

腐植質黒ボク土における畑作物のカドミウム吸収特性

亀和田國彦・中山 恵

摘要: 重金属に対する特異吸着性を有する黒ボク土の分布が多い本県の畑地で生産された農産物のカドミウム(Cd)吸収リスク評価のため、Cd 人工汚染圃場で、2019 年から 2021 年にダイズ、カンショおよびラッカセイを栽培し、可食部の Cd 含量を測定した。同圃場で 2009 年に栽培されたコムギの結果と併せて次の結果を得た。試験圃場作土の 0.1 mol L^{-1} 塩酸(HCl)抽出 Cd 含量は 0.22 から 1.58 mg kg^{-1} 、pH は 5.19 から 6.71 の範囲で、コムギ子実 Cd 含量は 0.03 から 0.37 mg kg^{-1} 、ダイズ子実 Cd 含量は 0.00 から 0.35 mg kg^{-1} 、カンショ塊根 Cd 含量は 0.001 から 0.026 mg kg^{-1} 、またラッカセイ子実 Cd 含量は 0.05 から 0.77 mg kg^{-1} であった。我が国ではコメ以外の農産物に流通規制を伴う Cd 含量基準値は設定されていないが、CODEX 基準または欧州委員会基準を参考にすべき目標値とし、可食部 Cd 含量が、それに達しない最大の土壤 Cd 含量 (0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出)を土壤 Cd 含量の“臨界値”と評価した。それら値は、コムギ目標値 0.2 mg kg^{-1} に対し、灰色低地土で 0.3 mg kg^{-1} 、黒ボク土で 0.7 mg kg^{-1} 、ダイズ目標値 0.2 mg kg^{-1} に対し、灰色低地土で 0.4 mg kg^{-1} 、黒ボク土で 1.2 mg kg^{-1} であった。カンショは、本試験の範囲内で目標値に達しなかった。ラッカセイは、目標値 0.2 mg kg^{-1} に対し、灰色低地土で 0.2 mg kg^{-1} 、黒ボク土で 0.4 mg kg^{-1} であった。本県農耕地の 2019 年から 2022 年の 0.1 mol L^{-1} 塩酸抽出 Cd 含量の実態調査結果は、水田中央値 0.27 mg kg^{-1} 、最大値 0.47 mg kg^{-1} 、普通畑中央値 0.16 mg kg^{-1} 、最大値 0.43 mg kg^{-1} で、一部の地点でコムギ、ダイズまたはラッカセイの臨界値を上回り、県内農耕地の一定割合で生産される作物の可食部の Cd 含量が目標値を上回る可能性が示唆された。土壤の Cd 吸着モデルから導出した推定式で算出した土壤溶液 Cd 濃度推定値と可食部 Cd 含量は、土壤類型または pH の違いにかかわらず、作目ごとに一次関数に近似でき、畑作物の Cd リスク管理に有効であることが示された。本予測式による土壤溶液 Cd 臨界濃度は、コムギ $0.40 \mu\text{g L}^{-1}$ 、ダイズ $0.35 \mu\text{g L}^{-1}$ 、カンショ $>0.8 \mu\text{g L}^{-1}$ 、またラッカセイ $0.15 \mu\text{g L}^{-1}$ であった。

キーワード: 土壤溶液, 土壤溶液 Cd 濃度予測モデル, 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出, Cd 吸着容量, 黒ボク土

Cadmium Uptake Characteristics of Field Crops in humic-Andisols

Kunihiko KAMEWADA, Megumi NAKAYAMA

Summary: In order to assess the risk of cadmium (Cd) uptake by agricultural products grown in the field soils of the Tochigi prefecture, where there is a wide distribution of the Andisols with specific adsorption properties for heavy metals, soybean, sweet potato and peanuts were grown in Cd artificially contaminated fields from 2019 to 2021, and the Cd content of the edible and other parts of the harvested crops was quantified. The following results were obtained, along with the results of wheat cultivated in the same field in 2009 for comparison. The concentration of Cd in the cultivated layer ranged from 0.22 to 1.58 mg kg⁻¹ (0.1 mol L⁻¹ chloric acid (HCl) soluble), while the pH ranged from 5.19 to 6.71. The concentration of Cd in wheat grains exhibited a range of 0.03 to 0.37 mg kg⁻¹. The concentration of Cd in soybean grains ranged from 0.00 to 0.35 mg kg⁻¹, that in sweet potato tubers from 0.001 to 0.026 mg kg⁻¹, and that in peanut grains from 0.05 to 0.77 mg kg⁻¹. Standards with distribution restrictions have not been established in Japan for agricultural products other than rice. However, the CODEX standards or the European Commission standards were utilized as a reference point, and the maximum soil Cd content (0.1 mol L⁻¹ hydrochloric acid soluble) below which the edible Cd content did not reach was determined as the "critical value" of soil Cd content. The values were 0.3 in the gray lowland soil and 0.7 in the Andisols, which correspond to the wheat standard of 0.2 mg kg⁻¹. The critical value for soil Cd was determined to be 0.4 mg kg⁻¹ in gray lowland soil and 1.2 mg kg⁻¹ in Andisols, which corresponds to the soybean standard of 0.2 mg kg⁻¹. The CODEX standard was not met by sweet potato within the scope of this study. The soil critical values for peanuts were 0.2 in the gray lowland soil and 0.4 mg kg⁻¹ in the Andosol, corresponding to the peanut standard of 0.2 mg kg⁻¹. The results of a survey of the 0.1 mol L⁻¹ hydrochloric acid extractable Cd content in the prefecture's agricultural land from 2019 to 2022 revealed that the median value was 0.27 mg kg⁻¹, with a maximum value of 0.47 mg kg⁻¹ in paddy fields and 0.16 mg kg⁻¹ with a maximum value of 0.43 mg kg⁻¹ in normal fields. A comparison of the Cd critical level of soil with the results indicated that a portion of the locations exceeded the critical values for wheat, soybean, and peanut. The estimated soil solution Cd concentration, calculated using an estimation equation derived from the soil Cd adsorption model and the crop Cd content, demonstrated a uniform relationship that could be approximated by a linear function for each crop, regardless of differences in soil type or pH. This finding highlights the effectiveness of this approach in managing Cd absorption risks in field crops. The critical soil solution Cd concentrations were 0.40 for wheat, 0.35 for soybean, >0.8 for sweet potato, and 0.15 µg L⁻¹ for peanut.

Keywords: soil solution, soil solution Cd concentration prediction model, 0.1 mol L⁻¹ HCl extractable, Cd adsorption capacity, Andisols

I 緒言

カドミウム(Cd)は、農産物の安全管理において重要な有害金属の一つである。Cd は、銅鉱石や亜鉛鉱石に副成分として含まれており、鉱山や精錬所からの廃水や排煙を通じて環境中に放出され、農地の土壌汚染の一因となってきた(Haider *et al.*, 2021)。農林水産省(2018)は、食品安全に関する情報として、食品の含有実態データ、国内外のリスク評価、毒性情報を定期的かつ必要に応じて収集し、リスク管理措置の検討と実施を行っている。この情報を基に、農業環境由来の重金属を含む 30 種の物質を優先的にリスク管理すべき有害化学物質として公表しており、その中に Cd も含まれている(農林水産省, 2019)。内閣府食品安全委員会(2008)は、食品を通じた Cd の耐容週間摂取量を $7 \mu\text{g} (\text{kg 体重 週})^{-1}$ と設定している。現在の流通規制(コメの基準 0.4 mg kg^{-1})を前提に、国民の Cd 摂取量は平均で $3.44 \mu\text{g} (\text{kg 体重 週})^{-1}$ であり、耐容週間摂取量を下回っている。しかし、欧米諸国の摂取量に比べて高い傾向があり、食品を通じた Cd 摂取量の低減は重要である。

食品の生産から消費までの過程で意図せず汚染物質摂取量を低減するためには、排出抑制や除去による生産環境中の濃度の低減、または効果的な低減技術の導入による生産方法の改善が必要である。これにより、食品中の汚染物質濃度分布を低濃度側にシフトさせることが可能となる。農作物の Cd に関しても同様のアプローチが必要である。農作物の Cd 濃度を低減するための技術に関する研究は多く蓄積されているものの、今後もリスク管理措置の見直しやより効果的な技術開発の試験研究が求められている。そのなかで、リスク評価とリスク管理の視点から、土壌環境と関連づけた Cd 吸収量予測技術の開発が不可欠である。これまでに、国民の主要な Cd 摂取源であるコメを中心に、農地土壌中の Cd 除去や作物による Cd 吸収抑制技術の研究開発と普及が進められている。その成果として、農業指導員や行政関係者向けに「コメ中のカドミウム濃度低減のための実施指針」が作成された(農林水産省, 2011)。

一方、農産物の国際貿易における Cd に対する CODEX (Codex Alimentarius)基準値は、広範な農作物に設定されている。CODEX 基準値は、農産物 Cd 基準値がコメにのみ設定されている我が国内の流通規制には直接関係しないものの、目標とすべき Cd 含有量として参考にするべきである(農林水産省, 2024)。

本県(栃木県)は、東日本に位置し、黒ボク土の分布が非常に多い。しかし、本土壌は地球全陸地面積の 0.84 %と分布割合が極めて少なく(Takahashi and Shoji, 2002)、したがって CODEX 基準に反映される世界規模での農産物の品質評価

においても極めて影響力が小さい。黒ボク土は、特異な荷電特性を有し、重金属に対する高い吸着能力を持つ(和田, 1977; 三枝ほか, 1992; Kamewada, 1996)。一方、pH が低く Cd が溶出しやすい性質もある。このような特殊な環境下で栽培される各種作物の Cd 吸収傾向を理解することは、本県産農産物の安全性確保に極めて重要である。

本県にはかつて Cd 汚染地域として農用地の汚染防止等に関する法律により指定された地域があり、当該地域では稲の Cd 吸収抑制対策の実験が行われた(橋本ら, 1976)。さらに近年は、水田の湛水管理による Cd 吸収抑制対策に伴うヒ素(As)の濃度上昇が問題視されている。本テーマに関する複数の研究機関が参加した共同研究の中で、本県に分布する黒ボク土水田では Cd 吸収抑制のため常時湛水しても大幅な As 吸収量の増加がないことを明らかにした(宮崎ら, 2017)。また、本県で育成されたビール醸造用二条大麦やコムギの Cd 吸収特性に関する比較試験が行われた(中山ら, 2012 年)。一方、他の畑作物に関する研究結果は未だ得られていない。水田転換作物として注目されるダイズは、世界的に油料作物としてまた動物飼料や食品産業で使用されるタンパク質を高濃度で含む最も消費量が多い重要な作物の一つである。カンショおよびラッカセイは全国的に黒ボク土での栽培実績が多く、カンショは、近年、水田転換作物としても注目されている。そこで、本研究では本県に分布する腐植質黒ボク土で栽培されるそれら畑作物の Cd 吸収特性を明らかにするため、非黒ボク土との比較を行い、その差異を解析した。さらに、可食部 Cd 含量の予測手法を検討し、県内土壌 Cd 含量の実態と比較して、県内で生産されるそれら作目の Cd 吸収リスクを評価した。

II 試験方法

1 試験圃場

試験は、2009 年および 2010 年にコムギ(*Triticum aestivum* L.)に対する Cd 吸収特性試験が実施された(中山ら 2012) Cd 農研センター内の人工汚染圃場で実施した。つまり、細粒質の灰色低地土が充填された 4 つのコンクリート枠(GL 系列, $4 \text{ m} \times 4.5 \text{ m}$)および腐植に富むアロフェン質黒ボク土が充填された 10 個 (5 個 $\times$ 2 反復) の同型のコンクリート枠 (反復 1 : AndN 系統および反復 2 : AndS 系統) を、2008 年 10 月に、5 水準(GL 系列は 4 水準)の Cd 水準に設定した。さらに、各 Cd 水準の枠内を 3 分割し($4 \text{ m} \times 1.5 \text{ m}$)、異なる 3 段階(低, 中, 高)の pH 区を設定した。充填された土壌の基本的な化学性を第 1 表に示した。また、処理内容を第 2 表に示した。

Cd 水準は、GL 系列には、無添加($+0.0 \text{ mg kg}^{-1}$)、 $+0.2 \text{ mg kg}^{-1}$ 、 $+0.4 \text{ mg kg}^{-1}$ および $+0.8 \text{ mg kg}^{-1}$ を設置した。AndN お

第 1 表 処理前土壌(作土)の化学性

系列	土壌類型	pH (H ₂ O)	TC %	TN %	酸性シュウ酸 アンモニウム抽出			CEC %	リン酸 吸収係数	Cd mg kg ⁻¹		
					Si	Al	Fe			HNO ₃ - HClO ₄ 分解	0.1 mol L ⁻¹ HCl 抽出	0.01 mol L ⁻¹ HCl 抽出
GL	灰色低地土	6.2	4.68	0.31	0.71	1.57	0.69	24.1	1270	0.30	0.21	0.008
AndN, AndS	アロフェン質黒ボク土	6.3	8.78	0.51	1.75	4.92	1.64	44.0	2040	0.38	0.12	0.001

よび AndS 系列には、無添加(+0.0 mg kg⁻¹), +0.5 mg kg⁻¹, +1.0 mg kg⁻¹, +2.0 mg kg⁻¹ および +4.0 mg kg⁻¹ の 5 水準を設定した。Cd 添加処理は、2008 年 10 月 15 日に、硝酸カドミウム(Cd(NO₃)₂)溶液を土壌表面に散布して行った。pH 水準は、目標 5.5, 6.0 または 6.5 とし、低 pH 処理には硫黄粉末(S 80%)を GL 系列で 100 g m⁻², AndN および AndS 系列で 133 g m⁻², また高 pH 処理には、炭酸苦土石灰を、GL 系列で 133 g m⁻², AndN および AndS 系列で 167 g m⁻² 施用した。その後、小型耕耘機で表層から約 12 cm まで耕耘して均質化した。

第 2 表 処理内容

系列名 (土壌類型)	Cd 水準 (Cd 添加量 mg kg ⁻¹)	pH 水準 (pH 目標)
GL (灰色低地土)	無添加 (+0.0)	低 (5.5),
	+0.2	×中 (6.0),
	+0.4	高 (6.5)
	+0.8	
	無添加 (+0.0)	
AndN (アロフェン質 黒ボク土)	+0.5	低 (5.5),
	×+1.0	×中 (6.0),
	+2.0	高 (6.5)
	+4.0	
	無添加 (+0.0)	
AndS (アロフェン質 黒ボク土)	+0.5	低 (5.5),
	×+1.0	×中 (6.0),
	+2.0	高 (6.5)
	+4.0	
	無添加 (+0.0)	

目標値に近い pH を維持するため、2009 年 11 月に、AndN および AndS 系列の中 pH 区に炭酸苦土石灰を 120 g m⁻², 高 pH 区に同資材を 240 g m⁻² を施用した。また、2019 年 4 月に、低 pH 区に硫黄粉末を GL 系列で 100 g m⁻², AndN および AndS 系列で 133 g m⁻², 高 pH 区には炭酸カルシウム肥料を GL 系列で 133 g m⁻², AndN および AndS 系列で 167 g m⁻² 施用した。2020 年 5 月に、中 pH 区に粉状炭酸カルシウム肥料を GL 系列で 65 g m⁻², AndN および AndS 系列で 85 g m⁻² を、また高 pH 区には粉状炭酸カルシウム肥料を GL 系列で 133 g m⁻², AndN および AndS 系列で 167 g m⁻² 施用した。2021 年 5 月に、中 pH 区に炭酸カルシウム肥料を GL 系列で 50 g m⁻², AndN および AndS 系列で 83 g m⁻², 高 pH 区には炭酸カルシウム肥料を GL 系列で 100 g m⁻², AndN および AndS 系列で 167 g m⁻² 施用した。Cd の追加施用はしなかつ

た。

2 作物栽培

Cd 人工汚染圃場において、2019 年にダイズ *Glycine max* (L.) Merr. を、2020 年にカンショ *Ipomoea batatas* (L.) Lam. を、また 2021 年 5 月にラッカセイ *Arachis hypogaea* L. を栽培し、生育量および収穫物の Cd 含量を測定した。

ダイズ(品種: 里のほほえみ)の栽植密度は、条間 75 cm, 株間 15 cm で 5 月下旬に播種し 11 月下旬に収穫した。施肥は、配合肥料「大豆専用ひとふりくん」(N:P₂O₅:K₂O = 15:18:18) により N:P₂O₅:K₂O = 2:2.4:2.4 g m⁻² を施用した。

カンショ(品種: べにあずまおよびべにはるか)は、条間 75 cm, 株間 50 cm で 5 月下旬に購入苗を定植し、11 月下旬に収穫した。施肥は、化成肥料(N:P₂O₅:K₂O = 14:14:14)により N:P₂O₅:K₂O = 4:4:4 g m⁻² を施用した。

ラッカセイ(品種: サカタ半立ち)の栽植密度は、条間 75 cm, 株間 30 cm として 5 月下旬に播種し 11 月下旬に収穫した。施肥は、硫安および PK 化成肥料により N:P₂O₅:K₂O = 2:12:12 g m⁻² を施用した。

3 作物生育量測定および分析試料の調整

ダイズは、開花 1 か月後および成熟期に地際から刈り取り、開花 1 か月後試料は茎葉と莢に、また成熟期試料は茎葉、莢または子実に分けて質量を測定した後に 70 °C で通風乾燥し粉砕して分析試料とした。カンショは、成熟期に地上部茎葉および塊根を採取し、それぞれの質量を測定した後に 70 °C で通風乾燥し粉砕して分析試料とした。ラッカセイは、成熟期に地上部茎葉および地中莢を採取し、それぞれの質量を測定し、70 °C で通風乾燥後に粉砕して分析試料とした。

4 土壌試料の採取

各作目の収穫期、つまり、2019 年 9 月、2020 年 11 月、2021 年 11 月に作土土壌を採取した。さらに、2024 年 2 月に、ハンドオーガーにより表層から 15 cm, 15 から 25 cm, 25 から 40 cm および 40 から 50 cm の土壌試料を採取し、風乾後 2 mm メッシュで篩別し分析試料とした。

5 土壌試料の分析方法

全ての土壌試料について、pH(H₂O)および 0.1 mol L⁻¹ 塩酸(HCl)抽出 Cd 含量を測定した。

2024 年 2 月に採取した土壌試料は、さらに、交換性塩基

類, 交換性陰イオン類, 硝酸過塩素酸分解 Cd, 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出 Cd を測定した. pH(H_2O)はガラス電極法で, 交換性塩基類は 0.05 mol L^{-1} 酢酸アンモニウム+ $0.0114 \text{ mol L}^{-1}$ 塩化ストロンチウム溶液抽出法(土壌環境測定分析法編集委員会, 1997)で, 交換性陰イオン類は 0.5 mol L^{-1} 炭酸水素ナトリウム溶液抽出法(環境省地球環境局環境保全対策課・日本環境衛生センター酸性雨研究センター, 2003)により測定した. Cd 分析法は次のとおりである.

a 硝酸(HNO_3)-過塩素酸(HClO_4)分解法: 風乾土 5 g を 200 mL 容のコニカルビーカーに秤り取り, HNO_3 を 10 mL 加え, サンドバス上で加熱した. 一定程度分解後, 残留硝酸の大部分を蒸発させた後に HClO_4 を 20 mL 加え, 同様に加熱分解した. 残留過塩素酸の大部分を蒸発させ, 約 30 mL の 1 mol L^{-1} HCl を加えて加熱し, 残留塩類を溶解し, 100 mL メスフラスコに定容後, ポアサイズ $0.45 \mu\text{m}$ のメンブランフィルター(アドバンテック, DISMIC-25)でろ過し, 高周波プラズマ質量分析装置(Varian 820-MS)または原子吸光分光光度計(日立 ZA3000)で Cd 濃度を測定した.

b 0.1 mol L^{-1} 塩酸(HCl)抽出法: 風乾土 10 g を 250 mL 容のプラスチック容器に入れ, 0.1 mol L^{-1} HCl を 50 mL を加え, 25°C で 1 時間振とう後, ろ紙(アドバンテック No.6)でろ過し, 高周波プラズマ質量分析装置または原子吸光分光光度計で Cd 濃度を測定した.

c 0.43 mol L^{-1} 硝酸(HNO_3)抽出法: 風乾土 10 g を 250 mL 容のプラスチック容器に入れ, 100 mL の 0.43 mol L^{-1} HNO_3 を加え, 25°C で 4 時間振とう後, ろ紙(アドバンテック No.6)でろ過し, 原子吸光分光光度計で Cd 濃度を測定した.

6 作物体の Cd 分析法

作物体の Cd 含有率は, 灰化と同等の値が得られるとされる簡易法の 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出法(Abe *et al.* 2011)により測定した. 10 g の粉碎試料を 250 mL 容のプラスチック容器に入れ, 0.1 mol L^{-1} HCl を 100 mL 加え, 1 時間振とう後濾過し, 高周波プラズマ質量分析装置(Varian 820-MS)または原子吸光分光光度計(日立 ZA3000, グラファイト炉原子化法)で Cd 濃度を測定した.

7 土壌溶液 Cd 濃度の推定

著者らが提案するモデル(Kamewada and Nakayama 2011)により土壌溶液 Cd 濃度を推定した.

土壌への Cd の吸脱着モデルは, 次のとおり.

$$[\text{R}-\text{Cd}]^+ + a\text{H}^+ \rightleftharpoons [\text{R}-a\text{H}]^{(1-a)-} + \text{Cd}^{2+} \quad \text{式 1}$$

ただし, R-は吸着基, H^+ はプロトン, k_{Cd} は平衡定数, a は Cd^{2+} と H^+ の反応比.

質量作用則により,

$$(\text{Cd}^{2+}) = \frac{Q_{\text{Cd}} k_{\text{Cd}}}{10^{a\text{pH}} C_{\text{Cd}}}, \quad \text{式 2}$$

ただし, Q_{Cd} は Cd 吸着量, C_{Cd} は Cd 吸着容量.

また, 同報告で, 吸着容量および平衡定数と CEC(塩基交換容量)の関係が次のとおり示されている.

$$\frac{C_{\text{Cd}}}{k_{\text{Cd}}} = b \text{ CEC}^c, \quad \text{式 3}$$

ただし, CEC は CEC 測定値, b および c は定数.

式 2 に式 3 を代入し,

$$(\text{Cd}^{2+}) = \frac{Q_{\text{Cd}}}{b \text{ CEC}^c 10^{a\text{pH}}}. \quad \text{式 4}$$

土壌の Cd 吸着量(Q_{Cd})には, 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出 Cd 含量を用いた.

式 4 の定数 a , b および c の値は, 2019 年 9 月採取土壌測定値を用いて追補に示す方法で算出した.

8 Cd 吸収量に対する下層土影響モデルの作成

作物による Cd 吸収に及ぼす下層土の影響を検討するため, Cd 吸収量を従属変数, 各層位の土壌溶液 Cd 濃度を独立変数とする次に示す「Cd 吸収下層土影響モデル」を作成し, 各独立変数の係数算出し, それら値を各層位の寄与率とした.

$$P_{\text{Cd}} = aS_{1\text{Cd}} + bS_{2\text{Cd}} + cS_{3\text{Cd}} + dS_{4\text{Cd}}, \quad \text{式 5}$$

ただし, P_{Cd} は作物の Cd 吸収量, $S_{n\text{Cd}}$ は, 土壌 n 層の 2024 年 2 月測定 Cd 含量と pH から予測した土壌溶液 Cd 濃度予測値, a , b , c , および d は影響力に関する係数. 1 層(作土)の係数 a は 1 に固定し, b , c , および d は作土に対する相対的な値とした. 計算は, Microsoft Excel のソルバー機能を用い, すべての処理区の Cd 吸収量(P_{Cd})実測値に対する式 5 の右辺の決定係数(r^2)が最大になる b , c および d を算出した.

9 結果の解析

結果の解析に際し, Cd 吸収特性に関する作目間の差異および土壌間の差異および黒ボク土での Cd 吸収特性をより明瞭にするため, 本報試験と同圃場で 2009 年から 2010 年に実施された小麦を用いた栽培試験結果(中山ら, 2012)を併せて検討した.

III 結果

1 作土の Cd 含量および pH

作土の 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出 Cd 含量および pH(H_2O)を第 3 表に示した. Cd 含量は, GL 系列で 0.33 mg kg^{-1} から 1.15 mg kg^{-1} , AndN 系列で 0.35 から 2.89, AndS 系列で 0.36 から 1.91 mg kg^{-1} の範囲にあった. pH は, GL 系列の低 pH 区で 5.2 から 5.5, 中 pH 区で 6.0 から 6.2, 高 pH 区で 6.2 から 6.5 の範囲にあった. AndN および AndS 系列の低 pH 区で 5.5 から 6.1, 中 pH で 6.1 から 6.5, 高 pH 区で 6.4 から 6.7

第 3 表 作土の pH および Cd 含量 (2024 年 2 月採取) mg kg^{-1}

Cd 水準	pH 水準	GL 系列			Cd 水準	pH 水準	AndN 系列			AndS 系列				
		pH	Cd†				pH	Cd		pH	Cd			
			HNO ₃	HCl				HNO ₃	HCl		HNO ₃	HCl		
0.0	低	5.2	0.33	0.23	0.0	低	5.5	0.35	0.18	5.5	0.38	0.17		
	中	6.2	0.33	0.22		中	6.2	0.40	0.18		6.2	0.37	0.15	
	高	6.2	0.33	0.25		高	6.7	0.39	0.17		6.5	0.36	0.13	
+0.2	低	5.3	0.35	0.35	+0.5	低	5.6	0.72	0.39	5.8	0.74	0.36		
	中	6.0	0.47	0.39		中	6.1	0.73	0.35		6.2	0.69	0.31	
	高	6.4	0.49	0.37		高	6.6	0.75	0.28		6.5	0.73	0.28	
+0.4	低	5.5	0.58	0.49	+1.0	低	5.9	1.14	0.60	5.7	1.03	0.50		
	中	6.2	0.60	0.52		中	6.5	1.01	0.49		6.4	0.96	0.42	
	高	6.5	0.62	0.50		高	6.5	1.02	0.42		6.9	0.93	0.34	
+0.8	低	5.3	0.87	0.71	+2.0	低	5.6	1.79	0.95	5.5	1.87	1.03		
	中	6.1	1.15	0.97		中	6.1	1.75	0.84		6.2	1.76	0.91	
	高	6.5	1.06	0.86		高	6.4	1.76	0.73		6.6	1.80	0.85	
					+4.0	低	5.4	2.78	1.58	6.1	1.91	1.21		
						中	6.2	2.89	1.58		6.1	1.83	1.19	
						高	6.5	1.92	1.27		6.6	1.33	1.01	

† Cd 含量は、0.43 mol L⁻¹ HNO₃ および 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出。

の範囲にあった。

HNO₃ - HClO₄ 分解と 0.43 mol L⁻¹ HNO₃ 抽出または 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出 Cd 含量の関係を第 1 図に示した。HNO₃ - HClO₄ 分解の値に対する 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出の値は、その分布の傾向が系列間で異なり、GL 系列の 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出は HNO₃ - HClO₄ 分解に比べてやや低く、AndN および AndS 系列はさらに低かった。0.43 mol L⁻¹ HNO₃ 抽出の値は、全ての系列で HNO₃ - HClO₄ 分解の値と同水準であった。

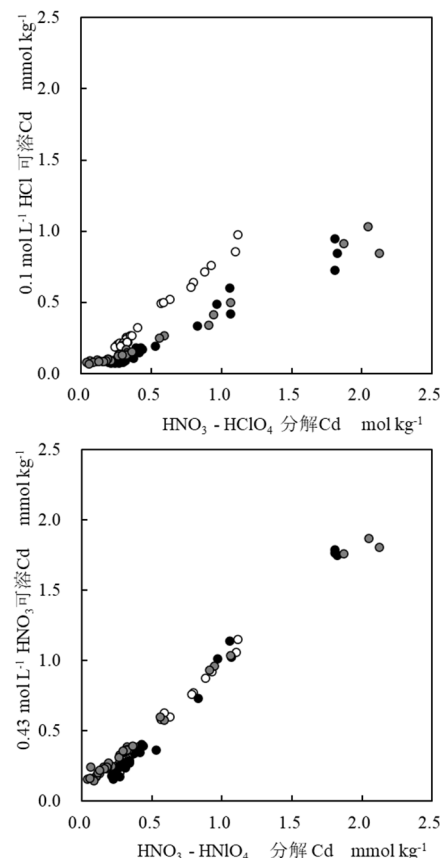
2 作物の収量および可食部 Cd 含量

各作目の収量および乾物重を第 4 表に示した。収量は、4 作目ともに標準収量と同水準またはそれを上回る水準であった。

第 4 表 収量および乾物重 kg m^{-2}

作目	pH	収量			乾物重					
		GL	AndN	AndS	非可食部			可食部		
					GL	AndN	AndS	GL	AndN	AndS
コムギ	低	0.427	0.450	0.438	0.546	0.678	0.598	0.379	0.400	0.388
	中	0.393	0.420	0.382	0.537	0.596	0.626	0.348	0.371	0.339
	高	0.367	0.390	0.434	0.546	0.671	0.617	0.326	0.349	0.385
ダイズ	低	0.594	0.537	0.450	0.329	0.297	0.274	0.543	0.491	0.412
	中	0.508	0.532	0.477	0.321	0.307	0.289	0.465	0.487	0.436
	高	0.598	0.630	0.510	0.377	0.369	0.316	0.547	0.576	0.466
カンショ	低	3.13	5.20	5.09	0.397	0.310	0.265	1.02	1.65	1.53
	中	3.16	5.71	4.27	0.413	0.329	0.209	1.06	1.69	1.37
	高	2.68	4.68	5.33	0.435	0.301	0.205	0.87	1.41	1.60
ラッカセイ	低	0.352	0.440	0.256	0.326	0.383	0.254	0.230	0.271	0.150
	中	0.340	0.383	0.276	0.284	0.365	0.249	0.222	0.247	0.177
	高	0.309	0.279	0.278	0.342	0.358	0.267	0.201	0.178	0.163

収量:カンショは生重, コムギ, ダイズおよびラッカセイは風乾物重。



第 1 図 硝酸過塩素酸分解 Cd 含量に対する 0.1 mol L⁻¹ HCl または 0.43 mol L⁻¹ HNO₃ 抽出 Cd 含量の関係 ○, GL; ●, AndN ;◐, AndS

た、作土土壌の 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出 Cd 含量と各作物の可食部 Cd 含量との関係を第 2 図に示した。いずれの作目とも、系列ごとに可食部 Cd 含量は作土 Cd 含量が高いほど高く、その関係はおおむね直線的であった。分布の傾きは系列間で異なり、GL 系列で相対的に大きい傾向であった。第 2 図から、各作目可食部の Cd 含量が第 5 表に示す CODEX または欧州委員会(EC)基準値(以下、目標値という)に達しない最大の作土土壌 Cd 含量(土壌 Cd 臨界値)を読み取り、第 6 表に示した。コムギ子実目標値 0.2 mg kg⁻¹ に対する土壌 Cd 臨界値は、GL 系列で 0.3 mg kg⁻¹、AndN および AndS 系列で 0.7 mg kg⁻¹、ダイズ子実目標値 0.2 mg kg⁻¹ に対し、GL 系列で 0.4、AndN および AndS 系列で 1.2 mg kg⁻¹、カンショ塊根の Cd 含量は、本試験の範囲内で目標値の 0.1 mg kg⁻¹ に達しなかった。ラッカセイは目標値 0.2 mg kg⁻¹ に対し、GL 系列で 0.2、AndN および AndS 系列で 0.4 mg kg⁻¹ であった。

第 3 図に各作目の茎葉などの Cd 含量と可食部 Cd 含量の関係を示した。各作目の可食部 Cd 含量は、茎葉などの Cd 含量が高いほど高い傾向にあるものの、カンショおよびラッカセイの両者の関係はばらつきが大きかった。一方、コムギの出穂期茎葉と成熟期子実 Cd またはダイズ開花 1 か月後の莢成熟期子実 Cd の関係は、土壌系列または pH 処理の違いに関わらず、単一の傾向を持つ分布となった。上述の目標値に

達しない上限の値は、コムギの出穂期の茎葉で 0.3 mg kg^{-1} 、ダイズ開花1か月後の莢で 0.018 mg kg^{-1} 程度であった。

3 土壌溶液 Cd 濃度と可食部 Cd 含量の関係

第4図に土壌溶液 Cd 推定濃度と可食部 Cd 含量の関係を示した。土壌系列または pH 処理の違いにかかわらず、作目毎に特有の傾きを有する直線回帰的分布となった。これら分布から各作目の Cd 基準値に対する土壌溶液 Cd 濃度臨界値を読み取り第6表に併せて示した。それら値は、コムギで $0.40 \mu\text{g L}^{-1}$ 、ダイズで $0.35 \mu\text{g L}^{-1}$ 、カンショで $> 0.80 \mu\text{g L}^{-1}$ またラッカセイで $0.15 \mu\text{g L}^{-1}$ であった。

4 Cd, 交換性硫酸(SO_4^{2-}), 交換性カルシウム (Ca)および pH の垂直分布

一部の処理区の深さ 50 cm までの採取土壌の $0.43 \text{ mol L}^{-1} \text{ HNO}_3$ 抽出 Cd の分布を第5図に示した。GL+0.8 以外の処理区では、作土に相当する深度 7.5 cm で最も高く次層(20 cm)以深で第4層(45 cm)まで同水準であった。それに対し、GL+0.8 では次層(20 cm)の値が作土と同水準で、それ以深よりも大幅に高かった。GL+0.8 の低 pH 区の次層は作土よりも高かった。

GL+0.0, AndN+0.0 の pH, 交換性 SO_4^{2-} および交換性 CaO の垂直分布を第6図に示した。 SO_4^{2-} は、GL+0.0, AndN+0.0

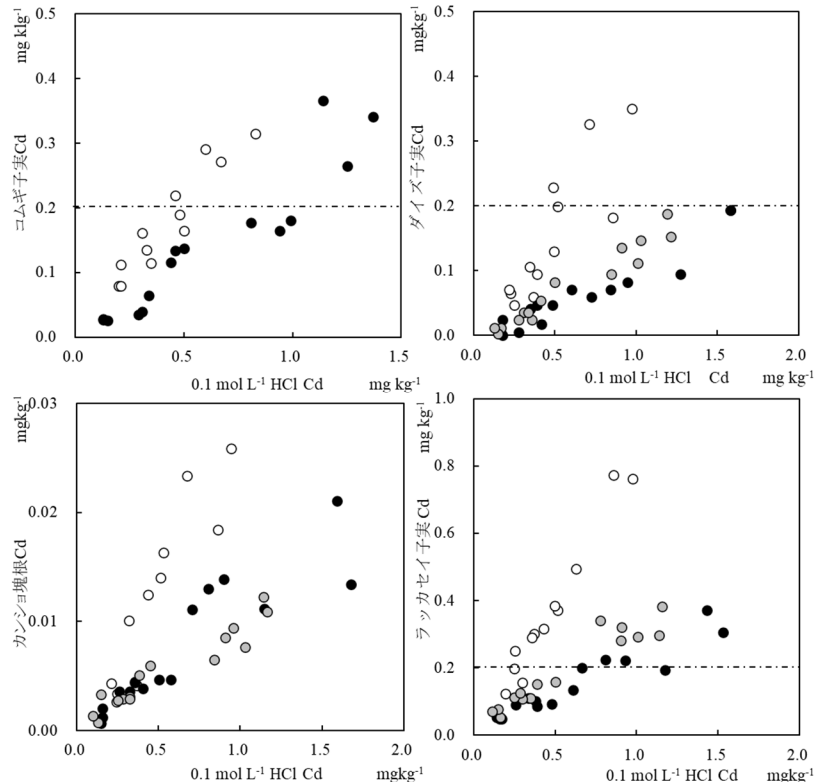
第5表 可食部の CODEX[†]基準値および農林水産省実態調査(2009-2014)結果 mg kg^{-1}

作目	CODEX 基準	実態調査結果	
		中央値	最大値
コムギ	0.2	0.03	0.50
ダイズ	(0.2)	0.10	0.87
カンショ	0.1	< 0.01	0.02
ラッカセイ	(0.2)	-	-

†コムギは CODEX 基準, カンショは, CODEX の根菜類基準値, ダイズおよびラッカセイは, 欧州委員会基準。

第6表 土壌 Cd 臨界値(可食部 Cd 含量が CODEX 等基準値[†]に達しない最大の土壌 Cd 含量上限)および可食部 Cd 含量と土壌溶液 Cd 濃度比

作目	0.1mol L ⁻¹ HCl 抽出 mg kg ⁻¹		土壌溶液 μg L ⁻¹	可食部/ 土壌溶液 L kg ⁻¹
	GL 系列	AndN, AndS 系列		
コムギ	0.3	0.7	0.40	419
ダイズ	0.4	1.2	0.35	381
カンショ	> 0.9	> 1.6	> 0.80	31
ラッカセイ	0.2	0.4	0.15	865



第2図 作土 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出 Cd 含量と可食部 Cd 含量の関係

可食部 Cd 含量: カンショは生, 他は風乾物当たり。コムギは, 中山ら(2011)から引用)。○, GL; ●, AndN; ●, AndS, 破線は, 目標値。

共に表層から 45 cm まで低 pH 区で高い傾向にあった。Ca は, GL+0.0 で表層および次表層の低 pH 区で低く, 高 pH 区

第7表 Cd 吸収下層土影響モデルの係数

作目	係数				r^2	n
	a (0-15 cm)	b (15-25 cm)	c (25-40 cm)	d (40-50 cm)		
コムギ	1.00	0.00	0.00	0.00	0.715**	27
ダイズ	1.00	0.00	0.00	0.09	0.885**	42
カンショ	1.00	0.18	0.00	0.00	0.833**	42
ラッカセイ	1.00	0.00	0.00	0.09	0.842**	42

$$C_{Cd} = aS_{1Cd} + bS_{2Cd} + cS_{3Cd} + dS_{4Cd}$$

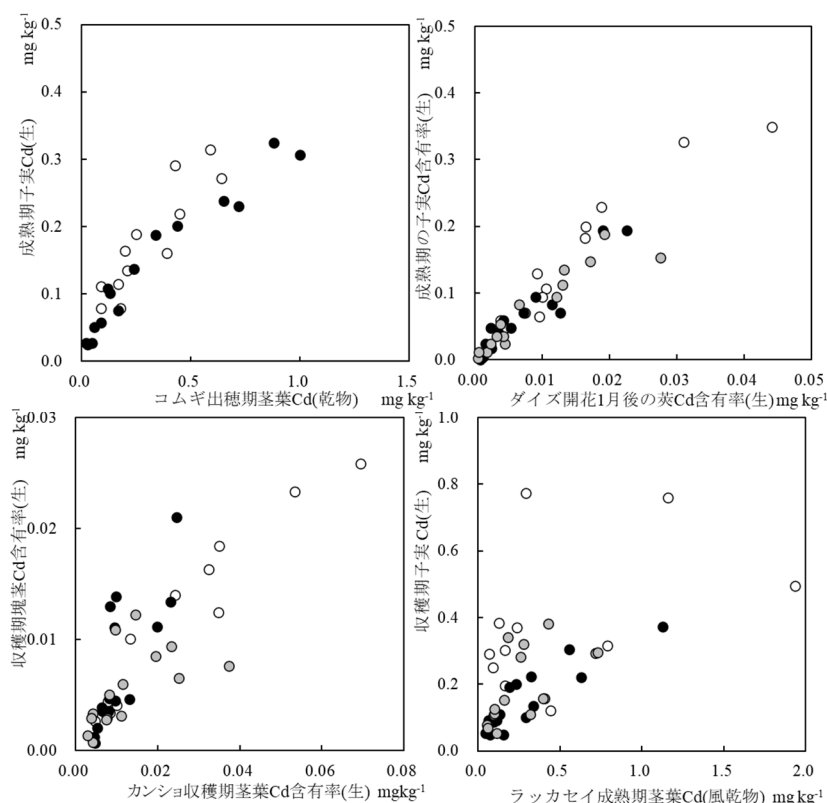
ただし, C_{Cd} は Cd 吸収量, S_{nCd} は, 土壌 n 層の土壌溶液 Cd 濃度, a, b, c , および d は影響力に関わる係数。 a は 1.00 に固定し, b, c および d をいづれも > 0 の条件で算出した。

r^2 は左辺に対する右辺の決定係数。

コムギは, 土壌 Cd 測定と栽培の時期が異なるため, 参考値。

第8表 定点調査(2019-2022)における本県農耕地作土 0.1 mol L⁻¹ HCl 抽出 Cd 含量

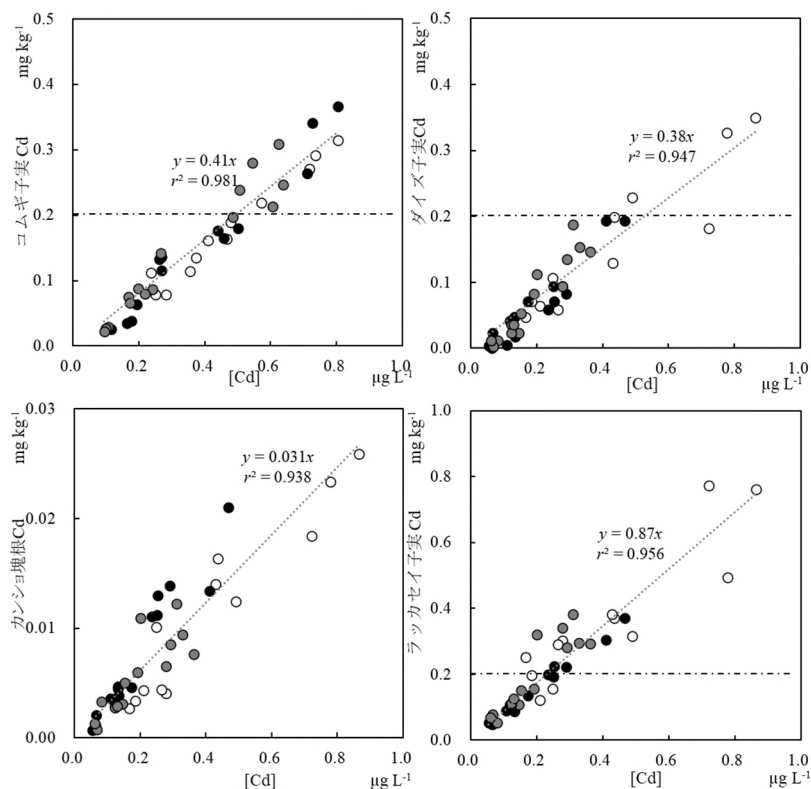
区分	地点数	中央値 mg kg ⁻¹	最大値 mg kg ⁻¹
水田	36	0.27	0.47
普通畑	11	0.16	0.43
樹園地	5	0.28	0.33
草地	11	0.10	0.53
施設	4	0.25	0.30
黒ボク土	37	0.20	0.43
非黒ボク土	30	0.27	0.53



第 3 図 各作目の茎葉など Cd 含量と可食部 Cd 含量の関係

コムギは、中山ら(2011)を一部改変

○, GL●, AndN●, AndS



第 4 図 作土土壌溶液予測 Cd 濃度[Cd]と可食部 Cd 含量の関係

可食部 Cd 含量, カンショは生, 他は風乾物当たり.

コムギは、中山ら(2011)一部改変, 凡例は、第 3 図と同じ.

破線は、目標値.

で高かった. AndN+0.0 区では表層のみ同様の傾向で, 次表層以深での pH 処理間の差は小さかった.

5 下層土影響モデル解析結果

Cd 吸収下層土影響モデルによる Cd 吸収量(保有量)の解析結果として各係数の値を第 7 表に示した. 作土に対する次層以深の係数は, カンショの第 2 層が 0.18 と最も高く, それ以外の作目では, 次層以深の係数はいずれも 0.1 未満であった.

IV 考察

1 土壌 Cd 測定値による作物 Cd 吸収予測

これまで我が国では, 土壌の可溶性 Cd の抽出法として 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出法が使用されてきたのに対し, 近年, 潜在的供給性微量元素の抽出法として国際標準化機構(ISO)により 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出が提案されている(ISO, 2016). 本報の試験土壌での各測定値の関係は, 第 1 図に示したとおり, 全量に相当する HNO_3 - HClO_4 分解 Cd と 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出 Cd はおおむね同水準にあり, Cd は, いずれの土壌類型でも 0.43 mol L^{-1} HNO_3 によりおおむね全量が抽出されることが示された. 一方, 我が国で測定値の蓄積が多い 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出 Cd は, HNO_3 - HClO_4 分解よりも小さく, またその抽出率には土壌間差がみられる. Cd の 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出率は, pH または土壌の吸脱着特性に大きく影響され, HNO_3 - HClO_4 分解や 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出法に比べて, 植物根の環境により近く, 作物の吸収速度により関連が深いと期待される. 一方, 第 2 図に示したとおり, 作物 Cd 含量との関係は, 系列内では直線回帰的分布にあるものの, その傾きは AndN および AndS で相対的に小さく, 本分析法は, 黒ボク土での可給性を相対的に小さく評価することが示されている. また, 同一土壌類型内の分布にはばらつきが大きく, Cd 可給性に対する pH や共存元素の影響を適正に反映しないことが示された.

0.1 mol L^{-1} HCl よりも 0.01 mol L^{-1} HCl で抽出した Cd 含量が作物吸収 Cd との相関がより高いとする報告(本間ら, 2011)がある. 本法の抽出環境が 0.1 mol L^{-1} HCl よりもさらに土壌溶

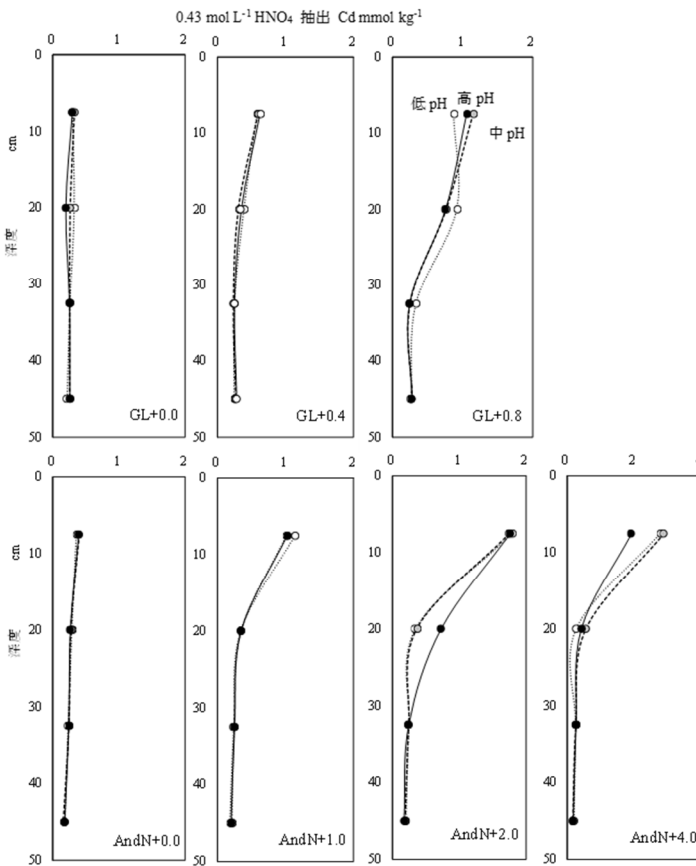
液に近いのがその根拠とされるが、本圃場でコムギを用いた試験では、有効性が認められなかった(中山ら 2012). 本研究で扱う黒ボク土と非黒ボク土間の Cd 吸着特性の大きな違いや広い pH 範囲に対応できないものと考えられる. 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出法は、同一系列内での土壌 Cd 測定値と作物 Cd 含量との関係には直線性があるので、予測式や目標値を土壌類型別に設定することにより、有効な予測、診断、リスク管理手法となり得る可能性はある. 一方、ISO が微量金属分析法として提案する 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出法は、Cd に対してはおおむね土壌中全量に相当する $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 分解の値に近似し、潜在的な可給性画分、つまり容量因子的な性格が強いと推測され、作物 1 作期間程度の短期的な吸収量や強度因子に反映させるのは難しいと考えられる.

著者らは、ポット試験で、シュンギクによる Cd 吸収速度は土壌類型が異なっても土壌溶液 Cd 濃度に規定されることを報告している(Kamewada and Nakayama, 2009). さらに、土壌溶液 Cd 濃度は、土壌の Cd 吸着能と pH に影響され、式 3 に示す土壌の Cd 吸着容量、平衡定数および CEC の関数適用することにより推定できることを示した(Kamewada and Nakayama, 2011). 追補に示したように、本モデルのモデルパラメータを本研究内で得られた実験値から再計算し、本手法を本報試験結果に適用したところ、収穫物 Cd 含量は、土壌

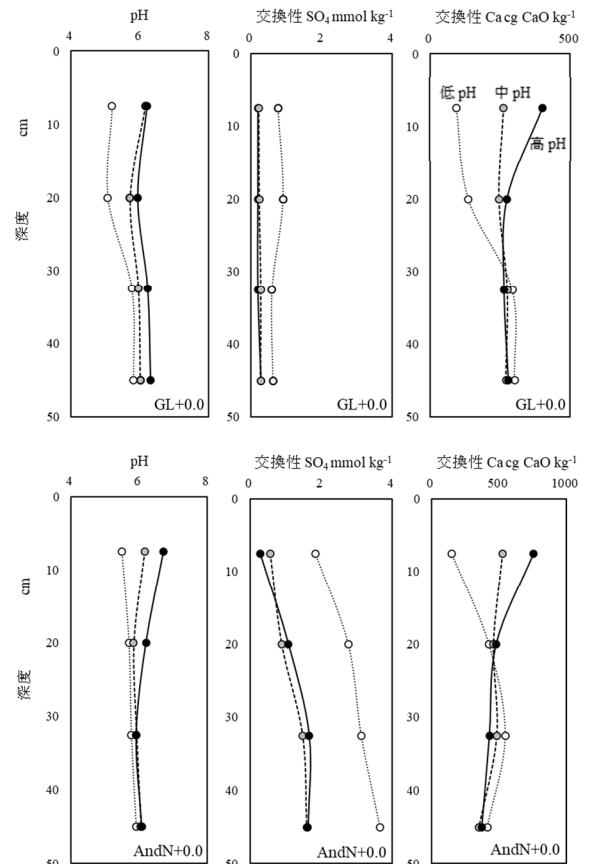
類型または pH の違いにかかわらず、作目ごとに一次関数に近似できるような関係が得られた. この結果は、コムギ、ダイズ、カンショおよびラッカセイの Cd 吸収速度が土壌溶液濃度に規定されることを示し、さらに、本報で示す土壌溶液 Cd 濃度予測は広範囲な作目の Cd 吸収速度予測が可能で、畑作物の Cd 吸収リスク管理への有効性が期待される.

2 下層土 Cd 含量が作物吸収に及ぼす影響

第 1 図で 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出により全 Cd 量($\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 分解 Cd)の 50 %から 80 %程度が抽出されることが示すように、Cd は、重金属の中では比較的、環境中での可動性が高いとされる(Kubier et. al., 2019). 土壌への $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ 施用から 15 年 4 か月が経過した 2024 年 2 月の深度 50 cm までの測定結果から、黒ボク土では、いずれの処理区も Cd は作土(0-15 cm)から下層への移動は認められないのに対し、灰色低地土の Cd 高水準施用処理区では次層の Cd 濃度が上昇し、作土内 Cd の一部が次層に移動したことが示された. 特に、低 pH 区では作土よりも次層の Cd 含量が高く、作土内 Cd の 50 %以上が下層に移動したことが示された. 本研究では、土壌 pH を低下させるためにイオウ粉末を用いたため、低 pH 区では作土の SO_4^{2-} 含量が上昇している. 2024 年 2 月の AndN および AndS 系列の低 pH 区では作土から次層以深までの SO_4^{2-} 濃度が高まり、 SO_4^{2-} が下層に移動したものと推測された. 一



第 5 図 2024 年 2 月の 0.43 mol L^{-1} HNO_3 抽出 Cd 含量の垂直分布



第 6 図 2024 年 2 月の pH、交換性 SO_4^{2-} および交換性 Ca の垂直分布

方, GL 系列では, イオウが添加された低 pH 区でも, 50 cm まで SO_4^{2-} 含量は低水準に維持され, 添加 SO_4^{2-} のおよそ全量が 50 cm 以深に移動したものと推測される. それが, Cd を対イオンの一部として下層または下層以深に移動したものと推測される. 土壌中での Cd 可動性は土壌への吸着に規定され, 式 4 にも反映されているとおり吸着容量および pH の 2 要因に整理される. 可動性は, さらに, Cd を対イオンとして土壌から引き剥がす陰イオンの濃度にも影響される. 著者らは, 土壌溶液 Cd 濃度に対し, Cd とのイオンペア CdCl^- を高濃度に生成する塩化物イオン(Cl^-)の効果が大きいことを示した (Kamewada and Nakayama, 2011) が, 土壌への吸着能が相対的に大きく農耕地土壌中存在量が多い SO_4^{2-} の影響も大きいことが示された.

畑作物の根は, 作土内にとどまらず下層に伸張するため, 養分吸収は, 作土のみならず下層土の影響を考慮する必要がある. 本試験圃場の Cd 含量は, 第 5 図に示したとおり, 次層以深で一様に低く, 根が次層以深から養分を吸収する事によって, 作土 Cd 含量への応答が曖昧になる可能性がある. Cd 吸収下層土影響モデルによる解析の結果, 第 7 表に示したとおり次層以深の吸収に関する作土に対する係数は, カンショの次層(15-25 cm)が 0.18 で最も高く, 他はいずれの作物, 層位で 0.00 から 0.09 と非常に小さく下層土の影響が極めて小さいことを示す結果となった. また, 第 2 図および第 4 図に示したとおり, 可食部 Cd 含量は系列毎に作土の Cd 含量に対して原点を通る直線的な関係にあり, 本結果は, 作土の Cd 含量が下層土より高い場合, 作物による Cd 吸収速度は, 作土の Cd 含量のみに規定され, Cd 低濃度の下層土の影響を考慮する必要は無いことを示している. しかし, 本研究圃場は GL 系列の低 pH 区を除き, 次層以深の Cd 含量は作土に比べて一様にかつ極めて低く, 本議論の解決には, 下層土への Cd 添加などの試験が必要であろう.

3 作物体の事前分析による成熟期可食部 Cd 含量予測

農作物の Cd 吸収リスク評価は, 可食部 Cd 含量の予測に基づく. 可食部 Cd 含量予測は, 土壌中 Cd 含量から判断する手法のほかに, 当該作物の成熟期以前の生育ステージでの Cd 含量測定からの予測も有効である. 著者らはコムギの子実 Cd 含量は, 茎立ち期茎葉, 出穂期茎葉および出穂期穂部 Cd 含量との相関が大きく, 予測に使用可能であることをすでに報告している(中山ら, 2012). また, 第 3 図に示したとおり, ダイズ開花 1 か月後の莢の Cd 含量は, 土壌類型や処理の違いに関わらずそれぞれ成熟期の子実 Cd 含量との相関が高く, 事前予測に有効である. 一方, 収穫期のカンショ茎葉とラッカセイ茎葉はいずれも収穫物可食部 Cd 含量との相関が低かった. コムギおよびダイズとカンショおよびラッカ

セイでの結果の違いには, Cd 測定試料の採取時期が影響している可能性がある. 根に取り込まれた Cd は, クエン酸やファイトケラチン等と結合して導管により地上部へ移行する. 地上部へ移行した Cd の多くは, 一旦葉に移動してファイトケラチン, メタロチオネイン, リンゴ酸などと結合して液胞に隔離される. 一部が篩管転流によって子実に移行してタンパク質やフィチン酸と結合して蓄積される等, 植物体中に再配分されるとされる(長谷川, 2020). また, イネでは, 出穂後, 成熟に伴って子実 Cd 含量が高まることが報告されている(柏木ら, 2009). これら報告は, Cd は栄養生長期に吸収され葉部に貯留されていたものが, 成熟期に子実に移行して蓄積することを示し, 成熟期の可食部 Cd 予測のための植物体 Cd 測定は, コムギや大豆で実施したように成熟期以前の実施が有効であると考えられる.

4 作物の Cd 吸収特性と本県農耕地のリスク評価

先述のとおり, 土壌溶液 Cd 予測濃度と可食部 Cd 含量は, 土壌類型または土壌 pH に関わらず直線的な関係にあり, その傾きを第 6 表に併せて示した. コムギおよびダイズは, それぞれ 419 または 381 L kg^{-1} であった. それに対し, カンショは 31 L kg^{-1} , ラッカセイは 865 L kg^{-1} で, ラッカセイは子実への Cd 蓄積傾向が大きく, 一方, カンショは, 塊根への Cd 蓄積は極めて小さいことが示された. 1 作期間中の吸収水量と収量の比(水量/収量)は, コムギ 1150, ダイズ 2300 L kg^{-1} とされ (UNESCO, 2006), さらに著者らの試算では, カンショ 188 L kg^{-1} (吸収量 941 kg m^{-2} , 収量 5.0 kg m^{-2}), またラッカセイ 2200 L kg^{-1} (吸収量 600 kg m^{-2} , 収量 0.27 kg m^{-2}) である. カンショは値が小さく, 吸収養分濃縮率も小さいのに対し, ラッカセイはダイズと同等であるにも関わらず Cd 濃度比が大きく, Cd の根による吸収速度が大きく, 子実への蓄積能力が高いものと推測される.

第 6 表に整理したとおり, コムギに対する土壌の 0.1 mol L^{-1} HCl 抽出 Cd 臨界値は, GL 系列で 0.3 mg kg^{-1} , AndN および AndS 系列で 0.7 mg kg^{-1} であるのに対し, 本県農耕地の Cd 含量の分布は, 第 8 表に示すとおり, 黒ボク土中央値 0.20 mg kg^{-1} , 最大値 0.43 mg kg^{-1} , 非黒ボク土中央値 0.27 mg kg^{-1} , 最大値 0.53 mg kg^{-1} で (未発表) 非黒ボク土の一部の地点で臨界値を超え, 本県内非黒ボク土農耕地の一部で可食部 Cd 含量が目標値を超える可能性がある.

ダイズは, 土壌から汚染物質を吸収する能力が高く, 土壌環境に応じて大量に蓄積することが知られている(Huang et al. 2008; Zhuang et al. 2013). この様な背景から, ダイズに対する CODEX 基準値は未設定であるものの, 欧州委員会 (European Commission, 2023) により, ダイズおよびダイズ製品に含まれる最大許容レベルとして 0.2 mg kg^{-1} が設定されて

いる。本基準値に対する土壌の $0.1 \text{ mol L}^{-1} \text{ HCl}$ 抽出 Cd 臨界値は、AndN および AndS 系列で 1.2 mg kg^{-1} と比較的高いものの GL 系列では 0.4 mg kg^{-1} である。コムギ同様に、一部調査地点で臨界値を超え、本県内の非黒ボク土農耕地で可食部 Cd 含量が目標値を超える地点が一定程度あるものと推測される。

ラッカセイもダイズ同様に、子実に Cd を蓄積し濃度が高まりやすい傾向があることが知られている(McLaughlin et al., 2000)。また、本研究結果では、土壌 Cd 含量に対する子実 Cd 含量の応答は茎葉 Cd よりも明瞭である(データ非表示)。このような傾向は、Cd が開花期以後莢から吸収されていることを連想させるが、本議論に対し、根の吸収が多いとする報告(McLaughlin et al., 2000; Tang et al., 2023)がある一方、根と莢の吸収は同等との報告(Wang et al., 2016)もある。ラッカセイに対する土壌の $0.1 \text{ mol L}^{-1} \text{ HCl}$ 抽出 Cd 臨界値は、GL 系列 0.2 mg kg^{-1} , AndN および AndS 系列 0.4 mg kg^{-1} と低く、本県農耕地にはこれを超える地点が多数あるものと推測される。また上述のとおり、土壌中 Cd 含量への反応が非常に敏感で、例えば、有機質資材の施用むら等に起因する圃場内 Cd 含量のばらつきの影響などによる子実 Cd 含量上昇へのリスクが非常に大きい作目といえる。

カンショの可食部 Cd 含量に対する土壌の $0.1 \text{ mol L}^{-1} \text{ HCl}$ 抽出 Cd 臨界値は、GL 系列でも 1.0 mg kg^{-1} 以上で、本県農耕地の大部分の地点でこれを上回らないものと推測される。上述のとおり、植物は、根で吸収した Cd を地上部に移動する特性があり、その上、第 4 表で示すように光合成産物の急速な蓄積と乾物重の増加に伴い、塊根 Cd 含量は低水準に維持されるものと考えられる。

CODEX 基準など、近年の各種規制値は、社会・経済的なバランスも考慮しつつ合理的に達成可能な限り(有害物質の)被爆量を減らすよう努力するとする ALARA(As low as reasonably achievable)の原則により設定される中で、我が国では、国民の食生活実態から、Cd 含量により流通規制がなされるのはコメのみであり、その結果、一部の農産物には、一定割合の目標値を超える農産物が流通する可能性がある。そのような社会的環境の中で、国民の Cd 摂取量の減少のためには、コメ以外の農産物の Cd 含量を少なくする努力が重要である。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、石川広行および大貫 悟技術員には、圃場管理および試料分析において多大なるご尽力をいただきました。また、本報の執筆に際し、森 土壤環境研究室長にご校閲いただきました。心からお礼を申し上げます。

引用文献

- Abe, Kaoru, K. Nakamura, T. Arao, Y. Sakurai, A. Nakano, C. Suginuma, K. Tawarada and K. Sasaki (2011) Immunochromatography for the rapid determination of cadmium concentrations in wheat grain and eggplant. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91: 1392-1397
- 土壤環境分析法編集委員会 (1997) 土壤環境分析法 第 V 章, p. 195-385, 博友社, 東京
- Haider, F.U., L.Q. Cai, J.A. Coulter, S.A. Cheema, J. Wu, R.Z. Zhang, W.J. Ma and M. Farooq (2021) Cadmium toxicity in plants: impacts and remediation strategies *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 211, Article 111887. 10.1016/j.ecoenv.2020.111887
- European Commission. (2023). COMMISSION REGULATION (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1881/2006. In: *Official Journal*, L 119/103, 5/5/2023. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R0915> (2024.7.1)
- Huang, M.L., S.L. Zhou, B. Sun, and Q.G. Zhao (2008) Heavy metals in wheat grain: assessment of potential health risk for inhabitants in Kunshan. China. *Science of the Total Environment* 405: 54-61
- 長谷川功(2020)植物とカドミウムに関する研究の変遷と課題. *肥料科学* 42: 35-79
- 橋本俊一・中野政行・鶴野慶吉 (1976) 土壤汚染に関する研究 第 2 報 水稻のカドミウム吸収抑制対策について. *栃木農試研報* 21: 37-44
- 本間利光・大峽広智・大山卓爾 (2011) 0.1M 塩酸抽出カドミウム濃度および土壌 pH からのダイズ子実カドミウム濃度の推定. *土肥誌* 82: 7-14
- ISO. 2016. ISO/DIS 17586 Soil Quality – Extraction of Trace Elements Using Dilute Nitric Acid.
- Kamewada, K. and Y. Takahashi (1996) Increase in Cation Adsorption Induced by Surface Complexation of Sulfate on Andisols and Prediction by “Four-Plane Model”. *Soil Science and Plant Nutrition* 42: 785–799. <https://doi.org/10.1080/00380768.1996.10416626>
- Kamewada, K and M. Nakayama (2009) Cadmium uptake by garland chrysanthemum can be predicted from the cadmium in the soil solution, independent of soil type,

- Soil Science and Plant Nutrition 55: 441-451. DOI: 10.1111/j.1747-0765.2009.00380.x.
- Kamewada, K and M. Nakayama (2011) A widely applicable model for predicting the cadmium concentration in soil solution, Soil Science and Plant Nutrition 57: 367-376, DOI: 10.1080/00380768.2011.587204.
- 環境省地球環境局環境保全対策課・日本環境衛生センター酸性雨研究センター (2003). 土壌・植生モニタリング手引書, p. 35
- 柏木孝幸・進藤久美子・廣津直樹・石丸健 (2009) イネのカドミウム転流・蓄積特性の解析. 日本作物学会講演会要旨集 227: 286, DOI: 10.14829/jcsproc.227.0.286.0
- Kubier, A., R.T. Wilkin, T. Pichler (2019) Cadmium in soils and groundwater: A review. Appl Geochem 108: 1-16. doi: 10.1016/j.apgeochem.2019.104388. PMID: 32280158; PMCID: PMC7147761.
- McLaughlin, M.J., M.J. Bell, G.C. Wright and G.D. Cozens (2000) Uptake and partitioning of cadmium by cultivar of peanut (*Arachis hypogaea* L.). Plant and Soil 222, 51-58
- 宮崎成生, 牧野知之, 中村乾, 馬場浩司, 須田碧海, 赤羽幾子, 石川寛 (2017) 多湿黒ボク土水田での鉄資材施用が水稻のヒ素吸収に及ぼす影響 2 作目への効果. 日本土壌肥料学会講演要旨集 63, 279
- 中山恵・鈴木聡・亀和田國彦 (2012) 小麦子実のカドミウム濃度予測手法の開発, 栃木県農業試験場研究報告 68, 65-77
- Tang, X., Y. Wang, C. Ding, Y. Yin, Z. Zhou, T. Zhang and X. Wang (2023) Cadmium found in peanut (*Arachis hypogaea* L.) kernels mainly originates from root uptake rather than shell absorption from soil, Pedosphere
- 農林水産省消費安全局 (2024) 食品中のカドミウムに関する基準値. https://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/04_kijyun/01_int.html (2024.7.1)
- 農林水産省 (2019) 農林水産省が優先的にリスク管理を行うべき有害化学物質のリスト. https://www.maff.go.jp/j/syouan/seisaku/risk_analysis/priority/chemical_r3.html (2024.7.1)
- 農林水産省消費安全局 (2018) 国内農畜水産物に含まれるカドミウムの実態調査データ. https://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/jitai_sesyu/01_inv.html (2024.7.1)
- 農林水産省消費安全局 (2011) コメ中のカドミウム低減のた め の 実 施 指 針 . https://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/2_taisaku/attach/pdf/01_tec-11.pdf (2024.7.1)
- 食品安全委員会 (2008) 汚染物質評価書 食品からのカドミウム摂取の現状に係る安全性確保について. <https://www.fsc.go.jp/fsciis/attachedFile/download?retrievalId=kya20030703021&fileId=002>(2024.7.1)
- 三枝正彦・松山信彦・阿部篤郎 (1992) 黒ボク土の荷電特性と土壌管理上の問題点. 土肥誌 63: 196-201, https://doi.org/10.20710/dojo.63.2_196
- Takahashi, T and S. Shoji (2002) Distribution and classification of volcanic ash soil, Global Environmental Research 6: 83-97
- 和田光史 (1977) 黒ボク土の活性アルミニウムと非晶質-準晶質粘土鉱物, 粘土科学 17: 143-151
- UNESCO (2006) Water a shared responsibility. The United Nations World Water Development Report 2, p.258. <https://unhabitat.org/sites/default/files/download-manager-files/Water%2C%20A%20Shared%20Responsibility.pdf>
- Wang, K., N. Song, Q. Zhao, and S.E.A.T.M. van der Zee (2016) Cadmium re-distribution from pod and root zones and accumulation by peanut (*Arachis hypogaea* L.), Environ. Sci. Pollut. Res. 23: 1441-1448
- Zhuang, P., Z. Li, B. Zou, H. Xia and G. Wang (2013) Heavy metal contamination in soil and soybean near the Dabaoshan Mine, South China. Pedosphere. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60019-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60019-3).

追補: 土壌溶液モデルパラメータの再計算

1 方法

2019 年ダイズ開花 1 か月後の作土を 2 mm で篩別し, 乾土の 5 倍になる様に水を加え 1 時間振とう後濾過し, 濾液の pH をガラス電極 pH 計(DKK HM-25R)により, Cd 濃度を ICP-MS(Varian 820-MS)によって測定した. 本測定値を土壌溶液 pH および Cd 濃度とみなした.

Cd 予測値の算出は, 本測定 pH 値ならびに 2024 年 2 月採取風乾土の CEC および土壌中 Cd 含量を用い, 次式によって行った.

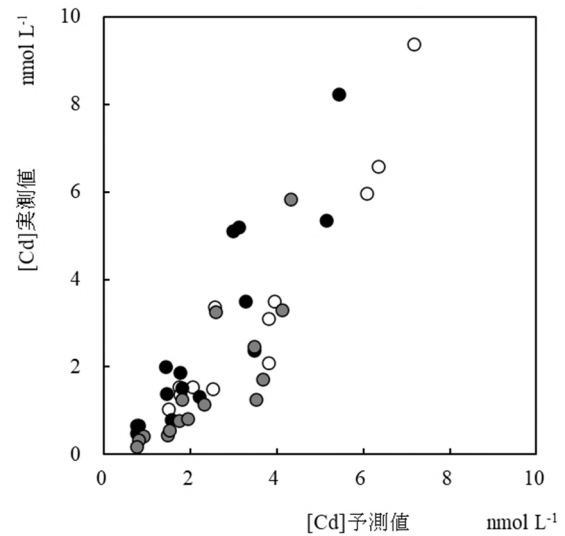
$$(\text{Cd}^{2+}) = \frac{Q_{\text{Cd}}}{b \text{CEC} 10^{apH}} \quad . \quad \text{式 4}$$

予測式の定数 a, b および c は, 予測値と測定値の RMSE(2 乗平均平方根誤差)が最少になる様に, 試行錯誤法によって算出した. 計算には, Microsoft Excel のソルバー機能を用いた.

2 結果

算出された定数値は次のとおりであり, 本定数値による RMSE は 1.10 mol L^{-1} であった.

$$a = 0.1, b = 0.68, c = 2$$



追補第 1 図 土壌溶液測定値とモデル予測値の関係