

# ホウレンソウ可食部のカドミウム濃度に及ぼす 有機質資材施用の影響<sup>†</sup>

菊地 直

(平成 23 年 10 月 24 日受理)

## Effect of Organic Material Application on Cadmium Content of Spinach and Cadmium Form in Soil

Sunao Kikuchi

### I 緒 言

カドミウム (Cd) は工業製品の生産において重要な金属であるが、人体への毒性が強く、発がん、尿細管障害、呼吸器障害、骨軟化症などの影響を与えることが知られている (加須屋, 1999)。2006 年にコーデックス委員会において、食品中のカドミウム (Cd) 濃度の新たな国際基準値が決定され、野菜の基準値が示された (農林水産省, 2006)。野菜に関する国内基準値は設定されていないが、国内における野菜の Cd 濃度の実態調査では、ホウレンソウ、オクラ、サトイモ等のいくつかの品目において国際基準値を超過する割合が高いとの結果となった (農林水産省, 2002) ことから、野菜の可食部 Cd 濃度低減技術の確立が求められている。

Cd 吸収抑制対策としては、ファイトレメディエーション等による汚染土壌修復、客土等の土木的対策、Cd 低吸収品種の利用、アルカリ資材等 Cd 吸収抑制資材の利用などが想定される。ホウレンソウ等の葉菜類において、客土や天地返しが有効であることがこれまでの研究により示されている (菊地ら, 2005) が、修復対象とする圃場面積やコストの問題からこれらの方法は導入が難しく、Cd 低吸収品種の導入や Cd 吸収抑制資材の施用による対策技術の開発が必要である。Cd 吸収抑制資材としては、主に石灰等のアルカリ資材の施用が一般的であるが、

土壌 pH が低い場合、多量のアルカリ資材が必要となるため、生産コストが高まり、生産者の負担が増す (工藤ら, 2011) ことが懸念される。

厩肥と炭酸カルシウムを併用することによってダイズの Cd 吸収を抑制できること (吉田ら, 2002)、牛ふん堆肥施用によりダイズおよびホウレンソウの Cd 濃度が低下すること (吉川ら, 2009)、また、家畜ふん堆肥等連用土壌では、レタスやハクサイ可食部中のカドミウム濃度は化学肥料連用土壌よりも低くなる (木村ら, 2005) ことが報告されている。家畜ふん堆肥等の有機質資材は、資源循環の観点から積極的な利用が望まれていることから、アルカリ資材を代替・補完する Cd 吸収抑制資材として期待されているが、ホウレンソウ栽培における効果や Cd 濃度レベルの異なる土壌での効果の違い、および単作での施用効果については明らかにされていない。

本研究は、Cd 濃度の異なる土壌を用い、異なる家畜ふんを材料とした有機質資材の単作での施用が、ホウレンソウの可食部 Cd 濃度と土壌中の形態別 Cd 濃度に及ぼす影響を調査し、有機質資材施用による Cd 吸収抑制効果を明らかにすることを目的とした。

〒305-8666 茨城県つくば市観音台 3-1-1  
野菜生産技術研究領域

† 本報告の一部は、第 27 回根研究集会で講演した。

## II 材料および方法

### 1 供試土壌

中央農業総合研究センター内試験圃場より採取した淡色黒ボク土 ( $0.1\text{ M}$  塩酸抽出  $\text{Cd}$   $0.11\text{ mg kg}^{-1}$ ) と、この淡色黒ボク土と  $\text{Cd}$  汚染地区より採取した礫質黄色土 (同  $5.75\text{ mg kg}^{-1}$ ) を  $3:1$  の割合で混合した土壌 (同  $0.95\text{ mg kg}^{-1}$ ) を供試した。なお、淡色黒ボク土はアロフェン質黒ボク土で腐植含量が高いが、礫質黄色土はカオリン鉱物であるメタハロイサイトを多く含む土壌で腐植が乏しい等、供試した土壌は性質が異なる。

### 2 栽培方法

施用する有機質資材として牛ふん堆肥、発酵豚ふん、発酵鶏ふんを用いた (表-1)。栽培容器は  $5000^{-1}\text{ a}$  ワグネルポットを用い、ポットあたり各有機質資材  $80\text{ g}$  ( $4\text{ t } 10\text{ a}^{-1}$  相当量)、化成肥料  $10\text{ g}$  (スミレ化成 8-8-8, 各  $4\text{ kg } 10\text{ a}^{-1}$  相当量) を土壌に混合し、ポットに充填 ( $3.4\text{ L}$ ) した。また、有機質資材無施用区として化成肥料  $10\text{ g}$  のみを混合した処理区を設けた。有機質資材の施用量は、これまでの研究例 (内藤ら, 2007; 吉田ら, 2004) から  $\text{Cd}$  吸収抑制効果が期待できる量に設定した。また、最も窒素含量が低い牛ふん堆肥の窒素肥効を考慮して、化成肥料施用量を決定し、施用する堆肥の種類以外の条件を一定にするため、豚ふん堆肥および鶏ふん堆肥についても同量の化成肥料を施用した。各処理区は3反復とし、播種前の土壌の一部は分析用に供した。土壌を充填したポットに、催芽処理を施したホウレンソウ (*Spinacia oleracea* L., ‘バレード’) 種子をポットあたり7粒播種し、播種後10日目に2個体に間引きした。脱塩水を適宜灌水しながら、人工気象室内 (日長  $12\text{ hr}$ , 光強度  $300\text{ }\mu\text{mol m}^{-2}\text{ s}^{-1}$ , 気温  $20^\circ\text{C}$ , 湿度  $65\%$ ) で栽培を行い、播種後41日目にホウレンソウ地上部および土壌 (収穫後) を採取し、分析に供した。

### 3 分析方法

#### 1) ホウレンソウ

収穫したホウレンソウ地上部 (可食部) は、枯死葉を取り除き、水道水で土壌等の汚れを洗い流した後、さらに超純水 (Millipore, Milli-Q Gradient で製造) で洗浄し、新鮮重を測定した。  $75^\circ\text{C}$  で通風乾燥した後、  $50\text{ ml}$  遠沈管にジルコニアビーズとともに封入し、振とう型粉碎器 (BMS, シェイクマスター) で微粉碎した。植物体試料  $1\text{ g}$  に  $1\text{ M}$  硝酸を  $20\text{ ml}$  加えて、  $30^\circ\text{C}$  に設定した恒温振とう機で1時間振とうした後、ろ紙 (Advantec, No.6) でろ過し、ホウレンソウ抽出液を得た。抽出液は10倍に希釈し、内部標準としてインジウム標準液を加え、ICP-MS (Perkin Elmer, ELAN 6100 DRC) で  $\text{Cd}$  濃度を測定した。なお、  $1\text{ M}$  硝酸抽出法による測定値は、硝酸等の強酸を用いた湿式分解法による測定値と同等の値を示すことが確認されている (八槇, 2009; 伊藤ら, 2010)。

#### 2) 土壌および有機質資材

播種前および収穫後に採取した土壌試料は  $2\text{ mm}$  のふるいで篩別し、  $\text{pH}$  ( $\text{H}_2\text{O}$ ) の測定に供した。篩別した土壌の一部は風乾処理し、  $\text{Cd}$  濃度、全窒素 (T-N) ・全炭素 (T-C) 含量の測定に供した。風乾土  $5\text{ g}$  に  $25\text{ ml}$  の塩酸 ( $0.01\text{ M}$ ,  $0.1\text{ M}$ ) を加え、  $30^\circ\text{C}$  に設定した恒温振とう機で1時間振とうした後、ろ紙 (Advantec, No.6) でろ過し、抽出液を得た。また、川崎ら (2000) の方法により  $\text{Cd}$  の逐次抽出を行い、形態別に交換態 (土壌試料に酢酸アンモニウム ( $\text{pH} 7$ ) を加え振とう抽出)、炭酸塩結合態 (交換態  $\text{Cd}$  抽出残渣に酢酸アンモニウム ( $\text{pH} 5$ ) を加え振とう抽出)、鉄・マンガ酸化物結合態 (炭酸塩結合態  $\text{Cd}$  抽出残渣に塩酸ヒドロキシルアミン ( $0.04\text{ M}$ ) と酢酸 (25%) を加え加熱し抽出)、有機態 (鉄・マンガ酸化物結合態  $\text{Cd}$  抽出残渣に硝酸 ( $0.02\text{ M}$ ) と過酸化水素水 (30%) を加え加熱し、放冷

表-1 有機質資材の組成<sup>v</sup>

	水分含量 (%)	pH	T-N (%)	T-C (%)	C/N	Cd (mg/kg) <sup>z</sup>
牛ふん <sup>y</sup>	58.0	7.06	1.2	12.6	10.3	n.d.
豚ふん <sup>x</sup>	23.0	8.46	3.3	19.5	9.2	n.d.
鶏ふん <sup>w</sup>	31.9	8.98	2.5	12.8	7.0	0.056

z:  $0.1\text{ M}$  塩酸抽出、定量下限値  $0.0001\text{ mg/kg}$

y: 茨城県畜産センターで糞殻を副資材として堆肥化

x: 茨城県内畜産農家で製造、発酵豚ふん

w: 畜産草地研究所で製造、発酵鶏ふん

v: 現物当たりの値 (水分含量, pHを除く)

表-2 ホウレンソウの生育およびCd濃度に及ぼす有機質資材施用の影響

	地上部新鮮重(g/pot)		Cd濃度(mg/kg F.W.)			乾物率(%)	
	値	標準誤差	値	標準誤差	標準誤差		
黒ボク土 無施用	56.4	(8.3) <sup>z</sup>	a <sup>y</sup>	0.12	(0.005) a	100 <sup>x</sup>	7.7
黒ボク土 牛ふん	78.1	(6.6)	a	0.09	(0.009) b	74	6.4
黒ボク土 豚ふん	77.7	(10.3)	a	0.07	(0.002) b	59	6.2
黒ボク土 鶏ふん	49.8	(1.4)	a	0.08	(0.005) b	73	6.7
混合土 無施用	72.3	(5.9)	a	0.90	(0.151) a	100	6.4
混合土 牛ふん	69.1	(2.7)	a	0.73	(0.112) a	82	6.2
混合土 豚ふん	76.8	(4.1)	a	0.67	(0.077) a	74	7.6
混合土 鶏ふん	59.0	(10.3)	a	0.94	(0.083) a	104	7.1

z:標準誤差(n=3)

y:異なるアルファベット間に5%水準で有意差あり(Tukey法,各土壌ごと)

x:無施用を100とした場合の相対値(各土壌ごと)

後酢酸アンモニウム (3.2 M) と硝酸 (20%) を加え振とう抽出) の抽出液を得た。川崎らの抽出法は Tessier et al. (1979) の方法に準じたもので、微量元素の結合様式に忠実に分別する方法であり、他の方法より画分が細分化されているため、この抽出法を用いた。これらの抽出液はホウレンソウ抽出液と同様に希釈し、ICP-MSでCd濃度を測定した。また、風乾土を乳鉢で磨砕し、元素分析装置 (Elementar, Vario-EL) で T-N, T-C 含量を測定した。

有機質資材は塊を砕いた後、土壤試料と同様に pH を測定した。篩別・風乾後、土壤と同様の方法で、塩酸抽出 Cd 濃度、T-N, T-C の測定を行った。

### III 結 果

#### 1 ホウレンソウの Cd 濃度

ホウレンソウ地上部の Cd 濃度は、黒ボク土の場合、有機質資材無施用区では 0.12 mg kg<sup>-1</sup> であったのに対し、有機質資材施用区では、0.1 mg kg<sup>-1</sup> 未満と低かった (表-2)。牛ふん施用区、豚ふん施用区、鶏ふん施用区の間統計的な差は認められなかったが、豚ふん施用区における Cd 濃度が低い傾向を示し、無施用区における Cd 濃度の 59% となった。混合土では、無施用区と比べて統計的な差は認められなかったものの、牛ふん施用

区と豚ふん施用区において Cd 濃度が低い傾向がみられ、豚ふん施用区では無施用区の 74% となった。地上部新鮮重は、各土壌とも処理区間の差は認められなかった。

#### 2 土壤 pH, 土壤 T-C 含量および土壤 Cd 濃度

播種前の土壤 pH は、両土壌とも無施用区と比べて、豚ふん施用区および鶏ふん施用区で高い傾向がみられた (表-3)。収穫後の土壤 pH は、両土壌とも、どの処理区においても、播種前と比べ低下した。混合土の場合、収穫後の土壤 pH は、豚ふん施用区および鶏ふん施用区では、無施用区や牛ふん施用区と比べて高かったが、黒ボク土では、牛ふん施用区でやや低い傾向であった (表-4)。

黒ボク土では、豚ふん施用区と鶏ふん施用区で播種前の土壤 T-C 含量が高く、収穫後も同様に豚ふん施用区と鶏ふん施用区で高かった (表-3, 4)。一方、混合土では処理間差は認められなかったが、豚ふん施用区と鶏ふん施用区で高い傾向がみられた。

播種前土壤の塩酸抽出 Cd 濃度は、0.01 M, 0.1 M のどちらの濃度で抽出した場合でも、有機質資材施用区と無施用区の差はみられなかった。逐次抽出 Cd 濃度は、混合土の場合、有機質資材施用区で交換態 Cd 濃度が低く、黒ボク土で豚ふん施用区と鶏ふん施用区で炭酸塩結合態 Cd 濃度が高い傾向が見られたものの、両土壌とも、

表-3 土壤 pH および土壤 Cd 含量に及ぼす有機質資材施用の影響 (播種前)<sup>w</sup>

	pH	T-C (%)	Cd含量(mg/kg)														
			0.01M塩酸		0.1M塩酸		交換態										
			値	標準誤差	値	標準誤差	1 <sup>z</sup>	2	3	4							
黒ボク土 無施用	6.3	(0.01) <sup>y</sup>	b <sup>x</sup>	4.8	(0.02) b	0.005	(0.002) a	0.11	(0.003) a	0.016	(0.002) a	0.053	(0.001) b	0.29	(0.01) a	0.070	(0.006) a
黒ボク土 牛ふん	6.3	(0.02)	b	4.9	(0.01) b	0.008	(0.005) a	0.10	(0.002) a	0.016	(0.001) a	0.058	(0.001) b	0.33	(0.02) a	0.061	(0.003) a
黒ボク土 豚ふん	6.4	(0.01)	ab	5.4	(0.02) a	0.004	(0.002) a	0.09	(0.003) a	0.018	(0.002) a	0.084	(0.002) a	0.30	(0.01) a	0.058	(0.006) a
黒ボク土 鶏ふん	6.7	(0.02)	a	5.2	(0.09) a	0.003	(0.000) a	0.09	(0.012) a	0.015	(0.001) a	0.081	(0.001) a	0.28	(0.02) a	0.066	(0.002) a
混合土 無施用	6.5	(0.03)	b	4.2	(0.10) a	0.011	(0.001) a	0.95	(0.006) a	0.152	(0.007) a	0.624	(0.047) a	2.67	(0.32) a	0.243	(0.015) a
混合土 牛ふん	6.5	(0.01)	b	4.2	(0.17) a	0.009	(0.001) a	0.92	(0.019) a	0.133	(0.004) b	0.588	(0.011) a	2.22	(0.09) a	0.254	(0.023) a
混合土 豚ふん	6.7	(0.04)	a	4.7	(0.11) a	0.009	(0.002) a	0.98	(0.134) a	0.123	(0.002) b	0.558	(0.023) a	2.10	(0.20) a	0.233	(0.018) a
混合土 鶏ふん	6.7	(0.04)	a	4.4	(0.05) a	0.006	(0.001) a	1.09	(0.016) a	0.120	(0.002) b	0.614	(0.051) a	2.27	(0.05) a	0.269	(0.021) a

z:1交換態, 2炭酸塩結合態, 3鉄・マンガノ酸化物結合態, 4有機態

y:標準誤差(n=3)

x:異なるアルファベット間に5%水準で有意差あり(Tukey法,各土壌ごと)

w:乾土当たりの値(pHを除く)

表-4 土壌 pH および土壌 Cd 濃度に及ぼす有機質資材施用の影響 (収穫後)<sup>v</sup>

	pH	T-C (%)	Cd濃度(mg/kg)					
			0.01M 塩酸	0.1M 塩酸	1 <sup>z</sup>	2	3	4
黒ボク土 無施用	6.1 (0.03) <sup>y</sup> ab <sup>s</sup>	4.7 (0.03) c	0.001 (0.0003) a	0.11 (0.002) a	0.018 (0.000) a	0.055 (0.002) b	0.29 (0.00) a	0.063 (0.002) a
黒ボク土 牛ふん	6.0 (0.04) b	4.9 (0.01) bc	0.002 (0.0008) a	0.10 (0.002) a	0.017 (0.001) a	0.055 (0.001) b	0.29 (0.01) b	0.065 (0.004) a
黒ボク土 豚ふん	6.1 (0.02) ab	5.3 (0.01) a	0.000 (0.0003) a	0.10 (0.001) a	0.015 (0.000) ab	0.057 (0.002) b	0.26 (0.00) bc	0.060 (0.002) a
黒ボク土 鶏ふん	6.1 (0.01) a	5.1 (0.09) ab	n.d. <sup>w</sup>	0.09 (0.001) b	0.013 (0.001) b	0.069 (0.001) a	0.26 (0.01) c	0.059 (0.001) a
混合土 無施用	6.0 (0.02) b	4.0 (0.11) a	0.015 (0.0005) a	1.33 (0.034) a	0.191 (0.003) a	0.713 (0.043) a	2.42 (0.15) a	0.295 (0.022) a
混合土 牛ふん	6.0 (0.00) b	4.1 (0.18) a	0.014 (0.0007) a	1.28 (0.068) a	0.189 (0.014) a	0.746 (0.014) a	2.48 (0.05) a	0.284 (0.028) a
混合土 豚ふん	6.2 (0.03) a	4.5 (0.11) a	0.008 (0.0011) b	1.19 (0.065) a	0.165 (0.031) a	0.734 (0.085) a	2.46 (0.21) a	0.341 (0.010) a
混合土 鶏ふん	6.3 (0.05) a	4.3 (0.06) a	0.008 (0.0013) b	1.14 (0.030) a	0.153 (0.003) a	0.777 (0.021) a	2.31 (0.01) a	0.339 (0.027) a

z:1交換態, 2炭酸塩結合態, 3鉄・マンガン酸化物結合態, 4有機態

y:標準誤差(n=3)

x:異なるアルファベット間に5%水準で有意差あり(Tukey法, 各土壌ごと)

w:定量下限値0.0001mg/kg

v:乾土当たりの値(pHを除く)

その他の形態の Cd 濃度には処理区間の差は認められなかった(表-3)。収穫後の黒ボク土において, 0.1 M 塩酸抽出 Cd 濃度は播種前とほぼ同じ値を示したが, 0.01 M 塩酸抽出 Cd 濃度は, どの処理区においても減少した(表-4)。鶏ふん施用区では, 他の処理区と比べて交換態 Cd と鉄・マンガン酸化物結合態 Cd で低く, 炭酸塩結合態 Cd が高い傾向となった。混合土の場合, 豚ふん施用区と鶏ふん施用区で, 0.01 M 塩酸抽出 Cd 濃度が他の処理区よりも低い値を示した(表-4)。逐次抽出 Cd 濃度については, 処理区間の差は認められなかったものの, 豚ふん施用区と鶏ふん施用区で交換態 Cd 濃度が低く, 有機態 Cd 濃度が高い傾向がみられた。混合土を調製する際は, できるだけ均一になるよう攪拌作業を十分に行ったが, 黒ボク土と比べて土壌 Cd 濃度のばらつきは大きかった。

### 3 土壌 Cd 濃度と土壌 pH の相関

黒ボク土における塩酸抽出 Cd 濃度, 逐次抽出 Cd 濃度と土壌 pH との相関係数は, 最も高いものでも-0.512 であり, 全体的に相関は低かった(図-1)。混合土では, 0.01 M 塩酸抽出 Cd 濃度, 0.1 M 塩酸抽出 Cd 濃度および交換態 Cd 濃度と土壌 pH において高い負の相関関係が認められ, 相関係数はそれぞれ-0.935, -0.799, -0.730 であった(図-2)。

### 4 土壌 Cd 濃度と土壌 T-C 含量の相関

黒ボク土では, 炭酸塩結合態 Cd を除き, 収穫時の土壌の T-C 含量と Cd 濃度間に負の相関関係が認められたが, 鉄・マンガン酸化物結合態 Cd 以外の Cd 濃度との相関は全般に低かった(図-3)。混合土では, 塩酸抽出 Cd 濃度と交換態 Cd 濃度において, T-C 含量との間に負の相関関係がみられ, 特に 0.01 M 塩酸抽出 Cd 濃

度と T-C 含量の相関が高かった(図-4)。

### 5 土壌 Cd 濃度とハウレンソウ Cd 濃度の相関

黒ボク土では, ハウレンソウ Cd 濃度と鉄・マンガン酸化物結合態 Cd 濃度との間に比較的高い正の相関がみられたが, 塩酸抽出 Cd およびその他の形態別 Cd 濃度との相関は低かった(図-5)。混合土では, ハウレンソウ Cd 濃度と土壌 Cd 濃度との相関は低かった(図-6)。土壌 Cd 濃度の評価に用いられることが多い 0.1 M 塩酸抽出による Cd 濃度は, どちらの土壌においてもハウレンソウ Cd 濃度との相関は非常に低かった。

## IV 考 察

ハウレンソウは野菜の中でも Cd 濃度が高まりやすい品目であるため(Davis, 1984; Wiersma et al., 1986; 農林水産省, 2002; 菊地ら, 2005), Cd 濃度低減技術の確立が急務となっている。本研究では, ポット栽培試験の結果ではあるが, ハウレンソウの Cd 濃度は, 土壌 Cd 濃度が 0.11 mg kg<sup>-1</sup> の黒ボク土で 0.12 mg kg<sup>-1</sup>, 0.95 mg kg<sup>-1</sup> の混合土では 0.90 mg kg<sup>-1</sup> と高い値となった(表-2)。野菜の Cd 濃度低減対策として, 客土や天地返しが有効であることが示されている(菊地ら, 2005)が, 野菜生産圃場は, 「農用地の土壌の汚染防止に関する法律」の対象外であるため, これらの方法による対策は実施されていない。また, 湛水により土壌中の Cd を不可給化することが容易な水田と異なり, 野菜畑では, その他の耕種的技術で対応する必要があり, Cd 低吸収品種への転換(佐野ら, 2005; 伊藤ら, 2010; 茨城県, 2005)や, 土壌 pH の調整による Cd 吸収抑制等についてこれまで検討されてきた。土壌 pH と野菜の Cd 濃度との関係については, Cd 汚染圃場より採取した

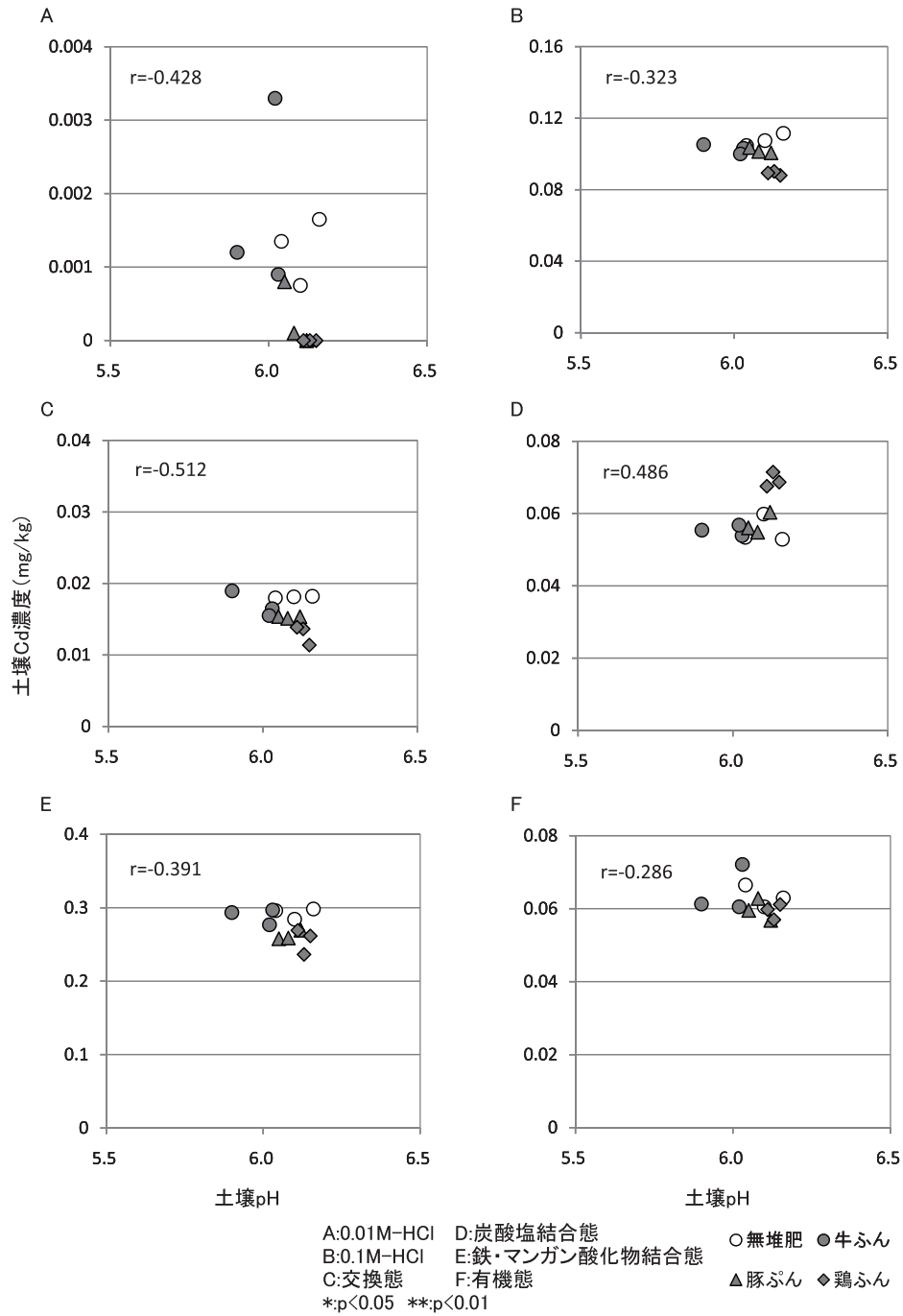


図-1 収穫後の土壌 pH と土壌 Cd 濃度の相関 (黒ボク土)

野菜の可食部 Cd 濃度は高 pH 土壌で低くなる傾向が認められること (菊地ら, 2005), アルカリ資材施用による土壌 pH 矯正は, キャベツやハクサイの可食部 Cd 濃度低減に一定の効果が得られること (桑名ら, 2005) が示されている. 一方, 堆肥を連用した圃場や腐植を多く含む黒ボク土では, 土壌 Cd 濃度が高い場合でも作物の Cd 濃度が高くなりにくいことが報告されている (木村ら, 2002; 砂川ら, 2008; 吉川ら, 2009). 本研究にお

いても, 家畜ふんを原料とする有機質資材の施用により, ホウレンソウ地上部の Cd 濃度が, 2~4 割程度低減する傾向が認められた (表-2). 特に Cd 濃度が低い黒ボク土で効果が高く, 資材では豚ふんの施用効果が高い傾向となった. しかし, Cd 濃度の高い土壌の場合, 有機質資材を施用してもホウレンソウ Cd 濃度は依然高い値となるため, 有機質資材施用だけでなく, Cd 低吸収品目・品種の選択や, 場合によっては客土等を組み合わせる必



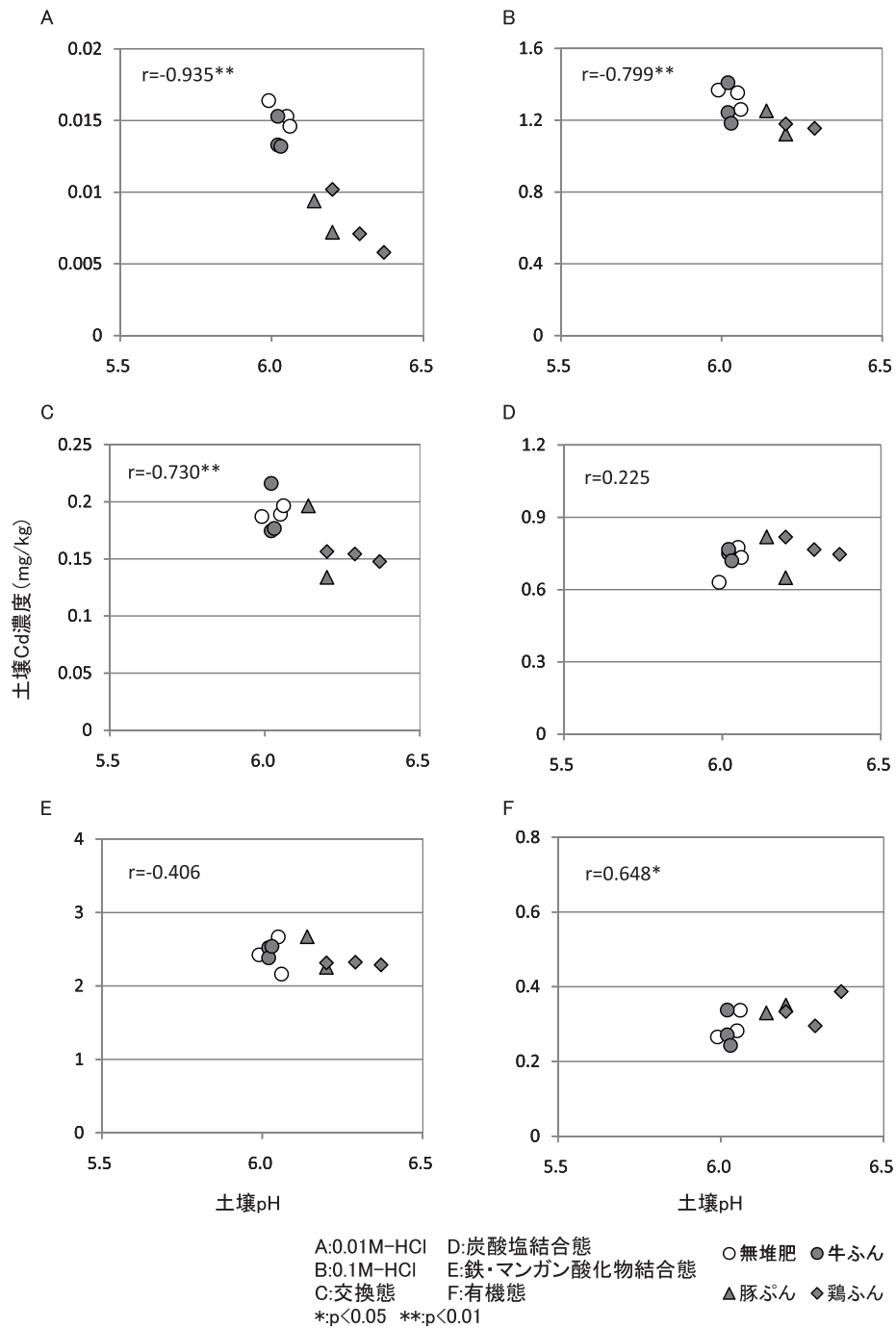


図-2 収穫後の土壌 pH と土壌 Cd 濃度の相関 (混合土)

要がある。

土壌 pH と土壌 Cd の関係については、Cd 濃度が高い混合土では、土壌 pH の上昇により、0.01 M 塩酸、0.1 M 塩酸、交換態 (酢酸アンモニウム (pH 7) 抽出) といった植物に吸収されやすい形態の Cd 濃度が低下することが示された (図-2)。一方、Cd 濃度の低い黒ボク土では同様の傾向はみられたものの、その関係は明瞭ではなかった (図-1)。また、酢酸アンモニウム (pH

5) で抽出される炭酸塩結合態 Cd 濃度は、pH が低くなるほど増加すると推定されたが、今回の試験では明確な関係は認められなかった (図-1, 2)。

木村ら (2005)、吉川ら (2009) は、堆肥等有機質資材の施用により、土壌に炭素を供給すると土壌中の交換態 Cd 濃度が減少し、有機態 Cd 濃度が増加すると報告している。本試験では、豚ふん施用区と鶏ふん施用区で T-C 含量が増加し、T-C 含量と交換態 Cd 濃度に負の相

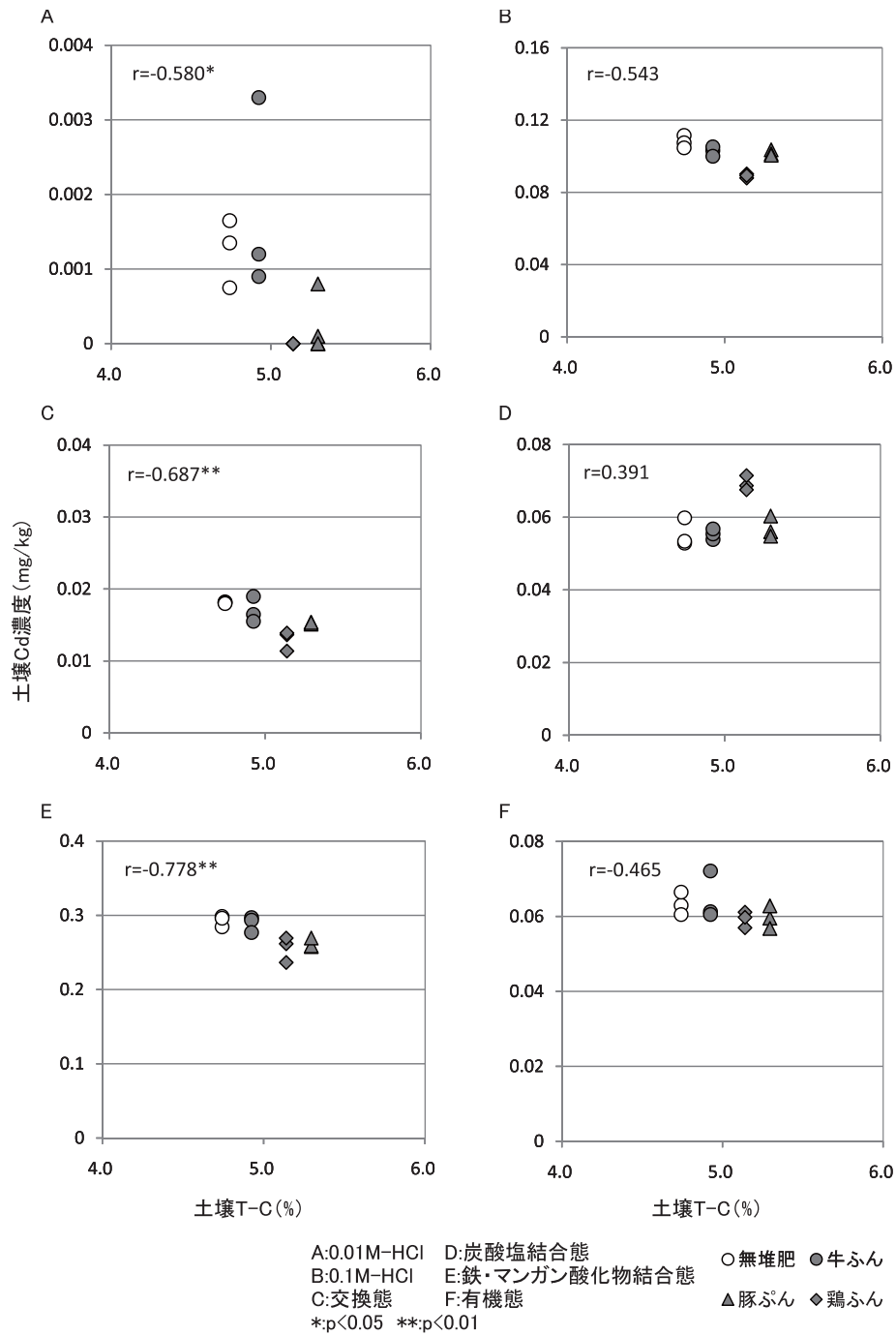


図-3 収穫後の土壌炭素含量と土壌Cd濃度の相関（黒ボク土）

関が認められたが、有機態Cd濃度との相関は低かった（表-3, 4, 図-3, 4）。混合土の場合、豚ふんおよび鶏ふん施用では、無施用区よりも有機態Cd濃度が高くなる傾向がみられたことから（表-4）、有機態化はある程度促進された可能性があるかと推察された。本試験において、既報告と異なり土壌中のCd形態の明確な変化がみられなかった理由としては、有機質資材を連用した圃場とは異なり、単作での資材施用のため、土壌中のCd形

態の変化が小さかったこと、Cd形態が変化しやすいと推定される塩化カドミウム添加土壌を用いた吉川ら（2009）の試験と異なり、自然またはそれに近い土壌を用いたためであると推察される。

今回用いた資材の中で豚ふんの施用効果が高い傾向となったのは、使用した豚ふんのpHとT-C含量が高かったため（表-1）、相乗的な効果で可給態Cd濃度が低下したことが原因であると推定される。したがって、副資

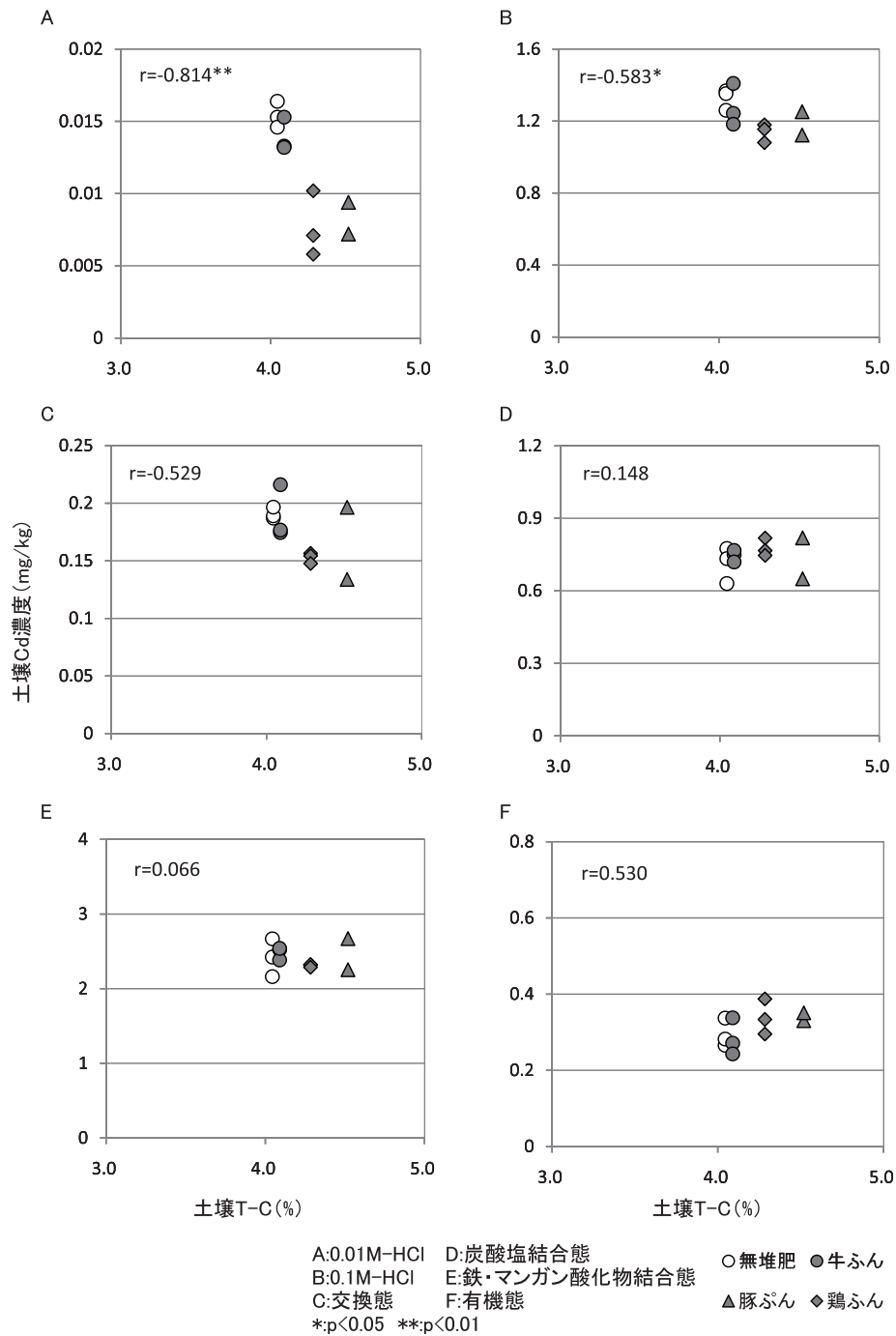


図-4 収穫後の土壤炭素含量と土壤Cd濃度の相関(混合土)

材の種類や添加量、資材の調製方法を検討し、炭素含量とpHが高い資材を選択・製造し、利用することにより、高い吸収抑制効果が得られる可能性がある。

有機質資材施用によるpHの上昇および土壤中の有機態Cd濃度の増加による可給性の高いCd(0.01M塩酸、交換態)濃度の減少は、ハウレンソウCd濃度を低下させると推察される。しかし、本試験では、これらの土壤Cd濃度とハウレンソウCd濃度の間には明確な関係は

認められなかった。吉川ら(2009)は、交換態Cd濃度がハウレンソウの吸収するCd形態であるとしているが、砂川ら(2008)の報告では、多くのハウレンソウ品種は交換態Cdが主たる吸収形態であるが、いくつかの品種では交換態以外の形態のCdも吸収している可能性があることを指摘している。本試験で使用した‘パレード’は、比較的Cdを吸収しやすい品種であるため(茨城県, 2005), 可給性が高いCdだけではなく、相関関係は認



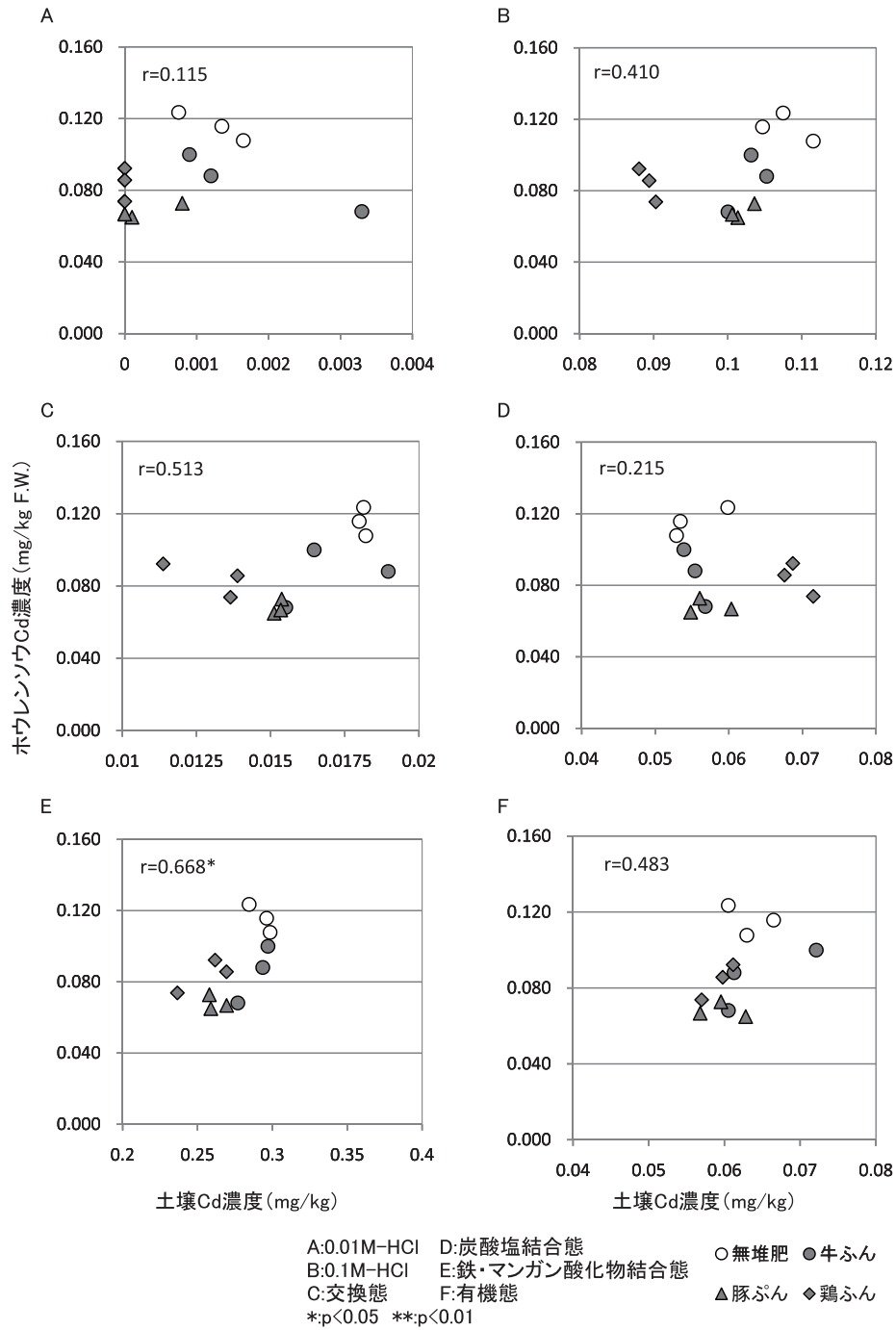


図-5 収穫後の土壌 Cd 濃度とホウレンソウ Cd 濃度の相関 (黒ボク土)

められなかったものの、炭酸塩結合態や鉄・マンガン酸化物結合態などの可給性が低いとされる形態からも Cd を一部吸収したため、吸収形態が明確とならなかった可能性がある。

0.1 M 塩酸抽出 Cd は、作物体の Cd 濃度との相関が低いという報告は多く (吉田ら, 2004; 吉住ら, 2009), 本試験でもこれらの報告と同様に相関は認められなかった (図-5 B, 6 B)。また、0.1 M 塩酸抽出に代わる方法

として 0.01 M 塩酸抽出 Cd が可給態 Cd の評価に利用されつつあるが、こちらについても相関は認められなかった (図-5 A, 6 A)。ホウレンソウの吸収する Cd 形態を明らかにするためには、新たな抽出方法を検討する必要があり、吸収形態を正確に把握することにより、Cd 吸収抑制の効率を向上させることができると思われる。

以上より、本研究では、ホウレンソウが吸収する土壌中の Cd 形態および有機質資材施用による Cd 吸収抑制

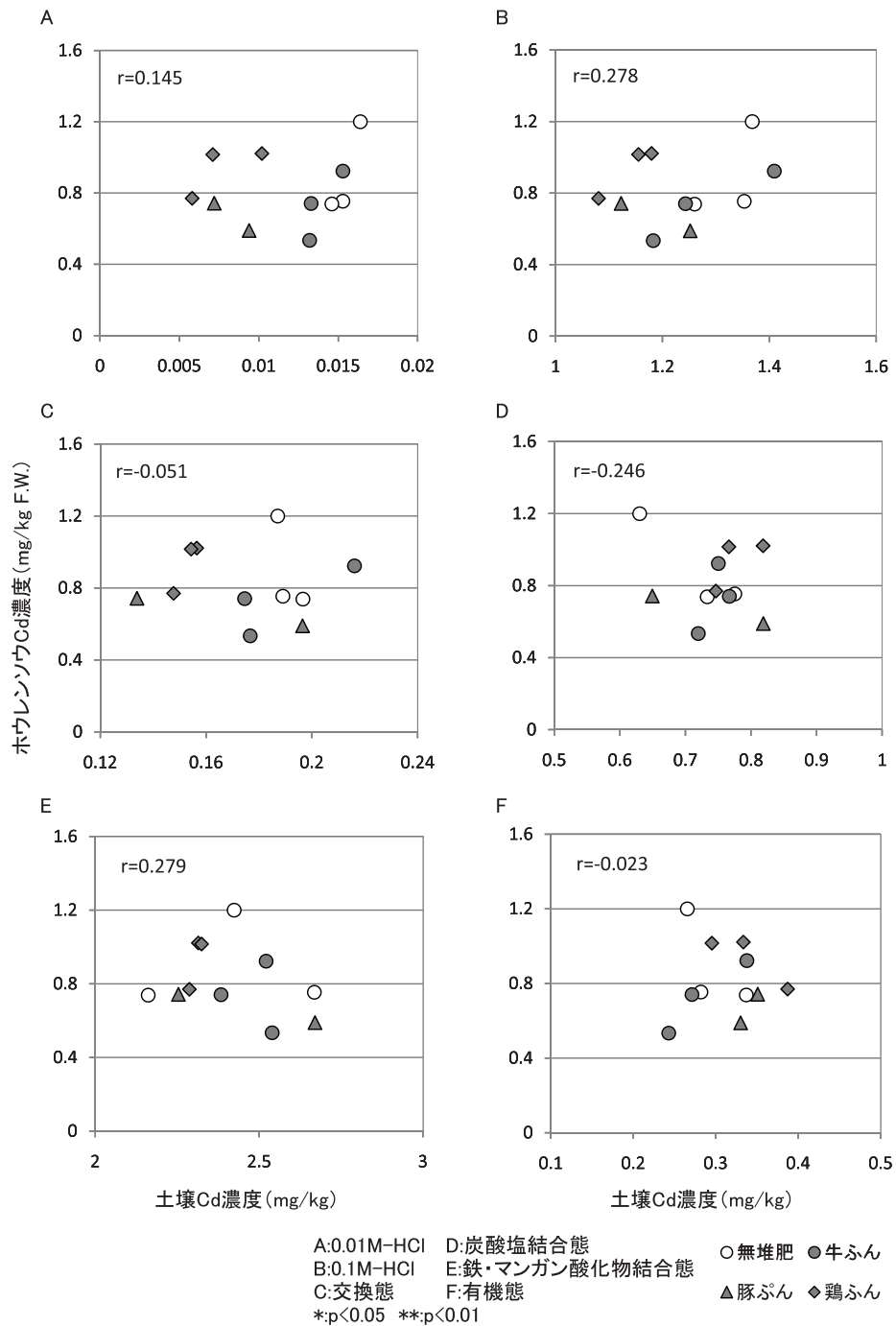


図-6 収穫後の土壌 Cd 濃度とホウレンソウ Cd 濃度の相関 (混合土)

の機構を解明することはできなかったが、単作での有機質資材施用でも土壌 pH と土壌 T-C 含量を高め、ホウレンソウの Cd 濃度を低減できる可能性を明らかにした。今後は、Cd 吸収抑制効果の高い有機質資材の選定・製造や施用方法、土壌種ごとの効果を明らかにすることにより、省力的かつ低コストの Cd 吸収抑制技術の開発の進展が期待される。

## V 摘 要

ホウレンソウ単作での有機質資材施用による Cd 吸収抑制効果を明らかにすることを目的として、Cd 濃度の異なる土壌 (黒ボク土, 混合土) と、家畜ふんを材料とした有機質資材 (牛ふん堆肥, 発酵豚ふん, 発酵鶏ふん) を用い、ホウレンソウの可食部 Cd 濃度と土壌の形態別 Cd 濃度に及ぼす影響をポット栽培試験により調査した。

有機質資材の施用により、ホウレンソウの可食部 Cd 濃度は低減化の傾向を示し、特に豚ふん施用の効果が高い傾向があった。土壌 pH と土壌 T-C 含量は、有機質資材施用で高まる傾向を示し、土壌 pH の上昇と土壌 T-C 含量の増加に伴い、土壌中の可給性の高い Cd が減少する傾向が認められた。土壌 Cd 濃度とホウレンソウ Cd 濃度の間には明確な関係は認められなかったが、単作での有機質資材施用でも、ホウレンソウの Cd 吸収抑制の効果が期待できることが示唆された。

### 引用文献

- 1) Davis, R.D. (1984) : Cadmium - a complex environmental problem. Part II. Cadmium in sludges used as fertilizer. *Experientia*, **40**, 117-126.
- 2) 伊藤純雄, 菊地直, 加藤直人 (2010) : ホウレンソウ類のカドミウム吸収に関わる品種間差の生育条件による変動とそれに基づく吸収程度の相対的序列の推定. 中央農研研究報告, **14**, 1-15.
- 3) 加須屋実 (1999) : イタイタイ病を頂点とするカドミウムの人体影響に関する研究の予防と対策における進歩と成果. 能川・倉知・加須屋編, カドミウム環境汚染の予防と対策における進歩と成果, 115-119, 栄光プリント, 金沢.
- 4) 川崎晃, 木村龍介, 新井重光 (2000) : 廃水処理汚泥中の微量元素の存在形態. 農環研資料, **25**, 1-94.
- 5) 菊地直, 山崎浩道, 木村武, 宮地直道, 村上弘治 (2005) : 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. 野菜茶研研報, **5**, 25-32.
- 6) 木村武, 石岡巖, 渋谷加代子 (2002) : 豚ふん堆肥連用土壌における葉菜類のカドミウム吸収抑制. 平成 14 年度関東東海北陸農業研究成果情報.
- 7) 木村武, 佐野健人, 石岡巖 (2005) : 家畜ふん堆肥による化学肥料代替は葉菜類のカドミウム濃度を低減する. 平成 17 年度関東東海北陸農業研究成果情報.
- 8) 工藤一晃, 吉住佳与, 戸上和樹, 青木和彦, 三浦憲蔵 (2011) : 苦土石灰のうね内部分施用による野菜可食部のカドミウム濃度低減化の要因. 土肥誌, **82** (1), 41-44.
- 9) 桑名健夫, 桐村義孝, 清水克彦, 望月証, 津高寿和, 吉倉惇一郎 (2005) : 露地畑における野菜のカドミウム吸収抑制技術の開発. 農用地土壌から農作物へのカドミウム吸収抑制技術等の開発に関する研究. 研究成果シリーズ **434**, 71-75.
- 10) 内藤健二, 佐藤賢一 (2007) : 家畜ふん堆肥施用によるカドミウム, 亜鉛の作物への影響とその要因. 埼玉農総研研報, **7**, 6-13.
- 11) 砂川匡, 袖垣一也, 安田雅晴, 沢野定憲 (2008) : ホウレンソウのカドミウム吸収特性の解明と含量予測技術の開発. 岐阜農技センター研報, **8**, 25-33.
- 12) 佐野健人, 松本栄一, 中村憲治 (2005) : ホウレンソウのカドミウム吸収能に関する品種間差異のほ場における検証 (2). 農用地土壌のカドミウムによる農作物汚染リスク予測技術の開発に関する研究, 84-87.
- 13) Tessier, A., P. G. C. Campbell, M. Bisson (1979): Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Anal. Chem.* **51** (7), 844-851.
- 14) 八槇敦 (2009) : 農作物中重金属等多元素の硝酸抽出・ICP 発光分析法. 平成 21 年度関東東海北陸農業研究成果情報.
- 15) 吉田光二, 杉戸智子 (2002) : 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. 平成 14 年度「新しい研究成果-北海道地域-」, 141-144.
- 16) 吉田光二, 杉戸智子 (2004) : 作物吸収と相関の高い土壌カドミウム (Cd) の測定法. 平成 16 年度北海道農業研究成果情報.
- 17) 吉川那々子, 瀧勝俊 (2009) : 牛ふん堆肥等有機質資材施用による農作物のカドミウム濃度低減効果の解明. 愛知農総試研報, **41**, 29-34.
- 18) 吉住佳与, 戸上和樹, 工藤一晃, 青木和彦, 三浦憲蔵 (2009) : ダイズ子実カドミウム濃度と相関の高い土壌抽出法 : 土壌タイプ別の検討. 土肥誌講演要旨集, (55), 180, 09-15.
- 19) Wiersma, D., Berend J. G. and Nicolaas G. V. (1986): Cadmium, lead, arsenic concentrations in crops and corresponding soils in The Netherlands. *J. Agr. Food Chem.*, **34**, 1067-1074.
- 20) 農林水産省 (2002) : 農産物等に含まれる野菜のカドミウムの実態調査について. [http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k\\_cd/cyosa/pdf/vegetables.pdf](http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/cyosa/pdf/vegetables.pdf)
- 21) 農林水産省 (2006) : 食品中のカドミウムに関する国際基準値. [http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k\\_cd/kizyunti/index.html](http://www.maff.go.jp/j/syouan/nouan/kome/k_cd/kizyunti/index.html).
- 22) 茨城県農業総合センター農業研究所 (2005) : ホウレンソウのカドミウム濃度の品種間差異と制御・推定法の実用性. <http://www.pref.ibaraki.jp/bukyoku/nourin/noken/seika/H16%20PDF/30.pdf>.

# Effect of Organic Material Application on Cadmium Content of Spinach and Cadmium Form in Soil

Sunao Kikuchi

## Summary

Reduction of the cadmium (Cd) content of vegetables is important for food safety and vegetable production in Japan. I examined the effects of three kinds of organic material (composted cow, pig or chicken manures) on the Cd content of spinach and on the dynamics of Cd forms in the soil. I used an Andosol and a mixed soil (a mixture of Andosol and Cd-contaminated Yellow Soil) for the experiment. I planted the spinach in pots filled with the soil, into which I had mixed the organic material ( $23.5 \text{ g L}^{-1}$ ), and then grew the plants in an incubator for 41 days. Control pots received no organic material. After harvest, I analyzed the spinach Cd content, soil pH, and soil total carbon (T-C) content, as well as the soil concentration of Cd extracted by using different methods.

1. The Cd content of the spinach planted with organic Pig manure application appeared to be the most effective for reducing spinach Cd content.
2. The pH values of the soils to which organic materials had been applied remained high. The amount of available Cd (0.01 M HCl extracted form and exchangeable form) in the soil was reduced by the application of composted pig or chicken manure.
3. Negative correlations between soil pH and available soil Cd content were observed. Similarly, there were negative correlations between soil T-C and available soil Cd. There were no correlations between soil pH or soil T-C and the content of other Cd forms.
4. There were no correlations between soil Cd content and spinach Cd content.

These results indicated that application of organic materials could sustain pH levels and increase T-C content. It also reduced the available Cd content of the soil. This suggests that application of organic material (especially composted pig manure) efficiently reduces the risk of Cd contamination in spinach production.