

国立公害研究所研究報告 第45号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No.45, 1983.

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

特別研究総合報告

Outlines of Special Research Project

昭和53/55年度

1978—1980

藤井國博

Kunihiro FUJII

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

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

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

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

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

国立公害研究所水質土壌環境部
部長 合田 健

目 次

序

1. 研究の目的	1
2. 研究課題と研究組織	2
3. 研究成果の発表	4
4. 研究成果の概要	9
4.1 研究対象としての有機廃棄物の選定	9
4.2 使用施設及び装置の整備と予備実験	9
4.2.1 環境制御大型ライシメーター	9
4.2.2 実験ほ場及び有底枠	11
4.2.3 土壌溶液の採取法に関する検討	14
4.2.4 土壌中成分の分析法に関する検討	14
4.3 土壌・底質環境に与える有機廃棄物の影響に関する研究 (研究課題1)	15
4.3.1 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラ	15
4.3.1.1 既往の研究の成果	16
4.3.1.2 汚泥単独施用土壌の微生物フロラ	17
4.3.1.3 汚泥と化学肥料の混合施用土壌の微生物フロラ	52
4.3.1.4 汚泥以外の有機廃棄物施用土壌の微生物フロラ	60
4.3.1.5 有機廃棄物施用土壌の酵素活性	63
4.3.1.6 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラに関する研究の総括	64
4.3.2 有機廃棄物の施用が土壌の物理、化学的性質に与える影響	64
4.3.2.1 物理的性質の変化	64
4.3.2.2 化学的性質の変化	65
4.3.3 下水汚泥施用土壌における植物の生育	67
4.3.3.1 有底枠における栽培試験	67
4.3.3.2 ほ場における栽培試験	68
4.3.4 研究課題1の総括	72
4.4 環境汚染物質の土壌処理に関する研究 (研究課題2)	73
4.4.1 土壌による汚泥の分解	73
4.4.1.1 汚泥中炭素の土壌中における分解	74
4.4.1.2 汚泥中窒素の土壌中における分解(無機化)	76

4.4.2	汚泥に含有される窒素の土壌中における形態変化	77
4.4.2.1	汚泥が初めて施用された土壌における無機態窒素の経時変化	77
4.4.2.2	汚泥連用土壌における無機態窒素の経時変化	81
4.4.3	汚泥施用土壌における水溶性リン酸の蓄積	86
4.4.4	土壌環境における汚泥中成分の挙動	87
4.4.4.1	植物による汚泥中成分の吸収	87
4.4.4.2	畑土壌に施用された汚泥中成分の溶脱	90
4.4.4.3	底泥からの物質の溶出に関する基礎的研究	94
4.4.5	有機廃棄物の減量化に関する研究	96
4.4.6	研究課題2の総括	96
4.5	土壌環境における有機廃棄物随伴重金属等の影響と挙動に関する研究(研究課題3)	99
4.5.1	生活廃水中における重金属の由来と生物処理過程における挙動	99
4.5.1.1	生活廃水汚泥中の重金属の由来と生物処理過程における濃縮	99
4.5.1.2	家庭用浄化槽汚泥の重金属濃度	100
4.5.1.3	生物膜汚泥中の重金属濃度	100
4.5.1.4	汚泥中の微小動物に対する重金属の影響	100
4.5.2	汚泥中重金属の植物による吸収と土壌中での挙動	101
4.5.2.1	植物による吸収	101
4.5.2.2	土壌中での挙動	102
4.5.3	有害金属元素による植物の生育障害に関する基礎的研究	102
4.5.3.1	水田土壌におけるヒ素の挙動	102
4.5.3.2	植物の元素吸収に対するヒ素の影響	103
4.5.4	研究課題3の総括	103
4.6	土壌・底質環境における合成有機化合物の分解と挙動に関する研究(研究課題4)	104
4.6.1	合成高分子凝集剤が植物の生育に与える影響	105
4.6.2	土壌中における高分子凝集剤の分解	106
4.6.3	土壌中における汚泥の分解に与える高分子凝集剤の影響	106
4.6.4	土壌中におけるトリアジン系除草剤の挙動	107
4.6.5	研究課題4の総括	107
5.	全体の総括と今後の研究課題	109
	引用文献	110

特別研究「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」の研究成果の概要

藤井 國博

1. 研究の目的

廃棄物の緑農地での利用は，その処理，処分対策，省資源，省エネルギー対策，あるいは環境保全対策として緊急に取り組む必要のある重要な課題である。しかし，廃棄物は本来緑農地での利用を前提とした生産物ではないために，その利用にあたっては十分な研究に基づく慎重な配慮が必要である。そのためには利用しようとする廃棄物の植物生産に対する効果だけでなく，利用によって土壌や周辺環境が受ける影響，廃棄物に含有される有害物質による土壌汚染と植物生育の阻害，さらにそこで生産される植物を通じての動物や人間の健康に与える影響，病原菌による動物や人間の健康への影響など環境保全あるいは衛生上の十分な配慮が必要であり，これらに関する総合的な研究とその成果に基づく適正な利用基準を設定する必要がある。

多種多様な廃棄物のうち，有機物はその組成の主体である有機廃棄物は，緑農地における利用が積極的に進められようとしている。本研究では，有機廃棄物の緑農地利用が土壌環境に及ぼす影響について，含有される重金属や合成有機化合物を含め，多角的かつ総合的に把握するとともに，これらの廃棄物の負荷に対する土壌の適応または浄化能力を解明することを目的とするものである。

2. 研究課題と研究組織

本特別研究の目的を達成するために次の4研究課題を設定した。

研究課題

1. 土壌・底質環境に及ぼす有機廃棄物の影響に関する研究
2. 環境汚染物質の土壌処理に関する研究
3. 土壌環境における有機廃棄物随伴重金属等の影響と挙動に関する研究
4. 土壌・底質環境における合成有機化合物の分解と挙動に関する研究

研究のフローシートは、図1に示したとおりであり、本特別研究においては、第2段階までの現象の解明を目指した。また、本研究には4部延46名の研究員(表1)、延29名の客員研究員(表2)及び多数の共同研究員が参加した。なお、本研究は、当研究所の土壌環境実験棟(ペドロン)、水生生物実験棟I, II(アクアトロン)及び実験ほ場を用いて行われた。

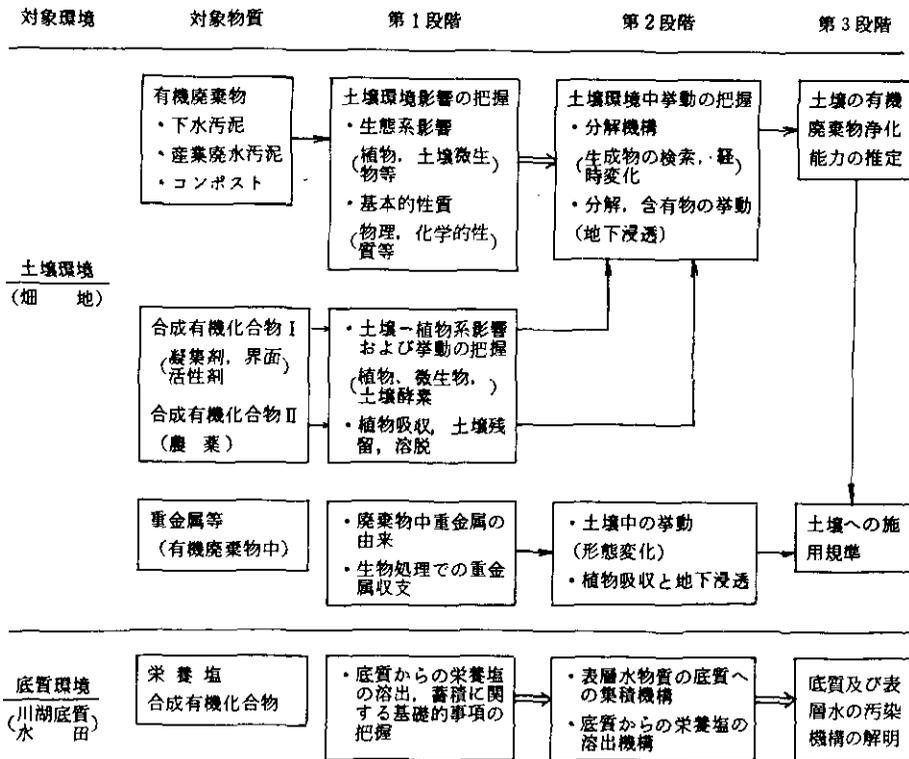


図1 研究のフローシート

表1 研究担当者所属・氏名

プロジェクト・リーダー	水質土壌環境部長		合 田 健		昭和55年度
	昭和53年度		昭和54年度		
水質土壌環境部					
土壌環境研究室	藤井國博 高松武次郎 向井哲 久保井徹		藤井國博 高松武次郎 向井哲 久保井徹 服部浩之		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 細見正明		須藤隆一 田井慎吾 矢木修身 岡田光正 細見正明		須藤隆一 田井慎吾 矢木修身 岡田光正 細見正明 稲森悠平
水質環境計画研究室	村岡浩爾 福島武彦 大坪国順		村岡浩爾 福島武彦 大坪国順		村岡浩爾 福島武彦 大坪国順 大坪田健 岩田敏
生物環境部					
陸生生物生態研究室	米山忠克		米山忠克		
技術部 生物施設管理室					山口武則
環境情報部 情報調査室					袴田共之

表2 客員研究員所属・氏名

	昭和53年度	昭和54年度	昭和55年度
筑波大学 応用生物化学系	吉田富男	吉田富男	吉田富男
〃		石塚皓造	石塚皓造
〃	大羽裕	大羽裕	大羽裕
東京大学 農学部	高井康雄	和田秀徳	和田秀徳
京都大学 農学部	高橋英一	高橋英一	高橋英一
名古屋大学 農学部	谷田沢道彦	谷田沢道彦	谷田沢道彦
北里大学 衛生学部	大野茂		
日本大学 農獣医学部	矢崎仁也	矢崎仁也 松坂泰明	矢崎仁也 松坂泰明
埼玉大学 工学部	佐藤邦明	佐藤邦明	佐藤邦明
東京工業大学 工学部			陶野郁雄
茨城大学 農学部			高村義親
大阪大学 工学部			合葉修一

3. 研究成果の発表

昭和53年度及び54年度までに得られた研究成果の一部は、中間報告書（国立公害研究所研究報告，第14号，表3）として公表され，それ以降の成果については，最終報告書（国立公害研究所研究報告，第46及び47号，表4）にまとめられた。最終報告書は，第1及び第2分冊から成り，第1分冊は，研究課題1に関連する研究成果が収録され，第2分冊は，研究課題2，3，4及び全体に係る成果が収録されている。

この他，関連する学会等において研究成果が公表された。それを表5に示した。

表3 中間報告書収録論文

序 (合田 健)	
1. 研究の概要	1
藤井國博	
2. 合成凝集剤の土壤環境に与える影響Ⅰ, コカブ幼植物および緑藻類に与えるポリアクリルアミド誘導体 (合成高分子凝集剤) の影響	7
久保井 徹・藤井國博	
3. 合成凝集剤の土壤環境に与える影響Ⅱ, 土壤中でのポリアクリルアミド誘導体の分解	21
藤井國博・山口浩一・久保井 徹・矢崎仁也	
4. 底泥の限界掃流力に関する実験的研究	33
村岡浩爾・大坪国順	
5. 底質中の物質の流れによる溶出に関する基礎的研究	57
村岡浩爾	
6. 降雨による土壤中の不飽和浸透に伴う栄養塩の吸着と流出に関する実験的研究	69
村岡浩爾・細見正明	
7. 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	79
藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男・高橋英一	
8. 下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響, ライシメーター実験Ⅱ	111
藤井國博・久保井 徹・服部浩之	
9. 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	159
久保井 徹・服部浩之・藤井國博	
10. 有機廃棄物施用土壤に関する研究Ⅰ, 土壤の理化学性に与える影響	177
久保井 徹・服部浩之・藤井國博・高松武次郎・向井 哲	
11. 有機廃棄物施用土壤に関する研究Ⅱ, 有機廃棄物施用土壤の微生物フロラおよび土壤酵素活性	185
藤井國博・久保井 徹・服部浩之	
12. 生活廃水汚泥中の重金属の由来について	203
田井慎吾・岡田光正・須藤隆一	
13. ほ場および有底俵ほ場の均一栽培試験成績	213
久保井 徹・藤井國博	
14. シマミズによる汚泥処理の可能性に関する研究—ミミズの個体群の動態に関するシミュレーションと汚泥処理のための最適条件の推定	233
岡田光正・森 忠洋・須藤隆一	

表4 最終報告書収録論文

「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」
特別研究報告，第1分冊

序

合田 健

1. 下水汚泥施用土壤の微生物フロアに関する研究(I)，石灰凝集下水汚泥の多量連用が淡色黒ボク土の微生物数に与える影響
広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・豊田敏治・松坂泰明・和田秀徳
2. 下水汚泥施用土壤の微生物フロアに関する研究(II)，石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壤微生物フロアの季節変動
広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳
3. 下水汚泥施用土壤の微生物フロアに関する研究(III)，土壤の違いと微生物性の差異
広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井 徹
4. 下水汚泥施用土壤の微生物フロアに関する研究(IV)，下水汚泥施用砂丘地及び火山灰土壤における微生物数
藤井國博・服部浩之・広木幹也・久保井 徹
5. 下水汚泥施用土壤の微生物フロアに関する研究(V)，下水汚泥及び工場廃水汚泥施用水田土壤の微生物数
藤井國博・広木幹也・服部浩之・久保井 徹
6. 有機廃棄物施用土壤の微生物数
藤井國博・広木幹也・服部浩之・久保井 徹
7. ゴミコンポスト施用土壤の微生物数
藤井國博・久保井 徹
8. 下水汚泥の施用が土壤の三相分布に及ぼす影響
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博
9. 下水汚泥の土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
久保井 徹・藤井國博・服部浩之
10. 下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰雄・矢崎仁也
11. 各種土壤における下水汚泥の施用が植物の生育及び体内成分に及ぼす影響，有底枠試験
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博
12. 下水汚泥連用土壤における植物による汚泥中成分と重金属の吸収
山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・高橋英一

「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」
特別研究報告，第2分冊

序

合田 健

13. 土壤中における各種汚泥の分解と分解に及ぼす合成高分子凝集剤の影響
服部浩之・山口浩一・久保井 徹・藤井國博・矢崎仁也
14. 下水汚泥施用土壤の理化学性
服部浩之・鷲沢清司・久保井 徹・藤井國博・松坂泰明・大羽 裕
15. 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量の変化
服部浩之・豊田敏治・久保井 徹・広木幹也・藤井國博・松坂泰明

表4 (つづき)

16. 下水汚泥施用各種土壤における無機態窒素の経時変化
服部浩之・藤井國博・久保井 徹・広木幹也
17. 下水汚泥施用淡色黒ボク土畑土壤における無機態窒素の経時変化
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
18. 不飽和浸透に伴う栄養塩の土壤吸着特性に関する研究
村岡浩爾・岩田 敏
19. 底質中の物質の流れによる溶出に関する基礎的研究 (第2報)
村岡浩爾・平田健正
20. 水界における底泥の挙動に関する研究
村岡浩爾・大坪国順
21. 主成分分析による汚泥成分の地下浸透過程の解析
久保井 徹・袴田共之・服部浩之・藤井國博
22. 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
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
23. 廃水の生物処理施設から発生した汚泥中の重金属
稲森悠平・田井慎吾・松重一夫・須藤隆一
24. 微小貧毛類の大量培養
稲森悠平・鈴木理恵・須藤隆一
25. 廃水の生物処理に出現する微小動物に及ぼす重金属の影響
稲森悠平・鈴木理恵・須藤隆一
26. 水稻を栽培したポット土壤でのヒ素の化学形態—ヒ酸, 亜ヒ酸, モノメチルアルソン酸及びジメチルアルソン酸について—
高松武次郎・青木 博・吉田富男
27. ヒ素汚染土壤に栽培された水稻の元素組成
高松武次郎・比嘉房江・吉田富男
28. 合成高分子凝集剤の植物影響
久保井 徹・藤井國博
29. 土壤・土壤粒径分および有機物質中におけるシメトリンの吸着分布
向井 哲・野田 潔・石塚浩造
30. 環境制御ライシメーターの概略と運転上の留意点
久保井 徹・藤井國博・広木幹也・服部浩之・松坂泰明・吉田富男
31. 吸収法による土壤溶液採取の問題点; 汚泥成分の地下浸透量を把握するために
久保井 徹・藤井國博
32. 土壤中の微量アンモニア態窒素の定量における問題点
服部浩之・久保井 徹・藤井國博
33. 腐植酸含浸透紙を用いたパーパークロマトグラフィーによる金属—腐植酸相互作用の分析
高松武次郎・草壁亮太郎・吉田富男

(講演)

表5 発表リスト

番号	発表者	題目	学会等名称	開催都市名	発表年月
1	松重一夫・田井慎吾・土井賢二郎・小泉まゆみ	研究所廃水汚泥の性状とその処分	第29回廃棄物処理対策全国協議会全国大会	大阪	53. 11
2	藤井國博	有機廃棄物の施用が土壌生態系に与える影響について	第2回国立公害研究所研究発表会	筑波	54. 4
3	森 久之・藤井國博・吉田富男	下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響(第1報) 下水汚泥の土壌還元による汚泥成分の分解とその環境影響に関する研究	日本土壌肥料学会北海道大会	札幌	54. 8
4	村岡浩爾・細見正明・飯沢雅人	降雨による非汚染土壌の不飽和浸透に伴う物質流出実験	土木学会年次学術講演会	福岡	54. 10
5	服部浩之	下水汚泥施用土壌中の無機成分の変動について	国立公害研究所所内年次発表会	筑波	54. 11
6	大坪国順・村岡浩爾・高野恒雄	粘性土の限界掃流力について	土木学会衛生工学研究討論会	東京	55. 1
7	服部浩之・久保井 徹・鷲沢清司・山口浩一・藤井國博	下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響(第2報) 汚泥成分の分解と土壌理化学性の変化	日本土壌肥料学会	鳥取	55. 4
8	久保井 徹・鷲沢清司・服部浩之・藤井國博	同上(第3報) 汚泥成分の地下浸透	〃	〃	〃
9	久保井 徹・藤井國博	ポリアクリルアミド誘導体によるコップ根伸長阻害と検定法の開発	日本植物生理学会1980年度会および第20回シンポジウム	東京	〃
10	藤井國博・久保井 徹・服部浩之・鷲沢清司	下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響(第4報) 土壌微生物フロアの変化	日本土壌肥料学会	鳥取	〃
11	大坪国順・村岡浩爾	底泥の限界掃流力について	土木学会年次学術講演会	札幌	55. 9
12	鈴木猛康・細見正明・村岡浩爾	不飽和浸透流に伴う栄養塩物質の輸送機構に関する基礎的研究	〃	〃	〃
13	山口武則・久保井 徹・藤井國博	下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響(第5報) 植物体成分の変化	日本土壌肥料学会関東支部大会	熊谷	55. 10
14	服部浩之・久保井 徹・藤井國博・豊田敏治	同上(第6報) 連用に伴う土壌成分の変化	〃	〃	〃
15	広木幹也・服部浩之・藤井國博・小林峰雄	同上(第7報) 連用に伴う土壌微生物フロアの変動	〃	〃	〃
16	豊田敏治・久保井 徹・松坂泰明・藤井國博	同上(第8報) 連用と成分の地下浸透	〃	〃	〃
17	小林峰雄・久保井 徹・山口武則・矢崎仁也・藤井國博	同上(第9報) 連用と植物の生育	〃	〃	〃
18	久保井 徹・藤井國博	ポーラスカップによる土壌水の採取	〃	〃	〃
19	稲森悠平・須藤隆一	生物処理における微小後生動物の役割に関する研究, 生物処理に出現する輸虫とその増殖速度	日本醸造工学会大会	大阪	55. 11
20	岩田 敏・村岡浩爾	不飽和浸透流による物質の土壌吸着容量に関する実験的研究	土木学会第8回関東支部年次研究発表会	東京	56. 1
21	大坪国順・村岡浩爾	底泥の限界掃流力と物性の関連について	土木学会第25回水理講演会	〃	56. 2
22	稲森悠平・須藤隆一	生物処理における微小貧毛類の役割に関する研究1, <i>Aeolosoma hemprichi</i> および <i>Nais sp.</i> の増殖速度	日本水質汚濁研究会年次学術講演会	〃	56. 3
23	服部浩之・久保井 徹・藤井國博	下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響(第10報) 黒ボク土壌での微生物フロアと窒素の変動	日本土壌肥料学会	名古屋	56. 4

表5 (つづき)

番号	発表者	題 目	学 会 等 名 称	開催都市名	発表年月
24	久保井 徹・袴田共之・服部浩之・藤井國博	下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響(第11報) 黒ボク土壌での汚泥成分の挙動	日本土壌肥科学会	名古屋	56. 4
25	藤井國博・久保井 徹・服部浩之・西川雅高	同上(第12報) 黒ボク土壌でのコマツナの生育とその成分組成	〃	〃	〃
26	久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博	同上(第13報) 土壌空気組成の変化	日本土壌肥科学会関東支部大会	松 戸	56. 9
27	広木幹也・久保井 徹・服部浩之・藤井國博	同上(第14報) 下水汚泥連用土壌の化学性および微生物性に関わる要因について	〃	〃	〃
28	服部浩之・久保井 徹・広木幹也・藤井國博	同上(第15報) 無機態窒素および微生物相変化の統計的解析	〃	〃	〃
29	山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰雄・矢崎仁也	同上(第16報) 連用と植物の生育および植物体成分の変化	〃	〃	〃

(印 刷)

番号	発表者	題 目	掲 載 誌	巻	頁	発表年
1	森 久 之 藤 井 國 博 吉 田 富 男	下水汚泥の土壌還元による汚泥成分の分解	日本土壌肥科学雑誌	51	435-440	1980
2	Yoneyama, T.	Detection of <i>N</i> -nitrosodimethylamine in soils amended with sludges.	Soil Sci. Plant Nutr.	27	249-253	1981

4. 研究成果の概要

昭和53—55年度までの3年間にわたる本特別研究によって得られた成果の概要を以下に述べる。

4.1 研究対象としての有機廃棄物の選定

有機廃棄物とは、有機物を多量に含有する廃棄物の総称である。その内容は、多種多様であり、成分組成も変化に富んでいる。これらの有機廃棄物全般を研究対象とすることは、本研究のような短期間の研究においては不可能であった。

本研究が企画された当時、緑農地における有効利用が積極的に進められようとしていた有機廃棄物に下水処理場から発生する汚泥（下水汚泥）があった。これは、下水汚泥が他の有機廃棄物に比べて多量の肥料成分や土壌改良効果が期待できる成分を含有するためであった。なかでも、生活廃水処理場の汚泥は、重金属など有害物質の含有量が低いことから緑農地における利用が最も有望視されていた。

このような状況を踏まえて、本特別研究では、生活廃水処理場から発生する汚泥（生活廃水汚泥）が主たる研究対象に選定された。その上で、他の有機廃棄物については、可能な限り対象とすることとされた。

4.2 使用施設及び装置の整備と予備実験

本特別研究においては、多くの施設及び装置が使用されたが、研究課題1及び2ならびに3の一部を包含する多角的な研究の場として選定された土壌環境実験棟（以下土壌棟と略記）内に設置された畑地用環境制御大型ライシメーター（4基、以下大型ライシメーターと略記）と畑地用小型ライシメーター（12基）、実場は場内の4面の試験ほ場及び8基の屋外ライシメーター（以下有底枠と略記）については、研究開始前の整備と特性解明のための予備実験が必要であり、53～54年度前半にかけてこれを実施した。また、研究目的に則した分析法の検討や開発も必要であった。

ここでは、これらの予備実験や各種の検討結果について述べる。

4.2.1 環境制御大型ライシメーター

ライシメーターは、土壌の水収支や物質収支を測定するための装置である。本特別研究においては、これを生活廃水汚泥を施用した土壌における微生物の経時変化や物質収支の把握などの実験に利用した。

土壌棟内に設置されたライシメーター（図2）は、屋内に設置されたものとしては、その規模（直径1.7m、土層厚2.3m、体積約5m³）が大型であり、その内壁が合成ゴムでライニングされ漏水が完全に防止されているというだけでなく、光を除いて地上部及び土層部の環境条件が一定

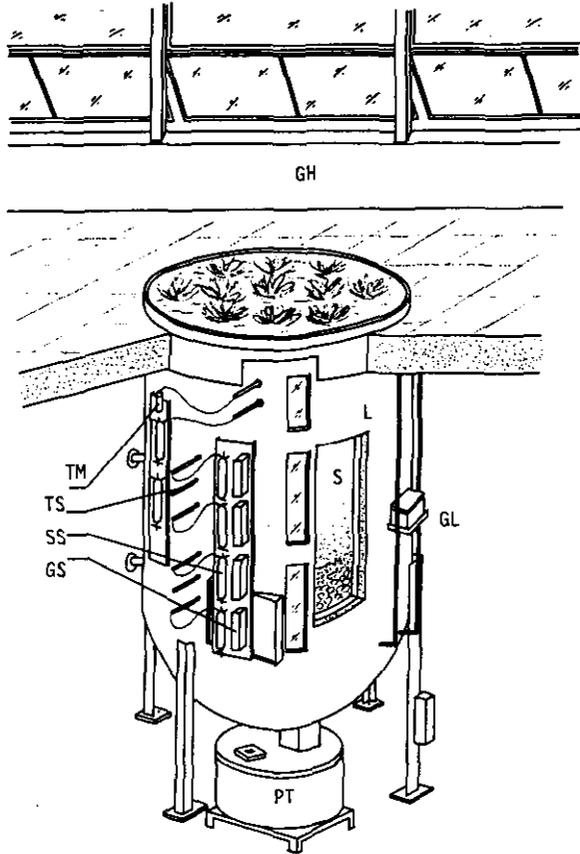


図2 環境制御大型ライシメーター

内径：170cm、土層の深さ：230cm、温室の気温：昼間 25℃ 夜間 20℃、温室の湿度：60%、地温（深部）：18℃、充てん土壌：淡色黒ボク土、L：ライシメーター本体、S：土壌、TM：水分計、TS：地温センサー、GS：気体サンプラー、SS：土壌溶液サンプラー、GL：地下水位調節装置、PT：浸透水槽、GH：温室

の範囲内で任意に設定できるという他に類をみないものである。特に地温を人為的に制御（15—50℃）しうるといふ点が最大の特徴となっている。

このライシメーターは、土壌棟内に8基設置されているが、まず、畑地用の4基が昭和53年3月の土壌棟のしゅん工と同時に完成した。これらには本研究所内の元落花生畑（当時は雑草原）から採取した淡色黒ボク土（宮ヶ崎統、茨城県農試調査による）が、表層及び下層土に分けて充てん

された（最終報告書，論文22，以下本報22と略記）。その後，附属装置である自動かん水，土壌水分測定，地下水位調節，地下水供給，地温測定，浸透水量測定及び地温制御の各装置の長期連続試運転が実施された（地温制御装置は，試運転開始直後に起きた冷媒槽の事故のためにその使用開始は，54年3月からとなった）。

この試運転に続いて予備実験が，次の項目について行われた（本報30）。すなわち，かん水と浸透水，地温制御，土壌溶液及び気体サンプラー，植物生育域（温室）の空調制御，土壌乾燥過程のライシメーター間差及び陸稲の均一栽培試験である。

これらの予備実験によって，本格的な運転を開始し研究に供用するために必要な改良点が明らかにされ，必要な措置がとられた。その主な点は，土壌溶液及び空気の採取は，仕様の一部改変，温室（地上部の植物生育域）の欠点を補うため研究実施上の配慮と試験結果の解析に際して種々の補正を行うことである。

このような予備実験を経て4基のライシメーターは，昭和54年9月から研究に供用された（本報1，14，15及び22）。しかしながら，その後自動かん水装置に重大な欠点があることが判明した。すなわち，かん水は，土層表面に張り巡らしたテフロンチューブで行う方式であったが，この方式では，処理区（この場合は汚泥施用区）においてかん水むらが生じ，未かん水部分に多量の塩類が集積することが明らかになった（本報15）。これに対処するために昭和55年9月（3回目の汚泥施用後）からは，じょうろによる人力かん水に切り替えた。このような欠点は認められたものの従来のライシメーターの最大の欠点であった漏水は，全く認められず合成ゴムによるライシメーター内壁のライニングが精密な実験を保證することが明らかにされた。

一方，水田・底質用ライシメーターは，54年12月に設置され，茨城県筑波町の水田から一定の層位ごとに採取された水田土壌が，現地と同一の層位順に充てんされた。この充てん土は，沈下を続け，顕著な沈下が終了したのは，57年3月であった。従って本特別研究では，使用することができなかった。

4.2.2 実験ほ場及び底枠

実験ほ場（写真1及び2）は，当研究所構内（本構内ほ場と称する）と筑波郡谷田部町小白碓にある（別団地ほ場と称する）。これらのほ場は，昭和52年12月に造成された。新規造成ほ場を試験研究の目的に使用するには，各ほ場内の植物の生育分布を把握するとともに，あらかじめ同一植物を栽培し，その栽培成績をもとに地力（生産力）の平均化を図る必要がある¹¹。そのために本構内ほ場（Ⅰ-1及びⅠ-2ほ場，写真1）では53年度に3作（デントコーン，ソルガム及びコムギ），別団地ほ場（Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場，写真2）では1作（コムギ），植物を栽培（均一栽培試験）し，ほ場生産力，ほ場内の植物の生育分布などが調査された（中間報告書，論文13，以下中報13と略記）。なお，4面のほ場の土壌は，いずれも淡色黒ボク土であり，土壌統は，本構内ほ場が宮ヶ崎統（茨城県農試調査），別団地ほ場が丸山統（日本大学土壌学研究室調査）である。

この栽培試験から4ほ場間で植物生産力に差があること，各ほ場内でも植物生育が不均一であ

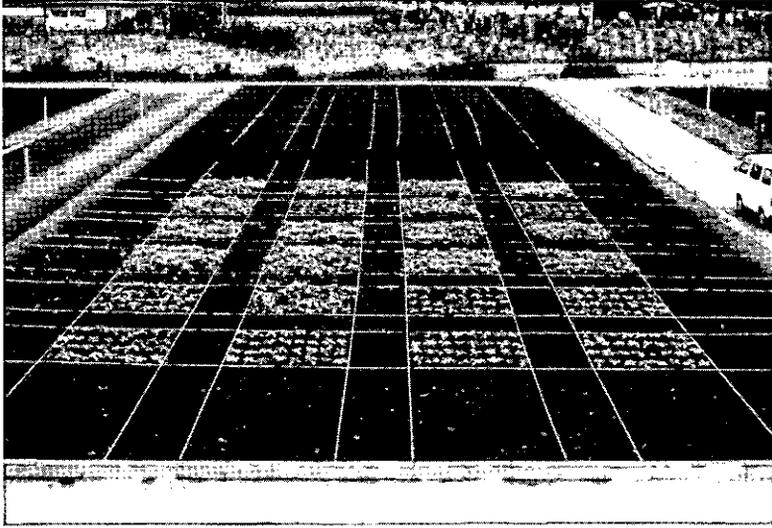


写真1 実験ほ場（Ⅰ-1 奥，Ⅰ-2 手前）

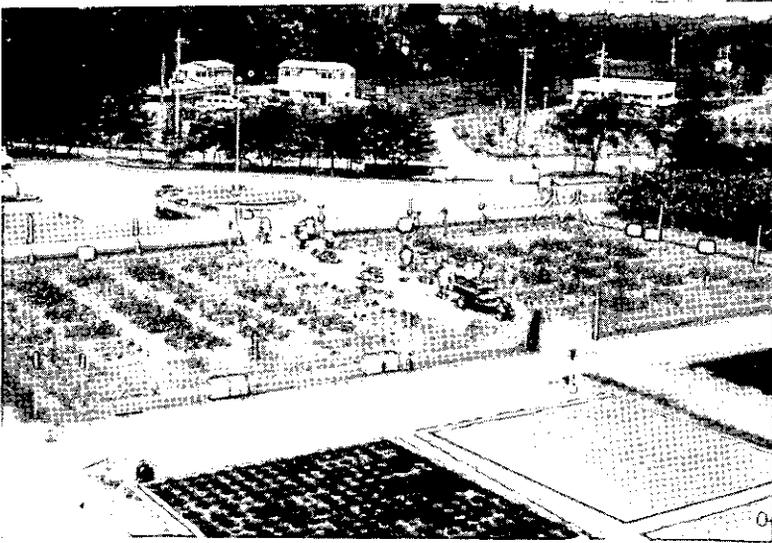


写真2 実験ほ場（Ⅱ-1 左，Ⅱ-2 右）

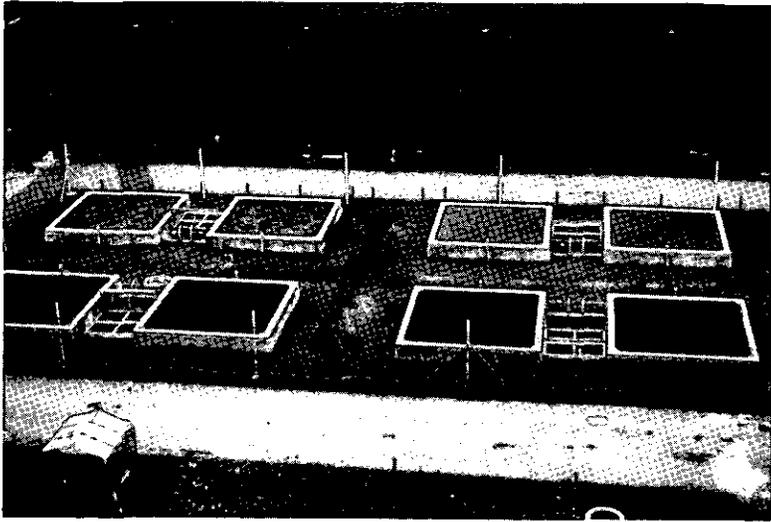


写真3 有底枠試験地

右上2基 砂質土（川砂）、右下2基 淡色黒ボク下層土、左上2基 沖積水田下層土（畑状態）、
左下2基 黒ボク表層土

ること、夏季及び冬季とも植物の生育が季節風に影響されることなどの結果が得られた。この結果に基づいて下水汚泥の土壌施用試験の開始（54年度）にあたっては防風ネットが設置され風の影響の軽減が図られるとともに、ほ場内生産力の不均一性を考慮して、小区画制を採用し、反復数を多くすることによって処理区間の差を明確に出せるように配慮がなされた。

有底枠（コンクリート製屋外ライシメーター、面積 16m^2 、有効土層 1.2m 、写真3）は、実験ほ場と同様、52年12月に16基が完成し、そのうち2基に砂質土（川砂で代用）、2基に沖積水田下層土、2基に黒ボク表層土、残り10基には淡色黒ボク下層土がそれぞれ充てんされた（写真3）。このうち前記3種の土壌を充てんした6基の有底枠について本特別研究で使用を予定していたが、これらの土壌は、その充てんにあたっててん圧されていなかったし、粒径も調整されていなかった。そこで、53年度は、まず、土壌を搬出し、 13mm 目のふるいでし別後、てん圧しながら再充てんした。その後、本構内ほ場と同様に3植物について均一栽培試験が行われた（中報13）。

その結果、同一土壌が充てんされた二つの有底枠間の植物生育にはほとんど差がないことが明らかにされたが、各有底枠の植物についてはほ場と同様に季節風による影響が認められ、54年度には防風ネットが設置された。これらの有底枠を用いて54年度からほ場と同様に下水汚泥の土壌施用試験が開始されたが、開始にあたって新しく淡色黒ボク下層土を充てんした2基が加わった。この有底枠の設置場所に隣接して54年に野球場が完成した。これに伴ってボールの飛び込みによる植物被害が予想されたために55年度からの研究は、裸地状態で行わざるをえない状況となった。この間、54年度には各有底枠に転倒マス雨量計を利用した浸透水量の自動記録装置が設置され、

55年度から連続測定が開始された。

4.2.3 土壤溶液の採取法に関する検討

本特別研究では、有機廃棄物の土壌による浄化に関する研究の一環として土壌に負荷された有機廃棄物中の各種成分の挙動を解明するための研究が行われた。これには、浸透水の分析はもちろんであるが土層中の種々の層位の土壤溶液も採取し、分析する必要がある。この不飽和土層中の土壤溶液の採取方法として、土層中に埋設した多孔質の磁管（ポーラスカップ）を用いる吸引法を採用し、小型ライシメーター（中報7及び8）、地温制御大型ライシメーター（本報22）及び実験ほ場において、土壤溶液の採取に使用している。

土壤溶液の採取には、置換法、圧縮法、遠心法など多様な方法が考案され、目的に応じて使い分けられている²⁾。ポーラスカップ（多孔質磁管）を用いた吸引法³⁾は、土壌中の物質の挙動を追跡するために広く採用されている。この方法は、土壌構造を乱さずに物質の挙動の経過が連続的に追跡できること、装置が安価であること、操作が簡便であることなどの長所をもつが、その欠点も指摘されていた。また、この方法によって採取される溶液の集水範囲も不明であった。そこで、これらの欠点を補い、かつ未解明の部分の解明し、より正確な土壌中での物質の挙動を把握するために本法に関する検討が行われた（本報31）。

その結果、注意すべき事項として、1) 採取液量を50ml以上とすること、2) 吸引圧を一定に保つことなどが明らかにされ、磁管によって吸引される土壤溶液は、その周囲の回転だ円体部分からであること、この方法によって10cm層以内の土壤溶液組成を比較しうることなどの知見が得られた。

4.2.4 土壌中成分の分析法に関する検討

(1) 土壌中の微量アンモニア態窒素の分析法に関する検討

本特別研究の研究課題2は、土壌のもつ有機廃棄物の分解能力と有機廃棄物中の物質及び分解生成物の土壌環境中での挙動などを明らかにすることを目的として設定された。その一環として有機廃棄物に含有される窒素化合物の土壌中での形態変化を詳細に追跡する研究が計画され、実施された。これには微量分析が可能でかつ多数の試料を短時間で分析しうる方法を必要としたために比色法を利用した自動分析法が採用された。

しかし、土壌分析への自動分析法の応用に関する研究報告は、極めて少なく⁴⁾、実験開始にあたって種々の検討がなされた。その結果、ろ紙中に含有されるアンモニア態窒素がろ液に溶出し、試料液中の含有量が低い場合は分析値に大きな影響を与えることが明らかにされ、その回避方法が検討され、確立された（本報32）。

(2) ニトロソ化合物の分離・測定法に関する検討

汚泥施用土壌では亜硝酸（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）の顕著な蓄積が起こることが室内実験によって明らかにさ

れていた(栗原・二宮⁵⁾, 吉田ら⁶⁾)。また、土壌中での植物遺体やタンパク質の分解過程で各種のアミンが生成されることが報告されていた(藤井ら⁷⁾)。これらのことからタンパク態窒素の多い(藤井・栗原⁸⁾) 汚泥を施用した土壌においてニトロソ化合物の生成が予測され、ニトロソ化合物の土壌からの分離・測定法が検討された(表5 印刷発表の項参照)。しかし、本研究の中では、汚泥施用土壌にニトロソ化合物は検出されなかった。

(3) 重金属-腐植酸錯体の安定度定数の測定法に関する検討

後述するように有機廃棄物とくに都市ゴミや下水汚泥には重金属など有害物質が含有されている^{9, 10)}。これらの土壌への施用は、植物の生育や食糧や飼料を通じて人間や動物の健康に影響を与える可能性があり、有機廃棄物の土壌への施用によって土壌に持ち込まれた重金属の挙動を明らかにすることは重要な課題である。土壌に存在する腐植酸や土壌に施用された有機廃棄物から生成される腐植酸は、土壌中での重金属の挙動に関連をもつことが予想された。重金属元素と腐植酸の結合様式やその強さを評価する有効な方法は、金属錯体としての安定度定数を測定することであることも知られている。

しかしながら、その測定は、多大の時間と労力を要する上に、分析法や研究者によって安定度定数の定義に統一性がなかった。そこで本特別研究では、腐植酸を含ませた濾紙で金属イオンを展開し、そのRf値で安定度定数を代用させる方法を考案し、検討した結果、この方法は、簡便な安定度定数の測定法となりうることが明らかにされた(本報33)。

4.3 土壌・底質環境に与える有機廃棄物の影響に関する研究(研究課題1)

有機廃棄物を土壌を用いて処分したり、植物生産に利用しようとする場合、まず、第一にそれらの負荷によって土壌とそこに生育する植物がどのような影響を受けるかということについて十分に把握しておく必要がある。

この課題では、主な研究対象(4.1参照)を生活廃水汚泥として、その土壌への負荷によって土壌の基本的性質である微生物性、物理性、化学性、これらが複合して発現する諸性質、並びにこれらを反映する植物の生育が受ける影響を解明することを目的とした。なかでも、これまでほとんど研究されていない土壌微生物に与える影響に関して詳細な研究を展開した。また、生活廃水汚泥以外の有機廃棄物に関しては、それらが施用されている土壌の現地調査によって解明しようとした。なお、この課題では、水田やはず田の土壌、河川、湖沼、海底などの底質に対する有機廃棄物の負荷による影響の把握も目的とされていたが、4.2.1で述べたように使用を予定していた装置の完成が遅れたために、これに関する詳細な研究は、実施できず、水田土壌の現地調査による影響の把握のみを行った。

4.3.1 有機廃棄物施用土壌の微生物フロア

多種多様な有機廃棄物(液体、固体)が長年にわたって世界各地で土壌に施用されてきた。そ

して、これら廃棄物の緑農地土壌における利用や土壌を利用した処分が成功するためには分解者としての土壌微生物の役割が必須である¹⁷⁾ということは、広く認識されていた。しかし、施用によって生ずる土壌微生物数や代謝活性の変化を測定した例は少ない。

従来から有機物資材として農耕地土壌に施用されてきた農業及び畜産廃棄物に関しては、藤井ら^{11, 12)}による植物遺体の土壌中での分解に伴う微生物相の変動や西尾・草野¹³⁾による稲わら堆肥施用土壌における微生物相の変化、加藤・鈴木¹⁴⁾による家畜ふん尿施用土壌の微生物相に関する研究があり、さらに英国の Rothamsted 農事試験場による堆肥の長期連用土壌の微生物相に関する研究⁶⁵⁾がある。これらの研究によって農業及び畜産廃棄物施用土壌の微生物相に関してかなりの知見が集積されている。

生活及び産業廃棄物の土壌への施用が土壌微生物に与える影響に関する研究は、Miller¹⁵⁾と Varanka¹⁶⁾による都市下水消化汚泥に関する研究と我が国では森下²⁴⁾の報告がある程度であり、本特別研究が企画された当時は極めて少ない状況であった。土壌微生物数の計測には多大の労力と時間、専門的な技術を要し、これがこの分野における研究が少ない主因であろう。

一方、有機廃棄物施用土壌における微生物の代謝活性に関する研究は、含有される炭素の分解や肥料としての効果の目安となる窒素の無機化という面から活発に行われており、我が国においても生活及び産業廃棄物についてこの面からの研究が行われ、かなりの知見が集積されていた^{18~23)}。

以上に示したように有機廃棄物施用土壌の微生物相に関する研究は、世界的にみても極めて少なく、解明が望まれていた。このような状況を踏まえて本研究課題では、土壌微生物相に与える有機廃棄物の影響を微生物数の面から把握することから研究を開始した。その研究の成果を述べる前に既往の研究によって得られていた知見を紹介する。

4.3.1.1 既往の研究の成果

(1) Miller の研究

Miller¹⁵⁾は、都市下水消化汚泥を添加（乾物として90及び224 t/ha）した3種の土壌を充てんしたカラムの培養実験を行っている。彼は、この実験によって、汚泥の添加によって土壌中の細菌+放線菌、嫌気性細菌及び糸状菌数が増加し、前二者は、汚泥添加量に比例して増加すること、細菌+放線菌数は、培養1か月で最高となり、3ないし6か月で減少するが、糸状菌では菌数の経時変化は認められないこと、土壌の違い、培養温度及び土壌の水分状態が微生物数に影響を与えることを明らかにし、汚泥の分解に細菌、放線菌及び糸状菌が関与していると予測している。さらに彼は、汚泥添加及び無添加土壌から分離した細菌株について調査し、無添加土壌に比べてグラム陰性細菌の割合が増加し、孢子形成菌の割合が減少し、細胞のサイズが小さいものが多い、着色コロニーを形成するものが増えることを明らかにした。

(2) Varanka らの研究

Varanka ら¹⁶⁾は、6年間にわたって乾物として合計0, 92, 184及び369 t/haの多量の都市下水消化汚泥が単独（カリ肥料のみ施用）で連用されたトウモロコシ連作ほ場の細菌、放線菌、脱窒菌、アゾトバクター及び各種の土壤酵素活性を測定し、全細菌、糸状菌及び放線菌数は、最大汚泥施用区において決して少なくはないが、汚泥の施用によってこれらの菌数が明らかに増加したのは、3回の測定中1回だけであること、脱窒菌の割合は、汚泥施用によって増加することを明らかにし、汚泥の多量連用土壌では、顕著な微生物数の増加が起こらないことを示す結果を得ている。

4.3.1.2 汚泥単独施用土壌の微生物フロラ

我が国における汚泥の農耕地における利用において、汚泥は、通常、化学肥料と組み合わせて施用されている。この方法では、同時に化学肥料の与える影響も加算された状態にあり、汚泥本来の影響を把握することは困難である。そこで本研究では、まず、汚泥が単独で施用された土壌における微生物相の特徴を数の面から把握することとし、研究を開始した。

(1) 生活廃水処理場の返送汚泥を施用した土壌の微生物数

汚泥は、土浦市内の住宅団地廃水処理場の返送汚泥であり、天日乾燥後粉碎して供試した。その成分組成を表6に示した。表7には、この汚泥を用いて行った実験の概要を示した。

表 6 返送汚泥の成分組成

成 分	含有量	成 分	含有量
T-C (%)	13.2	Mn (mg/g乾物)	0.32
T-N (%)	2.3	Fe (")	45.5
C/N	5.7	Zn (")	0.303
P (mg/g乾物)	9.0	Sr (")	0.103
K (")	6.6	Cu (")	0.106
Ca (")	7.7	Cd (")	trace
Mg (")	3.8	Ni (")	0.070
Na (")	10.2		

土浦市内住宅団地下水処理場より採取

これらの実験から得られた知見は、次の通りである。

1) 砂丘地土、淡色黒ボク土、黒ボク土とも2%以上の汚泥の施用によって微生物数は、対照無処理区より明らかに増加した。なかでも硝化菌（アンモニア及び亜硝酸酸化細菌）数の増加が顕著であった（実験1及び2）。

2) 黒ボク土においては、亜硝酸酸化細菌以外の微生物数は、1%の汚泥施用によって無処理区より明らかに増加した。亜硝酸酸化細菌数は、土壌pH補正を行った場合(7.0)には、1%の施

表 7 返送汚泥施用土壌の微生物数に関する実験の概要

実験	目的	実験規模 土 壤	汚 泥 施 用 量	実 験 条 件	測 定	微 生 物	論 文
1	微生物数に与える影響, 施用量と微生物数	小型ライシメーター (75×75×50cm) 淡色黒ボク土	0, 0.2, 0.5, 2, 5, 10% 対表層(10cm)風乾土 重量%(面積換算0, 2.2, 4.4, 22, 44, 88t/ha)	裸地, 25℃温室内 土壌水分70~80%	施用後 3か月目	全細菌 放線菌 糸状菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌	中報7
2	同 上	ピーカー実験 砂丘地土 淡色黒ボク土 黒ボク土	0, 2, 5, 10%対風乾 土重量%	25℃ 土壌水分 最大容水量 の60%	施用後 2, 5週目	同上及び 亜硝酸酸化細菌	中報11
3	微生物数の経時変化	ピーカー実験 砂丘地上	0, 10%対風乾土重量%	同 上	施用後 0, 1, 2, 3, 5週目	同 上	
4	微生物数に与える影響 及び経時変化	小型ライシメーター (75×75×50cm) 黒ボク土	0, 1, 5%対表層(10 cm)風乾土重量%(面積 換算0, 9, 44t/ha)	25℃温室内, 裸地, 植栽, 土壌pH (5.8, 7.0) 組み合わせ 12処理区, 降雨相当量 のかん水	施用後1日, 1, 2, 3, 6, 10, 15 週目	同上及び 色素耐性細菌	中報8

註1: 小型ライシメーター実験における土壌試料の採取は, 表層0~5cm

2: タンパク質分解菌数は, タンパク質分解能をもつ細菌と放線菌の合計数

用で無処理区より明らかに増加したが、土壌pHの補正を行わなかった場合(5.8)には、5%の施用によって無処理区より増加した(実験4)。

3) 淡色黒ボク土及び黒ボク土では、長期間(3か月以上)にわたって汚泥施用による影響が持続した(実験1及び4)。

4) 汚泥施用土壌における微生物数は、一般に、施用量の増加(5%まで)に伴って増加したが、無限に増加するわけではなく、多量(10%)の施用は、むしろ微生物数の増加を抑制(図3参照)し、限界が存在することが示唆された(実験1及び2)。

5) 汚泥施用土壌における微生物数は、経時的に変化した。砂丘地土では、微生物数は汚泥施用後増加を始め、全細菌、タンパク質分解菌及び糸状菌が汚泥施用後1週目に、放線菌及び硝化菌が2週目に、それぞれ最大菌数に達した後減少した(実験3)。黒ボク土においても微生物数は、汚泥施用後増加を始め、有機栄養微生物(全細菌、放線菌、糸状菌及びタンパク質分解菌)数の顕著な変化は、汚泥施用後6週以内に起こり、硝化菌の変動については、まず、アンモニア酸化細菌数が施用後2~3週で最大菌数に達し、続いて亜硝酸酸化細菌数が6~10週で最大菌数に達するという連続的の遷移が認められた。

6) 測定の時期によっては、汚泥施用土壌において放線菌数が全細菌数と同等ないしそれを上回るが見いだされた(実験1, 2及び4)が、これは細菌数と放線菌数の増加時期の差(放線菌が細菌より遅れる)によるものであった(実験3及び4)。

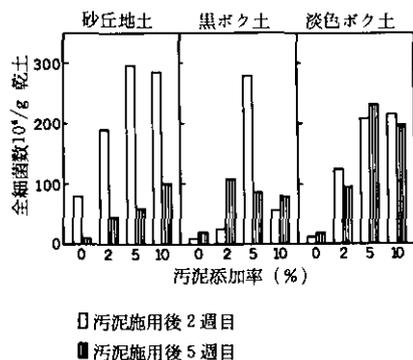


図3 返送汚泥施用土壌の全細菌数

これらの結果の多くは都市下水消化汚泥を施用した土壌の微生物数に関する Miller¹⁵⁾の結果と一致するものであり、返送汚泥(余剰汚泥)が土壌の微生物にとって好適な基質となり得ることを示すものである。これらの実験は、Miller¹⁵⁾の知見に加えて、1) 返送汚泥施用土壌では放線菌数が顕著に増加すること、2) 化学無機栄養微生物である硝化菌数が増加すること、3) 糸状菌数も経時的に変化することを初めて明らかにした。2)に関しては、活性汚泥の施用によって土

壤(植物の根圏)の硝酸化成量が上昇するという森下²⁴の報告を菌数の面から裏付けるものである。

実験1～4に用いられた土壌は、いずれも採取当時休耕されていた土壌であり、かつ使用にあたって風乾されたものであった。また、比較の対照がいずれも化学肥料を加えない無処理土壌であった。これらの点は、実際に汚泥が施用されている場の条件と異っている。また、Miller¹⁹の実験を含めて小規模な室内実験であった。したがって、得られた結果を実際の場に敷衍するには、更に大規模な実験が必要とされる。

折よく、土壌棟内の大型ライシメーターや実験ほ場及び有底枠の整備と予備実験が完了し、より大きな規模での自然及び制御環境下における実験が可能となった。これらの実験のために多量の汚泥を入手する必要があったが、取手市から住宅団地廃水処理場の消石灰と塩化第2鉄を脱水助剤とする未消化脱水汚泥(以下石灰凝集生活廃水汚泥と略記)が分与された。

(2) 石灰凝集生活廃水汚泥を施用した土壌の微生物数

生活廃水処理場の未消化脱水汚泥を施用した土壌の微生物数に関する研究は、4面の実験ほ場と4種の土壌を充てんした8基の有底枠を用いて自然条件下で実施され、4基の大型ライシメーターを用いて制御環境下で行われた。表8に使用した汚泥の成分組成を、表9に実験の概要を示した。汚泥は、天日乾燥して用いたが、ほ場及び有底枠実験においては、有姿のまま表層0～15cmの土壌にロータリー耕耘機によって混合された。また、大型ライシメーターへは、粉碎後施用され、表層0～10cmの土壌に混合された。

この項では54年度に行われたほ場実験及び有底枠実験(実験5及び7)の結果について述べる。

表 8 生活廃水処理場の未消化脱水ケーキの成分組成

成 分	採 取 年 次		成 分	採 取 年 次	
	1979	1980		1979	1980
PH (H ₂ O)	10.1	10.1	T-Ca (%)	15.3	21.3
PH (KC1)	10.0	9.9	T-Fe (%)	6.9	5.0
T-C (%)	27.3	21.2	T-Ti (%)	0.11	0.02
T-N (%)	3.7	2.7	T-Mn (%)	0.07	0.08
C/N	7.4	7.9	T-Zn (μg/g乾物)	1390	530
NH ₄ -N (μg/g乾物)	1659	4.9	T-Cu (")	262	151
NO ₂ -N (")	7.7	1.1	T-Cr (")	88	—
NO ₃ -N (")	32.4	2.3	T-Ni (")	37	ND
T-P ₂ O ₅ (%)	2.0	1.1	T-Pb (")	88	44
T-K (%)	0.30	0.91	T-Cd (")	2	—

ND: 検出されず

取手市内住宅団地地下水処理場より採取した未消化脱水ケーキ
脱水助剤 消石灰と塩化第二鉄

表 9 石灰凝集生活廃水汚泥施用土壌の微生物数に関する実験の概要

実験	目的	年度	使用施設, 装置及び土壌	処理区	施用量 乾物t/ha	施用 回数	汚泥施用	実験条件	測定 ¹⁾	微生物	論文
5	汚泥初回施用土壌の微生物数	54	実験は場 I-1, I-2 II-1, II-2 淡色黒ボク土	無処理区 化学肥料区 汚泥少量区 汚泥中量区 汚泥中量区 汚泥多量区	— — ¹⁾ 3.75 7.5 7.5 15	年2回 年2回 年1回 年2回 年1回	54年7月9日 (全区) 54年11月6日 (化学肥料区及び 年2回施用区)	自然条件 植物栽培 ナス コムギ	I-1, I-2 10月24日 (107日目) II-1, II-2 10月25日 (108日目)	全細菌 放線菌 糸状菌 タンパク質分解菌 色素耐性細菌 硝化菌	中報11
6	汚泥施用土壌における微生物の経時変化及び汚泥連用の影響, 冬季における微生物の経時変化	55	実験は場 (II-1, II-2) 淡色黒ボク土	同上処理区 に汚泥連用 新規施用区 増設 施用量同一	同 上	同 上	55年6月13日 (全区) 55年10月23日 (化学肥料区及び 年2回施用区)	自然条件 植物栽培 ナス ソルガム コムギ	0~17週 (11回) 冬季 (9回)	同 上	本報2
7	汚泥初回施用土壌の微生物数及び連用土壌における経時変化, 冬季における微生物の経時変化	54 55	有底枠(8基) 砂質土 淡色黒ボク土 沖積土 黒ボク土	化学肥料区 汚泥施用区	— ²⁾ 7.5	年2回	1回目54年7月9日 2回目54年11月6日 3回目55年4月28日 4回目55年10月24日	自然条件 54年度ナス及び コムギ栽培 55年度裸地	54年度47及び 105日目 55年度 夏10回 冬8回	同 上	中報11 本報3
8	汚泥多量連用土壌における微生物の経時変化	54 55	地温制御大型 ライシメータ (4基) 淡色黒ボク土	無処理区 汚泥施用区	— 50	年2回	1回目54年9月4日 2回目55年5月6日 3回目55年10月14日	制御環境下 1回目施用後は裸地 2回目から両区1基 コマツナ栽培 かん水は降雨相当量 気温20~25℃ 地温18℃	0~25週	同 上	本報1

註1: 化成肥料(8-8-5) 100kg/10a, 苦土石灰 100kg/10a, ようりん 60kg/10a

2: 化成肥料(8-8-5) 105kg/10a, 苦土石灰 100kg/10a, ようりん 60kg/10a

3: 土壌試料は, 表層0~5cmから採取

① ほ場実験

初めて石灰凝集生活廃水汚泥が施用されたほ場（淡色黒ボク土）の微生物数に関して次のような結果が得られた（一例として全細菌数の結果を図4に示した）。

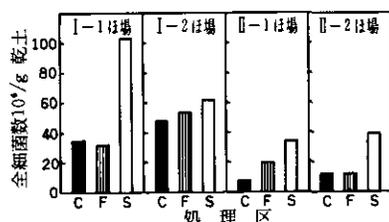


図4 生活廃水汚泥施用土壌の全細菌数（ほ場実験）

C：無処理区，F：化学肥料区，S：汚泥施用区（15t/ha）

1) I-2ほ場の全細菌数以外の全微生物数は、全てのほ場において15t/haの汚泥の施用によって無処理区の微生物数の2倍以上となり、明確な増加が認められた（図4）。とくに、硝化菌数は、著しく増加し、無処理区の4.5～347倍の菌数に達した。有機栄養微生物のなかでは色素耐性細菌数の増加が顕著であり（無処理区の3.6～12.5倍）、かつ、同細菌数は、ほぼ施用量の増加に伴って増加することが認められた。

2) 有機栄養微生物数について化学肥料区と汚泥区（15t/ha）を比較すると、全細菌、放線菌及びタンパク質分解菌数について、一部のほ場で両区の差が不明確であったが、汚泥区の微生物数が化学肥料区を上回った。なかでも色素耐性細菌数は、全ほ場で増加が認められ、化学肥料区の2.6～13.3倍に達した。

3) 汚泥施用区の硝化菌数が、化学肥料区のそれを上回る場合は少なく、ほとんどの場合、両区間に大きな差は認められなかった。

4) II-1及びII-2ほ場においては汚泥施用区の放線菌数が、同区的全細菌数と同等ないしはそれ以上となったが、他のほ場では、同様の現象は、認められなかった。

5) 有機栄養微生物について無処理区及び化学肥料区の微生物数に対する汚泥施用区（15t/ha）の増加率（5種の微生物の平均増加率）を求めると、それは4ほ場で異なり、無処理区及び化学肥料区が低菌数であるII-1ほ場の増加率が高いことが認められた。ほ場間差は、無処理区に対する増加率について明確であった。

以上の結果は、供試汚泥が、自然条件下の土壌の微生物にとって好適な基質であること、有機栄養微生物にとっては化学肥料より好適な基質であり、硝化菌にとっては化学肥料と同等の基質たりうることを示している。さらに、汚泥の施用に対する土壌微生物の反応が同一土壌から成るほ場においても、ほ場ごとに異っていることも示した。

② 有底枠実験

汚泥施用後47日目（8月25日）と105日目（10月22日）に微生物数が測定された有底枠実験からは次に示す結果が得られた。

1) 汚泥施用後47日目において対照区である化学肥料区の微生物数より明確な増加（2倍以上）を示したのは、砂質土の全細菌、放線菌及び色素耐性細菌数、淡色黒ボク土の全細菌、放線菌、糸状菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌、沖積土の色素耐性細菌、黒ボク土の放線菌及び亜硝酸酸化細菌であった。

2) 同様に105日目では、砂質土の全細菌、放線菌、色素耐性細菌及び亜硝酸酸化細菌、淡色黒ボク土の放線菌、タンパク質分解菌及び亜硝酸酸化細菌、沖積土のタンパク質分解菌、黒ボク土の放線菌、タンパク質分解菌及び色素耐性細菌であった。

3) このように汚泥施用に対する土壌微生物の反応は、淡色黒ボク土で高く、続いて砂質土、黒ボク土、沖積土の順序であった。微生物種では、放線菌が高く、続いて色素耐性細菌であり、放線菌は、砂質土及び両火山灰土（黒ボク及び淡色黒ボク土）では両測定時とも化学肥料区より明らかに増加した。とくに、淡色黒ボク土で顕著な増加を示した。しかし、全細菌数よりは明らかに低菌数であった。

4) 汚泥施用土壌における微生物数は、黒ボク土で多く、砂質土が最低であった。化学肥料区の有機栄養微生物数に対する汚泥施用区のそれらの増加率は、微生物数の少ない砂質土及び淡色黒ボク土で高く、微生物数の多い沖積土及び黒ボク土で低いことが認められた。

5) 汚泥施用区における微生物数は、2回の測定時間で差が認められ、自然条件下においても経時的に変化するものと予想される。

以上二つの実験から汚泥の施用に対する微生物の反応は、土壌の種類によって異なり、かつ、同一の土壌でもほ場によって異なることが示唆される結果が得られた。また、供試汚泥施用土壌の微生物数が経時的に変動すると考えられる結果も得られた。これらの点を確認すると同時に汚泥の連用が土壌微生物に与える影響を解明するための実験が行われた（実験6, 7, 8）。

(3) 石灰凝集生活廃水汚泥を施用した土壌における微生物数の経時的変化

石灰凝集生活廃水汚泥が初めて施用された土壌における微生物数の経時変化を明らかにするための実験は、大型ライシメーターを用いて制御環境下（本報1）で、実験ほ場を用いて自然条件下（本報2）で、それぞれ行われた。

① 制御環境下における経時変化

この実験の概要は、表9（実験8）に示したが、汚泥の施用は、54年9月4日に行われ、施用量は、乾物として50t/haという多量であった。

この実験からは、次に示す結果が得られた。

〔微生物数の経時変化〕

図5に示したように、それぞれの微生物は、それぞれ異なった変化を示し、次のような変動の特徴をもつことが明らかにされた。

1) 有機栄養微生物について連続的遷移が認められた。すなわち、全細菌及び色素耐性細菌数は、汚泥施用後直ちに急激に増加し、1週目には最高菌数に達した。これらが減少を始めると、タンパク質分解菌、放線菌の順序で増加し、最後に糸状菌が増加した。

2) 有機栄養微生物の変動を個別にみると、

- i) 全細菌及び色素耐性細菌数の顕著な変化は、汚泥施用後初期(5週間)に終了した。
- ii) 放線菌数は、汚泥施用後2週目まで増加を続けたが、その後長期間(9週間)にわたって高い菌数が保たれていた。
- iii) 糸状菌数は、なだらかな増加を示し、2週目以降大きな菌数の変化を示さなかった。
- iv) タンパク質分解菌数は、細菌よりやや遅れ、放線菌より少し早く増加した。その後は、放線菌の変化とほぼ類似の変化を示した。

3) 硝化菌については、施用後3日目に亜硝酸酸化細菌数のピークが認められたが、それ以降は、まず、アンモニア酸化細菌数が増加し、続いて亜硝酸酸化細菌数が増加した。硝化菌数の変化は、これ以降も繰り返し起こり、全期間にわたって変動した。

〔無処理区と汚泥施用区の微生物数の関係〕

各微生物の平均菌数を基準に無処理区と汚泥施用区の微生物数を比較すると、次のとおりである。

1) 有機栄養微生物では、全細菌数が60倍、放線菌数が14倍、糸状菌数が10倍、タンパク質分解菌数が52倍、色素耐性細菌数が65倍であり、色素耐性細菌の増加がとくに顕著であった。

2) 硝化菌数も顕著に増加し、アンモニア酸化細菌数が、76倍、亜硝酸酸化細菌数が539倍となった。このように化学無機栄養微生物である硝化菌の顕著な増加が、返送汚泥を施用した土壌と同様に認められた。

3) 汚泥施用から約6か月経過した時点における汚泥区の微生物数と無処理区のそれを比較すると、タンパク質分解菌数は、無処理区の1.8倍にすぎなかったが、他の微生物数は、無処理区の8~2,625倍であり、長期にわたって高い菌数が保たれていた。なかでも、亜硝酸酸化細菌数は、著しく高い菌数(2,625倍)を示した。

54年度までに行われた汚泥施用土壌における土壌微生物相の解明に関する研究では、タンパク質分解菌の計数にHankinら²⁶⁾が提案した平板塗抹法が用いられた。この方法はその操作がはん雑であること、流動性のコロニーが形成された場合は、計数不能になること、計数値がしばしばアルブミン寒天培地を用いて計数された全細菌数+放線菌数の計数値を上回ること(図5)などの理由によってHankinらの方法²⁶⁾と同一の培地を用いる希釈平板法に改変され、55年度の研究からは一部の例外を除いてこの方法によってタンパク質分解菌数が測定された。

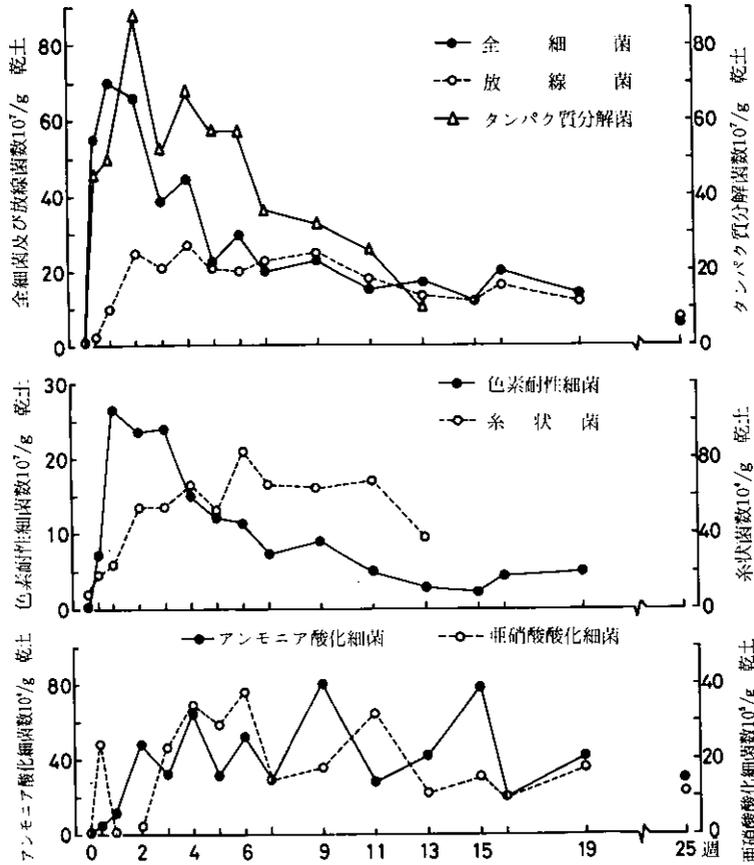


図5 生活廃水汚泥多量施用土壌における微生物数の経時変化
(大型ライシメーター実験) 汚泥施用量 50t/ha

② 自然条件下における経時変化

この実験は、Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場を用いて行われ、54年度には無処理で植物が栽培された予備区に55年度新たに乾物として3.75、7.5及び15t/haの石灰凝集汚泥を施用して実施された(表9)。なお、Ⅱ-1ほ場は、造成以来実験開始までの1年半の間に化学肥料が1回だけ施用された微生物数の低いほ場であり、Ⅱ-2ほ場は、造成以来実験開始までに化学肥料が3回、堆肥が3回施用されたⅡ-1ほ場より微生物数の多いほ場である。このほ場実験の結果を以下に示した。

〔Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場における微生物数の経時変化〕

表10に両ほ場の汚泥多量区(15t/ha)における微生物数の経時変化の特徴を示した。なお、Ⅱ-1ほ場の有機栄養微生物及びⅡ-2ほ場の全微生物数は、少量区(3.75t/ha)及び中量区(7.5t/ha)においてもほぼ多量区と類似の変動を示したが、Ⅱ-1ほ場の硝化菌は、施用量によって

表 10 汚泥初回施用区における微生物数の経時変化—ほ場実験—

微生物	Ⅱ-1 ほ 場	Ⅱ-2 ほ 場
全細菌	○汚泥施用後、緩やかに増加 ○4及び10週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1≒第2	○汚泥施用後、急激に増加 ○3及び10週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1>第2
放線菌	○汚泥施用後、緩やかに増加 ○以後10週目まではほぼ一定 ○その後、緩やかに減少	○汚泥施用後、急激に増加 ○1週目にピーク形成 ○2週目以後緩やかに減少
糸状菌	○汚泥施用直後から増加 ○2週目から急激に増加 ○3週目にピーク形成、6週目にかけて急減、 ○6週目以降の変化はほとんどない	○汚泥施用後やや減少(1週目)、以後急増 ○2週目にピーク形成 ○4週目にかけて急減 ○4週目以降の変化はほとんどない
色素耐性細菌	○菌数の変動幅は小さい ○汚泥施用後2週目から増加 ○4及び10週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1≒第2	○菌数の変動幅は小さい ○汚泥施用後、直ちに増加 ○2~4及び10週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1>第2
タンパク質分解菌	○汚泥施用後、3週目から増加 ○4週目に急増 ○以後増減を繰り返しながら緩やかに減少 ○4週目以降の変化は、放線菌に類似	○汚泥施用後、緩やかに増加 ○4週目にピークを形成 ○6週目に減少後、緩やかに増加、17週目には、4週目とはほぼ同等の菌数となる。
アンモニア酸化細菌	○汚泥施用後、2週目以後増加 ○3、6~8、12週目にピーク形成 ○ピークの高さ 第1≒第2≒第3	○汚泥施用後、直ちに増加 ○2、10~12週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1>第2
亜硝酸酸化細菌	○汚泥施用後、2週目以後に増加 ○4、10週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1<第2	○汚泥施用後、直ちに増加 ○2、14週目にピークを形成 ○ピークの高さ 第1≒第2

異なる変化を示した。

表10に示したように、多くの微生物の変動パターンが、両ほ場で異なり、全細菌(図6参照)、色素耐性細菌、タンパク質分解菌及び硝化菌数の第1のピークが形成された時期は、Ⅱ-2ほ場がⅡ-1ほ場より早いことが明らかにされた。

〔両ほ場の汚泥施用区における微生物数〕

表11に、最高菌数を基準として無処理区あるいは化学肥料区の微生物数と汚泥区のそれとの比較、及び汚泥施用量と微生物数の関係をそれぞれとりまとめて示した。

表11に示したように、汚泥施用区の菌数が無処理区あるいは化学肥料区のそれより多い微生物種の数、並びに汚泥施用量の増加に伴って菌数が増加する微生物種の両面からみても両ほ場間で差が認められ、いずれもⅡ-1ほ場がⅡ-2ほ場より多かった。この評価の基準を汚泥の施用に対する微生物の数的な反応とすれば、Ⅱ-1ほ場におけるそれが、Ⅱ-2ほ場より高いと言えよう。

ここで両ほ場の無処理区における微生物数を比較すると、全細菌、放線菌及びタンパク質分解菌数にはほとんど差が認められなかった。しかし、糸状菌、色素耐性細菌及び硝化菌数については、差が認められ、いずれもⅡ-2ほ場>Ⅱ-1ほ場であった。また、54年度の両ほ場における無処理区の微生物数（中報11）に関しても放線菌、糸状菌、色素耐性細菌及び硝化菌数でⅡ-2ほ場>Ⅱ-1ほ場の関係が認められた。

これらの結果は、無処理区の微生物数の低いほ場（Ⅱ-1）における汚泥の施用に対する微生物の反応時期は、無処理区の微生物数の多いほ場（Ⅱ-2）よりも遅れるが、汚泥の施用に対して反応する微生物種は、前者が後者より多いことを示している。このような差が生ずる原因についての考察は、次項で述べる。

更に、この実験から有機栄養微生物の中では、色素耐性細菌の汚泥施用に対する反応が、両ほ場とも、もっとも明確であり、その菌数も無処理区及び化学肥料区に対して、最も高い増加率（対無処理区Ⅱ-1 2.4~5.0倍、Ⅱ-2 2.2~5.3倍、対化学肥料区Ⅱ-1 1.5~3.1倍、Ⅱ-2 2.0~4.8倍）を示すことが明らかにされた。したがって、汚泥施用土壌の微生物フロラの特徴は、色素耐性細菌にあると言えよう。

一方、硝化菌では、アンモニア酸化細菌の無処理区に対する増加率が亜硝酸酸化細菌のそれより高かった。しかし、化学肥料区を上回る場合はなく、両ほ場の亜硝酸酸化細菌数は、全施用量区で化学肥料区より明らかに低い菌数となり、Ⅱ-2ほ場のアンモニア酸化細菌数は、少量及び中量区で同様に低い菌数となった。このようにこの実験からは、汚泥施用土壌における微生物フロラの特徴として硝化菌の増加を挙げることはできないと考えられる。

〔制御環境下における微生物の経時変化との違い〕

前項①で示した制御環境下における汚泥施用土壌（大型ライシメーター実験）の微生物数の変動と自然環境下におけるそれを比較すると、有機栄養細菌（全細菌及び色素耐性細菌）数の変動が大きく異なっていた。すなわち、制御環境下での細菌数の顕著な変化は、汚泥施用後初期（5週間）にのみ認められたのに対して、自然条件下では、かなり長期（10週間）にわたって細菌の変動が認められることである。また、制御環境下では、有機栄養微生物に関して連続的遷移（細菌→タンパク質分解菌→放線菌→糸状菌）が、認められたが、ほ場実験では認められなかった。さらに、制御環境下では、汚泥施用初期に硝化菌の遷移が認められた。Ⅱ-1ほ場では、同様の現象が認められた。Ⅱ-2ほ場では、初期には両硝化菌が同時に増減したが、後期（10~14週）には、遷移が認められた。

このような差が生ずる原因としては、汚泥の施用形態の違い（粉砕物=制御環境下、有姿=自然条件下）、施用量の差（50t/ha、3.75~15t/ha）、気温、土壌水分などの環境条件の違いが考えられる。これらのうち何が主因でこのような差が生ずるのかについては今後の検討課題である。

(4) 石灰汚泥の連用が土壌微生物フロラに与える影響

これまでに述べた研究の成果は、いずれも汚泥を初めて施用した土壌の微生物フロラに関する

表 11 II-1 及び II-2 場の汚泥初回施用区における微生物数
(最高菌数を基準として評価)

		II-1 場	II-2 場
無処理区に 対して ¹⁾	①全区とも明確な増加を示すもの	色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌	色素耐性細菌
	②中量区から明確な増加を示すもの	放線菌 糸状菌 タンパク質分解菌	全細菌 糸状菌
	③多量区のみ明確な増加を示すもの	なし	放線菌 アンモニア酸化細菌
	④全区とも明確な増加を示さないもの	全細菌 亜硝酸酸化細菌	タンパク質分解菌 亜硝酸酸化細菌
	⑤明らかに低いもの	なし	なし
化学肥料区 に対して ¹⁾	①少量区から明確な増加を示すもの	なし	色素耐性細菌
	②中量区から明確な増加を示すもの	放線菌 糸状菌 色素耐性細菌	糸状菌
	③多量区のみ明確な増加を示すもの	なし	放線菌
	④全区とも明確な増加を示さないもの	全細菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌	全細菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
	⑤明らかに低いもの	亜硝酸酸化細菌 (全区)	アンモニア酸化細菌 (少, 中量区) 亜硝酸酸化細菌 (全区)
施用量と微 生物数	①施用量の増加に伴って明確に増加するもの ²⁾	なし	アンモニア酸化細菌
	②施用量間差は明確でないが増加の傾向を示すもの ³⁾	全微生物	放線菌 糸状菌 色素耐性細菌 タンパク質分解菌
	③増加傾向を示さないもの	なし	全細菌 亜硝酸酸化細菌

註1：有機栄養微生物は、無処理区あるいは化学肥料区の2倍以上、硝化菌は、3.3倍以上の場合、明確な増加があったとした。

2：汚泥の施用量比（2及び4倍）にはほぼ対応する増加を示すもの。

3：汚泥の施用量比には対応しないが、施用量の増加に伴って増加の傾向を示すもの。

ものであった。汚泥を毎年あるいは毎作ごとに施用した場合、土壌の微生物はどのような影響を受けるであろうか。この点を解明すべく本特別研究では、制御環境下（大型ライシメーター）及び自然条件下（ほ場及び有底枠）において汚泥の連用実験が実施された。このうち比較的少量の汚泥を連用した場合に関しては自然条件下（実験6及び7）で、多量の汚泥の連用実験は大型ライシメーターを用いて制御環境下（実験8）でそれぞれ実施された。

① ほ場実験

比較的少量の石灰汚泥の施用実験が54年度に開始されていたⅡ-1及びⅡ-2ほ場の汚泥施用区に55年度も当初の設計（表8）通りに汚泥が連用されるとともに新規に汚泥を施用した区が設けられた。これらの汚泥施用区について55年夏作期間中に土壌微生物数が経時的に計測され、汚泥の連用が土壌微生物フローに与える影響が明らかにされた（本報2）。

〔Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場の汚泥連用区における微生物数の経時変化〕

図6に全細菌数の経時変化を一例として示し、表12に各微生物数の経時変化の特徴をまとめて示した。

表12に示したように、それぞれの微生物は、処理区ごとに異なった経時変化を示した。さらに、タンパク質分解菌を除く全ての微生物の経時変化について両ほ場間で差が認められた（但し、少量区的全細菌及び放線菌については、差は認められない）。それは次のような点であった。

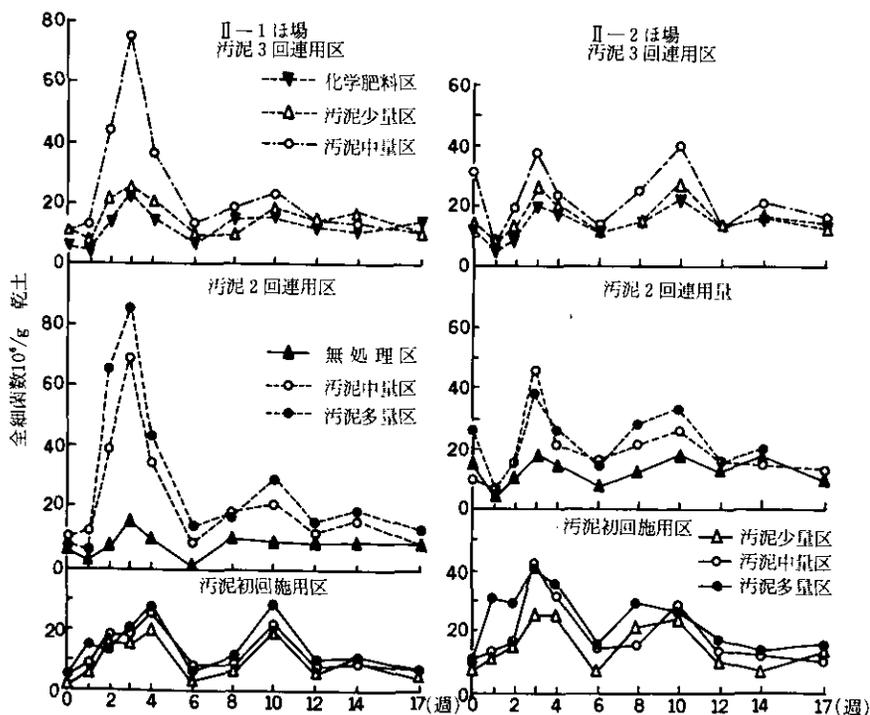


図6 生活廃水汚泥連用土壌における全細菌数の経時変化（ほ場実験）

汚泥施用量（乾物） 汚泥少量区：3.75t/ha, 汚泥中量区：7.5t/ha, 汚泥多量区：15t/ha

表 12 汚泥連用区における微生物数の経時変化—ほ場実験—

微生物	Ⅱ - 1 ほ 場	Ⅱ - 2 ほ 場
全細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○全区とも汚泥施用後1週目以降に急激に増加 3及び10週目にピークを形成 ピーク高 全区 第1>第2 ○中,多量区の第1ピークは鋭い ○少量区の変化は緩やか 	<ul style="list-style-type: none"> ○全区とも施用後1週目に減少,その後急増, 3及び10週目にピークを形成 ピーク高 少量及び中量年2回区 第1≒第2 中量年1回及び多量区 第1>第2
放線菌	<ul style="list-style-type: none"> ○少量区はほとんど変化しない ○中,多量区 施用後1週目以降増加,2~3 週目にピークを形成,6週目以降の変化はわ ずか 	<ul style="list-style-type: none"> ○中量年2回区 2及び10週目に小ピークを形 成,ピーク高 第1≒第2 ○他区は明確な変化を示さない
糸状菌	<ul style="list-style-type: none"> ○全区とも施用後2週目以降増加,3週目にピ ーク形成 ○多量区は10週目に小ピークを形成 ○他区は6週目以降の変化なし 	<ul style="list-style-type: none"> ○全区とも1週目に減少,2週目以降増加, 中量年2回区 2週目にピーク形成 ○他区 3週目にピーク形成 ○全区とも6週目以降の変化なし
色素耐性細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○中量年1回,多量区 施用後直ちに増加, 中量年2回,少量区 施用後1週目以降増加 ○中,多量区 2~3及び10週目にピーク形成 ○少量区 3週目のみピーク形成,6週目以降 の変化小 ○ピーク高 第1>第2 	<ul style="list-style-type: none"> ○少量,中量年2回区 初期の変化はわずか 10週目にピーク形成 ○中量年2回,多量区 3及び10週目にピーク 形成 ピーク高 第1≒第2
タンパク質分解菌	<ul style="list-style-type: none"> ○少量区 緩やかに増減,8及び14週目にピー ク形成,ピーク高 第1≒第2 ○中量年2回区 3週目から急増,4及び8週 目にピーク形成,以後緩やかに減少(ピーク 高 第1≒第2) ○中量年1回区 緩やかに増減,4,10,14週 目にピーク形成(ピーク高 同等) ○多量区 施用直後から増加,4週目にピーク 形成,8~10週目に小ピーク形成,以後減少 	<ul style="list-style-type: none"> ○少量区 明確な変化なし ○中量年2回区 3及び8週目にピーク形成 ピーク高 第1≒第2 ○中量年1回区 2週目以降増加,3週目以降 はほぼ一定 ○多量区 2週目以降増加,8週目にピーク形 成,その後減少,10週目以降ほぼ一定
アンモニア酸化細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○少量区 施用後直ちに増加,2及び4週目に ピーク(第1<第2),以後減少 ○中量年2回区 施用後直ちに増加,2及び4 週目にピーク形成(第1>第2),以後減少 ○中量年1回区 施用後1週目から増加,2及 び4週目にピーク形成(第1<第2),以後減 少 ○多量区 施用後直ちに増加,1及び4週目に ピーク,8~10週目に小ピーク(第1≒第3 <第2),以後減少 	<ul style="list-style-type: none"> ○少量及び中量区 1週目に減少,2週目以降 増加 ○多量区 施用後直ちに増加 ○少量区 3及び10週目にピーク形成(第1≒ 第2) ○中量年2回区 4及び10週目にピーク(第1 >第2) ○中量年1回区 4及び10週目にピーク(第1 <第2) ○多量区 2,4,10週目にピーク(第1≒第 2≒第3)
亜硝酸酸化細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○全区とも施用後1週目に減少,2週目から急 増 ○少量,中量年2回区 3及び10週目にピーク (第1≒第2) ○中量年1回区 3及び14週目にピーク(第1 ≒第2) ○多量区 3,10及び14週目にピーク(第1≒ 第2>第3) 	<ul style="list-style-type: none"> ○少量区 3週目まで施用直後と同一菌数,以 後減少,6週目以降増加,8及び14週目にピ ーク(第1≒第2) ○中量年2回区 1週目に減少,以後増加,3 ~4,10及び14週目にピーク(第1<第2≒ 第3) ○中量年1回区 施用後直ちに増加,1,4, 8及び14週目にピーク(第2≒第4>第1> 第3) ○多量区 施用後直ちに増加,1,3~4及び 14週目にピーク(第2>第3>第1)

1) 全細菌数 II-1ほ場では、汚泥施用後初期(0~6週)の変化が後期(6~12週)に比べて著しい。これに対してII-2ほ場では、両期とも同様の変化を示した。

2) 放線菌数 II-1ほ場のそれは、初期にのみ顕著な変化を示したが、II-2ほ場では全期を通じて変化に乏しい。

3) 糸状菌数 両ほ場とも初期のみ変化を示したが、II-1ほ場における変化がII-2ほ場のそれより大きい。

4) 色素耐性細菌数 II-1ほ場では初期における変化が顕著であるが、II-2ほ場では、後期の変化が大きい傾向にある。

5) 硝化菌数 施用量ごとにそれぞれ異なっており、全処理区を通じて共通の相違点はない。

以上のように、タンパク質分解菌以外の有機栄養微生物に関する共通の相違点は、II-1ほ場の初期(0~6週)における変化がII-2ほ場のそれより大きいことである。しかし、汚泥初回施用の場合に認められた全細菌、糸状菌及び色素耐性細菌数が最初のピークに達する時期が両ほ場間で異なる(II-2ほ場で早い)という現象は、連用区では認められず、前記の微生物は、ほぼ同時に最初のピークに達することが明らかにされた。一方、硝化菌数が最初のピークを形成する時期を比較すると、アンモニア酸化細菌数では全区ともII-1ほ場が早かった。中量年1回及び多量区の亜硝酸酸化細菌数は、II-2ほ場が早く最初のピークに達したが、少量区のそれは逆にII-1ほ場で早く、中量年2回区では同時に最初のピークが形成されるというように施用量によって異なることが明らかにされた。

〔汚泥連用区の微生物数〕

両ほ場の微生物数を比較すると全細菌及びアンモニア酸化細菌数についてはほ場間差が認められ、両者ともII-1ほ場>II-2ほ場であった。しかし、他の微生物数については明確な差は認められない。

無処理区及び化学肥料区の微生物数と連用区のそれを比較した結果を表13に示した。これによるとII-1ほ場では、少量区的全細菌数が無処理区と明確な差を示さなかった以外は全区で無処理区より高い菌数を示した。なかでも硝化菌と色素耐性細菌の菌数の増加率が高く、アンモニア酸化細菌が、20~54倍、亜硝酸酸化細菌が7~21倍、色素耐性細菌が5~14倍に達した。また、同ほ場においては、硝化菌及びタンパク質分解菌以外の微生物は、化学肥料区より明らかに高い菌数を示した(少量区的全細菌を除く)。とくに色素耐性細菌の増加率は、3~9倍ともっとも顕著であった。さらに、放線菌の増加率は、この菌に次いで高いことも明らかにされた。

これに対して、II-2ほ場の汚泥区の微生物数で全区とも無処理区及び化学肥料区より明らかに高い菌数を示したのは色素耐性細菌だけであり、微生物の反応が両ほ場間で異なることが明らかにされた。この色素耐性細菌数の無処理区及び化学肥料区に対する増加率は、それぞれ2.5~5.5倍、2.3~5.1倍であり、増加率もII-1ほ場より低い。

汚泥の施用量(55年度実験開始直前の施用量)と微生物数の関係を同じく表13に示した。これによると両ほ場とも施用量の変化に伴って微生物数が明確に変化する場合は少ない。

表 13 II-1 及び II-2 ほ場における汚泥連用区の微生物数
(最高菌数を基準として評価)

		II-1 ほ場	II-2 ほ場
無処理区の 微生物数に 対して ¹⁾	①全区とも明確な増加を示すもの	放線菌 糸状菌 色素耐性細菌 タンパク質分解菌 硝化菌	色素耐性細菌
	②中量年1回区から明確な増加を示すもの	全細菌	全細菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌
	③多量区のみ明確な増加を示すもの	なし	放線菌 糸状菌
	④全区とも明確な増加を示さないもの	なし	亜硝酸酸化細菌
	⑤明らかに低いもの	なし	なし
化学肥料区 の微生物数 に対して ¹⁾	①全区とも明確な増加を示すもの	放線菌 糸状菌 色素耐性細菌	色素耐性細菌
	②中量年1回区から明確な増加を示すもの	全細菌	全細菌(この区のみ増)
	③中量年2回区から明確な増加を示すもの	なし	なし
	④多量区のみ明確な増加を示すもの	アンモニア酸化細菌	糸状菌
	⑤全区とも明確な増加を示さないもの	タンパク質分解菌 亜硝酸酸化細菌	放線菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
	⑥明らかに低いもの	亜硝酸酸化細菌 (少, 中量年2回及 び多量区)	アンモニア酸化細菌(少量区) 亜硝酸酸化細菌(全区)
施用量と微 生物数	①施用量の増加に伴って明確に増加するもの ²⁾	なし	亜硝酸酸化細菌 (施用量の増加率以上の増加)
	②施用量間差は明確でないが増加傾向を示すもの ³⁾	全細菌 糸状菌 色素耐性細菌	糸状菌 色素耐性細菌
	③増加傾向を示さないもの	放線菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌	全細菌 放線菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌

註1, 2, 3: 表11の脚註参照

以上に示したように汚泥の施用に対してもっとも高い反応を示す微生物は、色素耐性細菌であるといえよう。

〔汚泥の連用が微生物の経時変化に与える影響〕

前項で述べたⅡ-1ほ場の汚泥初回施用区における微生物数の経時変化と連用区のそれを比較すると、次のような相違が認められた。

- 1) 全ての微生物は初回施用区と違ったパターンを示すこと。
- 2) 連用区的全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌は、初回施用区のそれらより早く最初のピークに達すること、すなわち、連用によりこれらの微生物の増加が早まること。
- 3) 少量区を除く中、多量区の放線菌及びタンパク質分解菌は、汚泥施用初期に明確なピークが形成されること。
- 4) 中、多量区的全細菌数の第1のピーク及び糸状菌のピークは、初回施用区のそれらより著しく鋭いものであること。
- 5) 全細菌及びアンモニア酸化細菌の顕著な変化は、汚泥施用初期（6週間以内）に終了すること。

Ⅱ-2ほ場については、次のような相違点が認められた。

- 1) 連用区においては、汚泥施用後1週目に菌数の減少が認められたが、初回区では認められないこと。
- 2) 連用区の糸状菌数の変動幅は、初回区より小さく、かつ、連用区においては、施用直前の菌数より増加しないこと。
- 3) 多量及び中量年2回区のタンパク質分解菌数の変化が、汚泥の連用によって明確になること。
- 4) 硝化菌数は、施用量あるいは施用回数によって異なった変動パターンを示すが、連用によって変動幅が大きくなること。

以上のような相違点が認められたものの、Ⅱ-2ほ場においては、Ⅱ-1ほ場で認められた汚泥の連用によって全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌の増加が早まるという現象は認められなかった。また、放線菌及び色素耐性細菌数に関しては、連用の影響が認められない。このように汚泥の連用が微生物の経時変化に与える影響もほ場によって異なることが明らかにされた。

〔汚泥の連用が微生物数に与える影響〕

汚泥の連用が各微生物数に与える影響を、最高菌数を基準として評価すると、Ⅱ-1ほ場においては、全細菌、糸状菌、色素耐性細菌及び硝化菌の最高菌数は、汚泥の連用によって増大する傾向が認められ、このうち全細菌、糸状菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌のそれは、汚泥の多量（15t/ha）の連用によって顕著な増加（それぞれ3、2.3、5.5倍）を示すこと、これに対して放線菌数（最高菌数）は、連用によっても菌数がほとんど増加しないことが認められた。一方、Ⅱ-2ほ場においては、有機栄養微生物では、連用区と初回区の間に菌数の差がほとんど見られず、アンモニア酸化細菌は、中量3回施用区が同初回区よりやや高い程度であった。亜硝

酸化細菌は、少量区を除く連用区において初回区より高く、多量区の同菌は連用により明らかに増加（4.6倍）した。

以上が実験ほ場を用いた実験の結果である。この実験によっていくつかの興味深い事項が明らかにされた。

その第1は、汚泥の施用に対してもっとも鋭敏に反応する有機栄養微生物は、色素耐性細菌であるということである。この細菌は、土壌の栄養状態を反映していると言われている²⁹。汚泥施用土壌においてこの細菌が鋭い反応を示すということは、土壌の栄養状態が汚泥の施用によって改善されたと言える。換言すれば、色素耐性細菌の反応を調査することで施用された汚泥が土壌の栄養状態に与える影響の大きさを評価することができるものと考えられる。

第2は、硝化菌数の増加である。硝化菌は、化学無機栄養細菌であり、その増殖に有機物を必要としない。汚泥施用土壌においては、後述（本報13）するように汚泥中の炭素の分解によって炭酸ガスが発生し、有機態窒素の無機化によって無機態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）が生成される。これらは、硝化菌の基質であり、これらによって硝化菌の増加が起こったものと考えられる。この硝化菌の増加は、植物への窒素の供給という面（畑作物は、硝酸態窒素を好むものが多い）からは有利なことであるが、硝酸態窒素は、土壌から溶脱される。これは、今後問題となる点である。

第3は、汚泥の施用に対する微生物の反応がほ場によって異なるという点である。実験に使用した2ほ場は、同時期に造成された淡色黒ボク土（丸山統）のほ場であり、互いに隣接している（写真2）。その基本的な相違点は、実験開始までの施肥歴にある。すなわち、Ⅱ-1ほ場は、造成以来実験開始までの1年半の間に化学肥料が1回施用され植物が栽培されていた。一方、Ⅱ-2ほ場は、化学肥料が3回、堆肥が3回施用された。実験開始時におけるⅡ-1ほ場の土壌微生物フロアは、貧弱であったと考えられる。これに対して堆肥が施用されたⅡ-2ほ場では幅広いフロアが形成されていたと考えられる。これらのほ場に汚泥が施用されると、Ⅱ-2ほ場では、汚泥中成分を基質として生育できる微生物が直ちに反応する。しかし、このほ場では、幅広いフロアが形成されているために汚泥を基質とする微生物の極端な増加は起こらない、すなわち、汚泥を基質とする微生物中心のフロアは形成されないものと考えられる。一方、Ⅱ-1ほ場においては、微生物フロアが貧弱なために汚泥の施用に対する反応が遅れたものと考えられる。しかし、そこでは汚泥を基質として生育する微生物中心のフロアが形成される。そこへ汚泥が連用されると鋭い反応を示すようになる。事実、Ⅱ-1ほ場では、多くの微生物について汚泥の連用によって微生物数の増加時期が早まり、かつ、数が増加することが認められたが、Ⅱ-2ほ場では認められていない。これが汚泥の施用に対する微生物の反応が両ほ場で異なる原因であると推察する。この推察を裏付けるためには、さらに連用を続けた場合の変化を追跡する実験や確認のための実験が必要である。

② 有底枠実験

以上に述べたほ場実験と同時に55年度は、4種類の土壌（砂質土、淡色黒ボク土、沖積土、黒

ボク土)が充てんされた有底枠を用いて、汚泥連用土壌における微生物数の経時変化が追跡された(本報3)。この実験に用いられた有底枠には、54年度から石灰汚泥の施用試験が開始されていたことはすでに述べたとおりである。55年度は、さらに汚泥の連用を繰り返して、春から夏(夏季)、秋から翌年の春先(冬季)までの土壌微生物数の変動が追跡された。本項では、春(4月28日汚泥施用)から夏(8月16日)までの微生物数の経時変化を調査した結果を述べる。なお、本実験は、4.2.2に示した理由により植物を栽培しない裸地で行った。

〔土壌微生物数の経時変化〕

図7に一例として全細菌数の経時変化を示し、表14に全微生物の経時変化の特徴を示した。図7及び表14に示したように、全ての微生物が土壌によってそれぞれ異なった変動を示した。最も顕著な変化は、黒ボク土で認められ、最も変動の乏しいのは砂質土であった。しかし、色素耐性細菌は砂質土でも顕著な変化を示した。沖積土における放線菌は、他の土壌に比べるとごくわずかしき変動しなかったが、他の有機栄養微生物や硝化菌は著しい菌数の変動を示した。淡色黒ボク土の有機栄養微生物及び硝化菌の変動は、汚泥施用初期にのみ認められた。この結果は、亜硝酸酸化細菌を除いて前述のⅡ-1は場の汚泥連用区で得られた結果と一致していた。

汚泥の施用に対する各微生物の反応時期、すなわち、最初のピークを形成する時期についてみ

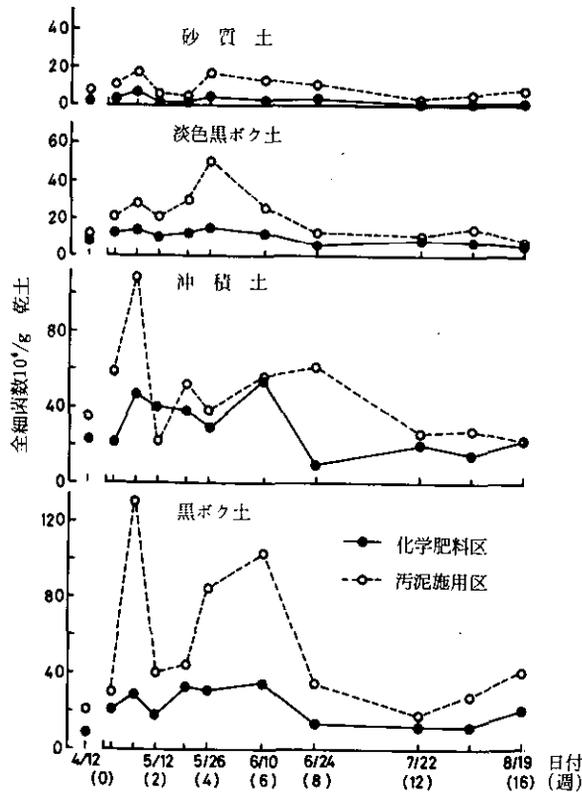


図7 汚泥連用土壌における全細菌数の経時変化—夏季—

汚泥施用量(乾物): 7.5t/ha

表 14 生活廃水汚泥を連用した4種の土壌における微生物数の経時変化 —有底枠実験—

微生物	砂 質 土	淡 色 黒 ボ ク 土	沖 積 土	黒 ボ ク 土
全細菌	○汚泥施用後直ちに増加, 1及び4週目にピーク形成(第1≒第2) ○6週目以降緩やかに減少, 14週目以降緩やかに増加	○施用後直ちに増加, 1週目に小ピーク, 4週目にピーク(最高菌数)形成 ○8週目まで急減, 以後一定菌数	○施用後直ちに増加, 1週目にピーク形成(最高菌数), 以後急減 ○3週目に急増, 以後8週目まで緩やかに増加 ○その後は急減	○施用後直ちに増加, 1週目にピーク形成, 2週目に急減, 3週目から急増, 6週目に第2のピーク形成(ピーク高 第1>第2) ○以後急減, 14週目から再び増加
放線菌	○施用後3週目以降に増加, 6週目にピーク形成, 以後減少 ○14週目以降再び増加	○施用後3週目以降に増加, 6週目にピーク形成, 以後急減 ○12週目から再び増加, 14週目に小ピーク形成	○施用後1週目に増加 ○4週目まで一定 ○6週目にピーク形成 ○8~12週目まで一定, 以後減少	○施用後1週目に急増しピーク形成 ○2週目に減少後, 3週目から急増 ○6週目にピーク形成(第1<第2) ○8週目に急減, 以後一定
糸状菌	○施用後8週目まではほぼ一定 ○8週目以降増加 ○14週目にピーク形成, 以後急減	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ より著しく低い菌数 ○施用後2日目以降に増加, 2及び4週目にピーク形成(第1<第2), 以後急減 ○12週目から再び増加	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ より著しく低い菌数 ○2日目以降に増加, 1週目にピーク形成, 2週目に急減, 3週目から緩やかに増加 ○8及び14週目にピーク形成 ○ピーク高 第1≒第2≒第3	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ より著しく低い菌数 ○1週目に急増, その後3週目まで一定 ○4週目にピーク形成, 以後減少 ○14週目に急増しピーク形成(ピーク高 第1>第2)
色素耐性細菌	○施用後直ちに増加 ○1及び4週目にピーク形成(第1>第2) 以後減少, 12週目から再び増加	○施用後直ちに増加 ○1及び6週目にピーク形成(第1≒第2) ○8週目に急減, 以後一定	○施用後直ちに増加 ○1週目にピーク形成, 2週目に急減 ○4週目から再び増加, 6週目に小ピーク形成, 8週目に減少, 以後ほぼ一定	○施用後直ちに増加 ○1及び4週目にピーク形成, 以後減少 ○14週目に第3のピーク形成 ○ピーク高 第1>第2>第3
タンパク質分解菌	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ より著しく低い菌数 ○6週目まではほぼ一定, その後減少 ○14週目に施用後2日目のレベルに増加	○施用後直ちに増加 ○2日目及び4週目にピーク形成(第1≒第2), 以後減少	○施用後直ちに増加 ○2日目が最高菌数, 以後2週目にかけて急減, その後12週目にかけてわずかに増加, 14週目に再び急減	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ と同一菌数 ○2日目が最高菌数, 以後2週目にかけて急減 ○3週目から再び増加, 4週目に小ピーク形成 ○以後緩やかに減少, 14週目に再び増加し小ピーク形成
アンモニア酸化細菌	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ よりやや減少 ○6週目にかけて緩やかに増加, 以後緩やかに減少	○施用後直ちに増加, 2及び4週目に鋭いピーク形成(第1≒第2), 以後6週目にかけて急減, 8週目にわずかに増加, 以後一定	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ より低い菌数 ○6週目まで小さな増減を繰り返す ○8週目以後急増, 12週目にピーク形成以後急減	○施用後2日目は施用前 ¹⁾ より低い菌数 ○1及び3週目にピーク形成, 4週目に急減 ○6~12週目まではほぼ一定, 14週目に第3のピーク形成, ピーク高 第1≒第3<第2
亜硝酸酸化細菌	○施用後直ちに増加 ○1週目にピーク形成, 2週目に急減 ○3週目以降ほぼ一定	○施用後直ちに増加 ○1週目にピーク形成, 以後急減 ○6週目以降ほぼ一定	○施用後直ちに増加 ○2日~1週目及び3週目にピーク形成 ○ピーク高 第1<第2 ○以後急減, 6週目以降一定	○施用後12週目まで施用前 ¹⁾ とほぼ同一 ○14週目に急増しピーク形成

註1: 汚泥施用16日前(4月12日)の微生物数(図7参照)

ると、全細菌、放線菌及び色素耐性細菌については、土壤間差は認められず、それぞれ施用後1週目に最初のピークに達した。糸状菌については、淡色黒ボク土以外の3土壤では施用後1週目にピークに達し、淡色黒ボク土では、2週目にピークに達した。しかし、この土壤の糸状菌は、2週目と3週目の菌数差が少ないことから、糸状菌についても4土壤ともほぼ同時期に汚泥の施用に反応するものと考えられる。タンパク質分解菌数は4土壤とも施用後2日目にピークを形成した。この微生物の測定は施用後2日目のみ4.3.1.2(3)で述べたHankinら²⁶⁾の塗沫平板法によって行い、それ以降は、希釈平板法で測定している。このために2日目が高菌数を示したものと考えられる。2日目以降についてみると砂質土で6週目、他の土壤で4週目にピークが認められ、砂質土において遅れるものと考えられる。このようにタンパク質分解菌以外の有機栄養微生物は、ほぼ同時に汚泥の施用に対して反応すると考えられる。黒ボク土のアンモニア酸化細菌は、1週目に、淡色黒ボク土の同菌は2週目に最初のピークを形成した。沖積土の亜硝酸酸化細菌は、1週目に他の3土壤のそれは、2週目にそれぞれ最初のピークを形成した。硝化菌については、汚泥施用初期に欠測(砂質土1週目のアンモニア酸化細菌、黒ボク土の1週目の亜硝酸酸化細菌)があり、正確な比較はできないが、前記のように土壤によって反応が異なるものと推測される。

次に各微生物が最高菌数に達する時期、すなわち、汚泥の施用に対して最高の反応を示す時期を4土壤で比較してみると、砂質土、沖積土及び黒ボク土の全細菌と色素耐性細菌は、汚泥施用後1週目に最高菌数を記録し、淡色黒ボク土の全細菌は4週目に、色素耐性細菌は6週目にそれを記録した。4土壤の放線菌は、施用後6週目に一斉に最高菌数に達した。一方、淡色黒ボク土及び黒ボク土の糸状菌は4週目に、沖積土では1週目に、砂質土は14週目にそれぞれ最高菌数を示した。このように有機栄養微生物が最高の反応を示す時期に差が認められる場合があることが明らかにされた。一方、硝化菌については砂質土と淡色黒ボク土の亜硝酸酸化細菌が同時(2週目)に最高菌数に達したもののほとんどの場合、各土壤で異なった時期に最高菌数に達することが明らかにされた。

〔各土壤の汚泥施用区における微生物数〕

表15に最高菌数を基準として化学肥料区の微生物数と汚泥施用区のそれとを比較した結果を示した。

表15に示したように、化学肥料区に対して明確な増加を示す微生物は、砂質土が最も多く、続いて淡色黒ボク土、沖積土であり、黒ボク土がもっとも少ない。全土壤で共通して明確な増加を示す微生物は、全細菌及び色素耐性細菌であった。この2種の微生物について、化学肥料区に対する増加菌数をみると、黒ボク土が最も高く、砂質土が最低であった。一方、化学肥料区の菌数に対する増加率をみると、全細菌については土壤間で大差はないが色素耐性細菌数については、黒ボク土が低いことが明らかにされた。

硝化菌については、化学肥料区より明らかに高い菌数を示す場合は、全く認められず、淡色黒ボク土のアンモニア酸化細菌は、化学肥料区より明らかに低い菌数となった。

以上のように、この実験からは汚泥を施用した各土壤における微生物の変動パターンは、土壤

表 15 生活廃水汚泥を連用した4種の土壌における微生物数(夏季)

—有底枠実験—

土 壌	化学肥料区に対して明確な増加を示す微生物 ¹⁾	増加菌数 菌数/g乾土	増 加 率 (化学肥料区を 1.0とする)	化学肥料区より 明らかに低い菌 数を示す微生物 ²⁾
砂 質 土	全 細 菌	10.0×10 ⁶	2.4	な し
	放 線 菌	4.7×10 ⁶	8.5	
	糸 状 菌	10.7×10 ⁴	3.2	
	タンパク質分解菌	3.2×10 ⁶	2.4	
	色素耐性細菌	3.3×10 ⁶	4.3	
淡色黒ボク土	全 細 菌	37.4×10 ⁶	3.3	アンモニア 酸化細菌
	糸 状 菌	17.8×10 ⁴	2.1	
	色素耐性細菌	10.9×10 ⁶	3.4	
沖 積 土	全 細 菌	61.4×10 ⁶	2.3	な し
	タンパク質分解菌	31.0×10 ⁶	2.3	
	色素耐性細菌	27.4×10 ⁶	3.2	
黒ボク土	全 細 菌	91.6×10 ⁶	3.4	な し
	色素耐性細菌	32.5×10 ⁶	2.3	

註1：表11の脚註を参照

によって異なり、かつ、汚泥の施用に対して明確に反応する微生物の種類も土壌によって違っていることが明らかにされた。しかし、全土壌を通じて共通の点は、汚泥の施用に対して明確に反応するものは、全細菌及び色素耐性細菌であるということであった。とくに、後者(色素耐性細菌)は、全土壌で明確な経時変化を示したことから、これら4土壌に共通した特徴として挙げられよう。

③ 大型ライシメーター実験

以上は、比較的少量の汚泥を連用した自然条件下の土壌における微生物フロアの変化であった。55年度は、これらの研究に加えて多量(乾物として50t/ha)の石灰汚泥を連用した淡色黒ボク土における微生物数の経時変化が制御環境下で追跡された(本報1)。この研究は前項で述べた大型ライシメーターの汚泥施用区に石灰汚泥を連用(2, 3回目施用)する形で実施された。この実験の結果を表16に示した。また、全細菌数の経時変化を図8に示した。なお、汚泥初回施用の場合の微生物数の変動は、前項①で述べた。

[汚泥の多量連用が土壌微生物数の経時変化に与える影響]

図8(汚泥の初回施用時)と表15に示したように、土壌微生物の経時変化は汚泥の多量連用によって次に示す影響を受けることが明らかにされた。

1) 全細菌数 全細菌が最高菌数に達する時期は、1回目より2回目が早くなった。しかし、2回目と3回目の差は認められず、同時(3日目)に最高菌数に達した。最高菌数に達した後の

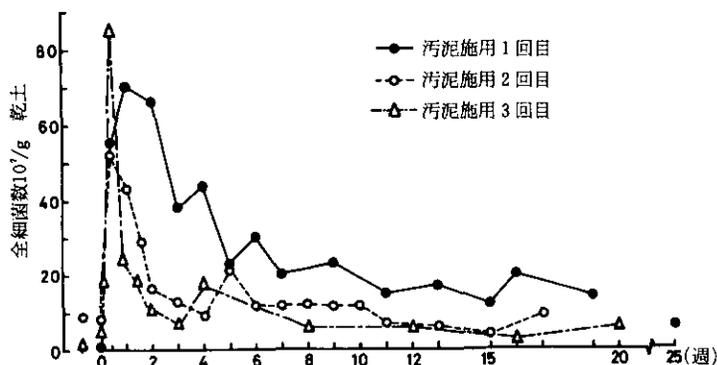


図8 汚泥多量連用土壌における全細菌数の経時変化—大型ライシメーター実験—
汚泥施用量(乾物): 50t/ha

菌数の減少は、3回目が最も早く、汚泥の施用回数の増加とともに減少時期が早まった。汚泥施用後期(6週)以降の菌数も汚泥の連用によって減少した。とくに、2回目は初回より著しい減少を示した。また、連用の場合は、6週目以降の菌数の顕著な変化は認められなくなった。

2) 色素耐性細菌 汚泥施用後、最高菌数に達する時期及びその後の菌数減少については、全細菌と全く同様である。しかし、6週目以降の菌数については、全細菌のような顕著な連用の影響は認められない。

3) 放線菌数 汚泥施用後第1のピークを形成する時期は、汚泥の施用回数の増加とともに早まった(14日, 11日, 3日目)。また、菌数の変動が単純になり、かつ、短期間で終了した。さらに最高菌数も施用回数の増加とともに低下の傾向を示し、2回目施用後の菌数は、1回目より著しく減少した。しかし、2回目と3回目の差は初期(3週目まで)のみ認められた。

4) 糸状菌数 汚泥施用後3週目以後については、連用の影響は、菌数の変動の面からも、菌数の面からも認められない。しかし、施用後3週目までの変化は、連用の影響を明確に受けた。とくに、2回目の施用後における変化が最も顕著であり、施用後1週目に鋭いピークを形成した。3回目の施用後の変化は、初回及び2回目より早まるが、菌数の変動は、もっとも小幅であった。

5) アンモニア酸化細菌 菌数の増加時期及び施用後最初のピークを形成する時期は、2回目が1回目より早い。2回目と3回目の間に差は認められなかった。また、連用回数の増加とともに変動のパターンが単純化し(ピークの数減少)、変動が認められる期間が短くなった。

6) 亜硝酸酸化細菌 施用後初期については、連用による差が明確でないが、後期(6週目以降)の変化は、施用回数の増加に伴って小さくなる。すなわち、アンモニア酸化細菌と同様に、その変化は、施用後初期にのみ起こるようになった。

このように多量の汚泥を連用した淡色黒ボク土における微生物数の変動は、汚泥施用後短期間に起こるようになることが明らかになった。また、多くの微生物で連用によって施用後後期の菌数

表 16 生活廃水汚泥の多量連用土壌における微生物数の経時変化
—大型ライシメーター実験—

微生物	汚泥施用 2 回目	汚泥施用 3 回目
全細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○施用後 3 日目に最高菌数 ○その後 2 週目にかけて急減 ○5 週目に小ピーク形成 ○6 週目以降緩やかに減少 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○施用後 3 日目に最高菌数 ○その後 6 日目にかけて急減 ○4 週目に小ピーク形成 ○以後緩やかに減少
放線菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用直後 (30分) は施用前より高い菌数, 1 週目に減少 ○11 日目に急増ピーク形成 (最高菌数) ○3 週目に急増第 3 のピーク形成 ○4 週目に急減, 以後緩やかに減少 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用直後は施用前より増加 ○その後 1 日目に減少 ○3 日目, 10 日目及び 4 週目 (最高菌数) にピーク形成 ○その後緩やかに減少
糸状菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○1 週目ピーク形成 (最高菌数) ○3 週目に小ピーク形成 ○以後小さな増減を繰り返すがほぼ一定 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後わずかに増加 ○3 日目に小ピーク形成 ○その後 2 週目にかけて減少 ○4 週目にピーク形成 (最高菌数) ○その後緩やかに減少
タンパク質分解菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用直後に最高菌数を示し, その後 2 週目にかけて急減 ○3, 6 及び 10 週目にピーク形成 ○以後緩やかに減少 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○6 日目にピーク形成 (最高菌数) ○3~4 週目にもピーク形成, 以後減少 ○20 週目に再び増加
色素耐性細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○3 日目 (最高菌数), 3 及び 5 週目にピーク形成, 以後減少 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○3 日目 (最高菌数), 10 日目にピーク形成 ○2 週目に急減, 以後小さな増減を示す
アンモニア酸化細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○3 日目, 3 及び 7 週目にピーク形成 ○ピーク高 第 1 ≒ 第 2 ≒ 第 3 ○8 週目以後の変動は少ない 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○3 日目及び 2 週目にピーク形成 ○ピーク高 第 1 < 第 2 ○4 週目以降の変動は少ない
亜硝酸酸化細菌	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○1, 3 (最高菌数), 6 及び 10 週目にピーク形成 (第 2 > 第 4 > 第 1 > 第 3) 	<ul style="list-style-type: none"> ○施用後直ちに増加 ○6 日目, 4 及び 16 週目にピーク形成 ○ピーク高 第 1 > 第 2 > 第 3

が減少する傾向が認められた。なお、タンパク質分解菌数については、1 回目と 2 及び 3 回目の測定方法が異なるために比較しなかった。

〔微生物数に与える影響〕

汚泥連用土壌の各微生物数は、初回施用時と同様に無処理区に比べて著しく高い菌数を示した (最高菌数で比較)。無処理区に対する増加率をみると、全細菌及び硝化菌数は、汚泥の施用回数増加に伴って、増加率が上昇した。色素耐性細菌のそれは、大幅に変動しなかった。放線菌のそれは、2 回目に著しく上昇したが、3 回目には顕著に低下した。糸状菌のそれは、1 回目と 2

回目は差がないが、3回目には著しく低下した。放線菌及び糸状菌の最高菌数は、3回目に著しい低下を示した。このように、汚泥の多量連用は放線菌及び糸状菌に対しては、抑制的に働き、全細菌及び硝化菌など細菌中心のフロラに土壤微生物フロラを変えるものと考えられる。

〔自然条件下における汚泥連用の影響との比較〕

前項①（ほ場実験）で示した自然条件下における微生物数の経時変化に対する汚泥の連用の影響と比較すると次のような類似点と相違点がある。

大型ライシメーター実験と同様の連用の影響は、Ⅱ-1ほ場の全細菌、放線菌、糸状菌及びアンモニア酸化細菌について認められる。しかし、Ⅱ-2ほ場においては全く認められない。これらの実験に用いられた土壌は、いずれも淡色黒ボク土である。大型ライシメーターに充てんされた土壌は、旧畑地の土壌であるが充てんまで数年間放置され雑草が生育していた地点から採取した。また、採取にあたっては、表層0～5cmの土壌を取り除いて5～40cmまでを表土として採取し、これでライシメーターの表層土を形成させた。土壌充てん後汚泥施用まで施肥は、全く行われておらず、植物は陸稲が一度だけ栽培された。実験開始時（汚泥施用直後）の無処理区の微生物数と、両ほ場の無処理区における54年度の微生物数（実験5、中報11）を比較すると多くの微生物について、大型ライシメーターの土壌のそれが、Ⅱ-2ほ場より低く、むしろⅡ-1ほ場の菌数に近い値を示した。このように、大型ライシメーターの土壌の微生物フロラは、Ⅱ-1ほ場に近い状態にあったものと考えられ、それが、汚泥の連用が微生物フロラに与える影響に共通性を示した原因であると考えられる。

(5) 冬季における微生物フロラの経時変化

前項(4)に示した自然条件下における微生物フロラに関する実験は、いずれも春から夏及び秋にかけての変化に関するものであった。汚泥の施用は、冬作物の栽培前に行われる場合もある。そこで本特別研究においては、冬作期間中の汚泥施用土壌における微生物フロラに関する研究が行われた（本報2及び3）。この研究は、Ⅱ-1ほ場及び有底枠を用いて行われたが、施用汚泥は、表8に示した昭和55年採取汚泥が用いられた。

① ほ場実験（本報2、実験6）

ほ場実験は、Ⅱ-1ほ場を用いて行われ、その微生物数は、無処理区、化学肥料区、汚泥少量施用区（年2回施用）及び汚泥中量年2回施用区について測定された。この実験で得られた結果のうち全細菌及び色素耐性細菌数の経時変化を図9に示し、汚泥施用区における全微生物の経時変化の特徴を表17に示した。

〔冬季における微生物数の経時変化と微生物数〕

表17に示したように汚泥施用区の微生物は、冬季において次のような特徴を示した。

- 1) 放線菌、糸状菌及びタンパク質分解菌数は、ほとんど変化しない。
- 2) 全細菌及び色素耐性細菌数は、汚泥施用初期（10月下旬から11月下旬）と後期（2月中旬～

3月中旬)に顕著に変化する(図9)。

3) 硝化菌は、施用後初期、中期(12月中旬)及び後期にピークを形成し、菌数の変化が認められる。

4) 汚泥施用区の微生物数と無処理区のそれとを最高菌数を基準として比較すると、糸状菌及びアンモニア酸化細菌以外の全微生物数は両施用量区とも無処理より明らかに高い菌数を示し、

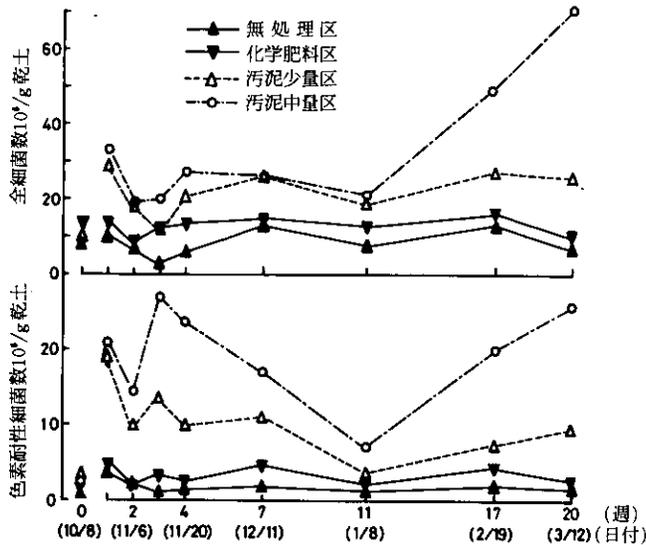


図9 冬季における全細菌及び色素耐性細菌数の経時変化—一場実験—
汚泥施用量(乾物):汚泥少量区 3.75t/ha, 汚泥中量区 7.5t/ha

中量年2回施用区の糸状菌及びアンモニア酸化細菌数は、無処理区より明らかに高い菌数を示す。

5) 同様に化学肥料区と比較すると、両施用量区とも化学肥料区に対して明確な増加を示すものは、色素耐性細菌だけである。中量年2回のみ高い菌数を示すのが、全細菌、糸状菌及びタンパク質分解菌である。化学肥料区より明らかに低い菌数を示すのは、両施用量区の亜硝酸酸化細菌及び少量区のアンモニア酸化細菌である。

6) 冬季における8回の測定時の平均菌数についてもほぼ同様である。

以上に示したように、冬季においても顕著な変化を示す微生物は全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌であり、いずれも細菌であることが明らかにされた。なお、無処理区に対して最も高い増加率を示すのは硝化菌であり、化学肥料区に対して最も高い増加率は色素耐性細菌で記録された。

このように色素耐性細菌は、無処理区及び化学肥料区に対しても明確な増加を示しており、年

表 17 冬季における汚泥施用土壌の微生物数の経時変化
— 1 号場実験 (II-1 号場) —

微生物	汚泥少量区	汚泥中量年2回区
全細菌	○施用後直ちに増加 ○1, 7及び16~19週目にピーク形成 ○ピーク高 第1 > 第2 ≒ 第3	○施用後直ちに増加 ○1, 4及び19週目にピーク形成 ○ピーク高 第3 > 第1 > 第2
放線菌	○ほとんど変化せず	○ほとんど変化せず
糸菌状	○16週目までほとんど変化せず ○19週目(3月12日)にやや増加	○左と同じ
タンパク質分解菌	○施用後から7週目まで緩やかに増加 ○その後緩やかに減少	○左と同じ
色素耐性細菌	○施用後1週目にピーク(最高菌数) ○11週目にかけて緩やかに減少 ○16~19週目にかけて増加	○施用後1, 3及び19週目にピーク形成 ○ピーク高 第2 > 第3 > 第1
アンモニア酸化細菌	○施用後1, 11及び19週目にピーク形成 ○ピーク高 第1 ≒ 第2 > 第3	○施用後3, 7及び19週目にピーク形成 ○ピーク高 第3 > 第1 ≒ 第2
亜硝酸酸化細菌	○施用後2, 7及び19週目にピーク形成 ○ピーク高 第3 > 第2 > 第1	○施用後7及び19週目にピーク形成 ○ピーク高 第2 > 第1

間を通じて汚泥施用に対して反応する微生物であると考えられる。また、硝化菌の変化も冬季において認められるが、春先(3月)の変動がもっとも著しく硝化作用は、春先に起こると考えられる。一方、化学肥料区の硝化菌数の顕著な変化は、12月上旬に終了しており、春先(2月)にも増加するがその変化は初期に比べて小さい。

② 有底枠実験(実験7)

有底枠を用いた実験においては、10月24日の汚泥施用後から翌年春先(3月24日)までの間の微生物の経時変化が追跡された。その結果のうち、全細菌数の経時変化を図10に、各微生物の経時変化の特徴を表18に示した。

[微生物数の経時変化]

冬季における各土壌の微生物は次のような経時変化を示した。

1) 全細菌の変化は、砂質土及び淡色黒ボク土では、施用後初期(11月中旬まで)にのみ認められた。沖積土及び黒ボク土のそれは、初期にも認められたが、後期(2月中旬)の変化が著しかった(図10)。全細菌数の変動パターンの土壌間差は、後期の増加のみである。

2) 糸状菌及び放線菌数の変化は、ほとんど認められない。

3) 色素耐性細菌は、全ての土壌で施用初期と後期に菌数の変化が認められたが、後期の変化は、砂質土及び沖積土で著しい。

4) タンパク質分解菌の変化は、4土壌とも初期のみ認められる。

5) アンモニア酸化細菌の変化は、淡色黒ボク土及び黒ボク土においては初期のみ認められた

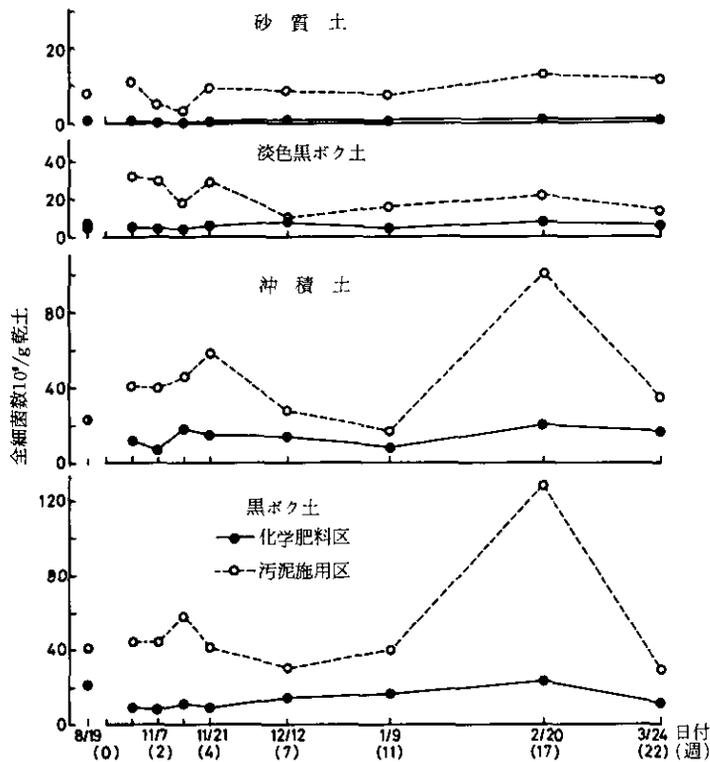


図10 冬季における全細菌数の経時変化—有底俵実験—
汚泥施用量 (乾物) : 7.5t/ha

が、砂質土における菌数の顕著な変化は、1月以降に起こった。沖積土では全期間を通じて明確な菌数の変化が認められる。

6) 亜硝酸酸化細菌の変化は、沖積土ではほとんど認められない。淡色黒ボク土及び黒ボク土における顕著な変化は汚泥施用初期にのみ認められたのに対して、砂質土では初期と後期に顕著な変化を示した。

このように、全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌数の変動が、各土壌で異なっていることが明らかにされた。

[冬季における微生物数]

表19に化学肥料区の最高菌数と汚泥施用区のそれとを比較した結果を示した。冬季における微生物数は次のような特徴を示す。

1) 化学肥料区より明確な増加を示す微生物種は、砂質土でもっとも多く、続いて淡色黒ボク土であり、沖積土及び黒ボク土が少ない。

2) 全土壌に共通して明確な増加を示す微生物種は、全細菌、色素耐性細菌及びタンパク質分

表 18 生活廃水汚泥を連用した4種の土壌における冬季の微生物数の経時変化—有底粋実験—

微生物	砂質土	淡色黒ボク土	沖積土	黒ボク土
全細菌	○施用後1週目から3週目までわずかに減少 ○4週目に1週目と同レベルまで増加 ○それ以後一定	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○4週目に1週目と同レベルに増加 ○7週目に再び減少,以後一定	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○3週目で降増加,4週目にピーク形成 ○11週目まで減少,18週目に急増ピーク形成, 以後急減(ピーク高 第1<第2)	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同一 ○3週目に小ピーク,以後減少 ○18週目に急増ピーク形成 ピーク高 第1<第2
放線菌	○施用後初期(1~4週)にわずかに変化 ○それ以降の変化なし	○施用後2~3週目にかけてわずかに増加 ○それ以後の変化なし	○施用後1~18週目にかけてわずかに増加 ○22週目にわずかに減少	○施用後4週目までわずかに変化 ○以後の変化なし
糸状菌	○ほとんど変化しない	○ほとんど変化しない	○施用後1~4週目にかけてわずかに変化 ○それ以後の変化なし	○18週目にわずかに増加 ○それ以外の変化なし
色素耐性細菌	○施用後1週目が最高菌数 ○以後3週目にかけて急減 ○4週目に小ピーク形成 ○18週目以降22週目にかけて増加	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○施用後2及び4週目にピーク形成 ○その後減少,7~18週目まではほぼ一定 ○22週目にやや増加	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○施用後1~4週目にかけて増加 ○以後減少,18週目に再び増加,以後減少 ピーク高 第1≒第2	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○2~3週目にピーク形成,以後7週目まで 減少,7~11週目まで一定 ○18週目にわずかに増加
タンパク質分解菌	○施用後1~3週目にかけて減少 ○4週目に増加ピーク形成 ○その後減少,7週目以降の変化なし	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○4週目にピーク形成,その後減少 ○7週目以降の変化なし	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○2及び4週目にピーク形成(第1>第2) ○以後減少,7週目以降の変化なし	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同じ ○3週目に小ピーク形成 ○4週目以降ほとんど変化しない
アンモニア酸化細菌	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ とほぼ同じ ○11週目以降22週目にかけて増加	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ とほぼ同じ ○1週目以降急増,2及び4週目にピーク 形成(第1>第2),以後緩やかに減少	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ より高い ○2週目に急減,3週目以降増加 ○7及び18週目にピーク形成 (第1>第2≒第3)	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同じ ○2週目に急増ピーク形成,3週目に急減 ○4週目以降の変化なし
亜硝酸酸化細菌	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同じ ○4週目に急増ピーク形成,以後急減 ○18週目に急増ピーク形成(第1>第2)	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同じ ○4週目に急増ピーク形成,7週目に急減 ○以後の変化なし	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同じ ○ほとんど変化しない	○施用後1週目の菌数は施用前 ¹⁾ と同じ ○4週目に急増ピーク形成,以後急減 ○7週目以降の変化なし

註1: 8月19日(前回の汚泥施用後16週目)の菌数

解菌である。

3) 化学肥料区の色素耐性細菌数に対する汚泥区のそれらの増加菌数の順位は、黒ボク土>沖積土>淡色黒ボク土>砂質土であるが、増加率は砂質土>淡色黒ボク土>黒ボク土>沖積土となり、砂質土及び淡色黒ボク土の増加率が高い。

以上のように、4 土壌とも全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌数の顕著な変動が冬季においても認められること及びその変動パターンは土壌によって異なることが明らかにされると同時に、化学肥料区に対して明確な増加を示す微生物が全細菌、色素耐性細菌及びタンパク質分解菌であり、その増加の程度（汚泥施用に対する反応）は、土壌によって異なることが明らかにされた。

③ 冬季における汚泥施用土壌の微生物フロラの特徴

以上二つの実験を通じて冬季における微生物フロラの特徴としては、次のことが挙げられる。

1) 冬季においても微生物数の顕著な変化が認められるものは、全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌であること。

2) 化学肥料区より明確な菌数の増加を示すのは、色素耐性細菌だけであること。

表 19 生活廃水汚泥を連用した4種の土壌における冬季の微生物数
—有底枠実験—

土 壌	化学肥料区より 明確に増加する 微生物 ¹⁾	増 加 菌 数 菌数/g 乾土	増 加 率 (化学肥料区を 1.0とする)	化学肥料区より 明らかに低い菌 数を示す微生物 ¹⁾
砂 質 土	全 細 菌	14.3×10 ⁶	12.3	な し
	放 線 菌	13.4×10 ⁵	4.0	
	糸 状 菌	5.8×10 ⁴	3.5	
	タンパク質分解菌	5.8×10 ⁶	8.3	
	色素耐性細菌	3.7×10 ⁶	38.3	
	亜硝酸酸化細菌	46.0×10 ⁵	5.9	
淡色黒ボク土	全 細 菌	24.5×10 ⁶	4.1	な し
	糸 状 菌	6.1×10 ⁴	2.0	
	タンパク質分解菌	19.3×10 ⁶	4.3	
	色素耐性細菌	16.0×10 ⁶	13.3	
	亜硝酸酸化細菌	112 ×10 ⁵	5.5	
沖 積 土	全 細 菌	80.2×10 ⁶	4.9	な し
	タンパク質分解菌	15.0×10 ⁶	2.3	
	色素耐性細菌	19.3×10 ⁶	2.7	
黒 ボ ク 土	全 細 菌	105 ×10 ⁶	5.6	な し
	タンパク質分解菌	14.2×10 ⁶	2.0	
	色素耐性細菌	29.0×10 ⁶	4.9	

註1：表11の脚註を参照

このように色素耐性細菌は、夏季だけでなく冬季においても汚泥の施用に対して明確に反応することが明らかにされた。

④ 夏季と冬季の違い

以上に示したようにⅡ-1ほ場の一部の区及び有底枠では年間を通じて微生物数が経時的に測定された。したがって、夏季と冬季の変動の違いを明らかにできると考えられるが、供試汚泥が55年冬作から変わり、それに伴って成分組成も変化した(表8)。したがって、厳密には評価できない。とくに、微生物数の面からの比較は不可能である。しかし、経時的変化については、比較しうるものと考えられる。ここでは、有底枠実験の結果を示す。

夏季における微生物の経時変化と冬季のそれを比較すると、次の微生物に関してその経時変化に明らかな差が認められた。すなわち、沖積土と黒ボク土の全細菌、砂質土、淡色黒ボク土及び黒ボク土の放線菌、4土壌の糸状菌、黒ボク土のタンパク質分解菌、砂質土及び沖積土の色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌、砂質土、沖積土及び黒ボク土の亜硝酸酸化細菌であった。

このように計測した全ての微生物で、夏季と冬季の経時変化に相違が認められる。

(6) 汚泥施用土壌の細菌フロア

前項(2)~(5)までに示したように、石灰凝集生活汚泥を施用した土壌の有機栄養微生物のなかで色素耐性細菌が最も明確に汚泥の施用に対して反応することを明らかにしてきた。前述のようにこの細菌は、土壌の水分や栄養状態を反映すると言われている²⁹⁾。また、その性質として、そのほとんどがグラム陰性細菌であるとされている²⁹⁾。先に述べたようにMiller¹⁹⁾は、都市下水消化汚泥を多量に添加した土壌から分離した細菌株についてその性質を調査し、無添加土壌に比べてグラム陰性細菌の割合が増加し、分離菌株の50%以上となることを報告している。これは、細菌フロアが汚泥の施用によって変化することを示唆している。

先に述べたように色素耐性細菌のほとんどは、グラム陰性細菌であるとされていることから、全細菌数に対する色素耐性細菌数の割合(C/B値)を求めることによって、Miller¹⁹⁾が見出した現象が、石灰凝集汚泥を施用した土壌でも認められるかどうかを間接的(細菌を分離しグラム反応を確認するという直接的方法ではなく)に確認できるものと考えられる。そこで、ほ場実験(本報2, 実験6)及び有底枠実験(本報3, 実験7)で得られた全細菌数と色素耐性細菌数からC/B値を求めた。その結果を表20に示した。

表20に示したように、Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場の汚泥施用区の夏季におけるC/B値は、化学肥料区及び対照無処理区より高く、Ⅱ-1ほ場の汚泥初回施用区のC/B値は、汚泥施用量の増加に伴って増加し、汚泥の連用によってもはっきりと増加した。さらに、このほ場の汚泥施用区のC/B値は、汚泥施用回数の増加とともに増大した。Ⅱ-2ほ場の汚泥連用区のC/B値は、55年度の施用量に応じて増大した。しかし、汚泥の連用による明らかなC/B値の増大は、多量施用区でのみ認められた。このようにC/B値についても両ほ場で相違が認められる。さらに、冬季におけるⅡ

表 20 生活廃水汚泥を施用した土壌における全細菌数に対する
色素耐性細菌数の比 (C/B値) (平均菌数を基準として算出)

1) 実験ほ場

処 理 区		施 用 量 乾 物t/ha	夏 季		冬 季 Ⅱ-1ほ場
			Ⅱ-1ほ場	Ⅱ-2ほ場	
無 処 理 区		—	0.18	0.20	0.21
化 学 肥 料 区		—	0.22	0.16	0.24
汚 泥 初 回 施 用	少 量 区	3.75	0.24	0.44	—
	中 量 区	7.5	0.37	0.44	—
	多 量 区	15	0.46	0.51	—
汚 泥 連 用	少 量 区	3.75	0.43	0.34	0.47
	中 量 年 1 回 区	7.5	0.39	0.47	—
	中 量 年 2 回 区	7.5	0.47	0.47	0.59
	多 量 区	15	0.57	0.65	—

2) 有 底 枠

土 壌	夏 季		冬 季	
	化学肥料区	汚泥施用区	化学肥料区	汚泥施用区
砂 質 土	0.12	0.22	0.09	0.27
淡色黒ボク土	0.24	0.40	0.12	0.48
沖 積 土	0.23	0.30	0.34	0.45
黒 ボ ク 土	0.49	0.46	0.27	0.48

一1ほ場の汚泥施用区のC/B値は、無処理区及び化学肥料区のそれよりも明らかに高い値を示すことが明らかにされた。また、夏季の有底枠実験の結果は、黒ボク土を除く三土壌の汚泥施用区のC/B値は、化学肥料区より高く、冬季では4土壌とも汚泥区が高い値を示すことを明らかにした。

このように石灰凝集汚泥施用土壌のC/B値は、無施用土壌のそれより高く、かつ汚泥多量 (15 t/ha) 連用土壌においては、全細菌数に占める色素耐性細菌数の割合が50%以上となることが明らかにされ、グラム陰性細菌の割合が無施用土壌より高くなるという Miller¹⁵⁾の報告が、間接的に立証された。このことは、同時に汚泥の施用によって細菌フロラが変化することを示唆していると考えられる。

(7) 汚泥の施用に対する放線菌の反応

前項(1)で示したように返送汚泥施用土壌において、放線菌数が著しく増加し、細菌数と同等ないしは、それ以上の菌数を示すことが明らかにされた。石灰凝集生活廃水汚泥を施用した土壌の放線菌数についてみると、

1) 乾物として50t/haの多量施用土壌 (大型ライシメーター) においては、汚泥施用後7週目

以降の放線菌数は全細菌数の80~120%を示したが、連用した場合にはほとんどの場合、全細菌よりかなり低菌数を示すこと。

2) ほ場実験からは、Ⅱ-1ほ場の汚泥施用区における放線菌の平均菌数は、全細菌数の84~150%を占め、無処理区及び化学肥料区と同割合より明らかに高く、放線菌数の顕著な増加が認められること、また、Ⅱ-2ほ場の汚泥施用区における放線菌の平均菌数は、全細菌数の81~100%を占めⅡ-1ほ場と同様の結果を示すこと。

3) しかし、Ⅱ-1ほ場の汚泥施用区における冬季の放線菌の平均菌数が全細菌数に占める割合(A/B値)は、無処理区及び化学肥料区より低く、放線菌数の顕著な増加は認められないこと。

4) 有底枠実験においては夏季及び冬季とも放線菌数は、細菌数より明らかに低く、全細菌数と同等ないしは、それを上回る場合は認められないことが明らかにされた。このように、汚泥の施用によって、放線菌数が全細菌数と同等ないしはそれ以上に増加するという事は、汚泥施用土壌の共通の現象ではないものと考えられる。また、これまでに述べたように汚泥施用土壌の放線菌数が無処理区あるいは化学肥料区より明らかに増加するという事も汚泥施用土壌に共通の現象ではないものと考えられる。

(8) 汚泥を連用した砂丘地土壌の微生物フロー

新潟大学農学部砂丘地実験ほ場では、有機凝集剤を使用した都市下水脱水汚泥(未消化)、し尿消化汚泥及び堆肥化生活廃水汚泥(これらの汚泥の成分組成は表21に示した)の単独連用試験が同大学肥料学研究室によって行われていた。この土壌について微生物フローの調査が汚泥連用3回目の昭和55年に実施された(実験9、本報4、表22参照)。このほ場では、化学肥料施用区が対照区とされていた。

化学肥料区の微生物数と汚泥施用区の微生物数を比較すると次のような結果が得られた。

1) し尿汚泥及び汚泥堆肥を施用した区の有機栄養微生物数は、施用後4及び9か月経過した時点でも化学肥料区より明確に増加していた。

2) 都市下水汚泥の施用による有機栄養微生物数の明らかな増加は、施用後4か月目にのみ認められた。

3) し尿消化汚泥の施用によって放線菌(11~16倍)及びタンパク質分解菌(14~15倍)数の著しい増加が認められた(施用後4か月目)。

4) 汚泥堆肥の施用によって糸状菌数の著しい増加(4か月目、4~6倍、9か月目、5~6倍)が認められた。

5) 都市下水汚泥区のアンモニア酸化細菌数は、化学肥料区より低い菌数であったが、同汚泥区の亜硝酸酸化細菌数及び他の汚泥施用区の硝化菌数は、化学肥料区とほぼ同等の菌数を示した。

以上の結果は、全炭素、全窒素含量及びC/N比の高いし尿汚泥及び汚泥堆肥を施用した場合の方がこれら成分及びC/N比の低い都市下水汚泥を施用した場合より長期にわたって無施用土壌より高い有機栄養微生物数が保持されることを示すものである。また、汚泥施用4か月後における

各汚泥の多量施用区 (30t/ha) のC/B値は、化学肥料区のそれより高く、これらの汚泥の施用によって細菌フロラが変化することが示唆された。

表 21 新潟砂丘地土に施用された汚泥の成分組成 (新潟大学肥科学研究室提供)

汚 泥	土壌水分 %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	C/N	凝集剤
			乾 物 %					
都市下水汚泥	67.1	7.08	17.33	1.97	2.94	0.18	8.80	有機 凝集剤
し尿消化汚泥	29.3	7.31	30.45	2.79	8.52	0.33	10.91	
堆肥化生活廃水汚泥*	54.8	6.94	43.03	2.58	1.48	0.09	16.68	

*オガクズとともに堆肥化

(9) 汚泥の単独施用が土壌微生物に与える影響 (まとめ)

以上が汚泥の単独施用が土壌微生物に与える影響に関する研究の成果である。このような環境条件、実験の規模、土壌の種類、汚泥及び凝集剤の種類、施用量などを変えた大がかりな実験は、過去に行われたことはない。従って、この分野における研究の発展に多大の貢献をするものと思われる。また、実験条件が多岐にわたるために単一の実験から得られるような明確な結論を引き出せないのは当然のことと考えられる。しかし、以上の実験を通してみると、下記の特徴が浮かび上がる。

1) 汚泥の施用が微生物数に与える影響

汚泥の施用によって全細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌及び色素耐性細菌の有機栄養微生物の数は、対照とされた無処理区もしくは化学肥料区の菌数より増加することが、これらが計測された全ての実験において認められること (実験1～9)。硝化菌数も無処理区に比べると顕著に増加し、有機物を多量に含有する汚泥が化学無機栄養微生物である硝化菌の基質となりうること (実験1～8)。しかし、化学肥料区と比較すると、明らかに増加する場合は、少なく、ほとんどの場合、汚泥施用区の硝化菌数は、化学肥料区とほぼ同等の菌数を示すこと (実験5～7及び9)。

2) 汚泥施用土壌における微生物の経時変化

汚泥施用土壌の微生物数は、経時的に変化し、著しい菌数の変化は、汚泥施用後1か月以内に終了すること (実験3, 4及び8)。自然条件下の汚泥施用土壌においても微生物数の経時変化が、夏季及び冬季とも認められること (実験6及び7)。また、微生物の経時変化のパターンは、土壌によって異なること (実験7)。

3) 汚泥の施用に対する反応の微生物種間差

汚泥の施用に対して最も明確な反応 (菌数の増加) を示す微生物種は、色素耐性細菌であること (実験4～9)。これは、無処理区を基準としても、あるいは化学肥料区を基準としても変わらず、かつ、冬季においても色素耐性細菌数の明確な増加が認められること (実験6及び7)。

4) 汚泥の施用量と微生物数

汚泥の多量施用区の微生物数は、少量区より多く、施用量の増加に伴う微生物数の増加が認められること(実験1, 2, 4及び6)。しかし、施用量の増加に伴って無限に増加するわけではなく、限界の存在が示唆されること(実験2)。

5) 汚泥の連用が土壤微生物に与える影響

土壤によって異なることが示唆される。すなわち、過去に有機物の施用が行われたことのない土壤においては、汚泥の連用によって微生物数の増加時期が早まる(実験6及び8)が、近い過去に有機物が施用された土壤においては、このような現象は認められないこと(実験6)。汚泥の多量連用は、有機栄養微生物(とくに放線菌及び糸状菌)数を減少させ、汚泥の施用に対して微生物数の面からの限界が示唆されること(実験8)。

6) 土壤間差

汚泥の施用に対する微生物の反応に土壤間差が認められること(実験2及び7)。すなわち、植物生産力が低く、微生物数の低い土壤において汚泥の施用に対して明確に反応する微生物種が多いこと(実験7)。また、同一の土壤から成るほ場においても植物生産力の低いほ場では、高いほ場より微生物の反応時期は、遅れるが、汚泥の施用に対して明確な反応を示す微生物種が多く、かつ、連用によって微生物の反応時期が早まり、菌数の増加も明確に現われるが、植物生産力の高いほ場ではこのような現象は、明確に認められないこと(実験6)。

7) 制御環境下と自然環境下との違い

自然環境下における微生物数の変動は、制御環境下よりも激しく、複雑で、かつ、長期間にわたって続くこと(実験6, 7及び8)。制御環境下においては微生物種の遷移が明確になりやすいこと(実験4及び8)。

8) 植物栽培の有無と微生物数

植物栽培の有無は、他の要因に比べて土壤微生物に与える影響が小さいこと(実験4)。

9) 汚泥施用土壤の細菌フロラ

色素耐性細菌は、汚泥の施用に対して最も明確な反応を示す微生物であること(実験4～9)。全細菌数に対する色素耐性細菌数の比(C/B値)は、無処理区及び化学肥料区のそれより高く、汚泥の施用によって細菌フロラが変化すること。(実験6及び7)。

10) 汚泥施用土壤の放線菌

汚泥施用量が多い場合は、放線菌数の著しい増加が起り、全細菌数と同等もしくはそれ以上となる場合がある(実験1～4及び8)が、これは全細菌と放線菌の遷移と関係していること(実験3, 4及び8)。

このように各種の条件下における汚泥単独施用土壤の微生物フロラの特徴が初めて明らかにされた。

4.3.1.3 汚泥と化学肥料の混合施用土壌の微生物フロア

我が国における下水汚泥等各種汚泥の農耕地への施用は、通常、化学肥料と組み合わせて施用される。その施用方式は、汚泥中の成分（とくに窒素）の含有量を考慮して化学肥料の施用量を調節する方式と化学肥料に上乘せして施用する方法の二つが採られている。いずれの方法で施用された場合でも土壌の微生物フロアに関する研究は、ほとんど行われておらず説明が要望されていた。本特別研究では、汚泥が化学肥料と組み合わせて土壌に施用された場合の土壌微生物フロアに与える影響の解明を各地の汚泥施用試験の実施地の土壌を採取し、その微生物フロアを調査することによって明らかにしようとした。調査を行った土壌は、農林水産省北海道農業試験場畑作部実験ほ場、兵庫県及び山口県農業試験場及び大分県農業技術センターのほ場から採取した。これらの実験の概要は、表22に示した。

(1) 汚泥施用畑土壌の微生物フロア

① 褐色火山灰土の場合

農林水産省北海道農業試験場畑作部の実験ほ場（褐色火山灰土、米神統）では、消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする都市下水汚泥（未消化）とその堆肥化物を用いて汚泥の連用試験が実施されていた。4回目の汚泥施用後にあたる昭和54年8月に土壌試料が採取され、その微生物数が調査された（本報4）。この実験の概要を表22に、施用汚泥の成分組成を表23に示した。なお、表22に示した実験においては、有機栄養微生物数の処理区間差の判定には最小有意差(LSD 0.05値)が、硝化菌数のそれは、3.3倍の差が用いられた。

表23 褐色火山灰土に施用された都市下水汚泥及び汚泥堆肥の成分組成
(北海道農試畑作部提供)

汚 泥	水分 %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	C/N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	脱 水 助 剤
			乾物%			乾物%		
都市下水脱水汚泥	81.9	12.0	19.3	2.5	7.7	1.9	0.18	消石灰
堆肥化都市下水汚泥*	72.2	7.0	27.9	1.4	19.9	1.0	0.76	塩化第二鉄

*：ムギワラとともに堆肥化

この褐色火山灰土における微生物数の測定によって次のことが明らかにされた。

1) 都市下水汚泥少量区(20t/ha)におけるタンパク質分解菌及びアンモニア酸化細菌数は、対照区である化学肥料区の菌数より少なかったが、これ以外は対照区より多い菌数を示し、全細菌放線菌、糸状菌及びタンパク質分解菌数は、施用量によっては化学肥料区より明らかに多い菌数を示した。

2) 汚泥堆肥施用区における微生物数は、化学肥料区より多く、全細菌及びタンパク質分解菌数は、全区で化学肥料区より明らかに多い菌数を示し、糸状菌、放線菌及び硝化菌数は、施用量によっては化学肥料区より明らかに多い菌数を示した。

表 22 汚泥施用土壌の微生物フロラに関する実験の概要—現地調査—

実験	調査ほ場及び土壌	施用汚泥 (脱水助剤)	施用方法 (対照区)	施用量 乾物t/ha	調査時の 施用回数	土壌採取 (施用後経過月数)	測定微生物	論文
9	新潟大学農学部 砂丘地土	都市下水汚泥 (有機凝集剤) し尿消化汚泥 (同上) 堆肥化生活廃水汚泥 (同上)	汚泥単独施用 (化学肥料区)	0 15 30	3回目 (年1回3月施用)	55年7月1日(4か月目) 12月7日(9か月目)	全細菌 放線菌 糸状菌 タンパク質分解菌 色素耐性細菌 硝化菌	本報4
10	農水省北海道農業 試験場畑作部 火山灰土	都市下水汚泥 (消石灰、塩化第二鉄) 堆肥化都市下水汚泥 (同上)	化学肥料と組み 合せ施用 (化学肥料区)	0 20 40 60	4回目 (年1回秋散布) (春土壌に混合)	54年8月11日 (土壌混入後3か月目)	同上 (色素耐性細菌 は測定せず)	本報4
11	兵庫県農業試験場 沖積水田土壌	都市下水消化汚泥 (消石灰と塩化第二鉄) 生活廃水消化汚泥 (同上) 皮革工場廃水汚泥 (なし)	同上	0 5 10 20	1及び2回目 (年1回冬作前 施用)	55年1月31日(3か月目) 3月3日(4か月目) 5月29日(7か月目) 12月4日(1か月目) 56年2月27日(4か月目)	同上 (色素耐性) (細菌測定)	本報5
12	山口県農業試験場 沖積水田土壌	発酵工場廃水汚泥 (有機凝集剤) 合成樹脂工場廃水汚泥 (なし)	同上	0 5 10 20	同上	55年3月6日(5か月目) 56年2月26日(4か月目)	同上	本報5
13	大分県農業技術 センター 褐色森林土	都市下水汚泥 (消石灰と塩化第二鉄) パルプ工場廃水汚泥 (消石灰と硫酸アルミ) 石油化学工場廃水汚泥 (有機凝集剤)	同上	0 5 10 20 2.5	2及び4回目 (年2回夏及び 冬作前施用)	55年2月19日(5か月目) 12月16日(3か月目) 56年2月26日(5か月目)	同上	本報6

3) 都市下水汚泥区の放線菌及び亜硝酸酸化細菌数、汚泥堆肥区のタンパク質分解菌及びアンモニア酸化細菌数は、施用量の増加に伴って増加した。

4) 多量区(60t/ha)の全細菌数についてみると、都市下水汚泥区のそれは、40t/ha区より低く、汚泥堆肥区のそれは、40tとほぼ同等の菌数を示した。この傾向は、汚泥堆肥区の放線菌、両汚泥区の糸状菌、都市下水汚泥区のタンパク質分解菌数についても認められた。

4) の現象は、先の石灰凝集生活廃水汚泥の多量連用土壌でも認められた(本報1)。すなわち、汚泥の多量連用によって有機栄養微生物の数が減少することが明らかにされている。また、Varankaら(1976)¹⁶⁾も嫌気消化下水汚泥の多量連用土壌で細菌、放線菌及び糸状菌数が、化学肥料区のそれらより明確な増加を示さないことを報告している。これらの結果は、汚泥の多量連用に対して微生物的な限界が存在し、施用量がそれ以上に増加すると土壌生物数は、減少に向かうことを示唆するものであろう。

② 褐色森林土の場合

大分県農業技術センターの実験ほ場(褐色森林土、貝原統)では、都市下水汚泥、パルプ工場廃水汚泥及び石油化学工場廃水汚泥を用いて汚泥の連用試験が昭和54年度夏作より実施されていた。この土壌について2回目及び4回目の汚泥施用後(いずれも冬季)土壌試料が採取され、その微生物数が測定された(実験13、本報6)。この実験の概要は、表22に、施用汚泥の成分組成を表29に示した。

この実験で得られた結果から汚泥の施用に対する微生物の反応を化学肥料区の微生物数を基準に検討した結果を表24に示した。

表24に示したように汚泥の施用によって明確な増加を示す微生物種は、都市下水汚泥区が最も多いことが明らかにされた。とくに硝化菌数の増加は著しく、化学肥料区の8~4,280倍に増加した。また、有機栄養微生物では、色素耐性細菌の増加率が高く、化学肥料区の2~11倍に達した。硝化菌数は、パルプ工場廃水汚泥の施用によっても増加し、化学肥料区の6~66倍に達した。一方、石油化学工場汚泥の施用に対して明確に反応した微生物種は少なかったが、これは他の二つの汚泥に比べて施用量が少ないことによるものと考えられる。

汚泥施用畑土壌における微生物フロラに関する既往の報告としては、合田ら(1981)²⁷⁾の報告がある。彼らは、自然条件下の畑土壌への汚泥の施用が、土壌微生物に与える影響を明らかにするために、各種の汚泥が施用された農地の微生物数を調査している。彼らは、無機脱水助剤(塩化第二鉄、消石灰、カーバイトスラリー)を用いた二種類の都市下水汚泥(未消化)を乾物として0、10、20及び40t/ha施用した神奈川県農業総合研究所の沖積畑土壌(汚泥2回連用後20日目に採取)の微生物数について次のように報告している。

1) 汚泥の施用によって全細菌、色素耐性細菌、タンパク質分解菌及び硝化菌数の増加が起こる。なかでも硝化菌(化学肥料区に対して3~32倍)及び色素耐性細菌(同じく3~27倍)の増加が著しい。

表24 汚泥の施用に対する土壌微生物の反応
— 大分県農技センターほ場 —

汚 泥	反 応 ¹⁾	汚泥2回目施用後 5 か 月 目	汚 泥 4 回 目 施 用 後	
			3 か 月 目	5 か 月 目
都 市 下 水 汚 泥	全区とも明確な増加を示すもの	全 細 菌 色素耐性細菌	全 細 菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	全 細 菌 放 線 菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
	中量区以上で明確な増加を示すもの	放 線 菌 亜硝酸酸化細菌	タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌	—
	多量区のみ明確な増加を示すもの	糸 状 菌	放 線 菌	—
	少, 中量区で明確な増加を示すもの	—	—	糸 状 菌
パルプ工場 廃水汚泥	全区とも明確な増加を示すもの	—	全 細 菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
	中量区のみ明確な増加を示すもの	全 細 菌 アンモニア酸化細菌	—	—
	多量区のみ明確な増加を示すもの	色素耐性細菌	アンモニア酸化細菌	全 細 菌
石油化学工場 廃水汚泥	明確な増加を示すもの	—	タンパク質分解菌	放 線 菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌

註1) 有機栄養微生物については、最少有意差で判定 硝化菌数については、3.3倍の差で判定

2) 施用量は、少量区5t/ha, 中量区10t/ha, 多量区20t/ha

2) 多量(40t/ha)施用によって放線菌及び糸状菌も増加する。

また、彼らは、有機凝集剤を用いた都市下水汚泥と消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする都市下水汚泥を乾物として0, 5, 10及び20t/ha 2回連用した群馬県農業試験場の淡色黒ボク土(施用後約5か月目に採取, 冬季)の微生物数について次のように報告している。

1) 汚泥の施用によって色素耐性細菌, 放線菌, 全細菌, タンパク質分解菌及び硝化菌数が増加する。なかでも色素耐性細菌(化学肥料区の2~27倍), 放線菌(同じく3~9倍)及び硝化菌(同じく5~10倍)の増加が著しい。

彼らの微生物の計数値から全細菌数に対する色素耐性細菌数の比(C/B値)を求めると、両土壌とも汚泥区の値が化学肥料区より高く、汚泥の施用によって細菌フロアが変ることが明らかにされた。

以上が畑土壌に関する実験の結果と既往の知見である。これらの研究の結果から汚泥が化学肥料とともに施用された畑土壌の微生物フロアの特徴として、色素耐性細菌と硝化菌数の増加が起

ることが挙げられよう。

(2) 汚泥施用水田土壌の微生物フロラ

水田土壌への汚泥の施用は、通常、冬作物の作付前の秋季に行われる。水田土壌への汚泥の施用が土壌の微生物フロラに与える影響を解明するための研究の第一段階として、この冬作物の栽培期間中（土壌は畑状態）における微生物数の調査が、兵庫県及び山口県農業試験場の汚泥施用水田土壌について行われた（本報5）。この実験の概要は表22に示した（実験11）。

① 兵庫県農業試験場の場合

兵庫県農業試験場の沖積水田土壌（灰色低地土、宝田統）には都市下水消化汚泥、生活廃水消化汚泥及び皮革工場廃水汚泥が年1回冬作物の播種前に施用されていた。表25に施用汚泥の成分組成を示した。土壌試料の採取は、1回目の汚泥施用後に3回、2回目の汚泥用後に2回の計5回行われた（表22参照）。なお、冬作物としてイタリアンライグラスが栽培されていた。

表25 兵庫県農業試験場の水田土壌に施用された汚泥の成分組成
（兵庫県農試提供）

汚 泥	汚泥施用年次	水分 %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	T-CaO	C/N	脱水助剤
				乾 物 %						
都市下水消化汚泥	1979	83.5	12.9	12.1	2.31	2.46	0.10	31.3	5.24	消石灰
	1980	81.6	11.0	17.9	1.96	2.05	0.17	29.6	9.13	
生活廃水消化汚泥	1979	83.9	8.8	12.6	2.57	2.04	0.10	26.6	5.10	塩化第二鉄
	1980	1.7	10.9	29.1	3.77	2.57	0.37	27.1	7.72	
皮革工場廃水汚泥	1979	72.7	9.0	30.6	5.50	0.49	0.19	9.0	5.56	なし
	1980	73.7	8.2	38.6	5.40	2.05	0.06	—	7.10	

〔汚泥施用に対する微生物の反応〕

この報告では、5回の調査時を通じて、汚泥施用区の微生物数が、対照区である化学肥料区の微生物数より明確に多くなる頻度で汚泥施用の影響が評価され、表26に示した結果が得られている。

表26に示したように計測された微生物の中では、アンモニア酸化細菌が、汚泥の施用に対して最も鋭い反応を示し、化学肥料区の菌数に対して都市下水汚泥施用区では7～60倍、生活廃水汚泥区では15～167倍、皮革工場汚泥区では4～108倍の極めて多い菌数を示した。消石灰を脱水助剤とする汚泥（都市及び生活廃水汚泥）施用区では、亜硝酸酸化細菌も高い反応を示し、化学肥料区の6～1,057倍と極めて高い菌数の増加率を示した。しかし、皮革汚泥の施用に対する亜硝酸酸化細菌の反応は、低く、かつ、石灰汚泥区の菌数より著しく低い菌数であった。

石灰汚泥施用に対する有機栄養微生物の反応は、主として全細菌及び色素耐性細菌について認められたが、一般に低く、とくに放線菌及び糸状菌の反応は、極めて低かった。

これに対して皮革汚泥施用区における有機栄養微生物の反応は、極めて高く、1回目の汚泥施

表26 汚泥の施用に対する土壌微生物の反応
— 兵庫県農業試験場水田ほ場 —

微生物	汚泥区の微生物数が化学肥料区より明らかに多くなる頻度 (%)		
	都市下水 消化汚泥	生活廃水 消化汚泥	皮革工場 廃水汚泥
全細菌	60	57	87
放線菌	20	29	93
糸状菌	0	14	80
タンパク質分解菌	0	38	78
色素耐性細菌	60	50	73
アンモニア酸化細菌	100	93	100
亜硝酸酸化細菌	87	86	53

用後3か月目を除いてほとんどの場合化学肥料区より明らかに高い菌数を示した。このような相違は、皮革汚泥の成分含有量が、石灰汚泥に比べて極めて高いことによるものと考えられる。

〔微生物数の経時変化〕

この土壌では、非常に粗いものであるが、汚泥施用後経時的に微生物数が計測されている。それによると、1回目の汚泥施用後では、全汚泥区の糸状菌及びアンモニア酸化細菌、都市及び生活廃水汚泥区の亜硝酸酸化細菌、皮革汚泥区の放線菌、全細菌及び色素耐性細菌で経時変化が認められ、2回目の汚泥施用後では、全汚泥区の放線菌、皮革汚泥区のタンパク質分解菌、色素耐性細菌及びアンモニア酸化細菌について経時変化が認められた。

〔汚泥の連用が微生物に与える影響〕

この土壌では、1回目と2回目の汚泥施用後はほぼ同じ時期（4か月目）に微生物数が測定され、汚泥の連用が微生物に与える影響が評価された。その結果次のことが明らかにされた。

1) 汚泥の連用によって増加する傾向を示す微生物は、生活廃水汚泥区的全細菌、色素耐性細菌及び硝化菌、都市下水汚泥区の硝化菌及び皮革汚泥区の亜硝酸酸化細菌であること。

2) 減少の傾向を示す微生物は、皮革汚泥区の放線菌及びアンモニア酸化細菌、全汚泥区の糸状菌であること。

また、1回目の汚泥施用後3か月目と2回目施用後1か月目の微生物数の比較から、皮革及び生活廃水汚泥区的全細菌及び色素耐性細菌、皮革汚泥区の糸状菌、全汚泥区の亜硝酸酸化細菌数は、汚泥の連用によって増加時期が早まるものと考えられる結果も得られている。

〔細菌フロラ〕

汚泥施用区的全細菌数に対する色素耐性細菌数の比(C/B値)は、多くの場合、化学肥料区の値より高く、汚泥の施用によって細菌フロラが変化することが明らかにされた。しかし、全細菌数に占める色素耐性細菌数の比率は、少数の例外を除けばいずれも40%以下と低いことも明らかにされた。

② 山口県農業試験場の場合

山口県農業試験場の沖積水田土壌（灰色低地土，国領統）には，発酵工場及び合成樹脂製造工場の廃水処理汚泥が年1回冬作物（イタリアンライグラス）の播種前に施用されていた。土壌の採取は，1回目及び2回目の汚泥施用後，各1回ずつ行われた（但し，合成樹脂工場汚泥区の30t/ha区は採取されなかった）。この実験の概要を表22に，施用汚泥の成分組成を表27にそれぞれ示した。この実験によって以下に示す結果が得られた。

表27 山口県農業試験場の水田土壌に施用された汚泥の成分組成
（山口県農試提供）

汚 泥	汚泥施用年次	水分 %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	T-CaO	C/N	脱水助剤
				乾 物 %						
発酵工場廃水汚泥	1979	3.4	6.0	43.7	8.70	2.11	0.55	1.57	5.02	有機凝集剤
	1980	4.1	10.6	16.5	1.21	5.87	0.20	20.81	13.64	
合成樹脂工場廃水汚泥	1979	26.2	6.6	42.8	7.70	6.16	0.60	3.79	5.56	な し
	1980	7.7	5.5	54.1	7.93	10.59	0.48	3.35	6.82	

〔汚泥の施用が土壌微生物数に与える影響〕

化学肥料区と汚泥施用区（5～20t/ha）の微生物数を比較し，汚泥の施用に対する微生物の反応を評価した結果を表28に示した。

表28に示したように両汚泥の施用は，有機栄養微生物に大きな影響を与えることが明らかにされた。とくに，成分含有量の多い汚泥（1回目の発酵工場汚泥及び樹脂工場汚泥）が施用された場合に化学肥料区の微生物数に対して顕著に増加することが明らかにされた。

〔汚泥の連用の影響〕

樹脂工場汚泥区は，2回ともほぼ成分含量の近い汚泥が施用されている。そこで連用の影響をみると，色素耐性細菌数が増加し，放線菌及び硝化菌数が減少する傾向が認められた。この放線菌及びアンモニア酸化細菌数の汚泥の連用に伴う減少傾向は，兵庫県農試の皮革汚泥施用区においても認められている。両汚泥に共通する性質は，成分含有量が多く，かつ，凝集剤が使用されていないことである。

〔汚泥施用土壌の細菌フロラ〕

この土壌の汚泥施用区のC/B値についてみると，1回目の汚泥施用後では，両汚泥区の値は，化学肥料区の2倍以上の値を示し，細菌フロラが汚泥の施用によって変わることが明らかにされた。しかし，2回連用区では，化学肥料区のC/B値が，1回目の3倍以上に増加したために，樹脂工場汚泥20t区のみで化学肥料区より高い値を示しただけであった。なお，これらの区においても全細菌数に占める色素耐性細菌数の割合は，いずれも40%以下であった。

表28 工場廃水汚泥の施用に対する土壌微生物の反応
— 山口県農業試験場水田ほ場 —

反 応	汚泥1回目施用		汚泥2回目施用	
	発酵工場汚泥	合成樹脂工場汚泥	発酵工場汚泥	合成樹脂工場汚泥
全区とも明確な増加を示すもの	全細菌 色素耐性細菌 放線菌 糸状菌	放線菌 糸状菌	放線菌 糸状菌 色素耐性細菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌	全細菌 色素耐性細菌 タンパク質分解菌 アンモニア酸化細菌
中量区以上で明確な増加を示すもの	—	全細菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	全細菌	糸状菌
多量区のみ明確な増加を示すもの	アンモニア酸化細菌	—	—	—
少量区のみ明確な増加を示すもの	—	—	—	亜硝酸酸化細菌
中量区のみ明確な増加を示すもの	亜硝酸酸化細菌	—	—	—
少, 中量区で明確な増加を示すもの	—	—	—	放線菌
全区とも明確な増加を示さないもの	—	アンモニア酸化細菌	—	—

註1) 表24の脚註参照 2) 施用量は, 少量区5t/ha, 中量区10t/ha, 多量区20t/ha

〔汚泥多量施用区の微生物数〕

山口県農試ほ場には, 30t/ha区が設けられており, 発酵工場汚泥の同区の微生物数が計測されている。1回目に施用された発酵汚泥は, 表27に示したように非常に成分含有量の多い汚泥であった。この汚泥の30t区の微生物数をみると, 全細菌数は20t区と同等であったが, 放線菌, 色素耐性細菌及び硝化菌数は, 20t区より著しく低い菌数を示すことが明らかにされた。このことは, 成分含有量の高い汚泥の施用には, 土壌微生物の面での許容限界があることを示すものである。

(3) 汚泥と化学肥料の混合施用が土壌の微生物フローラに与える影響に関する研究の総括

(1)及び(2)に示したのが汚泥を化学肥料とともに施用した場合に, 土壌微生物が受ける影響を解明するために行われた研究の成果である。これらの研究は, 表22に示したように, 環境条件, 土壌の種類, 汚泥の種類と成分含有量, 施用の回数, 計測の時期などに大きな相違がある。また, 汚泥単独施用の場合のように詳細な計測もされていない。したがって, これらの成果から普遍的な結論を導き出せないが, これらの研究によって少なくとも以下に示すことが解明されたと考えられる。

1) 汚泥の施用は、基本的には、土壤の微生物数を増加させる。とくに、カルシウムを多量に含有する汚泥の施用は、土壤中の硝化菌数を著しく増加させる（実験11及び13）。したがって、硝化菌数の増加が化学肥料と混合施用した場合の特徴である。

2) 有機栄養微生物の中では色素耐性細菌の汚泥施用に対する反応が大きく、硝化菌とともに汚泥施用土壤の微生物フロアの特徴として挙げられよう。また、全細菌数に対する同菌数の比（C/B値）も化学肥料区より一般に高く、したがって、汚泥の施用によって細菌フロアが変わるものと考えられる。

3) 個々の実験の成果の項において記載していないが、汚泥施用量の増加に伴って微生物数は、増加する傾向を示す。しかし、無限に増加するわけではなく、多量の汚泥の連用や高成分含有量の汚泥の多量施用は、微生物を減少させる（実験10～12）。これは、汚泥の施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。

4) 汚泥施用土壤の微生物数は、冬季においても経時的に変動する（実験11）。

以上に述べた事項は、基本的には汚泥の単独施用土壤における微生物フロアに関する研究で得られた結果と一致する。しかし、測定が粗いために明確な事実から導かれる結論とするためには、更に詳細な研究が必要とされる。これには多大の労力と時間が必要なために多くの研究者の参加が必要である。本特別研究の成果が契機となり、広範な研究が行われることを期待している。それによって初めて普遍的な結論が導き出され、土壤微生物学的にみて適正な汚泥の土壤施用方法が確立されるものと考えられるからである。

4.3.1.4 汚泥以外の有機廃棄物施用土壤の微生物フロア

(1) 大分褐色森林土の場合

前項(4.3.1.2)に述べた大分県農業技術センターの実験ほ場では、三種類の汚泥の他に稲わら堆肥、樹皮堆肥、ミミズのふん土及びけいふん堆肥（オガクズ混合）の計7種の有機廃棄物の連用試験が昭和54年以来行われている。本特別研究では、各種の有機廃棄物を施用した土壤における微生物フロアを解明するためにこの大分農技センターほ場の微生物数が調査された（本報6）。稲ワラ堆肥、樹脂堆肥、ミミズふん及びけいふん堆肥の施用量は、乾物として10t/haであり、年2回化学肥料とともに施用されている。施用有機物の成分組成を表29に示した。土壤試料の採取は、汚泥施用区と同じ時期（表22参照）に行われた。

〔有機廃棄物の施用に対する微生物の反応〕

化学肥料区の微生物数を基準に、有機物の施用によって明確な増加を示す微生物を表30に示した。

このように汚泥を除く有機廃棄物の中では、けいふんの施用に対して明確に反応する微生物種が最も多く、続いてミミズふん、樹皮堆肥であり、稲ワラ施用に対するそれが最低であった。都市下水、パルプ工場及び石油化学工場汚泥区を加えた7有機物施用区を前記基準で比較する（都市及びパルプ汚泥は10t区）と、その順位は、都市下水汚泥>けいふん>パルプ汚泥>ミミズ

表29 褐色森林土に施用された有機物の成分組成
(大分県農技センター提供)

有機物	施用年次	水分 %	pH (H ₂ O)	T-C	T-N	T-P ₂ O ₅	T-K ₂ O	T-CaO	C/N	脱水助剤
				乾物 %						
都市下水汚泥	1979	63.2	8.9	27.1	2.99	2.36	0.07	17.3	9.1	消石灰
	1980	39.3	11.3	39.6	2.77	2.19	0.08	18.1	14.3	塩化第二鉄
パルプ工場廃水汚泥	1979	60.3	7.5	33.2	0.74	0.30	0.06	4.5	44.9	消石灰
	1980	67.7	8.1	31.5	0.71	0.28	0.06	1.8	44.4	硫酸アルミ
石油化学工場廃水汚泥	1979	4.7	—	40.1	8.92	3.25	2.11	—	4.5	有機凝集剤
	1980	5.1	5.1	38.1	5.54	3.94	1.70	0.9	6.9	
稲ワラ堆肥	1979	58.8	—	31.3	1.46	0.49	2.11	—	21.4	なし
	1980	78.2	9.1	25.7	2.20	0.46	1.70	3.4	11.7	
樹皮堆肥	1979	64.9	—	43.9	1.14	0.28	0.40	—	38.5	
	1980	67.9	6.7	48.9	1.15	0.31	0.87	1.5	42.5	
ミミズふん	1979	55.9	—	28.8	1.59	3.85	0.50	—	18.1	
	1980	56.9	8.4	27.4	1.25	2.48	0.53	6.2	21.9	
けいふん	1979	47.6	—	34.4	2.67	4.39	2.52	—	12.9	
	1980	54.9	9.4	43.3	3.24	4.10	0.86	10.5	13.4	

表30 有機廃棄物の施用に対する土壌微生物の反応
(各有機廃棄物の施用によって対照区の微生物数より明確な増加を示す微生物種)

有機物	2回目施用後 5か月目	4回目施用後	
		3か月目	5か月目
都市下水汚泥 ¹⁾	全放線菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 タンパク質分解菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
		全放線菌 色素耐性細菌 タンパク質分解菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌
パルプ工場廃水汚泥 ¹⁾	全放線菌 アンモニア酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
石油化学工場廃水汚泥 ²⁾	—	タンパク質分解菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌
稲ワラ堆肥 ¹⁾	—	全放線菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 アンモニア酸化細菌
樹皮堆肥 ¹⁾	糸状菌	全放線菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
みみずふん ¹⁾	—	全放線菌 色素耐性細菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌
けいふん ¹⁾	糸状菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌	全放線菌 色素耐性細菌 アンモニア酸化細菌 亜硝酸酸化細菌

註1) 施用量(乾物) 10t/ha 2) 施用量(乾物) 2.5t/ha

ふん>樹皮堆肥>石油化学工場汚泥=稲ワラ堆肥であった。しかし、これらの有機廃棄物施用区のうち都市下水及びパルプ汚泥施用区を除く他の廃棄物施用区では、化学肥料区の微生物数より明らかに低い菌数を示す場合があることも明らかにされた（放線菌、糸状菌及び硝化菌）。

〔微生物数の有機物間差〕

微生物数の面から7種の有機物を比較すると、全細菌、放線菌、色素耐性細菌及び硝化菌数は、下水汚泥区が最も高い菌数を示し、汚泥以外では、けいふん施用区の微生物数が高い菌数を示した。

〔有機廃棄物施用土壌の細菌フロア〕

汚泥以外の有機廃棄物施用区のC/B値で化学肥料区より明らかに高い値を示したのは、4回目5か月後のけいふん区だけであり、同区的全細菌数に占める色素耐性細菌数の割合は59%であった。このように汚泥の施用による細菌フロアと同種の変化は、これらの有機廃棄物の施用では認められないことが明らかにされた。

以上に示したように、有機廃棄物の施用に対する土壌微生物の反応は、各々の有機物によって異なることが明らかにされた。施用量が同一である6種の有機廃棄物を比較すると、土壌微生物は、都市下水汚泥の施用に対して最も高い反応（化学肥料区より明確に増加する微生物種が多い）を示し、稲ワラ堆肥の施用に対する反応が最も劣る。このような差は施用回数の少ない段階で顕著に現われる。しかし、施用回数の少ない段階での反応性が乏しかった有機物についても施用回数が多くなると、明確な反応（増加）を示す微生物種が増加する。このことは、土壌の微生物が反応し易い有機廃棄物と、反応しにくい（連用を重ねる必要がある）ものがあることを示していると考えられる。

一方、微生物種の面からみると、これらの有機廃棄物の施用に対して反応性の高いものは硝化菌と色素耐性細菌であることが明らかにされた。これは前項(4.3.1.2)で述べた結果と一致する事項であり、有機廃棄物施用土壌における微生物フロアの特徴と言えよう。

以上の結論は、冬季の計測によって導き出されたものであり、一般性を持たせるためには、夏季における計測が必要である。

(2) 長崎細粒質赤色土の場合

下水汚泥の他に農耕地への施用が企画されている廃棄物にゴミを発酵堆肥化した物、いわゆるゴミコンポストがある。本特別研究では、ゴミコンポストの土壌への施用が、微生物フロアに与える影響を解明するための研究が長崎市内のゴミコンポスト施用土壌について行われた（本報7）。土壌の採取は、54年1月に長崎市内の野菜畑及びミカン園（土壌は全て細粒質赤色土であった）から採取された。この土壌試料について微生物（全細菌、放線菌、糸状菌及び硝化菌）数が測定され、次のことが明らかにされた（本報7）。

1) ゴミコンポスト施用野菜畑の土壌微生物数を、対照区とした隣接する林地表土のそれと比較すると、全細菌数が9倍、放線菌数が2倍、糸状菌数が6倍、アンモニア酸化細菌数が、2,430

倍、亜硝酸酸化細菌数が273倍と硝化菌の著しい増加が認められた。

2) この野菜畑の硝化菌数は近隣のみかん園土壌の硝化菌数と比較してもアンモニア酸化細菌数で3倍、亜硝酸酸化細菌数で約2倍の菌数を示した。

3) ミカン園土壌へのゴミコンポストの施用によって、糸状菌数が無施用区の2倍、亜硝酸酸化細菌数が同じく4倍の高い菌数を示すことが明らかにされた。

ゴミコンポスト施用土壌の微生物数に関しては、夜久と山県(1980)²⁸⁾の報告がある。彼らは、ゴミコンポストを施用して大根を栽培した跡地の土壌微生物数を調査し、全細菌、放線菌、糸状菌及び硝化菌数が無施用区より著しく増加することを報告している。このように畑土壌へのゴミコンポストの施用は、土壌微生物数を富化させること、なかでも、硝化菌数の増加が顕著であることが明らかにされた。

(3) 汚泥以外の有機廃棄物施用土壌の微生物フロラに関する研究の総括

汚泥以外の有機廃棄物の施用が土壌の微生物に与える影響は、その種類、施用量や成分含有量によって異なるものと考えられるが、基本的には、微生物数を富化させるものと考えられる。本特別研究や既往の研究を通じて特徴として挙げられる点は、硝化菌数の増加である。

4.3.1.5 有機廃棄物施用土壌の酵素活性

土壌中には、ウレアーゼ、フォスファターゼ等多くの酵素が存在することがこれまでに報告されている²⁹⁾。これら土壌酵素は、土壌中における物質循環に重要な役割を担っている。有機廃棄物の施用によって土壌酵素がどのような影響を受けるかを明らかにすることは、これらの土壌中における形態変化を知る上できわめて重要なことである。本特別研究では、各種の有機廃棄物施用土壌の酵素活性が測定された。

(1) 汚泥施用土壌の酵素活性

生活廃水処理場の返送汚泥を施用した淡色黒ボク土(小型ライシメーター実験)のウレアーゼとフォスファターゼ(フォスフォモノエステラーゼ)活性が測定され(中報7)。ウレアーゼ活性は、多量施用区(5及び10%)で無施用区の2.4~3.2倍に、フォスファターゼ活性も多量区で無施用区の2.2~3.1倍に増加することが明らかにされた。

(2) 有機廃棄物施用土壌の酵素活性

長野、広島、香川県下の有機廃棄物(牛ふん、牛ふん堆肥及びタネ油粕)施用土壌(牧草地、水田、野菜畑、ミカン園)のウレアーゼ活性が測定され(中報11)、これらの有機廃棄物が施用された土壌のウレアーゼ活性は、無施用土壌あるいは化学肥料施用土壌より高いことが明らかにされた。

有機廃棄物施用土壌の酵素活性に関しては、ここに示したようにウレアーゼ及びフォスファタ

ーゼ活性について測定したが、個々の有機廃棄物の施用に対して最も敏感に反応する土壌酵素の検索や有機廃棄物施用土壌における物質代謝において土壌酵素が担う役割など解明すべき多くの課題が残されている。

4.3.1.6 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラに関する研究の総括

有機廃棄物施用土壌の微生物フロラに関する研究は、汚泥を中心として行われたために、汚泥以外の有機廃棄物に関する研究は、不足している。したがって、全体像の正確な把握はできない。しかし、これまでの研究を通じて、少なくとも下記の事項については、明確にされたと考えられる。すなわち、

1) 有機廃棄物の施用が土壌の微生物に与える影響は、有機廃棄物の種類、施用量、施用回数、成分含有量、土壌の種類、環境条件などによって異なるが、基本的には、微生物数を増加させるものと考えられること。

2) 有機廃棄物の施用に対して顕著な反応を示す微生物種は、硝化菌及び色素耐性細菌であり、これらは、とくに、汚泥の施用に対して鋭敏に反応することである。

これに対して、汚泥施用土壌の微生物フロラに関しては、詳細な研究が行われ、多くの新しい知見が見い出された。とくに、自然条件下の汚泥施用土壌における微生物フロラに関しては、これまで詳細な研究が行われておらず、本特別研究で得られた成果は、世界的にみても全く新しい知見であり、この分野における研究の進展に大きく貢献するものと考えられる。また、汚泥の施用に対する土壌微生物の反応に限界が存在することが見い出されたことは、汚泥の緑農地における利用や土壌を用いた処理・処分に対して、新たに土壌微生物の面からの基準を設定する必要があることを示唆するものであろう。

この土壌微生物フロラに関する研究の成果は、他の分野の研究、例えば、汚泥の施用に伴う土壌の物理、化学的性質の変化や植物の生育に与える影響、土壌中における汚泥の分解と汚泥中成分の挙動等に多くの情報を提供するものと考えられる。

4.3.2 有機廃棄物の施用が土壌の物理、化学的性質に与える影響

土壌の物理的、化学的性質は、土壌の微生物的性質と並んで土壌の基本的性質であり、かつ、植物を含めた土壌生態系に直接間接に影響を与える要因である。それゆえ、土壌の物理、化学的性質の変化は、有機廃棄物の農耕地での利用を進めるうえで解明しておかなければならない極めて重要な課題である。本特別研究では、主として下水汚泥施用土壌について物理、化学的性質の解明が行われた。

4.3.2.1 物理的性質の変化

(1) 汚泥の多量施用が土壌の三相分布に与える影響（制御環境下）

多量（乾物として50t/ha）の生活廃水汚泥（脱水助剤として消石灰使用）が施用された制御環

ーゼ活性について測定したが、個々の有機廃棄物の施用に対して最も敏感に反応する土壌酵素の検索や有機廃棄物施用土壌における物質代謝において土壌酵素が担う役割など解明すべき多くの課題が残されている。

4.3.1.6 有機廃棄物施用土壌の微生物フロラに関する研究の総括

有機廃棄物施用土壌の微生物フロラに関する研究は、汚泥を中心として行われたために、汚泥以外の有機廃棄物に関する研究は、不足している。したがって、全体像の正確な把握はできない。しかし、これまでの研究を通じて、少なくとも下記の事項については、明確にされたと考えられる。すなわち、

1) 有機廃棄物の施用が土壌の微生物に与える影響は、有機廃棄物の種類、施用量、施用回数、成分含有量、土壌の種類、環境条件などによって異なるが、基本的には、微生物数を増加させるものと考えられること。

2) 有機廃棄物の施用に対して顕著な反応を示す微生物種は、硝化菌及び色素耐性細菌であり、これらは、とくに、汚泥の施用に対して鋭敏に反応することである。

これに対して、汚泥施用土壌の微生物フロラに関しては、詳細な研究が行われ、多くの新しい知見が見い出された。とくに、自然条件下の汚泥施用土壌における微生物フロラに関しては、これまで詳細な研究が行われておらず、本特別研究で得られた成果は、世界的にみても全く新しい知見であり、この分野における研究の進展に大きく貢献するものと考えられる。また、汚泥の施用に対する土壌微生物の反応に限界が存在することが見い出されたことは、汚泥の緑農地における利用や土壌を用いた処理・処分に対して、新たに土壌微生物の面からの基準を設定する必要があることを示唆するものであろう。

この土壌微生物フロラに関する研究の成果は、他の分野の研究、例えば、汚泥の施用に伴う土壌の物理、化学的性質の変化や植物の生育に与える影響、土壌中における汚泥の分解と汚泥中成分の挙動等に多くの情報を提供するものと考えられる。

4.3.2 有機廃棄物の施用が土壌の物理、化学的性質に与える影響

土壌の物理的、化学的性質は、土壌の微生物的性質と並んで土壌の基本的性質であり、かつ、植物を含めた土壌生態系に直接間接に影響を与える要因である。それゆえ、土壌の物理、化学的性質の変化は、有機廃棄物の農耕地での利用を進めるうえで解明しておかなければならない極めて重要な課題である。本特別研究では、主として下水汚泥施用土壌について物理、化学的性質の解明が行われた。

4.3.2.1 物理的性質の変化

(1) 汚泥の多量施用が土壌の三相分布に与える影響（制御環境下）

多量（乾物として50t/ha）の生活廃水汚泥（脱水助剤として消石灰使用）が施用された制御環

境下の淡色黒ボク土（表9，実験8）について，その三相分布が調査され（本報14），固相率が低下し，水分率及び空気率が増加することが明らかにされた。これは，この汚泥の施用により土壌の通気性，透水性，保水性が良好になることを示唆するものである。

Lunt (1953)³⁰⁾は，下水消化汚泥の施用によって土壌の含水率，孔隙率及び団粒生成率が高まることを報告している。高橋¹⁸⁾は，含水率55%の下水汚泥を1回20t/ha（乾物として9t/ha）8回連用した鉍質土壌（赤黄色土）において，固相率が低下し，液相及び気相率が增大する傾向を示すことを報告している。また，Lawら³¹⁾は，下水汚泥の施用が土壌の有機物含量を増加させ，土壌の物理，化学性を改善するために有効な手段であると報告している。

このように汚泥の施用によって土壌の物理性が改善されることが示された。

(2) 自然条件下の汚泥連用土壌の物理性

本特別研究では2年間にわたって総計11.25～30t/ha（乾物として）の前記（本報14）と同一の生活廃水汚泥乾燥物が有姿のまま連用された淡色黒ボク畑土壌あるいは，同一の汚泥が2年間で総計30t/ha連用された砂質土，淡色黒ボク土，沖積土及び黒ボク土の物理量が測定された（本報8）。その結果，仮比重，真比重，固相率，液相率，気相率，孔隙率及び実容積とも対照区である化学肥料区のそれらと有意な差が認められないことが明らかにされた。

以上に示したように汚泥の施用により土壌の物理性に影響が発現するのは，一度に多量の汚泥が施用された場合か，あるいは，多年にわたり連用された場合であろうと考えられる。

(3) 土壌の水分含量の変化

Lunt³⁰⁾は，汚泥の施用によって土壌の含水率が高まることを報告している。本特別研究においては，種々の汚泥が施用された各種の土壌の水分含量が測定されている。

その結果をみると，自然条件下の土壌では，汚泥の施用による土壌水分の顕著な変化が認められない場合が多い（本報2,4,5及び6）。しかし，制御環境下で行われた汚泥の多量連用実験（本報14，表9の実験8参照）の結果から，汚泥施用区の表層土（0～5cm）における平均水分含量は，無施用区より低いことが明らかにされた。このことは，汚泥を多量に施用した土壌の表層は，乾燥し易いことを示しており，同様の結果が他の報告³²⁾でも指摘されている。

4.3.2.2 化学的性質の変化

(1) 土壌pH

本特別研究では，種々の汚泥が施用された各種の土壌のpHが測定されている。

そのうち，消石灰が脱水助剤として用いられた汚泥を施用した土壌のpH（H₂O）についてみると，多量の生活廃水汚泥（50t/ha）を施用した淡色黒ボク土（本報15）では，汚泥の施用により土壌のpHが顕著に上昇すること，また，pHは，汚泥の施用回数の増加に伴ってさらに上昇し，3回目の汚泥施用後では，8以上となること，この連用による土壌pHの上昇は，汚泥施用後4週目に降に

明確に現われることなどが明らかにされた。この淡色黒ボク土における生活廃水汚泥の施用に伴う土壌 pHの上昇は、自然条件下の畑土壌（淡色黒ボク土）でも認められている（本報17）。

4種の土壌（砂質土、淡色黒ボク土、沖積土、黒ボク土）に前記の汚泥を施用した場合（乾物として7.5t/ha）の土壌のpHの変化は、土壌によって異なり、有機物含有量が少なく、緩衝力の弱い土壌（砂質土）でpHは大きく上昇すること、各土壌とも汚泥の連用によって土壌pHは上昇する傾向を示すが、連用を重ねると、上昇の程度は小さくなり、限界の存在が示唆されることなどの結果が得られている（本報16）。

この他、脱水助剤として消石灰が用いられた都市下水汚泥を連用した大分褐色森林畑土壌においても無施用土壌に比べて顕著なpHの上昇が認められること、また、乾物として20t/ha施用区のpHは8に達すること（本報6）、脱水助剤に消石灰が用いられた都市及び生活下水消化汚泥が施用されている兵庫沖積水田土壌（乾田期間に測定）において、無施用土壌より明らかに高いpHが記録され、施用量の増加とともに上昇すること（本報5）、カルシウムを多量に含有する発酵工場汚泥が施用された山口沖積水田土壌（乾田期間に測定）において、同様に無施用土壌より高いpHが記録されたこと（本報5）など消石灰を脱水助剤とする汚泥の施用によって土壌pHが上昇することが明らかにされた。

これに対して、消石灰を脱水助剤としない汚泥を施用した土壌のpHをみると、生活廃水処理場の返送汚泥を施用した黒ボク土において、無施用区に比べて明らかなpHの低下が認められること、その低下は汚泥施用後短期間に起こること（中報7）、同一の汚泥を施用した砂質土、黒ボク土及び淡色黒ボク土においても同様にpHの低下が認められること（中報11）が明らかにされている。

しかし、同様に脱水助剤が用いられていない皮革工場汚泥が施用された兵庫沖積水田土壌（本報6）では、多量（乾物として20t/ha）施用区のpHは、無施用区より明らかに高い値を示した。これは、この汚泥が、かなりのカルシウム（T-CaOとして9%）を含有しているためであろう（本報5）。山口水田土壌には、脱水助剤が用いられていない工場廃水汚泥（T-CaO 5~7%）が連用されている。この土壌のpHは、1回目の汚泥施用後は、無施用区よりやや高い値を示したが、2回目の施用後のpHは、無施用区より明らかに低い値を示し、施用量の増加とともに低下する傾向が認められた（本報5）。

有機凝集剤を使用した汚泥が、新潟砂丘地土壌に施用されている（本報4）。都市下水汚泥及び堆肥化生活廃水汚泥施用区のpHは、無施用区のpHより明らかに低く、し尿消化汚泥施用土壌のそれは、やや低い値を示した。しかし、有機凝集剤が使用されている汚泥でもカルシウム含有量の高い汚泥では、無施用区より高いpHを示すことが明らかにされている（本報5）。

このように汚泥の施用が土壌pHに与える影響は、土壌pHを上昇させる場合、低下させる場合及び大差ない場合があり、きわめてまちまちであり一定の傾向は示されなかった。ただ、pHを上昇させた汚泥は、カルシウムを多量に含有する汚泥であることは間違いない事実である。高橋¹⁸⁾は、「一般に汚泥の施用は、窒素の無機化に伴う硝酸の生成や、硫化物の酸化による硫酸の生成により、本質的には土壌のpHを低下せしめるものと考えられる」としている。この説は、本特別研究

において認められたように、返送汚泥やカルシウム含有量の低い汚泥で土壌pHが低下することから裏付けられるものと思われる。

(2) その他の化学性の変化

生活廃水汚泥を多量（乾物として50t/ha）に施用した淡色黒ボク土について以下のことが明らかにされた（本報14）。

- 1) 汚泥の施用によってリン酸吸収係数が高まること
- 2) 塩基飽和度が著しく増加し、100%を大きく越えること
- 3) 置換性カルシウム及びマグネシウムは、無施用土壌に比べて約3倍に増加するが、置換性カリウム及びナトリウムは、ほとんど変化しないこと
- 4) 電気伝導度は、著しく高まり、その変動パターンは、土壌中の硝酸態窒素の変動パターンと酷似していること

このうち、置換性カルシウム及びマグネシウムの増加と電気伝導度の上昇は、高橋¹⁸⁾によっても報告されている。

(3) 有機廃棄物の施用が土壌の物理、化学的性質に与える影響に関する研究の総括

以上に述べたように汚泥の施用は、土壌の物理、化学的性質を改善する効果をもつが、その効果が発現するのは、一度に多量の汚泥が施用された場合か、あるいは、多年にわたって連用された場合であろうと考えられる。少量連用の場合の影響に関しては、今後の検討が必要である。

ただし、土壌pHの変化に関しては、施用する汚泥によっては顕著に変化することから、カルシウム含量の多い汚泥を施用した場合は、pHの上昇に伴う植物のアルカリ障害を、カルシウム含量の低い汚泥を施用した場合は、土壌pHの低下に伴う植物の酸性障害や重金属の可溶化に伴う植物被害等に対して十分な配慮が必要である。

4.3.3 下水汚泥施用土壌における植物の生育

我が国における有機廃棄物の農耕地への施用に関する試験研究は、そのほとんどが化学肥料と組み合わせて施用される形で行われ、多くの成果が得られており、消化汚泥に関しては、種々の作物に対して適性施用量の指針が出されている³²⁾。これに対して本特別研究では、生活廃水汚泥を単独で施用した土壌における植物の生育状況の把握が行われた。下水汚泥等各種の汚泥は、他の有機廃棄物に比べて高い肥料成分を含有しているため、これら汚泥自体の肥料としての効果（肥効）や単独で施用した場合の植物生育に対する影響を把握しておくことは、より効果的に汚泥を農業生産に利用する上で必要であると考えたからである。

4.3.3.1 有底枠における栽培試験

54年度は、有底枠を用いて実験が行われた（本報11）。先に述べたように有底枠には4種の土壌

が、それぞれ2基の有底枠に充てんされている。これらは53年度に化学肥料が全基に施用され均一栽培が行われている（中報13）。54年度は、表9（実験8）に示した実験条件で、夏作としてナスが、冬作としてコムギが、それぞれ栽培された。汚泥の施用量は乾物として7.5t/haであり、化学肥料の施用量は、窒素(N) 84kg/ha、リン酸(P)159kg/ha及び加里(K) 44kg/haであった。

(1) 夏作ナスの栽培成績

ナスの生育を果実部新鮮物収量で評価すると、黒ボク土、沖積土及び淡色黒ボク土では、化学肥料区と汚泥区の差がほとんど認められず（5～7%の増減）、汚泥の肥効が化学肥料のそれとほぼ同等であることが明らかにされた。砂質土の汚泥区におけるナスの果実部新鮮物収量は、化学肥料区より14%低い収量であったが、この土壤においても化学肥料施用の場合の80%以上の収量が得られることが明らかにされた。

(2) 冬作コムギの栽培成績

このナスの収穫後、化学肥料あるいは汚泥が所定量各土壤の化学肥料区あるいは汚泥区に施用され、冬作としてコムギが栽培された。コムギは、青刈の状態で55年4月に収穫された。

各土壤の汚泥施用区におけるコムギの生育を地上部新鮮物収量を基準に評価すると、砂質土及び淡色黒ボク土における収量は、化学肥料区の49及び61%と低く、沖積土の収量は、化学肥料区の70%に相当する収量を示し、黒ボク土の収量は、化学肥料区の91%相当収量となった。汚泥施用区におけるコムギの化学肥料区に対する収量の比がナスの場合より低いのは、冬季における汚泥の分解が夏季より劣ることによるものであろう。そのため原土の植物生産力の低い砂質土と淡色黒ボク土（下層土）で著しい収量の低下が現われたと考えられる。

このように汚泥の肥料としての効果（肥効）は、土壤によって異なり、生産力の高い土壤（中報13）における汚泥の肥効が高く、黒ボク土では化学肥料を施用した場合と同等の収量が得られることが明らかにされた。

4.3.3.2 ほ場における栽培試験

54年度は、前記有底枠試験を開始すると同時に実験ほ場を用いて汚泥の運用が植物の生育に与える影響を解明するための実験を開始した（本報10）。この実験には、研究所構内の二面のほ場（I-1及びI-2）と飛地（別団地）にある二面のほ場（II-1及びII-2）が用いられた。これらのほ場の土壤はいずれも淡色黒ボク土である。ほ場実験の概要は、表9（実験5及び6）に示した。施用した汚泥は、前記の有底枠試験に用いたものと同一であった。

(1) 54年度夏作ナスの栽培成績

これらのほ場を用いた植物栽培試験の最初の植物として全ほ場にナスが栽培された。その収量成績（中報9）から次の結果が得られた。

1) 研究所構内にあり地下水位の高い二つのほ場 (I-1 及び I-2) では、ナス茎葉部及び果実の新鮮物収量は、少量区 (3.75t/ha) でも化学肥料区の80%以上の収量を示し、多量区 (15t/ha) では、ほとんど化学肥料区と変わらない収量を示した。また、汚泥施用区の収量はいずれも対照無処理区より高く、茎葉部新鮮物収量で24~41%、果実部新鮮物収量で44~65%の増収となった。

2) 造成以来実験開始まで3回の化学肥料と堆肥が施用されたII-2ほ場の汚泥施用区における茎葉部の新鮮物収量は、多量区でも化学肥料区の84%にすぎず、少量区では同じく63%であった。しかし、果実部の新鮮物収量は、少量区でも化学肥料区の80%であり、多量区は、化学肥料区と同等の収量を示した。

3) これらのほ場での好成績に比べて、造成以来実験開始までに化学肥料が1回だけ施用されたII-1ほ場の汚泥区における収量は低く、茎葉部の新鮮物収量は、化学肥料区の19~41%にすぎなかった。また、果実部の新鮮物収量は、化学肥料区の52~77%であった。このようにこのほ場でも多量区の果実収量は、かなりの収量を示した。

以上に示したようにナスの生育を果実部の収量で評価すると、植物生産力の低いII-1ほ場を除いて、多量 (15t/ha) の汚泥を施用するとほぼ化学肥料区の収量に匹敵する収量が得られ、この汚泥の肥効が高いことが明らかにされた。また、ほ場の生産力の違いが汚泥の植物に対する肥効の発現程度に反映することが明らかにされた。

(2) 汚泥連用土壌における植物の生育

この54年度夏作ナスの栽培に続いて、全ほ場に汚泥及び化学肥料が施用設計に従って54年冬作前、55年夏作前、同冬作前に所定量連用され植物の栽培実験が実施された(本報10)。各ほ場における栽培植物は、表31に示した。55年度には、II-1及びII-2ほ場に新しく汚泥施用区が設けられ、汚泥の連用が、植物の生育に与える影響を解明するための実験が行われた。なお、55年夏作の第2作であるフダンソウ及びソルガムの播種前には、汚泥及び化学肥料とも施用されていない。

汚泥施用区における植物の生育状況を、無処理区及び化学肥料区と比較すると、次のような結果が得られた。なお、各植物の生育状況の比較基準は、以下のとおりである。

コムギ (54年度)、フダンソウ、ソルガム及びホウレンソウ：地上部の新鮮物収量

陸稲及びコムギ (55年度)：穂部の乾物収量

コカブ：根部及び地上部の新鮮物収量

ナス：果実部の新鮮物収量

[無処理区における植物生育との比較]

無処理区における植物の収量と汚泥施用区のそれを比較すると、病虫害を受けたI-1ほ場の中量年1回区における陸稲収量を除いて、全ほ場のほぼ全汚泥施用区において無処理区の収量を上回る収量となることが明らかにされ、汚泥の肥効が認められた。

〔化学肥料区における植物生育との比較〕

化学肥料区における収量と汚泥区のそれを比較すると、汚泥少量区の陸稲、多量区のコカブ、少量及び中量区のフダンソウ、中量年2回及び多量区ナス（55年度）、II-1ほ場の中量年2回区、同多量区及びII-2ほ場全区のソルガム、I-1ほ場中量年2回区、同多量区及びII-2ほ場の中量年2回区のコムギの収量は、化学肥料区の収量と同等となり、中量年2回区及び多量区の陸稲、多量区フダンソウの収量は、化学肥料区の収量を上回ることが明らかにされた。

〔汚泥の肥効の発現様式〕

このように実験開始2年目（汚泥施用回数2～3回）の夏作物として栽培された植物の収量が高く、なかでもソルガム及びフダンソウの収量は、化学肥料区の収量と同等ないしそれをやや上回る収量となることが明らかにされた。両植物の栽培前には、汚泥も化学肥料も施用されておらず、その生育は、前作のナス及びコカブの生育に用いられた残りの肥料成分によるものである。

この55年度夏作第2作の栽培結果は、汚泥に含有される肥料成分は、施用後の第1作に肥効が発現する部分と、次作に発現する部分とから成り、化学肥料より長期にわたって肥効が持続することを示すものである。

〔汚泥の連用が植物の生育に与える影響〕

この実験では、汚泥の連用が植物の生育に与える影響を確認するための実験も行われた。すなわち、II-1及びII-2ほ場に55年度に新規に汚泥の施用が開始された区（初回区）が設けられ、ナス、ソルガム及びコムギが栽培された（本報10）。

その結果、II-2ほ場の全汚泥施用区ナス、II-1ほ場の多量区ナス、II-1ほ場全汚泥区及びII-2ほ場多量区ソルガム、II-1ほ場の全汚泥区及びII-2ほ場中量年2回区コムギに関して、連用区の収量が初回区の収量を上回り、かつ、連用回数の多い区が少ない区の収量を上回ることが示され、汚泥の連用によって植物の生育がおう盛になることが明らかにされた。

II-1ほ場の汚泥区における54年度ナスとコムギの収量は、化学肥料区に比べて著しく低く、供試4ほ場では最低の収量比であった。しかし、同ほ場における55年度のナスでは、汚泥中量年2回区及び多量区の収量は、化学肥料区とほぼ同等となり、化学肥料区の収量に対する汚泥区の収量比は、II-2ほ場のそれらとほとんど変わらない値を示した。

このことは、生産力の低い土壌でも汚泥を連用することによって生産力が上昇することを示唆している。

〔汚泥の施用量と植物の収量との関係〕

次にこの実験から得られたデータを基に、汚泥の施用量と植物の収量の間関係をみると、表31に示したように、汚泥の施用量の差が収量に反映しない場合が多いことが明らかにされた。また、汚泥の施用量の増加に伴って増収する場合も、その増加率は、汚泥の施用量の増加率に対応していないことも明らかにされた。

しかしながらII-1ほ場における54年冬作コムギの収量と汚泥の施用量の関係は（統計的には区間差が有意でないが）、

表31 汚泥の施用量と植物の収量の関係

ほ 場	54年夏作 ナス (果実部新鮮物)	54年冬作 コムギ (地上部新鮮物)	55年夏作		55年冬作
I-1	$L \approx M > S$	$M2 \approx L > S \approx M1$	陸稲(穂部乾燥物) $L \approx M2 \approx S$ (M1 病虫害発生)		コムギ(穂部乾燥物) $L \approx M2 > S \approx M1$
I-2	$L \approx M \approx S$	$M2 \approx L \approx S > M1$	コカブ(地上部新鮮物) $L \approx M2, L > M1 \approx S$ $M2 \approx M1 \approx S$ コカブ(根部新鮮物) $L \approx M2 \approx M1 \approx S$	フダンソウ(地上部新鮮物) $L > S, L \approx M1 \approx M2,$ $M1 \approx M2 \approx S$	ホウレンソウ(地上部新鮮物) $M2 \approx L \approx S > M1$
II-1	$L > M > S$	$L > S,$ $L \approx M2 \approx M1$ $M2 \approx M1 \approx S$	ナス(果実部新鮮物) 連用区 $L \approx M2 > M1 \approx S$ 55年施用開始区 $L \approx M2 > S$	ソルガム(地上部新鮮物) 連用区 $L > M2 \approx M1 \approx S$ ($M2 > S, M2 \approx M1, M1 \approx S,$ $L > S$) 55年施用開始区 $L > M2 \approx S$	コムギ(穂部乾燥物) 連用区 $L > M2 \approx M1 > S$ 55年施用開始区 $L \approx M2 \approx S$
II-2	$L \approx M \approx S$	$L > S, M2 > S$ $L \approx M2 \approx M1$ $M1 \approx S$	ナス(果実部新鮮物) 連用区 $L \approx M2 > M1 \approx S$ 55年施用開始区 $L > M2 > S$	ソルガム(地上部新鮮物) 連用区 $L \approx M2, M1 \approx M2, M1 \approx S,$ $L \approx S, L \approx M1, M2 > S$ 55年度施用開始区 $L \approx M2 \approx S$	コムギ(穂部乾燥物) 連用区 $M2 > L \approx M1 \approx S$ 55年施用開始区 $L \approx M2 \approx S$

L 多量区15t/ha年1回施用, M2 7.5t/ha年2回施用, M1 7.5t/ha年1回施用, S 3.75t/ha年2回施用, M 中量区7.5t/ha年1及び年2回施用(54年夏作のみ)

1) コムギの播種前における汚泥施用の有無に関係なく年間の総施用量が同一であればほぼ同等の収量となること。

2) 年間総施用量の比にほぼ対応した収量差となること(多量区と中量年2回区の収量は、少量区と中量年1回区の収量の2倍となる)

が明らかにされた。同様の関係はI-1ほ場の54年冬作コムギについても認められた。

さらに、II-1ほ場における55年度夏作ナスの収量と汚泥の施用量の関係を見ると、ナス移植前の施用量の差及び総施用量の差が、収量に反映せず、移植前の施用量にそれぞれ2倍の差がある少量区と中量年1回区、多量区と中量年2回区は、ほぼ同等の収量を示し、多量区は、少量区の2倍の収量となることが認められた。

これらの結果は、汚泥に含有される肥料成分の肥効は、施用後第1作にその1/2が、次作に残り1/2が発現することを示唆するものであると考えられる。

この考え方を適用すると、このほ場試験における収量と汚泥の施用量の関係は、年間2作の植

物が栽培されるとして、

① 第1作(夏作) 多量区>中量区>少量区, 第2作(冬作) 多量区=中量年2回区>中量年1回区=少量区, 第3作(夏作) 多量区=中量年2回区>中量年1回区=少量区, 第4作(冬作) 多量区=中量年2回区>中量年1回区=少量区のように第2作以降の施用量と収量の関係は一定になるはずである。

② 第1作の収量の処理区間差は、それぞれ2倍、第2作以降の差も2倍となる必要がある。これは年2作を前提とした推論である。したがって、I-2, II-1及びII-2ほ場では、55年夏作の第2作として汚泥無施用でソルガム及びフダンソウが、栽培されたために、この推論は、ソルガム、フダンソウ、ハウレンソウ及び55年度コムギには適用できない。他の植物についてみると、第1作(ナス)では、II-1ほ場(区間差は2倍にならない)で①の関係が認められ、第2作(コムギ)では、II-1ほ場(区間差2倍)で①と②の関係が認められ、I-1ほ場で①の関係が認められた。第3作では、II-1ほ場のナスで①と②の関係が認められ、II-2ほ場のナスについても①の関係が認められた。また、第4作ではI-1ほ場のコムギに①と②の関係が認められた。

以上の結果から汚泥中の肥料成分の肥効の発現様式は、年2作と考えた場合、施用後第1作に肥効の1/2が発現し、残り1/2が次作に発現すること、第3作には、第1作に施用された汚泥の肥効は発現しないものと考えられる。しかしながら、55年冬作においても55年夏作にのみ汚泥が施用された中量年1回区及び多量区において肥効が発現した。以上のように汚泥の肥効は、施用後第1作だけでなく、その後栽培された植物にも発現し、かなり長期間にわたって発現し続けるものと考えられる。

4.3.4 研究課題1の総括

先に述べたように、この研究課題では、主たる研究対象有機廃棄物を下水汚泥などの汚泥に絞る、対象環境を土壌(畑地)に限定して、汚泥の施用が土壌の性質(物理性、化学性及び微生物性)とこれを反映する植物の生育に与える影響を解明することを目的として研究が実施され、多くの新しい知見が得られた。とくに、土壌微生物フローラに関しては、詳細な研究が行われ、その特徴が明確にされた。

これらの研究で得られた知見に既往の研究の成果を加えて、汚泥の施用が、土壌の性質と植物の生育に与える影響をまとめると以下ようになる。

1) 多量の汚泥の施用によって土壌の物理性は、改善されるが、乾物として15t/ha以下の汚泥の短期の連用では、土壌の物理性に影響を与えない。また、汚泥を多量に施用した土壌の表層は、乾燥しやすい。

2) 土壌の化学性の中では、土壌pHが最も汚泥の施用による影響を受けやすい。我が国に

おける通常の施用量（5～20t/ha）でも影響が発現する。多量のカルシウムを含有する汚泥を施用した場合は、土壌pHが上昇し、有機凝集剤を用いた汚泥や凝集剤を含まない汚泥を施用した場合は、pHが低下する。このpHの上昇は、植物にアルカリ障害を起し、pHの低下は、酸性障害を引き起こす。すなわち、土壌pHに基づく汚泥の施用限界が存在する。他の化学性の変化に関しては、置換性カルシウム及びマグネシウムの増加と電気伝導度の上昇が認められる。

3) 汚泥の施用が土壌微生物に与える影響も顕著に発現し、乾物として15t/haの汚泥の施用は、土壌中の微生物数を明確に増加させる。土壌微生物の中では硝化菌と色素耐性細菌の汚泥施用に対する反応が高く、汚泥施用土壌における微生物フロラの特徴として挙げうる。汚泥施用量の増加に伴って土壌の微生物数は増加するが、多量の連用や成分含有量の多い汚泥の施用は、土壌の微生物数を減少させる。すなわち、土壌微生物の面からの施用限界が存在する。

4) 汚泥を単独で施用した場合、施用量によっては化学肥料と同等の植物の収量が得られ、汚泥は高い肥料としての効果（肥効）を示す。また、その肥効は、長期間にわたって持続する。しかし、多量に施用すると、葉菜類に葉端の萎縮と壊死などの障害が発現する。すなわち、植物生育の面からの施用限界が存在する。

以上の結果は、優れた肥効をもち、土壌の性質の改善をもたらす汚泥と言えども、施用には限界があること、換言すれば、汚泥も土壌のもつ許容量を越えると、土壌環境を破壊し、環境汚染物質となりうることを示唆している。

また、これらの知見は、緑農地への汚泥の適正な施用に役立つと同時に、土壌における汚泥の分解や、汚泥中成分の土壌中における挙動に関する研究に多くの情報を提供するであろう。

4.4 環境汚染物質の土壌処理に関する研究（研究課題2）

山口県農業試験場における水田土壌への汚泥の施用試験において、乾物として30t/haの発酵工場の廃水処理汚泥を施用した区で、イタリアンライグラスに著しい発芽障害が発生したことが報告されている（本報5）。このことは、汚泥といえども施用量によっては、土壌—植物環境を破壊し環境汚染物質となりうることを示すものである。農耕地、緑地等の土壌を利用した有機廃棄物の処理を考える場合には、土壌の持つ処理能力＝分解力を明らかにする必要がある。また、同時に廃棄物中に含有される物質が、土壌をとりまく周辺環境に負荷を与えるかどうかも解明されなければならない。この研究課題では土壌中における汚泥の分解、分解生成物、あるいは汚泥中成分の土壌中での挙動、植物による吸収と畑地土壌における地下への溶脱など汚泥の土壌処理に係る問題を解明すると同時に汚泥の減量化の方策に関する研究を実施した。

4.4.1 土壌による汚泥の分解

先に述べたように、土壌の有機物分解力には限界があり、汚泥の土壌への施用や土壌を用いた処分は、この能力の範囲内で行われなければならない。そのためには、土壌のもつ汚泥の分解力を把握しておくことが必要である。土壌中における有機物の分解は、従来、炭素及び窒素の分解

を指標としてとらえられてきた。本特別研究においてもこれらを指標として汚泥の土壌における分解が検討された。

4.4.1.1 汚泥中炭素の土壌中における分解

土壌に加えられた有機物中の炭素の分解性を実験室的に推測する手段として広く用いられている方法は、土壌と有機物を混合して、容器に充てんし、任意の水分及び温度条件下で培養した時に発生する炭酸ガスを測定するものである³³⁾。この方法は、ビン培養法と呼ばれ、汚泥の土壌中における分解に関する報告のほとんどにおいて採用されている。

(1) 汚泥中の炭素の分解過程

本特別研究では、まず、ビン培養法を用いて汚泥中炭素の土壌における分解が、検討された(本報13)。すなわち、消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする生活廃水汚泥(T)、脱水助剤を含まない生活廃水汚泥(K)、有機凝集剤を含む化学工場廃水処理汚泥(M)及び石油化学工場廃水処理汚泥(H)が、淡色黒ボク土に100mg及び500mgC/50g風乾土の割合で添加され、その分解性が測定された。

各汚泥の炭素の分解(CO₂の発生)は、土壌に添加された直後から始まり、いったん最大に達した後、低下するというパターンを示した。CO₂発生量が最大に達するまでの時間は、汚泥によって異なり、化学工場廃水汚泥(M)が最も遅く5~7日を要したが、他の汚泥では2~3日であった。これらの汚泥の淡色黒ボク土における炭素の分解は、1%までの添加率では、汚泥の添加量にほぼ比例して増加し、2週間の分解率は、添加率に無関係に一定であった。25℃、2週間の各汚泥の分解率は、9~35%であり、その順位は、汚泥M>汚泥H>汚泥T>汚泥Kであった。この順位は、汚泥の全炭素含有量の順位と一致し、炭素含有量の多い汚泥ほど分解率が高いことが明らかにされた。

下水汚泥中の炭素の分解の経過に関する既往の報告としては、大羽とLu³⁴⁾の報告がある。彼らは、砂丘地、火山灰土等6種の土壌に添加した2種の下水汚泥中の炭素の分解は、添加後1~5日間で最大に達し、その後は低下することを報告している。本特別研究における実験結果はこれを裏付けるものであり、汚泥中の炭素の分解は、土壌添加後初期に急激に起こると言えよう。

この他、汚泥中の炭素の分解に関しては、高橋¹⁸⁾は、鈹質土壌における下水消化汚泥の分解率が、47日間で約20%であること、大羽とLu³⁴⁾は、15~44%であり、分解率は、土壌によって異なること、後藤²⁰⁾は、35~53%であることを報告している。また、汚泥の添加量と分解率に関しては、Terryら^{35,36)}は、添加量に比例して分解量が增大することを、Hsiehら³⁷⁾は、添加量が土壌に対して4%までは、添加量に比例して分解が進むが、8%になると分解率は低下することを報告している。

(2) 汚泥の分解に与える温度の影響

以上に示した報告は、いずれも、25～30℃の温度における実験の結果であり、自然条件下における温度条件とは異なっている。とくに、冬作物に対して施用された場合の分解に関しては、これらの研究は、情報を全く提供しえない。そこで、汚泥の分解に対する温度の影響がビン培養法によって調査された（本報13）。

この実験には、生活廃水汚泥（K）と黒ボク土が用いられ、4、10、23及び30℃における汚泥中炭素の分解が測定された。その分解の程度を汚泥添加後5日間のCO₂発生量で評価すると、

1) 4℃におけるCO₂の発生は、ごくわずかであり、冬期の低温時にはほとんど分解が進まないものと予測される。

2) 温度が上昇するにつれてCO₂の発生量も増大し、10℃から23℃への上昇によってCO₂発生量が約4倍に増加することが示され、分解には温度が大きく影響することが明らかにされた。なお、汚泥の分解に温度の影響が大きいことは、Miller¹⁵⁾も報告している。

このように汚泥の分解は、土壌、温度などの条件によって異なるため、汚泥の施用を行う場合には、個々の汚泥について、それらの条件を十分考慮した実験を行い、分解の程度を把握しておく必要がある。

(3) 制御環境下における汚泥中炭素の分解（ライシメーター実験）

以上に示した研究は、いずれも室内の小規模実験に基づくものであり、実際の場面における分解に対してどの程度の情報を提供しうるかについては、検討を要する課題である。本特別研究においては、自然条件下ではないが、ビン培養法よりさらに大規模なレベルで汚泥中の炭素の分解が検討されている。

① 小型ライシメーター実験

温度25℃の自然光温室内に設置され、淡色黒ボク土が充てんされた小型ライシメーター（75×75×50cm）の表層（0～10cm）の土壌に生活廃水汚泥（K）が5段階（0.2～10%）の施用率で混合され、表層土の全炭素の経時変化が追跡された（中報7）。

その結果、土壌中の全炭素量が最低となった添加後75日目における全炭素量から計算した炭素の分解率は13～19%であることが示された。

② 大型ライシメーター実験

自然光温室内に設置され、淡色黒ボク土が充てんされた大型ライシメーター（直径170cm、土壌厚230cm、深部土壌温度18℃）の表層（0～10cm）の土壌には、乾物として50t/haの割合で生活廃水汚泥（T）が約6か月の間隔で、昭和54年9月から施用されている。この土壌の全炭素量が測定され6か月間の炭素の分解率が計算された（本報15、表9、実験8）。

汚泥施用裸地区の炭素の分解率は、1回目施用時が43.5%、2回目が35.1%、3回目が50.7%

(3回の平均が43.1%)であり、植物栽培区では、それぞれ66.9%(この区も1回目は裸地)、55.6、40.6%(3回の平均は54.4%)であった。両区の平均は48.8%となり施用された汚泥中炭素のおよそ1/2が施用後6か月で分解されるものと推定された。

自然条件下における汚泥中炭素の分解を追跡した例としては、愛知県農総試の試験がある¹⁸⁾。それによると、鈳質土壌から成るほ場に下水消化汚泥を160t/ha施用し、4年間8作の植物を栽培した後の土壌の全炭素量は、汚泥施用当初の土壌中全炭素量より約30%低い値となったことが報告されている。この場合も前記ライシメーターの植栽区と同様に栽培作物の遺体の炭素が同時に測定されているので実際の汚泥の分解は、これ以上に進んでいるものと考えられる。

以上に示したような土壌中の全炭素量から汚泥の分解を求める方法は、汚泥が均一に土壌に混合されていなければ正確な情報は得られないが、汚泥を土壌に均一に混合することは不可能であろう。

前田ら³⁸⁾は、ガラス繊維ろ紙で作製した円筒に土壌と供試有機物を混合したものを充てんし、これをほ場に埋設しておき、所定の期間後に掘り出してその全炭素量を測定し分解率を求める方法を開発した。これによって測定した下水汚泥中炭素の分解率(6~12月)は、水田土壌で52~62%、畑土壌で48~56%であると報告している。

このように大型ライシメーター実験の結果や前田ら³⁸⁾の報告からみて、下水汚泥中の炭素は畑土壌に施用後6か月間でその1/2が分解されるものと考えられる。

以上が既往の報告を含めた研究の進展状況である。本特別研究で行われた研究や我が国における研究からは、個々の汚泥について各土壌における分解率を個々の場面を想定して実測する必要があるという結論になる。しかし、Terryら³⁵⁾やHsiehら³⁷⁾は、分解に与える要因解析を定式化(分解率を時間、温度、水分、汚泥の全炭素、土壌の全炭素等の関数で表わせるようにする)している。この方法を応用することによって、個々の場面で実測しなくても分解率を予測しうようになるものと考えられる。これが今後に残された課題である。このためには、更に系統的な研究が必要である。

4.4.1.2 汚泥中窒素の土壌中における分解(無機化)

土壌中窒素の無機化は、4.4.1.1で述べた炭素の分解の測定に用いられた土壌の無機態窒素を測定することによって炭素の分解と同時に測定される。

この方法によって測定された前記(4.4.1.1)の4種の汚泥(K, T, M及びH)の淡色黒ボク土における無機化率(25℃, 2週間)は、それぞれ48~61%(M), 41~42%(H), 24~29%(T), 29~31%(K)であり、汚泥によって異なる。また、C/N比の小さい汚泥ほど無機化し易いが、汚泥の添加率の違いは、無機化率に影響を与えないことが明らかにされた(本報13)。

これは、C/N比の小さい有機物ほどその窒素は、土壌中で無機化され易いという知見³⁹⁾と一致している。

汚泥中窒素の無機化率に関しては、いくつかの報告^{18-23, 40)}があり、4~49%と土壌、汚泥、

期間、温度等によって異なることが報告されている。窒素の無機化の程度も炭素と同様に汚泥の施用に先立って調査しておく必要がある。

4.4.2 汚泥に含有される窒素の土壌中における形態変化

前項(4.4.1.2)で述べたように汚泥に含有される窒素(有機態窒素)は、土壌中で無機態の窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)に分解され、亜硝酸を経て最終的には、硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)に変換される。この経過に関する研究は、少なく、詳細は明らかにされていない。汚泥中に含有される窒素の分解(無機化)の過程を明らかにすることは、植物に対する汚泥中窒素の肥効を評価するためにも、また土壌環境における挙動(地下への浸透、脱窒)を解明するためにも事前に解明されていなければならない重要な課題である。本特別研究においては、多くの実験によって各種の土壌における汚泥中窒素の形態変化が追跡された。これらの実験の概要については、表7(実験3及び4)及び表9(実験6、7及び8)に示した。

4.4.2.1 汚泥が初めて施用された土壌における無機態窒素の経時変化

汚泥が初めて施用された土壌における無機態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$)の経時変化が、生活廃水処理場の返送汚泥(表6)及び消石灰と塩化第二鉄を脱水助剤とする末消化脱水ケーキ(表8)を用いて、制御環境下及び自然環境下で追跡された。

(1) 制御環境下の汚泥施用土壌における無機態窒素の経時変化

① 返送汚泥を施用した砂丘地土の場合(ピーカー実験)

生活廃水汚泥(返送汚泥、表6)を混合した砂質土における無機態窒素の経時変化が、ピーカー実験によって追跡された(中報11)。この場合の実験条件は、温度 25°C 、土壌水分は最大容水量の60%、実験期間は5週間(測定は1週間間隔)であった。

この実験の結果として以下のことが明らかにされた。

- 1) $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成は、汚泥施用後直ちに起こり、施用後1週目には蓄積量が最大となること。
- 2) その後3週目まではほぼ一定のレベルにあったが、それ以後急激に減少すること。
- 3) $\text{NO}_2\text{-N}$ は、2週目にのみ少量検出されること。
- 4) $\text{NO}_3\text{-N}$ の生成は施用後2週目から起こり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少に伴って増加すること。

このように汚泥中の窒素の分解に伴う $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成とそれに続く硝化作用は、汚泥施用後比較的短期間に起こり、硝化作用は段階的に進行するものと考えられる。

② 返送汚泥を施用した黒ボク土の場合(小型ライシメーター実験)

次に、黒ボク土が充てんされた小型ライシメーター(温度 25°C 、湿度60%の自然光温室に設置)の表層土(0~10cm)に生活廃水汚泥(返送汚泥、表6)を1及び5%施用し、20週にわたって無機態窒素の経時変化が追跡された(中報8)。

この実験から得られた結果は次のとおりである。

1) $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積：汚泥施用裸地区及び植栽区とも $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積は、施用後1週目に最大となり以後1%施用区では2週目、5%施用区では3週目に施用前のレベルまで急減し、それ以後の $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積は認められないこと、石灰施用によってpHを補正した区においては非補正区より $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少が急激に起こること。

2) $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積：蓄積量は少ない(0.5~1.5 $\mu\text{g/g}$ 乾土)が、 $\text{NO}_2\text{-N}$ が石灰施用区で検出され、施用後1週目に $\text{NH}_4\text{-N}$ と同時に最大値を示すこと、その後急減し、1%施用区では2週目、5%施用区では3週目以後の生成・蓄積は認められないこと、pH非補正区においては、 $\text{NO}_2\text{-N}$ の明らかな蓄積は認められないこと。

3) $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積：1%施用区における $\text{NO}_3\text{-N}$ の明確な変化は認められないこと、裸地pH非補正5%施用区では、施用後6週目と15週目にピークをもつ変化を示すこと、同補正区では、1~2週目に急増し、2~6週目まではほぼ一定レベルに保たれた後10週目には急減するが、15週目には再び増加し、第2のピークが形成されること。植栽区のpH補正区における $\text{NO}_3\text{-N}$ は、2週目に、同非補正区の $\text{NO}_3\text{-N}$ は、3週目にピークに達した後3~6週目に急減し、6~10週目にはほとんど検出されないこと。植物が収穫された10週目以降に再び $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積が認められること、植栽区及び裸地区の10週目以降の $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積は、事前の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、あるいは、 $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積を伴わないが、汚泥施用後初期においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積に時間的なずれがあり、硝化作用が段階的に進行するものと考えられること。

③ 生活廃水汚泥を多量に施用した淡色黒ボク土の場合(大型ライシメーター実験)

さらに、自然光温室内に設置され、淡色黒ボク土が充てんされた大型ライシメーターを用いて同様の実験が行われた(本報15)。この実験の概要は、表9(実験8)に示した。なお、この実験は、植物を栽培しない裸地状態で行われ、無機態窒素の経時変化は、約3か月間にわたって追跡された。その結果、明らかにされたことは、以下のとおりである。

1) $\text{NH}_4\text{-N}$ は、施用直後から増加を始め、施用後3日目には270 $\mu\text{g/g}$ 乾土まで急増した。その後2週目まではほぼ一定のレベルに保たれていたが、3週目以降急激に減少した。

2) $\text{NO}_2\text{-N}$ は、先の黒ボク土の場合よりも多量に蓄積され(50 $\mu\text{g/g}$ 乾土)、施用後2週目がそのピークとなり、3~4週目にかけて急激に減少した。

3) この $\text{NO}_2\text{-N}$ の減少とともに $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積が起こり、5~7週目でピークに達した。その後9週目にかけて減少したが、13週目に再び $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積が認められた。

4) この後期における $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積は、先の小型ライシメーター実験と同様に $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_2\text{-N}$ の事前の蓄積を伴っていない。

5) しかし、汚泥施用後初期においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成・蓄積に続いて $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積が起こり、最後に $\text{NO}_3\text{-N}$ が蓄積することが認められ、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成・蓄積とそれに続く硝化作用が段階的に進行することが明らかにされた。

以上示した室内の制御環境下における実験から汚泥施用土壌における汚泥中空窒素の分解とそれに続く硝化作用は、施用後短期間(6~7週)に起こり、硝化作用は、段階的に進行するものと考えられる。

(2) 自然条件下の汚泥施用土壌における無機態窒素の経時変化

(1)の制御環境下における実験に続いて、自然条件下の汚泥施用土壌における無機態窒素の経時変化が、実験ほ場(Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場)及び有底枠を用いて追跡された(本報16及び17)。これらの実験の概要は、表9(実験6及び7)に示した。なお、両実験に用いられた汚泥は、制御環境下の大型ライシメーター実験に用いられたものと同じである(表8)。

これらの実験で得られた結果は、次のとおりである。

① ほ場実験

図11に、一例として多量施用区(15t/ha)における $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の経時変化を示した。この実験から得られた結果は次のとおりである。

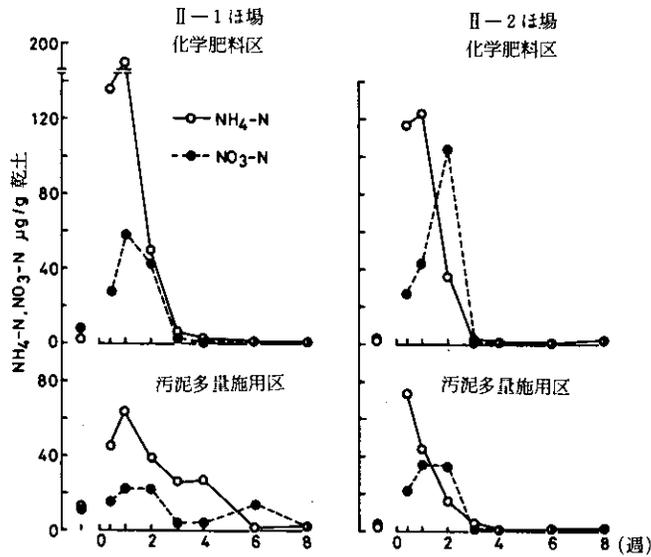


図11 汚泥初回施用土壌における無機態窒素の経時変化 —ほ場実験—
汚泥施用量(乾物): 15t/ha, 化学肥料区: 3回連用

〔 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成・蓄積〕

1) Ⅱ-1ほ場の汚泥施用区における $\text{NH}_4\text{-N}$ は、汚泥施用後直ちに増加を始め、少量区では2週に、中量及び多量区では1週目に最大値を記録した。その後4週目までは緩やかに減少したが

6週目には急激に減少し、施用前以下の量となった。その後のNH₄-Nの蓄積は認められなかった。

2) II-2ほ場の汚泥施用区におけるNH₄-Nも施用後直ちに増加し、少量区では1週目に、中量及び多量区では3日目に最大値を記録した。その後3週目にかけて急減し、4週目以降のNH₄-Nの蓄積は、認められなかった。

3) NH₄-Nの蓄積には場間差が認められ、最大値を記録する時期は、II-2ほ場がII-1ほ場より早かった。しかし、蓄積量には場間差は、認められなかった。

4) 両ほ場とも汚泥多量区の蓄積量が少量区より多く、施用量の増加に伴って蓄積量も増加する傾向が認められた。

[NO₂-Nの生成・蓄積]

両ほ場の全汚泥施用区ともNO₂-Nは、1 µg/g以下であり、経時変化も示さなかった。

[NO₃-Nの生成・蓄積]

1) II-1ほ場の汚泥施用区におけるNO₃-Nは、汚泥施用後1~2週目に最大値を記録し、3週目に急減した。その後6週目に少量の蓄積が認められた。

2) II-2ほ場の汚泥施用区におけるNO₃-Nは、少量区で2週目、中量及び少量区で1週目に最大値を記録し、3週目には急減した。

3) NO₃-Nの蓄積時期については、NH₄-Nの場合のようなほ場間差は認められず、両ほ場で同時に記録された。しかし、NO₃-Nの蓄積量は、II-2ほ場が多い傾向にあった。

4) 両ほ場とも汚泥多量区の蓄積量が少量区より多く、施用量の増加に伴って増加する傾向が認められた。

以上に示したように、自然条件下における無機態窒素の顕著な変化は、施用後短期間に起り、ほぼ4週間(1か月)で終了すること、NH₄-Nの蓄積と減少には、ほ場間差が認められ、II-2ほ場(植物生産力の高いほ場)の蓄積がII-1ほ場(植物生産力の低いほ場)より早いことが認められること、II-1ほ場ではNH₄-NとNO₃-Nの蓄積が、同時に起こったが、II-2ほ場ではNH₄-Nの蓄積が早く、硝化作用が段階的に進むことが明らかにされた。この硝化作用の段階的進行は、制御環境下における実験で得られた知見と一致した。

② 有底枠実験

有底枠実験(本報16)では、計測が細かい間隔で行われていないために、正確に把握できないが、NH₄-N及びNO₃-Nは、次のような変化を示した。

1) 汚泥施用区のNH₄-Nは、各土壌とも汚泥施用後2週目(最初の計測時)に最大値を記録し、以後減した。

2) 砂質土及び黒ボク土のNO₃-Nは、NH₄-Nと同様に2週目に最大値を記録したが、沖積土及び淡色黒ボク土では、6週目に最大値が記録された。

以上が、汚泥を初めて施用した土壌における無機態窒素の経時変化に関する研究の成果である。

4.4.2.2 汚泥連用土壌における無機態窒素の経時変化

4.4.2.1に示したのは、汚泥が初めて施用された土壌における無機態窒素の消長を追跡した結果である。汚泥の施用は、通常、連続的に行われる。そこで、汚泥の連用が、土壌中での無機態窒素の消長にどのような影響を与えるかに関する研究が、制御環境下及び自然条件下で実施された(本報15, 16及び17)。

(1) 制御環境下の汚泥多量連用土壌における経時変化(大型ライシメーター実験)

制御環境下の大型ライシメーターには、生活廃水汚泥(表8)が、6か月間隔で連用され、無機態窒素の経時変化が追跡された(本報15)。なお、2回目の汚泥施用以後は、汚泥施用2区のうち一方にコマツナが栽培され、残り一方は、1回目と同様に裸地とされた(写真4)。この実験の結果から次のことが明らかにされた。



写真4 環境制御大型ライシメーターの地上部(温室)

汚泥施用裸地区, 無処理植栽区, 汚泥施用植栽区, 無処理裸地区(奥から),
栽培植物はコマツナ, 汚泥施用量(乾物) 50t/ha

1) 汚泥施用2回目及び3回目とも汚泥施用後における $\text{NH}_4\text{-N}$ の増加は、認められず、施用直後が最高値となり、施用後3日目で著しく減少した。この点は、1回目の汚泥施用後3日目に $\text{NH}_4\text{-N}$ が最大となったことと異なっている。

2) $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積は、施用後3日目に認められるが、蓄積量は、施用回数の増加に伴って減少した。

3) $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$ の変化に裸地区と植栽区の差は、認められなかった。

4) 2回目の汚泥施用後において裸地区の $\text{NO}_3\text{-N}$ は、11日目と4、7及び10週目に、植栽区のそれは、11日目、5、7及び11週目にそれぞれピークをもつ変化を示した。

5) 汚泥施用後期における $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積は、事前の $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積を伴わないために、汚泥の分解によるものではなく、かん水方法の不備によって生じた表土の乾燥のために下層の $\text{NO}_3\text{-N}$ が、表層に移動・集積したことによると推測される。

6) かん水方法が変更された3回目の汚泥施用後における $\text{NO}_3\text{-N}$ の変化は、裸地区及び植栽区とも施用後1週目に最大蓄積量を記録し、以後急減した。2週目以降顕著な蓄積は、認められなかった。

このように汚泥の連用によって $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少と $\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積が早まること、すなわち、硝化作用が早まること、また、汚泥を連用した場合も硝化作用は、段階的に進行することが明らかにされた。

(2) 自然条件下の汚泥連用土壌における経時変化

(1)で示した制御環境下の汚泥多量連用土壌における無機態窒素の経時変化に関する研究に続いて、自然環境下の汚泥連用土壌における経時変化が、ほ場(淡色黒ボク土)及び有底枠(砂質土淡色黒ボク下層土、沖積土及び黒ボク土)で追跡された(本報16及び17)。これらの実験の概要は表9に示した。

① 汚泥連用淡色黒ボク土の場合(ほ場実験)

Ⅱ-1及びⅡ-2ほ場の汚泥連用区においては無機態窒素の経時変化が詳細に追跡された(本報17)。その結果、次のことが明らかにされた。

[無機態窒素の経時変化]

1) Ⅱ-1ほ場の汚泥連用区における $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積は、多量区(15t/ha)を除いていずれも同時に起こり、最大値は、汚泥施用後1週目に記録された。多量区においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の最大値は、3日目、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の最大値は、1週目に記録され、硝化作用が段階的に進行することが認められた(図12)。

2) Ⅱ-2ほ場の汚泥連用区においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の最大値が、記録された時期に差が認められ(3日目と1~2週目)、硝化作用が段階的に進行することが明らかにされた(図12)。

3) 化学肥料区(連用)における $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の経時変化(図11)と比較すると、Ⅱ-1ほ

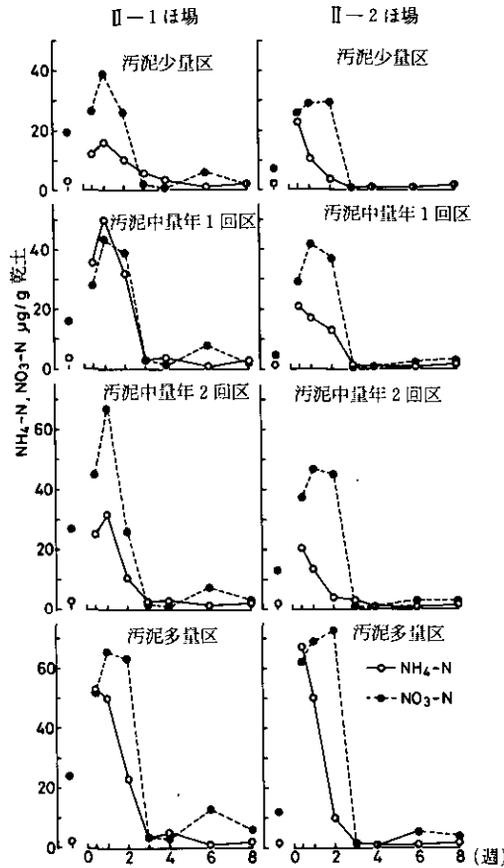


図12 汚泥連用土壌における無機態窒素の経時変化 —ほ場実験—
 汚泥施用量(乾物):少量区3.75t/ha, 中量区7.5t/ha, 多量区15t/ha

場では、汚泥多量区以外の全区で化学肥料区と同一の変化を示し、多量区では、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の変化は、同一であったが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少時期が化学肥料区より早かった。II-2ほ場では、全区の $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少時期と $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積時期が、化学肥料区より早いことが明らかにされた。

4) $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積量(最大値で評価)に、ほ場間差は認められない。

[汚泥の施用量と無機態窒素の蓄積量]

汚泥施用量と $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積量(最大値で評価)との関係については、以下に示す結果が得られた。

1) 汚泥多量区と少量区(3.75t/ha)の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ を比較すると、両ほ場とも多量区が多く、汚泥施用量の増加は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の増加をもたらすと言える。

2) しかし、多量区と中量区(7.5t/ha)及び中量区と少量区との差に関しては、決ずしも明確ではなく、汚泥施用量の増加に伴って無機態窒素の蓄積量が増加するという現象が明確に認め

られるのは、汚泥施用量に大きな差がある場合（この実験では4倍）に限られると考えられる。
〔汚泥の連用が土壌中の無機態窒素に与える影響〕

Ⅱ-1及びⅡ-2は場の汚泥初回施用区と連用区での $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ を比較し、汚泥の連用による影響を評価すると、次のようになる。

1) $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ の経時変化に関しては、両は場の少量区において、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積時期が汚泥の連用によって早まった（Ⅱ-1は場では2週目が1週目に、Ⅱ-2は場では、1週目が3日目に）が、他の区の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び全区の $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積時期については、連用による影響は認められなかった。

2) $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積量（最大値）は、両は場とも汚泥初回施用区が連用区より多く、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、逆に連用区が多いことが認められた。

② 汚泥を連用した4種の土壌における無機態窒素の経時変化（有底枠実験）

4種の土壌が充てんされている有底枠においては、3回目の汚泥施用後に無機態窒素の経時変化（4月下旬～8月上旬）が、詳細に追跡された（本報16）。この実験の概要は、表9（実験7）に示した。なお、汚泥は、①のは場実験と同一汚泥が用いられた。その結果、次のことが明らかにされた。

1) 各土壌の汚泥施用区において $\text{NH}_4\text{-N}$ は、汚泥施用後2日目に最大値を記録し、3週目以降 $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積は認められなかった。

2) 砂質土及び淡色黒ボク土の汚泥施用区において $\text{NO}_3\text{-N}$ は、施用後3週目に最大値を記録するとともに1及び8週目にもピークを形成した。沖積土及び黒ボク土では、8週目に最大値を示したほか、1週目にもピークを形成した。また、汚泥施用後後期（8週目）における $\text{NO}_3\text{-N}$ は、事前の $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積を伴わないことも認められた。

3) 汚泥施用区の $\text{NH}_4\text{-N}$ の経時変化に土壌間差は認められず、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の変化もほぼ同様であった。また、化学肥料区についても同様であった。

4) 汚泥施用後初期においては、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成・蓄積とそれに続く硝化作用が段階的に進行することが明らかにされた。これは、化学肥料区でも認められた。

5) 汚泥施用区における $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ 蓄積量（最大値）には、土壌間差が認められ、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、淡色黒ボク土で多く、砂質土が最低であり、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、黒ボク土>沖積土>淡色黒ボク土>砂質土の順序であった。化学肥料区における蓄積量の土壌間差もほぼ汚泥区に一致する。

6) 汚泥施用区における $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積量（最大値）は、いずれの土壌においても1 $\mu\text{g/g}$ 乾土以下であった。

(3) 冬季における無機態窒素の経時変化

前項(2)に示したのは、いずれも夏季（春から秋）における経時変化であり、(1)で示した制御環

境下における実験も夏季の温度条件を想定したものである。

我が国における汚泥の施用は、畑地の場合は、年2回、夏作と冬作前に施用される例が多く、水田では冬作前に施用され、乾田状態とされる場合がほとんどである。したがって、冬季における無機態窒素の経時変化を明らかにすることは、汚泥の肥効の発現時期や窒素の挙動を解明するうえで重要な課題である。しかし、この点に関する研究は、これまでほとんど行われていない。本特別研究では、冬季における無機態窒素の経時変化を解明するためには場実験（本報17）及び有底枠実験（本報16）が実施された。その概要は、表9（実験6及び7）に示した。これらの実験は、2及び4回目の汚泥施用後に行われたが、施用された汚泥は、表8に示した昭和55年度に採取されたものに変更された。以上の実験によって得られた結果は、以下のとおりである。

① ほ場実験

ほ場実験は、Ⅱ-1ほ場の54及び55年度に施用が開始された汚泥年2回施用区（少量及び中量区）について行われた（本報7）。

1) $\text{NH}_4\text{-N}$ は、2～4のピークをもつ変動を示したが、全汚泥区に共通のピークは、施用後初期（1～2週目、11月上旬）と11週目（1月上旬）に認められた。最大の蓄積量を示す時期は、各々の区で異なっていた。

2) $\text{NO}_3\text{-N}$ は、晩秋から初冬（11～12月）にかけて最初のピークが記録され、3月にも第2のピークが認められた。最大蓄積量は、ほとんどの区において3月に記録された。

3) $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成・蓄積とそれに続く硝化作用は、いずれの時期とも段階的に進行することが認められた。

4) 化学肥料区における $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積は、施用後初期のみ認められ、春先においては起こらなかった。この区においても硝化作用は、段階的に進行した。

② 有底枠実験

有底枠実験（汚泥4回連用）からは、次のことが明らかにされた。

1) 汚泥施用区の $\text{NH}_4\text{-N}$ は、2～3のピークをもつ変動を示すが、そのピークは、汚泥施用初期（1～4週目、11月）と中期（11週目、1月上旬）及び後期（17週目、2月中旬、淡色黒ボク土のみ）に認められた。

2) 汚泥施用区の $\text{NO}_3\text{-N}$ も、2～3のピークをもつ変動を示し、施用後初期（2～4週、全土壌）と中期（黒ボク土及び沖積土）及び後期（砂質土及び淡色黒ボク土）に認められた。硝化作用の段階的進行は、施用初期には全土壌で認められたが、後期では、砂質土及び淡色黒ボク土においてのみ認められた。

3) 化学肥料区における $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積は、施用後1週目に、 $\text{NO}_3\text{-N}$ のそれは4週目に認められ、硝化作用が段階的に進行することが認められた。しかし、ほ場実験の場合と同様に、春先における $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積は、認められなかった。

以上の冬季における二つの実験を通じて、汚泥施用土壌では、冬季においても汚泥の分解（ $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成）とそれに続く硝化作用が起り、その時期は、施用後初期の晩秋から初冬にかけてと翌年の早春であること、また、硝化作用もほとんどの場合、段階的に進行することが初めて明らかにされた。

(4) 汚泥施用土壌における無機態窒素の経時変化に関する研究の総括

土壌中における窒素の無機化に関する研究は、ほ場レベルでは跡地土壌の分析に限られ、詳細な無機化の過程の追跡は、ピーカーレベルの室内実験で行われたものがほとんどであり、汚泥の場合も例外ではない。このような小規模の実験では、厳密な条件のもとでその過程を追跡し、解析しようという利点をもつが、同時に、土壌の容量が小さいために土壌の性質が急激に変化し易いという欠点ももっている。したがって、得られた結果が直ちに実際の場面に応用できるとは考えられていなかった。

本特別研究で初めてピーカー、室内ライシメーター、屋外ライシメーター及びほ場レベルにまたがる詳細な研究が実施された。その結果、汚泥施用土壌では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成とそれに続く硝化作用が段階的に進行することが、これらの実験レベルに共通して認められた。また、夏季における自然条件下の実験と室内実験において共通して認められる現象は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成とそれに続く硝化作用の過程が短期間（1か月程度）で終了することであった。これらの結果は、自然条件下の汚泥施用土壌における無機化の過程を室内実験によって把握できることを示唆するものであると考えられる。しかし、気温や降雨のパターンが大きく変化する自然条件下では、土壌の乾湿、降雨による成分の溶脱が起り、存在している窒素量も変化する。また、無機化に関与する微生物数も変化する。このため、自然条件下の無機化過程は、不規則な変化を示すものと思われる。今後、これらの要因と無機態窒素の消長との関係を解析することによって汚泥中窒素の無機化率を自然条件下（ほ場レベル）でも評価できるようになるものと期待される。換言すれば、室内実験で得られた結果をほ場（実際の場面）に適用できるようになるものと期待される。

この自然条件下の汚泥施用土壌における無機態窒素の消長に関する詳細な研究は、世界的にも例がなく、この分野の研究の進展に大きく貢献するものと思われる。また、比較の対照とされた化学肥料区における窒素の消長もこの研究によって詳細に解明された。

4.4.3 汚泥施用土壌における水溶性リン酸の蓄積

下水汚泥には通常2～3%のリン酸が含有されている⁴¹⁾。本特別研究においては汚泥施用土壌の $\text{NO}_3\text{-N}$ の測定に用いられた土壌の水抽出液中のリン酸が測定された（本報4,5,6）。全リン酸(P_2O_5)8.5%を含有するし尿消化汚泥を乾物として15及び30t/ha施用した新潟砂丘地土壌（施用後約4か月日）の水溶性リン酸（ $w\text{-PO}_4$ ）は、対照区である化学肥料区の17及び65倍に、同じく全リン酸1.48%を含有する堆肥化都市下水汚泥を施用した同砂丘地土壌では同じく3ないし5倍に増加することが明らかにされた。

また、発酵工場汚泥（全リン酸10.6%含有）を施用した山口沖積水田土壌（施用量 乾物として20及び30t/ha）の $w-PO_4$ は、化学肥料区の4～7倍、合成樹脂工場汚泥（全リン酸5.87%含有）が施用された同土壌は、同じく4.8～5.3倍にそれぞれ増加することが明らかにされた。

このように汚泥中に含有されるリン酸は、土壌中で植物に吸収される形態（可給態）に変化するものと予測される結果が得られた。

4.4.4 土壌環境における汚泥中成分の挙動

4.4.4.1 植物による汚泥中成分の吸収

汚泥が、肥料としての効果（肥効）を示すことは、本特別研究及び馬場と五十嵐⁴²⁾による汚泥単独施用実験並びに多数の化学肥料との組み合わせ施用実験によって明らかにされている。しかしながら、植物が汚泥中の成分をどれだけ吸収したかに関しては、ほとんど注意が払われておらず、わずかに馬場と五十嵐⁴²⁾が、三種の汚泥についてその窒素の吸収率について報告しているにすぎない。汚泥施用土壌に生育する植物による汚泥中成分の吸収を把握することは、それらの土壌環境中における挙動を解明する上で極めて重要な課題であると同時に植物生産に有効に利用するためにも解明が求められる課題である。本特別研究においては、下水汚泥を単独で施用した土壌に栽培した植物による汚泥中成分の吸収に関する研究が行われた（本報9,11,12）。

① 小型ライシメーター実験

気温25℃、湿度60%の自然光温室内に設置され、黒ボク土（pH 7に補正した区と非補正区）が充てんされた小型ライシメーターの表層土（0～10cm）に生活廃水汚泥（K）が、0（無処理）、1及び5%施用され、コマツナが栽培された。コマツナは、播種後26日目及び62日目に収穫され、含有成分が分析された（本報9）。

播種後26日目に収穫されたコマツナの含有成分のうち汚泥の施用によって増加する傾向を示したのは、P、K、Na、Mn（pH補正区及び非補正区とも）、Ca（pH補正区）並びにN、Mg、Zu（非補正区）であり、減少の傾向を示したものは、C及びSr（両区）とAl（補正区）であった。

播種後62日目に収穫したコマツナの含有成分で汚泥施用により増加したものは、P、Na、Mn（両区の地上部と地下部）、N（補正区の地上部）及びFe（補正区の地下部）であり、減少した元素は、Ca、Mg及びSr（両区の両部位とも）であった。

全体を通じては、P、Na及びMnが汚泥の施用によって増加し、Srは減少していること、生育前期（26日目）に増加傾向を示した元素のうちCaとMgは、後期（62日目）には、逆に減少し、Kも施用量との関係が後期には明確でなくなること、汚泥中に多量に含有されるNaが、Kの代わりに吸収されている可能性が予想されることなどの結果が得られた。

また、土壌pH非補正区に栽培されたコマツナによる汚泥中のN、P、K、Ca、Mg及びNaの吸収率（62日間）は、それぞれ、30.8と19.5、15.0と9.1、47.5と114、137と36.0、57.9と15.5、12.3と8.8%（それぞれ、前者が1%施用区、後者が5%施用区）であり、石灰の施用によって土壌

pHを補正した区のコマツナのそれは、38.2と26.6、19.6と10.7、429と136、103と43.3、23.0と12.9、0.55と10.5%になると計算された。

このように補正区のNaを除いていずれの成分も汚泥施用量が増加すると吸収率が低下すること、N及びPの吸収率は、pH補正区が高く、Mg及びNaは逆であること、コマツナのK吸収率は、100%以上となり、汚泥中のKの全てを吸収した上に土壤中から多量のKを吸収することなどが推定された。

② ほ場試験

自然条件下の汚泥施用土壤に栽培された植物による汚泥中成分の吸収に関する実験は、先の汚泥連用土壤における植物の生育の項(4.3.3.2)で述べたほ場実験で得られた植物(ナス、コムギ、陸稲、コカブ、フダンソウ、ソルガム)の体内成分含有量を測定することによって行われた(本報12)。その結果次のことが明らかにされた。

[植物の成分含有量]

1) 汚泥施用区(初回、連用を問わず)に栽培されたナスの地上部(莖葉部及び果実部)のNa含有量は、対照無処理区の含有量と比較して著しく高い含有量(測定された10種の元素中最高)を示し、多量区(15t/ha)のナスの含有量は、化学肥料区より高含有量となること。

2) 汚泥施用量と植物体中の成分含有量との間の関連は、ほとんどの場合認められないが、汚泥施用開始後の第1作として栽培されたナス(54年夏作)については、施用量の増加に伴ってNa、Fe及びZn含有量が増加すること。

3) 汚泥の連用による植物体中成分の増加は、55年度夏作ナスの果実部のCu、ソルガム莖葉部のAl及び根部のCuに関してのみ認められること。

4) 汚泥施用区の植物体中のZn、Cu、Mn、Fe及びAl含有量が、化学肥料区のそれらの含有量を上回る場合もあるが、ほとんどの場合、化学肥料区の植物の含有量と大差ないこと。

[植物による汚泥中成分の吸収率]

汚泥中に含有されるN、P及びKの植物による吸収率について推測された結果は、

1) 汚泥連用の場合(第3作 ナス、陸稲、コカブ+フダンソウ)、Nが8~34%、Pが3~12%であり、汚泥施用量の増加に伴って低下すること。

2) 汚泥の連用は、N及びPの吸収率を上昇させること。

3) 生産力の低いほ場(Ⅱ-1)に栽培された植物による汚泥中のN、P及びKの吸収率は、著しく低いですが、汚泥の連用によって生産力が上昇するとともに吸収率も増加すること。

4) 汚泥中Kの吸収率は、非常に高く、土壤中から多量のKを吸収することが示唆されることである。

[汚泥中成分の残効]

1) 1回の汚泥施用後2作の植物(次作の栽培前は汚泥無施用)が栽培された区における結果から汚泥に含有されるNは、汚泥施用後の第1作だけでなく次作にも吸収され、2作に吸収され

るNのうち約60%が第1作に、40%が第2作に吸収されると推定されること。

2) 同じくPについては、第1作に約70%が、第2作に残り30%が吸収されると推定されること。

3) N、P及びKの吸収量は、同一の植物を栽培した場合でもほ場によって異なること。

[化学肥料との違い]

汚泥区の各植物によるN、P及びKの吸収率を化学肥料区の吸収率(表32)と比較すると、Nのそれは、化学肥料区が全植物について高かったが、P及びKの吸収率については、植物、ほ場及び施用量によっては、汚泥区のそれが化学肥料区を上回る場合があり、Kは、多くの場合、汚泥区の吸収率が化学肥料区のそれを上回ることなどが示された。

表32 化学肥料区に栽培された植物(地上部)による窒素(N)、リン(P)及びカリウム(K)の吸収率(%)

	ほ 場	54年夏作	54年冬作	55 年 夏 作	
		ナ ス	コムギ		
N	I-1	46.4	108	49.5 (陸 稲)	—
	I-2	52.7	109	61.5 (コカブ)※	11.5 (フダンソウ)
	II-1	51.5	52.0	57.3 (ナ ス)	36.4 (ソルガム)
	II-2	63.7	73.3	69.9 (ナ ス)	—
P	I-1	4.9	12.3	—	—
	I-2	6.3	10.1	7.9 (コカブ)※	1.2 (フダンソウ)
	II-1	3.6	3.0	5.5 (ナ ス)	3.5 (ソルガム)
	II-2	4.6	4.2	6.3 (ナ ス)	1.6 (ソルガム)
K	I-1	41.4	282	35.2 (陸 稲)	—
	I-2	126	238	82.6 (コカブ)※	5.0 (フダンソウ)
	II-1	60.0	109	105 (ナ ス)	45.8 (ソルガム)
	II-2	84.9	134	113 (ナ ス)	17.7 (ソルガム)

※ 地上部+根部

③ 有底枠試験

前項(4.3.3)に示した有底枠に栽培されたナス及びコムギの成分含有量が測定され、植物による汚泥中成分の吸収が検討された(本報11)。この実験では無処理区が設けられなかったために化学肥料区及び汚泥施用区に生育した植物は、化学肥料、あるいは、汚泥からのみ養分を吸収したと仮定され、吸収率が計算された。

〔植物の成分含有量〕

その結果によると、各土壌の汚泥施用区に生育したナス、砂質土、淡色黒ボク土及び黒ボク土の汚泥区のコムギの成分（10元素）含有量と、化学肥料区の各植物の含有量との間に明らかな差は認められないが、沖積土の汚泥区のコムギのN、P、Ca、Mg、Na及びAl含有量は、化学肥料区の含有量より著しく低い含有量を示した。

〔成分の吸収量〕

淡色黒ボク土及び黒ボク土の汚泥区におけるナス及びコムギの成分吸収量は、化学肥料区の吸収量とほぼ同等であったが、砂質土及び沖積土のコムギでは、Cuを除く全ての成分の吸収量が化学肥料区により低値となり、これらの土壌の汚泥区に生育したナスでも多くの成分の吸収量が化学肥料区より低値となった。

〔成分の吸収率〕

ナス地上部（茎葉部＋果実部）による汚泥中のN、P及びKの吸収率は、それぞれ13.1～31.3%、5.4～14.4%及び140～382%であり、コムギ（地上部）のそれは6.7～35.1%、4.8～13.4%及び99～586%であること、土壌別では砂質土の吸収率が低く、黒ボク土のそれが高いこと、Kは、汚泥中以外に土壌から多量に吸収されていること、ナス及びコムギのN吸収率は、ほ場試験の結果と同様に化学肥料区のそれが汚泥区より高かったが、P及びKの吸収率は、逆に汚泥区の植物による吸収率が高く、Kに関しては、ほ場試験の汚泥中量年2回施用区における結果と一致することが明らかにされた。

④ 既往の報告

馬場と五十嵐⁴²⁾は、未消化の都市下水汚泥、堆肥化生活廃水汚泥及びし尿消化汚泥を単独で乾物として15及び30t/ha施用した砂丘地土にバレイショ（第1作）及びハクサイ（第2作汚泥無施用で栽培）を栽培し、汚泥中Nの吸収率を報告している。それによると1回目の汚泥施用後のバレイショによる下水汚泥中のN吸収率は17.1及び26.8%（前者が15t区、後者が30t区、以下同様）、連用土壌の第1作バレイショによる下水汚泥中Nの吸収率は、14.5及び19.7%、汚泥堆肥中Nのそれは2.5及び2.3%、し尿消化汚泥のそれは11.8及び14.2%であった。1年目第2作のハクサイによるNの吸収率は、下水汚泥区で22.0及び11.4%、汚泥堆肥区で6.2及び7.2%、消化汚泥区で6.5及び5.7%、2年目のハクサイのN吸収率は下水汚泥区で2.7及び3.4%、汚泥堆肥区で4.3及び7.9%、消化汚泥区で15.2及び19.6%であった。

以上に示したように汚泥に含有される成分の植物による吸収は、使用する汚泥、施用量、施用の方法、植物の種類、栽培時期、土壌等によって異なることが明らかにされた。また、汚泥中成分は、施用後の第1作だけでなく次作にも吸収されることが明らかにされた。

4.4.4.2 畑土壌に施用された汚泥中成分の溶脱

土壌中の成分は、降雨に伴って下層に移動（溶脱）することが知られている。また、近年、畑

土壌から溶脱される成分が、地下水の汚染や陸水域の汚濁原因の一つとして注目され、合理的な施肥へ向けて研究が進められようとしている。しかし、汚泥施用土壌からの汚泥中成分の溶脱に関する研究は、ほとんどなされていない。そこで、本特別研究では、土壌に施用された汚泥に含まれる成分の土壌環境における挙動を解明する研究の一環としてライシメーターを用いた実験により汚泥中成分の畑土壌における溶脱が測定された。

① 小型ライシメーター実験（Ⅰ）——淡色黒ボク土——

気温25℃、湿度60%の自然光温室内に設置された小型ライシメーター（75×75×50cm）に淡色黒ボク土が47cmの厚さに充てんされ、その地表面から10cm毎に土壌溶液の採水用にポラスカップ（本報31参照）が埋設された。この表層土（0～10cm）に生活廃水汚泥（K）粉砕物が、0、0.2、0.5、2、5及び10%（対風乾土重量%）混合された。各区とも裸地とされ、107～267mm/月に相当するかん水が約3か月間（53年8月4日～11月20日、108日間）行われた。各層位の土壌溶液及びライシメーター底部からの排出水が採水され、その成分含有量（NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄、K、Ca、Mg、Na、pH）が測定された（中報7）。

その結果、汚泥が施用された土層の下端（表面から10cm層）における土壌溶液中の成分は、無施用区より高くなること（個々の成分によって時期及び汚泥施用量は異なる）、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N及びKは、汚泥の施用量の増加に伴って増加すること及び汚泥施用区のCaは、経時的に減少することが認められた。

〔汚泥中成分の下層への移動〕

汚泥中成分の下層への浸透については、次のことが明らかにされた。

- 1) 汚泥施用量が少ない場合（0.2～2%）は、これらの成分の施用位置から下層土への移行は、ほとんど認められないこと。
- 2) 多量施用（5及び10%）の場合は、NO₃-N、Ca、Mg及びNaが、下層土に移動し、105日後には、30cm層の土壌溶液中に検出された（無施用区より高濃度になった）。
- 3) 40cm層の土壌溶液及びライシメーター底部排出水には、汚泥施用の影響は、現れなかった。
- 4) PO₄及び重金属は、土壌溶液中に検出されなかった。

② 小型ライシメーター実験（Ⅱ）——黒ボク土——

続いて同一の汚泥（K）を用いて黒ボク土における汚泥中成分の挙動が、同じ小型ライシメーターを用いて検討された（中報8）。この実験の概要は、表7に示したが、汚泥施用量3水準（0、1及び5%対風乾土重量%）、土壌pH2水準（7に補正及び非補正）及び植栽（コマツナ）の有無を組み合わせた12処理区で行われ、かん水は、週1回2日間にわたり35.5mm（ライシメーター1基当たり20l）とされた。土壌溶液の採取位置は、地表面から10、24、32及び40cm（ポラスカップ採水）並びにライシメーター底部であった。実験は、昭和54年7月4日から同年11月22日までの20週間にわたって行われた。測定項目は、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄、Cl、Na、K、Ca、

Mg及びpHであった。この実験の結果が、土壤各層の土壤溶液における負荷量の消長、汚泥施用量の増加に対する反応性、土壤pHの相違及び植物栽培の影響等の要因に関して次のようにとりまとめられた。すなわち、

1) 10cm層において負荷量が、山型カーブを描いて消長するもの(NH₄-H, NO₂-N, NO₃-N, Ca, Mg, pH)と減少一方のもの(Cl, K, Na)の2種類があること、土壤下層へ負荷が浸透していくもの(NO₃-N, Cl, Ca, Mg, Na, K, pH)と下層に負荷を及ぼさないもの(NH₄-N, NO₂-N, PO₄)の2種類があること。

2) 汚泥の施用量比(5%/1%=5)とほぼ同等の増加率を施用量の増加に伴って示すもの(10cm層;NO₂-N, NO₃-N, Cl, Ca, Mg, pH, 下層;なし)と施用量比以上の増加率を示すもの(10cm層;NH₄-N, Na, K, 下層;NO₃-N, Cl, Ca, Mg, Na, K)の2種類があることが判明した。

3) 石灰の施用(土壤pHの補正)により負荷量が著しく増加するもの(10cm層;NO₂-N),かなり増加するもの(10cm層;NO₃-N, Cl, Ca, 下層;Ca, Mg, Na),わずかに増加するもの(10cm層;Mg, Na, 下層;NO₃-N, Cl, K),増加しないもの(10cm層;PO₄, K, 下層;pH),減少するもの(10cm層;NH₄-N, pH, 下層;なし)の5種類があること。

4) 植物に吸収されて土壤中負荷量が著しく低下するもの(10cm層;K, 下層;Ca, Mg, Na, K),ある程度低下するもの(10cm層;NO₃-N, Ca, Mg, pH, 下層;NO₃-N, Cl, pH),変化のないもの(10cm層;Cl),植物の存在により増加するもの(全層;PO₄)の4種類が認められたことである。また、

5) 汚泥施用裸地区では15週目に至ってライシメーター底部の排水孔より流出した流出水中のNO₃-N, Cl, K, Na, Ca及びMg濃度が無施用区より上昇し、15週間で37cm移動したことが明らかにされた。

③ 主成分分析による汚泥中成分の挙動の解析

更に、この実験の結果をもとに相関係数行列に主成分分析法を適用し、汚泥成分の土壤中の挙動に関する成分相互の関係と汚泥成分の土壤溶液の水質に与える負荷について解析が試みられた(本報21)。各成分元素の各主成分に対する因子負荷量から第1主成分は、NO₃-N, Ca, Mg, Cl, Na, K, Cの負荷を、また、第2主成分はpHの変動を表現しており、NH₄-N, NO₂-Nは、濃度の高(表土層)低(下層)に応じて第1, 第2主成分にそれぞれ関係が深くなることが判明した。第1主成分得点の変化から汚泥の多量施用(5%)は、少量施用(1%)よりもはるかに大きい負荷を水質に与えるが、これは裸地区の10週目以降に顕著であること、植栽区では、6週目以降全層位ともに負荷が消失すること、表層土のpH補正は、非補正区より土壤下層の負荷を増大させることが明らかにされた。第2主成分得点の変化から10cm層では1週目以降NH₄-NとNO₂-Nの含量の減少とpHの低下が起り、下層においても順次pHが低下していくことが認められた。

このように下水汚泥成分の地下浸透過程に主成分分析法を適用した本報の結果は、同じデータ

を各測定項目ごとに解析した前報（中報8）の結果を総合的に把握し、その特徴を明らかにしたものと見えよう。

④ 大型ライシメーター実験——淡色黒ボク土——

以上に示した実験は、小型ライシメーターを用いた47cmの浅い土層における汚泥中成分の挙動に関するものであった。これに続いて、制御環境下の大型ライシメーター（図2）を用いて汚泥中成分の地下への浸透状況が汚泥施用後18か月にわたって追跡された（本報22）。この実験の概要は、表9（実験8）に示した。かん水量は、雨量相当量（週1回 31mm）であった。土壤溶液は、ポーラスカップによって採取され、採取位置は、地表面から30, 55, 80, 105, 130, 155, 180及び205cmとライシメーター底部（地表面から230cm）であった。分析された成分は、小型ライシメーター実験（Ⅱ）と同一であった。この実験によって以下に示すことが明らかにされた。

- 1) $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ 及び PO_4 については、汚泥の施用位置から下層土への移動は認められないこと。
- 2) 施用位置以下の土壤溶液において汚泥の施用によるKの濃度の上昇は、認められないこと。
- 3) 土壤溶液中の $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl, Na, Mg及びCaは、汚泥の施用によって濃度が上昇し、その影響は、55cm以下の層にも及ぶこと。
- 4) 汚泥に多量に含有されるClとCa及び汚泥の分解によって多量に生成される $\text{NO}_3\text{-N}$ の3成分は、著しく高濃度（ $\text{NO}_3\text{-N}$ 240 $\mu\text{g/ml}$, Cl 100 $\mu\text{g/ml}$, Ca 300 $\mu\text{g/ml}$ ）を示す場合があること。
- 5) $\text{NO}_3\text{-N}$ の浸透速度は、80cm/年と推定されること

先の淡色黒ボク土を用いた小型ライシメーター実験でも $\text{NO}_3\text{-N}$, Mg, Ca及びNa（Clは欠測）の溶脱が認められた。

以上に示したように汚泥中に含有されるCa, Mg, Na, Cl及びN（ $\text{NO}_3\text{-N}$ の形態）が下層土に移行し、これらは汚泥の施用の増加に伴って移動量が増加し、その増加率は、汚泥の施用量比以上となることが明らかにされた。

⑤ 不飽和浸透機構を解明するためのモデル実験

これらの実際の土壤を用いた汚泥成分の溶脱に関する研究と同時に不飽和土壤中における物質の移動に関する基礎的検討が行われた。

(1) 成田砂を用いたカラム実験

霞ヶ浦沿岸の浅層地下水層に関係する主要地層である成田砂を充てんしたカラムを用いて土壤吸着性物質（ $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ ）及び非吸着性物質（ $\text{NO}_3\text{-N}$ とCl）の浸透に関する実験が行われた（中報6）。この実験においては、これらの物質は、降雨とともに供給された。この実験の結果、降雨に伴うこれらの物質の浸透について、次に示すような現象面からの概念が把握された。

- 1) 吸着性物質と非吸着性物質とで浸透に対する概念を別個に考える必要があること
 - 2) 非吸着性物質は、浸透中に生物化学的な変化を起さない早い流出過程においては、降雨の浸透と同様の機構をもつと考えられる。したがって、これらについては、不飽和多孔体の鉛直浸透して扱うことができること。
 - 3) 吸着性物質のうち $\text{NH}_4\text{-N}$ は、明らかに表土に集中して吸着されることから持続的な供給がある場合、表土から順次下方に向って飽和吸着量に達していくとみられること。
 - 4) $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ とでは吸着特性が異なるために同様の浸透吸着特性をもつとは限らないこと。
- しかし、この実験では、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸着特性に関しては、明確な現象の把握ができなかった。そのため、川砂を用いて吸着特性に関する実験が行われた。

(2) 川砂を用いたカラム実験

川砂を充てんしたカラム実験（本報18）によって、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の不飽和浸透に伴う可能吸着量は、飽和状態（振とう実験）の吸着量と一致すること及びこの可能吸着量は、溶液の濃度に依存していると考えられることが明らかにされた。また、この実験の中で $\text{PO}_4\text{-P}$ の吸着量の測定法自体に関して検討が必要なこと、吸着現象の把握には可能吸着量のみならず吸着進行過程における時間的あるいは空間的な吸着量の分布を明らかにする必要があることが指摘された。

これらの研究は砂を用いて行われたために実際の農用地土壌への適用性に関して批判があるかもしれない。しかしながら、現実には、例えば、砂地の改良に下水汚泥を利用しようとする試みもあり、研究が進められている⁴³⁾。前記の研究は、実際の土壌を用いた研究を展開する上での基礎となると同時に砂地等物質移動の起こり易い土壌における廃棄物中物質の移動を把握する上で重要であると考えられる。

4.4.4.3 底泥からの物質の溶出に関する基礎的研究

4.4.4.2では、畑土壌に汚泥等廃棄物が施用される場合の成分の溶脱に関する研究の結果を示した。一方、水田やハス田のような土壌への廃棄物の施用も想定され、水田土壌への汚泥やゴミ堆肥の施用試験が行われている^{44~50)}。水田やハス田は直接陸水域と結びついており、汚泥等廃棄物に含有される物質の陸水域への負荷が予想される。そこで、本特別研究では、水田への汚泥の施用が行われた場合の田面水への物質負荷を明らかにするための基礎的研究として、底泥からの物質の溶出に関する基礎研究が行われた。

(1) エンドレス循環水路による溶出機構の解明

まず、この研究を行うために必要な装置としてエンドレス循環水路が、試作され、この装置が流れによる溶出試験を行う上で従来の開水路流れによる方法に比べより一般的な現象を対象とすることができ、計測及び資料整理が容易であることなどの利点を有することが明らかにされた。

(中報5)。さらに、溶出は、複雑な水理現象であることが確認された。

また、底質に砂(平均粒径1.25mm)を用い、塩分(NaCl)濃度を溶出トレーサーとする実験で、次式で表わされる溶出機構が見い出された(\bar{C} は実験開始時刻 t における流水(上層)中の平均塩分濃度、 C_0 は底質(下層)中の塩分濃度で a と m は定数)。

$$\bar{C}/C_0 = a \cdot t^m \quad (1)$$

これに拡散理論を適用すれば、(2)式の関係が導かれることが示された。

$$\bar{C}/C_0 = b \cdot t^{1/2} \quad (2)$$

このように溶出機構は(1)式で表現されるが、係数 a 及び指数 m の水理学的特性を明らかにし、(2)式との関連性を検討するための研究が引き続いて行われた(本報19)。

その結果、溶出現象に伴う流水中の濃度変化は、前出の(1)式で定式化され、式中の係数 a 及び指数 m が、実験的に決定された。指数 m について初期濃度の影響を除去することにより $m = 1/2$ となることが判明した。この値は、拡散理論から導かれる値と一致し、底質からの物質の溶出機構は、拡散過程に従うという結論が導き出された。係数 a について上層の平均流速が増加する程、また、上・下層の密度差が減少する程、大きくなることが認められ、溶出速度は、密度流理論のアナロジーとしてとらえることが示唆された。係数 a を普遍関数表示するには膨大な実験資料の集積が必要とされる。したがって、それぞれの現地泥を用いた溶出実験によって個々の底質の溶出特性を把握することが必要であることが明らかにされた。

これら溶出に関する研究は、極めて単純化された実験条件下での基礎的研究であり、現実問題に直ちに適用されるものではないが、溶出問題に対して一応の方向付けがなされたと考えられる。

(2) 流れによる底泥の巻き上げ現象

底泥からの物質の溶出とならんで水質や生物生態系に大きな影響を与えられられる流れによる底泥の巻き上げ現象について底泥の含有物質と土質特性の関係で検討が行われた(中報4)。その結果、

1) 粘土の流送を考える上では、流送限界と破壊限界の二つの限界を定義する必要があり、それによって粘土の流送形態が三つに大別されること。

2) 流送形態は、底泥の物性と含水比に密接に関係すること。

3) 粘土に有機物が混入することによって粘土の流送抵抗力は変化し、寒天含有により全ての粘土の抵抗力が増し、デンプン含有によってほとんどの粘土の抵抗力が低下することが明らかにされるとともに、二つの移動限界の限界掃流力を支配する無次元関係式が求められた。

また、この研究に引き続いて実施された研究(本報20)において、底泥は、静置状態、流動曲線の特徴、流送形態、限界掃流力と粘土の関係において二つのグループ(カオリン主成分粘土、

モンモリロナイト、現地泥のグループとベントナイト主成分粘土のグループ)に分類され、その特徴がまとめられた。底泥の限界掃流力として流送限界と破壊限界の二つが、定義され、両限界の限界掃流力は、底泥のグループごとに粘度との間に一定の関係が認められた。また、現地底泥は、第1グループに属し、自然状態では流送に関して内部的な取り扱いを必要ないと考えられることなどの基礎的な知見が得られた。

以上は基礎的な研究の成果であるが、汚泥等の有機廃棄物が負荷された水田土壌からの田面水への物質の溶出に関する実際の場での研究は、水田用ライシメーターの整備が遅れたために実施できず次期特別研究に引き継がれた。

4.4.5 有機廃棄物の減量化に関する研究

汚泥等の有機廃棄物の土壌による処理・処分を考える場合、その減量化をはかることも重要な課題である。本特別研究では、汚泥の減量化をシマミミズを用いて行うことを目指し、汚泥堆肥によるシマミミズの飼育とその結果をもとにした個体群の動態に関するシミュレーションが行われ、ミミズの収穫、または、汚泥処理のための最適条件が推定された(中報14)。

この研究の結果、

- 1) 10及び20℃におけるシマミミズのふ化率は、70%であったが、25℃または30℃になれば、ふ化率は、90%以上に上昇すること。
- 2) ふ化に要する日数は、10℃で60日、20℃で30~60日、30℃で30日程度であること。
- 3) 一つの卵包から生産された幼体数は、1~7個体、平均約3個体であり、幼体の死亡率は、10℃で14%、20℃で5%、30℃で9%程度であること。
- 4) 汚泥堆肥中における生息密度は、3,000~20,000個体/㎡であること。
- 5) 卵包の生産速度と密度効果の関係は、Drosophila型の曲線を示すことが明らかにされた。

この結果を用いて個体群の動態に関するシミュレーションが行われ、シマミミズ、または、汚泥の処理量を増大させるための条件が検討された。

シマミミズの収穫数を最大にするためには、シマミミズを15~30日間隔、または、生息密度が15,000個体/㎡になった時に成体の半数を採取すればよいこと及び汚泥処理量を最大にするためには、全く成体を採取しない方がよいことが明らかにされた。

4.4.6 研究課題2の総括

研究課題1では、有機廃棄物の緑農地における利用がもたらす影響の解明に関する研究が行われ、土壌の性質や植物の生育に与える影響の面から下水汚泥など汚泥の施用に限界が存在することが明らかにされた。これに続いて、研究課題2では、下水汚泥の土壌環境中における挙動(成分の分解、土壌中での形態変化と消長、植物による吸収と溶脱)が、制御環境及び自然条件下で解明されるとともに挙動に係る基礎的研究がなされた。また、汚泥を減量化し、土壌に対する負荷量を低減させる方法も検討された。

この研究課題に関して本特別研究で得られた成果に既往の研究成果を加えて、現在までに得られた知見を以下にとりまとめた。

(1) 汚泥に含有される炭素の分解

汚泥が土壤に添加されると、含有される炭素は、土壤中で分解される。この分解は、添加後初期に急激に起こり、1～7日で最大となる。その後の分解は、緩やかに進行する。汚泥中炭素の分解率は、汚泥の種類、土壤の種類、実験条件（温度、水分、期間等）によって左右されるが、制御環境下では、おおむね15～50%であり、自然条件下では、約50%（6か月）であろうと推定される。汚泥の分解は、温度に大きく影響され、低温（4℃）では、ほとんど分解されず、温度の上昇とともに分解率も上昇する。とくに、10～23℃への上昇は、分解率を大幅に上昇させる。このことは、冬作物に対して施用された汚泥分解は、施用直後と早春に起こることを示している。

汚泥の添加量と分解の関係は、添加量が一定の範囲（土壤に対して4%まで）内であれば、分解は、添加量の増加に伴って増加する（分解率はほぼ一定）が、その範囲を越える（8%）と分解率は、低下する。すなわち、土壤による炭素の分解に限界が存在する。

(2) 汚泥中窒素の無機化（分解）

汚泥中窒素（有機態）は、土壤中で無機態窒素に変換される。この過程は、制御環境下でも自然環境下（夏季）でも炭素の分解と同様に添加後短期間に起こる。また、汚泥の連用は、無機化を早める。冬作物に対して施用された汚泥の無機化は、施用直後（晩秋～初冬）と早春に起こる。

汚泥中窒素の無機化率は、炭素の場合と同様に条件によって変化するが、既往の報告では、おおむね4～48%であり、本特別研究の結果では、24～61%であった。また、C/N比の小さい汚泥程無機化され易い。しかし、汚泥添加量は、無機化率に影響を与えず、ほぼ一定の割合で無機化される。自然条件下における無機化率は、生成した無機態窒素（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）の溶脱があるため、把握されていない。

(3) 汚泥中窒素の形態変化

汚泥中の窒素は、土壤中で有機態 $\text{N} \rightarrow \text{NH}_4\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2\text{-N} \rightarrow \text{NO}_3\text{-N}$ の形態変化を受ける。この過程は、制御環境下でも自然環境下（夏季）でも短期間（1か月程度）で終了する。冬季においては、施用直後（晩秋から初冬）と早春に起こる。 $\text{NH}_4\text{-N}$ から $\text{NO}_3\text{-N}$ への変化（硝化作用）は、ほとんどの場合、段階的に進行する。しかし、自然条件下では、 $\text{NO}_2\text{-N}$ の顕著な蓄積は、認められない。汚泥の連用は、硝化作用を早める場合がある。

(4) 汚泥に含有されるリン酸の形態変化

多量のリン酸を含有する汚泥が、リン酸吸収係数の低い土壤に施用された場合、多量の水溶性リン酸の蓄積が認められる。

(5) 汚泥中成分の土壌—植物系における挙動

汚泥に含有される成分 (N, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn, Znなど) は、植物によって吸収される。植物による吸収率は、汚泥の種類 (質) や土壌、植物種によって異なるが、Nの吸収率は、おおむね3~34%、Pの吸収率は、3~15%である。汚泥中のN及びPは、施用後の第1作の植物だけでなく、第2作以降の植物によっても吸収される。また、施用量の増加に伴って吸収率は、低下する。しかし、汚泥の連用は、N及びPの吸収率を増加させる。

植物のK吸収率は、ほとんどの場合100%以上の値となる。これは、汚泥中のKが、植物の要求量以下 (不足) であることを示すと同時に、植物は、土壌から多量のKを吸収していることを示している。また、植物種によっては、多量のNaを吸収する。

汚泥中に含有されるCa, Mg, Na, Cl及びN ($\text{NO}_3\text{-N}$ の形態) は、降雨に伴って施用位置から下層に移動する。そのうち、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の移動速度は、淡色黒ボク土において、およそ80cm/年である。これらの成分の移動量 (濃度) は、汚泥施用量の増加に伴って増加するが、その増加率は、施用量比以上の顕著なものである。

土壌に吸着される物質でも持続的な供給がある場合は、土壌の表層から下層に向って順次飽和吸着量に達していくため、次第に下層に移動して行く。非吸着物質は、浸透の過程で生物化学的な反応を受けない場合は、その浸透は、降雨の浸透機構と同一であると考えられる。

底質から水域への物質の溶出 (水田を想定) 機構は、複雑な水理現象であり、その溶出特性は、底質によって異なることが予想される。底質から水域への物質の供給には、溶出と並んで底質そのもの (底泥) の巻き上げ現象がある。これに関しては、底泥の限界掃流力には流送限界と破壊限界があり、両限界の限界掃流力と底泥の粘度との間に一定の関係が認められ、これによって底泥は、二つのグループに大別される。

(6) 汚泥の減量化

ミミズを利用して汚泥の減量化を行う場合、もっとも効果的に行う (処理量を最大にする) には、ミミズの成体を全く採取しない方が良い。一方、ミミズの収穫量を最大にするには、15~30日間隔、または、生息密度が、15,000個体/ m^2 になった時に成体の半数を採取すればよい。

ミミズを利用した汚泥の減量化は、土壌にかかる負荷を軽減するという意味から有効であると同時に、4.3.1.3に示したように、ふん土が施用されると、土壌の微生物数を富化させるという土壌の性質の改善につながるものと考えられる。

以上に示した知見の大部分が、本特別研究で得られた成果によるものである。とくに、(2)及び(3)の自然条件下における研究や汚泥の連用に関する研究、(5)のN吸収率以外の全項目、そして(4)及び(6)の成果は、本特別研究によって初めて明らかにされたものである。

これらの成果の中から汚泥の緑農地利用に際して注意すべき点が浮かび上った。すなわち、

1) 汚泥中炭素及び窒素の全てが土壌中で分解されるわけではなく、連用によって次第に蓄積してくること。また、一回の施用でも分解に限界が存在すること。

2) 汚泥の単独施用では、植物が必要とするKを供給できない。したがって、Kの供給が必須であること。

3) 畑土壌の場合、汚泥中のCa, Mg, Na, Cl及びN($\text{NO}_3\text{-N}$ の形態)の溶脱が起こり、地下水へ到達する可能性があること。

である。とくに、3)は、汚泥の緑農地への施用が、土壌環境以外の環境に影響を及ぼすことを示唆するものであり、重要な指摘であろう。

これらの成果は、個々にみても、それぞれの分野における研究の進展に対して貢献するものと考えられるが、個々の成果の相互関連性が解明されれば、汚泥の緑農地利用が及ぼす環境影響を考える上で多大な貢献をするものと考えられる。この相互関連性の解明が、今後に残された課題である。

4.5 土壌環境における有機廃棄物随伴重金属等の影響と挙動に関する研究(研究課題3)

下水汚泥をはじめ各種の有機廃棄物には、重金属等の有害金属元素が含有されていることが知られており、農業資材としての有効利用上の問題点として広く認識されている⁹⁾。そして、土壌に施用された場合の植物による吸収・蓄積に関する多数の研究成果が、蓄積されている。また、多量の重金属を含有する汚泥を施用した砂丘地土において植物に重金属の過剰障害が発生することが報告されている⁴²⁾。

本研究課題では、廃水の生物処理過程で発生する汚泥中の重金属に注目し、その由来、生物処理過程における挙動を明らかにすることに重点を置き研究を展開するとともに、重金属による土壌汚染に関する基礎的な研究、生活廃水汚泥を単独で施用した土壌における植物の重金属吸収などに関する研究を展開した。

4.5.1 生活廃水中における重金属の由来と生物処理過程における挙動

4.5.1.1 生活廃水汚泥中の重金属の由来と生物処理過程における濃縮

まず、下水及び下水汚泥中の重金属濃度、生活廃水中の重金属の由来が調査された(中報12)。生活廃水中に含まれる微量の重金属は、廃水の生物処理(活性汚泥法)の過程から発生する汚泥に濃縮(生活廃水中の約5,000倍)され、生活廃水由来の下水汚泥中の重金属濃度は、おおむねFe 30,000, Zn 1,000, Mn 500, Cu 200, Pb 100, Cr及びNi 30, As 5, Co 4, Cd 3mg/ss・kgであることが明らかにされた。

また、これらの重金属は、用水、食品、医療品、紙、洗剤、化粧品などに由来するが、なかでも使用量の多い用水と食品の占める割合が高いこと(食品は、個々に含有濃度が異なるが、摂取量の多い米が食事による重金属の全摂取量の50%以上を占めるものと考えられる)、し尿中の重金属と台所廃水からくる重金属は、生活廃水に対する重金属負荷の50%程度を占めることが明らかにされた。

4.5.1.2 家庭用浄化槽汚泥の重金属濃度

この活性汚泥法による下水処理汚泥中の重金属濃度の調査に続いて、家庭用浄化槽の汚泥の重金属含有量が調査された（本報23）。

それによると、調査した東京都及び千葉県下10か所の浄化槽汚泥の平均重金属含量は、Cr 22.8 (14.5~31.4), Cu 200 (134~344), Zn 1,030 (718~1,730), Fe 9,000 (6,290~11,580), Mn 136 (79.0~217), Pb 59.6 (7.0~125) mg/ss·kgであった。

この値は、東京都と千葉県下の限られた地域の値であるが、工場廃水に由来する重金属を全く含有していないために、生活廃水のみを処理した場合に発生する汚泥中の重金属濃度を示していることになる。したがって、この調査を全国規模で進めることによって生活廃水汚泥の重金属レベルの最低値（バックグラウンド）が把握できるものと考えられる。

4.5.1.3 生物膜汚泥中の重金属濃度

さらに、回転円板法を利用した家庭用浄化槽（東京都及び千葉県下の3か所）の生物膜汚泥の重金属含量が調査された（本報25）。

それによると、Cr 20, Cu 140, Zn 610, Mn 430, Fe 8,300mg/ss·kgであることが報告された。これらの値を前記浄化槽汚泥中の含量と比較すると、Znがやや低値であった以外は、全ての元素とも前記の濃度範囲内に入っていた。

4.5.1.4 汚泥中の微小動物に対する重金属の影響

このような汚泥中の重金属含量の調査と同時に廃水の生物処理過程における重金属の挙動を解明する上で重要かつ基礎的な研究が実施された。

その一つは、微小貧毛類に関する研究である（本報24）。この生物は、長期間ばっ気活性汚泥法や浸漬ろ床、回転円板などの生物膜法による水処理過程にしばしば大量に出現する環形動物である。この微小貧毛類を廃水の生物処理過程における重金属の挙動を解明するための実験材料とすることと水処理系におけるこれらの役割を明らかにする目的でその大量培養法が検討された。その結果、増殖に対する最適水温（25~33℃）、同じく適性塩濃度の上限（リン酸緩衝液濃度として、1/150~1/7,500M）、かくはん強度の影響、有機物濃度、特定の細菌群と汚泥成分の存在の影響等の条件が明らかにされ、最適条件下における1mlあたりの個体密度が種ごとに明らかにされた。

また、廃水中に存在する重金属が、廃水の生物処理に出現する微小動物に与える影響に関する研究も行われた（本報25）。

この研究では、まず、室内実験が行われ、廃水の生物処理過程で出現頻度が高く、二者培養に成功した微小後生動物の中で最適培養条件が明らかにされている種類⁵¹⁾について重金属の影響が調査され、続いて、フィールド実験によって家庭用浄化槽における重金属の微小動物に与える影響が調査された。

その結果、実験に用いられた輪虫類（*Philodina* sp.）のEC₅₀（比増殖速度が50%低下する濃度）

は、Cu 5.4, Cr 1.6, Zn 9.2, Mn 33mg/l, 微小貧毛類の一種である *Nais* sp. では、それぞれ 1.3, 0.03, 4.3, 7.6mg/ml, 同じく微小貧毛類である *Aeolosma hemprichi* では、それぞれ 0.9, 0.03, 3.4, 14mg/ml であった。

このように微小後生動物は、Cr (6価) によって増殖が大きく阻害されることが明らかにされた。微小後生動物に対する毒性の順位は、おおむね $Cr > Cu > Zn > Al > Mn > Fe$ となること、また、前記3か所の家庭用浄化槽の回転円板の生物膜汚泥における重金属含量では、これらの生物の生存には影響が認められないこと、浄化槽流入水中の重金属濃度は、前記三種の生物について室内実験で得られた EC_{50} 値よりもかなりの低値であることが明らかにされ、生活廃水中に含有される程度の重金属濃度では、生物処理に働く微小動物の生育に影響を与えないことが明らかにされた。

生活廃水処理場から発生する汚泥の重金属含有量については、多数の報告があり、それらを参照されたい。しかし、家庭用浄化槽汚泥や回転円板生物膜汚泥の重金属含有量については、これまでほとんど報告されていない。

これらの浄化槽汚泥や生物膜汚泥中重金属のなかで Zn, Cu 及び Pb の含有量は、土壌中のこれら元素の含有量 (Zn 平均50 (10~300)ppm, Cu 平均20 (2~100)ppm, Pb 平均10 (2~200)ppm) を上回っている。

4.5.2 汚泥中重金属の植物による吸収と土壌中での挙動

4.5.2.1 植物による吸収

汚泥施用土壌に栽培された植物による汚泥中重金属の吸収に関しては、我が国においても多数の研究があり、植物によって吸収されることが明らかにされている。また、汚泥中の存在形態や吸収の様式についても多くの知見が集積されつつある。本特別研究では、生活廃水汚泥が単独で施用された土壌に栽培された植物による汚泥中重金属の吸収について若干の検討が行われた。

(1) コマツナによる汚泥中重金属の吸収 (小型ライシメーター実験)

生活廃水汚泥 (返送汚泥) を施用した黒ボク土に栽培したコマツナ (自然光温室内の小型ライシメーター実験, 表9) による Fe, Mn 及び Zn の吸収 (本報9) についてみると、播種後26日目 (全植物体) では、土壌pHを補正せず、1及び5%の汚泥を施用した区の Mn, 同5%区の Zn, 同1%区の Fe は、対照無処理区の含有量より明らかに高く、Mn及びZnは、施用量の増加に伴って増加した。一方、石灰を施用し、土壌pHを補正した汚泥1%施用区の Fe, 5%区の Mn は対照無処理区より高い含有量を示したが、施用量との間に一定の関係は見い出せなかった。

播種後62日目の植物体についてみると、茎葉部では、pH補正5%区の Fe, 非補正1及び5%区の Mn が、根部では、pH補正1及び5%区の Mn 及び Zn, 非補正1及び5%区の Mn, 補正5%区の Fe が、それぞれ対照区より高含有量を示し、非補正区の Mn 含有量は、汚泥施用量の増加に伴って増加した。一方、非補正1%区の Fe 含有量は、対照区より減少した。

(2) 各種植物による重金属の吸収 (ほ場実験)

消石灰を脱水助剤とする生活廃水汚泥 (表 8) を施用した淡色黒ボク畑土壤に栽培された植物 (ナス, コムギ, 陸稲, コカブ, フダンソウ, ソルガム) については, 前項 (4.4.4.1) で述べたように対照無処理区より汚泥施用区の植物の Fe, Mn, Cu 及び Zn 含有量が高くなる場合と, 逆に, 減少する場合とがあること, 化学肥料区の植物の含有量と比較して高含有量となる場合は, 非常に少ないことが明らかにされた (本報12)。

また, 同じ汚泥を施用した 4 種の土壤 (有底枠試験) に栽培されたナス及びコムギについても同様の結果が得られている (本報11)。

このように乾物として 3.75~15t/ha の石灰含有汚泥の 2~3 回の連用では, 植物体中の重金属含有量は, 化学肥料区のそれより高含有量となる場合は, 非常に少ないことが明らかにされた。これは, この汚泥に含有されるカルシウムによって土壤 pH が上昇し, 汚泥中に含有される重金属が不可給態化することによると考えられる。

4.5.2.2 土壤中での挙動

汚泥中に含有される重金属の畑土壤における下層土への移行に関しては, 生活廃水汚泥 (返送汚泥, 表 6) 及び石灰凝集生活廃水汚泥 (表 8) を施用した淡色黒ボク土及び黒ボク土 (大型及び小型ライシメーター実験) の土壤溶液中の重金属分析によって追跡された (中報 7 及び 8, 本報 22)。

これらの実験によって土壤溶液中の重金属濃度は上昇せず, 土壤溶液に溶解した形態では移動しないことが明らかにされた。

このように石灰を多量に含有する汚泥が土壤に施用された場合は, 土壤 pH が上昇するために含有される重金属が植物によって多量に吸収されることは, 少ないものと考えられる。

4.5.3 有害金属元素による植物の生育障害に関する基礎的研究

4.5.3.1 水田土壤におけるヒ素の挙動

ヒ素 (As) の植物毒性は, 還元状態で発現するとされており, 汚泥の水田土壤への施用に伴って含有されるヒ素による生育障害の可能性を明らかにする目的で水田土壤におけるヒ素の挙動に関する基礎的研究が実施された。従来, ヒ素の毒性は還元条件下で生成される亜ヒ酸によるものと考えられていた⁵³⁾。しかし, 最近, 土壤や底泥に生棲するカビや細菌がヒ素をモノメチルアルソン酸 (以下 MMA と記す) やジメチルアルシン酸 (以下 DMA と記す) を経てアルシンまで還元気化することが明らかにされた⁵⁴⁻⁵⁸⁾。このような反応が水田土壤で起こるものであれば非常に毒性の高いアルシンが水稻根を痛め, 水や養分の吸収を阻害する可能性も考えられる。土壤や底泥試料に適用しうる MMA や DMA の分析法が確立され, 各地のヒ素汚染土壤の分析がなされるとともに現地水田土壤におけるヒ素形態の季節変化が追跡され報告されている⁵⁹⁾。

本特別研究では, 汚染地土壤を用いたポット試験によって DDM, MMA, 亜ヒ酸及びヒ酸の土

壤中での変動や田面水への溶出並びに水稻の生育状況が調査された（本報26）。

その結果、DMA、MMA及び亜ヒ酸は、稲わらを加えたヒ素汚染地の水田土壌で活発に生成され、湛水下で生成されたDMAとMMAの量は、現地水田土壌における最高値の約40倍に、亜ヒ酸量は、約2倍に達すること、落水後、DMAは急速に減少したが、MMAは、その後もしばらく漸増を続けること、湛水下でニンニク様の刺激臭をもつアルシンと思われる揮発性のヒ素化合物が発生すること、田面水中のAs濃度は、湛水直後に非常に高くなり、無機Asに対してDMAやMMAの占める割合が土壌中に比べて5～10倍ほど高くなることが明らかにされた。さらにヒ素汚染水田におけるアルシンによる水稻の生育阻害の可能性が指摘された。

4.5.3.2 植物の元素吸収に対するヒ素の影響

この実験に続いて現地ヒ素汚染水田で採取された水稻及びヒ素汚染土を用いたポット試験で栽培された水稻の成分（K、Ca、Mn、Fe、Cu、Zn、As、Br、Rb、Sr及びPb）分析が行われ、ヒ素の存在によって吸収阻害を受ける元素の解明が行われた（本報27）。

その結果、水稻によるMn、Cu及びZnの吸収は、Asによって抑制されるようであるが、他の元素の吸収に与えるAsの影響は明確でないこと、多量のFeが、根面を被う酸化層として蓄積されること、AsとCa、Sr、Zn、MnあるいはPbの一部は、Fe酸化層に吸蔵されていると考えられること、この根面のFe酸化層は、Asによって減少させられ、その構造も粗となることが明らかにされた。

土壌中の亜ヒ酸量や酸化還元電位がほど同じであっても土壌中に有機物が豊富に存在すると生育阻害が、顕著に現れることも把握されており⁶⁰⁾、ヒ素を豊富に含んだ有機廃棄物を水田に施用した場合や、ヒ素汚染地に有機廃棄物が施用された場合には、この現象が、再現される可能性がある。このように有機廃棄物を農耕地に施用する場合は、可能な限り含有される有害成分を低下させることが必要であろう。

4.5.4 研究課題3の総括

この研究課題では、生活廃水の生物処理過程で発生する汚泥に含まれる重金属について、その由来と処理過程における挙動、汚泥中の濃度、土壌に施用した場合の土壌—植物系における挙動を解明することを目的として研究を実施するとともに、有害金属元素の土壌中における挙動と植物に対する影響に関する基礎的研究を行った。

これらの研究によって得られた主要な成果は、以下のとおりである。

1) 生活廃水に含まれる微量の重金属は、廃水の生物処理（活性汚泥法）の過程から発生する汚泥に濃縮（廃水中の約5,000倍）される。

生活廃水中の重金属は、用水、食品、医療品、紙、洗剤、化粧品などに由来するが、なかでも、使用量の多い用水と食品の占める割合が高い。また、し尿中の重金属と台所廃水からくる重金属が、生活廃水に対する重金属負荷の50%程度を占める。

2) 生活廃水の生物処理過程から発生する汚泥（活性汚泥法、家庭用浄化槽、生物膜汚泥）中の重金属濃度は、Feを除いてほぼ同じ濃度を示す。このうち、Zn、Cu及びPbは、土壌中の含有量を上回る。

3) 生物処理過程で発生する微小後生動物に対する重金属の毒性は、Cr（6価）がもっとも高くFeが最低である。

4) 汚泥中に含有される重金属元素は、植物によって吸収される。しかし、多量のカルシウムを含有する汚泥の場合、植物体中の重金属含有量は、化学肥料を施用した場合の植物体中含量を上回る場合は少ないと考えられる。しかし、土壌中の重金属含有量は、汚泥の施用によって上昇する。

5) 汚泥に含有される重金属は、土壌溶液に溶解した形態では、土壌中を移動しない。

6) 稲ワラを添加したヒ素で汚染された水田土壌において、ジメチルアルシン酸(DMA)、モノメチルアルソン酸(MMA)及び亜ヒ酸が活発に生成される。また、アルシンと推測される揮発性のヒ素化合物の発生が認められる。田面水中のヒ素濃度は、湛水後に非常に高くなり無機ヒ素に対するDMA及びMMAの割合は、土壌中より5~10倍高くなる。

7) 水稻の根面に形成される鉄の酸化層は、ヒ素の存在によって減少させられ、その構造も粗となる。

以上に示したように、生活廃水だけを処理した汚泥でも土壌に含有されるより多量のZn、Cu、Pbを含有している。このことは、これらの汚泥を多量に、かつ長年施用することは土壌の汚染につながることを示唆している。

汚泥の農耕地での利用にあたって、諸外国では、適正な利用のためのガイドラインが設けられており⁵²⁾、我が国においても肥料取締法の中で有害成分の規制が設けられているほか、北海道、群馬、大分の各道県では、施用指針が、制定されており、環境庁からも指針が出される予定である。汚泥の農耕地での利用を進めるに当たっては、土壌汚染を引き起こすことのないよう、これらの指針に従って注意深く利用することが必要である。

また、カルシウムを多量に含有する汚泥を単独で施用した場合、含有される重金属は、化学肥料だけを施用した場合より多量に吸収されるということは、少ないと考えられる結果が得られている。しかし、土壌中の重金属量は、施用によって増加する。汚泥の施用が、何らかの原因で中止された場合（例えば土壌pHの上昇）、我が国の様な多雨気候では降雨によってCaが溶脱されるため、土壌pHが低下し、蓄積した重金属が可溶化するために、植物の生育障害の発現は否定しえない。従って、汚泥を農耕地で利用するためには、可能な限り重金属含有量を低下させることが必要であろう。

4.6 土壌・底質環境における合成有機化合物の分析と挙動に関する研究（研究課題4）

本研究課題においては有機廃棄物に含有される合成有機化合物や農耕地に散布される農薬の土壌・底質環境における挙動と有機廃棄物の土壌における分解に与える合成有機化合物の影響を解

明することを目的として研究が展開された。有機廃棄物に含有される合成有機化合物としては、汚泥の凝集剤として使用される合成高分子凝集剤が、農薬としては除草剤が、それぞれ対象とされた。

4.6.1 合成高分子凝集剤が植物の生育に与える影響

合成高分子凝集剤は、1950年代に初めて開発され、固液分離能が良いため次第に従来の無機凝集剤に替わり使用量が、増加しつつある。高分子凝集剤は、アクリルアミド、アクリル酸及びこれらの類縁化合物の重合によって製造されたものが多く、有機物を含む廃水処理には、多価アニオン交換体としての性質を付与されたカチオン性のものが、使用されるのが一般的である。高分子凝集剤は、処理水中に残存することによって、あるいは、汚泥とともに廃水処理の系外に出されることによって環境とのかかわりをもつことになるが、多くの場合、生物に対して無害に近いものと考えられていた。例外的に淡水魚類に対してカチオン性凝集剤が、有害であることが知られている。

栗原と渡辺⁶¹⁾は、アブラナ科植物を用いてポット試験（土耕）を行い、高濃度のカチオン性凝集剤が害を及ぼすという結果を得た。しかし、低濃度では、害が出なかったために、植物に対しては、事実上無害に近いという見方が、一般的になっていた。しかしながら、この見方は十分な研究の蓄積に基づくものではなく、かつ、高濃度に添加した場合に発現する障害の原因に関しても、不純物として存在する未重合のアクリルアミドによるものとする推論にすぎなかった。このような状況を踏まえて本特別研究では高分子凝集剤の植物影響が詳細に見直された（中報1及び本報28）。

(1) 植物の発芽と初期生育に与える影響

高分子凝集剤の製品は、多種類にのぼるため、その植物影響を簡易に、正確に、しかも短時間でスクリーニングする方法の開発が、試験に先立って必要であった。微生物や植物細胞などの培養に用いられている液体振とう培養法が植物種子の発芽と初期生育にも適用できることが明らかにされた。この方法が、植物の生育に対する凝集剤の影響の解明に用いられ、次のことが明らかにされた。すなわち、

1) 凝集剤は、植物種子の発芽には影響を及ぼさないこと。

2) ノニオン性及びアニオン性の凝集剤は、高等植物の根の伸長に影響を与えないが、カチオン性凝集剤は、低濃度で根の伸長を阻害すること。

3) カチオン性凝集剤は、カチオン基導入率が高い程、イオン交換容量の大きい程、毒性が強いこと。

4) カチオン性凝集剤の毒性は、透析膜を隔てて作用せず、精製によって毒性が強まることから不純物によるものではなく、凝集剤そのものが毒性をもつことなどである。

(2) 植物生育に与える影響

これに続いて行われた水耕栽培試験においてカチオン性凝集剤は、根とともに地上部の生育低下、葉の黄化等の害を低濃度から引き起こすことが見いだされた。

さらに、土耕試験においてもある種の凝集剤は、ゴマに対して50~100mg/kg 土壌の施用量で害を及ぼすことも明らかにされた。

また、凝集剤添加土壌に栽培されたココアの成分分析の結果から、茎葉部では、鉄含量が低下し、細根部では、銅含量が異常に高くなること、根の細胞観察の結果から根の細胞伸長が抑制されていることが明らかにされ、これに加えて、カチオン性凝集剤が、藻類(*Chlamydomonas* sp.)の生育を低濃度で阻害することも明らかにされた。

これらの結果から植物に対するカチオン性凝集剤の害は、1)凝集剤と植物根のイオン結合による根細胞の伸長阻害。 2)銅の過剰とそれに伴う鉄欠乏による全植物体の生育低下と葉の黄化が特徴であると推察された。

前記の栗原と渡辺²¹⁾や園田ら⁶²⁾もカチオン性凝集剤(アクリルアミドポリマー)のみが植物に害を及ぼすことを見出し、その原因として製品中に不純物として混入している未重合のアクリルアミド(モノマー)をあげている。しかしながら、製品中のモノマーは、0.2%以下であり、含有量からみて、また、本特別研究の幼植物試験の結果からみても、モノマーが原因とはなりえない。また、同様に含有される可能性のあるアミン類についても同様に影響が認められていない。さらに、カチオン性ポリマーの毒性は、透析膜を隔てて作用せず、かつ、精製によって毒性が強まることから、カチオン性ポリマー自体が、植物の生育を阻害すると結論されよう。

4.6.2 土壌中における高分子凝集剤の分解

カチオン性凝集剤のなかには、メチレンブルー法⁶³⁾によって定量しうるもの(アクリルアミドポリマー、分子量約 6×10^6)がある。このカチオン性凝集剤の土壌微生物による分解性に関する検討が行われた(中報2)。

土壌微生物を接種したカチオン性凝集剤の水溶液を用いるモデル実験から、凝集剤が、土壌微生物によって分解され、含有される有機窒素は、無機態窒素に分解されることが明らかにされた。

栗原と渡辺⁶¹⁾は、高分子凝集剤添加土壌に栽培した植物の生育が、後期に良好になることを見出し、その原因は、含有される窒素の無機化によることを明らかにした。ここに示した実験結果は、栗原と渡辺⁶¹⁾の結果を裏付けるものである。

4.6.3 土壌中における汚泥の分解に与える高分子凝集剤の影響

土壌に施用された汚泥の分解に対する凝集剤の影響が、生活廃水汚泥(凝集剤を含まない)を添加した淡色黒ボク土にカチオン性凝集剤(分子量 約 6×10^6 、添加量 10, 30及び50mg/100g 乾土)を加えて検討された(中報2)。この実験では、汚泥中の窒素の無機化率が指標とされた。

14日間の培養実験の結果、この凝集剤は、汚泥中窒素の無機化を抑制せず、それ自身の窒素も

無機化されることが明らかにされた。

この研究に続いて同一汚泥（施用率 5g /200g 土壌）と同一凝集剤（添加率0.12%，対乾燥汚泥添加率 4.3%）を黒ボク土に添加し，4週間の培養中に発生するCO₂を測定することによって汚泥中炭素の分解に対する高分子凝集剤の影響が検討された（本報13）。

その結果，凝集剤の添加によって5日目までのCO₂発生量は，30%程度抑制されたが，4週目には，無添加の場合のCO₂発生量とほぼ同等まで回復することが明らかにされた。

このように1mg/g土壌のカチオン性凝集剤の添加によって黒ボク土における汚泥中炭素の初期の分解が抑制されることが明らかにされた。

このほか，土壌のウレアーゼ活性に対するカチオン性凝集剤の影響が検討されている（中報2）が，その影響は小さく，1mg/g土壌の添加率でも阻害率は10%程度であることが明らかにされている。

4.6.4 土壌中におけるトリアジン系除草剤の挙動

水田に広範，かつ，多量に使用されているS-トリアジン系除草剤のうちシメトリンについて土壌中における挙動の解析が二種の水田土壌（二日市及び筑後土壌）を用いて検討された（本報29）。それによると，1)シメトリンの吸着能は，両土壌とも粘土，シルトの画分で最も高く，画分の粒径が粗くなるに伴い漸次低下すること。2)分画されない土壌では，植壊土（筑後土壌）は，砂壊土（二日市土壌）より13倍も高い吸着能を示すこと。3)両土壌の粗砂画分から分離された植物遺体の吸着能は同程度であり，腐朽稲わら，とくに，新鮮な稲わらのそれよりも著しく高いこと，4)吸着されたシメトリン中の水可溶部分（土壌粒子，土壌中の植物遺体から容易に脱着し，土壌水中に移行する植物に吸収され易いシメトリンに相当する）の割合は，両土壌とも画分の種類によって異なり，粒径の粗い画分で高く，粒径の細かい画分で低いこと，5)吸着されたシメトリン中の水・有機溶媒不溶部分（水のみでは脱着が困難であるシメトリンに相当する）の割合は，水可溶部分とは逆の傾向が認められること，6)両土壌の植物遺体は，いずれも腐朽稲わら，とくに新鮮稲わらに比べて水可溶部分の割合が極めて低く，水・有機溶媒不溶部分の割合が高いことなど除草剤の水田土壌中における挙動に関する基礎的な成果が得られた。

4.6.5 研究課題4の総括

合成高分子凝集剤（以下高分子凝集剤と記す）は，固液分離能が良いために，汚泥の凝集剤としての使用が増加しつつある。このうち，アクリルアミドポリマーについては，動物に対して毒性を示すこと（魚類に対しては急性毒性を示す）が知られていた。そして，これを使用した汚泥の肥料化が企画された当時，いくつかの研究が行われ，土壌に対して高濃度に添加した場合は，植物の生育に障害が発現することが見い出されていた。しかしながら，低濃度添加の場合に障害が発現しなかったために，汚泥に含有される量では，障害が発現しないとされた。そして，毒性の詳細が解明されないまま無害であるとされてきた。

本特別研究では、高濃度で植物毒性を示すこと及び魚類に対して急性毒性を示すことに着目して、高分子凝集剤の植物毒性が再検討された。また、同時に、土壌中での挙動と汚泥の分解に与える影響も検討された。

一方、農業は、土壌の微生物や物質代謝に影響を与えることが知られている⁶⁴⁾。したがって、有機廃棄物の土壌中における分解や成分の挙動に対して影響を与えることが予想される。そこで、使用頻度の多い除草剤を対象として、その土壌中での挙動についての基礎的研究が行われた。

これらの研究によって、1) 高分子凝集剤のなかには、植物に生育障害を起すものが存在する(カチオン性凝集剤)ことが明らかにされ、凝集剤の性質と障害の強さ、障害の原因(凝集剤自身が毒性をもつ)、生育障害の特徴(発芽後初期では根の伸長阻害、幼植物段階では根の伸長阻害と葉の黄化)、その発現濃度(極めて低濃度)が、溶液栽培によって明らかにされた。2) 土壌に添加された場合でも、カチオン性凝集剤のなかには、ゴマに対して低添加率50~100mg/kg(土壌)で生育阻害を示すものがあることが明らかにされた。これらの研究成果に基づいて植物毒性の特徴は、①凝集剤と植物根のイオン結合による根の伸長阻害、②銅の過剰とそれに伴う鉄欠乏による生育低下と葉の黄化であろうと推察された。3) これらの結果は、従来、カチオン性凝集剤(アクリルアミボポリマー)の植物毒性は、不純物(未重合のモノマー)が原因であるという説^{51,52)}を否定し、カチオン性ポリマー自体が植物の生育を阻害するというを初めて明らかにした。

これらの結果は、高分子凝集剤そのものを、添加した実験によって得られたものであり、汚泥に含まれる高分子凝集剤に関するものではない。高分子凝集剤の植物に対する作用機構からみて通常の場合では、高分子凝集剤を含む汚泥が、植物に害を及ぼす可能性は、少ないと考えられる。しかし、高分子凝集剤を含む汚泥が、銅汚染地に施用され、凝集剤に対して感受性の高い植物が栽培された場合に影響が発現するかどうかについては興味ある課題である。また、4) カチオン性凝集剤が、土壌微生物によって分解されることが、初めて見い出され、含有される有機態窒素が、無機態窒素に分解されることも明らかにされた。さらに、5) カチオン性凝集剤は、汚泥に含まれる窒素の土壌中における無機化には、影響を与えないが、汚泥中炭素の初期の分解を抑制する(40日後には回復する)ことが、明らかにされた。この炭素の分解を抑制することは、カチオン性凝集剤を含む汚泥の炭素の分解を見直す必要があることを示唆している。加えて、6) カチオン性凝集剤が低濃度で藻類の生育を阻害することも明らかにされた。これは、廃水処理場の放流水に汚泥と未反応の凝集剤が含まれる場合は、河川や湖沼の生態系に影響を与えるものと考えられる。

除草剤に関しては、土壌中で吸着される画分に関して解明がなされ、主として粘土及びシルトに吸着されることが明らかにされた。これらに吸着された除草剤が有機物の分解にどのような影響を与えるかに関しては、今後の課題である。

5. 全体の総括と今後の研究課題

本特別研究の目的は、有機廃棄物の緑農地における利用に伴って生ずる現象を、多角的な立場から解明することにあった。3年間にわたる研究によって数多くの新しい知見が得られ、この分野の研究の進展に大きく貢献するものと考えられる。個々の研究課題で得られた成果については前章4で詳細に報告した。全課題を通じて共通の研究対象とされ、詳細な研究が展開された生活廃水汚泥に関する研究の成果を、総合的に考察した結果を以下に示した。

生活廃水汚泥は、単独で施用された場合、かなりの植物生産力を示し、優れた肥料としての効果（肥効）を発揮した。その発現の様式についてみると、自然条件下の土壌における窒素の無機化は、施用後短期間に起こり、その硝化過程も化学肥料とほぼ同時に進行することから速効性の部分をもつと考えられる。また、肥効は、施用後第1作の植物だけでなく、第2作以降の植物にも発現し、長期間にわたって効果が持続することから遅効性の部分もあることが明らかにされた。

汚泥の施用は、土壌の性質（物理性、化学性、微生物性）を改善することが明らかにされた。しかし、土壌の物理性や土壌pH以外の化学性に変化がもたらされるためには、多量の汚泥の施用が前提となる。この多量施用に問題がある。それは、①消石灰を脱水助剤とする汚泥の施用は、土壌pHを顕著に上昇させ、有機凝集剤を用いた汚泥の施用は、土壌pHを低下させる。これは、植物にアルカリ、または、酸性障害を引き起し、土壌pHの低下は、汚泥に含有される重金属の可溶化を起し、植物に吸収されるものと考えられる。②多量の汚泥の施用は、土壌中の微生物数を減少させると同時に、植物種子の発芽を阻害する。③また、土壌のごく表層の乾燥を助長し、植物種子の発芽を阻害することが予想される。このように、多量の汚泥の施用は、土壌—植物系に好ましからざる影響を与えるものと考えられる。すなわち、土壌の性質とそれを反映する植物生育の面から汚泥の施用に対して限界が存在する。しかし、その限界施用量は、確定されていない。

汚泥は、優れた肥効を示すが、植物による肥料成分の吸収の面からみると、カリウムに問題がある。すなわち、汚泥に含有されるカリウムでは、植物の要求量を満たすことができず、汚泥単独施用土壌に生育する植物は、土壌から多量のカリウムを吸収している。これは、土壌のカリウムを減少させることを示しており、土壌環境の悪化と言えよう。したがって、汚泥を施用する場合は、カリウムの供給が不可欠となる。このことは、一方で、汚泥の成分組成がアンバランスであることを示している。この不均衡によって植物に生育障害が現れる場合がある。この意味からも、汚泥の成分不均衡を補うことが必要である。

植物による汚泥成分の吸収率をみると、Kを除いて一般に低い。これは、どこに行くのであろうか。大部分は、土壌の施用位置に残存していると考えられるが、汚泥に多量に含有されるCa、Mg、Na、Cl及びN($\text{NO}_3\text{-N}$ の形態)の一部は、降雨に伴って施用位置から下層に溶脱される。これは、地下水の水質や地下水を通じて水域に負荷を与えることを示唆するものと考えられる。この面からも合理的な利用を考える必要がある。

重金属含有量の面からみると、純生活廃水を処理している家庭用浄化槽の汚泥や生物膜汚泥及び活性汚泥法による処理場の汚泥に含有される重金属の中には、土壌の重金属含有量を上回るものがある。これは、廃水中に微量に存在する重金属が、極めて高い倍率で汚泥に濃縮されるためである。重金属に視点を当てた汚泥の施用指針（ガイドライン）が、我が国においても準備されている。施用にあたっては、この指針に従って、注意深く施用することが肝要である。

この研究は、今後解明されなければならない課題を抽出した。その主要なものを以下に示した。

1) 汚泥の長期連用に伴って発生する現象の握把と個々の現象の相互関連性に関する解析。

2) 汚泥に含有されている成分の土壌-植物系を通じての物質収支の把握、土壌から水域への成分移動と水質及び水域の汚濁負荷の評価。

3) 土壌に施用された汚泥中成分の大気環境への移行とその評価。

これらの課題は、昭和56年度より開始された特別研究「汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究」によって解明される予定である。この研究の成果に基づいて適正な汚泥の施用基準が提案されるものと期待される。

本特別研究は、もう一つの目的をもっていた。それは、本研究の場として用いられた土壌環境実験棟及び実験ほ場の施設を研究の場として使用できるように整備することであった。3年間にわたる研究期間の大半がこれに費やされ、これらの施設をフルに活用した研究が開始されたのは、54年度後半及び55年度であった。そのため研究の終了は、56年度になった。

引用文献

- 1) 戸刈義次 (1956) : 作物試験の実施並びに取纏め上の注意. 作物試験法 (戸刈義次ら編, 農業技術協会. 1~553), p.3~16.
- 2) Richards, L.A. (1941) : A pressure-membrane extraction apparatus for soil solution. *Soil Sci.*, **51**, 377-386.
- 3) Briggs, L.J. and A.G. McCall (1904) : An artificial root for inducing capillary movement of soil moisture. *Science*, **20**, 566-569.
- 4) 越野正義・藤井國博 (1977) : 自動分析装置の土壌、肥料、植物体、水質分析への応用に関する研究. 農技研肥料化学科資料, 第203号, 1~20.
- 5) 栗原 淳・二宮啓輔 (1974) : 肥料化産業廃棄物の土壌中での分解と肥効. 農技研肥料化学科資料, 第173号, 25~53.
- 6) 吉田富男・向井 哲・米山忠克 (1976) : 土壌生態系の化学的環境負荷の評価とその改善・制御に関する研究. 文部省特定研究(1), 135~140.
- 7) 藤井國博・小林達治・高橋英一 (1972) : いねわらおよびクローバーの分解過程におけるアミンの生成について. 日本土壌肥料学雑誌, **43**, 160~164.
- 8) 藤井國博・栗原 淳 (1974) : 各種産業廃棄物に含有される肥料関連成分の分析結果. 農技研肥料化学科資料, 第173号, 1~23.
- 9) 矢崎仁也 (1979) : 下水汚泥の重金属, 下水汚泥一リサイクルのために一. 日本土壌肥料学会編 (博友社), p.67-82.
- 10) 矢崎仁也・山本一彦・小嶋博文 (1980) : コンポストの熟度等に関する調査. 環境庁水質保全局, 土壌浄化力活用調査, p. 202-214.

- 11) 藤井國博・小林達治・高橋英一・鈴木達彦・松口龍彦・關 道生・田辺市郎 (1970) : いねわら施用土壌における微生物の変動について, 日本土壌肥科学雑誌, **41**, 323-327.
- 12) 藤井國博・小林達治・高橋英一 (1972) : 植物遺体の分解過程における微生物の変動について, 日本土壌肥科学雑誌, **43**, 155-159.
- 13) Nishio, M. and S. Kusano (1980) : Fluctuation patterns of microbial numbers in soil applied with compost. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **26**, 581-593.
- 14) 加藤邦彦・鈴木達彦 (1979) : 家畜ふん尿施用土壌における微生物フロアの研究. 農業技術研究所報告, B30, 73-135.
- 15) Miller, R.H. (1974) : Microbiology of sewage sludge disposal in soil. EPA-670/2-74-074, U.S. Environmental Protection Agency.
- 16) 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.
- 17) Doran, J.W., J.R. Ellis and T.M. McCulla (1977) : Microbial concerns when wastes are applied to land. *Land as a waste management alternative* (R.C. Loehr ed.), Ann Arbor Science Publishers Inc., p. 343-361.
- 18) 高橋和司 (1976) : 下水汚泥の土壌改良のための有機物資材としての利用. 汚泥の緑農地還元肥料化対策資料集 (フジテクノシステム), p. 202-227.
- 19) 大羽 裕 (1979) : 下水汚泥の分解と土壌の理化学性. 日本土壌肥科学会講演要旨集, 第25集, p. 193.
- 20) 後藤逸男・清水慶一・蛭木 翠 (1979) : 土壌中での有機物の分解 (第6報) 凝集剤を異にする下水汚泥の分解. 日本土壌肥科学会講演要旨集, 第26集, p. 255.
- 21) 土木学会 (1970) : 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45年度, p. 132.
- 22) 海老原武久・渡辺光昭・栗原 淳 (1978) : 各種下水, し尿汚泥の性質について. 日本土壌肥科学会講演要旨集, 第24集, p. 141.
- 23) 浅海哲夫・若林貞生, 猪貝豊一, 谷口克己・茂木勝三 (1979) : 東京都南多摩汚泥の農業利用, 第1報, 成分組成と無機化試験, 日本土壌肥科学会講演要旨集, 第26集, p. 253.
- 24) 森下諦三 (1973) : 活性スラッジの肥料化システム (下). *ジャパンフードサイエンス*, 9号, p. 76.
- 25) 牛越淳夫 (1975) : 好気性細菌の計数と分離, 土壌微生物実験法 (土壌微生物研究会編, 養賢堂), p. 43-59.
- 26) Hankin, L., D.C. Sands and D.E. Hill (1974) : Relation of land use to some degradative enzymatic activities of soil bacteria. *Soil Sci.*, **118**, 38-44.
- 27) 合田 健・藤井國博・久保井 徹・服部浩之・広木幹也 (1981) : 下水汚泥の土壌生態系に与える影響, 生活および産業廃水汚泥ならびに処理水の有効利用に関する基礎的研究, 文部省「環境科学」研究報告集, B86-R33-3, p. 41-58.
- 28) 夜久 孝・山県辰男 (1980) : コンポスト施用土壌の微生物調査, 土壌浄化力活用調査報告書 (環境庁水質保全局), p. 51-59.
- 29) 早野恒一 (1975) : 土壌酵素活性, 土壌微生物実験法. 土壌微生物研究会編, 養賢堂. p. 338-354.
- 30) Lunt, H.A. (1953) : The case for sludge as a soil improver. *Water Sewage Works*, **100**, 8-295.
- 31) Law, J.P. and R.S. Kerr (1968) : *Agricultural utilization of sewage effluent and sludge*, An annotated bibliography, Federal Water Pollution Control Administration. U.S. Department of the Interior, 28-29.

- 32) 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, p.1-321.
- 33) 田辺市郎 (1975) : 土壤呼吸, 土壤微生物実験法. 土壤微生物研究会編, 養賢堂. p.270-279.
- 34) 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, 日本土壤肥料学雑誌, 52, 219-224.
- 35) Terry, R.E., D.W. Nelson and L.E. Sommers(1979) : Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 43, 494-499.
- 36) Terry, R.E., D.W. Nelson and L.E. Sommers(1979) : Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. J. Environ. Qual., 8, 342-347.
- 37) Hsieh, Y. P., L. A. Douglas and H.L. Motto(1981) : Modeling sewage sludge decomposition in soil; I. Organic carbon transformation. J. Environ. Qual., 10, 54-59.
- 38) 前田乾一・鬼鞍 豊 (1977) : 圃場条件における有機物の分解率の測定法, 日本土壤肥料学雑誌, 48, 567-568.
- 39) 甲斐秀昭 (1976) : 窒素化合物の代謝, 植物栄養・土壤肥料大事典, 養賢堂, P.444-452.
- 40) Nguyen, Quan-Lu・大羽 裕 (1981) : 下水汚泥の有機態窒素の無機化, 日本土壤肥料学雑誌, 52, 219-224.
- 41) 山添文雄 (1979) : 下水汚泥の肥料化, 下水汚泥リサイクルのために一, 日本土壤肥料学会編, 博友社, p.45-66.
- 42) 馬場 昂・五十嵐太郎 (1981) : 砂丘地の作物と土壤に及ぼす汚泥連用の影響, 生活および産業廃水汚泥ならびに処理水の有効利用に関する基礎的研究, 文部省「環境科学」研究報告集, B86-R 33-3, p.15-28.
- 43) 茨城県土木部下水道課・茨城県林業試験場 (1980) : 脱水ケーキの利用による砂地の改良に関する試験総括報告, p.1-69.
- 44) 香川尚徳・白石忠男・栗原 康 (1978) : 水田土壌における下水汚泥の分野, 用水と廃水, 20, 1435-1438.
- 45) 林 雄・柴 英雄 (1978) : 下水汚泥の農業利用に関する研究, 日本土壤肥料学会講演要旨集, 第25集, p.279.
- 46) 林 雄・柴 英雄 (1981) : 下水汚泥の農業利用に関する研究 (第4報), 水稻に対する二種の汚泥の影響, 日本土壤肥料学会講演要旨集, 第28集, p.289.
- 47) 秋山 豊・井田 明・清野 馨 (1980) : 暖地水稻に対するコンポストの施用効果, 同上, 第26集, p.143.
- 48) 秋山 豊・井田 明・清野 馨・内田好哉 (1981) : 暖地水稻に対するコンポストの施用効果 (第2報), 同上, 第28集, p.336.
- 49) 海老原武久・山田 要・松村 蔚 (1980) : 汚泥の農業利用に関する研究 (第1報), 下水, し尿汚泥の連用による土壌, 作物への影響, 同上, 第27集, p.291.
- 50) 松村 蔚・海老原武久・山田 要 (1981) : 汚泥の農業利用に関する研究 (第Ⅲ報), 汚泥中の肥料成分および重金属類の作物吸収について, 同上, 第28集, p.290.
- 51) 稲森悠平・須藤隆一 (1981) : 生物処理における微小後生動物の役割に関する研究, 2. 生物処理に出現する微小貧毛類の環境条件, 日本醸酵工学会大会講演要旨集, p.73-74.
- 52) 茅野充男 (1980) : 諸外国における下水汚泥農地施用のためのガイドライン. 再生と利用, 3, 63-66.
- 53) 山根忠昭 (1979) : 島根県におけるヒ素汚染の実態と対策, 渋谷政夫編著, 土壤汚染の機構と解析—環境科学特論一, 産業図書, p.38-78.

- 54) Cox, D.P. and M. Alexander(1973) : Production of trimethylarsine gas from various arsenic compounds by three sewage fungi, Bull. Environm. Contamin. Toxicol., 9, 84-88.
- 55) Cullen, W. R., C. L. Freese, A. Lui, B.C. McBride, D. J. Satmore and M.Reimer(1977) : The aerobic methylation of arsenic by microorganisms in the presence of L-methionine-methyl-d 3, J. Organometal, Chem., 139, 61-69.
- 56) Cullen, W. R., B. C. McBride and A. W. Sckett(1979) : The transformation of arsenicals by *Candida humicola*, Can. J. Microbiol., 25, 1201-1205
- 57) Cullen, W. R., B. C. McBride and M. Reimer(1979) : Induction of the aerobic methylation of arsenic by *Candida humicola*, Bull. Environm. Contam. Toxicol., 21, 157-161.
- 58) McBride, B. C., and R.S. Wolfe(1971) : Biosynthesis of dimethylarsine by methanobacterium, Biochemistry, 10, 4312-4317.
- 59) Takamatsu, T., H. Aoki and T. Yoshida : Determination of arsenate, arsenite, monomethylarsonate and dimethylarsinate in soil polluted with arsenic, Soil Sci., in press.
- 60) 高松武次郎・比嘉房江・吉田富男 (未発表)
- 61) 栗原 淳・渡辺光昭 (1976) : ポリアクリルアミド系凝集剤の植生に及ぼす影響, 農技研肥料化学科資料, 第189号, p.17-30.
- 62) 園田洋次・宮木 好・原 徹夫・武藤良雄・西川治光 (1978) : ポリアクリルアミド系凝集剤の植生に及ぼす影響(I)-添加 polymer の土壌分解と植物による吸収-, 日本土壌肥料学会中部支部大会講演要旨, 昭和53年度, p.4.
- 63) 大谷 讓・若松峯雄・松井秀弘 (1978) : 水中微量アクリルアミド系凝集剤の分析法, 水道協会雑誌, No.524, 15-21.
- 64) 佐藤 匡 (1981) : 農薬と土壌の微生物, 土の微生物. 博友社, P.389-419.
- 65) Skinner, F. A., P. C. T. Jones and J. E. Mollison (1952): A comparison of a direct- and a plate-counting technique for the quantitative estimation of soil microorganisms, J. Gen. Microbiol., 6, 261-271.

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ー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年特別研究報告. (1980)

第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和54年度特別研究報告. (1980)

第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測. (1980)

第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果 — 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 昭和53/54年度特別研究報告. (1980)

- 第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- 第19号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ) — 霞ヶ浦(西浦)の湖流 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第20号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第21号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第22号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第23号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第24号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅷ) — 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第25号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅸ) — Microcystis (藍藻類)の増殖特性 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第26号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X) — 藻類培養試験法によるAGPの測定 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI) — 研究総括 — 昭和53~54年度. (1981)
- 第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~55年度特別研究報告. (1981)
- 第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
— 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科Orthoclaadiinae各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について —
— 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- 第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54/55年度特別研究報告. (1982)
- 第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に与える影響に関する実験的研究 — 昭和55年度特別研究報告. (1981)
- 第32号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和54年度特別研究中間報告. (1982)
- 第33号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度特別研究報告. (1982)
- 第34号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度特別研究報告. (1982)
- 第35号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第36号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55/56年度特別研究報告 (1982)
- 第37号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第38号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference

material. (1982)

(環境標準試料「地底質」の調製, 分析および保証値)

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および複合汚染の生体に与え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 底泥の流送特性に関する研究. (1983)

第43号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.

Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded from the main stream in the June survey.

Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.

(多摩川に発生するユスリカ類の研究)

— 第5報

— 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

第44号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究 —

昭和54年度特別研究中間報告 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究2). (1983)

第45号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 研究総括 — 昭和53~55年度. (1983)

Report of Special Research 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 Report 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—Pro-
gress 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 effect 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 1979. (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 charac-
teristics 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 man's 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, microcystis—1978—1979. (1981)
- No. 26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Determination of algal growth potential by algal assay procedure—1978—1979. (1981)
- No. 27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of researches—1978—1979. (1981)
- No. 28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Progress report in 1979—1980. (1981)
- No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River (1981)
 Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- No. 30* Eutrophication and Red Tides in the coastal marine environment—Progress report in 1979—1980. (1982)
- No. 31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1980. (1981)
- No. 32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1).(1982)
- No. 33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes—Progress report in 1980. (1982)
- No. 34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1980. (1982)
- No. 35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No. 36* Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report in 1980—1981. (1982)
- No. 37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy. —The evaluation laboratory of Man-Environment—Systems (1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No. 39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution

- tion—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 conditions of
soil. (1983)
- No. 42* Studies on 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 Orthocladiinae recovered from the
main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No. 44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system
—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants forma-
tion mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No. 45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Summary of researches
—1978—1980. (1983)

* in Japanese