともにテンサイであった。同様の傾向は、地上部カドミウム吸収量においても認められた（図 2-2c、d）。両土壌ともに、トウモロコシが最も低く、カラシナ 2 品種の地上部カドミウム吸収量の平均値は、イネ 3 品種よりはるかに低い値であった。密陽 23 号を除くイネ 2 品種の地上部カドミウム吸収量は、テンサイと同程度であった。

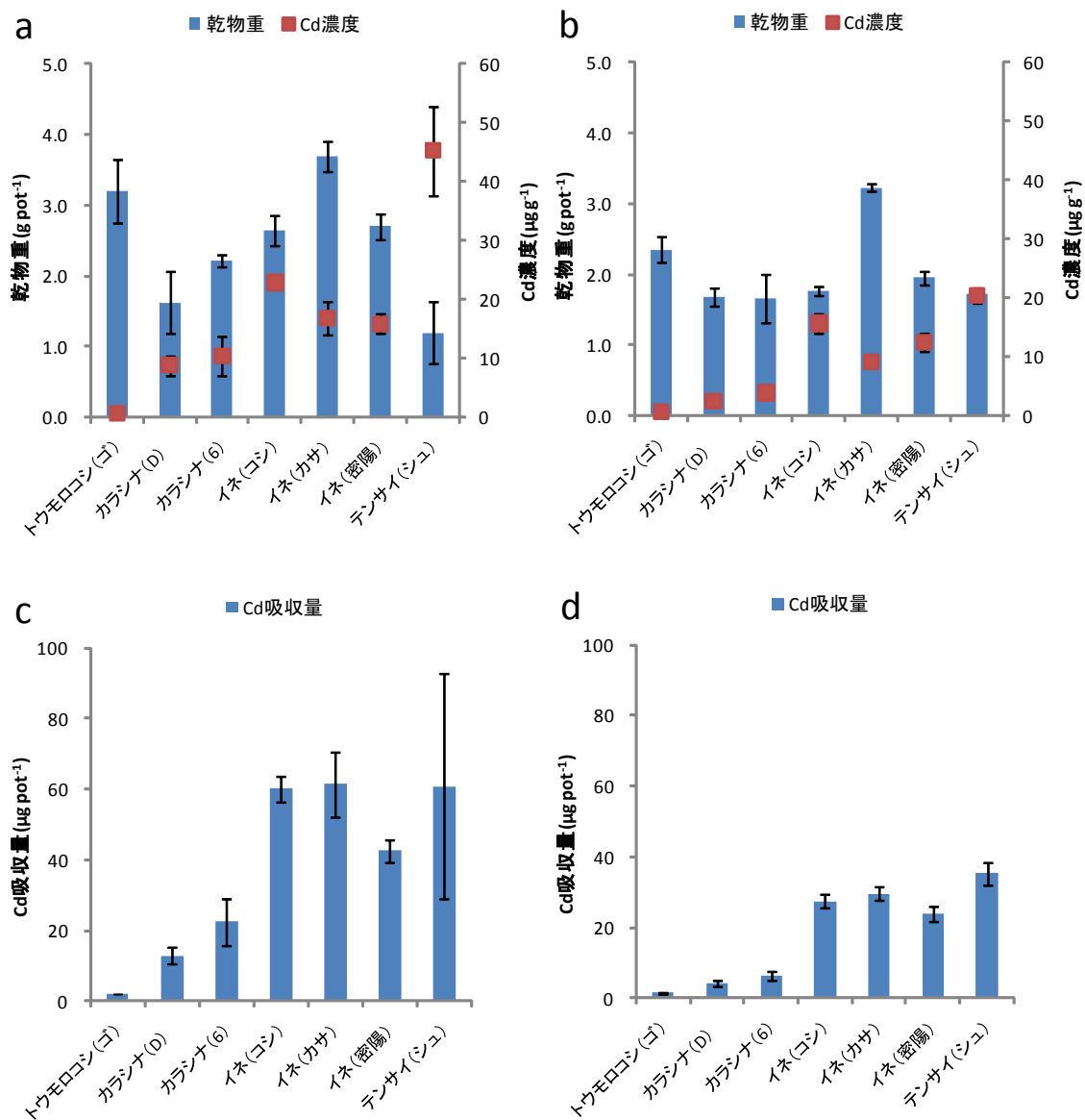


図 2-2、土耕ポット栽培した各植物の地上部乾物重とカドミウム濃度（灰色低地土 a、黒ボク土 b）、および地上部カドミウム吸収量（灰色低地土 c、黒ボク土 d）。ゴ：ゴールドデント、D：Daulal、6：6-2825、コシ：コシヒカリ、カサ：カサラス、密陽：密陽 23 号、シュ：シュガーマンゴールド。

2-4 考察

カラシナは、比較的高レベルのカドミウム汚染土壌における浄化植物として有望であると報告されている(Ebbs ら, 1997)。本試験においても、高レベル (1 mg L^{-1}) のカドミウム処理をした水耕液を用いた予備栽培試験を行い、供試したカラシナ 2 品種の地上部カドミウム濃度の高さ(約 200 mg kg^{-1})を確認した。しかし、本試験において、低レベルのカドミウムを含む水耕液で栽培した結果、カラシナ 2 品種の地上部カドミウム吸収量は、テンサイより低い値となり(図 1c)、土耕ポット試験においてはイネやテンサイより低い値であった(図 2c、d)。栗原ら(2005)は、低レベルのカドミウム汚染土壌 (1 mg kg^{-1} : 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法)を用いたポット試験を行った結果、カラシナの地上部カドミウム吸収量は、ケナフ (*Hibiscus cannabinus*) よりはるかに低い値であった、と本試験と同様の結果を報告している。植物によるカドミウムの吸収は、根による土壌カドミウムへの接触とその吸収、根から地上部への転流、カドミウムに対する耐性、といった様々な要因によって制御される。本水耕試験においては、カラシナの地上部に転流したカドミウムは、カラシナの総カドミウム吸収量の約 70%に達した(図 1c)。矢内ら(2004)は、カドミウム添加による人工汚染土壌を用いたポット試験を行った結果、カラシナの地上部カドミウム濃度の割合は、高かったと報告している。一方、本試験の栽培期間中において、生育障害はすべての植物で認められなかったことから、低～中レベルのカドミウム汚染土壌の浄化植物には、カドミウムに対する耐性は必要ないことが示唆される。

本試験の結果をまとめると、カラシナは、地上部への転流やカドミウムに対する耐性に関してはすぐれていたが、地上部カドミウム吸収量に関しては、特に土耕ポット試験において、イネやテンサイよりはるかに低い値であった。したがって、カラシナは、低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌を対象とした浄化植物としては有望ではないと思われた。一方、トウモロコシは、非常に生

育が早く生育量も多いという浄化植物に好適な性質を備えている。しかし、水耕と土耕による本栽培試験の結果、カドミウム吸収量は供試植物の中で最も低い値であった。また、テンサイは、イネと同等かそれ以上の地上部カドミウム吸収量であったが、栽培適地は北海道などの寒冷地に限られる。織田ら(1987)によると、一般的な水田土壌の pH は 5~6 である。しかし、テンサイ栽培に適した土壌 pH はそれより高く、土壌カドミウムの可給性が低下する中性付近である。そのため、水田転換畑でテンサイを栽培する際には、アルカリ資材を施用して土壌 pH を中性付近に上昇させる必要がある。しかし、土壌 pH が 5 から 7 に上昇すると、土壌中のカドミウムは難溶化してしまう (Soon, 1981)。そのため、テンサイのカドミウム吸収量は、pH 矯正前より減少すると思われる。そのため、トウモロコシとテンサイは日本のカドミウム汚染水田土壌の浄化植物としては有望ではないと思われた。しかし、イネは土耕ポット試験において地上部カドミウム吸収量も高く、水田土壌で栽培するのに最も適した植物種であることから、低~中レベルのカドミウム汚染水田土壌を対象とした浄化植物としては、供試した 4 植物種の中で最も有望であると考えられた。

第3章 低～中レベルのカドミウム汚染水田土壤に適した 浄化植物の選抜 ―栽培に伴う土壤カドミウム画 分の変化の比較―

3-1 緒言

前章では、我が国における低～中レベルのカドミウム汚染水田土壤に適した浄化植物を選抜するため、日本の水田土壤および水田転換畑で栽培可能な4作物種（カラシナ、イネ、トウモロコシ、テンサイ）のカドミウム吸収特性の比較を行った。カラシナは、高濃度のカドミウムに対する浄化植物として有望とされている(Ebbs ら, 1997)。しかし、低レベルのカドミウムを含む水耕栽培試験では見られなかったが、低～中レベルのカドミウムを含む土耕ポット試験においては、カラシナの地上部カドミウム吸収量はイネより低かった(Ishikawa ら, 2006)。水耕液中のカドミウムは、すべて植物が最も吸収しやすい水溶態で存在している。しかし、土壤中のカドミウムは、有機物、粘土、酸化物といった土壤の様々な構成成分と結合しているものや、様々な種類のカドミウム鉱物中の沈殿物として存在しているもので99%以上を占め、土壤溶液中に存在する水溶態は1%未満に過ぎない(Christensen and Haung, 1999)。このような、土壤中におけるカドミウムの様々な存在形態に関する詳細な情報は、カドミウムの由来や植物による利用性を把握するうえで非常に有用であり(Chomchoei ら, 2002)、抽出力の異なる様々な抽出液で連続的に土壤中の金属類を抽出する形態分別法を採用することによりこのような情報を得ることが可能である(Pickering, 1986)。土壤中に存在するいくつかのカドミウム画分は、植物吸収によって選択的に影響を受けられるが、それらの違いを把握することにより、植物によるカドミウムの吸収機構を解明する一助になると思われる(Hammer and Keller, 2002)。我々が浄化対象としているのはカドミウム汚染水ではなく、カドミウム

汚染土壌であるため、これ以上の水耕栽培試験による選抜は不必要であると判断した。したがって、本章では土耕ポット栽培試験を行い、植物によるカドミウム吸収量だけではなく、栽培に伴う土壌中の存在形態別カドミウム濃度の変化を比較した。供試植物は、前章で地上部カドミウム吸収量が最も高かったイネと対照として最も低かったトウモロコシを選択した。さらに、新たにダイズを選択した。ダイズはコメに次ぐ我が国の主要な消費穀物であり、田での作付面積が 12 万 4800ha（平成 21 年度）と水田転換畑で栽培されている作物の中では最も多い(農水省 f; 農水省 g; 農水省 h)。ダイズ子実カドミウム濃度に関する国際基準値の検討は現在中断されているが(Codex, 2004b)、日本はダイズ子実カドミウム濃度に関する基準値案をコーデックス委員会に提出しており(Codex, 2004a)、摂取寄与の高いダイズに関しては、子実カドミウム濃度の基準値に関する議論が国内で再開される可能性が高い。また、子実カドミウム濃度に関する品種間差も報告されており(Arao ら, 2003)、そのカドミウム吸収特性を把握することは重要であると判断したからである。

3-2 材料及び方法

3-2-1 土耕ポット栽培試験

本試験では、中レベルのカドミウムに汚染された黒ボク土 (3.36 mg kg^{-1} : 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法) と灰色低地土 (1.73 mg kg^{-1} : 同上 ; 灰色低地土 1)、低レベルのカドミウムに汚染された灰色低地土 (0.31 mg kg^{-1} : 同上 ; 灰色低地土 2) を供試土壌とした。それらはすべて水田土壌の作土に該当する表層 15cm から採取した。供試土壌の一般理化学性は表 3-1 に示した。カドミウムの汚染源は、黒ボク土と灰色低地土 2 の場合、上流部に廃鉱山を持ちその廃鉱山からの汚染水が流入していた河川水の灌漑利用であり、灰色低地土 1 の場合は、亜鉛精錬所からの煤煙であった。採取土壌は、風乾後、2mm メッシュで篩別し、550ml

（黒ボク土：375g、灰色低地土 1、2：550g）となるようポットに充填した。酸性土壌で栽培するダイズ子実の収量を増加させるためには、土壌へのアルカリ資材施用が必須であり (Johnson, 1987)、その最適土壌 pH は、6.0～6.5 である (Hoeft ら, 2000)。そのため、ダイズ栽培用の灰色低地土 1、2 に対しては、pH6 となるよう炭酸カルシウムを添加した。その添加量は、千葉、新毛(1977)の中和石灰法によって算出した。肥料は、窒素（硫酸アンモニウム）、リン酸（過リン酸石灰）、カリ（硫酸カリウム）、炭酸苦土石灰として、イネとトウモロコシに対しては、ポットあたり 0.1g、0.1g、0.1g、0.5g を、またダイズに対しては 0.02g、0.15g、0.1g、0.5g を添加した。供試植物として、イネとダイズから、カドミウム高吸収品種として密陽 23 号とスズユタカを、また、カドミウム低吸収品種として日本晴とエンレイを選択した (Arao and Ae, 2003; Arao ら, 2003)。またトウモロコシに関しては、市販の品種からゴールドデントを選択した。施肥後、1 ポット当りダイズとトウモロコシは 4 粒ずつ、イネは 10 粒を、直接土壌に播種した。発芽後 10 日目に、1 ポット当りイネは 5 苗、ダイズとトウモロコシは 2 苗となるように間引きを行った。灌水は、圃場用水量を目安に毎日行った。植物の栽培は、農環研内の温室（気温 18～30℃）で、5～7 月にかけて、畑条件で行った。播種後 60 日目に、ダイズが落葉しはじめたため、地際から約 1cm のところで植物を収穫し、これを地上部とした。各ポットの土壌は、根を丁寧に除去した後、風乾し、2mm メッシュで篩別し、分析用サンプルとした。収穫した地上部と根部は、付着した土壌を落とすため、蒸留水で洗浄し、60 度に設定した乾燥機で 2 日間乾燥し、乾燥重を測定した。対照区として、無植栽・無肥料区（無植栽区比較用）、無植栽・肥料区（イネとトウモロコシ用）、無植栽・肥料・pH6 区（ダイズ用）を設定した。各処理における反復数は 4 とした。

表 3-1、供試土壌の一般理化学性

土壌	汚染源	粘土 含量 (g kg ⁻¹)	土性	仮比重 (g cm ⁻³)	pH (H ₂ O)	全炭素 (g kg ⁻¹)	全窒素 (g kg ⁻¹)	全Cd (mg kg ⁻¹)	全Cu (mg kg ⁻¹)	全Pb (mg kg ⁻¹)	全Zn (mg kg ⁻¹)
黒ボク 土	廃銅鉱山由来 汚染水流入河川水 の灌漑利用	164	clay loam	0.7	6.11	66.3	5.4	4.29	94.4	131	155
灰色 低地土 ¹	亜鉛精錬所由来 煤塵	157	sandy clay loam	1.0	5.31	20.2	1.4	2.68	19.1	44.0	300
灰色 低地土 ²	廃亜鉛鉱山由来 汚染水流入河川水 の灌漑利用	112	sandy loam	1.0	5.48	17.6	1.6	0.83	18.9	51.6	154

3-2-2 土壌と植物の分析

土壌の pH（水；固液比 1:2.5）は、pH メーター（HM-50V、東亜 DKK 社製）で測定した。全炭素・全窒素含量は、NC アナライザー（Sumigraph NC-900、住友化学社製）で測定した。植物生育に伴い減少する土壌のカドミウム画分を同定するために、単一抽出法では 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法（固液比 1:5、 30°C 、1 時間振とう）（農林省, 1971）を採用し、形態分別抽出法は、以下に示す定本ら(1994)の方法に準じた。交換態画分： 0.05 mol L^{-1} 硝酸カルシウム（固液比 1:10、 25°C 、24 時間振とう）で抽出；無機結合態画分：交換態画分抽出後の残さを、2.5%酢酸（固液比 1:10、 25°C 、24 時間振とう）で抽出；有機物結合態画分：無機結合態画分抽出後の残さを、6%過酸化水素水で有機物を分解後、2.5%酢酸（固液比 1:10、 25°C 、24 時間振とう）で抽出；酸化物吸蔵態画分：有機物結合態画分抽出後の残さを、 0.1 mol L^{-1} シュウ酸カルシウムと 0.175 mol L^{-1} シュウ酸アンモニウムの混合溶液（固液比 1:30）に、土壌サンプルと同量のアスコルビン酸を加え（ 100°C 、1 時間、時々攪拌）抽出した。残渣画分は、交換態から酸化物吸蔵態までの 4 画分の合計濃度を次に説明する全カドミウム濃度から引いた値とした。また、土壌の全カドミウム濃度は、山崎(1997)の過塩素酸、フッ化水素酸、塩酸、濃硝酸を用いる全分解法で行った。乾燥させた植物の地上部と根部は、ステンレス製粉碎機（ワンダーブレンダー、大阪ケミカル社製）を用いて微粉碎し、その 0.5 g に、硝酸 - 過塩素酸 - 硫酸（3:1:1）混合液 10ml を加え、ブロックダイジェスター（DK-20、VELP Scientifica 社製）で分解を行った。植物および土壌の分解液と抽出液は、すべて $0.2\mu\text{m}$ の PTFE ディスポーザブルシリンジフィルター（DISMIC-25HP、アドバンテック社製）でろ過を行った。ろ過後の試料中に含まれるカドミウム濃度の分析は、ICP 発光分光分析装置（ICP-OES Vista-Pro、バリアン社製）で行った。標準認証物質として、植物はリョウブ（NIES CRM No.1、国立環境研究所製）を、土

壤は NDG-7（富士平工業社製）の分析を行い、その分析値が認証値内にあることを確認した。統計分析は、エクセル統計ソフトウェア（エスミ社製）で行った。処理間の値の比較は、ボンフェローニの多重比較検定法で行った。

3-3 結果

3-3-1 植物体地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量

3 種類の土壌で栽培した植物体の収穫時における地上部と根部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量は、図 3-1 に示した。各植物の地上部乾物重は、トウモロコシ（ゴールドデント）＞（灰色低地土 2 のみ $\geq$ ）ダイズ（エンレイ、スズユタカ）＞イネ（日本晴、密陽 23 号）の順であった（図 3-1A）。各植物の地上部カドミウム濃度は、イネ（日本晴、密陽 23 号）＞ダイズ（エンレイ、スズユタカ）＞トウモロコシの順であった（図 3-1C）。各植物の地上部カドミウム吸収量は、ダイズ（スズユタカ）とイネ（密陽 23 号）が最も高く、トウモロコシが最も低かった（図 3-1E）。

各植物の根部乾物重は、3 土壌ともにトウモロコシ（ゴールドデント）が最も高い値であった（図 3-1B）。各植物の根部カドミウム濃度は、イネ（日本晴、密陽 23 号）＞ダイズ（エンレイ、スズユタカ）＞トウモロコシの順であった（図 3-1D）。各植物の根部カドミウム吸収量は、イネ（密陽 23 号、日本晴）が最も高かった（図 3-1F）。

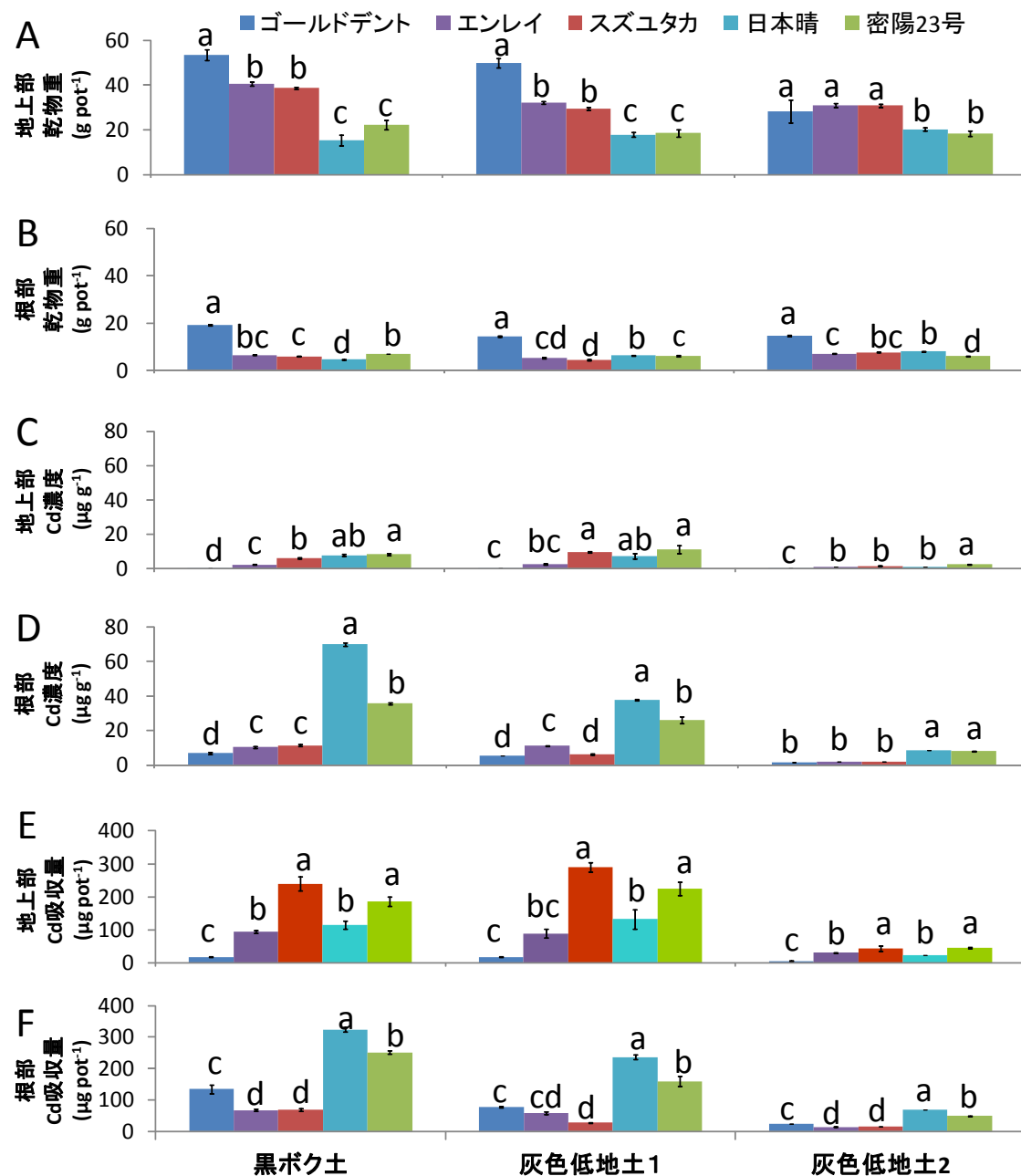


図 3-1、3 種類の土壌で栽培したトウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の乾物重（地上部：A、根部：B）、カドミウム濃度（地上部：C、根部：D）、カドミウム吸収量（地上部：E、根部：F）。同土壌、同項目内で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

3-3-2 栽培前土壌の各画分のカドミウム濃度と割合

供試土壌の植物栽培前における形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）の全カドミウム濃度に対する割合と、形態分別法による 5 画分のカドミウム濃度と単抽出法による 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度との比較は、図 3-2 に示した。全カドミウム濃度に対する易溶画分である交換態の割合は黒ボク土が 12% と低く、灰色低地土は 25~28% と高い値であった（図 3-2A）。一方、交換態より難溶性画分の無機結合態と有機物結合態の全カドミウム濃度に対する割合は、黒ボク土が 69% と灰色低地土（24~41%）よりも高い値であった。

交換態のカドミウム濃度 (mg kg^{-1}) は、0.21 と灰色低地土 2 が最も低く、黒ボク土 (0.53)、灰色低地土 1 (0.75) の順で高い値であった（図 3-2B）。 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、0.13 と黒ボク土が最も低く、灰色低地土 2 (0.31)、灰色低地土 1 (0.44) の順で高い値であった。また、それらは交換態の 25%（黒ボク土）、23%（灰色低地土 1）、81%（灰色低地土 2）と、3 土壌ともに交換態よりも低い値であった。これは粘土含量（黒ボク土 (164) $\div$ 灰色低地土 1 (157) > 灰色低地土 2 (112)、表 3-1）と逆の関係であった。すなわち灰色低地土 2 のような粘土含量が少ない（砂質）土壌ほど、交換態に対する 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度の割合が高くなると考えられる。また、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、交換態、無機結合態、有機物結合態の 3 画分の合計濃度の 96%（黒ボク土）、94%（灰色低地土 1）、76%（灰色低地土 2）と、3 土壌ともにこれら 3 画分の合計よりも低い値であった。

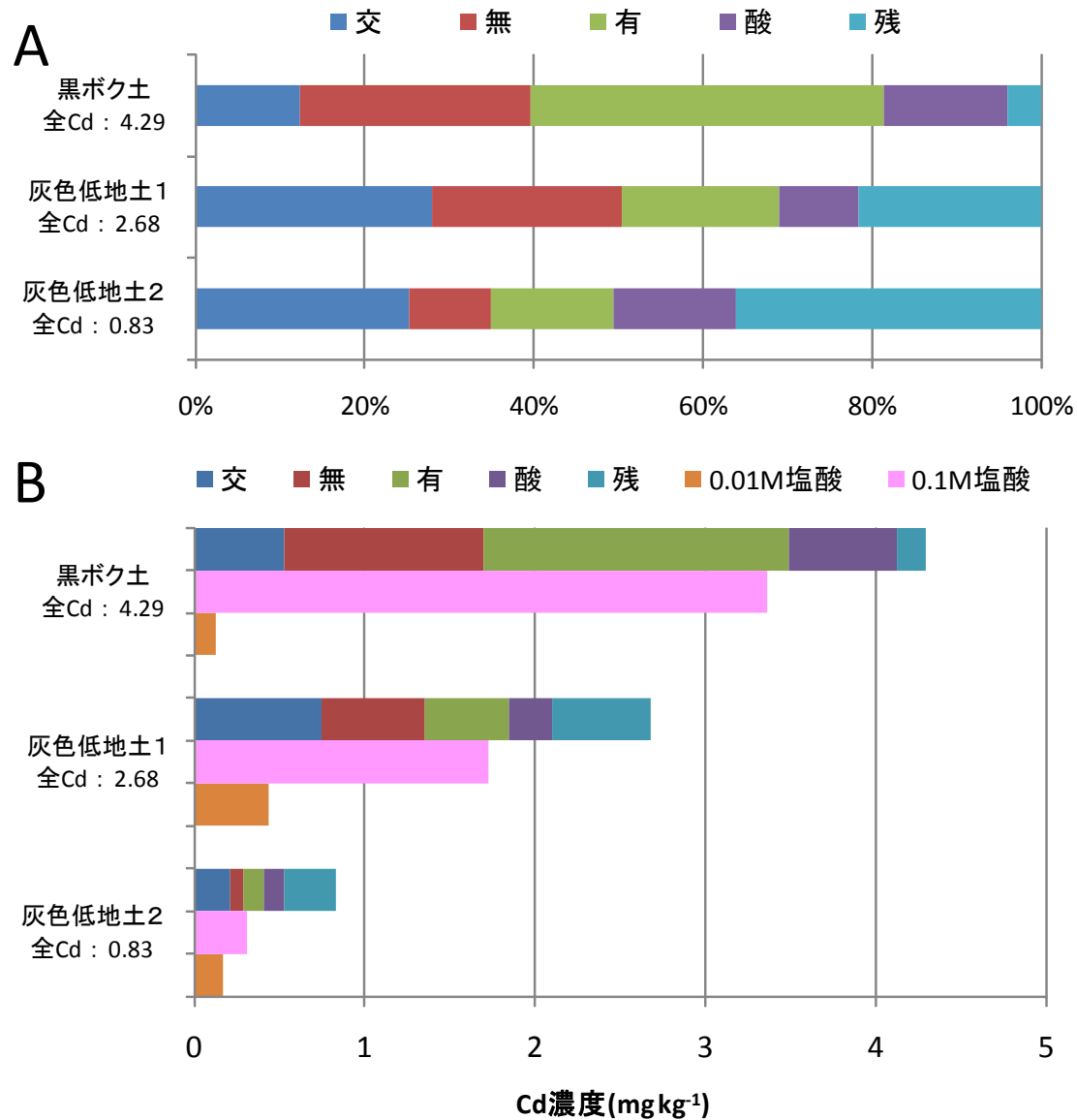


図 3-2、供試土壌の植物栽培前における形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）の全カドミウム濃度に対する割合と（A）、形態分別法による 5 画分と単抽出法による 0.01 mol L⁻¹ および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度の比較（B）。交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣（全カドミウム濃度－4 画分の合計濃度）画分。

3-3-3 栽培に伴う土壌カドミウム画分の変化

各植物の栽培前と栽培後(収穫時)における 3 種類の土壌の pH、全炭素含量、6 画分(交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出)のカドミウム濃度と全カドミウム濃度は表 3-2~3-4 に示した。

黒ボク土の無植栽区(無肥料区、肥料区)の収穫時の土壌特性値において、pH に関しては、栽培前と比較して有意に低く、さらに肥料区で無肥料区よりも有意に低下した(表 3-2)。全炭素含量に関しては、処理区間における有意差は認められなかった。形態別のカドミウム濃度に関しては、無肥料区と比較して、肥料区では交換態で有意な上昇が、一方、有意ではないが、有機物結合態で減少が認められた。黒ボク土で栽培した植物栽培区の収穫時の土壌特性値において、pH に関しては、ダイズ(エンレイ、スズユタカ)栽培区がトウモロコシ(ゴールドデント)やイネ(日本晴、密陽 23 号)栽培区よりも有意に低下した(表 3-2)。全炭素含量に関しては、処理区間における有意差は認められなかった。形態別のカドミウム濃度に関しては、植物栽培区の対照区(無植栽・肥料区)と比較して以下のような有意な低下が認められた。トウモロコシ(ゴールドデント)栽培区では交換態、ダイズ栽培区では、交換態、無機結合態(エンレイ、スズユタカ)、有機物結合態(スズユタカのみ)、イネ栽培区では、交換態、無機結合態、有機物結合態(日本晴、密陽 23 号)、酸化物吸蔵態(日本晴のみ)であった。各植物栽培区の中で、最も大きな減少が認められたカドミウム画分は、トウモロコシ(ゴールドデント)栽培区では交換態、ダイズ(エンレイ)栽培区では、交換態と無機結合態、ダイズ(スズユタカ)およびイネ(日本晴、密陽 23 号)栽培区では、有機物結合態であった。 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分と全カドミウムに関しては、トウモロコシ(ゴールドデント)が最も高く、ダイズ(エンレイ、スズユタカ)、イネ(日本晴、密陽 23 号)の順で低い値であった。

表 3-2、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における黒ボク土の 7 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出）のカドミウム濃度と全カドミウム濃度

	pH (H_2O)	形態分別					単抽出		全
		交換態	無機 結合態	有機物 結合態	酸化物 吸蔵態	残渣	0.01 M 塩酸	0.1 M 塩酸	
黒ボク土		(mg kg ⁻¹)							
栽培前	6.11a (0.02)	0.53ab (0.01)	1.17bc (0.01)	1.79a (0.07)	0.63a (0.03)	0.16a (0.04)	0.13a (0.01)	3.36a (0.01)	4.29a (0.06)
無植栽・無肥料	5.48c (0.03)	0.48bc (0.01)	1.26ab (0.03)	1.74ab (0.09)	0.58ab (0.02)	0.14a (0.07)	0.09b (0.01)	3.35a (0.04)	4.20ab (0.09)
無植栽・肥料	5.05d (0.09)	0.56a (0.01)	1.28a (0.01)	1.61ab (0.06)	0.57ab (0.02)	0.38a (0.04)	0.09b (0.01)	3.33a (0.05)	4.40a (0.03)
ゴールドデント	6.03ab (0.02)	0.22e (0.01)	1.19abc (0.01)	1.64ab (0.06)	0.57ab (0.01)	0.37a (0.01)	0.03c (0.00)	2.97b (0.04)	4.00b (0.09)
エンレイ	5.58c (0.05)	0.42cd (0.01)	1.14cd (0.01)	1.49bc (0.01)	0.52bc (0.02)	0.31a (0.01)	0.09b (0.00)	3.04b (0.03)	3.88b (0.04)
スズユタカ	5.53c (0.02)	0.37d (0.01)	1.05d (0.02)	1.28cd (0.05)	0.52bc (0.01)	0.27a (0.03)	0.08b (0.00)	2.62c (0.02)	3.48c (0.07)
日本晴	5.88b (0.02)	0.24e (0.03)	0.94e (0.04)	1.13d (0.07)	0.44c (0.02)	0.38a (0.10)	0.04c (0.01)	2.19d (0.09)	3.13d (0.06)
密陽23号	5.95ab (0.03)	0.19e (0.01)	0.86e (0.03)	1.14d (0.09)	0.49bc (0.02)	0.47a (0.11)	0.03c (0.00)	2.18d (0.03)	3.16d (0.05)

上段：平均値、（下段）：標準誤差（n=4）。同土壌、同列で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

灰色低地土 1 の無植栽区（無肥料区、肥料・pH6 区、肥料区）の収穫時の土壌特性値において、pH に関しては、栽培前と比較して有意に低く、さらに肥料区で無肥料区よりも有意に低下した（表 3-3）。一方、肥料・pH6 区の pH は、栽培前と比較して有意な低下はみられなかったが、無植栽区の中では最も高い値であった。全炭素含量に関しては、処理区間における有意差は認められなかった。形態別のカドミウム濃度に関しては、栽培前や肥料・pH6 区と比較して、無肥料区と肥料区において交換態で有意な上昇が認められた。一方、無機結合態と有機物結合態においては、無肥料区や肥料区と比較して、肥料・pH6 区で有意な上昇が認められた。灰色低地土 1 で栽培した植物栽培区の収穫時の土壌特性値において、pH に関しては、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区が最も高い値（有意）であった（表 3-3）。全炭素含量に関しては、処理区間における有意差は認められなかった。形態別のカドミウム濃度に関しては、トウモロコシ（ゴールドデント）とイネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区において、それらの対照区（無植栽・肥料区）と比較して以下のような有意な低下が認められた。トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区では交換態のみ、イネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区では、交換態、無機結合態、有機物結合態であった。ダイズ栽培区では、それらの対照区（無植栽・肥料・pH6 区）と比較して、交換態（スズユタカのみ）、無機結合態、有機物結合態（エンレイ、スズユタカ）において有意な低下が認められた。一方、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区の無機結合態と有機物結合態画分においては、その対照区（無植栽・肥料区）と比較して有意な増加が認められた。各植物栽培区の中で、最も大きな減少が認められたカドミウム画分は、トウモロコシ（ゴールドデント）とイネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区では交換態、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）栽培区では無機結合態であった。0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分と全カドミウムに関しては、ダイズ（スズユタカ）やイネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区が、トウモロコシ（ゴールド

ドデント) やダイズ (エンレイ) 栽培区よりも低い値であった。

表 3-3、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における灰色低地土 1 の 7 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、0.01 mol L⁻¹ および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出）のカドミウム濃度と全カドミウム濃度

	pH (H ₂ O)	形態分別					単抽出		全
		交換態	無機 結合態	有機物 結合態	酸化物 吸蔵態	残渣	0.01 M 塩酸	0.1 M 塩酸	
灰色低地土 1		(mg kg ⁻¹)							
栽培前	5.31bc (0.01)	0.75b (0.01)	0.60bc (0.01)	0.50ab (0.01)	0.25a (0.01)	0.59a (0.06)	0.44bc (0.04)	1.73a (0.02)	2.68ab (0.03)
無植栽・無肥料	4.73d (0.06)	0.95a (0.04)	0.60bc (0.02)	0.45bc (0.02)	0.21b (0.01)	0.57a (0.02)	0.66a (0.03)	1.76a (0.03)	2.78a (0.03)
無植栽・肥料 pH6	5.05c (0.03)	0.55c (0.00)	0.75a (0.01)	0.55a (0.01)	0.22ab (0.01)	0.62a (0.01)	0.38cd (0.02)	1.72a (0.01)	2.69ab (0.01)
無植栽・肥料	4.40e (0.06)	0.98a (0.02)	0.57c (0.01)	0.46b (0.01)	0.20b (0.01)	0.54a (0.03)	0.58b (0.03)	1.76a (0.02)	2.75a (0.03)
ゴールドデント	5.68a (0.03)	0.43de (0.05)	0.80a (0.01)	0.55a (0.01)	0.22ab (0.00)	0.51a (0.07)	0.12g (0.00)	1.60b (0.01)	2.51bc (0.04)
エンレイ	5.35b (0.03)	0.53cd (0.01)	0.64b (0.01)	0.47b (0.01)	0.20b (0.02)	0.56a (0.05)	0.35cd (0.01)	1.49c (0.01)	2.38c (0.04)
スズユタカ	5.28bc (0.05)	0.39e (0.01)	0.53cd (0.02)	0.40cd (0.01)	0.21ab (0.01)	0.49a (0.04)	0.27de (0.00)	1.23d (0.01)	2.03d (0.01)
日本晴	5.23bc (0.05)	0.35e (0.01)	0.47de (0.02)	0.40cd (0.02)	0.19b (0.01)	0.61a (0.07)	0.23ef (0.01)	1.10e (0.03)	2.01d (0.08)
密陽23号	5.2bc (0.12)	0.34e (0.02)	0.45e (0.02)	0.39d (0.01)	0.20b (0.01)	0.64a (0.04)	0.15fg (0.02)	1.05e (0.03)	2.01d (0.04)

上段：平均値、（下段）：標準誤差（n=4）。同土壌、同列で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

灰色低地土 2 の無植栽区（無肥料区、肥料・pH6 区、肥料区）の収穫時の土壌特性値において、pH に関しては、栽培前と比較して、無肥料区と肥料区で有意に低下した（表 3-4）。一方、肥料・pH6 区の pH は、栽培前と比較して有意な低下はみられなかったが、無植栽区の中では最も高い値であった。全炭素含量に関しては、処理区間における有意差は認められなかった。形態別のカドミウム濃度に関しては、無肥料区と肥料区と比較して、肥料・pH6 区において交換態で有意な減少が、一方、無機結合態においては有意な上昇が認められた。

灰色低地土 2 で栽培した植物栽培区の収穫時の土壌特性値において、pH に関しては、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区が最も高い値（有意）であった（表 3-4）。全炭素含量に関しては、処理区間における有意差は認められなかった。形態別のカドミウム濃度に関しては、トウモロコシ（ゴールドデント）とイネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区において、それらの対照区（無植栽・肥料区）と比較して、交換態のみで有意な低下が認められた。ダイズ栽培区では、それらの対照区（無植栽・肥料・pH6 区）と比較して、交換態（スズユタカのみ）、無機結合態（エンレイ、スズユタカ）、有機物結合態（スズユタカのみ）において有意な低下が認められた。一方、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区の無機結合態と有機物結合態画分においては、その対照区（無植栽・肥料区）と比較して有意な増加が認められた。各植物栽培区の中で、最も大きな減少が認められたカドミウム画分は、すべての植物栽培区において交換態であった。 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分と全カドミウムに関しては、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）やイネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区が、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区よりも低い値であった。

表 3-4、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における灰色低地土 2 の 7 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出）のカドミウム濃度と全カドミウム濃度

	pH (H_2O)	形態分別					単抽出		全
		交換態	無機 結合態	有機物 結合態	酸化物 吸蔵態	残渣	0.01 M 塩酸	0.1 M 塩酸	
灰色低地土2		(mg kg ⁻¹)							
栽培前	5.48b (0.01)	0.21a (0.00)	0.08c (0.00)	0.12a (0.00)	0.12a (0.01)	0.29a (0.01)	0.17ab (0.01)	0.31ab (0.01)	0.83ab (0.00)
無植栽・無肥料	4.70c (0.09)	0.21a (0.01)	0.08c (0.00)	0.10ab (0.00)	0.08c (0.00)	0.35a (0.02)	0.16ab (0.00)	0.31ab (0.01)	0.83ab (0.01)
無植栽・肥料 pH6	5.22b (0.01)	0.13b (0.01)	0.13a (0.00)	0.11ab (0.00)	0.08c (0.00)	0.32a (0.01)	0.13b (0.00)	0.30b (0.00)	0.78bc (0.01)
無植栽・肥料	4.75c (0.14)	0.24a (0.01)	0.08c (0.00)	0.10bc (0.00)	0.09bc (0.00)	0.35a (0.01)	0.18a (0.02)	0.33a (0.01)	0.84a (0.01)
ゴールドデント	5.93a (0.02)	0.07c (0.00)	0.14a (0.01)	0.12a (0.00)	0.10b (0.00)	0.33a (0.02)	0.05cd (0.00)	0.28c (0.01)	0.75c (0.01)
エンレイ	5.45b (0.03)	0.10b (0.01)	0.10b (0.00)	0.10bc (0.00)	0.09bc (0.00)	0.31a (0.02)	0.09c (0.00)	0.24d (0.00)	0.69d (0.02)
スズユタカ	5.50b (0.04)	0.07c (0.00)	0.08c (0.00)	0.09c (0.00)	0.08c (0.00)	0.33a (0.03)	0.07cd (0.00)	0.18e (0.00)	0.64d (0.01)
日本晴	5.20b (0.06)	0.08c (0.01)	0.07c (0.00)	0.09c (0.00)	0.09bc (0.00)	0.33a (0.02)	0.05d (0.00)	0.18e (0.01)	0.65d (0.01)
密陽23号	5.40b (0.04)	0.08c (0.01)	0.07c (0.00)	0.09bc (0.00)	0.09bc (0.00)	0.35a (0.01)	0.06cd (0.00)	0.18e (0.00)	0.65d (0.01)

上段：平均値、（下段）：標準誤差（n=4）。同土壌、同列で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

3-4 考察

無植栽区（無肥料区、肥料区、肥料・pH6 区）の収穫時の土壌特性値においては、pH に関しては、3 土壌ともに、栽培前と比較して、無肥料区と肥料区は有意に低下した（表 3-2～3-4）。また、黒ボク土と灰色低地土 1 においては、さらに肥料区で無肥料区よりも有意に低下した（表 3-2、3-3）。橋本(2000)によると、土壌の酸性化は、降雨と施肥によるものが主要な原因とされている。本試験で使用した肥料は、窒素（硫酸アンモニウム）、リン酸（過リン酸石灰）、カリ（硫酸カリウム）である。このうち窒素肥料中のアンモニウムは、土壌に施用後、土壌微生物による硝酸化成により硝酸に変化するため、土壌が酸性化する。カリ肥料のカリウムイオンは、本試験で供試した酸性土壌においては、その土壌コロイドに多く吸着されているプロトンやアルミニウムを交換浸出するため、土壌が酸性化する。リン酸肥料の過リン酸石灰は、pH が 3～4 と低い値を示す。したがって、無植栽区で栽培前より低下したのは、灌水のためであり、肥料区で無肥料区よりも低下したのは、施肥のためであると考えられる。一方、灰色低地土 1 と 2 においては、肥料・pH6 区の pH は、栽培前と比較して有意な低下は認められなかったが、無植栽区の中では最も高い値であった。これは、炭酸カルシウムによる pH6 矯正の効果であると考えられる。形態別のカドミウム濃度に関しては、黒ボク土では、無肥料区と比較して、肥料区において交換態で有意な上昇が認められ、有意ではないが、有機物結合態で減少が認められた（表 3-2）。上述のように施肥によって土壌が酸性化したため、有機物結合態の一部が減少し、交換態を上昇させた可能性がある。しかし、この現象は灰色低地土 1、2 では認められなかった（表 3-3、3-4）。3 土壌の栽培前における有機物結合態のカドミウム濃度（ mg kg^{-1} ）を比較すると、黒ボク土では 1.79 で、これは灰色低地土 1 の 0.50 や同 2 の 0.12 より 3.6～15 倍高い値であった（表 3-3～3-5）。このように、黒ボク土は、灰色低地土よりも有機物結合態のカドミ

ウム濃度が高いため、施肥により土壌が酸性化すると、有機物結合態のカドミウムの一部が可溶化し、交換態のカドミウム濃度が上昇しやすい条件下にあったと考えられる。一方、灰色低地土 1、2 においては、無植栽区の 3 区（無肥料区、肥料・pH6 区、肥料区）を比較すると、肥料・pH6 区において交換態で有意な減少が、無機結合態および有機物結合態（灰色低地土 1 のみ）においては有意な上昇が認められた（表 3-3、3-4）。交換態におけるカドミウム濃度の減少は、 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分における減少よりも大きかった。しかし、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分や全カドミウムでは有意な減少は認められなかった。また、アルカリ資材添加による pH 上昇により、易溶性画分（水溶態、交換態）からより難溶性の画分にカドミウムが移行したことが報告されている (Ma and Uren, 1998; Pierzynski and Schwab, 1993; Sims and Kline, 1991)。したがって、本試験における灰色低地土 1、2 の肥料・pH6 区でみられた現象は、炭酸カルシウム施用による pH 上昇効果により、易溶性画分から難溶性画分へカドミウムが移行したと考えられる。

灰色低地土 1 および 2 のトウモロコシ(ゴールドデント)栽培区においては、その対照区（無植栽・肥料区）と比較して、交換態では有意な低下が認められたが、無機結合態と有機物結合態画分においては有意な増加が認められた（表 3-3、3-4）。交換態におけるカドミウム濃度の減少は、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分や全カドミウムにおける減少よりも大きかった。上述のように、アルカリ資材添加による pH 上昇により、易溶性画分（水溶態、交換態）からより難溶性の画分にカドミウムが移行したことが報告されている (Ma and Uren, 1998; Pierzynski and Schwab, 1993; Sims and Kline, 1991)。一方、トウモロコシの根分泌物の pH は 7.8 と高く (Mench and Martin, 1991)、トウモロコシの根分泌物に含まれるムシゲル (mucilages) は、おもにカルシウムとの交換によってカドミウムと複合体を形成する高い能力を持つ (Morel ら, 1986)。また、本試験で用いた

硫酸アンモニウムといったアンモニア態の窒素肥料は、土壌施用後にある種の土壌微生物による酵素的酸化を受け硝酸へ変化（硝化）する (Brady and Weil, 1999a)。窒素源として硝酸を与えられたトウモロコシを栽培すると、時間の経過とともに根周辺の pH が上昇する (Clark, 1982)。本試験の結果、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区の収穫時の土壌 pH は、2 種類の灰色低地土で栽培前より上昇していることが認められた（表 3-3、3-4）。一方、黒ボク土では同様の現象がみられなかった（表 3-2）。黒ボク土は、灰色低地土と比較して、pH がもともと高いことや、全炭素含量が高く緩衝能が高いことが、その原因として考えられる。これらのことから、本試験において灰色低地土でトウモロコシ（ゴールドデント）を栽培した場合、その収穫時の土壌のカドミウム画分において、交換態では 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分や全カドミウムにおける減少よりも大きく有意に低下し、無機結合態と有機物結合態においては有意に増加したのは、トウモロコシがカドミウムと複合体を形成しやすいアルカリ性の物質（mucilages）を根から分泌すること、トウモロコシが硝酸を吸収することにより根圏をアルカリ化させること、そして、灰色低地土の緩衝能が黒ボク土と比較して低く、トウモロコシの根分泌物や硝酸吸収によるアルカリ化の影響を受けやすいこと、といったこれら 3 つの要因により、易溶性画分（交換態）からより難溶性の画分（無機結合態、有機物結合態）へカドミウムが移行したためであろうと考えられる。

全ての土壌において、最も地上部カドミウム吸収量が低かったのは、雄穂抽出期に収穫したトウモロコシ（ゴールドデント）であった（図 3-1E）。トウモロコシ（ゴールドデント）は土壌の全カドミウムの 1~2% を地上部に吸収した（表 3-1、図 3-1E）。全（地上部+根）カドミウム吸収量に対する地上部カドミウム吸収量の割合は、非常に低く、12~20% であった（図 3-1E、3-1F）。トウモロコシによって吸収された全カドミウムのうち、50% 以上が根によるもので

あったという報告もある(Mench ら, 1989)。また、収穫時のトウモロコシ（ゴールドデント）栽培区において、対照区（無植栽・肥料区）と比較した 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分や全カドミウムにおける土壌カドミウム濃度の減少は、5 品種の中で最も小さかった（表 3-2～3-4）。これら結果からも、トウモロコシ（ゴールドデント）は、カドミウム汚染土壌の浄化植物としては不適であると考えられる。

3 土壌で栽培した 2 種類のダイズ品種においては、スズユタカの地上部カドミウム吸収量はエンレイよりも高かった（図 3-1E）。また、全（地上部＋根）カドミウム吸収量に対する地上部カドミウム吸収量の割合も、スズユタカが 75～91%と、エンレイの 59～70%よりも高かった（図 3-1E、3-1F）。これらの値はトウモロコシ（ゴールドデント）やイネ（日本晴、密陽 23 号）よりも高く、スズユタカによって吸収されたカドミウムの約 80%が地上部を収穫することにより除去できることを示している。前章でも示したが、超集積植物であるカラシナは、全（地上部＋根）カドミウム吸収量に対する地上部カドミウム吸収量の割合に関しては高い(Ishikawa ら, 2006; Yanai ら, 2004)。さらに、収穫時のスズユタカ栽培区において、対照区（無植栽・肥料・pH6 区：灰色低地土、無植栽・肥料区：黒ボク土）と比較した 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分や全カドミウムにおける土壌カドミウム濃度の減少は、エンレイよりも大きかった（表 3-2～3-4）。また、スズユタカは土壌の全カドミウムの 10～20%を地上部に吸収した（表 3-1、図 3-1E）。これは、エンレイの 6～7%よりも高かった。これらの結果から、スズユタカのカドミウム汚染土壌の浄化植物としての潜在能力は、供試した 5 品種間の比較において、最も高いと考えられる。しかし、この高い潜在能力は他の要因により発揮できない可能性がある。これについては後述する。

3 土壌で栽培した 2 種類のイネ品種においては、収穫時の土壌のカドミウム濃度は、日本晴と密陽 23 号栽培区で特に黒ボク土において最も低かった（表

3-2～3-4) が、地上部カドミウム吸収量は日本晴より密陽 23 号のほうが高かった (図 3-1 E)。また、全 (地上部+根) カドミウム吸収量に対する地上部カドミウム吸収量の割合も、密陽 23 号が 43～58%と、日本晴の 26～36%よりも高かった (図 3-1E、F)。密陽 23 号は土壌の全カドミウムの 10～15%を地上部に吸収した (表 3-1、図 3-1E)。これは、日本晴の 5～9%よりも多かった。これらの結果から、密陽 23 号のカドミウム汚染土壌の浄化植物としての潜在能力は、日本晴より高いと考えられる。

栽培前土壌における 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、交換態、無機結合態、有機物結合態の 3 画分の合計濃度の 96% (黒ボク土)、94% (灰色低地土 1)、76% (灰色低地土 2) であった (図 3-2B)。単相関分析の結果、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、供試した 3 土壌のすべてにおいて、交換態、交換態+無機結合態、交換態+無機結合態+有機物結合態、全カドミウムにおけるカドミウム濃度と有意な正の相関関係にあった (表 3-5)。植物栽培によって減少した土壌のカドミウム画分は、交換態、無機結合態、有機物結合態の 3 画分であった (表 3-2～3-4)。収穫時におけるダイズの植物体と子実のカドミウム濃度は、 0.1 mol L^{-1} 塩酸で抽出される画分の土壌カドミウム濃度と関係があるという報告がある (Robert ら, 1973)。これらの結果から、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法は、植物栽培によって生じる土壌のカドミウム濃度の減少を評価するのに適した抽出法の一つであると考えられる。

表 3-5、3 土壤における 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出によるカドミウム濃度と他の抽出法による各カドミウム濃度との単相関係数

土壌	形態分別							単抽出	全
	交	無	有	酸	交+ 無	交+ 無+ 有	交+ 無+ 有+ 酸	0.01 mol L^{-1} 塩酸	
黒ボク 土	0.842 **	0.954 **	0.962 **	0.892 **	0.959 **	0.998 **	0.997 **	0.757 *	0.987 **
灰色 低地土1	0.809 **	0.662	0.750 *	0.539	0.967 **	0.990 **	0.995 **	0.703 *	0.984 **
灰色 低地土2	0.834 **	0.367	0.774 *	0.356	0.976 **	0.990 **	0.976 **	0.865 **	0.973 **

交：交換態、無：無期結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、* <0.05 、

** <0.01 。

地上部カドミウム吸収量は、ダイズ（スズユタカ）とイネ（密陽 23 号）が他の品種より有意に高い値であった（図 3-1E）。しかし、カドミウム汚染土壌で栽培したダイズは、開花期以降、高濃度のカドミウムを含む葉を落とし、ダイズの地上部カドミウム吸収量の約半分が、収穫時までの落葉により失われたという報告がある(Arao ら, 2003)。したがって、収穫可能なダイズ（スズユタカ）の地上部カドミウム吸収量は、開花期以降栽培を継続しても、開花期における地上部カドミウム吸収量より高まる可能性は低いと考えられる。本試験においては、植物栽培を開始して 2 カ月後に各植物の地上部を収穫したが、ダイズはすでに開花し始めており、一部落葉も認められた。一方、イネはまだ最高分けつ期に達したに過ぎず、その後少なくとも 2 カ月間は落葉することなく生育可能であるため、カドミウムの吸収量がさらに増える可能性が高い。出穂期以降、地上部収量の増加とともに、イネの地上部カドミウム吸収量が増加するという報告がある(Ito and Iimura, 1976)。カドミウム汚染圃場において、畑条件で密陽 23 号を栽培した結果、播種後約 4 カ月後の黄熟期においては、全（地上部＋根）カドミウム吸収量に対する地上部カドミウム吸収量の割合は 70%に達していた（未発表データ）。本試験の結果、栽培開始から 2 カ月後、密陽 23 号は、黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2 に含まれる全カドミウムの 12、15、10%を吸収し、その地上部に蓄積した。これらのカドミウム吸収効率（地上部カドミウム吸収量／土壌全カドミウム量）の値は、全カドミウム濃度が 40 mg kg^{-1} の土壌で 6 週間栽培したカラシナ（*B. juncea*）の 0.09%や *T. caerulescens* の 0.06%と比較して、はるかに高い値である(Ebbs ら, 1997)。我が国における食用イネ品種である日本晴を、全カドミウム濃度が 0.8 mg kg^{-1} の土壌を用いて畑条件で栽培したところ、玄米のカドミウム濃度は 0.3 mg kg^{-1} であった(Arao and Ae, 2003)。現在日本には、農用地土壌における許容カドミウム濃度の基準値がない。また、コーデックスでは基準値設定の対象を食品およびその添加物としている

ため、農用地土壌を対象とした許容カドミウム濃度の基準値は設定されていない。そのため、既に許容カドミウム濃度の基準値が設定されているスイスの値を参考にすると、土壌の全カドミウム濃度で 0.8 mg kg^{-1} である(OIS, 1998)。これらの値を参考に、玄米カドミウム濃度をコーデックス基準値の 0.4 mg kg^{-1} 未満に低減することが可能な土壌の全カドミウム濃度を 0.8 mg kg^{-1} 、密陽 23 号の地上部カドミウム吸収効率が一定と仮定すると、黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2 の浄化には、それぞれ 7、5、1 作の密陽 23 号によるファイトエクストラクションが必要であると算出される。これらの値は、カドミウム高吸収イネ品種「密陽 23 号」によるファイトエクストラクションが、経済的にも実用技術となる可能性が高いことを示している。

本試験の結果をまとめると、低～中レベルのカドミウム汚染土壌の浄化植物として、カドミウム高吸収イネ品種である「密陽 23 号」が有望であると考えられた。

第4章 低～中レベルのカドミウム汚染水田土壤に適した 浄化植物の選抜 —カドミウム以外の有害金属 (銅、鉛、亜鉛) に対するイネ、ダイズ、トウモ ロコシの耐性と浄化植物としての可能性の検討—

4-1 緒言

前章までに、地上部カドミウム吸収量や栽培に伴う土壌カドミウム画分の変化から、低～中レベルのカドミウム汚染土壤に適した浄化植物は、カドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号であることを示した。採鉱、製錬（鉱石から金属を取り出すこと）、精錬（金属から不純物を取り除くこと）といった産業活動による土壌汚染は、単一の有害金属によるものではなく数種類の有害金属による複合汚染であることが多い。閃亜鉛鉱（sphalerite）は主要な亜鉛鉱石であり、カドミウムをその不純物として含んでいる（mindat.org a）。また、その採鉱時には、主要な鉛鉱石である方鉛鉱（galena ; PbS）や主要な銅鉱石である黄銅鉱（chalcopyrite ; CuFeS₂）を伴うことが普通である（mindat.org b; mindat.org c）。このように、産業活動によって汚染された土壌は、カドミウム以外にも、銅、鉛、亜鉛といった数種類の有害金属を含んでいる場合が多い。また、植物による金属の吸収は、他の金属による拮抗、付加、相乗作用によって影響を受けることがある（Grifferty and Barrington, 2000）。たとえば、植物による水耕液中の亜鉛や銅の吸収程度は、亜鉛や銅がそれぞれ単一で存在しているよりも、同時に存在しているほうが低くなる（Ebbs and Kochian, 1997）。また、銅、鉛、亜鉛による相互作用により、植物による水耕液中のそれら金属の吸収は制限される（Walker and Bernal, 2004）。さらに、産業活動によって放出された金属は、土壌中で安定化するのに非常に多くの時間を要する（Ma and Uren, 1998）。しかし、人工的な金属添加土壌を使ったファイトレメディエーションの研究の中には、

添加金属と土壌の平衡期間が 15 日間という短期間で行われた研究もみられる (Chiu ら, 2006; Luo ら, 2006)。添加金属と土壌の平衡が短期間の金属添加土壌における金属の形態は、金属と土壌の平衡が長期にわたる自然由来もしくは産業活動由来の汚染土壌における金属の形態を反映していない (Komarek ら, 2007)。したがって、ファイトレメディエーションの研究は、複合的な金属汚染を受けた自然由来もしくは産業活動由来の汚染土壌を用いて行うべきであろう。

日本では、土壌中の可溶性の銅や亜鉛の抽出法として、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法が広く採用されている。 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法や DTPA によって抽出された土壌の銅濃度は、イネの銅濃度と有意な相関があり、また DTPA 抽出土壌銅濃度はイネによる銅吸収量とも有意な相関が認められている (Sedberry ら, 1988)。また、DTPA 抽出土壌銅濃度はトウモロコシの銅濃度とも有意な相関が認められている (Korcak and Fanning, 1978)。一方、土壌中の微量金属の生物利用性に関する情報を得るには、形態分別法が有効とされている (Pickering, 1986)。植物による金属の吸収機構を解明するうえで、土壌中で様々な形態で存在する金属の濃度変化を調べることは有効となろう (Hammer and Keller, 2002)。このように、ファイトレメディエーションの研究においては、土壌中で様々な形態で存在する金属のどの画分を植物が吸収しているかを把握することが、重要と考えられる。

以上のように、カドミウム汚染水田は、カドミウム単独ではなく、銅、鉛、亜鉛といったカドミウム以外の有害金属にも同時に汚染されているため、選抜すべき浄化植物はこれらに対して耐性を持つ必要がある。あるいは、耐性以上に吸収できる能力のあることが望ましい。そこで、本研究では、前章と同様の 3 種 5 品種の植物（ゴールドデント：トウモロコシ、エンレイおよびスズユタカ：ダイズ、日本晴および密陽 23 号：イネ）を用い、低～中レベルの銅、鉛、亜鉛に汚染された土壌でポット栽培試験を行い、植物の生育状況や地上部にお

ける銅、鉛、亜鉛の濃度から耐性を判断し、植物による地上部の銅、鉛、亜鉛吸収量と、植物が吸収するそれら金属の土壌中での存在形態を把握することにより、低～中レベルの銅、鉛、亜鉛汚染土壌に対するトウモロコシ、ダイズ、イネの浄化植物としての潜在性を把握することを目的とした。

4-2 材料及び方法

4-2-1 土耕ポット栽培試験

本試験では、低～中レベルの銅、鉛、亜鉛に汚染された黒ボク土と、鉛および亜鉛に汚染された灰色低地土を供試土壌とした（それぞれ、第3章で使った黒ボク土と灰色低地土1に該当）。それらはすべて水田土壌の作土に該当する表層15cmから採取した。採取土壌は、風乾後、2mmメッシュで篩別し、550ml（黒ボク土：375g、灰色低地土1、2：550g）となるようポットに充填した。酸性土壌で栽培するダイズ子実の収量を増加させるためには、土壌へのアルカリ資材施用が必須であり(Johnson, 1987)、その最適土壌pHは、6.0～6.5である(Hoeftら, 2000)。そのため、ダイズ栽培用の灰色低地土1、2に対しては、pH6となるよう炭酸カルシウムを添加した。その添加量は、千葉、新毛(1977)の中和石灰法によって算出した。肥料は、窒素（硫酸アンモニウム）、リン酸（過リン酸石灰）、カリ（硫酸カリウム）、炭酸苦土石灰として、イネとトウモロコシに対しては、ポットあたり0.1g、0.1g、0.1g、0.5gを、またダイズに対しては0.02g、0.15g、0.1g、0.5gを添加した。供試植物として、イネとダイズから、金属吸収特性が高いと思われる密陽23号とスズユタカを、また、我が国における代表的な品種として日本晴とエンレイを選択した(Arao and Ae, 2003; Araoら, 2003)。またトウモロコシに関しては、市販の品種からゴールドデントを選択した。施肥後、1ポット当りダイズとトウモロコシは4粒ずつ、イネは10粒を、直接土壌に播種した。発芽後10日目に、1ポット当りイネは5苗、ダイズとト

ウモロコシは2苗となるように間引きを行った。灌水は、圃場用水量を目安に毎日行った。植物の栽培は、農環研内の温室（気温 18～30℃）で、5～7月にかけて、畑条件で行った。播種後 60 日目に、ダイズが落葉しはじめたため、地際から約 1cm のところで植物を収穫し、これを地上部とした。各ポットの土壌は、根を丁寧に除去した後、風乾し、2mm メッシュで篩別し、分析用サンプルとした。収穫した地上部と根部は、付着した土壌を落とすため、蒸留水で洗浄し、60 度に設定した乾燥機で 2 日間乾燥し、乾燥重を測定した。対照区として、無植栽・無肥料区（無植栽区比較用）、無植栽・肥料区（イネとトウモロコシ用）、無植栽・肥料・pH6 区（ダイズ用）を設定した。各処理における反復数は 4 とした。

4-2-2 土壌と植物の分析

土壌の pH（水；固液比 1:2.5）は、pH メーター（HM-50V、東亜 DKK 社製）で測定した。全炭素・全窒素含量は、NC アナライザー（Sumigraph NC-900、住友化学社製）で測定した。植物生育に伴い減少する土壌の各金属（銅、鉛、亜鉛）画分を同定するために、単一抽出法では 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法（固液比 1:5、30℃、1 時間振とう）（農林省, 1971）、DTPA 抽出法（ 0.005 mol L^{-1} DTPA、 0.1 mol L^{-1} TEA、 0.01 mol L^{-1} CaCl_2 、pH7.3、25℃、2 時間振とう）（Lindsay and Norvell, 1978）を採用し、形態分別抽出法は、以下に示す定本ら（1994）の方法に準じた。交換態画分： 0.05 mol L^{-1} 硝酸カルシウム（固液比 1:10、25℃、24 時間振とう）で抽出；無機結合態画分：交換態画分抽出後の残さを、2.5%酢酸（固液比 1:10、25℃、24 時間振とう）で抽出；有機物結合態画分：無機結合態画分抽出後の残さを、6%過酸化水素水で有機物を分解後、2.5%酢酸（固液比 1:10、25℃、24 時間振とう）で抽出；酸化物吸蔵態画分：有機物結合態画分抽出後の残さを、 0.1 mol L^{-1} シュウ酸カルシウムと 0.175 mol L^{-1} シュウ酸ア

ンモニウムの混合溶液（固液比 1:30）に、土壌サンプルと同量のアスコルビン酸を加え（100℃、1 時間、時々攪拌）抽出した。残渣画分は、交換態から酸化物吸蔵態までの 4 画分の合計濃度を次に説明する全濃度から引いた値とした。また、土壌の全濃度は、山崎(1997)の過塩素酸、フッ化水素酸、塩酸、濃硝酸を用いる全分解法で行った。乾燥させた植物の地上部と根部は、ステンレス製粉碎機（ワンダーブレンダー、大阪ケミカル社製）を用いて微粉碎し、その 0.5 g に、硝酸 - 過塩素酸 - 硫酸（3:1:1）混合液 10ml を加え、ブロックダイジェスター（DK-20、VELP Scientifica 社製）で分解を行った。植物および土壌の分解液と抽出液は、すべて 0.2 μ m の PTFE ディスポーサブルシリンジフィルター（DISMIC-25HP、アドバンテック社製）でろ過を行った。ろ過後の試料中に含まれるカドミウム濃度の分析は、ICP 発光分光分析装置（ICP-OES Vista-Pro、バリアン社製）で行った。標準認証物質として、植物はリョウブ(NIES CRM No.1、国立環境研究所製)を、土壌は NDG-7（富士平工業社製）の分析を行い、その分析値が認証値内にあることを確認した。統計分析は、エクセル統計ソフトウェア（エスミ社製）で行った。処理間の値の比較は、ボンフェローニの多重比較検定法で行った。

4-3 結果および考察

4-3-1 栽培前土壌の銅、鉛、亜鉛の濃度

供試土壌の一般理化学性と銅、鉛、亜鉛の全濃度は、表 4-1 に示した。それぞれの金属に対する日本の農耕地土壌における非汚染レベルの平均濃度とその範囲（mg kg⁻¹）は、銅が 19.0（7.95～44.0）、鉛が 17.2（9.25～41.8）、亜鉛が 59.9（16.0～105）である(Asami ら, 1988)。本試験で用いた土壌では、黒ボク土の銅濃度（94.4）と鉛濃度（131）、そして両土壌の亜鉛濃度（155：黒ボク土、300：灰色低地土）に関しては、日本の農耕地土壌においては低～中の汚染レベ

ルであると考えられる。全銅濃度と全鉛濃度に関しては、黒ボク土のほうが灰色低地土より高く、亜鉛に関しては灰色低地土のほうが黒ボク土より高かった。それぞれの土壌における銅、鉛、亜鉛の汚染源は、黒ボク土の場合は、上流部に廃銅鉱山を持ちその廃鉱山からの汚染水が流入していた河川水の灌漑利用であった。この廃鉱山における主要な鉱石は、黄銅鉱（chalcopyrite； CuFeS_2 ）と緑鉛鉱（pyromorphite； $\text{Pb}_5[\text{PO}_4]_3\text{Cl}$ ）であった。また、灰色低地土の場合は、亜鉛精錬所からの煤煙であった。この精錬所では、主に閃亜鉛鉱（sphalerite）から亜鉛が作られていた。そのため、黒ボク土では全銅濃度と全鉛濃度が灰色低地土より高く、灰色低地土では全亜鉛濃度が黒ボク土より高かったと考えられる。

表 4-1、供試土壌の一般理化学性

土壌	汚染源	粘土 含量 (g kg^{-1})	土性	仮比重 (g cm^{-3})	pH (H_2O)	全炭素 (g kg^{-1})	全窒素 (g kg^{-1})	全Cd (mg kg^{-1})	全Cu (mg kg^{-1})	全Pb (mg kg^{-1})	全Zn (mg kg^{-1})
黒ボク 土	廃銅鉱山由来 汚染水流入河川水 の灌漑利用	164	clay loam	0.7	6.11	66.3	5.4	4.29	94.4	131	155
灰色 低地土	亜鉛精錬所由来 煤塵	157	sandy clay loam	1.0	5.31	20.2	1.4	2.68	19.1	44.0	300

供試土壌の形態別の銅、鉛、亜鉛濃度の全濃度に対する割合は、図 4-1 に示した。易溶画分である交換態の全濃度に対する割合は、銅に関しては、黒ボク土、灰色低地土がそれぞれ 0.2、0.8%、鉛に関しては、両土壌ともに検出限界以下と非常に低い割合であった。一方、亜鉛に関しては、黒ボク土、灰色低地土がそれぞれ 2.4、7.7%と銅や鉛よりは高い割合であった。しかし、これらの値は、カドミウムの 12、28%（図 3-2A、黒ボク土、灰色低地土 1）と比較すると低い値であった。一方、各金属における存在割合の高い形態は、銅に関して

は、黒ボク土では有機物結合態（69.8%）、灰色低地土では有機物結合態（40.4%）および酸化物吸蔵態（42.3%）、鉛に関しては、両土壤ともに酸化物吸蔵態（黒ボク土：93.5%、灰色低地土：96.6%）、亜鉛に関しては、両土壤ともに酸化物吸蔵態（黒ボク土：32.7%、灰色低地土：53.0%）と残渣（黒ボク土：38.4%、灰色低地土：25.7%）であった。土壤中では、銅は有機物と結合することがよく知られており (Kabata-Pendias and Pendias, 2001)、鉛は腐植よりも酸化物と選択的に結合しやすいことが報告されている (Abdelfattah and Wada, 1981; McKenzie, 1980)。一方、亜鉛は、銅や鉛よりも易溶性の画分が多い傾向にある (Kabata-Pendias and Pendias, 2001)。これらの理由から、銅に関しては有機物結合態、鉛に関しては酸化物吸蔵態の割合が高く、亜鉛に関しては、銅や鉛よりも易溶画分である交換態の割合が高くなったと考えられる。

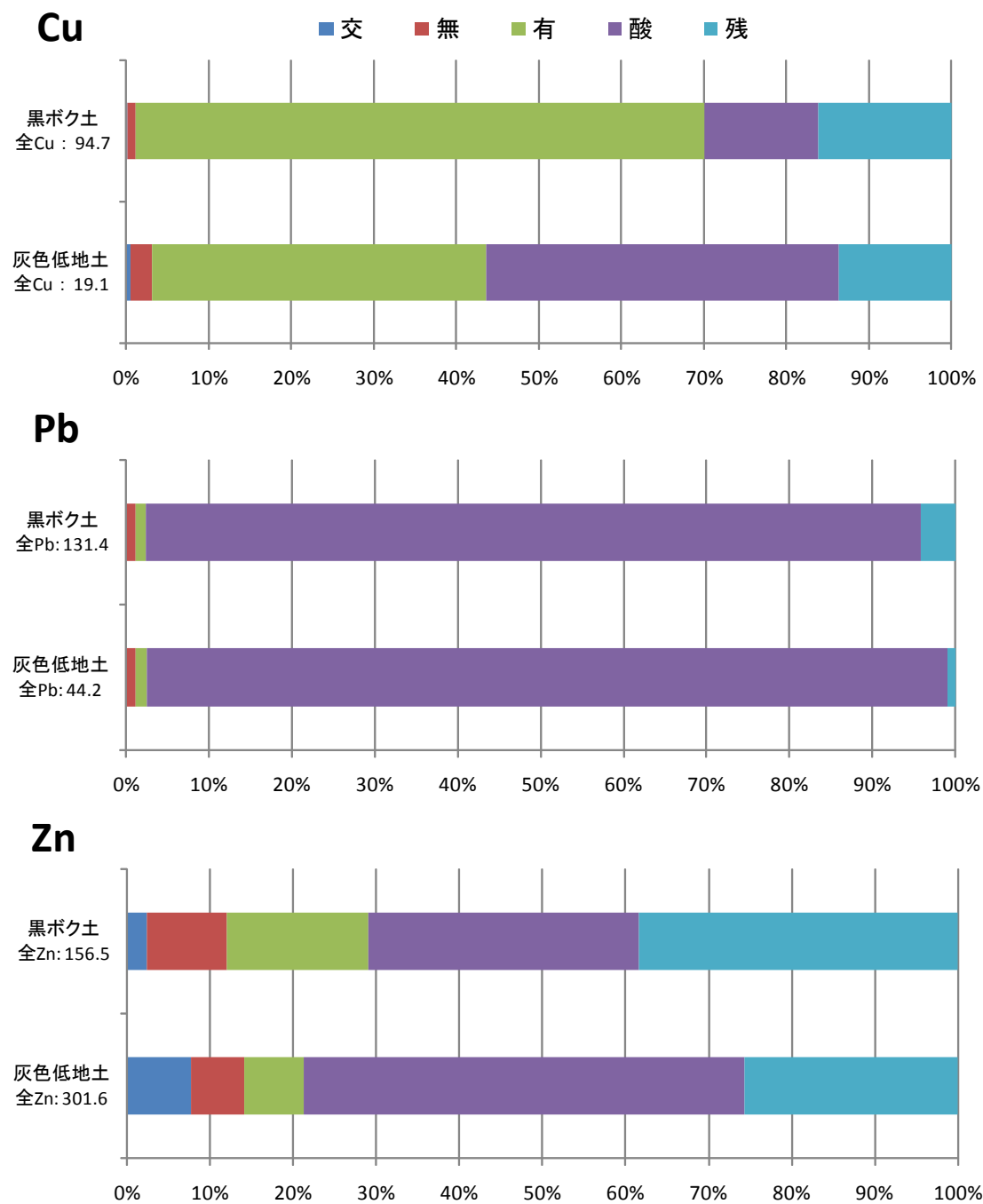


図 4-1、供試土壌の形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）の各金属（銅、鉛、亜鉛）濃度の全濃度に対する割合（植物栽培前）。交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣画分。

単抽出法による 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出、DTPA 抽出画分の各金属（銅、鉛、亜鉛）濃度は、供試土壌の形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）の各金属（銅、鉛、亜鉛）濃度とともに、図 4-2 に示した。3 種類の単抽出法の中には、銅、鉛、亜鉛の各濃度は、黒ボク土、灰色低地土ともに、 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出濃度が最も低い値であった。一方、銅と鉛の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度に関しては、灰色低地土においてのみ DTPA 抽出画分の濃度よりも高く、亜鉛の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度に関しては、両土壌ともに DTPA 抽出画分の濃度よりも高かった。いくつかの土壌における銅、鉛、亜鉛の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度に関しては、DTPA 抽出画分の濃度よりも高かったという報告がある (Rahman ら, 1996; Sistani ら, 1995)。また、 0.1 mol L^{-1} 塩酸溶液は、土壌コロイドに吸着している様々な金属酸化物を溶解したという報告もある (Rahman ら, 1996; Trierweiler and Lindsay, 1969)。本試験において、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度が DTPA 抽出画分の濃度よりも高かった灰色低地土の銅と鉛、両土壌の亜鉛に関しては、酸化物吸蔵態画分の全濃度に占める存在割合は高かった（図 4-1）。したがって、土壌中の酸化物吸蔵態画分に対する溶解力を持つ 0.1 mol L^{-1} 塩酸溶液が、酸化物吸蔵態の全濃度に占める存在割合の高い画分であった灰色低地土の銅と鉛、両土壌の亜鉛において、DTPA 溶液よりもより多くの金属を溶解したため、銅と鉛では灰色低地土、亜鉛では両土壌の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度が、DTPA 抽出画分の濃度よりも高くなったと考えられる。一方、黒ボク土の銅と鉛においては、DTPA 抽出画分の濃度が 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度より高かった（図 4-2）。Rahman ら(1996)は、黒ボク土の腐植層（0~20cm）における DTPA 抽出画分の銅濃度が、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度よりも高かった理由として、DTPA がキレートを形成することにより、効率的に土壌有機物と結合した銅を抽出したためであろうと報告している (Rahman ら, 1996)。

黒ボク土において、有機物結合態は全濃度に占める存在割合の高い画分であった（図 4-1）。さらに DTPA はプロトンでは溶解できない土壌中の鉛を溶解することができたという報告もある (Li and Shuman, 1997)。したがって、DTPA は土壌中の銅や鉛に対して、プロトンよりも強い溶解力を有するため、黒ボク土の銅と鉛においては、DTPA 抽出画分の濃度が 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の濃度より高くなったと考えられる。

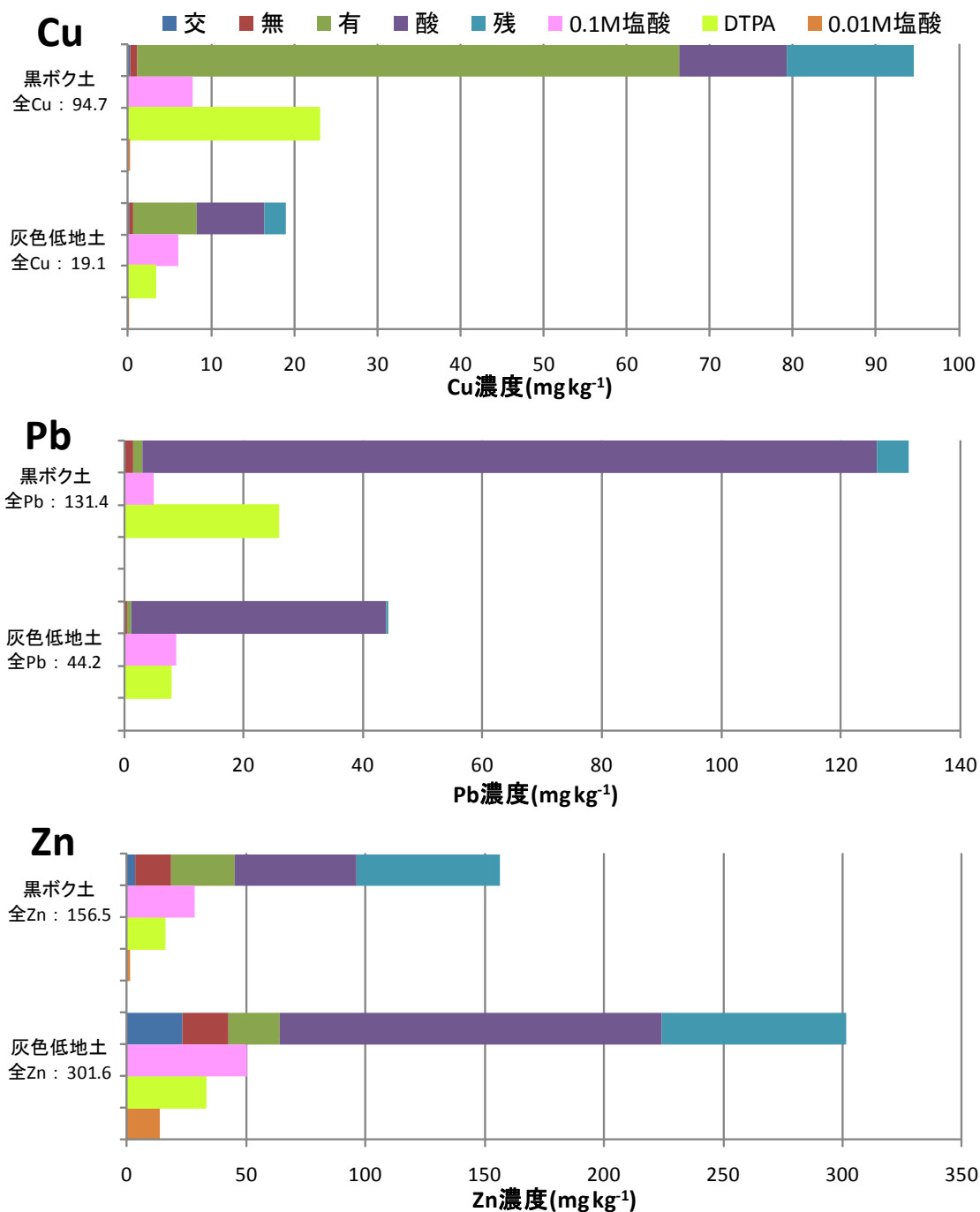


図 4-2、供試土壌の形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）の各金属（銅、鉛、亜鉛）濃度と単抽出法による 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出、DTPA 抽出画分の各金属濃度（植物栽培前）。交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣画分。

4-3-2 植物体の地上部と根部における乾物重と銅、鉛、亜鉛の濃度

黒ボク土と灰色低地土で栽培した各植物（ゴールドデント：トウモロコシ、エンレイおよびスズユタカ：ダイズ、日本晴および密陽 23 号：イネ）の地上部および根部の乾物重は、図 4-3 に示した。地上部乾物重は、両土壌ともにトウモロコシ（ゴールドデント）＞ダイズ（エンレイ、スズユタカ）＞イネ（日本晴、密陽 23 号）が順であった（図 4-3A）。各植物の根部乾物重は、3 土壌ともにトウモロコシ（ゴールドデント）が最も高い値であった（図 4-3B）。

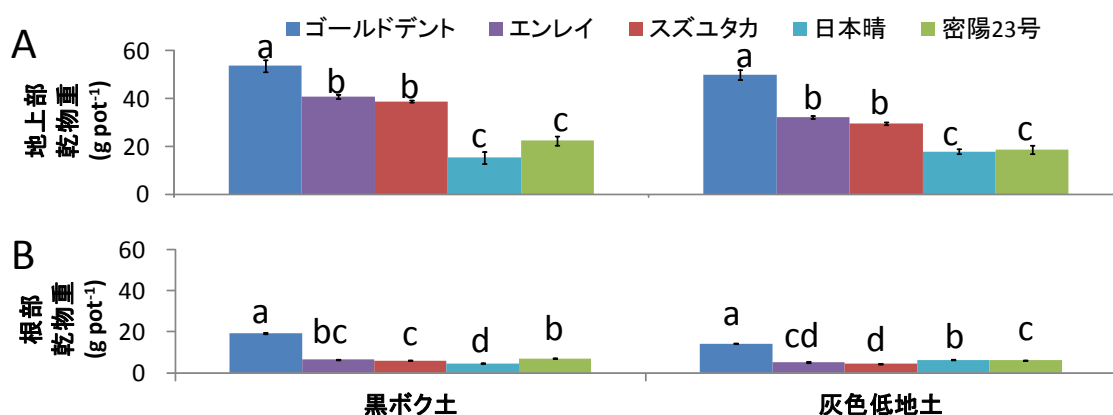


図 4-3、黒ボク土および灰色低地土で栽培したトウモロコシ(ゴールドデント)、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の乾物重（A：地上部、B：根部）。同土壌、同項目内で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

黒ボク土と灰色低地土で栽培した各植物の地上部および根部における銅、鉛、亜鉛の濃度は、図 4-4 に示した。地上部の銅濃度においては、両土壌ともに、イネ（密陽 23 号）が最も高く、黒ボク土と灰色低地土ともに 34 mg kg^{-1} となった。この値は、イネ地上部の銅に対する毒性レベルである $20 \sim 30 \text{ mg kg}^{-1}$ (Chino, 1981) を超過しているが、過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は認

められなかった。一方、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）は最も低い値であった（図 4-4A）。根部の銅濃度においても、両土壌ともに、イネ（密陽 23 号）が最も高かったが、イネ根部の銅に対する毒性レベルである $100\sim 300\text{ mg kg}^{-1}$ (Chino, 1981)より低い値であった（図 4-4B）。地上部の鉛濃度においては、両土壌ともに、トウモロコシ（ゴールドデント）は検出限界未満であった。また、黒ボク土では、ダイズ（スズユタカ）とイネ（日本晴）が高かったが、灰色低地土では、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）とイネ（日本晴、密陽 23 号）の 4 品種の間に有意差は認められなかった（図 4-4C）。根部の鉛濃度においては、両土壌ともに、黒ボク土では、供試した 5 品種の間に有意差は認められなかったが、灰色低地土では、ダイズ（エンレイ）が最も高かった（図 4-4D）。トウモロコシやダイズの鉛に対する毒性レベルの報告は見当たらないが、イネに関しては、地上部根部ともに鉛に対する毒性レベル（地上部： $50\sim 2000\text{ mg kg}^{-1}$ 、根部： $300\sim 3000\text{ mg kg}^{-1}$ ）(Chino, 1981)未満であった。過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は認められなかった。地上部の亜鉛濃度においては、両土壌ともに、イネ（密陽 23 号）が最も高く、黒ボク土で 89.8 mg kg^{-1} 、灰色低地土で 264.1 mg kg^{-1} となった。灰色低地土の値は、イネ地上部の亜鉛に対する毒性レベルである $100\sim 300\text{ mg kg}^{-1}$ (Chino, 1981)に達しているが、過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は認められなかった。イネに次いでダイズ（スズユタカ）の亜鉛濃度が高く、特に灰色低地土では 216.4 mg kg^{-1} と亜鉛に対するダイズの毒性が認められた 156 mg kg^{-1} (Chaney, 1973)を超過した。しかし、過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は認められなかった。一方、トウモロコシ（ゴールドデント）は最も低い値であった（図 4-4E）。根部の亜鉛濃度においては、両土壌ともに、イネ（日本晴、密陽 23 号）が最も高く、日本晴では黒ボク土と灰色低地土がそれぞれ 232.3 mg kg^{-1} と 550.2 mg kg^{-1} 、密陽 23 号では黒ボク土と灰色低地土がそれぞれ 122.6 mg kg^{-1} と 602.7 mg kg^{-1} で

あった。これら灰色低地土の値は、イネ根部の亜鉛に対する毒性レベルである $500 \sim 1000 \text{ mg kg}^{-1}$ (Chino, 1981) に達しているが、過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は認められなかった。一方、トウモロコシ（ゴールドデント）は最も低い値であった（図 4-4F）。以上の結果をまとめると、低～中レベルの銅、鉛、亜鉛に汚染された土壌では、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）において、銅、鉛、亜鉛に対する過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は認められず、イネ（密陽 23 号）は銅や亜鉛に対して、ダイズ（スズユタカ）は亜鉛に対する耐性を備えていると考えられた。

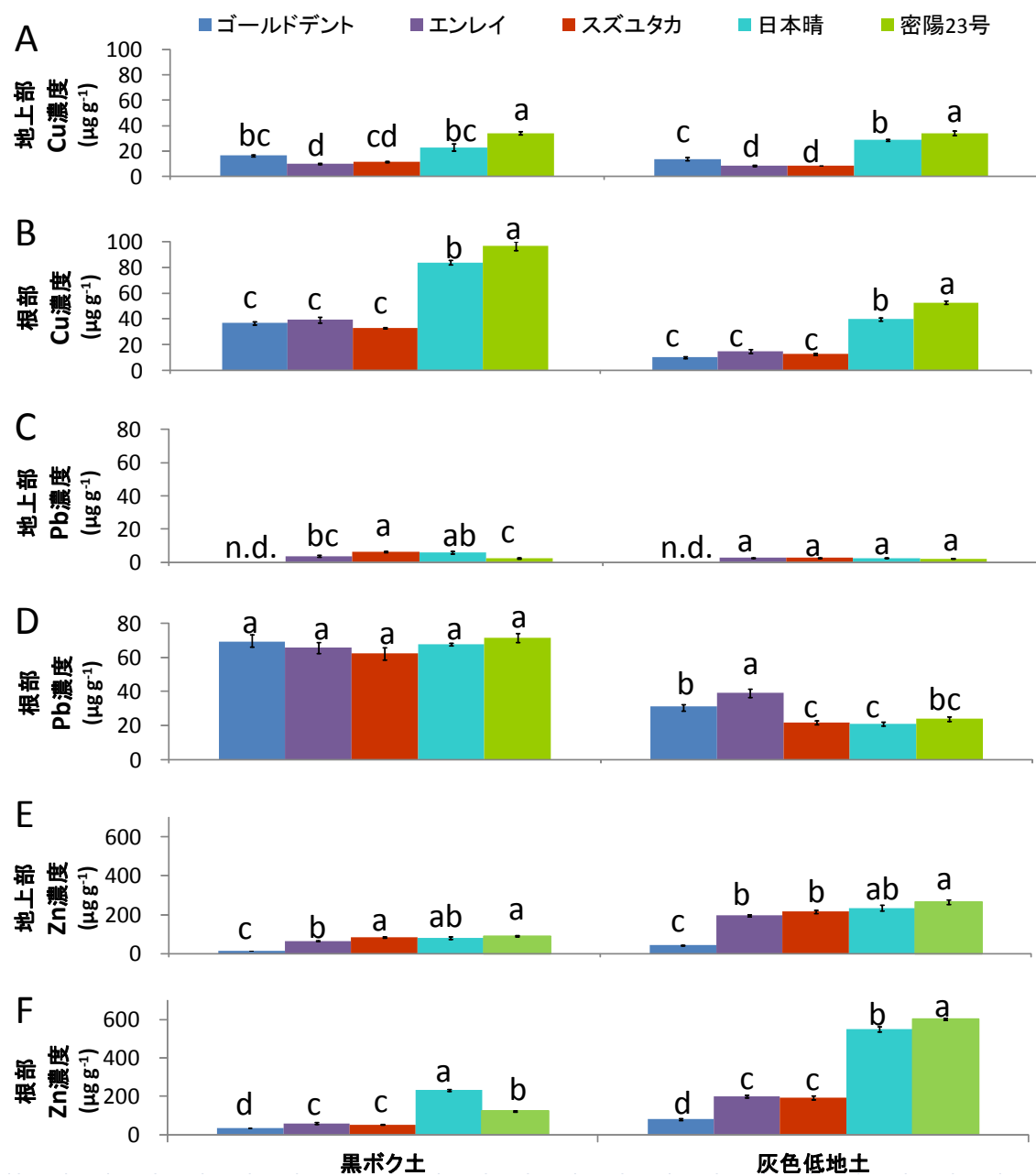


図 4-4、黒ボク土および灰色低地土で栽培したトウモロコシ(ゴールドデント)、ダイズ(エンレイ、スズユタカ)、イネ(日本晴、密陽 23 号)の地上部および根部の銅、鉛、亜鉛の濃度(A: 地上部銅濃度、B: 根部銅濃度、C: 地上部鉛濃度、D: 根部鉛濃度、E: 地上部亜鉛濃度、F: 根部亜鉛濃度)。同土壌、同項目内で同文字は、5%水準で有意差なし(ボンフェローニの多重比較検定法)。

4-3-3 トウモロコシ、ダイズ、イネによる銅、鉛、亜鉛の吸収量と栽培に伴う 土壌の銅、鉛、亜鉛濃度の変化

黒ボク土と灰色低地土で栽培した各植物の地上部および根部の銅、鉛、亜鉛の吸収量は、図 4-5 に示した。トウモロコシ（ゴールドデント）地上部に関しては、両土壌ともに、銅吸収量が 5 品種の中で最も高く、鉛および亜鉛の吸収量は最も低かった（図 4-5A、C、E）。トウモロコシ（ゴールドデント）根部に関しては、銅吸収量においては黒ボク土で、鉛吸収量に関しては両土壌ともに、5 品種の中で最も高かった（図 4-5B、D）。黒ボク土と灰色低地土で栽培したトウモロコシ（ゴールドデント）の地上部を収穫することにより、地上部と根部を合わせた全銅吸収量の 56%と 82%を除去することができた（図 4-2、4-5A）。トウモロコシ（ゴールドデント）は、黒ボク土と灰色低地土における 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出銅の 29.5%と 20.2%、DTPA 抽出銅の 10.0%と 37.3 %、全銅の 2.4%と 6.5%をその地上部に吸収した。このトウモロコシ（ゴールドデント）地上部による銅吸収効率(植物地上部銅吸収量／土壌銅量)は、超集積植物の一種 *Alyssum murale* による全銅の 0.05%(Bernal ら, 1994)より高い値であった。しかし、イネ（密陽 23 号）地上部によるカドミウム吸収効率（10～15%）(Murakami ら, 2007)よりは低い値であった。これらの結果から、供試した 5 品種の中では、トウモロコシ（ゴールドデント）の浄化植物としての潜在性は、銅に対しては高いが、鉛と亜鉛に対しては低いことが分かった。

トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における黒ボク土と灰色低地土の銅、鉛、亜鉛の 8 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出、DTPA 抽出）の濃度と全濃度は、表 4-2～4-4 に示した。また各植物の栽培前と栽培後（収穫時）における pH の値は、図 4-5 に示した。トウモロコシ（ゴールドデント）栽培土壌の銅および

鉛の濃度において、対照区（無植栽・肥料区）と比較して最も顕著な低下がみられたのは、全濃度に対する存在割合の高かった有機物結合態の銅（黒ボク土、灰色低地土）と、酸化物吸蔵態の鉛（黒ボク土、また、灰色低地土の鉛でも有意ではないが低下）であった（表 4-2、4-3）。トウモロコシの根から滲出されるムシゲル（mucilages）や高および低分子の可溶性分泌物は、銅や鉛と複合体を形成する強い能力を持つ（Mench ら, 1987; Mench ら, 1988; Morel ら, 1986）。また、可溶性の根分泌物は、可溶性の金属複合体を形成することにより、金属類の溶解度を高める（Merckx ら, 1986）。それゆえ、トウモロコシの根分泌物によって金属の可動性が高まり、両土壌の難溶性画分である有機物結合態の銅と酸化物吸蔵態の鉛の濃度が、最も低下したと考えられる。

トウモロコシ（ゴールドデント）栽培土壌の亜鉛濃度において、対照区（無植栽・肥料区）と比較して最も顕著な低下がみられたのは、灰色低地土の交換態であった（表 4-4）。一方、対照区（無植栽・肥料区）と比較して最も顕著な増加がみられたのは、灰色低地土の無機結合態と有機物結合態であった。灰色低地土の交換態における亜鉛濃度の減少は、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分、DTPA 抽出画分、全亜鉛の濃度における減少よりも大きい。石灰などのアルカリ資材添加による pH 上昇により（Shuman, 1986; Sims, 1986; Sims and Kline, 1991）、また、トウモロコシの根分泌物により（Mench and Martin, 1991）、易溶性画分（水溶態、交換態）からより難溶性の画分に亜鉛が移行したという報告がある。また、本試験で用いた硫酸アンモニウムといったアンモニア態の窒素肥料は、土壌施用後にある種の土壌微生物による酵素的酸化を受け硝酸へ変化する（Brady and Weil, 1999a）。窒素源として硝酸を与えられたトウモロコシを栽培すると、時間の経過とともに根周辺の pH が上昇する（Clark, 1982）。本試験の結果、トウモロコシ（ゴールドデント）栽培区の収穫時における土壌 pH は、灰色低地土で栽培した 5 品種の中で最も上昇していることが認められた（図 4-6）。したが

って、トウモロコシが pH の高いアルカリ性の物質を根から分泌し、硝酸を吸収することにより根圏をアルカリ化させるため、易溶性画分（交換態）からより難溶性の画分（無機結合態、有機物結合態）へ亜鉛が移行したと考えられる。それゆえ、灰色低地土でトウモロコシ（ゴールドデント）を栽培した場合、その収穫時土壌の亜鉛濃度において、交換態では 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分、DTPA 抽出画分や全亜鉛における減少よりも大きく有意な低下が、無機結合態と有機物結合態においては有意な増加が認められたと考えられる。トウモロコシを栽培した灰色低地土で見られた亜鉛の移行は、第 3 章のカドミウムでも認められた (Murakami ら, 2007)。

ダイズ（エンレイ、スズユタカ）地上部の鉛と亜鉛の吸収量は、黒ボク土と灰色低地土の両土壌において、他品種よりも高い値であった（図 4-5 C、4-5E）。ダイズ（スズユタカ）根部の鉛と亜鉛の吸収量は、両土壌において、ダイズ（エンレイ）よりも低い値であった（図 4-5 D、4-5F）。黒ボク土と灰色低地土で栽培したダイズ（スズユタカ）の地上部を収穫することにより、地上部と根部を合わせた全鉛吸収量の 40%と 46%を、全亜鉛吸収量の 91%と 88%を除去することができた。ダイズ（スズユタカ）は、黒ボク土と灰色低地土における 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出鉛の 12.7%と 1.7%、DTPA 抽出鉛の 2.5%と 1.9 %、全鉛の 0.5%と 0.3%を、また、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出亜鉛の 29.4%と 23.0%、DTPA 抽出亜鉛の 52.6%と 35.1 %、全亜鉛の 5.3%と 3.8%を、その地上部に吸収した（図 4-2、4-5C、4-5E）。このダイズ（スズユタカ）地上部による鉛と亜鉛の吸収効率（植物地上部金属吸収量／土壌金属量）は、超集積植物の一種 *Thlaspi caerulescens* による全鉛および全亜鉛の 0.03% (Lombi ら, 2001a)および 2.9% (Keller and Hammer, 2004) より高い値であった。しかし、イネ（密陽 23 号）地上部によるカドミウム吸収効率（10～15%）(Murakami ら, 2007)よりは低い値であった。両土壌で栽培したダイズ（スズユタカ）栽培区において、亜鉛濃度に関しては、対照区（無植栽・

肥料・pH6区)と比較して、酸化物吸蔵態と残渣画分以外の6画分と全亜鉛において、有意な低下が認められた(表4-4)。しかし、鉛濃度に関しては、黒ボク土の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分でのみ、対照区(無植栽・肥料・pH6区)と比較して有意な低下が認められた。これらの結果から、ダイズ(スズユタカ)の浄化植物としての潜在性は、亜鉛に関して高いことが分かった。

イネ(密陽23号)の地上部銅吸収量は、トウモロコシ(ゴールドデント)に次ぐ2番目に高い値であった(両者の間に有意差なし、図4-5A)。しかし、鉛と亜鉛に関しては、イネ(密陽23号)の地上部吸収量は、両土壌ともに、ダイズ(エンレイ、スズユタカ)よりも有意に低い値であった(図4-5C、E)。黒ボク土と灰色低地土で栽培したイネ(密陽23号)の地上部を収穫することにより、地上部と根部を合わせた全銅吸収量の52%と62%を除去することができた。イネ(密陽23号)は、黒ボク土と灰色低地土における 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出銅の25.0%と18.5%、DTPA抽出銅の8.5%と34.3%、全銅の2.1%と5.9%をその地上部に吸収した(図4-2、4-5A)。このイネ(密陽23号)地上部による銅吸収効率(植物地上部銅吸収量/土壌銅量)は、超集積植物の一種 *Alyssum murale* による全銅の0.05%(Bernalら, 1994)より高い値であった。しかし、イネ(密陽23号)地上部によるカドミウム吸収効率(10~15%)(Murakamiら, 2007)よりは低い値であった。これらの結果から、イネ(密陽23号)の浄化植物としての潜在性は、銅に対して高いことが分かった。

本試験の結果をまとめると、黒ボク土と灰色低地土を用いた2ヶ月間の栽培で、イネ(密陽23号)における銅と亜鉛の濃度およびダイズ(スズユタカ)における亜鉛の濃度は毒性レベルかそれを超過していたが、過剰障害の兆候であるクロロシス(萎黄症状)等は認められなかったため、イネ(密陽23号)は銅や亜鉛に対して、ダイズ(スズユタカ)は亜鉛に対する耐性を備えていると考えられた。また、トウモロコシ(ゴールドデント)とイネ(密陽23号)は銅を、

ダイズ（スズユタカ）は亜鉛を、他の品種より多く土壌から吸収し、地上部に蓄積した。土壌中の金属に関して、植物が利用可能な 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出および DTPA 抽出画分の濃度と全濃度は、銅ではトウモロコシ（ゴールドデント）とイネ（密陽 23 号）栽培区で、亜鉛ではダイズ（スズユタカ）栽培区で、最も低下した。したがって、低～中レベルの銅、鉛、亜鉛に汚染された土壌に対する浄化植物としての潜在性は、トウモロコシ（ゴールドデント）とイネ（密陽 23 号）は銅に対して、ダイズ（スズユタカ）は亜鉛に対して高いことが分かった。しかし、カドミウムに対するイネ（密陽 23 号）よりは低かった。

ここまでに得られた第 2、3 章と本章の結果をまとめると、イネ（密陽 23 号）はカドミウムに対する浄化植物としての潜在性が高いだけでなく銅や亜鉛に対する耐性を有することから、低～中レベルの有害金属汚染土壌の浄化植物として有望であると考えられた。

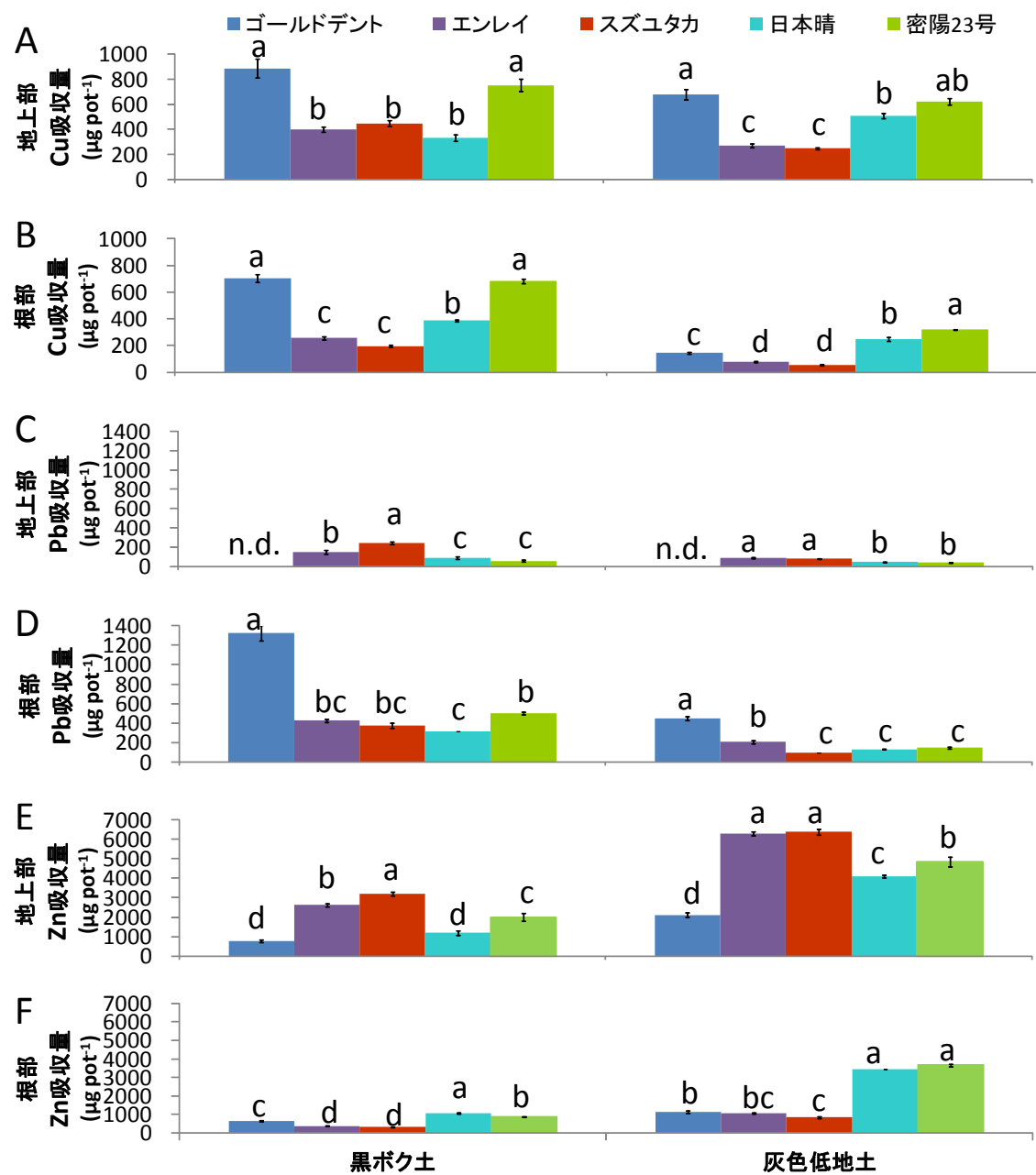


図 4-5、黒ボク土および灰色低地土で栽培したトウモロコシ(ゴールドデント)、ダイズ(エンレイ、スズユタカ)、イネ(日本晴、密陽 23 号)の地上部および根部の銅、鉛、亜鉛の吸収量(A: 地上部銅吸収量、B: 根部銅吸収量、C: 地上部鉛吸収量、D: 根部鉛吸収量、E: 地上部亜鉛吸収量、F: 根部亜鉛吸収量)。同土壌、同項目内で同文字は、5%水準で有意差なし(ボンフェローニの多重比較検定法)。

表 4-2、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における黒ボク土と灰色低地土の 8 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出、DTPA 抽出）の銅濃度と全銅濃度

	形態分別					単抽出			全
	交換態	無機結合態	有機物結合態	酸化物吸蔵態	残渣	$0.01 M$ 塩酸	$0.1 M$ 塩酸	DTPA	
黒ボク土	(mg kg ⁻¹)								
無植栽・無肥料	0.13ab (0.01)	0.97a (0.03)	65.1b (0.2)	12.8ab (0.1)	15.9a (0.3)	0.13bc (0.01)	7.7a (0.2)	22.6a (0.7)	94.9a (0.3)
無植栽・肥料	0.14ab (0.01)	0.90a (0.04)	67.2a (0.2)	12.1ab (0.2)	15.3a (0.4)	0.18a (0.01)	7.1b (0.2)	23.0a (0.9)	95.6a (0.1)
ゴールドデント	0.08bc (0.02)	0.86a (0.02)	63.0c (0.2)	12.1b (0.1)	15.5a (0.2)	0.15abc (0.01)	5.3d (0.3)	19.0b (0.2)	91.5c (0.3)
エンレイ	0.17a (0.02)	1.00a (0.05)	65.6b (0.1)	12.0b (0.1)	15.1a (0.2)	0.18a (0.01)	6.9b (0.2)	21.3ab (0.2)	93.9b (0.2)
スズユタカ	0.18a (0.01)	1.04a (0.06)	65.7b (0.1)	12.1ab (0.1)	14.8a (0.2)	0.20a (0.01)	6.5c (0.1)	21.2ab (0.4)	93.9b (0.2)
日本晴	0.04c (0.01)	1.03a (0.03)	65.5b (0.3)	12.1ab (0.2)	15.1a (0.5)	0.10c (0.01)	6.3c (0.3)	21.2ab (0.1)	93.8b (0.2)
密陽23号	0.08bc (0.02)	0.98a (0.06)	63.8c (0.2)	12.0b (0.2)	15.0a (0.5)	0.19a (0.01)	5.6d (0.5)	19.3b (0.5)	91.9c (0.1)
灰色低地土	(mg kg ⁻¹)								
無植栽・無肥料	0.10ab (0.01)	0.57a (0.02)	8.0a (0.1)	8.4a (0.1)	3.1a (0.4)	0.21a (0.01)	6.3a (0.1)	3.3a (0.0)	20.2a (0.2)
無植栽・肥料	0.07c (0.00)	0.55a (0.04)	7.8a (0.1)	8.0a (0.2)	2.7a (0.5)	0.14ab (0.01)	6.0ab (0.1)	3.3a (0.2)	19.2abc (0.3)
pH6 無植栽・肥料	0.11a (0.00)	0.59a (0.00)	7.9a (0.1)	8.2a (0.1)	2.8a (0.3)	0.20a (0.02)	6.5a (0.1)	3.1a (0.3)	19.6ab (0.2)
ゴールドデント	0.07c (0.01)	0.54a (0.03)	6.6c (0.1)	8.0a (0.2)	2.9a (0.3)	0.08b (0.01)	5.3c (0.1)	2.1b (0.0)	18.2cd (0.1)
エンレイ	0.06c (0.00)	0.55a (0.01)	7.3bc (0.1)	8.0a (0.3)	3.0a (0.2)	0.10b (0.01)	5.4bc (0.2)	3.0ab (0.2)	18.5bcd (0.2)
スズユタカ	0.08bc (0.01)	0.56a (0.02)	7.3bc (0.1)	8.1a (0.3)	2.6a (0.4)	0.11b (0.01)	5.5bc (0.2)	2.9ab (0.2)	18.7bcd (0.1)
日本晴	0.02d (0.00)	0.39b (0.02)	6.8c (0.1)	8.1a (0.2)	2.9a (0.4)	0.10b (0.02)	5.3c (0.1)	2.1b (0.1)	18.2cd (0.3)
密陽23号	0.03d (0.00)	0.47ab (0.01)	6.6c (0.1)	8.1a (0.3)	2.8a (0.3)	0.09b (0.02)	5.3c (0.1)	2.1b (0.2)	18.0d (0.1)

上段：平均値、（下段）：標準誤差（n=4）。同土壌、同列で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

表 4-3、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における黒ボク土と灰色低地土の 8 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出、DTPA 抽出）の鉛濃度と全鉛濃度

	形態分別					単抽出			全
	交換態	無機結合態	有機物結合態	酸化物吸蔵態	残渣	$0.01M$ 塩酸	$0.1M$ 塩酸	DTPA	
黒ボク土	(mg kg ⁻¹)								
無植栽・無肥料	n.d.	1.5a (0.0)	1.5a (0.1)	122.0a (0.4)	5.0a (0.4)	n.d.	5.0a (0.0)	26.0ab (0.8)	130.0a (0.2)
無植栽・肥料	n.d.	1.5a (0.1)	1.5a (0.1)	121.8a (0.4)	5.6a (0.3)	n.d.	5.0a (0.1)	26.8a (0.3)	130.4a (0.4)
ゴールドデント	n.d.	1.4a (0.0)	1.5a (0.0)	118.6b (0.5)	5.7a (0.5)	n.d.	3.6c (0.1)	24.2b (0.1)	127.2b (0.4)
エンレイ	n.d.	1.5a (0.0)	1.5a (0.0)	120.8a (0.3)	5.3a (0.4)	n.d.	3.8bc (0.1)	25.5ab (0.4)	129.0a (0.4)
スズユタカ	n.d.	1.5a (0.1)	1.4a (0.0)	120.2a (0.5)	5.7a (0.5)	n.d.	3.6c (0.1)	25.5ab (0.6)	128.9ab (0.3)
日本晴	n.d.	1.5a (0.0)	0.8b (0.1)	121.4a (0.3)	5.7a (0.4)	n.d.	4.1b (0.1)	25.4ab (0.3)	129.5a (0.4)
密陽23号	n.d.	1.5a (0.0)	0.7b (0.0)	121.2a (0.4)	5.7a (0.7)	n.d.	4.1b (0.1)	25.4ab (0.3)	129.1a (0.3)
灰色低地土	(mg kg ⁻¹)								
無植栽・無肥料	n.d.	0.57a (0.02)	0.60a (0.01)	42.0a (0.5)	0.9a (0.2)	n.d.	8.8a (0.0)	6.9a (0.3)	44.1a (0.4)
無植栽・肥料	n.d.	0.47b (0.02)	0.57a (0.01)	41.9a (0.2)	1.3a (0.2)	n.d.	8.4ab (0.1)	7.8a (0.4)	44.3a (0.2)
pH6 無植栽・肥料	n.d.	0.52ab (0.02)	0.57a (0.01)	42.0a (0.2)	1.1a (0.5)	n.d.	8.5ab (0.1)	7.3a (0.2)	44.2a (0.3)
ゴールドデント	n.d.	0.55ab (0.02)	0.56a (0.01)	41.3a (0.7)	1.1a (0.6)	n.d.	8.3ab (0.1)	7.3a (0.2)	43.4a (0.1)
エンレイ	n.d.	0.55ab (0.02)	0.54a (0.01)	41.5a (0.5)	1.3a (0.3)	n.d.	8.0b (0.1)	7.7a (0.3)	43.9a (0.1)
スズユタカ	n.d.	0.60a (0.00)	0.55a (0.02)	41.8a (0.3)	1.2a (0.2)	n.d.	8.3b (0.1)	7.8a (0.1)	44.0a (0.3)
日本晴	n.d.	0.54ab (0.01)	0.52a (0.02)	41.8a (0.3)	1.0a (0.4)	n.d.	8.3abc (0.1)	7.4a (0.1)	44.0a (0.4)
密陽23号	n.d.	0.54ab (0.02)	0.57a (0.01)	41.7a (0.3)	1.2a (0.5)	n.d.	8.1b (0.1)	7.7a (0.2)	44.0a (0.3)

上段：平均値、（下段）：標準誤差（n=4）。同土壌、同項目で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

表 4-4、トウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）の栽培前と栽培後（収穫時）における黒ボク土と灰色低地土の 8 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣、 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出、DTPA 抽出）の亜鉛濃度と全亜鉛濃度

	形態分別					単抽出			全
	交換態	無機結合態	有機物結合態	酸化物吸蔵態	残渣	0.01 <i>M</i> 塩酸	0.1 <i>M</i> 塩酸	DTPA	
黒ボク土	(mg kg ⁻¹)								
無植栽・無肥料	3.4a (0.1)	15.1ab (0.2)	26.2a (0.6)	51.4a (0.4)	61.3a (1.1)	0.8b (0.1)	28.2a (0.3)	14.0a (0.5)	157.4a (0.9)
無植栽・肥料	3.7a (0.2)	15.6a (0.2)	25.7a (0.3)	49.7a (0.5)	61.2a (0.7)	1.4a (0.2)	28.0a (0.4)	14.1a (0.2)	156.0a (0.4)
ゴールドデント	1.4d (0.1)	14.2bc (0.2)	25.7a (0.2)	49.7a (0.5)	61.5a (0.7)	0.2cd (0.0)	24.6b (0.3)	12.7ab (0.1)	152.5b (0.3)
エンレイ	2.4b (0.1)	12.9e (0.3)	22.1bc (0.5)	49.6a (0.4)	61.4a (1.3)	0.7b (0.0)	22.7cd (0.2)	12.4abc (0.5)	148.3c (0.9)
スズユタカ	2.2bc (0.1)	12.5e (0.2)	21.4c (0.2)	49.2a (0.7)	61.8a (0.5)	0.7bc (0.0)	22.0d (0.3)	11.4bcd (0.2)	147.0c (0.6)
日本晴	1.8cd (0.1)	13.8cd (0.1)	23.6b (0.2)	49.3a (0.8)	61.7a (1.4)	0.4bcd (0.1)	24.0bc (0.3)	10.6cd (0.4)	150.2bc (0.8)
密陽23号	1.5d (0.1)	13.2de (0.2)	22.9bc (0.4)	49.3a (0.7)	61.7a (0.9)	0.2d (0.0)	23.1bcd (0.3)	9.7d (0.6)	148.7c (0.5)
灰色低地土	(mg kg ⁻¹)								
無植栽・無肥料	23.7a (0.3)	19.2bc (0.5)	21.0b (0.3)	159.6a (1.9)	77.7ab (1.8)	19.5a (0.6)	50.3a (0.5)	25.4ab (0.6)	301.3a (0.3)
無植栽・肥料 pH6	14.5b (0.2)	25.7a (0.3)	24.6a (0.7)	161.7a (1.5)	72.1b (2.1)	12.5b (0.4)	50.3a (0.4)	28.9a (1.2)	298.7a (0.9)
無植栽・肥料	23.8a (0.4)	17.9c (0.3)	20.9b (0.2)	154.3a (1.1)	83.1a (1.2)	18.2a (0.4)	48.8a (0.5)	26.9a (0.7)	300.1a (0.7)
ゴールドデント	5.8e (0.4)	26.0a (0.4)	24.9a (0.4)	154.6a (0.8)	82.7a (1.3)	3.8d (0.1)	43.3b (0.4)	21.4c (0.6)	294.0b (0.4)
エンレイ	10.5c (0.4)	20.3b (0.4)	21.5b (0.4)	160.5a (2.2)	72.5b (2.7)	9.2c (0.3)	38.2c (0.8)	22.1b (0.6)	285.2c (0.6)
スズユタカ	10.3c (0.3)	20.0b (0.5)	21.4b (0.4)	160.7a (1.5)	72.8b (1.5)	8.9c (0.2)	38.2c (0.4)	22.3b (0.5)	285.3c (0.6)
日本晴	10.5c (0.3)	18.0c (0.4)	20.9b (0.7)	154.3a (1.8)	82.5a (2.5)	8.0c (0.2)	35.7d (0.3)	14.2d (0.5)	286.1c (0.4)
密陽23号	8.2d (0.6)	17.3c (0.4)	20.4b (0.4)	153.9a (1.5)	84.7a (1.2)	5.2d (0.6)	33.5d (0.4)	13.4d (1.1)	284.5c (0.3)

上段：平均値、（下段）：標準誤差（ $n=4$ ）。同土壌、同項目で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

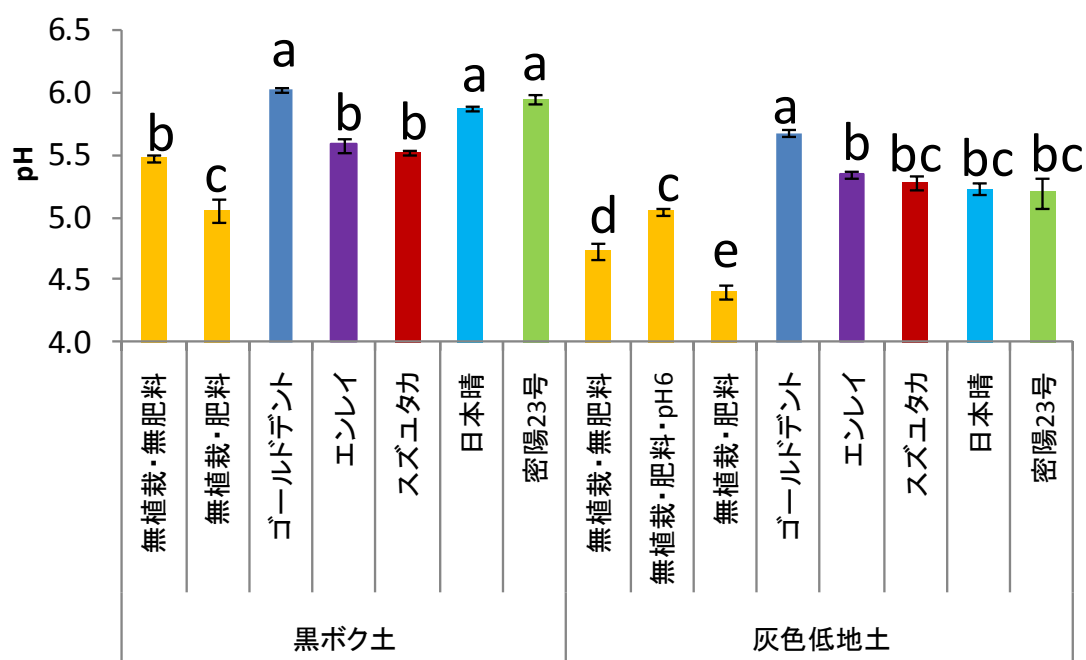


図 4-6、黒ボク土と灰色低地土の収穫時における無植栽区（黒ボク土：無肥料区、肥料区、灰色低地土：無肥料区、肥料・pH6 区、肥料区）とトウモロコシ（ゴールドデント）、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）、イネ（日本晴、密陽 23 号）栽培区の土壌 pH。同土壌、同項目内で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

第5章 カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の後作ダイズに及ぼすカドミウム低減効果の検討

5-1 緒言

カドミウムは、食物連鎖を通じて生物濃縮が起こりやすい元素であり、人間にとって有害な金属である(Singh and McLaughlin, 1999)。コーデックス委員会は、2005年から2006年にかけて、小麦、ジャガイモ、野菜類、精米に対し、それら食品のカドミウム濃度の最大許容量を制定してきた(Codex, 2005; 2006)。一方、ダイズに対しては、主要な食品ではなく、カドミウム摂取に対する寄与が少ないという理由から、ダイズ子実のカドミウム濃度の最大許容量の制定に向けた議論は、2004年以降中断されたままである(Codex, 2004b)。しかし、わが国では、ダイズは主要な夏作物の一つであり、豆腐、納豆、しょうゆ、といったダイズを原料とした食品は日常的に摂取されている。そのため、ダイズは、日本においては、食事を通じたカドミウムの主要な摂取源の一つとなる可能性が高い。さらに、日本で栽培されているダイズ品種の中には、土壌のカドミウム濃度が低～中レベルであっても、我が国がコーデックス委員会に提出したダイズ子実カドミウム濃度の基準値案を超過する品種がある(Arao ら, 2003; Codex, 2004b)。また、わが国のダイズの86%は水田転換畑で栽培されているため(農水省 g)、水田転換畑で栽培されるダイズ子実のカドミウム濃度を低減することは極めて重要である。これまでの第2章～第4章においては、地上部カドミウム吸収量の高さ、栽培に伴う様々な土壌カドミウム画分の濃度の低減割合の大きさ、土壌から植物体地上部へのカドミウム吸収効率の高さから、カドミウム高吸収イネ品種(密陽23号)は、我が国における低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌に適した浄化植物として有望であることを示した。しかし、カ

ドミウム高吸収イネ品種を浄化植物としたファイトエキストラクションの後作ダイズ子実のカドミウム濃度に及ぼす影響は報告されていない。そこで、中レベルのカドミウム汚染水田土壌を用いて、カドミウム高吸収イネ品種（密陽 23 号）を浄化植物としたファイトエキストラクションを行い、その後作ダイズ子実のカドミウム濃度に及ぼす影響を評価することを本章の目的とした。

5-2 材料及び方法

5-2-1 ポット栽培試験

1 年目は、カドミウム高吸収イネ品種を浄化植物としたファイトエキストラクション試験を行った。本試験では、中レベルのカドミウムに汚染された黒ボク土と 2 種類の灰色低地土（灰色低地土 1、2）を供試土壌とした。それらはすべて水田土壌の作土に該当する表層 15cm から採取した。供試土壌の一般理化学性は表 5-1 に示した。カドミウムの汚染源は、黒ボク土と灰色低地土 2 の場合、上流部に廃鉱山を持ちその廃鉱山からの汚染水が流入していた河川水の灌漑利用であり、灰色低地土 1 の場合は、亜鉛精錬所からの煤煙であった。採取土壌は、風乾後、ステンレス製 8mm メッシュのついたロータリークラッシャー（RKM-81E、石井製作所製）で篩別し、25L（黒ボク土：19.6 kg、灰色低地土 1：28.4 kg、灰色低地土 2：30.9 kg）となるよう 1/600a ポットに充填した。肥料は、窒素（硫酸アンモニウム）、リン（過リン酸石灰）、カリウム（硫酸カリウム）として、ポットあたり 2.5 g、1.1 g、1.5 g を施用した。浄化植物は、カドミウム高吸収イネ品種の密陽 23 号(Murakami ら, 2007) を用いた。施肥後、1 ポット当り 10cm 間隔の 16 点に、密陽 23 号の種子を 3 粒ずつ播種した。灌水は、圃場用水量を目安に毎日行った。植物の栽培は、農環研内の温室（気温 18～30℃）で、5～10 月にかけて、畑条件で行った。各処理における反復数は 3 とした。播種後 130 日目に、地際から約 5cm のところで植物を収穫し、これを

地上部とした。各ポットの土壌は、根部（地上部収穫後の残株と根）を丁寧に除去した。

2年目は、カドミウム高吸収イネ品種（密陽 23 号）を浄化植物としたファイトエキストラクションの土壌浄化効果を把握するため、後作ダイズ栽培試験を行った。土壌は、対照区としてファイトエキストラクションを行っていないものと、カドミウム高吸収イネによるファイトエキストラクションを行ったもの（密陽 23 号栽培区）を用いた。それぞれ、ステンレス製 8mm メッシュのついたロータリークラッシャー（RKM-81E、石井製作所製）で篩別し、2.5L（黒ボク土：2.0 kg、灰色低地土 1：2.8 kg、灰色低地土 2：3.1 kg）となるよう 1/5000a ポットに充填した。ファイトエキストラクションは、浄化植物の地上部のみを収穫、搬出除去し土壌を浄化する手法であるため、浄化植物収穫後、根部は圃場に残ることになる。そのため、本試験においても、密陽 23 号栽培後の土壌には、ポットあたり密陽 23 号 1 株の根部（2.5 g）を添加した。酸性土壌においてダイズ子実を増収させるためには、アルカリ資材施用による酸性土壌矯正（最適土壌 pH：6.0～6.5）が必須である(Hoeft ら, 2000; Johnson, 1987)。そのため、施肥前に、対照区と密陽 23 号栽培区の灰色低地土 1 および 2 の pH を、炭酸カルシウムを添加することにより、6.0 に矯正した。炭酸カルシウムの添加量は、千葉、新毛(1977)の中和石灰法によって算出した。肥料は、窒素（硫酸アンモニウム）、リン（過リン酸石灰）、カリウム（硫酸カリウム）、苦土石灰として、ポットあたり 0.16 g、0.26 g、0.25 g、2 g を施用した。ダイズは、低カドミウム品種のエンレイと、高カドミウム品種のスズユタカ(Arao ら, 2003)を、後作栽培品種として使用した。施肥後、1 ポット当りダイズ種子を 3 粒ずつ播種し、播種後 21 日目にポットあたり幼苗が 1 本となるよう間引きをした。灌水は、圃場用水量を目安に毎日行った。植物の栽培は、農環研内の温室（気温 18～30℃）で、6～9 月に行った。各処理における反復数は 3 とした。播種後 100 日目に、

ダイズ子実を収穫した。

表 5-1、供試土壌の一般理化学性

土壌	汚染源	粘土 含量	土性	仮比重	pH	全炭素	全窒素	全Cd	全Cu	全Pb	全Zn
		(g kg ⁻¹)		(g cm ⁻³)	(H ₂ O)	(g kg ⁻¹)		(mg kg ⁻¹)			
黒ボク 土	廃銅鉱山由来 汚染水流入河川水 の灌漑利用	164	clay loam	0.8	6.0	66.3	5.4	4.27	96.6	157	196
灰色 低地土1	亜鉛精錬所由来 煤塵	157	sandy clay loam	1.1	5.4	20.2	1.4	2.71	18.6	51.9	357
灰色 低地土2	廃亜鉛鉱山由来 汚染水流入河川水 の灌漑利用	180	clay loam	1.2	5.5	24.2	1.8	2.50	45.6	33.5	353

5-2-2 土壌と植物の分析

土壌の pH（水；固液比 1:2.5）は、pH メーター（HM-50V、東亜 DKK 社製）で測定した。全炭素・全窒素含量は、NC アナライザー（Sumigraph NC-900、住友化学社製）で測定した。植物生育に伴い減少する土壌のカドミウム画分を同定するために、単一抽出法では 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法（固液比 1:5、 30°C 、1 時間振とう）（農林省, 1971）を採用し、形態分別抽出法は、以下に示す定本ら(1994)の方法に準じた。交換態画分： 0.05 mol L^{-1} 硝酸カルシウム（固液比 1:10、 25°C 、24 時間振とう）で抽出；無機結合態画分：交換態画分抽出後の残さを、2.5%酢酸（固液比 1:10、 25°C 、24 時間振とう）で抽出；有機物結合態画分：無機結合態画分抽出後の残さを、6%過酸化水素水で有機物を分解後、2.5%酢酸（固液比 1:10、 25°C 、24 時間振とう）で抽出；酸化物吸蔵態画分：有機物結合態画分抽出後の残さを、 0.1 mol L^{-1} シュウ酸カルシウムと 0.175 mol L^{-1} シュウ酸アンモニウムの混合溶液（固液比 1:30）に、土壌サンプルと同量のアスコルビン酸を加え（ 100°C 、1 時間、時々攪拌）抽出；残渣画分：酸化物吸蔵態画分抽出後の残さを、山崎(1997)の過塩素酸、フッ化水素酸、塩酸、濃硝酸を用いる全分解法で分解した。また、土壌の全カドミウム濃度は、交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣画分の合計濃度とした。収穫したイネの地上部および根部とダイズ子実は、乾燥器（ 65°C ）で 2 日間乾燥させた。その後、乾物重を測定し、ステンレス製粉碎機（ワンダーブレンダー、大阪ケミカル社製）を用いて微粉碎し、その 0.5 g に、濃硝酸（60%）10ml を加え、ブロックダイジェスター（DK-20、VELP Scientifica 社製）で分解を行った。植物および土壌の分解液と抽出液は、すべて $0.2\mu\text{m}$ の PTFE ディスポーザブルシリンジフィルター（DISMIC-25HP、アドバンテック社製）でろ過を行った。ろ過後の試料中に含まれるカドミウム濃度の分析は、ICP 発光分光分析装置（ICP-OES Vista-Pro、バリアン社製）で行った。標準認証物質として、

植物はリョウブ（NIES CRM No.1、国立環境研究所製）を、土壌は NDG-7（富士平工業社製）の分析を行い、その分析値が認証値内にあることを確認した。植物によるカドミウムの吸収は、他の元素の影響を受けることが報告されている (Kabata-Pendias and Pendias, 2001)。そのため、土壌や植物中の銅、鉛、亜鉛の濃度も測定した。

統計分析は、エクセル統計ソフトウェア（エスミ社製）で行った。処理間の値の比較は、ボンフェローニの多重比較検定法もしくはスチューデントの t 検定法で行った。イネのカドミウムに対しては、密陽 23 号のカドミウム吸収量と、それに対応する密陽 23 号栽培前土壌のカドミウム 7 画分および全カドミウムの濃度との間で、相関分析を行った。さらに、密陽 23 号のカドミウム吸収量を土壌カドミウム画分の濃度から予測する回帰式を導くために、回帰分析を行った。その際、土壌のカドミウム濃度が 0 の場合、植物のカドミウム吸収量も 0 になると考えられるため、得られる回帰直線は原点を通過すると仮定した。ダイズのカドミウムに対しては、ダイス（エンレイ、スズユタカ）の子実カドミウム濃度と、それぞれに対応するダイズ栽培前土壌（対照区、密陽 23 号栽培区）のカドミウム 7 画分および全カドミウムの濃度との間で、相関分析を行った。さらに、ダイス（エンレイ、スズユタカ）の子実カドミウム濃度を土壌カドミウム画分の濃度から予測する回帰式を導くために、イネと同様の仮定の下、回帰分析を行った。

5-3 結果

5-3-1 浄化植物の地上部および根部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量

3 種類の土壌（黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2）で栽培したカドミウム高吸収イネ品種（密陽 23 号）の地上部および根部の乾物重、カドミウム濃度、

カドミウム吸収量は、図 5-1 に示した。密陽 23 号の乾物重は、地上部と根部において、3 土壌の間に有意な差は認められなかった（図 5-1A）。また、栽培した全てのポットにおいて、密陽 23 号に対する金属過剰障害などの兆候は見られなかった。密陽 23 号地上部のカドミウム濃度および吸収量は、灰色低地土 2 > 灰色低地土 1 > 黒ボク土の順に低い値となり、密陽 23 号根部のカドミウム濃度および吸収量は、灰色低地土 2 ≒ 灰色低地土 1 > 黒ボク土の順に低い値となった。これらの結果を圃場試験の結果と比較するために、乾物重とカドミウム吸収量のポットベースの値を ha ベースの値に換算した（図 5-1、右縦軸）。灰色低地土 1 で栽培した密陽 23 号地上部乾物重の値は、灰色低地土 1 を採取した圃場での栽培試験の結果得られた値（村上、未発表）の 1.4 倍に相当した。温室は圃場より栽培条件が良かったため、温室でのポット試験を行った本試験での乾物重の値が、圃場試験の結果よりも高くなったと思われる。そのため、今回のポット試験と同様の結果を得るためには、少なくとも 1.4 倍のファイトエキストラクションが必要となろう。

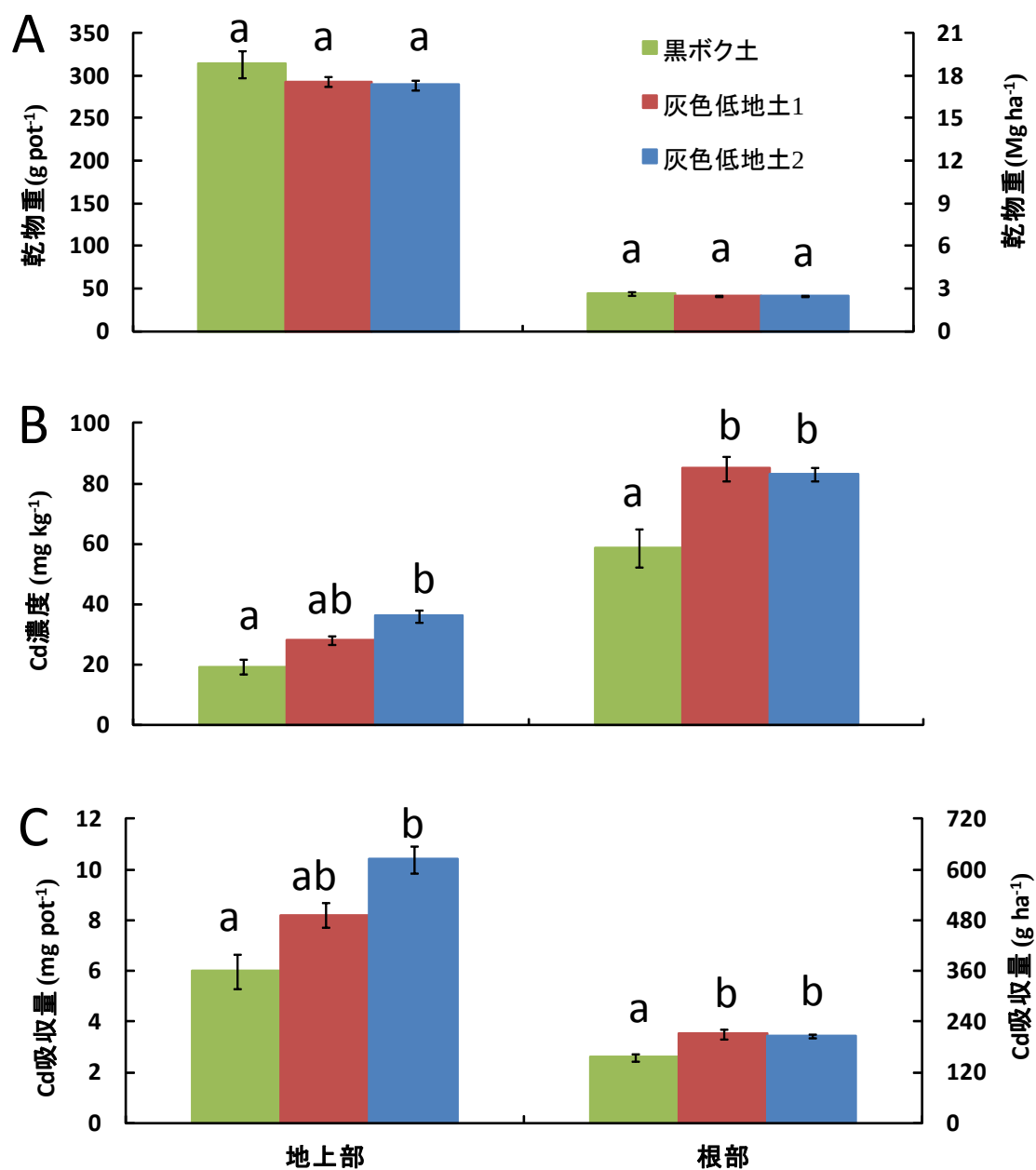


図 5-1、3 種類の土壌（黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2）で栽培したカドミウム高吸収イネ品種（密陽 23 号）の地上部および根部の乾物重（A）、カドミウム濃度（B）、カドミウム吸収量（C）。同土壌、同項目内で同文字は、5% 水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。左縦軸は、ポットベースの値、右縦軸は、ポットベースの値を ha ベースに換算した値を示す。

5-3-2 栽培前土壌の各画分のカドミウム濃度

供試土壌の植物栽培前における形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）と、単抽出法による 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、図 5-2 に示した。交換態のカドミウム濃度 (mg kg^{-1}) は、黒ボク土 (0.53) が最も低く、灰色低地土 1 (0.75)、灰色低地土 2 (0.94) の順で高い値であった。 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、0.13 と黒ボク土が最も低く、灰色低地土 1 (0.44)、灰色低地土 2 (0.55) の順で高い値であった。また、それらは交換態の 24% (黒ボク土)、58% (灰色低地土 1)、59% (灰色低地土 2) と、3 土壌ともに交換態よりも低い値であった。また、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、交換態、無機結合態、有機物結合態の 3 画分の合計濃度の 96% (黒ボク土)、94% (灰色低地土 1)、76% (灰色低地土 2) と、3 土壌ともに 3 画分の合計よりも低い値であった。

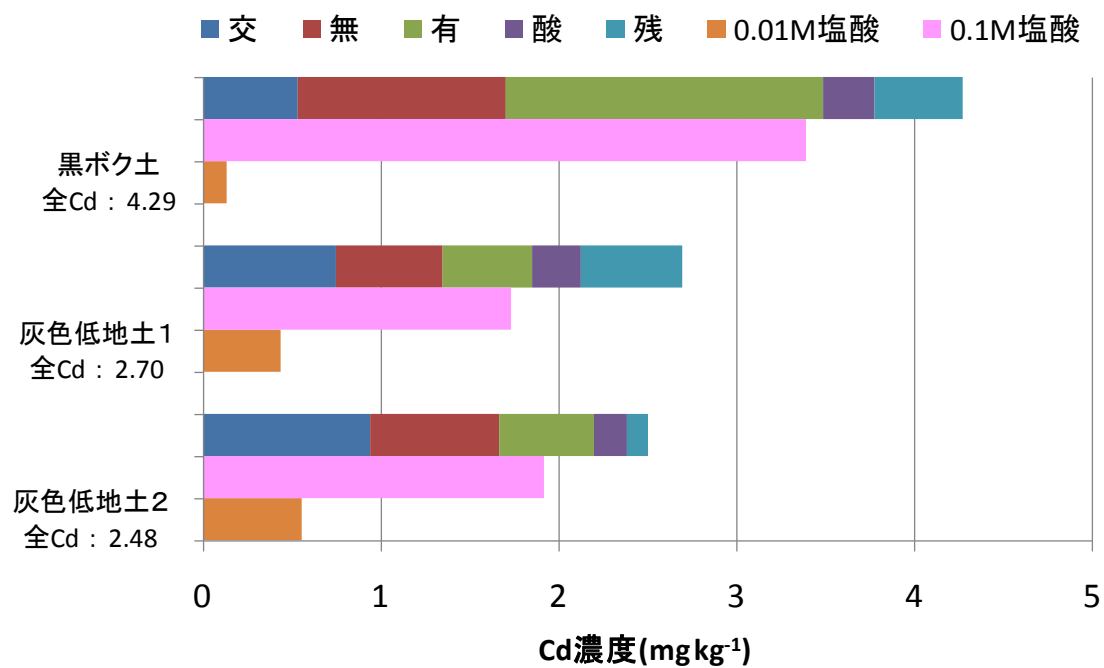


図 5-2、供試土壌の植物栽培前における形態分別法による 5 画分（交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣）と、単抽出法による 0.01 mol L⁻¹ および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度。

5-3-3 ファイトエキストラクションに伴う土壌の pH および各カドミウム画分の濃度変化

3 種類の土壌（黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2）の対照区（ファイトエキストラクションなし）と密陽 23 号栽培区における pH は表 5-2 に示した。土壌 pH に関しては、3 土壌ともに対照区と密陽 23 号栽培区との間に有意な差はなかった。また、形態分別法による 5 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣）、全カドミウム、単抽出法による 0.01 mol L^{-1} および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、図 5-3 に示した。酸化物吸蔵態と残渣画分以外の全てのカドミウム画分と全カドミウムにおいて、密陽 23 号栽培区の土壌カドミウム濃度が、対照区より有意に減少していた。その減少割合は、黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2 の順で、交換態画分においては 23%、31%、14%、無機結合態画分においては、13%、18%、28%、有機物結合態画分においては、8%、10%、21%、 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分においては、28%、32%、42%、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分においては、13%、23%、22%、全カドミウムにおいては、10%、15%、19%であった。

表 5-2、3 種類の土壌の対照区（ファイトエキストラクション無）と密陽 23 号
栽培区の pH

土壌	pH (H ₂ O)	
	対照区	密陽23号栽培区
黒ボク土	6.03±0.09a	5.90±0.09a
灰色低地土1	5.40±0.06a	5.33±0.03a
灰色低地土2	5.50±0.06a	5.38±0.03a

同土壌で同文字は、5%水準で有意差なし（ボンフェローニの多重比較検定法）。

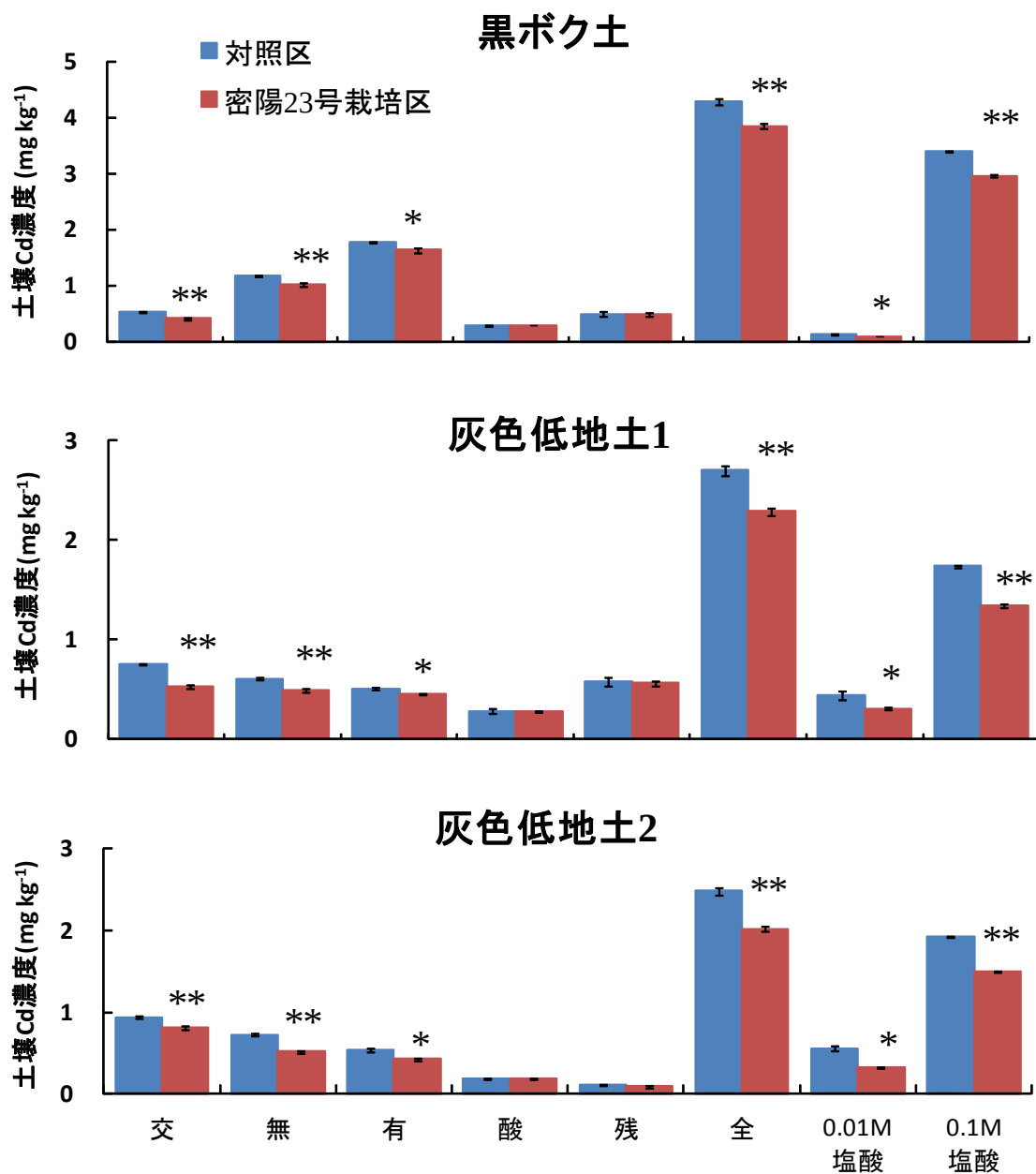


図 5-3、3 種類の土壌（黒ボク土：上、灰色低地土 1：中、灰色低地土 2：下）の対照区（ファイトエキストラクションなし）と密陽 23 号栽培区における形態分別法による 5 画分（交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣）、全カドミウム、単抽出法による 0.01 mol L⁻¹ および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度。*p<0.05、**p<0.01（スチューデントの t 検定法）。

5-3-4 ファイトエキストラクション試験におけるイネと土壌のカドミウムの収支（マスバランス）

3種類の土壌（黒ボク土、灰色低地土1、灰色低地土2）を用いて行ったファイトエキストラクション試験におけるカドミウム高吸収イネと土壌のカドミウムの収支は、密陽23号の栽培前および栽培後の土壌の全カドミウム量、密陽23号による地上部および根部のカドミウム吸収量から算出した（表5-3）。ファイトエキストラクション試験後のカドミウムの回収率は、灌水後の溶脱水の回収を行わなくても98%以上であった。したがって、溶脱によるカドミウムの損失の可能性は非常に小さいと考えられた。

表5-3、ファイトエキストラクション試験におけるカドミウム高吸収イネと土壌のカドミウムの収支

	ファイト エキストラクション 前のCd量	ファイト エキストラクション 後のCd量				回収率
	土壌 (対照区)	土壌 (密陽23号 栽培区)	Cd吸収量 (密陽23号 地上部)	Cd吸収量 (密陽23号 根部)	計	
	(mg pot ⁻¹)					(%)
黒ボク土	83.7 ± 1.0	75.4 ± 0.9	6.0 ± 0.7	2.6 ± 0.2	83.9 ± 1.7	100.3
灰色 低地土1	77.0 ± 1.0	64.9 ± 1.1	8.2 ± 0.5	3.5 ± 0.2	76.6 ± 1.8	99.6
灰色 低地土2	77.3 ± 1.5	62.4 ± 1.0	10.4 ± 0.5	3.4 ± 0.1	76.3 ± 1.6	98.8

5-3-5 ファイトエキストラクション後に栽培したダイズ子実の乾物重とカドミウム濃度

3種類の土壌（黒ボク土、灰色低地土1、灰色低地土2）を用いて行ったファイトエキストラクション試験後に栽培した後作ダイズ子実の乾物重とカドミウム濃度は、図5-4に示した。ダイズ子実の乾物重は、対照区と密陽23号栽培区の間で、有意差は認められなかった。また、比較のために、ポットベースのデータを、haベースデータの値に換算した（右縦軸）。Kasajima and Tabuchi (1985)によると、圃場でのダイズ（エンレイ）栽培時の最適な栽植密度は143000個体 ha^{-1} で、その時の子実収量は4.2 Mg ha^{-1} である。したがって、ポットベースのデータを、haベースデータの値に換算する際、栽植密度は143000個体 ha^{-1} とした。本試験によるダイズ子実収量のhaベース換算値は、Kasajima and Tabuchi (1985)による4.2 Mg ha^{-1} の1.0～1.4倍の値であった。これらの結果、ダイズの生育は、順調であったと思われる。また、ダイズ子実のカドミウム濃度は、密陽23号栽培区において、エンレイ、スズユタカともに対照区より減少していた。その減少割合は、黒ボク土、灰色低地土1、灰色低地土2の順で、エンレイにおいては43%、41%、29%、スズユタカにおいては、24%、46%、44%であった（図5-4）。

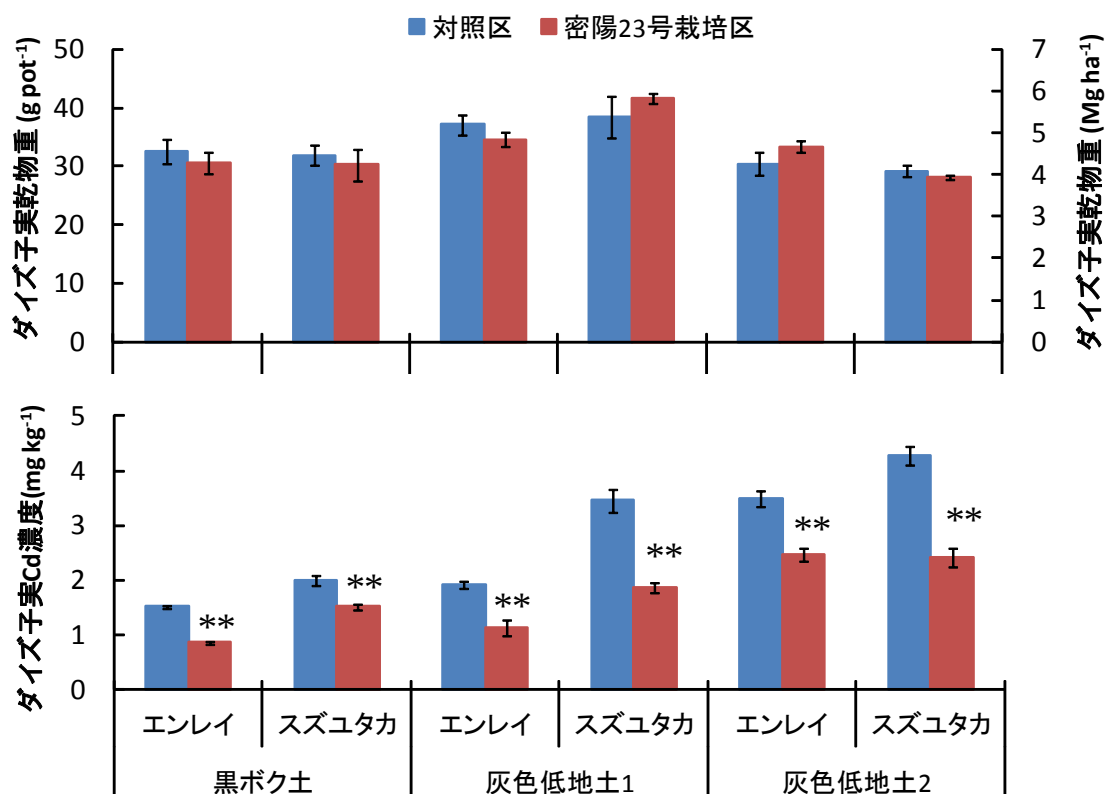


図 5-4、3 種類の土壌（黒ボク土、灰色低地土 1、灰色低地土 2）を用いて行った後作ダイズ栽培試験における、ダイズ子実の乾物重（上）とカドミウム濃度（下）。ファイトエキストラクションなし：対照区、ファイトエキストラクション後：密陽 23 号栽培区。** $p < 0.01$ （スチューデントの t 検定法）。乾物重の左縦軸は、ポットベースの値、右縦軸は、ポットベースの値を ha ベース（栽植密度：143000 個体 ha^{-1} ）に換算した値を示す。

5-3-6 植物と土壌のカドミウムの関係

3種類の土壌で栽培したカドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全（地上部＋根部）カドミウム吸収量と、土壌の 7 画分および全カドミウムの濃度との単相関係数は、表 5-4 に示した。相関分析の結果、カドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全カドミウム吸収量に対して、単相関係数が有意であった土壌カドミウム画分は、交換態画分であった。次いで、単相関係数の値が高かったのは、有意ではないが 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度であった。3 種類の土壌で栽培したカドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全（地上部＋根部）カドミウム吸収量と、栽培前土壌の交換態および 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、図 5-5 に示した。栽培前土壌の交換態および 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度と、カドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全カドミウム吸収量から、4 つの単回帰式を導いた。分散分析の結果、それら回帰式は、各々、栽培前土壌の交換態および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度から、カドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全カドミウム吸収量を予測可能（ $p < 0.001$ ：交換態画分、 $p < 0.05$ ： 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分）であることが示された。決定係数（ R^2 ）の値は、交換態画分のほうが 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度よりも高かった。

3種類の土壌で栽培したダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度と、栽培土壌（対照区、密陽 23 号栽培区）の 7 画分および全カドミウムの濃度との単相関係数は、表 5-5 に示した。相関分析の結果、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度に対して、2 品種ともに単相関係数が有意であった土壌カドミウム画分は、交換態および 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分であった。3 種類の土壌で栽培したダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度と、ダイズ栽培前土壌（対照区、密陽 23 号栽培区）の交換態および

0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、図 5-6 に示した。ダイズ栽培前土壌の交換態および 0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度と、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度から、4 つの単回帰式を導いた。分散分析の結果、それら回帰式は、各々、栽培前土壌の交換態および 0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度から、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度を予測可能（交換態および 0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分ともに、 $p < 0.001$ ）であることが分かった。一方、決定係数（ R^2 ）の値は、交換態画分のほうが 0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度よりも高かった。

表 5-4. 3 種類の土壌で栽培したカドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全（地上部＋根部）カドミウム吸収量と、土壌の 7 画分および全カドミウムの濃度との単相関係数

	形態分別						単抽出(塩酸)	
	交換態	無機結合態	有機物結合態	酸化物吸蔵態	残渣	全	0.01 mol L ⁻¹	0.1 mol L ⁻¹
地上部 Cd 吸収量	0.999 *	-0.743	-0.855	-0.925	-0.775	-0.917	0.968	-0.811
全 Cd 吸収量	0.997 *	-0.811	-0.906	-0.878	-0.702	-0.955	0.990	-0.870

* < 0.05。

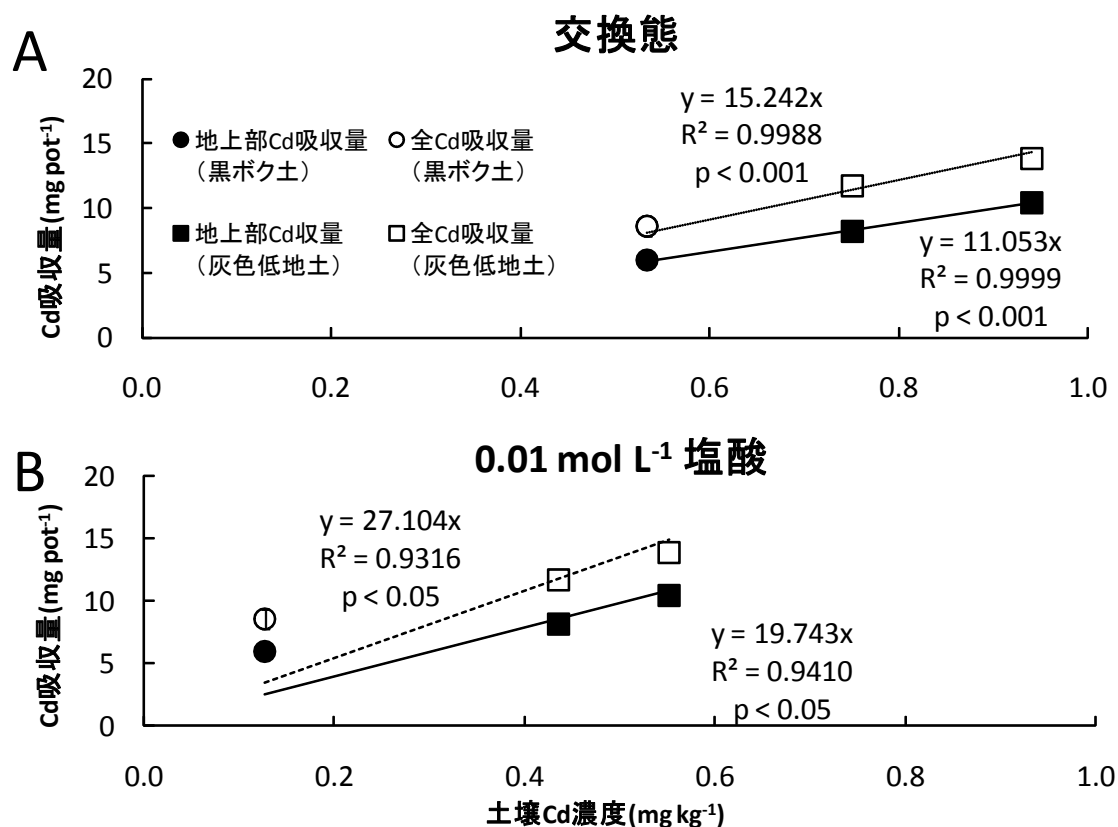


図 5-5. 3 種類の土壌で栽培したカドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の地上部及び全（地上部＋根部）カドミウム吸収量と、栽培前土壌の（A）および 0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分（B）のカドミウム濃度（n=3）

表 5-5. 3 種類の土壌で栽培したダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度と、栽培土壌（対照区、密陽 23 号栽培区）の 7 画分および全カドミウムの濃度との単相関係数

	形態分別						単抽出(塩酸)	
	交換態	無機結合態	有機物結合態	酸化物吸蔵態	残渣	全	0.01 mol L ⁻¹	0.1 mol L ⁻¹
子実(エ) Cd濃度	0.963 **	-0.302	-0.520	-0.878 *	-0.817 *	-0.499	0.820 *	-0.353
子実(ス) Cd濃度	0.897 *	-0.322	-0.548	-0.599	-0.460	-0.436	0.924 **	-0.371

* < 0.05、** < 0.01。エ：エンレイ、ス：スズユタカ。

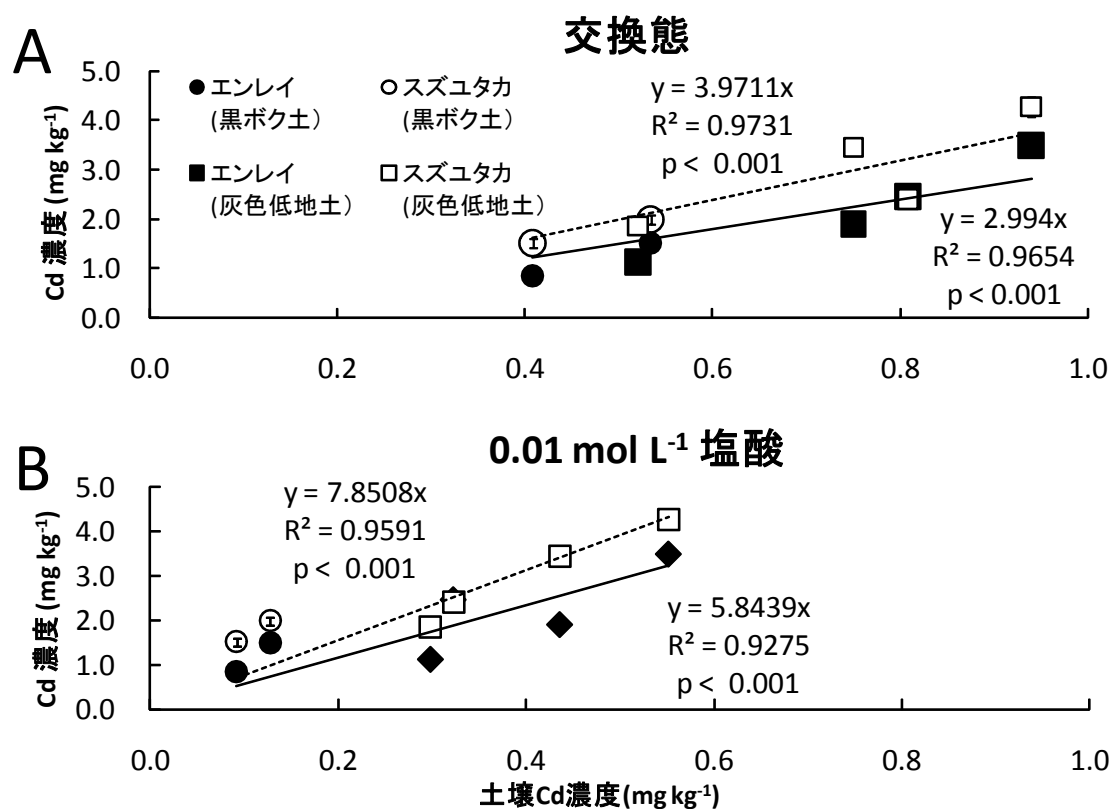


図 5-6、3 種類の土壌で栽培したダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度と、ダイズ栽培前土壌（対照区、密陽 23 号栽培区）の交換態（A）および 0.01 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分（B）のカドミウム濃度（n=6）。

5-4 考察

3種類の土壌で栽培したカドミウム高吸収イネ品種密陽23号の地上部カドミウム濃度は、灰色低地土2>灰色低地土1>黒ボク土の順であった(図5-1B)。これは、栽培前土壌の交換態および 0.01 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度と同様の順であった(図5-2)。しかし、密陽23号の根部カドミウム濃度においては、灰色低地土1と2の値に差が認められなかったため、栽培前土壌の交換態画分のカドミウム濃度の順とは異なった。イネがカドミウム毒性を示す濃度(mg kg^{-1})は、地上部が5~10、根部が100~600と報告されている(Chino, 1981)。灰色低地土1と2で栽培したカドミウム高吸収イネ品種密陽23号の根部カドミウム濃度は、 90 mg kg^{-1} と毒性レベルには達していなかったが、非常に近い値であった(図5-1B)。第3章(図3-1)において、密陽23号は、ジャポニカ種のイネより、地上部により多くのカドミウムを転流し蓄積することが示されており(Murakami ら, 2007)、本試験においては、その地上部カドミウム濃度は、最大 36 mg kg^{-1} となった(図5-1B)。このような根部から地上部へより多くのカドミウムを転流・蓄積する密陽23号の特性が、根部のカドミウム濃度が毒性レベルに達するのを防いでいると考えられる。またその結果、密陽23号根部と土壌の交換態画分との間で、それらのカドミウム濃度の順が一致しなかったと考えられる。一方、3種類の土壌で栽培した密陽23号のカドミウム以外の有害金属(銅、鉛、亜鉛)の濃度(mg kg^{-1})は、地上部においては、銅が27.2~29.0、鉛が2.5~6.5、亜鉛が141.6~390.4であり、根部においては、銅が27.3~29.4、鉛が7.9~19.1、亜鉛が421.1~1209.6であった。地上部の銅濃度は、毒性レベル($20\sim30\text{ mg kg}^{-1}$)(Chino, 1981)に達しており、亜鉛濃度においては、毒性レベル($100\sim300\text{ mg kg}^{-1}$)(Chino, 1981)を超過していた。また、根部においては、灰色低地土1および2栽培区の亜鉛濃度(mg kg^{-1})がそれぞれ747.6、1209.6と毒性レベル($500\sim1000\text{ mg kg}^{-1}$)(Chino, 1981)を超過していた。しか

し、これら金属に対する過剰障害の兆候であるクロロシス（萎黄症状）等は、本試験で栽培した密陽 23 号には見られなかった。そのため、密陽 23 号は、銅や亜鉛に対する金属耐性機構を有するものと考えられる。これは、第 4 章で得られた小ポット試験と同様の結果であった。

密陽 23 号の地上部カドミウム濃度 (mg kg^{-1}) は、黒ボク土で 19.2、灰色低地土 1 で 28.0 であった（図 5-1B）。これらの値は、同様の土壌を用いて行った第 3 章の試験結果（図 3-1C）の 2.2～2.5 倍の値であった (Murakami ら, 2007)。本試験における密陽 23 号の生育期間は、成熟期までの 130 日間であった。これは、第 3 章における最高分げつ期までの 60 日間の 2.2 倍に相当する栽培期間であった。イネ地上部のカドミウム吸収量は、幼穂形成期から成熟期へと生育段階が進むにつれて増加するという報告がある (Ito and Iimura, 1976)。これらの理由により、密陽 23 号地上部のカドミウム濃度に関して、本試験での試験結果が第 3 章の結果よりも高くなったと考えられる。

植物と土壌の間のカドミウムに対する相関分析および回帰分析の結果から、畑条件で栽培する密陽 23 号によるカドミウム吸収量や、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）子実のカドミウム濃度を予測するために最も適した土壌のカドミウム画分は、交換態画分であると考えられる（表 5-4 および 5-5、図 5-5 および 5-6）。しかし、Robert(1973)らは、ダイズ子実のカドミウム濃度は、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分の土壌カドミウム濃度と相関が高いと報告している。本試験で供試した土壌は、黒ボク土（Andosol）および灰色低地土（Fluvisol）、そのカドミウムの汚染源は、降下煤塵と廃鉱山由来汚染水であった（表 5-1）。一方、Robert(1973)らの供試土壌は Alfisol、そのカドミウムの汚染源は、加熱・嫌気発酵した下水汚泥であり、土壌のカドミウムの分析は 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法しか用いていなかった。これらの理由により、本試験での結果と Robert(1973)らの結果が異なつたと考えられる。

密陽 23 号は、土壌の全カドミウム濃度の 7~14%のカドミウムを地上部に吸収し、土壌の酸化物吸蔵態や残渣以外の画分におけるカドミウム濃度は 8~42%、全カドミウム濃度は 10~19%減少した(図 5-1、5-3)。カラシナ (*Brassica juncea* (L)) やグンバイナズナ (*Thlaspi caerulescence*) を、全カドミウム濃度 (40 mg kg^{-1}) の土壌による 6 週間のポット栽培を行った結果、それぞれ土壌の全カドミウムの 0.09%と 0.06%をその地上部に吸収した(Ebbs ら, 1997)。 *Nicotiana rustica* L.とタバコ (*N. tabacum* L.) は、全カドミウム濃度 (5.4 mg kg^{-1}) の土壌による 8 週間のポット栽培で、それぞれ土壌の全カドミウムの 6%と 20%をその地上部に吸収した(Mench ら, 1989)。これらの結果と比較すると、密陽 23 号は、*Nicotiana* 種と同程度のカドミウム吸収効率を持つと考えられた。

密陽 23 号を用いたファイトエキストラクション後の土壌(密陽 23 号栽培区)で栽培したダイズ(エンレイ、スズユタカ)子実のカドミウム濃度は、ファイトエキストラクションを行っていない対照区の土壌で栽培したものより、24~44%低かった(図 5-4)。客土に代わる土壌浄化法の一つに、薬剤を用いて土壌中のカドミウムを浄化する土壌洗浄法がある(Makino ら, 2006)。Maejima ら(2007)は、塩化カルシウムをカドミウムの抽出薬剤として用いた土壌洗浄を行い、洗浄後と無洗浄の土壌を用いてダイズをポット栽培した。その結果、土壌洗浄法によるダイズ子実カドミウム濃度の減少率は約 25%で、本試験での密陽 23 号を用いたファイトエキストラクションによるダイズ子実カドミウム濃度の減少率の値と同等か低い値であった。土壌洗浄法は、一般的に、環境面から健全とは言えず、ファイトエキストラクションよりもコストが高い土壌浄化法である(Calmano ら, 2001; Vangronsveld and Cunningham, 1998)。塩化カルシウムを用いた土壌洗浄法では、土壌の交換態と酸可溶態(無機結合態)画分のカドミウム濃度が減少するが(Makino ら, 2006)、密陽 23 号によるファイトエキストラクションでは、それら 2 画分に加え、有機物結合態画分のカドミウム濃度も

減少した（図 5-3）。ダイズを栽培することにより、これら 3 画分（交換態、無機結合態、有機物結合態）のカドミウム濃度が減少することは、第 3 章（表 3-2～3-4）で示した(Murakami ら, 2007)。これらの結果から、密陽 23 号によるファイトエキストラクションは、塩化カルシウムを用いた土壌洗浄法よりも、より効率的にダイズ子実のカドミウム濃度を減少させる潜在性を持つと考えられる。

ダイズ子実のカドミウム濃度は、密陽 23 号によるファイトエキストラクション後であっても、まだ高い値であった（図 5-4）。我が国によって提唱されたダイズ子実のカドミウム濃度の最大許容値（案）は、 0.5 mg kg^{-1} （水分 15%換算値）であった(Codex, 2004a)。結果で示したように、本ポット試験の結果と同様の結果を圃場レベルで得るには、少なくとも 1.4 倍のファイトエキストラクションが必要となろう。仮に、乾物ベースのダイズ子実のカドミウム濃度の最大許容値が 0.59 mg kg^{-1} で、本ポット試験の密陽 23 号によるファイトエキストラクションの後作ダイズ子実カドミウム濃度に対する低減効果が、圃場におけるファイトエキストラクションの 1.4 倍高いと仮定すると、ダイズ（エンレイ、スズユタカ）の子実カドミウム濃度を最大許容値未満に低減させるのに必要な、ファイトエキストラクションの作付年数は、エンレイに対しては、黒ボク土では 3 作、灰色低地土 1 では 5 作、灰色低地土 2 では 9 作、スズユタカに対しては、黒ボク土では 7 作、灰色低地土 1 では 5 作、灰色低地土 2 では 6 作と試算した。この試算値から判断すると、密陽 23 号によるファイトエキストラクションは、経済的な面からも実用化の可能性は高いと考えられる。

3 種類の土壌で栽培したダイズ子実（エンレイ、スズユタカ）の銅濃度は $5.5 \sim 11.6 \text{ mg kg}^{-1}$ 、黒ボク土と灰色低地土 2 で栽培したダイズ子実の亜鉛濃度は $33.7 \sim 59.4 \text{ mg kg}^{-1}$ であった。これらの値は、Nakayama ら(1997)による日本で栽培されているダイズ子実の銅および亜鉛濃度の通常レベル（銅濃度： $10.0 \sim 21.5$

mg kg⁻¹、亜鉛濃度：36.0～68.0 mg kg⁻¹) より下もしくはその範囲内である。一方、鉛はダイズ子実中には検出されなかった。灰色低地土 1 で栽培したダイズ子実の亜鉛濃度は 70.5～86.4 mg kg⁻¹ であり、通常レベルを超過していたが、Chaney(1973)による過剰レベル 114 mg kg⁻¹ よりは低かった。密陽 23 号によるファイトエキストラクション後の灰色低地土 1 で栽培したダイズ子実の亜鉛濃度は、ファイトエキストラクションなしの対照区で栽培したものと比較して、エンレイにおいては、18.4%減少し 70.5 mg kg⁻¹ に、スズユタカにおいては、7.1%減少し 73.8 mg kg⁻¹ になった。上述のように、灰色低地土 1 においてダイズ子実カドミウム濃度を最大許容量未満に減少させるのに必要な密陽 23 号によるファイトエキストラクションは、5 作と試算した。ダイズ子実亜鉛濃度の低減率（18.4%：エンレイ、7.1%：スズユタカ）をもとに試算すると、灰色低地土 1 で栽培するダイズ子実亜鉛濃度を通常レベルにまで減少させるためには、この 5 作で十分と考えられた。

本試験の結果をまとめると、カドミウム高吸収イネ品種である「密陽 23 号」を用いたファイトエキストラクションは、ダイズ子実のカドミウム濃度を減少させる浄化技術として有望な手法であると考えられた。

第6章 カドミウム高吸収イネ品種によるカドミウム吸収を最大化する水管理法の検討

6-1 緒言

前章では、カドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号を浄化植物としたファイトエキストラクションが、後作ダイズの子実カドミウム濃度を減少させる浄化技術として有望であることを示した(Murakami ら, 2008)。その試験では、カドミウム高吸収イネ品種密陽 23 号の栽培は、ポットを用いて温室で行った。また、圃場試験の結果と比較するために、乾物重とカドミウム吸収量のポットベースの値を ha ベースの値に換算した結果、灰色低地土 1 で栽培した密陽 23 号地上部乾物重の値は、灰色低地土 1 を採取した圃場での栽培試験で得られた値の 1.4 倍に相当することを示した。このように、人工的な環境で栽培するポット試験の結果は、圃場試験よりも良好な結果が得られることが多いため、圃場試験において再検証する必要がある。

わが国における水稻（食用イネ品種）の栽培においては、通常、間断灌漑法と呼ばれる水管理法が採用されている(Kurihara ら, 2000)。この水管理法は、移植後中干しまでは湛水条件で栽培し、その後、根腐れ防止のため、湛水と落水を数日ごとに繰り返し、適度の酸素を土壤に供給にする間断灌漑を行う。開花期の水不足は不稔もみの発生を多くするため、花水と呼ばれる湛水が行われ、その後再び間断灌漑を行う。収穫時にはコンバイン等の大型の収穫機械が圃場内を走行するため、収穫時の土壤においては、十分な地耐力が確保されている必要がある。そのため、収穫の約 1 カ月前には落水し、収穫時まで落水状態を継続し、圃場をできるだけ乾燥させる。このような湛水と落水を繰り返す水田土壤におけるカドミウムの存在形態は、湛水時の還元条件下では、カドミウムイオン (Cd^{2+}) は硫黄イオン (S^{2-}) と結合し、硫化カドミウム (CdS) として

沈澱するため難溶化する。そのため、カドミウムはイネに吸収されにくくなる (Ito and Iimura, 1976)。この原理を応用して、農水省は、イネのカドミウム吸収を抑制する方法として、出穂前後 3 週間湛水管理法を推奨している。この手法は、生育初期の中干しまでの約 1 か月間と、カドミウムの吸収が高まる出穂前後 3 週間で湛水することで、イネ玄米に蓄積するカドミウムを低減する水管理法である (農水省 c)。一方、落水時の酸化条件下では、沈澱した硫化カドミウム (CdS) に酸素 (2O_2) が結合することにより、カドミウムイオン (Cd^{2+}) と硫酸イオン (SO_4^{2-}) となり、カドミウムは可溶化する。そのため、カドミウムはイネに吸収されやすくなり、落水以降のイネのカドミウム濃度は増加する (Ito and Iimura, 1976)。イネのカドミウム吸収量 (g ha^{-1}) は、収量 (Mg ha^{-1}) $\times$ カドミウム濃度 (g Mg^{-1}) で示される (McGrath ら, 2002)。したがって、イネの地上部カドミウム吸収量を最大化するためには、落水条件を継続して地上部カドミウム濃度を増加させるだけでは不十分で、それと同時に、地上部収量も増加させる必要がある。上述のように、第 5 章までは、人工的な環境で栽培するポット試験の結果であり、畑条件といえども、圃場容水量を目安に毎日灌水を行ったため、圃場試験の 1.4 倍という十分な生育を確保することができた。しかし、圃場でイネを畑条件で栽培する場合、一般的には灌水を行わない天水栽培である。しかし和田ら (2002) によると、天水条件下では、干ばつに弱いイネの収量は低下する。一方、生育初期となる移植後の 30 日間湛水を行うことによりイネの分けつ数が確保されるため、収量低下を抑制することは可能という報告がある (Takahashi, 1974)。したがって、カドミウム高吸収イネ品種を浄化植物としたファイトエキストラクション試験を圃場レベルで行う際、イネのカドミウム吸収を最大化するためには、生育初期の 1 カ月程度は湛水条件で栽培し地上部収量を確保することが前提条件と考えられる。また、このようなイネの地上部カドミウム吸収量を最大化するための水管理法を検討した報告は見られ

ない。そこで、本研究では、イネの地上部カドミウム吸収量を最大化するため、イネ地上部のカドミウム濃度が最大化する落水開始時期について検討し、地上部収量と地上部カドミウム濃度の値から、イネの地上部カドミウム吸収量を最大化するための水管理法を検討することを目的とした。

6-2 材料及び方法

6-2-1 圃場試験

圃場試験は、温暖地（九州地方北部）に位置する中レベルのカドミウムに汚染された灰色低地土の水田（30aの一部）で行った。栽培期間中の日平均気温は、19.6～28.1℃の範囲であった。供試した水田土壌の一般理化学性は、粘土含量：24.7%、土性：clay loam、仮比重（表層 15cm）：1.3 であった。カドミウムの汚染源は、亜鉛精錬所からの煤煙であり、作土（表層 15cm）のカドミウム濃度（0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法）は、2.56 mg kg⁻¹ であった。浄化植物として、カドミウム高吸収イネ品種の密陽 23 号(Murakami ら, 2007)とモーれつ（飼料イネ品種、予備試験においてカドミウム吸収量が高いことを確認済み）を栽培した。試験区 1 区の大きさは 5 m×7 m で、できるだけ厳密な水管理とするため、各試験区はすべて畦で周囲を囲った。イネの種子は 5 月下旬に育苗箱に播種した。苗は 1 株 4 本立てとし、6 月下旬に各試験区に、15 cm（株間）×30 cm（畝間）の間隔で手移植を行った。肥料は緩効性肥料を用い、窒素、リン、カリウムとして、ha 当たり 140 kg、43 kg、87 kg を施用した。灌漑水の落水時期は、移植後 35 日目（7 月下旬）、60 日目（8 月下旬）、84 日目（9 月下旬）の 3 水準とした。移植後から落水時までは湛水条件を維持した。一方、落水後は入水を行わず、落水条件を収穫時まで維持した。移植後 35 日目以降、約 2 週間おきに収穫期の 10 月中旬まで各試験区の 2 か所から 10 株ずつイネ地上部をサンプリングし、乾物重とカドミウム濃度を測定し、各イネ地上部のカドミウム吸収量を

算出した。

6-2-2 土壌と植物の分析

土壌の pH（水；固液比 1:2.5）は、pH メーター（HM-50V、東亜 DKK 社製）で測定した。土壌のカドミウム濃度は、0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法（固液比 1:5、30℃、1 時間振とう）（農林省, 1971）で行った。収穫したイネの地上部は、乾燥器（80℃）で 3 日間乾燥させた。その後、乾物重を測定した。出穂期以降にサンプリングしたイネの地上部は、穂とそれ以外の茎葉部に分け、各部位別に重量を測定し、分析を行った。各サンプルは粉碎し、その 2 g に、濃硝酸 - 過塩素酸 - 硫酸（5 : 1 : 1）混合液 40ml を加え分解を行った。植物分解液と土壌抽出液中に含まれるカドミウム濃度の分析は、原子吸光分析装置（AA-6800、島津製作所製）で行った。

6-3 結果と考察

6-3-1 浄化植物の地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量

異なる落水時期（移植後 35 日目：7 月下旬、60 日目：8 月下旬、84 日目：9 月下旬）で栽培したカドミウム高吸収イネ品種（密陽 23 号、モーれつ）の地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量は、図 6-1 に示した。地上部乾物重においては、品種や落水時期の違いにもかかわらず、6 処理区の間で差は見られなかった（図 6-1 上）。9 月初旬には、全ての処理区で 12 Mg ha⁻¹ に達していた。したがって、生育初期の湛水期間を最低 35 日程度確保することにより、その後の落水時期の違いにかかわらず、12 Mg ha⁻¹ 程度の地上部乾物重は確保可能であると思われた。

地上部カドミウム濃度に関しては、移植後 35 日目（7 月下旬）に落水したモーれつにおいて、8 月中旬までは徐々に増加、その後急激に増加し、10 月中旬

の収穫時には、 26.4 mg kg^{-1} に達した。一方、移植後 35 日目（7 月下旬）落水した密陽 23 号においては、9 月上旬に 10.3 mg kg^{-1} に達したあとは、ほぼ一定で推移した（図 6-1 中）。移植後 60 日目（8 月下旬）に落水したモーれつにおいては、灌漑水が排水されるまでは、 2 mg kg^{-1} 未満と低い値であった。排水後、地上部カドミウム濃度は、 10.7 mg kg^{-1} に達した。移植後 84 日目（9 月下旬）に落水した密陽 23 号とモーれつの地上部カドミウム濃度は、10 月中旬の収穫時まで 3 mg kg^{-1} 未満と低い値のままであった。

6 処理区における地上部カドミウム吸収量の違いは、地上部カドミウム濃度の違いと傾向が類似していた（図 6-1 中、下）。移植後 35 日目（7 月下旬）に落水したモーれつと密陽 23 号の収穫時における地上部カドミウム吸収量は、それぞれ 384 g ha^{-1} と 143 g ha^{-1} であった（図 6-1 下）。移植後 60 日目（8 月下旬）に落水したモーれつにおいては、収穫時における地上部カドミウム吸収量は、 125 g ha^{-1} であった。この値は、移植後 35 日目（7 月下旬）に落水したモーれつの収穫時における地上部カドミウム吸収量の約 3 分の 1 の値に過ぎなかった。

これら本試験の結果から、移植後 35 日目に落水することにより、イネ地上部のカドミウム吸収量が最大化すると考えられた。また、寒冷地（東北地方北西部）で行った同様の試験の結果、移植後 45 日目に落水することで、イネ地上部のカドミウム吸収量が最大となった（未発表）。イネ地上部のカドミウム吸収量が最大となるこれら落水時期は、イネの生育ステージでは、最高分げつ期に相当した。これらの試験結果をまとめると、イネの生育が最高分げつ期に達する移植後 30～45 日目までは湛水条件で栽培することにより十分な地上部収量を確保し、その後収穫時まで落水条件を維持することにより地上部カドミウム濃度を高める早期落水栽培法が、カドミウム高吸収イネ品種の地上部カドミウム吸収量を最大化する水管理法であると考えられた。

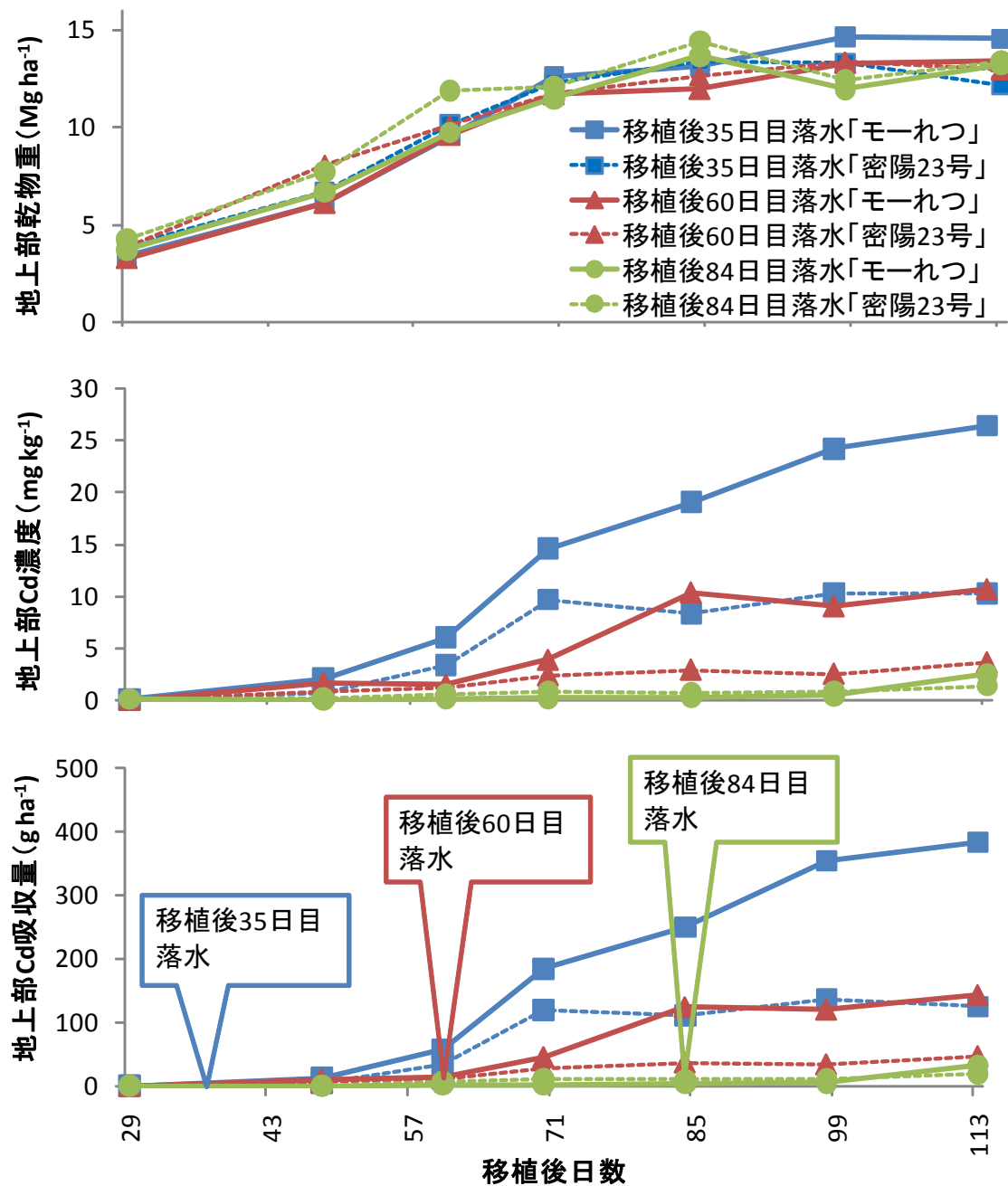


図 6-1、異なる落水時期（移植後 35、60、84 日目）で栽培したカドミウム高吸収イネ品種（密陽 23 号、モーれつ）の地上部乾物重（上）、カドミウム濃度（中）、カドミウム吸収量（下）。

第7章 カドミウム高吸収イネ品種を用いた「ファイトエキストラクション」の後作食用イネ品種に及ぼすカドミウム低減効果の検討

7-1 緒言

前章までにおいて、低～中レベルのカドミウム汚染水田土壌の浄化植物としては、密陽 23 号といったカドミウム高吸収イネ品種が適していること（第 2～4 章）（Ishikawa ら, 2006; Murakami and Ae, 2009; Murakami ら, 2007）、カドミウム高吸収イネ品種を浄化植物として用いたファイトエキストラクションは、土壌だけでなく、後作ダイズ子実のカドミウム濃度の低減効果があること（第 5 章）（Murakami ら, 2008）、圃場レベルでファイトエキストラクションを実施する際、イネの生育が最高分げつ期に達する移植後 30～45 日目までは湛水状態で栽培することにより十分な地上部収量を確保し、その後収穫時まで落水状態を維持することにより地上部カドミウム濃度を高める早期落水栽培法が、カドミウム高吸収イネ品種の地上部カドミウム吸収量を最大化する水管理法であること（第 6 章）（Ibaraki ら, 2009）、を明らかにしてきた。本論文における一連のファイトエキストラクション研究の最終目的は、低～中レベルのカドミウム汚染水田圃場の土壌カドミウム濃度の低減と、そこで後作として栽培される食用イネ品種玄米のカドミウム濃度の低減である。低～中レベルのカドミウム汚染水田圃場は、わが国の寒冷地から温暖地にかけて存在する。水稻品種に関しては、寒冷地では早生品種、温暖地では晩生品種というように、異なる品種がその地域の気象条件に適合した水稻品種として推奨されている。したがって、カドミウム高吸収イネを浄化植物として用いるファイトエキストラクションのカドミウム低減効果を圃場レベルで検証するためには、気象条件の異なる地域で試験を行い、それら地域に適したカドミウム高吸収イネ品種を選抜する必要がある。

そこで、本研究では、ここまで得られた結果をもとに、浄化植物として数種のカドミウム高吸収イネ品種を供試し、水管理法として早期落水栽培法を採用し、数種のカドミウム高吸収イネ品種による圃場レベルでのファイトエキストラクション試験を寒冷地と温暖地のカドミウム汚染圃場で複数年実施し、ファイトエキストラクションに伴う土壌カドミウム濃度の変化と後作食用イネ品種の玄米カドミウム濃度の変化を把握することにより、カドミウム高吸収イネを浄化植物として用いるファイトエキストラクションのカドミウム低減効果を圃場レベルで検証することを、本研究の目的とした。

7-2 材料及び方法（温暖地圃場）

7-2-1 圃場試験 1

1～2 年目は、カドミウム高吸収インディカイネ品種を浄化植物としたファイトエキストラクション試験を行った。圃場は、前章と同じく温暖地（九州地方北部）に位置する中レベルのカドミウムに汚染された灰色低地土の水田（30aの一部）で行った。供試した水田土壌の一般理化学性は、pH：5.87、粘土含量：24.7%、土性：clay loam、仮比重（表層 15cm）：1.3、全炭素および全窒素含量（ g kg^{-1} ）は、それぞれ 24.6、1.94 であった。カドミウムの汚染源は、亜鉛精錬所からの煤煙であり、作土（表層 15cm）のカドミウム濃度（ 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法）は、 2.44 mg kg^{-1} であった。試験区 1 区の大きさは、 $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ とした。1 年目は、前章で日印交雑イネ品種密陽 23 号よりカドミウム吸収量が 3.1 倍高かったカドミウム高吸収インディカイネ品種モーれつを、2 年目は、同圃場の別区画で行った栽培試験においてモーれつよりカドミウム吸収量が 1.3 倍高いことが確認されたカドミウム高吸収インディカイネ品種 IR8 を浄化植物として栽培した(Ibaraki ら, 2009)。それらインディカイネの種子は 5 月下旬に育苗箱に播種した。苗は、6 月下旬に各試験区に、 16 cm （株間） $\times 30 \text{ cm}$ （畝間）の間

隔で水稻移植機（NUS50、クボタ農機製）を用いて移植した。肥料は緩効性肥料を用い、窒素、リン、カリウムとして、ha 当たり 140 kg、43 kg、87 kg を施用した。水管理は早期落水法とし、灌漑水は移植後～35 日目（7 月下旬）に落水するまでは湛水状態を維持し、落水後は入水を行わず、落水状態を収穫時まで維持した。カドミウム高吸収イネ品種地上部の収穫は、イネの生育が黄熟期～成熟期に達した 10 月中旬に行い、各試験区から 20 株ずつイネ地上部をサンプリングし、乾物重とカドミウム濃度を測定し、イネ地上部のカドミウム吸収量を算出した。残りのイネ地上部は全て収穫し、圃場外に搬出した。各処理の反復数は 8 とした。2 年目も 1 年目と同様の栽培試験を行った。土壌は、カドミウム高吸収イネ栽培前の 1 年目春と、カドミウム高吸収イネ栽培後の 2 年目秋にサンプリングした。

3 年目は、カドミウム高吸収インディカイネ品種を浄化植物としたファイトエキストラクションの後作作物に対する浄化効果を確認するために、食用ジャポニカイネ品種を栽培した。試験区は、上述のカドミウム高吸収インディカイネ品種 2 作区（1 作目モーれつ、2 作目 IR8）を処理区とし、カドミウム高吸収インディカイネ 2 作区の隣接圃場（30a）を対照区とした。この隣接圃場は、出穂前後 3 週間湛水栽培法による食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリの連作圃場であった。本試験では、対照区、処理区ともに、温暖地で奨励品種となっているヒノヒカ리를食用ジャポニカイネ品種として栽培した。食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリの種子は 5 月下旬に育苗箱に播種した。苗は、6 月下旬に各試験区に、16 cm（株間）×30 cm（畝間）の間隔で水稻移植機（NUS50、クボタ農機製）を用いて移植した。肥料は緩効性肥料を用い、窒素、リン、カリウムとして、ha 当たり 70 kg、21 kg、44 kg を施用した。水管理は出穂前後 3 週間湛水栽培法とし、灌漑水は移植後～35 日目（7 月下旬）に中干しのため一度落水し、その後は 9 月中旬まで湛水状態を維持した後、収穫時までの約 3 週間落

水状態を維持した。収穫はヒノヒカリの生育が成熟期に達した 10 月上旬に行い、各試験区（処理区は 8 区、対照区は処理区と同様 8 区を設定）から 20 株ずつイネをサンプリングし、玄米の乾物重とカドミウム濃度を測定した。

7-2-2 土壌と植物の分析

土壌の pH（水；固液比 1:2.5）は、pH メーター（HM-50V、東亜 DKK 社製）で測定した。全炭素・全窒素含量は、NC アナライザー（Sumigraph NC-900、住友化学社製）で測定した。土壌のカドミウム濃度は、0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法（固液比 1:5、30℃、1 時間振とう）（農林省, 1971）で行った。収穫したイネの地上部は、乾燥器（80℃）で 3 日間乾燥させ、その後、乾物重を測定した。出穂期以降にサンプリングしたイネの地上部は、穂とそれ以外の茎葉部に分け、各部位別に重量を測定し、分析を行った。各サンプルは粉碎し、その 2 g に、濃硝酸 - 過塩素酸 - 硫酸（5:1:1）混合液 40ml を加え分解を行った。植物分解液と土壌抽出液中に含まれるカドミウム濃度の分析は、原子吸光分析装置（AA-6800、島津製作所製）で行った。

7-3 結果および考察（温暖地圃場）

7-3-1 カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクション

1～2 年目に栽培した、カドミウム高吸収インディカイネ品種（1 作目モーれつ、2 作目 IR8）の地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量は、表 7-1 に示した。早期落水法で栽培した 1 作目のモーれつ、2 作目の IR8 とともに、約 12 Mg ha⁻¹ と高い地上部乾物重であった。2 年間のファイトエキストラクションによるモーれつと IR8 の地上部カドミウム吸収量の合計は、863 g ha⁻¹ であった。

カドミウム高吸収インディカイネ品種栽培前と2作後および対照区（食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリ連作区）の土壌カドミウム濃度（ 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法）と pH は表 7-2 に示した。2 年間のカドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションによって、土壌カドミウム濃度（ 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法）は、カドミウム高吸収インディカイネ品種栽培前の 2.44 mg kg^{-1} から、その 2 作後には 2.01 mg kg^{-1} へと 18%低下した。土壌 pH に有意差は見られなかった。

表 7-1、1～2 年目に栽培した、カドミウム高吸収インディカイネ品種（1 作目 モーれつ、2 作目 IR8）の地上部の乾物重、カドミウム濃度、カドミウム吸収量（温暖地圃場、九州北部）。

	イネ品種	乾物重 (Mg ha ⁻¹)	カドミウム濃度 (mg kg ⁻¹)	カドミウム吸収量 (g ha ⁻¹)
1作目	モーれつ	12.6 ± 1.7	41.0 ± 3.1	516 ± 83
2作目	IR8	11.0 ± 0.8	31.4 ± 0.1	347 ± 25
計				863

平均値 ± 標準偏差。

表 7-2、カドミウム高吸収インディカイネ品種栽培前と 2 作後および対照区（食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリ連作区）の土壌カドミウム濃度（0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法）と pH（温暖地圃場、九州北部）。

	pH (H ₂ O)	カドミウム濃度 (mg kg ⁻¹)
Cd高吸収イネ栽培前	5.87 ± 0.24	2.44 ± 0.12
Cd高吸収イネ2作後	5.76 ± 0.14	2.01 ± 0.10*
対照区	5.74 ± 0.13	2.49 ± 0.10

平均値 ± 標準偏差。*p<0.05（スチューデントの t 検定法）。

7-3-2 カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクションの後作食用ジャポニカイネ品種に及ぼすカドミウム低減効果

対照区（食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリ連作区）とカドミウム高吸収インディカイネ品種 2 作栽培後区（1 作目：モーれつ、2 作目：IR8）で栽培した食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリの玄米の収量およびカドミウム濃度は、図 7-1 に示した。カドミウム高吸収インディカイネ品種であるモーれつと IR8 を浄化イネ品種とした 2 年間のファイトエキストラクションにより、後作作物として栽培した食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリの玄米カドミウム濃度（ mg kg^{-1} ）は、対照区の 0.26 と比較して 0.13 に半減した。一方、玄米収量は約 7% の低下に過ぎなかった。これらの結果から、早期落水栽培法によるカドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションは、土壌のみならず後作食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度を低減することが可能と思われ、温暖地のカドミウム汚染水田圃場の実用浄化技術として有望であると考えられた。

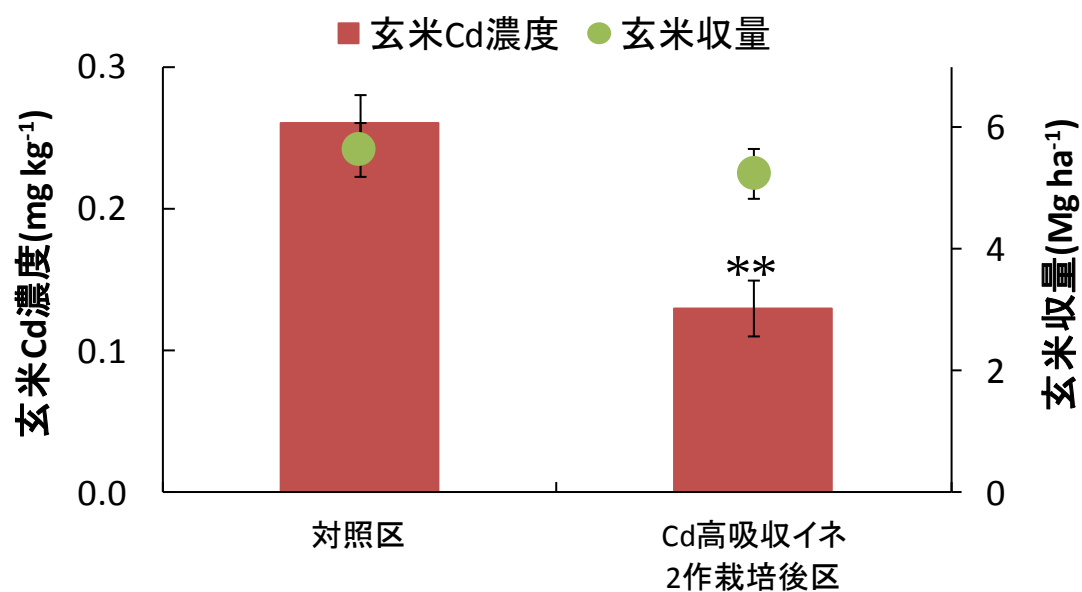


図 7-1、対照区（食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリ連作区）とカドミウム高吸収インディカイネ品種 2 作栽培後区（1 作目：モーれつ、2 作目：IR8 ）で栽培した食用ジャポニカイネ品種ヒノヒカリの玄米のカドミウム濃度（水分 15.5%換算値）および収量（温暖地圃場、九州北部）。エラーバーは標準偏差を示す。水管理は、現地圃場で推奨されている出穂前後 3 週間湛水管理とした。

** $p < 0.01$ （スチューデントの t 検定法）。

7-4 材料及び方法（寒冷地圃場）

7-4-1 圃場試験 2

7-4-1-1 試験圃場の概要

寒冷地（東北地方中西部の中山間地域）のカドミウム汚染水田圃場では、ファイトエキストラクション試験を3年間行い、その翌年、ファイトエキストラクションの後作作物に対するカドミウム低減効果を確認するため、食用ジャポニカイネ品種を栽培した。試験圃場付近の栽培期間中の日平均気温は、15.6～25.9℃の範囲であった。供試した水田土壌の一般理化学性は、表 7-3 に示した。カドミウムの主要な汚染源は、廃銅鉱山由来汚染水が流入した河川水の灌漑水利用であった。この銅鉱山は 1937 年から 1979 年まで操業しており、閉山以来、灌漑水中のカドミウム濃度は、わが国の環境基準（0.01 mg kg⁻¹）を満たしている (Ministry of the Environment of Japan, 2007)。我が国の非汚染レベルの農耕地土壌における金属類の濃度（mg kg⁻¹）の幾何平均値（範囲）は、カドミウムが 0.295（0.056～0.801）、銅が 19.0（7.95～44.0）、鉛が 17.2（9.25～41.8）、亜鉛が 59.9（16.0～105）である (Asami ら, 1988)。本試験の水田土壌においては、カドミウム（1.6）、鉛（66.8）、亜鉛（134）が低～中レベルに汚染されていると考えられた。

表 7-3、試験水田土壌の一般理化学性（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）

土壌	汚染源	粘土 含量 (g kg ⁻¹)	土性	仮比重 (g cm ⁻³)	pH (H ₂ O)	全炭素 (g kg ⁻¹)	全窒素 (g kg ⁻¹)	全Cd (mg kg ⁻¹)	全Cu (mg kg ⁻¹)	全Pb (mg kg ⁻¹)	全Zn (mg kg ⁻¹)
灰色 低地土	廃銅鉱山由来 汚染水流入河川水 の灌漑利用	111	loam	0.9	5.6	30.5	2.9	1.6	25.4	66.8	134

7-4-1-2 カドミウム高吸収イネ品種を用いたファイトエクストラクション

試験区は2つのプロット（19 m×6.5 m）から構成され、各々のプロットを5分割した（7 m×6.5 m：1区、3.5 m×6.5 m：3区、1.5 m×6.5 m：1区）。インディカタイプ（本試験では、インディカ種と日印交雑種をまとめてインディカタイプとした）イネ品種である IR8（インディカ）、モーれつ（インディカ）、密陽 23 号（日印交雑）は、前章までの試験において、カドミウム高吸収品種であることが確認されている(Ibaraki ら, 2009; Murakami ら, 2007; Murakami ら, 2008)。1 年目は、これら 3 種類のカドミウム高吸収品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号）を、3.5 m×6.5 m 試験区で栽培した。7 m×6.5 m 試験区は、無植栽の対照区とした。また、これらインディカタイプイネ品種とジャポニカイネ品種の地上部カドミウム吸収量を比較するため、ジャポニカ食用イネ品種であるあきたこまちを 1.5 m×6.5 m 試験区で栽培した。2 年目は、1 年目対照区とした 7 m×6.5 m 試験区を、2 つの 3.5 m×6.5 m 試験区に分割した。その 1 つは無植栽の対照区とし、もう一つには、松本ら(2005)によって新たにカドミウム高吸収品種であることが確認されたインディカイネ品種長香穀を栽培した。IR8、モーれつ、密陽 23 号は 1 年目と同じ試験区で連作を行った。3 年目においては、IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀は 2 年目と同じ試験区で連作を行った。対照区も 2 年目と同じであった。反復数は 2 とした。

1 年目の 4 月下旬、インディカタイプイネ品種 IR8、モーれつ、密陽 23 号と、ジャポニカイネ品種あきたこまちの種子を育苗箱に播種し、1 カ月育苗した。育苗した苗は、5 月下旬に田植え機（PA63、井関農機）で湛水した圃場の各試験区に移植した。移植密度は平米あたり 20.8 本（株間 16 cm×条間 30 cm 間隔）とした。2、3 年目は、IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀を 1 年目と同様に移植した。施肥（kg ha⁻¹）は 3 年間同様におこない、元肥は化成肥料（アラジン 484、全農）で窒素 40、リン 22.5、カリウム 33 相当を施用した。追肥は、6 月

中旬に窒素 20、カリウム 9 相当を、7 月下旬に窒素 40、カリウム 19 相当を化成肥料（NK 化成 C68、全農）で施用した。水管理は、前章でカドミウム高吸収イネ品種の地上部カドミウム吸収量を最大化する水管理法であることが明らかとなった、早期落水栽培法を採用した。すなわち、移植後から最高分げつ期までは湛水状態を維持し、その後収穫時まで落水状態を維持した。

苗を移植後、各試験区からイネ地上部を 1 株ずつサンプリングし、乾物重とカドミウム濃度を測定し、それらの積からカドミウム吸収量を算出した。このサンプリングは、毎年収穫期までに 5 回行った。収穫期には、各試験区から 6 株のイネ地上部をサンプリングし、上述のように、乾物重とカドミウム濃度を測定し、それらの積からカドミウム吸収量を算出した。イネ地上部の収穫は、地際から約 5cm 上で収穫した。これは、市販のイネ収穫機械が収穫可能な最低高が 5cm だからである。サンプリング後、残りのイネ地上部は、地際から約 5cm 上をバインダー（RA50、クボタ農機）で収穫した。

7-4-1-3 カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクションの後作食用ジャポニカイネ品種に及ぼすカドミウム低減効果

4 年目は、カドミウム高吸収インディカタイプイネ品種を用いたファイトエキストラクションの後作作物に対するカドミウム低減効果を確認するため、インディカイネ品種によるファイトエキストラクションを 2～3 作行った試験区（2 作：長香穀、3 作：IR8、モーれつ、密陽 23 号）と対照区（無植栽区）それぞれに、試験圃場が位置する地域における推奨食用ジャポニカイネ品種のひとつであるゆめさやかを栽培した。食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの種子は、4 月下旬に育苗箱に播種し、1 カ月育苗した。育苗した苗は、5 月下旬に田植え機（PA63、井関農機）で湛水した圃場の各試験区に移植した。移植密度は平米あたり 20.8 本（株間 16 cm×条間 30 cm 間隔）とした。施肥（kg ha⁻¹）は、元

肥として化成肥料（アラジン 484、全農）で窒素 50、リン 14、カリウム 21 相当を施用した。追肥は、6 月中旬と 7 月下旬に窒素 20、カリウム 9 相当を化成肥料（NK 化成 C68、全農）で施用した。水管理は、水稻栽培における通常の水管理用である間断かんがい法で行った。すなわち、移植後から 40 日間は湛水状態を維持し、その後、還元土壌条件下で発生する根ぐされと無効分げつを抑制するため、落水を行った（中干し）。1 週間の中干しの後、湛水と落水を繰り返す間断かんがいを、出穂期前後の 1 週間は花水と呼ばれる湛水を、その後再び間断かんがいをを行い、収穫時までの約 1 カ月間は地耐力を確保するために、落水状態を維持した。これら 4 年間の栽培試験における移植から収穫までの栽培履歴と水管理に関しては、表 7-4 に示した。ゆめさやかの生育が成熟期に達した 10 月上旬、各試験区から 6 株ずつもみをサンプリングした。

表 7-4、カドミウム高吸収インディカタイプイネ品種および食用ジャポニカイ
ネ品種の栽培期間中における栽培履歴と水管理（寒冷地圃場、東北地方中西部
の中山間地域）

作 品種	5月 6月			7月			8月			9月			10月		
	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中
1 IR(イ)	移(25)						落(23)								収(19)
モ一(イ)	移(25)						落(23)			出(6)					収(19)
密(日印)	移(25)						落(23)			出(25)					収(19)
あき(ジ)	移(25)						落(23)	出(10)					収(29)		
2 IR(イ)	移(2)						落(20)								収(18)
モ一(イ)	移(2)						落(20)			出(10)					収(18)
密(日印)	移(2)						落(20)			出(28)					収(18)
長香(イ)	移(2)						落(20)			出(24)					収(18)
3 IR(イ)	移(31)						落(21)								収(16)
モ一(イ)	移(31)						落(21)			出(8)					収(16)
密(日印)	移(31)						落(21)			出(24)					収(16)
長香(イ)	移(31)						落(21)			出(21)					収(16)
水位	5cm						0cm								
水管理	湛水						落水								
酸化還元	還元(r)						酸化(o)								
4 ゆめ(ジ)	移(25)							出(3)							収(2)
水位	5cm			0			5cm						0cm		
水管理	湛水			中	間断		花水	間断				落水			
酸化還元	還元			o	r	o	r	還元	o	r	o	酸化			

IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、あき：あきたこまち、長：長香穀、
ゆめ：ゆめさやか、イ：インディカ、日印：日印交雑、ジ：ジャポニカ、移：
移植、落：落水、出：出穂、収：収穫、中：中干し、間断：間断かんがい。か
っこ内の数値は、作業日等の日付を示す。

7-4-1-4 土壌サンプリング

土壌は、毎年 5 月上旬にサンプリングした。圃場の土壌は、その上を農業機械が走行することにより約 30cm の深さまで固められ、traffic pan と呼ばれる緻密な層が形成される。表層 15cm の土壌は、その後耕起することによって柔らかい層（耕起層）となるが、この耕起層より深い 15～30cm の土壌は、り底盤（plow pan）と呼ばれるさらに固い層となる(Brady and Weil, 1999b)。このり底盤の存在により、15cm 以深への根の伸長は著しく阻害される(Morita ら, 1987)が、水田に対しては、灌漑水の漏水を防止するのに有効となる。また、本試験では、イネは 16 cm×30 cm の間隔で苗を移植した。そのため、土壌は、各試験区から 1 点ずつ、稲株を中心とした 16 cm（株間方向）×30 cm（条間方向）×15 cm（深さ方向）のブロック状にサンプリングした。本試験では、残株（未収穫の地際から 5 cm 以下の稲株）と根を合わせて根部とした。この根部は、サンプリングしたブロック土壌に含まれていたため、サンプリング後、根部を土壌から丁寧に除去した。土壌は風乾し、その後ステンレス製の 2 mm 篩いを通し、分析サンプルとした。

7-4-2 土壌と植物の分析

土壌の pH（水；固液比 1:2.5）は、pH メーター（HM-50V、東亜 DKK 社製）で測定した。全炭素・全窒素含量は、NC アナライザー（Sumigraph NC-900、住友化学社製）で測定した。試験期間中の耕起前に採取した土壌の pH、全炭素および全窒素含量は、表 7-5 に示した。植物生育に伴い減少する土壌のカドミウム画分を同定するために、単抽出法では 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法（固液比 1:5、30℃、1 時間振とう）(農林省, 1971)と Melich3（固液比 1:10、25℃、5 分間振とう）(Mehlich, 1984)抽出法を採用し、形態分別抽出法は、以下に示す定本ら(1994)の方法に準じた。交換態画分：0.05 mol L⁻¹ 硝酸カルシウム（固液比 1:10、25℃、

24 時間振とう) で抽出；無機結合態画分：交換態画分抽出後の残さを、2.5%酢酸（固液比 1:10、25℃、24 時間振とう）で抽出；有機物結合態画分：無機結合態画分抽出後の残さを、6%過酸化水素水で有機物を分解後、2.5%酢酸（固液比 1:10、25℃、24 時間振とう）で抽出；酸化物吸蔵態画分：有機物結合態画分抽出後の残さを、0.1 mol L⁻¹ シュウ酸カルシウムと 0.175 mol L⁻¹ シュウ酸アンモニウムの混合溶液（固液比 1:30）に、土壤サンプルと同量のアスコルビン酸を加え（100℃、1 時間、時々攪拌）抽出；残渣画分：酸化物吸蔵態画分抽出後の残さを、山崎(1997)の過塩素酸、フッ化水素酸、塩酸、濃硝酸を用いる全分解法で分解した。また、土壤の全カドミウム濃度は、交換態、無機結合態、有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣画分の合計濃度とした。試験圃場の栽培前土壤の単抽出法と形態分別抽出法によるカドミウム濃度は、図 7-2 に示した。

1～3 年目に収穫したカドミウム高吸インディカタイプイネ品種と食用ジャポニカイネ品種あきたこまちの地上部および根部は、付着した土壤を除去するため水道水で洗い流し、蒸留水でリンスした。4 年目に収穫した食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかのもみは、1 週間の風乾後、モミすり機（FC2K、大竹製作所）でモミすりを行い、玄米とした。洗浄後のイネの地上部および根部と玄米は、乾燥器（65℃）で 2 日間乾燥させた。その後、乾物重を測定し、ステンレス製粉碎機（ワンダーブレンダー、大阪ケミカル社製）を用いて微粉碎し、その 0.5 g に、濃硝酸（60%）10ml を加え、ブロックダイジェスター（DK-20、VELP Scientifica 社製）で分解を行った。

植物および土壤の分解液と抽出液は、すべて 0.2μm の PTFE ディスポーザブルシリンジフィルター（DISMIC-25HP、アドバンテック社製）でろ過を行った。ろ過後の試料中に含まれるカドミウム濃度の分析は、ICP 発光分光分析装置（ICP-OES Vista-Pro、バリアン社製）で行った。標準認証物質として、植物はリョウブ（NIES CRM No.1、国立環境研究所製）を、土壤は NDG-7（富士平工

業社製) の分析を行い、その分析値が認証値内にあることを確認した。

表 7-5、試験期間中の耕起前に採取した各試験区（無植栽対照区、インディカタイプ（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）およびジャポニカ（あきたこまち、ゆめさやか）イネ品種栽培区）、の土壌の pH、全炭素および全窒素含量（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）

品種	1作目	2作目	3作目	4作目
	pH (H ₂ O)			
無植栽	5.5 ± 0.2a ¹	5.5 ± 0.0a	5.4 ± 0.0ab	5.4 ± 0.1a
IR（イ）	5.6 ± 0.0a	5.4 ± 0.0a	5.4 ± 0.0ab	5.4 ± 0.0a
モ（イ）	5.6 ± 0.0a	5.4 ± 0.0a	5.4 ± 0.0ab	5.4 ± 0.0a
密（日印）	5.6 ± 0.1a	5.4 ± 0.1a	5.5 ± 0.0a	5.2 ± 0.0a
あき（ジ）	5.7 ± 0.1a			
長（イ）		5.4 ± 0.1a	5.4 ± 0.1b	5.4 ± 0.0a
	全炭素 (g kg ⁻¹)			
無植栽	32.7 ± 0.2a	29.5 ± 0.6a	34.2 ± 0.8a	34.6 ± 0.1a
IR（イ）	29.9 ± 0.4a	27.7 ± 1.3a	35.4 ± 2.1a	31.4 ± 3.0a
モ（イ）	29.8 ± 0.2a	29.2 ± 2.2a	31.2 ± 0.4a	33.7 ± 0.8a
密（日印）	30.3 ± 0.7a	29.3 ± 1.3a	32.9 ± 0.2a	31.1 ± 0.8a
あき（ジ）	32.1 ± 1.4a			
長（イ）		29.3 ± 1.3a	31.0 ± 1.3a	33.1 ± 0.1a
	全窒素 (g kg ⁻¹)			
無植栽	3.1 ± 0.0a	2.7 ± 0.1a	3.3 ± 0.0a	3.2 ± 0.0a
IR（イ）	2.8 ± 0.0b	2.6 ± 0.1a	3.3 ± 0.2a	2.9 ± 0.3a
モ（イ）	2.8 ± 0.0b	2.7 ± 0.2a	2.9 ± 0.1a	3.1 ± 0.0a
密（日印）	2.9 ± 0.1ab	2.7 ± 0.1a	3.1 ± 0.0a	2.9 ± 0.1a
あき（ジ）	3.0 ± 0.1ab			
長（イ）		2.7 ± 0.1a	2.9 ± 0.1a	3.1 ± 0.0a

平均値±標準誤差。同作期、同項目で同文字は 5%水準で有意差なし（チューキー・クレーマーの多重比較検定法）。IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、あき：あきたこまち、長：長香穀、イ：インディカ、日印：日印交雑、ジ：ジャポニカ。

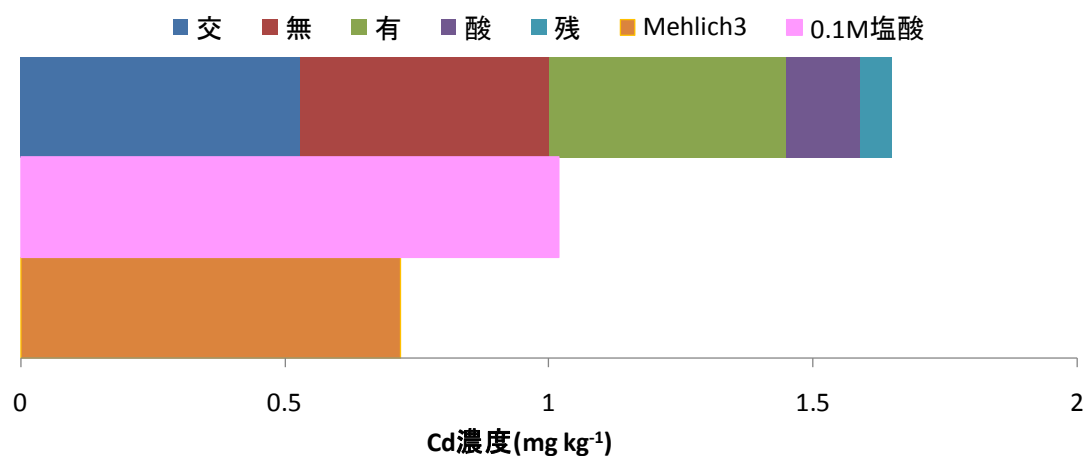


図 7-2、試験圃場の栽培前土壌の形態分別法による 5 画分（交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣）と、単抽出法による Mehlich 3 および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。

7-4-3 統計処理

統計分析は、jmp ver.7.0.1 ソフトウェア (SAS ジャパン) で行った。処理間の値の比較は、チューキー・クレーマーの多重比較検定法で行った。イネのカドミウムに対しては、食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの玄米カドミウム濃度と、それに対応する無植栽対照区およびカドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種 (IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀) 栽培後の計 5 処理区の土壌のカドミウム 7 画分および全カドミウムの濃度との間で相関分析を行った。さらに、食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの玄米カドミウム濃度を土壌カドミウム画分の濃度から予測する回帰式を導くために、回帰分析を行った。得られた回帰式は、回帰係数の t 値、決定係数 (R^2)、二乗平均平方根誤差 (root-mean-square error; RMSE)、 F 値をもとに、その適合性を判断した。 t 値および F 値の有意性は、それぞれの危険率 (p) で示した。

7-5 結果及び考察 (寒冷地圃場)

7-5-1 ファイトエキストラクション

1~3 年目のカドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種と 1 年目の食用ジャポニカイネ品種の栽培期間中における地上部の乾物重およびカドミウム濃度の推移は図 7-3、有意差検定の結果は表 7-6 に示した。また、1~3 年目のカドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種と 1 年目の食用ジャポニカイネ品種の収穫時における地上部カドミウム吸収量と、4 年目栽培前の土壌中に残存していた根部のカドミウム吸収量は、図 7-4 に示した。IR8 を除くカドミウム高吸収インディカタイプイネ 3 品種 (モーれつ、密陽 23 号、長香穀) の収穫時における 1~3 年目の平均地上部乾物重は、約 8 Mg ha^{-1} であった (図 7-3 上)。この値は、圃場で栽培した超集積植物 *T. caerulescens* の地上部乾物重 0.7 Mg ha^{-1} の 10 倍以上の値であった (Hammer and Keller, 2003)。試験圃場は東北地方の中

山間地域であるため、イネが最高分げつ期に達するまでには移植後約 2 カ月間が必要であった。そのため、イネ地上部の乾物重を増加させるために、最高分げつ期に達するまでの移植後約 2 カ月間は湛水状態を維持した。土壌中のカドミウムは、還元条件より酸化条件においてより可溶性が高まる (Kabata-Pendias and Pendias, 2001)。したがって、イネ地上部のカドミウム濃度を高めるため、その後、土壌が酸化条件となるよう収穫期まで落水状態を維持した (表 7-4)。

インディカタイプイネ 4 品種 (IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀) の地上部カドミウム濃度は、7 月下旬の落水以降増加した (図 7-3 下)。これは、落水以降、土壌が酸化条件となり、土壌中のカドミウムの可溶性が高まったことを示している。一方、食用ジャポニカイネ品種あきたこまの地上部カドミウム濃度は、7 月下旬の落水以降においても 2.2 mg kg^{-1} 未満と非常に低い値のままであった (図 7-3 下)。1 作目の収穫時において、食用ジャポニカイネ品種あきたこまの地上部カドミウム吸収量は、 23 g ha^{-1} で、インディカイネ品種モーれつの地上部カドミウム吸収量 (358 g ha^{-1}) と比較すると、はるかに低い値であった。ジャポニカイネ品種の地上部カドミウム吸収量は、インディカタイプのイネ品種よりも低いという報告 (Arao and Ae, 2003) もあることから、ジャポニカイネ品種をファイトエキストラクションの浄化植物とすることは困難と考えられた。2、3 作目の収穫時においては、長香穀の地上部カドミウム吸収量 (550 、 333 g ha^{-1}) がインディカタイプイネ品種の中で最も高かった (図 7-4)。2 作行ったインディカイネ品種長香穀地上部のカドミウム吸収量の合計 (883 g ha^{-1}) は、3 作行ったインディカタイプイネ品種のモーれつ (869 g ha^{-1})、密陽 23 号 (638 g ha^{-1})、IR8 (532 g ha^{-1}) よりも高い値であった。土壌の全カドミウム濃度が 1.63 mg kg^{-1} の圃場における長香穀 2 作による地上部カドミウム吸収量は、土壌の全カドミウム濃度が 2.8 mg kg^{-1} の圃場における超集積植物 *T. caerulescens* 3 作による地上部カドミウム吸収量 (540 g ha^{-1}) (Hammer and Keller,

2003)、土壌の全カドミウム濃度が 2.5 mg kg^{-1} の圃場におけるヤナギ (*Salix viminalis*) 5 作による地上部カドミウム吸収量 (170 g ha^{-1}) (Hammer ら, 2003)、土壌の全カドミウム濃度が 0.75 mg kg^{-1} の圃場におけるポプラ (*Populus*) 2 作による地上部カドミウム吸収量 (57 g ha^{-1}) (Laureysens ら, 2005)よりも高い値であった。一方、長香穀残根部のカドミウム吸収量は、他のインディカタイプイネ品種よりも低かった (図 7-4)。残根中のカドミウムは、残根が土壌微生物によって分解されるにつれて、徐々に土壌中に放出されると考えられる。ファイトエキストラクションは、土壌から有害金属類を吸収した地上部を収穫し、その収穫物を汚染圃場から除去することにより、汚染圃場を浄化する方法であるため、地上部カドミウム吸収量は高いが、根部カドミウム吸収量が低い長香穀のような植物は、ファイトエキストラクションの理想的な浄化植物と考えられる。また、イネは連作が可能な作物である (De Datta, 1981)。早期落水栽培の 2~3 連作にもかかわらず、4 種のインディカタイプイネ品種の地上部乾物重は、減少していなかった (図 7-3 上)。これは、連作や有害金属の吸収による生育障害は起こっていなかったことを示すと考えられる。このようなイネの特徴も、ファイトエキストラクションの浄化植物としては有用である。

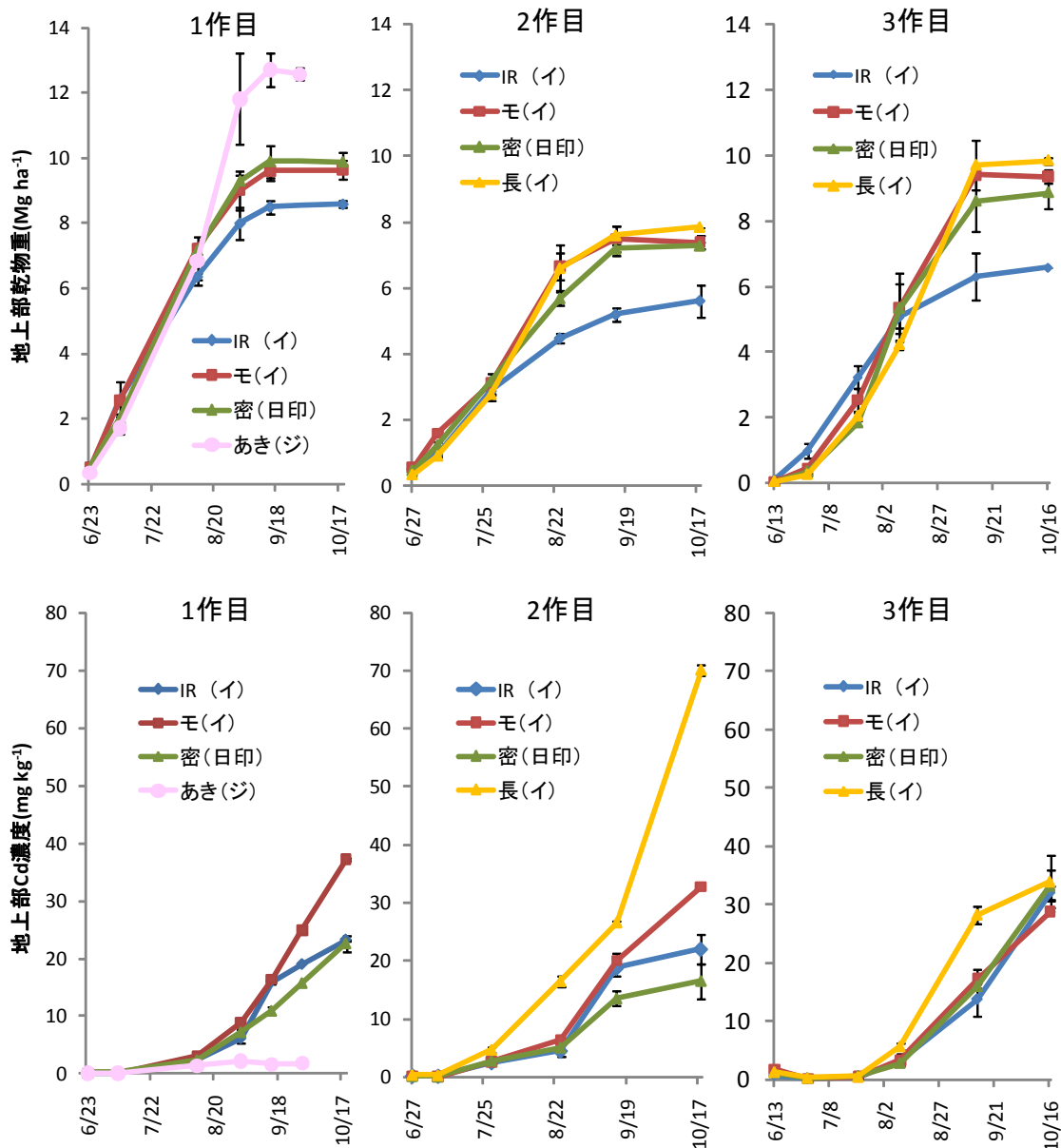


図 7-3、1～3 作目のカドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種と 1 作目の食用ジャポニカイネ品種の栽培期間中における地上部の乾物重（上）およびカドミウム濃度（下）の推移（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。エラーバーは標準誤差を示す。IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、長：長香穀、あき：あきたこまち、イ：インディカ、日印：日印交雑、ジ：ジャポニカ。1 作目の食用ジャポニカイネ品種あきたこま치의収穫日は 9 月 29 日。有意差検定の結果は、表 7-6 に示した。

表 7-6、1～3 作目のカドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種と 1 作目の食用ジャポニカイネ品種の栽培期間中における地上部の乾物重およびカドミウム濃度の推移における有意差検定の結果（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。

	1作目						2作目						3作目					
乾物重	6/23	7/7	8/12	9/1	9/15	10/19	6/27	7/7	7/28	8/24	9/15	10/18	6/13	6/28	7/21	8/9	9/13	10/16
IR(イ)	a	a	a	a	a	c	a	b	a	a	a	b	a	a	a	a	a	b
モ(イ)	a	a	a	a	a	bc	a	a	a	a	a	a	b	ab	a	a	a	a
密(日印)	a	a	a	a	a	bc	a	ab	a	a	a	a	b	ab	a	a	a	a
長(イ)	-	-	-	-	-	-	a	b	a	a	a	a	b	b	a	a	a	a
あき(ジ)	a	a	a	a	a	a	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd濃度																		
IR(イ)	a	b	b	b	a	b	b	ab	b	b	b	bc	a	b	a	a	b	a
モ(イ)	a	b	a	a	a	a	b	b	b	b	ab	b	a	b	a	a	b	a
密(日印)	a	a	b	b	a	b	b	b	b	b	b	c	a	b	a	a	b	a
長(イ)	-	-	-	-	-	-	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
あき(ジ)	a	a	c	c	b	c	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

同項目、同列で同文字は 5%水準で有意差なし（チューキー・クレーマーの多重比較検定法）。IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、長：長香穀、あき：あきたこまち、イ：インディカ、日印：日印交雑、ジ：ジャポニカ。1 作目の食用ジャポニカイネ品種あきたこまちは 9 月 29 日。

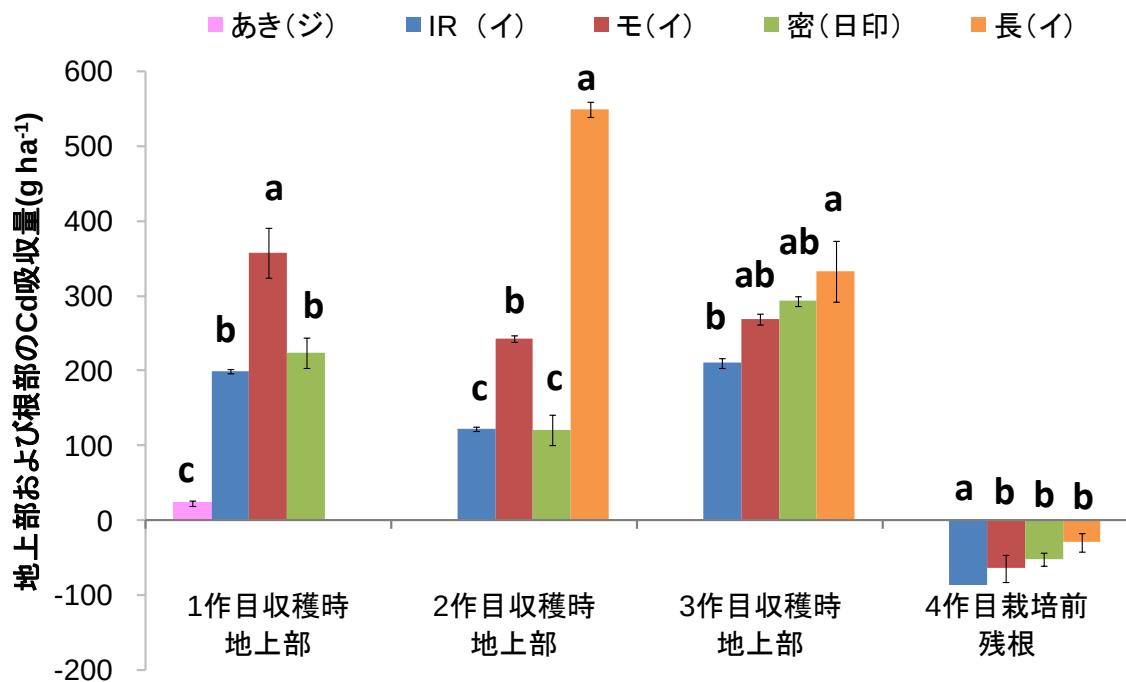


図 7-4、1～3 作目のカドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種と 1 作目の食用ジャポニカイネ品種の収穫時における地上部カドミウム吸収量と、4 作目栽培前の圃場に残存していた根部（残刈株＋根）のカドミウム吸収量（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。エラーバーは標準誤差を示す。同作期で同文字は 5%水準で有意差なし（チューキー・クレーマーの多重比較検定法）。あき：あきたこまち、IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、長：長香穀、イ：インディカ、日印：日印交雑、ジ：ジャポニカ。

7-5-2 ファイトエキストラクションに伴う土壌の各カドミウム画分の濃度変化

4 作目の耕起前に採取した各試験区（無植栽対照区、カドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区）の土壌の形態分別法による 5 画分（交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣）、全カドミウム（形態分別法の 5 画分の合計）、単抽出法による Mehlich 3 抽出画分および 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分のカドミウム濃度は、図 7-5 に示した。交換態、無機結合態、有機物結合態画分のカドミウム濃度と全カドミウム濃度は、インディカイネ品種長香穀栽培区が 2 作にもかわらず最も低い値であった。このことから、長香穀は他のインディカタイプイネ品種より効率よく可溶性の高い交換態画分だけでなく、より難溶性の無機結合態や有機物結合態画分のカドミウムを吸収することが可能であると考えられた。長香穀残根のカドミウム吸収量（図 7-4、 29.5 g ha^{-1} ）は、土壌カドミウム濃度に換算すると 0.02 mg kg^{-1} に過ぎない。微生物による根の分解により、この残根に含まれていたカドミウムが全て土壌中に放出されたとしても、長香穀栽培区的全カドミウム濃度は、無植栽対照区よりも 38% 減少した（図 7-5、 1.63 mg kg^{-1} から 1.01 mg kg^{-1} ）。この 2 作栽培した長香穀による土壌の全カドミウム濃度の低減率は、超集積植物 *T. caerulescens* 3 作による土壌の全カドミウム濃度の低減率（全土壌カドミウム濃度の 15%、*T. caerulescens* が仮比重 0.85 Mg m^{-3} で深さ 15cm までの土壌からカドミウムを吸収したと仮定して算出）（Hammer and Keller, 2003）より高かった。

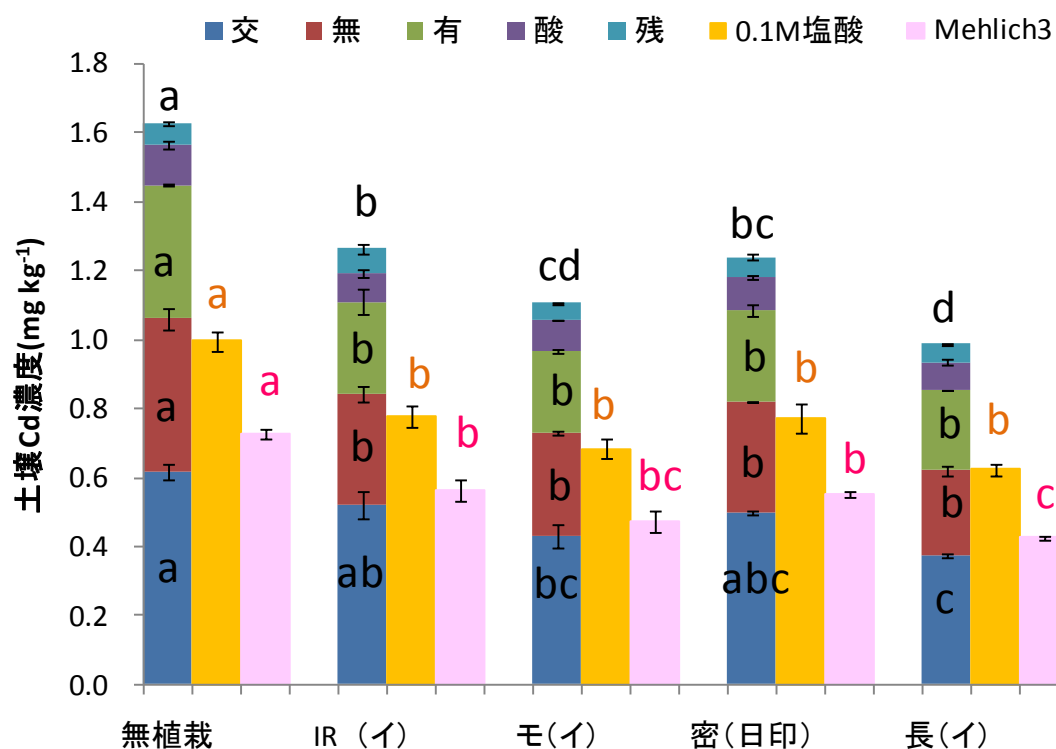


図 7-5、4 作目の耕起前に採取した各試験区（無植栽対照区、カドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区）の土壤の形態分別法による 5 画分（交：交換態、無：無機結合態、有：有機物結合態、酸：酸化物吸蔵態、残：残渣）、全カドミウム（形態分別法の 5 画分の合計）、単抽出法による Mehlich 3 抽出画分および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分のカドミウム濃度（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。エラーバーは標準誤差を示す。同カドミウム画分で同文字は 5%水準で有意差なし（酸化物吸蔵態と残渣画分には有意差はなかったため、文字を省略、チューキー・クレーマーの多重比較検定法）。IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、長：長香穀、イ：インディカ、日印：日印交雑。

7-5-3 ファイトエキストラクションの後作として栽培した食用イネ品種の玄米のカドミウム濃度および収量

カドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種 (IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀) 栽培区と無植栽対照区に栽培した後作作物としての食用ジャポニカイネ品種 (ゆめさやか) の玄米のカドミウム濃度と収量は、図 7-6 に示した。カドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種栽培区と無植栽対照区に栽培した食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの生育は順調であり、それら栽培区の平均玄米収量 (5.1 Mg ha^{-1}) は、栽培年に産出された我が国の食用イネ玄米の平均収量 (5.2 Mg ha^{-1}) (Ministry of Agriculture Forestry and Fisheries of Japan, 2008) とほぼ同レベルであった。インディカイネ品種長香穀 2 作区で栽培した食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの玄米カドミウム濃度 (0.54 mg kg^{-1}) は、無植栽対照区 (1.02 mg kg^{-1}) と比較して 47%減少した。

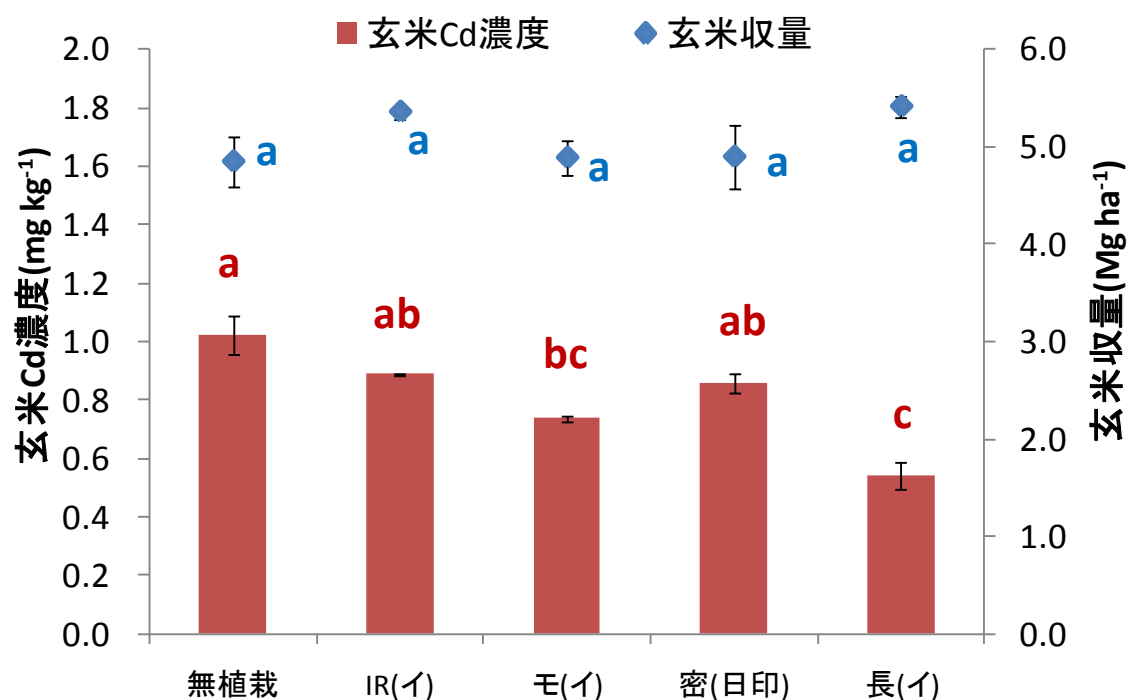


図 7-6、カドミウム高吸収インディカタイプイネ品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区と無植栽対照区に栽培した後作食用ジャポニカイネ品種（ゆめさやか）の玄米のカドミウム濃度（水分 15.5%換算値）と収量（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。エラーバーは標準誤差を示す。同項目で同文字は 5%水準で有意差なし（チューキー・クレーマーの多重比較検定法）。IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、長：長香穀、イ：インディカ、日印：日印交雑。

7-5-4 土壌カドミウム濃度による玄米カドミウム濃度の予測

4 作目の耕起前（食用ジャポニカイネ品種ゆめさやか栽培前）に採取した無植栽対照区およびカドミウム高吸収インディカイネ品種栽培区の土壌のカドミウム濃度（形態分別法による 5 画分およびそれらの合計と単抽出法の 2 画分）と、それら試験区で栽培した食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度との間の相関係数は、表 7-7 に示した。食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度に対して、有意な相関係数が得られた土壌カドミウム画分の順位は、交換態画分 > Mehlich 3 抽出画分 > 全カドミウム > 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分 > 無機結合態であった。有機物結合態、酸化物吸蔵態、残渣といった難溶性の土壌カドミウム画分は、食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度にはあまり影響を及ぼさないと考えられた。

4 作目の耕起前（食用ジャポニカイネ品種ゆめさやか栽培前）に採取した無植栽対照区およびカドミウム高吸収インディカイネ品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区の土壌のカドミウム濃度（交換態画分、Mehlich 3 抽出画分、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分、全カドミウム）とそれら試験区に栽培した後作食用ジャポニカイネ品種（ゆめさやか）の玄米カドミウム濃度（水分 15.5% 換算値）との関係は、図 7-7 に示した。食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度を目的変数とし、それらに対して有意な相関係数が得られた上位 4 つの土壌カドミウム画分（交換態画分、Mehlich 3 抽出画分、全カドミウム、 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出画分、表 7-7）のカドミウム濃度を説明変数とした散布図から、これらの回帰式は上に凸の非線形曲線であることがわかった（図 7-7）。線形関数、対数関数、平方根関数、逆関数、指数関数が、回帰式と可能性のある関数と考えられた。そこで、これら関数の回帰式としての適合性を判断するために、回帰分析を行った。この回帰分析の結果は、表 7-8 に示した。対数関数と逆関数の t 値は、土壌カドミウムの 4 変数全てにおいて有意であった。得られた 20 の

回帰式の中で、決定係数と F 値が最も高く、RMSE が最も低い値であったのは、交換態画分の土壌カドミウム濃度を説明変数とした逆関数であった。これらの回帰分析の結果から、交換態画分の土壌カドミウム濃度を説明変数とした逆関数が、食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度を予測するには最も適した回帰式であると考えられた（図 7-7）。

表 7-7、4 作目の耕起前（食用ジャポニカイネ品種ゆめさやか栽培前）に採取した無植栽対照区およびカドミウム高吸収インディカイネ品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区の土壌のカドミウム濃度（形態分別法による 5 画分およびそれらの合計と単抽出法の 2 画分）と、それら試験区で栽培した食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの玄米カドミウム濃度との間の相関係数（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）

土壌カドミウム画分	相関係数
形態分別	
交換態	0.9767**
無機結合態	0.9153*
有機物結合態	0.8029
酸化物吸蔵態	0.7648
残渣	0.6749
全(5画分の合計)	0.9261*
単抽出	
Mehlich 3	0.9323*
0.1 mol L ⁻¹ 塩酸	0.9184*

**p<0.01、*p<0.05。

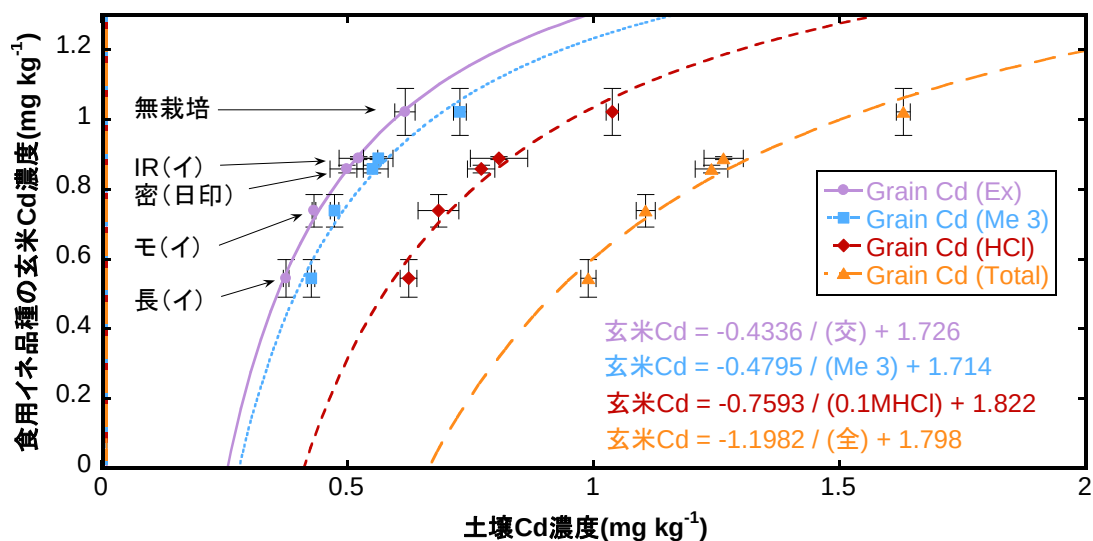


図 7-7、4 作目の耕起前（食用ジャポニカイネ品種ゆめさやか栽培前）に採取した無植栽対照区およびカドミウム高吸収インディカイネ品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区の土壌のカドミウム濃度（交換態画分、Mehlich 3 抽出画分、0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出画分、全カドミウム）とそれら試験区に栽培した後作食用ジャポニカイネ品種ゆめさやかの玄米カドミウム濃度（水分 15.5% 換算値）との関係（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）。エラーバーは標準誤差を示す。IR：IR8、モ：モーれつ、密：密陽 23 号、長：長香穀、イ：インディカ、日印：日印交雑。

表 7-8、4 作目の耕起前（食用イネ品種ゆめさやか栽培前）に採取した無植栽対照区およびカドミウム高吸収イネ品種（IR8、モーれつ、密陽 23 号、長香穀）栽培区の土壌の 3 画分（交換態、Mehlich 3、0.1 mol L⁻¹ 塩酸）および全カドミウムのカドミウム濃度から、食用イネ品種ゆめさやかの玄米カドミウム濃度を予測する回帰式と回帰分析の結果（寒冷地圃場、東北地方中西部の中山間地域）

変数	関数	係数	t値	決定係数(R ²)	RMSE	F値	
交換態	線形	a	-0.0985	-0.81	0.951	0.046	57.99**
		b	1.8618	7.61**			
	対数	a	1.4794	25.47***	0.979	0.030	140.41**
		b	0.9137	11.85**			
	平方根	a	-1.0130	-5.15*	0.967	0.038	86.62**
		b	2.6195	9.31**			
	逆	a	1.7260	42.33***	0.994	0.016	520.41***
		b	-0.4336	-22.81***			
	指数	a	-1.0220	-3.58*	0.933	0.054	41.59**
		b	1.1205	6.45**			
Mehlich 3	線形	a	0.0221	0.11	0.842	0.083	15.98*
		b	1.4377	4.00*			
	対数	a	1.3326	12.32**	0.894	0.068	25.33*
		b	0.8453	5.03*			
	平方根	a	-0.8223	-2.24	0.869	0.076	19.90*
		b	2.2144	4.46*			
	逆	a	1.7140	12.40**	0.936	0.053	44.05**
		b	-0.4795	-6.64**			
	指数	a	-0.5504	-1.44	0.810	0.091	12.77*
		b	0.7822	3.57*			
0.1 M塩酸	線形	a	-0.0733	-0.33	0.841	0.083	15.87*
		b	1.1471	3.98*			
	対数	a	1.0702	17.62***	0.892	0.069	24.67*
		b	0.9472	4.97*			
	平方根	a	-1.0198	-2.46	0.867	0.076	19.57*
		b	2.0922	4.42*			
	逆	a	1.8220	11.61**	0.934	0.054	42.59**
		b	-0.7593	-6.53**			
	指数	a	-0.2562	-0.82	0.798	0.094	11.85*
		b	0.4894	3.44*			
全	線形	a	-0.0509	-0.24	0.846	0.082	16.44*
		b	0.6909	4.05*			
	対数	a	0.6196	13.16**	0.900	0.066	26.98*
		b	0.9250	5.19*			
	平方根	a	-0.9754	2.48	0.874	0.074	20.75*
		b	1.6052	4.56*			
	逆	a	1.7984	12.88**	0.945	0.049	51.34**
		b	-1.1982	-7.17**			
	指数	a	0.1992	1.01	0.770	0.100	10.06
		b	0.1715	3.17*			

a：定数項、b：回帰係数。RMSE：二乗平均平方根誤差。***p<0.001、**p<0.01、

*p<0.05。

7-5-5 カドミウム高吸収イネを用いたファイトエクストラクション

寒冷地圃場における試験の結果、早期落水栽培法によるカドミウム高吸収インディカイネ品種長香穀 2 作で、土壌カドミウム濃度が 38%減少 ($1.63 \rightarrow 0.99 \text{ mg kg}^{-1}$) し、間断かんがい法で栽培した後作食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度が 47%減少 ($1.02 \rightarrow 0.54 \text{ mg kg}^{-1}$) した。しかし、この後作食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度 (0.54 mg kg^{-1}) は、コーデックス基準値 (0.4 mg kg^{-1}) よりいまだ高い値であった(Codex, 2006)。しかし、インディカイネ品種長香穀によるファイトエクストラクション 2 作におけるカドミウム低減効果が半減したと仮定しても、さらに 2 作追加することにより、コーデックス基準値をクリアすることは可能と思われる。

7-6 結論

温暖地での早期落水栽培法によるファイトエクストラクションの圃場試験の結果、カドミウム高吸収インディカイネ品種 2 作で、土壌カドミウム濃度が 18%減少し、後作食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度が 50%減少した。また、寒冷地圃場での早期落水栽培法によるファイトエクストラクションの圃場試験の結果、カドミウム高吸収インディカタイプイネ 4 品種のうちインディカイネ品種長香穀 2 作で、土壌カドミウム濃度が 38%減少し、後作食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度が 47%減少した。これらの結果から、早期落水栽培法によるカドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエクストラクションは、低～中レベルのカドミウムに汚染された水田圃場の浄化手法として、有望な浄化技術であると考えられた。

第 8 章 総合考察

汚染土壌中の重金属を除去するため超集積植物を浄化植物として利用するファイトエキストラクションの研究は、欧米では、1981 年 Chaney によって初めて論じられた(Chaney, 1983)。一方、わが国におけるファイトエキストラクションの研究は、舘川(舘川洋, 1975)による報告が初めてであろう。舘川は、土壌カドミウム濃度がそれぞれ $2.7 \sim 53.5 \text{ mg kg}^{-1}$ (過塩素酸分解法) の多腐植質火山灰圃場において、ヘビノネコザ (*Athyrium yokoscense* [Franch. et Savat.] Christ)、セイタカアワダチソウ (*S. altissima* L.)、コンフリー (ヒレハリソウ: *Symphytum officinale* L.)、ワラビ (*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*)、シバ (*Zoysia japonica* Steud.) を栽培し、セイタカアワダチソウの地上部カドミウム吸収量が最も高く、3 年間の合計 (1、2、3 年目) がそれぞれの圃場で 769 (3、396、370)、7680 (1640、3690、2350)、7329 (2184、2820、2325) g ha^{-1} と非常に大きな値であった。しかし、地上部乾物収量も 3 年間の合計 (1、2、3 年目) で 501 (246、215、134)、556 (224、205、128)、596 (185、195、121) Mg ha^{-1} と非常に高く、このような大量の収穫物の処理が問題となることや、連作障害が発生 (3 作目の乾物収量が前作までの 6 割以下に低下) したため、現時点で実用技術として普及させることは困難であろうと結論付けている。また、服部(服部保, 2002)によると、セイタカアワダチソウは種子だけでなく地下茎から旺盛に繁殖する。そのため、ファイトエキストラクション終了時にはその密生している地下茎を抜根する必要がある。しかし、地下茎を全て抜根することは非常に困難であろう。セイタカアワダチソウのような雑草がひとたび水田や畑といった農耕地に侵入した場合、それを駆逐することは容易ではない。したがって水田や畑といった農耕地圃場を浄化対象とする場合、浄化後の作物栽培に悪影響を与えかねないセイタカアワダチソウのような雑草を浄化植物として利用することは、あまり実用的ではないと思わ

れる。

前章で示したように、全土壌カドミウム濃度が 1.6 mg kg^{-1} の灰色低地土圃場において、カドミウム高吸収インディカイネ品種長香穀を用いたファイトエキストラクションを 2 作行った結果、その地上部吸収量は 2 作の合計で 883 g ha^{-1} であった。この値は、上述の土壌カドミウム濃度が 2.7 mg kg^{-1} （過塩素酸分解法）の多腐植質火山灰圃場におけるセイタカアワダチソウ 3 作の合計地上部カドミウム吸収量（ 769 g ha^{-1} ）より高い値である。また、カドミウム高吸収インディカイネ品種長香穀の地上部乾物重は、2 作の合計で 17.7 Mg ha^{-1} とセイタカアワダチソウの 4%未満であった。のちに詳述するが、ファイトエキストラクションは、その性質上、有害金属を吸収した植物を収穫した後、その収穫物を圃場から搬出する必要がある。したがって、収穫物が多いほど収穫作業や収穫物の搬出にかかるコストは増加すると考えられる。ファイトエキストラクション全体のコストを出来るだけ低く抑えることは、技術開発の次のステップである実証および実用化の段階において非常に重要である。収穫以降の作業工程におけるコストを考慮すると、機械収穫が可能で、地上部カドミウム吸収量が高く、地上部乾物重が出来るだけ少ない植物を浄化植物として選定することが望ましいと思われる。これらの条件を満たすカドミウム高吸収インディカイネ品種長香穀は、ファイトエキストラクションの実用化に向けた浄化植物として有望であると思われる。

上述した舘川(舘川洋, 1975)によるセイタカアワダチソウの報告以降、カドミウム汚染土壌を対象としたファイトエキストラクションの研究は、村上(村上政治, 2007)によると、主に、超集積植物 (*Thlaspi caerulescens* 等) を利用したファイトエキストラクション(Ayoub ら, 2003; Bennett ら, 1998; Brown ら, 1994; 1995; Hammer and Keller, 2002; 2003; Hammer ら, 2006; Hutchinson ら, 2000; Kupper ら, 2000; Lombi ら, 2002; Lombi ら, 2001b; McGrath ら, 1997; Nishiyama

ら, 2005; Reeves and Baker, 2000; Robinson ら, 1998; Schwartz ら, 2003; Shen ら, 1997; Whiting ら, 2000; Zhao ら, 2002; Zhao ら, 2001)、化学薬品（キレート剤等）を併用した非超集積植物によるファイトエキストラクション(Alkorta ら, 2004; Chen ら, 2004; Grcman ら, 2003; Hong ら, 1999; Kayser ら, 2000; Lombi ら, 2001a; Puschenreiter ら, 2001; Schmidt, 2003; Tandy ら, 2006; Wu ら, 2004)、化学薬品を併用しない非超集積植物によるファイトエキストラクション(Clemente ら, 2005; Ebbs and Kochian, 1997; Felix, 1997; Hammer ら, 2003; Laureysens ら, 2004; Laureysens ら, 2005; Linger ら, 2002; Mench ら, 1989; Mertens ら, 2004; Shen ら, 2000)、といった 3 つのカテゴリーに大別され、ここでの引用よりもさらに多くの論文がこれまでに報告されている。しかし、このようにファイトエキストラクションの研究が始まってから 30 年以上経過し多数の論文が公開されているが、いまだに実用化したという報告はない。

本研究の目的は、植物を利用した汚染土壌の浄化技術（ファイトエキストラクション）の開発である。その浄化対象は、低～中レベルのカドミウム汚染水田圃場であり、一筆の面積は数十 a 規模が一般的である。したがって、浄化植物の選抜に際しては、1) 地上部カドミウム吸収量が高いこと、2) 播種～収穫までの栽培体系が機械化されていること、3) 浄化対象地域の気象条件に適した植物であること、といった条件を満たすことが必要であると考えた。また、浄化対象は、高濃度のカドミウムの汚染された工場跡地等ではなく、低～中レベルのカドミウムに汚染された水田圃場である。そのため、ファイトエキストラクションによる浄化が完了した後には水稻などの作物を栽培することになる。したがって、4) 選定した浄化植物を用いたファイトエキストラクションを行い、その跡地に作付した作物のカドミウム濃度が低下すること、を確認することが、ファイトエキストラクションをカドミウム汚染土壌の実用浄化技術とする上での必須条件であると考えた。そこで本研究では、我が国における低～中レベル

のカドミウム汚染水田土壤に適した浄化植物を選抜するため、第 2 章において日本の水田土壤および水田転換畑で栽培可能な作物 4 種（カラシナ、イネ、トウモロコシ、テンサイ）のカドミウム吸収特性の比較を水耕試験で行った。また、第 3 章において、日本の水田土壤および水田転換畑で栽培可能な作物 3 種（イネ、ダイズ、トウモロコシ）の栽培に伴う土壤カドミウム画分の変化の比較をポット土耕試験で行った。さらに第 4 章では、カドミウム以外の有害金属（銅、鉛、亜鉛）に対するイネ、ダイズ、トウモロコシの耐性と浄化植物としての可能性の検討、をポット土耕試験で行った。これらの試験の結果、低～中レベルのカドミウム汚染水田土壤における上述の 1) ～3) の条件を満たす有望な浄化植物として、カドミウム高吸収イネ品種を選抜した(Ishikawa ら, 2006; Murakami and Ae, 2009; Murakami ら, 2007)。次に、このカドミウム高吸収イネ品種を浄化植物としたファイトエキストラクションの後作作物に対する浄化効果を調べるために、第 5 章において、カドミウム高吸収イネ品種を用いたファイトエキストラクションの後作ダイズ子実のカドミウム濃度に対する低減効果をポット土耕試験で明らかにした(Murakami ら, 2008)。しかし、これら第 2 章～第 5 章での栽培試験は、人工的な環境で行ったポット試験の結果である。ファイトエキストラクションの実用化という目的のためには、土壤および後作作物のカドミウム濃度の低減効果を圃場レベルで検証することは必須である。そこで、第 6 章と第 7 章においてはカドミウム高吸収イネ品種を浄化植物とした圃場試験を行った。圃場レベルでイネのカドミウム吸収を高めるには、水管理が重要であるため、第 6 章において、イネのカドミウム吸収を最大化する水管理法の検討を圃場試験で行った。その結果、最高分げつ期までの移植後 30 日～45 日程度は湛水を継続し、その後落水を収穫期まで継続する早期落水栽培法が、イネのカドミウム吸収を最大化する水管理法であることを明らかにした(Ibaraki ら, 2009)。この結果を受け、第 7 章においては、低～中レベルのカドミ

ウムに汚染された温暖地と寒冷地に位置する 2 圃場において、早期落水栽培法によるカドミウム高吸収イネ品種の栽培試験を行い、土壌およびその後作食用イネ品種に及ぼすカドミウム濃度の低減効果を明らかにした。このように、第 2 章から第 7 章にかけて、カドミウム高吸収イネ品種を用いたファイトエキストラクションが上述の 1) ～4) の条件を満たすことを、水耕、ポット土耕、圃場試験で示した。ファイトエキストラクションは、ここまでの試験結果のように、植物による有害金属の吸収～その地上部の収穫までが主要な工程である。しかし、ファイトエキストラクション後に発生する収穫物の処理も重要な工程であり、その効率的処理法の確立は実用化する上で必須である。

まず、収穫工程であるが、わが国の水稻栽培においては、イネの収穫作業はコンバインを用いてモミのみ収穫し、稲わらは圃場へ放置し後に土壌にすきこむ（還元する）のが一般的である。しかし、ファイトエキストラクションの場合は、圃場へ放置した稲わらを回収し圃場から搬出する必要がある。一方、牧草栽培においては、牧草はコンバインで刈り倒した後、圃場に放置し天日乾燥させ、その後ロールベアラーでロール状にしたものを搬出するのが一般的な収穫・搬出作業である。そこで、村上ら(村上政治ら, 2009)は、これらを組み合わせた、すなわち、コンバインを用いてモミのみ収穫し、稲わらは圃場へ放置し、数日間天日乾燥した稲わらをロールベアラーでロール状にし、それらを搬出する「モミ・わら分別収穫法」を検討した。収穫試験は、寒冷地～温暖地のカドミウム高吸収イネ品種によるファイトエキストラクション実施圃場で行い、各作業工程終了時に稲わらの水分含量を測定した。その結果、稲わらを数日間水田に放置して天日乾燥させることにより、収穫直後には 70～80% あった稲わらの水分は、40～50% にまで減少した。その後、稲わらをロール状にして収穫し、パレットに載せて上部を透湿防水シートで覆って約 2 ヶ月間水田に置く「現場乾燥法」により、水分を 20～40% にまで減少させることができた。また、もみ

をフレキシブルコンテナバッグ（ポリエチレン等の化学繊維製の梱包材）に入れ、稲わらと同様に上部を透湿防水シートでおおって約 2 ヶ月間水田に置いたところ、水分含量は収穫時とほぼ同じ 20%程度で、腐敗や発芽は見られなかった。

収穫の次の工程は、カドミウムを含有したイネ収穫物の処理工程である。Sas-Nowosielska ら(2004)は、金属含有収穫物の処理法として、堆肥化、圧縮化、熱分解を前処理法として、焼却（精錬）、灰化、直接埋め立て、を最終処理法として比較検討した。経済性や環境に与える影響等を考慮した結果、最も実用的と評価されたのは焼却（精錬）法であった。収穫物燃焼時に発生するエネルギーの有効利用は、カーボンニュートラルという点で環境に対する安全なエネルギー供給方法である(Narodoslawsky and Obernberger, 1996)。また、バイオマス焼却処理時の有害金属類除去に関する技術は既に開発されている(Obernberger ら, 2002)。そこで、収穫したカドミウム高吸収イネについて、ダイオキシン類対策のとられた焼却炉での焼却試験を行ったところ、煙突から出る排ガス中のカドミウム濃度は検出限界以下であった(村上政治ら, 2009)。このことから、焼却による周辺環境への 2 次汚染のリスクは非常に低いと考えられた。また、焼却前の収穫物の水分を 40%以下に減少させておくことで、焼却コストを水分 70%（稲わら収穫時）の場合の半分以上に抑制可能なことが分かった。したがって、現場で稲わらの水分を 40%以下にできる「もみ・わら分別収穫・現場乾燥法」は、低コスト化の有力な方法であると考えられる。

ここまでファイトエキストラクションの栽培、収穫、収穫物の処理工程について論じてきた。つづいて、ファイトエキストラクションの実用可能性を判断するうえで重要となるコスト試算について述べる。Berndes ら(2004)は、リン施肥や大気降下物等によって表層土のカドミウム濃度（ $0.3 \sim 0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ 程度）が下層土より高い農耕地でヤナギ（*Salix* spp.）によるファイトエキストラクショ

ンを実施し、カドミウムを年間 20 g ha^{-1} 除去した場合の正味の経済価値評価額を、リン肥料からのカドミウム除去コスト、スウェーデンにおける市販肥料中のカドミウムにかかる環境税、カドミウム濃度の高い土壌で農作物を生産した場合の収益減（石灰施用費用、生産物価格減）を利得として、また、栽培圃場に還元するヤナギ収穫物の焼却灰中のカドミウム除去コストと除去したカドミウムの処分費用を損失として試算した。スウェーデンの農耕地において、ヤナギによるカドミウムのファイトエキストラクション実施可能面積は約 50 万 ha とその潜在性は大きい、カドミウム除去がもたらす経済価値はヤナギ栽培コストの 8~9%にしか相当しないため、ファイトエキストラクションによるカドミウム除去が生み出す利得によってヤナギ栽培コストを大幅に削減することは困難であろうと述べている。したがって、ヤナギによるファイトエキストラクションはバイオエネルギー需要の高い地域で普及する可能性が最も高いと結論づけている。また、Lewandowski ら(2006)がヘドニックプライス分析法を用いて算出した結果によると、ドイツでのヤナギによるカドミウム汚染土壌のファイトエキストラクションは農民に対する経済的利益を生むが、その程度は、浄化地域からの潜在的な収入、浄化後の作物生産期間、浄化に必要な期間、によって異なると述べている。カドミウム高吸収イネ品種を用いたファイトエキストラクションの 1 作 10 アールあたりの全コスト[栽培費（生産資材費、栽培管理費、収穫作業委託費、農機具費、諸材料費、光熱・動力費）、輸送費（現場乾燥時の資材費と収穫物輸送費）、焼却費（焼却処理費と燃焼灰処理費）、の合計]を試算したところ、25 万円（もみ・わら分別収穫・現場乾燥法を行うことで稲わらの水分が 40%になった場合）~30 万円（収穫直後の水分 70%の稲わらを焼却する場合で、焼却費と輸送費において 5 万円のコスト高）となった(村上政治ら, 2009)。前章で示したように、カドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションを 2 作行った結果、後作作物として栽培した食

用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度は、約 50%低減した(Ibaraki ら, 2009; Murakami ら, 2009)。したがって、カドミウム高吸収インディカイネ品種を 2 作栽培し、もみ・わら分別収穫・現場乾燥後、搬出した収穫物を焼却処理した場合は、10 アールあたりのコストは約 50 万円となる。一方、高レベルカドミウム汚染水田圃場に対する恒久対策浄化技術である客土のコストは、520 万円以上である(農水省 i, 2008)。すなわち、カドミウム高吸収インディカイネ品種の栽培が 20 作以内であれば、コスト面において客土より有利になると考えられる。しかし、カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクションでは、2 作で後作食用ジャポニカイネ品種の玄米カドミウム濃度を約 50%低減することができた。現時点では試算しかできないが、多くとも 10 作以内で浄化が完了すると思われる。カドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションは、コスト面においても有利な技術であると思われる。

ファイトエキストラクションの欠点の一つに、長期間を要することがあげられる。たしかに、高レベルカドミウム汚染水田圃場に対する恒久対策浄化技術である客土の施工自体は 1~2 年の短期間で終了するが、カドミウム濃度は低いが肥沃度も低い山土が圃場に客土されるため、客土後の土作りに少なくとも数年はかかるといわれている。また、土壌を採取した後の原状復帰にも時間を要する(農水省 i, 2008)。したがって、有害金属に汚染された水田等の農耕地を浄化対象とする場合は、浄化後に栽培する作物の生産量が、浄化前と同レベルになった時までの浄化に必要な期間に含めるべきである。これらを考慮すると、カドミウム高吸収インディカイネ品種によるファイトエキストラクションは、長期間を要するため実用化が困難であるとは考えにくい。また、Robinson ら(2003)は、育林やバイオエネルギー生産といった利益を生み出す事業とファイトエキストラクションを組み合わせることにより、時間の制約はあまり重要で

はなくなるであろうと述べている。近年、温室効果ガス削減を目的としたバイオエネルギー生産は、全世界的に増加傾向にある。先に述べたヤナギによるファイトエキストラクションの場合は、収穫物焼却時に発生する熱エネルギーを電力源とするものである(Berndes ら, 2004)。また、現在注目されているバイオ燃料の原料となる作物をファイトエキストラクション植物として選抜することができれば、「土壌浄化・バイオ燃料生産一貫システム」としての実用化の道も拓けるであろう。現時点では、稲わらといった非食用バイオマスを原料としたバイオエネルギー生産技術は開発中であり、実用化は数年先となろう。しかし、今回カドミウム高吸収イネの収穫法として採用したもみ・わら分別収穫法は、もみを分別して収穫するため、玄米を有効利用することは可能である。玄米といったでんぷんを原料としたバイオエタノールやバイオプラスチックの製品化は実用化しており、今後企業等と協力し実用化を目指す予定である。ただし、その際問題となるのが、原料である玄米や稲わらに含まれているカドミウムである。緒論で述べたように、カドミウムは現在工業製品としての利用が忌避される傾向が特に欧州において強い。しかし、最近アメリカのソーラーパネル製作会社であるファーストソーラー社が、CdTe（カドミウム・テルル）を原料とした薄膜太陽電池を開発した（<http://www.firstsolar.com/>）。企業から独立した研究者が、2004 年から 2006 年における生産量の多い上位 4 種、多結晶シリコン（multicrystalline Si）、単結晶シリコン（monocrystalline Si）、リボンシリコン（ribbon Si）、CdTe（thin film cadmium telluride）を材料として製造される太陽電池システムに対し、温室効果ガス排出量、有害物質（NO_x、SO_x）排出量、重金属（As、Cd、Cr、Pb、Hg、Ni）排出量をもとに、材料およびモジュールの生産工程における LCA 分析を行った結果、CdTe 薄膜太陽電池のみその生産工程において NF₃ といった極めて強力な温室効果ガスを使用しないため、4 原料の中で有害ガス発生量が最も少なく、モジュール生産工程におけるエネルギー

使用量も最も少ないため、CdTe 薄膜太陽電池は環境に与える負荷が非常に小さいと報告している (Fthenakis ら, 2008)。緒論で述べたように、現時点では、カドミウムを材料とした製品の用途が急激に減少しているため、焼却灰に高濃度に含まれるカドミウムの最終処分については、その選択肢は埋め立てのみである。しかし、上述の CdTe 薄膜太陽電池の生産量が近年上昇していることから、焼却灰中のカドミウムを精錬し金属として回収し、CdTe 薄膜太陽電池の原料とすることにより、「土壌浄化・バイオ燃料・太陽電池生産一貫システム」としての実用化も考えられる。今後は、このような企業とも連携し、カドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションの実用化を目指す予定である。

ここまで述べてきたように、低～中レベルのカドミウムに汚染された水田圃場を対象としたファイトエキストラクションの研究は、技術開発の段階を終了した。本試験研究の結果を受けて、2009 年度から農林水産省生産局においてカドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションの実証事業が開始されている (農水省 j)。本事業の目的は、カドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションの低減効果を、気象条件や汚染レベルの異なる様々な水田圃場で実証し、各地域に応じた栽培浄化マニュアルを作成することにより、カドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションによる汚染土壌浄化技術の確立を目指すことである。また、同農水省の米流通安心確保対策事業において、この生産局が実施するカドミウム高吸収インディカイネ品種を用いたファイトエキストラクションの実証事業に参画することが、(社) 全国米麦改良協会が $0.4 \sim 1.0 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ のカドミウム含有米を買い上げる際の買上対象生産者に関する要件の一つとなった (農水省 c)。このように、低～中レベルのカドミウムに汚染された水田圃場を対象としたファイトエキストラクションの研究は、現在、実用化に向けた実証段

階に達している。

農作物に含まれるカドミウムの国際基準値は、コメ以外にも畑作物である小麦や野菜等についてすでにコーデックス委員会によって採択されている(Codex, 2005)。したがって、コメの次にカドミウムの国内基準値として策定される可能性があるのが、小麦や野菜等であると考えられる。そこで、2008年度から、浄化対象圃場を畑としカドミウム高吸収イネやソルガムを浄化植物としたファイトエキストラクション技術の開発に関する研究を行っている。

今回開発したカドミウム高吸収イネ品種を用いたファイトエキストラクションが、農作物中のカドミウム低減対策の実用技術として利用されるようになると、ファイトレメディエーション技術の世界初の実用化例となる。現在、海外の研究者との共同研究も検討しており、今回開発した本技術が、世界のカドミウム汚染稲作地域における実用浄化技術となることが期待される。

謝辞

本博士論文の執筆にあたり、以下の方々に感謝申し上げます。

本博士論文の構想から執筆に至るまで全般にご指導いただいた神戸大学大学院農学研究科教授（元独立行政法人農業環境技術研究所）阿江教治氏、論文等の共著者である独立行政法人農業環境技術研究所主任研究員 石川覚氏、同上席研究員 荒尾知人氏、福岡県農業総合試験場土壌・環境部環境保全チーム長 茨木俊行氏、山形県農業総合研究センター食の安全環境部主任専門研究員 中川文彦氏、秋田県農林水産技術センター農業試験場生産環境部主任研究員 伊藤正志氏、新潟県農業総合研究所基盤研究部主任研究員 本間利光氏、三菱化学株式会社コーポレートマーケティング部食分野事業企画室 谷口彰氏、実験や栽培補助等を担当してくださった独立行政法人農業環境技術研究所契約職員 戸澤美恵子氏、元同契約研究員（現片倉チッカリン株式会社）大貫敦子氏、元同契約研究員（現荏原エンジニアリングサービス株式会社）今井伸岳氏、元同契約研究員（現全農）瀬田川正之氏、元同契約研究員（現埼玉県立川の博物館学芸員）森圭子氏。これらの方々の協力なくしては、本論文を完成することはできなかった。改めて感謝申し上げます。

参考文献

- Abdelfattah, A., 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.
- Alkorta, I., Hernandez-Allica, J., Becerril, J. M., Amezaga, I., Albizu, I., Onaindia, M., Garbisu, C. (2004) Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals. 3, 55–70.
- Arao, T., Ae, N. (2003) Genotypic variations in cadmium levels of rice grain. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 49, 473–479.
- Arao, T., Ae, N., Sugiyama, M., Takahashi, M. (2003) Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans. *Plant Soil*, 251, 247–253.
- Asami, T., Kubota, M., Minamisawa, K. (1988) Natural abundance of cadmium, antimony, bismuth and some other heavy metals in Japanese soils. *Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 59, 197–199.
- Ayoub, A. S., McGaw, B. A., Shand, C. A., Midwood, A. J. (2003) Phytoavailability of Cd and Zn in soil estimated by stable isotope exchange and chemical extraction. *Plant Soil*, 252, 291–300.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D., Smith, J. A. C. (2000) Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In: Terry, N. and Banuelos, G. (eds) *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis publishers, Boca Raton, FL, pp 85–107.
- Bennett, F. A., Tyler, E. K., Brooks, R. R., Gregg, P. E. H., Stewart, R. R. (1998) Fertilization of hyperaccumulators to enhance their potential for phytoremediation and phytomining. In: Brooks, R. R. (ed) *Plants That*

- Hyperaccumulate Heavy Metals. CAB International, Wallingford, UK, pp 249–259.
- Bernal, M. P., McGrath, S. P., Miller, A. J., Baker, A. J. M. (1994) Comparison of the chemical changes in the rhizosphere of the nickel hyperaccumulator *Alyssum murale* with the non-hyperaccumulator *Raphanus sativus*. **Plant Soil**, 164, 251–259.
- Berndes, G., Fredrikson, F., Borjesson, P. (2004) Cadmium accumulation and Salix-based phytoextraction on arable land in Sweden. **Agric. Ecosyst. Environ.**, 103, 207–223.
- Brady, N. C., Weil, R. R. (1999a) Nitrogen and sulfur economy of soil. In: Brady, N. C. and Weil, R. R. (eds) The nature and properties of soils twelfth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, pp 491–539.
- Brady, N. C., Weil, R. R. (1999b) Soil architecture and physical properties. In: Brady, N. C. and Weil, R. R. (eds) The nature and properties of soils twelfth edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, pp 117–170.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S., Baker, A. J. M. (1994) Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. **J. Environ. Qual.**, 23, 1151–1157.
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Angle, J. S., Baker, A. J. M. (1995) Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on sludge amended soils. **Environ. Sci. Technol.**, 29, 1581–1585.
- Calmano, W., Mangold, S., Stichnothe, H., Thoming, J. (2001) Clean-up and assessment of metal contaminated soils. In: Stegmann, R., Brunner, G.,

- Calmano, W. and Mats, G. (eds) Treatment of Contaminated Soil. Springer, Berlin, pp 471–490.
- Chaney, R. L. (1973) Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents. Proc. 1st Conf. on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land. National Association State University and Land grant Colleges, Washington, D.C., p 120.
- Chaney, R. L. (1983) Plant uptake of inorganic waste constituents. In: Parr, J. F., Marsh, P. B. and Kla, J. S. (eds) Land Treatment of Hazardous Wastes. Noyes Data Corp, Park Ridge, NJ, pp 50–76.
- Chaney, R. L., Reeves, P. G., Ryan, J. A., Simmons, R. W., Welch, R. M., Angle, J. S. (2004) An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks. **Biometals**, 17, 549–553.
- Chen, Y. H., Li, X. D., Shen, Z. G. (2004) Leaching and uptake of heavy metals by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process. **Chemosphere**, 57, 187–196.
- Chino, M. (1981) Metal stress in rice plants. In: Kitagishi, K. and Yamane, I. (eds) Heavy metal pollution in soils of Japan. Japan scientific societies press, Tokyo, pp 65–80.
- Chiu, K. K., Ye, Z. H., Wong, M. H. (2006) Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: A greenhouse study. **Bioresour. Technol.**, 97, 158–170.
- Chomchoei, R., Shiowatana, J., Pongsakul, P. (2002) Continuous-flow system for reduction of metal readsorption during sequential extraction of soil. **Anal.**

Chim. Acta, 472, 147–159.

- Christensen, T. H., Haung, P. M. (1999) Solid phase cadmium and the reactions of aqueous cadmium with soil surfaces. In: McLaughlin, M. J. and Singh, B. R. (eds) Cadmium in soil and plants. Kluwer Academic Publishing, Dordrecht, The Netherlands, pp 65–96.
- Clark, R. B. (1982) Nutrient solution growth of sorghum and corn in mineral nutrition studies. ***J. Plant Nutr.***, 5, 1039–1057.
- Clemente, R., Walker, D. J., Bernal, M. P. (2005) Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcollar (Spain): The effect of soil amendments. ***Environ. Pollut.***, 138, 46–58.
- Codex (2004a) Proposed draft maximum levels for cadmium–Comments at step 3, X/FAC 04/36/30, Rome.
- Codex (2004b) Report of the 36th session of the Codex Committee on Food Additives and Contaminants, ALINORM 04/27/12, Rome, http://www.codexalimentarius.net/download/report/614/al04_12e.pdf.
- Codex (2005) Report of the 28th session of the Codex Alimentarius Commission, ALINORM 05/28/41, Rome, http://www.codexalimentarius.net/download/report/644/al28_41e.pdf.
- Codex (2006) Report of the 29th session of the Codex Alimentarius Commission, ALINORM 06/29/41, Rome, www.codexalimentarius.net/download/report/662/al29_41e.pdf.
- De Datta, S. K. (1981) Principles and Practices of Rice Production. Wiley, Singapore.
- Ebbs, S. D., Kochian, L. V. (1997) Toxicity of zinc and copper to *Brassica* species: Implications for phytoremediation. ***J. Environ. Qual.***, 26,

776–781.

Ebbs, S. D., Lasat, M. M., Brady, D. J., Cornish, J., Gordon, R., Kochian, L. V. (1997) Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. **J. Environ. Qual.**, 26, 1424–1430.

EUR-Lex. DIRECTIVE 2002/95/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32002L0095:EN:HTML>.

Felix, H. (1997) Field trials for in situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants. **Z. Pflanzen. Bodenk.**, 160, 525–529.

Fthenakis, V. M., Kim, H. C., Alsema, E. (2008) Emissions from photovoltaic life cycles. **Environ. Sci. Technol.**, 42, 2168–2174.

Grcman, H., Vodnik, D., Velikonja-Bolta, S., Lestan, D. (2003) Ethylenediaminedissuccinate as a new chelate for environmentally safe enhanced: Lead phytoextraction. **J. Environ. Qual.**, 32, 500–506.

Grifferty, A., Barrington, S. (2000) Zinc uptake by young wheat plants under two transpiration regimes. **J. Environ. Qual.**, 29, 443–446.

Hammer, D., Kayser, A., Keller, C. (2003) Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. **Soil Use Manage.**, 19, 187–192.

Hammer, D., Keller, C. (2002) Changes in the rhizosphere of metal-accumulating plants evidenced by chemical extractants. **J. Environ. Qual.**, 31, 1561–1569.

Hammer, D., Keller, C. (2003) Phytoextraction of Cd and Zn with *Thlaspi*

- caerulescens* in field trials. **Soil Use Manage.**, 19, 144–149.
- Hammer, D., Keller, C., McLaughlin, M. J., Hamon, R. E. (2006) Fixation of metals in soil constituents and potential remobilization by hyperaccumulating and non-hyperaccumulating plants: Results from an isotopic dilution study. **Environ. Pollut.**, 143, 407–415.
- Hoeft, R. G., Nafziger, R. R., Johnson, R. R., Aldrich, S. R. (2000) Modern corn and soybean production, 1st ed. MSCP Publ., Champaign, IL.
- Hong, P. K. A., Li, C., Banerji, S. K., Regmi, T. (1999) Extraction, recovery, and biostability of EDTA for remediation of heavy metal-contaminated soil. **J. Soil Contam.**, 8, 81–103.
- Hutchinson, J. J., Young, S. D., McGrath, S. P., West, H. M., Black, C. R., Baker, A. J. M. (2000) Determining uptake of 'non-labile' soil cadmium by *Thlaspi caerulescens* using isotopic dilution techniques. **New Phytol.**, 146, 453–460.
- IARC. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Group 1: Carcinogenic to humans, <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/crthgr01.php>.
- 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.
- 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.

- Ito, H., Iimura, K. (1976) The absorption and translocation of cadmium in rice plants and its influence on their growth, in comparison with zinc-studies of heavy metal pollution of soils (Part 1). **Bull. Hokuriku Nat'l Agric. Exp. Stn.**, 19, 71–139.
- Johnson, R. R. (1987) Crop management. In: Wilcox, J. R. (ed) Soybeans: Improvement, production, and uses, 2nd ed. Agron. Monogr. 16. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (2001) Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kasajima, S., Tabuchi, S. (1985) Effects of planting density on growth and yield of soybeans in ordinary season cultivation. **Hokuriku crop sci.**, 20, 15–16.
- Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H. R., Gupta, S. K., 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. (2004) Metal availability and soil toxicity after repeated croppings of *Thlaspi caerulescens* in metal contaminated soils. **Environ. Pollut.**, 131, 243–254.
- Komarek, M., Tlustos, P., Szakova, J., Chrastny, V., Ettler, V. (2007) The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. **Chemosphere**, 67, 640–651.
- Korcak, R. F., Fanning, D. S. (1978) Extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc by double acid versus DTPA and plant content at excessive soil levels. **J. Environ. Qual.**, 7, 506–512.
- Kupper, H., Lombi, E., Zhao, F. J., McGrath, S. P. (2000) Cellular

- compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. **Planta**, 212, 75–84.
- Kurihara, H., Aihara, Y., Tsuno, Y., Yamada, J. (2000) Fundamentals of crop cultivation. Rural Culture Association, Tokyo.
- Laureysens, I., Blust, R., De Temmerman, L., Lemmens, C., Ceulemans, R. (2004) Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture: I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations. **Environ. Pollut.**, 131, 485–494.
- Laureysens, I., De Temmerman, L., Hastir, T., Van Gysel, M., Ceulemans, R. (2005) Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture. II. Vertical distribution and phytoextraction potential. **Environ. Pollut.**, 133, 541–551.
- Lewandowski, I., Schmidt, U., Londo, M., Faaij, A. (2006) The economic value of the phytoremediation function - Assessed by the example of cadmium remediation by willow (*Salix* ssp). **Agric. Syst.**, 89, 68–89.
- Li, Z. B., Shuman, L. M. (1997) Mehlich-1- and DTPA-extractable lead in soils in relation to soil properties. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, 28, 351–363.
- Lindsay, W. L., Norvell, W. A. (1978) Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 42, 421–428.
- Linger, P., Mussig, J., Fischer, H., Kobert, J. (2002) Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) growing on heavy metal contaminated soil: fibre quality and phytoremediation potential. **Ind. Crop. Prod.**, 16, 33–42.
- Lombi, E., Tearall, K. L., Howarth, J. R., Zhao, F. J., Hawkesford, M. J., McGrath, S. P. (2002) Influence of iron status on cadmium and zinc

- uptake by different ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. ***Plant Physiol.***, 128, 1359–1367.
- Lombi, E., Zhao, F. J., Dunham, S. J., McGrath, S. P. (2001a) Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: Natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. ***J. Environ. Qual.***, 30, 1919–1926.
- Lombi, E., Zhao, F. J., McGrath, S. P., Young, S. D., Sacchi, G. A. (2001b) Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype. ***New Phytol.***, 149, 53–60.
- Luo, C. L., Shen, Z. G., Li, X. D., Baker, A. J. M. (2006) Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS. ***Chemosphere***, 63, 1773–1784.
- Ma, Y. B., Uren, N. C. (1998) Transformations of heavy metals added to soil - application of a new sequential extraction procedure. ***Geoderma***, 84, 157–168.
- Maejima, Y., Makino, T., Takano, H., Kamiya, T., Sekiya, N., Itou, T. (2007) Remediation of cadmium-contaminated paddy soils by washing with chemicals: Effect of soil washing on cadmium uptake by soybean. ***Chemosphere***, 67, 748–754.
- 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.
- McGrath, S. P., Dunham, S. J., Correll, R. L. (2000) Potential for phytoextraction of zinc and cadmium from soils using hyperaccumulator plants. In: Terry,

- N. and Banuelos, G. (eds) Phytoremediation of Contaminated Soil and Water. Lewis publishers, Boca Raton, FL, pp 109–128.
- McGrath, S. P., Shen, Z. G., Zhao, F. J. (1997) Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. **Plant Soil**, 188, 153–159.
- McGrath, S. P., Zhao, F. J., Lombi, E. (2002) Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. **Adv. Agron.**, 75, 1–56.
- McKenzie, R. M. (1980) Adsorption of lead and other heavy-metals on oxides of manganese and iron. **Aust. J. Soil Res.**, 18, 61–73.
- Mehlich, A. (1984) Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. **Commun. Soil Sci. Plant Anal.**, 15, 1409–1416.
- Mench, M., Martin, E. (1991) Mobilization of cadmium and other metals from 2 soils by root exudates of *Zea mays* L., *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. **Plant Soil**, 132, 187–196.
- Mench, M., Morel, J. L., Guckert, A. (1987) Metal-binding properties of high molecular weight soluble exdates from maize (*Zea mays* L.) roots. **Biol. Fertil. Soils**, 3, 165–169.
- Mench, M., Morel, J. L., Guckert, A., Guillet, B. (1988) Metal binding with root exudates of low molecular weight. **J. Soil Sci.**, 39, 521–527.
- Mench, M., Tancogne, J., Gomez, A., Juste, C. (1989) Cadmium bioavailability to *Nicotiana tabacum* L., *Nicotiana rustica* L., and *Zea mays* L. grown in soil amended or not amended with cadmium nitrate. **Biol. Fertil. Soils**, 8, 48–53.
- Merckx, R., Vanginkel, J. H., Sinnaeve, J., Cremers, A. (1986) Plant induced changes in the rhizosphere of maize and wheat. 2. Complexation of cobalt,

- zinc and manganese in the rhizosphere of maize and wheat. *Plant Soil*, 96, 95–107.
- Mertens, J., Luyssaert, S., Verheyen, K. (2005) Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction. *Environ. Pollut.*, 138, 1–4.
- Mertens, J., Vervaeke, P., De Schrijver, A., Luyssaert, S. (2004) Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilisation. *Sci. Total Environ.*, 326, 209–215.
- mindat.org a. Sphalerite mineral information and data,
<http://www.mindat.org/min-3727.html>.
- mindat.org b. Galena mineral information and data,
<http://www.mindat.org/min-1641.html>.
- mindat.org c. Chalcopyrite mineral information and data,
<http://www.mindat.org/min-955.html>.
- Ministry of Agriculture Forestry and Fisheries of Japan (2008) Monthly statistics of Agriculture, Forestry and Fisheries. MAFF of Japan, Tokyo.
- Ministry of the Environment of Japan (2007). Environmental Quality Standards for Water Pollution. MOE of Japan,
<http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.pdf>.
- Morel, J. L., Mench, M., Guckert, A. (1986) Measurement of Pb^{2+} , Cu^{2+} and Cd^{2+} binding with mucilage exudates from maize (*Zea mays* L.) roots. *Biol. Fertil. Soils*, 2, 29–34.
- Morita, S., Suga, T., Nemoto, K., Yamazaki, K. (1987) An analysis on the root system morphology using a root length density model. 2. Examples of the

- analysis. **Jpn. J. Crop Sci.**, 56(Ext. 1), 48–49.
- 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., 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., 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. Technol.**, 43, 5878–5883.
- Nakayama, M., Kuwahara, T., Nakayama, K. (1997) Studies on distribution and behavior of the contents of components in foods (Part 15)–On the soybeans and soybean sprouts (*Glycine max* (L.) Merrill). **Bull. Kochi Gakuen College**, 27, 17–26.
- Narodoslawsky, M., Obernberger, I. (1996) From waste to raw material - The route from biomass to wood ash for cadmium and other heavy metals. **J. Hazard. Mater.**, 50, 157–168.
- 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.
- Obernberger, I., Dahl, J., Giegrich, G., Möhler, S., Riddell-Black, D., Schmidt, U.

- (2002) The Use of Biomass Fuel Crops in the Remediation of Degraded Land. In 12th European Conference on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection, 17-21 June 2002, Amsterdam, The Netherlands. ETA-Florence, Italy and WIP-Munich, Germany, Amsterdam, The Netherlands.
- OIS (1998) Ordinance relating to impacts on the soil, Collection of Swiss Federal Legislation, SR 814.12.
- Pickering, W. F. (1986) Metal ion speciation-soils and sediments. *Ore Geol. Rev.*, 1, 83–146.
- Pierzynski, G. M., Schwab, A. P. (1993) Bioavailability of zinc, cadmium, and lead in a metal-contaminated alluvial soil. *J. Environ. Qual.*, 22, 247–254.
- Puschenreiter, M., Stoger, G., Lombi, E., Horak, O., Wenzel, W. W. (2001) Phytoextraction of heavy metal contaminated soils with *Thlaspi goesingense* and *Amaranthus hybridus*: Rhizosphere manipulation using EDTA and ammonium sulfate. *J. Plant Nutr. Soil Sci.-Z. Pflanzenernahr. Bodenk.*, 164, 615–621.
- Rahman, S., Takaki, H., Tamai, M., Nagatomo, Y. (1996) Distribution of zinc, manganese, copper, cobalt, and nickel in Andosols profiles. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 42, 881–891.
- Reeves, R. D., Baker, A. J. M. (2000) Metal-accumulating plants. In: Raskin, I. and Ensley, B. D. (eds) *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants To Clean Up the Environment*. Wiley, New York, pp 193–229.
- Robert, L. J., Hinesly, T. D., Ziegler, E. L. (1973) Cadmium content of soybeans grown in sewage-sludge amended soil. *J. Environ. Qual.*, 2, 351–353.

- Robinson, B., Fernandez, J. E., Madejon, P., Maranon, T., Murillo, J. M., Green, S., Clothier, B. (2003) Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability. ***Plant Soil***, 249, 117–125.
- Robinson, B. H., Leblanc, M., Petit, D., Brooks, R. R., Kirkman, J. H., Gregg, P. E. H. (1998) The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. ***Plant Soil***, 203, 47–56.
- Sas-Nowosielska, A., Kucharski, R., Malkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, J. M., Krynski, K. (2004) Phytoextraction crop disposal - an unsolved problem. ***Environ. Pollut.***, 128, 373–379.
- Schmidt, U. (2003) Enhancing phytoextraction: The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation, and leaching of heavy metals. ***J. Environ. Qual.***, 32, 1939–1954.
- Schwartz, C., Echevarria, G., Morel, J. L. (2003) Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. ***Plant Soil***, 249, 27–35.
- Sedberry, J. E., Bligh, D. P., Eun, M. Y. (1988) An evaluation of chemical methods for extracting copper from rice soils. ***Commun. Soil Sci. Plant Anal.***, 19, 1841–1857.
- Shen, Z. G., Li, X. D., Chen, H. M. (2000) Comparison of elemental composition and solubility in the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* with the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. ***Bull. Environ. Contam. Toxicol.***, 65, 343–350.
- Shen, Z. G., Zhao, F. J., McGrath, S. P. (1997) Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*. ***Plant Cell Environ.***, 20, 898–906.
- Shuman, L. M. (1986) Effect of liming on the distribution of manganese, copper,

- iron, and zinc among soil fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 1236–1240.
- Sims, J. T. (1986) Soil pH effects on the distribution and plant availability of manganese, copper, and zinc. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 367–373.
- Sims, J. T., Kline, J. S. (1991) Chemical fractionation and plant uptake of heavy metals in soils amended with co-composted sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 20, 387–395.
- Singh, B. R., McLaughlin, M. J. (1999) Cadmium in soils and plants: summary and research perspective. In: McLaughlin, M. J. and Singh, B. R. (eds) Cadmium in soils and plants. Kluwer Academic Publishing, Dordrecht, pp 257–267.
- Sistani, K. R., Mays, D. A., Taylor, R. W., Buford, C. (1995) Evaluation of four chemical extractants for metal determinations in wetland soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 26, 2167–2180.
- Soon, Y. K. (1981) Solubility and sorption of cadmium in soils amended with sewage sludge. *J. Soil Sci.*, 32, 85–95.
- Takahashi, E. (1974) Effects of soil moisture on the uptake of silica by rice seedlings. *J. Sci. Soil Manure, Japan*, 45, 591–596.
- Tandy, S., Schulin, R., Nowack, B. (2006) Uptake of metals during chelant-assisted phytoextraction with EDDS related to the solubilized metal concentration. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 2753–2758.
- Trierweiler, J. F., Lindsay, W. L. (1969) EDTA-ammonium carbonate soil test for zinc. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 33, 49–53.
- USEPA (2000) Introduction to Phytoremediation, EPA/200/R-99/107.
<http://www.clu-in.org/download/remed/introphyto.pdf>.
- Vangronsveld, J., Cunningham, S. D. (1998) Introduction to the concepts. In:

- Vangronsveld, J. and Cunningham, S. D. (eds) Metal-Contaminated Soils. Springer, Berlin, pp 1–15.
- Walker, D. J., Bernal, M. P. (2004) The effects of copper and lead on growth and zinc accumulation of *Thlaspi caerulescens* J. and C. Presl: Implications for phytoremediation of contaminated soils. **Water Air Soil Pollut.**, 151, 361–372.
- Whiting, S. N., Leake, J. R., McGrath, S. P., Baker, A. J. M. (2000) Positive responses to Zn and Cd by roots of the Zn and Cd hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **New Phytol.**, 145, 199–210.
- Wu, L. H., Luo, Y. M., Xing, X. R., Christie, P. (2004) EDTA-enhanced phytoremediation of heavy metal contaminated soil with Indian mustard and associated potential leaching risk. **Agric. Ecosyst. Environ.**, 102, 307–318.
- 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.
- Zhao, F. J., Hamon, R. E., Lombi, E., McLaughlin, M. J., McGrath, S. P. (2002) Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **J. Exp. Bot.**, 53, 535–543.
- Zhao, F. J., Hamon, R. E., McLaughlin, M. J. (2001) Root exudates of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* do not enhance metal mobilization. **New Phytol.**, 151, 613–620.
- Zhu, Y. L., Pilon-Smits, E. A. H., Jouanin, L., Terry, N. (1999) Overexpression of glutathione synthetase in Indian mustard enhances cadmium accumulation

and tolerance. *Plant Physiol.*, 119, 73–79.

王莉, 東照雄, 藤村達人 (2004) 水耕栽培下でのアブラナ科(*Brassica*)植物によるカドミウムと無機養分の吸収特性. *土肥誌*, 75, 329–337.

舘川洋 (1975) 植物を利用した土壌中のカドミウムの除染方法. 43, 674–677.

橋本武 (2000) 酸性土壌と作物生育. 養賢堂, 東京.

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.

経産省. 電気電子機器に含まれる特定有害物質の使用制限に関する欧州議会及び理事会指令 (RoHS 指令) の概要,

http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/admin_info/committee/h/04/h04_ap03_3.pdf.

厚生省 (2008). 食品健康影響評価の結果の通知について「食品からのカドミウム摂取の現状に係る安全性確保について」,

<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2008/07/s0708-3.html>.

山崎慎一 (1997) 全量分析分解方法. In: 土壌環境分析法編集委員会 (ed) 土壌環境分析法. 博友社, 東京, p 287–288.

資源エネルギー庁長官官房鉱業課 (2000) 鉱業便覧 平成12年版. pp 82–83. 通商産業調査会出版部, 東京

松本眞一, 伊藤正志, 眞崎聡, 小玉郁子, 川本朋彦, 中川進平, 猪谷富雄 (2005) カドミウム吸収能の優れたイネ品種の選定. 72 巻別 2, 150–151.

織田健一郎, 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.

千葉明, 新毛晴夫 (1977) 炭酸カルシウム添加・通気法による中和石灰量の

測定. *土肥誌*, 48, 237-242.

浅見輝男 (2001) データで示す日本土壌の有害金属汚染. アグネ技術センター, 東京.

村上政治 (2007) 農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線 3.

ファイトレメディエーション技術の現状と展望. *土肥誌*, 78, 525-533.

村上政治, 荒尾知人, 阿江教治, 中川文彦, 本間利光, 茨木俊之, 伊藤正志, 谷口彰 (2009). カドミウム高吸収イネ品種によるカドミウム汚染水田の浄化技術 (ファイトレメディエーション) を開発—新たな低コスト土壌浄化対策技術として期待—. 農環研プレスリリース,

<http://www.niaes.affrc.go.jp/techdoc/press/090821/press090821.html>.

定本裕明, 飯村康二, 本名俊正, 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.

農水省 a. 水田のカドミウムの由来,

http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/kaisetu/gaiyo5/index.html.

農水省 b. 我が国のカドミウムの基準値について,

http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/kizyunti/country.html.

農水省 c. コメのカドミウムに関する規制、対策,

http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/kaisetu/gaiyo3/index.html.

農水省 d. 日本のコメに含まれるカドミウム,

http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/kaisetu/gaiyo2/index.html.

農水省 e. 平成 21 年産水稻の作付面積及び予想収穫量,

http://www.maff.go.jp/j/tokei/sokuhou/suitou_091015/index.html.

農水省 f. 平成 20 年農作物作付(栽培)延べ面積及び耕地利用率,

http://www.maff.go.jp/j/tokei/sokuhou/menseki_sakumotu_08/index.html.

農水省 g. 平成 19 年産大豆の作付面積（乾燥子実）,

<http://www.maff.go.jp/toukei/sokuhou/data/sakutuke-daizu2007/sakutuke-daizu2007.htm>.

農水省 g. 平成 21 年度産ダイズの作付面積（乾燥子実）,

http://www.maff.go.jp/j/tokei/sokuhou/sakutuke_daizu09/index.html.

農水省 h. 平成 21 年産 麦類の作付面積,

http://www.maff.go.jp/j/tokei/sokuhou/syukaku_mugi_09/index.html.

農水省 i (2008) 米等のカドミウムに係るリスク管理措置について,

<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2008/10/dl/s1022-9j.pdf>.

農水省 j. カドミウム吸収抑制対策事業（カドミウム吸収抑制対策普及推進事業）, http://www.maff.go.jp/j/farmer/f_zigyo/3.html.

農林省 (1971). 「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を定める省令（昭和 46 年 6 月 24 日農林省令第 47 号）」,

<http://law.e-gov.go.jp/htmldata/S46/S46F00601000047.html>.

服部保 (2002) セイタカアワダチソウ～刈り取りが有効な植生管理法. In:

日本生態学会 (ed) 外来種ハンドブック. 地人書館, p 196.

和田義春, 尹祥翼, 佐々木祐樹, 前田忠信, 三浦邦夫, 渡辺和之 (2002) 日印交雑水稻品種の畑条件下での乾物生産と窒素吸収の特徴 ―日本型水、陸稲品種との比較―. *日作紀*, 71, 28–35.