

低カドミウム汚染圃場におけるイネを用いた土壌浄化*

本間利光^{1, 2}・大峽広智¹・金子綾子¹・星野 卓¹・村上政治³・大山卓爾^{2, 4}

キーワード カドミウム, 水稲, 土壌浄化

1. はじめに

カドミウム (Cd) は自然状態で土壌中に微量に存在する重金属であるが、イタイイタイ病の発生に見られるように、ひとたび鉱山廃水等により水田が高濃度の Cd に汚染されると、そこで収穫された米の摂取により人間に甚大な健康被害を引き起こす (Yamagata and Shigematsu, 1970). そのため、わが国では 1970 年に農用地の土壌汚染防止等に関する法律 (農用地土壌汚染防止法) を制定し、玄米 Cd 濃度が 1 mg kg^{-1} を超過する地域 (土壌汚染対策地域) については客土を中心とした土壌汚染対策が実施されてきた。また、 0.4 mg kg^{-1} 以上の濃度の Cd を含む玄米については食糧庁の通達により流通禁止措置がとられている (農林水産省, 2001a). 環境省 (2006) によると、全国の 6228 ha の農地が Cd 汚染地域として指定され、現在までに 90% 以上で対策事業が完了している。しかし、食糧庁が 1997~2000 年産米について実施した全国調査で食品衛生法の Cd 許容基準値 (1 mg kg^{-1}) を超過する玄米が相次いでみつかると、農作物における Cd 汚染の問題が未だ解決していないことが明らかとなった。

一方、食品中の Cd 濃度に関しては 1988 年よりコーデックス委員会 (FAO/WHO 合同食品規格委員会) により国際的な含有率の基準値の策定が進められ、精米については 2006 年に 0.4 mg kg^{-1} の基準値が採択された (Codex, 2006). 今後、予想される国内基準値の策定もコーデックス基準値を参考に進むものと考えられ、早急な Cd 吸収抑制技術の確立が求められている。

現在水稲における営農的な Cd 吸収抑制法としては土壌中の Cd の非可給態化を目的とした湛水管理 (伊藤・飯村,

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

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

水稲の Cd 吸収量の品種間差に関しては、Arao and Ae (2003) がポット栽培試験を行い、日・印交雑種水稲だけでなくインド型水稲にも Cd 吸収量の高い品種があることを報告している。しかしながら、圃場条件下で栽培した浄化植物の Cd 吸収量やそれに伴う土壌 Cd 濃度の変化、浄化後に栽培する作物可食部中の Cd 濃度の変化に関する報告は少ない。本研究は、Cd 高吸収水稲品種を用いたファ

* 本報告の一部は日本土壌肥料学会 2007 年度東京大会で発表した。

¹ 新潟県農業総合研究所 (940-0826 長岡市長倉町 857)

² 新潟大学大学院自然科学研究科 (950-2128 新潟市西区五十嵐 2 の町 8050 番地)

³ 独立行政法人 農業環境技術研究所 (305-8604 つくば市観音台 3-1-3)

⁴ 新潟大学農学部 (950-2181 新潟市西区五十嵐 2 の町 8050 番地)

2008 年 3 月 4 日受付・2008 年 12 月 17 日受理

日本土壌肥料学雑誌 第 80 巻 第 2 号 p.116~122 (2009)

イトレメディエーションの土壌浄化効果を明らかにするために、今後対策が必要と考えられる 0.5 mg kg^{-1} 程度 (0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法) の低レベル Cd 汚染圃場において Cd 吸収能の異なる水稻品種を複数年間栽培し、新潟県の気象条件下での各品種の生育特性を明らかにするとともに、Cd 高吸収品種の選抜を行った。さらに、浄化後に基幹食用水稻品種であるコシヒカリを栽培し、その玄米 Cd 濃度から、水稻を用いたファイトレメディエーションの浄化効果を検証することを目的とした。

2. 材料および方法

1) 試験圃場と土壌型

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

2) 栽培試験

浄化用水稻の栽培期間を、2004～2006年の3年とした。水稻品種として、クサユタカ (日本型)、ハバタキ (日・印交雑型)、密陽23号 (日・印交雑型)、モーれつ (インド型)、LAC23 (日本型)、IR8 (インド型) を選択した。各処理区の試験規模は1区あたり 33 m^2 で、反復数は3とした。3ヶ年も各処理区に同一品種を連続して栽培した。各年の生育、施肥窒素量及び栽培期間中の降水量は表1の通りである。2005年はバイオマス量確保を目的に施肥窒素量を2004年より増量した。栽培期間中の水管理は浄化効果を高めるために中干し (概ね6月下旬) 以降収穫まで落水管理とした。土壌は、水稻移植前および収穫後に作土層 (0～15 cm) を採取し、Cd 濃度測定用の試料とした。作物体は、成熟期に各処理区から16株ずつ地際より地上部を収穫し、籾および茎葉に分け、収量調査と Cd 濃度測定用の試料とした。

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

3) 土壌及び作物分析

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

時間加熱灰化後に硝酸・過酸化水素分解し分析に供した。一連の処理において Cd 濃度の異なる3種類の標準試料 (国立環境研究所, NIES CRM N.10) を同時に分析に供し、本処理方法で、精度高く正確な分析値が得られることを確認した。

土壌の pH (H_2O) はガラス電極法 ($1:2.5$ (w/v), TOA pH METER HM-30S), 全炭素・全窒素 (T-C・T-N) は乾式燃焼法 (PerkinElmer 2400 II), 陽イオン交換容量 (CEC) および交換性陽イオン (CaO , MgO , K_2O) は振とう抽出法 (村本ら, 1992), 有効態リン酸はトルオーグ法, 遊離酸化鉄は浅見・熊田法, 可給態窒素は保温静置培養法 (風乾土 30°C ・4週湛水培養) により測定した。土壌中の全 Cd 濃度は風乾細土 5 g を 100 mL のガラスビーカーに分取し籾および茎葉と同様に硝酸・過塩素酸分解後に 1 mol L^{-1} 塩酸を用いて 50 mL に定容し分析した。また、浄化前後の土壌中の形態別 Cd 濃度を定本ら (1994) の方法に準じて分析した。

植物体および土壌中の Cd の分析は、原子吸光光度計 (日立製 Z-5020) によりフレーム分析あるいは電気加熱原子吸光法で測定した。

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

3. 結果および考察

1) 供試した水稻品種の栽培特性

表1に示した2006年のコシヒカリの出穂日 (8/12, ± 0 日) と各品種の出穂日を比較するとクサユタカ (8/6, -6 日) でやや速く、ハバタキ (8/10, -2 日), 密陽23号 (8/14, $+2$ 日) でほぼ同等, モーれつ (8/20, $+8$ 日) で遅く LAC23 (9/11, $+30$ 日), IR8 (9/17, $+36$ 日) は1ヶ月以上遅かった。2004年, 2005年では、ハバタキ, クサユタカ, 密陽23号の出穂期は、8/4～8/13で、LAC23, IR8では、9/3～9/15と2006年とほぼ同様の傾向を示した。浄化植物の導入に当たっては、地域の気象条件や作業体系に合致するかを考慮する必要がある。新潟県においては、降雨等の気象条件により収穫作業の晩限は10月下旬と考えられる。今回供試した浄化用品種はいずれもこの条件を満たしており、機械収穫作業に支障をきたすことはなかった。

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

るため、これらの脱粒しやすい品種は成熟期を待たず脱粒直前に収穫する必要があると考えられた。

2) 水稲による Cd 吸収量と土壌中の Cd 濃度の変化

3年間の合計で最も地上部 Cd 吸収量の多かった品種は IR8 であり、以下モーれつ、密陽 23 号、ハバタキ、LAC23、クサユタカの順であった (表 3)。IR8 は 3年間の栽培で合計 158 g ha^{-1} の Cd を吸収し、作土層の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出土壌 Cd 濃度を 0.48 mg kg^{-1} から 0.33 mg kg^{-1} に低下させた (表 3)。全国的な調査 (農林省, 1972; 農林省,

1973) によると 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出法による水田土壌の可溶性 Cd 濃度の平均値は $0.35 \sim 0.40 \text{ mg kg}^{-1}$ であり、今回の浄化により全国平均と同等レベルまで低下したといえる。また、モーれつや IR8 のような Cd 吸収量の多い品種ほど土壌カドミウム濃度は低減しており、浄化効果が勝った。いずれの品種においても、作土層 (15 cm) の土壌 Cd 減少量は実際の地上部吸収量より大きい値となった (表 3)。水稲は吸収した Cd の多くを根に蓄積し、水耕栽培では最大で吸収した Cd の 80% を根に蓄積する (伊藤・飯村,

表 1 浄化期間中の水稲各品種の耕種概要と栽培期間中の降水量

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

*1 施肥 N 量 (kg ha^{-1})

*2 移植～5/31までの降水量

*3 10/1～最遅収穫日までの降水量

表 2 浄化に用いた水稲各品種の成熟期における生育と脱粒性・耐倒伏性*1

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

*1 2006年の結果

*2 供試品種の中での相対的な比較

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

表 3 浄化に用いた水稲各品種の Cd 吸収量と土壌 Cd 濃度の変化および土壌 Cd 減少量

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

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

*2 0.1 M 塩酸抽出土壌 Cd 濃度 (括弧内は全 Cd 濃度)

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

1976). しかし, Cd 濃度の分析に供される土壌は 2 mm で篩別され多くの根は除外される. このために, 作土層の全 Cd 濃度の変化から算出した土壌 Cd 減少量は実際の地上部 Cd 吸収量より低くなったと考えられるが, 排水や溶脱による Cd の損失等についても考慮する必要がある. いずれにしても, 根に蓄積した Cd はいずれ土壌中に放出されるため, 根部を回収することが可能となれば, 更なる浄化効果の増大や浄化年数の短縮につながる事が考えられる.

3 ヶ年の部位別の累積 Cd 吸収量を図 1 に示した. いずれの品種も茎葉の Cd 蓄積量は籾の 2 倍以上となり, 吸収された土壌 Cd の多くが茎葉に蓄積していた. 特に LAC23 の茎葉の Cd 蓄積量は籾の約 7.2 倍となったが, これは LAC23 の子実 Cd 濃度が他の日本型水稲と同等に低いためであり, Arao and Ae (2003) の報告と一致した.

Ae and Arao (2002) は水稲によるポット試験 (供試土壌: 灰色低地土, 0.1 mol L^{-1} 塩酸可溶土壌 Cd 濃度: 1.0 mg kg^{-1}) を行い, 密陽 23 号の Cd 吸収量は 150 g ha^{-1} であったと報告している. 一方, 本研究における密陽 23 号の 1 作あたりの平均 Cd 吸収量は約 31 g ha^{-1} と著しく低い値であった. その理由として, 本研究で供試した圃場の土壌 Cd 濃度の低さと土壌タイプが黒ボク土であったことが一因であると考えられた (中井・戸上, 2006).

密陽 23 号, クサユタカ, LAC23 は, 浄化開始時と比較し浄化 3 回目の Cd 吸収量が大きく低下した (表 3). 土壌中の Cd は, 土壌が酸化的な条件で可溶化が促進されることが知られている. そこで, 3 ヶ年の栽培期間中の土壌 Eh の推移を図 2 に示した. 土壌 Eh は 1 年目と比較し 2,

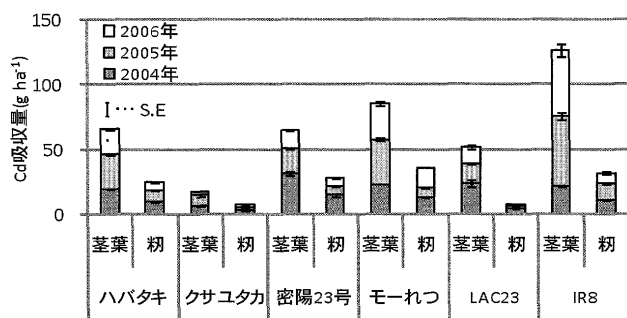


図1 浄化に用いた水稲各品種の年次別、部位別累積カドミウム吸収量

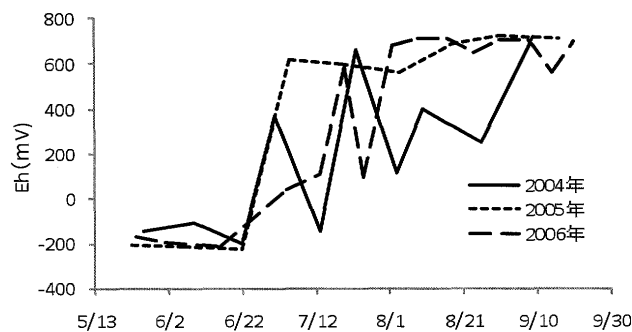


図2 浄化期間中の圃場の酸化還元電位 (Eh) の推移

3年目で7月下旬以降酸化的な土壌状態で推移しており, Cd が可溶化し水稲に吸収されやすい土壌条件であったといえる. したがって, 年度がすすむにつれて, Cd 吸収量が増大するものと期待したが, これらの品種ではそういう傾向は観察されなかった. この原因については降雨のパターンや土壌残存 Cd の形態変化等の面から更に検討する必要があると考えられるが, いずれにしてもこれらの結果より 1 作のみの Cd 吸収量をもとに複数年の浄化効果を予測することは困難であり, 複数年の栽培による浄化用品種の選定の必要性が示唆された.

3) 浄化作物栽培後の水田圃場におけるコシヒカリの生育と玄米 Cd 濃度

表 4 に浄化後水田で栽培したコシヒカリの収量および玄米 Cd 濃度を示した. 浄化後のコシヒカリの生育は, ハバタキと密陽 23 号栽培区以外では, 精玄米重が, 試験圃場周辺で栽培されるコシヒカリの平均値 (5.5 Mg ha^{-1}) より低い値であった. これは後述するように土壌肥沃度の低下が一つの要因と考えられた.

浄化作物栽培後に栽培したコシヒカリの玄米 Cd 濃度は, いずれもコーデックス基準である 0.4 mg kg^{-1} を下回った. Cd 高吸収能を示した IR8 やモーれつ, ハバタキ栽培後のコシヒカリの玄米 Cd 濃度は 0.11 mg kg^{-1} と最も低下したが, 全国平均 (0.06 mg kg^{-1}) (農林水産省, 2001b) よりはやや高い値となった. 一方, Cd 吸収の劣ったクサユタカ栽培後のコシヒカリ玄米 Cd は, IR8, モーれつ, ハバタキ栽培後のコシヒカリ玄米 Cd 濃度と比較し有意に高く ($p < 0.05$), 修復に用いた品種により浄化効果が異なることが確認された.

4) 浄化による土壌化学性の変化

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

表 4 浄化後コシヒカリの収量および玄米 Cd 濃度

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

*1 粒厚 1.85 mm 以上, 水分 15.5%

*2 異なるアルファベット間には 5% 水準で有意差あり

(1975) は塩基や腐植含量が少ない土壌は pH や Eh の変化に対する緩衝力が小さいため土壌溶液中の Cd 濃度が変化しやすいと推察している。このように浄化栽培による土壌有機物の消耗や交換性塩基類の減少は、浄化後に栽培する作物の収量低下だけでなく、土壌溶液中の Cd 濃度の変動に少なからず影響を及ぼしていることが考えられる。そのため、浄化後は苦土石灰や加里資材・堆肥等を投入し、消耗した塩基類や有機物を補充することが必要であると考えられた。

5) 土壌中の形態別 Cd 濃度の変化

土壌中に存在している Cd はその存在形態の違いから交換態画分、無機結合態画分、有機結合態画分、酸化物吸蔵態画分、残さ画分に分画することができ、一般的に交換態画分は最も作物に吸収されやすい画分と考えられている(定本ら, 1994)。ここでは土壌から吸収される Cd について Cd 高吸収品種 (IR8) と低吸収品種 (クサユタカ) でのどのような形態由来であるかを間接的に検討するため、浄化前後の形態別 Cd 濃度の変化を測定し表 6 に示した。いずれの品種も交換態画分が若干増加し、無機結合態および有機結合態画分が減少した。Lorenz *et al.* (1997) は土壌 pH 低下により Cd の可給性が増すと報告している。また、牧野ら (2003) は風乾処理により交換態 Cd が増加し Mn 吸蔵態が溶出することを報告している。そのため、交換態 Cd の増加要因の一部は土壌 pH の低下や、節水栽培による土壌の乾燥によると思われる。更に、浄化作物の Cd 吸収に伴う土壌中 Cd の形態変化については、特に、難溶性

画分から可給性画分への移行や、根の分解に伴う蓄積した Cd の土壌中への放出等の影響が考えられるが、これらについては今後の研究課題である。

また、表 6 から明らかなように IR8 はクサユタカと比較し、無機結合態および有機結合態の減少が有意に多く、これらの画分由来からの Cd 吸収能の違いが浄化効率に影響していることが示唆された。また、Murakami *et al.* (2007) も Cd 高吸収品種は難溶性の無機結合態および有機結合態画分由来の Cd を吸収していることを示唆しており、今回の結果はそれを裏付ける結果となった。このような Cd 吸収能の品種間差について Liu *et al.* (2006) らは根の酸化力の違いによると報告している。

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

4. 要 約

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

1) 最も地上部 Cd 吸収量の多かった品種は IR8 で、3 年間の連続栽培により合計 158 g ha⁻¹ の Cd を吸収し、作土

表 5 ファイトレメディエーションによる土壌の化学性の変化

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

表 6 水稲を用いた浄化による土壌形態別カドミウム濃度の変化*1

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

*1 平均値 ± 標準誤差 (n = 3), 括弧内は浄化前を 100 とした指数

*2 2004 年は栽培前に採土, 2006 年は栽培後に採土した

層の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出 Cd 濃度は 0.48 mg kg^{-1} から 0.33 mg kg^{-1} に低下し、土壌の Cd 濃度は全国平均と同等レベルまで低下した。

2) Cd 高吸収水稻品種栽培後に作付したコシヒカリの玄米 Cd 濃度は、Cd 低吸収水稻品種栽培後のコシヒカリの玄米 Cd 濃度より低下した。

3) 浄化により土壌 pH の低下や土壌肥沃度の低下が認められ、浄化後のコシヒカリはやや低収量となった。浄化後におけるこれらの土壌環境の変化は土壌 Cd 吸収の促進要因となるため、浄化後は堆肥や苦土石灰等の資材投入が必要であると考えられた。

4) 土壌中の形態別 Cd 濃度は浄化前と比較し、交換態画分が増加し、無機結合態および有機結合態画分が減少した。また、Cd 吸収量の多い IR8 は吸収の少ないクサユタカと比較し、無機結合態および有機結合態画分の由来の土壌 Cd 減少量が有意に多かった。

謝辞：本研究は農林水産省のプロジェクト研究「農林水産生態系における有害化学物質の総合管理技術の開発」において得られた成果を取りまとめたものである。農業環境技術研究所をはじめプロジェクト研究に参画した関係者に対し感謝申し上げます。

文 献

- Ae, N. and Arao, T. 2002. Utilization of rice plants for phytoremediation in heavy metal polluted soils. *Farming Japan*, **36**, 16–21.
- Arao, T. and Ae, N. 2003. Genotypic variations in Cadmium Levels of Rice Grain. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**, 437–479.
- Brown, S.L., Chaney, J.S., and Baker, A.J. M. 1995. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **59**, 125–133.
- Codex. 2006. Report of the 29th session of the Codex Alimentarius Commission. Codex Alimentarius Commission, ALINORM 06/29/41, 7.
- Ebbs, S.D., Lasat, M.M., Brady, D.J., Cornish, J., Gordon, R., and Kochian, L.V. 1997. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *J. Environ. Qual.*, **26**, 1424–1430.
- 稲原 誠・雄川洋子・東 英男 2007a. 生育後期の湛水管理による水稻のカドミウム吸収抑制. 土肥誌, **78**, 149–155.
- 稲原 誠・雄川洋子・東 英男 2007b. 異なる水管理下でのアルカリ資材による水稻のカドミウム吸収抑制. 土肥誌, **78**, 253–260.
- Ishikawa, S., Ae, N., Murakami, M., and 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.
- 伊藤秀文・飯村康二 1975. 土壌の酸化還元状態の変化と水稻のカドミウム吸収応答. 土肥誌, **46**, 82–88.
- 伊藤秀文・飯村康二 1976. 水稻によるカドミウム吸収・移行および生育障害—亜鉛との対比において 重金属による土壌汚染に関する研究 (第一報). 北陸農試報, **19**, 71–139.
- 環境省 2006. 平成17年度農用地土壌汚染防止法の施行状況. http://www.env.go.jp/water/dojo/nouyo/jokyo_h17.pdf
- Liu, J., Wang, D., Xu, J., Zhu, Q., and Wong, M. 2006. Variations among rice cultivars on root oxidation and Cd uptake. *J. Environ. Sci.*, **18**, 120–124.
- Lorenz, S.E., Hamon, R.E., Holm, P.E., Domingues, H.C., Sequeira, E.M., Christensen, T.H., and McGrath, S.P. 1997. Cadmium and zinc in plants and soil solutions from contaminated soils. *Plant Soil*, **189**, 21–31.
- 牧野知之・伊藤純雄・菅原和夫・櫻井泰弘 2003. 土壌乾燥にともなうカドミウムの形態変化 転換畑におけるカドミウム吸収増大の機構解明. 土肥要旨集, **49**, p. 19.
- McGrath, S.P., Dunham, S.J., and Correl, R.L. 2000. Potential for phytoextraction of Zinc and Cadmium from soils using hyperaccumulator plants. In: N. Terry, and Banuelos, G.S., (eds.), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, p. 109–128. Lewis Publ., Boca Raton.
- McGrath, S.P., Zhao, F.J., and Lombi, E. 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Adv. Agron.*, **75**, 1–56.
- 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.
- 村本穰司・後藤逸男・嶋木 翠 1992. 振とう浸出法による土壌の交換性陽イオンおよび陽イオン交換容量の迅速分析. 土肥誌, **63**, 210–215.
- 南雲芳文・鈴木 信・土田 徹 2007. 登熟期湛水栽培水稻の根活性, 生育, 収量及び品質. 北陸作物学会報, **42**, 36–38.
- 中井 信・戸上和樹 2006. 重金属リスクのゾーニングマップ作成マニュアル. インベントリー, **5**, 24–25.
- 農林省農政局 1972. 昭和46年度土壌汚染防止対策調査成績 (土壌保全対策資料第38号), p.139, 12–13.
- 農林省農産園芸局 1973. 昭和47年度土壌汚染防止対策調査成績 (土壌保全対策資料第44号), p.197, 16–17.
- 農林水産省プレス発表 2001a. カドミウムに汚染されたコメの流通規制. <http://www.maff.go.jp/cd/PDF/A13.pdf>
- 農林水産省プレス発表 2001b. 日本産のコメのカドミウム含有量. <http://www.maff.go.jp/cd/PDF/A12.pdf>
- 大竹俊博 1992. カドミウム汚染土壌における水稻のカドミウム吸収およびその制御に関する研究. 山形農試特別報, **20**, 1–77.
- 定本裕明・飯村康二・本名敏正・山本定博 1994. 土壌中重金属の形態分別法の検討. 土肥誌, **65**, 645–653.
- 山田 要・只木正之・小林茂久平 1973. 重金属汚染土壌に関する研究, 第II報 土壌改良資材の施用が水稻の生育およびカドミウム吸収軽減に及ぼす影響. 群馬農試報, **13**, 47–66.
- Yamagata, N., Shigematsu, I. 1970. Cadmium pollution in perspective. *Bull. Inst. Public Health*, **19**, 1–27.

Phytoremediation of cadmium by rice in low-level of Cd contaminated paddy field

Toshimitsu HONMA^{1,2}, Hirotomo OHBA¹, Ayako KANEKO¹, Takashi HOSHINO¹,
Masaharu MURAKAMI³ and Takuji OHYAMA^{2,4}

¹Niigata Agric. Res. Inst., ²Graduate School. Sci. and Tech., Niigata Univ.,

³Natl. Inst. Agro-Environ. Sci., ⁴Facul. Agric. Niigata Univ.

Phytoremediation using hyperaccumulator wild plants has been proposed as a promising, environmentally-friendly, low-cost technology for decontaminating toxic metals from soil. However, it may be difficult to use hyperaccumulator wild plants for practical phytoremediation of Cd-contaminated paddy fields because of their several drawbacks. Several rice varieties that accumulate high-Cd in their shoots have been found. To select rice variety practicable for phytoremediation of low-Cd-contaminated paddy field, we examined the decrease effect of Cd concentration in soil and brown rice of food rice variety by phytoremediation using six rice varieties. Six rice varieties (Kusayutaka, LAC 23, Milyang 23, Habataki, Moretsu, and IR 8) were planted for 3 years in Andosol, in which plow layer contained 0.44-0.50 mg Cd kg⁻¹ extracted with 0.1 mol L⁻¹ HCl (1:5 w/v). The order of the shoot Cd uptakes by these rice varieties was as follows: Kusayutaka < LAC 23 < Milyang 23 < Habataki < Moretsu < IR 8. IR 8 absorbed 158 g Cd ha⁻¹ in its shoot from soil by 3-year phytoremediation. Soil Cd concentration in the IR 8 plot has been decreased from 0.48 mg Cd kg⁻¹ to 0.33 mg Cd kg⁻¹. Cd concentrations in brown rice of food rice variety (Koshihikahi) grown after the phytoremediation by IR 8, Habataki and Moretsu were lower than those by Kusayutaka and LAC 23. Judging from these results, we conclude that IR 8 is the most promising in the six varieties for phytoremediation of Cd from paddy fields contaminated with relatively low Cd concentration.

Key words: cadmium, paddy rice, phytoremediation

(Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr., 80, 116–122, 2009)