

秋田県における水稻のカドミウム汚染の実態とその被害軽減に関する研究

誌名	秋田県農業試験場研究報告 = Bulletin of the Akita Agricultural Experiment Station
ISSN	0568739X
著者名	尾川,文朗
発行元	秋田県農業試験場
巻/号	35号
巻号補足	
掲載ページ	p. 1-64
発行年月	1994年10月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター

Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



秋田県における水稻のカドミウム汚染の 実態とその被害軽減に関する研究

尾 川 文 朗

Studies on the Actual Situation of Cadmium Pollution to Paddy Rice in Akita Prefecture and Its Control

Bunro OGAWA

目	次
《研究の要約》	1
緒 論	2
I 秋田県における農耕地土壌の 重金属汚染の実態	4
1. 秋田県内における休廃止鉱山と 汚染地域の分布	4
2. 秋田県内農耕地の重金属濃度の分布	7
3. Cd汚染地の実態調査	8
II 重金属汚染による水稻の 被害軽減に関する基礎的研究	15
1. 土壌中のCd濃度と 水稻玄米中のCd濃度との関係	15
2. Cd、Cu、Znの複合汚染における水稻 収量及びCd吸収に対する要因解析	17
3. Cd汚染田における水稻のCd吸収に 対する土壌の酸化還元性の影響	27
4. 土壌粒子のCd結合形態が水稻の Cd吸収に与える影響	32
III 重金属被害田の改良対策に関する研究	39
1. 資材の効果に関する研究	39
2. 水稻栽培における水管理と 重金属吸収に関する試験	44
3. 農業土木的手法による汚染田の改良	47
IV 総 合 考 察	56
V 摘 要	61
引用文献	62
Summary	64

《 研 究 の 要 約 》

(1) 研究を必要とした背景

秋田県は農耕地における水田の占める比率が80%であり、水稻作を中心とした農業県である。昭和48年に大量のカドミウム（以下Cdと記す）汚染米が検出され、それが鉱山からの排水中に含まれている重金属に起因した汚染であることが示され、Cdを中心とする重金属の影響を明らかにし、改善策を講ずる必要性に迫られた。

(2) 研究のねらい

秋田県内に散在する重金属汚染地の実態を明らか

にするとともに、水稻によるCdの吸収の機作や、吸収抑制のための栽培法、客土法などを検討して、Cdに汚染されない米の生産技術を開発しようとした。

(3) 研究の手法

汚染地の実態を明らかにするに当っては、県内農耕地土壌の重金属濃度の実態調査を実施するとともに、汚染地と推定される地域については土壌中のCd、銅（以下Cuと記す）、亜鉛（以下Znと記す）等の詳細な測定を行った。また、Cd汚染米の発生機作については、汚染土壌を用いた種々の条件下に

における水稻のポット栽培試験などにより、Cdの吸収過程を追跡した。

それらの結果に基づいて、Cdを中心にして有害重金属元素の吸収抑制の可能性を検討した。また、現地における吸収抑制・改良対策としては、水稻栽培における水管理法の比較試験、各種資材のCd吸収抑制効果、客土や反転工法によるCd吸収抑制効果等を検討した。

(5) 研究の結果

① 秋田県内の農耕地土壌の実態調査の結果、重金属汚染は県北地域にみられるような、米代川流域を中心として広い範囲に散在するタイプと県南地域にみられる、ある範囲に集中するタイプとがあった。

② これらはいずれも休廃止鉱山の下流域に存在し、土壌中のCd濃度は他地域の一般水田の4～5倍以上の濃度であった。

③ 土壌中のCd濃度が1～2 ppmを越えるときは、玄米中のCd濃度が1 ppm以上（食品衛生法で流通禁止）になる危険性が大きいことが示された。

④ 土壌のpHを高めることにより玄米中のCd濃度が低下した。

⑤ 湛水条件下で栽培した水稻玄米中のCd濃度

は、節水管理下で栽培したものよりも低かった。

⑥ 汚染水田に山土を上乗せする方法で客土することにより（上乗せ客土法）、玄米中のCd濃度は著しく低下した。この場合の必要な客土層の厚さは20 cm程度と考えられた。

⑦ 汚染水田の土壌のCd濃度は表層で高く、下層では低いので、表層と下層を反転処理することにより、水稻のCd吸収を抑制することが可能であることが示された。

(6) 研究成果の活用

汚染水田の根本的な改善対策としては、汚染された土壌を排除し、非汚染土を客入することであるが、汚染土の捨て場がないことや経済的理由等から、実際には上乗せ客土法がとりあげられ、事業化されている。また、客土を行うに先立って、汚染水田では珪カル、ようりん等の土壌改良資材を十分に施用し、かつ出穂期中心の完全湛水管理を行うことでCd汚染米の発生が抑制されている。現在、秋田県の汚染水田1,600haのうち、75%までが上乗せ客土を中心とした対策事業が施行され、平成10年までにはすべての汚染地が解消されるものと思われる。

緒

人類の食糧は生存に必要な栄養素を保有していると共に安全なものでなければならない、近年、諸産業の発達とともに自然環境が破壊されつつあり、極端な場合は食糧の元となる植物が生育するのに不適な環境状態になったり、食糧そのものの中に有害成分が含有され、人間の健康に悪影響を与える恐れが生じたりするケースもみられる。

重金属元素の一つであるCdは合金、塗料などの原料として有用なものであるが、人体に取り込まれた場合は強い害作用を示す。なかでも食品などを通じて体内に取り込まれたCdが、人体に及ぼす影響の具体例として、富山県神通川流域の住民に発生したイタイイタイ病があり、悲惨なものである。このほかが国では金属鉱山や製錬所等からの排水、煤煙、粉塵などが環境に対して影響した例が多く、その影響が水田に及んだ場合は、水稻の生育阻害、重金属汚染米の発生などとして現れる。昭和40年代からは社会的な公害の問題として、Cdによる汚染が全国的にとりあげられるようになった。

論

秋田県は全国有数の鉱山県であり、江戸時代に採掘を始めたものも含めて数多くの鉱山が存在している。鉱業活動の結果として、重金属を含んだ排水が下流の農地に流れ込んだり、煤煙あるいは粉塵中の重金属が周辺の農地にふりそそいだりした。このようにして農地に負荷された重金属の作物に対する影響は、生育阻害という形で現われ、戦前においては関係企業の補償という形で多くの対策がなされた。戦後においても重金属汚染による作物の生育阻害を解消するための多くの試験研究がなされ、水稻に対する有機質あるいは無機質資材の効果が確認されている³⁰⁾。

農耕地における重金属の汚染、特にCdの問題については、昭和40年代、館川ら³¹⁾⁴⁰⁾は福島県磐梯地域において、山田ら³⁰⁾は群馬県渡瀬川流域においてそれぞれの改良方策に関する研究を行っている。また、富山県神通川流域、福岡県壱岐など、多くの現地を中心とした調査研究²⁹⁾のほか、茅野^{11)~15)}、渋谷³⁰⁾、飯村¹⁸⁾、藤本^{16)~17)}らによる基礎的な研究など、数多く

の研究がなされている。

秋田県においても、昭和45年から県北地域の調査⁵⁾や、県内全域についての重金属類概況調査⁶⁾などを実施していたが、昭和48年、未曾有の雨不足により、県南地域の穀倉地帯において著しい量のCd汚染米が検出され、大きい社会問題となった⁶⁻⁸⁾。

筆者は昭和49年から秋田県全域にわたってCd汚染米の実態を明かにするとともに、すでに始められていた県内の農耕地土壌の重金属汚染の実態調査、Cdを中心とした重金属類の玄米中の濃度に与える影響等についての研究¹⁻³⁾に参画し、Cd汚染水田の改良方策の検討、秋田県におけるCd汚染米発生の抑制方策などについて研究を行った。

本研究を進めるうえでご指導をいただいた農林水産省農蚕園芸局農産課、農林水産技術会議、東北農政局農産普及課、東北農業試験場環境部（現地域基盤研究部）、同栽培第一部（現水田利用部）の各関係機関に深く謝意を表する。また、本研究を推進するに当って終始ご指導をいただいた東北大学大平幸次名誉教授、秋田大学松尾茂樹名誉教授、同じく秋田大学滝沢行雄教授、元秋田県農業試験場長本谷耕一博士、同山口邦夫氏、同金子淳一博士に厚く謝意を表する。

なお、田口喜久治氏、水野要蔵氏、佐々木高氏（故人）、高橋栄治郎氏（故人）、上村隆策氏、児玉徹氏、佐藤福男氏、加藤金平氏、渋谷功氏、柴田俊美氏、飯塚文男氏、阿部仁氏、岸達男氏、村井隆氏、加納英子氏、小野イネ氏の各位には多くのご協力いただいた。さらに、秋田県農政部土壌汚染対策室、同農地整備課、鹿角、北秋田、山本、仙北、平鹿、雄勝の各農林事務所、鹿角、鷹巣、大館、能代、大曲、角館、横手、湯沢の各農業改良普及所ならびに関係市町村には現地試験の実施などに当ってお世話をいただいた。記して深く感謝の意を表する。

本研究を学位論文として、東京農業大学に提出するに当っては、同大学麻生末雄教授、武長宏教授、熊澤喜久雄教授、高井康雄教授に懇切丁寧なご指導をいただいた。深く感謝の意を表する。

《本研究を必要とした背景》

昭和48年、秋田県の穀倉地帯である平鹿地域から産出した水稻玄米が、高濃度のCdを含有することが指摘され、社会問題となった。このようなCd汚染米が産出した背景には、同年が近來にない少雨の年であったため、水稻によるCd吸収が著しく高まっ

たことによるものと推察された。秋田県当局は翌昭和49年に調査地域の範囲を拡大して産米のCd濃度を調査した結果、県内に多量のCd汚染米が産出していたことが明らかになった。これは秋田県には多数の金属鉱山が存在し、それらから流出したと推定される重金属類が農耕地を汚染し、そこで栽培される作物が気象や栽培などの条件に応じて重金属類を多量に吸収したことに起因する可能性があることを示すものであった。

厚生省の食品衛生法に規定されているように、玄米1kgにつき1mg以上のCdを含有してはならないことになっており、このようなCd汚染米は消費者には流通されない。農林水産省の規則では玄米1kg中にCdを0.4～0.9mgを含有するものについて準汚染米として通常の流通ルートから除外することになっており、産米のCd濃度は玄米1kg当り0.4mg以下でなければならない。

昭和49～50年は、米過剰による生産調整が始まって数年を経過し、米の生産量よりも品質の方が重視されだした年である。このときに秋田県としては主要農産物である米が重金属汚染米であっては主産地たり得ないという問題があり、重金属汚染に係る問題を早急に解決する必要に迫られた。

筆者はここで秋田県の農耕地土壌のCdを中心とした重金属類による汚染の実態を明かにするとともに、特に水田における水稻のCd吸収を抑制するための調査、研究を開始した。昭和45年に開かれたいわゆる公害国会において、高度経済成長のつけとして派生した各種公害に対する対策が論議され、農耕地におけるCd問題は土壌汚染防止法として改善処理を実施すべきことが決議された。しかし、秋田県においては土壌の重金属汚染に係わる問題を解決するためには、幾多の基礎的な調査と、汚染防止対策を講ずるための種々の基礎的試験が必要であった。そのために農業試験場の一つの部所が専門的に担当し、かつ行政関係の諸機関が総力で処理に当たらざるを得ない状態となった。このような情勢のなかで本研究は実施されたのである。

《研究の構成》

本研究の基本的な構成としては、①秋田県における農耕地土壌の重金属汚染の実態調査、②Cdを中心とした重金属類の作物による吸収のメカニズムとその抑制方法に関する基礎的試験研究、③現地圃場における重金属吸収抑制方策の検討、の3つの部分

からなっている。

①の実態調査については、秋田県内全域についての一律的な調査及び特定地域についての調査を行った。このうち、前者は農林水産省補助による『重金属類概況調査』(昭和46～51年)で、県内141カ所の地点について土壌及び作物体中のCd、Cu、Zn、鉛(以下Pb)、砒素(以下As)などの分析を実施した。なお、本調査においては、分析法は全国一律で、各県とも同程度の規模で実施しているので、全国の集計値は膨大なものとなっている。重金属の分析法は、特に断っている場合以外は、土壌では0.1NHCl抽出液について原子吸光法により、作物体ではHClO₄・H₂SO₄・HNO₃の酸分解液について原子吸光法によって行った。

後者の県内特定地域の調査は、県北部の小坂町及び県南部の平鹿地域を中心に筆者らの独自の方法で行った。平鹿地域の汚染地は面積が広大で、本県の全汚染地の約7割を占めるが、汚染の源は二カ所の鉱山のみで、面積の割りに汚染源が少ないこと、汚染水田の水稲生産力の高いこと等が大きな特徴であ

る。このような地域及び土壌の特徴と重金属類の蓄積分布との関連性を知るために調査を行ったものである。なお、この地域はゆるやかな勾配の扇状地で、上流から下流に行くにしたがい、土壌の性質は異なり、重金属濃度も異なる傾向がある。

②の基礎的な試験研究としては、主として水稲の重金属吸収のメカニズム、特にCdの吸収を抑制する方法についてポット試験を中心に実施した。土壌中の重金属類が水稲などの作物に及ぼす影響は、重金属の種類、濃度などによって異なることから、供試土壌に各重金属類を添加して作物を栽培するポット試験が中心となり、これらの結果を実証するため、さらに規模を拡大して現地圃場レベルでの試験を行った。

③の現地圃場での検討に当っては、水稲のCd吸収を如何に低く抑えるかが重金属汚染地の重要事項であり、②で得られた基礎的な試験研究の結果を踏まえて、実際のCd汚染水田において水稲栽培時の水管理法、各種資材の施用効果、客土の効果、土層反転の効果など、Cd吸収抑制対策について種々の検討を行った。

I 秋田県における農耕地土壌の重金属汚染の実態

秋田県は水稲を中心とした農業県であると同時に、鉱産額日本一を誇る鉱山県でもある。戦前における銅産出量は年間18,000 t (昭和10年)で、わが国の銅産出量の約26%を占めて第1位、戦後も昭和52年の銅産出量は38,000 tで、国内産出量の約47%を占め、第1位である⁹⁾。しかし、これら鉱産物が採掘されている鉱山の数は必ずしも多くはなく、昭和57年は8鉱山、その内黒鉱鉱山7(黒鉱：閃亜鉛鉱その他の鉱石からなる黒色緻密で品位優良な鉱物)黒鉱及び銅鉱山1、平成元年は2鉱山(いずれも黒鉱鉱山)に過ぎない^{10) 45～47)}。

一方、現在稼行していない休廃止鉱山の数は著しく多く、昭和40年代に確認されたものだけでも約115鉱山にも及ぶ⁷⁾。これらの休廃止鉱山から長年にわたって流出した重金属元素を含有する排水の大部分は河川に流出し、かんがい用水として水田に導入され、土壌汚染を招いたものと考えられる。このようにして水田に流入した重金属類の総量についての調査資料は見当たらないが、戦前における作物被害に対する補償事例や、近年の土壌中の重金属類の調

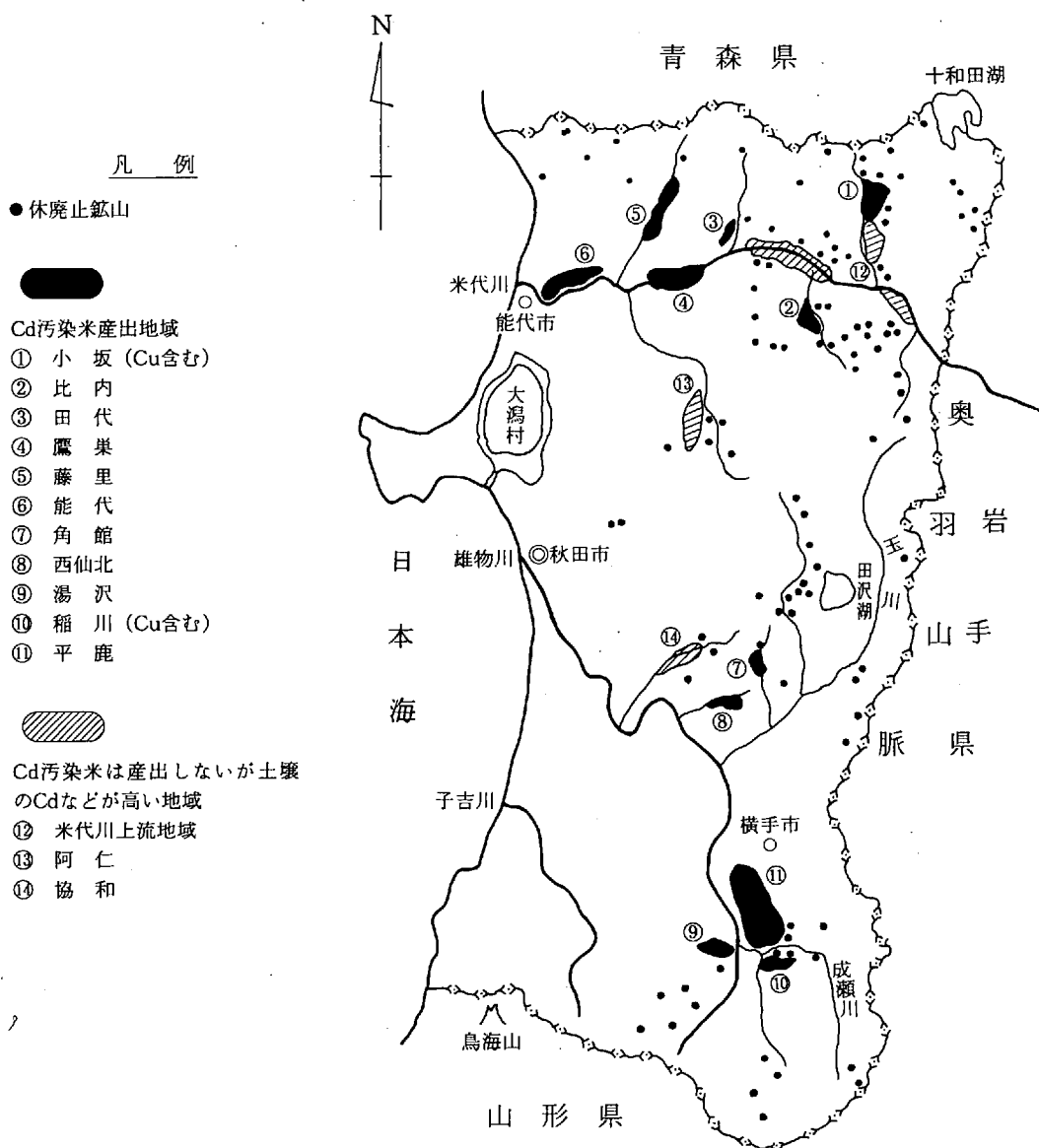
査結果などからみて、著しく多量の重金属が流れ込んだものと推察される。

1. 秋田県内における休廃止鉱山と汚染地域の分布

秋田県内における休廃止鉱山の分布を資料⁷⁾によってみると、第1図に示すように、おおむね県北部の米代川上流地域、県中央部山よりの地域、県南東部山間地域に集中してみられ、全体的には県北地域に多い。第1表に示したように、昭和46年の調査では全休廃止鉱山数は115であり、鉱種別では銅主体のものが圧倒的に多い。また、開発された年代別では明治以前のものが最も多く、昭和時代の開発のものは約30%に過ぎない。

これら休廃止鉱山の多くは、閉山後の坑口対策などが不完全で、坑内水やズリ(鉱滓堆積物)浸透水などの重金属を含有した水が長年にわたって河川に流入し、農業用水として下流の水田において利用されたとみられる。

第1図の①から⑪の11カ所の地域は、このような



第1図 秋田県における休廃止鉱山及び重金属汚染地域の分布

第1表 秋田県休廃止鉱山調査結果

休廃止鉱山総数		115
水 系 別	米代川水系	71
	雄物川水系	38
	その他	6
鉱 種 別	銅主体のもの	89
	亜鉛主体のもの	4
	金、銀主体のもの	11
	その他のもの	11
開 発 年 代 別	明治以前	38
	明治時代	26
	大正時代	13
	昭和時代	35
	不明のもの	3

『秋田県における休廃止鉱山対策』から
(秋田県資料、昭和46年3月)

影響を受けて、昭和48年から昭和56年ころまで行われたCd汚染細密調査によって土壤中のCd濃度が高く、玄米中Cd濃度が1ppmを越すいわゆるCd汚染地域として明らかにされた地域である。なお、ここの細密調査とは休廃止鉱山の近くあるいは水系の下流部に位置し、土壌がCdで汚染されている地

域について、2.5haに1点の割合で土壌及び玄米中のCd濃度を調査するものである。

一部には土壌中においてCdのみでなくCuの濃度も高く、水稻の生育が不良となっている地域(小坂、稲川)もあった。このほか、これらの汚染地域のなかには米代川下流部の地域(鷹巣、能代)のように休廃止鉱山からは著しく遠距離にあり、洪水などによって上流部から流れ込んだ土砂に含まれている重金属が蓄積したものと推定される地域もあった。また、小坂町の一部の地域のように、かんがい水からの流入のほかに、近くの鉱山からの粉塵の降下による汚染が重なった形のものもあった。これらの地域は水稻玄米のCd濃度、土壌中Cu濃度などの点で汚染が確認されれば、汚染地域として指定されたが、土壌中のCd濃度が著しく高いのに、玄米Cdは低濃度であり、汚染地域として指定されない地域もあった(米代川上流、阿仁、協和)。

総じて、県北部では米代川の流域に少面積のCd汚染地域が数多く点在する形で分布し、県南部では一部に山間狭小地域もあるが、盆地地形の平坦な地域に汚染地域の数は比較的少なくその面積が広大な汚染地域が分布していた。第1図、第2表は昭和62年に秋田県が県内の重金属汚染地域の分布とその内容を調査発表したものであるが⁹⁾、現在までに確認されている重金属汚染地域の延べ面積は1,610haで、県内水田の約1.3%を占めている。

第2表 秋田県の主要土壌汚染地域とその内容

南北	地 域 名	関係市町村	重金属汚染 地域指定日	汚染物質	土壌中濃度 ppm	面 積 ha	改良法	指定解除日
県北	小 坂	小 坂 町	S47. 2.12	Cd	4.30	48	客 土	H 5. 3.11
				Cu	342.3			
	鷹 巣	鷹 巣 町	S49.12.19	Cd	1.32	46	客 土	S55.12. 9
	能 代	能 代 市	S49.12.19	Cd	1.05	45	客 土	S63. 2.29
県南	杉沢・柳沢	西 仙 北 町	S49. 2.22	Cd	1.70	32	客 土	S53.12.18
	新城・床舞	湯沢市・羽後町	S49.12.19	Cd	9.39	136	客 土	S58. 3.29
	東 福 寺	稲 川 町	S49.12.19	Cd	2.02	60	客 土	S57. 5.29
				Cu	411			
	平鹿12地域 (平鹿地域を 12に分割)	平鹿町・十文字 町・増田町	S52. 9.24 ～ S63. 2.29	Cd	2.74	1,220	客 土 (一部反 転工法)	一部解除

秋田県資料：昭和63年度秋田県農用地土壌汚染対策の概要

2. 秋田県内農耕地の重金属濃度の分布

(土壌保全対策事業・重金属類概況調査)

筆者らは秋田県内全体の農耕地土壌の重金属類の濃度とその分布を確認するため、昭和46～51年にかけて土壌保全対策事業・重金属類概況調査³⁾を実施した。この調査は全国共通的な調査であるが、秋田県では全調査地点141点（水田126点、畑15点）について土壌、作物、農業用水などに含まれているCd、Cu、Zn、Pb、Asを中心として重金属濃度を測定した。昭和46～48年には全地点について毎年行い、49～51年には1年に1/3の地点について実施して、3年間で全地点の調査が終了するようにした。結局、6年間に各地点についてそれぞれ4回の調査を行った。

得られた調査結果のうち、第3表は昭和46～48年における土壌中の重金属分析結果を示したものである。全調査地点141点のうち、123点（水田109点、畑14点）は非汚染地で、秋田県における一般的な農耕地土壌中の各重金属濃度と考えられ、その平均地はCd0.55ppm、Cu5.7ppm、Zn13.6ppm、Pb4.0ppmであった。一方、残りの18点（水田17点、畑1点）はいわゆる汚染地とみられ、土壌中の各重金属濃度は非汚染地点の土壌に比べて4～5倍の高い値を示した。これら汚染の地点はいずれもかんがい水系の上流域に休廃止鉱山が存在することから、それらによる影響があったものと考えられた。

また、調査した全地点141点のうち、水田は126点であるが、水稻玄米中のCd濃度をみると、第4表に示すように汚染地のCd濃度は非汚染地のものに比べて平均2～3.6倍の高い値を示した。しかし、収穫した年次による差異が大きく、Cd吸収が気象条件に強く影響されることが示された。

以上のことから、秋田県の農耕地土壌の多くは重金属による汚染はみられないが、休廃止鉱山をかんがい水系の上流域にもつ地域にはCdを中心とした重金属の汚染地が存在し、収穫年次による差異はあるものの、水稻玄米中に高濃度のCdが吸収されていたことが認められた。

第3表 秋田県における農耕地土壌の重金属濃度

区別	重金属	Cd	Cu	Zn	Pb	As
非汚染地 123点		0.55	5.7	13.6	4.0	10.0
汚染地 18点		2.11	31.5	34.4	22.3	10.9
全体平均 141点		0.74	9.2	16.4	6.4	10.3

単位：乾物当たりppm

昭和46～48年重金属類概況調査

Cd、Cu、Znは0.1NHCl可溶、PbはpH4.5-1

N酢安浸出、Asは1 NHCl浸出。

土壌の採取法：0～15cmの表層土壌を採取、2mm篩で篩別

第4表 水稻玄米のCd濃度の年次変化

年 度	平均水稻玄米Cd濃度 ppm			調 査 試 料 数	
	非汚染地 a	汚染地 b	b / a	非汚染地	汚 染 地
昭和46年	0.08	0.19	2.4	109	16
47	0.05	0.18	3.6	109	15
48	0.15	0.46	3.0	109	17
49	0.18	0.36	2.0	31	9
50	0.21	0.52	2.5	37	5
51	0.11	0.25	2.3	38	4

秋田農試 重金属類概況調査（昭和46～51年、水田126点、畑15点）

昭和46～48年は水田126地点の同一圃場について毎年調査、昭和49～51年は各年126点ずつ実施、3年で全126地点を調査。

試料採取法：各地点で稲株数株分の穂を採取し、乾燥、脱穀して玄米とし、分析に供試。

分 析 法：硝酸及び過塩素酸・硫酸によって分解した液を直接法により原子吸光装置により測定。

昭和48、49、50年は秋田県では夏季の降雨量の少ない年であり、同46、47、51年は通常の降雨量であった。

3. Cd汚染地の実態調査

秋田県の重金属による土壤汚染地域の分布は、前述のように県北部の点状型、県南部の集中型に分けられるが、昭和48年から実施した土壤汚染地域の細密調査結果によると、土壤中に多量のCdを含有し、1 ppm以上のCdを含む水稲玄米が生産されるCd汚染地域は、県北部では米代川の本支流に沿った小坂町、鹿角市、鷹巣町、能代市などの水田、県南部では成瀬川を農業用水の水源とする平鹿地域、松岡鉱山（休廃止鉱山）下流の湯沢市、羽後町、白沢鉱山（休廃止鉱山）下流の稲川町、土買川沿いの西仙北町の水田にそれぞれ認められる。これらのうち、比較的面積の大きい小坂町と平鹿地域の実態調査結果について以下に記述する。

(1) 秋田県小坂町

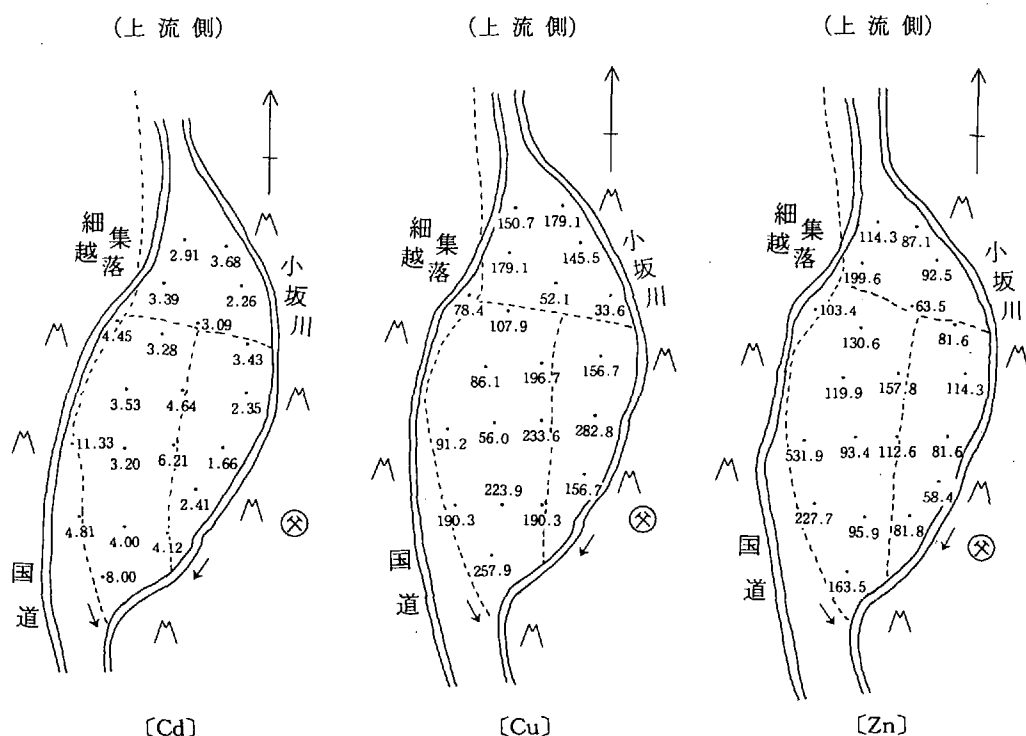
県北地域の鉱山はその数が多く（特に休廃止鉱山が多い）、かつ広域に分布するとともに、各鉱山の規模が比較的大きいものが多かったため、鉱業排水とともに流出した重金属類も相当に多量であったものと推定される。その中でも小坂町の場合は、鉱山のすぐそばに近接して農地が存在したことと、鉱業排水のみでなく、煤煙、粉塵等による重金属汚染も考えられたので、特に本地区についての調査を行った。

小坂町のなかで汚染地域として指定されている面積は48haで、汚染重金属元素の大部分がCdであり、一部にCdとCuによる汚染がある。その中で水田面積が集中している小坂町細越地区について、水田土壤中の重金属の水平分布、垂直分布及び水稲玄米中のCd濃度を調査した結果を第2図、第5表に示した。細越地区は図にみられるように小坂川に沿った谷底低地の約20haの水田で、本地区のすぐ近くに小坂鉱山（銅鉱山）が稼行しており、現在は鉱山からの煤煙、粉塵は出ていないが、戦前から昭和30年代までの長い間多量の重金属を含んだ煤煙、粉塵がふりそそいだこと、上流（古遠部鉱山（黒鉱山）、相内鉱山（銅鉱山））からの重金属を含んだ農業用水との両方から汚染されたとみられる。Cd、Cu、Znについて作土中の水平的な濃度の分布をみると、Cu濃度は第2図の右側に位置する小坂鉱山に近い地点ほど高い値となっており、鉱山から離れるに従って低下している。これはCuの沸点が高いことと比重がやや高いことにより鉱山に近い地点で落下してしまうためと考えられる。Cuの土壤中濃度が200pp

m前後の高い濃度では水稲の生育を阻害するので、鉱山に近いほど生育に大きい影響を受けている。Cd、Znでは逆に鉱山から遠い地点で高い濃度になる傾向がみられ、Cuとは異なって遠くまで飛散したのと考えられる。ただ、この地区の場合、煤煙、粉塵のほか、小坂川上流の古遠部鉱山や、相内鉱山等から流出した重金属含有排水が小坂川を経て農業用水として地区水田に流入した影響もあり、用水の流れ（地区の西側（第2図左側）から東側（同右側）に向かって流れる）からするとCd、Znが西側で高いのはこの用水汚染の影響もあったものと考えられる。

各調査地点について0～15cm、15～30cm、30～45cmの深さの土壤を採土して重金属を分析した。その結果、第5表のようにCu、Znでは主として0～15cm及び15～30cmの部位に分布し、Cuで最高302ppm、Znで同531ppmと高く、30cm以下の土層中の濃度は比較的低い。これに対し、Cdの場合は表層のみでなく、30cm以下の土層中にもかなり浸透していることが認められた。このような重金属の種類によって土壤中の垂直分布が異なる傾向は、各重金属塩の溶解度、土壤コロイドや有機物などとの結合力の相違等によると思われるが、Cdのように下層部にまで汚染している実態は改良対策を実施するに当たっての困難性を示唆するものである。

小坂町における水稲の収量と玄米のCd濃度（昭和48年）を第6表に示した。小坂町は秋田県内では最北端の寒冷地にあるため、水稲の生育はやや劣り、玄米収量はアール当たり約48kgで、県の平均収量（約55kg/a）に比較して約13%低い。これに加えて重金属に汚染された地域は土壤中のCu濃度が高く、水稲の生育に影響している可能性もあり、重金属汚染地域の平均収量は、小坂町の平均収量値よりさらに低い。特に長沢地区（平均収量約40kg/a）の場合は土壤中のCu濃度が影響しているとみられる。他方、小坂町における玄米中の平均Cd濃度は0.3～0.9ppmとかなり高く、昭和48年秋田県が実施した重金属細密調査においても、小坂町からCd濃度が1 ppmを越す玄米が数点見いだされており、この玄米中のCdを抑制することが重要な課題である。このようなことから、小坂町は昭和49年に土壤汚染対策地域に指定され、昭和60年代に上乗せ客土による改良対策がなされた。



第2図 小坂町細越地区における水田作土中(0~15cm)の重金属濃度の水平分布(ppm)

□: 山地・丘陵 □: 小坂鉱山 -----: 用水路

第5表 小坂町細越地区における重金属濃度の垂直分布

(昭和50年)

層位	Cd		Cu		Zn		その他				
	平均	幅	平均	幅	平均	幅	土性	pH	CEC	塩基飽和度	腐植含量
	ppm								me/100g %		
第1層 (0~15cm)	4.01	1.43 ~ 11.33	147.5	33.6 ~ 282.8	136.3	43.5 ~ 531.4	CL~L	5.7	23.6	43.7	含む ~富む
第2層 (15~30cm)	3.31	0.17 ~ 7.88	71.7	1.1 ~ 302.2	80.7	9.0 ~ 350.4	CL~L	5.8	19.3	45.5	含む ~富む
第3層 (30~45cm)	2.56	0.12 ~ 10.93	24.6	0.0 ~ 159.1	40.1	4.9 ~ 135.0	CL~S	5.7	19.4	41.6	あり

第6表 小坂町における水稻収量、玄米中Cd濃度、土壤中Cd、Cu濃度

(昭和48年)

地区	項目	収 量 kg/a		玄米中Cd濃度 ppm		土壤中Cd、Cu濃度 ppm	
		平均値	幅	平均値	幅	Cd	Cu
細 越		43.7	30.0~54.0	0.78	0.16~4.81	4.12	146.0
濁 川		44.9	43.0~46.8	0.99	0.32~1.46	3.49	162.0
長 沢		39.7	35.9~41.9	0.25	0.21~0.29	6.63	159.1
牛馬長根		46.3	39.8~51.3	0.36	0.18~0.79	4.37	23.9

水稻の品種は大部分がアヒカリである。

小坂町全体の平均水稻収量48.2kg/a (昭和48年) (秋田県平均収量は54.9kg/a)

(2) 秋田県平鹿地域

平鹿地域は秋田県平鹿郡平鹿町、十文字町、増田町の三町にまたがる地域(第3図参照)で、秋田県最大の穀倉地帯である横手盆地の中央部東側に位置し、成瀬川、皆瀬川の複合扇状地である。両河川から農業用水を導入している広大な水田地帯で、水稻の生産性は著しく高く、平均60~70kg/aの玄米収量が得られている。

本地域のうち、重金属汚染地として確認されている面積は約1,220haで、汚染の原因は東方山地の真人山にある吉野鉱山(黄鉄鉱、黄銅鉱を採掘、廃止鉱山)、増田鉱山(同)からの重金属類を含有した坑内水やズリ浸透水などが、成瀬川及びその下流の皆瀬川を介して長年にわたって水田に流入し、土壤中に重金属類が蓄積したものである。この両鉱山は昭和37年に閉山されているが、鉱業活動の規模に比して汚染地の面積が著しく広いのが特徴である。この原因として、本地域の水田が鉱山排水の流入する成瀬川及び皆瀬川に農業用水の大部分を求めていること、土壤が粘質で腐植含量がやや多く、重金属類を保持する力が強いこと、また、一部の地域は黒ボク層があって浸透性がやや大きく多量の用水を必要としたことなどが考えられる。特に昭和48年は、水稻栽培期間中の気象が多照少雨であったために水稻玄米中のCd濃度が高まり、消費地においてCd汚染が指摘され、大きな社会問題となった。

筆者らは、本地域が扇状地の扇頂にある用水取水堰からの農業用水路が発達しており、重金属汚染の主因が用水によるとすれば、用水経路によって差異があるものと考え、昭和51年に用水系統に沿って上流から下流に向かって土壤及び土壤重金属濃度の実態を調査した。調査地点は上流域の増田町に3点、中流域の十文字町に3点、下流域の平鹿町に3点を

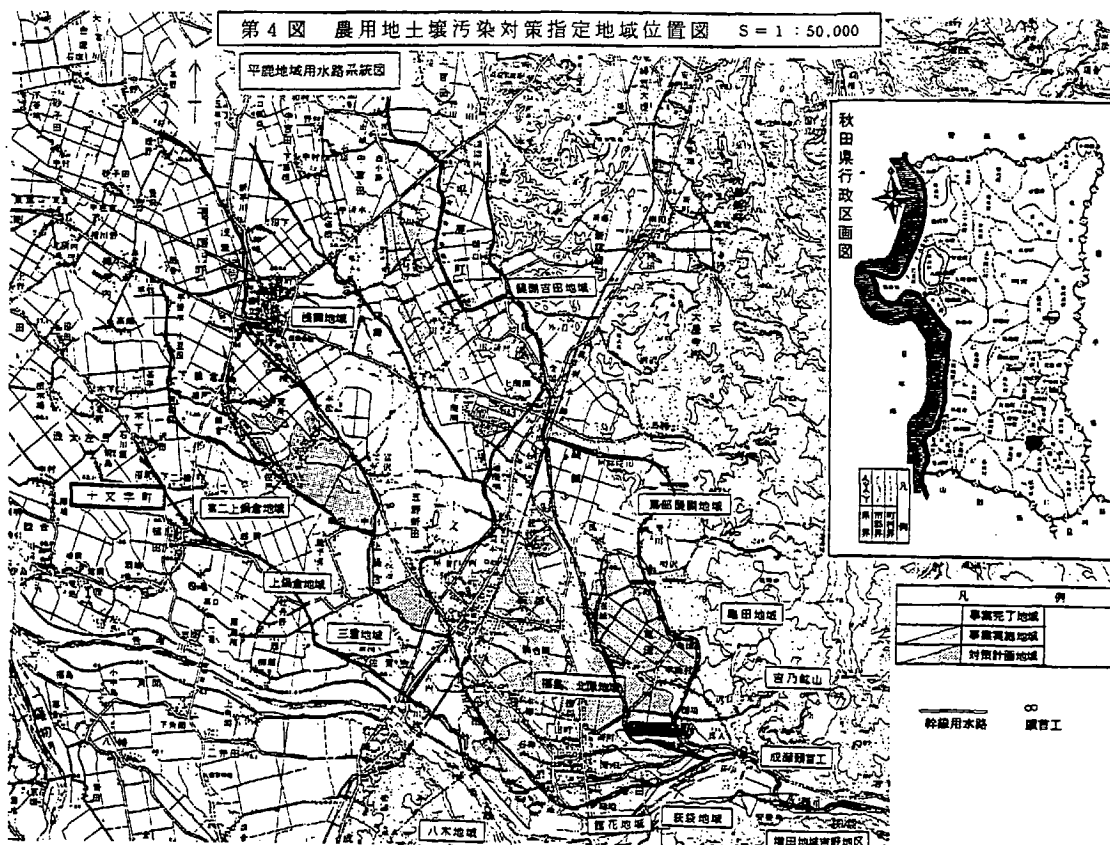
設定した(第3図)。調査法は土壤の断面を観察確認するとともに、各層位から採土して土壤中の重金属濃度の測定を行った。なお、平鹿地域の汚染地は1,000haを越す大面積のため、12地区に分割して改良対策が講じられることになっているが、この地域区分及び用水路系統を、第4図、第5図に示した。

本地域の土壤は増田町は灰色低地土、十文字町は黒ボクを含んだ灰色低地土、平鹿町は細粒グライ土からなっている。

調査結果を第7表に示した。本地域は、県内でも屈指の米多収地帯であり、重金属類による生育阻害はみうけられない。増田町における土壤中Cd濃度は、調査3地点のうち中流域において約4.3ppm(第1層)と高く、上流域は約2.7ppm、下流域は約1.5ppm(いずれも第1層)であった。Cd垂直分布をみると、各地点とも表層土がもっとも高く、表層から30cm程度までの土層で1.40~4.25ppmを示し、その平均値は2.41ppmであった。30cm以下におけるCd濃度は平均0.35ppmと低く、Cdは表層から約30cmの深さに蓄積していることが示された。

十文字町では下流部のCd濃度が約3.8ppm(第1層)と高く、中流域は約3.1ppm、上流域は約2.3ppm(いずれも第1層)であった。Cdの垂直分布は0~30cmの土層の平均値が2.40ppmで、増田町とはほぼ同等の汚染状況であるとみられた。しかし、中流域の第3層(35~47cm)でも1.4ppmと高い値を示し、下層部まで汚染されていることが示された。この原因として、本地域が下層部に黒ボクを有する片柳統などの土壤が分布し、この腐植層にCdが多いことならびに用水堰の末端で泥土客入や洪水による影響などが考えられる。

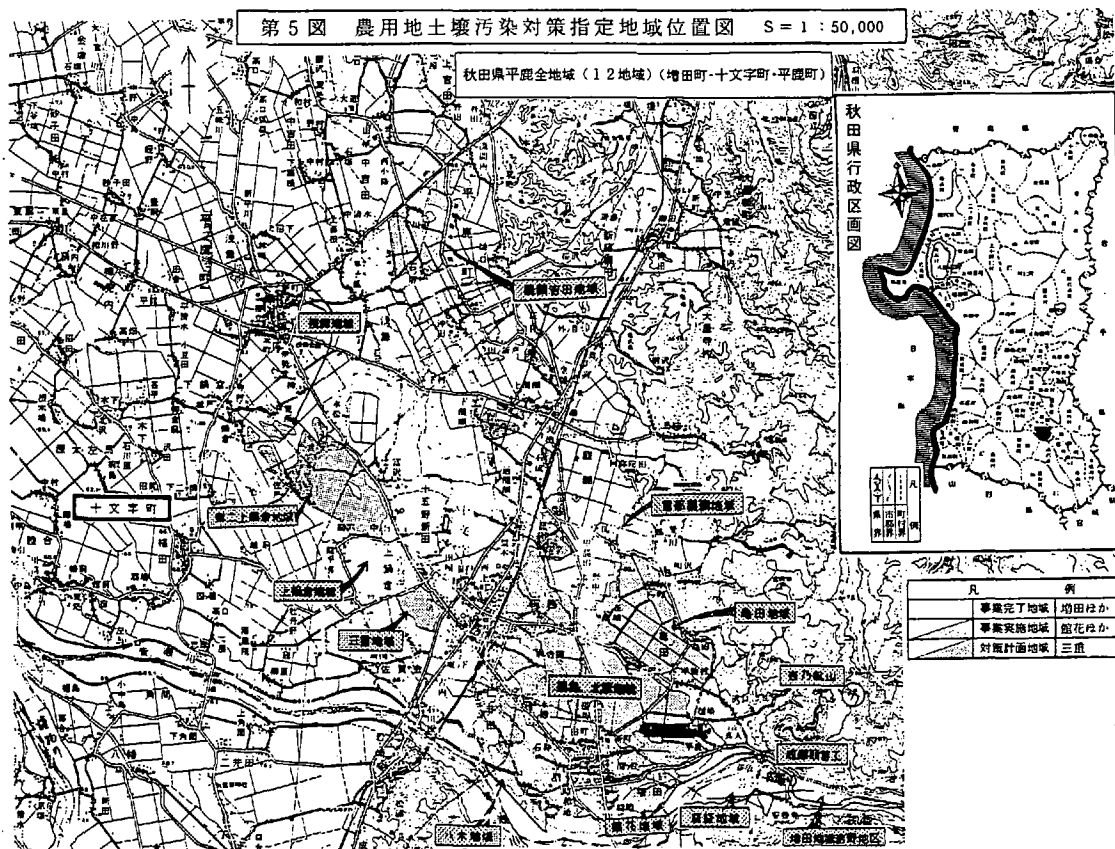
さらに本用水系統の下流域に当たる平鹿町の場合、土層0~30cmにおけるCdの平均濃度は2.11ppm



の調査試料694点のうち、1.0ppm以上のCdを含むものは37点（5%）、0.40～0.99ppmのものは179点（26%）と高い比率であり、全試料の平均値も0.4ppmと高かった。前述したように、本地域では重金属類による水稻の生育阻害はみられず、玄米へのCd集積のみが大きく現れているのが特徴である。昭和53年以降Cd汚染米の産出量は減少しつつあるが、これは汚染地域の改良対策が進んで、汚染水田が少なくなっていること、土壌改良資材の施用や出穂期中心の湛水栽培の励行などにより、Cd吸収が抑制されたためである。

以上、秋田県内の県北部及び県南部に存在する重

金属汚染地の実態を調査したが、県北部ではCd+Cu、県南部ではCdというように、Cdによる汚染が顕著である。汚染水田土壌中のCd濃度は、第1層の場合県北の小坂町で平均4.0ppm（第5表）、県南の平鹿地域では同2.8ppm（第7表）であり、県内非汚染水田の平均0.55ppm（第3表）に比べて5～8倍の濃さである。このような水田から生産される玄米はCdの含有量が高く、水稻作にとって大きな問題であることが明らかとなった。稲作が中心である秋田県農業としては、Cd汚染米の産出を確実に防止することが重要かつ緊急な課題である。



地域名	面積ha	改良工事	地域名	面積ha	改良工事
増田	25	完了	八木	146	未了
萩袋	22	完了	福島北原	270	未了
東部醍醐	80	完了	浅舞	53	未了
上鍋倉	54	完了	亀田	136	未了
館花	78	未了	醍醐吉田	217	未了
第二上鍋倉	107	未了	三重	31	未了

第7表 平鹿地域の重金属濃度の分布 (昭和51年調査)

町 名 地 域	調査地点の 流域に おける位置	深 さ cm	土 壌 の 性 質		土 壌 の 重 金 属 濃 度 ppm		
			土 性	pH(H ₂ O)	Cd	Cu	Zn
平鹿郡増田 町館花	上 流	0 ~ 13	LiC	5.9	2.66	19.6	54.6
		13 ~ 21	LiC	6.2	2.53	4.6	40.1
		21 ~ 28	LiC	6.2	1.46	1.2	15.4
		28 ~ 40	LiC	6.0	0.40	0.2	6.2
		40 ~	LiC	6.2	0.09	1.2	4.6
	中 流	0 ~ 13	CL	5.6	4.25	19.6	82.4
		13 ~ 22	CL	5.9	3.58	10.3	82.7
		22 ~ 30	CL	5.9	1.86	0.5	68.9
		30 ~ 50	CL	5.9	0.86	0.2	27.8
		50 ~	CL	6.0	0.26	0.2	4.1
	下 流	0 ~ 11	CL	5.4	1.53	16.1	32.9
		11 ~ 30	CL	5.7	1.40	10.7	20.1
		30 ~ 52	SiCL	5.9	0.26	3.3	7.2
		52 ~	CL	5.8	0.20	3.2	5.4
平鹿郡十文 字町上仁井 田	上 流	0 ~ 13	LiC	6.0	2.32	13.9	31.7
		13 ~ 36	LiC	6.3	1.00	2.7	8.9
		36 ~ 47	LiC	6.0	0.80	1.5	6.0
		47 ~	LiC	6.1	0.33	0.1	2.0
	中 流	0 ~ 12	LiC	5.8	3.06	83.6	47.6
		12 ~ 35	CL	6.1	3.59	24.8	55.0
		35 ~ 47	CL	6.1	1.40	1.2	30.7
		47 ~	—	6.2	0.66	0.3	15.9
	下 流	0 ~ 13	CL	5.8	3.79	19.6	75.7
		13 ~ 20	CL	5.7	2.39	9.3	51.6
		20 ~ 32	CL	5.9	0.66	0.9	13.9
		32 ~ 54	CL	6.1	0.14	0.1	2.0
平鹿郡平鹿 町醍醐東	上 流	0 ~ 12	LiC	5.0	1.32	8.6	40.6
		12 ~ 28	HC	5.5	1.06	5.8	25.7
		28 ~ 43	HC	5.4	0.20	0.4	12.9
		43 ~	HC	4.9	0.06	0.7	2.0
	中 流	0 ~ 13	HC	6.2	2.32	5.5	50.5
		13 ~ 27	LiC	5.5	1.40	3.2	68.5
		27 ~ 38	HC	5.4	0.40	0.2	26.7
		38 ~	—	5.3	0.13	0.9	6.0
	下 流	0 ~ 12	LiC	5.4	3.72	24.8	62.0
		12 ~ 30	LiC	5.9	2.79	9.8	72.3
		30 ~ 46	HC	5.7	0.54	0.1	30.7
		46 ~	HC	5.7	0.32	0.2	14.4
地区平均	第 1 層	0 ~ 12		5.7	2.77	23.5	53.1
	第 2 層	12 ~ 28		5.9	2.19	9.0	47.2
	第 3 層	28 ~ 40		5.8	0.84	1.0	23.6

Cd、Cu、Znの分析法：0.1NHCl浸出液について原子吸光法

第8表 平鹿地域における水稻玄米中のCd調査結果

町 名	玄米検体数	1.0ppm以上の検体数	0.40～0.99 ppmの検体数	0.39ppm以下の検体数	平均 Cd 濃度 ppm	玄米Cd濃度の最高値
平 鹿 町	241	8	59	174	0.36	2.27
十 文 字 町	183	12	52	118	0.45	2.28
増 田 町	270	17	67	186	0.40	2.11
3 町 合 計	694	37	179	478	0.40	2.28
県 合 計	1,043	42	221	780	0.36	2.28

秋田県調査 土壌汚染地域細密調査 昭和51年

分析法：硝酸・硫酸・過塩素酸分解 原子吸光法 直接法

II 重金属汚染による水稻の被害軽減に関する基礎的研究

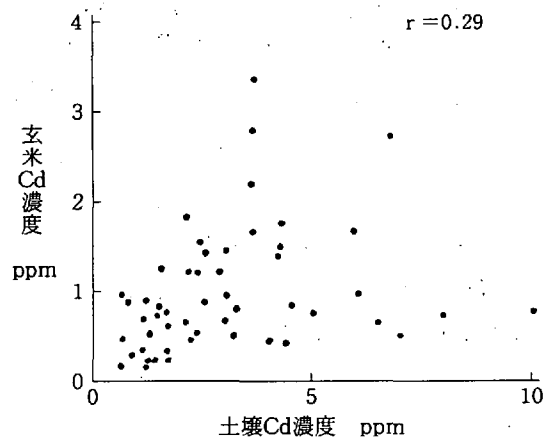
1. 土壌中のCd濃度と水稻玄米中のCd濃度との関係

Cd、Cu、Znなどの重金属元素によって土壌が汚染された場合、農業上次の二つの点から問題となる。その一つは作物の生育が阻害される場合、Cu汚染地で多くみられる。他の一つは作物に対する影響は比較的少ないが、人間の健康に著しい悪影響を与えるもので、典型的な有害元素としてCdが挙げられる。

ここでは秋田県で最も重要な問題となっているCd汚染米を取り上げ、玄米のCd吸収を抑制するための基礎研究として、水稻によるCd吸収のメカニズム及びCd吸収抑制方法などについての検討を行った。

まず、土壌中のCd濃度とそこに栽培された水稻の玄米中のCd濃度との関係について検討した。第6図は筆者らが実施した昭和50年秋田県平鹿町の醍醐地区、浅舞地区産米のCd細密調査の結果を示したものである。調査は地区内数十カ所の水田について、土壌中の0.1N塩酸可溶Cdと、玄米中の硝酸・硫酸・過塩素酸の混酸可溶Cdを測定したものである。

土壌中のCd濃度は0.7～10.0ppmであり、玄米中のCd濃度は0.05～3.3ppmの範囲にあったが、両者の間に明らかな一定傾向がみられず、相関関係はほとんどないものと考えられた。ただし、土壌中Cdが1 ppm以下の場合には、玄米中のCdはほとんど1 ppm以上にはならないことが認められる。現場圃場でのこのような土壌中Cdと玄米中Cdとが相関性をもたない理由として、水稻のCd吸収が栽培期間



第6図 土壌Cd濃度と玄米Cd濃度との相関性

(秋田県平鹿町東部醍醐地区、浅舞地区昭和50年細密調査事例)

分析法：土壌0.1NHCl可溶 原子吸光直接法

玄米HNO₃・H₂SO₄・HClO₄分解 原子吸光直接法

中の種々の条件（土壌の反応、酸化還元電位、生育の良否、気象条件等）に左右されるためと考えられる。

そこで、土壌Cd濃度と玄米中Cd濃度との関係を見るため、栽培期間中の水管理などの栽培条件を一定にして次のようなポット試験を行った。第9表に示すように、秋田県平鹿地域内の4種のCd汚染水田土壌（Cd濃度1.69～3.12ppm）を用い、Cdをほとんど含まない山土を表示した割合で混合して、Cd濃度を5段階（Cd0.25、0.5、0.75、1.0、1.5 ppm）に設定し、それぞれをポットに充填して水稻

を栽培した(品種 ヨネシロ)。施肥は三要素成分 0.65 g/potとし、水管理は幼穂形成期以降間断かんがいを行って、土壌を酸化的維持する等の条件はすべてのポットを同一の条件下に置いた。

原土で栽培した場合には、玄米中のCd濃度は0.81~2.51ppmと著しく高かった。しかし、第7図にみられるように、4種の土壌とも山土による希釈度合いを大きくして土壌のCd濃度を小さくするにしたい、玄米中のCd濃度は直線的に低下した。このことは土壌Cd濃度と玄米Cd濃度との間には強い相関性があることを示している。第7図のデータから、Cd汚染米を産出する土壌の限界Cd濃度を算出した結果、玄米中Cd濃度が1 ppmの場合は土壌中Cd濃度は1.21~1.96ppm、同じく玄米0.4ppmの

場合の土壌中のCd濃度は、0.60~0.87ppmとなった。おおむねCd 1 ppm以上の玄米はCd 1 ppm以上の土壌から、Cd 0.4ppm以上の準汚染米はCd 0.6 ppm以上の土壌から生産されるものと考えられる。

以上のことから、水稻栽培においてCd濃度の高い汚染米が生産されるのは、土壌中のCd濃度の高い水田で、栽培法がCd吸収を高める条件になった場合に生ずることであり、現場では栽培条件が一樣とはならないのが普通であるために、土壌中Cd濃度と玄米中Cd濃度とは有意の相関性が認められなくなるものと考えられる。そのために水稻のCd吸収に与える各種の要因について検討することが重要な課題となる。

第9表 土壌Cd濃度と玄米Cd濃度の関係を知るための汚染土希釈水稻ポット試験
供試土壌及び希釈用土の性質とCd濃度差設定のための希釈度合

土 壤	土色	土性	pH	CEC me/100 g	交換性塩基 CaO	me/100 g MgO	K ₂ O	重金属濃度 Cd	Cu	ppm Zn	備 考 (採取町村)
A	灰 色	CL	6.22	22.3	18.3	2.9	0.3	1.82	12.0	21.5	増田町館花
B	灰褐色	LiC	5.38	30.6	22.3	3.8	0.6	2.21	45.8	38.5	平鹿町関合
C	黒 色	SiCL	5.20	30.1	13.2	1.6	0.2	1.69	5.6	36.5	十文字町仁井田
D	黒褐色	SiC	5.20	23.9	14.2	2.5	0.4	3.12	19.0	46.2	十文字町中簗田
希釈用土	黄褐色	LiC	5.29	11.5	3.7	1.0	0.1	0.12	2.4	1.7	近隣山地

(重金属0.1NHCl可溶)

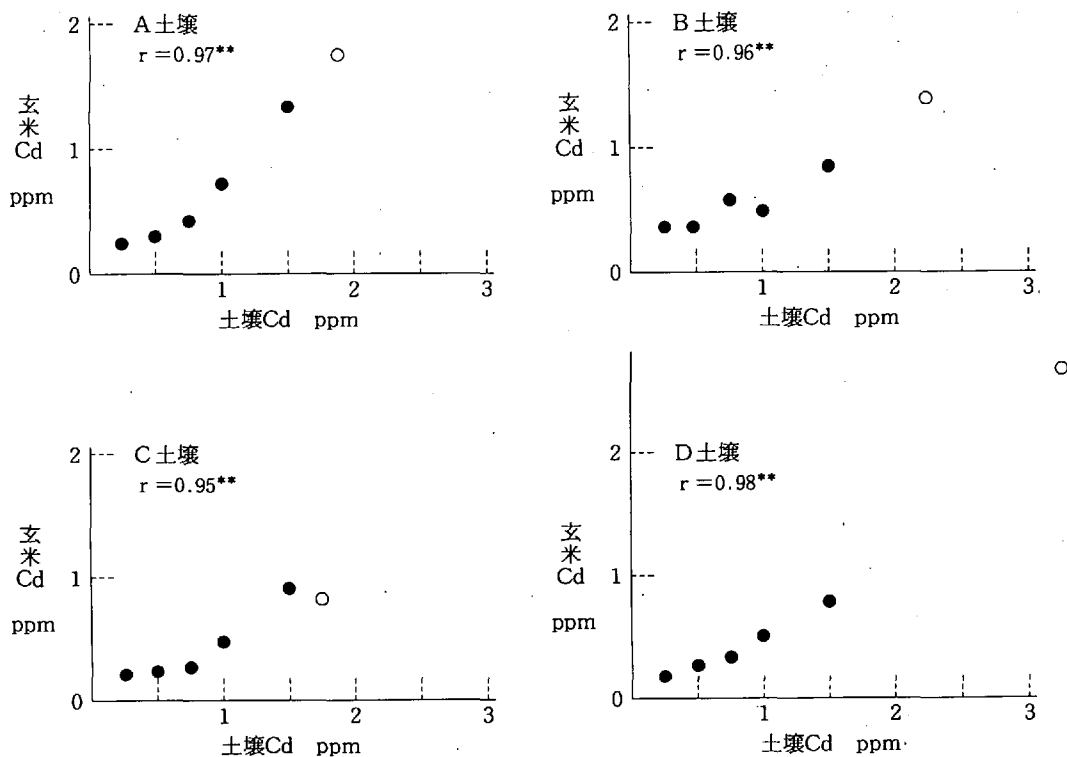
設定Cd濃度に対する汚染土対希釈用土の混合比

(設定Cd濃度) 土 壤	1.5 (汚染土:希釈用土)	1.0 (汚染土:希釈用土)	0.75 (汚染土:希釈用土)	0.5 (汚染土:希釈用土)	0.25ppm (汚染土:希釈用土)	原 土 (希釈土:希釈用土)
A	1 : 0.21	1 : 0.82	1 : 1.78	1 : 3.55	1 : 11.5	1 : 0
B	1 : 0.47	1 : 1.21	1 : 2.33	1 : 4.56	1 : 14.63	1 : 0
C	1 : 0.13	1 : 0.70	1 : 1.63	1 : 3.17	1 : 11.5	1 : 0
D	1 : 1.08	1 : 2.13	1 : 4.00	1 : 6.58	1 : 21.73	1 : 0

ポット; a/5000ポット 土壌充填量; 2.5kg/pot 水稻品種; ヨネシロ

水稻栽培法; 施肥量三要素成分各0.65 g/pot 移植; 5月25日 ポットに苗3本を1株として移植

水管理7/1~7/15中干、7/16~9/25間断灌溉



第7図 土壤Cd濃度の希釈による玄米Cd濃度の変化 (○は希釈しない原土)

2. Cd、Cu、Znの複合汚染における水稻収量及びCd吸収に対する要因解析

重金属がある程度以上に土壤中に含まれると、作物は生育阻害、重金属の体内異常蓄積などの被害を受ける。

このことについては、古くは足尾銅鉱山排水中のCuの過剰による水稻の生育阻害問題がある。近年はAs、Pb、Znなどの過剰による生育阻害、水稻のCd異常吸収などがみられ、多くの研究者によって被害発生の機作、改良対策などが検討されてきた¹¹⁻²⁰⁾³⁶⁾。

筆者らは主としてCd、Cu、Znなどの重金属類について、水稻の生育や体内成分に及ぼす影響を検討した。通常、鉱山排水中の重金属類は単一なものではなく、複数の種類で混在するのが大部分である。秋田県の場合は、その主なものがCd、Cu、Zn等であるので(第2表、第3表、第6表参照)、これらが土壤に含まれた場合の水稻に対する影響を知るため、次の(i)~(iii)の実験を行った。

《試験方法》

(i) 水稻の生育、重金属吸収に及ぼす各種重金属の共存の影響

秋田農試水田圃場の土壤を用いてCd、Cu、Znの添加量を変えたポット試験を行った。試験の設計は第10表に示すように、Cdは0、25、125ppm、Cuは0、50、250ppm、Znは0、250、1,250ppmの3段階の濃度でそれぞれを組み合わせた形で合計27の添加処理を行った。

添加重金属は試薬の $\text{CdCl}_2 \cdot 5/2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ を用いた。1/5,000a樹脂製ポットを使用し、所定濃度に重金属を添加した土壤を2.8kgをそれぞれ充填し、水稻苗(葉令4葉)3本を1株として移植した。かんがいは水道水を用い、生育前半では常時湛水、後半は間断灌漑の水管理方法で栽培して生育収量、Cdの吸収等を追跡した。用いた土壤の性質及び水稻の栽培法等については第10表に示した通りである。

第10表 各種重金属添加実験の試験区構成

(単位 ppm)

区番号	重金属添加量			区番号	重金属添加量			区番号	重金属添加量		
	Cd	Cu	Zn		Cd	Cu	Zn		Cd	Cu	Zn
1	0	0	0	10	25	0	0	19	125	0	0
2	0	0	250	11	25	0	250	20	125	0	250
3	0	0	1,250	12	25	0	1,250	21	125	0	1,250
4	0	50	0	13	25	50	0	22	125	50	0
5	0	50	250	14	25	50	250	23	125	50	250
6	0	50	1,250	15	25	50	1,250	24	125	50	1,250
7	0	250	0	16	25	250	0	25	125	250	0
8	0	250	250	17	25	250	250	26	125	250	250
9	0	250	1,250	18	25	250	1,250	27	125	250	1,250

試験条件: (1) a/5,000ポット使用

(2) 供試土壌: 秋田農試水田土壌 土性: CL CEC: 24.1me/100g
 pH: 5.7
 0.1NHCl可溶Cd 0.55ppm
 " 可溶Cu 4.45ppm
 " 可溶Zn 24.7ppm

(3) 土壌充填量: 2.8kg/ポット

(4) 添加重金属: Cd: CdCl₂, Cu: CuSO₄, Zn: ZnSO₄の試薬を使用

(5) 水稻品種: ヨネシロ

(6) 栽培概要: 施肥量: 三要素各成分0.65g/ポット
 移植: 6月8日 収穫: 9月30日

(7) 反復数: 2連

(8) 灌漑用水: 水道水使用

(ii) 水稻の生育、重金属吸収に及ぼす各種重金属の添加量及び温度条件の影響

(i)の試験と同様に秋田農試の水田土壌を用い、第11表のようにCd、Cu、Znの重金属を2段階濃度で単独で添加し、それぞれについて温度条件を高・低の2段階に設定してポット試験を行った。温度条件の差異は高温条件はポットをガラス温室内において管理し、低温条件は屋外に設置した水道水掛け流し状態の水槽の中にポットを置いて栽培する方法により温度差をつけた。高・低の差は栽培期間を通して平均3℃であった。重金属の添加法、水稻の栽培法などは第11表に示したとおりである。

(iii) 水稻の生育、重金属吸収に及ぼす各種重金属添加量及び土壌pHの影響

(i)、(ii)と同様に秋田農試水田土壌を用いたポット試験で、重金属添加量は第12表に示すようにCdは0、5、20ppm、Cuは0、50、200ppmの2種類、3段階の組み合わせとし、それぞれについて土壌pHを5、6、7の3段階として合計27区を設定した。土壌pHは使用した土壌が土壌pH5.7であったので、CaCO₃を添加してpH6及びpH7に調整したが、pH5の処理はCaCO₃無添加で原土のまま供試したので、pH5.0よりは高い条件(pH5.7)である。水稻の栽培法などは第12表に付記した通りでは(i)、(ii)と同様である。

第11表 重金属添加量と温度条件の差異が水稻にの重金属吸収に与える影響についてのポット試験
試験区の構成

区番号	重金属添加量 ppm			温度条件	区番号	重金属添加量 ppm			温度条件	区番号	重金属添加量 ppm			温度条件
	Cd	Cu	Zn			Cd	Cu	Zn			Cd	Cu	Zn	
1	0	0	0	高	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
2	0	0	0	低	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
3	0	0	250	高	7	0	100	0	高	11	25	0	0	高
4	0	0	250	低	8	0	100	0	低	12	25	0	0	低
5	0	0	1,000	高	9	0	250	0	高	13	100	0	0	高
6	0	0	1,000	低	10	0	250	0	低	14	100	0	0	低

試験条件：(1) a/5,000ポット使用

(2) 供試土壌：秋田農試水田土壌 土性CL pH5.7 CEC24.1me/100g

0.1NHCL可溶—Cd0.55、Cu4.45、Zn24.7ppm

(3) 温度条件：高 ポットをガラス室内において管理 6月～9月平均ガラス室内温度 23.3℃

低 ポットを野外の水道水掛け流し水槽内に置いた。

6月～9月の平均水槽水温 20.3℃

(6月～9月の野外平均気温 21.3℃)

(4) 土壌充填量：2.8kg/ポット

(5) 添加重金属：Cd CdCl₂、Cu CdCO₃、Zn ZnSO₄の試薬を使用

(6) 水稻品種：ヨネシロ

(7) 栽培概要：移植6月5日 出穂期8月4日～9月13日

収穫9月28日～10月9日

施肥量 三要素各成分0.65g/ポット

植込株数 1株/ポット

(8) 反復：2連制

(9) かんがい水：水道水使用（栽培期間中はほぼ常時湛水管理）

第12表 重金属添加量及び土壌pHを変えた実験の試験設計

区番号	重金属添加量		土壌pH	区番号	重金属添加量		土壌pH	区番号	重金属添加量		土壌pH
	Cd	Cu			Cd	Cu			Cd	Cu	
1	0	0	5	10	5	0	5	19	20	0	5
2	0	0	6	11	5	0	6	20	20	0	6
3	0	0	7	12	5	0	7	21	20	0	7
4	0	50	5	13	5	50	5	22	20	50	5
5	0	50	6	14	5	50	6	23	20	50	6
6	0	50	7	15	5	50	7	24	20	50	7
7	0	200	5	16	5	200	5	25	20	200	5
8	0	200	6	17	5	200	6	26	20	200	6
9	0	200	7	18	5	200	7	27	20	200	7

重金属添加量はppm、使用重金属：Cd CdCl₂、Cu CuSO₄土壌pHはCaCO₃を用いて調整した。pH5はCaCO₃無添加（pH5.7）pH6はCaCO₃ 8g/ポット、pH7はCaCO₃ 14g/ポット。

試験条件：(1) a/5,000ポット使用

(2) 供試土壌：秋田農試水田土壌 土性：CL CEC：24.1me/100g

pH：5.7

0.1NHCL可溶 Cd：0.55ppm

Cu：4.45ppm

Zn：24.7ppm

(3) 土壌充填量：2.8kg/ポット

(4) 水稻品種：ヨネシロ（畑苗）

(5) 栽培概要：移植6月10日 収穫9月26日

植込株数 1株/ポット

灌漑は水道水、栽培期間中はほぼ常時湛水管理

(6) 反復数：2連

《試験結果》

(i) 水稻の生育、重金属吸収に及ぼす各種重金属の添加量の影響

成熟期における穂数、穂重の調査結果を第13表、第8図に、わら、玄米のCd濃度を第14表、第9図に示した。秋田農試土壌にCd、Cu、Znを添加混合し、水稻を栽培した場合の収量をみると、Cd添加の場合の穂重はCd無添加区に比し、25ppm添加で5%、125ppm添加では25%減少した。同様にCu添加の場合の穂重は、無添加に比べて50ppm添加ではやや増収したが、250ppm添加では22%の減少となった。さらにZnの場合の穂重は250ppm添加では無添加とほとんど差がなく、1,250ppm添加で22%減少となった（いずれも第13表、第8図）。また、このような3元素添加の水稻の生育・収量に与える相互の影響を別途に統計処理した結果では、ほとんど有意差がみられず、Cd、Cu、Znの添加の影響はそれぞれが単独で作用しているものと考えられる。

次に成熟期のわら、玄米についてCd濃度を測定した結果、Cd添加量が多くなるに従ってCd濃度は明瞭に上昇することを認めた。わらのCdの場合、Cd25ppm添加で無添加の約5倍、Cd125ppm添加では40倍に近い濃度であった。玄米中のCd濃度の場

合はCd無添加で0.15ppm程度であるのに対し、Cd25ppm添加では0.28ppm、同125ppm添加では0.81ppmであった（以上第14表、第9図）。

このような土壌中Cd濃度と稲体中Cd濃度の関係は、前述した現場における土壌と稲体のCd濃度が相関性をもたない傾向（第6図参照）とは一致しないが、この理由はこの実験でのCd添加量が現場の土壌Cd濃度よりかなり多いこと、ポット試験の水稻栽培において、生育前半では常時湛水処理をしたが、後半では生育向上のために間断かんがい処理をしたので、土壌が酸化的に経過したためと思われる。

また、Cd吸収に及ぼすCu添加の影響をみると、Cu添加量が多いほどCd吸収量が低くなる傾向にあり、わらの場合にCu無添加でのCd濃度が2.65ppmであるのに対し、Cu250ppm添加区のCd濃度は1.65ppmと減少した。玄米中のCd濃度は、Cu無添加で0.40ppm、Cu250ppm添加で0.37ppmとなり、著しい変化ではないものの水稻のCd吸収に対し、Cuが抑制する方向に働いていることが伺われた（第14表、第9図）。

Znを添加した影響は、あまり明らかでないが、Cdを125ppmという大量に添加した条件のなかで、Znを多く加えるほど茎葉中や玄米のCd濃度が高まる傾向がみられた。

第13表 重金属添加ポット試験における水稻の生育・収量

項 目		穂数 本/pot			穂重 g/pot		
Cu 添加量	Zn 添加量	Cd 添 加 量			Cd 添 加 量		
		0	25	125	0	25	125
0	0	27.0	28.5	29.0	52.1	53.2	26.1
0	250	25.0	31.5	32.0	50.2	51.5	38.9
0	1,250	24.0	32.0	29.5	42.1	50.0	33.5
50	0	28.5	27.5	35.0	53.1	52.3	55.7
50	250	33.0	30.0	31.5	56.4	56.1	54.3
50	1,250	32.5	26.5	31.5	52.1	41.2	34.1
250	0	30.0	32.0	27.5	50.5	53.7	43.1
250	250	27.5	34.5	28.0	51.5	51.1	28.2
250	1,250	19.0	17.0	28.5	50.0	16.2	18.8

重金属の添加量はppm

重 金 属 添 加 の 影 響			
穂 数 本/pot			
Cd	添 加 量	0	25 125
	平均穂数	27.4	28.8 30.3
Cu	添 加 量	0	50 250
	平均穂数	28.7	30.7 27.1
Zn	添 加 量	0	250 1,250
	平均穂数	29.4	30.3 26.7

重 金 属 添 加 の 影 響			
穂 重 g/pot			
Cd	添 加 量	0	25 125
	平均穂重	50.9	47.3 30.0
Cu	添 加 量	0	50 250
	平均穂重	44.2	50.6 40.3
Zn	添 加 量	0	250 1,250
	平均穂重	48.9	48.7 37.6

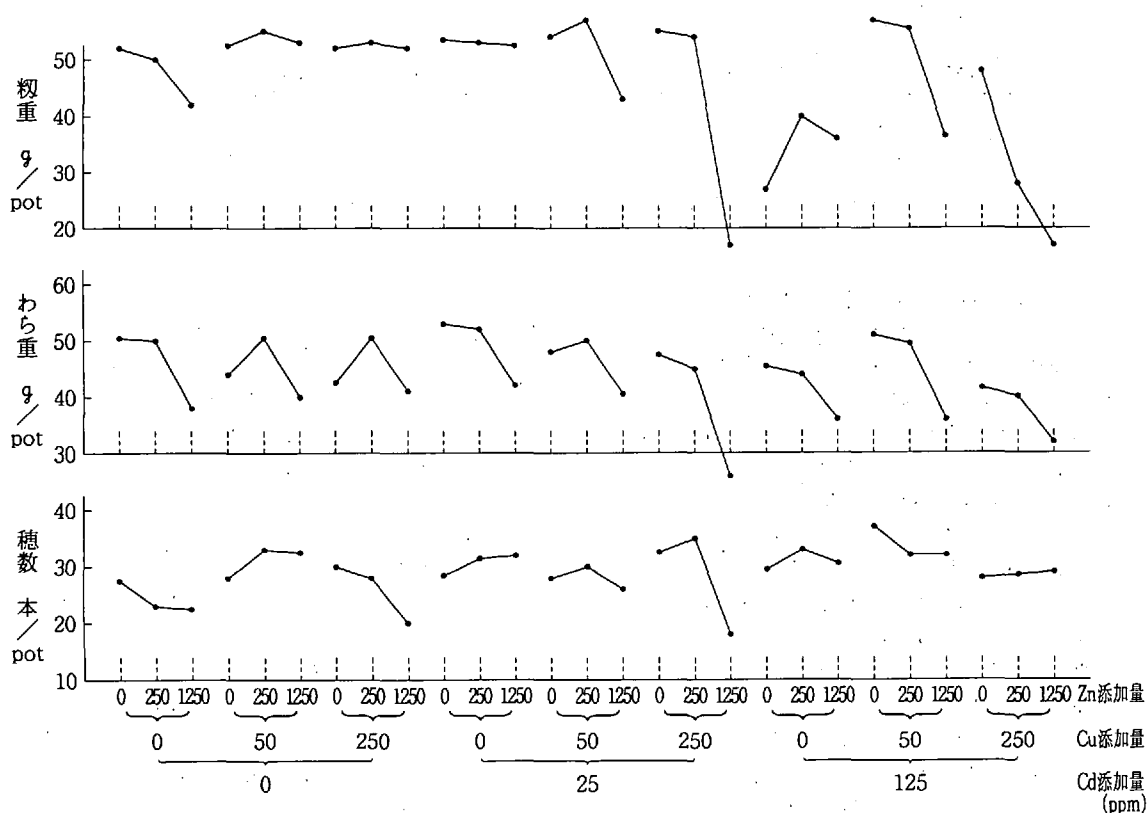
第14表 重金属添加試験における水稻のわら、玄米Cd濃度

項 目		わら中Cd濃度 ppm			玄米中Cd濃度 ppm		
Cu	Zn	Cd 添 加 量			Cd 添 加 量		
添加量	添加量	0	25	125	0	25	125
0	0	0.19	0.76	4.12	0.12	0.37	0.72
0	250	0.22	1.08	6.46	0.19	0.30	0.97
0	1,250	0.11	0.63	10.30	0.14	0.22	1.03
50	0	0.15	0.74	3.43	0.17	0.37	0.58
50	250	0.14	1.39	6.04	0.12	0.50	0.81
50	1,250	0.10	1.07	5.36	0.21	0.24	0.77
250	0	0.11	0.23	3.85	0.19	0.17	0.79
250	250	0.07	0.40	4.40	0.11	0.12	0.72
250	1,250	0.15	0.15	5.49	0.08	0.26	0.90

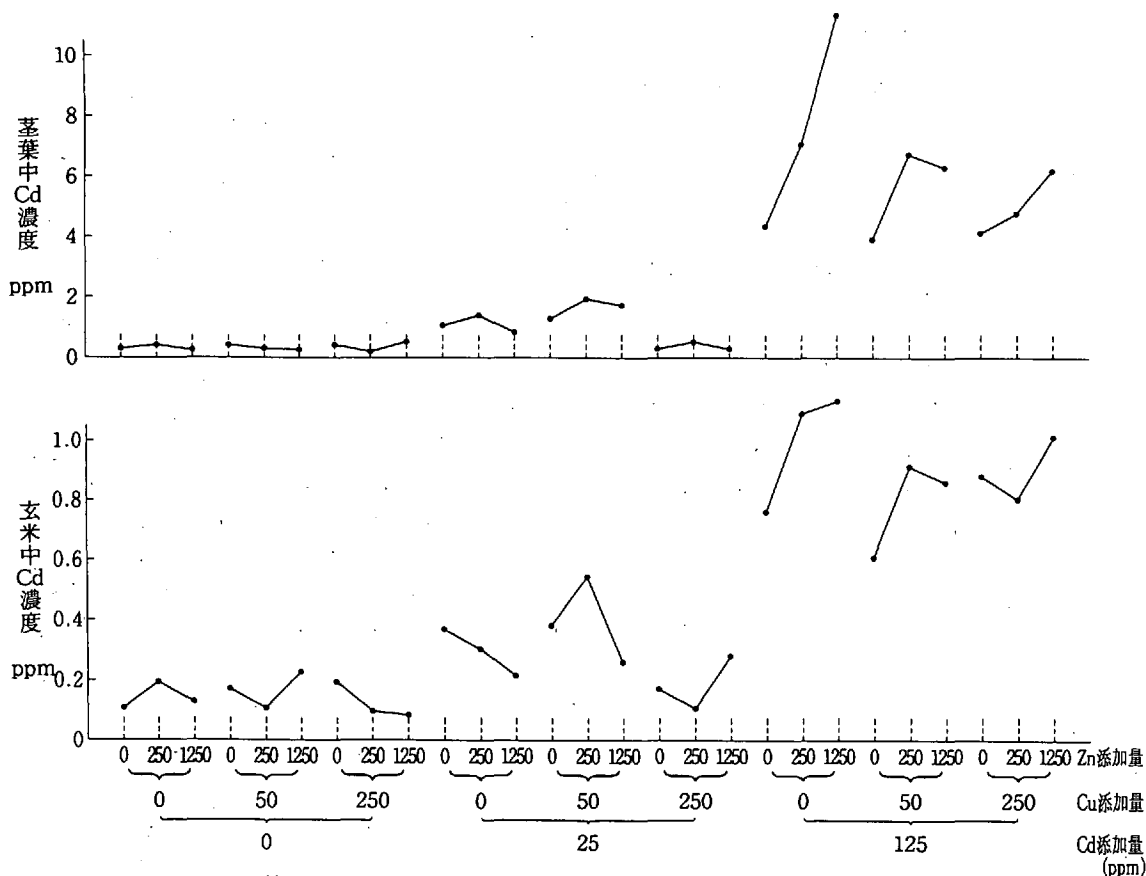
重金属の添加量はppm

重金属添加の影響			
わら中Cd濃度 ppm			
Cd 添 加 量	0	25	125
平均わらCd濃度	0.14	0.72	5.49
Cu 添 加 量	0	50	250
平均わらCd濃度	2.65	2.05	1.65
Zn 添 加 量	0	250	1,250
平均わらCd濃度	1.51	2.24	2.60

重金属添加の影響			
玄米中Cd濃度 ppm			
Cd 添 加 量	0	25	125
平均玄米中Cd濃度	0.15	0.28	0.81
Cu 添 加 量	0	50	250
平均玄米中Cd濃度	0.40	0.42	0.37
Zn 添 加 量	0	250	1,250
平均玄米中Cd濃度	0.39	0.43	0.43



第8図 重金属添加による水稻の生育・収量の変化



第9図 重金属添加による水稻の茎葉及び玄米中Cd濃度の変化

(ii) 水稻の生育、重金属吸収に及ぼす各種重金属の添加量及び温度条件の影響

(i)の試験の場合と同様に、水稻の生育量は各重金属の添加量の増加に従って減少する傾向にあった。特にCu250ppm添加における生育量の低下が著しく、Cdでは100ppm以上、Znの場合は1,000ppm以上の添加で水稻の収量が低下することが認められた(第10図)。水稻栽培時の温度の影響をみると、収量は低温条件下で栽培したものは高温条件に比して低下するが、重金属添加量の多いものほど低温で減収の傾向が強いことがみられた。

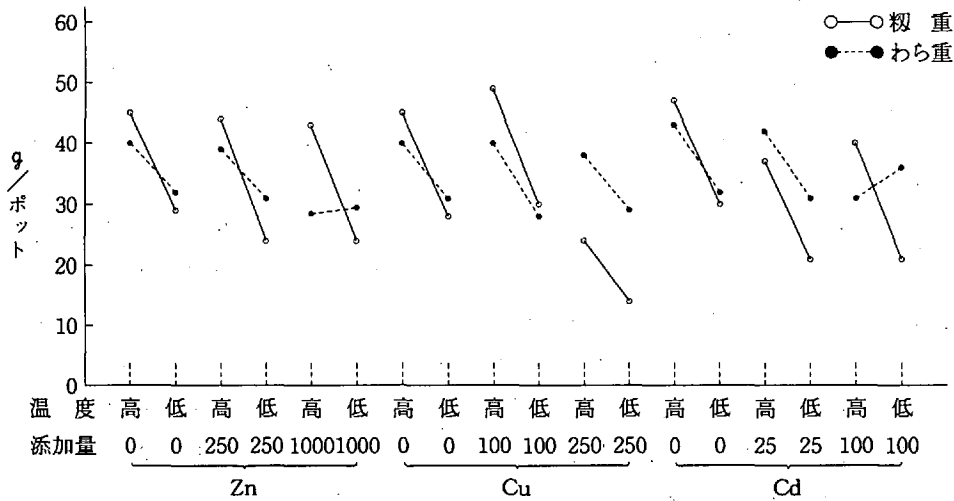
重金属の吸収を玄米中Cd濃度でみると、まず、Cdを単独添加した条件では、玄米中Cd濃度は高い値を示し、25ppm添加で0.8~0.9ppm、100ppm添加では1ppmを越えた。また、高温条件下で栽培した場合よりも、低温条件下でのものの方が高くなる傾向が明示された(第11図)。また、別の試験にお

いてZn、Cuを添加共存させた場合、Cd濃度は0.1~0.2ppm程度で低い値であり、高温よりも低温条件下で栽培されたものが一般に高い傾向がみられた。低温条件によって水稻のCd濃度が高まる原因の一つとして、土壌の還元が進みにくく、Cdが硫化物などの不溶性塩の生成が起こり難いためと考えられる。

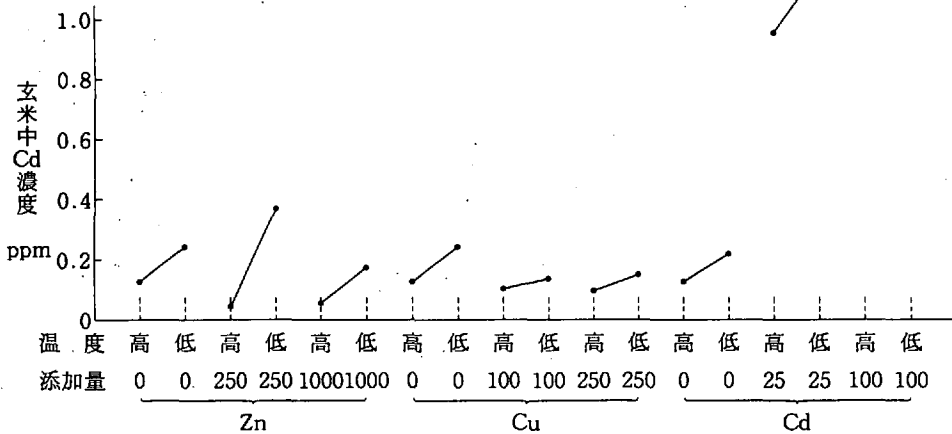
(iii) 水稻の生育、重金属吸収に及ぼす各種重金属添加量及び土壌pHの影響

Cd、Cuの添加量とpH条件との関連について調べた結果を第15表、第12図に示した。

Cu200ppm添加・pH5(実pH5.7)において水稻の生育はかなり抑制されるが、pHが上昇するに伴い、水酸化物の生成などによつて生育抑制が回避される傾向が示され、Cuによる生育阻害に対しては石灰質資材の施用が有効であることが認められた。また、玄米中Cd濃度はpH5の場合、前記(i)の試験で



第10図 重金属添加量と温度条件を変えた場合の生育収量



第11図 重金属添加量と温度条件を変えた場合の玄米Cd濃度の変化

みられたように、共存Cuの添加量を高めることによって玄米中Cd濃度は低下する傾向が認められた。さらに、pHを5、6、7と高めて行くことにより、水稻のCd吸収が低下する傾向がみられ、吸収抑制効果のあることが示された。しかし、Cd添加量が20ppmというような多い場合には、玄米中のCd濃度を0.4ppm以下に低下させることは困難であると

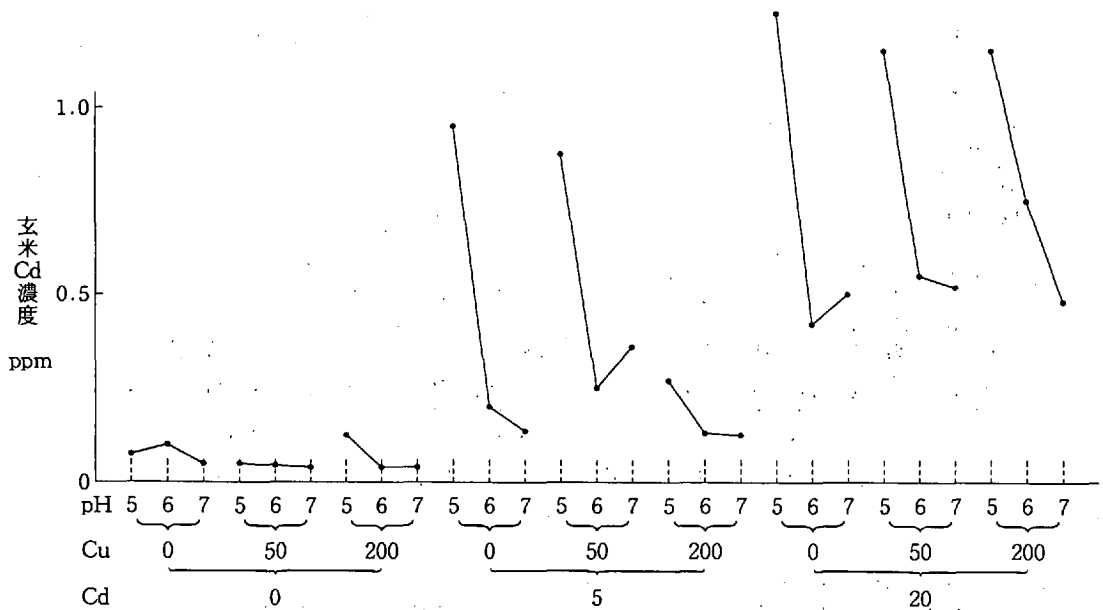
考えられる。

以上は重金属を非汚染土壌に添加して行った実験であるが、次に重金属汚染地域から採取した汚染水田土壌を用いて水稻のポット栽培試験を行い、生育収量及び重金属吸収と温度、pH、かんがい水質などとの関連について検討を加えた。

第15表 重金属の添加量と土壌pHを変えた場合の水稲の収量及び
わら中Cd濃度と玄米Cd濃度

		わ ら 重			粳 重			わら中Cd濃度			玄米中Cd濃度		
重金属添加量		土壌 pH			土壌 pH			土壌 pH			土壌 pH		
Cd	Cu	5	6	7	5	6	7	5	6	7	5	6	7
0	0	38.3	38.8	36.1	39.4	36.8	34.6	0.33	0.35	0.29	0.10	0.13	0.08
0	50	38.3	37.5	37.9	37.9	36.2	34.5	0.25	0.50	0.20	0.07	0.06	0.05
0	200	31.6	34.4	35.5	37.8	43.0	43.6	0.45	0.33	0.20	0.13	0.04	0.05
5	0	37.5	38.3	37.3	42.6	36.2	34.6	3.63	2.67	0.71	0.92	0.21	0.17
5	50	41.5	38.2	38.8	36.7	36.3	36.3	2.90	1.89	1.31	0.84	0.23	0.36
5	200	32.0	42.3	41.1	35.2	44.4	43.2	0.73	0.91	0.66	0.29	0.16	0.15
20	0	40.2	37.4	38.4	32.9	35.9	33.8	5.12	1.72	0.71	1.33	0.42	0.50
20	50	38.6	39.3	41.7	35.5	33.7	35.6	4.23	2.97	2.16	1.14	0.56	0.55
20	200	28.9	39.6	45.3	34.3	37.7	45.3	5.29	3.68	2.29	1.15	0.75	0.46

わら重と粳重はg/ポット。わら中Cd濃度と玄米Cd濃度はppm。pH5区の実pH5.7。



第12図 重金属添加量及び土壌pHによる玄米Cd濃度の変化

《試験方法》

(i) 試験場所及び方法

秋田農試本場、a/5,000ポット使用

(ii) 供試土壌とその性質

第16表のとおりであるが、土壌は秋田県内3カ所の汚染水田土壌と、対照として非汚染の秋田農試水田土壌を用いた。

(iii) 試験区の構成と内容

第17表に示したように、土壌にCu200ppm添加した影響、かんがい水にCuを0.2ppm加えた場合の影響、冷水（普通より3～5℃低い）かんがいの影響、土壌pHを7.0に調整した場合の影響の4つの影響を明らかにするため、各2段階の処理を加えた実験を行った。冷水処理は野外においた水槽（深さ13cm。

第16表 供試土壌の性質

土 壤	土色	土性	pH		0.1NHCl可溶			備考
			H ₂ O	KCl	Cd	Cu	Zn (市町村)	
① 農 試	灰褐色	CL	5.4	4.4	10.36*	1.9	11.3	秋田市
② 野 田	灰褐色	LiC	6.3	5.6	2.56	432.6	71.0	角館町
③ 長 沢	黒 色	CL	5.0	4.5	12.44	624.9	683.4	小坂町
④ 東福寺	灰褐色	HC	5.7	5.1	2.40	937.5	70.8	稲川町

* $\text{CdSO}_4 \cdot 8/3\text{H}_2\text{O}$ を用いてCdとして10ppm添加

水道水を常時流水の状態ですす装置。水槽内水温とガラス室内との温度差は約3℃であった）にポットをいれて冷温を維持した。

第17表 汚染土壌を用いた各種栽培条件とCd吸収に関するポット試験設計

因 子	処 理 及 び そ の 水 準		
a. Cu添加の影響	無 添 加	(×)	200ppm添加 (0) (CuSO ₄ 使用)
b. 水質の影響	水道水使用	(×)	0.2ppmCu汚染水 (0) (CuSO ₄ を水に溶かして灌漑水として使用)
c. 冷水灌漑の影響	普 通 温 度 (ガラス室内にポットを置いた)	(×)	冷水かけながし (0) (水道水掛け流し状態の水槽内にポットを入れて冷却した。温度差は普通（ガラス室内）に比し3～5℃低い条件である)
d. pH条件	無 調 整	(×)	pH7.0調整 (0) (CaCO ₃ 18～37g/ポット)

ポット：a/5000ポット使用

水稻の栽培方法：品種 ヨネシロ 畑苗2本をポット当たり1株として移植

5月28日移植 10月1日収穫

施肥量 三要素各成分0.65g/ポット

水管理 5月28日～7月11日灌水 7月12日～7月23日中干 7月24日以降間断灌漑

(iv) 水稻品種及び栽培法

水稻品種はヨネシロを用い、ポットは冷水処理以外はガラス室内において水稻を栽培した。

土壌の充填量は1ポット当たり2.8kg、施肥は1ポット当たり三要素成分で0.65g、植込本数は1ポット当たり1株（2本）である。水管理は7月上旬までは湛水処理、7月中旬中干し、7月下旬以降は間断かんがいとした。

《試験結果》

得られた試験結果の中から、収量（第13図）と水稻体のCd濃度（第14図）について、要因毎に整理した結果を示した。玄米収量では石灰施用によるpH調整の効果が著しく現れ、無調整に比べて長沢、東福寺土壌の場合は数倍の収量となった。このような増収の理由として、長沢土壌のpHは5.0（H₂O）と低く、Cu濃度も高かった（第16表参照）が、pH7.0に調整することによって、玄米収量に及ぼす影響が解消された。東福寺土壌の場合は、pHは5.7（H₂O）で低くないものの、Cu濃度が著しく高いた

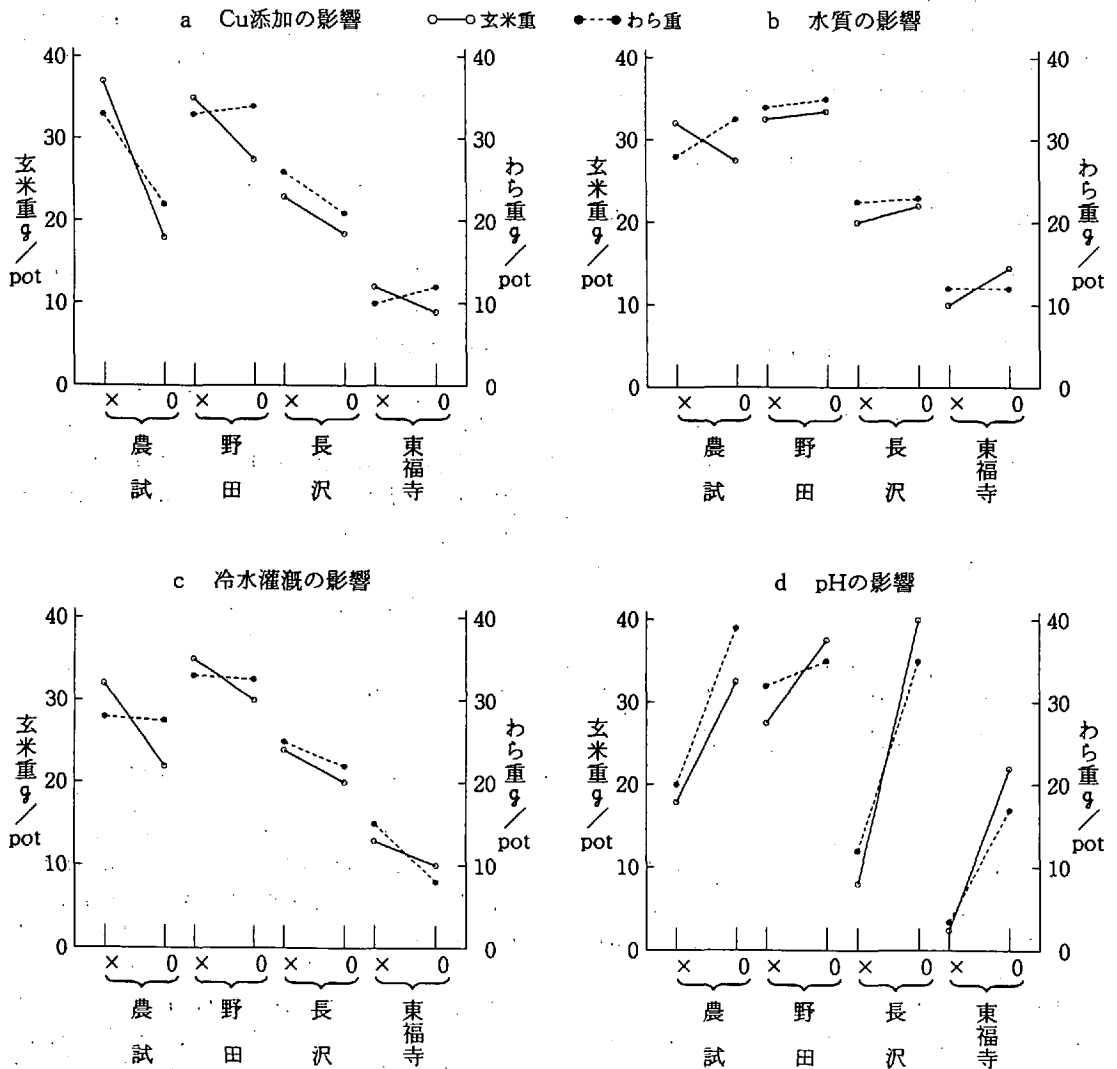
めに生育障害を起こしていたものが、pH調整により障害が回避されたためであると考えられる。また、Cu200ppm添加の影響は各土壌とも共通にみられるが、Cu含有量の少ない農試土壌でより顕著に現れている。

冷水処理によっても収量の低下を来すが、供試土壌間の差異はみられなかった。

Cu0.2ppm含有かんがい水の使用による影響は明らかでなかった。

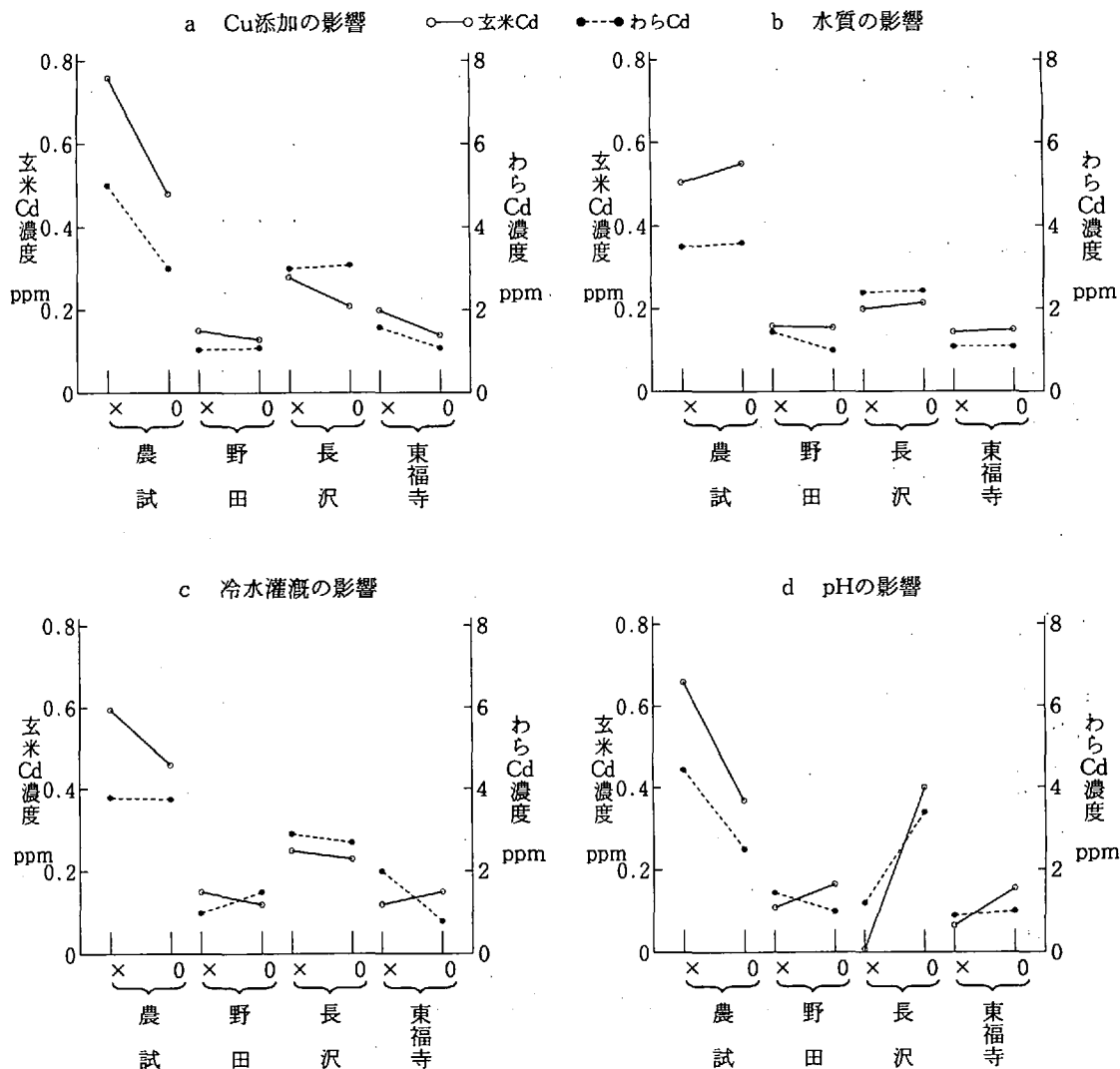
水稻のCd吸収に対する各処理の影響は、Cu含有

量が少なく、かつ、あらかじめCd10ppmを添加した農試土壌においては、Cu200ppm添加によって、Cd吸収が著しく抑制された。同じ農試土壌に冷水灌漑処理を施して生育を抑制すると、玄米のCd濃度の低下が認められること、また農試土壌ではpH調整により玄米Cd濃度が大きく低下することなどが明らかになった。しかし、前記長沢土壌のように、pH調整により生育が著しく良くなった場合、玄米Cd濃度も高まることが認められた。



第13図 土壌毎の穂重及びわら重に対する各処理の効果

(×処理なし 0 処理あり)



第14図 土壌別の玄米Cd濃度とわらCd濃度に対する各処理の効果
(×処理なし 0処理あり)

3. Cd汚染田における水稻のCd吸収に対する土壌の酸化還元性の影響

土壌の酸化還元性と水稻のCd吸収との関係については、すでに多くの研究成果^{(4)(26), (32), (39)~(40))}が報告されており、還元性の強い条件下ではCd吸収が抑制されることが知られている。筆者らも水稻ポット栽培試験において種々の水管理を行い、同様の事実を確認しているので、以下に主要な試験結果を記述する。

《試験方法》

- (i) 供試土壌：農試土壌 (Cd20ppm添加)
- (ii) ポット条件：a/5,000ポット 2連制
- (iii) 水管理試験区の構成：第18表に示した。

水管理法は全期間湛水処理をする常時湛水区を標準として、中干時期を幼穂形成期 (7月11日～7月19日)、幼穂形成期から出穂期 (7月19日～8月7日)、出穂開始から穂揃い期 (8月7日～8月16日) の間に行う処理、ならびに穂揃い期以降落水、出穂10日及び20日後からの落水などの処理を行った。

第18表 水管理ポット試験・試験区構成

No	試 験 区 (処理内容)	幼穂形成期		出穂期	穂揃期	出穂10日	出穂20日	刈取期
		7/11	7/19	8/7	8/16	8/22	9/1	9/28
1	常 時 湛 水							
2	幼穂形成期中干	..××××××.						
3	幼形～出穂期中干		××××××××					
4	出穂始～穂揃中干			××××××××				
5	穂揃期より落水				××××××××××××××××××××××××			
6	出穂10日より落水					××××××××××××××××××××		
7	出穂20日より落水						××××××××××	

水稻品種：ヨネシロ
移 植：6月10日
刈 取 期：9月28日

.....湛水 ×××××落水

《試験結果》

試験結果のうち、生育収量、稲体Cd濃度を第19表に、玄米Cdの変動量を第20表に示した。水稻栽培の期間中、いろいろの時期に一定期間のみ落水処理（中干処理）を行い、その他の期間は湛水処理を継続した場合玄米中のCd濃度が高まってくる。特に出穂期から穂揃期にかけて中干処理を行った場合にCd濃度が高く、次いで幼穂形成期から出穂期にかけて中干した場合と、穂揃期以降に落水した場合に高い濃度を示した。しかし、幼穂形成期における中干や出穂20日後から落水した場合には玄米のCd濃度の上昇は比較的小さかった。

水稻栽培の期間中に中干あるいは落水処理を行うと、わら、玄米中のCd濃度が上昇する原因として、土壌が酸化的になり、土壌中のCdが可給態化して吸収量が増加するためと考えられる。特に出穂

期頃の中干処理が玄米Cd濃度に強く影響することが明らかであった。

このように、土壌の酸化還元性が水稻のわら、玄米のCd濃度を左右することは、その抑制手段として水管理法を活用することに大きい意味があることを示している。ただし、本試験は秋田農試土壌にCd高濃度添加（20ppm）の条件下で行ったため、常時湛水区でも玄米Cdは1ppmを越す高濃度になっている。しかし、後述するように重金属汚染現地水田での試験においては、常時湛水ないしは出穂期中心の適切な湛水処理によって、玄米Cdが0.4ppm以下の安全濃度を保持できることが明らかであった。

次に土壌の酸化還元性と土壌中のCdの動態との関連性について、汚染土壌を用いて行ったポット試験について記述する。

第19表 水管理ポット試験における生育収量、わら・玄米Cd濃度・土壌酸化還元性電位

No	試 験 区 (処理内容)	成熟期生育			収 量		Cd濃度		土壌Eh mv		
		稈長 cm	穂長 cm	穂数 本/株	わら重 g/pot	穂重 g/pot	わら ppm	玄米 ppm	8月8日 (出穂始直後)	8月18日 (穂揃直後)	8月23日 (出穂10日後)
1	常 時 湛 水	102.5	17.0	21.0	40.7	35.8	6.24	1.09	100	10	20
2	幼穂形成期中干	103.0	17.0	23.0	39.3	36.1	18.41	1.61	—	—	—
3	幼形～出穂始中干	81.5	13.5	22.0	40.7	26.2	45.08	3.81	450	—	—
4	出穂始～穂揃中干	95.5	15.5	21.5	40.6	32.4	33.51	4.52	—	380	—
5	穂揃期より落水	102.5	18.5	21.5	39.9	35.0	48.67	3.71	—	—	420
6	出穂10日より落水	104.5	16.5	20.5	40.6	35.5	45.96	2.64	—	—	—
7	出穂20日より落水	100.0	16.0	23.0	43.0	37.2	23.46	1.69	—	—	—

第20表 各水管理による玄米Cd濃度の上昇(常時湛水との比較)

No	試 験 区 (処理内容)	常時湛水区との玄米 Cd濃度差 (ppm)	中干、落水期間の 1日当たり平均Cd濃度の上昇 (ppm)
2	幼穂形成期中干	0.52	0.065
3	幼形～出穂始中干	2.72	0.143
4	出穂始～穂揃中干	4.15	0.415
5	穂揃期より落水	2.62	0.061
6	出穂10日より落水	1.55	0.041
7	出穂20日より落水	0.80	0.029

《試驗方法》

(i) 供試土壌：平鹿町野田及び十文字町梨木の重
金属汚染水田土壌

土壌の性質は第21表のとおりである。

(ii): 試験区の構成

第22表に示したように5区を設定した。

試験方法はa/5,000ポットに供試土壌を2.8kg充填し、水稲を移植して次のような水管理を実施した。

常時湛水は全栽培期間湛水条件とした（常時湛水区）。通常の中干は幼穂形成期（6/29～7/8）に行っ

た（中干処理区）。遅い中干は出穂直前（7/26～8/18）に行ったのち早期落水処理を施した（遅い中干区）。

間断かんがいは通常の中干処理を施したのち、出穂期前までと出穂2週間後10日間行った(中干及び間断かんがい区)。早期落水は出穂期後2週間目から行った(出穂期8/19、早期落水期)。

水稻品種はヨネシロ、施肥量は三要素成分各0.65 g/ポットとした。

第21表 水管理法と土壤Cdの溶出に関するポット試験
供試土壤の性質

土 壤 の 種 類	土 性	pH (H ₂ O)	CEC me/100 g	塩 基 飽 和 度 %	0.1NHCl可溶重金屬ppm Cd Cu Zn	備 考
野 田	LiC	5.02	30.7	34.6	4.64 46.1 61.7	平 鹿 町
梨 木	SiCL	4.86	28.5	30.6	7.28 62.1 118.3	十文字町

第22表 水管理法と土壌Cd溶出に関するポット試験
試験区の構成（水管理法）

[illegible]

栽培法:	品 種	ヨネシロ(畑苗)	湛水	中干	間断灌溉	落水
移植日	5月28日					
出穂期	野田8月19日	梨木8月21日				
成熟期	10月15日					

(iii) 土壌中Cd溶出率の調査

栽培期間中、適当な時期に各試験区から土壌を採取し、生土のまま0.1NHClで浸出してCdを測定した。また、試料の一部を風乾し、この風乾土についても0.1NHClで浸出してCdを測定した。これらの結果からCd溶出率は次のようにして算出した。

$$\text{Cd溶出率} = \text{生土壌中Cd} / \text{風乾土壌中Cd} \times 100$$

生土壌及び風乾土のCdの求め方については次のようにした。

湛水状態で採取した試料を、湿潤のままよく混合して均一な状態とし、一定量を秤量して5倍量の0.1NHClを加えて1時間室温で振盪後、乾燥濾紙で濾別して、濾液について原子吸光法によりCdを直接測定した。同時に生土壌の水分を測定して生土壌中の0.1NHCl可溶Cd濃度ppmを乾土当たりとして算出した。

また、生土壌試料の一部を風乾処理し、粉碎後2mm篩別し、これについて生土壌と同様に0.1NHCl溶液で浸出し、濾液についてCdを測定して、風乾土中Cdとして乾土当たりで濃度ppmを算出した。

《試験結果》

土壌中のCdは、風乾状態では酸化的であるため、

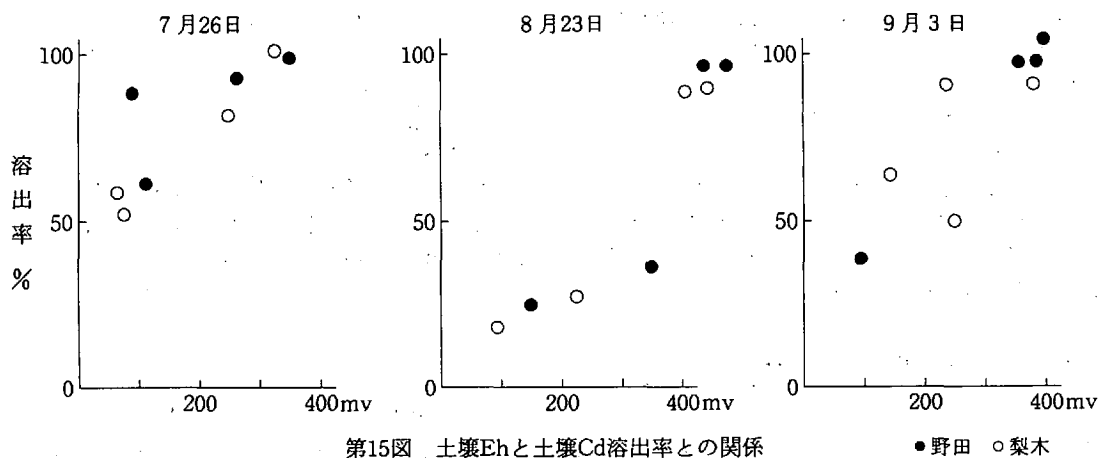
その多くは0.1NHClに可溶な状態で存在する。水稻栽培などで湛水することによって還元状態になると、酸化還元電位が低下して硫化物を生成し、Cdは0.1NHClには溶解しにくい形態に変化する。栽培期間中の生土中の0.1NHCl可溶のCd濃度と風乾土の同可溶のCd濃度の比をCd溶出率として算出すると、第23表、第15図～17図に示すように、7月初めの段階では100%に近い高い値を示すが、7月後半からは中干などの節水処理を行わない区においては次第に低下し、8月23日の出穂期頃になると20～30%程度となった。一方、中干や間断灌漑をした場合は60～80%の値を示し、出穂期後の落水によっても高まった。このような節水処理を施した場合、成熟期におけるわらや玄米中のCdはほぼ確実に高まっており、水管理条件がCdの吸収に強く関与していることが明らかであった。

出穂期以降の土壌のEhが100～200mv以下の場合には、Cd溶出率は30%程度であり、このような場合は、玄米中Cd濃度はほぼ0.4ppm以下であった。中干、間断灌漑、早期落水等の処理を行って、出穂期頃の土壌Ehが400mv以上となった場合には、玄米Cd濃度は1ppmを越える高い濃度となった。

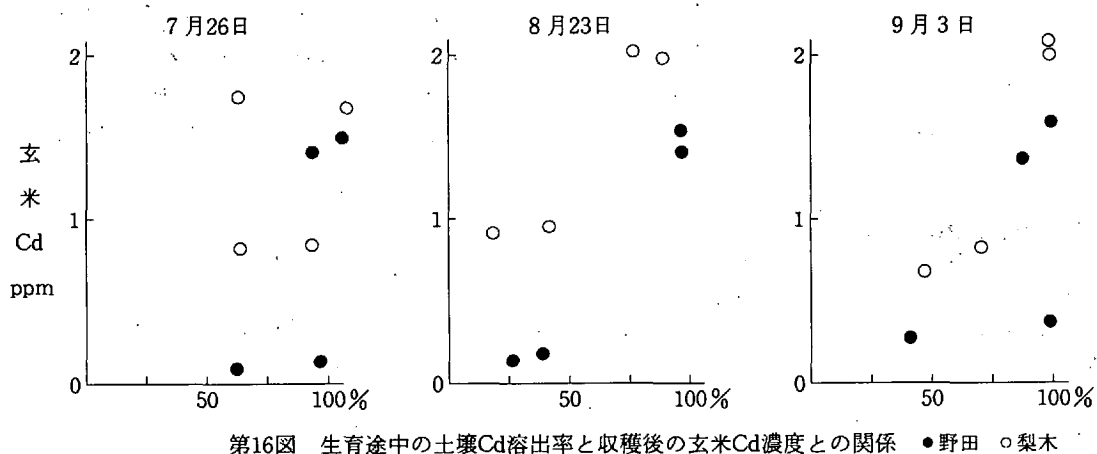
第23表 水管理法と土壌Cd溶出に関するポット試験
時期別酸化還元電位とCd溶出率及び稲体Cd濃度

土 壤	Na 試験区名	酸化還元電位 Eh					Cd 溶 出 率					Cd濃度	
		mV					%					ppm	
		7/8	7/26	8/23	9/3	9/20	7/8	7/26	8/23	9/3	9/20	わら	玄米
野 田	1 常 時 湛 水 区	305	98	116	96	230	97	69	23	33	48	5.86	0.09
	2 中 干 処 理 区	424	252	310	200	203	100	94	32	80	54	5.47	0.19
	3 中干及び間断灌漑区	446	316	427	316	488	99	100	84	84	90	19.53	1.52
	4 早 期 落 水 区					428					99	10.55	1.05
	5 遅 い 中 干 区		85	446	370	358		81	84	88	41	14.81	1.29
梨 木	1 通 常 湛 水 区	274	44	91	248	355	89	65	20	42	67	9.37	0.41
	2 中 干 処 理 区	363	234	206	296	361	100	80	37	65	74	10.35	0.40
	3 中干及び間断灌漑区	363	322	426	355	471	97	100	82	87	93	34.74	1.97
	4 早 期 落 水 区					391					90	16.41	2.53
	5 遅 い 中 干 区		77	416	366	361		54	77	85	69	33.95	1.93

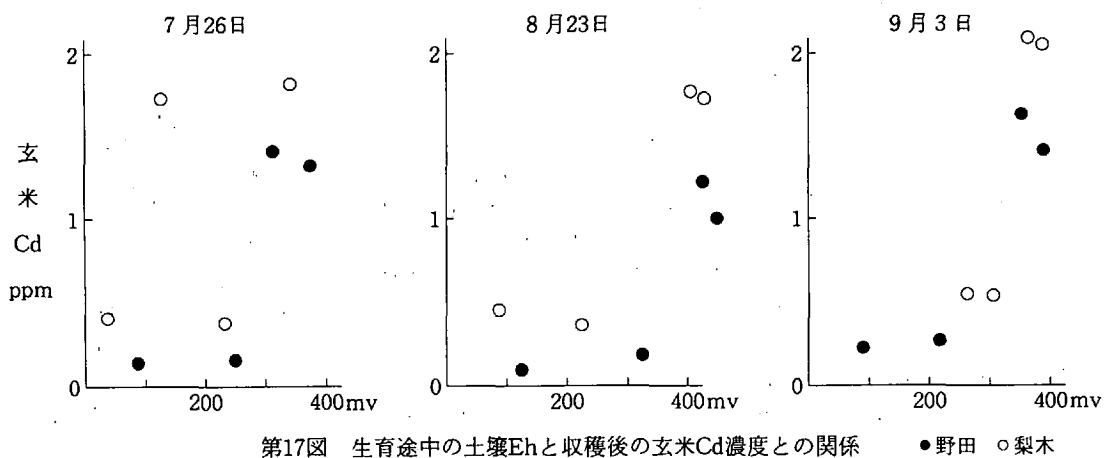
$$\text{Cd溶出率} = \text{生土壌中0.1NHCl可溶Cd} / \text{風乾土壌中0.1NHCl可溶Cd} \times 100$$



第15図 土壌Ehと土壌Cd溶出率との関係



第16図 生育途中の土壌Cd溶出率と収穫後の玄米Cd濃度との関係



第17図 生育途中の土壌Ehと収穫後の玄米Cd濃度との関係

4. 土壌粒子のCd結合形態が水稻のCd吸収に与える影響

Cdの土壌粒子との結合形態としては、土壌交換基との結合が多いと思われるが、前述のように土壌の酸化還元性によって可溶性が変わるなどのこともあり、結合形態は種々あるものと推定される。しかもその結合形態によっては水稻のCd吸収に与える影響も異なるものと考えられ、Cd吸収抑制や汚染除去法を検討する際、無視できないものと考えられ

ることから、土壌粒子とCdの結合形態及びそれが水稻のCd吸収に与える影響について検討を行った。

《試験方法》

(i) 供試土壌

Cd結合形態を分析するために用いた試料は、秋田県平鹿地域の重金属汚染水田土壌4種である。土壌の性質は第24表に示したとおりである。

第24表 Cd結合形態実験 供試土壌の性質

土 壤	土 性	pH	T-C	CEC	0.1NHCl可溶 ppm		所 属 町 村 (用水系統の流域)
			%	me/100 g	Cd	Zn	
館 花	LiC	5.7	2.3	21.7	1.57	30.6	増 田 町 (上流域)
中 竈 田	HC	5.8	3.2	32.4	3.93	62.2	十文字町 (中流域)
梨 木	LiC	5.5	3.6	30.4	7.20	151.6	十文字町 (中流域)
野 田	HC	5.5	3.2	31.7	4.27	74.7	平 鹿 町 (下流域)

(ii) 結合形態の分画法

供試した土壌は土性がLiCからHCの細粒質土壌であるが、粒径のどの部分にCdが結合しているかを知るために、まず第25表のように供試土壌を粒径別に5段階に分別した。それぞれの分別試料について第26表に示した方法により、全Cd (T-Cd)、可給態Cd (0.1NHCl可溶Cd)、及びMacLAREN氏の方法²⁰⁾に準じて形態別Cdの分析を行った。

(iii) CaCl₂・酢酸処理土壌と水稻のCd吸収

CaCl₂、酢酸などによって、交換態Cd及び無機物特殊結合Cdを除去すれば、土壌中に残存するCdはほとんどが有機物結合態と考えられる。このような土壌をポットに充填して水稻を栽培した場合、水稻のCd吸収は有機物結合態Cdに由来すると想定され、土壌中の形態別Cdの水稻による吸収の特徴を知ることができると考えられる。このような考えから、供試土壌について次のようなCaCl₂・酢酸溶液の洗脱処理を施し、その土壌を用いた水稻栽培ポット試験を行った。

洗脱処理：4種の供試土壌2kgをそれぞれa/2,000ポットに入れ、20ℓの0.05molCaCl₂液を加えて攪拌沈降後、ポット下方から同液をすべて除去した。次に、10ℓの2.5%酢酸液をポット土壌に加え、同様に攪拌沈降後、この酢酸液を除去した。さらに

第25表 土壌粒径分別法

- | | | |
|---|---------------|------------------|
| ① | 2.00～0.074mm | 200mesh篩で篩別 |
| ② | 0.074～0.037mm | 400mesh篩で篩別 |
| ③ | 0.037～0.020mm | 沈降法で分別 |
| ④ | 0.020～0.002mm | 沈降法で分別(シルトに相当する) |
| ⑤ | 0.002mm以下 | 沈降法で分別(粘土に相当する) |
- (腐植は分解処理せずに分別した)

水道水20ℓをポットに加えて土壌を攪拌洗滌した。水道水を除去した後、土壌を取り出し風乾した。

水稻栽培ポット試験：洗脱処理を施した土壌、各2kgをa/5,000ポットにそれぞれ充填し、施肥後、水稻ヨネシロ苗を移植して栽培し、9月25日に収穫した。洗脱処理を施さない土壌についても同様に水稻を栽培し比較した。土壌改良資材などは施用しなかった。各土壌について中干時期を変える処理(A；最高分けつ期から幼穂形成期、B；幼穂形成期～減数分裂期)を加えた。この処理を加えた理由は遅い時期の中干処理の影響をみるためである。

第26表 Cd結合形態別分画法

- | |
|--|
| ① 全Cd(T-Cd)：試料を $H_2SO_4 \cdot NHO_3 \cdot HClO_4$ 分解後APDC-MIBK抽出
原子吸光法で測定 |
| ② 可給態Cd(0.1NHCl可溶Cd)：試料を0.1NHCl抽出
抽出液について直接原子吸光法で測定 |
| ③ 交換性Cd(Ex-Cd)：試料を0.05mol $CaCl_2$ 抽出
抽出液について原子吸光法で測定 |
| ④ 無機物結合Cd(Inorg-Cd)：③の抽出残渣について2.5%酢酸液で抽出
抽出液について原子吸光法で測定 |
| ⑤ 有機物結合態Cd(Org-Cd)：試料を1molピロリン酸カリで抽出
抽出液について原子吸光法で測定 |
| ⑥ 遊離酸化物結合態Cd(F ⁻ ox-Cd)：
⑤の抽出残渣について0.1mol蓚酸+0.175mol蓚酸アンモン混液で抽出
抽出液について原子吸光法で測定 |
| (③～⑥についてはMacLAREN and Crowboordの方法 ²⁸⁾ に準じた) |

(iv) Cd汚染土壌の薬品処理による改善の可能性

土壌中のCd濃度を少なくし、水稻によるCd吸収量を抑制する方法として種々想定されるが、現地圃場において薬品類を用いる場合には、農業用水に薬品を混合して灌水し、土壌を攪拌混合したのち、排水するという方法が考えられる。この方法は排水をどこに捨てるかの問題があるが、可能性のある1方法として実験的に検討した。実験に用いる薬品としては、土壌中のCdの大部分を溶解するとみられるHCl(塩酸)、土壌中Cdの多くを占める交換性Cdを交換反応で洗い出す $CaCl_2$ を取り上げた。

実験は第18図に示すように、下部に排水口を有する直径20cm、高さ100cmのプラスチック製ポットを使用した。最下部5cmの深さに砂質土をつめ、その上に50cmの厚さになるように非汚染水田土壌を充填した。さらにその上に2カ所から採取した汚染土壌をそれぞれ30cmの厚さ(風乾土として9kg)に充填した。次に試薬(HClまたは $CaCl_2$)を所定濃度に希釈溶解した溶液22.5ℓ(汚染土壌の焼く2.5倍量)を上部から適宜分けながら注ぎ入れ、代掻を想定して土層上部約10cmの汚染土壌を混合処理したのち、下層に浸透させ、下部の排水口から抜き去った。その後、水道水を適量透水させて洗浄した。これら

ポットに水稻苗を移植するに当たり、上層10cm部分の土壌に珪カル50g、よりりん30g及び肥料三要素各成分0.9gを混合施用した。水稻苗は品種ヨネシロを6月8日に2本1株として移植し、10月1日に収穫した。

供試した土壌は野田、仁井田(十文字町)の2種類である。

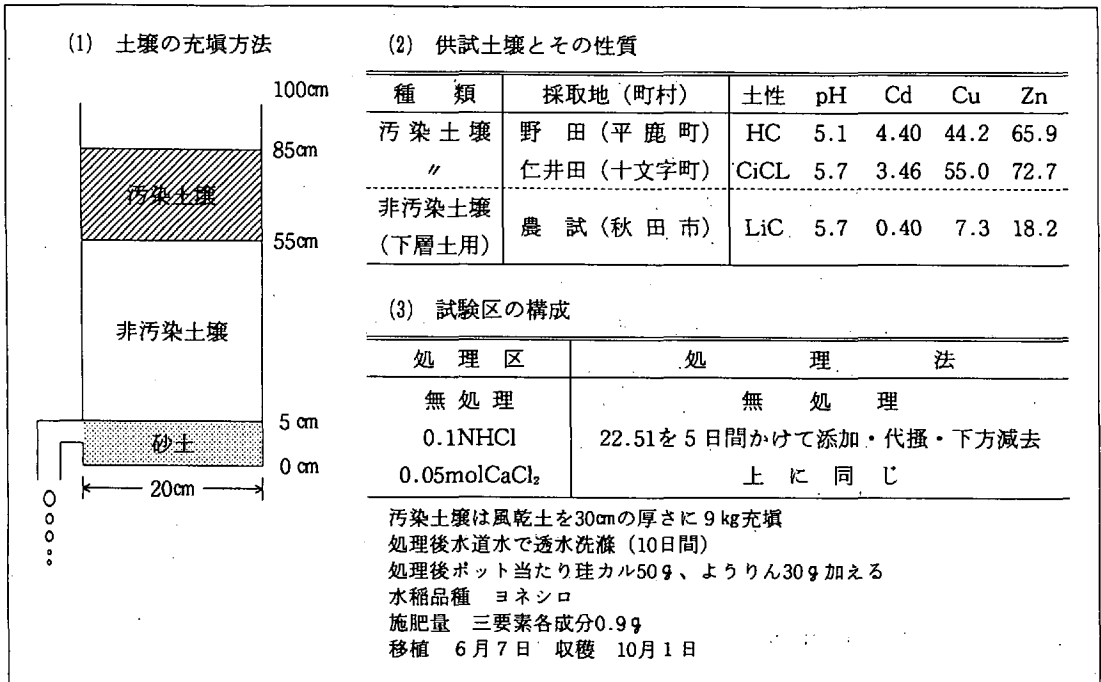
供試した溶液は①0.1NHCl、②0.05mol $CaCl_2$ の2種である。

用いた装置、供試土壌の性質、試験区の構成は第18図に示した。

《試験結果》

平鹿地域の重金属汚染土壌4種について、原土及び粒径別のT-Cdと0.1NHCl可溶Cd濃度、さらに、結合形態別に分画したCd濃度の分析結果を第27表、第19図、第20図に示した。

供試土壌のうち、灌漑水系の上流に当たる館花土壌ではT-Cdが少なく、中流の中竈田土壌、梨木土壌、下流の野田土壌ではかなり高い値を示した。4種の土壌とも土性がLiCまたはHCで強粘質であるため、粒径区分をすると大部分(40～50%以上)が0.002mm以下の粒子(粘土に相当)となるが、土壌中



第18図 Cd洗脱実験 実験方法

Cd濃度を粒径別にみると、粒子が小さいほどCd濃度が高くなる傾向であった。梨木土壌では0.037～0.020mm部分のT-Cd、0.1NHCl可溶Cdがいずれも特異的に高い値を示したが、理由は明らかでない。館花土壌では、粒径が0.002mm以下の粒子を除いた各粒径区分において、T-Cdと0.1NHCl可溶Cd濃度があまり高くなく、かつ、この両者の差が他の土壌に比して著しい点が特徴的にみられた。中箆田、梨木、野田の各土壌では、粒径が小さいものほどCd濃度が高い傾向が明白であった。各粒径におけるT-Cdと0.1NHCl可溶Cd濃度との差は小さく、T-Cdのうちの大部分が0.1NHCl-Cdとみられた。

形態別にCdを分画した結果では、各土壌とも交換性Cd (Ex-Cd)、有機物結合態Cd (Org-Cd)が大部分であり、無機物特殊結合Cd (Inorg-Cd)、遊離酸化物結合Cd (f·ox-Cd)は少なかった。腐植含量の多い中箆田、梨木ではOrg-Cdが高い傾向にあった。このような傾向は、長年にわたって灌漑水とともに水田に流入した重金属類が、粘土鉱物などに吸着されて蓄積し、それが水稻に吸収されて、水稻根を中心とした残渣有機物の一成分として

次第に残留蓄積したものと考えられる。

このようなCd結合形態を示す土壌に対し、0.05molCaCl₂液及び2.5%酢酸液による洗脱処理を行って、Ex-Cd、Inorg-Cdを除去した試料を作り、ポットに充填して水稻を栽培した結果 (処理区)と、この処理を行わない無処理土壌を同様にポットに充填して水稻を栽培した結果 (無処理区)との比較を第28表に示した

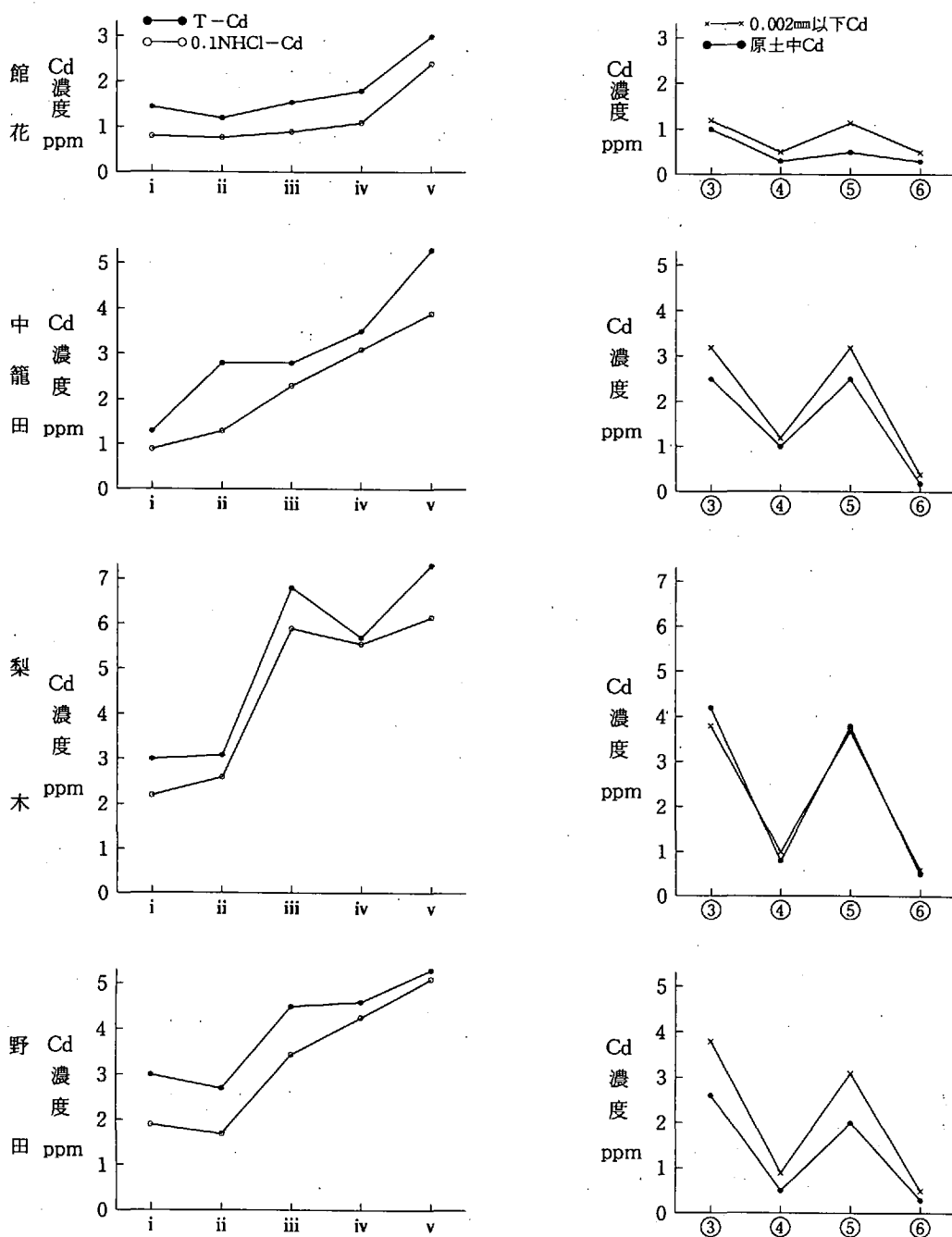
処理区の土壌は、Ex-Cd、Inorg-Cdが除去されているから大部分が有機物結合態Cdからなっており、この土壌に栽培した水稻が吸収するCdは有機物結合態と想定する。無処理区の玄米Cd濃度からこの処理区の玄米Cd濃度を差し引いた値は、主として交換性Cdに由来することになるので、このような計算を行い、その両者のCd濃度を比率で表したのが第28表である。適期中干と晩期中干では異なるが、腐植含量の多い梨木土壌では有機物結合態Cdに由来するものが70%台と多く、館花土壌、中箆田土壌、野田土壌では逆に交換性Cdに由来するものが60～70%と高いことが認められた。後者の3土壌の場合、晩期中干により玄米中のCd濃度が著し

第27表 土壌別にみた結合形態別Cd濃度

土壌の 種 類	原土及び粒径 区分の別 mm	全及び可給態Cd ppm		結合形態別Cd濃度(ppm)及び存在比(%()内)			
		T-Cd	塩酸-Cd	Ex-Cd	Inorg-Cd	Org-Cd	F·ox-Cd
館 花	原 土	2.19	1.57	1.09(42)	0.23(9)	0.86(33)	0.39(15)
	① 0.074以上	1.43	0.67	0.44(42)	0.07(7)	0.43(41)	0.12(11)
	② 0.037～	1.12	0.53	0.37(50)	0.06(8)	0.21(28)	0.10(14)
	③ 0.020～	1.44	0.87	0.59(46)	0.13(10)	0.43(33)	0.14(11)
	④ 0.002～	1.71	0.96	0.84(49)	0.19(11)	0.65(38)	0.03(2)
	⑤ 0.002以下	2.72	2.13	1.23(38)	0.49(15)	1.09(34)	0.41(13)
中籠田	原 土	5.12	3.93	2.75(42)	1.04(16)	2.50(39)	0.19(3)
	① 0.074～	1.49	0.84	0.73(35)	0.26(13)	1.03(49)	0.06(7)
	② 0.037～	2.45	1.59	1.12(37)	0.26(8)	1.55(51)	0.13(4)
	③ 0.020～	2.77	2.24	1.37(33)	0.70(17)	1.98(48)	0.06(2)
	④ 0.002～	3.76	3.27	1.76(31)	1.03(18)	2.84(49)	0.11(2)
	⑤ 0.002以下	5.17	4.29	3.14(41)	1.06(14)	3.20(41)	0.32(4)
梨 木	原 土	7.47	7.20	4.18(44)	1.00(11)	3.80(40)	0.50(5)
	① 0.074～	3.04	2.27	1.69(62)	0.23(8)	0.65(24)	0.16(6)
	② 0.037～	3.11	2.60	1.70(49)	0.27(8)	1.20(34)	0.32(9)
	③ 0.020～	7.04	6.20	3.51(44)	1.00(13)	2.93(37)	0.52(6)
	④ 0.002～	5.86	5.60	2.75(37)	0.81(11)	3.37(46)	0.41(6)
	⑤ 0.002以下	7.06	5.87	3.61(40)	1.12(12)	3.80(42)	0.52(6)
野 田	原 土	4.59	4.27	2.72(49)	0.50(9)	2.22(40)	0.11(2)
	① 0.074～	2.99	1.87	1.11(41)	0.21(8)	1.33(49)	0.06(2)
	② 0.037～	2.56	1.80	1.32(44)	0.25(8)	1.30(43)	0.14(5)
	③ 0.020～	4.26	3.47	2.53(49)	0.38(7)	2.21(43)	0.03(1)
	④ 0.002～	4.80	4.40	2.90(49)	0.45(8)	2.43(41)	0.19(2)
	⑤ 0.002以下	5.87	5.73	3.74(48)	0.75(10)	3.11(40)	0.24(2)

く高まることから、交換性Cdが多い場合に、節水管理による酸化条件の影響がCd吸収に強く現れることが示唆された。館花、野田、中籠田土壌のように、交換性Cdの多い場合は、 CaCl_2 処理によってこれを除去すれば、水稻に対するCdの影響を軽減できる可能性があり、汚染改良対策のひとつになると考えられる。このようなことから、 CaCl_2 利用による汚染土壌の改良法について、また、合わせて土壌中のCdの大部分を溶出するとみられる塩酸を利用した改良法について検討を行った。土壌は平鹿町野田と十文字町仁井田の重金属汚染水田土壌を用いた。

実験方法は前記第18図に示したように、プラスチック製の長尺ポットに底部から、砂土(5cm厚)非汚染土壌(秋田農試水田土壌、55cm厚)、汚染土壌(30cm厚)の順に充填した。ポットの上部から0.05mol CaCl_2 液を浸透させる処理及び0.1NHClを浸透させる処理を行って土壌中Cdを洗脱流下させたのち、土壌改良資材として珪カル、ようりんを施用して、水稻を栽培し、Cdの吸収の傾向を追及した。水稻栽培後ポットの汚染土壌の部分を5cmの厚さで層状に採取し、0.1NHCl可溶Cd濃度を測定した。

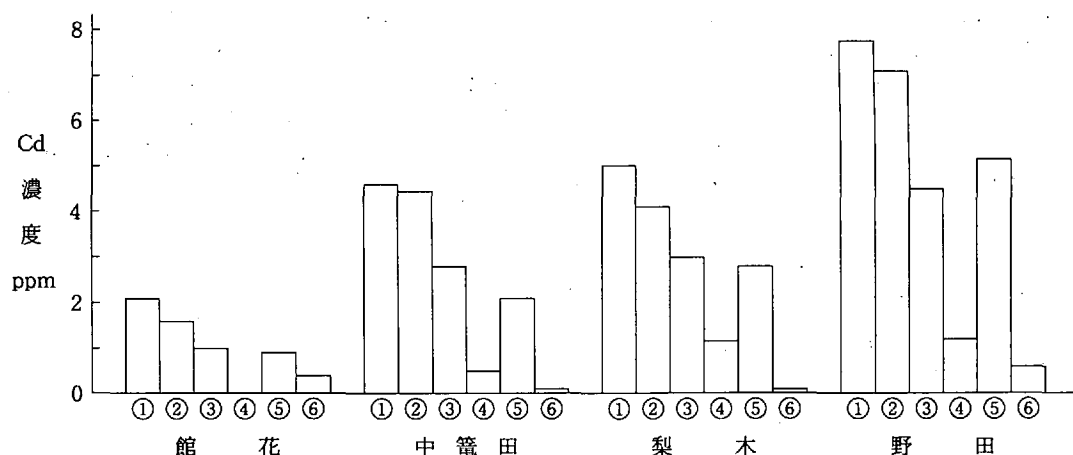


第19図 土壌の粒径別Cd濃度及び形態別Cd濃度の比較

i : 0.74mm以上, ii : 0.074~0.037mm, iii : 0.037~0.020mm

iv : 0.020~0.002mm, v : 0.002mm以下

③Ex-Cd, ④Inorg-Cd, ⑤Org-Cd, ⑥F·ox-Cd



第20図 土壤別・結合形態別Cd濃度の比較

①T-Cd、②0.1NHCl可溶Cd、③Ex-Cd、④Inorg-Cd、⑤Org-Cd、⑥F·ox-Cd

第28表 CaCl₂・酢酸処理実験における水稻の生育収量、Cd吸収

土 壤	中干の 時 期	水 稻 の 生 育 ・ 収 量						玄 米 Cd 濃 度					
		穂数 本/pot		わら重 g/pot		籾重 g/pot		ppm		無処理aに対する比率%			
		無処理	処理	無処理	処理	無処理	処理	無処理a	処理b	a - b	処理b	a - b	
館 花	A	23.0	22.0	32.6	36.5	27.9	36.4	0.30	0.11	0.19	36	64	
	B	23.0	20.0	30.9	33.6	28.9	34.7	0.52	0.10	0.41	9	81	
	平均	23.0	21.0	31.8	35.1	28.4	35.6	0.41	0.11	0.30	23	73	
中簗田	A	24.0	22.5	32.8	38.9	27.2	39.9	0.26	0.09	0.17	34	66	
	B	24.5	20.5	31.4	35.7	28.7	32.1	0.65	0.12	0.53	18	82	
	平均	24.3	21.5	32.1	37.3	28.0	36.0	0.36	0.11	0.35	26	74	
梨 木	A	24.0	29.5	34.4	44.5	27.3	37.9	0.26	0.20	0.06	77	23	
	B	26.5	26.0	37.9	41.3	33.1	36.9	0.54	0.37	0.17	69	31	
	平均	25.3	27.8	36.2	42.9	30.2	37.4	0.40	0.29	0.12	73	27	
野 田	A	26.0	24.0	37.0	38.8	33.6	38.7	0.27	0.07	0.20	25	75	
	B	21.5	22.0	34.7	36.8	30.8	38.0	0.70	0.12	0.58	17	83	
	平均	23.8	23.0	35.9	37.8	32.2	38.4	0.49	0.10	0.39	21	79	

A；最高分けつ期～幼穂形成期中干処理。

B；幼穂形成期～減数分裂期中干処理。

処 理；0.05N CaCl₂、2.5%酢酸処理b（有機物結合Cd由来）。

無処理；上の処理をせずa（有機物結合態Cd＋交換態Cd由来）。

a - b；交換態Cd由来と想定される。

実験結果は第29表、第30表に示したとおりである。野田土壌では0.1NHCl処理によって土壌中Cdは無処理区に比して約95%、0.05molCaCl₂処理では同様に70%のCdがそれぞれ除去された。水稻の生育収量は、HCl処理では籾重のみが約12%減少したが、CaCl₂処理ではわら重が約10%、玄米重が約34%減少した。玄米Cd濃度は0.1NHCl処理では約24%に、

0.05molCaCl₂処理では約68%に減少していた。仁井田土壌でもおおむね同様の傾向であったが、土壌中Cd濃度がやや高く、Cdが洗脱され難いことが認められた。このような結果は、重金属汚染土壌の改良法として現地にどのように導入するかは問題であるが、薬品処理の可能性を示唆するものである。

第29表 Cd洗脱実験における処理後の土壌の層位別pH、Cd濃度

項 目	土 壌 の 種 類 土 層 の 深 さ	野 田			仁 井 田		
		無処理	HCl処理	CaCl ₂ 処理	無処理	HCl処理	CaCl ₂ 処理
pH (H ₂ O)	0~5	5.90	5.80	6.03	6.08	5.94	6.42
	汚 染 5~10	5.93	4.95	6.00	6.10	6.10	6.36
	土 10~15	5.87	4.40	5.50	5.88	5.30	6.13
	部 15~20	5.62	4.17	5.21	5.94	4.80	5.96
	分 20~25	5.40	4.11	5.27	5.86	4.72	6.02
	25~30	5.27	4.21	5.27	5.87	4.90	6.07
	非 汚 染 35~40	5.75	4.63	5.49	5.47	5.05	5.81
	部 分 45~50	5.81	4.91	5.57	5.32	5.40	6.32
0.1NHCl Cd(ppm)	0~5	4.13	0.24	0.99	3.21	0.56	2.83
	汚 染 5~10	4.16	0.08	1.11	3.25	0.52	2.60
	土 10~15	4.17	0.08	1.75	3.33	0.97	3.33
	部 15~20	4.20	0.20	1.85	3.40	2.26	2.84
	分 20~25	4.20	0.21	2.35	3.46	2.50	3.20
	25~30	4.32	0.56	2.22	3.27	3.15	3.20
	非 汚 染 35~40	0.48	6.29	4.69	0.46	1.86	0.48
	部 分 45~50	0.52	4.18	1.35	0.48	1.09	0.48

第30表 HCl、CaCl₂処理と水稻の生育収量、Cd吸収

土 壤	処 理 法	成 熟 期 生 育 ・ 収 量				Cd 濃 度 ppm		
		稈長cm	穂数本/pot	わら重	籾重g/pot	玄 米	葉 鞘	葉 身
野 田	無 処 理	97.0	27	46.8	69.5	0.41	2.29	1.46
	HCl処理	99.0	38	58.7	61.0	0.10	1.14	1.25
	CaCl ₂ 処理	103.0	29	41.8	46.0	0.28	1.58	1.16
仁 井 田	無 処 理	98.0	29	46.1	64.3	0.46	3.54	1.46
	HCl処理	103.0	33	60.0	87.9	0.14	1.46	0.52
	CaCl ₂ 処理	106.0	28	52.0	69.1	0.28	2.50	0.94

III 重金属被害田の改良対策に関する研究

前節までは主として秋田県におけるCd汚染の実態や水稻のCd吸収抑制のための基礎的な研究成果について記述した。ここではこれらにもとづいて、現地のCd汚染田に対する改良対策試験を実施したので、その結果について記述する。試験は圃場試験を中心としてポット試験も含め数多く実施したが、効果が明らかでなかったものも多い。ここでは改良方策が明らかにできた試験を中心に幾つかの成果を記する。

改良対策試験はその性格から、

- ①各種資材の投与によりCd等重金属を難溶化して水稻による吸収を抑制する。
- ②薬品処理などによる重金属類の洗脱除去。
- ③客土などの農業土木的手法により水田の作土を非

汚染化。

などの方法が考えられるが、本研究では①、③が主で、②については水稻の生育に対する影響、二次汚染問題など未解決の問題があり、現場における解決策を樹立する必要があるという立場からとりあげないこととした。しかし、今後土壌汚染問題の解決策として取り上げるべき課題であることは当然である。

1. 資材の効果に関する試験

資材の効果については昭和46年から52年にかけて、珪カル、ようりんのほか、有機質系統の資材について検討した。ここでは昭和46年に実施した比内町弥助、角館町野田の2地区における試験、ならびに昭和51年に行った十文字町仁井田における試験と昭和

第31表 比内町弥助及び角館町野田における資材効果確認現地試験の位置・土壌の特徴・設計内容

試験 地名	場 所	土 壌 の 特 徴							試 験 設 計					備 考
		土壌型	層位	土性	pH	Cd -0.1NHCl可溶ppm	Cu	Zn	No.	資材施用量 kg/a 珪カル ようりん 牧草 牧草*				
弥助	北秋田郡 比内町 弥助	礫質灰色 低地土 (国領統)	1 2 3	CL CL 礫層	5.5 6.0	4.35 0.75	25.6 — 60.3	1	35	50	50	0	施肥量 a当 三要素成分 0.7-0.85 -0.7kg 堆肥70kg	
								2	35	50	0	50		
								3	0	50	0	50		
								4	0	50	50	0		
								5	35	0	0	50		
								6	35	0	50	0		
								7	0	0	50	0		
								8	0	0	0	50		
野田	仙北郡 角館町 野田	細粒灰色 低地土 (金田統)	1 2 3	CL CL LiC	6.1 5.9 5.7	1.95 0.68 0.25	322.1 3.5 3.5	47.7 8.0 5.4	1	25.6	72	0	50	施肥量 a当 基肥三要素成分 0.5-1.0 -0.5kg 追肥 硫安 Nで0.3kg 堆肥 80kg
									2	25.6	72	50	0	
									3	0	72	50	0	
									4	0	72	0	50	
									5	25.6	0	50	0	
									6	25.6	0	0	50	
									7	0	0	0	50	
									8	0	0	50	0	

牧草*(追肥として) 弥助 7月26日 野田 7月23日

生草重所定量を半乾燥状態で切断し、鋤込み。

水稻品種 弥助 トヨニシキ。野田 ヨネシロ。

移植日 弥助 6月8日 野田 6月5日

51年に角館町野田、稲川町東福寺、小坂町長沢の3地区において行った同一設計による資材施用試験について記述する。

《試験方法》

試験方法は第31表には比内町弥助・角館町野田の試験設計を、第32表には十文字町仁井田の試験設計を、及び第33表には角館町・小坂町・稲川町の3地区の試験設計を示した。比内町弥助、角館町野田の試験地は山間地の水田で表層は粘土質であるが、下層は礫を有する土壌であり、作物生産性は低く、土壌中Cd濃度は比内町弥助で4.35ppm、角館町野田は1.95ppmである。資材施用のねらいとしては、珪カル、ようりんの施用の効果、牧草の基肥としての鋤込み（オーチャードの生草）及び追肥的鋤込み

（オーチャード半乾燥10cm切断状）の効果をみようとした。また、十文字町仁井田の場合は平鹿地域内の平坦地にあり、土壌は腐植含量の多い灰色低地土で、作物生産性はかなり高い。土壌中Cd濃度は2.27ppmである。ここでは、節水管理と湛水管理の条件の中での堆肥、稲わら、石灰、未熟堆肥などの効果を検討した。

角館町野田、小坂町長沢、稲川町東福寺の3地区は、第33表に示すように土壌中のCdとともにCu濃度も高い地区で、水稻生産性が著しく低いことから、玄米Cd吸収抑制とともに生産性向上をねらって、珪カルと堆肥の施用量を変えた試験を行った。堆肥施用量は各地区10a当り2t、1tとし、珪カルは角館町野田で10a当り600kg、300kg、小坂町長沢と稲川町東福寺は同1,200kg、600kgとした。

第32表 十文字町仁井田現地資材施用試験・試験区構成

試験地の場所	土 壌 型 及 び 土 壌 の 性 質								試 験 区 の 構 成		
	層位	pH	CEC	塩基飽和度	土壌中重金属濃度ppm				水管理法	試験区名	資材名施用量kg/a
平鹿郡 十文字町 仁井田	細粒灰色低地土	1	5.5	23.7	72.5	2.27	6.5	51.2	節水管理	資材無施用	
		2	5.8	31.6	56.0	0.97	tr	9.1		堆肥施用	堆肥100
	下層黒ボク(片柳統)	3	5.8	41.5	48.2	0.17	tr	tr	湛水管理	稲わら施用	稲わら60
		4	5.9	23.7	70.0	tr	tr	tr		堆肥施用	堆肥100
										稲わら施用	稲わら60
										堆肥+石灰施用	100+珪カル12
									石灰	珪カル12	
									未熟堆肥	野積わら60	

節水管理；中干7/15～7/25 落水8/20

湛水管理；中干7/5前に終了 落水9/15

水稻品種；キヨニシキ

移植日；5月25日 刈取り日；10月20日

施肥量；基肥 三要素成分0.7-0.7-0.7kg/a

追肥 三要素成分0.12-0.12-0.12kg/a

第33表 Cd・Cu複合汚染3地区資材施用現地試験 試験設計・土壌条件

試験地の 場 所	試 験 設 計				土 壌 条 件			
	区 No	試 験 区 名	資材施用量kg/a		土壌型	土壌中Cd・Cu濃度 ppm		
			珪カル	堆肥		層位	Cd	Cu
仙北郡角館 町野田	野 田-1	無 処 理 区	0	0				
	野 田-2	珪カル半量・堆肥半量区	30	100	細粒灰色	1	1.95	322.1
	野 田-3	珪カル半量・堆肥全量区	30	200	低 地 土	2	0.68	3.5
	野 田-4	珪カル全量・堆肥半量区	60	100	(金田統)	3	0.25	3.5
	野 田-5	珪カル全量・堆肥全量区	60	200				
鹿角市小坂 町長沢	長 沢-1	無 処 理 区	0	0				
	長 沢-2	珪カル半量・堆肥半量区	60	100	礫質灰色	1	8.05	185.1
	長 沢-3	珪カル半量・堆肥全量区	60	200	低 地 土	2	8.29	129.6
	長 沢-4	珪カル全量・堆肥半量区	120	100	(国領統)			
	長 沢-5	珪カル全量・堆肥全量区	120	200	(表層礫質)			
雄勝郡稲川 町東福寺	東福寺-1	無 処 理 区	0	0				
	東福寺-2	珪カル半量・堆肥半量区	60	100	細 粒	1	1.19	201.6
	東福寺-3	珪カル半量・堆肥全量区	60	200	グライ土	2	0.34	2.1
	東福寺-4	珪カル全量・堆肥半量区	120	100	(幡野統)	3	0.15	4.0
	東福寺-5	珪カル全量・堆肥全量区	120	200				

水稲品種：角館町野田 トヨニシキ、小坂町長沢 ヨネシロ、稲川町東福寺 トヨニシキ

移植日：角館町野田 5月30日 小坂町長沢 6月10日 稲川町東福寺 6月8日

刈取り日：角館町野田 10月21日 小坂町長沢 10月20日 稲川町東福寺 10月12日

施肥量・三要素成分：

角館町野田 1.0-0.7-0.7 小坂町長沢 1.0-0.8-0.8 稲川町東福寺 1.1-0.7-0.7kg/a

《試験結果》

得られた結果を第34～37表、第21～22図に示した。第34表、第35表、第21図は比内町弥助及び角館町野田において珪カル、ようりん、牧草の施用の効果を検討したものである。試験圃場はいずれも山間地にある礫質ないしは礫を含む灰色低地土で、生産性が低いために収量面において資材の効果がみられた。比内町弥助では珪カル、ようりんの効果が、角館町野田ではようりんの効果が大きく、これらの施用によって水稲収量は高まっている（第34表）。玄米中のCd濃度をみると、比内町弥助においてはようりん、珪カルの使用では差がみられないが、牧草の鋤込みを追肥の形で行った場合に低下する傾向をみせている。角館町野田ではようりんの施用で玄米Cd濃度が無施用に比し、約40%低下しているが、珪カル、牧草の施用は影響が明らかでなかった（第35表）。

次に、第36表に十文字町仁井田において節水条件及び湛水条件の水管理の中で堆肥、稲わらのほか、

石灰や未熟堆肥などの効果を検討した結果を示した。資材の施用によって玄米重が高まり、収量増加に対する効果が認められる。玄米Cd濃度に与える影響については、湛水条件下の場合は資材無施用区を設置しなかったために資材の効果が明らかでないが、各資材区の玄米Cdは0.16～0.3ppmの安全濃度を保っていた。一方、節水管理（晩期中干、早期落水）を行った場合は、資材無施用区で玄米Cd濃度は0.63ppmであり、資材施用区でも玄米Cdは0.4ppmの安全限界を保つことができなかった。このことは節水管理の影響が資材施用の影響を上回っていることを示すもので、水管理の重要性がうかがわれた。

第37表、第22図は角館町野田、稲川町東福寺、小坂町長沢において珪カルと堆肥の施用量の組み合わせの試験を実施したものである。いずれも生育、収量に対して効果を示し、珪カルは施用量が多いほど多収となり、堆肥では施用量の多少では差がみられなかった。Cdの吸収については試験田によって異な

り、角館町野田の場合は珪カル、堆肥の施用で玄米Cd低下がみられたが、稲川町東福寺、小坂町長沢ではCd濃度の低下がみられなかった。特に長沢では無処理区の玄米Cdが著しく低いため、むしろ資材施用により玄米Cdが高まる傾向となった。

以上のように、土壌改良資材や、有機質資材の施用は水稻の生育、収量の向上には当然よい結果を示

すが、Cdの吸収に対しては抑制効果を示さない場合もあった。これは各種資材の施用が土壌のpHを改善したり、土壌の還元性を適切に保持したときは生育を向上させ、Cd吸収も抑制するなどの効果となってあらわれるが、水管理が節水管理などになった場合はCd吸収抑制効果ははっきりしないことがあることを示しているものと考えられる。

第34表 弥助、野田現地資材施用試験における生育・収量

弥 助					野 田				
試験区 No.	成熟期 稈長cm	穂数本/m ²	収量 kg/a わら重 玄米重		試験区 No.	成熟期 稈長cm	穂数本/m ²	収量 kg/a わら重 玄米重	
1	87.2	18.7	76.0	49.5	1	80.5	20.6	52.2	55.9
2	86.0	18.5	78.1	46.9	2	82.0	19.1	50.7	49.0
3	87.4	20.1	73.9	44.8	3	82.4	18.7	52.2	52.3
4	91.6	20.3	78.1	44.9	4	79.9	20.8	54.9	60.1
5	80.4	16.1	65.4	42.4	5	78.9	17.4	47.6	52.3
6	84.8	16.6	69.6	41.2	6	77.7	18.4	47.0	42.2
7	80.6	17.5	82.3	39.0	7	71.6	16.9	43.7	46.9
8	73.6	14.6	55.9	38.3	8	69.4	15.7	38.8	38.6
珪カル施用区平均	84.6	17.5	72.3	45.0	〃	79.8	18.9	49.4	49.9
珪カル無施用区平均	83.3	18.1	72.6	41.8	〃	75.8	18.0	47.4	49.5
ようりん施用区平均	88.1	19.4	76.5	46.5	〃	81.2	19.8	52.5	54.3
ようりん無施用区平均	79.9	16.2	68.3	40.2	〃	74.4	17.1	44.3	45.0
牧草基肥平均	86.1	18.3	76.5	43.7	〃	78.2	17.7	47.3	48.1
牧草追肥平均	81.9	17.3	68.3	43.1	〃	77.4	19.2	49.5	51.3

第35表 弥助、野田現地資材施用試験における跡地土壌及びわら・玄米Cd濃度

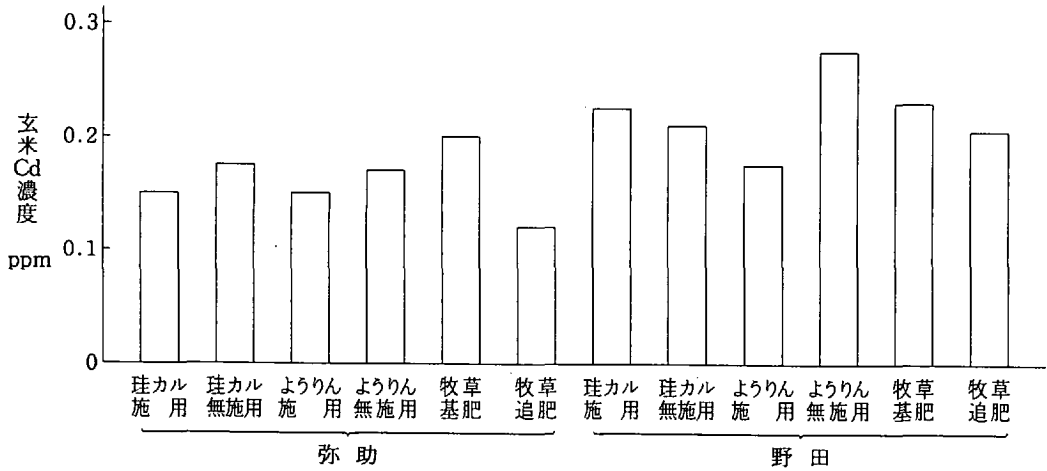
弥 助				野 田			
試験区 No.	土 壌 pH(H ₂ O)	土 壌 Cdppm	玄 米 Cdppm	試験区 No.	土 壌 pH(H ₂ O)	土 壌 Cdppm	玄 米 Cdppm
1	6.0	4.07	0.13	1	6.8	1.67	0.16
2	6.0	4.09	0.10	2	6.8	1.70	0.16
3	5.8	4.09	0.13	3	6.6	1.70	0.20
4	5.7	4.38	0.23	4	6.5	1.80	0.14
5	5.4	4.08	0.16	5	5.9	1.80	0.33
6	5.4	3.79	0.22	6	6.1	1.88	0.28
7	5.1	3.73	0.21	7	5.9	1.94	0.24
8	5.0	3.46	0.10	8	5.7	1.99	0.25
珪カル施用区平均	5.7	4.01	0.15	左の欄と同じ	6.4	1.76	0.23
珪カル無施用区平均	5.4	3.92	0.17	〃	6.2	1.86	0.21
ようりん施用区平均	5.9	4.16	0.15	〃	6.7	1.72	0.17
ようりん無施用区平均	5.1	3.77	0.17	〃	5.9	1.90	0.28
牧草基肥平均	5.6	3.99	0.20	〃	6.3	1.80	0.24
牧草追肥平均	5.6	3.93	0.12	〃	6.3	1.82	0.21

第36表 十文字町仁井田現地資材施用試験生育収量・水稻体Cd濃度・跡地土壌Cd濃度

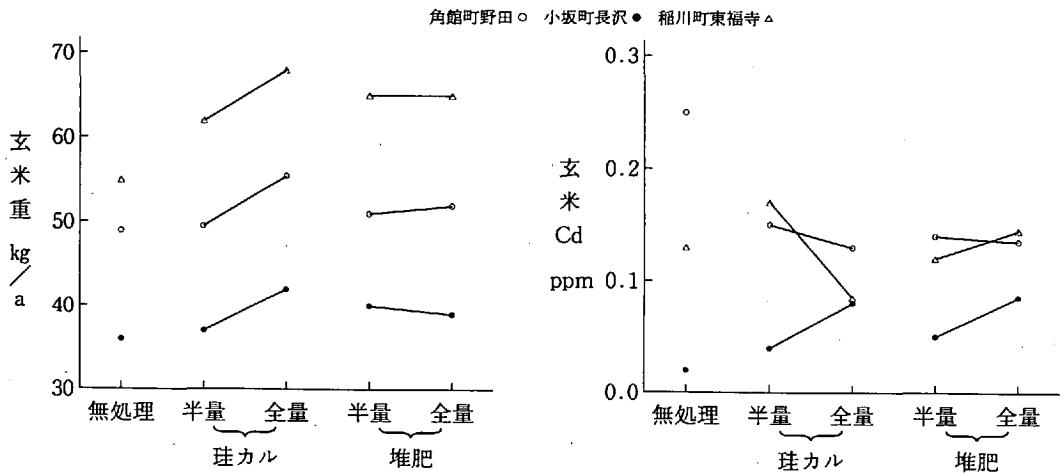
試験区名	生育・収量				水稻体Cd濃度		土壌中		栽培期間中
	成熟期稈長	成熟期穂数	わら重	玄米重	わら	玄米	Cd濃度ppm	土壌Eh _h	
	cm	本/株	kg/a		ppm		0.1NHCl可溶	7/15 mV	
資材無施用	78.3	18.4	52.7	58.5	7.31	0.63	1.87	190	
節水管理 堆肥施用	87.5	23.7	54.6	60.9	4.93	0.40	1.72	60	
稲わら施用	80.2	20.7	58.3	61.3	—	0.42	1.87	110	
堆肥施用	81.0	24.0	59.8	61.7	3.17	0.28	1.87	212	
稲わら施用	78.0	22.3	58.1	60.5	2.07	0.21	1.87	8	
湛水管理 堆肥+石灰施用	82.6	23.5	65.1	65.1	1.93	0.24	1.59	108	
石灰施用	84.7	24.7	60.5	65.4	2.31	0.30	1.72	188	
未熟堆肥施用	78.9	22.2	64.6	64.6	1.79	0.16	1.95	182	

第37表 Cd・Cu複合汚染3地区資材施用現地試験生育収量・水稻体Cd濃度・跡地土壌の性質

試験地の場所	試験区Na	生育・収量				水稻体Cd濃度		跡地土壌		
		成熟期稈長	成熟期穂数	わら重	玄米重	わら	玄米	pH	CEC	塩基飽和度
		cm	本/株	kg/a		ppm		(H ₂ O)	me/100g	%
仙北郡角館町野田	野田-1	66.0	16.9	39.7	48.5	1.48	0.25	6.4	28.0	91.8
	野田-2	72.7	18.3	43.1	50.5	2.61	0.16	6.6	27.0	97.8
	野田-3	71.4	17.0	39.7	46.3	2.39	0.13	6.5	27.0	101.0
	野田-4	68.7	18.1	44.1	51.8	2.67	0.11	6.7	27.0	103.7
	野田-5	72.2	17.5	44.1	56.5	2.50	0.14	6.8	29.0	117.2
鹿角郡小坂町長沢	長沢-1	69.6	18.9	70.6	35.7	0.41	0.01	5.5	28.5	90.5
	長沢-2	78.2	22.8	59.9	37.0	0.69	0.03	5.9	28.5	101.8
	長沢-3	76.1	20.8	66.4	38.1	0.65	0.03	6.2	25.0	110.8
	長沢-4	79.6	22.4	67.7	42.1	0.69	0.04	6.2	27.0	101.5
	長沢-5	78.9	23.9	66.5	40.3	1.03	0.11	6.0	28.5	92.6
雄勝郡稲川町東福寺	東福寺-1	91.1	30.7	70.4	54.4	1.67	0.13	5.4	27.5	54.5
	東福寺-2	85.9	22.7	70.2	62.4	1.62	0.14	6.0	28.0	81.0
	東福寺-3	89.4	31.2	64.4	59.1	1.15	0.18	5.6	26.5	81.5
	東福寺-4	88.5	24.1	58.4	66.1	0.15	0.08	6.3	30.5	73.1
	東福寺-5	80.9	22.8	64.0	68.6	0.28	0.08	5.5	26.0	71.9



第21図 弥助、野田現地資材施用試験における資材施用が玄米Cd濃度の及ぼす影響



第22図 Cd-Cu複合汚染3地区における資材施用が玄米重と玄米Cd濃度に与える影響の地区別比較

2. 水稻栽培における水管理と重金属吸収に関する試験

基礎試験の結果、出穂期を中心とした時期の湛水処理によって、玄米Cdの濃度を安全範囲に抑制できることを認めたので、現場の圃場において確認するために幾つかの水管理試験を行った。

《試験方法》

昭和50年に秋田県平鹿地域の平鹿町野田、十文字町仁井田、同梨木の3カ所において中干、間断かんがい、早期落水の影響を検討する試験を行った。3地区の土壌条件、試験方法は第38表、第39表のとおりである。

いずれも粘～強粘質の土性で、後二者は腐植含量が高く、特に十文字町仁井田は30～45cmに多腐植層をもっている。表層のCd濃度は2～7 ppmで、後二者が特に高い。

水管理法は、十文字町仁井田と同梨木については7月～8月は落水せず、9月10日の落水まで常時湛水とする区を対照とし、早期の落水、7月中の中干処理、8月の間断かんがいなどの処理を行い、平鹿町野田では7月の間断かんがい・9月10日落水処理を対照として、7月中の中干、8月の間断かんがい、早期落水などの影響を検討した。

第38表 現地水管理試験圃場の土壌条件

試験地の 位 置	土層の深さ cm	土 性	pH (H ₂ O)	CEC me/100g	塩基飽和度 %	重金属濃度 ppm		
						Cd	Cu	Zn
平鹿郡十文 字町仁井田	0～15	SiC	5.06	29.8	64.1	2.15	6.4	42.0
	15～30	SiC	5.80	29.5	59.7	0.88	2.5	22.8
	30～45	LiC	5.90	32.4	52.5	0.12	0.1	0.4
	45～	HC	5.70	21.7	71.8	0.17	1.3	3.2
平鹿郡十文 字町梨木	0～15	SiCL	5.60	30.2	34.6	7.74	31.8	151.6
	15～30	SiCL	6.00	45.3	48.8	6.49	0.2	32.7
	30～45	CL	6.00	46.0	47.4	0.27	0.1	3.6
	45～	SL	5.60	17.0	49.4	0.34	0.3	2.0
平鹿郡平鹿 町野田	0～15	LiC	5.40	27.4	92.3	4.25	65.5	74.7
	15～30	LiC	5.70	29.9	86.6	5.08	56.0	86.3
	30～45	LiC	6.20	27.9	100.0	0.66	2.5	42.4
	45～	SiCL	5.90	37.2	54.6	0.56	0.1	18.7

第39表 現地水管理試験の試験区構成

試験地の 位 置	No	試験区名	7月11日	7月28日	8月11日	8月20日	8月30日	9月10日
十文字町 仁井田	1	常時湛水区						
	2	早期落水区						
	3	中干区	..○○○○○○○					
	4	中干早期落水区	..○○○○○○○					
十文字町 梨木	1	常時湛水区						
	2	早期落水区			△△△△△			
	3	中干早期落水区	..○○○○○○○		△△△△△			
	4	中干間断灌漑区	..○○○○○○○	△△△△△	△△△△△			
平鹿町 野田	1	間断灌漑区	..△△△△△					
	2	中干間断灌漑区	..○○○○○○○		△△△△△			
	3	中干早期落水区	..○○○○○○○					
	4	中干間断灌漑早期落水区	..○○○○○○○	△△△△△	△△△△△			

湛水..... 中干○○○○○ 間断灌漑△△△△ 落水××××

栽培法：品種 仁井田トヨニシキ 梨木ヨネシロ 野田トヨニシキ

移植日 仁井田5月26日 梨木6月2日 野田6月6日

出穂期 仁井田8月11日 梨木8月6日 野田8月9日

収穫期 仁井田9月25日 梨木9月17日 野田9月25日

施肥量は農家慣行

《試験結果》

湛水処理の効果は明らかで、3地区とも常時湛水区における玄米Cd濃度は著しく低かった。第40表、第41表にあるように、7月中旬の中干処理、その後の出穂期までの間断かんがい処理、出穂後の落水を早めるなどの処理を行った場合、中干処理では土壌の乾燥に伴ってEhが高まり、その時点での水稻のCd吸収は多くなるが、その後間断かんがい、早期落水などを行わなければ、玄米Cd濃度は安全範囲(0.4ppm以下)を保つことができる。しかし、別の試験で中干を幼穂形成期以降の遅い時期に行った場合、玄米Cdが危険濃度に高まっているケースもあり、中干処理の時期としては幼穂形成期前に終わらるべきものと考えられる。また、幼穂形成期から出穂期にかけての間断かんがい処理は、通常の稲作では欠かせない水管理法であるが、この処理は土

壌のEhを高め、Cdの溶出率を大きくして水稻体中のCd濃度を玄米Cd濃度で0.4~0.8ppmまで上昇することが示された。さらに、同表に示したように、出穂後の落水時期を変えた場合の影響は、十文字町仁井田土壌では出穂30日後落水における玄米Cd濃度が0.12ppmであるのに対し、同20日後落水では0.21ppm、同10日後では0.33ppmとなり、落水時期を早めることによって確実に玄米Cd濃度が上昇する傾向が認められた。平鹿町野田土壌でも同様の傾向がみられ、Cd濃度の上昇の幅は仁井田より大きい。十文字町梨木土壌の場合は出穂期に間断かんがいの処理を行うことによって玄米Cd濃度が著しく上昇し、1ppmを越えている。この土壌では常時湛水区(対照)のCd濃度が0.34ppmでしかなかったことを考えれば、玄米Cdに対する水管理の影響がいかに大きいか分かる。

第40表 現地水管理試験の土壌のEh、Cd溶出率、生育収量

試験地の位置	No.	試験区名	Eh(mV)			Cd溶出率%		生育収量 cm 本/株 kg/a			
			7/25	8/11	8/30	7/25	8/11	稈長	穂数	わら重	玄米重
十文字町 仁井田	1	常時湛水区	131	88	125	31	28	94.2	25.8	71.7	71.0
	2	早期落水区	64	247	240	23	57	92.5	25.0	79.3	65.5
	3	中干区	472	188	—	85	43	95.4	25.2	72.0	65.1
	4	中干早期落水区	323	176	210	82	34	88.6	24.6	75.1	70.5
十文字町 梨木	1	常時湛水区	216	112	250	86	85	64.3	14.9	41.8	46.1
	2	早期落水区	272	274	380	80	85	63.7	15.2	43.1	39.1
	3	中干早期落水区	460	314	470	90	98	66.4	13.7	38.5	38.4
	4	中干間断灌溉区	460	415	—	93	100	69.4	15.3	48.7	42.3
平鹿町 野田	1	間断灌溉区	432	140	65	90	82	80.1	16.0	73.3	62.2
	2	中干間断灌溉区	306	155	320	96	89	75.0	16.5	78.3	64.7
	3	中干早期落水区	362	166	390	95	85	82.8	17.7	65.0	62.3
	4	中干間断早落区	357	435	—	96	98	81.5	17.4	77.3	65.6

Cd溶出率=生土0.1NHCl可溶Cd/風乾土0.1NHCl可溶Cd×100

第41表 現地水管理試験の成熟期における水稻の部位別Cd濃度及び出穂期における穂部のCd濃度

試験地の 位 置	No	試験区名	成熟期の水稲体Cd濃度 ppm				出穂期の 穂Cd濃度 ppm
			葉 身	葉鞘+茎	玄 米	常時湛水との比	
十 字 町 仁 井 田	1	常 時 湛 水 区	2.38	2.59	0.12	100	0.79
	2	早 期 落 水 区	1.80	2.52	0.21	175	0.59
	3	中 干 区	1.39	1.39	0.14	117	1.03
	4	中干早期落水区	2.20	5.49	0.33	275	0.79
十 字 町 梨 木	1	常 時 湛 水 区	2.20	3.29	0.34	100	0.61
	2	早 期 落 水 区	3.84	16.21	1.26	371	0.96
	3	中干早期落水区	2.34	8.41	1.99	585	2.36
	4	中干間断灌溉区	4.08	25.96	2.77	815	4.10
平鹿町野田	1	間 断 灌 溉 区	1.82	4.21	0.35	100	0.38
	2	中干間断灌溉区	2.89	3.66	0.51	146	0.80
	3	中干早期落水区	0.74	5.56	0.75	214	1.15
	4	中干間断早落区	3.22	9.63	1.15	329	1.53

3. 農業土木的手法による汚染田改良

重金属汚染水田の改良法として、客土や土層反転などのような農業土木的な手法は、多大の経費を要するが、確実かつある程度永久的対策となるので、すでに各地の汚染地でとりあげられている。筆者は秋田県内の20カ所以上の場所においてこれにかかわる試験を実施したがここではそれらの中から客土試験2、土層反転試験1について記述する。

(1) 客土試験

汚染田改良のための客土については、すでにいくつかの検討がなされているが²¹⁾、汚染土を排除して非汚染土を客入する排土客土法と、汚染土のうえに非汚染土を被覆する上乗せ客土法の2法がある。このうち、排土客土法は排土した汚染土をどのように処理するかなどの点で未解決の問題が多いことから、筆者は主に上乗せ客土法について検討した。

上乗せ客土については、客土層の厚さ、客土層下

部の鎮圧処理、鎮圧処理時の土壌水分、客土材の種類などが検討項目として考えられた。ここでは小坂町細越で実施した客土厚の試験、平鹿町野田で行った客土厚、鎮圧処理の試験について記述する。

《試験方法》

小坂町における試験地の汚染土壌の性質、客土材の性質、それに客土の試験設計を第42～44表に示した。小坂町の水田は火山灰質を母材とする谷底低地の埴壌土で、土壌中Cd濃度は5 ppmを越す高い値であり、汚染の程度が強い。ここで、客土の厚さを10～35cmまで5 cmの間隔で上乗せ方式で客土を行った。一部に15、30cmについては排土客土の区も設定した。客土区については土壌の性質に応じて土壌改良資材を施用した。使用した客土材は近隣山地の粘土質土壌（土性はHC）である。

第42表 小坂町細越における客土試験・試験地土壌の性質

層 位	深さ cm	pH (H ₂ O)	CEC me/100g	塩基飽和度 %	リン酸吸 収係数	0.1NHCl可溶重金属 ppm		
						Cd	Cu	Zn
1	0～15	6.30	15.3	66.7	1,300	5.79	182.4	111.7
2	15～23	5.75	18.4	32.5	2,100	3.87	34.7	26.8

土壌型：腐植質火山灰土壌

第43表 小坂町細越における客土試験・客土材の性質

土 性	pH	CEC me/100g	T-C %	リン酸吸 収係数	0.1NHCl可溶重金属 ppm		
					Cd	Cu	Zn
HC	6.4	18.8	0.10	340	0.34	17.0	20.2

第44表 小坂町細越における客土試験・試験設計

試 験 区 名	処 理 法
無 客 土 区	客土をしない
10 cm 上 乗 区	汚染土上に非汚染土を10cm厚さに上乗せ客土する
15 cm 上 乗 区	〃 15cm 〃
20 cm 上 乗 区	〃 20cm 〃
25 cm 上 乗 区	〃 25cm 〃
30 cm 上 乗 区	〃 30cm 〃
35 cm 上 乗 区	〃 35cm 〃
15 cm 排 客 区	表層汚染土0～15cmを排除し非汚染土を15cm客土する
30 cm 排 客 区	表層土0～30cmを排除し非汚染土を30cm客土する

水稻栽培機関：昭和49～51年

試験規模：1区44m²2連制

水稻品種：ヨネシロ

移 植 日：49年6月1日 50年5月24日 51年5月22日

収 穫 期：49年9月27日 50年9月26日 51年10月20日

出 穂 期：49年8月13日 50年8月7日 51年8月27日

施 肥 法：基肥 三要素成分量

49年 1.0-1.0-1.0 50年 0.9-0.9-0.9 51年 1.1-1.1-1.1kg/a

追肥 N成分 49年 0.1 50年 0.2 51年 0.2kg/a

堆肥 50、51年 100kg/a

珪カル 49年 15kg/a、50、51年 12kg/a

ようりん 49年のみ 15kg/a

平鹿町においては20～30cmまで5cm間隔で客土の厚さを設定し、20cm区には客土前の原土に対する鎮圧処理を加える区、25cm区では客土層の下層部を鎮圧する処理区を併設し、30cm区の場合は客土層下部を鎮圧する処理を行った（第45表）。このような鎮圧処理は透水性を小さくして水稻根のCd吸収が少なくなことをねらったものである。ちなみに平鹿町野田土壌は強粘質土壌で、Cd濃度は表層で3ppm、下層では5ppmと高く（第46表）、水稻のCd吸収量も高い（第28表参照）。客土材は近隣の山地の出羽丘陵地帯の第三紀地層の粘土で、CECは小さく、粘土の質としてはあまり良好ではない（第47表）。水稻の栽培に当たっては土壌改良資材を土壌の性質に応じて施用し、完熟堆肥を10a当たり1t

施用した。水稻の品種はトヨニシキである。

《試験結果》

第48～50表に示したように、昭和49～51年に小坂町細越地区において、10cmから35cmまで5cm間隔の客土処理を行い、一部には排土客土処理も行って水稻を栽培した。水稻の生育は35cm上乗せ客土区をのぞいて各処理区とも良好で、無客土区よりも勝っていた。玄米収量も35cm上乗せ客土区以外は無客土区を上回り、客土によって増収を得ることができた。しかし、客土材は山土で瘠薄土壌であるので、珪カル、ようりんを多投して地力増強をはかり、施肥量も多くする必要がある。

Cd吸収をみると、玄米Cdは無客土区の3年間の平

第45表 平鹿町野田における客土試験・試験設計

試験区名	処	理	法
無客土区	客土をしない		
20cm上乗区	汚染土上に非汚染土を20cm厚さに上乗せ客土する		
20cm上乗原土鎮圧区	〃	20cm	〃 (客土する前に原土層を鎮圧処理・山中式硬度計20mm)
25cm上乗区	〃	25cm	〃
25cm上乗下層鎮圧区	〃	25cm	〃 (客土層下部10cmを鎮圧処理・山中式硬度計20mm)
30cm上乗下層鎮圧区	〃	30cm	〃 (客土層下部10cmを鎮圧処理・山中式硬度計20mm)

水稻栽培機関：昭和50～52年

試験規模：1区100m²単連制

水稻品種：各年トヨニシキ

移植日：50年6月6日 51年5月28日 52年5月22日

収穫期：50年9月17日 51年10月5日 52年10月20日

出穂期：50年8月11日 51年8月20日 52年8月27日

施肥法：基肥 三要素成分量

50年 1.0-1.0-1.0 51年 1.1-1.1-1.1 52年 1.0-1.0-1.0kg/a

(対照区は0.7-0.7-0.7)

追肥 N成分 50年 0.2 51年 0.2 52年 0.2kg/a

珪カル 50年・51年 30、52年 20kg/a

ようりん 50・51年 15、52年 6kg/a

堆肥は施用せず

第46表 平鹿町野田における客土試験・試験地土壌の性質

層位	深さ cm	pH (H ₂ O)	CEC me/100g	塩基飽和度 %	0.1NHCl可溶重金属 ppm		
					Cd	Cu	Zn
1	0～15	5.50	31.7	68.8	3.26	22.1	40.2
2	15～32	5.55	28.5	70.9	3.50	25.9	65.9
3	32～45	5.70	30.4	55.6	5.52	59.7	122.6
4	45～	5.70	28.3	16.3	1.92	3.2	23.6

土壌型：細粒グライ土（幡野統）

第47表 平鹿町野田における客土試験・客土材の性質

土性	土色	pH	CEC me/100g	塩基飽和度 %	0.1NHCl可溶重金属 ppm		
					Cd	Cu	Zn
CL	7.5YR5/3	5.6	22.6	50.9	0.07	0.4	1.9

均値0.72ppmに対し、10cm客土区で0.29ppm、15cm以上の客土区で0.10~0.12ppmと著しく低い値を示した。排土客土区も同様の結果であった。第50表に示した栽培跡地土壌の表層15cmのCd含有量は、無客土区が5.06ppmであったのに対し、10cm客土区が2.03ppm、15cm以上の客土区では0.3~0.8ppmであった。これらのことから、10cmの上乗せ客土では水稲

根が汚染土層まで伸長すること、耕起による汚染土の混合などによって、Cd吸収が高まる危険性がある。しかし、15cm以上の上乗せ客土した区では、水稲根の汚染土層への伸長は若干あるものの、玄米Cdの増加はみられず、最低必要客土厚は15~20cmであると考えられた。

第48表 小坂町細越における客土試験年次別水稲生育収量・わら及び玄米Cd濃度①

試験区名	成 熟 期 生 育								収 量			
	稈 長 cm				穂 数 本/株				わ ら 重 kg/a			
	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均
無 客 土 区	80.2	74.4	65.4	73.3	16.5	18.2	16.7	17.1	46.0	43.9	62.4	50.8
10cm上乗区	84.4	78.4	75.9	79.6	17.0	15.4	24.6	19.0	58.7	52.7	81.8	64.4
15cm上乗区	86.0	77.4	85.0	82.8	17.9	15.1	22.2	18.4	67.4	52.8	65.4	61.9
20cm上乗区	85.0	73.3	76.9	78.4	18.1	12.9	20.8	17.3	65.5	47.9	92.3	68.6
25cm上乗区	86.0	76.3	79.7	80.7	20.1	14.3	19.2	17.9	68.8	53.5	60.0	60.8
30cm上乗区	82.7	72.1	81.6	78.8	17.1	13.0	22.6	17.6	59.4	50.3	80.5	63.4
35cm上乗区	83.5	66.6	76.8	75.6	16.9	12.0	21.2	16.7	63.6	49.0	92.2	68.3
15cm排客区	80.9	70.5	71.1	74.2	16.4	15.8	20.7	18.9	52.5	52.3	53.5	52.8
30cm排客区	83.7	70.3	83.6	79.2	17.3	15.3	24.1	17.6	60.6	53.0	88.5	67.4

第49表 小坂町細越における客土試験年次別水稲生育収量・わら及び玄米Cd濃度②

試験区名	収 量				わ ら 及 び 玄 米 の Cd 濃 度							
	玄米収量 kg/a				わ ら ppm				玄 米 ppm			
	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均
無 客 土 区	44.2	48.1	44.6	45.6	3.66	11.11	2.00	5.59	0.48	1.27	0.41	0.72
10cm上乗区	56.2	57.7	29.5	47.8	2.88	3.26	0.92	2.39	0.28	0.18	0.12	0.29
15cm上乗区	56.5	60.2	42.7	53.1	1.66	0.74	0.69	1.03	0.11	0.12	0.07	0.10
20cm上乗区	54.0	54.3	30.3	46.2	1.98	1.83	0.62	1.48	0.15	0.12	0.03	0.10
25cm上乗区	54.9	60.1	44.8	53.3	2.54	0.91	0.37	1.27	0.11	0.08	0.16	0.12
30cm上乗区	53.6	50.0	33.4	45.7	1.80	1.83	0.42	1.35	0.18	0.16	0.01	0.12
35cm上乗区	52.9	43.1	27.6	41.2	2.13	1.90	0.68	1.57	0.14	0.13	0.06	0.11
15cm排客区	51.8	55.9	35.7	47.8	2.20	2.52	1.59	2.10	0.22	0.14	0.04	0.13
30cm排客区	54.6	53.9	37.1	48.5	2.20	2.20	0.79	1.73	0.21	0.14	0.05	0.13

わら及び玄米のCd分析法: $\text{HNO}_3 \cdot \text{H}_2\text{SO}_4 \cdot \text{HClO}_4$ 分解、原子吸光測定 (直接法)

第50表 小坂町細越における客土試験最終年（昭和51年）跡地土壌の緻密度、根の分布、Cd濃度

試験区名	深さ cm	緻 密 度 mm	根 の 分 布 %（観察）	Cd 濃 度 0.1NHCl可溶 ppm
無 客 土 区	0～15	10	80	5.06
	15～30	22	10	
	30～	—	—	
10cm上乘区	0～10	10	80	2.03
	10～20	18	20	
15cm上乘区	0～10	13	90	0.87
	10～20	18	10	
20cm上乘区	0～10	—	80	0.47
	10～20	14	17	
	20～30	18	3	
25cm上乘区	0～10	—	80	0.48
	10～25	12	20	
	25～35	20	—	
30cm上乘区	0～10	—	80	0.34
	10～30	14	20	
	30～40	17	—	
35cm上乘区	0～10	—	80	0.42
	10～30	14	20	
	30～40	17	—	
15cm排客区	0～15	11	80	0.51
	15～25	15	20	
30cm排客区	0～10	—	80	0.44
	10～30	14	20	
	30～40	15	—	

緻密度：山中式硬度計の読みmm

一方、平鹿町野田では客土の厚さ（20cm、25cm、30cm）と過度の透水性を抑えるための下層部の鎮圧処理の効果を検討した。

その結果は第51～52表に示したとおりである。試験田の土壌は下層に礫を含む強粘質土壌で、表層から下層の土壌中に、3～5ppmのCdが含有され、水稻のCd吸収量も大きい（第28表参照）。3年間の水稻栽培試験を行った結果、玄米収量は550～660kg/10aで、無客土（対照）に比べて処理区ではいずれも増収が得られた。

玄米Cd濃度は無客土区1.27ppmに対し、客土区は0.08～0.21ppmという低さであったが、客土の厚さによる差異は明瞭ではなかった。また、透水性に及ぼす下層部の鎮圧処理の影響は明らかではなかった（第53表）。

以上の試験結果から、客土の厚さとしては、水稻根の伸長、耕起などのことを考慮すれば最低20cm以上が必要と考えられる。また、本試験結果から、下層部の鎮圧処理は不要と考えられた。

第51表 平鹿町野田における客土試験生育収量・水稻体Cd①

試 験 区 名	成 熟 期 生 育								収 量			
	稈 長 cm				穂 数 本/株				わ ら 重 kg/a			
	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均
無 客 土 区	74.8	90.4	84.2	83.1	17.6	19.8	16.2	17.9	63.5	68.8	53.0	61.8
20cm上 乗 区	78.0	80.2	78.2	79.8	23.6	24.5	12.5	20.2	88.7	55.3	39.7	61.2
20cm上乘原土鎮庄区	79.8	81.9	80.4	80.7	22.1	15.4	13.8	17.41	71.7	56.5	43.1	57.1
25cm上 乗 区	90.2	91.5	73.1	84.9	24.3	19.0	17.6	20.0	76.9	88.4	35.2	66.8
25cm上乘下層鎮庄区	77.1	91.6	74.7	81.1	22.6	30.0	16.4	23.0	88.5	72.4	43.8	68.2
30cm上乘下層鎮庄区	81.8	88.2	77.2	82.4	25.4	21.6	17.8	21.6	91.5	71.8	40.9	68.1

第52表 平鹿町野田における客土試験生育収量・水稻体Cd②

試 験 区 名	収 量				わ ら 及 び 玄 米 の Cd 濃 度							
	玄米収量 kg/a				わ ら ppm				玄 米 ppm			
	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均	49年	50年	51年	平均
無 客 土 区	61.4	57.1	45.2	54.6	5.20	15.72	14.58	11.83	1.10	0.96	1.75	1.27
20cm上 乗 区	65.4	59.6	43.6	56.2	2.00	3.35	1.25	2.20	0.23	0.31	0.09	0.21
20cm上乘原土鎮庄区	67.6	65.5	52.3	61.8	1.60	0.89	1.13	1.21	0.13	0.09	0.13	0.12
25cm上 乗 区	73.0	71.5	40.6	61.7	0.53	1.28	2.25	1.35	0.19	0.12	0.31	0.21
25cm上乘下層鎮庄区	76.6	70.0	52.5	66.4	1.50	1.16	1.27	1.31	0.13	0.02	0.10	0.08
30cm上乘下層鎮庄区	67.5	65.2	49.0	60.6	2.33	0.62	1.13	1.36	0.11	0.07	0.13	0.10

第53表 平鹿町野田における客土試験

最終年(昭和52年)における跡地土壌の緻密度・根の分布・Cd濃度

試 験 区 名	実際の 客土厚 cm	緻 密 度		根 の 分 布 (観察による%)			作土の Cd濃度 ppm
		上 層	下 層	0~15cm	客土層下部	原土層	
無 客 土 区	—	—	—	—	—	—	4.00
20cm上 乗 区	20	18	17*	80	15	5	0.03
20cm上乘原土鎮庄区	20	15	18*	80	17	3	0.04
25cm上 乗 区	25	15	19	80	17	3	0.06
25cm上乘下層鎮庄区	23	18	18	80	18	2	0.07
30cm上乘下層鎮庄区	30	12	15	80	19	1	0.05

緻密度上層は0~15cm、下層は*印は原土層、他は客土層下部

《土層反転工法》

重金属汚染水田においては、通常は表層土壌の汚染が著しく、下層の土壌は汚染されていない場合が多い。したがって、下層土壌が汚染されていない良好な性質をもっている場合には、上、下層の土壌を反転処理することにより、汚染を軽減することができると考えられる。この土層反転工法は前述の客土工法に比し、客土材料の運搬の費用が不要であること、客土の場合と違い、田面高の変化がないので農道、用水路の整備に費用がかからないなどの利点がある。そこで本工法の効果を明らかにするため、以下の試験を実施した。

《試験方法》

本試験を実施した試験田の地理的位置は、秋田県平鹿町関合で、土壌は強粘質で下層に薄い砂質層をもち、地下水位が高く、下層はグライ層である（第23図）。土層反転の方法は、バックホーとブルドーザーを使用して第24図に示したような工程で行った。

すなわち、表層（0～25cm）の汚染土をブルドーザーによって圃場の約1/3の面積分だけ（B部分）はぎとって寄せ集め、次に露出した非汚染下層土（D部分）をバックホーで深く掘りとってこれを別の1箇所に寄せておく（Eの上に）。下層を掘りとった溝は埋め込む土量を考慮して約1mとし、この溝に最初にはぎとって寄せておいた表層の汚染土（B部分）及び非掘削部の表層部分（A部分）をブルドーザーにより埋め込む。最後に下層から掘りあげ寄せておいた非汚染下層土（D部分）を敷き均して整備する。この工程によって表層の汚染土を圃場の一部（約1/3面積）に深く埋め込み、掘りあげた下層土を表土とすることになるのでトレンチ工法と名づけた。工事は昭和52年に実施し、昭和52、53、54年と水稻を栽培して生育収量、水稻のCd吸収などを検討した。なお、このような汚染土を局部的に埋め込むのではなく、表層と下層を単純に反転する方法（表層と下層をそれぞれ別々にはぎとって反転するのでダブルはぎとり工法と称した）も行って比較検討した。

	2.5Y4/1 LiC
⑰	
×	10YR4/1 LiC
□	
×	2.5Y5/1 LiC
□	
—	
—	10YR3/1 LiC

土壌中Cd濃度

深 さ cm	Cd ppm
0 ～ 15	2.00
15 ～ 30	0.67
30 ～ 45	0.27
45 ～ 60	0.14
60 ～ 75	0.10

第23図 反転工法試験を行った圃場の土壌条件

土壌型：細粒グライ土（幡野統）

凡 例：⑰緻密度（山中式硬度計の読み）

× 斑紋あり ××斑紋含む

□ 礫あり

— グライ層

試 験 区	処 理 法	使用機 械
対 照 区	無 処 理	—
ト レ ン チ 工 法 区	表層25cmの汚染土を隣接田に寄せた後、1/3の面積について25～100cmの下層の非汚染土を掘り上げて溝（トレンチ）を作る。 この溝に表層の汚染土を埋め込む。全面に下層の非汚染土を敷きならす。 面積30 a、汚染土移動量750 m ³ 、非汚染土移動量750 m ³ 調査区：汚染土埋込部、非埋込部	バックホー ブルドーザー
（参）ダブル剥取工法区	表層25cmの汚染土を剥取り隣接田に寄せた後、25～50cmの下層汚染土を他方の隣接田に剥取り寄せる。汚染土を戻して敷きならし、そのうえに下層非汚染土を敷きならす。	ブルドーザー

試験実施年：昭和52、53、54年

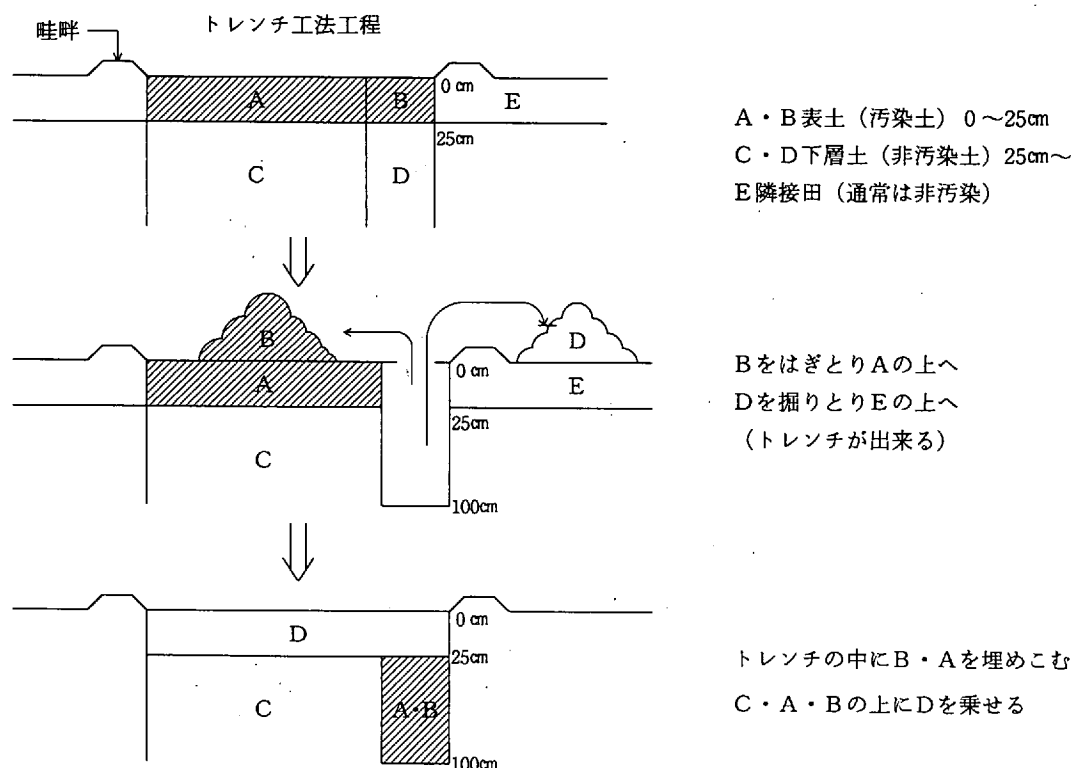
試験圃場面積：トレンチ工法区30 a（埋込部10 a）、他は10 a

水稻品種：各年 アキヒカリ

施肥量：各年 基肥三要素成分 0.7-0.7-0.7kg/a

追肥三要素成分 0.6-0.6-0.6kg/a

その他の栽培法：一般慣行



第24図 反転工法の試験設計とトレンチ工法工程図

《試験結果》

トレンチ工法とダブル剝取工法のそれぞれの処理後の土壌のCd濃度は、第54表に示すようにトレンチ工法では表層のCd濃度が0.3ppm台であり、非汚染化したが、ダブル剝取工法では表層0.5ppmとやや高く、非汚染化は不十分であった。

水稻の生育は、第55表に示したようにほぼ対照区と同等で、600～700kg/10aの玄米収量を上げることができた。反転工法を行う前の下層土のCd含量は、第23図のように0.1～0.2ppmと低い値であり、これが作土となっているので、水稻のCd吸収の点では第55表に見られるように問題がなかった。しかし、土壌養分的には瘠薄であり、適切な塩基の補給、良質堆肥の施用などが必要と考えられる。ダブル剝取工法の場合は、汚染土の混入があって土壌のCd濃度にバラツキがみられ、玄米Cd濃度にも若干高

第54表 反転工法後の土壌中の深さ別Cd濃度

深さcm	ppm	
	トレンチ工法 汚染土埋込部*・非埋込部**	ダブル 剝取工法
0～15	0.37 0.36	0.51
15～30	0.44 0.21	0.52
30～45	1.67 0.26	0.63

*汚染土埋込部：第26図の工事完了後の埋込部（A、B部分相当）について表層から15cm毎に採土

**非埋込部：第26図の非埋込部（C部分相当）について表層から15cm毎に採土

いものがあり、やや不安定であった。このようなことからトレンチ工法であれば実用化は可能であると考えられた。

第55表 反転工法試験における水稻の生育収量・Cd吸収

試験区	年度	成熟期の生育		収 量 kg/a		水稻体Cd濃度 ppm	
		稈長 cm	穂数 本/株	わら重	玄米重	わ ら	玄 米
対 照 区	52 年	87.4	17.3	63.1	68.4	2.99	0.27
	53 年	85.3	15.6	60.5	71.0	2.20	0.56
	54 年	82.0	14.6	52.6	60.9	5.80	0.70
	平均	84.9	15.8	58.7	66.8	3.66	0.51
トレンチ工法 汚染土埋込部 (A・B部)	52 年	87.2	16.2	63.9	69.5	1.57	0.13
	53 年	81.3	16.6	52.9	67.3	0.60	0.18
	54 年	83.5	15.3	61.7	64.1	2.95	0.23
	平均	84.0	16.0	56.2	67.0	1.71	0.18
トレンチ工法 非 埋 込 部 (C 部)	52 年	84.8	13.5	59.5	66.4	2.02	0.16
	53 年	80.7	14.5	50.0	67.2	1.21	0.26
	54 年	78.0	14.2	54.9	61.8	2.08	0.17
	平均	81.1	14.1	51.5	65.1	1.77	0.20
(参 考) ダブル剝取 工 法	52 年	83.2	15.6	64.4	67.3	1.84	0.15
	53 年	79.4	13.7	57.2	66.2	1.36	0.24
	54 年	78.9	14.2	53.7	60.1	2.38	0.22
	平均	80.5	14.5	58.4	64.5	1.86	0.20

Ⅳ 総 合 考 察

(1) 重金属が水稻の生育に与える影響

鉱山の下流域にある水田への重金属の流入による水稻の生育被害は、かつてはCuの過剰によるか、強酸性排水によるものが大部分であった。その被害を軽減するための対策についても、主として石灰の施用、有機物の鋤込みなどの効果の検討が多かった。現在の土壤汚染防止に関する法律では0.1 NHCl可溶のCuが土壤中125ppm以上の場合は生育障害があるので、公害対策としてそのCuを除去改良することが義務づけられている。筆者らの行った実験によれば、添加Cuが100ppmを越えると水稻の生育が抑制され、200ppmを越えると大きく阻害を受けることが認められた。Cuの100~200ppm濃度における生育障害はおおむね明白であった。

一方、汚染水田の土壤の調査によれば⁽²⁾⁽²³⁾、重金属はCuのみならず、Cd、Znなども含有されているのが普通であり、これらが複合して存在する場合の水稻の生育に与える影響を調査した結果をみると、Cu以外ではCdで20ppmを、Znでは1,000ppmを越えると生育障害が現れ、これらが複合して添加された場合は障害が強く現れており、被害の複合作用が考えられる。秋田県内の実態調査の結果では、Cd、Znの場合は水稻の生育を阻害するほどの濃度の地点は見当たらないが、Cu濃度の高い地点は随所にみられ、特に小坂町長沢、稲川町東福寺ではCuが1,000ppmという高濃度の水田も存在した。これらの水田では、通常の水管理では水稻を普通に生育させることはほとんど期待できず、農家では石灰質資材や、有機質資材を施用して、土壤をできるだけ還元状態におくために常時湛水栽培を行って、生育させている実態にある。現在これらの地域は土壤汚染防止地域として公害対策が実施され、改良されつつある。

(2) 重金属が水稻のCd吸収に与える影響

秋田県内の重金属の問題として、生育障害に次ぐものとしてはCd汚染米の問題があり、米産県秋田としては米の評価にかかわる問題で最重要課題といってもよい。前述したように、Cdについては富山県神通川流域のイタイイタイ病の原因物質とされ、主食としての玄米の中のCd含有量が1ppm以上のものは食品衛生法により食用に供することが禁じられ

ている。秋田県内ではCd 1ppm以上の玄米が昭和49~52年ころには年間数千俵に及ぶ多量の生産量をみていたが⁽⁹⁾、その後土地改良事業や、Cd吸収抑制対策事業などにより汚染米の生産量は減少し、昭和59年ころは100俵程度、平成にはいはは汚染面積の減少もあってほぼゼロに近い。

Cd汚染米が生産されるのは水田土壤中のCd濃度が高いためであるが、多くの調査結果からみて、土壤Cd濃度と玄米Cd濃度との相関性は必ずしも明らかではない。秋田県における平鹿地域の土壤Cd濃度と玄米Cd濃度の関係をみた例では、その相関性はほとんどみられない。このことは、Cdの吸収が栽培条件や、土壤条件、気象条件などに著しく左右されることを示唆している。そこで、筆者らは水稻のCd吸収に与える諸条件の影響についての検討を行った。

水稻のCd吸収に関する試験研究については数多くの成果が報告されており^(11~20)、吸収の機作、吸収抑制方法などが次第に明らかになっている。

筆者らはCdを添加した土壤と現地Cd汚染水田土壤を用いたポット試験を行い、水稻の生育、Cdの吸収状況を検討した。水稻によるCdの吸収は、重金属を添加したポット試験の場合は、現地の汚染土壤を用いた場合よりも大きくなる傾向にあり、土壤中におけるCdの存在形態の差異がCd吸収に影響を与えているものと考えられた。また、Cdの添加実験では、Cd25ppmを添加した場合、わら中には0.77ppm、玄米中には0.28ppm、Cd100ppmを添加した場合には、わら中で5.49ppm、玄米中では0.81ppmの濃度であった。無添加区の玄米中Cdに比べて25ppmCd添加の場合は約2倍、100ppm添加では約5倍とほぼ添加量に応じた吸収量を示した。

土壤中にCdとCu、Znが共存した場合には、水稻の生育はCuの影響を受けて強く阻害されるが、Cdの吸収は少なくなる傾向にあり、CdとCuの間に拮抗関係があることが明らかになった。また、栽培期間中の低温条件で水稻の生育が不良になった場合は、Cdの吸収は高まる傾向にある。これは生育の抑制によって玄米の登熟が不十分となり、相対的にCd吸収が高まること、低温のために土壤が還元化しにくく、Cdの不溶化が進まないことなどが原因と考えられる。ただし、別途行った試験において、生育時

期別に低温処理をした場合、幼穂形成期や出穂期に低温に遭遇すると、玄米Cdが低下することがあり、これは水稻の根の活性が劣ってCd吸収が低下するためと考えられた。土壌のpHを高めて行くと、水稻のわら、玄米ともにCd吸収が少なくなる。これは土壌中のCdはpHが高いほど溶解度が低下することが原因しているものと思われる。

また、水稻のCd吸収に対する土壌の酸化還元性の影響が極めて大きく、水稻栽培の水管理で常時湛水のような還元性を強くする条件におくと水稻のCd吸収量は著しく低下した。しかし、落水処理などの節水処理をした水稻のCd吸収は明らかに増加していた。これはCdが培地の酸化還元性によって溶解度が著しく変動するため、土壌を湛水処理するとCdは難溶性のCdSに変化し、可給性が著しく減じて水稻による吸収が低くなるものと考えられる。土壌のEhと玄米Cdの濃度の相関関係からみておおむねEhは200mV以下になるようにもって行くことが必要とみられた。水稻の生育ステージでみると、出穂期前後が最もCdの吸収量が多く、この時期に湛水処理を行って土壌のCdを不可給態化することが大切である。

秋田県平鹿地域の汚染水田はT-Cd濃度が上流域で少なく、下流域で高いが、下流域ではT-Cdの中で0.1NHCl可溶Cdの比率が高く、可給態化が進んでいることがうかがわれた。

土壌中におけるCdの土壌粒子との結合形態についての検討例はあまり多くないが、筆者らはMcLARENTMの方法に準じて、数点の試料について結合形態の分画を行った。この方法によれば交換性Cd(Ex-Cd)、無機物特殊結合Cd(Inorg-Cd)、有機物結合Cd(org-Cd)、遊離酸化物結合Cd(f·ox-Cd)に分画される。秋田県平鹿地域の上流から下流域にかけての汚染土壌4点についてCdの分画を行った結果、50～59%が交換性Cd、40～51%が有機物結合Cdで、その他の結合態は少なかった。また、土壌を粒径別に分別し、各粒径別の結合形態をみると、総じて細かい粒子における濃度が高いが、腐植含量の多い土壌では有機物結合Cdが高く、無機質の土壌では交換性Cdが多い傾向があった。

土壌中の各種結合態Cdのうち、土壌をCaCl₂+酢酸液で処理して交換性Cd、無機物特殊結合Cdを除去すれば、残りのCdはほぼ有機物結合Cdのみとなり、このような土壌で水稻を栽培すればCd吸収は少なくなると考えられる。そこで、汚染土壌を

CaCl₂+酢酸液処理を施したのち、水稻のポット栽培試験を行った結果、無処理土壌に比較してCdの吸収が減少し、水稻の葉身、玄米中Cd濃度は低下した。その減少傾向から、水稻が土壌から吸収した全Cdのうち約1/3が交換性Cdから吸収していることが示された。

この実験と同時に土壌を0.1NHCl処理してCdの洗脱除去を行ったのち、水稻を栽培した結果、CaCl₂処理に比べ水稻体中のCd濃度が明らかに低く、重金属の除去方策の一つとして今後検討に値するものと考えられた。

(3) 現地改善対策試験による汚染改良効果

筆者は土壌中におけるCdの挙動や、水稻によるCd吸収の特徴などを踏まえて、数多くの現地改善対策試験^{1)~5)}を実施したが、最終的な目標である生産性を低下させることなく、Cd汚染米を産出しない技術を樹立することが重要な課題である。排土客土や、上乗せ客土のように、作土を重金属を含まない土壌で置き換える処理は、水稻のCd吸収抑制の点からは、ほぼ完全な対策で、公害対策の手法として取り上げるべき確実な方法である。しかし、これらの方法を実施するにあたっては多額の経費を要する。そこで、このような完全な対策がなされるまではCdなどの重金属の不溶化を図るとか、吸収を抑制するなどの手法で対処せざるを得ない。そのような観点から本研究においては、改良資材施用試験、水管理試験などでCd吸収抑制方策の検討を行い、一方で客土試験、反転工法試験などの土工工法の検討を行って改良対策の樹立に資そうとした。

資材の効果については土壌pHを高めるための珪カル、ようりんなどの施用を行ったが、ポット試験では、土壌pHを5から6に上昇させることにより、玄米のCd濃度は60%低下したが、pH6～7に上げた場合は10%以内の低下であった。角館町野田における現地試験の結果、ようりの施用で40%、珪カル、堆肥の併用で60%の玄米Cd濃度の低下がみられたのみで、他の処理では効果が明らかでなかった。また、十文字町における試験結果では、堆肥、稲わらを施用しても、節水管理条件下では玄米のCd濃度を安全濃度に低下させることができず、湛水栽培によってCd吸収が低下することが認められた。このように現地試験地で資材の効果が現れがたいのは、水稻のCd吸収が水管理条件に左右されやすいためとみられるので、単純な資材施用のみでCd吸収抑制

を図るのではなく、湛水条件を組み合わせた方式で行うべきものと考えられる。特に珪カル、よりんなどは水稻の生育向上に欠かせない資材であり、堆肥、いなわらなどとともに地力増強の面で必要なものである。これらの資材の施用と適切な水管理を併せた肥培管理を行うことが、現地汚染水田の改良には必要と思われる。

水管理の効果については基礎試験でもみられたように、湛水処理によるCdの不溶化が影響して著しいCd吸収抑制効果が現われる。近年、秋田県平鹿地域では、中干、間断かんがいが行われて、また収穫刈取りの機械化に関連して落水時期が早まっており、全体として節水型の管理が多く、そのために水稻のCd吸収がやや高まって来ている傾向がみられる。現地試験の結果では、出穂期前後の中干、間断かんがい、出穂後20日以内の落水などの処理が玄米Cdを危険濃度まで高めており、いわばこの危険期間（出穂前25日～出穂後20日）には確実な湛水処理を行い、土壌Cdの不溶化を図ることが必要である。渋谷ら³⁰⁾は土壌の湛水インキュベーションによって土壌溶液及び0.1NHCl可溶Cdが減少している。筆者らの試験でも湛水条件下の生土の0.1NHCl可溶Cdの減少することが認められており、湛水処理によるCdの不溶化が進むことは明らかである。十文字町梨木土壌のようにCd含量が高く、玄米Cdが約3ppmになる場合でも、湛水処理によって安全濃度に低下することが認められており、水管理の効果が如何に大きいか明らかになった。

汚染田の根本的改良方策として、筆者らは客土と土層反転について検討したが、客土については上乗せ客土厚の試験を水稻栽培によって検討した結果、10cm客土では玄米Cdが若干高く、15cm客土ではほぼ安全濃度に低下することが確認された。客土試験については、森下ら²¹⁾ははじめ数多くの検討例⁽¹⁾⁽⁵⁾⁽²²⁾⁽³⁵⁾があり、ほぼ15cmの厚さで玄米Cdを安全濃度まで抑えられることが知られているが、水稻の根群分布が15cm以内に約80%以上占めることを考えれば、この範囲の改良で玄米Cdが安全濃度になるものと考えられる。しかし、上乗せ方式の場合は客土層の下層の汚染土はそのまま存在し、10cm程度の客土では通常の耕作によって、また、15cmの客土でも深耕などによって汚染土が作土層に混入することがあり、安全でなくなる。また、節水管理で水稻根が汚染土層に異常に伸長する可能性もある。筆者らはこのようなことから、汚染田改良の客土の厚さは、最低20

cmは確保すべきものと考察した。20cm以上の客土厚では玄米Cdはほぼ一様に低濃度であり、土壌改良資材の施用などの地力対策を確実に行うことにより、収量性も安定していることを確認した。現在、秋田県内のCd汚染改良の客土事業は、工事上の誤差をみて特別の事情がある以外は、22.5～27.5cmの厚さに客土されている。

次に下層土利用の反転工法（トレンチ工法）であるが、客土材が容易に求められず、下層が良質な粘土の場合には、上・下層土壌の反転により作土の改良を図ることが可能である。筆者らは、農業土木関係機関と幾つかの試験を行って事業化の可能性を検討した。試験は数ヶ所の圃場における小規模の単純反転工法のほか、農業土木事業化を考慮して、表層汚染土の掘り上げから、非汚染土の地ならしまで一連の作業として行う体系試験として実施した。土層の反転は、考え方は単純であるが、実際の工法は汚染土の混合防止などを考えれば多くの問題があり、農業土木的工法として新しく施工技術を開発する必要があった。反転工法の方法として、表層の汚染土のはぎとり法、その置き場所、非汚染下層土の掘削法、その置き場所、汚染土の埋設法、表非汚染土の被覆法など、第26図に示したような工法をとった。1単位の面積のうち、その約1/3の部分について深く溝状に下層土を掘上げ、そこに汚染土を埋込むのでトレンチ工法とも称した。試験としては汚染土埋込み部（A、Bの上部）、非埋込み部（Cの上部）について、水稻の生育収量、玄米Cd濃度などを対照区と比較したが、ほぼ満足すべき結果が得られた。実際の工法としては30aを単位として、汚染土埋込み部（トレンチ）が10a、非埋込み部が20aという方式が標準とされている。秋田県内でこの工法を用いて改良された汚染地域は昭和50年代で約40haとなっている。

以上、本論文で記述してきたCd汚染の防止のための種々の方策について、県当局は汚染田の恒久的対策としては客土法や、反転工法を公害防除特別土地改良事業として取り上げ、これを実施するとともに、その事業に入る前の汚染田については、土壌改良資材の投入や徹底した湛水栽培の導入などでCd汚染米発生の防止に努めた。その結果、秋田県が調査しているCd汚染米の数量は、第56表に示すように次第に減少し、当初の約1～2%という少ない量になっている。また、第57表、第25図に示すように、

客土などの恒久対策によって、Cd汚染田が解消され、Cd汚染米の生産はゼロとなって、秋田県の水田からは安全な米が生産されている。

第56表 秋田県におけるCd汚染米生産量の年次推移（ロット調査結果）

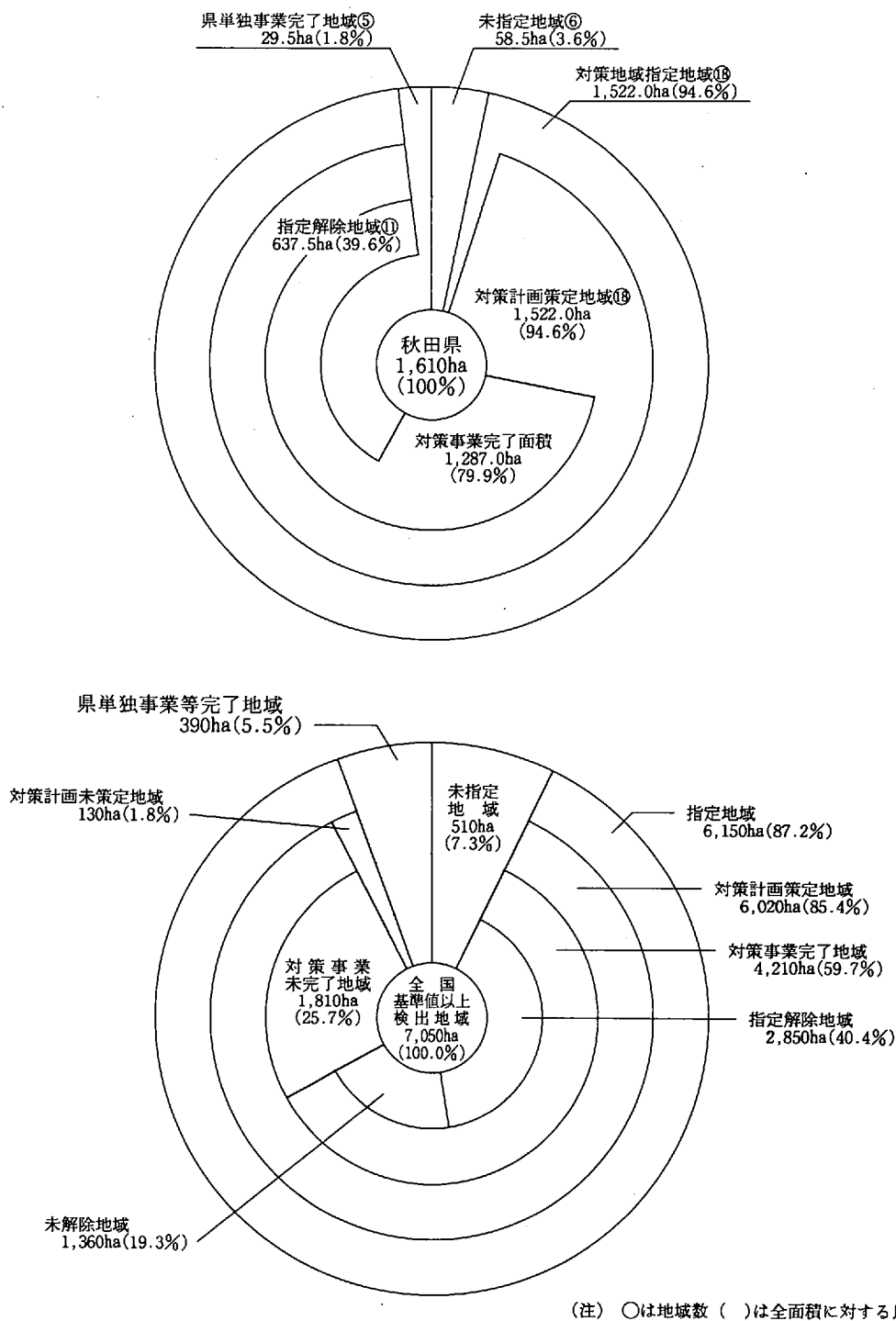
年度	調査面積 ha	調査俵数 60kg俵個数	玄米Cd濃度 1 ppm以上			玄米Cd濃度0.4～0.9ppm		
			俵数	全調査数対比%	49年対比%	俵数	全調査数対比%	49年対比%
昭49	189.67	16,829	2,176	12.9	100.0	13,360	79.4	100.0
50	428.50	33,623	4,663	12.9	214.3	20,859	62.0	156.1
51	197.28	13,817	420	3.0	19.3	4,366	31.6	32.7
52	210.82	16,183	303	1.9	13.9	11,212	69.3	83.9
53	166.43	13,341	2,744	2.1	126.1	6,444	48.3	48.2
54	78.71	5,668	18	0.3	0.8	1,433	25.3	10.7
55	93.05	5,129	88	1.7	4.0	1,436	28.0	10.7
56	65.90	2,973	14	0.5	0.6	996	33.5	7.5
57	43.77	3,125	114	3.6	5.2	347	11.1	2.6
58	15.28	1,160	6	0.5	0.2	367	31.6	2.7
59	19.63	1,721	100	5.8	4.6	517	30.0	3.9
60	31.18	2,486	178	7.2	8.2	1,379	70.0	10.3
61	13.24	864	0	0	0	347	40.2	2.6
62	3.33	277	172	62.1	7.9	40	14.4	0.3
63	4.80	357	0	0	0	54	15.1	0.4
H 1	7.20	512	107	20.9	4.9	273	53.3	2.0
2	7.65	475	71	14.9	3.3	148	31.1	1.1
3	6.40	319	64	20.1	2.9	108	33.9	0.8
4	9.69	585	42	7.1	1.9	378	64.6	2.8

『平成4年度秋田県農用地土壌汚染対策の概要』から作成

第57表 農用地土壌汚染対策進捗状況

項目	秋 田 県		全 国	
	面積(ha)	比率(%)	面積(ha)	比率(%)
総 計	1,610.0	100.0	7,050	100.0
1. 未 指 定	58.5	3.6	510	7.3
2. 指 定 地 域	1,522.0	94.6	6,150	87.2
(1) 対策計画未策定地域	—	—	130	1.8
(2) 対策計画策定地域	1,522.0	94.6	6,020	85.4
① 事業対策中地域	884.5	55.0	3,170	45.0
ア 工事実施済	620.0	38.5	1,360	19.3
i 工 事 済	541.7	33.6	—	—
ii 工事完了(未解除)	78.3	4.9	1,360	19.3
イ 工 事 中	264.5	16.5	1,810	25.7
② 指定解除地域	637.5	39.6	2,850	40.4
3. 県単独地域	29.5	1.8	390	5.5

『平成4年度秋田県農用地土壌汚染対策の概要』から



第25図 秋田県及び全国の土壌汚染対策の進捗状況
(『平成4年度秋田県農用地土壌汚染対策の概要』から)

V 摘 要

1. 秋田県内における鉱山排水などによる重金属（主としてCd）の土壌汚染の実態と被害軽減のための汚染改良対策を検討した。

2. 秋田県非汚染土壌の重金属濃度の平均値はCd0.55ppm、Cu5.7ppm、Zn13.6ppm、Pb4.0ppmであり、汚染源をもつ地域の土壌のそれはCd2.11ppm、Cu31.5ppm、Zn34.4ppm、Pb22.3ppmであった。

3. 秋田県内のCd汚染田は約1,600haと推定されているが、ほとんどが鉱山排水によるものであり、その分布は県北においては散在型、県南においては集中型である。

4. 水稻のCd吸収は、ポット試験のように土壌にCdを添加した場合は添加Cd量が多いほど、またpHが低いほど高くなる。しかし、現地重金属汚染田では土壌中Cd濃度と水稻のCd吸収の間に有意な相関が認められない。

5. 土壌中にCdとCuが共存すると、水稻のCd吸収が抑制される傾向が認められた。

6. 土壌の還元性が強くなるとCdの不溶化が進行し、水稻体内のCd吸収は抑制された。

7. 低温条件下では水稻の登熟不良と土壌の非還

元化によって玄米Cd濃度が上昇した。

8. Cdの土壌との結合形態は交換性のものと有機物結合態のものが大部分で、玄米Cd濃度に対する寄与度はそれぞれほぼ1/3と考えられた。

9. 珪カル、ようりん、有機物資材などの施用は土壌の酸化還元性に左右されて効果が明瞭でない場合があるが、適切な水管理のもとでは水稻のCd吸収は抑制された。

10. 出穂期を中心とした時期（幼穂形成期～出穂20日後）の確実な湛水処理により、玄米Cdを安全濃度内に抑えることが可能である。

11. 汚染田改良法としての客土は確実なCd吸収抑制効果を示し、その必要な厚さは上乗せ方式で15cmとみられるが、深耕などを考慮すれば20cm以上とすべきである。

12. 溝（トレンチ）を掘って表層の汚染土を埋込み、堀上げた下層土を作土とする反転工法（一名トレンチ工法）も汚染水田改良法として有効である。

13. 以上の試験研究結果を現地汚染田に普及した結果、改良が進み、汚染米産出量は当初の数千俵からほぼゼロに近い状態に減少し、成果を挙げることができた。

引用文献

- 1) 尾川文朗、田口喜久治、上村隆策(1985): 重金属被害軽減に関する研究、秋田農試研報、27. 1-28.
- 2) 秋田農試(1978): 重金属被害軽減に関する研究、総合助成課題取りまとめ成績書、1-97.
- 3) 秋田農試(1971-1977): 昭和46年度～昭和55年度重金属被害軽減に関する研究成績書
- 4) 秋田農試(1971-1973): 昭和46年度～昭和48年度土壌汚染防止対策成績書
- 5) 秋田農試(1974-1978): 昭和49年度～昭和53年度土壌汚染防止対策成績書
- 6) 秋田県(1971-1983): 昭和46年度～平成4年度秋田県資料・農用地土壌汚染対策の概要
- 7) 秋田県(1971): 公害技術センター年報、第1号、206.
- 8) 秋田県(1976): 雄物川流域蓄積性重金属調査報告書 139.
- 9) 秋田魁新報社(1979): 秋田魁年鑑 101.
- 10) 秋田県(1983): 秋田県勢要覧昭和58年版70.
- 11) 茅野充男、北岸確三(1965): 重金属元素の過剰による水稻の被害に関する研究(第1報)、Cu、Ni、Co、Zn及びMnの処理濃度を変えた場合の生育、日土肥誌 37.6. 342-347.
- 12) 茅野充男(1971): 植物による重金属元素の吸収と移行-重金属元素の植物に対する害作用を中心として、土肥講要集 17. 184.
- 13) 茅野充男(1974): 水稻体中の重金属含量に及ぼす植物栄養学的諸因子の影響(文部省特定研究-人間生存と自然環境)、重金属による土壌-植物系汚染機構とその除去に関する基礎的研究
- 14) 茅野充男、吉池正、馬場昂(1973): 重金属の土層別分布の違いが水稻の重金属含有率に及ぼす影響、土肥講要集 19.
- 15) 茅野充男(1973): 重金属の吸収時期及び吸収経路と水稻玄米中への重金属取り込み量との関係、日土肥誌 44.6 204-210.
- 16) 藤本堯夫、山下鏡一(1973): 水稻Cd吸収の土壌間差異、土肥講要集 19. 161.
- 17) 藤本堯夫、内田好哉(1976): 水稻のCd吸収、土肥講要集 22. 155.
- 18) 飯村康二(1973): 土壌中のCdの形態と水稻による吸収、近代農業における土壌肥料の研究 4. 46-52. 養賢堂.
- 19) 伊藤秀文、飯村康二(1976): 水稻によるCd吸収、移行及び生育障害、Znとの対比において、北陸農試報告 19. 71-139.
- 20) 本間美文、平田熙(1974): 水稻の生育収量及びCd、Cu、Zn含有率に及ぼす重金属添加の影響、日土肥誌 45.8. 368-377.
- 21) 森下豊昭、穴山彊(1974): Cd汚染土壌の復元方法、土肥講要集 20. 137.
- 22) 松村蔚、琴寄融、峰田要、宮原克祐(1977): 重金属汚染土壌に関する研究、(第6報告) 銅鉱害地における現地改善対策試験、群馬農試報告 17. 59-68.
- 23) 三浦竹治郎(1980): 農用地土壌の重金属含有量調査、第1報調査の経緯と全県分布概況、秋田県公害技術センター年報第7号 130-147.
- 24) 農林省(1971-1973): 農用地土壌の特定有害物質による汚染の解析に関する推進会議資料
- 25) 尾川文朗、上村隆策(1977): 土壌Ehと玄米Cd濃度について東北農業研究 19.
- 26) 大竹俊博ら(1977): 水稻の重金属吸収に関する研究、山形農試報告 11.
- 27) 大平孝次、小野寺英一、藤原彰夫(1971): 水稻、大豆の生産性に及ぼす重金属(Cu、Zn、Cd、Hg、Pb) 土壌添加の影響、土肥講要集 17. 169.
- 28) R.G.McLAREN and D.V.Crowboord(1973): Studies on Soil copper. Journal of Soil Science Vol24.No2. 172-181.
- 29) 環境庁土壌農業課(1973): 公害と防止対策・土壌汚染、145-164. 白亜書房
- 30) 渋谷政夫(1973): 二、三重金属の土壌中における行動について、近代農業における土壌肥料の研究、4. 53-64. 養賢堂.
- 31) 菅野忠教、斎藤栄、館川洋(1974): 重金属土壌汚染による農作物被害の解析に関する研究(第6報)、水稻の生育時期重金属吸収の特徴、土肥講要集 20. 131.
- 32) 岸田達男ら(1974): 水稻のCdなど重金属吸収抑制対策に関する研究(第3報) Cd吸収抑制をめぐる水管理の影響、土肥講要集 20. 134.

- 33) 渋谷政夫、岩本信義(1976)：土壤中のCd発現機作に関する考察、土肥講要集 22. 156.
- 34) 高橋和夫、斎藤祐二(1976)：農用地における重金属汚染の解析に関する研究、第1報、水田土壌におけるCdの挙動と水稻のCd吸収について、四国農試報告 29.
- 35) 東北農政局・秋田県(1974)：水質汚濁防止対策基準調査報告書、比内地区、杉沢柳地区 1～70.
- 36) 塚本正一郎(1975)：銅鉱害地水田に対する施肥改善、農及び園、32. 769.
- 37) 上村隆策、田口喜久治、尾川文朗(1976)：土壌中のCdの動向について(第1報)土壌の粒径別Cd形態について、土肥講要集 23. (支部)25.
- 38) 上村隆策、田口喜久治、尾川文朗(1977)：土壌中のCdの動向について(第2報)形態別Cdの水稻による吸収、土肥講要集 24. (支部)26.
- 39) 山田要、須永文雄、琴寄融(1971)：重金属汚染に関する研究(第1報告)、水稻の品種、作期及び落水時期が玄米のCd含有量に及ぼす影響、群馬農試報告 12.
- 40) 菅野忠教、斎藤栄、館川洋(1973)：重金属土壌汚染による農作物被害の解析に関する研究(第3報)、水稻の重金属吸収に及ぼす水管理の影響、土肥講要集 19. 169.
- 41) 尾川文朗(1984)：秋田県における重金属による土壌汚染の実態と改良、東北の農業と土壌肥料(日本土壌肥科学会編) P270.
- 42) 秋田県(1978)：東部醗酵地域農用地土壌汚染対策計画書 P9.
- 43) 尾川文朗、上村隆策、田口喜久治(1978)：土層の反転によるカドミウム汚染田の改良、東北農業研究第23号 25～26.
- 44) 尾川文朗(1988)：秋田県における重金属汚染の現状と対策、国立公害研究所、第4回土壌・地下水汚染シンポジウム報告 21～31.
- 45) 秋田魁新報社(1984)：秋田魁年鑑 125.
- 46) 秋田魁新報社(1991)：秋田魁年鑑 106.
- 47) 秋田魁新報社(1980)：秋田大百科事典 302.
- 48) 秋田県(1971)：秋田県資料・秋田県における休廃止鉱山対策(昭和46年3月)

Summary

Studies on the Actual Situation of Cadmium Pollution to Paddy Rice in Akita Prefecture and Its Control

Bunro OGAWA

1. The soil pollution with heavy metals due to mining drainages and the polluted rice control were investigated.
2. The average contents of Cd, Cu, Zn and Pb in non-polluted soils were 0.55ppm, 5.7ppm, 13.6ppm and 4.0ppm respectively, while the average contents of Cd, Cu, Zn and Pb in polluted soils were 2.11ppm, 31.5ppm, 34.4ppm, 22.3ppm respectively in Akita Prefecture.
3. The Cadmium polluted paddy fields in Akita prefecture is estimated at 1,600ha, and the most of them were polluted by mtning drainages.
The polluted paddy field at northern Akita were distributed separatly, however those at southern Akita were distributed on limited regions.
4. The more Cd content and the lower pH of the Cd added soil increased Cd uptake of rice under laboratory experimental condition. However, no obvious results was observed in the heavy metal polluted field soil.
5. The Cd uptake of rice was inhibited by Cu being with Cd in the same soil.
6. Insoluble Cd was increased by soil reduction and Cd uptake was decreased.
7. Low temperature decreased Cd content of brown rice due to poor ripening and deceased soil reduction.
8. The most of Cd formation combined with soil were exchangeable or combined with oroganic matters, and it was estimated that both of them affected Cd content of brown rice by one t-hird each.
9. The effects of Calcium Silicate, fused magnesium phosphate and organic soil amendmets applications were not clearly because of oxidation-reduction changes. However, Cd uptake was decreased by those applications associated with water management.
10. Continuous flood application from young panicle formation stage to 20 days after heading can control content of brown rice into safety range.
11. The soil dressing as a soil improvement gave excellent Cd uptake control. 15cm thick was necessary for successful control when soil was added, and more than 20cm thick is recommended for a plowing.
12. The trenching, replacing the polluted soil in the surface horizon by the subsoil, is also an effective soil improvement.
13. Demonstration of this study on the polluted field resulted that the soil has been improved, and consequently, the amount of polluted rice production decreased drastically.