

畑地土壌における水分と諸元素の動態

Formulation of the Dynamic Behavior of Water and Solutes Leaching
through the Field Soil

乙間末広¹・久保井徹²

Suehiro OTOMA¹ and Toru KUBOI²

¹総合解析部

¹Systems Analysis and Planning Division

²水質土壌環境部

²Water and Soil Environment Division

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

近年、環境問題の中で地下水（土壌水を含む）が関与する事象が次第に重要性を増しつつある。しかし表流水に比べて、地下水に関する仕事は必ずしも多くない。特に、土壌中の現象を個々に調べ、データを収集する研究は比較的に見られるが、このデータを体系的にとりまとめ、さらに一般的な数学モデルの形に定式化する仕事は極めて限られている。

この研究は当研究所の土壌フィールドにおいて長期にわたり計画的に採取されたデータに立って、土壌内での水分と諸元素の挙動を厳密性を失わない範囲で実用的な数理モデルに表現したものである。特殊な実験系での微視現象にとらわれ過ぎること、仮想データで数理解析のみに偏すること、のいずれをも避けることを眼目にしたまれな仕事の一つと言えるのではないか。このことが可能であったのも、土壌現象を専門とする研究者と、数理モデルを専門とする研究者が密な共同研究を実施した結果と思われる。これが言うべくして難しい学際研究の一つの見本となり、学際研究がさらに活発になれば、この仕事のもう一つの成果である。

なお、本報告は昭和57年度の経常研究「土壌環境質の予測と管理に関する基礎的研究」及び昭和60年度からの経常研究「土壌養分の物質循環に関する研究」の成果を集大成してまとめたものである。

昭和62年3月

国立公害研究所 総合解析部
部長 内藤 正明

目 次

Abstract	1
はじめに.....	3
第 I 編 長期フィールド観測による動態解析	
第 1 章 緒 論.....	5
1.1 緒 言	5
1.2 挙動を支配する要因	6
1.2.1 土壌の性質	
1.2.2 土壌の構造	
1.2.3 環境条件	
1.3 第 I 編の研究目的と概要	6
第 2 章 フィールド及び実験.....	8
2.1 緒 言	8
2.2 試験地の概要と処理内容	8
2.2.1 試験地の位置と土壌	
2.2.2 気象概要	
2.2.3 試験概要	
2.3 土壌溶液の採取と分析	18
2.3.1 採 取	
2.3.2 分 析	
第 3 章 土壌水分の屋外自動測定システム	20
3.1 緒 言	20
3.2 システムの概要	21
3.3 計測電圧と吸引圧の関係	23
3.3.1 測定方法	
3.3.2 結果と考察	
3.4 長期測定時の精度と外乱の検討	25
3.4.1 測定方法	

3.4.2	結果と考察	
3.5	実測時における外乱の除去	29
3.5.1	外乱の除去手法	
3.5.2	実測例	
3.6	冬期における自動測定	31
3.6.1	凍結防止対策	
3.6.2	保温性能	
3.6.3	周辺地温に与える影響	
3.6.4	冬期における土壌水分の実測例	
3.7	要約	36
	記号説明	36
第4章	下水汚泥施用土壌の元素吸着特性	38
4.1	緒言	38
4.2	材料及び実験	38
4.3	結果と考察	40
4.3.1	等温吸着式	
4.3.2	汚泥施用の影響	
4.4	要約	43
	記号説明	43
第5章	下水汚泥施用土壌における元素の挙動	44
5.1	緒言	44
5.2	フィールド及び実験	44
5.3	全体の傾向	45
5.3.1	成分濃度	
5.3.2	イオンの組成とバランス	
5.4	短期間の変化	48
5.4.1	数日から数週間にみられた変化	
5.4.2	数か月間にみられた変化	
5.5	長期的挙動	53
5.5.1	塩素と硝酸	
5.5.2	その他の元素	
5.6	植物栽培の影響	57

5.6.1 植栽区の方が濃度の低い元素	
5.6.2 植栽区の方が濃度の高い元素	
5.7 環境保全対策と今後の課題	60
5.8 要約	62
第6章 結論	63
6.1 第I編のまとめ	63
6.2 土壌環境の保全に対する提言と今後の課題	64
引用文献	66

第II編 モデルシミュレーションによる動態解析

第7章 緒論	69
7.1 緒言	69
7.2 土壌浸透モデルに関する従来の研究	69
7.3 第II編の研究目的と概要	72
第8章 土壌水分変化のシミュレーション	74
8.1 緒言	74
8.2 シミュレーションモデル	74
8.2.1 土壌水分特性曲線	
8.2.2 水収支モデル (流動モデル)	
8.2.3 蒸散モデル	
8.3 シミュレーション結果及び考察	78
8.3.1 平衡含水率分布	
8.3.2 実測値との比較及び不飽和透水係数の推定	
8.3.3 水収支	
8.3.4 通過水量に対する不飽和透水係数及び土壌水分特性曲線の影響	
8.3.5 通過水量に対する降雨強度の影響	
8.4 要約	88
記号説明	88
第9章 塩素イオン及び硝酸イオンの挙動に関するシミュレーション	90
9.1 緒言	90
9.2 シミュレーションモデル	91

9.2.1	水収支モデル	
9.2.2	水質変化モデル	
9.3	水収支モデルのキャリブレーション	93
9.4	塩素イオンのシミュレーション	96
9.4.1	塩素イオンに対する等温吸着線	
9.4.2	シミュレーション結果	
9.5	硝酸イオン生成速度の推定	101
9.5.1	硝酸イオンに対する等温吸着線	
9.5.2	純生成速度の推定とシミュレーション結果	
9.6	要約	106
	記号説明	107
第10章	下水汚泥長期連用と植栽に伴う土壌水分と塩素イオンの分布予測	108
10.1	緒言	108
10.2	設定条件	108
10.2.1	土壌特性	
10.2.2	下水汚泥の施用	
10.2.3	降雨量と蒸散量	
10.3	シミュレーションモデル	109
10.3.1	水収支モデル	
10.3.2	水質変化モデル	
10.3.3	植物吸収モデル	
10.4	植物吸収のない場合(裸地区)	113
10.5	植物吸収のある場合(植栽区)	116
10.5.1	土壌水の分布	
10.5.2	塩素イオンの分布	
10.6	要約	122
	記号説明	123
第11章	結論	125
11.1	第II編のまとめ	125
11.2	今後の研究課題	126
	引用文献	128

CONTENTS

Abstract	1
Preface	3

Part I. Description of Field Study

Chapter 1	Introduction	5
Chapter 2	Description of Field Site and Experimental Procedures	8
Chapter 3	An Automated System for Measuring Soil-Water Suction in Field Experiments	20
Chapter 4	Adsorption Isotherms of Soils Following Sewage Sludge Applications	38
Chapter 5	Movement of Various Chemicals in the Field Soil Following Sewage Sludge Applications	44
Chapter 6	Concluding Remarks	63
References		66

Part II. Mathematical Model Simulations

Chapter 7	Introduction	69
Chapter 8	Simulation of Water Content Changes in the Field Soil	74
Chapter 9	Simulation of Chloride and Nitrate Leaching in the Field Soil	90
Chapter 10	Prediction of Time-variant Profiles of Water and Chloride Content in a Soil Subject to Cropping and Annual Applications with Sewage Sludge	108
Chapter 11	Concluding Remarks	125
References		128

ABSTRACT

Two approaches are employed to formulate the behavior of soil water and soluble inorganic chemicals in the experimental field of the National Institute for Environmental Studies. The first approach involves the long-term field observations with frequent sampling and accurate measurements. The procedure and results are described in Part I of this volume. The second approach involves mathematical model simulations focussing on changes in concentration of soil water and solutes of chloride and nitrate. The modeling results are explained in Part II. The two stages of the work have been applied to the same field site. The various information collected in Part I includes the data required in the mathematical model development and verification, and the findings provide supporting evidence for the consequences of the model simulations described in Part II. On the other hand, the mathematical simulations provide generality to the interpretation of the facts observed in the field site.

Part I consists of the six chapters. A general introduction to the field study is made in Chapter 1. Chapter 2 describes the field soil and weather conditions, and the sampling and chemical analysis procedures. In Chapter 3, an automated system for measuring soil-water suction with tensiometers is developed. As well, a method which improves the measurement accuracy, through use of data processing. Sewage sludge was applied to a portion of the surface soil in the field. Then, in Chapter 4, a laboratory experiment is carried out which quantifies differences between soils with and without sewage sludge applications, in regard to the adsorptivity for eight chemical ions. Chapter 5 examines some distinctive features of the long- and short-term changes in the chemical content of the field soil-solution, as derived from the results of the six years of observation. The effects of the vegetation on the changes are characterized. The conclusions of Part I, and the future recommendations are summarized in Chapter 6.

Part II starts with Chapter 7 providing introductory remarks and a thorough review of the previous studies on the modeling and simulation of soil-water, and solute leaching. In Chapter 8, a discrete mathematical model is presented to simulate soil-water content changes. The model is applied to the field site for the verification. The simulation model is shown to accurately characterize the water balance in the first meter of surface soil during short time periods, and to evaluate the effects of the hydraulic properties of soil on the

balance. A model for unsteady infiltration of solutes is investigated in Chapter 9, and evaluated by comparing the calculated, and measured values of chloride concentration in the field soil subjected to sewage sludge applications. The model is utilized for estimating the daily net rate of nitrate production in the field. Chapter 10 presents some predictive simulations for cases with the vegetation and the annual sewage sludge applications. Finally, in Chapter 11, Part II is concluded and the future tasks in this research field are given.

はじめに

著者の一人は計算機によるシステム解析を研究の主たる手段とし、もう一人は土壌-植物系に対する実験的アプローチを得意としている。このように全く異なる研究的バックグラウンドを持つ二人が、試験計画の立案からデータの計算機処理・解析に至るまで綿密な討議を重ねながら、研究を進めるようになってからほぼ5年になる。本報告書はその成果である。両者の保持している学術用語の基本概念や体系的知識に違いがあるにもかかわらず、長期にわたるこのような共同研究ができ、一応報告書を出版するまでに至ったのは、「土壌水と諸元素(溶質)の挙動に関する研究」の現状に対して、フィールドにおける実証的研究が不足しているという共通した認識を抱いていたからである。

土壌学の方野では、室内実験系、模擬土壌系、人工土層系等を用いることにより多くの成果を得てきた。これは系を単純化することにより、変動要因をはじめとし諸データの解析が容易になるためである。実際のフィールドを使わず単純化した系を想定し解析する傾向は、現象の定量的把握と理論の一般化を指向するモデル研究の方野では、より顕著である。しかしながら、現場では土壌と環境にかかわる無数の要因が互いに影響し合いながら変動しており、単純化した系から得られた結果と理論のみでは躍動する現場の状態を十分理解できないことが多々ある。フィールド研究は現実と理論の乖離を明らかにし、新たな理論的發展を喚起する。また、室内実験や数値解析等から得られた結果や理論がフィールドにおいても有効であると追認されたとき、その結果や理論の価値は飛躍的に増大する。フィールドにおける実証的研究の重要性はこの二点にある。

本報告書は国立公害研究所の畑地ほ場を対象とした二編の実証的研究からなる。第I編では、土壌中の水と諸元素の挙動を長期間・高頻度・精密に観測し、その動態を解析した。また、このデータは第II編のシミュレーションに不可欠な基礎的情報を提供している。第II編では、対象を塩素イオンと硝酸イオンにしほり、モデルシミュレーションによる定量的動態解析を行った。ここでは研究内容を報告書作成の便宜上二編に分割したが、本来不可分である。第I編の観測結果は第II編におけるモデル検証のためのデータを提供すると共に、一部はシミュレーション結果の傍証ともなっている。一方、第II編のシミュレーションや予測結果は第I編の一過的観測結果に多少なりとも普遍性を与えている。なお、各章の概要については各編の緒論にまとめてある。

京都大学化学工学科・高松武一郎教授及び同大学衛生工学科・井上頼輝教授には、本研究の遂行と報告書のとりまとめに当たり、懇切なご指導と数々のご教示をいただいた。深甚の謝意を表したい。

内藤正明総合解析部長には、本研究の緒となる示唆を賜わると共に、研究期間を通して変わらぬご鞭撻をいただいた。また、本報告書の序文執筆を快諾していただき、心からお礼申し上げる。

藤井國博前水質土壌環境部土壌環境研究室長（現農業環境技術研究所水質管理科水質特性研究室長）、高松武次郎水質土壌環境部土壌環境研究室長、安岡善文総合解析部第1グループ主任研究官には、室さらには部を越えた共同研究に理解を示していただき、かつ数々の便宜をはかっていただいた。感謝の意を表したい。

山口武則技術部生物施設管理室ほ場専門官と、一条喜美雄氏をはじめとする(株)川上農場の方々には、試験地並びに観測機器の管理、気象等のデータの提供など本研究の成否にかかわるご協力を得た。森忠保氏(ウイジン工業社)には、土壌水分の自動測定システムの作成について大変お世話になり、その成果は第3章に生かされている。ここに記して深謝する。

水質土壌環境部土壌環境研究室のスタッフの方々には、理論及び試験の両面において助言していただいた。特に、広木幹也氏と服部浩之氏の両研究員には、ほ場試験全般に関与していただき貴重な助言助力を得た。また、総合解析部のスタッフの方々には、部内セミナーを通して多くの助言とご批判をいただいた。ここに謝意を表す。

最後に、本研究は国立公害研究所の経常研究としてなされたものであるが、同所で長年行われている特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」(昭和58～61年度)と「汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究」(昭和56～59年度)の成果に負うところの多いことを記しておく。

第 I 編

長期フィールド観測による動態解析

第 1 章 緒 論

1.1 緒 言

「(悪いのは) 都会の下水泥を乾燥させたもので、これも見た眼には肥料として如何にも効き目がありそうだが、こんなものは作物のこやしになるどころか、逆に毒になって……」(住井すゑ, 「野づらは星あかり」, 新潮文庫)。筑波の地でも、戦後間もない頃から下水(汚)泥が使われてきた。やせた関東ロームで農業を営むため、人々は必死になって肥料(になるもの)を求めた。今、日本における下水汚泥の緑農地への利用率は生産量の15%に達しており(Ishikawa & Dodo, 1982)、その処分地の確保と資源の有効利用という両面からの要請を考えれば、将来、米国の25%(CAST, 1976b)やヨーロッパの30%(Leschber ら, 1985)といった水準に近づくだらう。しかし、農業活動が水系を汚し、さらには成層圏オゾン破壊の可能性すら指摘されている(CAST, 1976a)昨今、下水汚泥等、有機廃棄物の土壌施用がもたらす環境影響を把握し、適切な利用法もしくは処分法を確立しなければならない。小説の舞台の中心だった牛久沼には、現在、重金属が集積し(井磧ら, 1986)、富栄養化によりアオコが発生しているのである。

フィールドにおける水と元素の挙動を調べ解析する上で、多くの困難が存在する。土壌自体の複雑さ、土層構造の不均一性、変動する環境条件のすべてが密接に関連し、かつ一時として同じ状態にはないからである。また汚泥等の有機廃棄物は、組成が複雑であるだけでなく土壌中で形態変化を起こすので、挙動の解析は容易でない。これらの問題を克服して、農耕地に持ち込まれた元素の挙動(図1.1)を解析するには長期間にわたる高頻度の観測がまず要求される。このよう

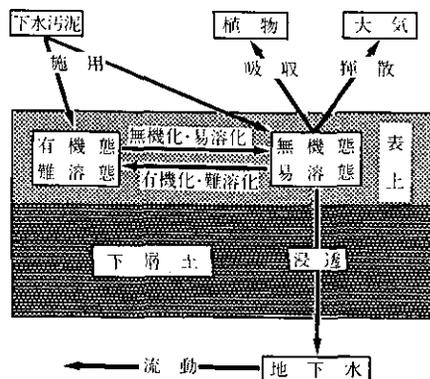


図1.1 土壌に施用された下水汚泥成分の流れ

な観測結果があつてこそ、数値シミュレーションによる解析は信頼できるものになるし、環境影響も評価できる。本章では、ほ場における水と元素の動態を理解する上で重要な点を概観し、次に本研究第 I 編の目的と概要を述べる。

1.2 挙動を支配する要因

1.2.1 土壌の性質

1850年、Thompson は、土壌カラムに硫酸アンモニウム溶液を流すと、浸透水に硫酸カルシウムが出てくることを発見した(山根ら, 1978)。土壌は、このようなイオン交換反応だけでなく、種々の微生物活性も持っている。添加されたアンモニアがしばらくすると硝酸に変化することや、有機物を投入した土壌から多量の炭酸ガスが発生する現象などはその例である。

土壌の性質は物理性、化学性、生物性に分けてとらえることができる。土壌に負荷された物質はイオン交換・吸着・固定 [化学性] によって固相(土壌粒子)と液相(土壌溶液)に分配されるのみならず、微生物分解や硝酸化成 [生物性] によって別の形態に変化する。また、土壌の団粒構造 [物理性] は微生物の種類や量 [生物性] に影響し、逆に生物性の変化が団粒形成に影響する。物理性は水の移動を支配する要因でもあり、水分移動に伴って元素の集積や溶脱が起こる。

1.2.2 土壌の構造

土壌は鉛直方向に一様であることはほとんどなく、堆積様式や植物・水分などの環境の相違によって層状に異なった構造(断面形態)をもつ。これらの層位ごとに上記の諸性質は異なっている。農地では耕うんや施肥が行われるので、土壌表層(作土層=10~20cm)の諸性質はその下層とさらに異なるものになっている。そのため、水と元素はこれらの層位ごとに不連続な挙動をとる。土層に傾斜や亀裂がある場合、挙動はさらに複雑なものになる(波多野, 1984)。

1.2.3 環境条件

植物の生育や土壌中の化学反応速度は気(地)温と降雨(土壌水分)によって大きな影響を受ける。蒸散速度は気温や日射量によって支配されるし、水と元素の鉛直移動は降雨の量・強度・頻度によって変化する。野外ではこれらの気象条件が常に変化しているので、連続的(高頻度)に気象や土壌水分のデータをとることが挙動の解析には不可欠である。

1.3 第 I 編の研究目的と概要

本編の目的は

- 1) 下水汚泥を長期間連用したほ場における元素の動態を、長期・精密・高頻度観測によって明らかにし、
- 2) 土壌環境に与える汚泥施用の影響を考察すると共に、

3) モデルシミュレーション(第II編)のための基礎データを提供することにある。

なお、前述した挙動の支配要因をすべて包括した条件で試験を行うことは現実的でないので、本試験では鉛直方向の挙動だけを扱うことにする。そのため、a. 平坦な地形における、b. 小区画で、c. 地下1 mまでの土層を対象にする。

本編は以下の章から構成されている。

第2章：フィールド及び実験

研究対象としたほ場における土壌と気象の概要、試験設計及び実験方法を述べると共に、土壌と汚泥、及び降雨成分についての基礎データを示す。

第3章：土壌水分の屋外自動測定システム

テンシオメータ法による土壌水分の自動測定システムを試験ほ場に設置し、測定されたデータの精度と誤差の要因について検討する。その結果をもとに、外乱の大部分をデータ処理によって相殺する方法を提示する。さらに、本システムのテンシオメータ部分を加温することによって、気温が氷点下になる冬期の土壌水分測定を試みる。ここで得られた土壌水分のデータは水分分布モデル(第8章)の検証に用いる。

第4章：下水汚泥施用土壌の元素吸着特性

土壌溶液中の元素濃度の変動(第5章)を理解し、また吸着モデル(第9章)の基礎情報を得るために、バッチ法(室内振とう実験)によって土壌の各種元素吸着特性を検討する。さらに、これをもとにして、下水汚泥の連用による土壌の吸着能の変化や吸着される物質による違いなどを論議する。

第5章：下水汚泥施用土壌における元素の挙動

足掛け6年間にわたり、土壌溶液を種々の深さから採取・分析した結果から、汚泥の施用、降雨、植物栽培などが元素組成や濃度の変動に与える影響を解析する。これをもとに、下水汚泥の連用が土壌環境に及ぼす影響を考察する。ここで得られたデータは水質変化のシミュレーション(第9、10章)に用いられる。

第6章：第I編の総括を行い、問題点を指摘すると共に第II編に受け継がれるべき課題をまとめる。

第2章 フィールド及び実験

2.1 緒言

野外観測では対象地の位置や気象、土壌の特性を詳細に記述しておく必要がある。また試験設計や実験方法は、得られたデータの解析に重要な意味をもつ。そのため特に一章を設けてこれらの点を述べる。

2.2 試験地の概要と処理内容

2.2.1 試験地の位置と土壌

国立公害研究所の畑地ほ場(図2.1, 写真2.1)において、本試験を実施した。東谷田川と小野川に由来する沖積地にはさまれた帯状の筑波台地(茨城県筑波郡谷田部町八幡台)に、このほ場はある。ここは東経140度04分50秒、北緯36度02分56秒に位置し、テヘランやロスアンゼルスなどとはほぼ同緯度に当たる。

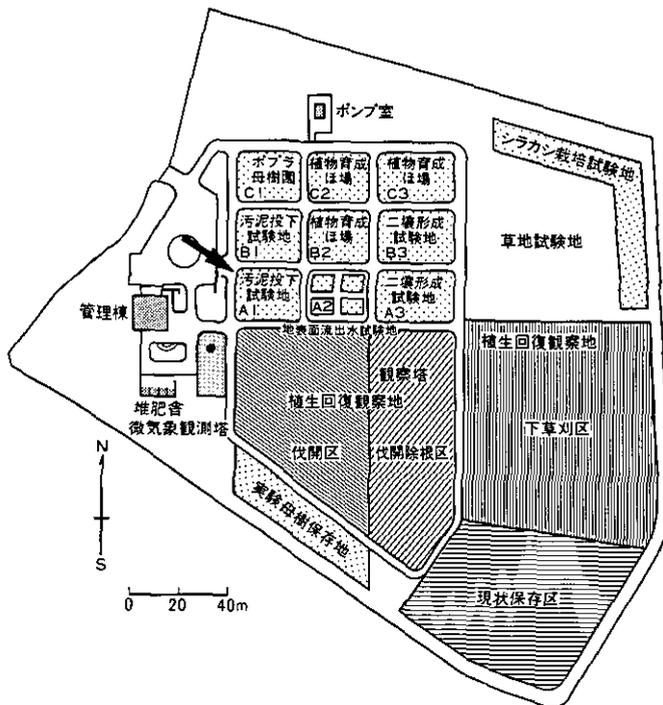


図2.1 国立公害研究所別団地ほ場 (山口・藤沼, 1984)

矢印は本研究を行った区域を示す。



写真 2.1 国立公害研究所別団地ほ場



写真2.2 試験ほ場の断面構造
作土層がその下の層と違って見える，採水用の磁管は横
穴から挿入してあり，ビニールチューブを通じて採水装
置につながっている。



写真2.3 ほ場に設置されたテンシオメータと水頭高発信器
白箱内に6基の水頭高発信器が格納されている。



写真2.4 採水器内のサンプル容器

このほ場の土壌は黒ボク土(土壌群)～淡色黒ボク土(土壌統群)～丸山統(土壌統)に分類される(松坂・山本, 未発表)が, 1977年にほ場を造成したため, 一部かく乱されている。黒ボク土は洪積世に堆積(ここでは風積)した火山灰が風化し, 草原から供給された腐植が集積してできた土壌(山根ら, 1978)であり, 日本の畑・樹園地の46%, 全農耕地の27%を占める代表的な土壌である(日本土壌肥料学会, 1983)。

図2.2に当該ほ場の土壌断面を示す。地表から1.8mまでは関東ローム層(約1 mまでがA層, それ以下がB層)であり, 2.2m以下に凝灰質粘土層がある。地下水位は5.7mにあり('85年2月の調査時), かなり低い。地表面はほぼ平坦であり, また試験区画には表面流去防止用の枠が設置されているので雨水は鉛直方向に浸透すると考えられる。しかし粘土層の傾斜からみて, 浸透した水の多くは2.2m層から西方向へ流れている可能性がある。表層部でも20cmまでは団粒のある作土層で, その下と異なっている。これは写真2.2からも明らかである。そのため, 植物根のほとんどは20cm層までに分布する。土壌の水分特性曲線(図8.1), 及びpHや炭素, 窒素含量(表2.1)

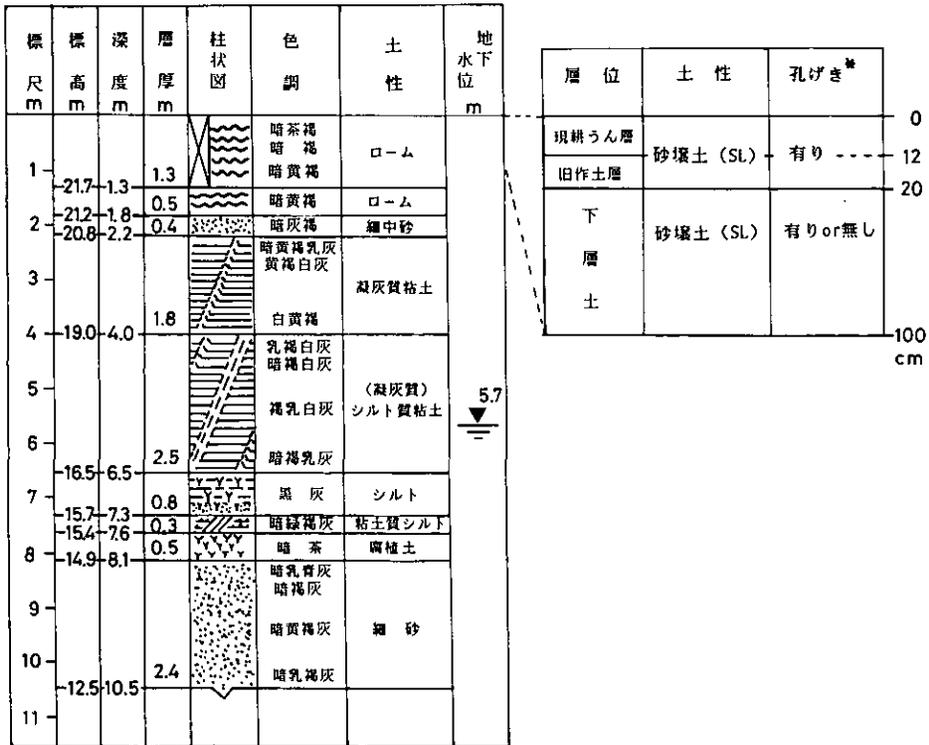


図2.2 試験ほ場の断面構造

地表から1 mまでの地質は非固結火成岩(火山灰), 母材及び堆積様式は火山灰風積であり, 地形は火山性洪積台地, *: 2.5 cm平方当たり孔げきが15個以上ある場合を「有り」, 4~14個の時を「有りまたは無し」, 4個未満を「無し」と呼ぶ。

表2.1 試験ほ場の土壌の性質

処理	0～10cm (作土)		40～50cm (下層土)
	なし	汚泥*	なし
Sand (%)	75.7	78.3	87.1
Silt (%)	18.8	14.1	6.4
Clay (%)	5.5	7.6	6.4
間げき率	0.75	0.73	0.74
容積比重	0.69	0.74	0.70
pH (H ₂ O)	6.6	7.6	6.3
CEC (me/100g)	22.6	24.4	21.7
T-C (%)	1.86	2.49	1.54
T-N (%)	0.16	0.23	0.13
T-P (%)	0.09	—	—

*: 5回目連用後(1984年12月)

も表層土と下層土とでは違っている。また、元素の吸着特性も処理区及び層位で異なる(図4.1)。その他の物理・化学・生物的性質については既報に詳しい(大坪・村岡, 1986; 服部・藤井, 1984; 向井・服部, 1984; 広木ら, 1983)。試験ほ場の詳細については山口・藤沼(1984, 1985, 1986)による資料集を参照されたい。

2.2.2 気象概要

本ほ場における微気象観測データ(山口・藤沼, 1984, 1985, 1986)から計算すると、1980年から'85年の年平均気温(午前9時)はそれぞれ13.4, 13.4, 14.4, 13.9, 13.2, 14.0°Cである。夏日、冬日はいずれも年間100日程度、真夏日が30～40日あり、また最低気温の月平均値は12～2月に氷点下になっている(図2.3)。このように関東地方としてはかなり寒く、特に1984年と'85年の1月の平均最低気温は-6°C以下に達していた。

雨は6月と9～10月にしばしば多く、12月と1月に少ない(図2.3)。また1年間に数回、50mm/d以上の豪雨が降るが、1984年には観測史上まれにみる乾燥が続いた。1980年から'85年までの年間降雨量はそれぞれ1202, 943, 1183, 1072, 608, 1268mmだった。これらの値は館野高層気象台の観測値(表10.1参照)より若干低い。第I編では現場観測値を採用した。1982年の雨水の分析値(表2.2)からみると、この地域に降る雨のpHはかなり低い。

2.2.3 試験概要

このほ場には下水汚泥を連用している区域(図2.1参照)があり、12種の処理を施した計48区画(各2×2m²)設けられている(写真2.1)(山口ら, 1983)。ここで対象にしたのはそのうちの3区画である:

- 1) BS区, 裸地の汚泥連用区;

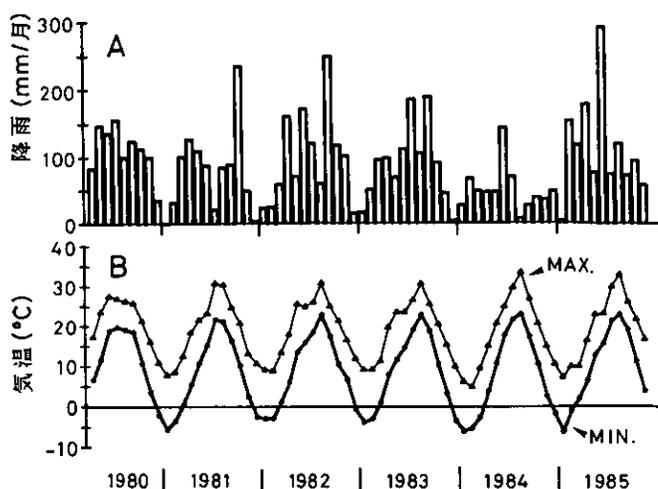


図2.3 試験ほ場の気象特性

(A), 月別降雨量; (B), 月平均最高・最低気温.

表2.2 雨水の水質

pH	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	PO ₄	Cl	K	Na	Ca	Mg	
	μg/l									
Mean	5.02	157	2.8	129	18	802	104	438	274	118
s.d.	0.26	164	2.9	105	18	630	75	380	499	66

1982年における24回の降雨について分析.

2) PS区, 植栽をした汚泥連用区;

3) C区, 裸地の無施肥・無施用区.

BS区とPS区には, 5回='80/6/13, '81/6/12, '82/6/11, '83/6/17, '84/7/10=, 土壌の表層約12cmに下水汚泥を施用した。各回の施用量は堆肥等の標準値を考えて15t/ha(乾燥物換算)とした。C区ではこの時に耕起のみを行った。PS区の作付体系は: 1980年~'82年, ナスーソルガムーコムギ; '83年, ナスーコムギ; '84年~'85年, イタリアンライグラスである。汚泥の連用(連年施用)に伴い, 作物の収量は次第に低下する傾向にある(Godaら, 1986)。

用いた下水汚泥は生活廃水系の未消化汚泥であり, 石灰と塩化第二鉄を脱水助剤として用いている。そのため, この汚泥にはCaが多量に含まれており, pHも高い(表2.3)。重金属類は特に多いとはいえ, Znも施用土壌では微生物活動を阻害するほどではない。汚泥の連用により, 表層土壌の炭素と窒素含量は高まり, pHも高くなっている(表2.1)。室内の培養試験によれば, この汚泥の無機化率(8週間, 28°C)は炭素28~39%, 窒素15~21%である(服部・向井, 1986)。

表2.3 供試汚泥の性質

Lot*	pH	Total content(mg/g)									
		C	N	P	Cl	Ca	Mg	Na	K	Zn	Cu
1	10.1	273	35	7.1	5.9	90.6	8.1	0.66	0.91	1.39	0.26
2	9.0	313	36	7.5	4.0	187.9	11.7	0.23	0.63	0.72	0.15

*： 同一処理場から1979年と1981年の2回採取し、1980年にはLot 1を、'81年～'84年にはLot 2を施用した。

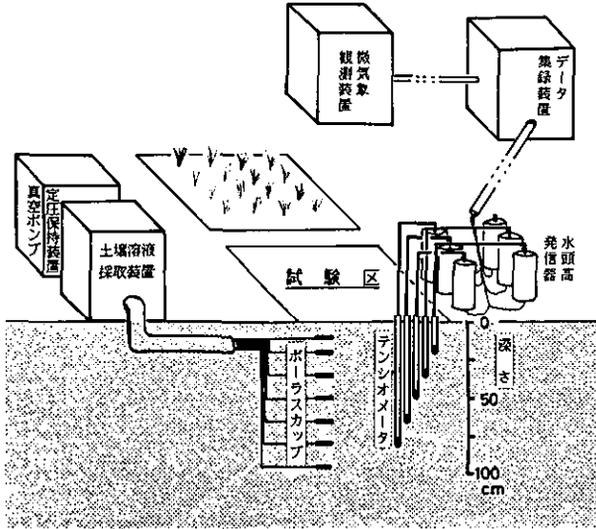


図2.4 ライシメータ化した試験ほ場の概念図

土壌水分を測定し、また土壌溶液を採取するため、上記試験区には2種類の多孔質磁管が種々の深さに埋設してある(図2.4、写真2.3)。水分情報は気象情報と共に自動記録される(第3章参照)。これらの装置を設けることにより、自然土層における水と元素の挙動を無底のライシメータと同等に追跡することが可能になる。

2.3 土壌溶液の採取と分析

2.3.1 採取

試験開始に先立って('80年6月)、地表面から20, 35, 50, 65, 80, 95cmの位置に多孔質磁管(ポラスカップ)を設置した(写真2.2)。磁管は各区画の側面から水平に2本ずつ挿入した。また各磁管には内径1/32インチのビニールチューブ(タイゴン製)が接続されており、これを地中配管して採水器内のサンプル容器(ポリエチレン製, 100ml容)に導入した。採水装置は上記の磁管と採水器のほか、真空ポンプと定圧保持装置からなる(図2.4)。各層位の土壌溶液は、採水器内を600~700mmHgの陰圧にすることによってサンプル容器に捕集される(写真2.4)。1983年7月

以降は、上記6層位に加えて10cm層(汚泥施用層もしくは耕うん層)からも土壤溶液を採取すると共に、1層位当たり3箇所から採水できるように磁管を増設した。各層位3個の磁管から集められた土壤溶液は混合され、同じサンプル容器に導かれる。採水時間は通常約20時間(前日午後から翌朝)だが、連日採水を行った'83年7月~11月には5~7時間(朝~午後)とした。'80年6月から採水作業は継続しているが、今回解析の対象としたのは1985年11月4日までの総計189回分である。サンプル数は処理区、採取深さ、成分によって異なるが70~189の範囲にある。

ここで用いた方法は、磁管内を土壤水分吸引圧よりも減圧することによって土壤溶液を採取するものである。そのため、土壤が乾燥して760mmHg以上の吸引圧(pF3.0)になった場合には理論上土壤溶液はとれないし、磁管の孔げきの大きさや系のもれを考慮すると370mmHg=500cmH₂O=pF2.7前後が限界になる。テンシオメータも同じ材質の磁管からできているので、土壤水分の測定もこのあたりまでが限度である。10cm層の土壤はしばしば乾燥するので、この層位からは試料水がとれないことが多い。

2.3.2 分析

土壤溶液中の11成分について分析した。なお雨水や土壤抽出液の分析も土壤溶液の場合に準じた。成分と測定方法は次の通りである。①pH：ガラス電極法。②NO₃-N+NO₂-N：ヒドラジン還元-スルファニルアミド比色法(Technicon, 1975)。③Cl：チオシアン酸第二水銀法(Technicon, 1974)。④SO₄：トリウム-モリン錯体法('83/3~'84/11)(日本分析化学会, 1981)もしくはプラズマ発光分光法(ICP;'84/10~)。⑤HCO₃：酸滴定法(オートタイトレータ, メトラー社)(Bower & Wilcox, 1965)。⑥NO₂-N：スルファニルアミド比色法(Technicon, 1973a)。⑦Ca：原子吸光法(AAS;'84/11)もしくはプラズマ発光分光法(ICP;'84/11~)。⑧Mg：Caと同じ。⑨Na：Caと同じ。⑩K：炎光分析法。⑪NH₄-N：インドフェノール法(Technicon, 1973b)。その他、ごく一部の試料ではICP法によりFe, Zn, Mn, Si, Pの含量も測定した。分析の繰り返し数はHCO₃で1, pHで5, その他は2~3である。

成分①, ②, ③(モリン法), ④, ⑥, ⑪はテクニコン製オートアナライザーによって自動分析した。Ca, Mg, Na, Kの濃度は、AAS法(もしくは炎光法)による値とICP法による値とで差が認められなかったので、長期観測データを分析法の違いによって区別することはしなかった。またICP法ではSO₄-Sのみでなく全Sが測定されるが、モリン法との比較から土壤溶液中のSのほとんどすべてはSO₄として存在していると考えた。なお、採取された土壤溶液量が少ない(10ml以下)場合には、測定値に異常がみられることがある(久保井・藤井, 1983)ので、採取液量が少なく、かつCl及びKの分析値がその前後の値に比べて著しく高い場合は解析から除外した。

第3章 土壌水分の屋外自動測定システム*

3.1 緒言

土壌水分の挙動を知るためには、まず水分の変化を土層の深さごとに観測する必要がある。各時点の水分データは土壌中の元素存在量を土壌溶液中の元素濃度から計算するためにも、また第II編で取り扱うモデルを検証するためにも必須である。

本章では、初めに、試験ほ場に設けた土壌水分自動測定システムについてその概要を述べる。次に、本測定システムによって得られるデータの精度と誤差の原因となる外乱について検討し、外乱の大部分をデータ処理によって相殺する方法を提示する。最後に、本システムのテンシオメータ部分を加温することによって、気温が氷点下に達す冬期に土壌水分の測定を試みたのでその結果を示す。

従来、土壌水分の測定は、主に農業分野で行われており、かん水時期の決定など作物への配慮からなされる場合が多かった。しかし、過剰な施肥や汚泥・廃水の土壌還元等による地下水の汚濁が懸念されている昨今、土壌水や溶質の土壌浸透を定量的に把握するための土壌水分測定が要求されるようになってきている。

この場合の土壌水分測定には次の条件が満たされねばならない。

- 1) 降雨期における水分と溶質の移動が特に重要であるため、比較的高い水分領域でも十分な測定精度が得られること。
- 2) 土壌水と共に移動する高濃度の塩類に、測定値が比較的影響されにくいこと。
- 3) 測定値が屋外の気温の影響を受けにくいこと。
- 4) 土層全体の平均値ではなく、比較的に狭い領域の土壌水分が測定できること。
- 5) システムの保守・管理が容易であること。

また、水分と溶質の移動を定量的に解析するには、ある程度短い時間間隔で測られた長い期間のデータが必要である。そのためデータが膨大になることや、降雨時期を完全には事前予測できないことを考えると、測定が自動で行われる必要がある。さらに、従来からよく見られるチャートによる出力ではなく、多量に測定されたデータをデジタル化しコンピュータ処理し易いように記録するのが望ましい。

自動化が可能と思われる土壌水分の測定法には数種類ある。代表的なものとしては、含水率の変化に伴って変動する電気抵抗値を測定する電気抵抗法(Schlub & Maine, 1979; Williams,

*本章の主要部分は下記の雑誌に掲載したものである。

乙間末広・久保井徹・森忠保(1984):ほ場における土壌水分吸引圧の自動測定システムとその精度の検討、日本土壌肥科学雑誌, 55, 564-566.

1980), 水素原子による中性子のエネルギー吸収量を測定することにより含水率を知る中性子法 (Kirkham & Kunze, 1962), テンシオメータにより土壌水の吸引圧を測定したのち土壌水分特性曲線によって水分量に変換するテンシオメータ法などがある。電気抵抗法(石こうブロック法など)は前記の条件1)～3)の点で問題があり, また中性子法では条件4)に難点がある。テンシオメータによる吸引圧測定法は水分量の測定ということでは一種の間接的測定法であり, また条件5)の点から比較的自動化しにくい欠点はあるが, 他の方法より条件の1)～4)の点で優れている。さらに, 水の移動を支配しているのは水分量分布ではなく, 吸引圧等のエネルギーポテンシャルの分布であるため, 水分移動の機構を調査するのに適している。

テンシオメータ法による土壌水分の自動測定システムについては, 既に数例(Bottcher & Miller, 1982; Long & Huck, 1980; Thony & Vachaud, 1980; Williams, 1978)が報告されている。しかし, かん水時期の決定を目的とするものは水分の多い領域において測定精度が悪い。また, 比較的精度の良いものは各種の外乱を避けるため, スキャナーや記録システムなど周辺機器のすべてを水分センサーの埋設位置から数メートル以内に設置しなければならず, 長期的な屋外観測には適さない。

3.2 システムの概要

システムの各部機器は既に市販されているもので, その構成と接続は図3.1に示す。12本のテンシオメータで測定された土壌水分の吸引圧は水頭高発信器(以後, 発信器と略す)で電気信号に変換され, 約70m離れたゼロゲイン調節装置を介してスキャナーに送られる。マスターコントローラはスキャン開始の時刻や間隔を制御すると共に印字プリンターや紙テープにデータを送る。また, スキャナーは屋外の気象観測機器をも制御しており, 得られた気象データは土壌水分の吸引

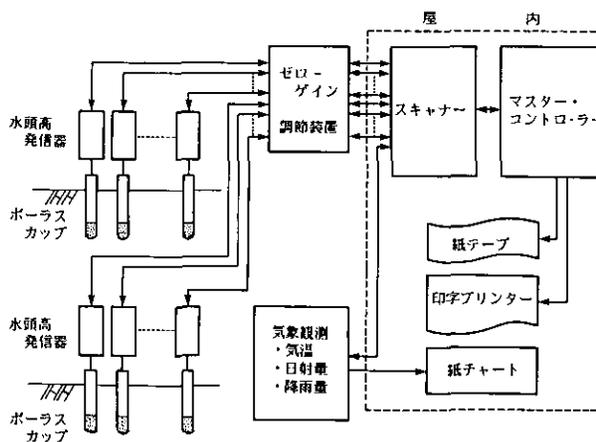


図3.1 土壌水分自動測定システムの概要図

圧データと共に印字プリンターや紙テープに記録される。

図3.2は発信器の詳細図である。ストレインゲージとしては半導体ゲージが感度的に優れているが安定性に問題があるため、本器では金属ゲージを普通の2倍の4個使用し、安定性と感度を向上させている。水の吸引圧を感知する感圧体には柔軟なステンレスベローズを使用し、水の入る部分は腐食を避けるため同質のステンレス材を使用している。また、電気的絶縁の必要性から数個の合成樹脂部品を使っているが、連結柱の材料を選択することによってその熱膨張の一次的な影響を消去している。

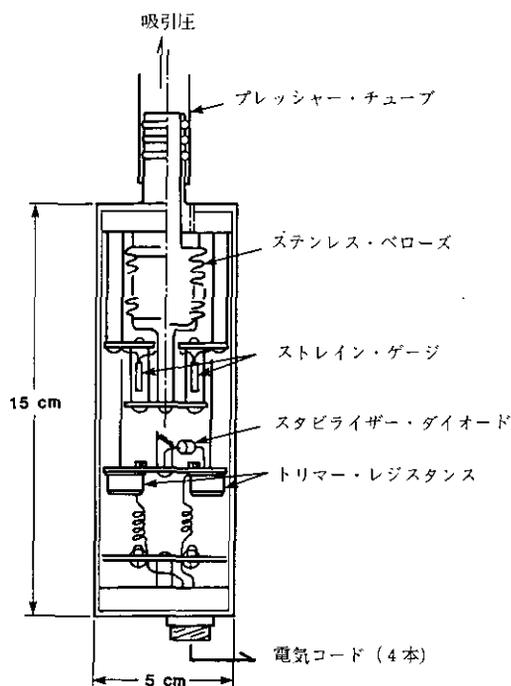


図3.2 水頭高発信器の詳細図

ゼロゲイン調節装置は、発信器の出力の感度やゼロ点の微調整を、離れたパネルで行うためのものであり、出力を安定させるための直流電源電圧安定器も装備している。発信器とゼロゲイン調節装置の電気回路は図3.3に示す。

本システムを構成する主要な機器は以下の通りである。

- 1) テンシオメータ：ウイジン工業社製
- 2) 水頭高発信器（発信器）：ウイジン工業社製
- 3) ゼロゲイン調節装置：ウイジン工業社製
- 4) マスターコントローラ、スキャナー、印字プリンター：横河電気製 YODAC-80システム

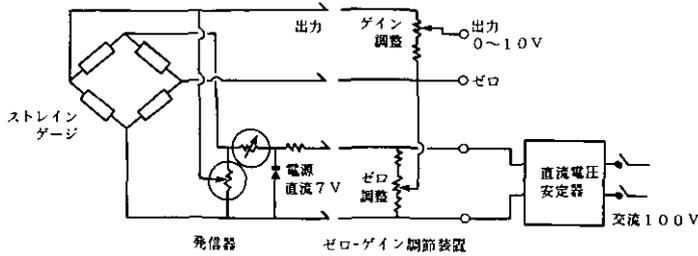


図3.3 水頭高発信器及びゼロ-ゲイン調節装置の電気回路

5) 紙テープ穿孔器：オリベッティ製

なお、このシステムは本章の実験の後、制御及び記録部分については新しい機器に置換した。新システムの制御は、マスターコントローラ、スキャナー、印字プリンターを一体化した江藤電気の THERMODAC-32 によって行い、データの収録と画面表示は NEC パソコン PC9801-F2 によって行っている。

3.3 計測電圧と吸引圧の関係

3.3.1 測定方法

吸引ポンプを発信器と水銀マンオメータとに並列に連結し、ポンプの吸引圧を $0 \sim 500 \text{cmH}_2\text{O}$ の範囲内で種々に設定した。設定した吸引圧値は水銀マンオメータで確認すると共に、発信器の示す電圧を前節のシステムで計測した。キャリブレーションの範囲をこの範囲に設定したのは、降雨時など土壌水が大量に移動し、土壌水の水量や水質に大きな影響を与える時期の土壌水分吸引圧がほとんどこの範囲に入るためである。キャリブレーションは12基の発信器すべてについて行った。

3.3.2 結果と考察

図3.4は No. 6の発信器に対する自動測定システムの出力(計測電圧)と、水銀マンオメータの示す吸引圧(真の吸引圧)との関係を示したものである。この図から計測電圧と発信器にかかる吸引圧とはほぼ線形関係にあるとみなし、次の式を仮定した。

$$p = a(V - b) \quad (3.3.1)$$

ここに、

p : 吸引圧 (cmH_2O)

V : 計測電圧 (mV)

a, b : 定係数

定係数 a, b はそれぞれいわゆる計器のゲインとゼロ点に対応するもので、計器を調節すること

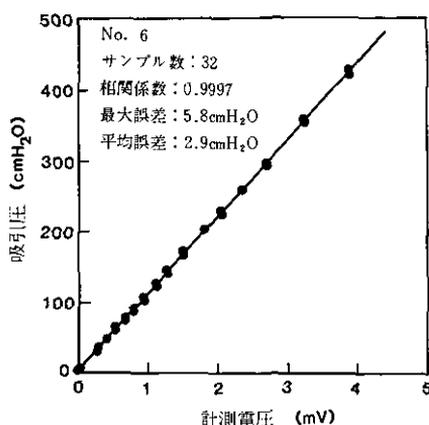


図3.4 吸引圧と計測電圧の関係

によって $a=1, b=0$ とすれば計測電圧と吸引圧を一致させることが可能である。しかし、ゼロ-ゲイン調節装置に電源安定器を擁しているとはいえ、屋外計測のため外乱要因が多いうえ発信器から記録部までの距離が長く、電氣的に不安定なことから a, b を精度良く調節するのが困難であった。そこで以後は計器調節により a, b 設定法に代えて、既知の吸引圧とそのときの計測電圧データから定係数 a, b を回帰分析により統計的に推定する方法を採用した。

すなわち、式(3.3.1)における a, b は既知の吸引圧と計測電圧の間の回帰式

$$p = \phi_1 V + \phi_2 \tag{3.3.2}$$

表3.1 各発信器の推定 a, b 値と統計的特性

発信器No.	a	b	サンプル数	相関係数	標準偏差 (cmH ₂ O)	最大誤差 (cmH ₂ O)
1	111.4	0.546	32	0.999	3.8	7.8
2	115.6	-0.918	32	1.000*	3.6	7.3
3	110.7	-0.153	32	1.000	3.3	6.9
4	111.0	-0.140	32	1.000	3.2	6.3
5	116.1	-0.149	32	1.000	3.4	7.0
6	107.6	-0.079	32	1.000	2.9	5.8
7	106.1	-0.180	30	1.000	1.5	3.3
8	136.7	-1.415	30	0.999	4.0	8.6
9	108.8	-0.068	30	0.999	4.1	9.2
10	113.5	-0.256	30	1.000	2.1	4.6
11	113.3	-0.025	30	1.000	2.8	6.4
12	110.9	-0.157	30	1.000	2.6	5.8
平均	—	—	—	1.000	3.1	6.6

*相関係数 $r=1.000$ は $r > 0.9995$ を意味する。

における回帰係数 ϕ_1 , ϕ_2 から $a = \phi_1$, $b = -\phi_2/\phi_1$ によって推定した。12基の発信器に対する係数 a , b の推定値及びその他の統計量を表3.1にまとめた。計算値と実測値との相関係数はすべての発信器について0.999以上と高く、誤差の標準偏差も計器によって多少のばらつきはあるが1.5~4.1cmH₂Oと小さかった。これらの結果から吸引圧と計測電圧が0~500cmH₂Oに範囲においては線形関係にあり、式(3.3.1)によって精度良く変換できることが分かった。なお、図3.5はNo.6の発信器について、吸引圧の実値と式(3.3.1)による計算値を比較したものである。

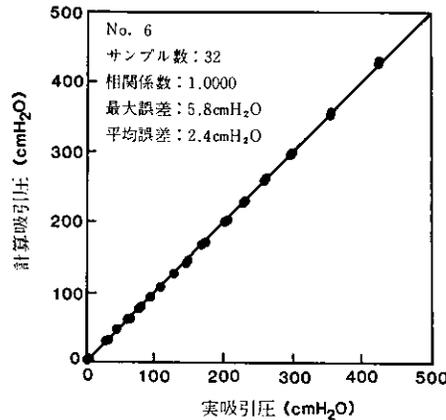


図3.5 計算吸引圧と実吸引圧の比較

3.4 長期測定時の精度と外乱の検討

3.4.1 測定方法

屋外での長期自動測定時には天候の変動や使用電源の電圧変動など種々の外乱が予想される。そこで、これらの外乱がどの程度どのようなパターンで計測値を乱すかを調べるため、図3.6のようなテンシオメータを作成した。ビン中の空気は細いガラス管で大気と通じているため、その気圧は大気圧に等しい。No.6の発信器をこのテンシオメータの受感部とし、実際の土壤水分を測定するときと同様に土中に埋設して測定した。測定期間は1983年8月5日から18日までの14日間で、測定間隔は30分とした。一方、No.12の発信器は電気系統のみの乱れを調べるため、ポラスカップとは接続せず直接大気に開放し、同時期に同時間間隔で測定した。

3.4.2 結果と考察

No.6とNo.12の発信器によって計測する圧力 p_6 , p_{12} はそれぞれ次式により与えられる。

$$p_6(t) = H_6 + \alpha_6(t) + \beta_6(t) \quad (3.4.1)$$

$$p_{12}(t) = \alpha_{12}(t) \quad (3.4.2)$$

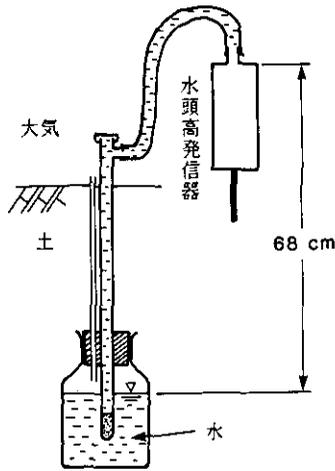


図3.6 外乱測定用テンシオメータ

ここに、

- p_6, p_{12} : 計測圧力 (cmH₂O)
- H_6 : ビン中の水面から発信器までの高さ (68cm)
- α_6, α_{12} : 電気系統による乱れ (cmH₂O)
- β_6 : テンシオメータ関係で生じた乱れ (cmH₂O)
- t : 時刻

p_6 と p_{12} の測定値をそれぞれ図3.7の(A)と(B)に示す。また、同時期の降雨と気温変化のパターンを図3.8に示す。

p_6 と p_{12} のデータの変動は酷似しており、相関係数も0.932と高かった(表3.2参照)。また、変動幅や標準偏差も p_6 の方がやや大きいがほぼ同程度であり、その大きさは変動幅が約20cmH₂Oで標準偏差が約5 cmH₂Oであった。このことは変動の主原因が電気系統に起因するもので式(3.4.1)と式(3.4.2)の α_6 及び α_{12} の乱れが原因であり、さらに α_6 と α_{12} との間に大きな差の無いことを示している。

p_6, p_{12} とも8月14日までは昼間に高く夜間に低いという顕著な日周期変動を繰り返したが、降雨の始まる8月15日からはこの周期変動は不明りようになった。しかし、降雨の直接的な影響として計測電圧が乱れたとは考え難く、むしろ降雨により気温の日周期変動が乱れたためと考えられる。このことは8月15日以降も気温(図3.8)と計測値の変動が類似していることから分かる。気温と p_6, p_{12} との相関係数はそれぞれ0.667, 0.701であった。電気系統で外気温の影響を最も受けやすいのは発信器から記録部までの電導線部分である。この電導線は70m以上もあるうえ、地上

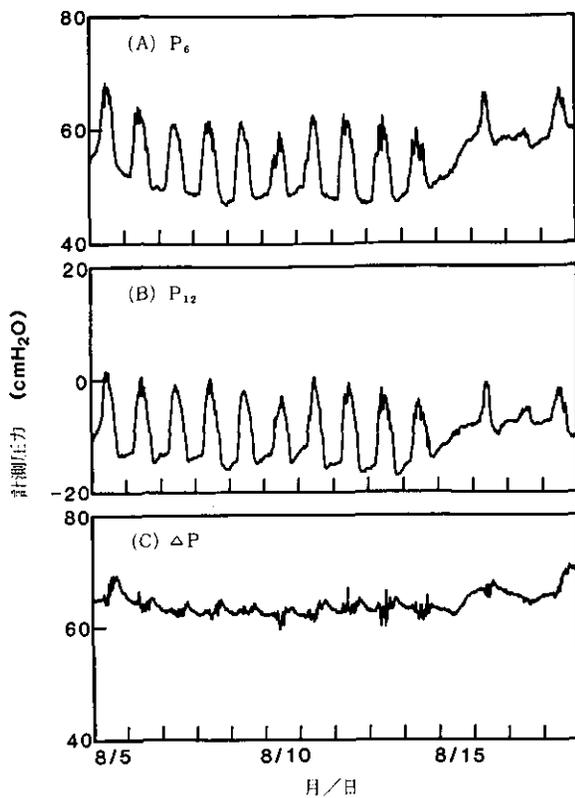


図3.7 p_6 , p_{12} 及び Δp の経時変化

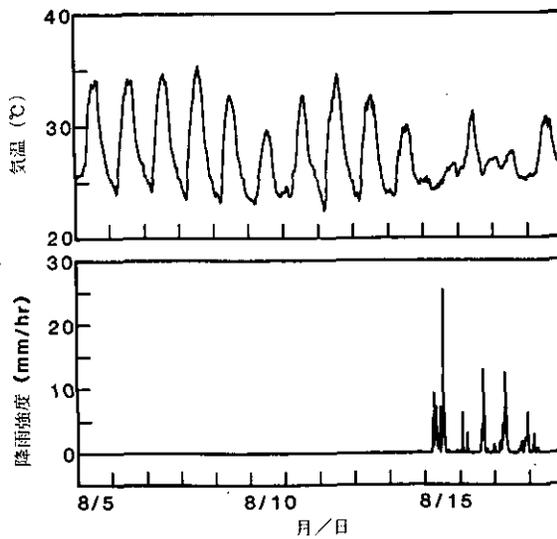


図3.8 気温と降雨強度の経時変化

表3.2 測定データの統計的特性

	p_6	p_{12}	Δp
サンプル数	670	670	670
平均値*	55.1	-9.1	64.2
最大値*	68.4	1.6	71.1
最小値*	46.8	-17.1	59.5
変動幅*	21.5	18.7	11.6
標準偏差*	5.3	4.6	1.9
相関係数	0.932		—

*単位はcmH₂O

をはっているため、晴天時の日中は外気温よりかなり高くなる。そのため、電導線の電気抵抗値が外気温変化と共に変化して大きな外乱となっているものと思われる。

次に、 p_6 から電気系統の外乱を除くため、 p_6 から p_{12} を引いた差

$$\Delta p(t) = H_6 + \{\alpha_6(t) - \alpha_{12}(t)\} + \beta_6(t) \quad (3.4.3)$$

の計算を試みた。結果は図3.7の(C)に示す。大きな日周期変動は無くなったが、いわゆる電氣的乱れである不規則な突発的変動と、わずかな日周期変動が依然としてみられた。不規則な乱れはやはり電気系統によるものと思われるが、その原因は外気温の影響ではなく、むしろ電源電圧の不安定要因からくるものと考えられる。また、記録部から発信器までの状態がNo.6とNo.12の両者では全く同様に保持されていたことから、 α_6 、 α_{12} に起因するトレンドは相殺されており、このわずかな日周期変動はテンシオメータ及びその周辺部に対する気温や地温の影響(例えば、管の膨張、水の比重変化)であり、式(3.4.3)では右辺第3項の β_6 によるものと考えてよい。

Δp の変動幅と標準偏差はそれぞれ11.6cmH₂O、1.9cmH₂Oで、 p_6 、 p_{12} のものに比べて半分以下であった。このことから β_6 の変動が α_6 や α_{12} に比べてかなり小さいことが分かる。また式(3.4.3)からも分かるように、もし外乱 α_6 、 α_{12} 、 β_6 に偏りがなければ、 Δp の平均値は H_6 に等しくなるはずである。しかし、実際は64.2cmH₂Oであり $H_6 = 68\text{cmH}_2\text{O}$ より3.8cmH₂O少なかった。今回の実験ではこの偏りの原因を確定することはできなかったが、テンシオメータ周辺からくるものと推測される。なお、その後、数回のキャリブレーションと外乱測定を行ったが、テンシオメータ周辺からくる乱れの偏りはほぼ一定であった。

以上のことから、計測値の大きな日周期変動は外気温の影響を受けた電気系統の乱れであるものの、ブランクの発信器で電気系統の乱れを計測し、その値を各計測値から差し引くことによってほぼ消去できることが分かった。またこの処理により、乱れの偏りはなお残るが変動(バラツキ)が減り精度が大きく向上することが分かった。処理後の測定データに含まれる誤差の標準偏差は外乱の偏りが常に一定であるなら2 cmH₂O程度である。この測定システムを設置したほ場では、

2 cmH₂O の吸引圧変化は体積含水率にして0.0003~0.006cm³/cm³の変化に相当し、精度的にはほとんど問題にならない。

3.5 実測時における外乱の除去

3.5.1 外乱の除去手法

ポーラスカップを土中に埋設し実際の土壌水分吸引圧を測定するときも、別個に図3.6で示した外乱測定用のテンシオメータを設置測定することによって、外乱の大部分を除去することができる。実測時に本測定システムの計器に出力される数値は次式で表されるような合成圧力である。

$$p_i(t) = h_i(t) + z_i + L_i + \alpha_i(t) + \beta_i(t) \quad (3.5.1)$$

ここに、

h_i : No. i のテンシオメータが埋設されている土壌の水分吸引圧 (cmH₂O)

z_i : No. i のテンシオメータのポーラスカップの埋設深さ (cm)

L_i : No. i のテンシオメータの地表面から発信器までの高さ (cm)

α_i : No. i のテンシオメータの電気系統による乱れ (cmH₂O)

β_i : No. i のテンシオメータ周辺で生じた乱れ (α_i 以外の乱れ) (cmH₂O)

これまでの検討からも分かるように、計測された圧力 p_i から土壌水分吸引圧 h_i を十分な精度で推定するためには外乱 α_i , β_i を無視することはできない。しかし、外乱 α_i は既に述べたように各計器について大差はない。また、 β_i も変動が比較的小さいうえ、テンシオメータの構造がどれも同一であるため、ほぼ等しいとしても大過ないであろう。よって、式(3.4.1)と式(3.5.1)より、

$$\begin{aligned} \Delta p_i(t) &= p_i(t) - p_0(t) \\ &\approx h_i(t) + z_i + \{L_i - H_0\} \end{aligned}$$

または、

$$h_i(t) = \Delta p_i(t) - z_i - \{L_i - H_0\} \quad (3.5.2)$$

となる。式(3.5.2)の右辺第2項、第3項は、各発信器とポーラスカップに対して計測済みであるから、 Δp_i が分かれば目的の土壌水分吸引圧 h_i が求まる。

3.5.2 実測例

国立公害研究所の試験ほ場内の深さ15cm(耕うん層直下)、45cm、60cmにおける土壌水分吸引圧を30分間隔で測定した結果を、式(3.5.2)によって変換したのが図3.9である。降雨と共に土壌が湿潤し、降雨終了後、徐々に、乾燥する様子が土壌水分吸引圧の変化によく表れている。特に耕うんした層の直下である15cm層の変化は著しく、乾燥過程においても昼夜の影響と思われる

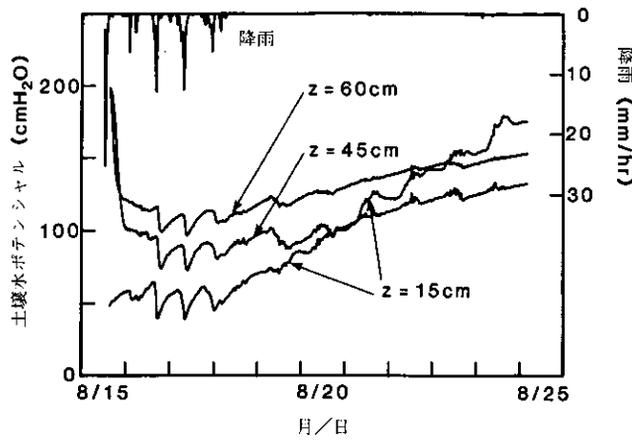


図3.9 土壌水ポテンシャルの経時変化

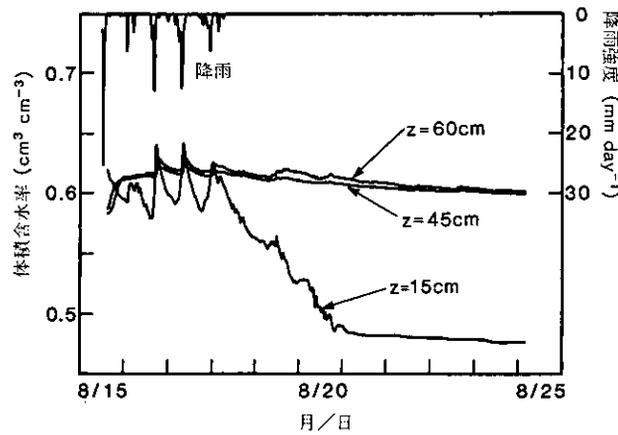


図3.10 土壌水分の経時変化

日周期変動がみられた。45cm, 60cm 層の変化は比較的小さく15cm 層のような日周期変動はみられなかった。しかし、降雨が頻繁に続き土壌全体が湿潤している8月16日～18日には、45cm, 60cm 層にも15cm 層と同様に降雨の断続的变化に対応する変化がみられた。図3.10は第8章で示す本ほ場の土壌水分特性曲線をもとに、図3.9を体積含水率で表現したものである。15cm 層の含水率が45cm 層や60cm 層のものに比べて著しく変化することが良く分かる。

このような長期にわたる詳細な変化は従来の水銀マンオメータの目視によっては実質上知ることが不可能であり、連続自動測定データをデジタル出力し外乱補正を行うことによって把握できたものである。

このシステムの安定性については、その後、数か月の連続測定を行うことによって確認してい

る。また、テンシオメータ法による長期測定の場合、気密の不完全による気泡の侵入がしばしば問題になるが、水の充てん口を二重ゴム栓にすることによってほぼ防止できた。土壤水分吸引圧が500cmH₂O以下で経過している場合は、この点での保守・管理は少なくとも1か月以上全く必要なかった。

以上のように、このシステムは保守・管理にあまり労力を要しない点、及び従来にない高い精度を維持している点から、土壤水の移動追跡など長期の連続測定を要する種々の目的に役立つと思われる。

なお、データの精度をさらに向上させるためのシステムの改良点としては、1)電導線の断熱被覆または地下埋設、2)電源電圧安定装置の取り付け、などが考えられる。また、3)外乱の偏りの原因究明とその除去、4)機器の特性変動を監視するためのキャリブレーション方法やその頻度の検討、などが今後の課題である。

3.6 冬期における自動測定

有機廃棄物や肥料中の成分が地下へ浸透してゆく過程は、年オーダの比較的長期にわたる現象である。したがって、地下水汚染等の環境問題としてこれらの成分の土壤浸透を把握するには、年間を通して土壤水と成分の挙動を知る必要がある。また、冬期における氷結層以深の土壤溶液の動きは現象的にもまだまだ未解明な点が多く(中谷・菅谷, 1949; 岩田, 1979)、観測データの蓄積が望まれている。しかるに、土壤水分の測定は、従来冬期には行われていなかった。その理由は、1)従来の水分測定の多くが作物の生育との関連で行われていたこと、2)氷点下での水分測定が技術的に困難であったこと、の二点による。

近年になって、部分的に凍結する土壤の水分を測定する新しい技術や理論の開発(Fellner-Feldegg, 1969; Stein & Kane, 1983)が行われている。しかし、これらの測定法は土壤水中の塩類の影響を受けやすいため、長期測定時には安定性に欠ける(Schmuggeら, 1980)。さらに、機器の操作が複雑で保守・管理が容易でないことや機器が高価であることを考えると、通年の自動測定には適さない。

テンシオメータ法は水を使用して測定するため、凍結期の測定には何らかの工夫が必要となる。以下では、試験ほ場に設置した自動測定システムを用いて、テンシオメータ法による土壤水分の冬期測定について検討する。

3.6.1 凍結防止対策

テンシオメータ法の凍結防止対策としては、機器に使用されている水の一部を凝固点の低いエチレングリコール溶液に置換した例(Schmuggeら, 1980)がある。この場合は液漏れによるフィールドへの影響や液量の調節など保守・管理の点で問題がある。

筑波研究学園都市地区では土壤の下層(20cm以深)まで凍結するほど寒くなることはない。

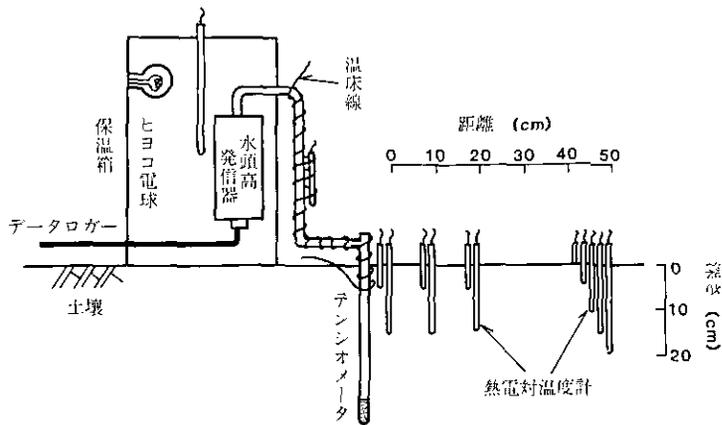


図3.11 テンシオメータによる冬期土壌水分測定実験の概要図

よって、ごく表層部と地上部の凍結を防止すれば、冬期でもテンシオメータによる土壌水分の測定は可能となる。ここでは図3.11のようにテンシオメータ上部及び水頭高発信器を加熱保温することによって凍結を防止した。

テンシオメータ系：テンシオメータの地上部と地下5 cm までを温床線(筑波電気 KK 製・100 V・1000W)で巻いた。温床線はスライダックを介して通電し温度調節を可能にした。

水頭高発信器：木製の保温箱で覆い、内部をヒヨコ電球(100V・60W)で保温した。内部の温度はサーモスタットによって30°C以上にならないようにした。

3.6.2 保温性能

図3.11のように熱電対温度計を各部に配備し、1984年1月16日からの10日間を1時間ごとに計測・記録(江藤電気 KK サーモダック II)した。その間の各温度の変化特性は表3.3と表3.4にまとめてある。

図3.12は地上70cmの気温及びチューブ表面と保温箱内の温度の経時変化である。気温は頻繁に氷点下に達しているが、これらの温度が氷点下になったのは、チューブ表面の温度が -0.2°C となった1月19日未明の一度だけであり、地表に近い地下5 cmと15cmのテンシオメータ表面部も常に 0°C 以上に保たれていた。また、それぞれの平均温度は表3.3と表3.4にあるように $10\sim 20^{\circ}\text{C}$

表3.3 気温及び機器各部温度の変化特性

測定位置	測定回数	平均値	最大値	最小値	変動幅	標準偏差
°C						
気温(地上70cm)	219	0.8	14.9	-13.1	28.0	6.4
保温箱内	219	14.4	25.6	3.8	21.8	4.9
チューブ表面	219	13.0	37.7	-0.2	37.9	7.3

表3.4 地温の変化特性

測定位置		測定回数	平均値	最大値	最小値	変動幅	標準偏差
d^*	z^{**}						
cm							
0	5	219	13.0	23.0	5.7	17.3	3.8
0	15	219	10.1	12.7	5.3	7.4	1.4
10	5	219	3.3	14.8	-3.7	18.5	4.1
10	15	219	6.1	8.3	3.3	5.0	1.2
20	5	219	2.0	12.8	-4.2	17.0	3.5
20	15	219	4.1	6.3	2.5	3.8	1.1
50	0	219	1.6	18.6	-8.6	27.2	6.3
50	5	219	1.8	13.0	-4.9	17.9	3.6
50	10	219	2.3	8.6	-0.7	9.3	2.0
50	15	219	3.3	5.2	1.9	3.3	0.9
50	20	219	3.8	5.1	2.7	2.4	0.7

* d : テンシオメータからの水平距離

** z : 地表からの深さ

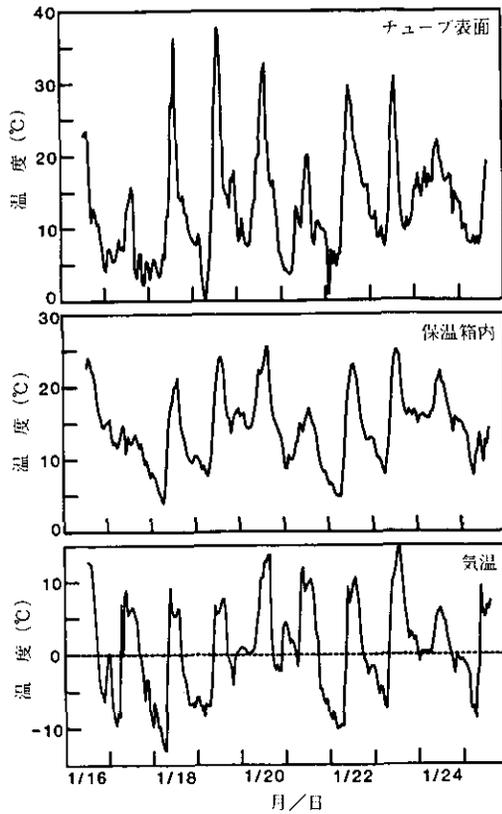


図3.12 チューブ表面と保温箱内の温度変化及び気温の変化

の範囲にあった。このように温床線とヒヨコ電球による加熱保温という安価で簡便な方法によっても、最低気温 -13°C 程度まではテンシオメータ及び水頭高発信器の凍結をほぼ完全に防止できることが分かった。

3.6.3 周辺地温に与える影響

凍結防止のための加熱が周辺土壌の地温に大きな影響を与えると、土壌水分の挙動や有機物の分解速度などにも変化が生じる。そこで、温床線の巻かれたテンシオメータからの距離と地温の関係を検討した。

図3.13はテンシオメータから50cm離れた地点での地表面及び地下の温度であり、温床線による加熱の影響をほとんど受けていないと思われる。図から分かるように、地下5cmまではしばしば凍結するが、地下10cmまで凍結することはまれである。また地下深くなるに従って急激に変動が小さくなり、応答が徐々に遅れてくることも分かる。

温床線の巻かれているテンシオメータからの水平距離と深さ5cmと15cmにおける地温との関係を示すのが図3.14である。地下15cmの測定値でみると、テンシオメータから10cm離れると温床線の影響はわずかになり、20cm離れるとほとんどその影響はなくなる(20cm地点と50cm地点での温度差がない)。一方、地下15cmの地温はテンシオメータから20cm離れても50cm離れた地点の地温となおわずかな差があり、地下5cmの場合より遠方まで加熱の影響を受ける。

以上の結果から、温床線の影響がでるのはテンシオメータから半径10cm~20cm以内の地域で、通常のは場では問題にならない広さである。また、この影響は地下深くなれば減少すると思

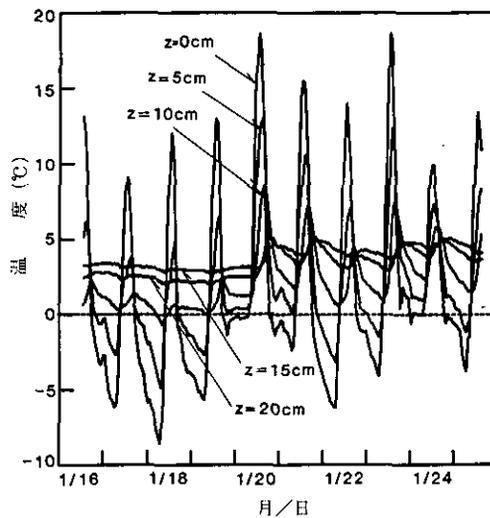


図3.13 温床線の巻かれたテンシオメータから50cm離れた地点での地温

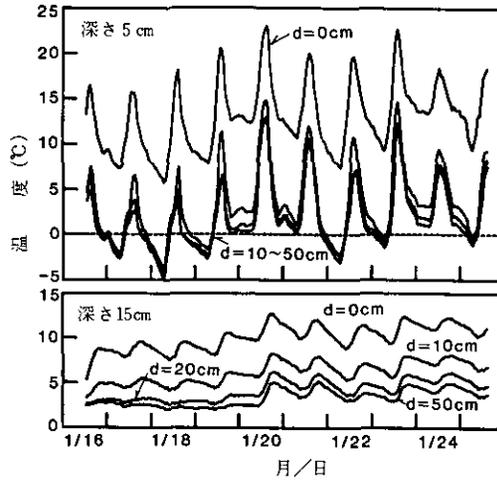


図3.14 深さ 5 cm と 15 cm における地温

われることから、この方法で冬期の土壌下層部の水分測定が可能であると考えられる。なお、より精度の良い測定には、気温に連動した加熱方式を採用するなど、機器内水分の凍結を防ぐ最小限の加熱にとどめる工夫が必要である。

3.6.4 冬期における土壌水分の実測例

上記の地温測定期間中における土壌水分の実測例を図3.15に示す。測定値は式(3.5.2)を用い

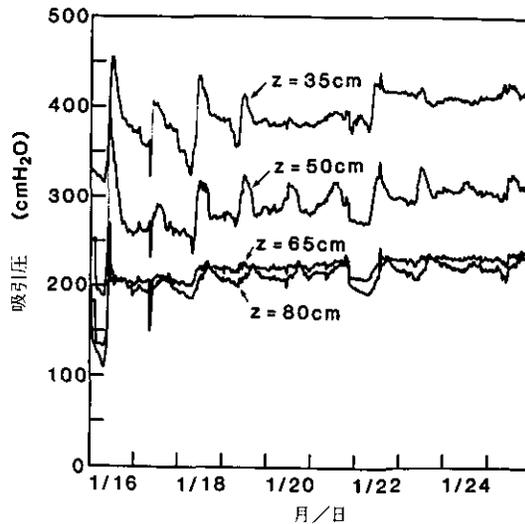


図3.15 冬期の土壌水分吸引圧の実測例

て外乱を補正してあるが、測定期間の前後において機器のキャリブレーションを行っていないため絶対値の信頼性は多少劣る。この期間は長い間降雨がなく、冷え込みの厳しい気候であったが、地下50cmまでの土壌水分の吸引圧はかなり変動していることが図から分かる。

3.7 要約

ほ場における土壌水分変化を長期的に追跡するため、土壌水分吸引圧の自動測定システムを構成した。システムの特徴は、各要素が既に市販されている機器からなっていることと、スキャナーやデータロガーなど主要部分が水分センサーであるテンシオメータから離れた屋内に設置されていることである。このシステムで自動測定されるデータの精度と外乱について検討した結果は次のように要約される。

1) 主たる外乱は電気系統からくるものである。ランダムな変動はいわゆる電氣的な乱れであり、周期的変動は外気温変化に起因している。外乱の程度は変動幅にして約 $20\text{cmH}_2\text{O}$ 、標準偏差にして約 $5\text{cmH}_2\text{O}$ である。

2) テンシオメータ周辺からくる外乱はわずかに偏りをもつが、それが発信器や測定期間によって変動することはない。

3) 外乱の大部分は外乱測定用テンシオメータを同時に設置・測定し、データから差し引くことにより相殺できるが、電源電圧の不安定性による乱れはわずかながら依然として残る。

4) 外乱を相殺した後の最終的なデータの誤差の標準偏差は $2\text{cmH}_2\text{O}$ 程度である。

測定機器の精密化や増大化によって測定精度の向上を図ろうとする方法をハードな方法と言うとすると、ここで採用した外乱除去法、すなわち、ブランクのテンシオメータを同時に設置・測定し、外乱をデータ処理で相殺除去する方法はソフトな対処法と言える。ハードな方法では、機器設置以前に予期できなかった外乱に対してほとんど無力であるが、ここでのソフトな方法は、そのような外乱に対してもある程度対処できるのが最大の利点である。また費用面でも、ソフトな方法はハードな方法より優れている。

通常、テンシオメータ法では冬期の土壌凍結時期には水分測定が不可能になる。このシステムでは機器の地上部とテンシオメータの地下 5cm までを加温することによって、気温 -13°C までの凍結時期でも測定可能となった。加熱による周辺地温への影響範囲は、テンシオメータから半径 $10\sim 20\text{cm}$ の上層部の土壌のみで、ごくわずかであった。

記号説明

アルファベット

a : 式(3.3.1)に含まれる定係数, $\text{cmH}_2\text{O}/\text{mV}$

b : 式(3.3.1)に含まれる定係数, cmH_2O

- d : ポーラスカップからの水平距離, cm
- h_i : No. i のテンシオメータが設置されている土壌の水分吸引圧, cmH₂O
- H_0 : 外乱測定用テンシオメータのピン中の水面から発信器までの高さ, cm
- L_i : No. i のテンシオメータの地表面から発信器までの高さ, cm
- p : 測定圧力, cmH₂O
- p_i : No. i のテンシオメータによる測定圧力, cmH₂O
- t : 時刻
- V : 計測電圧, mV
- z : ポーラスカップの埋設深度, cm
- z_i : No. i のテンシオメータのポーラスカップの埋設深度, cm

ギリシャ文字

- α_i : No. i のテンシオメータの電気系統による乱れ, cmH₂O
- β_i : No. i のテンシオメータのポーラスカップから発信器までの間で生じる乱れ, cmH₂O
- Δp_i : No. i のテンシオメータの測定圧力から外乱測定用テンシオメータの測定圧力を引いた圧力, cmH₂O
- ϕ_1 : 線形回帰係数
- ϕ_2 : 線形回帰係数

第4章 下水汚泥施用土壌の元素吸着特性

4.1 諸言

土壌の吸着能は、微生物の分解能や植物の吸収能と共に土壌水の水質変化を決定づける重要な要因であり、周辺環境に悪影響を及ぼさない汚泥施用の限界など、定量的な把握には不可欠な情報である。また、汚泥の土壌還元により種々の物質に対する土壌の吸着能は大きく変化する。Sidle & Kardos (1977)は銅、亜鉛、カドミウムについて、Fairbanks & O'Connor (1984)はPCBについて汚泥施用土壌の吸着能を実験から求めている。しかし、一般的なカチオンやアニオンに対する検討や汚泥施用の有無による差異の検討はいまだなされていない。

本章では、試験ほ場において、下水汚泥を混入した場合とそうでない場合で、土壌の吸着能にどのような差異が現れるか、また、吸着される物質による差異はどうかなどを、振とうフラスコ内でのバッチ吸着実験によって検討する。本章で得られた結果は、1)土壌溶液中の成分濃度の観測値(第5章)を考察するために利用し、2)水質変化の予測シミュレーション(第9・10章)を行うに当たって必要となる吸着モデルに関する基礎情報を提供する。

4.2 材料及び実験

(1) 供試土壌

実験に用いた土壌は国立公害研究所別団地実験ほ場のA-1区画(第2章参照)で1984年4月に採取した以下の三種類の土壌である。

S1: 汚泥を施用した裸地区の表土(0~10cm)。

C1: 汚泥を施用しない裸地区の表土(0~10cm)。

C2: 汚泥を施用しない下層土(30~50cm)。

なお、S1への下水汚泥の初回混入日は1980年6月で、以後毎年6~7月に15t/haの割合で繰り返し混入した。混入は表層12cmの土壌に対して行った。

これら土壌に共通した性質として特筆すべきことは、火山灰起源の土壌であり多量のアロフェン類を含んでいることである。アロフェンは構造表面に $[Al-OH_2^+]$ 基を有しているため、通常吸着しにくいアニオン類も相当量吸着する(高井・三好, 1977)。ここで使用した三種類の土壌の主な性質については表4.1にまとめて示す。

(2) 測定項目

吸着される物質としては3種類のアニオンと5種類のカチオンを用いた。イオンの種類とイオンを供給した塩溶液の種類は表4.2の通りである。

表4.1 供試土壌の主な性質

	単位	S1 ¹⁾	C1 ²⁾	C2 ³⁾
pH	—	7.6	6.5	6.3
T-C	%	2.49	2.30	1.54
T-N	%	0.23	0.18	0.13
CEC	me / 100 g	26.1	24.4	21.4
Cl ⁻	μg/g	4.97	8.75	30.3
NO ₃ ⁻	μg/g	24.7	7.00	2.94
SO ₄ ²⁻	μg/g	102.	107.	148.
Na ⁺	μg/g	61.1	139.	153.
K ⁺	μg/g	72.3	57.9	33.9
NH ₄ ⁺	μg/g	0.52	1.41	0.
Ca ⁺⁺	μg/g	3287.	854.	358.
Mg ⁺⁺	μg/g	331.	238.	204.

¹⁾S1: 汚泥を施用した裸地区の表土 (0~10cm)

²⁾C1: 汚泥を施用しない裸地区の表土 (0~10cm)

³⁾C2: 汚泥を施用しない下層土 (30~50cm)

表4.2 測定したイオンと実験に用いた塩溶液

測定イオン	溶 液
Cl ⁻	NaCl
NO ₃ ⁻	KNO ₃
SO ₄ ²⁻	(NH ₄) ₂ SO ₄
Na ⁺	NaCl
K ⁺	KNO ₃
NH ₄ ⁺	(NH ₄) ₂ SO ₄
Ca ⁺⁺	CaCl ₂
Mg ⁺⁺	MgCl ₂

(3) 実験方法

なるべくフィールド状態の性質を測定するため、供試土壌は風乾せず、生土のまま2mmのフルイを通過させ実験に供した。

乾土にして5g相当の供試土壌と各種の塩溶液25mlを50ml容積の三角フラスコに入れ、25°Cの恒温下で5時間振とうした。振とう後の溶液をろ紙(Toyo No.131)でろ過し、液中のイオン濃度を表4.3の方法で分析した。なお、振とう時間については、各イオンとも3~4時間で吸着平衡に達することを予備実験で確認した。

同様の方法で、供試土壌にもともと付着していた各種イオンを抽出し、その結果は表4.1に示した。抽出液としては、Cl及びNaには1M-NH₄NO₃を用い、その他のイオンには1M-NaClを用いた。

表4.3 水質分析法

イオン	分析法(機器・文献)
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺⁺ , Mg ⁺⁺	原子吸光法 (島津AA640-12型)
Cl ⁻	チオシアン酸第二水銀法 (AA2型・Technicon Instruments Corp., 1974)
NH ₄ ⁺	インドフェノール法 (AA2型・Technicon Instruments Corp., 1973b)
NO ₃ ⁻	ヒドラジーン-スルフェニルアミド法 (AA2型・Technicon Instruments Corp., 1975)
SO ₄ ⁻⁻	トリウム-モリン錯体法 (日本分析化学北海道支部, 1981)

4.3 結果と考察

4.3.1 等温吸着式

実験結果をまとめたのが図4.1a～図4.1bで、実線はそれらを次の Freundlich 式で近似したものである。

$$y = Kx^{1/n} \quad (4.3.1)$$

ここに、

- x : 液相側イオン濃度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)
- y : 固相側イオン濃度 ($\mu\text{g}/\text{g-soil}$)
- $K, 1/n$: パラメータ

各イオンと土壌に対するパラメータ K と $1/n$ は、計算値と実測値の差の二乗和を最小にする最小二乗法により決定した。すなわち、最小にした目的関数は、

$$J = \sum_{m=1}^M (y_m - y_m^*)^2 \quad (4.3.2)$$

である。ここに、

- y_m : 固相側イオン濃度の計算値 ($\mu\text{g}/\text{g-soil}$)
- y_m^* : 固相側イオン濃度の実測値 ($\mu\text{g}/\text{g-soil}$)
- M : データ数

決定したパラメータは表4.4に一覧にした。実験データと式(4.3.1)による計算値との相関係数はいずれの場合も1に近く、土壌の吸着特性が Freundlich 式で統一的に表現できることが分かる。

係数 $1/n$ は通常1以下であるが、Cl のすべてと NO₃ の S1 土壌については1を越えている。しかし、図からも分かるように上記両イオンの吸着特性の線形性 ($1/n = 1$) からのずれはわずかでであり、このずれは実験誤差もしくは推定誤差によるものと考えられる。

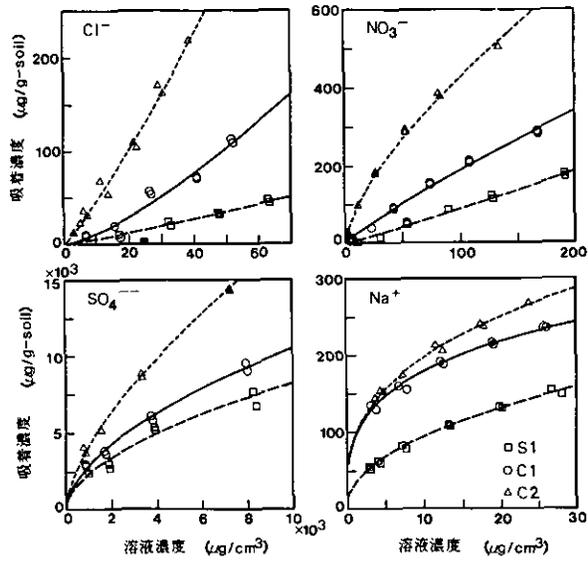


図 4.1a 平衡等温吸着関係(Cl, NO₃, SO₄, Na)

S1: 汚泥を施用した裸地区の表土 (0~10cm)

C1: 汚泥を施用しない裸地区の表土 (0~10cm)

C2: 汚泥を施用しない下層土 (30~50cm)

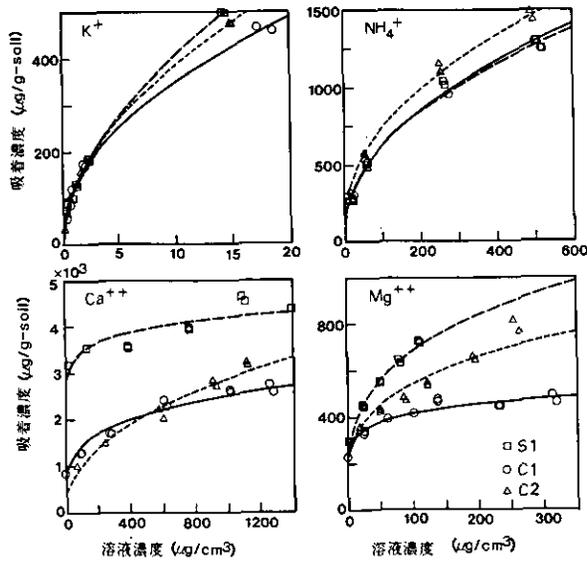


図 4.1b 平衡等温吸着関係(K, NH₄, Ca, Mg)

表4.4 Freundlich係数

イオン	土壌	K	$1/n$	データ数	相関係数
Cl ⁻	S 1	0.549	1.073	7	0.990
	C 1	0.542	1.342	10	0.975
	C 2	3.42	1.135	14	0.994
NO ₃ ⁻	S 1	0.907	1.008	16	0.995
	C 1	3.46	0.870	16	0.997
	C 2	19.2	0.674	16	0.997
SO ₄ ⁻⁻	S 1	52.5	0.549	8	0.978
	C 1	61.8	0.558	8	0.995
	C 2	54.3	0.628	8	0.997
Na ⁺	S 1	33.1	0.462	12	0.996
	C 1	95.2	0.277	12	0.990
	C 2	90.7	0.341	12	0.996
K ⁺	S 1	108	0.575	10	0.999
	C 1	114	0.485	10	0.997
	C 2	111	0.538	10	0.998
NH ₄ ⁺	S 1	69.6	0.471	8	0.992
	C 1	80.4	0.445	8	0.995
	C 2	99.4	0.434	8	0.997
Ca ⁺⁺	S 1	2310	0.086	12	0.894
	C 1	466	0.244	12	0.979
	C 2	133	0.444	12	0.991
Mg ⁺⁺	S 1	178	0.293	10	0.995
	C 1	227	0.132	14	0.977
	C 2	151	0.278	14	0.961

平衡時の液相濃度と固相濃度がほぼ線形関係にあるのは一価のアニオン(ClとNO₃)であり、 $1/n$ が小さい冪乗関数の関係にあり液相が低濃度であっても固相側に多量に吸着しているのが二価のカチオン(CaとMg)である。その他の二価のアニオン(SO₄)や一価のカチオン(Na, K, NH₄)の $1/n$ 値は0.5前後の中間的な値となった。

4.3.2 汚泥施用の影響

汚泥施用の影響が端的に表れるのは一価のアニオンと二価のカチオンに対してである。S1土壌のCaとMgに対する吸着量はC1土壌に比べて著しく多い。これはS1土壌では汚泥施用に伴い、陽イオン交換能(CEC)の大きい有機物(腐植もしくは腐植に近い成分)が持ち込まれたためであろう(向井・服部, 1984)。腐植の交換基は二価のカチオンに比べて一価のカチオンを吸着保持する力が弱い(高井・三好, 1977)。

一方、一価のアニオンであるClとNO₃に対するS1土壌の吸着能はC1土壌の半分またはそれ以下である。この原因も汚泥由来の難分解性有機物(腐植)によるものと思われる。腐植中にはキ

レート化合物を含みそれが土壌中の活性 Al と結合するため、活性 Al とアニオンとの結合を妨害する(高井・三好, 1977)からである。SO₄の吸着能についても S1が C1より低いのは同じ原因からであろう。

一価のカチオンに対する下水汚泥施用の影響は不統一である。Na に対する吸着能は低下させるが、K と NH₄に対する吸着能にはほとんど影響を与えない。

4.4 要約

下水汚泥を混入した土壌とそうでない土壌とで、5種類のカチオンと3種類のアニオンに対する吸着能がどのように異なるかを知るため、振とうフラスコによるバッチ吸着実験をした。その結果、以下の知見が得られた。

1) 土壌とイオンのいずれの組み合わせに対しても、Freundlich 式によってその平衡等温吸着関係を表すことができ、一価のアニオンでは $1/n$ が1に近くほぼ線形関係になり、二価のカチオンでは $1/n$ が小さい冪乗関数関係になる。

2) 下水汚泥施用の影響は一価のアニオンと二価のカチオンに顕著に表れる。一価のアニオンは吸着されにくくなるが、逆に二価のカチオンは吸着されやすくなる。

一価のアニオンと二価のカチオンに対する汚泥施用の影響については、本実験の結果は明らかであり一般的傾向と思われる。しかし、その他のイオンについて結論づけるにはまだデータが十分でなく、今後の研究課題の一つであろう。

記号説明

アルファベット

- J : 固相側イオン濃度の計算値と実測値の差の二乗和
- K : Freundlich 式に含まれるパラメータ
- M : データ数
- n : Freundlich 式に含まれるパラメータ
- x : 液相側平衡イオン濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- y : 固相側平衡イオン濃度, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$
- y_m : 固相側イオン濃度の計算値, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$
- y_m^* : 固相側イオン濃度の実測値, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$

第5章 下水汚泥施用土壌における元素の挙動

5.1 緒言

二つの研究動機によって、下水汚泥(有機廃棄物)施用土壌における元素の地下浸透が追跡されている。第1は汚泥中の栄養成分を作物に無駄なく利用させることである。第2は溶脱した元素による地下水汚染の評価と防止であり、これには、農用地を環境の汚染源とみなす(もしくは汚染源にしないための)研究と、土壌の浄化能に期待した汚泥の処理に関する研究とが含まれる。

どの立場をとるにせよ、元素の挙動を現場で追跡し、なんらかの結論を導くには長年月を要する。50年間にわたる肥料成分の挙動を解析したライシメータ試験(Jürgens-Gschwind & Jung, 1979), 廃水をかんがいたほ場における6年間の調査(Boleら, 1981), 汚泥施用林地における3年間の調査(Koterbaら, 1979)などは長期観測の代表例である。しかし、多数の元素の土層内での挙動を長期間、短い時間間隔で追跡した報告は見当たらず、元素間の相互作用をも考慮に入れた挙動の詳細を論ずるには十分でない。

本章では下水汚泥の土壌施用による地下水の塩類富化を評価する=第2の観点=ため、多数の元素の長期間にわたる土層内挙動を検討する。ここで得られた結果の一部は第9, 10章における数値計算にも用いられる。

5.2 フィールド及び実験

国立公害研究所の畑地ほ場に設置された次の3区画(各 $2 \times 2 \text{ m}^2$)で実験を行った:

- 1) BS区, 裸地の汚泥連用区;
- 2) PS区, 植栽をした汚泥連用区;
- 3) C区, 裸地の無施肥・無施用区。

これらの区画は1980年6月に設定した。BS区とPS区には、乾物として 15t/ha ずつ5回='80/6/13, '81/6/12, '82/6/11, '83/6/17, '84/7/10=汚泥を施用し、またC区ではこのときに耕起のみを行った。汚泥は表層約12cmに混合施用した。PS区の作付体系は: 1980年~'82年, ナス・ソルガム・コムギ; '83年, ナス・コムギ; '84~'85年, イタリアンライグラスである。

土壌溶液は地表面から10(汚泥施用層もしくは耕うん層), 20, 35, 50, 65, 80, 95cmの位置に埋設してあるポーラスカップを通じて採取した。今回解析の対象にしたのは1980年6月13日から'85年11月4日までの分である。BS区からは189回(全期間), PS区からは98回('80/6/13~'83/5/18=38回, '84/4/18~'85/11/4=60回), またC区からは129回('80/6/13~'84/4/2)採水し、試料水中の11成分= pH , $\text{NO}_3\text{-N}$ (+ $\text{NO}_2\text{-N}$), Cl , SO_4 , HCO_3 , $\text{NO}_2\text{-N}$, Ca , Mg , Na , K , $\text{NH}_4\text{-N}$ =の分析を行った。ごく一部の試料では Fe , Zn , Mn , Si , P の含量も測定した。分析方法や

ほ場の気象概要等については第2章に述べた。

データの解析に当たり、サンプリングまたは分析ミスが明らかなもの、原因不明ではあるが時系列的にみて異常値と判断されるものは計算から除外した。異常値の判断は、測定値が標準偏差の2倍 (NH_4 と NO_2 については対数変換後) を越えた場合を一つの目安とした。しかし、降雨に対する応答や施用直後の表層部における元素集積など、明確な理由がある場合は計算に含めた。なお、異常と判断されたデータは各処理区、層位、測定項目について0~4存在した。その他、特に結果を示さないが、相関係数行列の計算や主成分分析等の多変量解析を補助的に行い本論における解析方向を決定した。異常値の検出を含むこれらの検討には対話型データ解析プログラム(廣崎ら, 1986)を用いた。

5.3 全体の傾向

すべての処理区と層位における各成分の測定値が全期間にわたって完備してはいない(5.2.2項)ので、3期に分けて検討した。

- 1) 1983年5月18日までの38回分: BS, PS, Cの3区とも測定対象にしているが、 SO_4 と HCO_3 のデータはなく、また10cm層の土壤溶液は採取していない。
 - 2) 1983年7月1日~'84年4月2日の91回分: BS区とC区で全層位、全項目について測定。
 - 3) 1984年4月18日~'85年11月4日の60回分: BS区とPS区で全層位、全項目について測定。
- それぞれの期間内でも成分濃度は刻々変化しており、わずか数日のうちに層位間で濃度が逆転することすらある(5.4節)。このように変動幅は大きいのが、5.3項では各期間内の平均値をもって各成分濃度の処理区間及び層位間の違いを概観することにする。平均値で示すことのできない情報は5.4~5.6節で述べられる。

5.3.1 成分濃度

それぞれの期間における平均値から、次の特徴が見いだせる。

第1期: 20cm層では、汚泥施用(BS, PS)区における NO_3 とCa, Mg, Kの濃度が対照(C)区の2~2.5倍高くなっていたが、植栽の影響(BS区とPS区の濃度差)ははっきりしなかった。35cm層でもこれら4元素の濃度は汚泥区でわずかに高いが、50cm以下の層では3処理区間に差がみられなかった。なお、参考までにZn, Mn, Fe, Si, PO_4 の各層位における濃度を3区平均して表5.1に示す。Znや PO_4 は濃度が低い場合、 Al_2O_3 からできている磁管への吸着が大きいので、環境上重要な元素ではあるが通常は測定しなかった。

第2期: BS区ではC区より NO_3 , Cl, Mg, Naの濃度が全層位(10~95cm)にわたって高く、また SO_4 は10と20cm層で、CaとKは10~65cm層、 HCO_3 とpHは10cm層で高くなっていた。第1期に比べて、BS区におけるこれら元素の濃度は増大していた。

第3期: BS区における NO_3 , Cl, Ca, Mg, Kの濃度は第2期よりさらに高まった。PS区で

表5.1 土壤溶液中のZn, Mn, Fe, Si, PO₄濃度

深さ (cm)	Zn ($\mu\text{g/l}$)	Mn ($\mu\text{g/l}$)	Fe ($\mu\text{g/l}$)	Si (mg/l)	PO ₄ ($\mu\text{g/l}$)
20	16.5	15.8	39.2	3.9	15.7
35	22.0	18.8	26.8	4.3	14.3
50	11.7	18.0	29.0	4.6	12.4
65	8.7	12.5	20.5	4.0	11.3
80	7.0	15.0	37.0	4.3	10.3
95	6.0	12.0	30.8	4.3	11.6

1980年6月～8月におけるBS, PS, C区の平均値,
3処理区間で明らかな差はなかった。

も、これら元素の濃度は第1期より増大した。C区における濃度はこの時期に調べていないが、第1期と第2期の違いからみて第3期もそれほど変化がないものと思われる。

そこで、第2期のC区及び第3期のBS, PS区における各元素の濃度を比較した(図5.1)。汚泥(BS及びPS)区では、Naを除くすべての元素が上層部に富化していることが分かる。特にNH₄とNO₂は10cm層に局在している。PS区ではBS区よりNO₃, Mg, Kの濃度が明らかに低く、植物(ライグラス)がこれらの元素を吸収したことを示唆している。これに対してSO₄, HCO₃とpHはPS区で高くなっていった。NH₄とNO₂は濃度の変動が非常に大きいため、10cm層における両区の差を平均値から論ずることはできない。

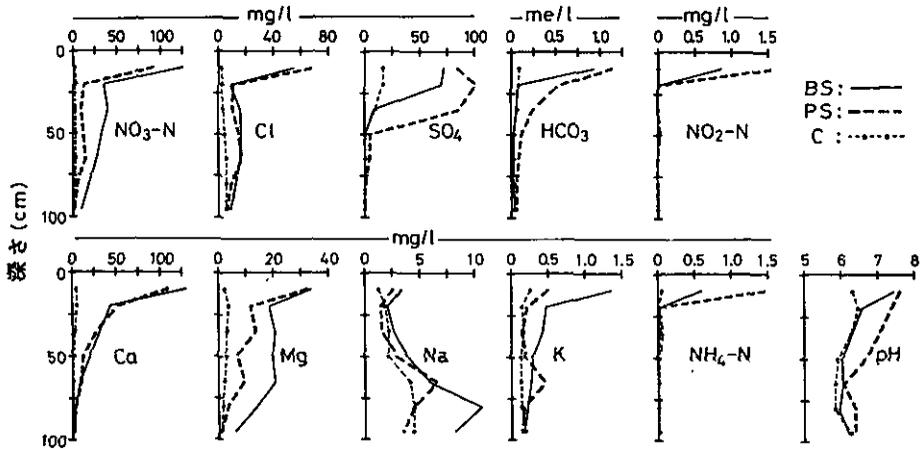


図5.1 土壤溶液中の各種成分濃度の深さ方向における分布

汚泥を施用した裸地(BS)区と植栽(PS)区については1984年4月～1985年11月の平均値,
無施用裸地(C)区については1983年7月～1984年4月の平均値。

ミリ当量をベースとして、図5.1における元素濃度をアニオンとカチオンに分けて合計した(図5.2A)。また Adams(1971)の方法に従って各イオンの活量を推定し(本研究所、袴田共之主任研究員が作成した計算プログラムを用いた)、これをもとにイオン強度を求めた(図5.2B)。汚泥の連用の結果として、1 mの土層全体において土壤溶液中の成分濃度が高まっていること、植栽によって下層における富化が軽減されることが明らかである。

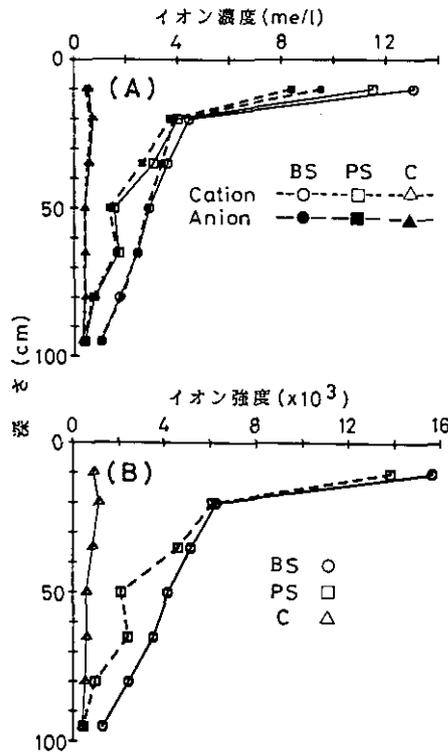


図5.2 カチオンとアニオンの濃度(A)及びイオン強度(B)の層位間分布

5.3.2 イオンの組成とバランス

1) イオン組成：カチオンとアニオンそれぞれの全量に対する各元素の比率を図5.3に示す。アニオンは NO_3 と SO_4 , Cl , HCO_3 でほぼ100%になり、 NO_2 と OH の寄与はほとんどなかった。BS区では NO_3 が60~80%を占めているのに対し、PS区とC区では SO_4 の寄与が大きくなっていった。 Cl は各区とも下層で多くなっている。一方カチオンは Ca , Mg と Na で95%以上になり、 K , NH_4 , H の寄与はごくわずかだった。各区とも表層部で Ca の寄与が大きく、下層では Na が大きく寄与している。

2) イオンバランス：50cm以下の層では、今回の測定項目内でイオンのバランス=電氣的中

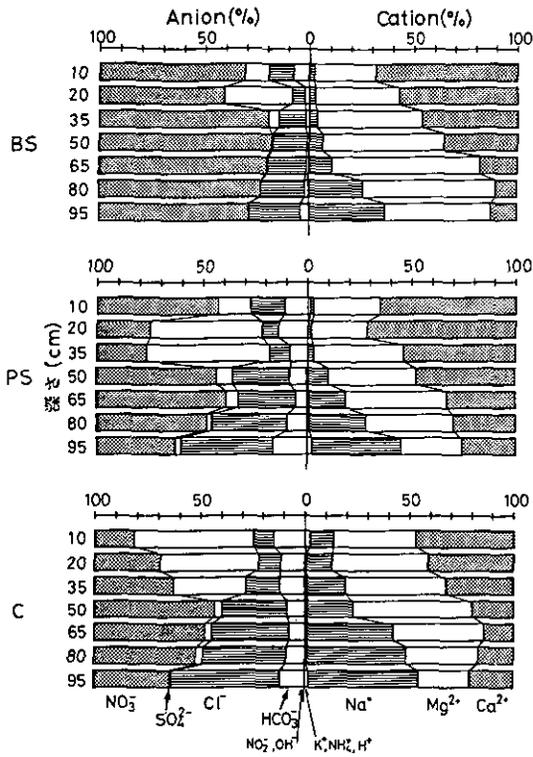


図5.3 土壤溶液のイオン組成

図5.1の値をミリ当量に変換後、計算。

性が保たれているが、上層、特に10cm層ではアニオンの方がカチオンより20%程度高くなっていた(図5.2A)。塩類の集積したアルカリ土壌では CaCO_3 、 Ca(OH)_2 や CaSO_4 としてイオン化せずに存在するCaが多い(Jury & Pratt, 1980)。本試験でも石灰汚泥を連用しているので、表層土壌にはCaが集積し(表4.1)、pHが高く(7.6;表2.1)になっている。しかし表層における土壤溶液中の主要な塩類の濃度は CaSO_4 0.11; MgSO_4 0.05; CaHCO_3 0.01mMにすぎず=第3期の平均値を計算により推定=、カチオン全量からみれば無視しうるほど少ない。測定法のバイアスと未測定カチオン(例えば汚泥に由来する有機陽イオン)の寄与があったとしても、これだけの差にはならないだろう。活量から計算しても結果は変わらなかったのも、この原因は今のところ分からない。今後、イオン交換法などによって全カチオンとアニオンの量を決定する必要がある。

5.4 短期間の変化

1983年7月から10月にはBS区とC区で密に(71回)データをとっている。その後'84年11月までも61回と他の期間に比べて測定間隔が短いので、本節ではBS区を主な対象として、これらの期間

にみられた特徴のある変化を示す。

5.4.1 数日から数週間にみられた変化

土壌上層部 (10~35cm) では、汚泥の施用や降雨により土壌溶液中の成分濃度が数日のうちに大きく変わることがあった。

A. 窒素の無機化

汚泥施用層 (10cm) では窒素の無機化過程 (有機態Nの分解による NH_4 の生成と硝化菌による NO_2 、さらには NO_3 への酸化) がとらえられた。図5.4AとBは、それぞれBS区とPS区における5回目施用直後の変化である。また、表層部に多量に蓄積した NO_3 が雨によって下層へ洗い流された後にも、 NH_4 の増加とそれに続く NO_3 の増加が再びみられている (図5.4C)。このように、汚泥施用土壌では NO_3 が次々に供給されてくるのが特徴である。

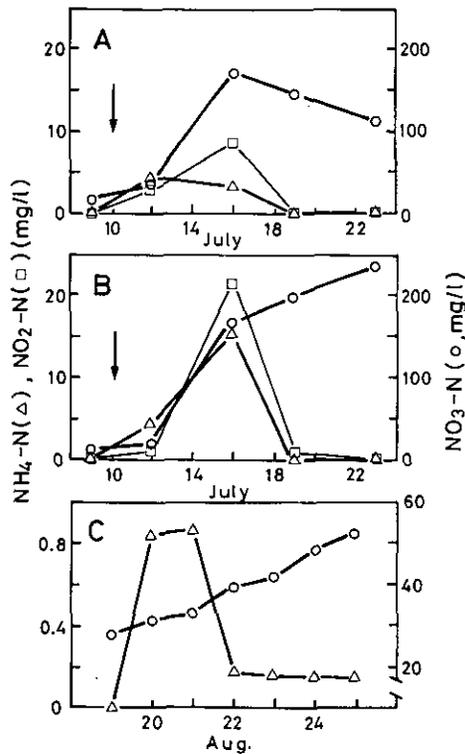


図5.4 10cm層の土壌溶液中の無機態窒素の変化

(A)と(B)はそれぞれ汚泥施用直後(1984年)のBS区とPS区の変化、

(C)は施用2か月後(1983年)の変化、

いずれの期間にもほとんど降雨がない。

B. 降雨による応答

35cm層までの土壌水分は数mm程度の降雨によってすら変化することがある。土壌中の可溶性成分は土壌の液相-固相間に分配されて存在しているために、土壌水の運動(図3.10)に比べると溶質の応答は鈍い。図5.5は、汚泥を施用(4回目)してから2か月経過した'83年8月16日から10月31日までの、BS区におけるClとNO₃濃度の変化である。施用によって負荷されたClの多くはこのときまでに20cm層より下に移動していたので、10cm層の濃度は低くなっている。顕著な変化は、8月15日~8月17日における計99mmの雨と9月20日~9月29日における計118.2mm(9月28日に58.4mm)の雨とによって起こった。Cl濃度の変化(図5.5上)でみると、いずれの時期についても10cm層の濃度が急激に減少し、20cm層の濃度はやや緩やかに減少している。35cm層の濃度は一度増加した後には減少しているが、2か月半の期間を通じてみると増加している。上記の二豪雨期間におけるNO₃濃度の変化(図5.5下)はClの場合によく似ているが、これらの雨期の後、10cm層のNO₃濃度は再び増加している。この現象はその他の元素の場合(図5.6)にはみられず、NO₃に特徴的である。このことは汚泥由来の窒素が供給され続けていることを改めて示す。10cm層では、CaとMgの濃度も豪雨の後で減少しているが、SO₄濃度は逆に高まっている。塩類の溶脱後、一時的に土壌固相から溶解したものと考えられる。これらの結果は、フィールド土壌における元素の挙動を連日観測した初の例と言ってよかろう。図5.5に示したデータは第9章でも利用される。

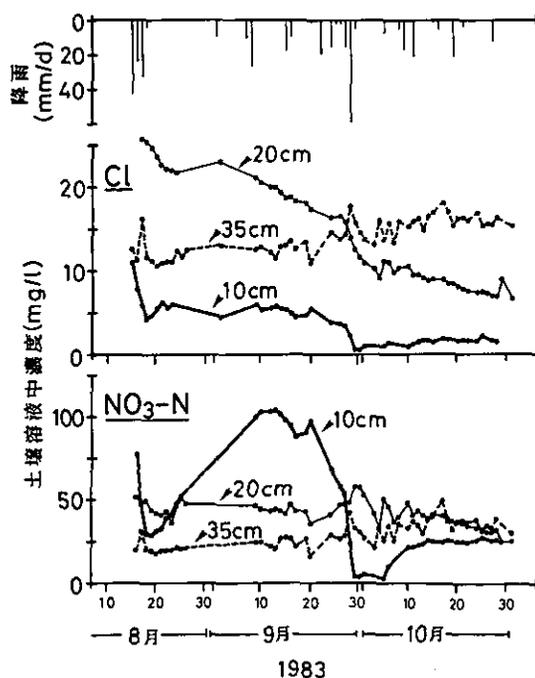


図5.5 降雨に伴う塩素と硝酸濃度の変化

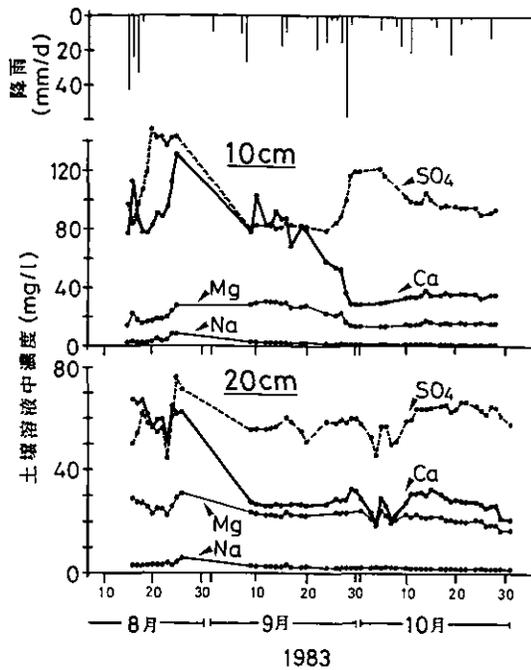


図5.6 降雨に伴う硫酸、カルシウム、マグネシウム、ナトリウム濃度の変化

5.4.2 数か月間にみられた変化

半年も経過すると、95cm層ですら各種元素の濃度は変化する。1983年7月から'84年4月にかけてのCl濃度の鉛直分布の変化を図5.7に示す。汚泥の施用により10cm層に持ち込まれたClが次第に下層へ移動し、9か月後には65cm層の濃度が最大になっている。同様の変化は'84年12月～'85年4月の4か月にもみられている(図5.8)。NO₃とMgはほぼ似たような挙動を示していることが分かる。両者の相関係数は常に(短期・長期・層位)高い。これらの成分に比べるとCaは下層への移動が遅い。SO₄は50cm以下にはほとんど存在しなくなってしまうが、この成分は硫酸還元菌に利用されるなど下層土壌における挙動は特に複雑なので、この結果だけで溶脱速度が遅いとは言いきれない。

特定の層位に限って元素間の挙動の違いをみると、また異なった印象を受ける。20cm層と35cm層における元素濃度の相対的な変化を'84年12月～'85年5月についてみると(図5.9)、Cl濃度の上昇の遅れが目立つ。これは10cm層においてNO₃が常時供給されているためであろう。またNa濃度が高かった1月8日には10cm層でCa、Mgなどの元素濃度が既に低下している。この時期に降雨がないのでNaはCaやMgと交換されて溶出した可能性がある。このように、当該層位より上に存在していた元素の量や土壌のイオン交換反応を考慮しないと、これらの変動に解釈を与えることはできない。

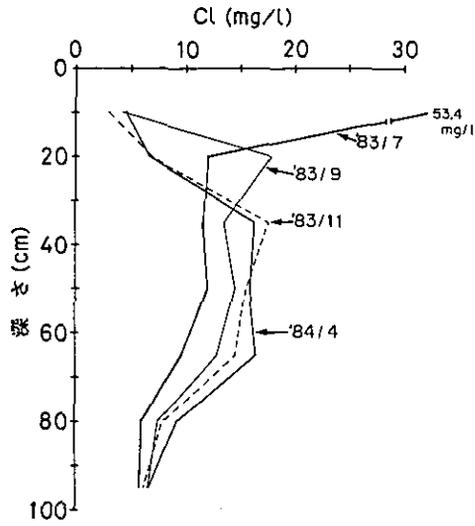


図5.7 4回目の汚泥施用後10か月間にみられた塩素濃度の鉛直分布の変化

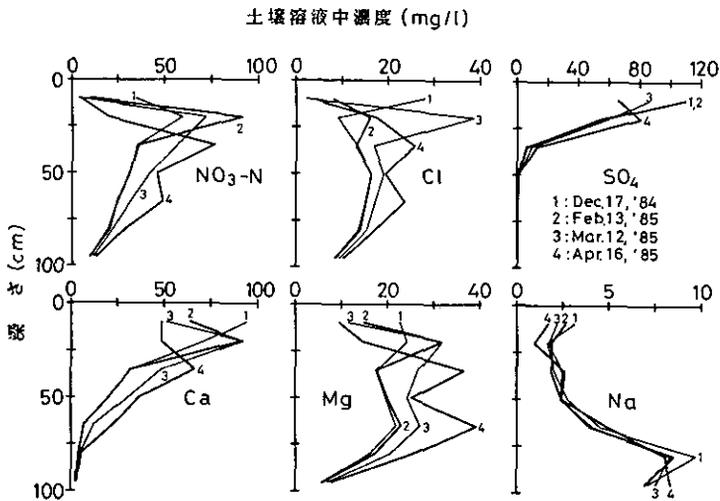


図5.8 冬から春における各種元素濃度の鉛直分布の変化

数か月間における降雨量の多寡は成分の挙動に著しい違いをもたらす。雨量が平年並であった1983年と著しく少なかった'84年とを比べると、その違いは明白である。図5.10はClの例だが、'84年は汚泥の施用後数か月間もこの元素が10cm層に集積し続けていることが分かる。地表面蒸散による水分の上方移動に伴って塩類が下層から移動し、表層に集積しうるのはClの挙動のシミュレーション(図9.9)にも表れている。

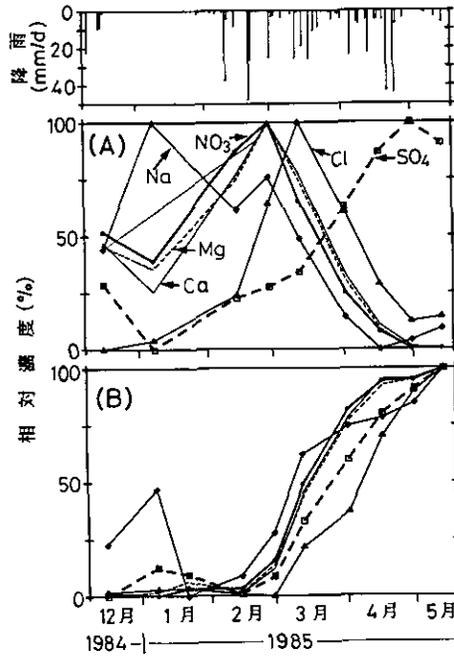


図5.9 20cm層(A)と35cm層(B)における各種元素濃度の変化
各元素について最大値を100,最小値を0として表示,KとHCO₃の
挙動はNaの場合に似ている。

5.5 長期的挙動

本試験では5年間に5回、汚泥が施用されている。本節では、土壤溶液中の成分含量の長期にわたる変動をBS区について示す。長期的な傾向をみるためにはほぼ同じ時間間隔でプロットした方がみやすいので、半月から1か月間隔でデータをピックアップした上で5年間を通じての挙動を調べた。

5.5.1 塩素と硝酸

ClとNO₃含量の変動を図5.11に示す。20cm層では各回の汚泥の施用後に明らかな濃度上昇がみられ、また連用に伴ってピーク時の濃度が高まる傾向にあった。これに対して、35cm以深における変動に対しては次の3点が特徴としてあげられる。

1) はじめの3年間の経時変化が後半2年間にみられた変化より極端に小さい(図5.12)。50cm層を例にNO₃の濃度をみると、'80/6=0.4, '81/6=1.1, '82/6=3.0, '83/5=7.4, '84/6=30, '85/5=44mgN/lになっている。'84年までの年次増加率は2.5~4倍で大差がないが、年間増加量が'83年から'84年にかけて著しく大きいことがわかる。牛ふんを施用したライシメータ実

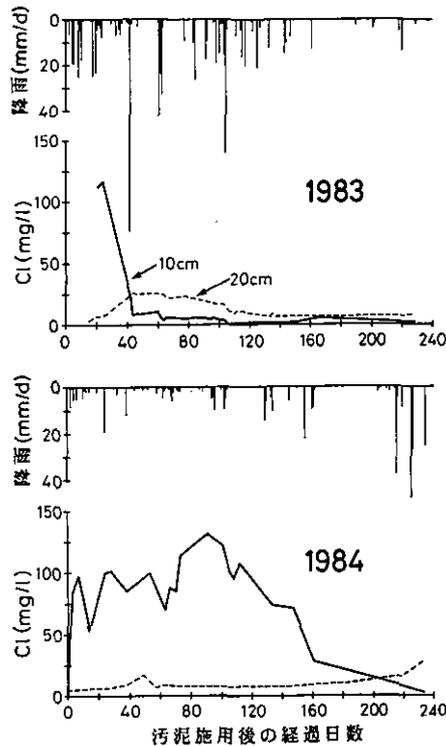


図5.10 表層土壌溶液中の塩素濃度の変化に及ぼす降雨量の影響
 下水汚泥の施用日は1983年6月17日及び1984年7月10日、横軸は施用日を
 1日目とした経過日数。

験(Haghiriら, 1978)でも、施用量を増すと浸透水中の NO_3 濃度が急激に高まり、長期にわたって高い濃度が続いている。

2) 80cmと95cm層では55cmより上の層に比べて濃度の上昇が緩やかである(図5.11)。

3) 1985年8月における35~80cm層の NO_3 濃度は34~43 mgN/l 、Cl濃度は18~21 mg/l の範囲にあり、ほぼ一定の値に収束している。このときのClの値から試験開始時のClの値を差し引けば、長期予測結果(図10.4)とおおむね一致する。

連続的もしくは周期的に土壌に元素が負荷された場合、長年月が経過すると土層中の元素濃度がほぼ定常状態に達することが知られており、地下水汚染の経験的な予測に有効である(例えばJury & Pratt, 1980; 広木・久保井, 1986)。また、本試験と同じ汚泥を類似の淡色黒ボク土に連用した屋内ライシメータ試験における NO_3 の変動パターン(Godaら, 1986)は図5.11Bと驚くほど似ている。

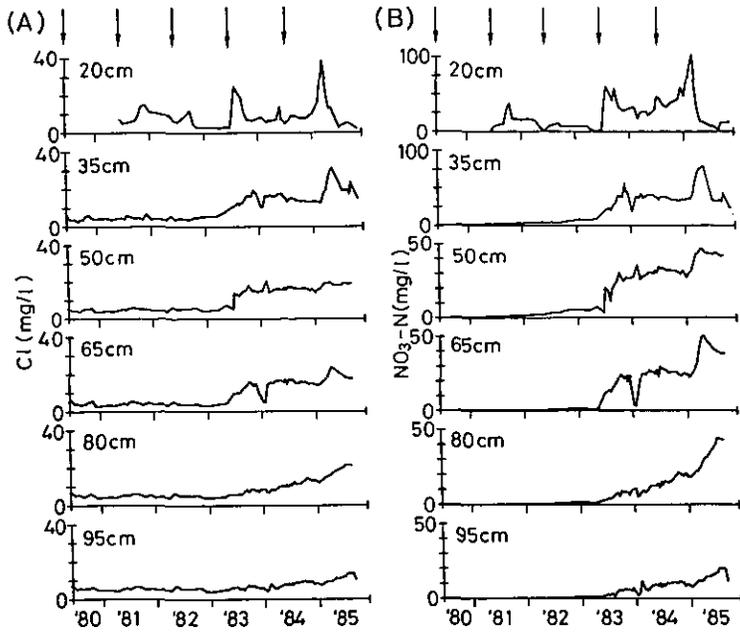


図5.11 BS区における塩素(A)と硝酸(B)の長期的挙動
矢印は下水汚泥の施用を示す。

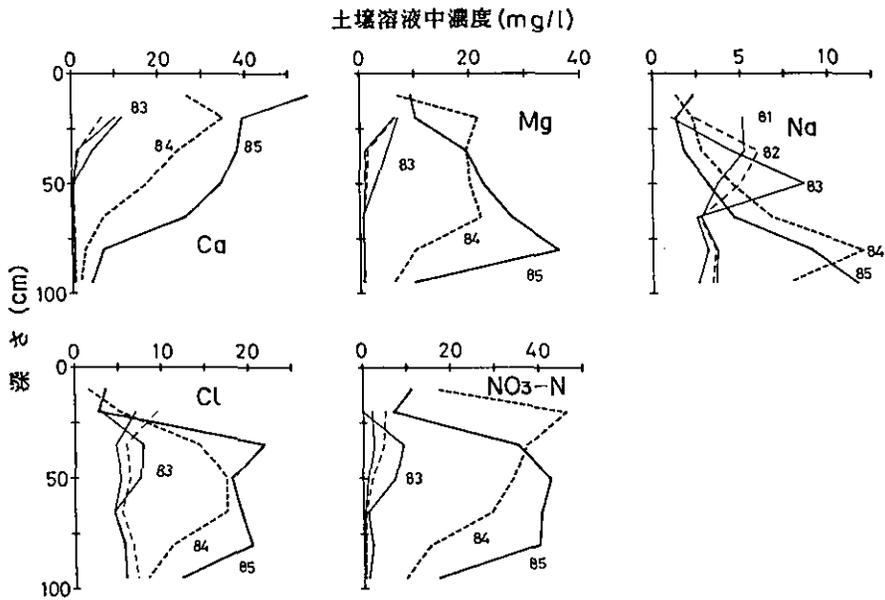


図5.12 各種元素の鉛直分布の経年変化
各年6月における土壌溶液中の濃度を示す。

5.5.2 その他の元素

Ca, Mg と Na の年次変動を図5.12に, また長期変動を図5.13に示す。図5.13では各層位における各元素の最大値を100, 最小値を0とした相対値を示してある。なお Ca と Mg, Na の最大, 最小濃度は表5.2に示した。

Mg の変動パターン(図5.13)は NO_3 (図5.11B) と酷似している。また Ca は Mg より上層部(20~65cm)で応答が遅れぎみであるが, 両者はかなり似た挙動を示している。それゆえ, NO_3 と Cl について述べた挙動の特徴は Ca と Mg についても当てはまる。層位間の分布パターンが3元素で異なる(図5.12)のは, 汚泥施用層で NO_3 が常時供給されていること, 及び多量に負荷された Ca はその大半が施用層で硫酸塩や炭酸塩として不溶化しており, 徐々に液相に溶解してくることによるのだろう。10cm 層における土壤溶液中の Ca 濃度は最大261mg/l に達している。しかし, 土壤の体積含水率(0.5)と容積比重(0.7)から計算すると液相中の存在量は0.19mg/g 土壤になり, この土壤に含まれる3.3mg/g の置換性 Ca (表4.1)のわずか5.7%にすぎない。

Na の挙動は上記4元素と全く異なっていた。各層位で Na 濃度が最大になった時期(試験開始以来の経過日数)をみると; 20cm=493, 35cm=732, 50cm=864, 65cm=1140, 80cm=1543, 95cm=1864日目であり, 下層に移るほど後期に濃度が高まっている。Na の浸透速度は他の元素よ

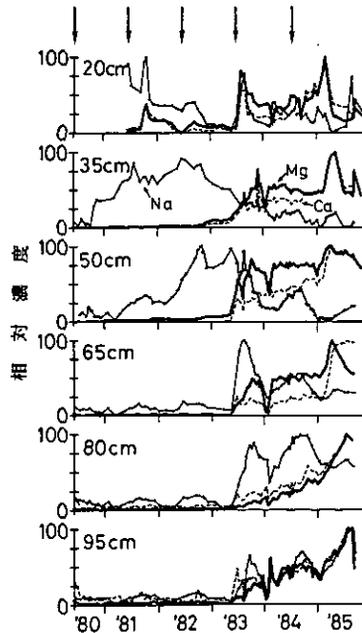


図5.13 BS区におけるカチオン類の長期的挙動

測定期間中の最大値を100, 最小値を0とする。

矢印は下水汚泥の施用を示す。

表5.2 BS区各層位におけるCa, MgとNaの最大, 最小濃度

深さ (cm)	Ca		Mg		Na	
	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.
	mg/l					
20	106.7	4.9	78.5	5.3	5.9	0.8
35	68.4	0.3	38.3	0.6	6.7	1.5
50	36.9	0.1	25.4	0.6	8.9	2.2
65	27.2	0.1	39.3	0.2	11.2	1.9
80	7.7	0.2	39.1	0.2	12.6	2.6
95	4.9	0.2	8.2	0.4	12.8	2.5

り著しく速くみえる(図5.12)が, この現象は土壌のイオン交換反応で説明できるだろう。

1回目の施用によって表層に負荷されたCaとMgは次の施用時までには35cm層に溶脱しているのだが, この層位の土壌固相に吸着され, 代わりにNaが放出される。以下, 順次下層においても同じことが起こる。汚泥の連用に伴い, 次々に負荷, 溶脱したCaとMgが下層土壌のイオン交換基に捕足され, 遂に土壌の固相が飽和されると, それ以後溶脱してきたカチオンはほとんど液相中に残り, そのまま水の流れと共に下層へ移動していくはずである。4回目の施用(積算量 60 t/ha)以後, 急激に土壌溶液中のCaとMgが増加した現象は正しく土壌の飽和を示していると考えられる。汚泥施用層でCaとMgの吸着性が高まり, Naのそれが低下する(図4.1)ことも, この現象を加速しているだろう。CaとMgの土壌の交換基に対する選択性がNaよりはるかに大きく, 成分の浸透過程ではまず一価～二価カチオンの交換が起こることはJuryら(1979)も推定している。

多くの土壌ではアニオン交換能は低い, アロフェンを含む火山灰土壌では時にカチオン交換能に匹敵する値を示す(日本土壌肥科学会, 1981)。本ほ場の土壌も, 特に下層土のアニオン(NO_3 , Cl)吸着能が高い(図4.1)。それゆえ4回目の施用以後の急激なClと NO_3 濃度の上昇は, 土壌のアニオン飽和, もしくはカチオン飽和に伴い溶出したカチオンとバランスするためにアニオンが溶出したことを示すのではないか。この層位におけるアニオン吸着能が汚泥の連用に伴う土壌pHの上昇によって低下し, 溶脱が加速された可能性も考えられる。また, もし, この土壌の脱窒能が当初非常に高く後期に低下したとしても, NO_3 濃度は図5.11のように変動しうる。しかし同じ汚泥を類似の土壌に連用したライシメータ実験(久保井ら, 1986)によれば, 揮散する窒素の総量が $40\text{mg}/4\text{m}^2$ /半年を超えることはないとなせるので, この可能性はほとんどない。

5.6 植物栽培の影響

5.3項で述べた通り, 1983年5月までの第1期にはBS区とPS区の差は明らかでなく, '84年4月～'85年11月までの第3期に顕著な差が現れている。そこで両区の各層位における土壌溶液中の元素濃度の変化を第3期について検討した。1984年7月10日に汚泥を施用し, イタリアンライグ

ラス (*Lolium multiflorum* Lam.) は '84年 7月10日播種, '85年 5月22日収穫, 続けて '85年 6月12日播種, '85年 5月16日に収穫した。ライグラスは, 夏期と冬期にそれぞれ乾燥と土壌の凍結によって一部が枯死するほど生育が抑制された。生育は10~11月に一時期みられたものの本格的には3月初旬以降に旺盛になった。

断面調査によれば, コムギの根は20cmまでに集中し, それ以深にはほとんどみられなかった。この傾向はライグラスでも同じと考えられるので, この植物は土壌表層から水や元素を吸収していると推察できる。植物の栽培によって土壌(もしくは浸透水)中の元素濃度が低下することは野外におけるいくつかの研究で認められている (Jürgens-Gschwind & Jung, 1979; Cameron ら, 1978) が, 濃度の変化を詳細に追跡した例は知らない。

5.6.1 植栽区の方が濃度の低い元素

NO_3 , Cl (図5.14) と Ca, Mg, Na, K (図5.15) の7元素は, いずれも後期になると各層位でPS区の濃度の低下が著しかった。ライグラスによる K, Na, Cl の吸収量 (5回目施用時) は, このときの汚泥及び降雨による負荷量より多くなっている (表5.3) ので, 20cm層におけるこれら元素濃度の低下は植物による吸収の直接的な結果とみなせる。汚泥窒素が1年間に50%無機化したとすれば植物吸収量にほぼ等しいこと, また持ち込まれた Ca や Mg の一部しか土壌溶液には溶けてこないであろうことを考慮すれば, これらの元素濃度の低下も植物吸収のためと考えられる。ラ

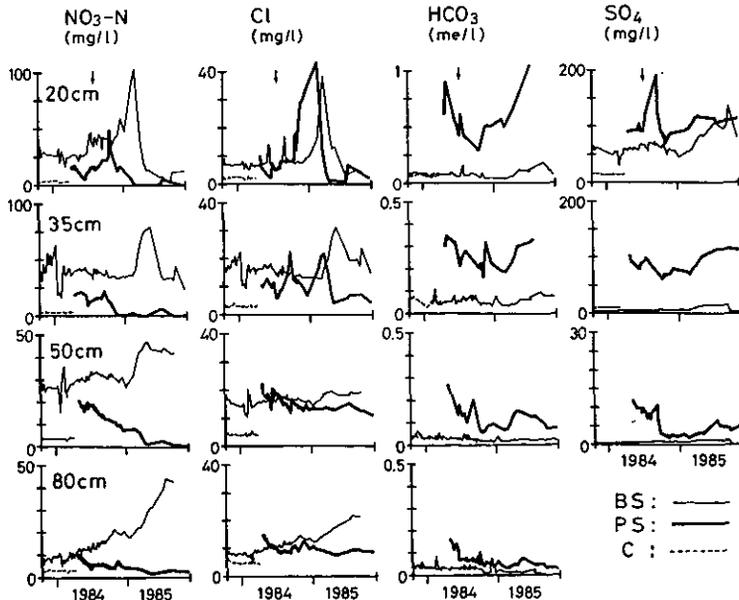


図5.14 土壌溶液中のアニオン濃度に及ぼす植栽の影響
矢印は下水汚泥の施用を示す。

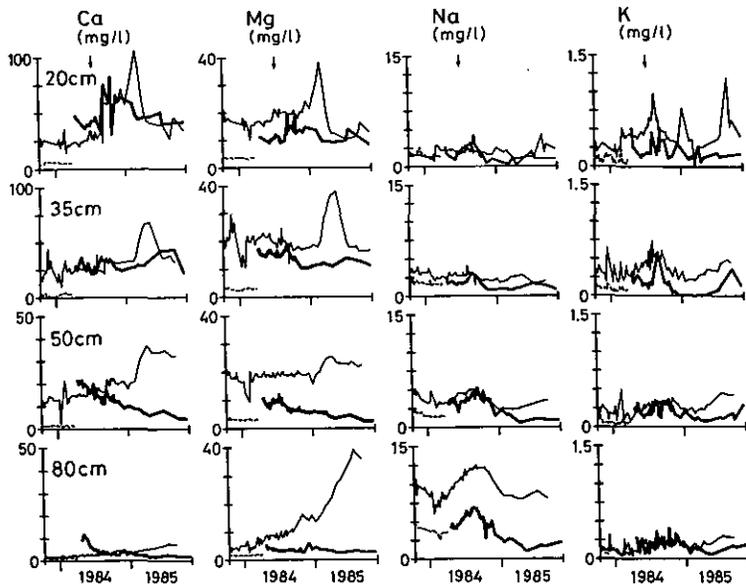


図5.15 土壤溶液中のカチオン濃度に及ぼす植栽の影響
線の種類と処理区との対応は図5.14に示す。

表5.3 5回目施用期(1984年7月~1985年5月)における植物吸収量と、汚泥及び雨水からの負荷量

イタリアンライグラス (乾燥物収量=5.085kg/4m ²)							
	C	N	Cl	K	Na	Ca	Mg
組成 (mg/g)	414.2	17.0	10.5	8.49	7.88	4.73	2.94
吸収量 (g/4m ²)	—	86.4	53.5	43.2	40.1	24.1	15.0
下水汚泥 (乾物 6 kg/4m ²)							
	C	N	Cl	K	Na	Ca	Mg
負荷量 (g/4m ²)	—	210	35.4	5.5	4.0	544	48.6
降雨 (年間平均雨量1046mmと平均元素含量から推定)							
	C	N	Cl	K	Na	Ca	Mg
負荷量 (g/4m ²)	—	1.2	3.3	0.4	1.8	1.1	0.5

イグラスの生育が一時的に回復した'84年10月以降に植栽区の濃度が低下していることも、これを裏付ける。35cm層以深における低下は、表層部の負荷量の減少によることが大きいとみられる。

5.6.2 植栽区の方が濃度の高い元素

上記の6元素に対して、 HCO_3^- と SO_4^{2-} (図5.14)の濃度はPS区の方が高かった。 HCO_3^- は根の呼吸によって供給され、それが下層に移行したと考えれば説明できる。 SO_4^{2-} 濃度が HCO_3^- と共に増加している理由としては、多量に生成した HCO_3^- が土壌固相の SO_4^{2-} とイオン交換した可能性、 NO_3^- とClの減少に伴ってイオンバランスを保つために SO_4^{2-} が土壌固相から液相に移行した可能性があげられる。同一処理区におけるpHの経時変化は小さいので図には特に示していないが、植栽区の方が裸地区より常に高くなっていった(図5.1参照)。この現象には植栽区における NO_3^- 濃度の低下が寄与している可能性がある。これらの点については今後さらに検討する必要がある。

5.7 環境保全対策と今後の課題

土壌環境の保全に留意しつつ下水汚泥を施用(処分)するには、どのような方策があろうか。本章で述べた土壌溶液中の成分濃度の変化から、次の2点が指摘できよう。

1) 土壌の“元素保持能*”を超えて施用してはならない。

土壌は各種元素を吸着しうるが、固相への吸着量は有限であり、固相が飽和されれば液相中濃度が急激に高まる(図5.11~5.13)。汚泥施用層より下にある90cm厚(12.5~102.5cm)の土層の液相中に存在する元素量を各年4~6月の平均濃度と平均含水率とから試算すると(図5.16)、施用量が総計60t/haに達した後('84年)で土壌液相中の元素量が急激に増加していることが分かる。特に'83年から'85年にかけてのMg, Na, Clの増加量は、2回の汚泥施用による負荷量より

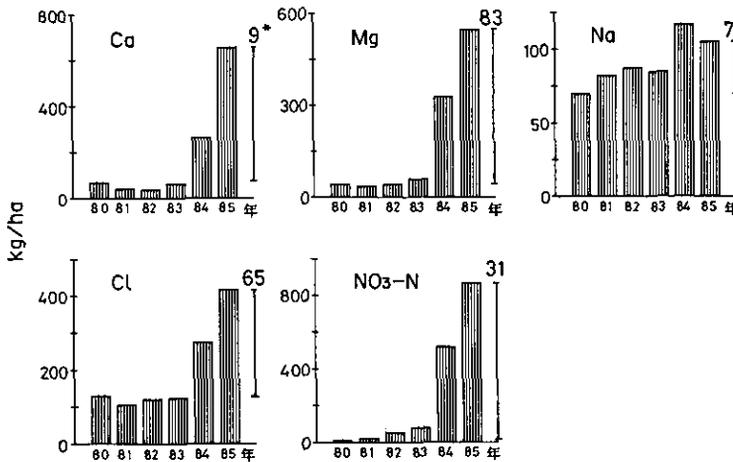


図5.16 土壌下層の液相中に存在する元素量の変遷

BS区の12.5~102.5cm層を対象に、各年4~6月の土壌溶液中の濃度から計算。

*: スケールは1985年と1980年との差であり、上の数字は全負荷量に対する比率(%)を示す。

* “元素保持能”は抽象的な表現であるが、ここでは固定・吸着・交換能等の総称として用いる。

も大きくなっている。土壌の飽和後もそれまでと同じパターンで連用すれば、液相中の濃度は地下水面まで一定になるはず(5.5.1項)であり、地下水水質は長期間悪化したままになる。実際、定常状態に至る前に施用をやめても、少なくとも1年間は土壌下層の元素濃度が増加しているのである(図5.11, 5.13)。2~3回連用して影響がみられないからといって、無限に連用してはならない。

2) 植物は成分の溶脱を軽減しうる。

植物は土壌から養分(元素)と水を吸収する。図5.17は植栽区における土壌水分吸引圧の上昇(乾燥)の例である。表層土壌(根圏)に存在している元素は吸収によって減少するので、土壌下層へ移行しうる絶対量が減ると共に、蒸散のために下層への土壌溶液の移動自体も低下し、場合によっては下層に存在していた元素すら上方移動により植物に吸収されうる。NO₃は汚泥の有機窒素から徐々に供給され、植物の吸収量も多いので、地下水のNO₃汚染を軽減するには植栽が特に有効と考えられる。

しかし、どのような条件で施用すればどこまで土壌環境を維持できるかを具体的に指摘することはできない。汚泥と土壌の諸性質、降水の量・強度・頻度、植物の生産量や元素吸収特性などによって、影響は異なるからである。これらの要因の影響と長期予測については第II編で一部検討する。

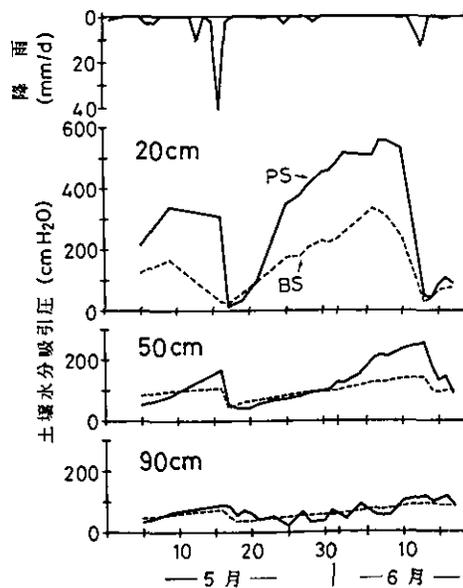


図5.17 裸地(BS)区と植栽(PS)区各層位における土壌水分吸引圧の変化

1983年5月~6月のコムギ栽培時における測定例(5月4日出穂, 6月14日収穫)。

土壌中の全存在量が正確に把握できれば、土壌溶液中の成分濃度の変化からさらに多くの情報を導くことができる。土壌試料を採取することにより土層はかく乱されるので、4 m²の区画では試料の経時採取は不可能である。土壌の吸着特性と含水率及び溶液濃度から推定せざるを得ないが、試算すると土壌中初期量+負荷量よりも多くなることもある。吸着特性が単一成分～水飽和系による室内実験から推定されていることに不一致の原因があるように思う。多成分～不飽和系における吸着特性の評価法が確立されない限り、土層のかく乱を承知の上で、深さごとの土壌試料を何回か採取・分析し、溶液組成と比較しておくことが今後必要だろう。

5.8 要 約

試験ほ場に下水汚泥を連用(15t/ha/y)した2区(植栽区と裸地区)と対照無施用区を設けた。地下95cmまでの7層位の土壌溶液成分=NO₃, Cl, SO₄, HCO₃, NO₂, Ca, Mg, Na, K, NH₄, pH=を足掛け6年間にわたって分析して次の結果を得た。

- 1) 汚泥の連用は土壌溶液中の成分濃度を高める。
- 2) 裸地ではNO₃がアニオンの大半を占めるが、植栽区ではSO₄, Cl, HCO₃の寄与も多くなる。Ca, Mg, Naの3元素が全カチオンの95%以上を占める。
- 3) 降雨に伴ってNO₃, Cl, Ca, Mgは短期間のうちに下層へ移動するが、NO₃は汚泥施用層で徐々に生成し、SO₄は他の元素と異なった挙動をする。
- 4) 汚泥の連用に伴い、NO₃, Cl, Ca, Mgの濃度は土壌下層でも徐々に高まるが、特に4回目の施用(総計60t/ha)以後の上昇が顕著である。これに対してNa濃度は初期のうちから施用に対して応答する。汚泥由来の二価カチオンは、土壌固相のNaを交換放出させ、イオン交換基の飽和後に液相に出現すると理解した。
- 5) 植栽区では裸地区よりNO₃, Cl, Ca, Mg, Na, Kの濃度が低い。植物が水とこれらの元素を吸収した結果と推察した。HCO₃とSO₄濃度及びpHは植栽区の方が高い。

汚泥の連用には土壌の“元素保持能”に留意し、また植物による浄化能を活用することが必要だと考える。

第6章 結 論

6.1 第I編のまとめ

下水汚泥の長期連用に伴う元素の動態を明らかにするため、試験ほ場において、土壤水分と土壤溶液中の諸元素の濃度の変化を長期間・高頻度・精密に測定し、その結果を示した。ここで得られた成果は、それだけで土壤環境の保全法を示唆するだけでなく、第II編のモデルの検証のためにも基礎的なデータを提供する。本編で得られた成果を各章ごとに要約すると次のようになる。

第1章では、研究の目的を示すと共に、現場土壤における水と元素の動態を解析するには土壤の性質・環境及び気象条件を考慮する必要があることを述べた。

第2章では、試験地の位置、及び土壤と気象の概要、試験設計と実験方法を記述した。次の点が第3章以降のデータを解析する上で重要である。

- 1) 日本の代表的な土壤である黒ボク土を用いている。
- 2) 地下水位が低く、平坦な地形であるので、少なくともローム層内では鉛直方向の挙動を考えればよい。
- 3) しかし20cmまでの作土層とそれ以下とは土壤の性質が異なる。
- 4) 表日本における標準的な降雨量(1046mm/y)とパターン(梅雨と秋霖、冬の乾燥)を示す地域だが、冬期の寒さが厳しい。

第3章では、テンシオメータ法による土壤水分吸引圧の自動測定システムを新たに改良・設計し野外実験ほ場に設置した。さらに、その測定データの精度を検討した結果、以下のことが分かった。

- 1) データの精度を低下させる主な原因は、長い電導線の抵抗が外気温に連動して変化することにある。
- 2) テンシオメータ周辺からくる外乱はわずかに偏りをもつが、それが各発信器や測定期間によって変動することはない。
- 3) 外乱の大部分は外乱測定用のテンシオメータのデータによって相殺できる。最終的な誤差の標準偏差は2 cmH₂Oである。
- 4) 簡単な加熱装置をつけることにより、厳寒期における土壤下層の水分を測定できる。
- 5) 実測結果から、15cm層の土壤水分吸引圧は日周変動すること、土壤全体が湿潤しているときには少量の降雨でも60cm層の土壤水分は直ちに变化することなどが分かった。

第4章では、8種類のイオンに対して下水汚泥を混入した土壤とそうでない土壤とで吸着能がどのように異なるかを明らかにするため、バッチ吸着実験を行い以下の結果を得た。

- 1) 土壤とイオンのどの組み合わせに対しても平衡等温吸着関係は Freundlich 式で近似でき、

係数 $1/n$ の値は二価のカチオンで小さく、逆に一価のアニオンでは大きく1に近くなる。

2) 下水汚泥施用の影響は一価のアニオンと二価のカチオンに対して顕著に表れる。一価のアニオンは吸着されにくくなり、二価のカチオンは吸着され易くなる。

第5章では、下水汚泥の連用に伴う土壤溶液中の成分(11項目)の変動を1 mまでの土層について5年半追跡し、次の結果を得た。

1) イオン組成：Ca, MgとNaで全カチオンの95%以上を占め、CaとNaがそれぞれ上層と下層部の主要カチオンである。一方、アニオンは NO_3 と SO_4 , Cl, HCO_3 でほぼ100%になる。裸地では全層とも NO_3 が60~80%を占めているが、植物が栽培されていると NO_3 の寄与が減少し、代わりに SO_4 (上層部)、Cl(下層部)と HCO_3 (全層)の寄与が大きくなる。

2) 元素の富化：汚泥の連用により、各層位の元素濃度は高まり、Naを除く元素は上層部の富化が著しい。植栽区では NO_3 , Cl, Ca, Mg, Na, Kの濃度が低下し、植物による水質の浄化=主として吸収=が認められる。しかし SO_4 と HCO_3 の濃度及びpHは植栽区の方が高い。

3) 短期間の水質変化： NO_3 , Cl, Ca及びMg濃度は豪雨の後、10cm層で減少し、35cm層で増加する。しかし NO_3 だけはその後汚泥施用層(10cm)で再び増加し、汚泥中有機窒素の無機化の進行が推測される。

4) 長期間の変化： NO_3 とClの土壤溶液中濃度は年月の経過と共に下層でも上昇し始める。特に4回目に汚泥を施用(総計60t/ha)した後の濃度の上昇が裸地区で著しい。しかし植栽区では顕著な増加がみられず、特に NO_3 濃度は一時的に $50\mu\text{g/l}$ 以下にまで低下した。CaとMgの濃度変化も NO_3 とClの場合とほぼ同じだが、Naだけは早くから濃度の増減が認められる。この事実は土壤がCaとMgを吸着し、Naを放出すること、土壤のイオン交換基が飽和されると、土壤溶液中の元素濃度が急激に高まることを意味する。

6.2 土壤環境の保全に対する提言と今後の課題

有機廃棄物の農用地への施用は資源の有効利用の面から必要であるが、施用法を誤れば地下水等の環境を悪化させることになる。下水汚泥等有機廃棄物の施用が土壤環境に及ぼす影響を評価・予測するに当たり、現場実証的な研究は汎用性はないものの、説得力をもつ。

本編で得られた結果は、現場での実証には長年月を要し、短期間の観測のみでは結論を見誤るおそれがあることを示すと同時に、土壤の“元素保持能”を越えて下水汚泥を連用することにより、地下水汚染が急激に進行しうることを明らかにした。黒ボク土(今回の対象土壤)は元素保持能力(緩衝力)が非常に大きく、その他の日本の土壤のほとんどすべては黒ボク土より緩衝力が小さい。それゆえ総計60t/ha以上の割合で裸地に汚泥を施用することは環境保全の立場からみて好ましくない。総計10t/haの値は植物生育・土壤生態系・重金属含量や土壤pHなど様々な影響を考慮しても妥当な水準と考えられる(Godaら, 1986)。今回の結果はまた、植物が土壤水の浄化に大きな寄与を果たしていることも示している。適正な作物を栽培すれば、さらに多量もしくは

多回数の連用を行っても地下水質の悪化は防げるだろう。

土壌水分(第3章)、土壌の吸着特性(第4章)、土壌水の水質(第5章)の結果を有機的に結合すれば、土壌中の元素存在量の変化を知ること可能はずであるが、計算をすると土壌中の元素存在量が非常に(負荷量と土壌に元々存在していた量よりも)多くなることもある。この原因はバッチ実験(第4章)による土壌の元素吸着特性の評価が水飽和系で、かつ単一元素に対して行われているところにあるだろう。今後同様の現場試験を実施する際には、層位別の土壌試料を何回か採取・分析することにより土壌溶液の分析値と比較しバッチ吸着特性を補正すると共に、多元素系における吸着特性を評価しうる実験法を開発する必要があるだろう。

土壌中における水と元素の挙動は第1章でも述べたように多数の要因によって変化しうる。土壌や気象条件の変化に伴う挙動の予測は観測データのみでは不可能であり、この点は第II編で検討する。

引用文献

- Adams, F. (1971): Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **35**, 420-426.
- Bole, J.B., J.M. Carefoot, C. Chang and M. Oosterveld (1981): Effect of waste water irrigation and leaching percentage on soil and ground water chemistry. *J. Environ. Qual.*, **10**, 177-183.
- Bower, C.A. and L.W. Wilcox (1965): Soluble salts. *In*: C.A. Black (Editor-in-Chief), *Methods of Soil Analysis (Part 2)*. American Society of Agronomy, Inc., Pub., Madison, 933-951.
- Bottcher, A.B. and L.W. Miller (1982): Automatic tensiometer scanner for rapid measurements. *ASAE*, **46**, 1338-1342.
- Cameron, D.R., R. De Jong and C. Chang (1978): Nitrogen inputs and losses in tobacco, bean, and potato fields in a sandy loam watershed. *J. Environ. Qual.*, **7**, 545-550.
- Council for Agricultural Science and Technology (CAST) (1976a): Effect of increased nitrogen fixation on stratospheric ozone. Rep. No. 53, Iowa State Univ., Ames, 33p.
- Council for Agricultural Science and Technology (CAST) (1976b): Application of sewage sludge to cropland: Appraisal of potential hazards of the heavy metals to plants and animals. Rep. No. 64, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-430/9-76-013, 63p.
- Fairbanks, B.C. and G.A. O'Connor (1984): Effect of sewage sludge on the adsorption of polychlorinated biphenyls by three New Mexico soils. *J. Environ. Qual.*, **13**, 297-300.
- Fellner-Feldegg, H. (1969): The measurement of dielectrics in the time domain. *J. Phys. Chem.*, **73**, 616-623.
- Goda, T., T. Kuboi and K. Fujii (1986): Environmental impacts of sewage sludge applied to cropland. *Intern. J. Environ. Stud.*, **27**, 239-253.
- Haghiri, F., R.H. Miller and T.J. Logan (1978): Crop response and quality of soil leachate as affected by land application of beef cattle waste. *J. Environ. Qual.*, **7**, 406-412.
- 波多野隆介 (1984): 物質移動における亀裂の役割. 土壌の物理性, No.49, 9-22.
- 服部浩之・藤井國博 (1984): 下水汚泥を連用した淡色黒ボク土における無機態窒素の経時変化一ほ場実験一. 国立公害研究所研究報告, 第68号, 43-53.
- 服部浩之・向井 哲 (1986): 汚泥の有機物組成及び土壌中の微生物活性と汚泥の分解性. 国立公害研究所研究報告, 第93号, 169-179.
- 広木幹也・藤井國博・服部浩之・久保井徹・小林峰雄・矢崎仁也・和田秀徳 (1983): 下水汚泥施用土壌の微生物フロラに関する研究(II), 石灰凝集下水汚泥連用淡色黒ボク土における土壌微生物フロラの季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 17-38.
- 広木幹也・久保井徹 (1986): 畑地土壌における汚泥成分の地下浸透と植物による吸収. 国立公害研究所研究報告, 第94号, 21-31.
- 廣崎昭太・新藤純子・芳賀敏郎 (1986): 環境データ解析のための対話型データ解析プログラム CDA 利用マニュアル. 国立公害研究所研究資料, 第30号, 158p.
- 井 碩 昭・尾崎保夫・増島 博 (1986): 牛久沼集水域の農業環境に及ぼす都市化インパクトの影響とその評価(2)一底質中の重金属及びりん——. 日本土壌肥料学会講演要旨集, 第32集, 155.
- Ishikawa, T. and I. Dodo (1982): Present status of land application of sewage sludge in Japan. *Proceedings of International Symposium on Land Application of Sewage Sludge*, Tokyo, 1-14.
- 岩田進午 (1979): 土壌中の水の動き. *化学と生物*, **17**, 166-172.

- Jürgens-Gschwind, S. and J. Jung (1979): Results of lysimeter trials at the Limburgerhof facility. 1927-1977: The most important findings from 50 years of experiments. *Soil Sci.*, **127**, 146-160.
- Jury, W.A., W.M. Jarrell and D. Devitt (1979): Reclamation of saline-sodic soils by leaching. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **43**, 1100-1106.
- Jury, W.A. and P.F. Pratt (1980): Estimation of the salt burden of irrigation drainage waters. *J. Environ. Qual.*, **9**, 141-146.
- Kirkham, D. and R.J. Kunze (1962): Isotopes methods and uses in soil physics research. *Adv. Agron.*, **14**, 321-358.
- Koterba, M.T., J.W. Hornbeck and R.S. Pierce (1979): Effects of sludge applications on soil water solution and vegetation in a northern hardwood stand. *J. Environ. Qual.*, **8**, 72-78.
- 久保井徹・陽 捷行・藤井國博・福士定雄 (1986): 下水汚泥施用土壌からのガス発生, I. 火山灰畑土壌. 国立公害研究所研究報告, 第94号, 49-62.
- 久保井徹・藤井國博 (1983): 吸引法による土壌溶液採取の問題点: 汚泥成分の地下浸透量を把握するために. 国立公害研究所研究報告, 第47号, 229-241.
- Leschber, R., R.D. Davis and P.L' Hermite (eds.) (1985): Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils. Elsevier Applied Science Pub., Inc., New York, 96p.
- Long, F.L. and M.G. Huck (1980): An automated system for measuring soil water potential gradients in a rhizotron soil profile. *Soil Sci.*, **129**, 305-309.
- 向井 哲・服部浩之 (1984): 下水汚泥の連用が土壌の全炭素, 腐植酸及びフルボ酸に及ぼす影響. 国立公害研究所研究報告, 第68号, 55-66.
- 中谷宇一郎・菅谷重二 (1949): 凍上の機構について. IV. 第四年度現場調査. *低温科学*, **2**, 47-63.
- 日本分析化学会北海道支部 (編) (1981): 水の分析 (第3版). 化学同人, 京都, 178-183.
- 日本土壌肥料学会 (編) (1981): 土壌の吸着現象. 博友社, 東京, 160p.
- 日本土壌肥料学会 (編) (1983): 火山灰土. 博友社, 東京, 204p.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1986): 汚泥連用が土壌の物理的性質に及ぼす影響. 国立公害研究所研究報告, 第93号, 25-32.
- Schlub, R.L. and J.M. Maine (1979): Portable recorder for the continuous monitoring of soil moisture resistance blocks. *J. Agr. Eng. Res.*, **24**, 319-323.
- Schmugge, T.J., T.J. Jackson and H.L. McKim (1980): Survey of methods for soil moisture determination. *Water Resour. Res.*, **16**, 961-979.
- Sidle, R.C. and L.T. Kardos (1977): Adsorption of copper, zinc, and cadmium by a forest soil. *J. Environ. Qual.*, **6**, 313-317.
- Stein, J. and D.L. Kane (1983): Monitoring the unfrozen water content of soil and snow using time domain reflectometry. *Water Resour. Res.*, **19**, 1573-1584.
- 高井康雄・三好 洋 (1977): 土壌通論. 朝倉書店, 東京, 229p.
- Technicon Instruments Corp. (1973a): Nitrite in water and seawater. Technicon Industrial Method No. 161-71W/Tentative.
- Technicon Instruments Corp. (1973b): Ammonia in water and seawater. Technicon Industrial Method No. 154-71W/Tentative.
- Technicon Instruments Corp. (1974): Chloride in water and wastewater. Technicon Industrial Method No. 99-70W/B.
- Technicon Instruments Corp. (1975): T.O.N./Nitrite in water and waste water. Technicon

Industrial Method No. 186-75E/Provisional.

Thony, J.-L. and G. Vachaud (1980): Automatic measurement of soil-water pressure using a capacitance manometer. *J. Hydrol.*, **46**, 189-196.

Williams, T.H.L. (1978): An automatic scanning and recording tensiometer system. *J. Hydról.*, **39**, 175-183.

Williams, T.H.L. (1980): An automatic electrical resistance soil-moisture measuring system. *J. Hydrol.*, **46**, 385-390.

山口武則・久保井徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰雄・矢崎仁也 (1983): 下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育—ほ場試験—。国立公害研究所研究報告, 第46号, 147-174.

山口武則・藤沼康実 (1984): 国立公害研究所実験ほ場の土壌及び気象に関する調査資料集。国立公害研究所研究資料, 第26号, 84p.

山口武則・藤沼康実 (1985): 国立公害研究所実験ほ場の土壌及び気象に関する調査資料集 (II)。国立公害研究所研究資料, 第27号, 122p.

山口武則・藤沼康実 (1986): 国立公害研究所実験ほ場の土壌及び気象に関する調査資料集 (III)。国立公害研究所研究資料, 第28号, 116p.

山根一郎・松井 健・入沢周作・岡崎正規・細野 衛 (1978): 図説 日本の土壌。朝倉書店, 東京, 196p.

第II編 モデルシミュレーションによる動態解析

第7章 緒 論

7.1 緒 言

土壌さらには周辺水系の環境を健全に維持し、かつ、廃・下水の土壌還元や汚泥の農地還元など土壌の積極的な利用を図るには、土壌のもつ特性を十分踏まえて計画的に利用することが重要である。そのためには土壌中の水分及び溶質の挙動を十分把握し、利用に際してはこれに基づいて適切な実施計画を立てる必要がある。数学モデルによるシミュレーションはこのような動態を定量的に把握する一つの有力な手法であると共に、その対象を適切に計画・設計・操作する方針を見いだすのに不可欠な手法である。

しかるに、土壌浸透に関するモデル化の研究は他の環境分野におけるモデル研究に比べて遅れている。その原因は、1)土壌汚染の顕在化が認識され始めたのは比較的最近であり、土壌が環境研究の対象となった歴史は浅い、2)土壌は地域的な個別性と場所的な不均一性が強く、一般化を志向するモデル研究にはなじみにくい、3)土壌内の変化は多種多様な要因がかかわっているうえ、地下という位置的状況のため観察や測定が困難であり、フィールドにおけるデータの蓄積が比較的少ない、などであろう。本研究で目指すところの実用的モデルの開発とそのフィールドへの適用という実証的研究は、特に、遅れており(Tanji & Gupta, 1978; 乙間ら, 1982)、緊急な検討が求められている分野といえる。

7.2 土壌浸透モデルに関する従来研究*

土壌浸透水の水量・水質予測モデルは二つのサブモデル、流動モデル(flow model)と動力学モデル(kinetic model)、及びそれらを総合する輸送モデル(transport model)から構成される。これらのモデルの役割を一言でいうならば、流動モデルは流体(溶媒)の挙動を記述し、動力学モデルは吸着や微生物反応などにより汚濁物質が流体内で生成・消滅する速度を示す。輸送モデルはこの二つのサブモデルからの情報を受けて汚濁物質(溶質)の挙動を記述するモデルである。図7.1は三つのモデルの間の情報の流れを示している。なお、上記のモデルの呼称は流体内の溶質の挙動をモデル化するときの一般的総称であり、個々の研究では内容をより端的に表す呼称を用いる

* この節は下記の論文の一部として掲載したものである。

乙間末広・内藤正明・高松武一郎(1982):土壌浸透水の水量・水質予測モデルについて。水質汚濁研究, 5, 181-191.

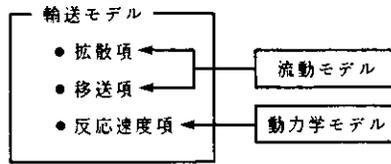


図7.1 三つのモデルの間の情報の流れ

ことが多い。本論の第8章，第9章，第10章でも輸送モデルを土壌水の水質変化モデル，流動モデルを水収支モデル，動力学モデルを吸着モデルと呼んでいる。

反応生成物による目詰まり現象や流速による吸着状況の変化等，厳密には流動モデルと動力学モデルは互いに影響し合っており，今後の重要な研究課題である。しかし，従来のモデルの取扱いではこれらを独立と仮定する場合が多い。実際，土壌水の流動状態を定式化することに関しては土木工学の分野で詳細に研究されており，一方，動力学モデルの研究は化学工学，農学，農芸化学などの分野で活発である。輸送モデルはこれら二つのサブモデルを総合して，土壌水が浸透してゆく過程における水質変化を場所と時間の関数として記述するものである。したがって，輸送モデルを扱っている研究は明示的に表現されているかどうかにかかわらず，流動と動力学に関しても何らかのモデル化をしていることになる。土壌浸透モデルの開発またはその応用に何らかの関係を持つ従来の研究は膨大である。よって，以降では輸送モデルに限定して従来の研究の概観を行う。

従来のモデル研究を概観する軸として，モデルのフィールドへの適用性という観点から，ここでは次の四点に着目する。1)水飽和浸透であるか水不飽和浸透であるか。2)流動状態が定常であるか非定常であるか。3)動力学モデルにどのような現象を組み込んでいるか。4)データによる検証がなされているか。

1)初期の Lapidus & Amundson(1952)，Brenner(1962)の理論的研究は多孔体物質の中を流れる流体と溶質の挙動に関するもので，自然界の土壌を明確に意識したものではない。したがって，溶質に対する指定はなく，さらに空隙のない水飽和状態を想定している。彼らの研究は実際の現象を忠実に記述することよりも，偏微分方程式系モデルの解析解を求めその解の特性を明らかにすることに重点が置かれている。コンピュータがまだ十分に発達・普及していない時期の典型的なモデル研究と言える。Rheeら(1971)，Rhee & Amundson(1972)の研究も吸着を伴った浸透の数値解析であるが依然として飽和浸透を仮定している。

カチオンのイオン交換などプラント内の浸透を対象にした研究(Overmanら，1980)を除けば，1970年代半ばからのモデル研究(例えば，Davidson & Chang，1972；Misraら，1974a，b)のほとんどは不飽和浸透を扱っている。これは，実際の土壌において，吸着・微生物反応・植物吸収などによる重要な水質変化が土壌上層部の不飽和領域で生じているためであり，実際的な適用を

考えるに妥当な傾向といえる。しかし、実験研究では不飽和浸透になることによって含水率を場所的・時間的に制御する必要があり、難度が一段と増す。

モデルをより精密化する試みとして、van Genuchten & Wierenga(1976)、Skoppら(1981)、森澤ら(1986)は水分を流動性の違いによって複数に分割しモデル化している。一般論として、この種の方向は現象に対してより忠実なモデルを作成するのに貢献するが、一方で推定し難いパラメータが増しフィールドにおけるモデルの実用性を確保するのを困難にする。

2) 流動状態が定常の場合は、飽和・不飽和にかかわらず流速の空間分布が境界条件等からエクスプリシット(陽表的)に求めることができ、最終的に数値解を求める段階では流動モデルを省略することができる。しかし、フィールドでは刻々変化する降雨強度や蒸散強度のため流速が時間的・場所的に変化する。非定常な流動状態では輸送モデルと並行して流動モデルを解く必要があり、その場合流動モデルに含まれる土壌水分特性曲線と不飽和透水係数が含水率に対して通常強い非線形関数となることから、数値解が不安定になり易く精度良い結果を得るには高度な計算手法と多大な計算量が要求される。

非定常流動モデルを採用した研究としては、Kirdaら(1973)、Shahら(1975)、Selim(1978)、Selim & Iskandar(1981)、堀内ら(1986)があり、そのほとんどは数値計算を主にした理論研究である。Harter & Foster(1976)は散水をパルス状に分解し、そのパルスを追跡するというLagrange的アプローチをとっている。また、Wierenga(1977)、Beese & Wierenga(1980)は流動モデルが定常の場合と非定常の場合の差について検討している。

3) 浸透過程の水浄化機構で最も短時間に効果が表れるのは土壌による吸着である。そのため、通常の土壌では吸着されないClやNO₃を対象とした研究(Kirdaら、1973; Duffyら、1975; Wierenga、1977)を除いてどの研究も吸着現象を取り上げている。吸着モデルは固液両相の濃度が瞬時に平衡に達すると仮定する平衡モデルと、そうでない非平衡モデルとに大別できる。PO₄の吸着速度は比較的緩慢であり(Cho、1970)、一次反応モデル(Enfield & Shew、1975)、Enfieldモデル(Enfield & Leach、1975 ; Enfield & Shew、1975)、平衡吸着濃度との差を駆動力(driving force)とするモデル(Shahら、1975; Novotnyら、1978)などの非平衡モデルが頻繁に適用される。一方、アンモニア態窒素(Misraら、1974a、b; Selim & Iskandar、1981)、一般カチオン類(Lai & Jurinak、1972)、殺虫剤(Kay & Elrick、1967)、除草剤(Davidson & Chang、1972; Selimら、1977; O'Connorら、1980)などには平衡モデルが適用されている。平衡モデルではHenry(線形)式、Freundlich式、Langmuir式が代表的である。平衡吸着・非平衡吸着の仮定が溶質の挙動にどのような影響を与えるかについては堀内ら(1986)の研究があるが、問題としている対象にどちらの吸着式を採用すべきかについての知見ははまだ明確ではない。

吸着以外の水質変化要因として重要なのは微生物反応・化学反応による態変化(Misraら、1974

a,b; Frissel ら, 1980)や分解 (Selim ら, 1977; O'Connor ら, 1980)と植物による吸収(Beese & Wierenga, 1980; Selim & Iskandar, 1981)がある。これらは共に一次反応式または Monod 式でモデル化されている。

輸送モデルを使用して上記以外の物質, 例えば重金属 (Amoozegar-Fard ら, 1984; 森澤ら, 1986) や有機化合物等の挙動を解析した研究はまだ少なく, 現在のところ個々の現象の動力学に関する知見を蓄積している段階である。

4)既に引用した研究をはじめ従来のほとんどの研究は数学モデルによる数値実験またはコラム実験のシミュレーションによる解析である。このことはこれらの研究に共通的な偏微分方程式系によるモデル形成の実用性に疑問をいだかせる。実際のフィールドと気象条件のもとで輸送方程式と流動方程式に対応する連立偏微分方程式を解くことはほとんど不可能に近く, またモデルを検証するにたる精度のよいデータを得るのも容易ではない。さらに今のところこの状況を打開しうる大きな理論的または実証的進展の兆しがみられない。

Duffy ら(1975), Novotny ら(1978)はすべてに連続性を前提とした偏微分方程式ではなく, 場所的に離散化したボックスモデルによって, フィールドにおける溶質の挙動をシミュレーションしている。精度的には劣るが境界や境界条件を厳密に規定する必要がないことから, 情報に限りあるフィールドでの適用にはボックスモデルの方が向いていると思われる。しかし, Duffy らのモデルは包括的なモデルではあるが物質収支に基づいたものではなく, Novotny らのモデルは簡略化のため定常流を仮定している。また, 双方とも実測データによる検証が十分とは言い難い。

以上の考察からも分かるように, この種の研究の最大の問題点は実際の場合でモデルが十分活用されていない現状にある(Tanji & Gupta, 1978)。福井(1986)は1980年代に入ってからには室内実験よりもフィールドにおける実証研究が志向されていると指摘している。なお, 土壌浸透モデルの概論と, より詳細なレビューは乙間ら(1982)にある。

7.3 第II編の研究目的と概要

従来の研究を概観した結果を踏まえ, 本研究では, フィールド条件下で適用することのできる土壌浸透水の水量・水質予測モデルを構築し, さらにそのモデルを実際のフィールドに適用し諸データを解析・予測することによって, その実用性を示すことを目的としている。フィールドへの適用を第一目標としていることから, モデルは“非定常な流動状態にある不飽和浸透を扱うことができ”, かつ“種々の動力学を包含し得る”ものでなければならない。さらに, “限られた実際の情報によってもモデルの解として何らかの数値が得られる”必要がある。したがって, ここでは計算の容易な「離散型のボックスモデル」を基礎にした。以下に第8章以降の内容を示す。

第8章: 離散型のモデル(ボックスモデル)によって土壌水分の挙動を記述し, 実験ほ場のデー

タに適用する。このモデルによるシミュレーションを基に、表層1 mの土壌における水収支を明らかにし、平衡含水率や推定不飽和透水係数について検討を加える。また、土壌の水分特性曲線や不飽和透水係数、さらには降雨強度が深さ1 m地点における流束にどのように影響するかについても検討する。

第9章：離散型のモデルによって輸送モデルに対応する水質変化予測モデルを構築し、実験ほ場で測定した塩素イオン濃度のデータに適用することによって、モデルの実用性を検証・評価する。シミュレーション結果に基づいて塩素イオンの土壌内における移動量を明らかにし、移動速度について若干の考察をする。さらに、このモデルを硝酸イオンの挙動に適用し、フィールドをかく乱することなく、自然条件下における硝酸イオンの純生成速度を日平均値の時系列として推定する。この時系列と降雨強度の時系列との比較・検討も行う。

第10章：ほ場に下水汚泥を連用したときの土壌水分と塩素イオン濃度の経年変化、及び汚泥施用を中止した後の変化についてモデルシミュレーションによって予測する。また、作物を栽培した場合の土壌水分と塩素イオン濃度の分布を予測し、栽培しない場合と比較検討する。

第11章：第II編の総括と今後の課題をまとめる。

第8章 土壌水分変化のシミュレーション*

8.1 緒言

土壌水分の動態を定量的に把握することは単に水収支を明らかにするにとどまらず、水を媒体として土壌中を移動する種々の物質の挙動を解明するうえで不可欠である。特に、土壌による廃水処理など積極的な土壌利用が期待されている今日、定量的把握の意義は大きい。

土壌水分の挙動をモデルシミュレーションによって解析した論文は従来からも多くみられる。しかし、その多くは実験室レベルのものであり、実際のフィールドにおけるデータに基づいた研究(Beeseら, 1977; Cameron, 1979)は少なく、モデルの実用性が十分検証されているとは言えない。その主たる原因は、フィールドにおける現象の不確定さや複雑さに加え、野外における土壌水分の長時間測定の高難しさによるものと思われる。

本章では、比較的簡易な数学モデルを構築し、実測データをもとにほ場における土壌水分分布のシミュレーションを試みる。さらにこのモデルに基づいて浸透水量に対する土壌の性質と降雨強度の影響を検討する。ここで対象とするほ場は第2章で詳述した国立公害研究所の実験ほ場であり、使用する土壌水分実測データの測定方法と機器システムについては、データの精度の検討と共に第3章にて詳細に記している。

8.2 シミュレーションモデル

8.2.1 土壌水分特性曲線

土壌水分は固体部分から受ける種々の吸引力と、気液の境界面に生ずる毛管力によって保持されているが、この保持力は形状や粒径の分布など土壌の物理化学的性質によって異なり様ではない。吸引力に拘束されている土壌中の水はバルクの自由水に比べて可動性が低下している。この可動性の指標となるのが土壌水の自由エネルギーで、その高低を含水率の関数として表すのが土壌水分特性曲線である。土壌中の吸引圧分布は水の移動速度や移動方向さらには植物根による水分吸収を評価するのに用いられる。

対象ほ場の土壌水分特性曲線を吸引法と遠心法(寺沢, 1980)により作成したのが図8.1である。表層20cmの作土とそれ以下の下層土とでは土壌水分特性曲線が大きく異なることが分かる。下層土の吸引圧は含水率の減少と共になめらかに上昇するが、作土の吸引圧は体積含水率0.5あたりから急激に上昇するのが特徴である。また、同一の含水率で比較すると、飽和近傍のごく一部

*本章の主要部分は下記の雑誌に掲載したものである。

乙間末広・久保井徹(1984): ほ場における土壌水分分布予測モデルとシミュレーション。日本土壌肥科学雑誌, 55, 499-506.

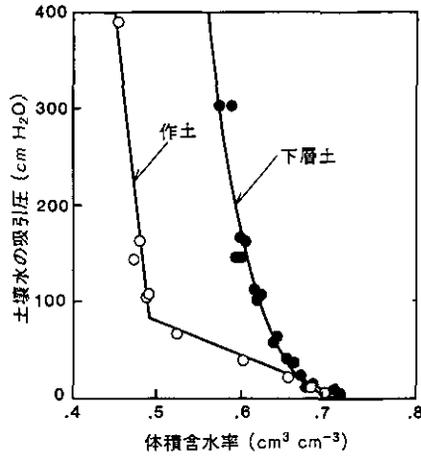


図8.1 作土及び下層土の土壤水分特性曲線

ただし、作土は5~10cm層、下層土は45~50cm層及び90~95cm層からサンプリング。

の多水分域を除けば、全般にわたって下層土の方が作土より高い吸引圧を示す。なお、作土及び下層土の飽和含水率はそれぞれ0.729と0.716であった。

吸引水頭 h を体積含水率 W の関数として数式でモデル化する研究には、Brooks & Corey (1966), Haverkamp ら (1977), van Genuchten (1980) などがある。しかし、どのモデルも確固たる論理的根拠のない経験モデルである。ここでも、実測データの分布を参考にしながら、なるべく簡単でかつ飽和含水率のとき吸引水頭がゼロとなるような数種の関数形で近似した結果、作土に対しては次の折れ線関数が実測データを最もよく近似していた。

$$h = \begin{cases} 7.80 \times 10^3 (0.490 - W) + 83.41, & W \leq 0.490 \\ 3.49 \times 10^2 (0.729 - W), & W > 0.490 \end{cases} \quad (8.2.1)$$

この折れ線関数は次項の水収支モデルの数値解が安定し易いという利点もある。下層土に対しては、折れ線関数より次の冪乗関数の方が実測データとよく一致した。

$$h = 6.17 \times 10^4 (0.716 - W)^{2.74} \quad (8.2.2)$$

式(8.2.1)及び式(8.2.2)は図8.1に実線で示した。各係数は最小二乗誤差の基準で選定しており、推定値とデータの相関係数は作土で0.959、下層土で0.934であった。

通常、土壤が湿潤と乾燥を繰り返す場合、土壤水分特性曲線は履歴現象を呈し一意に定められないことが多い。しかし、いまだこの現象を実際のフィールドで取り扱うことのできるモデルが開発されていないこと、ほ場における土壤水分の変化は極表層部を除くとそれほど大きくはなく履歴現象の影響は少ないと予想されることなどから、ここでは一応この履歴現象を考慮しない。

8.2.2 水収支モデル（流動モデル）

土壌水分の変化は場所的・時間的に連続であるため、その水収支は厳密には時間(t)と場所(X, Y, Z)に関する偏微分方程式(例えば, Bear ら, 1968)で表現される。しかし, 解析の目的や適用するデータの精度によっては, 扱い易い離散的な表現で十分近似できる場合が多い (Duffy ら, 1975)。また, たとえ現象を厳密に微分方程式で表現しても, 解析解が存しない場合は方程式を解く段階で何らかの近似が要求される。ここでも要求される精度や用いたデータの信頼幅などを考慮した結果, 離散化したモデルを採用する。

図8.2は土壤中に想定した各層を通過する水の流れを模式的に示したものである。各層内で含水率が均一であると仮定すると, 第1層における水収支モデルは次のように記述できる。

$$W_{1,j+1} = (P_j - E_j - F_{1j} - S_{1j}) \Delta t / L_1 + W_{1j} \quad (8.2.3)$$

また, 第2層以下の第 i 層においては,

$$W_{i,j+1} = (F_{i-1,j} - F_{ij} - S_{ij}) \Delta t / L_i + W_{ij}; \quad i=2, 3, \dots, n \quad (8.2.4)$$

となる。ここに,

- W_{ij} : 時刻 j における層 i の体積含水率 (cm^3/cm^3)
- F_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束 (cm/d)
- S_{ij} : 時刻 j における層 i での消滅速度 (cm/d)
- P_j : 時刻 j における降雨強度 (cm/d)
- E_j : 時刻 j における蒸散強度 (cm/d)
- L_i : 層 i の厚さ (cm)
- Δt : 時間間隔 (d)

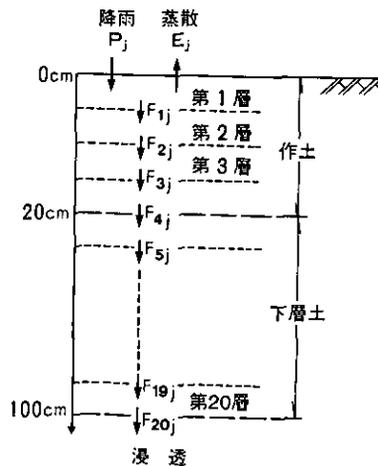


図8.2 土壌水分流の模式図

消滅項 S_{ij} は主に植物根による吸収であるが、本章のシミュレーションの対象とした区画は植栽のない裸地であるため $S_{ij} = 0$ とした。時間間隔 Δt と層の厚さ L_i をどの程度にするかは、数値解の精度、安定性、さらには計算労力にかかわる問題である。 Δt を小さくすれば、数値解の精度はある程度までは良くなり安定性を増すが、計算量が膨大になるうえ、いわゆる丸め誤差が無視できなくなる。一方、 L_i を小さくすることは、解の精度を向上させることになるが、計算量を増加させるうえ、解の安定条件が厳しくなり解が発散し易くなる。ここでは、施行錯誤の結果、 Δt を1分とし、 L_i は一律5 cmとした。なお、対象とした土壌は表層1 mであるから全層数 n は20となる。

浸透流束 F_{ij} を記述するモデルとしては、従来より多く用いられているダルシー則(例えば、服部, 1980) を適用する。

$$F_{ij} = -K_i (H_{i+1,j} - H_{ij}) / L \quad (8.2.5)$$

ここに、

H_{ij} : 時刻 j における層 i の全水頭 (cm)

K_i : 層 i と層 $i+1$ との境界における透水係数 (cm/d)

この式はもともと管または水路を流れる水を支配する法則として導かれたものであり、多孔質の物質内を水不飽和状態で流れる土壌浸透に適用するのは拡張利用である。浸透水中の溶質濃度が希薄な場合、全水頭は位置水頭から吸引水頭を減じたものに等しい。よって、時刻 j における層 i の吸引水頭を h_{ij} (cm) とすると、式(8.2.5)は次の式(8.2.6)となる。

$$F_{ij} = K_i (h_{i+1,j} - h_{ij} + L) / L \quad (8.2.6)$$

式(8.2.5)や式(8.2.6)からも分かるように、透水係数の逆数は一種の抵抗係数である。そこで層 i と層 $i+1$ との境界における透水係数 K_i としては、層 i の透水係数 k_i と層 $i+1$ の透水係数 k_{i+1} との調和平均を用いる。すなわち、

$$K_i = 2k_i k_{i+1} / (k_i + k_{i+1}) \quad (8.2.7)$$

吸引水頭 h_{ij} は式(8.2.1)と式(8.2.2)により推定可能である。しかし、不飽和透水係数 k_i はフィールド条件下での測定が容易ではないため、対象ほ場においても測定していない。そこでCampbell(1974)や服部(1978)の提案に従って不飽和透水係数と含水率の関係を次のように仮定する。

$$k_i = a (W_{ij})^b \quad (8.2.8)$$

式中のパラメータ a と b は作土と下層土に対してそれぞれ決定されるものであり、ここでは含水

率の時系列変化から最小二乗法により逆に推定する。

8.2.3 蒸散モデル

式(8.2.3)に含まれる降雨強度の P_j は容易に実測可能であるが、蒸散強度の E_j を直接実測することは困難であり、他の観測容易な気象データから推定するのが一般的手法である。一般の気象データから蒸散量を推定する式としては、Penman(1948)、Monteith(1965)の半理論式や Thornthwaite(1948)の経験式など数多く提案されている(Kos, 1982)。しかし、どれも気候等の地域特性によって左右されるパラメータを含んでおり、それらの数値をそのまま他の地域に適用するのは危険である。

古藤田(1980)はライシメータ実験から次の経験式を導いている。

$$E = 0.812(R_n/L_w) + 0.0262 \quad (8.2.9)$$

ここに、 E は草地からの蒸散量(cm/d)、 R_n は純放射量(cal/cm²/d)、 L_w は水の蒸発潜熱(約580 cal/g)である。さらに、古藤田(1980)は純放射量 R_n が全日射量 R と次の関係にあったと報告している。

$$R_n = (1.0 - 0.22)R - 79.68 \quad (8.2.10)$$

古藤田の式は必要とするデータが全日射量のみで簡単であることと、実験がここで対象としている試験ほ場と同じ筑波研究学園都市地区で行われていることから、式(8.2.3)に含まれている E_j を推定する式として適当と思われる。なお、式(8.2.9)は草地に対するものであり、ここでは対象区が裸地のため1.38倍の補正(Penman, 1948)を行う。この結果、式(8.2.9)及び式(8.2.10)より蒸散量推定式として次式を得る。

$$E = 1.51 \times 10^{-3} R - 1.18 \times 10^{-1} \quad (8.2.11)$$

日射量以外の気象も蒸散量に影響するが、それらについては本式の係数に反映しているものと思われる。

8.3 シミュレーション結果及び考察

8.3.1 平衡含水率分布

降雨強度 P_j 、蒸散強度 E_j をゼロまたは一定の状態に長時間維持すると、各層の含水率 W_{ij} もやがては変化がなくなり一定値にとどまる。ここでいう平衡含水率分布とは、このようにすべての値に時間的変化がなくなり、一定になったときの土壤含水率分布をいう。この分布を知ることによって、1)水がどの層位の土壤に滞留しやすいかという、土壤の保水能力がより明確になるうえ、2)限られたサンプルデータから土壤全体の含水率分布を推定する手がかりになる。

平衡状態の分布を求めるには式(8.2.3)から式(8.2.8)までの一連の式に次式を代入すればよい。

$$P_j = P ; \quad j = 1, 2, \dots \quad (8.3.1)$$

$$E_j = E ; \quad j = 1, 2, \dots \quad (8.3.2)$$

$$W_{ij} = W_i ; \quad i = 1, 2, \dots, n ; \quad j = 1, 2, \dots \quad (8.3.3)$$

$$h_{ij} = h_i ; \quad i = 1, 2, \dots, n ; \quad j = 1, 2, \dots \quad (8.3.4)$$

ただし、 P 、 E 、 W_i はそれぞれ平衡状態の降雨強度、蒸散強度、含水率分布である。その結果は、

$$K_i(h_{i+1} - h_i + L) / L = P - E ; \quad i = 1, 2, \dots, n-1 \quad (8.3.5)$$

となる。特に、降雨強度と蒸散強度が等しいかまたは共にゼロの場合は、

$$h_{i+1} = h_i - L \text{ or } H_{i+1} = H_i ; \quad i = 1, 2, \dots, n-1 \quad (8.3.6)$$

となる。これはどの層の土壌水分も同一の全水頭(エネルギーポテンシャル)を持つような分布である。式中の h_i 及び K_i は式(8.2.1)、(8.2.2)、(8.2.7)、(8.2.8)に示されているように含水率分布 W_i の関数である。式(8.3.5)を W_i について解くには、式(8.2.8)に含まれる透水係数にかかわるパラメータ a 、 b 及び境界条件を必要とする。

a 、 b の値は次節で推定されたものを用いた。境界条件としては、地下滞水面において含水率を飽和含水率とするのが自然である。しかし、このほ場の地下滞水面は 5 m 以深でここで対象としている表層 1 m から遠く離れていること、地下滞水面から表層までの土壌の性質に関する正確なデータがないこと、などから、ここでは対象領域の最底部で水分変動の最も安定していると思われる深さ 1 m の層の含水率 W_{20} で与えた。ただし、1 m 層における実測データが欠如しているため、75cm 層において計算値が実測データと一致するように $W_{20} = 0.65$ とした。

降雨強度 $P = 0$ の下で、蒸散強度 $E = 0$ とした場合と $E = 0.25 \text{ cm/d}$ とした場合の平衡含水率を図8.3に示す。図からも分かるように、作土と下層土では含水率に著しい差がみられ、作土では含水率が 0.46~0.48 であるのに対し、下層土では 0.61~0.65 となる。また、深さ方向の変化はほぼ直線的となる。蒸散の有無による影響は作土では大きい、下層土ではほとんど見られず、全体として影響は小さいと言える。

表8.1は境界値の根拠となった75cm 層における実測含水率と平衡含水率を比較したもので、実測値の変化幅については図8.3にも示した。測定時期により多少こととなるが、実測値はかなり安定しており平衡値にも近いことから、採用した $W_{20} = 0.65$ という境界条件は妥当と思われる。さらに式(8.3.5)の形からみるに、境界値によって変化するのは含水率の絶対値のみで、全体の分布パターンには大差ないものと思われる。

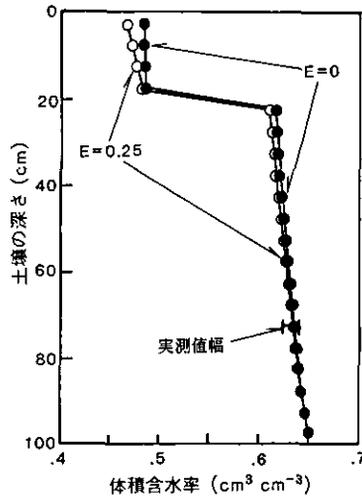


図8.3 平衡含水率分布

ただし、実測値幅とは表8.1における各ケースの実測値の平均値が含まれる範囲。

8.3.2 実測値との比較及び不飽和透水係数の推定

30分間隔で測定した降雨量及び日射量をもとに、表8.1に示した四つのケースについて含水率変化のシミュレーションを試みた。

一連のモデル式を解くには境界値と初期値が必要である。境界値としては前節と同様1 m 層において含水率を0.65とし、初期値としては、前節で求めた平衡含水率パターンと実測データをもとに図8.4のように定めた。

シミュレーションによる計算値と実測含水率の適合度は、式(8.2.8)の不飽和透水係数に関するパラメータ a 、 b の最適値と共に表8.2に一括して示した。表上段は各ケースごとに最適パラメータを求めシミュレーションした結果であり、下段は四つのケースを一セットのパラメータで

表8.1 75cm層における体積含水率

ケース	期 間	サンプル数	— cm ³ /cm ³ —	
			平均値	標準偏差
1	昭和58年 8月15日～8月25日	457	0.641	0.007
2	9月3日～9月10日	382	0.623	0.008
3	9月11日～9月20日	478	0.637	0.005
4	10月1日～10月10日	478	0.635	0.004
4 ケースの平均値		1,765	0.634	0.006
平衡値 ($E=0$)		—	0.636	—
平衡値 ($E=0.25$)		—	0.634	—

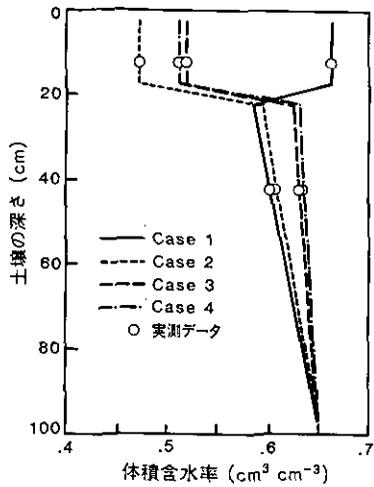


図8.4 シミュレーションに用いた初期含水率分布

表8.2 不飽和透水係数の最適パラメータ a , b 及びシミュレーション結果の適合度

ケース	作 土		下 層 土		誤差の 標準偏差 (cm^3/cm^3)	相 関 係 数	
	$a_v^{1)}$	$b_v^{2)}$	a_L	b_L		15cm層	45cm層
1	762.5 ³⁾	14.7	126.9	9.1	0.0098	0.988	0.812
	552.9 ⁴⁾	12.9	694.7	14.1	0.0126	0.973	0.866
2	429.1	11.3	321.4	16.2	0.0129	0.974	0.935
	*	*	*	*	0.0172	0.957	0.942
3	351.1	11.8	33.6	9.8	0.0118	0.931	0.824
	*	*	*	*	0.0137	0.921	0.824
4	1,835.3	14.7	69.5	5.1	0.0098	0.974	0.788
	*	*	*	*	0.0110	0.963	0.787

- 1), 2) 本文中の式(8.2.8)に含まれるパラメータ,
 3) 上段は各ケースごとにパラメータを推定した場合,
 4) 下段は全ケース一括してパラメータを推定した場合,
 * ケース1の下段の値と同じ。

シミュレーションした結果である。

当然のことながら誤差の標準偏差は上段の方が小さくなる。各ケースごとに推定したパラメータの値は、四つのケースを一括したときの値とかなり異なり、かつケースごとのばらつきが大きい。しかし、実測値との適合度においては、ケースごとの推定と一括推定の両者に大差はない。すなわち、誤差の標準偏差で多少差があるがその絶対値は共に小さく、相関係数ではほとんど変わらない。このことは、表下段の値を本土壌のパラメータ値として採用しても実用上問題となる

ような誤差は生じないことと、パラメータ a 、 b さらには不飽和透水係数 k の含水率変化パターンに与える影響が比較的小さく、感度が鈍いことを示している。

図8.5は推定不飽和透水係数であり、作土と下層土ではあまり差のないことが分かる。特に含水率の高い領域では、両者の透水係数が共に増大するにもかかわらず、その差は一定で、相対的にはむしろ差が縮まる。このことから、モデルの適用目的や必要とする結果の精度によっては作土と下層土に対して同一の透水係数を仮定し、モデルを簡略化することもできよう。

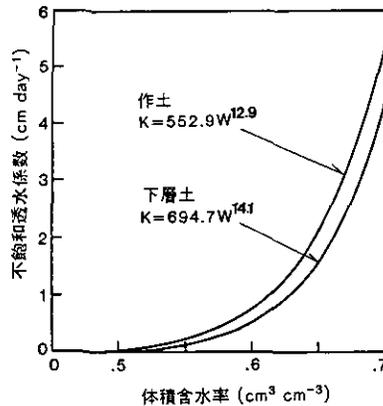


図8.5 作土及び下層土の推定不飽和透水係数

図8.6aと図8.6bは四つのケースの実測パターンとシミュレーションによって得られたパターンを比較したものである。なお、図示しているのは、作土で比較的水分変化の大きい15cm層と、下層土に属し水分変化の小さい45cm層である。ケース1は測定以前からかなりの降雨があり、15cm層の含水率が初期から45cm層のものより上回っている。ケース2は前半かなり乾燥した状態が続いたのち、突然強い雨が短期に降った場合であり、ケース3とケース4は比較的穏やかな雨が2日程度続いたものである。

どの状態においても、45cm層では実測値よりシミュレーション値の方がなだらかに変化する。また、15cm層で含水率が0.50以下になると昼夜で周期的な波状パターンがシミュレーション値に表れる。これは日射量による蒸散の影響が直接でたもので、土壤がある程度以上乾燥すると日射量に関係なく蒸散が抑制される機構がモデルに組み込まれていないためであろう。ケース1やケース3のようにシミュレーション値が実測値と初期に大きくずれるのは初期値の推定誤差によるものと思われ、今後改善すべき課題であろう。

細かい問題はまだ残されているがシミュレーション全体としては実測値の変化傾向をよく再現していることから、モデルが妥当であり、実用上十分な精度で土壌中の含水率変化を予測するのに役立つと思われる。

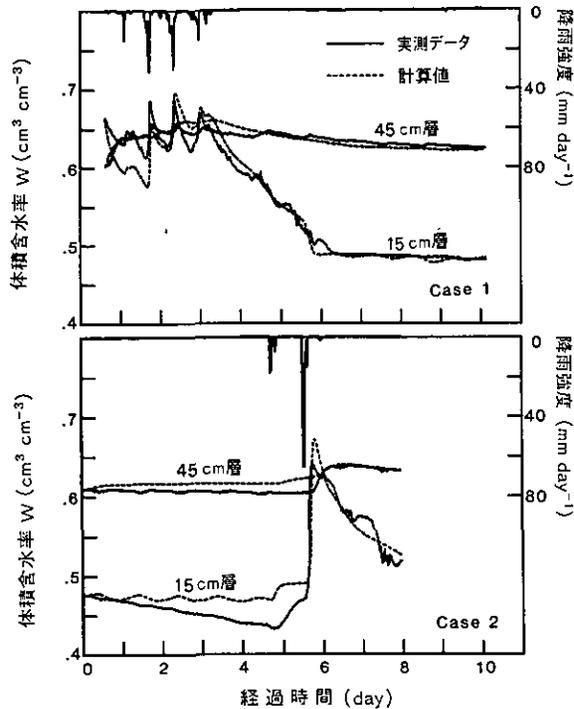


図8.6a シミュレーションと実測値の比較 (ケース1とケース2)

ただし、含水率と降雨強度の実測は30分間隔で行われた。ちなみに、降雨強度10cm/dは4.17mm/hに相当する。

8.3.3 水収支

計算する期間の長さや時期によって水収支は異なる。例えば、十分に長い期間(年オーダー)の収支を考えるなら土壌での蓄積など無視でき、どのような土壌においても「通過水量=降雨水量-蒸散水量」という関係になるであろう。ここでは、土壌水分分布が変化し蓄積効果のでる一週間から10日程度の期間の水収支を試算する。これは言わば過渡的な水収支であり、通過水量が多いということは速やかに水が下方に移動したことを示す。

前項の各ケースに対する、シミュレーションに基づく水収支を表8.3に示した。ここでいう通過水量とは F_{20} (1 m 層) のことであり、負の数値は地表方向への水流量を意味する。初期水量は測定開始時に表層 1 m 土壌に含まれていた全水量で、蓄積水量は測定期間におけるその変化量を現す。表の最右列の置換率は通過量を初期水量で除したもので、土壌水がどの程度雨水で置換されたかを示す。

ケース1のように強度の雨が長期に続くとかなりの水量が通過するが、ケース2のように短期の場合は表層の土壌にほとんど蓄積され通過しない。また、ケース3やケース4のように穏やかな雨のときは、蒸散量が水収支に大きくきいており、通過量をも支配している。しかし、いずれ

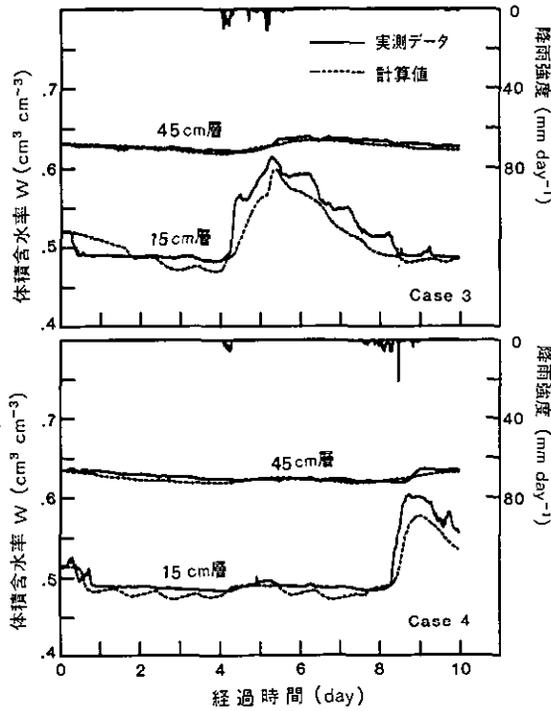


図8.6b シミュレーションと実測値の比較 (ケース3とケース4)
 ただし、含水率と降雨強度の実測は30分間隔で行われた。ちなみに、降雨強度10cm/dは4.17mm/hに相当する。

表8.3 各ケースの水収支

ケース	降雨水量	蒸散水量	通過水量*	蓄積水量*	初期水量*	置換率
cm						
1	6.18 (100%)	2.03 (32.8%)	6.78 (109.3%)	-2.60 (-42.1%)	62.68	0.108
2	3.71 (100%)	2.52 (67.8%)	-0.86 (-23.1%)	2.05 (55.3%)	59.28	-0.014
3	3.05 (100%)	2.11 (69.1%)	2.12 (69.7%)	-1.18 (-38.9%)	61.41	0.035
4	2.79 (100%)	2.58 (92.2%)	0.22 (8.0%)	-0.01 (-0.3%)	61.48	0.004

* 1mの土層に対する値。

のケースも降雨量に比べて初期水量が大きく、置換率は最大でケース1の約10%、他は数%以下と小さい。一度汚染した土壤水や地下水が、雨水によって洗浄されるには長い時間を必要とすることが分かる。前述のように表の数値は収支期間のとりかたによって変化するが、1週間から10

日程度の水収支であるならオーダー的な変化はないものと推測される。

8.3.4 通過水量に対する不飽和透水係数及び土壌水分特性曲線の影響

これまでのシミュレーションにおいて、土壌の性質として関与しているのは式(8.2.8)の不飽和透水係数と、式(8.2.1)、(8.2.2)の土壌水分特性曲線の二つのみである。これらの性質は土壌のコア・サンプルによって実測するか、または何らかの方法で推定するものであるが、いずれにしても誤差が含まれることは不可避である。また、モデルを他の地域に適用するに際しても大きく変化するのがこの土壌の性質である。ここでは地下水への影響と最もかかわりあると思われる通過水量を指標として、土壌の性質が変化したときの影響を試算した。

図8.7は推定された不飽和透水係数が0.5~1.5倍に変化した時の通過水量の変化を示す。すなわち、

$$k^* = \alpha k \quad (8.3.7)$$

とし、推定値 k に代えて k^* を用いてシミュレーションした結果である。どのケースも透水係数が大きくなるに従って通過水量も増大するが、増大幅はもともと通過水量の少ないケースほど大きい。また、ケース1やケース3のように通過水量が多い場合は、 $\alpha = 1$ 以上の領域で通過水量はほとんど変化しない。この傾向は α が1.5を越えても同じであろう。 $\alpha = 0.5$ から $\alpha = 1.5$ まで変化させたとき、通過水量の増大幅の最大はケース2の30%で、最小はケース1の8%であり、変化幅は比較的小さい。これは前節でみられた不飽和透水係数は含水率変化パターンにあまり影響しないという結果とも一致している。

土壌水分特性曲線についても同様に、スケールファクター β を以下のように導入する。

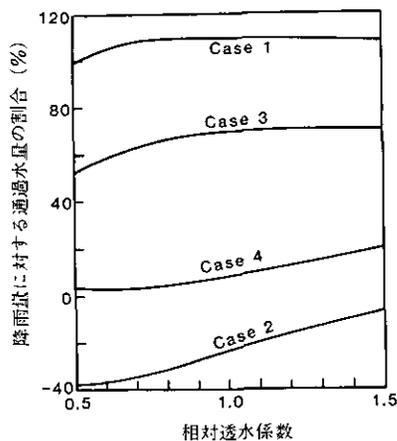


図8.7 通過水量に対する不飽和透水係数の影響

$$h^* = \beta h$$

(8.3.8)

β を0.5から1.5まで変化させたときの結果が図8.8である。吸引圧の増大に伴い通過水量は減少するが、不飽和透水係数の場合と異なり、もともと通過水量の多いケース1や通過水量の少ないケース2では減少幅が小さく、中間のケース3やケース4で減少幅が大きくなる。図から推測するに、 β の変化幅を拡大するとこの傾向はますます著しくなると思われる。ここでの β の変化幅に対する通過水量の減少幅の最大はケース4の60%、最小はケース1の30%である。

土壌の性質である不飽和透水係数と土壌水分特性曲線は完全に独立な性質ではないが、以上の結果から、通過水量に対する影響としては、不飽和透水係数の変化より土壌水分特性曲線の変化の方が大きいと言える。また、不飽和透水係数の変化は乾燥時期に比較的影響を与えるが、土壌水分特性曲線の変化は乾燥時期や降雨湿潤時期には影響が小さくなる。

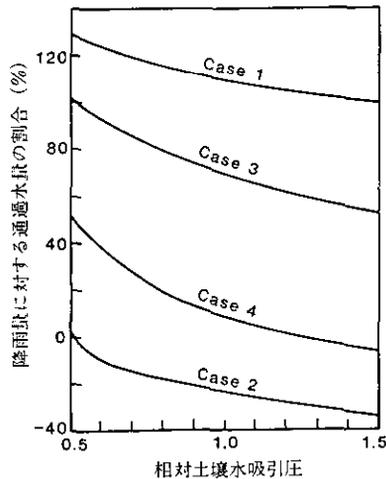


図8.8 通過水量に対する土壌水分特性曲線の影響

8.3.5 通過水量に対する降雨強度の影響

降雨強度によって通過水量は大きく変化するものと思われる。図8.9は降雨強度の変化と共に、通過水量が時間的にどのように変わるかを示している。ただし、縦軸には降雨強度と通過水量の比をとっている。また、シミュレーションの条件として、1) 降雨強度は時間的に変化せず一定、2) 蒸散強度も一定で0.25cm/d、3) 初期状態は図8.3にある蒸散ありの平衡含水率分布と仮定した。

蒸散現象により、土壌水は初期には降雨強度に関係なく上方に移動する。その後、時間と共に降雨の影響が現れ出し、曲線は急激に立ち上がり水移動は下方へと変化する。 $P=1.0$ の曲線にお

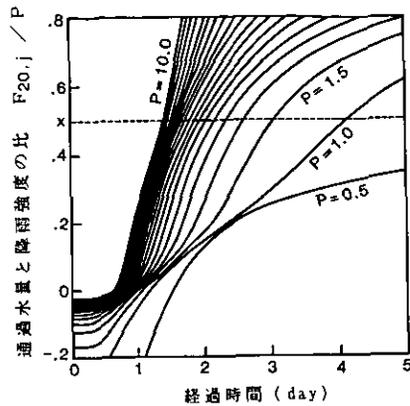


図8.9 通過水量の経時変化

いて顕著にみられるように、立ち上がりの途中一度緩やかになり、再び急カーブになるのは土壤が作土と下層土の二層になっているためである。図中の波線は通過水量(流束)が降雨強度の $x\%$ となるところで、波線と各曲線の交わる間隔が右方へ行くほど長くなる。このことは、この点への到達時間が降雨強度の減少と共に急激に長くなることを示している。

図8.10は $x\%$ への到達時間 T_x を降雨強度の関数として示している。 T_0 は深さ1 m層での水移動が上方から下方に変化するまでにかかる時間であり、その値は降雨強度にあまり影響されず0.8~1.0日である。このことから、土壤が降雨に対して大きなバッファ能力をもつことが分かる。また、この図から、降雨強度の増加と共に到達時間は急激に減少するが、5 cm/dを過ぎたところからあまり変化しなくなることも分かる。

ここでは、降雨強度の影響を明確にするため、ステップ状の連続降雨を想定し、通過水量の時

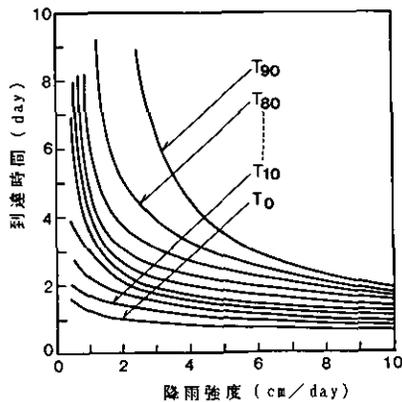


図8.10 降雨強度と到達時間の関係

間変化を検討したが、より実際的である断続的または周期的降雨パターンや散水パターンに対しても、今後さらに検討する必要がある。

8.4 要 約

ほ場における土壌水分の鉛直分布を予測するために、離散型の数学モデルを構築し、計算結果と実測値とを比較すると共に、1 m 層を通過する水量に対する土壌の性質や降雨強度の影響をこのモデルによって検討した。その結果と得られた知見の概要は次の通りである。

- (1) 初期値推定法や蒸散モデルの改良等の細かい問題は残っているが、計算結果は全体として実測値とよく一致しており、モデルは比較的簡易であるが実用上十分な精度を有している。
- (2) 本ほ場における平衡含水率は、作土と下層土では著しい差がみられる。また、平衡含水率分布は蒸散の有無にあまり影響されない。
- (3) 作土と下層土の不飽和透水係数には大差なく、さらに含水率分布に対する不飽和透水係数の感度も鈍い。
- (4) 1 m の土層を通過する水量 (F_{20} : 通過水量) は降雨量や降雨強度と共に蒸散強度にも大きく影響される。
- (5) 通過水量に対する土壌の性質としては不飽和透水係数よりも土壌水分特性曲線の方が大きい。また、不飽和透水係数の変化は乾燥時期に比較的影響するのに対し、土壌水分特性曲線の変化は穏やかな降雨を含む時期に影響が大きい。
- (6) 連続的な降雨を仮定したとき、深さ 1 m 層において水移動が上方から下方に変化するまでに要する時間は、降雨強度に関係なく 0.8~1.0 日であった。このことは土壌が降雨に対して大きなバッファ能力を持つことを示している。

記 号 説 明

アルファベット

- a : 不飽和透水係数の算定式(8.2.8)に含まれる係数
- b : 不飽和透水係数の算定式(8.2.8)に含まれる係数
- E : 蒸散強度, cm/d
- E_j : 時刻 j における蒸散強度, cm/d
- F_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束, cm/d
- h : 土壌水の吸引水頭, cm
- h_{ij} : 時刻 j における層 i の土壌水の吸引水頭, cm
- h^* : 土壌水の吸引水頭を β 倍した値, cm
- H_{ij} : 時刻 j における層 i の土壌水の全水頭, cm
- i : 層に関する添字
- j : 時刻に関する添字

- k : 不飽和透水係数, cm/d
- k_i : 層 i の不飽和透水係数, cm/d
- k^* : 不飽和透水係数 k を α 倍した値, cm/d
- K_i : 層 i と層 $i+1$ の境界における不飽和透水係数, cm/d
- L : 層の厚さ, 5 cm
- L_i : 層 i の厚さ, cm
- L_w : 水の蒸発潜熱, 580cal/g
- n : 層の総数
- P : 降雨強度, cm/d
- P_j : 時刻 j における降雨強度, cm/d
- R : 全日射量, cal/cm²/d
- R_n : 純放射量, cal/cm²/d
- S_{ij} : 時刻 j における層 i での水分消滅速度, cm/d
- T_x : 通過流束が降雨強度の x % に到達するまでの時間, d
- W : 土壌の体積含水率, cm³/cm³
- W_{ij} : 時刻 j における層 i の土壌の体積含水率, cm³/cm³
- x : 降雨強度に対する通過流束の比率, %

ギリシャ文字

- α : 不飽和透水係数にかかるスケールファクター
- β : 土壌水の吸引水頭にかかるスケールファクター
- Δt : 時間の刻み幅, d

第9章 塩素イオン及び硝酸イオンの挙動に関するシミュレーション*

9.1 緒言

土壌水の浸透過程における溶質の挙動をモデル化する試みは既に幾つかみられる(第7章参照)。しかしその多くは浸透流束または浸透流速が一定という定常流を仮定したモデルであり、モデルの検証においても実験室レベルのデータをより所に行っている(O'Connorら, 1980; Overmanら, 1980)。Wierenga (1977), Selim & Iskandar (1981)は非定常流による浸透過程のモデルを提示しているが、データによる検証が十分ではなく、シミュレーションの対象範囲も実験室の域を出ていない。一方、Selimら(1976)はフィールドにおける除草剤の土壌浸透をモデルによって解析しているが、実験ではスプリンクラー・システムを用いて浸透流束を一定に保持し定常流としている。これら実験室レベルのモデルが、気象条件が経時変化する実際のフィールドに有効で実用的なものであるかどうかは、はなはだ疑問である。

完全な自然条件下の土壌浸透をモデルシミュレーションした研究はこれまでほとんどみられない。考えられるその第一の理由はモデルを検証・評価するだけの観測データがそろわないことである。部分的には自動計測が可能であるが、土壌水分、溶質濃度、諸気象データなど欠けることなく長期間測定することはやはり容易でない。また、非定常な土壌浸透モデルの数値解がしばしば不安定に発散し易いのもその理由の一つであろう。水不飽和状態(通気状態)の土壌水の挙動をモデル化するとき、必ず含まれる土壌水吸引圧の算定式と不飽和透水係数は、土壌の含水率に対して強い非線形を有する関数となるのが普通である。このため、この流動モデルと連動している溶質の輸送モデルを、降雨強度や蒸散強度が頻繁に変化する実際のフィールドに適用し(Prevotら, 1984)、十分な精度の数値解を得るには高度な手法と膨大な計算量が必要となる。

従来ほとんどの研究は拡散偏微分方程式をもとにモデルを構築しているが、ここでは、離散型のいわゆるボックスモデルによって土壌水及び溶質の非定常な土壌浸透過程を記述する。離散型のモデルは微分方程式型のモデルに比べて精度的には劣るが、計算が簡便で扱い易いのが利点である。このモデルが実用的であるかどうかは、実際のほ場で測定した塩素イオン濃度のデータをもとに検証・評価する。さらに、汚泥を施用したほ場にこのモデルを適用し、硝酸イオンの生成速度を日平均の時系列として推定する。硝酸イオンの挙動は植物栄養や水質汚濁の面からも重要であるが、この種の測定を野外でフィールドを乱さずに行うのは不可能であり、これまでに測定もしくは推定された例がない。

*本章の主要部分は下記の雑誌に掲載したものである。

Otoma, S. and T. Kuboi (1985): Model simulation of solute leaching and its application for estimating the net rate of nitrate formation under field conditions. J. Hydrol., 82, 193-209

9.2 シミュレーションモデル

モデル化の対象領域は作物の栽培されていない裸地の区画で、地表1 mのA層(第2章参照)とした。透水係数や物質の吸着能からみて、この領域の土は上層20cmの作土とそれ以下の下層土とに二分される。

モデル化は1 mの層を図9.1のように10cm刻みに10区画に区切って行う。前章と同様に、各区画内ではすべての性質が均一であるとする集中定数系の仮定を採用し、各区画に関する物質収支式によって数式モデルを構築する。水平方向については均一と考え、分割はしない。したがってここでのモデルは、ある程度の広さがあり、主たる縦方向の流れに比べて横からの流入・流出が無視できるような領域にのみ有効である。

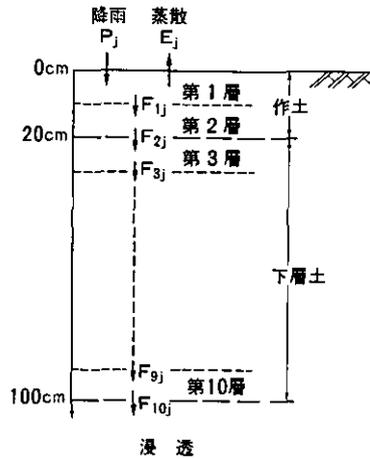


図9.1 対象とするシステムの模式図

9.2.1 水収支モデル

土壌水分の挙動に関するモデルは第8章で詳細に説明した。よって、ここではモデル式のみを抜粋しておく。

降雨及び蒸散の影響を直接受ける第1層の水収支モデルは次のように記述できる。

$$W_{1,j+1} = (P_j - E_j - F_{1j}) \Delta t / L + W_{1j} \quad (9.2.1)$$

また、第2層の以下の第*i*層においては、

$$W_{i,j+1} = (F_{i-1,j} - F_{ij}) \Delta t / L + W_{ij}; \quad i = 2, 3, \dots, n \quad (9.2.2)$$

となる。ここに、

$$W_{ij} : \text{時刻 } j \text{ における層 } i \text{ の体積含水率 (cm}^3\text{/cm}^3\text{)}$$

F_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束 (cm/d)

P_j : 時刻 j における降雨強度 (cm/d)

E_j : 時刻 j における蒸散強度 (cm/d)

L : 層の厚さ (cm)

Δt : 時間間隔 (d)

式中の浸透流束 F_{ij} の計算にはダルシー則を適用する。

$$F_{ij} = -K_i(H_{i+1,j} - H_{ij}) / L \quad (9.2.3)$$

または,

$$F_{ij} = K_i(h_{i+1,j} - h_{ij} + L) / L \quad (9.2.4)$$

ここに,

H_{ij} : 時刻 j における層 i の全水頭 (cm)

h_{ij} : 時刻 j における層 i の吸引水頭 (cm)

K_i : 層 i と層 $i+1$ との境界における透水係数 (cm/d)

層 i と層 $i+1$ との境界での透水係数 K_i については次式で算定する。

$$K_i = 2k_i k_{i+1} / (k_i + k_{i+1}) \quad (9.2.5)$$

ただし, k_i は層 i にある土壤のもつ不飽和透水係数 (cm/d) である。

古藤田(1980)の実験式を基にした蒸散量推定式は,

$$E_j = 1.51 \times 10^{-3} R_j - 1.18 \times 10^{-1} \quad (9.2.6)$$

により与えられる。ただし, R_j は時刻 j における全日射量 (cal/cm²/d) である。

なお, 対象領域の最下端である深さ 1 m 層における含水率 ($W_{10,j}$) は第 8 章と同様に 0.65 に固定する。

9.2.2 水質変化モデル

溶質の挙動も水収支モデルと同様に対象物質の各層における収支をとることによってモデル化が可能である。対象物質がほとんど揮発せず, 主に土壤水によって輸送される場合, 第 1 層における固液両相を合わせた物質収支式は次式ようになる。

$$X_{1,j+1} W_{1,j+1} + Y_{1,j+1} S_1 = (-X_{1,j}^* F_{1,j}) \Delta t / L + Q_{1,j} \Delta t + X_{1,j} W_{1,j} + Y_{1,j} S_1 \quad (9.2.7)$$

第 2 層以下の層に対しては,

$$X_{i,j+1}W_{i,j+1} + Y_{i,j+1}S_i = (X_{i-1,j}^*F_{i-1,j} - X_{i,j}^*F_{i,j})\Delta t / L + Q_{i,j}\Delta t \\ + X_{i,j}W_{i,j} + Y_{i,j}S_i; \quad i=2,3,\dots,n \quad (9.2.8)$$

となる。ここに、

$W_{i,j}$: 時刻 j における層 i の体積含水率 (cm^3/cm^3)

$F_{i,j}$: 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束 (cm/d)

$X_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土壌水に含まれる溶質の濃度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)

$Y_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土に吸着されている溶質の濃度 ($\mu\text{g}/\text{g-soil}$)

$Q_{i,j}$: 時刻 j における層 i の単位体積当たりの溶質の生成消滅速度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^3/\text{d}$)

S_i : 層 i の土壌の見掛け比重 ($\text{g-soil}/\text{cm}^3$)

$X_{i,j}^*$ は浸透流が上方か下方かによって、上層または下層の溶質濃度となる。すなわち、

$$X_{i,j}^* = \begin{cases} X_{i,j} & , F_{i,j} \geq 0 \text{ のとき} \\ X_{i+1,j} & , F_{i,j} < 0 \text{ のとき} \end{cases} \quad (9.2.9)$$

植栽の無い裸地区における生成消滅速度 $Q_{i,j}$ の主たる要素は微生物反応の反応速度である。

土壌水水質の変化は式(9.2.7)、式(9.2.8)からも分かるように、土壌内での浸透、吸・脱着、微生物反応に起因する。しかし、これらの相対的な速さや水質変化に対する相対的な寄与度の体系的な研究はまだない。一般には、物理・化学的現象である吸・脱着反応(化学反応による沈着も含む)は微生物反応よりはるかに速い。また、降雨や蒸散による浸透流も土壌水全体からみればわずかで(第8章参照)、土壌水分の変化も吸・脱着速度に比して緩やかであると考えられる。よって、ここでは吸・脱着現象は瞬時に終了し、液相側濃度 $X_{i,j}$ と固相側濃度 $Y_{i,j}$ との間に常に平衡関係が成立していると仮定する。このとき、一方の濃度は他方の濃度から等温吸着線によって計算できる。なお、堀内ら(1986)は平衡関係を仮定する場合としない場合では、溶質の移動に差異のあることを数値シミュレーションによって示しているが、その差は他の要因による差に比してやはり小さい。

一連の式を解くに当たり、試行錯誤の結果、解の安定性を確保しながらかつ最小限の計算量で済むよう時間間隔 Δt は30分とした。また、土壌水分分布及び溶質の濃度分布の初期値はシミュレーション開始日の測定値を採用した。

9.3 水収支モデルのキャリブレーション

水収支モデルに含まれる土壌の性質で未測定なのは不飽和透水係数のみである。第8章では、30分間隔の含水率測定データからこの不飽和透水係数を推定しているが、推定の結果は土壌固有の厳密な不飽和透水係数ではない。連続な土壌領域を離散化して計算したときに生ずる潜在的な拡散(numerical dispersion)など、推定値は種々の誤差をある程度吸収した値となっているはず

である。したがって、領域の分割数や時間の刻み幅が異なった場合には、再度検討するのが望ましい。領域の離散化(ボックス化)によって必然的に伴う数値計算上の誤差については、村岡・福島(1983)や松岡(1984)が詳しく検討している。

ほ場の作土及び下層土の土壌水分特性曲線は図8.1に示した通りで、それぞれ次の数式で近似することができる。(第8章式(8.2.1)及び式(8.2.2))。

$$k_w = \begin{cases} 7.80 \times 10^9 (0.490 - W) + 83.41, & W \leq 0.490 \\ 3.49 \times 10^2 (0.729 - W), & W > 0.490 \end{cases} \quad (9.3.1)$$

及び

$$k_L = 6.17 \times 10^4 (0.716 - W)^{2.74} \quad (9.3.2)$$

ここに、添字UとLはそれぞれ作土(Upper soil)と下層土(Lower soil)を示す。

不飽和透水係数 $k_U(W)$ と $k_L(W)$ についても第8章と同じく次式のような関数(Campbell, 1974; 服部, 1978)を仮定する。

$$\begin{aligned} k_U(W) &= a_U \cdot W^b \\ k_L(W) &= a_L \cdot W^b \end{aligned} \quad (9.3.3)$$

パラメータ a と b は作土と下層土に対してそれぞれ別個に、最小二乗法によって9月・10月の実測値に最も良く適合するように選定した。ただし、水質データとの整合性をはかるため30分間隔で測定された含水率データを日平均化して使用した。推定の結果は30分間隔のデータをそのまま用いた第8章の推定値と併せて表9.1にまとめた。

表9.1 不飽和透水係数算定式に含まれるパラメータの推定値

	作 土		下 層 土	
	a_U	b_U	a_L	b_L
本章における推定値	412.5	12.1	1,346.3	15.4
第8章における推定値	552.9	12.9	694.7	14.1

予測されたことではあるが、両者の推定値は一致しない。特に下層土のパラメータにおいて差が大きい。しかし、不飽和透水係数の値で比較すると、図9.2にあるように第8章の結果とここでの結果にはほとんど差がない。

図9.3は20cm層と50cm層における含水率の変化をシミュレーションによって追跡したものである。両層とも実測値と良く一致している。他の層についても同時にシミュレーションしたが、10cm層は20cm層と、35cm層は50cm層とほぼ同様の挙動を示した。また、65cm以深の層では

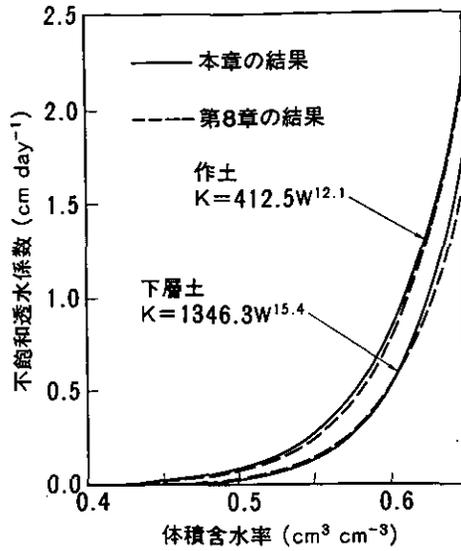


図9.2 作土及び下層土の推定不飽和透水係数

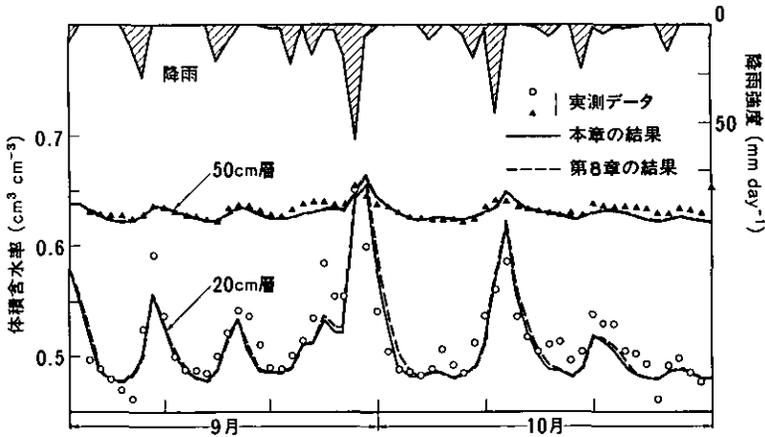


図9.3 土壌水分のシミュレーション結果と実測値 (9・10月)

シミュレーション値も実測値もほとんど変化せず、比較検討するほどではなかった。

参考のため、第8章で推定した不飽和透水係数を用いてシミュレーションした結果を波線(図9.3)で示してあるが、全期間において本章のものとはほぼ同一である。本章の計算条件は第8章のものに比べて、時間の刻み幅で30倍、土壌領域の刻み幅(層厚)で2倍、参照データの平均化時間で48倍の違いがある。このそれぞれの違いがどのように透水係数の推定に影響するかを知るには、種々の条件による多くのシミュレーションを必要とするが、ここでの結果に関する限り、この種

の違いは透水係数の推定にはほとんど影響しないようである。このことから水収支モデルは不飽和透水係数を適宜選択することによって一度キャリブレーションすると、計算条件がある程度変化したときもそのまま援用して良いと言える。

図9.4は機器調整のため欠測となった8月の含水率の変化を推定したものである。8月の月上旬は降雨がなく土壌は乾燥した。15日からの100mmを越す集中豪雨の影響で土壌は一時的にかなり湿潤するものの、降雨が終わると3日程度でもとの乾燥状態に戻ることが分かる。

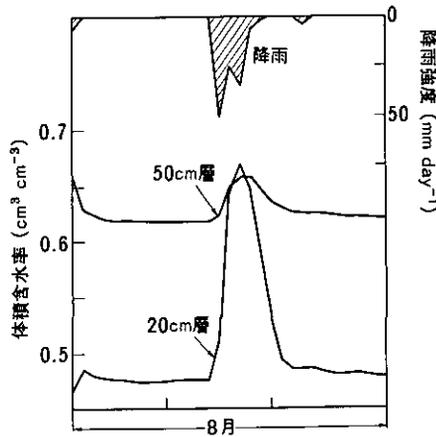


図9.4 土壌水分の推定値の変化（8月）

9.4 塩素イオンのシミュレーション

9.4.1 塩素イオンに対する等温吸着線

通常の土壌の表面はプラス電荷よりマイナス電荷の方がはるかに優越しており、アニオンが吸着されることはほとんどなく、むしろ排除される傾向にある(Bolt & Bruggenwert, 1978)。しかし、火山灰を起源とする土壌は和水平晶質鉱物のアロフェンを多量に含んでおり、構造表面に $[Al-OH_2^+]$ 基を露出しているため、相当量のアニオンも吸着する(高井・三好, 1977)。

試験ほ場の土壌も火山灰起源の土壌であり、第4章で調べたように各種のカチオンやアニオンを吸着する。図9.5は水飽和状態のプラスチック内で振とう吸着させる回分実験によって求めた、塩素イオンに対するほ場の土の平衡等温吸着関係である。これらの関係を線形関数で近似すると次式を得る。

$$y_U = 0.73x_U \quad (9.4.1)$$

$$y_L = 5.41x_L \quad (9.4.2)$$

ここに、 x と y はそれぞれ液相側の濃度と固相側の濃度を表し、添字のUとLはそれぞれ作土と

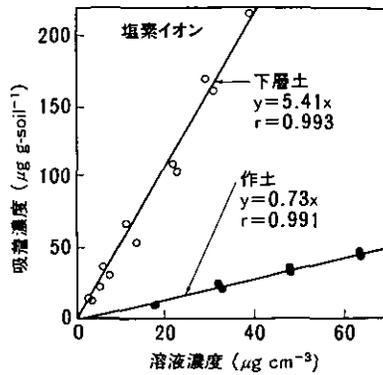


図9.5 塩素イオンに対する等温吸着線

下層土を意味する。両式とも実験データとの相関係数は0.99以上であった。式(9.4.1)と式(9.4.2)が第4章で求めた等温吸着式と若干異なるのは、近似に用いたデータの違いである。ここでは以降のシミュレーションのことを考え、実際の土壌における塩素イオン濃度の変化範囲である比較的低濃度のデータのみを使用した。

9.4.2 シミュレーション結果

下水汚泥中の塩素のほとんどは無機態であり、有機態の塩素(例えばBHCなどの合成物質)の存在量は全塩素に比べると無視できるほど少ない。したがって、塩素イオンのシミュレーションにおいては、式(9.2.7)と式(9.2.8)にある生成消滅項 Q_{ij} をゼロと設定した。

図9.6は式(9.4.1)と式(9.4.2)等温吸着式をそのまま採用し、9月・10月の塩素イオン濃度をシミュレーションしたものである。10cm, 20cmの浅い層で降雨と共に洗い流されイオン濃度が低下していく様子がうかがわれるが、計算値は実測値に比べて全般に高めであり、その差は時間が経過するに従って拡大していく。これは土壌の吸着能を過大評価したときに起こる現象であり、等温吸着式に問題がある。

式(9.4.1)、式(9.4.2)を決定した実験とフィールドでは土と溶液の接し方が全く異なる。例えば、実験では土は溶液に完全に漬かっているが、フィールドでは土の間げきは水不飽和状態である。また、実験ではフラスコを振とうしているため溶液と土の粒子は良く混合しているが、フィールドでは溶液は土の表面を伝ってゆっくり浸透している。さらに、フィールドにおける土壌の不均一性(Nielsenら, 1973)も実験室で得た結果をそのまま適用できない原因の一つである。

そこで、式(9.4.1)と式(9.4.2)の等温吸着式の修正法として、スケールファクター f を導入した。すなわち、フィールドにおける固相側の平衡濃度 Y_{ij} を

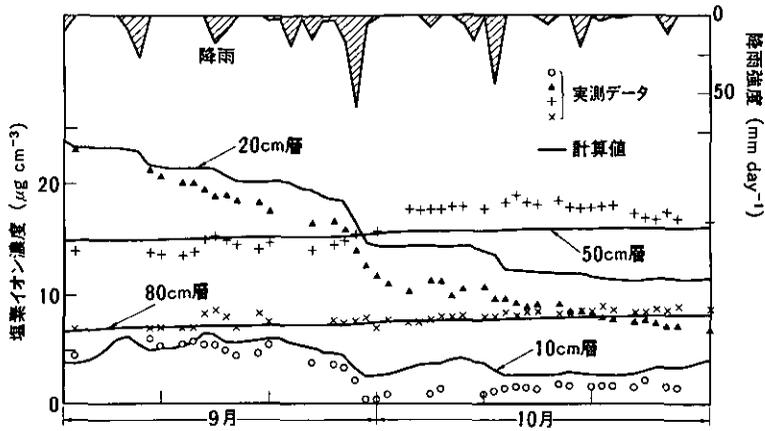


図9.6 等温吸着式として式(9.4.1)と式(9.4.2)を使用したときの塩素イオン濃度のシミュレーション結果及び実測値(9・10月)

$$Y_{ij} = f \cdot y_i(X_{ij}) \quad (9.4.3)$$

または,

$$Y_{ij} = f \cdot y_i(X_{ij}) \quad (9.4.4)$$

と仮定し、 f を種々に変化させてシミュレーションを試みた。その結果、9月・10月の塩素イオン濃度において、実測値と計算値の差の二乗和が最小となるスケールファクター f は0.59であった。このことから、フィールドでの吸着能が実験室での吸着能の約60%であることが分かる。水が不飽和状態の土は飽和状態の土に比較して溶液との接触面積が少なく、 f が1以下になるのは妥当な結果といえる。笠倉(1983)は同様の現象をリン酸の吸着に関して回分実験と水不飽和コラムによる連続実験によって観察している。

図9.7はシミュレーションと実測値を比較したものであり、計算値と実測値の間にまだ傾向的な差がみられる層もあるが、全体として良く一致している。特に20cm層のイオン濃度が降雨日数の増加と共に減少していく過程を、シミュレーションは忠実に再現している。しかし10cm層では20cm層ほど合致していない。これは10cm層のイオン濃度の絶対値が低く、測定誤差や計算誤差が相対的に大きくなったせいであろう。50cm、80cmの深い層において濃度変化がほとんどみられないのは、図9.3にあるように深い層では降雨による土壌水分の変化が比較的小さいのと、下層土の塩素イオン吸着能が作土の7倍以上(図9.5参照)であり、液側濃度の急激な変化を吸収するためである。

図9.8は塩素イオン濃度の鉛直分布の変化を推定したもので、塩素イオンがゆっくり下方に移動

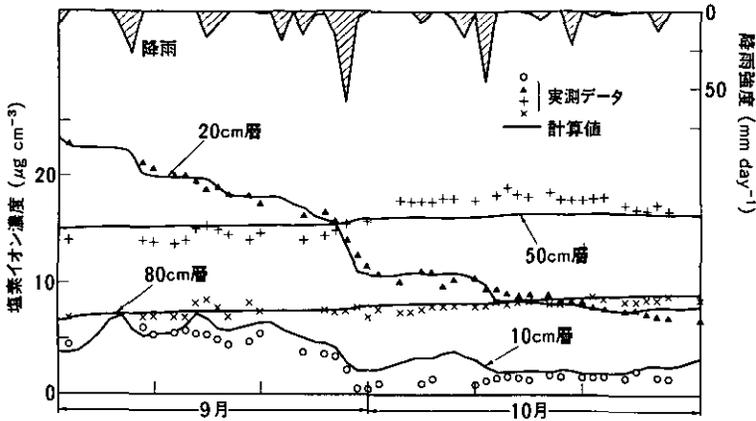


図9.7 等温吸着式として式(9.4.3)と式(9.4.4)を使用したときの塩素イオン濃度のシミュレーション結果及び実測値(9・10月)
ただし、スケールファクター $f=0.59$.

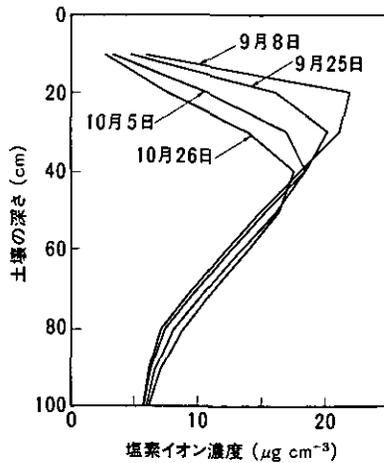


図9.8 塩素イオン濃度の推定鉛直分布

する様子が見られる。本図と実測データである図5.7とでは时期的な違いがあり、直接比較することはできないが、分布パターンはよく似た変化を示している。

図9.7は実測データに合うようにスケールファクター f を調整することによって、モデルをキャリブレーションした結果である。そこでモデルをもう少し厳しい状態で検証するため、 f を9月・10月のデータから求めた0.59に固定し、8月の気象データを用いてシミュレーションしたのが図9.9である。図からも分かるように、実測値と計算値の適合度は一応満足できるものであった。8

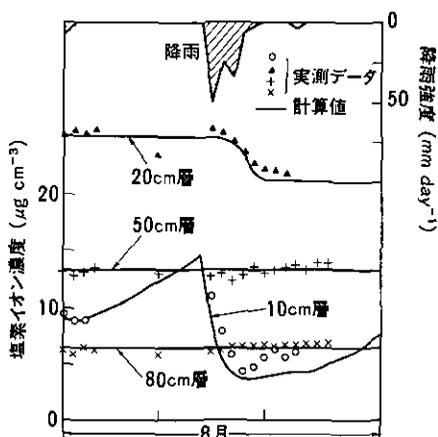


図9.9 塩素イオン濃度の変化（8月）

月の前半は雨が降らず暑い日が続いたため、地表からの蒸散量が多く土壌水は上方へ移動している。その結果、塩素イオンは表層に運ばれ10cm層におけるイオン濃度は豪雨の始まる8月13日まで上昇し続ける。イオン濃度は降雨の開始と同時に急激にさがるが、降雨が終了するとまた徐々に上昇するパターンとなっている。この再上昇の過程ではシミュレーションがやや過小評価のみであるが、その差はあまり大きくない。

シミュレーション結果を基に塩素イオンの収支を計算してみると、8月からの3か月間に18.6 kg/haのイオンが作土から下層土に移動している。この量は計算開始日(8月1日)に作土に含まれていた塩素イオンの59.7%に相当する。また、下層土には上の作土からだけでなく、下の1m以深の層からも7.9kg/haの塩素イオンが流入している。これらの数値から、降雨は作土層にある塩素イオンを比較的早く下層に洗い流すが、このイオンがここでいう80cm厚の下層土をも通過してさらに下に移動するには長い年月が必要であることが分かる。

降雨や蒸散が頻繁に変わる自然条件下で、土壌水中の溶質が移動する速度を精度良く予測することは困難であるが、おおざっぱな目安なら計算可能である。年間降雨量を1,200mm、蒸散量を600mm、地表流はないものとする、60cmの水が1年間に土壌に浸透することになり、この量は平均含水率0.5の土柱に換算すると120cmである。土壌に吸着する物質の移動は水や非吸着性の物質より遅くなる。含水率が一定である定常の流れ場では、この遅れの程度を次の溶質遅延ファクター(Solution Retardation Factor)で評価できる (Selim & Mansell, 1976; 堀内ら, 1986)。

$$R = 1 + k_{ad}S/W \quad (9.4.5)$$

ここに、

R : 溶質遅延ファクター

S : 土壌の見掛け比重 (g/cm^3)

W : 体積含水率 (cm^3/cm^3)

k_{ad} : 吸着に関する分配係数 (cm^3/g)

$S=0.7$, $W=0.5$ とし, k_{ad} として作土のフィールドでの分配係数0.43(式(9.4.3)の線形係数, すなわちスケールファクター0.59と式(9.4.1)の係数0.73の積)を採用すると $R=1.60$ となる。この遅延ファクター R は土壌内での水分と溶質の移動速度比であるから, 1年間に水分が120cm移動するとき溶質は75.0cm移動し, 3か月では18.8cm移動する。この算定結果と比較するに, 20cm厚の作土の塩素イオンが3か月で約60%下層に移動したというシミュレーション結果は妥当といえる。

下層土についても, $W=0.6$, $k_{ad}=3.19$ (式(9.4.4)の線形係数)として同様の計算をすると, 遅延ファクター R は4.72となる。この場合, 1年間の水移動が100cmであるから, 塩素イオンの移動速度は21.2cm/yとなり, ここでいう80cmの下層土を通過するのに約4年かかることになる。

9.5 硝酸イオン生成速度の推定

一般論的というならば, 土壌の諸性質や種々の反応に関する動力学的情報が入手可能であるなら, 9.2で説明した数学モデルはどんな水質項目にも適用可能あり, その挙動を予測することができる。しかし, そのような情報を事前に完全に得られることはむしろまれである。特に, フィールド条件下での土壌システムでは気象の変動や各種の微生物反応が並行しており, 未知の要素や不確定な要因の方が多い。フィールドでの研究でモデルが有効な今一つの分野は, 未知もしくは測定不可能な状態量を既知または測定可能なデータから定量的に推定する研究である。

図9.10 (Frisselら, 1980)は土壌中での窒素の主な挙動を模式図にしたものである。これ以外にも, アンモニア態と硝酸態の中間体として亜硝酸態が存在するし, 大気へは N_2 のほかに N_2O , NH_3 などの形でも揮散していく。さらに, 植栽のある区域では植物吸収などもあり, 実際はもう少し複雑な挙動をしている。窒素の循環に関しては他の元素に比べ, 比較的解明されている方であるが, 定量的なレベルでいうならば分からない部分も多い。

図からも分かるように土壌系から流出するときの窒素の主形態は硝酸イオンである。硝酸イオンは植物栄養としては重要な存在であるが, 湖沼等に多量に混入すると富栄養化を誘因し, 被害をもたらす。また, 硝酸イオンは飲料水としても好ましくなく, 日本の飲料水基準では10mg/l以下と規制されている。

フィールドにおける硝酸イオン濃度の変化は, 生成・消滅, 吸・脱着, 流動による移動等の現象が重なった結果であり, イオン濃度のデータから生成・消滅量を直接知るのは困難である。ここでは, モデルを利用してほ場における硝酸イオンの純生成速度(生成速度-消滅速度)の日平均値を時系列として推定する。

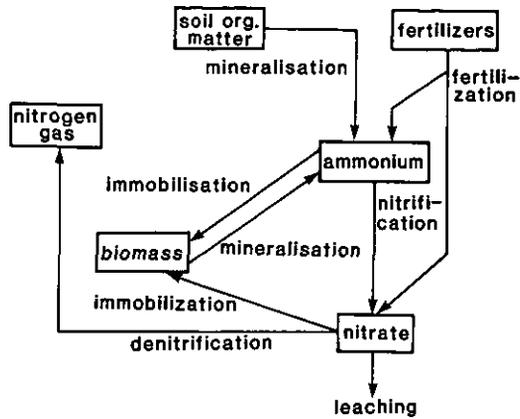


図9.10 土壤中の窒素の挙動 (Frisselら, 1980)

9.5.1 硝酸イオンに対する等温吸着線

前述のようにほ場の土壌は火山灰性の土壌でありアロフェンを含んでいるため、アニオンである硝酸イオンをも相当量吸着する。図9.11は塩素イオンと同様の方法で回分実験によって求めた硝酸イオンの等温吸着関係である。作土に対する線形近似式は最小二乗法により、

$$y_0 = 0.94x_0 \quad (9.5.1)$$

となる。同様に、下層土に対してはデータの分布を考慮して Freundlich 型の吸着式を仮定すると次式が得られる。

$$y_L = 19.22x_L^{0.67} \quad (9.5.2)$$

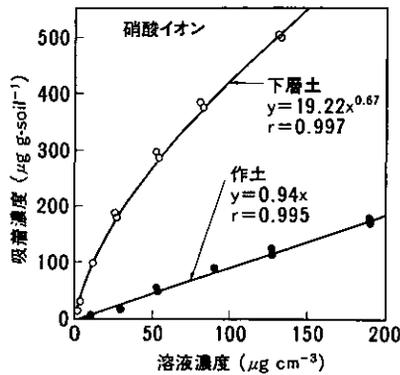


図9.11 硝酸イオンに対する等温吸着線

ここに、 x と y はそれぞれ液相側の濃度と固相側の濃度を表し、添字のUとLはそれぞれ作土と下層土を意味する。両式とも実測データとの相関係数は0.99以上であった。式(9.5.1)と式(9.5.2)が第4章で求めた等温吸着式と異なるのは、近似に用いたデータの濃度範囲の違いである。フィールドデータのシミュレーションでは、これらの式に前節で求めたスケールファクター($f=0.59$)を掛けて使用した。

9.5.2 純生成速度の推定とシミュレーション結果

図9.10にもあるように土壌内では窒素は微生物活動によって形態を変えながら循環している。したがって、たとえ汚泥施用から2か月経過していても、塩素イオンのシミュレーションのときのように、式(9.2.7)、式(9.2.8)に含まれる生成・消滅項 Q_{ij} を0に設定することはできない。

窒素の態変化による硝酸イオンの生成が濃度パターンにどの程度影響するかを見るため、 $Q_{ij}=0$ として深さ10cm層についてシミュレーションした結果が図9.12と図9.13である。図中の破線は、データを滑らかにしかつ欠測データを補う目的で、三次のスプライン法(De Boor, 1978)によって実測データを平滑内挿したものである。10月上旬を除けばシミュレーション全般にわたって、実測濃度の方が計算濃度より高い。特に、8月下旬の実測濃度と計算濃度の差は大きく、硝酸イオンの生成を無視した誤差が集積した結果であろう。なお、図9.12と図9.13は別のシミュレーションであり、それぞれに計算開始日の実測値をもとに初期値を与えて計算しているため、図9.12の最後と図9.13の最初では同じ時刻であるが、計算濃度が異なる。

他の態の窒素が硝酸イオンに変わったためこれらの差が生じたとみなし、この硝酸イオン生成速度をシミュレーションによって推定したのが図9.14と図9.15である。図9.14(8月)が典型的に

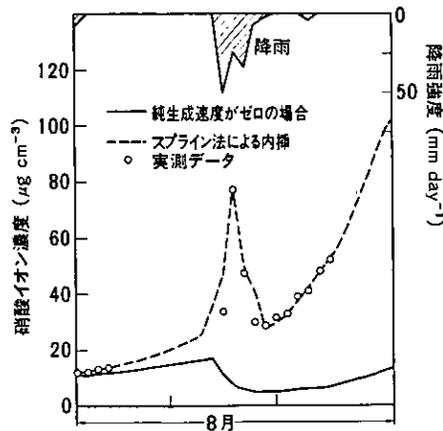


図9.12 純生成速度をゼロとした場合の深さ10cm層における硝酸イオン濃度の変化(8月)

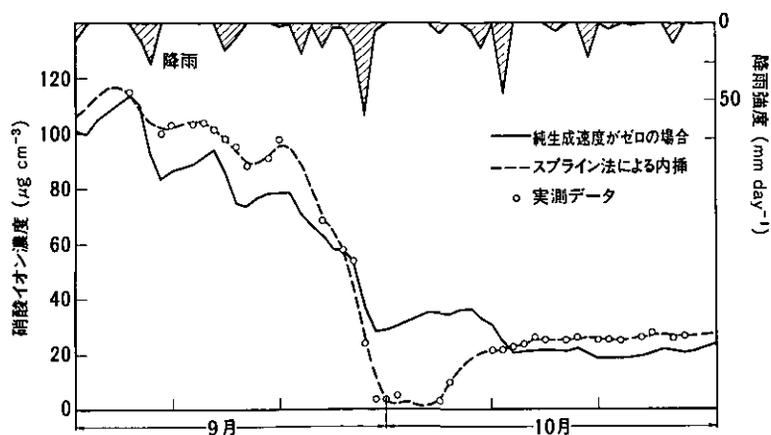


図9.13 純生成速度をゼロとした場合の深さ10cm層における硝酸イオン濃度の変化（9・10月）

示すように、生成速度は降雨によって急激に上昇し、その後いったん下降したのち再び徐々に上昇する。このパターンは8月ほど顕著ではないが、9月・10月の図9.15でも見られる。

硝酸イオン生成の過程は微生物(硝化菌)によって担われており、この微生物の活性は温度と共に土壤水分量によっても影響される。Stanford & Epstein (1974)の実験によると土壤水分がほ場容水量(Field Capacity, pF 1.8)に至るまでは、水分量増加と共に硝化過程が促進され、それより水分が増加すると嫌氣的雰囲気になり硝化過程は抑制される。通常の降雨では、フィールドにおいてほ場容水量を越えることは少なく、硝化菌の活性は降雨によって増加すると思われるが、同時に基質($\text{NH}_4\text{-N}$)の減少、脱窒菌などの微生物増加も伴うであろう。また、降雨は微生物そのものをも洗い流す効果がある。図9.14に見られるような硝酸イオン生成速度の変化パターンはこのような効果の重合であり、パターンを説明する一つの解釈として以下のように考えることもできる。

「乾燥した土壤に雨が降ると、初期には表層に水分が滞留し硝化菌の活性も増大するが、さらに降雨が続くと下層への水分流が生じ活性化した硝化菌も同時に流出する。その結果、表層土壤の硝化菌総活性量は一時的に減少することになる。降雨が停止すると水分流も徐々になくなり下層への硝化菌の流出も停止し、総活性量は再び増加しはじめる。」

久保井ら(1986)は、屋内ライシメータ実験で CO_2 の発生量によって微生物の活性量を測定したとき、ここで推定した硝酸イオン生成速度と同様の経時変化パターンを観察している。

推定した純生成速度をもとに硝酸イオンの月間生成量を求めると、8月、9月、10月ではそれぞれ114.8、-23.4、26.4kg/haとなった。汚泥の施用量が15t/haでその窒素含有量が3.50% (表2.3参照)であるから、汚泥による窒素の総負荷量は525kg/haであり、各月の生成量は汚泥を起源

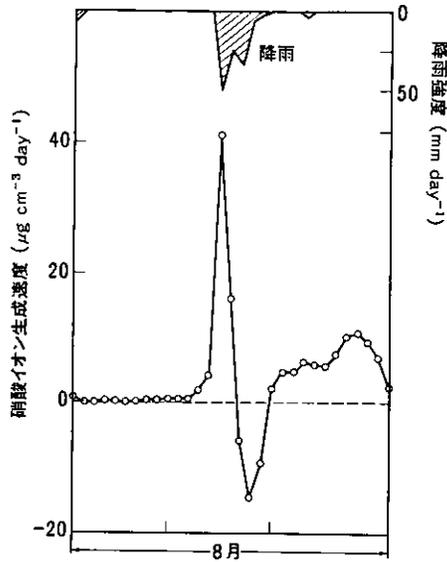


図9.14 ほ場の表層10cmにおける硝酸イオンの純生成速度（8月）

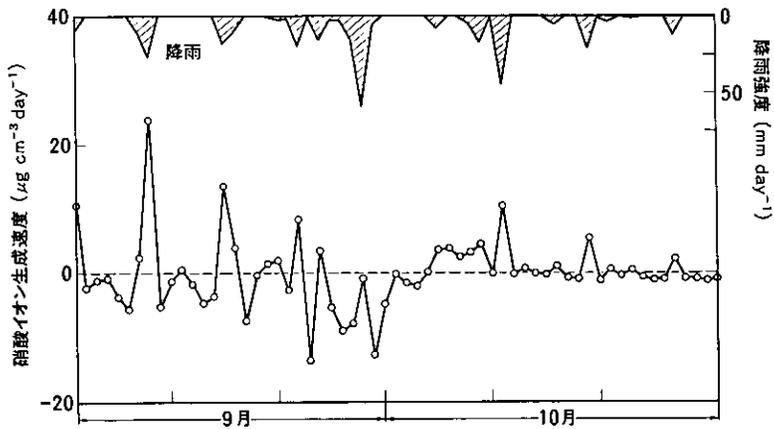


図9.15 ほ場の表層10cmにおける硝酸イオンの純生成速度（9・10月）

とする窒素のそれぞれ21.9, -4.5, 5.0%に相当する。8月の高い生成量は、気温や降雨が硝化反応に適していたのと共に、汚泥に含まれていた有機物がまだ分解中で、硝化反応の基質であるアンモニア態窒素が多量に存在していたためであろう。9月の生成量が負になっているのは脱窒や微生物の吸収速度が硝化速度を上回っていたことを意味する。

なお、ここで求めた硝酸イオンの純生成速度は気温との相関が -0.28 、降雨量とは 0.21 と共に

低い。また、両者の重相関係数をとつても0.32とあまり高くならなかった。微生物量変化等の他の要因の関与が大きいことを示唆している。

図9.10の窒素循環からも分かるようにアンモニア態窒素は硝酸態窒素の前駆体であり、もし土壌中のアンモニア態窒素をフィールドをかく乱することなく測定できるならば、硝酸イオンの生成速度についてももっと直接的にかつ精度良く推定できるであろう。しかし、アンモニア態窒素は溶解度が低く、その大半が固相に吸着蓄積されるため、通常は土のコア・サンプルによって測定される。したがって、土壌をかく乱することなくアンモニア態窒素を頻繁に測定することはほぼ不可能である。ここでの推定方法は間接的であり、今のところ精度的にも問題を有すと思われるが、上記のような状況を考慮すると有効な方法と言える。

9.6 要約

扱いやすい離散型の数学モデルによって土壌水及びその溶質の挙動を記述し、表層10cmに下水汚泥が施用されている試験ほ場の地表から1 mの水不飽和土壌に適用した。

水収支モデル(流動モデル)については第8章でも検討しているが、ここでは空間及び時間の離散化幅を変えてほ場に適用した。そのシミュレーション結果は第8章で得られたものと大差なかった。したがって、不飽和透水係数の推定によるモデル・キャリブレーションを一度行うと、これらの計算条件が多少変更されても、フィールドが同じである限りそのまま援用できることが分かった。

モデルが簡易であるにもかかわらず、塩素イオン濃度のシミュレーション結果はほ場での実測データと良く一致した。塩素イオンは表層20cmの作土を比較的速やかに通過するが、その下の80 cmの下層土を通過するには長い時間を要することや、ほ場での土壌による塩素イオンの吸着能は、通常行われるプラスチック振とう実験によって求めた吸着能の約60%であることが、このシミュレーションから分かった。

ほ場における硝酸イオンの純生成速度を日平均値の時系列としてモデルシミュレーションによって推定した。純生成速度の降雨に対する応答は、初期に急上昇したのち一たん下降し、降雨終了と共に再び徐々に上昇するという典型的なパターンを示した。また、この生成速度と気温や降雨量との相関係数は0.2~0.3と低いことも分かった。土壌中の窒素の挙動を計測のみによって明らかにするには、アンモニア態窒素や有機態窒素の測定のため土壌のサンプルコアが必要となりフィールドをかく乱せざるを得ない。フィールドを自然のままに維持した条件下で土壌中の窒素の挙動を推定する方法として、モデルシミュレーションは有効な一手法であることが分かった。

記 号 説 明

アルファベット

- a_L : 下層土の不飽和透水係数の算定式(9.3.3)に含まれるパラメータ
- a_0 : 作土の不飽和透水係数の算定式(9.3.3)に含まれるパラメータ
- b_L : 下層土の不飽和透水係数の算定式(9.3.3)に含まれるパラメータ
- b_0 : 作土の不飽和透水係数の算定式(9.3.3)に含まれるパラメータ
- E_j : 時刻 j における蒸散強度, cm/d
- f : 等温吸着式に関するスケールファクター
- F_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束, cm/d
- $h_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土壤水の吸引水頭, cm
- h_L : 下層土の吸引水頭, cm
- h_0 : 作土の吸引水頭, cm
- $H_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土壤水の全水頭, cm
- i : 層に関する添字
- j : 時刻に関する添字
- k_{ad} : 吸着に関する分配係数, $\text{cm}^3/\text{g-soil}$
- k_i : 層 i の不飽和透水係数, cm/d
- k_L : 下層土の不飽和透水係数, cm/d
- k_0 : 作土の不飽和透水係数, cm/d
- K_i : 層 i と層 $i+1$ の境界における不飽和透水係数, cm/d
- L : 層の厚さ, 10cm
- n : 層の総数
- P_j : 時刻 j における降雨強度, cm/d
- $Q_{i,j}$: 時刻 j 層 i における単位体積当たりの溶質の生成消滅速度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3/\text{d}$
- R : 浸透過程における溶質遅延ファクター
- R_j : 全日射量, $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{d}$
- S : 土壤の見掛け比重, $\text{g-soil}/\text{cm}^3$
- S_i : 層 i の土壤の見掛け比重, $\text{g-soil}/\text{cm}^3$
- W : 土壤の体積含水率, cm^3/cm^3
- $W_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土壤の体積含水率, cm^3/cm^3
- x_L : 下層土による吸着実験の液相側の溶質濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- x_0 : 作土による吸着実験の液相側の溶質濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- $X_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土壤水に含まれる溶質の濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- $X_{i,j}^*$: 式(9.2.9) で定義されるに溶質の濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- x_L : 下層土による吸着実験の固相側の溶質濃度, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$
- x_0 : 作土による吸着実験の固相側の溶質濃度, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$
- $Y_{i,j}$: 時刻 j における層 i の土に吸着されている溶質の濃度, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$

ギリシャ文字

- Δt : 時間の刻み幅, d

第10章 下水汚泥長期連用と植栽に伴う土壤水分と塩素イオンの分布予測

10.1 緒言

ここでは、水分と塩素イオンの土壤内分布及び浸透量の経年変化を前章までと同様のモデルによる数値シミュレーションによって予測する。特に、下水汚泥をほ場に毎年連用することによって、土壤水の水量・水質分布がどのように変化するか、植物吸収のある場合はどうか、などを中心に比較検討する。

農用地還元は下水汚泥の最終処分法として近年注目されている。しかし、一方では土壤、地上作物、さらには周辺環境(特に地下水系)等への諸影響について懸念されており、下水汚泥の施用量や連用の限界にかかわる定量的情報が緊急に求められている。

下水汚泥の農用地還元で最も期待されているのは、農作物の吸収によって諸物質の土壤外流出を極力おさえ、周辺環境を良好に維持し得ることであろう。この点からも、下水汚泥の農用地還元を実施する上で、植物吸収の効果を十分把握することが重要である。

10.2 設定条件

10.2.1 土壤特性

想定したフィールドは国立公害研究所の試験ほ場で、20cm厚の作土と80cm厚の下層土からなる地表1mの土壤(図9.1参照)をシミュレーションの対象とした。よって、土壤水分特性曲線、不飽和透水係数、塩素イオンの吸着特性などの土壤の物理化学的性質は第9章と同じものを用いた。

10.2.2 下水汚泥の施用

下水汚泥は毎年度6月1日に施用し、乾物重量にして15t/haの割合で表層10cm(第1層)に混入するものとした。この量は本論で対象としている試験ほ場で実際施用している混入量と同じである(第2章参照)。下水汚泥に含まれる塩素量としては同じく国立公害研究所で分析した値である乾物重量比率0.59%(広木・久保井, 1986)を採用した。すなわち、88.5kg/haの塩素をほ場に毎年負荷することになる。

10.2.3 降雨量と蒸散量

表10.1は国立公害研究所の所在する筑波研究学園都市内の館野高層気象台が観測した年間降雨量である。年によってかなりのバラツキはあるが、昭和55年から昭和60年までの6年間の平均はほぼ1,200mm/yである。本章の数値シミュレーションでは、この1,200mm/yを中心に数段階の年間降雨量を設定した。

表10.1 館野高層気象台における年間降雨量

	昭和55年	56年	57年	58年	59年	60年	平均
降雨量 (mm/y)	1,317	1,217	1,443	1,302	719	1,270	1,211

降雨パターンは同気象台で昭和58年6月1日から翌年5月31日までに実際に観測されたものを採用し、それが毎年繰り返されると仮定した。図10.1は実測降雨パターンを線形倍し、年間降雨量が1,200mm/yとなるように調整したものである。降雨は梅雨時の6・7月と秋の9・10月に多く、12・1月は極端に少ない。

蒸散量は前章までと同様に観測日射量から式(8.2.11)または式(9.2.6)によって推定した。ただし、日射量のデータは降雨パターンと同時期に実測されたものを採用し、年間蒸散量が600mm/yになるように補正した。採用した蒸散強度の年間経時変化は図10.1に示す。日射量が日々の天候に左右されることから蒸散強度も日変化が大きいが、図からも分かるように、平均すると冬場の12・1月の蒸散量は比較的少ない。

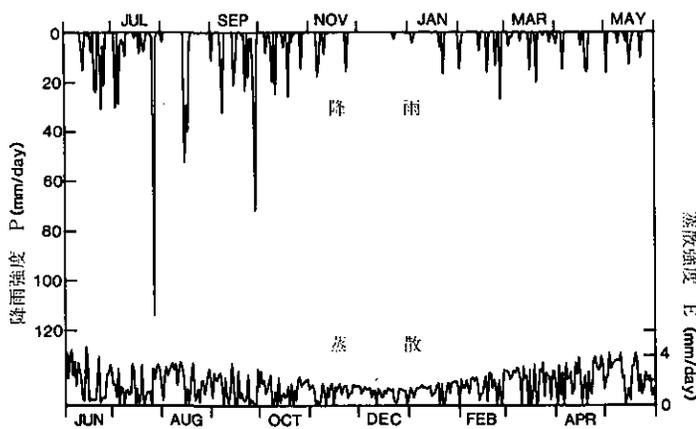


図10.1 シミュレーションに用いた降雨と蒸散の時系列パターン

10.3 シミュレーションモデル

第9章と同様に表層1mを10cm刻みに10区画に区切り(図9.1参照)、各区画における物質収支をとることによって数式モデルを構築した。

10.3.1 水収支モデル

土壌水分の挙動に関するモデルは第8章、第9章で使用したものに植物吸収の項を追加したものと同一である。

第1層の水収支モデルは次のように記述できる。

$$W_{1,j+1} = (P_j - E_j - F_{1,j} - A_{1,j})\Delta t/L + W_{1,j} \quad (10.3.1)$$

また、第2層以下の第*i*層においては、

$$W_{i,j+1} = (F_{i-1,j} - F_{i,j} - A_{i,j})\Delta t/L + W_{i,j}; \quad i=2,3,\dots,n \quad (10.3.2)$$

となる。ここに、

$W_{i,j}$: 時刻 j における層 i の体積含水率 (cm^3/cm^3)

$F_{i,j}$: 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束 (cm/d)

$A_{i,j}$: 時刻 j における層 i での植物による水分吸収速度 (cm/d)

P_j : 時刻 j における降雨強度 (cm/d)

E_j : 時刻 j における蒸散強度 (cm/d)

L : 層の厚さ (cm)

Δt : 時間間隔 (d)

浸透流束 $F_{i,j}$ の計算にはダルシー則を適用した。

$$F_{i,j} = K_i (h_{i+1,j} - h_{i,j} + L)/L \quad (10.3.3)$$

ここに、

$h_{i,j}$: 時刻 j における層 i の吸引水頭 (cm)

K_i : 層 i と層 $i+1$ との境界における透水係数 (cm/d)

層 i と層 $i+1$ の境界での透水係数 K_i については次式で算定した。

$$K_i = 2k_i k_{i+1} / (k_i + k_{i+1}) \quad (10.3.4)$$

ただし、 k_i は層 i にある土壌のもつ不飽和透水係数 (cm/d) である。実際の計算においては吸引水頭 $h_{i,j}$ として(9.3.1)と式(9.3.2)を用い、不飽和透水係数 k_i としては式(9.3.3)に表9.1の上段のパラメータ値を代入して使用した。

10.3.2 水質変化モデル

塩素の挙動モデルも第9章のモデルとほぼ同様であるが、植物吸収の項を追加した。第1層における物質収支式は次式のようになる。

$$X_{i,j+1} W_{i,j+1} + Y_{i,j+1} S_i = (-X_{ij}^* F_{ij} - B_{ij}) \Delta t / L + X_{ij} W_{ij} + Y_{ij} S_i \quad (10.3.5)$$

第2層以下の層に対しては、

$$X_{i,j+1} W_{i,j+1} + Y_{i,j+1} S_i = (X_{i-1,j}^* F_{i-1,j} - X_{ij}^* F_{ij} - B_{ij}) \Delta t / L + X_{ij} W_{ij} + Y_{ij} S_i; \quad i=2,3,\dots,n \quad (10.3.6)$$

となる。ここに、

- W_{ij} : 時刻 j における層 i の体積含水率 (cm^3/cm^3)
- F_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束 (cm/d)
- X_{ij} : 時刻 j における層 i の土壤水に含まれる塩素の濃度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$)
- Y_{ij} : 時刻 j における層 i の土に吸着されている塩素の濃度 ($\mu\text{g}/\text{g-soil}$)
- B_{ij} : 時刻 j における層 i での塩素の植物吸収速度 ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$)
- S_i : 層 i の土壌の見掛け比重 ($\text{g-soil}/\text{cm}^3$)

X_{ij}^* は浸透流が上方か下方かによって、上層または下層の塩素濃度となる。すなわち、

$$X_{ij}^* = \begin{cases} X_{ij} & , F_{ij} \geq 0 \text{ のとき} \\ X_{i+1,j} & , F_{ij} < 0 \text{ のとき} \end{cases} \quad (10.3.7)$$

ここでは一応、収穫時に植物根も除去するものとし植物体を sink と考えているが、植物体が一時期 source となり B_{ij} が負となってもモデル上は何ら問題はない。

吸・脱着現象は瞬時に終了し液相濃度 X_{ij} と固相濃度 Y_{ij} との間に常に平衡関係が成立していると仮定し、等温吸着線には式(9.4.1)～式(9.4.4)を採用した。ただし、スケールファクター f は前章で求めた0.59とした。

10.3.3 植物吸収モデル

国立公害研究所の試験ほ場では数種の植物が栽培されているが、ここでは牧草として利用されるイネ科のイタリアンライグラス (Italian ryegrass, 学名: *Lolium multiflorum* Lam.) の場合を検討した。さらに、種蒔きは毎年7月1日、収穫は翌年5月31日と仮定した。

一般に植物は種蒔きから収穫までの期間一様に成長するわけではない。種蒔き後しばらくと収穫直前の成長速度は緩やかで、中間のある時期に急激な成長がみられる。このような成長曲線の一種としてよく使われるものに次のロジスティック曲線(近藤, 1974)があり、本章でもこれを使用した。

$$\frac{G(t)}{G_\infty} = \frac{1}{1 + \beta \exp(-at)} \quad (10.3.8)$$

ここに、

$G(t)$: イタリアンライグラスの成長量 (kg/m^2 または $\mu\text{g}/\text{cm}^2$)

G_∞ : イタリアンライグラスの最終成長量 (kg/m^2 または $\mu\text{g}/\text{cm}^2$)

t : 種蒔き後の経過日数 (d)

α, β : パラメータ

成長速度 $G'(t)$ は式(10.3.8)を微分することによって得る。

$$\frac{G'(t)}{G_\infty} = \frac{\alpha\beta \exp(-\alpha t)}{\{1 + \beta \exp(-\alpha t)\}^2} \quad (10.3.9)$$

ロジスティック曲線に含まれるパラメータは、1) 5月31日 ($t=335$)の収穫時の収量は最終成長量の99%である、2) 成長速度は3月31日 ($t=274$)に最大になる、という仮定条件から求めた。結果は $\alpha=7.53 \times 10^{-2}$ 、 $\beta=9.20 \times 10^8$ となった。さらに、最大成長量 G_∞ は国立公害研究所における実際の収量より $0.50\text{kg}/\text{m}^2$ ($0.050\text{g}/\text{cm}^2$ 、 $50,000\mu\text{g}/\text{cm}^2$)と設定した。イタリアンライグラスの成長曲線と成長速度は図10.2に示した。

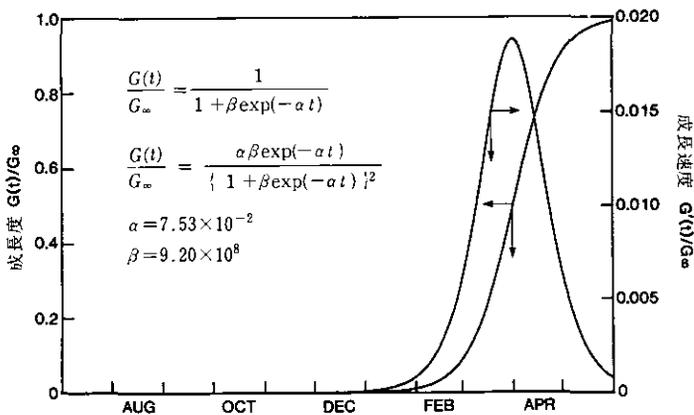


図10.2 イタリアンライグラスの成長曲線と成長速度

植物からの蒸散量と植物の乾物生産量の比である蒸散係数 R_t は、植物種によってほぼ一定であることが知られている(塩谷・田中, 1977)。そこで土壌からの水分吸収はイタリアンライグラスの成長速度に比例するとし、さらに根部は表層20cm(第1層と第2層)に均一に分布していると仮定した。よって、各層の水分吸収速度 A_{ij} は以下ようになる。

$$A_{ij} = \begin{cases} 0.5R_t \cdot G'(t_j), & i = 1, 2 \text{ のとき} \\ 0, & i \geq 3 \text{ のとき} \end{cases} \quad (10.3.10)$$

ここに、 t_j は離散時刻 j に対応する種蒔き後の経過日数である。さらに、蒸散係数 R_t は文献 (Slavik, 1974; Fitter & Hay, 1981)より、630 g-water/g-d-matter とした。収量を最終成長量の99%としたことにより、水分の年間植物吸収量は312mmとなる。

塩素の吸収速度についても、吸収のメカニズムは特に考えず、水分と同様にイタリアンライグラスの成長速度に比例するとし、各層の塩素吸収速度 B_{ij} は次のように定めた。

$$B_{ij} = \begin{cases} 0.5R_c \cdot G'(t_j), & i = 1, 2 \text{ のとき} \\ 0, & i \geq 3 \text{ のとき} \end{cases} \quad (10.3.11)$$

比例定数 R_c はイタリアンライグラスの塩素含量である。塩素含量は植物の部位によって異なるが、国立公害研究所で収穫したイタリアンライグラスの平均塩素含量は乾物重量比率で約1%であった。この数値をここでも使用した。したがって、土壌中の塩素が植物によって吸収される量は $495 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$ となり、一回の施用汚泥に含まれる塩素量 $885 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$ の56%に相当する。もし最終成長量が1.5倍になれば84%相当が吸収され、約1.8倍になれば施用量と吸収量がバランスする。イネなど通常の作物では最終成長量がここでの値の2倍である $1.0 \text{ kg}/\text{m}^2$ を越える場合が多い (久保井・広木, 1986)。

10.4 植物吸収のない場合 (裸地区)

まず初めに、下水汚泥は毎年施用するが、植物を栽培しない場合についてシミュレーションを試みた。シミュレーション開始時には土壌中に塩素イオンは含まれておらず、さらに初期土壌水分分布は平衡含水率分布 (第8章参照) であると仮定した。

図10.3は20cm層と1m層を一年間に通過する塩素量の経年変化を示す。破線は上層20cmの

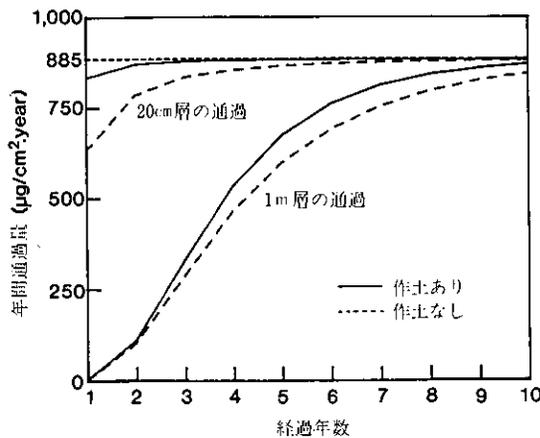


図10.3 20cm層と1m層を通過する塩素量の経年変化
ただし、降雨量は $1.200 \text{ mm}/\text{y}$ 。

作土が下層と同じ土壤に置き換わった場合の通過量で、点線で示した $885\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$ は下水汚泥として一年間に土壤に混入した塩素量である。ただし、年間降雨量は $1,200\text{mm}$ とした。

作土層を通過する塩素量は、初年度より塩素混入量の95%にも達し、3年後にはその年の混入量のほぼ100%通過する。作土層が無い場合(下層土に置換),この迅速な塩素の移動は幾分柔らかく、5年後にはやはり100%近く通過する状態となる。これらのことから上層20cmについては、そこが作土であれば3年後に、下層土と同じ土壤であれば5年後に、塩素の混入量と浸透通過量がほぼバランスし平衡状態になる。

1 m 層の塩素の通過に関しては、作土の影響は小さく、その差は5・6年後に最大の5%程度となる。図から10年後に上層1 m 全体がほぼ平衡状態になることが分かる。

土壤水の塩素濃度分布の変化は図10.4に示した。汚泥連用の年数が増加すると共に濃度分布は一定の平衡分布に収束してゆく。この様子は実測値を示す図5.12からもうかがえる。この平衡濃度分布に対する作土の有無の影響は地表から40cm ぐらいまでが大きく、それ以深では比較的小さい。

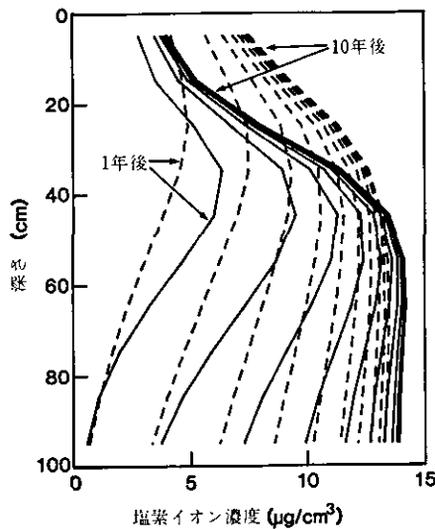


図10.4 土壤水中の塩素イオン濃度分布の経年変化
ただし、実線：作土あり、破線：作土なし。

降雨量を $600, 1,200, 1,800\text{mm}/\text{y}$ の3段階に変化させて計算したときの塩素通過量を図10.5に示す。 $1,200\text{mm}/\text{y}$ は筑波研究学園都市周辺の標準的降雨量であり、 $600\text{mm}/\text{y}$ と $1,800\text{mm}/\text{y}$ はその0.5倍と1.5倍に相当する。また、降雨量 $600\text{mm}/\text{y}$ は年間蒸散量と同量であり、この場合、実質的な土壤浸透水量はゼロとなる。

年間平均すると蒸散量と釣り合っている降雨量 $600\text{mm}/\text{y}$ の場合でも、表層10cmに混入された

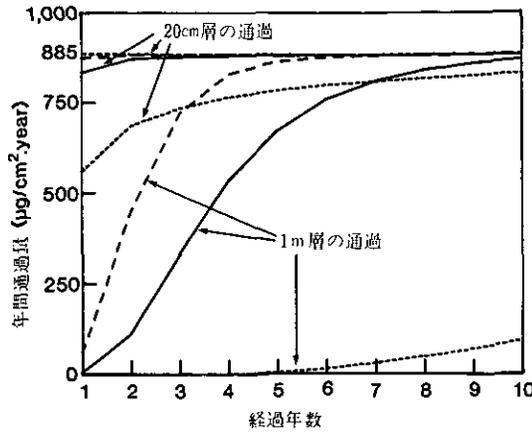


図10.5 20cm層と1m層を通過する塩素量の経年変化
ただし、降雨量は600(点線), 1,200(実線), 1,800(破線) mm/y.

塩素の大半は、作土層を通過し下層土に到達する。汚泥の連用を開始して5年以上経過すると、塩素は1m層よりさらに深く浸透し始める。これは、非定常な降雨と蒸散により、土壤水が絶えず上下に移動し混合拡散しているためと思われる。降雨量が1,800mm/yのときには、標準的な1,200mm/yのときより、塩素移動は一段と加速され、作土層では初年度から1m層では5年後から、塩素の通過量が下水汚泥として混入された量とほぼ等しくなり平衡状態となる。

図10.6は11回目の汚泥施用直前の土壤水の塩素濃度分布である。降雨量600mm/yの場合、塩素は下層土深く浸透しているが、やはりその大半は上部の作土に停滞している。また、降雨量が蒸

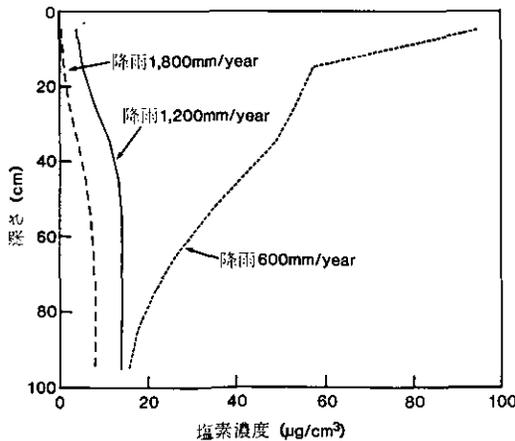


図10.6 下水汚泥連用10年後の土壤水中の塩素イオン濃度の分布
ただし、降雨量は600(点線), 1,200(実線), 1,800(破線) mm/y.

散量より多い他の二つの場合は、下層になるに従って塩素濃度が増加するが、600mm/yの場合は逆に上層になるほど高濃度となり、最上層では濃度が $100\mu\text{g}/\text{cm}^3$ 近くに達す。この濃度は降雨量1,200mm/yの場合の20倍以上である。

図10.7は降雨が1,200mm/yの条件で下水汚泥の施用を3年、5年、10年と続けたのち施用を中止し、その後、塩素が降雨により洗い流される過程をシミュレーションしたものである。施用中止直後の濃度分布は、上層の作土ではどの場合も大差なく、50cm以深で差が大きい。この差も年月の経過と共に減少し、塩素濃度が表層1m全体にわたって $1\mu\text{g}/\text{cm}^3$ 以下になるのは、いずれの場合も下水汚泥の連用を中止してから7年後である。

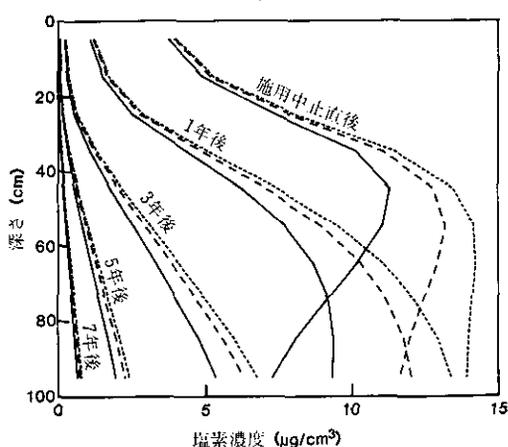


図10.7 下水汚泥の連用を中止した後の塩素イオン濃度の変化
ただし、降雨量は1,200mm/y、連用期間は3年(実線)、5年(破線)、10年(点線)。

図10.8は降雨量が900mm/yの場合である。前図と全く同様の傾向であったが、塩素濃度が $1\mu\text{g}/\text{cm}^3$ の土壌に戻るのに2倍の14年かかった。これは降雨量が1,200mm/yから900mm/yに減少することにより、実質の土壌浸透量(降雨量-蒸散量)が半減したことと関係している。

洗い流しの機構は土壌水による塩素の溶脱・混合希釈・浸透であり、1年目の塩素の洗い流し量が最も多く、塩素濃度の減少と共に洗い流し量も減少してくる。よって、洗い流しに必要な期間は降雨量によって決定されるであろうが、下水汚泥の連用期間によって決まる洗い流し開始時の濃度分布にはあまり影響されないと思われる。

10.5 植物吸収のある場合(植栽区)

10.5.1 土壌水の分布

地上植物の存在は土壌水の分布にも影響を与える。降雨量を900, 1,200, 1,800mm/yと仮定し

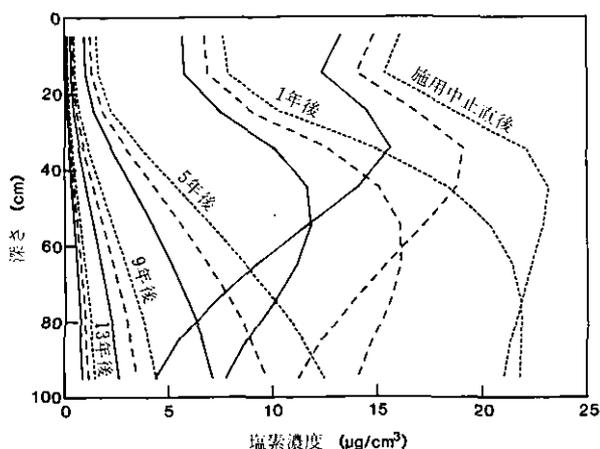


図10.8 下水汚泥の運用を中止した後の塩素イオン濃度の変化
ただし、降雨量は900mm/y、運用期間は3年(実線)、5年(破線)、10年(点線)、

てシミュレーションしたときの代表的な日の水分分布を図10.9に示した。2月1日はイタリアンライグラスが春先の急激な成長を始める直前の日であり、3月31日は成長速度が最大になる日である。また、5月31日は収穫日である。それぞれの場合の水収支を表10.2に示す。

最終成長量(収穫量はこの99%)を $0.50\text{kg}/\text{m}^2$ としたとき、ここで仮定した降雨量の範囲内では、イタリアンライグラスが急激に成長している期間のみ裸地区と植栽区に差が生じ、成長の止まる収穫直前にはその差はほぼ無くなる。3月31日の図からも分かるように、植物の成長速度の大きい時期は作土層のみならず下層土の水分分布にも影響が及んでいる。なお、2月1日の10cm層の含水率が20cm層より高いのは、当日降った $15\text{mm}/\text{d}$ 程度(降雨量 $1,200\text{mm}/\text{y}$ のとき)の降雨のせいである。

国立公害研究所の試験ほ場においてもそうであるが、収穫量は年によってかなり異なる。最終成長量を前図の1.5倍の $0.75\text{kg}/\text{m}^2$ として計算したときの土壤水分の分布を図10.10に示す。降雨量が $900\text{mm}/\text{y}$ の場合は蒸散量と吸収量の全量を供給することができず(表10.2参照)、下層から毛管現象により吸引し補給する結果となる。このため、植物成長時の作土での含水率は極端に低くなり、成長が緩速になっても裸地区との差は縮まらず、収穫時期においては体積含水率が0.2前後になった。この結果はやや現実的でない。なぜなら、体積含水率が0.2のときの土壤水の吸引圧は式(9.3.1)より $2.27 \times 10^4 \text{cmH}_2\text{O}$ ($\text{pF}=4.36$)となり、この水分では植物は正常に生育できない(高井・三好, 1977)からである。ここでのモデルには水分不足による植物生育抑制の機構が組み込まれておらず、このような低水分領域では適用できない。シミュレーション結果はモデルの適用範囲を逸脱しており、参考程度に解釈すべきである。しかし、本結果から、降雨 $900\text{mm}/\text{y}$ の条件で実際に $0.75\text{kg}/\text{m}^2$ の収穫を得ようとするなら、成長期に散水等によりかなりの量の水補給を

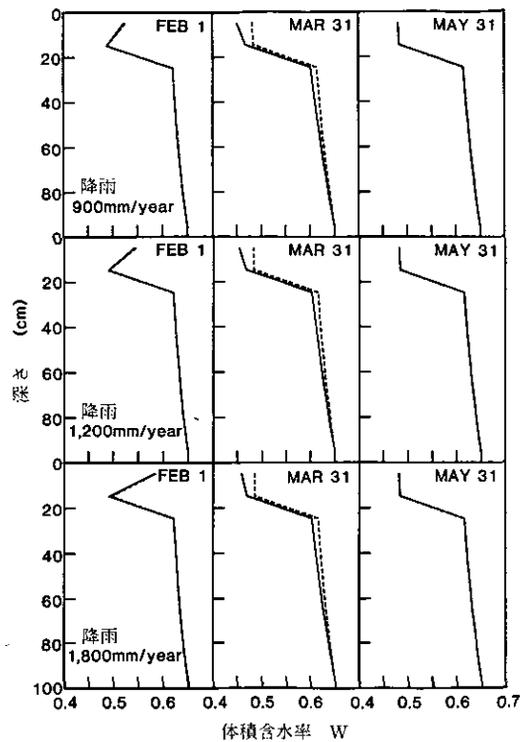


図10.9 植栽区(実線)と裸地区(点線)の土壤水分分布の比較
ただし、最終成長量は 0.50kg/m^2 。

表10.2 植栽区の水収支

最終成長量 G_0 kg/m^2	降 雨 量			蒸 散 量	植物吸収量	土壤浸透量
	—mm/y—					
0.50 (図10.9)	900	600	312	—	—12*	
	1,200	600	312	—	288	
	1,800	600	312	—	888	
0.75 (図10.10)	900	600	468	—	—168*	
	1,200	600	468	—	132	
	1,800	600	468	—	732	

*下層からの補給

必要とすることが分かる。図5.17は試験ほ場において小麦を栽培したとき、各層位において土壤水分吸引圧を実測したものである。成長期から収穫期にかけて、裸地区と植栽区の表層の土壤水分吸引圧に大きな差のあることを示している。

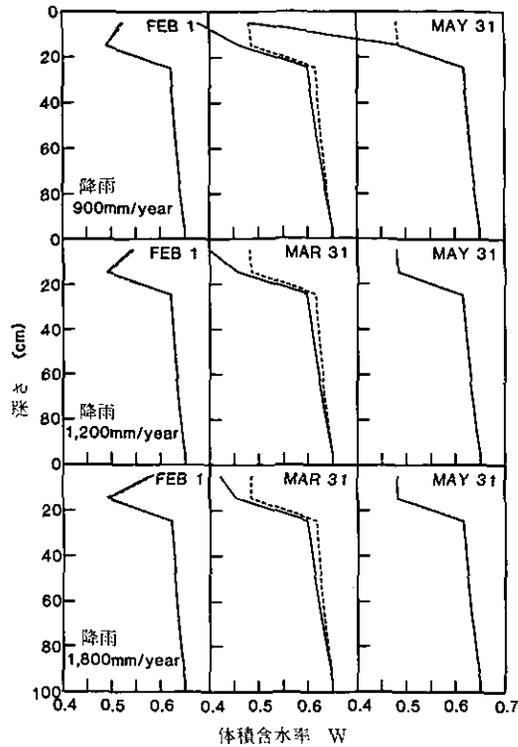


図10.10 植栽区(実線)と裸地区(点線)の土壤水分分布の比較
ただし、最終成長量は $0.75\text{kg}/\text{m}^2$ 。

10.5.2 塩素イオンの分布

通常の土壤は相当量の塩素を含んでおり、また塩素は植物にとって必須元素であることから、土壤中に塩素を全く含まない状態での植物栽培を想定することは非現実的である。よって、ここでは、最初の3年間は下水汚泥の施用のみで植物栽培をせず、4年目から汚泥の施用とイタリアンライグラスの栽培を繰り返すものとして検討した。この場合、最初の3年間の塩素の挙動は10.4の記述と同じである。

作土層及び下層土を通過する塩素イオン量の経年変化を図10.11に示し、3年後、6年後、13年後の濃度分布を図10.12に示した。

最終成長量 $0.50\text{kg}/\text{m}^2$ の99%を収穫し、イタリアンライグラスの塩素含量を1%としていることから、4年目以降からは $495\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$ の塩素が植物に吸収される。このため、作土層から下層土へ移動する塩素量は4年目を境に急激に減少し、その後ほぼ一定量となる。降雨量が「蒸散量+植物吸収水量」より多い $1,200\text{mm}/\text{y}$ と $1,800\text{mm}/\text{y}$ の場合は、その値が施用塩素量から吸収塩素量を引いた $390\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$ に等しい。すなわち、施用された塩素のうち植物に吸収されない部分はその年のうちに下層土に移動する。一方、降雨量が「蒸散量+植物吸収水量」とほぼ等しい900

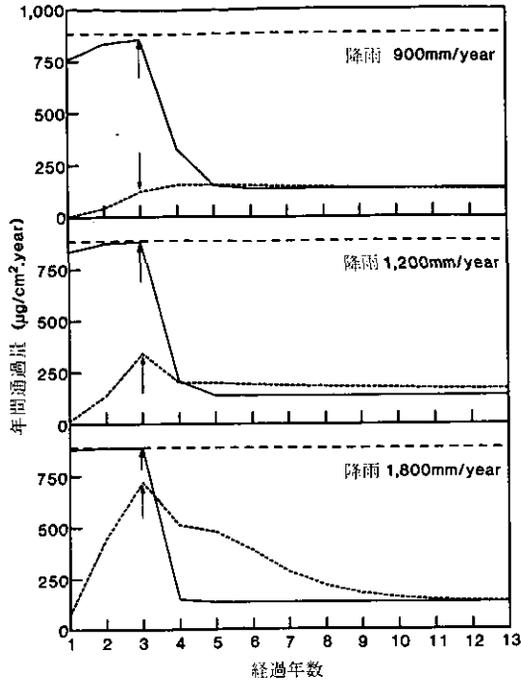


図10.11 作土(実線)と下層土(点線)を通過する塩素量の経年変化
ただし、最終成長量は 0.50kg/m^2 、矢印は栽培開始時期。

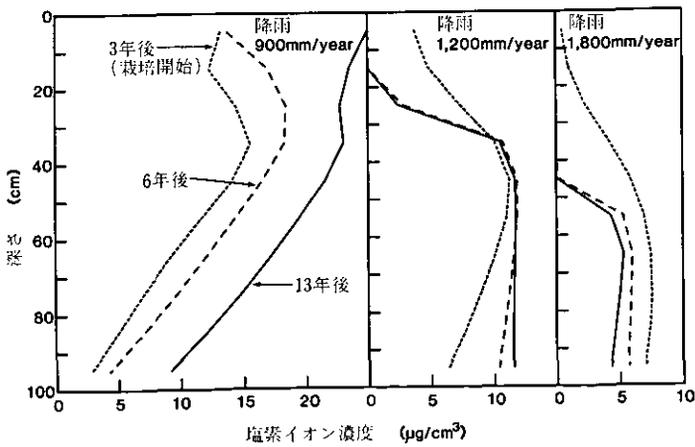


図10.12 土壌水中の塩素イオン濃度分布の変化
ただし、最終成長量は 0.50kg/m^2 。

mm/y の場合、塩素の作土通過量は $390\mu\text{g/cm}^2/\text{y}$ よりわずかに少なく、年々作土層に蓄積される。図10.12に示したように、作土における塩素濃度が年の経過とともに増加するのは降雨量900

mm/y の場合のみである。このように作土において塩素濃度が増加し続けると、いずれは作物障害が生じる。

さらに、900mm/y の場合、実質的な下方への水分移動がないにもかかわらず、塩素は 1 m 以下の層へも浸透する。これは降雨・蒸散の非定常性により土壌水が上下移動し、溶質を混合拡散するためである。この浸透塩素量は約 $200\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$ で施用塩素量の23%にも達しており、混合拡散効果の大きさを示している。植栽開始から10年経た後でも、下層土(深度20~80cm)へ流入する塩素量は流出する量よりも多く、下層土の塩素濃度は作土層と同様に上昇し続ける。

筑波研究学園都市の標準的降雨量である1,200mm/y のときは、下層土への流入塩素量と流出塩素量が植栽開始後3年でほぼ等しくなり、塩素の濃度分布も平衡に達す。平衡時の濃度分布は作土では植物吸収の影響からほぼゼロになるが、50cm 以深では裸地区の平衡分布(図10.4)に近い。

降雨量が1,800mm/y になると、植物に吸収されない塩素は速やかに下層に移動する。降雨量が多く洗い流しの効果が大きいため、平衡時の塩素濃度分布は $5\mu\text{g}/\text{cm}^2$ 以下となる。

図10.13及び図10.14にイタリアンライグラスの最終成長量を1.5倍の $0.75\text{kg}/\text{m}^2$ とした場合の塩素浸透量と濃度分布を示した。植物の増量と共に塩素吸収量が増大し、作土から下層土への塩

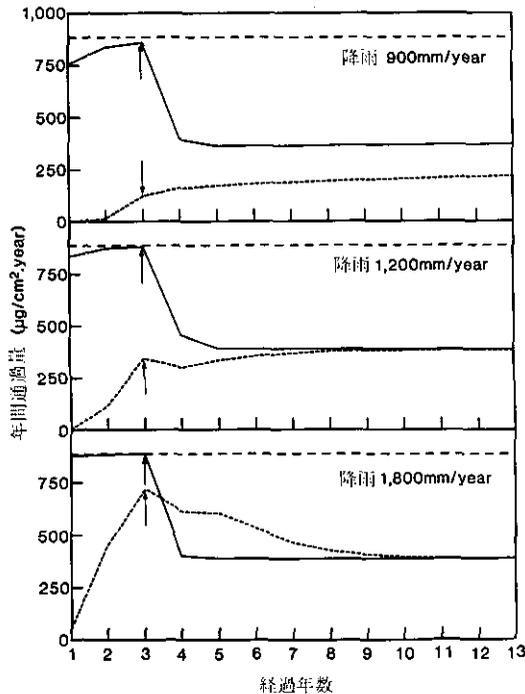


図10.13 作土(実線)と下層土(点線)を通過する塩素量の経年変化
ただし、最終成長量は $0.75\text{kg}/\text{m}^2$ 、矢印は栽培開始時期。

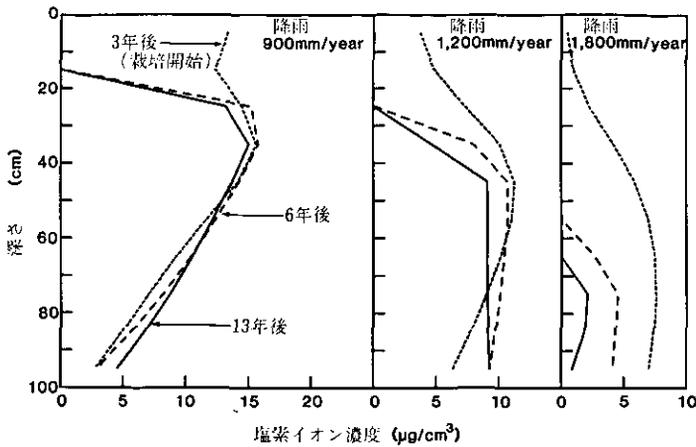


図10.14 土壤水中の塩素イオン濃度分布の変化
ただし、最終成長量は $0.75\text{kg}/\text{m}^2$ 。

素浸透量は施用量の16%となる。この場合、降雨量が $900\text{mm}/\text{y}$ でも土壤中の塩素イオン濃度が上昇することはなく、植栽開始後2年でほぼ平衡濃度に達す。作土の平衡濃度はゼロとなるが、下層土の平衡濃度は植栽開始時の濃度とほとんど変わらない。

以上の結果から、下水汚泥として施用された塩素を土壤深く浸透させることなく有効に植物吸収させるには、1) 塩素の施用量と植物吸収量がほぼバランスするように汚泥施用量を決める。2) 降雨量が「蒸散量+植物吸収水量」より少ない地域が好ましい。しかし、3) 植物の急成長時から収穫時には水分不足が生じるためかん水する必要がある。

10.6 要約

下水汚泥連用ほ場で作物栽培した場合とそうでない場合の土壤水分と塩素イオンの濃度分布をモデルシミュレーションによって予測した。作物としてはイタリアンライグラスを想定し、その成長曲線はロジスティック曲線になると仮定した。

シミュレーション結果をまとめて要約すると以下のようになる。

1) 汚泥施用を中止してから土壤中の塩素が降雨によって洗い流されるまでの期間は、降雨量によって異なるが汚泥の施用回数(年数)には影響されない。

2) 降雨量が「蒸散+植物吸収水量」より多い場合は、作物の有無に関係なく土壤中の塩素イオン濃度分布は一定の平衡濃度分布に収束するが、収束までの期間は降雨量によって異なる。平衡時には施用量から植物吸収量を引いた量の塩素がその年内に下方に浸透する。標準的降雨($1,200\text{mm}/\text{y}$)の場合、作土が平衡に達するのは2~3年後である。

3) 降雨量が「蒸散+植物吸収水量」より少ない場合は、植物の塩素吸収量によって塩素濃度

分布は収束または増加する。また、作物の急成長時から収穫時には作土において水分不足が生じる。

4) 降雨量が「蒸散+植物吸収水量」より少ない場合でも、下水汚泥中の塩素は土壤水の上下移動により数年後には1 m以深まで浸透する。

土壤中に還元された汚泥中の諸物質は態変化等はあるにしても、いつかは揮散、地下水系への流出、植物による吸収のいずれかによって土壤系から脱出する。中でも植物吸収による回収は周辺環境への影響を考えると最も好ましい経路であり、植物をも含めた土壤系内での諸物質の挙動や収支の研究は今後とも重要と思われる。

記号説明

アルファベット

- A_{ij} : 時刻 j における層 i での植物による水分吸収速度, cm/d
- B_{ij} : 時刻 j における層 i での植物による塩素吸収速度, $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$
- E_j : 時刻 j における蒸散強度, cm/d
- f : 等温吸着式に関するスケールファクター
- F_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i+1$ への浸透流束, cm/d
- G : イタリアンライグラスの成長量, kg/m^2
- G' : イタリアンライグラスの成長速度, $\text{kg}/\text{m}^2/\text{d}$
- G_{∞} : イタリアンライグラスの最終成長量, kg/m^2
- h_{ij} : 時刻 j における層 i の土壤水の吸引水頭, cm
- i : 層に関する添字
- j : 時刻に関する添字
- k_i : 層 i の不飽和透水係数, cm/d
- K_i : 層 i と層 $i+1$ の境界における不飽和透水係数, cm/d
- L : 層の厚さ, 10cm
- n : 層の総数
- P_j : 時刻 j における降雨強度, cm/d
- R_c : イタリアンライグラスの塩素含量
- R_t : 蒸散係数
- S_i : 層 i の土壤の見掛け比重, $\text{g-soil}/\text{cm}^3$
- t : 種蒔き後の経過日数, d
- t_j : 離散時刻 j に対応する種蒔き後の経過日数, d
- W : 土壤の体積含水率, cm^3/cm^3
- W_{ij} : 時刻 j における層 i の土壤の体積含水率, cm^3/cm^3
- X_{ij} : 時刻 j における層 i の土壤水に含まれる溶質の濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- X_{ij}^* : 式(10.3.7)で定義される溶質の濃度, $\mu\text{g}/\text{cm}^3$
- Y_{ij} : 時刻 j における層 i の土に吸着されている溶質の濃度, $\mu\text{g}/\text{g-soil}$

ギリシャ文字

α : ロジスティック曲線に含まれるパラメータ

β : ロジスティック曲線に含まれるパラメータ

Δt : 時間の刻み幅, d

第11章 結 論

11.1 第II編のまとめ

本研究ではフィールド条件下で適用することのできる土壌水の水量・水質変化予測モデルを構築し、実際の試験フィールドに適用することによってそのモデルの実用性を示すことを試みた。さらに、このモデルによって、下水汚泥の連用と作物栽培を繰り返す土壌における、土壌水分分布と塩素イオン濃度分布を予測した。

ここでのモデルを種々な状況下にある多くのフィールドへ適用するには、次節に挙げるような重要な研究課題を残しているが、ともかく、実際のフィールドデータをシミュレーションし、解析・予測するという当初の目標は一応達成されたと考える。第II編の研究で得られた成果を各章毎に要約すると次のようになる。

第7章では、従来の土壌浸透水に関するモデル研究についてフィールドへの適用性という観点から概観し、実用的モデルの開発が遅れているためモデルが実際場で活用されていない状況及びその理由を明らかにした。

第8章では、土壌水分分布を予測するため離散型の数学モデルを構築し、ほ場における表層1 mの土壌を通過する浸透水に対してシミュレーションを試みた。その結果と得られた知見は以下のとおりである。

- 1) モデルはシンプルであるがシミュレーション結果は実測値とよく一致しており、実用上十分な精度を有している。
- 2) 平衡含水率は蒸散の有無にあまり影響されないが、作土と下層土では著しい差がある。
- 3) 不飽和透水係数は作土と下層土とで大差なく、また含水率分布への影響も比較的小さい。
- 4) 1 mの土層を通過する水量に対して、不飽和透水係数は乾燥時期に影響を与え、土壌水分特性曲線は穏やかな降雨時期に影響を与える。影響度は土壌水分特性曲線のほうが不飽和透水係数より大きい。
- 5) 降雨に対する土壌のもつバッファー能力は大きく、連続降雨の仮定のもとで深さ1 m地点の土壌水移動が上方から下方に変化するのには降雨強度に関係なく0.8~1.0日後である。

第9章では、離散型の土壌水水質予測モデルを構築し、これを第8章の水分子予測モデルと連動させ試験ほ場の塩素イオン及び硝酸イオンの挙動に適用した。得られた結果と知見を以下に列挙する。

- 1) 水分子予測モデルは、不飽和透水係数の推定によるキャリブレーションを一度行くと、同一のフィールドである限り計算条件が多少変更されてもモデルはそのまま援用できる。
- 2) モデルシミュレーションの結果はほ場での塩素イオン濃度の実測値とよく一致する。

3) フィールド条件下での土壌による塩素イオン吸着能は、振とうフラスコによるバッチ吸着実験によって得られる吸着能の約60%である。

4) このモデルを用いることによってフィールドをかく乱することなく硝酸イオンの純生成速度を推定することができる。

5) 硝酸イオンの純生成速度は降雨開始直後に急上昇し、いったん降下したのち降雨終了と共に再び徐々に上昇する。しかし、降雨強度や気温との単純な相関は低い。

第10章では、下水汚泥連用ほ場で作物栽培した場合とそうでない場合の土壌水分と塩素イオンの濃度分布をモデルシミュレーションによって予測し、以下の結果を得た。

1) 汚泥施用を中止してから土壌中の塩素が降雨によって洗い流されるまでの期間は、降雨量によって異なるが汚泥の施用回数(年数)には影響されない。

2) 降雨量が「蒸散量+植物吸収水量」より多い場合は、作物の有無に関係なく土壌中の塩素イオン濃度分布は一定の平衡濃度分布に収束するが、収束までの期間は降雨量によって異なる。平衡時には施用量から植物吸収量を引いた量の塩素がその年内に下方に浸透する。

3) 降雨量が「蒸散量+植物吸収水量」より少ない場合は、作物の急成長時から収穫時には作土において水分不足が生じ、塩素濃度分布は植物の塩素吸収量に応じて収束する場合も増加の一途をたどる場合もある。また、この場合でも下水汚泥中の塩素は土壌水の上下移動により数年後には1 m以深まで浸透する。

11.2 今後の研究課題

本研究では考察対象と成し得なかったが、モデルを実フィールドで十分活用するために重要と思われる今後の研究課題を以下に列挙する。

(1) 土壌水分及び溶質の流動・輸送に関するもの

- a. 土壌内の不均一性さらには亀裂の影響に対する評価及び取り扱い。
- b. 二次元・三次元モデルによるケース・スタディー。
- c. 水飽和帯・不飽和帯を統合したモデルの開発と適用。
- d. 降雨または散水された水量が蒸発・表流・浸透に分割されるその割合と土壌の性質・植生・気象との関係。
- e. 土壌水分特性曲線・不飽和透水係数にみられる履歴現象のフィールドにおける影響とその評価。

(2) 動力学に関するもの

- a. 微生物分解と植物吸収に関する季節的変動の実用的取り扱い。
- b. 溶質が互いに影響しあう多成分系システムの実用的モデルの開発。
- c. 平衡等温吸着線にみられる履歴現象のフィールドにおける影響とその評価。

(3) その他

- a. 重金属・有機合成化合物の土壌内での挙動全般。
- b. 異なる土壌またはフィールドで得られたデータと知見の合理的な活用方法とその限界。

「ほくら人間について、大地が、万巻の書より多くを教える」サン・テグジュペリの言（人間の土地、堀口大學訳、新潮文庫）をここに引用して本報告書の結語に代える。

引用文献

- Amoozegar-Fard, A., W.H. Fuller and A.W. Warrick (1984): An approach to predicting the movement of selected polluting metals in soils. *J. Environ. Qual.*, **13**, 290-297.
- Bear, J., D. Zaslavsky and S. Irmay (1968): *Physical Principles of Water Percolation and Seepage*. UNESCO, France, 465p.
- Beese, F. and P.J. Wierenga (1980): Solute transport through soil with adsorption and root water uptake computed with a transient and a constant flux model. *Soil Sci.*, **129**, 245-252.
- Beese, F., R.R. van der Ploeg and W. Richter (1977): Test of a soil water model under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, 979-984.
- Bolt, G.H. and M.G.M. Bruggenwert (1978): *Soil Chemistry, A: Basic Elements (Second Revised Edition)*. Elsevier, Amsterdam. 岩田ら訳 (1980), *土壌の化学*, 学会出版センター, 東京, 309p.
- Brenner, H. (1962): The diffusion model of longitudinal mixing in beds of finite length, Numerical values. *Chem. Eng. Sci.*, **17**, 229-243.
- Brooks, R.H. and A.T. Corey (1966): Properties of porous media affecting fluid flows. *ASCE*, **92** (IR2), 61-88.
- Cameron, D.R. (1979): Prediction of field soil water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **43**, 390-394.
- Campbell, S.G. (1974): A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.*, **117**, 311-314.
- Cho, C.M. (1970): Convective transport of orthophosphate (P-31 and P-32) in several Manitoba soils. *Can. J. Soil Sci.*, **50**, 303-315.
- Davidson, J.M. and R.K. Chang (1972): Transport of picloram in relation to soil physical conditions and pore water velocity. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **36**, 257-261.
- De Boor, C. (1978): *A Practical Guide to Splines*. Springer, New York, N.Y., 392p.
- Duffy, J., C. Chung, C. Boast and M. Franklin (1975): A simulation model of biophysiochemical transformations of nitrogen in tile-drained corn belt soil. *J. Environ. Qual.*, **4**, 477-486.
- Enfield, C.G. and L.E. Leach (1975): Phosphorus model of Muskegon wastewater system. *ASCE*, **101** (EE6), 911-916.
- Enfield, C.G. and D.C. Shew (1975): Comparison of two predictive non-equilibrium one dimensional models for phosphorus sorption and movement through homogeneous soils. *J. Environ. Qual.*, **4**, 198-202.
- Fitter, A.H. and R.K.M. Hay (1981): *Environmental Physiology of Plants*. Academic Press Inc., New York, 355p.
- Frissel, M.J., J.A. van Veen and G.J. Kolenbrander (1980): The use of submodels in the simulation of nitrogen transformations in soils. *In: Agrochemicals in Soils*. Banin, A. and U. Kafkafi (eds.), International Irrigation Information Center, Israel, 253-265.
- 福井正美 (1986): [討議] 多成分流れモデルによる通気層内物質移動の解析. *衛生工学研究論文集*, **22**, 22.
- Harter, R.D. and B.B. Foster (1976): Computer simulation of phosphorus movement through soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **40**, 239-242.
- 服部重昭 (1978): 流出過程における不飽和水分流動の研究 II: 不飽和透水係数の推定. *日本林学会誌*, **60**, 290-297.

- 服部重昭 (1980) : 流出過程における不飽和水分流動の研究 III : 数値計算による土壌水分プロファイルの推定. 日本林学会誌, **62**, 82-88.
- Haverkamp, R., M. Vauclin, J. Touma, P.J. Wierenga and G. Vachaud (1977): A comparison of numerical simulation models for onedimensional infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, 285-294.
- 広木幹也・久保井徹 (1986) : 畑地土壌における汚泥成分の地下浸透と植物による吸収. 国立公害研究所研究報告, 第94号, 21-31.
- 堀内将人・井上頼輝・森澤眞輔 (1986) : 降雨-蒸発サイクル下での吸着性物質の通気層内移動に関する数値シミュレーション-非平衡収脱着反応が物質移動に及ぼす影響-. 衛生工学研究論文集, **22**, 23-34.
- 笠倉賢治 (1983) : 不飽和浸透下におけるリンの吸着モデルに関する実験的研究. 筑波大学修士論文.
- Kay, B.D. and D.E. Elrick (1967): Adsorption and movement of lindane in soils. *Soil Sci.*, **104**, 314-322.
- Kirda, C., D.R. Nielsen and J.W. Biggar (1973): Simultaneous transport of chloride and water during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **37**, 339-345.
- 近藤次郎 (1974) : 数学モデル入門. 日科技連, 東京, 294p.
- Kos, Z. (1982): Stochastic water requirements for supplementary irrigation in water resource system. IIASA Pub. RR-82-34, 61p.
- 古藤田一雄 (1980) : ライシメータ蒸発散量とエネルギー収支法による蒸発散量の比較. 筑波大学水理実験センター報告, No.4, 1-9.
- 久保井徹・広木幹也 (1986) : 石灰汚泥の多量連用によるコマツナの生育と成分組成の変化. 国立公害研究所研究報告, 第93号, 149-167.
- 久保井徹・陽捷行・藤井國博・福士定雄 (1986) : 下水汚泥施用土壌からのガス発生 I : 火山灰畑土壌. 国立公害研究所研究報告, 第94号, 63-78.
- Lai, S.H. and J.J. Jurinak (1972): Cation adsorption in one-dimensional flow through soils, A numerical solution. *Water Resour. Res.*, **8**, 99-107.
- Lapidus, L. and N.R. Amundson (1952): Mathematics of adsorption in beds, VI: The effect of longitudinal diffusion in ion exchange and chromatographic columns. *Phys. Chem.*, **56**, 984-988.
- 松岡 譲 (1984) : ボックスモデルに関する二, 三の検討. 水質汚濁研究, **7**, 644-647.
- Misra, C., D.R. Nielsen and J.W. Biggar (1974a): Nitrogen transformations in soil during leaching, I: Theoretical considerations. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **38**, 289-293.
- Misra, C., D.R. Nielsen and J.W. Biggar (1974b): Nitrogen transformations in soil during leaching, II: Steady state nitrification and nitrate reduction. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **38**, 294-299.
- Monteith, J.L. (1965): Evaporation and environment. *Symp. Soc. Exp. Biol.*, **19**, 205-234.
- 森澤眞輔・堀内将人・山岡泰治・井上頼輝 (1986) : 多成分流れモデルによる通気層内物質移動の解析. 衛生工学研究論文集, **22**, 9-21.
- 村岡浩爾・福島武彦 (1983) : ボックスモデルを用いた水質予測方式に関する研究. 土木学会論文報告集, **336**, 85-94.
- Nielsen, D.R., J.W. Biggar and K.T. Erh (1973): Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia*, **42**, 215-259.
- Novotny, V., H. Tran, G.V. Simmsman and G. Chesters (1978): Mathematical modeling of land runoff contaminated by phosphorus. *WPCF*, **50**, 101-112.

- O'Connor, G.A., P.J. Wierenga, H.H. Cheng and K.G. Doxtader (1980): Movement of 2,4,5-T through large soil columns. *Soil Sci.*, **130**, 157-162.
- 乙間末広・内藤正明・高松武一郎 (1982): 土壌浸透水の水量・水質予測モデルについて. *水質汚濁研究*, **5**, 181-191.
- Overman, A.R., B.R. McMahon, R.L. Chu and F.C. Wang (1980): Cation transport in packed bed reactor of soil. *ASCE*, **106** (EE2), 267-277.
- Penman, H.L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Royal Sci. A*, **193**, 120-145.
- Prevot, L., R. Bernard, O. Taconet, D. Vidal-Madjar and J.L. Thony (1984): Evaporation from a bare soil evaluated using a soil water transfer model and remotely sensed surface soil moisture data. *Water Resour. Res.*, **20**, 311-316.
- Rhee, H. and N.R. Amundson (1972): A study of the shock layer in non-equilibrium exchange systems. *Chem. Eng. Sci.*, **27**, 199-211.
- Rhee, H., B.F. Bodin and N.R. Amundson (1971): A study of the shock layer in equilibrium exchange systems. *Chem. Eng. Sci.*, **26**, 1571-1580.
- Selim, H.M. (1978): Transport of reactive solutes during transient, unsaturated water flow in multilayered soils. *Soil Sci.*, **126**, 127-135.
- Selim, H.M., J.M. Davidson and P.S.C. Rao (1977): Transport of reactive solutes through multilayered soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, 3-10.
- Selim, H.M. and I.K. Iskandar (1981): Modeling nitrogen transport and transformations in soils, I: Theoretical considerations. *Soil Sci.*, **131**, 233-241.
- Selim, H.M. and R.S. Mansell (1976): Analytical solution of the equation for transport of reactive solute through soils. *Water Resour. Res.*, **12**, 528-532.
- Selim, H.M., R.S. Mansell and A. Elzeftawy (1976): Distribution of 2,4-D and water in soil during infiltration and redistribution. *Soil Sci.*, **121**, 176-183.
- Shah, D.B., G.A. Coulman, L.T. Novak and B.G. Ellis (1975): A mathematical model for phosphorus movement in soil. *J. Environ. Qual.*, **4**, 87-92.
- 塩谷未知・田中 明 (1977): 蒸散係数の作物種間差. *日本土壌肥科学雑誌*, **48**, 402-405.
- Skopp, J., W.R. Gardner and E.J. Tyler (1981): Solute movement in structured soils, Two-region model with small interaction. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 837-842.
- Slavik, B. (1974): *Method of Studying Plant Water Relations*. Springer-Verlag, Berlin, 449p.
- Stanford, G. and E. Epstein (1974): Nitrogen mineralization water relations in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **38**, 103-107.
- 高井康雄・三好 洋 (1977): 土壌通論. 朝倉書店, 東京, 229p.
- Tanji, K.K. and S.K. Gupta (1978): Computer simulation modeling for nitrogen in irrigated croplands. *In: Nitrogen in the Environment*. Nielsen, D.R. and J.G. MacDonald (eds.), Academic Press, New York, 79-130.
- 寺沢四郎 (1980): 土壌物理性測定法. 土壌物理性測定法委員会編, 養賢堂, 東京, 124-157.
- Thornthwaite, C.W. (1948): An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.*, **38**, 55-94.
- van Genuchten, M.Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **44**, 892-898.

- van Genuchten, M.Th. and P.J. Wierenga (1976): Mass transfer studies in sorbing porous media, I: Analytical solution. Soil Sci. Soc. Am. J., **40**, 473-480.
- Wierenga, P.J. (1977): Solute distribution profiles computed with steady state and transient water movement models. Soil. Sci. Soc. Am. J., **41**, 1050-1055.

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第 1 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究——霞ヶ浦を対象域として——昭和51年度。(1977)
- 第 2 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51/52年度研究報告。(1978)

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- ※第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属 9 種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和52年度中間報告。(1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素—窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究——昭和51, 52年度研究報告。(1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (II) ——霞ヶ浦を中心として——昭和53年度。(1979)
- ※第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- ※第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和52, 53年度研究報告。(1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和53年度中間報告。(1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51~53年度特別研究報告。(1979)
- ※第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
——第 1 報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係
——第 2 報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度特別研究報告。(1980)
- ※第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度特別研究報告。(1980)

- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測。(1980)
- ※第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果——臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——昭和53, 54年度特別研究報告。(1980)
- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調整, 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に関する基礎的研究——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VIII) ——富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (IX) ——*Microcystis* (藍藻類) の増殖特性——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (X) ——藻類培養試験法による AGP の測定——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (XI) ——研究総括——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究——昭和54, 55年度特別研究報告。(1981)
- 第 29 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
——第 3 報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthoclaadiinae 各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について
——第 4 報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載)
- ※第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究——昭和54, 55年度特別研究報告。(1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和55年度特別研究報告。(1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 1) ——昭和54年度特別研究中間報告。(1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——大気運動と大気拡散過程のシミュレーション——昭和55年度特別研究報告。(1982)
- ※第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究——昭和55年度特別研究報告。(1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究。(1982)
- ※第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究——昭和55, 56年度特別研究報告。(1982)

- ※第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究。(1982)
- 第 38 号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
(環境標準試料「池底質」の調整、分析及び保証値)
- ※第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究——昭和56年度特別研究報告。(1982)
- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和56年度特別研究報告。(1983)
- 第 41 号 土壤環境の計測と評価に関する統計学的研究。(1983)
- ※第 42 号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究。(1983)
- ※第 43 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
- Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
- Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.
- Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
——第 5 報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録
——第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について
——第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について)
- 第 44 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——環境大気における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究 2)——昭和54年度特別研究中間報告。(1983)
- 第 45 号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53~55年度特別研究報告。(1983)
- 第 46 号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和54, 55年度特別研究報告第 1 分冊。(1983)
- 第 47 号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和54, 55年度特別研究報告第 2 分冊。(1983)
- ※第 48 号 水質観測点の適性配置に関するシステム解析。(1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究——昭和57年度特別研究報告。(1984)
- ※第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(I)——霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- ※第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(II)——霞ヶ浦の物質循環とそれを支配する因子——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- ※第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(III)——霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(IV)——霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(V)——霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VI)——富栄養化防止対策——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VII)——湯ノ湖における富栄養化とその防止対策——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)

- ※第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) ——総括報告——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究——昭和55~57年度特別研究報告。(1984)
- 第 59 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究——光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究——大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究——昭和55~57年度特別研究報告 (第 1 分冊)。(1984)
- 第 60 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究——光化学エアロゾル生成機構の研究——昭和55~57年度特別研究報告 (第 2 分冊)。(1984)
- 第 61 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究——環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 1) ——昭和55~57年度特別研究報告 (第 3 分冊)。(1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究——昭和56~58年度特別研究中間報告。(1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究——昭和56年度特別研究報告。(1984)
- ※第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究——昭和54~56年度特別研究総合報告。(1984)
- ※第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants——Part 1。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響——第 1 分冊)
- ※第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants——Part 2。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響——第 2 分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究——昭和54~56年度特別研究総合報告。(1984)
- ※第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究——昭和56~57年度特別研究総合報告。(1984)
- ※第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park。(1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
——第 1 部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究
——第 2 部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的、生態学的研究)
- ※第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)
- 第 72 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究——環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 2) ——昭和55~57年度特別研究報告 (第 4 分冊)。(1985)
- ※第 73 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究——昭和55~57年度特別研究総合報告。(1985)
- ※第 74 号 都市域及びその周辺自然环境に係る環境指標の開発に関する研究。環境指標—その考え方と作成方法—昭和59年度特別研究報告。(1984)
- 第 75 号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa。(1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)

- 第 76 号 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
(大気中モノテルペンの挙動に関する研究)
- 第 77 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究——昭和58年度特別研究報告。(1985)
- 第 78 号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明。(1985)
- 第 79 号 Studies on the method for long term environmental monitoring——Research report in 1980—1982. (1985)
(環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)
- 第 80 号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究——昭和57/58年度特別研究報告。(1985)
- 第 81 号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究——地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- 第 82 号 植物の大気環境浄化機能に関する研究——昭和57～58年度特別研究報告。(1985)
- 第 83 号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- 第 84 号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究——昭和57～59年度特別研究報告。(1985)
- 第 85 号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第 86 号 GC/MS スペクトルの検索システムに関する研究。(1986)
- 第 87 号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する研究——昭和53～58年度総合報告。(1986)
- 第 88 号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究II。環境指標—応用例とシステム——昭和59年度特別研究報告。(1986)
- 第 89 号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSAT リモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第 90 号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動——知床国立公園内100平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第 91 号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
(人間による環境資源利用の経済分析—水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第 92 号 アオコの増殖及び分解に関する研究。(1986)
- 第 93 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 (I) ——昭和58～59年度特別研究総合報告第1分冊。(1986)
- 第 94 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 (II) ——昭和58～59年度特別研究総合報告第2分冊。(1986)
- 第 95 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (I) ——汚濁負荷の発生と流出・流達——昭和58～59年度特別研究報告。(1986)
- ※第 96 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (II) ——水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能——昭和58～59年度特別研究報告。(1986)
- 第 97 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (III) ——水路及び土壌による水質の浄化——昭和58～59年度特別研究報告。(1986)
- 第 98 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (IV) ——自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用——昭和58～59年度特別研究報告。(1986)

- 第 99 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究——昭和56～59年度特別研究総合報告。(1986)
- 第 100 号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究——特定汚染選択的検出法及び高感度分析技術の開発——昭和58～60年度特別研究報告。(1986)
- 第 101 号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究——昭和57～60年度特別研究報告。(1986)
- 第 102 号 地球規模大気質変動に関する予備的研究。(1986)
- 第 103 号 環境調和型技術としての電気自動車の評価に関する基礎的研究。(1987)
- 第 104 号 Studies on the chironomid midges of lakes in the Akan National Park, Hokkaido.
(1987)
(北海道阿寒国立公園の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第 105 号 畑地土壌における水分と諸元素の動態。(1987)

※ 残部なし

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1977. (1978)

(Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to;)

Research report from the National Institute for Environmental Studies

- ※No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Deptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells—Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1977-1978. (1979)
- ※No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Deptera). (1979)
- ※No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1978. (1979)
- No. 10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978. (1979)
- ※No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No. 12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
 - Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
 - Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No. 14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※No. 15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 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 characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Progress report in 1978-1979. (1980)
- No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)

- ※No. 19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura (Nishiura)—1978-1979. (1981)
- No. 20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment—1978-1979. (1981)
- No. 21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Applicability of trophic state indices for lakes—1978-1979. (1981)
- No. 24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources—1978-1979. (1981)
- No. 25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*—1978-1979. (1981)
- No. 26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Determination of 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 photochemically secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No. 33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes—Progress report in 1980. (1982)
- ※No. 34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1980. (1982)
- No. 35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- ※No. 36* Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report in 1980-1981. (1982)
- ※No. 37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy—The Evaluation Laboratory of Man-Environment Systems. (1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)

- ※No. 39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1981. (1983)
- No. 40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1981. (1983)
- ※No. 41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil—With special reference to heavy metals—. (1983)
- ※No. 42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- ※No. 43* Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
 - Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.
 - Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
 - Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No. 44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No. 45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of special research project—1978-1980. (1983)
- No. 46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No. 47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No. 48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No. 49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution—Research report in 1982. (1984)
- ※No. 50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Estimation of input loading of Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—The function of the ecosystem and significance of sediment in nutrient cycle in Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- No. 53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Seasonal changes of the biomass of fishes and crustacia in Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- No. 54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura—1980—1982. (1984)
- No. 55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Measures for eutrophication control—1980-1982. (1984)
- No. 56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Eutrophication in Lake Yunoko—1980-1982. (1984)
- ※No. 57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Summary of researches—1980-1982. (1984)

- No. 58* Studies on the method for long term environmental monitoring—Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No. 59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—*Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber*—Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds—Research report in 1980-1982, Part 1. (1984)
- No. 60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Formation mechanisms of photochemical aerosol—Research report in 1980-1982, Part 2. (1984)
- No. 61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1)—Research report in 1980-1982, Part 3. (1984)
- No. 62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Progress report in 1980-1983. (1984)
- ※No. 63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment—Progress report in 1981. (1984)
- ※No. 64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Final report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 65* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
- ※No. 66* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
- No. 67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques—Project research report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil—Research report in 1981-1983. (1984)
- ※No. 69 Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji—Basic research report. (1984)
- No. 70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- ※No. 71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)
- No. 72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere—Research report in 1980-1982, Part 4. (1985)
- ※No. 73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Final report in 1980-1982. (1985)
- ※No. 74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality—Environmental indices—Basic notion and formation. (1984)
- No. 75 *Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa.* (1985)
- No. 76 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)

- No. 77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1983. (1985)
- No. 78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)
- No. 79 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982. (1985)
- No. 80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report in 1982-1983. (1985)
- No. 81* A studies on effects of implementing environmental impact assessment procedure —With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- No. 82* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Research report in 1982-1983. (1985)
- No. 83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- No. 84* A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure—Final report in 1982-1984. (1985)
- No. 85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
- No. 86* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No. 87* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells —Research report in 1978-1983. (1986)
- No. 88* A comprehensive study on the development of indices systems for urban and suburban environmental quality II—Environmental indices—Applications and systems. (1986)
- No. 89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
- No. 90* National trust movement in Japanese nature conservation—Trustworthy or illusion? (1986)
- No. 91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
- No. 92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of *Microcystis*. (1986)
- No. 93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil(I) —Research report and papers(Part 1) in 1983-1984. (1986)
- No. 94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil(II) —Research report and papers(Part 2) in 1983-1984. (1986)
- No. 95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(I)—Drainage and flowing down of pollutant load—Research report in 1983-1984. (1986)
- ※No. 96* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(II)—Structure and function of the ecosystems of littoral zone—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 97* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(III)—Self-purification in stream and soil—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 98* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(IV)—Development and application of wastewater treatment technologies utilizing self-purification ability—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 99* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Final report in 1981-1984. (1986)

- No. 100* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in the background regions—Development of highly sensitive and selective analytical methods for measurement of pollutants in the background regions —Progress report in 1983-1985. (1986)
- No. 101* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination on animals. (1986)
- No. 102* A review on studies of the global scale air quality perturbation. (1986)
- No. 103* Technological assessment of electric vehicle from the environmental protection viewpoint. (1987)
- No. 104 Studies on the chironomid midges of lakes in the Akan National Park, Hokkaido. (1987)
- No. 105* Formulation of the dynamic behavior of water and solutes leaching through the field soil. (1987)

* in Japanese

※ out of stock

編集委員会委員

委員長	村岡浩爾	委員	鷺田伸明
副委員長	溝口次夫	〃	陶野郁雄
〃	秋元肇	〃	三浦卓
委員	阿部重信	〃	安藤満
〃	松本幸雄	〃	古川昭雄
〃	安岡善文	〃	高橋弘
〃	安部喜也	〃 (幹事)	増田啓子

〔昭和61年9月17日受領〕

〔昭和61年11月28日受理〕

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 105

国立公害研究所研究報告 第105号
(R-105-'87)

昭和62年3月16日発行

発行 環境庁 国立公害研究所

〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 フクダ工業株式会社

東京都中央区新川1丁目3番3号

Published by the National Institute for Environmental Studies
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
March 1987