

有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の
土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究
Studies on the Effect of Organic Wastes on the Soil Ecosystem

昭和54/55年度 特別研究報告 第1分冊

Research Report in 1979—1980, Part 1

久保井徹・服部若之・広木幹也・藤井國博・山口武則・合田健
高橋英一・松坂泰明・矢崎仁也・和田秀徳・小林峰雄・豊田敏治

T. KUBOI, H. HATTORI, M. HIROKI, K. FUJII, T. YAMAGUCHI,
T. GODA, E. TAKAHASHI, Y. MATSUZAKA, J. YAZAKI, H. WADA,
M. KOBAYASHI, T. TOYODA

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

国立公害研究所研究報告 第46号

有機廃棄物，合成有機化合物，重金属等の
 土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究

昭和54/55年度 特別研究報告 第1分冊

正 誤 表

ページ	行	誤	正
11	下 4	函数に急	函数は急
12	上 12	無処理	無処理区
15	下 11	羽成 淑子	小林 淑子
39	Abstract 5	While	while
45	上 11	施用後ごと	施用後ごく
47	上 4	汚泥施用	汚泥施用区
57	Abstract 3	andsol	andosol
59	上 4	(表2) ⁹⁾ ; これら	(表2), これら
63	(2) 式	増加効加発現率	増加効果発現率
68	下 4	水分分析	成分分析
69	表6 表内5行目	17.70	17.7
72	表 8	mt/ha	t/ha
73	上 12	施用汚泥	使用汚泥
75	上 13	, 184 —	, 養賢堂, 184 —
83	表3 Fungi	10 ⁶ /g dry soil	10 ⁴ /g dry soil
	表3 表内25行目	0.9	70.9
84	表4 表内2行目	38.6	28.6
	表4 表内4行目	38.4	28.4
86	上 11	影響	増加
88	下 2	市下汚泥	市下水汚泥
95	表5 表内10行目	119	118
97	上 13	5 t	5 t区
	上 18	あるのが	あるが,
100	下 1	年 回	年1回

ページ	行	誤	正
101	上 17	25	第25集
	下 5	同上	削除
103	Absrract 7	pultry	poultry
111	上 5	影響	影響
	上 11	石化工場汚泥	石化汚泥
115	上 2	状態改善	状態の改善
119	上 16	試験	試験
135	下 12	原子吸収法	原子吸光法
140	上 6	26日まで	26日目まで
147	Abstract 2	3.75	削除
150	上 6	無用区	無施用区
152	Plate 3	form	farm
155	下 1	3.75	7.5
158	上 15~16	なお、地上部……除外した。	削除
158	下 2~1	このような結果……	
159	上 1	……不明である。	削除
162	上 3	新規泥施用区	新規汚泥施用区
162	下 4	多量区はほぼ等	多量区はほぼ等
163	下 3	果実数に間して	果実数に関して
164	上 15	(L' と L')	(L と L')
166	上 5	(増減)	(増収)
166	下 9	明らか	明らかな
167	Table 10	M 2'	M'
168	下 1	3.75/ha	3.75 t/ha
179	下 9	土壤改正	土壤改良
180	上 13	それる上回った	それを上回った
183	下 14~13	なお、乾物……あるが、	削除
185	下 13	9~15 cm	0~15 cm
x	下 3	試験法	試験法

序

わが国で発生する下水汚泥の量は、昭和56年集計で240万トンに上る。現在は下水道の全国普及率が31%、汚泥の有効利用率は10%に過ぎないが、数十年後の汚泥量はおそらく700万トン近くに達するであろうし、有効利用率もずっと上昇していなければならない。

膨大な汚泥を内陸、沿岸の埋立地に処分することは、土地利用事情を一層厳しくし、環境のエントロピーを著しく増加させる。処分用地が極端に少ない現在、埋立てや土地造成には多額の費用がかかる。一方、汚泥有効利用の途としては、汚泥を焼成加工し、れんがや舗装材にする方法があるが、この場合、最初から原材料を加工するのに比し、脱水濃縮、焼却工程があるため経済的に著しく不利である。

また、わが国の化学肥料需給事情は近年急迫を告げている。原鉱石などの海外依存率が極めて高いうえ、将来見通しはよくない。こうした背景から、下水汚泥の緑農地還元にあふさわしい条件を示すこと、還元による土壌へのインパクト——微生物の消長、組成変化、酵素活性、土壌の理化学的性質の変化、作物へのプラス及びマイナス影響——を明らかにすることは大きな意義がある。すなわち、還元汚泥の農地への施用可能性を明らかにし、土壌還元のための施用指針、あるいは基準づくりに反映させたい。

下水処理では、処理水質や施設設計が基準化され管理されているが、汚泥の質、量をもコントロールする時代に早晚進むものと期待される。本報告は、この研究が土壌環境の保全、資源のリサイクルによる環境エントロピー上昇の抑制、地力増進と農地の生産向上につながることを認識し、多角的な立場から現象解明に踏出したもので、昭和53～55年度にわたる、第1期特別研究のうち昭和54/55年度の成果である。

昭和58年7月

水質土壌環境部長

合 田 健

目 次

1. 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (I), 石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響	1
広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳	
2. 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動	17
広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳	
3. 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (III), 土壌の違いと微生物性の差異	39
広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹	
4. 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (IV), 下水汚泥施用砂丘地及び火山灰土壌における微生物数	57
藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹	
5. 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (V), 下水汚泥及び工場廃水汚泥施用水田土壌の微生物数	77
藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹	
6. 有機廃棄物施用土壌の微生物数	103
藤井國博・広木幹也・服部浩之・久保井 徹	
7. ゴミコンポスト施用土壌の微生物数	121
藤井國博・久保井 徹	
8. 下水汚泥の土壌施用が土壌の三相分布に及ぼす影響	125
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博	
9. 下水汚泥の土壌施用がコマツナの生育と成分組成に及ぼす影響——小型ライシメータ一試験	133
久保井 徹・藤井國博・服部浩之	
10. 下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育——ほ場試験	147
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰雄・矢崎仁也	
11. 各種土壌における下水汚泥の施用が植物の生育及び体内成分に及ぼす影響, 有底枠試験	175
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博	
12. 下水汚泥連用土壌に生育した植物による汚泥中成分と重金属の吸収	189
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・高橋英一	

CONTENTS

1. Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (I), Effect of Heavy and Continuous Application of Limed Domestic Sewage Sludge to Light Colored Andosol on Soil Microbial Population 1
M. HIROKI, K. FUJII, H. HATTORI, T. KUBOI,
T. TOYODA, Y. MATSUZAKA and H. WADA
2. Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (II), Seasonal Fluctuation of Soil Microflora of Light Colored Andosol Applied with Limed Domestic Sewage Sludge 17
M. HIROKI, K. FUJII, H. HATTORI, T. KUBOI,
M. KOBAYASHI, J. YAZAKI and H. WADA
3. Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (III), Microbial Population in Soils Applied with Sewage Sludge 39
M. HIROKI, K. FUJII, H. HATTORI and T. KUBOI
4. Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (IV), Microbial Numbers in Sand-dune Regosol and Andosol Amended with Sewage Sludges 57
K. FUJII, H. HATTORI, M. HIROKI and T. KUBOI
5. Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (V), Microbial Numbers in Paddy Soils Amended with Municipal and Industrial Sewage Sludges 77
K. FUJII, H. HATTORI, M. HIROKI and T. KUBOI
6. Microbial Numbers in Upland Soil Amended with Organic Wastes 103
K. FUJII, M. HIROKI, H. HATTORI and T. KUBOI
7. Microbial Numbers in Soils Amended with Composted Town Refuse 121
K. FUJII and T. KUBOI
8. Effect of Domestic Sewage Sludge Application on Three-phase Distribution of Soils 125
T. YAMAGUCHI, T. KUBOI, H. HATTORI,
M. HIROKI and K. FUJII
9. Yield and Nutrient Uptake of Rape Grown on Humic Andosol Applied with Sewage Sludge: Lysimeter Experiment 133
T. KUBOI, K. FUJII and H. HATTORI

10.	Effect of Continuous Sludge Application on Plant Growth in Light Colored Andosol — Field Experiment	147
	T. YAMAGUCHI, T. KUBOI, H. HATTORI, M. HIROKI, K. FUJII, M. KOBAYASHI and J. YAZAKI	
11.	Growth and Elemental Contents of Plants Grown in Soils Amended with Limed Domestic Sewage Sludge.—A out-door Lysimeter Experiment	175
	T. YAMAGUCHI, T. KUBOI, H. HATTORI, M. HIROKI and K. FUJII	
12.	Elemental Contents of Plants Grown in Soils Amended with Limed Domestic Sewage Sludge	189
	T. YAMAGUCHI, T. KUBOI, H. HATTORI, M. HIROKI, K. FUJII and E. TAKAHASHI	

1.

下水泥汚施用土壌の微生物フロラに関する研究 (I)
石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響

広木幹也¹・藤井國博¹・服部浩之¹・久保井 徹¹・
豊田敏治²・松坂泰明³・和田秀徳⁴

Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (I),
Effect of Heavy and Continuous Application of Limed Domestic
Sewage Sludge to Light Colored Andosol on
Soil Microbial Population

Mikiya HIROKI¹, Kunihiro FUJII¹, Hiroyuki HATTORI¹,
Toru KUBOI¹, Toshiharu TOYODA²,
Yasuaki MATSUZAKA³ and Hidenori WADA⁴

Abstract

Effect of heavy application of sewage sludge on soil microflora of a light colored andosol was studied in lysimeters.

Limed domestic sewage sludge was used in the experiments. Dried and ground sludge was applied twice a year to the top 10 cm of soil at a rate of 50 dry metric tons/ha per application. Soil samples were collected from the top 5 cm of soil, and numbers of microbes (total bacteria, actinomycetes, fungi, crystalviolet resistant bacteria, proteolytic bacteria and actinomycetes, ammonium oxidizing bacteria

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和55年度 国立公害研究所共同研究員 (日本大学農獣医学部農芸化学科 〒154 東京都世田谷区下馬 3-34-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon Univ., Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.
3. 昭和54, 55年度 国立公害研究所客員研究員 (日本大学農獣医学部農芸化学科 〒154 東京都世田谷区下馬 3-34-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon Univ., Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.
4. 昭和54, 55年度 国立公害研究所客員研究員 (東京大学農学部農芸化学科 〒113 東京都文京区弥生 1-1-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Agriculture, Tokyo Univ., Bunkyo-ku, Tokyo 113, Japan.

and nitrite oxidizing bacteria) were determined with the following results.

The number of soil microbes increased in the period following the application of sewage sludge, and then decreased. Period of increase lasted 3 or 7 days (bacteria and crystalviolet resistant bacteria), 1 or 3 weeks (actinomycetes) and 1 or 6 weeks (fungi), respectively.

The number of actinomycetes increased conspicuously, and the values were identical with those of total bacteria 3 weeks after the application.

C/B value (crystal violet resistant bacteria/total bacteria) was higher in soil applied with sewage sludge in the early period than in soil without sludge application.

The increase rate of nitrite oxidizing bacteria was the highest of all the microbes studied.

Continuous application of sewage sludge caused fluctuations in the number of microbes in a short period.

Continuous application of sewage sludge caused numbers of total bacteria, actinomycetes, crystalviolet resistant bacteria, fungi and nitrite oxidizing bacteria to decrease in the later period after the application.

1. はじめに

1974年11月に開催されたFAO主催の有機物資源の利用に関する会議の報告書は、各種有機物をできる限り植物生産面において利用することをすすめている¹⁾。また、同報告書の中でStickelberger²⁾は、各種有機廃棄物の肥料としての利用に関して論じ、都市廃棄物や有機性廃棄物については、妥当な性状のものならできるだけ使用することを提唱している。

我が国においては、近年の下水道の普及に伴って下水汚泥の発生量が増加の一途をたどっており、その処理処分が大きな社会問題となっている。これまで下水汚泥のほとんどが陸上あるいは海面埋立て（両者で約80%）によって処分されてきたが、埋立地の確保が困難になりつつあることから他の処分方法の早急な確立が要望されているところである。

下水汚泥は他の廃棄物に比べて多量の肥料成分（窒素、リン酸等）や有機物を含むことから肥料や土壌改良資材として緑農地に施用し植物生育に利用することが、前述のFAOの提言とあいまってその処分方法のうち最も有望な方法として注目されている。

有機廃棄物を緑農地における植物生育に利用するにしても、あるいは土壌を用いて処分するにしても、これらが成功するには、分解者としての土壌微生物の役割は、欠くべからざるものであることは広く知られていること³⁾であるが、Varankaら⁴⁾が、その報告の前文で述べているように有機廃棄物の土壌施用に伴う微生物数の変化を把握するということには、ほとんど注意が払われていない。下水汚泥の土壌施用に伴う微生物数の変化についても同様であり、世界的に見てもMiller⁵⁾の都市下水消化汚泥添加土壌の主要微生物数に関する報告とVarankaら⁴⁾の都市下水消化汚泥多量連用土壌の主要微生物数に関する報告があるだけである。

我が国における下水汚泥の処分形態の大部分が未消化の脱水ケーキであり、この緑農地利用の可

能性を検討することが大きな課題とされていた。著者らは土壤微生物学的側面からこの課題に取り組むことにし、まず、生活廃水処理場の余剰汚泥（返送汚泥）を単独で施用した土壤における土壤微生物数の変化に関する研究を行った。その研究成果は、本特別研究の中間報告書（国立公害研究所研究報告、第14号）に報告^{6,7)}したが、この研究では、余剰汚泥の施用による主要な有機栄養微生物及び硝酸化成細菌数が富化することや、それら微生物数が経時的に変化すること等が明らかにされた。続いて行われた石灰凝集下水汚泥（脱水ケーキ）が単独で施用された各種土壤（自然条件下）における微生物数に関する研究⁸⁾において、汚泥の施用に対する土壤微生物の反応は土壤によって異なること、同一の土壤でも、過去の施肥歴等の条件によって異なること等の結果を得るとともに、自然条件下でも微生物数が経時的に変動することを示唆する結果が得られている。

著者らは、これらの研究に続いて、石灰凝集下水汚泥施用土壤における微生物数の経時変化の追跡（制御環境下及び自然環境下）、汚泥の連用が土壤微生物フロラに与える影響、土壤の違いと微生物フロラ、化学肥料と汚泥の組み合わせ施用土壤における微生物フロラ、汚泥施用土壤と他の有機廃棄物施用土壤の微生物フロラの相違等に関する研究を実施した。

本報告では、それらの研究のうち、制御環境下に設置された大型ライシメーター⁹⁾を用いて行った石灰凝集下水汚泥（未消化脱水ケーキ）の多量施用が淡色黒ボク土の微生物フロラに与える影響と、その多量連用の影響の解明に関する研究の成果を報告する。

2. 実験方法

2.1 実験装置、条件、供試土壤及び汚泥

実験には、淡色黒ボク土が充てんされ制御環境下に設置された畑地用大型ライシメーター4基を用いた。そのうち2基に下水汚泥を施用し、残りの2基は対照無処理区とした。供試汚泥は、取手市内の住宅団地内下水処理場の未消化脱水ケーキであり、凝集剤として消石灰と塩化第二鉄が使用されたものである。この脱水ケーキを天日乾燥後、粉碎してライシメーターの表層0~10cmまでの土壤に混合した。施用量は乾物として50 t/ha相当量である。汚泥の混合は、ライシメーターの内壁から10 cmの部分の土壤を残して、深さ10 cmまでの土壤をすべてシート上に搬出し、それに前記施用量に相当する乾燥汚泥粉碎物を混合し、再び埋め戻すという方法によって行った。同時に無処理区も同様に搬出、埋め戻しを行った。汚泥の施用は、昭和54年9月4日（1回目）、55年5月6日（2回目）、同10月14日（3回目）に行った。汚泥混合後の各ライシメーターへのかん水は、1及び2回目の汚泥施用後はライシメーターの土壤表面に置かれたチューブから自動的に、3回目の汚泥施用後は、じょうろによる手かん水によって、週1回31mmの降雨量に相当する蒸留水をかん水した。地上部、すなわち温室の温度は、昼間25°C、夜間20°Cに設定され、湿度は60%（R/H）であった。地下部の温度は18°Cに設定された。なお実験条件の詳細は、別報¹⁰⁾に示した。

1回目の汚泥施用後は、植物を栽培せず裸地としたが、2回目の汚泥施用後は、汚泥区及び無処理区の各1区（1基）についてコマツナを栽培した。

2.2 土壌試料の採取及び調製

各ライシメーターごとに、互いに30 cm以上離れた6～9か所の採取点より、表層0～5 cmの土壌を採取し、一括して2 mmのふるいを通した後、清浄なポリエチレン袋に入れ、空気を入れふくらませた状態で十分ふり混ぜたものを土壌試料とした。

2.3 微生物数測定法

2.2の方法によって調製した供試土壌30 gを270 mlの滅菌水中で30分間往復振とうして分散させた後、順次10倍希釈の希釈液を数段階作り、常法により微生物数を測定した。すなわち、細菌数及び放線菌数はアルブミン寒天培地¹¹⁾を用いた希釈平板法で、糸状菌数はローズベンガル寒天培地¹¹⁾を用いた希釈平板法で、色素耐性細菌数はクリスタルバイオレット添加(5%)アルブミン寒天培地¹¹⁾を用いた希釈平板法で測定した。タンパク質分解菌数は、ゼラチン添加ヌトリエント寒天培地を用いるHankinら¹²⁾の塗沫平板法とそれを一部改変した方法により測定した。すなわち、1回目の汚泥施用後のタンパク質分解菌数は、Hankinら¹²⁾の塗沫平板法によって測定したが、この方法では流動性コロニーの発現によって計数が不可能になる場合や、菌数が細菌と放線菌の合計より多くなる場合、また計数値のバラツキが大きくなる等の理由から、2回目以降の汚泥施用後は希釈平板法に改変し測定した。なお、このタンパク質分解菌数はタンパク質分解能を持つ細菌と放線菌の合計数で表示した(中間報告書7⁶⁾)。

3. 結果及び考察

汚泥施用区及び無処理区の微生物数の経時的変動を図1～図7に示した。各図の微生物数は、各々2基のライシメーターについての計数値の平均値で示した。なお、1回目の汚泥施用直後(混合後30分経過時)の両処理区の各微生物数には、ほとんど差がなかった。

1回目の汚泥施用後、ここで測定した全菌種は直ちに増加を開始した。その状況を以下に菌種ごとに示した。

3.1 全細菌数の変動

全細菌数の変動を図1に示した。汚泥施用区の菌数は、1回目の汚泥施用後直ちに増加し、1週目に最高菌数(7×10^8 /g 乾土)に達した。この時点の菌数は、無処理区(5×10^6 /g 乾土)の140倍、無処理区の最高菌数(50×10^6 /g 乾土)と比べると14倍であった。その後やや減少(7%)し、3週目ではピーク時の約40%の菌数に急減した。その後は増減を繰り返しながら緩やかに減少していった。施用後約6か月目の菌数は無処理区の約13倍であり、2回目の汚泥施用直前の菌数は無処理区の18倍の高い菌数が保たれていた。2回目の汚泥施用後の菌数の変動は、1回目と同様、施用後直ちに増加したが、1回目より早く3日目に最高菌数(5.2×10^8 /g 乾土)に達した。この時点での菌数は、無処理区(4.4×10^6 /g 乾土)の117倍、無処理区の最高菌数(16.5×10^6 /g 乾土)

と比較すると、31倍であった。その後1週目にやや減少(20%)し、2週目にはピーク時の1/3に、4週目には施用前とほぼ同一のレベルに急激に減少した。5週目に再び増加し、2番目のピークを形成した後は緩やかに減少した。施用後約4か月目の菌数は無処理区の約10倍であった。3回目の施用直前の菌数は、無処理区の1.7倍となり大差なかった。3回目の汚泥施用後の菌数の変動は、1,2回目の施用後と同様に直ちに増加し、1回目より早く、また、2回目と同様に施用後3日目に最高菌数($8.5 \times 10^6/g$ 乾土)に達した。この時点での菌数は、無処理区($8 \times 10^6/g$ 乾土)の100倍以上、無処理区の最高菌数($9.1 \times 10^6/g$ 乾土)と比較すると93倍に達した。最高菌数に達した後の変動は、施用後6日目にピーク時の28%、10日目には同じく22%、2週目には13%と急激に減少した。その後4週目に2番目のピークを形成した後は、緩やかに減少した。施用後約5か月後には、施用直後の菌数とほぼ同等の菌数となった。また、この時点での菌数は無処理区の7.6倍であった。

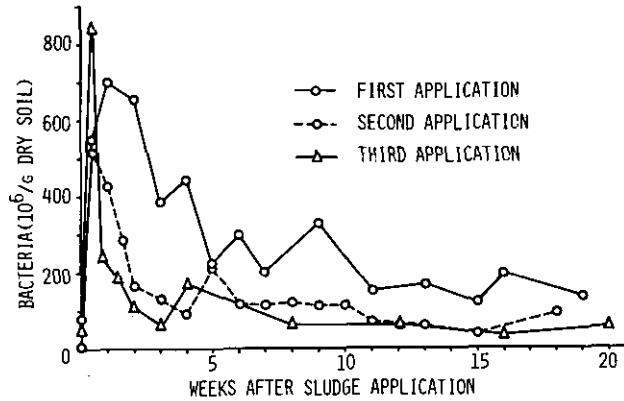


図 1 下水汚泥施用土壌における全細菌数の変動

Fig. 1 Fluctuation pattern of population of total bacteria in soil applied with sewage sludge

このように全細菌数は、汚泥施用後直ちに増加し、短期間に最高菌数に達すること、汚泥の連用によって最高菌数に達するのに要する期間が短縮されること(増加が早く起こること)、汚泥施用回数の増加に伴って最高菌数に達した後の菌数の減少が早くなると同時に急激になること、最高菌数に達した後の菌数は汚泥施用回数の増加とともに減少する傾向にあるが、無処理区と比較するとその菌数は高く、長期間にわたって高い菌数が保たれていること、最高菌数は汚泥の連用の影響を受けずほぼ一定に保たれていることが明らかにされた、

一方、無処理区の菌数は、最高菌数として $5 \times 10^6/g$ 乾土の菌数が一度記録されたが、汚泥施用区の菌数の変動と比較すると、その変動は小さく、全実験期間を通じて $3 \sim 15 \times 10^6/g$ 乾土のレベルにあった。

ル-と大羽¹³⁾は、下水汚泥の炭素の土壌中における分解と微生物フロアの変動について調べ

(ピーカー実験)、下水汚泥添加土壌からのCO₂の発生(炭素の分解)と細菌数の増減がよく一致することを見だし、土壌中における炭素の分解に細菌が主として働いていると報告している。従って著者らが得た汚泥施用後の急激な細菌数の増加は、この時期に汚泥中炭素の分解が行われていることを示唆するものであろう。

3.2 放線菌数の変動

放線菌数の変動を図2に示した。1回目の汚泥施用後の放線菌数は、細菌数と同様に施用後直ちに増加したが、その増加は細菌数より遅れた。しかし、汚泥施用後2週目には施用直後(30分経過時)の40倍の高菌数となり、以後9週目まではほぼ一定の菌数で経過し、それ以後緩やかに減少した。最高菌数(2.7×10^8 /g 乾土)は、施用後4週目に記録され、無処理区の菌数(6.5×10^6 /g 乾土)の41倍となった。また、約6か月経過時の菌数は、無処理区の約12倍、2回目の汚泥施用直前の菌数は同じく約9倍であった。2回目の汚泥施用後の菌数の変動は1回目と異なり、施用直後(約30分後)に施用直前の約2倍の高い菌数を示した後、1週目まで減少した。施用後11週目に 2.9×10^8 /g 乾土の最高菌数を示した後、2週目には再び減少した。この最高菌数は無処理区の菌数の46倍であった。その後3週目にピークを形成した後、4週目以後は小さな増減を繰り返しながら緩やかに減少していった。汚泥施用後4か月目の菌数は無処理区の6倍であったが、3回目の施用直前の菌数は無処理区とほとんど変わらない菌数であった。3回目の汚泥施用後の菌数は、施用前に比較して菌数も増加し、施用初期にはその変動が認められるものの、1、2回目と比べて変動幅は小さく、菌数も低く、最高菌数(9.5×10^7 /g 乾土)は、施用後4週目に記録された。この3回目の変動パターンは、1回目の変動パターンに似ていた。最高菌数は、無処理区の13倍、約5か月経過時の菌数は、同じく6倍と高い菌数を示した。

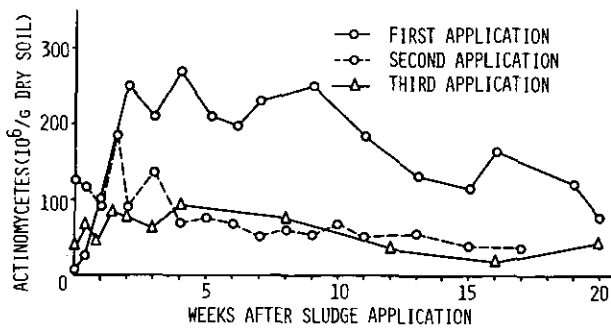


図 2 下水汚泥施用土壌における放線菌数の変動

Fig. 2 Fluctuation pattern of population of actinomycetes in soil applied with sewage sludge

以上に示したように放線菌数の変動は、汚泥施用ごとに異なった変動のパターンを示したが、大まかに見れば、1回目と3回目の変動パターンは類似している。しかしながら、細菌で認められたような最高菌数に達する時期が汚泥の連用によって早まるということは認められなかった。しかし、汚泥を連用すると施用直後（30分後）の菌数が施用直前より高くなり、その後いったん減少することが認められた。これが何を意味するか、また、その理由は何かということに関しては不明である。最高菌数は、1回目と2回目の間に差は認められないものの3回目は2回目の1/3と低い菌数を示した。また、全体に汚泥の連用に伴って菌数が減少する傾向が認められた。しかし無施用区に比較すると汚泥施用区の菌数は高く、かつ長期間にわたって高い状態が持続することが示された。無処理区の菌数は、細菌と同様に実験開始初期に 7.3×10^7 /g 乾土という値が一度だけ記録されたが、以後全実験期間を通じて 10^6 /g 乾土のレベルにあった。

これまでの下水汚泥単独施用土壌の微生物フロラに関する研究^{6,7)}の中で、その特徴として放線菌数の著しい増加と、場合によっては細菌数を上回ることを報告してきた。この大型ライシメーターを用いた実験でも放線菌数の著しい増加（6～46倍）が認められ、汚泥施用後期には細菌数とほぼ等しいか、あるいはそれを上回る菌数もかなりの頻度で認められた。これまでの報告⁷⁾では、無処理区の放線菌数と細菌数の比（A/B値）と汚泥施用区のそれと比較すると汚泥施用区が高い値を示すということを示したが、この実験では無処理区の放線菌数が異常に多くA/B値が高い値となり、A/B値による両処理区間の差の比較では、むしろ無処理区の値が高くなる場合が多く、この実験からは細菌数に対する放線菌数の割合が増加することが汚泥施用土壌の特徴であるということとはできない（表1）。無処理区の放線菌数が多いということの理由は不明である。

3.3 色素耐性細菌数の変動

図3に色素耐性細菌数の変動を示した。各汚泥施用後の菌数変化は全細菌数の変動とほとんど同一であった。すなわち、1回目の汚泥施用後では1週目に、2, 3回目の汚泥施用後では3日目に最高菌数に達した。また、この後の菌数の減少も連用回数の増加とともに急激に、かつ早目に起こった。最高時の菌数は、1回目の汚泥施用時で無施用区の330倍、2回目で145倍、3回目で43倍と著しく高い菌数を示し、2回目の汚泥施用の直前の菌数は無施用区の11倍、2回目の施用後4か月目の菌数は26倍、3回目施用後5か月後の菌数は9倍であり、長期間にわたって高い菌数が保たれていることが明らかにされた。一方、無処理区の菌数は、 $0.5 \sim 10.5 \times 10^6$ /g 乾土であり、ほぼ一定の菌数で経過していた。

色素耐性細菌数はクリスタルバイオレットを添加したアルブミン寒天培地を用いる希釈平板法¹¹⁾によって測定した。この平板上にコロニーを形成する細菌の大部分がグラム陰性細菌であるといわれている。Miller⁵⁾は、都市下水消化汚泥を添加した土壌から分離した細菌株の性質を調べ、汚泥無添加土壌のそれらに比べてグラム陰性細菌の占める割合が高くなることを報告している。先に述べたように、本実験で測定した色素耐性細菌数は、土壌中のグラム陰性細菌数と見なすことがで

表 1 下水汚泥施用土壌におけるA/B値(放線菌数/全細菌数)の変化

Table 1 A/B value (actinomycetes numbers/total bacteria numbers) in soil applied with sewage sludge and the control

Days after application	First sludge application		Second sludge application		Third sludge application	
	Control	Sludge	Control	Sludge	Control	Sludge
before*			1.173	0.570	0.507	0.456
0 (0)**	0.984	0.900	3.296	1.582	1.265	0.794
1					0.779	0.112
3	1.450	0.046	1.909	0.223	0.654	0.083
6					1.280	0.182
7 (1)	1.200	0.143	1.000	0.216		
10					0.753	0.445
11			1.000	1.000		
14 (2)	1.545	0.379	1.400	0.533	1.370	0.708
21 (3)	1.167	0.546	1.210	1.067	1.872	0.899
28 (4)	1.857	0.605	1.066	0.746	0.901	0.537
35 (5)	1.083	0.925	0.575	0.355		
42 (6)	0.824	0.657	1.151	0.583		
49 (7)	0.833	1.141	0.600	0.418		
56 (8)			0.587	0.500	1.326	1.180
63 (9)	1.000	0.758	0.658	0.454		
70 (10)			0.720	0.586		
77 (11)	0.789	1.244	0.533	0.708		
84 (12)					0.659	0.570
91 (13)	1.333	0.785	0.862	0.897		
105 (15)	1.250	0.947	0.890	0.938		
112 (16)	1.143	0.865			0.651	0.522
119 (17)			0.624	0.379		
133 (19)	0.621	0.869				
140 (20)					0.895	0.741

*: Before sludge application

** : Weeks after application

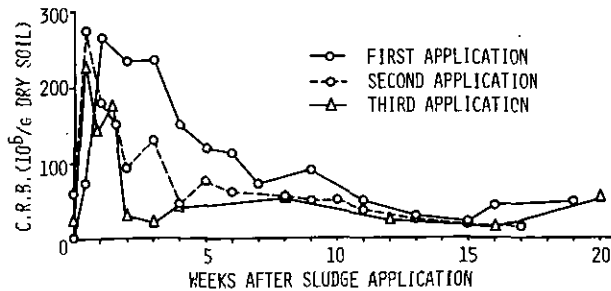


図 3 下水汚泥施用土壌における色素耐性細菌数の変動

Fig. 3 Fluctuation pattern of population of crystal violet resistant bacteria in soil applied with sewage sludge

きる。そこで全細菌数に対する色素耐性細菌数の比 (C/B 値) を求め、Miller の報告を間接的 (土壤中の細菌を分離し、それらのグラム染色性を調べるという直接的な方法ではなく) に確認することとした (表 2)。1 回目の汚泥施用後の汚泥区の色素耐性細菌数は全細菌数の 13~62% であり、施用後 7 週目までの C/B 値は、施用直後 (0 日) の値及び無処理区より高い値となった。9 週目以降については無処理区の C/B 値が施用区のそれを上回る場合があった。2 回目の汚泥施用の直前及び直後の C/B 値は無処理区が高かったが、3 日目から 5 週目までは大体において汚泥区が高く、3 週目にはほぼ全細菌数と同等の非常に高い値を示した。6 週目以降は無処理区の値が汚泥区より高く、この傾向は、3 回目の施用後も継続した。このように、無処理区の C/B 値が汚泥施用区よりも高くなった原因としては、両区の土壤水分状態の違いが考えられる。土壤中のグラム陰性

表 2 下水汚泥施用土壌における C/B 値 (色素耐性細菌数/全細菌数) の変化
Table 2 C/B value (crystalviolet resistant bacteria numbers/total bacteria numbers) in soil applied with sewage sludge and the control

Days after application	First sludge application		Second sludge application		Third sludge application	
	Control	Sludge	Control	Sludge	Control	Sludge
before*			0.337	0.204	0.761	0.416
0 (0)**	0.078	0.071	1.148	0.759	0.539	0.508
1					0.356	0.326
3	0.026	0.132	0.420	0.534	0.648	0.269
6					0.600	0.590
7 (1)	0.160	0.376	0.330	0.424		
10					0.441	0.918
11			0.331	0.526		
14 (2)	0.182	0.358	0.149	0.564	0.500	0.282
21 (3)	0.233	0.624	0.556	1.024	0.474	0.312
28 (4)	0.143	0.338	0.492	0.481	0.302	0.238
35 (5)	0.167	0.523	0.254	0.355		
42 (6)	0.176	0.376	0.623	0.500		
49 (7)	0.078	0.360	0.625	0.586		
56 (8)			0.651	0.446	0.717	0.859
63 (9)	0.800	0.273	0.717	0.423		
70 (10)			0.804	0.423		
77 (11)	0.210	0.346	0.555	0.504		
84 (12)					0.599	0.408
91 (13)	0.267	0.170	0.793	0.410		
105 (15)	0.200	0.181	0.571	0.530		
112 (16)	0.286	0.231			0.407	0.408
119 (17)			0.578	0.152		
133 (19)	0.241	0.354				
140 (20)					0.809	0.990

*: Before sludge application

** : Weeks after application

細菌数は、土壌の水分状態と栄養状態を反映するといわれている¹⁴⁾。両処理区のかん水量は同量であるが、平均土壌水分は1回目の汚泥施用区が30.9%、無処理区が34.0%、2回目ではそれぞれ28.9%、34.0%であり、3回目も29.8%と34.3%であり、土壌の水分状態は両区間でかなりの差が認められ、無処理区が高くなっていた。これが色素耐性細菌数にも反映し、無処理区のC/B値に反映したものと考えられる。

3.4 糸状菌数の変動

糸状菌数の変化を図4に示した。1回目の汚泥施用後の糸状菌数は、これまでに述べた細菌、放線菌及び色素耐性細菌数と同様に施用後直ちに増加し、その増加は前三者と比較すると緩やかであったが、2週目までは急激に増加しており、施用前の菌数の6倍に増加した。その後は緩やかに増加し、6週目にピークに達した後7週目以後緩やかに減少した。最高菌数に達した時の菌数 (84×10^4 /g 乾土)は無処理区の15倍、2回目の汚泥施用直前(8か月後)の菌数は無処理区の8倍であった。2回目の汚泥施用後の菌数は急激に増加し、1週目に最高菌数 (2.3×10^6 /g 乾土)に達し、11日目には急減し(ピーク時の約1/4)施用直後のレベルとなった。以後小さな増減を繰り返しながら減少したが、4か月経過時の菌数は2回目の汚泥施用時と同レベルであった。最高菌数を記録した時点の菌数は、無処理区の42倍、4か月経過時の菌数は、同じく約4倍と高い菌数であったが、3回目の施用直前(5か月後)の菌数は、約2倍となり減少していた。3回目の汚泥施用後の菌数は施用後3日目に最初のピークとなり、以後急激に減少し、2週目には施用直後の菌数の1/4にまで低下した。その後再び増加し、4週目に最高菌数に達した後緩やかに減少した。最高菌数に達した時の菌数は無処理区の5.5倍、施用後約5か月目の菌数は無処理区とほとんど変わらない菌数となった。

このように糸状菌数は、1回目の施用後は全般に緩やかな丘状の変化を示したのに対して、汚泥の連用を重ねるに従って初期に激しい菌数の変化が起こるようになった。最初の菌数のピークが現れる時期は、1回目より2、3回目の方が早くなった。また、汚泥の連用に伴って施用後後期の菌

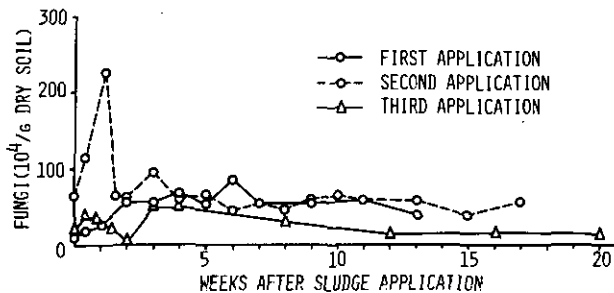


図 4 下水汚泥施用土壌における糸状菌数の変動

Fig. 4 Fluctuation pattern of population of fungi in soil applied with sewage sludge

数は減少する傾向を示した。特に3回目の汚泥施用後3～5か月経過時の菌数は、無処理区と大差ない菌数となった。

無処理区の菌数はあまり大きな変動を示さず、 $2.5 \sim 14.4 \times 10^4/g$ 乾土の間であった。しかし、次第に菌数が増加していく傾向が認められた。

3.5 タンパク質分解菌数の変動

実験方法の項で述べたように、本菌数は当初（1回目の汚泥施用時及び2回目の施用直後まで）はHankinら¹²⁾の塗沫平板法で測定した。図5に示したように、この方法での計数値は非常に高く、細菌数と放線菌数の合計とほぼ等しいか、あるいはそれを上回る場合がしばしば認められた。また、流動性コロニーによって計数できない平板が多くなり勝ちであり、不正確な値となり勝ちであった。従って、この菌数の1回目の汚泥施用後の変動は正確に把握されていないと考えられる。よってこの部分は省略することとした。2回目の施用後3日目以降は希釈平板法に変更して測定した。

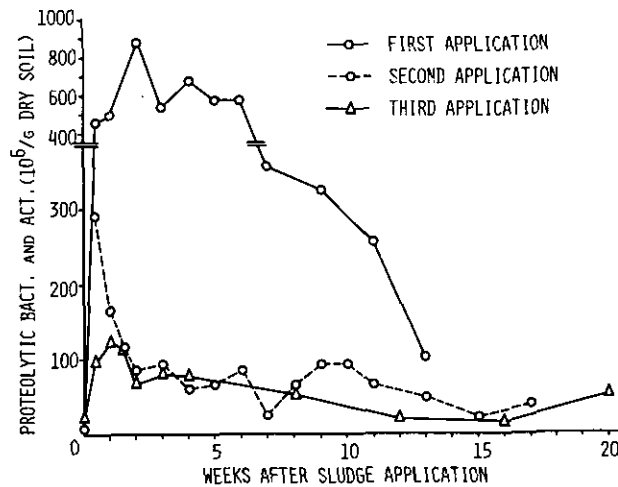


図 5 下水汚泥施用土壌におけるタンパク質分解菌数の変動

Fig. 5 Fluctuation pattern of population of proteolytic bacteria and actinomycetes in soil applied with sewage sludge

それによると3日目でタンパク質分解菌数は $2.9 \times 10^8/g$ 乾土を示し、無処理区の46倍であった。その後2週目まで急激に減少したが、それ以後は増減を繰り返しながら減少していった。3回目の汚泥施用直前の汚泥施用区の菌数は、無処理区の3倍であった。3回目の汚泥施用後、その菌数に急激に増加し、6日目に最高菌数（ $1.2 \times 10^8/g$ 乾土、無処理区の17倍）に達した。その後は緩やかに減少したが、20週目に再び増加した。タンパク質分解菌数のこのような変動は、細菌及び放線菌数の変動パターンと一部類似していた。3回目の汚泥施用後の三者の最高菌数は、細菌が3日目、

タンパク質分解菌が6日目、放線菌が10日目に記録された。すなわち、タンパク質分解菌は細菌と放線菌の中間的な性格を持つと考えられる。これは、タンパク質分解菌数がタンパク質分解能を持つ細菌と放線菌の合計数であることから推定されるところである。タンパク質分解菌数が汚泥施用後急激に増加し、短期間で最高菌数に達した後、減少することは、汚泥中のタンパク質が急激に、しかも短期間に分解されることを示唆するものである。

無処理区のタンパク質分解菌数は、 $2.8 \sim 12.8 \times 10^6 / \text{g}$ 乾土の間で変動し、その菌数の変動幅は汚泥施用区のおよそ1/2程度であった。

3.6 アンモニア酸化細菌数の変動

図6にアンモニア酸化細菌数の変動を示した。アンモニア酸化細菌も有機栄養細菌と同様に汚泥を施用後直ちに増加し、1回目の汚泥施用後2週目に最初のピークに達した。その後全期間にわたって増減を繰り返したが、菌数はほぼ一定のレベルに保たれていた。最高菌数は9週目に記録された($79.5 \times 10^4 / \text{g}$ 乾土, 無処理区の32倍)。2回目の汚泥施用直前の菌数は無処理の87倍と高い値を示した。2回目の汚泥施用後の菌数は、3日目(最高菌数 $11.3 \times 10^5 / \text{g}$ 乾土, 無処理区の245倍)、3週目及び7週目にピークを持つ変動を示した。これらのピーク時の菌数に有意な差は認められなかった。3回目の汚泥施用直前の菌数は、無処理区の121倍であった。3回目の汚泥施用後の菌数は、3日目及び2週目(最高菌数 $18.7 \times 10^5 / \text{g}$ 乾土, 無処理区の317倍)に明確なピークを持つ変動を示した。また、施用後約5か月経過時の菌数も無処理区の338倍と著しく高い値を示した。

このようにアンモニア酸化細菌も有機栄養細菌と同様に汚泥の連用によって最初の菌数の増加

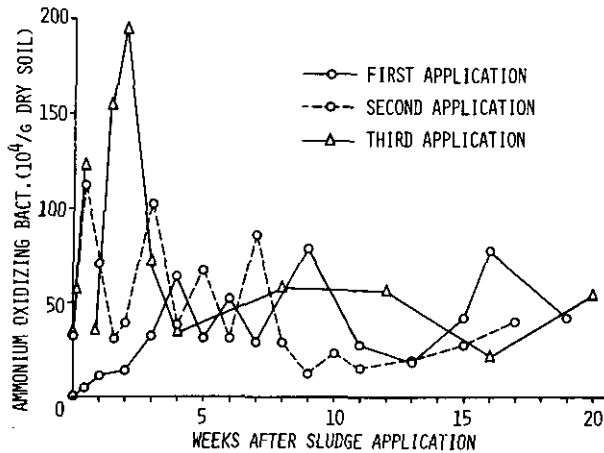


図 6 下水汚泥施用土壌におけるアンモニア酸化細菌数の変動

Fig. 6 Fluctuation pattern of population of ammonium oxidizing bacteria in soil applied with sewage sludge

(ピークに達するのに要する期間)が早まり、連用を重ねるに従って菌数の変動が単純になり、激しい変化が施用後短期間に終了するようになった。また、連用回数の増加に伴って最高菌数が増加する傾向があり、かつ無処理区の菌数に対する比率も増加する傾向にあった。

無処理区の菌数は全期間を通じて $0.07 \sim 2.5 \times 10^4$ /g 乾土の範囲にあり、汚泥施用区 ($0.4 \sim 187 \times 10^4$ /g 乾土) よりその変動幅は著しく小さかった。

3.7 亜硝酸酸化細菌数の変動

図7に亜硝酸酸化細菌数の変動を示した。1回目の汚泥施用後の菌数は施用後直ちに急激に増加し、3日目に最初のピークに達した後、いったん減少した。その後2週目から再び増加し、6週目に最高菌数 (3.8×10^6 /g 乾土、無処理区の3,810倍) に達した。11週目にもピークが形成されたが13週目以降はほぼ一定の菌数に保たれ、2回目の施用直前の菌数は無処理区の2,625倍であった。2回目の施用後も1回目と同様に菌数は急激に増加し、11日目に最初のピークを形成した。その後3週目(最高菌数 5.5×10^6 /g 乾土、無処理区の940倍)、6週目及び10週目にピークを形成した。3回目の汚泥施用直前の菌数は無処理区の943倍であり、高い菌数を示した3回目の汚泥施用後の菌数は6日目(最高菌数 3.3×10^6 /g 乾土、無処理区の2,750倍)、4週目及び16週目にピークを持つ変動を示した。施用後約5か月経過時の菌数は無処理区の540倍であった。

このように亜硝酸酸化細菌数もアンモニア酸化細菌数と同様に汚泥施用後長期にわたって変動を繰り返すことが示された。また、無処理区に対する菌数の比率は、測定した7種の微生物種の中で亜硝酸酸化細菌が最も高かった。汚泥の連用による影響としては、菌数の激しい変動が短期間で終

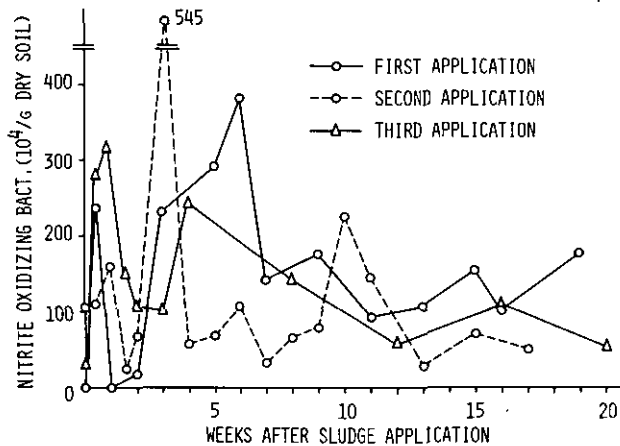


図7 下水汚泥施用土壌における亜硝酸酸化細菌数の変動

Fig. 7 Fluctuation pattern of population of nitrite oxidizing bacteria in soil applied with sewage sludge

了するようになることであった。

3.8 汚泥多量施用土壌における微生物数の経時的変動と連用の影響

1回目の汚泥施用直後の汚泥区の菌数は、無処理区の菌数と大きな差は認められなかった。しかし、その後の汚泥区の微生物数はいっせいに増加を開始したが、その増加の状況はそれぞれの微生物によって違っていた。施用直後の菌数を基準にその後の菌数の増加を見ると、施用後3日目で全細菌数が79倍、放線菌数が4倍、糸状菌数が2倍、色素耐性細菌数が145倍、アンモニア酸化細菌数が13倍、そして亜硝酸酸化細菌数が474倍であり、7日目では全細菌数が100倍（最高菌数）、放線菌数が16倍、糸状菌数が3倍、色素耐性細菌数が528倍（最高菌数）、アンモニア酸化細菌数が29倍、亜硝酸酸化細菌数が1倍であった。このように有機栄養微生物では色素耐性細菌が最も高い反応性を示し、続いて全細菌、放線菌、糸状菌の順であった。一方、硝化菌では亜硝酸酸化細菌が全測定菌種の中で最高の反応性を示したが、この理由については不明である。また、1回目の汚泥施用後の菌数の変動に関して有機栄養微生物の連続的遷移(succession)が認められた。

すなわち、最初に全細菌及び色素耐性細菌数が増加し最高菌数に達し、続いて放線菌、糸状菌の順で最高菌数に達した。汚泥連用土壌についてみると、施用後の菌数の増加率は施用直前の菌数が上昇しているために1回目に比べて低くなっていた。しかし、2回目の汚泥施用後では色素耐性細菌とタンパク質分解菌が、3回目の汚泥施用後では全細菌と色素耐性細菌が他の微生物より高い増加率を示した。また、汚泥連用土壌において2回目施用後も全細菌及び色素耐性細菌数がまず最高菌数に達し、続いて糸状菌、放線菌の順序で最高菌数に達すること、また、3回目施用後も全細菌及び色素耐性細菌が増加し最高菌数に達した後、タンパク質分解菌がこれに続き、次に放線菌と糸状菌が同時に最高菌数に達することが示された。このように多量の石灰凝集下水汚泥を施用した淡色黒ボク土では、有機栄養微生物の連続的遷移が汚泥を初めて施用した時も連用した場合も認められることが明らかにされた。

一方、硝化菌については、1回目の汚泥施用後では施用3日目にまず亜硝酸酸化細菌が増加し、この減少に伴ってアンモニア酸化細菌が増加し2週目にピークを示したが、それ以後は両細菌ともほぼ同時にピークを形成した。2回目の汚泥施用後は、まずアンモニア酸化細菌が3日目（全細菌及び色素耐性細菌と同時）に最初のピークに達した後、7日目に亜硝酸酸化細菌が最初のピークを記録した。その後の第2のピークは同時に形成され、第3のピークは亜硝酸酸化細菌がアンモニア酸化細菌より1週早く形成した、3回目の汚泥施用後には、アンモニア酸化細菌がピークを形成した後1ないし2週遅れて亜硝酸酸化細菌のピークが記録された。このように硝化菌については、汚泥を連用した場合に遷移が認められることが明らかにされた。

この他、各々の微生物の項で述べたように淡色黒ボク土への汚泥の施用によって土壌微生物数の増加は施用後直ちに起こり、その変化は微生物種によって各々異なった変動パターンを示すこと、汚泥の連用によって有機栄養微生物はより早く増加し、その減少時期も早まること、施用後後期の細

菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌数は汚泥の連用に伴って減少する傾向にあることが明らかにされた。

4. まとめ

下水汚泥の多量施用が土壤の微生物フロラに与える影響を明らかにするため、淡色黒ボク土を充てんした制御環境下の大型ライシメーターに、石灰凝集下水汚泥を乾燥、粉碎したものを、乾物として50 t/ha相当量を半年ごとに計3回施用した。施用後の表層土中の微生物数（細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌、タンパク質分解菌、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌）の変動を調べ、次の結果を得た。

いずれの菌種も汚泥の施用直後に増加し始め、最高菌数に達した後、再び減少した。

最高菌数に達するのに要する期間は、有機栄養微生物では細菌、色素耐性細菌が最も早く（3～7日）、次いで放線菌（1～3週）、糸状菌（1～6週）であった。

汚泥施用区では、放線菌の増加が著しく、施用3週目以降には細菌と同等の菌数を示す場合もあった。

全細菌数に対して色素耐性細菌の占める割合（C/B値）は、汚泥の施用後には無施用区と比べて高くなったが、施用後期には再び減少した。

亜硝酸酸化細菌は、測定した微生物中で最も高い増加率を示した。

汚泥を連用することにより、微生物数の増加及び減少の時期は早まった。

汚泥の連用により、施用後期の全細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌数は減少した。

謝 辞

本研究を行うに当たり、実験の補助をして頂いた中村てる子、羽成淑子両氏に深く感謝致します。

引 用 文 献

- 1) FAO (1974) : Organic materials as fertilizer. Soil Bulletin, 27.
[熊沢喜久雄 (1976) : 環境・資源・地方問題としての汚泥の緑農地還元の意義. 汚泥の緑農地還元肥料化対策資料集, フジテクノシステム, p. 5から引用].
- 2) Stickelberger, D. (1974) : Survey of city refuse composting.
[熊沢喜久雄 (1976) : 環境・資源・地方問題としての汚泥の緑農地還元の意義. 汚泥の緑農地還元肥料化対策資料集, フジテクノシステム, p. 5-6から引用].
- 3) Doran, J.W., J.R. Ellis and T.M. McCulla (1977) : Land as a waste management alternative. R.C. Loehr [Ed.], Ann Arbor Science Publishers Inc., 348.
- 4) Varanka, M.W., Z.M. Zablocki and T.D. Hinesly (1976) : The effect of digested sludge on soil biological

- activity. *J. Water Pollut. Control Fed.*, **48**, 1728-1740.
- 5) Miller, R.H., (1974): Microbiology of sewage sludge disposal in soil. EPA-670/ 2-74-074, U.S. Environmental Agency.
 - 6) 藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男・高橋英一 (1980): 下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響, ライシメーター実験 (I), 国立公害研究所研究報告, 第14号, 79-109
 - 7) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之 (1980): 下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響, ライシメーター実験 (II). 国立公害研究所研究報告, 第14号, 111 - 157 .
 - 8) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之 (1980): 有機廃棄物施用土壤に関する研究 (II), 有機廃棄物施用土壤の微生物フロラおよび土壤酵素活性. 国立公害研究所研究報告, 第14号, 185 - 201 .
 - 9) 久保井 徹・藤井國博・広木幹也・服部浩之・松坂泰明・吉田富男 (1983): 環境制御ライシメーターの概略と運転上の留意点. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 211 - 227.
 - 10) 広木幹也, 久保井 徹・鷺沢清司・豊田敏治・服部浩之・藤井國博・松坂泰明 (1983): 下水汚泥施用土壤における物質の移動に関する研究, 下水汚泥成分の地下浸透. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 107 - 118.
 - 11) 土壤微生物研究会編 (1975): 培地組成とつくり方. 土壤微生物実験法, 養賢堂, 431 - 436.
 - 12) Hankin, L., D.C. Sands and D.E. Hill (1974): Relation of land use to some degradative enzymatic activities of soil bacteria. *Soil Sci.*, **118**, 38-44.
 - 13) Lu, N. Q., 大羽 裕 (1980): 土壤中における下水汚泥の分解にともなう微生物相の変化. 日本土壤肥料学会講演要旨集, 第26集, 37.
 - 14) 服部 勉 (1966): 土壤中のグラム陰性細菌群の変動性. 日本土壤肥料学雑誌, **37**, 298 - 301.

2.

下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (II)
石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動

広木幹也¹・藤井國博¹・服部浩之¹・久保井 徹¹・
小林峰雄²・矢崎仁也³・和田秀徳⁴

Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (II),
Seasonal Fluctuation of Soil Microflora of Light Colored Andosol
Applied with Limed Domestic Sewage Sludge

Mikiya HIROKI¹, Kunihiro FUJII¹, Hiroyuki HATTORI¹,
Toru KUBOI¹, Mineo KOBAYASHI², Jinya YAZAKI³
and Hidenori WADA⁴

Abstract

Effect of sludge application on soil microflora was studied in the field. II-1 field (not amended with manure) and II-2 field (amended with manure) were used in the experiment. Limed domestic sewage sludge was dried and applied to the surface soil of plots in the fields. In some plots sludge was applied for the first time whereas the others were subjected to continuous application. Soil samples were collected from the top 5 cm soil of the plots, and numbers of microbes were determined with the following results.

In summer, sludge application resulted in the immediate increase of the num-

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和55年度 国立公害研究所共同研究員 (日本大学農獣医学部農芸化学科 〒 154 東京都世田谷区下馬 3-34-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon Univ., Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.
3. 昭和53~55年度 国立公害研究所客員研究員 (日本大学農獣医学部農芸化学科 〒 154 東京都世田谷区下馬 3-34-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon Univ., Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.
4. 昭和54, 55年度 国立公害研究所客員研究員 (東京大学農学部農芸化学科 〒 113 東京都文京区弥生 1-1-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Agriculture, Tokyo Univ., Bunkyo-ku, Tokyo 113, Japan.

bers of microbes. The effect of the first application of sludge was more conspicuous in II-2 field than in II-1 field. The increase in the number of microbes was rapid and large.

In II-1 field, the increase in the number of microbes was faster after the second or third sludge application than after the first application.

Sludge application resulted in the increase of the C/B value (crystalviolet resistant bacteria/total bacteria). The effect was remarkable in II-1 field.

A/B value (actinomycetes/total bacteria) was higher in plots applied with sewage sludge than in control plots. But in II-1 field, continuous application resulted in the decrease of A/B value.

Sludge application in autumn caused the numbers of total bacteria and crystalviolet resistant bacteria to increase in October and in the next spring.

1. はじめに

著者らは、下水汚泥の緑農地環元に伴って土壤の微生物フロラが受ける影響を解明するために一連の研究を行っている。

前報¹⁾では、石灰凝集下水汚泥を多量に施用した制御環境下の淡色黒ボク土における微生物フロラの経時的変化を報告するとともに、その多量連用の影響を明らかにした。この研究に並行して、自然条件下でかつ比較的少量の石灰凝集生活下水汚泥を施用した淡色黒ボク土における微生物フロラの解明のための研究が国立公害研究所内の実験ほ場を用いて昭和54年度に開始され、当年度の成果が藤井ら²⁾によって報告された。54年度の研究は、汚泥施用後の一定期間経過時に微生物数が測定され、汚泥の施用によって微生物数が富化されることが明らかにされるとともに、汚泥の施用に対する土壤微生物の反応はほ場によって異なり、特に過去の施用歴との関連を示唆する結果、並びに多量施用土壤と同様に微生物数が経時的に変動することが予想される結果が得られた。この実験に続いて55年度は、藤井ら²⁾が用いた実験ほ場のうち、別団地ほ場の2面(II-1及びII-2)のほ場を用いて、石灰凝集生活下水汚泥施用土壤の微生物数の経時的変動と連用による影響を明らかにするための研究を自然条件下で実施した。本報告では、この55年度の研究結果を報告する。

2. 実験方法

2.1 試験ほ場

試験は、前報²⁾にその詳細を示した国立公害研究所別団地実験ほ場のII-1及びII-2において実施した。両ほ場とも、昭和52年秋に造成された淡色黒ボク土のほ場である。II-1ほ場は造成以来実験開始まで均一栽培試験のために一度だけ化学肥料が施用され植物が栽培されたほ場であり、II-2ほ場は3回の化学肥料と1回の堆肥が施用され植物が栽培されたほ場である。

下水汚泥連用試験は昭和54年度より開始され、54年度には各ほ場内にそれぞれ六つの処理区を設けた(1区3連)。各処理区の名称は、対照(無肥料)区(C)、化学肥料区(FC)、汚泥少量年2回施用区(S)、汚泥中量年1回施用区(M1)、汚泥中量年2回施用区(M2)、汚泥多量年1回

施用区 (L) である。汚泥の施用量は乾物として 3.75 (少量), 7.5 (中量) 及び 15 (多量) t/ha である。化学肥料区には, 化成肥料 (8-8-5) 1.0 t/ha, 苦土石灰 1.0 t/ha, 熔リン 0.6 t/ha を年 2 回施用した。これらの下水汚泥及び化学肥料は, 年 1 回の施用区では夏作物の移植前に, 年 2 回の施用区では夏作物の移植及び冬作物の播種前にそれぞれ施用した。55 年度は各汚泥区に汚泥を連用し試験を継続するとともに, 新規に汚泥を施用した区を設けた。すなわち, 少量年 2 回施用区 (S', 3.75 t/ha), 中量年 2 回施用区 (M', 7.5 t/ha) 及び多量年 1 回施用区 (L', 15 t/ha) である。これらの新しい試験区は 54 年度は無施用で植物を栽培した区 (中間報告書 9³⁾ 参照) に設けた (1 区 1 連)。55 年度当初における各汚泥区の汚泥施用回数は, S', M', L' が 1 回, M1 と L が 2 回, S と M2 が 3 回であった。これらの汚泥施用区は汚泥の単独施用であった。なお, 化学肥料は年 2 回施用した。対照区も化学肥料区や汚泥区と同様に, 植物の移植及び播種前に耕起した。

2.2 試験期間

55 年度夏期の化学肥料及び汚泥の施用は 6 月 13 日に行い, 夏作物であるナスの移植は 6 月 20 日に行った。その収穫は 8 月 13 日に行い, 対照区を含む全処理区とも耕起し, 化学肥料も汚泥も施用せずソルガムを 8 月 19 日に播種した。ソルガムは途中で刈り取らず 10 月 13 日まで栽培した。汚泥年 2 回施用区 (S, M2, S', M' 区) 及び化学肥料区には, 汚泥及び化学肥料を施用 (10 月 23 日), 対照区を含む全処理区とも耕耘して 10 月 30 日に冬作物である小麦を播種した。この間, 夏作 (ナス及びソルガム) 期間中には, 全処理区について 1~2 週ごとに 11 回 (施用前も含めて), 冬作期間中には対照区, 化学肥料区, 少量年 2 回施用区 (4 回連用区) 及び中量年 2 回施用区 (4 回連用区) について 1~6 週ごとに 8 回 (施用後のみ), 土壌を採取し, その微生物数を調査した。

なお, 汚泥及び化学肥料は地表に撒布した後, ロータリー耕運機で表層 12 cm の土壌に混合した。

2.3 供試汚泥

使用した汚泥は, 取手市内の住宅団地下水処理場で発生した消石灰及び塩化第二鉄を凝集剤とする汚泥で未消化の脱水ケーキであった。これを天日乾燥して用いた。54 年度及び 55 年度夏作には 54 年 6 月に採取した汚泥を, 55 年度冬作には 55 年 10 月に採取した汚泥を用いた。表 1 にその成分含有量を示した。

2.4 土壌微生物数の測定法

各処理区内より表層 0~5 cm の土壌を 6~9 点採取し, 2 mm のふるいを通した後, 処理区ごとに前報¹⁾ で述べた方法に従って調製し, 測定用試料とした。土壌 30 g を計り取り 270 ml の滅菌水に加え 30 分間振とうし, 分散させた後, 常法に従って希釈し, 微生物数を測定した。微生物数は全細菌数と放線菌数はアルブミン寒天培地を用いた希釈平板法で, 糸状菌数はローズベンガル寒天培地を用いた希釈平板法で, 色素耐性細菌数はクリスタルバイオレット添加 (5%) アルブミン寒

表 1 供試汚泥の理化学的性質
Table 1 Properties of sewage sludge used in the experiment

	pH(H ₂ O)	T-C*	T-N*	T-P**	T-K***	T-Ca*	C/N
Sludge I	10.1	27.3	3.65	19.7	3038	15.2	7.49
Sludge II	10.1	21.2	2.71	10.4	910	8.4	7.82

Sludge I : applied in winter 1979 and in summer 1980

Sludge II : applied in winter 1980

* : % dry matter

** : P₂O₅ mg/g dry matter

*** : μg/g dry matter

天培地を用いた希釈平板法で、タンパク質分解菌数は、ゼラチン添加ストリエント寒天培地を用いた希釈平板法で、また、アンモニア酸化細菌数、亜硝酸酸化細菌数は最確値法によりそれぞれ測定した¹⁾。

3. 結果及び考察

II-1及びII-2ほ場の各処理区の夏作期間中の微生物数を表2及び表3に、冬作期間中の微生物数を表8に示した。この実験に用いた両ほ場は隣接し、同一の土壌（淡色黒ボク土）からなるほ場であるが、久保井・藤井⁴⁾が報告しているように施用歴が異っており、その植物生産力も違っている。表2及び表3に示した対照区の微生物数をみると、実験開始まで3回の化学肥料と1回の堆肥が施用されたII-2ほ場の全細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性菌、タンパク質分解菌及びアンモニア酸化細菌数は、実験まで1回の化学肥料しか施用されなかったII-1ほ場より明らかに高いことが明らかにされた。

以下に各ほ場における微生物フロラについて述べる。

3.1 汚泥初回施用区における微生物数の変動

汚泥を初めて施用した区についてその微生物フロラの変動を見ると、II-1ほ場の有機栄養微生物数は施用後1~2週で施用前の菌数より高く（2倍ないしそれ以上）、施用後直ちに増加することが明らかにされた（ただし、中量区のタンパク質分解菌は施用前のレベルが高く、その菌数が2倍以上となるのは施用後4週目であった）。一方、硝化菌は施用後1週目でいったん減少し、その後増加した。このように、汚泥初回施用区の微生物は汚泥施用後短期間で増加を始めるが、なかでも細菌数は全施用区について、施用後1週目の菌数が施用前の約2倍ないしそれ以上となり、最も早く増加することが明らかにされた。その後の菌数の変動のパターンをみると細菌及び色素耐性細菌は施用後4週目と10週目に菌数がほぼ等しい二つのピークを持つ変化を示した。多量区の放線

表 2 II-1 ほ場における夏作期の微生物数の変化
 Table 2 Changes in the microbial population in surface soil of plots in II-1 field in summer

		D A T E										
Treatment		6/4	6/19	6/26	7/3	7/10	7/24	8/7	8/21	9/4	9/18	10/8
			(1)*	(2)	(3)	(4)	(6)	(8)	(10)	(12)	(14)	(17)
Total bacteria $10^6/g$ dry soil	C	4.7	2.9	7.0	15.2	8.9	0.6	8.9	7.8	8.0	8.1	8.2
	CF	6.7	4.0	13.7	23.4	14.2	7.3	15.4	15.6	12.2	11.2	13.1
	S'	2.7	4.7	16.3	14.9	20.1	3.6	7.1	18.6	5.1	10.1	5.0
	M'	3.9	9.2	16.5	18.5	24.7	7.5	7.3	20.8	6.9	9.2	6.3
	L'	4.5	15.0	13.3	19.5	26.5	5.6	11.2	27.5	9.0	9.8	5.4
	S	10.6	8.0	21.8	23.6	20.0	10.3	9.6	17.3	12.9	15.6	9.9
	M1	9.6	11.7	39.1	69.5	34.0	8.1	18.5	20.9	10.9	14.7	8.4
	M2	11.9	13.3	44.0	74.8	36.2	12.6	18.2	22.8	13.5	12.4	9.1
	L	7.2	5.5	65.0	86.0	43.0	12.8	16.0	28.6	13.7	18.3	11.5
Crystal violet resistant bacteria $10^6/g$ dry soil	C	1.4	0.8	1.3	2.7	1.4	0.7	1.0	2.3	0.9	1.2	1.1
	CF	1.2	1.8	1.5	4.3	3.8	1.3	2.6	4.3	2.6	2.6	1.5
	S'	1.0	0.5	3.2	1.8	6.6	0.9	1.9	4.0	1.9	2.9	1.4
	M'	1.8	1.7	4.8	8.2	9.0	1.8	4.1	10.0	3.2	3.5	1.9
	L'	1.0	2.2	4.2	10.1	12.9	3.4	5.1	13.4	6.4	2.5	3.1
	S	5.0	4.4	7.7	12.6	12.4	2.2	5.3	7.3	3.9	5.9	3.3
	M1	3.4	5.0	18.2	14.8	16.4	2.0	6.4	12.1	3.5	7.1	3.1
	M2	7.3	10.5	19.2	23.9	17.0	3.5	9.5	14.5	5.6	6.9	2.6
	L	1.3	7.9	36.9	35.1	28.3	5.3	14.0	24.2	7.9	6.9	4.4
Actinomycetes $10^6/g$ dry soil	C	3.0	3.2	4.4	4.1	5.4	2.9	5.0	5.6	6.8	7.7	4.8
	CF	4.2	4.5	5.3	7.9	6.6	4.3	6.0	8.2	8.4	6.9	6.4
	S'	2.7	3.1	8.3	5.8	12.5	3.7	9.2	8.6	7.6	11.3	7.0
	M'	1.9	6.5	13.8	17.1	14.1	13.6	16.1	19.0	11.1	15.7	9.6
	L'	2.4	10.5	13.3	18.7	24.0	18.6	22.7	20.8	18.0	14.9	12.2
	S	5.8	9.1	11.5	13.4	12.3	9.1	8.6	10.3	11.9	16.9	12.0
	M1	10.0	11.0	25.0	31.5	17.6	10.3	14.0	17.1	12.9	16.9	12.1
	M2	10.9	11.8	18.8	33.3	20.6	11.6	14.7	16.1	15.4	14.0	12.8
	L	6.8	14.1	32.7	33.4	23.4	12.6	19.9	21.4	17.6	16.5	14.5
Proteolytic bacteria and actinomycetes $10^6/g$ dry soil	C	3.6	3.0	0.6	2.9	8.2	1.1	9.8	6.2	8.1	6.8	4.8
	CF	3.8	8.2	3.8	4.0	10.2	10.1	19.1	8.8	10.7	12.1	7.8
	S'	1.5	2.8	3.0	3.3	11.3	5.0	8.8	11.7	6.2	7.5	5.3
	M'	7.7	6.8	7.2	5.6	16.4	19.7	13.6	19.7	6.8	16.4	8.3
	L'	1.0	9.3	4.0	6.5	21.7	17.7	12.8	20.0	8.0	18.0	6.5
	S	3.1	9.5	7.9	5.8	14.6	11.0	18.9	14.1	12.8	23.1	10.5
	M1	10.5	13.2	10.3	13.9	21.3	9.1	11.2	19.1	12.4	21.3	4.5
	M2	-	15.6	9.3	22.6	30.3	18.3	25.1	20.8	13.9	14.3	10.1
	L	4.4	16.8	16.4	20.1	34.1	13.7	23.0	24.4	15.5	13.9	10.9

* ; weeks after sludge application

表 2 (つづき)

Table 2 (continued)

		D A T E										
Treatment		6/4	6/19	6/26	7/3	7/10	7/24	8/7	8/21	9/4	9/18	10/8
			(1)*	(2)	(3)	(4)	(6)	(8)	(10)	(12)	(14)	(17)
Fungi	C	12.7	5.4	7.3	7.5	8.9	7.0	6.5	6.4	8.2	9.2	8.3
	CF	7.0	7.6	8.2	10.3	9.8	10.7	10.3	7.2	8.2	7.8	10.2
	S'	5.8	6.2	13.4	7.5	18.0	10.6	8.0	9.1	9.7	10.2	8.4
	M'	6.0	8.2	11.0	25.3	15.0	12.5	12.5	8.4	8.2	10.9	10.8
	L'	5.8	15.7	12.6	27.3	21.8	4.8	10.5	9.1	12.0	9.3	11.5
	S	10.6	8.1	10.5	26.9	13.3	13.1	10.8	9.8	11.2	12.6	13.7
	M1	10.5	13.2	10.3	13.9	21.3	9.1	11.2	19.1	12.4	21.3	4.5
	M2	18.3	11.1	15.6	42.4	21.6	15.7	17.0	13.8	12.0	12.2	13.5
	L	11.5	11.6	20.4	61.6	25.7	7.1	16.7	24.0	15.3	13.7	11.4
Ammonium-oxidizing bacteria	C	1.1	0.2	2.0	0.5	2.1	1.1	1.2	2.8	0.8	2.8	0.4
	CF	1.2	1.8	34.9	5.8	28.2	23.9	17.8	8.8	5.2	15.1	11.8
	S'	3.7	0.2	1.2	1.3	4.5	15.4	11.0	2.8	1.2	0.8	3.8
	M'	1.2	0.6	2.0	2.1	15.1	18.0	25.6	15.1	3.7	5.8	3.6
	L'	1.3	1.1	0.8	18.0	11.5	23.9	23.2	2.2	27.4	8.8	10.8
	S	2.0	4.8	14.6	4.0	58.2	24.1	14.8	8.8	5.1	5.8	4.7
	M1	5.2	7.0	26.6	2.8	75.6	15.4	14.7	5.7	7.6	8.8	2.5
	M2	3.6	7.2	56.0	5.8	36.1	13.4	14.7	8.8	2.6	3.9	11.8
	L	2.5	21.0	14.5	87.7	151.	18.1	27.0	28.0	19.9	3.9	7.1
Nitrite-oxidizing bacteria	C	1.2	1.7	8.4	0.5	0.8	0.5	1.2	1.3	2.0	3.9	0.2
	CF	5.2	29.9	146.	394.	265.	49.2	74.3	88.0	10.9	57.3	10.5
	S'	2.0	0.1	2.6	0.8	3.9	1.1	3.8	1.8	5.1	21.0	0.5
	M'	0.5	0.2	2.0	1.3	8.9	12.7	8.7	11.1	10.8	21.4	0.7
	L'	0.2	0.3	1.7	8.8	15.1	1.8	5.1	26.7	3.2	7.5	1.0
	S	14.3	2.3	25.3	28.2	11.6	1.8	3.9	26.2	5.1	89.1	2.1
	M1	24.0	3.1	84.5	180.	151.	33.6	14.7	26.1	12.2	151.	4.9
	M2	36.4	0.4	56.0	57.7	21.3	7.6	8.7	15.0	50.8	35.8	14.2
	L	23.6	3.2	14.5	87.9	57.3	23.9	44.5	114.	10.7	56.8	10.2

* : weeks after sludge application

表 3 II-2 畑における夏作期の微生物数の変化
Table 3 Changes in the microbial population in surface soil of plots in II-2 field in summer

		D A T E										
Treatment		6/4	6/19	6/26	7/3	7/10	7/24	8/7	8/21	9/4	9/18	10/8
			(1)*	(2)	(3)	(4)	(6)	(8)	(10)	(12)	(14)	(17)
Total bacteria 10 ⁶ /g dry soil	C	14.8	4.4	10.2	17.0	14.0	7.5	12.2	17.4	12.4	16.7	8.8
	CF	12.4	5.3	8.9	19.9	17.7	11.4	14.1	21.7	-	15.6	12.7
	S'	8.2	10.6	15.5	25.4	25.1	7.0	21.0	24.1	8.9	6.6	13.3
	M'	10.5	13.3	16.6	41.5	30.7	13.7	15.1	28.5	13.2	11.6	9.6
	L'	9.0	30.9	28.9	40.1	34.8	14.9	28.9	25.7	16.6	12.6	14.1
	S	13.2	7.2	13.2	25.8	18.4	10.9	13.9	26.0	12.7	17.2	12.2
	M1	9.5	6.2	15.2	45.3	21.1	14.7	20.5	25.5	13.0	13.9	11.8
	M2	30.7	6.0	19.1	36.5	22.9	12.8	24.5	39.4	13.2	20.6	15.7
	L	25.8	6.0	15.1	37.4	25.5	14.2	28.3	32.5	14.3	18.6	-
Crystalviolet resistant bacteria 10 ⁶ /g dry soil	C	1.8	0.9	3.1	3.3	2.9	1.2	2.0	4.8	1.7	3.0	2.0
	CF	3.4	1.1	3.0	3.2	5.2	3.0	2.3	5.1	-	4.4	3.8
	S'	1.6	6.6	8.6	10.6	8.4	2.8	2.9	7.4	3.6	4.0	5.3
	M'	2.8	4.2	13.5	17.1	14.7	4.8	2.6	12.8	3.9	6.5	4.1
	L'	2.1	12.9	25.2	21.8	23.8	6.8	10.5	18.3	5.8	5.8	4.2
	S	8.2	3.1	5.2	9.8	7.3	2.7	3.5	11.8	3.5	3.6	4.3
	M1	3.6	4.4	7.2	14.1	13.0	5.7	8.0	16.3	4.5	5.5	6.0
	M2	14.6	5.4	13.0	12.4	10.3	5.3	6.2	21.8	4.2	8.2	4.4
	L	9.5	4.5	20.0	22.9	17.1	8.7	8.9	26.4	4.5	9.6	7.4
Actinomycetes 10 ⁶ /g dry soil	C	6.5	6.0	8.1	7.1	6.5	4.5	7.6	8.8	10.0	11.1	6.6
	CF	8.4	6.3	6.0	9.4	11.4	5.6	9.3	10.6	11.4	13.3	10.4
	S'	7.1	10.7	13.5	13.9	10.7	7.6	10.5	15.1	12.6	12.8	13.3
	M'	7.8	10.4	17.4	17.9	15.2	9.2	7.1	18.8	15.6	13.5	11.8
	L'	5.3	30.2	22.0	20.4	17.6	13.4	20.9	18.9	15.9	17.4	16.0
	S	9.7	7.4	12.1	11.8	12.1	8.7	10.6	15.4	13.3	14.8	12.1
	M1	9.6	12.1	17.1	18.1	18.0	12.5	15.5	16.3	14.2	15.6	14.3
	M2	16.7	11.9	19.9	17.9	14.3	12.8	15.4	23.2	17.6	16.9	15.0
	L	18.4	13.7	16.5	17.6	17.6	13.4	13.7	20.5	13.8	18.0	-
Proteolytic bacteria and actinomycetes 10 ⁶ /g dry soil	C	-	4.5	7.8	5.3	8.1	8.5	10.1	5.9	8.1	11.0	7.7
	CF	4.2	4.2	4.5	10.9	11.7	10.6	17.5	7.1	16.2	10.5	15.6
	S'	5.8	7.6	8.2	7.5	15.2	10.9	11.1	13.6	12.4	8.9	16.5
	M'	4.9	7.6	8.7	16.3	14.0	10.2	9.2	8.5	15.6	12.0	18.7
	L'	2.8	11.1	12.3	20.3	21.3	9.1	13.9	17.0	18.9	14.7	21.8
	S	9.3	8.4	9.9	11.6	12.8	12.1	17.0	9.8	16.4	18.8	16.8
	M1	7.1	5.0	7.3	18.5	16.3	17.7	21.9	14.4	17.6	12.5	22.8
	M2	8.6	7.4	8.3	24.4	16.0	9.6	26.2	16.0	15.1	20.0	21.0
	L	14.0	10.0	6.1	23.2	25.5	19.1	34.1	14.7	16.6	15.5	20.6

* ; weeks after sludge application

表 3 (つづき)
Table 3 (continued)

		D A T E											
Treatment		6/4	6/19	6/26	7/3	7/10	7/24	8/7	8/21	9/4	9/18	10/8	
			(1)*	(2)	(3)	(4)	(6)	(8)	(10)	(12)	(14)	(17)	
10 ⁴ /g dry soil	Fungi	C	16.2	9.6	17.0	17.6	10.1	6.7	8.3	7.3	9.5	9.9	7.9
		CF	36.1	8.9	7.3	19.3	7.3	7.6	8.6	7.4	11.3	11.3	8.1
		S'	15.2	11.9	24.0	28.6	13.2	12.5	9.6	11.3	11.7	9.3	20.9
		M'	15.0	9.9	26.0	41.5	11.6	12.9	9.2	16.9	13.2	8.9	13.5
		L'	18.0	13.5	44.0	34.8	13.3	11.3	14.2	13.9	17.3	10.2	15.9
		S	25.2	11.2	21.0	25.9	10.2	8.1	8.2	11.6	10.8	11.4	10.5
		M1	29.7	15.7	34.0	35.0	13.6	8.3	6.1	9.5	13.1	12.8	12.0
		M2	31.8	13.2	30.0	27.7	13.3	12.7	11.1	13.1	15.7	12.9	14.9
		L	35.9	16.7	35.0	40.1	18.1	14.4	13.3	12.6	15.2	12.9	15.4
10 ⁴ /g dry soil	Ammonium-oxidizing bacteria	C	5.7	3.4	3.7	3.9	8.8	1.8	1.1	2.1	1.2	2.8	0.8
		CF	17.7	22.1	52.9	88.8	88.1	22.9	8.6	27.6	19.9	25.6	7.5
		S'	0.8	2.4	5.5	15.0	2.7	12.8	8.5	8.7	7.0	3.5	2.6
		M'	1.1	5.0	26.0	9.0	8.8	12.7	0.5	26.0	11.8	5.6	3.6
		L'	2.1	13.1	57.5	28.1	5.7	12.6	8.5	25.9	25.5	11.2	11.8
		S	9.5	3.3	5.4	15.2	14.8	7.6	2.0	21.1	12.0	8.7	4.9
		M1	14.8	7.5	8.2	8.9	17.6	7.8	5.6	39.2	26.2	8.7	3.7
		M2	38.4	12.5	24.5	35.8	56.1	13.5	4.4	39.1	19.6	17.6	11.8
		L	15.1	33.2	53.5	39.7	57.1	34.2	14.8	57.3	19.7	22.7	7.4
10 ⁴ /g dry soil	Nitrite-oxidizing bacteria	C	5.7	3.4	37.3	1.3	8.8	1.8	3.8	5.7	2.0	5.7	1.7
		CF	27.4	48.4	81.6	265.	391.	77.2	175.	114.	36.7	38.5	19.8
		S'	8.7	15.2	5.5	8.8	8.6	2.4	17.4	3.9	12.0	38.3	3.6
		M'	2.8	7.7	27.6	28.2	15.0	4.8	5.6	14.9	7.4	14.7	2.6
		L'	1.8	7.7	57.5	11.5	5.7	12.6	22.1	17.8	27.0	55.9	4.9
		S	28.0	22.3	248.	26.5	14.8	4.9	37.7	22.8	7.4	25.7	7.3
		M1	14.8	48.9	25.8	26.4	86.1	10.1	38.6	22.8	10.8	86.9	12.2
		M2	38.4	9.5	36.8	57.0	56.1	13.0	38.1	87.9	49.8	86.5	7.4
		L	15.1	33.2	24.5	265.	261.	65.6	56.4	57.3	19.7	56.7	36.4

* ; weeks after sludge application

菌及び少, 多量区のタンパク質分解菌は, 細菌及び色素耐性細菌と全く同様に変化を示したが, 少, 中量区の放線菌, 中量区のタンパク質分解菌は二つのピークを持つ変動を示すものの, そのピーク形成時はそれぞれ4と14週目, 3と10週目, 6と10週目であった。糸状菌数の明確なピークは一つしか認められず, 少量区は4週目, 中, 多量区は3週目であった。少, 中量区のアンモニア酸化細菌はそれぞれ, 6及び8週目にピークを持つ変動を示し, 多量区では4週目と10週目に菌数のほぼ等しい二つのピークを持つ変動を示した。少量区の亜硝酸酸化細菌は14週目にピークを形成し, 中量区では6と14週, 多量区では4と10週目にそれぞれピークを持つ変動を示した。中, 多量区のピークはいずれも後期の方が高い菌数であった。ほ場Ⅱ-1の汚泥初回施用区微生物は以上に述べたような変動を示した。

Ⅱ-2ほ場の汚泥初回施用区についてその微生物フロアの変動を見ると, 有機栄養微生物については施用前のレベルがⅡ-1ほ場より高いためにⅡ-1ほ場ほど明確ではないが, 汚泥施用後直ちに菌数が増加している。そして細菌は3週目と8ないし10週目にピークを持つ変動を示し, 色素耐性細菌は2~3週目と10週目, 放線菌は1~2週目と8~10週目にそれぞれ二つのピークを持つ変動を示した。多量区におけるこれらの微生物の最初のピークは, 2番目のピークより高くなる傾向を示した。糸状菌及びタンパク質分解菌は, 施用量によってそれぞれ異なった変動を示した。これらの最初のピークは糸状菌が2~3週目に記録され, 最高菌数を示した。一方, タンパク質分解菌の最初のピークは3~4週目に記録された。アンモニア酸化細菌は1週目の菌数が施用前より明らかに高く, 施用後直ちに増加し, 少量区で3週目, 中多量区で2週目にピークを形成した。その後, 全区とも6週目に第2のピークを形成したが, 第3のピークは中多量区で16週目に記録された。亜硝酸酸化細菌もアンモニア酸化細菌と同様に, 施用後直ちに増加したが, その変動パターンは, 汚泥の施用量によって異なっていた。すなわち, 少量区は1, 3, 8, 16週目, 中量区は3, 10, 16週目, 多量区は2, 8, 16週目にそれぞれピークを持つ変動を示した。

以上の2ほ場における汚泥の施用に対する反応を比べると, Ⅱ-2ほ場の微生物の方がⅡ-1ほ場のそれらより早く増加し第1のピークに早く達することが明らかにされた。また, 最初のピーク時の菌数を比較すると, 細菌, 色素耐性細菌, 糸状菌及び亜硝酸酸化細菌についてⅡ-2>Ⅱ-1の傾向が認められた。

両ほ場の初回施用区の微生物数(施用後の菌数)について汚泥施用量との関係をみると, 最高菌数について次の点が明らかにされた。Ⅱ-1ほ場の各微生物数は施用量間差は小さいが, 施用量の増加に伴って増加する傾向が認められ, Ⅱ-2ほ場の細菌, 色素耐性細菌, 放線菌及びアンモニア酸化細菌数はⅡ-1ほ場のそれらより施用量間差は明確になり, 施用量の増加に伴って菌数も明らかに増加した。糸状菌及びタンパク質分解菌数については処理区間差が明確でない場合もあるが, 施用量の増加に伴って明らかに増加する傾向が認められた。これに対して亜硝酸酸化細菌数については, 施用量と菌数の間に明確な差は認められなかった。対照区及び化学肥料区の最高菌数と汚泥区のそれを比較すると次のことが明らかにされた。対照区に比べて明らかに高い菌数(有機栄養微

生物で2倍以上、硝化菌で3.3倍以上)が認められたのは、II-1ほ場では全区の色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌、中、多量区の放線菌、糸状菌及びタンパク質分解菌であり、II-2ほ場では全区の色素耐性細菌、中、多量区の細菌、糸状菌、多量区のアンモニア酸化細菌であること、化学肥料区との比較で同様の結果が得られたのは、II-1ほ場では中、多量区の放線菌、糸状菌、色素耐性細菌であり、II-2ほ場では中、多量区の糸状菌と全区の色素耐性細菌であった。また、各微生物の最高菌数について両ほ場の差をみると、放線菌とタンパク質分解菌を除いてII-1ほ場<II-2ほ場の傾向が認められた。

次に汚泥施用後の10回の測定値から各微生物の平均菌数を求め(表4)、その処理区間差をみると、II-1及びII-2ほ場の細菌、放線菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌数、II-1ほ場のタンパク質分解菌、II-2ほ場の糸状菌数が、施用量間差は小さいものの施用量の増加に伴って増加することが明らかにされた。また、対照区の菌数(平均)に比べて2倍以上の菌数を示した有機炭

表 4 II-1 II-2両ほ場、各処理区における夏作期の平均菌数(菌数/g 乾土)
Table 4 Means of microbial population in soil of plots in II-1 and II-2 field in summer (population/g dry soil)

Field	Treatment	BACT. (10 ⁶)	C.R.B. (10 ⁶)	ACT. (10 ⁶)	PROT. (10 ⁶)	FUNGI (10 ⁴)	A.O.B. (10 ⁴)	N.O.B. (10 ⁴)
II-1	C	7.56*	1.33	4.99	5.15	7.48	1.39	2.06
	CF	13.01	2.63	6.46	9.04	9.50	15.32	112.54
	S'	10.55	2.52	7.71	6.49	10.11	4.22	4.06
	M'	12.69	4.83	13.66	12.05	12.28	9.18	7.77
	L'	14.28	6.32	17.37	13.46	12.45	12.72	7.12
	S	14.96	6.50	11.51	12.82	12.94	14.49	19.55
	M1	23.58	8.87	16.84	13.64	16.40	16.67	66.05
	M2	25.69	11.32	16.91	17.49	18.03	16.03	26.74
	L	30.04	17.09	20.61	18.83	20.75	37.79	42.25
II-2	C	12.05	2.49	7.62	7.70	10.39	2.95	7.15
	CF	17.94	5.84	9.37	10.88	9.71	36.40	124.68
	S'	15.75	6.02	12.07	15.30	11.19	6.87	11.56
	M'	19.37	8.41	13.69	12.08	16.36	10.90	12.84
	L'	24.75	13.51	19.27	16.04	18.84	20.00	22.27
	S	15.74	5.48	11.83	12.89	13.36	9.50	19.42
	M1	18.72	8.47	15.38	16.01	15.41	13.34	36.86
	M2	21.08	9.12	16.49	16.46	16.40	23.50	44.21
	L	21.37	12.99	16.12	19.37	18.54	33.95	87.57

BACT.; Bacteria, C.R.B.; Crystalviolet resistant bacteria, ACT.; Actinomycetes
PROT.; Proteolytic bacteria and actinomycetes, A.O.B.; Ammonium-oxidizing
bacteria, N.O.B.; Nitrite-oxidizing bacteria

*; Number is mean of ten times counts after sludge application.

養微生物は、Ⅱ-1ほ場では中、多量区の放線菌及びタンパク質分解菌、全区の色素耐性細菌であり、Ⅱ-2ほ場では多量区の細菌、放線菌、タンパク質分解菌、全区の色素耐性細菌であった。硝化菌について対照区の3.3倍以上の菌数を示したのは、Ⅱ-1ほ場の中、多量区の両硝化菌とⅡ-2ほ場のアンモニア酸化細菌であった。一方、化学肥料区の菌数に比べて2倍以上の菌数を示した有機栄養微生物はⅡ-1ほ場では中、多量区の放線菌、多量区の色素耐性細菌であり、Ⅱ-2ほ場では中、多量区の色素耐性細菌、多量区の放線菌であった。硝化菌については化学肥料区より明らかに多い菌数(3.3倍)を示した区は両ほ場とも認められなかった。また、各微生物の平均菌数について両ほ場の差をみると放線菌とタンパク質分解菌及びアンモニア酸化細菌を除いてⅡ-1ほ場<Ⅱ-2ほ場の傾向が認められた。

このように汚泥の初回施用に対する土壌微生物の反応が両ほ場で異なり、微生物数の多いⅡ-2ほ場において高いことが明らかにされた。

3.2 汚泥連用区における微生物数の変動

Ⅱ-1ほ場の汚泥連用区(S, M1, M2, L)における微生物数の経時的变化(表2)について次のことが明らかにされた。すなわち、全細菌及び色素耐性細菌数は3及び10週目にそれぞれピークを持つ変動パターンを示し、少量区(S)の細菌数を除いて最初のピークが第2のピークより高くなること、特に中、多量区(M1, M2, L)の全細菌のそれらは著しく高い菌数を示すこと、少量区(S)以外の放線菌及び全区の糸状菌は3週目に鋭いピークを持つ変動を示すこと、少量区以外のタンパク質分解菌の最初のピークは初回施用区と同様に4週目に発現するが、より鋭いピークとなること、アンモニア酸化細菌の激しい変化は6週以内に終了し初回施用区よりその変動幅も大きくなること、亜硝酸酸化細菌は初回施用区と同様に全期にわたって菌数の変動が認められるが、その変化は初回施用区より激しくなること(変動幅が大きくなる)である。このように連用区の細菌、色素耐性細菌及び放線菌は初回施用区に比べてより早く増加と減少を起こし、その主要な菌数の変化が汚泥施用後初期に起こることが示された。ルーと大羽⁵⁾は室内実験によって土壌中における下水汚泥の炭素の初期の分解に細菌が主として関与していることを報告している。下水汚泥には多くのタンパク質が含まれており(栗原、藤井⁶⁾)、タンパク質の分解には細菌の他に放線菌や糸状菌が関与していることも知られている⁷⁾。このように、土壌中における下水汚泥の分解がこれらの微生物によって行われることは容易に予想されることである。ここに示したように、このほ場においては細菌や放線菌数の初期の増加が汚泥の連用によって早まるという結果が得られた。このことは、土壌中における下水汚泥の初期の分解が、汚泥の連用によって早まることを示唆するものであろう。この推測は、このほ場における汚泥施用初期のアンモニア態窒素の蓄積(有機態窒素の分解)が汚泥の連用によって早まることから裏付けられよう(服部ら⁸⁾)。先に、両ほ場の汚泥初回施用区における細菌数等の増加は、Ⅱ-2ほ場の方が早く起こることを示したが、これらのことはⅡ-2ほ場の汚泥初回施用区における汚泥の分解はⅡ-1ほ場におけるそれより早いことを

同時に示唆している。

Ⅱ-2ほ場の汚泥連用区(S, M1, M2, L)における微生物数の経時変化(表3)について次のことが明らかにされた。すなわち、全細菌数の変動パターンは3週目と10週目に二つのピークを持つ変動を示したが、2回連用区(M1, L)の最初のピークが2番目のピークより高かったのに対して、3回連用区(S, M2)では二つのピークの高さはほぼ等しいという連用回数の違いによる相違が認められること、色素耐性細菌についても連用回数の違いによる変動パターンの相違が認められ、3回連用区では初期の顕著な菌数変化が認められない(10週目にピークを形成する)のに対して、2回連用区では3週目と10週目にほぼ高さの等しい二つのピークが形成されること、放線菌数は顕著な菌数の変化を示さないこと、糸状菌は初回施用区と同様に初期のみ菌数の変化が認められるが、連用区においては施用前の菌数が高く、施用後いったん著しく減少した後増加したが、ピーク時の菌数は施用前の菌数とほぼ同等か、それ以下であること、少量区及び中量年1回区(SとM1)のタンパク質分解菌数はほぼ初回区と同じ変動パターンを示したが、中量年2回区(M2)は3週目と8週目にピークを持つ変動を、多量区(L)は初期は初回区と同様の変化を示すものの初回区にない8週目に大きなピークを持つ変動を示すこと、アンモニア酸化細菌は各処理区ごとに違った変動パターンを示し、初回区との共通性も認められないが、その変動の幅は初回区より大きくなり、かつ全期間にわたって変動が起こるようになること、亜硝酸酸化細菌もアンモニア酸化細菌と同様の変動を示すことなどである。また、細菌、色素耐性細菌及び糸状菌数は施用前より施用1週目の菌数が低いという現象が認められた。Ⅱ-1ほ場では汚泥の連用によって糸状菌を除く微生物の増加が早まることが明らかにされ、タンパク質分解菌とアンモニア酸化細菌を除く各微生物の顕著な変動が連用区では施用後初期のみに認められたのに対して、Ⅱ-2ほ場ではこのような現象は認められなかった。

このように汚泥の初めての施用に対しても、連用に対しても土壤中の微生物の反応はほ場によって異なることが明らかにされた。先に述べたように両ほ場は同一の土壌から成るが、その施肥歴が異なっており、これがこの現象の主因と考えられる。すなわち、造成以来実験開始までの1年半に1度しか化学肥料が施肥されず植物が栽培されたⅡ-1ほ場では微生物相が貧弱であり、このほ場では初めて施用された汚泥に対してそれを基質として生育し汚泥を分解する微生物が少ないため、微生物の増加が緩やかに起こるが、さらに汚泥を連用することにより、汚泥の分解に直接関与する微生物が富化され、以後の汚泥の連用に対しては、微生物が短期間に増加し得ると考えられる。一方Ⅱ-2ほ場のように堆肥の施用により多様な多くの微生物が活動していると考えられるほ場においては、初めて施用された汚泥に対しても比較的すみやかに微生物が反応する一方で、汚泥を連用した場合でも汚泥の分解に直接かかわる微生物が他の微生物ときっ抗するため、汚泥の連用の影響による微生物相の変化が小さく、初回施用区と連用区の差もⅡ-1ほ場のように著しくはなかったであろう。

両ほ場の各処理区において多くの微生物で6週目(7月下旬)に菌数の低下が認められた。この現象は特に全細菌数及び色素耐性細菌数で顕著に認められた。菌数の減少は種々の条件によって起こ

る。その原因の一つとして基質の減少があげられるが、それらの微生物数その後再び増加していることから、基質の減少が主因ではないであろう。微生物数はまた、土壌水分の変化によっても変動する。表5に示したように、6週目の各区の土壌水分はその前後と比較して顕著に低下している。そこでこの土壌水分の低下が菌数の低下を引き起こしたと予想し、微生物数と土壌水分の関係を明らかにしようとした。表6は各処理区の微生物数と土壌の含水率の相関係数を示したものである。全細菌数はII-1ほ場の化学肥料区、II-2ほ場の対照区、汚泥中量年2回施用区、多量区で土壌水分との間に特に高い(1%水準有意)正の相関がみられ、II-1ほ場の対照区、汚泥少量区でも高い(5%水準有意)正の相関が認められた。放線菌数はII-1ほ場の対象区、化学肥料区、II-2ほ場の化学肥料区、汚泥中量年2回施用区、多量区で高い正の相関がみられ、色素耐性細菌数はII-1ほ場の対照区、化学肥料区、汚泥少量区、多量区、II-2ほ場の対照区、汚泥少量区、汚泥中量年2回施用区で高い正の相関がみられた。このように全細菌数、放線菌数、色素耐性細菌数では土壌含水率との間に正の相関が認められる傾向にあったが、一方、それ以外の微生物種(糸状菌、

表 5 II-1, II-2 両ほ場における土壌含水率の変化
Table 5 Changes in soil moisture in surface soil of plots in II-1 and II-2 field

Field Treatment	DATE											
	6/4	6/19 (1)*	6/26 (2)	7/3 (3)	7/10 (4)	7/24 (6)	8/7 (8)	8/21 (10)	9/4 (12)	9/18 (14)	10/8 (17)	
II-1	C	33.5**	24.9	35.8	38.8	38.8	28.7	36.5	38.2	34.8	38.4	32.9
	CF	32.3	26.5	37.0	39.1	40.0	28.9	38.1	38.7	35.0	39.0	33.0
	S'	35.3	21.5	34.1	38.3	38.1	28.4	36.5	38.7	34.2	38.1	31.5
	M'	35.0	23.6	36.3	38.9	39.2	27.7	37.6	39.0	34.9	39.2	32.7
	L'	38.1	27.0	34.5	38.7	39.2	28.7	31.0	40.1	34.4	38.9	32.1
	S	35.5	26.4	36.7	39.7	39.9	29.4	37.8	38.8	35.1	39.4	33.4
	M1	33.2	22.9	36.1	38.8	39.1	28.6	37.4	38.8	34.5	39.0	32.6
	M2	34.0	26.2	37.5	39.2	39.0	29.0	37.6	38.5	34.7	38.5	33.0
	L	32.2	23.8	36.5	38.6	39.0	28.3	37.0	38.4	34.3	38.4	31.4
II-2	C	38.7	28.7	35.7	39.1	38.4	29.4	36.5	38.9	35.5	38.2	34.9
	CF	37.9	27.7	33.8	39.2	38.6	30.0	37.1	38.4	34.6	37.6	34.5
	S'	38.0	27.7	36.6	38.8	37.5	28.4	36.7	38.1	33.9	37.3	33.4
	M'	38.8	29.4	38.4	39.7	38.8	28.2	37.0	38.4	33.4	37.4	33.9
	L'	38.0	29.6	39.1	39.4	38.1	27.8	36.7	38.2	33.4	37.3	33.2
	S	42.8	28.2	35.6	36.2	37.7	28.9	36.3	38.5	34.1	37.9	33.1
	M1	38.0	28.4	34.2	39.4	37.4	30.9	37.8	38.7	35.2	38.0	35.0
	M2	37.6	26.6	34.7	38.6	37.5	29.5	37.0	38.6	33.8	37.8	33.3
	L	38.9	28.6	34.7	39.6	38.6	29.9	37.9	38.9	34.0	38.3	34.1

*; weeks after sludge application

** ; moisture % dry soil

タンパク質分解菌、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌)では土壤含水率と微生物数の相関は小さい傾向にあった。土壤中の微生物数は、土壤の水分環境の他に様々な要因により変動するため、測定時の土壤含水率と微生物数との相関係数が小さいということが土壤の水分条件がその微生物数に及ぼす影響が小さいということを必ずしも意味しないが、表6に示した数値から、土壤の水分環境が好気性細菌及び色素耐性細菌数の変動にかかわる主要因の一つであることは明らかである。

表 6 II-1, II-2 両ほ場における土壤水分と土壤微生物数の相関係数
Table 6 Correlation coefficient between soil moisture and microbial population in II-1 and II-2 field

Field	Treatment	BACT.	C.R.B.	ACT.	PROT.	FUNGI	A.O.B.	N.O.B.
II - 1	C	0.7086*	0.6026*	0.6195*	0.4751	0.2572	0.6051*	0.1467
	CF	0.8007**	0.7058*	0.6880*	0.1688	0.0778	0.3037	0.5644
	S	0.7075*	0.6893*	0.4535	0.3096	0.3653	0.2106	0.5130
	M1	0.4994	0.5836	0.5745	0.5008	0.3554	0.2797	0.5992
	M2	0.5266	0.5516	0.5858	0.1467	0.4123	0.2586	0.5296
	L	0.5770	0.6033*	0.6019	0.4945	0.5334	0.3672	0.6925*
II - 2	C	0.9289**	0.7312*	0.5203	0.3109	0.3965	0.3347	0.0924
	CF	0.2492	0.0400	0.6769*	0.2180	0.3406	0.2651	0.4699
	S	0.5346	0.6271*	0.5054	0.0266	0.4881	0.4625	0.4782
	M1	0.5943	0.5427	0.4523	0.3273	0.1822	0.3810	0.0924
	M2	0.8536**	0.6082*	0.6508*	0.5513	0.2827	0.6423*	-0.704
	L	0.8630**	0.5700	0.7534**	0.3657	0.3059	0.1510	0.4290

BACT.; Bacteria, C.R.B.; Crystalviolet resistant bacteria, ACT.; Actinomycetes
PROT.; Proteolytic bacteria and actinomycetes, A.O.B.; Ammonium-oxidizing
bacteria, N.O.B.; Nitrite-oxidizing bacteria

* and **; significant at 5% and 1% levels

3.3 汚泥の連用が土壤微生物数に与える影響

次に汚泥の連用が土壤微生物数に与える影響を菌数の面から検討した。まず、各微生物の最高菌数についてみると II-1 ほ場の汚泥連用区では全区の糸状菌、色素耐性細菌、タンパク質分解菌及び硝化菌、並びに少量区を除く全区の全細菌及び放線菌の菌数は対照区のそれらより明らかに高く、その増加率は汚泥初回施用区のそれらより明らかに高かった。なかでも硝化菌(7~54倍)と色素耐性細菌(5~14倍)が著しい増加を示した。また、化学肥料区の菌数と比較すると全区の糸状菌及び色素耐性細菌、少量区を除く全区の細菌及び放線菌、多量区のアンモニア酸化細菌数がそれぞれ化学肥料区の菌数より明らかな増加を示した。これに対して亜硝酸酸化細菌数は化学肥料区よりかなり低い菌数であった。1回の汚泥施用量が同一である各区について汚泥の連用の影響をみると、少量区ではタンパク質分解菌及び硝化菌数が、中量区1回施用区では全細菌と硝化菌数が、中量区

2回施用区では全細菌と色素耐性細菌数、多量区では糸状菌、色素耐性細菌及び硝化菌数がそれぞれ連用によって明確に増加した。また、その増加率は2倍に達しないが上記以外の微生物も汚泥の連用によって増加する傾向を示した。汚泥連用区の微生物数と施用量の関係をみると、55年春の施用量比に対応した菌数の増加は認められなかった。しかし処理区間差は小さいものの全細菌及び色素耐性細菌数が施用量の増加に伴って増加する傾向を示し、全蓄積負荷量（11.25, 15, 22.5, 30 t/ha）の比（1.0, 1.33, 2.0, 2.67）に近い菌数比を示した。

同様にⅡ-2は場の汚泥連用区についてみると対照区に比較して明らかな菌数の増加が認められたのは少量区を除く全区の細菌及びタンパク質分解菌数、中量年2回区の放線菌数、中量年1回区及び多量区の糸状菌数、全区の色素耐性細菌数、少量区を除く全区のアンモニア酸化細菌数及び多量区の亜硝酸酸化細菌数であった。化学肥料区に比較すると、中量年1回区的全細菌数、中量年2回区の放線菌数、多量区の糸状菌及びタンパク質分解菌数、全区の色素耐性細菌数で明らかな増加が認められた。1回の汚泥施用量が同一である各区について汚泥の連用の影響をみると多量区の亜硝酸酸化細菌数だけが連用により増加しただけであり、他の微生物については連用の影響は認められなかった。55年春の施用量比に対応した菌数の増加は認められなかった。しかし、処理区間差は小さいものの色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌で施用量の増加に伴って菌数も増加する傾向が認められた。また、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌数は全蓄積負荷量の増加率にほぼ見合った増加を示した。さらに亜硝酸酸化細菌数は、55年春の施用量の増加率以上の増加を示した。

次に、汚泥の連用に対する土壌微生物数の平均的反応として各微生物数について汚泥施用後の10回の計数値の平均値（表4）から汚泥の連用の影響を検討した。

まず、Ⅱ-1は場の連用区について対照区の微生物数より2倍（有機栄養微生物）あるいは3.3倍（硝化菌）以上の菌数を示し、明らかな増加が認められたのは、全区の全細菌（2~4倍）、放線菌（2.3~4.1倍）、色素耐性細菌（4.9~12.8倍）、タンパク質分解菌（2.5~3.7倍）、アンモニア酸化細菌（10~27倍）及び亜硝酸酸化細菌（9.5~32倍）と少量区を除く全区の糸状菌（2.2~2.8倍）であった。なかでも色素耐性細菌と硝化菌の増加率が高かった。化学肥料区に対する増加率でみると、全区の色素耐性細菌（2.5~6.5倍）、少量区を除く放線菌（2.6~3.2倍）、中量年2回区及び多量区的全細菌（2~2.3倍）、多量区のタンパク質分解菌（2倍）及び糸状菌（2.3倍）が明らかな増加を示した。これらの増加率は初回施用区の増加率より高く、連用により菌数が増加することを示唆している。1回の施用量が同一である各区について、2倍以上の菌数の差が認められたのは中量年2回区と多量区的全細菌数、少量区、中量年2回区及び多量区の色素耐性細菌数、少量区のタンパク質分解菌数であり、硝化菌（3.3倍）では全区の亜硝酸酸化細菌と少量区のアンモニア酸化細菌であった。また、中量年1回区と多量区的全細菌、色素耐性細菌、少量区と中量年1回区のアンモニア酸化細菌、中量年2回区の亜硝酸酸化細菌数は対応する初回施用区との全蓄積負荷量の比にほぼ対応した増加率を示した。また、多量区の色素耐性細菌とアンモニア酸化細菌、中量年2回区を除く全区の亜硝酸酸化細菌は、前記の比以上の増加率を示した。55年春の施用量に対

応した菌数の増加は認められず、また、処理区間差は小さいものの全細菌、放線菌、糸状菌及び色素耐性細菌数について施用量の増加に伴って菌数が増加する傾向が認められた。これらのうち色素耐性細菌数は全蓄積負荷量の比にほぼ対応した菌数比を示した。

Ⅱ-2は場の連用区について対照区の微生物数の2倍以上の菌数を示した有機栄養微生物は、少量区を除く全区の糸状菌(2~2.2倍)及びタンパク質分解菌(2~2.4倍)、全区の色素耐性細菌(2.2~5.2倍)であり、少量区を除く全区の硝化菌は対照区の3.3倍以上の明確な菌数増加を示した。化学肥料区の菌数より明らかな増加を示したのは、少量区を除く全区の色素耐性細菌(2.5~3.8倍)及び多量区の糸状菌(2倍)であり、硝化菌は明らかに低い菌数を示した。対照区及び化学肥料区に対する汚泥区の菌数比が汚泥の連用によって増加するということがⅡ-1ほ場では認められたが、Ⅱ-2ほ場ではこのような現象は認められなかった。1回の施用量が同一である各区について明らかな菌数の差が認められたのは、中量区2回区と多量区の亜硝酸酸化細菌だけで、他についてはほぼ同等の菌数であり、連用の影響は認められなかった。施用量と菌数の関係では、色素耐性細菌及び硝化菌数とその処理区間差は小さいが施用量の増加に伴って増加する傾向を示し、このうちアンモニア酸化細菌数は55年春の施用量比に対応しないが全蓄積負荷量比以上の菌数比を示し、亜硝酸酸化細菌数は55年春の汚泥の施用量比にほぼ等しい菌数比を示した。このことは、前者は全蓄積負荷量の多い区で多く、後者は55年春の施用量の多い区で多いことを示している。このように汚泥の連用に対する土壌微生物の反応はほ場によって異なることが菌数の面からも明らかにされた。

前報¹⁾で述べたように下水汚泥施用土壌では無施用土壌に比べてグラム陰性細菌の全細菌に占める割合が増加することが報告されている⁹⁾。これを確認するために前報¹⁾では土壌中におけるグラム陰性細菌数を反映するといわれる色素耐性細菌数と全細菌数の比(C/B値)を求め検討した。本報においても同様の検討を試みた。各処理区のC/B値は表4に示した汚泥施用後の全細菌及び色素耐性細菌数の計数値(10回)の平均値から求めその結果を表7に示した。表7に示したように両ほ場の汚泥施用区のC/B値は、対照区及び化学肥料区のそれらより高く、下水汚泥の施用によりグラム陰性細菌の全細菌に占める割合が増加することがほ場試験でも確認された。Ⅱ-1ほ場の汚泥初回施用区のC/B値は施用量の増加に伴って大きくなる傾向を示し、汚泥の連用によっても大きくなる傾向を示したが、Ⅱ-2ほ場では中、多量の汚泥の連用によるC/B値の増大のみが認められ、この面でも汚泥の施用に対する微生物の対応がほ場によって異なることが明らかにされた。

藤井ら²⁾は室内実験で生活下水汚泥施用土壌では放線菌数の増加が起り全細菌数と等しいかそれを上回る場合のあることを報告している。表7に本ほ場実験で得られた全細菌数と放線菌数とから求めた全細菌数に対する放線菌数の割合(A/B値)を示した。この値は汚泥施用後の10回の計数の平均値である。表7に示したようにⅡ-1ほ場及びⅡ-2ほ場の汚泥施用区のA/B値は、いずれも対照区及び化学肥料区のそれより高く、放線菌数の増加が認められた。特にⅡ-1ほ場の初回

表 7 II-1, II-2 両ほ場, 各処理区における夏作期の C/B 値及び A/B 値 (10回の測定の平均値)

Table 7 C/B value and A/B value of surface soil of plots in II-1 and II-2 field in summer (mean of ten times counts)

Treatment	C/B value		A/B value	
	II-1	II-2	II-1	II-2
C	0.178	0.201	0.697	0.699
CF	0.219	0.159	0.561	0.651
S'	0.242	0.443	0.898	0.942
M'	0.373	0.442	1.281	0.815
L'	0.456	0.508	1.545	0.858
S	0.425	0.337	0.843	0.811
M1	0.393	0.473	0.917	0.999
M2	0.472	0.474	0.844	0.946
L	0.567	0.648	1.042	0.950

中, 多量区の値は1以上となり, 放線菌数が細菌数を上回った。また, II-1ほ場の多量連用区及び II-2ほ場の中量連用区では細菌数とほぼ等しい菌数となった。II-1ほ場の初回施用区の A/B 値は施用量の増加に伴って増大する傾向を示したが, 連用区の値をみるといずれの施用量区とも初回施用区より低く, 連用によって放線菌数が減少する傾向が認められた。これに対して II-2ほ場ではこれらの現象は認められなかった。

3.4 冬季における汚泥施用土壌の微生物数の変動

夏作物の収穫後両ほ場の化学肥料区には冬作物小麦の標準施肥量に相当する化学肥料を散布し, 汚泥年2回施用区 (S', M', S 及び M2) には所定量の汚泥 (乾物として 3.75 及び 7.5 t/ha) を散布し, 直ちに全処理区ともロータリー耕転機で, 耕起し, 小麦を播種した。なお, この時施用した汚泥は, 55年度に採取した汚泥を使用した (表1)。

冬季における汚泥連用土壌の微生物数の変動を知るために II-1ほ場の対照区, 化学肥料区及び汚泥年2回施用区 (54年より汚泥施用を開始した区, S 及び M2区, 施用回数4回) について経時的に微生物数を測定し, その結果を表8に示した。

汚泥施用区の施用後1回目の全細菌及び色素耐性細菌数は, 施用前の10月8日の菌数の2倍以上の菌数を示し, 明らかな増加を示した。しかし, 他の微生物ではこのような明確な増加は認められず前二者のみが汚泥の施用に直ちに反応することが明らかにされた。汚泥施用区の微生物数の変動は以下のとおりである。全細菌数は, 1週目以降にいったん減少したが, 施用後3~4週目にあたる11月14~20日には再び増加し, 1月上旬まではほぼ等しい菌数で経過した。少量区では, その後も菌数の変化は認められなかったが, 中量区では2月から3月にかけて顕著に増加した。この全細菌数

表 8 II-1 畑における冬作期の微生物数の変化及びその平均値
 Table 8 Changes in the microbial population in surface soil of plots and mean of the counts in II-1 field in winter

	Treatment	D A T E									
		10/8	10/30 (1)**	11/6 (2)	11/14 (3)	11/20 (4)	12/11 (7)	1/8 (11)	2/19 (17)	3/12 (20)	mean*
Total bacteria 10 ⁶ /g dry soil	C	8.2	10.3	7.3	3.3	6.0	12.9	7.5	12.6	7.3	8.4
	CF	13.1	13.4	8.4	12.0	13.3	13.7	11.8	16.2	10.4	12.4
	S	9.9	29.0	17.9	11.7	20.7	26.2	19.1	26.7	26.1	22.2
	M2	9.1	32.5	18.9	20.2	27.3	25.8	21.0	49.2	69.8	33.1
Crystalviolet resistant bacteria 10 ⁶ /g dry soil	C	1.1	3.6	2.3	1.1	1.2	1.7	1.3	2.0	1.5	1.8
	CF	1.5	4.5	2.0	2.9	2.3	4.4	1.8	3.9	2.3	3.0
	S	3.3	19.1	10.2	13.4	9.9	11.2	3.6	7.2	9.2	10.5
	M2	2.6	21.1	14.4	27.1	23.7	16.8	6.8	20.1	25.7	19.5
Actinomycetes 10 ⁶ /g dry soil	C	4.8	9.3	6.0	4.8	4.8	5.4	3.7	6.8	6.5	5.9
	CF	6.4	9.1	8.6	9.2	6.5	9.0	7.0	7.5	5.8	7.8
	S	12.0	11.6	13.9	16.9	11.0	11.9	11.0	12.1	10.1	12.3
	M2	12.8	13.5	13.8	15.8	16.6	18.5	13.9	15.9	15.1	15.4
Proteolytic bacteria and actinomycetes 10 ⁶ /g dry soil	C	4.8	9.5	7.6	7.4	10.3	7.1	5.4	5.0	9.3	7.7
	CF	7.8	9.6	6.8	13.3	8.6	11.4	10.3	12.2	11.1	10.4
	S	10.5	15.7	13.2	22.6	23.1	25.3	14.0	11.3	15.8	17.6
	M2	10.1	13.9	19.8	27.5	29.3	36.9	23.7	27.6	16.4	24.4
Fungi 10 ⁴ /g dry soil	C	8.8	8.4	6.4	6.1	7.0	8.1	7.3	7.1	8.6	6.6
	CF	10.2	5.5	7.8	8.8	6.9	9.1	9.7	8.7	8.6	8.1
	S	13.7	8.5	9.4	9.5	11.0	11.1	8.2	11.6	16.1	10.7
	M2	13.5	9.5	11.0	13.5	9.6	14.6	11.0	14.2	22.0	13.2
Ammonium- oxidizing bacteria 10 ⁴ /g dry soil	C	0.4	5.3	1.2	0.3	0.7	0.2	1.3	0.2	1.2	1.3
	CF	11.8	5.3	7.6	21.0	50.7	11.4	27.0	5.6	7.8	17.1
	S	4.7	12.7	5.1	8.0	5.1	5.4	11.2	0.6	7.7	7.0
	M2	11.8	7.3	12.0	27.8	20.4	27.7	20.6	2.4	38.3	19.6
Nitrite- oxidizing bacteria 10 ⁴ /g dry soil	C	0.2	1.3	7.3	0.8	0.7	2.8	0.9	2.2	5.1	2.6
	CF	10.5	52.7	50.8	210.	538.	179.	78.0	134.	77.6	165.
	S	2.1	5.3	12.3	5.4	12.2	27.8	7.8	5.7	52.1	16.1
	M2	14.2	12.6	19.8	27.8	22.0	79.7	12.5	4.1	112.	36.3

* ; mean of eight times count after sludge application

** ; weeks after sludge application

で認められた汚泥施用初期及び春先の菌数の変動は、色素耐性細菌数でも認められた。放線菌数は少量区で施用初期にわずかな変化が認められるものの全期間を通じてほとんど変化しなかった。糸状菌数も汚泥施用直後から2月(17週)にかけてはほとんど変化しなかったが、3月には少量区及び

中量区とも増加し施用後1週目の2倍以上の菌数を示した。タンパク質分解菌は、汚泥施用後緩やかに増加し7週目(12月11日)に最大となった後、緩やかに減少した。対照区及び化学肥料区の有機栄養微生物数も経時的に変動したが、その変動幅は、汚泥施用区のそれらよりも小さかった。

化学肥料区のアンモニア酸化細菌数は、施用後緩やかに増加し、4週目の11月20日には最大菌数に達した。その後は減少の傾向を示した。汚泥施用区のアンモニア酸化細菌数は、各々の区で異なった変動のパターンを示した。すなわち、少量区と同菌は、施用後直ちに増加し、1週目に最大菌数を記録した。その後減少し2~7週目(11月~12月)にかけてはほぼ等しい菌数で経過した。その後1月8日(11週目)に小さなピークを形成した後2月に著しく低い菌数となった後3月には三たび増加した。中量区では施用後緩やかに増加し、3週目(11月14日)と7週目(12月11日)に小さなピークを形成した。2月19日には、少量区と同様に著しく低下した後3月には再び顕著な増加を示し最大菌数となった。これに対して、対照区の菌数は、経時的な変化は認められるもののその変動幅は、他の区に比較して小さかった。

化学肥料区の亜硝酸酸化細菌数は、施用直後から増加を始め4週目(11月20日)には最大菌数に達し、以後急激に減少した。汚泥少量区における同菌の変化は小さく、3月12日(20週目)に最大菌数を示した。汚泥中量区の初期の変化は小さかったが、7週目に最初のピークが記録され、最大菌数は少量区と同様に3月19日に記録された。対照区においても同菌の経時的変動は認められたが、その変動幅は他区より小さかった。

以上示したように、汚泥少量区における微生物数の変化は乏しかったが、中量区では夏季に比較すると小さいが、ある程度の菌数変化が認められ、全細菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌及び硝化菌については、初期(10月末から12月初旬にかけて)に菌数の増加が認められ、全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌では3月にも菌数の増加が認められた。糸状菌では、初期の菌数増加は認められず3月のみ増加した。これに対して放線菌の変動は認められなかった。

汚泥施用区における細菌数は、施用後初期の11月に一時高まった後低下し翌年の2~3月に再び高まることが明らかにされた。ルーと大羽⁵⁾が指摘しているように汚泥の分解が主として細菌によって行われるとすれば秋に施用された汚泥の分解は、施用直後にもそして翌年の春先にも起こることが予想される。従って冬作物への汚泥の施用は、汚泥からの栄養分の供給が翌春にも起こることを配慮して行う必要があると考えられる。

冬季における汚泥施用区の微生物数について次のことが明らかにされた。汚泥施用後の8回の測定値個々についてみると汚泥施用区の微生物数は対照区のそれらより高い傾向にあった。なかでも全細菌及び色素耐性細菌数は全測定時を通じて2倍以上の明らかに高い菌数であった。しかし、少量区の糸状菌数は対照区との差が2倍以下と小さかった。化学肥料区の菌数と比較すると、有機栄養微生物については、低い菌数が認められる場合はなく常に高い菌数を示したが、全測定時を通じて2倍以上の菌数を示したのは中量区的全細菌数と両区の色素耐性細菌数であった。汚泥施用区のアンモニア酸化細菌数は、化学肥料区より少ないが、その差は有意でない場合が多かったのに対

して亜硝酸酸化細菌数はほとんどの場合（少量区で1回、中量区で3回の有意差でない場合を除き）化学肥料区より明らかに低い菌数であった。

8回の平均菌数についてみると全細菌、放線菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌及び硝化菌数は対照区のそれらより2倍以上の明らかに高い菌数となったが糸状菌数は、中量区のみ対照区より高い値を示した。化学肥料区の菌数と比較すると汚泥施用区の有機栄養微生物は、常に高い菌数を示したが、2倍以上の菌数を示したのは中量区的全細菌及びタンパク質分解菌数、全区の色素耐性細菌数であり、少量区的全細菌及びタンパク質分解菌と全区の放線菌及び糸状菌数は2倍以下の菌数であった。少量区のアモニア酸化細菌は化学肥料区の菌数より低い有意な差ではなく中量区ではほぼ等しい菌数であった。これに対して亜硝酸酸化細菌数は、両区とも明らかに低い菌数であった。

汚泥施用区間の菌数の差は、放線菌及び糸状菌に関しては、ほとんど認められなかった。他の微生物では中量区が少量区より多かったが、明確な差ではなかった。また、汚泥施用区の微生物数について夏季と冬季の差もほとんど認められなかった。

以上示したように汚泥施用土壌における微生物の変動パターンに関しては、季節による差が認められたものの微生物数では顕著な差は認められず冬季においても夏季と変わらない微生物数が保持されているものと考えられる。

なお、汚泥施用区的全細菌数に対する色素耐性細菌数の割合(C/B値)は、化学肥料区及び対照区より高く、冬季においても夏季と同様の結果となり、土壌の細菌フロラは、汚泥の施用により変化することを示す結果が得られた。しかし、A/B値(放線菌数と全細菌数の比)は、対照区及び化学肥料区より低く、放線菌数の増加は認められなかった。これは夏季と異なった点であった(表9)。これが冬季特有の現象であろうか、あるいは、夏季においても初回施用区より連用区の値が低かったことから考えて連用による影響も考えうる。これらの点は今後検討を要する課題である。

表 9 II-1 は場各処理区における冬作期のC/B値及びA/B値
(8回の測定の平均値)

Table 9 C/B value and A/B value of surface soil of plots in II-1 field in winter
(mean of eight times counts)

Treatment	C/B value	A/B value
C	0.214	0.702
CF	0.242	0.629
S	0.473	0.554
M2	0.589	0.465

4. まとめ

下水汚泥を野外ほ場に施用した時に、土壌中の微生物フロラが受ける影響を調べるために、石灰凝集生活廃水汚泥を、施肥歴の異なる淡色黒ボク土ほ場に施用量及び施用回数を変えて施用し、その表層土中の微生物フロラの変化を1年間にわたり調べ、以下の結果を得た。

夏季に施用された汚泥に対して、有機栄養微生物は施用直後に増加し始め、その後、再び減少した。しかし、初めて施用された汚泥に対しては、試験開始以前に堆肥を施用されていたほ場（Ⅱ-2ほ場）の方が堆肥を施用されたことのないほ場（Ⅱ-1ほ場）より早く最高菌数に達した。汚泥施用区における微生物数の増加は、Ⅱ-2ほ場の方がⅡ-1ほ場より大きかった。

Ⅱ-1ほ場では、汚泥連用区では初回施用区より早く菌数が増加、減少したが、Ⅱ-2ほ場では連用によるこのような影響は認められなかった。Ⅱ-1ほ場では、連用区は初回施用区より微生物数が増加し、汚泥の施用量に対する微生物数の増加量も大きくなったが、Ⅱ-2ほ場では、連用区と初回施用区の差は小さかった。

全細菌数に対して色素耐性細菌数の占める割合（C/B値）は、汚泥施用区において高かったが、その傾向はⅡ-1ほ場においてより顕著であった。

放線菌数の全細菌数に対する比率（A/B値）は汚泥施用区で高かった。しかし、Ⅱ-1ほ場では汚泥連用区は初回施用区よりA/B値が低かった。

秋季（10月）に施用された汚泥に対して、細菌、色素耐性細菌及び硝化菌数は施用後初期及び翌年2～3月にも増加した。

謝 辞

本実験を行うに当たり、技術部ほ場係長 山口武則氏及び鶴川上農場の関係者の方に御協力頂いた。また、中村てる子、小林淑子両氏には実験の補助をして頂いた。記して深謝の意を表する。

引用文献

- 1) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳（1983）：下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究（I）、石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響。国立公害研究所研究報告、第46号、1-16。
- 2) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之（1980）：有機廃棄物施用土壌に関する研究（II）、有機廃棄物施用土壌の微生物フロラおよび土壌酵素活性。国立公害研究所研究報告、第14号、185-201。
- 3) 久保井 徹・服部浩之・藤井國博（1980）：下水汚泥の施用によるほ場環境の変化（I）、下水汚泥の施用がナスの生育に与える影響。国立公害研究所研究報告、第14号、159-175。
- 4) 久保井 徹・藤井國博（1980）：ほ場および有底枠ほ場の均一栽培試験成績。国立公害研究所研究報告、第14号、213-231。
- 5) Lu, N. Q., 大羽 裕（1980）：土壌中における下水汚泥の分解にともなう微生物相の変化。日本土壌肥料学会講演要旨集、第26集、37。
- 6) 栗原 淳・藤井國博（1974）：各種産業廃棄物に含有される肥料関連成分の分析結果。農技研肥料化学科資料、第173号、1-23。

- 7) 甲斐秀昭 (1981): 土壤中における窒素の動態. 土の微生物, 土壤微生物研究会編, 博友社, 東京, 492p., 352-372.
- 8) 服部浩之・藤井國博・久保井 徹・広木幹也・小林峰雄・矢崎仁也・大羽 裕 (1983): 下水汚泥施用淡色黒ボク畑土壤における無機態窒素の経時変化. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 45 - 62 .
- 9) Miller, R.H. (1974): Microbiology of sewage sludge disposal in soil. EPA-670/ 2-74-074, U.S. Environmental Agency.

3.

下水汚泥施用土壌の微生物フロアに関する研究 (III)
土壌の違いと微生物性の差異

広木幹也¹・藤井國博¹・服部浩之¹・久保井 徹¹

Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (III),
Microbial Population in Soils Applied with Sewage Sludge

Mikiya HIROKI¹, Kunihiro FUJII¹, Hiroyuki HATTORI¹
and Toru KUBOI¹

Abstract

Fluctuations in microbial numbers in four soils (sandy soil, light colored andosol, alluvial soil and humic andosol) applied with sewage sludge were studied in lysimeters for eleven months. Limed domestic sewage sludge was used in the experiment. Dried sludge was applied twice a year to the surface soil at a rate of 7.5 tons/ha while chemical fertilizers were applied to the control. Soil samples were collected from the top 5 cm of soil, and numbers of microbes (total bacteria, crystal-violet resistant bacteria, actinomycetes, proteolytic bacteria and actinomycetes, fungi, ammonium oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria) were determined with the following results.

In summer, the number of microbes increased after sludge application. In winter numbers of actinomycetes and fungi showed small fluctuations in each soil, and numbers of total bacteria in alluvial soil and humic andosol increased within a month after sludge application (in October) and in early spring (in February).

In the lysimeters applied with sewage sludge, numbers of heterotrophic microbes were higher than in the lysimeters applied with chemical fertilizers. But in sandy soil, the differences were less conspicuous than in the other soils. The differences in the number of actinomycetes in alluvial soil and of fungi in humic andosol were negligible. Numbers of nitrifiers were not higher in the soils applied with sewage sludge than in those with chemical fertilizers.

1. はじめに

著者らは、これまでに下水汚泥施用土壌の微生物相の特徴を明らかにするために制御環境下及び

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

自然環境下の淡色黒ボク土に下水汚泥を施用し、土壤中の微生物相の経時変動を追跡し、その結果を報告してきた^{1), 2)}。その中で、下水汚泥の施用に対する淡色黒ボク土の微生物の反応やその経時的変動は、汚泥施用以前の施肥歴の相違によって異なることを指摘した。また、藤井ら³⁾は、4種の土壤を充てんした屋外ライシメーターについて、下水汚泥施用後一定期間経過後の土壤微生物数を調査し、汚泥の施用に対する微生物の反応が土壤によって異なることを報告している。これらの結果は、汚泥施用後の微生物相の経時的変動が土壤によって異なるのではないかという疑問を生じさせた。そこで著者らは、藤井ら³⁾が行った屋外ライシメーター実験を下水汚泥を連用して継続し、土壤微生物数の経時変化を追跡した。本報告はその結果に関するものである。なお、本報告では夏季の変動のみならず、秋に汚泥を施用（連用）した土壤における微生物数の冬季の変化についても同時に報告する。

2. 実験方法

8基の屋外ライシメーター（以下有底枠と記す）に4種類の土壤を2基ずつ充てんした。用いた土壤は砂質土（鬼怒川川砂で代用）、淡色黒ボク土（下層土）、沖積土（水田下層土を充てんし、畑状態としたもの）及び黒ボク土（表土）である。同一土壤が充てんされた2基の有底枠のうち、1基に下水汚泥を施用し、他の1基は対照区として化学肥料を施用した。供試した下水汚泥は取手市内の住宅団地下水処理場より採取したもので、前報²⁾で用いたものと同一である。ただし、55年春の施用には54年度採取汚泥を、55年秋の施用には55年度採取汚泥を用いた。この汚泥（脱水ケーキ）を天日乾燥し、乾物として7.5 t/haに相当する量を施用した。化学肥料区は、8-8-5 化成肥料（1.05 t/ha）、熔リン（1.4 t/ha）及び苦土石灰（1.4 t/ha）を施用した。昭和54年7月9日（1回目）、同年11月6日（2回目）、55年4月28日（3回目）、55年10月24日（4回目）に汚泥及び化学肥料を施用した。昭和54年度はナス（夏作）及び小麦（冬作）を栽培したが、昭和55年度はすべて裸地とした。

微生物数は、汚泥及び化学肥料施用後1～4週ごとに経時的に測定した。前報¹⁾に準じた方法で試料を採取、調製し、全細菌数、放線菌数、糸状菌数、色素耐性細菌数、タンパク質分解菌数、アンモニア酸化細菌数及び亜硝酸酸化細菌数を前報¹⁾と同様の方法で測定した。

3. 結果及び考察

図1に全細菌数の経時変化を示した。夏季における各土壤の汚泥施用区的全細菌数は、施用後直ちに増加を開始した。その後菌数は各土壤で異なった変動のパターンを示した。菌数が最大に達したのは、砂質土、沖積土及び黒ボク土で施用後8日目、淡色黒ボク土で4週目であった。この土壤でも施用後8日目に第1のピークが形成された。しかし、いずれの土壤においても顕著な菌数の変化は、汚泥施用後初期に起こることが明らかにされた。

冬作物への汚泥及び化学肥料の施用は、10月24日に行われたが、施用直前の微生物数は計測され

ていなかった。そこで夏季の最終計測日（8月19日）の微生物数を冬季の施用前の微生物数とした。これは以下に述べるすべての微生物数に関して共通である。

冬季の汚泥施用後の各土壌における全細菌数は、夏季程著しくはないが、施用後直ちに増加した。しかし、その後の菌数の変化は図1に示したように各々の土壌で異なったパターンを示した。また、淡色黒ボク土では施用後1週目に最高菌数に達したのに対して他の土壌では、施用後15週目にあたる2月20日に最高菌数が記録された。特に沖積土及び黒ボク土のこの時点での菌数は、夏季の最高菌数に匹敵するものであり、これらの土壌における全細菌数の主要な増加は、春先に起こることが明らかにされた。

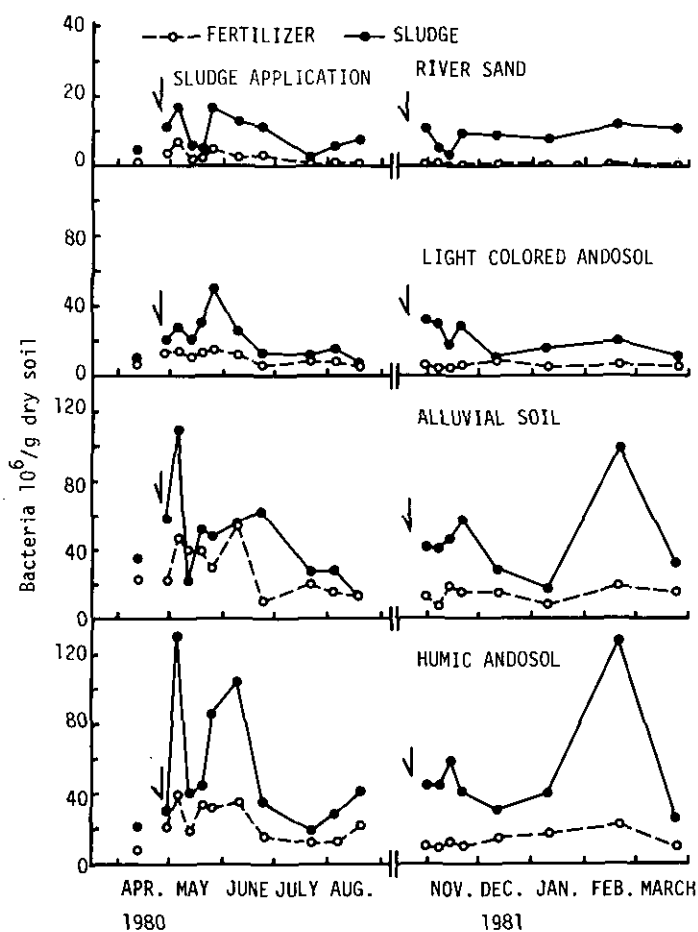


図 1 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌における全細菌数の変動

Fig.1 Fluctuation pattern of population of total bacteria in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

図2に色素耐性細菌数の経時変化を示した。夏季及び冬季とも汚泥施用区の菌数は、汚泥施用後直ちにしかも顕著に増加(18~6.0倍、全細菌より大幅な増加)したが、その後の変動は、各土壌で異なったパターンを示した。夏季における菌数の顕著な変化は、すべての土壌で汚泥施用後初期に起こり、最高菌数は、砂質土、沖積土及び黒ボク土で施用後8日目に記録された。淡色黒ボク土の最高菌数は、他の土壌より大幅に遅れて6週目に記録されたが、この土壌においても1週目に第1のピークが形成され、その菌数は最高菌数の約90%に相当した。冬季については、砂質土と沖積土が施用初期と翌年の春先に、淡色黒ボク土と黒ボク土は初期のみ顕著な菌数の変化が認められ、冬季における最高菌数は、砂質土で1週目、淡色黒ボク土及び黒ボク土で2週目に記録された。これに対して沖積土のそれは施用後15週目にあたる2月20日に記録された。しかし、この土壌においても初期に菌数の増加が認められ、その時の菌数は、最高菌数の70~85%に達していた。また、すべ

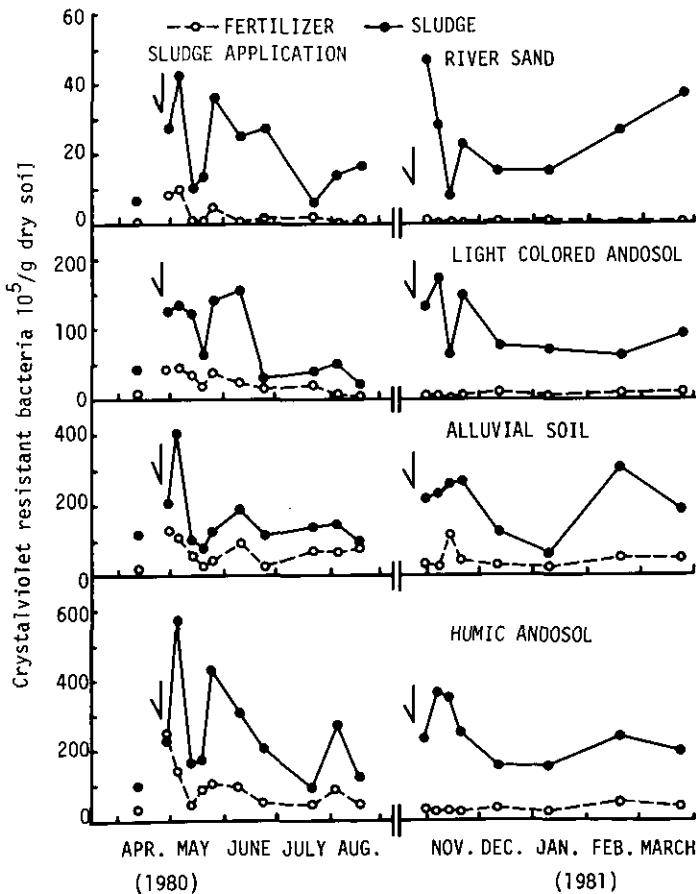


図 2 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌における色素耐性細菌数の変動
 Fig. 2 Fluctuation pattern of population of crystalviolet resistant bacteria in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

ての土壌について夏季と冬季の変動パターンに相違が認められることが明らかにされた。

図3に放線菌数の経時変化を示した。夏季において汚泥施用区的全細菌及び色素耐性細菌数は、施用後直ちに(2日目)増加したのに対して放線菌数の増加は、これより遅れ、施用前のレベルより50%以上の増加を示したのは、黒ボク土が最も早く施用後8日目であり、砂質土及び淡色黒ボク土が施用後4週目、沖積土が最も遅く施用後6週目であった。放線菌数の夏季における変動も、細菌と同様に各土壌で異なったパターンを示したが、最高菌数は、全土壌で同一の時期、施用後6週目に記録された。汚泥施用後の菌数の変動幅の順位は、黒ボク土>淡色黒ボク土>沖積土>砂質土であり、火山灰土壌における放線菌数の変動幅が大きかった。冬季においては各土壌の施用直後(1週目)の放線菌数はいずれも施用前より低い菌数であった。その後の菌数についても砂質土及び黒ボ

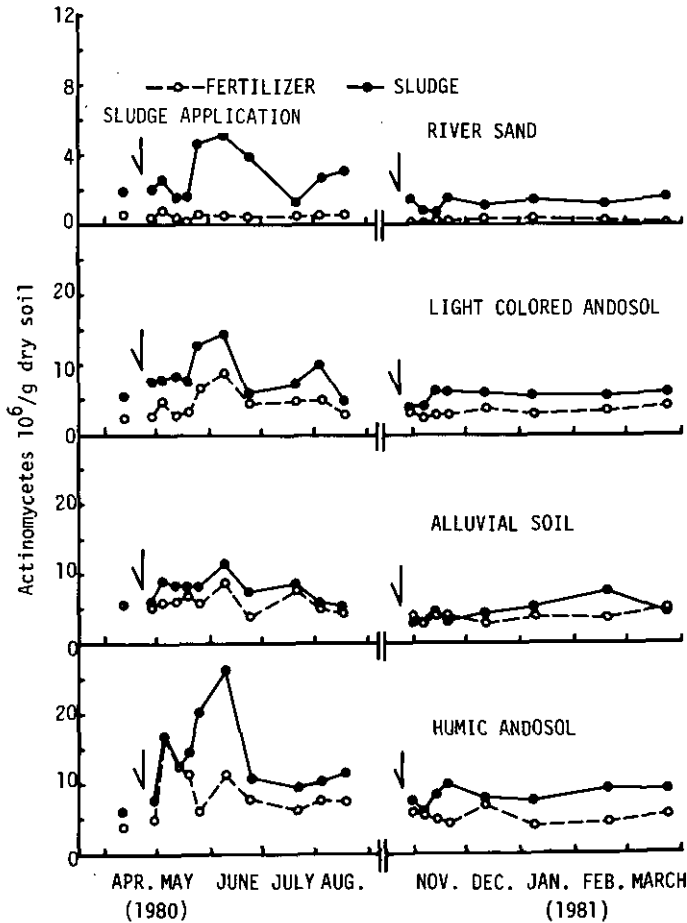


図 3 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌における放線菌数の変動

Fig. 3 Fluctuation pattern of population of actinomycetes in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

ク土の最高菌数は施用前のレベル以下であり、淡色黒ボク土及び沖積土においても施用前よりわずかに高い(30~50%)程度であり、すべての土壤で大きな菌数の変動は認められなかった。従って土壤による放線菌数の変動パターンについても顕著な差は認められなかった。このように全土壤で夏季と冬季の菌数の変動パターンに差が認められた。

図4にタンパク質分解菌数(タンパク質分解能を持つ細菌と放線菌の合計)の経時変化を示した。前報¹⁾でも述べたように、タンパク質分解菌数の測定方法は、最初に採用した方法がアルブミン寒天培地で測定した全細菌数と放線菌数の合計数のほとんど大部分を占めたり、それを上回るという現象が認められたために、その測定法を変更した。それが、この実験では、実験開始直前であり、図4の1980年4月上旬の測定値は、前法で測定してある。従って、タンパク質分解菌数の汚泥施用前後の比較はできない。夏季の淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土の汚泥施用区の菌数は、施用

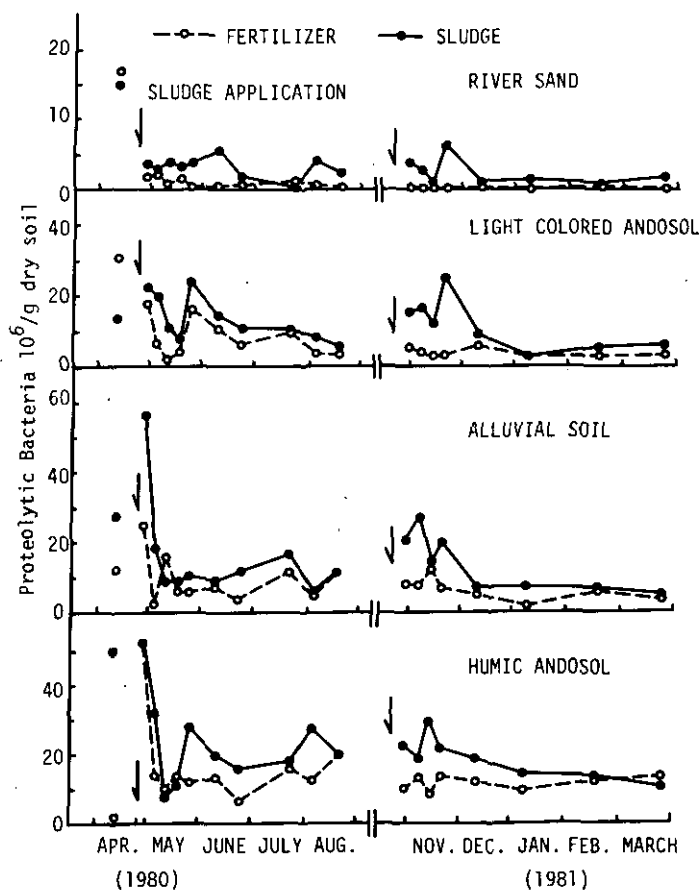


図 4 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壤におけるタンパク質分解菌数の変動

Fig. 4 Fluctuation pattern of population of proteolytic bacteria and actinomycetes in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

後2日目に高い菌数を示し（黒ボク土及び沖積土では最高菌数）、以後減少した。その後の変化の様相は、土壌によって異なった。淡色黒ボク土では、再び増加し、施用後4週目に最高菌数に達した後緩やかに減少していった。砂質土の菌数は、施用後4週目まではほぼ一定の菌数で経過し、6週目に最高菌数に達した後急激に減少した。冬季における変化は、菌数の変動幅に差が認められるものの、砂質土と淡色黒ボク土の変動パターンは似ており、それぞれ施用後4週目に最高菌数に達した。沖積土のそれは最も早く2週目に最高菌数に達し、黒ボク土のそれは、3週目にピークに達した。しかし、砂質土及び黒ボク土における初期の菌数の変化は小さかった。また、すべての土壌で12月以降菌数の顕著な変化は認められなかった。

タンパク質分解菌は、分解能をもつ細菌と放線菌を直接測定する方法で測定している。従ってその菌数の多少は、汚泥中のタンパク質の土壌中における分解の直接的な指標になりうる。汚泥中のタンパク質のここで用いた土壌における分解は、春季及び冬季とも施用後ごと短期間に起こることが、菌数の変化から示唆され、その分解の程度は、黒ボク土、沖積土及び淡色黒ボク土で高く、砂質土の分解が著しく低いことが菌数の面から示唆される。

図5に糸状菌数の変動を示した。汚泥施用区の菌数の夏季における変動は、各々の土壌で異なった変動のパターンを示した。砂質土における菌数の変化は施用後後期にのみ認められ、淡色黒ボク土のそれは主として施用後初期に起こった。これに対して沖積土及び黒ボク土における変化は、全期を通じて認められた。一方、冬季における菌数の変化はどの土壌でもほとんど認められなかった。夏季における汚泥施用区の菌数の変動幅は、黒ボク土で最も大きく砂質土で最小であった。淡色黒ボク土と沖積土のそれはほとんど差が認められなかった。

図6にアンモニア酸化細菌の経時的変化を示した。化学肥料区においても顕著な菌数の変化が認められる。これは、施用されたアンモニア肥料に対する各土壌のアンモニア酸化細菌の反応である。夏季における各土壌の化学肥料区の菌数の変動を見ると各土壌とも異なった変動パターンを示し、淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土の菌数の顕著な変化は、施用後初期（6週以内）にのみ認められた。一方、砂質土では菌数の変動幅は極めて小さいが、全期にわたってその変化が認められた。冬季においても化学肥料区の菌数の変動は、各土壌で異なったパターンを示した。汚泥施用区の菌数の変動を見ると夏季及び冬季とも各土壌で異なったパターンを示した。その変動幅は砂質土が他の土壌に比べて極めて小さかったが、黒ボク土及び沖積土の菌数の変動幅は夏季、冬季とも大きかった。

図7に亜硝酸酸化細菌数の経時変化を示した。亜硝酸酸化細菌数の変動パターンは、化学肥料区及び汚泥施用区とも、夏季及び冬季とも各土壌で異なっていることが明らかにされた。また、各土壌の夏季と冬季の変動パターンを見ると、各土壌とも両季に差異が認められた。各土壌の各季節における化学肥料区と汚泥区の亜硝酸酸化細菌数の変動パターンについて見ると、砂質土及び淡色黒ボク土の菌数の変動パターンは、両季とも化学肥料区と汚泥区で明らかな相異が認められ、沖積土及び黒ボク土の夏季では両区に相異が認められた。これに対して、沖積土及び黒ボク土の冬季では、

ピーク高に差が認められるものの良く似た変動パターンを示した。

亜硝酸酸化細菌は、アンモニア酸化細菌がアンモニアを酸化して生成した亜硝酸を基質として増殖する。実験室的には、アンモニア酸化細菌の増加後に亜硝酸酸化細菌が増加するという連続的遷移が起こることが知られている。図6と図7に示したように、これらの土壌では両硝化菌の連続的遷移は認められなかった。

表1に各土壌の有機栄養微生物数の平均値及び最高値を示した。化学肥料区の有機栄養微生物の平均菌数の順位について見ると夏季では、全細菌数で沖積土>黒ボク土>淡色黒ボク土>砂質土であり、色素耐性細菌、放線菌、タンパク質分解菌及び糸状菌数は、黒ボク土>沖積土>淡色黒ボク土>砂質土であった。冬季におけるそれは、全細菌及び色素耐性細菌数は、夏季の全細菌数と同じ順位であり、他の微生物数は、夏季の順位と同一であった。最高菌数に関してもほぼ同様の順位で

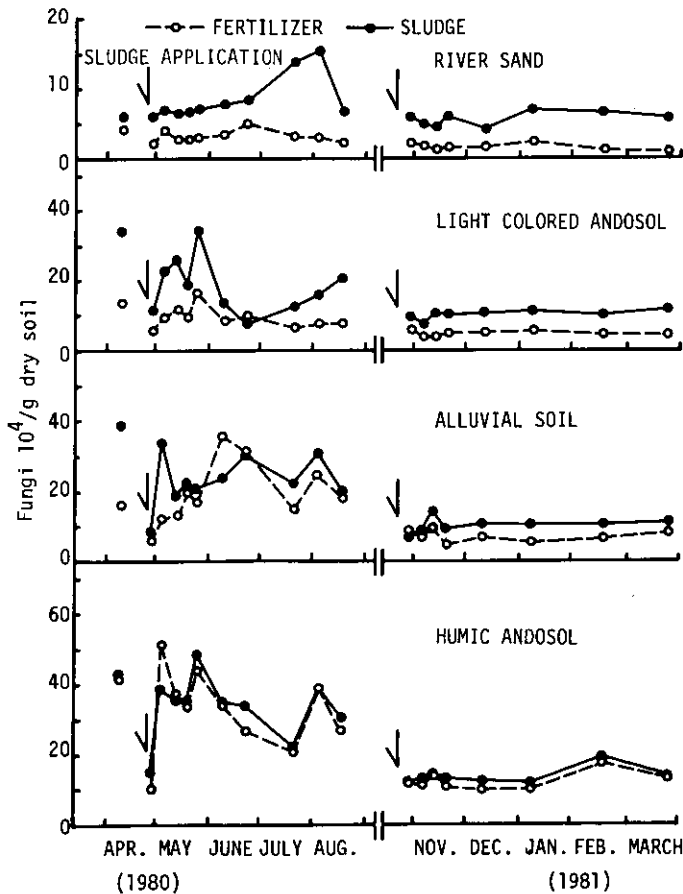


図 5 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌における糸状菌数の変動
 Fig. 5 Fluctuation pattern of population of fungi in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

あった。このように黒ボク土及び沖積土の菌数が高く、砂質土の菌数が最も低い。汚泥施用区の微生物数について見ると、平均菌数及び最高菌数とも黒ボク土が最も高く、砂質土のそれらが最低であった。化学肥料区の平均菌数そして最高菌数については、夏季と冬季との間で差が認められ、いずれの微生物でも、いずれの土壌でも冬季が夏季より低い菌数であった。一方、汚泥施用について見ると全細菌及び色素耐性細菌の平均菌数では、両季で差がなく、これらの微生物は冬季でも夏季と変わらない菌数を保っていることが示された。しかし、放線菌、タンパク質分解菌及び糸状菌数は、夏季より冬季の菌数が低く、このうち、糸状菌及び放線菌の最高菌数も同様に冬季は低い値であった。また全土壌の全細菌数の最高菌数、沖積土及び黒ボク土の色素耐性細菌及びタンパク質分解菌の最高菌数で冬季が低かったが、砂質土及び淡色黒ボク土の色素耐性細菌及びタンパク質分解

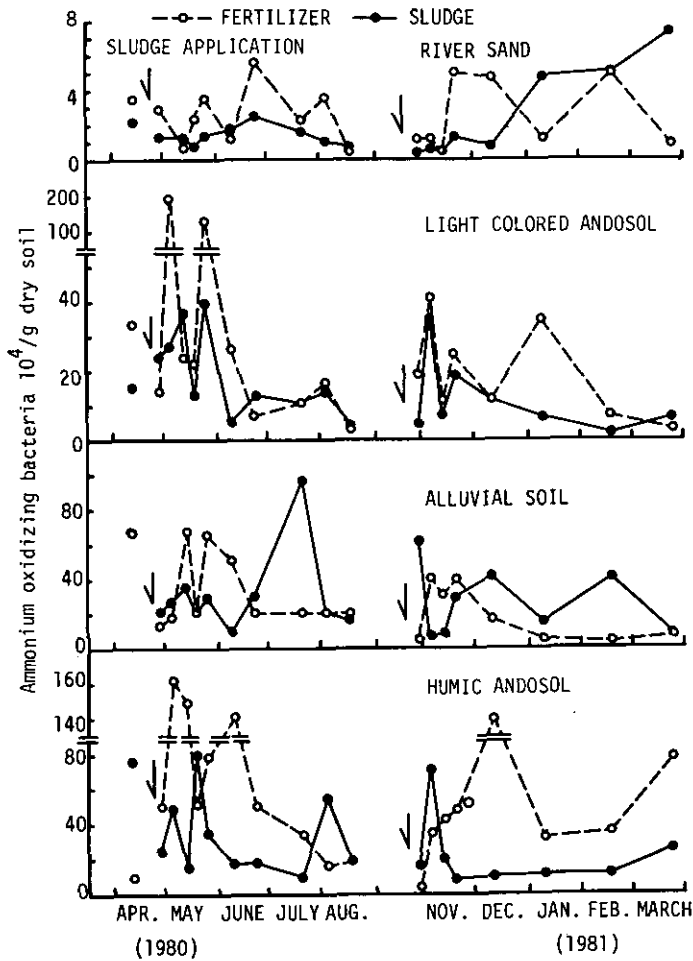


図 6 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌におけるアンモニア酸化細菌数の変動
 Fig. 6 Fluctuation pattern of population of ammonium oxidizing bacteria in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

菌の最高菌数は、両季で差が認められなかった。

汚泥施用区と化学肥料区の微生物数の差を見ると全細菌及び色素耐性細菌の平均菌数と最高菌数の差の順位は、両季とも黒ボク土>沖積土>淡色黒ボク土>砂質土であり、黒ボク土が最も大幅な菌数差を示し、砂質土のそれが最小であることが明らかにされた。放線菌数の最高菌数について見ると両季とも黒ボク土>淡色黒ボク土>砂質土>沖積土となり、最高菌数について見ると夏季は黒ボク土>淡色黒ボク土>砂質土>沖積土であり、菌数がほとんど変化しなかった冬季では、黒ボク土>沖積土>淡色黒ボク土>砂質土の順位であった。このように放線菌数の変化が起こる夏季においては、汚泥区と化学肥料区の菌数差は、黒ボク土及び淡色黒ボク土の火山灰土壌で大きく、汚泥

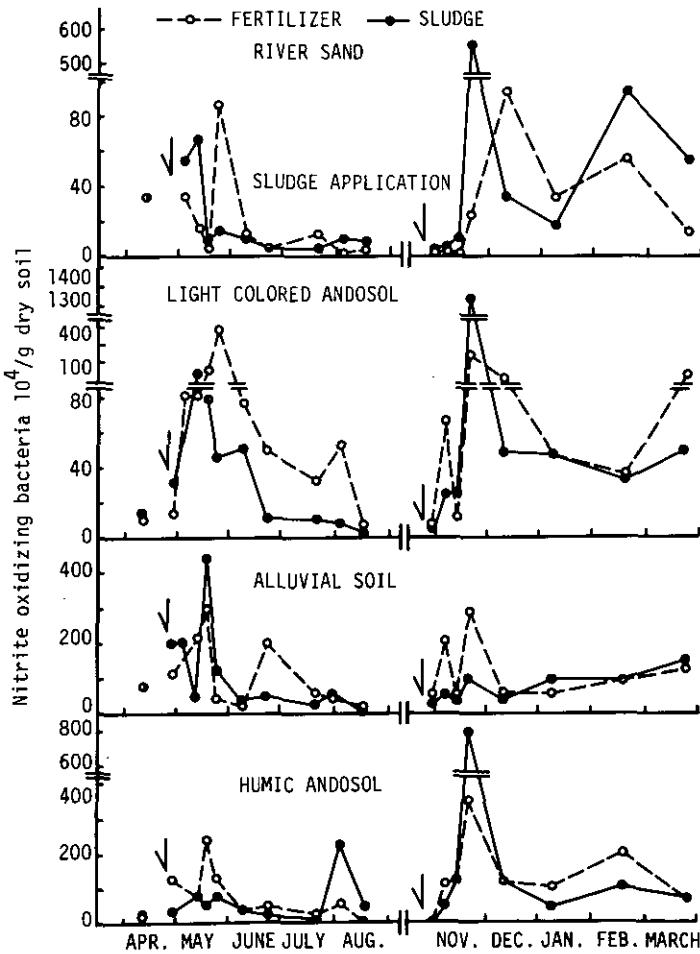


図 7 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌における亜硝酸酸化細菌数の変動
 Fig. 7 Fluctuation pattern of population of nitrite oxidizing bacteria in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

表 1 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌における各種有機栄養微生物数の平均値及びその最大値

Table 1. Mean and maximum numbers of heterotrophic microbes in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

	Treatment	Sandy Soil		Light Colored Andosol		Alluvial Soil		Humic Andosol	
		Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter
Total Bacteria ($\times 10^6$)	Fertilizer	26.8 * (71.0)**	5.6 (10.7)	107 (153)	56.8 (80.0)	297 (539)	139 (205)	236 (387)	128 (229)
	Sludge	87.1 (171)	88.6 (132)	223 (500)	215 (325)	474 (1086)	457 (1007)	555 (1303)	517 (1278)
Crystalviolet Resistant Bacteria ($\times 10^5$)	Fertilizer	3.2 (10.0)	0.5 (1.0)	25.8 (45.0)	7.0 (10.0)	69.7 (112)	47.3 (116)	94.3 (247)	34.4 (75.0)
	Sludge	21.7 (42.6)	23.9 (47.1)	89.4 (154)	103 (173)	160 (400)	207 (309)	257 (572)	247 (365)
Actinomycetes ($\times 10^5$)	Fertilizer	5.1 (8.2)	2.9 (4.4)	47.7 (91.0)	33.3 (47.0)	61.1 (88.0)	40.6 (56.0)	92.1 (168)	54.1 (71.0)
	Sludge	28.9 (52.8)	13.1 (17.8)	87.5 (144)	56.3 (65.0)	77.3 (115)	45.1 (78.0)	140.3 (262)	84.5 (101)
Proteolytic Bacteria and Actinomycetes ($\times 10^5$)	Fertilizer	11.4 (23)	4.0 (8)	81.4 (182)	41.5 (59)	95.2 (247)	66.4 (119)	174 (531)	119 (145)
	Sludge	34.1 (55)	26.5 (66)	135 (243)	118 (252)	158 (557)	138 (269)	239 (524)	193 (237)
Fungi ($\times 10^3$)	Fertilizer	32.6 (49.0)	15.3 (23.0)	95.0 (167)	49.5 (63.0)	196 (387)	75.3 (98.0)	324 (514)	126 (179)
	Sludge	86.4 (156)	59.0 (81.0)	196 (345)	109 (124)	235 (329)	108 (146)	336 (488)	141 (202)

Number is microbial population in 1g dry soil
 *; arithmetic mean; **, maximum

の施用によってこれらの土壌では他の土壌より大きな放線菌数の増加が起こることが明らかにされた。タンパク質分解菌については、平均菌数と最高菌数で、また、季節によって違った順位となり一定の傾向は認められなかった。糸状菌の平均菌数は、両季とも淡色黒ボク土>砂質土>沖積土>黒ボク土であり、最高菌数は、夏季で淡色黒ボク土>砂質土>黒ボク土>沖積土で、冬季で淡色黒ボク土>砂質土>沖積土>黒ボク土であった。このように糸状菌数の増加は、黒ボク土ではほとんど認められなかった。

藤井ら³⁾は、これらの土壌へ初めて汚泥を施用した場合の微生物数を施用後2回(7週目及び15週目)計測している。彼らは、施用後7週目の微生物数のうち沖積土の汚泥区的全細菌と黒ボク土の汚泥区的全細菌及び糸状菌数は、化学肥料区のそれらより低いことを報告している。これらの土壌におけるこれらの微生物数について55年夏季の化学肥料区と汚泥区の菌数の差を見ると、沖積土及び黒ボク土の全細菌数は、全計数時を通じて汚泥区が高くなり、連用によってこれらの土壌の汚泥区的全細菌数は、化学肥料区の菌数より大きくなることが明らかにされた。しかしながら黒ボク土の糸状菌数では、このような現象は認められず平均菌数の両者の差は、ごくわずかであり、最高菌数は化学肥料区より低く連用の効果が認められなかった。しかしながら1回目と3回目の汚泥の施用時期は大きく異なっていること(1回目54年7月9日、3回目55年4月28日)と微生物数の計測が、汚泥施用後の同時期に行われていないことから微生物数に与える連用の影響を厳密には評価できない。

化学肥料区の平均菌数に対する汚泥施用区の平均菌数の比を基準に汚泥の施用に対する微生物の反応を評価すると、全有機栄養微生物について両季とも砂質土が最も高い比を示し、全細菌、色素耐性細菌及び放線菌では沖積土が、タンパク質分解菌及び糸状菌では黒ボク土が最低の比を示した。夏季及び冬季を通じて、全有機栄養微生物に関して2倍以上の明らかな増加を示したのは、砂質土のみであった。砂質土に続いて高い比を示した土壌は淡色黒ボク土であった。この傾向は、最高菌数についても認められた。このように化学肥料の菌数を基準に汚泥の施用に対する有機栄養微生物の反応を見ると砂質土が最も高く続いて淡色黒ボク土であり、黒ボク土及び沖積土のそれが低かった。また、各々の微生物について見ると、全土壌の汚泥施用区の色素耐性細菌の平均菌数と最高菌数は、両季とも化学肥料区の2倍以上となり、最も鋭い反応を示した。これに続く反応を示したのは全細菌数であり、夏季における沖積土の平均菌数のみが、2倍に達しなかっただけであった。これに対して放線菌数は、夏季、冬季とも砂質土のみで2倍以上の増加(平均及び最高菌数とも)が認められただけであり、糸状菌数も砂質土及び淡色黒ボク土で2倍以上の増加(平均及び最高菌数とも)が認められた。タンパク質分解菌については、夏季の平均菌数は、砂質土で、冬季のそれは、黒ボク土を除く全土壌で、夏季の平均及び最高菌数は、砂質土及び淡色黒ボク土でそれぞれ化学肥料区の菌数の2倍以上の増加が認められた。このように汚泥の施用に対して、色素耐性細菌が最も鋭く反応し、黒ボク土及び沖積土の放線菌及び糸状菌は汚泥の施用に対して明確な反応を示さないことが明らかにされた。

以上に示したように、汚泥の施用に対する有機栄養微生物の反応を化学肥料区の菌数に対する増加率から評価すると、化学肥料区の菌数が少ない土壌で高く化学肥料区の菌数の多い土壌で低いことが明らかにされた。このような反応の違いが起こる原因については、土壌の pH、水分、温度、イオン交換容量、有機物量、あるいは、生息する他の生物などの土壌の物理的、化学的、生物学的な要因が考えられる。これらの関係を解明することは今後に残された課題である。

汚泥の土壌中における分解に関して、ルー、大羽⁴⁾は、主として細菌によって行われ、細菌数の変動と分解が良く一致することを報告している。彼らの説に従えば、この実験で得られた結果は、夏季における汚泥の分解は 4 種の土壌とも汚泥施用後比較的短期間に起こること、冬季における汚泥の分解は砂質土及び淡色黒ボク土では施用後初期の短期間にのみ起こり、沖積土及び黒ボク土では施用後初期と翌年の春先に起こることを示している。また、彼らの説に従えば、細菌数の増加時期に汚泥の分解がおお盛に行われることになる。このことは、土壌での分解は、全細菌数が最大菌数を示す時期に分解も最大になることを意味している。すなわち、最高菌数が土壌の分解力を反映していると思なすことができる。この点からみると、ここで用いた土壌では、黒ボク土の分解力が最も高く、続いて沖積土、淡色黒ボク土、砂質土の順序で分解力は低下するものと考えられ、汚泥の分解力は土壌によって異なるという結論が導かれる。大羽、ルー⁵⁾は、ピーカー実験によって汚泥の分解力は土壌によって異なることを示しており、著者らの推論は、これによっても裏付けられるとともに、自然条件下における汚泥の分解の程度も土壌によって異なるものと考えられる。更に、各土壌について全細菌数の最高菌数を見ると黒ボク土及び沖積土では、夏と冬でほとんど差がなく、砂質土では夏より冬が23%低く、淡色黒ボク土では35%低下している。このことは、前二者の汚泥の分解は、夏と冬で差はないが、後二者では冬の分解が夏に比べてやや低下することを示すものであろう。これらのことは、あくまで推論であり、今後の実証的研究によって明らかにされなければならない。

前報²⁾までに汚泥施用土壌の細菌相の特徴として、無施用土壌に比べて全細菌数に占める色素耐性細菌数の割合 (C/B 値) が増大することを報告した。表 2 に夏季及び冬季の全細菌及び色素耐性細菌の平均菌数から求めた C/B 値を示した。このデータが示すように全土壌で両季とも汚泥施用区の C/B 値が化学肥料区の C/B 値より高く、これまでに著者らが淡色黒ボク土を用いた室内及び自然条件下で得た結果と同じ結果が、ここで用いた 4 種の土壌でも得られた。前報¹⁾でも述べたように色素耐性細菌の大部分はグラム陰性細菌であるといわれていることから、都市下水消化汚泥施用土壌について Miller⁶⁾が見いだした「汚泥施用土壌の細菌相の特徴としてグラム陰性細菌が増加する」という結果が間接的ではあるが、石灰凝集生活下水汚泥を施用した 4 種の土壌でも得られることが明らかにされた。先に述べたように汚泥の土壌中での分解は主として細菌によって行われると考えられるが、色素耐性細菌の占める割合の増大が汚泥の分解にどのようにかかわっているかについては現段階では明らかでなく、今後解明を要する課題である。

藤井ら³⁾は、本実験で用いた 4 種の土壌について、初めて汚泥を施用した時の微生物相について

表 2 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壤におけるC/B値およびA/B値
 Table 2 C/B value and A/B value in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers

Soil	Treatment	C/B value		A/B value	
		Summer	Winter	Summer	Winter
Sandy Soil	Fertilizer Sludge	0.119	0.088	0.190	0.520
		0.249	0.270	0.331	0.147
Light Colored Andosol	Fertilizer Sludge	0.242	0.123	0.448	0.585
		0.401	0.479	0.393	0.262
Alluvial Soil	Fertilizer Sludge	0.235	0.339	0.206	0.291
		0.337	0.453	0.163	0.099
Humic Andosol	Fertilizer Sludge	0.400	0.270	0.391	0.425
		0.463	0.477	0.253	0.163

報告している。その中で彼らは、砂質土、淡色黒ボク土及び黒ボク土において汚泥施用区の放線菌数が化学肥料区の2倍以上となること、中でも淡色黒ボク土では6.8～9.8倍と非常に高い菌数となること、また、汚泥施用区的全細菌数に対する放線菌数の比(A/B値)が、化学肥料区のそれより高い値を示すことを報告している。本実験の夏季のこれらの3種の土壤の放線菌数(平均菌数)について見ると汚泥区のそれが化学肥料区の2倍以上となったのは砂質土だけであり、A/B値(表2)が化学肥料区を上回るのも砂質土のみであり、この砂質土の汚泥区のA/B値も冬季では化学肥料区のそれより低かった。このように汚泥の連用によって淡色黒ボク土及び黒ボク土の放線菌における化学肥料区と汚泥区の差が小さくなることが明らかにされた。これは、両土壤の汚泥区の菌数が初回と2回目では大差がなかったのに対して、化学肥料区の菌数が、増加したためであり、3回目の施用(夏季)では、化学肥料区と汚泥区の差がさらに小さくなったためである。このように淡色黒ボク土においても汚泥の連用は放線菌数の増加をもたらさないことを示唆する結果が得られた。

表3に硝化菌の平均菌数及び最高菌数を示した。夏季における化学肥料区の硝化菌の平均菌数を見ると、黒ボク土、沖積土及び淡色黒ボク土間の差は、有意ではない(3.3倍以上の開きがない)が、これらの土壤の硝化菌の平均菌数は、砂質土のそれより明らかに多い。冬季の化学肥料区のアンモニア酸化細菌数も同様であった。冬季の亜硝酸酸化細菌の平均菌数の順位は、黒ボク土>沖積土>淡色黒ボク土>砂質土の順であったが、個々の土壤間差は明確なものではなかった。しかし、砂質土と沖積土及び黒ボク土との間には明らかな差が認められた。化学肥料区のアンモニア酸化細菌の最高菌数は、夏季及び冬季とも砂質土と他の三土壤との間に明らかな差が認められ、砂質土のそれが低かったが、他の三土壤間には明らかな差が認められなかった。一方、亜硝酸酸化細菌数の最

表 3 下水汚泥及び化学肥料施用各種土壌におけるアンモニア酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌数の平均値及びその最大値

Table 3 Mean and maximum numbers of ammonium oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria in soils applied with sewage sludge or chemical fertilizers.

	Treatment	Sandy Soil		Light Colored Andosol		Alluvial soil		Humic Andosol	
		Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter	Summer	Winter
Ammonium Oxidizing Bacteria (x10 ⁴)	Fertilizer	2.6 *	2.7	45.1	19.3	30.2	19.6	73.1	50.2
	Sludge	(5.6)**	(5.1)	(196)	(41.0)	(68.5)	(40.4)	(164)	(121)
Nitrite Oxidizing Bacteria (x10 ⁴)	Fertilizer	1.4	2.6	18.7	12.6	31.1	27.5	32.6	22.5
	Sludge	(2.5)	(7.3)	(39.4)	(35.2)	(97.0)	(62.0)	(80.1)	(71.4)
Ammonium Oxidizing Bacteria (x10 ⁴)	Fertilizer	20.1	30.6	94.4	82.6	194	123	75.1	138
	Sludge	(85.7)	(94.6)	(391)	(249)	(302)	(290)	(240)	(350)
Nitrite Oxidizing Bacteria (x10 ⁴)	Fertilizer	20.9	136	46.3	200	127	80.1	69.5	166
	Sludge	(67.1)	(555)	(140)	(1365)	(441)	(103)	(253)	(793)

Number is microbial population in 1g dry soil
 *: arithmetic mean, **: maximum

高菌数については両季とも個々の土壌間に有意な差は認められなかった。しかし、夏季においては、砂質土と沖積土及び黒ボク土の間に有意な差が認められた。

汚泥区のアンモニア酸化細菌の平均菌数及び最高菌数については、砂質土と他の三土壌間には有意な差として著しい菌数の差が認められたが、三土壌間の菌数差は有意ではなかった。亜硝酸酸化細菌の夏季の平均菌数及び最高菌数は、沖積土>黒ボク土>淡色黒ボク土>砂質土の順序であったが、個々の土壌間差は、有意ではなかった。しかし、砂質土と黒ボク土及び沖積土の間には有意な差が認められた。一方、冬季の平均菌数及び最高菌数の順位は淡色黒ボク土>黒ボク土>砂質土>沖積土であり、平均菌数については、個々の土壌間差は認められず、1位と4位の差も有意ではなかったが、最高菌数については、沖積土と他の三土壌間に有意な差が認められたものの三土壌間には有意な差は認められなかった。

化学肥料区と汚泥区の硝化菌数の差については以下のことが明らかにされた。平均菌数については、両硝化菌数とも両区間で有意な差は認められないこと、最高菌数については、淡色黒ボク土の夏季のアンモニア酸化細菌数が、化学肥料区で高く汚泥区の5倍の菌数を示し、冬季の砂質土及び淡色黒ボク土の亜硝酸酸化細菌数が汚泥区で高く、化学肥料区の5.5及び5.9倍に達することである。以上示したように、乾物として7.5 t/haの石灰凝集生活下水汚泥を連用した4種の土壌の硝化菌数は、化学肥料を連用した同じ土壌の硝化菌数と大差のない菌数を示すことが明らかにされた。

4. まとめ

下水汚泥の施用に対する土壌微生物相の反応の土壌間差を調べるために、4種の土壌（砂質土、淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土）を充てんした有底枠に、石灰凝集生活廃水汚泥を7.5 t/ha年2回施用し、その表層土中の全細菌数、色素耐性細菌数、放線菌数、タンパク質分解菌数、糸状菌数、アンモニア酸化細菌数及び亜硝酸酸化細菌数の年間の変化を調べ、化学肥料区のそれと比較し、次の結果を得た。

夏季は、いずれの微生物も汚泥の施用後に増加し、その後減少するという経過をたどったが、冬季は各土壌とも放線菌及び糸状菌数はほとんど変動がなく、沖積土及び黒ボク土における細菌数は施用直後（10月）及び春先（2月）にも著しく増加した。

汚泥施用区では化学肥料区と比較して有機栄養微生物が増加したが、増加量は砂質土で小さく、また、沖積土における放線菌数、黒ボク土における糸状菌数はほとんど増加しなかった。硝化菌数は各土壌とも化学肥料区と汚泥区の差は小さかった。

以上の結果より、施用された汚泥に対する土壌微生物の反応は、季節によって、また土壌によって異なることが示された。

謝 辞

本実験を行うに当たっては、技術部ほ場係長 山口武則氏、(株)川上農場の関係者の方及び日本大学農獣医学部 小林峰雄、豊田敏治の諸氏に御協力頂いた。また、中村てる子、小林淑子両氏には実験の補助をして頂いた。記して深謝の意を表する。

引用文献

- 1) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (I), 石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 1-16.
- 2) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 17-38.
- 3) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之 (1980): 有機廃棄物施用土壌に関する研究 (II), 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラおよび土壌酵素活性. 国立公害研究所研究報告, 第14号, 185-201.
- 4) Lu, N. Q., 大羽 裕 (1980): 土壌中における下水汚泥の分解に伴う微生物相の変化. 日本土壌肥科学会講演要旨集, 第26集, 37.
- 5) 大羽 裕, N. Q. 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. 日本土壌肥科学雑誌, 52, 132-140.
- 6) Miller, R.H. (1974): Microbiology of sewage sludge disposal in soil. EPA-670/ 2-74-074, U.S. Environmental Agency.

4.

下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (IV),
下水汚泥施用砂丘地及び火山灰土壌における微生物数

藤井國博¹・服部浩之¹・広木幹也¹・久保井 徹¹

**Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (IV),
Microbial Numbers in Sand-dune Regosol and
Andosol Amended with Sewage Sludges**

Kunihiro FUJII¹, Hiroyuki HATTORI¹, Mikiya HIROKI¹
and Toru KUBOI¹

Abstract

Studies on the effect of sludge application on the microflora in upland soil were carried out by using soil samples collected from a Niigata sand-dune regosol and Memuro andsol to which sludge had been applied.

Dehydrated municipal sewage sludge, digested sludge from a nightsoil treatment plant and composted domestic sewage sludge were applied to the Niigata soil at rates of 0, 15 and 30 dry metric tons/ha each year for a period of three years from 1978 on. Soil samples were collected at 4 and 9 month after the third sludge application (July 1 and Dec. 7, 1980) from the control and sludge-applied plots.

A significant increase in the population of each of the heterotrophes, total bacteria, actinomycetes, fungi, proteolytic bacteria and crystalviolet resistant bacteria, as a result of application of digested sludge or composted sludge was recognized on both sampling dates, while a significant increase in the population of each of the heterotrophes as a result of application of municipal sewage sludge was found only at the first sampling time. At the first sampling time, marked increase in the number of actinomycetes and proteolytic bacteria was observed in soil samples collected from composted sludge or digested sludge-treated plots as compared with those from the control. The number of fungi was markedly increased as a result of composted sludge application on the two sampling dates.

Limed municipal sewage sludge and its composted matter including wheat straw were applied along with chemical fertilizers to the Memuro soil at rates of 0, 20, 40 and 60 dry metric tons/ha each year for a period of four years from 1976

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

on. Soil samples from control and sludge-applied plots were collected on August 11, 1979.

The numbers of total bacteria and proteolytic bacteria increased as a result of composted sludge application. With the heavy application of composted sludge, 40 and 60 dry metric tons/ha, nitrifying bacteria and proteolytic bacteria were markedly increased as compared with the control. The numbers of actinomycetes and nitrite-oxidizing bacteria were increased with increasing application rates of municipal sewage sludge. And the numbers of proteolytic bacteria and ammonium-oxidizing bacteria were increased with increasing application rates of composted sludge.

1. はじめに

これまでに著者らは、天日乾燥した生活廃水系下水汚泥を施用した火山灰畑土壌の微生物フロアの特徴と経時変化に関する制御環境下及び自然環境下での研究成果を報告した¹⁻⁷⁾。有機物を含有する汚泥（有機汚泥）にはこの他に都市下水処理場や産業廃水処理場から発生する多様な汚泥があり、農業利用が積極的に進められようとしている。このための施用試験が全国各地で実施されている。著者らは、このような多様な有機汚泥が施用されている土壌の微生物フロアについて個々の汚泥施用に伴う特徴と有機汚泥施用土壌の微生物フロアの全般的な特徴を、各地の施用試験地の土壌の微生物フロアを調査することによって解明し、有機汚泥の土壌還元が土壌の微生物性に与える影響を把握しようとした。

本報告ではそのうち新潟大学農学部実験ほ場と農林水産省北海道農業試験場畑作部実験ほ場の汚泥施用畑土壌について行った微生物数の調査結果を報告する。

2. 実験方法

土壌試料の採取地は、新潟市の新潟大学農学部砂丘地実験ほ場（新潟土壌と略称）と北海道河西郡芽室町の農林水産省北海道農業試験場畑作部実験ほ場（芽室土壌と略称）である。土壌は新潟が砂丘地土、芽室が褐色火山性土（黒ボク土、米神統⁸⁾）であり、土地利用形態は両地とも畑である。新潟土壌には、都市下水処理場の脱水汚泥、熱風乾燥したし尿消化汚泥及び生活廃水汚泥にオガクズを混入し堆肥化した汚泥（それぞれ下水汚泥、消化汚泥、汚泥堆肥と記す）が、単独で施用されており、それらの性質と成分含有量を表1⁹⁾に示した。施用量は、乾物として15及び30 t/ha（以下15及び30 t区と記す）であり、年1回、3月初旬に施用されていた。これらの汚泥施用区の対照区として化学肥料単用区（以下化学肥料区と記す）が設けられていた。同区の施肥量（いずれもha当たり）は、前作のバレイショに対しては、基肥としてN：60 kg、P₂O₅：60 kg、K₂O：120 kg、消石灰：300 kg、追肥としてN：10 kg、K₂O：45 kg、後作のハクサイに対しては、基肥としてN：200 kg、P₂O₅：200 kg、K₂O：300 kg、消石灰：300 kg、B：1 kg、追肥としてN：50 kgであった。

新潟土壌の試料採取時までには汚泥は3回施用された。前記の3汚泥とも高分子凝集剤が凝集剤として用いられていた。なお、新潟では、前記生活廃水汚泥にオガクズを混ぜ堆肥化した汚泥と、同じ汚泥にモミガラを混ぜ堆肥化した汚泥（以下オガクズ汚泥堆肥、モミガラ汚泥堆肥と記す）を年1回、15 t/ha、2年間連用した区が設けられており（表2）⁹⁾；これらの区についても土壌試料を採取し、微生物数を測定した。

芽室土壌には、消石灰を凝集剤とする都市下水処理場の脱水汚泥（以下下水汚泥と記す）とこれに麦わらを混入し堆肥化したもの（以下汚泥堆肥と記す）が、化学肥料とともに施用されていた。汚泥の施用量は、20、40及び60 t/ha（以下20、40、60 t区と記す）であり、年1回、降雪前に散布されていた。対照区である化学肥料単用区（以下化学肥料区と記す）の施肥量（ha当たり）は、N：110 kg、P₂O₅：180 kg、K₂O：90 kgであった。汚泥施用区には化学肥料も施用されたが、その施肥量は、汚泥施用によるN、P₂O₅、K₂Oの持ち込みを考慮して調節してあり、化

表 1 新潟砂丘地土壌に施用された下水汚泥の分析値⁹⁾

Table 1 Analyses of sewage sludges applied to Niigata sand-dune regosol⁹⁾

Sludge	Water content %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	C/N	Flocculant
			% dry weight					
Dehydrated sludge*	67.1	7.08	17.33	1.97	2.94	0.18	8.80	Synthetic flocculant
Digested sludge**	29.3	7.31	30.45	2.79	8.52	0.33	10.91	
Composted sludge***	54.8	6.94	43.03	2.58	1.48	0.09	16.68	

* , Sludge from a municipal sewage treatment plant ; ** , Sludge from a nightsoil treatment plant ; *** , Sludge from a domestic sewage treatment plant , composted with sawdust .

表 2 新潟砂丘地土壌に施用された下水汚泥堆肥の分析値⁹⁾

Table 2 Analyses of composted domestic sewage sludges applied to Niigata sand-dune regosol⁹⁾

Composted with	Water content %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	C/N
			% dry weight				
Sawdust	54.8	6.94	43.3	2.58	1.48	0.09	16.68
Rice chaff	43.7	5.28	27.3	2.11	2.03	0.39	12.94

学肥料区の施肥量とほぼ一致するように施肥設計がなされていた。土壤試料の採取時までの汚泥の施用回数は、4回であった。表3¹⁰⁾に施用汚泥の分析値を示した。

表 3 芽室火山灰土壤に施用された都市下水汚泥とその堆肥化物の分析値¹⁰⁾
Table 3 Analyses of municipal sewage sludge and its composted matter applied to Memuro andosol¹⁰⁾

Sludge	Water content %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	C/N	Flocculant
			% dry weight					
Dehydrated sludge	81.9	12.0	19.3	2.5	1.9	0.18	7.7	Slaked lime and ferric chloride
Composted sludge*	72.2	7.0	27.9	1.4	1.0	0.76	19.9	

* Composted with wheat straw.

新潟土壤は、昭和55年12月7日（3回目の汚泥施用後約9か月経過時）、芽室土壤は、昭和54年8月11日（4回目の汚泥散布後約10か月、土壤混入後3か月経過時）にそれぞれ採取した。土壤採取時の栽培作物は、新潟がハクサイ、芽室がテンサイであり、それぞれ株間土壤を、新潟は直径30mm、高さ50mmのフィルムケース⁴⁾、芽室は100ml容の採土円筒を用い採取した。採取点数は、新潟では1区9か所、芽室では1区4か所であった。

土壤試料は採取後直ちに密封して研究室に持ち帰り、表層0~5cm層の土壤について同一処理区の土壤を一括して2mm目のふるいでし別後清浄なポリエチレン袋に入れ、空気を入れて袋をふくらませた状態で良く振り混ぜて混合した。この調製済試料について、1区1連で土壤微生物数の計数を行うとともに1区2連で土壤成分分析を行った。

土壤微生物数は、有機栄養微生物（細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌、タンパク質分解菌）及び硝化菌（アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌）について測定した。ただし、芽室土壤では色素耐性細菌数は、測定しなかった。細菌及び放線菌数は、アルブミン寒天培地¹¹⁾を用いる希釈平板法¹²⁾、糸状菌数は、ローズベンガル寒天培地¹¹⁾を用いる希釈平板法¹²⁾、色素耐性細菌数は、クリスタルバイオレット添加アルブミン寒天培地¹¹⁾を用いる希釈平板法¹²⁾、硝化菌数は、硝化菌計数用培地¹¹⁾を用いる最確値法¹²⁾により計数した。芽室土壤のタンパク質分解菌数（細菌と放線菌数の合計として計数）は、前報¹⁾で報告したHankinら¹³⁾の平板塗沫法を用いて測定した。その後、この平板塗沫法の操作は、細菌等の希釈平板法の操作と異なっており、多数の土壤試料について細菌数等と同時に処理するには不便であることから、計数値が全菌数（アルブミン寒天培地によって計数される細菌数と放線菌数の合計値）を上回る場合があることから細菌数と同様に希釈平板法によって計数する方法に変更した。すなわち、土壤希釈液1mlをペトリ皿に採り、これにゼラチ

ン添加ヌトリエント寒天培地を平板の厚さを可能な限り薄くする様に(10~14ml)注ぎ平板を製作し、28°Cで72時間培養後形成されたコロニーについてHankinら¹³⁾と同様の方法¹⁾によって計数した。新潟土壌のタンパク質分解菌数の計数には、この希釈平板法を採用した。有機栄養微生物数の測定は、2希釈段階、各段階4平板を用いて行い、硝化菌数の測定は、10倍希釈5連の最確値法¹²⁾で行った。

有機栄養微生物数の処理区間差は、各区4枚の平板で計数された微生物数から求めた最小有意差LSD5%値を基準として判定し、硝化菌数については、対比する処理区菌数の3.3倍値を基準とした(例えば、化学肥料区と汚泥施用区の区間差は、化学肥料区の菌数が、 $2.6 \times 10^4/g$ 乾土で、汚泥施用区の菌数が $8.6 \times 10^4/g$ 乾土以上を示せば、化学肥料区と汚泥施用区に菌数差があるとす)。これは最確値法による硝化菌の計数が0.3~3.3倍の誤差を生ずること¹²⁾に基づいて決定したものである。

土壌分析は、土壌水分、pH(H₂O 1:2.5)、無機態窒素(NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N)及び水溶性リン酸について行った。土壌水分、pH及び無機態窒素は、常法^{14,15)}に従って分析し、水溶性リン酸は、硝酸態窒素測定用水抽出液中のリン酸を測定した。土壌pHの測定には、ベックマン社製ESS-2型及び岩城硝子(株)製CORNING M-125型pHメーターを使用し、無機態窒素及び水溶性リン酸の測定には水分分析用カートリッジを組み込んだテクニコン社製オートアナライザーAA II型を用いた^{16~19)}。

3. 結果及び考察

3.1 新潟汚泥施用土壌の微生物数

3.1.1 汚泥施用後9か月経過時の微生物数

新潟土壌では汚泥が単独で施用されている。土壌試料の採取は、3回目の汚泥施用後9か月経過時の55年12月7日に行った。その時点の土壌微生物数の測定結果を表4に示した。この結果から汚泥の施用が土壌の微生物数に与える影響を、化学肥料区の微生物数を基準として実験方法の項で示した判定方法によって検討した。

下水汚泥区では、細菌、放線菌及び糸状菌数が全区(15及び30t区)で、色素耐性細菌数が15t区でそれぞれ化学肥料区より明らかに多い菌数を示し、施用による影響(増加効果)が認められた。特に、この区では放線菌及び糸状菌数の増加が著しく、化学肥料区の3~4倍であった。一方、アンモニア酸化細菌数は両区とも化学肥料区の1/10以下となり、施用による菌数の減少影響(減少効果)が認められた。

消化汚泥区では、有機栄養微生物について全区とも施用に伴う菌数の増加効果が認められた。特にこの区では放線菌及びタンパク質分解菌が顕著な増加(それぞれ化学肥料区の3.7倍、~4.3倍、4.5~5.7倍)を示した。また、これら以外の増加効果が認められた菌種は、いずれも化学肥料区の2倍以上の菌数を示した。なお、下水汚泥区で認められた負の影響(減少効果)は、認められな

表 4 下水汚泥施用新潟砂丘地土壤の微生物数
(土壤試料は、1980年7月1日及び12月7日に0~5cm層から採取した。
汚泥は1978年以来年1回施用された。)

Table 4 Microbial population in sludge-applied Niigata sand-dune regosol samples collected from 0 to 5 cm soil depth on July 1 and Dec. 7, 1980. Sludges had been applied each year since 1978

Microorganism	Sampling date	Chemical fertilizer	Municipal sewage sludge	Digested night-soil, sludge		Composted domestic sewage sludge		α level	LSD 0.05	
		Sludge metric tons/ha (dry weight)								
		0	15	30	15	30	15			30
Bacteria $10^6/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	8.8	20.0	38.0	20.0	24.0	17.8	23.0	0.01	4.3
	Dec 7 1980 (9)*	6.2	11.1	10.4	13.0	15.9	9.6	13.7	0.01	2.6
Actinomycetes $10^5/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	3.8	18.3	26.8	40.0	61.0	17.3	26.8	0.01	8.6
	Dec 7 1980 (9)*	6.5	23.3	25.3	29.0	37.0	18.8	23.5	0.01	11.6
Fungi $10^4/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	3.3	9.3	11.0	5.3	9.3	12.3	20.0	0.01	1.5
	Dec 7 1980 (9)*	2.8	8.4	10.5	6.1	6.4	15.3	16.1	0.01	1.6
Proteolytic bact. $10^5/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	4.0	29.4	53.4	56.8	60.6	27.4	33.4	0.01	13.7
	Dec 7 1980 (9)*	22.0	27.5	25.5	94.0	81.0	50.5	67.5	0.01	22.1
C.V.R. bacteria $10^5/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	12.5	35.5	107.5	27.0	80.3	29.3	46.5	0.01	9.9
	Dec 7 1980 (9)*	14.8	54.3	20.8	44.5	34.0	30.5	58.8	0.01	15.4
A.O. bacteria $10^4/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	1.8	0.3	2.6	2.3	1.8	0.7	1.5	-	-
	Dec 7 1980 (9)*	3.9	0.3	0.4	4.0	4.0	0.6	1.5	-	-
N.O. bacteria $10^4/g$ dry soil	Jul 1 1980 (4)*	2.6	3.7	9.8	25.2	5.6	9.8	6.0	-	-
	Dec 7 1980 (9)*	1.9	1.4	2.7	6.2	4.0	0.6	4.1	-	-

*, Months after sludge application; C.V.R. bacteria, Crystalviolet resistant bacteria; A.O. bacteria, Ammonium-oxidizing bacteria; N.O. bacteria, Nitrite-oxidizing bacteria.

かった。

汚泥堆肥区では、有機栄養微生物について全区で増加効果が認められたが、硝化菌については、15 t 区のアンモニア酸化細菌数で減少効果が発現した。この汚泥堆肥の施用によって放線菌及び糸状菌数が顕著に増加した（それぞれ化学肥料区の 2.9～3.6, 5.4～5.8 倍）ほか、タンパク質分解菌及び色素耐性細菌数も 2 倍以上に増加した。

このように 3 汚泥施用区に共通して認められた現象は、放線菌数の顕著な増加（化学肥料区の 3～6 倍）であった。また、汚泥堆肥区及び下水汚泥区に共通な現象として糸状菌数の著しい増加（3～6 倍）があった。一方、下水汚泥及び汚泥堆肥区では、アンモニア酸化細菌数の顕著な減少（化学肥料区の 1/3～1/13）が認められた。

次に、施用汚泥の違いが土壤微生物数にどのように反映したか、すなわち、土壤微生物に与える影響の汚泥間差について、①影響の発現状況の差及び②微生物数の汚泥間差の二面から検討した。

$$\text{影響発現率 (\%)} = \frac{\text{影響発現区数}}{\text{計測菌種数} \times \text{施用水準数}} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{増加効果発現率 (\%)} = \frac{\text{増加効果発現区数}}{\text{計測菌種数} \times \text{施用水準数}} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{減少効果発現率 (\%)} = \frac{\text{減少効果発現区数}}{\text{計測菌種数} \times \text{施用水準数}} \times 100 \quad (3)$$

なお、①の影響の発現状況は、(1)式により求めた影響発現率、(2)及び(3)式により求めた増加効果発現率及び減少効果発現率により把握した。(1)式の影響発現区数とは、化学肥料区に対して明確な差を示す区の数であり、増加を示す区数（増加効果発現区数）と減少を示す区数（減少効果発現区数）の合計である。

影響の発現状況からみると、下水汚泥区の増加効果発現区数は 7 で発現率は 50%，減少効果発現区数は 2 で発現率は 14% となり、その影響発現率は、64% であった。消化汚泥区の影響発現率は、71%（増加効果のみ）、汚泥堆肥区のそれは 78%（増加効果発現率 71%，減少効果発現率 7%）となり、汚泥堆肥区が最大の影響を示し、次いで消化汚泥、下水汚泥の順であることが明らかにされた。しかし、アンモニア酸化細菌の減少効果を評価するのは 3.1.3 で述べるように適当ではない。従って、汚泥間差は、消化汚泥 = 汚泥堆肥 > 下水汚泥の順序となる。

微生物数の汚泥間差からみると、アンモニア酸化細菌数は、消化汚泥 > 汚泥堆肥 > 下水汚泥の順序で明確な汚泥間差が認められた。糸状菌数は、一部で差が明確でない場合もあったが、汚泥堆肥 > 下水汚泥 > 消化汚泥の順序であった。また、明確な差ではないが放線菌数で消化汚泥 > 下水汚泥 > 汚泥堆肥、タンパク質分解菌数で消化汚泥 > 汚泥堆肥 > 下水汚泥の関係が認められた。色素耐性細菌数では 30 t 区で汚泥堆肥 > 消化汚泥 > 下水汚泥の、亜硝酸酸化細菌数では 15 t 区で消化汚泥 > 下水汚泥 > 汚泥堆肥の明確な関係が認められた。これに対して細菌数については、汚泥間に差は認

めなれなかった。

以上のように必ずしも汚泥間差が明確でない場合もあるが、3汚泥の与える影響の大きさは、消化汚泥>汚泥堆肥>下水汚泥の順序であると考えられる。これは①の影響の発現状況からみた汚泥間差のほぼ順序と一致した。従って、3汚泥を比較すると消化汚泥が最も大きな影響を与え、次いで汚泥堆肥であり、下水汚泥が最小となる。しかしながら、その差は影響発現状況においても菌数においても大きなものではない。

②の各微生物毎の菌数の順位と各汚泥の成分含有量の間次のような関係が認められた。アンモニア酸化細菌、タンパク質分解菌及び亜硝酸酸化細菌(15t区)の順位は、3汚泥の全窒素含量の順位に一致し、30t区の色素耐性菌数の順位は、全炭素及び炭素率(C/N)の順位と一致した。また、土壌微生物数に与える影響の汚泥間差の順位(消化汚泥>汚泥堆肥>下水汚泥)は、3汚泥の全窒素量の順位に一致した。汚泥堆肥区で糸状菌数が最大となったことは、全炭素含有量を反映しているものと考えられる。

個々の微生物について施用量と菌数の関係をみると、細菌数では消化汚泥と汚泥堆肥について施用量の増加に伴う菌数の増加が認められたが、施用量の増加率に対応した増加は示さなかった。放線菌数ではこれらの関係は明確でなかった。糸状菌数は、下水汚泥区のみこの関係が認められたが、菌数の増加は施用量の増加率に対応していなかった。タンパク質分解菌についても放線菌と同様にこれらの関係は認められなかった。色素耐性細菌数では汚泥堆肥区で施用量の増加率にほぼ対応した菌数の増加が認められた。一方、下水汚泥区では施用量の増加に伴う減少傾向が認められた。アンモニア酸化細菌数は、汚泥堆肥区で施用量の増加率にほぼ対応した増加を示した。亜硝酸酸化細菌数では、下水汚泥区で施用量の増加率にほぼ対応した増加が認められ、汚泥堆肥区では施用量の増加率以上の増加が認められたが、消化汚泥区では、逆に菌数は減少した。

3.1.2 汚泥施用後4か月経過時の微生物数

この新潟土壌については、3回目の汚泥施用後4か月経過時(55年7月1日)の微生物数が著者ら(1981)⁴⁾によって調査され、その概要が報告されている。そこでは、新潟以外の5調査地の結果を合わせて、汚泥施用に対する各種微生物種の反応性が主に検討されており、本報告書で行ったと同様の検討は十分なされていない。そこで4か月目の調査結果を9か月目と同様に検討するとともに、9か月目の結果との比較によって新潟土壌における汚泥施用が土壌生物に与える影響の経時変化も検討した(3.1.3)。表4に施用後4か月目の微生物数を示した。

化学肥料区の微生物数を基準として汚泥の施用が微生物数に与える影響を検討すると、有機栄養微生物については、全汚泥施用区の全施用水準で化学肥料区より明らかに多くなり、施用による菌数の増加が認められた。なかでもタンパク質分解菌(化学肥料区の7~15倍)及び放線菌(同14~16倍)は、顕著な増加を示した。また、色素耐性細菌(同2~9倍)及び細菌(同2~4倍)も増加した。糸状菌数は汚泥堆肥区で化学肥料区の4~6倍と顕著な増加を示した。亜硝酸酸化細菌数

は、下水汚泥30 t 区、消化汚泥及び汚泥堆肥の15 t 区で化学肥料区より多くなり、施用の影響が認められたが、アンモニア酸化細菌は、化学肥料区より多い菌数を示す区はなく、下水汚泥及び汚泥堆肥15 t 区では、化学肥料区の1/2以下に減少した。

次に施用量と微生物数の関係については、細菌、放線菌、糸状菌及び色素耐性細菌では全汚泥区とも施用量の増加に伴って菌数が増加した。このうち下水汚泥区の細菌及び消化汚泥区の糸状菌は、施用量の増加率に対応した増加を示し、下水及び消化汚泥区の色素耐性細菌は、施用量の増加率以上(3倍)の増加を示した。タンパク質分解菌は、区間差が明確ではないが全汚泥区で増加の傾向が認められた。アンモニア酸化細菌は、下水汚泥区で施用量の増加率以上(9倍)の増加が、汚泥堆肥区で施用量の増加率に対応した増加が、それぞれ認められた。亜硝酸酸化細菌については、下水汚泥区で施用量の増加率以上の増加が認められたのに対して消化汚泥及び汚泥堆肥区では減少した。

次に施用汚泥の違いと微生物に与える影響の差についてみると、影響発現状況は、下水汚泥区で増加効果が79%、減少効果が7%、影響発現率が86%であり、消化汚泥区では、増加効果79%、減少効果なし、影響発現率79%であり、汚泥堆肥区では増加効果79%、減少効果なし、影響発現率79%であった。減少効果は、アンモニア酸化細菌にのみ認められたが、3.1.3に述べるようにこれを影響として評価するのは適当でない。増加効果を対象として影響をみると、消化汚泥=汚泥堆肥=下水汚泥となり、汚泥間差は全く認められない結果となった。微生物数の汚泥間差からは、次のように考えられる。すなわち、3汚泥間で明確な菌数差を示したものとその汚泥間順位をみると、糸状菌数(15及び30 t 区とも)汚泥堆肥>下水汚泥>消化汚泥、色素耐性細菌(30 t 区)下水汚泥>消化汚泥>汚泥堆肥であった。単独で最高菌数を示したのは、消化汚泥両区の放線菌、消化汚泥15 t 区のタンパク質分解菌、下水汚泥30 t 区の細菌であった。残りの区については前記の関係は認められなかった。このような最大菌数を示す微生物種は、消化汚泥区で最も多く、次に下水汚泥及び汚泥堆肥区であった。なお、色素耐性細菌の順位は、汚泥の炭素率(C/N比)の順位と逆の関係にあった。

3.1.3 汚泥の施用が土壌微生物に与える影響の経時変化

3.1.1及び3.1.2に示した結果をもとに汚泥施用が土壌微生物に与える影響の経時変化を、影響発現状況の変化、微生物数の施用汚泥間差の変化及び各微生物種についての菌数の経時変化の面から検討した。

影響発現状況を有機栄養微生物についてみると、施用後4か月目では3汚泥とも施用による増加効果が認められた。また、消化汚泥及び汚泥堆肥区では9か月目も全有機栄養微生物について施用による増加効果が認められたのに対して下水汚泥区のタンパク質分解菌及び30 t 区の色素耐性細菌では施用による影響が発現しなかった。このように有機栄養微生物に関しては、下水汚泥の影響の持続性が消化汚泥及び汚泥堆肥よりやや劣るものとみられる。硝化菌については、これまでに示したように、アンモニア酸化細菌では施用後4か月目でも増加効果が認められず、下水汚泥15 t 区では、

化学肥料区より著しく低い菌数となった。これに対して4か月目の亜硝酸酸化細菌は、下水汚泥30 t区、消化汚泥及び汚泥堆肥の15 t区で化学肥料区より明らかに多い菌数となり、化学肥料区より明確な増加を示した区では、同区の4～10倍の高い菌数を示した。また、同時期には全汚泥施用区でアンモニア酸化細菌より亜硝酸酸化細菌数が多いことが認められた。このことは、汚泥施用区のアンモニア酸化細菌は、4か月目ですでに減少期に入っていることを示すものであり、本調査時における汚泥の施用が硝化菌に与える影響の評価は、亜硝酸酸化細菌を対象として行うべきであろう。亜硝酸酸化細菌については施用4か月目では下水汚泥30 t区、消化汚泥及び汚泥堆肥の15 t区で増加効果が認められたが、9か月目では、全く認められなかった。以上の結果から硝化菌（亜硝酸酸化細菌）を含めた全微生物種についてみると3.1.1で示したように消化汚泥及び汚泥堆肥の施用の影響の持続性が下水汚泥に比べて永続することが、明らかにされたが、その差は、タンパク質分解菌と色素耐性細菌におけるものである。

なお、汚泥施用区の硝化菌について4か月目に亜硝酸酸化細菌数>アンモニア酸化細菌数の明確な関係が認められたことは、この汚泥施用土壤において硝化菌種の遷移が起きていることを示唆しており、施用後より詳細に経時的な硝化菌数の変化を追跡しておけば硝化菌に与える影響をより正確に把握できたであろう。

微生物数の汚泥間差の変化を各微生物について単独で最大菌数を示す（次位との菌数差が明らかである）汚泥の種類の変化からみると、放線菌（30 t区）、タンパク質分解菌（15 t区）及び硝化菌（いずれも15 t区）数は、両時期とも消化汚泥が最大菌数を示し、糸状菌（15, 30 t区とも）数も両時期とも汚泥堆肥区が最大菌数を示した。また、色素耐性菌数（30 t区）は、4か月目が下水汚泥、9か月目が汚泥堆肥で最大菌数を示し、消化汚泥区の菌数は、両時期とも2位であった。なお、4か月目の下水汚泥30 t区の細菌数は、最大値を示したが、9か月目では、3汚泥間に差は認められなかった。これら以外については、両時期とも明確な汚泥間差は認められなかった。このように、糸状菌を除く微生物種のうち消化汚泥施用区で最大菌数を施用9か月後も示すものが最も多かったが、汚泥間で顕著な差が認められない場合も、少なからずあり、影響発現状況と同様に汚泥間に大きな差はないと考えられる。なお、糸状菌は、両時期とも汚泥堆肥区が最大菌数を示し、特異的に汚泥堆肥に反応することが示された。この汚泥堆肥は、オガクズとともに製造されていることから汚泥堆肥中のオガクズに対する反応と推測される。

両時期の各微生物数の経時変化については、細菌及び亜硝酸酸化細菌が全区で減少したのに対して他の微生物種では各区ごとに違い、一定の傾向は示さなかった。

以上に示したように下水汚泥、消化汚泥及び汚泥堆肥施用区の有機栄養微生物数は、施用4か月後も化学肥料区より多く、長期間にわたって富化された状態が保たれていた。消化汚泥及び汚泥堆肥区の有機栄養微生物数は、9か月後も化学肥料区のそれより多く、更に長期間富化された状態が保たれていることが明らかにされた。Miller²⁰⁾も室内実験で多量（90, 224 t/ha）の消化汚泥添加土壤の細菌と放線菌数の合計数が、添加6か月後も無施用区に比較してかなり多い状態にあるこ

表 5 下水汚泥堆肥施用新潟砂丘地土壤の微生物数
 (土壤試料は1980年7月1日及び12月7日に0~5cm層から採取した。
 汚泥は1979年以来年1回施用された。)

Table 5 Microbial population in composted sludge-applied Niigata sand-dune
 regosol samples collected from the 0 to 5 cm soil depth on July 1 and
 Dec. 7, 1980. Composted sludges had been applied each year since 1979

Sludge composted with	Sludge mt/ha (dry weight)	Sampling date	Bacteria 10 ⁶ /g dry soil	Actino- mycetes 10 ⁵ /g dry soil	Fungi 10 ³ /g dry soil	C.V.R. bacteria 10 ⁵ /g dry soil	Proteolytic bacteria 10 ⁵ /g dry soil	A.O. bacteria 10 ⁴ /g dry soil	N.O. bacteria 10 ⁴ /g dry soil
Sawdust	15	Jul 1	21.8	16.8	40.0	46.8	23.4	3.8	10.0
Chaff	15	1980 (4)*	22.5	12.5	37.5	49.8	42.4	0.8	18.0
Sawdust	15	Dec 7	11.8	17.0	60.0	23.5	59.3	6.1	10.4
Chaff	15	1980 (9)*	18.0	22.5	80.8	63.0	47.8	6.0	3.9

*. Months after second sludge application; C.V.R. bacteria, Crystalviolet resistant bacteria; A.O. bacteria, Ammonium-oxidizing bacteria; N.O. bacteria, Nitrite-oxidizing bacteria.

とを報告している。また、著者らの生活下水汚泥を用いた室内実験及びほ場試験においても有機栄養微生物数が長期間にわたって無施用土壤あるいは化学肥料施用土壤より多い状態が保たれていることが報告されている^{1~3)}。新潟土壤における結果は、これらの報告を裏付けるものである。

先に述べたように色素耐性細菌数は、クリスタルバイオレットを添加したアルブミン寒天培地を用いる希釈平板法¹¹⁾を用いて測定した。この平板上にコロニーを形成する細菌のほとんどがグラム陰性細菌であるといわれている²²⁾。Miller²⁰⁾は、都市下水消化汚泥を多量（乾物として90及び224 t/ha）に添加した土壤の微生物フロラの特徴としてグラム陰性細菌数が無添加土壤に比べて増加する（全分離細菌数の50%以上）ことをあげている。この現象が新潟土壤においても認められるかどうかを間接的（細菌を分離しグラム反応を確認するという直接的な方法ではなく）に確認するために、表4に示した細菌数と色素耐性細菌数から細菌数に対する色素耐性細菌数の比（C/B値）を計算した。汚泥施用後4か月後のC/B値は、化学肥料区0.14、都市下水汚泥区0.18及び0.28、消化汚泥区0.14及び0.34、汚泥堆肥0.17及び0.20となり、多量連用区（30 t/ha）のC/B値は、化学肥料区の値より明らかに高い値を示した。汚泥施用後9か月後では都市下水汚泥及びし尿汚泥の多量区の値を除いていずれも化学肥料区より高い値を示した。このように汚泥の施用によって全細菌数に対するグラム陰性細菌の割合が増加することを示唆する結果が得られた。しかしながら、汚泥施用区の色素耐性細菌数は、細菌数の14~34%（施用後4か月目）にすぎず、Miller²⁰⁾の得た比率より低い値であった。

また、汚泥施用区の放線菌数は、化学肥料区の3~16倍高い値を示したが、全細菌数と比較すると著しく低く、その7~25%にすぎなかった。

3.1.4 オガクズ汚泥堆肥とモミガラ汚泥堆肥の土壤微生物数に与える影響の相違

新潟ほ場には、生活系下水汚泥にオガクズあるいはモミガラを混入し堆肥化された汚泥が15 t/ha/年の施用量で2年連用された区が設けられていた。これらの区の土壤を昭和55年7月1日（施用4か月後）と同年12月7日（施用9か月後）に採取し、堆肥化に際しての混入物の違いが、土壤微生物に与える影響を明らかにしようとした。表5に両区の微生物数を示した。

施用4か月後の微生物数では、両汚泥堆肥間に顕著な差が認められなかったのに対して施用9か月後では細菌、糸状菌及び色素耐性細菌数に差が認められ、いずれもモミガラ汚泥堆肥区>オガクズ汚泥堆肥区であった。従って、オガクズ汚泥堆肥よりモミガラ汚泥堆肥の方がこれらの微生物数をより長期にわたって高く保持する効果をもつものと推測される。

3.1.5 新潟汚泥施用土壤の水分分析

表6に新潟土壤の汚泥施用4か月及び9か月後の土壤分析結果を示した。

土壤水分は、施用4か月後の7月の時点では汚泥施用区が低く、化学肥料区より乾燥していたのに対して、9か月後では汚泥施用区が高くなっていた。このことは、汚泥施用区では初期には乾燥

表 6 下水汚泥施用新潟砂丘地土壤の水分, pH, 無機態窒素及び水溶性リン酸の分析結果 (土壤試料は1980年7月1日及び12月7日に0-5 cm 層から採取した)

Table 6 Results of moisture, pH, inorganic nitrogen and water-soluble phosphate determinations on soil samples of the control and sludge-applied plots in Niigata sand-dune regosol collected from the 0 to 5 cm soil depth on July 1 and Dec. 7, 1980.

Treatment	Sludge mt/ha (dry weight)	Sampling date	Moisture content of soil %	Soil pH (H ₂ O)	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	W-PO ₄
					µg/g dry soil			
Chemical fertilizer	0	Jul 1 1980 (4)*	6.90	6.7	0.77	0.06	ND	3.5
		Dec 7 1980 (9)*	9.29	6.9	0.41	0.16	0.80	2.3
Municipal sewage sludge	15	Jul 1 1980 (4)*	4.52	5.3	6.89	0.04	2.53	4.5
		Dec 7 1980 (9)*	9.84	5.4	1.33	0.16	1.31	3.4
	30	Jul 1 1980 (4)*	6.43	5.5	17.70	0.06	23.5	3.9
		Dec 7 1980 (9)*	12.20	5.2	3.60	0.18	7.01	3.5
Digested night- soil sludge	15	Jul 1 1980 (4)*	4.77	6.1	1.00	0.05	0.64	58.3
		Dec 7 1980 (9)*	12.21	6.0	0.95	0.09	1.54	20.2
	30	Jul 1 1980 (4)*	4.23	6.0	2.54	0.06	3.09	229
		Dec 7 1980 (9)*	13.22	5.9	1.05	0.16	2.33	31.2
Composted domestic sewage sludge	15	Jul 1 1980 (4)*	5.78	5.4	2.26	0.06	1.00	10.7
		Dec 7 1980 (9)*	10.98	5.1	1.69	0.12	1.92	7.3
	30	Jul 1 1980 (4)*	10.35	5.5	1.99	0.07	ND	17.1
		Dec 7 1980 (9)*	14.59	5.1	3.63	0.12	1.55	9.9
Composted sludge with sawdust	15	Jul 1 1980 (4)*	7.69	6.2	1.41	0.06	ND	8.7
		Dec 7 1980 (9)*	11.16	6.2	0.74	0.06	0.72	5.5
Composted sludge with chaff	15	Jul 1 1980 (4)*	5.80	5.9	2.73	0.08	2.43	7.3
		Dec 7 1980 (9)*	10.65	6.0	0.72	0.05	1.11	7.1

* , Months after sludge application ; ND, Not detected.

表 7 下水汚泥施用芽室火山灰土壌の微生物数 (土壌試料は1979年8月11日に0-5 cm 層から採取した。汚泥は1976年以来年1回施用された。)

Table 7 Microbial population in soil samples of the control and sludge-applied plots in Memuro andosol collected from the 0 to 5 cm soil depth on August 11, 1979. Sludges had been applied each year since 1976

Treatment	Sludge mt/ha (dry weight)	Bacteria 10 ⁶ /g dry soil	Actino- mycetes 10 ⁶ /g dry soil	Fungi 10 ⁴ /g dry soil	Proteolytic bacteria 10 ⁶ /g dry soil	A.O. bacteria 10 ⁴ /g dry soil	N.O. bacteria 10 ⁴ /g dry soil
Chemical fertilizer	0	34.3	24.8	21.0	21.0	2.6	3.6
Dehydrated municipal sewage sludge	20	47.8	22.0	26.8	15.3	5.3	0.6
	40	62.5	25.5	40.0	39.8	5.4	2.0
	60	44.5	33.3	41.5	37.5	5.3	5.3
α level		0.01	0.05	0.01	0.01	-	-
LSD 0.05		13.0	6.9	7.4	7.6	-	-
Chemical fertilizer	0	22.0	14.8	29.0	13.3	0.2	0.2
Composted municipal sawage sludge	20	35.0	25.3	33.8	36.5	0.3	0.3
	40	41.5	16.3	65.0	40.8	1.9	4.1
	60	42.0	14.8	51.0	52.0	3.6	1.2
α level		0.01	0.01	0.01	0.01	-	-
LSD 0.05		8.4	5.2	9.0	8.2	-	-

A.O. bacteria, Ammonium-oxidizing bacteria; N.O. bacteria, Nitrite-oxidizing bacteria.

気味に経過するのに対して後期には逆に水分保持力が高まることを示唆しているものと考えられる。

土壌pH (H₂O)は、両時期とも汚泥施用区が化学肥料区より低く、従来から言われている高分子凝集剤施用汚泥の施用に伴う土壌のpHの低下が確認された。

NH₄-Nは、施用4か月後の下水生汚泥施用区で化学肥料区や他の汚泥施用区より多量に蓄積していたが、9か月後には他の汚泥施用区と大差ない量に減少した。この区では、NO₃-Nも両時期とも他の汚泥区より多かった。このNO₃-N抽出液についてリン酸を測定し、水溶性リン酸としたが、両時期とも消化汚泥施用区が多く、特に施用4か月後には多量に検出された。また、汚泥堆肥区でも化学肥料区の3倍以上の水溶性リン酸が検出された。表1に示した様に消化汚泥の全リン酸含量は最大であり、これを反映しているものと考えられる。汚泥中リン酸の土壌中での挙動については、植物による吸収も考慮しなければならないが、新潟の場合に関しては、消化汚泥中のリン酸は、可溶化し易いものと考えられる。

3.2 芽室汚泥施用土壌の微生物数

芽室土壌には、表3に示したように都市下水汚泥及び汚泥堆肥が施用されているが、それぞれについて化学肥料単用区が対照区として設けられていた(表7)。両化学肥料区の微生物数を比較してみると、差が認められる場合が多く、個々の汚泥区について対照とされる化学肥料区を基準として施用の影響を検討した。

表7に示した土壌微生物数の測定結果から下水汚泥及び汚泥堆肥の施用が土壌微生物数に与える影響を両区の微生物数と化学肥料区のそれとの比較によって検討した。下水汚泥区では、細菌数は、20及び40t区で化学肥料区より明らかに多く、施用による菌数の増加が認められたのに対して60t区では化学肥料区との差は明確に認められず、40t区より明らかに減少していた。その他、放線菌は、60t区、糸状菌及びタンパク質分解菌は、40及び60t区で化学肥料区の菌数より明らかに多い菌数を示し、施用による影響が認められた。一方、硝化菌では施用による明確な菌数の増加は認められず、20t区の亜硝酸酸化細菌数は化学肥料区より減少した。

汚泥堆肥区では、全区の細菌及びタンパク質分解菌数、40及び60t区の糸状菌数、20t区の放線菌数が、それぞれ化学肥料区の菌数より明らかに多く、施用による影響が認められた。特に、タンパク質分解菌は化学肥料区の3~4倍、多量施用区(40及び60t区)のアンモニア酸化細菌が同じく9~18倍、亜硝酸酸化細菌が同じく6~21倍の著しい増加を示した。

汚泥施用量と微生物数の関係については、下水汚泥区では亜硝酸酸化細菌が、施用量の増加に伴って施用量の増加率以上の顕著な菌数の増加を示した。また、施用量間差は明確でない(20と40t区間)ものの放線菌数が、施用量の増加に伴って増加する傾向を示した。汚泥堆肥区では、アンモニア酸化細菌が施用量の増加に伴って施用量の増加率以上の顕著な菌数の増加を示した。また、施用量間差は、明確ではないもののタンパク質分解菌で増加の、放線菌で減少の傾向がうかがえた。

下水汚泥と汚泥堆肥間の土壌微生物数に与える影響の差を、①影響の発現状況—化学肥料区に対

表 8 下水汚泥施用芽室火山灰土壌の水分、pH及び無機態窒素の測定結果
(土壌試料は1979年8月11日に0-5 cm層から採取した)

Table 8 Results of moisture, pH and inorganic nitrogen determinations on soil samples of the control and sludge-applied plots in Memuro andosol collected from the 0 to 5 cm soil depth on August 11, 1979. Sludges had been applied each year since 1976

Treatment	Sludge mt/ha (dry weight)	Moisture content of soil %	Soil pH (H ₂ O)	NH ₄ -N NO ₃ -N µg/g dry soil	
				Chemical fertilizer	0
Dehydrated municipal sewage sludge	20	34.0	6.3	1.27	27.1
	40	34.7	6.3	1.39	21.7
	60	33.6	6.6	1.76	48.4
Chemical fertilizer	0	30.3	5.4	1.14	43.3
Composted municipal sewage sludge	20	31.4	5.6	1.08	34.4
	40	32.4	6.0	1.10	2.2
	60	32.7	6.7	1.18	2.5

して明確な差を示す区数(増加の場合は増加効果, 減少の場合は減少効果)に差があるかどうか, と②微生物数の汚泥間差の二面から検討した。

①の影響発現状況からみると, 下水汚泥区では, 増加効果が39%, 減少効果(20 t 区の亜硝酸酸化細菌数) 6%, 影響発現率が45%, 汚泥堆肥区では, 増加効果が72%, 減少効果なし, 影響発現率が72%であり, 汚泥堆肥の影響が明らかに大きかった。一方, ②の各微生物数の差については, 両化学肥料区間に菌数の違いがあり, 単純な比較はできないものと考えられるが, 下水汚泥を施用した場所と汚泥堆肥を施用した場所(隣接している)の間に, 施用以前から化学肥料区に認められると同等の微生物数の差が存在したと仮定して, 両化学肥料区間の菌数差と両汚泥区間の菌数の差の大きさを基準として考察する(両汚泥区の菌数差 > 両化学肥料区の菌数差の場合に差があると判定)と, 細菌, 放線菌, 糸状菌及び亜硝酸酸化細菌については差がないと考えられる。タンパク質分解菌数については, 汚泥堆肥区が, アンモニア酸化細菌数については, 下水汚泥区が多いものと推測される。以上示したように, 微生物数については両汚泥間に明確な差があるとは判定し難いが, 施用による影響の発現状況からみると, 汚泥堆肥の施用の影響が下水汚泥より大きいものと推測される。

芽室土壌には, 20, 40, 60 t/ha という他の汚泥施用試験地ではあまり例のない多量の汚泥が4年間にわたって連用されている。このことが多量区(40と60 t 区)間の微生物数の差がないことや60 t 区より40 t 区の微生物数が多い原因ではないかと推定される。すなわち, 芽室土壌では, 一度

に多量に、かつ連年施用されたために微生物数が限界に達したものと考えられる。Varankaら²¹⁾は、6年間にわたって乾物として合計0, 92, 184, 369 t/haの嫌気消化都市下水汚泥を施用した土壌の細菌、放線菌及び糸状菌数を測定している。使用した培地が本報告と違っているが、彼らの報告から細菌、放線菌及び糸状菌について対照区(化学肥料区)の菌数と比較し、汚泥施用の影響をみると、細菌及び糸状菌数は、369 t区でも化学肥料区の2倍にすぎなかった。また、放線菌数は、369 t区で特異的に化学肥料区の6倍の菌数を示したが、184 t区以下では2倍に達しなかった。このように多量長期間にわたる汚泥の施用は、必ずしも土壌微生物数を長期間高い状態に保たないのではないかと推測される。このことは、今後各地の汚泥連用土壌の微生物数を測定することによって明らかにしていきたい。

表8に芽室土壌の土壌分析の結果を示した。

新潟砂丘地土壌の場合と違って土壌の水分含有率は、汚泥の施用に影響されなかった。高分子凝集剤施用汚泥が施用された新潟土壌の場合、土壌pHが化学肥料区より低くなっていたのに対して、石灰含有汚泥が施用された芽室土壌では、汚泥及び汚泥堆肥施用区のpHが化学肥料区より高く、施用量の増加とともに上昇する傾向が認められた。NH₄-N量からは、汚泥施用の影響はうかがえないが、NO₃-Nについては、下水汚泥施用土壌で施用量の増加に伴って増加する傾向が認められ、60 t区では、化学肥料区の2倍のNO₃-Nが検出された。一方、汚泥堆肥区では40及び60 t区のNO₃-Nは、化学肥料区及び20 t区に比べて著しく低かった。この原因については更に詳細な検討が必要であろう。

芽室土壌では、汚泥は秋の降雪前に散布され、春の融雪後(4月20~25日)に土壌に混入される。今回の調査は、混合後約3か月目にあたるが、その間の気温、地温の経過が本州とはかなり異なると予想される。従って、芽室土壌については、冬期の状況をも含めて経時的に微生物フロアの変化を追跡する必要があるであろう。

以上に述べた新潟と芽室両汚泥施用土壌の微生物数の比較は、同一の資材が施用されていないこと、施用量及び施用方法が違っているので厳密にはできないが、硝酸化成細菌数には大きな差が認められないが、他の微生物数については、芽室土壌が多い傾向が認められた。

4. まとめ

汚泥の土壌施用が畑土壌の微生物相に与える影響に関する研究が、汚泥が施用された新潟砂丘地及び芽室火山灰土壌から採取した土壌試料を用いて行われた。

新潟土壌には、都市下水汚泥(脱水ケーキ)、し尿消化汚泥及び堆肥化された生活下水汚泥が、乾物として0, 15及び30 t/ha、昭和53年以来年1回施用された。土壌試料は、3回目の汚泥施用後4か月目(昭和55年7月1日)及び9か月目(同年12月7日)に対照区(化学肥料単用区)及び汚泥施用区から採取された。

消化汚泥及び汚泥堆肥の施用による有機栄養微生物(全細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解

菌及び色素耐性細菌)数の明確な増加は、2回の調査時(4及び9か月目)とも認められた。一方都市下水汚泥の施用による有機栄養微生物数の明らかな増加は、1回目の調査時(4か月目)のみ認められた。1回目の調査時において対照区に比べて放線菌及びタンパク質分解菌数の著しい増加が消化汚泥施用区で認められた。また、汚泥堆肥の施用による糸状菌数の著しい増加が2回の調査時とも認められた。

芽室土壌には石灰含有都市下水汚泥とその堆肥化物(麦わらとともに堆肥化)が、乾物として0、20、40及び60 t/haの割合で化学肥料とともに昭和51年以来年1回施用された。土壌は、昭和54年8月11日に対照区及び汚泥施用区から採取した。

汚泥堆肥の施用によって全細菌及びタンパク質分解菌数が対照区の菌数より増加した。汚泥堆肥の多量施用(40及び60 t/ha)により硝化菌及びタンパク質分解菌が著しく増加した。都市下水汚泥施用区の放線菌と亜硝酸酸化細菌数、汚泥堆肥施用区のタンパク質分解菌とアンモニア酸化細菌数は、施用量の増加に伴って増加することが明らかにされた。

謝 辞

本調査の実施にあたっては、新潟大学農学部 馬場 昂教授、五十嵐太郎助教授、農林水産省北海道農業試験場畑作部作付体系第一研究室 松口龍彦室長、新田恒雄研究員には、土壌試料の採取に多大なご協力をいただくとともに供試汚泥の分析値をご提供いただいた。また、土壌微生物数の計測及び土壌分析に際しては、山口浩一・鷲沢清司・中村てる子・小林淑子の諸氏にご助力いただいた。記して深謝の意を表する。

引 用 文 献

- 1) 藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男・高橋英一(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響, ライシメーター実験(I). 国立公害研究所研究報告, 第14号, 79-109.
- 2) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響, ライシメーター実験(II). 国立公害研究所研究報告, 第14号, 111-157.
- 3) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):有機廃棄物施用土壌に関する研究(II), 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラおよび土壌酵素活性. 国立公害研究所研究報告, 第14号, 185-201.
- 4) 合田 健・藤井國博・久保井 徹・服部浩之・広木幹也(1981):下水汚泥の土壌生態系に与える影響, 生活および産業廃水汚泥ならびに処理水の有効利用に関する基礎的研究. 「環境科学」研究報告集, B86-R33-3, 41-58.
- 5) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳(1983):下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(I), 石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 1-16.
- 6) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳(1983):下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 17-38.
- 7) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹(1983):下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(III), 土壌の違いと微生物性の差異. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 39-55.

- 8) 農林省農業技術研究所化学部土壌第3科(1976): 全国国立, 都道府県立農業関係試験場試験圃場 断面形態, 理化学分析成績および土壌分類, 58-59.
- 9) 馬場 昂・五十嵐太郎(未発表)
- 10) 松口龍彦・新田恒雄(1982): 畑土壌生態系におよぼす有機物施用効果(第5報), 秋まき小麦の根形態と根面糸状菌フロラ(2), 日本土壌肥科学会講演要旨集, 第28集, 43.
- 11) 土壌微生物研究会編(1975): 培地組成とつくり方. 土壌微生物実験法, 養賢堂, 431-446.
- 12) 近藤 照・加藤邦彦(1975): 土壌中の微生物計数法. 土壌微生物実験法(土壌微生物研究会編), 養賢堂, 21-42
- 13) Hankin, L.D., D.C. Sands and D.E. Hill (1974): Relation of land use to some degradative enzymatic activities of soil bacteria. *Soil Sci.*, 118, 38-44.
- 14) 森 信行・嶋田永生(1970): 酸度, 肥沃度測定のための土壌養分分析法. 養賢堂, 29-32.
- 15) 深山政治・井田 明・草野 秀・徳永美治・森 哲郎・赤塚 恵(1970): 無機態窒素, 肥沃度測定のための土壌養分分析法. 184-197.
- 16) Technicon Instruments Corp. (1973): Ammonia in water and seawater. Technicon industrial method, 154-71 W/Tentative.
- 17) Technicon Instruments Corp. (1977): Nitrite in water and waste-water. Technicon industrial method, 102-70 W/C.
- 18) Technicon Instruments Corp. (1975): T.O.N./Nitrite in water and waste-water, Technicon industrial method, 186-75 W/Provisional.
- 19) Technicon Instruments Corp. (1973): Orthophosphate in water, Technicon industrial method, 94-70 W/Tentative.
- 20) Miller, R.H. (1974): Microbiology of sewage sludge disposal in soil. EPA-670/2-74-074, U.S. Environmental Protection Agency.
- 21) Varanka, M.W., Z.Z. Zablocki and T.D. Hines (1976): The effect of digested sludge on soil biological activity, *JWPCF*, 48, 1728-1740.
- 22) 牛越淳夫(1975): 土壌細菌実験法, 土壌微生物実験法(土壌微生物研究会編), 養賢堂, 43-76.

5.

下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (V),
下水汚泥及び工場廃水汚泥施用水田土壌の微生物数*

藤井國博¹・服部浩之¹・広木幹也¹・久保井 徹¹

**Microflora in Soils Amended with Sewage Sludge (V),
Microbial Numbers in Paddy Soils Amended with
Municipal and Industrial Sewage Sludges***

Kunihiro FUJII¹, Hiroyuki HATTORI¹, Mikiya HIROKI¹
and Toru KUBOI¹

Abstract

Studies on the effect of sludge application on the microflora in paddy soil were carried out by using soil samples collected from Akashi and Yamaguchi alluvial paddy soils to which sludge had been applied.

Limed and digested municipal and domestic sewage sludges and sludge from a tanning wastewater treated plant had been applied each year since 1979 to the Akashi soil at rates of 0, 5, 10 and 20 dry metric tons/ha each before sowing of the winter crop. Chemical fertilizers were also applied with sludges. Soil samples were collected from the control and sludge-applied plots three times during the 1979 winter crop growing season and twice during the 1980 winter crop season.

A marked increase in the number of each of nitrifiers as a result of limed sludge applications was recognized on all sampling dates. In the plots applied with tanning wastewater sludge, a marked increase in the ammonium-oxidizing bacteria counts was found during all sampling times as a result of sludge application, while the nitrite-oxidizing bacteria population was decreased as compared with that of the limed sludge-applied plots. And at the last sampling time in the 1979 winter crop season, nitrite-oxidizing bacteria in the sludge-treated plots were less numerous than in the control plot. Crystalviolet resistant bacteria among the heterotrophes showed the highest response to the sludge applications. With the continuous sludge applications, fungi populations were markedly decreased, and with the continuous applications of a tanning wastewater sludge, actinomycetes populations were also decreased. A significant increase in the population of each

* 本報告の要旨は、昭和55年度日本土壌肥料学会関東支部大会において発表した。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

of the heterotrophes as a result of the application of tanning wastewater sludge was observed during three sampling times in the 1979 winter crop season. From this result, it was assumed that the effect of the application of tanning wastewater sludge on soil heterotrophes persisted for a long period of time.

Two sludges from plants treated with industrial wastewater, fermentation and synthetic resin plant, have been applied each years since 1979 to the Yamaguchi soil at rates of 0, 5, 10, 20 and 30 dry metric tons/ha each before sowing of the winter crop. Chemical fertilizers were also applied with the sludges. Soil samples were collected once each in the 1979 and 1980 winter crop growing season from the control and sludge-applied plots.

A significant increase in the population of each of the heterotrophes was found as a result of the application of both sludges. Especially, crystalviolet resistant bacteria showed the highest response to the sludge application. With the continuous application of a sludge from a synthetic resin plant, a decrease in the population of soil actinomycetes was recorded. This phenomenon was also observed in the case of the Akashi soil applied with a tanning wastewater sludge. Although a marked increased in the population of each of the nitrifiers as a result of the applications of limed sludges was found in the Akashi soil, the same phenomenon was not observed in the Yamaguchi soil with the exception of the plots applied with the 20 and 30 dry metric tons/ha sludges from a fermentation plant that contained a large amount of calcium.

1. はじめに

下水や産業廃水処理汚泥、都市ゴミ堆肥など有機廃棄物の水田土壌への還元は、これまでほとんど考えられていなかった。従って、水田土壌への有機廃棄物の還元に関する研究は、極めて少ない状況にある¹⁻⁸⁾。しかしながら、有機廃棄物の今後の発生量の予測をみると、水田における有効利用を考慮せざるを得ない状況になるものと予想される。事実、最近各地で、主として含有される重金属の水田土壌への蓄積と、水稻による吸収に関する研究が開始されるようになった。著者らは、有機廃棄物の土壌還元が土壌生態系に及ぼす影響を解明するため一連の研究を行っているが、これまでに報告⁹⁻¹⁵⁾したように、畑地生態系（特に微生物）に関する研究であり、水田での研究は全く行っていなかった。また、他の研究機関においても水田土壌の微生物相に与える有機廃棄物の施用の影響に関する研究は、全く行われていない。

水田土壌への有機物の施用は、生ワラ施用の例でみられるように、水稻作終了後に通常行われる。これは施用有機物中の易分解性成分の湛水下における急激な分解を回避し、水稻の健全な生育を確保するために採用されている方法である。すなわち、裏作乾田期間における易分解部分の緩やかな分解を利用したものである。下水汚泥等有機汚泥も多量の易分解性部分を含有すると予想されており、生ワラ施用の場合と同様に水稻作終了後に施用されている例が多い。そこで著者らは、水田土壌への汚泥の還元が土壌微生物に与える影響を解明するための第一歩として、汚泥施用後の乾田期間中の土壌微生物相を調査することとした。

兵庫県農業試験場及び山口県農業試験場では、水田土壤への汚泥の還元に伴って、汚泥中に含まれる重金属類の土壤への蓄積と作物による吸収を解明するための調査を昭和54年度から5年間の予定で開始した。1回目の汚泥の施用は、昭和54年秋に行われ、その後乾田状態で冬作物が栽培された。本報告は、54及び55年度冬作期間中に両試験場の汚泥施用水田ほ場で行った土壤微生物数の調査結果である。

2. 実験方法

土壤の採取地は、兵庫県明石市にある兵庫県農業試験場の実験ほ場（明石土壤と略称）と山口県にある山口県農業試験場の実験ほ場（山口土壤と略称）である。土壤は両ほ場とも沖積土（明石が灰色低地土の宝田統、山口が同じく国領統¹⁶⁾）であり、いずれも水田として利用されており、冬期は裏作として牧草（イタリアンライグラス）が栽培されている。明石土壤は、昭和55年1月31日、3月3日、5月29日（以上1回目の汚泥施用後3, 4, 7か月経過時、以下1, 2, 3回目調査時と記す）同年12月4日及び56年2月27日（2回目の汚泥施用後1及び4か月経過時、以下4及び5回目調査時と記す）の計5回採取した。山口土壤は、昭和55年3月6日（1回目の汚泥施用後5か月経過時）及び56年2月26日（2回目の汚泥施用後4か月経過時）の計2回採取した（以下1回目、2回目調査時と記す）。試料の採取は、明石土壤の昭和55年1月31日採取試料について100ml容の採土円筒（1区4点）を用いて行った以外は、前報¹⁵⁾で報告したフィルムケース（1区6点）を用いて行った。

明石土壤には、都市下水消化汚泥、生活下水消化汚泥及び皮革工場廃水処理汚泥（以下都市下水汚泥、生活下水汚泥、皮革工場汚泥と略称）が、山口土壤には、発酵工場廃水処理汚泥と合成樹脂製造工場廃水処理汚泥（以下発酵工場汚泥、樹脂工場汚泥と略称）が、それぞれ化学肥料と組み合わせて施用された。各汚泥の施用量は、明石が乾物として5, 10及び20 t/ha、山口が乾物として、5, 10, 20及び30 t/haで年1回冬作前に施用された。両地とも汚泥無施用の対照区（以下化学肥料区と記す）が設けられ、この区には標準施肥量の化学肥料が施用された。なお、汚泥施用区の化学肥料と汚泥の組み合わせ方式は次のとおりであった。

1回目汚泥施用時：汚泥中の肥料三要素（N, P₂O₅, K₂O）の量を考慮して三要素の総施用量が対照区の化学肥料区と同等になるように化学肥料の施用量が調節された。

2回目汚泥施用時：汚泥施用区、無施用区とも同量の化学肥料が施用され、汚泥施用区では前記施用量の汚泥が施用された。

表1¹⁷⁾及び2¹⁸⁾に両ほ場に施用された汚泥の性質と主要成分含有量を示した。図1及び2に両ほ場の処理区の配置を示した。両ほ場とも1区2連で試験が行われているが、本実験では両ほ場とも図中の処理区番号のAシリーズのみ試料を採取した。

採取土壤試料は、採取後直ちに密封して研究室に持ち帰り測定まで（採取後2～3日間）5°Cの低温室に保存した。同一処理区の土壤を一括して2 mmのふるいでし別後清浄なポリエチレン袋に

表 1 明石沖積水田土壤に施用された汚泥の分析値¹⁷⁾


Table 1 Analyses of sewage sludges applied to Akashi alluvial paddy soil¹⁷⁾

Sludge	Sludge used in	Water Content %	pH (H ₂ O)	T - C	T - N	T - P ₂ O ₅	T - K ₂ O	T - CaO	C/N	Flocculant
					% dry weight					
Digested municipal sewage sludge	1979	83.5	12.9	12.1	2.31	2.46	0.10	31.3	5.24	Slaked lime and Ferric chloride
	1980	81.6	11.0	17.9	1.96	2.05	0.17	29.6	9.13	
Digested domestic sewage sludge	1979	83.9	8.8	12.6	2.57	2.04	0.10	26.6	5.10	Slaked lime and Ferric chloride
	1980	1.7	10.9	29.1	3.77	2.57	0.37	27.1	7.72	
Tanning factory's sewage sludge	1979	72.7	9.0	30.6	5.50	0.49	0.19	9.0	5.56	Non
	1980	73.7	8.2	38.6	5.40	2.05	0.06		7.10	

表 2 山口沖積水田土壤に施用された工場廃水汚泥の分析値

Table 2 Analyses of industrial wastewater sludges applied to Yamaguchi alluvial paddy soil¹⁸⁾

Sludge from	Sludge used in	Water content %	pH (H ₂ O)	T - C	T - N	T - P ₂ O ₅	T - K ₂ O	T - CaO	C/N	Flocculant
				% dry weight						
Fermentation plant (Sludge F)	1979	3.4	6.0	43.7	8.70	2.11	0.55	1.57	5.02	Synthetic flocculant
	1980	4.1	10.6	16.5	1.21	5.87	0.20	20.81	13.64	
Synthetic resin plant (Sludge S)	1979	26.2	6.9	42.8	7.70	6.16	0.60	3.79	5.56	Non
	1980	7.7	5.5	54.1	7.93	10.59	0.48	3.35	6.82	




9B	6B	3B	1B	10B	7B	4B	8B	5B	2B	
TFS	DSS	MSS	CF	TFS	DSS	MSS	TFS	DSS	MSS	
10	10	10		20	20	20	5	5	5	
8A	5A	2A	9A	6A	3A	1A	10A	7A	4A	Treatment No.
TFS	DSS	MSS	TSS	DSS	MSS	CF	TFS	DSS	MSS	Applied sludge
5	5	5	10	10	10		20	20	20	Application rate (dry metric tons/ha)

図 1 兵庫県農業試験場実験は場（明石沖積水田土壌）における処理区の配置

Fig. 1 Arrangement of treatment plots in the experimental paddy field of Hyogo Agricultural Research Station (Akashi alluvial paddy soil)

Since 1979, sludges had been applied each year immediately before sowing the winter crop. Soil samples were collected from plots of A series.

CF: Chemical fertilizers (N 300 kg/ha, P₂O₅ 288 kg/ha, K₂O 396 kg/ha), MSS: Municipal sewage sludge, DSS: Domestic sewage sludge, TPS: sludge from a tanning wastewater treated plant.



16B	10B	13B	11B	14B	12B	8B	9B	
SRS	FSS	SRS	FSS	SRS	SRS	CF	FSS	
30	10	10	20	20	5		5	
15A	1A	5A	2A	4A	6A	3A	7A	Treatment No.
FSS	CF	SRS	FSS	FSS	SRS	FSS	SRS	Applied sludge
30		5	5	20	10	10	20	Application rate (dry metric tons/ha)

図 2 山口県農業試験場実験は場（山口沖積水田土壌）における処理区の配置

Fig. 2 Arrangement of treatment plots in the experimental paddy field of Yamaguchi Agricultural Research Station (Yamaguchi alluvial paddy soil)

Since 1979, sludges had been applied each year just before sowing of the winter crop. Soil samples were collected from plots of A series.

CF: Chemical fertilizers (N 450 kg/ha, P₂O₅ 450 kg/ha, K₂O 450 kg/ha), FSS: Sludge from a fermentation plant, SRS: Sludge from a synthetic resin plant.

移し、空気を入れ袋をふくらませた状態で良く混合して測定試料とした。この試料について前報¹⁶⁾と同様に有機栄養微生物（細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌）及び硝化菌（アンモニア及び亜硝酸酸化細菌）数を測定した。なお、タンパク質分解菌数は、明石土壌の1, 2回目、山口土壌の1回目調査時では、Hankinら¹⁹⁾の塗沫平板法を用いて測定したが、それ以外は前報¹⁶⁾で報告した希釈平板法により測定した。同時に土壌水分量、pH (H₂O)、無機態窒素及び水溶性リン酸量を前報¹⁶⁾に従って測定した。ただし、明石2回目及び山口1回目調査時の土壌分析は、水分及びpHの2項目であった。

微生物数の処理区間差は、前報¹⁶⁾で用いた基準によって判定した。すなわち、有機栄養微生物数は、LSD 5%値、硝化菌数は、対比の基準となる処理区菌数の3.3倍（増加の場合）あるいは $\frac{1}{3.3}$ （減少の場合）値である。

なお、明石土壌の1及び2回目、山口土壌の1回目調査時のタンパク質分解菌数については、流動性コロニー及び糸状菌の拡散によって測定不能区が多数発生したため検討から除外した。

3. 結果及び考察

3.1 明石水田土壌への汚泥の施用が土壌微生物に与える影響

明石土壌については、5回の調査を行い、表3に土壌微生物数の測定結果を、表4に土壌分析の結果を示した。なお、2回目（昭和55年3月3日）の調査は、本報告とは別の研究で行ったものであり、その結果の一部は、すでに報告した²⁰⁾が、汚泥施用が土壌微生物に与える影響の経時的変化と汚泥連用による影響を明らかにするために必要であることから本報告でもその結果を表示するとともに検討の対象とした。以下に各調査時ごとの結果を述べる。

3.1.1 1回目調査時

第1回目の土壌採取は、明石水田土壌への1回目の汚泥施用が行われたのち約3か月が経過した昭和55年1月31日に行った。

対照区である化学肥料区の微生物数と汚泥施用区の微生物数から汚泥の施用による影響の発現状況をまず検討した。なお、化学肥料区と汚泥施用区の微生物数の差の判定は、実験方法の項で示した基準に従って行った。都市下水汚泥の全施用量区（5,10及び20 t区、以下全区と記す）のアンモニア酸化細菌数、5及び10 t区の細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌数、生活下水汚泥の10及び20 t区のアンモニア酸化細菌数、20 t区の細菌、亜硝酸酸化細菌及び糸状菌数、皮革工場汚泥の全区のアンモニア酸化細菌数、10及び20 t区の放線菌及び亜硝酸酸化細菌数、20 t区の細菌及び糸状菌数がそれぞれ化学肥料区の菌数より明らかに多い菌数を示し、汚泥の施用による影響が認められた（増加効果、前報¹⁶⁾参照）。なかでもアンモニア酸化細菌数の増加が著しく化学肥料区の7～19倍の菌数を示した。また、亜硝酸酸化細菌数も化学肥料区の2～10倍の高い菌数を示した。これに対して、生活下水汚泥5及び10 t区と皮革工場汚泥5 t区の色素耐性菌数と両汚泥5 t区の細菌数は、化学肥料区のそれより明らかに少なく、減少効果が認められた。前報¹⁶⁾に従って影響発現率を求めると、都市下水汚泥区 50%（増加効果のみ）、生活下水汚泥区 45%（増加効果 28%、減少効果 17%）、皮革工場汚泥区 61%（増加効果50%、減少効果11%）であった。

各汚泥施用区について汚泥の施用量と微生物数の関係を見ると、皮革工場汚泥区の糸状菌数は、施用量の増加に伴って明確な菌数の増加を示したが、これは施用量の増加率に対応したものではなかった。以上の明確な関係以外に次に示す関係が認められる場合は、処理区間差は、不明確な場合があるが施用量と菌数の間に傾向が認められるとした。すなわち①10及び20 t区間に有意な差はないが、5と10、5と20 t区間に有意差がある場合、②5と10、10と20 t区間には有意差はないが、5と20 t区間に有意差がある場合 ③5と10 t区間に有意差はないが、5と20、10と20 t区間に有意差がある場合である。ただし、①～③の場合も施用量の増加に伴って連続的な増加あるいは減少の傾

表 3 汚泥施用明石水田土壌の微生物数

Table 3 Microbial population in soil samples of the control and sludge-applied plots in Akashi alluvial paddy soil collected from the 0 to 5 cm soil depth
Sludges were annually applied before sowing of the winter crop.

Microorgan-isms	Sampling date	Chemical fertilizer	Municipal sewage sludge				Domestic sewage sludge			Tanning factory's sewage sludge			α level	LSD 0.05
			Sludge metric tons/ha (dry weight)											
			0	5	10	20	5	10	20	5	10	20		
Bacteria 10 ⁷ /g dry soil	Jan 31 1980(3)*	9.8	12.8	11.0	20.3	7.5	8.0	16.8	4.0	11.0	12.5	0.01	2.0	
	Mar 3 1980(4)*	5.5	11.0	13.0	23.8	8.3	10.5	15.8	17.5	18.8	34.3	0.01	6.8	
	May 29 1980(7)*	17.1	21.3	12.9	18.4	15.3	14.7	-	22.8	31.0	27.0	0.01	2.8	
	Dec 4 1980(1)**	15.5	9.0	18.3	11.3	18.5	24.3	30.3	22.8	30.0	22.8	0.01	2.3	
Actinomycetes 10 ⁸ /g dry soil	Feb 27 1981(4)**	8.3	15.0	18.0	17.3	19.0	22.0	25.5	11.8	20.0	41.0	0.01	3.3	
	Jan 31 1980(3)*	7.8	9.5	7.8	10.0	9.3	13.0	14.0	11.0	23.0	18.0	0.01	6.5	
	Mar 3 1980(4)*	7.3	4.0	27.8	12.0	10.0	20.0	15.3	31.0	45.8	53.0	0.01	11.4	
	May 29 1980(7)*	5.3	6.8	9.5	14.0	9.8	9.3	-	15.3	48.3	43.3	0.01	9.5	
Fungi 10 ⁶ /g dry soil	Dec 4 1980(1)**	2.3	2.6	5.0	2.7	5.5	6.7	5.1	4.9	3.4	5.0	0.01	12.0	
	Feb 27 1981(4)**	3.5	13.8	14.5	9.5	12.5	23.3	19.8	12.8	21.5	31.5	0.01	8.3	
	Jan 31 1980(3)*	5.8	5.9	4.5	5.4	4.8	4.0	9.4	4.6	7.1	12.9	0.01	2.4	
	Mar 3 1980(4)*	9.3	15.8	21.0	21.3	16.0	13.0	16.8	27.0	32.3	47.3	0.05	15.2	
Proteolytic bacteria 10 ⁵ /g dry soil	May 29 1980(7)*	29.3	17.0	19.0	36.0	21.8	29.0	-	47.3	101	11.0	0.01	6.9	
	Dec 4 1980(1)**	7.8	5.5	6.0	6.8	7.8	8.3	8.8	15.8	18.0	16.0	0.01	2.7	
	Feb 27 1981(4)**	7.1	8.4	6.9	8.0	7.5	9.4	10.4	11.9	18.8	25.3	0.01	2.5	
	May 29 1980(7)*	29.3	26.0	22.8	45.0	45.3	13.8	-	19.5	79.5	66.8	0.01	18.1	
Crystalviolet resistant bacteria 10 ⁶ /g dry soil	Dec 4 1980(1)**	26.8	21.3	24.3	19.8	31.0	30.3	38.0	40.5	75.5	86.3	0.01	8.5	
	Feb 27 1981(4)**	16.0	17.3	15.3	11.8	36.0	32.0	19.0	10.5	30.8	33.0	0.01	7.5	
	Jan 31 1980(3)*	20.5	26.8	20.8	29.3	13.0	12.0	24.0	7.5	15.8	19.3	0.01	5.5	
	Mar 3 1980(4)*	1.8	15.5	25.0	87.0	26.3	14.3	13.5	15.3	32.8	113	0.01	18.7	
Ammonium-oxidizing bacteria 10 ⁴ /g dry soil	May 29 1980(7)*	24.3	37.8	39.5	41.0	30.8	25.8	-	57.0	99.3	98.0	0.01	20.5	
	Dec 4 1980(1)**	33.3	29.0	67.3	53.5	52.8	77.0	112	70.8	118	127	0.01	11.7	
	Feb 27 1981(4)**	14.5	33.3	30.3	40.0	40.3	54.8	66.0	21.3	26.0	84.3	0.01	3.3	
	Jan 31 1980(3)*	18.2	235	132	348	35.1	230	233	132	229	230	-	-	
Nitrite-oxidizing bacteria 10 ⁴ /g dry soil	Mar 3 1980(4)*	1.8	55.2	19.0	86.5	27.3	86.7	0.9	71.9	85.9	194	-	-	
	May 29 1980(7)*	1.4	31.5	45.5	69.4	70.1	123	-	46.1	74.5	123	-	-	
	Dec 4 1980(1)**	4.9	132	241	155	134	159	227	131	344	335	-	-	
	Feb 27 1981(4)**	2.9	114	66.0	174	48.0	485	172	43.0	10.8	65.0	-	-	
Nitrite-oxidizing bacteria 10 ⁴ /g dry soil	Jan 31 1980(3)*	1.1	7.2	1.1	11.4	2.5	2.4	6.7	1.9	4.7	4.7	-	-	
	Mar 3 1980(4)*	2.7	27.6	8.7	18.9	18.7	42.6	131	4.2	5.5	9.7	-	-	
	May 29 1980(7)*	30.9	315	455	694	455	1228	-	9.2	12.7	7.2	-	-	
	Dec 4 1980(1)**	3.4	24.4	49.7	225	50.9	77.9	227	6.6	18.6	48.9	-	-	
Feb 27 1981(4)**	0.3	34.8	32.5	174	48.0	109	317	4.3	19.2	31.7	-	-		

*, Months after first sludge application, **, Months after second sludge application.

表 4 汚泥施用明石水田土壌の水分, pH, 無機態窒素及び水溶性リン酸の測定結果

Table 4 Results of moisture, pH, inorganic nitrogen and water-soluble phosphate determinations on soil samples of the control and sludge-applied plots in Akashi alluvial paddy soil collected from the 0 to 5 cm soil depth. Sludges were annually applied before sowing of the winter crop.

	Sampling date	Chemical fertilizer	Municipal sewage sludge				Domestic sewage sludge			Tanning factory's sewage sludge		
		Sludge metric tons/ha (dry weight)										
		0	5	10	20	5	10	20	5	10	20	
Water content %	Jan 31 1980(3)*	29.6	31.8	30.5	31.0	32.5	31.1	31.9	30.6	30.8	31.1	
	Mar 3 1980(4)*	28.5	30.2	30.5	30.1	29.5	30.2	38.6	29.6	30.5	37.5	
	May 29 1980(7)*	22.4	23.8	24.1	22.2	23.0	25.1	21.8	24.1	27.5	25.1	
	Dec 4 1980(1)**	28.6	30.3	29.5	28.9	31.2	30.7	38.4	29.9	29.6	30.2	
	Feb 27 1981(4)**	24.7	31.0	26.2	25.3	31.2	27.9	24.3	27.0	27.0	24.8	
Soil pH (H ₂ O)	Jan 31 1980(3)*	5.1	6.9	7.3	7.5	6.4	6.8	8.0	5.9	7.4	7.2	
	Mar 3 1980(4)*	5.1	6.9	7.3	7.5	6.4	6.8	8.0	5.9	7.4	7.0	
	May 29 1980(7)*	4.5	5.2	6.1	7.0	5.2	6.3	7.0	5.2	6.4	6.5	
	Dec 4 1980(1)**	5.8	6.2	7.2	7.8	6.3	6.7	7.3	5.8	6.5	6.6	
	Feb 27 1981(4)**	5.7	6.4	6.6	7.3	6.0	6.3	7.6	5.8	5.9	6.5	
NH ₄ -N***	Jan 31 1980(3)*	10.9	3.4	1.7	1.9	2.8	1.6	2.6	1.4	8.4	5.5	
	May 29 1980(7)*	49.5	63.6	2.8	2.3	40.3	49.2	2.3	29.9	8.2	7.3	
	Dec 4 1980(1)**	221	177	265	143	164	110	95.7	156	425	201	
	Feb 27 1981(4)**	319	81.1	41.4	16.6	109	25.6	3.8	19.7	161	38.5	
	NO ₂ -N***	Jan 31 1980(3)*	0.23	0.27	0.29	0.22	0.26	0.16	0.14	0.24	0.27	0.12
May 29 1980(7)*		0.15	0.28	0.17	0.47	0.17	0.89	0.26	0.16	0.36	0.47	
Dec 4 1980(1)**		0.06	0.19	0.75	2.49	0.23	0.84	1.98	0.27	0.33	0.68	
Feb 27 1981(4)**		0.24	0.85	1.30	0.98	5.25	2.06	0.53	0.05	0.15	0.61	
NO ₃ -N***		Jan 31 1980(3)*	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
	May 29 1980(7)*	10.8	20.3	3.6	7.6	9.3	24.7	12.9	2.5	4.5	4.5	
	Dec 4 1980(1)**	6.1	47.2	63.8	86.6	50.6	67.5	79.1	45.3	44.8	63.7	
	Feb 27 1981(4)**	39.4	150	91.5	102	64.7	125	61.4	21.1	77.6	68.5	
	W-PO ₄ ***	Jan 31 1980(3)*	20.0	30.4	1.7	1.4	6.6	1.4	0.7	3.2	1.9	1.6
May 29 1980(7)*		9.1	6.7	5.7	1.0	4.1	1.6	0.5	4.7	2.9	1.1	
Dec 4 1980(1)**		95.8	122	43.8	21.5	179	68.5	69.9	26.5	107	62.4	
Feb 27 1981(4)**		71.1	27.5	19.3	27.6	83.0	40.8	7.3	4.4	39.3	41.5	

* , Months after first sludge application ; ** , Months after second sludge application ; *** , $\mu\text{g/g}$ dry soil.

向を示すもののみに限る。以上の判定方法に従うと、施用量間差は明確でない場合があるが、全体として増加の傾向を示すのが、生活下水汚泥区の細菌及びアンモニア酸化細菌、皮革工場汚泥区の細菌及び色素耐性細菌であった。

施用汚泥の違いが微生物数にどのように反映したか、すなわち土壤微生物に与える影響の汚泥間差について前報¹⁶⁾と同様に①影響発現状況、②微生物数の汚泥間差及び③汚泥施用量と微生物数の関係の三面から検討した。影響発現率からみると3汚泥間差は、皮革工場汚泥>都市下水汚泥>生活下水汚泥の順であった。また、増加効果からみると都市下水汚泥=皮革工場汚泥>生活下水汚泥の関係が認められたが、その差は大きくはなかった。この増加効果の内容をみると有機栄養微生物では、都市下水汚泥区 33%、生活下水汚泥区 17%、皮革工場汚泥区 33%、硝化菌では、都市下水及び皮革工場汚泥区とも83%で、生活下水汚泥区が50%あり、有機栄養微生物及び硝化菌における差が、前記の汚泥間差に反映していた。微生物数からみると、都市下水汚泥区では、5及び10 t 区の細菌、5 t 区の色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌、皮革工場汚泥区では、10 t 区の放線菌、10及び20 t 区の糸状菌がそれぞれ他の汚泥施用区の菌数より明らかに多い菌数（最高菌数）を示した。生活下水汚泥区では、最高菌数を示すものは認められなかった。このように最高菌数の発現頻度からみると、汚泥間差は、都市下水汚泥>皮革工場汚泥>生活下水汚泥である。また、汚泥施用量と微生物数の関係から汚泥間差をみると施用量の変化に伴ってその数に一定の傾向を示した微生物種は、皮革汚泥区が最も多く（6種中3種）、続いて生活下水汚泥区（同2種）であり、都市下水汚泥区では全く認められなかった。以上のように、それぞれの見方によって結果が異なり、この時期では明確な汚泥間差は認められないものと考えられる。

この時期の硝化菌は、アンモニア酸化細菌数が、亜硝酸酸化細菌数より多く、アンモニア酸化細菌が優占種であることが示された。

微生物数の計数と同時にやった土壤成分分析の結果（表4）から次のことが明らかにされた。土壤水分含有率は化学肥料区と汚泥施用区、各汚泥施用区の施用量間差及び汚泥間差は明らかでなかった。土壤 pH は、汚泥の施用により明らかに上昇し、特に消石灰を脱水助剤とする都市及び生活下水汚泥施用区では施用量の増加に伴う pH の顕著な上昇が認められた。皮革工場汚泥区では、10 t 区と20 t 区の pH が逆転しているが、他の汚泥区と同様に施用量の増加に伴って pH も上昇するものと考えられる。これは、以後の調査結果（表4）からも推測される。皮革工場汚泥には凝集剤は用いられていないが、汚泥自体の pH が9と高くそれが反映しているものと考えられる。NH₄-N は、化学肥料区が最大で汚泥施用区はかなり低い値を示した。また、各汚泥施用区内及び各汚泥間に一定の傾向は認められなかった。NO₂-N 及び NO₃-N については汚泥施用区と化学肥料区にほとんど差が認められず、また、各汚泥施用区内及び汚泥間に特徴ある傾向は認められなかったが、NO₃-N は、4回の調査時のうち最低の値であった。水溶性リン酸は、都市下水汚泥 5 t / ha 区で化学肥料区より多かった以外は、いずれの区とも化学肥料区より低い値を示した。また、各汚泥施用区とも汚泥施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。

3.1.2 2回目調査時

2回目の土壤採取は、1回目の汚泥施用後4か月経過時の55年3月3日に行った。

本調査時の汚泥施用に伴う土壤微生物への影響の発現状況は、都市下水汚泥10及び20t区の細菌及び色素耐性細菌数、10t区の放線菌数、10t区の亜硝酸酸化細菌を除く全区の硝化菌数、生活下水汚泥20t区の細菌数、10t区の放線菌数、5t区の色素耐性細菌数、全区の硝化菌数、皮革工場汚泥全区の細菌、放線菌、糸状菌及びアンモニア酸化細菌数、10及び20t区の色素耐性細菌及び20t区の亜硝酸酸化細菌数がそれぞれ化学肥料区より多い菌数を示し、施用による影響（すべて増加効果）が認められ、影響発現率は、都市下水汚泥区56%、生活下水汚泥区50%、皮革工場汚泥区83%、全体で63%となった。影響を受けた微生物種のなかで特に著しい菌数の増加を示したのは、アンモニア酸化細菌（化学肥料区の10～108倍）、色素耐性細菌（同14～63倍）及び亜硝酸酸化細菌（3.6～49倍）であり、細菌（2～6倍）及び放線菌（3～7倍）もかなりの影響を示した。

次に各汚泥区について施用量と微生物数の関係を検討した。生活下水汚泥施用区の亜硝酸酸化細菌数は、施用量の増加率以上の顕著な増加を示した。5及び10t区間の差は不明確であるが全体として増加の傾向にあったのが、3汚泥区の細菌、都市下水及び皮革工場汚泥区の色素耐性細菌であった。

次に土壤微生物に与える影響の汚泥間差については、影響の発現状況からみると、皮革工場汚泥＞都市下水汚泥＞生活下水汚泥の順序となったが、都市下水汚泥と生活下水汚泥の差は、わずかであった。また、これらの差には、有機栄養微生物に与える影響の差が反映している。菌数の面からみると、皮革工場汚泥5及び10t区の細菌、全区の放線菌、20t区の糸状菌、色素耐性細菌は、いずれも他の汚泥施用区の菌数より明らかに多い菌数（最高菌数）を示した。また、施用量と微生物数の関係からみると、施用量の変化に伴ってその数に一定の傾向を示した微生物種は、3汚泥区とも6種中2種であり、汚泥間差は認められなかった。

以上のように皮革工場汚泥の施用による影響が大きいと考えられる結果となったが、都市下水汚泥と生活下水汚泥との差は明確でなかった。

本調査時の硝化菌は、ほぼ全区でアンモニア酸化細菌数＞亜硝酸酸化細菌数であり、1月31日の調査時と同様にアンモニア酸化細菌が優占種であった。

本調査時の土壤分析は、水分及びpHの2項目についてのみ行った（表4）。土壤水分は、いずれの汚泥施用区でも化学肥料区のそれより高く、特に皮革工場汚泥の20t区は、著しく高い水分含量を示した。しかし、汚泥施用量と土壤水分の間には特定の関係は認められなかった。また、土壤pHは、いずれの汚泥区とも化学肥料区より高く、都市及び生活下水汚泥区では、施用量の増加に伴って著しく上昇した。

3.1.3 3回目調査時

3回目の土壤採取は、1回目の汚泥施用後7か月経過時の55年5月29日に行った。なお、生活下

水汚泥20 t区は、希釈操作のミスにより測定できなかった。従って、汚泥間差、施用量の微生物数との関係等の検討の対象から除外した。

汚泥施用による影響の発現状況は、都市下水汚泥5 t区の細菌、全区の硝化菌、生活下水汚泥の5及び10 t区の硝化菌、皮革工場汚泥全区の細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌、10及び20 t区のタンパク質分解菌がそれぞれ化学肥料区の菌数より多い菌数を示し、施用による影響（増加効果）が認められた。一方、都市下水汚泥10 t区の細菌、5及び10 t区の糸状菌、生活下水汚泥5 t区の糸状菌及び皮革工場汚泥全区の亜硝酸酸化細菌は、明らかに化学肥料区の菌数より少なく、減少の影響が発現した（減少効果）。影響の発現率は、都市下水汚泥区47%（増加効果33%、減少効果14%）、生活下水汚泥区36%（増加効果29%、減少効果7%）、皮革工場汚泥区95%（内14%は減少効果）全体で63%であった。このように皮革工場汚泥区では、ほとんどの微生物種、施用量区で施用の影響が発現した。都市下水汚泥区では、硝化菌について全区で影響（増加効果）が発現したが、有機栄養微生物では、ほとんど発現しなかった。また影響を受けた微生物種の中で特に著しい増加を示したのは、アンモニア酸化細菌で化学肥料区の22~88倍に達した。このほか、都市及び生活下水汚泥区の亜硝酸酸化細菌（10~40倍）、皮革工場汚泥区の放線菌（3~9倍）がかなりの増加を示した。

都市下水及び皮革工場汚泥施用区について汚泥施用量と微生物数の関係を見ると、皮革工場汚泥区の糸状菌は、施用量の増加に伴い明確な菌数の増加を示したが、その増加は施用量の増加率に対応したものではなかった。また、施用量間差が一部不明確であるが全体として増加の傾向を示したのが都市下水汚泥区の糸状菌数であった。

土壌微生物に与える影響の汚泥間差を影響の発現状況からみると、皮革工場汚泥>都市下水汚泥であった。この差は有機栄養微生物におけるものである。また、有機栄養微生物数は、皮革工場汚泥区が都市下水汚泥区より多く、亜硝酸酸化細菌数だけが都市下水汚泥区で多かった。一方、施用量と微生物数の関係からみると都市下水汚泥と皮革工場汚泥に差は全くなかった。以上に示したように、影響の発現状況及び微生物数からみると皮革工場汚泥>都市下水汚泥の汚泥間差が認められた。

この時期の硝化菌数をみると、都市及び生活下水汚泥区では、全区でアンモニア酸化細菌数<亜硝酸酸化細菌数であり、後者が優占種であった。しかし、皮革工場汚泥区では、依然としてアンモニア酸化細菌が優占種であった。

5月29日採土時の土壌水分は、1月31日に比べて低下しており、乾燥していることがうかがえるが、汚泥施用区と化学肥料区、汚泥施用量間に一定の傾向は見いだせない。土壌pHは前回より低下しているが、前回調査時と同様に汚泥施用区のpHは、化学肥料より高く、かつ汚泥施用量の増加に伴って上昇する傾向が認められた。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は化学肥料区、都市下水及び皮革工場汚泥の5 t区、生活下水汚泥の5及び10 t区で、 $40\sim 60\ \mu\text{g/g}$ 乾土の多量の $\text{NH}_4\text{-H}$ が検出された。また、汚泥施用量の増加に伴って減少する傾向も認められた。 $\text{NO}_2\text{-N}$ は少量であるが全区で検出された。N

O_3-N については一定の傾向は認められなかったが、前回（1月31日）より多量の NO_3-N が検出された。水溶性リン酸は、汚泥無施用区（化学肥料区）が最大であり、汚泥施用区では施用量の増加に伴い減少する傾向が認められた。

3.1.4 4回目調査時

明石土壤は、冬作のイタリアンライグラス栽培終了後に第2回目の汚泥の施用が行われた。なお、水稻栽培前には汚泥は施用されていない。2回目の汚泥施用は、昭和55年11月4日であり、その1か月後（12月4日）に4回目の土壤採取を行った。また、生活下水汚泥は、乾燥物に変更され、成分含有量も多くなった（表1）。

汚泥施用が土壤微生物に与える影響を、その発現状況からみると、都市下水汚泥全区の硝化菌、10及び20 t 区の放線菌及び色素耐性細菌、10 t 区の細菌、生活下水汚泥全区の細菌、放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌、20 t 区のタンパク質分解菌、5 t 区の亜硝酸酸化細菌を除く皮革工場汚泥全区の全微生物種でそれぞれ化学肥料区より多い菌数を示し、施用による影響（増加効果）が認められた。影響の発現率は、都市下水汚泥区52%、生活下水汚泥区76%、皮革工場汚泥区95%であり、全体で75%であった。施用の影響を受けた微生物のなかで特に著しい増加を示したのは、アンモニア酸化細菌で化学肥料の22~88倍となった。都市及び生活下水汚泥区の亜硝酸酸化細菌数も化学肥料区の8~76倍の著しい増加を示したが、皮革工場汚泥区のそれは2~16倍で、両下水汚泥に比較すると低い増加率であった。これに対して有機栄養微生物の増加率は、最高でも化学肥料区の約4倍であり硝化菌に比べて顕著ではなかった。

汚泥の施用量と微生物数については、生活下水汚泥区の細菌及び色素耐性細菌が施用量の増加に伴って明確な菌数増加を示した。これら細菌及び色素耐性細菌の増加は、施用量の増加に対応していなかった。また、施用量間差は不明確な場合もあるが全体として増加傾向を示したのが、3汚泥区の亜硝酸酸化細菌と皮革工場汚泥の色素耐性細菌であった。このうち亜硝酸酸化細菌数は、施用量の増加率以上の菌数増加を示した。

土壤微生物に与える影響の汚泥間差を影響の発現状況からみると、皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥であった。この内容をみると硝化菌には差がなく、有機栄養微生物における影響発現状況の差が、前記の汚泥間差に反映していた。皮革工場汚泥全区の糸状菌及びタンパク質分解菌、5及び10 t 区の細菌及び色素耐性細菌数は、他の汚泥施用区より明らかに多く最高菌数を示した。また、生活下水汚泥10 t 区の放線菌数も最高菌数を示し、かつ同区の細菌、糸状菌、タンパク質分解菌及び色素耐性細菌数は、皮革工場汚泥区に次ぐ菌数であり、都市下水汚泥区のそれらより多い菌数を示す場合が多い。従って、汚泥間差は、菌数の面からも皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥であった。しかし、施用量と微生物数の関係からみると、生活下水汚泥>皮革工場汚泥>都市下水汚泥となり、前述の結果とは一致しなかった。以上に示したように影響の発現状況及び菌数からみると汚泥間差が認められ、その順序は、皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥であり、

この順序は、全窒素含量と炭素率（C/N比）の汚泥間差と一致した（表1）。

この時期の硝化菌は、生活及び都市下水汚泥20 t区以外の各区では、アンモニア酸化細菌が優占種であった。なお、生活下水汚泥の20 t区では両者に差は認められず、都市下水汚泥20 t区では亜硝酸酸化細菌数が多かった。

土壌分析の結果からは次のことが明らかにされた。土壌水分は処理区間に明確な差は認められないが都市及び生活下水汚泥区では施用量の増加に伴って土壌水分が低下する傾向がうかがえる。土壌pHは前3回の調査時と同様に汚泥の施用によって上昇し、施用量の増加とともに上昇した。これは特に都市及び生活下水汚泥施用区で顕著であった。NH₄-Nは前2回（1,3回目）調査時と比較すると多量（96~424 µg/g 乾土）に検出されたが都市下水及び皮革工場汚泥施用区では10 t区が最大となり一定の傾向は認められなかった。一方、生活下水汚泥区では汚泥施用量の増加に伴って低下する傾向が認められた。NO₂-Nは汚泥施用区で化学肥料区より多量（3~42倍）に検出され、施用量の増加に伴って増加する傾向が認められた。NO₃-Nは、NO₂-Nと同様に汚泥施用区で化学肥料区の7~14倍の多量のNO₃-Nが検出され、施用量の増加に伴って増加する傾向が認められた。更に前2回（1,3回目）の調査時より多くのNO₃-Nが検出された。水溶性リン酸は、化学肥料区及び汚泥施用区とも前2回の調査時より多量に検出されたが、汚泥の施用による影響は明確でない。都市下水汚泥区では施用量の増加に伴って減少する傾向にあった。生活下水及び皮革工場汚泥区については施用量と検出量間に明らかな傾向は認められなかった。

3.1.5 5回目調査時

5回目の土壌採取は、2回目の汚泥施用後約4か月経過時の56年2月27日に行った。

汚泥施用が土壌微生物に与える影響を、その発現状況からみると、都市下水汚泥全区の細菌、色素耐性細菌及び硝化菌、5及び10 t区の放線菌、生活下水汚泥全区の細菌、放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌、5及び10 t区のタンパク質分解菌、20 t区の糸状菌、皮革工場汚泥全区の細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌及び硝化菌、10及び20 t区のタンパク質分解菌が、それぞれ化学肥料区より多い菌数を示し、施用による影響（増加効果）が認められた。特に硝化菌の増加は著しく亜硝酸酸化細菌が化学肥料区の14~1,057倍、アンモニア酸化細菌が同じく4~167倍となった。この他放線菌が3~9倍の増加を示した。影響発現率は、都市下水汚泥区67%、生活下水汚泥区86%、皮革工場汚泥区95%であり、全体で83%であった。各微生物種の最高菌数が認められたのは、生活下水汚泥5 t区の細菌及びタンパク質分解菌、5及び10 t区の色素耐性細菌、10 t区のアンモニア酸化細菌、10及び20 t区の亜硝酸酸化細菌であり、皮革工場汚泥20 t区の細菌、放線菌、タンパク質分解菌及び色素耐性細菌、同全区の糸状菌であった。

汚泥の施用量と微生物数の関係を見ると、生活下水汚泥区の色素耐性細菌、皮革工場汚泥区の細菌、放線菌、糸状菌及び色素耐性細菌について施用量の増加に伴う明確な菌数の増加が認められ、皮革工場汚泥区の細菌は、施用量の増加率に対応した増加を示した。

施用量間差が不明確な場合もあるが全体として増加の傾向を示したのが、生活下水汚泥区の細菌、糸状菌及び亜硝酸酸化細菌、皮革工場汚泥区のタンパク質分解菌及び亜硝酸酸化細菌であり、逆に減少の傾向を示したのが都市及び生活下水汚泥区のタンパク質分解菌であった。亜硝酸酸化細菌は、施用量の増加率以上の増加を示した。

土壤微生物に与える影響の汚泥間差をみると、影響の発現状況からは、皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥という汚泥間差が認められ、最高菌数を示す微生物種とその頻度からは、全微生物種では 生活下水汚泥>皮革工場汚泥>都市下水汚泥であり、有機栄養微生物については、皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥であった。また、施用量と微生物数の関係からは、皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥であった。このように時期の汚泥間差は、皮革工場汚泥>生活下水汚泥>都市下水汚泥であると言えよう。なお、この順序は、前回と同様であり、各汚泥の全窒素含量と炭素率（C/N比）の汚泥間差と一致した。

この時期の硝化菌は、施用汚泥ごと、施用量ごとに違った関係を示し一定の傾向は認められなかった。

土壤分析の結果からは次のことが認められた。土壤水分含有率はいずれの汚泥施用区とも汚泥施用量の増加に伴って低下する傾向が認められ、5 t 区のそれは化学肥料区より3~6%高い値を示した。土壤 pH は、汚泥施用区が化学肥料区より高く、汚泥施用量の増加に伴って上昇し、特に都市及び生活下水汚泥区で顕著であった。NH₄-N は、化学肥料区が最大であり、都市及び生活下水汚泥区では施用量の増加に伴って減少する傾向を示したが、皮革工場汚泥区では、10 t 区が特異的に高かった。NO₂-N は生活及び都市下水汚泥区で化学肥料区より多く、生活下水汚泥区では施用量の増加に伴って減少した。また、皮革工場汚泥区では検出量は少ないが施用量の増加に伴って増加する傾向が認められた。NO₃-N は、皮革汚泥5 t 区以外は化学肥料区より多かったが汚泥施用量との関係では一定の傾向は認められなかった。都市及び生活下水汚泥区では100 µg/g 乾土以上の多量のNO₃-Nの蓄積が認められた。水溶性リン酸は、化学肥料区が多く、都市下水及び皮革工場汚泥区では施用量との間に一定の傾向は認められなかったが、生活下水汚泥区では、施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。

3.1.6 明石水田土壤への汚泥の施用が土壤微生物に与える影響の経時的変化と汚泥の連用による変化

これまで示した5回の調査結果をもとに明石水田土壤への汚泥の施用が土壤微生物に与える影響を以下にとりまとめて考察した。汚泥の連用による影響の考察は、2回目（55年3月3日）と5回目（56年2月27日）の調査結果を比較した。汚泥施用後の経過日数には両調査時間に9日の差があった。

(1) 土壤微生物数の経時変化と連用による影響

1) 細菌数

1回目の汚泥施用後の都市及び生活下水汚泥区における細菌数は、ほぼ一定の菌数で経過したが、皮革工場汚泥区では、経時的に増加した。化学肥料区のそれは、いったん減少したのち再び増加した。2回目の施用後の経過は、生活下水汚泥区がほぼ一定の菌数を示したのに対して、都市下水汚泥区は増加傾向を示した。皮革工場汚泥区では、5及び10t区で減少、20t区で増加し、一定の傾向が認められなかった。化学肥料区では、減少の傾向が認められた。また、汚泥連用の影響は、生活下水汚泥区で明確に現れ菌数が増加した。これに対して皮革工場汚泥区では、連用の影響は認められず、都市下水汚泥区では5及び10t区で増加が20t区で減少が認められ一定の傾向を示さなかった。また、化学肥料区の細菌数は減少した。このように細菌数については、各汚泥で傾向が異なり共通の現象は認められなかった。

2) 放線菌数

1回目の汚泥施用後では、各汚泥施用区に共通の明確な傾向は、認められなかったが、2回目の汚泥施用後では、放線菌数は経時的に増加した。これは有機物施用土壌における放線菌の増加は、施用後期に起こるといわれていること²¹⁾を裏付けるものであろう。この傾向は、1回目の汚泥施用後における都市及び生活下水汚泥10t区、皮革汚泥全区の施用後3か月目から4か月目にかけての菌数変化からもうかがえる。これらの区においては、その菌数が減少していることから、放線菌は、施用後いったん増加し、その後減少するものと考えられる。汚泥の連用が放線菌に与える影響は、都市下水汚泥区では明確でなかったが、生活下水汚泥区では、やや増加した。これは連用による影響よりもむしろ、汚泥が高成分のものに変わったことによるものであろう。

これに対して、皮革工場汚泥区の放線菌数は汚泥の連用により明らかな減少を示した。著者ら¹²⁾は、人工制御環境下における実験で生活下水汚泥連用土壌において放線菌数が汚泥の連用に伴って減少することを報告したが、前記の結果は、ほ場においても同様の現象が起こることを示唆するものである。なお、化学肥料区における放線菌数の経時変化は、1～3回目の調査では変化がなく、4～5回目にかけてはやや増加した。また、3回目と5回目調査時の比較では後者が前者の $\frac{1}{2}$ に減少した。

3) 糸状菌数

糸状菌数は、1回目の汚泥施用後経時的に増加する傾向を示した。特に皮革工場汚泥区で顕著であった。従って、糸状菌は、放線菌よりさらに遅れて増殖するものと考えられる。2回目の汚泥施用後では、この傾向は明確でなかったが、施用1か月後に比べて4か月後では、やや増加している区も多く、1回目の汚泥施用後と同様の経過をたどるものと予想される。しかし、菌数そのものは汚泥の連用によって著しく減少することが明らかにされた。なお、化学肥料区は、ほぼ汚泥施用区と同様の傾向を示した。

4) タンパク質分解菌数

これは、2回目の汚泥施用後経時的に計数した。この結果からみると、生活下水汚泥5及び10t区が明確でないが、化学肥料区を含めて他の区では、経時的に減少する傾向が認められた。細菌と同様に、タンパク質分解菌の増加のピークは、汚泥施用後比較的早い時期にあるものと考えられる。

5) 色素耐性細菌数

1回目の汚泥施用後の色素耐性細菌数は、経時的に増加する傾向を示す区が多かったが、2回目施用後では、都市下水汚泥5t区を除いて、顕著な減少を示した。また、1回目調査時と4回目調査時の菌数を比較すると、後者の方が多いことから、汚泥連用土壌における色素耐性細菌は、汚泥施用後短期間にピークに達し、以後は減少するものと考えられる。また、生活下水汚泥区の2回目調査時と5回目調査時の菌数を比較すると、後者がかなり多い菌数となったが、これは放線菌と同様に連用による影響よりもむしろ施用汚泥の成分含有量の変化(表1を参照)を反映しているものと考えられる。

化学肥料区の菌数は、2回目調査時に極端に減少したが、その後再び増加し、2回目施用後では、減少の傾向を示した。2回目と5回目調査時の比較では、2回目が低菌数であったために、5回目では増加していた。

これまでに示したように汚泥施用区の色素耐性細菌は、他の有機栄養微生物と比べて汚泥施用量の変化に対する反応性と化学肥料区の菌数に対する比率が高く、また、汚泥施用による影響の発現率も高い。従って、明石汚泥施用土壌の微生物フロラの特徴の一つであると考えられる。

Miller²²⁾は、下水消化汚泥施用土壌における微生物相の特徴の一つとして細菌数に対するグラム陰性細菌数の割合が無施用土壌に比べて高くなることをあげている。色素耐性細菌のほとんどがグラム陰性細菌である²²⁾といわれていることから、汚泥施用区の細菌数に対する色素耐性細菌数の割合を求め、化学肥料区のそれと比較すると、1回目調査時以外のすべての調査時において汚泥施用区の比率が化学肥料区のそれより高くなった。このように、明石汚泥施用土壌においてもグラム陰性細菌の割合が高くなっているものと考えられる結果が得られた。

6) アンモニア酸化細菌数

皮革工場汚泥区のアンモニア酸化細菌数は、経時的に減少し、汚泥の連用によっても減少することが明らかにされた。この皮革汚泥施用区の土壌pHをみると、汚泥の連用により低下しており、土壌pHの低下程度の大きい区ほど菌数の減少率が高いことから、連用による菌数の低下は、土壌pHの低下によるものと考えられる²⁴⁾。都市及び生活下水汚泥区の経時変化は、皮革工場汚泥区のような明確なものではないが、全体的に減少の傾向を示すものと推測された。汚泥の連用による影響は、両汚泥区とも菌数の増加を示すことであった。化学肥料区の菌数は皮革工場汚泥区と同様に経時的に減少したが、連用によって増加した。これは、生活及び都市下水汚泥区と同様の結果であった。

7) 亜硝酸酸化細菌数

1回目の汚泥施用後の亜硝酸酸化細菌数の経時変化をみると、都市及び生活下水汚泥施用区及び化学肥料区で増加していた。2回目施用後では、生活下水汚泥区が全体として増加の傾向を示したのに対して、都市下水及び皮革工場汚泥区では、全体として減少の傾向を示したが、これらは明確なものではなかった。化学肥料区は明らかに減少した。汚泥の連用によって菌数は増加の傾向を示したが、明確なものではなかった。化学肥料区では逆に明らかに減少した。

アンモニア酸化細菌数の変化と合わせて考察してみると、1回目施用後ではアンモニア酸化細菌は減少期にあり、亜硝酸酸化細菌数は増加期にあるものと考えられ、硝化菌の遷移が起きているものと推測される。2回目施用後では、都市下水及び皮革工場汚泥区では両菌とも減少期にあり、亜硝酸酸化細菌の増殖時期が、両汚泥の連用により早まっているのではないかと考えられる。これは両汚泥区の菌数の連用による増加及び1回目調査時と4回目調査時の両硝化菌数比の変化から示唆される。すなわち、両汚泥区のアンモニア酸化細菌数/亜硝酸酸化細菌数比は、1回目調査時より4回目調査時が著しく低い値を示すことである。これは、化学肥料区においても同様であった。

生活下水汚泥区では、前2汚泥区と異なって経時的に増加の傾向を示すが、1回目と4回目の両硝化菌数比について両汚泥区と同じ結果が得られたことから、この区においても亜硝酸酸化細菌の増殖期が汚泥の連用により早まるものと考えられる。

(2) 汚泥の施用が土壤微生物に与える影響の経時変化と連用による変化

各調査時ごとの影響発現状況をもとにその経時変化をみると、1回目の汚泥施用後の状況は施用後4か月目が最大の影響発現率を示した。2回目の汚泥施用後では、影響発現率は、経時的に増加している。すなわち、施用後4か月までであれば影響発現率は経時的に増加することが示された。1回目の経過からみると、その後は減少するものと考えられる。また、汚泥の連用は、影響発現率を高めると考えられる結果となった。このような影響発現率の経時変化や連用による変化は、主として有機栄養微生物における影響の発現状況に左右された。これは、対照となる化学肥料区の菌数の変化とその程度あるいは汚泥施用区における菌数の変化とその程度によって決まるといえよう。例えば、2回目の汚泥施用後の細菌における影響は、経時的に増加した。これは、都市下水汚泥区における影響発現率の増加が反映している。同区の細菌数は、やや増加しているが、化学肥料区の菌数が顕著に減少したことが、影響発現率の増加につながった。

これまでの著者らの一連の報告⁹⁻¹⁵⁾やMiller²²⁾の報告からも明らかのように、汚泥施用土壌における微生物の増減の時期は、微生物種で異なっており、正確な影響の把握のためには、より詳細な経時的追跡が必要であらう。このような問題点があるが、今回得られた結果からは、前述のほかには次のことが明らかにされた。1回目の汚泥施用後の経過からは、皮革工場汚泥の施用が有機栄養微生物に与える影響は、長期間にわたって持続すること、アンモニア酸化細菌に対する影響は、全汚

泥施用区で長期間にわたって持続すること、亜硝酸酸化細菌に対する影響は、石灰を脱水助剤として使用している都市下水汚泥及び生活下水汚泥区で長期間にわたって持続すること、2回目の汚泥施用後の経過からは、施用汚泥中成分含有量の差が影響発現率に反映し、影響発現率の汚泥間差は、皮革工場汚泥区>生活下水汚泥区>都市下水汚泥区であること、この汚泥間差は、有機栄養微生物に大きく現れ、汚泥中全窒素含有率及び炭素率(C/N比)に関連していること、有機栄養微生物のなかでは細菌と色素耐性細菌の影響発現率が高いことなどが明らかにされた。

以上に示した結果から明石汚泥施用土壌の微生物相の特徴を挙げると、石灰含有下水汚泥施用土壌において硝化菌が著しく増加すること、皮革工場汚泥施用土壌においてアンモニア酸化細菌数は、顕著に増加するが、亜硝酸酸化細菌数は、低い菌数を示すこと、有機栄養微生物のうちでは色素耐性細菌数の汚泥施用に対する反応性が高いこと、施用汚泥中の成分含有量の差は、有機栄養微生物に対する影響の差に反映することなどである。

3.2 山口水田土壌への汚泥の施用が土壌微生物に与える影響

山口水田については、2回の調査を行い、表5に土壌微生物数の測定結果を、表6に土壌分析の結果を示した。1回目の調査は、1回目の汚泥施用後約5か月経過時の55年3月6日に行ったが、これは明石土壌の2回目調査時と同様に別の研究で行ったものであり、その結果の一部は、すでに報告²⁰⁾した。明石土壌の場合と同様に汚泥の連用による影響の変化を明らかにするために必要であることからその結果を表示するとともに検討の対象とした。発酵工場汚泥区は30t区まで設けられているが、今回の検討では、樹脂工場汚泥区と対比するため20t区までを対象とした。

3.2.1 1回目調査時

山口水田には表2に示したように2種類の工場廃水処理汚泥が施用されている。1回目の汚泥施用後約5か月経過時に測定した土壌微生物数から汚泥施用の影響を以下に検討した。

汚泥施用による影響の発現状況からみると、発酵工場汚泥の全施用量区(以下全区と記す)の細菌、放線菌、糸状菌及び色素耐性細菌、10t区の亜硝酸酸化細菌、20t区のアンモニア酸化細菌、樹脂工場汚泥全区の放線菌及び糸状菌、10及び20t区の細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌がそれぞれ化学肥料区より多い菌数を示し、施用の影響(増加効果)が認められた。これに対して発酵工場汚泥の10t区及び樹脂工場汚泥の5t区のアンモニア酸化細菌数は、化学肥料区の菌数より少なく、減少効果が認められた。汚泥の施用による影響の発現率は、発酵工場汚泥区84%(増加効果78%, 減少効果6%), 樹脂工場汚泥区73%(増加効果67%, 減少効果6%)であり、全体で78%(増加効果72%, 減少効果5%)であった。このように両汚泥区ともかなり高い影響発現率を示し、その大部分が増加効果であった。施用の影響が認められた区における微生物数の化学肥料区菌数に対する増加率をみると、色素耐性細菌、糸状菌及び放線菌のそれが高く、それぞれ化学肥料区の5~16倍、3~13倍、2~10倍の著しい増加を示した。

表 5 汚泥施用山口水田土壌の微生物数

Table 5 Microbial population in soil samples of the control and sludge-treated plots in Yamaguchi alluvial paddy soil collected from the 0 to 5 cm soil depth
Sludges were annually applied just before sowing of the winter crop.

Microorganisms	Sampling date	Chemical fertilizer	Sludge F					Sludge S			α level	LSD 0.05
		Sludge metric tons/ha (dry weight)										
		0	5	10	20	30	5	10	20			
Bacteria $10^7/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	5.8	9.9	27.8	34.8	32.3	6.0	10.8	22.8	0.01	4.0	
	Feb 26 1981(4)**	10.0	18.3	20.5	24.8	52.0	22.0	25.0	34.5	0.01	8.8	
Actinomycetes $10^6/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	9.5	42.5	93.0	27.3	7.5	18.5	29.3	51.8	0.01	7.0	
	Feb 26 1981(4)**	4.5	25.0	16.5	16.8	8.0	11.8	11.0	8.8	0.01	6.4	
Fungi $10^4/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	6.3	21.5	56.3	75.0	95.0	29.5	42.5	80.3	0.01	13.9	
	Feb 26 1980(4)**	4.5	12.5	12.0	11.5	45.3	9.0	131	63.0	0.01	10.7	
Proteolytic bacteria $10^6/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Feb 26 1981(4)**	12.3	50.0	67.3	104	59.8	59.5	53.8	135	0.01	29.3	
Crystalviolet resistant bacteria $10^6/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	3.0	16.8	38.5	48.5	13.8	6.5	20.3	29.3	0.01	10.0	
	Feb 26 1980(4)**	16.5	27.8	36.8	71.0	119	46.3	76.5	131	0.01	5.1	
Ammonium-oxidizing bacteria $10^4/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	42.3	32.4	11.0	343	136	12.4	38.8	136	-	-	
	Feb 26 1981(4)**	2.3	24.3	34.0	4.7	11.1	9.8	15.8	18.9	-	-	
Nitrite-oxidizing bacteria $10^4/g$ dry soil	Mar 6 1980(5)*	2.9	7.3	15.4	3.4	0.2	4.7	14.8	23.7	-	-	
	Feb 26 1981(4)**	1.1	34.4	7.0	113	99.0	6.8	1.6	1.2	-	-	

* , Months after first sludge application ; ** , Months after second sludge application.

表 6 汚泥施用山口水田土壌の水分, pH, 無機態窒素及び水溶性リン酸の測定結果

Table 6 Results of moisture, pH, inorganic nitrogen and water-soluble phosphate determinations on soil samples of the control and sludge-treated plots in Yamaguchi alluvial paddy soil collected from the 0 to 5 cm soil depth. Sludges were annually applied before sowing of the winter crop.

	Sampling date	Chemical fertilizer	Sludge F					Sludge S		
		Sludge metric tons/ha (dry weight)								
		0	5	10	20	30	5	10	20	
Water content %	Mar 6 1980(5)*	17.2	25.8	28.5	30.1	25.6	27.8	22.4	22.4	
	Feb 26 1981(4)**	28.5	29.8	30.1	30.6	29.4	28.9	30.9	31.1	
Soil pH (H ₂ O)	Mar 6 1980(5)*	4.6	4.7	5.4	5.7	4.6	5.2	5.6	5.8	
	Feb 26 1981(4)**	6.2	6.9	6.7	7.5	8.3	5.9	5.5	5.1	
NH ₄ -N***	Feb 26 1981(4)**	2.46	2.42	2.78	2.63	4.18	4.15	8.06	5.46	
NO ₂ -N***	Feb 26 1981(4)**	0.05	0.11	0.19	0.35	0.36	0.06	0.01	0.04	
NO ₃ -N***	Feb 26 1981(4)**	0.50	1.84	5.12	6.32	9.64	3.58	8.19	10.29	
W-PO ₄ ***	Feb.26 1981(4)**	1.07	1.54	1.86	4.28	7.16	1.60	5.70	5.14	

*, Months after first sludge application ; **, Months after second sludge application ; ***, $\mu\text{g/g}$ dry soil.

汚泥の施用量と微生物数の関係を見ると、施用量の増加に伴って明確な菌数の増加を示したのは、発酵工場汚泥区の細菌、糸状菌及び色素耐性細菌、樹脂工場汚泥区の細菌、放線菌、糸状菌であり、硝化菌は、施用量間差が不明確なもの全体として増加傾向を示した。このうち細菌は、施用量の増加率にはほぼ対応した増加を示し、樹脂工場汚泥区の硝化菌は、施用量の増加率以上の増加を示した。また、施用量間差は明確でないが全体として増加傾向を示したのは（20 tの菌数が5 t区より明らかに多く、かつ連続的に増加しているもの）、樹脂工場汚泥区の色素耐性細菌であった。このように樹脂工場汚泥区では、全微生物種について施用量の増加に伴う増加が認められ、この汚泥の施用に対して土壌微生物は、鋭い反応を示すことが示唆される結果が得られた。

発酵工場汚泥30 t区について前記と同様の検討を行った。影響の発現状況は、細菌、糸状菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌で増加効果が認められ、亜硝酸酸化細菌では減少効果が発現している。施用量と微生物数の関係をこの30 t区を加えて考察すると、糸状菌は、20 t区より明らかに多い菌数を示し、全施用量を通じて明確な増加を示した。これに対して、放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌は、いずれも20 t区より明らかに少ない菌数であり、細菌数も20 t区とはほぼ同等の菌数であった。この区では、イタリアンライグラスの発芽が不良であり、土壌採取は、植物が生育していない裸地で行ったためにこのような結果となったのであろう。また、この区のpHが5以下の低いことも菌数が低くなった原因の一つであろう。

土壌微生物に与える影響の汚泥間差を見ると、影響発現率からは、発酵工場汚泥>樹脂工場汚泥となり、その差は、有機栄養細菌（5 t区の細菌及び色素耐性細菌）における差であった。微生物

数の比較からは、発酵工場汚泥>樹脂工場汚泥となる場合が多いが、両汚泥間に差が認められない場合も多かった。しかしながら、有機栄養微生物については、明確に発酵工場汚泥>樹脂工場汚泥であった。1回目の施用汚泥の全窒素含有率は、発酵工場汚泥>樹脂工場汚泥であり、その差は1%であった。この差が汚泥間差（細菌と色素耐性細菌における差）に反映していると考えられるが、大きな差ではない。一方、施用量と微生物数の関係からみると、樹脂工場汚泥区では全種に増加傾向が認められたのに対して、発酵工場汚泥区では3種だけであった。このように影響発現率及び菌数からは、発酵工場汚泥>樹脂工場汚泥であったが、施用量に対する反応性からみると逆の結果となった。

本調査時の硝化菌間には、アンモニア酸化細菌数>亜硝酸酸化細菌数の関係が発酵工場汚泥10 t区、樹脂工場汚泥5及び10 t区を除く全区で認められ、前者が優占種であると推測される結果が示された。

土壌分析は、水分とpH (H₂O) について測定した。汚泥施用区の土壌水分は、いずれも化学肥料区より高く、発酵工場汚泥区では、20 t区まで施用量の増加に伴って上昇したが、30 t区は20 t区より低く5 tとほぼ変わらない状態であった。この区は前述したよう裸地状態であったためこのような状況を示したものと考えられる。この水分の低下が30 t区における微生物数の低下の一因と推測される。特に水分条件に敏感な色素耐性細菌及び硝化菌にこれが反映しているものと考えられる。一方、樹脂工場汚泥区には一定の傾向は認められなかった。

土壌pHは、化学肥料区が4.6とかなり低い状態にあった。これに対して樹脂工場汚泥区では、いずれの区も化学肥料区より高いpHを示し、区間差はわずかであるのが施用量の増加に伴って上昇する傾向を示した。発酵工場汚泥区では5及び30 t区が化学肥料区と変わらなかったが、10及び20 t区はかなり高いpHを示した。

3.2.2 2回目調査時

2回目の調査は、2回目の汚泥施用後約4か月経過時の昭和56年2月26日に行った。

土壌微生物に与える汚泥施用の影響をその発現状況から検討すると、発酵工場汚泥全区の放線菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌、10及び20 t区の細菌、5及び10 t区のアンモニア酸化細菌、樹脂工場汚泥全区の細菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌、5及び10 t区の放線菌、5 t区の亜硝酸酸化細菌、10及び20 t区の糸状菌がそれぞれ化学肥料区より明らかに多い菌数を示し、施用の影響が認められた。このうち発酵工場汚泥区の亜硝酸酸化細菌は、化学肥料区の6~103倍の著しい増加を示した。その他アンモニア酸化細菌が、2~15倍、タンパク質分解菌が4~11倍、放線菌が2~6倍、樹脂工場汚泥区の糸状菌(14~29倍)、色素耐性細菌(3~8倍)がかなり増加を示した。影響発現率は、発酵工場汚泥区76%、樹脂工場汚泥区81%、全体で79%であった。なお、前回の調査時に認められた減少効果は発現しなかった。

汚泥の施用量と微生物数の関係をみると、両汚泥区の色素耐性細菌は、施用量の増加に伴って明確な菌数増加を示したが、この増加は施用量の増加率に対応したものではなかった。施用量間差が

明確でない場合もあるが全体として増加の傾向を示したのが、発酵工場汚泥区のタンパク質分解菌、樹脂工場汚泥区の細菌であり、減少傾向を示したのが同区の亜硝酸酸化細菌であった。

土壤微生物に与える影響の汚泥間差を影響の発現状況からみると前述したように両汚泥間にほとんど差が認められなかった。施用量と微生物数の関係からみると、樹脂工場汚泥区では、2種で増加傾向が、1種で減少傾向が認められたのに対して発酵工場汚泥区では2種で増加傾向が認められただけであった。微生物数の比較からみると有機栄養微生物では樹脂工場汚泥が、硝化菌では発酵工場汚泥が、それぞれ多い菌数を示す頻度が高いが全体としてみると差が認められなかった。

このようにこの調査時における両汚泥間差は明確でなかった。ただし、個々の微生物種については、糸状菌、色素耐性細菌及びタンパク質分解菌数は、樹脂工場汚泥、放線菌及び硝化菌数は、発酵工場汚泥区が高い傾向にあった。この時期の硝化菌は汚泥ごと、施用量ごとに関係が違い一定の現象は認められないが、樹脂工場汚泥区では、アンモニア酸化細菌が優占種であろうと推測される。化学肥料区は、アンモニア酸化細菌が優占種であった。

樹脂工場汚泥10及び20 t 区の糸状菌数は、化学肥料区の14~29倍と顕著な増加を示し、黒色のコロニーを形成する種（未同定）がそのほとんどを占めた。

発酵工場汚泥30 t 区について前回と同様に検討を行った。影響の発現状況は、細菌、糸状菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌及び硝化菌が化学肥料区より多い菌数を示し、施用による影響（増加効果）が認められた。施用量と微生物数をみると、細菌、糸状菌及び色素耐性細菌が20 t 区より明らかに多い菌数を示し増加しているが、全施用量区を通じて増加傾向を示したのは、色素耐性細菌だけであった。放線菌は、20 t 区より少ない菌数を示した。前回の施用後に発生したイタリアンライグラスの発芽障害は、発生しなかった。

土壤成分分析の結果(表6)からは、土壤水分は、化学肥料区と汚泥施用区との間に差が認められず、施用量と土壤水分の間にも明らかな傾向は認められないこと、土壤 pH については、高分子凝集剤が使用されているが多量のカルシウム (T-CaO 20.8%) を含有する発酵工場汚泥では施用量の増加に伴って上昇し、凝集剤が使用されていない樹脂工場汚泥では逆に低下する傾向が認められること、 $\text{NH}_4\text{-N}$ では、樹脂工場汚泥区>発酵工場汚泥区の関係があること、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は少量であったが、発酵工場汚泥区では汚泥無施用(化学肥料)区より多く、かつ施用量の増加に伴って増加する傾向(5~20 t 区)にあったこと、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、化学肥料区より汚泥施用区で多く、施用量の増加に伴って増加することが明らかにされたが、これら無機態窒素と硝化菌数とは一致しないことも明らかにされた。更に、水溶性リン酸については、汚泥の多量施用区で多く、発酵工場汚泥区では施用量の増加に伴って増加することが認められた。

3.2.3 汚泥の連用が土壤微生物に与える影響

これまでに山口土壤についての2回の調査結果を示した。汚泥施用後の経過期間は、1回目が約5か月、2回目が約4か月であり、約1か月の差があったが、両調査時の結果から汚泥の連用が土

壤微生物に与える影響について以下に検討した。

まず、微生物数の変化についてみると、化学肥料区では細菌及び色素耐性細菌数が増加を示し、放線菌及び硝化菌数が顕著な減少を示した。糸状菌数は、減少したもののその程度は低かった（30%の減少）。樹脂工場汚泥区では、化学肥料区とほとんど同様の傾向を示した。これに対して発酵工場汚泥は、1回目と2回目の施用汚泥の成分含有量が大幅に変化（表2参照）しており、連用による影響よりも成分の変化が与える影響が大きいものと考えられる。この区における変化は、糸状菌数の減少以外には一定の傾向は認められなかった。樹脂工場汚泥については、汚泥成分に大きな差が認められないことから、同区の細菌及び色素耐性細菌数は、同汚泥の連用によって増加し、放線菌は、減少するものと考えられる。この放線菌数の連用に伴う減少は、明石土壌の皮革工場汚泥連用区でも認められた。また、著者らの別の研究においても認められた¹²⁾。硝化菌については、これまでに報告したように遷移を起こすことから施用後経時的に追跡する必要があるが、本調査結果からは連用の影響は正確に評価できないが、5 t 区の亜硝酸酸化細菌数以外は、顕著な減少を示した。

汚泥施用区における影響の発現状況の変化から汚泥の連用の影響をみると、樹脂工場汚泥区の有機栄養微生物では、連用による影響はほとんど認められなかった。硝化菌については、1回目調査時では、アンモニア酸化細菌は、明確な施用の影響が認められなかったのに対して、2回目は、全区に施用の影響が発現した。この汚泥区のアンモニア酸化細菌数は、前回より明らかに減少しているにもかかわらず影響が発現したのは、化学肥料区が低い菌数を示したことによるものである。亜硝酸酸化細菌については、1回目の10及び20 t 区で影響が認められたが、2回目は5 t 区のみ影響が発現した。これは10及び20 t 区における著しい菌数の減少によるもので、この原因としては、土壌 pH の低下が考えられる²⁴⁾。この区における土壌 pH は、汚泥施用量の増加とともに減少し、亜硝酸酸化細菌数も施用量の増加とともに著しく減少した。一方、発酵工場汚泥は、1回目と2回目の施用汚泥の成分量が大幅に違っており、両調査時間に差があっても連用による影響とは判定できない。この区において両調査時間に相違が認められたのは、糸状菌と硝化菌であった。硝化菌については、影響発現率は増加したが、この原因は、アンモニア酸化細菌では化学肥料区の菌数の著しい低下であり、亜硝酸酸化細菌では、化学肥料区の菌数の低下と汚泥区の菌数増加である。この菌数増加の一因として土壌 pH の上昇があげられよう。

各調査時の結果の項で述べたように山口土壌における汚泥間の土壌微生物に与える影響の差は、汚泥中成分含有量（例えば全窒素）から予想されるような差ではなかった。しかし、土壌の栄養状態を反映するとされている²³⁾色素耐性細菌数については、2回の調査時とも全窒素含有量の高い汚泥施用区における菌数が高くなり、明確な汚泥間差が認められた（1回目 発酵工場汚泥区>樹脂工場汚泥区、2回目 樹脂工場汚泥区>発酵工場汚泥区）。また、発酵工場汚泥1回目30 t 区及び2回目の5 及び10 t 区以外のすべての汚泥施用区の細菌数に対する色素耐性細菌数の割合は、化学肥料区のそれより大きく、明石土壌と同様に山口土壌においても汚泥の施用によってグラム陰性細菌数の細菌数に占める割合が高まるものと考えられる結果が得られた。

これまでの結果から山口土壌への汚泥の施用によって顕著な影響をうけた有機栄養微生物は、色素耐性細菌であることが明らかにされた。これは、細菌とともに最大の影響発現率を示し、化学肥料区に対する同菌数の比は、1回目調査時で最大、2回目調査時で糸状菌について2位であった。また、汚泥施用量の変化に対する反応性の発現頻度も最大であり、山口土壌における微生物フロラの特徴の一つである。

前述の明石土壌の場合は、硝化菌の顕著な増加が汚泥施用土壌の微生物フロラの特徴として発現したが、山口土壌においては、2回目の調査時における両汚泥区のアンモニア酸化細菌、発酵工場汚泥区の亜硝酸酸化細菌が化学肥料区より著しく多い菌数を示し、明石土壌と共通の現象が認められた。樹脂工場汚泥区の亜硝酸酸化細菌数は著しく低い値であったが、これは、明石の皮革工場汚泥で認められたのと共通の現象であり、両汚泥に共通の事項は、高成分含有率（T-C, T-N）であることと、凝集剤が使用されていないことであった。

山口土壌に2回目に施用された発酵工場汚泥のT-N含有率（1.21%）は、明石土壌に施用された都市下水汚泥のそれ（1.96%）よりやや低いにもかかわらず、より明確に施用の影響が現われている。この差が現われた原因の一つとして、明石土壌に施用された都市下水汚泥が消化汚泥であったのに対して発酵工場汚泥が未消化汚泥であったことが考えられる。この点に関しては、今後解明を要する課題であろう。

4. まとめ

水田土壌への汚泥の施用が土壌微生物に与える影響に関する研究を汚泥が施用された明石及び山口沖積水田土壌から採取した土壌試料を用いて行った。

消石灰を脱水助剤とした都市及び生活下水処理場の消化汚泥と皮革工場の廃水処理汚泥が明石水田土壌に1979年以来年1回冬作物の播種前に乾物としてha当たり0, 5, 10, 20 t施用された。化学肥料も汚泥とともに施用された。土壌試料は、1979年の冬作物栽培中に3回、1980年の冬作栽培中に2回採取した。

石灰含有汚泥の施用による硝化菌（アンモニア酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌）数の顕著な増加が5回の採取時とも認められた。皮革廃水汚泥施用区では、アンモニア酸化細菌数が著しい増加を示したのに対して、亜硝酸酸化細菌数は、石灰含有汚泥区における菌数と比べて著しく低い菌数を示した。そして、1979年の冬作期間中の最後の採取時（5月29日）には、この菌数は、対照区より低菌数となった。有機栄養微生物の中では、色素耐性細菌が汚泥施用に対して最も高い反応性を示した。汚泥の連用に伴って糸状菌数は著しく減少し、皮革廃水汚泥の連用によって放線菌数も減少した。皮革廃水汚泥の施用による有機栄養微生物の明確な増加が、1979年の冬作物栽培期間中の3回の採取時を通じて認められた。この結果から、この汚泥の施用が有機栄養微生物に与える影響は、長期間にわたって持続するものと考えられる。

山口水田土壌には、発酵工場及び合成樹脂工場の廃水処理汚泥が、1979年以来年一回冬作物の

播種前に乾物として0, 5, 10, 20, 30 t/ha 施用された。化学肥料も汚泥とともに施用された。土壌試料は、1979及び80年の冬作期間中に1回ずつ採取した。

両汚泥の施用により有機栄養微生物数が明らかに増加し、特に色素耐性細菌は、汚泥施用に対して最も高い反応性を示した。樹脂工場汚泥の連用によって放線菌が減少したが、この現象は、皮革廃水汚泥を施用した明石土壌でも認められた。明石土壌においては、石灰含有汚泥の施用による硝化菌の顕著な増加が認められたが、山口土壌では、発酵工場汚泥の20及び30 t/ha区以外の区では、同様の現象は認められなかった。

謝 辞

本研究の遂行にあたって兵庫県農業センター農業試験場環境保全部 田中平義部長、直原 毅主任研究員及び山口県農業試験場環境保全研究室 佐々木恭輔室長、伊藤 忠専門研究員には土壌試料の採取に多大な御協力をいただくとともに供試汚泥の分析値を御提供いただいた。また、土壌微生物数の計数及び土壌分析にあたっては、豊田敏治、小林峰男、中村てる子、小林叔子氏にご助力をいただいた。記して深謝の意を表する。

引用文献

- 1) 香川尚徳・白石忠男・栗原 康(1978):水田土壌における下水汚泥の分解。用水と廃水, 20, 1435-1438.
- 2) 林 雄・紫 英雄(1978):下水汚泥の農業利用に関する研究。日本土壌肥料学会講演要旨集, 25, 279.
- 3) 林 雄・紫 英雄(1979):下水汚泥の農業利用に関する研究(第2報),汚泥中重金属の移動について。日本土壌肥料学会講演要旨集, 第26集(1980), 254.
- 4) 林 雄・紫 英雄(1981):下水汚泥の農業利用に関する研究(第4報),水稲に対する2種の汚泥の影響。日本土壌肥料学会講演要旨集, 第28集(1982), 289.
- 5) 秋山 豊・井田 明・清野 馨(1980):暖地水稲に対するコンポストの施用効果。日本土壌肥料学会講演要旨集, 第26集 143.
- 6) 秋山 豊・井田 明・清野 馨・内田好哉(1981):暖地水稲に対するコンポストの施用効果(第2報)。日本土壌肥料学会講演要旨集, 第28集(1982), 336.
- 7) 海老原武久・山田 要・松村 蔚(1980):汚泥等農業利用に関する研究(第1報),下水,し尿汚泥の連用による土壌,作物への影響。日本土壌肥料学会講演要旨集, 第27集(1981), 291.
- 8) 松村 蔚・海老原武久・山田 要(1981):汚泥の農業利用に関する研究(第Ⅲ報),汚泥中の肥料成分および重金属類の作物吸収について。日本土壌肥料学会講演要旨集, 第28集(1982), 290.
- 9) 藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男・高橋英一(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響,ライシメーター実験(I)。国立公害研究所研究報告,第14号, 79-109.
- 10) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響,ライシメーター実験(Ⅱ)。同上,国立公害研究所研究報告,第14号, 111-157.
- 11) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):有機廃棄物施用土壌に関する研究(Ⅱ)。有機廃棄物施用土壌の微生物フロラおよび土壌酵素活性。国立公害研究所研究報告,第14号, 185-201.
- 12) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳(1983):下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(I),石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響。

国立公害研究所研究報告, 第46号, 1 - 16.

- 13) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 17 - 38.
- 14) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(III), 土壌の違いと微生物性の差異. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 39 - 55.
- 15) 藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(IV), 下水汚泥施用砂丘地及び火山灰土壌における微生物数. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 57 - 75.
- 16) 農業技術研究所化学部土壌第3科 (1976): 全国国立, 都道府県立農業関係試験場試験圃場 断面形態, 理化学分析成績および土壌分類, 310-311, 350-351.
- 17) 田中平義・直原 毅 (未発表)
- 18) 佐々木恭輔・伊藤 忠 (未発表)
- 19) Hankin, L.D., D.C. Sands and D.E. Hill (1974): Relation of land use to some degradative enzymatic activities of soil bacteria. *Soil Sci.*, 118, 38-44.
- 20) 合田 健・藤井國博・久保井 徹・服部浩之・広木幹也 (1981): 下水汚泥の土壌生態系に与える影響. *環境科学* B 86-R 33-3, 41-58.
- 21) 高井康雄・早瀬達郎・態沢喜久雄編 (1976): 植物栄養土壌肥料大事典. 養賢堂, 427-428.
- 22) Miller, R.H. (1974): Microbiology of sewage sludge disposal in soil. EPA-670/2-74-074, U.S. Environmental Protection Agency.
- 23) 牛越淳夫 (1975): 好気性細菌の計数と分離, 土壌微生物実験法. 養賢堂, 44-59.
- 24) 甲斐秀昭 (1981): 土壌における窒素の動態, 硝化作用, 土の微生物 (土壌微生物研究会編). 養賢堂, 362-368.

6.

有機廃棄物施用土壌の微生物数*

藤井國博¹・広木幹也¹・服部浩之¹・久保井 徹¹

Microbial Numbers in Upland Soil Amended with
Organic Wastes*

Kunihiro FUJII¹, Mikiya HIROKI¹, Hiroyuki HATTORI¹
and Toru KUBOI¹

Abstract

Studies to evaluate the effect of application of organic wastes on soil microflora were conducted by using soil samples of the control and waste-amended plots in Usa brown forest soil which were collected three times during the 1979 and 1980 winter crop growing seasons from the 0 to 5 cm soil depth. Seven kinds of wastes, limed municipal sewage sludge, two kinds of wastewater sludges from a paper mill and an oil-chemical plant, two composts made from rice straw or bark, feces of earthworms and poultry manure, were applied since 1979 along with chemical fertilizers twice a year in the spring and autumn before sowing or transplanting of the summer and winter crops. The application rates of these wastes were as follows: 5, 10 and 20 dry metric tons/ha of municipal sewage and paper mill's sludges, 2.5 dry mt/ha of sludge from an oil-chemical plant, and 10 dry mt/ha of two composts, feces of earthworms and poultry manure. A standard rate of chemical fertilizers for each crop was applied to the control plot.

Although a significant decrease in the population of one or two of the actinomycetes and nitrifying bacteria as a result of waste applications was observed in the soil samples collected the first time, no definite evidence of decrease in microbial numbers was recognized at the last sampling time except in the plots applied with 10 and 20 dry mt/ha of municipal sewage and paper mill's sludges. A significant increase in the population of each group of microbes was found with the highest frequency throughout the three sampling times as a result of municipal sewage sludge applications, followed by the application of poultry manure and sludge from a paper mill. The application of composted rice straw was the least effective. The numbers of nitrifying bacteria were markedly increased as a result of heavy applications of municipal sewage sludge at rates of 10 and 20 dry mt/ha, presumably

* 本報告の要旨は、昭和56年度日本土壌肥料学会関東支部大会において発表した。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

due to the increase of soil pH by addition of the sludge that contained a large amount of slaked lime. Numbers of crystalviolet resistant bacteria were increased with the continuous application of these wastes as well as with increasing application rates of municipal sewage sludge in soil samples collected the first and third times.

1. はじめに

これまでに報告^{1~9)}したように著者らは、有機廃棄物のうち下水等各種廃水の生物処理に伴って発生する汚泥を対象に、それらの土壌への施用が土壌微生物フロラに与える影響を、無施用あるいは化学肥料単独施用土壌の微生物フロラと比較することによって明らかにしてきた。農耕地で利用されている有機物や利用されようとしている有機廃棄物は多種多様であり、それらの土壌微生物に与える影響もそれぞれ異なることが予想される。従って、それぞれの有機廃棄物について個々に土壌微生物に与える影響を解明しておくとともに、それらの相対的な比較を行うことが、これらの有効利用を考える上で必要な課題であろう。我が国における有機廃棄物施用土壌の微生物相に関する報告では、古来から施用されている有機物に関しては、例えば稲わら堆肥についての西尾・草野¹⁰⁾の報告、同じく家畜ふん尿についての加藤・鈴木¹¹⁾の報告があり、また、有機産業廃棄物のうち下水汚泥等汚泥に関しては著者ら^{1~9)}の、都市ゴミコンポストに関しては夜久・山県¹²⁾の報告がある。しかしながら、多種の有機廃棄物の土壌微生物相に与える影響を比較検討した報告はない。

著者らは、この土壌微生物相に与える影響の施用有機廃棄物間差を明らかにするための研究を企画し、その一環として7種の有機廃棄物が施用されている大分県農業技術センターの畑ほ場より採取した土壌試料についてその微生物数を測定し、有機廃棄物の施用の影響を比較検討することとした。本研究は、昭和54及び55年度の調査結果である。

2. 実験方法

本調査は、大分県宇佐市に所在する大分県農業技術センターの畑実験ほ場で行った。実験ほ場の土壌は、安山岩を母材とする褐色森林土であり、土壌統は貝原統¹³⁾である。施用有機廃棄物（以下有機物と記す）は、7種類であり、その成分組成は表1に示した^{14,15)}。各処理区の内容は以下のとおりである。対照区である有機物無施用区は栽培作物の標準施肥量を化学肥料だけで施用してある（以下化学肥料区と記す）。都市下水汚泥（以下下水汚泥と記す）、製糸パルプ工場の廃水処理汚泥（以下パルプ汚泥と記す）、石油化学工場の廃水処理汚泥（以下石化汚泥と記す）、稲わら堆肥、樹皮堆肥、ミミズのふん土（以下ミミズふんと記す）及びオガクズとともに堆積発酵させたけいふん（以下けいふんと記す）の有機物施用区は、化学肥料と有機物が組み合わせて施用されている。各有機物の施用量は、下水汚泥及びパルプ汚泥が5, 10, 20 t, 稲わら堆肥, 樹皮堆肥, ミミズふん及びけいふんが10 t, 石化汚泥が2.5 tであり、いずれも ha 当たりの乾物としての施用量である。パルプ汚泥区以外の有機物施用区の化学肥料との組み合わせ方法は、1回目及び2回目施用時では、

表 1 宇佐褐色森林土に施用された有機廃棄物の分析値^{14,15)}

Table 1 Analyses of organic wastes applied to Ura brown forest soil ^{14, 15)}

Organic wastes	used in	Moisture content %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	T-CaO	C/N	Flocculant
				% dry weight						
Municipal sewage sludge	1979	63.2	8.9	27.1	2.99	2.36	0.07	17.3	9.1	Slaked lime and ferric chloride
	1980	39.3	11.3	39.6	2.77	2.19	0.08	18.1	14.3	
Sludge from a paper mill	1979	60.3	7.5	33.2	0.74	0.30	0.06	4.5	44.9	Aluminium sulfate and Slaked lime
	1980	67.7	8.1	31.5	0.71	0.28	0.06	1.8	44.4	
Sludge from an oil chemical plant	1979	4.7	-	40.1	8.92	3.25	2.11	-	4.5	Synthetic flocculant
	1980	5.1	5.1	38.1	5.54	3.94	1.70	0.9	6.9	
Composted rice straw	1979	58.8	-	31.3	1.46	0.49	2.11	-	21.4	抄
	1980	78.2	9.1	25.7	2.20	0.46	1.70	3.4	11.7	
Composted bark	1979	64.9	-	43.9	1.14	0.28	0.40	-	38.5	
	1980	67.9	6.7	48.9	1.15	0.31	0.87	1.5	42.5	
Feces of earthworms	1979	55.9	-	28.8	1.59	3.85	0.50	-	18.1	
	1980	56.9	8.4	27.4	1.25	2.48	0.53	6.2	21.9	
Poultry manure	1979	47.6	-	34.4	2.67	4.39	2.52	-	12.9	
	1980	54.9	9.4	43.3	3.24	4.10	0.86	10.5	13.4	

-, Not determined.

有機物からの肥料成分 (N, P, K) の供給量を考慮して化学肥料の施用量が減らされ、化学肥料区の施肥量と同量になるように設計されていたが、3回目以降では標準施肥量の化学肥料が全区に施用された上に、各有機物が施用されるように変更された。パルプ汚泥区は、1回目より前記有機物の3回目以降の施用方法と同様の方法で施用されたが、この区では施用された化学肥料中窒素の有機化が起こり、生育初期の作物に窒素欠乏症状が発生することが予想されたために、窒素が増施されている。処理区の配置は、図1に示した。本ほ場は、昭和54年度から年2回の有機物施用が開始された。

N 4	TREATMENT No. APPLIED MATTER MT/HA(DRY WEIGHT)			
	12 B PM 10	9 B OPS 2.5	4 B MSS 20	1 B CF
	11 B FE 10	2 B MSS 5	8 B CRS 10	5 B PSS 5
	10 B CB 10	6 B PSS 10	3 B MSS 10	7 B PSS 20
	11 A FE 10	4 A MSS 20	6 A PSS 10	2 A MSS 5
	10 A CB 10	7 A PSS 20	5 A PSS 5	3 A MSS 10
	12 A PM 10	9 A OPS 2.5	1 A CF	8 A CRS 10

図 1 大分県農業技術センターほ場 (宇佐褐色森林土) における処理区の配置

Fig. 1 Arrangement of treatment plots in the experimental field of Oita Agricultural Research Center (Usa brown forest soil)

Soil samples collected from plots of A.

CF: Chemical fertilizer (N-P₂O₅-K₂O 200-150-190 kg/ha), MSS: Municipal sewage sludge, PSS: Sludge from a paper mill, CRS: Composted rice straw, OPS: Sludge from an oil-chemical plant, CB: Composted bark, FE: Feces of earthworms, PM: Poultry manure

土壤試料の採取は、図1の南側半分 (A シリーズの区) について1区6か所、前報⁸⁾で報告したフィルムケースを用いる方法により2回目の有機物施用後5か月 (昭和55年2月19日)、4回目の施用後3か月 (同55年12月16日) 及び同5か月 (同56年2月26日、積雪時) 経過時の計3回行った。栽培作物はキャベツであり株間より採取した。

採取した試料は密封後研究室に持ち帰り前報⁸⁾に従って調整した。得られた土壤試料について前報⁸⁾に準じて土壤微生物数を測定するとともに土壤分析も行った。測定した微生物は、有機栄養微生物5種 (細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌、色素耐性細菌) と硝化菌 (アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌) であり、土壤分析は、水分含有率、pH (H₂O)、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、及び水溶性リン酸であり、測定方法は前報⁸⁾と同一である。なお、タンパク質分解菌数 (細菌数と放線

菌数の合計値で表示)の計測は、55年2月19日の第1回目の調査ではHankinら¹⁶⁾の塗沫平板法を用いたが、本方法では計数値がかなり高くなり、アルブミン寒天を用いた希釈平板法で得られた全菌数(細菌+放線菌数)より多くなる場合があること、操作がはん雑であることなどの理由により2回目以降は前報⁸⁾で報告した希釈平板法により測定した。

有機栄養微生物数の処理区間差は、前報⁸⁾で報告したLSD 5%値を基準として判定した。ただし、55年2月19日(第1回調査)のタンパク質分解菌数については塗沫平板法を用いたために糸状菌及び流動性コロニーの拡散により測定不能の平板が多数発生し、1処理区で1~2枚の平板しか計数できなかったこと及び全平板について計数できた処理区についても全菌数(細菌+放線菌数)に対する比が第2回目(希釈平板法を採用)に比べて著しく高かったことにより本微生物数は検討から除外した。また、56年2月26日調査においては、タンパク質分解菌数は希釈平板法を用いて測定したが、希釈段階の設定が適正でなかったために信頼できる数値が得られず、これも除外した。

硝化菌数の処理区間差は、前報⁸⁾と同様に対比する処理区菌数の3.3倍値を基準とした。

3. 結果及び考察

大分県農業技術センターの有機廃棄物(以下有機物と記す)施用ほ場の土壌微生物数の調査結果を表2に、同時に行った土壌分析の結果を表3に示した。ただし、55年2月19日第1回調査の土壌分析は、化学肥料、下水汚泥及びパルプ汚泥区についてのみ行った。以下に各調査時ごとの結果について述べる。

3.1 有機物2回目施用後5か月経過時の土壌微生物数(昭和55年2月26日調査)

有機物2回目施用後5か月経過時の土壌微生物数(表2)から有機物の施用が土壌微生物数に与える影響を化学肥料区の微生物数を基準として実験方法の項で示した判定方法に従って検討した。

下水汚泥施用区では細菌及び色素耐性細菌は、全区で(それぞれ化学肥料区の2~4.6倍, 2.2~5.5倍), 放線菌及び亜硝酸酸化細菌数は、10及び20t区で、糸状菌数は20t区でそれぞれ化学肥料区の菌数より明らかに多い菌数を示し、下水汚泥の施用による影響が認められた。パルプ汚泥施用区では、10t区の細菌と硝化菌数、20t区の色素耐性細菌数でそれぞれ下水汚泥と同様の施用による影響が認められた。これら以外の有機物施用区では、樹皮堆肥及びけいふん施用区の糸状菌数が化学肥料区のそれより多く、施用の影響が認められた。一方、アンモニア酸化細菌数については下水汚泥5t区、稲わら堆肥、樹皮堆肥及びミミズふん施用区で、亜硝酸酸化細菌数についてはパルプ汚泥5t区、石化汚泥及びけいふん施用区でそれぞれ化学肥料区の菌数より低い菌数となり下水汚泥の場合と逆の影響が認められた。また、放線菌数でもアンモニア酸化細菌数と同様の化学肥料区の菌数より低くなるという影響が下水汚泥5t区、パルプ汚泥の全区、樹皮堆肥及びけいふん区で認められた。

下水汚泥及びパルプ汚泥の施用量は、3段階である。そこでこれらの汚泥施用区について施用量

表 2 有機廃棄物施用宇佐褐色森林土の微生物数 (土壤試料は0-5cmから採取)
 Table 2 Microbial population in soil samples of the control and organic waste-applied plots in Usa brown forest soil collected from 0 to 5 cm soil depth

Microorganism	Sampling date	Chemical fertilizer	Municipal sewage sludge			Sludge from a paper mill			Composted rice straw	Sludge from oil-chemical plant	Composted back	Feces of earthworms	Poultry manure	α level	LSD 0.05				
			0	5	10	5	10	20								10	2.5	10	10
			Organic wastes metric tons/ha (dry weight)																
Bacteria $10^6/g$ dry soil	Feb 19 1980 (5)*	49.5	103	158	226	41.5	85.8	73.5	60.5	63.3	62.0	46.3	71.8	0.01	25.4				
	Dec 16 1980 (3)**	24.8	80.3	150	144	54.8	41.0	72.5	55.8	37.5	43.0	68.3	71.3	0.01	14.0				
	Feb 26 1981 (5)**	45.0	77.5	206	227	71.8	68.3	133	62.5	70.0	90.8	74.8	61.8	0.01	27.3				
Actinomyce- tes $10^6/g$ dry soil	Feb 19 1980 (5)*	26.0	18.0	34.3	43.0	13.0	18.3	17.5	19.5	22.3	17.0	20.5	15.3	0.01	6.6				
	Dec 16 1980 (3)**	12.5	15.5	15.8	29.8	9.5	9.8	11.5	9.0	10.8	5.8	7.0	10.0	0.01	5.9				
	Feb 26 1981 (5)**	9.3	17.5	26.5	40.8	14.3	16.5	15.0	11.5	20.0	13.8	22.0	19.3	0.01	6.8				
Fungi $10^4/g$ dry soil	Feb 19 1980 (5)*	26.3	32.0	28.3	45.0	27.8	39.5	37.0	39.5	32.3	43.5	30.3	51.0	0.01	13.4				
	Dec 16 1980 (3)**	33.0	37.8	39.8	31.8	43.3	30.5	30.8	30.3	37.0	29.3	25.3	45.0	0.01	6.8				
	Feb 26 1981 (5)**	35.8	57.3	65.5	45.8	35.5	42.0	44.3	26.0	33.3	30.5	39.8	33.3	0.01	11.7				
Prote. bact. $10^6/g$ dry soil	Dec 16 1980 (3)**	15.0	20.8	33.3	58.0	12.8	16.8	29.0	18.8	38.5	17.0	18.5	20.0	0.01	10.2				
C.V.R. bacte- ria $10^6/g$ dry soil	Feb 19 1980 (5)*	7.0	17.0	29.8	38.8	6.5	10.5	13.3	6.8	6.3	4.8	6.3	5.0	0.01	4.9				
	Dec 16 1980 (3)**	2.8	10.3	31.5	30.5	13.5	10.8	12.0	5.5	3.3	4.5	9.8	11.5	0.01	3.1				
	Feb 26 1981 (5)**	11.0	21.3	41.8	54.8	16.8	17.8	32.8	10.3	16.3	18.8	16.5	36.3	0.01	2.6				
A.O. bacte- ria $10^4/g$ dry soil	Feb 19 1980 (5)*	21.6	10.0	69.6	45.9	14.2	209	29.1	1.7	21.8	6.3	6.3	16.8	-	-				
	Dec 16 1980 (3)**	4.2	13.2	657	342	4.2	4.1	113	6.4	4.2	6.4	6.4	39.3	-	-				
	Feb 26 1981 (5)**	1.0	17.7	101	308	6.3	5.9	17.3	4.1	4.3	3.1	9.8	28.0	-	-				
N.O. bacte- ria $10^4/g$ dry soil	Feb 19 1980 (5)*	6.0	13.9	45.1	315	1.0	17.0	4.6	3.1	1.0	7.0	3.1	1.4	-	-				
	Dec 16 1980 (3)**	0.09	28.7	426	428	0.9	0.6	6.6	0.9	0.2	1.6	4.1	2.9	-	-				
	Feb 26 1981 (5)**	0.2	42.0	217	629	0.6	2.9	2.8	0.3	0.4	0.4	3.0	3.2	-	-				

* , Months after second application ; ** , Months after fourth application ; Prote. bact., Proteolytic bacteria ; C.V.R. bacteria, Crystalviolet resistant bacteria ; A.O. bacteria, Ammonium-oxidizing bacteria ; N.O. bacteria, Nitrite-oxidizing bacteria.

表 3 有機廃棄物施用宇佐褐色森林土の水分, pH, 無機態窒素及び水溶性リン酸の測定結果 (土壤試料は0-5 cm 層から採取)

Table 3 Results of moisture, pH, inorganic nitrogen and water-soluble phosphate determinations on soil samples of the control and organic waste-applied plots in Usa brown forest soil collected from 0 to 5 cm soil depth

Determination	Sampling date	Chemical fertilizer	Municipal sewage sludge				Paper mill's sewage sludge			Composted rice straw	Sludge from oil-chemical plant	Composted bark	Feces of earthworms	Poultry manure
		Organic wastes metric tons/ha (dry weight)												
		0	5	10	20	5	10	20	10	2.5	10	10	10	
Moisture content %	Feb 19 1980(5)*	21.3	20.6	22.4	23.7	22.6	23.6	24.4	23.1	21.9	22.8	21.9	22.8	
	Dec 16 1980(3)**	15.6	16.4	17.8	18.2	16.4	14.7	18.3	15.1	15.6	15.9	15.2	16.1	
	Feb 26 1981(5)**	23.6	21.1	21.9	21.9	22.4	18.0	24.8	20.4	23.3	23.3	19.8	24.3	
Soil pH (H ₂ O)	Feb 19 1980(5)*	4.3	5.1	7.2	8.0	4.4	4.7	6.1	5.0	4.5	4.6	5.1	6.1	
	Dec 16 1980(3)**	4.4	5.1	6.6	7.6	4.8	4.9	5.6	4.9	4.4	4.6	4.9	5.5	
	Feb 26 1981(5)**	4.8	5.9	6.9	7.2	4.6	5.0	5.4	4.7	4.6	4.7	4.7	6.2	
NH ₄ -N μg/g dry soil	Feb 19 1980(5)*	3.6	1.1	0.9	1.4	23.4	4.5	1.6	-	-	-	-	-	
	Dec 16 1980(3)**	139	69.9	8.0	0.8	123	105	55.1	295	285	75.5	135	17.5	
	Feb 26 1981(5)**	198	135	31.0	1.2	163	127	2.2	239.0	38.1	13.7	70.5	1.5	
NO ₂ -N μg/g dry soil	Feb 19 1980(5)*	0.03	0.03	0.06	0.10	0.04	0.04	0.04	-	-	-	-	-	
	Dec 16 1980(3)**	0.05	0.08	0.21	0.09	0.05	0.06	0.11	0.05	0.06	0.06	0.05	0.08	
	Feb 26 1981(5)**	0.03	0.11	0.45	0.26	0.04	0.06	0.03	0.03	0.02	0.01	0.03	0.02	
NO ₃ -N μg/g dry soil	Feb 19 1980(5)*	17.6	36.2	19.0	53.0	94.4	85.4	13.6	-	-	-	-	-	
	Dec 16 1980(3)**	32.0	71.4	110	137	55.9	72.5	75.5	38.4	70.1	19.1	53.5	90.4	
	Feb 26 1981(5)**	59.0	212	330	308	113	99.9	3.2	34.4	12.8	4.2	41.5	2.7	
W-PO ₄ μg/g dry soil	Feb 19 1980(5)*	2.9	2.8	1.9	2.8	0.6	0.5	0.04	-	-	-	-	-	
	Dec 16 1980(3)**	2.0	5.1	4.3	5.3	1.3	1.0	0.7	3.0	2.6	4.1	18.2	31.9	
	Feb 26 1981(5)**	1.7	2.6	2.9	5.6	1.1	0.7	0.4	2.0	2.3	3.3	16.2	24.0	

* , Months after second application ; ** , Months after fourth application ; - , Not determined .

と微生物数の関係を検討した。下水汚泥施用区では細菌及び色素耐性細菌が施用量の増加に伴って明確な菌数増加を示した。また、施用量間の差は明確でない場合があるが増加の傾向にあると推定されるのは放線菌及び亜硝酸酸化細菌であった。これらのうち施用量の増加率に対応した増加（施用量が2倍になれば菌数も2倍となる）を示した微生物は認められなかったが、亜硝酸酸化細菌は施用量の増加率以上の顕著な増加を示した。しかし、パルプ汚泥施用区ではこれらの関係は認められなかった。

次に施用有機物の違いが土壤微生物数にどのように反映するか、すなわち土壤微生物数の施用有機物間差について検討した。下水汚泥及びパルプ汚泥の施用量は3段階であるが、石化汚泥以外の有機物の施用量と同一である10 t区を検討の対象とした。細菌、放線菌及び色素耐性細菌数は、下水汚泥施用区が、アンモニア酸化細菌数は、パルプ汚泥施用区がそれぞれ最大の菌数を示すとともに、次位の有機物施用区の菌数と明確な差を示した。しかし、それ以外については有機物間差は明確でなかった。また、糸状菌数については、有機物間差は明らかでなかった。

以上に示したように有機物の施用によって土壤微生物が受ける影響を数の面から評価すると下水汚泥の施用が最も大きな影響を与えることが明らかにされた。

同時に行った土壤分析の結果から次のことが明らかにされた。土壤水分含量は、有機物施用区が化学肥料区より高く、下水汚泥及びパルプ汚泥区では、施用量の増加に伴って水分含量も上昇する傾向が認められた。土壤pH (H_2O)については、化学肥料区がかなり低い値を示した。パルプ汚泥5 t区が化学肥料区と同じ値を示した以外は、各有機物施用区のpHは化学肥料区のそれより高い値を示した。特に石灰を脱水助剤とする下水汚泥の施用区では施用量の増加に伴って顕著な上昇が認められた。無機態窒素及び水溶性リン酸は、化学肥料区、下水汚泥及びパルプ汚泥区について分析した。 NH_4-N は、パルプ汚泥20 t区が最大値を示した。このパルプ汚泥区では施用量の増加に伴って NH_4-N は減少した。一方、下水汚泥区ではパルプ汚泥区のような一定の傾向は認められず検出量も化学肥料区より少なかった。 NO_2-N は少量であったが、下水汚泥区では施用量の増加に伴って増加した。汚泥施用区の NO_3-N は、パルプ汚泥20 t区を除いていずれも化学肥料区より多量に検出され、パルプ汚泥区は、 NH_4-N と同様に施用量の増加に伴って減少した。土壤中の無機態窒素量と硝化菌数の間に関連は認められなかった。

水溶性リン酸は、パルプ汚泥区が化学肥料区、下水汚泥区よりかなり少なく、パルプ汚泥区内では施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。化学肥料区と下水汚泥区には大きな差は認められず汚泥施用の影響は認められなかった。

3.2 有機物4回目施用後3か月経過時の土壤微生物数

前回(55年2月19日)の調査に続いて連用2年目(4回施用)の冬季における土壤微生物数を施用後3か月目と5か月目に調査した。ここでは施用3か月目の調査結果について述べる。

4回目の有機物の施用が行われてから3か月が経過した時期の土壤微生物数(表2)から有機物

の施用が土壌微生物数に与える影響を前回と同一の基準に従って検討した。

下水汚泥施用区では細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌は全区、アンモニア酸化細菌及びタンパク質分解菌は10及び20 t区、放線菌は20 t区、糸状菌は10 t区でそれぞれ化学肥料区のそれらより明らかに多い菌数を示し、下水汚泥の施用による影響が認められた。なかでも硝化菌数に与える影響は著しく、アンモニア酸化細菌数は、化学肥料区の3～156倍、亜硝酸酸化細菌数は同じく320～4,760倍に達した。この他では細菌数が3～6倍、色素耐性細菌数が4～11倍であった。

パルプ汚泥施用区では、細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌は全区、タンパク質分解菌及びアンモニア酸化細菌は20 t区、糸状菌は5 t区でそれぞれ下水汚泥と同様の影響が認められた。しかし、下水汚泥区に比較すると化学肥料区の微生物数に対する増加率は、細菌数で2～3倍、色素耐性細菌数で4～5倍、亜硝酸酸化細菌数で7～73倍といずれも低かった。

両汚泥以外の有機物施用区では、亜硝酸酸化細菌が石化工場汚泥区を除く全有機物施用区で、細菌が石化汚泥以外の有機物施用区で、色素耐性細菌がミミズふん及びけいふん区で、糸状菌がけいふん区で、タンパク質分解菌が石化汚泥区でそれぞれ下水汚泥及びパルプ汚泥区と同様の施用による影響が認められた。また、前回の調査時に認められた硝化菌数における負の影響（有機物施用区の菌数が化学肥料区のそれより明らかに低いという現象）は、認められなかったが、放線菌では樹皮堆肥区で負の影響が認められた。

硝化菌数については、下水汚泥以外の全区でアンモニア酸化細菌数が亜硝酸酸化細菌数より多く、前者がこの時期の優占種であった。下水汚泥区では両者の間に差が認められず混在しているものと考えられる。

下水汚泥及びパルプ汚泥区において施用量と微生物数の間の関係をみると、下水汚泥区においてタンパク質分解菌数が施用量の増加に伴って増加した以外は両区とも明確な関係は認められなかった。なお、下水汚泥区のタンパク質分解菌数も施用量の増加率に対応した増加ではなかった。前回と同様に微生物数の有機物間差（下水及びパルプ汚泥区は10 t区を対象）をみると、細菌、放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌とも下水汚泥区が最も多く、タンパク質分解菌も石化汚泥区と並んで最高菌数を示した。下水汚泥以外の有機物間差は、明確でなかった。このように前回に続いて、下水汚泥の施用が土壌微生物数に最大の影響を与えることが明らかにされた。

土壌微生物数の測定を同時に行った土壌分析の結果（表3）から次のことが明らかになった。

土壌水分は、全区とも前回の調査時より低下していたが、下水汚泥区では化学肥料区よりやや高く、かつ施用量の増加に伴って上昇する傾向が認められた。パルプ汚泥区は、10 t区で低いもののほぼ下水汚泥区と同程度の水分を示した。他の有機物区と化学肥料区の差は明らかでなかった。土壌pHは、下水汚泥区で前回と同様に化学肥料区より高いpHを示し、施用量の増加に伴って上昇した。また、パルプ汚泥区でも施用量の増加に伴うpHの上昇が認められたが、下水汚泥区程顕著ではなかった。けいふん区でも施用によるpHの上昇が認められた。

NH₄-Nは、下水汚泥の10及び20 t区が10ppm以下、けいふん区が20ppm以下であったのに対し

てこれら以外の区では、50~300 ppm と多量に検出された。特に、稲わら堆肥及び石化汚泥区で多量に検出された。下水汚泥及びパルプ汚泥区では、施用量の増加に伴って減少した。この土壤中の $\text{NH}_4\text{-N}$ と硝化菌数の関係をみるとアンモニア酸化細菌の多い下水汚泥10、20 t 区及びけいふん区で $\text{NH}_4\text{-N}$ が少なく、同菌の少ない区で $\text{NH}_4\text{-N}$ が多い傾向が認められる。 $\text{NO}_2\text{-N}$ は、全体に少量であったが、下水汚泥の10 t 区及びパルプ汚泥の20 t 区が多く、化学肥料区の2~4倍であった。

$\text{NO}_3\text{-N}$ は、樹皮堆肥区及び稲わら堆肥区を除いていずれの区とも化学肥料区より多量に検出され、下水汚泥の10及び20 t 区は、100 ppm 以上の値となった。また、下水汚泥及びパルプ汚泥区では、施用量と $\text{NH}_4\text{-N}$ の関係とは逆に、施用量の増加に伴って増加する傾向が認められた。

$\text{NO}_3\text{-N}$ と硝化菌の関係については、下水汚泥区では亜硝酸酸化細菌数が多い区で $\text{NO}_3\text{-N}$ も多いことが認められた。しかし、他の区については、土壤中の $\text{NO}_3\text{-N}$ に比較して亜硝酸酸化細菌数が少なく明確な関連があるとはいえない。

パルプ汚泥以外の有機物施用区の水溶性リン酸は、いずれも化学肥料区のそれより多く、けいふん及びミミズふん区では化学肥料区の9~16倍も高かった。パルプ汚泥区では前回と同様に化学肥料区より少なかった。

3.3 有機物4回目施用後5か月経過時の土壤微生物数(56年2月26日)

前回の55年12月16日の施用後3か月目に続いて5か月目に同様の調査を行った。この調査は、前年行った第1回目の調査と有機物施用後の経過月数がほぼ一致する。

本調査時の土壤微生物数(表2)から有機物の施用が土壤微生物数に与える影響を前2回と同様に検討した。なお、タンパク質分解菌数は、希釈段階の設定が適正でなかったために計数できず検討から除外した。

下水汚泥施用区では細菌、放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌が全区で、糸状菌が5及び10 t 区でそれぞれ化学肥料区の菌数より明らかに多い菌数を示し、施用による影響が認められた。なかでも硝化菌は顕著な影響を受け、アンモニア酸化細菌は、化学肥料区の18~308倍、亜硝酸酸化細菌は、210~3,460倍となった。細菌及び色素耐性細菌は、2~5倍であった。パルプ汚泥区では、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌が全区で、亜硝酸酸化細菌が10及び20 t 区で、細菌が20 t 区で、放線菌が10 t 区で下水汚泥と同様の影響が認められた。しかし、下水汚泥のように著しい影響ではなかった。その他の有機物施用区については、稲わら堆肥区のアンモニア酸化細菌、石化汚泥及びけいふん区の放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌、ミミズふん区の細菌、放線菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌、けいふん区の亜硝酸酸化細菌、樹皮堆肥区の細菌、色素耐性細菌がそれぞれ化学肥料より多くなり、施用の影響が認められた。また、第1回目の調査時の亜硝酸酸化細菌及び前2回の放線菌でみられた負の影響は、今回は認められなかった。

下水汚泥及びパルプ汚泥区について施用量と微生物数の関係をみると、下水汚泥区の放線菌及び色素耐性細菌は、施用量の増加に伴って明確な増加を示した。しかし、放線菌及び色素耐性細菌数

の増加は、施用量の増加率に対応したものではなかった。細菌及び硝化菌は、施用量間差が明確でないが増加の傾向が認められた。硝化菌は、施用量の増加率以上の増加を示した。これに対して、パルプ汚泥区では施用量と微生物間に関係は認められなかった。

前2回と同様に土壌微生物数の有機物間差について検討すると、放線菌を除く全微生物種で下水汚泥区の数が最大となった。また、放線菌についても最大菌数であったが、ミミズふん及び石化汚泥区とはほぼ同等の菌数であった。下水汚泥以外の有機物間には微生物数の大きな差は認められなかったが、稲わら堆肥区のそれは他の区に比較してやや少ない傾向にあった。

本調査時の硝化菌数は、下水汚泥区を除いてアンモニア酸化細菌が亜硝酸酸化細菌より多く、これらの区では前回と同様に前者が優占種であった。一方、下水汚泥区では、後者が優占種であった。

土壌微生物数の計数と同時にを行った土壌分析の結果(表3)から次のことが明らかにされた。石化汚泥及び樹皮堆肥区の水分は、化学肥料区とはほぼ変わらない値を示し、パルプ汚泥20t区及びけいふん区がやや高い値となった。しかし、他の区の水分はいずれも化学肥料区より低く、パルプ汚泥10t区とミミズふん区では化学肥料区よりかなり乾いた状態であった。土壌pHは、パルプ汚泥5、10t区、石化汚泥、樹皮堆肥及びミミズふん区が化学肥料区とほとんど変らないpHを示した。これに対して、下水汚泥、パルプ汚泥20t区及びけいふん区のpHは、化学肥料区より高く、下水汚泥区では、施用量の増加に伴って上昇した。稲わら堆肥区及び化学肥料区では200ppmもの多量の $\text{NH}_4\text{-N}$ が検出された。パルプ汚泥10、20t区、下水汚泥5t区で100ppm以上、ミミズふん区でも70ppm検出された。下水汚泥及びパルプ汚泥区では、前回と同様に施用量の増加に伴って $\text{NH}_4\text{-N}$ が減少する傾向が認められた。 $\text{NO}_2\text{-N}$ は、前2回と同様に少量であった。しかし、下水汚泥区の $\text{NO}_2\text{-N}$ は、他の区より多量に検出された。 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、下水汚泥区で多量(210~330ppm)に蓄積していた。また、パルプ汚泥の5、10t区でも100ppmと化学肥料区の約2倍の蓄積が認められた。なお、パルプ汚泥区では $\text{NH}_4\text{-N}$ と同様に施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。下水汚泥区の $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ 間には、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が多い区では $\text{NO}_3\text{-N}$ が少なく、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が少ない区では $\text{NO}_3\text{-N}$ が多い傾向が認められたが、下水汚泥以外の有機物施用区では $\text{NH}_4\text{-N}$ の多い区程 $\text{NO}_3\text{-N}$ も多い傾向が認められた。水溶性リン酸は、前回と同様、けいふん区が最も多く、続いてミミズふん区であり、パルプ汚泥以外の有機物施用区では化学肥料区より多量の水溶性リン酸が検出された。パルプ汚泥区の水溶性リン酸は、前2回と同様に化学肥料区より少なく、施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。

3.4 宇佐畑土壌への有機物施用が土壌微生物数に与える影響の総合的考察

3.1~3.3に示した3回の調査時ごとの結果を合わせて、有機物の施用が土壌微生物に与える影響を総合的に把握することを試みた。この際用いた各処理区間の微生物数の相違の判定基準は、実験方法の項で述べた基準によった。ただし、タンパク質分解菌については、検討の対象から除外した。

(1) 土壤微生物数に与える有機物施用の影響

本調査では、有機物施用が土壤微生物数に与える影響を化学肥料（対照）区の微生物数を基準として有機物施用区の微生物数が前者より多い場合（以下増加効果と呼ぶ）と少ない場合（以下減少効果と呼ぶ）の2面から評価した。表1及び図1に示したように供試有機物は、その成分組成が違いう上に施用量も異なっているが、これらの相違を無視して単純に施用されたことによって土壤の微生物が数的にどのような影響を受けたかをまず検討した。検討の方法は、次のとおりである。

有機物施用区数が11区、微生物種が6種（タンパク質分解菌数を除く）であり、1回の調査で合計66区となる。前報⁹⁾で示した方法によって増加及び減少効果発現率並びに影響発現率を求め、これによって3回の調査時ごとの施用影響の把握とその変遷を明らかにしようとした。

1回目（55年2月19日）の調査時では、増加効果の発現率は、24%、減少効果のそれは18%で影響発現率は42%であった。この減少効果は、放線菌及び硝化菌で発生し、放線菌については主としてバルブ汚泥区で、硝化菌は下水汚泥区を除く全有機物施用区で認められた。2回目（55年12月16日）の調査時では、増加効果の発現率は54.5%、減少効果のそれは1.5%（樹皮堆肥区の放線菌のみ）で、影響発現率は56%であった。影響発現率は、1回目と大差ないが、減少効果が激減し、その内容は大きく変化した。すなわち硝化菌の減少効果が消失し、亜硝酸酸化細菌が石化工場汚泥区以外の全区で増加効果に変わったこと及び放線菌の減少効果が9%から1.5%に減少したことである。このような現象が生じたのは、放線菌については、前回減少効果が認められた有機物施用区の菌数がそれほど変化しなかったのに対して比較の基準である化学肥料区のそれが1/2以下に減少したことが主因であり、更にLSD 5%値がやや低下したことも一因であろう。これは硝化菌についても同様であり、特に化学肥料区の亜硝酸酸化細菌数は、前回の1/77に減少し、石化工場汚泥区を除く全有機物施用区で増加効果となった。更に、3回目（56年2月26日）の調査時では、減少効果は発現せず、増加効果だけで64%に達した。この原因は、放線菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌において増加効果が認められている区の増加にある。放線菌については、化学肥料区が2回目より更に減少し、1回目の約1/3となったのに対して、今回増加効果が認められた区では1回目のそれとはほぼ変わらない菌数を示したためである。また、アンモニア酸化細菌は、化学肥料区の数が2回目の1/4、1回目の1/20以下に減少し、樹皮堆肥区以外の全有機物施用区について増加効果が発現したためである。この他細菌についても化学肥料区の菌数の変化が影響の発現に反映している。一方、色素耐性細菌は、調査時ごとに影響発現区数が増加している。この菌の2回目の増加は、化学肥料区の菌数が1/2以下に減少したことが主因であるが、3回目の増加は、化学肥料区の菌数が1回目の1.6倍、2回目の4倍の増加を示したにもかかわらず発現したものであり、色素耐性細菌については、純粹に有機物の施用影響と考えてよいと思われる。事実、有機物施用区における同菌数は、増加率は低いものの増加していた（1と3回目及び2と3回目）。色素耐性細菌は、土壤中の水分条件や栄養状態を反映するといわれている¹⁷⁾。2回目で菌数が低下しているのは、この時点での土壤水分がかなり低い（化学肥料区で約5%低下）ことを反映しているものと考

えられる。これに対して、1、3回目は、ほぼ同様な水分状態であり、同菌の増加は、有機物の連用による栄養状態改善を反映しているものと考えられる。なお、有機物の連用による菌数の増加が全有機物区で認められたのは、この色素耐性細菌だけであった。

糸状菌に対する有機物施用の影響が最も低かった。

(2) 土壌微生物数に与える影響の有機物間差

下水汚泥及びパルプ汚泥区は、10 t 区を対象として土壌微生物に与える影響の有機物間差を①影響発現率（増加効果に限定）の大小と②微生物数（各微生物種について最大菌数を示す有機物の判定）の両面から求めた。

まず①では、3回の調査時を通じて下水汚泥が圧倒的に大きく、続いてけいふん、パルプ汚泥、ミミズふん、樹皮堆肥、石化汚泥、稲わら堆肥の順序となった。しかし、けいふん以下の差は、わずかなものであった。②については、細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌数は、3回の調査時を通じて下水汚泥区が最大菌数を示した。また、アンモニア酸化細菌数は、1回目のパルプ汚泥区が極端に多く、下水汚泥は、この区に次いだが、2、3回目では、下水汚泥区が最大菌数を示した。これらの微生物種については、下水汚泥と他の有機物間の菌数差が明確に現れた。しかし、下水汚泥以外の有機物間差が明確に現れる場合は極めて少なかった。一方、放線菌及び糸状菌数については、有機物間差が明確でないが、放線菌数では下水汚泥区が最大の菌数を示した。このように施用有機物間では、下水汚泥の施用による影響（増加効果）が最も大きいことが示された。これは、下水汚泥が土壌微生物、特に有機栄養細菌及び硝化菌にとって好適な基質であることを示しているものと考えられるが、一方で、下水汚泥区の土壌 pH が他の有機物施用区や化学肥料区より高く、10 t 区では、6.6~7.2 の中性付近にあり、これら微生物にとって好適な環境条件となっていることも反映しているものと考えられる。特に pH に敏感であるといわれている硝化菌¹⁸⁾の増加は、この pH 条件によるものであろう。全炭素及び全窒素含量、炭素率 (C/N 比) について下水汚泥と大差のないけいふん区についてみると、その pH が 5.5~6.2 と下水汚泥区より低い pH であり、硝化菌、細菌、色素耐性細菌数とも著しく低い菌数を示したことから裏付けられよう。

以上に示したように下水汚泥の10及び20 t 区の硝化菌数は、化学肥料区に対しても、また、5 t 区を基準とした場合でも顕著な増加を示した。これは前報⁹⁾の明石及び山口の水田土壌や群馬畑土壌等⁴⁾で認められた石灰含有汚泥施用土壌における微生物フロアの特徴と同一であった。

以上の検討には石化汚泥も含めたが、石化汚泥については、施用量が 2.5 t/ha と少なく、施用量だけからは、他の有機物施用区との比較はできない。この汚泥の全窒素含有率から施用によって汚泥とともに持ち込まれた全窒素量を計算すると、55年度については、下水汚泥の 5 t 区と一致する。そこで両区の微生物数を比較すると、施用 3 か月目では、細菌、色素耐性細菌及び硝化菌で下水汚泥区の 1/2~1/144 の低い菌数を示し、5 か月目では、硝化菌で 1/4~1/105 と低い値を示した。このことは、石化汚泥が微生物の基質として下水汚泥に劣るということよりも、むしろ表

3に示したように低土壌 pH の影響が主因と考えられる。

(3) 下水汚泥及びパルプ汚泥区における汚泥の施用量と微生物数の関係

下水汚泥及びパルプ汚泥の施用水準は、5、10及び20 t/haであった。そこでこの施用量の変化に対する各種微生物数の変化から施用に対する微生物の反応性を検討した。この際の有機栄養微生物数の施用量間差は、LSD5%値を、硝化菌数のそれは3.3倍値を基準として判定した。また、隣り合う施用量間(5と10、10と20 t 区間)の差は、明確でなくても5 t区と20 t区間に明確な差がある場合は一応反応性ありとした。その場合は、(不明確)と表示した。

1回目の調査時では、下水汚泥区の細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌(不明確)、パルプ汚泥区の色素耐性細菌、2回目の調査時では、下水汚泥区の放線菌(不明確)及びタンパク質分解菌、パルプ汚泥区のタンパク質分解菌(不明確)、3回目調査時では、下水汚泥区の細菌(不明確)、放線菌、色素耐性細菌及び両硝化菌、パルプ汚泥区の色素耐性細菌(不明確)が、施用量の増加に伴う菌数の増加を示した。

このように施用量の変化に対応してその数を変化させる微生物種は、下水汚泥施用区に多かったが、この区でも有機栄養微生物数の変化は、施用量の変化率に対応しておらず、そう鋭い反応ではない。これに対して硝化菌数は、施用量の増加率以上の顕著な増加を示した。

(4) 硝化菌の遷移と土壌中の無機態窒素

著者らは、石灰含有下水汚泥単独施用土壌における硝化菌数の経時変化を追跡し、硝化菌の遷移が起こっていることを明らかにした^{2,5-7)}。また、前報^{8,9)}において高分子凝集剤使用汚泥単独施用土壌及び石灰凝集下水汚泥と化学肥料を組み合わせ施用した土壌においても、これを示唆する結果が得られたことを報告した。本宇佐土壌では、下水汚泥以外の全区で3回の調査時ともアンモニア酸化細菌が優占種であり、硝化菌の遷移を示唆する結果は得られなかった。これは、これらの区(パルプ汚泥区を除く)では、土壌 pH が低く、硝化菌全体の増殖が抑制されるとともに、より pH の影響を受けやすい¹⁰⁾ 亜硝酸酸化細菌の増殖が著しく抑制されたためと考えられる。パルプ汚泥区の pH も下水汚泥区に比較すると低いが、土壌分析値(表3)をみると、NH₄-Nが多い5及び10 t 区でNO₃-Nも多く、また、低 pH を示す有機物区でも同様な現象が認められ、本調査時期だけの菌数をもとに硝化菌の遷移を判断することはできないものと考えられる。一方、下水汚泥区では、前2回の調査時では、硝化菌数間に明確な差が認められず3回目のみ亜硝酸酸化細菌が優占種となった。前2回の調査時では、アンモニア酸化細菌の減少と亜硝酸酸化細菌の増加により両菌数が釣り合っている時期にあたるものと考えられる。3回目では、完全に亜硝酸酸化細菌数が多く、硝化菌の明確な遷移が起こっているものと考えられる。

土壌中の無機態窒素のうちNO₂-Nは、いずれも1ppm以下であった。NH₄-NとNO₃-Nについては、1回目調査時では測定した全区でNO₃-Nが多かった。しかし、2,3回目では、下水汚泥、

けいふん及びパルプ汚泥20 t 区で $\text{NO}_3\text{-N}$ が多く、土壌 pH が5以下であった前記以外の全区で $\text{NH}_4\text{-N}$ が多かった。

下水及びパルプ汚泥区について、汚泥施用量と $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ の量については、次の関係が認められた。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、1回目の下水汚泥区を除いていずれも汚泥施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。 $\text{NO}_3\text{-N}$ については、2,3回目の下水汚泥区では、施用量の増加に伴って増加し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と逆の関係があり、施用量の増加とともに硝酸化成分が進行していることが認められた。これに対して、パルプ汚泥区では、全調査時とも $\text{NO}_3\text{-N}$ は、汚泥施用量の増加に伴って減少し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と同一の傾向を示し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が多い区ほど硝酸化成分が進行しているものと考えられる。下水汚泥及びけいふん区を除く有機物施用区でも同様の傾向が認められた。

パルプ汚泥は、全炭素含量が30%以上で炭素率も44と非常に高く、同汚泥の施用土壌では施用窒素の有機化が起ることが予想され、窒素が硫酸アンモニウムで増施された。しかし、大分県農技センターによって20 t 区の栽培作物に窒素飢餓現象が発生したことが報告されている¹⁴⁾。これは土壌分析の結果からも確認された。すなわち、表3に示したように、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ は、汚泥施用量の増加に伴って減少する傾向が認められ、20 t 区における両窒素の存在量は、著しく低い値であった。このようにパルプ汚泥施用区における硝酸化作用は、無機態窒素の供給の程度にかかっているものと考えられる。同じような窒素飢餓現象が樹皮堆肥区でも発生しており¹⁴⁾、パルプ汚泥区と同様の現象が起こっているものと考えられる。

(5) 有機物施用土壌の水溶性リン酸

供試された有機物の中には、けいふん、ミミズふん、石化汚泥のように全リン酸($\text{T-P}_2\text{O}_5$)として3%以上のリン酸を含むものがあり、下水汚泥でも2%以上の全リン酸が含有されている。宇佐土壌のリン酸吸収係数は、480(作土層)¹³⁾と低いため、施用有機物中のリン酸の土壌中での形態変化によって水溶性リン酸(w-PO_4 として表示)が検出されるのではないかと予想し、土壌中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 測定用水抽出液中のリン酸を測定した。表3に示したように、全リン酸含有量の多いけいふん及びミミズふん施用土壌の w-PO_4 は、化学肥料区の9~16倍に達した。また、パルプ汚泥区以外の有機物施用区で化学肥料区より多い w-PO_4 が検出された。一方、パルプ汚泥区の w-PO_4 は、化学肥料区より常に少なく、施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。このことは、パルプ汚泥の脱水助剤として硫酸アルミニウムが使用されているために、アルミニウムによるリンの固定が起こったことを示唆していると考えられる。

4. まとめ

有機廃棄物が施用されている大分県農業技術センターの畑土壌(宇佐褐色森林土)の表層土(0~5 cm)を昭和54及び55年度の冬作期間中に3回採取し、有機廃棄物の施用が土壌の微生物相に与える影響を明らかにするための研究を行った。この土壌には7種の有機廃棄物(都市下水汚泥、パ

ルプ工場及び石油化学工場の廃水処理汚泥、稲ワラ堆肥、樹皮堆肥、ミミズのふん及びけいふん）が化学肥料とともに1979年以来夏作及び冬作物の播種あるいは移植前に年2回施用されている。これら有機廃棄物の1回当たりの施用量は、次のとおりであった。都市下水汚泥及びパルプ工場汚泥5,10,20 t/ha, 石油化学工場汚泥2.5 t/ha, 稲ワラ堆肥, 樹皮堆肥, ミミズふん及びけいふん10 t/ha (いずれも乾物として)。対照区は, 各作物の標準施肥量の化学肥料のみが施用された。

都市下水汚泥の10及び20 t/ha区を除いて, 有機廃棄物の施用による菌数の明確な低下が, 放線菌及び硝化菌の一つあるいは二つについて最初の試料採取時に認められたが, 最後の採取時(3回目)には認められなかった。

都市下水汚泥の施用による各種微生物数の明確な増加が3回の測定時を通じて最も高い頻度で認められ, けいふん及びパルプ工場汚泥がこれに続き, 稲ワラ堆肥の影響が最小であった。都市下水汚泥の多量施用(10及び20 t/ha)によって硝化菌が著しく増加したが, これは多量の消石灰を含むこの汚泥の施用による土壌pHの上昇を反映しているものと考えられる。

色素耐性細菌数は, 有機廃棄物の連用に伴って増加すること, また, 1回目及び3回目採取試料については, 都市下水汚泥の施用量の増加に伴って菌数も増加することが明らかにされた。

謝 辞

本研究の遂行にあたっては, 大分県農業技術センター化学部 津野林士部長, 清末哲夫副部長及び宮崎芳郎主任研究員には, 土壌試料の採取に多大なご協力をいただくとともに施用有機物の成分分析値及び試験設計に関する資料をご提供いただいた。また, 土壌微生物数の計数と土壌成分分析には, 豊田敏治, 小林峰男, 中村てる子, 小林叔子氏にご助力をいただいた。記して深謝の意を表する。

引用文献

- 1) 藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男 高橋英一(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響, ライシメーター実験(I), 国立公害研究所研究報告, 第14号, 79-109.
- 2) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響, ライシメーター実験(II), 国立公害研究所研究報告, 第14号, 111-157.
- 3) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):有機廃棄物施用土壌に関する研究(II), 有機廃棄物施用土壌の微生物フローラおよび土壌酵素活性, 国立公害研究所研究報告, 第14号, 185-201.
- 4) 合田 健・藤井國博・久保井 徹・服部浩之・広木幹也(1981):下水汚泥の土壌生態系に与える影響, 生活および産業廃水汚泥ならびに処理水の有効利用に関する基礎的研究, 文部省「環境科学」研究報告集, B 86-R33-3, 41-58.
- 5) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳(1983):下水汚泥施用土壌の微生物フローラに関する研究(I), 石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響, 国立公害研究所研究報告, 第46号, 1-16.
- 6) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳(1983):下水汚泥施用土壌の微生物フローラに関する研究(II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フローラの季

- 節変動。国立公害研究所研究報告，第46号，17 - 38.
- 7) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (Ⅲ), 土壌の違いと微生物性の差異, 国立公害研究所研究報告, 第46号, 39-55.
 - 8) 藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (Ⅳ), 下水汚泥施用砂丘地及び火山灰土壌における微生物数, 国立公害研究所研究報告, 第46号, 57-75.
 - 9) 藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究 (Ⅴ), 下水汚泥及び工場廃水汚泥施用水田土壌の微生物数. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 77-102.
 - 10) Nishio, M. and S. Kusano (1980): Fluctuation patterns of microbial numbers in soil applied with compost. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 26, 581-593.
 - 11) 加藤邦彦・鈴木達彦 (1979): 家畜ふん尿施用土壌における微生物フロラの研究. 農業技術研究所報告, B 30, 73-135.
 - 12) 夜久 孝・山県辰雄 (1980): コンポスト施用土壌の微生物調査. 土壌浄化力活用調査 (環境庁水質保全局), 51-59.
 - 13) 農林水産省農業技術研究所化学部土壌第3科 (1976): 全国国立, 都道府県立農業関係試験場圃場 断面形態, 理化学分析成績および土壌分類, 408-409.
 - 14) 大分県農業技術センター化学部 (1979): 昭和54年度土壌肥料関係九州地域秋季試験研究打合せ会議資料, 337 - 378.
 - 15) 大分県農業技術センター化学部 (1980): 昭和55年度土壌肥料関係九州地域秋季試験研究打合せ会議資料, 443-444.
 - 16) Hankin, L.D., D.C. Sands and D.E. Hill (1974): Relation of land use to some degradative enzymatic activities of soil bacteria. *Soil Sci.*, 118, 38-44.
 - 17) 牛越淳夫 (1975): 好気性細菌の計数と分離, 土壌微生物実験法. 養賢堂, 44-59.
 - 18) 甲斐秀昭 (1981): 土壌中における窒素の動態, 硝化作用, 土の微生物 (土壌微生物研究会編), 養賢堂, 362-368.

7.

ゴミコンポスト施用土壤の微生物数

藤井國博¹・久保井 徹¹

Microbial Numbers in Soil Amended with Composted Town Refuse

Kunihiro FUJII¹ and Toru KUBOI¹

Abstract

To evaluate the effect of composted town refuse on soil microflora, counts of microbes in soil samples collected from the 0 to 5 cm soil depth of Nagasaki vegetable farm and orange orchard amended with composted town refuse were made.

The numbers of total bacteria, actinomycetes and fungi in the vegetable farm soil amended with composted town refuse were higher than those in the neighboring forest soil. Especially, the numbers of nitrifying bacteria were markedly increased. In soil samples collected from the orange orchard, there was a definite increase in the number of microbes as a result of refuse application.

1. はじめに

前報までにおいて有機廃機物のうち生活及び都市下水汚泥^{1~6)}あるいは各種産業廃水処理汚泥^{5,6)}など有機物を含有する汚泥を施用した土壤の微生物フロラについて報告した。これらの有機汚泥以外に農業資材として土壤還元が進められようとしている有機廃棄物に都市ゴミを堆肥化したもの——いわゆるゴミコンポスト——がある。このゴミコンポストの農業利用に関する研究は、その堆肥化の過程や農地に施用した場合の植物生産ならびに土壤改良効果に関する分野に集中しており、ゴミコンポストの土壤中での分解（含有成分の植物が吸収・利用できる形態への変換、コンポストの消失すなわち浄化）に重要な役割を果たしている土壤微生物に与える影響に関する研究は非常に少なく解明が待たれている課題である。ゴミコンポスト施用土壤の微生物フロラを明らかにすることは、その土壤中での分解を担っている微生物を明らかにするための手がかりを得る上で重要である。本報告は、ゴミコンポストの施用が土壤の微生物フロラに与える影響を解明するために行った長崎市内のゴミコンポスト施用土壤の微生物数の調査結果に関するものである。

1. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Water and Soil Environment Division, The National Institute For Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

2. 実験方法

ゴミコンポスト施用土壌は、昭和54年1月30日に長崎市内で採取した。採取地の土壌は、すべて細粒質赤色土である。試料1は、長崎市市場町のゴミコンポスト多量連用野菜畑の土壌、試料2は、試料1の野菜畑に隣接する林地土壌であるが、試料1と同一の土地利用形態でコンポスト無施用地がなかったためにこれを試料1の対照試料とした。試料3は、長与町の開園後100年を経たミカン園の土壌であり、試料4は、川内町のゴミコンポスト多量施用ミカン園土壌である。試料5は、試料4と同一園内の無施用土壌で試料4の対照試料である。これらの試料は、農家は場で採取したが、施用量等詳細は記録されておらず不明である。

各ほ場、林地とも3か所、100 ml容のステンレス製採土円筒を用いて0~5cmの土壌を採取し、密封して研究室に持ち帰った。これら土壌試料を、前報⁴⁾と同一方法によって調製し、土壌微生物数測定用試料とした。

これら土壌試料について、前報⁴⁾と同様に土壌微生物実験法⁸⁾に従って細菌、放線菌及び糸状菌数を希釈平板法で、硝酸化成細菌（アンモニア酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌）数を最確値法によりそれぞれ測定した。各土壌試料の微生物数の測定は、1試料1連で、希釈平板法による測定は、1測定項目2希釈段階、1希釈段階4平板で行い、最確法は10倍希釈5連5段階で行った。これらの試料について常法⁹⁾に従って土壌pH(H₂O)を測定した。pHの測定には、ベックマン社製ESS-2型を用い、1点2連で行った。

3. 結果及び考察

表1に各微生物及び土壌pHの測定結果を示した。土壌pHは、いずれも弱酸性から中性付近にあり、ミカン園土壌では、ゴミコンポストの施用により土壌pHが上昇していた。

ゴミコンポストの施用が土壌微生物数に与える影響を野菜畑についてみると対照とした隣接する林地表土のそれと比較して細菌数で9倍、放線菌数で2倍、糸状菌数で6倍に増加した。硝酸化成

表 1 ゴミコンポスト施用土壌の微生物数
Table 1 Microbial numbers in soils amended with composted town refuse

Sample No	Land Use	Application of composted town refuse	(Numbers/g dry soil)					Soil pH (H ₂ O)
			Bacteria × 10 ⁻⁶	Actino-mycetes × 10 ⁻⁶	Fungi × 10 ⁻⁴	A.O. Bacteria × 10 ⁻⁴	N.O. Bacteria × 10 ⁻⁴	
1	Vegetable farm	+(Heavy)	93.8	15.8	16.3	24.3	8.2	6.0
2	Forest	-	10.0	8.3	10.8	0.1	0.3	5.6
3	Orange orchard	-	28.5	11.8	17.8	0.5	11.8	6.3
4	"	+(Heavy)	77.8	19.3	95.8	16.1	16.1	7.2
5	"	-	47.3	20.0	43.8	7.3	3.8	5.8

A.O. Bacteria Ammonium-oxidizing bacteria

N.O. Bacteria Nitrite-oxidizing bacteria

細菌数は、さらに著しい増加を示し、アンモニア酸化細菌数で2,430倍、亜硝酸酸化細菌数で273倍であった。この区の硝酸化成細菌数は、近隣のミカン園土壌（試料5）と比較しても、アンモニア酸化細菌数で3倍、亜硝酸酸化細菌数で約2倍と多くなっている。

ミカン園土壌についてみると、直接の対照土壌である試料5に比較して細菌数で1.6倍、糸状菌数で2倍、アンモニア酸化細菌数で2倍、亜硝酸酸化細菌数で4倍の菌数を示し、コンポストの施用によりこれらの微生物数が富化することが明らかにされた。しかし、放線菌数には、ほとんど差が認められなかった。これは、開園後100年を経過したミカン園土壌（試料3）と対比しても、亜硝酸酸化細菌数を除いてほぼ同様の結果が得られた。

野菜畑については、対照区としてゴミコンポスト無施用土壌が近隣になく調査できなかったが、夜久・山⁷⁾の大根栽培ライシメーター実験跡地の微生物数を調査した報告でも、調査された細菌、糸状菌、硝酸化成細菌数ともゴミコンポストの施用により著しく増加することが報告されており、畑地土壌へのゴミコンポストの施用は、土壌微生物を富化させるものと推定された。

一方、畑地ほど耕うんされないミカン園土壌については、野菜畑ほど顕著ではないが、ゴミコンポストの施用により微生物数が増加することが示された。

以上のように、本調査からゴミコンポストの施用によって土壌中の微生物数が無施用土壌に比べて増加するものと推論しうる結果が得られたが、本調査は、農家ほ場であり、ゴミコンポストの施用歴、施用量等明確でない点が多く、ゴミコンポストの施用が土壌微生物フローラに与える影響を解明するには、十分な配慮がなされた試験を行う必要がある。

4. まとめ

ゴミコンポストの土壌施用が土壌微生物相に与える影響を解明するために長崎市内のゴミコンポストを施用した畑及びみかん園土壌の細菌、放線菌、糸状菌、硝化菌数を測定し、次の結果を得た。

- 1) ゴミコンポストを施用した畑（野菜畑）土壌中の微生物数は、対照とした隣接林地土壌の微生物数より多く、とくに硝化菌数が著しく増加した。
- 2) ミカン園土壌においてもゴミコンポストの施用により微生物数が増加した。

謝 辞

本調査を行うにあたって農林水産省九州農業試験場環境第2部 足立嗣男室長、長崎県農業総合試験場 小野末太郎長には土壌試料の採取に多大なご協力を賜った。また、微生物数の測定には、当所土壌環境研究室 服部浩之技官、日本大学農獣医学部 鷺沢清司氏にご助力をいただいた。記して深謝の意を表する。

引用文献

- 1) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳 (1983) : 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究 (I), 石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 1-16.
- 2) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳 (1983) : 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究 (II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壤微生物フロラの季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 17-38.
- 3) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹 (1983) : 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究 (III), 土壤の違いと微生物性の差異. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 39-55.
- 4) 藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹 (1983) : 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究 (IV), 下水汚泥施用砂丘地及び火山灰土壤の微生物数. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 57-75.
- 5) 藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹 (1983) : 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究 (V), 下水汚泥及び工場廃水汚泥施用水田土壤の微生物数. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 77-102.
- 6) 藤井國博・広木幹也・服部浩之・久保井徹 (1983) : 有機廃棄物施用土壤の微生物数. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 103-119.
- 7) 夜久 孝・山県辰男 (1980) : コンポスト施用土壤の微生物調査, 土壤浄化力活用調査報告書 (環境庁水質保全局), 51-59.
- 8) 土壤微生物研究会編 (1975) : 土壤微生物実験法. 養賢堂, 1-467.
- 9) 土壤養分測定法委員会編 (1970) : 肥沃度測定のための土壤養分分析法. 養賢堂, 430 p.

8.

下水汚泥の土壌施用が土壌の三相分布に及ぼす影響

山口武則¹・久保井 徹²・服部浩之²・
広木幹也²・藤井國博²

Effect of Domestic Sewage Sludge Application on
Three-Phase Distribution of Soils

Takenori YAMAGUCHI¹, Toru KUBOI², Hiroyuki HATTORI²,
Mikiya HIROKI² and Kunihiro FUJII²

Abstract

Domestic sewage sludge was applied to 4 soils in outdoors-lysimeters (sandy soil, light-colored andosol, alluvial soil and humic andosol) and to a light-colored andosol in an experimental farm over 2 years.

The effect of continuous sludge application on three-phase distribution (apparent specific gravity, specific gravity, soil phase, liquid phase, gaseous phase, porosity and actual volume) of soil was investigated as compared to the chemical fertilizer-amended soil.

Soil physical properties were determined by the heat dry method or the actual-volumetric method, and the following results were obtained;

In outdoors lysimeters, there were no significant differences in the physical properties of the various kinds of soil between the chemical fertilizer-amended soils and sludge-amended soils. On the other hand, a similar trend was also observed in the upland field.

1. はじめに

汚泥の土壌施用が土壌の物理性に及ぼす影響について、Lunt¹⁾は、下水消化汚泥の施用が土壌の含水率、孔隙率及び団粒生成率を高めることを報告している。また、Lawら²⁾は、下水汚泥の施用が、土壌の有機物含量を増加させ、土壌の理化学性を改善するために有効な手段であることを報告している。

1. 国立公害研究所 技術部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番 2

Division of Engineering, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

2. 同水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番 2

Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

著者らは、下水汚泥の長期連用が、土壌の性質、植物の生育及び重金属の吸収、汚泥成分の分解・集積と地下浸透、土壌微生物相などに及ぼす影響を解明するため、当研究所の屋外ライシメーター（有底枠）8基及び畑地ほ場4面（一面約5アール）を用いて、昭和54年7月より下水汚泥施用試験を実施している。

本報告は、下水汚泥連用2年目（4回連用）の有底枠及び畑地ほ場の各土壌について、下水汚泥の土壌施用が土壌の3相分布に及ぼす影響について調査したものである。なお、土壌3相（固相・液相・気相）の構成率は3相分布と呼ばれ、土壌の構成を示す基礎的な物理量である。

2. 実験方法

2.1 下水汚泥連用試験

2.1.1 有底枠実験

試験は、前報³⁾に示したように、砂質土（鬼怒川川砂で代用）、淡色黒ボク土壌（火山灰土壌、下層土）、沖積土壌（水田下層土）及び黒ボク土壌（火山灰土壌、表土）を充てんした有底枠を使用した。一つの土壌が2基の有底枠に充てんされ、一方に化学肥料を施用し、他方に下水汚泥を施用した。化学肥料の施用量は、化成肥料（8-8-5）1.5 kg（105 kg/10 a）、熔成リン肥2 kg（140 kg/10 a）、苦土石灰2 kg（140 kg/10 a）であり、下水汚泥の施用量は、水分70%換算で36.1 kg（2.5 t/10 a）であった（表1）。

表 1 処理区とその内容（有底枠）

Table 1 Treatments and their contents in experiment (Outdoor lysimeter)

Soil	Treatment	1979	
		Summer cropping	Winter cropping
Sandy soil	Fertilizer *	Eggplant	Wheat
	Sludge **	Eggplant	Wheat
Light colored andosol	Fertilizer *	Eggplant	Wheat
	Sludge **	Eggplant	Wheat
Alluvial Soil	Fertilizer *	Eggplant	Wheat
	Sludge **	Eggplant	Wheat
Humic andosol	Fertilizer *	Eggplant	Wheat
	Sludge **	Eggplant	Wheat

* Compound fertilizer ; 1t/ha (8-8-5)
Ground dolomitic lime stone ; 1t/ha
Fused phosphate ; 0.6/ha

* Domestic sewage sludge ; 25 t/ha as 70% water content
Application of Chemical fertilizer or Sewage sludge ;
Before summer - and winter - croppings

表 2 処理区とその内容 (ほ場)

Table 2 Treatments and their contents in experiment (Field)

Name of Treatment	Fertilizer *	Sewage sludge **	Application *** per year
C	-	-	-
FC	+	-	2
S	-	small	2
M ₁	-	middle	1
M ₂	-	middle	2
L	-	large	1

Cropping sequence	1979		1980	
	Summer Eggplant	Winter Wheat	Summer Eggplant Sorghum	Winter Wheat

*: Compound fertilizer (8-8-5) ; 1 t /ha
 Ground dolomitic lime stone ; 1 t /ha
 Fused phosphate ; 0.6 t /ha

** : Amount of application
 small ; 12.5 t / ha
 middle ; 25 t / ha as 70% water content
 large ; 50 t / ha

*** : 1 ; Before summer - croppings
 2 ; Before summer -and winter - croppings

下水汚泥は、無機凝集剤を含む生活系廃水処理汚泥の脱水ケーキを天日乾燥後有姿のまま年2回、夏作前及び冬作前に施用した。使用した汚泥の性質及び成分組成は表2に示した。表1に示した栽培計画に従って、昭和54年度は、夏作ナス(千両2号)、冬作コムギ(農林61号)をそれぞれ栽培した。昭和55年度夏作より全有底枠とも植物を栽培せず裸地として年2回の汚泥連用試験を実施した。なお、化学肥料区も肥料を施用した。

2.1.2 ほ場試験

畑地ほ場における調査対照土壌は、別団地Ⅱ-1ほ場である⁴⁾。このほ場は、ほ場造成時に心土を露出したもので、実験開始まで1回だけ全面に化学肥料が施用されただけであり、生産力の低いやせたほ場である。なお、試験設計及び栽培計画は表3に示したとおりである。汚泥施用量は乾物として3.75t、7.5t、15t/haとして、少量区(3.75t、年2回施用:S)、中量区(7.5t、年1回施用:M₁及び年2回施用:M₂)、多量区(15t、年1回施用:L)のそれぞれを各作直前に単独施用して表土15cmと混合した。他に対照として無肥料区(C)及び化学肥料区(FC)を設け、計6試験区とした。

昭和54年度は夏作としてナス、冬作としてコムギを栽培した。昭和55年度は夏作としてナス及びソルガム、冬作としてコムギを栽培した。

2.2 土壌3相分布の測定

下水汚泥連用試験地の各試験区より土壌コアを採取して、有底枠の土壌については乾熱法⁵⁾、畑地ほ場の土壌（別団地Ⅱ-1ほ場）は、実容積法⁶⁾により、土壌の3相分布を測定した。なお、土壌は、有底枠土壌については昭和56年5月14日、畑地ほ場土壌は昭和56年5月27日に採取した。土壌採集場所は、有底枠の場合は図1に示した位置、また、畑地ほ場の場合は図2に示した位置であり、それぞれ100 mlの採土円筒を用いて測定用土壌試料を採取した。供試土壌の採取方法は、採土位置の表面土壌を約1 cmの厚さに取り除き、常法⁶⁾に従って、採土円筒を土壌表面に垂直方向に約8 cmの深さに挿入し、採取を行った。

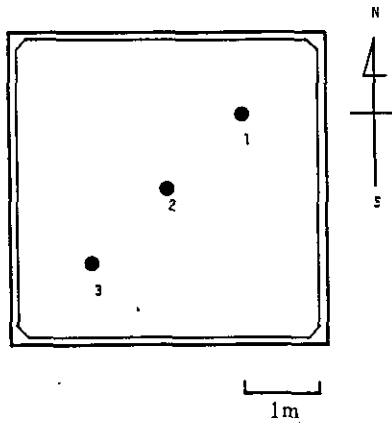


図1 有底枠の土壌採取位置
Fig.1 Sampling site of soil in a Lysimeter

● ; Measurement site

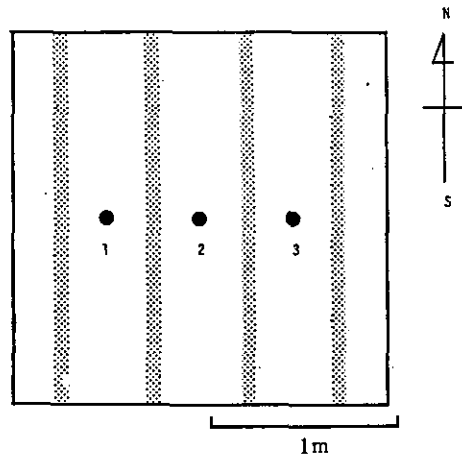


図2 ほ場の土壌採取位置
Fig.2 Sampling site of soil in a Field

● ; Measurement site
⋮ ; Plant site
□ ; Experiment plot

3. 結果及び考察

2年間4回にわたり下水汚泥あるいは化学肥料を連用した有底枠の4種の土壌と、同じく2年間にわたって下水汚泥あるいは化学肥料を施用した畑地ほ場の土壌についてその3相分布を測定し、その結果を表3及び表4に示した。有底枠の各土壌（表3）及び畑地ほ場（表4）の各試験区土壌において、下水汚泥の連用による土壌の仮比重、真比重、固相、液相、気相、孔隙率及び実容積は5%水準で化学肥料区との間で有意差が認められなかった。しかしながら、有底枠において、これら3相分布に関連する基礎的物理量は、4種類の土壌の間では土壌間差が認められた。下水汚泥の施

表 3 有底枠における下水汚泥の土壌施用が土壌の3相分布に及ぼす影響
Table 3 Effect of domestic sewage sludge application on Three-phase distribution of soil in a Lysimeter

Soil Treatment	Sandy soil		Light colored andosol		Alluvial soil		Humic andosol		
	Fertilizer	Sludge	Fertilizer	Sludge	Fertilizer	Sludge	Fertilizer	Sludge	
Apparent Specific gravity	\bar{X}	1.55	1.56	0.68	0.68	1.24	1.15	0.65	0.60
	S. D.	0.01	0.05	0.04	0.02	0.06	0.02	0.07	0.03
Specific gravity	\bar{X}	2.68	2.68	2.62	2.61	2.76	2.55	2.48	2.48
	S. D.	0.03	0.01	0.03	0.02	0.02	0.30	0.04	0.04
Solid phase (%)	\bar{X}	58.07	58.43	26.11	25.86	43.00	45.77	26.38	24.28
	S. D.	0.95	1.84	1.78	0.73	1.78	6.16	2.91	1.57
Liquid phase (%)	\bar{X}	4.12	6.75	35.88	36.22	32.25	31.15	32.59	30.67
	S. D.	1.46	1.51	2.11	1.29	1.19	0.71	3.17	1.03
Gaseous phase (%)	\bar{X}	37.81	34.82	38.01	37.92	22.77	23.08	41.03	44.72
	S. D.	1.63	0.59	0.75	1.76	3.56	6.80	5.85	2.67
Porosity (%)	\bar{X}	41.94	41.57	73.89	74.14	55.02	54.22	73.63	75.72
	S. D.	0.97	1.84	1.78	0.78	2.46	6.17	2.90	1.57

\bar{X} ; average S. D. ; standard deviation

表 4 畑地ほ場における下水汚泥の土壌施用が土壌の3相分布に及ぼす影響
Table 4 Effect of domestic sewage sludge application on Three-phase distribution of soil in field

Treatment		Gaseous phases %	Liquid phase %	solid phase %	Actual volum %
C	\bar{X}	44.1	33.5	22.4	55.9
	S. D.	1.5	0.5	1.0	1.5
FC	\bar{X}	40.1	36.6	23.2	59.9
	S. D.	1.5	0.5	1.5	1.5
S	\bar{X}	44.4	34.2	21.3	55.6
	S. D.	0.6	0.6	0.4	0.8
M1	\bar{X}	43.9	34.2	21.9	56.1
	S. D.	2.5	0.8	1.6	2.5
M2	\bar{X}	41.5	35.9	22.6	58.5
	S. D.	2.7	1.4	1.3	2.7
L	\bar{X}	46.3	32.1	21.6	53.7
	S. D.	1.5	1.0	0.7	1.5

Treatment C ; control, Treatment FC ; chemical fertilizer, Treatment S ; Sludge 12.5t/ha (Before summer - and winter - cropings), Treatment M1 ; Sludge 25t/ha (Before summer - cropping), Treatment M2 ; Sludge 25t/ha (Before summer - and winter - cropings), Treatment L ; Sludge 50t/ha (Before summer - cropings)
 \bar{X} ; average S. D. ; standard deviation

用が土壤の性質に及ぼす影響について高橋ら⁷⁾は、鉾質土壤（赤黄色土）に下水汚泥を毎作10a当たり2t（含水率55%）を施用し、夏作カンショ、冬作コムギを4年間8作を栽培した。第8作目の跡地土壤について3相分布を調べ、下水汚泥の土壤施用は土壤の固相率を低下させ、液相及び気相率を増大する傾向があると報告しているが、本調査では、これらの傾向は認められなかった。

一般に土壤において、土壤有機物の含量が増大すると、土壤の3相分布は、固相が減少するのに反して孔隙量（気相+液相）が増大し、水分保持容量の増大することが特有な現象として認められている。本試験において、供試汚泥は脱水ケーキを乾燥して有姿のまま土壤に施用しているが、現場調査の際、写真1に示したように、各土壤に施用した下水汚泥の大部分が原形をとどめていることが観察されることから土壤中の土壤有機物含量はそれほど増大していないものと推測される。従って2年間の連用では土壤の物理性に变化を与えないと考えられるので今後さらに調査を継続する必要がある。

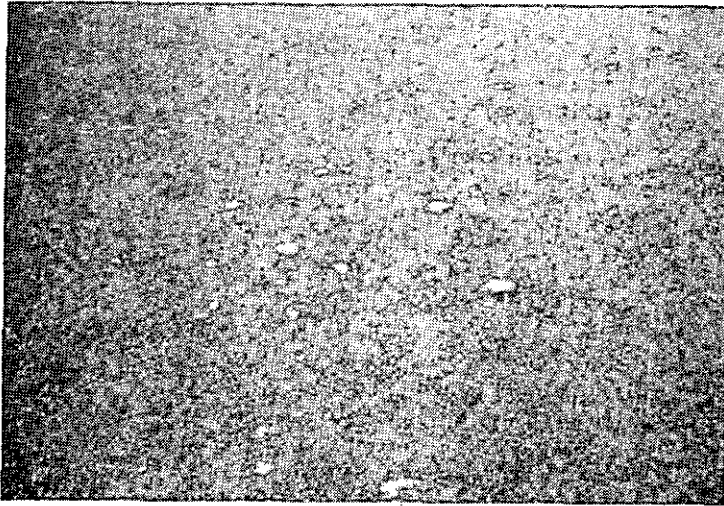


写真 1 砂質土壤における汚泥の状況
Photo. 1 Sewage sludge at. Sandy soil

4. まとめ

砂質土、淡色黒ボク土壤下層土、沖積水田下層土、黒ボク土壤表土を充てんし、畑地状態とした有底枠試験地及び淡色黒ボク土壤の畑地ほ場（Ⅱ-1ほ場）を用いて、生活廃水汚泥の連用試験を実施し、2年間連用後に土壤の物理性を測定した。

その結果、有底枠の各土壤及び畑地ほ場の汚泥施用区と化学肥料区の間、土壤の仮比重、真比重、固相率、液相率、気相率、孔隙率及び実容積の物理量に関して有意差は認められなかった。

引 用 文 献

- 1) Lunt, H.A. (1953): The Case for Sludge as a Soil Improver. *Water Sewage Works*, 100, 8, 295.
- 2) Law, J.P. and R.S. Kerr (1968): Agricultural Utilization of Sewage Effluent and Sludge. An Annotated Bibliography, Federal Water Pollution Control Administration, U.S. Department of the Interior, 28-29.
- 3) 山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博 (1983): 各種土壤における下水汚泥の施用が植物の生育及び体内成分に及ぼす影響, 有底槽試験, 国立公害研究所研究報告, 第46号, 175 - 188.
- 4) 山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰雄・矢崎仁也 (1983): 下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育 — は場試験, 国立公害研究所研究報告, 第46号, 147 - 174.
- 5) 青峰重範・原田答五郎 (1966): 土壤肥科学実験ノート. 養賢堂, 5 - 6.
- 6) 土壤物理性測定委員会編 (1980): 土壤物理性測定法. 養賢堂, 1-20.
- 7) 高橋和司・今泉諒俊・上村亀記・河合仲二 (1976), 栽培作物が土壤におよぼす影響 (第一報) そ菜類と普通作物の栽培が土壤条件におよぼす影響の相違. 愛知農総試験報, A 8号, 54.

9.

下水汚泥の土壌施用がコマツナの生育と成分組成に及ぼす影響

—— 小型ライシメーター試験* ——

久保井 徹¹・藤井國博¹・服部浩之¹

Yield and Nutrient Uptake of Rape Grown on Humic Andosol
Applied with Sewage Sludge: Lysimeter Experiment

Toru KUBOI¹, Kunihiro FUJII¹ and Hiroyuki HATTORI¹

Abstract

Combined effect of application rate of sewage sludge (0, 9 and 45 dry metric tons/ha), liming (0 and 2.1 metric tons/ha) and sampling date (20 and 62 days after seeding), on yield and elemental concentrations of rape (*Brassica rapa* L. cv. Komatsuna) was studied using small lysimeters filled with Toyosato humic andosol.

Increasing rate of sludge application resulted in the increase in growth and yield of the plant at both growth stages, whereas the liming slightly affected the yield. Phosphorus and Mn concentrations in rape also increased, but Sr contents decreased with the sludge application. On the 26th day, Ca concentration was higher in the applied plots than in the check plots. But, the reverse relation was observed on day-62. Tips of young leaves of the heavily applied plots showed necrosis at the later stages of growth, and the symptoms strikingly resembled those caused by Ca deficiency.

Plant uptake-efficiency of N and K from the elements in the soils (including sludge- and lime-applied soils) was higher than that of P, Ca and Mg. Most of the available N, K and Ca in the sludge applied was absorbed by rape during 62 days. Results of soil solution analyses suggest that the subsurface soil was the major source of nutrients at the later stages of growth, and that the major source of K in the plant was not derived from K in the soil solution but from the element in an exchangeable form.

1. はじめに

下水汚泥には、多量の窒素、リン、カルシウムのほかに、植物が必要とする元素のほとんどが含まれている。その反面、有害元素をかなり含んでいる場合も多い。そのため、1) 下水汚泥を肥料

*. 本論文の一部は、日本土壌肥料学会昭和56年度大会（4月7日、名古屋）で発表した。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

資源として見直す — 肥効試験 — 2) 農産物としての安全性を確認する — 植物の重金属吸収試験 — ことを目的とした調査・研究が数多く行われ、また、3) 下水汚泥の施用に伴う土壌・植物生態系全体への環境影響 — 物資収支試験 — もなされている。このような目的に沿った研究は、古くから無機の化学肥料を対象として行われてきたが、これらの成果は、必ずしも汚泥を土壌に施用した場合には適用できない。下水汚泥の大半は微生物菌体などの有機物であり、施用によって土壌の理化学性や微生物性などの土壌環境は大きく変化して、これが元素の挙動を複雑なものにしているからである。

本実験では、温室内の小型ライシメーターに黒ボク土壌を充てんし、そこにコマツナを栽培して、下水汚泥の施用量、土壌 pH の高低、栽培期間の長短が、収量と成分組成に与える影響を調べた。また、土壌中及び施用した汚泥中の各種元素量、ライシメーターからの各元素の流出量、及び植物が吸収した元素量相互の関係から、汚泥中の元素の利用効率を推定した。これらの結果をもとに、下水汚泥のみを肥料源として土壌に施用する場合の問題点を議論する。

2. 実験方法

実験に使用したライシメーターは、縦、横75 cm、深さ50 cmのステンレス製であり、気温25°C、湿度60%の自然光温度内に設置した。ライシメーターに充てんした土壌は、多湿黒ボク土壌であり、茨城県筑波郡豊里町の元芝畑の表層0~40 cmから採取した。また、供試した下水汚泥は、土浦市内の住宅団地下水処理場の返送汚泥であり、これを天日乾燥後、粉碎して使用した。

試験区の内容と日程を図1に示した。試験は、汚泥施用量3水準(0, 1, 5%; 対風乾土重量パーセント)、土壌 pH 2水準(補正区 7.0, 未補正区 5.4)を組み合わせた6区1連制で行った。

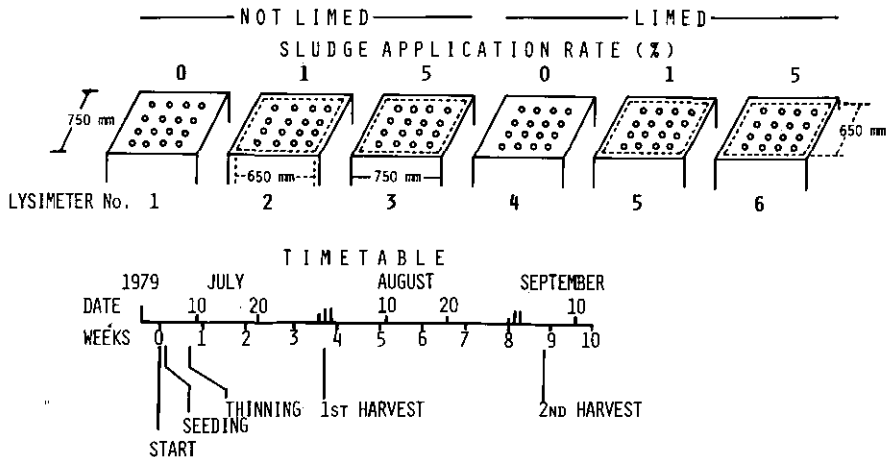


図 1 ライシメーター試験の概要

Fig. 1 Treatments and a timetable of the experiment

汚泥は単用とし、対照区にも化学肥料を加えなかった。なお汚泥施用とpH補正〔Ca(OH)₂を使用〕は表層0~10 cm、壁面から5 cm内側の土壌に行った。処理開始1日後にコマツナ(*Brassica rapa* L.)を播種し、5日後に間引いてライシメーター1基当たり16株とした。収穫は、播種後26日目に8株、62日目に残り8株について行った。これらの試験法の詳細は前報¹⁾を参照されたい。

収量調査は草丈、葉数、地上部と地下部(主根)の新鮮物及び乾燥物重量について行った。ただし、26日目の試料は部位別に分けずに重量を測定した。乾物重は新鮮物試料を80°Cで1日、60°Cで2日以上通風乾燥した後に測定した。乾燥後、植物体を処理区及び部位ごとに合併し、磁製ボールミルで粉砕した。粉砕物は分析に使用するまで、密閉して貯蔵した。

植物体中の元素量は、すべて全分析値とした。なお、これ以後、元素名はすべて元素記号で表示する。CとN：粉砕試料を直接CNコーダー(柳本, Yanaco MT 500型)で分析した。P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Al, Mn, Zn, B及びSr：粉体を200 mg(地上部)あるいは400 mg(地下部)秤量し、硝酸(5 ml)一過塩素酸(5 ml)で湿式灰化した。蒸発乾固寸前に熱硝酸(1%)を加え、ろ過後1%硝酸液を用いて正確に100 mlとした。この分解液中の各元素量をプラズマ発光分光光度計(Jarrel-Ash Atomcomp., Model 975)で同時定量した。この分解液中のV, Pb, Cu, Cd, Mo, Crは全試料で、またTiは大部分の試料で定量限界以下であり、Asは他元素の干渉が大きいこと、Siは本法で測定できるが灰化法上信頼できないことから検討対象外とした。なお、この測定は、本研究所計測技術部の分析室に依頼して行った。

土壌及び下水汚泥中のC, N全量はCNコーダー, K, Ca, Mn, Fe, Zn全量は非破壊蛍光X線法²⁾(Ortec社, TEFA Model 6111)により、またP, Mg, Naの全量, CEC, pHは常法³⁾, KCl置換性NH₄-Nと水溶性NO₃-N, NO₂-N, PO₄-P, Bray-Pも常法³⁾によって抽出した後、自動比色定量(Technicon, AA-II)した。土壌溶液と浸透水中のNH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-Pは自動比色定量, Ca, Mg, K, Naは原子吸収法によって測定した。

3. 結果と考察

供試した土壌と汚泥の理化学性は表1のとおりである。供試土壌は腐植質火山灰土であるため、酸性で、塩基置換容量(C. E. C)と全C含量が非常に大きかった。また、元芝畑であったことを反映して、置換性CaとMgが比較的多く、無機態のNは硝酸態が大部分を占めていた。一方、施用した下水汚泥の全Nは2.3%, 全Pは0.9%で、土壌よりはるかに高含量であったが、K, Ca, Mgの全量は土壌とほぼ同じであった。可溶性のNとP、及び交換性塩基類は、土壌よりも汚泥中に数倍以上多く含まれていた。

コマツナの生育経過を図2に示した。播種後26日目(市場出荷適期)では、新鮮重、乾物重とも汚泥の施用に伴って増加し、処理区間差が顕著に認められた。また、葉数よりも葉長の処理区間差が大きいことから、この時期までの収量増加は、葉面積の増大によるものであろうと考えた。土

表 1 供試した土壌と汚泥の性質

Table 1 Chemical properties of the soil and sewage sludge used in this experiment

	pH		C. E. C.	Exchangeable					Base saturation %
	H ₂ O	KCl		Ca	Mg	K	Na	Base	
	m eq./100 g								
Soil	5.4	4.7	32.5	7.4	4.5	1.8	0.12	13.8	42.5
Sludge	6.5	6.0	-	22.0	11.1	3.3	8.1	-	-

	KCl Soluble NH ₄ -N	Water soluble			Bray's	Total		C/N
		NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	PO ₄ -P	C	N	
	μg/g dry matter						%	
Soil	0.9	0.1	27	0.10	48.3	6.1	0.4	14.5
Sludge	208	0.3	115	3.18	1502	13.2	2.3	5.7

	Total content							
	P	K	Ca	Mg	Na	Mn	Fe	Zn
	mg/g dry matter							
Soil	2.6	7.4	7.9	2.72	0.83	1.47	75.4	0.114
Sludge	9.0	6.6	7.7	3.84	10.2	0.32	45.5	0.303

	Total content			
	Sr	Cu	Cd	Ni
	mg/g dry matter			
Soil	0.115	0.117	trace	0.014
Sludge	0.103	0.106	trace	0.070

土壌 pH の影響は汚泥施用区では明らかではなかったが、汚泥無施用区では pH 補正区の生育が劣った。62 日目の収量も、おおむね汚泥施用量に伴って増加した。全植物体の乾物重の 62 日目/26 日目は、汚泥 0% - pH 未補正区で 33.9 倍、pH 補正区で 85.8 倍（以下同順）、1% 区 29.3 倍と 46.7 倍、5% 区 24.4 倍と 17.2 倍であり、生育後期に著しい乾物生産があったことを示しているが、汚泥の施用量が多いほど、この値は小さくなっていった。このため、処理区間の収量差は 26 日目よりも小さくなった。また葉長よりも葉数に処理区間差が強く現れ、生育後期の地上部収量の増加は葉数の増加によることを示している。

植物体中の元素含量を表 2 に掲げた。播種後 26 日目に収穫した植物体の元素含量のうち、下水汚泥の施用によって増加する傾向にあったものは、P, K, Na, Mn（以上、pH 補正区及び未補正区）、N, Mg, Zn（以上、pH 未補正区）、Ca（pH 補正区）であり、減少傾向にあったものは C, Sr（両区）と Al（pH 補正区）であった。62 日目の分析値で汚泥の施用によって増加した元素は P, Na, Mn（両区の地上部と地下部）、N（pH 補正区の地上部）と Fe（pH 補正区の地下部）であり、減少した元素は Ca, Mg 及び Sr（両区 - 両部位）であった。全体を通じて P, Na と Mn

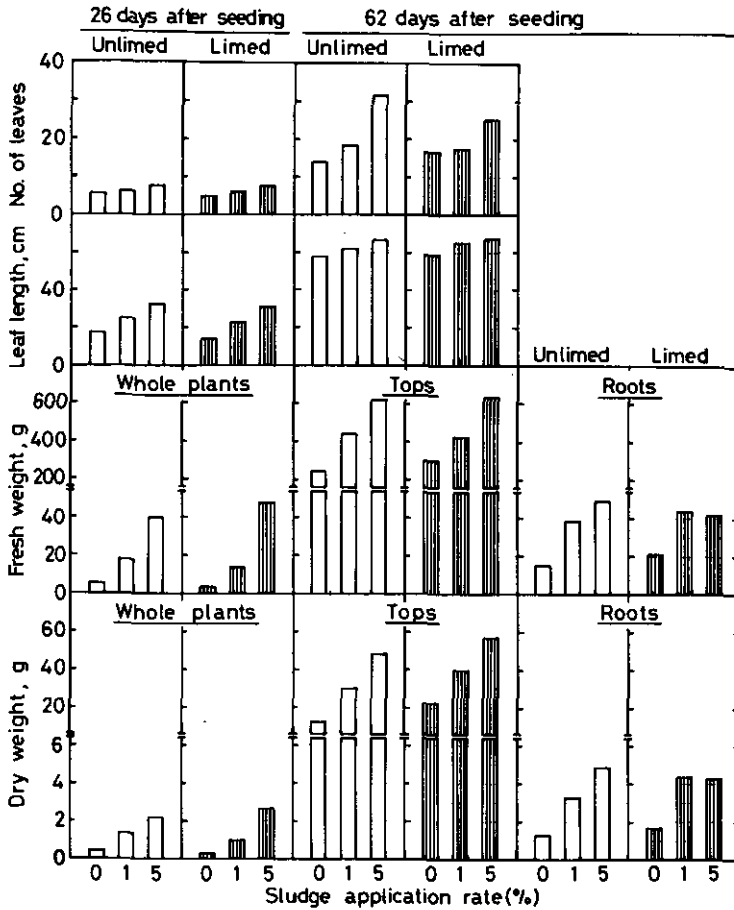


図 2 コマツナの生育と収量

Fig. 2 Influence of application rate of sewage sludge on top and root growth of rape after 26 and 62 days of seeding

は汚泥の施用によって増加し、Srは減少していた。生育前期（26日目）に増加傾向にあった元素のうち、CaとMgは後期（62日目）になると逆に減少し、Kも施用量との関係が後期には明確でなくなった。

土壌が酸性である場合には、pH補正区に比べてCa含量が低く、MnとSrが高い傾向にあった。さらに、根ではFe、Al、Bの含量がpH未補正区で高かった。一般にMn、Fe、Al、Bは酸性の方が、またCaは中性～アルカリ性で植物に吸収され易いと言われており⁴⁾、これらの元素含量の土壌pHの違いによる差は従来の知見とも一致する。pH補正区におけるCa含量の増加は、Ca(OH)₂施用の影響も大きいであろう。

生育時期の違いが元素含量に与える影響を調べるために、地上部と地下部の平均含量（乾物当たり）を算出し、処理区ごとに62日目/26日目の比を求めた（図3）。その結果、N、P、Kの値は、

表 2 コマツナの成分組成

Table 2 Elemental concentrations in rape plants as affected by sludge application rate, liming and growth stage

Lysimeter	Treatment		C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	B	Sr	Al
	No.	%													
Whole plant (26 days)	1	0 -	376.	57.8	3.16	65.3	30.1	4.31	1.79	149.	86.7	39.9	37.1	335.	280.
	2	1 -	367.	65.5	3.83	78.5	30.2	4.74	2.53	179.	110.	46.2	32.0	324.	500.
	3	5 -	328.	68.7	6.29	98.6	32.2	5.06	4.71	163.	215.	73.2	34.4	314.	300.
	4	0 +	369.	61.5	3.07	76.2	29.4	4.01	1.73	119.	64.0	52.4	31.1	274.	840.
	5	1 +	353.	68.1	4.32	80.8	33.2	3.53	0.99	205.	54.8	47.3	41.4	189.	490.
	6	5 +	320.	63.6	5.53	96.5	38.7	3.84	3.47	134.	119.	55.3	32.0	198.	180.
Shoot(62 days)	1	0 -	325.	23.0	1.16	51.5	39.5	6.14	2.15	42.0	95.7	44.8	31.9	436.	44.0
	2	1 -	344.	21.0	2.42	71.5	37.0	6.52	2.65	39.6	128.	52.7	31.1	394.	48.0
	3	5 -	365.	26.0	3.75	47.7	25.7	4.71	4.29	47.0	137.	48.6	34.8	245.	N.D
	4	0 +	344.	21.0	1.43	48.7	49.0	6.35	1.87	42.5	82.1	50.3	30.0	405.	163
	5	1 +	359.	20.0	2.54	56.8	36.0	4.44	1.07	40.9	91.4	40.1	32.1	286.	15.0
	6	5 +	359.	30.0	4.02	50.5	31.4	4.35	4.28	60.0	96.0	59.7	28.3	192.	55.0
Root (62 days)	1	0 -	381.	19.2	1.48	50.2	7.78	3.73	7.98	300.	18.3	34.1	12.1	143.	549.
	2	1 -	379.	13.1	2.47	49.2	6.92	3.16	6.57	125.	22.9	28.0	12.6	118.	207.
	3	5 -	371.	18.1	4.56	43.4	5.63	2.31	9.57	319.	32.0	39.0	13.9	88.1	569.
	4	0 +	373.	14.1	1.51	51.1	9.87	3.63	6.73	106.	13.7	20.0	11.6	120.	153.
	5	1 +	377.	14.2	3.07	45.3	7.03	2.59	2.95	123.	18.3	30.4	3.10	87.9	162.
	6	5 +	373.	21.0	4.99	45.7	7.05	2.26	12.8	215.	18.3	38.4	7.90	69.8	354.

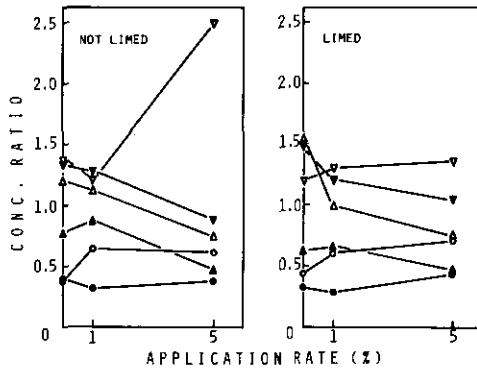


図 3 植物体中の元素濃度の62日目/26日目比

Fig. 3 Changes in concentration ratios of N (●), P (○), K (▲), Ca (△), Mg (▼) and Na (▽) in rape plants at the 62th day to the elements in 26-day old plants as related to sludge application rate

The calculation of the ratios is based on dry matter of whole plants.

どの処理区とも1より小さく、生育後期には、乾物重が増加する割にこれらの元素を吸収していないことが判明した。また、汚泥の施用量が増加しても、Nの62日目/26日目比は低いままであったが、Pの比は高くなった。これに対してKの比は、5%施用区で0.5以下にまで低下した(図3)。これらの結果と、各生育期における元素含量(表2)、及び生育の特徴(図2)を合わせて考える

と、(1)生育後期には、どの処理区の植物もN, P, Kの要求量が低いか、またはこれらの3元素が不足がちであり、(2)生育前期における葉長増加型の汚泥施用効果はPとKの含量増加に特に対応し、生育後期における葉数増加型の汚泥施用効果はPの含量増加にのみ対応しているように見える。

CaとMgの62日目/26日目比は無施用区で1以上であり(図3)、これらの元素は生育後期の要求性が高いことを示している。Caはペクチン酸カルシウムとして細胞接着に重要であり、Mgはクロロフィルの構成成分として光合成に重要な役割を果たしている⁵⁾ことから、生育後期の成熟葉の機械的強度や光合成の維持にこれらの元素が必要なのであろう。しかしながら、汚泥の施用量が増加するに従って両元素の値は低下し、1以下になった(図3)。このことは、生育後期の汚泥施用区において、両元素が不足がちであることを示唆している。土壌pHの補正にはCa(OH)₂を用いているにもかかわらず、補正区の方がCaの低下が著しいことは興味深い。

Naの濃度比は1以上であり、汚泥の施用に伴って大きくなっていった(図3)。Naの増加はKの減少と相補的である(図3)ことから、NaがKの代替をしている可能性も考えられる。両元素の吸収拮抗関係は、試験は場の汚泥連用試験においても、ナスで認められた⁶⁾。

前報¹⁾で指摘したように、汚泥多量区の生育後期に、若い(内側の)葉の先端が壊死する現象が認められた。このような症状は、通常、病害虫によるものではなく、植物体中の元素の過不足による可能性が高い。生育後期の異常葉は、葉菜類の典型的なCa欠乏症と酷似しており^{5,7-10)}、これはCaとMg、特に前者が、汚泥施用区で不足がちであるとの、図3の検討結果と一致している。Caは古葉から新葉への転流を起こしにくく、一度Caの供給もしくは吸収が不足すると若い葉の細胞壁生成が阻害されるのに対し、Mgは転流しやすいため、逆に古葉から症状が出現すること^{5,7)}を考えると、この症状はCa欠乏に由来する可能性が極めて高い。生育後期の汚泥施用区で特徴的な元素には、他にNa, P, Kがあった。そこでこれら5元素の葉含量を文献値と比較してみた。Naの葉含量は、正常な大根のそれ¹¹⁾よりも低く、P含量も正常範囲である¹²⁾。Ca¹⁰⁾とMg¹³⁾もまた正常範囲であった。Kも、ほぼ正常範囲内と思われる¹⁴⁾(アブラナ科の記載がなかった)。このように、どの元素とも、極端に過剰もしくは過少ではなく、葉分析値から直ちに要素過剰あるいは欠乏とは断定できなかった。後に述べるように、土壌中には交換態Caが栽培後も残っていることなど、上記症状がCa欠乏であるとする他の状況証拠はない。しかしながら、Ca欠乏症は肥料成分の不均衡な施用(特にNやKの過用)や、土壌の乾燥によって誘発されやすい⁹⁻⁵⁾。また、NO₃-Nの形態としてNが多量にあった時や、収穫を適期より遅らせた時にも発生しやすい¹⁰⁾。それ故、土壌中に交換態Caが多くても、しばしばCa欠乏症は発生するといわれている⁹⁾。汚泥施用区におけるこの症状は実験的に再現しやすいため、今後、葉別別の元素分析や、Caの葉面散布による症状の回復などをみることによって確認していく必要がある。

次に、コマツナによるN, P, K, Ca, Mg, Naの吸収量と汚泥及び土壌中含量との関係について検討した。土壌(ライシメーター底部までの46 cmを対象とした)と汚泥中の、全量と可給量を表3に示した。汚泥5%施用は、10 a当たり乾物4.5 t(N 100 kg, P 40 kg, K 30 kg,

表 3 土壤中の各種元素の全量と可給態量
 Table 3 Amount of total and available N, P, K, Ca, Mg and Na in 46 cm depth of Toyosato humic andosol applied with sewage sludge and lime in combination

Lysimeter No	1	2	3	4	5	6
Application rate						
Sludge (t/ha)	0	8.97	44.8	0	8.97	44.8
Ca (t/ha)	0	0	0	2.14	2.14	2.14
Total						
N (t/ha)	3.82	4.03	4.85	3.82	4.03	4.85
P (t/ha)	2.26	2.34	2.66	2.26	2.34	2.66
K (t/ha)	6.43	6.49	6.72	6.43	6.49	6.72
Ca (t/ha)	6.86	6.93	7.21	9.00	9.07	9.35
Mg (t/ha)	2.36	2.40	2.53	2.38	2.41	2.55
Na (t/ha)	0.72	0.81	1.17	0.72	0.81	1.17
Available						
N (kg/ha)	24.3	89.9	352.	24.3	89.9	352.
P (kg/ha)	41.9	55.4	109.	41.9	55.4	109.
K (kg/ha)	610.	623.	673.	610.	623.	673.
Ca (kg/ha)	1290.	1330.	1480.	3430.	3470.	3620.
Mg (kg/ha)	476.	488.	536.	493.	505.	553.
Na (kg/ha)	23.9	41.6	108.	23.9	41.6	108.

Ca 35 kg, Mg 17 kg, Na 46 kg) の施用量に相当する。土壤中の可給態元素量としては、水溶性 $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ と KCl 置換性 $\text{NH}_4\text{-N}$ の総量を可給態 N¹⁵⁾, NH_4F 可溶性 P (Bray-P) を可給態 P³⁾, 置換性 Ca, Mg, K, Na をそれぞれ可給態 Ca, Mg, K⁴⁾, Na と考えた。また、土壤 pH 補正のために添加した消石灰中の Ca と Mg は、すべて可給態と考えた。汚泥中の可給態 N は、汚泥 6.9% (1,000 mg/100 g 土壤), 25°C, 2 週間の無機化率 31.8%¹⁶⁾ から推定した。その他は土壤中の可給態元素と同一の根拠から求めた。また 26 日目までにコマツナが吸収した元素量は、16 個体の全量とした。62 日目までの吸収量は、26 日目に収穫した 8 個体の全量と 62 日目の地上部と地下部 (8 個体) の全量の合計値とした。

これらの値をもとにして、(1) 土壤と汚泥中の全量に対する植物の吸収率、(2) 土壤と汚泥中の可給態量に対する植物の吸収率、(3) 汚泥中全量に対する吸収率——汚泥施用区と無施用区におけるコマツナの成分吸収量の差を、施用した汚泥中の成分量で除し、100 倍した値——、(4) 汚泥中の可給態量に対する吸収率を各元素別に試算した (表 4)。

N: (1) では数% 以下であったが、(2) では汚泥無施用区の 62 日目に 300~400% にも達した。この原因には次の 3 点を考えることができよう。すなわち、風乾土を充てんした本実験において、試験開始後にかなりの N が無機化した可能性、水溶性以外の N ——陰イオン交換態など——があること、植物が有機態 N も吸収できることである。一方、汚泥 N の利用率 (3) は、62 日後に 20~40% であり、無機化率を考慮すると (4)、60~120% になった。Sabey ら¹⁷⁾ は、2.2 及び 5.6 t/10 a の汚泥をほ場に施用し、小麦を栽培した時、(3) の方式を用いた N の利用効率を、それぞれ 22.7% 及び 16.1% と推定した。これらの値は本実験の結果と大体同じである。また Bole と Bell¹⁸⁾ は、試験ほ場に下水汚泥 (液状) を施用してアルファルファ等の牧草を栽培し、施用した汚泥 N よりも植物

表 4 コマツナによる、各種元素の(1)土壌中全量、(2)土壌中可給態量、(3)汚泥中全量、及び(4)汚泥中可給態量の吸収効率

Table 4 Uptake efficiencies of N, P, K, Ca, Mg and Na from soil (which includes sludge and lime applied) [(1) and (2)] and from sludge [(3) and (4)] to rape plants, based on total [(1) and (3)] and available [(2) and (4)] amounts

Element	Uptake efficiency based on	Lysimeter No											
		1		2		3		4		5		6	
		26days	62days	26days	62days	26days	62days	26days	62days	26days	62days	26days	62days
N	(1)	0.31	2.18	0.89	3.64	1.19	5.86	0.17	2.53	0.66	4.36	1.34	7.65
	(2)	48.1	342.	39.7	163.	16.4	80.7	26.2	399.	29.4	195.	18.5	105.
	(3)	-	-	11.6	30.8	4.46	19.5	-	-	9.74	38.2	5.69	26.6
	(4)	-	-	36.6	96.8	14.0	61.3	-	-	30.6	120.	17.9	83.7
P	(1)	0.03	0.19	0.09	0.71	0.20	1.55	0.01	0.30	0.07	0.96	0.21	1.88
	(2)	1.52	10.4	3.76	29.8	4.83	37.8	0.73	16.0	3.04	40.7	5.18	45.8
	(3)	-	-	1.78	15.0	1.14	9.10	-	-	1.70	19.6	1.32	10.7
	(4)	-	-	10.7	90.2	6.89	54.8	-	-	10.2	117.	7.95	64.3
K	(1)	0.20	2.82	0.66	7.14	1.23	7.72	0.12	3.54	0.49	7.42	1.47	9.35
	(2)	2.14	29.7	6.88	74.3	12.3	77.2	1.28	37.2	5.06	77.3	14.7	93.4
	(3)	-	-	50.2	475.	23.6	114.	-	-	40.1	429.	30.7	136.
	(4)	-	-	244.	2300.	120.	583.	-	-	195.	2080.	157.	439.
Ca	(1)	0.09	1.89	0.24	3.24	0.38	3.53	0.03	2.36	0.14	3.12	0.42	3.87
	(2)	0.47	10.1	1.24	16.9	5.06	47.4	0.09	6.20	0.37	8.17	1.09	9.99
	(3)	-	-	15.1	137.	6.11	36.0	-	-	14.4	103.	10.6	43.3
	(4)	-	-	25.1	228.	10.7	63.0	-	-	23.9	171.	18.5	75.7
Mg	(1)	0.04	0.88	0.11	1.70	0.17	1.88	0.02	1.19	0.06	1.50	0.15	1.98
	(2)	0.18	4.36	0.53	8.33	0.79	8.86	0.08	5.76	0.27	7.18	0.71	9.13
	(3)	-	-	4.94	57.9	1.93	15.5	-	-	2.81	23.0	1.01	12.9
	(4)	-	-	13.4	157.	5.59	44.2	-	-	7.62	62.3	5.83	36.6
Na	(1)	0.05	1.24	0.17	2.49	0.34	4.17	0.03	1.42	0.05	1.32	0.30	4.95
	(2)	1.49	37.3	3.30	48.5	3.66	45.4	0.79	42.8	0.91	25.8	3.29	53.9
	(3)	-	-	1.12	12.3	0.79	8.80	-	-	0.21	0.55	0.74	10.5
	(4)	-	-	2.45	27.0	3.34	37.2	-	-	0.46	1.20	3.12	44.4

(1)= (plant uptake / total amount of an element in soil) × 100, (2)= (plant uptake / available amount of an element in soil) × 100
 (3)= [(treatment uptake - control uptake) / total amount of an element in sludge applied] × 100
 (4)= [(treatment uptake - control uptake) / available amount of an element in sludge applied] × 100

吸収Nの方が多いことを見いだした。このように、汚泥、土壌、気候、植物等の違いによって利用効率は変動するが、本実験の場合には、汚泥中の易分解性Nのすべて（1%施用）または大半（5%施用）が1作で消費されてしまうことを示している。

P : (1)は最高でも1.9%であり、吸収率が非常に低かった（表4）。供試した土壌が火山灰土壌であり、P吸収係数が大きいと予想できることから、大部分の土壌中Pが不可給態となっているためであろう。これに対して(2)では最高46%まで利用され、(3)では20%になり、前出の文献値¹⁸⁾よりいく分低目であった。また(4)では1%施用区で90～117%、5%施用区で55～64%であった。このことから、PもNと同様に、可給態として汚泥中に存在している量の大半ないしすべてが、1回の植物栽培によって消費されてしまうと思われる。

K：土壌及び汚泥中の全量に対する吸収率(1)は10%以下であったが、可給態量に対する吸収率(2)は、汚泥5%区の62日目に77~93%に達した。汚泥利用率(3)は、62日目にはすべて100%以上になり、(4)では26日目において、すでに120%以上、62日目には最高2.300%にもなった。汚泥を単用とした場合、市場出荷適期(26日目)ですら汚泥中の可給態Kは消費し尽くされ、62日目には土壌(46 cm)全体の可給態Kも、そのほとんどが植物体中へ移行してしまうことをこの結果は示している。またN, P, Kの3元素は全般的にpH補正区の方が吸収率が良好であった。

Ca：(1)は62日目でも4%以下であったが、(2)では最高47%となり、(3)、(4)ではpH未補正-1%汚泥区の62日目に、それぞれ100%、170%以上であった。しかしながら、土壌pHの補正(Ca施用)によって、利用率はかなり低下した。

Mg：(1)は2%以下、(2)は10%以下、(3)は58%以下であったが、(4)では最高156%に達した。Caに比べてMgの利用率は低かった。

Na：(1)は5%以下、(2)は54%以下、(3)は12%以下、(4)においても45%以下であった。

以上の結果から、1回の汚泥施用(1~5%)によって肥料効果がどれだけ持続するかを推定した。通常の作期(26日)でコマツナを連作した場合、Pは9~14作、Mgは7~17作の間、汚泥中の可給態成分を利用できるのに対し、Caは4~9作、Nは3~7作しか連作がきかず、Kは1作分の必要量すら供給できないことになる。62日間栽培を1作行ってなお余力がある元素はPのみであり、これすら2作で消費され尽くすことになる。また、多量施用-長期栽培では、Mgを除いて土壌全体の有効態元素も2作で消費されてしまうことになる。本実験においては土壌が46 cmしかなく、深層の養分供給力¹⁹⁾を評価できないこと、N²⁰⁾、K⁵⁾をはじめとして元素の無機化あるいは有効態化は徐々に進行すること、測定項目が真の有効態より少ない可能性のあること、等を考慮すれば、実際の残効はもう少し長期間保持できるかもしれない。いずれにせよ、地力保全のためには、Kをはじめとする必須要素を化学肥料として補充することが必要であろう。

本ライシメーター実験では、植物の育成と成分分析とともに、層位ごとの土壌溶液組成を測定し、成分の地下浸透も追跡している^{1, 21)}。そこで、10週目の土壌溶液組成のデータを用いて、土壌層位ごとに存在する元素量を推定し、植物の吸収量と比較した。土壌水分は最大容水量の70%で一定であったと仮定して、採取溶液量と土壌体積の関係を求め、これを計算の根拠とした²²⁾。溶液採取時の土壌中において、水より各元素の移動速度が遅いため、この計算値は土壌毛管水中の元素存在量を少なめに評価する可能性がある²²⁾。それ故、以下に示した推定存在量は、実際の存在量の下限であると考えた。

図4はNO₃-Nの場合である。裸地区では、10週の間NO₃-Nの溶脱が進み、汚泥無施用区における36~45 cmの存在量は5~17 cmのその6.4倍(石灰施用区)から18倍(石灰無施用区)に達した。28 cmよりも上層では汚泥施用区の方がはるかに多かったが、下層では、その差はわずかであり、浸透水として流去した量には処理区間差がなかった。このことから、汚泥由来のNO₃-Nは土壌最下層にまで達してはいるが、大部分は28 cm以上の土層に存在していることがわかる。

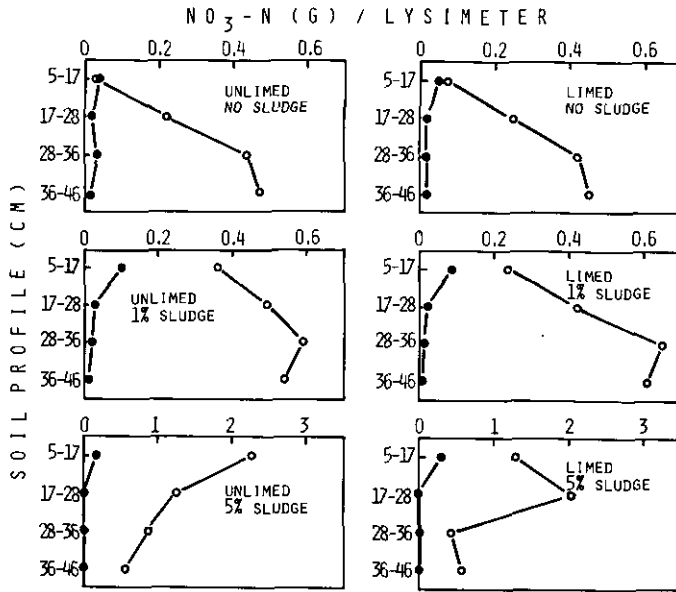


図 4 植栽の有無，汚泥施用量，pH補正による $\text{NO}_3\text{-N}$ の土層分布の変化
 Fig. 4 Effect of rape cultivation, sludge application rate, and liming on the vertical distribution of $\text{NO}_3\text{-N}$ in lysimeters

●, planted; ○, not planted

植栽区では、5～17 cm層の $\text{NO}_3\text{-N}$ 存在量が最も多く、17 cm 以下の存在量は非常に少なかった。また汚泥無施用 - pH未補正区の最上層を除くすべての処理区と層位で裸地区よりも $\text{NO}_3\text{-N}$ 量が少なかった。このため、土壌下層では裸地区と植栽区との $\text{NO}_3\text{-N}$ 存在量に極端な差が生じた。このような傾向は Na, K, Ca, Mg の場合も同じであったが、Na の裸地区と植栽区の差は小さかった。62日目の収穫時には、どの処理区でも、根がライシメーターの下層まで伸びていた観察結果も考慮すると、コマツナは、土壌の下層に存在していた元素を（少なくとも生育後期には）、主として吸収していたと思われる。

また、土壌溶液中の N 量と浸透流去した N 量との合計値は、裸地 - 汚泥無施用区で 2.8～3.1 g になり、土壌中の可給態 N（表 4, 1.01 g）より多くなった。両者の不一致は、土壌を充てんした後、特に表層部の土壌溶液中の N 濃度が高くなったことから、土壌の湿潤に伴う N の無機化が主因であろう。

土壌中の水溶性元素量（70日目）と流去量（70日目までの積算値）について、裸地区と植栽区の差を計算し、これを植物が吸収した水溶性元素量とした。この値と、植物体分析値から得た植物吸収量（62日目までの合計値）との比の 100 倍を、土壌溶液中元素の、植物の元素吸収量に対する寄与率と考え、表 5 に示した。コマツナは、N の 33～70% を土壌溶液から吸収し、Ca もほぼ同率であったが、Mg は 53～96% と多く、逆に K は 7～16% しか吸収していなかった。全般に、汚泥

表 5 コマツナが吸収した各種元素量に占める土壤溶液中の元素量の割合
 Table 5 Contribution percentages of N, K, Ca, Mg and Na in soil solution to total amounts of the elements in rape plants

Lysimeter Na Sludge (%) Liming	1	2	3	4	5	6
	0	1	5	0	1	5
	-	-	-	+	+	+
Contribution (%)						
N	70.4	55.3	50.6	44.6	50.7	33.0
K	14.0	10.9	7.5	16.3	8.8	7.3
Ca	51.1	34.3	35.8	24.5	66.9	44.6
Mg	86.3	66.4	53.6	67.4	96.8	85.6
Na	221.2	187.3	113.1	239.5	118.7	104.8

$$\text{Contribution} = \frac{(A+B) - (a+b)}{C} \times 100$$

Where: **A** and **a** are the estimated amount of an element in soil profiles after 69 days of seeding in bare and corresponding planted plots, respectively. **B** and **b** are the total amount of the leached element during 69 days from bare and corresponding planted plots, respectively. **C** is total amount of the element absorbed by plants during 62 days.

多量区では無施用区より寄与率が低下し、pH未補正区では補正区より寄与率が高かったが、CaとMgはこれらの傾向と逆であった。また、可給態元素量の植物による吸収率(表4-(2))と表5を比較すると、Kは可給態の寄与が大きい割に水溶態(土壤溶液)の寄与が小さく、MgとNaはその逆であった。これらの結果は以下のことを示唆している。すなわち、植物が吸収するKの大部分は、土壤中に交換態として存在しているものであること、及び、MgとNaの大半は水溶態として存在していたものであることである。Naの土壤溶液寄与率が、どの処理区とも100%以上であるのは、植物によるKの積極吸収のために、水溶性Naが交換態に移行して、見かけ上、収支が合わなかったためであろう。なお、土壤溶液中のP含量は通常、非常に低く(10ppb以下)植物が吸収したPに対する土壤溶液の寄与は極端に低いものと思われる。しかしながら、植栽区の6週目と10週目には、土壤溶液中のP含量が高くなっており、汚泥施用区では、0.3ppm以上にも達した。この現象は、植物がCaとMgを多量に吸収したため、これらの塩基と結合していたPが可溶化したためかもしれない。

今後、環境制御ライシメーターを用いた汚泥の長期連用試験についても、同様の解析を進め、下水汚泥の施用が植物に与える影響を解明していく予定である。

4. まとめ

黒ボク土壌を充てんした小型のライシメーター12基に、下水汚泥の施用量を3水準(表土風乾物に対し、0, 1, 5%)、土壤pH2水準(pH7.0, 5.4)、コマツナ植栽の有無を組み合わせた処理を施した。播種後26日と62日目に植物体を収穫し、収量と元素含量を測定した。両時期とも、収量、及びPとMnの含量は、汚泥の施用量に応じて増加し、Sr含量は低下した。Caの含量は、26日目には施用量に応じて増加したが、62日目になると減少する傾向にあった。また、汚泥多量区の生育後期に葉の先が壊死する、Ca欠乏に類似した症状が発生したが、断定はできなかった。

土壌及び汚泥中の可給態元素が、植物によって吸収される割合は、NとKが高く、P、CaとMgは低かった。また、施用した汚泥中の可給態N、KとCa量の大半、もしくはすべてが、1作(62日間)のうちに植物に吸収された。土壌溶液の分析値から、土層別の元素存在量を推定し、処理区ごとに比較した結果、生育後期のコマツナは土壌表層よりも下層から養分を吸収していることが判明した。また、コマツナによる各元素の総吸収量に対する、土壌溶液中の各元素の寄与率は、Na 100%以上、N、Ca、Mg 33~97%であったが、Kは16%以下であった。

謝 辞

植物体内の成分分析を行って下さった本研究所計測技術部、西川雅高氏に感謝する。

引 用 文 献

- 1) 藤井國博・久保井 徹・服部浩之(1980):下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響—ライシメータ—実験(Ⅱ)—。国立公害研究所研究報告, 第14号, 111-157.
- 2) 高松 武次郎(1978):岩石及び底質試料の非分散けい光X線分析法。分析化学, 27, 193-198.
- 3) 土壤養分測定法委員会(1970):土壤養分分析法。養賢堂, 29-407.
- 4) Bould, C. and E.J. Hewitt (1963): Mineral nutrition of plants in soils and in culture media. Plant physiology Vol. III, Steward, F.C. ed., Academic Press, New York & London, 15-133.
- 5) 山崎 伝(1966):微量要素と多量要素。博友社, 97-184.
- 6) 山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・高橋英一(1983):下水汚泥連用土壌に生育した植物による汚泥中成分と重金属の吸収。国立公害研究所研究報告, 第46号, 189-221.
- 7) Hewitt, E.J. and T.A. Smith (鈴木米三・高橋英一訳)(1979):植物の無機栄養。理工学社, 111-148.
- 8) 前田正雄(1968):植物の要素欠乏・過剰症。農山漁村文化協会, 215p.
- 9) 渡辺和彦(1982):野菜の要素欠乏と過剰症④, カルシウムの欠乏と過剰症。園芸新知識, 1982年 No 4, 47-52.
- 10) Chapman, H.D. (1966): Calcium. Diagnostic criteria for plants and soils, Chapman, H.D. ed., Univ. California Div. Agric. Sci., 65-92.
- 11) Lunt, O.R. (1966): Sodium. Diagnostic criteria for plants and soils, Chapman, H.D. ed., Univ. California Div. Agric. Sci., 409-432.
- 12) Bingham, F.T. (1966): Phosphorus. Diagnostic criteria for plants and soils, Chapman, H.D. ed., Univ. California Div. Agric. Sci., 324-361.
- 13) Embleton, T.W. (1966): Magnesium. Diagnostic criteria for plants and soils, Chapman, H.D. ed., Univ. California Div. Agric. Sci., 225-263.
- 14) Ulrich, A. and K. Ohki (1966): Potassium. Diagnostic criteria for plants and soils, Chapman, H.D. ed., Univ. California Div. Agric. Sci., 362-393.
- 15) Stark, S.A. and C.E. Clapp (1980): Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. J. Environ. Qual., 9, 505-512.
- 16) 服部浩之・山口浩一・久保井 徹・藤井國博・矢崎仁也(1983):土壌中における各種汚泥の分解と分解に及ぼす合成高分子凝集剤の影響。国立公害研究所研究報告, 第47号, 1-11.
- 17) Sabey, B.R., N.N. Agbim, and D.C. Markstrom (1977): Land application of sewage sludge: IV. Wheat growth, N content, N fertilizer value, and N use efficiency as influenced by sewage sludge and wood waste

mixtures. *J. Environ. Qual.*, **6**, 52-58.

- 18) Bole, J.B. and R.G. Bell (1978): Land application of municipal sewage waste water: Yield and chemical composition of forage crops. *J. Environ. Qual.*, **7**, 222-226.
- 19) 坂上行雄 (1979): 土壤の肥沃性と下層土. *化学と生物*, **17**, 532-535.
- 20) Magdoff, F.R. and J.F. Amadon (1980): Nitrogen availability from sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, **9**, 451-455.
- 21) 久保井 徹・袴田共之・服部浩之・藤井國博 (1983): 主成分分析による汚泥成分の地下浸透過程の解析. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 95-106.
- 22) 久保井 徹・藤井國博 (1983): 吸引法による土壤溶液採取の問題点: 汚泥成分の地下浸透を把握するために. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 229-241.

10.

下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育

—— ほ場試験 ——

山口武則¹・久保井 徹²・服部浩之²・広木幹也²・

藤井國博²・小林峰雄³・矢崎仁也⁴

Effect of Continuous Sludge Application on Plant Growth in
Light Colored Andosol — Field Experiment —

Takenori YAMAGUCHI¹, Toru KUBOI², Hiroyuki HATTORI²,
Mikiya HIROKI², Kunihiro FUJII², Mineo KOBAYASHI³
and Jinya YAZAKI⁴

Abstract

Limed domestic sewage sludge was applied to plots of 4 experimental fields at the rates of 3.75, 7.5 and 15 metric tons dry solid/ha/year on light-colored andosols over 3 years (1979–1981). Of the 4 fields, 2 were humid and fertile (I-1, 2), 1 was less humid and less fertile (II-1) and 1 was less humid but fertile (II-2). The combined effect of sludge application rate and soil fertility on the growth responses of 7 crops (wheat, upland rice, turnip, chard, eggplant, sorghum and spinach) was determined.

Crop yields in the plots to which sludge had been applied were higher than those in the check plots (not fertilized) in all cases. Although the yields in the plots with heavy application of sludge were lesser than those in the plots that had

1. 国立公害研究所 技術部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Division of Engineering, The National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 同水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 昭和55年度 国立公害研究所共同研究員 (日本大学農獣医学部農芸化学科 〒 154 東京都世田谷区下馬3-34-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon Univ., Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.
4. 昭和53~55年度 国立公害研究所客員研究員 (日本大学農獣医学部農芸化学科 〒 154 東京都世田谷区下馬3-34-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: College of Agriculture and Veterinary Medicine, Nihon Univ., Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.

received chemical fertilizers in the first year, the relation was reversed in the second year. Repeated application of sewage sludge caused an additive effect on the increment of crop yields, especially in the case of upland rice. These observations suggest that sewage sludge has a residual fertility effect on these crops.

Judging from the situation of wheat cultivation (1980 and 1981), crop productivity was higher in the I-1 and I-2 fields than in the II-2 field, and the II-1 field was the least productive.

The fertilizing effect of sewage sludge was greater in the II-1 field (less fertile) than in the II-2 field (fertile) in the case of wheat (1980 and 1981) and sorghum (1980), but the effect was similar in the two fields for eggplant (1980).

The rate of increase in dry matter production caused by sludge application was greater for shoot than grains (wheat-1980 and 1981, and upland rice-1980) or fruits of eggplant (1980) or roots (chard-1980 and turnip-1980). Thus, sewage sludge was less effective in the growth of the reproductive tissues and storage roots (edible parts).

From these results, it is suggested that sewage sludge should be used with the following precautions: 1) the sludge must be applied along with a chemical fertilizer. 2) The rate of application must be determined in taking account of the soil fertility, history of applications and nutrient requirements of the crop.

1. はじめに

近年、下水道の普及とその処理技術が高度化してくるにつれて、終末処理場から発生する汚泥の量は年々増加の一途をたどっている¹⁾。これらの汚泥は有機物を主成分としているため、有機物資源として農地や緑地等において有効に利用する試みが活発化している²⁻¹⁰⁾。

著者らは、前報¹¹⁾で示したように、汚泥の土壌施用が農地環境全般に与える影響——植物の生育、植物による汚泥中の成分と重金属の吸収、汚泥成分の土壌中における分解と集積並びに地下浸透、土壌微生物等の生態系の変化など——を自然条件下で総合的に解明するため、昭和54年度より国立公害研究所畑地ほ場において、これらの総合研究を開始した。

その一環として、当研究所実験ほ場における地力の異なった畑地ほ場4面(1面約5アール)に昭和54年より生活廃水汚泥を連続施用してナス、コムギ、陸稲、ココブ、フダンソウ、ソルガム及びホウレンソウを栽培し、汚泥の土壌施用が植物の生育に与える影響を把握するための研究が行われた。

本報告では、汚泥連用土壌における植物の生育状況を昭和54年度冬作から昭和55年度冬作まで7種類の作物について調査した成果に関するものである(54年度夏作ナスの生育状況に関する調査結果は、中間報告書¹¹⁾で報告した)。なお、従来の汚泥の土壌施用試験では、汚泥が化学肥料と組み合わせられて施用される例がほとんどであるが、本研究では汚泥そのものが土壌環境に与える影響を総合的に解明するため、汚泥施用区は化学肥料区と組み合わせず汚泥の単独施用とした。

2. 実験方法

2.1 供試汚泥及び供試ほ場の土壌の性質

供試汚泥は、住宅団地の下水終末処理場（茨城県取手市郊外）で純生活廃水を活性汚泥法により処理し、消石灰及び塩化第二鉄を脱水助剤として添加後、加圧脱水処理して得られたものであり、前報¹¹⁾で報告した54年度夏作（ナス）移植前に施用したものと同一汚泥である。但し、55年度冬作前の施用汚泥は、同年10月に同一処理場から入手したものである。その性質と主要成分含有量は表1に示したとおりである。

表 1 供試土壌及び下水汚泥の性質と成分組成
Table 1 Properties and chemical compositions of soil and sludge used in this experiment

	Sludge			Sludge	
	1979	1980		1979	1980
pH (H ₂ O)	10.1	10.1	T-Ti (%)	0.11	0.02
pH (KC1)	10.0	—	T-Mn (%)	0.07	0.08
T-C (%)	27.3	21.2	T-Zn (μg/g)	1390	530
T-N (%)	3.7	2.7	T-Cu (μg/g)	262	151
NH ₄ -N (μg/g)	1660	4.9	T-Cr (μg/g)	88	—
NO ₂ -N (μg/g)	7.7	1.1	T-Ni (μg/g)	37	ND
NO ₃ -N (μg/g)	32.4	2.3	T-Pd (μg/g)	88	44
T-P ₂ O ₅ (mg/g)	19.7	1.1	T-As (μg/g)	—	—
T-K (%)	0.3	0.9	T-Cd (μg/g)	2	—
T-Ca (%)	15.3	21.3	C/N	7.38	7.85
T-Fe (%)	6.5	5.0	T-Mg (mg/g)	7.95	—

Field	pH		T-C (%)	T-N (%)	Humus (%)	phosphorus absorptive coefficient	electric conductivity mmho/cm	
	H ₂ O	KC1						
Soil	I-1	6.1	6.0	4.03	1.85	6.9	1750	0.26
	I-2	6.5	6.1	2.71	0.23	4.7	1831	0.26
	II-1	6.5	6.2	2.21	0.17	3.8	2232	0.16
	II-2	6.5	6.2	2.64	0.19	4.6	2335	0.34

本試験に用いたほ場は、当研究所本構内畑地ほ場2面（I-1及びI-2）と別団地畑地ほ場2面（II-1及びII-2）であり、54年度夏作（ナス）の栽培に用いたほ場と同一である¹¹⁾。

供試ほ場の土性は表1に示したとおりである。その土壌統は、本構内畑地ほ場（I）が宮ヶ崎統^{12,13)}であり、別団地ほ場（II）は丸山統である（日本大学土壌研究室の調査による）。

2.2 試験設計

各ほ場における処理区は、乾物として3.75 t/ha の汚泥を年2回夏作及び冬作前に施用した区（少量区，S），同じく7.5 t/haの汚泥を年1回夏作前に施用した区（中量1区，M₁），同じく年2回夏作及び冬作前に施用した区（中量2区，M₂），同じく15 t/haの汚泥を年1回夏作前に施用した区（多量区，L），化学肥料（化成肥料8-8-5 1t/ha，溶成リン肥0.6/ha，苦土石灰1t/ha）を年2回夏作及び冬作前に施用した区（化学肥料区）及び無用区の6区である。なお、汚泥の連用が植物の生育に与える影響を調べるために55年度夏作より，II-1及びII-2ほ場に、これらの区に加えて、新規に少量区（3.75 t/ha，年2回夏及び冬作前施用，S'），中量区（7.5 t/ha，年2回夏及び冬作前施用，M'）及び多量区（15 t/ha，年1回夏作前施用，L'）の汚泥施用区を設けた。これらの処理区は、植物の栽培に先立って、所定量の化学肥料あるいは汚泥が散布され、ロータリー耕うん機によって表層0~15 cmの土壌と混合された。各処理区は、1区3連制として各処理区をわりつけたが（表2），55年度に新設した処理区は1区1連とした。なお、表2は55年度IIほ場に新設した処理区の配置であり、Iほ場については前報¹⁾を参照されたい。

表 2 処理区とその内容
Table 2 Allotment of the treatments to small plots in the field

1 M ₁	5 C	9 L	13 S	17 M'	21 L'
2 FC	6 M ₂	10 S	14 M ₂	18 S'	22* L
3 L	7 C	11 M ₁	15 FC	19 M ₁	23* FC
4 M ₂	8 FC	12 S	16 L	20 C	24* C

1 C*	5 S	9 FC	13 C	17 L	21 M ₁
2 FC*	6 M ₂	10 M ₁	14 L	18 FC	22 C
3 L*	7 S'	11 S	15 M ₂	19 M ₁	23 M ₂
4 L'	8 M'	12 C	16 L	20 S	24 FC

* Bareground
S', M', L' ; new plots (1980)

栽培植物は以下のとおりであった。54年度は、4ほ場に夏作としてナス、冬作としてコムギを栽培した。55年度は作物間の影響を検討するため、夏作としてI-1ほ場には陸稲、I-2ほ場にはコカブ及びフダンソウを栽培した。またII-1及びII-2ほ場には、ナス及びソルガムを栽培した。なお、55年度冬作は、I-2ほ場でホウレンソウ、他の3ほ場でコムギを栽培した。

2.3 栽培作物及び栽培方法

2.3.1 54年度冬作コムギ

コムギ品種農林61号（Wheat ; *Triticum aestivum* L.）を畦間50 cm（東西），株間25 cm（南北）の間隔に、1株当たり20粒ずつ点播し、発芽後1株5本に間引いてから、1試験区当たり

32株として慣行法に従って栽培した（写真1）。

栽培経過については以下のとおりである。11月6, 7日 汚泥施用, 施肥, 耕うん（ほ場I）, 11月14日 播種, 12月12日 間引, 55年4月21日 収穫（青刈）

コムギの収量調査は、各試験区の中央8株について行い、草丈（地際から葉の先端までの長さ）新鮮物重及び乾物重を測定した。なお、各試験区より2株を選び、流水と脱塩水で十分に洗浄した後、80℃で通風乾燥し、これを秤量して乾物重を求めた（以後すべての実験において乾物重は、この方法により求めた）。

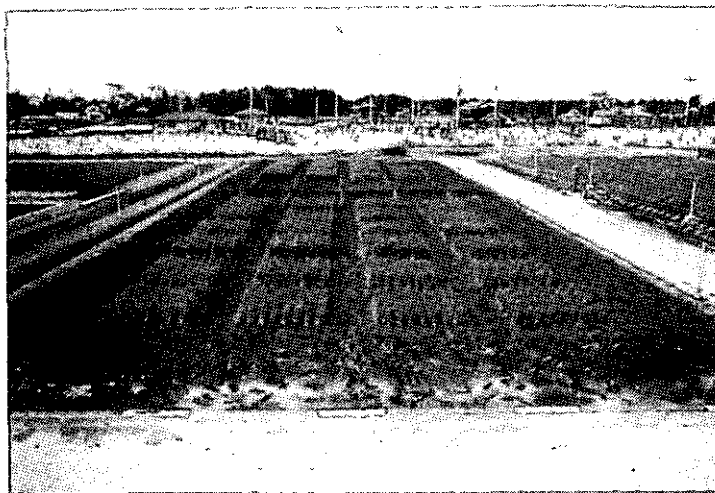


写真1 コムギの栽培状況 収量調査前

Plate 1 Wheat at the experimental farm I (1980)

2.3.2 55年度夏作陸稲

陸稲品種ハッサクモチ (Upland rice ; *Oryza sativa* L.) を畦間 50 cm (東西) に、10アール当たり10 l 量を播種機で条播し、1試験区当たり4条 (1条 ; 2 m) として慣行法に従って栽培した (I-1 ほ場, 写真2)。

栽培経過は、5月19日 播種, 10月16日 収穫, 収量調査であった。

収量調査は、1条 (2 m) のうち中央 1 m 部分を1株とし草丈, 穂数, 根部, 茎葉部, 穂部の新鮮物重及び乾物重を測定した。乾物重は、各試験区より1株を流水と脱塩水で十分に洗浄して80℃通風乾燥後, 秤量して求めた。

2.3.3 55年度夏作コカブ

コカブ品種中生金町コカブ (Turnip ; *Brassica rapa* L.) を畦間 50 cm (東西), 株間 25 cm (南北) の間隔に、1株当たり10粒ずつ点播し、発芽後間引し1株1本, 1試験区当たり32株

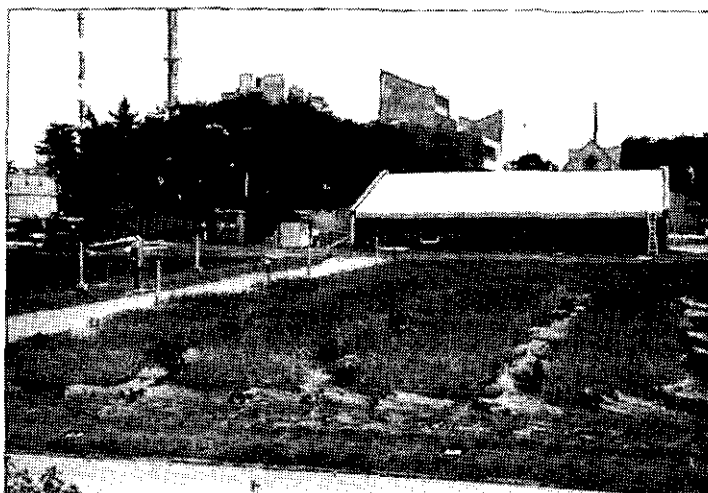


写真 2 陸稲の栽培状況 収量調査直前

Plate 2 Upland rice at the experimental farm I-1 (1980)

とした。以後、慣行法により栽培した（I-2ほ場、写真3）。

栽培経過は、4月28日 汚泥施用、施肥耕うん、5月6日 播種、5月19日 第1回間引（1株3本）、5月30日 第2回間引（1株1本）、6月22日 収穫及び収量調査であった。コカブの収量調査はコムギの収量調査と同様各試験区の中央8株について行い、草丈、葉数、根部及び葉部の新鮮物重並びに乾物重を測定した。



写真 3: コカブの栽培状況 収量調査直前

Plate 3 A view of turnip cultivation at the experimental form I-2 (1980)

2.3.4 55年度夏作フダンソウ

ココブ栽培跡地に汚泥あるいは化学肥料を施用せずに耕うんを行った後、フダンソウ品種黒種白茎フダンソウ (Chard ; *Beta vulgaris* L.) をココブ栽培と同じように、畦間50 cm (東西) 株間25 cm (南北)の間隔に1株当たり8粒ずつ点播し、発芽後間引いて1株1本として試験区当たり32株を慣行法により栽培した (I-2ほ場, 写真4)。

栽培経過は、7月21日 耕うん, 播種, 8月25日 間引 (1株1本), 9月10日 収穫, 収量調査であった。

収量調査は、各試験区の中央8株について行い、草丈、根部及び葉部新鮮物重並びに乾物重を測定した。

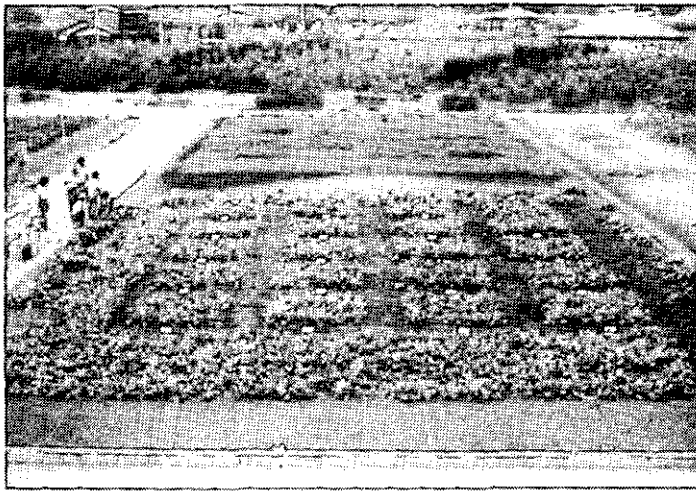


写真4 フダンソウの栽培状況 収量調査直前
Plate 4 A view of Swiss-chard cultivation

2.3.5 55年度夏作ナス

54年度と同じ方法¹¹⁾でナスを栽培し、生育調査及び収量調査を行った (II-1及び2ほ場, 写真5)。

栽培経過は以下のとおりである。5月7日播種, 6月20日 苗定植, 7月5日 生育調査, 7月21日 第1回摘果, 7月29日 第2回摘果, 8月5日 第3回摘果, 8月11日 第4回摘果, 8月13日 収穫及び収量調査であった。

2.3.6 55年度夏作ソルガム

前述のナス栽培跡地に汚泥あるいは化学肥料を施用せずに耕うんを行った後、ソルガムを栽培した (II-1, 2ほ場)。使用品種はファーストソルガム (*Sorghum* ; *Sorghum vulgare* L.) であり、畦間75 cm (東西), 株間50 cm (南北)の間隔に、1株当たり5粒ずつ点播し、発芽後

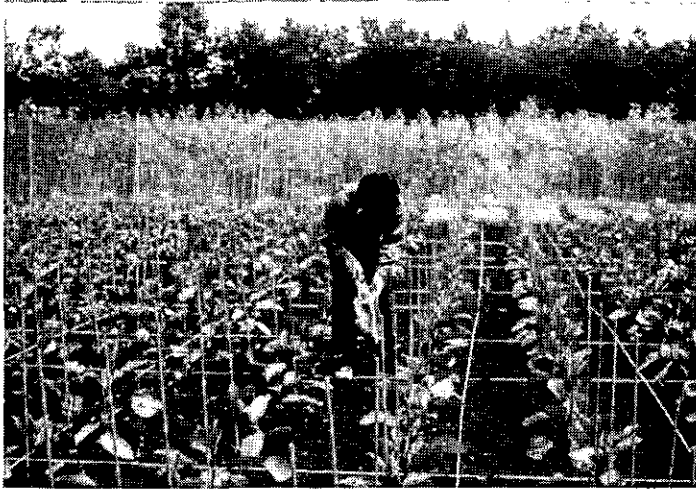


写真 5 ナスの栽培状況 (II-2 畑, 1980)
Plate 5 Eggplant at the farm II-2 (1980)

間引いて、1株1本として1試験当りに12株を慣行法により栽培した(写真6)。

栽培経過は、8月19日 播種、8月21日 間引、10月13日 収穫及び収量調査であった。

収量調査では、各試験区12株の草丈、地上部新鮮物重及び乾物重、12株中2株の根部新鮮物重及び乾物重を測定した。

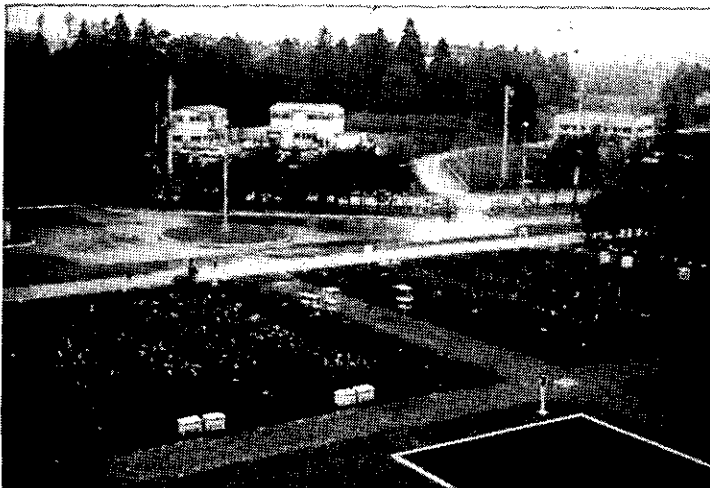


写真 6 ソルガムの栽培状況 収量調査直前
Plate 6 Sorgham at the farm II (1980)

2.3.7 55年度冬作コムギ

I-1, II-1及びII-2ほ場には、55年度冬作としてコムギを栽培した。その栽培方法は、2.3.2と同様である。すなわち、コムギ品種農林61号を畦間50 cm（東西）に、10アール当たり10 l量を播種機で条播し、1試験区当たり4条（1条；2m）として慣行法に従って栽培した。栽培経過は以下のとおりである。55年10月30日 播種、56年6月4日 収穫及び収量調査であった。

収量調査は、1条（2 m）のうち中央1 m部分を1株とし草丈、穂数、根部、莖葉部、穂部の新鮮物及び乾物重を測定した。

乾物重は、各試験区より1株（1条）を流水と脱塩水で十分に洗浄して、80°C通風乾燥後、秤量して求めた。

2.3.8 55年度冬作ホウレンソウ

I-2ほ場には、55年度冬作としてホウレンソウ（Spinach；*Spinacia oleracea* L.）を栽培した。55年10月30日に株当たり7粒播種し、12月5日に株当たり3本植に間引いた（試験区内の全株数は、32株であった）。56年3月18日に収穫した。収量調査は、試験区中央の8株を引き抜き、草丈、葉数、地上部及び根部新鮮物重を測定した。

収量調査結果は、55年度新設汚泥施用区を除いて3区の平均値で示し、処理区間差の判定は、最小有意差（5%）値をもとに行った。なお、各作物の収量調査項目に根部収量を入れたが、根部は掘り上げ採取ではなく引き抜き採取した。したがってコカブ及びフダンソウ以外は、測定のパラッキが大きく、コムギ、陸稲、ナス、ソルガム、ホウレンソウの根部収量は、参考値にとどめ検討の対象から除外した。

2.4 植物の栽培管理

植物の栽培管理は、ほ場周辺の防風ネット設置、播種及び定植後の灌水のほか除草を適宜行うにとどめ農薬散布、摘芽、摘枝、追肥などは行わなかった。なお、ナスについては支柱結索を行った。

3. 結果及び考察

3.1 54年度冬作コムギの栽培成績

54年度には、夏作のナスに続き冬作として全ほ場でコムギを栽培した。化学肥料区、汚泥少量（S）及び中量年2回施用区（M2）は、コムギの播種前に化学肥料あるいは汚泥が施用された。すなわち、これらの汚泥施用区は、汚泥連用区となった。残りの無処理区、汚泥中量年1回施用区（M1）、多量区（L）も耕うんし全処理区にコムギを播種した。収穫は、55年4月21日に青刈の状態で行い、その草丈、地上部新鮮物重、同乾物重を測定した。各汚泥施用区の年間汚泥総施用量（蓄積負荷量、乾物として）は、少量区（S）3.75 t/ha、中量1区（M1）7.5 t/ha、中量2

区 (M2) 15 t/ha, 多量区 (L) 15 t/ha である。各ほ場における収量調査結果を表 3 に示した。

I-1 ほ場では、汚泥施用区の草丈及び中量年 1 回区を除くすべての汚泥施用区の地上部新鮮物収量は、ともに無肥料区のそれらより高い値を示し、汚泥の施用効果が認められた。しかしながら化学肥料区に比べると、汚泥施用区のコムギの草丈及び地上部新鮮物収量ともに明らかに劣っており、特に地上部新鮮物収量に関して顕著な減収が認められた (55~24%の減収)。汚泥施用区の地上部新鮮物収量は、多量区と中量年 2 回区、少量区と多量区及び少量区と中量区の間に差が認められず、中量年 2 回区と中量年 1 回区及び中量年 2 回と少量区を比較するといずれの場合も前者が後者より増収となった。すなわち、この結果は、年間総施肥量が同一の区 (S と M1, L と M2) は、施用方法と無関係に同一の収量を示すこと、中量区間及び中量年 2 回区と少量区間に関しては、年間総施肥量の差が収量に反映したが、多量区と少量区は、ほぼ同等の収量であり、年間総施肥量の差が収量に反映しないことを示すものである。

表 3 54年度コムギ収量調査結果 (青刈コムギ)
Table 3 Growth and yield of Wheat (April, 1980)

Field	Treatment	plant Height (cm)	Weight of Shoot (g)	
			Fresh Weight	Dry Weight
I-1	C	53.94 e	107.68 e	20.1 d
	FC	76.71 a	370.27 a	51.2 a
	S	65.81 c	206.27 cd	35.9 bc
	M1	60.94 d	166.77 de	30.0 cd
	M2	71.23 b	280.03 b	42.1 ab
	L	68.42 bc	267.70 bc	37.2 bc
I-2	C	48.37 e	74.11 d	14.6 d
	FC	74.56 a	342.50 a	48.9 a
	S	62.16 c	194.73 b	34.1 b
	M1	57.22 d	128.70 c	24.1 c
	M2	67.88 b	244.77 b	39.0 b
	L	64.64 bc	214.87 b	35.4 b
II-1	C	22.10 e	7.89 d	1.6 d
	FC	53.77 a	107.37 a	17.2 a
	S	33.52 d	20.80 cd	3.4 cd
	M1	36.76 cd	25.75 bcd	4.6 bcd
	M2	41.43 bc	44.99 bc	7.0 bc
	L	43.69 b	50.63 b	7.9 b
II-2	C	35.80 b	30.28 d	5.2 d
	FC	60.30 a	174.13 a	26.8 a
	S	45.30 c	64.99 cd	9.9 cd
	M1	50.00 b	88.25 bc	13.5 bc
	M2	52.92 b	113.39 b	15.8 b
	L	53.67 b	117.67 b	16.7 db

Alphabet ; LSD test (5%)

I-2ほ場については、化学肥料区のコムギの生育状況はI-1ほ場とほぼ同一であり、汚泥施用区の草丈及び地上部新鮮物収量は、無肥料区のそれより高い汚泥施用効果が認められたが、化学肥料区との比較では明らかに減収であった。特に地上部新鮮物収量は62~29%の減収となった。汚泥施用区の地上部新鮮物収量は、多量区、中量年2回区及び少量区がほぼ同等の収量を示し、中量年1回施用区が、これらの区より減収であった。すなわち、年間乾物として15t/haの汚泥を施用した区では、その収量に施用方法の違いは反映しなかったが、年間7.5t/haを施用した区では、各作物の栽培前に施用した区が増収となった。また、中量区と多量区に関しては、年間総施用量の差が収量に反映したが、少量区と中量区、少量区と多量区では反映しなかった。

II-2ほ場の化学肥料区の収量は、I-1及びI-2ほ場に比べて草丈で19%、地上部新鮮物重で1/2ないしそれ以下の低い収量を示した。このほ場における汚泥施用区の草丈及び地上部新鮮物収量は、ともに無肥料区に比べて明らかに高い値を示し、汚泥の施用効果が認められた。しかしながら、化学肥料のそれら収量と比較すると草丈及び地上部新鮮物重ともに明らかに減収であり、特に地上部新鮮物収量は、化学肥料区の33~68%にすぎなかった。汚泥施用区間の地上部新鮮物収量についてみると多量区と中量年2回区及び中量年1回区、少量区と中量年1回区がほぼ同等の収量を示し、多量区と少量区、中量年2回区と少量区とでは、いずれも前二者が後者より増収であることが明らかにされた。中量年2回区と多量区及び少量区と中量年1回区の収量の関係は、汚泥の年間総施用量が同一であれば、その施用方法に関係なく同一の収量をあげることを意味しているが、中量年2回区及び多量区と中量年1回区間に有意な差が認められないことは、この両区においては、年間総施用量の差が収量に反映していないことを示している。しかしながら、多量区及び中量年2回区と少量区間では、年間総施用量の差が収量に反映していた。

II-1ほ場の生産力は、II-2ほ場より更に低く、化学肥料区の地上部新鮮物収量はIほ場の1/3以下であった。このほ場においても汚泥の施用効果は、草丈に関しては全区で、地上部新鮮物収量に関しては、多量区及び中量年2回区で認められるものの化学肥料区収量に対するその比率は、II-2ほ場より更に低い値となった(新鮮物で化学肥料区の19~49%の収量)。汚泥施用区間の地上部新鮮物収量についてみると多量区と中量2区(M1とM2)、少量区と中量2区(M1とM2)がほぼ同等の収量となり、多量区と少量区間では、前者が増収となることが認められた。すなわち、多量区と少量区間では、年間汚泥総施用量の差が収量に反映したが、他の区においては、このような関係は認められなかった。

以上に示したコムギの栽培成績(地上部新鮮物収量)から、一部の区(I-1中量年1回区、II-1少量及び中量年1回区、II-2少量区)を除いて、いずれの汚泥施用区とも無肥料区(対照区)より増収となること、また、各ほ場の汚泥施用区の平均収量も対照区よりかなりの増収となることから、汚泥の肥料としての効果(肥効)が認められることが明らかにされた。しかし、化学肥料区の収量と比較すると汚泥区の収量はいずれも減収(平均収量として同区の33~62%)であった。

ほ場の収量を比較すると以下のような関係が認められた。すなわち、4ほ場の収量順位について

地上部新鮮物収量を基準としてみると、無施用（対照）区及び化学肥料区の収量ならびに汚泥施用平均収量のは場間順位は $I-1 > I-2 > II-2 > II-1$ であり、生産力の高いほ場（対照区及び化学肥料の収量が高い）ほど汚泥施用区の収量も高いこと、これに対して対照区の収量を100としたときの汚泥施用区の平均収量指数のは場間順位は $II-1 > II-2 > I-2 > I-1$ となり、無施用区に対する増収率は、生産力の低いほ場ほど高くなること、化学肥料区の収量に対する汚泥施用区収量の平均指数の順位は $I-1 > I-2 > II-2 > II-1$ であり、生産力の低いほ場ほど化学肥料に対する汚泥の相対的な肥効が低いことが明らかにされた。汚泥施用区について施用量と収量の関係を検討すると、コムギ栽培前に汚泥が施用された区（少量及び中量年1回施用区）間に関しては、4ほ場中2ほ場で施用量の差が収量差となって現れたが、2ほ場では、収量に有意差がなく施用量の差が収量に反映しなかった。これと同様の結果が、コムギ栽培前に汚泥が施用されなかった区（中量年1回区及び多量区、いずれも夏作前に施用、年間施用量は後者が2倍）間及び多量区と少量区並びに中量年1回区と中量年2回区間（前者はコムギ栽培前に無施用、後者は施用、年間施用量は後者が前者の2倍）の関係についても認められた。年間総施用量が同一の区（多量区と中量年2回区、少量区と中量年1回区）は、 $I-2$ ほ場の少量区と中量年1回区の場合を除いて、全ほ場ではほぼ同等の収量を示すことが明らかにされた。このように、年間総施用量が同一であれば、汚泥の施用方法の違いに無関係に同等の収量を示すことが判明した以外に、汚泥施用量と収量の間には一定の傾向は見いだせなかった。なお、地上部乾物重は、収穫した8株中2株を選抜測定したが、この選抜が適切であるかどうか疑問であり検討から除外した。

3.2 55年度夏作の栽培成績

54年度冬作コムギを青刈収穫後、各ほ場に所定量の汚泥及び化学肥料を施用し、55年度の植物栽培を開始した。55年度は、54年度のナス、コムギの栽培を $II-1$ 及び $II-2$ ほ場で継続するとともに、ナス栽培跡地にコムギを播種するまでの間、ソルガムを栽培した。また、本構内ほ場（ $I-1$ 、 $I-2$ ）では、夏作物として陸稲、コカブ、フダンソウ、冬作物としてコムギとホウレンソウを栽培した。

3.2.1 陸稲

$I-1$ ほ場には、陸稲を栽培し、55年10月16日に収穫した。陸稲の収量調査成績を表4に示した。測定項目は、草丈、穂数、茎葉部、根部であった。汚泥施用区の草丈及び穂部新鮮物収量は、中量年1回区を除く全区で、穂数は多量区で、茎葉部新鮮物、穂部及び茎葉部乾物収量は中量年2回区及び多量区でそれぞれ対照区より明らかに増収となり、汚泥の施用効果が認められた。また、化学肥料区の収量と比較すると全汚泥施用区の全項目とも化学肥料区とほぼ等しい収量となることが明らかにされた。このような結果が得られた原因としては、草丈を除く全項目に関して対照区と化学肥料区に有意差が認められなかったことが考えられる。しかし、両区間に有意差が認められなかった

原因については不明である。汚泥区の乾物収量と施用量の関係を見ると、穂部で中量年1回区と中量年2回区及び多量区、茎葉部で多量区と中量年1回区の間に差が認められた以外は、汚泥施用区間に収量差は認められなかった。なお、中量年1回区には病虫害が発生し低収となった。したがって、陸稲に関しては、汚泥施用量と収量の間に関係は認められなかった。しかしながら、穂数に関しては、図1に示したように汚泥総施用量との間に高い正の相関 ($r=0.95$) が認められ、汚泥施用量(総施用量)の増加に伴って陸稲の穂数が増加することが示された。

表 4 55年度陸稲収量調査結果 (I-1 畑場)
Table 4 Growth and yield of Upland rice (Oct., 1980)

Treatment	Plant Height (cm)	Number of Ears	Fresh Weight (g)			Dry Weight (g)		
			Ears	Shoot	Root	Ears	Shoot	Roots
C	85.3 c	163.3 bc	312.60 c	682.60 b	188.37 ab	237.00 b	229.63 c	5.47 a
FC	93.4 ab	213.3 abc	398.80 abc	912.63 ab	212.63 ab	296.46 ab	298.30 abc	6.39 a
S	95.3 ab	208.0 abc	409.90 ab	944.80 ab	228.77 ab	303.90 ab	316.33 abc	5.17 a
M1	90.0 bc	146.3 c	338.50 bc	758.80 b	150.53 b	236.37 b	242.97 bc	5.16 a
M2	93.4 ab	235.0 ab	462.10 a	1061.03 a	219.47 ab	341.53 a	333.30 ab	4.82 a
L	96.7 a	265.0 a	467.33 a	1153.97 a	235.10 a	340.23 a	352.27 a	6.89 a

Alphabet ; LSD test (5%)

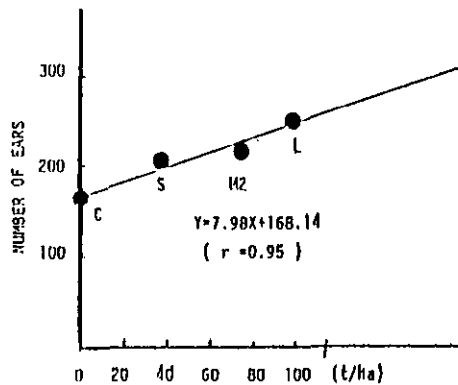


図 1 陸稲における汚泥の連用と穂数の関係

Fig. 1 The relationship between ear numbers of upland rice and cumulated loading rates of sewage sludge. The loading rates are based on wet matter (water content = Ca. 70%)

3.2.2 コカブ

I-2 畑場の夏作としてコカブが栽培された。播種後47日目に収穫し、収量(草丈、葉数、地上部と根部の新鮮物重及び乾物重)を調査した。その調査結果を表5に示した。汚泥施用区の草丈、

葉数、地上部及び根部の新鮮物及び乾物収量とも無施用区のそれより明らかに高い値を示し、汚泥施用の効果が認められた。特に葉部及び根部新鮮物収量は、無施用区の3～6倍の顕著な増収が

表 5 55年度コカブ収量調査結果 (I-2ほ場)
Table 5 Growth and yield of Turnip (June, 1980)

Treatment	Plant Height(cm)	Number Leaves	Fresh Weight(g)		Dry Weight(g)		Roots /Leaves	
			Leaves	Roots	Leaves	Roots	Fr.Wt. basis	Dry.Wt. basis
C	14.4 b	10.6 d	15.34 d	31.29 c	1.86 c	1.88 c	2.00 a	0.10 ab
FC	26.4 a	16.6 ab	108.59 a	146.87 a	9.70 a	8.32 a	1.40 b	0.87 bc
S	21.7 a	13.6 c	53.34 c	105.05 ab	5.40 b	5.91 b	1.98 a	1.10 a
M1	23.0 a	15.0 b	56.93 c	90.75 b	5.89 b	5.25 b	1.59 b	0.89 bc
M2	22.7 a	15.0 bc	66.38 bc	93.83 b	6.35 b	5.06 b	1.41 b	0.80 bc
L	25.6 a	17.0 a	98.50 ab	130.03 ab	9.65 a	6.84 ab	1.33 b	0.71 c

Alphabet ; LSD test (5%)

認められた。また、化学肥料区の収量と汚泥施用区のそれらを比較すると草丈は全区、葉数は少量区を除く全区、葉部新鮮物重、葉部及び根部の乾物収量は多量区、根部新鮮物収量は少量及び多量区でそれぞれ化学肥料区と同等の収量を示すことが明らかにされた。汚泥施用区の収量を地上部及び根部新鮮物収量を基準に検討すると根部収量に関しては施用区間差が全く認められず、地上部収量について、多量区が中量年1回及び少量区より多収であった以外は、差が認められなかった。このように汚泥施用量とコカブ収量の間に関係は見いだせなかった。

汚泥施用区のコカブについて根部/地上部の比をとると汚泥の総施用量と逆の関係となり、汚泥施用量の増加は、地上部収量に反映し、根部収量に反映しないことが明らかにされた。

3.2.3 フダンソウ

I-2のは場では、55年度夏作としてコカブが栽培され、同年6月22日に収穫された。その後、このほ場は全処理区とも耕うんされ、フダンソウが播種された。この際は化学肥料、汚泥とも施用されなかった。フダンソウの収穫は、播種50日後の9月10日に行い、草丈、地上部及び地下部の新鮮物重と乾物重を測定した。この結果を表6に示した。

汚泥施用区のフダンソウの草丈、地上部の新鮮物重及び乾物収量は、無施用区のそれらより明らかに高く、汚泥施用の効果が認められた。化学肥料区の収量と汚泥施用区の収量を比較すると、全汚泥施用区の草丈、多量区を除く全区の地上部新鮮物収量及び乾物収量は、化学肥料区のそれらとほぼ同等の値を示した。また、汚泥多量区の地上部新鮮物及び乾物収量は、化学肥料区のそれを明らかに上回っていた。

汚泥施用区の地上部新鮮物収量をみると多量区と少量区間の差が認められたものの他の区間には

表 6 55年度フダンソウ収量調査結果 (I-2 畑)
Table 6 Growth and yield of Chard (Sept., 1980)

Treatment	Plant Height(cm)	Fresh Weight (g)		Dry Weight (g)		Roots/Leaves	
		Leaves	Roots	Leaves	Roots	Fr. Wt. basis	Dry. Wt. basis
C	21.5 b	80.27 c	10.64 b	4.70 c	1.10 b	0.13 a	0.24 a
FC	25.6 a	142.57 b	16.40 a	7.68 b	1.80 ab	0.12 b	0.21 ab
S	25.6 a	139.37 b	16.79 a	8.51 ab	1.80 a	0.12 ab	0.21 ab
M1	25.8 a	159.00 ab	17.40 a	9.21 ab	1.76 a	0.11 bc	0.19 bc
M2	25.2 a	159.10 ab	14.88 ab	9.11 ab	1.40 ab	0.09 c	0.15 c
L	26.2 a	180.81 a	16.96 a	9.94 a	1.56 ab	0.09 c	0.16 c

Alphabet; LSD test (5%)

差が認められず、また、地上部乾物収量については、汚泥施用区間に全く差が認められなかった。このようにフダンソウ収量に関しても汚泥施用量との間に一定の関係は認められなかった。

コカブ及びフダンソウの栽培結果から汚泥の肥効は、施用後短期間に発現する部分と、長期間にわたって発現する部分から成るものと考えられる。フダンソウについてもコカブ同様に、根部/地上部の比が汚泥施用量の増加に伴って減少することから、汚泥施用の効果は、主として地上部の生育に反映していると考えられる。著者らは、汚泥施用土壌の現地調査を行った北海道帯広市郊外幕別町の下水汚泥利用農家で、ビート栽培に下水汚泥を利用すると、地上部は繁茂する(写真7)が地上部の生育に対応した根部の肥大が起こらないという経験談を聞いたが、コカブ及びフダンソウの結果は、これを裏付けるものである。



写真 7 下水汚泥施用畑に生育したビート (北海道幕別町)
Plate 7 Sugar-beet applied with sewage sludge (Hokkaido)

3.2.4 ナス

II-1及びII-2は場では、55年度夏作第1作としてナスが54年度に続いて栽培された。なお、このほ場では、汚泥の連用が植物の生育に与える影響を明らかにするために、新規泥施用区（S' 3.75 t/ha, 年2回施用, M' 年2回7.5 t/ha, L' 年1回15 t/ha）が設けられた。表7に収量調査結果を示した。

表 7 55年度ナス収量調査結果
Table 7 Growth and yield of Eggplant (Aug., 1980)

Field	Treatment	Plant		Number		Fresh Weight (g)		Dry Weight (g)	
		Height (cm)		Leaves	Fruits	Leaves+Stem	Fruits	Leaves+Stem	Fruits
II-1	C	67.56 c		41.78 b	3.1 c	119.50 c	130.0 c	21.34 b	8.66 c
	FC	83.53 a		68.11 a	9.8 a	300.33 ab	595.4 a	51.70 a	40.36 a
	S	75.06 b		71.64 a	5.2 bc	271.00 ab	299.9 b	45.91 a	21.54 b
	M1	74.81 b		68.05 a	5.7 b	268.70 b	357.3 b	45.57 a	24.54 b
	M2	81.66 a		72.76 a	8.8 a	290.37 ab	510.7 a	50.04 a	35.23 a
	L	81.75 a		72.03 a	9.7 a	319.37 a	630.9 a	53.36 a	42.83 a
	S'	73.00		49.67	4.7	151.80	216.8	27.57	14.28
	M'	73.75		56.75	5.8	201.40	343.8	34.71	23.52
	L'	72.08		71.83	4.3	280.60	370.6	49.79	25.97
II-2	C	65.14 c		37.72 c	1.9 c	106.14 c	118.6 c	18.19 c	8.30 c
	FC	84.47 a		84.25 a	10.8 a	321.90 a	662.7 a	55.61 a	45.84 a
	S	76.31 b		66.00 b	7.4 b	225.70 b	380.2 b	37.78 b	26.06 b
	M1	80.05 ab		71.31 ab	8.6 b	238.73 b	450.1 b	40.18 b	31.26 b
	M2	81.89 a		83.33 a	10.6 a	314.53 a	584.2 a	52.77 a	42.34 a
	L	83.03 a		78.91 ab	10.7 a	315.10 a	668.9 a	52.37 a	44.35 a
	S'	71.50		54.25	4.8	174.70	240.8	28.76	16.29
	M'	81.00		60.50	7.2	214.90	309.3	35.89	21.38
	L'	77.25		62.58	8.9	217.40	451.5	36.24	30.03

Alphabet ; LSD test (5%)

汚泥連用区の草丈、葉数、茎葉部及び果実部収量(以下単に収量という場合は、新鮮物及び乾物の両方を指す)は、無施用区のそれより高い値を示し、汚泥の施用効果が認められた。化学肥料区の収量と汚泥連用区の収量を比較すると、汚泥多量及び中量年2回連用区では、全調査項目とも化学肥料区の収量に匹敵する収量を示し、また、少量及び中量年1回区の葉数及び地上部新鮮物収量も化学肥料区に匹敵する収量を示した。汚泥連用区間では、草丈、茎葉部新鮮物、果実部新鮮物及び乾物収量に関して少量区と中量年1回区、中量年2回区と多量区ばほぼ等しい値を示し、これらの区については、ナス作付前の汚泥施用量の差が収量の差に反映せず、少量区及び中量年2回区の収量には、55年度冬作前の汚泥施用が反映していると考えられる。

中量2区(M1とM2、55年度汚泥施用量は同一)では、葉数及び茎葉部収量(新鮮物及び乾物)

以外で両区間に明確な差が認められた。すなわち、草丈、果実数、果実部収量には、54年度冬作前の汚泥施用の有無が反映することを示唆している。しかしながら、少量区と多量区間には、全調査項目について明確な差が認められることから汚泥施用（ナス栽培前及び総施用量）の増加に伴って収量も増加するといえよう（表7）。

新規汚泥施用区（S', M', L'）については、少量区の草丈、葉数、茎葉部及び果実部新鮮物収量は、無施用区より明らかに高く、汚泥の施用効果として認められる。また、茎葉部及び果実部乾物収量は、中量区で無施用区より多くなり汚泥施用効果が認められた。しかしながら、果実数については、無施用区と汚泥施用区間に差が認められなかった。また、草丈及び果実数については、施用との関連性が見いだせなかったのに対して、果実部収量及び茎葉部乾物収量は、区間差が明確でない場合も認められるが、ほぼ施用量の増加に伴って増加すること、葉数及び地上部新鮮物収量については、区間差が認められ、汚泥施用量の増加に伴って増加することが明らかとなった。化学肥料区収量と比較すると草丈、果実数及び果実部収量は化学肥料区より低かったが、多量区の茎葉部収量は化学肥料区と変わらない収量を示した。

次に汚泥連用効果について検討した。すなわち、少量区（SとS'）の草丈及び果実数は差が認められなかったが、葉数及び茎葉部収量に関しては明らかに連用区が高く、また、果実部収量については新鮮物及び乾物収量とも連用区が高く（43～52%増収）、汚泥連用の効果（増収）が認められた。中量区（M1とM'区）の草丈、果実数は少量区と同様に差が認められず、果実部収量も両区間に差が認められなかったが、葉数及び茎葉部は、両区間に差が認められ、汚泥連用効果が発現した。これに対してM2とM'区間では果実数以外の全項目について明らかに連用区（M2）が高く、汚泥連用の効果が認められた。多量区（LとL'区）の草丈、果実数及び果実部収量に汚泥連用効果が認められ増収したが、葉数及び茎葉部収量では両区間に明確な差が認められなかった。このように汚泥連用効果が明確に認められたのは、中量区の前年冬作前に汚泥が施用されたM2区であった。II-1とII-2ほ場の化学肥料区の収量は、II-1がII-2よりやや低い（収量指数で24%以下、平均11%）程度であり、前年度に比べてII-1ほ場の生産力が上昇している。また、汚泥連用区の果実部新鮮物量についても化学肥料区と同様にII-1の生産力がII-2よりやや低い程度に上昇したことが示された。

新規汚泥施用区における果実部新鮮物収量区間差の傾向を54年度汚泥施用区のそれと比較すると54年度収量の区間差が収量指数として約20%ずつ増加したのに対して、55年度のそれは、少・中量区（S', M'）間が60%の増収を示した。また、中・多量区間（M', L'）のそれは8%と小さかった。この原因については、検討を要する課題である。

II-2ほ場では、全調査項目とも汚泥連用区が対照区より高い値を示し、汚泥の施用効果が認められた。また、新規汚泥施用区では、草丈、葉数、地上部収量及び果実部新鮮物重については中・多量区（M', L'）で、果実数に間しては多量区で汚泥の施用効果が認められた。これらの結果は、II-1ほ場で認められたと同様の結果であった。化学肥料区の収量と比較すると汚泥連用区では、多量区及び中量年2回区の全調査項目について化学肥料区に匹敵する収量を示した。しかしながら、

新規施用区では、いずれも化学肥料区より明らかに低い収量となった。汚泥連用区間では、ほぼ全調査項目に関して少量区と中量年1回区、中量年2回区と多量区間に明確な差が認められず、55年度ナス作付前の汚泥施用量の差が収量に反映しないこと、中量年1回区と中量年2回区については、作付前の施用量が同一にもかかわらず草丈及び果実部乾物収量(2回区が1回より35%増収)を除いて、いずれの項目とも2回区の方が高い収量を示すことが明らかにされた。これはⅡ-1についてもほぼ同様であり、前年度冬作前の汚泥施用の有無がナス収量に反映したことを示唆する結果である。しかし、少量区と多量区間及び少量区と中量年2回区間には、全項目について明確な差が認められることから汚泥施用量の増加に伴って収量も増加するといえる。一方、新規施用区間については、果実部新鮮物収量だけが施用量の増加に伴って増加しただけであり、他の項目については、施用量間差は必ずしも明確でなかった。

汚泥連用の効果を新規施用区との比較でみると少量区(SとS')では、草丈及び果実数の差がないが、葉数、莖葉部及び果実部収量は明らかにS区が高く、連用の効果(増収)が認められた。中量区のうちM1とM'区では、草丈、葉数及び莖葉部乾物重に差がなく、葉数、地上部新鮮物及び果実部収量は、M1が明らかに高く、汚泥連用の効果が認められた。中量区M2とM'区では草丈以外の全項目、多量区(LとL')では全項目について連用区が高く、汚泥の連用効果が認められた。

3.2.5 ソルガム

Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場は、ナスの収穫後耕うんされ、ソルガムが播種された。このソルガムの播種前には、化学肥料あるいは汚泥は施用されなかった。ソルガムの収穫は、10月13日に行い、草丈、地上部及び根部の新鮮物重、乾物重を測定した。その結果を表8に示した。Ⅱ-1ほ場における汚泥連用区の草丈、新鮮物及び乾物収量は、無施用区より高く、ソルガム栽培前には、汚泥が施用されていないにもかかわらず、汚泥の施用効果が認められた。また、新規汚泥施用区の地上部収量も無施用区より高く、汚泥連用区と同様の効果が認められた(草丈も中、多量区は無施用区より高い値を示した)。汚泥中・多量連用区の地上部収量は、化学肥料区に匹敵する収量となり、多量連用区の草丈も化学肥料区と同程度となった。しかしながら、新規汚泥施用区の草丈及び地上部収量は化学肥料区より低い値となった。汚泥連用区間では、少量区(S)と中量年1回区間及び中量区(M1とM2)間の収量差は認められず、少量区と中量年1回区間については、54年度冬作前の汚泥施用の有無が収量に反映していると考えられ、中量区間については、それが認められない結果となった。これに対して、中量区(M1, M2)と多量区間には明確な収量差が認められ、55年度夏作の汚泥施用量の差が収量に反映し、前年冬作前の汚泥施用の有無は収量に反映しないことが示された。また、SとM2, SとL間には明らかな収量差が認められ、汚泥施用量の増加に伴って収量も増加することが示された。新規汚泥施用区では、草丈の中・多量区間、地上部収量の少・中量区間差がそれぞれ明確でないが、ほぼ施用量の増加に伴って収量も増加する結果が得られた。汚泥連用の影響をみると、草丈、地上部収量とも連用区が高く、汚泥連用による増収効果が明確に認められた。

表 8 55年度ソルガム収量調査結果 (Ⅱ-1 及びⅡ-2 ほ場)
Table 8 Growth and yield of Sorghum (Nov., 1980)

Field	Treatment	Plant	Fresh Weight (g)		Dry Weight (g)	
		Height(cm)	Shoot	Root	Shoot	Root
Ⅱ-1	C	80.8 a	43.73 e	22.2	7.01 d	1.59 a
	F	110.0 d	153.73 ab	93.0	17.23 ab	5.18 d
	S	91.4 b	104.23 d	87.1	12.59 c	4.22 cd
	M1	96.3 bc	116.03 cd	80.9	14.08 bc	3.98 c
	M2	101.8 c	131.67 bc	79.0	15.73 abc	4.74 cd
	L	108.4 d	169.77 a	88.6	18.93 a	7.50 e
	S'	78.0	58.40	30.8	7.53	2.11
	M'	89.0	69.40	56.1	8.95	2.33
	L'	96.8	92.20	72.9	12.45	4.44
Ⅱ-2	C	76.7 a	46.84 c	18.7	5.29 a	1.60 a
	FC	96.2 c	104.13 ab	37.9	10.96 ab	3.17 b
	S	85.8 b	84.49 bc	38.0	9.63 bc	3.23 bc
	M1	92.3 bc	92.74 ab	32.9	11.23 ab	3.40 bc
	M2	100.9 c	130.20 a	54.2	15.29 a	4.77 c
	L	99.3 c	127.43 ca	50.5	14.76 a	4.74 c
	S'	97.7	103.10	58.8	11.96	4.09
	M'	92.6	97.48	36.1	11.01	3.21
	L'	94.8	82.38	54.5	8.98	3.13

Alphabet ; LSD test (5%)

両ほ場間の生産力を化学肥料区収量からみると草丈、地上部収量ともⅡ-1ほ場が高く、これまでと逆転していることが明らかになった。この原因については、今後検討を要する課題であろう。また、各汚泥連用区に関しては、中量年2回区を除いてⅡ-1の収量が高いことが示された。一方、新規施用区については、少・中量区ではⅡ-2が高く、多量区(L')では逆にⅡ-1が高い値を示した。このように、これまでのコムギ、ナスと逆の結果となることが明らかになった。このような現象が発現した原因については、今後検討を要する課題である。

Ⅱ-2ほ場の汚泥連用区、新規汚泥施用区ともその草丈は、無施用区より高く、地上部新鮮物及び乾物収量は、連用少量区及び新規多量区以外で無施用区より汚泥施用の効果が認められた。汚泥連用区の草丈は、中量年1回、中量年2回区及び多量区と化学肥料区は同等となり、また、地上部は全区で化学肥料区が同等となった。他方、新規施用区では、中量区の草丈、多量区の地上部新鮮物重がやや低いが、草丈、地上部収量とも化学肥料区と同等の収量を示した。汚泥連用区間では、少量区と中量年1回区間及び中量年2回区と多量区間には草丈、地上部収量とも差がなく、中量2区間(M1とM2)では草丈及び地上部収量ともに差が認められないが、少量区と多量区では、草丈、地上部収量とも差が認められた。また、少量区と中量年2回区(M2)、少量区と多量区の間では明らかな差が認められ、汚泥施用量の増加に伴って増加する傾向が認められた。このように、55年度夏作前の施用量の差が収量に反映したのは、少量区と中量年2回区及び少量区と多量区の間での収量

差だけであった。54年度冬作前の汚泥施用の有無が収量に反映したのは、少量区及び中量年1回区のみであった。

汚泥連用の影響をみると、少量区(SとS')、中量区(M1とM')では明らかな差が認められず、連用による影響は明確でなかった。一方、中量区(M2とM')及び多量区(LとL')では明らかな差が認められ、連用効果(増減)が認められた。

3.3 55年度冬作物の栽培成績

55年度夏作物の収穫後各ほ場の化学肥料区、汚泥少量区(S, S')、中量区(M2, M')は冬作物の播種前に所定量の化学肥料あるいは汚泥が施用され、耕うん混合された。また、残りの区も耕うんされた。55年度冬作物は、1-2ほ場がハウレンソウであった以外はすべてのほ場でコムギが栽培された。

3.3.1 ハウレンソウ

1-2ほ場には、ハウレンソウが栽培され、56年3月18日に収穫された。測定項目は、草丈、葉数、新鮮物重であり、表9にその結果を示した。汚泥施用区の草丈は、無施用区のそれと明らか

表 9 55年度ハウレンソウ収量調査結果(1-2ほ場)
Table 9 Growth and yield of Spinach (March 1981)

Treatment	Plant		Fresh Weight(g)	
	Height(cm)	Number of Leaves	Tops	Roots
C	10.8 a	26.6 a	25.0 a	1.8 a
F	15.1 b	38.3 c	81.3 c	5.0 c
S	13.8 ab	29.1 ab	41.7 b	2.8 b
M1	12.1 ab	30.4 ab	31.3 a	2.1 a
M2	13.1 ab	34.1 bc	48.6 b	3.1 b
L	13.0 ab	33.4 b	46.0 b	3.0 b

Alphabet ; LSD test (5%)

差が認められず、葉数は中量年2回区及び多量区で無施用区より高い値を示した。地上部新鮮物収量は、中量年1回区を除いて無施用区より高く、汚泥の施用効果が認められた。汚泥施用区の収量を化学肥料区のそれと比較すると、草丈では明らかな差は認められず、葉数では中量年2回区のみが同等の値を示したものの他はいずれも化学肥料区より低い値を示した。一方、地上部収量は、化学肥料区が圧倒的に高い収量を示し、根部収量も地上部と同様であった。汚泥施用区間では草丈に関して処理区間差が認められなかった。また葉数については、作付前に汚泥が施用された少量区及び中量年2回区が、これまでの総汚泥施用量がそれぞれ同一である中量年1回区及び多量区とほぼ等しい値を示した。地上部収量は中量年1回区及び多量区とほぼ等しくなったが、中量年2

回区と多量区で差が認められなかった(M2が6%高)。しかしながら、少量区と中量年1回区では明らかな差が認められ、作付前に汚泥が施用された少量区の収量が勝っていた。これらは54年度冬作コムギの結果と同一傾向であったが、区間差はコムギより小さくなっていた。また、生育の施用量間差は明確でなかった。すなわち、作付前に汚泥が施用されていない中量年1回区の地上部収量は、中量年2回区及び多量区(総施用量30t/ha)より明らかに減収となったが、総施用量が15t/haである少量区の地上部収量は、中量年2回区及び多量区に匹敵する収量となった。また、草丈、葉数とも汚泥施用量の差が反映していなかった。

3.3.2 コムギ

コムギは、I-1、II-1及びII-2ほ場に栽培され、56年4月4日に収穫され、同時に収量調査が行われた。表10にその結果を示した。

表 10 55年度コムギ収量調査結果

Table 10 Growth and yield of Wheat (June, 1981)

Field	Treatment	Plant Height (cm)	Number of Ears	Weight (g)		
				Ears	Tops	Roots
I-1	C	75.0 a	117 a	129.3 a	175.3 a	121.3 a
	FC	109.7 c	347 d	501.0 c	1019.7 c	546.7 c
	S	93.7 b	205 b	331.3 b	555.7 b	288.3 ab
	M1	88.7 b	176 b	268.0 b	444.3 b	297.0 abc
	M2	105.0 c	290 c	509.7 c	934.0 c	373.0 bc
	L	106.0 c	341 d	522.7 c	925.7 c	410.0 bc
II-1	C	77.0 a	74 a	98.7 a	249.0 a	116.3 a
	FC	100.3 d	201 d	328.7 d	905.7 e	428.7 d
	S	84.0 b	114 b	166.7 b	444.7 b	193.0 ab
	M1	90.0 c	139 c	249.0 c	642.3 c	296.0 c
	M2	93.0 c	139 c	274.3 c	723.3 d	290.0 bc
	L	93.7 c	183 d	315.0 d	849.7 e	340.3 dc
	S'	81.5	94	127.8	325.3	91.0
	M2'	82.8	132	154.8	415.3	126.0
L'	83.3	95	155.8	384.8	146.5	
II-2	C	83.3 a	103 a	139.7 a	206.7 a	172.7 a
	FC	102.3 c	207 d	410.7 c	751.0 c	523.7 c
	S	93.7 b	133 ab	248.7 b	458.0 b	315.0 b
	M1	95.0 bc	162 bc	290.3 b	454.7 b	350.0 bc
	M2	102.0 c	191 cd	405.7 c	716.3 c	444.0 c
	L	93.3 b	159 b	308.7 b	462.7 b	402.7 bc
	S'	94.8	153	263.8	392.8	352.8
	M'	98.8	187	321.3	547.8	385.5
L'	89.8	130	261.3	422.8	361.5	

Alphabet; LSD test (5%)

I-1 ほ場の汚泥施用区の草丈、穂数、穂重、地上部（茎葉+穂）収量はともに無施用区より高く、中量年2回区及び多量区の穂及び地上部収量は、化学肥料区の収量とほぼ同等であった。また、コムギ作付時の汚泥総施用量及び55年度全施用量が同一である（それぞれ15 t/ha, 7.5 t/ha）少量区（作付時3.75 t/ha施用）と中量年1回区（作付時無施用）の草丈、穂数、穂重及び地上部収量は、両区に差が認められず、55年度全施用量及び総施用量が同一である（それぞれ15 t/ha, 30 t/ha）中量年2回区と多量区（コムギ作付時無施用）間にも、穂数を除いて、少量区、中量年1回区間と同様の関係が認められた。さらに総施用量、55年度全施用量及びコムギ作付時の施用量すべてに差がある中量年1回区と年2回区間には、全収量調査項目に関して明らかな差が認められ、施用量の多い区が増収となった。このことは、コムギ作付時における総施用量及び年間施用量が同一である区のコムギは、その栽培直前の汚泥施用の有無と関係なく同等の生育を示し、55年度夏作作付時の総施用量の差はコムギの生育に反映しないこと、55年度夏作前の施用量の差もコムギには反映しないことを示すものと考えられる。

II-1 ほ場における汚泥連用区の草丈、穂数、穂重及び地上部（茎葉+穂）収量は、化学肥料区とほぼ同等であった。55年度夏作前新規に汚泥が施用された区では、草丈は無施用区とほとんど変わらない成績であったが、穂数で27~78%、穂重で29~57%、地上部収量で31~67%それぞれ無施用区より増収し施用効果が認められ、7.5 t/ha 連用区の穂数及び地上部収量が高かった。これに対して化学肥料区と比較すると、草丈では17~19%、穂数で34~53%、穂重で53~61%、地上部収量で34~64%の減収を示した。汚泥連用区についてみると、作付前総施用量が15 t/haで同一である少量区（作付前に3.75 t/haの汚泥施用）と中量年1回区（作付前汚泥無施用）間には、草丈、穂数、穂重、地上部収量に関して明らかな差が認められ、いずれも中量年1回区が高く、55年度夏作作付時の施用量の差（少量区3.75 t/ha, 中量年1回区 7.5 t/ha）及び総施用量（S 11.25 t/ha, M1 15 t/ha）が収量に反映するという結果となった。また、同じく作付前の総施用量が30 t/haで同一である中量年2回区（作付前に7.5 t/haの汚泥施用）と多量区（作付前汚泥無施用）間にも、草丈を除いて少量区と中量年1回区と同様の関係が認められた。これらの区においても55年度夏作栽培時の汚泥施用量（中量年2回区 7.5 t/ha, 多量区 15 t/ha）及び総施用量の差（中量年2回区 22.5 t/ha, 多量区 30 t/ha）がコムギの生育に反映していた。55年度夏作栽培時の汚泥総施用量に差がある（中量年1回区, 15 t/ha, 中量年2回区 22.5 t/ha）が、55年度夏作前の施用量に差のない（7.5 t/ha）、中量（年1回区と年2回区）区については、地上部収量（茎葉部）にのみ差が認められた。これらの結果は、このほ場におけるコムギの生育には55年度夏作栽培時の汚泥施用量の差が反映することを示唆するものであり、また地上部収量には、55年度夏作時の総施用量（11.25, 15, 22.5 及び30 t/ha）が反映していると推定しうる結果も得られた。これらの結果はI-1 ほ場における結果と相反するものである。55年度夏作前に新しく汚泥を施用した区（S', M', L'）の成績をみると草丈には差が認められないが、穂数にはコムギ栽培時の汚泥施用の有無が反映しており、汚泥が施用されなかったL'区の穂数は3.75/ha 連用区と同等であ

り、M' (7.5 t/ha 連用区) より劣った。これに対して、穂重及び地上部収量は、M' と L' 区がほぼ同等の収量を示し、このほ場におけるコムギに対する汚泥の施用効果は、年間施肥量が同一であれば分割施用しても、夏作前に一度に施用しても大きく変わらないものと考えられる。また、コムギについても施肥量が増加すれば、収量も増加するものと考えられる。これらの55年度新規汚泥施用区間における傾向(地上部収量)は、54年度冬作コムギの汚泥施用区 (S, M2, L) 収量 (地上部新鮮物重) における汚泥施用区間差の傾向とほぼ一致した。しかしながら、少量区及び中量区間差が54年度は汚泥施肥量の増加率に対応する程顕著であったのに対して、55年度の収量差は約30%程度に縮まった。この原因については検討を要する課題である。

II-1 は場における汚泥の連用が、コムギの生育に与える影響を S と S', M1 と M', M2 と M' L と L' 区間の収量差 (連用区の収量を 100 としたときの指数に 30 以上の差があるとき差ありと判定した) で検討した。草丈については、わずかに連用区が 55 年度夏作時に新規に汚泥を施用した区 (S', M' 区はコムギ作付前に汚泥が施用され、連用区となっている) より高いもののほとんど差が認められない。穂数については、L と L' 区間に顕著な差が認められ、汚泥連用により穂数が増加することが示されたが、他区間にはそれが認められなかった。穂重及び地上部収量については、いずれも連用区が高く、特に L と L' 区間差は顕著であった。このように、このほ場では、汚泥の連用が収量増に結びつくことが示された。

II-2 は場の草丈、穂重、地上部収量とも汚泥施用区が無施用区より高く、中量年 2 回区の草丈、穂数、穂重、地上部収量は、化学肥料区のそれらに匹敵する成績を示した。しかし、少量区の穂数は無施用区と有意差が認められなかった。中量年 1 回区、同 2 回区の草丈、中量年 2 回区の穂数、穂重及び地上部収量は、化学肥料区の収量とほぼ同等となった。コムギ作付時に 3.75 t/ha の汚泥が施用され、年間総施肥量が 7.5 t/ha、総施肥量が 15 t/ha である少量区とコムギ作付前に汚泥は施用されず年間総施肥量及び総施肥量が少量区と同一である中量年 1 回区間では、全項目とも差が認められなかった。

前期中量年 1 回区とコムギ作付前に 7.5 t/ha の汚泥が施用され、年間全施肥量が 15 t/ha、総施肥量が 30 t/ha である中量年 2 回区では、草丈、穂数には差が認められないものの穂重及び地上部重には明らかな差があり、年 2 回区 > 年 1 回区の関係が認められた。前記中量年 2 回区と年間施肥量 (15 t/ha) が、同一である多量区間には、全項目に関して明確な差があり、中量年 2 回区 > 多量区の関係が認められた。少量区と多量区、中量年 1 回区と多量区間には、全項目について差が認められなかった。このように少量区と中量年 1 回区では、コムギ作付前の汚泥施用の有無は収量に反映せず、その年度の全施肥量及びコムギ作付時までの総施肥量が収量に反映することが示された。これは I-1 のほ場の少量区と中量年 1 回区、中量年 2 回区と多量区間で得られた結果と同一の結果であり、汚泥中の肥料成分は、施用後第一作に供給される部分と次作に供給される部分からなると考えられる。多量区の収量が少量区及び中量区と差がないということは、I-1 及び II-1 ほ場では認められなかった現象であり、多量区の肥効が 1/2 しか発現しなかったことを意味してい

る。55年度夏作前に新規に汚泥が施用された区（ S' 及び M' 区には、コムギ栽培前にそれぞれ3.75 t及び7.5 t/haの汚泥が施用された）間の収量については、草丈は区間差がほとんどない。また、穂数は $M' > S' > L'$ 、穂重及び地上部収量は $S' \approx L' < M'$ の関係が認められた。少量（ S' ）区と多量（ L' ）区の穂重及び地上部収量に差が認められないのは、汚泥連用区（ S と L 区）と同一の現象であり、汚泥多量施用区の肥効の発現状況の低下がこのほ場の特徴と考えられる結果となった。汚泥の連用効果についてⅡ-1ほ場と同様に検討すると少量区（ S と S' ）及び中量区（ $M1$ と M' ）は、全項目について明らかな差が認められず、 $M1$ と M' 区間では $M1$ 区（ $M1$ と M' 区の総施肥量は同一、年間施肥量は $M' > M1$ ）がやや低い値を示した。中量区（ $M2$ と M' 、55年度施肥量は15 t/haで同一）では、草丈、穂数では差が認められなかったが、穂重及び地上部収量は、 $M2$ が26~31%高い収量を示し、連用の効果が認められた。これに対して多量（ L と L' ）区では、連用区（ L ）が全項目についてわずかに高い値（4~22%）となったものの明確な差ではなく、連用による増収効果は認められなかった。

以上が54年度冬作コムギから55年度冬作コムギ及びハウレンソウまでの栽培成績である。ここで、すでに報告した54年度夏作ナスの栽培成績¹¹⁾を加えて2年間にわたる栽培成績から生活下水汚泥を化学肥料と組み合わせることなく単独で施用した土壌における植物の生育の変遷を検討する。その前に本研究において使用したほ場は、前報¹⁴⁾で報告したように新規造成であり、53年度一年間の均一栽培試験で各ほ場間に生産力の差があることが確認されている。すなわち、均一栽培最終作物であったコムギの生育、収量からみた各ほ場生産力の順位は、Ⅰ-2ほ場>Ⅰ-1ほ場 \approx Ⅱ-2ほ場>Ⅱ-1ほ場の順序であった。そこで、各ほ場について生産力の変遷をまず検討した。無施用区(C)については、第1作ナス（54年度夏作）の果実新鮮物収量はⅠ-1>Ⅰ-2 \gg Ⅱ-2>Ⅱ-1と各ほ場間の差が認められると同時に、Ⅰ-1及びⅠ-2ほ場の収量がⅡ-1、Ⅱ-2ほ場の2倍以上となるという顕著な差が認められた。第2作（54年度冬作）の地上部新鮮物重についても第1作と同様にⅠ-1>Ⅰ-2 \gg Ⅱ-2>Ⅱ-1となり、54年度生産力のほ場間差は同一であった。55年度夏作は、Ⅰほ場ではほ場ごとに異なった作物が栽培され、またⅡほ場と同一作物が栽培されず、ⅠとⅡほ場の比較はできなかった。しかしながら、Ⅱほ場では、同一作物が栽培され、そのほ場間差をみると第3作ナス（55年度夏作）の果実新鮮物重はほとんど差がなく、ややⅡ-1ほ場がⅡ-2ほ場より高い（約7%増収）結果となり、第1作ナスの場合に認められた収量差が消失した。これは果実収量が前年に比較して、Ⅱ-1ほ場は42%増収したのに対してⅡ-2ほ場のそれが33%の減収であったことによるものである。第4作ソルガム（地上部新鮮物重）も両ほ場間で差が認められなかった。また第5作コムギ（地上部重）では、Ⅱ-1ほ場がⅡ-2ほ場より20%高い収量を示し、他の調査項目すべてについて同じ結果となった。第5作コムギはⅠ-1ほ場でも栽培されたが、その収量（地上部重）は、Ⅱ-1ほ場より30%、Ⅱ-2ほ場より15%の減少となった。このように無施用区における生産力の変遷が起り、実験開始時と全く様相を異にする結果となった。先に示した均一栽培試験¹⁴⁾は、化学肥料を施用して行ったものであり、そこで得られた生産力のほ場間差は、

化学肥料施用下での結果である。化学肥料施用（F C）区における生産力の変遷を無施用区と同様の項目についてみると第1作ナスの果実新鮮物収量は、 $I-1 \div I-2 > II-2 > II-1$ の順でありIとIIのは場間差及びII-1とII-2のは場間差が顕著に認められた。第2作コムギの地上部新鮮物収量についても同様に $I-1 \div I-2 > II-2 > II-1$ となり、IとIIのは場間差は顕著であったが、II-1とII-2の差はナス収量より小さくなっていた。第3作ナスの果実新鮮物収量におけるII-1とII-2は場間差は、第2作コムギよりさらに小さくなり、II-1ほ場の収量はII-2ほ場のその90%の収量となった。第4作ソルガムの地上部新鮮物収量は、II-1ほ場がII-2ほ場より48%の増収となり、実験開始時及び第1作ナス収量で認められた関係が完全に逆転した。第5作コムギの地上部収量でもII-1ほ場は、II-2ほ場より21%の増収を示した。I-1ほ場の収量は、II-1ほ場の約13%増であったが、第1作ナスで認められた程著しい差ではなかった。このように化学肥料区においても各ほ場間の生産力の顕著な変遷が認められた。

以上が2年間2～4回の汚泥施用土壌における8作の植物栽培の結果である。汚泥施用区の植物の収量は、ほとんどの場合、対照区である無施用区の収量より多収であり、かつ化学肥料と同等の収量を示す場合も多いことから汚泥の肥料としての効果が高いことが明らかにされた。下水汚泥など汚泥の肥料効果が高いことは、化学肥料と組み合わせて施用した場合にも認められていることであるが生活廃水汚泥を単独で施用した場合も施用量、施用方法によっては、かなりの高収を示すことが本研究によって明らかにされた。汚泥施用区における施用量と植物収量の間に関係を見いだすことは、多くの場合困難であった。本研究で採用した程度の施用量間差（3.75あるいは7.5 t/ha）では、その差が明確に植物収量に反映しないものと考えられる。また、施用量の増加に伴って収量の増加が認められる場合もほとんどが施用量の増加率に対応した増加ではなかった。汚泥多量区（乾物として15 t/ha、年1回夏作前施用）には、54年度冬作コムギ、55年度夏作フダンソウ、ソルガム及び冬作コムギの播種前は、汚泥は施用されていない。それにもかかわらず、この区のこれら植物の収量は、かなりの高い収量を示した。また、同区の54年コムギの収量は、54年度年間施用量及び2年間の総施用量が同一である中量年2回施用区の収量と同等の収量を示すことが明らかにされた。この関係は、少量施用区と中量年1回施用区の間にも認められた。

これらの結果から汚泥に含有される肥料としての効果を示す成分（肥効成分）の効果の発現様式について以下のような推論が導き出される。すなわち、「汚泥の肥効は、施用後第1作の植物に対して現れる部分と次作植物に発現する部分から成る」ということである。この推論は、前記の各植物の収量調査結果のみならず55年度夏作陸稲、ナス及びコカブの収量調査結果から導き出せる。すなわち、55年度ナスの果実部新鮮物収量をみると、ナス栽培前の汚泥施用量に2倍の開きがある少量区と中量年1回区、中量年2回区と多量区の収量がそれぞれ同一であり、かつ、ナス栽培前の施用量が同一である中量年1回区と2回区の収量に明らかな差が認められ、後者の収量が高いことである。すなわち、前作のコムギ栽培前の汚泥施用の有無が収量に反映していることをこの結果は示し、前記推論の根拠の一つとなっている。

Ⅱ-1ほ場における54年度冬作コムギ収量（地上部新鮮物重）の汚泥施用区間差をみると多量区は少量区の2.4倍、中量年1回区の約2倍、中量年2回区は少量区の2.2倍、中量年1回区の1.7倍であり、多量区と中量年2回区の平均収量は、少量区と中量年1回区の平均収量の2倍となった。この結果からは、次の推論が導き出せる。すなわち、「汚泥の肥効は、施用後第1作に1/2が発現し、次作に残り1/2が発現する」というものである。しかし、この推論が成立する場面は、前記の他は、同ほ場の55年度夏作ナス果実部収量についてのみであった。また、この推論からすると施用後第2作で肥効成分は使いつくされることになるが、55年度のⅡ-1、Ⅱ-2及びⅠ-2ほ場の多量区及び中量年1回区のように施用後3作の植物が栽培された場合の第3作（コムギ、ホウレンソウ）でも、栽培前に汚泥が施用された区と同等の収量を示すことから汚泥の肥効は施用後の第1作及び第2作だけでなく第3作にも発現するものと考えられる。このような前記推論は否定されるが、いずれにしても汚泥の肥効は長期にわたって発現するものと考えられる。この次作以降の肥効の発現は、耕うんによって土壌と未分解汚泥が混合され、土壌微生物により分解され発現するものと推測される。

4. まとめ

地力の異なる畑地ほ場（本構内Ⅰ-1、Ⅰ-2、別団地Ⅱ-1、Ⅱ-2）を用いて、汚泥の連用試験を実施し、汚泥連用土壌における植物の生育状況を昭和54年度の冬作から昭和55年度の冬作まで7種類の作物について調査した。その結果は次のとおりである。

1) 昭和54年度コムギ栽培成績

コムギの生育は、汚泥の施用量の増加に伴って良好となるが、汚泥施用区の生育は化学肥料区の生育より明らかに劣ることが認められた。また、汚泥の肥効は、供試ほ場の地力の相違によって、Ⅰ-1ほ場>Ⅰ-2ほ場>Ⅱ-2ほ場>Ⅱ-1ほ場の順に低く、ほ場間差が認められた。さらに、汚泥の施用量が少ない区（7.5t/ha）では、年間総施用量が同一でも汚泥の施用法間に差が認められた。しかしながら多量施用区（年間15t/ha）の場合は、これらの傾向は認められなかった。

2) 昭和55年度陸稲栽培成績

陸稲の生育は、汚泥施用量の増加に伴って増加し、無施用区より高い収量が得られ、汚泥の施用効果が認められた。特に多量区（L, 15t/ha）では、穂重及び茎葉重ともに化学肥料区と変わらない値を示した。なお、汚泥総施用量と穂数の間に高い正の相関（ $r = 0.95$ ）を認めた。

3) 昭和55年度コカブの栽培成績

コカブの生育は、汚泥の施用量の増加に伴って増加し、無肥料区より高い収量が認められ、汚泥の施用効果が示された。また、汚泥多量区の生育は化学肥料区のそれと同程度の生育量を示した。

なお、汚泥施用量の増加は、地上部収量に反映し、根部収量には反映しないことが認められた。

4) 昭和55年度フダンソウの栽培成績

フダンソウの生育は、コカブの生育と同様に汚泥施用量の増加に伴って増加し、無施用区のそれより高い収量が認められ、汚泥の施用効果が認められた。また、汚泥施用区の生育は化学肥料区のそれとほぼ同等の値を示し、さらに汚泥多量区の地上部収量は、化学肥料区のそれを明らかに上回ることが認められた。フダンソウについても、コカブの場合と同様に汚泥施用量の増加は、地上部収量に反映し、根部収量に反映しないことが認められた。

5) 昭和55年度ナスの栽培成績

ナスの生育について、汚泥連用区の収量は、無施用区のそれより高い値を示し、汚泥の施用効果が認められた。特に汚泥多量区（15t/ha）では、化学肥料区に匹敵する収量が認められた。また、新規汚泥施用区についても無施用区より高い収量を示し、汚泥の施用効果が認められたが、汚泥連用区の生育は、明らかに初回施用区より良好であり、汚泥の連用効果が認められた。

6) 昭和55年度ソルガムの栽培成績

ソルガムの生育について、Ⅱ-1ほ場の汚泥連用区の収量は、無施用区より高く、ソルガムの栽培前に汚泥が施用されていないにもかかわらず汚泥施用効果が認められた。さらに、多量連用区の生育は、化学肥料区のそれに匹敵することが認められた。

7) 昭和55年度コムギの栽培成績

I-1、Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場におけるコムギの生育は、汚泥の施用量の増加に伴って増加し、無施用区より優れ、化学肥料区に匹敵する成績が認められた。なお、I-1ほ場では、コムギ作付時における総施用量及び年間施用量が同一である区のコムギは、その栽培直前の汚泥施用の有無と関係なく、同等の生育を示し、55年度夏作付時の総施用量の差は、コムギの生育に反映しないこと、55年度夏作前の施用量の差もコムギに反映しないことが明らかとなった。しかしながら、Ⅱ-1ほ場ではこれらの結果と相反した。

8) 昭和55年度ハウレンソウの栽培成績

ハウレンソウの生育は、汚泥の施用の増加に伴って増加し、汚泥中量（M2）及び多量施用区で無施用区より高い収量が得られ、汚泥の施用効果が認められた。しかしながら、化学肥料が圧倒的に高い生育量を示した。

以上の結果を要約すると、汚泥施用区各植物の収量は、無施用区（対照区）の収量より多く、汚泥が肥料としての効果をもつこと、汚泥多量連用2年目の汚泥施用区（2～4回の連用区）にお

ける植物の収量は、化学肥料区の収量と同等ないしそれ以上となる場合があり、汚泥の肥効が高いこと、汚泥の肥効は施用後第1作に発現する部分と第2作以降に発現する部分とからなることが明らかにされた。

謝 辞

本研究を行うに当り、本実験に協力くださった実験ほ場業務委託(株)川上農場各位に深謝する。

引用文献

- 1) 日本土壤肥料学会編(1979):下水汚泥, リサイクルのために。博友社, 68.
- 2) 大阪市土木局(1969):下水汚泥の肥料効果に関する研究(第1報~第5報).
- 3) 大阪市土木局(1971):下水汚泥の肥料効果に関する研究(第6報~第9報).
- 4) 東京都下水道局(1973):汚泥焼却灰の肥効試験報告書.
- 5) 横浜市下水道局(1974):下水汚泥の緑農地還元研究報告書.
- 6) 東京都下水道局(1975):汚泥焼却灰の肥効試験報告書(亜鉛の土壤中における行動について).
- 7) 大阪市下水道局(1976):下水汚泥の肥料効果および金属元素の植物への移行に関する研究.
- 8) 大阪市下水道局(1977):下水汚泥の芝におよぼす影響に関する研究報告書.
- 9) 大阪市下水道局(1977):下水汚泥の有効利用に関する調査研究(その10年の歩み).
- 10) 建設省都市局下水道部日本下水道事業団(1978):下水汚泥の処理処分に関する調査下水汚泥の農業利に関する調査.
- 11) 久保井 徹・服部浩之・藤井國博(1980):下水汚泥の施用によるほ場環境の変化(I), 下水汚泥の施用がナスの生育に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第14号, 150-175.
- 12) 茨城県農業試験場(1965):畑地土壤生産性分級図.
- 13) 茨城県農業試験場(1967):茨城県畑地土壤類型図.
- 14) 久保井 徹・藤井國博(1980):ほ場および有底枠ほ場の均一栽培試験成績, 国立公害研究所研究報告, 第14号, 213-231.

11.

各種土壌における下水汚泥の施用が植物の生育及び体内成分に及ぼす影響
—— 有底枠試験 ——

山口武則¹・久保井 徹²・服部浩之
広木幹也²・藤井國博²

Growth and Elemental Contents of Plants Grown in
Soils Amended with Limed Domestic Sewage Sludge
— A Out-door Lysimeter Experiment —

Takenori YAMAGUCHI¹, Toru KUBOI², Hiroyuki HATTORI²,
Mikiya HIROKI² and Kunihiro FUJII²

Abstract

Eggplant and wheat were successively cultured on a sandy soil (I), a light-colored (II) and a humic (III) andosols, and an alluvial soil (IV) filled in 8 outdoors-lysimeters. For each soil, two lysimeters were used; one to which limed domestic sewage sludge had been applied at a rate of 7.5 dry metric tons/ha /half a year. The other was amended with chemical fertilizers at the rates of 84, 159 and 44 kg/ha/half a year as N, P and K, respectively. Combined effect of soil and sewage sludge application on growth and elemental composition of the two crops was determined.

The results are as follows:

- 1) Fruit yields of eggplant on the sludge-amended plots were 86, 93, 107 and 95% for soil I, II, III and IV, respectively, as compared to those on the fertilizer-amended plots, whereas the corresponding values for top yields of wheat were 61, 49, 91 and 70%. Thus, application of the sludge to soil-III was the most effective whereas that to soil-I was the least effective for both crops.
- 2) Regardless of the soil, no significant differences in elemental composition of eggplant between the sludge-amended and fertilizer-amended plots were observed. This also applied to wheat except for the plant grown on soil-IV, where,

-
1. 国立公害研究所 技術部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Division of Engineering, The National Institute for Environmental Studies. Yatabemachi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 同水質土壌環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies. Yatabemachi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

N, P, Ca, Mg, Na and Al contents of wheat grown on the fertilizer-amended plot were significantly higher than those of wheat grown on the sludge-amended plot.

- 3) Total absorption of elements by eggplant grown on the sludge-amended plots was similar to that by eggplant grown on the fertilizer-amended plots. With the exception of Cu, wheat grown on the fertilized soils-I and -IV incorporated more elements than the crop grown on the sludge-applied soils.
- 4) Absorption rates of N, P and K from sewage sludge [(plant absorption of an element) / (amount of element applied as sludge) × 100] by the aerial part of eggplant ranged from 13 to 31% (N), 5.4 to 14.4% (P) and 140 to 382% (K), whereas the corresponding values for wheat were 6.5–35.1, 4.8–13.4 and 99–586%, respectively. The rates of these elements were the lowest in the crops grown on soil-I. High rate of K indicates that the plants absorb most of the element from the soil.
- 5) Nitrogen absorption rate by eggplant and wheat was higher in the fertilizer-amended plots than in the sludge-amended plots. On the other hand, the sludge-applied plots showed higher rates of P and K absorption as compared to the fertilized plots.

1. はじめに

下水汚泥を肥料あるいは土壌改良資材として農耕地に利用するためには、その有効性を確認するとともに含有される重金属等の有害成分の土壌-植物系に与える影響を土壌の種類、環境条件、農耕地の立地条件等とも関連させ解明しておく必要がある。著者らは、昭和54年度よりこのための研究を国立公害研究所畑地ほ場を用いて開始した¹⁾。同時に屋外ライシメーター（有底枠）を用いて同様の目的のもとに実験を開始した。

本報告は、4種類の土壌が充てんされた屋外ライシメーター（以下有底枠と記す）に、生活廃水処理汚泥を施用したのち、ナス及びコムギを栽培して、下水汚泥の施用が植物の生育及び体内成分に及ぼす影響を化学肥料区と対比させて明らかにしようとした研究の結果である。

2. 実験方法

試験は、砂質土（鬼怒川川砂で代用）、淡色黒ボク土（火山灰土壌、下層土）、沖積土（水田下層土）及び黒ボク土（火山灰土壌、表土）を充てんした有底枠を用いて行った。

すなわち、一つの土壌が2基の有底枠に充てんされ、一方に化学肥料が、他方に下水汚泥が施用された。化学肥料の施用量は、化成肥料（8-8-5）1.5 kg（105 kg/10a）、溶成リン肥2 kg（140 kg/10a）、苦土石灰2 kg（140 kg/10a）であり、下水汚泥の施用量は、水分70%換算で36.1 kg（25 t/ha乾物として7.5 t/ha）であった。下水汚泥は取手市内の住宅団地廃水処理場より脱水ケーキとして採取し、天日乾燥したもので前報¹⁾のは場実験に使用したものと同一である。表1に化学肥料及び汚泥施用区のN、P及びKの施用量を示した。これを有姿のまま所定量表面に散

表 1 化学肥料区及び汚泥施用区の窒素、りん及びカリウムの施用量
Table 1 Application rate of nitrogen, phosphorus and potassium to fertilizer or sludge amended plots

	Chemical fertilizer amended plot		Sewage sludge amended plot	
	kg/ha	g/plot	kg/ha	g/plot
N	84	120	278	401
P	159	227	645	93
K	44	62	23	33

布し、ロータリー耕うん機により表面から10~15cmの深さの土壤に混合した。なお、化学肥料区も同じようにして耕うんを行った。

夏作としてナス(千両2号)、冬作としてコムギ(農林61号)を栽培した。

ナスは図1に示したように、播種後約1か月のポット苗を株間50cm(南北)、畦間75cm(東西)の間隔に1区48株を移植した。

栽培経過は以下の通りである。昭和54年6月16日 播種(3号ポット)、7月9日 泥汚施用、施肥、耕うん、7月16日 苗移植、10月9日 収穫及び収量調査である。

ナスの収量調査は、各有底枠の中央南北2畦について16株を収穫し(図1)、草丈、葉数、果実数、莖葉部及び果実部新鮮物重を測定した。なお、乾燥収量は、各試験区より2株を選抜し、流水と

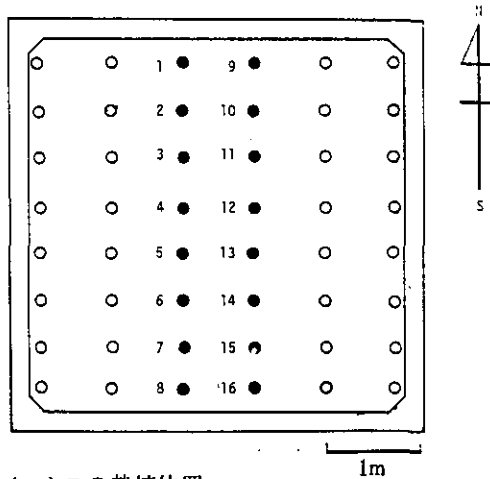


図 1 ナスの栽植位置
Fig. 1 Planting Site of Eggplant in a Lysimeter

● ; sampling site

脱塩水で十分に洗浄後、80°Cの通風乾燥機で乾燥し、乾燥重を測定した。これをボールミルで粉砕し分析用試料とした。

コムギは図2に示したように、株間25cm(南北)、畦間50cm(東西)の間隔に1株当たり20粒ずつ点播し、発芽後1株5本に間引いてから1試験区当たり128株として通常法に従って栽培した。

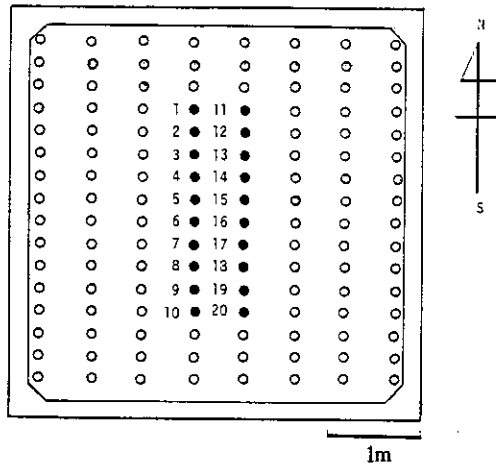


図 2 コムギの栽植位置
Fig. 2 Planting Site of Wheat in a Lysimeter

● ; sampling site

栽培経過は、昭和54年11月6日 汚泥施用、施肥、耕うん、11月9日 播種、12月2日 間引、昭和55年4月21日 収穫及び収量調査である。収量調査は、各有底枠の中央南北2畦について20株を青刈状態で収穫し(図2)、地上部の新鮮物重を測定した。なお、乾燥収量は、ナスの場合と同様に測定した。また、この乾燥収量の測定に用いた試料をナスと同様に処理し分析用試料とした。

上記分析試料について、後述するほ場試料と同じ方法²⁾で植物体中成分を分析した。

すなわち、P, K, Ca, Mg, Na, Mn, Fe, Zn, Cu 及びAl については湿式灰化後、プラズマ発光分析法により、また、NについてはCNコーダーを用いて測定した。

3. 結果及び考察

54年夏作(汚泥施用試験第1作)として栽培されたナスの収量調査結果を表2に示した。

表2に示したように化学肥料区及び汚泥施用区のナス収量に土壤間差が認められた。なかでも化学肥料区のナス果実部新鮮物収量と汚泥区の茎葉部新鮮物収量については、明確な土壤間差が認められ、その収量の土壤間順位は、砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土となった。黒ボク土は腐植(有機物)に富み肥料成分の保持力(保肥力)や緩衝能は大きい、土壤pHが低く生産力を高

表 2 ナスの収量調査結果
Table 2 Growth and yield of Eggplant (October, 1979)

Treatment	Sandy soil		Light colored andosol		Alluvial soil		Humic andosol		
	Fertilizer	Sludge	Fertilizer	Sludge	Fertilizer	Sludge	Fertilizer	Sludge	
Plant Height (cm)	<i>n</i>	16	16	16	16	16	16	16	
	\bar{X}	58.4 (100)	52.0 (89)	72.6 (100)	66.9 (92)	73.6 (100)	70.5 (96)	71.7 (100)	72.3 (101)
	S.D.	5.6	11.4	4.8	6.2	8.1	8.4	9.1	6.3
Number of leaves	<i>n</i>	16	16	16	16	16	16	16	
	\bar{X}	44.6 (100)	38.6 (87)	59.6 (100)	41.8 (70)	63.5 (100)	40.6 (64)	60.8 (100)	62.4 (103)
	S.D.	17.8	21.3	13.6	10.7	27.6	17.0	23.6	16.6
Number of fruits	<i>n</i>	16	16	16	16	16	16	16	
	\bar{X}	3.0 (100)	2.2 (73)	4.9 (100)	3.9 (80)	3.9 (100)	4.2 (108)	4.9 (100)	5.0 (102)
	S.D.								
Stem and Leaf fr. wt. (g)	<i>n</i>	16	16	16	16	16	16	16	
	\bar{X}	116.6 (100)	89.6 (77)	179.5 (100)	140.6 (78)	199.2 (100)	149.8 (75)	201.7 (100)	199.6 (99)
	S.D.	58.6	50.6	41.4	59.1	74.5	52.7	88.9	58.8
Stem and Leaf dry wt. (g)	<i>n</i>	2	2	2	2	2	2	2	
	\bar{X}	19.0 (100)	14.8 (77)	23.7 (100)	20.3 (86)	32.7 (100)	23.8 (73)	35.8 (100)	32.0 (89)
Fruit fr. wt. (g)	<i>n</i>	16	16	16	16	16	16	16	
	\bar{X}	315.4 (100)	269.7 (86)	706.6 (100)	659.2 (93)	682.4 (100)	650.4 (95)	794.9 (100)	854.1 (107)
	S.D.	190.8	198.6	198.6	197.6	195.9	205.1	354.8	184.3
Fruit dry wt. (g)	<i>n</i>	2	2	2	2	2	2	2	
	\bar{X}	18.0 (100)	15.7 (87)	42.3 (100)	34.9 (83)	40.0 (100)	31.6 (79)	52.6 (100)	53.3 (101)

n ; number of plants, \bar{X} ; average, S. D. ; standard deviation

めるには土壌 pH を矯正する必要がある。本土壌の化学肥料区は施用された苦土石灰によって、また、汚泥施用区は、汚泥中に脱水助剤として多量に含有されるカルシウムによって、それぞれ pH が矯正されており、これを反映して高収量となったものと考えられる。これに対して沖積土は、水田の下層土であり重粘で透水性や通気性の点で黒ボク土より劣り、収量も劣ったものと考えられる。また、淡色黒ボク土についても下層土であり肥沃度が低く、実験開始前に有機物の施用などによって土壌改正が行われたにもかかわらず前二土壌と比べて低収となった。砂質土は鬼怒川の川砂で代用したために他の土壌に比べて保肥力、緩衝能とも著しく劣るものと考えられ、このことがナスの収量に反映し、他の土壌に比べて著しく低収となったものと考えられる。

汚泥施用区と化学肥料区の収量を比較すると砂質土、淡色黒ボク土及び沖積土では化学肥料区が汚泥区を上回っていたが、黒ボク土では、果実部新鮮物収量以外の全収量項目ともほぼ同等となり、汚泥区の果実部新鮮物収量は、化学肥料区より明確な高収を示した。先に示したように供試土壌はそれぞれ 2 基の有底枠に充てんされている。本試験に先立つ均一栽培試験⁴⁾で明らかにされているように同一の土壌が充てんされた 2 基の有底枠間には植物の生育・収量に差が認められないことから、前記の汚泥施用区と化学肥料区の収量は、それぞれ化学肥料あるいは汚泥の肥効を反映している。

汚泥の肥効をナスの果実部新鮮物収量で評価すると乾物として7.5 t/haの汚泥施用によって化学肥料を施用した場合の収量の86(砂質土), 93(淡色黒ボク土), 95(沖積土)及び107%(黒ボク土)の収量が得られ, 汚泥の肥効がかなり高いことが明らかにされた。このように黒ボク土における汚泥区の収量が化学肥料区とほぼ同等となった理由については, 今後説明する必要があるが, 供試汚泥中に多量のカルシウムが含有されており, これによって黒ボク土の土壌pHが矯正された³⁾ことも一因と考えられる。また, 砂質土, 淡色黒ボク土及び沖積土の汚泥区の収量が化学肥料区のそれより劣った理由については, 黒ボク土における高収性と合わせて今後検討する必要があるが, これらの土壌は, 黒ボク土に比べて肥沃度(生産力)が低く, 土壌自体の肥効成分の含有量が低いために, 肥料成分が不均衡⁵⁾(窒素, リンに比べカリウムが著しく低い)な本汚泥を施用した場合, 化学肥料区より低い収量となったものと考えられる。これに対して黒ボク土は, 汚泥に不足する成分を十分に供給できたために化学肥料区と同等の収量を示したものと推測される。

次にナスの茎葉部及び果実部の分析結果を表3(乾物当たり)及び表4(株当たり)に示した。

汚泥施用区に栽培されたナスの乾物当たり成分含有量が化学肥料区のそれを上回った(20%以上の差)のは以下のとおりであった。茎葉部では砂質土のN, P及びFe, 淡色黒ボク土のNa, Fe及びAl, 沖積土のCa, Fe, Zn及びAlであった。果実部では砂質土のFe, Cu, 及びAl, 沖積土のN及びNaであった。また, 沖積土のナス茎葉部のK, 砂質土のナス果実部のNa, 淡色黒ボク土の同部位のCu及びAl, 同じく黒ボク土のFe, Zn及びAlは, 化学肥料区より汚泥区の含有量が低かった。これら以外の成分に関しては各土壌とも汚泥区と化学肥料区の間には明確な差は認められなかった。このように, ほとんどの成分に関して汚泥区と化学肥料区の間には明らかな含有量の差が認められないことが示された。

株当たり含有量(表4)についてみると, 茎葉部では汚泥施用区のFe及びAl, 化学肥料区のCuが, それぞれ汚泥区と化学肥料区のナス新鮮物収量の土壌間順位(汚泥区 砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土, 化学肥料区 砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土)に相当する含有量の土壌間差を示した。一方, 果実部については, 汚泥区のP, Mn及びZn, 化学肥料区のZn, Cu及びAlが, それぞれ茎葉部と同様に汚泥区(砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土)と化学肥料区(砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土)の新鮮物収量の土壌間順位に相当する含有量の土壌間差を示した。このように, 乾物当たり含有量と同様に株当たり含有量に関しても土壌間のナス生育の差がその成分含有量に反映する成分は少ないことが明らかにされた。

この株当たり成分含有量は, 植物一単位による各成分の吸収量を示している。各土壌における汚泥区のナスの株当たり成分含有量が化学肥料区のそれより低かったのは, 砂質土では茎葉部のK, Ca, Mg, Na, Mn, Zn及びCu, 同果実部のMg, Na及びMn, 淡色黒ボク土では茎葉部のP, K及びZn, 同果実部のFe, Zn, Cu及びAl, 沖積土では茎葉部のN, P, K, Mg, Mn及びCu, 同果実部のP, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu及びAl, 黒ボク土では茎葉部のNa, Fe, Mn, Zn, Cu及びAl, 同果実部のNa, Ee, Zn及びAlであり, 汚泥施用区の含有量が化学肥料区のそれを上回る成分は, 淡色黒ボ

表 3 ナスの成分含有量 (乾物当たり)
Table 3 Elemental contents of Eggplant

		Total contents (mg/g dry matter)										
soil	Treatment	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
Sandy soil	Fertilizer	37.2 (100)	3.12 (100)	23.90 (100)	38.6 (100)	7.44 (100)	0.41 (100)	0.40 (100)	0.160 (100)	0.041 (100)	0.02 (100)	0.46 (100)
	Sludge	50.3 (135)	3.74 (120)	21.32 (89)	32.20 (83)	6.58 (88)	0.36 (88)	0.50 (125)	0.151 (94)	0.038 (92)	0.022 (110)	0.504 (110)
Light colored andosol	Fertilizer	50.0 (100)	3.74 (100)	24.24 (100)	37.60 (100)	4.03 (100)	0.42 (100)	0.75 (100)	0.080 (100)	0.05 (100)	0.021 (100)	0.750 (100)
	Sludge	49.0 (98)	3.40 (91)	20.66 (85)	40.04 (107)	4.08 (101)	0.51 (121)	1.49 (199)	0.086 (108)	0.036 (72)	0.021 (100)	1.492 (199)
Stem and Leaf	Fertilizer	43.9 (100)	4.10 (100)	24.52 (100)	32.20 (100)	8.02 (100)	0.52 (100)	0.61 (100)	0.082 (100)	0.043 (100)	0.028 (100)	0.061 (100)
	Sludge	41.9 (95)	3.66 (89)	17.64 (72)	39.20 (122)	7.80 (97)	0.61 (117)	1.56 (256)	0.087 (106)	0.053 (123)	0.028 (100)	1.556 (225)
Humic andosol	Fertilizer	—	2.94 (100)	17.90 (100)	40.60 (100)	4.63 (100)	0.63 (100)	1.88 (100)	0.089 (100)	0.054 (100)	0.025 (100)	1.878 (100)
	Sludge	45.1 (—)	3.16 (107)	19.76 (110)	38.80 (96)	4.76 (102)	0.48 (77)	1.66 (88)	0.079 (89)	0.046 (85)	0.021 (84)	1.660 (88)
Sandy soil	Fertilizer	21.4 (100)	3.00 (100)	43.6 (100)	1.85 (100)	2.28 (100)	0.72 (100)	0.054 (100)	0.024 (100)	0.010 (100)	0.013 (100)	0.080 (100)
	Sludge	23.4 (109)	3.14 (105)	41.2 (94)	1.87 (101)	1.99 (87)	0.29 (40)	0.133 (246)	0.020 (83)	0.013 (130)	0.020 (154)	0.162 (203)
Light colored andosol	Fertilizer	23.0 (100)	2.56 (100)	38.6 (100)	1.87 (100)	1.56 (100)	0.33 (100)	0.063 (100)	0.016 (100)	0.014 (100)	0.020 (100)	0.134 (100)
	Sludge	26.9 (117)	2.80 (109)	48.8 (121)	2.05 (110)	1.68 (108)	0.36 (109)	0.051 (81)	0.016 (100)	0.007 (50)	0.012 (60)	0.052 (39)
Fruit	Fertilizer	12.7 (100)	3.70 (100)	41.8 (100)	2.15 (100)	1.85 (100)	0.36 (100)	0.063 (100)	0.016 (100)	0.010 (100)	0.017 (100)	0.044 (108)
	Sludge	16.7 (131)	3.26 (88)	38.2 (91)	1.89 (88)	1.51 (82)	0.53 (147)	0.053 (84)	0.016 (100)	0.008 (80)	0.014 (82)	0.038 (86)
Humic andosol	Fertilizer	21.8 (100)	2.94 (100)	44.6 (100)	1.69 (100)	1.90 (100)	0.42 (100)	0.087 (100)	0.016 (100)	0.022 (100)	0.002 (100)	0.156 (100)
	Sludge	22.0 (101)	3.34 (114)	37.4 (84)	1.61 (95)	1.86 (98)	0.27 (64)	0.059 (68)	0.017 (106)	0.015 (68)	0.002 (100)	0.061 (39)

() : index number

ク土及び沖積土における茎葉部の Fe 及び Al, 砂質土における果実部の Fe, Cu 及び Al であった。他の成分に関しては, 両区間に明らかな差を示さなかった。このように, 沖積土及び砂質土の汚泥施用区に生育したナスでは, 多くの成分含有量が化学肥料区に生育したナスの含有量より低値となることが明らかにされた。

乾物当たりの各成分含量 (表 3) を比較すると茎葉部では $N \geq Ca > K > Mg > P > Na > Fe \geq Al > Mn \geq Zn > Cu$ の順に低く, また果実部では, $K > N > P > Ca > Mg > Na > Fe > Al > Mn > Cu \geq Zn$ の順序となり, 茎葉部では N, Ca, K が, 果実部では K, N, P が高含有量を示すことが明らかにされたが, この順序は化学肥料区においても同様に認められ, 汚泥施用区に生育したナスの特徴ではない。

ナスの収穫後, 各土壌にはそれぞれ化学肥料あるいは汚泥が所定量施用され, 冬作のコムギが栽培

表 4 ナスの成分吸収量 (株当たり)
Table 4 Absorption of elements by Eggplant

soil	Treatment	Total contents (mg/Plant)												
		N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Al		
Stem and Leaf	Sandy soil	Fertilizer	706.8 (100)	59.3 (100)	454.1 (100)	733.4 (100)	141.4 (100)	7.79 (100)	7.60 (100)	3.04 (100)	0.78 (100)	0.38 (100)	8.74 (100)	
		Sludge	744.4 (105)	55.4 (93)	315.5 (69)	476.6 (65)	97.4 (69)	5.32 (68)	7.40 (98)	2.23 (73)	0.56 (72)	0.33 (75)	7.45 (98)	
	Light colored andosol	Fertilizer	1185.0 (100)	88.6 (100)	574.5 (100)	891.1 (100)	95.5 (100)	9.55 (100)	17.77 (100)	1.90 (100)	1.19 (100)	0.50 (100)	17.77 (100)	
		Sludge	994.7 (84)	69.0 (79)	419.4 (73)	820.1 (92)	82.8 (87)	10.35 (104)	30.24 (170)	1.74 (92)	0.73 (59)	0.43 (86)	30.28 (70)	
	Alluvial soil	Fertilizer	1435.5 (100)	134.1 (100)	801.8 (100)	1052.9 (100)	262.3 (100)	17.00 (100)	19.95 (100)	2.68 (100)	1.41 (100)	0.92 (100)	1.99 (100)	
		Sludge	997.2 (69)	87.1 (65)	419.8 (52)	933.0 (88)	185.6 (71)	14.5 (65)	37.12 (186)	2.07 (77)	1.26 (89)	0.67 (73)	37.03 (186)	
	Humic andosol	Fertilizer	— —	105.2 (100)	640.8 (100)	1453.5 (100)	165.7 (100)	22.19 (100)	67.30 (100)	3.18 (100)	1.93 (100)	0.89 (100)	67.23 (100)	
		Sludge	1443.2 (—)	101.1 (96)	632.3 (99)	1241.6 (85)	152.3 (92)	15.36 (69)	53.12 (79)	2.53 (80)	1.47 (76)	0.67 (75)	53.12 (79)	
	Fruit	Sandy soil	Fertilizer	385.2 (100)	54.0 (100)	784.8 (100)	33.3 (100)	41.0 (100)	12.96 (100)	0.98 (100)	0.43 (100)	0.18 (100)	0.23 (100)	1.44 (100)
			Sludge	367.4 (95)	49.3 (91)	646.8 (82)	29.4 (88)	31.3 (76)	4.56 (35)	2.09 (213)	0.31 (72)	0.20 (111)	0.35 (135)	2.55 (175)
		Light colored andosol	Fertilizer	972.9 (100)	108.3 (100)	1632.8 (100)	79.1 (100)	66.0 (100)	13.96 (100)	2.67 (100)	0.68 (100)	0.59 (100)	0.85 (100)	5.67 (100)
			Sludge	938.8 (96)	97.7 (90)	1703.1 (104)	71.5 (91)	58.6 (89)	11.17 (90)	1.78 (67)	0.56 (82)	0.24 (41)	0.42 (49)	1.82 (32)
Alluvial soil		Fertilizer	508.0 (100)	148.0 (100)	1672.0 (100)	86.0 (100)	74.0 (100)	14.40 (100)	2.52 (100)	0.64 (100)	0.40 (100)	0.68 (100)	1.76 (100)	
		Sludge	527.7 (104)	103.0 (70)	1207.1 (72)	59.7 (69)	47.7 (64)	16.74 (116)	1.67 (66)	0.51 (80)	0.25 (63)	0.44 (65)	1.20 (68)	
Humic andosol		Fertilizer	1146.7 (100)	154.6 (100)	2346.0 (100)	88.9 (100)	99.9 (100)	22.1 (100)	4.57 (100)	0.84 (100)	1.16 (100)	0.11 (100)	8.20 (100)	
		Sludge	1172.6 (102)	178.0 (115)	1993.4 (85)	85.8 (97)	99.1 (99)	14.4 (65)	3.14 (69)	0.90 (108)	0.80 (69)	0.11 (100)	3.25 (40)	

() : index number

された。これらのコムギは翌年(55年)4月に青刈の状態で収穫された。その地上部(茎葉部)収量を表5に示した。

化学肥料区におけるコムギの新鮮物収量と汚泥区のそれを比較すると、砂質土、淡色黒ボク土及び沖積土の汚泥区収量は、化学肥料区より30~50%の減収となった。これに対して黒ボク土における汚泥区の収量は、化学肥料区よりやや低収(9%減)となるもののほとんど変わらない収量を示し、ナスに続いてコムギでも黒ボク土への汚泥施用の効果が高いことが明らかにされた。このように、黒ボク土以外の土壌では、汚泥の肥効が化学肥料よりかなり劣ることが認められた。汚泥の肥効は、主として含有される窒素によるものと考えられているが、汚泥中に含有される窒素は、そのほとんどが有機態であるとされており、その肥効が発現するためには、土壌中で分解されて無機態となる必要がある。この土壌中での窒素の無機化は、そこに生息する微生物によって行われる。本試験に用いられ

表 5 コムギの収量調査結果
Table 5 Growth and yield of Wheat

soil	Treatment	Fresh weight of Shoot (g)	Dry Weight of Shoot (g)
Sandy soil	Fertilizer	127.9 (100)	25.3 (100)
	Sludge	77.7 (61)	12.5 (49)
Light colored andosol	Fertilizer	444.4 (100)	32.1 (100)
	Sludge	219.6 (49)	24.4 (76)
Alluvial soil	Fertilizer	401.3 (100)	39.6 (100)
	Sludge	281.0 (70)	34.3 (87)
Humic andosol	Fertilizer	358.6 (100)	38.0 (100)
	Sludge	326.2 (91)	36.4 (96)

() ; index number

た各有底枠における土壤微生物数の冬期における変化が55年冬期に詳細に追跡されている⁶⁾。この実験によって砂質土及び淡色黒ボク土の汚泥施用区における土壤微生物（細菌）の増加時期は、汚泥施用後期の晩秋から初冬だけであったが、沖積土及び黒ボク土では汚泥施用後初期とともに春先（2～3月）にも認められることが示され、沖積土及び黒ボク土における汚泥の分解は、施用初期と春先の2回起こるものと推測されている。砂質土及び淡色黒ボク土の汚泥施用区におけるコムギの低収は、土壤微生物の低活性＝無機化の停滞によるものと考えられるが、温度と無機化並びに土壤の種類とこれらの関係について詳細な検討が必要である。

コムギ収量の土壤間差に関しては、化学肥料区では砂質土と他の土壤間に大きな差が認められたが、淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土間には明確な差は認められなかった。一方、汚泥施用区の収量には明確な差が認められ、収量順位は砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土であった。なお、乾物収量に関しては1処理区20株中2株を選抜したためその代表性に疑問があるが、化学肥料区のコムギの乾物収量と汚泥区のそれを比較すると、表5に示したように、砂質土、淡色黒ボク土及び沖積土の汚泥区収量は、化学肥料区より51～13%の減収となった。しかし、黒ボク土における汚泥区の乾物収量は、化学肥料区とほぼ同等となった。化学肥料区における乾物収量の土壤間順位は、砂質土<黒ボク土≒沖積土≒淡色黒ボク土であり、汚泥区のそれは砂質土<淡色黒ボク土であった。

コムギ地上部の各成分含有量を表6（乾物当たり）及び表7（株当たり）に示した。表6に示したように、汚泥施用砂質土におけるコムギのN, Ca, Mg及びCu含有量は、化学肥料区のそれらより高含量を示し、特にCuは約2倍と顕著に増加したが、Mnは逆に著しく低値であった。他の成分P, K, Na, Fe, Zn及びAlは、化学肥料区と変わらない含有量であった。淡色黒ボク土における汚泥施用区コムギの成分では、Fe及びAlが、黒ボク土ではN, K, Ca及びNaがそれぞれ化学肥料区より明らかに高い含有量を示し、沖積土ではN, P, Ca, Mg, Na及びAlが化学肥料区より低含有量となった。これら以外の他の成分に関しては化学肥料区との明確な差は認められなかった。

表 6 コムギの成分含有量 (乾物当たり)
Table 6 Elemental contents of Wheat

Soil	Treatment	Total contents (mg/g dry matter)										
		N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
Sandy soil	Fertilizer	13.8 (100)	2.84 (100)	21.00 (100)	1.31 (100)	0.92 (100)	0.23 (100)	0.14 (100)	0.041 (100)	0.017 (100)	0.0039 (100)	0.199 (100)
	Sludge	16.9 (122)	2.79 (98)	20.40 (97)	1.65 (126)	1.10 (120)	0.22 (96)	0.12 (86)	0.013 (32)	0.019 (112)	0.0077 (197)	0.172 (86)
Light colored andosol	Fertilizer	36.2 (100)	2.73 (100)	51.60 (100)	2.95 (100)	1.53 (100)	0.25 (100)	0.24 (100)	0.066 (100)	0.024 (100)	0.0083 (100)	0.336 (100)
	Sludge	30.8 (85)	2.59 (95)	45.20 (88)	3.27 (111)	1.44 (94)	0.24 (96)	0.31 (129)	0.060 (91)	0.027 (113)	0.0095 (144)	0.467 (139)
Alluvial soil	Fertilizer	34.0 (100)	5.21 (100)	50.20 (100)	3.93 (100)	2.27 (100)	0.41 (100)	0.02 (100)	0.073 (100)	0.022 (100)	0.0089 (100)	0.583 (100)
	Sludge	21.6 (63)	2.83 (54)	42.80 (85)	2.25 (57)	1.24 (55)	0.26 (63)	0.22 (110)	0.075 (103)	0.020 (91)	0.0086 (97)	0.348 (60)
Humic andosol	Fertilizer	25.2 (100)	3.14 (100)	47.60 (100)	2.82 (100)	1.56 (100)	0.24 (100)	0.22 (100)	0.021 (100)	0.027 (100)	0.0119 (100)	0.392 (100)
	Sludge	30.2 (120)	3.40 (108)	57.20 (120)	3.70 (131)	1.81 (116)	0.29 (121)	0.24 (109)	0.023 (110)	0.028 (104)	0.0110 (92)	0.478 (119)

() ; index number

表 7 コムギの成分吸収量 (株当たり)
Table 7 Absorption of elements by Wheat

Soil	Treatment	Total contents (mg/Plant)										
		N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Al
Sandy soil	Fertilizer	349.1 (100)	71.9 (100)	531.3 (100)	33.1 (100)	23.3 (100)	5.82 (100)	3.54 (100)	1.04 (100)	0.43 (100)	0.097 (100)	5.03 (100)
	Sludge	211.3 (61)	34.9 (49)	255.0 (48)	20.6 (62)	13.8 (59)	2.75 (47)	1.50 (42)	0.16 (15)	0.24 (56)	0.096 (99)	2.15 (43)
Light colored andosol	Fertilizer	1162.0 (100)	87.6 (100)	1656.4 (100)	94.7 (100)	49.1 (100)	8.03 (100)	7.70 (100)	2.21 (100)	0.77 (100)	0.266 (100)	10.79 (100)
	Sludge	751.5 (65)	63.2 (72)	1102.9 (67)	79.8 (84)	35.1 (72)	5.86 (73)	7.56 (98)	1.46 (69)	0.66 (86)	0.232 (87)	11.4 (106)
Alluvial soil	Fertilizer	1346.4 (100)	206.3 (100)	1987.9 (100)	155.6 (100)	89.9 (100)	16.2 (100)	0.87 (100)	2.89 (100)	0.87 (100)	0.352 (100)	23.1 (100)
	Sludge	740.9 (55)	97.1 (47)	1468.0 (74)	77.2 (50)	42.5 (47)	8.92 (55)	0.76 (87)	2.57 (89)	0.69 (79)	0.295 (84)	11.9 (52)
Humic andosol	Fertilizer	957.6 (100)	119.3 (100)	1808.8 (100)	107.2 (100)	59.3 (100)	9.12 (100)	8.36 (100)	0.80 (100)	0.73 (100)	0.452 (100)	14.9 (100)
	Sludge	1099.3 (114.8)	89.8 (75)	1510.1 (83)	97.7 (91)	47.8 (81)	7.66 (84)	6.34 (76)	0.61 (76)	0.74 (72)	0.290 (64)	12.4 (83)

() ; index number

汚泥施用砂質土に生育したコムギのN, K, Ca, Fe, Mn及びAlの含有量,そして同土壤の化学肥料区のコムギのN, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu及びAlの含有量は,他の土壤に生育したコムギのそれら含有量より低く,砂質土と他の土壤間に差が認められた。一方,淡色黒ボク土,沖積土及び黒ボク土におけるコムギの成分含有量に関しては,ほとんどの場合土壤間に一定の傾向は認められなかった。ただ,化学肥料区におけるコムギのK及び汚泥施用区コムギのMnについては,コムギ収量(化学肥料区は乾物,汚泥区は新鮮物)の土壤間差の順位(化学肥料区 砂質土<淡色黒ボク土=沖積土=黒ボク土,汚泥区 砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土)と乾物当り含有量の土壤間順位とが一致した。

表7に示したコムギの株当たり含有量からは次のことが明らかにされた。砂質土及び沖積土の汚泥施用区に生育したコムギでは,Cuの含有量はほぼ化学肥料区のコムギと同等の含有量を示したが,他のすべての測定成分は,化学肥料区のコムギのそれらより明らかに低含有量となった。淡色黒ボク土における汚泥施用区のコムギでは,Fe, Zn, Cu,及びAl含有量は化学肥料区とほぼ等含有量であったが,他の成分は明らかに低く,コムギの収量が化学肥料区より低収であったことを反映している。汚泥施用黒ボク土のコムギでは,N, Fe, Mn及びCuが化学肥料区より低含有量であったにすぎず,これが同土壤における化学肥料区と汚泥区の収量の差が小さい原因であろう。各土壤の汚泥施用区におけるコムギのP, Mg, Zn, Cu及びAl株当り含有量は,同区のコムギ乾物収量の土壤間順位(砂質土<淡色黒ボク土<沖積土=黒ボク土)と,また,Mnは新鮮物収量の土壤間順位(砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土)とそれぞれ一致していた。しかし,化学肥料区のコムギではこのような関係は見いだせなかった。

供試汚泥には $1,385\mu\text{g/g}$ 乾物のZnが含有されており,汚泥施用区には,1回乾物として 7.5 t/ha (10.83 kg/区)の汚泥が施用されると,1回の汚泥施用につき約 15 g のZnが汚泥区に負荷されたことになる。これが $9\sim 15\text{ cm}$ の土壤に均一に混合されたと仮定すると,砂質土では 4 ppm ,淡色黒ボク土では 9.2 ppm ,沖積土では 5.4 ppm ,黒ボク土では 10.4 ppm のZn含有量の上昇となり,汚泥に由来するZnの負荷量はごくわずかである。したがって,そこに栽培された植物中のZn含有量が顕著に増加することは考えられない。事実,表3,4,6及び7に示したように,汚泥区の植物体中のZn含有量が化学肥料区のそれを上回ったのは,沖積土のナス茎葉部にすぎなかった。

本試験では,無肥料区が設けられなかったために正確な評価はできないが,化学肥料区あるいは汚泥区に生育したナス及びコムギが化学肥料あるいは汚泥中の成分だけを利用したと仮定して化学肥料あるいは汚泥中のN, P及びKの吸収率を求めた結果を表8に示した。

汚泥施用区に生育したナス地上部(茎葉部+果実部,以下同じ)のN吸収率は, $13\sim 31\%$ であり,その土壤間順位は,砂質土<沖積土<淡色黒ボク土<黒ボク土であった。化学肥料区のナスでは,黒ボク土茎葉部のN含有量が欠測のため詳細は不明であるが,他の三土壤のナスN吸収率は $43\sim 86\%$ (砂質土<沖積土<淡色黒ボク土)であり,黒ボク土を除く三土壤の土壤間吸収率順位は汚泥区のそれと一致していた。黒ボク土化学肥料区におけるナス果実部のN吸収率は, 46% であり四土壤

表 8 化学肥料区及び汚泥施用区におけるナス及びコムギによる窒素, リン, カリウムの吸収

Table 8 Nitrogen, phosphorus and potassium absorption by Eggplant and Wheat grown in fertilizer or sludge amended plots

	soil	Absorption %			
		Eggplant		Wheat	
		Chemical fertilizer amended plot	Sewage sludge amended plot	Chemical fertilizer amended plot	Sewage sludge amended plot
N	Sandy soil	43.7	13.1	37.2	6.7
	Light colored andosol	86.3	23.1	12.4	24.0
	Alluvial soil	77.7	18.3	14.4	23.7
	Humic andosol	(45.9)*	31.3	10.2	35.1
P	Sandy soil	2.4	5.4	4.1	4.8
	Light colored andosol	4.2	8.6	5.0	8.7
	Alluvial soil	6.0	9.8	11.6	13.4
	Humic andosol	5.5	14.4	6.7	12.4
K	Sandy soil	95.9	140	110	98.9
	Light colored andosol	171	309	342	428
	Alluvial soil	192	236	412	569
	Humic andosol	231	382	372	586

* Absorption rate of fruit

間のうち最高値であることから地上部全体の吸収率も最高であろうと推定される。

汚泥施用区に生育したナス地上部のP吸収率は、5.4～14.4%であり、土壤間順位は砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土であったが、淡色黒ボク土と沖積土間差は極めて小さかった。一方、化学肥料区ナスのP吸収率は、2.4～6.0%であり、土壤間順位は砂質土<淡色黒ボク土<黒ボク土沖積土であった。化学肥料区と汚泥区のナスのP吸収率を比較するとNとは逆に各土壤とも汚泥区のナスのP吸収率が明らかに高かった。この原因については今後検討を要する課題である。

砂質土の化学肥料区に生育したナスのK吸収率は、96%であったが、これ以外の全区におけるナスのK吸収率は、いずれも100%以上となり、なかでも淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土の汚泥施用区におけるナスの吸収率は240～380%の高値となり、汚泥中のK以外に多量のKを吸収していることが示唆された。このKの供給源は土壤自体であると考えられる。Kの吸収率は、Pと同様に汚泥区>化学肥料区であった。

汚泥施用区に生育したコムギ地上部（以下同じ）のN吸収率は、7～35%であり、その土壤間順位は砂質土<沖積土≒淡色黒ボク土<黒ボク土であった。化学肥料区のそれは、37～144%（砂質土<黒ボク土<淡色黒ボク土<沖積土）であり、淡色黒ボク土及び沖積土におけるコムギの吸収率は100%以上となり土壤からのN吸収が起こったことを示唆する結果となった。

Pの吸収率は、汚泥区のコムギでは4.8～13.4%、化学肥料区のコムギでは4.1～12.4%であり、土壤間順位は、汚泥区が砂質土<黒ボク土<淡色黒ボク土<沖積土で、化学肥料区が砂質土<淡色黒ボク土<沖積土<黒ボク土であった。また、ナスの場合と同様に汚泥区のコムギ吸収率は、化学肥料区におけるコムギの吸収率より高くなる傾向が認められた（砂質土における両区の差が小さい）。

Kの吸収率は、砂質土における両区のコムギのそれがほぼ100%であったが、他の土壤のコムギはいずれも著しく高い吸収率（400～590%）を示し、ナスの場合と同様にコムギも土壤から多量のKを吸収することを示唆する結果が得られた。化学肥料区のコムギのK吸収率と汚泥区のコムギのそれを比較すると、砂質土では前者がやや高い（約10%）吸収率を示したが、他の土壤では後者が前者より著しく高い吸収率を示した。

このように、ナス及びコムギのN吸収率は、化学肥料区が汚泥施用区より高いが、P及びKの吸収率は、砂質土のコムギを除いて汚泥施用区が高いことが明らかにされた。

4. まとめ

消石灰を脱水助剤とする生活廃水処理汚泥を乾物として7.5 t/haの割合で連用した四種の土壤（砂質土、淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土）にナス（第1作）及びコムギ（第2作）を栽培し、その生育と成分含有量が、化学肥料区（施肥量 N 84kg/ha, P 159kg/ha, K 44kg/ha）と対比して調査した。得られた結果は以下のとおりである。

- 1) 各土壤の汚泥施用区における第1作ナスの果実部新鮮物収量は、それぞれ化学肥料区の収量の86%（砂質土）93%（淡色黒ボク土）95%（沖積土）及び107%（黒ボク土）であり、各土壤の汚泥連用区における第2作コムギの地上部新鮮物収量は、それぞれ化学肥料区の収量の61%（砂質土）、49%（淡色黒ボク土）、70%（沖積土）及び91%（黒ボク土）であり、両作物とも黒ボク土における汚泥の肥効が高く、砂質土におけるそれが最も低かった。
- 2) 各土壤の汚泥施用区に生育したナス、並びに砂質土、黒ボク土及び淡色黒ボク土の汚泥施用のコムギの成分含有量は、化学肥料区のこれら植物の含有量との間に大きな差は認められないが、沖積土汚泥施用区のコムギのN, P, Ca, Mg, Na及びAlの含有量は、化学肥料区のそれより著しく低含有量となった。
- 3) 汚泥施用区における成分吸収量（株当たり含有量）は、砂質土及び沖積土のコムギでは、Cuを除くすべての成分が化学肥料区より低値となった。また、これら土壤のナスでも多くの成分が化学肥料区より低値となった。
- 4) ナス地上部による汚泥中のN, P及びKの吸収率は、それぞれ13～31%、5.4～14.4%及び140～382%であり、コムギでは、6.7～35.1%、4.8～13.4%及び99～586%であった。土壤別では砂質土の吸収率が低く、黒ボク土のそれが高かった。また、Kは汚泥以外に土壤から多量に吸収されていることが示された。
- 5) ナス及びコムギのN吸収率は、化学肥料区>汚泥区であったが、P及びKの吸収率は、汚泥区>

化学肥料区であった。

謝 辞

本研究を行うに当たり、ICPQの測定を担当していただいた当研究所計測技術部西川雅高氏に深謝する。また本実験に協力くださった実験ほ場業務委託（株）川上農場各位に謝意を表する。

引 用 文 献

- 1) 久保井 徹・服部浩之・藤井國博(1980)：下水汚泥の施用によるほ場環境の変化(I),下水汚泥の施用がナスの生育に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第14号, 159-176.
- 2) 山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・高橋英一(1983)：下水汚泥連用土壌に生育した植物による汚泥中成分と重金属の吸収. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 189-221.
- 3) 服部浩之・藤井國博・久保井 徹・広木幹也(1983)：下水汚泥施用各種土壌における無機態窒素の経時変化. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 37- 44.
- 4) 久保井 徹・藤井國博(1980)：ほ場および有底枠ほ場の均一栽培試験成績. 国立公害研究所研究報告, 第14号, 213-231.
- 5) 日本土壤肥料学会編(1979)：下水汚泥, リサイクルのために-. 博友社, 67-82.
- 6) 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳(1983)：下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(II), 石灰凝集汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 17-38.

12.

下水汚泥連用土壤に生育した植物による汚泥中成分と重金属の吸収

山口武則¹・久保井 徹²・服部浩之²
広木幹也²・藤井國博²・高橋英一³

Elemental Contents of Plants Grown in Soils Amended with
Limed Domestic Sewage Sludge

Takenori YAMAGUCHI¹, Toru KUBOI², Hiroyuki HATTORI²,
Mikiya HIROKI², Kunihiro FUJII² and Eiichi TAKAHASHI³

Abstract

Eggplant, wheat, upland rice, turnip, chard and sorghum were grown in the experimental fields of NIES, on light-colored andosols to which limed domestic sewage sludge had been applied. Analysis of the harvested crops for 11 elements (N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Zn, Cu and Al) showed the following results.

- 1) Aerial parts (leaves, stems and fruits) of eggplant grown on the sludge-amended plots contained a larger amount of Na than those of eggplant grown on the non-fertilized plot. Heavy application of the sludge resulted in a significantly higher content of Na in eggplant compared to that of eggplant grown in the fertilizer-amended plot.
- 2) In case of the first crop (eggplant-1979), increased application of sewage sludge caused an increase in Na, Fe and Zn contents. However, this relationship was no longer observed with the repetition of the sludge amendment.
- 3) In the 1980 cultivation (in addition to the plots with repeated applications, new plots were designed to receive the sludge), Cu content in fruits of eggplant, Al content in top and Cu in root tissues of sorghum were higher in the plots with repeated application of sludge than in the plots with recent application.
- 4) In some cases, Zn, Cu, Mn, Fe and Al contents of crops in the sludge-amended plots exceeded the contents of those in the fertilizer-amended plots.

-
1. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Division of Engineering, The National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 同水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 3. 昭和53~55年度 国立公害研究所客員研究員 (京都大学農学部 〒606 京都市左京区北白川追分町)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Agriculture, Kyoto Univ., Oiwake-machi, Kitasirakawa, Sakyo-ku, Kyoto 606, Japan.

- 5) Rate of N and P absorption by plants from the elements applied with the sludge ranged from 8 to 34% (N) and 3 to 12% (P) for the third crop (upland rice, turnip and eggplant), in which the increased rate of application reduced the absorption rates. However, repeated application increased the rates.
- 6) Potassium absorption rate exceeded 100% in most cases, suggesting that the availability in K of sewage sludge was low and consequently, that soil K is necessary to maintain the plant growth.
- 7) Residual N and P in the first application were considered to be absorbed by the second crop. The estimation also showed that of the total amount of N absorbed by the successive two crops, about 60% would be utilized by the 1st crop, and about 40% by the second crop, and that the rates of P would be 70% and 30%, respectively.

1. はじめに

汚泥は微生物菌体等の有機物を主構成成分としているため、有機物資源として緑農地で有効に再利用する試みが活発化している^{1~4)}。

著者らは、国立公害研究所実験ほ場の地力の異なった畑地ほ場4面（1面約5アール）を用いて、昭和54年より生活廃水処理場の汚泥を連用して、下水汚泥の施用が農地環境全般に与える影響——植物の生育、植物による汚泥中の成分と重金属の吸収、汚泥成分の土壌中における分解と集積並びに地下浸透、土壌微生物等の生態の変化など——を自然条件下で総合的に解明するための研究⁵⁾を実施している。前報^{5, 6)}において下水汚泥の土壌施用がナス、コムギ、陸稲、コカブ、フダンソウ、ソルガム及びホウレンソウの生育に及ぼす影響について報告した。

本報告では、下水汚泥連用土壌におけるナス、コムギ、陸稲、コカブ、フダンソウ及びソルガムによる汚泥中の成分と重金属の吸収について化学肥料施用土壌及び無肥料土壌と対比させて明らかにした成果に関するものである。

2. 実験方法

2.1 試験設計、栽培計画、供試土壌及び汚泥

試験設計、栽培計画、供試土壌及び汚泥等実験条件については、前報^{5, 6)}で報告した。なお、化学肥料施用区及び汚泥施用区の窒素（N）、リン（P）及びカリウム（K）の施用量は表1に示したとおりである。

2.2 植物体中成分の分析

前報⁶⁾で述べた各植物の乾物収量を測定した試料を分析用試料とした。すなわち、各処理区の全植物のうち2株を選び、流水中で洗い、更に脱塩水で十分に洗浄した後、80°Cの通風乾燥機で乾燥し、ボールミルを用い粉碎して分析用試料とした。なお、ナス果実部、コカブ根部などそのまま

表 1 化学肥料区及び汚泥施用区の窒素, リン及びカリウムの施用量
 Table 1 Application rate of nitrogen, phosphorus and potassium to fertilizer or sludge amended plots

	Chemical fertilizer amended plot		Sludge-amended plot					
			Sludge application rate (dry metric tons/ha)					
			3.75		7.5		15	
kg/ha	g/plot	kg/ha	g/plot	kg/ha	g/plot	kg/ha	g/plot	
N	80	32	139	56	278	111	555	222
P	87	35	32	13	65	26	129	51
K	42	17	11	5	23	9	45	18

では乾燥が困難なものについては、あらかじめ輪切にして乾燥した。これらの乾燥試料0.25~0.5 g をトールピーカーに採取し、硝酸・過塩素酸を加え湿式分解後、1%硝酸水溶液で100mlとして試料液とした。この試料液についてプラズマ発光分光分析法^{7, 8)}を用いてP, K, Ca, Mg, Na, Mn, Fe, Zn, Cu及びAlを測定した。プラズマ発光分光分析 (ICP) は、プラズマ発光分析装置 (JARREL ASH Model 975 Plasma Atom Comp.) を使用した。測定条件は、RF パワー (Forward 1.1 kW Reflected <5 W), 測定点 (コイル上端より19mm), ネブライザーガス圧18 P. S. L., 試料吸収速度1 ml/min, 冷却用アルゴンガス流20 l/minであった。また、C 及びN含量は乾物粉砕物を直接CNコーダー (柳本CNコーダー TM 500型) を用いて測定した。なお、各成分含有量の処理区間差の判定は、20%ないしそれ以上をもって別記は差があると判定した。

3. 結果及び考察

3.1 下水汚泥の土壌施用がナス体内の成分含量に及ぼす影響

前報^{5, 6)}で示したように、昭和54年度のナス栽培は、4面の畑地ほ場 (本構内 I-1 及び I-2, 別団地 II-1 及び II-2) を用いて実施した。

各ほ場で栽培されたナスの茎葉部及び果実部の乾物当りの成分含有量を表2及び表3に示した。

表2及び表3に示したように、全ほ場における汚泥施用区の茎葉部及び果実部の乾物当たり成分含有量のうち、汚泥施用量の増加に伴って含有量 (区間差が20%以上, 以下同じ) が明確に増加したのは、I-2, II-1 ほ場の茎葉部及びII-2 ほ場の果実部のNa含有量, I-1 ほ場の果実部のFe含有量及びI-2 ほ場の茎葉部Zn含有量であった。一方、明確な低下は、II-1 ほ場の茎葉部及びII-2 ほ場の果実部のFeで認められた。また、区間差は明確ではないが増加の傾向を示したのが、I-1 ほ場における茎葉部のN, P, K, Mg及びNa, 同果実部のNa, Mn, Zn及びAl, I-2 ほ場の茎葉部のN, Mg及びCu, 同果実部のN, K, Ca及びNa, II-1 ほ場の茎葉

部のN, Ca, Mg, II-2は場の茎葉部のMg及びNa, 同果実部のNであった。一方, 汚泥施用量の増加に伴って低下する傾向を示した成分は, I-1及びI-2は場における茎葉部のCa, I-2及びII-2は場の果実部のP, II-2は場茎葉部のCu及びAl, 同果実部のK, Ca, Mg, Znであった。このように, 汚泥施用量と成分含有量の間に関係が認められる場合は, Fe, Mn, Zn, Cu, AlよりN, P, K, Ca, Mg, Naで多く, 特にNaは全は場の両部位とも(II-1は場中量区果実部は欠測であり除外)汚泥施用量の増加に伴って増加の傾向を示した。II-1は場の果実部では, 中量区の各成分が欠測であるが, 少量区と多量区に明らかな含有量の差が認められ, 少量区<多量区であった成分は, Na, Zn, Alであり, これらは施用量の増加に伴って増加する

表 2 ナスの成分含有量(1979)
Table 2 Elemental Contents of Eggplant (1979)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)						
			N	P	K	Ca	Mg	Na	
I-1	Stem and leaf	C	29.9(100)	3.18(100)	18.4(100)	48.4(100)	7.80(100)	0.52(100)	
		FC	42.4(142)	3.36(106)	14.4(78)	44.6(92)	7.60(97)	0.65(125)	
		S	35.1(117)	3.1(97)	13.4(73)	51.8(107)	6.92(89)	0.42(81)	
		M	42.2(141)	3.3(103)	14.2(77)	46.6(96)	7.28(93)	0.48(92)	
		L	45.4(152)	3.5(110)	17.7(96)	40.0(83)	8.16(105)	0.90(173)	
	Fruit	C	15.5(100)	3.62(100)	41.2(100)	1.16(100)	1.71(100)	0.30(100)	
		FC	15.3(99)	4.00(110)	37.6(91)	1.76(154)	2.20(129)	0.55(183)	
		S	17.5(113)	3.36(93)	40.8(99)	1.73(149)	1.69(99)	0.44(147)	
		M	15.0(97)	3.2(88)	41.2(100)	1.99(172)	1.49(87)	0.46(153)	
		L	15.6(101)	3.62(100)	28.8(70)	2.03(175)	1.93(113)	0.77(257)	
	I-2	Stem and leaf	C	31.8(100)	3.38(100)	10.3(100)	60.6(100)	6.88(100)	0.40(100)
			FC	43.2(136)	3.50(104)	13.1(127)	46.6(77)	8.54(124)	0.81(203)
			S	36.2(114)	3.12(92)	8.8(85)	58.4(96)	6.88(100)	0.36(90)
			M	39.1(123)	3.28(97)	15.3(149)	48.0(79)	8.00(116)	0.81(203)
L			43.6(137)	3.34(99)	13.3(129)	42.4(70)	8.64(126)	1.14(285)	
Fruit		C	16.0(100)	3.83(100)	41.6(100)	1.85(100)	1.78(100)	0.64(100)	
		FC	30.9(193)	7.30(191)	81.1(195)	4.10(222)	3.2(190)	1.69(264)	
		S	15.8(99)	3.70(97)	35.0(84)	1.43(77)	1.69(95)	0.39(61)	
		M	17.9(112)	3.40(89)	36.2(87)	1.59(86)	1.43(80)	0.69(108)	
		L	—	3.24(85)	38.7(92)	2.23(121)	1.65(93)	0.75(117)	
II-1		Stem and leaf	C	36.5(100)	2.20(100)	17.9(100)	33.4(100)	8.85(100)	0.40(100)
			FC	57.4(157)	3.30(150)	20.7(116)	30.8(92)	7.20(81)	0.26(65)
			S	45.3(124)	3.20(145)	18.0(101)	30.8(92)	7.86(89)	0.32(80)
			M	46.4(127)	2.67(121)	18.5(103)	33.8(101)	8.60(97)	0.43(108)
	L		49.8(136)	3.46(157)	17.1(95)	35.6(107)	9.40(106)	0.58(145)	
	Fruit	C	20.1(100)	2.50(100)	30.4(100)	3.02(100)	1.8(100)	0.35(100)	
		FC	29.2(141)	3.88(155)	40.2(132)	3.87(128)	2.5(139)	0.5(143)	
		S	22.5(109)	2.56(102)	32.0(105)	4.54(150)	2.0(111)	0.34(97)	
		M	—	—	—	—	—	—	
		L	16.8(80)	2.80(112)	36.0(118)	2.7(89)	1.9(106)	0.87(249)	
	II-2	Stem and leaf	C	36.5(100)	4.00(100)	19.3(100)	35.4(100)	7.34(100)	0.28(100)
			FC	57.4(157)	3.70(93)	16.8(87)	31.4(89)	8.40(114)	0.43(154)
			S	45.3(124)	3.98(99)	22.4(116)	36.0(102)	8.45(115)	0.44(157)
			M	46.4(127)	3.8(95)	23.8(123)	31.4(89)	9.20(125)	0.47(168)
L			49.8(136)	3.6(90)	17.3(90)	34.0(96)	9.70(132)	0.73(261)	
Fruit		C	17.7(100)	3.28(100)	40.0(100)	2.25(100)	2.1(100)	0.39(100)	
		FC	18.5(105)	2.8(85)	34.4(86)	2.29(102)	1.9(90)	0.63(162)	
		S	18.8(105)	3.20(98)	40.0(100)	2.2(98)	2.16(103)	0.46(118)	
		M	21.6(122)	3.18(97)	38.6(97)	2.03(90)	1.91(91)	0.74(190)	
		L	23.3(131)	2.8(85)	33.8(85)	1.65(73)	1.71(81)	0.92(236)	

表 3 ナスの重金属含有量 (1979)
Table 3 Heavy metal contents of Eggplant (1979)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
			Fe	Mn	Zn	Cu	Al
I-1	Stem and leaf	C	1.21(100)	0.082(100)	0.040(100)	0.029(100)	1.72(100)
		FC	0.82(68)	0.080(98)	0.031(78)	0.032(110)	1.30(76)
		S	1.70(141)	0.094(115)	0.029(73)	0.026(90)	2.40(140)
		M	2.52(208)	0.114(139)	0.043(108)	0.026(90)	3.32(193)
		L	1.23(102)	0.082(100)	0.043(108)	0.028(97)	1.72(100)
	Fruit	C	0.054(100)	0.016(100)	0.014(100)	0.019(100)	0.089(100)
		FC	0.126(233)	0.021(131)	0.018(129)	0.021(111)	0.102(115)
		S	0.049(91)	0.013(81)	0.007(50)	0.018(95)	0.109(122)
		M	0.059(109)	0.012(75)	0.007(50)	0.016(84)	0.125(140)
		L	0.099(183)	0.02(125)	0.017(121)	0.02(105)	0.193(217)
I-2	Stem and leaf	C	1.23(100)	0.080(100)	0.026(100)	0.023(100)	1.83(100)
		FC	0.60(49)	0.007(88)	0.030(115)	0.026(113)	0.94(51)
		S	1.35(110)	0.083(104)	0.025(96)	0.022(96)	1.78(97)
		M	0.74(60)	0.073(91)	0.03(115)	0.026(113)	1.29(70)
		L	1.16(94)	0.08(100)	0.051(196)	0.028(122)	1.46(80)
	Fruit	C	0.120(100)	0.016(100)	0.015(100)	0.014(100)	0.038(100)
		FC	0.100(83)	0.016(100)	0.008(53)	0.017(121)	0.105(276)
		S	0.052(43)	0.016(100)	0.005(33)	0.012(86)	0.053(139)
		M	0.054(45)	0.013(81)	0.006(40)	0.015(107)	0.066(174)
		L	0.049(41)	0.013(81)	0.006(40)	0.014(100)	0.038(100)
II-1	Stem and leaf	C	0.44(100)	0.73(100)	0.025(100)	0.02(100)	0.53(100)
		FC	0.50(114)	0.087(12)	0.023(92)	0.021(105)	0.60(113)
		S	1.24(282)	0.089(12)	0.025(100)	0.021(105)	1.84(347)
		M	0.67(152)	0.074(10)	0.019(76)	0.018(90)	0.77(145)
		L	0.56(127)	0.090(12)	0.024(96)	0.021(105)	0.88(166)
	Fruit	C	0.110(100)	0.019(100)	0.008(100)	0.017(100)	0.250(100)
		FC	0.080(70)	0.024(126)	0.018(225)	0.021(124)	0.125(50)
		S	0.086(75)	0.024(126)	0.010(125)	0.014(82)	0.100(40)
		M	—	—	—	—	—
		L	0.086(75)	0.016(84)	0.013(163)	0.013(77)	0.13(52)
II-2	Stem and leaf	C	0.32(100)	0.073(100)	0.026(100)	0.022(100)	0.013(100)
		FC	0.36(113)	0.104(143)	0.022(85)	0.017(77)	0.630(119)
		S	0.43(134)	0.091(125)	0.026(100)	0.022(100)	0.690(130)
		M	0.29(91)	0.140(192)	0.025(96)	0.021(96)	0.610(115)
		L	0.33(103)	0.100(137)	0.032(123)	0.019(86)	0.42(79)
	Fruit	C	0.122(100)	0.020(100)	0.016(100)	0.017(100)	0.167(100)
		FC	0.064(53)	0.016(80)	0.006(38)	0.018(106)	—
		S	0.17(139)	0.002(100)	0.022(138)	—	0.109(65)
		M	0.114(93)	0.02(100)	0.019(119)	0.024	0.214(128)
		L	0.044(36)	0.016(80)	0.018(113)	0.016(94)	0.072(43)

傾向にあるものと考えられる。一方, N, Ca 及び Mn は, 逆に低下の傾向を示すと考えられる。汚泥多量施用区の Na 含有量は, I-2 は場の果実部, I-1 及び II-1 は場の茎葉部の含有量を除いていずれも対照区の 2 倍以上の含有量を示し, 汚泥施用によって最も顕著に増加した成分であった。また, I-2 は場の果実部の場合を除いて多量区の Na の含有量は, 化学肥料区のそれより明らかに高い値を示した。Fe, Mn, Zn, Cu 及び Al 含有量についてみると, 化学肥料区の含有量より高含有量を示す場合が認められたが, その頻度は, 多くはなかった。しかし I-1 は場の茎葉部 Fe 含有量, I-2 は場茎葉部の Mn 含有量及び II-2 は場果実部の Zn 含有量は全汚泥施用区について化学肥料区より高含有量を示すことが明らかにされた。そのうち, I-2 は場汚泥施用区の茎

葉部Mn含有量は、化学肥料区の10~12倍、II-2は場汚泥施用区の果実部Zn含有量は同じく3~3.7倍と顕著に増加した。汚泥施用区の部位別含有量は、数例の例外を除いて化学肥料区と同様であった。

株当たり含有量(表4及び5)についてみると汚泥施用区の含有量が化学肥料区を上回る頻度は、乾物当たり含有量よりさらに低くなった。全汚泥施用区で化学肥料区含有量より多くなったのは、II-2は場のZnだけであったが、この区のZn含有量は化学肥料区の2.5~2.9倍と顕著な増加を示した。汚泥施用区における施用量と含有量の関係を見ると、施用量の増加に伴って明確な含有量の増加が認められたのは、I-1は場果実部のFe及びAl、I-2は場の茎葉部のNa、同果実部

表 4 ナスの成分吸収量(1979)
Table 4 Absorption of elements by Eggplant (1979)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)						
			N	P	K	Ca	Mg	Na	
I-1	Stem and leaf	C	882.1(100)	93.8(100)	542.8(100)	1427.8(100)	230.7(100)	15.3(100)	
		FC	1861.4(211)	147.5(157)	632.2(116)	1957.9(137)	335.4(145)	28.5(186)	
		S	1309.2(148)	115.6(123)	499.8(92)	1932.1(135)	258.1(112)	15.7(103)	
		M	1451.7(165)	113.5(121)	488.5(90)	1603.0(112)	250.4(109)	16.5(108)	
		L	1742.2(198)	134.4(143)	679.7(125)	1536.0(108)	313.3(136)	34.6(226)	
	Fruit	C	713.0(100)	166.5(100)	1895.2(100)	53.4(100)	78.7(100)	13.8(100)	
		FC	971.6(136)	254.0(153)	2387.6(126)	113.7(213)	139.5(177)	34.9(253)	
		S	1058.8(148)	203.3(122)	2458.4(130)	104.7(196)	102.3(130)	26.6(193)	
		M	987.0(138)	210.6(126)	2711.0(143)	130.9(245)	98.0(125)	30.0(220)	
		L	1028.0(144)	238.6(143)	1898.0(100)	133.8(251)	127.2(162)	50.7(367)	
I-2	Stem and leaf	C	779.1(100)	82.8(100)	252.4(100)	1484.7(100)	168.6(100)	9.8(100)	
		FC	1598.4(205)	129.5(156)	484.7(192)	1724.2(116)	316.0(187)	30.0(306)	
		S	1629.0(209)	140.4(170)	396.0(157)	2628.0(177)	309.6(184)	16.2(165)	
		M	1231.7(158)	103.3(125)	482.0(191)	1512.0(102)	251.4(149)	25.5(260)	
		L	1438.8(185)	110.2(133)	438.9(174)	1399.2(94)	285.1(169)	37.6(384)	
	Fruit	C	582.4(100)	139.1(100)	1514.2(100)	67.3(100)	64.8(100)	23.3(100)	
		FC	1167.0(200)	277.0(199)	3065.3(202)	156.4(232)	121.4(187)	63.8(274)	
		S	1020.6(175)	237.7(171)	2261.0(149)	92.4(137)	109.2(169)	25.2(108)	
		M	1342.5(231)	255.0(183)	2715.0(179)	119.3(177)	107.3(166)	51.8(222)	
		L	—	—	221.0(159)	2605.2(172)	152.1(226)	112.5(174)	51.2(220)
II-1	Stem and leaf	C	146.0(100)	8.9(100)	71.6(100)	133.6(100)	35.4(100)	1.7(100)	
		FC	1142.3(782)	65.7(738)	411.9(575)	612.9(459)	143.3(405)	5.2(306)	
		S	199.3(137)	14.2(160)	79.2(111)	135.5(101)	34.6(98)	1.4(82)	
		M	357.3(245)	20.6(231)	142.5(199)	260.3(195)	66.5(188)	3.3(194)	
		L	458.2(314)	31.8(357)	157.3(220)	327.5(245)	86.9(245)	5.3(312)	
	Fruit	C	107.6(100)	13.1(100)	158.1(100)	15.7(100)	9.6(100)	1.8(100)	
		FC	484.7(450)	64.4(492)	667.3(422)	64.2(409)	41.5(432)	8.5(472)	
		S	—	(105)	12.8(98)	160.0(101)	22.7(145)	9.8(102)	1.7(94)
		M	—	—	—	—	—	—	—
		L	154.4(143)	26.0(198)	334.8(212)	25.4(162)	17.6(183)	8.1(450)	
II-2	Stem and leaf	C	368.9(100)	40.4(100)	194.9(100)	357.5(100)	74.1(100)	2.8(100)	
		FC	1492.4(405)	96.2(238)	436.8(224)	816.4(228)	217.4(293)	11.2(403)	
		S	702.2(190)	61.7(153)	347.2(178)	558.0(156)	131.1(177)	6.8(243)	
		M	853.8(231)	69.9(173)	437.9(225)	577.8(162)	169.3(228)	8.7(311)	
		L	1025.9(278)	74.2(184)	356.4(183)	700.4(196)	199.0(269)	15.0(536)	
	Fruit	C	279.7(100)	51.8(100)	632.0(100)	35.6(100)	33.2(100)	6.1(100)	
		FC	856.6(306)	130.6(252)	1592.7(252)	106.0(298)	88.0(265)	29.2(479)	
		S	601.6(215)	102.4(198)	1280.0(203)	70.7(199)	69.1(208)	14.7(241)	
		M	818.6(293)	120.5(233)	1462.9(231)	76.9(216)	72.4(218)	28.1(461)	
		L	1013.8(362)	123.2(238)	1477.1(234)	72.1(203)	74.7(225)	40.2(659)	

表 5 ナスの重金属吸収量 (1979)
Table 5 Absorption of heavy metals by Eggplant (1979)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)				
			Fe	Mn	Zn	Cu	Al
I-1	Stem and leaf	C	35.7(100)	2.42(100)	1.18(100)	0.86(100)	50.7(100)
		FC	36.0(101)	3.51(145)	1.36(115)	1.40(163)	57.1(113)
		S	63.4(178)	3.51(145)	1.08(92)	0.97(113)	89.5(177)
		M	86.7(243)	3.92(162)	1.48(125)	0.89(103)	114.2(225)
		L	47.2(132)	3.15(130)	1.65(140)	1.08(126)	66.1(130)
	Fruit	C	2.48(100)	0.74(100)	0.64(100)	0.87(100)	4.09(100)
		FC	8.00(323)	1.33(180)	1.14(178)	1.33(153)	6.48(158)
		S	2.96(119)	0.79(107)	0.42(66)	1.09(125)	6.59(161)
		M	3.88(156)	0.79(107)	0.46(72)	1.05(121)	8.23(201)
		L	6.52(263)	1.32(178)	1.12(175)	1.32(152)	12.72(311)
I-2	Stem and leaf	C	30.1(100)	1.96(100)	0.64(100)	0.56(100)	44.8(100)
		FC	22.2(74)	2.55(130)	1.11(173)	0.96(171)	34.8(78)
		S	60.75(202)	3.74(191)	1.13(177)	0.99(177)	80.1(179)
		M	23.3(77)	2.30(117)	0.95(148)	0.82(146)	40.6(91)
		L	38.3(127)	2.64(135)	1.68(263)	0.92(164)	48.2(108)
	Fruit	C	4.33(100)	0.58(100)	0.55(100)	0.51(100)	1.38(100)
		FC	7.86(182)	1.24(214)	0.62(113)	1.32(259)	8.17(592)
		S	3.36(78)	1.03(178)	0.32(58)	0.78(153)	3.42(248)
		M	3.98(92)	0.98(169)	0.45(82)	1.13(222)	4.95(359)
		L	3.34(77)	0.89(153)	0.41(75)	0.95(186)	2.59(188)
II-1	Stem and leaf	C	1.76(100)	0.29(100)	0.10(100)	0.08(100)	2.12(100)
		FC	9.95(565)	1.73(597)	0.46(460)	0.42(525)	11.94(563)
		S	5.46(310)	0.39(134)	0.11(110)	0.09(113)	8.10(382)
		M	5.16(293)	0.57(197)	0.15(150)	0.14(175)	5.93(280)
		L	5.15(293)	0.81(279)	0.22(220)	0.19(238)	8.10(382)
	Fruit	C	0.59(100)	0.10(100)	0.04(100)	0.09(100)	1.29(100)
		FC	1.33(225)	0.40(400)	0.30(333)	0.35(389)	2.08(151)
		S	0.43(73)	0.12(120)	0.05(125)	0.07(78)	0.50(39)
		M	—	—	—	—	—
		L	0.80(136)	0.15(150)	0.12(300)	0.12(133)	1.20(93)
II-2	Stem and leaf	C	3.23(100)	0.74(100)	0.26(100)	0.22(100)	5.35(100)
		FC	9.36(290)	2.70(180)	0.57(219)	0.44(200)	16.38(306)
		S	6.67(207)	1.41(191)	0.40(154)	0.34(155)	10.70(200)
		M	5.34(165)	2.52(341)	0.46(177)	0.39(177)	11.22(210)
		L	6.80(211)	2.06(278)	0.66(254)	0.39(177)	8.65(162)
	Fruit	C	1.93(100)	0.32(100)	0.25(100)	0.27(100)	2.64(100)
		FC	2.96(153)	0.74(231)	0.28(112)	0.83(307)	—
		S	5.54(287)	0.64(200)	0.70(280)	—	3.49(132)
		M	4.36(226)	0.76(238)	0.80(320)	0.91(337)	8.11(307)
		L	1.92(99)	0.70(219)	0.79(316)	0.70(259)	3.15(119)

のCa, II-1は場の茎葉部のN, P, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu及びNa, II-2は場の茎葉部及び果実部のN及びNaであり, 明確な低下を示したのは, II-2は場果実部のFeであった。また, 区間差は明確ではないが増加の傾向を示したのが, I-1は場茎葉部のN, Na及びZn, 同果実部のP, Ca, Na, Fe, Zn及びAl, I-2は場茎葉部のNa, 同果実部のCa, II-1は場茎葉部のK, II-2は場茎葉部P, Ca, Mg及びZnであった。このように, 肥沃度の低いII-1は場の茎葉部ではN及びNa以外の各成分が明らかにされた。このほ場における果実部の成分含有量については, 中量区が欠測となっているが, N, Ca及びMnを除いていずれの成分も少量区と多量区の区間差が明確であり, 施用量の増加に伴って含有量も増加するものと考えられる。I-1及びI-2

ほ場の茎葉部Ca含有量は、汚泥施用量の増加に伴って減少する傾向を示したが、果実部では逆に増加の傾向を示した。この現象はIのは場のみで認められた。その他I-2ほ場果実部のMnとII-2ほ場果実部のFeが減少の傾向を示した。

このように、乾物当たり及び株当たり成分含有量とも肥沃度（生産力）の低いII-1ほ場において汚泥施用に対する反応が最も明確に発現することが明らかにされた。

下水汚泥は乾物換算で全窒素約3%、全リン酸約2.5%、全カリ約0.2%のものが多く、特にカリ含量は、ほとんどのものが0.5%以下で非常に低い⁹⁾。一般にKを減施した場合、植物体内のK含有率が減少する一方でMgなど他の陽イオン含量が増加することがよく認められることから¹⁰⁾、Naの増加についてもこのことが原因の要因をなすものではないかと推察される。これらの傾向は、比較的生産力の低いほ場II-1及びII-2において顕著に認められ、特に肥沃度の低いやせたII-1ほ場においては、茎葉部のNa含有量が汚泥の施用量の増加率に対応して増加することが認められた。また植物体中の各成分含有量は化学肥料区、汚泥施用区、無肥料区の順に低くなる傾向を示した。

次に55年度のナス栽培は前報⁶⁾に概要を示したように、汚泥の施用効果が植物の生育に顕著に現れる別団地II-1及びII-2ほ場を用いて実施した。

55年度のナス分析結果について、乾物当たりの各成分含有量を表6及び表7に示した。また、株当たりの成分含有量は表8及び表9に示した。

表6及び表7に示したように、汚泥連用区の乾物当たり各成分含有量のうち、II-1ほ場茎葉部では、少量区、中量年2回区及び多量区のP及びNaが化学肥料区より高含有量を示し、汚泥初回施用区（55年ナス作より施用を開始した区）では、中、多量区のP及びCu、中量区のCa、多量区のNaがそれぞれ化学肥料区より高含有量となった。同ほ場の果実部について連用区では中量区のP、中量2回区及び多量区のNa、中量年2回区のZn、初回区では、多量区のN及びP、中量区のFeがそれぞれ化学肥料区より高含有量を示した。II-2ほ場についてみると、連用区茎葉部では、少量区及び多量区のP、少量及び中量年2回区のK、中量年1回区及び多量区のCa、中量年1回区のFe及び全区のZnが、また、初回区茎葉部では、少量及び中量区のCa、少量区のFeがそれぞれ化学肥料区より高含有量を示し、連用区果実部では、化学肥料区より高含有量を示す成分は見いだせない。初回区果実部では、少量区のP、K及びFe、多量区のNaが化学肥料区より高含有量となった。このように、汚泥施用区の成分含有量が化学肥料区のそれを上回る場合は少ないが、II-2ほ場汚泥施用区の茎葉部Zn含有量が全区で化学肥料区を上回ったことは一つの特徴であった。対照無施用区の各成分含有量と汚泥施用区のそれらを比較すると最も顕著に増加した成分はNaであった。

汚泥連用区の55年度夏作ナスに対する汚泥の施用量は、連用区が少量区3.75 t/ha、中量年1回区及び同年2回区が7.5 t/ha、多量区が15 t/ha（いずれも乾物として）であった。すなわち、施用量の区間差は、少量区<中量年1回区=中量年2回区<多量区となる。前記施用量間の関係に合致する含有量の変化を示す成分は両ほ場の両部位とも認められなかった。すなわち、ナス茎葉部

表 6 ナスの成分含有量 (1980)
Table 6 Elemental contents of Eggplant (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)					
			N	P	K	Ca	Mg	Na
II-1	LEAVES+STEM	C	16.9(100)	1.12(100)	23.8(100)	21.0(100)	8.28(100)	0.24(100)
		FC	24.7(146)	1.72(154)	18.3(77)	26.8(128)	11.9(144)	0.83(346)
		S	26.4(156)	2.25(201)	14.7(62)	26.8(128)	10.9(132)	1.11(463)
		M1	20.0(118)	1.96(175)	18.1(76)	20.8(99)	9.53(115)	0.79(329)
		M2	25.6(152)	2.18(195)	13.2(56)	24.7(118)	10.5(127)	1.57(654)
		L	26.8(159)	2.16(193)	11.0(46)	28.9(138)	12.3(149)	1.87(779)
	FRUITS	S'	19.5(115)	1.77(158)	17.3(73)	31.6(150)	10.7(129)	0.05(21)
		M'	24.3(144)	2.56(229)	16.5(69)	32.4(154)	12.1(146)	0.10(42)
		L'	27.6(163)	2.12(1.82)	11.3(47)	26.8(127)	11.2(135)	1.95(812)
		C	17.3(100)	2.18(100)	23.6(100)	1.8(100)	2.18(100)	0.04(100)
		FC	18.9(109)	2.80(128)	31.0(131)	2.24(124)	1.98(91)	0.18(450)
		S	20.3(117)	3.22(148)	29.0(123)	2.12(118)	1.91(88)	0.21(525)
II-2	LEAVES+STEM	M1	20.2(117)	3.48(160)	28.4(120)	1.78(100)	1.84(84)	0.19(475)
		M2	20.0(116)	3.54(162)	26.6(113)	2.16(120)	1.76(81)	0.30(750)
		L	20.2(117)	3.28(150)	23.2(98)	2.06(114)	1.61(74)	0.38(950)
		S'	18.1(104)	2.70(124)	31.2(132)	2.58(143)	2.06(94)	0.09(225)
		M'	22.4(129)	3.32(152)	31.4(133)	2.48(138)	1.92(88)	0.15(167)
		L'	23.1(133)	3.38(155)	24.6(104)	2.08(116)	1.71(78)	0.40(444)
	FRUITS	C	17.7(100)	2.51(100)	29.0(100)	23.9(100)	7.25(100)	0.20(100)
		FC	25.8(146)	2.02(81)	17.5(60)	25.6(107)	10.8(149)	1.07(525)
		S	19.9(112)	2.65(106)	25.9(89)	29.8(125)	9.35(129)	0.32(160)
		M1	19.4(110)	2.36(94)	19.1(66)	31.8(133)	11.2(155)	0.85(425)
		M2	24.0(136)	2.41(96)	22.8(79)	25.9(108)	9.65(133)	0.62(310)
		L	23.0(130)	2.72(108)	19.8(68)	37.4(156)	12.0(166)	1.09(545)
FRUITS	S'	18.5(105)	2.65(106)	28.7(99)	30.7(128)	9.4(130)	0.28(140)	
	M'	18.5(105)	2.55(102)	28.9(100)	33.4(140)	9.15(126)	0.30(150)	
	L'	28.3(160)	2.83(113)	30.1(104)	25.4(106)	8.30(114)	0.39(195)	
	C	14.1(100)	3.88(100)	32.6(100)	2.24(100)	2.38(100)	0.05(100)	
	FC	18.8(133)	3.28(85)	31.0(95)	1.98(88)	2.02(85)	0.21(420)	
	S	16.9(120)	3.36(87)	29.0(89)	2.04(91)	2.08(87)	0.09(180)	
FRUITS	M1	17.7(126)	3.46(89)	28.4(87)	2.18(97)	1.91(80)	0.17(340)	
	M2	21.1(150)	3.36(87)	26.6(82)	2.06(92)	1.97(83)	0.17(340)	
	L	20.6(146)	3.76(97)	23.2(71)	2.12(95)	2.28(96)	0.11(220)	
	S'	16.5(117)	3.94(102)	37.8(116)	1.98(88)	2.32(97)	0.06(120)	
	M'	17.6(125)	3.44(89)	33.0(101)	2.12(95)	2.08(87)	0.08(160)	
	L'	16.4(116)	3.46(89)	29.0(89)	2.36(105)	1.92(81)	0.30(600)	

及び果実部の各成分含有量に関しては、汚泥施用量との間に一定の関係が認められないことが明らかにされた。II-1は場の連用区の茎葉部及び果実部では、K及びNaを除く各成分について少量区と多量区の含有量の明確な差が認められず、Kに関しては少量区の含有量が多量区のそれを上回った。このことは、汚泥中のKは絶対量が不足しており⁹⁾、施用量は少なくとも作毎に施用された区の含有量が高くなることを示唆するものであろう。(II-2は場の両部位のKについても同様に多量区<少量区であった。)

表 7 ナスの重金属含有量 (1980)
Table 7 Heavy metal contents of Eggplant (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)		
			Fe	Zn	Cu
II-1	LEAVES+STEM	C	0.085(100)	0.039(100)	0.013(100)
		FC	0.16(188)	0.030(77)	0.015(115)
		S	0.15(177)	0.034(87)	0.017(131)
		M1	0.12(141)	0.043(110)	0.017(131)
		M2	0.13(153)	0.046(118)	0.018(139)
		L	0.15(177)	0.037(95)	0.017(131)
		S'	0.13(153)	0.04(103)	0.010(77)
		M'	0.13(153)	0.03(77)	0.020(154)
		L'	0.12(141)	0.03(77)	0.020(154)
	FRUITS	c	0.031(100)	0.015(100)	0.010(100)
		FC	0.037(119)	0.018(120)	0.011(110)
		S	0.041(132)	0.020(133)	0.012(120)
		M1	0.039(126)	0.021(140)	0.013(130)
		M2	0.036(116)	0.022(146)	0.013(130)
		L	0.039(126)	0.021(140)	0.012(120)
S'		0.04(129)	0.02(133)	0.01(100)	
M'		0.05(161)	0.02(133)	0.01(100)	
L'		0.04(129)	0.02(133)	0.01(100)	
II-2	LEAVES+STEM	C	0.13(100)	0.060(100)	-- --
		FC	0.21(162)	0.033(55)	-- --
		S	0.18(147)	0.053(88)	-- --
		M1	0.33(254)	0.040(67)	-- --
		M2	0.13(100)	0.045(75)	-- --
		L	0.22(169)	0.077(128)	-- --
		S'	0.28(215)	0.09(150)	-- --
		M'	0.21(162)	0.07(117)	-- --
		L'	0.22(169)	0.07(117)	-- --
	FRUITS	C	0.035(100)	0.018(100)	0.011(100)
		FC	0.033(94)	0.019(106)	0.013(118)
		S	0.036(103)	0.016(89)	0.012(109)
		M1	0.034(97)	0.019(106)	0.013(118)
		M2	0.038(109)	0.020(111)	0.012(109)
		L	0.037(106)	0.020(111)	0.013(118)
S'		0.04(114)	0.02(111)	0.01(110)	
M'		0.030(86)	0.02(111)	0.01(110)	
L'		0.030(86)	0.02(111)	0.01(110)	

55年度に汚泥の施用を開始した区について施用量 (少量区<中量区<多量区) と乾物当たり各成分の含有量の関係についてみると、表6及び表7に示したように、施用量の増加に伴って明確な含有量の増加を示した成分は、II-1は場茎葉部及び果実部のNaであり、施用量間差は明確ではないが増加の傾向を示した成分は、II-1は場茎葉部のN、果実部のN及びP、II-2は場の茎葉部のN、Na並びに同果実部のN及びCaであった。また、同様に区間差は明確でないが施用量の増加に伴って減少の傾向を示した成分は、II-1は場茎葉部のK、同果実部のK、Ca、Mg、II-

表 8 ナスの成分吸収量 (1980)
Table 8 Absorption of elements by Eggplant (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)							
			N	P	K	Ca	Mg	Na		
II-1	LEAVES+STEM	C	360.0(100)	23.9(100)	507.0(100)	447.3(100)	176.4(100)	5.11(100)		
		FC	1277.0(354.7)	89.0(372.4)	946.1(186.6)	1385.6(310)	615.2(349)	42.91(840)		
		S	1209.1(335.9)	103.1(431.4)	673.3(132.8)	1227.4(274)	499.2(283)	50.84(995)		
		M1	912.0(253.3)	89.4(374.1)	825.4(162.8)	948.5(212)	434.6(283)	36.02(705)		
		M2	1280.0(355.6)	109.0(456.1)	660.0(130.2)	1235.0(276)	525.0(298)	78.5(1536)		
		L	1431.1(397.5)	115.3(482.4)	587.4(115.9)	1543.3(345)	656.8(372)	99.86(1954)		
		S'	567.3(158)	51.5(215)	503.3(99)	919.2(205)	311.3(176)	1.45(284)		
		M'	843.9(234)	88.9(372)	573.0(113)	1125.3(252)	420.2(238)	3.47(679)		
		L'	1374.8(382)	105.6(442)	552.9(111)	1334.9(298)	557.9(316)	97.12(1901)		
		II-2	FRUITS	C	145.3(100)	18.3(100)	198.2(100)	15.12(100)	18.31(100)	0.336(100)
				FC	763.6(525.5)	113.1(618.0)	1252.4(631.9)	90.50(599)	79.99(437)	7.272(2164)
				S	442.5(304.5)	70.2(383.6)	632.2(319.0)	46.22(306)	41.64(227)	4.58(1363)
				M1	496.9(342.0)	85.6(467.8)	698.6(352.5)	43.79(290)	45.26(247)	4.67(1390)
				M2	728.0(501.0)	128.9(704.4)	968.2(488.5)	78.62(520)	64.06(350)	10.92(3250)
				L	840.3(578.3)	136.4(745.4)	965.1(486.9)	85.70(567)	66.98(366)	15.81(4705)
S'	258.5(366)			38.6(211)	445.5(225)	36.8(243)	29.4(161)	1.29(352)		
M'	526.8(363)			78.1(428)	738.5(373)	58.3(386)	45.2(247)	3.53(964)		
L'	599.9(413)			87.8(480)	638.9(322)	54.0(355)	44.4(242)	10.39(2839)		
II-2	LEAVES+STEM			C	322.1(100)	45.7(100)	527.8(100)	434.98(100)	131.95(100)	3.64(100)
				FC	1439.6(446.9)	112.7(246.6)	976.5(185.0)	1428.48(328)	602.64(457)	59.71(1640)
				S	754.2(234.2)	100.4(219.7)	981.6(186.0)	1129.42(260)	353.99(268)	12.13(333)
				M1	785.7(243.9)	95.6(209.2)	773.6(146.6)	1287.9(296)	453.60(344)	34.43(946)
				M2	1274.4(395.7)	128.0(280.1)	1210.7(229.4)	1375.29(316)	512.42(388)	32.92(904)
				L	1177.6(365.6)	139.3(304.8)	1013.8(192.1)	1914.88(440)	614.40(466)	55.81(1533)
		S'	531.7(165)	76.2(167)	824.8(156)	882.3(203)	270.2(205)	8.05(221)		
		M'	664.7(206)	91.6(200)	1038.4(197)	1200.0(276)	328.8(249)	10.78(296)		
		L'	1022.5(317)	102.2(224)	1087.5(206)	917.7(211)	299.9(227)	14.09(387)		
		II-2	FRUITS	C	119.9(100)	33.0(100)	277.1(100)	19.04(100)	20.23(100)	0.425(100)
				FC	864.8(721.3)	150.9(457.3)	1426.0(514.6)	91.08(478)	92.92(459)	9.66(3864)
				S	444.5(370.7)	88.4(267.9)	762.7(275.2)	54.97(289)	54.70(270)	2.37(558)
				M1	554.0(462.1)	108.3(328.2)	888.9(320.8)	68.23(358)	59.78(296)	5.32(1252)
				M2	892.5(744.4)	142.1(430.6)	1125.2(406.1)	87.14(458)	83.33(412)	7.19(1692)
				L	912.6(761.1)	166.6(504.8)	1027.78(370.9)	93.92(493)	101.00(499)	4.87(1146)
S'	268.8(224)			64.2(195)	615.8(222)	32.3(170)	37.8(187)	0.98(233)		
M'	376.9(314)			73.5(223)	704.9(254)	45.3(140)	44.4(219)	1.71(407)		
L'	492.5(411)			103.9(314)	870.9(314)	70.9(372)	57.7(285)	9.00(2143)		

2 は場の茎葉部のMg, 同果実部のK及びMgであった。先に示した54年度ナスについての結果と比較すると, 55年度ナスにおいて成分含有量と汚泥施用量の間に一定の関係を示す成分は少なかった。これは54年度と55年度のナス栽培時期, その期間等栽培条件の違いが一因と考えられる。

汚泥連用区と初回区の成分含有量を比較し, 連用の影響をみると, 全施用量について連用により増加した成分は, II-1及びII-2は場の果実部のCuだけであった。またNaも連用により増加の

表 9 ナスの重金属吸収量 (1980)
Table 9 Absorption of heavy metals by Eggplant (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)		
			Fe	Zn	Cu
II-1	LEAVES+STEM	C	1.81(100)	0.83(100)	0.28(100)
		FC	8.27(457)	1.55(187)	0.78(279)
		S	6.87(380)	1.56(188)	0.78(279)
		M1	5.47(302)	1.96(236)	0.78(279)
		M2	6.50(359)	2.30(277)	0.90(321)
		L	7.95(439)	1.96(236)	0.90(321)
		S'	3.78(209)	1.16(140)	0.29(97)
		M'	4.51(249)	1.04(125)	0.69(246)
		L'	5.98(330)	1.49(180)	1.00(357)
	FRUITS	C	0.26(100)	0.13(100)	0.08(100)
		FC	1.49(573)	0.73(562)	0.44(550)
		S	0.89(342)	0.44(338)	0.26(325)
		M1	0.96(369)	0.52(400)	0.32(400)
		M2	1.31(504)	0.80(615)	0.47(588)
		L	1.62(623)	0.87(669)	0.50(625)
		S'	0.57(219)	0.29(223)	0.14(175)
		M'	1.18(454)	0.47(362)	0.24(300)
		L'	1.04(400)	0.52(400)	0.26(325)
II-2	LEAVES+STEM	C	2.34(100)	1.09(100)	—
		FC	11.72(501)	1.84(169)	—
		S	6.82(291)	2.01(184)	—
		M1	13.37(571)	1.62(149)	—
		M2	6.90(2.95)	2.39(219)	—
		L	11.26(481)	3.94(361)	—
		S'	8.05(344)	2.59(238)	—
		M'	7.55(323)	2.52(231)	—
		L'	7.95(339)	2.53(232)	—
	FRUITS	C	0.30(100)	0.15(100)	0.09(100)
		FC	1.52(507)	0.87(580)	0.60(667)
		S	0.95(317)	0.42(280)	0.32(356)
		M1	1.06(353)	0.59(393)	0.41(456)
		M2	1.61(357)	0.85(567)	0.51(567)
		L	1.64(547)	0.87(580)	0.58(644)
		S'	0.65(217)	0.33(220)	0.16(178)
		M'	0.64(213)	0.43(287)	0.21(233)
		L'	0.90(300)	0.60(400)	0.30(333)

傾向を示した。II-1 は場では Ca が、II-2 は場では K が連用により低下する傾向を示した。その他 II-2 は場の茎葉部では、多量区を除いて Zn が連用により低下した。その他いくつかの成分について施用量によって連用の影響が認められた。

次に株当たり含有量 (表 8 及び 9) についてみると、II-1 は場における茎葉部の P, Na, Zn 及び Cu, 同果実部の P 及び Na が、汚泥中量及び多量区で化学肥料区の含有量を上回る場合があることが認められ、II-2 は場では、茎葉部の P, Ca, Zn 及び K が同様の結果を示した。このうち II-2 は場初回施用区の茎葉部 Zn 含有量は、全施用量とも化学肥料区より高含有量となった。汚泥施用区における株当たり含有量と汚泥施用量との間の関係を見ると、乾物当たり含有量の場合と

同様に、ほとんどの場合一定の関係は認められなかった。しかし、Ⅱ-2ほ場における茎葉部のMg及びNa含有量の区間差は、汚泥施用量の比率と一致していないが、施用量の増加に伴って明確に増加した。すなわち、少量区<中量年1回区≒同2回区<多量区という関係を示した。また、Ⅱ-2ほ場茎葉部のCaについては、少量区と中量年1回区の間の差が明確ではないが(20%以下)、他の区間についてはMg及びNaと同一の関係であり、増加の傾向を示すものと考えられる。Ⅱ-1ほ場果実部のN、K、Ca及びZn、Ⅱ-2ほ場茎葉部のN及びP、同果実部のK及びFeについては、少量区≒中量年1回区<中量年2回≒多量区の関係が認められた。これは54年冬作コムギ栽培時の汚泥施用量の関係に近いものであり、これらの成分に関しては前作栽培時の関係が反映しているものと考えられる。

汚泥初回施用区について施用量と株当たり含有量の間関係をみると、施用量の増加に伴って明確な含有量の増加を示した成分は、Ⅱ-1ほ場茎葉部ではN、Mg、Na及びCu、同果実部ではNa、Ⅱ-2ほ場茎葉部ではN及びNa、果実部ではN、Ca、Na、Zn及びCuであり、区間差は明確ではないが増加の傾向を示したのが、Ⅱ-1ほ場茎葉部のP、Ca及びFe、同果実部のN、P、Zn及びCu、Ⅱ-2ほ場茎葉部のP及びK、同果実部のP、K及びMgであった。このようにⅡ-2ほ場の果実部で施用量の増加に伴って多くの成分含有量の増加が認められた。

3.2 下水汚泥の土壌施用がコムギ体内の成分含有量に及ぼす影響

54年度のコムギ分析結果について、乾物当たりの各成分含有量を表10及び表11に示し、株当たりの各成分含有量を表12及び表13に示したとおりである。

表10及び表11に示したように、汚泥施用区の乾物当たり成分含有量では化学肥料区より高含有量を示した成分は、Ⅰ-1ほ場は全くなく、Ⅰ-2ほ場では中量年1回及び2回区のFe、Zn及びCu、中量年2回区及び多量区のAl、Ⅱ-1ほ場全区のCa及びFe、中量年2回及び多量区のMg、中量年1回、2回及び多量区のZn、Ⅱ-2ほ場では中量年1回及び多量区のFe、Mn及びAl、少量及び多量区のZn、少量区のCu、多量区のCa及びNaであった。このようにⅡほ場で化学肥料区より高含有量を示す成分がⅠほ場より多かった。前作ナスにおいては、汚泥施用区のNa含有量が対照無施用区に比べて測定成分中で最も顕著に増加することが明らかにされたが、コムギにおいては、このような結果は得られなかった。これはイネ科作物が一般にNa含有率が低く、排除能が強いことに起因するものと考えられる。

このコムギ栽培前には、少量区と中量年2回施用区には、それぞれ乾物として3.75及び7.5 t/haの汚泥が施用されたが、中量年1回及び多量区には施用されていない。したがって、年間総施用量は、少、中量年1回区が7.5 t/ha、中量年2回区と多量区が15 t/haとなる。これらの汚泥施用の有無、年間総施用量と乾物当たりの各成分含有量との間関係をみると、Ⅰ-1ほ場のN、Ca、Ⅰ-2ほ場のNaが少量区≒中量年2回区≒多量区の施用量の増加に見合った成分含有量の増加を示した以外は、施用量と成分含有量の間一定の傾向は認められなかった。少量区<中量年1

表 10 コムギの成分含有量 (1980)
Table 10 Elemental contents of Wheat (1980)

Field	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
I-1	C	15.4(100)	2.6(100)	26.8(100)	1.92(100)	1.17(100)	0.28(100)
	FC	27.1(176)	3.7(142)	39.75(148)	3.00(156)	1.79(153)	0.26(93)
	S	18.1(118)	2.5(96)	27.96(104)	1.88(98)	1.11(95)	0.23(82)
	M1	16.6(108)	2.4(92)	23.05(86)	1.66(86)	1.05(90)	0.19(68)
	M2	23.3(151)	2.8(108)	32.02(119)	2.73(142)	1.42(121)	0.21(75)
	L	27.6(179)	3.3(127)	33.2(123)	2.94(153)	1.73(148)	0.34(121)
I-2	C	15.0(100)	2.2(100)	20.5(100)	1.76(100)	1.04(100)	0.28(100)
	FC	26.9(179)	2.9(132)	32.0(156)	3.07(174)	1.80(173)	0.27(96)
	S	17.5(117)	2.33(106)	25.2(123)	1.87(106)	1.12(108)	0.19(68)
	M1	19.6(131)	2.45(111)	23.3(114)	1.72(98)	1.11(107)	0.18(64)
	M2	21.1(141)	2.23(101)	25.1(122)	3.05(173)	1.64(158)	0.25(89)
	L	21.6(144)	2.66(121)	27.3(133)	2.46(140)	1.36(131)	0.29(97)
II-1	C	30.69(100)	1.38(100)	22.88(100)	2.56(100)	2.06(100)	0.31(100)
	FC	32.9(107)	2.02(146)	30.5(133)	1.80(70)	1.53(74)	0.15(48)
	S	34.2(111)	1.94(141)	22.47(98)	3.50(137)	1.20(58)	0.26(84)
	M1	32.6(106)	1.78(129)	24.9(109)	3.50(137)	1.78(86)	0.28(90)
	M2	36.9(120)	2.27(165)	22.2(97)	3.39(132)	1.83(89)	0.21(68)
	L	31.8(104)	2.11(153)	21.9(96)	4.40(172)	2.35(114)	0.29(94)
II-2	C	21.9(100)	1.56(100)	28.08(100)	1.65(100)	1.27(100)	0.23(100)
	FC	31.6(145)	2.02(129)	32.03(114)	2.48(150)	1.74(137)	0.21(91)
	S	28.4(130)	2.03(130)	33.8(120)	2.34(142)	1.40(110)	0.20(87)
	M1	29.2(133)	1.98(127)	30.1(107)	2.66(161)	1.62(128)	0.23(100)
	M2	31.2(143)	2.23(143)	36.1(129)	2.87(174)	1.62(128)	0.17(74)
	L	28.9(132)	2.24(144)	29.2(104)	3.52(213)	1.90(150)	0.26(113)

表 11 コムギの重金属含有量 (1980)
Table 11 Heavy metal contents of Wheat (1980)

Field	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
I-1	C	0.38(100)	0.07(100)	0.02(100)	0.006(100)	1.20(100)
	FC	0.27(71)	0.05(71)	0.03(150)	0.019(317)	1.83(153)
	S	0.27(71)	0.05(71)	0.02(100)	0.014(233)	0.14(95)
	M1	0.19(50)	0.05(71)	0.02(100)	0.013(217)	1.09(170)
	M2	0.19(50)	0.04(57)	0.018(90)	0.007(117)	1.45(121)
	L	0.17(45)	0.05(71)	0.024(120)	0.007(117)	1.80(150)
I-2	C	0.32(100)	0.06(100)	0.01(100)	0.004(100)	1.07(100)
	FC	0.23(72)	0.05(83)	0.012(120)	0.005(125)	1.15(108)
	S	0.23(72)	0.05(83)	0.012(120)	0.005(125)	1.15(108)
	M1	0.36(113)	0.06(100)	0.06(600)	0.012(300)	1.14(107)
	M2	0.31(97)	0.05(83)	0.017(170)	0.0095(238)	1.67(156)
	L	0.023(7)	0.003(5)	0.002(20)	0.0008(25)	1.39(130)
II-1	C	4.65(100)	0.15(100)	0.025(100)	0.013(100)	2.07(100)
	FC	0.23(5)	0.05(33)	0.016(64)	0.008(62)	1.57(76)
	S	0.45(10)	0.074(49)	0.015(60)	0.009(69)	0.53(30)
	M1	0.91(20)	0.080(53)	0.024(96)	0.011(85)	1.21(59)
	M2	0.44(9)	0.06(40)	0.02(80)	0.009(69)	0.51(30)
	L	0.97(21)	0.084(56)	0.022(88)	0.009(69)	1.20(60)
II-2	C	0.34(100)	0.06(100)	0.013(100)	0.01(100)	0.47(100)
	FC	0.28(82)	0.045(75)	0.019(146)	0.01(100)	0.43(92)
	S	0.30(88)	0.047(78)	0.03(231)	0.015(150)	0.45(96)
	M1	0.49(144)	0.056(93)	0.019(146)	0.0096(96)	0.70(149)
	M2	0.33(97)	0.04(67)	0.018(139)	0.008(80)	0.44(94)
	L	0.63(185)	0.06(100)	0.023(177)	0.0096(96)	1.43(304)

表 12 コムギの成分吸収量 (1980)
Table 12 Absorption of elements by Wheat (1980)

Field	Treatment	Total contents (mg/plant)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
I-1	C	308.0(100)	52.0(100)	536.0(100)	38.4(100)	23.4(100)	5.5(100)
	FC	1387.5(450)	186.9(359)	2035.2(380)	153.1(399)	91.7(392)	13.3(238)
	S	649.8(211)	90.1(173)	1003.8(187)	57.5(176)	39.9(171)	8.3(148)
	M1	498.0(162)	71.0(137)	691.5(129)	49.8(130)	31.5(135)	5.7(102)
	M2	980.9(318)	117.0(225)	1348.0(251)	114.9(299)	59.8(256)	8.8(157)
	L	1026.7(333)	122.8(236)	1235.0(230)	109.4(285)	64.4(275)	12.7(227)
I-2	C	217.5(100)	31.9(100)	297.5(100)	25.5(100)	15.1(100)	4.1(100)
	FC	1315.4(605)	142.3(446)	1564.8(526)	150.1(589)	87.8(581)	13.2(322)
	S	588.0(270)	78.3(245)	847.1(285)	62.8(246)	37.6(249)	6.4(156)
	M1	472.4(217)	59.1(185)	562.0(220)	41.5(163)	26.8(177)	4.3(105)
	M2	822.9(378)	87.0(273)	977.7(189)	119.0(467)	64.0(424)	9.8(239)
	L	764. (352)	94.2(295)	965.7(325)	87.1(342)	48.1(319)	10.3(251)
II-1	C	49.1(100)	2.2(100)	36.6(100)	4.1(100)	3.3(100)	0.5(100)
	FC	569.3(1159)	34.7(158)	524.8(143)	31.0(756)	26.3(797)	2.6(520)
	S	116.3(237)	6.6(300)	76.4(209)	11.9(290)	4.1(124)	0.9(180)
	M1	150.0(305)	8.2(373)	114.6(313)	16.3(398)	8.2(248)	1.3(260)
	M2	258.3(526)	15.9(723)	155.2(424)	23.7(578)	12.8(388)	1.5(300)
	L	251.2(512)	16.7(759)	173.3(473)	34.9(851)	18.6(554)	2.3(460)
II-2	C	113.9(100)	8.1(100)	146.0(100)	8.6(100)	6.6(100)	1.2(100)
	FC	846.9(744)	54.1(668)	858.4(588)	66.5(773)	46.6(706)	5.6(467)
	S	281.2(247)	20.1(248)	334.6(229)	23.2(270)	14.0(212)	2.1(175)
	M1	394.2(346)	26.7(330)	406.4(278)	35.9(417)	21.9(332)	3.1(258)
	M2	493.0(433)	35.2(435)	570.4(391)	45.4(528)	25.6(388)	2.7(225)
	L	482.6(424)	37.4(462)	487.6(334)	58.8(684)	31.7(480)	4.3(358)

表 13 コムギの重金属吸収量 (1980)
Table 13 Absorption of heavy metals by Wheat (1980)

Field	Treatment	Total contents (mg/plant)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
I-1	C	7.60(100)	1.44(100)	0.36(100)	0.11(100)	24.0(100)
	FC	13.8(182)	2.66(185)	1.56(433)	1.08(982)	93.7(390)
	S	9.69(128)	1.87(130)	0.79(219)	0.35(318)	40.9(170)
	M1	5.70(75)	1.62(113)	0.57(158)	0.25(227)	32.7(136)
	M2	8.00(105)	1.85(128)	0.76(211)	0.29(264)	61.1(255)
	L	6.32(83)	1.86(129)	0.89(247)	0.26(236)	67.0(279)
I-2	C	4.64(100)	0.87(100)	0.19(100)	0.06(100)	15.5(100)
	FC	11.25(242)	2.20(253)	0.83(437)	0.38(633)	89.0(574)
	S	7.73(167)	1.75(201)	0.40(211)	0.16(267)	38.6(249)
	M1	8.68(187)	1.45(167)	1.40(737)	0.29(483)	27.5(177)
	M2	12.09(261)	2.11(243)	0.66(347)	0.37(617)	65.1(420)
	L	0.81(17)	0.11(13)	0.07(37)	0.03(50)	49.2(317)
II-1	C	7.44(100)	0.24(100)	0.04(100)	0.02(100)	3.31(100)
	FC	3.96(532)	0.93(388)	0.28(700)	0.14(700)	27.0(816)
	S	1.53(21)	0.25(104)	0.05(125)	0.03(150)	2.15(65)
	M1	4.19(56)	0.37(154)	0.11(275)	0.05(250)	5.57(168)
	M2	3.08(41)	0.43(179)	0.15(375)	0.06(300)	4.30(130)
	L	7.66(103)	0.56(275)	0.17(425)	0.07(350)	9.48(286)
II-2	C	1.77(100)	0.33(100)	0.07(100)	0.05(100)	2.46(100)
	FC	7.50(424)	1.21(367)	0.51(729)	0.26(520)	11.58(471)
	S	2.97(168)	0.46(139)	0.30(429)	0.15(300)	4.45(181)
	M1	6.62(374)	0.76(230)	0.26(371)	0.13(260)	9.49(386)
	M2	5.21(294)	0.66(200)	0.28(400)	0.12(240)	6.94(282)
	L	10.69(604)	0.97(294)	0.38(543)	0.16(320)	23.90(972)

回区の関係が認められたのは、I-1は場のK、I-2は場のFe、Mn、Zn及びCu、II-1は場のMg、Fe、Zn、Cu及びAl、II-2は場のAlであり、中量年2回区<多量区の関係が認められたのは、I-1は場ではMg、Na及びZn、II-1は場ではCa、Mg、Na、Fe、Mn及びAlであった。すなわち、これら成分は、年間総施肥量が同一でもコムギ栽培前の汚泥施用がない場合は施用した区より高含有量を示すことが明らかにされた。これと逆の関係が認められたのは、I-1は場のNa及びFe、II-2は場のZn及びCu（以上、少量区>中量年1回区）、I-2は場のCa、Mg、Fe、Mn、Zn、Cu及びAl（以上、中量年2回区<多量区）であり、これらの区では、分施した区の方が高含有量を示すことが明らかにされた。このようにII-1及びII-2ほ場における中量年2回区及び多量区については多くの成分で、多量区が中量年2回区より多くなり年間総施肥量が同一でも分施区の含有量が低くなることが明らかにされた。I-2ほ場では全く逆となった。このように施肥量と成分含有量の間関係は、ほ場によって異なることが明らかにされた。

株当たり含有量についてみると、施肥量と含有量の間には、一定の関係は認められなかった（表12及び表13）。

3.3 下水汚泥の土壌施用が陸稲体内の成分含有量に及ぼす影響

陸稲栽培は、本構内I-1ほ場を用いて実施した。陸稲分析結果について、乾物当たりの各成分含有量を表14及び表15に示し、株当たりの各成分含有量を表16及び表17に示した。

茎葉部乾物当たり含有量についてみると、化学肥料区より高含有量を示したのは、中量～多量区のK、中量年2回区及び多量のCa、多量区のMg及びNa、少量及び中量年2回区のFe及びAl、中量年2回区のMn、多量区のCuであり、（根部については、全汚泥区のCa及びNa、少量区と多量区のZnであった。しかし、施肥量との間に一定の関係は認められなかった。）茎葉部の乾物当たり含有量と汚泥施肥量の関係についてみると、Na以外の成分については、一定の関係が認められなかったが、Naについては少量区と中量区間の差は小さかったが、中量区と多量区間には

表 14 陸稲の成分含有量（1980）
Table 14 Elemental contents of Upland rice (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
SHOOT	C	42.9(100)	1.59(100)	12.69(100)	3.60(100)	1.88(100)	0.03(100)
	FC	46.3(108)	1.04(65)	14.79(117)	3.67(102)	3.31(176)	0.15(500)
	S	46.2(108)	0.91(57)	15.22(120)	4.36(121)	3.60(192)	0.13(433)
	ML	44.4(103)	1.20(76)	19.27(152)	3.57(99)	2.35(125)	0.09(300)
	M2	46.8(109)	0.93(59)	21.30(168)	4.47(124)	3.37(179)	0.17(567)
	L	46.8(109)	0.91(57)	20.50(162)	4.41(123)	4.21(224)	0.27(900)
ROOT	C	—	0.71(100)	6.84(100)	2.49(100)	1.51(100)	0.24(100)
	FC	—	0.66(93)	8.14(119)	2.02(81)	1.65(109)	0.34(142)
	S	—	0.73(103)	8.27(121)	2.62(105)	1.68(111)	0.46(192)
	M1	—	0.66(93)	6.83(100)	2.66(107)	1.72(114)	0.48(200)
	M2	—	0.61(86)	6.25(91)	2.57(103)	1.51(100)	0.45(188)
	L	—	0.58(82)	5.48(80)	3.05(123)	1.63(108)	0.52(217)

表 15 陸稲重金属含有量 (1980)
Table 15 Heavy metal contents of Upland rice (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
SHOOT	C	0.11(100)	0.015(100)	0.012(100)	0.056(100)	0.18(100)
	FC	0.12(109)	0.011(73)	0.00004(0.3)	0.012(21)	0.101(56)
	S	0.15(136)	0.013(87)	—	0.011(20)	0.14(78)
	M1	0.08(73)	0.012(80)	0.0018(15)	0.009(16)	0.08(44)
	M2	0.17(155)	0.018(120)	0.00018(2)	0.006(11)	0.16(89)
	L	0.11(100)	0.013(87)	—	0.04(71)	0.07(39)
ROOT	C	1.31(100)	0.04(100)	0.028(100)	0.076(100)	1.88(100)
	FC	1.92(147)	0.05(125)	0.020(71)	0.056(74)	2.75(146)
	S	1.07(82)	0.03(75)	0.032(114)	0.053(70)	1.54(82)
	M1	1.20(92)	0.04(100)	0.023(82)	0.049(65)	1.69(90)
	M2	1.11(85)	0.03(75)	0.022(79)	0.045(59)	1.57(84)
	L	1.70(130)	0.04(100)	0.026(93)	0.043(57)	1.99(106)

表 16 陸稲の成分吸収量 (1980)
Table 16 Absorption of elements by Upland rice (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
SHOOT	C	9850	365.59(100)	2914.82(100)	826.66(100)	432.09(100)	7.40(100)
	FC	13811	309.14(85)	4411.37(151)	1094.11(132)	988.57(229)	45.66(617)
	S	14618	287.96(79)	4813.27(165)	1380.49(167)	1137.22(263)	39.72(537)
	M1	10789	291.46(80)	4681.94(161)	868.49(105)	570.91(132)	21.42(289)
	M2	15598	309.23(85)	7099.38(244)	1488.34(180)	1121.96(260)	55.04(740)
	L	16488	319.33(87)	7221.60(248)	1553.06(188)	1482.39(343)	95.48(1290)
ROOT	C	—	3.88(100)	37.41(100)	13.61(100)	8.28(100)	1.32(100)
	FC	—	4.25(110)	52.08(139)	12.94(95)	10.55(127)	2.19(166)
	S	—	3.11(80)	35.41(95)	11.22(82)	7.20(87)	1.97(149)
	M1	—	3.38(87)	34.85(93)	13.57(99)	8.75(106)	2.45(186)
	M2	—	2.92(75)	30.17(81)	12.42(91)	7.30(88)	2.16(164)
	L	—	4.03(104)	37.77(101)	21.02(154)	11.23(136)	3.55(269)

表 17 陸稲の重金属吸収量 (1980)
Table 17 Absorption of heavy metal by Upland rice (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
SHOOT	C	25.25(100)	3.39(100)	2.80(100)	12.78(100)	41.20(100)
	FC	35.22(139)	3.17(94)	0.012(0.4)	3.67(29)	30.10(73)
	S	47.41(188)	3.92(116)	—	3.45(27)	44.24(107)
	M1	20.61(82)	2.96(87)	0.44(16)	2.25(18)	18.32(45)
	M2	55.31(219)	5.89(174)	0.056(2)	2.01(16)	52.32(127)
	L	37.62(149)	4.64(137)	—	14.46(113)	24.15(59)
ROOT	C	7.19(100)	0.22(100)	0.16(100)	0.41(100)	10.30(100)
	FC	12.25(170)	0.34(155)	0.13(81)	0.36(88)	17.57(171)
	S	4.59(64)	0.14(64)	0.14(88)	0.23(56)	6.61(64)
	M1	6.14(85)	0.19(86)	0.12(75)	0.25(61)	8.61(84)
	M2	5.35(74)	0.17(77)	0.11(69)	0.22(54)	7.60(74)
	L	11.74(163)	0.30(136)	0.18(113)	0.30(73)	13.75(133)

明確な差が認められた。中量年1回区は、前報⁶⁾で述べたように病虫害を受け、収量が低く、これを反映してN, K, Ca, Mg, Naは、いずれも低含有量を示した。根部については、Feで施用量の増加に伴う含有量の増加が認められた。

株当たりの含有量についてみると、茎葉部では中量年2回区と多量区のK及びNa, 少量区, 中量年2回区及び多量区のCa, 多量区のMg及びCu, 少量区と中量年2回のFe及びAl, 根部では、多量区のCa, Na及びCuがそれぞれ化学肥料区の3.9及び2.1倍と著しく増加した。汚泥施用量と含有量の関係を見ると、茎葉部ではNaが、根部ではCa, Na, Fe, Mn及びAlが、それぞれ施用量の増加に伴って増加する傾向を示した。

3.4 下水汚泥の土壤施用がコカブ体内の成分含有量に及ぼす影響

コカブ栽培は、本構内I-2ほ場を用いて実施した。その分析結果は、表18及び表19(乾物当たり)並びに株当たり(表20及び表21)に示したとおりである。

表 18 コカブの成分含有量(1980)
Table 18 Elemental contents of Turnip (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
LEAVES	C	29.4(100)	2.58(100)	31.2(100)	32.5(100)	4.70(100)	1.18(100)
	FC	38.0(129)	4.36(169)	16.8(54)	43.6(134)	6.34(135)	10.5(890)
	S	30.9(105)	2.67(103)	20.3(65)	37.4(115)	5.00(106)	7.02(595)
	M1	36.2(123)	2.52(98)	15.0(48)	35.9(110)	5.69(121)	7.73(655)
	M2	36.1(123)	3.12(121)	18.0(58)	42.8(132)	5.19(110)	6.86(581)
	L	34.6(118)	2.95(114)	15.0(48)	36.8(113)	5.26(112)	7.82(663)
ROOT	C	30.1(100)	5.05(100)	48.6(100)	4.79(100)	2.02(100)	1.17(100)
	FC	44.8(149)	7.17(142)	51.8(107)	6.09(127)	2.68(133)	6.41(548)
	S	36.3(121)	4.98(99)	47.4(95)	4.90(102)	2.42(120)	5.00(427)
	M1	36.7(122)	5.50(109)	51.1(105)	5.58(116)	2.69(133)	4.59(392)
	M2	44.7(149)	5.31(105)	61.6(127)	5.68(118)	2.35(116)	6.49(555)
	L	34.3(114)	5.94(118)	45.9(94)	6.61(138)	2.76(137)	7.62(651)

表 19 コカブの重金属含有量(1980)
Table 19 Heavy metal contents of Turnip (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
LEAVES	C	1.35(100)	0.0801(100)	0.043(100)	0.045(100)	1,500(100)
	FC	0.74(55)	0.0768(96)	0.0348(81)	0.006(133)	0.939(63)
	S	0.61(45)	0.0820(102)	0.0441(102)	0.028(62)	0.541(36)
	M1	0.55(41)	0.058(72)	0.0455(106)	0.012(27)	0.525(35)
	M2	0.70(52)	0.050(62)	0.059(137)	0.023(51)	0.625(42)
	L	0.36(27)	0.059(74)	0.050(116)	0.004(9)	0.221(15)
ROOT	C	0.079(100)	—	0.039(100)	—	—
	FC	0.064(81)	—	0.044(113)	—	—
	S	0.064(81)	—	0.038(97)	0.0130—	—
	M1	0.071(90)	—	0.044(113)	0.016—	—
	M2	0.056(71)	—	0.043(110)	0.089—	—
	L	0.090(114)	—	0.054(138)	0.014—	—

表 20 コカブの成分吸収量 (1980)
Table 20 Absorption of elements by Turnip (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
LEAVES	C	54.7(100)	4.8(100)	58.1(100)	60.4(100)	8.8(100)	2.2(100)
	FC	358.6(674)	42.3(881)	163.3(281)	423.3(701)	61.6(700)	101.7(4622)
	S	166.9(305)	14.4(300)	109.7(189)	201.9(334)	27.0(307)	37.9(1723)
	M1	215.6(394)	15.0(313)	89.6(154)	213.9(354)	33.9(385)	46.1(2095)
	M2	228.6(418)	19.8(413)	113.9(196)	271.3(449)	32.9(374)	43.5(1977)
	L	334.9(612)	28.6(596)	145.3(250)	356.1(590)	50.9(578)	75.7(3441)
ROOT	C	56.6(100)	9.5(100)	91.3(100)	9.0(100)	3.8(100)	2.2(100)
	FC	367.7(650)	58.8(619)	424.5(465)	49.9(554)	22.0(579)	52.6(2391)
	S	214.9(380)	29.5(311)	280.6(307)	29.0(322)	14.3(376)	29.6(1345)
	M1	192.7(340)	28.9(304)	268.5(294)	29.3(326)	14.1(371)	24.1(1095)
	M2	225.6(400)	26.9(283)	312.2(342)	28.8(320)	11.9(313)	32.9(1495)
	L	343.0(415)	40.6(427)	313.7(344)	45.2(502)	18.9(497)	52.1(2368)

表 21 コカブの重金属吸収量 (1980)
Table 21 Absorption of heavy metals by Turnip (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
LEAVES	C	2.51(100)	0.149(100)	0.080(100)	0.084(100)	2.790(100)
	FC	7.18(286)	0.746(501)	0.388(485)	0.055(655)	9.12(327)
	S	3.29(131)	0.443(297)	0.238(298)	0.151(180)	2.92(105)
	M1	3.30(131)	0.348(234)	0.271(339)	0.071(85)	3.130(112)
	M2	4.45(177)	0.318(213)	0.375(469)	0.146(174)	3.96(142)
	L	3.47(138)	0.569(382)	0.483(604)	0.036(429)	2.140(77)
ROOT	C	0.149(100)	--	0.073(100)	--	--
	FC	0.524(352)	--	0.358(490)	--	--
	S	0.379(254)	--	0.225(308)	0.077	--
	M1	0.373(250)	--	0.231(316)	0.082	--
	M2	0.284(191)	--	0.218(299)	0.451	--
	L	0.616(413)	0.103	0.369(505)	0.096	--

汚泥施用区におけるコカブの乾物当たり成分含有量についてみると、葉部では、全汚泥施用区の Zn が、少量区及び中量区の Cu が、また、根部では、多量区の Fe と Zn がそれぞれ化学肥料区の含有量を上回った。特に葉部の Cu は顕著に増加し、化学肥料区の含有量の 2~4.7 倍となった。汚泥施用区のコカブ中の Na 含有量はナス及び陸稲の場合と同様に対照無施用区に比べて最も著しく増加した。汚泥施用量と成分含有量の関係についてみると、Zn だけが汚泥施用量の増加に伴って増加する傾向を示したが、他の成分に関しては、一定の関係が認められなかった。

株当たり含有量についてみると、葉部では多量区の Zn、少量区と中量年 2 回区の Cu がそれぞれ化学肥料区より多くなった。特に Cu は化学肥料区の 2.7 倍となった。施用量と成分含有量の関係をみると、葉部の N、Mg 及び Na 含有量は、少量区 < 中量年 1 回区 ≒ 中量年 2 回区 < 多量区 となり、汚泥施用量の増加に伴って増加する傾向を示した。

汚泥施用区コカブの部位別成分含有量(乾物当たり)をみると、Ca、Mg 及び Fe は葉部が根部より明らかに多く、K、Cu 及び P は、根部が明らかに多かった。N 及び Zn については、部位によ

る差が認められなかった。これは、化学肥料区の部位別成分含有量の関係と同一であった。ただし、化学肥料区のZnでは、葉部<根部の関係が認められた。

3.5 下水汚泥の土壌施用がフダンソウ体内の成分含有量に及ぼす影響

フダンソウは、コカブ栽培跡地（I-2ほ場）に汚泥施用区、化学肥料区とも無施用で耕うんを行った後、播種し栽培した。

その分析結果は、表22, 23（乾物当たり）及び表24, 25（株当たり）に示したとおりである。

汚泥施用区の乾物当たり含有量についてみると、葉部では少量及び中量年1回区のK、中量年2回区のCa及びAl、中量年1回区のFe及びMn、中量年2回及び多量区のZn含有量が、根部では中量年2回及び多量区のFe、Zn及びCu、中量年1回区のMn及び中量年1回、同2回及び多量区のAlがそれぞれ化学肥料区より高含有量となった。化学肥料区より高含有量を示さなかった汚

表 22 フダンソウの成分含有量（1980）
Table 22 Elemental contents of Chard (1980)

Sample	Treatment	Total contents(mg/g Dry matter)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
LEAVES	C	44.6(100)	4.42(100)	47.29(100)	9.31(100)	9.11(100)	23.5(100)
	FC	47.3(106)	4.94(112)	33.57(71)	9.13(98)	10.9(120)	30.2(129)
	S	46.3(104)	4.91(111)	42.49(90)	10.1(108)	10.7(117)	26.6(113)
	M1	49.3(111)	4.74(107)	42.31(89)	9.82(105)	10.3(113)	27.0(115)
	M2	53.4(120)	4.93(112)	34.04(72)	11.9(128)	13.0(143)	24.6(105)
	L	53.3(120)	5.08(115)	36.87(78)	10.8(116)	12.9(142)	26.6(113)
ROOT	C	—	3.22(100)	32.18(100)	1.62(100)	2.55(100)	5.63(100)
	FC	—	3.70(115)	27.15(84)	1.60(99)	2.92(115)	12.2(212)
	S	—	3.65(113)	29.75(92)	1.82(112)	2.67(105)	9.09(161)
	M1	—	3.25(101)	29.60(92)	1.71(106)	2.66(104)	9.90(176)
	M2	—	3.45(107)	31.61(98)	1.89(117)	2.85(112)	11.7(208)
	L	—	3.26(101)	30.35(94)	1.75(108)	3.06(120)	12.3(218)

表 23 フダンソウの重金属含有量（1980）
Table 23 Heavy metal contents of Chard (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
C		0.33(100)	0.55(100)	0.034(100)	0.015(100)	0.38(100)
FC		0.31(94)	0.045(82)	0.037(109)	0.016(107)	0.34(89)
S		0.31(94)	0.050(91)	0.043(126)	0.014(93)	0.34(89)
M1		0.38(115)	0.056(102)	0.039(115)	0.018(120)	0.44(116)
M2		0.28(85)	0.044(80)	0.047(138)	0.019(127)	0.29(76)
L		0.31(94)	0.043(78)	0.045(132)	0.017(113)	0.33(87)
C		0.13(100)	0.017(100)	0.030(100)	0.0024(100)	0.11(100)
FC		0.19(146)	0.014(82)	0.032(107)	0.0044(183)	0.17(155)
S		0.13(100)	0.015(88)	0.037(123)	0.0047(196)	0.15(136)
M1		0.20(154)	0.018(106)	0.036(120)	0.0043(179)	0.23(209)
M2		0.24(185)	0.016(94)	0.045(150)	0.0075(313)	0.25(227)
L		0.24(185)	0.016(94)	0.042(140)	0.0065(271)	0.25(228)

表 24 フダンソウの成分吸収量 (1980)
Table 24 Absorption of elements by Chard (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)					
		N	P	K	Ca	Mg	Na
LEAVES	C	209.6(100)	20.77(100)	222.3(100)	43.76(100)	42.82(100)	110.45(100)
	FC	363.3(173)	37.94(183)	257.8(116)	70.12(160)	83.71(195)	231.94(210)
	S	394.0(188)	41.78(201)	361.6(163)	85.95(196)	91.06(213)	226.37(205)
	M1	454.0(217)	43.75(211)	389.6(175)	90.44(207)	94.86(222)	248.67(225)
	M2	486.5(232)	44.91(216)	310.1(140)	108.41(248)	118.43(277)	264.40(203)
	L	529.8(253)	50.50(243)	366.5(165)	107.35(245)	125.23(299)	264.40(239)
ROOT	C	—	3.54(100)	35.40(100)	1.78(100)	2.81(100)	6.19(100)
	FC	—	5.99(169)	43.98(124)	2.59(146)	4.73(168)	19.76(319)
	S	—	6.53(184)	53.26(150)	2.56(144)	4.78(170)	16.27(263)
	M1	—	5.72(162)	52.08(147)	3.01(169)	4.68(167)	17.42(281)
	M2	—	4.83(136)	44.27(125)	2.65(149)	3.99(142)	16.38(265)
	L	—	5.09(144)	47.35(134)	2.73(153)	4.77(170)	19.19(310)

表 25 フダンソウの重金属吸収量 (1980)
Table 25 Absorption of heavy metal by Chard (1980)

Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)				
		Fe	Mn	Zn	Cu	Al
LEAVES	C	1.55(100)	0.258(100)	0.159(100)	0.070(100)	1.791(100)
	FC	2.37(153)	0.343(133)	0.282(177)	0.124(177)	2.617(146)
	S	2.62(169)	0.421(163)	0.368(231)	0.122(174)	2.893(162)
	M1	3.46(223)	0.511(198)	0.363(228)	0.165(235)	4.025(225)
	M2	2.53(163)	0.401(155)	0.430(271)	0.171(244)	2.633(147)
	L	3.06(197)	0.427(166)	0.443(279)	0.172(246)	3.240(181)
ROOT	C	0.147(100)	0.018(100)	0.033(100)	0.0027(100)	0.124(100)
	FC	0.299(203)	0.023(128)	0.051(155)	0.0072(267)	0.279(225)
	S	0.239(163)	0.027(150)	0.066(200)	0.0084(311)	0.260(210)
	M1	0.343(233)	0.031(172)	0.063(191)	0.0076(281)	0.410(331)
	M2	0.330(224)	0.022(122)	0.062(188)	0.010(370)	0.350(282)
	L	0.374(254)	0.024(133)	0.065(197)	0.010(370)	0.395(319)

泥施用区の各成分含有量は、ほぼ化学肥料区と同等の成分含有量を示した。このフダンソウは、汚泥無施用で栽培したにもかかわらず、前作コカブに施用された汚泥から化学肥料区に匹敵する成分を吸収したことを示している。汚泥施用区の成分含有量について、葉部のKで少量区≒中量年1回区>中量年2回区≒多量区、葉部のMg及びMn、根部のZn、Cuでは、少量区≒中量年1回区<中量年2回区≒多量区が認められた。

フダンソウの播種前には、汚泥が施用されていない。コカブ播種前の汚泥施用量は、少量区<中量年1回区=中量年2回区<多量区であったが、前記のK、Mg及びMnのみで認められた関係とは一致しない。さらに、前々作(54年冬作コムギ)播種前の施用量は少量区=中量年1回区<中量年2回区=多量区であり、K、Mg及びMnで認められた関係と一致した。この結果は、前々作の汚泥施用量がフダンソウの成分含有量に反映していることを示すものである。しかしながら、他の成分に関しては同様の関係は認められず、また施用量と含有量の間に関係が認められない。したがって、フダンソウについては、汚泥施用量と成分含有量の間に関係は認められないも

のと考えられる。

フダンソウの部位別含有量をみると、N（根部欠測）及びZnを除く全成分とも汚泥施用区の含有量は、葉部>根部であり、化学肥料区と全く同一の関係を示した。Znについては、汚泥施用区及び化学肥料区とも葉部と根部で明らかな差は認められなかった。コカブでは、測定成分のうちNaが対照無施用区に比べて最も顕著な増加を示したが、フダンソウについては、増加はしたものの他の成分に比べて特に著しいということは認められなかった。

汚泥施用区におけるフダンソウの株当たり含有量についてみると、葉部では、全区のK、Ca及びZn、中量区以上のN及びFe、少量及び中量区のCu、少量、中量年1回及び多量区のMn、中量年2回及び多量区のMg、中量年1回及び多量区のAl、多量区のPが、根部では全区のZn、中量区以上のAl、中量年2回及び多量区のCu、少量区のK、中量年1回区のMn、多量区のFeがそれぞれ化学肥料区より高含有量を示した。また、葉部のMg及びZn、根部のCuが、Mg及びMnの乾物当たり含有量において認められた関係（少量区≒中量年1回区<中量年2回区≒多量区）と同一の関係にあることが明らかにされた。

3.6 下水汚泥の土壌施用がソルガム体内の成分含有量に及ぼす影響

ソルガムは、フダンソウの場合と同じように、ナス栽培跡地（Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場）に、汚泥施用区及び化学肥料区とも無施用で耕うんを行った後、播種し栽培した。

表26及び27に示したように、汚泥施用区におけるソルガムの乾物当たり成分含有量についてみると、茎葉部のCa含有量はⅡ-1及びⅡ-2ほ場とも全汚泥連用区で、新規汚泥施用区では6区のうち5区でそれぞれ化学肥料区より高含有量となった。また、根部では連用8区のうち5区で、初回施用区6区のうち2区でそれぞれCa含有量は化学肥料区より高含有量を示した。重金属については、Ⅱ-2ほ場における汚泥連用全区の茎葉部及びⅡ-1ほ場における根部のZn含量、Ⅱ-1ほ場汚泥初回区のうち中量及び多量区、Ⅱ-2ほ場連用多量区の根部Zn含有量がそれぞれ化学肥料区より高含有量となった他、Ⅱ-1ほ場全汚泥連用区の根部Cu含有量が化学肥料区より高含有量となった。他の成分に関しては、部位、ほ場及び施用量によっては化学肥料区より高含有量となる場合があった。これらのほ場では、55年度に新規に汚泥が施用されたが、Ⅱ-1ほ場茎葉部では、Alが全施用量について、連用区が初回区より高含有量になり、連用区と初回区の含有量比は、55年夏作（ナス）施用前の施用量の比に対応する含有量を示した。その他、多量区のK及びFeは連用区が高含有量となり、連用によって含有量が増加することが明らかにされた。一方、Zn及びCuは初回区が高含有量を示し、連用によってむしろ含有量が低下することが明らかにされた。他方、同ほ場における多量区の根部含有量についてみると、N（欠測）を除くすべての成分に関して連用による含有量の増加が認められた。同様の結果がN（欠測）及びPを除く全成分についてⅡ-2ほ場の茎葉部で、N（欠測）、P（連用<初回）、Mg及びZnを除く全成分について同ほ場の根部で認められ、連用によって成分含有量が増加することが明らかにされた。

各ほ場のソルガムについて、部位別各成分含有量をみると、いずれも化学肥料区と同一の傾向を示した。すなわち、P、K、Ca、Mgは葉部>根部、Fe、Mn、Alは根部>葉部であった。Zn及びCuについては必ずしも化学肥料区の関係と一致しなかった。

汚泥連用区の乾物当たり成分含有量についてみると、各部位の全成分とも前作ナス栽培時の汚泥施用区の施用量（ソルガム栽培時には汚泥は無施用）と一定の関係は認められなかった。少量区より多量区の含有量が50%以上高い成分は、II-2ほ場における茎葉部のFe及びAlだけであり、II-2ほ場茎葉部のK及びCu、II-2ほ場根部のCaは少量区が多量区より多く（50%増）、施用量の増加に伴って減少する傾向が認められた。汚泥初回施用区についてみると、II-1ほ場茎葉部のCu、II-2ほ場根部のFe、Mn及びAlだけが汚泥施用量の増加に伴って増加した。このように汚泥施用量と乾物当たり成分含有量との間に一定の関係はほとんどの場合で認められなかった。

表 26 ソルガムの成分含有量（1980）
Table 26 Elemental contents of Sorghum (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
			N	P	K	Ca	Mg
II-1	SHOOT	C	23.4(100)	2.74(100)	20.79(100)	7.31(100)	7.20(100)
		FC	28.7(123)	3.10(113)	20.87(100)	6.03(83)	7.57(105)
		S	29.0(124)	2.67(97)	18.11(87)	9.40(129)	9.70(135)
		M1	28.4(121)	2.95(108)	14.91(72)	7.87(108)	8.87(123)
		M2	28.5(122)	3.48(127)	11.04(53)	9.85(135)	11.13(155)
		L	28.0(120)	2.89(105)	13.09(63)	8.70(119)	10.15(141)
		S'	23.7(101)	3.01(110)	12.11(58)	8.74(120)	9.86(137)
		M'	33.3(142)	3.05(111)	12.32(59)	9.20(126)	10.57(147)
		L'	—	—	8.73(42)	8.54(117)	10.12(141)
	ROOT	C	—	1.25(100)	11.61(100)	1.93(100)	2.61(100)
		FC	—	1.22(98)	10.41(90)	2.20(114)	2.67(102)
		S	—	1.61(129)	7.35(63)	2.45(127)	2.36(90)
		M1	—	1.40(112)	6.62(57)	2.68(139)	2.76(106)
		M2	—	1.27(102)	6.40(55)	2.73(142)	2.30(88)
		L	—	1.85(148)	9.62(83)	3.28(170)	3.27(125)
		S'	—	1.44(115)	6.89(59)	2.13(110)	2.35(90)
		M'	—	3.07(246)	5.83(50)	2.16(112)	2.13(82)
		L'	—	1.42(114)	5.95(51)	2.65(137)	1.90(73)
II-2	SHOOT	C	—	3.42(100)	28.75(100)	6.98(100)	5.91(100)
		FC	—	3.24(95)	19.92(69)	4.81(69)	5.98(101)
		S	—	3.23(94)	24.87(87)	6.82(98)	6.70(113)
		M1	—	3.04(89)	20.77(72)	7.18(102)	7.72(131)
		M2	—	3.13(92)	25.45(89)	7.13(102)	6.88(116)
		L	—	3.18(93)	16.03(56)	7.83(112)	8.29(140)
		S'	—	3.08(90)	28.53(99)	5.89(84)	5.28(89)
		M'	—	3.72(109)	24.63(86)	3.80(54)	6.40(108)
		L'	—	2.67(78)	21.39(74)	6.00(86)	5.66(96)
	ROOT	C	—	1.75(100)	15.54(100)	1.72(100)	2.43(100)
		FC	—	1.61(92)	14.12(91)	1.88(109)	2.38(98)
		S	—	1.75(100)	16.69(107)	2.98(173)	2.55(105)
		M1	—	1.76(101)	16.17(104)	1.99(116)	2.19(90)
		M2	—	1.56(89)	13.86(89)	2.31(134)	2.07(85)
		L	—	1.36(78)	12.27(79)	3.29(191)	2.42(100)
		S'	—	1.57(90)	13.83(89)	1.83(106)	1.71(70)
		M'	—	1.51(86)	15.35(99)	1.65(96)	1.77(73)
		L'	—	1.69(97)	16.70(107)	2.39(139)	2.28(94)

表 27 ソルガムの重金属含有量 (1980)
Table 27 Heavy metal contents of Sorghum (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/g Dry matter)				
			Fe	Mn	Zn	Cu	Al
II-1	SHOOT	C	0.25(100)	0.054(100)	0.053(100)	0.011(100)	0.25(100)
		FC	0.38(152)	0.052(96)	0.038(72)	0.016(146)	0.48(192)
		S	0.45(180)	0.063(117)	0.033(62)	0.014(127)	0.73(292)
		M1	0.35(140)	0.055(102)	0.041(77)	0.012(109)	0.36(144)
		M2	0.56(224)	0.059(109)	0.045(85)	0.019(173)	0.66(264)
		L	0.37(148)	0.051(94)	0.038(72)	0.020(182)	0.41(164)
		S'	0.22(88)	0.061(113)	0.031(58)	0.009(82)	0.20(80)
		M'	0.21(84)	0.056(104)	0.055(104)	0.016(146)	0.18(72)
		L'	0.23(92)	0.050(93)	0.050(94)	0.029(264)	0.19(76)
	ROOT	C	10.95(100)	0.21(100)	0.048(100)	0.025(100)	15.37(100)
		FC	8.92(82)	0.17(81)	0.029(60)	0.022(88)	12.50(81)
		S	10.46(96)	0.19(90)	0.053(110)	0.027(108)	14.21(92)
		M1	12.84(117)	0.24(114)	0.070(146)	0.041(164)	17.69(115)
		M2	9.28(85)	0.17(81)	0.041(85)	0.033(132)	12.83(83)
		L	12.32(113)	0.24(114)	0.062(129)	0.030(120)	16.25(106)
		S'	6.64(61)	0.15(71)	0.060(125)	0.021(84)	8.94(58)
		M'	10.92(100)	0.21(100)	0.049(102)	0.025(100)	15.11(98)
		L'	7.15(65)	0.14(67)	0.033(69)	0.018(72)	9.87(64)
II-2	SHOOT	C	0.34(100)	0.047(100)	0.038(100)	0.011(100)	0.39(100)
		FC	0.26(76)	0.038(81)	0.027(71)	0.010(91)	0.25(64)
		S	0.21(62)	0.042(89)	0.041(108)	0.025(227)	0.18(46)
		M1	0.22(65)	0.039(83)	0.034(89)	0.020(182)	0.19(49)
		M2	0.24(71)	0.038(81)	0.036(95)	0.009(82)	0.22(56)
		L	0.35(103)	0.044(94)	0.035(92)	0.011(100)	0.37(95)
		S'	0.18(53)	0.037(79)	0.029(76)	0.008(73)	0.13(33)
		M'	0.17(50)	0.038(81)	0.038(100)	0.011(100)	0.11(28)
		L'	0.16(47)	0.035(75)	0.028(74)	0.007(64)	0.079(20)
	ROOT	C	13.73(100)	0.56(100)	0.043(100)	0.026(100)	19.89(100)
		FC	8.44(62)	0.16(29)	0.035(81)	0.016(62)	11.77(59)
		S	9.35(68)	0.18(32)	0.040(93)	0.021(81)	13.07(66)
		M1	7.34(53)	0.13(23)	0.031(72)	0.019(73)	10.61(53)
		M2	6.88(50)	0.13(23)	0.032(74)	0.017(65)	9.71(49)
		L	11.09(81)	0.21(57)	0.045(105)	0.024(92)	14.89(75)
		S'	5.16(38)	0.10(18)	0.027(63)	0.012(46)	6.87(35)
		M'	6.38(47)	0.12(21)	0.027(63)	0.014(53)	8.99(45)
		L''	7.86(57)	0.15(27)	0.038(88)	0.018(69)	10.86(56)

株当たり含有量についてみると、II-1は場の汚泥施用区のソルガム茎葉部及び根部の成分に対してII-2は場の汚泥連用区では、多くの成分が化学肥料区より高含有量を示し、茎葉部のCa及びZn、根部のKは全施用区で高含有量を示し、多くの成分について多量区の両部位とも同じく高含有量を示した。汚泥初回施用区についてみると、II-1は場では、多量区の茎葉部Cu含有量が化学肥料区より高含有量であった。一方、II-1は場では、両部位のP、K、Ca、茎葉部のZn、根部のCuが施用量によってそれぞれ化学肥料区より高含有量となった。汚泥の連用が株当たり成分含有量に与える影響をみると、II-1は場の茎葉部では、K、Ca、Mg、Fe、Mn及びAlが全施用量とも連用が初回施用区より高含有量を示した（N及びPは初回多量区が欠測、少量及び中量区ではいずれも連用が初回区を上回った）。同ほ場の根部では、欠測であるNを除くすべての成分で連用区が初回区より高含有量を示した（連用多量区が欠測であり、少量及び中量区のみ比較）。

表 28 ソルガムの成分吸収量 (1980)
Table 28 Absorption of elements by Sorghum (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)					
			N	P	K	Ca	Mg	
II-1	SHOOT	C	133.38(100)	15.58(100)	118.31(100)	41.57(100)	40.97(100)	
		FC	496.65(372)	53.56(344)	360.87(305)	104.3(251)	130.83(319)	
		S	365.40(274)	33.63(216)	227.95(193)	118.4(285)	122.09(298)	
		M1	400.40(300)	41.56(267)	209.96(177)	110.76(266)	124.82(305)	
		M2	447.5(335)	54.79(352)	173.66(147)	154.98(373)	175.06(427)	
		L	529.20(398)	54.81(352)	247.76(209)	164.73(396)	192.05(469)	
		S'	177.75(133)	22.68(146)	91.22(77)	65.81(158)	74.25(181)	
		M'	297.00(223)	27.32(175)	110.26(93)	82.31(198)	94.61(231)	
		L'	—	—	108.67(92)	106.18(255)	126.03(308)	
	ROOT	C	—	—	1.99(100)	18.45(100)	3.08(100)	4.15(100)
		FC	—	—	6.30(317)	53.90(292)	11.41(370)	13.84(334)
		S	—	—	6.77(340)	30.99(168)	10.33(335)	9.94(240)
		M1	—	—	5.59(281)	26.35(142)	10.65(346)	10.99(265)
		M2	—	—	6.01(302)	30.32(164)	12.92(419)	10.88(262)
		S'	—	—	3.04(153)	14.54(79)	4.49(146)	4.96(120)
		M'	—	—	3.07(154)	13.58(74)	5.04(164)	4.96(120)
		L'	—	—	6.29(316)	26.43(143)	11.76(382)	8.41(203)
		II-2	SHOOT	C	—	—	18.17(100)	124.21(100)
FC	—			—	35.55(196)	218.23(176)	52.76(142)	65.57(209)
S	—			—	31.22(172)	240.76(194)	65.98(178)	64.83(206)
M1	—			—	34.21(188)	233.48(188)	80.71(218)	86.76(276)
M2	—			—	47.85(263)	389.67(314)	109.13(294)	105.26(335)
L	—			—	46.96(258)	236.98(191)	115.41(311)	122.54(390)
S'	—			—	36.98(204)	342.67(276)	70.77(191)	63.45(202)
M'	—			—	45.19(249)	299.28(241)	46.15(124)	77.80(248)
L'	—			—	23.99(132)	192.53(155)	53.98(146)	50.95(162)
ROOT	C		—	—	2.80(100)	24.86(100)	2.75(100)	3.89(100)
	FC		—	—	5.10(182)	44.75(180)	5.97(217)	7.55(194)
	S		—	—	5.66(202)	53.90(177)	9.62(350)	8.24(212)
	ML		—	—	5.97(213)	54.96(221)	6.75(245)	7.44(191)
	M2		—	—	7.46(266)	66.09(266)	11.0(400)	9.88(254)
	L		—	—	6.46(231)	58.14(234)	15.6(567)	11.45(294)
	S'		—	—	6.43(230)	56.55(227)	7.47(272)	6.97(179)
	M'		—	—	4.87(173)	49.26(198)	5.29(192)	5.67(146)
	L'		—	—	5.29(189)	52.26(210)	7.45(271)	7.14(184)

これに対してII-2ほ場では全施用区にわたって連用区>初回区となったのは、根部のFe, Cu及びAlだけであった。II-2ほ場の両部位の多量区のP, Ca, Mg, Mn, Zn, 茎葉部のK, Fe, Cu及びAlに関しては多量区>初回区となった。このように、連用が株当たり成分含有量に与える影響は、ほ場によって異なり、実験開始初の肥沃度の低いII-1ほ場で連用の影響(連用によって株当たり各成分含有量が増加する)が明確に発現した。また、各成分のいくつかで、前作ナス栽培前の汚泥施用量に対応した連用区と初回区の成分含有量の差が認められた。このソルガム栽培前には汚泥が施用されていないので、前作ナス栽培時の汚泥施用量と各成分の株当たり含有量の間の関係を検討すると、汚泥連用区では、一定の関係は見いだせなかった。しかし、初回施用区では、II-1ほ場における茎葉部のCa, Mg, Zn及びCu, 同根部のFe, Mn, Cu及びAlについて施用量の増加に伴う含有量の増加が認められた。以上に示したように、汚泥施用量に段階的に対応する成分含有量の増加は、連用区において全く認められなかった。しかし、少量区と多量区の間で

表 29 ソルガムの重金属吸収量 (1980)
Table 29 Absorption of heavy metals by Sorghum (1980)

Field	Sample	Treatment	Total contents (mg/plant)				
			Fe	Mn	Zn	Cu	Al
II-1	SHOOT	C	1.41(100)	0.31(100)	0.30(100)	0.065(100)	1.41(100)
		FC	6.59(467)	0.90(290)	0.65(217)	0.27(415)	8.22(583)
		S	5.69(404)	0.80(258)	0.41(137)	0.17(262)	9.19(652)
		M1	4.88(346)	0.77(248)	0.58(193)	0.17(262)	5.14(365)
		M2	8.82(626)	0.94(303)	0.71(237)	0.29(446)	10.32(732)
		L	7.00(496)	0.96(309)	0.71(237)	0.38(585)	7.67(544)
		S'	1.64(116)	0.46(148)	0.23(76)	0.07(108)	1.54(109)
		M'	1.86(132)	0.49(158)	0.49(163)	0.14(215)	1.59(113)
		L'	2.85(202)	0.63(203)	0.62(207)	0.37(569)	2.36(167)
	ROOT	C	17.41(100)	0.33(100)	0.076(100)	0.039(100)	24.4(100)
		FC	46.21(265)	0.90(273)	0.15(197)	0.112(287)	64.7(265)
		S	44.13(254)	0.80(242)	0.22(289)	0.114(292)	59.95(246)
		M1	51.09(294)	0.97(294)	0.28(368)	0.162(415)	70.39(288)
		M2	43.97(253)	0.81(246)	0.19(250)	1.59(4077)	60.8(249)
		S'	14.02(81)	0.31(94)	0.13(171)	0.04(103)	18.87(77)
		M'	25.44(146)	0.49(149)	0.12(158)	0.06(154)	35.20(144)
		L'	31.76(182)	0.63(191)	0.15(197)	0.08(205)	43.82(179)
		II-2	SHOOT	C	1.80(100)	0.25(100)	0.20(100)
FC	2.80(156)			0.41(164)	0.28(140)	0.11(183)	2.72(132)
S	2.07(115)			0.41(164)	0.39(195)	0.25(417)	1.70(83)
M1	2.50(139)			0.44(176)	0.37(185)	0.22(367)	2.15(104)
M2	3.69(205)			0.58(232)	0.54(270)	0.14(233)	3.38(164)
L	5.17(287)			0.66(264)	0.52(260)	0.17(283)	5.49(267)
S'	2.10(117)			0.45(180)	0.34(170)	0.09(150)	1.59(77)
M'	2.10(117)			0.46(184)	0.46(230)	0.13(217)	1.29(63)
L'	1.44(80)			0.32(128)	0.25(125)	0.07(117)	0.71(35)
ROOT	C		21.96(100)	0.89(100)	0.07(100)	0.04(100)	31.8(100)
	FC		26.76(122)	0.51(57)	0.112(160)	0.05(125)	37.3(117)
	S		30.21(138)	0.57(64)	0.13(186)	0.07(175)	42.2(133)
	M1		24.96(114)	0.46(52)	0.11(157)	0.07(175)	36.06(113)
	M2		32.82(149)	0.63(71)	0.15(214)	0.08(200)	46.31(146)
	L		52.55(239)	0.98(110)	0.22(314)	0.01(25)	70.56(222)
	S'		21.09(96)	0.41(46)	0.11(157)	0.05(125)	28.11(88)
	M'		20.41(93)	0.39(44)	0.08(114)	0.05(125)	28.84(91)
	L'		24.60(112)	0.47(53)	0.12(171)	0.06(150)	33.98(107)

含有量に50%以上の開きがある成分は、II-1ほ場の茎葉部ではP, Mg, Zn及びCu, II-2ほ場の茎葉部ではP, Ca, Mg, Fe, Mn及びAl, 同根部ではCa, Fe, Mn, Zn及びAlであった。これらについては、施用量の増加に伴って含有量も増加するものと考えられる。

以上に示したように下水汚泥施用土壤に栽培された植物のなかでは、ナス(54及び55年度夏作)の地上部Na含有量(乾物当たり)が対照無施用区より著しく増加し、汚泥多量施用区のNa含有量が化学肥料区のそれより高含有量を示すことが明らかにされた。しかし、これは、他の植物では認められなかった。N, P, Ca及びMgについては、汚泥区の含有量が化学肥料区を上回る場合があったが、汚泥施用量、植物、部位等によってまちまちであり、一定の傾向は認められなかった。しかしながら、これらの成分に関しては、汚泥中量年2回及び多量区の含有量が化学肥料区のそれとほぼ同等となることが多くの植物で認められた。施用した汚泥には、1,385 µg/g乾物の多量のZnを含有していた(多量区では17 µg/g土壤のZnが負荷されたことになる)が、汚泥施用区のZn

が化学肥料区のそれより高含有量となるのがいくつかの植物で認められている。しかし、認められない場合の方が多く、必ずしもこの多量の汚泥を施用した土壌に栽培した植物のZn含有量が化学肥料区より高くなるとはいえない。また、Fe、Mn、Cu及びAlについてもZnと同様の結果となった。これは、汚泥の施用回数が少なく、負荷量が低いことと汚泥中に多量に含有されているCaによって汚泥施用区の土壌pHが上昇し、これら成分が不溶化したためと考えられる。

汚泥施用量と植物体内の各成分含有量（乾物当たり）との間に明確な関係が認められる場合は少なく、汚泥施用量の増加に伴って含有量が明確に増加した例は、54年度夏作ナスのNa含有量（I-2及びII-2は場茎葉部、II-2は場果実部）、55年度夏作ナスの汚泥初回施用区のNa（II-1は場の茎葉及び果実部、II-2は場の果実部）、54年度冬作コムギのCaとN（I-1は場）及びNa（I-2は場）、55年度夏作コカブのNa（根）及び55年夏作フダンソウのMg（葉部）であり、汚泥施用量の増加に伴って明確に低下した例は、55年度ナスのFe（II-1は場茎葉部及びII-2は場果実部）であった。このように汚泥の連用回数が増加するに伴って施用量と成分含有量の間に一定の関係が認められなくなった。

3.7 植物体成分の植物間差

各ほ場において栽培された植物体の成分含有量について（汚泥施用区、化学肥料区及び無肥料区を含む）、各元素ごとに乾物当たりの最小値と最大値を調べ植物体成分の植物間差を検討した。その結果、54年度夏作ナスの場合、それらの乾物当たりの含有量は、茎葉部でI-1及びI-2ほ場ともに $Ca \geq N > K > Mg > P > Na$ の順位を示し、またII-1及びII-2ほ場では、 $N > Ca > K > Mg > P > Na$ の順位を示すことが認められた。特にI-1及びI-2ほ場では、 $Ca > N$ であるのに反し、II-1及びII-2ほ場では、 $N > Ca$ となることが明らかとなった。さらに果実部の場合、生産力が特に低いII-1ほ場では、 $K > N > Ca \approx P > Mg > Na$ の順位を示したが、このほ場より高い生産力を示すI-1、I-2及びII-2ほ場では、 $K > N > P > Mg \approx Ca > Na$ の順位を示すことが明らかとされた（表2）。これらの原因は不明であるが、供試ほ場の土性を反映したものと考えられる。また、55年度夏作ナスについては、茎葉部の場合、II-1ほ場では、 $Ca \approx N \geq Mg > P > Na$ の順位を示し、II-2ほ場では、 $Ca \geq N \approx K > Mg > P > Na$ の順位に低い値を示した。また果実部の場合、両ほ場ともに $K > N > P > Ca \approx Mg > Na$ の順位を示すことが明らかとされた。茎葉部の各成分含有量について54年度のそれと比較すると、各元素ともに低い傾向が認められた（表2及び表6）。これらの傾向は、54年度のナス栽培⁵⁾及び55年度のナス栽培⁶⁾における生育期間の相違によるものと考えられる。

54年度コムギの成分含有量は、I-1及びI-2ほ場ともに $K > N > P > Ca > Mg > Na$ の順位であった（表10）。他方、II-1ほ場では、 $K > N \approx Ca > P > Mg > Na$ の順に低く、またII-2ほ場では、 $N > K > Ca > P \approx Mg > Na$ の順位を示すことが認められた（表10）。I-1及びI-2ほ場に比べてリン酸吸収係数の高いII-1及びII-2ほ場で栽培された植物体中のP含有量は、

リン酸吸収係数の低い I-1 及び I-2 のそれより低い値を示すことが認められた (表10)。

55年度冬作コムギの各成分含有量は、I-1 及び I-2 ほ場では、 $K > Ca > P \approx Mg$ の順位が認められたが、II-1 及び II-2 ほ場では、 $K > Ca > Mg > P$ の順位が示され、54年度の場合より、さらに P 含有量が低い値を示すことが明らかにされた。また根部については、I-1 ほ場では $K > Ca > P > Mg > Na$ の順位が示されたが、II-1 及び II-2 ほ場では、 $K > Ca > Mg > P > Na$ の順位が認められ、この場合についても、I と II のほ場間に P 含有量の差異が認められた。これらは、II ほ場の土壌がリン酸吸収が高く、さらにコムギは、難溶性リン酸塩からリン酸を吸収利用する能力が小さい¹¹⁾ ことに起因しているものと考えられる。

55年度夏作陸稲の各成分含有量は、地上部では $N > K > Ca > Mg > P > Na$ の順に低い値を示し、地上部及び根部とも前述のコムギと同じように、Na 含有量が低く、イネ科作物は、Na 含有率が低いという従来の結果と一致した (表14)。

55年度 I-2 ほ場では、夏作としてコカブを栽培し、さらにコカブ栽培跡地を用いて、フダンソウの栽培を行った。コカブの場合、これらの乾物当たりの各成分含有量は、葉部では $Ca \geq N > K > Na > Mg > P$ の順位を示し、根部では $K > N \approx Ca \approx P \approx Na > Mg$ の順位を示すことが明らかとされた (表18)。フダンソウの場合、葉部では $N > K > Na \geq Ca > P$ の順位を示し、また根部では $K > Na > P > Mg > Ca$ の順位を示すことが明らかとされた (表22)。またフダンソウはコカブに比べ葉部及び根部ともに Na 含有量が高いことが認められた (表18及び表22)。これらの相違は、植物の品種の差によるものと考えられるがさらに検討を要する。

55年度夏作ソルガムの場合、II-1 及び II-2 ほ場ともに、茎葉部では $K > Mg \geq Ca > P$ の順に低い値を示すことが明らかとなり、また根部においても $K > Mg \approx Ca > P$ の順に低い値を示す傾向が認められた (表26)。

3.8 植物による汚泥中の窒素、リン及びカリウムの吸収

表1 に示した汚泥施用区における N、P 及び K の施用量と表4、8、12、16、20、24及び28に示した各植物の株当たり N、P 及び K の含有量から求めた汚泥施用区における各植物の地上部 (コカブは茎葉部+根部) の N、P 及び K の吸収率を表30 (N)、31 (P) 及び32 (K) に示した。

3.8.1 汚泥施用区における植物の窒素吸収

各植物における N の吸収率を表30に示した。各ほ場における施用量と N 吸収率の関係をみると全区に汚泥が施用された第1作ナス (II-1 ほ場中量区が欠測) では、すべてのほ場で汚泥施用量の増加に伴って吸収率が低下する傾向が認められた。第2作コムギについて汚泥施用区 (少量及び中量年2回区) の吸収率をみると I-2 ほ場だけでナスの場合と同様の傾向が認められたにすぎなかったが、第3作では I-1、I-2 及び II-1 ほ場で第1作ナスと同じ傾向が認められた。また、55年から汚泥の施用が開始された区については、II-2 ほ場で同一の傾向が認められた。このように

表 30 汚泥施用区における植物による窒素吸収
Table 30 Nitrogen absorption by plants grown in sludge-amended plots

Field	Treatment plot	Sludge application rate t/ha*	Nitrogen absorption (%)			
			First crop	Second crop	Third crop	Fourth crop
I-1	S	3.75	Eggplant 16.6	Wheat 19.5	Upland rice 34.1	—
	M1	7.5	9.1	5.4	3.4	—
	M2	7.5	9.1	19.4	20.7	—
	L	15	6.4	10.4	12.0	—
I-2	S	3.75	Eggplant 31.5	Wheat 21.2	Turnip 15.4	Chard 7.9
	M1	7.5	13.0	7.4	8.5	5.3
	M2	7.5	13.0	17.5	9.9	6.0
	L	15	—	7.9	8.2	3.5
II-1	S	3.75	Eggplant 9.1	Wheat 3.8	Eggplant 24.6	Sorghum 13.3
	M1	7.5	—	2.9	9.8	7.7
	M2	7.5	—	6.0	16.3	9.1
	L	15	4.1	2.9	9.5	5.7
	S'	3.75			6.9	2.6
	M'	7.5			9.4	4.7
	L'	15			7.9	—
II-2	S	3.75	Eggplant 14.0	Wheat 9.6	Eggplant 16.2	Sorghum —
	M1	7.5	11.1	8.1	9.7	—
	M2	7.5	11.1	8.1	18.7	—
	L	15	7.5	5.3	8.9	—
	S'	3.75			7.7	—
	M'	7.5			6.5	—
	L'	15			5.8	—

* ; Dry metric tons/ha

Nの吸収率は、汚泥施用量の増加に伴って低下するものと考えられる。

N吸収率のは場間差をみると第1作ナス（全区の平均値）でI-2>I-1>II-2>II-1であり、第2作（汚泥施用区の平均値）で、I-2>I-1>II-2>II-1となった。このII-1は場の第1及び2作の吸収率は、他のほ場に比べて極めて低い値であった。第3作（全区の平均値、I-2ほ場は、コカブ+フダンソウの合計吸収率）では、I-1>I-2>II-1>II-2であったが、I-2、II-1及びII-2ほ場間の差は極めて小さくなった。このように第1及び第2作では、吸収率には場間差が認められたが、連用回数の増加に伴ってほ場間差が認められなくなることが明らかにされた。第1作と第3作に同じナスが栽培されたII-1及びII-2ほ場の汚泥連用区（S及びM2）の吸収率は、第3作>第1作となり連用によって吸収率が上昇するものと考えられる。これらのほ場では55年に施用が開始された区もナスが栽培された。そこで初回区と連用区の吸収率を比較するといずれも連用区が初回区より高くなり、汚泥の連用によって吸収率が増加することが明らかにされた。一方、54年度においては中量年1回区及び多量区は、夏作前1回の汚泥施用後、第1作としてナスが栽培され続いて汚泥無施用で第2作のコムギが栽培された。I-1、I-2及

びⅡ-2は場の中量年1回区, Ⅱ-1及び2は場の多量区における植物のN吸収率は, 第1作(ナス) > 第2作(コムギ)となりこれらの区における2作合計の吸収Nのうち第1作が占める割合は3は場平均で約60%, 第2作が約40%であった。Ⅰ-1は場の多量区では第1作が40%, 第2作が約60%と全く逆の関係となった。また, 55年度夏作においてはⅠ-2及びⅡ-1は場(Ⅱ-2は場も栽培されたがNは欠測であり除く)の全汚泥施用区について汚泥無施用で第2作(フダンソウ及びソルガム)が栽培された。これらのは場における2作合計の吸収Nのうち第1作が占める割合はⅠ-2は場で65%, Ⅱ-1は場連用区で62%, 同初回区で70%であり, 第2作の割合はそれぞれ35, 38及び30%であった。これらの結果から汚泥中Nの肥効は, 汚泥施用後の第1作のみならず次作にも有効となる部分から成るものと考えられ, 第1作への肥効が第2作へのそれよりやや高いものと推測される。

3.8.2 汚泥施用における植物のリン吸収

各植物のP吸収率を表31に示した。各は場における汚泥施用量とpの吸収率の関係をみると, 全区に汚泥が施用された第1作ナスではⅡ-1は場を除く全は場でNと同様に施用量の増加に伴って吸

表 31 汚泥施用区における植物によるリン吸収
Table 31 Phosphorus absorption by plants grown in sludge-amended plots

Field	Treatment plot	Sludge application rate t/ha*	phosphorus absorption (%)			
			First crop	Second crop	Third crop	Fourth crop
Ⅰ-1	S	3.75	Eggplant	Wheat	Upland rice	-
	M1	7.5	5.5	9.4	-	-
	M2	7.5	3.0	2.3	-	-
	L	15	3.0	8.0	-	-
Ⅰ-2	S	3.75	Eggplant	Wheat	Turnip	Chard
	M1	7.5	14.4	11.5	7.2	3.9
	M2	7.5	6.3	3.3	3.6	2.1
	L	15	6.3	6.8	3.9	2.2
Ⅱ-1	S	3.75	Eggplant	Wheat	Eggplant	Sorghum
	M1	7.5	0.5	0.5	12.1	4.4
	M2	7.5	-	0.7	6.1	3.2
	L	15	0.8	1.7	9.0	4.8
	S'	3.75		0.9	4.9	2.4
	M'	7.5				
	L'	15			4.5	1.7
					5.8	1.4
Ⅱ-2	S	3.75	6.6	3.0	10.1	3.2
	M1	7.5	4.6	2.3	5.8	2.0
	M2	7.5	4.6	3.3	8.8	3.7
	L	15	2.5	1.8	5.3	1.8
	S'	3.75			5.6	4.6
	M'	7.5			4.0	3.3
	L'	15			3.0	0.4

* ; Dry metric tons/ha

収率が低下する傾向が認められた。第2作コムギについて汚泥施用区(S及びM2)の吸収率をみるとI-1及び2ほ場で同様の低下の傾向が認められたもののII-1及び2ほ場では認められなかった。第3作についてみると、I-2、II-1及びII-2ほ場の3作とも汚泥が施用された区の吸収率は、少量区>多量区であり、施用量の増加に伴って吸収率は低下する傾向を示した。また、II-2ほ場の55年度新規汚泥施用区についても同様の傾向が認められた。このようにPの吸収率もNと同様に施用量の増加に伴って低下することが明らかにされた。

汚泥施用区のP吸収率のは場間差は、第1作(全区の平均値) $I-2 > II-2 > I-1 > II-1$ 、第2作(施用区の平均) $I-2 > I-1 > II-2 > II-1$ であり、両作ともNと同様にII-1ほ場のそれが極めて低値であった。第3作(全区の平均値、但しI-2ほ場ではコカブ+フダンソウ)ではI-2、II-1及びII-2のは場間にほとんど差が認められなくなった。このようにPの吸収率は、Nと同様に汚泥の連用を重ねることによっては場間差が認められなくなることが明らかにされた。第1作と第3作にナスが栽培されたII-1及びII-2ほ場の汚泥連用区(S及びM2)の吸収率は、第3作>第1作であり、連用により上昇するものと考えられる。これらのは場には55年度から新規に汚泥施用区が設けられたが、そのP吸収率はいずれも連用区より低値であり、汚泥の連用は、植物によるPの吸収率を上昇させることが明らかにされた。一方、54年度には、中量年1回区及び多量区では汚泥無施用で第2作コムギが栽培された。これら区における2作合計のP吸収量のうち第1作が占める割合(全ほ場の平均値)は52%、第2作が48%とほぼ等しいことが示された。また、55年度には、I-2、II-1及び2ほ場の全汚泥区に、夏作前に汚泥が施用され、第1作が栽培されたが、その後全区とも汚泥無施用で第2作が栽培された(55年度新設区も含む)。これら区における夏作第1作と第2作の植物によるPの吸収割合を前記と同様に求めると全ほ場の平均値として第1作が70%、第2作が30%となった。このように54年度と55年度で異なる結果となったのは、第2作の栽培植物と時期、期間の違い、第1作の栽培期間の違い等によるものと考えられる。いずれにせよこれらの結果は、汚泥中に含有されるPは、施用後の第1作だけでなく第2作にも吸収されることを示している。

3.8.3 汚泥施用区における植物のカリウム吸収

表32に示したように、汚泥施用区に栽培された植物のK吸収率は、II-1ほ場の第1作及び第2作並びに各ほ場多量区を除いて100%以上となり、植物は汚泥から供給されるK以外に土壌から多量のKを吸収することが明らかにされた。汚泥中Kが施用後の第2作に吸収されるかどうかは、これらの実験結果からは明確ではないが、N及びPと同様に第2作にも吸収されるものと考えられる。この点は今後説明を要する課題である。

以上に示したように汚泥中に含有されるN及びPは、施用後の第1作だけでなく第2作にも吸収されることが明らかにされた。

表 32 汚泥施用区における植物によるカリウム吸収
Table 32 Potassium absorption by Plants grown in sludge-amended plots

Field	Treatment plot	Sludge application rate t/ha	Potassium absorption (%)			
			First crop	Second crop	Third crop	Fourth crop
I-1	S	3.75	Eggplant	Wheat	Upland rice	-
	M1	7.5	127	300	152	-
	M2	7.5	102	55	78.6	-
	L	15	102	289	186	-
			9.3	124	95.7	-
I-2	S	3.75	Eggplant	Wheat	Turnip	Chard
	M1	7.5	214	351	155	67.2
	M2	7.5	191	94	74.7	44.8
	L	15	191	242	98.4	23.4
			85.2	119	55.1	19.3
II-1	S	3.75	Eggplant	Wheat	Eggplant	Sorghum
	M1	7.5	2.2	25	144	70.6
	M2	7.5	-	28	109	32.8
	L	15	-	42	123	20.0
			17.4	24	56.4	23.2
	S'	3.75			58.6	-
	M'	7.5			81.0	-
	L'	15			33.2	-
II-2	S	3.75	Eggplant	Wheat	Eggplant	Sorghum
	M1	7.5	192	121	226	74.8
	M2	7.5	143	92	114	39.1
	L	15	143	151	204	94.6
			67.1	54	82.5	20.1
	S'	3.75			153	140
	M'	7.5			125	62.2
	L'	15			76.9	123

* ; Dry metric tons/ha

4. まとめ

4面の淡色黒ボク畑は場を用いて下水汚泥の連用試験を行い、汚泥施用区に栽培された植物（ナス、コムギ、陸稲、コカブ、フダンソウ及びソルガム）のN, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Mn, Zn, Cu及びAl含有量を測定した。その結果次のことが明らかにされた。

- 1) 汚泥施用区に栽培されたナスの地上部（茎葉部及び果実部）のNa含有量が対照無施用区のそれより著しく高い含有量を示し、汚泥多量施用区のナスの地上部Na含有量は、化学肥料区のそれより高含有量となった。
- 2) 汚泥施用後第1作として栽培されたナス（54年度夏作）については、汚泥施用量の増加に伴ってNa, Fe及びZn含有量が、明確に増加する場合があることが認められた。しかし、汚泥の施用回数の増加とともに汚泥施用量と植物体中成分含有量との間に関連が認められなくなった。
- 3) 55年度に栽培されたナス果実部のCu、ソルガム茎葉部のAl及び根部のCuについて汚泥の連用による含有量の増加が全汚泥施用量に関して認められた。
- 4) 汚泥施用区に栽培された植物のZn, Cu, Mn, Fe及びAl含有量が化学肥料区の含有量を

上回る場合が少数ながら認められた。

- 5) 汚泥中に含有されるN及びPの植物による吸収率は、汚泥連用の場合(第3作)、Nが8~34%、Pが3~12%であり、汚泥施用量の増加に伴ってN及びPの吸収率は、低下すること、また、汚泥の連用によりこれらの吸収率が上昇することが明らかにされた。
- 6) 汚泥施用区に栽培された植物の汚泥中Kの吸収率は、非常に高く、多くの場合100%以上の値を示すことが明らかにされた。このことは、汚泥施用土壌に栽培された植物は、汚泥中のKだけでなく土壌からもKを吸収することを示している。
- 7) 汚泥に含有されるN及びPは、汚泥施用後の第1作として栽培される植物だけでなく次作の植物にも吸収されること、第1作と第2作で吸収されるNの約60%が第1作に、約40%が第2作で吸収されること、またPについては、第1作で約70%、第2作に約30%が吸収されることが明らかにされた。

謝 辞

本研究を行うに当たり、ICPの測定を担当していただいた当研究所計測技術部西川雅高氏に深謝する。

引用文献

- 1) 高橋和司(1969):下水汚泥の農業利用について。下水道協会誌, 6, 62-68.
- 2) 横浜市下水道局(1974):下水汚泥の緑農地還元研究報告書.
- 3) 大阪市下水道局(1977):下水汚泥の有効利用に関する調査研究(その10年の歩み).
- 4) 建設省都市局下水道部・日本下水道事業団(1978):下水汚泥の農業利用に関する調査.
- 5) 久保井 徹・服部浩之・藤井國博(1980):下水汚泥の施用によるほ場環境の変化(I)。下水汚泥の施用がナスの生育に与える影響。国立公害研究所研究報告, 第14号, 159-176.
- 6) 山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰男・矢崎仁也(1983):下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育-ほ場試験-。国立公害研究所研究報告, 第46号, 147-174.
- 7) 竹尾忠一(1980):プラズマ発光分光分析法(ICPQ)による茶の無機成分分析法の検討。日本食品工業学会誌, 27, 439-444.
- 8) 竹尾忠一(1980):プラズマ発光分光分析法(ICPQ)による茶元素含有量の調査。日本食品工業学会誌, 27, 445-447.
- 9) 日本土壌肥科学会編(1979):下水汚泥-リサイクルのために。博友社, 68, 109, 110.
- 10) 安藤忠男・正岡淑邦・尾形昭逸(1971):スイートソルガムの無機成分含量におよぼす窒素とカリの影響(第2報)。無機成分, 特にMg吸収におよぼす窒素とカリの影響。中国農業研究, 42, 35-37.
- 11) 高井康雄・早瀬達郎・熊沢喜久雄(1976):植物栄養土壌肥料大事典。養賢堂, 682.

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第1号 陸水域の富栄養化に関する総合研究——霞ヶ浦を対象域として——昭和51年度。
(1977)
- 第2号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51/52年度
研究報告。(1978)

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- 第3号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the
genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第4号 スモッグチャンバーによる炭化水素 - 窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和52年度
中間報告。(1978)
- 第5号 芳香族炭化水素 - 窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及
ぼす影響に関する研究——昭和51/52年度 研究報告。(1978)
- 第6号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (II) ——霞ヶ浦を中心として——昭和53年度。
(1979)
- 第7号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the
family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- 第8号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和
52/53年度 研究報告。(1979)
- 第9号 スモッグチャンバーによる炭化水素 - 窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和53年度
中間報告。(1979)
- 第10号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51/53年度
特別研究報告。(1979)
- 第11号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity.
(1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第12号 Mutielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma
spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多
元素同時分析)
- 第13号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)

Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.

Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.

(多摩川に発生するユスリカの研究)

——第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係

——第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について)

- 第14号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- 第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度 特別研究報告。(1980)
- 第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測。(1980)
- 第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果——臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——昭和53/54年度 特別研究報告。(1980)
- 第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- 第19号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (III) ——霞ヶ浦 (西浦) の湖流——昭和53~54年度。(1981)
- 第20号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (IV) ——霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響——昭和53~54年度。(1981)
- 第21号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (V) ——霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価——昭和53~54年度。(1981)
- 第22号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VI) ——霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量——昭和53~54年度。(1981)
- 第23号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VII) ——湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究——昭和53~54年度。(1981)
- 第24号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VIII) ——富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究——昭和53~54年度。(1981)
- 第25号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (IX) ——*Microcystis* (藍藻類) の増殖特性——昭和53~54年度。(1981)
- 第26号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (X) ——藻類培養試験法による AGP の測定——昭和53~54年度。(1981)
- 第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (XI) ——研究総括——昭和53~54年度。(1981)

- 第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究——昭和54～55年度 特別研究報告。(1981)
- 第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
 Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
 (多摩川に発生するユスリカ類の研究
 ——第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthoclaadiinae 各種の記載と、その分布の下水汚染度との関係について——
 ——第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載——)
- 第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究——昭和54/55年度 特別研究報告。(1982)
- 第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和55年度 特別研究報告。(1981)
- 第32号 スモッグチャンバーによる炭化水素 - 窒素酸化物系光化学反応の研究——環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究1) ——昭和54年度 特別研究中間報告。(1982)
- 第33号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——大気運動と大気拡散過程のシミュレーション——昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- 第34号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究——昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- 第35号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究。(1982)
- 第36号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究——昭和55, 56年度 特別研究報告。(1982)
- 第37号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究。(1982)
- 第38号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
 (環境標準試料「池底質」の調製、分析及び保証値)
- 第39号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究——昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- 第40号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和56年度 特別研究報告。(1983)
- 第41号 土壌環境の遠隔計測と評価に関する統計学的研究。(1983)
- 第42号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究。(1983)
- 第43号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.

Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded from the main stream in the June survey.

Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.

(多摩川に発生するユスリカ類の研究

——第5報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する6月の調査成績とユスリカ亜科に属する15新種等の記録——

——第6報 多摩本流より6月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について——

——第7報 多摩本流より3月に採集されたユスリカ科の各種について——

第44号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和54年度特別研究中間報告——環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)。(1983)

第45号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——研究総括——昭和53~55年度。(1983)

第46号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——特別研究報告 第1分冊——昭和54~55年度。(1983)

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1977. (1978)

(Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to:)

Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system-Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells—Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1977-1978. (1979)
- No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants —Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1978. (1979)
- No. 10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978. (1979)
- No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No. 12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
- Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No. 14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979. (1980)

- No. 15*Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants
—Research report in 1977-1978. (1980)
- No. 16*Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- No. 17*Influence of buoyancy on fluid motions transport processes-Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region
—Progress report in 1978-1979. (1980)
- No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- No. 19*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura (Nishiura)—1978-1979. (1981)
- No. 20*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas
—Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment—1978-1979. (1981)
- No. 21*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 22*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 23*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Applicability of trophic state indices for lakes—1978-1979. (1981)
- No. 24*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources
—1978-1979. (1981)
- No. 25*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*—1978-1979. (1981)
- No. 26*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas
—Determination of argal growth potential by algal assay procedure—1978-1979. (1981)
- No. 27*Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of researches—1978-1979. (1981)
- No. 28*Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—progress report in 1979-1980. (1981)
- No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.

- Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- No. 30*Eutrophication and red tides in the coastal marine environment—Progress report in 1979-1980. (1982)
- No. 31*Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1980. (1981)
- No. 32*Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No. 33*Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes—Progress report in 1980. (1982)
- No. 34*The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1980. (1982)
- No. 35*Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No. 36*Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report in 1980-1981. (1982)
- No. 37*Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy.—The evaluation laboratory of Man-environment Systems. (1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No. 39*The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1981. (1983)
- No. 40*Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1981. (1983)
- No. 41*Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil. (1983)
- No. 42*Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- No. 43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
- Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.
- Part 6. Description of species of subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.
- Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.

- No. 44*Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No. 45*Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of special research project in 1978-1980. (1983)
- No. 46*Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)

* in Japanese