

# し尿処理汚泥の連用が作物および土壌に及ぼす影響

伊藤淳次 \* ・ 田村明長 \*\* ・ 山根忠昭 \*\*\*

## Influence of Successive Application of Human Waste Sludge to Crops and Soil

Junji Ito \*, Akinaga TAMURA \*\* and Tadaaki YAMANE \*\*\*

### 目 次

緒 言 .....	83	2) 亜鉛の過剰による生育障害 .....	91
I 汚泥の連用と作物の生育, 収量 .....	83	4. 考 察 .....	91
1. 野菜, コムギの生育, 収量及び無機成分吸収量 .....	83	III 汚泥の連用と土壌の理化学性 .....	93
2. 汚泥中の窒素, リン酸の肥効 .....	86	1. 土壌の理化学性の変化 .....	93
1) 窒素の無機化パターン .....	86	2. 考 察 .....	97
2) リン酸の形態及び利用率 .....	87	IV 摘 要 .....	98
3. 汚泥の多量施用による生育障害 .....	88	引用文献 .....	99
1) アンモニア態窒素の過剰による生育抑制 .....	88	Summary .....	100

### I 緒 言

かつては下肥と呼ばれ、肥料の中心的存在であったし尿は、現在では大部分がし尿処理場あるいは下水処理場に集められ処理されている。そして、その処理残渣である汚泥は年々発生量が増加しており、一部は処分と肥料成分のリサイクルを目的として緑農地に施用されている。しかし、これらの汚泥には高濃度の重金属を含有するものがあり、農地への施用にあたっては土壌を汚染することがないように充分注意する必要がある。また、多量の汚泥を長期間連用する場合には、重金属以外の成分についても土壌への負荷が大きくなり、作物生育に影響を及ぼすことが懸念される。

汚泥を農地に施用する場合の基準としては、一部の成分について肥料取締法により特殊肥料としての規制がある外は、施用後の土壌中亜鉛濃度について暫定基

準値が示されているに過ぎない。このため幾つかの都道府県で、主に下水汚泥について農業利用に関する指導指針が策定されている。

島根県では、都市部を中心に広域下水道の整備が進められているが普及率は低く、依然としてし尿汚泥の発生量が多い。本報では、し尿汚泥の農業利用に係わる指導指針策定のための基礎資料を得ることを目的に行った試験結果について、多量の汚泥の連用によって発生した作物の生育異常を中心に報告する。

### II 汚泥の連用と作物の生育, 収量

#### 1. 野菜, コムギの生育, 収量及び無機成分吸収量

処理法が異なる県内二ヶ所の処理場のし尿汚泥を3種類の土壌に施用し、作物に及ぼす影響を調査した。汚泥は既に農業利用が行われている地域における施用量<sup>1)</sup>(2t/10a)及び多量施用の影響をみるために、

\* 土壌肥料科 \*\* 環境保全科 \*\*\* 元環境保全科

その3倍量(6t/10a)を施用した。

1) 材料及び試験方法

試験は直径30cm、深さ60cmの塩化ビニル製の大型ポットで行った。ポットの底8cmに川砂を、その上25cmの厚さに浜砂を詰め、更にその上25cmに第1表に示した土壌を充てんした。塩冶土壌は沖積土の水田下層土、古志土壌は第三紀層の飼料畑土、三瓶土壌は黒ボク土の未耕地表土で、塩冶土壌は肥沃度が低く、三瓶土壌は可給態リン酸、交換性陽イオン濃度が低かった。

汚泥は、高分子凝集剤を使用した混合汚泥(以下A

汚泥)及び無機凝集剤を用いた余剰汚泥(以下B汚泥)を供試した。いずれも尿(10~20%の家庭浄化槽汚泥を含む)を活性汚泥法で処理後、加熱乾燥させたもので色は黒褐色、形状は3~5mmの粒状であった。供試汚泥の無機成分組成は第2表に示した。A汚泥はB汚泥に比べリン酸、カルシウム、マグネシウムの濃度が高く、pHもやや高かったが、炭素、窒素、鉄濃度は低い傾向にあった。カリの濃度はいずれも低かった。また、両汚泥とも亜鉛の濃度が高く、特にB汚泥では1000ppmを超えることがあった。

汚泥は年1回、夏作前に表層10cm部分の土壌に混

第1表 供試土壌の理化学性

土 壤	土 性	pH (H <sub>2</sub> O)	T-C (%)	T-N (%)	C/N	CEC (me/100g)	交換性陽イオン (me/100g)			可給態* リン酸 (mg/100g)	リ ン 酸 吸収係数	重金属 (ppm)		
							Ca	Mg	K			Zn	Cu	Cd
塩 冶	SL	5.9	1.2	0.14	8.6	7.0	3.5	0.3	0.3	1.4	680	74	14	0.12
古 志	LiC	5.0	3.2	0.48	6.7	40.7	16.4	8.2	2.8	60.0	1510	89	44	0.36
三 瓶	L	5.2	13.5	0.75	18.0	35.3	9.1	0.7	0.2	tr.	2550	47	17	0.43

\* Truog 法

第2表 供試汚泥の成分組織 (現物当たり)

汚泥の種類*	水分 (%)	pH	N (%)	C (%)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	K <sub>2</sub> O (%)	CaO (%)	MgO (%)	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (%)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Cd (ppm)	
A 汚泥	最高	38.4	8.3	3.6	26.8	12.5	0.5	5.1	3.8	0.8	8.1	770	128	5.2
	最低	23.9	7.0	2.9	13.5	5.7	0.2	1.0	2.0	0.3	3.8	242	62	1.3
	平均	28.3	7.5	3.2	19.2	9.6	0.3	3.2	2.8	0.5	5.2	596	104	2.9
B 汚泥	最高	46.5	7.7	6.4	36.2	4.8	0.3	2.2	0.9	4.6	2.9	1199	168	7.5
	最低	6.6	5.5	3.1	11.8	2.9	0.2	0.8	0.3	2.1	1.2	215	69	1.3
	平均	31.2	6.4	4.6	21.9	3.7	0.3	1.3	0.5	3.7	2.1	807	115	3.4

\* A汚泥は混合汚泥, B汚泥は余剰汚泥. 1980~1984年に年1回施用, 各汚泥のnは5

第3表 栽培作物および品種

年次	夏 作			冬 作		
	作物及び品種名	栽培株数* (株)	施肥量(g)* (N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O)	作物及び品種名	栽培株数* (株)	施肥量(g)* (N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O)
1980年	第1作 ホウレンソウ(ニューアジア)	20	4.0-2.5-4.0	第2作 コムギ(オマセコムギ)	15	2.5-1.5-2.5
1981	第3作 キャベツ (初秋カンラン)	1	2.5-2.5-2.5	第4作 コムギ(オマセコムギ)	15	2.5-1.5-2.5
1982	第5作 キャベツ (初秋カンラン)	1	2.5-2.5-2.5	第6作 タマネギ(もみじ)	3	1.5-1.2-1.5
1983	第7作 コマツナ	20	2.5-2.5-2.5	第8作 コムギ(オマセコムギ)	15	2.5-1.5-2.5
1984	第9作 コカブ (金町コカブ)	6	2.5-2.5-2.5	第10作 コムギ(オマセコムギ)	15	2.5-1.5-2.5

\*栽培株数および施肥量はポット当り。

合し、1980~1984年までの5年間、計10作(三瓶土壌は1981~1984年までの4年、計8作)の栽培試験を行った。栽培作物及び品種は第3表のとおりである。試験区は汚泥無施用区とA、B汚泥区を設けた。汚泥区は現物施用量により2区に分け、それぞれの施用量は2t/10a及び6t/10aで1区3連制とした。肥料は各区等量を施用したが、汚泥の連用に伴って土壌の可給態リン酸濃度が増加したので、5作目以後、リン酸肥料は汚泥無施用区のみで施用した。土壌の酸度矯正は各作物の作付前に苦土炭カルを用いて行い、pHを6.5とした。また、三瓶土壌については試験開始前にリン酸吸収係数の5%相当量の溶リンも併せて施用した。汚泥の施用は第1作のホウレンソウ及び第3作のキャベツについては、播種あるいは定植7日前に、第5作以降のキャベツ、コマツナ、コカブは30日前に行った。

汚泥の分析は風乾後、磁器製の振動ボールミルで粉碎したものについて、下水処理汚泥分析法<sup>6)</sup>に従い、窒素はケルダール法、炭素は湿式燃焼重量法、リン酸はモリブデン酸アンモニウム法、カリウムは炎光光度

法、カルシウム、マグネシウム及び重金属類は原子吸光光度法、アルミニウムはキノリノール法で分析した。

作物体は毎作収穫後、通風乾燥し磁器製の振動ボールミルで粉碎したのち無機成分を分析した。窒素はケルダール分解のち水蒸気蒸留法で、その他の成分は硝酸、過塩素酸、硫酸の3混酸で分解したのち、汚泥と同じ方法で測定した。

2) 試験結果

各作物の収量指数を第4表に示した。

(1) 夏作の生育・収量

第1作のホウレンソウでは、汚泥の施用によって発芽苗立率が低下した。播種後14日の発芽苗立率は、塩冶土壌では汚泥2t施用区で約80%、6t施用区で約70%、古志土壌ではそれぞれ約85%、75%に低下した。発芽後の生育は汚泥施用量の多い区が劣ったが、これは比較的早い時期に回復し、その後は汚泥施用区の生育が旺盛になり、収量は無施用区よりも多くなった。

第3作のキャベツでも汚泥施用区で初期生育の抑制が認められた。汚泥施用量が2tの場合は生育抑制の程

第4表 各作物の収量指数\*の推移

試 験 区	土 壤	汚泥の種類と施用量	夏 作					冬 作				
			ホ-レンソウ (第1作)	キャベツ (第3作)	キャベツ (第5作)	コマツナ (第7作)	コカブ (第9作)	コムギ (第2作)	コムギ (第4作)	タマネギ (第6作)	コムギ (第8作)	コムギ (第10作)
		対 照	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
塩 冶	A 汚泥	2t/10a	114	160	193	189	163	188	129	201	110	106
		6t/10a	112	142	178	173	115	230	145	271	116	144
	B 汚泥	2t/10a	116	157	155	141	107	153	121	170	113	143
		6t/10a	107	99	156	55	63	197	191	284	153	203
		対照収量(g/ポット)	196	720	507	251	221	33	44	93	58	58
古 志	A 汚泥	2t/10a	100	135	120	145	150	131	106	132	113	118
		6t/10a	174	80	112	157	105	143	143	187	140	143
	B 汚泥	2t/10a	104	152	137	122	99	134	110	155	111	115
		6t/10a	141	71	145	78	93	134	134	161	131	171
		対照収量(g/ポット)	126	820	828	339	221	74	59	157	55	59
三 瓶	A 汚泥	2t/10a	—	100	100	100	100	—	100	100	100	100
		6t/10a	—	123	111	127	112	—	113	149	134	122
	B 汚泥	2t/10a	—	69	102	143	88	—	138	267	155	128
		6t/10a	—	118	102	100	83	—	114	111	108	100
		対照収量(g/ポット)	—	1200	967	427	448	—	75	97	64	80

\*キャベツは結球重、コカブは根重、コムギは子実重、タマネギは鱗茎重、その他は全重の比

度は軽く、収量は対照を上回ったが、6tでは定植数日後から2週間ぐらゐの間、晴天の日には葉が萎ちようし、その後も生育が劣り収量は最も低くなった。汚泥施用に伴う生育抑制並びに収量低下は、三種類の土壤の中では三瓶土壤が最も大きく、次いで古志土壤であり、塩冶土壤の低下は小さかった。

第5作のキャベツでは、汚泥の施用時期を定植の30日前に早めた結果、第3作のような生育抑制は認められず、収量はいずれの土壤でも汚泥施用区が無施用区を上回った。最高収量が得られる汚泥施用量は汚泥の種類によって異なり、B汚泥の場合は6t/10a、A汚泥では2t/10aであった。

第7作のコマツナでは、塩冶及び古志土壤のB汚泥6t施用区で新たな生育異常が認められた。即ち、発芽してまもなく一部の株は子葉あるいは本葉第1~2葉から黄化して生長が停止した。その後、新葉の葉脈間が黄化し、更に葉縁部が黄色~白色となって生育が抑制される株もみられた。この症状は塩冶土壤に特に

第5表 小麦の亜鉛、銅、カドミウム吸収量 (塩冶土壤)

試験区	Zn (mg/ポット)				Cu (mg/ポット)				Cd (ug/ポット)			
	第2作	第4作	第8作	第10作	第2作	第4作	第8作	第10作	第2作	第4作	第8作	第10作
対 照	1.0	1.5	1.4	2.7	2.5	2.3	2.7	3.2	20	17	9	16
A 汚泥 2t/10a	2.2	2.5	3.0	5.8	3.9	3.1	3.6	4.9	25	30	8	14
6t/10a	3.4	3.8	4.5	10.3	5.9	3.7	4.6	7.1	29	32	11	14
B 汚泥 2t/10a	2.3	4.2	4.6	7.7	3.7	3.4	3.8	5.8	18	62	18	22
6t/10a	3.7	9.6	14.0	23.5	4.7	5.7	3.6	6.9	23	55	33	45

激しく、収量は塩冶土壤が対照の55%、古志土壤が78%に低下した。三瓶土壤の2t、6t施用区及び塩冶、古志土壤の2t施用区では、このような症状は認められなかったが、A汚泥を施用した場合に比較すると明らかに生育が劣り減収した。

第9作のコカブでは葉の黄化などの外見上の異常は認められなかったが、全般にB汚泥6t施用区の生育が劣った。生育の差は葉部より根部で大きく、B汚泥6t施用区の収量は無施用区の93~38%であった。

明らかな障害が認められなかった2t施用区について、夏作全体の収量指数を平均すると、塩冶土壤ではA汚泥が164、B汚泥が135、同じく古志土壤では130と123、三瓶土壤では118と101であった。これを土壤別にみると塩冶土壤での効果が大きく、汚泥の種類ではA汚泥施用の収量が高かった。

(2) 冬作の生育、収量

第2、4、8、10作のコムギ及び第6作のタマネギともに汚泥施用量が多いほど生育が旺盛で、収量も高くなる傾向が認められた。コムギの平均収量指数で見るとA汚泥では2t施用で7~33%、6t施用で40~59%、B汚泥ではそれぞれ7~33%、42~86%の増収となった。

タマネギでは汚泥の施用効果は更に大きく、A汚泥2t施用で32~101%、同じく6t施用で87~171%、B汚泥ではそれぞれ11~70%、61~184%増収した。冬作では、夏作のキャベツやコマツナなどで見られたような生育の異常は認められなかった。

2t施用区における冬作全体の平均収量指数は、塩冶土壤ではA汚泥が122、B汚泥が140、同じく古志土壤では120と125、三瓶土壤では130と108であった。

(3) 作物の無機成分吸収量

第5表に、汚泥の連用に伴うコムギの亜鉛、銅、カドミウム吸収量の変化を示した。

亜鉛の吸収量は汚泥の施用量、施用回数が増えるに従って急激に増加しており、この傾向はB汚泥の施用で顕著であった。一方、銅及びカドミウムの吸収量は汚泥施用量が多いほど増加したが、連用の影響は明らかでなかった。窒素、リン酸、カリウムについても銅、カドミウムとほぼ同様の吸収傾向を示した。また、土壤及び作物の種類が変わっても、汚泥の施用量と作物の無機成分吸収量との間には同様の傾向が認められた。

2. 汚泥中の窒素、リン酸の肥効

1) 窒素の無機化パターン

汚泥施用に伴う窒素の無機化パターンを明らかにし、汚泥窒素の肥料効果を知るために培養実験を行った。

(1) 材料及び試験方法

実験には栽培試験と同じ3種類の土壤及び2種類の汚泥を供試した。あらかじめ炭カルでpHを6.5に調

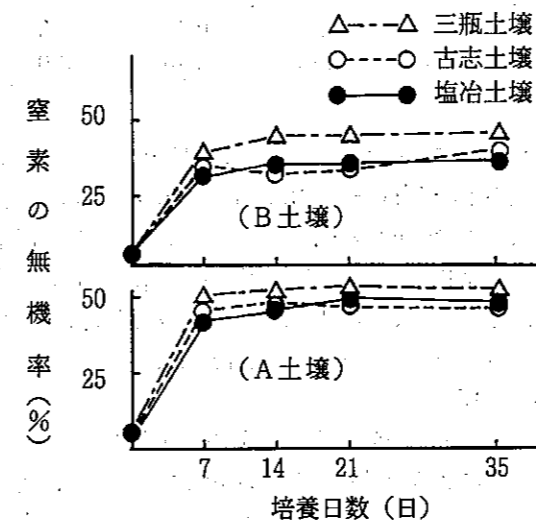
整した土壤100gを300mlのビーカーに充てんし、これに窒素成分量で30mg相当量の汚泥の微粉末試料を添加混合した。次に、土壤の水分を最大容水量の60%に調整したのち、30℃の恒温器内で35日間培養し無機態窒素濃度を測定した。無機態窒素の分析は常法<sup>14)</sup>で行った。

測定結果から次式によって窒素の無機化率を求めた。なお、これには無機化後再び有機化する窒素は含まれない。

$$\text{無機化率(\%)} = \frac{\text{汚泥添加土壤と無添加土壤の無機態窒素濃度の差}}{30 (\text{添加汚泥の窒素量})} \times 100$$

(2) 試験結果

第1図に窒素の無機化率の変化を示した。窒素の無機化は汚泥、土壤の種類に関係なく、汚泥施用後急速に進行した。7日後の無機化率はA汚泥が42~49%、B汚泥が29~36%で、その後はほとんど変化しなかった。また、両汚泥とも無機化率は三瓶土壤に施用した場合に最も高く、塩冶及び古志土壤はほぼ同じで若干低かった。



第1図 汚泥に含まれる窒素の無機化率 (30℃, ビン培養法)

2) リン酸の形態及び利用率

し尿汚泥には多量のリン酸が含まれており、肥料効果が期待される。そこで汚泥中のリン酸の形態及び利用率を調査し、化成肥料と比較した。

(1) 材料及び試験方法

栽培試験に用いたA、B汚泥及び過リン酸石灰に含

まれるリン酸の形態分析を関谷<sup>15)</sup>の方法に準じて行った。また、このうちリン酸の形態組成に違いが認められた1982、1983年のA汚泥及び過リン酸石灰について、次の方法でリン酸の利用率を求めた。

まず、第6表に示したように成分量でポット当り1gに相当する汚泥及び肥料(窒素は硫酸、カリは硫酸加里)を、乾土換算で2kgの塩冶土壤に施用混合し、これを1/5,000aのワグネルポットに充てんしてシュンギク(品種:株張り中葉新菊)及びコムギ(品種:オマセコムギ)を栽培した。試験は2連制で行い、11月14日に播種し、シュンギクは2月10日、コムギは6月13日に収穫した。次に、収穫物のリン酸濃度を測定し、汚泥あるいは過リン酸石灰施用区と無リン酸区の吸収量の差からリン酸の利用率を計算した。

なお、B汚泥については窒素の濃度が高く、硫酸との利用率の差を無視できないことから、無リン酸区と窒素条件をそろえることができないため試験を行わなかった。

第6表 施用成分量

試験区	N (g/ポット)		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/ポット)		K <sub>2</sub> O (g/ポット)	
	肥料*	汚泥	肥料	汚泥	肥料*	汚泥
無リン酸	1	-	-	-	1	-
過リン酸石灰	1	-	1	-	1	-
A汚泥(1982)	0.69	0.31	-	1	0.98	0.02
"(1983)	0.74	0.26	-	1	0.97	0.03

\*コムギは他に追肥としてN、K<sub>2</sub>Oを1g/ポット施用。

(2) 試験結果

第7表にリン酸の形態分析結果を、また、第8表にシュンギク、コムギの収量、リン酸濃度及び利用率を示した。

汚泥中のリン酸はほとんどが無機態で、全リン酸の81~93%を占めた。全リン酸に対する各無機態リン酸濃度の割合をみると、年度によって若干の差はあるものの、A汚泥ではカルシウム型のリン酸(Ca-P)が最も多いのに対し、B汚泥ではカルシウム型、アルミニウム型(Al-P)及び鉄型(Fe-P)が同程度存在した。

1982年及び1983年のA汚泥に含まれるリン酸の利用率は、シュンギクで過リン酸石灰の74%、95%、コムギでは同じく96%、67%であった。また、シュ

第7表 肥料および汚泥のリン酸の形態

供試資材	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> 濃度 (乾物%)					全リン酸に対する割合 (%)			
	T-P	Ca-P	Al-P	Fe-P	その他*	Ca/T	Al/T	Fe/T	その他*/T
過リン酸石灰	21.0	20.4	0.3	0.1	0.2	97	1	0	1
A 汚泥 (1980)	14.3	11.4	2.6	0.1	0.3	80	18	1	1
" (1981)	9.3	6.9	1.5	0.1	0.8	74	16	1	9
" (1982)	14.5	12.3	1.0	0.1	1.1	85	7	1	7
" (1983)	17.0	9.9	5.9	0.2	1.0	58	35	1	6
B 汚泥 (1980)	7.0	1.6	3.3	1.6	0.6	23	47	23	7
" (1981)	4.6	1.1	1.6	1.1	0.7	24	36	24	16
" (1982)	7.7	3.9	2.6	0.3	0.9	51	34	4	11
" (1983)	6.1	1.2	2.5	1.2	1.2	20	41	20	19

\*有機態および難溶性リン酸

第8表 シュンギク、コムギの収量およびリン酸利用率

試験区	シュンギク				コムギ			
	茎葉重 (g/ポット)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	利用率 (%)	全重 (g/ポット)	子実重 (g/ポット)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (%)	利用率 (%)	
無リン酸塩	4.8	0.47	-	9.5	2.5	0.59	0.09	
過リン酸石灰	61.1	0.79	6.5	40.4	10.8	0.60	8.9	
A汚泥 (1982)	46.7	0.72	4.8	39.5	9.5	0.67	8.5	
" (1983)	58.6	0.76	6.2	30.2	7.5	0.67	6.0	

ンギク、コムギの収量は過リン酸石灰の76~96%であった。

3. 汚泥の多量施用による生育障害

先に述べたように、播種あるいは定植の直前に汚泥を施用する夏作において、2種類の生育障害が発生した。一つはハウレンソウやキャベツで発生した発芽苗立率の低下及び初期生育の抑制であり、もう一つはコマツナ及びコカブで見られた葉の黄化及び生育の抑制である。これらの生育障害の原因を明らかにするための試験を実施した。

1) アンモニア態窒素の過剰による生育抑制

(1) 材料及び試験方法

a. 障害発生土壌の分析

第3作のキャベツについて、葉の萎ちょうが激しかった定植後10日及び萎ちょうが認められなくなった定植後18日に土壌を採取し分析を行った。

b. 培養実験

前記栽培試験と同じ3種類の土壌100gを300mlのビーカーに充てんし、土壌の重量の2%又は6%のB

汚泥(1981)を添加混合した。これは10a当り2t又は6t施用に相当する。次に、土壌のpHを6.5、水分を最大容水量の60%に調整したのち、25℃の恒温器内で30日間培養し無機態窒素濃度及びpH、ECの変化を調査した。実験は3連制で行い、汚泥は粉碎せず粒状のものをそのまま土壌と混合した。

c. 再現試験

障害発生土壌の分析及び培養実験の結果、アンモニア態窒素による過剰障害の疑いが強まったので、再現試験を行った。1/5,000aワグネルポットに塩治土壌を充てんし、これに6t/10a相当量のB汚泥を施用した区及び土壌中のアンモニア態窒素濃度が200mg/乾土100gになるように炭酸アンモニウムを施用混合した区を設け、キャベツを20日間栽培した。汚泥の施用はキャベツ定植の15日前あるいは30日前に、アンモニア態窒素の施用は定植の3日前に行い、定植時の土壌のアンモニア態窒素濃度、pH、EC、及び定植20日後のキャベツの生育状況、アンモニア態窒素濃度、根活力の指標としてのTTC還元力<sup>26)</sup>を調査

した。なお、いずれの場合も窒素、リン酸、カリを成分でポット当り0.5gずつ施用した。

キャベツのアンモニア態窒素濃度は茎葉部と根部について、それぞれの重量の倍量の蒸留水を加え、茎葉部はホモジナイザーで切断混合し、根部は乳鉢ですりつぶしたのち、酸化マグネシウムを加え水蒸気蒸留を行って測定した。他の成分は常法<sup>14)</sup>で分析した。

(2) 試験結果

第3作のキャベツ栽培土壌の分析結果と葉の萎ちょうの程度を第9表に示した。汚泥を施用した土壌はアンモニア態窒素濃度が高く、なかでも葉の萎ちょうが

最も激しかった三瓶土壌のB汚泥6t施用区では、定植10日後に乾土100g当り135mgものアンモニア態窒素が存在した。土壌中のアンモニア態窒素濃度は、三瓶土壌>古志土壌>塩治土壌の順で、いずれの区でも定植18日後になるとかなり減少した。一方、土壌のECも汚泥の施用によって高くなったが、これは定植10日後より18日後の方が高かった。ECは塩治土壌が最も高く、次いで古志土壌、三瓶土壌の順であった。

培養実験の結果は第2図に示した。汚泥を添加した土壌ではいずれも培養直後から急激にアンモニア態窒

第9表 定植10日及び18日後の土壌分析結果とキャベツの萎凋程度\* (第3作)

土 壤	試 験 区	汚泥の種類と施用量	定植10日後			定植18日後	
			EC (mS/cm)	NH <sub>4</sub> -N (mg/100g)	萎凋の程度	EC (mS/cm)	NH <sub>4</sub> -N (mg/100g)
塩 治	対 照		0.39	1.3	-	0.86	1.1
	A 汚泥 2t/10a		0.57	9.5	-	1.47	1.3
	6t/10a		1.08	21.3	-	1.86	1.1
	B 汚泥 2t/10a		1.01	11.6	-	1.78	1.3
古 志	6t/10a		1.32	44.2	#	2.33	18.8
	対 照		0.41	5.3	-	0.64	8.7
	A 汚泥 2t/10a		0.45	24.6	-	0.68	13.7
	6t/10a		0.57	35.4	-	1.20	28.4
三 瓶	B 汚泥 2t/10a		1.11	13.9	-	1.56	6.9
	6t/10a		1.71	64.3	#	1.69	48.3
	対 照		0.21	6.8	-	0.63	16.2
	A 汚泥 2t/10a		0.29	26.1	-	0.92	24.0
三 瓶	6t/10a		0.42	53.8	+	1.12	34.3
	B 汚泥 2t/10a		0.33	73.5	+	1.24	51.0
	6t/10a		0.48	134.7	#	1.38	88.3

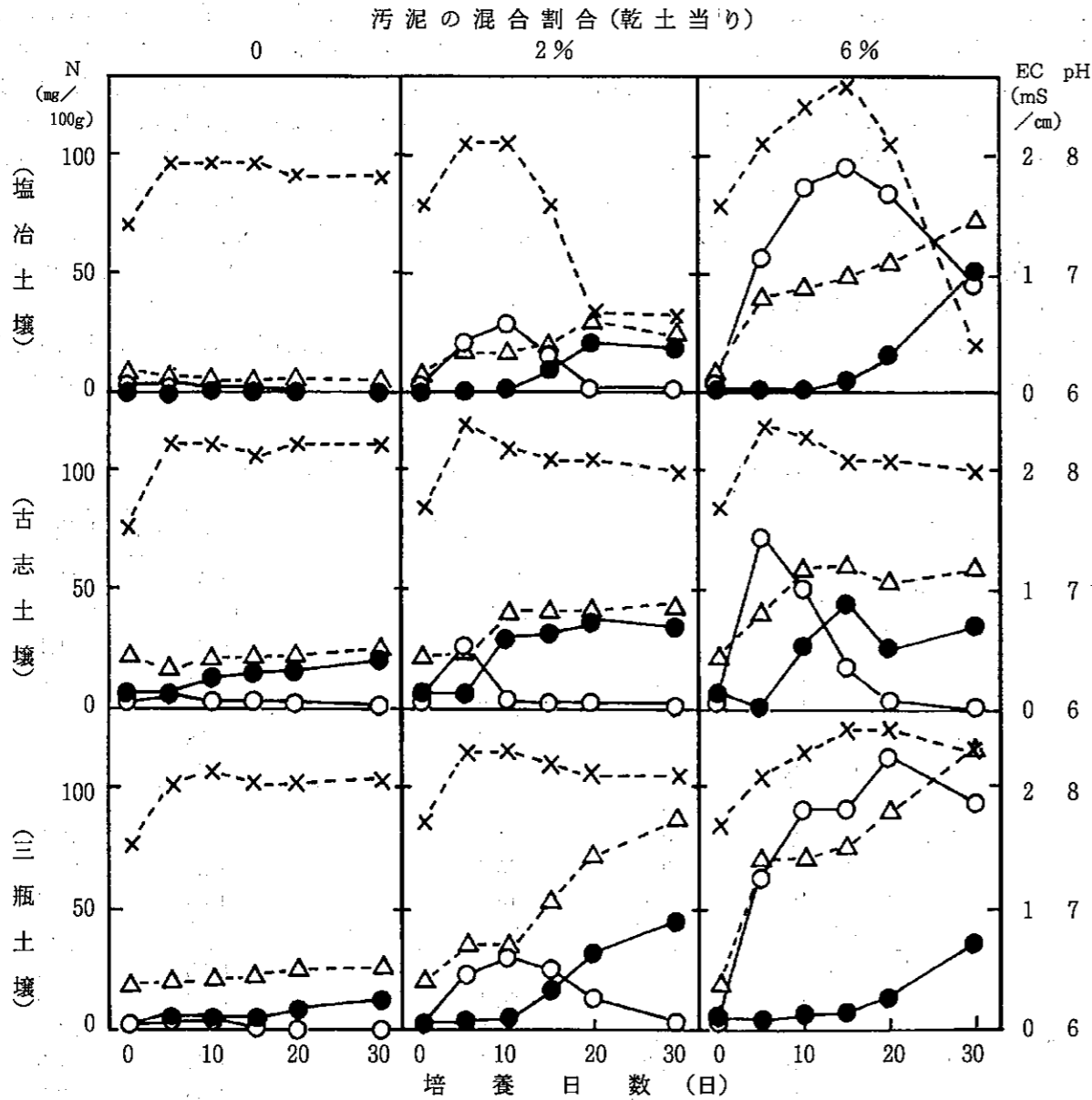
\* 萎凋程度 -なし, +わずかに認める, #明瞭, ##甚

第10表 汚泥の施用時期、NH<sub>4</sub>-N添加量と土壌の化学性およびキャベツの生育、NH<sub>4</sub>-N濃度

処 理	土 壌 (定植時)			作 物 体					
	pH (H <sub>2</sub> O)	EC (mS/cm)	NH <sub>4</sub> -N (mg/100g)	生育量 (新鮮物 g)		NH <sub>4</sub> -N (乾物%)		TCC還元力** (指数)	
汚泥30日前施用	7.1	1.2	66.0	地上部	38.1	13.0	0.071	0.18	1.00
				根 部	13.0	7.5	0.25	1.3	0.40
15日	7.4	1.0	72.2	地上部	21.4	7.5	0.25	1.3	0.40
NH <sub>4</sub> -N 200mg添加*	8.5	0.8	114	地上部	3.5	1.4	0.29	3.4	0.28

\* NH<sub>4</sub>-Nは定植前3日に添加。

\*\* TCC還元力は、汚泥30日前施用区の値に対する指数で表示。



第2図 汚泥施用土壌のpH, EC, 無機態窒素濃度の推移 (培養温度 30℃)  
 ×-----× pH, △-----△ EC, ○-----○ NH<sub>4</sub>-N, ●-----● NO<sub>3</sub>-N

素が生成し、以後その減少に対応して硝酸態窒素濃度が増加した。汚泥の添加量が6%の場合には、アンモニア態窒素の生成蓄積が著しく、乾土当りの最高濃度は塩冶土壌で96 mg/100g、古志土壌で72 mg/100g、三瓶土壌で225 mg/100gであった。塩冶及び三瓶土壌では古志土壌に比べ硝酸化成が遅く、培養開始30日後でも依然として高濃度のアンモニア態窒素が存在した。一方、汚泥の添加量が2%の場合にはアンモニア態窒素生成量が少なく、20日後には汚泥無添加の場合と同レベルにまで減少した。土壌のpHはアンモニア態窒素

の生成と共に上昇し、塩冶、古志、三瓶の各土壌の最高値はそれぞれ8.1, 7.4, 7.6であった。ECは硝酸化成が進むにつれて上昇し、特に三瓶土壌で高い値を示した。

再現試験の結果は第10表に示したとおりである。アンモニア態窒素を200 mg施用すると、葉が萎ちようし生育は著しく抑制され、作物体のアンモニア態窒素濃度が高く根のTTC還元力が低下した。定植15日前に汚泥を施用した場合にも、軽微ではあるが同様の症状がみられ、異常の認められなかった30日前施用

第11表 コマツナ、コカブ栽培跡地および収穫物の亜鉛濃度

試験区	汚泥の種類と施用量	コマツナ(第7作)				コカブ(第9作)				
		土壌 pH (H <sub>2</sub> O)	S-Zn* (ppm)	T-Zn** (ppm)	茎葉 Zn (ppm)	土壌 pH (H <sub>2</sub> O)	S-Zn* (ppm)	T-Zn** (ppm)	地上部 Zn (ppm)	根部 Zn (ppm)
塩冶	対照	4.8	8	78	70	5.9	7	77	43	59
	A 汚泥 2t/10a	5.1	59	114	150	5.8	55	133	148	108
	6t/10a	5.4	133	200	138	5.9	139	237	178	125
	B 汚泥 2t/10a	4.5	42	107	250	5.9	39	126	129	93
	6t/10a	4.2	115	182	1060	5.8	104	239	231	137
古志	対照	5.8	12	89	50	6.2	10	67	67	60
	A 汚泥 2t/10a	6.2	53	137	65	6.2	56	161	99	66
	6t/10a	5.9	109	239	68	6.0	107	275	135	85
	B 汚泥 2t/10a	5.9	45	146	90	6.1	53	179	98	66
	6t/10a	5.2	109	282	366	5.7	119	338	256	135
三瓶	対照	5.6	4	51	55	6.2	3	53	54	54
	A 汚泥 2t/10a	6.3	21	115	79	6.3	21	133	104	92
	6t/10a	6.3	29	249	163	6.2	29	326	254	161
	B 汚泥 2t/10a	5.9	33	151	101	6.3	29	184	133	102
	6t/10a	5.2	111	323	300	6.0	113	438	326	187

\* 0.1N 塩酸可溶亜鉛 \*\* 全亜鉛

に比べて、体内アンモニア態窒素濃度が高く、TTC還元力が低かった。

2) 亜鉛の過剰による生育障害

(1) 材料及び方法

生育抑制を受けた第7作のコマツナと第9作のコカブについて収穫物と跡地土壌の化学分析を行った。収穫物の分析はⅢ-1-(1)、跡地土壌の分析はⅣ-1-(1)と同様に行った。

また、分析結果から亜鉛過剰症の疑いが強まったので、土壌に亜鉛を添加して再現試験を行った。1/5,000 aワグネルポットに乾土換算で2 kgの塩冶土壌を充てんし、これに亜鉛濃度が150 ppm, 300 ppmになるように硫酸亜鉛を添加混合してコマツナを栽培した。コマツナはポット当たり5株とし、肥料は窒素、リン酸、カリを0.5 g施用した。また、炭カルで土壌pHを6.5に調整した。

(2) 試験結果

第11表にコマツナとコカブの亜鉛濃度及び跡地土壌のpH, 亜鉛濃度を示した。汚泥の連用によって土壌及び作物体の亜鉛濃度が高まった。土壌と作物体の亜鉛濃度の順位は必ずしも対応せず、土壌中の亜鉛濃度が同程度でも、pHが低い場合に作物体の亜鉛濃度が

第12表 添加亜鉛濃度と収穫跡地土壌の化学性、コマツナの収量及び亜鉛濃度

添加亜鉛濃度 (ppm)	跡地土壌の化学性		コマツナ	
	pH (H <sub>2</sub> O)	S-Zn* (ppm)	収量 (g/ポット)	亜鉛 (ppm)
0	5.6	7.1	52.3	55.4
150	5.5	59.5	34.5	137
300	5.6	129	18.4	416

\* 0.1N 塩酸可溶亜鉛

高くなる傾向が認められた。一方、第12表に示した亜鉛添加による障害再現試験の結果では、300 ppmの添加で葉に汚泥の連用試験と同様の黄化症状が現れ、収量が亜鉛無添加の35%に低下した。亜鉛添加量が150 ppmでは葉の黄化が認められなかったが、収量は低下した。

4. 考察

緒言でも述べたように汚泥の農業利用には、含有する肥料成分の有効利用と廃棄物の処分の2つの意義がある。処分という観点から言えば、農地への1回の施用量、施用回数は多いほど効率的であるが、一方、肥



料としての効果を上げるためには、施用量の適正化が必要である。また、重金属などの過剰蓄積を避けるためには、施用量の制限も考慮しなければならないであろう。本試験は、し尿汚泥を普通畑に連用する場合の指針を策定することを前提に、汚泥の肥料としての効果並びに作物、土壌に対する害作用を明らかにすることを目的としている。試験区のうち、6t/10a施用区は一般的な汚泥の施用量から考えれば多すぎるであろうが、汚泥施用に伴う弊害をより明確にするため、意図的に設定したものである。本節では、まず汚泥の肥料効果について検討し、次に6t施用区で発生した生育障害について考察する。

#### 1) 汚泥の施用効果

有機質汚泥の施用が作物の生育を旺盛にし増収させることについては、土木学会<sup>3)</sup>が取りまとめた試験例をはじめ数多く報告されており、その効果は主として汚泥に含まれる窒素、リン酸によるものと考えられている。

海老原ら<sup>4)</sup>は沖積水田土壌及び4種類のし尿汚泥を用いた試験において、汚泥窒素の無機化率が1週間で32~43%、4週間で30~48%であったこと、窒素無機化率の高い汚泥ほど白菜が増収したことを報告している。本報で供試した2種類の汚泥についても同様の無機化パターン、無機化率が得られたことから、一般的にし尿汚泥は速効性の窒素を30~50%程度含有していると考えて良いようである。汚泥の種類によって無機化率が異なる理由は明らかでないが、汚泥窒素の30~50%程度が短期間のうちに無機化することから、その分、化学肥料の窒素施用量を減らすことができると考えられる。また、汚泥を多量施用する場合は窒素過剰による害の恐れがあることから減肥する必要がある。ただし、汚泥のような易分解性有機物を添加した場合、土壌有機物の分解促進が起こることが考えられる<sup>16)</sup>ので、汚泥窒素自体の無機化率については、分析値より多少小さいと思われる。

次に、リン酸の肥効についてであるが、土壌に施用されたリン酸は土壌中の鉄、アルミニウムなどと結合し難溶性の物質に変化するため、作物による利用率は10%あるいはそれ以下とされている<sup>24)</sup>。関谷ら<sup>10)</sup>が土壌中の形態別リン酸濃度と小麦のリン酸吸収量との相互関係を調べた結果によると、非火山性鉍質土壌、火山灰土壌ともにリン酸吸収量はカルシウム型リン酸と高い正の相関があり、アルミニウム型、鉄型リン酸については相関が認められていない。汚泥に含まれる

リン酸について、その形態と作物による吸収量の関係を調べた報告は見られないが、汚泥も土壌と同じく鉄やアルミニウムを含有するため、リン酸の一部は難溶化しており、その肥効を推定する上で形態が判断材料になると考えられる。即ち、カルシウム型リン酸を多く含む汚泥ほどリン酸の利用率高いものと想定される。本試験においても、カルシウム型リン酸を多く含むA汚泥のリン酸利用率はB汚泥より高く、過リン酸石灰よりわずかに劣る程度であった。A汚泥は全リン酸濃度も高いことから、ある程度リン酸肥料の代替が可能と考えられる。

次に、以上のような汚泥窒素及びリン酸の特徴を基に、2t施用区の収量について考察する。汚泥には窒素、リン酸以外にも肥料成分を含むが、濃度が低く肥料の効果は小さいと考えられるので考察から除外する。10作、6作物の収量指数は三瓶土壌B汚泥施用区のコカブ(第10作)を除いてすべて増加し、汚泥の施用効果が明らかであった。これを土壌の種類別にみると、塩土壌で最も効果が大きかったが、それは古志及び三瓶土壌に比べ土壌肥沃度が低いため、汚泥の肥効が現れやすいためと考えられる。汚泥の種類による効果の違いは、塩土及び三瓶土壌でA汚泥が高く、古志土壌では差がはっきりしなかった。これについては両汚泥に含まれるリン酸の肥効が影響したものと思われる。すなわち、先に述べたようにA汚泥はリン酸の濃度、有効性で明らかにB汚泥より勝っており、施用効果はリン酸肥沃度の小さい塩土及び三瓶土壌で大きかったのである。なお、両汚泥の窒素については、濃度はB汚泥が高く無機化率はA汚泥が高いことから、ほぼ同程度の肥効を有すると考えられる。

#### 2) 汚泥施用による生育障害

汚泥を施用した場合の作物生育に対する害作用については、し尿汚泥の多量連用によって蓄積したリン酸過剰に起因する鉄欠乏<sup>5)</sup>、石灰濃度が高い汚泥の多量施用による発芽障害や生育阻害<sup>10)</sup>、石灰の乏しい汚泥の多量施用に伴う酸性障害<sup>11)</sup>、野積汚泥の施用で多量に生成した硝酸態窒素による減収<sup>2)</sup>などが報告されている。また、土壌への重金属の蓄積による過剰障害、木質添加コンポストなどのようにC/N比が高いものを施用した場合の窒素飢餓、乾燥汚泥などの急激な分解による発芽・発根の阻害などの危険性も指摘されている。本報告の連用試験では、し尿汚泥の多量施用によって2つの生育障害が発生した。

ホウレンソウとキャベツの生育障害は、症状が汚泥

施用後間もない発芽時あるいは生育初期に、発芽苗立率の低下や葉の萎ちょうなどの形で現れた。その後はやや生長の抑制が見られたものの外見的な症状は認められず、後作のコムギでは障害が発生しなかった。これらのことから、障害の原因となる物質は汚泥の成分あるいは分解生成物で、時間の経過とともに根圏から消失するか、又は害を与えない形態に変化する物質であると推定された。キャベツ栽培土壌の分析結果によると、障害発生土壌には高濃度のアンモニア態窒素の生成蓄積が認められ、葉の萎ちょうが見られなくなった時点ではかなりの部分が硝酸態窒素に変化していた。また、土壌中のアンモニア態窒素濃度が最も高い三瓶土壌において、葉の萎ちょうが激しかったことから、この障害は土壌のアンモニア態窒素による過剰障害と考えられた。アンモニア態窒素は、植物の吸収速度がこれを同化する速度よりも速い場合に体内に集積し、光リン酸化反応、クロロプラストの炭酸ガスの固定、根や葉の呼吸、ウリジン二リン酸グルコース経由のデンプン合成、吸水力などを阻害することによって植物に害を与えること<sup>21)</sup>、培地のpHが7をこえ、分子状のアンモニアの存在比が大きくなると障害も著しくなる<sup>22)</sup>ことが知られている。嶋田<sup>20)</sup>は20mmolの塩化アンモニウム水溶液に48時間浸漬したキュウリの幼植物に、軽微ではあるが作物体全体の萎ちょうが観察され、根のTTC還元力は更に低い濃度で低下することを報告している。また、アンモニアの過剰障害は、根から吸収された場合だけでなく、培地中に集積したアンモニアガスによる発芽障害として現れることもある<sup>10)</sup>。培養実験並びに再現試験の結果(第2図、第10表)から明らかになったように、汚泥の多量施用区は土壌中のアンモニア態窒素濃度の増加とともにpHが上昇し、アンモニアの過剰障害が発生しやすい条件下にあったこと、土壌中のアンモニア態窒素濃度が高まり根のTTC還元力が低下したこと、更に、汚泥の施用を早めることによって障害が軽減されたことなどから、ホウレンソウとキャベツの生育障害は、汚泥の急激な分解によって生成したアンモニアの過剰障害であることが裏づけられた。ただし、汚泥を多量施用した土壌はECも高く、このことも障害の発生を助長したと思われる。

次に、コマツナとコカブの生育抑制及び収量低下は汚泥の連用4年目及び5年目の夏作に発生した。コマツナでは葉にクロロシスが生じたが、コカブでは葉の黄化など外見的な症状は現れなかった。しかし、どちら

も作物体の亜鉛濃度が無施用に比べて高く、亜鉛の過剰障害の疑いが強かった。野菜の亜鉛過剰障害については、いくつかの事例<sup>7, 9, 18, 24)</sup>が報告されている。どの報告においても亜鉛過剰の症状として葉のクロロシスが述べられているが、障害発現濃度は作物によって異なり、また、同じ作物でもかなり差がある。コカブについてみると、日下ら<sup>9)</sup>は葉中濃度が1,780ppm、根部濃度が943ppmで根重が75%減収したとし、土山・前田<sup>24)</sup>は、葉重、根重がそれぞれ約70%、85%減少した時の亜鉛濃度は葉が508ppm、根が501ppmであったとしている。また、これらの例ではいずれも葉に障害が現れているが、大沢<sup>18)</sup>は亜鉛の過剰障害について、作物の生育を阻害し収量の低下を来す場合でも、外見上の特殊な症状は必ずしも伴わないことを指摘している。本報告の生育障害はコマツナの場合、亜鉛を添加して行った再現試験と同様の症状がみられ、作物体の濃度も再現試験のレベル以上であったことから、亜鉛の過剰障害と判断された。一方、コカブの生育抑制並びに収量低下についても、作物体の濃度は既往の文献より低い土壌の亜鉛濃度が高く、pHも低いことから亜鉛過剰の疑いが強いと考えられる。なお、冬作のコムギについては汚泥の連用5年目においても異常が認められていないが、これは亜鉛過剰に対する耐性の作物間差によるものと考えられる。しかし、汚泥の連用に伴って体内亜鉛濃度が上昇したことから、汚泥の連用を続ければ障害の発生も起こり得ると思われる。A汚泥ではB汚泥を施用した場合に比べ作物体中の亜鉛濃度が低く、障害も発生しにくかったが、これはB汚泥に比べて亜鉛濃度が低く、積算施用量が少なかったこと及びA汚泥のアルカリ分が高いためB汚泥を施用した場合より土壌のpHが高く、亜鉛が作物に吸収されにくかったことなどによるものと考えられる。作物体の亜鉛濃度及び障害の程度は土壌の種類によっても異なった。これについても土壌の亜鉛濃度に加えてpHの影響が強いものと考えられる。

### III 汚泥の連用と土壌の理化学性

#### 1. 土壌の理化学性の変化

##### 1) 材料及び試験方法

5年10作にわたる汚泥の連用期間中、全炭素、全窒素は年1回冬作後に、陽イオン交換容量、リン酸吸収係数、可給態窒素及び物理性は10作終了後に、それ以外は毎作終了後に深さ10cmまでの土壌について分析

した。このうち全炭素、全窒素は窒素炭素計 (SUMI GRAPF MODEL. NC-80, 住友化学) で分析した。亜鉛、銅、カドミウムは全量を硝酸、過塩素酸、硫酸の3混酸で分解後、可溶性のものを0.1 N塩酸で抽出後それぞれ原子吸光法で測定した。それ以外の成分は

常法<sup>14)</sup>に従って分析した。

2) 試験結果

汚泥連用に伴う土壌の化学性の変化及び汚泥成分の積算施用量 (単位面積当り) と土壌の成分増加量 (汚泥施用区と無施用区の濃度差) の関係を第3~7図に、

第13表 10作跡地土壌の化学性

試験区 土壌	汚泥の種類 と施用量	pH (H <sub>2</sub> O)	EC (mS/cm)	可給態 窒素* (mg/100g)	CEC (me/100g)	交換性陽イオン (me/100g)			重金属 (ppm)					
						Ca	Mg	K	全量			0.1N 塩酸可溶		
塩 治	対 照	5.8	0.1	3	8	4	2	1.0	79	14	0.2	8	1.9	0.2
	A汚泥 2t/10a	5.3	0.3	6	10	6	1	0.7	131	38	0.3	63	3.1	0.3
	6t/10a	5.3	0.6	17	15	8	2	1.0	283	46	0.7	168	3.1	0.6
	B汚泥 2t/10a	4.9	0.3	7	9	3	1	0.5	143	27	0.3	41	5.7	0.2
6t/10a	4.7	0.6	21	13	5	2	0.2	257	46	0.8	105	7.2	0.4	
古 志	対 照	5.6	0.1	8	39	17	6	2.0	96	43	0.4	10	3.0	0.3
	A汚泥 2t/10a	5.7	0.3	10	40	18	8	1.1	156	54	0.7	61	2.7	0.4
	6t/10a	5.7	0.3	14	45	21	9	1.6	273	73	1.1	124	1.5	0.5
	B汚泥 2t/10a	5.5	0.1	15	41	17	6	1.4	177	54	0.7	48	4.8	0.3
6t/10a	4.6	0.4	23	44	17	6	1.5	313	79	1.2	112	5.0	0.5	
三 瓶	対 照	6.4	0.1	7	36	30	10	0.8	50	18	0.5	4	<0.1	0.2
	A汚泥 2t/10a	6.3	0.2	17	37	32	12	0.8	132	37	1.0	27	<0.1	0.2
	6t/10a	6.1	0.4	27	41	32	15	0.8	313	55	1.5	61	<0.1	0.2
	B汚泥 2t/10a	6.3	0.2	19	37	29	9	0.5	171	33	1.0	39	<0.1	0.3
6t/10a	5.3	0.4	32	39	29	9	0.4	391	51	1.7	160	0.3	0.7	

\*30℃, 28日培養

第14表 10作跡地土壌の物理性

試験区 土壌	汚泥の種類 と施用量	容積重 (g/100ml)	三相分布 (Vol%)					孔隙率 (Vol%)
			採土時			pF 1.5		
		固相	液相	気相	液相	気相		
塩 治	対 照	89.0	37.1	24.3	38.6	32.2	30.7	62.9
	A汚泥 2t/10a	84.9	32.5	27.0	40.5	35.3	32.2	67.5
	6t/10a	69.4	26.1	25.4	48.4	35.1	38.8	73.9
	B汚泥 2t/10a	83.0	32.3	24.4	43.2	34.4	33.3	67.7
6t/10a	71.8	29.2	25.1	45.7	35.8	35.0	70.8	
古 志	対 照	98.2	37.4	28.7	33.8	36.4	26.2	62.6
	A汚泥 2t/10a	81.9	31.2	23.7	45.1	32.1	36.7	68.8
	6t/10a	77.3	33.1	22.9	44.1	35.7	31.2	66.9
	B汚泥 2t/10a	87.5	36.1	22.6	41.6	20.0	43.9	63.9
6t/10a	76.9	32.8	21.5	45.3	37.5	29.7	67.2	
三 瓶	対 照	53.3	24.0	30.7	45.3	38.3	37.7	76.0
	A汚泥 2t/10a	52.2	24.5	31.1	44.4	40.2	35.3	75.5
	6t/10a	48.1	22.7	29.9	47.4	39.3	38.0	77.3
	B汚泥 2t/10a	50.5	23.6	29.6	45.5	39.8	36.6	76.4
6t/10a	48.1	23.5	27.5	49.0	37.3	39.2	76.5	

10作跡地土壌の理化学性を第13, 14表に示した。

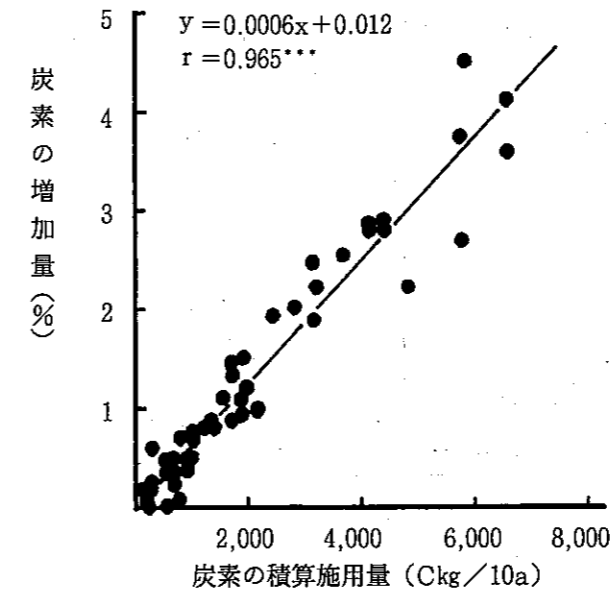
pHは全般にA汚泥に比べB汚泥施用区が低い傾向にあった。ECは塩治土壌で汚泥連用の影響が大きく、無施用区に比べて0.2~0.5 mS/cm高くなった。

全炭素及び全窒素は汚泥の連用に伴って濃度が上昇し、汚泥施用に伴う炭素、窒素の積算施用量と土壌中濃度の増加量との相関は高かった。両者の関係は、炭素は第3図に、窒素は第4図に示したように汚泥、土

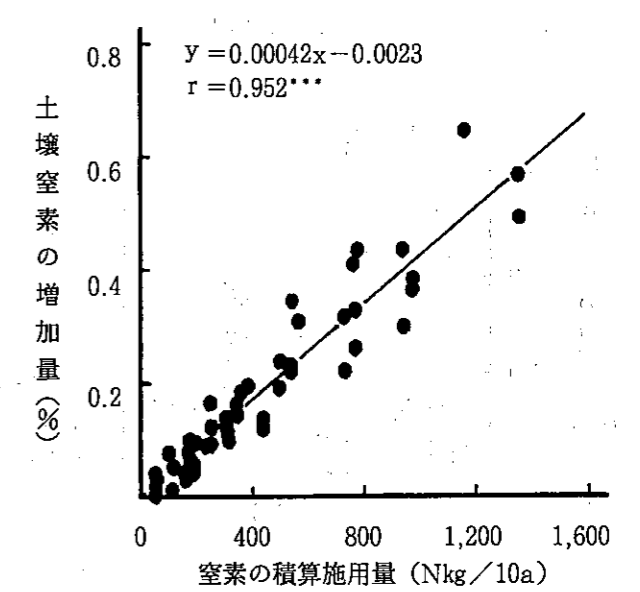
壌の種類に関係なく、一つの式で表すことができた。

また、汚泥の連用によって可給態窒素が明らかに増加し、6t施用区では10作終了時点で乾土100g当り塩治土壌は13~18mg、古志土壌は6~15mg、三瓶土壌は20~26mg増加した。

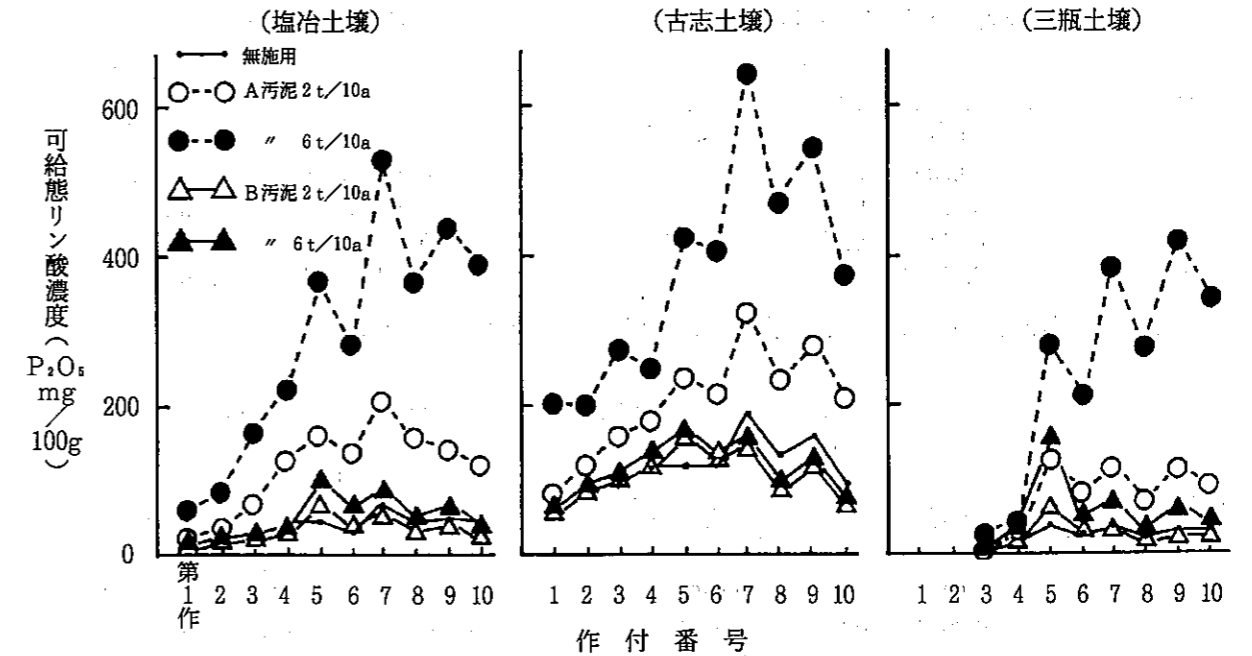
陽イオン交換容量 (CEC) も汚泥の連用によって増大傾向が認められたが、もともとCECが大きい古志及び三瓶土壌に対する影響は小さかった。しかし、



第3図 汚泥炭素の積算施用量と土壌炭素の増加量



第4図 汚泥窒素の積算施用量と土壌窒素の増加量



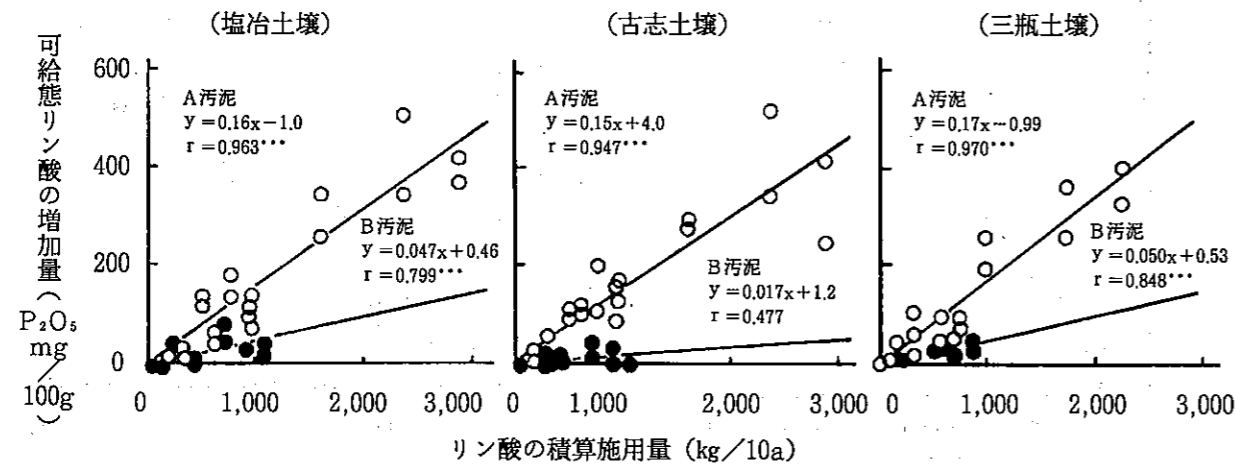
第5図 可給態リン酸濃度の推移 (栽培跡地土壌)

交換性陽イオン濃度に対する汚泥施用の影響は明らかでなかった。

リン酸については可給態リン酸 (Truog 法) 濃度の推移を第5図に、また汚泥リン酸の積算施用量と土壤の可給態リン酸増加量との関係を第6図に示した。可給態リン酸はA汚泥6t施用で著しく増加したが、土壤中濃度が400~500 mg/100g程度のところで頭打ちとなる傾向がうかがわれた。リン酸の積算施用量と可給態リン酸の増加量との関係は汚泥の種類によって明らかに異なり、A汚泥の場合いずれの土壤でも正

の高い相関が認められたが、B汚泥を施用しても可給態リン酸はあまり増加しなかった。

土壤中の亜鉛、銅、カドミウムの全量及び0.1N塩酸可溶物濃度は、汚泥の施用回数が増えるに従って高くなった。亜鉛の積算施用量と全亜鉛及び0.1N塩酸可溶亜鉛の増加量との間には、第15、16表に示したように、いずれの土壤、汚泥においても高い正の相関が認められた。施用量が同じ場合の0.1N塩酸可溶亜鉛濃度は塩冶、古志土壤ではA汚泥を施用した方が高く、三瓶土壤ではB汚泥のほうが高かった。また、土



第6図 汚泥リン酸の積算施用量と土壤リン酸の増加量

第15表 亜鉛積算負荷量と土壤中の亜鉛全量 (T-Zn) 濃度増加量との関係

土壤	A 汚泥		B 汚泥	
	回帰式	相関係数	回帰式	相関係数
塩冶	$y = 0.0090x - 0.23$	$r = 0.999^{***}$	$y = 0.0064x + 0.74$	$r = 0.998^{***}$
古志	$y = 0.011x + 0.44$	$r = 0.998^{***}$	$y = 0.015x + 0.24$	$r = 0.998^{***}$
三瓶	$y = 0.017x + 0.12$	$r = 0.999^{***}$	$y = 0.017x + 0.59$	$r = 0.999^{***}$
全土壤	$y = 0.012x + 2.30$	$r = 0.910^{***}$	$y = 0.011x + 1.97$	$r = 0.843^{***}$

Y: T-Zn 濃度増加量 (ppm), X: 汚泥施用による亜鉛積算負荷量 (kg/10a)

第16表 亜鉛積算負荷量と土壤中の0.1N 塩酸可溶亜鉛 (S-Zn) 濃度増加量との関係

土壤	A 汚泥		B 汚泥	
	回帰式	相関係数	回帰式	相関係数
塩冶	$y = 0.0090x + 1.21$	$r = 0.987^{***}$	$y = 0.0046x + 0.84$	$r = 0.945^{***}$
古志	$y = 0.0065x + 2.94$	$r = 0.959^{***}$	$y = 0.0049x + 1.25$	$r = 0.981^{***}$
三瓶	$y = 0.0026x + 0.25$	$r = 0.896^{***}$	$y = 0.0059x + 0.03$	$r = 0.960^{***}$
全土壤	$y = 0.0057x + 7.6$	$r = 0.773^{***}$	$y = 0.0049x + 4.0$	$r = 0.915^{***}$

Y: S-Zn 濃度増加量 (ppm), X: 汚泥施用による亜鉛積算負荷量 (kg/10a)

壤中の全亜鉛濃度と0.1N塩酸可溶亜鉛濃度の相関は高かった。

土壤中の銅、カドミウム濃度の増加傾向は亜鉛ほど顕著でなかったが、10作跡地土壤について見ると全銅は古志土壤のB汚泥施用区で、また、0.1N塩酸可溶銅は塩冶土壤のB汚泥施用区で濃度が最も高く、それぞれ79 ppm, 7.2 ppmであった。全カドミウム、0.1N塩酸可溶カドミウムはともに三瓶土壤のB汚泥施用区で最も濃度が高く、それぞれ1.71 ppmと0.7 ppmであった。

土壤の物理性については、塩冶及び古志土壤で汚泥の連用によって容積重が低下し、孔隙率及び粗孔隙が増加する傾向が認められた。10作後の孔隙率は2t施用区で1.3~6.2%, 6t施用区で4.3~11%増加した。三瓶土壤での効果はわずかであった。

2. 考察

本試験では、年1回、5年にわたるし尿汚泥の連用によって、主な無機成分のうち炭素、窒素、リン酸、亜鉛、銅、カドミウムが土壤に蓄積した。

このうち炭素及び窒素については、これまでにいくつかの異なる結果が報告されている。赤黄色土に下水汚泥を施用した愛知県農総試<sup>1)</sup>の試験結果では、毎作10a当り2tの汚泥を8作連用しても明らかな濃度の上昇は認められていない。これに対し、海老原ら<sup>2)</sup>が下水及びし尿汚泥を黒ボク土に施用した試験では、連用後の土壤炭素、窒素濃度は増加している。更に、花崗岩風化土の圃場に毎作10a当り2tの下水汚泥を9作連用した高橋ら<sup>3)</sup>の試験では、炭素、窒素の積算施用量と土壤中濃度との間に正の相関が認められており、本試験でも同様の結果が得られている。このような相関は土壤の種類あるいは来歴の違いなどによるものと考えられ、更に検討が必要ではあるが、10a当り2t程度以上の汚泥を連用する場合、ある程度の腐植含量及び窒素肥沃度の増強に効果があるものと思われる。

リン酸については、各種汚泥特にし尿汚泥の連用に伴う可給態リン酸の蓄積が懸念されており、リン酸過剰に起因する鉄欠乏の例も報告されている<sup>4)</sup>。本試験では作物に対する可視的な障害あるいは減収を伴うような、明らかなリン酸の過剰障害は発生しなかったが、カルシウム型リン酸を主体とするA汚泥の連用によって土壤に可給態リン酸が多量に蓄積した。土壤中の可給態リン酸濃度と作物生育との関係については各種作物、土壤で検討され、上限あるいは管理目標が設定さ

れつつある。これらの結果を踏まえて加藤ら<sup>5)</sup>が設定した栽培上の可給態リン酸の上限値100mg/乾土100gを基準として、第6図の回帰式からA汚泥の施用限界量を求めると次のようになる。すなわち、可給態リン酸の現存量を0mg/100g、汚泥のリン酸濃度を10%と仮定すると塩冶土壤では6.4t/10a、古志土壤では6.3t/10a、三瓶土壤では5.9t/10a程度の汚泥を施用した時点で可給態リン酸が基準値を超えることになる。可給態リン酸の上限値については更に検討を要すると思われるが、リン酸も窒素や重金属類とともに汚泥の施用限界量を決定する際に考慮すべき要素と考えられる。しかし、このことは逆に、A汚泥のようにカルシウム型リン酸を多く含むし尿汚泥の施用は、開発地土壤や火山灰土壤のようにリン酸肥沃度の低い土壤の改良に極めて有効と考えることもできる。

次に、土壤への重金属の蓄積についてみると、本試験の結果では汚泥に含まれる亜鉛、銅、カドミウムとも土壤蓄積が認められ、また、施用量が多いほど蓄積量は多かった。それは、特に過剰による生育障害が発生した亜鉛について顕著であった。汚泥の重金属に関しては、“再生有機質資材の農用地における適切な使用を図り、土壤中の重金属等の蓄積による作物の生育への影響を防止するため”当面の措置として管理指標と管理基準値(環境庁局長通達, 1984)が示されている。それによると管理指標は亜鉛であり、基準値は“人為的な負荷が特に認められない農用地等の土壤における重金属の自然賦存量のパラッキの範囲内とすることを基本にして”<sup>10)</sup>設定され、乾土1kgにつき120mgとなっている。この管理基準値をもとに、第15表に示した回帰式によって、本試験に供試した土壤に対する汚泥(亜鉛濃度を800ppmと仮定)の施用限界量を試算すると(汚泥の種類によって回帰式が若干異なるが、ここでは両方の回帰式から導かれた値の平均値を示した)、10a当たり塩冶土壤では7.9t、古志土壤では3.4t、三瓶土壤では5.3tとなる。

重金属に関する管理指標を亜鉛とすることについては、本試験の結果でも土壤中の蓄積が顕著で作物への影響が最も早く現れたことから妥当と考えられる。しかし、その基準値は強酸分解物の濃度で示されており、分析法が煩雑であるため現場への適用がしにくい。亜鉛の自然賦存量は土壤の種類や地域によって異なるので<sup>11)</sup>、汚泥の施用限界量には差があると考えられ、汚泥の施用によって土壤を汚染しないためにはきめ細かな監視が必要である。したがって、より簡便な分析



法による基準値の設定が実用的である。本試験の結果では、第17表に示す全亜鉛濃度と0.1N塩酸可溶亜鉛濃度との相関は高い。0.1N塩酸可溶亜鉛は全亜鉛に比べれば分析が容易であり、亜鉛の過剰障害に関する既存の報告は0.1N塩酸抽出法で検討されたものが多い。これらのことから基準値を0.1N塩酸可溶亜鉛で示すことが検討されても良いと思われる。なお、全亜鉛濃度(x)と0.1N塩酸可溶亜鉛濃度(y)との回帰式  $y = 0.40x - 13.8$  に管理基準値である120ppmを代入すると34.2ppmとなる。ただし、この値が基準値として妥当であるか否かは今後の検討を要する。

第17表 土壤中の亜鉛全量(T-Zn)濃度と0.1N塩酸可溶亜鉛(S-Zn)濃度との関係

土 壤	A 汚 泥		B 汚 泥		A, B汚泥総合	
	回 帰 式	相 関 係 数	回 帰 式	相 関 係 数	回 帰 式	相 関 係 数
塩 治	$y = 0.58x - 1.1$	$r = 0.963^{***}$	$y = 0.45x - 4.0$	$r = 0.901^{***}$	$y = 0.50x - 3.6$	$r = 0.911^{***}$
古 志	$y = 0.39x - 0.43$	$r = 0.990^{***}$	$y = 0.35x - 1.9$	$r = 0.974^{***}$	$y = 0.36x - 2.0$	$r = 0.963^{***}$
三 瓶	$y = 0.13x - 0.04$	$r = 0.923^{***}$	$y = 0.30x - 2.6$	$r = 0.946^{***}$	$y = 0.24x - 2.2$	$r = 0.885^{***}$
全土壤	$y = 0.34x + 0.04$	$r = 0.812^{***}$	$y = 0.39x - 13.4$	$r = 0.848^{***}$	$y = 0.40x - 13.8$	$r = 0.778^{***}$

y : S-Zn 濃度増加量 (ppm), x : T-Zn濃度 (ppm)

建設省が下水汚泥の緑農地利用について利用者等を対象に行ったアンケートの結果<sup>29)</sup>によると、下水汚泥の使用動機としては、作物への施用効果に対する期待が43%で最も多かった。一方、使用後の利点については施用効果、肥料費節約をあげた人がともに33%で、次いで土壌改良効果の19%であった。この結果は利用者が下水汚泥に対して肥料及び土壌改良資材としての効果を期待していることを示しており、し尿汚泥においても同様であろう。

これまでに述べたように、1回の施用量が極端に多い場合や多量の汚泥を連用した場合を除けば、汚泥の施用によって作物生育が旺盛になり増収したことから、し尿汚泥の肥料の効果は大きいと考えられる。一方、土壌改良効果については、汚泥の連用によって土壌の炭素、窒素及びリン酸濃度が増加し、塩化及び古志土壌などの鉍質土壌では物理性の改善傾向も認められた。しかし、これには一定量以上の汚泥が継続的に施用されることが必要と考えられるが、亜鉛等の過剰蓄積を避けるためには多用できず、土壌改良効果は期待できないと思われる。

汚泥の施用限界量については、先に述べたように土

壌中の可給態リン酸及び亜鉛の蓄積状況が目安になると考えられ、本試験に供試した汚泥及び土壌について試算した結果では3~8t/10a程度であった。この値は汚泥の種類、土壌中の可給態リン酸、亜鉛の賦存量によって異なるが、大よそこの程度の数値になると考えられる。

有機質汚泥は今後も発生量の増加が予想され、その処理は一層重要な問題となる。汚泥は、重金属の問題を解決できれば肥料及び土壌改良資材として大きな効果が期待できることから、今後汚泥中の重金属除去法の開発が望まれる。

IV 摘 要

2種類のし尿処理汚泥(混合汚泥, 余剰汚泥)を、施用量を変えて3種類の土壌に年1回(夏作前に施用)5年連用し、作物の生育、収量及び土壌の理化学性に及ぼす影響を調査した。

1. 10a当り2tの汚泥施用で、作物の生育は旺盛となり、収量が増加した。

2. 汚泥の肥効は主に窒素及びリン酸によるものと考えられた。窒素の無機化率は、30℃、4週間の培養条件で30~48%であった。リン酸の肥効は、カルシウム濃度が高くカルシウム型のリン酸を多く含む汚泥で高かった。

3. 10a当り6tの汚泥を施用した場合、汚泥の急激な分解に伴って多量に生成したアンモニア態窒素によって作物の発芽及び初期生育が阻害された。この現象は、汚泥の施用時期を早くすることで回避できた。

4. 6t/10aの汚泥連用7作目のコマツナ及び9作目のコカブにおいて亜鉛の過剰障害が発生した。障害の発生は土壌pHと関係が深く、アルカリ分の少ない汚泥を施用した場合に発生し易かった。

5. 汚泥の連用によって、土壌の炭素、窒素、可給態リン酸(カルシウム型リン酸を多く含む汚泥のみ)、亜鉛、銅、カドミウム濃度が上昇した。また、汚泥施用量が多い場合にはEC、CEC、孔隙率などが高くなる傾向が認められた。

6. 汚泥成分の積算施用量と土壌中の炭素、窒素、可給態リン酸(カルシウム型リン酸を多く含む汚泥のみ)、亜鉛の増加量との間には高い相関が認められ、汚泥の施用量からこれらの成分の蓄積量を推定できた。

7. 本試験に供試した汚泥及び土壌について、土壌中の可給態リン酸及び亜鉛の蓄積量を基に試算した汚泥の施用限界量は、3~8t/10aであった。

引用文献

- 1) 愛知県農業総合試験場(1973)：(日本土壤肥料学会編：下水汚泥リサイクルのために)。博友社、p 113-117.
- 2) 伊達昇(1979)：農業的利用-東京都-(日本土壤肥料学会編：下水汚泥リサイクルのために)。博友社、p 165-185.
- 3) 土木学会(1969~1974)：下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書。昭和44~49年度土木学会。
- 4) 海老原武久・山田要・松村蔚(1979)：汚泥の農用地への利用に関する研究(第I報)汚泥の理化学性と連用試験について。群馬農試研報 19; 49-58.
- 5) 海老原武久・山田要・松村蔚(1982)：汚泥の農用地への利用に関する研究(第II報)汚泥連用が土壌・作物に及ぼす影響。群馬農試研報 22; 49-58.
- 6) 下水汚泥資源利用協議会編(1983)：下水汚泥分析方法。下水汚泥資源利用協議会、94 pp.
- 7) 伊藤純雄・徳永美治・湯村義男(1979)：重金属による野菜の汚染に関する研究。I. 土壌溶液の重金属濃度と野菜の重金属吸収及び過剰障害。野菜試報 A 5 ; 145-166.
- 8) 加藤秀正・岡紀邦・藤沢徹(1987)：各地の試験にみるリン酸の上限 - 土壌溶液論的考察。土肥誌 58 : 549-555.
- 9) 日下昭二・前川往亮・宗野重徳(1970)：重金属元素の作物に対する障害性について(第1報)小カブに対するZn, Ni, Cr及びTiの過剰害。兵庫農試研報 18 ; 71-74.
- 10) 松崎敏英(1975)：汚泥の農業利用に関する研究、

- 神奈川農総研報 115 ; 1-15.
- 11) 松崎敏英・和地清(1979)：農業的利用-神奈川県-(日本土壤肥料学会編：下水汚泥リサイクルのために)。博友社、p 145-164.
- 12) 中村元弘・岩橋光育・横森達郎(1982)：し尿汚泥の農業利用に関する研究(第1報)し尿汚泥中の肥料成分について。静岡農試研報 27 ; 75-82.
- 13) 日本土壤協会(1984)：昭和58年度環境庁委託業務結果報告書、土壌汚染環境基準設定調査-カドミウム等重金属自然賦存量調査解析-。日本土壤協会、211 pp.
- 14) 農林水産省農蚕園芸局農産課編(1979)：土壌環境基礎調査における土壌、水質及び作物体分析法。土壌保全調査事業全国協議会、202 pp.
- 15) 汚泥の農用地等還元問題研究会(1983)：汚泥の農用地等への還元問題について。汚泥の農用地等還元問題研究会、43 pp.
- 16) 奥田東・高橋英一(1959)：アンモニアガスによる発芽障害について。土肥誌 30 : 243-246.
- 17) 大場裕・NGUYEN, Quan-Lu(1981)：二酸化炭素発生量からみた畑土壌条件下の下水汚泥の分解。土肥誌 52 : 132-140.
- 18) 大沢孝也(1971)：そ菜の重金属過剰障害に関する研究(第1報)水耕培養液中の亜鉛濃度がそ菜の生育に及ぼす影響。園学雑 40 : 389-394.
- 19) 関谷宏三(1975)：無機態リン酸の分別定量法(土壌養分測定法委員会編：土壌養分分析法)。養賢堂、p 235-245.
- 20) 嶋田典司(1969)：作物に対する塩類の濃度障害に関する基礎的研究(第1報)単一塩類溶液におけるキュウリ根の活性の変化について。土肥誌 40 : 26-31.
- 21) 但野利秋・田中明(1976)：アンモニア態および硝酸態窒素適応性の作物種間差(第1報)生育初期におけるアンモニア態及び硝酸態窒素選択吸収能と生育反応。土肥誌 47 : 321-328.
- 22) 高橋英一(1974)：比較植物栄養学。養賢堂、p 51-66.
- 23) 高橋茂・箱石正・芝野和夫・久保田徹(1988)：有機性汚泥の農業利用に関する研究(第2報)土壌化学性に対する下水汚泥連用の影響。近畿中国農研 75 ; 15-18.
- 24) 土山和英・前田正男(1974)：数種野菜における銅および亜鉛の過剰障害について。大阪農技セ研報

- 11 ; 141 - 150.
- 25) 山崎伝 (1966) : 微量要素と多量要素 - 土壌. 作物の診断・対策一. 博友社, p 119.
- 26) 安中徳二・大嶋吉雄 (1988) : 下水汚泥の緑農地利用の将来展望 (第2回下水汚泥の緑農地利用に関する国際シンポジウム講演集). 下水汚泥資源利用協議会, p 206 - 217.
- 27) 吉田武彦 (1966) : 根の活力測定法. 土肥誌 37 : 63 - 68.

### Summary

Pot experiments using a number of 0.042 m<sup>3</sup> size pots were carried out to make clear the effect of sludges on the soil for five years. Spinach, cabbage, turnip and komatsuna (*Brassica campestris* L) in summer and wheat and onion in winter were grown in the pots. Two kinds of sludge were mixed with three kinds of soil every summer at the rates of 0, 200 or 600 kg·a<sup>-1</sup>·year<sup>-1</sup> and used to grow these crops.

Yields of crops were increased by application of sludge at the rate of 200 kg·a<sup>-1</sup>. Effects of using sludge were mainly due to nitrogen and phosphate included in the sludge.

When sludge was applied at the rate of 600 kg·a<sup>-1</sup>, ammonia and Zn excess injuries were observed. An easy mineralization of sludge nitrogen in the soil resulted in an accumulation of ammonia. Ammonia in high concentration inhibited the growth of crops. This phenomenon was not observed when sludge was applied one month before planting. Continuous application of sludge resulted in accumulation of Zn in the soil. Accordingly, Zn excess injuries occurred in turnip and komatsuna, which were the 7th and 9th crops, respectively, during the experiment period.

High correlations were observed between the total amount of sludge application and the concentration of T-C, T-N, available-P and Zn in the soil.