

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 93, 1986.

国立公害研究所研究報告 第93号

## 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究

Studies on the Environmental Effects of the Application of Sewage Sludge to Soil

昭和58～59年度 特別研究総合報告・第1分冊(報文1)

Final Report in 1983-1984, Part 1 (Research Papers 1)

合 田 健 編

Edited by Takeshi GODA

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究

昭和58～59年度 特別研究総合報告 第1分冊

R-93 正 誤 表

ページ	行	誤	正
23	last	追加	4) T.Kuboi and K.Fujii(1985): Toxicity of cationic polymer flocculants to higher plants II. Hydroponit cultures. Soil Sci. Plant Nutr. 31,163-173.
33	10	(0.1mm) 以上	(0.5mm以上)
41 (図6)	5	undisturbed spil core	undisturbed soil core
43 (表2)	1	相対拡散係数	相対酸素拡散係数
	2	diffusivity	diffusivity
59	21	御提供いただいた。 国公研…	御提供いただいた。国公研有底材土壤の分析値の一部は本研究所土壤環境研究室 久保井徹博士の測定によるものであることを明記し、あわせてこれらのデータを提供して下さったことに感謝します。国公研…
61	17	有機態リン酸	有効態リン酸
	18	有機態リン	有効態リン
64	28	"	"
65	5	En	Eh
	6	En	Eh
	13	測定時間中	測定期間中
68	8	施用増加	施用後増加
70	5,7,8, 12, 14	有機態リン	有効態リン
71	1,5,7,8,11, 12, 13, 14	"	"
73	1	脱N菌	脱窒菌
77	18	明らかなように	明らかなように
78	17, 20, 21	有機態リン酸	有効態リン酸
147	4	…のみであった。	…のみであった。
157	下7	少ない元素には Cd,N,Zn少ない元素には Cd,K,Sr があった。	少ない元素には Cd,K,Sr があった。
161	1	きくない	削除
165	2	汚泥区の生育した	汚泥区に生育した

## 序

汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究は、昭和56～59年度の4年にわたって行われ、ここに総括報告をすることになった。全体で30編の報文から成っており、都合でこれを2分冊とした。

本研究の前半、昭和56/57年分の中間報告は、当時の土壤環境研究室長藤井國博を中心にし、研究報告第68号として9編の報文と研究概要とで構成されている。今回の2分冊は、主として後継の高松武次郎室長、久保井徹主任研究員らがそのとりまとめに尽力した。

汚泥施用というインパクトにより、N, P, Cといった栄養元素が土壤、植物、地下水あるいは大気中に種々の速度で移行し、畜積され、同時にそれらの形態変化及び土壤の物理性（例えば乾燥度）や化学性、微生物相が大きく変化する。加えてK, Na, Mg, Ca等の必須元素も、畜積部位あるいは鉛直分布の変化が起こる。普通肥料に比し下水汚泥に少ないKが、どのように制限元素的に働くか、あるいは、リグニン、粗タンパク、脂質、セルロース、ヘミセルロース、各種糖類などの土壤中、植物中含有量がどう変化するか、更にまた、Hg, Ca, Cu, Pb, Zn, Ni, Asといった、何らかの阻害性を有する重金属、元素類がどのような挙動を示すか等について、この報告で一応の答が出せたのではないかと思う。

加えて、本特研の先行特研である「有機廃棄物等の土壤生態系に及ぼす影響(略称)」(昭和53～55年度)の際は明らかにし得なかった、栄養元素や必須元素の物質収支について、特に今特研の後半は意欲的に取り組んだ。それがここに明らかにし得たことは、環境科学としての土壤研究が大きく一步前進したことになると考える。加えて、例えば石灰凝集汚泥の場合、施用頻度と施用量、つまりどの程度の連用でどういう障害が発現するか、最適施用率の考え方について、大型ライシメーター、ほ場での研究により明らかにすることができた。

昭和61年3月

国立公害研究所 水質土壤環境部

部長 合 田 健

(プロジェクト責任者)

# 目 次

## 第1分冊

I. 研究の概要	1
II. 報 文	
1. 汚泥連用が土壤の物理的性質に及ぼす影響 大坪国順・村岡浩爾	25
2. 下水汚泥の施用が表層土壤の水分環境と通気性に及ぼす影響 広木幹也・久保井 徹	33
3. 汚泥の連用が土壤の三相分布に及ぼす影響 山口武則	45
4. 汚泥の連用が土壤 pH に与える影響 藤井國博・服部浩之・山口武則	53
5. 下水汚泥の施用が水田土壤の理化学性、微生物数及び水稻の生育に及ぼす影響 広木幹也・藤井國博	61
6. 汚泥施用土壤における土壤微生物数の変化 藤井國博	81
7. 汚泥の連用が土壤微生物フロラに与える影響 藤井國博・服部浩之・広木幹也	93
8. 低温条件における下水汚泥の地下浸透と土壤の理化学性、微生物性に及ぼす影響 隅田裕明・藤井國博・松坂泰明	101
9. 汚泥成分の環境中での挙動について 畑土壤における汚泥成分の地下浸透と土壤微生物フロラの変化 隅田裕明・藤井國博・松坂泰明	115
10. 下水汚泥の施用がナスのネコブセンチュウ害に及ぼす影響 広木幹也・久保井 徹・藤井國博	135
11. 石灰汚泥の多量連用によるコマツナの生育と成分組成の変化 久保井 徹・広木幹也	149
12. 汚泥の有機物組成及び土壤中の微生物活性と汚泥の分解性 服部浩之・向井 哲	169
13. 汚泥中のリンの形態と土壤中における形態変化 服部浩之	181

## CONTENTS

### Part 1

I. Outline of Performed Researches .....	1
II. Articles	
1. Affection of Continuous Application of Limed Sludge on Physical Soil Properties ....	25
K. OTSUBO and K. MURAOKA	
2. Effect of Sewage Sludge Treatment on the Moisture Condition and Air Permeability of Surface Soil .....	33
M. HIROKI and T. KUBOI	
3. Effect of Continuous Application of Sewage Sludge on the Three-Phase Distribution of Soils .....	45
T. YAMAGUCHI	
4. Effect of Successive Application of Sewage Sludge on Soil pH .....	53
K. FUJII, H. HATTORI and T. YAMAGUCHI	
5. Effect of sewage sludge application on Chemical Properties, Microbial Numbers and rice plant growth in flooding soil .....	61
M. HIROKI and K. FUJII	
6. Changes in Microbial Population in Soils Amended with Domestic Sewage Sludge ....	81
K. FUJII	
7. Effect of Successive Applications of Sewage Sludge to Soils on Microflora .....	93
K. FUJII, H. HATTORI and M. HIROKI	
8. Effect of Sewage Sludge Components on Chemical and Microbiological Properties of Soils and Compositions of Soil Water under low Temperature .....	101
H. SUMIDA, K. FUJII and Y. MATSUZAKA	
9. Behaviours of Sewage Sludge Components in Soil Environment Effect of Sewage Sludge Components on Chemical and Microbiological Properties of Soil and Composition of Soil Water .....	115
H. SUMIDA, K. FUJII and Y. MATSUZAKA	
10. Effect of Sewage Sludge Application on Eggplant Root-Knot Nematode Disease ....	135
M. HIROKI, T. KUBOI and K. FUJII	
11. Changes in the Yield and Elemental Composition of Rape Grown on Soil Repeatedly Treated with Sewage Sludge .....	149
T. KUBOI and M. HIROKI	

12. Decomposition of Sewage Sludges in Relation to Their Organic Matter Composition and Soil Microbial Activities .....	169
H. HATTORI and S. MUKAI	
13. Forms of Phosphorus in Sewage Sludges and their Transformation in Soils .....	181
H. HATTORI	

(第2分冊) 目 次

14. 石灰凝集生活廃水汚泥中の Mn, Zn, Cu の形態	1
山口武則・藤井國博・麻生末雄	
15. 汚泥施用土壌における窒素の溶脱	11
藤井國博・山口武則	
16. 畑地土壌における汚泥成分の地下浸透と植物による吸収	21
広木幹也・久保井 徹	
17. 土壌から発生するガスの測定法	33
久保井 徹	
18. 下水汚泥施用土壌からのガス発生 I. 火山灰畑土壌	49
久保井徹・陽 捷行・藤井國博・福士定雄	
19. 下水汚泥施用土壌からのガス発生 II. 水田土壌	63
久保井 徹・広木幹也	
20. 汚泥施用土壌から発生する N <sub>2</sub> O: その発生要因・発生量・環境影響	79
久保井 徹	
21. 畑地における水分と物質の移動特性に関する研究	
I 観測結果と検討	93
村岡浩爾・平田健正・岩田 敏	
22. 畑地における水分と物質の移動特性に関する研究	
II 水収支・物質収支の数値シミュレーション	105
平田健正・村岡浩爾・岩田 敏	
23. ライシメーター浸透水中の無機成分濃度の経時変化	
—各種土壌における化学肥料と下水汚泥の比較—	119
袴田共之・藤井國博	
24. ライシメーター試験による水と溶存イオンの流出機構の解析	127
—土壌間差と汚泥・化学肥料施与の比較—	
波多野隆介・袴田共之・藤井國博	
25. 汚泥施用土壌におけるリンの垂直分布	145
藤井國博・山口武則	
26. 汚泥連用土壌における土壌層位別 Mn, Zn, Cu の形態	151
山口武則・麻生末雄・藤井國博	
27. 汚泥の水田土壌還元による陸水環境に及ぼす影響	161
矢木修身・稲森悠平・広木幹也・大久保紀男・須藤隆一	
28. <i>Microcystis</i> 属ラン藻の増殖に及ぼす細菌と有機物の影響	177
矢木修身・熊谷光彦・高村義親・須藤隆一	
29. <i>Microcystis aeruginosa</i> 無菌クローン株の増殖に対する栄養因子の検討	193
高村義親・渋川慶一・矢木修身・須藤隆一	
30. <i>Microcystis aeruginosa</i> 無菌クローン株の生産する寒天様被膜(スライム)に関する研究	209
高村義親・仲川道夫・矢木修身・須藤隆一	

## Part 2 CONTENTS

14. Forms of Mn, Zn and Cu in Limed Domestic Sewage Sludge .....	1
T. YAMAGUCHI, H. HATTORI, K. FUJII and S. ASO	
15. Eluviation of Nitrogen from Soils Treated with Domestic Sewage Sludge .....	11
K. FUJII and T. YAMAGUCHI	
16. Leaching and Plant Uptake of Sewage Sludge Elements in Upland Soil .....	21
M. HIROKI and T. KUBOI	
17. Measurement of Gas Flux from the Soil Surface .....	33
T. KUBOI	
18. Gas Flux from Soil Treated with Sewage Sludge I Volcanic Ash Upland Soil .....	49
T. KUBOI, K. MINAMI, K. FUJII and S. FUKUSHI	
19. Gas Flux from Soil Treated with Sewage Sludge II Submerged Soil .....	63
T. KUBOI and M. HIROKI	
20. Effect of Sewage Sludge Application on N <sub>2</sub> O Emission from Soil: A Review .....	79
T. KUBOI	
21. Study on Characterization of Water and Mass Movement in Field ( I ) Observed Result and its Discussion .....	93
K. MURAOKA, T. HIRATA and S. IWATA	
22. Study on Characterization of Water and Mass Movement in Field (II) Numerical Simulation of Water and Mass Budget .....	105
T. HIRATA, K. MURAOKA and S. IWATA	
23. Time Series of Element Concentration in Percolating Water of Lysimeter — Comparison of the Effects of Sewage Sludge and Chemical Fertilizers in the Four Soil Types — .....	119
T. HAKAMATA and K. FUJII	
24. Studies on the Mechanism of Drainage and Dissolved Ions Leaching from Lysimeters — Comparison of Four Soil Types Treated with Sewage Sludge and Chemical Fertilizers — .....	127
R. HATANO, T. HAKAMATA and K. FUJII	



25. Vertical Distribution of Total Phosphorus Concentration in Soils Treated with Domestic Sewage Sludge .....	145
K. FUJII and T. YAMAGUCHI	
26. Forms of Mn, Zn, Cu in Each Layer of Soils Continuously Treated with Sewage Sludge .....	151
T. YAMAGUCHI, S. ASO and K. FUJII	
27. Effects of Paddy Fields Application of Sewage Sludge on the Aquatic Environment .....	161
O. YAGI, Y. INAMORI, M. HIROKI, N. OKUBO and R. SUDO	
28. Effects of Bacteria and Organic Materials on the Growth of Cyanobacteria, <i>Microcystis aeruginosa</i> .....	177
O. YAGI, M. KUMAGAI, Y. TAKAMURA and R. SUDO	
29. Studies on the Growth Factor of an Axenic Clone of the Cyanobacterium <i>Microcystis aeruginosa</i> K-3A .....	193
Y. TAKAMURA, K. SHIBUKAWA, O. YAGI and R. SUDO	
30. Studies on the Slime Polysaccharide Produced by an Axenic Clone of the Cyanobacterium <i>Microcystis aeruginosa</i> K-3A .....	209
Y. TAKAMURA, M. NAKAGAWA, O. YAGI and R. SUDO	

I

研究の概要

Outline of Performed Researches

稲森悠平<sup>1</sup>・大坪国順<sup>1</sup>・久保井徹<sup>1</sup>・隅田裕明<sup>2</sup>・高村義親<sup>3</sup>  
袴田共之<sup>1</sup>・波多野隆介<sup>4</sup>・服部浩之<sup>1</sup>・平田健正<sup>1</sup>・広木幹也<sup>1</sup>  
藤井國博<sup>1,6</sup>・村岡浩爾<sup>1</sup>・矢木修身<sup>1</sup>・山口武則<sup>5</sup>

Y. INAMORI<sup>1</sup>, K. OTSUBO<sup>1</sup>, T. KUBOI<sup>1</sup>, H. SUMIDA<sup>2</sup>  
Y. TAKAMURA<sup>3</sup>, T. HAKAMATA<sup>1</sup>, R. HATANO<sup>4</sup>, H. HATTORI<sup>1</sup>  
T. HIRATA<sup>1</sup>, M. HIROKI<sup>1</sup>, K. FUJII<sup>1,6</sup>, K. MURAOKA<sup>1</sup>,  
O. YAGI<sup>1</sup> and T. YAMAGUCHI<sup>5</sup>

1 はじめに

本特別研究「汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究」は、昭和53-55年度に実施された第一期の特別研究「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」に続いて昭和56年度から開始され、4年間の研究期間の後昭和59年度をもって終了した。その間中間の57年度までに得られた研究の成果の一部は、中間報告書(国立公害研究所研

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. 昭和59年度 国立公害研究所共同研究員(日本大学農獣医学部 〒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56-59年度 国立公害研究所客員研究員(茨城大学農学部 〒300-03 茨城県稲敷郡阿見町阿見3998)  
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Agriculture, Ibaraki Univ., Ami-machi, Inashiki, Ibaraki 300-03, Japan.
4. 昭和58-59年度 国立公害研究所客員研究員(北海道大学農学部 〒060 札幌市北区北9条西9)  
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Agriculture, Hokkaido Univ., Kita-ku, Sapporo 060, Japan.
5. 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.
6. 現在: 農林水産省農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

究報告第 68 号)<sup>1)</sup>に収録し出版した。このなかに研究の背景、目的、内容等について詳細に記述されている。また、国立公害研究所ニュース昭和 60 年 2 月号<sup>2)</sup>にも研究の内容が詳しく紹介されている。したがって、ここでは研究の目的と内容のみを記載し、中間報告書に収録された論文をも含めて 4 年間の研究成果の概要を紹介する。

## 2 研究の目的

本特別研究は、下水汚泥の安定した処分方法として注目を集めている緑農地利用（土壌還元）を環境保全の立場から評価しようとするものであり、農耕地土壌を対象として下水汚泥の長期連続還元（連用）が土壌とそこに生育する植物に与える影響（土壌環境影響）、下水汚泥に含まれる成分の土壌環境中における挙動と大気及び水域への移動並びに水域に移動した下水汚泥中成分がその富栄養化に与える影響（大気及び水域環境影響）を解明し、これらの研究成果に基づいて環境影響を考慮した下水汚泥の農耕地における利用基準を検討することを目的としている。この目的を達成するためにこの特別研究には 4 課題（サブテーマ）が設定された。それぞれの課題名とその内容は以下のとおりである。

### 〔課題 1〕汚泥の連用が土壌の性質と植物生育に与える影響

土壌の性質は、基本的には物理的性質、化学的性質、微生物的性質に大別され、これらが複合して一つの土壌の総合的特性（地力と呼ばれる）が発現する。土壌の性質は、そこに生育する植物に反映する。土壌の性質は、耕起、肥料や有機物資材の施用、かんがいなどによって変化し、この変化は、植物の生育に反映することが知られている。また、土壌の性質と植物の生育は、土壌中における物質の挙動に影響を与えることも広く知られている。

本課題においては下水汚泥の施用に伴う環境影響のうち下水汚泥が施用される土壌環境そのものが受ける影響を土壌の性質とそこに生育する植物を指標として解明することを目的としている。

### 〔課題 2〕汚泥成分の土壌環境中における挙動

土壌の表面は大気に接しており、表面近くに無数に存在する孔げき中の空気は直接大気とつながっており、土壌中の空気は絶えず大気中の空気と交換されている。このようにして土壌中の空気に含まれる成分は大気中に移動する。一方、土壌表面に降った雨やかんがい水として散布された水は、土壌を構成する固体（土壌粒子）の間げきを通して地中深く浸透してついには地下水層に達する。この土壌中における水の動きに乗って土壌中に存在する種々の物質が地下水に運ばれそれがやがて河川や湖沼に達する。このように土壌はそれを取りまく大気や水域環境と密接な関連を持っており、土壌に加えられる働きがどのような影響を環境に及ぼすかを解明するためには直接の作用を受ける土壌環境のみならず土壌を取りまく大気や水域に与える影響をも明らかにす

る必要があると考える。下水汚泥の土壤還元についても同様であり、この特別研究では課題1における土壤環境影響についての検討に続いてこの課題2においては下水汚泥に含まれる物質の土壤中における形態変化、植物による吸収、施用層土壤における残留、大気、水域への移動(挙動)を解明する。

### 〔課題3〕汚泥の土壤還元と陸水環境影響

畑地では地下水を通じて水田では田面水(水田の土壤の上に湛えられた水)と地下水を通じて土壤は水域と密接な関係をもっている。土壤における植物の生産活動に伴って土壤に加えられた種々の物質のうち植物に吸収されたり、土壤に保持されたもの以外は、土壤と水域を結ぶ物質の流れによって水域に移動する。したがって、下水汚泥の土壤への還元にあたっては水域に及ぼす影響をも考慮する必要がある。特に下水汚泥は化学肥料に代わる将来の肥料資源とみなされていることを考えると化学肥料による水域の富栄養化が論議されている近年の情勢のなかでは汚泥施用土壤を通じて水域に到達した水が水域の富栄養化に与える影響の程度を把握しておくことは不可欠である。この課題では陸水域を対象として下水汚泥施用土壤の浸透水と水田田面水について藻類の生産力を測定することによって水域の富栄養化に与える影響を解明することを目的としている。

### 〔課題4〕汚泥の土壤還元が環境に与える影響の総合的解析と還元基準に関する検討

この課題では、課題1で得られた結果から土壤環境影響を、課題2で得られた結果から大気環境影響を、同じく課題2で得られた結果と課題3で得られた結果から陸水環境影響を、それぞれ評価するとともに総合的見地から下水汚泥の農耕地への還元基準を検討する。

## 3 研究成果の概要

以下に研究成果の概要を課題ごとに紹介する。なお、この特別研究における畑土壤への汚泥の連用試験は、国立公害研究所内の淡色黒ボク土畑ほ場(以下国公研畑ほ場と記述)、同じく淡色黒ボク土を充てんした畑地屋内地温制御大型ライシメーター(内径1.7m, 土層厚2.3m, 以下畑地用大型ライシメーターと記述)及び川砂と3種類の土壤(淡色黒ボク土, 灰色低地土及び黒ボク土)を充てんした畑地用屋外ライシメーター(面積16m<sup>2</sup>, 土層厚1.2m, 以下有底枠と記述)を用いて昭和54年度に開始されており、最初の2年間における研究の成果については第一期の特別研究「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」の報告書(国立公害研究所研究報告 第14, 46, 47号)<sup>3-5)</sup>に収録されている。ここで用いられた下水汚泥は、茨城県取手市内の住宅団地廃水処理場で発生したもので未消化汚泥であり、脱水助剤には消石灰と塩化第二鉄が使用されている。この汚泥(以下未消化石灰汚泥と記述)が天日乾燥後、国公研畑ほ場と有底枠においては有姿のまま大型ライシメーターにおいては粉碎して施用

された。これ以外には脱水助剤に高分子凝集剤を用いた日立市内の下水処理場(生活廃水が主体)の未消化脱水汚泥(以下未消化高分子汚泥と記述)及び松戸市内の住宅団地廃水処理場の消化汚泥(以下消化高分子汚泥と記述)などが用いられた。また、汚泥の長期連用と土壤微生物フロラに関する研究は、環境庁水質保全局土壤農薬課、大分県、山口県及び兵庫県の協力を得て昭和54-58年度まで5年間大分県農業技術センター(褐色森林土の畑土壤)、山口県及び兵庫県農業試験場(灰色低地土の水田土壤)の汚泥連用試験ほ場において実施した。これらのほ場は環境庁が昭和54年度から5年間実施した「汚泥等土壤還元影響調査」の実施ほ場であった。

## 〔課題1〕汚泥の連用が土壤の性質及び植物生育に与える影響について

### 1. 下水汚泥連用土壤の物理的性質

下水汚泥の長期連用土壤における物理的性質の経時的变化に関する研究報告例はない。本特別研究においては国公研本構内にある畑ほ場(淡色黒ボク土)の無肥料区、化学肥料連用区及び未消化石灰汚泥連用区の土壤について比重、単位体積重量、粒度、コンシステンシー(液性限界及び塑性限界)、団粒、締め固め、pF(遠心法)及び透水試験が連用3年目以降4年間実施され、土壤の物理的性質のうち前記項目に関してはほとんど変化しないことが明らかにされた(本報告書論文1)。これは対象とした淡色黒ボク土(火山灰に由来する土壤)の粒度が粗い(0.15 mm以上の粒径分が60-70%)ことと汚泥の施用量が少ない(乾物3.75-15 t/ha/回、総施用量乾物45-90 t/ha)ことが要因と考えられる。一方、同じ淡色黒ボク土に同一汚泥を多量(乾物50 t/ha/回)に連用(5-7回)した場合には、無施用の場合に比べて(1)小径の団粒が減少し、大径の団粒が増加すること、(2)pF 1.5以下の領域の粗大孔げきが増加すること、(3)しかし、有効水分量には差がほとんど無く、この土壤においては下水汚泥の多量施用による保水性などの作物に対する水分環境を改善する効果は小さいこと、(4)粗大孔げきを増加させる効果を持つことは重粘質土壤において通気性の改善効果を期待できること。(5)土壤の極く表面(0-1 cm)は非常に乾燥しやすいこと、が解明された(論文2)。なお、この研究には屋内に設置された畑地用大型ライシメーターが用いられた。

土壤の物理的性質を把握するための方法としては前記の試験項目のほかに土壤の三相分布(固相、液相、気相の割合)を調べる方法がある。本特別研究においては屋外に設置され、川砂(砂丘未熟土の代替)、淡色黒ボク土、灰色低地土及び黒ボク土が充てんされた有底枠に前記と同一の未消化石灰汚泥を三年間6回連用(施用量乾物7.5 t/ha/回)後三年間無施用で経過させた後三相分布を層位別に調査した。川砂、灰色低地土及び黒ボク土の汚泥混合層では固相率は化学肥料連用区と差がないものの液相率は低下し、気相率は高くなることを明らかにした。この結果からこれらの土壤では通気性、透水性が高まることが期待される。さらに、これらの土壤では汚泥施用層だけではなくそれに続く層(次層)も同様の結果となり、汚泥施用の影響が次層にも及ぶことが明らかにされた(論文3)。

## 2. 汚泥連用土壌の化学的性質

土壌の化学的性質のうち特に土壌 pH に注目して調査した。大分(褐色森林土)、兵庫及び山口(灰色低地土)における汚泥連用土壌の調査から(1)脱水助剤として消石灰などを用いカルシウム含有量の高い汚泥の連用は、土壌 pH を上昇させるのに対して高分子凝集剤などを使用しカルシウム含有量の低い汚泥の連用は、土壌 pH を低下させること、(2)この土壌 pH の上昇と低下は、植物の生育にとって好ましくない域に達することが明らかにされた(論文 4)。

未消化石灰汚泥が3年間6回連用された有底枠では層位別に土壌 pH が調査され、汚泥の施用を停止してから2年後の時点においても汚泥施用層の pH は依然として高く、川砂では9以上、灰色低地土では8以上、両黒ボク土では7以上であること、川砂では60-80 cm 層、淡色黒ボク土と灰色低地土では30-40 cm 層、黒ボク土では20-30 cm 層の pH がそれ以下の層より高く土壌の pH を上昇させる効果をもつ汚泥中の物質が汚泥施用層以下の土壌に移動することが明らかにされた(論文 4)。

水田土壌については未消化石灰汚泥、未消化高分子汚泥、消化高分子汚泥が施用された屋内水田用地温制御大型ライシメーター(以下水田用大型ライシメーターと記述)の土壌 pH と酸化還元電位(Eh)が計測され、湛水期間中の pH は落水期より高い傾向にあり、汚泥のカルシウム含有量の違いが反映していること、Ehは無施用区では湛水とともに緩やかに低下したのに対して両未消化汚泥区では湛水直後から低い値となり、湛水後期には-50 mV まで低下し、還元化が急速に進行すること、消化汚泥区における Eh の低下は、未消化汚泥ほど急激には起こらないこと、汚泥施用区における還元の進行程度は二価鉄の生成に反映しており未消化汚泥区では湛水当初から二価鉄が多量に生成したが消化汚泥区では生成が遅れ量も少ないことが明らかにされた(論文 5)。なお、汚泥無施用区では二価鉄の生成は認められない。

## 3. 汚泥連用土壌の微生物フロア

未消化石灰汚泥の連用試験(裸地)が継続された有底枠において汚泥連用5回目(夏季)及び6回目(冬季)の土壌微生物数の変動の様相が追跡され、各土壌ごとに異なった変動パターンを示すことが明らかにされた(論文 6)。夏季において色素耐性細菌数が全土壌共通で施用後1週目にピークに達し、以後急激に低下するとともに以後は顕著な菌数の変化を示さないこと、冬季においては亜硝酸酸化細菌数が施用後初期の晩秋から初冬にかけてと春先(2月中旬)にピークをもつというそれぞれ特徴的な変動の様相と冬季においても微生物数の増減現象が認められることなどが明らかにされた。

長期にわたる下水汚泥の連用と土壌微生物フロアの変遷に関しては、大分県農技センター、山口県及び兵庫県農試の汚泥連用土壌を対象とした調査を実施した。5年間の連用後も汚泥施用区の土壌微生物数は、無施用区より高水準に保たれていること、細菌数(全細菌、色素耐性細菌、亜硝酸酸化細菌数)は、連用3ないし4年目までは連用に伴って増加するもののそれ以後は減少

すること、放線菌及び糸状菌数は初年目が高く、以後減少の一途をたどることなど汚泥の連用には土壤微生物数の面で限界があることが明らかにされた(論文7)。

有底枠における調査から低温期(冬季)でも汚泥施用土壤で微生物が増殖することが明らかにされた。この現象を確認するために低温ライシメーターを用いて低温条件下においた汚泥施用土壤の微生物数を調査し、有機栄養微生物数は10及び20°Cとも施用後3及び5週目にピークをもつ変動を示し、10°Cの低温でも微生物が増殖すること、10°Cにおける特徴は、色素耐性細菌数が多いことであり、20°Cでは糸状菌とタンパク質分解菌が多く、10°Cではアンモニア酸化細菌数が20°Cより明らかに少なく土壤中の硝化作用も遅れることが明らかにされた(論文8)。この結果は、屋外試験(有底枠)において土壤微生物数の増加が晩秋と早春に起こるという結果を裏付けるものである。

汚泥の種類と土壤微生物フロラの特徴に関しては産出された処理場の異なる未消化高分子汚泥と汚泥コンポストについて淡色黒ボク土で実験が行われ、全炭素施用量が同一である(施用量は汚泥コンポストが2倍)にもかかわらず有機栄養微生物数は、未消化脱水汚泥が高く、かつ、微生物数の変動も大きいこと、全窒素施用量は汚泥コンポストが36%の増であるが硝化菌数には汚泥間差が認められないこと、両汚泥区とも硝化菌の連続的遷移が起こることが明らかにされた(論文9)。

先の有底枠では汚泥の施用停止後2年目に土壤が層位別に採取され、土壤微生物数が調査されている。汚泥施用層以下の土層で汚泥施用の影響が波及しているのは施用層に続く層(15-20 cm)のみであり、この層における亜硝酸酸化細菌数は、全土壤とも汚泥施用最下層と明らかな差がなく、かつ、これ以下の層の菌数より明らかに高水準であった。同様の結果が灰色低地土以外の土壤の全細菌、川砂と淡色黒ボク土の放線菌、川砂以外の土壤の糸状菌、川砂のタンパク質分解菌とアンモニア酸化細菌、淡色黒ボク土の色素耐性細菌についても認められた。この結果は、これらの微生物の基質となる汚泥中の物質が汚泥施用層からこの層(15-20 cm)に移動したことを示唆している(論文6)。

汚泥施用水田土壤における土壤微生物フロラの変遷が未消化石灰汚泥、未消化高分子汚泥及び消化高分子汚泥を施用した水田用大型ライシメーターにおいて追跡され、好気性微生物数は湛水直前が最高となるが湛水とともに減少し、代わって嫌気性微生物(硝酸還元菌及び脱窒菌)が増加し、湛水5週目には両菌数とも最大となることが明らかにされた(論文5)。

下水汚泥の施用が土壤中の小動物に与える影響に関しては、ナスの連作障害の原因であるサツマイモネコブセンチュウを対象として下水汚泥の施用と線虫害の発生状況の関係が未消化石灰汚泥連用下でナスを連作した淡色黒ボク畑ほ場において調査され、下水汚泥の施用には明確な線虫害の発生抑制効果は認められないこと及び土壤中の線虫数に特定の影響を与えることも確認できないことが明らかにされた(論文10)。

#### 4. 汚泥連用土壌における植物の生育

##### (1) 畑作物

下水汚泥の長期連用土壌における植物の生育状態の変遷を明らかにするために淡色黒ボク土畑ほ場に未消化石灰汚泥を連用して作物を栽培した。夏作にナス、冬作に小麦を連作した試験開始前の生産力が最も高いほ場の年2回施用区(施用量乾物7.5 t/ha/回)における収量指数の変遷をみると連用3年目の冬作(連用6回目総施用量45 t/ha)までは化学肥料区の80-99%の収量を示したが、4年目の夏作(7回目)では30%以上の減収となり、年1回15 t/ha/回連用区では3年目(総施用量45 t/ha)まで85%以上の収量を示したが、4年目では、25%減収となった。このほ場より生産力の低い他のほ場ではさらに短い連用回数で収量が低下することが認められている。なお、これらの結果については本報告書には論文として収録されていないが、今後、公表を予定している。

畑地用大型ライシメーターに前記ほ場試験と同一の未消化石灰汚泥を多量に連用(乾物50 t/ha/回、年2回施用)してコマツナを栽培し、その生育状況が追跡された。コマツナの生育収量は夏季に高く冬季に低いという周期性を示しながら次第に減少して行くことが明らかにされた(論文11)。

未消化高分子汚泥と汚泥コンポストの植物生育に対する影響の違いが淡色黒ボク土下層土を充てんした小型ライシメーターを用いて屋内実験でコマツナを対象植物として検討され、全窒素量に占める無機態窒素の割合の高い汚泥コンポスト(68%)施用区における収量が同割合の低い未消化汚泥(16%)より高いことが明らかにされた(論文9)。この場合における両汚泥区的全炭素施用量は同水準であり、窒素施用量は前者が後者より36%多い。

##### (2) 水 稲

未消化石灰汚泥を施用した水田土壌における水稻の生育を屋内に設置した小型ライシメーターを用いて調査し、水稻の生育は、汚泥施用量の増加に伴って移植後初期の地上部の伸長と分けつが抑制されるが、生育後期には回復し、分けつ数、もみ重ともに汚泥施用量に応じて増加すること及び供試汚泥の単独施用でも化学肥料とほぼ同等の玄米収量が得られ、優れた肥料としての価値をもつことが明らかにされた(中間報告書、論文1)<sup>6)</sup>。汚泥施用の場合における水稻の初期生育の抑制原因については論文5で示されているように急激な還元状態の進行によるものであろう。

この実験に続いて屋内に設置された水田用大型ライシメーターを用いて3種類の汚泥(未消化石灰汚泥、未消化高分子汚泥、消化高分子汚泥)の水田土壌に対する連用試験が58年度から実施された。この試験では各汚泥は全窒素(N)として160 kg/haとなるように施用し、対照区には化学肥料(100 kgN/ha)が施用された。連用2年目における水稻の生育に対する影響を各区のもみ収量で比較すると、未消化石灰汚泥(4.9 t/ha)及び未消化高分子汚泥(4.6 t/ha)区は化学肥料区(4.5 t/ha)より高収量となったが、消化汚泥区(3.8 t/ha)は低収量となること、これに対して茎葉部収量は化学肥料区が最高となることが明らかにされた。これらの結果は、未消化汚泥区で



はもみの生産が効率的に行われることを示唆している（論文5）。

## 〔課題2〕汚泥成分の土壤中における挙動

### 1. 汚泥含有成分の形態と土壤中における形態変化

発生源（処理污水の違い）や脱水助剤を異にする6汚泥についてその有機物含有量と形態が調査され、有機物含有量には32-94%と大きな幅があるもののその組成はいずれも粗タンパク質、リグニン及び脂質の割合が高くセルロース、ヘミセルロース、水溶性糖の割合が低く従来から土壤に施用されている有機物資材とはその組成において大きな違いがあることが明らかにされた。これらの汚泥が土壤に混入されたときの分解性と汚泥の有機物組成の間の関係は、土壤中における分解性が高い汚泥ではいずれの成分の減少率も高く、分解性の低い汚泥では小さいこと、有機性炭素の分解率は無機物とリグニン含量が多いものほど低い傾向が認められ、窒素の無機化率は粗タンパク質の割合の高い汚泥で高いことが明らかにされた。さらに、各種の微生物及び酵素活性に関する調査から汚泥の分解（炭素及び窒素成分）には細菌が産生するプロテアーゼが強く関与していることを示す結果が得られた（論文12）。また、これらの汚泥について含有されるリンの形態と土壤中における変化が調査され、全リン含有量の汚泥間差は全炭素や全窒素ほど大きくないが、全リンに対する有機態リンの割合の汚泥間差は15-70%と大きな変動を示すこと、汚泥中における無機態リンの形態は汚泥中の鉄（Fe）とアルミニウム（Al）の量によって左右され、Fe含有量の多い汚泥ではFe型リンの割合が高く、Al量の多いものではAl型の割合が高いこと、有機態リン量が最大であった汚泥を添加した土壤では無機態リンが増加し、汚泥中有機態リンの約50%が無機化したが、他の汚泥の場合はほとんど無機化しないこと、無機態リンの形態変化は極くわずかしか起こらないことが明らかにされた（論文13）。

未消化石灰汚泥について含有される重金属の形態が調査され、マンガン（Mn）は、炭酸塩>有機結合態>硫酸塩>吸着態>置換態、亜鉛（Zn）は、炭酸塩>有機結合態>硫酸塩>吸着態>置換態、銅（Cu）は、置換態=炭酸塩>吸着態>有機結合態>硫酸塩であること、汚泥中の主要な可溶性重金属の形態はMn及びZnが1%EDTA、0.1N塩酸及び1N酢酸アンモニウム可溶態、Cuは1%EDTA及び水可溶態が主要な形態であること、この汚泥を連用した土壤（淡色黒ボク土）の主要な可溶性重金属の形態は、Zn、Mn、Cuとも1%EDTA、0.2Mピロリン酸ナトリウム及び0.1N塩酸可溶態であることが明らかにされた（論文14）。

汚泥連用土壤における汚泥の分解特性を明らかにするために汚泥施用歴の異なる土壤に新しく未消化石灰汚泥を添加して炭素の分解と窒素の無機化が調査され、炭素及び窒素の分解（無機化）速度と分解（無機化）量は過去における汚泥施用歴に関係なくほぼ一定であること、硝酸化成作用だけは連用を重ねた土壤ほど早めに起こる傾向にあること、連用によって土壤pHが8.5を越えた土壤では硝酸化成作用が遅れ、大気中にアンモニアが揮散することが明らかにされた（中間報告書、論文2）<sup>7)</sup>。低温条件下における汚泥中窒素（未消化高分子汚泥）の形態変化の特徴は、ア

ンモニア化成作用に続く硝酸化成作用が低温下で抑制され、土壤中にアンモニア態窒素が長期にわたって検出されることである（論文 8）。

未消化石灰汚泥の施用によって土壤中の各種形態の有機物が増加するが、このうち水溶性有機物は、施用 3 か月以降に減少し、1 年後には無施用土壤とほぼ同量となるのに対して脂質と腐植物質は 1 年後も無施用土壤より多量に存在することが淡色黒ボク土畑ほ場における調査から明らかにされた（中間報告書、論文 4）<sup>9)</sup>。

3 種類の汚泥を施用した屋内水田用大型ライシメーターにおける無機態窒素の消長を追跡した結果から未消化汚泥（石灰汚泥及び高分子汚泥）施用区ではアンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）が汚泥施用後 5 週目（湛水後 4 週目）まで増加するが、消化汚泥施用区では湛水前を最高として以後は減少すること、硝酸態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）は消化汚泥区では湛水後から急激に減少したのに対して未消化汚泥区では湛水前から急激な減少が起り湛水前から硝酸の還元が開始されることが明らかにされた（論文 5）。

## 2. 汚泥連用土壤における物質の消長

未消化石灰汚泥が連用された有底柵（裸地）の表層土壤（0-5 cm）における  $\text{NO}_3\text{-N}$  の消長が追跡された（論文 15）。夏季における  $\text{NO}_3\text{-N}$  は、川砂及び 3 種の土壤とも汚泥施用後緩やかに上昇し、8 月上旬に土壤中濃度が最高値に達し、その後の 1-4 回の降雨（36-331 mm/d）により消失した。冬季（汚泥の施用は、11 月中旬）においては黒ボク土以外は 12 月下旬、2 月中旬、4 月中旬にそれぞれ顕著な蓄積が認められ、12 及び 2 月の蓄積は、それぞれその後の降雨によって低下した。これに対して黒ボク土では 1 月下旬をピークとして緩やかな蓄積と減少を示し、蓄積量（濃度）も他の 3 土壤より低かった。同時に追跡された化学肥料区における  $\text{NO}_3\text{-N}$  の消長も冬季の黒ボク土を除いて汚泥施用区と同様の消長を示すことが明らかにされた。

未消化石灰汚泥を連用した国公研畑ほ場において連用 3 及び 4 年目の無機態窒素の消長が夏作物の栽培期間に追跡され、連用回数の多い区ほど硝酸化成作用が早く起こること、 $\text{NO}_3\text{-N}$  は過去における汚泥施用回数や施用量に関係なくその年の施用量にほぼ比例して生成すること、生成後の  $\text{NO}_3\text{-N}$  量の変動は年によって異なり、これには降雨のパターンが反映していること、土壤 pH は土壤中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  が減少すると上昇することが明らかにされた（中間報告書、論文 3）<sup>9)</sup>。

未消化石灰汚泥を多量に連用した畑地用大型ライシメーターの土壤が層位別（10-105cm）に、かつ、経時的に採取され、土壤空気組成が分析された（中間報告書、論文 5）<sup>10)</sup>。汚泥施用区の上層（10-55 cm）では無施用区と同じ層位よりも酸素（ $\text{O}_2$ ）濃度が低く二酸化炭素（ $\text{CO}_2$ ）濃度が高いこと、汚泥施用区の 10-30 cm 層では汚泥の施用後  $\text{O}_2$  濃度が急減し、同時に  $\text{CO}_2$  濃度が著しく高まること、植物根圏（コマツナ）では  $\text{CO}_2$  が高いがそれ以下の層では裸地の同じ層位より好氣的に保たれていることが明らかにされた。さらに、汚泥施用層（0-10 cm）におけるガス組成（ $\text{N}_2$ 、 $\text{O}_2$ 、 $\text{CO}_2$ ）と 7 種の土壤微生物数との関連が調査され、汚泥施用直後の  $\text{CO}_2$  濃度の上昇と  $\text{O}_2$  濃度

の減少が土壌中の有機栄養細菌数の変動とほぼ一致すること、土壌中の  $\text{CO}_2$  濃度と微生物数との関係の解析結果から好気性細菌数（全細菌数）と亜硝酸酸化細菌数の変化から土壌空気中の  $\text{CO}_2$  濃度が予測できることが明らかにされた。この結果を応用して土壌微生物数のみが計測されている場合の汚泥中炭素の分解について予測が試みられている（中間報告書，論文 6）<sup>11)</sup>。

### 3. 植物による吸収

未消化石灰汚泥が多量に連用（乾物 50 t/ha/回）された畑地用大型ライシメーターの淡色黒ボク土に栽培されたコマツナによる汚泥成分の吸収率が調査され、窒素 (N) 12%、塩素 (Cl) 5%、カリウム (K) 219%、ナトリウム (Na) 66%、マグネシウム (Mg) 5%、カルシウム (Ca) 4% であることが明らかにされた（論文 16）。また、このコマツナの元素組成に関する調査結果から元素間の含有量順位は、C, Ca, N, K, Mg, Na, P, Fe, Al, Sr, Zn, Mn, Cu, B, Cd であり、最大は炭素 (C) の 30%、Cd 含有量は 0.5 ppm であること、汚泥施用区のコマツナは無施用区のそれより Na, P, Mg, N, Ca, Zn が高く Sr, K, Cd, Mn, B, C が低いこと、汚泥の連用によって P, Sr, Mn, K, Zn, Cd の含有量が減少すること、汚泥施用後の第 1 作目の含有量が汚泥無施用で作付けた 2, 3 作目より明らかに高い元素は Na と K であり、低い元素は C, Ca, Sr であることが明らかにされた（論文 11）。

### 4. 大気への移行

土壌から大気へ移行（揮散）する物質の量を把握するために土壌面に設置する装置（チャンバー）が開発され、それによって捕集されたアンモニア ( $\text{NH}_3$ )、 $\text{CO}_2$ 、亜酸化窒素 ( $\text{N}_2\text{O}$ )、 $\text{O}_2$ 、水素 ( $\text{H}_2$ )、メタン ( $\text{CH}_4$ ) の分析法が検討された。捕集された  $\text{NH}_3$  ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) は自動分析法により、他の成分は新たに組み立てた熱伝導度検出器 (TCD) と電子捕獲検出器 (ECD) を組み合わせた検出回路をもつガスクロマトグラフィーにより測定することで同時短時間分析が可能となった。このシステムを応用して汚泥施用畑及び水田土壌と大気間の物質の挙動が追跡された（論文 17）。

未消化石灰汚泥の多量長期連用土壌（畑地用大型ライシメーター，汚泥施用量乾物 50 t/ha/回）と大気間の  $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CO}_2$ 、 $\text{O}_2$  の挙動が追跡され、 $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CO}_2$  が土壌から発生し、 $\text{O}_2$  が土壌に吸収されることが明らかにされた。汚泥施用後 2 週間の  $\text{NH}_3$  の総発生量は 7 回目 180, 8 回目 120 gN/ha 程度であり、施用された窒素の 0.01% 以下であった。発生量は施用直後が極端に高く以後は急減したが、その後もかん水ごとに増加した。 $\text{NH}_3$  の発生量は土壌中の  $\text{NH}_4^+$  の量と密接な関連を示した（相関が高い）。汚泥施用後 2 週間に発生した  $\text{N}_2\text{O}$  量は 5 回目 360, 7 回目, 120, 8 回目 140 gN/ha 程度であり、汚泥施用後の約 10 日間における発生量が高く以後は次第に減少した。汚泥無施用区ではむしろ大気から  $\text{N}_2\text{O}$  を吸収する傾向にあった。汚泥施用後の  $\text{CO}_2$  発生パターンは  $\text{N}_2\text{O}$  に似ており、施用後 2 週間の発生量は 160-220 kgC/ha 程度であり、これは施用汚泥の炭素量の 1.5-1.7% に相当した。汚泥施用当日とその翌日には、400 kgO/ha/d 以上の率

土壤が大気から  $O_2$  を吸収していた (論文 18)。

3種の汚泥(未消化石灰汚泥, 未消化高分子汚泥, 消化高分子汚泥)を施用した水田用大型ライシメーターにおいて土壤からの  $NH_3$ ,  $N_2O$ ,  $CO_2$  の発生が追跡され, いずれのガスとも湛水前の汚泥施用区における発生量は無施用区のそれよりはるかに高く汚泥施用区のうちでは未消化石灰汚泥区における発生量が最大であること, この区では施用から湛水までの1週間に  $948 \text{ kgC/ha}$  の  $CO_2$ ,  $489 \text{ gN/ha}$  の  $N_2O$ ,  $3.5 \text{ gN/ha}$  の  $NH_3$  が発生すること,  $NH_3$  の発生は湛水後徐々に減少したが, 落水後再び増加し, 全般に(湛水, 落水期を通じて)汚泥施用区の発生量が無施用区より多いこと,  $N_2O$  の発生は湛水によって著しく減少し, 時には大気から田面水への移行が認められること, 消化汚泥区では一時期多量の  $N_2O$  の発生が起こること, 湛水後1か月間の発生量は無施用区 12, 未消化石灰汚泥区 9, 未消化高分子汚泥区 55, 消化汚泥区  $141 \text{ gN/ha}$  であり, 湛水前と逆の傾向となること,  $CO_2$  の発生も湛水後は抑制され, 未消化高分子汚泥区以外では大気から田面水に  $CO_2$  が吸収され, 施用後1か月間の発生量は無施用区 34, 未消化石灰汚泥区-30, 未消化高分子汚泥区 73, 消化汚泥区- $16 \text{ kgC/ha}$  であること, 汚泥施用水田土壤から発生するガスのほとんど, ないし, 大半は湛水前の短期間に放出されることが明らかにされた (論文 19)。

さらに  $N_2O$  の放出について過湿条件下の土壤における発生量は通常の畑状態より多いが, 湛水は発生量を低下させ, 石灰を脱水助剤とする汚泥からの発生量は高分子凝集剤を使用した汚泥より多く, 汚泥施用量の増加はその増加率以上に発生量を増加させ, 汚泥の連用に伴って発生量は減少する傾向にあり, 発生のパターンは施用後の一週間から10日間の発生量が特に多く, その後は減少し, 少なくとも半年間はほぼ一定レベルで推移することが明らかにされた (論文 20)。

## 5. 地下への浸透(溶脱)と田面水への溶出

地表から地下水に至る水の鉛直不飽和浸透は汚泥成分の移動に対して重要な役目を担うと考えられるが, これを解明するために畑地用大型ライシメーターと降雨発生装置を用いて実験が行われた。条件は土壤は裸地で1週に1度  $66 \text{ mm/h}$  の降雨強度の雨が1時間継続し, 土面からの蒸発がない場合である。この実験によって降雨後1週間の土壤からの浸透水量はほぼ降雨量に相当すること, 浸透累積量の時間曲線は緩やかなS字形となり降雨後2日後に1週間分の浸透量の約50%が, 5日後には約90%が浸透すること, 毎回の降雨量が同一であれば降雨後1週間の浸透量はほぼ等しく, 土層内各層における含水比の変化もほぼ同程度であること, 1降雨による含水比の時間変化は表層から  $75 \text{ cm}$  の層まで現れ, この変化は表層に近いほど大きいこと,  $1 \text{ m}$  以下の土層における含水比には1降雨による変化はほとんど認められないこと, ライシメーター内の水が上から順に押し出されると仮定すると表面に降った雨が土層(この場合は  $230 \text{ cm}$ )を通過し浸透水として流出するまでに約20週かかる計算になることが明らかにされた。

長野県茅野郡原村にある  $10.6 \text{ ha}$  の畑地(火山灰に由来する土壤)を対象として広域的な土壤における水分と物質の移動が追跡され, 地下水の水位については一般の地下水の流動に見られる

ように降雨に対してある時間遅れを保ちながらほぼ同一位相で変動しており、年間最大変動幅は 1.63 m、最小は 0.13 m であること、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は畑地外上流地点では最大 7 mg/l、年間変動幅は 3 mg/l と小さいが、畑地では急激に上昇し、下流程濃度が高い傾向があり、畑地内の最大濃度は 92 mg/l、年間最大変動幅も 30 mg/l と大きいこと、深さ方向に濃度の減少が認められるものは無機態窒素、Cl,  $\text{SO}_4$ , Ca, Mg であり、特に無機態窒素は地表面下約 10 m に存在する難透水層の上面で急激に減少すること、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{SiO}_2$  は濃度の上昇が認められるが、Na, K には明りような変化が認められないことが明らかにされた(論文 21)。この調査結果と現場透水試験から求められた透水係数に基づいていくつかのモデルが設定され、原村モデル畑地における水収支と物質収支のシミュレーションが行われ、最適のモデルが求められた。これによると浸透水量は 354 mm/y、 $\text{NO}_3\text{-N}$  浸透量は 279 kg/ha/y となり、施肥量 (507.5 kg/ha/y) のおおよそ半量が地下水に鉛直浸透していることが計算上求められた(論文 22)。なお、このモデル畑地には汚泥は施用されていない。

下水汚泥連用土壌における汚泥成分の地下浸透の追跡は、未消化石灰汚泥を連用した有底枠と畑地用大型ライシメーターについて行われている。有底枠には化学肥料と未消化石灰汚泥(汚泥乾物施用量 7.5 t/ha/回、年 2 回施用)がそれぞれ単独で連用されており、ともに裸地状態である。各有底枠の浸透水量は毎日計測され(中間報告書、資料 2)<sup>12)</sup>、浸透水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Cl, Ca, Mg, K, Na,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  の濃度と pH は 1-14 日間隔で分析されており(中間報告書、資料 3)<sup>13)</sup>、このデータについて種々の解析が試みられている。

このデータについて異常値探索と異常値削除処理後主成分分析が行われ、各土壌ごとの化学肥料区と汚泥区の特徴を示す指標として主成分分析における第 1 主成分または第 2 主成分が有効である(各主成分の内容は各土壌及び各区で異なるが)ほか川砂で  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4$ 、灰色低地土化学肥料区の Cl, Mg、同汚泥区の  $\text{NO}_2\text{-N}$ , Cl、黒ボク土両区の  $\text{PO}_4$  が有効であること、灰色低地土と黒ボク土では化学肥料区と汚泥区の間で顕著な相異が認められるが川砂と淡色黒ボク土では顕著な相異がみられず、10 分析項目を総合的に評価した場合は前 2 土壌における汚泥の影響が大きいことが推定された(中間報告書、論文 8)<sup>14)</sup>。これら浸透水中成分の経時変化については  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4$ , Cl, Mg に土壌間の違いが良く現われていること、川砂では汚泥区の  $\text{PO}_4$  濃度が化学肥料区より遅れて上昇すること、灰色低地土の K と川砂の Mg は高濃度時に化学肥料区がより高い傾向にあること、Cl は両区の負荷量の違いによるとみられる量的な差が各土壌についてみられること、 $\text{NO}_3\text{-N}$  は灰色低地土では汚泥区 > 化学肥料区であり、その差は後になる程拡大するが、他の土壌では同等かあるいは化学肥料区が高いことが判明した(論文 23)。また、浸透水量<sup>12)</sup>と浸透水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  及び K 濃度のデータ<sup>13)</sup>(降雨パターンが少～多～少となった昭和 56 年 8-12 月まで)<sup>15)</sup>から水と  $\text{NO}_3\text{-N}$  及び K の流出機構について土壌間差、汚泥と化学肥料施用区間差が検討され、積算降雨量<sup>11)</sup>と積算流出量との関係については汚泥と化学肥料区間差は認められないが土壌間差は大きく連続降雨時の単位降雨当たりの流出量(率)は川砂 > 淡色黒ボク土 > 灰

色低地土=黒ボク土で後2土壌からの流出は乾燥時はもちろん降雨時にも少ないこと、1回の降雨当たりの流出量の変化は指数曲線状となり、一定の関係が当てはめうること、降雨が連続した9-10月では川砂と灰色低地土における1回の降雨当たりの流出量のピークの形が鋭いが、両火山灰土壌では比較的緩やかであること、この特徴は汚泥の施用によってマスクされ、土壌間の流出速度に類似性がみられること、降雨量のみから流出量の変化を予測するモデルが考案され、多降雨時期にはほぼ適用できること、8-12月の $\text{NO}_3\text{-N}$ の溶脱量は黒ボク土>川砂>灰色低地土=淡色黒ボク土の順であり、溶脱のパターンは川砂を除く3土壌では濃度が全期間ほぼ一定に保たれるため溶脱量は浸透水量とほぼ比例関係にあること、川砂では流出初期に大きな濃度ピークが出現した後急減するために早い時期に大きな溶脱が起こること、汚泥区における $\text{NO}_3\text{-N}$ の総溶脱量は濃度が高く維持されているために化学肥料区より多くなること、Kの溶脱については川砂汚泥区が化学肥料区より低かったほかは両区で差が認められないことなどが明らかにされた(論文24)。さらに、56年夏季の汚泥施用後溶脱が開始された9月から溶脱が終了したとみなされる57年8月までの $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と浸透水量から窒素(N)の溶脱率が計算され、汚泥施用区では淡色黒ボク土<川砂=灰色低地土<黒ボク土の順序であり、溶脱率は39-61%であることが示された(論文15)。なお、これらの土壌は裸地であったために溶脱率=汚泥中窒素の無機化率と考えられる。

土壌中における汚泥成分の詳細な挙動は、未消化石灰汚泥が多量(乾物50 t/ha/回)に連用された畑地用大型ライシメーター(土層内に25 cm間隔で埋設されたポーラスカップにより地表から30-205 cmの深度の土壌水が採取可能)を用いて一定間隔で一定量の降雨条件(31 mm, 週1回)のもとで追跡されている(論文16)。コマツナ栽培区における物質の浸透速度は $\text{NO}_3\text{-N}$  69, Cl 70, Mg 68, Ca 70, Na 71 cm/yでほぼ同一であり、土壌中における水の動きと比べてこれらの浸透速度は非常に遅いこと、各物質とも105 cm以下の層では濃度が徐々に上昇した後平衡に達し、その濃度は $\text{NO}_3\text{-N}$  150-180, Cl 40-60, Ca 144-170, Mg 25-27 mg/lであること、土壌水中濃度と年間浸透水量から推定した植栽区における物質の浸透(溶脱)率はN 38, Cl 72, K 8, Na 175, Mg 22, Ca 12%であること、植物の栽培は物質の浸透(溶脱)を著しく低下させるが、これは植物自体による物質の吸収の他に浸透水量が植物の水分吸収によって著しく減少するためであることが明らかにされた(論文16)。

汚泥の違いと成分の浸透については屋内に設置した小型ライシメーターに淡色黒ボク下層土を充てん(土層厚45 cm)して未消化高分子汚泥と汚泥コンポストを施用して一定間隔一定降雨のもとで汚泥成分の浸透状況が層位別(地表下15, 25, 35 cm及び底部排水孔45 cmに相等)に土壌水を採取することによって追跡され、両汚泥施用区とも45 cmの土層を通過した成分は $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Cl, Ca, Mg, Naであり、汚泥コンポスト区では $\text{NH}_4\text{-N}$ の浸透が認められること、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$ の浸透は施用初期に急激に起こること、両汚泥区とも $\text{NO}_3\text{-N}$ の浸透は長期にわたって持続し、その濃度は20 mg/l前後となることが明らかにされた(論文9)。

汚泥成分の浸透に与える温度の影響は、淡色黒ボク土が充てんされた低温小型ライシメーター

に未消化高分子汚泥を施用し、地温を 10 及び 20°C に設定して調査された。10 cm 層(汚泥施用層最下部)における  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は 10°C で高く浸透水(底部排水孔流出水)濃度は極めて高濃度となったが、浸透水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は 20°C では施用後 6 週目から上昇したのに対して 10°C では 11 週目となり、硝化作用が遅れること、Na の浸透は温度に影響されないが、Ca と Mg の移動速度は 20°C が早いことが明らかにされた(論文 8)。これらのライシメーター実験の結果は、土壤層が薄い場合には  $\text{NH}_4\text{-N}$  や  $\text{NO}_2\text{-N}$  の溶脱が起こりうることを示唆している。

未消化石灰汚泥を連用した有底枠の土壤の層位別分析によってリンと重金属の挙動が追跡された。川砂と淡色黒ボク土では汚泥施用層に続く層(15-20 cm)の全リン含有量はそれ以下(20 cm 以下)より明らかに高水準であり、リンの浸透が認められること、黒ボク土でも同様の傾向があることが明らかにされた(論文 25)。また、重金属元素の層位別分析の結果は亜鉛(全量)が施用層に続く層(15-20 cm)に、可溶性の亜鉛は 20-25 cm 層まで移動していることを示している(論文 26)。土壤に加えられたリンと重金属は土壤に吸着され移動しないとされているが、汚泥中のリン及び重金属について下層土への移動の可能性が示唆される結果が得られた。

## 6. 水田田面水への溶出

3種の汚泥(未消化石灰汚泥、未消化高分子汚泥、消化高分子汚泥)が施用された水田用大型ライシメーター(沖積水田土壤を充てん)の田面水中の窒素とリンが測定され、その窒素(N)濃度は、湛水直後で高く最大  $\text{NH}_4\text{-N}$  2.45 mg/l,  $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$  8.93 mg/l を示すこと、リン(P)は最大で 0.054 mg/l であり、窒素に比べて低濃度であるが、N, P とも施用後 2 か月間は無施用区より高いことが明らかにされた(論文 27)。

## 【課題 3】汚泥の土壤還元と陸水環境影響

### 1. 汚泥施用畑土壤の浸透水が藻類の生育に与える影響

未消化石灰汚泥と化学肥料が連用された有底枠(汚泥乾物施用量 7.5 t/ha/回、年 2 回施用)土壤からの浸透水が汚泥連用 5 回目の 56 年夏季に採取され、その藻類の潜在生産能(AGP)が測定された。供試藻類は *Selenastrum capricornatum* である。各土壤の AGP は土壤の種類によって異なったが、化学肥料区と汚泥区の差はほとんど認められないこと、無添加系では川砂区を除いて藻類は増殖しなかったが、リンと EDTA を添加した場合には高い AGP が得られることが明らかにされた。これらの結果は汚泥あるいは化学肥料が施用された土壤の浸透水のみでは藻類は増殖できず陸水域の富栄養化に及ぼす影響が小さいことを示唆している(中間報告書、論文 7)<sup>16)</sup>。

### 2. 汚泥施用水田土壤の表層水が藻類の生育に与える影響

汚泥施用水田土壤の田面水の AGP については 3種の汚泥(未消化石灰汚泥、未消化高分子汚泥、消化高分子汚泥)が施用(施用量 N として 160 kg/ha)された水田用大型ライシメーターの

田面水が経時的に採取され、藻類の培養試験が実施された。その結果田面水への窒素とリンの溶出が認められる施用後2か月間は藻類の増殖が起こることが明らかにされた(論文27)。さらに、陸水環境中における最大の問題となっている *Microcystis flosaquae* と藻類培養試験の標準種である *Selenastrum capricornutum* を用いて浸透水の制限栄養物質に関する検討が行われ、土壌浸透水はリン制限の水になっていること、*Microcystis* の場合、浸透水に N, P を添加しても増殖が認められずキレート物質である EDTA を同時に添加すると増殖が認められることから土壌浸透水は *Microcystis* にとって増殖しにくい水質となっていることが明らかにされた(論文27)。この現象の原因究明のための検討が行われ、増殖が微量の有機物(例えば Nutrient broth 20 mg/l, TOC 7.5 mg/l) の存在で阻害され、EDTA の添加によっても回復されないが、*Microcystis* に付着している細菌を純化したものを共存させると有機物による阻害が解除され、逆に増殖が促進されること、*Microcystis* に付着している多くの細菌がこの作用を有することが明らかにされた(論文28)。続いて *Microcystis* の増殖を規定する栄養因子が *M. aeruginosa* の無菌クローン株を用いて検討され、鉄は増殖に不可欠な微量必須元素で他の金属で代替できないこと、その形態は硫酸第一鉄が最良でクエン酸鉄がこれに次ぐこと、ビタミン B<sub>12</sub> (100 ng/ml) が増殖を4-5倍促進すること、アミノ酸や含窒素有機栄養物などの有機物の中にはかなり低濃度で増殖を強く阻害するものが認められることが明らかにされた(論文29)。その他、本研究課題とは直接の関連をもたないが、*Microcystis aeruginosa* が生産する寒天様被膜の組成が調査され、7種類の中性糖とガラクトウロン酸から構成されるヘテロポリマーであることが明らかにされた(論文30)。

#### 〔課題4〕汚泥の土壌還元が環境に与える影響の総合的解析と還元基準に関する検討

課題1-3で得られた研究成果が既往の知見や汚泥の土壌還元にかかわる基準等をもとに環境への影響を考慮した汚泥の土壌還元のための基準作成に至る道筋が検討され、昭和60年3月8日に国立公害研究所で開催された「汚泥の土壌還元とその環境影響」セミナーにおいて発表された<sup>17)</sup>。この道筋にそって本特別研究において主として用いられた未消化石灰汚泥とそれが施用された淡色黒ボク土を中心に汚泥の還元基準を考察すると以下のようなになる。

施用の対象となる汚泥が植物の生育に有効であることが大前提となる。この目安は対象汚泥の炭素率(全窒素/全炭素, C/N比)であり、これを知ることによって含有される窒素の効果を予想することができる。すなわち、炭素率が10以下であれば施用直後から窒素の分解(無機化)が起こり、植物に利用される形態となるが、例えば、大分褐色森林土に連用されたパルプ工場廃水処理汚泥のように炭素率30以上の場合は含有される窒素は無機化せず、同時に化学肥料窒素が施用された場合は土壌微生物に吸収利用され(有機化)てしまうために植物は窒素飢餓の状態に陥り、肥料としての効果が発現しないばかりかむしろ負の効果となる。汚泥自体の成分分析によって炭素率を求め、それが満足される=植物生育に有効であるとの予測が得られたなら、汚泥を土壌に加え実際に含有される窒素がどの程度無機化されるかを実験的に知り、植物が要求する窒素の



量から施用量を決定する。なお、通常、汚泥のカリウム (K) 含有量は、窒素やリンに比べて著しく低く、汚泥のみの施用では全く不足の状態であるので必要量を肥料として別に施用することが不可欠である。さらに、汚泥を土壤に施用する場合の規制としては、現在、肥料取締法（特殊肥料）における有害金属元素含有量の規制があり、カドミウム (Cd)、水銀 (Hg)、ヒ素 (As) の含有量がそれぞれ 5、2、50 mg/kg 乾物以下でなければならない<sup>18)</sup>。

施用の対象となる土壤の面からみると昭和 59 年 11 月に環境庁から出された再生有機物資材（汚泥も含まれる）の農用地における使用の管理基準<sup>19)</sup>がある。これはあくまで指針（ガイドライン）であって、なんら法的規制はもたないが、再生有機物の利用に伴う土壤汚染を防止するという観点に立てば守ることが望ましい。この中では具体的な物質として亜鉛（全量）をとりあげ土壤中亜鉛濃度の管理基準値を 120 mg/kg 乾土としている。したがって、施用しようとする土壤の T-Zn 濃度を測定し、それが管理基準以上であれば施用を見合わせ、それ以下ならば基準値と土壤中濃度の差、汚泥中濃度、施用面積、混合の深さ、土壤の仮比重から最大施用可能量を求めることが可能である。本特別研究で用いられた未消化石灰汚泥（T-Zn 濃度 1,390 及び 530 mg/kg 乾物）とそれが施用された淡色黒ボク土（仮比重 0.63<sup>20)</sup>、土壤中 Zn 濃度 97 mg/kg 乾土<sup>21)</sup>、汚泥混合層位 0-15 cm）畑ほ場について施用可能汚泥量（乾物）を求めると T-Zn 濃度 1,390 mg/kg 乾物の汚泥の場合、約 16 t/ha で、同じく Zn 濃度 530 mg/kg の汚泥で約 42 t/ha で土壤中濃度が管理基準値以上となる。

次に、土壤の性質の変化から汚泥の施用を評価すると、制限要因となる項目として土壤の乾燥化と pH の変化があげられる。土壤の乾燥化は、多量施用土壤の極く表層（0-1 cm）で起こることが論文 2 や他機関における研究<sup>22)</sup>からも指摘されている。これは種子が小さく浅い所に播種される植物にとっては発芽に必要な水分が不足することを示唆している。この現象は乾燥汚泥特有のものと思われるが、施用量と乾燥化の程度の関係は明らかにされていない。一方、土壤 pH は、これまで指摘されているように高石灰（CaO）含有汚泥の施用により上昇し、低石灰汚泥の施用によって低下することが確認されている。石灰汚泥を連用した淡色黒ボク土において積算汚泥施用量ないしは積算石灰施用量と土壤 pH の間に比例関係があり、両施用量から土壤 pH が予測できることが示された。この土壤の場合、pH が 7 及び 7.5 となる施用量はそれぞれ 9.31 t/ha となる（巻末シンポジウム予稿集参照）。同様の関係は、群馬県下の淡色黒ボク土においても認められている<sup>23)</sup>。このことは栽培植物の生育に好適な土壤 pH の上限がわかれば限界施用量を推定示唆している。これに対して高分子汚泥等低石灰汚泥は土壤 pH を低下させるが、その低下は施用量や施用回数と比例的な関係になく、ある（汚泥によって異なる）施用回数（量）後に急激に低下する傾向にある<sup>23)</sup>。pH が低下した土壤を矯正する方法は確立されている（石灰資材の施用）ので低下した場合は pH を測定し、矯正すればよいが、上昇した pH を低下させる方法は実際には無きに等しい。このように汚泥は脱水助剤の違いによって正反対の作用を示すことから石灰汚泥と高分子汚泥を併用することによって土壤 pH を適正な範囲に保持しようとする考え方が

生まれているが、検討はなされていない。この点は検討の価値があると考ええる。

土壌の物理性の面からみると、排水不良の土壌では汚泥の施用によって通気性や透水性が改善されることが期待されるが、物理性的変化が現れるにはある程度の施用量を必要とし、それによって土壌 pH が著しく変化しており、施用量は土壌の性質の全般的な変化を把握した上で決定する必要がある。

先に述べたように植物の生育に土壌の性質が反映する。したがって、これまでに述べた土壌の性質の変化は植物の生育に反映するはずである。植物の生育を指標として汚泥施用を未消化石灰汚泥と淡色黒ボク土を例として評価すると、汚泥の単独施用でも連用初期には施用量 (N として約 2 倍) によっては化学肥料と同等かやや劣る程度の収量を示すが、やがて著しい減収を示すようになる。汚泥施用前の生産力が最高であったほ場についてその限界をみると、総 (積算) 施用量が 45 t/ha であり、生産力の低いほ場ではさらに低施用量で減収となる。1 回の施用量が 50 t/ha の淡色黒ボク土における植物収量も初回施用時が最高であったことから本研究で用いた淡色黒ボク土への未消化石灰汚泥の限界施用量は 45-50 t/ha と考えられる。この値は土壌 pH からみた限界施用量より多くなっている。

以上が土壌環境影響からの評価であり、植物の生育を指標とすれば乾物 45 t/ha が限界であろう。しかし、この土壌では土壌中亜鉛濃度が制限要因となり、これ以下の施用量で管理基準値を超えることになる。また、植物の品質を評価基準とすればさらに施用量を減ずることが必要となろう。

大気への影響、すなわち、汚泥施用土壌から発生するガスによる大気環境影響をみると、汚泥施用土壌から発生し大気環境影響を考慮する必要があると考えられるものは二酸化炭素 ( $\text{CO}_2$ )、アンモニア ( $\text{NH}_3$ ) 及び亜酸化窒素 ( $\text{N}_2\text{O}$ ) であろう。汚泥多量施用土壌からの  $\text{NH}_3$  と  $\text{N}_2\text{O}$  は、N としての施用量の 0.01% 以下の極く微量であり、 $\text{NH}_3$  の発生量はフィードロットからのそれと比較して極めて少量であるし、 $\text{N}_2\text{O}$  の発生量も化学肥料施用土壌からのそれとほぼ同等と見込まれる。大気中の  $\text{N}_2\text{O}$  の増加に対する化学肥料の寄与率については不明な点が多く、汚泥施用土壌から発生する  $\text{N}_2\text{O}$  の大気環境影響は現時点では論じられない。 $\text{CO}_2$  については施用汚泥中炭素の 1.5-1.7% が施用後極く短期間に発生し、化学肥料施用土壌からの発生量より多いと考えられるが、 $\text{CO}_2$  は植物に吸収されることから汚泥施用土壌から発生した  $\text{CO}_2$  が大気環境に重大な影響を与えるとは考えにくい。このように汚泥施用土壌から発生量程度の  $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CO}_2$  が大気環境に重大な影響 (酸性雨、オゾン層の破壊、温室効果による気温の上昇) を及ぼすとは考えられないが、判断の基準が確立されていない現段階では正確な評価はできない。また、本特別研究では汚泥単独施用土壌のみを対象としたが、化学肥料との混合施用の場合の検討が今後行われる必要があろう。

汚泥を施用した畑土壌からは  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、Cl など汚泥に含有される成分が地下に浸透 (溶脱) し、水田土壌の田面水には窒素やリンが溶出することが明らかにされた。畑土壌における溶脱は、地

下水の水質に与える影響と地下水に到達した物質が地下水の流れとともに河川や湖沼、海域に流入し、それらの水質、特に富栄養化に与える影響の両面から汚泥の施用を評価する必要があることを示唆していると考えられる。地下水の水質に与える影響の面からみると、評価の対象となるのは飲料水基準<sup>24)</sup>と農業(水稻)用水基準<sup>25)</sup>に定められている  $\text{NO}_3\text{-N}$  と飲料水基準に定められている  $\text{Cl}$  であろう。汚泥施用土壌からの浸透水中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は、有底枠における汚泥連用土壌(7.5 t/ha/回)について示したように土壌によって異なるが、最大濃度として 29-68 mg/l、平均濃度として 21-52 mg/l であり、多量(50 t/ha/回)連用土壌の浸透水中濃度は 100 mg/l となった。これらは地下水層がないライシメーター実験の結果であり、しかも有底枠実験は植物を栽培しない裸地であったためにこれらの数値をもって直接飲料水基準や農業用水基準と比較し評価することはできない。しかし、仮に地下水によって 10 倍に希釈されたとしても農業用水基準(T-N として 1 mg/l 以下)を超えることは明らかであり、施用量や連用回数によっては飲料水基準( $\text{NO}_3\text{-N}$  10 mg/l 以下)を超える可能性は否定できない。飲料水基準に定められたその他の項目( $\text{Cl}$  200 mg/l 以下, Ca, Mg 等 300 mg/l 以下, pH 5.8-8.6)については浸透水自体がこれらの数値を満足しており問題はないものと考えられる。重金属については亜鉛の浸透が確認されたものの浸透には長時間を要しており地下水に至る心配はないものと推察する。

富栄養化に与える影響の評価は浸透水自体の藻類の生産力(AGP)を測定することで評価した。その結果は、土壌の浸透水(化学肥料、汚泥区とも)だけでは藻類は増殖できず藻類の増殖には浸透水にリンと EDTA の添加を必要とすること、すなわち、汚泥施用(化学肥料も同様)土壌の浸透水は直接水域の富栄養化には関係しないことを示している。ただし、川砂区では一時期浸透水中にかなりのリン(100 ng/ml 以上)が検出されており、この時期の浸透水では藻類の増殖が認められている。この富栄養化の制限要因であるリンの地下浸透は一部の土壌でわずかに認められているが、重金属元素と同様地下水への到達はないものと推察する。しかし、汚泥の中には高リン汚泥もあり、リンの地下浸透が顕著に認められることが報告<sup>26)</sup>されており、このような汚泥では地下水へのリンの浸透、ひいては、水域の富栄養化への寄与が懸念される。

汚泥施用水田土壌の田面水へは汚泥施用後の 2 か月間窒素とリンが溶出し、かつ、藻類の増殖が起こることが明らかにされた。現在の霞が浦周辺の水田は湛水期間中かけ流しかんがいが行われており、このようなかんがい方式が汚泥施用土壌でも採用されたとすれば汚泥施用後 2 か月間は富栄養化に寄与する水が水田から排出されることを示唆している。しかし、この結果は多量施用の場合のものであり、正確に評価するには施用量ごとの数値を把握する必要がある。

以上、土壌とそれを取りまく大気及び水域環境への影響を環境ごとに検討したが、大気及び水域への影響に関しては、特に施用量との関係が十分解明されておらず問題点を残している。しかし、植物の生育を指標とする土壌環境影響を基準に限界施用量を考えると乾物として 45 t/ha(積算施用量として)が本特別研究において主として対象とした未消化石灰汚泥の淡色黒ボク土畑土壌に対する限界施用量であろう。この量であれば大気や水域には重大な影響を及ぼさないものと

考える。ただし、先に述べたように土壤中の亜鉛濃度は環境庁から出された管理基準値<sup>19)</sup>を超えている。したがって、管理基準を考慮すれば限界施用量は 16t/ha となる。

#### 4 おわりに

最初に述べたように本特別研究は昭和 59 年度で終了した。下水汚泥の土壤還元に関する研究は、第一期の土壤生態系に与える有機廃棄物の影響に関するプロジェクト研究から開始され、7 年間にわたって継続された。この間、数多くの成果が得られたと考えているが、残された検討事項も多い。土壤環境に関する特別研究は、汚泥から化学物質による地下水汚染問題へと移行した。したがって、汚泥の土壤還元に関する研究は 59 年度で完全に近く終了したことになる。なお、一部は新規の特別研究や経常研究の課題として取り上げ継続して行く予定である。

本特別研究は、水質土壤環境部長をプロジェクトリーダーとした所内研究組織(表 1)と所外の客員研究員(昭和 56 年度 15 名, 57 年度 16 名, 58 年度 21 名, 59 年度 20 名, 表 2)及び共同研究員から成る組織によって実施された。

表 1 研究担当者所属・氏名

所 部	属 室	氏 名		
		昭和58年度	昭和59年度	
水質土壤環境部	部 長	合 田 健	合 田 健	
	土壤環境研究室	藤 井 國 博 高 松 武次郎 向 井 哲 久保井 徹 服 部 浩之 広 木 幹也	藤 井 國 博 高 松 武次郎 向 井 哲 久保井 徹 服 部 浩之 広 木 幹也	
		陸水環境研究室	須 藤 隆 一 田 井 慎 吾 矢 木 修 身 岡 田 光 正 稲 森 悠 平 細 見 正 明 山 根 敦 子	須 藤 隆 一 田 井 慎 吾 矢 木 修 身 岡 田 光 正 稲 森 悠 平 細 見 正 明 山 根 敦 子
水質環境計画研究室			村 岡 浩 爾 大 坪 国 順 岩 田 敏	村 岡 浩 爾 大 坪 国 順 平 田 健 正
			環 境 情 報 部	情 報 調 査 室
技 術 部			生 物 施 設 管 理 室	山 口 武 則

表2 客員研究員所属・氏名

所 属	氏 名	
	昭和58年度	昭和59年度
大阪大学工学部	合 葉 修 一	合 葉 修 一
東京農業大学	麻 生 末 雄	麻 生 末 雄
信州大学工学部	阿 部 広 史	阿 部 広 史
近畿大学理工学部	江 藤 剛 治	江 藤 剛 治
東邦大学理学部	戎 野 棟 一	戎 野 棟 一
筑波大学応用生物化学系	大 羽 裕	
神戸大学工学部	神 田 徹	神 田 徹
東北大学理学部	栗 原 康	栗 原 康
神奈川県衛生研究所	桜 井 敏 郎	
東北大学工学部	佐 藤 敦 久	
東京大学生産技術研究所	鈴 木 基 之	
東京理科大学理工学部		瀬 戸 裕 之
名古屋大学工学部	高 木 不 折	
京都大学農学部	高 橋 英 一	高 橋 英 一
茨城大学農学部	高 村 義 親	高 村 義 親
筑波大学地球科学系		田 中 正
京都大学工学部	辻 本 哲 郎	辻 本 哲 郎*
京都大学工学部		祢 津 家 久
北海道大学農学部	波多野 隆 介	波多野 隆 介
農林水産省農業環境技術研究所	福 士 定 雄	
日本大学農獣医学部	松 坂 泰 明	松 坂 泰 明
農林水産省農業環境技術研究所		陽 捷 行
京都大学工学部		村 上 正 吾
日本大学農獣医学部	矢 崎 仁 也	矢 崎 仁 也
筑波大学応用生物化学系	吉 田 富 男	吉 田 富 男
東京大学農学部	和 田 秀 徳	和 田 秀 徳

\*59年度は金沢大学工学部

謝 辞

本特別研究の遂行に当たって多くの方々の御協力と御配慮をいただいた。なかでも、環境庁水質保全局土壌農薬課、群馬県農業総合試験場、神奈川県農業総合研究所、兵庫県農業試験場、山口県農業試験場、大分県農業技術センター、長野県総合農業試験場の関係各位には研究用資料の採取をはじめ関連データの御提供等の御協力をいただくとともに有益な御示唆をいただいた。また、日本下水道協会、下水汚泥資源利用協議会、日立市、松戸市、取手市及び(株)西原環境衛生研究所には汚泥の入手に当たり御便宜をはかっていただいた。これらの方々の御協力、御配慮に対し深謝いたします。

## 引用文献

- 1) 藤井國博・広木幹也・服部浩之・向井 哲・久保井徹・稲森悠平・袴田共之・山口武則・矢木修身・須藤隆一・松坂泰明・石井修司(1984): 汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 1-197.
- 2) 藤井國博(1960): 汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究. 国立公害研究所ニュース, 3 (No. 6), 3-5.
- 3) 藤井國博・久保井徹・山口浩一・矢崎仁也・村岡浩爾・大坪国順・細見正明・森 久之・吉田富男・高橋英一・服部浩之・高松武次郎・向井 哲・田井慎吾・岡田光正・須藤隆一・森 忠洋(1980): 有機廃機物, 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. 国立公害研究所研究報告, 第 14 号, 246p.
- 4) 久保井徹・服部浩之・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・小林峯雄・豊田敏治(1983): 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. 国立公害研究所研究報告, 第 46 号, 221p.
- 5) 稲森悠平・岩田 敏・大坪国順・久保井徹・須藤隆一・田井慎吾・高松武次郎・袴田共之・服部浩之・平田健正・広木幹也・藤井國博・松重一夫・向井 哲・村岡浩爾・合田 健・石塚 造・大羽 裕・松坂泰明・矢崎仁也・吉田富男・青木 博・草壁亮太郎・小林峯雄・鈴木理恵・豊田敏治・野田 潔・比嘉房江・山口浩一・鷺沢清司(1983): 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. 国立公害研究所研究報告, 第 47 号, 265p.
- 6) 広木幹也・藤井國博(1984): 下水汚泥施用土壌における水稻の生育及び植物体成分. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 17-29.
- 7) 服部浩之・藤井國博(1984): 土壌による下水汚泥の分解—連用の影響—. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 31-42.
- 8) 向井 哲・服部浩之(1984): 下水汚泥の連用が土壌の全炭素, 腐植酸及びフルボ酸に及ぼす影響. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 55-66.
- 9) 服部浩之・藤井國博(1984): 下水汚泥を連用した淡色黒ボク土における無機体窒素の経時変化—ほ場実験—. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 43-53.
- 10) 久保井徹・広木幹也・藤井國博(1984): 下水汚泥の施用が土壌空気組成に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 67-81.
- 11) 久保井徹・広木幹也・服部浩之・藤井國博(1984): 下水汚泥施用土壌における土壌空気組成と土壌微生物数との関係. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 83-91.
- 12) 藤井國博・山口武則(1984): 屋外ライシメーターの浸透水量. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 133-168.
- 13) 藤井國博・広木幹也・山口武則・松坂泰明(1984): 屋外ライシメーター浸透水試料の成分分析結果. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 169-197.
- 14) 袴田共之・藤井國博(1984): ライシメーター浸透水の分析値についての統計的解析—各種土壌における化学肥料と下水汚泥の比較—. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 105-116.
- 15) 山口武則・藤井國博(1984): 降水量. 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 129-132.
- 16) 稲森悠平・石井修司・矢木修身・須藤隆一(1984): 下水汚泥施用土壌浸透水の AGP (藻類増殖の潜在能力). 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 93-104.
- 17) 藤井國博(1985): 環境影響の総合的解析. 特別研究「汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究」シンポジウム報告(国立公害研究所), 63-75.
- 18) 農林統計協会(1977): 肥料取締法に基づく特殊肥料等の指定. ポケット肥料要覧(農林省肥料機械課監修) -1977-, 241-243.

- 19) 環境庁水質保全局長 (1984): 農用地における土壤中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について. 環水土 第 149 号, 昭和 59 年 11 月 8 日.
- 20) 日本大学農獣医学部土壌学研究室 (未発表): 国立公害研究所別団地ほ場の土壌調査結果.
- 21) 森 久之・藤井國博・吉田富男 (1980): 下水汚泥の土壌還元による汚泥成分の分解. 日本土壌肥料学雑誌, 51, 435-440.
- 22) 土木学会 (1972): 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究. 昭和 46 年度報告書, 1-321.
- 23) 環境庁水質保全局土壌農薬課 (未発表): 汚泥等土壌還元影響調査.
- 24) 市川 新 (1979): 飲料水基準. 日本化学会編, 環境の基準—その科学的背景—, 丸善, 82-91.
- 25) 日本土壌協会 (1983): 昭和 57 年度水質広域管理計画調査報告書—水質広域管理計画策定のためのマニュアル (案)—, 77-80.
- 26) 海老原武久・山田 要・松村 蔚 (1984): 汚泥の農業利用に関する研究 (第 9 報), 汚泥連用による土壌中一般成分および重金属の移動. 日本土壌肥料学会講演要旨集, 第 30 集, 287.

## 成果発表一覧

## (講演発表)

- 1) 服部浩之・広木幹也・久保井徹・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 28 報）汚泥施用土壤の酵素活性，日本土壤肥料学会関東支部大会，東京，58.9.
- 2) 久保井徹・広木幹也・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 29 報）連用土壤に連作したコマツナの生育と成分組成の変化，日本土壤肥料学会関東支部大会，東京，58.9.
- 3) 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：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 30 報）汚泥成分の地下浸透（その 3）カチオン類の挙動，日本土壤肥料学会関東支部大会，東京，58.9.
- 4) 袴田共之・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 31 報）浸透水からみた化学肥料施用との相違についての土壤間比較，日本土壤肥料学会関東支部大会，東京，58.9.
- 5) 服部浩之・向井 哲・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 32 報）汚泥の有機物組成と畑土壤中での分解性，日本土壤肥料学会昭和 59 年度仙台大会，仙台，59.8.
- 6) 広木幹也・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 33 報）湛水条件下における分解と土壤理化学性的変化，日本土壤肥料学会昭和 59 年度仙台大会，仙台，59.8.
- 7) 久保井徹・広木幹也・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 34 報）水田ライシメーターにおける窒素と炭素の揮散と吸収，日本土壤肥料学会昭和 59 年度仙台大会，仙台，59.8.
- 8) 山口武則・藤井國博・大関亜彦・麻生末雄：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 35 報）連用土壤における Mn, Zn, Cu の形態および層位別分布，日本土壤肥料学会昭和 59 年度仙台大会，仙台，59.8.
- 9) 藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 36 報）連用土壤における微生物数の層位別分布，日本土壤肥料学会昭和 59 年度仙台大会，仙台，59.8.
- 10) 藤井國博・服部浩之・広木幹也：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 37 報）長期連用で土壤微生物に与える影響，日本土壤肥料学会昭和 59 年度関東支部大会，甲府，59.10.
- 11) 向井 哲・服部浩之・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 38 報）汚泥窒素化合物の畑土壤中における形態変化，日本土壤肥料学会昭和 59 年度関東支部大会，甲府，59.10.
- 12) 袴田共之・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 39 報）各種土壤における浸透水中元素濃度の経時変化の特徴，日本土壤肥料学会，昭和 59 年度関東支部大会，甲府，59.10.
- 13) 服部浩之・藤井國博：下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響（第 40 報）汚泥中のリンの形態と土壤中における形態変化，日本土壤肥料学会昭和 60 年度金沢大会，金沢，60.4.
- 14) 村岡浩爾・平田健正・岩田 敏：孤立林地の地下水の水質変化，第 18 回水質汚濁学会講演集，東京，59.3.

## (印刷発表)

- 1) 稲森悠平・矢木修身・須藤隆一(1984)：土壤浸透水の藻類生産の潜在能力. 用水と廃水，**26** (4), 50-57.
- 2) T. Kuboi and K. Fujii (1984): Toxicity of cationic polymer flocculants to higher plants I. Seedling assay. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **30**, 311-320.
- 3) 藤井國博(1984)：下水汚泥の農耕地利用が土壤微生物に与える影響. 環境技術，**13**, 746-751.



II-1

汚泥連用が土壌の物理的性質に及ぼす影響

**Affection of Continuous Application of  
Limed Sludge on Physical Soil Properties**

大坪国順<sup>1</sup>・村岡浩爾<sup>1</sup>

Kuninori OTSUBO<sup>1</sup> and Kohji MURAOKA<sup>1</sup>

**要 旨**

下水汚泥を畑地土壌(淡色黒ボク土)に施用し、汚泥連用の土壌の物理性に及ぼす影響を調べた。試験区は、汚泥施用量が乾重で1回について3.75 t/ha(年2回)、7.5 t/ha(年2回)、15 t/ha(年1回)の3処理区、さらに化学肥料単独施用区と無処理区を合わせた5試験区から成る。土壌物理試験は含水比、比重、粒度、コンシステンシー、締め固め、定水位透水試験、pF試験、団粒試験である。汚泥は1979年から6年間連用されたが、本報告は施用3年目に当たる1981年から1984年までの試験結果をまとめている。

土壌の物理特性8項目について表1から表4に示しているが、各項目いずれも処理区や年度による有意な差は認められなかった。下水汚泥連用の影響は土壌の粘着性に現れると考えられるが、本試験で用いた土壌は砂分が70%、シルト分20%、粘土分10%から構成され、この粒度構成が汚泥連用の影響が現れなかった主因と思われる。

**Abstract**

The purpose of this study is to investigate the effect of continuous sludge application to the field on the physical properties of the field soil. The items of physical soil test are: moisture content, specific gravity, grain size, liquid and plastic limit, moisture-density relation by rammer, permeability, pF by centrifuge method and aggregate structure.

Domestic sewage sludge has been applied to three plots of experimental field at the rate of 3.75, 7.5 and 15 dry metric t/ha for six years. A plot of non-fertilized field and another plot with chemical fertilizer have been also set up for the same period. Once a year the eight kinds of basic soil tests have been performed for the soil samples collected from above five plots from 1981 to 1984. The eight physical soil parameters show no significant difference either among the five different plots or among the four different years.

All soils used here contain sand more than 70%. Clay and silt are easily affected by

---

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.

phsico-chemical action in the sludge, however, sand is hardly affected. This is the reason why no available difference was found in physical properties of five soils.

**Key words** : Sewage sludge, Soil test, Physical soil property, Moisture content, Grain size

## 1 はじめに

下水汚泥を長期に連用を続けた場合における土壌の物理性の変化については、これまでに報告例がない。現在行われている下水汚泥の農業利用においては、同一のほ場に長期にわたって施用される例が多く、この傾向は今後とも続くと予想される。したがって、長期連用土壌における土壌の物理性の変化を把握することは、汚泥連用に伴う植物生育の変化や土壌中の物質の挙動を検討するための基礎的知見を得る点で重要な課題である。

別団地実験ほ場への下水汚泥の連用試験は 1979 年から開始された。淡色黒ボク土に生活廃水処理場から発生した汚泥を施肥量、植栽の条件を変えて連用し、比較のため無施肥区や化学肥料施肥区も設けた。

本報告は、3, 4, 5 及び 6 年目の表層土壌の物理性の特性についてまとめたものである。

## 2 実験方法

### 2.1 使用ほ場及び試験区の構成

実験に使用したほ場は、当研究所別団地畑ほ場 (II-1 ほ場) であり、その詳細は参考文献 1) を参照されたい。土壌は、淡色黒ボク土壌であり、造成後試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た生産力の低いほ場である。

試験区の構成については、参考文献 2) に詳しく記載されている。計 12 処理区が設けられたが、そのうち土壌の物理性の変化が検討した試験区は以下の五つである。すなわち、汚泥施肥量が乾物として 1 回につき 3.75 t/ha (年 2 回 : S 区), 7.5 t/ha (年 2 回 : M 2 区), 15 t/ha (年 1 回, L 区) の計 3 処理区、さらに無処理区 (C 区), 化学肥料単独施用区 (FC 区) である。上記 S, M 2, L, C, FC の記号は服部ら<sup>3)</sup>の定義に準拠した。

汚泥及び化学肥料は、ロータリ耕うん機によって表層 0~15 cm の土壌に混合された。

### 2.2 供試汚泥

汚泥は、取手市内の住宅団地内の廃水処理場 (活性汚泥方式) より分与されたものであり含水率 70% の未消化の脱水ケーキである。脱水助剤には消石灰と塩化第二鉄が使用されており、いわゆる石灰汚泥である。これを風乾した後施用した。

汚泥の発生年月や主要成分については服部ら<sup>3)</sup>を参照されたい。

### 2.3 試験日程及び土壌試料の採取と分析

汚泥の運用の期日及び植栽の種類、栽培手順等についても参考文献3)を参照されたい。

土壌試料の採取は株間について1処理区6~9箇所から行った。採取層位は0~8 cmであり、採土管(100 ml)による採取(各処理区につき12本)と小型ショベルによる採取(約10 l)を行った。

土壌の物理性に関する試験項目は、①含水比、単位体積量試験、②比重試験、③粒度試験、④コンシステンシー(液性限界、塑性限界)試験、⑤締め固め試験、⑥定水位透水試験、⑦pF試験(遠心法)、⑧団粒試験である。試験方法は、団粒試験を除いて、土質試験に関するJIS規格によった<sup>4)</sup>。土の充てん状態の指標である間げき比や乾燥密度は上記の①、②の試験結果より計算される。

### 3 結果及び考察

表1, 2, 3, 及び4は1981年(下水汚泥運用開始3年目)、1982年(4年目)、1983年(5年目)及び1984年(6年目)の各処理区の土質試験の結果である。

#### 3.1 含水比試験、間げき比・単位体積重量、乾燥密度

含水比  $W$  は、採取時以前の気象(降雨量、日射量 etc)によって変化するもので、土壌-水-空気の複合体の一つの状態を表す量ではあるが、普遍的な物性量ではない。単位体積重量  $\gamma_t$  は単位体積当たりの湿潤重量であり、土壌の含水状態により変化する。間げき比  $e$  は土壌の空げきと固

表 1 土質試験の結果(1981年、下水汚泥運用開始3年目)

Table 1 Results of physical soil test in 1981 (3rd year from onset of sewage sludge application)

項目	No.	I	II	III	V	VI
含水比	$W(\%)$	64.48	64.64	66.12	66.61	65.11
比重	$G_s$	2.638	2.553	2.682	2.553	2.559
単位体積重量	$\gamma_t(t/m^3)$	1.09	1.10	0.98	1.07	1.01
間げき比	$e$	3.00	2.80	2.68	2.98	3.19
乾燥密度	$\gamma_d(t/m^3)$	0.66	0.67	0.59	0.64	0.61
粒度	$d_{50}(mm)$	0.17	0.20	0.22	0.17	0.18
砂分	(>0.074mm)	75.7	73.8	76.0	77.1	77.2
シルト分	(0.074~0.005mm)	18.8	23.7	20.5	18.9	18.3
粘土分	(<0.005mm)	5.5	2.5	3.5	4.0	4.5
液性限界	$W_L(\%)$	78.20	71.15	68.10	73.20	71.40
塑性限界	$W_P(\%)$	NP	NP	NP	NP	NP
塑性指数	$I_P(\%)$	NP	NP	NP	NP	NP
締め固め	$\gamma_{dmax}(t/m^3)$	0.994	1.014	1.012	1.010	1.017
	$W_{opt}(\%)$	58.0	55.3	56.3	55.9	55.2
団粒量	g/(試料100g当たり)	6.0	18.4	13.7	8.6	8.9
透水係数	(cm/s)	(最適含水比条件では透水量は測定できず)				

表 2 土質試験の結果 (1982年, 下水汚泥連用開始4年目)  
 Table 2 Results of physical soil test in 1982 (4th year from onset of sewage sludge application)

項目	No.	I	II	III	V	VI
含水比	$W(\%)$	56.5	58.6	55.2	54.6	53.9
比重	$G_s$	2.63	2.65	2.64	2.64	2.63
単位体積重量	$\gamma_t(t/m^3)$	0.98	0.99	1.01	0.93	0.92
間げき比	$e$	3.17	3.27	3.06	3.40	3.38
乾燥密度	$\gamma_d(t/m^3)$	0.63	0.62	0.65	0.60	0.60
粒度	$d_{50}(mm)$	0.23	0.23	0.21	0.26	0.28
砂分	( $>0.074mm$ )	68.9	69.0	70.7	65.9	68.0
シルト分	( $0.074\sim 0.005mm$ )	28.1	26.5	25.3	30.1	25.0
粘土分	( $<0.005mm$ )	3.0	4.5	4.0	4.0	7.0
液性限界	$W_L(\%)$	73.2	71.8	72.0	72.8	71.3
塑性限界	$W_P(\%)$	55.9	61.0	58.3	61.2	60.0
塑性指数	$I_P(\%)$	17.3	10.8	13.7	11.6	11.3
締固め	$\gamma_{dmax}(t/m^3)$	1.020	1.032	1.004	1.025	1.022
	$W_{opt}(\%)$	55.9	53.6	54.8	56.7	53.6
団粒量	g/(試料100g当たり)	12.3	9.5	10.8	8.8	11.5
pF	(体積含水率)	58.9	58.0	60.1	59.9	58.3
	pF=3.334(%)					
	pF=3.732(%)	54.5	55.4	57.4	56.6	56.3
	pF=4.160(%)	51.1	51.7	52.2	53.1	51.9
透水係数	(cm/s)	$1.3 \times 10^{-3}$	$9.9 \times 10^{-4}$	$4.3 \times 10^{-4}$	$1.6 \times 10^{-3}$	$6.2 \times 10^{-4}$
(参考値)						

表 3 土質試験の結果 (1983年, 下水汚泥連用開始5年目)  
 Table 3 Results of physical soil test in 1983 (5th year from onset of sewage sludge application)

項目	No.	I	II	III	V	VI
含水比	$W(\%)$	53.65	54.37	53.37	52.23	48.77
比重	$G_s$	2.52	2.54	2.50	2.53	2.61
単位体積重量	$\gamma_t(t/m^3)$	1.06	0.99	1.01	1.00	1.02
間げき比	$e$	2.65	2.97	2.78	2.89	2.83
乾燥密度	$\gamma_d(t/m^3)$	0.69	0.64	0.66	0.65	0.68
粒度	$d_{50}(mm)$	0.24	0.26	0.21	0.22	0.22
砂分	( $>0.074mm$ )	72.9	84.0	71.6	67.5	68.8
シルト分	( $0.074\sim 0.005mm$ )	21.4	9.8	17.6	23.6	23.9
粘土分	( $<0.005mm$ )	5.7	6.2	10.8	8.9	7.3
液性限界	$W_L(\%)$	74.2	71.4	69.8	70.0	67.7
塑性限界	$W_P(\%)$	65.2	60.2	58.1	60.5	57.7
塑性指数	$I_P(\%)$	9.0	11.2	11.7	9.5	10.0
締固め	$\gamma_{dmax}(t/m^3)$	0.995	1.041	1.019	0.998	1.018
	$W_{opt}(\%)$	54.2	52.3	49.6	56.8	54.2
団粒量	g/(試料100g当たり)	8.2	4.6	3.2	3.0	5.9

表 4 土質試験の結果 (1984年, 下水汚泥連用開始6年目)  
 Table 4 Results of physical soil test in 1984 (6th year from onset of sewage sludge application)

項目	No.	I	II	III	V	VI
含水比	$W(\%)$	50.8	50.7	54.0	54.5	53.2
比重	$G_s$	2.66	2.68	2.69	2.67	2.68
単位体積重量	$\gamma_t(t/m^3)$	1.00	0.98	1.02	1.00	1.01
間げき比	$e$	3.03	3.12	3.07	3.10	3.06
乾燥密度	$\gamma_d(t/m^3)$	0.66	0.65	0.66	0.65	0.66
粒度	$d_{50}(mm)$	0.18	0.26	0.19	0.20	0.18
砂分	(>0.074mm)	67.0	68.0	69.0	72.0	69.0
シルト分	(0.074~0.005mm)	27.0	27.0	26.0	24.0	25.0
粘土分	(<0.005mm)	6.0	5.0	6.0	4.0	5.0
液性限界	$W_L(\%)$	67.2	69.8	67.3	68.1	64.5
塑性限界	$W_P(\%)$	54.8	63.0	57.7	60.5	56.5
塑性指数	$I_P(\%)$	12.4	6.8	9.6	7.6	8.0
締固め	$\gamma_{dmax}(t/m^3)$	1.013	1.007	1.014	1.025	1.040
	$W_{opt}(\%)$	54	55	56	54	52
団粒量	g/(試料100g当たり)	8.2	10.1	6.9	11.6	13.5
透水係数 (参考値)	(cm/s)	$3.5 \times 10^{-3}$	$3.5 \times 10^{-3}$	$4.4 \times 10^{-3}$	$1.9 \times 10^{-3}$	$2.3 \times 10^{-3}$

相の体積比であり、土の充てん状態を示す一つの指標であり、含水状態によらない。 $e$ の値が小さいほど、土壤の空げきが少なく、よく締まっているということになる。乾燥密度 $\gamma_d$ は単位体積中の固相重量であり、間げき比との間に次の関係がある。

$$\gamma_d = \frac{G_s \rho}{1+e} \quad (1)$$

ここで $G_s$ は土の真比重； $\rho$ は水の密度である。

各処理区に対して、毎年の採取時以前の気象条件は同じと考えられる。含水比、単位重量と年度による違いはあっても、各年ごとには各処理区間で有意な差は認め難い。間げき比は2.7~3.3程度のものがほとんどで、火山灰土壤で通常知られている値 $3.0^5)$ と良い対応を示している。処理区間差は認め難く、経年変化についても昭和58年度は全般的に低い値を示したが、昭和59年度には再び3.0以上の値となり一定の傾向は認め難い。乾燥密度も、0.62~0.68程度のものがほとんどで、間げき比の場合と同様、処理区や年度による有意な差は認め難い。

### 3.2 比重

比重 $G_s$ は各処理区土壤とも2.52~2.68程度であり、処理区や年度による有意な差は認められない。土壤の主な無機成分である一次鉱物や二次鉱物の比重が2.5~2.8であることを考慮すると、土壤の成分の大部分がこれらの鉱物で占められ、他の成分比が小さいことが推測される。底

泥などでは、有機物（比重 1.5 程度）の構成比がより高く、比重が 2.1～2.5 程度の場合が多い<sup>6)</sup>。

### 3.3 粒度構成

各処理区土壌の中央粒径  $d_{50}$  は 0.2～0.28 mm 程度であり、砂、シルト、粘土の構成比は、砂分が 70±3%、シルト分が 20±5%、粘土分が 10±5% のものがほとんどである。処理区や年度による有意な差は認め難い。砂分が 70% 前後、粘土分が 10% 前後ということで、対象とした土壌は、かなり砂質的性格が強く、粘着性など粘土的性格は現れにくい土壌と考えられる。汚泥施用による土壌の物理的性質の変化が現れにくい主因である。

### 3.4 コンシステンシー

コンシステンシーとは外力を受けたときの流動変形に抵抗する度合と解釈され、アッターベルグにより液性限界  $W_L$ (%)、塑性限界  $W_p$ (%)、収縮限界  $W_s$ (%) の三つの限界含水比状態が定義された<sup>7)</sup>。今回は、 $W_L$  と  $W_p$  のみを測定した。 $W_L - W_p$  で定義される値を塑性指数  $I_p$  と呼び、通常、粘着性のある土は  $W_L$  と  $I_p$  を用いた塑性図表で区分される。各処理区土壌も  $W_L$  は 70±3%、 $I_p$  は 10±2% であり、 $I_p = 0.73(W_L - 20)$  で定義される A 線より下方に位置した。キャサグラントの分類法<sup>7)</sup> によれば、この位置に区分される土壌は無機質のシルトや細粘土で圧縮性が高い性質がある。次成で定義される活性度  $A$

$$A = \frac{I_p}{\text{粘土分の百分率}}$$

の値は、ほとんどの場合、1.25～2.0 となり、含有する粘土の量は少ないが比較的活性度の高いものと言える。粘土含有量がもう少し多ければ、今回の土壌は汚泥施用によって物理的性質に大きな変化をきたす可能性がある。 $W_L$ 、 $I_p$  の値は、若干 C 区（無施用区）の土壌が高く、L 区の土壌が低い傾向が伺える。また各処理区土壌に対して、 $W_L$ 、 $I_p$  の値とも減少傾向が伺える。しかし、これらの傾向を有意なものとするためには、さらにデータの集積が必要である。コンシステンシー全体としては、各試料とも  $W_p$  が非常に測定しにくかったが、これは砂分が 70% 前後と高いためと考えられる。

### 3.5 締め固め特性

各処理区の土壌とも、最適含水比  $W_{opt}$  が 52～58%、最大乾燥密度  $\gamma_{dmax}$  が 0.99～1.04 t/m<sup>3</sup> の範囲であった。これらの値は火山灰土壌について知られている値に良く対応している<sup>7)</sup>。 $W_{opt}$ 、 $\gamma_{dmax}$  には、各処理区や年度による有意な差は認め難い。

### 3.6 透水特性

土の透水性はその土の締め固めの程度によって著しく変化する。通常の土質試験では、最適含水比の充てん状態で透水試験がなされる。最適含水比の条件で定水位透水試験を行った結果、各処理区とも浸透量が観測できなかった。参考のため、よりゆるい締め固め条件で透水実験を行ったが、締め固めの程度が一樣でなく、透水係数もかなり値にバラツキが生じた。土壌の充てん状態は、気象条件、農業活動によって変化するもので、採取の時期による差が大きい。その意味で、間げき比や透水係数のようなパラメータは、物質の移動には非常に重要なものであっても、土の基本的性質を論議する場合には、条件設定などに難しい面がある。

### 3.7 pF 値

pF 値は不飽和状態にある土の水分の鉛直移動と深く関係している。pF 値が高くなると、土のサクションが大きくなり上方に向かう水分量が増大する。しかし、pF 値は同一組成の試料であっても、充てん状態により変化する性質のものであり、土の重要な状態量ではあっても、土の潜在的物性量とは言い難い。今回は、土壌の層を採土管により採取した試料に対して、遠心法により求められた pF 値の結果について述べる。遠心法により求まる pF 値は 3 以上の高い領域で、それより低い値に対しては、吸引法などの方法によらねばならない。pF 値については、測定上の問題もあって、昭和 57 年度のデータ以外は信頼性は低い。昭和 57 年度のデータによると、各 pF 値に対する含水比には処理区による差がほとんどない。pF=3.334 は永久しおれ点と呼ばれ、このときの含水比は、その土の塑性限界  $W_p$  とよい対応を示すと言われているが、今回の測定結果でも、そのようになった。pF 値の経年変化については、間げき比やその他の結果から類推すると、処理区や年度による有意な差は現れていないと考えられる。

### 3.8 団粒度

団粒試験法には JIS 規格がない。試験に用いる試料の水分移動の履歴(湿潤-乾燥)や農業活動に大きく影響されるが、これらの影響を評価する手法が確立していないためである。ここでは土質試験法<sup>3)</sup>に基づいて測定した結果を述べる。団粒量は、各試料とも 6~14 g/(100 g dry soil weight) である。結果にバラツキが多いが、各処理区による有意な差は認められない。同一処理区の試料において年度ごとの変化が大きい、経年変化には一定の傾向は認められない。

## 4 まとめ

各種物理試験のうち、土の充てん状態や採取条件によらない基本的な物理性質である比重、粒度、コンシステンシーや締め固め特性に対して、いずれも、各処理区や年度による有意な差が認められなかった。充てん状態による変化を受ける間げき比や乾燥密度、団粒度についても、各処理区や年度による有意な差が認められなかった。これは、採取時期や植生が毎年ほぼ同じであっ

たためと考えられる。透水試験や pF 試験はデータが不十分で確実なことは言えなかった。測定条件を明確に設定したデータの蓄積が必要である。

下水汚泥の連用に対する土の物理的特性に変化が現れなかった主要因は、土の粒度構成にあると思われる。砂分が  $70 \pm 3\%$ 、シルト分  $20 \pm 5\%$ 、粘土分  $10 \pm 5\%$  という、砂分が大半を占める土壌では、土壌表面力の影響は小さい。下水汚泥の連用の影響は、粘着性に現れると考えられ、それに関与するのは主に粘土である。したがって粘土分が多い土壌であれば下水汚泥連用の影響が現れる可能性がある。また、下水汚泥の連用が土の物理的性質を変化せしめるまではさらに長年月が要すると予想され、長期的な展望の上でデータを蓄積してゆく必要がある。

### 引用文献

- 1) 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.
- 2) 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, 45-62.
- 3) 服部浩之・藤井國博(1984): 下水汚泥を連用した淡色黒ボク土における無機態窒素の経時変化—ほ場実験場—, 国立公害研究所研究報告, 第 68 号, 43-53.
- 4) 例えば, 土木工学会編(1974): 土木工学ハンドブック, 上巻, 技報堂, 264-269.
- 5) 服部浩之(1985): 私信.
- 6) 大坪国順・村岡浩爾(1985): 霞ヶ浦底泥の物性および堆積特性に関する調査と検討, 衛生工学研究論文集, 21, 201-209.
- 7) 例えば, 土木学会編(1974): 土木工学ハンドブック, 上巻, 技報堂, 264-269.
- 8) 土質工学会・教育関係資料編集委員会編(1975): 土の試験・調査実習書, 83-87.



## II-2

### 下水汚泥の施用が表層土壌の水分環境と通気性に及ぼす影響

#### Effect of Sewage Sludge Treatment on the Moisture Condition and Air Permeability of Surface Soil

広木幹也<sup>1</sup>・久保井 徹<sup>1</sup>

Mikiya HIROKI<sup>1</sup> and Toru KUBOI<sup>1</sup>

#### 要 旨

石灰を脱水助剤として用いた下水汚泥を屋内地温制御ライシメーターの淡色黒ボク土壌に多量(各回 50 t/ha)に連用し、土壌物理性の変化について調べ、以下の結果を得た。

汚泥施用層では小型の団粒(0.1 mm 以下)が減少し大型の団粒(0.1 mm)以上が増加した。汚泥の施用は孔げき率を変化させなかったが、pF 1.5 以下の領域の粗大孔げきを増加させた。有効水分量は汚泥区、無施用区の間でほとんど差が無かった。

相対酸素拡散係数は、気相率の変化に対し直線的に変化した。相対酸素拡散係数と気相率の関係は層位(耕うん層、その下層の表土及び心土)によって異なったが、汚泥の施用は影響しなかった。

汚泥施用区では土壌表面が著しく乾燥した。これは、汚泥の施用により団粒化が進み、土壌水の毛管連絡が断たれ、乾燥に伴う下層からの水分の上昇が抑えられたためと考えた。

#### Abstract

Limed sewage sludge was applied to a light-colored andosol in lysimeters under environmentally controlled conditions. Repeated application of sludge altered some of the physical properties at the surface layer as follows.

Water-stable aggregates with sizes of more than 0.5 mm were increased in the sludge-applied layer (top 10 cm) relative to those in the corresponding layer of the control plot.

Although total porosity and total available water in the surface layer were similar between sludge-treated and control plots, the pF-moisture curves indicated that sludge incorporation increased the number of large coarse pores.

Relative diffusivity of O<sub>2</sub> was linearly related to the air volume percentage. The diffusivity was not affected by the sludge incorporation but it decreased with increasing soil depth.

---

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.

The surface 0-2 cm of the sludge-treated soil became extremely desiccated. The preponderance of large aggregates would cause the upward capillary movement of soil water to become depressed, leading to the drying out of surface soil.

**Key words**; Sewage sludge, Soil water content, Three phases distribution, pF value, Aggregate, Relative diffusivity of oxygen

## 1 はじめに

下水汚泥の施用効果については、汚泥中に多量に含まれる窒素、リンなどの肥料成分を土壤に供給するとともに、土壤の物理的性質の改善への期待も大きい。土壤によっては、土壤中の有機物の増加は、孔げき率、保水性、透水性や通気性の増加、土壤の団粒化などを引き起こすことが知られている<sup>1)</sup>。しかし、その程度は有機物の種類によっても異なり、場合によっては作物の栽培に対して好ましくない影響を及ぼす場合もある。松崎ら<sup>2)</sup>は、家畜生ふんを多量に施用した時に、土壤の粗孔げきが増し、農作物が干害を受ける危険性が高くなることを指摘している。松本<sup>3)</sup>は、豚ふんを多量に施用した土壤における土壤表面の乾燥とニンジンの発芽不良を指摘し、土壤表面の乾燥が、豚ふんの多量施用による粗大孔げきの増加と、毛管連絡の切断により引き起こされるものであることを示した。また、下水汚泥を多量に施用した黒ボク土畑ほ場において土壤表面の乾燥する現象が報告されている<sup>4)</sup>。

著者らは、下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響を明らかにするために、畑土壤への下水汚泥連用試験を続けてきた。その過程で、汚泥を多量に施用した土壤において表面が乾燥しやすいことを観察した。土壤の水分環境や通気性は、作物の生育のみならず土壤微生物の活性、生態にも影響する。また、これらは土壤水分の動き、土壤と大気中のガス交換なども規定する。それゆえ、土壤表層の水分環境とそれに関連する物理性の変化を明らかにすることは、下水汚泥の施用に伴う各種成分の環境中での挙動を明らかにしてゆく上でも重要である。本報告では、生活廃水系の石灰凝集下水汚泥を多量に連用した屋内地温制御ライシメーターにおける、表層土壤の水分環境とそれに関連した物理性の変化について述べる。

## 2 実験方法

土壤：国立公害研究所土壤環境実験棟内に設置された地温制御ライシメーター<sup>5)</sup>に充てんされた淡色黒ボク土壤（土性 SiL）を調査の対象とした。ライシメーターの表層から 40 cm までは畑地の表土が、40 cm 以下には、畑地の下層土が充てんされている。

供試汚泥：取手市郊外の住宅団地廃水処理場より搬出された、石灰と塩化鉄を脱水助剤として使用した生汚泥（脱水ケーキ）を風乾後粉碎して貯蔵した。施用に当たって、表層 10 cm の土壤を掘り返し、この汚泥を土壤と均一に混合した。汚泥は乾物 50 t/ha 相当量を半年ごとに施用した。

対照区：対照区には、汚泥を施用しなかった。ただし、汚泥区に汚泥を施用するときは、対照

区においても汚泥区と同様に表層 10 cm の土壌を掘り返し、再び埋め戻した。

環境条件：ライシメーター地上部の自然光温室の温度は 25°C (昼間) ~ 20°C (夜間)、湿度 60% に設定した。かん水は、週 1 回 31 mm 相当の蒸留水をかん水した。

その他、充てん土壌、供試汚泥、実験条件等の詳細は広木ら<sup>9)</sup>が報告したものと同一である。

調査日時：相対酸素拡散係数は、7 回目の汚泥施用後 12~13 週目に調査した。それ以外の項目は、5 回目の汚泥施用後 3~18 週目に調査した。なお、相対酸素拡散係数以外の項目はすべて、裸地区を対象として調査した。

各物理性は以下の方法により測定した。

三相分布：100 cc 採土円筒で採取した土壌試料から、実容積法<sup>7)</sup>で気相率を求めた。その試料を 105°C で一夜乾燥し、減重量から液相率を、乾燥重より仮比重を求めた。試料円筒の容積から気相、液相を差し引いた残りを固相とした。採土円筒で採取できない微小な土層の液相率は、採取した試料の乾土重量当たりの含水比を求め、その土層を含む層位の仮比重から算出した。

pF-水分曲線：高水分域 (pF 1~2) は吸引法により、低水分域 (pF 2~4) では遠心法により求めた<sup>7)</sup>。

団粒分析：水中し別法により、耐水性団粒をその直径が 0.1 mm 以下、0.1~0.25 mm, 0.25~0.5 mm, 0.5~1.0 mm, 1~2 mm, 2 mm 以上の 6 段階に分け、各重量比を求めた<sup>7)</sup>。

相対酸素拡散係数；Tayler<sup>8)</sup>の方法を改変して測定した。すなわち、ガス拡散装置(内容積 998 ml, 図 1)をあらかじめ N<sub>2</sub> ガスで置換しておき、ここに装置上部の土壌円筒(断面積 A=20 cm<sup>2</sup>, 長さ L=5 cm)を通して外気中の O<sub>2</sub>(濃度 Q<sub>0</sub>)を拡散させ、経時的に採取されたチャンバー内部のガス中の O<sub>2</sub> 濃度(Q)をガスクロマトグラフ(島津 GC6AM, TCD 検出器付き)で測定した。ガス拡散は恒温(23°C)条件下で行われた。

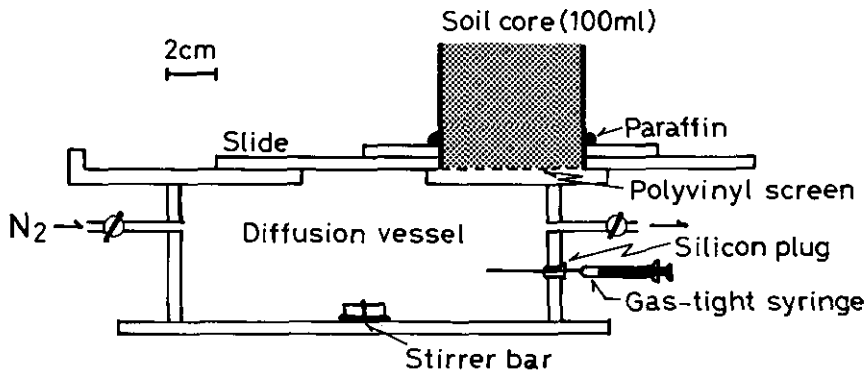


図 1 ガス拡散容器

Fig. 1 Side-view of the gas diffusion vessel

土壌中の拡散係数を  $D$  とすると

$$\ln(Q_0/(Q_0-Q))=(DA/LC)t \quad (1)$$

となるので、 $\ln(Q_0/(Q_0-Q)) \sim t$  図は傾き  $\theta(=DA/LC)$  の直線となる。 $t$  は時間、 $C$  は定数である。

一方、大気中の拡散係数 ( $D_0$ ) は、土壌円筒に代えて土壌を充てんしていない空のコアを用いて同様の測定を行うと、

$$\ln(Q_0/(Q_0-Q))=(D_0A/LC)t \quad (2)$$

として表せる。また、

$$\theta_0=D_0A/LC \quad (3)$$

になる。このとき、相対酸素拡散係数 ( $D/D_0$ ) は  $\theta/\theta_0$  である。

なお、測定した試料はかん水直後に採取した後、試料を乾燥させつつ気相率と拡散係数の関係を調べた。

### 3 結果及び考察

#### 3.1 土壌最表層の乾燥

かん水6日後の汚泥区及び無施用区の表層土の土壌水分の垂直分布を図2に示した。無施用区では、土壌表面(0~0.5 cm)と下層(4.5 cm~5 cm)の水分率にほとんど差がなかった。汚泥区では下層(4~5 cm層)の水分率は同じ深さの無施用区の値とほぼ同じだったが、表面へ向けて顕著に水分率は減少し0~1 cm層では10%以下と極端に乾燥していた。

この実験では1週間おきに一定量かん水しているので、土壌水分は毎週同じパターンで乾湿を繰り返している。図3は、表層土中の水分率の経時変化の1例である。かん水直後(0日後)には表面(0~0.5 cm層)及び内部(4.5~5 cm層)とも汚泥区において無施用区より水分率は高かった。しかし、施用区の表面では急激に乾燥し、かん水後3日目には34%も水分率が低下した。施用区内部及び無施用区(表面及び内部)では、かん水直後とかん水6日後の水分率の差はそれぞれ11%、9%及び8%で、施用区表面に比較して水分率の変化は小さかった。

無施用区で土壌表面があまり乾燥しないのは、無施用区では蒸発量が汚泥区に比較して小さいか、あるいは蒸発量に匹敵する量の水分が下層から表面へ供給されていることを意味する。しかし、土壌表面からの蒸発量はむしろ無施用区の方が大きい傾向にある<sup>9)</sup>。このことから判断して、無施用区では土壌表面での水分の蒸発とともに水分が下層から表面へ移動するために、表面が乾燥しないと考えられる。一方、汚泥区の土壌表面が急激に乾燥した理由は、汚泥区の下層から表面に向っては、水分率のこう配が大きいにもかかわらず、何らかの理由で水分の動きが小さいた

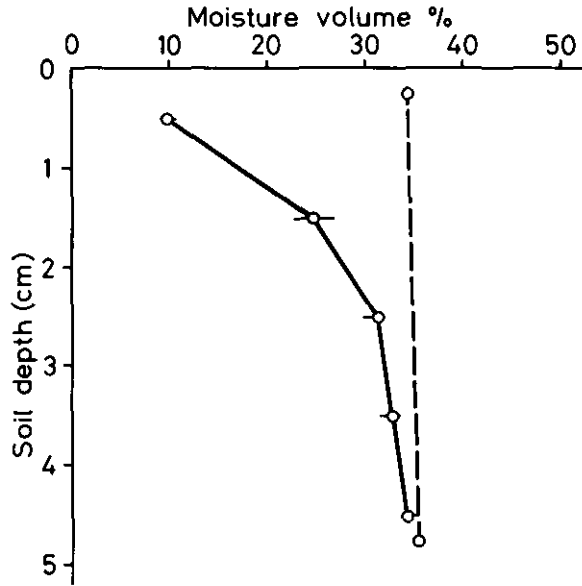


図 2 土壌水の垂直分布

Fig. 2 Distribution of soil water content within top 0-5 cm of soil

—○— sludge (+), ---○--- sludge (-)

The spil samples were collected 6 days after irrigation

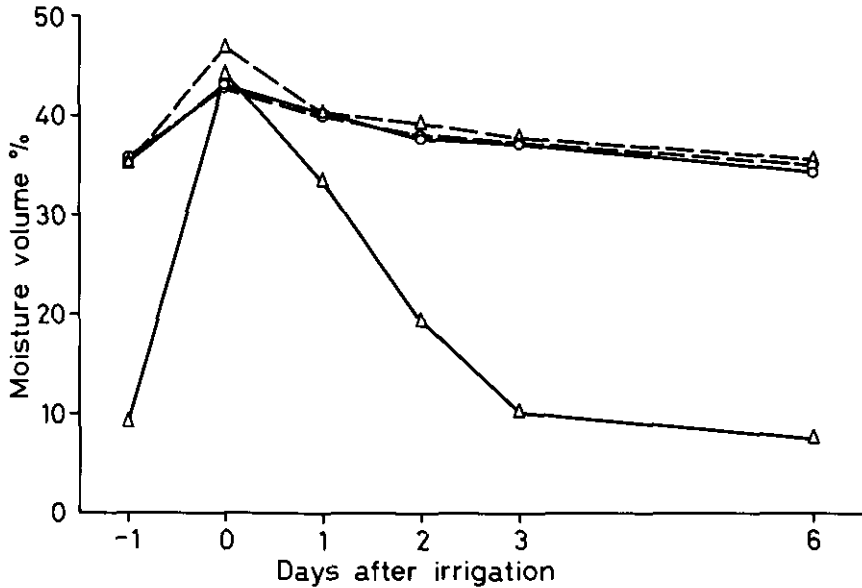


図 3 汚泥施用区及び無施用区における表層土中の水分率の経時変化

Fig. 3 Fluctuation of water volume percentage at 0-0.5 and 4.5-5 cm layers as affected by irrigation

—△— sludge (+) 0-0.5 cm, —○— sludge (-) 0-0.5 cm

---△--- sludge (+) 4.5-5 cm, ---○--- sludge (-) 4.5-5 cm

めである。

汚泥区における乾燥は土壤表面の数 cm の層に限られ、下層の土壤では水分率が比較的安定に保たれるため、深根性の作物は干害を受けにくいと考えられる。しかし、発芽不良を引き起こしたり、根のまだ十分伸張していない幼植物、あるいは牧草のような浅根性の作物においては干害を受ける可能性もある。

### 3.2 土壤の孔げき特性の変化

汚泥区土壤表面における乾燥は、土壤水の移動性の低下が原因と考えられた。そこで、土壤の水分特性に関連するいくつかの物理性について測定した。

かん水 6 日後の 0~30 cm 層における、土壤三相分布の変化を 5 cm ごとに測定した結果を図 4 に示した。施用区、無施用区とも、下層へゆくに従って固相率と液相率が大きくなり、気相率が小さくなる傾向にあった。孔げき率（気相率+液相率）は各層位とも両区間に有意な差は認められなかったが、20 cm 以下の層において施用区は無施用区に比較して気相率が低く液相率が高かった。先述のように下層においては水分率の経時変化は小さいことから、20 cm 以下の層においては常に汚泥区は無施用区より水分率は高い状態にあると考えられる。

表層 5 cm の土壤の pF-水分曲線を図 5 に示した。pF 1.5 以下では、汚泥区の水分率は無施用区のそれより高かったが、pF 1.5 以上では、汚泥区は無施用区より低かった。このことは、汚泥の施用によって pF 1.5 以下の領域の孔げきが増加したことを示す。畑地では通常 pF 1.8 以下の

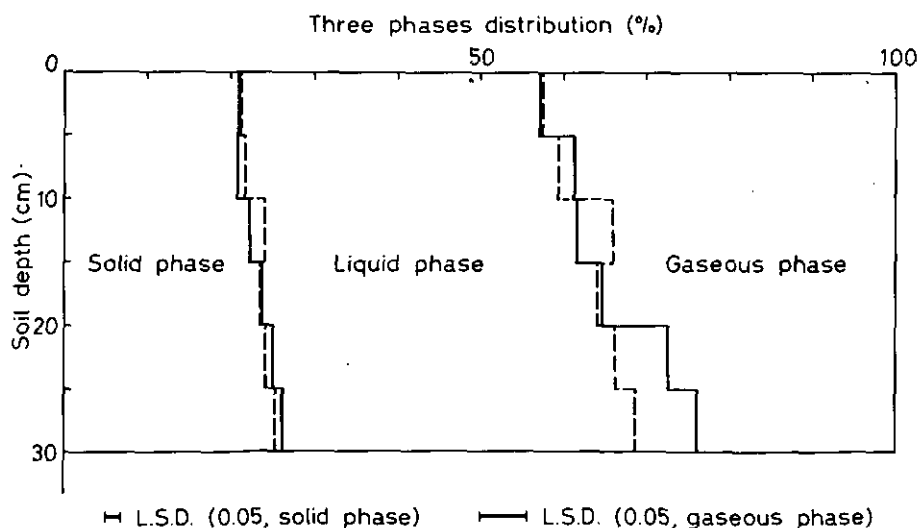


図 4 各層位の土壤三相分布

Fig. 4 Three phases distribution of soil in each depth of soil

—— sludge (+), - - - - sludge (-)

水分は重力水として排除され、また、 $pF$  4.1 以上の水分は植物が吸水できない。 $pF$  1.8~4.1 の領域の、畑作物が利用できる水分(有効水分量)は汚泥施用、無施用区とも約  $20 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$  で、あまり差は認められなかった。これらの結果から、火山灰土壌においては石灰汚泥を多量に施用しても、作物の水分環境を改善する効果は小さいと判断される。

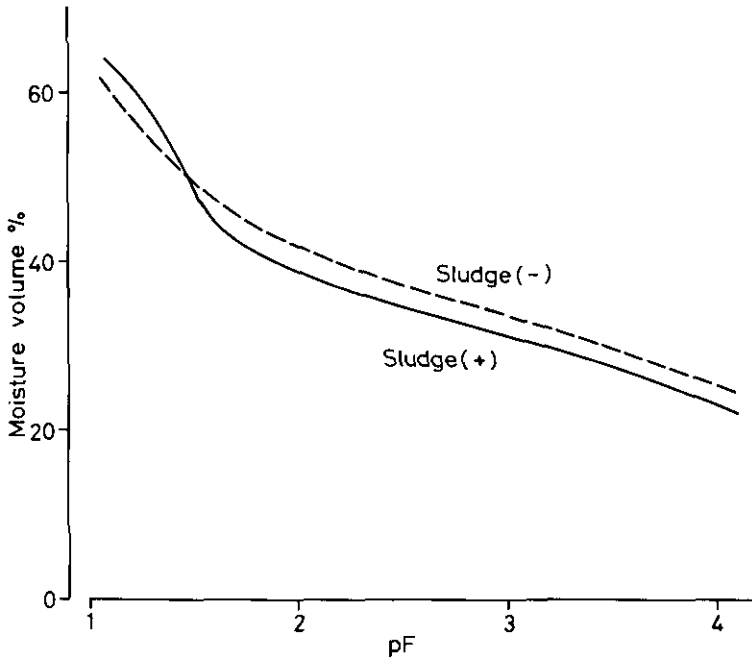


図 5 表層土の  $pF$ -水分曲線

Fig. 5  $pF$ -moisture relationship in top 0-5 cm layer of soil

表層 5 cm の土壌の団粒分析の結果を表 1 に示した。無施用区では径 0.1 mm 以下の画分が約 23%であったが、施用区では径 0.1 mm 以下の画分は 15%に減少し、径 0.5~1.0 mm の画分が 16%から 23%に増加するなど、汚泥の施用により小型の団粒が減少し大型の団粒が増加した。土壌のこのような団粒化によって、団粒間に粗大な孔げきが生じたと考えられる。

土壌の水分率が低下するに従い、土壌水は団粒内部に取り込まれるが、このような状態では、水分の移動性は団粒間の毛管連絡によって制限される。一方、団粒間の粗大孔げきの増加はこれらの毛管連絡を減少させるため、水分の移動性が低下する。このように、汚泥施用による土壌表面の乾燥は、土壌水の毛管連絡の減少による水分の移動性の低下によると結論できる。

従来、汚泥の農地還元に関する施用基準としては、汚泥中の重金属と病原性の微生物に多くの関心が払われてきた。しかし今後は、土壌の構造や孔げき特性あるいは不飽和条件下における透水性など土壌の物理性に及ぼす影響に基づいて、施用の限界量を定める必要もあろう。

表 1 表層土の団粒分布  
Table 1 Aggregate-size distribution in top 0-5 cm layer of soil

Diameter of aggregate	sludge applied soil	soil without sludge
< 0. 1mm	18.0%	29.4%
0. 1 mm<0.25 mm	22.0%	21.1%
0.25 mm<0. 5 mm	15.5%	14.4%
0. 5 mm<1. 0 mm	27.7%	20.4%
1. 0 mm<2. 0 mm	17.0%	14.7%

### 3.3 通気性

土壌の通気は空気の圧力こう配によって行われる場合と、土壌空気中と大気中との各ガス成分の濃度(分圧)差によるガス拡散によって行われる場合とがある。一般には前者によるものより、後者の方が寄与が大きいといわれている。そこで、酸素拡散を指標として汚泥施用土壌の通気性について検討した。

酸素拡散係数測定装置内の  $O_2$  分圧  $P_0$  を経時的に測定したとき、 $\log[P_0/(P_0-P)]$  値は時間に対してほぼ直線的に増加していた( $r>0.996$ )。図 6 A は土壌のない場合、図 6 B は土壌コアを設置した場合の例である。 $\theta_0(D_0A/LC)$  の 7 回の測定における平均値は 0.05740、標準偏差は 0.001629、変動係数は 2.83%であった。なお、装置を閉じた状態においても容器内の  $O_2$  濃度は若干増加し( $\theta_0'=0.0001835\pm 0.0000663$ ,  $n=10$ )、実際の測定において必ずしも無視し得ない場合もある。それゆえ、土壌コアを用いた実験では測定された  $O_2$  濃度からブランク値を差し引いて計算した。

気相率と  $D/D_0$  値 ( $\theta/\theta_0$ ) との関係(図 7)をみると、各層位における  $D/D_0$  値は、気相率の変化に対し、ほぼ直線的に変化している。このときの各層位における相関係数、傾き、切片の値を表 2 に示した。これらの図表から気相率と  $D/D_0$  値との関係は 0~10 cm 層(汚泥施用層、対照区においては耕うん層)、15~40 cm 層(その下層の表土)及び 40 cm 以深(心土)とで明らかに異なるが、汚泥の施用によってそれほど影響を受けていないことがわかる。

このように汚泥の施用が酸素拡散係数に及ぼす影響は小さいため、汚泥区と無施用区の通気性の差は専ら気相率によって決定される。汚泥区では、かん水直後を除いては表面が乾燥しているため、通気性はよく、土壌と大気とのガス交換は無施用区に比較して活発に行われているだろう。しかし、20 cm 以下の層では施用区の方が無施用区より水分率が高いために、下層土の通気性はむしろ汚泥区の方が低い可能性がある。



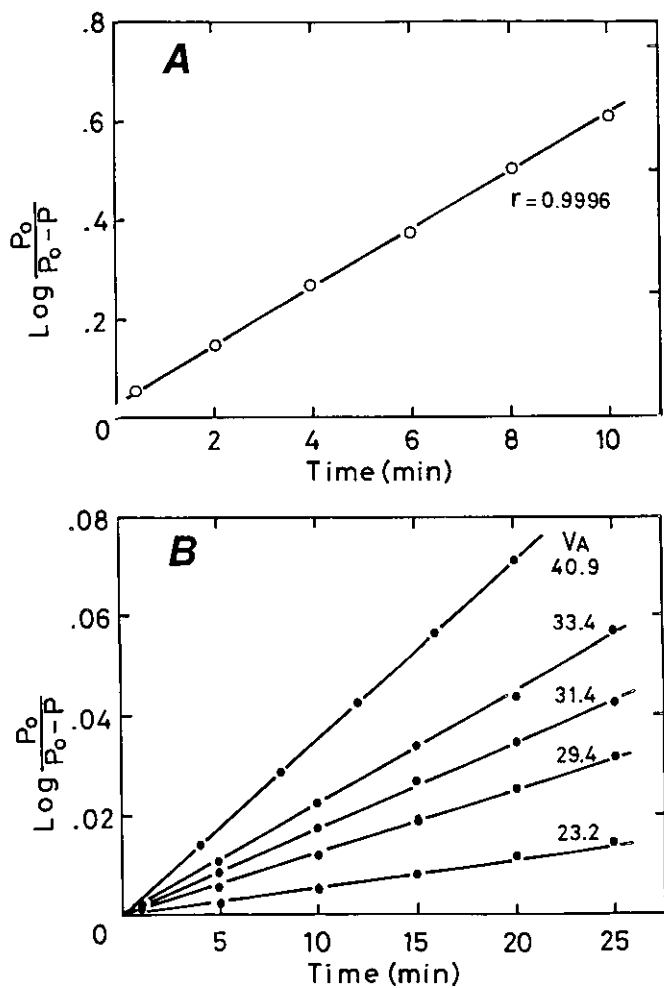


図 6 ガス拡散容器内の  $\log [P_0/(P_0-P)]$  値の経時変化  
 A. 土壌なしの場合 B. 汚泥施用土壌 (5-10 cm 層)

Fig. 6 Changes in values of  $\log [P_0/(P_0-P)]$  in a gas diffusion vessel without (A) and with (B) a soil core

An undisturbed soil core was sampled from 5-10 cm layer of the sludge-amended bare plot, and set at various air volume percentage (Va).

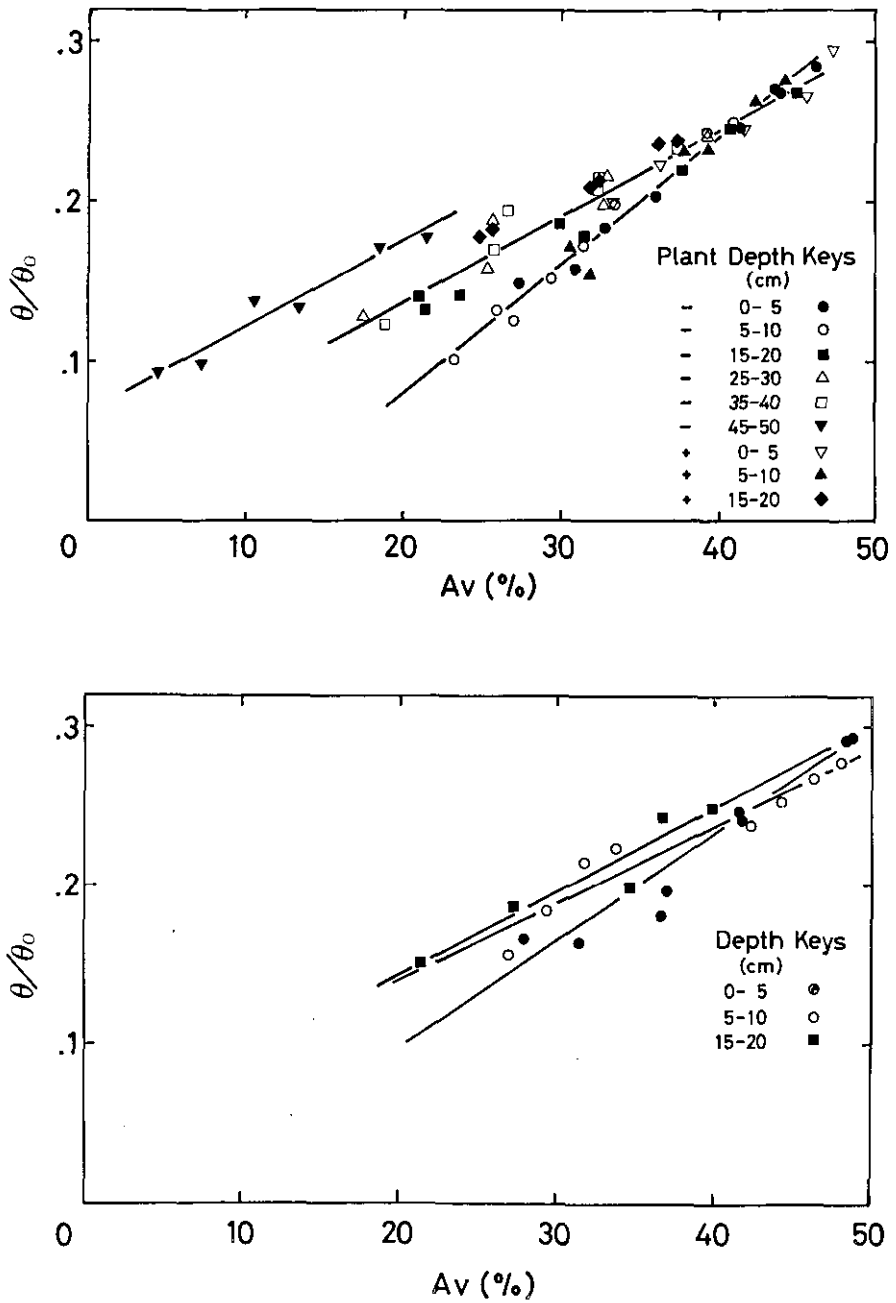


図 7 相对酸素拡散係数と気相率との関係  
 Fig. 7 The relationship between relative diffusivity of oxygen ( $D/D_0$ ) and air volume percentage

表 2 各層位における気相率と相対拡散係数との関係

Table 2 Relationship between air volume percentage and relative diffusivity of oxygen at each layer of soil

treatment		soil depth	n	r	a*	b*
sludge application	planting					
+	-	0-5	8	0.994	0.00772	-0.0711
+	-	5-10	8	0.993	0.00868	-0.0999
+	+	0-5	6	0.985	0.00622	-0.0057
+	+	5-10	6	0.973	0.00871	-0.1059
-	+	0-5	8	0.986	0.00677	-0.0381
-	+	5-10	8	0.955	0.00483	0.0437
+	-	15-20	8	0.991	0.00561	0.0130
+	-	25-30	6	0.965	0.00514	0.0401
+	-	35-40	6	0.971	0.00594	0.0199
+	+	15-20	6	0.997	0.00520	0.0479
-	+	15-20	5	0.961	0.00525	0.0374
+	-	45-50	6	0.963	0.00531	0.0687
+	-	0-10	16	0.993	0.00802	-0.0809
+	+	0-10	12	0.970	0.00725	-0.0500
-	+	0-10	26	0.957	0.00566	0.0088
++	+-	0-10	28	0.987	0.00777	-0.0718
+-***	+-	0-10	44	0.969	0.00698	-0.0423
+	-	15-40	20	0.964	0.00540	0.0284
++	+-	15-40	26	0.958	0.00545	0.0299
+-***	+-	15-40	31	0.959	0.00542	0.0309

\*  $(D/Do) = a \cdot (Av) + b$

\*\* Data obtained from sludge applied plots were pooled for the calculation

\*\*\* Data obtained from all of plots were pooled for the calculation

#### 4 結 論

有機物の土壌施用は、土壌の物理的性質を作物の生育に適するように改善すると無条件に思われがちである。しかし、今回得られた結果は、むしろ汚泥の施用が土壌の物理性を悪化させることを示している。すなわち、火山灰土壌に石灰汚泥を連用したこの実験では、表土の粗大孔げきが増加し、土壌表面の乾燥を引き起こした。このような効果は、おそらく重粘質な土壌では、排水性や通気性の増大をもたらすであろうから、汚泥施用が物理性の改善に役立つ場合もあるだろう。それゆえ、土壌の物理的特性を勘案して、汚泥の施用量を決定する必要があると考える。

## 引用文献

- 1) 橋元秀教 (1977): 土壤物理性の改善. 有機物施用の理論と応用. 農山漁村文化協会, 東京, 22-25.
- 2) 松崎敏英・香川義男・上原喜四郎 (1976): 家畜生ふんの多量施用と土壤理化学的变化. 土壤の物理性, **33**, 3-10.
- 3) 松本泰彦 (1980): 土壤表面の乾燥に及ぼす豚糞多施用の影響. 日本土壤肥料学雑誌, **51**, 175-178.
- 4) 下水汚泥の処分方法に関する研究小委員会 (1970): 下水汚泥の農業利用に関する調査. 下水汚泥の処理処分および利用に関する研究報告書 昭和44年度, 土木学会, 23-104.
- 5) 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.
- 6) 広木幹也・久保井徹 (1986): 畑地土壤における汚泥成分の地下浸透と植物による吸収. 国立公害研究所研究報告, 第94号, 21-31.
- 7) 土壤物理性測定法編集委員会 (1972): 土壤物理性測定法, 養賢堂.
- 8) Taylor, S. A. (1949): Oxygen diffusion in porous media as a measure of soil aeration, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **14**, 55-61.

II-3

汚泥の連用が土壤の三相分布に及ぼす影響

Effect of Continuous Application of Sewage Sludge  
on the Three-Phase Distribution of Soils

山口武則<sup>1</sup>

Takenori YAMAGUCHI<sup>1</sup>

要 旨

砂質土、淡色黒ボク土、沖積土及び黒ボク土を充てんし、畑地状態とした有底枠試験地を用いて、石灰凝集生活廃水汚泥の連用試験を3年間実施し、その後、3年間無施用で経過した土壤の層位別(0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80, 80-100 cmの7層)の三相分布を測定した。その結果、砂質土、沖積土及び黒ボク土における汚泥混合層(第1及び2層)と次層(第3層)では、固相率の顕著な変化は認められなかったが、液相率が低下し、気相率が高くなることが明らかになった。

Abstract

Three-phase distribution of soils was determined in seven soil layers (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 and 80-100 cm) in out-doorlysimeters. The lysimeters were made to simulate field conditions by filling them with sandy soil, light-colored andosol, alluvial soil, and humic andosol, and were used for experiments involving continuous application of limed domestic sewage sludge over three years, followed by three years with no sludge application.

The results showed that in the sludge-mixed layers (the first and second layers) and the subsequent layer (the third layer) of sandy soil, alluvial soil, and humic andosol, the solid phase did not significantly change, while the liquid phase decreased and the gaseous phase increased as a result of the continuous application of sewage sludge.

**Key words:** Three-phase distribution, Sludge continuous application, Soil physical property

1 はじめに

著者は、石灰凝集生活廃水汚泥の連用が土壤の物理性、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、土壤微生物相などに及ぼす影響を解明するため、4種類の土壤が充て

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

んされた屋外ライシメーター(有底枠)8基を用いて、昭和54年7月より汚泥施用試験を行った。

前報<sup>1)</sup>では、汚泥連用2年目(4回連用)の各土壌について、汚泥の土壌施用が土壌の三相分布に及ぼす影響を調べ、各土壌における汚泥施用区と化学肥料区の間、土壌の仮比重、真比重、固相率、液相率、気相率、孔げき率の物理量に関して有意差が認められないことを報告した。

本報告は、前報<sup>1)</sup>の有底枠に、さらに1年間汚泥の連用(汚泥施用計6回)を継続したのち、3年間無施用で経過した4種類の土壌について土壌層位別に三相分布を調査したものである。

## 2 実験方法

### 2.1 有底枠試験

試験は、前報<sup>1)</sup>に示したように、砂質土(鬼怒川川砂で代用)、淡色黒ボク土(火山灰土、下層土)、沖積土(水田下層土)及び黒ボク土(火山灰土、表土)を充てんした有底枠(開口面積4m×4m、有効土層深さ1.2m)を使用した。

前記の一種類の土壌が2基の有底枠に充てんされ、一方に化学肥料、他方に汚泥が施用された。化学肥料の施用量は化成肥料(8-8-5)1.5kg(105kg/10a)、溶成リン肥2kg(140kg/10a)、苦土石灰2kg(140kg/10a)であり、供試汚泥の施用量は、水分70%換算で36.1kg(2.5t/10a、乾物換算750kg/10a)であった。

施用汚泥は、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、夏作前と冬作前に施用した。1979年と1980年の夏作までは、1979年に採取した汚泥を使用し、1980年冬作以降は、1980年に採取した汚泥を使用した(下水汚泥の成分組成、表1)。

表 1 下水汚泥の成分組成

Table 1 Chemical compositions of sludge used in this experiment

	Sludge			Sludge	
	1979	1980		1979	1980
pH(H <sub>2</sub> O)	10.1	10.1	T-Ti (%)	0.11	0.02
pH(KCl)	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 <sub>4</sub> -N(μg/g)	1660	4.9	T-Cr(μg/g)	88	—
NO <sub>2</sub> -N(μg/g)	7.7	1.1	T-Ni(μg/g)	37	ND
NO <sub>3</sub> -N(μg/g)	32.4	2.3	T-pd(μg/g)	88	44
T-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (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	—

図1に示した試験設計及び栽培計画に従って、昭和54年度は夏作ナス、冬作小麦をそれぞれ栽培した(前報<sup>1)</sup>では、この冬作小麦栽培跡地の土壤三相分布を報告した)。昭和55年度夏作より56年度中まで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。昭和57年度は両有底枠ともに汚泥または化学肥料を施用せず、夏作はソルガムを栽培し、冬作はハウレンソウを栽培した。さらに昭和58年度は夏作ソルガムを栽培し、冬作以降、本調査を行うまで裸地とした。

Year	1979											
Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Application							●				●	
Cropping									Eggplant,		Wheat	
Year	1980											
Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Application				●							●	
Cropping				Wheat								
Year	1981											
Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Application						●					●	
Cropping												
Year	1982											
Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Application												
Cropping									Sorghum		Spinach	
Year	1983											
Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Application												
Cropping				Spinach					Sorghum			
Year	1984											
Month	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Application												
Cropping												

図 1 処理区とその内容

Fig. 1 Treatments and their content in experiment

Compound fertilizer; 1t/ha (8-8-5) Ground dolomitic lime ston; 1t/ha Fused phosphate; 0.6/ha Domestic sewage sludge; 25/ha as 70% water content Application of Chemical fertilizer or Sewage sludge; Before summer-and winter-croppings

## 2.2 土壤三相分布の測定

図2に示したように各有底枠に縦横1.5m、深さ1.2mの試坑を掘り、調査用土壤断面を作成し、この調査用断面より層位別に土壤コアを採取して、前報<sup>1)</sup>と同様に、乾熱法<sup>2)</sup>により土壤の三相分布を測定した。

調査は、各試験区について昭和59年12月11日(淡色黒ボク土化学肥料施用区)、12月12日(淡色黒ボク土汚泥施用区)、12月25日(黒ボク土化学肥料施用区)、12月26日(黒ボク土汚泥施用

区), 60年1月16日(沖積土化学肥料施用区), 1月17日(沖積土汚泥施用区), 1月28日(砂質土化学肥料施用区), 1月29日(砂質土汚泥施用区)に行った。

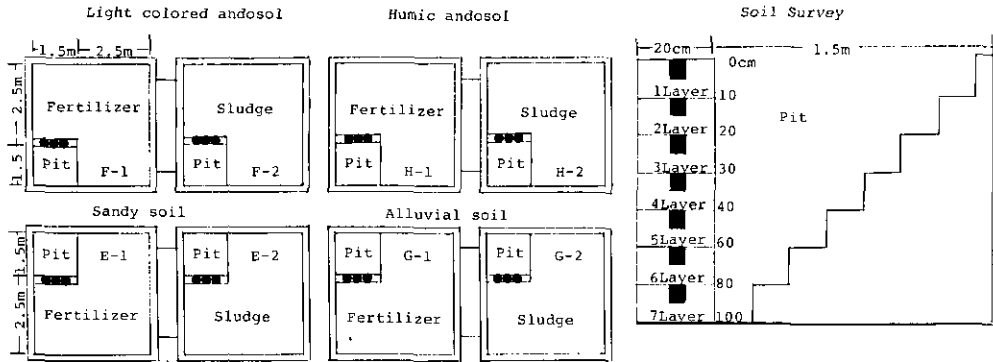


図 2 土壤採取位置

Fig. 2 Sampling site of soil in lysimeter

● ■ : Measurement site

### 3 結果及び考察

3年間にわたり6回の汚泥あるいは化学肥料を連用したのち,3年間無施用で経過した4種類の土壤(砂質土, 淡色黒ボク土, 沖積土及び黒ボク土)について, 土壤層別別に土壤三相分布を調査した。その結果は図3, 5, 6, 7に示したとおりである。

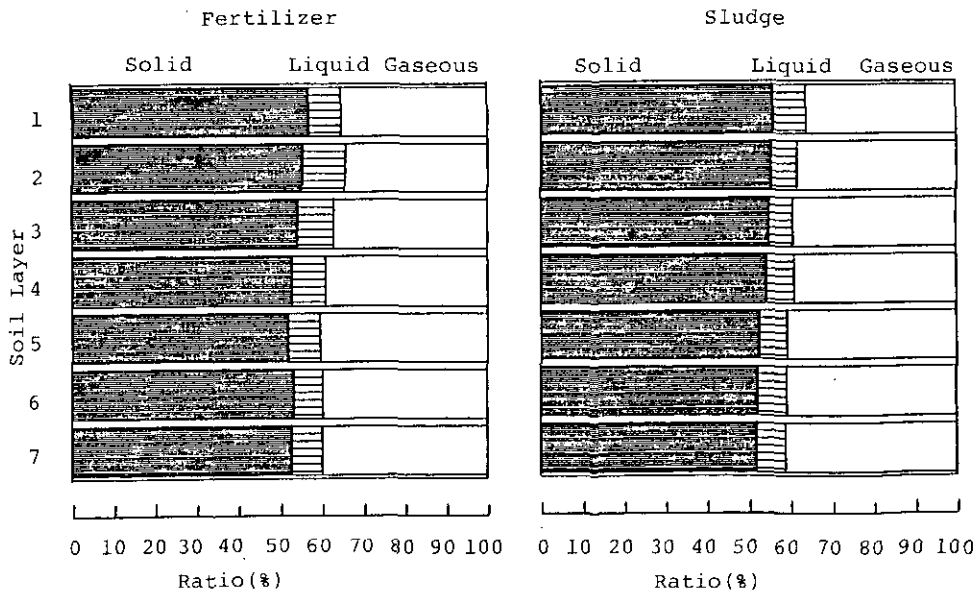


図 3 砂質土における下水汚泥の土壤施用が土壤の三相分布に及ぼす影響

Fig. 3 Effect of domestic sewage sludge application on three-phase distribution of sandy soil



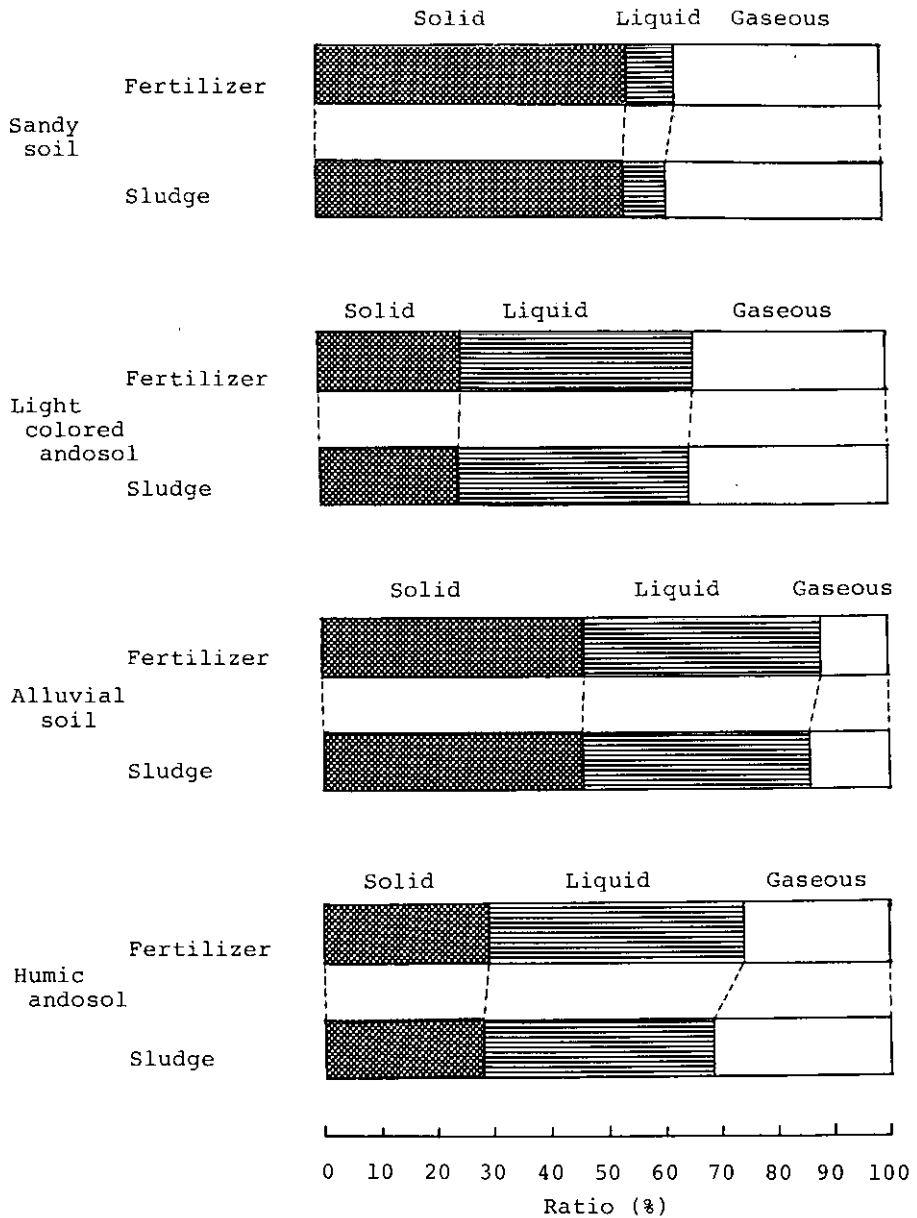


図 4 有底枠における下水汚泥の土壌施用が土壌の三相分布に及ぼす影響

Fig. 4 Effect of domestic sewage sludge application on three-phase distribution of soil in a Lysimeter

図 3 は砂質土について示したものであり、汚泥及び化学肥料区の第 1 層から第 7 層までの土壌三相分布を示したものである。

両区の固相率は 51.8-57.0% の範囲にあり、その状態を観察すると上層から下層に向って低く、

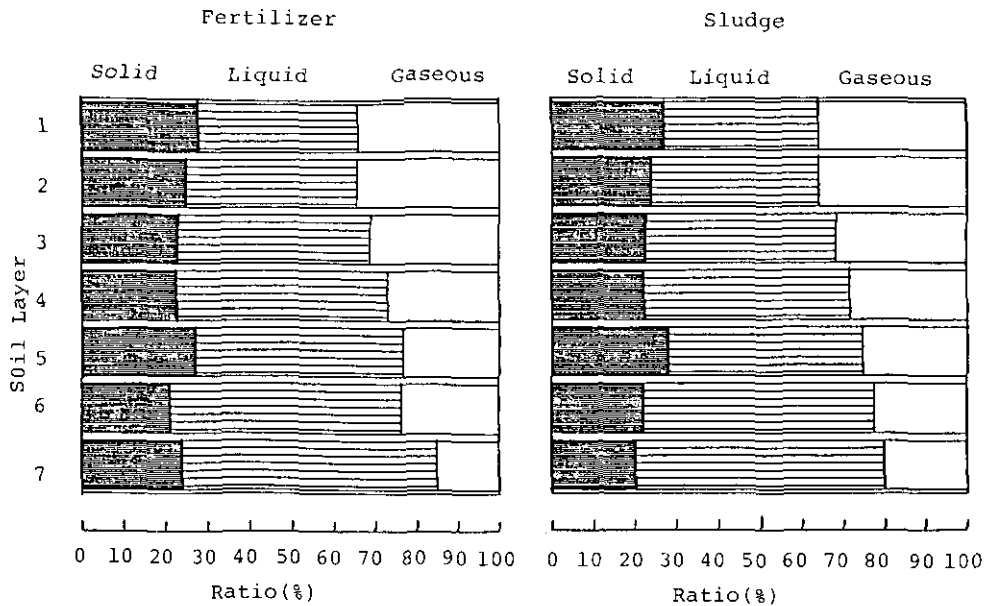


図 5 淡色黒ボク土における下水汚泥の土壤施用が土壤の三相分布に及ぼす影響  
 Fig. 5 Effect of domestic sewage sludge application on three-phase distribution of light colored andosol

気相率は 34.5-40.9%で、固相率と反して上層から下層に向かって高い値を示した。また、液相率は 5.8-10.3%と他の相の割合に比べ低い値を示している。このように、土壤の深さによって土壤の三相分布が異なることが明らかになった。これらの三相の割合は、汚泥区では、汚泥を混合した 0-15 cm の汚泥混合層（第 1 及び 2 層）と次層（第 3 層）において、固相率は化学肥料区のそれとほとんど差が見られなかったが、液相率は化学肥料区より低下するとともに気相率の増加が見られ、これらの層位(0-30 cm)において、汚泥連用に伴う土壤三相分布の変化が認められた(図 4)。

図 5 は淡色黒ボク土について示したものである。

汚泥及び化学肥料区の三相の割合は、固相率は砂質土に比べ低く、20.4-27.7%であり、液相率は 37.2-61.2%と高い値を示した。また、気相率は 14.9-35.8%で砂質土より低い値を示した。この土壤では、図 5 で明らかなように、土壤三相分布は化学肥料区との顕著な差が認められず、前報と同様に、淡色黒ボク土における汚泥連用に伴う土壤三相分布への影響は少なかった(図 4)。

図 6 は沖積土について示したものであり、沖積土における固相率は 45.0-48.7%で淡色黒ボク土より高い値を示した。液相率は 37.4-44.0%である。また気相率は 7.3-17.1%と低く、砂質土と同程度の気相率であった。

汚泥区の土壤三相分布は、汚泥の混合層である 0-15 cm では、固相率は砂質土の場合と同様に、

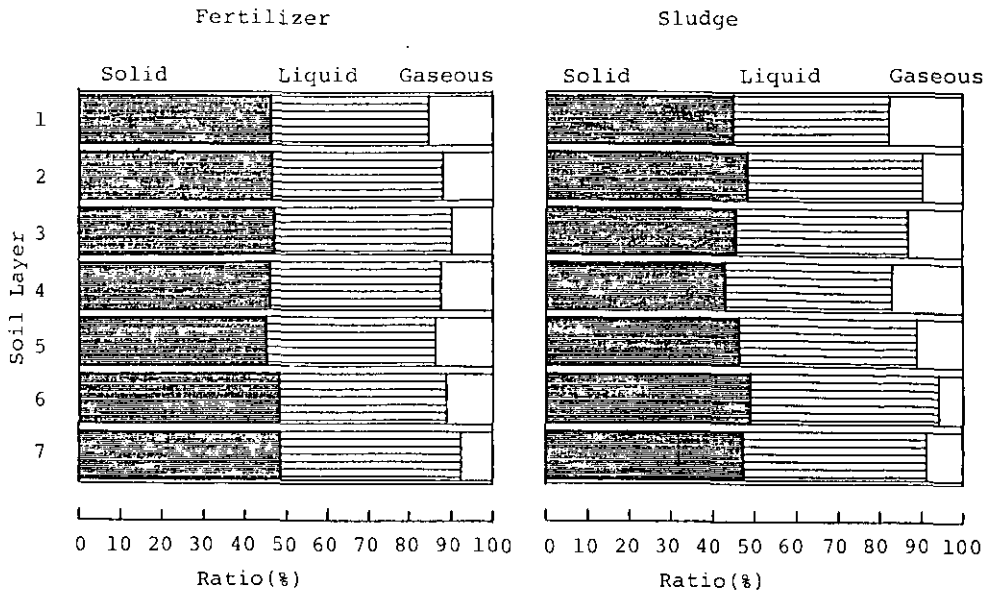


図 6 沖積土における下水汚泥の土壌施用が土壌の三相分布に及ぼす影響  
 Fig. 6 Effect of domestic sewage sludge application on three-phase distribution of alluvial soil

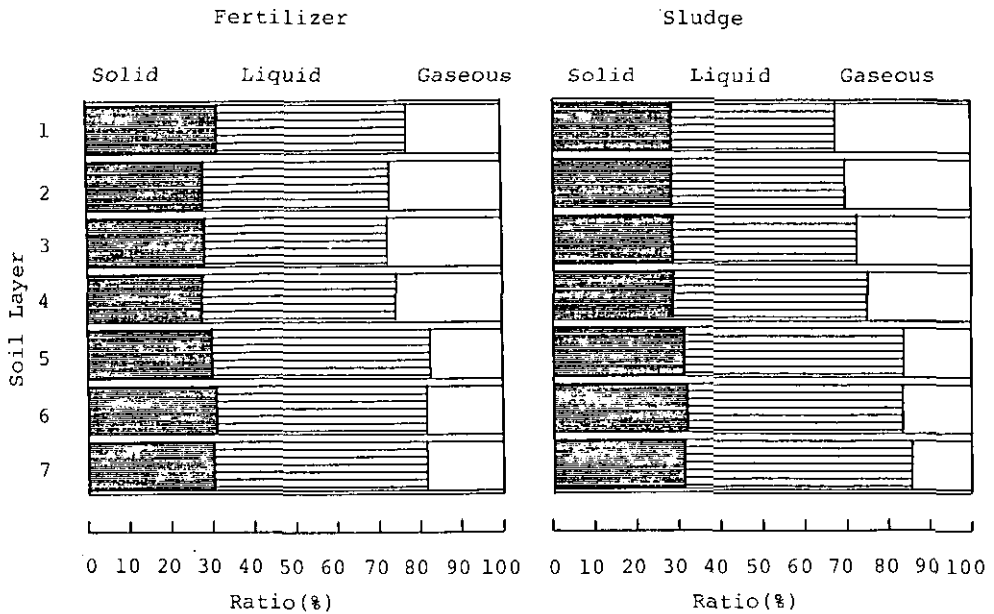


図 7 黒ボク土における下水汚泥の土壌施用が土壌の三相分布に及ぼす影響  
 Fig. 7 Effect of domestic sewage sludge application on three-phase distribution of humic andosol

化学肥料区との差はほとんど認められなかった。しかし、液相率は化学肥料区より低くなるとともに気相率が明らかに増加した(図4)。これらの傾向は、汚泥混合層(第1及び2層)と次層(第3層)についても認められ、砂質土の場合と同様に、汚泥連用に伴う土壤三相分布の変化が認められた。

図7は黒ボク土について示したものである。両区の固相率は28.3-31.9%であり、液相率は39.0-54.2%で他の土壤に比べ高い値を示した。また気相率は14.4-32.6%であった。

本土壤における汚泥混合層(0-15 cm)の固相率は、化学肥料区の第1層で高い値を示したほか化学肥料区と汚泥区の間には差は認められなかった。しかし、汚泥区の液相率は砂質土及び沖積土と同様に、化学肥料区より低下するとともに気相率は明らかに増加し、汚泥連用に伴う土壤三相分布の変化が認められた(図4)。

以上に示したように、各土壤における土壤三相分布は、前報<sup>1)</sup>で示したように、土壤の種類によって、また同じ土壤でも土壤の深さによって三相の割合が異なることが明らかになった。さらに、砂質土、沖積土及び黒ボク土では、汚泥の連用に伴う固相率の顕著な変化は認められなかったが、液相率が低下し、気相率が高くなることが明らかになった。これらの土壤では、汚泥連用により気相率が増加することから、土壤の通気性、透水性及び保水性などが高まることが期待される<sup>2)</sup>。

著者らは、前報<sup>1)</sup>において、汚泥連用2年目(4回連用)の各土壤について、汚泥の土壤施用が土壤の三相分布に及ぼす影響を調べ、各土壤における汚泥施用区と化学肥料施用区の間で、固相率、液相率及び気相率などの土壤物理量に関して差のないことを報告したが、上記の調査で砂質土、沖積土及び黒ボク土では、汚泥の連用とその後の長期経過に伴って、土壤三相分布の変化が明らかになった。したがって、石灰凝集生活廃水汚泥が土壤三相分布に与える影響は汚泥の連用とともに長期間を必要とし、また、淡色黒ボク土の物理性に変化を与えるためには多量施用が必要<sup>3)</sup>であると考えられる。

## 引用文献

- 1) 山口武則・久保井徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博(1983): 下水汚泥の土壤施用が土壤の三相分布に及ぼす影響. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 125-131.
- 2) 青峰重範・原田答五郎(1966): 土壤肥料学実験ノート, 養賢堂, 5-6.
- 3) 藤井國博(1985): 環境影響の総合的解析. 汚泥の土壤還元影響セミナー講演要旨, 35 p.

## II-4

### 汚泥の連用が土壌 pH に与える影響

#### Effect of Successive Application of Sewage Sludge on Soil pH

藤井國博<sup>1,2</sup>・服部浩之<sup>1</sup>・山口武則<sup>3</sup>

Kunihiro FUJII<sup>1,2</sup>, Hiroyuki HATTORI<sup>1</sup> and Takenori YAMAGUCHI<sup>3</sup>

#### 要 旨

汚泥の連用に伴う土壌 pH の変化を淡色黒ボク土, 黒ボク土, 褐色森林土及び灰色低地土で調査した。土壌 pH は消石灰を脱水助剤として用いた高レベルのカルシウムを含む汚泥の連用によって上昇し, 低カルシウム含有汚泥の連用によって低下した。両方の場合とも土壌 pH は植物の生育にとって好ましくないレベルとなった。高カルシウム含有汚泥の施用によって淡色黒ボク土, 灰色低地土, 黒ボク土及び川砂下層土の pH が上層した。

#### Abstract

Studies were conducted by using soil samples collected from sludge-amended Light-colored Andosol, Humic Andosol, Brown Forest Soil and Gray Lowland Soils. Values of soil pH were raised by successive applications of high calcium sewage sludges dehydrated with lime, and decreased by applications of low calcium sludges dehydrated with synthetic higher molecular coagulants. In both cases, soil pH values came to the undesirable levels for plant growth. Values of pH in subsoils of Light-colored Andosol, Gray Lowland Soil, Humic Andosol and river sand were raised by the successive applications of the high calcium sludge to the soil surface, respectively.

**Key words** : Sewage sludge, Soil pH value, Successive applications, Subsoil.

#### 1 はじめに

土壌の pH が汚泥の施用によって顕著に変化することは広く知られている。しかし、汚泥の長期

- 
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. 現在: 農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台 3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  3. 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  
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

連用土壌における pH の変化を追跡した例は報告されていない。これは我が国では長期連用試験自体が行われなかったためである。土壌 pH は植物の生育とそれに伴う土壌からの養分の吸収、土壌中で起こる各種の反応などに深くかかわっており、これを把握することは土壌の性質の変化を知るためだけでなく、土壌-植物系、土壌-地下水系、土壌-大気系を通じての物質の挙動を説明するためにも不可欠である。本報告では各種の汚泥が長期に連用された土壌について pH の経時的変化を追跡した結果と高石灰含有汚泥の連用土壌について深さ別に pH を測定して表層土壌への汚泥の施用による下層土の pH 変化を調査した結果を報告する。

## 2 実験方法

### 2.1 土壌試料

汚泥の長期連用土壌における pH の変化を追跡するための土壌試料は、国立公害研究所、大分県農業技術センター、山口県及び兵庫県農業試験場の実験ほ場から採取した。試料の採取深度は 0-5 cm とし、1 処理区 6-9 箇所から移植ごてないしはフィルムケースの打ち込みによって採取した。

大分県農業技術センター（宇佐市）の土壌は褐色森林土貝原統であり、消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする都市下水汚泥及び消石灰と硫酸アルミニウムを脱水助剤とするパルプ工場廃水処理汚泥が年 2 回（夏作物及び冬作物のは種前）施用されている。山口県農業試験場（山口市）の土壌は灰色低地土国領統で施用された汚泥は合成高分子凝集剤を脱水助剤とする発酵工場廃水処理汚泥と脱水助剤無添加の合成樹脂製造工場の廃水処理汚泥である。兵庫県農業試験場（明石市）の土壌は灰色低地土宝田統で施用汚泥は消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする都市下水汚泥と生活廃水汚泥（両者とも消化汚泥）と脱水助剤無添加の皮革工場廃水汚泥である。山口及び兵庫とも水田土壌であり、汚泥は冬作物（イタリアンライグラス）のは種前にのみ施用されている。3 実験ほ場とも汚泥の施用開始は昭和 54 年であり、汚泥区にも化学肥料が同時に施用されている。試料の採取は昭和 55 年以來毎年早春（2、3 月）に行った。これは冬作物の栽培期間中で水田も畑状態である。試験区の内容の詳細については既に報告した<sup>1,2)</sup>。

汚泥の連用が下層の土壌の pH に与える影響の調査のための試料は、消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする未消化脱水汚泥（前記未消化石灰汚泥と同一）が施用された国公研の屋外ライシメーター（以下有底枠と記す）から深さ別に採取した。有底枠への汚泥の施用は昭和 54 年以來年 2 回ほぼ 6 か月ごとに行われ、乾物施用量は 7.5 t/ha/回であった。54 年は夏作物としてナス、冬作物として小麦が栽培されたが、55 及び 56 年度は裸地とされた。その後、57 年から 58 年まで汚泥無施用で植物の栽培が行われた。深さ別の試料採取は最終の汚泥施用から 2 年後の 58 年 11 月に各有底枠とも 3 箇所から行った。採取深度は 0-5、5-10、10-15、15-20、20-30、30-40、40-60、60-80、80-100 cm の 9 層位とした。有底枠試験の詳細については既に報告したが<sup>3)</sup>、施用汚泥の性質と成分組成を表 1 に示した。なお、昭和 54 年に採取した汚泥は、54 年の 2 回及び 55 年の 1 回目に施用され、55 年 2 回目以降の施用に際しては 55 年採取汚泥が用いられた。

表 1 供試下水汚泥の性質と成分組成  
 Table 1 Properties and chemical compositions of sludges applied to lysimeters of National Institute for Environmental Studies

	Sludge			Sludge	
	A (1979)	B (1980)		A (1979)	B (1980)
pH(H <sub>2</sub> O)	10.1	10.1	T-Ti (%)	0.11	0.02
pH(KCl)	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 <sub>4</sub> -N (μg/g)	1660	4.9	T-Cr (μg/g)	88	—
NO <sub>2</sub> -N (μg/g)	7.7	1.1	T-Ni (μg/g)	37	ND
NO <sub>3</sub> -N (μg/g)	32.4	2.3	T-Pd (μg/g)	88	44
T-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (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	—

Sludge A was applied to the summer and winter crops of 1979 and the summer crops of 1980. Sludge B was applied after winter cropping in 1980.

## 2.2 試料の調製と計測

実験ほ場から採取した土壌は、1 処理区の全土壌を 2 mm のふるいでふるい分けた後清浄なポリエチレンフィルム製の袋に入れ、袋に空気を入れて膨らませ良く振り混ぜた。有底枠の試料は、各採取位置と深さごとに同じくふるい分けた後袋に入れ同様に混合した。このようにして調製した土壌試料について常法<sup>4)</sup>に従って水浸(土壌：水=1：2.5)の pH を計測した。計測にはコーニング社製 M 125 型 pH メーターを使用した。

## 3 結果及び考察

大分県農業技術センター、兵庫県及び山口県農業試験場の実験ほ場に施用された汚泥の性質と成分組成を表 2 に示した<sup>5,6)</sup>。各汚泥連用区の土壌 pH の計測結果を表 3 に示した。

石灰 (CaO) 含有量の多い汚泥 (大分：都市下水汚泥, 兵庫：都市下水及び生活廃水汚泥, 山口：発酵廃水汚泥) の施用区についてみると、高 pH と高石灰含有量を反映してほとんどの区で対照区(化学肥料区)より高 pH となり、かつ、各施用時とも施用量の増加に伴って上昇した。しかし、これらの土壌においては短期の連用によって土壌 pH は速やかに上昇してしまいその後連用を続けても顕著な上昇が認められず、平衡に達するものと考えられる。なお、大分都市下水汚泥及び山口発酵廃水汚泥施用区(ただし、5-20 t/ha/回区)では、積算汚泥施用量及び積算石灰(CaO)と土壌 pH の間に正の相関関係が認められた。兵庫の 2 汚泥区では初回施用時が高く、その後は多

表 2 大分、兵庫及び山口県農業試験場の実験ほ場に施用された汚泥の性質と成分組成

Table 2 Properties and chemical compositions of sewage sludges applied to experimental fields of Oita, Hyogo and Yamaguchi prefectural agricultural research stations

Field and Soil	Sludge	Year	Applied Crop Season	T-C (%)	T-N (%)	C/N	T-CaO (%)	pH (H <sub>2</sub> O)
Hyogo Gray Lowland Soil	Municipal	1979	Winter	12.1	2.31	5.2	31.3	12.9
		1980		17.9	1.96	9.1	29.6	11.0
		1981		25.9	3.04	8.5	23.9	12.3
		1982		23.6	3.48	6.8	29.8	12.5
		1983		25.1	3.05	8.2	15.4	8.2
	Domestic	1979	Winter	12.6	2.57	4.9	26.6	8.8
		1980		29.1	3.77	7.7	27.1	10.9
		1981		25.5	3.01	8.5	25.9	12.4
		1982		22.6	3.21	7.0	31.5	12.8
		1983		24.5	2.51	9.8	25.5	11.8
	Tanning	1979	Winter	30.6	5.50	5.6	9.0	9.0
		1980		38.6	5.40	7.1	—	8.2
		1981		40.8	5.36	7.6	—	8.1
		1982		—	6.34	—	—	9.2
		1883		—	—	—	—	—
Yamaguchi Gray Lowland Soil	Fermentation	1979	Winter	46.4	8.70	5.3	1.6	6.0
		1980		16.5	1.21	13.6	20.8	10.6
		1981		22.5	2.81	8.0	11.7	10.4
		1982		21.4	2.55	8.4	15.2	9.9
		1983		22.4	2.63	8.5	13.0	10.3
	Synthetic Resin	1979	Winter	42.3	7.70	5.5	3.8	6.9
		1980		54.1	7.93	6.8	3.4	5.5
		1981		47.2	7.34	6.4	3.6	5.4
		1982		48.7	9.08	5.4	8.7	5.2
		1983		50.3	9.66	5.2	2.8	4.8
Oita Brown Forest Soil	Municipal	1979	Summer	29.0	3.46	8.4	13.7	8.8
			Winter	27.1	2.99	9.1	27.1	8.9
		1980	Summer	29.6	2.77	10.7	29.6	11.3
			Winter	29.2	3.08	9.5	29.2	9.5
		1981	Summer	27.3	3.36	8.1	27.3	7.9
			Winter	24.2	2.76	8.8	24.2	7.9
		1982	Summer	26.8	3.17	8.5	26.8	7.8
			Winter	31.4	3.74	8.4	31.4	8.0
		1983	Summer	30.6	3.14	9.7	30.6	9.3
			Winter	31.3	2.50	12.5	31.3	9.3
	Paper Mill	1979	Summer	32.9	0.64	51.4	3.4	7.7
			Winter	33.2	0.74	44.9	4.5	7.5
		1980	Summer	31.5	0.71	44.4	3.6	8.1
			Winter	39.7	0.85	46.7	3.6	7.8
		1981	Summer	34.6	0.49	70.6	2.1	7.8
Winter	33.9		0.58	58.4	2.1	7.6		
1982	Summer	36.8	0.86	42.8	2.2	7.7		
	Winter	33.8	0.68	49.7	1.8	7.7		
1983	Summer	30.4	1.03	29.5	5.6	7.8		
	Winter	24.9	0.99	25.2	10.2	7.8		

— : Not measured.



表 3 汚泥施用大分、兵庫及び山口土壌の pH

Table 3 pH of soils applied with sewage sludges. Soil samples were collected from experimental fields in Oita, Hyogo and Yamaguchi prefectural agricultural research stations

Soil	Sludge	Application rate (t/ha)	pH (H <sub>2</sub> O)					
			1980	1981	1982	1983	1984	
Oita Brown Forest Soil	Control(Fertilizers)		4.4	4.8	4.5	5.0	7.1	
	Municipal	5	5.1	5.9	5.2	6.0	5.9	
		10	7.2	6.9	7.5	7.6	7.3	
		20	8.0	7.2	8.2	8.3	8.2	
	Paper Mill	5	4.4	4.6	4.3	4.6	4.4	
		10	4.7	5.0	4.9	5.4	4.8	
		20	6.1	5.4	4.8	5.8	4.7	
	Hyogo Gray Lowland Soil	Control(Fertilizers)		5.1	5.7	5.2	5.5	5.3
		Municipal	5	6.9	6.4	5.8	6.4	5.9
10			7.3	6.6	6.7	7.2	6.3	
20			7.5	7.3	7.4	8.1	7.2	
Domestic		5	6.4	6.0	5.6	6.5	5.9	
		10	6.8	6.3	6.1	7.5	6.3	
		20	8.0	7.6	7.4	8.0	7.6	
Tanning		5	5.9	5.8	5.4	5.7	5.5	
		10	7.4	5.9	6.0	6.3	5.9	
		20	7.2	6.5	6.5	7.3	6.7	
Yamaguchi Gray Lowland Soil		Control(Fertilizers)		4.6	6.2	5.7	5.2	5.5
		Fermentation	5	4.7	6.9	6.9	6.5	6.6
	10		5.4	6.7	7.8	7.5	7.8	
	20		5.7	7.5	8.9	8.4	8.5	
	30		5.8	8.3	8.8	8.5	8.5	
	Synthetic Resin	5	4.6	5.9	5.5	4.7	5.2	
		10	5.2	5.5	5.1	5.0	4.9	
		20	5.6	5.1	5.2	4.9	4.9	
			30	—	—	5.1	5.1	4.9

Soil samples were collected at the early spring during winter crop season from the top 5 cm of soils.

少の変動はあるもののほぼ一定で経過した。この土壌では 55 年から夏作に水稻が栽培されており湛水操作が土壌 pH を一定に保つ働きを示したものと考えられる。石灰含有量の低い汚泥(大分：パルプ工場廃水汚泥；兵庫：皮革工場廃水汚泥；山口：合成樹脂工場廃水汚泥)の連用区についてみると、山口合成樹脂工場汚泥区の pH は初回施用時を除いて対照区より低く連用とともに次第に低下していく傾向にあった。兵庫皮革工場汚泥と大分パルプ汚泥 20 t/ha 区でも汚泥の連用に伴う土壌 pH の低下傾向が認められた。大分パルプ工場汚泥及び山口合成樹脂工場汚泥区にお

ける連用5年目のpHは対照区より低下していた。兵庫皮革工場汚泥区のpHは5t/ha区が対照区とほぼ同等であり、10及び20t/ha区は対照区より高かったが、石灰汚泥区のような上昇は認められず、20t/ha区のpHは両石灰汚泥の10t/ha区とほぼ同等であった。この汚泥の石灰含有量は一度しか測定されていないが、汚泥のpHは石灰汚泥より低くパルプ及び発酵工場汚泥より高いためにこのような結果となったと考えられる。このことは水田土壌では土壌pHを一定に保ちうる汚泥の施用量があることを示唆していると考えられる。この点に関してはさらに検討が必要である。

表 4 汚泥施用土壌におけるpHの垂直分布

Table 4 Vertical distribution of pH values in soils applied with domestic sewage sludge

## 1. Sludge-amended plots

Depth (cm)	Sand	Light- colored Andosol	Gray Lowland Soil	(pH, H <sub>2</sub> O)
				Humic Andosol
0-5	9.10	7.73	8.17	7.87
5-10	9.17	7.70	8.27	7.82
10-15	9.17	7.63	8.10	7.72
15-20	9.23	7.37	7.90	6.98
20-30	8.26	6.90	7.47	6.38
30-40	8.17	6.90	7.07	6.30
40-60	8.10	6.77	6.67	6.18
60-80	7.73	6.70	6.47	6.13
80-100	7.43	6.67	6.50	6.17
$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01
LSD (0.05)	0.27	0.14	0.41	0.16

## 2. Fertilizer-amended plots

Depth (cm)	Sand	Light- colored Andosol	Gray Lowland Soil	(pH, H <sub>2</sub> O)
				Humic Andosol
0-5	7.90	7.53	8.00	7.51
5-10	8.20	7.57	8.00	7.70
10-15	8.30	7.40	7.80	7.47
15-20	7.83	7.30	7.53	6.83
20-30	7.83	6.70	7.30	6.40
30-40	7.57	6.67	6.33	6.10
40-60	7.23	6.40	6.80	6.10
60-80	6.50	6.40	6.07	6.03
80-100	6.20	6.33	6.30	6.03
$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01
LSD (0.05)	0.26	0.15	0.27	0.21

Soil samples were collected at two years after the final application of sludge or fertilizers

石灰汚泥を連用した有底枠の土壌の深度別 pH の測定結果を表 4 に示した。これらの汚泥混合層 (0-15 cm) における土壌 pH は最終の汚泥施用時から 2 年が経過し、その間植物が栽培されていたにもかかわらず依然として高く、川砂区で 9 以上、灰色低地土で 8 以上、淡色黒ボク土と黒ボク土で 7.5 以上を示した。深度別にみると、川砂区では汚泥混合層深度とともに低下する傾向を顕著に示したが、地表から 60-80 cm の層の pH は、その次の層 80-100 cm の層より明らかに高いことが明らかにされた。また、淡色黒ボク土では 30-40 cm 層の、灰色低地土と黒ボク土では 20-30 cm 層の pH がそれ以下の層より明らかに高いことが明らかにされた。このように石灰含有量の多い汚泥の連用は、汚泥が混合される層の土壌ばかりでなくそれ以下の層の土壌 (下層土) の pH にも影響を与え上昇させること、しかも、その影響は汚泥の施用を停止してから 2 年後においても認められることが明らかにされた。これらの結果は、汚泥中の土壌 pH を変化させる成分 (Ca, Mg など) が汚泥混合層から下層へ移動することを示唆している。また、汚泥混合層の pH が 2 年間経過しても依然として高いことは高石灰含有汚泥の施用によって上昇した pH を低下させるには自然降雨や植物の栽培以外の方法によらなければならないことを示している。

しかし、下層土の pH の変化は汚泥施用特有の現象ではなく苦土石灰を施用した土壌でも認められた (表 4 化学肥料区の結果参照)。

## 謝 辞

本調査を実施するに当たり環境庁水質保全局土壌農薬課の関係各位には汚泥等土壌還元影響調査が実施された大分県農業技術センター、兵庫県及び山口県農業試験場の実験ほ場について土壌試料の採取の許可をいただいた。上記 3 県の関係各位には試料の採取に当たり数々の御配慮、御協力をいただくとともに研究の展開について貴重な御示唆をいただいた。兵庫県農業試験場からは試料の成分分析値を御提供いただいた。国公研有底枠の深度別土壌試料の採取に当たっては(株)川上農場の方々の御協力をいただいた。また、一部試料の測定は中村てる子氏によってなされた。これらの御協力、御配慮に深謝の意を表します。

## 引 用 文 献

- 1) 藤井國博・広木幹也・服部浩之・久保井徹 (1983): 有機廃棄物施用土壌の微生物数. 国立公害研究所研究報告, 第 46 号, 103-119.
- 2) 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.
- 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.
- 4) 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.

藤井國博・服部浩之・山口武則

- 5) 環境庁水質保全局土壌農薬課(未発表)
- 6) 兵庫県農業試験場環境保全部(未発表).

II-5

下水汚泥の施用が水田土壌の理化学性、  
微生物数及び水稻の生育に及ぼす影響

**Effect of Sewage Sludge Application on Chemical Properties,  
Microbial Numbers and Rice Plant Growth in Flooding Soil**

広木幹也<sup>1</sup>・藤井國博<sup>1,2</sup>

Mikiya HIROKI<sup>1</sup> and Kunihiro FUJII<sup>1,2</sup>

**要 旨**

下水汚泥の水田土壌への施用が土壌環境に及ぼす影響を明らかにするために、沖積土壌を充てんした屋内水田ライシメーターに種類の異なる3種類の下水汚泥を施用し(163kgN/ha相当量)、土壌の理化学性、微生物数の変化及び水稻の生育に及ぼす影響を調べ、以下の結果を得た。

汚泥区では無肥料区及び化学肥料区に比較してEhが低下したが、特に消化汚泥区より生汚泥区で顕著であった。

NH<sub>4</sub>-Nは生汚泥区では施用5週目(湛水4週目)まで含量が徐々に増加したが、消化汚泥区では、施用1週目を最高値として、以後は減少した。

土壌中の有機態リン酸量は、湛水期間中に徐々に増加した。その量は各区とも汚泥に由来する全リン量よりも多かった。これは、土壌の還元に伴い土壌中のリンが有機態リンに変化するためと考えた。

施用後1週間に好気性菌が増加したが、その後は好気性細菌は減少し、代わって、硝酸還元菌、脱窒菌など、嫌気性菌が増加した。好気性細菌数は汚泥間で差が認められ、生汚泥区は消化汚泥区より多かった。

水稻の生育は、1年目は初期生育はD汚泥区が良好であったが、後期生育及び2回目の施用後は、P、L汚泥区が良好であった。

**Abstract**

Three types of sewage sludge were applied to alluvial soil in a lysimeter, and some

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. 現在：農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

chemical properties, microbial numbers, rice plant growth and yield were investigated.

Eh was lower in sludge-applied soil than in soil without sludge. The reduction was more remarkable in raw sludge-applied soil than in digested sludge-applied soil.

$\text{NH}_4\text{-N}$  concentration in soil treated with raw sludge was gradually increased within 5 weeks after sludge application, but in soil treated with digested sludge,  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration reached maximum within one week after sludge application, and then decreased.

Available phosphate content in each type of treated soil was increased in the flooding period.

The amount of available phosphate was greater than the amount of total phosphate in the sludge applied to soil.

The number of aerobic bacteria increased within a week after sludge application and then anaerobic bacteria (nitrate reducing bacteria, denitrifying bacteria) increased. There were differences between the numbers of aerobic bacteria in each type of sludge-applied soil, the number being larger in soil treated with raw sludge than in soil treated with digested sludge.

Growth of rice plants was better in soil treated with D-sludge than in soil treated with L and P-sludge within 5 weeks after the 1st sludge application, but 9 weeks after sludge application and after the 2nd sludge application rice plant growth in P and L-sludge-treated soil was better than in soil treated with D-sludge.

**Key words:** Sewage sludge, Flooding soil, Chemical property, Microbial number, Rice plant growth

## 1 はじめに

今後とも発生量が増大すると予想される下水汚泥を農耕地に施用し、その中に含まれる肥料分を有効に利用しようとする試みは、既に一部の地域では実施の段階にある。しかし、水田に未熟な有機物を多量に入れることについては従来、抵抗が大きい。これは主として、土壤中での有機物が急激に分解することによる強還元の問題と、窒素を始めとする養分の過剰供給の問題など、畑土壤に施用する場合は異なった問題を生じる可能性があるためである。前者は、各種の有機酸や  $\text{H}_2\text{S}$  などを生成して水稻の生育に障害を引き起こし、後者は、過繁茂、倒伏、登熟の遅れなどを引き起こす。下水汚泥は、その主成分が微生物菌体などに由来する分解性の高い有機物であり、窒素、リンなどの肥料分を多く含むことから、水田への施用には十分な注意が必要である。土壤に下水汚泥を施用した時、畑土壤中では主として酸化的条件下で分解が進むのに対し、水田土壤中では、還元的条件下で分解が進むため、下水汚泥の分解性、土壤及び植物に対する影響なども畑土壤とは異なると考えられる。しかし、土壤中における汚泥の分解や、それに関与する微生物に関する研究は、その多くが畑地への施用を想定したものであり、水田土壤中におけるこれらの点に関する研究は、畑土壤に比較して少ない<sup>1)</sup>。本特別研究においては、石灰を凝集剤とした生活廃水汚泥を水田ライシメーターに施用し、その水稻に対する影響を明らかにしてきた<sup>2)</sup>。しかし、下水汚泥の土壤中での分解と、それにかかわる微生物性については未解明のままであった。また、下水汚泥はその由来及び、廃水処理設備の相違により、その成分、及び土壤中での分解性は非常

に異なる<sup>3)</sup>。そこで、本報告では屋内環境制御水田ライシメーターに種類の異なる3種類の下水汚泥を施用し、その土壌中での分解に伴う土壌理化学性と微生物数の変化及び水稻の生育に及ぼす影響について比較検討する。

## 2 実験方法

### 2.1 使用装置、供試土壌

国立公害研究所、土壌環境実験棟内の屋内環境制御ライシメーター(4基)を用いた。ライシメーターには、茨城県筑波郡より採取した沖積水田土壌が充てんされ、1982年には無肥料で均一栽培試験を行っている<sup>4)</sup>。土壌の理化学性、ライシメーターへの土壌の充てん方法、その他装置の詳細は、広木ら<sup>4)</sup>のとおりである。

### 2.2 供試汚泥

汚泥はT市の下水処理場より採取した石灰と塩化鉄を脱水助剤として用いた生活廃水系汚泥(L汚泥)、H市の下水処理場より採取した高分子凝集剤を脱水助剤として用いた生活廃水系生汚泥(P汚泥)、及びM市の下水処理場より採取した高分子凝集剤を脱水助剤として用いた硝化汚泥(D汚泥)の3種類を用いた。これらはいずれも、廃水処理場より搬出されたものを風乾後、ウイレイ式粉碎機にて粉碎して貯蔵したものを供試した。各汚泥の成分を表1に示した。各汚泥のC含量は28%から44%と異なるが、C/N比はいずれの汚泥も7から8の間であった。

表 1 供試汚泥の成分組成  
Table 1 Chemical composition of sewage sludge used in the experiment (g/100g matter)

	L-sludge <sup>a)</sup>	P-sludge <sup>b)</sup>	D-sludge <sup>c)</sup>
C	28.6	44.2	32.2
N	3.56	5.62	4.51
P	0.08	1.18	1.57
Cl	0.46	0.11	0.16
K	0.066	0.346	0.147
Na	0.027	0.066	0.073
Mg	1.33	0.11	0.36
Ca	10.4	0.11	0.45
Fe	1.40	0.32	1.32

a) limed raw sludge

b) raw sludge with organic flocculant

c) digested sludge with organic flocculant

### 2.3 試験設計, 試験日程

汚泥施用試験は1983, 1984年の2年間行った。4基のライシメーターのうち3基はそれぞれ異なった種類の汚泥区とし、残りの1基を対照区とした。汚泥区では同一汚泥を連用した。各汚泥区は水稻栽培前に汚泥のみを施用し、化学肥料の施用は行わなかった。各汚泥区の施用量はNに換算して同一量(163 kg/ha)としたため、乾物施用量としてはL汚泥区は5.0 t/ha, P汚泥区は3.0 t/ha, D汚泥区は3.7 t/haとなった。対照区は、1983年は肥料無施用とし、1984年は、化学肥料(硫酸アンモニウム 476 kg/ha, 過リン酸石灰 300 kg/ha, 塩化カリウム 191 kg/ha 相当量)を施用した。

各区とも施用後はかん水を繰り返し、1週後に湛水状態とし、シロカキを行った。さらに3日後に水稻を移植した。水稻はニホンパレの播種30日後の稚苗を移植した。栽植密度は、44.4本/m<sup>2</sup>(15 cm×30 cm 間隔, 2本植え)とした。

ライシメーター地上部の気温は昼間25°C, 夜間20°Cに設定した。ただし、1983年の施用後15週目~20週目までは、昼夜とも25°C, 1984年の施用後9週目から17週目までは昼30°C, 夜25°Cに設定した。ライシメーター下層土の地温は18°Cに設定した。また、1983年は、水稻移植直前に田面を黒い布で覆った。これは、田面での藻類の増殖を防ぐためである。栽培期間中は、収穫直前を除き常に湛水状態とし、追肥は行わなかった。水稻移植後23週目に収穫した。その他栽培方法の詳細は均一栽培試験<sup>4)</sup>に準じて行った。

### 2.4 分析方法

Ehは現地法<sup>5)</sup>により測定した。白金電極は各ライシメーター当たり2~3本を湛水後に土壌表面より約3 cmの深さに指し込み、落水後まで電極は移動せず測定した。

土壌pH, 各成分含量及び微生物数の測定には、表層0-5 cmの土壌をライシメーターの数箇所より採取後、2 mmのふるいを通し、均一に混合したものを供試した。測定方法は以下の方法によった。

pH: 1983年に常法<sup>6)</sup>によりpH(H<sub>2</sub>O)を測定した。

無機態窒素: NH<sub>4</sub>-Nは、常法<sup>6)</sup>により10% KCl溶液で抽出後、テクニコン社オートアナライザーAAII型を用いてインドフェノール法で測定した。NO<sub>3</sub>-N, NO<sub>2</sub>-Nは水抽出後、オートアナライザーを用いてGriess法で測定した。

リン酸: 1984年に有機態リン酸(BrayNo.2法)<sup>6)</sup>をテクニコン社オートアナライザーを用いてモリブデンブルー法で測定した。

2価鉄: 熊田・浅見法<sup>7)</sup>により抽出後、o-フェナンスロリンにより発色、比色定量した。

土壌微生物数: 土壌を滅菌水中で30分間振とう分散後、好気性菌数, 糸状菌数, 色素耐性菌数は希釈平板法で、硝化菌, 硝酸還元菌, 脱窒菌数は希釈頻度法で測定した。これら測定法の詳細は、広木ら<sup>8)</sup>のとおりである。



## 2.5 生育調査, 収量調査

生育調査は, 1983 年は移植後 5, 8, 13 週目に, 1984 年は移植後 5, 9 週目に行った。ライシメーターの周辺効果を除くため, 調査はライシメーター中央部の 21 株を対象とした<sup>4)</sup>。

## 3 結果及び考察

### 3.1 En 及び pH の変化

En の測定結果を図 1 に示した。1983 年 (図 1 A) は無施用区では測定開始時 (湛水 4 日目) に 640 mV であったが, 湛水期間中に緩やかに低下し, 落水前 (湛水 22 週目) には 80 mV を示した。L, P 汚泥区では測定開始時から低い Eh を示し (200 mV 以下) 落水前には -50 mV まで低下した。D 汚泥区は, L, P 汚泥区と無施用区の間の変化を示し, 測定開始時には約 480 mV であったが, 湛水 10 週間後には 150 mV に下がり, 以後の Eh の変化は緩やかであった。

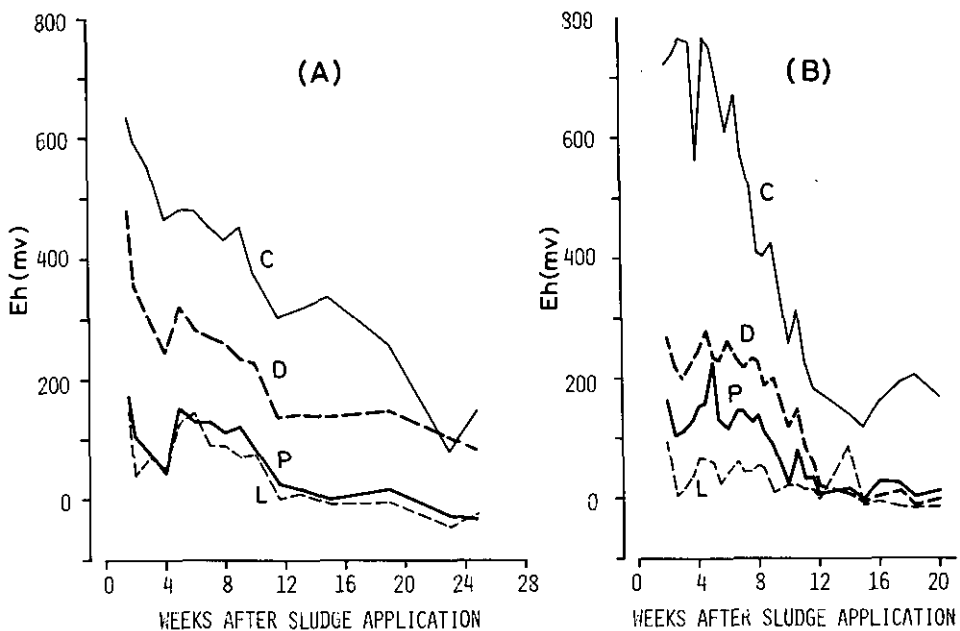


図 1 表層土の湛水後の酸化還元電位の変化  
 Fig. 1 Fluctuation of Eh in paddy surface soil  
 (A) 1983 (B) 1984

1984 年 (図 1 B) は, 無施用区では, 測定開始時 (湛水 7 日目) の Eh は前年より高かったが, 湛水 10 週間後には 200 mV まで下がり, 変化は前年より急であった。P 汚泥区では Eh の変化は前年とほぼ同じであったが, L 汚泥区では測定時間中常に 100 mV 以下であり, また D 汚泥区で

は測定開始時に既に 300 mV 以下を示し、湛水後 11 週目には L, P 汚泥区と同じ 20 mV まで下がった。このように、P 汚泥区以外では 1984 年の Eh は 1983 年より低く推移した。

汚泥区の方が対照区に比較して Eh が低下したことは、汚泥中の易分解性有機物が短期間に多量に分解したことにより還元が進行したことによる。3 種類の汚泥を比較すると、Eh の低下に差が認められ、P, L 汚泥区では湛水直後から低い Eh を示したのに対し、D 汚泥区では比較的緩やかに Eh が低下した。これは、供試した汚泥の分解性の差によると考える。すなわち、あらかじめ嫌氣的に消化が行われている D 汚泥には易分解性の有機物が L, P 汚泥に比べて少なく、土壌中での分解が遅い。そのため、D 汚泥区では Eh の低下が緩やかに進んだと考える。

1983 年の pH の測定結果を図 2 に示した。落水期(湛水前, 落水後)の pH を比較すると、L 汚泥区は他の 3 区より高かったが、P, D 汚泥区及び無施用区の間には差はほとんどなかった。各区とも、湛水期には落水期より pH が高い傾向にあった。湛水期の pH は、L 汚泥区が最も高く、P 汚泥区がこれに次ぎ、D 汚泥区、無施用区の順であった。

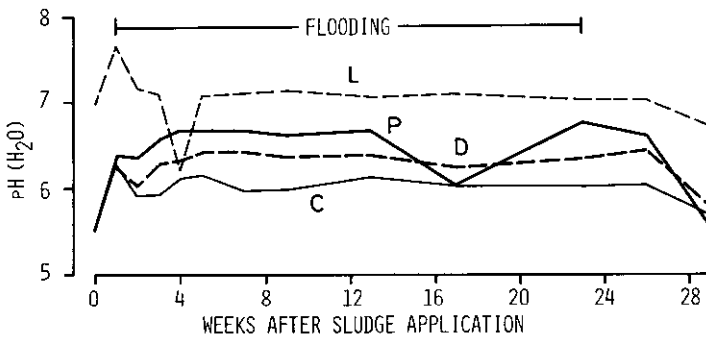


図 2 表層土の pH の変化  
Fig. 2 Fluctuation of pH in surface soil

落水期、湛水期を通して L 汚泥区の pH が最も高いのは、L 汚泥中に多量に含まれる石灰が原因であろう。落水期に pH の低かった P, D 汚泥区及び無施用区では湛水期に落水期より pH が上昇し、その差は、3 区のうちで最も Eh の低かった P 汚泥区において最も大きく、また、Eh の低下の小さかった対照区において最も小さかった。このことは、湛水による pH の上昇と Eh の低下には関係があることを示す。汚泥の分解に伴い、Eh が低下すると、土壌中の  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{SO}_4$ , Fe (III), Mn (IV) などが消失し、代わって  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , Fe (II), Mn (II) など、より塩基性の強い物質が生成する<sup>9)</sup>ためであろう。

### 3.2 無機態 N 含量の変化

汚泥中の有機態 N は土壌中で無機化され  $\text{NH}_4\text{-N}$  となった後、さらに硝化作用を受けて

NO<sub>3</sub>-N となる。土壤が還元的条件下にあるときは、硝化作用は進まず、また脱窒作用などで NO<sub>3</sub>-N が還元されるため、土壤中には NH<sub>4</sub>-N が蓄積し、NO<sub>3</sub>-N が消失する。それゆえ、土壤の還元状態の進行は土壤中の N の挙動に大きくかかわるとともに、N の形態変化は土壤の還元状態を示す指標ともなる。

NO<sub>3</sub>-N 含量は 1983 年 (図 3 A) には、各汚泥区とも施用直後は約 5 μg/g であった。その後 D 汚泥区では湛水前にはわずかであるが NO<sub>3</sub>-N が増加し、湛水後に急激に減少した。しかし、L, P 汚泥区では湛水前の 1 週間に NO<sub>3</sub>-N は急激に減少した。無施用区では湛水前から湛水 3 週間後にかけて、汚泥区に比べ緩やかに NO<sub>3</sub>-N は減少した。1984 年 (図 3 B) には、測定日により変動は大きい、各汚泥区とも湛水前には NO<sub>3</sub>-N の減少はみられず、湛水後に急速に減少した。化学肥料区でも、湛水後に NO<sub>3</sub>-N は減少したが、汚泥区に比べその変化は緩やかであった。

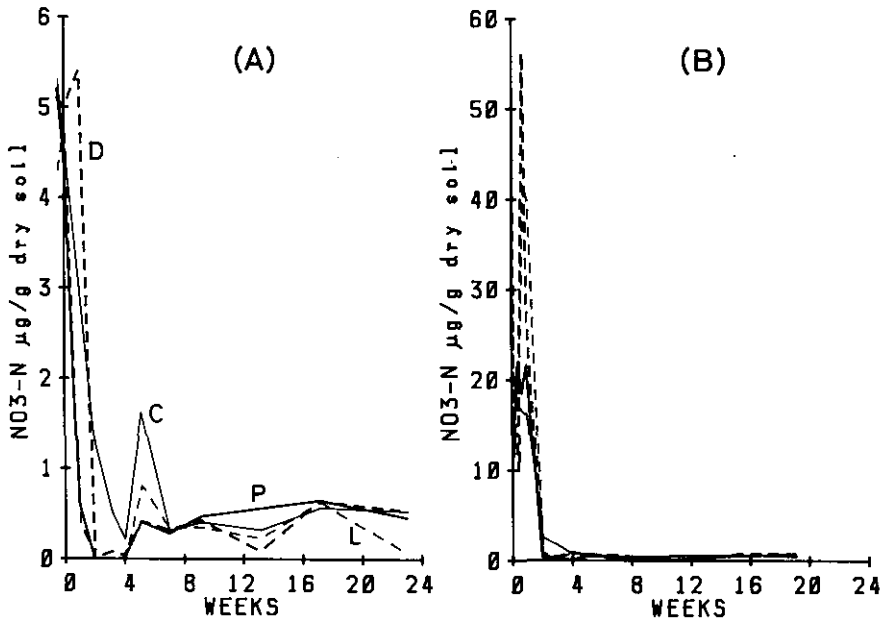


図 3 表層土中の NO<sub>3</sub>-N 含量の変化  
 Fig. 3 Fluctuation of NO<sub>3</sub>-N content in surface soil  
 (A) 1983 (B) 1984

NO<sub>3</sub>-N の消失は、還元の比較的初期の段階 (Eh が 400 mV から 100 mV の範囲) にみられるものである<sup>10)</sup>。Eh の測定は湛水後に開始したので、湛水前後の Eh の急激に低下する様相は不明であるが、1983 年の L, P 汚泥区で湛水前に既に NO<sub>3</sub>-N が消失したことは、両区では湛水前から還元状態が進行し、脱窒反応などが進んでいたことを示す。このように L, P 汚泥区で湛水前から急速に還元が進んだのは、供試した生汚泥が非常に分解しやすいことに加えて、1983 年の試験

では汚泥の施用後湛水までの1週間、連日かん水を繰り返したことにより土壌が過湿状態となっていたためであろう。一方、D汚泥区では同様の水分状態にあったにもかかわらず、L、P汚泥区と異なり湛水前には $\text{NO}_3\text{-N}$ の消失はみられず、わずかではあるが $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量の増加がみられた。これは、D汚泥区では汚泥の分解がL、P区に比較して緩やかに進むため、土壌の還元が進まなかったのであろう。1984年は前年と異なり、湛水前の $\text{NO}_3\text{-N}$ の急速な減少はL、P汚泥区においても認められなかった。これは、1984年は湛水前のかん水量が前年より少なく、土壌があまり過湿にならず、酸化的な状態に保たれたためと考える。

$\text{NH}_4\text{-N}$ の含量(図4)は各区とも施用増加した後、再び減少した。これは、水稻の生育につれて $\text{NH}_4\text{-N}$ が吸収されたためであろう。 $\text{NH}_4\text{-N}$ の含量は汚泥区では両年とも30から40 $\mu\text{g/g}$ が最高で区間差はあまりなかった。しかし、L、P汚泥区では $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量が最高に達するのは、施用5週目ごろであるのに対し、D汚泥区では、施用1週間で最高値に達して湛水後は減少するなど、L、P汚泥区と、D汚泥区ではその変動パターンが異なった。対照区では、無肥料の1983年には常に低い値(3 $\mu\text{g/g}$ 以下)であったが、化学肥料を施用した1984年は、湛水直前の113 $\mu\text{g/g}$ を最高として、湛水後は減少した。

D汚泥区では、L、P汚泥区よりも早く湛水1週間後には $\text{NH}_4\text{-N}$ が減少したが、D汚泥区では

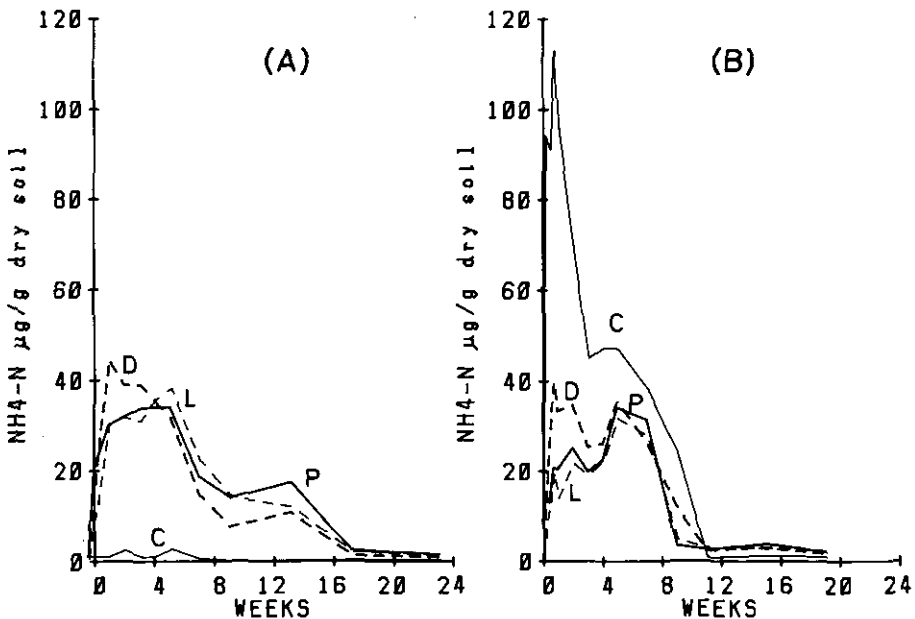


図 4 表層土中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  含量の変化  
 Fig. 4 Fluctuation of  $\text{NH}_4\text{-N}$  content in surface soil  
 (A) 1983 (B) 1984

同時に  $\text{NO}_3\text{-N}$  の増加は認められず、 $\text{NH}_4\text{-N}$  の減少が硝化作用によるものとは考えられない。服部ら<sup>3)</sup>は同じ汚泥を用いて畑条件下で分解性について室内実験を行い、D汚泥はP汚泥に比較してCの分解率は低いがNの無機化は速く進むことを示した。水田土壌中においても、D汚泥はL、P汚泥に比較して速やかに無機化が進み、施用後1週間ほどで無機化速度が衰えるのであろう。

### 3.3 2価鉄の集積

土壌の還元が進むと、土壌中の3価鉄が還元されて2価鉄となる。それゆえ、土壌中の2価鉄の生成量は、土壌の還元の進行の目安となる。

1983年(図5A)は、L、P汚泥区では湛水3週目には既に2価鉄の生成が認められ、落水前には2.5~4 mg/gが集積した。これに対し、D汚泥区では2価鉄の生成は遅く、落水前(湛水25週目)にも1 mg/g程度しか集積しなかった。無施用区では2価鉄の生成は認められなかった。

1984年(図5B)もL、P汚泥区が最も2価鉄の生成量は多かったが、D汚泥区でも湛水7週目以降の生成速度は前年より速く、落水前(湛水19週目)にはL、P汚泥区と同じく0.3 mg/gに達した。また、化学肥料区においても湛水11週目以降は2価鉄の生成が認められ、湛水19週目には0.05 mg/gになった。

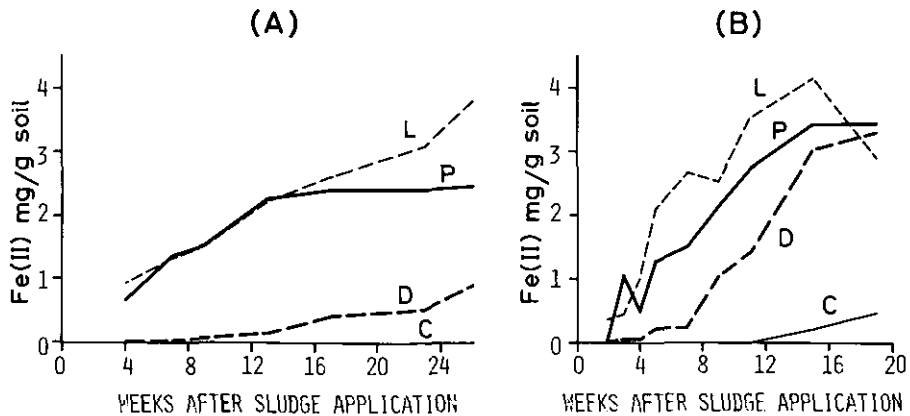


図 5 表層土中の2価鉄含量の変化  
Fig. 5 Fluctuation of Fe (II) content in surface soil  
(A) 1983 (B) 1984

L、P汚泥区において2価鉄の生成量が他区よりも多いことは、両区において、還元が速く進行したことを示している。1983年と1984年を比較すると、D汚泥区では1984年に集積量が多くなっているが、これも、D汚泥区では1984年の方が前年より還元が進んでいることを示している。

実際、1984年の落水前にはL、P、Dの3区のEhは、ほぼ同じ値まで低下していたが、2価鉄の生成量も3区は同程度であり、2価鉄の生成量が還元が進み方を表しているといえる。

### 3.4 リン酸の変化

下水汚泥中には、肥料成分としてNとともに多量のPを含んでいる。土壌中のリン酸は、土壌のpHやEhによってその形態が変わり、また、植物による吸収性も異なる。有機態リン酸量の変化(1984年)を図6に示した。

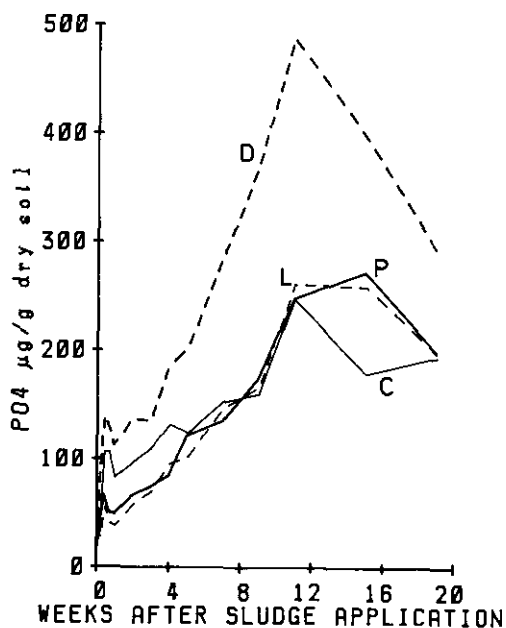


図 6 表層土中の有効態リン酸含量の変化  
Fig. 6 Fluctuation of available phosphate content in surface soil

施用前の各区の有機態リン酸量はL、P汚泥区及び化学肥料区は約20 μg/gであったが、D汚泥区では28 μg/gで他区より比較的高かった。施用1日後の有機態リン酸量はD汚泥区(66 μg/g)が最も高く、L、P汚泥区及び化学肥料区(それぞれ27、36、30 μg/g)の間にはあまり差はなかった。施用された汚泥に由来するリン酸は各汚泥中のリン含量と土壌の仮比重(0.957)から計算して、D汚泥区は186 μg/g、P汚泥区は114 μg/g、L汚泥区は13.3 μg/g、対照化学肥料区は69.9 μg/gである。施用された汚泥中のリン含量に対する土壌中の有機態リン酸の増加量は、L汚泥区では53%であったが、他の汚泥区及び化学肥料区では12から20%と小さかった。

畑状態で経過した施用1週間後の有機態リン酸量は、D汚泥区が最も高く、次いで化学肥料区

が高く、L、P 汚泥区は最も低かった。1 週間の有機態リン酸の増加量は、D 汚泥区及び化学肥料区(それぞれ 84.6  $\mu\text{g/g}$ , 64.4  $\mu\text{g/g}$ )で大きく、L、P 汚泥区(それぞれ 18.3  $\mu\text{g/g}$ , 26.8  $\mu\text{g/g}$ )で小さかった。これは、リン含量の高い D 汚泥以外の L、P 汚泥中のリンの可給化が化学肥料(過リン酸石灰)に比較して遅いことによると考える。

施用後 1~5 週目は D 汚泥区が最も有機態リン酸が多く、次いで化学肥料区が多く、L、P 汚泥区が最も少なかった。その後 11 週目にかけては D 汚泥区が最も高かったが、P、L 汚泥区と化学肥料区の間は小さかった。このように、常に D 汚泥区で有機態リン酸が最も高かったことは、D 汚泥中に最もリン酸含量が高いことが一因と考える。しかし、施用後 11 週間の有機態リン酸の増加量(L 汚泥区, 230  $\mu\text{g/g}$ , P 汚泥区, 240  $\mu\text{g/g}$ , D 汚泥区, 460  $\mu\text{g/g}$ , 化学肥料区 230  $\mu\text{g/g}$ )は各区とも、施用量を大きく上回っていた。汚泥由来のリンが 13.3  $\mu\text{g/g}$ と最も少ない L 汚泥区においても、15 週目には、土壌中の有機態リン酸は 260  $\mu\text{g/g}$ に達しており、この大部分は土壌由来のリン酸であろう。最も有機態リン酸含量の多かった D 汚泥区では、11 週目には 490  $\mu\text{g/g}$ であり、汚泥由来のリンより 300  $\mu\text{g/g}$ 高かった。湛水後の各区における有機態リン酸の増加は、土壌の還元に伴う土壌中のリンの可給化<sup>11)</sup>が大きく寄与していると考えられる。湛水後の有機態リン酸の増加は、化学肥料区で小さく、L、P 汚泥区の方が大きかった。これは、化学肥料区において土壌の還元が比較的小さかったため、土壌中のリン酸の可給化が汚泥区に比較して小さかったためと考える。

### 3.5 土壌微生物数

好気性細菌数の変動を図 7 に示した。好気性細菌数は、1983、1984 両年とも、汚泥区では施用 1 週目の湛水直前に最高となり、以後湛水期には減少する傾向にあった。湛水期の菌数には汚泥間で差が認められ、L、P、D 汚泥の順に多く、対照区が最も少なかった。両年度の菌数を比較すると、1984 年の方が湛水期の菌数は多かった。

色素耐性菌数の変動を図 8 に示した。色素耐性菌数は、その変動のパターンは好気性細菌数とほとんど同じで、汚泥区では施用 1 週目に最高となり、以降減少した。汚泥区間の菌数を比較すると、P 汚泥区が L 汚泥区より菌数が多い傾向にあり、次いで D 汚泥区、対照区の順であった。L 汚泥区では好気性細菌数は最も多かったが、他の汚泥区に比較して色素耐性菌の好気性細菌に占める比率は小さかった。このことは、汚泥の種類によってその分解に関与する微生物種が異なることを示す。

糸状菌数の変動を図 9 に示した。1983 年は、P 汚泥区では施用後明らかに菌数の増加が認められたが、他の汚泥区では無施用区との差は認められなかった。1984 年は、P 汚泥区では前年同様施用後明らかに菌数の増加が認められ、また、L 汚泥区においても菌数の増加が認められた。しかし、D 汚泥区では菌数に目立った変動はなく、施用の影響は不明であった。P 汚泥区で特に菌数が顕著に増加したのは、P 汚泥区では未同定の特定の菌が特に増加したことによる。

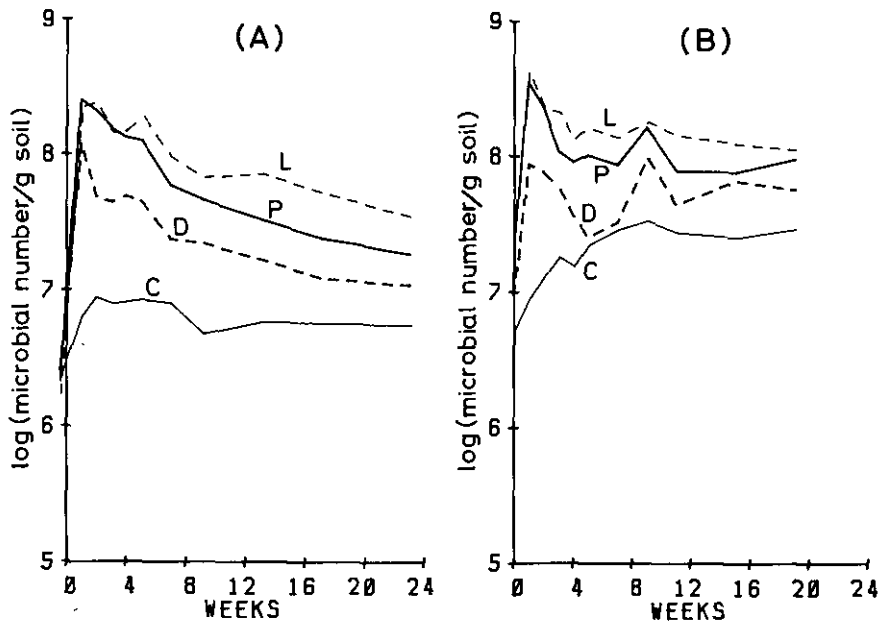


図 7 表層土中の好気性細菌数の変化 (A) 1983 (B) 1984  
 Fig. 7 Fluctuation of aerobic bacterial number in surface soil

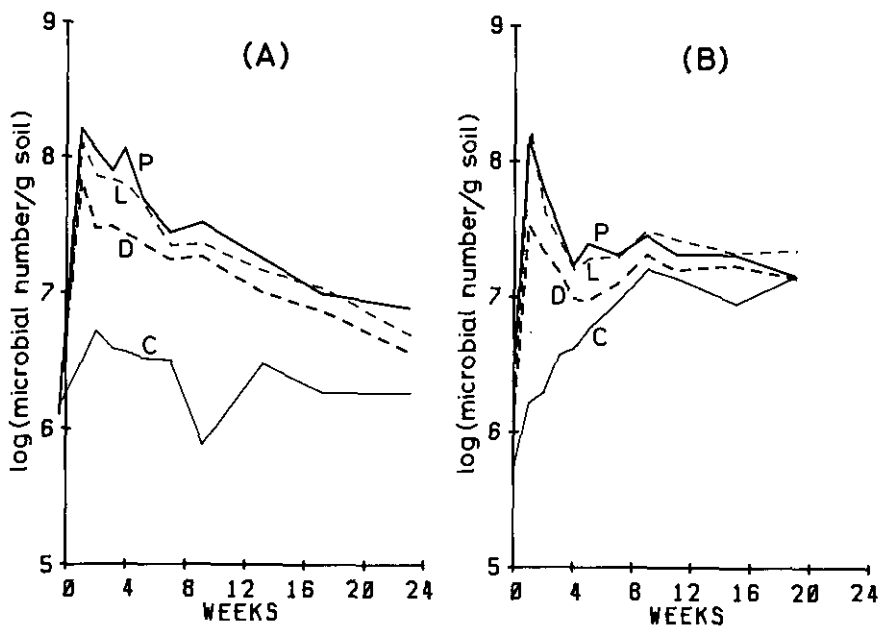


図 8 表層土中の色素耐性細菌数の変化 (A) 1983 (B) 1984  
 Fig. 8 Fluctuation of dye tolerant bacterial number in surface soil



硝酸還元菌及び、脱 N 菌の変動を図 10 及び図 11 に示した。1983, 1984 年とも、施用後 2~5 週目に最高となり、以降減少する傾向にあった。硝酸還元菌数は、おおむね L, P 汚泥区が最も高く、D 汚泥区がこれに次ぎ、対照区の菌数が最も少なかった。脱窒菌数は、おおむね L 汚泥区が最も

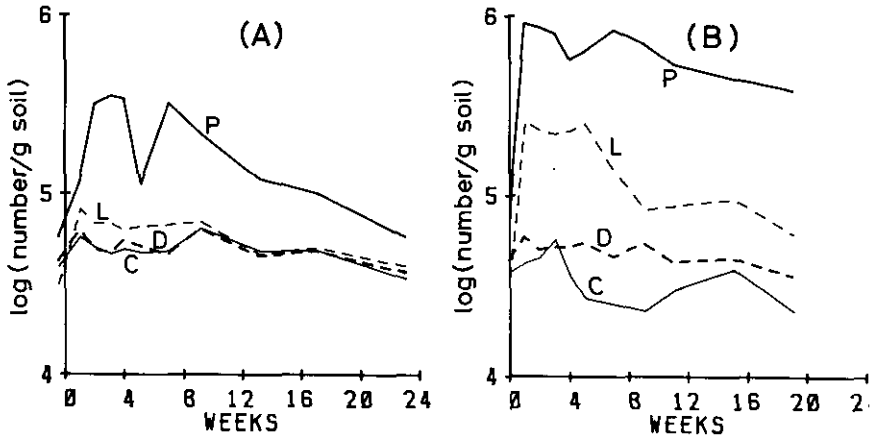


図 9 表層土中の糸状菌数の変化 (A) 1983 (B) 1984  
 Fig. 9 Fluctuation of fungi number in surface soil

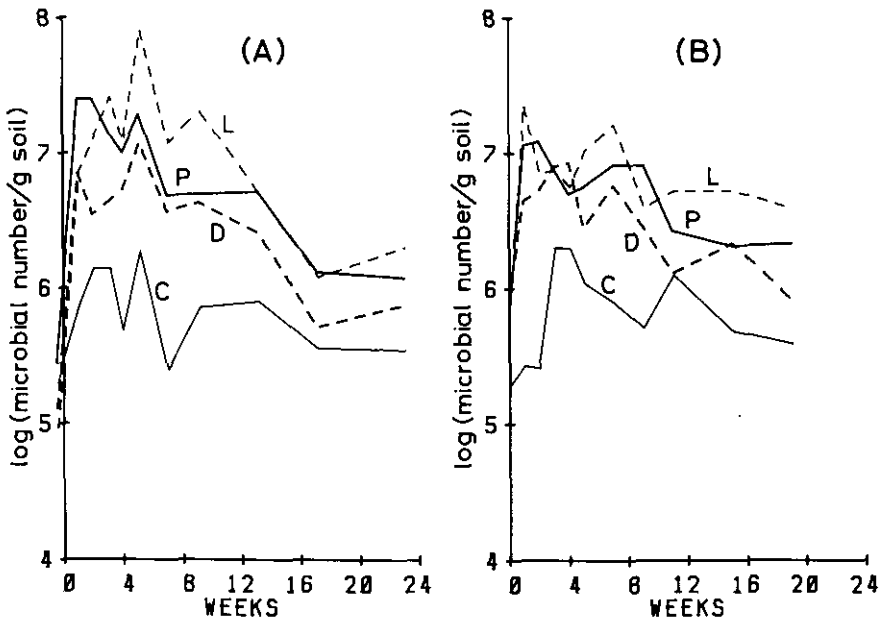


図 10 表層土中の硝酸還元菌数の変化 (A) 1983 (B) 1984  
 Fig. 10 Fluctuation of nitrate-reducing bacterial number in surface soil

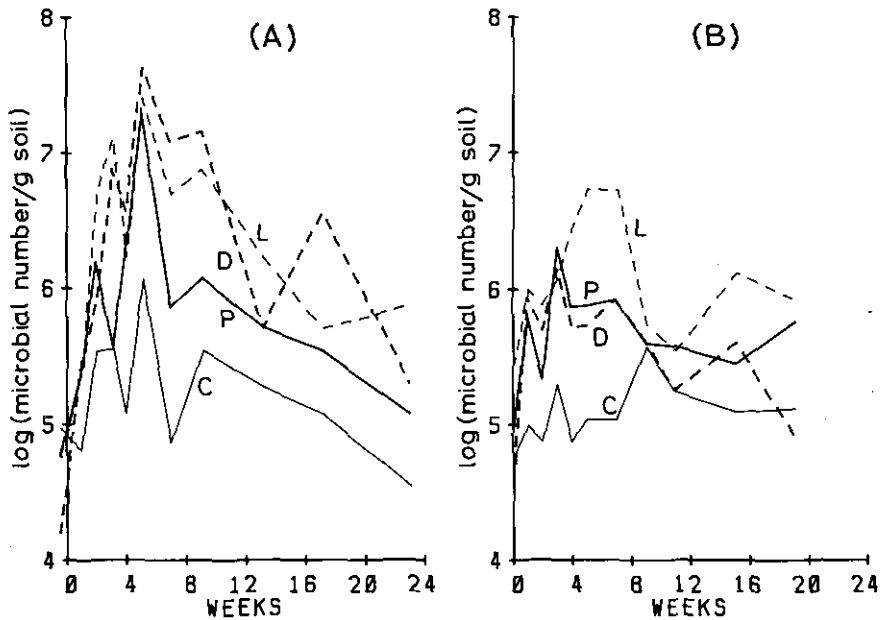


図 11 表層土中の脱窒菌数の変化 (A) 1983 (B) 1984  
 Fig. 11 Fluctuation of denitrifying bacterial number in surface soil

高く、P、D 汚泥区がこれに次ぎ、対照区の菌数が最も少なかった。このように施用 1 週目以降菌数が減少した好気性細菌に代わって、嫌気性細菌が 5 週目ぐらいまで増加する傾向にあったことから、この時期までは汚泥の分解が比較的活発に行われていたと考えられる。

### 3.6 生育調査

図 12 に 1983 年及び 1984 年の各区の草丈及び分げつ数の変化を示した。

1983 年は草丈、分げつ数とも各汚泥区は無肥料区より大きく、汚泥施用の効果は明らかだった。汚泥区の間で比較すると、移植 8 週目までは D 汚泥区が草丈、分げつ数とも最も高く、P 汚泥区、L 汚泥区がこれに次いだ。しかし、移植 8 週目以降は D 汚泥区は他の汚泥区より草丈の伸びは小さく、有効分げつ数も他区より劣った。8 週目以降の生育が最も良かったのは L 汚泥区で、草丈は最も大きく、有効分げつ数も多かった。このように、汚泥によって生育の活発な時期は異なり、D 汚泥区では生育初期に、L、P 汚泥区では生育後期に比較的生育が良かった。

1984 年は、草丈及び分げつ数とも移植 5 週目以降常に P 汚泥区が最も高く、L 汚泥区がこれに次ぎ、D 汚泥区は他の汚泥区より低かった。化学肥料区の草丈は、移植 5 週目までは汚泥区よりも低かったが、9 週目以降はいずれの汚泥区よりも高かった。化学肥料区に分げつ数は 5 週目までは汚泥区よりも低かったが、9 週目以降は D 汚泥区よりも多くなり、有効分げつ数は D 汚泥区よ

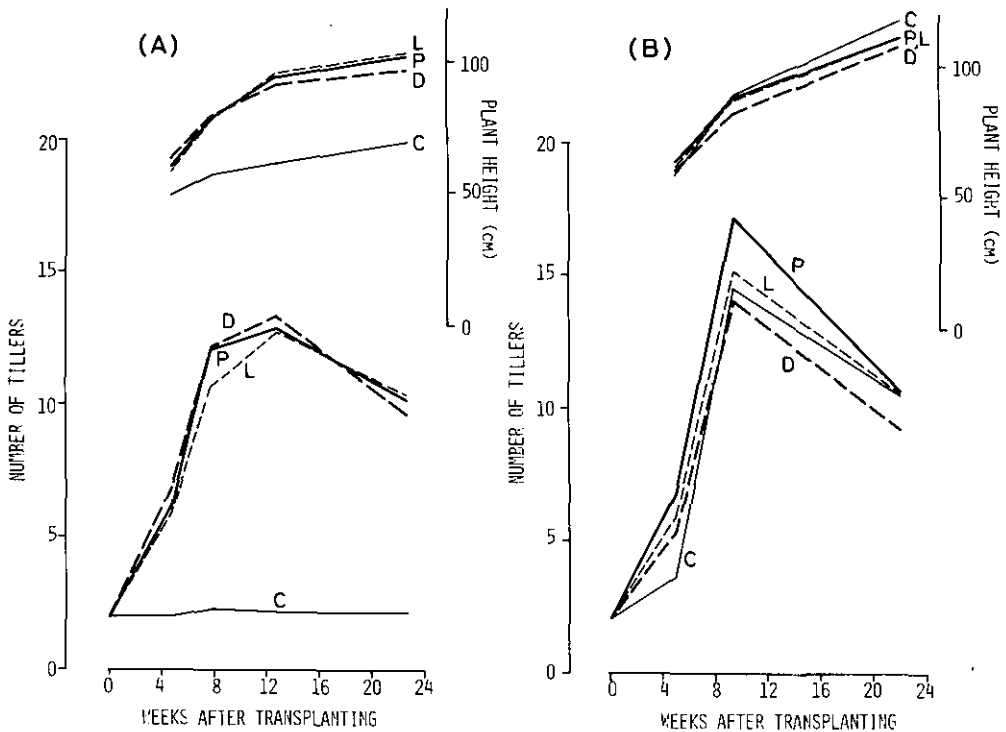


図 12 水稻の草丈及び分げつ数の変化

Fig. 12 Changes in plant height and number of tillers of rice plant

(A) 1983 (B) 1984

り高く、L、P 汚泥区とほぼ同じになった。初期の生育は汚泥区の方が活発であったが、中期以降は化学肥料区の方が生育は良かったといえる。汚泥区のなかでも、最高分げつ数の多かった P 汚泥区で有効茎歩合が低く、有効分げつ数が L 汚泥あるいは化学肥料区とほぼ同じとなったことは、P 汚泥区の生育が初期に偏っていたことを示す。

### 3.7 収量調査

表 2, 3 に水稻収量調査の結果を示した。1983 年は登熟歩合が各区とも非常に低かった。1983 年は、移植後 14 週目から 15 週目ごろに出穂、開花したが、幼穂形成期から穂ばらみ期の気温 (20~25°C) 及び水温 (約 20°C) が屋外条件に比べて低いため、不ねん米が大量に発生したと考える。このように低い登熟歩合のもとで、もみ、または玄米収量を処理区間で比較することはあまり意味がない。そこで、わらともみを合わせた地上部の乾燥重を水稻の乾物生産量とみなして比較すると、L 汚泥区及び P 汚泥区が生産量が最も高く、D 汚泥区は他の二つの汚泥区より低く、無施用区が最も低かった。1984 年の地上部重量は、前年同様、P、L 汚泥区が高く、D 汚泥区は他

の汚泥区より低かった。しかし、各汚泥区とも地上部重量は前年を上回った。化学肥料区の地上部重量は、D汚泥区より高く、P、L汚泥区とほぼ同じであった。

1984年の登熟歩合は、各区93から98%と非常に高かった。これは移植後9週目から16週目の気温を30°C(昼間)~25°C(夜間)に高めたため、受精が正常に行われたためと考える。1984年の結果について、もみ収量を比較すると、L、P汚泥区が最も高く、D汚泥区が最も低く、化学肥料区はその中間であった。地上部重量に占める穂重の割合は、D汚泥区39%、P汚泥区43%、L汚泥区44%、化学肥料区37%であり、汚泥区は化学肥料区に比較して、乾物重に対するもみ収量

表 2 1983年収量調査結果  
Table 2 Result of yield survey (1983)

	D-Sludge	P-Sludge	L-Sludge	Control (no fertilizer)
Plant height (cm)	97.3	101.7	102.9	68.0
Dry weight of straws (g)	32.8	36.0	36.1	8.8
Number of panicles	9.3	10.1	10.2	2.1
Panicle weight of a plant	7.1	11.6	11.9	1.2
Dry weight of a panicle	0.74	1.09	1.15	0.58
Number of glumous flowers per panicle	49.7	60.1	63.1	32.5
Number of winnowed grains per panicle	22.8	35.8	40.1	18.8
Percentage of ripened grains	45.8	59.6	63.6	57.9
Dry weight of winnowed grains (g)	0.52	0.86	0.92	0.44
Thousand-grain-weight (g)	22.7	24.1	23.0	23.6

表 3 1984年収量調査結果  
Table 3 Result of yield survey (1984)

	D-Sludge	P-Sludge	L-Sludge	Control (chemical fertilizers)
Plant height (cm)	107.5	111.7	110.9	117.5
Dry weight of straws (g)	27.0	31.4	30.3	34.1
Number of panicles	8.8	10.4	10.6	10.1
Panicle weight of a plant	17.2	23.8	24.0	19.7
Dry weight of a panicle	2.06	2.14	2.31	2.13
Number of glumous flowers per panicle	75.5	80.6	88.9	79.3
Number of winnowed grains per panicle	72.8	76.8	82.7	77.3
Percentage of ripened grains	96.4	95.2	93.0	97.5
Dry weight of winnowed grains (g)	1.92	1.97	2.09	2.00
Thousand-grain-weight (g)	26.5	25.7	25.3	25.9

の効率が良いといえる。

収量構成要素について、各区を比較すると、一穂当たりの穎花数はL汚泥区が最も高かったが、登熟歩合はL汚泥区が4区のうちで最も低かった。このことは、L汚泥区では生育中期の生育が活発であったために多くの穎花を形成したにもかかわらず、登熟期の生育がかんばしくなかったため、登熟歩合が低かったことを示す。

### 3.8 汚泥施用による土壌の還元

水田土壌への汚泥の施用は土壌の還元を進行させる。特に、施用直後の好気性細菌数の変化からも明らかのように、P、L汚泥は施用後1週間以内に急速に細菌が増殖し、汚泥を分解する。それゆえ、1983年のように、汚泥を施用した直後から土壌を過湿状態に置いた場合は、酸素の供給が不足し、還元が進む恐れがある。急激なEhの低下を避けるには、汚泥施用後しばらく好氣的に分解を進めてから湛水する方が望ましいであろう。

L、P汚泥区では、湛水直後に急激にEhが低下したが、その後のEhの変化は緩やかで、湛水後10週を過ぎると0mV付近で安定した。また、D汚泥区でも緩やかにEhが低下した後、1983年は150mV付近で、1984年は0mV付近で安定した。水田における有機酸やH<sub>2</sub>Sの生成は通常、Ehが0~-200mVの強度に還元が進んだ条件下で起こる<sup>10)</sup>ので、本実験程度の還元状態では、水稻の生育に影響を及ぼすほどのH<sub>2</sub>Sの生成は無いと考える。

このように、Ehの低下が0~200mVの範囲に留ったことは、脱窒菌の活動が、湛水後4週目位まで活発に続いたことや、2価鉄が生成し続けたことから明らかのように、脱窒や鉄の還元など比較的高いEhで起こる還元反応<sup>10)</sup>が続いたことによって、それ以上のEhの低下を抑えていたことが理由と考えられる。生成集積した2価鉄量は最も還元が進んだL汚泥区でも4mg/g程で、遊離鉄量(土壌中に2.3%含まれる)に比較して少なく、(言い換えると、供試した土壌中には遊離鉄が多かったために)、湛水後期にも土壌中にまだ十分量の3価鉄が残存していた。このことが、分解性の非常に高い有機物を施用したにもかかわらず、土壌の還元を抑えたといえよう。

土壌中での有機物の分解と、還元状態の進行には、土壌温度も大きく影響する。1983年の試験は、気温は25~30°Cに設定したが、下層土の温度の設定は18°Cであり、しかも田面を黒色の布で覆ったため直射光がなく、表層の地温はおおむね20°C以下であった。屋外のほ場条件と比較して、湛水中期以降の温度条件は、今回の屋内ライシメーター実験の方が低いと考えられるため、屋外の水田では還元がさらに進む可能性はある。汚泥を連用した1984年は、前年に比較して施用直後湛水前の還元の進行は緩やかであった(土壌中のNO<sub>3</sub>-Nの含量が湛水直前まで高かったためにそう考えられる)が、これは、湛水前の土壌が、前年度より乾いていたためと考える。しかし、湛水後のEhの低下及び2価鉄の生成は前年より激しく、還元の進行は早かった。この原因としては、汚泥の連用により土壌中に有機物が集積したことに加えて、ライシメーターの気温、地温を湛水中期以降上昇させたためであることも考えられる。

### 3.9 養分の供給

水稻の栽培において、適正な養分の供給は、収量を上げるうえで重大な条件であり、少ない場合は勿論のこと、過剰に供給されても収量の減少をもたらす。汚泥の施用量に関しては、先に石灰凝集汚泥（本報告におけるL汚泥と同じ汚泥）を用いて、施用量と水稻の生育の関係について検討した<sup>2)</sup>。L汚泥の施用量5.0 t/haはその時の試験結果からみて適正と考えられた施用量であるが、汚泥に含まれるN量160 kg/haはNの無機化率を65%と仮定すると、化学肥料の慣行施用量100 kg/haに相当し、施用量としてほぼ妥当である。1984年度に対照区に施用した化学肥料の施用量は、このような点も考慮して慣行施用量に従ったものである。水稻によるNの吸収量は、1983年の無施用区以外はいずれも70 Nkg/haから100 Nkg/ha程で、施用量に見合う量のNが吸収されている。

土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量の変化をみると、P、L汚泥区においては、施用後5週目まで徐々に増加したのに対し、D汚泥区では、施用1週目をピークに湛水後は低下する一方であった。また、これら3汚泥を施用したライシメーターにおける1983年の水稻の生育を比較すると、初期生育はD汚泥区が勝ったが、後期の生育はP、L汚泥区が勝った。これらのことから考えて、Nの無機化はD汚泥の方がL、P汚泥より速く、肥料としての性格は、D汚泥が速効的で、L、P汚泥の方が緩効的であるといえる。

土壌中の有機態リン酸は各区とも、湛水期間中に大きく増加した。元来、水田土壌中では土壌の還元に伴ってリン酸の可給化が起こるため、リン酸の欠乏は起こりにくい<sup>12)</sup>。それゆえ、汚泥中のリン酸の量や形態は水稻の生育に対しては、あまり影響を及ぼさないと考えられる。しかし、1984年の施用前の有機態リン酸の含量がD汚泥区において他の3区よりも高かったように、落水後の畑状態においては、汚泥からのリンの供給が土壌中の有機態リン酸量に影響すると考える。

### 謝 辞

土壌分析については、本研究所水質土壌環境部土壌環境研究室主任研究員、久保井徹氏に御協力いただいた。深く感謝致します。

### 引 用 文 献

- 1) 香川尚徳・白石忠男・栗原 康 (1978): 水田土壌中における下水汚泥の分解. 用水と廃水, **20**, 1435-1438.
- 2) 広木幹也・藤井國博 (1984): 下水汚泥施用土壌における水稻の生育及び植物体成分. 国立公害研究所研究報告, 第68号, 17-29.
- 3) 服部浩之・向井 哲 (1986): 汚泥の有機物組成及び土壌中の微生物活性と汚泥の分解性. 国立公害研究所研究報告, 第93号, 169-179.
- 4) 広木幹也・藤井國博 (1984): 屋内ライシメーターにおける水稻の均一栽培. 国立公害研究所研究報告, 第68号, 117-128.

- 5) 西垣 晋・渋谷政夫・花岡郁子 (1962): 植生に関連した土壌の Eh とその測定法. 続作物試験法, 戸苅義次ら編, 農業技術協会, 497-540.
- 6) 岡崎正規 (1984): 土壌の化学的性質と測定. 環境科学実験法. 山根一郎編, 博友社, 203-221.
- 7) Kumada, K. and T. Asami (1958): A new method for determining ferrous iron in paddy soils. Soil Plant Food, **3**, 187-193.
- 8) 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アに関する研究. 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.
- 9) 和田秀徳 (1978): 湛水土壌の pH と Eh. 水田土壌学. 川口桂三郎編, 講談社, 55-63.
- 10) 高井康雄 (1978): 湛水下の土壌中における酸化還元過程. 水田土壌学, 川口桂三郎編, 講談社, 23-55.
- 11) 古川秀頭 (1978): 湛水下におけるリン酸の形態変化と移動. 水田土壌学, 川口桂三郎編, 講談社, 264-274.

II-6

汚泥施用土壌における土壌微生物数の変化\*

Changes in Microbial Population in Soils  
Amended with Domestic Sewage Sludge\*

藤井國博<sup>1,2</sup>

Kunihiro FUJII<sup>1,2</sup>

要 旨

脱水助剤として消石灰を用いた生活廃水汚泥を連用した土壌(淡色黒ボク土, 灰色低地土, 黒ボク土及び川砂)について表層土(0-5 cm)における土壌微生物数の変動とその垂直分布を調査した。色素耐性細菌数の夏季における変動はすべての土壌で施用後短期間に終了し1週目には最大菌数に達した。すべての土壌について冬季における糸状菌数の顕著な変動は認められなかった。亜硝酸酸化細菌数はすべての土壌で2月中旬に最大菌数に達した。これ以外はそれぞれの土壌で異なった変動を示した。淡色黒ボク土では表層土への汚泥の施用によって下層土のすべての有機栄養微生物が増加した。同様の現象が川砂区の放線菌, 色素耐性細菌及びタンパク質分解菌, 灰色低地土及び黒ボク土の全細菌数について認められた。

Abstract

Studies on the fluctuation and vertical distribution of microorganisms in soils (Light-colored and Humic Andosol, Gray Lowland Soil and river Sand) applied successively with a sludge were conducted using lysimeters under the field conditions. The sludge, dehydrated with lime, obtained from a domestic sewage treatment plant was applied in June and November 1981 (5th and 6th application). Soil samples for the study on microbial fluctuation were collected at ten different time intervals after each sludge application and samples for the study on the vertical distribution of microorganisms collected two years after the final application. In the summer season, fluctuations of gram-negative bacteria in all

---

\* 本報告の一部は, 昭和59年度日本土壌肥料学会仙台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.
2. 現在: 農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.



surface soils were recorded only in the early periods after sludge application and its number reached a maximum at one week after sludge application. In the winter season, number of nitrite-oxidizing bacteria in all the soils reached a maximum in the middle of February, but fluctuations of fungi were not observed in all the soils. Other microorganisms showed the different fluctuation patterns in each soil and season. The number of heterotrophes in the subsoil of Light-colored Andosol was increased by the application of sludge to surface soil. Similar phenomena were also recognized on actinomycetes, gram-negative bacteria and proteolytic bacteria in river sand and total bacteria in Gray Lowland Soil and Humic Andosol.

**Key words:** Fluctuation of microorganisms, Vertical distribution, Gram-negative bacteria, Nitrite-oxidizing bacteria

## 1 はじめに

下水汚泥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関しては、著者らの一連の研究によってその特徴が次第に明らかにされつつある<sup>1)</sup>。その特徴として有機栄養微生物では色素耐性細菌が汚泥の施用に対して鋭敏に反応すること、無機栄養微生物では硝酸化成細菌数が著しく増加すること、特に化学肥料とともに施用された場合の増加は極めて顕著であることが明らかにされている<sup>1)</sup>。これらは、1-2年の比較的短期間の連用土壤における微生物的な特徴であり、さらに長期にわたって汚泥の連用を継続した場合の変化についてはいまだ明らかにされていない。また、本報告書において報告したように表層土への汚泥の施用による影響が下層土へも及び土壤 pH、リン及び重金属の濃度の変化や表層土から下層土への窒素の溶脱がおこることが明らかにされている<sup>2-5)</sup>。これらの現象は、下層土の性質や成分に変化が起きていることを示唆しており、これに伴って土壤微生物フロラにも影響が及んでいることが推察される。しかし、汚泥施用土壤の下層土における微生物フロラが調査された例はない。そこで前報(本報告書 II-4)<sup>2)</sup>で報告した国立公害研究所の屋外ライシメーター(有底枠試験地)の未消化石灰汚泥施用土壤について汚泥施用後(連用3年目)における土壤微生物数の変化を追跡するとともに最終の汚泥施用後2年が経過した時点で深さ別の微生物分布調査を行った。これらの結果を本報告にまとめた。

## 2 実験方法

### 2.1 供試土壤、汚泥、試験区の内容、実験の経過、土壤試料の採取及び調製

供試土壤は、国立公害研究所の屋外ライシメーター(有底枠)に充てんされた川砂、淡色黒ボク土、灰色低地土及び黒ボク土である。施用された汚泥は、取手市内の住宅団地廃水処理場で発生した消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする未消化の脱水汚泥である。土壤及び汚泥の性質と成分組成、試験区の内容については前報を参照されたい<sup>2,6)</sup>。実験の開始は昭和54年度であり、汚泥の施用量は乾物として7.5 t/ha/回である。施用は年2回で6月と11月に行われた。昭和54年は汚泥施用後植物を栽培したが、55及び56年は栽培せず裸地とした。土壤微生物数の変動調査は、昭

和56年夏期(6-10月)と冬期(11-4月)に行った。汚泥の施用回数は5及び6回目、連用年数は3年目に当たる。土壌試料は各有底枠内9箇所から採取した。採取層位は0-5cmであった。各有底枠から採取した土壌試料を一括して2mmのふるいを通した後清浄なポリエチレンフィルム製の袋に入れて袋を膨らませた状態で振り混ぜた。層位別微生物分布調査のための土壌試料の採取は、昭和58年11月に行った。その詳細については前報<sup>9)</sup>を参照されたい。試料の調製は変動調査と同様であった。

## 2.2 土壌微生物数の計測

2.1で調製した土壌試料について常法に従って土壌微生物数を計測した。計測法については前報<sup>7,8)</sup>を参照されたい。計測した微生物は、全細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性菌及びタンパク質分解菌の有機栄養微生物とアンモニア酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌の硝酸化成細菌であった。表層土における微生物数の変動追跡試験では1区1連、深さ別分布調査では土壌試料が各有底枠内の3箇所から深さ別に採取されたが、同一層位の試料は混合せず個別に計測した。結果は3箇所の微生物数の平均値として表示した。

## 3 結果及び考察

### 3.1 汚泥施用土壌における土壌微生物数の経時的変化

未消化石灰汚泥を連用した国立公害研究所の屋外ライシメーター(有底枠)における汚泥施用後の土壌微生物数の変化を追跡した結果を図1に示した。

夏期における全細菌数は、全土壌とも汚泥施用後直ちに増加し、施用後1週目に最大菌数に達した。その後菌数は急激に減少したが、川砂区以外ではその後緩やかな菌数の増加を示した後再減少した。菌数は土壌によって異なり、その順位は、黒ボク土>灰色低地土>淡色黒ボク土>川砂であった。冬期における全細菌数の変化は土壌ごとに異なった。川砂区における菌数の変化は最も小さいが、施用後4週まで緩やかに増加したのち4月中旬までほぼ一定の菌数に保たれていた。淡色黒ボク土では増加と減少を繰り返しながら次第に増加していった。この区における菌数の変化は早春で大きかった。灰色低地土及び黒ボク土では施用後初期に急激に増加し、その後も増減を繰り返したが、前者では菌数が経時的に上昇する傾向が認められた。

川砂区においては放線菌数の顕著な変動は認められなかった。淡色黒ボク土の放線菌数は、施用後直ちに増加し、夏冬とも1週目にピークを示した。さらに、冬期においては早春(3月)にも晩秋と同程度のピークを示した。灰色低地土における放線菌数の変化は小さく夏期は10月初旬、冬期は3月初旬に最大菌数を示した。黒ボク土の夏期における放線菌数は施用後直ちに増加したがその後は緩やかな増減を示した。冬期には1月初旬に小さなピークを示すが、大きな変化は認められなかった。

冬期における糸状菌数の変化はいずれの土壌とも認められなかった。また、川砂区では夏期に

においても糸状菌数の変化は認められなかった。淡色黒ボク土の夏期における糸状菌数は施用後直ちに増加し、2週目に最大菌数に達した後急減した。その後の変化は認められなかった。灰色低地土の夏期における変化は、施用後1週目と10月初旬をピークとする変化を示し、その間の変化は

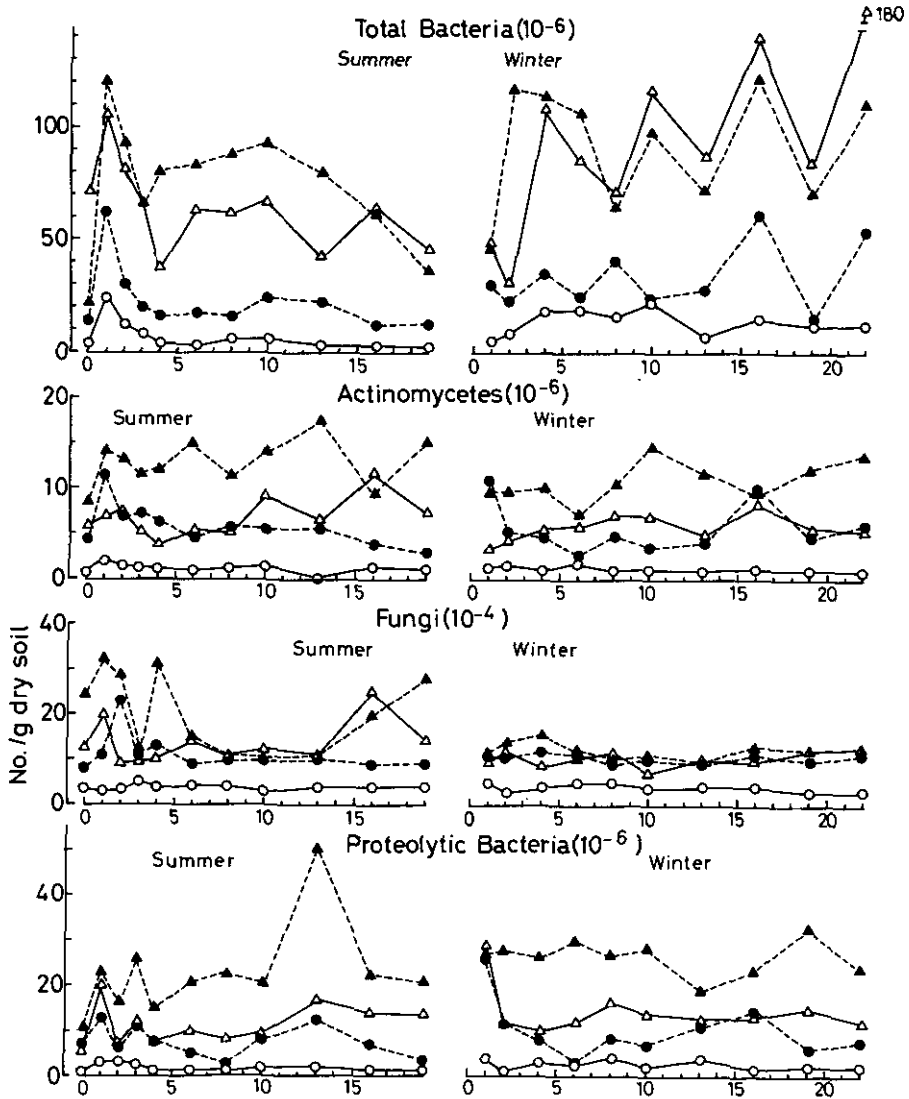


図 1 汚泥施用土壤における微生物数の変動

Fig. 1 Fluctuation patterns of microbial population in sludge-amended soils

Soil samples were collected from the top 5 cm of soil.

Summer: After the 5th application of sludge.

Winter: After the 6th application of sludge.

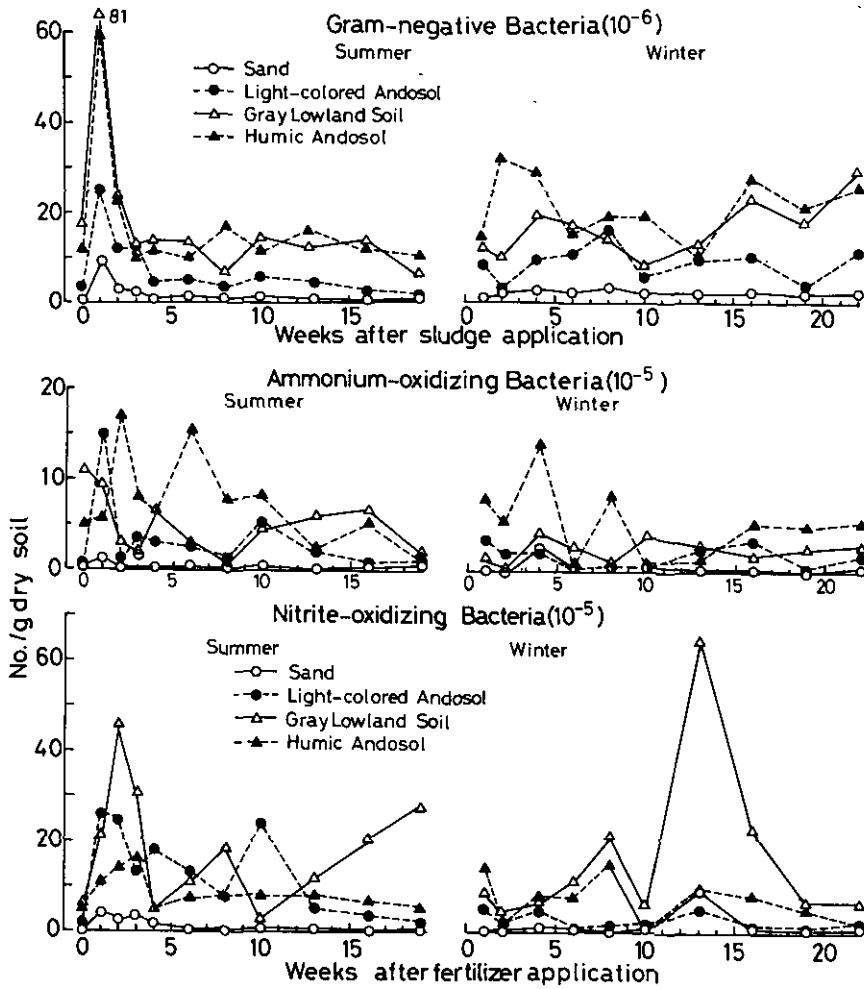


図 1 (つづき)  
Fig. 1 (Continued)

ほとんどない。黒ボク土の夏期において糸状菌数は施用1及び4週目をピークとする激しい変動を示したが、その後一定で経過した後10月に入って再び増加した。

川砂区におけるタンパク質分解菌数(タンパク質分解能をもつ細菌と放線菌の合計数)の変化はほぼ認められなかった。他の土壌の夏期におけるタンパク質分解菌数は施用後直ちに増加し、1週目に最初のピークとなる。両黒ボク土では3週目と9月中旬にピークを示した。黒ボク土における9月のピークは最大であった。灰色低地土では第一のピークを形成したあとは緩やかに増加した。冬期では淡色黒ボク土及び灰色低地土とも施用1週目が最大であり、以後2週目まで急激に減少した。その後淡色黒ボク土では早春に小さなピークを形成したが、灰色低地土では顕著な変

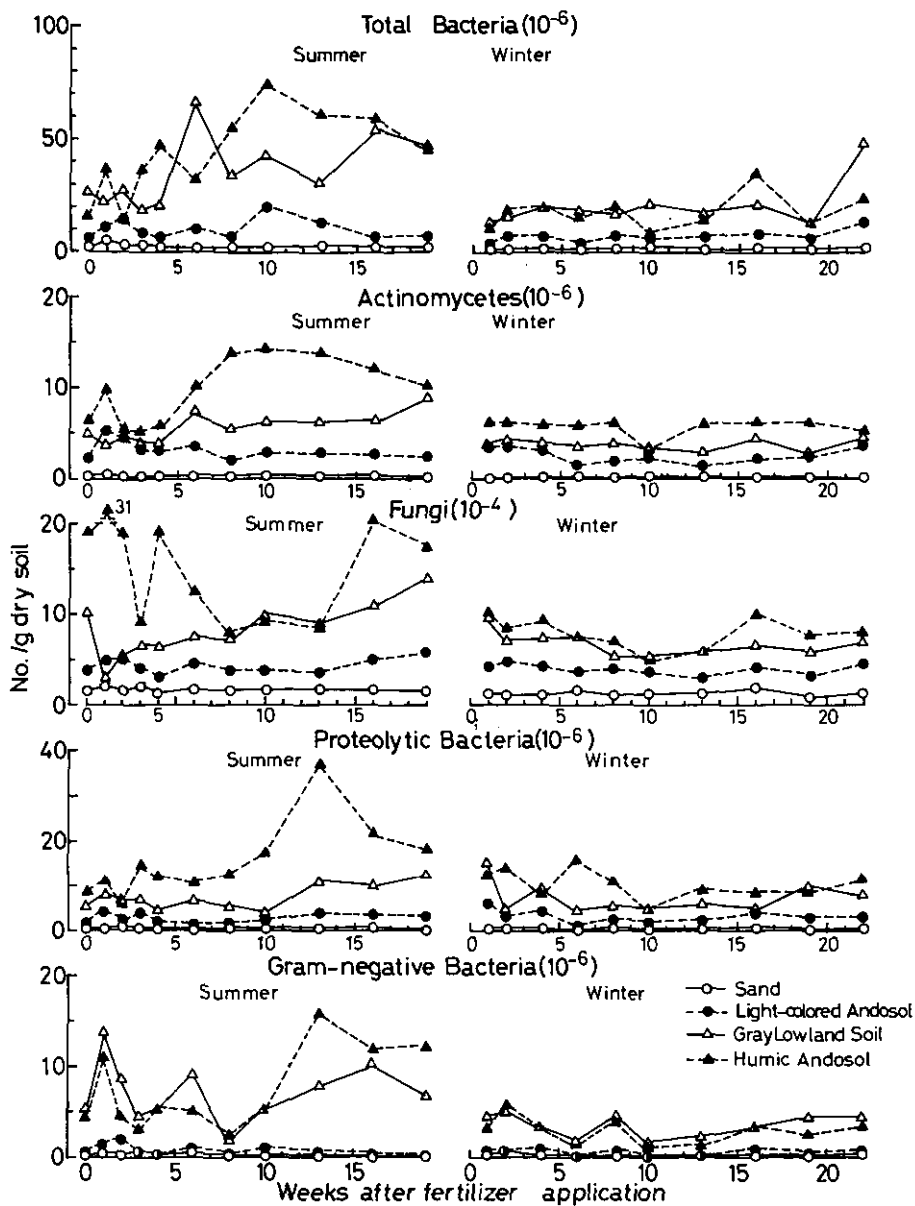


図 2 化学肥料施用土壌における微生物数の変動  
 Fig 2 Fluctuation patterns of microbial population in fertilizer-amended soils  
 Soil samples were collected from the top 5 cm of soil.  
 Summer : After the 5th application of fertilizers.  
 Winter : After the 6th application of fertilizers.

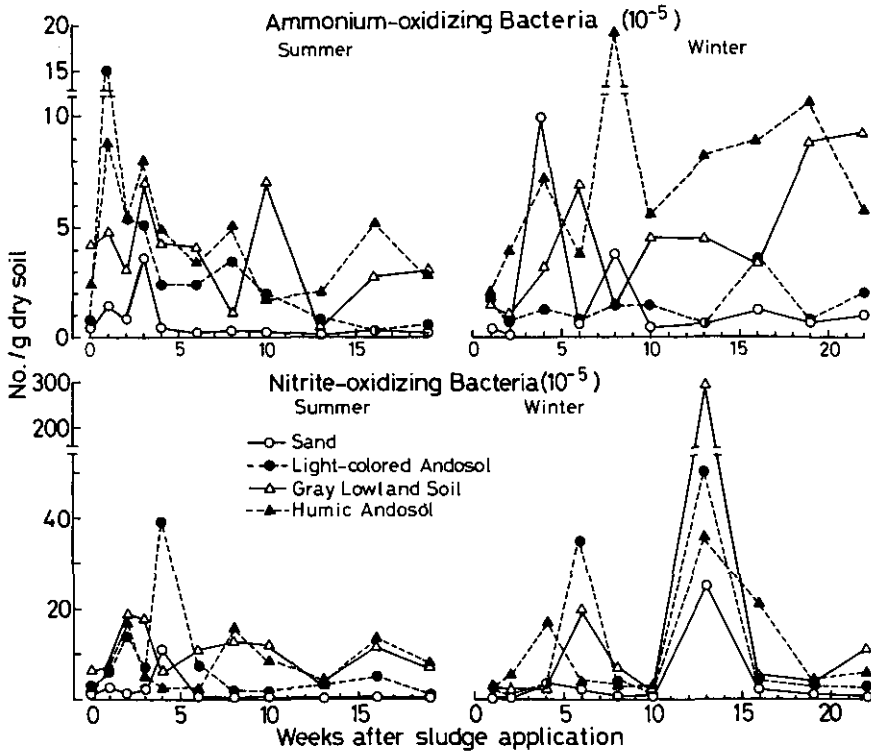


図 2 (つづき)  
Fig. 2 (Continued)

化は認められなかった。黒ボク土では施用後から1月下旬まで一定で経過したのちいったん減少した。その後増加して3月下旬にピークを形成した。

夏期における色素耐性細菌数は、すべての土壌で施用後直ちに増加して1週目に最大菌数となり、その後急減したが、以後の菌数の変化は認められなかった。冬期の川砂区における菌数の変化は認められなかったが、他の土壌における菌数の変化は、それぞれの土壌で異なっていた。しかし、3土壌とも施用後初期と、灰色低地土及び黒ボク土では早春に増加が認められた。

アンモニア酸化細菌数は夏期、冬期とも著しい変化を示し、その変動パターンは土壌ごとに違っていた。しかし、いずれの土壌とも施用後短期間で増加していた。また、灰色低地土及び黒ボク土では早春に菌数のピークが認められた。夏期における亜硝酸酸化細菌数は、アンモニア酸化細菌と同様であったが、冬期においては特徴的な変動を示した。すなわち、川砂区では施用直後の菌数の顕著な増加は起こらなかったが、他の土壌では施用後6週以内に最初のピークを形成した。さらに、最大の特徴は、すべての土壌で2月中旬に菌数のピークが形成されることであった。

以上に示したように表層土における土壌微生物数は、夏期における色素耐性細菌数と冬季にお

ける糸状菌数を除いてそれぞれの土壌で異なった変動を示した。夏期における色素耐性細菌数の顕著な変動は汚泥施用後短期間に終了し、すべての土壌で1週目に最大菌数に達した。一方、冬季における糸状菌数の変動は認められなかったが、亜硝酸酸化細菌数はすべての土壌で2月中旬に最大菌数に達した。冬期における糸状菌数が認められないことは、前年度の冬期においても認められている<sup>9)</sup>。

なお参考として化学肥料区における微生物数の変化を図2に示した。

### 3.2 汚泥施用土壌における微生物数の垂直分布

表1に深さごとの土壌微生物数を示した。土壌試料は、各深さとも3地点から採取したが、土壌微生物数は3地点の平均値で表示した。

汚泥混合層における微生物数は、それぞれの土壌で特徴的な分布を示した。すなわち、灰色低地土と黒ボク土においては表層ほど微生物数が多い傾向にあり、淡色黒ボク土では糸状菌を除いて表層が少ない傾向にあった。川砂区では全細菌及びアンモニア酸化細菌数は全層ほぼ同等、亜硝酸酸化細菌数は表層に多く、糸状菌数は表層、放線菌、タンパク質分解菌及び色素耐性細菌数は表層が最低菌数を示した。全土壌を通じて共通点に認められることは糸状菌数が最上層(0-5 cm層)に多いということであった。

汚泥混合層以下の土層における微生物数の分布についてもそれぞれの土壌で特徴が認められた。すなわち、淡色黒ボク土の第4層(15-20 cm層)の全細菌数は汚泥混合最下層(10-15 cm層=第3層)の菌数より明らかに少ないが、第5層(20-30 cm層)より明らかに多かった。また第5層以下の層における全細菌数はほとんど同等であった。同様の結果が、川砂区の放線菌及びタンパク質分解菌数、淡色黒ボク土のすべての有機栄養微生物数(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)、黒ボク土の全細菌数について認められた。川砂区の色素耐性細菌数、灰色低地土の全細菌数、淡色黒ボク土の放線菌及び糸状菌数においては第5層の菌数も第6層(30-40 cm層)より明らかに高かった。この他、川砂区的全細菌、糸状菌数及び亜硝酸酸化細菌数、淡色黒ボク土の亜硝酸酸化細菌数、灰色低地土の放線菌数、黒ボク土の放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌及びアンモニア酸化細菌数については統計的には有意でないものの第4層(15-20 cm層)の菌数がそれ以下の層より高い傾向がうかがえた。

以上のように淡色黒ボク土ではすべての有機栄養微生物数が下層土でも高くなり、川砂区でも多くの微生物について同様の結果となった。一方、灰色低地土と黒ボク土では全細菌数のみで同様の結果が認められただけであった。淡色黒ボク土と川砂における結果は、下層土に土壌微生物の基質となる物質が移動していることを示していることも考えられるが、一方で土壌試料の採取までの約1年間植物が栽培されたために伸長した根によって基質が供給されたとも考えられる。いずれにしても、本調査では好気性微生物のみを計測している。汚泥の施用が下層土の微生物フロラに与える影響を正しく評価するためには嫌気性の土壌微生物の計測と植物の根の分布状態の

表 1 汚泥施用土壌における微生物数の垂直分布

Table 1 Vertical distribution of microbial population in soils applied with sludge

Depth (cm)	Total Bacteria ( $10^5$ /g dry soil)				Actinomycetes ( $10^5$ /g dry soil)				Fungi ( $10^3$ /g dry soil)				Proteolytic Bacteria ( $10^5$ /g dry soil)			
	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol
0-5	15.2	59.3	204	173	16.2	58.6	50.5	92.7	22.3	98.1	88.3	101	25.2	37.4	74.9	146
5-10	16.1	80.1	157	159	42.3	68.9	34.6	79.9	12.2	83.6	93.0	93.7	38.8	49.0	42.2	132
10-15	15.9	85.6	114	109	26.7	67.1	22.6	64.8	9.2	94.8	67.5	74.5	32.4	48.1	26.5	78.9
15-20	12.9	62.5	49.5	85.2	15.2	50.1	12.8	42.5	5.4	680	24.6	40.8	15.5	33.0	13.8	37.8
20-30	7.4	28.2	40.6	65.9	3.9	27.9	8.7	30.0	7.2	26.6	13.5	24.8	5.6	24.5	11.9	31.5
30-40	5.4	15.2	24.4	69.7	2.0	17.2	5.1	22.0	4.9	12.1	21.4	22.5	3.1	22.8	11.5	27.7
40-60	4.8	16.2	16.5	57.4	1.1	18.8	2.5	26.4	2.6	15.4	20.6	21.5	2.0	17.1	7.6	30.2
60-80	5.5	16.2	12.6	58.9	0.7	16.4	2.8	26.7	1.1	10.4	15.3	26.9	1.4	18.2	4.3	29.7
80-100	7.1	10.2	10.4	66.8	0.7	11.2	2.5	23.3	1.4	5.0	5.5	29.3	1.4	9.3	2.8	30.5
$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
LSD(0.05)	5.8	10.4	13.9	12.6	8.5	7.6	5.7	12.6	6.2	13.5	17.5	16.4	4.9	6.1	7.0	10.8
Depth (cm)	Gram-negative Bacteria ( $10^5$ /g dry soil)				Ammonium-oxidizing Bact. ( $10^2$ /g dry soil)				Nitrite-oxidizing Bact. ( $10^3$ /g dry soil)							
	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol				
													Soil samples were collected at two years after the last sludge application.			
0-5	1.6	24.9	77.3	48.3	3.88	33.4	125	41.7	13.9	25.1	69.0	41.7				
5-10	4.5	45.7	69.7	54.7	4.88	66.9	148	33.3	19.9	55.8	40.3	41.7				
10-15	5.0	45.0	46.7	43.6	5.80	68.8	77.0	70.7	6.22	28.0	40.7	6.4				
15-20	6.6	27.9	11.8	22.6	6.21	51.0	9.5	21.3	3.67	8.7	4.1	6.9				
20-30	5.6	11.4	13.8	24.9	0.63	54.1	7.8	9.1	0.25	1.2	0.5	3.8				
30-40	3.5	10.4	12.1	14.8	0.21	41.7	5.1	3.8	0.23	1.4	0.5	4.1				
40-60	2.3	10.5	10.5	20.0	0.05	27.2	1.7	8.5	0.38	0.7	0.9	1.1				
60-80	2.2	8.3	3.1	19.6	0.02	22.5	1.0	11.1	0.09	0.7	0.6	1.0				
80-100	5.9	4.2	3.9	17.9	0.04	3.0	1.6	13.9	0.11	2.1	0.4	1.6				
$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01				
LSD(0.05)	1.1	6.6	14.8	8.9	3.03	31.2	31.4	15.4	7.00	15.5	24.7	8.7				

汚泥施用土壌における土壌微生物数の変化



表 2 化学肥料施用土壌における微生物の垂直分布  
Table 2 Vertical distribution of microbial population in soils applied with chemical fertilizers

Depth (cm)	(No./g dry soil)															
	Total Bacteria ( $10^{-5}$ /g dry soil)				Actinomycetes ( $10^{-5}$ /g dry soil)				Fungi ( $10^{-3}$ /g dry soil)				Proteolytic Bacteria ( $10^{-4}$ /g dry soil)			
	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol
0-5	1.0	34.8	203	134	0.6	33.0	36.7	79.4	2.3	47.9	75.9	76.1	1.5	34.5	57.2	87.0
5-10	2.1	35.2	118	127	1.8	47.8	30.2	69.6	3.7	31.5	48.7	66.0	3.0	42.6	37.9	103
10-15	3.0	24.3	69.1	116	2.2	40.0	21.4	47.3	2.4	34.8	49.3	53.2	2.5	36.4	23.7	62.1
15-20	3.1	20.9	56.6	89.9	1.1	37.4	14.9	31.8	2.6	38.9	19.6	26.1	2.2	34.7	18.0	34.9
20-30	4.5	7.5	37.7	57.4	0.8	14.9	11.7	29.4	3.7	22.2	13.0	22.8	2.4	15.8	12.8	30.9
30-40	2.9	6.4	26.7	51.0	0.9	14.1	6.5	26.3	2.4	22.1	8.2	12.3	2.1	14.9	6.3	25.6
40-60	4.2	10.6	17.6	50.6	0.5	16.4	3.2	24.1	1.1	37.2	6.2	9.9	1.9	23.2	3.4	30.8
60-80	2.6	14.3	15.3	51.9	0.5	20.3	2.8	25.8	0.9	49.1	7.3	10.9	1.5	23.8	3.3	29.3
80-100	3.7	6.9	11.2	49.6	0.4	11.7	2.0	21.3	0.6	8.7	6.8	11.0	2.0	12.0	1.9	26.4
$\gamma$ level	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	—	0.01	0.01	0.01	—	0.01	0.01	0.01
LSD(0.05)	1.91	3.2	17.3	11.4	0.7	6.7	2.8	10.3	3.5	12.4	6.0	6.9	1.2	5.8	1.9	13.6
Depth (cm)	Gram-negative Bacteria ( $10^{-5}$ /g dry soil)				Ammonium-oxidizing Bact. ( $10^{-2}$ /g dry soil)				Nitrite-oxidizing Bact. ( $10^{-3}$ /g dry soil)							
	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol	Sand	Light-colored Andosol	Gray Lowland Soil	Humic Andosol				
	0-5	0.2	7.9	76.0	61.1	0.9	30.7	198	20.3	16.0	3.4	55.3	23.3			
5-10	0.8	6.9	39.6	67.2	3.0	70.2	271	38.7	42.7	4.7	47.9	20.5				
10-15	1.2	9.0	22.9	42.7	4.3	167	230	42.7	22.9	20.4	20.0	25.5				
15-20	1.3	8.4	14.9	32.0	3.9	59.7	11.8	43.7	12.1	4.0	2.2	6.9				
20-30	2.8	4.9	11.5	19.0	1.5	41.9	1.0	9.6	0.2	1.2	0.7	2.0				
30-40	1.8	4.6	11.9	10.8	0.4	27.7	2.5	6.6	0.3	1.2	0.3	3.2				
40-60	2.4	6.3	5.4	17.6	0.2	38.6	0.6	8.7	0.1	1.4	0.3	1.6				
60-80	2.0	9.4	6.7	17.7	0.1	77.5	1.5	18.6	0.1	1.4	0.4	3.9				
80-100	2.8	2.8	4.0	13.3	0.05	4.3	0.5	13.2	0.08	0.7	0.2	1.9				
$\gamma$ level	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01				
LSD(0.05)	1.5	1.8	11.1	7.9	1.3	12.5	92.0	13.2	11.7	1.5	16.7	17.5				

Soil samples were collected at two years after the last fertilizer application.

把握など総合的な検討が必要である。

表2に参考までに同時に計測した化学肥料施用区における深さ別の土壌微生物数の分布状態を示した。川砂区の亜硝酸酸化細菌、淡色黒ボク土のアンモニア酸化細菌以外の全微生物、灰色低地土の全細菌、放線菌、糸状菌及びタンパク質分解菌、黒ボク土の全細菌、糸状菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌について汚泥区と同様に混合層に続く層で菌数の増加が認められた。

このように下層土における微生物数の増加は汚泥施用土壌に特有の減少ではなく灰色低地土や黒ボク土では、むしろ化学肥料施用区のほうが増加を示す微生物が多かった。この原因については不明であり今後検討を要する課題である。おそらく植物の根の伸長と分布及び根の活力が関連しているものと推測される。

## 謝 辞

本調査で用いた土壌試料の採取は(株)川上農場の諸氏と中村てる子氏にお願いし、試料の調整は、中村てる子、沼尻栄子、沼尻裕子、田村明子にお願いした。また、硝酸化成細菌数の計測には中村てる子、沼尻裕子、田村明子氏のご協力をいただいた。さらに、農業環境技術研究所 小林宏信水質管理科長には校閲をいただいた。記して深謝の意を表する。

## 引 用 文 献

- 1) 藤井國博 (1983): 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラ. 国立公害研究所研究報告, 第 45 号, 15-64.
- 2) 藤井國博・服部浩之・山口武則 (1986): 汚泥の連用が土壌 pH に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第 93 号, 53-60.
- 3) 藤井國博・山口武則 (1986): 汚泥施用土壌におけるリンの垂直分布. 国立公害研究所研究報告, 第 94 号, 147-151.
- 4) 山口武則・麻生末雄・藤井國博 (1986): 汚泥連用土壌における土壌層位別 Mn, Zu 及び Cu の形態. 国立公害研究所研究報告, 第 94 号, 153-162.
- 5) 藤井國博・山口武則 (1986): 汚泥施用土壌における窒素の溶脱. 国立公害研究所研究報告, 第 94 号, 11-20.
- 6) 山口武則・久保井徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博 (1983): 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—有底槽試験—. 国立公害研究所研究報告, 第 46 号, 175-188.
- 7) 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 (1). 国立公害研究所研究報告, 第 14 号, 79-109.
- 8) 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.
- 9) 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.

## II-7

### 汚泥の連用が土壤微生物フロラに与える影響\*

#### Effect of Successive Applications of Sewage Sludges to Soils on Microflora

藤井國博<sup>1,2</sup>・服部浩之<sup>1</sup>・広木幹也<sup>1</sup>

Kunihiro FUJII<sup>1,2</sup>, Hiroyuki HATTORI<sup>1</sup> and Mikiya HIROKI<sup>1</sup>

#### 要 旨

種々の廃水処理汚泥を昭和54年以来5年間連用した大分(褐色森林土)、兵庫及び山口(灰色低地土)県農業試験場の実験ほ場において土壤微生物数を調査し、汚泥の連用に伴う土壤微生物フロラの変化を明らかにしようとした。大分土壤への汚泥の施用は毎年2回(夏及び冬作物の播種前)、兵庫及び山口両土壤では年1回(冬作物の播種前)に行われた。土壤試料の採取は、昭和55年から毎年早春(2-3月)に行った。都市下水、生活廃水及び皮革工場廃水汚泥を施用した兵庫土壤と発酵工場廃水汚泥を施用した山口土壤の微生物数は5年間にわたる連用後も対照無施用区より高水準に保たれていた。大分パルプ工場廃水汚泥施用区の亜硝酸酸化細菌数は対照区より低水準となった。細菌数(全細菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌)は、連用3ないし4年目までは連用に伴って増加したが、それ以後は減少した。放線菌及び糸状菌数は、初年目が最大で以後減少した。これらの結果は、汚泥の連用に対して土壤微生物の面での限界が存在することを示唆している。

#### Abstract

Studies were conducted by using soil samples collected from the control and sludge-amended plots in the experimental fields of Oita (Brown Forest Soil), Hyogo and Yamaguchi (Gray Lowland Soils) Agricultural Research Stations to which sludges had been applied for five years since 1979. Sludge was applied twice a year before sowing of the summer and winter crops to Oita soil, and once a year before the winter crops to Hyogo and Yamaguchi soils. Soil samples were collected at the early spring time every year. Soil microorganisms

\* 本報告の内容は、昭和59年度日本土壤肥料学会関東支部山梨大会において発表した。

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. 現在：農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

*in sludge-amended plots of Hyogo and Yamaguchi fields, applied with municipal, domestic, tanning and fermentation sewage sludges, were shown to be higher in population than those in the control plots after successive applications for five years. But the number of nitrite-oxidizing bacteria in Oita field applied with a sludge from a paper mill factory was decreased to a lower level than that in the control plot. Bacteria (total, gram-negative and nitrite-oxidizing bacteria) in sludge-amended plots in each soil were increased in number by successive applications of sludges during the 3 or 4 years after the first application and then decreased. Actinomycetes and fungi in many sludge-amended plots showed to be at their maximums in number after the first application and decreased with successive applications. These results suggested that there were the microbial limits for the successive applications of sewage sludges to soils.*

**Key words:** Soil microorganisms, Continuous applications, Bacteria, Fungi, Actinomycetes.

## 1 はじめに

前報(本報告書, 論文6)<sup>1)</sup>において報告したように汚泥施用土壌における土壌微生物フロラの特徴に関しては著者ら国立公害研究所における一連の研究によって次第に明らかにされつつあり, 前報<sup>1)</sup>においては汚泥連用5及び6回目の土壌における土壌微生物数の変遷を報告した。しかし, さらに長期にわたる汚泥の連用が土壌微生物フロラに与える影響に関する研究の例は極めて少なくほとんど未解明の状態である。その中でVarankaら<sup>2)</sup>は都市下水消化汚泥を多量に連用した土壌の微生物数を計測し, 汚泥連用区的全細菌, 放線菌及び糸状菌数は無施用対照区より必ずしも多くないことを報告している。著者らの調査<sup>3)</sup>でも未消化脱水汚泥の多量連用土壌では連用に伴って減少することが認められている。これらの結果は, 汚泥の施用によって土壌の微生物数はいったんは増加するが, 連用を続けると次第に減少し, ついには無施用の場合と変わらない菌数になる。すなわち, 汚泥の施用による微生物の増加に限界があること示唆していると考えられる。この推定を検証するために各種の汚泥が連用された大分県農業技術センター, 兵庫県及び山口県農業試験場の実験ほ場において土壌微生物数の経年変化を追跡した。本報告はその結果をとりまとめたものである。これらの実験ほ場では昭和54年度から5年間にわたって環境庁の委託試験及び県単独による汚泥の連用試験が実施された。

## 2 実験方法

土壌試料は, 大分県農業技術センター, 兵庫県及び山口県農業試験場の実験ほ場から採取した。これらのほ場の土壌は褐色森林土及び灰低地土であり, 施用された汚泥は都市下水汚泥, 生活廃水汚泥, パルプ, 皮革, 発酵及び合成樹脂製造工場の廃水処理汚泥であった。試験区の内容, 汚泥の性質, 成分組成及び施用量, 土壌試料の採取と調製方法については前報<sup>4-6)</sup>に報告したが, 大分パルプ工場汚泥は, 低窒素高炭素の汚泥であり, 兵庫の皮革工場汚泥と山口の合成樹脂工場汚泥は窒素含有量の高い汚泥であった。山口の発酵工場汚泥は当初高窒素汚泥であったが, 2年目か

ら低窒素汚泥に変更された。兵庫の皮革工場汚泥は58年度は無施用であった。

計測した微生物種は全細菌（好気性細菌）、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌（昭和57年度から計測）、色素耐性細菌、アンモニア酸化細菌及び亜硝酸酸化細菌であり、計数方法は前報<sup>3,7)</sup>において報告したとおりであった。昭和55年から5年間の計測結果を表1に示した。

### 3 結果及び考察

連用5年目（大分では連用10回目、兵庫と山口では連用5回目に当たる）における各土壤の汚泥施用区の微生物数に関して次の結果が得られた。

大分土壤の都市下水汚泥施用区的全細菌数は、少量区（5 t/ha/回）で対照区より低水準の菌数であった以外は対照区より高水準の菌数を示した。これに対してパルプ汚泥区では全区とも対照区より低水準となった。兵庫の全汚泥区と山口合成樹脂工場汚泥（以下樹脂汚泥と記す）区では全施用量区とも対照区より高水準の菌数を示した。一方、山口発酵工場汚泥（以下発酵汚泥と記す）施用区では中量2区（10, 20 t/ha/回）が低水準であったのに対して少量及び多量区（30 t/ha/回）では高水準となった。

兵庫土壤の全汚泥区、山口土壤の樹脂汚泥少量区以外の全施用量区及び大分土壤の都市下水汚泥区の中、多量区（10, 20 t/ha/回）とパルプ汚泥多量区の放線菌数は対照区より高水準となった。その他はパルプ汚泥少量区で低水準であった以外は同一水準を示した。

糸状菌数は、大分土壤の全区、山口樹脂汚泥全区、兵庫都市下水汚泥少量及び多量区、同生活廃水汚泥中量及び多量区、同皮革汚泥多量区、山口発酵汚泥多量区でそれぞれ対照区より高水準であった。その他の区では同一水準であった。

タンパク質分解菌数は、山口全区、兵庫皮革汚泥中量及び多量区、同都市下水汚泥少量及び中量区、同生活廃水汚泥少量区、大分都市下水汚泥少量区で高水準となり、大分パルプ汚泥少量及び中量区が低水準となった。その他は同一水準であった。

色素耐性細菌数について対照区より高水準を示した汚泥区は、山口樹脂汚泥全区、兵庫都市下水及び生活廃水汚泥全区、同皮革汚泥中量及び多量区、山口発酵汚泥少量及び中量区（10 t/ha/回）であり、低水準を示したのは大分パルプ汚泥全区と同都市下水汚泥少量区であった。その他は同一水準であった。

アンモニア酸化細菌数について対照区より高水準となったのは兵庫の全汚泥区、山口発酵汚泥全区、大分都市下水汚泥中量及び多量区、山口樹脂汚泥中量区（20 t/ha/回）であった。低水準の菌数を示したのは大分パルプ汚泥少量区のみであり、その他は同一水準であった。

対照区より高水準の亜硝酸酸化細菌数が認められたのはアンモニア酸化細菌と同様に兵庫全汚泥区と山口発酵汚泥区であった。大分都市下水汚泥中量区でも高水準となったが、大分パルプ汚泥区は全区とも低水準を示した。その他の区は同一水準であった。

以上に示したように連用5年目の汚泥施用では計測した全微生物について対照区（化学肥料の

表 1 汚泥施用土壌における土壌微生物数  
Table 1 Microbial population in soils applied with sewage sludges.

Soil samples were collected from surface soil (0-5cm depth) at the early spring time during winter crop season from 1979 to 1983. Sludges had been applied before sowing or transplanting the summer and winter crops to Oita soil, and applied before sowing the winter crop to Hyogo and Yamaguchi soil respectively.

Soil	Sludge	Applica- tionrate t/ha	Total Bacteria (10 <sup>-7</sup> /g d.s.)					Actinomycetes (10 <sup>-6</sup> /g d.s.)					Fungi (10 <sup>-4</sup> /g dry soil)				
			1980	1981	1982	1983	1984	1980	1981	1982	1983	1984	1980	1981	1982	1983	1984
Oita Brown Forest Soil	Control(Fertilizers)		5.0	4.5	14.8	2.3	8.7	26.1	9.1	8.9	14.0	8.6	26.4	36.0	37.8	36.5	36.2
	Municipal	5	10.3	7.8	10.5	9.1	6.4	17.7	17.7	17.1	43.7	11.4	32.4	57.2	43.7	61.7	54.9
		10	15.8	20.7	14.9	13.0	11.6	33.8	26.5	26.6	89.0	13.7	28.4	65.2	48.6	82.0	56.8
		20	22.6	22.7	13.8	20.0	11.5	42.6	40.4	27.8	75.2	26.3	44.9	45.5	45.0	80.6	60.4
	Papermill	5	4.2	7.2	9.2	3.4	1.6	12.9	14.2	11.7	19.6	3.7	27.8	35.4	53.0	56.5	83.9
		10	8.6	6.8	9.8	5.1	4.0	18.3	16.3	19.6	19.8	8.4	39.6	41.9	42.1	59.1	52.0
		20	7.4	13.2	9.2	7.3	7.0	17.5	15.0	8.8	38.2	16.6	37.1	43.9	45.3	92.9	71.2
		$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
		LSD(0.05)	2.9	2.8	3.5	2.6	1.0	6.9	6.5	2.0	11.6	2.8	11.3	11.1	7.5	13.6	8.6
	Hyogo Gray Lowland Soil	Control(Fertilizers)		5.4	8.3	6.8	2.0	1.6	7.4	3.7	1.4	4.9	0.7	3.2	7.1	6.3	2.8
Municipal		5	10.8	15.0	6.9	10.8	6.3	3.9	13.8	2.3	10.0	6.5	9.3	8.4	7.8	6.5	7.4
		10	12.8	17.8	7.4	7.1	3.7	27.6	14.3	2.4	8.7	4.6	15.8	6.9	7.4	7.2	5.8
		20	24.0	17.4	10.2	10.8	4.3	11.8	9.4	3.1	18.6	4.9	20.8	8.0	11.2	8.2	7.5
Domestic		5	8.2	19.1	10.0	7.1	5.7	9.8	12.6	2.7	11.0	5.0	13.7	7.5	6.8	7.7	5.5
		10	10.5	22.0	8.9	13.8	5.8	19.7	23.2	3.5	10.7	6.7	13.2	9.4	8.1	8.9	8.5
		20	15.6	25.6	14.9	6.7	9.1	15.4	19.5	3.8	11.7	4.1	17.0	10.4	25.0	10.6	12.3
Tanning		5	17.4	11.8	8.2	7.0	4.6	31.3	12.7	4.6	14.1	5.5	27.0	11.9	10.7	15.4	3.8
		10	18.6	20.1	15.2	6.4	5.8	45.5	21.5	5.4	58.9	10.9	32.1	18.8	13.0	15.2	3.8
		20	34.3	40.9	26.4	9.4	4.6	52.8	31.4	9.9	50.5	12.6	47.5	24.5	15.1	22.4	8.1
	$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	
	LSD(0.05)	5.1	3.2	2.9	2.0	1.0	7.3	6.2	1.3	9.5	1.1	4.1	1.3	1.6	1.5	1.1	
Yamagu- chi Gray Lowland Soil	Control(Fertilizers)		5.0	9.8	5.2	1.1	2.8	9.7	4.4	4.8	1.4	1.9	6.3	4.6	9.1	4.2	3.5
	Fementation	5	9.4	18.6	8.3	2.4	5.5	42.5	24.8	10.5	11.1	8.5	21.2	12.4	15.3	5.4	7.7
		10	27.8	20.7	10.3	2.5	4.2	93.0	16.7	7.6	8.2	7.1	56.3	12.0	18.0	7.8	10.2
		20	34.7	24.7	14.8	3.5	2.0	27.2	16.8	4.5	5.4	5.4	74.7	11.5	41.3	13.4	12.7
		30	32.2	52.0	11.7	3.4	1.9	7.8	7.8	2.1	4.4	4.4	95.1	45.5	53.4	19.4	16.3
	Synthetic resin	5	6.1	21.8	5.3	2.9	4.4	18.5	11.9	3.9	2.2	2.5	29.6	8.7	12.6	11.7	20.9
		10	10.6	24.8	18.9	6.3	4.6	29.4	10.8	4.6	1.3	3.1	42.6	131	43.9	18.6	44.1
		20	19.6	34.5	24.1	7.9	10.5	51.8	8.7	4.8	1.4	3.9	80.3	62.2	117	82.1	99.4
		30	—	—	12.0	4.8	7.3	—	—	1.9	2.3	4.4	—	—	15.7	131	96.6
		$\gamma$ level	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
	LSD(0.05)	3.9	8.8	3.4	1.0	0.7	7.0	6.3	1.3	1.4	1.1	13.1	10.6	12.1	10.2	10.1	

表 1 つづき  
Table 1 continued

Proteolytic Bact. (10 <sup>6</sup> /g d.s.)					Gram-nega. Bact. (10 <sup>8</sup> /g d.s.)					Ammonium-oxidizing Bacteria (10 <sup>4</sup> /g dry soil)					Nitrite-oxidizing Bacteria (10 <sup>4</sup> /g dry soil)				
1980	1981	1982	1983	1984	1980	1981	1982	1983	1984	1980	1981	1982	1983	1984	1980	1981	1982	1983	1984
—	—	20.7	37.8	31.0	7.1	11.2	7.5	4.6	15.7	21.6	1.0	2.2	3.1	29.0	6.9	0.2	46.0	1.0	66.0
—	—	57.9	64.3	31.3	16.9	21.1	12.5	18.2	9.5	10.0	17.7	30.9	102	29.0	13.9	42.0	206	102	113
—	—	73.2	75.5	35.4	31.6	41.8	31.0	31.7	26.3	69.6	101	122	223	114	45.1	217	122	236	298
—	—	76.4	94.0	43.5	38.8	54.7	31.0	26.3	14.4	45.9	308	73.1	322	115	31.5	692	217	242	68.0
—	—	22.1	24.5	8.4	6.7	16.8	6.3	9.6	0.5	14.2	6.3	1.7	4.3	2.6	1.0	0.6	31.0	0.3	0.3
—	—	39.2	45.8	13.0	10.6	17.8	14.7	10.2	0.8	209	5.9	17.3	3.1	9.8	17.0	2.9	32.0	1.7	13.6
—	—	21.6	45.4	36.7	13.2	32.8	12.3	21.1	11.1	29.1	17.3	1.8	10.9	21.7	4.6	2.8	2.0	3.3	5.9
—	—	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01										
—	—	18.1	16.2	7.2	6.4	2.4	2.0	3.3	1.2										
—	—	16.5	14.7	11.0	2.0	14.7	6.1	5.4	5.2	1.8	2.9	1.2	2.2	0.03	2.7	0.3	66.0	6.4	0.3
—	—	25.7	44.0	18.5	15.4	33.2	13.5	17.5	3.0	55.2	114	46.0	17.6	0.6	27.6	34.8	316	32.6	14.3
—	—	19.4	31.2	15.4	24.8	30.3	16.1	17.9	3.4	19.0	66.0	207	106	29.6	8.7	32.5	698	106	66.6
—	—	15.7	53.2	10.2	87.1	40.0	18.3	21.8	4.3	86.5	174	458	67.0	44.6	18.9	174	210	384	305
—	—	24.4	41.5	18.1	26.1	40.2	20.4	23.0	2.3	27.3	48.0	71.0	23.3	45.3	18.7	48.0	712	45.3	31.0
—	—	13.2	42.5	12.3	14.0	54.6	22.1	32.3	4.5	87.6	485	311	32.1	44.1	42.6	109	285	294	139
—	—	27.4	30.6	11.8	13.5	66.2	20.4	18.5	6.5	70.9	172	142	151	137	131	317	362	179	273
—	—	22.4	36.9	9.7	15.3	21.1	24.0	14.8	0.8	71.9	43.0	17.0	32.9	7.2	4.2	4.3	461	6.7	4.7
—	—	38.4	33.4	15.6	32.7	25.8	39.1	5.9	1.2	85.9	10.8	46.0	46.3	7.3	5.4	19.2	703	68.7	6.3
—	—	78.2	33.3	18.8	113	84.1	72.8	12.7	3.5	194	65.0	118	108	19.2	9.7	31.7	20.6	108	23.3
—	—	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01										
—	—	8.5	7.8	3.7	8.1	3.2	5.5	3.9	0.6										
—	—	14.9	9.6	9.5	2.9	16.3	11.7	3.0	12.7	42.4	2.3	7.5	4.7	4.8	2.9	1.1	3.3	0.5	1.3
—	—	34.2	20.9	27.3	16.8	27.8	16.4	10.8	24.1	32.4	24.3	23.7	18.5	74.0	7.3	34.4	12.8	14.2	48.0
—	—	48.7	28.3	23.4	36.0	36.7	17.3	12.4	25.9	11.0	34.0	133	189	128	15.4	7.0	34.6	71.2	34.0
—	—	48.4	39.4	30.8	48.6	71.0	26.6	8.8	10.2	343	4.7	228	49.4	305	3.4	113	313	66.5	24.0
—	—	33.5	22.4	19.4	13.7	131	40.4	4.4	9.8	136	11.1	307	505	332	0.2	99.0	488	504	222
—	—	19.3	18.8	19.1	6.4	46.3	11.1	18.1	17.5	12.4	9.8	7.6	13.5	7.4	4.7	6.8	0.7	1.9	3.3
—	—	27.5	22.4	20.5	30.0	76.6	31.2	42.2	17.0	38.8	15.8	77.0	24.4	4.9	14.8	1.6	0.7	4.7	3.3
—	—	47.4	29.4	39.9	29.4	131	49.9	18.0	42.8	136	18.9	13.4	47.3	24.2	23.7	1.2	0.7	0.5	7.7
—	—	49.8	31.5	46.8	—	—	43.3	14.9	34.9	—	—	24.3	16.5	6.7	—	—	2.6	3.6	0.4
—	—	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01										
—	—	8.9	4.7	6.7	5.2	6.2	8.5	4.4	2.9										

単独施用)より低水準や対照区と同一水準の区がわずかに認められるが、大半は対照区より高水準の菌数を示すことが明らかにされた(低水準 11%, 同一水準 20%, 高水準 69%)。特に、兵庫の3汚泥と山口の発酵汚泥区における微生物数は高水準にあった。皮革汚泥は58年は施用されていなかったにもかかわらず59年の春の菌数は高水準に保たれ、この汚泥の施用効果が顕著であることが明らかにされた。一方、大分パルプ汚泥区の菌数は、糸状菌を除いて対照区より低水準となる場合が多く、この汚泥が糸状菌以外の土壌微生物の基質として好ましくないことを示している。この区では亜硝酸酸化細菌数が低水準となったが、前報<sup>6)</sup>で報告したようにこの区の土壌 pH は5以下に低下していた。亜硝酸酸化細菌は特に土壌 pH の影響を受けやすいことが知られており<sup>8)</sup>、この区における亜硝酸酸化細菌数の低下は土壌 pH の低下によるものと考えられる。

先に述べたように Varanka ら<sup>2)</sup>は、6年間にわたって乾物として合計 92-369 t/ha の多量の都市下水消化汚泥を単独(カリ肥料のみ施用)で連用したトウモロコシ連作ほ場の微生物数を連用開始後6年目に計測し、最大施用量区における全細菌、放線菌及び糸状菌数は対照区より少なくはないが対照区より明らかに増加したのは夏期の作物栽培中に計測した3回のうち1回だけであることを明らかにしている。彼らはこの結果に基づいて汚泥多量連用土壌では顕著な微生物数の増加が起これないと結論している。これまでに示したように著者らが得た結果は、連用5年目のでも対照区より高水準の微生物数を示す場合が多く、Varanka らの結果と反する結果となった。両者の実験には微生物数(全細菌、放線菌及び糸状菌)の計測に用いられた培地、汚泥の総施用量や連用回数、さらには化学肥料の施用についても違いがあり、両結果を直接比較することはできない。

表1に示した微生物数からその経年変化をたどると次のようになった。全細菌数は、兵庫土壌の生活廃水汚泥区と山口土壌の樹脂汚泥区に認められるような連用2年目に菌数のピークを示し以後は減少するというパターンをとる区が多く、これに連用3年目にピークを示す大分パルプ汚泥区を加えると連用初期に増加してピークに達したのち減少するというパターンを示す区が全体の73%を占めていた。これ以外は兵庫都市下水汚泥多量区や山口発酵汚泥中量2区に認められるように初施用後が最大で以後連用に伴って減少の一途をたどるというパターンを示した。このように全細菌数は汚泥の連用初期には増加するものの長期の連用によって減少するものと考えられる。

放線菌数は、山口土壌でみられるように初施用時が最大で以後連用とともに減少するというパターンを示す区が最も多く41%を占めていた。また、大分都市下水汚泥区のように連用4年目にピークとなり5年目に減少するという全細菌にはないパターンが認められた。その他、兵庫生活廃水汚泥区のように2年目と4年目に二つのピークをもつが全体として減少の傾向を示す区、同皮革汚泥区中量及び多量区のように初期には減少するものの4年目には再び増加する区(5年目に減少しているが、これらの区は58年は無施用であり、菌数の低下は基質の減少によるものと考えられる)も認められた。このように放線菌は全細菌より多様な変動のパターンを示したが、やは



り、連用に伴って減少する傾向を示す区が大部分であった(77%)。

糸状菌数は、放線菌と同様に初施用時が最大で以後減少するパターンを示す区が全汚泥区の半数を占めていた。この菌では大分パルプ汚泥少量区において典型的に認められるように経年的に増加傾向を示す区があることが全細菌及び放線菌と異なる点であった。

タンパク質分解菌数は、57年以降測定したので5年間を通じての変動は不明であるが、3年目より5年目が低菌数となる区が73%を占めたことから連用に伴って減少の傾向を示すものと考えられる。

色素耐性細菌数については、大分都市下水汚泥区にみられるように全細菌の場合と同様に連用初期にピークに達したのち減少するパターンを示す区がほとんどを占めており、全体に占める割合は82%と全細菌の場合より高かった。他には減少の一途をたどる区が認められた(兵庫都市下水及び皮革汚泥区)。

アンモニア酸化細菌数は、多様な変動パターンを示し、これまでに示した微生物のような特徴的なパターンは認められなかった。また、経年的に減少の傾向を示す区の割合も41%と他の微生物に比べて低かった。一方、亜硝酸酸化細菌数では兵庫の都市下水及び皮革汚泥区において典型的にみられるように連用3年目にピークをもつ変動パターンを示す場合が大半を占め、これに4年目にピークをもつ変動を示す区(例えば、大分都市下水汚泥中量区)を加えると86%の区で経年的に減少の傾向を示すことが明らかにされた。

以上の結果をもとに計測した全微生物について長期の連用に伴って減少の傾向を示す区の割合は、全体の80%と算定された。すなわち、大分、兵庫及び山口土壤の汚泥長期連用区における土壤微生物数は、連用初期増加するもののさらに連用を継続すると減少する傾向にあることが明らかにされた。この結果は、汚泥の連用には土壤微生物の面での限界が存在することを示唆しているものと考えられる。

先に Varanka らの結果とここに報告した結果は、いくつかの実験上の相違点があり、直接に比較できないことを述べた。Varanka らは、微生物数の経年変化を追跡していないが、ここで示したように土壤微生物数は、汚泥の連用初期には顕著に増加するもののさらに連用を続けると次第に減少する傾向をたどることから Varanka らが結論づけているように長期にわたって連用を継続すると無施用の場合と同等の微生物数となるものと考えられる。さらに、ここに示した結果は、彼らが計測していないタンパク質分解菌、色素耐性細菌及び硝酸化成細菌数についてもほぼ同様の減少が認められ、亜硝酸酸化細菌については汚泥によっては連用に伴って無施用の場合より低水準の菌数となることを明らかにした。

## 謝 辞

本調査で用いた土壤試料を採取した大分県農業技術センター、兵庫及び山口県農業試験場の実験場所は、環境庁の委託調査「汚泥等土壤還元影響調査」の実施会場であった。土壤試料の採取

に当たっては環境庁水質保全局土壤農薬課 齋藤哲夫、津田 隆、野村博久課長をはじめ関係各位のご配慮をいただいた。現地における試料の採取に当たっては大分県農業技術センター化学部 清未哲夫副部長、宮崎芳郎主任研究員、兵庫県農業試験場環境保全部 田中平義部長、直原 毅主任研究員、山口県農業試験場環境保全研究室 佐々木恭輔室長、伊藤 忠専門研究員はじめ関係各位のご協力をいただいた。また、兵庫県農業試験場には皮革工場汚泥の分析値をご提供いただいた。土壤試料の調製と土壤微生物数の計測には中村てる子、沼尻栄子、沼尻裕子氏のご助力をいただいた。さらに、農業環境技術研究所 小林宏信水質管理科長には校閲をいただいた。記して深謝の意を表する。

#### 引用文献

- 1) 藤井國博 (198 ): 汚泥施用土壤における土壤微生物数の変化. 国立公害研究所研究報告, 第 93 号, 81-91.
- 2) 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.
- 3) 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.
- 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 (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.
- 5) 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.
- 6) 藤井國博・服部浩之・山口武則 (1986): 汚泥の連用が土壤 pH に与える影響. 国立公害研究所研究報告, 第 93 号, 53-60.
- 7) 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.
- 8) 甲斐秀昭 (1980): 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, 352-372.

II-8

低温条件における下水汚泥成分の地下浸透と  
土壌の理化学性、微生物性に及ぼす影響

**Effect of Sewage Sludge Components on Chemical  
and Microbiological Properties of Soils and Compositions of Soil  
Water under Low Temperature**

隅田裕明<sup>1</sup>・藤井國博<sup>2,3</sup>・松坂泰明<sup>4</sup>

Hiroaki SUMIDA<sup>1</sup>, Kunihiro FUJII<sup>2,3</sup> and Yasuaki MATSUZAKA<sup>4</sup>

要 旨

20°C, 10°Cの低温条件下での下水汚泥施用による有機物分解が10, 15, 20, 25 cmの各深さの土壌溶液の組成と表層土の土壌理化学性、微生物に与える影響について温度制御小型ライシメーターを用いて検討した結果について要約すると以下のとおりである。

1) 20°C処理区の10 cmの土壌溶液のpHは土壌中での硝酸態窒素の生成を反映し10°C処理区に比べて低い値で推移した。しかし供試土壌の緩衝能が低いため実験後期にはpHは上昇に転じた。

2) 10 cmでのカルシウム、マグネシウムの変化は土壌溶液のpH低下を反映し、土壌調整に用いた炭酸カルシウム、水酸化マグネシウムの解離によってピークを示した。またこれより下層から得られた土壌溶液では両区とも経時的に上昇した。

3) 塩素、カリウム、ナトリウムは10°C処理区では下層への浸透が明りょうではなかったが、20°C処理区では10 cmにおける土壌溶液の濃度の減少に伴い、下層の濃度は経時的に上昇した。

1. 昭和59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., 3-34-1 Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.
2. 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.
3. 現在: 農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
4. 昭和56-59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., 3-34-1 Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.

4) 土壤中のアンモニア態、亜硝酸態窒素は 20°C 処理区では初期にピークを示したが、10°C 処理区では中期まで高濃度を示した。また硝酸態窒素の生成は 10°C 処理区で後期まで継続して認められた。

5) 土壤中の好気性細菌、タンパク分解菌、色素耐性菌は 20°C 処理区で初期にピークを示したが、10°C 処理区では 9 週目まで高い菌数を示し、有機物分解が継続していると考えられた。

6) アンモニア酸化菌の活性は 20°C 処理区が 10°C 処理区に優っており、10°C 処理区では亜硝酸態窒素の生成が遅れたため亜硝酸酸化菌のピークが遅れたものと考えられた。

7) 表層土の形態別窒素の消長から低温では硝化速度、硝化量とも低下することが認められた。

8) 土壤溶液の組成、土壤化学性、微生物性の結果より低温条件下での有下水汚泥の分解は 20°C での分解に比べ緩慢に進行することが認められた。

## Abstract

HITACHI sewage sludge was applied to the subsoil of light-colored Andosol having a low humus content, and then periodical changes in the contents of inorganic nitrogen, the soil microbial population and the components of soil water collected from soil depths of 10 cm, 15 cm, 20 cm, and 25 cm, respectively, were investigated for 22 weeks. Cultivation was carried out under controlled water regimes and two different temperature conditions: one of them is 20 °C and the other is 10 °C. The sewage sludge was applied to the upper 15 cm of soils at the rate of 2 ton/ha. pH and base saturation of the soil were adjusted by application of CaCO<sub>3</sub>, Mg(OH)<sub>2</sub> and KCl. The results obtained are summarized as follows.

1) pH values of soil water at 10 cm depth in the 20 °C treatment plot were lower than these at the same depth in the 10 °C treatment plot during the whole period of cultivation, because of the preferential formation of nitrate-nitrogen in the 20 °C treatment plot. However pH values of soil water rose during the late period of cultivation due to low buffering action of the examined soil.

2) Concentration of Ca and Mg in soil water at 10 cm depth in both plots showed maximum values because of the dissociation of CaCO<sub>3</sub> and Mg(OH)<sub>2</sub> by low pH values in the soil water.

3) Leaching of Cl, K and Na in 10 °C the treatment plot was not noticeably evident. In the 20 °C treatment plot, however these concentrations of these ions in soil solution at lower depth gradually rose during cultivation accompanied by a decrease of their concentrations at 10 cm depth.

4) Concentrations of ammonium- and nitrite-nitrogen in soil in the 20 °C treatment plot showed a peak during the initial period of cultivation, but the corresponding concentrations in the 10 °C treatment plot maintained the in peaks until the middle period of cultivation. Formation of nitrate-nitrogen in the soil of the 10 °C treatment plot was observed to continue until the late period of cultivation.

5) In soil of the 20 °C treatment plot, populations of aerobic bacteria, proteolytic bacteria and dye-resistant bacteria showed a peak during the initial period of cultivation. On the other hand in the 10 °C treatment plot, a high level of these populations continued until the 9th week of cultivation, reflecting the prolonged decomposition of organic matter.

6) Ammonium-oxidizing bacteria in the 20 °C treatment plot were more active

compared with those in the 10°C treatment plot.

7) From the periodical changes of various forms of nitrogen in the soil during cultivation, it was clarified that the rate and the level of nitrification were lower at low temperatures.

8) From the above-mentioned results, it was concluded that the process of decomposition of sewage sludge under low temperature conditions was definitely slow compared with that at rather high temperatures.

**Key words:** Sewage sludge, Low temperature, Field condition, Soil property, Microflora, Soil solution

## 1 はじめに

近年下水汚泥が農地に利用されるようになり、下水汚泥の製法、施用法に関する数多くの研究が行われている<sup>1)</sup>。さらに下水汚泥の施用が土壤生態系や地下水等に与える影響についても長期的研究が行われ<sup>2,3)</sup>、下水汚泥施用に関する指針ができようとしている<sup>4)</sup>。しかし、これらの指針を得るための基礎的な室内実験の多くは微生物活動の適温である約 30°C における培養実験が多い。しかし実際の施用に当たっては春期、夏期の施用だけでなく、秋期、冬期の低温時の施用も考慮しなければならない。

・本報告では、生活排水汚泥を有機物含量が極めて少ない淡色黒ボク土の下層土へ施用し、低温条件下において土壤の化学性、土壤溶液、土壤微生物相へ与える影響について検討した。本実験は温度制御装置付小型ライシメーターを用い、温度条件を 10°C、20°C として行った。

## 2 実験方法

### 2.1 実験装置

幅 46 cm、奥行 76 cm、深さ 35 cm (内法寸法) 容積 122.4 l の小型ライシメーターを 2 基用いた。本ライシメーターは外壁にエチレングリコールを封入した温度制御ジャケットを装備している。

### 2.2 供試土壤

供試した土壤は研究所構内より採取した火山灰土壤（淡色黒ボク土）の下層土である。供試土壤の理化学性を表 1 に示した。本土壤は炭素含量が極めて少なく、CEC、交換性塩基含量も極めて少ない土壤である。また主要粘土鉱物はカオリン、パーミキュライト、非晶質の順であった。このことより本土壤は緩衝能、養分保持力が極めて弱い土壤であると考えられる。供試土壤の理化学性を表 1 に示した。

### 2.3 土壤の調整と充てん

ライシメーター最下層に洗浄した石英砂を 2 cm の厚さに敷き、その上に 10 cm の厚さに風乾土 39 kg を仮比重 0.6~0.7 になるように充てんし、さらに表土として 15 cm の厚さに風乾土 47

表 1 供試土壌の物理、化学性及び微生物性  
Table 1 Chemical, physical and microbiological properties of soil

pH	EC	T-C	T-N	C/N	CEC	Ca	Mg	K	Na	Base st.	Clay	Texture	Aerobic	Actino-	Fungi	Proteolytic	Dye resistant
(H <sub>2</sub> O)	us/cm	%	%				meq/100g			%	minerals		Bacteria	mycetes		Bacteria	Bacteria
6.4	59.2	1.61	0.13	12.4	17.1	7.1	0.5	1.0	0.1	50.6	K = V > Amor	L	2.2*10 <sup>6</sup>	6.5*10 <sup>5</sup>	2.2*10 <sup>4</sup>	2.8*10 <sup>5</sup>	5.2*10 <sup>5</sup>

\* K ; Kaoline  
V ; Vermiculite  
Amor ; amorphous material

表 2 日立汚泥の化学性  
Table 2 Chmical properties of HITACHI sewage sludge.

Sludge name	pH	EC	T-C	T-N	C/N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O
	(H <sub>2</sub> O)	ms/cm	%	%		mg/100g	mg/100g	%	%	%	%	%
HITACHI	6.2	3.62	45.43	5.35	8.49	619.6	220.4	3.61	1.64	0.51	0.47	0.04
SAGAMI	5.5	2.24	22.05	3.51	6.28	188.1	22.0	3.51	1.58	0.60	0.33	0.16

kgを仮比重0.5となるように数回に分けて充てんした。

土壤充てん後、土壤表面より10 cm, 15 cm, 20 cmの深さにポーラスカップの中心がくるように $\phi$  0.8 mm タイゴンチューブを接続し、各深さに3個ずつ埋設した。

供試土壤は実際のほ場条件に適合するよう交換性塩基含量及びpHの調整を行った。すなわち土壤の交換性Ca, Mg, K含量をCECに対する飽和度が各々50, 20, 10%になるように $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , KClの必要量を算出し施用した<sup>5)</sup>。

#### 2.4 供試下水汚泥と施用

日立未消化汚泥を供試汚泥とし、2 mm以下に粉碎したものをを用いた。日立汚泥の理化学性を表2に示した。本汚泥は好気発酵後、有機凝集剤を加え、脱水したものであり、pHは弱酸性であり全炭素、全窒素とも高く、特にアンモニア態窒素含量が高いことが特徴である。

本汚泥を乾物として2 t/10 aに相当するよう0.63 kgを0.29 m<sup>2</sup>に施用した。施用は汚泥成分、分解成生物がライシメーター壁面と充てん土壤との間げきより漏出することを防止するためにライシメーター壁面に沿って幅5 cmの汚泥未施用部分が残るように71×41×10 cmの土壤を取り出し、汚泥と土壤をよく混合後、再度充てんした。

#### 2.5 試験管理と試料採取

かん水は4日ごとに蒸留水1.6 lをじょうろによりかん水した。なお、このかん水量は年間降水量1,500 mm<sup>6)</sup>を基準として算出した。実験は昭和59年7月16日より昭和59年11月30日までの20週にわたって行った。この期間中実験室内にライシメーターを設置し、ライシメーター内は温度制御ジャケットにより10°C, 20°Cに保温されていた。しかしライシメーター構造上表層10 cmの地温は10°C処理区で14°C, 20°C処理区で23°Cであった。

土壤採取は3日目, 1, 3, 5, 7, 9, 13, 16, 20週目にライシメーターの各辺の4等分線の交点9箇所より5 cmの深さまで採取し、ポリエチレン袋中でよく混和後、土壤分析、微生物フロアの計測に供試した。土壤溶液は7日ごとに10 cm, 15 cm, 20 cmの各深さの3箇所のポーラスカップより採取した土壤溶液を混合し、下部排出孔より溶出した浸透水についても土壤溶液と同様に分析に供した。

#### 2.6 分析方法

土壤分析は、未風乾土についてアンモニア態窒素は1 N KCl (1:10)抽出後、亜硝酸、硝酸態窒素は水抽出液(1:5)について既法<sup>7)</sup>と同様に分析した。

土壤溶液はアンモニア態、亜硝酸態、硝酸態窒素、塩素、カルシウム、マグネシウム、カリウム、ナトリウムについて既法<sup>8)</sup>と同様に分析した。

土壤微生物は好気性細菌、放線菌、糸状菌、タンパク分解菌、色素耐性菌、アンモニア酸化菌、

亜硝酸酸化菌について既法<sup>3,6)</sup>と同様に測定した。

### 3 結果

#### 3.1 土壤溶液の分析結果

実験開始3日目より20週目までの21回の測定結果について各項目ごとに示すと以下のとおりである。なお以下の記述中の10 cm, 15 cm, 20 cmとあるのは、それぞれの深さの土層に埋設したポーラスカップより採取した土壤溶液を示し、また25 cmとあるのはライシメーター下部排出孔より得られた浸透水を示したものである。

##### 3.1.1 pHの変化(図1)

10°C処理区では全期間を通して10 cmのpHが高く、後期にはさらに上昇する傾向を示した。また15 cmのpHが若干高い傾向を示したものの、12週目以後は15, 20, 25 cmともほぼ同様なpHで推移した。これに比し20°C処理区では10 cmのpHが10週目まで徐々に低下したが、その後10, 15, 25 cmともに上昇した。しかし20 cmでは実験期間中ほぼ一定に推移した。

##### 3.1.2 アンモニア態窒素(図2)

実験期間中のNH<sub>4</sub>-Nの濃度は10°C処理区が高く、10 cmでは7週目まで20~30 ppmの高濃度を示し、15 cmでは7~9週目に、20 cmでは10~12週目に、また25 cmでは13~15週目にピークを示し、経時的に下層へ浸透する傾向が認められた。20°C処理区では10 cmで実験開始時より3週目に20~30 ppmの濃度を示し、同時期に15 cmで5 ppm程度の濃度を示したもののその後

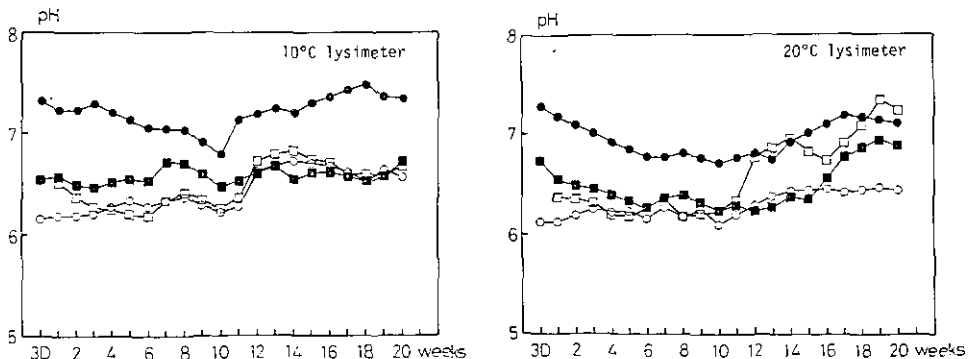


図 1 低温条件における下水汚泥の施用が土壤溶液の pH に与える影響

Fig. 1 Effect of pH values in soil water with application of sewage sludge

3D means 3 days after application of sewage sludge. ● 10cm, ■ 15cm, ○ 20cm and □ 25cm are indicate sampling depth of soil water from surface, respectively.



は 10, 15, 20, 25 cm 中でわずかに検出されたにすぎず, 20°C 処理区では速やかに  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  に変化したと考えられた。

### 3.1.3 亜硝酸態窒素 (図 3)

各深さでの  $\text{NO}_2\text{-N}$  濃度は 10°C 処理区が極めて高く, 10°C 処理区では 10, 15 cm で 7~8 週目にかけてピークを示し, 20 cm では 11 週目にピークを示した。25 cm では実験開始時にピークを示し, 6 週目にはわずかに認められる程度まで減少した。20°C 処理区では 10, 25 cm で 2~3 週目

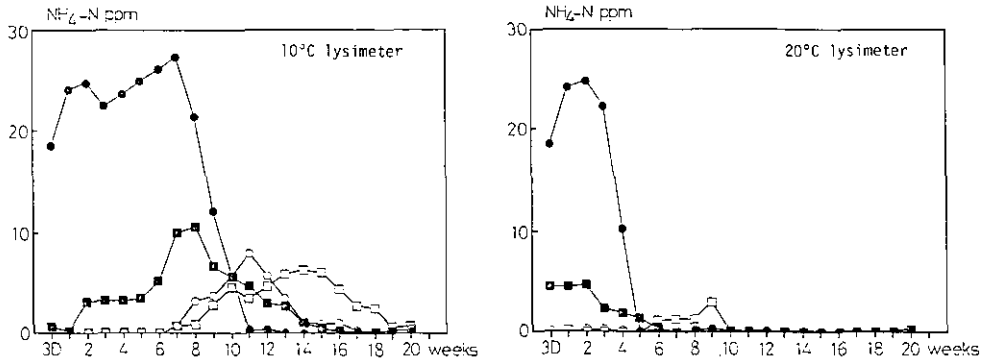


図 2 低温条件における下水汚泥の施用が土壌溶液のアンモニア態窒素濃度に与える影響 (記号は図 1 参照)

Fig. 2 Effect of ammonium nitrogen concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

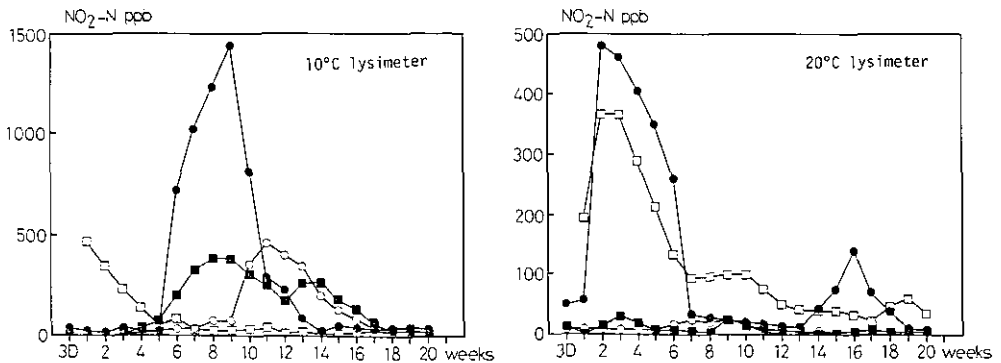


図 3 低温条件における下水汚泥の施用が土壌溶液の亜硝酸態窒素濃度に与える影響 (記号は図 1 参照)

Fig. 3 Effect of nitrite nitrogen concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

にピークを示し、その後減少した。15, 20 cm では実験期間中、わずかに検出される程度であった。

### 3.1.4 硝酸態窒素 (図 4)

10°C 処理区では 10 cm で 3 週目より NO<sub>3</sub>-N 濃度は上昇し、10 週目にピークを示した後、徐々に低下した。これに伴い 15, 20, 25 cm 中の NO<sub>3</sub>-N 濃度も徐々に上昇した。20°C 処理区では 10 cm で 5 週目より上昇し、10 週目にピークを示した後、徐々に減少し 20, 25 cm でも 10 cm の濃度変化に比例しており、10°C 処理区とほぼ同様な傾向を示した。しかし 20°C 処理区の 15 cm で 5~9 週目にかけて NO<sub>3</sub>-N 濃度が上昇し、90 ppm の高濃度を示したことが特徴的であった。

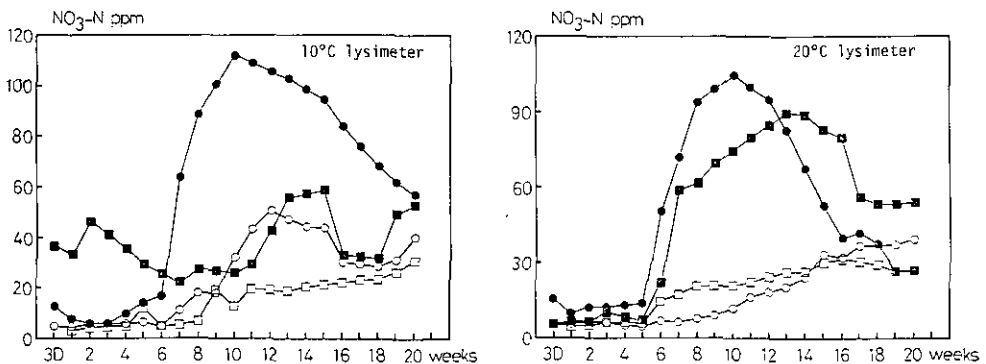


図 4 低温条件における下水汚泥の施用が土壤溶液の硝酸態窒素濃度に与える影響 (記号は図 1 参照)

Fig. 4 Effect of nitrate nitrogen concentrations of soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

### 3.1.5 塩素の変化 (図 5)

両処理区とも土壤調整に用いた KCl の影響を反映し、実験開始時に 10 cm で高濃度を示した。10°C 処理区の 10 cm では 6 週目までに急激な濃度減少があり、それに伴い 15, 20, 25 cm の濃度が経時的に上昇し、8 週目には各深さとも 10~15 ppm の一定状態となった。20°C 処理区では 10 cm の減少に伴い 15, 20, 25 cm の濃度は徐々に上昇し、最終的には 15, 20 cm の濃度が 10 cm を上る結果を示した。

### 3.1.6 カルシウムの変化 (図 6)

両区とも土壤調整に用いた炭酸カルシウムの影響により、10 cm で高濃度を示したが 15, 20, 25 cm での変化が各処理区により異なっていた。10°C 処理区の 10 cm で 6 週目より上昇し、11~15 週目にかけてピークを示した。これと同時に 15, 20 cm で急激な上昇が認められた。また 25

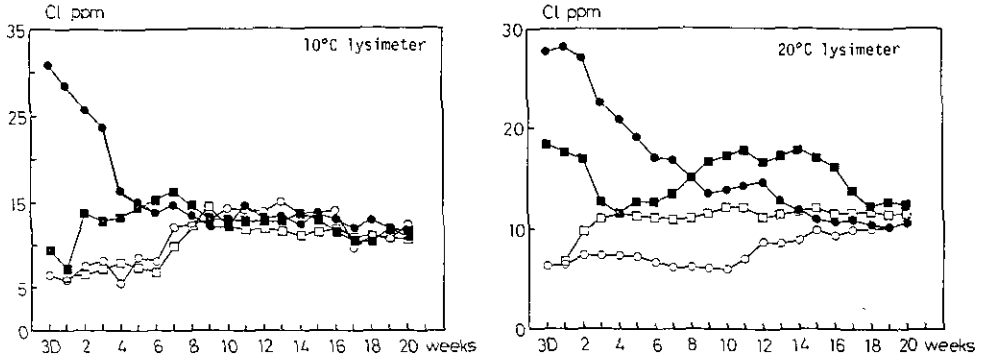


図 5 低温条件下における下水汚泥の施用が土壌溶液の塩素濃度に与える影響（記号は図 1 参照）

Fig. 5 Effect of chloride concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

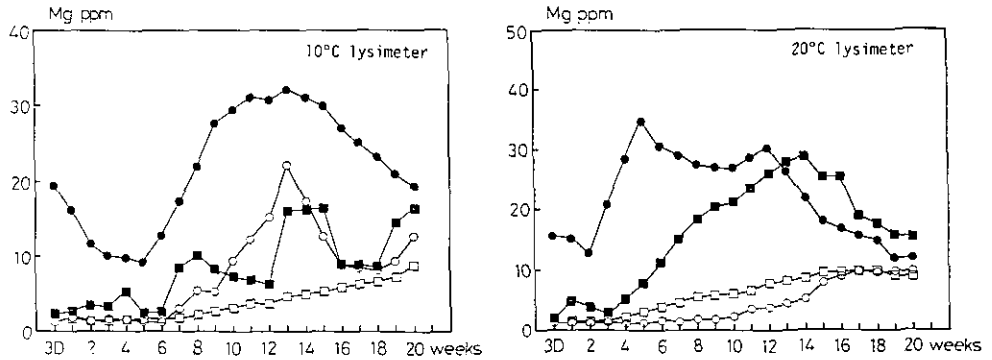


図 6 低温条件下における下水汚泥の施用が土壌溶液のカルシウム濃度に与える影響（記号は図 1 参照）

Fig. 6 Effect of calcium concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

cm では経時的な上昇がみられた。20°C 処理区の 10 cm では 5, 12 週目にピークを示し, 15 cm では 10 cm の濃度上昇に比例して 14 週目にピークを示した。20, 25 cm では経時的に上昇し, 15 週目以後ほぼ一定となった。

### 3.1.7 マグネシウムの変化 (図 7)

両処理区ともカルシウムとほとんど同じ濃度変化を示し, 処理温度に関係なく, 2 価イオンは同

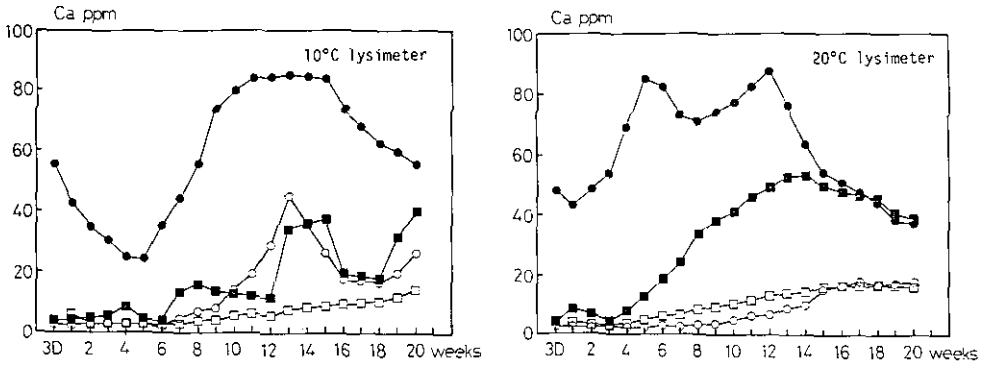


図 7 低温条件における下水汚泥の施用が土壤溶液のマグネシウム濃度に与える影響 (記号は図 1 参照)

Fig. 7 Effect of magnesium concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

様な挙動を示すことが認められた。

### 3.1.8 カリウムの変化 (図 8)

両処理区とも土壤調整に用いた KCl の影響が認められた。10°C 処理区の 10 cm では実験開始直後に 20°C 処理区 10 cm の約 2 倍の値を示し、その後 5 週目にかけて急激に減少した。15, 20 cm では 10 cm の減少に伴わずかな上昇が認められただけで、25 cm ではほとんど影響は認められなかった。20°C 処理区の 10 cm では多少の増減はあるものの、実験開始時より徐々に減少する傾向を示し、これに伴い 15 cm での濃度が経時的に上昇した。また 20, 25 cm では経時的に若干上昇するものの、その程度はわずかであった。

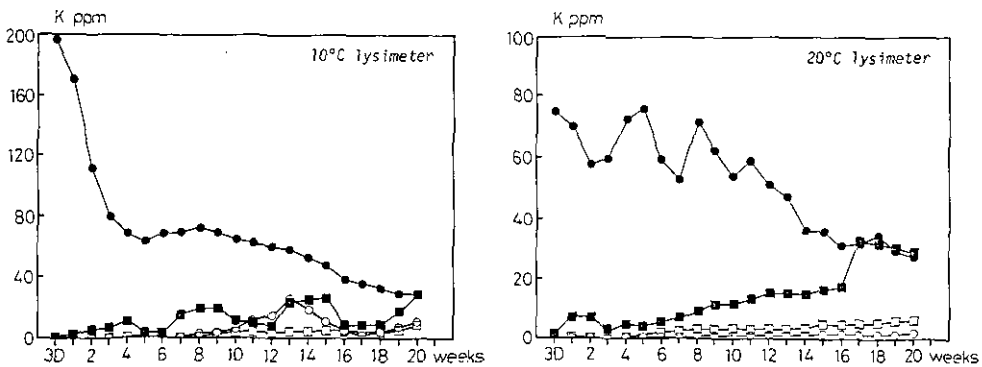


図 8 低温条件における下水汚泥の施用が土壤溶液のカリウム濃度に与える影響 (記号は図 1 参照)

Fig. 8 Effect of potassium concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

## 3.1.9 ナトリウムの変化 (図 9)

両処理区とも同一価イオンであるカリウムの挙動とは全く異なっていた。10°C 処理区の 10 cm では実験開始時より 5 週目にかけて減少し、11 週目に再びピークを示した。15 cm では 2.5~9 週目にピークが認められたが、20~25 cm ではほぼ同様な濃度で経時的に上昇した。20°C 処理区の 10 cm では 4, 11 週目にピークが認められ、その後減少した。この 10 cm での減少に対応して 15, 20, 25 cm での濃度が経時的に上昇した。

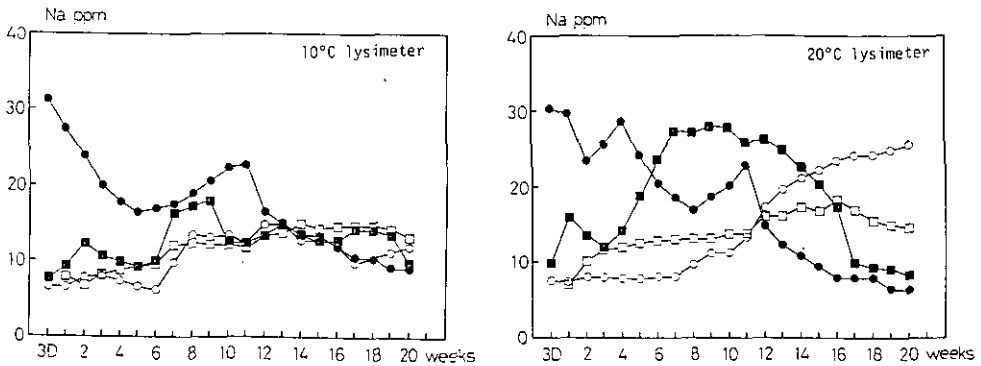


図 9 低温条件における下水汚泥の施用が土壌溶液のナトリウム濃度に与える影響 (記号は図 1 参照)

Fig. 9 Effect of sodium concentrations in soil water with application of sewage sludge under low temperature conditions

For legends, see Fig. 1.

## 3.2 土壌分析結果 (図 10)

アンモニア態窒素の生成量は 10°C 処理区が 20°C 処理区に比べ多く、20°C 処理区では実験開始時より直ちに減少したが、10°C 処理区では 3 週目まで約 20 ppm の濃度で推移した。

亜硝酸態窒素は 10°C 処理区で 3 週目にピークが認められ、その後はわずかに認められた。20°C 処理区では実験期間中を通し、わずかに検出された。

硝酸態窒素の生成量は処理温度を反映し、20°C 処理区で極めて高く、そのピークが 3 週目に認められるのに対し、10°C 処理区での生成量は 20°C 処理区の約 1/2 であり、そのピークは 7 週目に認められた。

## 3.3 土壌微生物計測結果 (図 11)

好気性細菌は 10°C 処理区では実験開始時より 9 週目までほぼ一定の菌数で推移し、その後減少したのに対し、20°C 処理区では 3 週目にピークを示し、その後減少した。

放線菌は処理温度による差が実験開始時より 5 週目まで認められた。10°C 処理区では 3 週目にピークを示し、5 週目よりほぼ一定傾向を示すが、20°C 処理区では 3~5 週目にピークを示し、そ

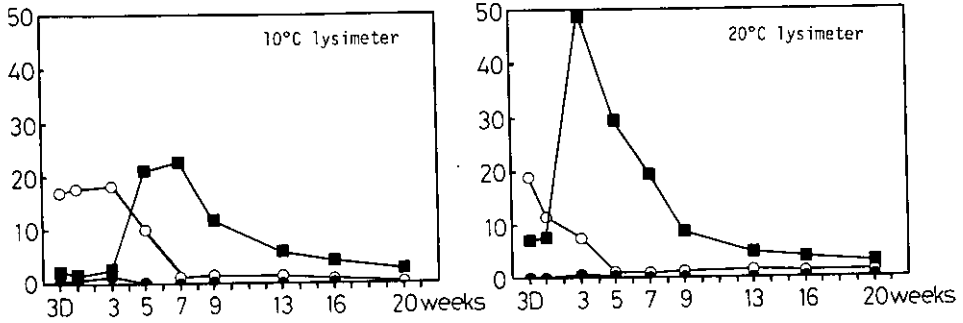


図 10 低温条件における下水汚泥施用表層土壌のアンモニウム態、亜硝酸態及び硝酸態窒素の変化

Fig. 10 Changes in ammonium, nitrite and nitrate nitrogen in surface soils applied with sewage sludge under low temperature conditions

Legends indicate as follows; ○ ammonium nitrogen, ● nitrite nitrogen, ■ nitrate nitrogen

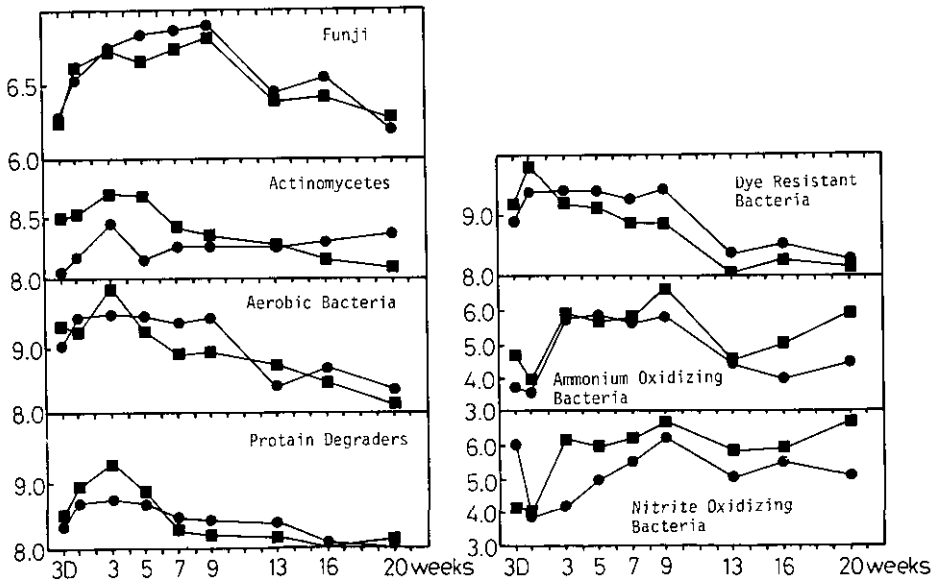


図 11 低温条件における下水汚泥施用表層土壌の微生物性的変化

Fig. 11 Changes in microbiological populations in surface soils under low temperature conditions

Legends indicate as follows; ● 10°C treatment, ■ 20°C treatment

の後徐々に減少した。

糸状菌については処理温度による差は明りように認められず、両処理区とも糸状菌数は9週目まで徐々に増加した後、減少した。

タンパク質分解菌は10°C処理区で明りようなピークは認められず、1週目に増加後、徐々に減少する傾向を示した。20°C処理区では3週目に明りようなピークが認められ、5週目までは10°C処理区に比し、菌数は明らかに多かった。

色素耐性菌は10°C処理区で好気性細菌の変化と類似しており、20°C処理区では1週目にピークを迎えた後、急激に減少した。

アンモニア酸化菌は両処理区ともほぼ同様な変化を示し、3週目にピークに達し、ほぼ一定状態で9週目まで推移した後、減少した。これに対し亜硝酸酸化菌は20°C処理区で3週目にはほぼ最高値に達し、約 $10^6$ の菌数で推移した。10°C処理区では実験開始時より徐々に増加し、9週目に最高値を示した後、若干減少した。亜硝酸酸化菌は10°C処理区では20°C処理区に比べ菌数増加が遅れる傾向にあった。

## 4 総合考察

### 4.1 土壤溶液の変化

両区の10 cmでのpHは土壤調整に用いた資材の流亡により初期に低下が起こり、中期には硝酸態窒素が活発に生成されるためpHはさらに低下し、さらに硝酸態窒素の下層への移動に伴い下層でのpH変化が起こったものと考えられる。また供試土壤の緩衝能が極めて弱いため、硝酸態窒素の生成が弱まる後期にはpHが上昇したと推察される。

各形態別窒素濃度は温度差による影響がアンモニア態窒素より亜硝酸態窒素への変化に明りように現れていた。20°C処理区ではアンモニア態窒素は初期にピークを示し、その後わずかに検出される程度であるが、10°C処理区では中期まで高濃度のアンモニア態窒素が認められた。亜硝酸態窒素についても10°C処理区では20°C処理区に比べ、ピークが遅れる傾向にあり、明らかにアンモニア酸化作用の遅延が認められた。硝酸態窒素のピークは10°C処理区でわずかに遅れる程度であり、硝酸態窒素の生成が長く続く傾向を示した。これはアンモニア酸化作用による亜硝酸態窒素の生成が低温のため遅れ、亜硝酸態窒素の供給が後期まで継続したためと考えられる。形態別窒素の変化は低温になるに従い、アンモニア酸化作用は遅れるものの、亜硝酸酸化作用はほぼ同時に起こり、硝酸態窒素の生成が継続すると考えられる。

カルシウム、マグネシウムの変化は処理温度による差はあるが、これは20°C処理区での土壤溶液のpH低下が10°C処理区に比べ、急激に起こり、土壤調整に用いた炭酸カルシウム、水酸化マグネシウムの解離の差に起因すると考えられる。

塩素、カリウム、ナトリウムは10°C処理区10 cmの初期濃度が実験開始時に高く、急激な減少があったが、下層への浸透は明りようでなかった。20°C処理区では10 cmでの濃度減少とともに

下層での濃度が経時的に上昇した。これは温度差による各イオンの活動係数<sup>7,8)</sup>の差、パーミキュライトへの固定等考えられるが、明らかではない。

## 4.2 表層土の変化

土壤微生物の変化には処理温度による影響が認められ、特に好気性細菌、タンパク分解菌、色素耐性菌は 20°C 処理区で実験開始初期にピークを示し、有機物分解に伴う急激な菌数の増加が認められたのに対し、10°C 処理区では 9 週目まで一定状態で推移し、有機物分解が継続的に起っていることが推察された。

アンモニア酸化菌は両区ともほぼ同じ菌数で推移しているが、土壤溶液中のアンモニア、亜硝酸態窒素の濃度、ピークに差があったことから 20°C 処理区の活性が 10°C 処理区に比べ優れていると考えられた。その結果、10°C 処理区では亜硝酸酸化菌の基質である亜硝酸態窒素の生成量が少なかったために、亜硝酸酸化菌数のピークが 9 週目に現れたと考えられる。

表層土のアンモニア態、硝酸態窒素の消長にも温度差による影響が明らかであり、低温では硝化速度、硝化量が低下することが結論される。

## 謝 辞

本研究を行うに際し、広木幹也研究員に種々の御教示と研究遂行に御協力を賜わった。また久保井 徹研究員、服部浩之研究員には本研究に対し、貴重な御意見、御協力を頂いた。さらに各種分析に際しては中村てる子氏、沼尻栄子氏に御協力頂いたことに深く感謝の意を表する。

## 引 用 文 献

- 1) 日本土壤肥科学会編 (1979): 下水汚泥—リサイクルのために—。博友社, 145-165.
- 2) 久保井徹・藤井國博・服部浩之 (1980): 下水汚泥の土壤施用が土壤環境に与える影響—ライシメーター実験(II)—。国立公害研究所研究報告, 第 47 号, 111-175.
- 3) 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 (1980): 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究(II)。国立公害研究所研究報告, 第 46 号, 17-38.
- 4) 下水汚泥利用協議会 (1983): 下水汚泥の緑農地利用—国際シンポジウム会議録—。1-5.
- 5) 鎌田春海 (1978): 神奈川県における土壤分類と土地利用に関する研究。神奈川県農業総合研究所報告, 第 119 号, 33-88.
- 6) 隅田裕明・藤井國博・松坂泰明 (1986): 汚泥成分の土壤環境中での挙動について。国立公害研究所研究報告, 第 93 号, 115-133.
- 7) G. H. Bolt, M. G. M. Bruggenwert 編著 (1980): 土壤の化学。岩田進午・三輪睿太郎・井上隆弘・陽捷行訳, 学会出版センター, 57-95.
- 8) 日本土壤肥科学会編 (1981): 土壤の吸着現象—基礎と応用—。博友社, 5-35.



II-9

汚泥成分の土壤環境中での挙動について  
— 畑土壤における汚泥成分の地下浸透と土壤微生物フロラの変化 —

**Behaviours of Sewage Sludge Components in Soil Environment  
— Effect of Sewage Sludge Components on Chemical  
and Microbiological Properties of Soil and Compositions of Soil Water —**

隅田裕明<sup>1</sup>・藤井國博<sup>2,3</sup>・松坂泰明<sup>4</sup>

Hiroaki SUMIDA<sup>1</sup>, Kunihiro FUJII<sup>2,3</sup> and Yasuaki MATSUZAKA<sup>4</sup>

要 旨

土壤本来の有機物の影響が極めて少ない淡色黒ボク土の下層土を小型ライシメーターに充てんし、製造方法を異にする二種の下水汚泥を施用した。一定条件下で22週間にわたり作物を栽培し、この間定期的に表層土の化学性、土壤微生物の変化及び15 cm, 25 cm, 35 cm, 45 cmの深さから採取した土壤溶液及び浸透水中の無機成分の消長について検討した。結果を要約すると次のとおりである。

- 1) 汚泥の分解に伴い pH は上昇し、土壤溶液中の形態別窒素、無機イオン濃度は対照区に比べ増加した。
- 2) 土壤中の無機成分は、供試土壤の CEC が低いため6週目以降浸透水中に溶出することが認められた。
- 3) 汚泥施用区の土壤溶液中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は対照区に比べ高濃度で推移した。
- 4) 土壤中の  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  は4週目までに消失し、 $\text{NO}_3\text{-N}$  は実験終了時まで残存した。

- 
1. 昭和59年度 国立公害研究所共同研究員 (日本大学農獣医学部 〒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.
  2. 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.
  3. 現在: 農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台 3-1-1  
Present Address: Department of Natural Resources, National Institute of Agro-Environmental Sciences. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  4. 昭和56-59年度 国立公害研究所客員研究員 (日本大学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., 3-34-1 Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.

- 5) 好気性細菌, 放線菌, 糸状菌, 色素耐性菌, タンパク分解菌の各菌数は実験期間中, 日立汚泥区 > 相模汚泥区 > 対照区の順を示し, 汚泥の熟度が低い日立汚泥区では特に変動が大きかった。
- 6) 汚泥施用区のアムモニア酸化菌は実験初期に増加し, 亜硝酸酸化菌は後期に増加した。

### Abstract

Sub-soil of light colored Andosol, having a wick has low humus content, was added to a small-sized lysimeter (75 cm×76 cm×50 cm) and treated with two different kinds of sewage sludge; one was HITACHI sewage sludge and the other, SAGAMI sewage sludge. These sewage sludges were applied to a soil depth of 15 cm from the surface at a rate of 2 ton/ha. Cultivation was carried out during 22 weeks under controlled soil water regimes and environmental conditions (25 °C, 60 %). Periodical changes of chemical properties and microbiological populations in surface soils and components of soil water collected from 15 cm, 25 cm, 35 cm and 45 cm, respectively, were traced by definitive methods. The results obtained are summarized as follows:

1) pH values of soil water increased with decomposition of applied sewage sludge. Concentrations of various forms of nitrogen and cations in soil water treated with sewage sludge were increased compared with these in non-treated soil water.

2) The inorganic components of examined soil were leached out after 6 weeks of cultivation due to low cation exchange capacity of the soil.

3) Concentrations of nitrate nitrogen in soil water treated with sewage sludge were markedly high compared with non treated soil water during the whole period of cultivation.

4) Ammonium and nitrite nitrogen in soil water disappeared after 4 weeks of cultivation. On the other hand, nitrate nitrogen remained in the soil until the end of cultivation.

5) The order of the populations of aerobic bacteria, fungi, proteolytic bacteria and dye-resistant bacteria during cultivation were HITACHI sewage sludge > SAGAMI sewage sludge > non treated sewage sludge. Periodic variation of microbial populations in HITACHI sewage sludge was markedly predominant because of the low maturity of this sewage sludge.

6) Members of ammonium oxidizing bacteria in the soil treated with sewage increased during the initial period of cultivation, but nitrite-oxidizing bacteria increased during the period of cultivation.

**Key words:** Sewage sludge, Field condition, Soil property, Microflora, Soil solution

## 1 はじめに

近年, 下水道の普及に伴い下水汚染の産出量は年々増加し, 4000 万 t に達し, その 80% が埋立または焼却処分され, 残りの約 20% が緑農地へ還元されている<sup>1-3)</sup>。これら下水汚泥は環境を汚染することなく, 緑農地へ還元されしかも地力の増強に役立つならば極めて有効かつ安定的な処理方法と考えられる。

下水汚泥の農業利用に関しては従来より, その施用方法を中心に土壤中における分解特性, 汚泥成分の地下浸透等について多くの情報が蓄積されつつある<sup>4-7)</sup>。さらに, 下水汚泥の種類, 施用

される土壤の種類により異なる反応を示すことも明らかにされている<sup>8,9)</sup>。しかし特定の土壤における下水汚泥の分解、土壤溶液、地下水、土壤微生物及び作物生産へ及ぼす影響を実際のは場条件を考慮しつつ詳細かつ包括的に行った研究は必ずしも十分といえる状態ではない。

本研究では、土壤が本来含む有機物の影響が極めて少ないと考えられる淡色黒ボク土の下層土を用い、製造方法を異にする二種類の下水汚泥を供試して、土壤養分、土壤溶液、土壤微生物フロラに与える影響について経時的に検討し、もって下水汚泥施用の土壤生態系に及ぼす影響を明らかにしようとした。

## 2 実験方法

### 2.1 実験装置

本研究土壤環境実験棟内にある気温 25°C 湿度 60%、自然採光室内に設置した 75 cm×75 cm×50 cm 容積約 280 l のステンレス製小型ライシメーター6基を用いた。

### 2.2 供試土壤

本研究構内より採取した淡色黒ボク土の下層土を風乾後 5 mm のふるいを通したものを供試した。供試土壤の理化学性を表 1 に示した。本土壌の理化学性は T-C、T-N とともに極めて少なく、CEC も 17.1 meq/100 g と土壤養分、養分保持能力とも極めて低い土壤である。

### 2.3 土壤の調整と充てん

ライシメーター最下層に洗浄した石英砂を 5 cm の厚さに敷き、その上 30 cm の厚さに風乾土 190 kg を仮比重 0.6~0.7 になるように充てんし、さらに表土として 15 cm の厚さに風乾土 76.2 kg を仮比重 0.5 の均一になるように硬度計により測定しながら数回に分けて充てんした。土壤充てん後、土壤表面より 15 cm、25 cm、35 cm の深さにポラスカップの中心がくるように  $\phi$  0.8 mm タイゴンチューブを接続し、それぞれの深さの土層に 3 個ずつ埋設した。

供試土壤は、実際のは場条件に適合するよう、交換性塩基含量及び pH の調整を行った。すなわち土壤の交換性 Ca、Mg、K 含量が CEC の 50、20、10% となるように  $\text{CaCO}_3$ 、 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 、KCl の必要量を算出し、施用した<sup>10)</sup>。充てん後の水浸出土壤 pH は各ライシメーターとも pH 約 6.5 を示した。

### 2.4 供試下水汚泥と施用

供試下水汚泥は日立未消化汚泥、相模汚泥を 2 mm 以下に粉碎したものを使用した。日立汚泥は未消化汚泥であり、好気発酵後、有機凝集剤を加え、脱水したものである。一方、相模汚泥は消化後、有機凝集剤を加え、4 か月間野積みしたものである。これらの過程が両汚泥の理化学性に反映しており、T-C、T-N 含量は日立汚泥が高いものの、相模汚泥は野積みの影響によりアンモ

表 1 供試土壌の物理、化学及び生物性

Table 1 Chemical, physical and biological properties of soil

pH	EC	T-C	T-N	C/N	CEC	Ca	Mg	K	Na	Base st.	Clay	Texture	Aerobic	Actino-	Fungi	Proteolytic	Dye resistant
(H <sub>2</sub> O)	ms/cm	%	%				meq/100g			%	minerals		Bacteria	mycetes		Bacteria	Bacteria
6.4	59.2	1.61	0.13	12.4	17.1	7.1	0.5	1.0	0.1	50.6	K = V > Amor	L	2.2*10 <sup>6</sup>	6.5*10 <sup>5</sup>	2.2*10 <sup>4</sup>	2.8*10 <sup>5</sup>	5.2*10 <sup>5</sup>

\* K ; Kaoline  
 V ; Vermiculite  
 Amor ; amorphous material

表 2 供試汚泥の化学性

Table 2 Chemical properties of sewage sludge

Sludge name	pH	EC	T-C	T-N	C/N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	CaO	MgO	K <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> O
	(H <sub>2</sub> O)	ms/cm	%	%		mg/100g	mg/100g	%	%	%	%	%
HITACHI	6.5	3.62	45.43	5.35	8.49	619.6	220.4	3.61	1.64	0.51	0.47	0.04
SAGAMI	5.5	2.24	22.05	3.51	6.28	188.1	22.0	3.51	1.58	0.60	0.33	0.16

ニア態窒素が減少し、硝酸態窒素含量が極めて高い値を示し、塩素成分は野積みによる体積の減少のために増加している。

日立未消化汚泥を乾物として 2 t/10 a となるように施用量を算出し、T-C として同量になるように相模汚泥施用量を算出した。下水汚泥の施用は、下水汚泥成分や分解生成物がライシメーター壁面と充てん土壌との間へ漏出することを防止するため、ライシメーター壁面にそって 5 cm 幅の汚泥未施用部分が残るように 65×65×10 cm の土壌を取り出し、汚泥と土壌をよく混合したのち再度充てんした。さらに作物栽培を行うために汚泥無施用の対照区では N、P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>、K<sub>2</sub>O として 10 kg、12 kg、10 kg/10 a 相当量を硫酸、リン安、塩化カリによって施用し、一方、汚泥施用区では K 欠乏が考えられたため K<sub>2</sub>O のみを 12 kg/10 a 相当量を塩化カリにより汚泥施用時に施用した。なお下水汚泥の化学性を表 2 に示した。

## 2.5 試験区の設定

試験区としては化学肥料のみを施用した対照区、日立汚泥施用区、相模汚泥施用区の 3 区 2 連制 6 処理を設けた。

## 2.6 試験管理と試料採取

かん水には蒸留水を用い、4 日ごとにじょうろにより 1 区当たり 14.8 l をかん水した。この量は年間降雨量を 1500 mm<sup>11)</sup>として計算したものである。実験は昭和 59 年 7 月 16 日から同年 12 月 14 日までの 22 週間行った。この間の室温、湿度は前述のとおりである。試料採取は、土壌については 6 週目までは毎週、その後は隔週にライシメーターの各辺の 4 等分線の交点 6 箇所より 5 cm の深さまで採取し、ポリエチレン袋中でよく混合後、土壌分析、微生物フロアの計測に供試した。土壌溶液は毎週かん水翌日に表層から 15 cm、25 cm、35 cm の深さの 3 箇所のポーラスカップによって採取した土壌溶液を混合後、分析に供した。なお、下部排出孔により溶出した浸透水も前記土壌溶液と同様に分析した。

## 2.7 植物栽培試験

植物栽培は実験期間中コカブを供試作物として 3 作実施した。栽培概要は 3 作とも播種後 7 日目に間引きを行い、播種後ほぼ 1 か月で収穫し、草丈、葉数、地上部、地下部の新鮮物及び、乾燥物重量について調査した。

植物栽培日程は第 1 作を 7 月 18 日播種、8 月 18 日収穫、第 2 作を 9 月 10 日播種、10 月 15 日収穫、第 3 作を 10 月 25 日播種、11 月 26 日収穫した。

## 2.8 分析方法

土壌は未風乾土について pH(H<sub>2</sub>O)は 1:5 水浸出ガラス電極法により、NH<sub>4</sub>は 1 NKCl(1:

10)抽出液、NO<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub>は水(1:5)抽出液について、テクニコン社製オートアナライザーAA II型により測定した。

土壌溶液についてはpHをガラス電極法により、NH<sub>4</sub>をインドフェノール吸光度法<sup>12)</sup>、NO<sub>2</sub>をグリース変法による吸光度法<sup>13)</sup>、NO<sub>3</sub>をヒドラジン還元吸光度法<sup>14)</sup>、Clをチオシアン第二水銀法により<sup>15)</sup>発色させ、テクニコン社製オートアナライザーAA II型により測定した。Ca、Mg、K、Naは島津製作所AA-640-12型原子吸光光度計を用いて分析した。

土壌微生物数は好気性細菌、放線菌、糸状菌、タンパク分解菌、色素耐性菌について平板希釈法により<sup>16)</sup>、アンモニア耐性菌、亜硝酸酸化菌は希釈ひん度法<sup>17)</sup>により、既法<sup>5)</sup>と同一培地、同一方法により計測した。

### 3 結果

#### 3.1 土壌溶液の分析結果

実験開始3日目より21週目までの22回の測定結果を項目ごとに示すと以下のとおりである。なお、以下の記述中に15 cm、25 cm、35 cm、とするのはそれぞれの深さの土層に埋設したポラスカップにより採取した土壌溶液を示し、また45 cmとあるのはライシメーター下部の排出孔から得た浸透水を示したものである。

##### 3.1.1 pHの変化

pHの変化を図1に示した。各処理区ともpHは5.8~7の間で推移したが、各処理区とも15 cm、45 cmでの変動が大きかった。このことが特に顕著なのは日立汚泥区の10~21週目であったが、相模汚泥区では他の区に比し、変動は小さかった。

##### 3.1.2 形態別窒素の変化

形態別窒素の変化を図2、3、4に示した。

アンモニア態窒素の変化は亜硝酸態窒素の変化とほぼ同様な傾向を示し、相模汚泥区での初期濃度が極めて高く、下層への移動も他の区と異なった様相を示し、35 cm、45 cmで5週目にピークを示し、35 cmで6週目まで、45 cmで8週目までこのピークが続いた。各区とも10週目までアンモニア態窒素が検出されたが、その後は45 cmでのみ検出され、最終的にはほとんど検出されず、硝酸態窒素へ変化したものと考えられた。

日立汚泥、相模汚泥のアンモニア態窒素含有量は日立汚泥が相模汚泥の5~6倍を示しているのにかかわらず、土壌溶液中の濃度は相模汚泥区で高い値を示している。これは日立汚泥は未消化汚泥であるのに対し、相模汚泥は4か月ほど野積みを行っているため有機物資材の熟度に差があり、日立汚泥施用区では施用後アンモニア態窒素の有機化が起こったためにこのような結果を示したと考えられる。また、施用した汚泥の違いにより形態変化の速度に差が生ずることが示唆さ

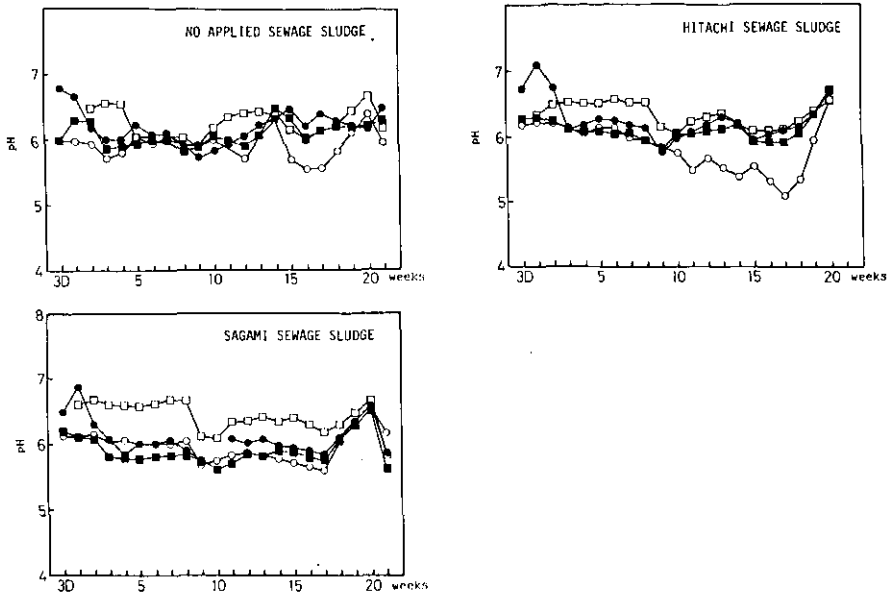


図 1 下水汚泥の施用が土壌溶液の pH に与える影響

Fig. 1 Effect of pH values in soil water with application sewage sludge

3D means 3days after application of sewage sludge. ● 15 cm, ■ 25 cm, ○ 35 cm, □ 45 cm are indicate sampling depth of soil water from surface, respectively.

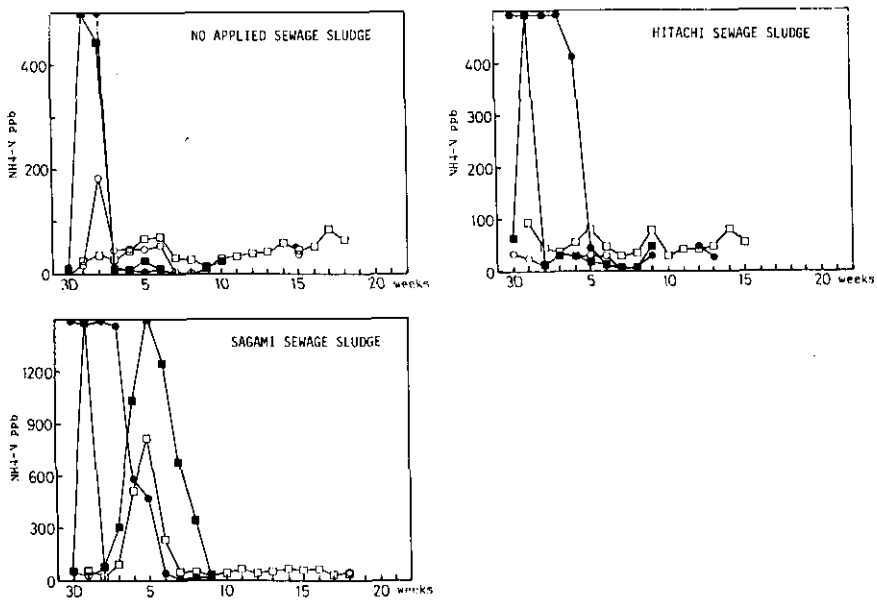


図 2 下水汚泥の施用が土壌溶液のアンモニア態窒素に与える影響(記号は, 図 1 参照)

Fig. 2 Effect of ammonium nitrogen in soil water with application of sewage sludge

For legends, see Fig. 1.

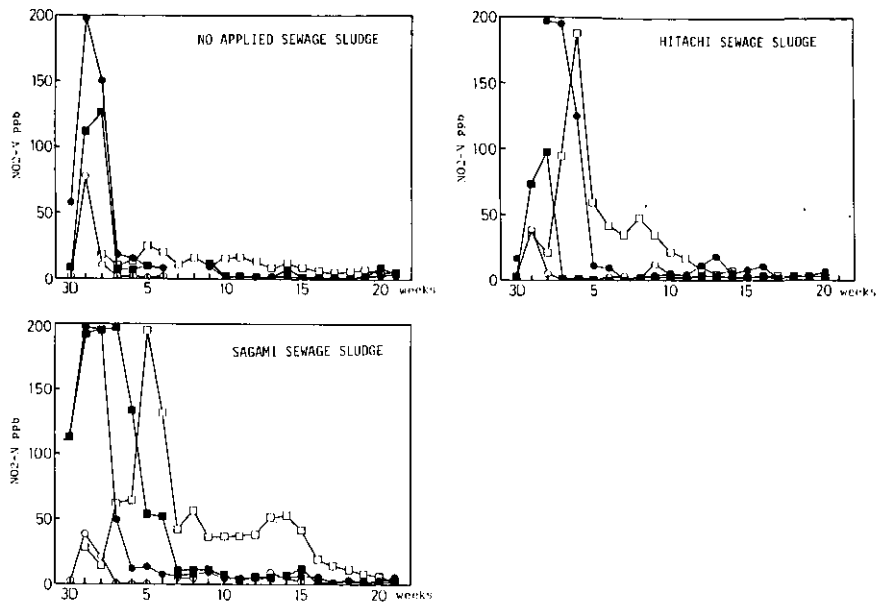


図 3 下水汚泥の施用が土壤溶液の亜硝酸態窒素に与える影響 (記号は、図 1 参照)  
 Fig. 3 Effect of nitrite nitrogen in soil water with application of sewage sludge  
 For legends, see Fig. 1.

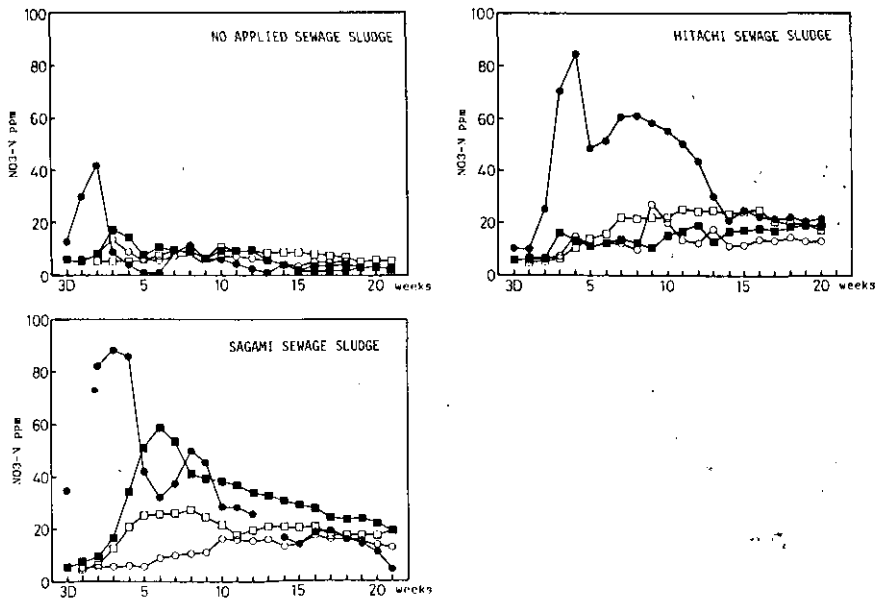


図 4 下水汚泥の施用が土壤溶液の硝酸態窒素に与える影響 (記号は、図 1 参照)  
 Fig. 4 Effect of nitrate nitrogen in soil water with application of sewage sludge  
 For legends, see Fig. 1.



れた。

亜硝酸態窒素の初期のピークは相模汚泥区>日立汚泥区>対照区の順を示し、35 cm までの化学肥料あるいは有機物施用による影響は対照区では3週目まで、日立汚泥区では4週目、相模汚泥区では6週目まで現れ、45 cm では両汚泥施用区で有機物施用の影響が現れ、特に相模汚泥区では15週目まで高濃度で推移した。亜硝酸態窒素の下層への移動は、対照区では、急激に起こるのに対し、汚泥施用区では経時的に下層へ移動する傾向を示した。

硝酸態窒素は各区とも経時的に下層へ移動する傾向を示し、15 cm で汚泥区は対照区のほぼ2倍の濃度を示し、対照区では5週目以後各深さの土壌溶液とも10 ppm 以下の濃度で推移した。日立汚泥区の15 cm では4週目にピークを示し、13週目にかけて徐々に減少し、その後約20 ppm 程度の濃度で推移した。25 cm, 35 cm, 45 cm では徐々に上昇し、下層ほど高い値を示した。相模汚泥区では、15 cm の初期濃度は高いものの、5週目以降は35 cm で高濃度を示し、25 cm の濃度が他の区に比し高いことが特徴的であった。

これらのことより、形態別窒素は施用した資材の性質が大きく影響しており、対照区に比し汚泥区では分解が持続し、汚泥区でも汚泥の熟度の差により下層への移動速度に差があることが認められた。

### 3.1.3 塩素の変化

塩素濃度の変化を図5に示した。

各区とも3週目まで施肥の影響が認められ、さらに汚泥施用区では有機物分解の影響により15 cm で7週目まで高濃度のClが検出された。相模汚泥区では3週目より7週目にかけて35 cm で高濃度を示したが、全区とも日数の経過とともに15 cm の濃度が低くなり下層ほどCl濃度が上昇する傾向が認められ、塩素は下層への移動が速やかに起こることが示唆された。

### 3.1.4 カルシウムの変化

カルシウム濃度の変化を図6に示した。

各地とも供試土壌のpH調整のため用いた炭酸カルシウムの影響が認められ、対照区では4週目まで高濃度を示し、3週目には35 cm までの浸透が認められた。その後15 cm で下層に比し高い濃度で推移したが、4週目以後下層への浸透はほとんど認められなかった。日立汚泥区では有機物の影響により14週目まで高濃度を示したが、対照区のような初期の浸透は認められず、徐々に浸透する傾向を示し、特に7週目以降45 cm への浸透が認められたことが特徴的であった。相模汚泥区では他の区に比し15 cm におけるCa濃度が極めて高く、その結果25 cm 以下の層への浸透も明りょうに認められ、実験期間中のCa濃度は他の区に比し高濃度で推移した。

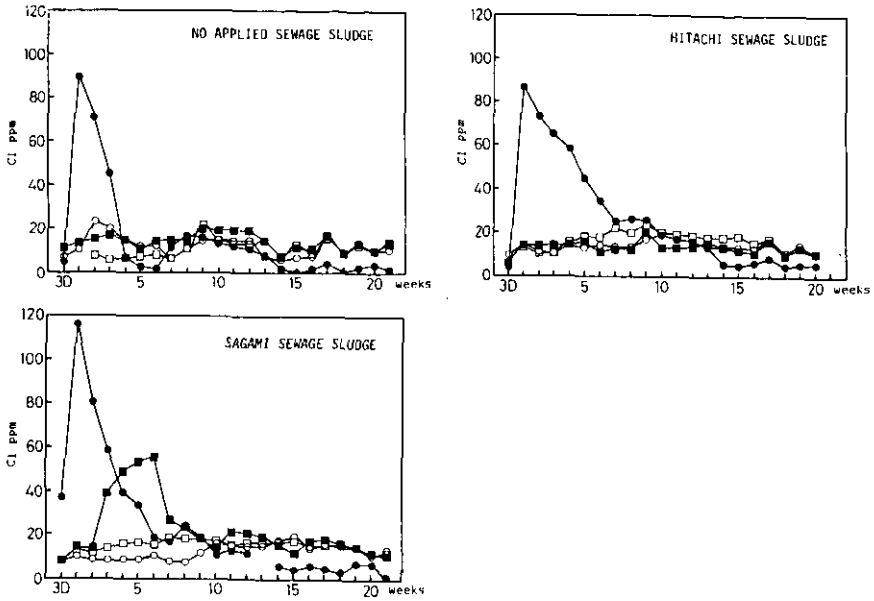


図 5 下水汚泥の施用が土壤溶液の塩素濃度を与える影響 (記号は, 図 1 参照)  
 Fig. 5 Effect of chloride concentration in soil water with application of sewage sludge

For legends, see Fig. 1.

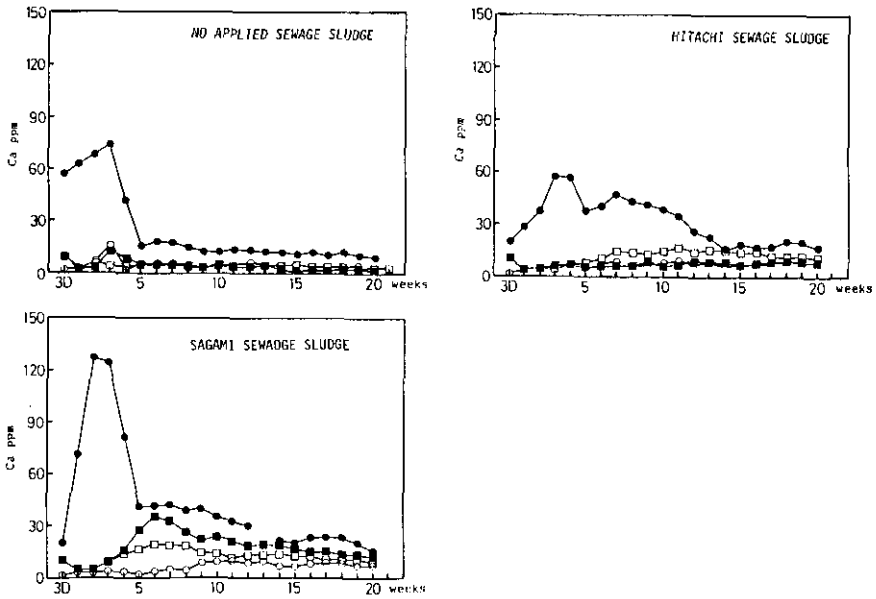


図 6 下水汚泥の施用が土壤溶液のカルシウム濃度を与える影響 (記号は, 図 1 参照)  
 Fig. 6 Effect of calcium concentrations in soil water with application of sewage sludge

For legends, see Fig. 1.

### 3.1.5 マグネシウムの変化

マグネシウムの変化を図7に示した。

マグネシウムについても各区とも pH 調整に用いた水酸化マグネシウムの影響が顕著に現れ、各区ともカルシウムの場合とほぼ同様な傾向を示した。対照区では 15 cm の変化が顕著であったが、日立汚泥区では 15 cm のマグネシウム濃度の経時的な減少に伴い、45 cm のマグネシウム濃度の上昇が認められた。相模汚泥区では他の区に比べ 15 cm の初期濃度が極めて高く、15 cm の4週目までのマグネシウム濃度の低下に伴い、25 cm, 35 cm, 45 cm のマグネシウム濃度が経時的に上昇した。

### 3.1.6 カリウムの変化

カリウムの変化を図8に示した。

カリウムは日立汚泥区では汚泥施用による影響が20週目まで認められ、さらに25 cm への浸透も20週目まで持続した。対照区、相模汚泥区で15 cm にのみ影響が認められ、これは相模汚泥中のカリウムが極端に少ないことに由来すると考えられた。

### 3.1.7 ナトリウムの変化

ナトリウムの変化を図9に示した。

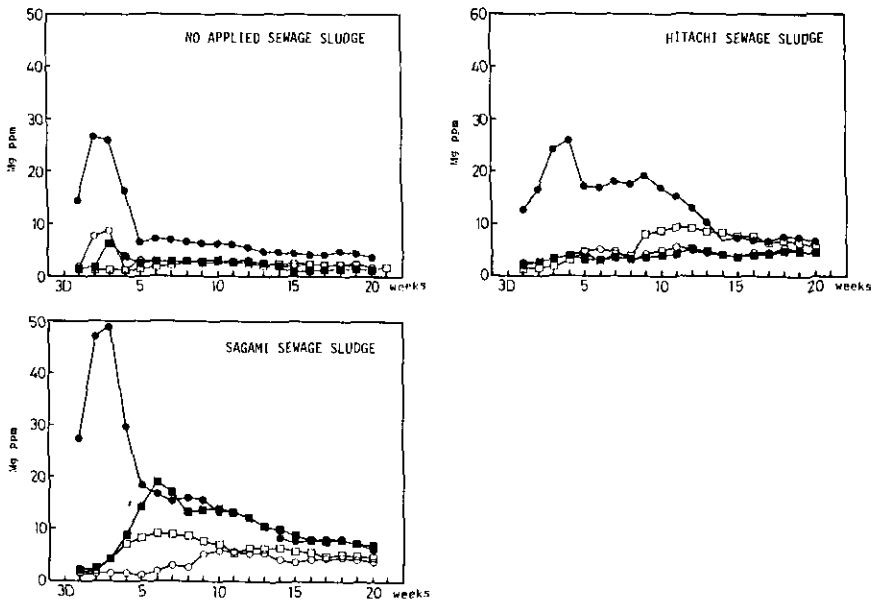


図 7 下水汚泥の施用が土壤溶液のマグネシウム濃度に与える影響 (記号は、図1参照)  
 Fig. 7 Effect of magnesium concentrations in soil water with application of sewage sludge

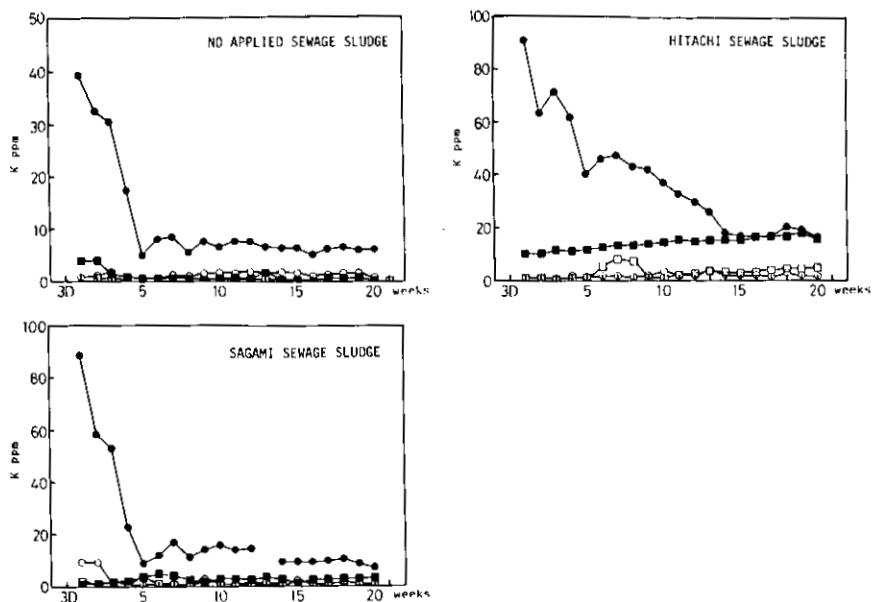


図 8 下水汚泥の施用が土壤溶液のカリウム濃度を与える影響 (記号は、図 1 参照)  
 Fig. 8 Effect of potassium concentrations in soil water with application of sewage sludge  
 For legends, see Fig. 1.

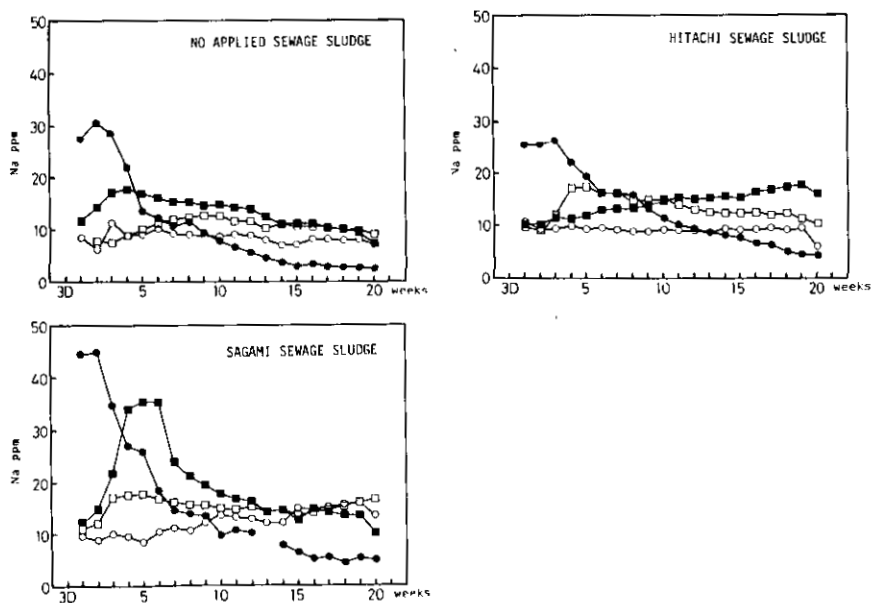


図 9 下水汚泥の施用が土壤溶液のナトリウム濃度を与える影響 (記号は、図 1 参照)  
 Fig. 9 Effect of sodium concentrations in soil water with application of sewage sludge  
 For legends, see Fig. 1.

ナトリウム濃度の変動はカリウムのそれとは異なり、全区とも下層への浸透が顕著に認められ、特に相模汚泥施用区で高濃度を示した。下層への浸透は 25 cm への浸透が 3 週目までに速やかに起こり、Na イオンの特徴である易動性が示されたものと思われる。

### 3.2 土壤分析結果

実験開始 3 日後及び 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 20 週後に採取した土壤の pH, NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> について分析し、その結果を図 10 に示した。

pH は各区とも同様な変化を示し、開始時に pH 約 6.5 を示したが、その後 3 週目まで徐々に低下し、再び 20 週目にかけて上昇する傾向を示した。この低下の原因は後述する硝酸態窒素の生成が 3 週目にピークを迎えることと一致することから、硝酸態窒素の集積によるものと考えられる。またその後の pH 上昇は分解によって生成した酸性物質が洗脱作用を受けた結果であると考えられる。

アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素は各区とも 2 週目に最大値を示し、4 週目には消失した。また、アンモニア態窒素、硝酸態窒素生成量は相模汚泥区 > 日立汚泥区 > 対照区の順を示した。硝酸態窒素は、2 週目に最大値を示し、相模汚泥区 > 日立汚泥区 > 対照区の順であった。その後、5 週目にかけて減少し、8 週目に再びピークを示し、日立汚泥区 > 相模汚泥区 > 対照区の順であった。こ

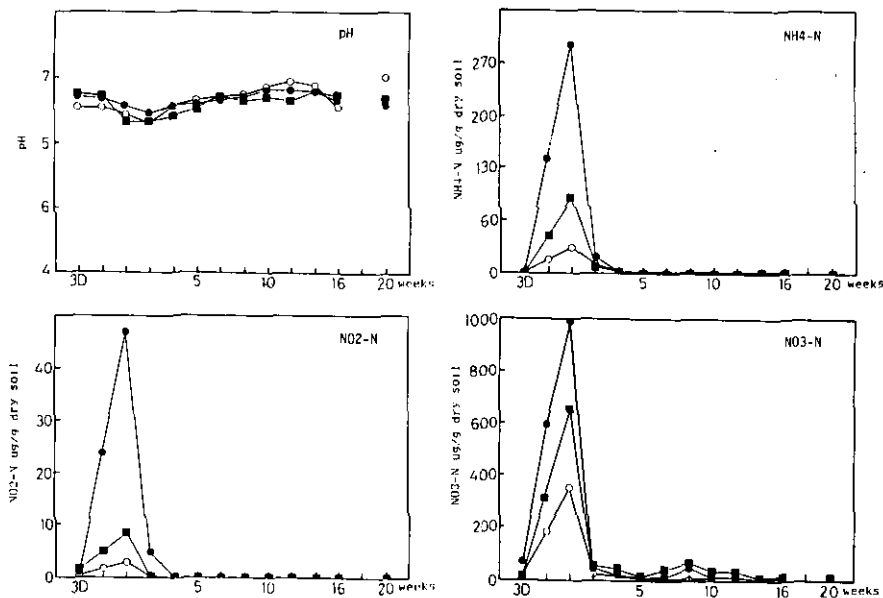


図 10 下水汚泥施用表層土壤の化学性の変化 (記号は、図 1 参照)

Fig. 10 Changes in chemical properties of surface soils applied with sewage sludge

For legends, see Fig. 1.

のような急激な減少は植物体による吸収の結果と考えられる。これら無機態窒素の生成量の差は汚泥の窒素形態が反映していると考えられ、相模汚泥は完熟しているため、無機態窒素の大部分が硝酸態であるのに対し、日立汚泥ではタンパク態窒素が多いためと考えられる。

### 3.3 植物栽培結果

実験期間中収量は1作目では相模汚泥区(443) > 対照区(100) > 日立汚泥区(79), 2作目では相模汚泥区(243) > 対照区(100) > 日立汚泥区(96), 3作目では相模汚泥区(117) > 対照区(100) > 日立汚泥区(79)であり、3作を通し収量は相模汚泥区 > 対照区 > 日立汚泥区の順を示した(カッコ内は対照区を100とした収量指数)。汚泥の肥料成分では日立汚泥が優っていたが、収量では相模汚泥が勝っており、植物栽培には、汚泥自体の熟度の差が現れたものと考えられる。

### 3.4 土壌微生物数の計測結果

各区の好気性細菌, 放線菌, 糸状菌, タンパク質分解菌, 色素耐性菌, アンモニア酸化菌, 亜硝酸酸化菌について実験開始3日後, 及び1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 22週後の土壌について計測した結果を対数変換し, 図11, 12に示した。

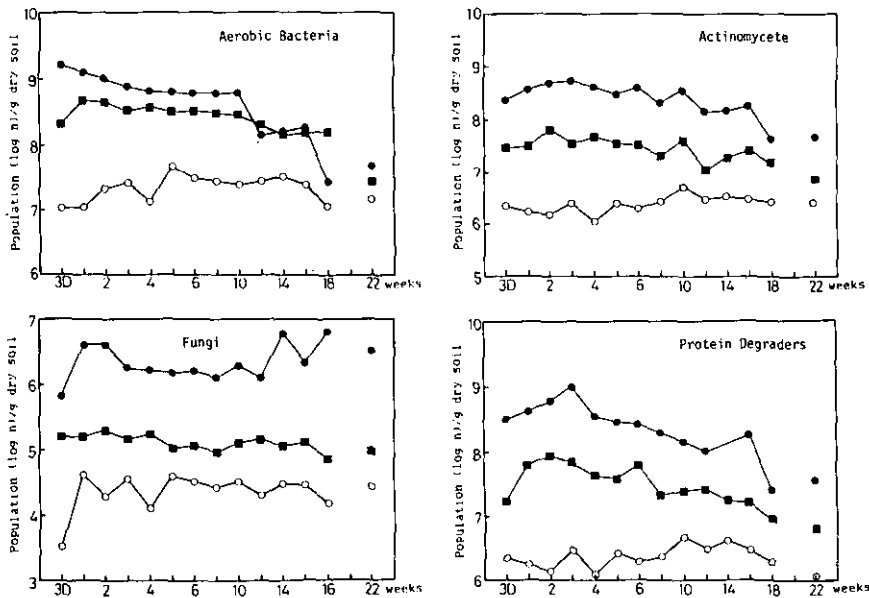


図 11 下水汚泥施用表層土壌の好気性細菌, 糸状菌及びタンパク質分解菌の変化 (記号は, 図1参照)

Fig. 11 Changes in the populations of dye aerobic bacteria, actinomycetes, fungi and protein degraders in surface soils applied with sewage sludge.

For legends, see Fig. 1.

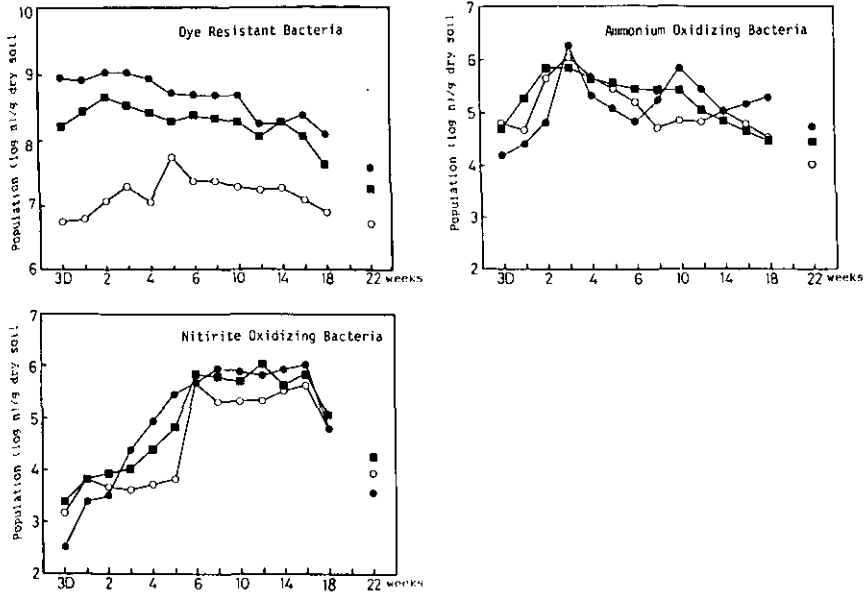


図 12 下水汚泥施用表層土壤の色素耐性菌、アンモニア酸化菌及び亜硝酸酸化菌の変化（記号は、図 1 参照）

Fig. 12 Changes of the populations of dye resistant bacteria, ammonium oxidizing bacteria and nitrite oxidizing bacteria.

For legends, see Fig. 1.

### 3.4.1 好気性細菌

好気性細菌は 12 週目まで区間差が明りょうに認められ、日立汚泥区 > 相模汚泥区 > 対照区の順を示した。日立汚泥区では菌数は経時的に減少する傾向を示した。相模汚泥区は実験開始直後の 1 週目には菌数が増加したが、その後は、日立汚泥区と同様な減少傾向を示した。これに対して対照区は実験開始時より菌数は徐々に増加し、5 週目に最高値を示し、再び減少し 22 週目には実験開始時とほぼ同様な菌数となった。最終的には全区とも菌数は  $10^7$  のオーダーに収束した。

### 3.4.2 放線菌

放線菌数は好気性細菌数と同様な区間差が認められたが、経時的な変化は明りょうではなかった。両汚泥区とも 2~3 週目にかけて菌数は徐々に上昇し、その後緩慢に減少し、22 週目には両汚泥区の放線菌数は好気性細菌数に匹敵する値となった。対照区では実験開始時より緩やかな上昇が認められ、14 週目よりほぼ一定状態であり、22 週目の菌数は好気性細菌数の 1/10 程度であった。

### 3.4.3 糸状菌

糸状菌数の区間差は好気性細菌、放線菌とほぼ同様であったが、経時的变化が異なり、日立汚泥区で1~2週目に、対照区で1週目に最高値を示し、その後多少変動はあるもののほぼ一定の状態を推移した。相模汚泥区では実験開始時よりほぼ一定の状態を持続した。また全期間中の菌数は相模汚泥区と対照区の差がわずかであり、出現したコロニーの形態も小さく類似していたが、日立汚泥区では大きく、黒色のコロニーが出現した。

#### 3.4.4 タンパク分解菌

両汚泥区とも菌数の増減が明らかに認められたが、区間による菌数の差は同様であった。日立汚泥区の菌数が最も多く、実験開始時より3週目にかけて菌数は経時的に上昇し、4~22週目には減少した。相模汚泥区では実験開始時より3週目まで菌数は増加し、6週目に再び増加するが、全体的には減少傾向をたどると考えられる。両汚泥区とも、22週目には実験開始時より低い菌数となったが、これは基質の減耗のためと考えられる。対照区では実験開始時より10週目にかけて菌数は増加するが、その増加割合は汚泥区に比しわずかであった。さらに10週目より22週目にかけて菌数は減少し、22週目には実験開始時とほぼ等しい菌数となった。

#### 3.4.5 色素耐性菌

菌数は対照区が全期間を通して最も低く、両汚泥施用区はともに $10^8$ の菌数であったが、実験開始時より14週目までは日立汚泥区>相模汚泥区の順であったものが、15~22週目にかけて逆転し、相模汚泥区が高い菌数を示した。両汚泥区とも2週目にかけて菌数の増加がみられ、その後緩慢に減少した。対照区では5週目にかけて菌数は増加し、その増加割合は高く、5~22週目にかけて徐々に減少した。

#### 3.4.6 アンモニア酸化菌

アンモニア酸化菌は前述の各種菌群の変化とは全く異なっていた。すなわち区間による菌数の差が顕著でなく、経時的な変化に多少の差が認められるに過ぎなかった。すなわち日立汚泥区は実験開始時より3週目にかけ急激に菌数が増加し、6週目まで低下し再び10週目にかけて増加しその後低下した。相模汚泥区は2~3週目に最大値を示し、その後10週目まで徐々に低下し、22週目には実験開始時の菌数とほぼ同等になった。対照区は3週目まで増加し、汚泥区とほぼ同等の菌数を示し、22週目にかけて減少し、実験開始時の菌数より低下した。

#### 3.4.7 亜硝酸酸化菌

亜硝酸酸化菌は各区ともアンモニア酸化菌とは顕著に異なる消長を示した。実験開始時には各区ともほぼ等しい菌数であったが、汚泥施用区は実験開始時より6週目まで極めて急速に増加し、 $10^8$ のオーダーに達した。これに対し対照区は5~6週の間急激な増加があったほかは、菌数の顕



著な差は見られなかった。その後各区とも菌数にほとんど差が見られないまま推移し、15 週目以後急激に減少はしたが、22 週目に至ってもなお実験開始時の菌数よりは明らかに多かった。

## 4 総合考察

### 4.1 土壤溶液の変化

土壤溶液の pH は土壤中の様々な変化の包括的な指標とみなしうるものであり、本実験の場合供試汚泥の分解、供試土壤の調整に用いた無機塩の影響等が複雑に関与するものと考えられる。各区とも 15 cm, 25 cm における土壤溶液の pH の変化は類似しているが、35 cm, 45 cm では全く異なった変化を示した。15 cm, 25 cm での初期～中期にかけての pH の低下は汚泥分解に伴う  $\text{NO}_3\text{-N}$  の生成が主要因であり、後期は  $\text{NO}_3\text{-N}$  の生成が減少する一方、土壤調整に用いた無機塩の可溶性に伴って pH が上昇したのと考えられる。また、45 cm 層では、下部排出口よりの浸透水を 1 週間滞留させるため水溶性炭酸塩の溶解等により pH が上昇したと考えられ、このことは別途行ったアルカリ度の測定からも裏付けられた。

緑農地に施用される有機物は炭素質と窒素質に分類され、汚泥はほとんどが含窒素有機物であるとされている<sup>19)</sup>。土壤中での含窒素化合物の分解による窒素形態の変化は微生物性に大きく影響を与え、土壤溶液中の窒素形態も対照区とは全く異なっている。15 cm での  $\text{NO}_3\text{-N}$  は植物栽培を 3 作行ったにもかかわらず、実験後期まで検出された。 $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  は初期に高濃度を示したが中期にはほとんど検出されず、 $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  は表層で速やかに  $\text{NO}_3\text{-N}$  へ酸化されたと推察される。

Cl は各区とも初期に高濃度を示したが、中期以後、全層ともほぼ同様な値で推移したことから土壤粒子への吸着があったと考えられる。塩基類の濃度変化は汚泥本来の含有量にも影響されており、その下層への浸透には CEC が大きく関与することが明らかである。K については植物体への吸収がほとんどであると考えられるが、Ca, Mg, K, Na は汚泥自体の含有量に応じた速やかな地下浸透が認められた。

### 4.2 表層土の変化

土壤の pH の変化は  $\text{NO}_3\text{-N}$  の生成に大きく影響され、 $\text{NO}_3\text{-N}$  の生成に伴い実験当初の pH は低下する。その後 pH は徐々に上昇するが、これは土壤中の酸性物質や汚泥分解に伴い生成した有機酸等が浸透水とともに流亡するためと考えられる。

アンモニア化成作用は施用される有機物の C/N 比に支配されると考えられる<sup>19)</sup>。本実験で供試した汚泥はいずれも C/N 比 10 以下であり、汚泥中にタンパク態で存在する窒素化合物は遅かれ速かれ  $\text{NH}_4\text{-N}$  に変化すると考えられ、さらに pH が全期間中 6~7 で推移したため、活発な硝化作用が継続し、 $\text{NO}_3\text{-N}$  を生成したのものであろう。土壤溶液中の  $\text{NO}_3\text{-N}$  が高濃度を示したのはまさにこの結果と考えられる。

### 4.3 微生物フロラ

好氣的細菌，放線菌，糸状菌，タンパク分解菌，色素耐性菌の変化は施用した汚泥の組成，熟度を大きく反映すると考えられる。日立汚泥は未消化汚泥であるため，微生物の生育に必要な基質が十分に存在すると考えられ，土壤施用により温度，水分等の条件が変化すれば微生物相の急激な変動が予測された。一方，相模汚泥は一次発酵後，4 か月近く野積み期間中の二次発酵により，汚泥の分解が進行し，微生物相も日立汚泥に比べ安定していると考えられる。これらのことから，実験期間中の菌数が日立汚泥区>相模汚泥区>対照区の順となったものと思われる。また対照区でも菌数の増加が見られたが，これは植物栽培に伴う植物根，植物残さによる有機物の富化のためと考えられる。日立汚泥は相模汚泥に比べアンモニア態窒素が多いが，汚泥を施用した土壤溶液中のアンモニア態窒素濃度は相模汚泥区が極めて高い傾向を示した。これは，日立汚泥施用により急激な菌数の増加が起り，一時的な窒素飢餓状態となったためと考えられる。

### 謝 辞

本研究を行うに際し，広木幹也研究員に種々の御教示と研究遂行に御協力を賜わった。また久保井徹研究員，服部浩之研究員には本研究に対し，貴重な御意見，御協力を頂いた。さらに各種分析に際しては中村てる子氏，沼尻栄子氏に御協力頂いたことに深く感謝の意を表する。

### 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, 5-22.
- 2) 下水汚泥資源利用協議会 (1983): 下水汚泥の緑農地利用—国際シンポジウム会議録—, 1-5.
- 3) 建設省統計資料 (1985): 下水汚泥の処分の適正化, 11. (未発表).
- 4) 森 久之・藤井國博・吉田富男 (1980): 下水汚泥の土壤還元による汚泥成分の分解. 日本土壤肥料学雑誌, **51** (6), 435-440.
- 5) 久保井徹・藤井國博・服部浩之 (1980): 下水汚泥の土壤施用が土壤環境におよぼす影響—ライシメーター実験(II)—. 国立公害研究所研究報告, 第 47 号, 111-175.
- 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 (1980): 下水汚泥施用土壤の微生物フロラに関する研究(II). 国立公害研究所研究報告, 第 46 号, 17-38.
- 7) 山本一彦・隅田裕明・松坂泰明・小口 弘 (1984): コンポスト施用土壤からの成分の溶出. 日本大学農獣医学部学術研究報告, 第 41 号, 34-45.
- 8) 山本一彦・隅田裕明・松坂泰明・矢崎仁也 (1985): 各種コンポストの施用が土壤化学性におよぼす影響. 日本土壤肥料学雑誌, **56** (22), 115-122.
- 9) 山本一彦・隅田裕明・松坂泰明・矢崎仁也 (1985): 各種コンポストの施用が土壤養分の消長におよぼす影響. 日本土壤肥料学雑誌, **56** (22), 123-129.
- 10) 鎌田春海 (1978): 神奈川県における土壤分類と土地利用に関する研究. 神奈川県農業総合研究所研究報告, 第 119 号, 33-88.
- 11) 東京天文台編 (1984): 理科年表. 気象部気 81.
- 12) Technicon Instrument Corp (1973): Ammonia in water and sea water. Technicon industrial method 154-71w/Tentaive.

- 13) Technicon Instrument Corp (1977): Nitrite in water and waste-water. *ibid* 102-70w/C.
- 14) Technicon Instruments Corp (1975): T. O. N./nitrite in water and waste-water. *ibid.*, 186-75E/Provisional.
- 15) Technicon Instrument Corp. (1974): Chloride in water and waste-water. *ibid.* 90-70w/C.
- 16) 近藤 照・加藤邦男 (1975): 土壤中の微生物計数法. 土壤微生物実験法, 養賢堂, 21-27.
- 17) 西尾道徳 (1975): 硝化菌の計測と分離. 土壤微生物実験法, 養賢堂, 193-197.
- 18) 農林水産省農蚕園芸局農産課編 (1979): 堆肥等有機物分析法—各種有機物の腐熟度についての考え方と腐熟度の基準設定のための分析法, 1-23.
- 19) A. Douglas McLaen George, H. Perterson (1967): Soil Biochemistry Marcel Dekker. Inc, New York, 194-215.

II-10

下水汚泥の施用がナスのネコブセンチュウ害に及ぼす影響  
Effect of Sewage Sludge Application on Eggplant Root-knot  
Nematode Disease

広木幹也<sup>1</sup>・久保井 徹<sup>1</sup>・藤井國博<sup>1,2</sup>

Mikiya HIROKI<sup>1</sup>, Toru KUBOI<sup>1</sup> and Kunihiro FUJII<sup>1,2</sup>

要 旨

下水汚泥の土壌施用が線虫害の発生に及ぼす影響を明らかにするため、石灰凝集下水汚泥連用試験ほ場において、サツマイモネコブセンチュウによるナスの線虫害の発生率と、土壌中の線虫数を調査した。

その結果、ネコブ指数、土壌中の線虫数とも、ほ場内に設けた小区間間のバラツキが大きく、処理間に有意な傾向は認められなかった。ほ場内の線虫害の発生率の分布図及び線虫害の株間の相関係数から判断して、線虫のほ場内での分布の局在性と小区内に線虫が侵入しにくいことが、このようなバラツキをもたらしたと考えられた。堆肥など、有機物に比較的富んだほ場においては、小区内にて線虫の発生率が高い傾向にあり、土壌条件によっては汚泥の施用が線虫害を促進する可能性を示した。

Abstract

Effect of limed sewage sludge on the galling of eggplants by root-knot nematode (*Meloidogyne incognita*) was investigated in a field experiment, with the following results.

The root-knot index of eggplants and the number of nematode larvae in surface soil fluctuated between plots treated with the same rate of sludge application, so no significant difference was recognized between treatments. Distribution of plants with galling and the correlation between root-knot index of two plants adjacent to each other suggested that lack of uniformity in the distribution of the nematode and reduced movement into the plot cause this large fluctuation. In manure-treated fields, the root-knot index tended to be larger in

- 
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. 現在：農業環境技術研究所 環境資源部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町観音台3-3-1  
Present Address: Department of Natural Resources, Natural Institute of Agro-Environmental Sciences, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

plots treated with sewage sludge than that outside the plots, suggesting that there is a possibility that sludge application increases nematode disease under certain soil conditions.

**Key words :** Sewage sludge, Root-knot, Nematode, Eggplant

## 1 はじめに

特定の作物を同一のほ場に連続して栽培した時に、次第にその生育あるいは収量が減少することがある。この“いや地”あるいは広く連作障害と言われる現象の原因としては、土壤養分の消耗もしくは塩類濃度の上昇、土壤物理性の悪化、植物由来の有害物質の集積、病原性の生物の増加などがあげられる。これらの現象は従来より認められていたものであるが、近年の畑作農業におけるように、経済性の高い特定の作物への偏重と、農薬及び化学肥料の多量使用、さらには機械力や施設栽培を中心とした農業においては、問題はますます深刻化しつつある。1976年に実施されたアンケート調査<sup>2)</sup>では、野菜の連作障害のうち病虫害が原因とみられるものは78%を占めており、連作障害の主要な原因となっている。

病虫害による連作障害が発生した場合、害を受けた植物の残渣や根が残存している土壤に同一の作物を栽培すると、次作にも病虫害が発生し、土壤中にこれらの病原性生物が蓄積してゆく。そのため、前作と次作の間に適当な作物を栽培し、その間に土壤中の病原性生物（多くは寄生性で、宿主が存在しないと増殖できない）を死滅させる方法は防除法として有効である。一方、土壤中に堆厩肥などの有機物を施用し、連作に伴う養分の損耗を補い、土壤物理性を改善し、土壤中の微生物相を多様化することにより病原性生物のきつ抗菌を増加させることも、連作障害を回避する方法の一つとしてその効果が期待される。しかし、施用する有機質資材の種類と量、土壤条件及び病虫害の種類によっては病虫害の発生を抑制する効果が認められないかあるいはかえって被害を助長する場合もあり<sup>3)</sup>注意を要する。

一方、上記アンケート調査<sup>2)</sup>では、病虫害によるとみられる連作障害のうち約7%は土壤線虫によるものであるが、これら植物寄生性の線虫には広食で多犯性のものが多い。そのため、数種の作物を交互に栽培しても、そのいずれもが線虫の寄生を受ける場合は、輪作で防除することは困難である。例えば、関東以西で最も問題の大きいネコブセンチュウであるとされる<sup>4)</sup>サツマイモネコブセンチュウ (*Meloidogyne incognita*) の場合、ラッカセイの栽培によって線虫密度が低下することが知られている一方で、その宿主作物は、ウリ科、ナス科、サツマイモ、ジャガイモ、ダイズ、アズキ、クローバー、サトウキビの他、多くのそ菜類にわたる<sup>4,5)</sup>。そのため、適当な輪作作物を栽培することのできない地方では、有機物の施用などにより、病害の程度を軽減すると同時に、有機物の不適当な施用により被害を増大させないように注意する必要もある。しかし、今後、有機物資材としての利用量の増加が期待される下水汚泥の線虫害抑制（または助長）効果については、ポット試験においてその抑制効果が認められている<sup>6)</sup>ものの、ほ場においてその効果を検討した例は少ない。そこで本報告では、下水汚泥の施用が線虫害に及ぼす影響を明らかにするため

に、石灰凝集下水汚泥を連用した畑ほ場の夏作ナスについて、サツマイモネコブセンチュウによる被害の発生を調査した。

## 2 試験方法

### 2.1 試験ほ場

国立公害研究所飛地ほ場（茨城県筑波郡谷田部町八幡台）内の下水汚泥連用試験区2面（A1, B1）を対象とした。両ほ場とも、1977年に新たに造成された後、1979年に汚泥連用試験が開始されるまでの間、A1ほ場ではコムギ、ソバが、B1ほ場ではコムギ、ヒマワリ、ソルガムが栽培され、ほ場の均一化がなされた。その際、A1ほ場では化学肥料が、B1ほ場では化学肥料と堆肥が施用され、その結果、B1ほ場の方がA1ほ場より生産性の高いほ場となった。汚泥連用試験を行うに当たって、ほ場内には1mの間隔をおいて2m四方の小区画が24区画、設定された。各小区画の処理内容は汚泥の施用量及び施用時期で4種、対照としての無肥料区及び化学肥料施用区の計6種(表1)である。24区画のうち18区画には1979年7月以来6種の処理(C, FC, S, M1, M2, L)が3小区画ずつ反復されている。別の3区画には1980年4月以来3種の処理(S', M', L')が1区画ずつ設けられている。他の3区画は裸地である。両ほ場では1979年以来毎年、ナス(千両2号)-ソルガム-コムギの順で輪作されている。図1, 2に各処理区の配置及び夏作ナスの作付け位置を示した。各ほ場の来歴、処理の内容、栽培管理などの詳細は、久保井ら<sup>7,8)</sup>のとおりである。

表 1 処理区とその内容

Table 1 Treatments and their contents in the experiment

treatment	chemical fertilizer <sup>a)</sup> application	rate of sewage sludge application	application time <sup>b)</sup>
C	—	—	—
FC	+	—	S, W
S, S'	—	3.75t/ha	S, W
M1	—	7.5t/ha	S
M2, M'	—	7.5t/ha	S, W
L, L'	—	15 t/ha	S

a) compound fertilizer (8-8-5), 1 t/ha  
ground dolomitic lime stone, 1 t/ha  
fused phosphate, 0.6 t/ha

b) S; before summer-cropping W; before winter-cropping

### 2.2 調査方法

夏作のナスにサツマイモネコブセンチュウによるネコブの形成が認められた1982及び1983の両年に、ネコブの形成状況、及び土壌中のネコブセンチュウ数を調査した。

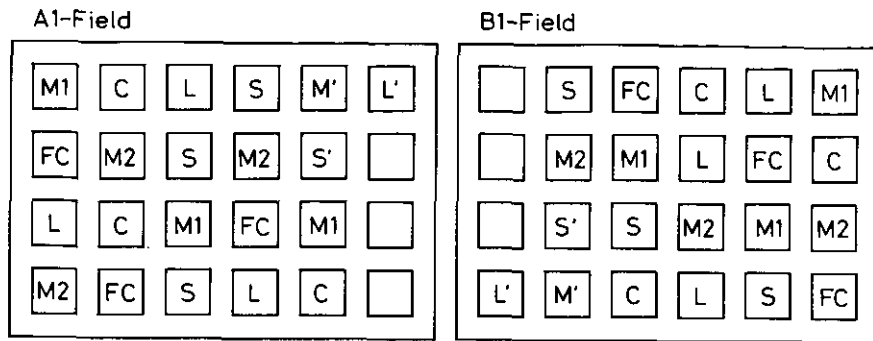


図 1 処理区の配置

Fig. 1 Allotment of the treatments to small plots in the fields

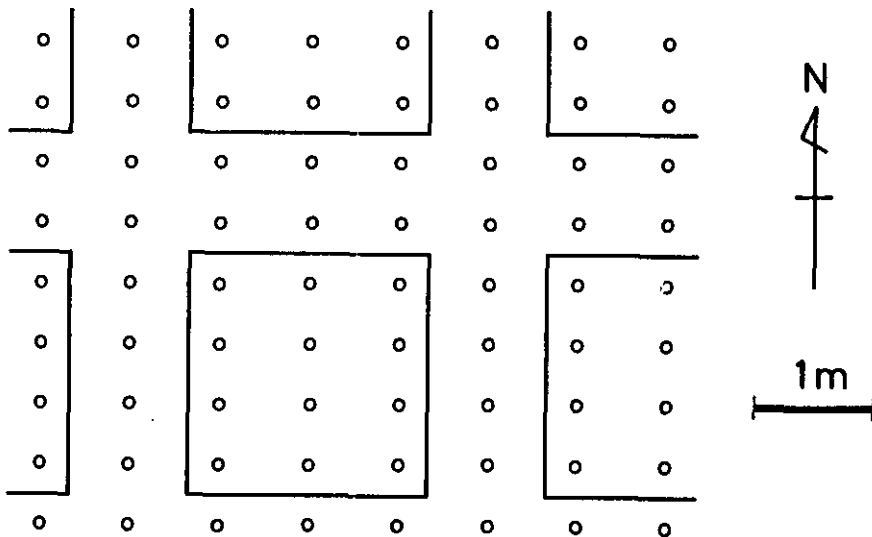


図 2 ナスの植栽位置

Fig. 2 Stand position of eggplants

ネコブの形成状況は、収穫時に各株ごとに掘り返し、0-4の5段階の階級値<sup>9)</sup>をもって表した。1982年は、小区画内のすべての株を、1983年は小区画外の株も対象として調査した。ただし、1983年のB1ほ場では、小区画外の株は4株に1株の割合で調査した。

土壌中のネコブセンチュウ数は、各小区画ごとに、株を抜き取った跡の表土を数箇所ずつ集め混和した後、そのうち20gからベルマン法<sup>9)</sup>によりセンチュウを分離し、サツマイモネコブセンチュウの幼虫数を計数した。

### 3 結果

#### 3.1 1982年調査結果

1982年のA1ほ場における各株のネコブの形成状況を図3に示した。ほ場の東側(No.13, 14, 15, 17, 18, 19, 20, 21), 中央南寄り(No.7, 11, 12), 北西寄り(No.1, 5)に線虫害の発生が認められ, 特にNo.18区において被害が甚だしかった。各区画におけるネコブの発生状況を処理ごとに表2に示した。同一の処理でも小区間間のバラツキが大きく, 処理による有意な差(l.s.d.5%=7.41)はL区とM1区の間で認められたただけだった。しかしこれは, 線虫害が認められなかったL区の配置が線虫の少ない区域に偏っていたためと考えられ, 必ずしも汚泥施用の効果とは言えない。B1ほ場ではNo.10区の2株にネコブの形成(階級値1)が見られたのみだった。

1982年の各区画における表層土中のサツマイモネコブセンチュウの幼虫数も表2に合わせて示した。ネコブ指数と線虫数(対数)との間には相関( $r=0.7675$ )が認められたが, 処理による有意な差(l.s.d.5%=93.8)は認められなかった。

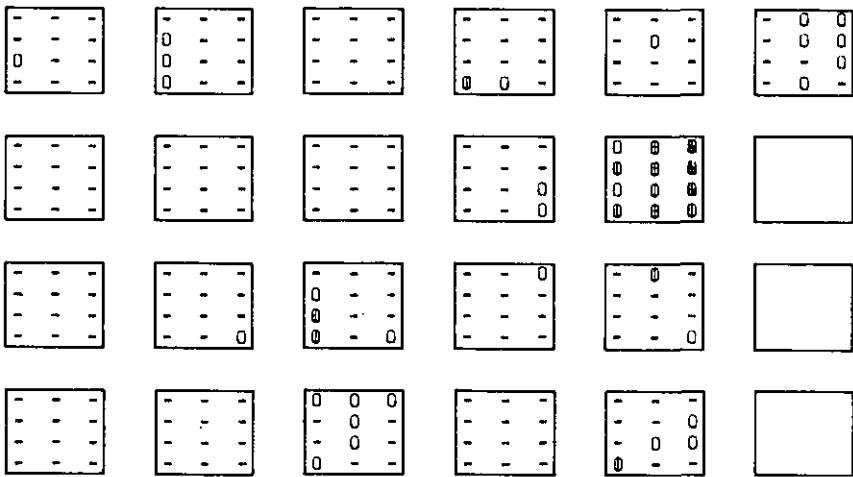


図 3 A1ほ場におけるネコブ線虫害の分布(1982)

Fig. 3 Distribution of plants with galling in A1 field (1982)

Root-knot index; 0 (-), 1 (O), 2 (⊙), 3 (⊕), 4 (⊗)

#### 3.2 1983年調査結果

1983年のA1及びB1ほ場における各株のネコブの形成状況を図4, 5に示した。A1ほ場においては, 区画外の株も含めて全株を調査した。A1ほ場では, 線虫害はほ場のほぼ全域に広がった。特に前年度にも被害の認められたNo.18区を中心とした東側, No.11を中心とした南側, No.5などの北西側の他, ほ場の南西隅において被害が著しかった。B1ほ場では, 1982年にはNo.10区においてわずかに被害が認められたのみであったが, 1983年にはほ場全体に広がった。しかし



表 2 A1ほ場におけるネコブ指数, 及び土壌中の線虫数 (1982)

Table 2 Root-knot index and number of nematode larvae at small plots in A1 field (1982)

treatment	plot No.	frequency in each class					root-knot index %		number of nematodes (/20 g soil)	
		0	1	2	3	4	mean		mean	
C	5	9	3				6.0		5	
	7	11	1				2.0	6.3	3	5.7
FC	20	8	3	1			10.4		9	
	2	12					0.0		0	
	8	12					0.0	0.7	0	7.0
S	15	11	1				2.1		21	
	10	12					0.0		0	
	12	6	6				12.5	6.3	33	43.0
M1	13	10	1	1			6.3		96	
	1	11	1				2.1		2	
	11	8	2	1	1		14.6	7.6	222	92.7
M2	19	10	1	1			6.3		54	
	4	12					0.0		2	
	6	12					0.0	1.4	0	18.7
L	14	10	2				4.2		54	
	3	12					0.0		0	
	9	12					0.0	0.0	0	0.7
L'	16	12					0.0		2	
	18		2	3	4	3	66.7		2034	
M'	17	11	1				2.1		4	
L'	21	6	6				2.5		60	

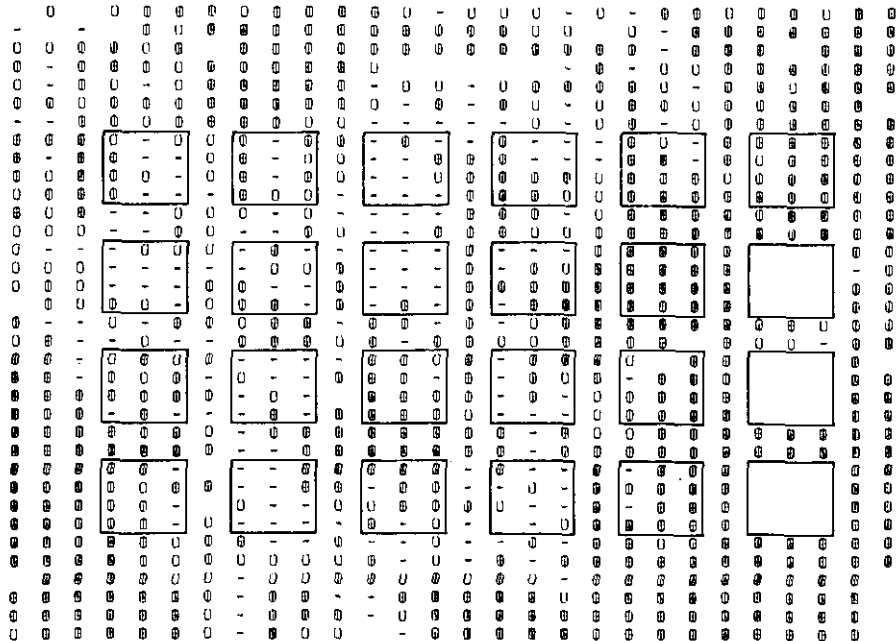


図 4 A1ほ場におけるネコブ線虫害の分布 (1983)

Fig. 4 Distribution of plants with galling in A1 field (1983)

Root-knot index; 0 (-), 1 (○), 2 (⊙), 3 (⊕), 4 (⊛)

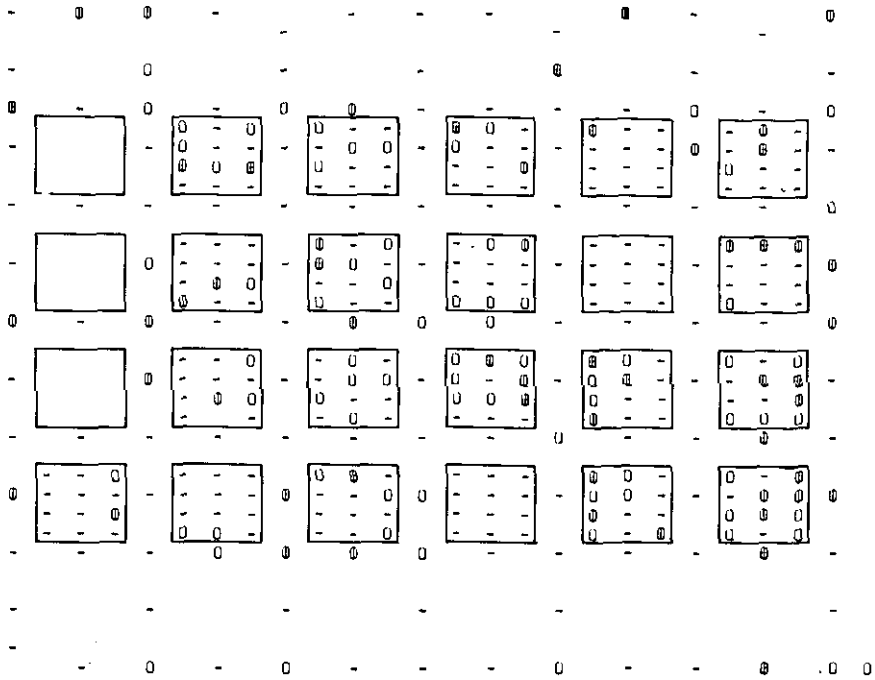


図 5 BIほ場におけるネコブ線虫害の分布(1983)

Fig. 5 Distribution of plants with galling in BI field (1983)

Root-knot index; 0 (-), 1 (O), 2 (⊙), 3 (⊕), 4 (⊗)

その程度はA1に比較して軽く、被害の認められない株も数多くあった。

各区画におけるネコブの発生状況を処理ごとに表3, 4に示した。A1, B1両ほ場ともネコブ指数は小区画間ではかなり差が見られたが、処理間で有意差(1.s.d.5%=A1, 35.9; B1, 14.8)が認められたのはB1ほ場のM2区とL区の間だけであり、全体として汚泥施用の効果は不明りようであった。

各区画の土壤中の線虫数を同じく表3, 4に示した。各区とも、ネコブ指数と土壤中の線虫数(対数)との間には相関( $r=0.7683$ , A1;  $0.7054$ , B1)が認められた。しかし、A1ほ場のM2区で他区より線虫数が多かったほかは、処理間に有意な差(1.s.d.5%=A1, 605.8; B1, 34.8)は認められなかった。このように、一部の小区画では線虫数が多くなっているものの、区画間のバラツキが大きく処理間の差が不明りようなのは、1983年には線虫がほ場全体に広がりながらも、前年同様、区画の配置によって線虫害の発生状況が異なったためである。

### 3.3 1982, 1983 両年度の比較

図6にA1ほ場の各小区画の1982年及び1983年のネコブ指数の関係を示した。前年に被害の大きかった区画において翌年も大きな被害が出たことがわかる( $r=0.7151$ )。このことは、同一位

表 3 AI ほ場におけるネコブ指数, 及び土壤中の線虫数 (1983)

Table 3 Root-knot index and number of nematode larvae at small plots in AI field (1983)

treatment	plot No.	frequency in each class					root-knot index %			number of nematodes (/ 20g soil)		
		0	1	2	3	4	in plot (1) <sup>a)</sup>	out plot (0) <sup>b)</sup>	(1)-(0)	mean <sup>c)</sup>	mean	
C	5	3	3	3	3	37.5	26.8	10.7	38.9	54.0	63.5	
	7	9	2	1		10.4	38.5	-28.1		0.0		
	20			1	5	4	68.8	76.8		-8.0		136.5
FC	2	8	3	1		10.4	21.4	-11.0	16.0	4.0	36.3	
	8	9	1	2		14.6	31.3	-16.7		0.0		
	15	7	1	3	1	22.9	51.8	-28.9		105.0		
S	10	11			1	6.3	42.9	-36.6	34.1	48.0	291.5	
	12	2	2	2	4	2	54.2	39.3		14.9		505.5
	13	4	1	3	3	1	41.7	25.0		16.7		321.0
M1	1	6	3	1	2	22.9	42.9	-2.0	49.7	156.0	959.0	
	11	1	1	3	5	2	62.5	59.6		2.9		1746.0
	19	1	1	3	3	3	63.6	65.4		-1.8		975.0
M2	4	3	1	6	2	39.6	77.1	-37.5	33.3	150.0	111.5	
	6	6	2	3	1	22.9	33.9	-11.0		94.5		
	14	5	1	2	3	1	37.5	57.1		-19.6		90.0
L	3	2	3	3	4	43.8	30.4	13.4	23.3	57.0	19.0	
	9	9	1	1	1	12.5	19.6	-7.1		0.0		
	16	7	3		1		13.6	42.9		-29.3		0.0
S'	18				2	10	95.8	94.6	1.2	1176.0		
M'	17	2	1	1	6	2	60.4	42.9	17.5	885.0		
L'	21		1	4	4	3	68.8	73.2	-4.4	405.0		

- a) root-knot index by 12 plants in the plot
- b) root-knot index by 14 plants outside the plot
- c) mean value of root-knot index by plants in the plots

表 4 BI ほ場におけるネコブ指数, 及び土壤中の線虫数 (1983)

Table 4 Root-knot index and number of nematode larvae at small plots in BI field (1983)

treatment	plot No.	frequency in each class					root-knot index %			number of nematodes (/20g soil)		
		0	1	2	3	4	in plot (1) <sup>a)</sup>	out plot (0) <sup>b)</sup>	(1)-(0)	mean <sup>c)</sup>	mean	
C	12	8	3		1		12.5	25.0	-12.5	14.6	0.5	2.7
	13	8	2	1	1		14.6	0.0	0.0		3.0	
	22	8	1	2	1	4	16.7	15.6	1.1		4.5	
FC	9	8	4	1			8.3	9.4	-1.1	18.8	0.0	5.0
	18	12	1	2			0.0	0.0	0.0		0.0	
	24	3	5	3	1	1	29.2	21.9	7.3		15.0	
S	5	6	4		2		20.8	12.5	8.3	17.3	0.0	2.2
	11	7	5				10.4	9.4	1.0		0.0	
	20	5	4	3			20.8	3.1	17.7		6.5	
M1	10	6	4	1	1		18.8	9.4	9.4	18.1	2.5	2.8
	19	6	3	1	2		22.9	3.1	19.8		5.0	
	21	9	1	1	1		12.5	15.6	-3.1		1.0	
M2	6	9	1	2			10.4	9.4	1.0	20.8	0.0	27.8
	15	4	5	1	2		27.1	9.4	17.7		1.5	
	23	4	5	2	1		25.0	12.5	12.5		82.0	
L	14	8	3	1			12.5	6.3	6.2	5.6	0.0	0.0
	16	12					0.0	9.4	-9.4		0.0	
	17	11	1				4.2	9.4	-5.2		0.0	
S'	7	8	2	1			9.1	12.5	-3.4		0.5	
M'	8	10	2				4.2	15.6	-11.4		0.0	
L'	4	10	1	1			6.3	6.3	0.0		0.0	

- a) root-knot index by 12 plants in the plot
- b) root-knot index by 8 plants outside the plot
- c) mean value of root-knot index by plants in the plots

置に栽培した株のネコブ指数を1982年と1983年で比較することにより、さらに明確になる。1982年に線虫害の認められた株と同じ位置に定植された株のうち93%が1983年には階級値3以上の大きな線虫害を受け、また、1983年に階級値4の著しい線虫害を受けた株の83%は、前年にもやはり線虫害を受けた位置に定植された株であった(表5)。明らかに、1982年にわずかでも線虫の被害の認められた位置に定植された株は、1983年には、前年よりもさらに被害が大きくなっている。このことは、各株の線虫害の発生率が、処理の影響よりも前年の被害状況に強く左右されることを示す。

図7には、1982年及び1983年の各小区画内の線虫数の関係を示した。両年の線虫数を比較すると、各小区画とも1983年には線虫数が増加したが、両年の線虫数(対数)の間には相関関係( $r=0.5809$ )が認められ、土壤中の線虫数も前年の線虫数に影響されることを示している。

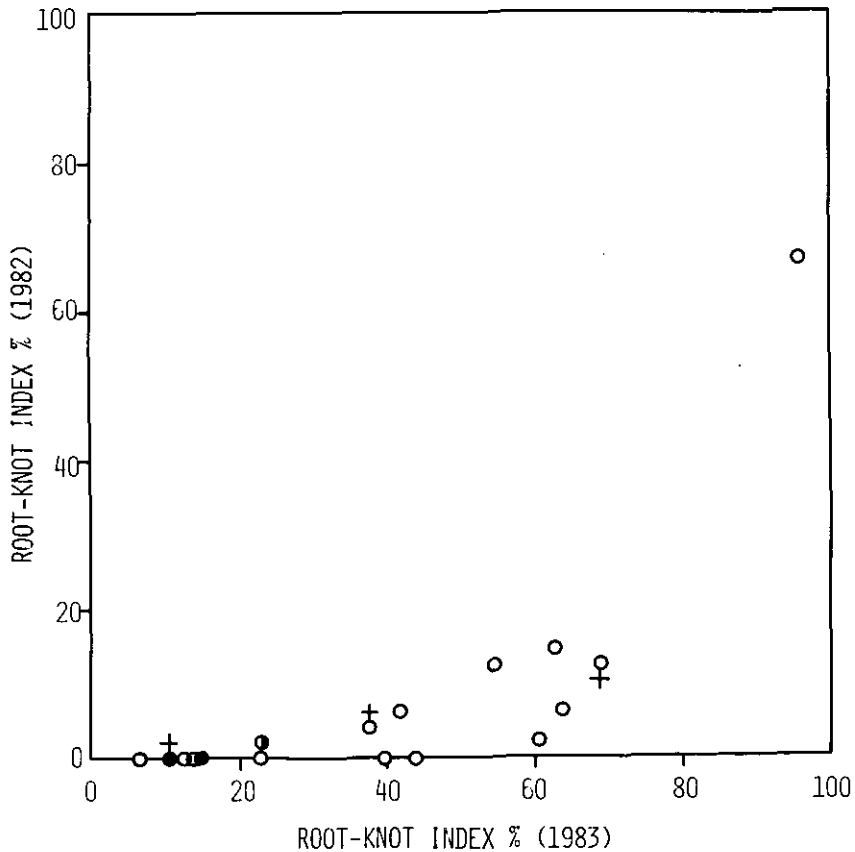


図 6 AIほ場各小区画における1982,1983両年のネコブ指数の関係

Fig. 6 Relationship between root-knot index in 1982 and 1983 for each plot of AI field of each treatment

表 5 A1 ほ場各株の 1982, 1983 両年のネコブ指数の関係  
 Table 5 Relation between root-knot index of eggplants in the A1 field in 1982 and one in 1983

		(1982)						total
		lost*	0	1	2	3	4	
(1983)	lost		1**		1			2
	0		96	1				97
	1		31					31
	2		39	1				40
	3		35	16		1	1	53
	4		5	12	6	4	2	29
total		0	207	30	7	5	3	252

\* missing plant

\*\* number of plants

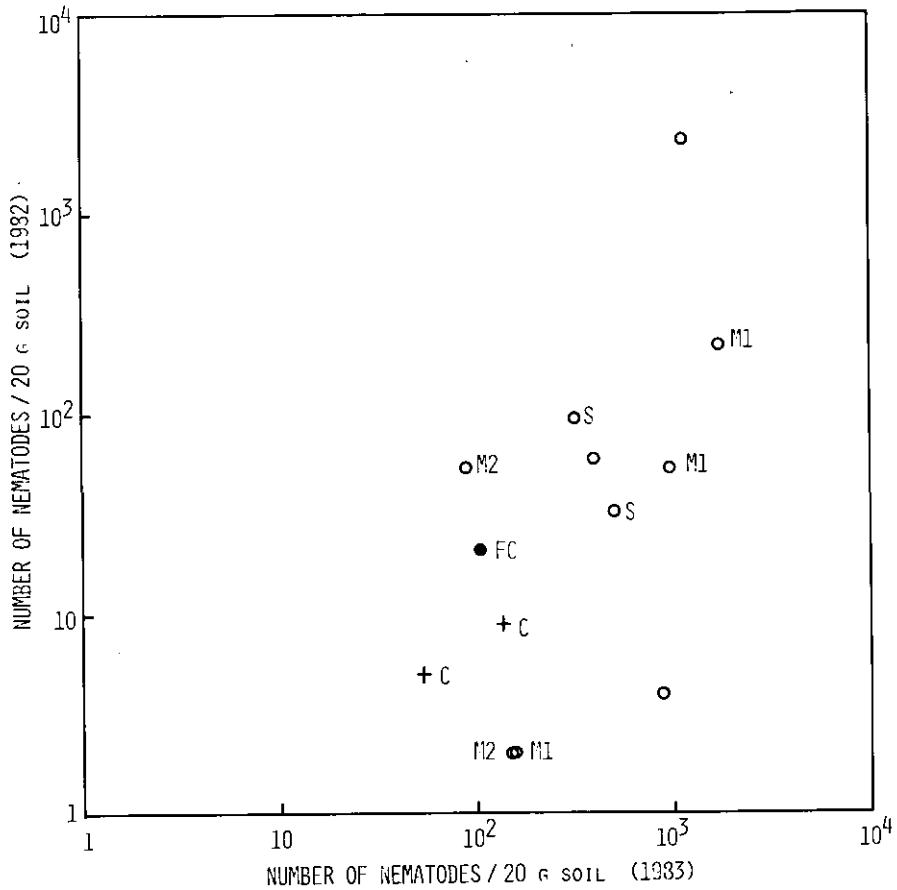


図 7 A1 ほ場各小区画における 1982, 1983 両年の土壤中の線虫数の関係  
 Fig. 7 Relationship between number of nematode larvae in 1982 and 1983 for each plots of A1 field of each treatment

## 4 考 察

畑地に有機物を施用することによって、連作障害が抑制もしくは助長されるならば、汚泥を施用した小区画では、線虫数は減少または増加し、そこに栽培されたナスのネコブ指数も対照区とは異なるはずである。しかし、1982年に行った調査では、土壤中の線虫数と各株のネコブ指数との間には相関が認められたものの、これらに対する各処理の影響は明確には現れなかった。線虫のような土壤伝染性の病虫害は土壤中の伝播速度が遅いため、ほ場への侵入経路によってモザイク状に被害が現れる。そのため、同一処理を施された小区画の間に、このようなバラツキが生じたと考えられる。

1983年の調査結果においても、前年に線虫害の認められた区で被害が大きかった。このように空間的に不均一な発生状況のもとで処理の影響を明らかにするには、各小区ごとに区画周辺の株とネコブの発生率を比較するのが適当であろう。そのため、各小区画の外側に接する株(A1ほ場では14株、B1ほ場では8株)のネコブ指数を求めた(表3, 4)。しかし、特定の処理によって特に区画内のネコブ指数が区画周辺より小さくあるいは大きくなるという傾向は見られず、区画内外のネコブ指数の差から各処理の影響を評価することはできなかった。

線虫のような土壤伝染性の病虫害では、ある株の被害の発生率は、周囲に隣接する株の病虫害の発生状況が影響を及ぼしていると考えられる。そこで、ある株の線虫害の程度が隣接する株の発病にどの程度影響を及ぼしているかを量的に測るため、A1ほ場において隣接する株同士のネコブ指数の相関係数を以下のように求めた。

隣接する2株のネコブの階級値の組み合わせは $5 \times 5 = 25$ 通りであり、それぞれの組み合わせに属する株が何組あるかを調べた。その1例(2株とも小区画内で南北方向に隣接する株の場合)を表6に示した。この表から、2株のネコブの階級値の相関係数(0.617)が得られる。同様の方法で、南北方向に隣接する場合、東西方向に隣接する場合それぞれについて、小区画内の株の間、区画外の株の間、及び区画内の株と区画外の株の間の計6通りについて相関係数を求めた(表7)。

表 6 隣合った株のネコブ指数の関係

Table 6 Relation between root-knot index of eggplants adjacent to each other

		Class of root-knot (northside plant)				
		0	1	2	3	4
Class of root-knot (southside plant)	0	47	13	4	7	0
	1	12	0	5	4	1
	2	9	6	10	6	2
	3	5	4	10	14	6
	4	1	1	1	8	11

表 7 隣合った株のネコブ指数の相関係数

Table 7 Correlation between root-knot index of eggplants adjacent to each other

		samples number	mean value	correlation
west-east <sup>a)</sup>	in-in <sup>b)</sup>	165	1.57	0.430
	out-out <sup>c)</sup>	530	2.27	0.551
	in-out <sup>d)</sup>	161	1.76	0.270
north-south <sup>e)</sup>	in-in	187	1.53	0.617
	out-out	550	2.33	0.647
	in-out	123	1.65	0.506

a) correlation between plants adjacent to west and east

b) correlation between plants in plots

c) correlation between plants outside plots

d) correlation between plants in plots and one outside plots

e) correlation between plants adjacent to north and south

東西方向に隣接する株は、ほ場全体では 856 組あり、相関係数は 0.492 であった。そのうち、区画外の株の相関係数は、0.551 (n=530)、区画内の株の間の相関係数は 0.430 (n=165) であったが、区画の外側の株と内側の株の間の相関係数は 0.270 (n=161) と低かった。また、南北方向に隣接する株の間の相関係数は、ほ場全体では 0.641 (n=860)、同じく区画外の株の間では、0.647 (n=550)、区画内の株の間では 0.617 (n=187)、区画外と区画内の株の間では 0.506 (n=123) であった。このように、南北方向に隣接する株間 (50 cm) の相関係数が、東西方向に隣接する株間 (75 cm) の相関係数よりも高いことは、東西方向よりも株間の距離の短い南北方向の隣株の影響を受けやすいことを示していると考ええる。また、区画外の株の間の相関係数が最も高く、次いで区画内の株の間が高く、区画内と区画外の株の間での相関係数が最も小さかった。これらの結果は、ほ場の管理のために頻りに人が通行する区画外において、線虫の伝播が最も活発であるのに対し、土壌や残根の移動を極力抑えている区画の外側と内側の間では、線虫が移動しにくいことを示していると考ええる。前述したように、小区画の周囲の株と内側の株の間のネコブ指数の差に処理による一定の傾向が認められなかった要因の一つは、小区画内への線虫の伝播性が低いことによるものであろう。小区画内への線虫の侵入状況が均一でないことが、調査結果にバラツキをもたらしたと考える。汚泥の施用が土壌中での線虫の増加に及ぼす影響を、ほ場実験で明らかにしようとする場合は、実験の初めにあらかじめ線虫を各区画に均一に分散させる必要がある。その点において、今回の調査の対照としたほ場は線虫の試験を目的としていないために、これらの均一化がなされておらず、区画間差を調べるには不適當であったといえる。

区画内外での線虫害の伝播性からみて、ほ場に侵入した線虫は区画外の株に次第に広がり、土壌や植物残さの移動の少ない小区画内部には侵入しにくい、一度区画内に侵入した後は、比較的容易に区画内の株に広がったと考えられる。この場合、区画外の株は区画内の株より線虫害の

発生率は高くなるだろう。実際、区画内の株のネコブ指数と区画周辺の株のネコブ指数を比較したとき、A1ほ場では21区画中14区画で区画内の株の方が区画周辺の株よりネコブ指数が低かった(表3)。しかし、堆肥などをあらかじめ施用されて土壌有機物含量の比較的多いB1ほ場では、6区画で区画内の株の方が区画外の株よりネコブ指数が低かったのみであった(表4)。21区画のネコブ指数の平均値を比較しても、A1ほ場では区画内が38.6、区画の周辺が47.3で、区画外の方がネコブの発生率が高かったのに対し、B1ほ場では、区画内が13.6、区画周辺が10.3で、区画内の方が高かった。このように、区画内において区画周辺よりも発生率が高かったことは、区画内では各種の処理によって、線虫の発生率が高まったことを示す。有機物を多く含み、線虫の比較的発生しにくいほ場では、汚泥の施用が線虫害の発生を助長している可能性もあり、さらに詳しい検討が必要であろう。

## 謝 辞

農業環境技術研究所微生物管理科線虫研究室 西沢 務室長には、線虫の同定及び土壌中の線虫数の測定をして頂き、また、数々の御教示を頂いた。深く感謝致します。

## 引 用 文 献

- 1) 西尾道徳(1983):連作障害の発生について. 日本土壌肥科学雑誌, 54, 64-73.
- 2) 農林水産省野菜試験場(1978):野菜における連作障害の現況. 研究資料, 第5号.
- 3) 松田 明(1981):土壌伝染病の生態的防除手段としての輪作と有機物施用. 植物防疫, 35, 12-18.
- 4) 後藤 昭(1979):畑作物線虫の現状と問題点. 植物防疫, 33, 134-139.
- 5) 三井 康(1981):植物寄生性線虫. 土の微生物. 土壌微生物研究会編, 博友社, 233-245.
- 6) Wiliam, A. H., Jr.(1975):The nematocidal effects of varied rates of raw and composted sewage sludge as soil organic amendments on a root-knot nematode. Plant Disease Reporter, 59, 631-634.
- 7) 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.
- 8) 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.
- 9) 一戸 稔・三井 康(1975):線虫実験法. 土壌微生物実験法. 土壌微生物研究会編, 養賢堂, 137-173.



II-11

石灰汚泥の多量連用によるコマツナの生育と成分組成の変化

Changes in the Yield and Elemental Composition of Rape Grown  
on Soil Repeatedly Treated with Sewage Sludge

久保井 徹<sup>1</sup>・広木幹也<sup>1</sup>

Toru KUBOI<sup>1</sup> and Mikiya HIROKI<sup>1</sup>

要 旨

地上部温湿度・地温・降水量の制御下にあるライシメーター(径 1.7 m・深さ 2.3 m・淡色黒ボク土を充てん)に、石灰を凝集剤とする下水汚泥を連用(50 t/ha/半年×8回)し、2回目連用時以来 20回、コマツナを連作した(1回の施用当たり 3作、最終施用時のみ 2作)。各作ごとに収量及び C, Ca, N, K, Mg, Na, P, Fe, Al, Sr, Zn, Mn, Cu, B, Cdの含量を測定した結果、以下のことが明らかになった。

1) 収量：はじめの 6作の間、単調に減少したが、それ以後は低いレベルで増減を繰り返した。汚泥施用直後と夏季に高い傾向にあった。

2) 元素組成：汚泥施用区に生育したコマツナ(地上部)は対照区のそれと比べて Na, P, Mg, N, Ca, Znが高く、Sr, K, Cd, Mn, B, Cが低かった。P, Sr, Mn, K, Zn, Cd含量は連用に伴って減少する傾向にあり、対照区に比べて K と Sr 含量の低下が顕著だった。また Na 含量は施用後第 1 作目の含量が 2, 3 作目に比べて明らかに高かった。石灰汚泥中における K の不足と Ca の過剰は、植物体中の Na と Sr 含量により鋭敏に反映していた。

Abstract

A lysimeter experiment was performed in which limed sewage sludge was repeatedly incorporated (8 times at a rate of 50t/ha) into a light-colored andosol and rape plants (*Brassica rapa* L. cv. Komatsuna) were successively cultured (20 times) during the 2nd to 8th applicator regimes. The yield of the plants showed a linear decrease in the first 6 cultivations, and then fluctuated at lower levels depending on the season. The tops of the plants grown on the sludge-applied plot contained higher Na, P, Mg, N, Ca and Zn, and lower Sr, K, Cd, Mn, B and C, as compared with the plant tops in a control plot.

- 
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.

Concentrations of P, Sr, Mn, K, Zn and Cd in the plants on the applied plot tended to decrease with the sequence of cultivation. No trend for K and Sr was found in the control plants. The plants which were cultured just after sludge incorporation contained more than 0.9% (w/w) Na. Thus K, Na and Sr could be used as indicator elements for the incorporation management of limed sewage sludge.

**Key words:** Sewage sludge, *Brassica rapa*, Repeated application, Yield, Elemental composition, K, Na, Sr

## 1 はじめに

下水汚泥の施用によって、植物の生育と体内元素含量は変化する。既存の文献から得られる情報を整理すると、研究が次のような焦点に合わされていることがわかる；1) 汚泥の施用量の変化の影響(例えば<sup>1-5)</sup>), 2) 窒素供給力の影響(例えば<sup>3,5-7)</sup>), 3) 重金属等, 有害元素の影響(例えば<sup>2,4,8-10)</sup>)。しかし、同じ土壌に長期間、繰り返して汚泥を施用(連用)した場面におけるデータはほとんどなく<sup>11,12)</sup>, また軽元素を含む多数の元素組成を調べた例も少ない<sup>2,4,12-15)</sup>。

汚泥の連用は、単に土壌への元素の負荷総量の問題のみならず、土壌の諸性質を徐々に変化させることによって植物の生育と成分組成に影響を及ぼすはずである。また、多数の元素を測定することによって、はじめて植物の栄養状態を把握することができる。

著者らは、石灰を凝集剤とする生活廃水系下水汚泥を4年間、8回にわたって淡色黒ボク土に連用し、コマツナを20回連作してきた。上記の背景を考慮して、本報告ではコマツナの生育と成分組成の変動を解析する。

## 2 材料と方法

### 2.1 土壌・汚泥・栽培

本実験は地上部温湿度・降雨量・地温が制御されたライシメーター(環境制御ライシメーター、径1.7m・深さ2.3m)<sup>16)</sup>における下水汚泥連用試験の一環として行われたものであり、土壌と汚泥の性質<sup>17)</sup>、成分の下層移動<sup>18,19)</sup>、窒素の形態変化等<sup>20)</sup>については既報に詳しい。以下、概略のみ述べる。

#### 2.1.1 土壌と汚泥の性質

用いた土壌は淡色黒ボク土壌 [pH (H<sub>2</sub>O) 6.3, 土性 SiL, 仮比重 0.60] であり、下水汚泥は石灰と塩化第2鉄を脱水助剤とする生活廃水系の未消化汚泥である。汚泥の脱水ケーキ [pH (H<sub>2</sub>O) 10.0] は、天日乾燥後粉碎して貯蔵し、実験期間中同じものを用いた。この石灰汚泥はライシメーターの表土 10 cm に乾物 50 t/ha の率で混合した。土壌と汚泥の成分組成を表 1 に、また土壌 pH の変化を図 1 に示す。

表 1 用いた汚泥と土壌の元素組成

Table 1 Elemental composition of sewage sludge and soil used in this experiment

	N	P	K	Ca	Mg	Na	Cl
	g/kg						
Sludge	37.0	8.6	0.91	90.6	8.1	0.66	5.9
Soil	2.6	1.00	0.43	2.12	0.17	0.092	
Conc. ratio	14.2	8.6	2.2	42.7	47.6	7.2	
	Fe	Mn	Zn	Cu	Sr	Cd	
	g/kg						
Sludge	69.2	0.726	1.39	0.262	0.054	0.00199	
Soil	76.2	1.551	0.120	0.125	0.128	0.00014	
Conc. ratio	0.90	0.47	11.5	2.1	0.42	14.2	

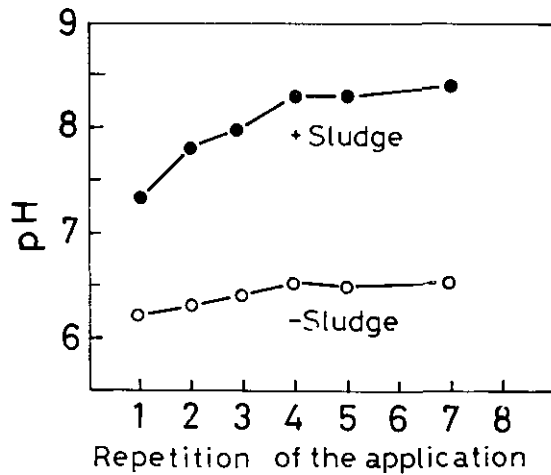


図 1 石灰汚泥の連用に伴う土壌 pH の変化

Fig. 1 Changes in soil pH as affected by repeated application of limed sewage sludge

## 2.1.2 植物の栽培

コマツナ (*Brassica rapa* L. cv. Komatsuna) 種子を催芽処理した後、かん水 (31 mm 相当) 直後のライシメーター (汚泥連用区 1 基, 対照無施用区 1 基) に播種した。播種は 1 箇所当たり 3 粒, ライシメーター当たり 45 箇所 (15 cm 等間隔) の密度で行い, 発芽がそろった時点で 1 箇所 1 個体に間引いた。播種後 45~52 日目に収穫し, 各個体ごとに地上部と地下部の新鮮物重量・乾燥物重量 (80°C, 3 日間)・草丈 (根際から最長葉先端まで)・葉数・根長 (抜き取り後の主根の長さ) を測定

表 2 汚泥の施用とコマツナの栽培日程  
Table 2 Time table for sludge application and rape cultivation

Sludge application		Rape cultivation	
Repetition	Date	Repetition	Duration
1	4/ 9/79		
2	6/ 5/80	1	13/ 5/80~28/ 6/80
		2	8/ 7/80~23/ 8/80
		3	26/ 8/80~11/10/80
3	14/10/80	4	21/10/80~ 6/12/80
		5	16/12/80~30/ 1/81
		6	3/ 2/81~20/ 3/81
4	21/ 4/81	7	28/ 4/81~13/ 6/81
		8	30/ 6/81~15/ 8/81
		9	1/ 9/81~16/10/81
5	10/11/81	10	24/11/81~ 8/ 1/82
		11	19/ 1/82~ 5/ 3/82
		12	16/ 3/82~30/ 4/82
6	11/ 5/82	13	18/ 5/82~ 2/ 7/82
		14	13/ 7/82~ 3/ 9/82
		15	14/ 9/82~29/10/82
7	16/11/82	16	30/11/82~14/ 1/83
		17	25/ 1/83~11/ 3/83
		18	26/ 4/83~10/ 6/83
8	22/ 6/83	19	12/ 7/83~26/ 8/83
		20	6/ 9/83~21/10/83

した。汚泥の施用と栽培の日程は表 2 のとおりである。

### 2.1.3 植物体分析

各ライシメーターの中央部 9 株を分析対象とした。乾燥試料は地上部、根部ごとに合一し、粉碎(ケルテク社製サイクロテク)後密封して貯蔵した。なお、12, 13, 16~20 作目の地上部試料は株ごとに粉碎し、貯蔵した。2~3 作目ごとに次の方法で各元素を分析した。

C・N：粉末試料を直接元素分析計(カルロエルバ製)で分析した。馬尿酸を標準物質として用いた。

P・K・Ca・Mg・Na・Fe・Al・Mn・Zn・B・Sr・Cd・Cu・Ti：試料 200 mg を硬質ガラス製サンプルビン(50 ml 容)に入れ、HNO<sub>3</sub>-HClO<sub>4</sub> 混液(1:1)2 ml を加えて湿式灰化した。乾固寸前に 1% (v/v) HNO<sub>3</sub> 溶液 20 ml を加え、分解液とした。同じ操作でリョウブ標準試料<sup>21)</sup>も分解し、またブランクも作成した。

Cd はフレイムレス原子吸光法によって分析し、その他の元素は分解液を 4~6 倍に希釈後、ブ

ラズマ発光分光法(ICP; ジャーレルアッシュ製)で同時分析した。なお ICP による分析は本研究  
所計測技術部分析室に依頼した。株ごとに粉碎した試料を除き、分解・分析はすべて2連で行っ  
た。

Cl: 一部の試料については Cl 含量も測定した。試料を  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  で溶融後、希  $\text{HNO}_3$  液で溶か  
し、チオシアン酸第2水銀法で定量した。

### 3 データの信頼性

#### 3.1 分解・分析過程の誤差

C と N, Cl を除く他の元素については、今回採用した分解・分析法の信頼性をリョウブ標準試  
料の値から評価しうる。リョウブ試料の保証値(一部の元素は参考値)と今回の分析値とを比較す  
ると(表3)、両者はよく一致しており、今回の分解・分析法はすべての元素について妥当である  
と考えた。

ブランク(4倍希釈)液中の濃度は Ca 0.1~0.2, Mg 0.02~0.04, Na 0.1~0.3, Fe 0.02~0.05,  
Al 0.01~0.05 mg/l であり、他の元素に比べて高かった。これに対して、リョウブ試料中の Ca,  
Mg, Fe の濃度は十分に高いので濃度計算上問題にはならないが、Na は 0.4~0.5 mg/l にすぎな  
いので測定値に与える影響が大きくなった。B と Cu の分析値の変動が大きいのは定量限界(い  
ずれも 0.03 mg/l 程度) 近くにあり、ブランク値との差も小さいためである。リョウブに比べてコ  
マツナ葉中では P, K, Ca, Mg, Na 濃度が高く、Al, Zn, Cd と特に Mn の濃度が低い。この

表 3 リョウブ標準試料の保証値と分析値

Table 3 Comparison between certified and analysed values of elements for  
pepperbush standard material

		P	K	Ca	Mg	Na	Mn				
		g/kg									
Certified		1.10*	15.1	13.8	4.08	0.111	2.030				
value			±0.6	±0.7	±0.2	±0.018	±0.170				
Analysed	Mean	1.018	14.69	14.40	3.84	0.098	1.890				
	SD	0.044	0.94	0.50	0.15	0.047	0.098				
	CV (%)	4.36	6.41	3.51	3.82	47.57	5.22				
		Fe	Al	Zn	B	Sr	Cd	Cu	Ti		
		g/kg									
Certified		205	513*	340	48*	36	6.7*	12*	4.3*		
value		±17	±137	±20		±4	±0.7	±1			
Analysed	Mean	195.4	367.4	346.1	24.2	36.4	6.1	12.9	6.8		
	SD	13.7	30.5	13.7	6.2	1.1	0.9	3.4	1.0		
	CV (%)	7.03	8.30	3.94	25.5	3.1	15.1	25.9	14.2		

\*: Reference value

点を考慮すると、コマツナの分析値はリョウブのそれより Na では精度良く、逆に Al と Zn の測定精度が落ちていることになる。Cd は感度の良いフレームレス原子吸光法で測っているので、両試料の測定精度に大きな差はないとみられる。リョウブ試料の繰り返し分解・分析における各元素間の相関係数をみると、0.1%水準以上で有意であった組み合わせは 12 組 (P-Ca, P-Zn, P-Sr, K-Cd\*, Ca-Mg\*, Ca-Zn\*, Ca-Sr\*, Mg-Zn\*, Mg-Sr, Na-Al, Al-B, Zn-Sr) もあった。特に \* 印の対は 0.8 以上の相関係数 (K-Cd については負、他は正) をもっていた。しかし、分析中に発光強度が変化すれば、ほとんどの元素の濃度は見掛け上同一方向に変化するので、互いに正の相関を持つはずである。それゆえ、ふんい気や分解ビンによる汚染、及び分析誤差などが上記のようなドリフト効果を打ち消しているのであろう。Cu-P, Fe-Al, Cu-Zn の組み合わせについては元素間干渉が起こりうるが、今回の場合にはそれほど相関は高くなかった。Ca-Sr については試薬純度の影響も考えられるが、その他の組み合わせについては分解中の汚染や、試料分解量の少なさに起因する不均一性が主因であろう。コマツナの試料間で元素相互の相関をみる場合、リョウブ試料間でも相関の高かった組み合わせについては回帰式の傾きや測定値の変域等を把握しておく必要がある。

### 3.2 個体間の成分変動

土壌条件は植物の生育を左右するだけでなく、植物体内の元素含量にも影響を与える。元素含量の変動因のうち、汚泥の連用と同一作物の連作による効果を抽出するためには、同一条件下で栽培した個体間の元素含量の変動と元素含量相互の関係を明らかにしておく必要がある。そこで、施用区におけるコマツナ地上部の成分含量と収量を個体ごとに比較した。

各項目の測定値の変動係数と変異幅は作付期ごとに多少異なるので、7 回の作期で得られた値の平均をとり、表 3 の値と比べた (表 4)。コマツナとリョウブの含量がほぼ同じ (含量比 0.5~2) である元素については両者の変動を直接比べることができる。この表でみると、K と Mg, Fe, Sr 含量の変動はリョウブよりはるかに大きく、コマツナ個体間に明らかな含量の違いがある。しかし、B と Cu 含量の変動は測定操作に伴う誤差の範囲内である。一方、コマツナ中の含量の方が高い (含量比 2 以上) 元素では、測定操作に伴う誤差が同程度なら変動係数は減少し、変異幅は大きくなるはずである。しかし P と Ca の変動係数比は 1 以上になっており、これらの元素も何らかの個体間変動をしているようである。

株間の生育量のばらつきも 40% 程度 (21~80%) ある。各株の生育量と常に (各作期を通して) 相関がある元素は、連作や汚泥の連用以外の要因で生育量に変化したときにも含量が変化しうる。また同一作期内の各個体間で運動する元素対があり、どの作期についても同様であれば、それらの元素も連作や連用効果を評価する上で注意すべきである。

どの作期についても、生育量と 5% 以上の水準で相関があった元素は一つもなかった (ただし Mn は 12 作目と 17 作目の 2 回、正の相関)。一方、各作期を通じて有意な相関のみられた元素対

表 4 コマツナの成分含量と収量の個体間変動及びリョウブ試料との比較  
 Table 4 Variation of elemental contents and yield among rape plants, and the comparison between rape and pepperbush samples

		C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Al
Rape	CV(%)	3.91	7.29	15.5	18.8	9.15	12.3	23.9	54.9	81.9
	Range (g/kg)	42.2	13.1	2.64	11.6	16.5	2.38	3.95	0.336	0.171
Rape/Pepperbush	CV			1.67	2.92	2.60	3.21	0.50	7.80	9.86
	Content			5.08	1.57	3.95	1.53	60.1	0.86	0.26
	Range			15.9	2.85	8.47	3.94	15.5	5.21	1.00
		Mn	Zn	B	Sr	Cd	Cu	Ti	Fr.Wt.	Dry wt.
Rape	CV(%)	16.8	18.6	28.5	11.6	28.9	26.3	56.7	40.9	39.4
	Range (mg/kg)	17.8	37.3	20.7	23.8	0.44	16.8	6.31		
Rape/Pepperbush	CV	3.21	4.71	1.11	3.74	1.91	1.01	4.00		
	Content	0.02	0.21	0.85	1.99	0.08	1.62	0.43		
	Range	0.05	0.71	0.82	6.25	0.18	1.14	1.70		

は Fe-Al ( $r=0.67\sim 0.92$ ) であった。また Ti-Fe, Ti-Al 間では計 5 作期について正の相関が認められた。Fe, Al, Ti の 3 元素は、試料に土壌が付着していると含量が増加しうするため、解析には注意を要する。しかし、その他の元素対については明らかな傾向を認めなかった。

#### 4 葉位間及び生育時期の違いによる元素含量の変動

##### 4.1 葉位間変動

同一個体であっても、後から展開する葉ほど(コマツナでは中心部ほど)若い。連作や連用の影響を調べる上で、葉位間の元素含量の差を知っておくことは価値がある。また汚泥施用区では夏場(1, 2, 7, 8 作目)に若い葉の先端が壊死したが、その理由を推定するためにも葉位別の分析は必要である。7 作目(4 回目汚泥連用の後の第 1 作)の汚泥区及び対照区から 1 株ずつとり、葉 1 枚ごとに分析した結果が図 2 である。なお最初に展開した葉(最も古い葉)を第 1 葉としてある。汚泥区の株では、3 葉目までが既に枯死・脱落していたので 4 葉目から測定した。若い(葉位の大きい)葉ほど含量が高い元素は P と Zn であり、低い元素は Ca, Mg, Mn, Sr であった。P, Zn などは細胞分裂に関与しているため、若い葉の含量が高いことは納得できる。K は中位の葉の含量が高くなっていった。これらの傾向は施用区と無施用区に共通であった。一方 Na 含量は汚泥区では若い葉ほど少なく対照区では逆の傾向にあった。Fe 含量は、汚泥区では若い葉ほど高くなっていった。汚泥区の株では第 8 葉位より若い葉に上記の異常が認められた。第 7~8 葉位間で含量の変化が比較的大きかった元素は Ca と Mg であった。今回みられたような症状は Ca 欠乏症状に類

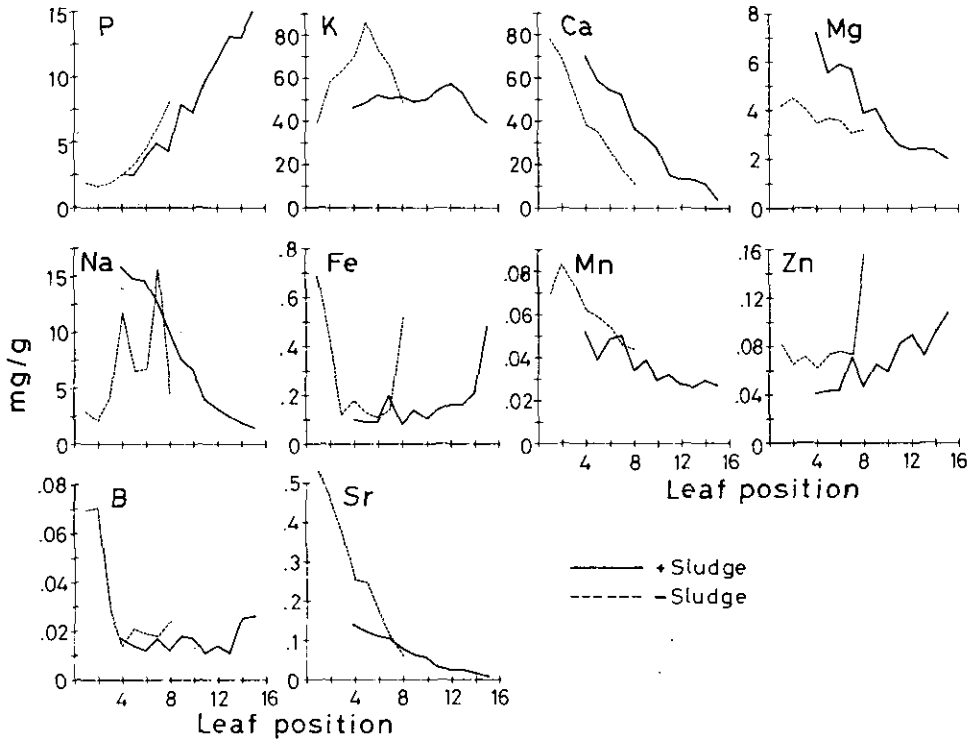


図 2 葉位別元素含量の違い

Fig. 2 Effect of leaf position on elemental concentrations at the 7th cultivation

似している。Ca 欠乏症は土壤中に Ca が十分存在していても発現することがある (特に N 過剰時)<sup>22)</sup> ので、石灰汚泥連用中に Ca が欠乏することもあり得ないことではない。しかし Na 過剰症や B 欠乏症の可能性もあり、今回の結果からは原因を断定することはできなかった。

#### 4.2 生育時期による違い

間引き時(播種後 15 日目)と収穫時(同 45 日目)の含量の違いを 4 作目に比較した。汚泥区において収穫時の方が高い元素には K, Na, Fe, Al があり、低い元素には Ca, N, P, Mg, Zn があつた。これらの傾向は対照区でも認められたが、Na, Zn については全く反対であつた。Sr 含量は対照区のみ後期に低下した。

### 5 連作と汚泥の連用がコマツナの生育と成分量に与える影響

#### 5.1 汚泥区と対照区の違い

コマツナの生育は汚泥区の方が対照区よりはるかに良かった(表 5)。汚泥区における地上部の平均新鮮物収量は 22.1 t/ha に相当するのに対し、対照区のそれは 1.7 t/ha にすぎなかった。し



かし標準偏差は大きく、対照区においてすら各作ごとの変動が大きいのことを示している。

汚泥施用区と対照区において20回栽培した、コマツナの地上部と地下部の元素含量を図3に要約する。調べた15元素のうちでは、最も含量の低いCdから最高のCまで $10^5$ 倍以上の濃度差があることがわかる。また処理区間の差は各元素の含量順位を大きく変えるものではないことも明らかである。

表 5 コマツナの平均収量

Table 5 Growth of rape plants grown on the soil with or without sludge application

Treatment	Tops				Roots	
	Fresh weight	Dry weight	Plant height (cm)	Number of leaves	Fresh weight	Dry weight
	(g/plant)				(g/plant)	
+Sludge	86.92 (62.16)*	5.28 (3.04)	43.89 (9.73)	9.36 (1.17)	1.55 (1.39)	0.13 (0.10)
-Sludge	6.60 (6.90)	0.55 (0.41)	17.56 (5.56)	5.59 (0.65)	0.27 (0.24)	0.03 (0.03)

Values are averaged from the results of 20 sequential cultivations

\* refers to standard deviation.

各作付け期ごとに汚泥区と対照区の元素含量の比をとることにより、両区の違いを明確に示すことができる(図4)。比の値が1であれば両区の間には差はないことになるし、1より大きければ汚泥区の方が含量が高いことになる。地上部では、Na, P, Mg, N, Ca, Zn含量は汚泥区の方が明らかに高く、Sr, K, Cd, Mn, Bは対照区の方が高い。地下部でも地上部と似た傾向であったが、地上部より変動が大きかった。汚泥区の方が多い元素にはNa, P, N, Zn, 少ない元素にはCd, N, Zn, 少ない元素にはCd, K, Srがあった。図4には参考までに乾燥重の両区比を示してある。生育量の増加に匹敵するほど増加したのはNaだけであった。なお汚泥区の地上部のCl含量は第7, 8, 9作目のそれぞれについて5.6, 5.7, 3.3 g/kgだった。

B, Ca, Mg, Mn, Pについてはコマツナの属するアブラナ科の植物について欠乏・中庸・過剰時の濃度が示されている<sup>23)</sup>。これらの値に比べ、今回の値が特に欠乏ないし過剰症を引き起こす濃度とはいえなかった。

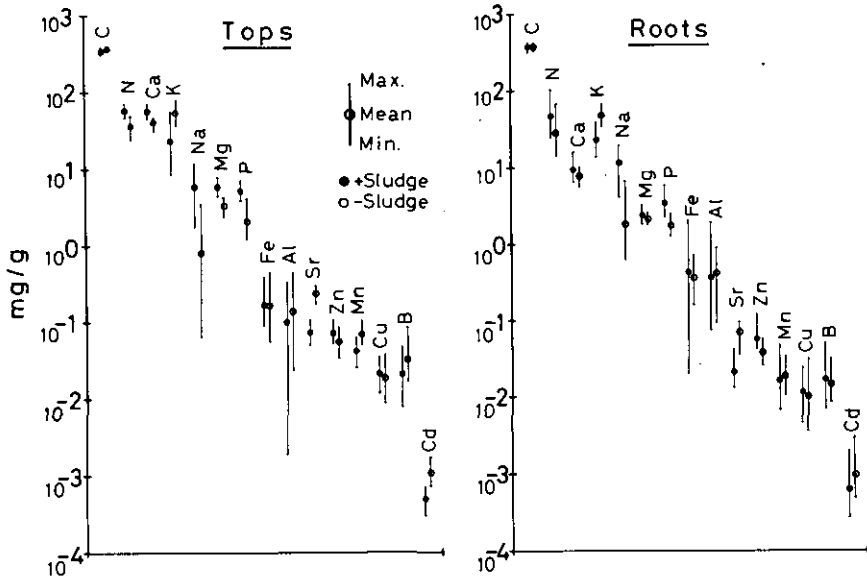


図 3 コマツナの元素組成

Fig. 3 Summary of elemental composition of rape plants sequentially cultured for 20 times

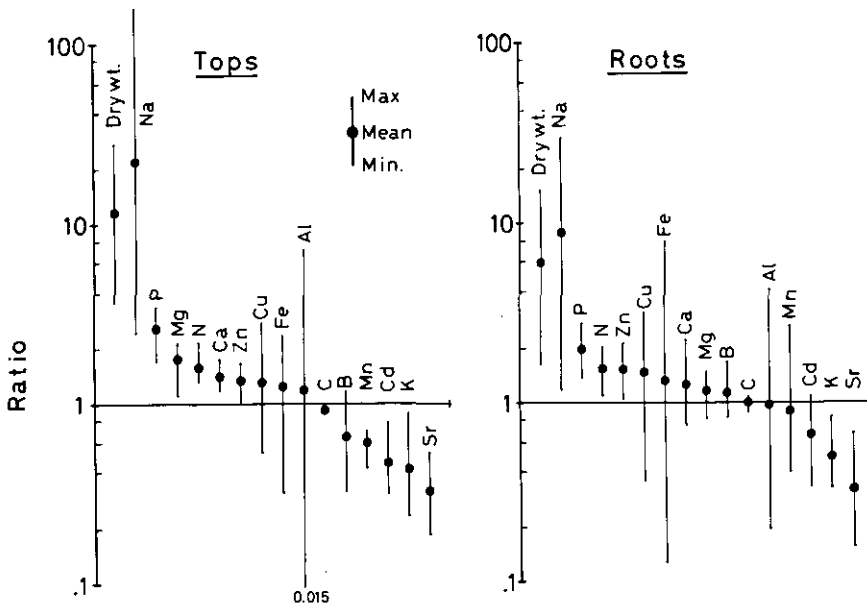


図 4 コマツナ中元素含量の汚泥区/対照区比

Fig. 4 Ratio of elemental contents in rape plants grown on the sludge applied plot to those in the plants grown on the control plot

## 5.2 長期的変化

収量の各元素の含量は種々の要因で変化する。今回のデータは、繰り返しのない処理区で長期的な変動を追ったものである。これらの時系列データは分散分析では評価できず、コログラム等によって解析すべきである。しかし本格的な解析は別の機会に譲り、本報告では全般的な変化パターンや変動の大きさから現象をみていくことにする。20作にわたるコマツナの生育量と元素含量の変化を拾っていく。図5には地上部と地下部の乾物重の変化を、また図6には地上部の元素含量の変化を示す。なお新鮮物収量・草丈・葉数の変動パターンも図5と似ていた。しかし草丈と葉数からみた対照区の生育は、収量(乾燥物・新鮮物)に比べ、連作に伴って徐々に低下する傾向にあった。

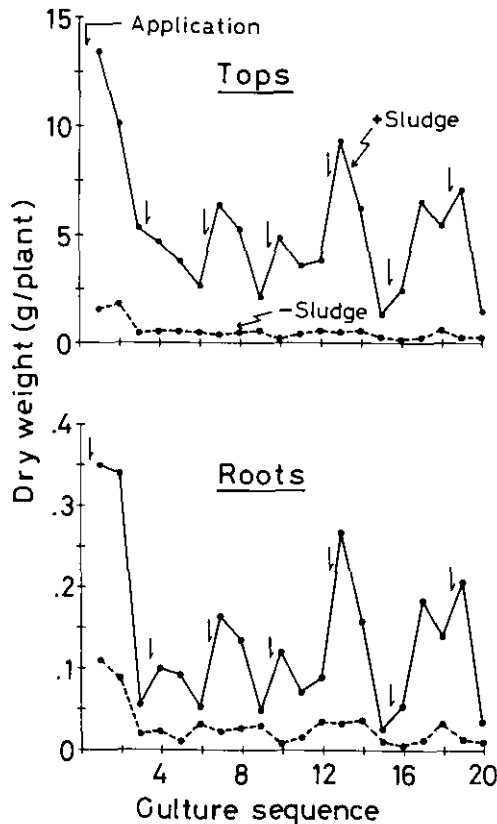


図 5 連用・連作期間中のコマツナ乾物収量の変化

Fig. 5 Changes in dry matter yield of rape plants during successive cultivations and repeated application of sewage sludge

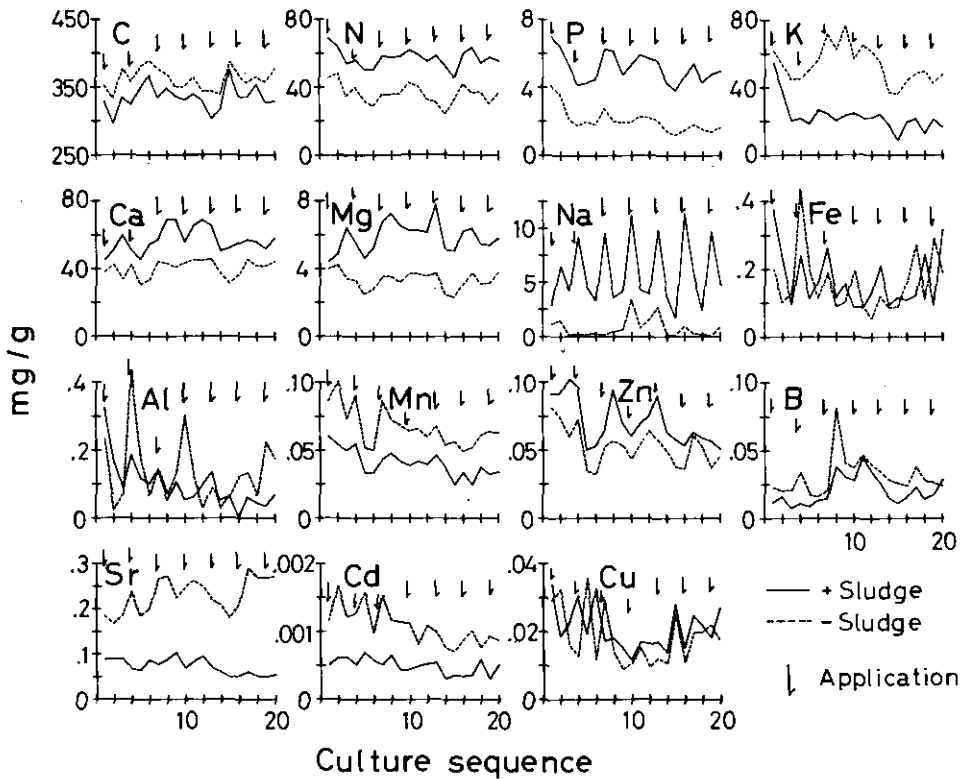


図 6 連用・連作期間中のコマツナ中成分含量の変化

Fig. 6 Changes in elemental concentrations of rape plants during successive cultivations and repeated application of sewage sludge

### 5.2.1 個体間変動との比較

個体間の含量変動(表4)に比べてKとNa, Sr含量(施用区地上部)の作期間変動係数と変異幅は2倍以上大きくなっていった。またC, N, Ca, Mg, Mn, B含量の変動も比較的大きく、これらの10元素は連作の間に何らかの変動を示したと考える。CuとP含量の変動はわずかに大きかったが、Fe, Al, Cdについては作期間変動の方が個体変動より小さかった。これらの5元素の含量変動は一定の傾向がない限り、考察の対象にはならない。

### 5.2.2 施用時期の影響

汚泥は各年次春～夏(偶数回目)と秋(奇数回目)の2回、施用している。対照区における収量(特に根部)は5, 10, 15, 16, 20作目が特に低くなっていた。これらの栽培時期はいずれも秋～冬に当たっていることから、日射量の多寡は収量に影響しているとみなせる。しかし、施用時期(作付け時期)の違いが収量や元素含量に与える影響は、図5や6からみる限りそれほど大きくない。

きくない。

元素のうちでは Mn (汚泥区と対照区の両部位)、Zn (汚泥区地上部) 含量が秋冬季に低く、C (汚泥区地上部) 含量は同季に高い傾向があった。

### 5.2.3 施用後の作付け回数の影響

各回の汚泥施用時にコマツナは3回(最終回のみ2回)栽培している。施用直後は汚泥の分解が急激に進む。また時間経過や栽培を繰り返すことにより、各種成分は植物に吸収されたり根圏の下まで溶脱する。そのため、施用後の作付け回数は植物の生育や成分含量に影響を与える。

収量(図5)は施用後の第1作目が2, 3作目より明らかに高い傾向にあった。7回目施用時には第1作目が冬季にかかっているため収量が低かったのであろう。各種元素のうちでは Na 含量が最も明確な変化を示し、施用後の第1作目に著しく高くなっていった(図6)。その他の元素については Na ほど明りょうな変化は認められなかった。施用後の第1, 2, 3作目それぞれの平均値について相互に比べると、地上部では N, P, K, Na 含量が次第に減少し、C, Ca, Sr が次第に増加する傾向を示していた。根部では P, Na が減少傾向、Ca, Cu が増加傾向にあった。

### 5.2.4 連用・連作の影響

汚泥の連用及びコマツナの連作に伴い、一定の傾向で生育量や含量が変化しているか否かは、作付け回数との相関係数をもとに判定した。表6(A)に結果を示す。

両処理区の地上部・地下部のどれについても共通しているのは Mn 含量の低下傾向であった。一部で有意性が認められなかったものの、P と Al, Zn, 新鮮物重も全般的に低下する傾向にあった。施用・無施用にかかわらず、地上部に共通な元素には上記の他に Cd (低下)があり、根部に共通であった元素には N, Fe (低下)があった。施用区でのみ認められた傾向は K の低下(地上部・地下部)と C の増加(地下部)であった。P の減少は特に無施用区で明確であった。最も注目されるのは Sr であり、施用区では減少傾向であったのに対し、対照区では増加傾向にあった。コマツナ組織中の Sr 含量は、凝集剤無添加の生汚泥を多量に施用した場合にも減少する<sup>13)</sup>。

これらの結果を整理すると、汚泥施用区に連作したコマツナの成分組成の特徴を最もよく表す元素は K と Sr であると結論づけることができる。

連用・連作による収量の低下傾向が認められたため、収量と元素含量との相関係数を調べた(表6(B))。全体の傾向はほぼ表6(A)と鏡像関係にあるといえる。ここで注意したいことは、同一条件下で個体間差を検討した場合(3.2)、収量と常に運動する元素はなかった点である。それゆえ表6に示した結果は長期的な収量の変動の中のみ認められるものである。また Na と Ca は相関係数が一度も有意にならなかったが、これらの元素が石灰汚泥施用後の作付け回数と関連が深い点は注目に値する。

表 6 コマツナの連作回数(A)及び新鮮物重量(B)と元素含量との相関係数  
 Table 6 Correlation coefficients between elemental concentrations and  
 (A) times of sequential cultivation or (B) fresh weight of rape plants

(A)

Plant parts	Sewage sludge	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe
Tops	+	0.131	-0.195	-0.404	-0.620**	0.165	0.180	0.088	-0.207
	-	0.036	-0.351	-0.693***	-0.364	0.243	-0.198	-0.041	-0.033
Roots	+	0.705***	-0.827***	-0.328	-0.619**	-0.350	-0.281	0.143	-0.461*
	-	0.675**	-0.819***	-0.708***	-0.416	0.393	0.068	0.105	-0.613**
		Al	Mn	Zn	B	Sr	Cd	Cu	Fresh
Tops	+	-0.706***	-0.727***	-0.606**	0.259	-0.693***	-0.578**	-0.222	-0.452*
	-	-0.142	-0.614**	-0.476*	0.084	0.564**	-0.732***	-0.292	-0.596*
Roots	+	-0.469*	-0.464*	-0.667**	-0.182	-0.636**	0.565	0.329	-0.414
	-	-0.680**	-0.529*	-0.397	-0.284	0.529*	0.615*	0.744***	-0.580*

(B)

Plant parts	Sewage sludge	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe
Tops	+	-0.594**	0.697***	0.694***	0.828***	-0.314	-0.156	0.123	0.494*
	-	-0.482*	0.555*	0.851***	0.166	0.039	0.483*	0.142	-0.090
Roots	+	-0.642**	0.514*	0.724***	0.650**	0.474*	0.233	0.092	0.643**
	-	-0.638**	0.586**	0.792***	0.105	0.053	0.181	0.107	0.282
		Al	Mn	Zn	B	Sr	Cd	Cu	
Tops	+	0.708***	0.650**	0.561**	-0.223	0.238	0.131	0.150	
	-	-0.101	0.697***	0.684***	-0.194	-0.497*	0.523*	0.488*	
Roots	+	0.640**	0.648**	0.803***	0.636**	0.800***	-0.356	-0.238	
	-	0.379	0.494*	0.786***	0.501*	-0.368	-0.314	-0.235	

\*, \*\* and \*\*\* refer to significant at the 5, 1, and 0.1% levels, respectively

### 5.3 連作期間中における元素含量相互の関係

施用区と対照区それぞれに生育させたコマツナの元素含量間の相関係数を地上部について計算した(表7)。5%水準以上で有意であった元素対は数多くみられるが、解釈の難しいFeとAlを除き、かつ汚泥区に固有な(正負の逆転を含む)組み合わせは、

負の相関：C-Mn\*

正の相関：N-Mn\*, P-Sr\*\*, K-Mn\*\*, K-Sr\*, Mn-Sr\*, Zn-Sr\*\*, Sr-Cd\*

(\*, 5%; \*\*, 1%水準で有意)であった。Mn, Sr, Kの含量が相互に連動して変化していることがわかる。Na含量(汚泥施用後の作付け回数に反応する)は、どの元素とも連動していなかつ

表 7 コマツナ地上部の元素含量間の相関係数

Table 7 Correlation matrix for elemental contents of rape tops

	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Al	Mn	Zn	B	Sr	Cd	Cu
C		-0.2350	-0.3350	-0.1019	-0.5048*	-0.4606*	-0.5032*	0.0171	-0.0237	-0.3278	-0.5722**	-0.1838	-0.0165	-0.1167	0.1937
N	-0.5818**		0.6190**	0.2649	0.2803	0.6826***	0.3648	0.1971	0.3023	0.5815	0.4990*	0.0347	-0.0595	0.3628	0.2535
P	-0.4300	0.7468***		0.4952*	0.1873	0.6536**	0.2625	-0.0794	-0.0140	0.7128***	0.6968***	-0.1069	-0.3103	0.6144**	0.4774*
K	-0.4397	0.7402***	0.7236***		0.4370	0.4249	0.2366	-0.2430	-0.0369	0.3192	0.2589	0.3414	0.2288	0.3721	-0.0548
Ca	-0.0097	0.0097	0.2415	-0.2521		0.7376***	0.3972	0.1361	0.1334	0.3427	0.4459*	0.4778*	0.7416***	0.0167	-0.2543
Mg	-0.1552	0.1382	0.2482	-0.2570	0.8152***		0.5172*	0.1039	0.1220	0.6093**	0.6778**	0.2319	0.2823	0.3182	0.0302
Na	-0.4966*	0.3816	0.0614	0.0555	-0.0616	0.3492		-0.1443	0.1184	0.1158	0.1625	0.1262	-0.0206	0.0711	-0.2517
Fe	-0.2317	0.3530	0.3407	0.5208*	-0.2461	-0.2080	-0.0764		0.8672***	0.2370	0.1377	-0.1546	0.2583	0.1924	0.1266
Al	-0.2780	0.4158	0.4915*	0.7996***	-0.2952	-0.2955	-0.0992	0.7109***		0.2666	0.1152	-0.0406	0.2003	0.1573	-0.0004
Mn	-0.5174*	0.4755*	0.5785**	0.6695**	0.0298	0.0403	0.0680	0.4803*	0.7032***		0.7376***	0.0272	-0.1329	0.6177**	0.3393
Zn	-0.4514*	0.3441	0.5103	0.4412	0.2431	0.2701	-0.0257	0.2082	0.5257*	0.8384***		0.1943	-0.0344	0.3481	0.0925
B	-0.0981	0.2379	0.3692	-0.0770	0.7828***	0.5514*	-0.0279	-0.2161	-0.2696	-0.0251	0.0429		0.5042*	-0.1343	-0.4231
Sr	-0.1437	0.2615	0.5638**	0.5128*	0.4855*	0.2181	-0.2518	0.0677	0.4475*	0.5800**	0.5626**	0.3320		-0.2754	-0.3043
Cd	0.0538	-0.0975	0.2755	0.1672	0.1289	0.0405	-0.2788	0.2624	0.3476	0.4569*	0.3878	-0.0235	0.4522*		0.5296*
Cu	0.3547	-0.1042	-0.0853	0.2510	-0.4108	-0.4429	-0.4054	0.5367*	0.5140*	0.1017	0.1133	-0.4240	-0.0465	0.1611	

\*, \*\*, and \*\*\* refer to significant at the 5, 1, and 0.1% levels, respectively.

Upper right-hand side; control plot

Lower left-hand side; sludge applied plot

た。P-Sr, Zn-Sr はリョウブ試料間でも相関の高い組み合わせであったが、リョウブに比べるとデータの変動幅も率もはるかに大きいため、分解・分析過程における見掛け上の相関ではない。ただし、これらの元素は連作回数の増加に伴って増加 (C) もしくは減少 (他の元素) する傾向があるので、特に新たな情報を提供しない。

## 6 植物体成分からみた石灰汚泥の施用

### 6.1 成分組成の不均衡

今回用いた汚泥は、石灰と塩化鉄を凝集剤として用いているため Ca と Fe を多く含み、pH が高い。また K 含量が少なく、Na, Mn, Zn と同じレベルにある (表 1)。

試験期間中に土壤に負荷された各元素の量とコマツナ (地上部と地下部) が吸収した総量 (表 8) を比べると、ほとんどの元素は吸収量よりもはるかに多く土壤に負荷されているが、K だけは吸収量の方がかなり多くなっている。第 1 作目における K の吸収量ですら 189 kg/ha に達しており、それまでの 2 回の汚泥施用による負荷量 91 kg/ha より約 100 kg/ha も多い (図 7)。対照区におけるコマツナの K 吸収量 (20 作の合計) は 0.6 kg/ha にすぎないので、汚泥の施用がいかに土壤中の K を減耗させたかわかる。この結果からみて、下水汚泥 (一般に K 含量が低い) の施用に当たっては多量 (少なくとも 100 kg/ha) の K を補う必要がある。石灰汚泥を施用した場合には、他種の汚泥の場合より一層植物体中の K 含量を低下させる<sup>14)</sup> ので注意を要する。

第 2 の問題点は土壤 pH の上昇 (図 1) である。本試験では pH が 8.4 にまで上昇しており、連用・連作に伴う植物体中の Mn, Zn, B や Cu 等 (Fe, Al, Cd) の含量の低下は、これらの元素の植物に対する可給度の低下によると考えられる<sup>24)</sup>。pH の上昇により、Cd 等有害元素の吸収も抑制されている (図 4) ので、石灰汚泥を施用して土壤がアルカリ性になった場合には、重金属の問題をそれほど重視しなくてもよいことになる。

植物を正常に生育させるためには K を補い、pH を矯正する必要があるが、その場合には重金属に注意を払う必要がある。

表 8 汚泥の連用によって土壤に負荷された元素の総量とコマツナによる収奪量

Table 8 Total loading of elements by sludge application and total uptake of them by rape plants cultured for 20 times

		N	P	K	Ca	Mg	Na	Cl
Loading	(kg/ha)	14,800	3,360	364	36,240	3,240	264	295
Uptake	(kg/ha)	1,625	149.8	743.9	1,507	158.0	172.3	(96.3)
		Fe	Mn	Zn	Cu	Sr	Cd	
Loading	(kg/ha)	27,680	290.4	554	104.8	21.6	0.796	
Uptake	(kg/ha)	5.45	1.19	2.09	0.434	2.01	0.011	



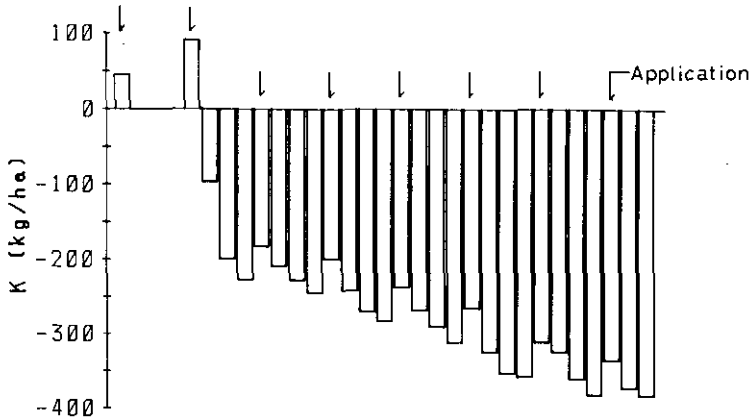


図 7 連用・連作による表土中 K 含量の相対的变化

Fig. 7 Relative content of soil K as affected by repeated application of sewage sludge and by successive cultivations of rape plants

Potassium content of the soil before the first sludge application was set to 0. The relative K levels were estimated from input (application) and output (uptake) of K.

## 6.2 石灰汚泥施用の指標元素

汚泥区の生育したコマツナの地上部において、Na と Sr の含量は、それぞれコマツナの連作と汚泥の連用に伴って変動する傾向にある(図 8)。汚泥施用直後に栽培したコマツナの K と Na の平均モル比 (K/Na) は 1.3 (2 回目の施用時を除く) であり、Na は K の 75% に達している。これに対して施用後の 2, 3 作目ではそれぞれ 2.7, 3.3 であった。このことは施用直後に N 等の供給が多く、生育増加へのインパクトが強い場合、Na も K の代わりに吸収されることを示唆する。2 回目施用時の第 1 作 (K が十分にある) のみは K/Na が 11 になっていることも、これを支持する。

一方、Sr は Ca と化学的性質が非常によく似ており、多くの植物は Ca と Sr を区別して吸収できないと言われている。そのため、植物体中の Ca/Sr 比は土壌中の「可給態」Ca/Sr 比を反映する<sup>23)</sup>。Ca と Sr のモル比は第 1 作目の 1130 から 20 作目の 2330 まで次第に増加しており、土壌中における Ca の過剰を裏付ける。

このように、石灰汚泥の特徴である K の不足と Ca の過剰は、それぞれの元素の同属元素である Na と Sr の植物体中含量に明確に現れている。連作や連用による成分の不均衡は対象とする必須元素よりも、その同属元素の含量に顕著に現れると言えよう。

今回報告した内容は、汚泥の多量連用一連作系という特殊な条件にあるので、得られた結果を直ちに一般農地に適用することはできない。しかし、従来から汚泥中の K 不足の問題は指摘されているものの、実証した例はほとんどない。この問題を含め、汚泥の長期連用に関するデータは

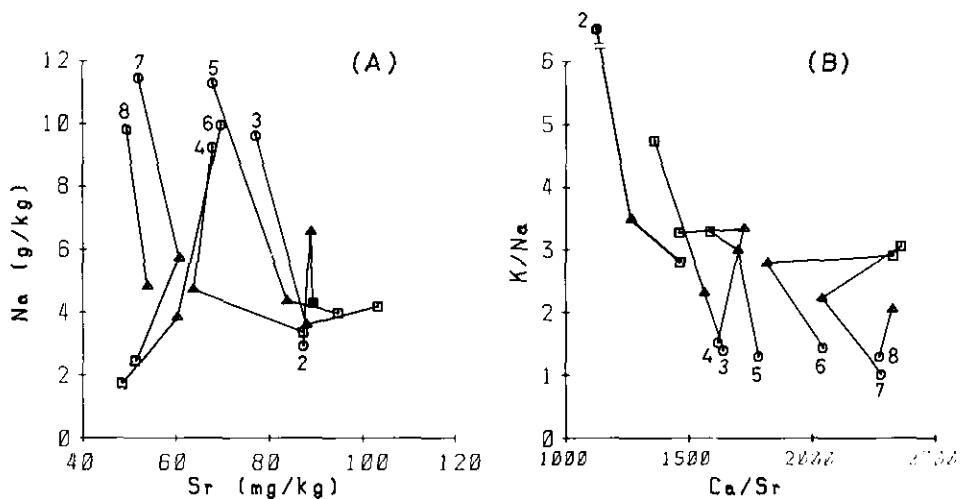


図 8 コマツナ地上部の Sr と Na 含量の変化(A), 及び Ca/Sr 比と K/Na 比の変化 (B)

Fig. 8 Relationships between Sr and Na contents (A), and between molar ratio of Ca/Sr and K/Na in the aerial part of rape plants during successive cultivations

Numbers in the figure refer to the repetition of the sludge application. ○, △, and □ ; 1st, 2nd, and 3rd cultivation after each time of the application.

乏しいので、今回の結果は貴重なものとする。汚泥の長期連用ほ場における各種作物の生育と成分組成の変化については現在とりまとめ中であるので、今回の結果とあわせ、いずれ公表する予定である。

謝 辞

当研究所計測技術部分析室の西川雅高氏には ICP による元素の分析をしていただくとともに、データの信頼性について助言を賜わった。深く感謝する。

引 用 文 献

- 1) Kelling, K. A., A. E. Peterson, L. M. Walsh, J. A. Ryan and P. R. Keeney (1977): A field study of the agricultural use of sewage sludge: I. Effect on crop yield and uptake of N and P. J. Environ. Qual., 6, 339-344.
- 2) Walker, W. J. and R. H. Dowdy (1980): Elemental composition of barley and ryegrass grown on acid soils amended with scrubber sludge. J. Environ. Qual., 9, 27-30.
- 3) Soon, Y. K., T. E. Bates, E. G. Beauchamp and J. R. Moyer (1978): Land application of chemically treated sewage sludge: I. Effects on crop yield and nitrogen availability. J. Environ. Qual., 7, 264-269.

- 4) Sabey, B. R. and W. E. Hart (1975): Land application of sewage sludge: I. Effect on growth and chemical composition of plants. *J. Environ. Qual.*, **4**, 252-256.
- 5) 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.
- 6) Stalk, 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.
- 7) Sommers, L. E., C. F. Parker and G. J. Meyers (1981): Volatilization, plant uptake and mineralization of nitrogen in soils treated with sewage sludge. *Natl. Tech. Inf. Serv. PB81-173940*, 64p.
- 8) Council for Agricultural Science and Technology (1976): Application of sewage sludge to cropland: Appraisal of potential hazards of the heavy metals to plants and animals. *US EPA-430/9-76-013*, 63p.
- 9) Soon, Y. K., T. E. Bates and J. R. Moyer (1980): Land application of chemically treated sewage sludge: III. Effects on soil and plant heavy metal content. *J. Environ. Qual.*, **9**, 497-504.
- 10) 土木学会 (1975): 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書 (昭和 48・49 年度). 土木学会, 13-155.
- 11) 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.
- 12) 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): 下水汚泥連用土壤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.
- 13) 久保井徹・藤井國博・服部浩之 (1983): 下水汚泥の土壤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—. 国立公害研究所研究報告, 第 46 号, 133-146.
- 14) Soon, Y. K., T. E. Bates and J. R. Moyer (1978): Land application of chemically treated sewage sludge: II. Effects on plant and soil phosphorus, potassium, calcium, and magnesium and soil pH. *J. Environ. Qual.*, **7**, 269-273.
- 15) Sheaffer, C. C., A. M. Decker, R. L. Chaney and L. W. Douglass (1979): Soil temperature and sewage sludge effects on corn yield and macronutrient content. *J. Environ. Qual.*, **8**, 450-454.
- 16) 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.
- 17) 服部浩之・鷺沢清司・久保井徹・藤井國博・松坂泰明・大羽 裕 (1983): 下水汚泥施用土壤の理化学性. 国立公害研究所研究報告, 第 47 号, 13-26.
- 18) 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.
- 19) 広木幹也・久保井徹 (1986): 畑土壤中における汚泥成分の地下浸透と植物による吸収. 国立公害研究所研究報告, 第 94 号, 21-31.
- 20) 服部浩之・豊田敏治・久保井徹・広木幹也・藤井國博・松坂泰明 (1983): 下水汚泥連用土壤における全炭素, 全窒素及び無機態窒素の変化. 国立公害研究所研究報告, 第 47 号, 27-44.
- 21) Okamoto, K. (ed.) (1981): Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, No. 18, 102p.
- 22) 渡辺和彦 (1983): 野菜の要素欠乏と過剰症. タイキ種苗宣伝出版部. 124p.
- 23) Chapman H. D. (ed.) (1966): *Diagnostic Criteria for Plants and Soils*. University of California, Division of Agricultural Sciences, 793p.
- 24) Truog, E. (1948): Lime in relation to availability of plant nutrients. *Soil Sci.*, **65**, 1-7.

II-12

汚泥の有機物組成及び土壤中の微生物活性と汚泥の分解性

**Decomposition of Sewage Sludges in Relation to Their Organic  
Matter Composition and Soil Microbial Activities**

服部浩之<sup>1</sup>・向井 哲<sup>1</sup>

Hiroyuki HATTORI<sup>1</sup> and Satoshi MUKAI<sup>1</sup>

**要 旨**

土壤中での汚泥の分解性が、その種類によって異なる原因を明らかにすることを目的として、6種類の汚泥について、土壤中での炭素及び窒素の分解性と汚泥の有機物組成との関係、さらに土壤中の微生物活性との関係を調べた。

汚泥中の有機態炭素は、28°C、8週間で15~56%が無機化し、無機物とリグニンの含量が多い汚泥ほど無機化率が低い傾向にあった( $r = -0.93$ )。一方、汚泥中の有機態窒素は、18~60%が無機化し、有機物中の粗タンパク質の割合が高い汚泥で無機化率が高かった( $r = 0.98$ )。

炭素分解量の多い汚泥を添加した土壤ほど、細菌数及びプロテアーゼ活性が高い傾向にあり、CO<sub>2</sub>発生速度、窒素無機化速度、細菌数及びプロテアーゼ活性間には相互に高い相関がみられた。

以上の結果から、無機物とリグニンの含量が低い汚泥を添加した場合には、土壤中の細菌数が増加し、プロテアーゼ活性が高まり、その結果、汚泥の分解性も高くなると考えられた。

**Abstract**

Decomposition of sewage sludges in a light-colored andosol in relation to the organic matter composition and microbial activities of the treated soil was studied to elucidate why the rates of sludge C and N mineralization differ due to sludge type. Chemical analyses of the sludges showed that the composition of the organic matter (i. e. crude protein, lignin, lipid, cellulose, hemicellulose and water-soluble sugar) was similar among the sludges while the amount of total organic matter varied considerably. The mineralization rate of sludge organic C was 15-56% during the 8-week incubation period at 28°C, and was negatively related to the sum of the inorganic matter and lignin (unextractable organic matter) content

- 
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.

of the sludge ( $r = -0.93$ ). The mineralization rate of sludge organic N was 18-60%, and it was positively related to the crude protein content of the total sludge organic matter ( $r = 0.98$ ). The changes in the amounts of sludge C and N mineralized per day corresponded to changes in the number of bacteria and the protease activity in the treated soil, and the correlation coefficients were highly positive.

These results suggested that bacteria and protease activity increased greatly in soil treated with sludge containing less inorganic matter and lignin, which was consequently subjected to higher decomposition.

**Key words:** Sewage sludge, Mineralization, Organic matter composition, Microorganism, Soil enzyme

## 1 はじめに

土壤に施用された汚泥の炭素及び窒素の分解性についての知見は、汚泥施用量を算定する上で必須であり、これらに関する研究は、これまでに数多くなされてきた。それらの幾つかは、汚泥の分解性が、その種類によって異なっていることを指摘した<sup>1-4)</sup>。

今後、下・廃水処理施設の普及に伴い、発生する汚泥は増加しかつ多様になると予想される。これら多様な汚泥を農業利用していく上で、汚泥の種類によって分解性が異なる原因を明らかにしておくことは必要であろう。

本研究では、汚泥の種類によって分解性が異なる原因を明らかにすることを目的として、数種類の汚泥の炭素及び窒素の分解性と汚泥の有機物組成との関係、さらに土壤中の微生物活性との関係を調べた。

## 2 材料及び方法

### 2.1 供試汚泥と供試土壤

発生源、処理法の異なる6種類の汚泥を選び、風乾後粉碎して実験に供した(表1)。また、土壤は淡色黒ボク土の表土(土性:ローム, CEC:19.9 meq/100 g 乾土)を風乾後、2 mm のふるいを通し供試した。

表 1 供試汚泥と供試土壤の性質

Table 1 Properties of sewage sludges and soil used in the experiment

Sludge	Source	Coagulant	Treatment	pH	T-C (%)	Org.-C (%)	T-N (%)	Org.-N (%)	C/N
A	Domestic	None	Activated	5.8	14.1	14.1	2.3	2.3	6.1
B	Domestic	Ca(OH) <sub>2</sub> , FeCl <sub>3</sub>	Activated	8.7	28.7	26.1	3.6	3.5	8.0
C	Domestic	Ca(OH) <sub>2</sub> , FeCl <sub>3</sub>	Activated	9.0	31.3	27.5	3.7	3.7	8.5
D	Domestic	Polymer	Digested	6.1	32.9	32.5	4.4	4.1	7.5
E	Domestic	Polymer	Activated	6.1	44.8	44.2	5.6	5.1	8.0
F	Industrial	Polymer	Activated	5.3	49.1	49.1	12.3	12.1	4.0
Light-colored Andosol				5.4	3.3	3.3	0.42	0.42	7.9

## 2.2 培養試験

土壤に各汚泥を別個に乾物重当たり 5%及び 1%加え、300 ml 容スチロールびんに入れ混和した。最大容水量の 60%になるように水を添加し、28°C 暗所下で 8 週間培養した。土壤から発生する CO<sub>2</sub> 及び揮散 NH<sub>3</sub> 量を測定する場合は、それらを吸収するため、0.5 規定水酸化ナトリウム液及び 0.5 規定硫酸液を含んだ 5 ml 容のサンプルカップをびん中に置いた。なお、汚泥無添加土壤（対照土壤）も上記と同様にして同時に培養を行った。培養期間中、経時的に CO<sub>2</sub> 発生量、NH<sub>3</sub> 揮散量、土壤中の無機態窒素量、微生物数及び酵素活性を測定した。また、汚泥を 5%量添加した土壤及び対照土壤の有機物組成を培養開始直後と 8 週後に測定した。

## 2.3 化学分析

汚泥の有機物量は、550°C で 1 時間しゃく熱してその減量から求めた。全炭素及び全窒素量は、柳本製 CN コーダー (MT 500) を用いて測定した。有機態炭素量は、試料を 6%亜硫酸水で処理した後<sup>9)</sup>、同 CN コーダを用いて測定した。

土壤から発生した CO<sub>2</sub> 量は、水酸化ナトリウム液に吸収された量を、0.2 規定塩酸で滴定して求めた。汚泥添加土壤と対照土壤の CO<sub>2</sub> 発生量の差を、汚泥の分解に伴って発生した CO<sub>2</sub> 量とした。その CO<sub>2</sub>-C 量を、添加汚泥中の有機態炭素量で除した値を、汚泥炭素の無機化率とした。また、5°C で 5 日間培養した際に発生する CO<sub>2</sub> を無機炭酸由来のものとし、その量を補正した。

土壤中の NH<sub>4</sub>-N は 10%塩化カリウム液で、NO<sub>3</sub>-N は水でそれぞれ抽出し<sup>9)</sup>、自動分析法<sup>7,9)</sup>によって定量した。硫酸液に吸収された揮散 NH<sub>3</sub>-N 量も、自動分析法により測定した。土壤中の無機態窒素と揮散 NH<sub>3</sub>-N の含量について、汚泥添加土壤と対照土壤の差を求め、その値から添加汚泥に含まれる無機態窒素量を引いた値を汚泥の分解に伴って生成した無機態窒素量とした。その量を添加汚泥中の有機態窒素量で除した値を汚泥窒素の無機化率とした。

汚泥及び土壤の有機物組成の測定は、ほぼ Waksman の方法<sup>9)</sup>に準じて行った。すなわち、脂質、水溶性糖、ヘミセルロース、セルロースをそれぞれ、メタノール・ベンゼン等量混液で 24 時間 (85°C)、水で 2 時間 (100°C)、2%塩酸で 5 時間 (100°C)、そして 80%硫酸で 2.5 時間 (室温) と 2%硫酸で 5 時間 (100°C) 連続的に抽出した。最後に抽出残査を 550°C で 1 時間しゃく熱して残留有機物を測定し、それをリグニン (非抽出性有機物) とした。水溶性糖、ヘミセルロース及びセルロースの量は、それぞれの抽出液中のヘキソース<sup>10)</sup> とペントース<sup>11)</sup> の含量とした。また、水、塩酸及び硫酸抽出液中の有機態窒素量を Bremner 法<sup>12)</sup>によって求め、その量に 6.25 を乗じた値を粗タンパク質量とした。

## 2.4 微生物数及び酵素活性の測定法

土壤中の細菌、放線菌及び糸状菌数は希釈平板法<sup>13)</sup>を用いて測定した。また、プロテアーゼ活性は、カゼインを基質とする Ladd らの方法<sup>14)</sup>に準じて測定した。ただし、反応時間は 2 時間、

温度は 30°C であった。

### 3 結果及び考察

#### 3.1 汚泥の有機物組成

汚泥の有機物含量とその組成を表 2 に示した。有機物含量は汚泥の種類によって大きく異なり、F 汚泥は A 汚泥の 3 倍以上の有機物を含んでいた。一方、有機物の組成は、F 汚泥において粗タンパク質の割合が著しく高く、リグニンの割合が低いという特徴が見られたが、いずれの汚泥でも、粗タンパク質、リグニン及び脂質の割合が高く、ヘミセルロース、セルロース及び水溶性糖の各割合は 10% 以下と低いという点で類似していた。したがって、供試汚泥の有機物の含量は、汚泥間で大きく変動するが、その組成比は互いに類似しているといえる。

汚泥間で有機物含量が異なる原因としては、下水処理場に流入する廃水中の無機物量の違いが考えられる。さらに、汚泥の処理法の影響も考えられ、一般に消化処理によって有機物量は減少し、また、有機凝集剤を含む汚泥は、無機凝集剤を含む汚泥よりも有機物量が多いといわれている<sup>15)</sup>。

表 2 汚泥と土壌の有機物組成

Table 2 Chemical composition of organic matter in the sewage sludges and the soil

Sludge	Organic matter (%) <sup>*</sup>	Lipid	Sugar <sup>**</sup>	Hemi-cellulose % of total	Cellulose organic matter	Crude Protein	Lignin
A	32.3	6.7	2.6	9.8	1.0	30.3	27.8
B	49.9	16.5	3.2	9.6	2.1	26.4	19.0
C	54.4	13.7	2.8	8.6	3.9	25.3	20.5
D	58.3	18.8	2.2	6.8	0.8	26.7	29.1
E	82.7	19.1	3.5	7.9	5.0	27.4	27.2
F	94.1	15.6	3.8	5.1	0.2	59.6	9.9
Soil	5.7	1.7	0.6	11.1	2.3	13.9	46.7

<sup>\*</sup>Total dry weight basis

<sup>\*\*</sup>Water-soluble sugar

#### 3.2 汚泥の有機態炭素及び窒素の分解性

汚泥の分解に伴って発生する CO<sub>2</sub> 量は、いずれの汚泥の場合にも、汚泥添加後 2-4 日目に最大になった後、2 週目にかけて急激に減少し、その後も緩やかに減少し続けた(図 1)。窒素の無機化量も CO<sub>2</sub> 発生量と同様の变化を示した。これらの結果は、汚泥の分解は、その種類によらず、初期の 2 週目頃まで活発に進行し、それ以後は緩慢となることを示している。

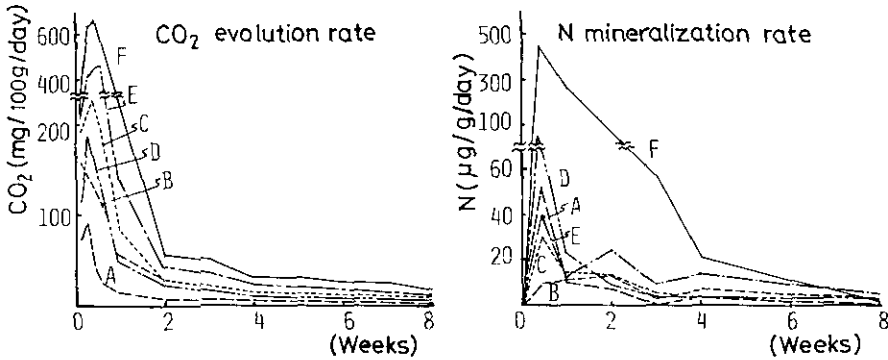


図 1 汚泥中炭素及び窒素の無機化速度の経時変化

Fig. 1 Changes in the mineralization rates of sludge organic C and N

8週間での汚泥中炭素の無機化率は、A汚泥では20%以下、F汚泥では50%以上と汚泥によって大きく変動した(表3)。汚泥5%添加時と1%添加時を比較すると、いずれの汚泥でも5%添加時の無機化率がわずかに高い傾向がみられた。これは、5%添加時の方が起爆効果が大きく、土壌由来の有機物がより多く分解したためかもしれない。窒素の無機化率は、F汚泥で約60%と最大であったことを除けば、他は約20%程度であり、炭素の場合ほど汚泥間差は大きくなかった。

炭素と窒素の無機化率を比べて見ると、B、C及びE汚泥では炭素の無機化率の方が高く、A、D及びF汚泥では窒素の無機化率の方が高かった。このように、汚泥間で炭素及び窒素の無機化率が異なるばかりでなく、同一の汚泥でも炭素と窒素の無機化率が異なることが認められた。

表 3 8週間の培養期間中の汚泥の有機態炭素及び窒素の無機化率

Table 3 Mineralization rates of sludge organic C and N in soil incubated for 8 weeks

Sludge	Application rate	Mineralization rate	
		C	N
A	1%	15.5%	27.3%
	5	16.4	26.3
B	1	28.3	14.7
	5	30.0	17.8
C	1	37.8	18.6
	5	39.2	20.9
D	1	20.3	19.8
	5	23.1	26.5
E	1	38.5	21.6
	5	43.4	27.3
F	1	52.5	57.8
	5	59.1	62.5



## 3.3 汚泥の有機物組成と分解性との関係

汚泥の有機物組成と分解性との関係を明らかにするため、各種有機物の含量と炭素及び窒素の無機化率との相関係数を求めた(表4)。また、F汚泥は有機物組成や窒素の無機化率が他の汚泥とはかなり異なるので、F汚泥を除く5種類の汚泥についても同様に相関係数を求めた。F汚泥の有無にかかわらず、炭素の無機化率は、全有機物量及び水溶性糖量(全有機物量当たり)と正の相関があり、リグニン量(全有機物量当たり)と負の相関があった。このうち水溶性糖量は、いずれの汚泥でも全有機物の約3%にすぎないので、水溶性糖量の差異のみでは、炭素の無機化率の変動を説明できないであろう。これに対して全有機物量は30%以上あり、しかも汚泥の種類による変動幅が大きいので、炭素の無機化率への影響が大きいかもしれない。全有機物量の少ない汚泥(無機物量の多い汚泥)で炭素の無機化率が小さい原因として、無機物が有機物に結合してその分解を抑えていることが考えられる。リグニンも同様の効果をもつと考えられ、無機物とリグニンの含量は、炭素の無機化率と負の相関があり、その相関係数も高かった(図2)。このことは前記のように、汚泥中の無機物及びリグニンが汚泥中の有機物の分解を抑制していることを示唆するものとする。

窒素の無機化率は、F汚泥の有無にかかわらず、粗タンパク質量(全有機物量当たり)のみと高い相関にあった。Parkerら<sup>3)</sup>は、汚泥窒素の無機化率は汚泥の有機態窒素量と相関が高いことを示したが、本実験の結果は、有機態窒素量よりも、全有機物に占める粗タンパク質の割合と高い

表 4 汚泥の無機化率と各有機成分量との相関係数  
(n=12)

Table 4 Correlation coefficients between sludge mineralization rate and different organic component contents of sludge (n=12)

	Mineralization rate	
	C	N
Organic matter <sup>a)</sup>	0.88*** ( 0.76* )	0.74** (-0.20 )
Organic-N <sup>a)</sup>	0.26 ( 0.72* )	0.92***(-0.08 )
C/N	-0.46 ( 0.82** )	-0.91***(-0.03 )
Lipid <sup>b)</sup>	0.40 ( 0.53 )	-0.03 ( 0.60 )
Water-soluble sugar <sup>b)</sup>	0.83*** ( 0.70* )	0.57 (-0.23 )
Hemicellulose <sup>b)</sup>	-0.67* (-0.20 )	-0.78** (-0.16 )
Cellulose <sup>b)</sup>	0.16 ( 0.95*** )	-0.51 (-0.11 )
Crude Protein <sup>b)</sup>	0.68* (-0.65* )	0.98*** ( 0.66* )
Lignin <sup>b)</sup>	-0.77** (-0.42 )	-0.68* ( 0.77** )

Figures in parenthesis indicate the correlation coefficients for data when sludge-F was excluded. (n=10)

\*, \*\*, \*\*\* are significant at 5%, 1% and 0.1% levels, respectively.

<sup>a)</sup>; content based on total dry weight

<sup>b)</sup>; content based on total organic matter

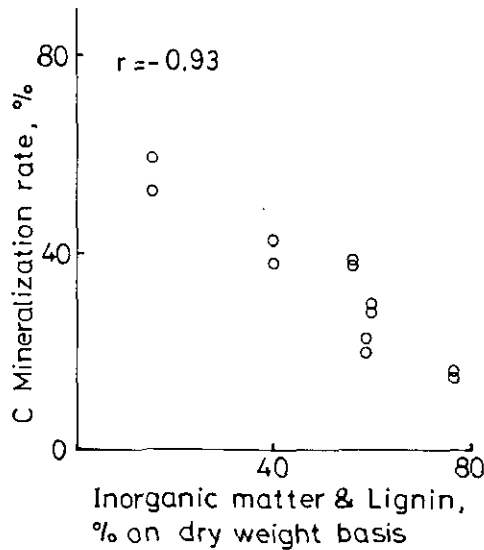


図 2 汚泥の炭素無機化率と汚泥中の無機物とリグニンの含量との関係  
 Fig. 2 Relationship between sludge C mineralization rate and sludge inorganic matter plus lignin content

相関があることを示した。汚泥窒素の無機化は、稲ワラ、グルコース及びセルロースなどの炭水化物の添加によって抑制されることが知られているが<sup>6)</sup>、粗タンパク質の割合の低い汚泥では、相対的に炭素質化合物の割合が高く、そのため窒素の無機化が抑えられるのであろう。

以上のように、汚泥の種類によって無機化率が異なる原因の一端は、汚泥の有機物量とその組成の相違から説明できると考えられる。

### 3.4 汚泥中の各種有機成分の分解性

汚泥を5%添加した土壌について、培養開始前と8週後の各有機成分量を測定し(図3)、減少率を求めた(表5)。汚泥の主要有機成分である粗タンパク質、リグニン及び脂質は、いずれの汚泥を添加した土壌でも8週後に減少しており、これらの成分が分解していることを示している。一方、水溶性糖とセルロースは逆にわずかに増加した。炭素及び窒素の無機化率が最も高いF汚泥を添加した土壌では、汚泥由来の粗タンパク質、リグニン及びヘミセルロースの減少率が、他の汚泥の場合よりも高かった。一方、炭素の無機化率が低いA及びD汚泥では、いずれの成分の減少率も少ない傾向にあった。このことは、分解性の高い汚泥では、いずれの成分もよく分解し、逆に分解性の低い汚泥では、どの成分も分解し難く、特定の成分の分解量の差によって全体の無機化率に差が生じるのではないことを示している。このような結果が得られた原因としては、前節で述べたように、無機物やリグニンの多い汚泥で、これら両成分との結合によって、各種の有

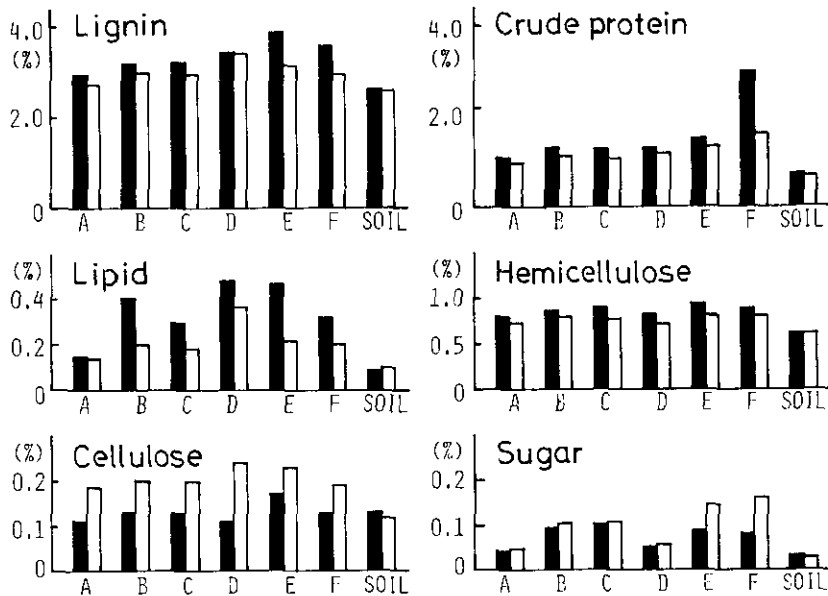


図 3 8週間の培養期間における汚泥5%添加土壤中の各有機成分量の変化  
 Fig. 3 Changes in the amounts of different organic components during a 8-week incubation of the soil amended with sludges (A-F) at 5% application rate  
 ■ before incubation, □ after incubation

表 5 8週間の培養期間における汚泥中の各有機成分の減少率

Table 5 The rate of decrease of different organic component of sludge in soil incubated for 8 weeks

Sludge	Crude protein	Lignin	Lipid	Hemicellulose
A	29%	37%	20%	33%
B	28	23	67	28
C	33	31	55	59
D	20	1	30	50
E	19	50	68	33
F	69	54	53	73

$$\text{Rate of decrease} = \left(1 - \frac{A \text{ after incubation}}{A \text{ before incubation}}\right) \times 100 (\%),$$

where, A = each organic component in treated soil - that component in control soil

機成分の分解が一様に抑制されることが考えられる。

また、F 汚泥添加土壤で特に粗タンパク質の減少量が大きいことは、この汚泥が粗タンパク質を

多く含み、かつその窒素の無機化率が大きいという事実と一致していた。

このように、汚泥添加土壌中の各有機成分量の変化から得られた結果は、前節の無機物とリグニン量の少ない汚泥ほど炭素の無機化率が高く、粗タンパク質の割合の大きい汚泥ほど窒素の無機化率が高いという結果を間接的に支持するものであろう。

### 3.5 汚泥添加土壌中の微生物数及び酵素活性の変化と汚泥の分解との関係

図4に汚泥を5%添加した土壌中の微生物数及び酵素活性の経時変化を示した。細菌数は3日目に最大になり、その後2週目にかけて急激に減少し、以後も緩やかに減少を続けた。この変動パターンは、CO<sub>2</sub>発生量の日変化のパターン(図1)と類似していた。しかもCO<sub>2</sub>発生量の多いF汚泥あるいはE汚泥を添加した土壌では細菌数も多く、逆にCO<sub>2</sub>発生量の少ないA汚泥添加土壌では、細菌数も少なかった。なお、汚泥を1%添加した土壌中の細菌数の変化は示さなかったが、5%添加した場合とほぼ同様の変動パターンを示し、ピーク時の菌数は約1/5であった。放線菌及び糸状菌数は、汚泥添加後2-3週目に最大になり、その後はわずかに減少するのみであった。そ

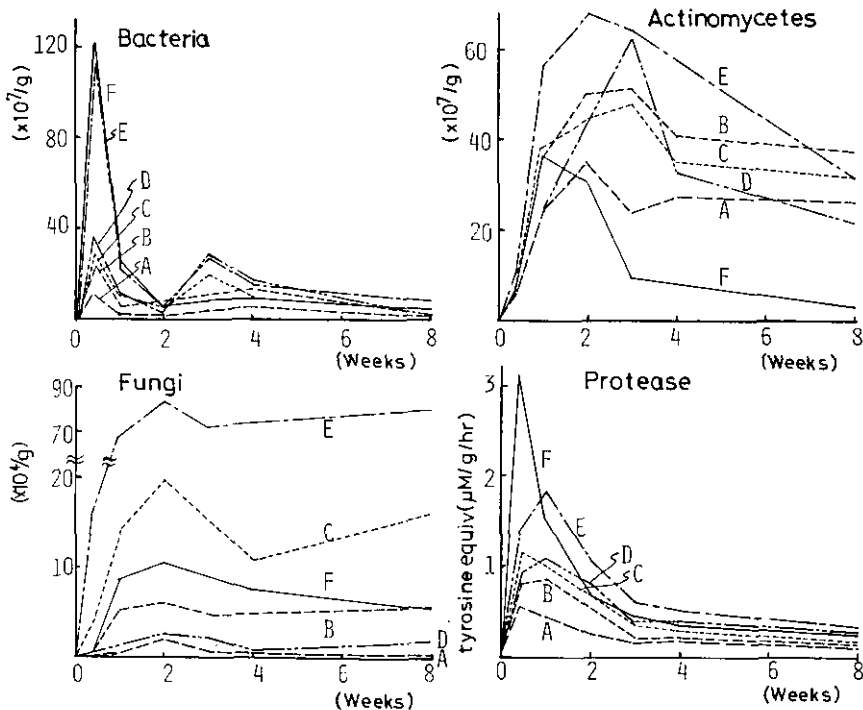


図 4 汚泥5%添加土壌中の微生物数及びプロテアーゼ活性の変化  
 Fig. 4 Microbial populations and protease activity in soil amended with sewage sludges at 5% application rate

の変動パターンは、CO<sub>2</sub> 発生量の日変化と異なり、また CO<sub>2</sub> 発生量の多い汚泥添加土壌でこれらの菌数が多いという傾向もみられなかった。これらの結果は、土壌に添加後急激におこる汚泥の分解には、その添加に伴い優先的に増殖する土壌の細菌が関与していることを示唆している。

プロテアーゼ活性は、3日目から1週目に最大になりその後減少を続けた。この変化は CO<sub>2</sub> 発生量、窒素の無機化量及び細菌数の経時変化に類似していた。

炭素及び窒素の無機化量は、細菌数及びプロテアーゼ活性との相関が高く(表6)、細菌数とプロテアーゼの相関も  $r=0.71$  と高かった。これらの結果は、汚泥の分解に細菌のプロテアーゼが強く関与していることを示唆している。このことは、汚泥が粗タンパク質を多く含み、かつ粗タンパク質は培養期間中に大きく減少するという事実とも一致している。

表 6 汚泥の炭素及び窒素の無機化速度と土壌中の微生物数及び酵素活性の相関係数

Table 6 Correlation of mineralization rate of sludge organic matter (C and N) with microbial populations and enzyme activities in soil

	Mineralization rate	
	C	N
Bacteria	0.91***	0.65***
Actinomycetes	-0.38	-0.28
Fungi	-0.08	-0.21
Protease	0.87***	0.78***

\*\*\* significant at 0.01% level

#### 4 結 論

6種類の汚泥について、土壌中での分解性を調べた結果、炭素及び窒素の無機化率は汚泥の種類によって異なっていた。その無機化率の違いは、汚泥の起源や処理法の差異にかかわらず、汚泥中の有機物の量と組成から一応説明することができた。すなわち、無機物とリグニンの含量の少ない汚泥ほど炭素の無機化率が高く、全有機物に占める粗タンパク質の割合が高い汚泥ほど窒素の無機化率が高かった。また、汚泥の無機化速度は、土壌中の細菌数及びプロテアーゼ活性と高い相関があった。したがって、汚泥の有機物量と組成の違いが、土壌中の細菌数及びプロテアーゼ活性に影響を及ぼし、その結果、汚泥の分解性にも差が生じたものと推察される。

それゆえ、種々の汚泥を農業利用していく場合、汚泥の施用量はその汚泥の有機物の量と組成を考慮して決めることが必要であろう。

引用文献

- 1) Magdoff, F. R. and F. W. Chromeck (1977): Nitrogen mineralization from sewage sludge. *J. Environ. Sci. Health Part A*, **12**, 191-201.
- 2) Sommers, L. E., D. W. Nelson and K. J. Silveira (1979): Transformation of carbon, nitrogen, and metals in soils treated with waste materials. *J. Environ. Qual.*, **8**, 287-294.
- 3) Parker, C. F. and L. E. Sommers (1983): Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *J. Environ. Qual.*, **12**, 150-156.
- 4) 大羽 裕・Nguyen, Quan-Lu (1981): 二酸化炭素量からみた畑条件下の下水汚泥の分解. *日本土壌肥科学雑誌*, **52**, 219-224.
- 5) Allison, L. E. (1965): Organic carbon. *In: Methods of Soil Analysis, Part 2.* Black, C. A. *et al.* (eds.), Academic Press, New York, 121-139.
- 6) 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. *土壌養分分析法, 土壌養分測定法委員会編, 養賢堂, 東京, 184-200.*
- 7) Technicon Instruments Corp. (1973): Ammonia in water and seawater. Technicon industrial method, 157-71W/Tentative.
- 8) Technicon Instruments Corp. (1975): T. O. N./nitrite in water and waste-water. Technicon industrial method, 186-75E/Provisional.
- 9) Waksman, S. A. and K. R. Stevens (1930): A critical study of the methods for determining the nature and abundance of soil organic matter. *Soil Sci.*, **30**, 97-116.
- 10) Brinck, Jr., R. H., P. Duback and D. L. Lynch (1960): Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Sci.*, **89**, 157-166.
- 11) Thomas, R. L. and D. L. Lynch (1961): A method for quantitative estimation of pentose in soil. *Soil Sci.*, **91**, 312-316.
- 12) Bremner, J. H. (1965): Organic forms of nitrogen. *In: Methods of Soil Analysis, Part 2.*, Black, C. A. *et al.* (eds.), Academic Press, New York, 1238-1255.
- 13) 土壌微生物研究会編 (1975): 土壌微生物実験法. 養賢堂, 東京, 469p.
- 14) Ladd, J. N. and J. H. A. Butler (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.*, **4**, 19-30.
- 15) Kono, M. and F. Yamazoe (1982): Decomposition and behavior of sewage sludge in soil. *In: Proceedings of International Symposium on Land Application of Sewage Sludge. Association for Utilization of Sewage Sludge, Tokyo, 101-125.*
- 16) Yoneyama, T. and T. Yoshida (1978): Nitrogen mineralization of sewage sludge in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **24**, 139-144.

II-13

汚泥中のリンの形態と土壌中における形態変化

Forms of Phosphorus in Sewage Sludges and  
their Transformation in Soils

服部浩之<sup>1</sup>

Hiroyuki HATTORI<sup>1</sup>

要 旨

6種類の汚泥中のリンの形態と、それらの汚泥を5%量添加した砂質土及び火山灰土壌中のリンの形態変化を調べた。

汚泥中の全リン量は、乾物当たり0.7-1.9%であったが、全リンに対する有機態リンの割合は15-70%と汚泥の種類によって大きく異なった。無機態リンの形態は、Fe含量の多い汚泥でFe型リンの割合が高く、Ca型リンの割合が低い傾向にあった。また、Al量の多い汚泥ほどAl型リンの割合が高い傾向にあり、汚泥中の無機態リンの形態は、FeとAl量によって影響されると考えられた。

28°C, 4週間の培養期間中に砂質土ではほとんどの汚泥中の有機態リンが数十%無機化した。火山灰土ではほとんどの汚泥で無機化はみられなかった。また、無機化したリンは砂質土ではCa型になるのに対して、火山灰土ではAl型が多く、土壌の種類によってリンの形態変化は異なった。

Abstract

The forms of phosphorus in 6 types of sewage sludge and phosphorus transformation in two types of soil (a sandy soil and a volcanic ash soil) treated with sludge at an application rate of 5% were studied.

The sludge used contained from 0.7% to 1.9% P, from 0.28% to 1.03% organic P, and from 0.41% to 1.61% inorganic P. Expressed as a percentage of total P in the sewage sludge, organic P content ranged from 14.8% to 70.2%. The forms of inorganic P in sewage sludge were influenced by the Al and Fe content in the sludge. In sludge with a high Fe content, the percentage of Ca-P to total inorganic P was low and that of Fe-P was high. In sludge with a high Al content, the percentage of Al-P to total inorganic P was high.

Transformation of sludge P in soil varied with the soil type treated with the sludge. A

---

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.

portion of several tenths of sludge organic P added to sandy soil was mineralized for 4 weeks at 28°C and the form of P mineralized was Ca-P. However, little organic P in sludge added to the volcanic ash soil was mineralized and the form of P mineralized was Al-P.

**Key words** : Sewage sludge, Organic P, Inorganic P, Phosphorus transformation

## 1 はじめに

下水汚泥の緑農地への還元利用が積極的に進められている理由の一つは、汚泥中に多量の肥料成分、特に窒素とリンが多く含まれていることである。このうち窒素については、土壤中での無機化や挙動についてこれまでに多くの研究がなされてきた。しかし、リンについては、汚泥中の形態すらまだ十分に知られているとは言えない。

汚泥の緑農地利用に際して、汚泥中のリンの形態と土壤中におけるその形態変化を把握しておくことは、植物栄養や環境影響の面から必要であり、本研究はこれらの点に関する知見を得ることを目的として行った。

## 2 材料と方法

### 2.1 供試汚泥と供試土壌

発生源及び処理法の異なる6種類の汚泥を風乾後粉碎して実験に供した(表1)。これらの汚泥は前報<sup>1)</sup>で用いたものと同じであった。土壌は、砂質土(中粗粒強グライ土の下層土、琴浜統、土性:S)及び火山灰土(淡色黒ボク土の表土、土性:L)を風乾後2mmのふるいを通し、実験に供試した。

### 2.2 培養試験

各汚泥を土壌(砂質土及び火山灰土)に対して乾物として5%加え、300ml容スチロールびんに入れ混和した。最大容水量の60%になるように水を添加し、28°C暗所下で4週間培養した。対

表 1 供試汚泥と供試土壌の性質

Table 1 Properties of sewage sludges and soils used in the experiment

Sludge	Source	Coagulant	Treatment	pH	T-C (%)	T-N (%)
A	Domestic	None	Activated	5.8	14.1	2.3
B	Domestic	Ca (OH) <sub>2</sub> , FeCl <sub>3</sub>	Activated	8.7	28.7	3.6
C	Domestic	Ca (OH) <sub>2</sub> , FeCl <sub>3</sub>	Activated	9.0	31.3	3.7
D	Domestic	Polymer	Digested	6.1	32.9	4.4
E	Domestic	Polymer	Activated	6.1	44.8	5.1
F	Industrial	Polymer	Activated	5.3	49.1	12.1
Sandy soil (Soil I)				6.1	0.45	0.01
Volcanic ash soil (Soil II)				6.3	3.3	0.4



照として土壌のみも同様に培養した。培養開始直後と4週後の土壌中の全リン量、有機態リン量及び無機態リン量（全量、Ca型、Al型及びFe型リン量）を測定した。

### 2.3 化学分析

汚泥及び土壌中の全リン量は、過塩素酸分解-バナドモリブデン酸比色法<sup>2)</sup>により定量した。また、無機態リン量は1規定硫酸で16時間抽出し<sup>3)</sup>、還元剤としてアスコルビン酸を用いるモリブデン酸アンモニウム比色法<sup>4)</sup>により定量した。全リン量と無機態リン量との差を有機態リン量とした。

無機態リンの分別定量、すなわちCa型、Al型及びFe型リンの定量は、関谷の方法<sup>2)</sup>に従って行った。全無機態リン量からCa型、Al型及びFe型リン量を引いた値を難溶性リン量とした。

汚泥中のAl及びFe含量は、全リン酸の定量に用いた過塩素酸分解液について、原子吸光法により定量した。

## 3 結果及び考察

### 3.1 汚泥中のリンの形態

汚泥中の全リン、有機態リン及び無機態リン量を表2に示した。全リン量は汚泥の種類によって異なるものの、炭素や窒素の場合ほど汚泥間で大きな差はなく、いずれも1%前後の含量であった。Konoら<sup>5)</sup>は、有機凝集剤を使用した消化汚泥の全リン量が最も多いことを示したが、表2の結果も、無機凝集剤汚泥よりも有機凝集剤汚泥の全リン含量が高く、特に消化汚泥であるD汚泥の含量が高いことを示している。無機凝集剤を多量に添加することにより、リンの割合が低くなり、また消化の過程で有機物量が減少し相対的にリンの割合が高くなるのであろう。

表 2 汚泥及び土壌中のリンの含量  
Table 2 Phosphorus content in sewage sludges and soils

Sludge	Total-P	Organic-P % of total dry matter	Inorganic-P
A	0.85	0.32 (37.2)*	0.53
B	0.71	0.30 (42.4)	0.41
C	0.75	0.39 (51.9)	0.36
D	1.89	0.28 (14.8)	1.61
E	1.56	0.61 (38.9)	0.96
F	1.46	1.03 (70.2)	0.44
Soil I	0.048	0.007 (14.6)	0.041
Soil II	0.093	0.043 (46.2)	0.050

\*Figure in parentheses is organic P expressed as a percentage of total P

有機態リン量は有機態炭素量の多い汚泥ほど多い傾向にあったが、全リン量に対する有機態リン量の割合は、14-70%と汚泥の種類によって大きく異なっていた。D汚泥で有機態リンの割合が特に低くなっているが、これは消化の過程で有機態リンが無機化したためと考えられる。

表3には、全無機態リンに対するCa型、Al型、Fe型及び難溶性リンの割合を示した。E及びF汚泥ではCa型リンが50%以上、A及びD汚泥ではAl型リンが50%以上、またB及びC汚泥ではFe型リンが50%近くを占め、無機態リンの形態は汚泥の種類によって大きく異なっていた。このように汚泥中の無機態リンの形態が汚泥によって異なるのは、汚泥中のCa、Al及びFe量に差があるためであろう。図1には汚泥中のAl量とAl型リン量との関係、さらにFe量とCa型及びFe型リン量との関係を示した。Alを2%以上含む汚泥ではAl型リンの割合が50%を超えており、Al量が多い汚泥でAl型リンの割合が高い傾向がみられた。またFeの含量の多い汚泥ほどFe型リンの割合が高くなり、逆にCa型リンの割合は低くなる傾向にあった。凝集剤として多量のCaを含むB及びC汚泥(乾物の10%以上)でCa型リンの割合が低いので、Ca量の多い汚泥でCa型リンが多いとは言えない。したがって、無機態リンの形態には、汚泥に含まれるAl量及びFe量が大きく影響していると推定される。

表 3 汚泥及び土壌中の無機態リンの形態

Table 3 Form of inorganic phosphorus in sewage sludges and soils

Sludge	Inorganic-P (%) <sup>*</sup>	% of inorganic-P%			
		Ca-P	Al-P	Fe-P	unextracted-P
A	0.53	23.9	50.3	19.0	6.8
B	0.41	4.7	24.4	59.9	11.1
C	0.36	6.7	39.3	49.9	4.2
D	1.61	23.1	54.6	11.1	11.2
E	0.96	65.2	20.0	2.8	12.0
F	0.44	53.2	30.5	2.0	14.2
Soil I	0.041	21.5	40.2	14.0	24.3
Soil II	0.050	3.6	60.2	20.8	15.4

\*percentage of total dry matter

以上のように、全リン量のみならずその形態も汚泥によって大きく異なっているため、汚泥の農業利用に際してリンの効果を期待する場合、その汚泥中の全リン量だけでなく、形態にも注目する必要がある。植物に対してCa型リンが最も有効性が高いので<sup>2)</sup>、Al及びFe含量の少ない汚泥ほど植物へのリンの効果は高いといえる。

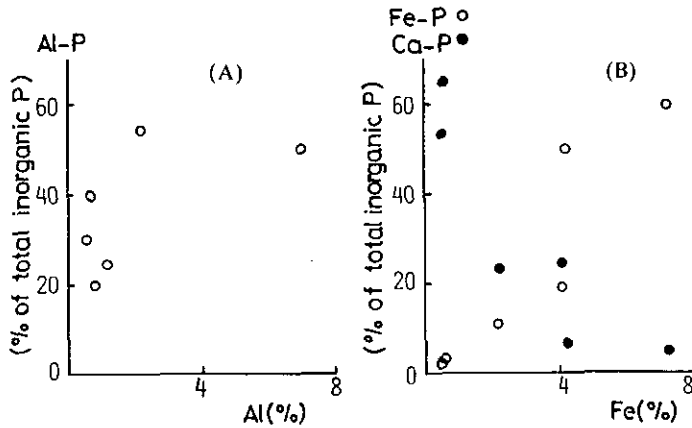


図 1 (A) 汚泥中の Al 含量と全無機態リンに占める Al-P の割合の関係及び (B) Fe 含量と Ca-P, Fe-P の割合との関係

Fig. 1 Relationship (A) between Al content and Al-P content of total inorganic P in sewage sludges and (B) between Fe content and Ca-P, Fe-P content of total inorganic P in sewage sludges

### 3.2 汚泥添加土壌中のリンの形態変化

汚泥添加直後と 4 週後の土壌中の有機態リン量を測定し、この期間の汚泥の有機態リンの無機化率を求めた(表 4)。F 汚泥を添加した砂質土並びに火山灰土では、4 週後に有機態リン量は減少し、この汚泥中の有機態リンの約 50%が無機化した。その他の汚泥を添加した場合でも砂質土では 4 週後に有機態リンが減少しており、汚泥の有機態リンが無機化していることを示している。

表 4 汚泥の有機態リンの無機化率

Table 4 Mineralization rate of sludge organic P in soils incubated for 4 weeks

Sludge	Sandy soil			Volcanic ash soil		
	Organic-P content		Mineralization rate***	Organic-P content		Mineralization rate***
	Before*	After**		Before*	After**	
A	0.221mg/g	0.200mg/g	15.2%	0.502mg/g	0.505mg/g	0.0%
B	0.202	0.228	0.0	0.498	0.496	0.0
C	0.257	0.243	9.2	0.531	0.536	0.0
D	0.262	0.228	19.0	0.517	0.563	0.0
E	0.441	0.344	27.1	0.707	0.687	5.9
F	0.581	0.285	59.5	0.892	0.673	42.0
Control	0.083	0.083		0.370	0.370	

\*Before incubation

\*\*After incubation

$$***\text{Mineralization rate} = \left(1 - \frac{\text{A after incubation}}{\text{A before incubation}}\right) \times 100 (\%)$$

where, A = organic P content in treated soil - that in control soil

ただし B 汚泥のみは無機化が全く認められなかった。また、火山灰土では、F 及び E 以外の汚泥添加土壌で全く無機化はみられず、F 及び E 汚泥の無機化率も砂質土に比べて低かった。一般に、火山灰土壌は、腐植含量が多く有機態リンが集積しやすいと言われている<sup>3)</sup>。火山灰土と砂質土で、汚泥中の有機態リンの無機化率に差が生じたのは、リンの無機化が腐植含量などの土壌の性質によって影響されるためであろう。また、F 汚泥添加土壌でリンの無機化が進む原因としては、この汚泥の有機態リンの割合が高いこと、あるいは、F 汚泥のみ化学工場廃水を起源としているので、有機態リンの形態が他の汚泥と異なっている可能性のあることが考えられる。Cosgrove ら<sup>6)</sup>は汚泥の有機態リンの 5.1% がイノシトールリン酸であることを報告し、また、Chae<sup>7)</sup>は 12 種類の汚泥のリン脂質量を測定し、有機態リンの 0.24~8.84% (平均 2.18%) であることを報告した。しかし、汚泥中の有機態リンの大半は、いまだその形態が知られていない。今後、土壌中での汚泥の有機態リンの無機化に関連して、その形態を明らかにすることが必要であろう。

図 2 には、4 週間の培養期間中の各無機態リン量の変化を示した。汚泥を添加した直後の各態のリン量に対して、4 週後にどれだけ増減したかで表示した。砂質土では各汚泥添加土壌とも 4 週間で Ca リンが増加しており、特に F 汚泥添加土壌の増加量が多かった。これは有機態リンの分解に伴って生成した無機態リンが Ca 型になるためであろう。Taylor ら<sup>8)</sup>は、汚泥添加土壌中の可溶性リン (Brays-P) 量は、有機態リンの無機化速度と土壌の Fe 及び Al への無機態リンの固定化速度によって支配され、変化すると推察した。砂質土には、活性の Fe や Al が少ないと考えられ、そのため無機化したリンは、可溶性の高い Ca 型になるのであろう。一方、火山灰土では有機態リンが減少した F 汚泥添加土壌で、Ca 型より Al 型の増加が大きく、無機化したリンは主に Al 型になると考えられる。火山灰土は、活性 Al が多くリン酸吸収係数が高い<sup>9)</sup>ので、無機化したリンは

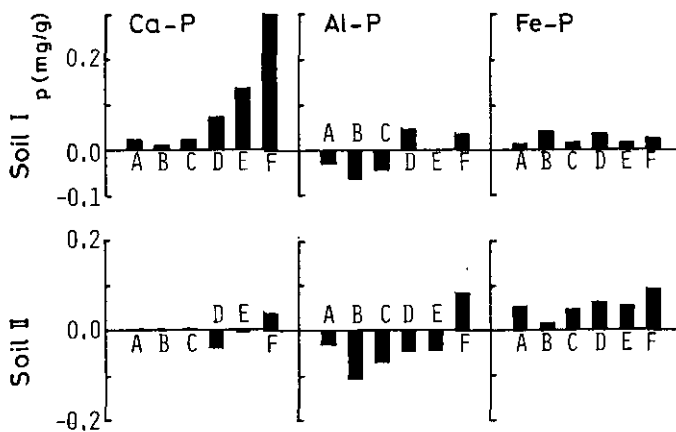


図 2 汚泥添加直後の各無機態リン量に対する 4 週後の増減量  
 Fig. 2 Difference in the amount of Ca-P, Al-P and Fe-P between 4 weeks after and immediately after the incubation

可溶性の低い Al 型になるのであろう。したがって、無機化したリンがどのような形態になるのかは、添加した土壌の活性 Al 量及び Fe 量に左右されると考えられる。また、砂質土でも火山灰土でも、培養期間中に Al 型のリン量が減少する傾向にあるのに対して Fe 型は増加しており、汚泥添加土壌中の無機態リンは、わずかながら Al 型からより難溶性の Fe 型へ移行していることを示している。Kelling ら<sup>10)</sup>は、可溶性リン量が汚泥施用後 26 か月後まで徐々に減少することを示し、リンの固定によるものと推察した。本実験は、短期間の培養試験であったが、やはりリンがより難溶性の形態へ固定されることを示している。

#### 4 結 論

汚泥は約 1% のリンを含むが、その形態は汚泥の種類によって異なっていた。したがって、特にリンの肥効を期待する場合は、その含量だけでなく形態も考慮して、汚泥を選択する必要がある。Al 及び Fe 含量の低い汚泥ほど植物に有効性の高い Ca 型リンの割合が高く、また有機態リンが無機化したリンも砂質土では Ca 型になるので、これらの含量に注目する必要がある。

また、汚泥の有機態リンの無機化量や無機態リンの形態は、土壌の腐植含量やリン酸吸収係数などの性質によって左右されるので、施用土壌の性質を明らかにし、その土壌に必要な量の有効性リンを含むような汚泥を選択することが望ましい。これまで、汚泥の施用量は、主に汚泥中の窒素の無機化量をもとに算定されてきたが、Ca 型のリンを多く含む汚泥あるいは、有機態リンが急速に無機化する汚泥を、リン酸吸収係数の小さい土壌に施用する場合などは、汚泥中のリンの含量から施用量を算定する必要もあろう。

#### 引 用 文 献

- 1) 服部浩之・向井 哲 (1986): 汚泥の有機物組成及び土壌中の微生物活性と汚泥の分解性. 国立公害研究所研究報告, 第 93 号, 169-179.
- 2) 関谷宏三 (1970): リン酸. 土壌養分分析法. 土壌養分測定法委員会編, 養賢堂, 東京, 225-257.
- 3) 江川友治・野中昌法 (1980): 土壌有機リンに関する研究 (第一報), 火山灰土壌中の有機リンの含量. 明治大学農学部研究報告, **52**, 55-68.
- 4) Murphy, J. and J. P. Riley (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chim. Acta*, **27**, 31-36.
- 5) Kono, M. and F. Yamazoe (1982): Decomposition and behavior of sewage sludge in soil. *In: Proceedings of International Symposium on Land Application of Sewage Sludge. Association for Utilization of Sewage Sludge, Tokyo*, 101-125.
- 6) Cosgrove, D.J. (1973): Inositol polyphosphates in activated sludge. *J. Environ. Qual.*, **2**, 483-485.
- 7) Chae, Y. M. and M. A. Tabatabai (1981): Sulfolipid and phospholipid in soils and sewage sludges in Iowa. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 20-25.
- 8) Taylor, J. M., L. J. Sikora, C. F. Tester and J. F. Parr (1978): Decomposition of sewage sludge compost in soil: II. Phosphorus and sulfur transformations. *J. Environ. Qual.*, **7**, 119-123.

服部浩之

- 9) 大羽 裕 (1976): くろぼく土. 植物栄養土壤肥料大事典, 植物栄養土壤肥料大事典編集委員会編, 養賢堂, 東京, 260-262.
- 10) Kelling, K. A., L. M. Walsh, D. R. Keeney, J. A. Ryan and A. E. Peterson (1977): A field study of the agricultural use of sewage sludge: II. Effect on soil N and P. *J. Environ. Qual.*, **6**, 345-352.

## 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 Multielement 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, 重金属等の土壤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) の潮流 — 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 スモッグチャンパーによる炭化水素-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 56 年度 特別研究報告. (1982)
- 第 40 号 大気汚染物質の単一及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 recovered 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 スモッグチャンパーによる炭化水素-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 2) — 昭和 54 年度 特別研究中間報告. (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 — 昭和 53/55 年度 特別研究総合報告. (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 — 昭和 54/55 年度 特別研究報告 第 1 分冊. (1983)
- 第 47 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 54/55 年度 特別研究報告 第 2 分冊. (1983)
- ※ 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析. (1983)
- 第 49 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 57 年度 特別研究報告. (1984)
- ※ 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の物質循環とそれを支配する因子 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯ノ湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)

- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和 55~57 年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 59 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告 (第 1 分冊). (1984)
- 第 60 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和 55~57 年度 特別研究報告 (第 2 分冊). (1984)
- 第 61 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄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 55~57 年度 特別研究報告 (第 3 分冊). (1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和 56~58 年度 特別研究中間報告. (1984)
- ※ 第 63 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 56 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和 54~56 年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants — Part 1. (1984)  
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第 1 分冊)
- ※ 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants — Part 2. (1984)  
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第 2 分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和 54~56 年度 特別研究総合報告. (1984)
- ※ 第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 — 昭和 56~57 年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究. (1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)  
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.  
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.  
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究)  
— 第 1 部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究 —  
— 第 2 部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的, 形態学的研究 —
- ※ 第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析. (1984)
- 第 72 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄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 2) — 昭和 55~57 年度 特別研究報告 (第 4 分冊). (1985)
- 第 73 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 昭和 55~57 年度 特別研究総合報告. (1985)
- ※ 第 74 号 都市域及びその周辺に於ける自然環境に係る環境指標の開発に関する研究. 環境指標 — その考え方と作成方法 — 昭和 59 年度 特別研究報告. (1984)
- 第 75 号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)  
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)

- 第 76 号 Study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)  
(大気中モノテルペンの挙動に関する研究)
- 第 77 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 58 年度 特別研究報告. (1985)
- 第 78 号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明. (1985)
- 第 79 号 Studies on the method for long term environmental monitoring — Research report in 1980-1982. (1985)  
(環境汚染による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)
- 第 80 号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究 — 昭和 57/58 年度 特別研究報告. (1985)
- 第 81 号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究 — 地方公共団体の制度運用を中心として. (1985)
- 第 82 号 植物の大気環境浄化機能に関する研究 — 昭和 57~58 年度 特別研究報告. (1985)
- 第 83 号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)  
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- 第 84 号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究 — 昭和 57~59 年度 特別研究総合報告. (1985)
- 第 85 号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)  
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第 86 号 GC/MS スペクトルの検索システムに関する研究. (1986)
- 第 87 号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する研究 — 昭和 53~58 年度総合報告. (1986)
- 第 88 号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究 II. 環境指標 — 応用例とシステム. (1986)
- 第 89 号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)  
(LANDSAT リモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第 90 号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動 — 知床国立公園内 100 平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として. (1986)
- 第 91 号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)  
(人間による環境資源利用の経済分析 — 水環境と国立公園地域を対象として)
- 第 92 号 アオコの増殖及び分解に関する研究. (1986)
- 第 93 号 汚泥の土壌環元とその環境影響に関する研究 (I) — 昭和 58~59 年度 特別研究総合報告 第 1 分冊. (1986)
- 第 94 号 汚泥の土壌環元とその環境影響に関する研究 (II) — 昭和 58~59 年度 特別研究総合報告 第 2 分冊. (1986)

※ 残部なし

### 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 the 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 and 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 on 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 – with special reference to heavy metals –. (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 the subfamily Orthoclaadiinae 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 – 1978-1980. (1983)
- No.46\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No.47\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- ※ No.48\* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No.49\* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982. (1984)
- ※ No.50\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading in Lake Kasumigaura – 1980-1982. (1984)
- No.51\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and significance of sediment in nutrient cycle in Lake Kasumigaura – 1980-1982. (1984)
- No.52\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura – 1980-1982. (1984)
- No.53\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fishes and crustacea in Lake Kasumigaura – 1980-1982. (1984)
- No.54\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura – 1980-1982. (1984)
- No.55\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control – 1980-1982. (1984)
- No.56\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko – 1980-1982. (1984)
- No.57\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches – 1980-1982. (1984)
- No.58\* Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)

- No.59\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980-1982. (1984)
- No.60\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980-1982. (1984)
- No.61\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere. – Research report in 1980-1982. (1984)
- No.62\* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)
- ※ No.63\* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)
- No.64\* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)
- No.65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 1. (1984)
- ※ No.66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)
- No.67\* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)
- ※ No.68\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)
- No.69\* Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)
- No.70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- ※ No.71\* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)
- No.72\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-oxides sulfur oxides-system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere – Research report in 1980-1982. (1985)
- No.73\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides-system – Final report in 1980-1982. (1985)
- No.74\* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality. Environmental indices-basic notion formation – Research report in 1984. (1984)
- No.75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No.76 Study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- No.77\* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution. (1985)
- No.78\* Study on citizens' role in conserving the living environment. (1985)
- No.79 Studies on the method for long term environmental monitoring – Research report 1980-1982. (1985)
- No.80\* Modeling of red tide blooms in the coastal sea – Research report 1982-1983. (1985)

- No.81\* A study on effects of implementing environmental impact assessment procedure — With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- No.82\* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants — Research report in 1982-1983. (1985)
- No.83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- No.84\* A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure — Final report in 1982-1984. (1985)
- No.85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
- No.86\* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No.87\* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells — Research report in 1978-1983. (1986)
- No.88\* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality II — Environmental indices — Applications and systems. (1986)
- No.89\* Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
- No.90\* National trust movement in Japanese nature conservation — Trustworthy or illusion? (1986)
- No.91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
- No.92\* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of *Microcystis*. (1986)
- No.93\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (I) — Research report in 1983-1984, Part 1 (Research Papers 1). (1986)
- No.94\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (II) — Research report in 1983-1984, Part 2 (Research Papers 2). (1986)

\* in Japanese

※ out of stock



[昭和60年11月28日受領]

RESEARCH REPORT FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 93

国立公害研究所研究報告 第93号  
(R-93-'86)

---

昭和61年 3 月29日発行

発行 環境庁 国立公害研究所

〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番 2

---

印刷 前田印刷株式会社筑波支店

〒 305 茨城県筑波郡谷田部町東新井14- 5

Published by the National Institute for Environmental Studies

Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

March 1986