

家畜ふん堆肥を連用した野菜栽培農家圃場および試験圃場における亜鉛の蓄積実態

メタデータ	言語: Japanese 出版者: 公開日: 2019-03-22 キーワード (Ja): キーワード (En): hill-farming areas, vegetable, total zinc, available zinc, cattle or pig feces compost, micro-nutrient, environmental conservation 作成者: 堀, 兼明, 福永, 亜矢子, 尾島, 一史, 須賀, 有子, 浦嶋, 泰文, 田中, 和夫, 池田, 順一 メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.24514/00001589

家畜ふん堆肥を連用した野菜栽培農家圃場および 試験圃場における亜鉛の蓄積実態

堀 兼明・福永亜矢子・尾島一史*・須賀有子
浦嶋泰文**・田中和夫***・池田順一

Key words : hill-farming areas, vegetable, total zinc, available zinc, cattle or pig feces compost, micro-nutrient, environmental conservation

目 次

I 緒 言	110	III 結 果	112
II 材料および方法	110	1 試験 1 : 家畜ふん堆肥および化成肥料 12作連用試験圃場の層位別全亜鉛含量	112
1 試験 1 : 家畜ふん堆肥および化成肥料 12作連用試験圃場の層位別全亜鉛含量	110	2 試験 2 : 家畜ふん堆肥および化成肥料 20作連用試験圃場の可溶性亜鉛含量と 難溶性亜鉛含量	113
2 試験 2 : 家畜ふん堆肥および化成肥料 20作連用試験圃場の可溶性亜鉛含量と 難溶性亜鉛含量	111	3 試験 3 : 豚ふん堆肥を主な肥料源と している野菜栽培農家圃場の作土の 全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量	114
3 試験 3 : 豚ふん堆肥を主な肥料源と している野菜栽培農家圃場の作土の 全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量	111	4 試験 4 : 豚ふん堆肥を主な肥料源と している野菜栽培農家圃場の層位別 全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量	115
4 試験 4 : 豚ふん堆肥を主な肥料源と している野菜栽培農家圃場の層位別 全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量	111	5 試験 5 : 牛ふん堆肥を主な肥料源と している野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量 および可溶性亜鉛含量	116
5 試験 5 : 牛ふん堆肥を主な肥料源と している野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量 および可溶性亜鉛含量	111	6 試験 6 : 牛ふん堆肥と鶏ふん堆肥を 主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の 全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量	117
6 試験 6 : 牛ふん堆肥と鶏ふん堆肥を主な 肥料源としている野菜栽培農家圃場の 全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量	111	7 試験 7 : 家畜ふん堆肥または化成肥料 19作連用試験圃場の作物体亜鉛含量および 土壌の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量	119
7 試験 7 : 家畜ふん堆肥または化成肥料 19作連用試験圃場の作物体亜鉛含量および 土壌の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量	112	IV 考 察	119

(平成16年9月16日受理)

野菜部

*総合研究部

**現東北農業研究センター

***現野菜茶業研究所

本報告の一部は2003年度研究成果情報(近畿
中国四国農業;生産環境,共通基盤;土壤肥
料)として公表した。

1 亜鉛の天然賦存量および蓄積全亜鉛 含量 ……………	119	5 亜鉛含量に配慮した有機物適正 施用技術の策定に向けて ……………	123
2 必須微量元素の面からの可溶性亜鉛 含量 ……………	120	V 摘要 ……………	124
3 タマネギ球部の亜鉛含量について ……	121	謝辞 ……………	125
4 土壌の全亜鉛含量に関する「管理基準」を 家畜ふん堆肥施用土壌に適用することの 妥当性 ……………	121	引用文献 ……………	125
		Summary ……………	127

I 緒 言

近畿・中国地域の中山間地域における野菜生産においては、消費地である都市に近接している特徴を活かした多様な生産・流通形態が行われている。こうした地域における野菜の生産戦略の一つとして、有機物を積極的に利用して、減化学肥料栽培や有機栽培²⁸⁾により消費ニーズに応えようとする流れがある。しかし有機物を主要な肥料（作物栄養）成分の供給源とした施肥管理体系は、確立されていない。特に、肥料成分の主要な部分を家畜家禽ふん堆肥に偏った有機物に依存している場合においては、肥料成分の過剰やアンバランスのみならず^{5,6)}、重金属の蓄積が懸念される。中でも亜鉛等は家畜にとっても必須微量元素であることから餌の中に添加されている^{8,17)}。一方、亜鉛は作物にとっても必須微量元素（土壌中の可溶性亜鉛含量4～40mg kg⁻¹）である¹³⁾と同時に、土壌の重金属汚染の指標元素とされており、環境庁水質保全局長通達により、全亜鉛120mg kg⁻¹が「管理基準値」（1984）として定められている¹²⁾。家畜ふん堆肥の連用により、土壌中に重金属類が蓄積することは、解析が行われ始めている^{18,21)}が、農家圃場の実態については報告が少ない。特に、減化学肥料栽培や有機栽培農家圃場の実態については報告がない。

そこで、野菜栽培を行っている家畜ふん堆肥連用試験圃場と併せて、減化学肥料栽培および有機栽培農家圃場の土壌の亜鉛含量の実態調査を行ったので報告する。また、上記の「管理基準」を家畜ふん堆肥施用土壌に適用することの妥当性を検討した。

II 材料および方法

1 試験1：家畜ふん堆肥および化成肥料12作連用試験圃場の層位別全亜鉛含量

1) 供試圃場：中国農業試験場（現：近畿中国四国農業研究センター）内の畑圃場（青野圃場：細粒褐色低地土）において、12作（年2作）ダイコンを作付けした試験圃場を対象とした。

2) 施肥条件および家畜ふん堆肥施用条件：試験区は、家畜ふん堆肥のみを施用する区と、化成肥料のみを施用する区とを設けた。家畜ふん堆肥は、稲わら牛ふん堆肥（試験場にて1年間堆積）およびおがくず豚ふん堆肥（完熟に近いものを購入）を用い（第1表）、おのおの3倍量区、標準量区、半量区を設けた。また、化成肥料区はCDU（クロトニリデンジウレア）化成（15-15-15）を用い、標準量区、半量区を設けた。化成肥料の標準量区は窒素で180kg ha⁻¹とした。家畜ふん堆肥の標準量区は、各家畜ふん堆肥

第1表 家畜ふん堆肥連用試験圃場における供試家畜ふん堆肥の成分組成

	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	T-CaO	T-MgO	T-C	T-Zn	水分
	%						mg kg ⁻¹	Mm%
稲わら牛ふん堆肥	1.4	4.3	4.3	1.3	2.4	38.4	200	65.3
おがくず豚ふん堆肥	1.9	4.5	0.9	5.4	0.9	43.2	300	64.4

注) 水分以外は乾物当たり。各分析値は全含量。

の全窒素成分量を化成肥料の標準施肥量と一致させた。これにより、牛ふん堆肥標準施肥量区は現物として 37.5 t ha^{-1} 、豚ふん堆肥標準施肥量区は現物として 26.6 t ha^{-1} となった。また、家畜ふん堆肥施用区の P_2O_5 、 K_2O などの化成肥料区に対する過不足については調整しなかった。堆肥および化成肥料は各作は種15日前に全面に施用し、耕耘機で15cm深に混合した。

さらに、それぞれの処理区において、無マルチ区とシルバーポリフィルムを用いたマルチ区を設けた。

3) 層別試料採取法および分析項目：ダイコン収穫後、ライナー採土器(大起理化工業KK DIK-110A)を用いて作土表面から15cm毎に60cmまでの土壌を採取した。土壌は風乾後2mmに篩別し、定法の硫酸、硝酸、過塩素酸による三混酸分解法を用いて全亜鉛含量は原子吸光法¹⁴⁾で、全リン酸含量はバナドモリブデン比色法⁴⁾で定量した。

2 試験2：家畜ふん堆肥および化成肥料20作連用試験圃場の可溶性亜鉛含量と難溶性亜鉛含量

1) 供試圃場：試験1と同一圃場で同一処理を継続し、17作までダイコンを栽培し、その後エダマメとタマネギの年間2作の交互作用を行った試験圃場を対象とした。

2) 試料採取法および分析項目：エダマメ収穫後に作土を採取し、全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量(0.1M HCl可溶性)³⁾を測定した。全亜鉛含量から可溶性亜鉛含量を差し引いて難溶性亜鉛含量とした。

3 試験3：豚ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の作土の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量

1) 供試圃場：肥料成分供給源として、主におがくず豚ふん堆肥を連用している減化学肥料野菜栽培農家のビニルハウス圃場(16圃場)を対象とした。これらの圃場の土壌タイプは、多湿黒ボク土、黄色土、褐色低地土、灰色低地土と多様であり、対象圃場は野菜栽培開始後5~10年経過しており、施用されている有機物・肥料としては植物質の有機物や有機配合肥料も併用されていたが、窒素肥料成分量としてはおがくず豚ふん堆肥が主であった。このおがくず豚ふん堆肥の施用量は年間 $30\sim 120 \text{ t ha}^{-1}$ であった。

2) 土壌試料採取法および分析項目：作土を採取し、全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量とともに全リン酸含量を測定した。また、ビニルハウスの建設(野菜栽培開始)後の野菜栽培年数と作土の亜鉛含量との関係を検討した。

4 試験4：豚ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の層別全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量

1) 供試圃場：おがくず豚ふん堆肥を主な肥料源として連用している試験3の農家圃場のうち、野菜栽培農家圃場2圃場(細粒褐色低地土圃場、および多湿黒ボク土圃場)を対象とした。細粒褐色低地土圃場については水田造成時の水口部1地点、水尻部1地点、切り土部2地点、盛り土部1地点の計5地点、多湿黒ボク土圃場については水田造成時の切り土部2地点を対象とした。

2) 層別試料採取法および分析項目：ハンドオーガーにより深さ1mまで土壌断面調査を行うとともに、対応する土層について全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量を調査した。

5 試験5：牛ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量

1) 供試圃場：おがくず牛ふん堆肥を主な肥料源としている野菜有機栽培ビニルハウス農家圃場5圃場および隣接水田圃場5圃場と、おがくず牛ふん堆肥を主な肥料源としている減化学肥料野菜栽培ビニルハウスおよび露地野菜栽培農家34圃場の作土を対象とした。各圃場の土壌タイプは、多湿黒ボク土、褐色低地土、黄色土、灰色低地土と多様であった。

2) 試料採取法および分析項目：各圃場の作土について、全亜鉛含量、可溶性亜鉛含量および可給態リン酸含量を調査した。

6 試験6：牛ふん堆肥と鶏ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量

1) 供試圃場：試験5の圃場のうち、全亜鉛含量が多いにも係わらず可溶性亜鉛含量が著しく少ない1有機栽培農家については、建設年次(野菜栽培年数

が7～9年)の異なるビニルハウス7棟で野菜を栽培しているが、これらのビニルハウス全てを対象とした。これらの圃場では、年間にhaあたり、ポカシ堆肥が20 t、鶏ふん堆肥が15 tおよび牛ふん堆肥が40 t施用されていた。

2) 試料採取法および分析項目：野菜栽培年数が異なるビニルハウスについて各ビニルハウス内の畦毎に作土を採取し、全亜鉛含量、可溶性亜鉛含量および可給態リン酸含量を調査した。

7 試験7：家畜ふん堆肥または化成肥料19作連用 試験圃場の作物体亜鉛含量および土壌の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量

1) 供試圃場：試験1と同一圃場で同一処理を継続し、第17作まではダイコンを年間2作、第18作はエダマメ、第19作はタマネギを栽培した。この第19作連用試験圃場におけるタマネギ栽培収穫時を調査対象とした。

2) 試料採取法および分析項目：タマネギ収穫時の作土について、全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量を調査した。また、タマネギ球部および地上部の亜鉛含量を調査した。

Ⅲ 結 果

1 試験1：家畜ふん堆肥および化成肥料12作連用 試験圃場の層位別全亜鉛含量

おがくず豚ふん堆肥、稲わら牛ふん堆肥または化成肥料を12作(6年)連用した試験圃場の全亜鉛の層位別分布の分析結果を第2表に示した。全亜鉛の蓄積は稲わら牛ふん堆肥3倍量区およびおがくず豚ふん堆肥標準量区では15cm深までの表層で認められたが、おがくず豚ふん堆肥連用3倍量区では30cm深の次層まで蓄積が認められた。このおがくず豚ふん堆肥連用3倍量区では30cm深の次層まで全亜鉛含量が 120mg kg^{-1} 以上であり「管理基準値」を上回っていた。また、おがくず豚ふん堆肥連用半量区では蓄積が認められず、標準量区では作土にやや蓄積が認められた。稲わら牛ふん堆肥区では全亜鉛含量の蓄積は、おがくず豚ふん堆肥区よりも少なく、標準量以下では蓄積は認められず、3倍量区で作土にやや蓄積が認められた。このように、これらの堆肥の施用量の増加に伴って全亜鉛の蓄積が増加する傾向を示した。化成肥料区では土層による全亜鉛含量の変化が認められず、全亜鉛の蓄積は無いものと判断された。一方、マルチ区と無マルチ区との間には全亜鉛含量の差は認められなかった。

また、作土の全亜鉛含量と全リン酸含量との関係を第1図に示したが、両者の間には高い正の相関関係($r=0.92^{**}$)が認められた。

第2表 家畜ふん堆肥連用試験12作後の層位別全亜鉛含量 (mg kg^{-1})

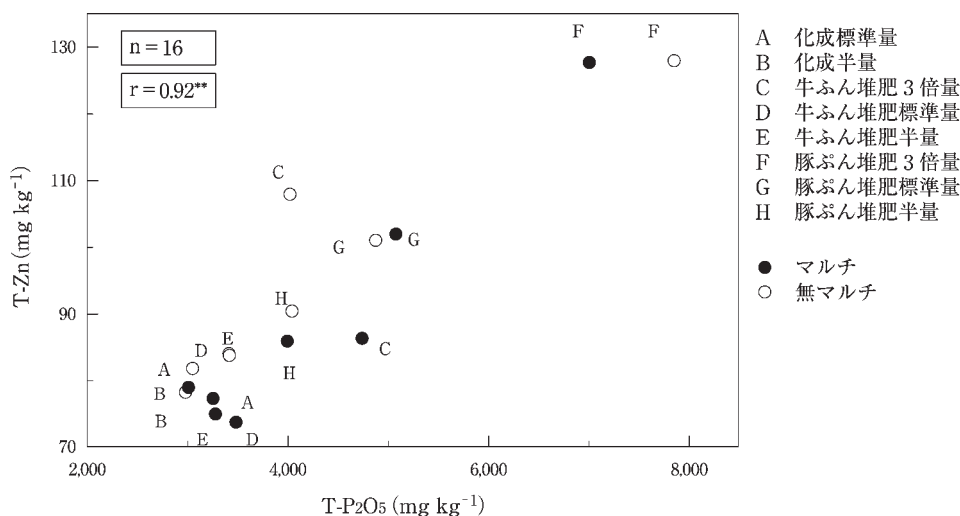
層位 cm	化成区		牛ふん区			豚ふん区			
	0.5	1*	0.5	1	3	0.5	1	3	
無 マ ル チ	0-15	78	82	84	84	108	90	101	128
	15-30	81	85	85	88	96	93	93	127
	30-45	85	89	86	80	82	85	85	88
	45-60	89	101	93	90	82	89	89	100
マ ル チ	0-15	79	77	75	74	86	86	102	128
	15-30	80	74	80	78	84	91	91	129
	30-45	81	75	78	89	87	87	101	99
	45-60	95	75	81	79	90	97	89	91

*1：標準量区 ($N=180\text{kg ha}^{-1}$)、0.5：半量区、3：3倍量区

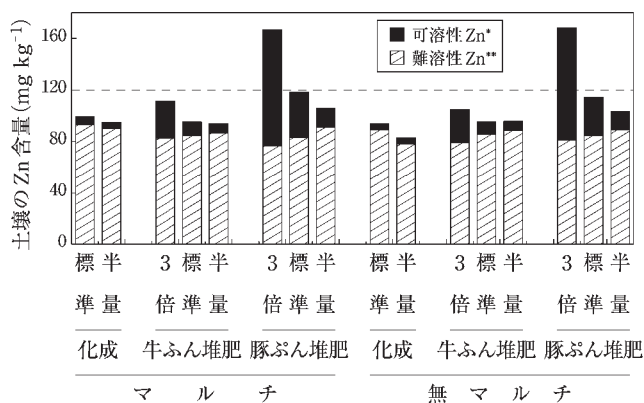
注) ダイコンを年2作栽培、堆肥毎作施用

牛ふん区：稲わら牛ふん堆肥

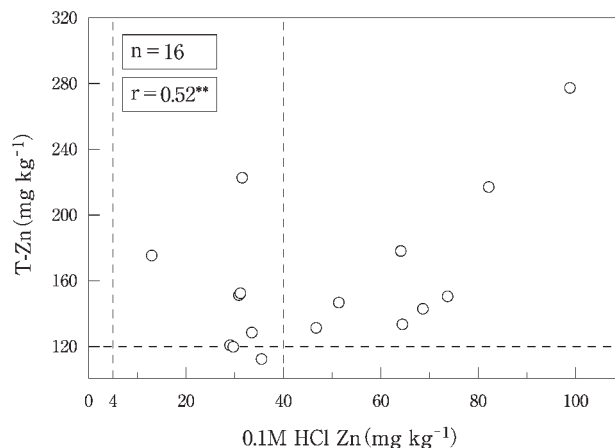
豚ふん区：おがくず豚ふん堆肥



第1図 家畜ふん堆肥連用試験12作後の作土の全リン酸と全亜鉛含量との関係
注) $r = 0.92^{**}$: 危険率1%で有意.



第2図 家畜ふん堆肥連用試験20作後の土壌の可溶性・難溶性亜鉛含量
*可溶性 Zn : 0.1M HCl 可溶性 Zn, **難溶性 Zn : (T-Zn) - (0.1M HCl 可溶性 Zn).
試験区の表示は第2表に準ずる.



第3図 おがくず豚ふん堆肥を主として施用している圃場の可溶性亜鉛と全亜鉛含量との関係
注) $r = 0.52^{**}$: 危険率1%で有意.

2 試験2：家畜ふん堆肥および化成肥料20作連用試験圃場の可溶性亜鉛含量と難溶性亜鉛含量

家畜ふん堆肥および化成肥料20作連用試験圃場の作土の可溶性亜鉛含量と難溶性亜鉛含量の分析結果を第2図に示した。可溶性亜鉛含量と難溶性亜鉛含量との合計値が全亜鉛含量であるが、全亜鉛含量は試験1の結果と同様な傾向を示した。すなわち、全亜鉛含量はおがくず豚ふん堆肥区では稲わら牛ふん堆肥区よりも蓄積が多く、この3倍量区では「管理基準」である 120mg kg^{-1} を超えており、その程度は12作後よりも著しく、約 160mg kg^{-1} に達していた。またおがくず豚ふん堆肥区の半量区では12作後には蓄積が認められなかったが、20作後には蓄積が認められるようになった。稲わら牛ふん堆肥区的全亜鉛含量

は12作後とほぼ同様の傾向であり、3倍量区のみで蓄積が認められた。

可溶性亜鉛含量はおがくず豚ふん堆肥区での蓄積が著しく、半量区でも化成肥料区の数倍であり、3倍量区では数十倍となり、全亜鉛含量の約1/2を占めるに至った。稲わら牛ふん堆肥半量区および標準量区では、可溶性亜鉛含量は化成肥料区の2~3倍となり、3倍量区では5~6倍となっていた。

難溶性亜鉛含量は、試験区間に大きな差は認められなかった。ただし、おがくず豚ふん堆肥区では堆肥施用量の増加に伴って逆に減少するような傾向が見られた。

以上の傾向にマルチの有無による差は認められなかった。

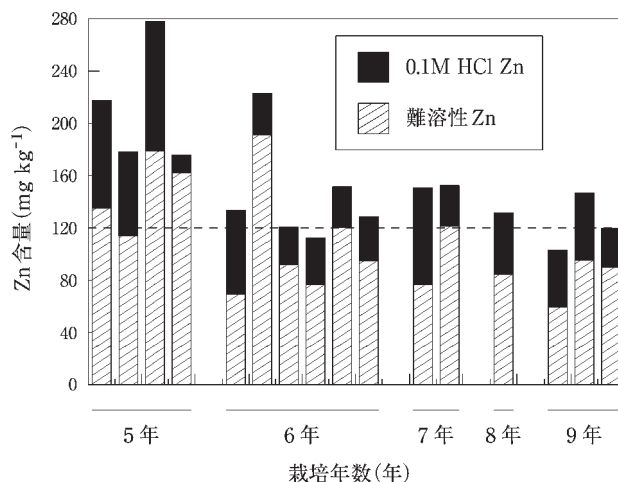
3 試験3：豚ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の作土の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量

おがくず豚ふん堆肥を主な肥料源としている減化学肥料野菜栽培農家圃場の作土の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量を第3図に示した。これらの圃場の全亜鉛含量は、調査した大半の圃場で「管理基準」である120mg kg⁻¹を超えており、最も全亜鉛含量が多い圃場では約280mg kg⁻¹に達していた。また、作物の必須微量元素としての可溶性亜鉛含量の下限値である4mg kg⁻¹を下回る圃場は認められず、むしろ約半数の圃場が可溶性亜鉛含量の上限値である40mg kg⁻¹を上回っていた。なお、これら圃場の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量との間には相関関係が認められた。

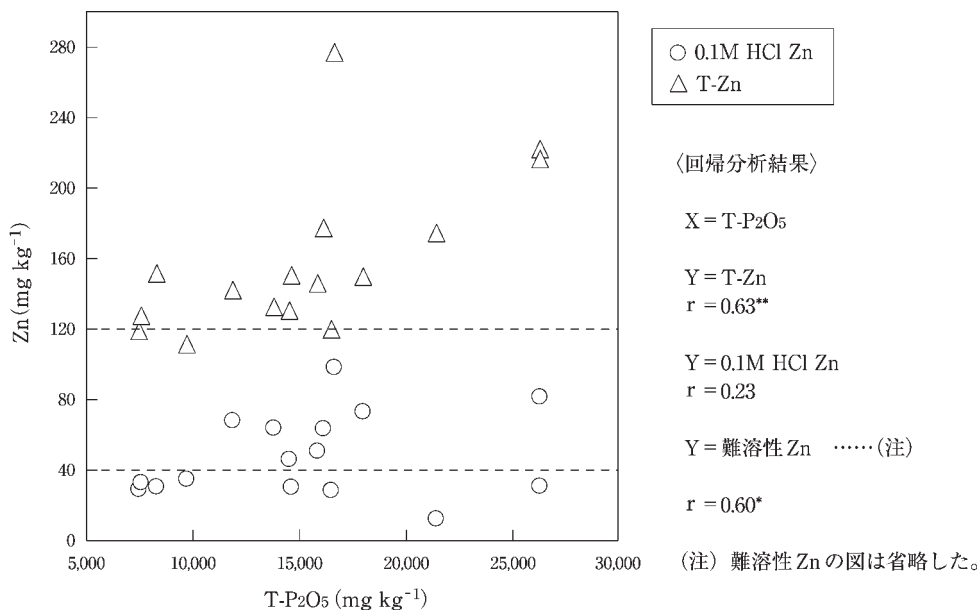
これらの圃場の作土の全亜鉛含量を可溶性亜鉛と難溶性亜鉛とに分けて、野菜栽培年数別に見てみると(第4図)、全亜鉛含量(可溶性亜鉛と難溶性亜鉛との合計)は、概して栽培年数の長い圃場の方が栽培年数の短い圃場よりも少なかった。また、栽培年数5年の圃場では全てが120mg kg⁻¹を超えていた。一方、栽培年数8年以上では全亜鉛含量120mg kg⁻¹と同等かまたはそれ以下の圃場も認められた。全亜鉛に占める可溶性亜鉛の割合は7~49%であった。

また、これらの圃場について、可溶性亜鉛含量お

よび全亜鉛含量と全リン酸との関係を第5図に示した。可溶性亜鉛含量は全リン酸との間に相関関係は認められないが、全亜鉛含量との間には有意な正の相関関係(r=0.63**)が認められた。同時に、全リン酸と難溶性亜鉛との間には有意な正の相関関係(r=0.60*)が認められた。



第4図 おがくず豚ふん堆肥を主として施用している圃場の栽培年数別圃場毎の可溶性亜鉛・難溶性亜鉛含量
注) 項目軸は栽培年数別の個々の農家圃場を示す。

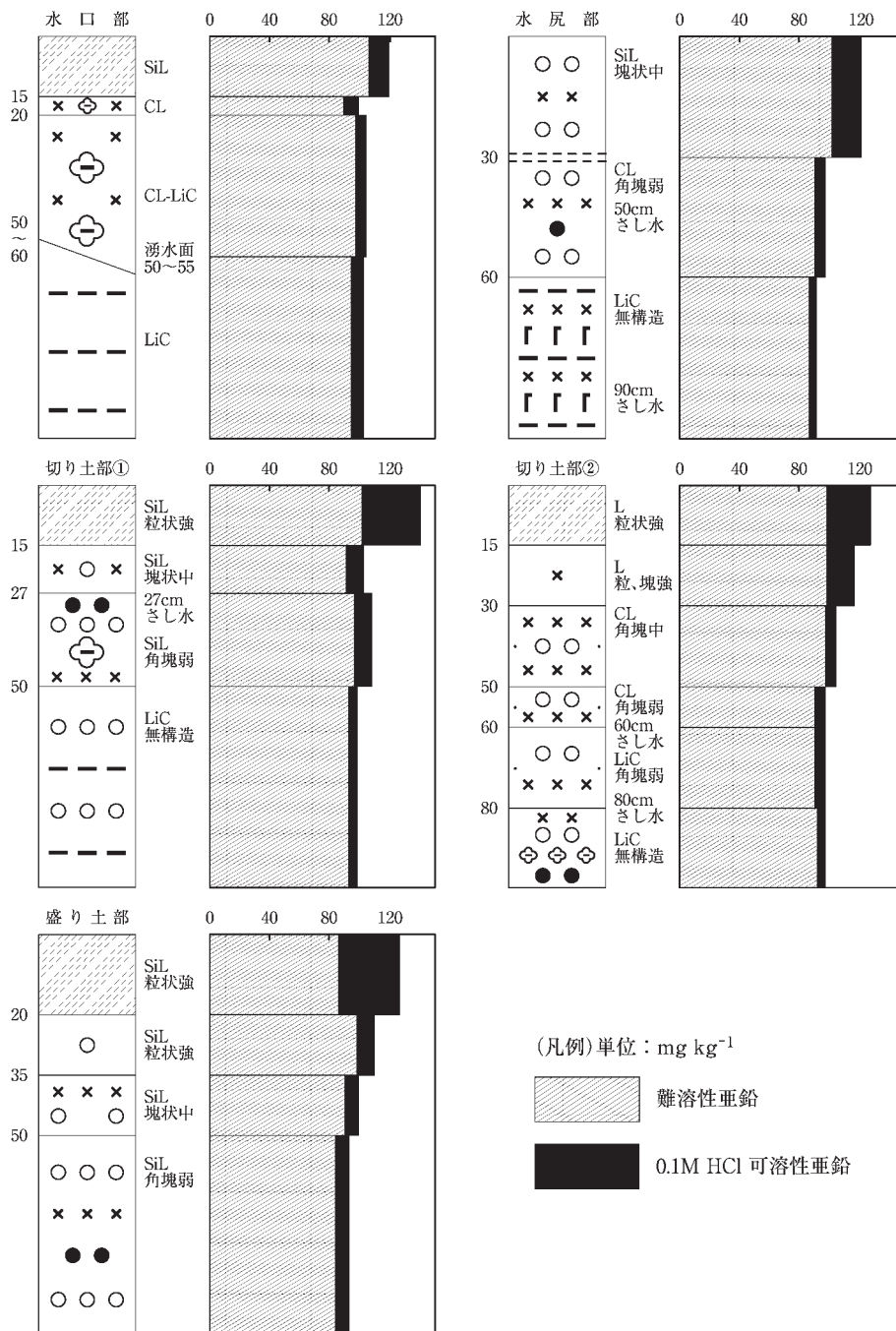


第5図 おがくず豚ふん堆肥を主として施用している圃場の全リン酸含量と可溶性亜鉛・全亜鉛含量との関係
注) r=0.63**：危険率1%で有意。 r=0.60*：危険率5%で有意。

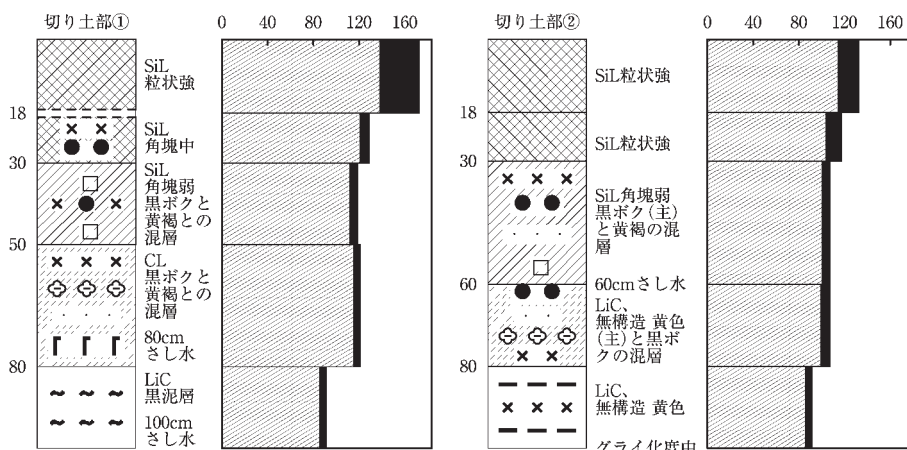
4 試験4：豚ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の層位別全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量

主としておがくず豚ふん堆肥を連用している農家圃場の層位別亜鉛含量を第6図および第7図に示した。細粒褐色低地土圃場では、ビニルハウスの外部に位置する水口部および水尻部では全亜鉛含量は120 mg kg⁻¹以下であったが、ビニルハウス内における水田造成時の切り土部および盛り土部位では全亜鉛含

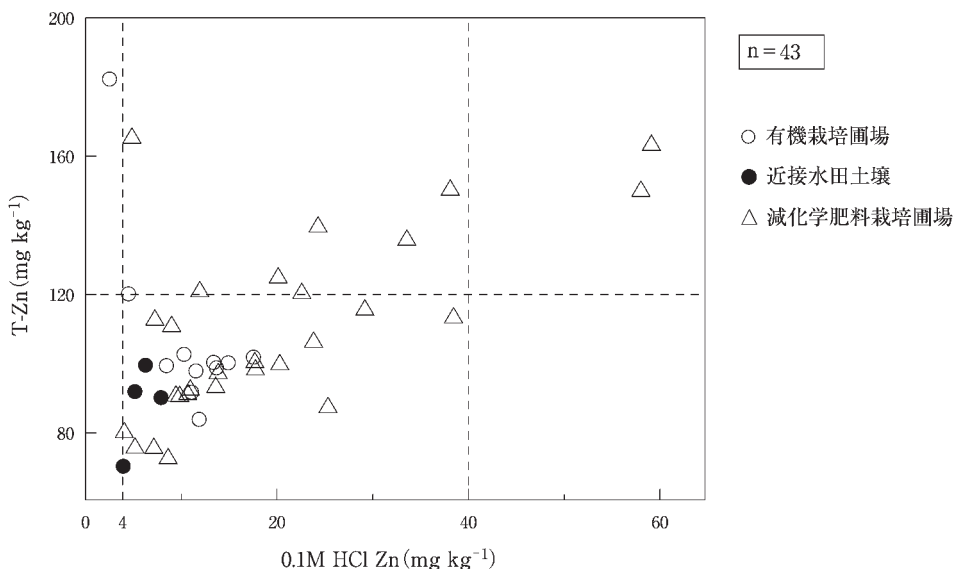
量は120mg kg⁻¹以上であった。この場合、次層の構造が発達しているほど次層の可溶性亜鉛含量が多い傾向が認められた。可溶性亜鉛含量は作土および次層において蓄積が認められ、ビニルハウス内における切り土部および盛り土部位で含量が多かった。難溶性亜鉛含量は上記における部位の間および土層の深さによって大きな差が認められず、概ね80~90mg kg⁻¹の範囲であった。また、下層土の全亜鉛含量は概ね90mg kg⁻¹であった。



第6図 細粒褐色低地土圃場における調査地点の土壤断面と亜鉛含量

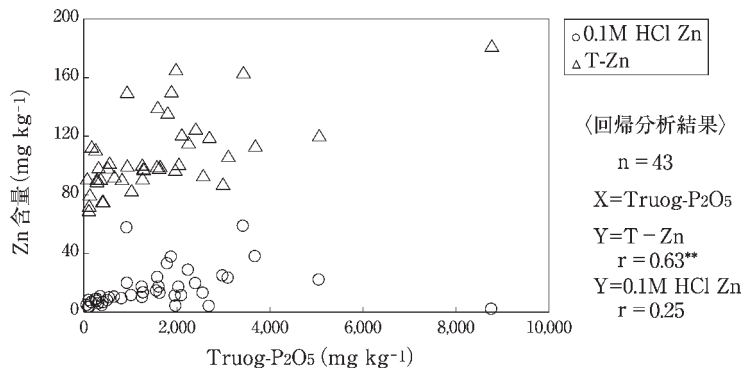


第7図 多湿黒ボク土圃場における調査地点の土壤断面と亜鉛含量
凡例は第6図と同じ



第8図 おがくず牛ふん堆肥を主として施用している圃場および近接の水田土壌作土の可溶性亜鉛と全亜鉛含量との関係

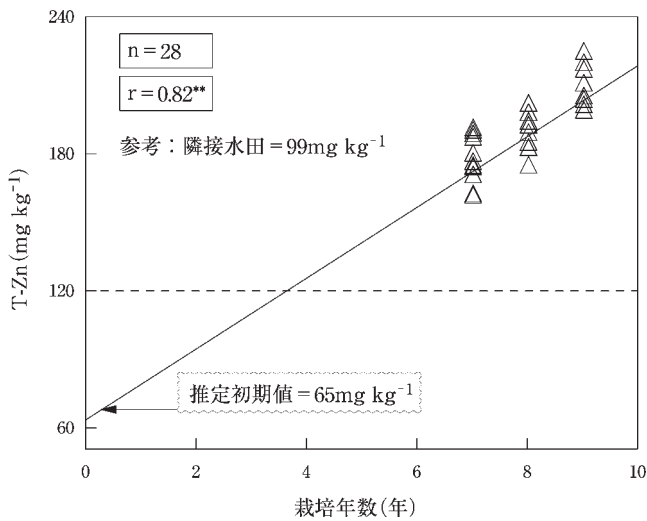
多湿黒ボク土圃場では、調査した切り土部2地点ともに、作土および次層の全亜鉛含量は120 mg kg⁻¹以上であり、可溶性亜鉛含量は作土で多く、2地点の間では、次層の構造の発達している地点で次層の可溶性亜鉛含量が多かった。次層以下の土層のうち、グライ層または黒泥層以外の土層では全亜鉛含量に大きな差が認められず110~120mg kg⁻¹の範囲であった。



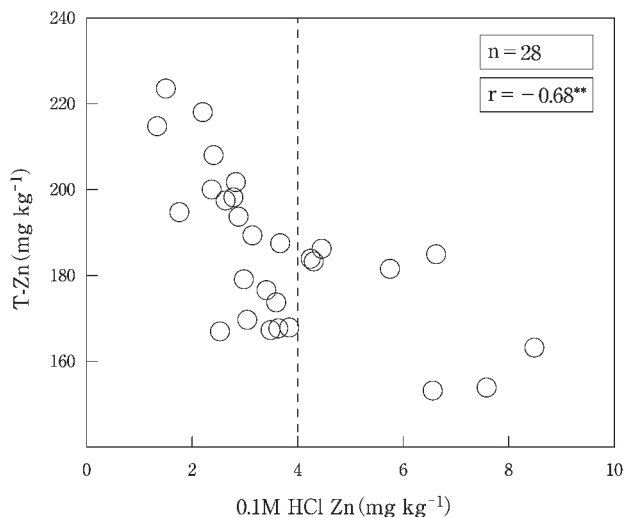
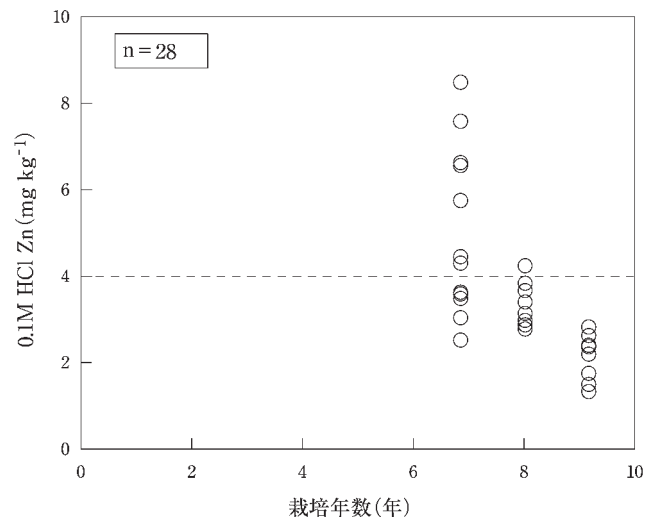
第9図 おがくず牛ふん堆肥を主として施用している圃場および近接の水田土壌作土の可溶性亜鉛と全亜鉛含量と可給態リン酸含量との関係
注) r=0.63**：危険率1%で有意。

5 試験5：牛ふん堆肥を主な肥料源としている農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量

おがくず牛ふん堆肥を主な肥料源としている



第10図 おがくず牛ふん堆肥と鶏糞を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量の栽培年数との関係
注) $r = 0.82^{**}$: 危険率1%で有意.



第11図 おがくず牛ふん堆肥と鶏糞を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量との関係
注) $r = -0.68^{**}$: 危険率1%で有意.

農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量を第8図に示した。野菜栽培39圃場のうち10圃場で「管理基準」である 120 mg kg^{-1} 以上の全亜鉛含量が検出された。また、これらの野菜栽培圃場では、全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量との間に概ね正の相関関係が認められたが、1圃場で全亜鉛含量が 180 mg kg^{-1} 以上と多いにも係わらず、可溶性亜鉛は必須微量元素としての下限值である 4 mg kg^{-1} 未満であった。この特異な圃場では可給態リン酸含量が約 $9,000 \text{ mg kg}^{-1}$ と多かった。さらに、減化学肥料栽培圃場のうち、2圃場で必須微量元素としての上限值である 40 mg kg^{-1} 以上の可溶性亜鉛含量が認められた。

次に、これらの圃場について、全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量と可給態リン酸含量との関係を第9図に示した。可給態リン酸含量は全亜鉛含量との間には有意な正の相関 ($r = 0.63^{**}$) が認められるが、可溶性亜鉛含量との間には相関関係が認められなかった。

6 試験6：牛ふん堆肥と鶏ふん堆肥を主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量

牛ふん堆肥と鶏ふん堆肥を主な肥料源としている有機栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量を第10図に示した。調査した全ての畦で全亜鉛含量は「管理基準」である 120 mg kg^{-1} を大きく超えてい

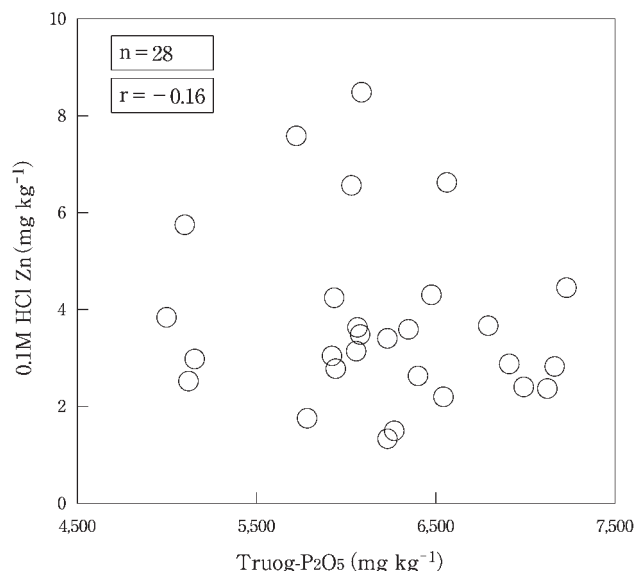
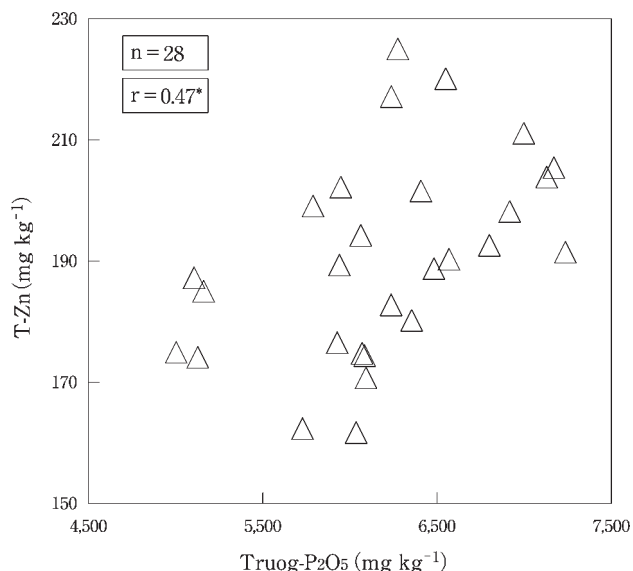
た。ビニルハウス建設後の野菜栽培は7～9年前に開始されていたが、栽培年数の増加とともに全亜鉛含量は増加しており、栽培年数に対する全亜鉛含量の回帰式から野菜栽培を開始する前の初期値は 65 mg kg^{-1} と推定された。なお、このビニルハウスに隣接する同農家の水田圃場における全亜鉛含量は 99 mg kg^{-1} であった。

一方、この圃場における可溶性亜鉛含量は畦の大半で必須微量元素としての下限值である 4 mg kg^{-1} 以

下であり、かつ栽培年数の長いほど低下する明瞭な傾向が認められた。

この圃場の畦毎の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量を第11図に示したが、全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量とは有意な負の相関関係を示した。また、調査し

た半数以上の畦で可溶性亜鉛含量は 4 mg kg^{-1} 以下であった。次に、全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量に対する可給態リン酸含量との関係を第12図に示した。可溶性亜鉛含量は可給態リン酸含量との間に相関関係は見られないが、全亜鉛含量は可給態リン酸含量

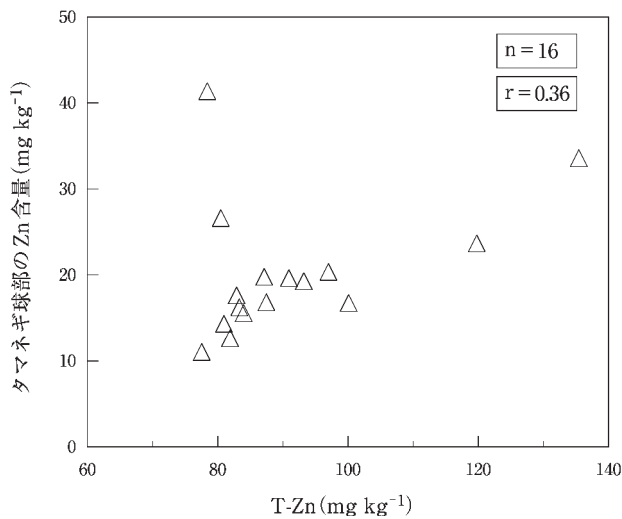


第12図 おがくず牛ふん堆肥と鶏ふんを主な肥料源としている野菜栽培農家圃場の全亜鉛含量および可溶性亜鉛含量と可給態リン酸との関係
注) $r = 0.47^*$: 危険率5%で有意。

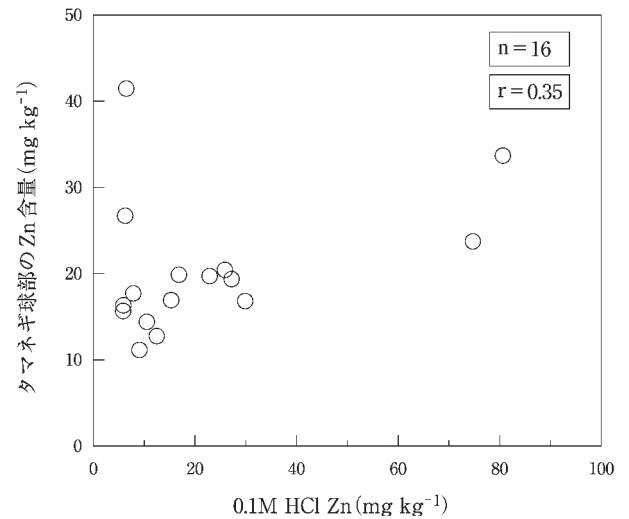
第3表 家畜ふん堆肥19作連用試験圃場のタマネギの生育と亜鉛含量および土壌の全・可溶性亜鉛含量

		化成区		牛ふん区			豚ふん区		
		0.5	1*	0.5	1	3	0.5	1	3
タマネギの平均1球重 (g)	無マルチ	300	304	254	227	239	120	87	136
	マルチ	411	385	502	502	496	447	512	454
タマネギ球部の亜鉛含量 ($\text{mg kg}^{-1}\text{DW}$)	無マルチ	16	27	18	14	20	20	19	24
	マルチ	16	41	11	13	21	17	17	34
タマネギ地上部の亜鉛含量 ($\text{mg kg}^{-1}\text{DW}$)	無マルチ	8	12	9	9	8	10	12	12
	マルチ	9	16	6	6	8	8	9	11
土壌の全亜鉛含量 (mg kg^{-1})	無マルチ	84	80	83	81	91	87	93	120
	マルチ	83	78	78	82	97	87	100	135
土壌の可溶性亜鉛含量 (mg kg^{-1})	無マルチ	6	6	8	11	23	17	27	75
	マルチ	6	7	9	13	26	15	30	81
土壌の難溶性亜鉛含量** (mg kg^{-1})	無マルチ	78	74	75	70	68	70	66	45
	マルチ	77	71	69	69	71	72	70	54

注) ・17作までダイコン (年2作), 以後エダマメとタマネギの交互作
 ・*1: 標準量区 ($N = 180 \text{ kg ha}^{-1}$), 0.5: 半量区, 3: 3倍量区
 ・化成区: $N = 180 \text{ kg ha}^{-1}$, 堆肥区はT-N相当量
 ・牛ふん: 稲わら牛ふん堆肥・豚ふん: おがくず豚ふん堆肥
 ・難溶性亜鉛含量**: 全亜鉛含量 - 可溶性亜鉛含量



第13図 タマネギ球部の亜鉛含量と作土の全亜鉛含量・可溶性亜鉛含量との関係



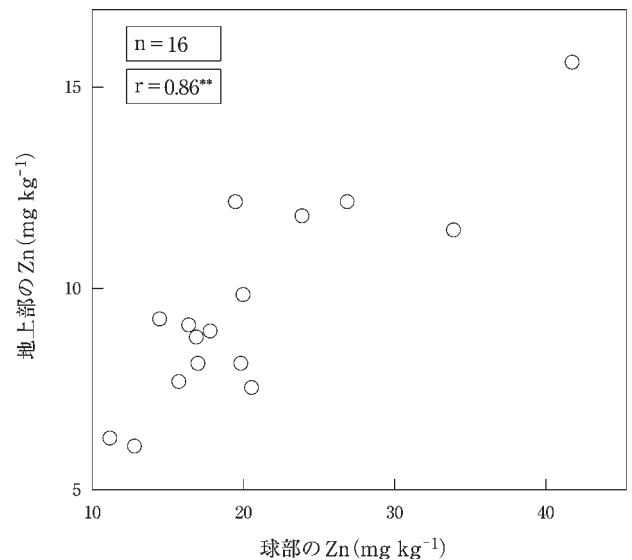
との間に正の相関関係の傾向が伺われた。

7 試験7：家畜ふん堆肥または化成肥料19作連用 試験圃場の作物体亜鉛含量および土壌の全亜鉛 含量と可溶性亜鉛含量

家畜ふん堆肥および化成肥料19作連用試験圃場の作物体亜鉛含量および土壌の全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量の調査結果を第3表に示した。土壌の全亜鉛含量、可溶性亜鉛含量および難溶性亜鉛含量は、試験1および試験2の結果と同様な傾向を示した。

タマネギ球部の亜鉛含量は、土壌中の全亜鉛含量や可溶性亜鉛含量が多いおがくず豚ふん堆肥3倍量区でやや多い傾向であるものの、土壌中の全亜鉛含量や可溶性亜鉛含量が少ない化成肥料標準量区よりはむしろ少なかった。そこで、タマネギ球部の亜鉛含量と土壌中の全亜鉛含量や可溶性亜鉛含量との関係を見ると(第13図)、それらの間には相関関係は全く認められなかった。

タマネギ地上部の亜鉛含量は球部の亜鉛含量と有意な相関関係 ($r = 0.86^{**}$) が認められ、地上部の亜鉛含量は球部の亜鉛含量の $1/2 \sim 1/3$ であった(第14図)。また、散布図は省略したが、タマネギ球部の場合と同様に、地上部の亜鉛含量と土壌中の全亜鉛含量 ($r = 0.23$) や可溶性亜鉛含量 ($r = 0.26$) との間には相関関係は認められなかった。

第14図 タマネギ球部と地上部の亜鉛含量との関係
注) $r = 0.86^{**}$: 危険率1%で有意。

IV 考 察

1 亜鉛の天然賦存量および蓄積全亜鉛含量

重金属類の土壌への蓄積を検討するにあたっては、天然賦存量との比較が1つの重要な指標となる。地殻中に含まれる全亜鉛の天然賦存量は大略 70 mg kg^{-1} といわれている¹⁹⁾。また、環境庁による「管理基準」設定前の各地域の亜鉛汚染がないとみられる農林土壌の全亜鉛含量調査においては、 $15 \sim 208 \text{ mg kg}^{-1}$ の範囲に分布し、このヒストグラムの95%分布点が 120 mg kg^{-1} とされている^{15,16)}。

本報告のうち、当研究センターにおける有機物連用試験圃場については、その下層土における全亜鉛含量は家畜ふん堆肥を施用していない試験区を含めて75~100mg kg⁻¹であり、この値が概ねこの試験圃場における天然賦存量と考えられる。この値は、70mg kg⁻¹よりも7~43%程多いが、この試験圃場は京都府北部の由良川水系に生成された低地土であり、この水系の源流部付近にはマンガン鉱山が多数分布していたとのことである²⁴⁾から、随伴成分として亜鉛が含まれていたことが推察される。

また、おがくず豚ふん堆肥を主な有機物として施用している農家圃場の下層土の全亜鉛含量は、細粒褐色低地土圃場では100mg kg⁻¹であり、多湿黒ボク土圃場では112mg kg⁻¹であった。この地域の大半の地目は水田であり、水田時の土層に対して土層かく乱を伴うような操作を行わずビニルハウスを建設したものである。そして、おがくず牛ふん堆肥を主な有機物として施用している圃場の調査対象野菜栽培圃場に近接する水田の作土の全亜鉛含量は88mg kg⁻¹であった。これらの値はいずれも70mg kg⁻¹より26~60%高い値である。下層土や水田では農業に伴う亜鉛の蓄積はわずかであると考えられるので、これらの地域では土壤生成時点から亜鉛の含量が高かったものと考えられる。

浅見¹⁾の旧鉱山由来の、亜鉛の水田における蓄積に関する層位別分布によれば、透水性の良い土壤で、長期にわたって亜鉛が供給され続けた場合には、下層土まで亜鉛が蓄積している事例が報告されている。本報告のうち、有機物連用試験圃場は、下層土は透水性の不良な細粒褐色低地土の水田地域内の島畑であり、土層状況からすると、斑紋はほとんどみられず、試験圃場近接の旧水田圃場も宅地化し、現在では水田的な特徴はほとんど見られない圃場である。また、その他の農家圃場も下層土は粘質な圃場が多かった。本報告で層位別全亜鉛含量を調査した圃場についてみると、全亜鉛含量の蓄積は表層および次層まで認められた。下層土の全亜鉛含量が、天然賦存量である70mg kg⁻¹より高いことは、水田造成時までに全亜鉛含量のやや高い母材によってすでに若干の全亜鉛含量の負荷が生じていたことを示していると判断される。また、表層または一部の圃場で次層までに下層土よりも高い全亜鉛の蓄積が認められた

ことは野菜栽培に伴って施用された家畜ふん堆肥に由来するものと判断される。

堆肥の種類の違いについてみると、当研究センター内における連用試験結果に明らかなように、豚ふん堆肥の方が牛ふん堆肥よりも亜鉛を蓄積させやすい。このことは特に豚の飼料には亜鉛が添加されている^{8,17)}ことからよく知られていることである。ただし、作付け年数に伴う亜鉛の土壤への蓄積傾向については、(試験6)に示したようにおがくず牛ふん堆肥と鶏ふん堆肥を施用している1戸の農家の圃場では、全亜鉛含量は作付け年数の増加に伴って蓄積量が多くなる傾向がみとめられたものの、おがくず豚ふん堆肥を主な肥料源としている農家グループの圃場の亜鉛含量を作付け年数別に並べてみると、作付け年数の増加に伴って、逆に全亜鉛含量が低下しているような傾向が認められる(試験3)。このことは、調査圃場の天然賦存量がそもそも異なったのか、豚ふん堆肥中の亜鉛は施用開始後5~6年とそれ以降では異なった蓄積傾向を示すものなのかなどさまざまな要因が考えられるが、ここではこれ以上のデータを持ち合わせていないので可能性の指摘に留めた。

2 必須微量元素の面からの可溶性亜鉛含量

亜鉛は作物にとって必須微量元素であり、土壤中の0.1M HCl可溶性亜鉛含量診断値は概ね4~40mg kg⁻¹とされている¹³⁾。いうまでもなく、作物の正常な生育と収量を確保することが土壤診断の目的であるが、基準値に明らかなように、欠乏も過剰もある。そして、微量元素の場合、多量要素と比較してこの両者の値の範囲の幅である適正域が比較的狭いことが特徴でもある。

本試験においては、おがくず牛ふん堆肥および鶏ふん堆肥を施用している農家圃場において、全亜鉛含量が120mg kg⁻¹を大きく超えているにもかかわらず、可溶性亜鉛含量が必須微量元素としての適正值である4mg kg⁻¹を下回っている例が認められた。このメカニズムとしては、リン酸による亜鉛の難溶塩形成または有機態亜鉛への変化による不可給化が考えられる。渡辺²⁷⁾も作物の亜鉛欠乏の発生原因の1つとして、リン酸の過剰施用による亜鉛の不可給化を指摘している。こうした圃場において有機栽培を行うた

めには、全亜鉛含量は 120mg kg^{-1} を大きく超えているのであるから、これ以上の家畜ふん堆肥の施用を控え、併せて亜鉛の不可給化に作用する石灰質資材も控えるとともに、窒素含量がリン酸やカリウムに比較して高いなたね油粕やだいず油粕などの施用のみとすることが望まれる。

3 タマネギ球部の亜鉛含量について

食品成分表5訂版に示されているタマネギの亜鉛の含量¹⁰⁾を乾物あたりに換算すると 19mgkg^{-1} となる。また、Reuterら²²⁾は $10\sim 100\text{mg kg}^{-1}$ の値を報告している。本試験では $11\sim 41\text{mg kg}^{-1}$ であった。食品成分表には分析値の変動幅が記載されていないので、本試験の値が通常値の範囲内であるかどうかは判断できないが、タマネギそのものの生育はいずれの区も可視的な生理障害は観察されなかった。渋谷は慣行栽培条件下における野菜類の可食部の重金属の天然含量を紹介しており²³⁾、それによると、乾物あたりの亜鉛含量は、葉菜類10種では59(最多79～最少32) mg kg^{-1} 、果菜類7種では40(80～11) mg kg^{-1} 、根菜類8種では36(77～9) mg kg^{-1} とされている。このうち、タマネギに近いと思われるネギでは 40mg kg^{-1} とされている。

市倉ら⁷⁾は、供試土壌が 105mg kg^{-1} の全亜鉛含量である土壌を用いて、タマネギに対する硫酸亜鉛を用いた亜鉛の添加試験において、 500mg kg^{-1} の添加により生育阻害が生じ収量が低下したとし、この時のタマネギ球部と茎葉部の亜鉛含量はそれぞれ 305mg kg^{-1} および 720mg kg^{-1} であったとしている。

加藤¹³⁾は野菜類に過剰障害を生じる土壌の 0.1M HCl 可溶性亜鉛の診断基準値のめやすとして、 100mg kg^{-1} 以上としている。

本試験の範囲においては、タマネギ球部の亜鉛含量は、可溶性亜鉛含量や全亜鉛含量との相関が認められなかった。そこで、亜鉛含量に加えて、各種の交換性・水溶性無機成分やpH、ECなどを説明変数とする重回帰分析を行ったが、有意な回帰式が得られなかったため結果は省略した。おがくず豚ふん堆肥区における土壌の全亜鉛含量 $120\sim 135\text{mgkg}^{-1}$ 、可溶性亜鉛含量 $75\sim 80\text{mg kg}^{-1}$ 程度の蓄積は化成肥料の場合よりもタマネギの亜鉛含量を増加させることはなく、特段の生育異常も認められなかった。

これらのことから、本試験におけるタマネギの亜鉛含量は概ね正常範囲ではないかと推察される。

しかし、本試験では作物はタマネギについてのみの結果であるので、今後、家畜ふん堆肥の適正施用マニュアルを策定するためには、より多くの作物に対して、亜鉛に関する、投入、作物による吸収および土壌への蓄積と土層内移動に関するデータの蓄積とバランスシートの解析を行う必要があると考えられる。

4 土壌の全亜鉛含量に関する「管理基準」を家畜ふん堆肥施用土壌に適用することの妥当性

全亜鉛含量に関する「管理基準」は環境庁水質保全局長から都道府県知事宛に出された暫定的な「通達」であり、銅やカドミウムなどの土壤汚染防止法に基づく基準とは性格を異にしている。この通達の本文のみでは「管理基準」設定の根拠が分かりにくい。その解説となる文書は浅見²⁾によって詳細に紹介されている。また、「管理基準」設定の翌年には、国立公害研究所主催のシンポジウムにおいて、環境庁水質保全局長補佐によって基準設定の根拠と経緯が報告^{15,16)}されている。これらによれば、以下の点が根拠とされている。

- (1) 日本における重金属汚染のない耕地および林地土壌の全亜鉛含量の頻度分布によると、その95%までを含む分布点に相当する値が 120mg kg^{-1} であること。
- (2) 下水汚泥やし尿汚泥資材そのものにおける全銅含量が全亜鉛含量との相関が高いこと。
- (3) 亜鉛を指標物質として監視することにより、作物の生育に影響を及ぼすおそれの高い亜鉛そのものによる作物の生育阻害を防止するとともに、併せて他の重金属等の過剰蓄積の防止も図れると判断した。

このことから、土壌の全亜鉛含量の 120mg kg^{-1} という値の考え方として、この濃度レベルに達したとしても作物の生育等には影響を及ぼさないと考えられる濃度と解して差し支えないものとしている。そして、例えば各自治体の関係機関においては全亜鉛の 120mg kg^{-1} を超えた農用地においては重金属濃度の高い再生有機質資材の使用は控える等の指導が実施されることを期待している。

これを踏まえて、環境庁の「管理基準」を家畜ふん堆肥施用土壤に適用することの妥当性を検討する。

1) 外国の基準値

浅見²⁾は外国における土壤汚染基準を紹介しており、全亜鉛含量については、スイスは 200mg kg^{-1} であり、ドイツは 300mg kg^{-1} であるとしている。このうち、ドイツの基準は風乾土当たりであるため、風乾土水分を5%とすれば 316mg kg^{-1} となる。筆者はこれら以外の国外の基準値に関して不明であるが、これらの値と比較すると我が国の「管理基準」が著しく低い値であることが明確である。

2) 土壤汚染指標としての銅含量との相関

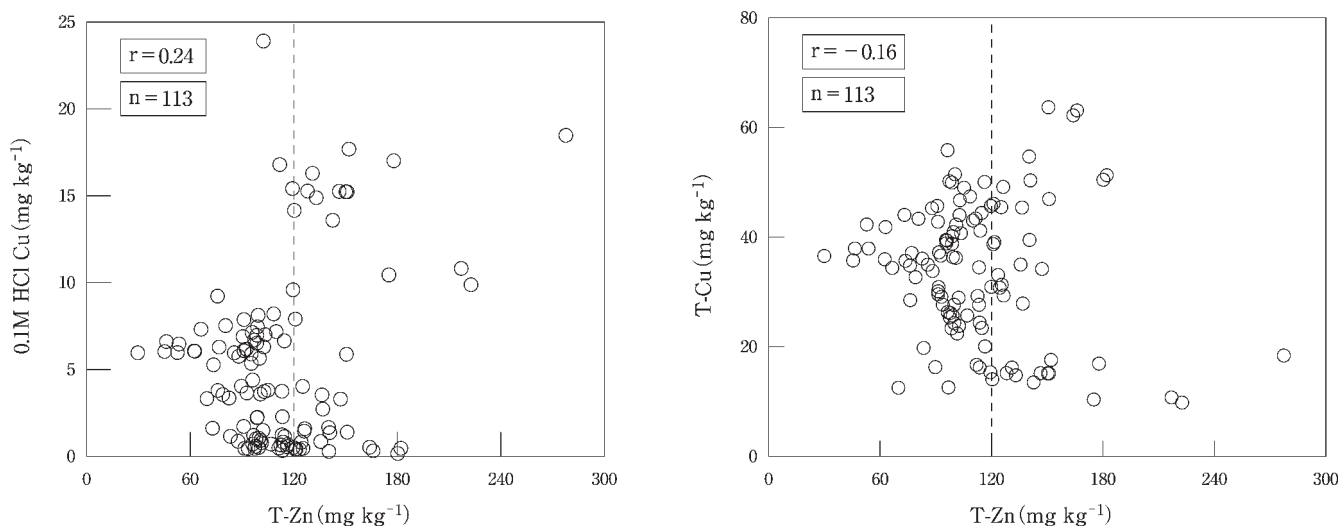
「管理基準」では上記のように、下水汚泥やし尿汚泥資材における銅含量が全亜鉛含量との相関が高いこと、を基準設定の根拠としている。しかし、土壤汚染防止法で銅の土壤汚染に関する基準が設定されているのは土壤の0.1M HCl 可溶性銅含量 125mg kg^{-1} であり、基準の対象は有機物資材ではないし、分析法としては全銅含量ではない。ところが、ここから論理はさらに飛躍して、「銅などの土壤汚染を予防するための代替指標として土壤の全亜鉛含量について管理基準を設定することが有効」¹⁵⁾としている。土壤の全亜鉛含量が銅などの土壤汚染の代替指標となることを主張するためには、直接にこの両者の間に高い相関関係があることを示す必要がある。しかし、「管理基準」に関しては、基準設定当時の環境庁の見解に関して、この点を明確に示しているデータは

見あたらない。ただし、環境庁は「管理基準」の設定にあたって、今後の研究データの蓄積により、必要な修正を行うことを態度表明している。

そこで、本試験において扱った土壤試料および若干数のその他の有機栽培圃場や有機栽培圃場に近接する水田圃場について、土壤の全亜鉛含量と0.1M HCl 可溶性銅含量または全銅含量との関係を検討し、その結果を第15図に示した。全亜鉛含量と0.1M HCl 可溶性銅含量との間には相関関係は認められないのみならず、全亜鉛含量が 120mg kg^{-1} 以上で、最高 280mg kg^{-1} でも、0.1M HCl 可溶性銅含量は汚染があると判断される 125mg kg^{-1} よりはるかに少なく 25mg kg^{-1} 未満であった。さらに、これらの圃場について全銅含量を調査したところ(第15図)、全銅含量でも 125mg kg^{-1} に至る圃場はなく、 70mg kg^{-1} 未満であった。

折原ら²⁰⁾は、各種の家畜ふん堆肥の重金属含量等を調査し、一部の堆肥について亜鉛、銅、マンガンおよび鉛が高濃度に含有されているが、これらの重金属は他の成分との相関関係は認められず、一部の成分を分析して推測することは困難なため、個々の成分について分析する必要があるとしている。この指摘は、家畜ふん堆肥ではし尿汚泥や下水汚泥の場合のように、全亜鉛含量が代替指標にならないことを示すとともに、本試験において、全亜鉛含量が可溶性銅含量や全銅含量との間に相関関係を示さなかったことと符合している。

これらの結果は、少なくとも本試験の対象とした



第15図 土壤の全亜鉛含量と可溶性銅含量および全銅含量との関係

注) n = 113の内訳: 有機栽培32, 減化学肥料栽培73, 化学肥料栽培4, 近接水田4

家畜家禽ふん堆肥を主な肥料成分供給源とした圃場においては、全亜鉛含量は銅の土壤汚染に係わる代替指標とはならないことを明確に示している。

3) 作物生育

「管理基準」では、上記のように、「全亜鉛の120 mg kg⁻¹という値の考え方として、この濃度レベルに達したとしても作物の生育等には影響を及ぼさないと考えられる」としている。しかし一方で、「作物の生育に影響を及ぼすおそれの高い亜鉛そのものによる作物の生育阻害を防止する(ため)」との記載¹⁵⁾もある。伊藤⁹⁾は、野菜の重金属自然含有率と汚染の状況に関する文献調査結果を報告しており、亜鉛に関しては、自然含有率の平均は8.2mg kg⁻¹、汚染されたものでは57mg kg⁻¹としている。さらに、野菜では土壤中の亜鉛含量が200~500mg kg⁻¹でも害がみられるとしている。上記の引用文献や本連用試験にみえたように、少なくともタマネギに関しては、全亜鉛含量120mg kg⁻¹程度で、かつ可溶性亜鉛80mg kg⁻¹程度では生育障害や収量低下は認められない。また連用試験においては土壤の亜鉛含量の多い区で、タマネギに先立つダイコンについてもこの区で生育が劣ることは認められていない²⁶⁾。

4) 提言

「管理基準」は、その根拠となっている下水汚泥やし尿汚泥については、上記のように全亜鉛含量が銅などの重金属汚染を防止するための代替指標として適用できる根拠があると思われるが、家畜家禽ふん堆肥までを含めた幅広い「再生有機物」については根拠となるデータを蓄積してから適用すべきであると考えられる。すなわち現段階では、「管理基準」は下水汚泥やし尿汚泥についての適用に限定し、家畜家禽ふん堆肥を含めた有機物に関する亜鉛含量に関しては、今後のデータの蓄積を踏まえた上で適切な基準値を検討することを提言したい。また、土壤汚染に関する基準については、高感度な分析機器が普及している現在では、銅などの汚染を評価するにあたっては、全亜鉛のような代替指標を用いるべきではなく、直接に問題となる元素を分析し指標とすべきであることを提言したい。

5 亜鉛含量に配慮した有機物適正施用技術の策定に向けて

筆者らはこれまでに、試験場内における家畜ふん堆肥連用試験圃場における土壤の化学性の実態やダイコンの生育について報告してきた^{25,26)}。また、肥料成分のすべてを有機物で賄う有機栽培農家圃場⁵⁾や肥料成分の多くを有機物で賄う減化学肥料栽培農家圃場⁶⁾の土壤調査を行ってきた。これらの圃場のほとんどは家畜家禽ふん堆肥を主要な有機物源として施用していた。そして、これらの圃場では概して肥料成分含量が過剰であるとともに、塩基バランスの乱れも見られた。また、これまでに化学肥料連用畑では土壤の水溶性陰イオンのうち EC の上昇に寄与率が高いのは硝酸イオンであるとされている¹¹⁾が、これらの有機栽培農家圃場や減化学肥料栽培農家圃場では塩素イオンや硫酸イオンであり、これらの塩素イオンや硫酸イオン含量は、単独でも発芽不良を生ずるようなレベルにまで蓄積している例が認められた。加えて、少なくないケースにおいて作土からの窒素の溶脱が推定されることなどの問題点を指摘してきた。本試験における連用試験圃場や有機栽培農家圃場や減化学肥料栽培農家圃場においては、主な施用有機物は牛ふん堆肥や豚ふん堆肥または鶏ふん堆肥であった。そして、これらのような問題点に加えて、本研究により、これらの有機物を多量に連用すると土壤中に亜鉛が蓄積することが明らかとなった。

上記のように、し尿汚泥や下水汚泥に関するデータに基づいて定められた日本の「管理基準」値を、家畜家禽ふん堆肥を施用する場合にそのまま適用することには大きな疑問が残るものの、スイスやドイツなどの基準に照らしてもほぼ同等かそれ以上の蓄積が見られる圃場については問題であろう。

また、コーデックスにおいて国際的な基準が検討されており、我が国においてもカドミウムを主とした重金属や硝酸塩などの実態調査と含量低減のための研究が実施されているが、現在までのところ、亜鉛に関する農用地土壤の管理基準については行政レベルでの再検討がなされているという情報は聞かれない。しかし、有機栽培や減化学肥料栽培において家畜家禽ふん堆肥をいかに適切に安心して施用するかということは、農家のみならず農業技術指導機関や農業関係機関において切実な問題で

ある。この視点からすると、現在の「管理基準」をそのまま家畜ふん堆肥に適用することには、上記に見てきた理由のみからしても大きな疑問を呈せざるを得ない。

また、家畜ふん堆肥特に牛ふん堆肥や鶏ふん堆肥を施用する場合は、それらの堆肥のリン酸含量が多いために、リン酸が土壌に蓄積し必須微量元素としての亜鉛を難溶性の形態にして、可溶性亜鉛含量を減少させているメカニズムが推察された。難溶性亜鉛としては有機物と結合した亜鉛の寄与も推定されるのでこの点についての今後の検討が待たれる。

今後の家畜ふん堆肥の適正利用技術の策定に関しては、豚ふん中の亜鉛含量の低減に関連して、畜産分野の研究において、餌の中に亜鉛や銅を添加しなくともフィターゼ添加により豚の発育に影響がでない¹⁷⁾という報告がある。この技術の普及が強く望まれる。

今後、健全な作物生育と環境保全の両者を保証するための有機物の適正利用技術を策定するにあたっては、有機物の亜鉛含量を考慮に入れる必要があることを上記に加えて提言したい。

この提言に関しては、近年、同趣旨の指摘が行なわれており、三浦ら¹⁸⁾は、豚ふん施用に伴う亜鉛や銅の土壌蓄積を減少させる視点から野菜の窒素養分収支を検討し、レタスとニンジンの輪作において、作物に吸収される窒素量を賄うためには、豚ふんの施用量を20 t ha⁻¹よりも減少させようとしている。また、折本ら²¹⁾は家畜ふん堆肥連用畑における亜鉛や銅の土壌蓄積量を調査し、全亜鉛の含量が「管理基準」を超えないようにするための堆肥施用上限量を算出している。

今後こうしたアプローチを強化し、各種の土壌における各種の作物について、多様な土壌環境条件における診断基準を策定するとともに、適正な土壌管理マニュアルを体系的に構築することが望まれる。このような取り組みは、「管理基準」設定時の環境庁の解説的文書にあるとおり、「管理基準」はあくまで暫定的なものであり、今後の知見の集積によってはこの管理基準の見直し等を行うとされていることからすれば、環境省の関係機関の理解を得る上でも歓迎されるものであると信ずる。

筆者ら^{5,6)}はこれまでに、小規模な中山間の野菜栽培

地帯において、現在の消費ニーズを考慮すると、有機栽培や減化学肥料栽培は、農家の生存戦略のための有効な選択肢の1つであると位置づけている立場を調査研究成果の取りまとめにあたって表明してきた。その上で、本研究の結果は、施用有機物が家畜家禽ふん堆肥に偏っている場合には、施用有機物の亜鉛含量を考慮した有機物管理技術策定の必要性を明らかにしているものと位置づけられる。

V 摘 要

家畜ふん堆肥または化成肥料の連用試験圃場および、野菜栽培を行っている減化学肥料栽培や有機栽培農家圃場を対象として、土壌中の可溶性亜鉛含量、全亜鉛含量および土壌汚染指標である銅含量の実態調査を行うとともに、土壌中の亜鉛含量と作物（タマネギ）の亜鉛含量との関係を検討した。これらに基づいて、全亜鉛含量に関する環境庁の「管理基準」を家畜ふん堆肥施用圃場に対して適用することの妥当性について検討した。

1) おがくず豚ふん堆肥、稲わら牛ふん堆肥または化成肥料を12作（6年）連用した試験圃場の全亜鉛含量の層位別分布の分析結果によると、全亜鉛含量の蓄積は概ね15cm深までの表層で認められたが、おがくず豚ふん堆肥多量連用区では30cm深の次層まで蓄積が認められ、次層まで全亜鉛含量が120mg kg⁻¹以上であり「管理基準値」を上回っていた。全亜鉛含量の蓄積は、稲わら牛ふん堆肥区よりもおがくず豚ふん堆肥区で多く、またこれらの堆肥の施用量の増加に伴って多い傾向を示した。同試験圃場における20作後の土壌については、全亜鉛含量から可溶性亜鉛含量を差し引いて算出した難溶性亜鉛含量は、試験区間に大きな差は認められず、蓄積した亜鉛の形態は可溶性であった。

2) おがくず豚ふん堆肥を主な肥料源としている、減化学肥料栽培農家圃場の作土の全亜鉛含量は、調査した大半の圃場で「管理基準」である120mg kg⁻¹を超えており、最も多い圃場では280mg kg⁻¹に達していた。また、可溶性亜鉛含量の必須微量元素としての下限値である4 mg kg⁻¹を下回る圃場は認められず、むしろ約半数の圃場が可溶性亜鉛含量の上限値である40mg kg⁻¹を上回っていた。これらの圃場について

は、全リン酸と全亜鉛含量との間には ($r = 0.63^{**}$) の、難溶性亜鉛含量との間には ($r = 0.60^*$) のともに有意な相関関係が認められた。

3) おがくず牛ふん堆肥を主な肥料源としている農家圃場の全亜鉛含量は、39圃場のうち10圃場で 120mg kg^{-1} 以上が検出された。また、これらの野菜栽培圃場では、全亜鉛含量と可溶性亜鉛含量との間に概ね正の相関関係が認められたが、1圃場で全亜鉛含量が 180mg kg^{-1} 以上と多いにも係わらず、可溶性亜鉛含量は下限値である 4mg kg^{-1} 未満であった。この特異な圃場では可給態リン酸含量が約 $9,000\text{mg kg}^{-1}$ と多く、亜鉛のリン酸による不可給化または亜鉛の有機態亜鉛への変化による不可給化が推察された。

4) タマネギ球部の亜鉛含量は、土壤中の可溶性亜鉛含量や全亜鉛含量が多いおがくず豚ふん堆肥の多量施用区で増加する傾向が認められたが、この区よりもこれらの亜鉛含量が少ない化成肥料区よりもタマネギの亜鉛含量が少なかった。また、可溶性亜鉛含量や全亜鉛含量とタマネギ球部の亜鉛含量との間には相関関係が認められなかった。

5) 全亜鉛含量は可溶性銅含量との間に相関はみられず、全亜鉛含量が 120mg kg^{-1} 以上であっても、可溶性銅含量は土壤汚染基準値である 125mg kg^{-1} より遙かに低かった。また全亜鉛含量が 120mg kg^{-1} 以上であっても、全銅含量でも 125mg kg^{-1} より遙かに低かった。いずれの場合も相関関係が認められなかった。

6) 環境庁による、土壤汚染の代替指標とされている「管理基準」としての土壤の全亜鉛含量 120mg kg^{-1} という値に関しては、国外の基準値と比較して著しく低いこと、家畜ふん堆肥施用圃場においては「管理基準」設定の根拠とされている土壤の銅含量との相関が認められないのみならず、土壤の全亜鉛含量が 120mg kg^{-1} 以上でも土壤汚染基準である可溶性銅含量は 125mg kg^{-1} より遙かに低かった。これらの結果、および「管理基準」はし尿汚泥や下水汚泥に関するデータを根拠にして設定されたという経緯を考慮すると、「管理基準」を、家畜ふん堆肥を施用している耕地にそのまま適用することには疑問があり、適切な基準値の設定のために今後のデータの蓄積が必要であると思われる。

謝 辞

本試験の推進ととりまとめにあたっては、前中央農業研究センターの原田靖生土壤肥料部長、前近畿中国四国農業研究センターの長野間宏地域基盤研究部長、中央農業研究センターの木村武資材利用研究室長、伊藤純雄土壤管理研究室長および近畿中国四国農業研究センターの四方平和野菜部長から適切かつ貴重な助言をいただいた。調査圃場を必ずしも明らかにできない理由から、調査に関連した公立農業試験研究機関、専門技術員、農業改良普及センター、調査対象農家の皆様には多大なご協力をいただいた。さらに近畿中国四国農業研究センター野菜部の業務班の皆様には堆肥連用試験における堆肥の製造、試験の実施と試料の採取および調整に関して甚大な協力をいただいた。大槻恵美子氏および鈴木真美子氏には土壤および作物の分析に関して多大な協力をいただいた。ここに明記して皆様に深謝いたします。

引用文献

- 1) 浅見輝男・本間 慎・田辺晃生・畑 明郎 1982. 生野鉱山などから排出されたカドミウム, 亜鉛, 鉛, 銅による市川・円山川流域水田土壤の汚染. 日土肥誌, 53: 507-512.
- 2) 浅見輝男 2001. ドイツ, スイスの土壤およびドイツの食品中金属元素等の基準値. 日本土壤の有害金属汚染. アグネ技術センター, 12-14.
- 3) 土壤標準分析・測定法委員会編 1986. 0.1N塩酸浸出法. 土壤標準分析・測定法. 博友社, 東京, 196-199.
- 4) 郡司掛則昭 2000. 無機成分の分析法. リン, 堆肥等有機物分析法. 日本土壤協会, 東京, 35-37.
- 5) 堀 兼明・福永亜矢子・浦嶋泰文・須賀有子・池田順一 2002. 有機栽培農家圃場の土壤の実態. 近中四農研報 1: 77-94.
- 6) 堀 兼明・浦嶋泰文・塩見文武・太田雅也 2003. ホウレンソウの減化学肥料ビニルハウス栽培農家土壤の実態—京都府夜久野町の事例—. 近中四農研報, 2: 67-82.
- 7) 市倉恒七・土山和英・前田正雄 1970. 水稻と

- タマネギの生育および収量におよぼす各種重金属の影響について. 大阪府農技センター研報, 7: 33-41.
- 8) 磯部 等・関本 均 1999. 堆肥化に伴う豚ふん中の銅および亜鉛の化学形態変化と植物吸収移行性. 日土肥誌, 70: 45-50.
- 9) 伊藤純雄 1975. 野菜における重金属土壌汚染. 中部の土壌と農業. 日本土壌肥料学会大会運営委員会編, 94-96.
- 10) 科学技術庁資源調査会編 2002. タマネギ, りん茎, 生. 五訂食品成分表. 女子栄養大学出版部, 東京, 70.
- 11) 亀和田國彦 1991. 土壌溶液イオン組成からのECの推定とアニオン種の違いがECおよび浸透圧に及ぼす影響. 日土肥誌, 62: 634-640.
- 12) 環境庁水質保全局長1984. 農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について(通達), 農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準の運用について(通達). 浅見輝男2001. 日本土壌の有害金属汚染. アグネ技術センター, 28-31. より引用.
- 13) 加藤哲郎 1996. 微量要素の基準値. 土壌診断の方法と活用. 農文協, 東京, 110-111.
- 14) 川崎 晃 2000. 重金属の分析法, 亜鉛, 堆肥等有機物分析法. 日本土壌協会, 東京, 111-113.
- 15) 小林慎一 1985. 再生有機質資材の農用地における使用に係る土壌の管理基準. 汚泥の土壌還元とその影響シンポジウム. 国立公害研究所編, 71-75.
- 16) 小林慎一 1985. 農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準. 産業と環境, 25-29.
- 17) 増田達明・平山鉄夫・榊原幹男・加納正敏 2002. 豚からの銅・亜鉛排泄量低減試験(第2報) 銅・亜鉛無添加飼料に対するフィターゼ添加が肥育豚に及ぼす影響. 愛知農総試研報, 34: 207-212.
- 18) 三浦憲蔵・片山勝之, 皆川 望 1998. 野菜畑への豚ふん施用に伴う銅・亜鉛の土壌蓄積と施用量の削減. 研究成果情報, 総合農業. 農業研究センター編, 448-449.
- 19) 岡崎正規 1997. 微量元素(亜鉛). 土壌環境分析法. 土壌環境分析法編集委員会編. 博友社, 東京, 349-353.
- 20) 折原健太郎・上山紀代美・藤原俊六郎 2002. 家畜糞堆肥の重金属含有量の特性. 日土肥誌, 73: 403-409.
- 21) 折本美緒・鹿島美咲・茂垣慶一 2002. 火山灰畑土壌における家畜糞堆肥連用による土壌中の亜鉛・銅の蓄積. 関東東海北陸農業研究成果情報. 中央農業研究センター編, 212-213.
- 22) Reuter D. J. and Robinson J. B. 1997. Vegetables: Plant analysis an interpretation manual Second ed. 385-457. CSIRO pub. Australia.
- 23) 渋谷政夫 1975. 作物体中の重金属の天然賦存量. 土壌汚染と農業. 博友社, 東京, 145-149.
- 24) 瀧本 清・石垣参策 1973. マンガン鉱. 日本地方鉱床誌, 近畿地方. 朝倉書店, 東京, 176-196.
- 25) 浦嶋泰文・塩見文武・須賀有子・堀 兼明 2000. 家畜糞堆肥連用およびマルチ条件における土壌の化学性の垂直分布. 近畿中国農業研究, 100: 3-7.
- 26) 浦嶋泰文・塩見文武・堀 兼明 2001. 家畜糞堆肥連用圃場におけるダイコンの栽培. 近畿中国農業研究, 101: 3-8.
- 27) 渡辺和彦 1986. 亜鉛. 原色生理障害の診断法. 農文協, 東京, 175-178.
- 28) 有機農産物の日本農林規格 1999.

The Behaviour of Zinc in Vegetable Cropping Fields Using Cattle or Pig Feces Compost

Kaneaki HORI, Ayako FUKUNAGA, Kazufumi OJIMA*, Yuko SUGA,
Yasufumi URASHIMA**, Kazuo TANAKA*** and Jun-ichi IKEDA

Summary

The soil available and total zinc and soil copper concentrations were studied in an experimental field receiving mono-application of cattle feces compost, pig feces compost or chemical fertilizer and in farmer's fields receiving low input of chemical fertilizer in combination with pig feces compost or cattle feces compost. In addition, the correlation between soil zinc concentration and the zinc concentration of onions was examined.

1) The vertical distribution of total-zinc concentrations was studied in the soil of experimental fields, where mono-application of cattle feces compost, pig feces compost or chemical fertilizer was carried out. These materials were applied twice per year for six years. The standard plot received 180 kg-Nitrogen ha⁻¹ per year. Plots that received half or three times the amount were also prepared. Zinc accumulation was observed mainly on the surface layer, while in the plot that received a three fold amount of pig feces compost, zinc accumulation was also observed in the second layer. The level of accumulation was higher in the plots receiving pig feces compost than in the plots receiving cattle feces compost. The zinc accumulation was increased with the amount of compost applied. There was no zinc accumulation in the plots of chemical fertilizer. There were no differences between the plots receiving mulch or non-mulched plots.

Similar tendencies toward zinc accumulation were observed in the 20 th continuous cropping experimental field. In addition, there were no differences observed among plots with regard to the non-available zinc concentration, namely the difference in total zinc concentration and available zinc concentration.

2) The total zinc concentration in the farmer's fields receiving low input of chemical fertilizer in combination with mainly pig feces compost were above 120 mg kg⁻¹ which was determined by the Japanese Environment Agency as the standard for soil pollution caused by other heavy metals. The highest concentration of total zinc observed was 280 mg kg⁻¹. There were no deficiencies in soil available zinc within the fields studied. There was a correlation between the total phosphate concentration and total zinc, non-available zinc concentrations.

3) In ten of thirty-nine farmer's fields studied using low input of chemical fertilizer in combination with mainly cattle feces compost, total zinc concentrations were above 120 mg kg⁻¹. There was a correlation between a total zinc concentration and available zinc concentration in most of these fields. However, a deficiency in soil available zinc was observed in one field, even though the total zinc concentration was higher than the standard, as described above. Since a remarkably high concentration of available phosphate was also observed in this field, it was suggested that the deficiency of soil available zinc was caused by immobilization of zinc when combined with phosphate or organic matter.

4) The zinc concentration in onion in the plots receiving pig feces compost was increased with the amount of the compost applied, therefore the zinc concentration in onions from these plots was lower than that in plots receiving chemical fertilizer. There was no correlation observed between the zinc concentra-

tion in onion and either soil total zinc concentration or soil available zinc concentration.

5) The conservative upper standard of soil pollution caused by heavy metal determined by the Japanese Environment Agency in 1984 is 120mg kg^{-1} of total zinc per dry soil. This standard was described to prevent pollution by other heavy metals such as copper. However, our study showed that the concentration of soil total zinc was not significantly correlated with not only the concentration of 0.1M HCl soluble copper but also the concentration of total copper.

Department of Vegetable Science

* Department of Integrated Research for Agriculture

** National Agricultural Research Center for Tohoku Region, Department of Upland Farming

*** National Institute of Vegetable and Tea Science, Department of Fruit Vegetables