

第 3 章 ダイコン 2 栽培品種の生育初期の Cd、Zn、Mn および Cu の濃度

3-1 : 目的

第 2 章で、サトイモ、ダイコンおよびジャガイモを Cd 汚染土壌で露地栽培したところ、植物全体の Cd 濃度はサトイモが高くジャガイモおよびダイコンが低いこと、それぞれの可食部は Cd 濃度が低い部位であること、および、ダイコン根部とジャガイモ塊茎部は十分肥大すると Cd 濃度が低くなることを報告した。さらに、ダイコンについては、葉の Cd 濃度は根部に比較し、生育初期(播種 6 週)から高い値を示すことを指摘した。ダイコンは、生育初期は葉が旺盛に生育し葉菜類と類似した養分吸収が起こり、生育後期は根部が著しく肥大することが知られている(川合と大熊 1970)。このことから、ダイコンでは、生育初期には Cd が根から吸収され葉へ移行し集積されることが推測される。ダイコンの葉は食用として、栽培初期に間引きを行いその間引き菜を利用する場合がある。食品として安全な間引き菜の供給をするために、生育初期のダイコンの葉の Cd 吸収に関する詳細な調査を行う必要がある。

ダイコンには多くの栽培品種がある。王(2004)は、アブラナ科植物の 23 品種を Cd 濃度 $25 \mu\text{mol L}^{-1}$ の水耕培地で栽培した結果、茎葉部の Cd 濃度(乾燥重量当り)は 183 から 1157 mg kg^{-1} と約 6 倍の差があったと報告した。このことから、ダイコンの栽培品種の違いによって葉の Cd 濃度に差がある可能性がある。

また、Cd を地上部に多く集積する植物として *Arabidopsis halleri* ssp. *gemmifera*(和名ハクサンハタザオ)が報告されたが、その植物は Cd と共に Zn の吸収も高い値を示した(Kubota and Takenaka 2003)。

そして、Zn 吸収能の高い *Sedum alfredii* Hance (和名シナマンネングサ) は、カドミウムに対して高い耐性があると報告された (Yang *et al.* 2004)。このように、植物の Zn 吸収と Cd 吸収の関連性が指摘されていることから、ダイコンの Cd と Zn の吸収が関与している可能性がある。

本章では、以上のような背景から、ダイコンの 2 栽培品種について、Cd 汚染土壌を用いてポット栽培し、生育初期における Cd および Zn の吸収量の推移を明らかにすることを目的とし実験を行った。あわせて、Mn および Cu 元素の地上部と根部の濃度を分析し検討した。

3-2 : 材料と方法

3-2-1 : 栽培

栽培土壌は、第 2 章で栽培圃場を設置した宮城県栗原市にある細倉鉦山から約 8 km 離れた地点にある非農地の土壌の表層土(0-20 cm)を採取し、供試した。栽培は、開閉式天窓付きガラス温室 (宮城県栗原市) に棚を設置して行った。

ダイコンは、春に播種して栽培するダイコンの「春のめぐみ」(*Raphanus sativus* L. cv. Harunomegumi) と初夏から秋にかけて播種して栽培するダイコンの「秋舞台」(*Raphanus sativus* L. cv. Akibutai) (いずれも(株)トーホク)の 2 栽培品種を供試した。「春のめぐみ」は秋でも生育することを確認した後に実験を行った。

実験区は「春のめぐみ」区と「秋舞台」区の 2 通りとし、1 区あたり 3 ポットを実施した。

採取土壌を 5 mm 格子の篩を通した後に消石灰(アルカリ度 68)を土壌 1 L 当たり 1.2 g 添加混合し、その後、化成肥料(N: P₂O₅: K₂O = 10:

10: 10)を土壌 1 L 当り 1 g 添加し混合した。プラスチック製縦長ポット(面積 200 cm²、半径 8 cm、高さ 19 cm)に混合土壌を 3 L 充填(深さ 15 cm、乾土として 615 g L⁻¹)し、ガラス温室の棚に設置した。

ダイコンの播種は 2006 年 10 月 9 日に 1 ポットにつき 20 粒播種し、発芽後間引きを行い 14 個体とし、その後の栽培実験に供試した。水道水を適宜散布し、9 週間栽培した。

3-2-2 : 試料の採取と分析

播種 2 週後に 1 ポット当り 10 個体、4 週後に 1 ポット当り 2 個体、6 と 9 週後に 1 ポット当りそれぞれ 1 個体を採取し分析試料とした。2、4 および 6 週の採取後の各ポットに残った個体数はそれぞれ 4、2 および 1 であった。採取試料は純水で洗浄後水分をふき取り、葉と茎の部位を地上部、胚軸と主根を根部とし包丁で切り分け、重量を測定した。その後、試料は 70 °C で 72 時間通風乾燥させた。乾燥試料を乳鉢およびミル(東芝、TFP-101P)で 3 mm 以下に粉碎したものに、60 %硝酸 10 mL と 60 %過塩素酸 2 mL を加えホットプレート上で加熱して湿式分解した。播種 2 と 4 週後の採取試料の根部は少量であったため、それぞれの区の 3 ポット分を合わせて 1 試料として湿式分解を行った。分解液の Cd、Zn、Mn および Cu の濃度をフレイム原子吸光光度計で測定し、採取試料中の新鮮重量あたりの濃度を求めた。測定計算後のそれぞれの値の有意差検定は、統計ソフト SAS / STAT[®] ver. 9.1 (2004)を用い、Tukey の多重比較検定により実施した。

3-3 : 結果と考察

3-3-1 : ダイコンの生育

ダイコンの生育に異常な兆候は現れなかった。播種から9週までの栽培期間は地上部の生育量が根部より上回る時期であった(Figure 3-1)。また、9週で「春のめぐみ」の生育が「秋舞台」より高かった。第2章の栽培結果(2-3-2)と比較し生育量は2栽培品種とも少ない傾向であった。この理由として、10月の栽培地(宮城県栗原市)の日平均気温は14°C(気象庁ホームページ)で、ガラス室による保温条件で栽培したがダイコンの生育適温(17~20°C、斎藤 2008)より低いことが考えられた。

3-3-2 : ダイコンの Cd 濃度

地上部の Cd 濃度(Figure 3-2)は2栽培品種とも2週から6週まで増加し6週から9週の間は増加は少なかった。9週で「春のめぐみ」は2.37 mg kg⁻¹F.W.、「秋舞台」は1.45 mg kg⁻¹ F.W.を示した。第3章において、ダイコン地上部の播種後6週から11週までのCd濃度は、6週が高くそれ以降は生育の進行に伴い低下傾向であると報告した(2-3-8、Figure 2-8A)。本章と第2章の結果と比較すると、6週以降に明らかなCd濃度の増加はなかった点が一致した。

本章の実験で、播種後2週から6週までの生育初期のCd濃度はじめて明らかにされ、その期間の地上部のCd濃度は上昇することがわかった。このことから、地上部のCd濃度を低下させるための栽培技術は、播種から6週までの生育初期のCd上昇を抑制することに着眼して開発すべきであると言える。

2栽培品種間の地上部のCd濃度は同一ではなく差があり、その差は栽培期間中ほぼ同量の差(0.8から0.9 mg kg⁻¹ F.W.)で推移した。この差が生じた理由は、「春のめぐみ」のCd吸収力が高く「秋舞台」が低いことによる栽培品種間の差で生じた可能性が考えられる

が、詳細説明には更なる多くの栽培品種の Cd 吸収に関する調査が必要と考えられる。

2 栽培品種の根部の Cd 濃度(Figure 3-2)は、2 週ではそれぞれの地上部と同程度の値であったが、4 週以降の Cd 濃度は 2 栽培品種とも $0.5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ 前後で推移し有意な変動はなかった。根部の Cd 濃度は地上部より低い値を示したことで、4 週以降の栽培期間中に大きく変動しないことは、第 2 章で 6 週から 11 週までの根部の Cd 濃度は地上部より低く、小さい変動で推移したとの報告(2-3-8、Figure 2-8A)と同様な結果であった。

また、2 栽培品種間の根部の Cd 濃度に有意な差はなく、地上部でみられた栽培品種間の差は根部では現れなかった。

3-3-3 : ダイコンの Zn 濃度

「春のめぐみ」の地上部の Zn 濃度(Figure 3-3)は、栽培期間中有意な変動はみられず、9 週で $42.7 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ であった。「秋舞台」の地上部の Zn 濃度は、2 週から 4 週にかけて増加し、以降は有意な変動はなく、9 週において $36.1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ になった。2 栽培品種間に 2 週ではやや濃度差があったが、4 週以降はほぼ同様な濃度の推移を示した。Kubota and Takenaka (2003)はカドミウム濃度が高かったハクサンハタザオは Zn 濃度が 18200 mg kg^{-1} (乾燥重量あたり)と報告したが、本章では 40 mg kg^{-1} 程度(新鮮重量あたり)を示し、ハクサンハタザオに比較し低値といえる。しかし、「五訂増補日本食品標準成分表」(文部科学省 2005)に示されたダイコンの葉の成分量から計算した Zn 濃度は $3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ であることから、本章のダイコン地上部の亜鉛濃度は、通常の 13 倍の高濃度を示した。この亜鉛濃度が高い理由は、栽培土壌中の亜鉛濃度が高いこと(第 2 章 2-3-1)

が考えられる。

根部の Zn 濃度は 2 品種とも、2 週から 4 週にかけて増加がみられ、以降は変動が少なかった。9 週で「春のめぐみ」は $38.3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ 、「秋舞台」は $46.0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ を示し、「秋舞台」が高かった。地上部の Zn 濃度は「春のめぐみ」が高かったが、根部では「秋舞台」が高くなった。「秋舞台」の根部はその地上部を上回る値を示した。根部の Zn 濃度は生育初期に増加する傾向があったが、Cd 濃度は増加しなかった(Figure 3-2)。これらのことから、ダイコン根部において Zn と Cd の吸収は異なる経過を示すこと、さらに、ダイコン植物全体の Zn 吸収は Cd の吸収に類似性はないことが示された。Cd が、植物によっては根において Zn と共通の機構で吸収されることが示唆されている (Weber *et al.* 2004)が、ダイコンにおいては、カドミウムの吸収に亜鉛は関与しないことを示唆するものであるかもしれない。

3-3-4 : ダイコンの Mn 濃度

ダイコン 2 品種の地上部の Mn 濃度(Figure 3-4)は、6 週以降増加し 9 週で「春のめぐみ」は $11.85 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ 、「秋舞台」は $8.89 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ であった。また、9 週における Mn 濃度の差は有意ではなかった。根部の Mn 濃度は 2 品種とも栽培期間中に有意な変動はなく「春のめぐみ」は $1.60 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ 、「秋舞台」は $1.41 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ を示した。地上部では Mn 濃度の顕著な増加があったが、根部では低い濃度で推移した。これは Mn が地上部での光合成における水の分解酵素や活性酸素を除去する酵素の成分であることによるとみられる (高橋 1993)。ダイコン根部では、地上部で要求される量に比較し Mn 要求量は少ないことが推定された。Mn と Cd 濃度の推移と

で共通していたことは根部での濃度の変動が少ないことであった。地上部においては、Mn 濃度の増加が Cd 濃度の増加より大きかった。

3-3-5 : ダイコンの Cu 濃度

ダイコン 2 品種の地上部の Cu 濃度(Figure 3-5)は 4 週から 6 週にかけて増加がみられ、「春のめぐみ」は $1.09 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ 、「秋舞台」は $1.26 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ になった。根部の Cu 濃度は、2 週で「秋舞台」が高い値を示したが 4 週で低下し以降の栽培期間は 2 品種とも少しずつ増加し、9 週で「春のめぐみ」は $0.86 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ 、「秋舞台」は $0.79 \text{ mg kg}^{-1} \text{ F.W.}$ になった。根部 2 週をのぞいて 2 品種間には有意な差がなかった。Cd 濃度の推移と比較し、地上部の Cu 濃度の栽培期間中の推移は類似していた。

3-4 : 要約

ダイコンの Cd、Zn、Mn および Cu 吸収を調査するために、2 品種「春のめぐみ」と「秋舞台」を Cd 汚染土壌で 9 週間ポット栽培した。

いずれのダイコンも生育に異常な兆候はみられず、地上部が根部より生育量が大きかった。9 週で、「春のめぐみ」の生育量が「秋舞台」より優った。

ダイコン地上部の Cd 濃度は 2 週から 6 週にかけて増加がみられ、以降の栽培期間での増加は少なかった。このことから、ダイコン地上部の Cd 濃度は播種から 6 週以前の生育初期の Cd 吸収の抑制をはかることが Cd 含量の少ないダイコン生産に重要であることが示唆された。また、栽培期間を通して、地上部 Cd 濃度は「春のめぐみ」が「秋舞台」より高い値を示し、品種による地上部の Cd 吸収能の

違いがあることが示された。

ダイコン根部の Cd 濃度は、栽培期間を通して変動が少なく、地上部に比べて少ない濃度であった。また、品種間の差は無かった。

ダイコン地上部の Zn 濃度は、4 週からは大きな変動無く推移した。根部 Zn 濃度は、2 週から 4 週にかけて増加がみられ、「秋舞台」ではその地上部より高い値を示した。栽培期間中の根部の Cd 濃度と Zn 濃度の推移を比較するとその傾向は異なることがわかった。

ダイコン地上部の Mn 濃度は、2 品種とも生育の進行とともに増加し、根部濃度に変動は無かった。Mn 濃度には、品種間の差は生じなかった。銅濃度は、地上部で 4 週から 6 週にかけて増加がみられ、根部では 4 週以降少しずつ増加があった。銅濃度には、播種 4 週以降では品種間の差は生じなかった。

本章の実験により、地上部の Cd 濃度は播種から 6 週まで増加し以降の増加量は少なくなること、「春のめぐみ」が「秋舞台」より高く、品種の違いがあることがわかった。また、Zn 濃度はダイコン根部で「秋舞台」が高い傾向にあること、ダイコンの Mn と Cu 濃度に供試品種による違いは無いことがわかった。

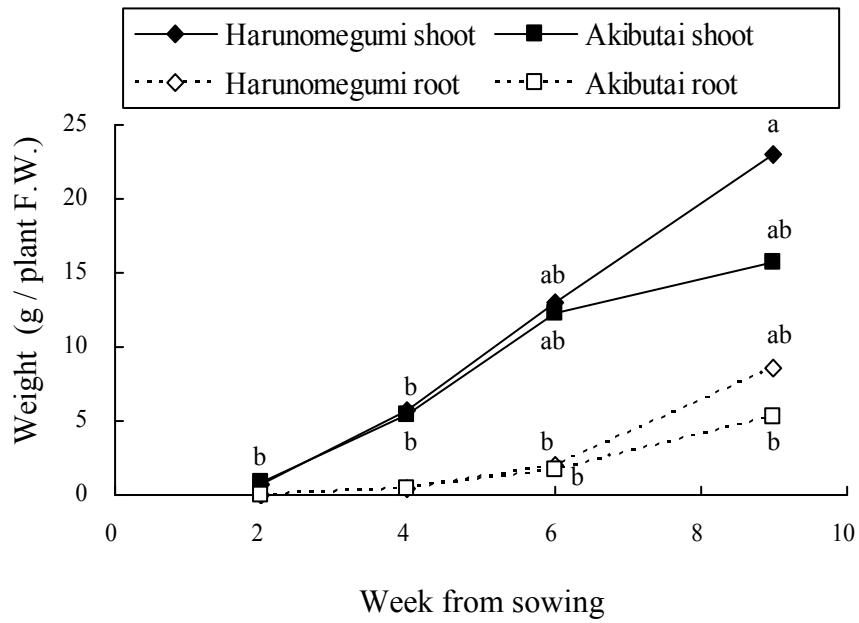


Figure 3-1 Fresh weights of Japanese radishes (Harunomegumi and Akibutai) cultivated in cadmium-contaminated soil. Data represent the mean of 3 replicates, but data of roots at 2 and 4 weeks represent no replicate. Data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Tukey multiple range test). F.W., fresh weight.

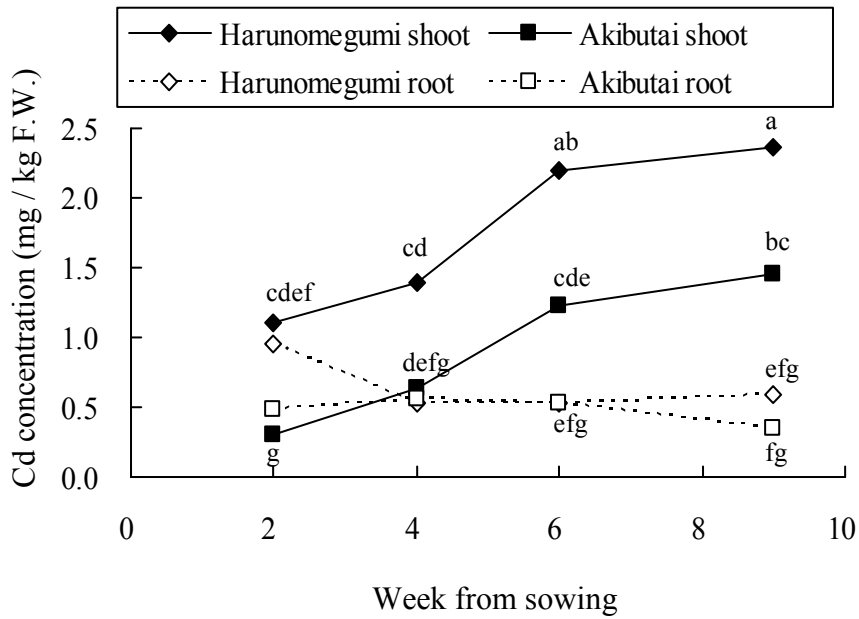


Figure 3-2 Cadmium concentrations of Japanese radishes (Harunomegumi and Akibutai) cultivated in cadmium-contaminated soil. Data represent the mean of 3 replicates, but data of roots at 2 and 4 weeks represent no replicate. Data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Tukey multiple range test).

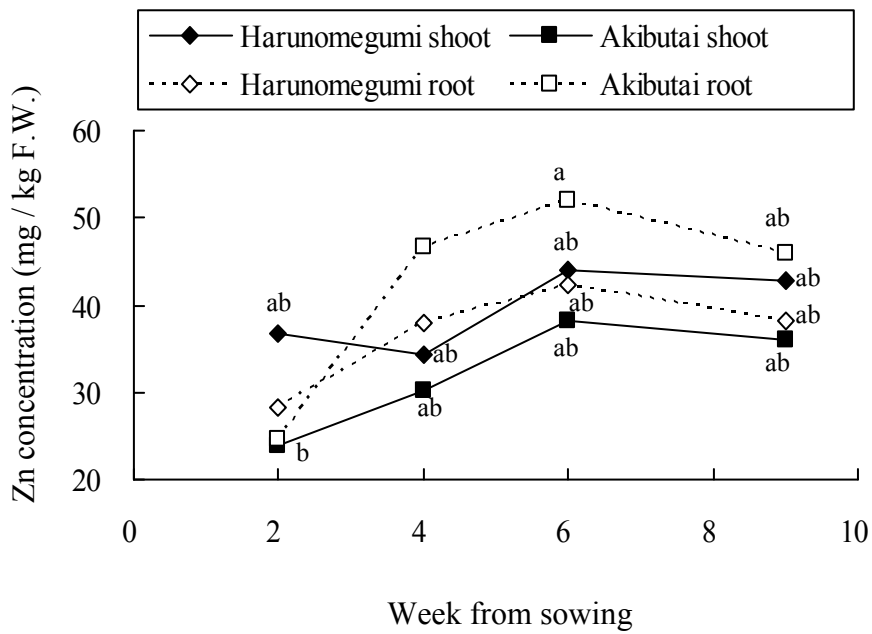


Figure 3-3 Zinc concentrations of Japanese radishes (Harunomegumi and Akibutai) cultivated in cadmium-contaminated soil. Data represent the mean of 3 replicates, but data of roots at 2 and 4 weeks represent no replicate. Data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Tukey multiple range test). F.W., fresh weight.

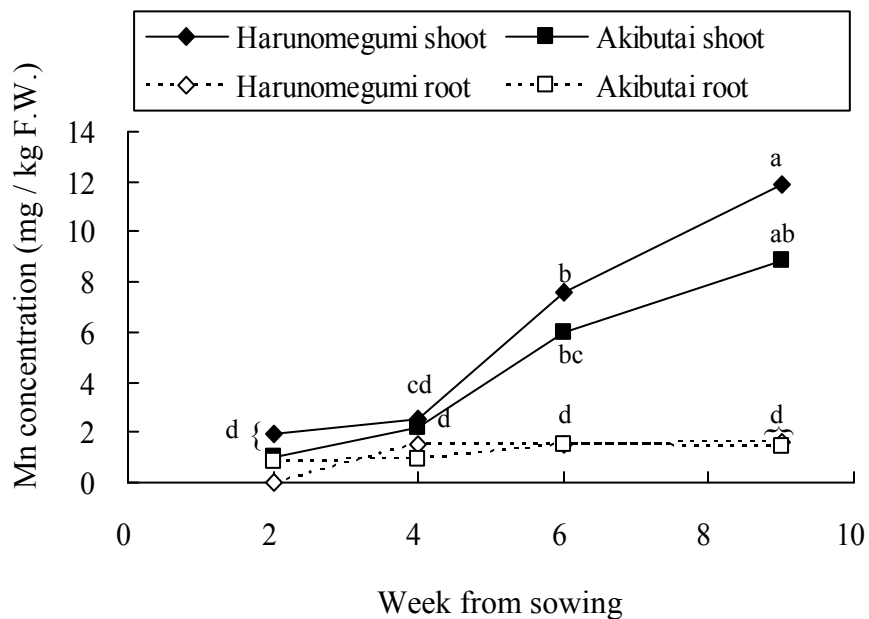


Figure 3-4 Manganese concentrations of Japanese radishes (Harunomegumi and Akibutai) cultivated in cadmium-contaminated soil. Data represent the mean of 3 replicates, but data of roots at 2 and 4 weeks represent no replicate. Data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Tukey multiple range test). F.W., fresh weight.

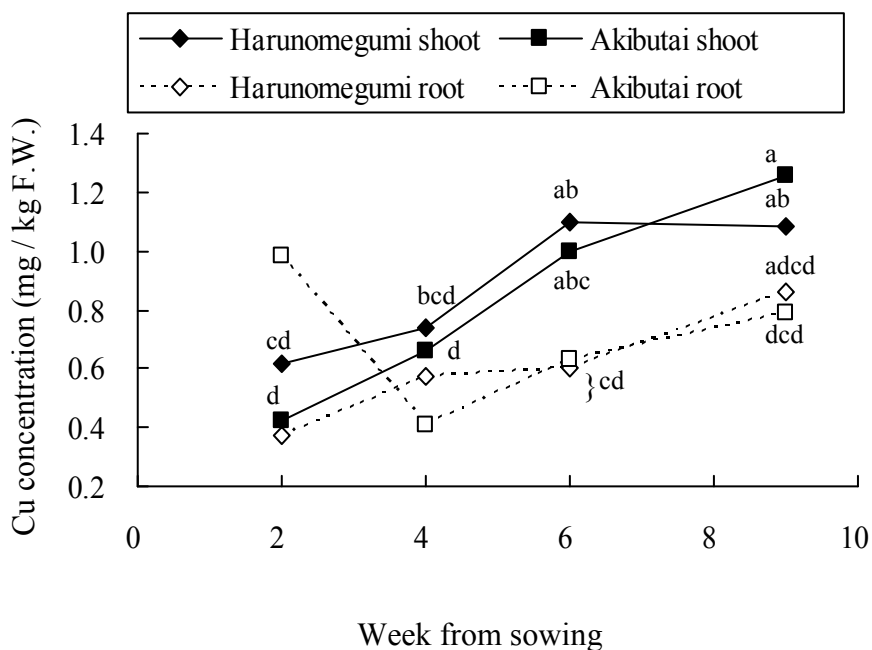


Figure 3-5 Copper concentrations of Japanese radishes (Harunomegumi and Akibutai) cultivated in cadmium-contaminated soil. Data represent the mean of 3 replicates, but data of roots at 2 and 4 weeks represent no replicate. Data with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Tukey multiple range test). F.W., fresh weight.

第 4 章 コマツナの Cd 吸収と土壌添加剤の関係

4-1：目的

4-1-1：これまでに報告された土壌添加剤の効果

植物の Cd 吸収に影響をおよぼす土壌因子と土壌添加剤については、多くの調査が試みられ、まとめられている。Kirkham(2006)によると、土壌因子の中で最も植物の Cd 吸収に重要な影響を与えるものは土壌 pH であり、低 pH で植物の Cd 吸収が高くなるとした。また、土壌中のリン酸と Zn は植物の Cd 吸収を低下させ、塩素とケイ素の施用は植物の Cd 利用性を減少させたとまとめた。

日本では、水稻栽培において石灰、リン酸、ケイ酸等のアルカリ資材の Cd 吸収抑制効果が認められている(柳澤ら 1984; 稲原ら 2007; 長谷川ら 1995)。

長谷川ら(1995)は、水稻における多孔質ケイ酸カルシウム(ALC)の Cd 吸収抑制効果について調査した。ALCは Autoclaved lightweight concrete の略称である。通常のコンクリートの約 4 分の 1 の軽さで体積の約 75 %が気泡の多孔質物質である。主原料は珪石と生石灰でこれにセメントが全重量の約 10 %程度入っている。セメントが入っているがオートクレーブ処理により固化反応を終了させているので再固化のおそれはないとされている。ALC 製品の規格外品や、加工に伴い発生する端剤を粉碎し粒径 1.2 mm 以下としたものがすでに肥料として登録され市販されている。

長谷川ら(1995)は 1/2000 a ポット試験で、炭カル 130 g、消石灰 100 g、ケイカル 250 g、ALC250 g (5000 kg/10 a 相当)を添加混合し 1993 年と 1994 年にイネを栽培した(1993 年は作況指数 37 の著しい不稔障害が発生した年であった。)。資材は施用後の土壌石灰飽和度

が 100 %以上になる量とした。その結果、わらの Cd 濃度がケイカルでは劣ったが炭カル、ALC および消石灰で $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ 程度に低下した。そして、①石灰質資材を施用して pH を 7.0 以上に保てば、土壌を湛水状態にしなくても水稻の Cd 吸収を抑制できる、②抑制効果は pH が同じであれば同一で、使用した石灰質資材の種類によらない、③ケイカルは溶解度が小さいため pH 矯正力が劣り Cd 吸収抑制力も劣るとまとめた。

農林水産省農業工学研究所と東武化学株式会社の共同で開発されたマグホワイトについて、ダイズの Cd 吸収抑制の可能性が報告された(藤森と若杉 2006)。マグホワイトは、焼成マグネシアを主原料として製造され主成分は酸化マグネシウムである。土壌硬化剤として開発された製品である。マグホワイトの Cd 吸収抑制効果は、土壌中での硬化過程でマグネシウムアパタイト $[\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2\text{OH}]$ が生成するが、Cd は Mg と、ヒ素は P と、フッ素は水酸基(OH)と置換し、重金属が不溶化することで生じると報告された。

また、三菱マテリアル株式会社より、石灰系資材と石膏系資材を併せて施用すること(混合資材；炭カル石膏)を特徴とする水稻の Cd 吸収抑制方法が報告された(三菱マテリアル 2006)。石灰系資材により土壌の酸性化を防止し、石膏系の資材から溶出する硫酸イオンが還元状態で硫化カドミウムを生成し Cd が溶出しにくくなり、水稻の Cd 吸収を抑制するとした。水田でのより好ましい施用量は、10 a 当たり石灰系資材 0.2-5 t、石膏系資材 0.02-1 t、混合割合は石膏系が 1-5 %で、施用する作土層は 15-20 cm が好ましいとした。

4-1-2：レルズライトの植物への Cd 吸収抑制効果の可能性

岩手県早池峰山系で産出される岩石にカンラン岩がある。カンラ

ン岩は深成岩でマグネシウムに富む超塩基性岩である。造岩鉱物の輝石も含む。本研究ではレルゾライトと称する。

レルゾライトは、コンクリート骨材として使用されている。採掘の際にでる粉末は肥料および土壌改良資材としての可能性が検討されている。さらに Cd 吸収抑制資材として有効であれば農業上有益な資材になる。

4-1-3 : コマツナの Cd 吸収と土壌添加剤

第 2 章と第 3 章において根菜類 3 種の Cd 吸収を調査し、栽培種によって吸収に差があることが判明した。そのことから、Cd 吸収能の高い根菜を Cd 汚染土壌で栽培する場合は、安全な食品を生産するためには栽培時になんらかの対策をたてることが必須であると思われた。そこで、本章では、その栽培土壌を改良することで Cd 濃度の低い食品の生産を可能にすることを考え、土壌添加剤の施用実験を実施した。供試植物としてコマツナを用い、添加剤がコマツナの Cd 吸収に与える影響を比較検討した。

これまで述べた ALC、レルゾライト、マグホホワイトおよび炭カル石膏に加えて、廃棄石膏ボードから回収し粉末にした石膏も調査対象とした。廃石膏が、土壌改良資材または Cd 吸収抑制資材としての効果が確認されれば新たな用途の拡大になり有効利用に貢献できる。野菜類の Cd 吸収に対する土壌添加剤の影響を調査した報告は少ない。また、添加剤の土壌 Cd へ与える影響は、土壌 Cd を逐次抽出法 (Kashem and Singh 2001) により分画しそれらを比較検討することで行った。

4-2 : 材料と方法

4-2-1：土壌添加剤

ALC、レルゾライト、廃石膏、マグホワイトおよび炭カル石膏の5種の土壌添加剤を用いた。

ALCは、太平物産(株)(東京)製造品を供試した。SiO₂含量が18%を占め、容積の75%がポーラス状で多孔質、粒径0.5-4.0 mmの製品であった。レルゾライト(Lherzo)は、(株)宮守砕石工業所(岩手)製造品を供試した。SiO₂を39%、MgOを36%含む粉末状製品であった。廃石膏(Gyp-w)は、エコティック東北(株)製造品(宮城)を供試した。これは、建築用廃棄回収石膏ボードを粉砕し紙部分を除去した後、3 mm以下に粒径を揃えたものであった。マグホワイト(Magwhite)は、東武化学(株)(埼玉)製造品を供試した。MgOを84%含んでいた。炭カル石膏(Cacar-G)は、三菱マテリアル(株)(東京)製造品を供試した。10%以内のCaSO₄・2H₂Oを含んでいた。

添加剤のアルカリ度(0.5 mol L⁻¹で抽出されたCaOとMgO(Mgを定量後CaOに換算)の合計重量の乾物重量に対する百分率)を測定した。CaとMgの定量はフレイム原子吸光光度計(AA170-30 日立、東京)で行った。その結果、ALC、レルゾライト、廃石膏、マグホワイト、炭カル石膏のアルカリ度は、それぞれ、37.0、21.9、32.4、56.1、44.2であった。

4-2-2：土壌

第2章で栽培圃場を設置した宮城県栗原市にある細倉鉦山から約8 km離れた地点にある非農地の土壌の表層土(0-20 cm)を供試した(原土 Original)。

4-2-3：ポット実験

採取した土壌は、4 mm の篩いを通した。1 L 容プラスチックポットに、化成肥料(N: P₂O₅: K₂O 10: 10: 10) を 1 g(0.1 % w/v、100 kg 10 a⁻¹ 相当、肥料成分それぞれ 10 kg 10 a⁻¹ に相当)とそれぞれの土壌添加剤を 10g(1 % w/v、1000kg 10a⁻¹ に相当)添加した土壌 1L(乾土として 615 g)を詰めた。ALC、レルゾライト(Lherzo)、廃石膏(Gyp-w)、マグホワイト(Magwhite)および炭カル石膏(Cacar-G)の 5 処理区を設定した。対照区(Control)として、化成肥料を添加し、土壌添加剤を添加しない区を設定した。各処理区とも 5 連で行った。コマツナ (*Brassica rapa* L. var. *perviridis*)種子を 9 粒各ポットに播種し、発芽後に 3 個体に間引いた。栽培は、開閉天窓付きガラス室(宮城県栗原市)の棚で 28 日間水道水を適宜かけながら行った。生育後、地上部を収穫した。栽培後の土壌は混合した後、土壌分析に必要な量を採取した。栽培後の土壌に再び 1 ポット当たり化成肥料(1 g)のみを添加し、コマツナの栽培を 1 作目と同様に行った。対照区、レルゾライト区、廃石膏区は 2 作目まで、ALC 区、マグホワイト区、炭カル石膏区は 3 作目まで繰り返し栽培を行った。対照区、レルゾライト区、廃石膏区は、生育不良で 3 作目の栽培は不可能であったため実施しなかった。それぞれの繰り返し栽培後の試料採取は 1 作目と同様に行った。

4-2-4 : 植物体分析

採取したコマツナ地上部は、新鮮重を測定後純水で洗浄し 65 °C で 48 時間通風乾燥した。その後重量を測定し粉碎した。粉碎後の試料について 60 %硝酸-60 %過塩素酸(5: 1 容量比)による分解を行い、分解液の Cd、Zn、Mn、Cu、Fe、K、Ca、Mg 濃度を原子吸光光度計(AA170-30 日立、東京)で定量した。P 濃度は、バナドモリブデン法

により分光光度計(Uvmini-1240 島津製作所、京都)により定量した。

コマツナの根部については、栽培土壌から完全な回収は不可能と判断し分析しなかった。

4-2-5：土壌分析

採取後の土壌は、風乾後 2 mm の篩いを通して分析試料とした。風乾土壌を 105 °C で 24 時間乾燥させて水分含量を測定した。栽培前と栽培後の土壌の pH を測定(1: 2.5 土：水重量比、ガラス電極法 HM-20S TOA DKK、東京)した。

土壌中の Cd を逐次抽出法 (Kashem and Singh 2001、) 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出法により以下の通りに分画し、Cd、Zn、Mn、Cu、Fe 濃度を原子吸光法(AA170-30 日立、東京)で定量した (第 2 章 2-2-4)。

4-3：結果と考察

4-3-1：乾物重

土壌添加剤を混合し、コマツナを繰り返し栽培した生育の様子と乾物重の結果を Figure 4-1 と 4-2 に示した。

コマツナ 1 作目の乾物重(Figure 4-2)は、炭カル石膏、ALC、レルズライト区が著しく高く、マグホホワイト区は中程度で、対照と廃石膏区が低かった。2 作目の乾物重は、マグホホワイト、炭カル石膏、ALC 区が高く、レルズライト、対照、廃石膏区は低い値を示した。対照、廃石膏、レルズライト区の繰り返し栽培は 2 作目で著しい生育不良が観察されたので 3 作目は実施しなかった。3 作目では、炭カル石膏、マグホホワイト区は高い値を示したが、ALC 区は低い値になった。

各処理区の乾物生産の促進効果の持続性を比較すると、炭カル石

膏 1 %添加は 3 作目まで、ALC1 %添加は 2 作目までコマツナの乾物生産を高め続けることが判明した。レルゾライト 1 %添加の乾物生産の促進は 1 作目のみであった。マグホホワイト 1 %添加は 1 作目よりも 2、3 作目において乾物生産を高めることがわかった。

これらの結果から、供試土壌における土壌添加剤 1 %添加でのコマツナの乾物生産促進効果は、炭カル石膏 > マグホホワイト > ALC > レルゾライト区の順で低くなり、廃石膏区は促進効果が無いことが示された。

土壌添加剤のアルカリ度(4-2-1:土壌添加剤)は、マグホホワイト 56.1 > 炭カル石膏 44.2 > ALC37.0 > 廃石膏 32.4 > レルゾライト 21.9 の順であった。マグホホワイトと炭カル石膏区の順序、廃石膏とレルゾライト区の順序に入れ替わりがあったが、土壌添加剤の乾物生産促進効果はそれらのアルカリ度の強さと同じ傾向があった。

4-3-2 : コマツナの Cd と無機栄養成分の濃度

土壌添加剤を 1 %添加し繰り返し栽培したコマツナの Cd と無機栄養成分(Zn、Mn、Cu、Fe、P、K、Ca、Mg)量を Table 4-1、Figure 4-3、4-4、4-5、4-6 に示した。図中の無機成分の濃度と集積量の値は対数値で示した。

1 作目コマツナ中の Cd と微量無機栄養成分の濃度(Figure 4-3A)は、いずれの処理区においても Zn が高く、Fe、Mn、Cu の順に少なくなった。Cd は Cu と同程度もしくはやや高い値を示した。マグホホワイトと炭カル石膏区のコマツナ Cd 濃度が Cu 濃度より低い値を示した。各処理区間の Cd と微量無機栄養成分の濃度を比較すると、廃石膏と対照区が高く、レルゾライト区、ALC 区、マグホホワイト区、炭カル石膏区の順に低くなった。各添加剤処理によって生じたコマ

ツナ中の Zn、Fe、Mn、Cu、Cd の濃度の多寡の傾向はおおよそ同じであることが判明した。

1 作目コマツナ中の多量無機栄養成分類の濃度(Figure 4-3B)は、いずれの処理区においても K が高く、次いで Ca が高かった。Mg 濃度はマグホワイト、廃石膏、レルゾライト、対照区で P より高く、炭カル石膏、ALC 区では P より低い値であった。K と Ca 濃度は各処理区間での変化は少なかった。それに対して、Mg 濃度は、各処理区間で濃度の高い区(マグホワイト区)は低い区(炭カル石膏区)の 3 倍、P 濃度では 2 倍(ALC と廃石膏区間)となった。

2 作目コマツナ中の Cd と微量無機栄養成分類の濃度(Figure 4-4A)は、Zn が高く、Fe、Mn、Cu の順に少なくなり、Cd は Cu と同程度か、やや高い値を示した。マグホワイトと炭カル石膏区において Cd 濃度が Cu 濃度より低い値を示した。これらの濃度の関係は 1 作目と同じ傾向であった。各処理区間について比較すると、対照と廃石膏区がいずれの成分も高く、レルゾライト、ALC、マグホワイト、炭カル石膏区の順に低くなった。各処理によって生じたコマツナ中の Zn、Fe、Mn、Cu、Cd の濃度の多寡の傾向はおおよそ同じであった。しかし、2 作目は 1 作目に比較し、処理区間で濃度の差が拡大した。対照、廃石膏、レルゾライト区における各無機栄養成分の濃度の上昇があり、それらの区と ALC、マグホワイト、炭カル石膏区との間の差は 1 作目の場合より大きい差になった。

2 作目コマツナ中の多量無機栄養成分類の濃度(Figure 4-4B)は、いずれの処理区においても K が高く、次いで Ca になり、Mg と P は低い濃度であった。K と Ca は 1 作目では各処理の影響をあまり受けなかったが、2 作目では処理による影響を受け、処理区間の濃度に差があった。炭カル石膏区の Ca 濃度は高く、マグホワイト区は低

い値になった。各区における Mg と P の濃度の多寡の傾向は同じだった。

3 作目の ALC、マグホワイト、炭カル石膏区(Figure 4-5A、B)のコマツナの Cd、微量および多量無機栄養成分は、2 作目と同じ傾向にあった。

1 作目から 3 作目のコマツナ中において、乾物重(Figure 4-2)の少ない区が Cd と微量無機成分の濃度(Table 4-1)が高かった。1 ポット当たり 0.5 g 以下の乾物重の区の Cd 濃度は $22 \mu\text{g g}^{-1}$ 以上、Zn は $580 \mu\text{g g}^{-1}$ 以上、Mn は $140 \mu\text{g g}^{-1}$ 以上、Cu は $12 \mu\text{g g}^{-1}$ 以上、Fe は $200 \mu\text{g g}^{-1}$ 以上であった。正常な生育を示した炭カル石膏区 1 作目のそれぞれの成分(Table 4-1)と比較すると Cd で 10 倍、Zn で 6 倍、Mn で 7 倍、Cu で 3 倍、Fe で 2.6 倍になった。Kabata- Pendas (2001)のまとめによれば、一般的な植物の葉での過剰または毒性を示す濃度は、Cd で $5\text{-}30 \mu\text{g g}^{-1}$ 、Mn で $400\text{-}1000 \mu\text{g g}^{-1}$ 、Zn で $100\text{-}400 \mu\text{g g}^{-1}$ 、Cu で $20\text{-}100 \mu\text{g g}^{-1}$ である。それから鑑みて、乾物重 1 ポット当たり 0.5 g 以下の区(対照と廃石膏区、ALC とレルゾライト区の最終作)では、Zn の過剰症を呈したことが推測された。

重金属過剰によりクロロシスが発生すること(茅野・三井 1967; Fodor 2007)が知られているが、Fe 濃度に低下はなくむしろ増加していることから重金属誘導鉄クロロシスは発生しなかったと言える。

1 作目から 3 作目のマグホワイト区のコマツナ Mg 濃度は高く、炭カル石膏区は低い傾向にあった。マグホワイトは MgO を 84 %含んでいるので、マグホワイト区のコマツナ Mg 濃度が高くなったものと思われた。Mg は添加した土壌改良剤中の Mg 量と関係があると思われた。

4-3-3 : コマツナの Cd と無機栄養成分の集積量

1 作目コマツナ中の Cd と微量無機栄養成分の集積量(Figure 4-6A)は、各処理区とも、Zn、Fe、Mn の順に低下した。Cu と Cd については Cd 集積量が高く Cu が低い区(レルゾライト、対照、ALC、廃石膏区)と Cd 集積量が低く Cu が高い区(炭カル石膏、マグホワイト区)があった。処理区間毎に比較すると、レルゾライト、ALC 区においていずれの成分も集積量が高く、炭カル石膏、マグホワイト、廃石膏区が低い傾向にあった。

多量無機栄養成分の集積量(Figure 4-6B)は各処理区とも、K、Ca 量が多く、Mg と P は同程度であった。マグホワイト区では、Mg 量が多かった。また、ALC、レルゾライト、炭カル石膏、マグホワイト区はいずれの成分の集積量も多く、対照、廃石膏区は少ない傾向を示した。この処理区間の集積量の多寡の関係は乾物重(Figure 4-2)の多寡の傾向と同一であった。

4-3-4 : コマツナの Cd 量

1 作目から 3 作目までのコマツナ中の Cd 濃度と集積量を図に示した(Figure 4-7)。

1 作目コマツナでは、マグホワイト、炭カル、ALC 区は対照区よりも低い Cd 濃度であった。繰り返し栽培で、対照、ALC、レルゾライト、廃石膏区の Cd 濃度は増加した。それらの区その後の栽培を打ち切った最後の栽培におけるコマツナは著しい生育不良を示し、Cd 濃度はいずれも乾物あたり $45 \mu\text{g g}^{-1}$ 以上であった。マグホワイトと炭カル石膏区は繰り返し栽培でも Cd 濃度に有意な上昇はなかった。

1 作目コマツナの Cd 集積は、レルゾライト区が高くそれ以外の区

は低かった。ALCの2作目のCd集積量が有意に高かった。全繰り返し栽培の中で、レルゾライト1作目とALC2作目のCd集積量が有意に高かった。生育不良を示した対照、ALC、レルゾライト、廃石膏区の最後の栽培のコマツナのCd集積量は小さかった。それらの区のCd濃度は高い値であったが、乾物重(Figure 4-2)が小さかったことにより集積量は小さくなった。マグホワイトと炭カル石膏区は繰り返し栽培を通して集積量が小さかった。その二つの区は、乾物重が大きかったが、Cd濃度が低かったので集積量が小さくなった。

4-3-5 : コマツナのCd濃度と無機栄養成分濃度との関係

1 作目コマツナ中のCd濃度の対数値と微量無機栄養成分濃度の対数値との関係をFigure 4-8Aに示した。Cd濃度はいずれの成分との関係においても正の相関を示した。決定係数(R^2)は、Cu、Zn、Mn、それぞれ0.902、0.899、0.842で、CdとCu、CdとZn、CdとMnの関係は強く相関があることがわかった。CdとFeは低い決定係数(0.280)で弱い相関であった。回帰直線式の傾きは、Mn、Zn、Cu、Feの順にそれぞれ0.714、0.697、0.455、0.321で順に小さくなった。

1 作目コマツナ中のCd濃度の対数値と多量無機栄養成分の濃度の対数値との関係をFigure 4-8Bに示した。CdとK濃度との関係は正の相関を示し、CdとP、CaおよびMgとの関係においては負の相関を示した。回帰直線の傾きは、Kで0.027、Mg、Ca、Pでそれぞれ-0.051、-0.088、-0.201で、いずれの傾きも少なく、各成分濃度がCd濃度より受ける影響は少なかった。決定係数は、Pが0.644の中間程度を示し、Ca、K、Mgは弱い相関を示す低い決定係数(それぞれ0.385、0.141、0.019)であった。

コマツナ1作目では、コマツナCd濃度はMn、Zn、Cuの濃度の

増加とともに増加し、強い関連性を示した。Mn、Zn、Cu 以外の他の成分とは強い関連はなかった。

次に、1 作目から 3 作目までの全繰り返し栽培のコマツナの Cd 濃度の対数値と微量無機栄養成分の濃度の対数値との関係を示した (Figure 4-9A)。Cd 濃度はいずれの成分とも正の相関を示した。決定係数は、Zn、Cu、Mn(それぞれ 0.912、0.843、0.882)が高く強い相関があり、Fe は中程度の係数(0.572)で相関があった。回帰直線式の傾きは、Zn、Mn、Cu、Fe は、それぞれ 1.09、0.755、0.665、0.583 で順に小さくなった。1 作目における Cd 濃度と微量無機成分との関係と同様に、Cd 濃度と Zn、Mn、Cu 濃度とは強い正の相関が得られた。しかし、回帰直線の傾きは、Mn では 1 作目と全繰り返し栽培とではほぼ一致したが Zn では異なる値になった(Zn ; 1 作目 0.697、全繰り返し栽培 1.09)。

全繰り返し栽培のコマツナ中の Cd 濃度の対数値と多量無機栄養成分濃度の対数値との関係 (Figure 4-9B) は、いずれの成分においても正の相関を示した。回帰直線の傾きは、K、Mg、Ca、P でそれぞれ 0.090、0.069、0.038、0.040 を示し、いずれの成分においても小さく Cd 濃度の変化に対する成分の変動は少ないといえた。決定係数は K が 0.484 の中程度を示し、Mg、P、Ca、は弱い相関を示す低い決定係数(それぞれ 0.050、0.034、0.031)であった。

吉川ら(1986)は、Mn 資材を施用しイネを節水ポット栽培した結果、玄米中の Cd と Mn 含有率($\mu\text{g g}^{-1}$)の関係は、負の相関($r=-0.896$)であったと報告している。また、土壌に Mn を施用し置換 Mn を $1500 \mu\text{g g}^{-1}$ にまで上昇させた。その土壌での玄米 Mn 濃度は $140 \mu\text{g g}^{-1}$ を示し、その玄米 Cd 濃度は $1 \mu\text{g g}^{-1}$ 以下であった。そして、土壌中置換 Mn が $100 \mu\text{g g}^{-1}$ 以下では、玄米中の Cd 含有率は高くなり Mn 含有

率は低くなることを示し、Cd と Mn の間には拮抗作用があるという報告をした。しかし、本実験の結果は吉川らの結果と一致せず、コマツナ中の Cd 濃度が増加すると Mn 濃度も増加した。本実験では土壌への Mn 資材の施用は行っておらず、外部からの添加による土壌の置換 Mn 濃度の増加はない。そして、土壌添加剤を加えたことにより土壌 pH の上昇がみられ(4-3-7: 土壌 pH 参照)、置換 Mn 濃度が減少したことが考えられる。その結果、Mn 濃度の低いコマツナは Cd 濃度も低く、反対に Mn 濃度の高いコマツナは Cd 濃度も高いという現象が起こったと考えられる。

斎藤と高橋(1978)は水耕栽培のイネの Cd の吸収、移行に及ぼす Zn の影響について研究した。Cd $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ 、Zn $2 \mu\text{g g}^{-1}$ の培地濃度で収穫期まで栽培した結果、Zn 無添加に比較して地上部への Cd の吸収が促進されるとしている。Honma and Hirata (1978)は、水耕イネにおいて、Cd 濃度を $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ 、Zn 濃度を $0.05\text{-}5 \mu\text{g g}^{-1}$ にして 35 日間栽培した。その結果、イネ茎葉部の Cd 濃度は Zn 欠乏培地で著しく高く、Zn 濃度の増加とともに低下した。また、Honma and Hirata (1984)は、Zn と Cd の濃度が $0.089\text{-}8.90 \mu\text{mol L}^{-1}$ の間でそれぞれ等量に含まれている培地でイネを栽培し、Zn と Cd の吸収量を測定した結果、 $0.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Cd $0.067 \mu\text{g g}^{-1}$ 、Zn $0.039 \mu\text{g g}^{-1}$)までは Cd の吸収が高く、 $0.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ 以上では Zn の吸収が高くなると報告した。Cd の吸収は土壌の Zn 濃度の影響を受け、土壌の Zn 濃度が低い場合、Cd 吸収は高まることを示唆した。このようにイネの Zn と Cd の吸収の関連性については異なる結果の報告がある。本章では、コマツナ中の Zn 濃度と Cd 濃度に正の相関が見られた。また、Cd 濃度の増加とともに Mn および Cu 濃度の増加も認められた。これらのことは、必須元素である Zn、Mn、Cu の吸収と Cd の吸収は関連性

があるのではないかと推定された。

4-3-6：コマツナ中の Cd 集積量と無機栄養成分集積量との関係

1 作目のコマツナの Cd 集積量の対数値と無機栄養成分集積量の対数値の関係を Figure 4-10 に示した。Cd 集積量はいずれの微量(A)および多量無機栄養成分集積量(B)とも正の相関を示した。回帰直線の傾きは、Mn、Cu は 0.5 を超え、それ以外の成分の傾きは 0.5 以下で小さかった。また、決定係数は Mn、Zn(0.773、0.695)が高めであったが、それ以外の成分の決定係数は小さく弱い相関であった。

1 作目のコマツナの Cd 集積と Mn、Zn、Cu の集積にはやや強い正の相関があった。これは、Cd 濃度と Mn、Zn、Cu の濃度との関係と同様な傾向であることを示した。

4-3-7：土壌 pH

Figure 4-11 に、各処理区のコマツナ栽培前と栽培後のそれぞれの土壌 pH を示した。

処理後播種前の土壌 pH は、対照区で 5.0、ALC、レルゾライト、廃石膏区で、それぞれ 6.2、5.2、5.0 であった。マグホワイト、炭カル石膏区で pH 8.2、7.6 と高い値になった。1 作後にレルゾライト、マグホワイト、炭カル石膏区で pH が約 0.1 上昇した。その後の繰り返し栽培で、すべての処理区で、土壌 pH が少しずつ低下した。特に生育不良であった(Figure 4-1、4-2)対照、ALC、レルゾライト、廃石膏区の栽培最終作の土壌 pH は、5.0 以下であった。繰り返し栽培での土壌 pH の低下は、植物による土壌養分の吸収、灌水による土壌養分の溶脱等によるものと思われる。

供試添加剤の土壌 pH の上昇効果は、マグホワイト > 炭カル石膏

> ALC > レルゾライト区の順で低くなり、廃石膏区は上昇効果がなかった。

供試添加剤のアルカリ度(4-2-1：土壌添加剤)は、マグホワイト > 炭カル石膏 > ALC > 廃石膏 > レルゾライト区(56.1、44.2、37.0、32.4、21.9)の順であったので、供試添加剤の土壌 pH 上昇効果はそれらのアルカリ度の強さと同じ傾向があった。廃石膏については、硫酸イオンの存在で土壌 pH の上昇に至らず原土の pH に近い状態であったと推定された。

ALC については、長谷川ら(1995)により圃場試験が行われて、土壌 pH の上昇効果が報告されている。しかし、本章で用いた ALC 量は 1%(1000 kg/10 a)で、長谷川らの試験で用いられた量(5000 kg/10 a)に比較して少ない量であった。そのため、3 作の繰り返し栽培に対する土壌 pH 上昇効果が維持できなかったと思われた。

4-3-8：土壌 pH とコマツナ中の Cd と無機栄養成分の濃度の関係

Figure 4-12A に全繰り返し栽培後の土壌 pH とコマツナ中の Cd および微量無機栄養成分濃度の対数値との関係を示した。

コマツナの Zn、Fe、Mn、Cd、Cu 濃度は土壌 pH と負の相関を示した。相関の強さは、Cd、Zn、Mn、Cu の順($R^2=0.915$ 、 0.885 、 0.746 、 0.738)で低下し、Fe は決定係数 0.578 であった。得られた回帰直線の傾きは、Zn、Cd、Mn、Cu の順に小さくなった。コマツナ中の Cd、Zn、Mn、Cu 濃度は、土壌 pH の影響を受けることが示された。各添加剤の混合によりコマツナの Cd、Zn、Mn、Cu 濃度が変化した、土壌 pH の分析により、各添加剤の混合で土壌 pH が変化しコマツナの Cd、Zn、Mn、Cu 濃度に影響を与えたことが明らかになった。

$Cd(OH)_2$ 、 $Zn(OH)_2$ 、 $Mn(OH)_2$ および $Cu(OH)_2$ の溶解度はそれぞれ

$2.74 \times 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$ (18°C)、 $1.2 \times 10^{-2} \text{ g L}^{-1}$ (25°C)、 $2.55 \times 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$ (25°C)、および $2.9 \times 10^{-3} \text{ g L}^{-1}$ (25°C)であった(日本化学会編 2004)。それらから計算した溶解度積は、それぞれ 2.66×10^{-14} 、 7.09×10^{-12} 、 9.46×10^{-14} および 1.05×10^{-13} であった。 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ の溶解度積(日本化学会編 2004)は、 3.16×10^{-38} (25 °C)である。水酸化物として沈殿する Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} および Fe^{3+} の活動度(mol 濃度)と pH の関係を計算すると Figure 2-13 に示す結果になり、それぞれの曲線の右側の領域で水酸化物の沈殿が生じていることになる。土壌中の添加剤が加水分解され、水酸イオンが生成し土壌 pH が上昇した。そして、水酸イオンは、土壌中の Fe^{3+} をはじめとする陽イオンと水酸化物を生成し沈殿が生成しコマツナのそれらの成分の吸収低下が生じたと考えられる(牧野ら 2008)。

コマツナ中の多量無機栄養成分濃度と土壌 pH の関係を Figure 4-12B に示した。K、Ca、Mg、P のいずれも、回帰直線の傾きとその決定係数は小さく、相関が弱かった。これらの多量無機成分は土壌 pH の影響を受けずにコマツナに吸収されていることが示された。コマツナの Mg と P 濃度は各処理間に差があり影響が現れていた(Figure 4-3 から 4-6 まで)ことと合わせてみると、Mg と P 濃度は土壌 pH の影響を受けないという結果は注目に値する。コマツナの各処理間における Mg と P 濃度の多寡は、添加剤のアルカリ度によりもたらされた土壌 pH 変化に起因するものではないと示唆された。

4-3-9：コマツナの乾物重・Cd 濃度・Cd 集積量と土壌 pH の関係

コマツナ乾物重と栽培後の土壌 pH の関係を Figure 4-14A に示した。土壌 pH が 8 以上 5 以下の処理区のコマツナの乾物重は少なく、中間の pH 5 から 8 までの領域の処理区のコマツナの乾物重は多かつ

た。栽培後に pH 5 以下になった処理区は、対照と廃石膏区の全繰り返し栽培、ALC とレルズライト区の栽培最終作で、pH 8 以上の領域のコマツナはマグホワイト区の 1 作目であった。マグホワイト区の 1 作目は土壌 pH が高すぎることにより生育が抑制され、繰り返し栽培で土壌 pH の低下が生じ生育に適正な範囲内の pH になり 2 作目以降は乾物重が高いものになったと明瞭になった。この乾物重と土壌 pH の関係には 3 次式の回帰曲線が導かれ、決定係数は 0.879 であった。

コマツナの Cd 濃度と栽培後の土壌 pH の関係を Figure 4-14B に示した。Cd 濃度は土壌 pH の上昇に伴い低下し、決定係数 0.916 の指数関数式が回帰した。土壌 pH と植物の Cd 吸収との関連については、pH 上昇による植物の Cd 吸収低下の報告がある(柳澤ら 1984; 長谷川ら 1995; 吉田ら 2003)。本実験の結果は、それらの結果を支持するものであった。この結果より、マグホワイトおよび炭カル石膏の土壌 pH 上昇効果の高い資材がコマツナの Cd 濃度をより低下させることがわかった。

Codex alimentarius commission (CAC、コーデックス食品規格委員会、2005) は、葉菜現物当りの Cd 濃度の基準値を $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ と定めた。本実験のコマツナの水分含量は 92 %であったので、CAC の定めた Cd 基準値は、乾物当り $2.5 \mu\text{g g}^{-1}$ に相当する。Figure 4-14B 中の指数関数式 $y=1200e^{-0.755x}$ に当てはめて計算すると、CAC の基準値を遵守するために必要な土壌 pH は、8.2 であった。しかしながら、土壌 pH 8.2 以上という条件は実際の栽培においては、多くの作物において高すぎる pH である。マグホワイト区の栽培前 pH 8.2 の条件下のコマツナの乾物重は低い値であった。また、土壌改良資材による土壌 pH 矯正という単独での作物の Cd 吸収抑制には限界があるこ

とが予想される。本実験に用いられた土壌の 0.1M 塩酸抽出 Cd 濃度は乾土当り $3.1 \mu\text{g g}^{-1}$ であった。この土壌においては他の方法との併合使用による Cd 吸収抑制が必要と明示された。

コマツナの Cd 集積量と栽培後の土壌 pH の関係を Figure 4-14C に示した。pH 5 から 6 の領域に最大集積量があった。3 次式の回帰曲線が導かれ決定係数は 0.615 であった。

4-3-10 : コマツナの Zn 量・Mn 量・Cu 量と土壌 pH の関係

Figure 4-15 にコマツナの Zn 濃度または集積量と土壌 pH の関係を示した。Figure 4-16 に Mn 量と土壌 pH、Figure 2-17 に Cu 量と土壌 pH との関係を示した。Zn、Mn、Cu のいずれにおいても Cd の場合と同様の傾向を示す回帰曲線が導かれた。

4-3-11 : 逐次抽出法により分画した土壌の Cd 濃度

添加剤と化成肥料の添加前の供試土壌(原土、Original)、添加剤あるいは化成肥料を添加して播種前の土壌、繰り返し栽培後の土壌について逐次抽出法により分画し、Cd 濃度を定量した(Table 4-2、Figure 4-18)。ただし、ALC、マグホホワイト、炭カル石膏区の 2 作後の土壌の分析は実施しなかった。

水溶態 F1 画分の Cd 濃度(Figure 4-18A)は、廃石膏区が全繰り返し栽培を通して有意に高く、次いで対照区の Cd 濃度が高く、他の処理区は低い濃度であった。

交換態 F2 画分の Cd 濃度(Figure 4-18B)は原土区が $1.86 \mu\text{g g}^{-1}$ D.S.(乾土あたり)で原土の他の画分に比較して最も高い値であった。対照、レルゾライト区の交換態 F2 画分の Cd 濃度は全繰り返し栽培を通して高い値であった。廃石膏、ALC、マグホホワイト、炭カル石

膏区で原土および対照区より低い Cd 濃度を示した。ALC 区の Cd 濃度は栽培前に比較し 1 作後に低下したが、3 作後に 1 作後の 2 倍に増加した。マグホワイトと炭カル石膏区は全繰り返し栽培を通して低い Cd 濃度であった。

マグホワイトと炭カル石膏区の水溶態 F1 と交換態 F2 画分において、土壌 pH が上昇(Figure 4-11)し土壌溶液に溶解できない水酸化 Cd の増加により Cd 濃度の低下が起きたと考えられる。また、資材中の炭酸イオンなどの陰イオンにより難溶性 Cd 化合物が生成したことも推定された(Ma and Uren 1998)。

炭酸塩結合態 F3 画分の Cd 濃度(Figure 4-18C)は栽培前の ALC、マグホワイト、炭カル石膏区で対照区より高い値を示した。資材中の炭酸イオンと結合した Cd が測定されたための高い値であると考えられた。それらの区の Cd 濃度は 1 作後に有意に低下し、3 作後に増加に転じた。レルゾライト、廃石膏区では、繰り返し栽培で増加が見られた。

酸化物結合態 F4 画分の Cd 濃度(Figure 4-18D)は対照、ALC、レルゾライト、廃石膏区で原土区に比較し栽培前に低下が見られ、1 作栽培後にすべての処理区で栽培前より増加した。その後の繰り返し栽培でマグホワイト、炭カル石膏区で Cd 濃度が 2 分の 1 以下に減少した。

有機態 F5 画分の Cd 濃度(Figure 4-18E)はいずれの処理区においても濃度が低く、繰り返し栽培によっても変化が生じなかった。

残渣 F6(Table 4-2)の Cd 濃度は、いずれの処理区においても栽培前に高く、栽培後には低下する傾向にあった。

4-3-12：逐次抽出法により分画した土壌の Zn 濃度

水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Zn 濃度(Table 4-2)は、栽培前と 1 作後では廃石膏、対照区が高くレルゾライト区が続き、ALC、炭カル石膏、マグホワイト区で低下した。3 作後で、ALC 区 F1 と F2 画分の Zn 濃度は上昇したが、マグホワイト、炭カル石膏は少ない値を示し続けた。水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Zn 濃度の処理区間の関係は Cd 濃度の結果と同じ傾向を示した。

炭酸塩結合態 F3 画分の Zn 濃度は、全処理区の繰り返し栽培で濃度が高く、処理区による変化が少なかった。

酸化物結合態 F4 画分の Zn 濃度は、全体で Cd 濃度が高い値を示した。栽培前の全処理区と 3 作後のマグホワイト、炭カル石膏区で高い濃度を示した。

有機物結合態 F5 画分の Zn 濃度は、栽培前のマグホワイト、炭カル石膏、レルゾライト区で増加がみられた。1 作後にレルゾライト区で減少があった。

残渣 F6 画分の Zn 濃度は F1 から 5 の Zn 濃度に比較しいずれの処理区においても高い濃度を示した。

4-3-13：逐次抽出法により分画した土壌の Mn 濃度

水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Mn 濃度(Table 4-3)は、栽培前と 1 作後では廃石膏、対照区が高くレルゾライト区が続き、ALC、炭カル石膏、マグホワイト区で低下した。3 作後で、ALC 区 F1 と F2 画分の Mn 濃度は上昇したが、マグホワイト、炭カル石膏は少ない値を示し続けた。この水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Mn 濃度の結果は、Cd と Zn の場合と同様な結果であった。

コマツナ中の Zn と Mn 濃度の対数値はコマツナ中の Cd 濃度の対数値と正の相関があった(Figure 4-9)。そして、コマツナ中の Cd、

Zn、Mn濃度の対数値は土壌 pHの上昇に伴い減少した(Figure 4-12)。また、各処理区の土壌中の水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cd、Zn、Mn 濃度の挙動は同じ傾向を示し Cd、Zn、Mn の濃度の高い区でコマツナの吸収が高かった。本実験では、Cd、Zn、Mn の3成分はいずれも、コマツナと土壌中の両方においても同じ挙動を示した。この結果は、Cd と Mn に関する吉川ら(1986)の報告や、Cd と Zn に関する Honma and Hirata (1978)の報告と異なる結果を示し、Cd と Zn に関する斎藤と高橋(1978)の報告を支持するものであった。しかし、これら3件の研究はすべて水耕栽培にて実施されたものであった。栽培時の水耕液 pH は 5.5 に調整されていた。本実験は、土耕栽培であるので土壌から受ける影響は大きく、特に土壌 pH は土壌中のイオン種とそれらの溶解度に大いに影響されると考える。そして、生育とともに変化していく土壌 pH を矯正しないままであるため、コマツナの生育の進行とともに土壌 pH は低下し、Cd、Zn、Mn の溶解度は増加したのではないかと考えられる。溶解している Cd、Zn、Mn が増加したのでコマツナのこれらの元素の量も増加したと考えられる。本実験における土壌とコマツナの Cd、Zn、Mn 濃度の挙動はこのようにしてもたらされたと推論するが、これに関する実証実験を行う必要があると考える。

炭酸塩結合態 F3 画分の Mn 濃度は、マグホワイト区が全繰り返し栽培で高い濃度を示した(Table 4-3)。酸化物結合態 F4 画分の Mn 濃度は、他の画分に比較し著しく高い値を示した。特異的であったが原因は特定しきれなかった。

4-3-14：逐次抽出法により分画した土壌の Cu 濃度

全処理区(Table 4-3)において、水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cu

濃度は他の画分に比較し少なく、炭酸塩結合態 F3、F4、F5、F6 画分と順に Cu 濃度は増加した。水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cu 濃度において、マグホワイと炭カル石膏区が全繰り返し栽培で低い濃度を示さず、Cd、Zn、Mn 濃度の場合と異なる傾向を示した。Table 2-17 において、マグホワイと炭カル石膏区は土壌 pH が高くコマツナ Cu 濃度が低い結果になった。しかし、マグホワイと炭カル石膏区の土壌中の水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cu 濃度は高い。このことは Cu の土壌溶液への溶解は土壌 pH に影響されないことを示す。そして、コマツナの Cu 吸収は土壌溶液中の Cu 濃度に依存せず、土壌 pH と関連性のある性質のものであることを示唆している。各処理区のコマツナの Cu 濃度は、Cd、Zn、Mn の吸収とは異なる傾向を示した。

4-3-15：逐次抽出法により分画した土壌の Fe 濃度

全処理区(Table 4-4)において、水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Fe 濃度は他の画分に比較し少なく、有機物結合態 F5、炭酸塩結合態 F3、残渣 F6 画分の順で Fe 濃度は増加した。水溶態 F1 画分において、1 作後のレルゾライト、3 作後の ALC 区で Fe 濃度が高かった。

4-3-16：逐次抽出法により分画した土壌の Cd 濃度とコマツナ中の Cd 濃度との関係

Figure 4-19A に水溶態 F1 画分とコマツナ中の Cd 濃度の対数値との関係を示した。水溶態 Cd 濃度の増加とともにコマツナ Cd 濃度の対数値も増加したが、水溶態 Cd 濃度が多くなるとコマツナ Cd 濃度の増加がみられなくなった。

交換態 F2 画分の Cd 濃度が増加するに伴いコマツナ Cd 濃度の上

昇がみられ、直線式で回帰できた(Figure 4-19B、 $R^2=0.809$)。

炭酸塩結合態 F3 画分の Cd 濃度とコマツナ Cd 濃度の対数値の関係は相関が明瞭ではなかった(Figure 4-19C)。

酸化物結合態 F4 画分の Cd 濃度とコマツナ Cd 濃度の対数値の関係を Figure 4-19D に示した。

有機態 F5 画分の Cd 濃度とコマツナ Cd 濃度の対数値は関係がないと示された。コマツナの Cd 濃度が増減しても F5 画分の Cd 濃度は一定であった。

Figure 4-19F に水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cd 濃度の合計量とコマツナの Cd 濃度の対数値の関係を示した。正の相関が得られ、決定係数も高めであった($R^2=0.754$)。ただし、交換態 F2 画分の Cd 濃度とコマツナ Cd 濃度との決定係数($R^2=0.809$) より低い値であった。

土壤中の交換態 F2 画分の Cd 濃度が上昇するとコマツナ中の Cd 濃度も増加した。土壤の交換態 Cd 濃度がコマツナの Cd 濃度に影響を与えることが明らかになった。

4-3-17：逐次抽出法により分画した土壤の Cd 濃度と栽培後の土壤 pH との関係

水溶態 F1 画分の Cd 濃度(Figure 4-20A)、交換態 F2 画分の Cd 濃度(Figure 4-20B)と栽培後の土壤 pH との関係を示した。両方とも、土壤 pH の上昇とともに土壤中のそれぞれの画分の Cd 濃度が減少した。交換態 F2 画分(Figure 4-20B)においては、決定係数の高い($R^2=0.859$)指数関数式で回帰できた。炭酸塩結合態 F3 画分(Figure 4-20C)、酸化物結合態 F4 画分(Figure 4-20D)と土壤 pH の関係は、いずれも土壤 pH が上昇してもコマツナの Cd 濃度に明瞭な変化はなか

った。有機態 F5 画分(Figure 4-20E)の Cd 濃度と土壌 pH との間には関係がなかった。Figure 4-20F に水溶態 F1 と交換態 F2 の Cd 濃度の合計量と土壌 pH の関係を示した。土壌 pH の上昇に伴い、コマツナの Cd 濃度が減少した。その回帰式の決定係数は F2 単独の場合に比較し、低下した。

土壌の交換態 F2 の Cd 濃度は土壌 pH に関連していた。

コマツナの Cd 濃度の減少は、土壌中の交換態 Cd 濃度が低い条件、すなわち土壌 pH が高い条件でもたらされることが明らかになった。

4-3-18：栽培後土壌の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出による Cd 濃度

Table 4-2 と Figure 4-20A に原土、栽培前、栽培後の土壌の 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出による Cd 濃度を示した。1 作栽培後の Cd 濃度は栽培前より増加した。マグホホワイト、炭カル石膏区で Cd 濃度が低下した。 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出による土壌の Cd 濃度とコマツナ中の Cd 濃度の対数值との関係(Figure 4-21B)は、中程度の強さの正の相関($R^2=0.478$)であった。 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出による土壌の Cd 濃度と pH との関係(Figure 4-21C)は、中程度の強さの負の相関($R^2=0.644$)であった。

4-4：要約

(1)土壌添加剤の添加とコマツナの生育

Cd 汚染土壌に、ALC、レルズライト、廃石膏、マグホホワイト、炭カル石膏を $1\%(w/v)$ 添加し、コマツナを繰り返し栽培した。対照(無添加)区と廃石膏区の 2 作目は著しい生育不良でそれ以降の繰り返し栽培は不可能であった。ALC 区の 3 作目は生育不良を示し、炭カル石膏とマグホホワイト区の 3 作目は良好な生育であった。各添加剤

のコマツナの乾物生産促進効果は炭カル石膏 > マグホワイト > ALC > レルゾライト > 廃石膏の順で、廃石膏は促進効果がなかった。

(2)コマツナ中の Cd および無機栄養成分量

コマツナ中の微量無機成分の濃度は、各処理区とも $Zn > Fe > Mn > Cu > Cd$ の順であった。ただし、マグホワイトと炭カル石膏区の Cd 濃度が Cu 濃度より高かった。廃石膏、対照、レルゾライト区において各成分の濃度が高く ALC、マグホワイト、炭カル石膏区では低い傾向にあった。各処理区の多量無機成分の濃度は $K > Ca > Mg、P$ の順であった。Mg 濃度はマグホワイト区では P 濃度より高く、炭カル石膏区では P 濃度より低い値であった。コマツナ中の K と Ca 濃度は添加剤の影響を受けず一定濃度で、Mg と P 濃度は添加剤の種類により影響を受けた。

コマツナ中の Cd 濃度が増加すると Zn、Mn、Cu 濃度も増加し、強い正の相関があった。増加率は $Mn > Zn > Cu$ の順であった。コマツナの Zn、Mn、Cu の吸収と Cd 吸収は関連があることが示唆された。

(3)土壌 pH

各添加剤を 1 % 添加後の土壌 pH は、マグホワイト区が高く、炭カル石膏区 > ALC 区 > レルゾライト区 > 廃石膏区の順で、廃石膏に pH 上昇効果はなかった。マグホワイト区は栽培前 pH 8.2 で、コマツナの乾物生産が中程度であった。これは土壌 pH が高すぎたことが原因と思われた。マグホワイトと炭カル石膏区は繰り返し栽培でも土壌 pH の低下は少なかった。ALC、レルゾライト、廃石膏

区の土壌 pH 低下は大きく、栽培における最終の作付け時は pH 5 以下まで低下し乾物生産量は低かった。土壌添加剤によるコマツナ乾物生産促進効果は土壌 pH の上昇効果と一致した。

コマツナ中 Cd、Zn、Mn、Cu 濃度は土壌 pH の減少とともに増加し、Cd 集積量は pH5 から 6 の間に最大量を示した。土壌 pH 上昇効果の高い添加剤マグホワイト、炭カル石膏がコマツナの Cd 濃度の増加をより抑制することが判明した。

(4) 逐次抽出法による土壌画分の Cd、Zn、Mn、Cu、濃度

水溶態 F1 画分の Cd 濃度は炭カル石膏区が高く、交換態 F2 画分の Cd 濃度は対照、レルゾライト区で高い値を示した。マグホワイトと炭カル石膏区は全繰り返し栽培で水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cd 濃度が低かった。交換態 F2 画分の Cd 濃度とコマツナの Cd 濃度は正の相関があった。土壌中水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Zn と Mn 濃度は Cd 濃度と同様な傾向があった。土壌中水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cu 濃度はマグホワイトと炭カル石膏区で低下がみられず、Cd、Zn、Mn と異なる挙動を示した。土壌の炭酸塩結合態 F3、酸化物結合態 F4 画分の Cd 濃度とコマツナ Cd 濃度には明確な関係は見出せなかった。有機態 F5 画分の Cd 濃度は全処理区で低い濃度でコマツナの Cd 濃度に関与していないと思われた。土壌の交換態 F2 の Cd 濃度を低下させる添加剤がコマツナの Cd 濃度を抑制すると思われた。

(5) 土壌画分 Cd 濃度と土壌 pH

水溶態 F1 と交換態 F2 画分の Cd 濃度は土壌 pH の上昇とともに低下した。炭酸塩結合態 F3、酸化物結合態 F4、有機態 F5 画分の Cd

濃度は土壌 pH と明確な関係は見出せなかった。土壌 pH の上昇により交換態 F2 の Cd 濃度が減少し、コマツナの Cd 濃度の低下が起こることが明らかになった。

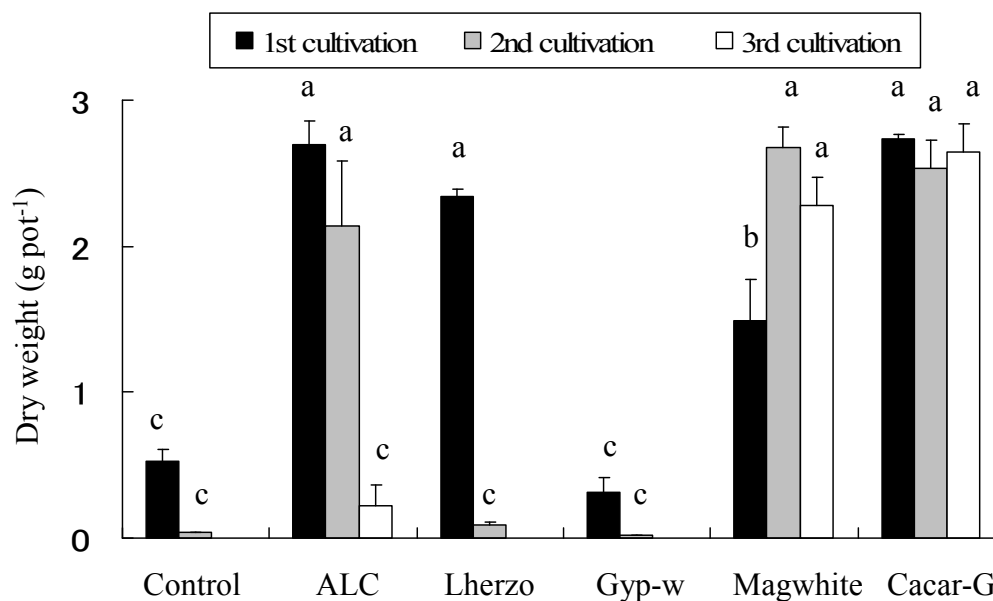


Figure 4-2 Effects of ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1%, w / v) on komatsuna shoot dry weight grown on Cd-contaminated soils in consecutive rounds of cultivations. The Control, Lherzo and Gyp-w treatments included two rounds of cultivation, while the ALC, Magwhite, and Cacar-G treatments included three. Additives were applied before the first round of cultivation, and then chemical fertilizer was applied before each round of cultivation. Each bar represents the mean + standard deviation of 3 replicates. Bars marked with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test).

Table 4-1 Concentrations and accumulations of cadmium and nutrients in shoots of komatsuna grown consecutive rounds on Cd-contaminated soils with soil ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1% w / v).

Treatment	Concentration																	
	Cd	Zn	Mn	Cu	Fe	P	K	Ca	Mg									
	$(\mu\text{g g}^{-1})$					(mg g^{-1})												
	1st																	
Control	31.13	bc	579.7	b	161.7	cd	12.27	c	339.6	cd	2.56	de	54.1	bc	14.4	bc	3.74	ef
ALC	6.37	de	321.5	b	31.6	ef	5.22	c	116.6	d	4.35	bc	46.5	c	14.5	bc	3.03	ef
Lherzo	19.95	cde	489.3	b	70.7	def	10.69	c	98.9	d	3.38	cde	52.3	bc	15.1	bc	4.21	def
Gyp-w	22.28	cde	806.4	b	138.2	de	11.36	c	502.8	cd	2.24	e	54.7	bc	17.3	bc	4.11	def
Magwhite	3.18	e	165.4	b	42.2	ef	5.87	c	168.9	d	3.72	bcde	56.4	bc	17.0	bc	8.62	a
Cacar-G	2.63	e	104.2	b	20.0	f	3.51	c	132.1	d	4.14	bcd	48.0	c	21.4	abc	2.80	f
	2nd																	
Control	45.55	ab	2754.3	a	449.9	a	53.22	a	1343.8	a	4.91	bc	70.0	a	24.2	ab	6.54	b
ALC	17.12	cde	443.8	b	87.1	def	10.56	c	116.5	d	3.39	cde	48.5	c	21.9	ab	3.61	ef
Lherzo	51.59	a	1906.7	a	310.4	b	41.80	ab	763.4	bc	5.31	ab	74.4	a	17.1	bc	5.68	bcd
Gyp-w	49.86	a	2779.9	a	164.5	cd	25.85	bc	955.5	ab	6.55	a	65.3	ab	16.5	bc	6.10	bc
Magwhite	2.40	e	65.3	b	33.9	ef	5.20	c	97.6	d	3.77	bcde	50.7	bc	11.7	c	6.59	b
Cacar-G	2.49	e	63.3	b	27.1	ef	4.89	c	98.2	d	4.00	bcd	49.5	c	22.5	ab	3.00	ef
	3rd																	
ALC	45.66	ab	1828.7	a	248.7	bc	33.55	ab	200.6	d	4.43	bc	55.0	bc	30.7	a	4.72	cde
Magwhite	6.36	de	103.0	b	55.5	ef	6.02	c	105.5	d	3.60	bcde	44.5	c	14.9	bc	6.87	b
Cacar-G	4.19	e	79.0	b	38.5	ef	4.92	c	97.3	d	3.70	bcde	44.7	c	24.0	ab	2.63	f

Treatment	Accumulation																	
	Cd	Zn	Mn	Cu	Fe	P	K	Ca	Mg									
	$(\mu\text{g pot}^{-1})$					(mg pot^{-1})												
	1st																	
Control	16.12	b	299.1	c	84.3	cde	7.20	defg	178.1	cde	1.34	e	27.7	d	7.54	e	1.96	d
ALC	16.26	b	856.9	b	84.1	cde	13.77	bc	329.2	a	11.84	a	127.7	a	39.60	bc	8.30	c
Lherzo	39.51	a	1126.6	a	147.9	ab	22.26	a	236.0	abc	7.91	bc	116.5	ab	33.02	cd	9.19	c
Gyp-w	7.86	cde	232.5	cd	44.0	defg	3.57	fgh	138.3	cde	1.81	e	17.4	d	5.29	e	1.26	d
Magwhite	5.12	cde	281.2	cd	65.9	cdef	9.46	cdef	232.9	abc	5.20	d	86.0	c	24.34	d	12.95	b
Cacar-G	6.95	cde	283.9	cd	54.7	cdefg	10.09	cde	327.1	a	11.30	a	127.7	a	60.75	a	7.67	c
	2nd																	
Control	1.60	de	106.8	de	19.1	fg	2.04	gh	51.9	ef	0.19	e	2.3	d	0.99	e	0.25	d
ALC	37.78	a	925.9	b	194.1	a	18.39	ab	252.6	abc	7.29	cd	99.8	bc	44.90	b	7.51	c
Lherzo	4.96	cde	193.1	cde	34.9	efg	3.88	fgh	77.8	def	0.49	e	7.1	d	1.73	e	0.61	d
Gyp-w	0.70	e	38.4	e	2.8	g	0.61	h	19.0	f	0.09	e	1.0	d	0.28	e	0.09	d
Magwhite	6.61	cde	173.5	cde	92.6	cd	13.89	bc	268.1	ab	10.10	ab	135.4	a	32.99	cd	17.72	a
Cacar-G	6.31	cde	168.7	cde	71.2	cdef	12.75	bcd	242.3	abc	9.96	abc	129.2	a	56.80	a	7.55	c
	3rd																	
ALC	9.59	bcd	211.2	cde	46.3	defg	6.45	efgh	35.2	ef	0.93	e	13.9	d	5.81	e	0.90	d
Magwhite	12.42	bcd	218.4	cd	104.8	bc	13.04	bcd	224.3	abc	8.04	bc	98.4	bc	32.23	cd	15.01	b
Cacar-G	10.38	bcd	195.8	b	93.6	cd	12.61	bcd	239.1	abc	9.47	abc	116.0	ab	60.75	a	6.43	c

For each round of cultivation, the means followed by the same letter in each column are not significantly different ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test). Data represent the mean of 3 replicates. Concentrations were expressed per dry weight of the shoots.

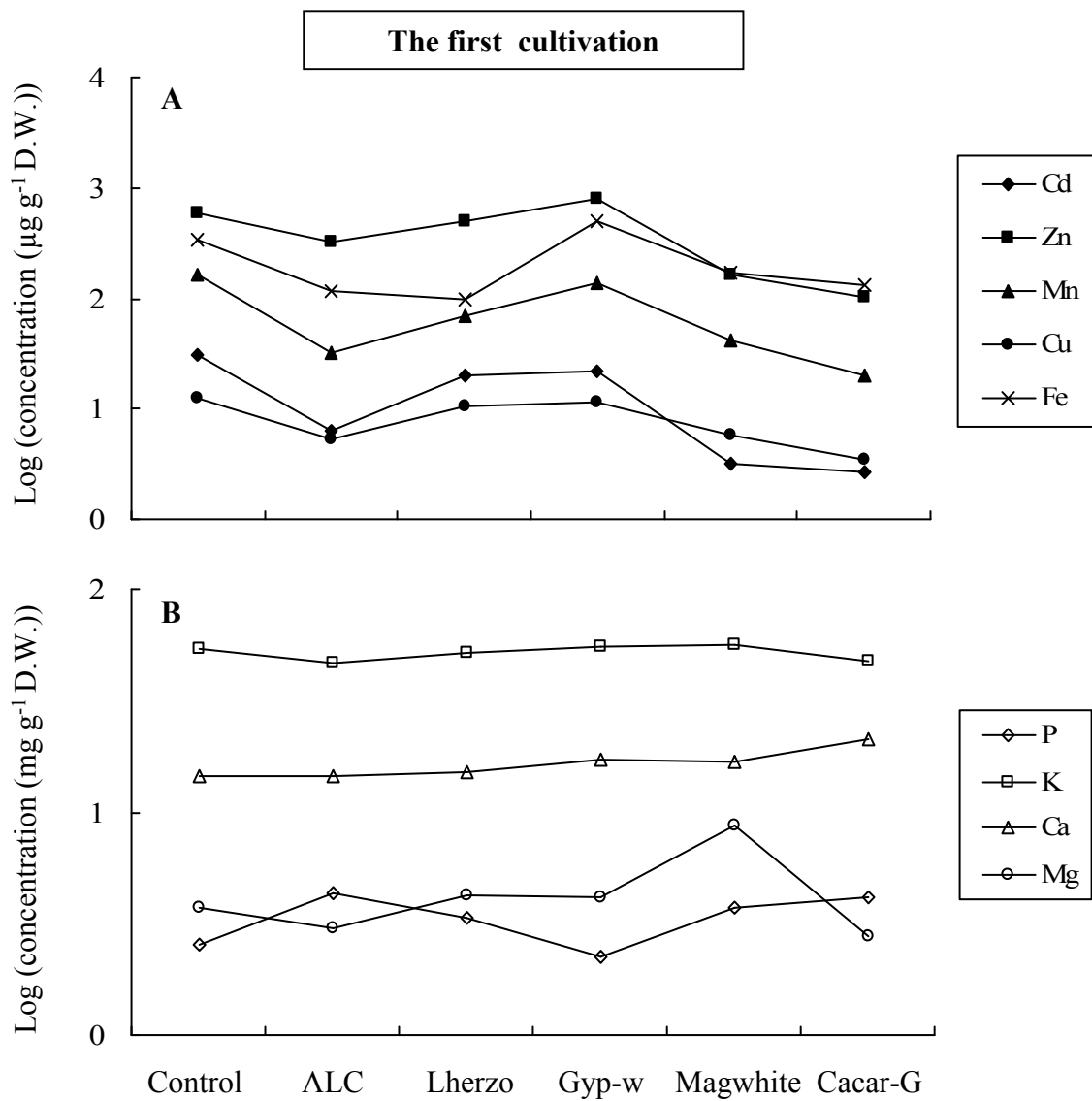


Figure 4-3 Effects of ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1% w / v) on **A**, cadmium and micro nutrient concentrations; **B**, macro nutrient concentrations in shoots of komatsuna after the first round of cultivation. Data-points represent the mean of 3 replicates. D. W., dry weight.

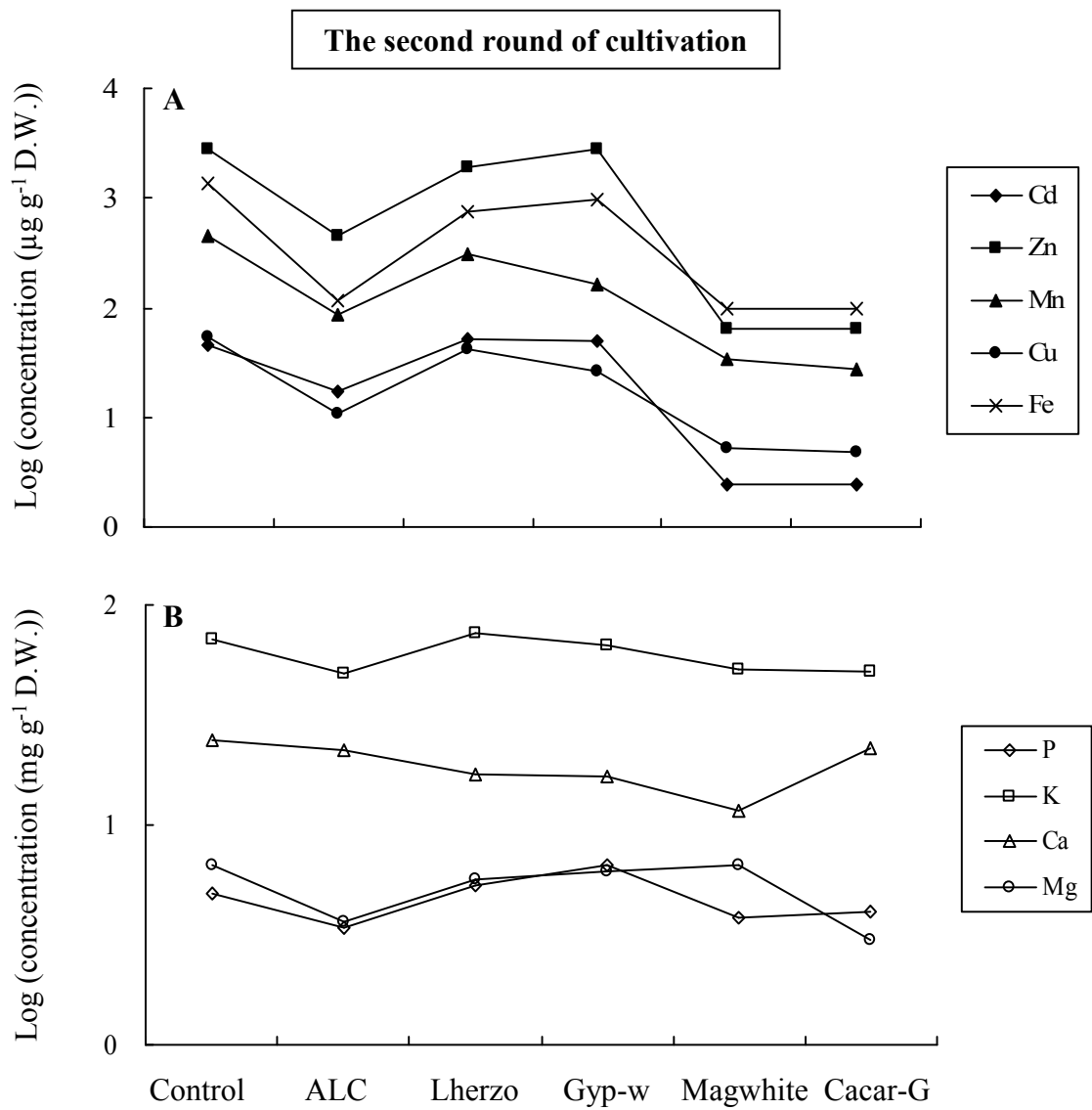


Figure 4-4 Effects of ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1% w / v) on **A**, cadmium and micro nutrient concentrations; **B**, macro nutrient concentrations in shoots of komatsuna after the second round of cultivation. Data-points represent mean of 3 replicates. D. W., dry weight.

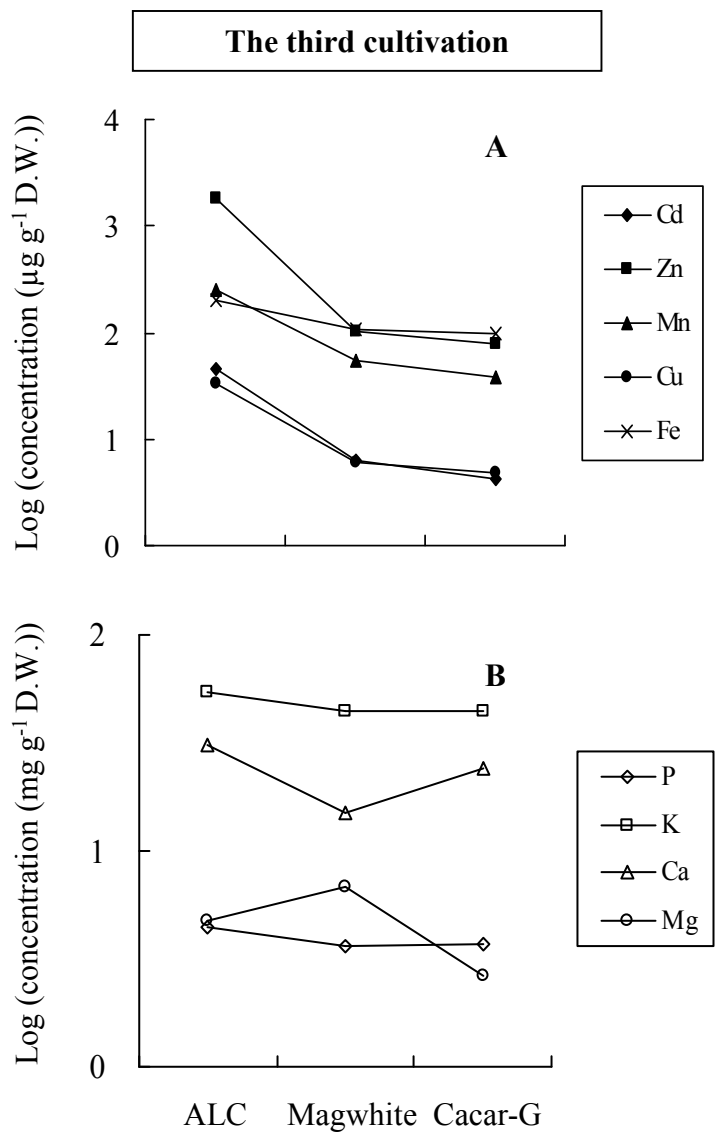


Figure 4-5 Effects of ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1% w / v) on **A**, cadmium and micro nutrient concentrations; **B**, macro nutrient concentrations in shoots of komatsuna after the third round of cultivation. Data-points represent the mean of 3 replicates. D. W., dry weight.

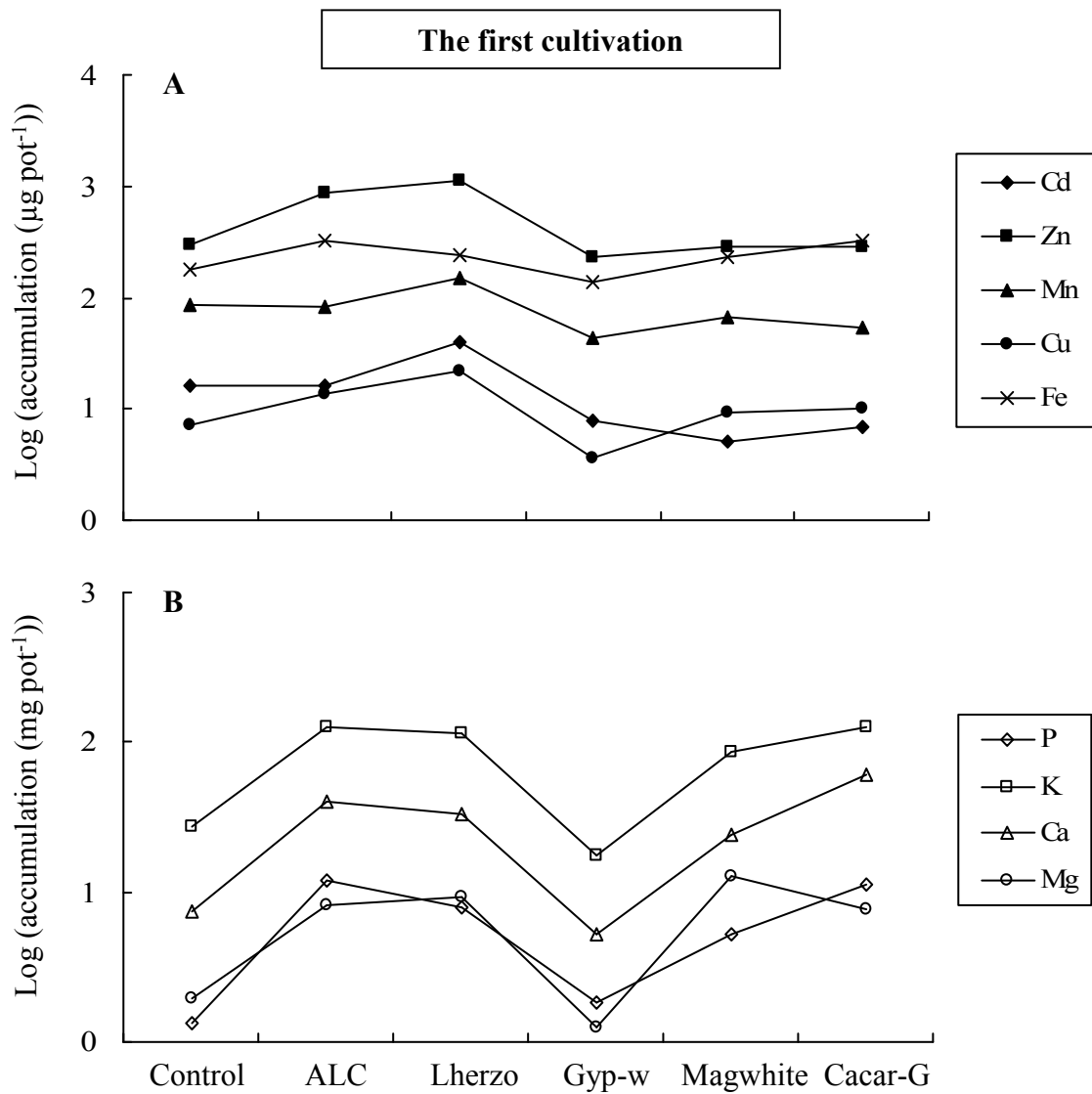


Figure 4-6 Effects of ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1% w / v) on **A**, Cd and micro nutrient accumulations; **B**, macro nutrient accumulations in shoots of komatsuna after the first round of cultivation. Data-points represent the mean of 3 replicates

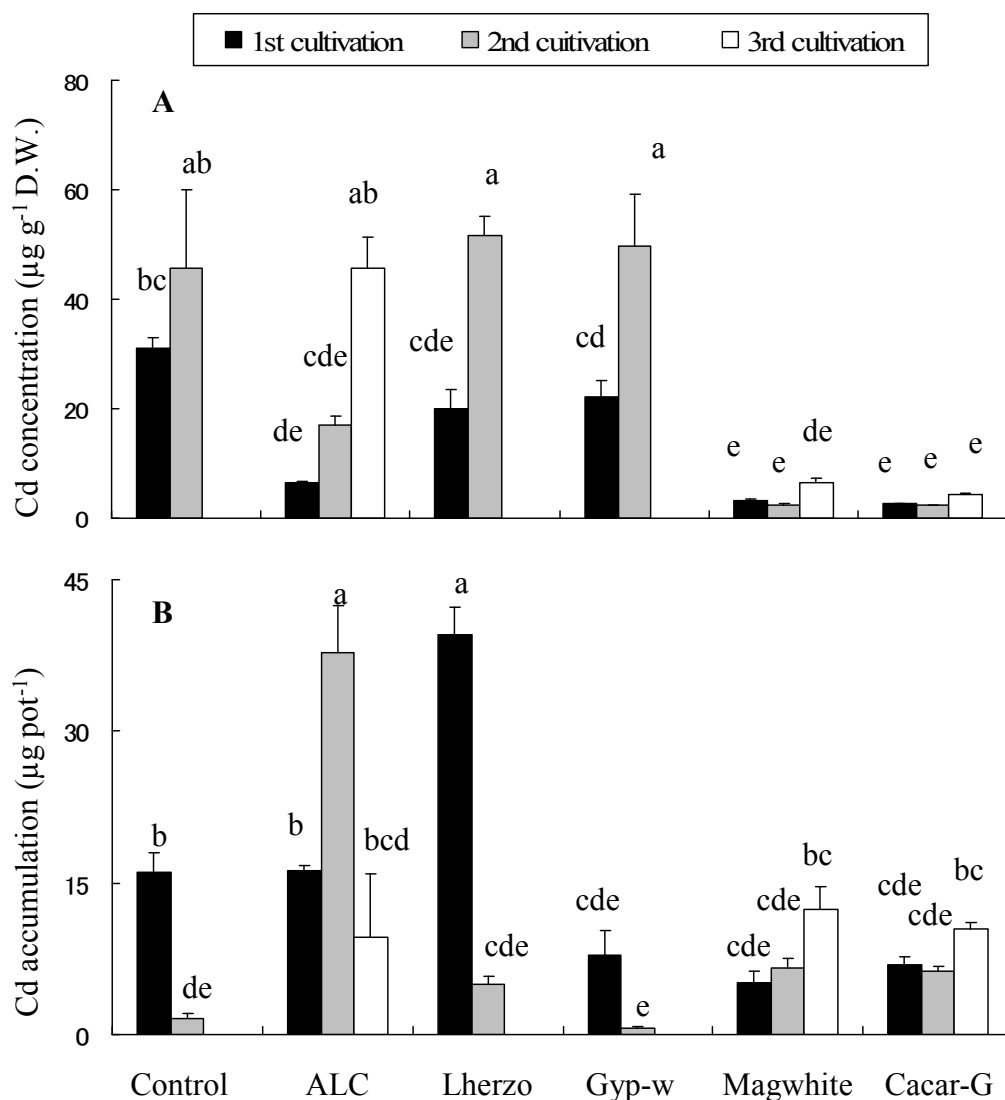


Figure 4-7 Effects of ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite and Cacar-G (1% w / v) on **A**, shoot cadmium concentrations; **B**, shoot cadmium accumulations of komatsuna. Each bar represents the mean + standard deviation of 3 replicates. Bars marked with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test). D.W., dry weight.

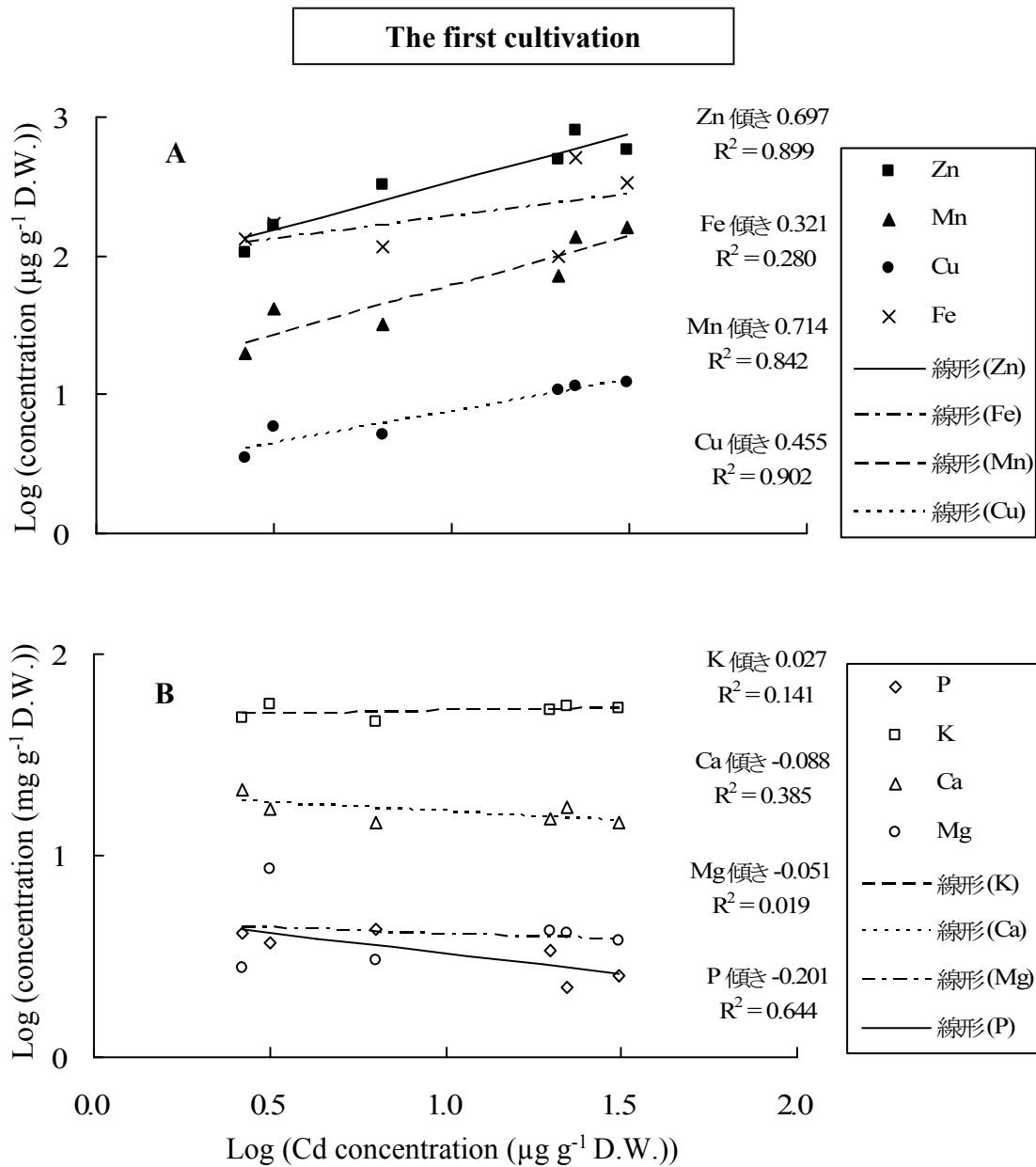


Figure 4-8 Relationship between logarithm of cadmium concentrations and **A**, logarithm of micro nutrient concentrations; **B**, logarithm of macro nutrient concentrations in shoots of komatsuna after the first round of cultivation with soil amendments. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

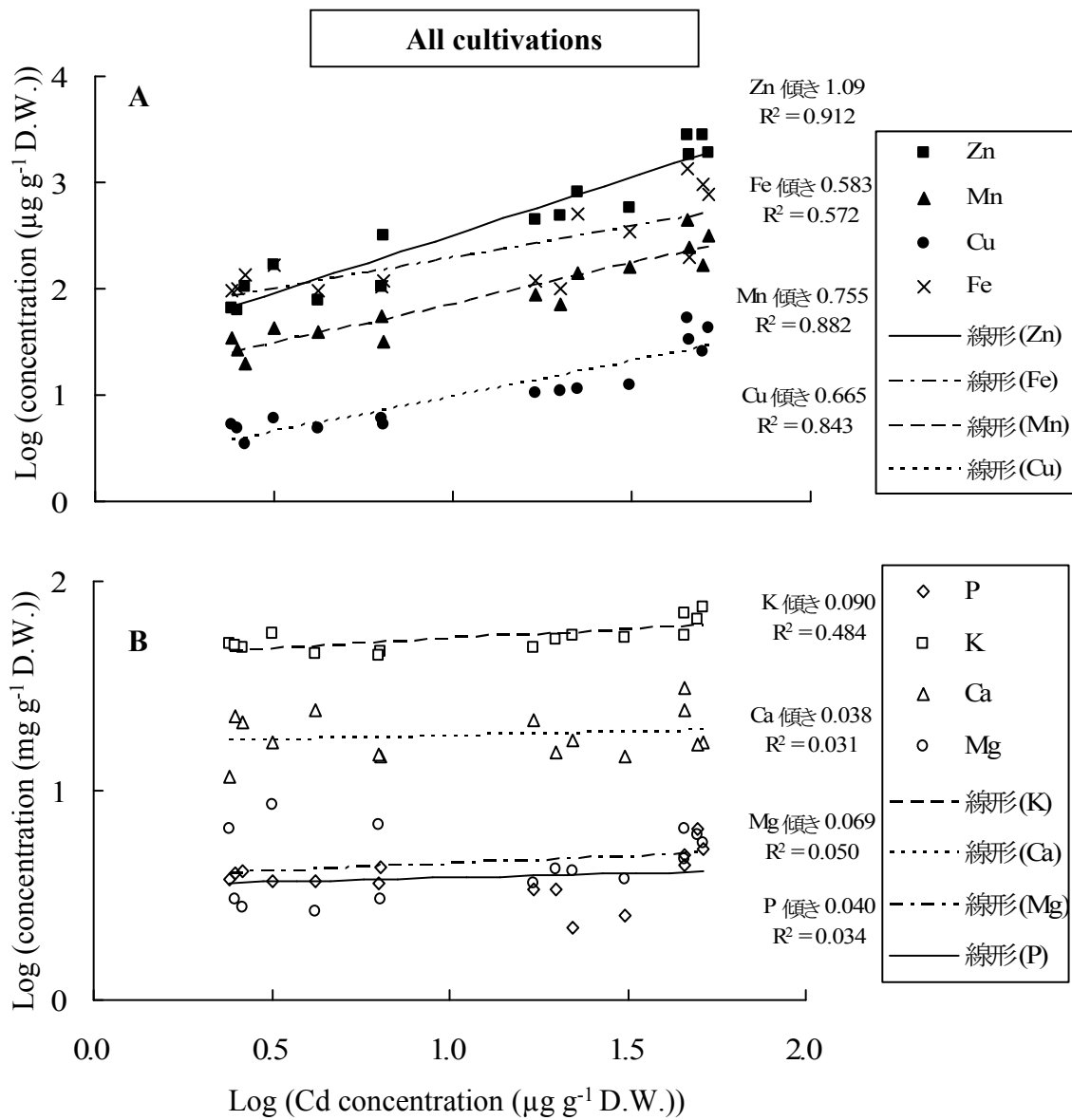


Figure 4-9 Relationship between logarithm of cadmium concentrations and **A**, logarithm of micro nutrient concentrations; **B**, logarithm of macro nutrient concentrations in shoots of komatsuna after consecutive cultivations with soil amendments. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

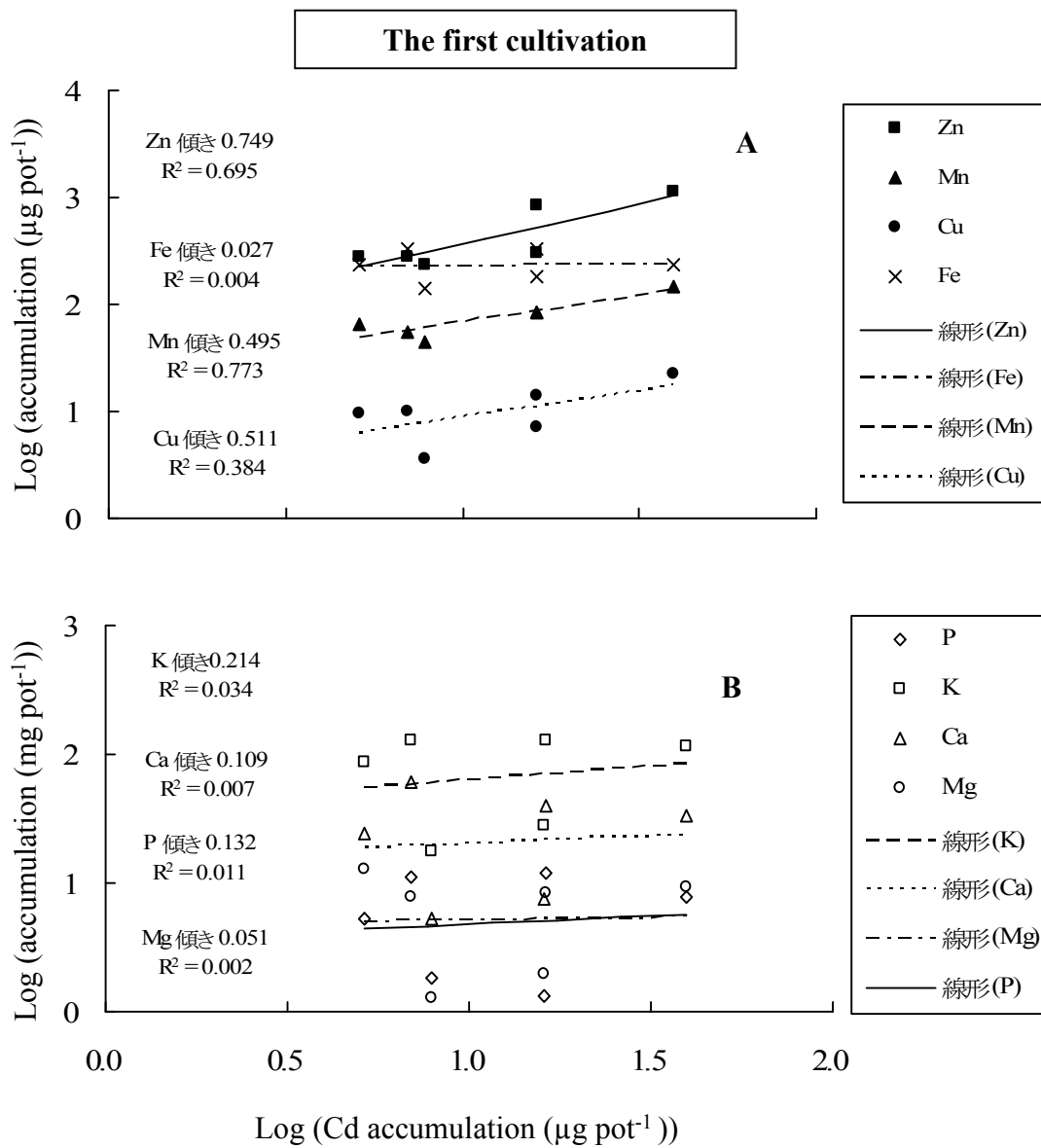


Figure 4-10 Relationship between logarithm of cadmium accumulations and **A**, logarithm of micro nutrient accumulations; **B**, logarithm of macro nutrient accumulations in shoots of komatsuna after the first round of cultivation with soil amendments. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

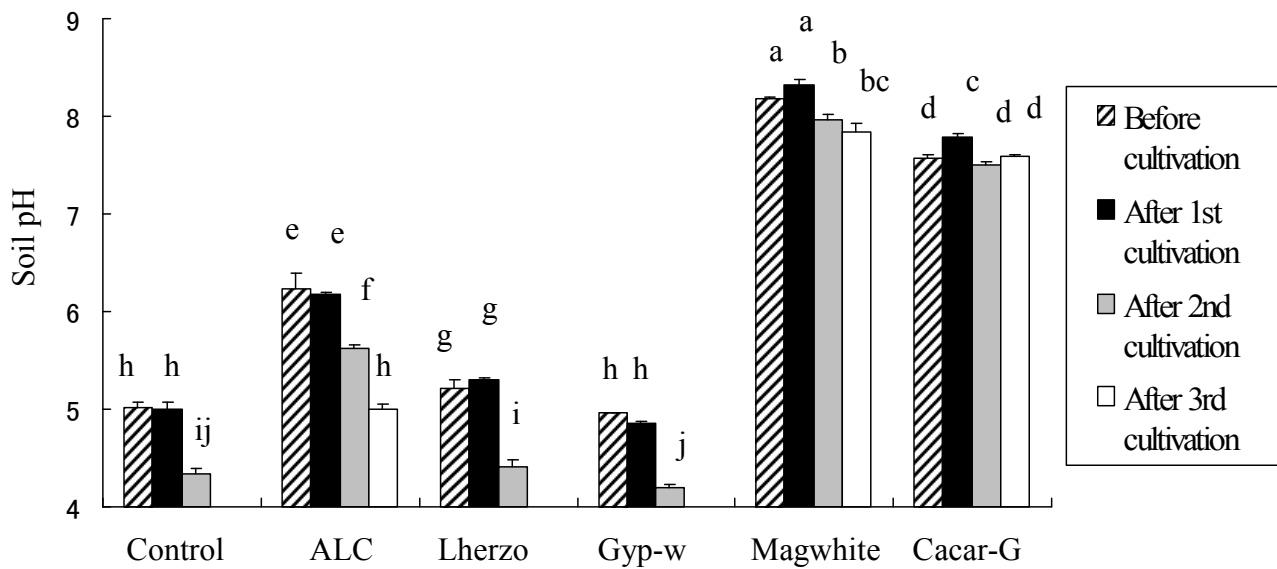


Figure 4-11 Soil pH before and after consecutive cultivations of komatsuna with soil additives (ALC, Lherzo, Gyp-W, Magwhite and Cacar-G). Soil pH was measured in a soil/water suspension (1:2.5, w/ v). Each bar represents the mean + standard deviation of 3 replicates. Bars marked with the same letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test).

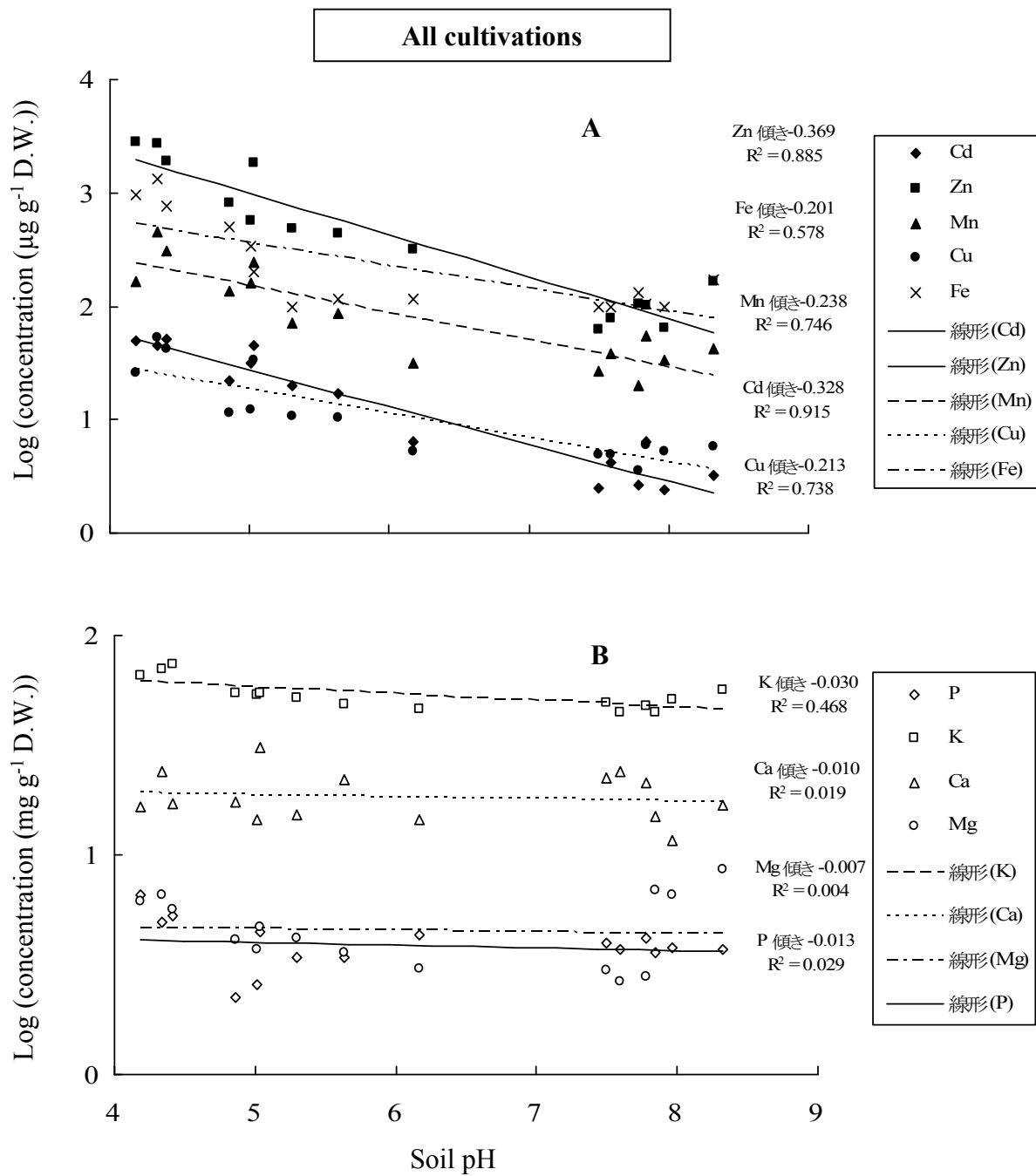


Figure 4-12 Relationship between soil pH and **A**, logarithm of micro nutrient concentrations; **B**, logarithm of macro nutrient concentrations in shoots of komatsuna after consecutive cultivations with soil additives. Data-points represent mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

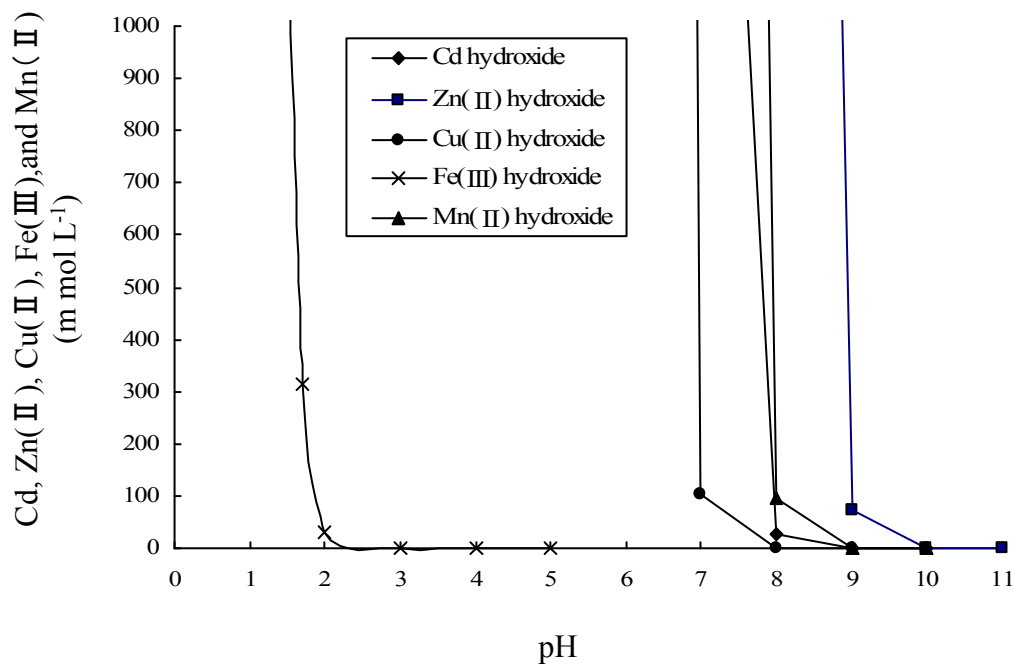


Figure 4-13 Relationship between solution pH precipitating hydroxide and concentrations of hydroxide. Hydroxides are formed from Cd, Zn(II), Cu(II), Fe(III), and Mn(II).Data from “Chemical handbook 2004”.

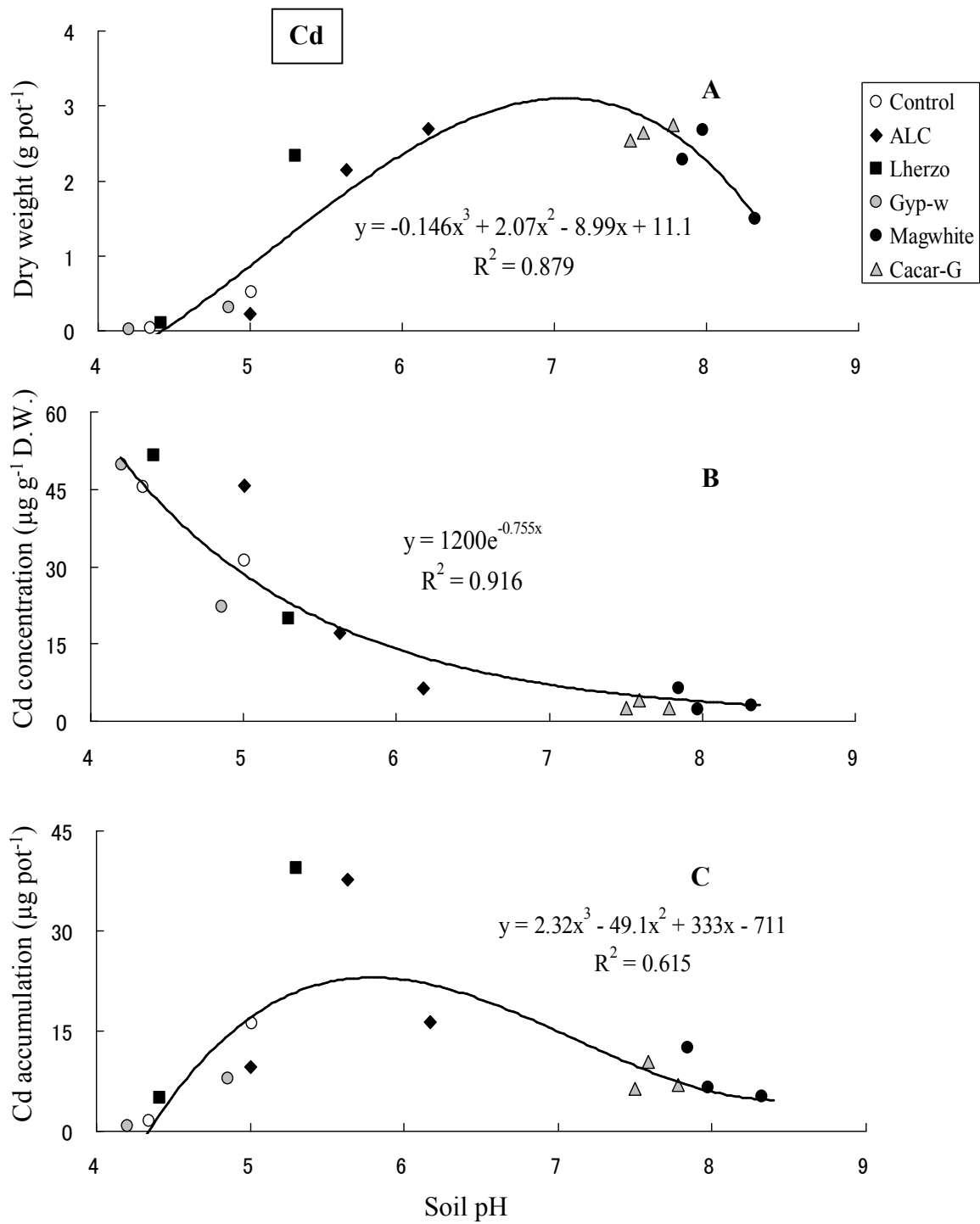


Figure 4-14 Relationship between **A**, shoot dry weight of komatsuna and soil pH; **B**, shoot cadmium concentrations and soil pH; **C**, Relationship between shoot cadmium accumulation and soil pH after consecutive cultivations. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

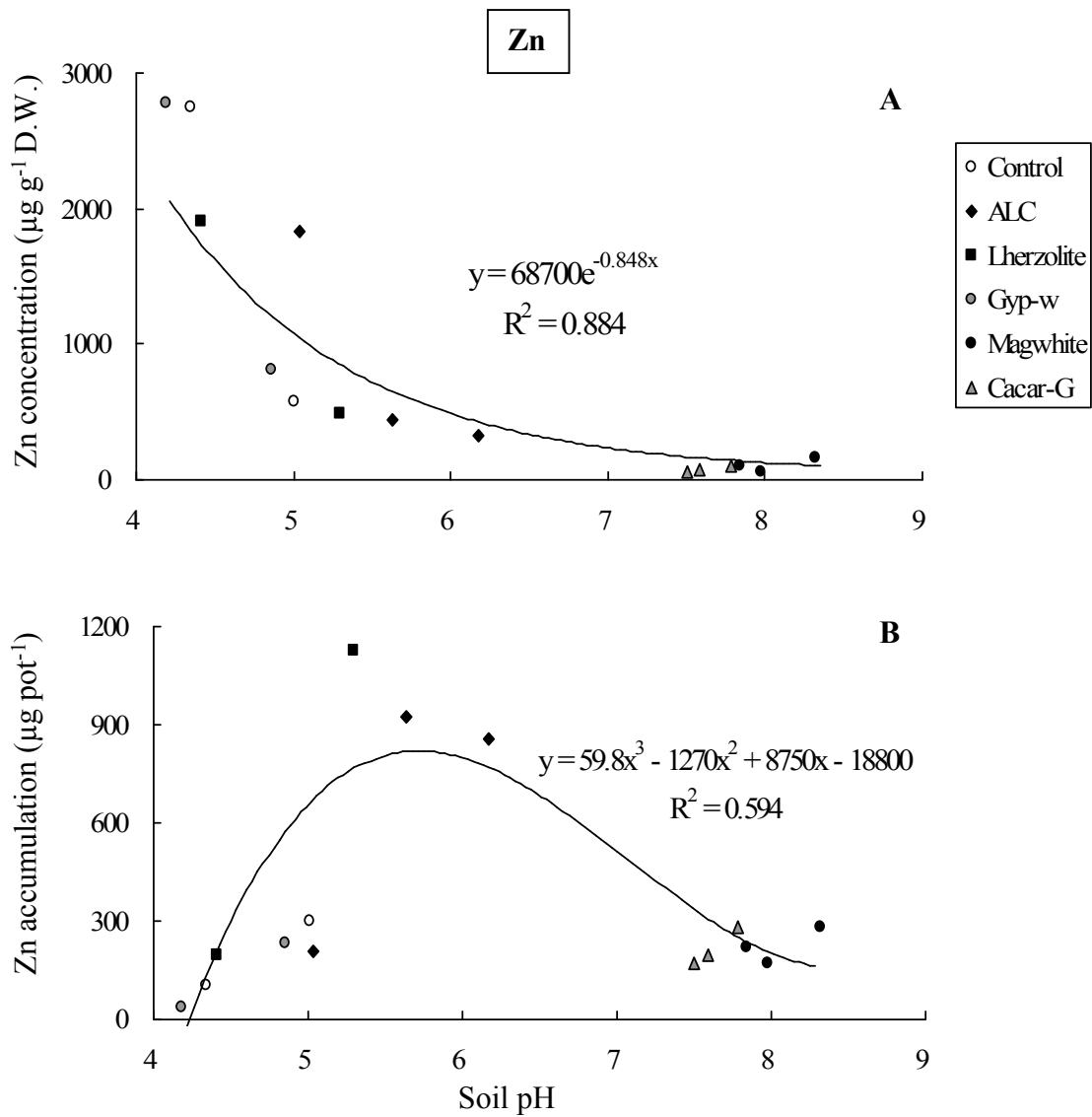


Figure 4-15 Relationship between **A**, shoot zinc concentration of komatsuna and soil pH; **B**, shoot cadmium accumulation of plants and soil pH after consecutive cultivations with soil additives. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

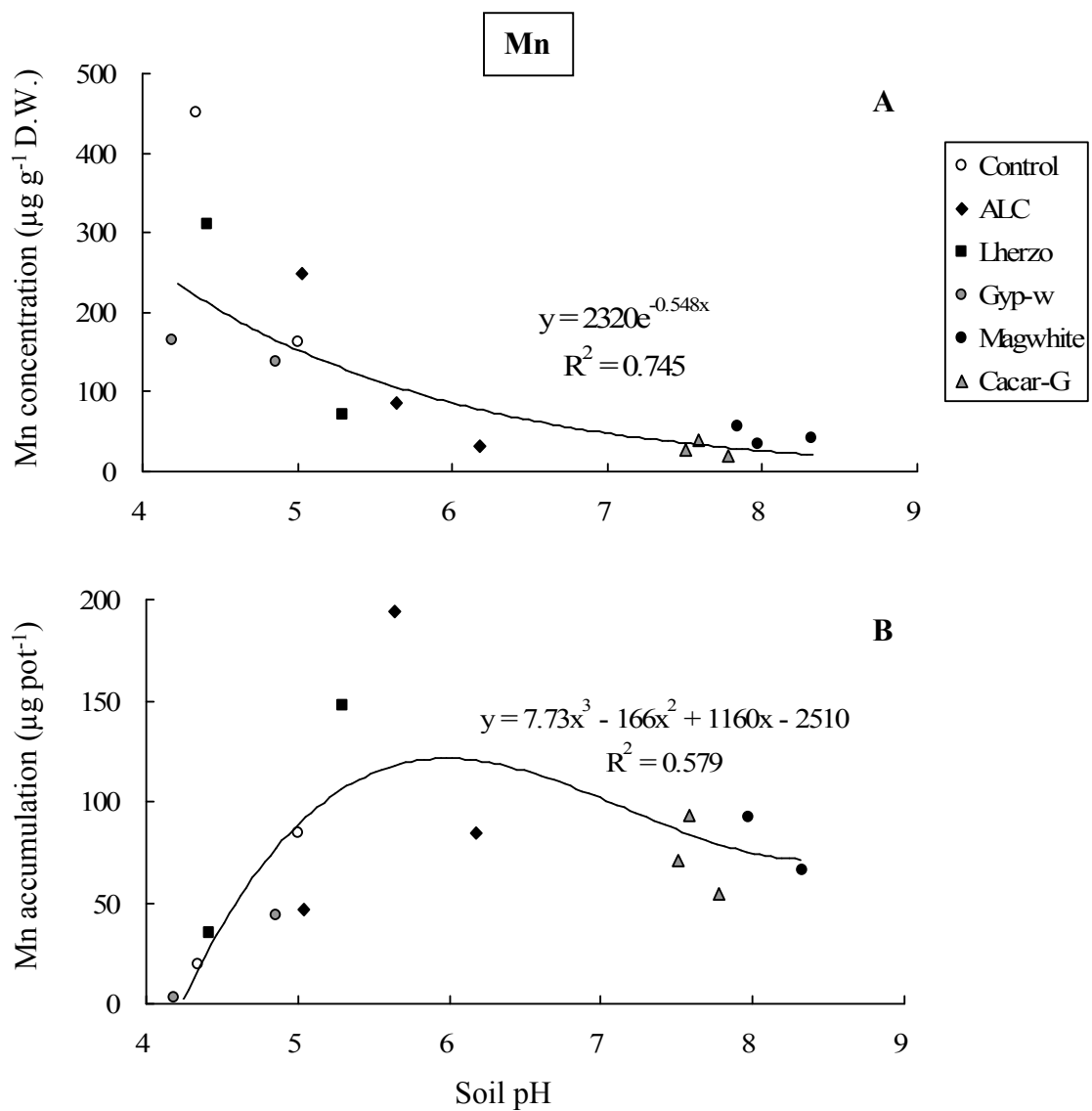


Figure 4-16 Relationship between **A**, shoot manganese concentration of komatsuna and soil pH; **B**, shoot cadmium accumulation of plants and soil pH after consecutive cultivations with soil additives. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

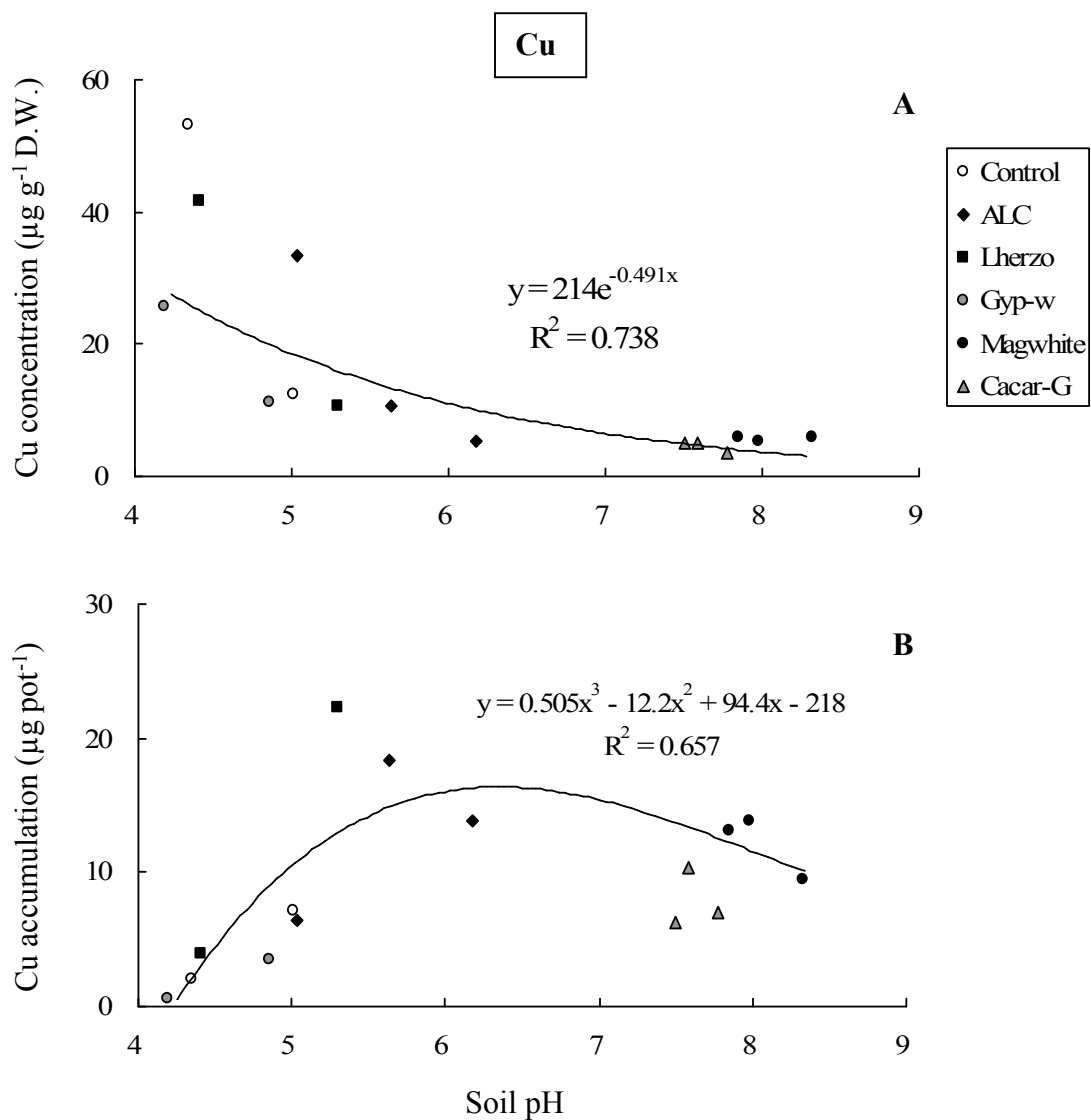


Figure 4-17 Relationship between **A**, shoot copper concentration of komatsuna and soil pH; **B**, shoot copper accumulation of plants and soil pH after consecutive cultivations with soil additives. Data-points represent the mean of 3 replicates. D.W., dry weight.

Table 4-2 Concentrations of cadmium and zinc in different fractions in sampled soils before and after cultivations of komatsuna with soil additives

Treatment	Concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$ D.S.)						Sum	Extracted-0.1M HCl
	Water-soluble (F1)	Exchangeable (F2)	Carbonate-bound (F3)	Oxide-bound (F4)	Organically bound (F5)	Residual (F6)		
	Cd (original)							
Original	0.11 g	1.86 cd	0.91 fg	1.30 e	0.31 fgh	0.13 ef	4.64 d	3.32 a
	Cd (before 1st)							
Control	0.55 cd	2.12 bc	0.73 gh	0.61 g	0.31 fgh	0.84 a	5.23 c	2.78 cdefg
ALC	0.16 fg	1.20 e	1.20 cd	0.82 fg	0.33 efgh	0.67 c	4.56 d	2.57 g
Lherzo	0.33 cd	1.99 cd	0.82 fg	0.85 fg	0.39 defg	0.85 a	5.26 c	2.80 cdefg
Gyp-w	1.57 a	1.41 e	0.48 i	0.64 g	0.31 fgh	0.83 a	5.33 c	2.75 defg
Magwhite	0.12 g	0.56 f	1.66 a	1.73 c	0.40 cdef	0.77 abc	5.25 c	2.26 h
Cacar-G	0.14 g	0.74 f	1.44 b	1.62 cd	0.39 def	0.75 abc	5.11 c	2.33 h
	Cd (after 1st)							
Control	0.43 bc	2.64 a	0.89 fg	1.71 cd	0.38 def	0.00 g	6.00 ab	3.11 a
ALC	0.17 fg	0.68 f	0.39 i	2.38 ab	0.51 ab	0.24 d	4.35 d	2.86 cdef
Lherzo	0.15 de	2.17 bc	1.00 def	2.21 b	0.39 defg	-	5.88 ab	3.09 ab
Gyp-w	1.27 a	1.42 e	0.53 i	1.30 e	0.44 bcd	0.04 fg	5.08 c	3.00 abc
Magwhite	0.14 g	0.50 f	0.56 hi	2.53 a	0.54 a	0.18 de	4.43 d	2.62 gf
Cacar-G	0.13 g	0.58 f	0.48 i	2.54 a	0.53 ab	0.28 d	4.52 d	2.68 efg
	Cd (after 2nd)							
Control	0.68 ab	2.42 ab	0.82 fg	1.47 de	0.28 h	-	5.59 bc	2.98 abcd
ALC				Not measured				
Lherzo	0.52 c	2.41 ab	1.04 cd	1.75 c	0.33 efgh	-	6.05 ab	3.17 a
Gyp-w	1.43 a	1.71 d	1.03 de	1.71 cd	0.41 cde	-	6.20 a	2.75 defg
Magwhite				Not measured				
Cacar-G				Not measured				
	Cd (after 3rd)							
ALC	0.31 ef	1.96 cd	1.27 bc	2.21 b	0.49 abc	-	6.22 a	2.88 bcde
Magwhite	0.17 fg	0.57 f	1.40 b	1.02 f	0.34 efgh	0.71 bc	4.20 d	2.30 h
Cacar-G	0.12 g	0.69 f	1.32 bc	1.06 f	0.30 gh	0.70 bc	4.20 d	2.36 h
	Zn (original)							
Original	2.84 h	49.35 b	57.94 cd	74.63 k	23.99 fgh	72.47 f	282.17 gh	68.35 g
	Zn (before 1st)							
Control	24.08 de	61.08 a	65.75 ab	114.28 f	39.00 cd	103.27 c	407.60 bc	278.18 a
ALC	3.56 h	17.36 h	62.93 bc	150.30 cd	37.25 d	131.90 a	403.29 c	199.68 e
Lherzo	13.11 g	44.67 cd	66.57 ab	131.39 e	47.61 abc	107.08 c	407.14 bc	259.58 b
Gyp-w	68.49 a	38.73 efg	53.24 de	113.39 f	41.40 bcd	105.88 c	421.66 ab	276.41 a
Magwhite	0.16 h	5.61 i	71.54 a	147.21 d	50.45 a	116.49 b	390.19 d	240.58 c
Cacar-G	0.19 h	6.63 i	63.36 bc	152.62 c	48.96 ab	115.44 b	386.42 d	221.70 d
	Zn (after 1st)							
Control	18.07 f	49.71 b	48.33 ef	74.39	17.62 g	79.79 d	288.03 fg	66.15 g
ALC	0.98 h	15.71 h	61.54 bc	80.42 hij	39.86 cd	74.23 ef	271.96 hi	64.93 g
Lherzo	4.66 h	34.91 g	43.40 f	87.68 g	18.99 g	80.95 d	272.36 hi	65.90 g
Gyp-w	52.87 c	37.55 fg	45.44 f	73.83 k	34.38 de	69.19 f	314.86 e	67.12 g
Magwhite	0.18 h	4.50 i	66.21 ab	83.39 gf	39.18 cd	72.17 f	264.23 i	66.39 g
Cacar-G	0.17 h	5.69 i	59.68 c	84.08 gh	40.09 cd	71.48 f	261.60 i	64.20 g
	Zn (after 2nd)							
Control	26.86 d	48.33 bc	45.17 f	75.11 jk	16.04 g	81.25 d	292.07 fg	65.66 g
ALC				Not measured				
Lherzo	20.40 ef	40.85 def	46.47 f	80.77 hi	22.58 fg	78.56 de	289.47 fg	67.12 g
Gyp-w	57.83 b	37.05 gf	42.81 f	67.85 l	28.29 ef	71.10 f	301.93 ef	65.90 g
Magwhite				Not measured				
Cacar-G				Not measured				
	Zn (after 3rd)							
ALC	13.27 g	43.06 de	54.08 d	76.11 hijk	35.30 de	72.35 f	291.17 fg	65.90 g
Magwhite	0.01 h	3.73 i	66.91 ab	174.18 b	34.97 de	134.48 a	414.28 abc	198.53 e
Cacar-G	0.07 h	4.92 i	67.51 ab	182.25 a	38.19 d	130.89 a	423.83 a	186.33 f

Each data represents the mean of 3 replicates. The data followed by the same small letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test). D. S., dried soil. “-” represents that cadmium concentrations were below detection limit.

Table 4-3 Concentrations of manganese and copper in different fractions in sampled soils before and after cultivations of komatsuna with soil additives

Treatment	Concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$ D.S.)							Sum	Extracted-0.1M HCl
	Water-soluble (F1)	Exchangeable (F2)	Carbonate-bound (F3)	Oxide-bound (F4)	Organically bound (F5)	Residual (F6)			
Original	1.15 e	7.03 ef	6.59 e	162.15 j	31.30 a	54.83 de	263.05 fg	37.38 j	
	Mn (original)								
Control	21.83 c	75.74 ab	18.94 d	324.72 ef	78.72 a	43.86 e	563.81 abcd	289.13 c	
ALC	3.90 e	14.59 ef	15.76 d	422.20 ab	52.43 a	102.50 a	611.38 ab	168.15 d	
Lherzo	6.03 de	27.81 de	11.25 de	378.85 d	34.78 a	46.51 de	505.23 d	154.15 de	
Gyp-w	42.10 b	47.01 cd	12.37 de	329.74 e	28.37 a	43.79 e	503.38 d	281.35 c	
Magwhite	0.02 e	1.91 f	46.53 b	393.16 bcd	31.44 a	44.01 e	517.07 cd	403.24 b	
Cacar-G	0.07 e	1.62 f	27.59 c	398.96 bcd	33.76 a	56.16 de	518.18 cd	281.04 c	
	Mn (after 1st)								
Control	13.54 d	61.16 bc	11.04 de	325.06 ef	31.30 a	76.69 b	521.82 cd	99.96 fghi	
ALC	0.19 e	2.49 f	16.05 d	253.15 h	45.22 a	75.03 bc	392.12 e	60.16 ij	
Lherzo	1.43 e	10.54 ef	4.93 e	381.87 cd	33.14 a	80.08 b	512.00 cd	62.42 hi	
Gyp-w	26.09 c	30.58 de	11.10 de	179.80 ij	30.88 a	60.69 cd	339.14 e	102.53 fghi	
Magwhite	-	1.59 f	82.99 a	199.60 i	37.93 a	71.38 bc	393.49 e	180.74 d	
Cacar-G	-	1.00 f	26.14 c	236.11 h	42.51 a	72.01 bc	377.78 e	93.75 ghi	
	Mn (after 2nd)								
Control	46.77 b	86.41 a	15.17 d	294.55 fg	21.88 a	75.74 bc	530.52 bcd	136.12 defg	
ALC				Not measured					
Lherzo	21.89 c	60.01 bc	15.37 d	333.02 e	29.95 a	80.01 b	540.24 bcd	116.82 efgh	
Gyp-w	70.15 a	58.50 bc	16.52 d	285.51 g	28.67 a	74.75 bc	534.10 bcd	150.16 def	
Magwhite				Not measured					
Cacar-G				Not measured					
	Mn (after 3rd)								
ALC	7.15 de	27.63 de	12.73 de	415.09 abc	36.57 a	76.11 bc	575.26 abcd	67.93 hij	
Magwhite	-	2.44 f	42.79 b	449.00 a	43.53 a	101.36 a	639.11 a	459.91 a	
Cacar-G	-	2.65 f	29.66 c	414.84 abc	46.97 a	100.83 a	594.95 abc	294.22 c	
	Cu (original)								
Original	0.04 g	0.26 fg	1.49 de	2.75 de	2.96 ghij	14.04 defg	21.55 cd	7.80 cd	
	Cu (before 1st)								
Control	0.10 efg	0.51 abcd	2.21 ab	4.02 ab	6.86 bc	15.30 bcde	28.99 a	15.60 b	
ALC	0.72 a	0.53 abc	1.73 cde	4.22 a	4.50 efg	16.32 abc	28.02 ab	19.18 a	
Lherzo	0.10 efg	0.51 abcd	2.25 ab	4.41 a	7.22 b	15.28 bcde	29.76 a	16.27 ab	
Gyp-w	0.24 de	0.62 ab	2.28 a	4.15 a	7.16 b	15.41 bcde	29.86 a	18.07 ab	
Magwhite	0.38 cd	0.70 a	0.82 f	2.66 de	8.81 a	15.96 abcd	29.32 a	9.82 c	
Cacar-G	0.40 c	0.66 a	1.51 cde	4.23 a	6.58 bcd	15.69 abcde	29.07 a	16.62 ab	
	Cu (after 1st)								
Control	0.05 g	0.35 cdefg	0.79 f	3.19 cd	2.82 hij	16.78 ab	18.75 d	5.71 d	
ALC	0.10 efg	0.19 g	1.46 de	3.08 cd	4.49 efg	14.78 bcdef	24.10 bc	7.80 cd	
Lherzo	0.06 fg	0.32 defg	0.68 f	3.57 bc	2.45 j	15.71 abcde	22.97 cd	8.25 cd	
Gyp-w	0.16 efg	0.29 efg	1.84 bcd	2.76 de	3.89 efghij	12.65 g	21.58 cd	8.37 cd	
Magwhite	0.19 efg	0.19 g	0.71 f	1.23 f	5.47 cde	15.10 bcdef	22.89 cd	6.44 cd	
Cacar-G	0.16 efg	0.20 g	1.28 e	2.97 d	4.14 efghi	13.74 efg	22.48 cd	7.42 cd	
	Cu (after 2nd)								
Control	0.13 efg	0.37 cdefg	0.74 f	2.95 d		16.46 abc	23.11 bcd	8.11 cd	
ALC				Not measured					
Lherzo	0.09 efg	0.35 cdefg	1.27 e	3.24 cd	3.39 fghij	15.53 abcde	23.86 bc	9.05 cd	
Gyp-w	0.22 ef	0.29 efg	1.95 abc	2.79 de	4.51 efg	13.32 fg	23.08 bcd	8.29 cd	
Magwhite				Not measured					
Cacar-G				Not measured					
	Cu (after 3rd)								
ALC	0.13 efg	0.26 fg	1.61 cde	2.70 de	4.23 efgh	14.60 cdef	23.52 bcd	7.35 cd	
Magwhite	0.50 bc	0.42 cdef	0.66 f	2.32 e	5.17 de	17.39 a	26.46 abc	8.30 cd	
Cacar-G	0.64 ab	0.46 bcde	1.69 cde	4.14 a	4.79 ef	16.26 abc	27.95 ab	18.17 ab	

Each data represents the mean of 3 replicates. The data followed by the same small letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test). D. S., dried soil. “-” represents that manganese concentrations were below detection limit.

Table 4-4 Concentrations of iron in different fractions in sampled soils before and after cultivations of komatsuna with soil additives

Treatment	Concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$ D.S.)						Sum	Extracted- 0.1M HCl
	Water-soluble (F1)	Exchangeable (F2)	Carbonate-bound (F3)	Oxide-bound (F4)	Organically bound (F5)	Residual (F6)		
Original	7.30 a	1.24 bcd	151.87 b	4223.0 cd	761.5 e	7105 e	7332 e	308.48 bcde
					Fe (original)			
					Fe (before 1st)			
Control	-	0.29 ef	49.09 ef	3980.8 cd	3434.0 a	14099 d	21563 cd	360.76 bc
ALC	0.67 c	0.12 f	13.55 f	2702.8 e	1171.4 de	12926 d	16814 d	331.82 bcde
Lherzo	0.02 c	0.29 ef	31.20 ef	4155.5 cd	3372.1 a	14682 cd	22241 cd	344.99 bcd
Gyp-w	0.34 c	0.62 def	40.93 ef	4119.9 cd	3190.5 ab	14743 cd	22095 cd	657.92 a
Magwhite	0.18 c	0.90 cde	15.75 f	3615.1 d	3280.7 ab	14696 cd	21608 cd	108.91 h
Cacar-G	0.28 c	0.68 def	10.76 f	3748.2 cd	2641.3 abc	13377 d	19778 d	135.24 h
					Fe (after 1st)			
Control	0.56 c	1.56 b	32.16 ef	7722.8 b	620.6 e	14982 cd	21334 cd	204.69 fg
ALC	1.68 bc	1.71 b	129.17 bc	4439.1 c	2171.2 c	9811 de	16554 d	278.61 de
Lherzo	6.81 a	1.48 bc	14.30 f	7984.8 b	593.0 e	19832 bc	28433 bc	315.79 bcde
Gyp-w	0.89 c	1.34 bc	129.27 bc	4362.8 c	2010.4 cd	11734 de	18239 d	371.82 b
Magwhite	0.72 c	1.50 bc	147.97 b	4108.5 cd	2013.6 cd	9882 de	16155 d	317.32 bcde
Cacar-G	0.83 c	1.73 b	98.29 cd	4388.2 c	2023.8 cd	10274 de	16787 d	275.04 de
					Fe (after 2nd)			
Control	0.67 c	1.75 b	44.19 ef	7653.8 b	525.4 e	20390 b	28616 bc	292.87 cde
ALC					Not measured			
Lherzo	0.52 c	1.91 b	76.01 de	8278.1 b	1277.0 de	21914 ab	31548 ab	325.98 bcde
Gyp-w	0.61 c	2.87 a	207.06 a	9466.7 a	2266.3 c	21979 ab	33923 ab	363.16 bc
Magwhite					Not measured			
Cacar-G					Not measured			
					Fe (after 3rd)			
ALC	4.79 ab	2.58 a	106.31 bcd	9451.1 a	2445.9 bc	25817 a	37762 a	262.82 ef
Magwhite	0.49 c	0.10 f	8.02 f	2466.7 e	990.2 e	13625 d	17090 d	113.40 h
Cacar-G	0.07 c	0.14 f	6.37 f	2608.6 e	1076.8 e	13092 d	16784 d	174.61 gh

Each data represents the mean of 3 replicates. The data followed by the same small letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test). D. S., dried soil. “-” represents that iron concentrations were below detection limit.

Soil Cd concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$ D.S.)

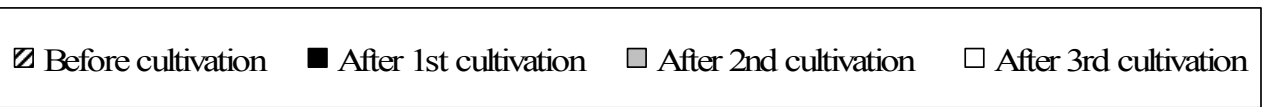
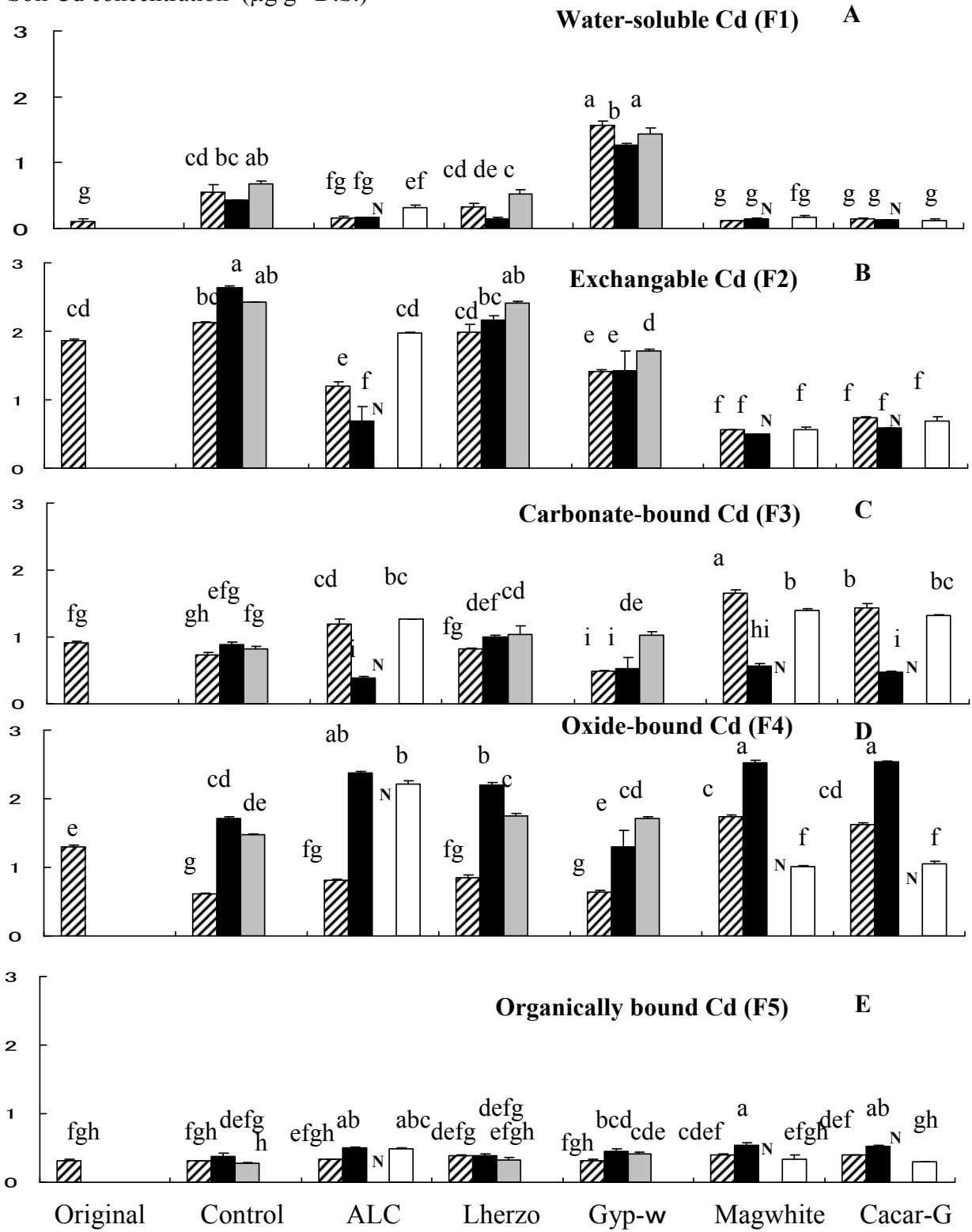


Figure 4-18 Levels of **A**, water-soluble cadmium (Fraction F1); **B**, exchangeable cadmium (F2); **C**, carbonate-bound cadmium (F3); **D**, oxide-bound cadmium (F4), and **E**, organically bound cadmium (F5). The data were determined in original soil (without additives and fertilizers) and in soil samples collected before the first cultivation and after consecutive cultivations in ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite, Cacar-G and control treatment. Bars represent the mean + standard deviation of 3 replicates. Bars marked with the same small letter do not differ significantly ($p < 0.05$, Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Multiple Range Test). N., not measured; D. S., dried soil.

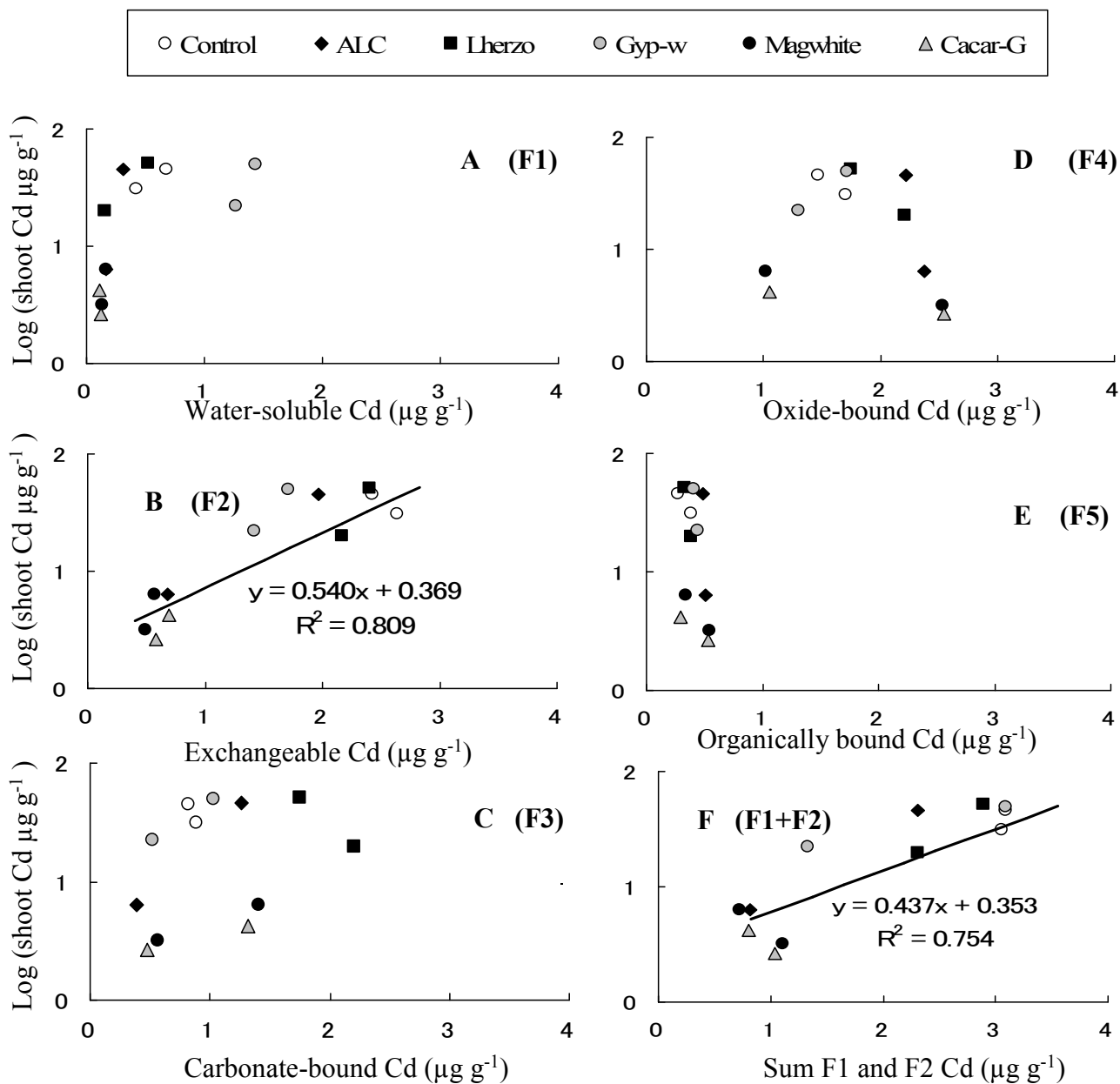


Figure 4-19 Relationship between the logarithm of shoot cadmium concentration **A**, water-soluble cadmium (fraction **F1**); **B**, exchangeable cadmium (**F2**); **C**, carbonate-bound cadmium (**F3**); **D**, oxide-bound cadmium (**F4**); **E**, organically bound cadmium (**F5**), and **F**, sum of water-soluble and exchangeable cadmium (**F1 + F2**). Data-points represent the mean of 3 replicates, measured after the first and the final round of cultivation.

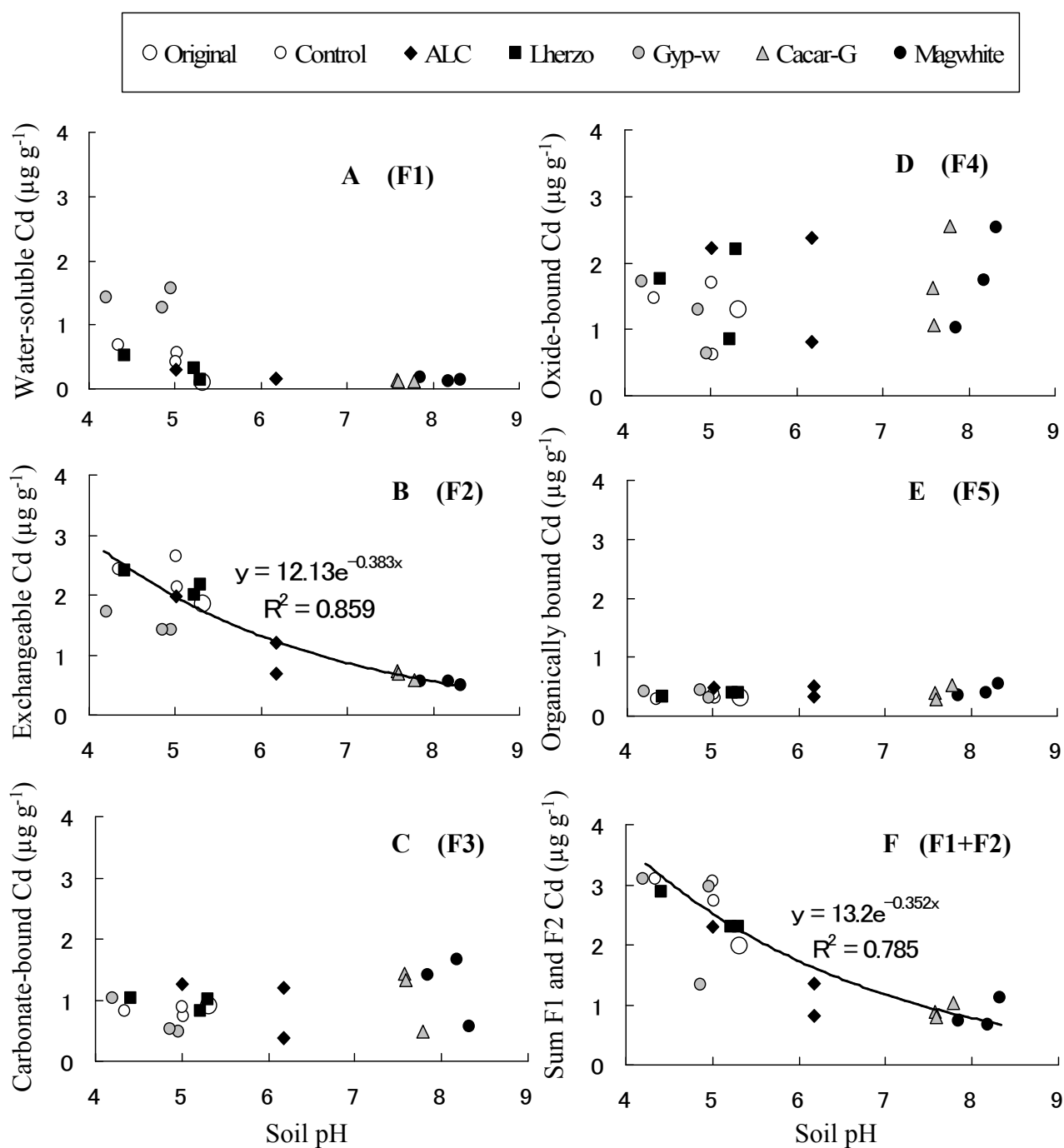


Figure 4-20 Relationship between the cadmium levels in different fractions of total soil cadmium and soil pH. The pH dependence of **A**, water-soluble cadmium (Fraction F1); **B**, exchangeable cadmium (F2); **C**, carbonate-bound cadmium (F3); **D** oxide-bound cadmium (F4); **E**, organically bound cadmium (F5), and **F**, the sum of water-soluble and exchangeable cadmium (F1 + F2) are shown. The data were determined in the original soil (without soil additives and fertilizers) and in soil samples collected before the first cultivation and after the first and final round of cultivation in the ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite, Cacar-G and control treatment. Data-points represent the mean of 3 replicates.

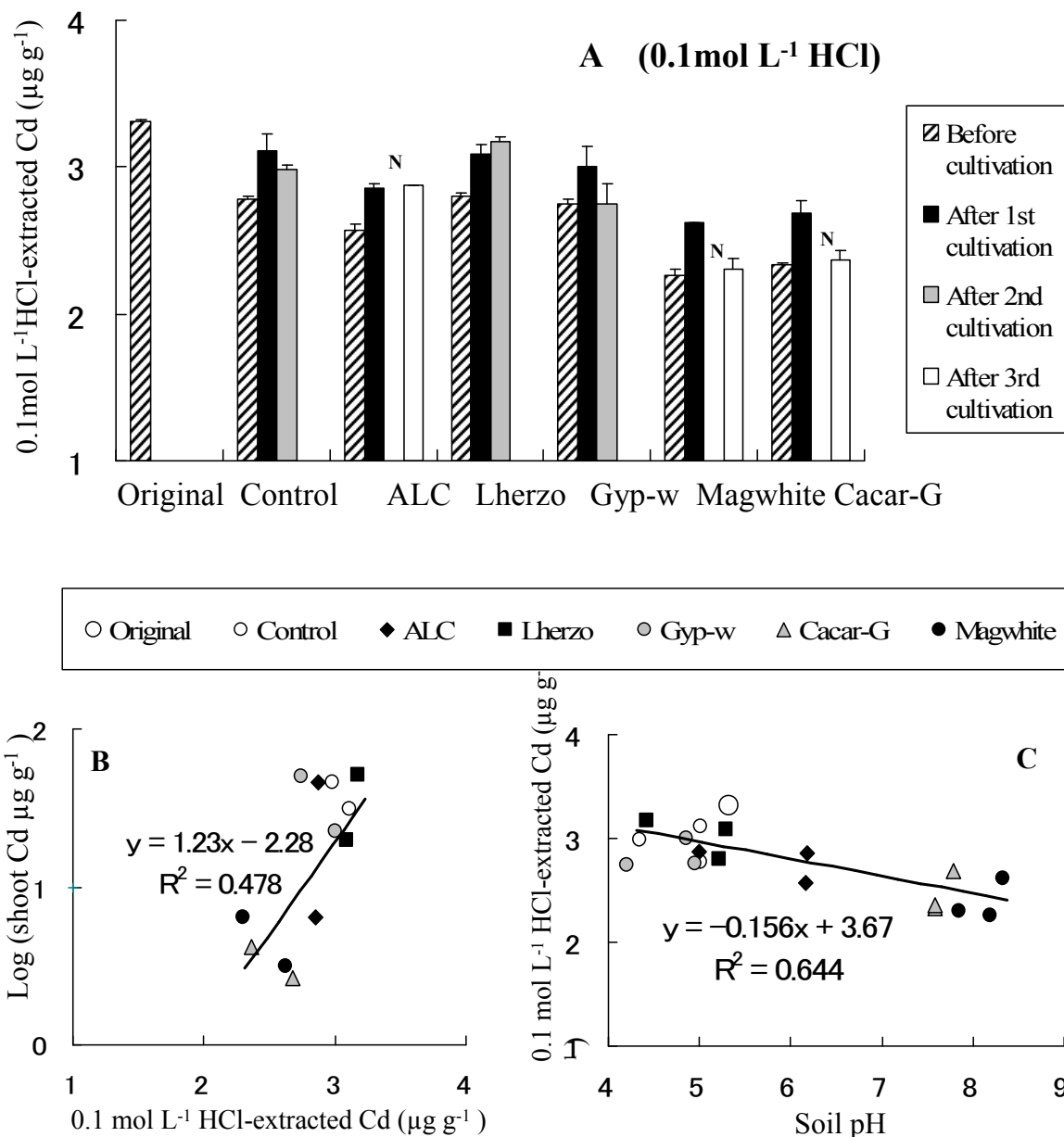


Figure 4-21 **A**, Concentration of soil Cd as determined by extraction with 0.1 mol L⁻¹ HCl before and after consecutive cultivation of komatsuna plants. Data were determined in the original soil (without soil additives and fertilizers) and in soil samples collected before and after consecutive cultivation in the ALC, Lherzo, Gyp-w, Magwhite, Cacar-G and control treatment. N., not measured. Each column represents the mean + standard deviation of 3 replicates. **B**, Relationship between logarithm of shoot Cd concentration and concentration of soil Cd measured as in **A** following extracted by 0.1 mol L⁻¹ HCl from soils after cultivation. Data-points represent means of 3 replicates. **C**, Relationship between concentration of soil Cd measured as in **A** extracted by 0.1 mol L⁻¹ HCl and soil pH before and after plant cultivation. Data-points represent the mean of 3 replicates.

第5章 総合考察

食糧生産を担う農業環境、特に土壌環境が有害金属である Cd に汚染されたことは深刻な問題であり、その解決のために多くの努力が払われてきている。

汚染土壌の修復のために土木工学的な手法が開発実施されてきた。玄米 Cd 濃度が $1 \mu\text{g g}^{-1}$ を超える汚染田に対して行われてきた対策事業は、客土等の土木工学的な方法でほぼ対策が終了している。

また、農作物の栽培管理による Cd 吸収抑制技術が確立し定着してきている。それは、玄米への Cd 移行阻止のための登熟期の落水管理、あるいは土壌 pH 上昇による Cd 不溶化を利用するアルカリ資材の施用などの管理栽培法である。これらの点については、現在も研究がおこなわれており、Cd 吸収抑制の可能性のある種々の資材の報告が続いている(Kirkham 2006)。

また、野菜の栽培種は多岐にわたり、それらの栽培における至適条件は異なる。それは、Cd 吸収能力は野菜の種類ごとに特徴があり、そのため、野菜の種類に合わせた Cd 吸収抑制対策が必要であることを意味している。ハウレンソウ(Matsumoto and Ae 2003)およびダイズ(Boggess *et al.* 1978)については、それらの作物の品種間に Cd 吸収量の差があることが報告されている。ナスでは、台木使用による Cd 吸収の低下に関する報告(Arao *et al.* 2008)がある。このように、いくつかの野菜の Cd の吸収抑制の研究報告があるが、現状では、すべての野菜に対して対策が立てられたとは言えず、検討不十分の野菜も残されている。特に、2002 年農林水産省の調査報告において、CAC の Cd 濃度の基準値を超過している農産物があると報告された野菜については Cd 吸収に関する詳細な検討を緊急に取り組む必要

があると考えられる。

そして、Cd 土壌汚染の解決のための、土木工学的な手法と栽培管理による手法に加えて、近年、植物による修復(ファイトレメデーション、Phytoremediation)が注目されている。これには、汚染対策の終了した周辺あるいは下流域に広く存在する Cd 低濃度汚染地域での修復に効果が期待される。効果的なファイトレメデーションの実施には、効率のよい植物種を選択が鍵となる。

本研究の第 2 章での高濃度 Cd 汚染土壌におけるサトイモ、ダイコンおよびジャガイモの根菜類の栽培実験により、植物体全体の Cd 濃度は、サトイモが $3.5 \mu\text{g g}^{-1}\text{F.W.}$ で最も高く、ダイコンは $0.44 \mu\text{g g}^{-1}\text{F.W.}$ 、ジャガイモ $0.68 \mu\text{g g}^{-1}\text{F.W.}$ と植物種間に差があった。いずれの根菜も、生育初期に活発に生長する部分、すなわち葉での Cd 濃度は高かったが、後から生育する部分の可食部(根菜部分)は低い Cd 濃度を示した。さらに、ダイコンについては、生育後半に肥大する根菜部を十分肥大させることで可食部の Cd 濃度を低減させることができること示唆された。また、ダイコン地上部では、播種 6 週の生育前半の Cd 濃度が高かったが生育後半は減少した。すなわち、Cd は生育初期に地上部に吸収されるが、その時期の Cd 吸収をできるだけ抑制することに焦点をあてた栽培管理をすれば、後半の栽培では低減化が実現できるのではないかと考えられる。

第 3 章におけるダイコンの栽培実験で、2 栽培品種での播種から生育前半について地上部の Cd 吸収量の推移を追跡した。その結果、播種から 6 週までの Cd 濃度の増加が大きくその後の増加は少ないことがわかった。ダイコン地上部は、播種後 6 週以前の週で Cd を活発に吸収していること、その Cd 濃度には 2 品種間での差があることがわかった。

これら根菜類の実験により、Cd 吸収能には栽培種により差異があること、植物の生育が活発な時期と部位で Cd 濃度が高い傾向にあることが明らかになった。野菜の栽培をより詳細に植物生理学的に分析することで、野菜の Cd 吸収抑制のための栽培技術が生み出される余地があると思われた。

農作物については、Cd 低吸収形質に遺伝子を転換した野菜あるいはイネの作出することで、Cd のヒトの経口摂取量を軽減し Cd 汚染を回避する方法が試みられつつある(Ogawa *et al.* 2009)。しかし、これらの遺伝子組み換え植物について食品としての実用化をはかるならば、作出した作物の人体への安全性の確認をする作業が必要である。日本では現在、ジャガイモ、ダイズ、トウモロコシ等での 98 食品および 14 添加物が安全であると認められている(厚生労働省 2009)。なお、遺伝子組み換え食品の安全性の確認等には時間がかかることが予想され、それらが日本に定着するのは先のことと思われる。そのために、現在、行われている Cd 吸収抑制のための土壌管理法の開発、そして、植物の生育を正確に把握した上に成り立つ効率的な Cd 吸収抑制栽培技術の開発は、なお継続をして精度を高めていく必要があると考える。

第 4 章において、Cd 汚染土壌を供試し、野菜に対する Cd 吸収抑制効果が詳細に検討されていない 5 種類の添加剤を投与してコマツナを栽培し Cd 吸収抑制効果を比較した。その結果、コマツナの Cd 吸収を効果的に低減させることが可能な添加剤として、炭カル石膏とマグホワイトがあげられた。また、ALC は Cd 吸収抑制と生育促進効果があった。レルゾライトは Cd 吸収抑制資材としては、炭カル石膏、マグホワイトおよび ALC より可能性は低く、廃石膏は抑制効果がなかった。それらの添加剤の Cd 吸収抑制効果の発現の第一

要因は土壌の pH 上昇効果による Cd の難溶化と推測された。すなわち、アルカリ資材としての力が、Cd 吸収抑制の強さといえた。これは、従来までの知見を支持するものである(長谷川ら 1995; McBride 2002)。しかし、加えて、添加剤のコマツナへの生育と Cd 吸収への影響は、添加剤によって特徴的な現象が現れるものがあり、添加剤に土壌 pH 上昇効果以外の要因があることも窺えた。特に、レルゾライトは生育促進効果が高いことに加えて、添加された植物の Cd 集積量が高いことが示され、これを用いることにより Cd 吸収促進する栽培条件が作り出せる可能性が示唆された。レルゾライトは、ファイトレメデーシヨンの植物の効果を促進する添加剤の可能性はある。

また、土壌の 0.1 mol L^{-1} 酢酸アンモニウム(pH 7.0)抽出画分の Cd 濃度は、そこで栽培されるコマツナ等の Cd 濃度の予測に有用な指標になることがわかった。すなわち、土壌に施用された資材の効果は、土壌分析(土壌 pH の測定と 0.1 mol L^{-1} 酢酸アンモニウム(pH 7.0)抽出画分の Cd 濃度の定量)により確認できるといえる。このことは、コマツナ中の Cd 濃度は土壌中の Cd の状態を反映し、その Cd 吸収は、周囲の Cd の存在状況に依存する受動的な吸収であると推測される。そして、必須元素の吸収機構を介して、土壌溶液中の Cd 溶解濃度を反映した濃度で、コマツナ体内に吸収されると考えられる。また、Cd 吸収の推移と Zn、Mn および Cu の吸収の推移は類似性が高いことから、コマツナが Cd を吸収している機構に Zn、Mn および Cu の吸収機構の可能性が挙げられる。Cd 吸収は Zn トランスポーターが関与しているとの報告(Weber *et al.* 2006)があるが、本研究からは、Zn 以外の元素の吸収機構も関与していることが示唆された。

本研究において農作物種の違いも考慮した Cd 吸収抑制栽培技術の創出、Cd 吸収抑制のための土壌改良資材の選択、そしてファイトレメデーシヨンの推進のための技術改良、以上の 3 点を、Cd 汚染の実態の現場に合わせて複合的に用いられることで食糧による Cd 害の危機回避のための対策を考えるべきであることが提言される。本研究において、そのための基本的な知見が得られたものと考えられる。しかし、その知見は未だ十分といえず、今後さらに、多くの Cd 汚染土壌や作物種、土壌改良資材を用いて研究する必要があると考えられる。

第 6 章 要約

食糧生産の場である土壌環境のカドミウム(Cd)汚染は深刻な問題であり、その解決のための対策がたてられている。国際的な Cd 基準値として 2005 年に、Codex Alimentarius Commission(CAC)で野菜類の基準値が制定された。また、農林水産省の国内産農産物の Cd 濃度調査報告(2002)で、CAC 基準値案を超える試料があることが指摘され、農産物中の Cd 濃度低減化の研究が活発になった。

本研究では、高濃度の Cd 汚染土壌を用い野菜の栽培を行った。研究の目的は、根菜類の栽培実験を行い、それらの Cd 吸収の比較を行い、根菜の選択に関する情報を得ることであった。さらに、Cd 吸収の高いとされる葉菜では、その栽培土壌の改良を行うことで安全な野菜生産が可能になると考え、野菜に対する Cd 吸収抑制効果の比較検討を行った。それにより、作物の Cd 吸収の特性、および土壌添加剤の施用効果の関連についての知見を得た。

実験圃場は、宮城県北にある閉鎖鉱山から約 8km 離れた非農地かつ非宅地である地に新規に設置した。土壌は、pH 5.2、 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出 Cd 濃度乾土当り $5.3 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ 、有機物含量 1.9 %、陽イオン交換容量(1 mol L^{-1} 酢酸アンモニウム pH 7.0 抽出) $25.5 \text{ cmol kg}^{-1}$ 、砂と粘土含量は 58 と 10 %であった。栽培圃場は、日本の土壌の平均値(同上の抽出法により $0.086 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$)の 60 倍を超える Cd 量を示し、高濃度に Cd に汚染されていた。

実験では、Cd 吸収が高いと報告されているサトイモ(品種;土垂)、Cd 吸収の情報が少ないダイコン(品種;春のめぐみ)及びジャガイモ(品種;男爵)を露地栽培した。サトイモ植物全体の Cd 濃度は 3.5 mg/kg F.W. で、供試根菜類の中で最もカドミウム濃度が高く、ジャガ

イモとダイコンの植物全体の Cd 濃度は、0.68 と 0.44 mg /kg F.W. で低値を示した。サトイモの Cd 濃度はジャガイモの 5 倍、ダイコンの 8 倍以上になり、高 Cd 吸収になりやすい根菜といえた。また、可食部の Cd 濃度は、各根菜中で最も Cd 濃度の低い部位で、その Cd 濃度はサトイモ子芋が高く、ジャガイモ芋とダイコン地下部は低値になった。さらに、ダイコン地下部については、皮をむいた内部が 0.09 mg Cd /kg F.W.、皮付きの上部が 0.10 mg Cd /kg F.W.を示し、CAC 基準値以下になった。ダイコンは Cd 濃度の高い土壌で栽培してもその可食部の Cd 濃度は低く、供試根菜類の中では最も安全な根菜であることが解った。しかし、地上部の Cd 濃度は初回の採取時（播種 6 週目）から地下部に比較し高く、生育が進行してもその含量は一定であった。そのため、ダイコンについて、生育初期における Cd 吸収と、異なる品種間における Cd 吸収を検討するため、ダイコンの 2 品種（春のめぐみ、秋舞台）の播種から 9 週目までの栽培実験を行った。その結果、ダイコン 2 品種とも地上部の Cd 濃度は播種から 6 週までに増加し、それ以降の増加は少なかった。生育の前半（播種から 6 週目まで）に地上部で活発な Cd 吸収があることが示された。また、2 品種間の地上部の Cd 濃度に有意差があったことから、品種間差異があることが判明した。ダイコンの多くの品種における Cd 吸収の検討が必要と思われた。

次に、ALC、レルゾライト、廃石膏、マグホワイト、炭カル石膏の 5 種類の添加剤のコマツナに対する Cd 吸収抑制効果を比較した。添加剤を 1%(w/v)添加し、コマツナを 2 作あるいは 3 作まで連作を行った。各添加剤を添加後の土壌 pH は、マグホワイト区が pH 8.2 で最も高く、炭カル石膏区 > ALC 区 > レルゾライト区で、廃石膏に pH 上昇効果はなかった。マグホワイト区の 1 作目は中程度の生

育促進であったが、2、3作目は良く生育を促進した。炭カル石膏区は3作を通して高い生育促進効果を示した。マグホワイトと炭カル石膏区は3作目まで土壌 pH が高く保たれた。ALC 区は2作まで、レルゾライト区は1作目で生育を促進したが、以降の連作では生育が低下した。廃石膏区に生育促進効果はなかった。土壌添加剤による生育促進効果は土壌 pH の上昇効果と一致した。植物の Cd 濃度は、土壌 pH 上昇効果の高い添加剤マグホワイト、炭カル石膏で抑制された。土壌 pH 上昇による植物の Cd 吸収抑制効果は既存の知見であるが、5種類の添加剤の結果を総合した時、土壌 pH と植物の Cd 濃度の高に高い相関係数 ($R^2=0.916$) を示す関数式が得られた。この点は新規性があると思われた。Cd 集積量は土壌 pH が 5.5 前後を示す添加剤の区で最大量を示した。特に、ALC 区の2作目とレルゾライトの1作目の Cd 集積量が高くなった。また、植物の Cd 濃度と Zn、Mn、Cu 濃度間に正の相関がみられた。

土壌中の 0.1 mol/L^{-1} 酢酸アンモニウム (pH 7.0) 抽出画分(交換態画分)の Cd 濃度はコマツナの Cd 濃度と正の相関 ($R^2=0.809$) があつた。また、交換態の Cd 濃度は土壌 pH の上昇と共に低下した。 0.1 mol L^{-1} HCL 抽出画分の Cd 濃度と植物の Cd 濃度の関連性は高くなかつた ($R^2=0.478$) 。

Cd 汚染地における野菜生産では、栽培野菜の選択、Cd 吸収抑制剤の使用、農作物の Cd 吸収抑制栽培技術の開発、そしてファイトレメデーシヨンの推進が必要であり、本研究で得られた知見は、それらの進展に資するものと考えられる。

公表論文

本論分の一部は下記学術雑誌に発表した。

1. 報文

高橋秀子、青山裕二、菅原玲子、北島信行、河合成直 2009：サトイモ、ダイコンおよびジャガイモのカドミウム吸収の特性、日本家政学会誌、**60**、869-876.

Hideko TAKAHASHI, Yuji AOYAMA, Reiko SUGAWARA, Nobuyuki KITAJIMA and Shigenao KAWAI 2009: Characteristic of Cadmium Uptake by Taro (*Colocasia esculenta* L. Schott), Japanese Radish (*Raphanus sativus* L.) and Potato (*Solanum tuberosum* L.), *Journal of Home Economics of Japan*, **60**, 869-876.

2. 報文

高橋秀子、青山裕二、河合成直 2010：カドミウム汚染土壌で栽培したダイコン2品種の生育初期における地上部と根部のカドミウム、亜鉛、マンガンおよび銅の濃度、日本家政学会誌、**61**、25-30.

Hideko TAKAHASHI, Yuji AOYAMA, and Shigenao KAWAI 2010: Comparison of the Cadmium, Zinc, Manganese and Copper Concentrations in Shoots and Roots during the Early Growth Period of two Cultivars of Japanese Radish Grown on Cadmium-Contaminated Soil, *Journal of Home Economics of Japan*, **61**, 25-30.

3. 報文(共著)

Md. Abul Kashem・Shigenao Kawai・Nobuyuki Kikuchi・Hideko Takahashi・Reiko Sugawara・Bal Ram Singh 2009: Effect of Lherzolite on Chemical Fractions of Cd and Zn and their Uptake by Plants in

Contaminated Soil, *Water, Air, and Soil Pollution*, DOI 10.1007
/s11270-009-0132-7. (Published online: 10 July 2009)

謝辞

本研究は、岩手大学連合農学研究科生物生産科学生物制御学連合講座の河合成直教授、ならびに溝田智俊教授、山形大学連合農学研究科生物生産科学生物制御学連合講座の我妻忠雄教授の下に行われたものである。河合先生には入学を受け入れてもらい、研究テーマをいただきました。河合先生の数々の懇切丁寧なご指導に対し、お礼申し上げます。溝田先生と我妻先生には有益なご助言を賜り感謝いたします。

本研究を推進するにあたり、(株)フジタ技術センターエンジニアリング開発部北島信行氏、並びに菅原玲子氏、(株)後藤農園後藤國夫氏の方々には、実験圃場の使用の許可を与えていただきことにより、実験を遂行することができました。心から感謝を申し上げます。

岩手大学農学部応用生物化学課程、並びに大学院農学研究科の植物栄養生理学研究室の学生の皆様、連合農学研究科生物生産科学生物制御学の先輩、同期生、後輩の方々には励ましとご協力をいただきました。感謝いたします。

第一藍野学院修紅短期大学前学長毛利平氏、食物栄養学科学科長鈴木惇教授には、私に再び学生として学ぶ機会をお認めいただき、研究実施の支援をしていただきましたことに感謝申し上げます。食物栄養学科青山裕二教授には、終始、厳しく暖かいご助言をいただき、感謝申し上げます。修紅短期大学の先生方、並びに職員の皆様方には、長きにわたって暖かい励ましと激励のお言葉を頂戴し感謝いたします。

恩師故岩手大学名誉教授高城成一氏に心からお礼申し上げます。
最後に、協力し支えてくれた家族に感謝します。

参考文献

- Arao T, Takeda H, Nishihara E 2008: Reduction of cadmium translocation from roots to shoots in eggplant (*Solanum melongena*) by grafting onto *Solanum torvum* rootstock. *Soil Sci. plant Nutr.*, **54**, 555-559.
- Baker AJM 1981: Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.*, **3**, 643-654.
- Baligar VC, Ahlrichs JL 1998: Nature and distribution of acid soils in the world. In Schaffert RE ed., Proceeding of the world of the workshop to develop a strategy for collaborative research and dissemination of technology in sustainable crop production in acid savannas and other problem soils of the world, Purdue university, pp.1-11.
- Boggess SF, Willavizc S, Kocppc DE 1978: Differential response of soybean varieties to soil cadmium. *Agron. J.*, **70**, 756-760.
- Brady NC, Weil RR 2002: The nature and properties of soils, 13th ed., p. 391, Prentice Hall, New Jersey.
- Brooks RR, Lee J, Reeves RD, Jaffre T 1977: Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.*, **7**, 49-57
- 地質調査総合センター2006: 日本の地球化学図、National institute of advanced industrial science and technology: Geochemical map of Japan. <http://riodb02.ibase.aist.go.jp/geochemmap/index.htm>
- 茅野充男、三井進午 1967: 重金属元素過剰の際の水稻による鉄の吸収、移行および体内分布重金属誘導鉄クロロシスの発生に関する研究(第1報)、土肥誌、**38**、249-254

Christensen TH, Haung PM 1999: Solid Phase Cadmium and the Reactions of Aqueous Cadmium with soil surfaces. *In* Cadmium in soils and plants. Eds. McLaughlin MJ and Singh BR, pp. 65-96, Kluwer Academic, Dordrecht.

Codex alimentarius commission: http://www.codexalimentarius.net/web/index_en.jsp.

Codex Alimentarius Commission 2005: Maximum levels for cadmium in wheat grain; potato; stem and root vegetables; leafy vegetables; and, other vegetables at step 8 (ALINORM 05/28/12). Twenty-eighth Session.

Dunbar KR, McLaughlin MJ, Reid RJ 2003: The uptake and partitioning of cadmium in two cultivars of potato (*Solanum tuberosum* L.). *J. Experi. Botany*, **54**, 349-354.

European parliament and council 2003: The restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment, 2003.

Fodor F 2007: Heavy metals competing with iron under conditions involving phytoremediation. *In* Iron nutrition in plants and rhizospheric microorganisms. Eds. Barton LL, Abadia J, pp.129-152, Springer, Dordrecht.

藤森新作、若杉晃介 2006 : マグネシア系土壌硬化剤による水田ダイズのカドミウム吸収抑制技術、18 農土学会講演要旨、pp,782-783

Guo G, Zhou Q, Ma L 2006: Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environ. Monitor. Assess.*, 116, 513-528.

萩野昇、吉岡金市 1961 : イタイイタイ病の原因に関する研究について

て、日整外会誌、**35**、812-815

Heldet HW、金井龍二訳 2000：植物生化学、pp.23-28、シュプリンガー・フェアラー社、東京

Henry JR (2000): An overview of the phytoremediation of lead and mercury. National network of environmental management studies, May-August 2000,

長谷川榮一、島秀之、斎藤益郎、龍野栄子 1995：重粘土水田における多孔質ケイカルのカドミウム吸収抑制効果、宮県農セ研報、**61**、12-32

長谷川功 2008：植物におけるカドミウムの吸収・集積および耐性能に関する研究、土肥誌、**79**、429-432

原田直樹、須田誠、斎藤陽子、薮崎克己 2007：リン酸セルロース資材によるカドミウムの吸着特性、土肥誌、**78**、89-91

Honma Y, Hirata H (1978): Noticeable increase in cadmium absorption by zinc deficient rice plants. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **24**, 295-297.

Honma Y, Hirata H (1984): Kinetics of cadmium and zinc absorption by rice seeding roots. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **30**, 527-532.

稲原誠、雄川洋子、東英男 2007：生育後期の湛水管理による水稲のカドミウム吸収抑制、土肥誌、**78**、253-260

石川覚 2008：金属汚染土壌の対策技術の最前線 7．水稲のカドミウム吸収抑制技術、**79**、408-416

Kabata-pendias A 2001: Trace elements in plants. *In* Trace elements in Soil and Plants 3ed. CRC Press, Boca Rotan, Florida.

Kashem A, Singh BR 2001: Solid-phase speciation of Cd, Ni, and Zn in contaminated and noncontaminated tropical soils. *In* Trace elements in soils -bioavailability, flux, and transfer. Eds. Iskandar

- IK and Kirkham MB, pp.213-227, Lewis Publishers, Florida.
- Kashem A, Singh BR, Imamul Huq SM, Kawai S 2008: Cadmium phytoextraction efficiency of arum (*Colocasia antiquorum*), radish (*Raphanus sativus* L.) and water spinach (*Ipomoea aquatica*) grown in hydroponics. *Water Air Soil Pollut.*, **192**, 273-279.
- 川合貴雄、大熊靖 1970：蕪山地方におけるミノワセダイコンの生育相の特徴、岡山農試研報、**65**、98-110
- 川崎晃、織田久男、2005：カドミウム安定同位体(^{113}Cd 濃縮体)トレーサーのダイズ土耕ポット試験への適用、土肥誌、**76**、261-267
- 菊地直、山崎浩道、木村武、宮地直道、村上弘治 2006：野菜のカドミウム濃度に対するカドミウム吸収抑制技術の効果、野菜茶業研究所研究報告、**5**、25-32
- Kirkham MB 2006: Cadmium in plants on polluted soils: Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, **137**, 19-32.
- 気象庁ホームページ、気象統計情報、<http://www.jma.go.jp/jma/menu/report.html>.
- Kobayashi J 1978: Pollution by cadmium and iti-iti disease in Japan. *In* Toxicity of heavy metals in the environment. Ed. Oehmn FW, pp. 199-260, Marcel Dekker Inc., New York.
- 厚生省環境衛生局公害部公害課 1968：イタイイタイ病とその原因に関する厚生省の見解、p18
- 厚生労働省医薬食品局食品安全部 2009：安全性審査の手続を経た遺伝子組換え食品及び添加物一覧、遺伝子組換え食品ホームページ、<http://www.mhlw.go.jp/topics/ idenshi/>
- Kubota H, Takenaka C 2003: *Arbis gemmifera* is a Hyperaccumulator of

- Cd and Zn. *International J Phytoremediation*, **5**, 197-201.
- McBride MB 2002: Cadmium uptake by crops estimated from soil total Cd and pH. *Soil Sci.*, **167**, 62-67.
- MacGrath S, Zhao FJ, Lombi E 2002: Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Adv. Agron.*, **75**, 1-56.
- MacLarren RG, Crawford DV 1973: Studies on soil copper. I. The fractionation of copper in soils, *J. Soil Sci.*, **24**, 172-181.
- 牧野知之、神谷隆、近藤和子 2008 : 農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線 5. 化学洗浄による汚染農地の修復、土肥誌、**79**、101-107
- Mandarino JA 1999: Fleischer's glossary of mineral species 1999. The mineralogical record Inc, Tucson, 225.
- 増井正芳、金丸日支男、竹迫紘、都田紘志、難波一郎、高橋英昭 1971 : 水稲玄米のカドミウム汚染度と乾田日数との関係、東京都農試研報、**5**、1-5
- Matsumoto S, Ae N 2003: Screening of spinach cultivars with low cadmium content. The 1st international symposium of Japan-Korea research cooperation abstract. p. 100, Thukuba.
- 松中照夫 2003 : 土壌学の基礎 - 生成・機能・肥沃度・環境 - 、pp.108-133、農村漁村文化協会、東京
- Ma YB, Uren NC 1998: Transformations of heavy metals added to soil-application of a new sequential extraction, *Geoderma*, **84**, 157-168.
- Menzies NW, Donn MJ, Kopittke PM 2007: Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environ. Pollut.*, **145**, 121-130.

- 三菱マテリアル株式会社 2006：水稻のカドミウム吸収抑制方法、特許公開番号特開 2006-43(P2006-43A)、公開日 2006.1.5
- 文部科学省科学技術・学術審議会・資源調査分科会 2005：五訂増補日本食品標準成分表
- Morishita T, Fumoto N, Yoshizawa T, Kagawa K 1987: Varietal differences in cadmium levels of rice grains of japonica and hybrid varieties in the same plot of a field. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **33**, 629-637.
- 村上政治 2008：農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線 3. ファイトレメディエーション技術の現状と展望、土肥誌、**78**、525-533.
- Murakami M, Ae N, Ishikawa S 2007: Phytoremediation of cadmium by rice (*Oriza sativa* L.), soybean (*Glycine max* (L.) Merr), and maize (*Zea mays* L.). *Environ. Pollut.*, **145**, 96-103.
- 長倉三郎、井口洋夫、江沢洋、岩村秀、佐藤文隆、久保亮五 1981：岩波理化学辞典第5版、岩波書店、東京
- 永島玲子、北島信行、久保田洋、佐竹英樹、矢島聡 2005：ハクサンハタザオを用いたカドミウム汚染土壌の浄化方法の開発その1 高集積植物の探索と除去能力の評価、フジタ技術研究報告、**41**、69-74
- 日本化学会編 2004：化学便覧基礎編改訂5版、丸善、東京
- 農林水産省・消費安全局農産安全管理課土壌汚染防止班：食品中のカドミウムに関する情報、<http://www.maff.go.jp/cd/index.html>
- 小畑仁、1991：カドミウムとストレスと(γ Glu-Cys) nGly 生成、植物細胞工学、**3**、279-284
- Ogawa I, Nakanishi H, Mori S, Nishizawa NK 2009: Time course

analysis of gene regulation under cadmium stress in rice. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-009-0116-9.

王莉、東照雄、藤村達人 2004：水耕栽培下でのアブラナ科(*Brassica*)植物によるカドミウムと無機養分の吸収特性、日本土壤肥料学雑誌、**75**、329-337.

Onyatta JO 1997: Kinetics and equilibria of cadmium in selected Kenyan soils. Ph. D. thesis, Dep. of soil science, University of saskatchewan, Saskatoon, Canada.

Reid RJ, Dunber KR, McLaughlin Mj 2003: Cadmium loading into potato tubers: the roles of the periderm, xylem and phloem. *Plant Cell Environ.*, **26**, 201-206.

定本裕明、飯村康二、本名俊正、山本定博：土壤中重金属分別法の検討、土肥誌、**65**、645-653

斎藤隆 2008：野菜の生理・生態、農文協、東京

斎藤祐二、高橋和夫(1978)：農用地における重金属汚染の解析に関する研究、第3報水稻のカドミウム吸収・移行に及ぼす亜鉛の影響、四国農業試験場報告、**31**、87 - 110

SAS Institute Inc. 2004: *SAS/STAT[®] 9.1 User's Guide*. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Schroeder HA, Balassa JI 1963: Cadmium: uptake by vegetables from superphosphate and soil, *Science*, **140**, 819-820.

Shinmachi F, Kumada Y, Noguchi A, Hasegawa I 2003: Translocation and accumulation of cadmium in cadmium tolerant *Polygonum Thunbergii*. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **49**, 363-368.

Shuman LM 1985: Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.*, **140**, 11-22.

- Soil Survey Laboratory Staff 1992: Soil Survey Laboratory methods manual. *Soils Surv. Invest. Resps*, 42. USDA- SCS, Washington, DC.
- 鈴木厚 2006 : 世界を感動させた日本の医師、時空出版、東京
- 館川洋 1975 : 植物を利用した土壌中のカドミウムの除染方法、農土誌、**43**、674-677
- 高橋英一 1993: 必須元素、植物栄養・肥料学、朝倉書店、東京、73-101.
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M 1979: Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace Metals. *Anal. Chemi.*, **51**, 844-851.
- Voet D, Voet J 1996; 田宮信夫、村松正実、八木達彦、吉田浩訳: ヴォート生化学第2版、東京化学同人、東京
- Weber M, Harad E, Vess C, Roepenack-Lahaye and Clemens S 2006: Comparative microarray analysis of *Arabidopsis thaliana* and *Arabidopsis halleri* roots identifies nicotianamine synthase, a ZIP transporter and other genes as potential metal hyperaccumulation factors, *Plant J.*, **37**, 269-281.
- Welch RM, Norvell WA 1999: Mechanism of cadmium uptake, translocation and deposition in plants. *In* Cadmium in soils and plants. Eds. McLaughlin MJ and Singh BR pp. 125-150, Kluwer academic, Dordrecht.
- Walkley A, Black IA 1934: An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.*, **37**, 29-38.
- Yang XE, Long XX, Ye HB, Calvert DV, Stoffella PJ 2004: Cadmium tolerance and hyperaccumulation an a new Zn-hyperaccumulating

plant species (*Sedum alfredii* Hance), *Plant Soil*, **259**, 181-189

柳澤宗男、新村善男、山田信明、瀬川篤忠、喜田健二 1984：神通川流域における重金属汚染の実態調査と土壌復元工法に関する研究、富山県農試研究報告、**15**、1 - 110

吉川年彦、菅原毅、田中平義 1986：水稻のカドミウム抑制に対するマンガンの効果、土肥誌、**57**、77-80

吉田光二、杉戸智子 2003：有機物資材を利用したダイズのカドミウム吸収抑制技術、北海道農業研究センター報告、**9**、256

Summary

Soil contaminated with cadmium (Cd) is a heavy problem all over the world and especially in Japan, where many crop fields are contaminated. Applicative techniques are required for remediation such soils and reduction of Cd uptake in crops.

To evaluate the Cd uptake of taro (*Colocasia esculenta* Schott cv. Dodare), Japanese radish (*Raphanus sativus* L. cv. Harunomegumi) and potato (*Solanum tuberosum* L. cv. Dansyaku) a cultivation experiment was conducted in high Ca-contaminated field. The Ca concentration of the whole plants showed in the order of taro > potato > Japanese radish. In addition, the Cd concentration of the edible parts (daughter corm of taro, Japanese radish root and peeled potato) in each plant was the lowest in those of the other parts. The shoots of Japanese radish and potato accumulated Cd largely as compared with roots during the cultivation. It is concluded that the edible part of Japanese radish root is a safer food material with low cadmium content as compared with the other root crops.

The experiment of pot culture was conducted to investigate the Cd, zinc, manganese and copper concentrations of Japanese radishes (*Raphanus sativus* L. cv. Harunomegumi, and *Raphanus sativus* L. cv. Akibutai) for 9 weeks with soil, whose cadmium and Zinc concentrations were 3.26 and 67.9 mg/kg (in dried soil), respectively. The Japanese radish plants grew normally through the growth period, and the weight of the shoots was 2.8 times of the roots. The Cd concentrations of shoots increased for 6 weeks after sowing and the increase slowed down after 6 weeks from sowing. After 9 weeks, the cadmium concentrations of the

shoots were "Harunomegumi" and "Akibutai", respectively, 2.37 and 1.45 mg/kg. The cadmium concentrations of the shoot "Harunomegumi" were higher 0.8 kg kg^{-1} than those of "Akibutai". It seemed that the Cd concentrations of the shoots depended on the cultivars. The Cd concentrations of the roots were a quarter of those of the shoots. The zinc concentrations of the shoots were same as those of the roots through the growth period. The manganese concentrations of the shoots increased, however, those of the roots were constant values. The copper concentrations of the shoots were higher 1.4 times than those of the roots.

To evaluate the suppressive effect of five additives on cadmium (Cd) uptake by komatsuna (*Brassica rapa L. var. perviridis* cv. Early komatsuna), a pot experiment with Cd-contaminated acidic soil was conducted in a greenhouse. Autoclaved lightweight aerated concrete (ALC), lherzolite (Lherzo), gypsum made from waste plasterboard (Gyp-w), magnesia cement (Magwhite) and calcium carbonate containing less than 10% pure gypsum (Cacar-G) were added to the soil (1%, w/v). The shoot Cd concentrations of the plants were suppressed in the order; Magwhite \cong Cacar-G > ALC > Lherzo. The order was in agreement with that of the soil pH increased by the application of the additives. The application of Gyp-w suppressed the shoot Cd concentration of the plants similar to Lherzo, however, it reduced the plant growth. It is concluded that Magwhite and Cacar-G are considerably effective soil amendments in the suppression of Cd uptake by the plants, and ALC and Lherzo are moderately effective, whereas Gyp-w is scarcely effective.

The development of soil amendments, the improvement of

cultivation techniques on the reduction of plant Cd uptake, and the phytoremediation on Cd contaminated soil will propose the avoidance of Cd crisis.