生活系排水の土壌浸透処理に関する 室内並びに野外実験研究

An Laboratory and Field Study on the Disposal
of Domestic Waste Water by means of Soil Permeation

信州大学医学部公衆衛生学教室

山 浦 源 太 郎

Gentaro Yamaura

Department of Public Health, Shinshu University School of Medicine, Matsumoto

The present study was conducted to get information necessary for the disposal of domestic waste water by soil permeation. The clarifying ability of soil was examined by conducting laboratory experiments using soil columns and making inquiries about practical disposal facilities based on soil permeation using trenches. In the column experiment, soil columns were prepared by packing polyvinyl chloride pipes with volcanic-ash loam, river sand, or an equivolume mixture of both, and secondary effluent of domestic waste water was poured into each soil column at a daily rate of 100 l/m². In this experiment, loam and sand loam, both containing fine silt and clay, gave BOD removals of over 95% when the influent BOD load per 1 m³ of soil was less than 10 g/d and gave the coliform group removals of 100% when the influent coliform group load per 1 m³ soil was less than 10⁶/d. Loam and sand loam gave T-P removals of over 90%. The P adsorption capacity of soil was limited to less than 12% of the absorption coefficient of phosphoric acid. All the soils gave low T-N removals, mostly less than 50%. The trench disposal gave high removals of 90-97% for BOD, 90-97% for T-P, and 94-99% for the coliform group but low removals of 11-49% for T-N, showing a trend similar to that of the column disposal. Thus, we can roughly estimate the effectiveness of actual soil permeation disposal from the results of the column experiments. In the waste water permeation region, the extent of waste water permeation exceeded 700 cm horizontally from the trench, but the waste water load within 100 cm laterally from the trench occupied 60.3% of the total. The concentrations of T-C and T-N at almost all observation spots in the permeation region were lower than in the control region, and were not caused to accumulate in soil by waste water loading. In contrast, T-P was accumulated concentratively in the depth range from 50-100 cm right below the trench. The conditions for effective disposal of domestic waste water by soil permeation have been estimated to be: (1) the soil should contain more than 30% silt and clay, (2) the absorption coefficient of phosphoric acid should be more than 1000, (3) the permeation rate should be 1.0-1.8 mm/min, and (4) the soil volume to be permeated should be more than 6.86 m³/person.

Key words: Domestic waste water, Land disposal, Soil permeation, Soil column, Trench
生活系排水, 土壌処理, 土壌浸透, 土壌カラム, トレンチ

は じ め に

水はわれわれの生命を維持するため不可欠な物質であり、健康で快適な生活を行うためには、その量と共に質の確保が極めて重要である。近年、わが国の水環境は、

高度経済成長のもたらした水質汚濁が全国的に広がり、一部地域では有機水銀汚染による深刻な健康被害が発生したが、産業系排水を中心に汚濁物質対策が徹底した結果、水銀、カドミウム等の人間の健康に係わる有害物質については、全国的にも大幅に改善してきている。

一方、生物化学的酸素要求量、大腸菌群等の生活環境の保全に関する環境基準については、依然として多くの河川湖沼がこれを超過しており、そのため汚濁発生源である生活系排水の処理対策は、わが国の環境行政の最重要課題の一つとなっている¹⁾。

わが国における生活系排水の処理は、活性汚泥法や生物膜法のような水中微生物の浄化作用を応用した方法が広く行われている。殊に、都市の如き人口密集地域においては、すべての排水を都市下水道により一か所に集め、迅速に処理し、河川等に排出する集約的方法もやむを得ないが、一方ではこの様な都市型の方法が水資源の枯渇化を招き²⁾、地下水がかん養できずに起る地盤沈下等の一因ともなり得る。

近年、比較的土地に余裕のあるわが国の農村地域においては、土壌による浸透処理が注目されてきた³⁾。土壌浸透の方法としては、スプリンクラーやあぜ溝により排水を地表面から散水する地表浸透法、傾斜面に沿って上方から排水を流下させる地表流下法、地中に埋めた散水管により排水を浸透させる地中浸透法などである。

土壌浸透処理法はエネルギー消費が少なく、高度な浄化効果が期待できること、維持管理が容易などの利点があり、欧米では以前から近代的な排水処理の一環として、大規模な都市下水の農地還元が行われており、小規模な個別処理も多く用いられている⁴⁾。しかし、わが国は欧米とは土地の広さ、人口密度、気候風土が大きく異なるので、同一に論じる事には無理があり、殊に欧米で採用されている地表浸透法や地表流下法を行うことは困難とされている。

したがって、わが国で現在行われている土壌浸透の主な方法はトレンチによる地中浸透法いわゆるトレンチ法である。この方法は素掘りの溝の中央に散水管を通し、散水管のまわりには目づまりを防ぐため、採石や砂などを充てんし、さらに表土で埋戻してある。そのため排水は直接目に触れることがなく、悪臭や害虫の発生も防止できるため、わが国の状況に適した方法として取り入れられている。しかし、すでに実施している処理施設では、必ずしも良好な状態で污水浄化が行われておらず、大腸菌群の地下水汚染⁵⁾や污水の地表への溢水と、それがもたらす悪臭等⁶⁾の問題を引起こした事例がいくつかある。

ところで、土壌浸透は土壌の持つ自然の浄化作用を応用しているため、その機構は複雑で解明されていない部分が多く、いまだに排水処理法として、処理装置の設計・管理条件が確立されていない⁷⁾。そのため土壌の浄化作用を検討する室内実験はいくつか行われているが、多く

は定性的であり、また、並行して野外実験における処理水および土壌の調査を行ったものは少ない。土壌浸透処理を実際に応用した場合の問題点の第一は、排水の過負荷による浸透水の悪化であり、第二は目づまりによる浸透不能である。

そこで本研究では第一の問題点に着目し、浸透水が悪化しないように、排水負荷の許容限度を検討する目的で、土壌カラムによる室内実験およびトレンチ法による野外実験を行い、土壌浸透の処理機能とトレンチ周囲の土壌への影響を調査し、二三の有意な知見を得たので、以下にその概要と成績を報告する。

方 法

1. 土壌カラムによる土壌浸透処理 (室内実験)

土壌の種類、排水の負荷量などと排水処理機能との関係を定量的に把握するため、土壌カラムによる室内実験を行った。

(1) 土壌カラムの構造等

実験に用いた土壌カラムは Fig. 1 に示したとおり、内径 7 cm、長さ 50~140 cm の塩化ビニル管に、2 mm のふるいを通した火山灰ローム (以下ロームと略す)、川砂 (以下砂と略す) および両者を等容積混合した土壌 (以下砂壤土と略す) を 5 cm、10 cm、25 cm、50 cm、100 cm の

Fig. 1 Sectional view of the soil column.

厚さに充てんしたものである。なお、ロームの真比重2.679、容積比重0.808、含水比9.7%、間隙比2.32であり、砂の真比重2.642、容積比重1.634、含水比0.26%、間隙比0.617であった。また、土壌養分分析法⁹⁾により測定した各土壌のリン酸吸収係数はローム2,330、砂壤土971、砂64.3であった。土壌の粒径は粒度試験方法⁹⁾により測定した。土壌カラムの浸透速度は、土壌カラムをあらかじめ水で十分に湿潤させるため、土壌カラム下部から浸透水が滴下するまで水道水を注加した後、土壌カラム上部に水道水を25 cmの深さに加えて、毎分の水位低下距離から求めた。

(2) 土壌カラムの処理機能調査

土壌カラムの処理機能を把握するため、土壌カラム流入水および浸透水の水質を測定し、両者の差から除去率を求めた。実験に供した生活系排水は単独処理し尿浄化槽放流水（以下流入水と略す）で、1日1回385 m³/d (100 l/d・m²に相当する)を土壌カラム上部から供給し、下部から浸透水を採取した。実験は5～15°Cの室内で行い、流入期間は180日間であったが、最初の採水は流入開始後15日間経過してから行った。流入水および浸透水は凍結保存し、測定は15日間分を混合して1検体として行った。大腸菌群については30日目ごとに採水し、直ちに検査した。測定項目はpH、生物化学的酸素要求量（以下BODと略す）、総窒素（以下T-Nと略す）、アンモニア態窒素（以下NH₄-Nと略す）、亜硝酸態窒素（以下NO₂-Nと略す）、硝酸態窒素（以下NO₃-Nと略す）、総リン（以下T-Pと略す）および大腸菌群の各項目である。測定方法は工場排水試験方法¹⁰⁾および上水試験方法¹¹⁾に準拠したが、大腸菌群についてはアスコキシコーレイト寒天培地を用い、混釈法により、36°Cで20～22時間培養し、出現

した暗赤色のコロニーを計数した。この方法により検出される大腸菌群はグラム陰性、無芽胞性の桿菌で、腸内細菌の大部分が含まれる。

2. トレンチ法による土壌浸透処理（野外実験）

土壌カラム実験の結果とトレンチ法を比較検討するため、実際に使用されているトレンチ法の処理施設について3～9年間にわたり、その処理機能を調査した。

(1) 調査対象施設の構造等

調査対象施設は標高1,200 m～1,300 mの高原に設置されているもので、し尿および雑排水を合併処理し尿浄化槽などにより処理し、その放流水を土壌中に埋設した浸透装置トレンチに導き、浸透させているものである。Table 1に各施設のトレンチ長、排水量を、また、Fig. 2にトレンチ配置図を示した。トレンチ1はゴルフ場クラブハウスに設置されており、長さ20 mのトレンチを各ブロック5本ずつ、10ブロックに配置し、総延長1,000 m、設置面積3,000 m²で、平均排水量は42.2 m³/d、排水負荷期間は毎年4月から11月までである。トレンチ2-Sおよび2-Wは同一施設で、旅館に設置されたものであるが、夏期は冬期の2～3倍の汚濁負荷量に達するので、処理機能を検討するにあたっては2つに分けて行った。トレンチの長さは25 mのものを4本設置し、計100 m、設置面積400 m²で、排水負荷期間は通年であるが、トレンチ2-S（5～10月）の平均排水量は46.0 m³/d、トレンチ2-W（11～4月）の平均排水量は26.4 m³/dである。トレンチ3は林間学校に設置されており、長さ30 mのものを4本設置し、計120 m、設置面積600 m²で、平均排水量は28.6 m³/d、排水負荷期間は毎年5月から10月までである。

Fig. 3にトレンチの構造の断面図を示したが、深さ70

Table 1 The experimental trenches and conditions.

Trench No	1	2-S	2-W	3
Investigation term	1975.4～1984.11	1973.8～1976.3		1972.6～1976.10
Distributing tank	2.2 m ³	3.4 m ³		5 m ³
Trench length	20 m×50=1,000 m	25 m×4=100 m		30 m×4=120 m
Waste water quantity	av.	42.2 l/d・trench m	460 l/d・m	264 l/d・m
	min.	23.0 l/d・trench m	257 l/d・m	186 l/d・m
	max.	57.6 l/d・trench m	535 l/d・m	393 l/d・m
Waste water loading term	From April to November	From May to October	From November to April	From May to October

(Trench 3)

(Trench 2)

(Trench 3)

Fig. 2 Schematic layout of trench.

Fig. 3 Sectional view of the trench and the soil-permeating water sampling device.

cm, 幅40~60 cmの溝を掘り、溝の中央に直径6.5 cmの散水管を配し、周囲にパーライト、小石、砂を充てんし、表土で埋戻したものである。トレンチ周辺の土壌は褐色火山灰ロームがおおむね深さ280~300 cmまで分布していたが、280~300 cm以深では硬い難透水性の地層となった。リン酸吸収係数は2,330、容積比重0.62、浸透速度は1.7 mm/minであった。また、最寄りの蓼科気象観測

所(標高1,420 m)の1972~1976年の5か年間の平均降水量は1,503 mm/年(1,184~1,750 mm/年)、年平均気温は7.3°C(5~10月の月平均8.7~21.4°C, 11~4月の月平均-6.3~9.2°C)であった。

(2) トレンチ法の土壌への影響および処理機能調査

排水浸透の土壌への影響を把握するため、トレンチ2について、排水が負荷されている浸透区および排水の負荷のない対照区の土壌調査を行った。浸透区の土壌の採取は、排水の負荷が5年6か月にわたって行われた後、Fig. 2に示す斜線部分を深さ280 cm、トレンチからの水平距離300 cmにわたって掘削し、鉛直土壌面をタテヨコ50 cm間隔で行った。また、対照区の土壌は50 cmごとに300 cmの深さまで採取した。測定項目は総炭素(以下T-Cと略す)、T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, T-Pおよび電気伝導度について行い、試料は室温で数日間風乾し、直径2 mmのふるいを通したものをを用いた。測定方法は土壌養分分析法⁹⁾に準拠した。なお、電気伝導度の測定は風乾土20 gに対して、蒸留水100 mlを加え、30分間振とうした後、電極を用いて測定した。

トレンチ法の処理機能を把握するため、トレンチ流入水および浸透水の水質を測定し、両者の差から除去率を求めた。トレンチに流入するし尿浄化槽放流水(以下流入水と略す)の採取はトレンチへの導水部に設けられて

いる分水槽から行った。また、トレンチから土壌中を浸透した水（以下浸透水と略す）の採取は Fig. 3 に示した検水筒から行った。採取した試料の水質測定は BOD, T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, T-P および大腸菌群の各項目について実施した。測定方法はカラム実験と同一の方法によった。

結 果

1. 土壌カラムによる室内実験

Table 2 に土壌カラム実験に用いた土壌の粒度分布および浸透速度を示した。ロームには粒径 0.074 mm 以下のシルト、粘土が多く、あわせて 84% に達した。砂壤土は粗砂・細砂が 69%, シルト・粘土が 31% であった。砂はほとんど 0.074 mm 以上の粗砂・細砂で、そのうち粗砂が 70% であった。

浸透速度はロームが 0.28~3.1 mm/min, 砂壤土が 1.0~5.0 mm/min, 砂が 40~70 mm/min で、ロームが最小であったが、いずれの土壌も土壌厚が増すほど浸透速度は低下した。

(1) 土壌カラム流入水および浸透水の水質と除去率

Fig. 4~6 にカラム流入水および浸透水の BOD, T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ および T-P の経時変化を、また、Table 3 に実験期間を通じた両者の平均水質および除去率を示した。

BOD については、Fig. 4 に示したように、浸透水水質は流入水の濃度が高くなると、また、土壌厚が減少するほど悪化する傾向を示した。この傾向は砂が最も顕著で、ついだ砂壤土であったが、ロームでは厚さ 25 cm 以上になるとほとんど変動しなかった。Table 3 に示した平均値でみると、ロームの厚さ 25 cm 以上および砂壤土の厚

Fig. 4 Changes in the BOD concentrations of influent and permeant water in the soil column.

さ 50 cm 以上では、流入水 BOD 69 mg/l に対し、浸透水 BOD 3 mg/l 以下で、除去率は 96% 以上の高率となった。しかし、砂では 100 cm の厚さでも浸透水 BOD は 11 mg/l, 除去率は 84% にとどまった。

Table 2 Soil particle size and permeation rate in soil column.

			Loam	Loam sand	Sand
Distribution of soil particle size (%)	Rough sand	(size) mm 2 ~ 0.42	3	46	70
	Fine sand	0.42 ~ 0.074	13	23	28
	Silt	0.074 ~ 0.005	37	14	2
	Clay	0.005 以下	47	17	0
Permeation rate (mm/min)	Soil thickness	5 cm	3.1	5.0	
	Soil thickness	10	2.0	4.2	
	Soil thickness	25	1.4	2.2	70
	Soil thickness	50	0.51	1.8	48
	Soil thickness	100	0.28	1.0	40

Table 3 Average concentrations of BOD, T-N, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, T-P, the coliform group, pH of influent and permeant water, and removals in soil column.

	Influent	Loam column permeant water					Loam sand column permeant water					Sand column permeant water		
Column length (cm)		5	10	25	50	100	5	10	25	50	100	25	50	100
BOD (mg/l)	(min~max) 69 (41~120)	7.1 (90)*	6.6 (90)	2.4 (97)	2.9 (96)	2.6 (96)	11 (84)	7.7 (89)	5.1 (93)	2.8 (96)	2.5 (96)	18 (74)	16 (77)	11 (84)
T-N (mg/l)	91 (64~144)	73 (20)	68 (25)	51 (44)	43 (53)	11 (88)	72 (21)	70 (23)	73 (20)	78 (14)	74 (19)	80 (12)	74 (19)	74 (19)
NH ₄ -N (mg/l)	83 (66~138)	64 (23)	64 (23)	50 (40)	41 (51)	3.0 (96)	62 (25)	55 (34)	30 (64)	32 (61)	25 (70)	42 (49)	24 (71)	19 (77)
NO ₂ -N (mg/l)	0.08 (0.04~0.2)	0.80	0.64	0.21	0.43	1.2	0.58	2.0	19	11	4.4	11	8.8	10
NO ₃ -N (mg/l)	0.50 (0.31~0.65)	6.0	2.2	0.62	1.0	7.0	5.9	10	22	34	44	23	38	42
T-P (mg/l)	7.4 (4.4~9.9)	0.13 (98)	0.11 (99)	0.02 (99.7)	0.02 (99.7)	0.02 (99.7)	0.40 (95)	0.27 (96)	0.11 (99)	0.02 (99.7)	0.01 (99.9)	5.2 (30)	3.8 (49)	1.1 (85)
Coliform group (/ml)	5.2×10 ³ (1.9×10 ³ ~2.2×10 ⁴)	7.7 (99.9)	1.9×10 ³ (99.6)	0 (100)	0 (100)	0 (100)	7.1×10 ³ (99)	3.3×10 ³ (94)	6.3 (99.9)	0 (100)	0 (100)	4.7×10 ³ (91)	2.3×10 ³ (99.6)	5.0×10 ³ (99)
pH	8.3 (8.0~8.5)	8.2	8.3	7.7	7.7	7.2	8.3	8.3	7.5	7.7	7.5	8.1	6.7	6.4

*(removal %)

*(removal %)

Fig. 5 には各形態別に窒素の変化を示した。Fig. 5 に示したローム浸透水の T-N は土壌厚100 cm 以外のコラムでは高濃度で推移した。NH₄-N は T-N とほぼ同様な経時変化を示したが、NO₂-N はほとんど検出されず、NO₃-N も低濃度であった。T-N の平均除去率は土壌厚100 cm のロームコラムでは88%を示したが、その他のロームコラムで20~53%と低率であった。砂壌土では浸透水の T-N はいずれの土壌コラムも高濃度であり、流入水の濃度を越える場合も見られた。浸透水の NH₄-N は土壌厚5 cm ではかなり高濃度で推移したが、25 cm、50 cm および100 cm では流入水をかなり下まわった。NO₂-N および NO₃-N は流入水中にはほとんど含有されていなかったが、25 cm、50 cm および100 cm の土壌コラムの浸透水ではかなり検出された。T-N の平均除去率は14~23%で、いずれの土壌コラムでも低率であった。砂では浸透水の T-N は流入水の T-N 濃度に対応して変動し、かなり高濃度で推移した。浸透水の NH₄-N の変動は流入水に対応する傾向も若干みられたが、その濃度は流入水をかなり下まわった。NO₂-N および NO₃-N はいずれも浸透水の方が流入水より高濃度となった。T-N の平均除去率は12~19%と低率であったが、NH₄-N の平均除去率は、土壌厚50 cm 以上では、70%以上を示した。

T-P については、Fig. 6 に示したように、ロームおよび砂壌土では浸透水中の T-P は流入水の T-P 濃度変動してもあまり変化せず、低濃度で推移し、平均で95%以上の高い除去率を示した。しかし、砂の土壌厚25 cm では浸透水中の T-P は流入水と対応して変化し、低い除去率となり、土壌厚100 cm では低濃度であったが、経時的にやや増加傾向で、平均除去率は85%にとどまった。大腸菌群は流入水の平均で5.2×10³/ml に対して、ロームの厚さ25 cm 以上および砂壌土の厚さ50 cm 以上の浸透水では全く検出されなかった。しかし、砂ではいずれの土壌厚の浸透水からも検出された。

以上のとおり、いずれの土壌においても、浸透水の BOD, T-N, NH₄-N, T-P, 大腸菌群は流入水より平均値では減少し、特に、BOD, T-P, 大腸菌群については高い除去率が得られた場合が多かった。土壌別ではロームが最も除去効果が大きく、ついで砂壌土で、砂は最も劣った。しかし、ロームは目づまりが発生しやすく、ロームの土壌厚100 cm 土壌コラムでは注水開始後約5か月間で、ほぼ完全に目づまり状態となり、50 cm の土壌コラムでも若干目づまり状態が生じたが、砂壌土および砂のコラムでは6か月間の実験期間中にはこのような目づ

Fig. 5 Changes in the T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations of influent and permeant water in the soil column.

まりは発生しなかった。目づまりを生ぜず、平均 BOD 除去率が96%以上、平均 T-P 除去率が99%以上、大腸菌群が不検出の良好な除去効果が得られた土壌カラムはロームの土壌厚25 cm および砂壤土の土壌厚50 cm, 100 cm のものであった。

(2) 土壌カラム流入負荷量と除去率

Fig. 7 に流入 BOD 負荷量と BOD 除去率との関係を示した。Fig. 7 から明らかのように負荷量が土壌 1 m^3 当りロームでは20 g/d 以下、砂壤土では10 g/d 以下の場合には除去率が95%以上の高率となったが、負荷量がそれを越えて増大すると除去率の低下傾向があらわれた。一方、砂では負荷量が少ない場合でも、除去率は90%以下を示した。

Fig. 8 に示したように、流入 T-N 負荷量と T-N 除去率との間にはほとんど関係はなかった。

Fig. 9 には流入 T-P 負荷量と T-P 除去率との関係を示した。ロームでは負荷量が土壌 1 m^3 当り5 g/d 以下、砂壤土では3 g/d 以下の場合には除去率が99%以上の高

率となっており、負荷量がさらに増加すると若干除去率は低下する傾向を示すものの、90%以上の除去率が保たれた。砂では負荷量の増加と共に除去率は著しく低下し、対数をとった負荷量と除去率の間には危険率1%で有意の負の相関が認められ、相関係数は-0.865となった。

大腸菌群の流入負荷数と浸透水中の大腸菌群数との関係を Fig. 10 に示した。ロームでは流入負荷数が土壌 1 m^3 当り $3 \times 10^3/\text{d}$ 以下、砂壤土では $2 \times 10^3/\text{d}$ 以下の場合には浸透水中に大腸菌群は全く検出されなかったが、砂では流入負荷数が $10^3/\text{d}$ 程度でも検出された。

2. トレンチ法による野外実験

(1) 土壌影響調査結果

土壌中の電気伝導度分布を Fig. 11 に示した。Fig. 11 は土壌中の同一深度の電気伝導度の値を折れ線グラフで結んだものである。トレンチ直下の深さ50 cm では著しく高い値を示し、深くなるにつれ急速に値は低下しているが、深さ280 cm の層では水平方向へ300 cm で、上層の値より大となっており、対照区の電気伝導度の値（一点

破線) まで外挿すると、交点はトレンチ直下から 700 cm 以上はなれた点となった。土壌抽出液の電気伝導度が高いことは土壌中のイオン性物質の存在を示すものである。

Fig. 6 Changes in the T-P concentrations of influent and permeant water in the soil column.

Fig. 7 Relations between BOD loads and removals.

排水中には塩素イオンや硝酸イオン等の陰イオンが含まれているが、これらは土壌にはあまり吸着されず、排水と共に浸透する。このため排水負荷量に対応して、浸透区にはこれらの陰イオンが対照区より多く存在し、したがって土壌抽出液の電気伝導度は排水負荷量と良い相関を示すので、これを指標として、トレンチから土壌中への排水の負荷率を求め、Fig. 12 に示した。Fig. 12 は、電

Fig. 8 Relations between T-N loads and removals.

Fig. 9 Relations between T-P loads and removals.

Fig. 10 Relations between coliform group loads and the coliform group of permeant water.

Fig. 11 Horizontal and vertical distribution of electric conductivity in the waste water permeating area in trench 2.

Fig. 12 Distribution of Si/St in trench 2. Si: Vertically accumulated electric conductivity value (50–280 cm in depth) at each 50 cm interval in the horizontal direction. St: Totalized value of electric conductivity at each soil sampling position. ($St = \sum Si$)

Fig. 13 Average amount of T-C, T-N, NH_4-N , NO_3-N , T-P in soil in trench 2.

気伝導度の値 (トレンチから300~600 cm 間においては Fig. 11 の破線で示す回帰直線より計算) をトレンチからの水平距離ごとに、深さ50 cm から280 cm まで加え (Si), これを全体の合計値 $St = \sum Si$ に対する % で表わし、各区間の排水負荷率として示したものである。なお、図中左側の破線で示す部分はトレンチからの排水の浸透が左右対称に行われるものとして示した。排水負荷率はトレンチから横へ100 cm 以内で全体の60.3%, 200 cm 以内で74.0%, 300 cm 以内で84.0% となった。

Table 4 に土壤中の T-C, T-N, NH_4 -N, NO_3 -N および T-P の測定値を示した。浸透区の T-C および T-N

は対照区より減少傾向にあり、T-P はトレンチ直下の深さ50~100 cm で浸透区が対照区より相当に高い値を示したが、それ以外の箇所では若干減少していた。 NH_4 -N, NO_3 -N は対照区との比較では浸透区の方が多く、特に、トレンチ直下の深さ50~250 cm では NO_3 -N が、深さ250~280 cm では NH_4 -N の増加が顕著であった。また、Fig. 13 は浸透区全体の平均値と対照区の測定値を比較したものである。浸透区において、 NH_4 -N および NO_3 -N についてはもともと土壤中の既存量が少なく、排水負荷による影響が認められたが、T-C, T-N および T-P についてはいずれも対照区の既存量より減少して

Table 4 Concentrations of T-C, T-N, NH_4 -N, NO_3 -N, T-P in soil in the waste water permeating area in trench 2.

Depth (cm)	Horizontal distance from trench (cm)							
	0	50	100	150	200	250	300	Control
T-C (mg/kg)								
50	18,000	19,000	19,000	18,000	20,000	28,000	21,000	21,000
100	17,000	11,000	14,000	15,000	16,000	17,000	16,000	21,000
150	17,000	15,000	16,000	15,000	17,000	17,000	17,000	21,000
200	13,000	12,000	11,000	10,000	12,000	13,000	13,000	14,000
250	8,400	8,600	10,000	9,900	10,000	10,000	11,000	13,000
280	6,900	6,800	7,800	9,800	9,600	9,500	9,800	12,000
T-N (mg/kg)								
50	1,600	1,300	1,100	1,200	1,400	1,800	1,500	1,500
100	1,400	780	950	1,100	1,100	1,200	1,200	1,100
150	1,200	970	980	850	1,200	1,300	1,300	1,300
200	800	600	720	540	800	1,100	1,000	720
250	570	390	590	540	550	770	810	800
280	250	220	380	400	630	500	610	750
NH_4 -N (mg/kg)								
50	10	9.9	6.5	25	11	6.6	10	3.9
100	13	19	7.7	9.9	6.8	20	11	7.5
150	11	12	7.3	10	29	13	9.1	6.7
200	8.3	8.0	7.3	8.4	23	7.3	10	5.2
250	32	9.9	12	12	8.4	6.4	11	4.3
280	41	22	6.9	12	9.7	10	10	5.2
NO_3 -N (mg/kg)								
50	190	2.1	0.3	5.0	7.3	1.7	0.5	0.6
100	120	8.5	8.7	2.4	1.1	0.7	1.4	1.0
150	54	9.6	10	7.0	5.3	5.3	3.4	0.7
200	63	23	9.2	7.7	14	13	7.5	0.4
250	27	22	12	8.4	9.1	6.8	8.2	1.1
280	8.8	5.3	13	9.0	8.0	8.3	7.4	1.1
T-P (mg/kg)								
50	3,300	720	680	560	690	560	580	810
100	1,700	880	950	1,000	1,100	880	930	1,100
150	930	990	940	920	1,000	940	1,000	1,200
200	1,200	1,000	1,000	940	1,000	860	890	1,100
250	710	750	970	1,100	1,000	1,000	900	990
280	850	830	730	690	860	900	890	950

Fig. 14 Variations of BOD, T-N, T-P, influent quantity in influent and soil permeant water in trenches.

いた。

(2) トレンチ流入水・浸透水の水質および流入負荷量と除去率

Fig. 14 にトレンチ流入水および浸透水の水質変動を、また、Table 5 に両者の平均水質と除去率を示した。なお、降水による浸透水の希釈はトレンチ周辺の降水量および蒸発量から 2% 以下と算定され、それほど大きくなかったので、考慮しないこととした。

Table 5 に示したとおり、BOD はトレンチ 1 では流入水の平均が 11 mg/l に対し、浸透水の平均が 1.1 mg/l、以下同様にトレンチ 2-S では 102 mg/l に対し 6.3 mg/l、トレンチ 2-W では 70 mg/l に対し 2.4 mg/l、トレンチ 3 では 120 mg/l に対し 7.5 mg/l で、除去率はいずれのトレンチも 90% 以上を示し、良好であった。T-N は流入水の平均が 4.6~45 mg/l、浸透水の平均が 4.1~23 mg/l で、除去率は 11~49% と低く、これに対して、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は流入水の平均が 2.6~20 mg/l、浸透水の平均が 0.14~4.8 mg/l で、除去率は 33~95% であったが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は流入水の平均が 0.16~9.3 mg/l、浸透水の平均が

2.2~18 mg/l で、浸透水の方が増加している場合もみられ、窒素の除去率はあまり高くなかった。T-P は流入水の平均が 1.9~5.1 mg/l、浸透水の平均が 0.05~0.31 mg/l、その除去率は 90~97% であり、BOD 同様に良好な除去効果を示した。大腸菌群は平均で流入水が $3.5 \times 10^2 \sim 5.0 \times 10^4/\text{ml}$ 、浸透水が $5.8 \sim 3.1 \times 10^3/\text{ml}$ で、除去率はトレンチ 2-S を除いて、98% 以上の高率を示した。トレンチ 2-S では除去率 94% で、浸透水中に $10^3/\text{ml}$ 以上の大腸菌群が検出された。

Table 6 にトレンチ流入負荷量と除去率等について示した。トレンチ 1 m 当りの浸透土壌容積は、トレンチ底部から検水筒の不透過性シートまでの土壌厚が 0.5 m で、不透過性シート幅が 1.5 m であるから、トレンチ 1 m $\times$ 浸透幅 1.5 m $\times$ 土壌厚 0.5 m = 0.75 m³ とした。また、シート幅 1.5 m に対する負荷水量は、Fig. 12 に示す排水負荷率から、全負荷水量の 53.6% である。

流入 BOD 負荷量と除去率との関係は、トレンチ 1 では土壌容積 1 m³ 当りの負荷量が 0.33 g/d と少ないにもかかわらず、除去率は 90% にとどまったが、他の 3 つの

Table 5 Average concentrations of BOD, T-N, NH₄-N, NO₃-N, T-P, the coliform group of influent and permeant water, and removals in trenches.

Trench No.		1	2-S	2-W	3
BOD	n	35	8	6	10
	Influent (mg/l)	11 (2.3~62)*	102 (45~180)	70 (8.7~140)	120 (23~450)
	Permeant water (mg/l)	1.1 (0.1~3.5)	6.3 (3.0~15)	2.4 (0.8~3.6)	7.5 (0.8~26)
T-N	Removal (%)	90	94	97	94
	n	28	8	4	8
	Influent (mg/l)	14 (5.9~30)	16 (10~21)	4.6 (3.1~5.7)	45 (8.7~170)
NH ₄ -N	Permeant water (mg/l)	7.3 (1.3~14)	8.7 (5.8~17)	4.1 (3.2~5.1)	23 (12~41)
	Removal (%)	48	46	11	49
	n	26	8	6	10
NO ₃ -N	Influent (mg/l)	2.6 (0.05~26)	14 (7.1~29)	3.3 (0.9~8.6)	20 (5.8~50)
	Permeant water (mg/l)	0.14 (0.0~0.74)	4.8 (1.7~13)	2.2 (0.1~5.2)	3.4 (0.0~32)
	Removal (%)	95	66	33	83
T-P	n	28	8	4	8
	Influent (mg/l)	9.3 (0.10~17)	0.16 (0.0~0.93)	0.83 (0.05~1.8)	1.6 (0.0~11)
	Permeant water (mg/l)	7.0 (0.88~14)	3.2 (0.58~5.7)	2.2 (0.93~3.1)	18 (4.5~41)
Coliform group	Removal (%)	25	—	—	—
	n	28	7	4	9
	Influent (mg/l)	3.4 (0.25~9.9)	3.2 (1.6~4.7)	1.9 (1.5~2.6)	5.1 (1.5~12)
Coliform group	Permeant water (mg/l)	0.18 (0.04~1.2)	0.31 (0.05~0.99)	0.05 (0.03~0.3)	0.16 (0.0~0.59)
	Removal (%)	95	90	97	97
Coliform group	n	13	3	4	8
	Influent (/ml)	3.5 × 10 ² (5~2.1 × 10 ⁴)	5.0 × 10 ⁴ (1.2 × 10 ⁴ ~2.5 × 10 ⁵)	1.5 × 10 ⁴ (1.7 × 10 ³ ~8.5 × 10 ⁴)	6.7 × 10 ² (0~5.9 × 10 ⁵)
	Permeant water (/ml)	5.8 (0~2.6 × 10 ³)	3.1 × 10 ³ (1.6 × 10 ² ~7.2 × 10 ⁴)	6.8 × 10 (6.5 ~2.8 × 10 ²)	9.4 × 10 (0~8.5 × 10 ⁴)
Coliform group	Removal (%)	98	94	99	99

*(min~max)

Table 6 Relations between the influent loads and removals in trenches.

Trench No		1	2-S	2-W	3
BOD	Load (g/d·soil m³)	0.33	34	13	21
	Removal (%)	90	94	97	94
TN	Load (g/d·soil m³)	0.42	5.3	0.86	7.9
	Removal (%)	48	46	11	49
TP	Load (g/d·soil m³)	0.10	1.1	0.36	0.86
	Removal (%)	95	90	97	97
Coliform group	Load (g/d·soil m³)	1.1×10^7	1.6×10^{10}	2.9×10^8	1.1×10^9
	Permeant water (/ml)	5.8	3.1×10^3	6.8×10	9.4×10

トレンチだけで比較すると負荷量が少ないトレンチ2-Wが高率となった。T-Nについては、負荷量の増減に対応して、除去率は変化せず、両者の関係は明確ではなかった。T-Pについては、トレンチ2-Sで負荷量が $1.1 \text{ g/d} \cdot \text{m}^3$ と最も多く、除去率は他のトレンチより低下したが、いずれも90%以上であった。大腸菌群については、トレンチ1では流入負荷数 $1.1 \times 10^7/\text{d} \cdot \text{m}^3$ に対して浸透水中に $5.8/\text{ml}$ 、トレンチ2-Sでは $1.6 \times 10^{10}/\text{d} \cdot \text{m}^3$ に対して $3.1 \times 10^3/\text{ml}$ 検出され、流入負荷数に対応して浸透水中の検出数は増減する傾向がみられた。

考 察

1. 土壌カラム実験の処理機能 (室内実験)

(1) 除去効果の良好なもの (BOD, T-P, 大腸菌群)

A) BOD

BOD除去率はロームでは90~97%、砂壤土では84~96%であり、いずれも良好な除去効果が認められた。これはロームが粒径の小さい土壌を含むため孔隙径が小さく、また、単位容積当りの土壌粒子表面積が大きくなるので、ろ過吸着作用が優れていることによると共に、土壌中の有機物分解活性が大きいことなどによるものと考えられる。すなわち、土壌中に投入された有機物は微細な土壌粒子によってろ過吸着され、これが土壌動物や微生物によって消化・分解され、 CO_2 や H_2O となって大気中に放出される。砂壤土中ではグルコースの分解率は1週間で78%に達しており¹²⁾、また、有機物の添加により土壌からの CO_2 発生量が数倍にも上昇するという報告もある¹³⁾。このように土壌には旺盛な有機物分解活性が認められており、他の調査例^{14,15)}においても、BOD除去率あるいはCOD除去率は80~90%の高い値を報告している。しかし、排水が高負荷で土壌浸透された場合には、除去率の低下が認められ、本実験において土壌容積 1 m^3 当りの流

入BOD負荷量がロームでは 20 g/d を、砂壤土では 10 g/d を越えると除去率の低下傾向があらわれた。一方、砂では除去率が74~84%とやや低率であったが、これは砂の大部分が粒径 0.074 mm 以上の粗砂および細砂であって、孔隙径がローム等より大きく、かつ単位容積当りの土壌粒子表面積が小さく、ろ過吸着作用がロームより劣っているためと考えられる。しかし、ロームは目づまりを起こしやすい欠点がある。180日間の排水負荷期間中、目づまりせずに平均BOD除去率96%以上が得られたカラムは土壌厚 25 cm のロームおよび $50 \sim 100 \text{ cm}$ の砂壤土であり、それらのカラムの浸透速度は $1.0 \sim 1.8 \text{ mm/min}$ の範囲であった。したがって目づまりを発生せずに良好な処理状態を維持するためには、粒径 0.074 mm 以下のシルト、粘土等の微細な土壌粒子を適度に含む土壌で、浸透速度は $1.0 \sim 1.8 \text{ mm/min}$ 程度が良いと考えられる。

B) リン

ロームおよび砂壤土ではいずれの土壌厚でも平均T-P除去率は95%以上を示し、良好な除去効果が認められた。また、流入T-P負荷量が増大すると除去率は若干低下する傾向がみられたものの、高負荷でも90%以上の除去率が維持された。これに対して、砂では平均除去率が30~85%に低下し、また、流入T-P負荷量と除去率の間には有意の負の相関が認められ、負荷量の増加と共に除去率は著しく減少した。他の調査においても、90%以上の除去率を示した例¹⁶⁾があるものの、処理の継続と共に除去能力の低下が認められた例^{14,17)}などがある。リンの除去は主として土壌への吸着等物理化学的作用によるもので、窒素などの場合とは異なり、生物学的作用による部分は少ない。 PO_4^{3-} は Cl^- や NO_3^- とは異なり、正の荷電を示さない土壌でも強く吸着保持される。 PO_4^{3-} の吸着は酸性では Al^{3+} あるいは Fe^{3+} との反応、また、アルカリ性では Ca^{2+} との結合によって行われるが、このほ

かに OH^- などとの置換反応や物理的な吸着などもある。

土壌のリン固定力は土壌の種類によって異なり、リン吸着容量の指標としてリン酸吸収係数がある。砂の低い除去率はロームおよび砂壤土のリン酸吸収係数がそれぞれ2,330, 971であるのに対して、砂のそれは64.3と小さいことから明らかである。また、ロームおよび砂壤土では流入水中のT-Pが変動しても、浸透水のT-Pはほとんど変化しなかった。これは前述のとおり、リンの除去が主に物理化学的な吸着作用に由来し、土壌のリン吸着能が負荷量に対して余裕のあることを示している。したがって、高い除去率を維持するためには流入T-P総負荷量が土壌のリン吸着容量以下でなければならない。ローム、砂壤土および砂に吸着されたT-P量(A)と各土壌のリン酸吸収係数(B)(土壌100g当りに吸収される H_3PO_4 量(mg)で表示する)との比(A/B)をとり、A/BとT-P除去率との関係をFig. 15に示した。この図から、土壌100g当りの吸着T-P量(mg)がリン酸吸収係数の12%以下の場合には、除去率は85%以上を示したが、12%を越えると除去率が急減することが明らかになった。このことから、本実験条件下における土壌のリン吸着容量はリン酸吸収係数の12%以下と考えられる。これから土壌100g当りのT-Pの破過吸着量を求めると、ロームでは280mg、砂壤土では117mg、砂では7.72mgとなった。

C) 大腸菌群

ロームおよび砂壤土の大腸菌群除去効果は良好であったが、砂ではいずれの土壌厚の浸透水でも大腸菌群を検出した。このようなロームおよび砂壤土と砂との除去機能の差は、BODの場合と同様、主に土壌の粒度分布の違いによるもので、大腸菌群の除去にはシルト、粘土等微細な土壌粒子を含むロームおよび砂壤土が有効と考えられる。他の調査例^{14,15)}においてはほとんど大腸菌群は検出されておらず、自然状態の土壌層を利用した場合、大腸菌群は2cm以上の浸透が観察されなかったという報告¹⁹⁾もある。また、土壌中の大腸菌群分布は表層部に最大密度を示し、30cm以深の下層では検出困難であったと報告²⁰⁾されているが、これらは土壌層のろ過ないし吸着等物理化学的作用によるところが大きいものと考えられる。しかし、本実験においてはロームおよび砂壤土であっても、流入大腸菌群負荷数が土壌容積1m³当り $2 \times 10^9 \sim 3 \times 10^9/\text{d}$ を越えると、浸透水中に大腸菌群が検出されており、浄化能力に限界があるものと考えられる。

(2) 除去効果の良好でないもの(T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$)

Fig. 15 Relations between adsorbed T-P and removals.

T-N 除去率は、100 cm のロームカラムを除いて、いずれも12~53%と低く、特に、砂壤土および砂では23%以下の低率となっており、BODのような良好な除去効果はみられなかった。他の調査例^{16,21)}でも20~50%程度の低い除去率を報告しているものが多い。これは炭素にくらべて、窒素の大気への還元(脱窒作用)を行う微生物が限られた範囲の生物群であり、嫌気的条件が必要になるためといわれている。排水中の窒素成分は、主に有機態窒素(以下Org-Nと略す)、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ などとして存在しているが、土壌中の酸化還元状態によって、各々の含有量が異なる。土壌に浸透した排水中のOrg-Nおよび $\text{NH}_4\text{-N}$ はいったん土壌に吸着され、好気的であれば $\text{NO}_3\text{-N}$ まで酸化される²²⁾。そして、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は土壌内の局所的嫌気性部位で脱窒される部分もあるが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ のかなりの部分はそのまま地下へ溶脱すると考えられる。砂壤土および砂では目づまりはなく好気的で、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化されるため、土壌厚25 cm以上では $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率は49~77%と大きく、その反面、浸透水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ が増加した。したがって、全体的には窒素の収支には変化はみられなかった。一方、ロームの土壌厚50~100 cmでは目づまり傾向のため部分的に嫌気的条件となり、土壌カラム内の好気的部分で $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化後、嫌気的部分で脱窒が行われるために、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の増加はわずかであり、全体的にT-N除去率は53~88%と高くなったと考えられる。なお、土壌厚25 cmのロームカラムではT-N除去率は44%で、砂壤土や砂と比較するとやや高かった。これは目づまりは認められなかったが、他よりも嫌気的傾向が強かったためと推定される。土壌

厚10 cm 以下の場合には土壌容積当りの負荷量が過大であったため、大半の $\text{NH}_4\text{-N}$ は土壌に吸着されずに流出し、除去率が低率になったものと考えられる。

流入 T-N 負荷量と T-N 除去率との間にはほとんど相関は認められなかった。これは T-N の除去が土壌中の酸化還元状態等によって大きく左右されたためであろう。T-N 除去率を大きくするには硝化後の脱窒のための嫌気的条件づくりと共に、電子供与体としての有機質の存在が必要である。山口ら²³⁾は上向流式飽和浸透で脱窒率80%以上、特に C/N=1 の場合にはほぼ100%近い成績を得ている。トレンチ法などの不飽和浸透では T-N 除去率が低いので、これを補うための処理プロセスを組み合わせる方法など²⁴⁾を検討する必要がある。

2. トレンチ法の土壌への影響および処理機能（野外実験）

(1) 排水浸透の土壌への影響

土壌調査の結果、トレンチからの排水の浸透状況を推定すると、Fig. 11 から明らかなように深さ280 cm では、浸透範囲は水平方向へ700 cm 以上に達している。このように深さ280 cm において水平方向へかなり広がっているのは、この付近に難透水層が存在するため、これに沿って浸透水が移動したものと考えられる。また、排水負荷率はトレンチから横へ100 cm 以内で全体の60.3%に達し、水平方向への浸透がかなりの範囲におよぼとはいえ、排水の負荷はトレンチの近くに集中していることがわかる。

浸透区の T-C および T-N はトレンチ直下においても増加は認められず、浸透区の大部分の地点において、対照区より減少する傾向を示している。この原因として、一部は調査区域外への溶出も考えられるが、排水からの負荷量も加えると、その減少量が大きく、溶出の他に、 CO_2 や N_2 として失われる部分があるものと考えられる。一方、浸透区の T-P はトレンチ直下の深さ50~100 cm で著しく増加していたが、それ以外では対照区より若干減少しており、排水の負荷による T-P の蓄積はトレンチ直下の上層のみに集中していることが認められた。これは土壌のリン酸吸収係数が2,330と大きく、リンをよく吸着するためと考えられるが、排水負荷が累積されていくと、次第に下層まで蓄積されていくものと思われる。浸透区全体の T-P は対照区の既存量よりやや減少傾向を示しているが、これは T-C や T-N ほどでなく、調査区域外への溶出によるものと思われる。 $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ は絶対量は少ないが、浸透区で対照区より増加しており、特に $\text{NO}_3\text{-N}$ はトレンチ直下の深さ

50~200 cm で増加が著しく、また、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は $\text{NO}_3\text{-N}$ とは逆にトレンチ直下250~280 cm で増加していた。これは上層では好氣的で、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化により $\text{NO}_3\text{-N}$ が増加し、下層の難透水層に近い部分は含水量が多く還元的雰囲気であり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化が妨げられ、硝酸呼吸が行われるなどが原因として考えられる。

(2) トレンチ法の処理機能

トレンチ処理における BOD、T-N、T-P および大腸菌群の平均除去率は、各々90~97%、11~49%、90~97% および94~99%で、T-N 以外では良好な除去効果が得られた。トレンチ周辺の土壌はロームであったが、上記の結果は土壌カラム実験のロームの場合とおおむね一致した。

流入 BOD 負荷量と除去率との関係について、トレンチ1では流入負荷量が少ないにもかかわらず、除去率は90%にとどまったが、これは流入水 BOD が11 mg/l とかなり低濃度であり、処理効率が悪くなるためと考えられる。流入 BOD 負荷量が20 g/d・m³ 以下のトレンチ2-W では除去率97%と高く、流入 BOD 負荷量が20 g/d・m³ を越えるトレンチ2-S および3では除去率が若干低下しており、土壌カラム実験と同様な傾向がみられた。流入 T-N 負荷量と T-N 除去率とはほとんど無関係であって、この点では土壌カラム実験の結果と同様であった。T-P については、流入負荷量が最も多いトレンチ2-S ではやや除去率が低下したが、いずれのトレンチも除去率90%以上を維持しており、土壌吸着 T-P 量はリン酸吸収係数の12%以下であって、土壌カラム実験結果と矛盾しなかった。

大腸菌群については、トレンチ土壌容積1 m³ 当り流入負荷数 1.1×10^7 /d で、浸透水中に5.8/m³ 検出されたが、ロームカラム実験では流入負荷数 3×10^9 /d・m³ 以下で浸透水中には不検出であって、異なった結果となった。しかし、流入負荷数が多いほど多数検出される傾向は認められた。

以上の結果から、トレンチ法における BOD、T-N、T-P の除去効果は土壌カラム実験とおおむね似た傾向を示しており、土壌カラム実験により、トレンチ法におけるおよその除去効果を知ることが可能と思われる。しかし、土壌カラム実験の結果をトレンチ法に適用するにあたっては、今後、土壌の酸化還元電位、イオン交換能など他の因子についても検討することが必要と思われる。

3. 生活系排水の土壌浸透における処理条件

BOD、T-P および大腸菌群のカラム実験における除去効果から、生活系排水（合併処理し尿浄化槽放流水）の

土壌浸透処理に必要な土壌容積を試算した。

生活系排水の BOD 排出原単位²⁵⁾は 50 g/d. person であり、合併処理し尿浄化槽の BOD 除去率を筆者らの調査²⁶⁾から 58% とすると、BOD 排出量は 21 g/d. person となる。土壌カラム実験の結果から、土壌容積 1 m³ 当りの BOD 負荷量がロームでは 20 g/d 以下、砂壤土では 10 g/d 以下であれば、除去率は 95% 以上となる。したがって、浸透処理に用いる土壌容積がロームでは $21/20=1.05$ m³/person 以上、砂壤土では $21/10=2.1$ m³/person 以上であれば、BOD 除去率は 95% 以上を維持できることになる。

生活系排水の T-P 排出原単位²⁵⁾は 1.8 g/d. person であり、合併処理し尿浄化槽の T-P 除去率を 21%²⁶⁾とすると、T-P 排出量は 1.4 g/d. person となる。今、土壌のリン吸着容量を前述のとおり、リン酸吸収係数 (mg/soil 100 g=10 g/soil t) の 12% 以下とすると、1.4 g/d. person の T-P を吸着除去するために必要な土壌容積は、容積比重 0.62 (トレンチ周辺土壌) として

$$\frac{1.4}{\text{リン酸吸収係数} \times 10 \times 0.62 \times 0.12} = \frac{1.88}{\text{リン酸吸収係数}} \text{ m}^3/\text{person}$$

以上となる。リン酸吸収係数が小さい土壌では浸透に必要な土壌容積が大きくなりすぎて、実用的ではないので、ここではリン酸吸収係数を 1,000 として計算すると、土壌容積は 0.00188 m³/d. person で、10 年程度の長期間にわたって浸透処理を行うためには

$$0.00188 \times 10 \times 365 = 6.86 \text{ m}^3/\text{person}$$

以上の土壌が必要である。

大腸菌群は、土壌浸透においては衛生上の点から、不検出であることが望ましいが、そのためにはロームおよび砂壤土のカラム実験結果から、浸透土壌 1 m³ 当りの流入大腸菌群負荷数を $2 \times 10^8 \sim 3 \times 10^8$ /d 以下にすべきである。生活系排水量を 250 l/d. person²⁵⁾ とし、合併処理し尿浄化槽放流水の大腸菌群数を 3.3×10^8 /m³²⁶⁾ とすると、放流水からの大腸菌群数は

$$250 \times 1000 \times 3.3 \times 10^8 = 8.3 \times 10^8 / \text{d. person}$$

である。したがって、浸透水中の大腸菌群を不検出とするために必要な土壌容積は

$$8.3 \times 10^8 \div (2 \sim 3) \times 10^8 = 0.27 \sim 0.42 \text{ m}^3/\text{person}$$

以上である。

上記のことから、生活系排水の土壌浸透処理に必要な土壌容積は、除去すべき物質によって異なるが、最大をとると T-P 除去に必要な土壌容積であり、リン酸吸収係数を 1,000 として、6.86 m³/person 以上である。また、本

実験結果からみると、浸透処理に適する土壌はシルト・粘土の含有率が約 30% 以上のロームおよび砂壤土で、浸透速度が 1~1.8 mm/min の範囲のものである。以上の条件を満たせば、BOD、T-P および大腸菌群についてはかなりの長期間にわたって良好な除去効果が期待できるものと考えられ、農山村の生活排水や自然地域のリゾート施設排水等の高度処理に有用である。

結 論

土壌カラム (室内実験) およびトレンチ法 (野外実験) の結果から、生活系排水の土壌浸透処理については下記の結論を得た。

1. ロームおよび砂壤土は微細なシルトや粘土を含有し、BOD、T-P および大腸菌群に対して、優れた処理効果を示したが、砂の処理機能はあまり良好ではなかった。排水負荷の土壌許容限度として、BOD については、ロームで除去率 95% 以上を得た流入負荷量 20 g/d. soil m³ 以下、砂壤土で 10 g/d. soil m³ 以下、また、大腸菌群については、ロームで不検出となった流入負荷数 3×10^8 /d. soil m³ 以下、砂壤土で 2×10^8 /d. soil m³ 以下が考えられる。さらに、T-P については、土壌のリン吸着容量に限界があるので、除去率 90% 以上を得るためには土壌 100 g 当りの吸着総量 (mg) をリン酸吸収係数の 12% 以下に抑制しなければならない。
2. T-N の除去率はほとんど 50% 以下であり、NH₄-N の除去率も 70% 以下が多く、また、NO₂-N および NO₃-N は NH₄-N の酸化により、流入水より浸透水の方が増加しており、窒素に対してはいずれの土壌も処理機能は良好ではなかった。
3. トレンチ法における排水の土壌への影響をみるため、電気伝導度を指標として排水の浸透範囲を推定したところ、難透水層付近の深さ 280 cm ではトレンチから水平方向に 700 cm 以上に達していたが、排水負荷率はトレンチから横へ 100 cm 以内で、全体の 60.3% に達していた。
- 浸透区の T-C および T-N は大部分の地点で対照区より減少し、排水負荷による土壌への蓄積は認められなかった。また、T-P は土壌のリン酸吸収係数が大きいため、トレンチ直下の深さ 50~100 cm に集中して蓄積されており、本実験の排水負荷 (平均排水量 360 l/d. trench m, 5.5 年間) 程度では土壌への影響はあまり大きくなかった。
4. 土壌浸透処理の設計・管理に最も重要な条件は浸透に使用する土壌の量と性状である。著者はこれについて、本実験の結果から、生活系排水の浸透処理に使用する土

壤はシルト・粘土の含有率が30%以上、リン酸吸収係数が1,000以上、浸透速度が1~1.8 mm/minの範囲内で、浸透に必要とする土壌容積は6.86 m³/person以上と試算した（但し、生活系排水は合併処理し尿浄化槽放流水として計算）。この条件が充たされれば生活系排水の主要な汚濁成分のうちBOD、T-P、大腸菌群については、長期間にわたり浸透水の水質が悪化することなく、良好な状態で処理できるものと考えられる。しかし、T-Nについては、処理効果があまり認められず、何らかの脱窒プロセスを組み入れる必要がある。

御指導、御協力いただいた信州大学医学部釘本完先生、丸地信弘先生、那須裕先生、平林公男院生、日本環境整備教育センター楠本正康先生、長野県衛生公害研究所鈴木富雄先生をはじめ、同研究所研究員の方々に感謝いたします。

文 献

- 1) 平石尹彦：水質保全の現状と今後の課題，環境技術，17，18-21（1988）。
- 2) 楠本正康：下水は自然をめぐる，78，第一法規出版，東京（1982）。
- 3) 洞沢 勇：土壌浸透負荷とH式浸透計について，用水と廃水，26，1180-1183（1984）。
- 4) USA, EPA: Process design manual for land treatment of municipal wastewater, EPA-625/1-81-013（1981）。
- 5) 桜井善雄，中本信忠：長野県下における浅層地下水汚染の現状，長野県（1975）。
- 6) 長野県衛生公害研究所：し尿浄化槽放流水の地下浸透に係る水質，土壌および地域許容量等の調査，77-106（1986）。
- 7) 大森英昭：土壌式処理技術の現状と課題，公害と対策，21，1378-1381（1985）。
- 8) 土壌養分分析法委員会編：土壌養分分析法，251-253，養賢堂，東京（1975）。
- 9) 日本規格協会：JIS A1204 土の粒度試験方法（1980）。
- 10) 日本規格協会：JIS K0102 工場排水試験方法（1971）。
- 11) 日本水道協会：上水試験方法（1970）。
- 12) 土壌微生物研究会編：土の微生物，346，博友社，東京（1981）。
- 13) 高橋和司：下水汚泥の農業利用について，下水道協会誌，64，62-63（1969）。
- 14) 宰田育英，吉村 広，板谷 勉，片山精夫，奥山仁志，山本弘捷，谷本浩一，小川鷹子，畑 宏，小林一知，石田立夫：土壌浄化法テストプラントによる生活排水処理に関する研究，岡山県環境保健センター，7，101-119（1983）。
- 15) 寺西靖治，山口登志子：下水の土壌散布処理における硝化作用に関する研究，下水道協会誌，197，50-58（1980）。
- 16) 矢木修身，稲垣典子，稲森悠平，松重一夫，田井慎吾，須藤隆一：土壌による水質の浄化，第3回自然浄化シンポジウム報告，国立公害研究所，69-79（1980）。
- 17) Iskandar, I.K. and Syers, J.K.: Effectiveness of land application for phosphorus removal from municipal waste water at Manteca, California, J. Environ. Qual., 9, 616-621（1980）。
- 18) Gilbert, R.G., Gerba, C.P., Rice, R.C., Bouwer, H., Wallis, C. and Melnick, J.L.: Virus and bacteria removal from wastewater by land treatment, Appl. environ. Microbiol., 32, 333-338（1976）。
- 19) 小川益男，中村政幸，大原英治，近藤末男，久保倉洋子：土壌を汚染した家畜ふん便細菌，とくに大腸菌群の土壌浸透性について，日本公衛誌，23，61-67（1976）。
- 20) 松本淳彦：土壌中における大腸菌群の推移，東京都衛生研究所年報21，159-163（1969）。
- 21) 長谷川清：土壌処理による下水中の窒素とリンの除去，土木技術資料，建設省土木研究所，23，449-454（1981）。
- 22) 楠本正康，矢木 博，矢木修身：土壌による汚水の処理処分（第1報），公害と対策，12，1030-1036（1976）。
- 23) 山口登志子，寺西靖治：下水の土壌処理における脱窒過程，下水道協会誌，231，28-35（1983）。
- 24) 稲森悠平，八木修身，須藤隆一：土壌トレンチ法による生活排水処理とその浄化特性，用水と廃水，29，51-59（1987）。
- 25) 日本下水道協会：流域別下水道整備総合計画調査一指針と解説一，25（1980）。
- 26) 山浦源太郎，鈴木富雄，赤岡 輝，樋口澄男：高冷地における宿泊施設の排水処理，長野県衛生公害研究所報告第145号，15（1977）。

（受付 1988年5月13日 受理 1988年10月13日）