

11. その他の予算による研究
[下水道研究室]

1. 発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究

下水道研究室 室長 森田 弘昭
 研究官 山縣 弘樹
 下水処理研究室 室長 中島 英一郎
 研究官 中島 智史
 研究官 平出 亮輔

1. はじめに

発展途上国においては、著しい都市化の進展により衛生環境が悪化し、水環境の改善と水資源の確保が、従前にも増して重要となってきた。都市周辺市街地では、都市中心部よりも、排水を処理することの理解が乏しく、住民は水系伝染病の蔓延や水資源の不足により、劣悪な衛生環境におかれている。これらの課題を解決するには、都市中心市街地に加えて周辺住宅地においても、都市内河川や湖沼等の水質改善を優先して、整備水準を抑えつつ水路、腐敗槽等の既存施設や土壌、植生等を水質向上手法として組み入れた低コスト下水道システムを構築し、下水処理水の水質を向上させ水資源としての価値を高める必要がある。

そこで、本研究ではこれらの地域を対象として、住民参加、効率的な下水道管理等のソフト面も考慮しつつ、既存施設の下水収集・処理機能を評価し、土地、気候、安価な労力等開発途上国の特長が活用できる低コスト型の新下水道システムを開発する。

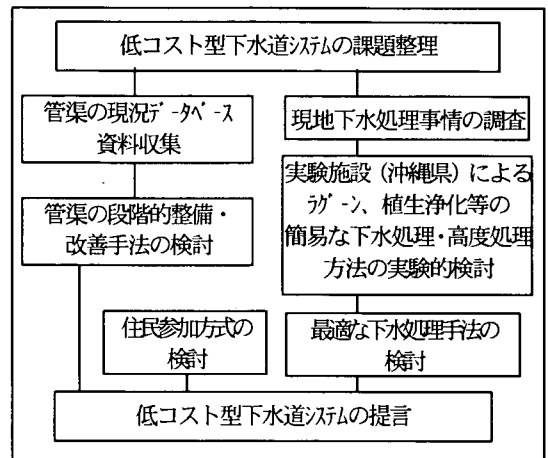


図-1 研究のフロー

2. 過年度の調査概要

2.1 発展途上国における低コスト型下水道システムの課題の整理 (平成13年度)

インターセプター下水道(図-2)は、既存の排水施設を継続使用できることから、下水道整備を進めるに当たって最大の支障となる管渠敷設に係る費用を大幅に節減でき、また遮集管のみの整備により、放流先への流入負荷を確実に低減し、水質改善効果の早期発現を図ることが可能であると考えられている。また、ラグーン法は、標準的な下水処理場に比べ広い処理面積が必要であるが、維持管理費がより少なくて済むため、今後污水处理施設整備が求められる発展途上国の郊外部に適した処理方式であると考えられている。

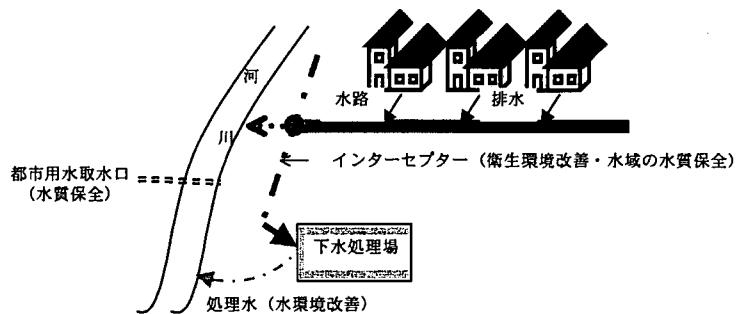


図-2 インターセプター下水道の概念

しかし、下水道に関する JICA 開発援助専門家経験者にヒアリングを行った結果、次のような課題が指摘された。

- ・タイにおけるラグーンの処理場の区域は、インターセプター方式を採用しており、腐敗槽、管渠内での浄化(沈殿を含む)、地下水浸透等により、処理場への流入水濃度が処理水質とほとんど変わらない。腐敗槽の浄化、管渠内の浄化の定量的な評価、ラグーン処理の効率化の検討が必要である。
- ・バンコクでは、通常水路の底泥は汚く、雨天時には堆積物の影響等により大幅に悪化する。既設水路、下水側溝にゴミ、砂がたまり、定期的に浚渫が必要であり、極力浚渫しなくてよい水路構造が望ましい。

2.2 実施設を使用したラグーン処理機能の改善に関する検討（平成13年度）

2.1の指摘を受けて、ラグーンシステムの処理機能の改善に関する検討を行った。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行った。

管路内で沈降・浄化作用が加わり、計画値に比べかなり低負荷の流入水が処理場に流入し、処理水質が流入水質と同レベルであるという指摘を受けて、実験では、人為的に低負荷の流入水を作製し、ラグーンに流入させることにより、処理水質が悪化するメカニズムを検討した。その結果、水温20℃を境に、ラグーン内の藻類の繁殖が良好になり、光合成による槽内の酸素供給が活発に行われるようになった。しかし、処理水中の藻類濃度も上昇するため、T-BOD・T-COD・SSの値がかなり上昇し、T-COD値は処理水と流入水の値がほぼ同じ値を示した。

3 タイにおけるラグーン及びインターセプター下水道の現地調査

3.1 目的

インターセプター下水道とラグーン処理を併用した低コスト型下水道システムは、今後整備が求められる発展途上国の郊外部に適した方式と期待されるが、現状ではその機能が十分に発揮されていないことがわかった。そのため、インターセプター下水道において流入下水の水質が低くなるメカニズムを解明し、設計・維持管理方法の改善策を検討することが必要である。また、ラグーン処理施設において、処理水質が悪化するメカニズムを解明し、同様に設計・維持管理方法の改善策を検討することが必要である。そこで、平成14年11月に、タイ及びインドネシアを対象に、インターセプター下水道及びラグーン処理施設の現地調査を実施した。

3.2 インターセプター下水道

タイのシーパヤ処理場では、一部、インターセプターで汚水を集水する地域がある。インターセプターは、全長3km程度で平行する運河のすぐ横の歩道の下に埋まっている（図-3参照）。

今回の調査では、調査時期が雨期の終わり（11月の下旬）で、運河の水量が多く水位も高いため、インターセプター内に運河の水が逆流している様子がうかがえた。

運河の水を観察すると、見た目には黄濁し、かなり雑排水も混入しているようで相当に汚濁が進んでいる。その理由は、首都バンコク周辺では、インターセプターを設置して汚水を遮集しているのに対し、バンコクの上流域では、汚水を直接河川に垂れ流しているからである。

今回調査においては、インターセプター管内での汚濁分の減少具合を観察するため、図-3に示したインターセプター管内の上流、中流、下流の3ポイントでサンプリングを実施し各検査項目の推移を調査した。水質調査の結果を表-1に示す。

BODなどは中流地点で濃度が最も低く、下流で濃度が上昇している。CODについては、下流ほど濃度が上昇している。

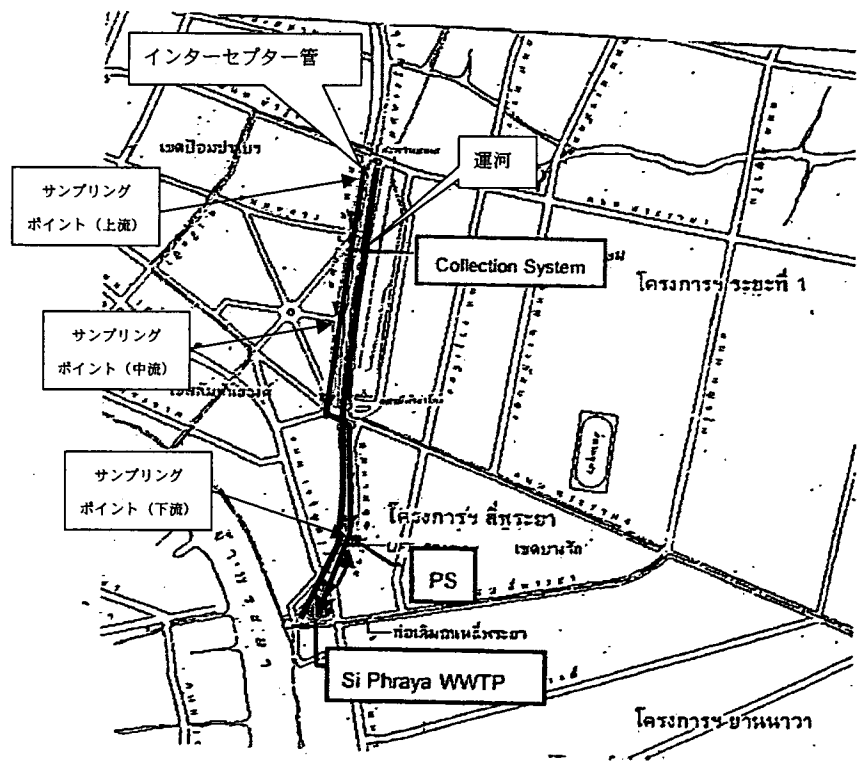


図-3 シーパヤ処理場 インターセプター管渠の位置図

この理由は定かではないが、今回調査では、中流域のサンプリングポイントで運河の水の逆流が観測されていることにより、水質に若干の影響が与えた可能性もある。また、中流域と下流域の間にあるポイントで高濃度の汚水が流入していた可能性も考えられる。

表-1 インターセプター管渠内の水質調査結果

項目	単位	水質		
		上流	中流	下流
BOD	mg/L	47.4	14.9	60.6
SS	mg/L	31.5	31.2	31
COD _{cr}	mg/L	63.7	81.7	95.6
TN	mg/L	23.49	25.21	18.9
KJN	mg/L	23.42	25.13	18.85
NH ₄	mg/L NH ₄	21.13	22.28	14.28
NO ₃	mg/L NO ₃ ⁻	0.05	0.05	0.04
NO ₂	mg/L NO ₂ ⁻	0.02	0.03	0.01
TP	mg/L P	3.05	2.75	2.48
PO ₄	mg/L PO ₄ ³⁻	2.56	2.36	1.96
一般細菌	MPN/100 mL	≥160,000	≥160,000	≥160,000
大腸菌	MPN/100 mL	50	280	33
クロロフィルa	mg/m ³	21.169		2.711

3.3 ラグーン処理施設

(1) 概要

ファーマーク処理場は、バンコク市郊外にある処理場で1968年の完成である。排除方式は分流式であり、セプティックタンクからの排水のみを集めている。管渠はヒューム管で暗渠となっている。処理プロセスは、調整池+曝気式ラグーン+通性ラグーンの形式で、調整池の水深は3m、ラグーンの水深は3.5mである。池は、側面はコンクリートで固められているが底は土で地下浸透がある。調整池の手前には、揚水ポンプとスクリーンがある。本処理場の計画汚水量は、480m³/日であるが、実際の流入水は1,200~1,500m³/日あり、過負荷運転となっている。流入BODは、昨年平均が45mg/l、今年が77.5mg/lで、放流BOD濃度は10mg/l程度となっている。

曝気式ラグーンでは、池の真中より若干下流側に、池表面を攪拌曝気する装置が稼動し、出力は7.5kwである（以前は5.5kwを使用）。通性ラグーンは、曝気槽で巻き上がった土砂の沈降を行うが、実際には水深が深いため、表面で好気性、底で嫌気性の処理が行われていると考えられる。この意味で言うと、通性嫌気性安定池ということになる。

処理水中には、藻類が流入している。処理水は河川に放流する。

(2) 流入・処理水質の調査結果

水質調査の結果は表-2のとおりである。これを見ると、BOD除去率は70%以上に達しており概ね良好であるが、SSの除去率は悪い。これは、ラグーンによる処理を行うナコンパトム処理場でも見られた現象である。これは、藻類の流出が、SS濃度の上昇として現れている可能性がある。窒素については、ケルダール性窒素が減少しNO₂ NO₃濃度が増加している。これは硝化が起こっているものの脱窒が進行していないことを示している。クロロフィルについては、ラグーンの中で水が日光にさらされている間に藻類が増殖している傾向が見取れる。

表-2 ファーマーク処理場の水質調査結果

項目	単位	水質		除去率 (%)
		流入	流出	
BOD	mg/L	45.3	13.3	71
SS	mg/L	18.8	18.4	2
COD _{cr}	mg/L	89.1	47.5	47
TN	mg/L	18.92	16.33	14
KJN	mg/L	18.85	14.57	23
NH ₄	mg/L NH ₄	16.56	12.57	24
NO ₃	mg/L NO ₃ ⁻	0.04	1.13	
NO ₂	mg/L NO ₂ ⁻	0.03	0.63	
TP	mg/L P	2.95	2.65	10
PO ₄	mg/L PO ₄ ³⁻	2.38	2.43	
一般細菌	MPN/100 mL	≥160,000	≥160,000	
大腸菌	MPN/100 mL	900	2,800	
クロロフィルa	mg/m ³	1.938	138.691	

3.4 まとめ

インターセプター下水道について、現地調査の結果、管内での堆積や浄化の状況については確認できなかったが、雨季では河川水がインターセプターに逆流しており、河川水質汚染が懸念された。また、ラグーン処理水質悪化の原因として、藻類の流出が懸念されることが現地調査からも示唆された。

今後は、インターセプター内の汚水と河川水が混合することによる河川・インターセプター双方への影響をより詳細に評価し、適切な設計方法及び堆積物の浚渫を含めた維持管理方法を検討することが必要である。

4 実施設を使用したラグーン処理機能の改善に関する検討

4.1 目的

当検討では、昨年度行った開発援助専門家へのヒヤリングにより、以下の2検討項目を抽出し、検討項目に関して実施設を用いた実験により、研究を行うものである。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行った。

- 1) 低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討
- 2) ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

4.2 実験方法

実験では、沖縄県具志川浄化センター内のラグーン処理実験施設を使用する。実験施設の概略図を、図-4 に示す。実験施設は、大きく分けて流入下水混合槽・ラグーン処理施設・植生帯流入タンク・植生帯の4施設からなる。流れとしては、流入下水混合槽からでた流入下水が、ラグーン処理施設で処理され、その処理水が植生帯に流入する。

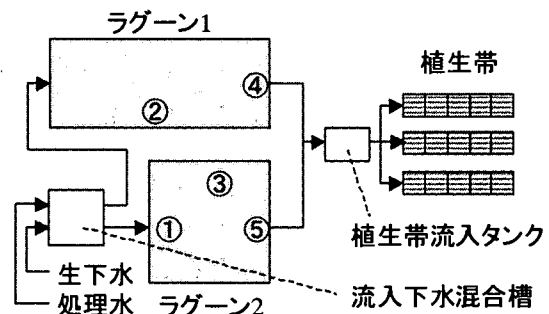


図-4 ラグーン施設の概略図

(1) 低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討

熱帯・亜熱帯地域の発展途上国の中には、下水管路内において下水に沈降・浄化作用が加わり、計画値に比べかなり低負荷の流入水が処理場に流入している現状がある。このため当実験においては、人為的に低負荷の流入水を作製し、ラグーンに流入させ、処理状態を確認することで、適切な維持管理に関する検討を行う。

実験施設としては、図-4 の流入下水混合槽とラグーン1・2である（図-5 参照）。流入下水混合槽では、浄化センター本施設より生下水と処理水を引き入れ、目標 BOD の混合流入水を作成し、ラグーンに流入させる。混合槽の容量は 3 m³ で、ラグーンへの流入水量は最大 50 m³/day まで上げられる。次にラグーン処理施設は、2つのラグーン（通性嫌気性安定池）で構成されている。ラグーン2 池は共に、容量 100 m³、水深 2 m であるが、池の形状が異なっている。ラグーン1 は、14×5.5 m の長方形の形状であり、ラグーン2 は 8.6×8.6 m の正方形の形状をしている。実験では、流

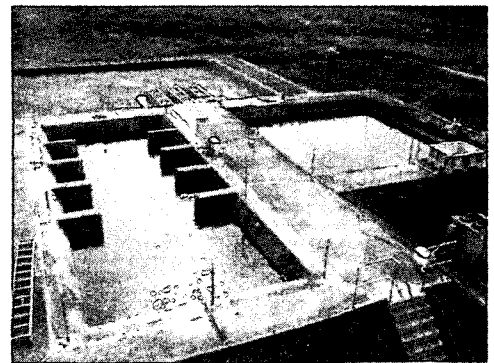


図-5 ラグーン施設

入水の設定を BOD 50, 100, 200 mg/l、HRT 30, 20, 10, 5, 2 day に変更し、処理状態を確認しながら、適正な維持管理を決定していく。

実験の経過に関して、13年11月末に施設の設置・改造工事が終了したため、12月より通水を開始した。通水開始後1ヶ月間は養生期間とし、14年1月よりサンプリグを開始した。養生期間の流入水の設定条件は BOD 50 mg/l、HRT 30 day であった。実験では、まず、もっとも低負荷の流入 BOD 50 mg/l の設定で実験を行い、HRT を 30, 10, 30, 20, 10, 5, 2 day の順に設定を変更していった。設定の変更時には、前設定でラグーンが十分に安定し、サンプリグを行った後に変更することとした。その後、流入 BOD 100 mg/l に変更し、HRT 10, 5, 2, 30 day の順に設定し、サンプリグを行った。今年度までの実験では、上の設定条件まで実験を行い、残りの BOD 100 mg/l・HRT 20 day、および、BOD 200 mg/l・HRT 30, 20, 10, 5, 2 day の実験は15年度に行う予定である。実験中は、週1回の水質測定およびサンプリグを行い、図-5の図中の番号のポイントでサンプリグを行った。各名称を順番に①流入水、②ラグーン1槽内、③ラグーン2槽内、④ラグーン1処理水、⑤ラグーン2処理水とした。測定項目は、水温・pH・Do・ORP・SS・BOD・COD・大腸菌群数・クロロフィルaの測定を行った。

(2) ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

ラグーンにおいて、ある程度の処理水質が維持できることは確認されている。しかし、処理水中に藻類が含まれているため、処理水と流入水がほぼ変わらない BOD の値を示し、藻類の流出が問題となっている。その他にも、大腸菌のような病原性微生物の除去率の問題もある。このため、ラグーン後段に植生帯を設置し、処理水のさらなる高度化についての検討を行う。

実験施設としては、図-4の植生帯流入タンクと植生帯である(図-6参照)。植生帯流入タンクは、植生帯への流入水(ラグーン処理水)の流量調節・分配を行うものである。容量は0.5³であり、ラグーン処理水を3つに分配できる構造になっている。植生帯は、外寸1,337×864×793 mmの容器(0.5³)に、赤土を水深20cmになるように敷き詰め、現地で自生しているヨシを植付ける。その容器を縦に5つ並べたものを1系列として、合計3系列の植生帯を作製する。うち1系列は、ヨシを植付けないブランク系列とし、簡易の土壌浄化法として処理状態を確認するものとする。サンプリグポイントは、植生帯流入水を流入タンクで採取し、あとは各系列ごとに処理水を採取する。実験は、各系列に同時期・同処理水を流入させ、対照実験を行うものとする。

実験の経過に関して、設置工事は13年12月に終了したが、冬期であり水温が低いため、ヨシの植付けをすぐには行えなかった。その後、水温の状態を見ながら14年3月および6月にヨシの植付けを行った。途上国では定期的な草刈りや維持管理などを行わないため、今回はヨシが十分に成長しきった状態で、実験条件を変更し、その浄化能力を確認する実験を行う。このため、今年度はヨシの根付けの養生期間としたが、年末にHRTを20 dayに設定し、植生帯にラグーン処理水を流入させた。

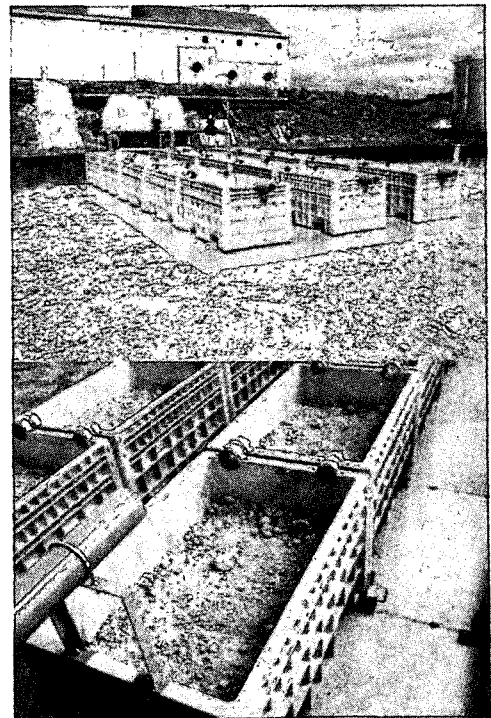


図-6 植生帯(ヨシの植付け前)

4.3 実験結果

(1) 低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討

図-7に、調査期間中の各測定項目を示す。期間全体のラグーンの状態として、水温は、平均25℃程度であり、最低で

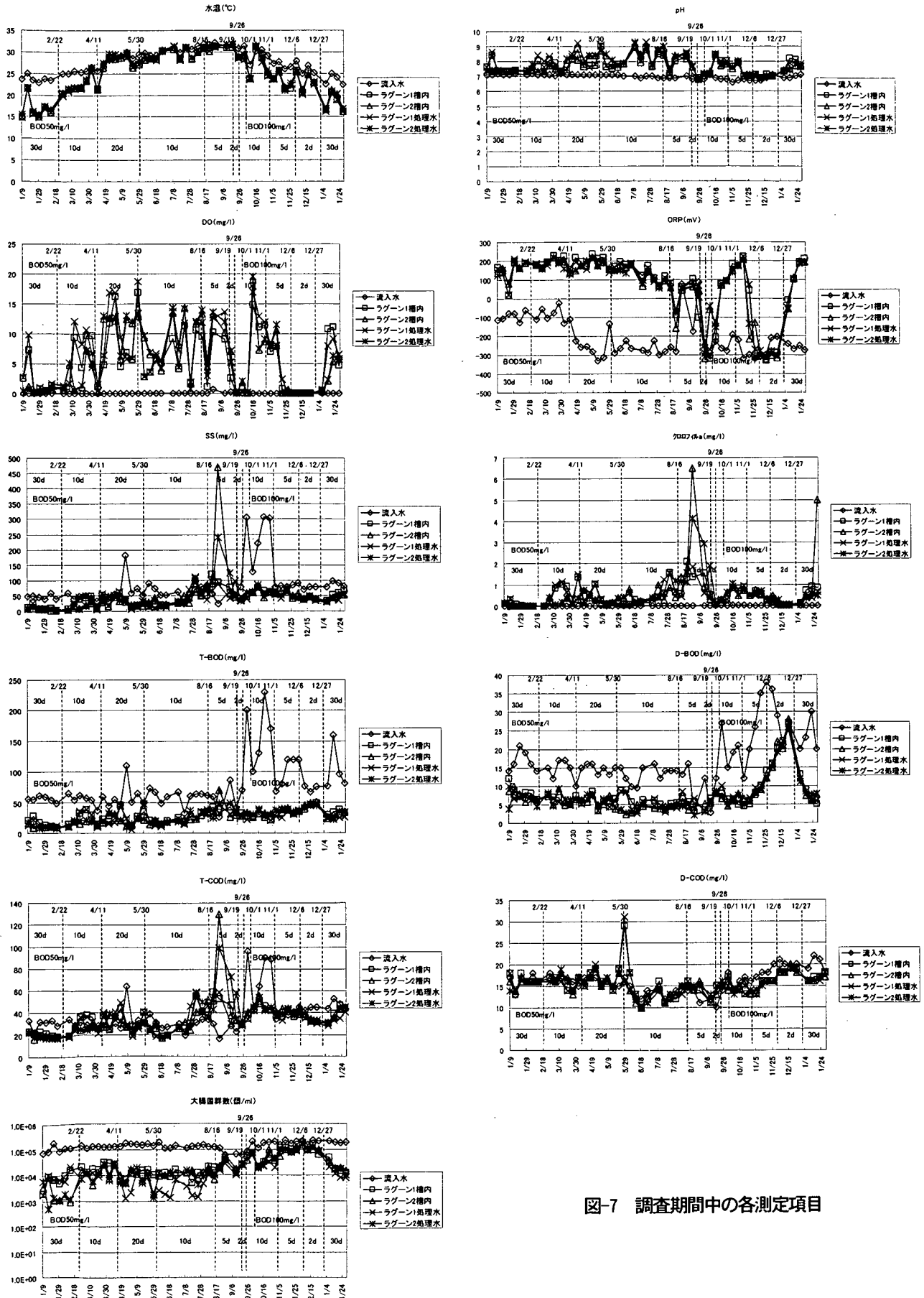


図-7 調査期間中の各測定項目

も 15℃を維持している。夏季の一部の期間では 30℃以上に上がる時期もあり、水温は年中十分に高いことがわかる。このため、期間中の晴天時には、ラグーン槽内が緑色になり、藻類の繁殖が十分であったと考えられる。処理の状態として T-BOD のデータを見ると、ラグーン処理水質は期間中ほとんど流入水質に比べ良好であり、期間中十分な処理が行えていることがわかる。このため、環境条件として、沖縄県の亜熱帯地域は、ラグーン処理に関して適切な条件であると言える。ここで、T-BOD データ内の流入水の何点かに設定値よりかなり高い値になってしまったものがあるが、これは、流入水の BOD 設定値変更時 (50 mg/l→100 mg/l) に、生下水と処理水の混合がうまくいかず、サンプルにむらが出てしまったためである。その後、改善され問題は無くなった。

次に DO・クロロフィル a・pH に関して、実験初期や HRT が短い時期以外は、高い値を示している。そのため、藻類の繁殖・光合成が活発に行われていることがわかる。実験初期に関しては、水温が 15℃程度の低い値であり、しかも流入水 BOD 50 mg/l の栄養が少ない状態であったため、ラグーンを立ち上げる段階としては、十分な条件ではなく、藻類が繁殖しなかったと考えられる。これは、その後、水温が 20℃程度まで上昇すると、DO・クロロフィル a・pH ともに上昇していることと、年度の終わりの 1 月にも水温 15℃程度の時期があったにもかかわらず、2 値ともに高い値を維持しているため考えられることである。よって、ラグーン処理を立ち上げる場合、水温は 20℃程度あることが望ましいことがわかる。その他の HRT が短い時期に関しては、負荷が高すぎて藻類が繁殖しづらい環境であったため、あるいは、短い HRT の状態では処理水量が多いため、多くの藻類が処理水としてラグーン外に排出され、槽内に藻類を維持できなかったためとも考えられる。今回の調査ではこの原因について明確な回答が言えないが、あまりに短い HRT ではラグーンを維持できないことを確認することができた。流入 BOD 50 mg/l のときには HRT 2 day、流入 BOD 100 mg/l のときには HRT 5 day 以下がその期間にあたる。

その他の水質項目として、ORP は短い HRT (負荷が高い) ときのみ、槽内の ORP 値がマイナスを示す傾向にある。SS は T-BOD とほぼ同様な傾向にあるが、1 点異常に高い値を示しているところがある。これは、9 月から現地処理場で、下水の管内貯留が行われ、生下水の状態が変化したため、その影響を受けたものである。その後、混合方法を若干変更し、影響が少ないように改善した。D-BOD は、T-BOD とほぼ同様な傾向にあるが、負荷が高くなるにつれ、その濃度が段々高くなる傾向にある。特に、流入 BOD 100 mg/l の HRT 5 day に変更後から 2 day までの期間に、値が右肩上がりになっていくのが良くわかる。その他の期間は、ほぼ横ばいである。このため、ラグーンの処理状態を確認する場合、D-BOD を経過的に確認していくことが、十分に効果的であると考えられる。しかし、急激に変化はしないため、早期発見後、すばやく対応しなければ、処理場を維持する場合には間に合わない場合もあるので、注意が必要な影響因子でもある。COD に関しては、設定の変更にもなう影響が見えづらい結果であった。大腸菌群数に関しては、流入 BOD 50 mg/l・HRT 5, 2 day および流入 BOD 100 mg/l・HRT 10, 5, 2 day で増加傾向にあり、負荷が高い場合に増加する。その他の設定値に関しては、ほぼ横ばいであり、 1.0×10^4 個/ml 程度に抑えている。

表-3 に、条件設定後、処理が安定した期間の水質項目の平均値を示す。流入 BOD 50, 100 mg/l のどちらも、負荷が高い HRT 5, 2 day で処理が悪化していることがわかる。特に処理水中の ORP がマイナスの値である流入 BOD 50 mg/l・HRT 2 day および流入 BOD 100 mg/l・HRT 5, 2 day で処理の状態が悪く、大腸菌群数に関してもかなり高い値である。SS・T-BOD・T-COD に関しては、流入 BOD 50 mg/l・HRT 5 day が高い値を示しているが、これは夏季の一番水温が高い時期であり、藻類の繁殖が活発でその濃度も高いため、多量の藻類が処理水に含まれていることが考えられる。現に、クロロフィル a 値が一番高いものの、D-BOD や D-COD は他の設定値とほとんど変わらない状態である。ラグーンの処理水を評価する上で、SS や T-BOD などのトータルサンプルを測定したものは、その濃度が処理されていない下水由来なのか、または処理中に発生する藻類に由来しているものなのか、しっかり確認して評価しなければならない。このため、トータルサンプルの水質結果だけではなく、溶解性の項目やラグーン池の見た目を考慮に入れ、ラグーンの処理状態を判別しなければいけない。他にも、上でラグーンの

表-3 処理安定後の水質項目の平均値

項目	採水ポイント	BOD50mg/l						BOD100mg/l			
		30d	10d	20d	10d	5d	2d	10d	5d	2d	30d
水温 °C	流入水	23.4	25.7	29.3	30.8	31.5	30.7	29.7	26.8	26.0	23.9
	ラグーン1処理水	15.8	23.1	27.4	29.9	31.7	28.5	26.0	23.0	23.5	19.2
	ラグーン2処理水	16.4	23.3	28.2	30.0	31.7	28.7	26.8	23.0	23.8	20.2
pH	流入水	7.15	7.10	7.10	6.96	6.90	6.80	6.80	6.73	7.00	7.05
	ラグーン1処理水	7.33	7.85	8.17	8.47	8.10	6.90	8.00	7.07	7.00	7.93
	ラグーン2処理水	7.33	7.48	8.50	8.57	8.10	6.80	7.75	7.07	7.00	8.10
DO mg/l	流入水	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ラグーン1処理水	0.80	6.78	10.13	8.69	9.40	0.10	12.45	0.80	0.00	7.50
	ラグーン2処理水	0.50	3.40	12.80	9.51	9.55	0.00	8.30	0.10	0.00	9.60
ORP mV	流入水	-88	-85	-260	-271	-44	-249	-237	-311	-207	-290
	ラグーン1処理水	147	189	183	115	46	-293	122	-182	-302	252
	ラグーン2処理水	159	176	175	102	67	-311	115	-229	-292	214
SS mg/l	流入水	45.5	43.3	61.0	60.4	58.5	78.0	305.0	83.7	78.5	93.3
	ラグーン1処理水	6.0	37.0	12.7	49.6	70.0	34.0	59.0	50.0	37.5	45.5
	ラグーン2処理水	5.0	20.0	23.3	51.1	85.0	33.0	54.5	53.7	43.0	53.5
T-BOD mg/l	流入水	55.5	51.8	55.3	58.1	63.5	70.0	200.0	120.0	71.0	84.8
	ラグーン1処理水	12.0	25.0	25.7	26.1	34.5	27.0	23.5	32.7	46.5	24.0
	ラグーン2処理水	8.7	17.0	20.7	25.3	40.0	28.0	28.5	35.7	44.5	29.8
D-BOD mg/l	流入水	17.5	14.3	14.3	14.0	7.4	12.0	16.5	36.3	24.0	24.5
	ラグーン1処理水	6.7	5.4	6.2	5.2	4.6	7.7	5.4	11.9	23.5	7.0
	ラグーン2処理水	6.2	6.4	4.6	4.4	4.4	8.5	6.2	12.6	23.5	7.9
T-CODmn mg/l	流入水	31.0	28.3	31.0	29.0	25.5	31.0	89.5	41.3	45.0	46.5
	ラグーン1処理水	19.3	32.3	28.0	35.7	44.0	28.0	44.5	39.0	30.5	37.3
	ラグーン2処理水	17.3	25.8	27.3	36.3	53.5	29.0	43.5	40.7	33.0	43.8
D-CODmn mg/l	流入水	16.8	16.0	15.7	13.7	11.0	14.0	16.5	19.7	19.5	19.8
	ラグーン1処理水	16.3	14.8	21.3	13.3	13.0	15.0	13.5	16.7	19.0	18.5
	ラグーン2処理水	16.3	15.8	16.3	13.0	13.5	16.0	14.5	17.0	18.5	18.0
大腸菌群数 個/ml	流入水	120000	130000	150000	130000	62000	81000	200000	190000	220000	170000
	ラグーン1処理水	9700	18000	6700	5700	17000	42000	27000	120000	100000	6500
	ラグーン2処理水	1300	18000	4800	9800	19000	41000	53000	110000	100000	9000
加コワル a mg/l	流入水	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.03	0.01	0.01	0.00
	ラグーン1処理水	0.02	0.83	0.07	0.69	1.26	0.13	0.87	0.35	0.01	0.51
	ラグーン2処理水	0.01	0.26	0.20	0.78	1.68	0.08	0.63	0.42	0.06	0.58

処理状態が悪いとされる実験初期のHRT 30 dayの期間に関して、SS・T-BOD・T-CODは今回の実験期間の中で飛びぬけて良い値である。しかし、加コワル a 濃度は低く、DOも低い、これは藻類の繁殖・光合成の状態が悪いことを示し、好気性の処理がまったく行っていないことを示す。しかし、HRTが長いと、沈殿効果が強く、その効果のみで処理を行っていると言える。ここで、溶解性サブルであるD-BOD・D-CODのこの期間の値は、他の期間に比べ若干高い値を示していることがわかる。ラグーンではこのように、数値上は良い値であってもラグーンの処理としては良くない場合やその逆の処理状態が存在するため、維持管理を行う場合は特に注意をしなければいけない。

今回の調査により、ラグーンの維持管理を行う場合、SSなどの汚濁物の処理を考えると流入BOD 50 mg/lではHRT 5 day、流入BOD 100 mg/lではHRT 10 dayが最低限必要なHRTである。大腸菌などの衛生学的な面から考えると流入BOD 50 mg/lではHRT 10 day、流入BOD 100 mg/lではHRT 30 day (20 dayのデータがないため決定値ではないが、今回の実験期間の範囲で考えると30 dayが適切)が最低限必要なHRTであると考えられる。

(2) ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

ヨシの植付けに関して、3月末、気温の上昇に伴い、ラグーンの水温も上がってきたため、ヨシの植付けを行った。ヨシの植付けを行ったのは、植生帯1,2系列である。3系列は、対象区(ブランク)として土のみであり、簡易な表面流型の土壌浄化法として実験を行う予定である。使用した土は、沖縄県産の赤土のみであり、現地の土木工事に利用されるものを使用した。植付けでは、処理場内に自生している沖縄のヨシを根ごと抜き取り、上部の茎や葉を切り落とし、大本の茎と根のみにした(ヨシ自体が大きく、実作業が大変であるため簡易化した)。次にラグーン処理水を張った植生帯容器の土の中に、先ほど採取したヨシを植付けた。植付けるヨシの数量は、容器1つあたり12~15本であり、容器5つで1

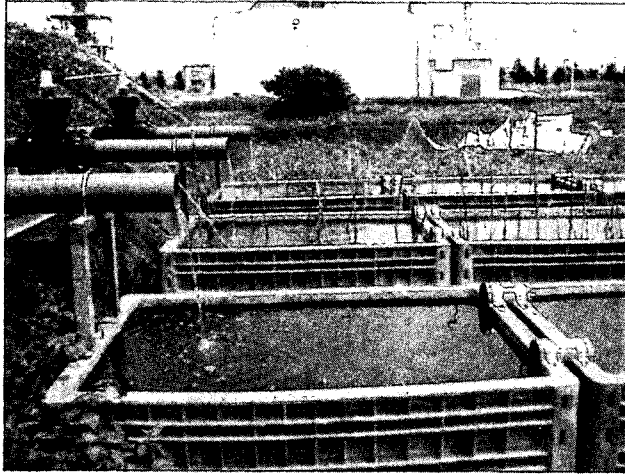


図-8 4/3の植生帯



図-9 6/26の植生帯

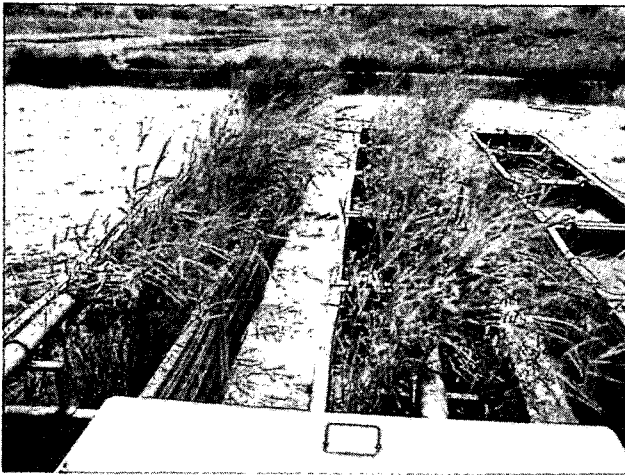


図-10 9/25の植生帯

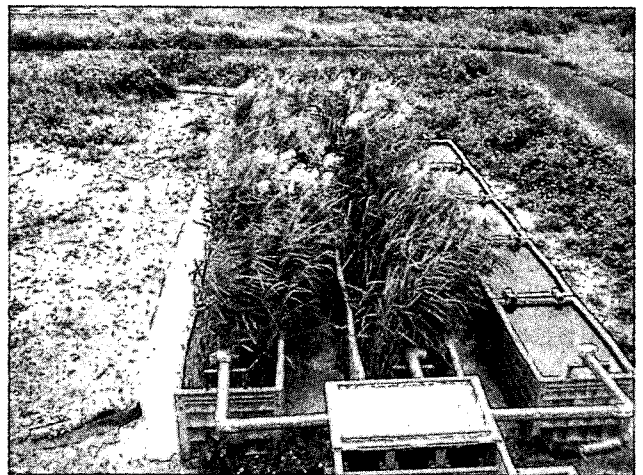


図-11 12/25の植生帯

系列であるから全部で約 70 本/系列 を植付けたことになる。植生帯への流入水は、ラグーン処理水を使い、ある程度流れができるくらいの流量（養生期間であるため、流量の測定を行わなかった）を流入させた。図-8 に、4/3 の植付け後の写真を示す。しかし、このあと2ヵ月が過ぎたが、ほとんど新芽は生えず、しかも容器によってはすべて枯れてしまうものもあり、根付けに失敗した。原因としては、ラグーン処理水の負荷が高すぎるため、ヨシが根付く前に根が腐ってしまったためであると考えられる。このため、6 月からは、処理場の処理水と水道水の混合水を作成し、これを容器に張り、蒸発などしてなくなった水分を後から補給するようにした。6 月下旬、枯れたヨシを抜き、抜いた所に新たに採取してきたヨシを植付けた。図-9 に、6/26 の植生帯の写真を示す。その後は、順調に成長し、夏季の良好な環境条件も加わったことから、ヨシは一気に成長した。図-10 に、9/25 の植生帯の写真を示す。

途上国の処理場では、維持管理予算が十分に確保できない現状にある。このような現状を踏まえ、今回の植生帯でも、草刈などの維持管理を行わず、成長しきった状態での処理状態を確認することを目的としている。このため、養生期間を十分にとることが必要であり、今年度はそのほとんどを養生期間とした。図-11 に、12/25 の植生帯の写真を示す。この写真の状態、処理場内に自生しているヨシと同程度の背丈に成長した。このため、ほぼ根付けが完了したと考え、HRT 20 day の低負荷の条件でラグーン処理水を定期的に流入させて、様子を伺うこととした。この後、植生帯の状態はほとんどかわらなかったため、完全に根付けが完了したと考えられるが、今年度は負荷を上げずにこのままの設定で、サブリングを行った。

HRT 20 day の水質結果を表-4 に示す。水温に関しては、植生帯中には光があまり入ってこないため、対象区に比べ 5℃ も低い値であった。SS・T-BOD・T-COD は、対象区で高く、植生帯を通るとかなり低

表-4 HRT 20 day の植生帯の水質結果

	水温 °C	SS mg/l	クロフィルA mg/l	大腸菌群数 個/ml
流入水	21.9	35.0	0.27	6900
対象区処理水	22.3	108.0	2.29	170
1処理水	17.9	4.0	0.04	130
2処理水	18.2	7.5	0.05	180
	T-BOD mg/l	D-BOD mg/l	T-COD mg/l	D-COD mg/l
流入水	23.0	11.0	37.0	21.0
対象区処理水	21.5	1.5	72.0	19.0
1処理水	3.1	2.0	16.0	14.5
2処理水	4.0	1.3	16.0	14.0

下することがわかる。これは、対象区では日光があたるため、藻類の繁殖が活発になり、その濃度が上昇するために処理水のトータル値が高くなる。その逆に植生帯では、日光があたらないため、藻類は増加せず、しかもラグーン処理水中に含まれる藻類に関しても死滅してしまうことと、その他にも植生帯の水中の茎に SS が接触して沈殿していく効果や滞留時間による沈殿効果があるため、処理水中の藻類濃度が低くなり、トータル値が低くなっていると考えられる。クロフィル a 値は、対象区で一番高く、次に流入水、植生帯に関してはほとんど藻類が含有していないことがわかる。大腸菌群数に関しては、流入水に対して、かなり低い値になっている。HRT 20 day は、かなり長い滞留時間であるため、各項目ごとに処理の状態がかなり異なる結果となった。

このように今年度は、植生帯によるラグーン処理水中の藻類除去の可能性を確認できた。今後、短い HRT での実験を行い、藻類除去に必要な植生帯の滞留時間について検討する予定である。

4.5 まとめ

(1) 低負荷のラグーンで良好な処理を行うために必要な HRT の把握

低負荷のラグーンを維持管理する場合、SS などの汚濁物の処理を考えると流入 BOD 50 mg/l では HRT 5 day、流入 BOD 100 mg/l では HRT 10 day が最低限必要な HRT である。大腸菌などの衛生的な面から考えると流入 BOD 50 mg/l では HRT 10 day、流入 BOD 100 mg/l では HRT 30 day (20 day のデータがないため決定値ではないが、今回の実験期間の範囲で考えると 30 day が適切) が最低限必要な HRT であると考えられる。

(2) 藻類の流出によるラグーン処理水質 (SS, T-BOD 濃度) 悪化への影響の確認

ラグーンの処理水を評価する上で、SS や T-BOD などのトータル値を測定したものはその濃度が処理されていない下水由来なのか、または処理中に発生する藻類に由来しているものなのかを、確認して評価しなければならない。このため、トータル値の水質結果だけではなく、溶解性の項目やラグーン池の見た目を考慮し、処理の状態を判別しなければいけない。

(3) 植生帯設置によるラグーン処理水中の藻類除去効果の確認

植生帯を設置することで、水面に直接日光が届かなくなるため、藻類の繁殖を抑える効果があり、しかもラグーン処理水中に含まれている藻類を死滅させる効果もある。そして、液中の SS は、滞留時間による沈殿効果や水中の茎に接触して沈殿することで、植生帯の処理水中には藻類の含有量が少なくなり、SS・T-BOD・T-COD が低い値になる (HRT 20 day の実験結果より)。

今後、短い HRT での実験を行い、藻類除去に必要な植生帯での滞留時間について検討する予定である。

なお、本調査研究は、政府開発援助試験研究費により実施されたものである。

【謝辞】 本研究の一部は、沖縄県と国土技術政策総合研究所の共同研究「ラグーンおよび後段処理システムに関する研究」(平成 13~16 年度)として実施されている。協力をいただいている沖縄県の関係各位に御礼申し上げる次第である。

2. 厨芥の管渠内流送特性に関する研究

下水道研究室 室長 森田 弘昭
研究官 森 一夫
研究官 吉田 綾子
研究員 浜田 知幸

1. はじめに

社会基盤施設整備の進展に伴い、市民の行政に対するニーズは多様化してきている。また、厳しい財政状況のもと、効率的な社会基盤施設整備事業の実施が強く求められている。このような背景の中、効率的な行政サービスの提供手段として既に整備された社会基盤施設を利活用することが提案¹⁾されている。

厨芥を粉碎して水とともに排水管に流し出すディスポーザーの導入は、下水道システムを活用して、住環境の向上、高齢者の福祉対策、都市環境の改善等を図ろうとするものであるが、下水道システムへの負担や都市全体のエネルギー消費量の増大などの悪影響が懸念されている。このため、ディスポーザーの導入にあたっては、下水道施設・ごみ処理施設への影響や地域全体の環境への影響評価など総合的な評価に基づく判断が求められている。

ディスポーザー導入の社会実験²⁾を実施している歌登町では、これまでの調査によりディスポーザーの設置後、下水管渠の底面に「卵殻・貝殻」などの堆積がみられることがわかっている。そこで、本研究では、実際の下水道管渠にて堆積がみられた「卵殻・貝殻」が掃流される流速・限界掃流力を求めることを目的として、卵殻・貝殻のディスポーザー粉碎後の形状を調べるとともに、管渠内での堆積、掃流条件を管渠模型実験から検証した。

2. 実験概要

2.1 供試堆積物の性状

供試堆積物は、ディスポーザー導入後に管渠内で堆積がみられた卵殻、貝殻の混合物を用いることにした。実験に先立ち、これらの性状を把握するため、ディスポーザーで卵殻、貝殻（以下、堆積物）を粉碎し、その物性を調査した。ディスポーザーは実際に歌登町で設置されている2種類の米国製のものを標準的な使用方法で用いた。卵殻は鶏卵、貝殻はアサリ貝を用い、いずれも市販されている標準サイズのものである。粉碎した堆積物は全量回収し、比重、平均粒径、粒径の形状（殻厚）を測定した。比重の測定方法はJISA1202に準拠した。平均粒径は、標準網ふるいによる粒度試験（JSF131土の粒度試験方法：ふるい分析部分）に準拠した。なお、堆積物は、不定形であり球体として直径を求めることが困難であることから、粉碎物の厚さ（殻厚）を測定した。卵殻、貝殻の殻厚は、粉碎した卵殻、貝殻を任意に5～6粒採取し、それぞれの厚さをノギスにて測定、平均値から求めた。

2.2 管渠模型の概要

ディスポーザー導入の社会実験を実施している北海道歌登町では、下水管渠にφ200の硬質塩化ビニル管（以下、塩ビ管）が最も多く使われている。そのため、模型実験も同様のφ200塩ビ管もしくは粗度係数が同等の管材の使用が望まれる。そこで、本実験の管渠模型には、管渠内壁の粗度係数がほぼ塩ビ管と同等で堆積物の観測が容易なφ200の透明アクリル管を用いた。管渠模型延長は、堆積物投入区間2m、実験区間10mおよび下流3mに低下背水区間の計15mとした。送水管の途中に電磁流量計を設置するとともに、流量調整バ

ルブにて流量を調整した。管渠模型の諸元を図1、管渠模型の全景を写真1に示した。

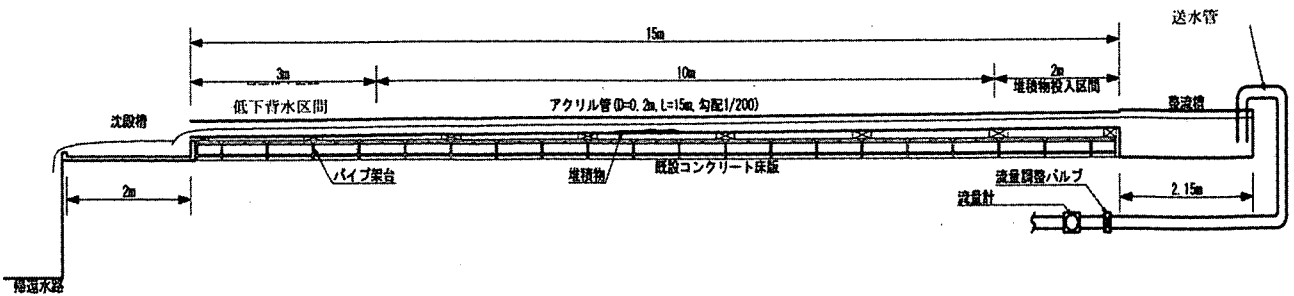


図1 管渠模型の諸元

2. 3 実験方法

1) 既堆積物掃流実験

模型中に供試堆積物を所定の寸法に形成した後、流量を順次増加させ、堆積物の移動（掃流）開始流速とその時の水深を測定した。堆積物は、通水開始前の状態で管渠底面に厚さ2cm、長さ2mとなるよう設置した。なお、堆積物の最末端に粘土の堰を設置した。流速および水深は、堆積物の手前5.5m、堆積物の設置地点の6.5mおよび7.5m地点で測定した（図2）。6.5m、7.5m地点の流速は底面から1.5cmの位置で測定し、5.5mの地点では底面から1.5cmと平均水深の2箇所測定した。

管渠の勾配は $I=1/478, 1/202, 1/103$ の3ケースとし、通水量は $0.5\sim 5.5\text{L/s}$ の範囲とした。堆積物の移動状況は、表1に示す基準に従い初期、中期、全面移動の3段階に分類し、各段階の流速、水深を測定した。

2) 堆積物の連続堆積・掃流実験

卵殻、貝殻の管渠内での堆積および掃流と流速との関係を把握するために、堆積開始時の流速と堆積物の増加状況（最大堆積高、最大堆積延長）、通水流量の増加に伴う掃流状況の観測を行った。

実験条件を表2に示した。実験は、堆積物、投入方法、通水流量により計24通り実施した。本実験では、堆積物がある程度の塊で静止した状態を堆積開始とみなした。また、堆積延長、最大堆積高は、投入方法Aでは、堆積開始から随時堆積高および延長を測定し、測定値の増加がみられなくなった時点を堆積と掃流が平衡状態になったと判断して測定した。投入方法Bでは、堆積高および延長を随時測定し、最大堆積高さ、最大堆積延長を求め

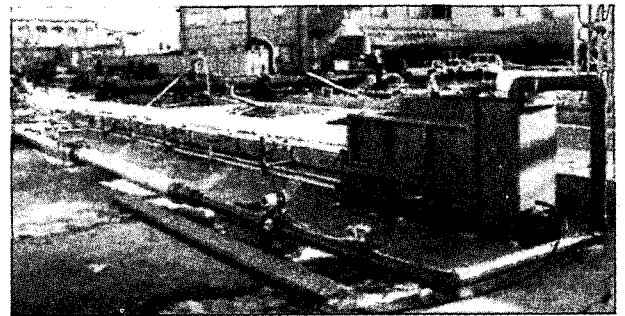


写真1 管渠模型の全景

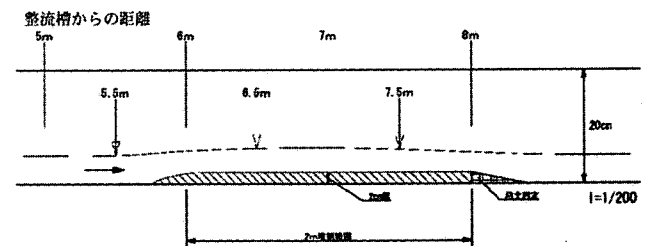


図2 堆積物設置状況及び水理量の測定位置

表1 堆積物の移動状況の判断基準

初期移動	堆積物の中間位置で、表面の殻が数個程度移動を開始した時点
中間移動	堆積物の中間位置で、間欠的であるが、表面の半分程度の殻の移動が生ずる時点（移動状態が初期移動と全面移動の中間的な状態）
全面移動	表面の殻の連続的な移動が見られる時点

表2 連続堆積・掃流実験における実験条件

堆積物	勾配	投入方法	通水流量(L/s)	
貝殻	1/202	A	Q=0.5~3.0	0.5 間隔、6 段階設定した。
		B	Q=0.5~3.0	
卵殻	1/202	A	Q=0.5~3.0	
		B	Q=0.5~3.0	

投入方法A：連続して50g/minとなるよう投入する。

投入方法B：約90gを塊状態のまま一定間隔（約10秒）で5回連続投入する。

た。なお、投入方法 A は、多数の家庭がランダムにディスポーザーを使用するとともに、浴室、洗面所などの排水も混合して排出される極めて平均的な負荷状態、投入方法 B は、他の生活排水の排出がなくディスポーザー排水のみが排出されるショックロード的な負荷状態を想定している。

3. 結果および考察

3. 1 供試堆積物の性状

実験に供するためにディスポーザーで粉碎した貝殻および卵殻の性状を表 3 に示した。

粉碎物の比重は、貝殻は 2.8、卵殻は 2.6 であった。通常、管渠内の堆積物は流入した土砂が主な成分といわれている。砂粒子の比重は、2.60~2.75 程度であり、貝殻、卵殻の比重も土砂と同程度であることから、厨芥成分の中では、堆積物しやすい物質といえる。

粒径分布図より求めた堆積物の平均粒径は 1.9~2.5mm、平均殻厚は貝殻 1.0mm、卵殻 0.5mm であった。これらの値をディスポーザーの機種毎に比較すると、平均粒径では A,B 社ともに 2.0mm 程度であったが、貝殻の均等係数については、B 社の 3.0 に対して A 社は 4.2 と高い値を示すことがわかった。このことから、ディスポーザーは機種により、粉碎機能に差がみられ、粉碎物の粒径分布にばらつきが生じることが示唆された。また、貝殻、卵殻の殻厚は、粒度試験による平均粒径のそれぞれ 2.4、4 倍であり、ディスポーザーで粉碎した貝殻、卵殻は扁平形になっていることがわかった。

なお、これらの結果から、A 社のディスポーザーは均等係数が高く粉碎程度にばらつきが大きいと判断し、より多種類のディスポーザーへの適応性を考慮して、以下の管渠模型実験では A 社のディスポーザーにて粉碎した貝殻および卵殻を使用した。粒径別の粉碎状況を写真 2、3 に示した。

表 3 供試堆積物の性状

	堆積物	平均粒径 (mm)	最大粒径 (mm)	均等係数	備考
A 社	貝殻	2.3	9.50	4.2	比重:貝殻 2.8 卵殻 2.6
	卵殻	2.1	9.50	2.2	
B 社	貝殻	2.5	4.75	3.0	殻厚: 貝殻 1.0mm 卵殻 0.5mm
	卵殻	1.9	9.50	1.9	

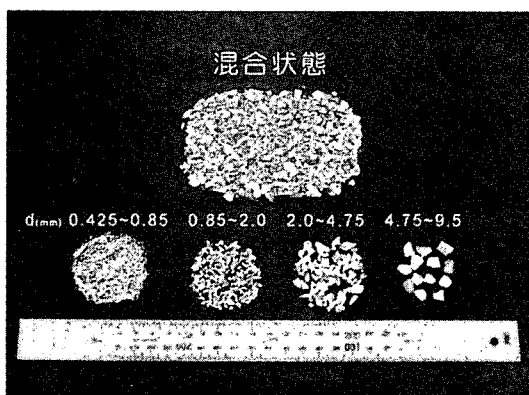


写真 2 粒径別の貝殻 (A社)

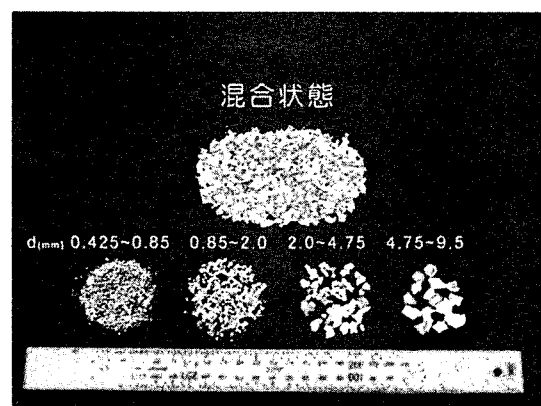


写真 3 粒径別の卵殻 (A社)

3. 2 既堆積物掃流実験

堆積物の移動状況別の流速を 6.5m、7.5m 2 地点での測定値の平均を求め、図 3 に示した。貝殻、卵殻ともに流速が速まるに従って移動状況が初期、中間、全面に変化することが確認された。しかし、勾配の違いによる移動状況と流速の関係に明確な相違はみられなかった。そこで、各段階での掃流流速を全勾配条件の平均値より求めると、貝殻では初期移動 V=44.9cm/s、中間移動 V=52.4cm/s、全面移動 V=60.1cm/s、卵殻では初期移動 V=42.9cm/s、中間移動 V=47.5cm/s、全面移動 V=55.9cm/s であり、貝殻は卵殻に比べていずれの移動状況においても掃流されにくいことが示唆された。また、設計指針³⁾に示された管渠内の最低流速は 60cm/s であるが、本実験の結果、掃流されにくい貝殻においても最低流速の 60cm/s で全面移動することがわかった。

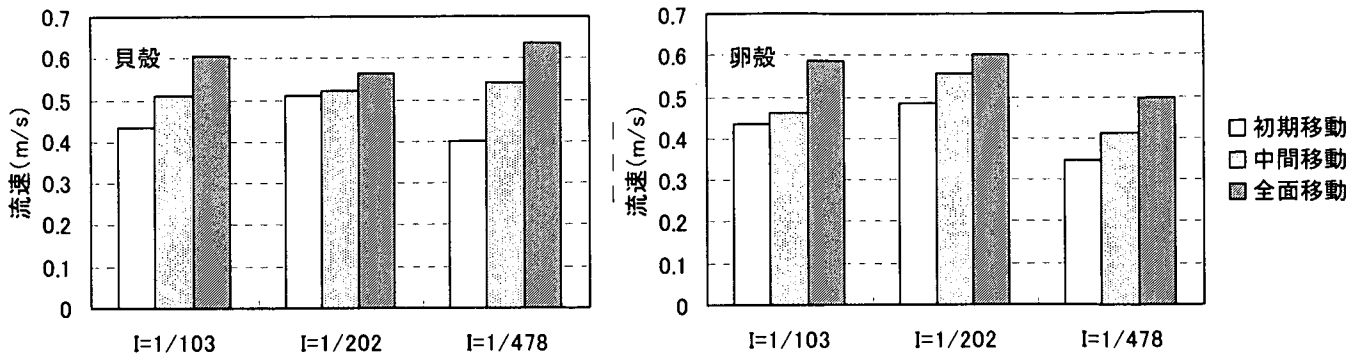


図3 堆積物の移動状況と流速との関係

なお、堆積物中の貝殻と卵殻の割合は必ずしも1：1ではなく、歌登町の場合は貝殻と卵殻の割合は1：40であることがこれまでの現地調査により明らかにされている。また、農集落排水地区でディスポーザー導入の実験が実施されていた魚津市において管渠内の堆積物調査を実施したところ、貝殻と卵殻の割合は1：4程度であり、管渠内堆積物の内容は地域によって異なることがわかっている。これらのことから、実際の生ごみ由来の堆積物掃流流速については、ディスポーザー導入地域における現状調査の結果を踏まえて、さらに検討する必要がある。

堆積物の掃流流速について土砂の限界掃流力等を示した既往の式⁴⁾(1)~(3)を用いて解析した。すなわち、流速、水深の測定値から無次元掃流力 τ_* 、摩擦速度 U_* 等求め、shields ダイアグラム、岩垣公式などの既往の式との比較を行った。無次元掃流力を算出するにあたり、既往の式では土砂を対象としているため、形状は球形であると仮定されているが、貝殻および卵殻は粒度試験により平均粒径と殻厚が明らかに異なる。そのため、本実験では、堆積物の代表粒径として平均粒径と殻厚をそれぞれ用いて解析した。なお、限界掃流力は、河川などの分野で砂粒の初期移動を表すピックアップレイトや掃流砂量、浮遊砂の巻き上げ量や底面濃度を推定する式に含まれる重要なパラメーターと考えられる。

摩擦速度 $U_* = \sqrt{gRI} \dots (1)$

無次元掃流力 $\tau_* = \frac{u_*^2}{sgd} \dots (2)$

粒子レイノルズ数 $Re_* = U_* d / \nu \dots (3)$

s : 水中比重 d : 代表粒径

限界掃流力を算出した結果を図4に示した。粒度試験により求めた平均粒径を代表粒径とした場合、管渠勾配がI = 1/202, 1/103ではShieldや岩垣公式などの既往曲線に近似するが、I = 1/478では τ_* が低くなっ

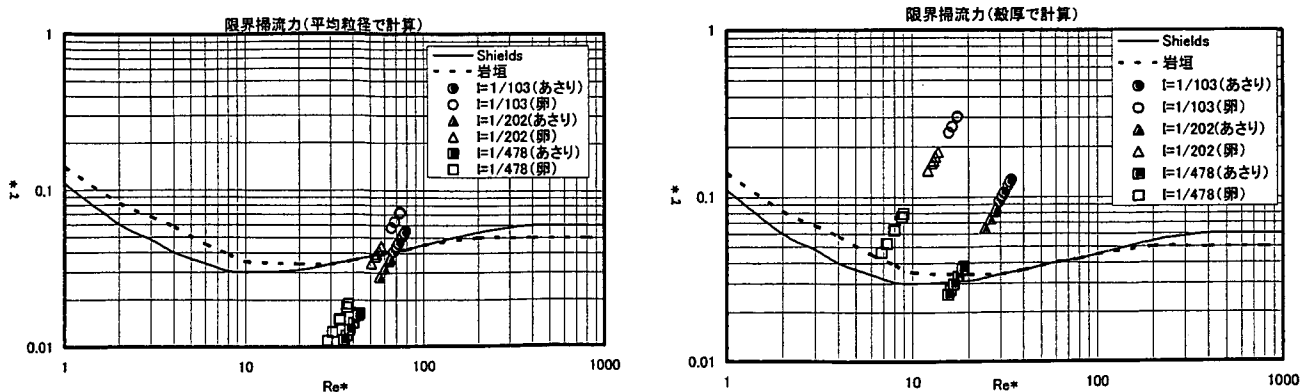


図4 限界掃流力と既往曲線との関係

た。殻厚を代表径とした場合、 $I = 1/478$ の時に既往曲線に近似し、他のケースは τ_* が高くなった。また、粒度試験により求めた平均粒径と殻厚の2通りの代表粒径による限界掃流力は、いずれも既往曲線と異なる挙動を示している。この既往曲線との相違は、堆積物が扁平形状であることに原因と考えられる。これらの結果から、貝殻や卵殻による堆積物の掃流特性は、既存の土砂の掃流に関連した研究報告でみられる結果と異なるため、解析方法に関してもさらに検討する必要がある。

3. 3 堆積物の連続堆積・掃流実験

通水水量による堆積物の堆積・掃流状況を表4に示した。

表4 通水水量による堆積物の堆積・掃流状況

流量 (L/s)	流速 (cm/s) 計算値*	貝 殻						卵 殻					
		投入方法 A			投入方法 B			投入方法 A			投入方法 B		
		堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)	堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)	堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)	堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)
0.5	36	1	50~100	1.5	1.0	50~100	1.5	若干	1.5	若干	若干	1.5	
1.0	44	1	50~100	1.5	1.0	50~100	1.5	若干	1.5	若干	若干	1.5	
1.5	50	若干		1.5	若干		1.5	僅かに堆積するが後に掃流			堆積なし		
2.0	54	僅かに堆積するが後に掃流			僅かに堆積するが後に掃流			同上			同上		

*マニング式から求めた計算値

(1) 貝殻

連続的に堆積物の供給がある投入方法Aでは、流量 1.0L/s 以下（流速 44cm/s 以下）で堆積が発生して、いずれも最大堆積高は 1cm、堆積延長は 50~100cm に達し、堆積が確認されてから流量を 1.5L/s まで増加させた時点で完全に掃流された。また、流量 1.5L/s では、堆積はするものの堆積物の供給を止めると徐々に掃流が始まり、同じ水理条件で堆積物は全て掃流された。つぎに、塊で堆積物を供給した投入方法Bでは、流量 0.5~1.0L/s は投入位置にそのまま堆積され、徐々に下流に堆積位置が移動して堆積延長は 50~100cm に達するが、その後、投入方法Aと同様に 1.5L/s（流速 50cm/s）まで流量を増加させると完全に掃流されることがわかった。

(2) 卵殻

投入方法Aでは、流量 1.0L/s（流速 44cm/s）以下で管渠中央の底面に若干堆積し、流量を 1.5 L/s（流速 50cm/s）に増加させると完全に掃流された。しかし、いずれの流量でも堆積物の供給を止め、長時間経過すると徐々に掃流されていく現象がみられた。また、流量を 1.5L/s（流速 50cm/s）に増加した場合は、堆積物は僅かに管渠底面に滞留するものの、堆積物を供給している時点で一部は掃流している状態であった。つぎに、投入方法Bでは、1.0L/s（流速 44cm/s）以下で若干堆積し、投入方法 A と同様に流量を 1.5 L/s（流速 50cm/s）に増加させると完全に掃流された。また、流量 1.5 L/s（流速 50cm/s）以上では、投入後、直ぐに掃流されてしまい堆積に至らなかった。

(3) 小括

投入方法 A では、貝殻、卵殻ともに流量 1.0L/s（流速 44cm/s）以下で堆積が発生することが確認された。しかし、卵殻の場合、最も流量の少ない 0.5L/s（流速 36cm/s）でも堆積物の供給が停止された場合、同じ流量でも長時間経過すると徐々に掃流される傾向がみられた。すなわち、貝殻は卵殻に比べて掃流されにくい物質であるといえる。また、貝殻の場合、投入方法の違いによって堆積、掃流状況に相違はみられなかったが、卵殻では、連続的に堆積物の供給がある A は、一度に大量の堆積物が供給される B に比べてやや堆積しやすい傾向がみられた。

以上の結果から、1/202 の一様勾配管渠では流量 1.5L/s（流速 50cm/s）以上確保できれば、管渠底面に堆積した貝殻および卵殻は掃流されるものと考えられた。

4. 結論

- (1) 卵殻、貝殻の比重はそれぞれ 2.6、2.8、平均粒径は 1.9~2.5mm、殻厚は 0.5mm、1.0mm であった。
- (2) 管渠の勾配が 1/100~1/500（一様勾配）である場合、堆積物が堆積高 2cm、堆積延長 2m で管渠底面に堆積した状態での貝殻の掃流流速は、初期移動 $V=44.9\text{cm/s}$ 、中間移動 $V=52.4\text{cm/s}$ 、全面移動 $V=60.1\text{cm/s}$ 、卵殻では初期移動 $V=42.9\text{cm/s}$ 、中間移動 $V=47.5\text{cm/s}$ 、全面移動 $V=55.9\text{cm/s}$ であり、設計流速（60cm/s）が確保されていれば、堆積物は掃流されることがわかった。
- (3) 砂粒を球形と仮定した既往の掃流式⁴⁾では、ディスポーザー粉砕物の掃流現象を表現することはできなかった。
- (4) 管渠の勾配が 1/202（一様勾配）では、通水流量が 2.0L/s（流速 54cm/s）以上確保できれば、貝殻や卵殻の管渠での堆積が防げる可能性が示唆された。

5. 今後の課題

今年度の研究は、ディスポーザー導入地域の管渠内で堆積物の組成である貝殻および卵殻について、それぞれのディスポーザー粉砕後の形状を明らかにするとともに、一様勾配での管渠内における掃流・堆積と通水流量（流速）との関係を検討し、堆積物の掃流特性に関する基礎的にデータを得たものである。

しかし、実管渠では、地盤沈下など様々な原因でひずみ、逆勾配となっているところがあり、ディスポーザーを導入している北海道歌登町の場合、管渠の逆勾配区間に堆積物の発生が多いことが現地調査の結果⁵⁾から明らかになっている。また、歌登町で採取した堆積物の分析結果では、実際の堆積物は貝殻、卵殻の割合が一様でないこと、貝殻、卵殻の他に約 5% の有機分が含まれていることもわかっている。

今後は、これらの現地調査の知見を考慮して、より現場の堆積物に近い形状での堆積物を用いるとともに、逆勾配区間のある管渠模型による実験を行い、ディスポーザー導入後に発生が予想される堆積物の掃流特性を明らかにしていく予定である。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

引用文献

- 1) 平成 15 年度予算編成の基本方針、平成 14 年 11 月 29 日閣議決定
- 2) 建設省都市局下水道部下水道企画課、建設省土木研究所下水道部、北海道建設部公園下水道課、歌登町水道課、歌登町下水道ディスポーザー社会実験について、平成 12 年 7 月 10 日記者発表資料
- 3) (社) 日本下水道協会、下水道施設計画・設計指針と解説 前編 2001 年版、p200
- 4) 土木学会、水理公式集、平成 11 年、p158
- 5) 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査、国土技術政策総合研究所資料 No.64、平成 13 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国土交通省国土技術政策総合研究所、p131-148

3. 生ごみ等有機系廃棄物の最適処理による 環境負荷低減技術に関する研究

下水道研究室 室 長 森田 弘昭
研 究 官 吉田 綾子
研 究 官 山縣 弘樹

1 はじめに

廃棄物の削減は、ごみ収集・焼却時の化石燃料消費にともなう環境負荷の低減、最終処分場の延命の観点から重要な課題である。特に一般廃棄物の約3割を占める生ごみは、臭気や衛生上の問題、焼却炉の温度低下によるダイオキシンの発生、ごみ発電時の回収エネルギーの減少原因ともなっている。そのため、多量の生ごみを排出する食品関連事業者に対しては、平成 11 年に「食品循環資源の再生利用等の促進に関する法律」が公布され、飼料や肥料等の原材料としての再生利用が図られることとなった。しかし一般家庭の生ごみについては、家庭での分別の手間、各戸からの分別収集の非効率性等の問題があるため、有効な再生利用策が確立していない。

そこで、家庭にディスポーザーを導入し、生ごみを破砕して下水道に排出し、下水処理場で発生した汚泥をメタンガスや有機肥料として有効利用することにより、家庭生ごみの効率的な回収および有効利用の促進が期待されている。またディスポーザーには、ごみ捨て労働の軽減等利便性の向上が期待されるため、高齢化社会における福祉対策としても注目されている。実際に、アメリカではディスポーザーは44%の住宅で普及し、家庭生ごみの処理手段の一つとなっている。

しかし、わが国の下水道施設は、ディスポーザー受入が想定されていないため、ディスポーザーの導入により、下水管渠の清掃頻度の増加、下水処理場の過負荷、合流式下水道雨天時越流水（CSO）の汚濁負荷の増加等の影響が懸念される。そのため、ディスポーザー導入の可否を判断する際には、ディスポーザー導入による下水道システムへの影響、ごみ処理システムへの効果、住民の利便性向上効果を総合的に評価することが求められるが、分野横断的な問題であるために、客観的データに基づく議論はこれまでほとんど行われていない。

そこで本研究は、ディスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活への影響・効果をライフサイクルアセスメント（LCA）及び費用効果分析の観点から総合評価することにより、生ごみ等有機系廃棄物の最適処理システムを提示することを目的とする。

2 平成 14 年度の研究概要

2.1 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

欧米におけるディスポーザーの導入状況及びその背景について文献調査を行い整理した。そして、すでにディスポーザーが普及しているアメリカを対象に、現地調査を行い、ディスポーザー導入による管渠の清掃頻度の増加について考察した。

2.2 ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

2.2.1 ディスポーザー導入の LCA による評価

ディスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活への影響・効果を LC-CO₂ 及び LCE により総合評価する手法を検討する。検討対象地域は、わが国で初めて下水処理区域の一部にディスポーザーを平成 11 年度に導入した北海道歌登町とする。14 年度は、ディスポーザー普及による管渠清掃頻度増加の影響について、同町の管渠の材質や径等の条件に配慮した LC-CO₂ 及び LCE による評価手法について検討した。

2.2.2 ディスポーザー導入の費用効果分析による評価

ディスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活への影響・効果を費用効果分析により総合評価する手法を検討する。特に、住民の利便性向上便益の評価にあたっては、仮想評価法（CVM）を適用する。検討対象地域は北海道歌登町とし、CVM による住民アンケートは便益の経時的変化を確認するため平成 12 年度¹⁾、14 年度、15 年度の 3 回行う。14 年度は、第 2 回目の調査を行った。

3 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

3.1 各国のディスポーザー導入状況に関する文献調査

3.1.1 アメリカ合衆国

(1)導入状況

アメリカでは、1950年代にインディアナ州ジャスパー市で設置実験を行って以降、新築の住宅でディスポーザーが設置され始めた。下水処理場の能力不足により下水道への接続を禁止していた都市もその後徐々に解禁し、最後まで残っていたニューヨーク市の合流地域でも、調査²⁾に基づき1997年に解禁された。これにより、合流式・分流式を含め、すべての都市で下水道へのディスポーザー接続に対する制限はなくなった。

1999年の全米住宅統計によれば、家庭普及率は全米で44%と推測され、特に西海岸での普及率が高い(図1)³⁾。

(2)ディスポーザー普及の背景

アメリカの合流式区域でディスポーザーが認められている理由として、水質保全の必要と考えられる地域では合流改善が日本に比べ進捗していることが考えられる。たとえば、ミシガン湖に放流するミルウォーキー市では、年間越流量に匹敵する貯留能力を持つインライン貯留系統(155万 m^3)が整備されており、合流改善がなされている⁴⁾。

アメリカでは、下水汚泥の6割が有効利用されているが、4割はコンポスト化等の処理を行わずに汚泥を土壤還元(Land Application)として利用している⁵⁾。一方、有効利用される生ごみは廃棄量の2.2%に過ぎない⁶⁾。したがって、ディスポーザー普及が生ごみ有効利用の促進に寄与していると考えられる。

また、利便性の観点からは、シアトル市では、ごみ減量化を目的に、生ごみ分別収集プロジェクトを実施した。426戸に対し生ごみコンテナを配布したものの、分別収集への参加率は45%に止まり、参加者のうち45%はディスポーザーの使用量が以前と変わらないと答え⁷⁾、家庭生ごみ処理手段としてのディスポーザーの優位性が示された。

3.1.2 ヨーロッパおよびオセアニア・カナダ

(1)導入状況

ディスポーザーの設置を奨励又は義務付けている国はないが、使用を許可又は黙認している国は、イギリス、イタリア、スペイン、デンマーク、カナダ、オーストラリアの6カ国である。このうち、カナダでは都市により対応が異なり、トロント市では分流式区域の住宅用ディスポーザーのみ使用を認めている⁴⁾。

また、逆に制限している国としては、ドイツが法により禁止し、オーストリア、オランダ、スイス、スウェーデン、ノルウェー、フィンランド、フランス、ベルギーが何らかの方法で規制している。しかし、オランダ政府の規制に対しては、デルフト大学の調査(1996年⁸⁾)が、この規制が科学的に根拠のないものと結論付けている。また、スウェーデンについては、一部の自治体では、消化ガス増加への関心から、ディスポーザー導入に関心を持っている。例えばスラハンマー市(分流式)は、1998年に、下水道接続世帯の40%にディスポーザーを設置し、下水道施設への影響について調査を行った⁹⁾。またマルモ市は、2001年から、合流式下水道に接続している再開発地域において、ディスポーザー排水のみを専用管で収集し沈殿処理して、汚泥からメタンガスを回収するプロジェクトを実施している¹⁰⁾。

(2)ディスポーザーの今後の普及動向

ヨーロッパでは、下水処理レベルについて域内の格差が大きく、海中放流や1次処理のみに止まっている個所も多い。そこで、1991年のEC指令(Directive 91/271/EEC)により、各国の下水処理レベルを2005年までに段階的に引き上げることが求められている。さらに、98年の改正指令(Directive 98/15/EEC)により、水質保全の必要な水域での窒素・りん除去も求められている。一方で、1986年のEC指令(Directive 86/278/EEC)により、汚泥の農地利用の促進と、生態系・人間への危険防止に関する規制がかけられており、さらに1991年のEC指令(Directive 91/271/EEC)により、汚泥の海中投棄が禁止された。そのため、汚濁負荷を増加させ汚泥量を増加させるディスポーザーの導入は、各国の下水道投資に対する負担となると考えられる。

EUの埋立に関する指令(Directive)は、加盟国の廃棄物当局に対して、生分解性廃棄物(biodegradable waste)の埋立量を2016(または2020)年までに1995年の35%に減らすよう義務づけている。さらに2004年には、生ごみの分別収集を奨励する有機性廃棄物の生物処理に関する指令(Biological treatment of biodegradable waste)の制定を準備しており、

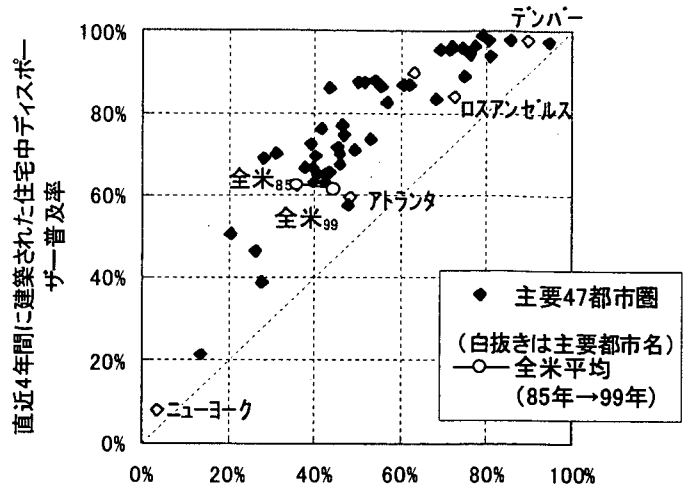


図-1 米国におけるディスポーザー普及率³⁾

ディスポーザーの導入を制限する方向にある。これに対して、EU の家庭設備業委員会は、生ごみ回収手段としてディスポーザーを導入すべきという報告を示している¹¹⁾。

3.2 米国でのディスポーザーの下水道施設への影響に関する調査

3.2.1 ディスポーザー普及率と管渠清掃頻度の関係

ディスポーザー導入による下水道施設への長期的な影響については現時点では不明な点が多い。特に、分流式の污水管において、ディスポーザー導入により管渠内の堆積物や閉塞がどの程度増加するかという問題は、維持管理コストの観点から重要であるが、現時点では明らかでない。そこで、すでに数十年前からディスポーザーが普及しているアメリカにおいて、都市ごとのディスポーザー普及率と分流式污水管の清掃頻度の関係を分析することにより、ディスポーザーの普及により分流式污水管の清掃頻度がどの程度増加するかを検討した。

都市ごとのディスポーザー普及率は住宅統計より引用し、下水管渠維持管理データは米国環境保護庁 (EPA) が分流式污水管を持つ全米 42 都市に対して実施した調査¹²⁾ (1999 年) を引用した。管渠の総延長のうち年間清掃延長の割合 (以下、「年間清掃率」という) は、平均 29.9%/年である。これは、日本の分流式污水管の年間清掃率 (平成 12 年度で平均 1.4%¹³⁾) の約 20 倍程度と高い。

ディスポーザー普及率と清掃率の関係を見たところ (図-2)、デンバーはディスポーザー普及率と清掃率いずれも高いものの、他都市の年間清掃率とディスポーザー普及率に関連性は見られない。

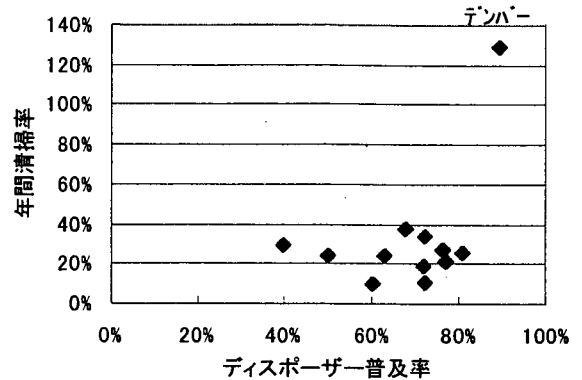


図-2 米国におけるディスポーザー普及率と管渠清掃率の関係³⁾

3.2.2 デンバー市における現地調査

ディスポーザー普及率と管渠年間清掃率がともに高く、ディスポーザーによる清掃率増加への影響が懸念されるコロラド州デンバー市において 2002 年 9 月に現地調査を行い、ディスポーザーの管渠清掃への影響を調査した。

デンバー市では、条例において下水道へ排出される厨芥粉砕物の粒径について規定している。また、食品加工業者、レストラン等を対象とする業務用ディスポーザーについては、設置に対する制限はないが、管渠閉塞防止のため前処理施設としてグリーストラップの設置を義務付け、ディスポーザー排水をグリーストラップで処理させている。

下水道部局へのヒアリングによれば、管渠閉塞の主な原因は厨房施設からのグリースと木の根の浸入であり、清掃率が高いのは計画的な予防的清掃 (管径 450mm 以下の污水管に対して、1.5 年に 1 回清掃) を実施しているためであり、ディスポーザー排水の管渠清掃への直接的な影響は確認できなかった。

4 ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

4.1 ディスポーザー導入の LCA による評価

4.1.1 目的

北海道歌登町をモデル地区として、ディスポーザー普及による管渠清掃頻度増加の影響について、同町の管渠の材質や径等の条件に配慮した LC-CO₂ 及び LCE による評価手法について検討した。

4.1.2 方法

(1) 既往文献のレビュー

下水道管渠清掃の LCA 評価事例としては、井村ら¹⁴⁾が福岡市を対象に試算を行っている。福岡市の管渠の維持管理データを用い、管渠清掃延長 1m あたりの高圧洗浄車・強力吸引車・給水車の走行・運転に必要な燃料使用量を求め、これを「直接原単位」としている。また、産業連関分析によって、特殊産業機械部門のエネルギー原単位を求め、それぞれの機械の耐用年数で除することで当該機械の製造についての年間あたり「間接原単位」としている。

歌登町での管渠清掃の LCA 評価を行う方法として、井村ら¹³⁾の直接・間接原単位に歌登町での清掃延長をかけることが考えられる。しかし下記の理由により、これら原単位は適用しないこととした。

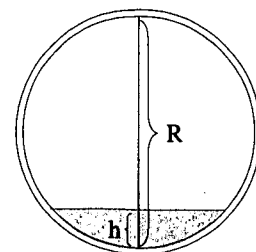
1) 管径による直接原単位への影響

福岡市では、φ1000mm 以下の暗渠を対象に清掃を行っている一方、歌登町の管渠は最大でも φ300mm、φ

200mm が主体である。したがって福岡市、歌登町ともに高圧洗浄車・強力吸引車・給水車を用いた高圧洗浄車清掃工（φ200～800mm が対象）が主と考えられる。直接原単位は、清掃 1m あたりの燃料消費量であるから、清掃 1m あたりの車輛の稼働時間に比例すると考えられる。しかし高圧洗浄車清掃工の場合、管径が小さいほど、1日あたりの清掃可能延長は大きい¹⁰⁾ため、清掃 1m あたりの車輛の稼働時間は小さくなり、直接原単位は小さくなる。

2) 堆積深による直接原単位への影響

高圧洗浄車清掃工の場合、同管径（R）であっても、管渠内の堆積深（図-3）が小さいほど、1日あたりの清掃可能延長は大きい¹⁰⁾ため、清掃 1m あたりの車輛の稼働時間は小さくなる。



$$\frac{h}{R} \text{ : 堆積深 (\%)}$$

図-3 堆積深

3) 基地から清掃現場までの移動距離による直接原単位への影響

歌登町で管渠清掃を行う場合、近隣に管渠清掃業者が存在しないため、清掃工程時の燃料消費量だけでなく、清掃業者の基地から歌登町への車輛移動に要する燃料消費量も考慮する必要がある。

4) 歌登町での清掃日数に応じた間接原単位推定の必要性

井村ら¹⁰⁾は、年間あたり間接原単位を、産業連関分析によって、特殊産業機械部門のエネルギー原単位を求め、それぞれの機械の耐用年数で除することで求めている。しかし歌登町の管渠延長は福岡市に比べ短いため、清掃日数は年間のうち数日であり、清掃車輛は歌登町以外でも使用されると考えられる。したがって製造に要する負荷量を、耐用年数で除した後、歌登町での稼働率（歌登町での稼働日数/年間の稼働日数）を考慮して、歌登町での間接原単位を設定する必要がある。

(2) 本調査での環境負荷量の推定方法

1) 本調査における直接原単位・間接原単位の定義

清掃車輛の燃料消費量は、走行時は距離に、清掃作業時は稼働時間との相関があると考えられる。清掃 1m あたりの車輛の稼働時間は、管径及び堆積深により異なる。また清掃車輛は時間の経過とともに徐々に劣化していくと考えられる。したがって、北海道内の自治体へのアンケート調査を基に、高圧洗浄車、強力吸引車、給水車の各々について、管径 200mm の場合の管渠清掃 1時間あたり直接・間接原単位と、基地から清掃現場までの移動 1km あたりの直接・間接原単位を求める（表-1）。そして、アンケート調査で導いた管径・堆積深と 1日あたり清掃延長の関係式から、歌登町の管渠の延長・管径・堆積深に応じた必要清掃時間を算出し、清掃に要する直接・間接負荷量を求める。また、清掃工程中の走行距離により、移動に要する直接・間接負荷量を求める（表-2）。清掃・移動に要する直接・間接負荷量の合計をもって管渠清掃時の環境負荷量とする。

表-1 本調査における直接原単位・間接原単位の定義

	移動（基地-清掃現場、清掃工程中）	清掃工程
直接原単位（清掃）	移動 1 kmあたり直接原単位 (k_R)	清掃 1時間あたり直接原単位 (k_C)
間接原単位（製造）	移動 1 kmあたり間接原単位 (l_R)	清掃 1時間あたり間接原単位 (l_C)

表-2 本調査における直接負荷量・間接負荷量の定義

	移動（基地-清掃現場、清掃工程中）	清掃工程
直接負荷量（清掃）(K)	移動に要する直接負荷量 (K_R)	清掃に要する直接負荷量 (K_C)
間接負荷量（製造）(L)	移動に要する間接負荷量 (L_R)	清掃に要する間接負荷量 (L_C)

- ・移動に要する直接負荷量 (K_R)
 $=$ 移動 1 kmあたり直接原単位 (k_R) \times (清掃工程中の走行距離 (D_1) + 基地・清掃現場往復距離 (D_2))
- ・清掃に要する直接負荷量 (K_C) = 管渠清掃 1時間あたり直接原単位 (k_C) \times 清掃必要時間 (T_h)
- ・移動に要する間接負荷量 (L_R)
 $=$ 移動 1 kmあたり間接原単位 (l_R) \times (清掃工程中の走行距離 (D_1) + 基地・清掃現場往復距離 (D_2))
- ・清掃に要する間接負荷量 (L_C) = 管渠清掃 1時間あたり間接原単位 (l_C) \times 清掃必要時間 (T_h)
- ・清掃時の環境負荷量 (C) = $K_R + K_C + L_R + L_C$

2) 管渠清掃に関するアンケート調査の実施

歌登町に適用する直接・間接原単位を求めるため北海道内の自治体に対してアンケート調査を行った。下水道統計

によれば、道内下水道供用済 149 市町（平成 12 年度）のうち、平成 11,12 年度のいずれかに清掃実績のある自治体は 76 市町であり、11,12 年度の清掃延長の和が管渠延長の 10%以上となる自治体は 31 市町であった。このうち 21 市町を調査対象に選定し、歌登町の主要な管渠と同種の管渠（分流式、φ200mm、塩ビ管）の清掃における①管渠延長、②清掃延長、③清掃日数（移動日含まず）、④時間数、⑤燃料消費量、⑥総稼働距離、⑦使用車輛の型式・重量・出力・タンク容量、⑧通常走行時の燃費、⑨汚泥量、⑩車両基地、汚泥廃棄先の場所、⑪使用水量・水源等について、北海道公園下水道課の協力により、平成 14 年度にアンケート調査を行った。

3) 堆積深と 1 日あたり清掃可能延長の関係式の導出

アンケート調査による各都市の φ200mm 塩ビ管の②清掃延長、③清掃日数、④時間数、⑨汚泥量を基に、下式に従い、各都市の堆積深（α）と 1 日あたり清掃延長（d_d）を求めた。そして、全都市の α と d_d の回帰式を推定した。

$$\cdot \text{閉塞断面積}(m^2) = 0.01^2 \cos^{-1}(1-0.4\alpha) - \sqrt{1-(1-0.4\alpha)^2} \{1-0.4\alpha\}$$

$$\cdot \text{閉塞断面積}(m^2) = \text{汚泥量}(kg) \div \text{湿潤密度}(kg/m^3) \div \text{清掃延長}(m)$$

$$\cdot \text{1日あたり清掃延長}(d_d) (m/日) = \text{清掃延長}(m) \div \text{清掃日数}(日)$$

4) 直接原単位・間接原単位の算出

①直接原単位

移動 1 km あたり直接原単位（k_R）は、アンケートによる走行時燃費（km/l）を基に求める。

清掃 1 時間あたり直接原単位（k_C）は、アンケートによる清掃 1h・出力 1kw あたりの燃料消費量（高圧洗浄車）、清掃 1h・風量 1m³/min あたりの燃料消費量（強力吸引車）を基に、高圧洗浄車、強力吸引車の平均的な出力及び風量をかけて求める。なお、燃料（軽油）と環境負荷量の換算は、表一 3 により行う。

②間接原単位

車輛の製造に要する負荷量（L_T）は、アンケートによる全都市の車輛の購入費用の平均値を基に、表一 4 の換算表を用いて求める。

次に、車輛の製造に要する負荷量（L_T）から、移動 1km に要する間接原単位（l_R）と、清掃 1 時間に要する間接原単位（l_C）を次の手順で求める。

まず、アンケートより耐用時間（T₀）、耐用距離（D₀）を求める。

清掃車両は清掃作業時にはほとんど移動しないため、この距離は基地

から現場までの走行によるものである。そこで、速度を 50km/h と仮定し、生涯に走行に要する時間（T_R）を求める。

すると、清掃に要する時間（T_C）は、T₀-T_Rにより求められる。走行に要する負荷量（L_R）は L_T × T_R / T₀、清掃に要する負荷量（L_C）は L_T × T_C / T₀ で求められる。従って、走行 1km に要する間接原単位（l_R）は L_R / D₀、管渠清掃 1 時間あたり間接原単位（l_C）は L_C / T_C で求められる。

5) ディスポーザーの有無による歌登町における堆積深、年清掃延長の設定

歌登町では供用開始後新しいため、平成 11 年度まで管渠清掃を行っていない。しかし将来はディスポーザーを導入しない場合でも清掃を行うと考えられる。そこで、アンケートから平均的な堆積深及び年清掃率（清掃延長/管渠延長）を求め、これを以て歌登町におけるディスポーザー導入なしの場合の堆積深（α₁）及び年清掃延長を設定する。

一方、ディスポーザー導入有りの場合、年堆積量（閉塞断面積×年清掃率）が増加すると考えられる。そこで、堆積深は導入なしの場合と同じとし、年清掃延長は年堆積量の増加に応じて増加すると仮定する。

6) ディスポーザーの有無による歌登町における管渠清掃時の環境負荷量の増加量の推定

ディスポーザー導入あり・なしの各ケースについて、以下のとおり環境負荷量を求める。

① 清掃必要日数・時間数の算定

(2)の φ200mm 塩ビ管の堆積深（α）と 1 日あたり清掃可能延長（d_d）の関係式を基に、設定堆積深（α₁）から、1 日あたり清掃延長（d）を求め、歌登町の年清掃延長（S）から、清掃必要日数（T_d）、清掃必要時間（T_h）を求める。1 日あたり清掃時間数を 6 時間とし、清掃必要日数を時間数（T_h）に換算する。

②清掃工程の設定

清掃必要日数（T_d）、車輛基地・清掃現場間の距離を基に、高圧洗浄車及び強力吸引車の基地・現場間の移動を含めた清掃工程中の走行距離（D）を求める。また給水車については、給水場所までの移動距離も含める。給水回数は、アンケートによる作業 1 時間あたり洗浄水使用量に清掃必要時間を乗じ、給水車の容量で除すことにより求める。

表一 3 軽油使用量と環境負荷量の換算表

CO ₂	2.644	kg-CO ₂ /l
エネルギー	9200	kcal/l

出典：「地球温暖化防止対策ハンドブック¹⁶⁾」

表一 4 購入価格と環境負荷量の換算表

CO ₂	2.64	kg-CO ₂ /千円
エネルギー	35.10	MJ/千円

出典：「建築の LCA 指針（案）」¹⁷⁾

輸送機械、産業用運搬車両

コード：3629-09

③ディスポーザーの有無による管渠清掃時の環境負荷量の増加量の推定

ディスポーザーの有無の各ケースについて、清掃時の環境負荷量を以下に従い求め、その差を以て環境負荷量の増加量とする。

4.1.3 結果

1) 管渠清掃に関するアンケート調査の実施

21 市町のうち、20 市町（北広島市、和寒町、ニセコ町、阿寒町、愛別町、芽室町、京極町、江別市、砂川市、小平町、新冠町、滝川市、稚内市、奈井江町、南幌町、比布町、美幌町、標津町、北見市、留萌市）から回答を得た。

2) 堆積深と1日あたり清掃可能延長の関係式の導出

20 市町のうち、堆積深と1日あたり清掃延長のデータが得られたのは7 市町（8 工程）であった（表一5）。両者の関係を図一4に示す。式(2)に示す回帰式が得られた。

$$1 \text{ 日あたり清掃可能延長 } (d_0) = 996.16 \times \text{堆積深 } (\alpha)^{-0.1709} \quad (r^2 = 0.4132) \quad \text{式(2)}$$

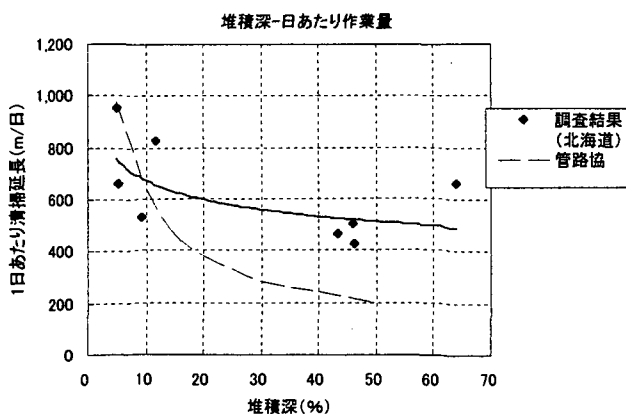
表一5 堆積深と清掃延長等の調査結果（対象管渠：塩ビ管、φ200mm）

市町	下水処理区域全体		清掃工程								
	φ200, VU 管渠延長	φ200, VU 5年清掃延長	清掃延長	清掃日数 (移動日 含まず)	汚泥量	洗浄水 使用量	計算結果				
							堆積深	日清掃延長	出力1kw,1h あたり 高圧洗浄車 燃料消費量	風量1m ³ /min, 1hあたり 強力吸引車 燃料消費量	作業1h あたり洗浄 水使用量
m	m	m	日	m ³	m ³	%	m/日	L/h/kw	L・min/h/m ³	m ³ /h	
A	10,058	1,610	850	2	12	11	46	425	0.044	0.349	0.92
B	124,593	49,900	3,300	5	2	50	5	660	-	0.066	1.67
C	107,919	41,268	9,911	12	20	110	12	826	0.024	0.141	1.53
D	29,677	17,924	3,307	5	70	150	64	661	0.029	0.031	5
E	19,965	13,631	461	1	6	-	43	461	-	-	-
F1	-	-	1,579	3	22.5	24	9	526	0.027	0.101	1.51
F2	-	-	1,497	3	21	40	46	499	0.040	0.053	2.96
G	61,764	29,171	7,129	8	4	93	5	951	0.023	0.035	1.59
平均		8.7%/年 ⁽¹⁾			0.000487 m ³ /m/年 ⁽²⁾		23.5 ⁽³⁾		0.031	0.111	2.17

(1)年あたり清掃率（清掃延長/管渠延長）：各市町の清掃率を管渠延長で加重平均した。

(2)年堆積量（汚泥量/清掃延長×年清掃率）：各市町の清掃1mあたり年閉塞断面積を管渠延長で加重平均した。

(3)平均堆積深：全市町の汚泥量と全市町の清掃延長から求めた。



※「管路協」は、φ200mmにおける標準作業量の値⁽⁵⁾

図一4 堆積深と1日あたり清掃延長の関係

表一6 清掃車輛の諸元（14市町の平均値）

		高圧 洗浄車	強力 吸引車	給水車
重量	kg	8,675.7	12,438.1	6,942.6
価格	千円	19,556.5	24,447.2	9,166.1
走行燃費	km/l	3.9	3.1	3.9
ポンプ出力	kW	149.6	-	-
タンク容量	m ³	-	6.9	6.2
風量	m ³ /min	-	43.3	-
経過時間(T ₀)	年[h]*	11.1[2227]	9.7[1267]	14.8[3112]
走行距離(D ₀)	km	80,014	116,907	145,194
CO ₂ 負荷量	kg-CO ₂	51,668	64,590	24,217
エネルギー負荷量	MJ	686,433	858,097	321,730

*経過時間[h]は、文献[18]の年間標準供用日数を引用し、200 日/年（高圧洗浄車）、130 日/年（強力吸引車）、210 日/年（給水車）と設定

3) 直接原単位・間接原単位の算出

清掃車輛の価格等の諸元が得られたのは14市町(21工程)であった。これらの平均を表一6に示す。これらを基に求められた直接原単位・間接原単位は、表一7のとおりである。

表一7 歌登町に適用する直接原単位・間接原単位(単位: kg-CO₂、[カッコ内はMJ])

	移動1 kmあたり 直接原単位 (k _R)	清掃1時間あたり 直接原単位 (k _C)	移動1 kmあたり 間接原単位 (l _R)	清掃1時間あたり 間接原単位 (l _C)
高圧洗浄車	0.678 [9.86]	12.35 [179.7]	0.058 [0.771]	2.900 [38.53]
強力吸引車	0.849 [12.35]	12.70 [184.7]	0.127 [1.693]	6.373 [84.67]
給水車	0.680 [9.88]	-	0.019 [0.258]	0.973 [12.93]

4) 歌登町における管渠清掃延長の設定

歌登町のφ200mm塩ビ管は13,210m(平成11年度)である。ディスポーザー導入の有無の各ケースの堆積深、年清掃延長は表一8のとおり設定した。

表一8 歌登町における管渠清掃時の堆積深及び年清掃延長推定値

	ディスポーザー 導入なし	ディスポーザー 導入あり
管1mあたり年堆積量(m ³ /m/年)	0.00049 ⁽¹⁾	0.00066 ⁽⁴⁾
ディスポーザーによる年堆積量の増加(m ³ /m/年)	-	0.00017 ⁽³⁾
年清掃率(%/年)	8.7 ⁽¹⁾	11.7 ⁽⁶⁾
堆積深(%)	23.5 ⁽¹⁾	23.5 ⁽⁵⁾
年清掃延長(m/年)	1,146 ⁽²⁾	1,543 ⁽²⁾

5) 歌登町における管渠清掃時のLCAの試算

①清掃必要日数の算定

1日あたり清掃延長(d) = 581 m/日

清掃必要日数(T_d) = 2日(ディスポーザーなし)
= 3日(ディスポーザーあり)

清掃必要時間(T_b) = 12h(ディスポーザーなし)
= 16h(ディスポーザーあり)

②清掃工程の設定

各車輛の走行距離は表一9のとおりである。

(1)アンケートの平均値(表一5)より引用

(2)管渠延長×年清掃率

(3)管渠全体の13%について、堆積量が1300cm³/m/年増加と仮定¹⁹⁾

(4)導入なし時の管1mあたり年堆積量+ディスポーザーによる年堆積量の増加

(5)ディスポーザー導入時も導入なし時と同じ堆積深で清掃すると仮定

(6)年堆積量の増加に比例して清掃率が増加すると仮定

表一9 歌登町における清掃車輛の走行距離の推定値(札幌市からの往復移動含む)

車種	清掃日数 (日)	清掃時間 (h)	給水回数 (回)	基地(札幌)～ 歌登町(km/往復)	町内移動 (km/日)	給水移動 (km/回)	移動距離計 (km)
高圧洗浄車	2/3	12/16	-	634/634	14/14	-	663.1/677.5
強力吸引車	2/3	12/16	-	634/634	14/14	-	663.1/677.5
給水車	2/3	12/16	5/6	634/634	14/14	4/4	683.1/701.5

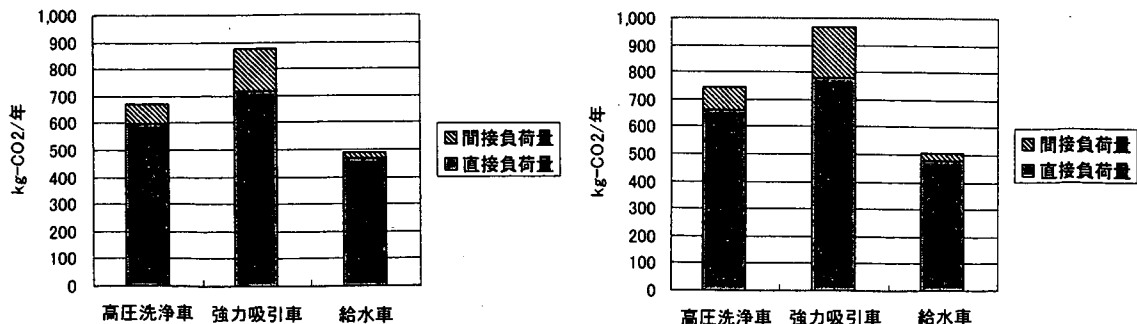
(ディスポーザー導入なしの場合/ディスポーザー導入ありの場合)

③直接負荷量・間接負荷量の算定

ディスポーザー導入なしの場合と導入有りの場合の直接負荷量・間接負荷量を求めた。図一5にCO₂ベースの負荷量を示す。ディスポーザー導入による管渠清掃の環境負荷増加は、182kg-CO₂/年(2,596MJ/年)と推定され、増加率はCO₂、エネルギーベースいずれも9%となった。

(1)ディスポーザーなし(年清掃率設定値:8.7%)

(2)ディスポーザーあり(年清掃率設定値:11.7%)



図一5 歌登町におけるディスポーザー導入による管渠清掃のLCA評価
(対象管渠: 塩ビ管φ200mm, 延長13,210m, 堆積深23.5%, 清掃車輛の札幌市からの往復移動含む)

4.2 ディスポーザー導入の費用効果分析による評価

4.2.1 目的

北海道歌登町をモデル地区として、ディスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活への影響・効果を費用効果分析により総合評価する手法を検討する。特にわが国ではディスポーザーの導入事例がほとんどないため、利用者の利便性評価に関する既往研究は少ない。そこで歌登町において、実際のディスポーザー利用者を対象とするアンケート調査を行い、ディスポーザーの生ごみ分別手段としての効果およびCVMを用いた利便性の経済評価を行った²⁰⁾。

4.2.2 方法

(1) アンケート調査票の設計

1) 生ごみ分別手段としての効果の評価

生ごみ分別手段としての効果を評価するために、ディスポーザーの使用頻度と、ディスポーザーで処理する生ごみの種類について尋ねた。

2) CVMによる利便性の評価

① 評価対象範囲

ディスポーザーの導入による利用者への影響は、表一10のように整理される。

メリットとしては、生ごみが速やかに台所から排出されることによるごみ捨て労働の軽減や台所の衛生面の改善という各家庭単位で発現する効果（利便性・衛生面の改善）と、生ごみが減少することによるごみステーションからの悪臭、汚汁の減少やカラスなどの被害の減少という地区単位で発現する効果とに分類される。

一方、デメリットとしては、騒音・振動や排水設備の閉塞・故障という心理的な不安（ディスポーザーの使用上のトラブル・問題）と、ディスポーザー運転に伴う電力・上下水道料金の増加という金銭的な負担とに分類される。

CVMの評価対象は、こうしたディスポーザーの利用に伴うメリット・デメリットを総合した利用者の利便性向上とした。

② シナリオ設定

支払方法は、利便性に対する支払意志額（以下「WTP」という）が表明されるように、「ディスポーザーを町から借りるための1月1世帯あたり支払料金」というシナリオとし、「借りるための料金は、ディスポーザー本体の費用だけではなく、下水道に入る生ゴミを処理し、水環境に影響がでないようにするためにも使われる」ことを明記した（図一6）。

③ WTPの支払方式

WTPの支払方式は、あらかじめ提示した金額の中から選択させる「支払カード方式」を用いた。

提示金額は、月あたり100円、200円、500円、1,000円、1,500円、2,000円、3,000円、4,000円、5,000円、「それ以上（月あたり____円）」、「料金がいくらであっても、借りたくない。」とした。

(2) 調査票の配布・回収方法

1) 対象者

調査対象世帯は、ディスポーザー設置済みの町営住宅のうち調査可能な204世帯および一般住宅68世帯の合計272世帯とした。町営住宅は、住民の利用意志に関わらず全戸にディスポーザーを設置している一方、一般住宅は希望者のみに設置している。それぞれの利便性への認識は異なると考えられるため、別々に集計した。

表一10 ディスポーザーの利用者へのメリット・デメリット²⁰⁾

	項目	内容
メリット	利便性・衛生面の改善	・ごみ捨て労働の軽減 ・台所の衛生面の改善(臭い・蠅などの発生の低減)
	ごみ集積場(ごみステーション)の環境改善	・生ごみが少なくなることによる悪臭、汚汁の減少 ・カラスなどの被害減少
デメリット	使用上のトラブル・問題	・騒音・振動の発生 ・排水設備の閉塞、故障の発生
	コスト増加	・ディスポーザー運転に伴う電力・上下水道料金の増加

仮に、あなたのご家庭にディスポーザーがない状態を、想定してください。

そして、町からディスポーザーを借りて、生ゴミの処理に使うことができるとします。

ディスポーザーによる良い面、悪い面を考えると、料金がいくらまでであれば、ディスポーザーを借りようと思いますか？

下に示されている料金の中から、借りてもよいと思う最大の額を選んでください。

ただし、町に支払われる料金は、ディスポーザー本体の費用だけでなく、下水道に入る生ゴミを処理し、水環境に影響がでないようにするためにも使われます。

図一6 WTP 設問部²⁰⁾

2) 配布・回収方法

アンケートの回収率は、配布対象272世帯に対し201票の回答が得られ、抵抗回答等を除いたWTP 推定有効回答は154票であった。

アンケートの配布・回収にあたっては、調査票と返信封筒（料金後納）を添付して送付する「郵送調査法」を採用した。なお、回収率を高めるために、1回目の回収期間終了後、未回答者に対して再度調査票を送付し、回答を依頼した。実際の回収期間、回収率等については表一11、12に示す。

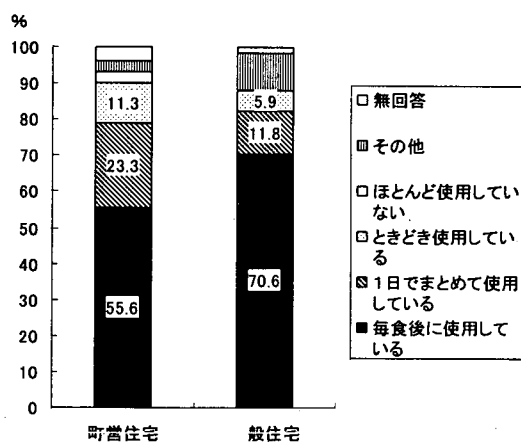
回答者については、回答内容への信頼性を担保するため、世帯主または家事を扱うその配偶者に限ることとした。

4.2.3 調査結果

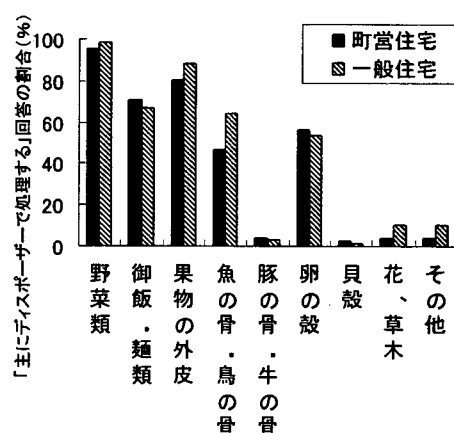
(1) 生ごみ分別手段としてのディスプレイの効果

ディスプレイの使用頻度については、アンケート回答者の約8割が毎日1回以上使用しており、毎日発生する生ごみをその場で廃棄することができるというディスプレイのメリットが確認された。（図一7）

また、ディスプレイで処理する生ごみの種類については、野菜類は9割以上、御飯・麺類、果物の外皮、魚の骨・鳥の骨、卵の殻は半数以上の世帯がディスプレイで主に処理していることがわかった。（図一8）



図一7 ディスプレーの使用頻度²⁰⁾



図一8 ディスプレーに入れる生ごみの種類²⁰⁾

(2) ディスプレーに対する利用者の評価

1) ディスプレーのメリットに対する評価

ディスプレイの利用者にとってのメリットについて、3段階評価による回答を求めた。評価項目は、以下のとおりである。

- ①生ごみを貯めておくための場所が少なくなった。
- ②臭い・害虫が解消し、衛生的になった。
- ③ごみ出しの際の汁だれの不快さが減った。
- ④ごみ出しの大変さが軽減された。
- ⑤ごみステーションでの悪臭、臭い、カラス被害が軽減した。

各家庭単位で発現する効果（①～④）について「とても感じる」「ある程度感じる」という肯定的な回答が町営住宅で概ね6割以上、一般住宅で概ね8割以上に達した。

表一11 アンケートの配布・回収日程

発送日（第1次）	平成14年12月6日（金）
回収期限（第1次）	平成14年12月22日（日）
発送日（第2次）	平成15年1月21日（火）
回収期限（第2次）	平成15年1月31日（金）

表一12 アンケートの回収状況

	対象世帯数	回答		WTP 推定有効回答	
		回答数	回収率	有効回答数	有効回収率
町全体	272	201	73.9%	154	56.6%
町営住宅	204	133	73.0%	98	48.0%
平成11年度設置	36	24	66.7%	19	52.8%
平成12年度設置	64	35	54.7%	23	35.9%
平成13年度設置	66	30	45.5%	22	33.3%
平成14年度設置	38	21	55.3%	17	44.7%
不明	—	23	—	17	—
一般住宅【公募】	68	68	100.0%	56	82.4%

しかし地区単位で発現するごみステーションの環境改善(⑤)については、肯定的な回答の割合が、地区全戸にディスポーザーが設置されている町営住宅で約4割、地区の一部のみでディスポーザーが設置されている一般住宅で約3割であり、各家庭単位で発現する効果より低かった。したがって、ディスポーザー導入によるごみステーションの環境改善の効果は、地区の全戸がディスポーザーを導入していても、調査時点ではあまり発現していないか、もしくは発現していても強くは認識されていないと言える。

2) ディスポーザーのデメリットに対する認識

ディスポーザーの利用者にとってのデメリットについて、3段階評価による回答を求めた。評価項目は以下のとおりである。

- ①上下水道料金、電気代が増えた。
- ②使用時に音がする。
- ③故障や閉塞などのトラブルが生じる。
- ④下水道施設や川等への影響がないか心配である。

上下水道料金・電気代の増加(①)、トラブル(③)について「とても気になる」「ある程度気になる」という否定的な回答は3割未満であった。一方、使用時の騒音(②)については、否定的な回答は約7割であった。また、下水道施設・川等への影響が「とても気になる」「ある程度気になる」という回答は町営住宅で約4割、一般住宅で約5割であった。

3) ディスポーザーの今後の利用意志

1)2)のメリット・デメリットを踏まえ、今後ディスポーザーの使用意志を尋ねた結果、町営住宅で81%、一般住宅では93%が今後も使い続けたいと回答した。(図-9)このように、8割以上のディスポーザー利用者が、今後もディスポーザーを使用したいと考えていた。

(3) 利便性の評価

1) 無効回答の排除

ディスポーザー利用による1世帯あたりの平均的なWTPを求めるにあたって、表-13に示す回答(合計47票)は無効として排除した。

2) 支払意志額の推計

無効回答を排除した後、ノンパラメトリック法による推定方法²⁰⁾を適用し、WTPの単純平均値(下限平均)及び中央値を求めた。有効回答全体(「歌登町」)および町営住宅、一般住宅ごとに、WTPの受諾率の分布を図-10に、単純平均値(以下、「平均値」)及び中央値を表-15に示す。

町営住宅のWTP平均値が550円/月・世帯、一般住宅のWTP平均値が957円/月・世帯であった。一般住宅のWTP平均値は町営住宅の1.7倍程度であった。

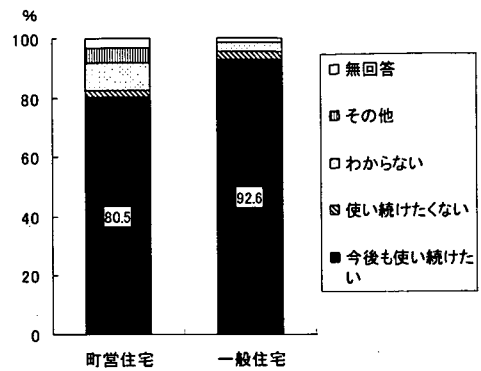


図-9 今後のディスポーザー利用意志²⁰⁾

表-13 排除した無効回答

内容		票数
WTPについて無回答		18
WTPについて「金額が幾らであっても支払いたくない」	抵抗回答「町にディスポーザーを無料で導入する義務がある」	5
	無理解①「借りるための金額が想像しにくい」	7
無理解②「質問の意味がよくわからなかった」		17

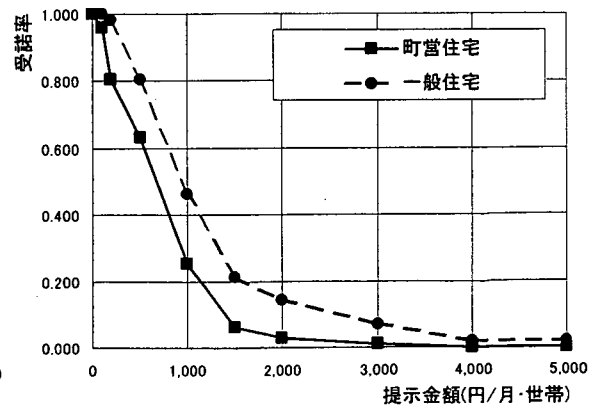
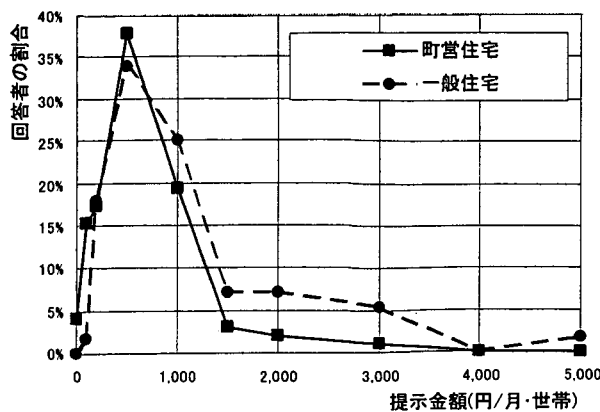


図-10 WTPの受諾率の分布²⁰⁾

したがって、平成 14 年度における歌登町のデスポーザー利用者（全 301 世帯）の利便性便益は、町営住宅と一般住宅のそれぞれの WTP 平均値とデスポーザー利用世帯数を基に、下式のように求められる。

表—15 支払い意志額（「デスポーザーを借りる」シナリオ）²⁰⁾

	町営住宅	一般住宅
標本数	98	56
単純平均(円/月・世帯)	550	957
(95%信頼区間)	(453 ~ 647)	(721 ~ 1,194)
中央値(円/月・世帯)	500	500

※95%信頼区間とは、母集団平均値を95%の確率で含む区間であり、以下の式に従い算出した。
〔標本平均値-1.96×標本標準偏差/√n, 標本平均値+1.96×標本標準偏差/√n〕

歌登町でのデスポーザーの利便性便益（平成 14 年度）

$$= \text{町営住宅世帯数} \times \text{町営住宅 WTP 平均値} + \text{一般住宅世帯数} \times \text{一般住宅 WTP 平均値}$$

$$= 193,226 \text{ 円/月 (154,577 円/月} \sim 270,219 \text{ 円/月)} \quad (\text{カッコ内は, 95\%信頼区間})$$

式

5 まとめ

5.1 諸外国におけるデスポーザー導入の影響に関する研究

欧米におけるデスポーザーの導入状況について文献調査を行い整理した。そして、すでにデスポーザーが普及しているアメリカにおいて、デスポーザー普及率と分流式汚水管清掃率の関係を調査した。汚水管清掃率は日本より高いものの、デスポーザー普及率と清掃率の関係は見いだせなかった。また普及率・清掃率が特異的に高いデンバー市での調査では、管渠閉塞の主な原因は厨房施設からのグリースと木の根の浸入であり、清掃率が高いのは計画的な予防的清掃の実施のためであり、デスポーザー排水の管渠清掃への直接的な影響は確認できなかった。

5.2 デスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

5.2.1 デスポーザー導入の LCA による評価

歌登町におけるデスポーザー導入による管渠清掃時の環境負荷増加を推定するために、北海道内の自治体を対象に管渠清掃に関するアンケート調査を行い、歌登町に適用するための高圧洗浄車・強力吸引車・給水車の直接原単位（燃料消費量）及び間接原単位（製造）を求めた。そして、歌登町でのデスポーザー導入の有無の各ケースについて、堆積深及び年清掃延長を仮定し、各ケースの年当たり環境負荷量を試算した。その結果、デスポーザー導入による管渠清掃時の環境負荷の増加量は、182kg-CO₂/年（2,596MJ/年）と推定され、増加率は CO₂、エネルギーベースいずれも 9% となった。

15 年度は、現在実施中の歌登町での管渠堆積に関する調査結果を基に堆積増加量を設定し、歌登町を対象とした管渠清掃への影響の LCA 評価を行う。さらに、デスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活等への影響・効果を LCA により総合評価する。

5.2.2 デスポーザー導入の費用効果分析による評価

歌登町におけるデスポーザー導入による住民の利便性向上を CVM により経済評価した。町営住宅（全戸に設置）の WTP 平均値が 550 円/月・世帯、一般住宅（希望者のみ公募で設置）の WTP 平均値が 957 円/月・世帯であり、一般住宅の WTP 平均値は町営住宅の 1.7 倍程度であった。

15 年度は、歌登町での生ごみ分別収集が開始されるため、デスポーザーに対する住民の利便性便益が変化する可能性があり、再度調査を行う。さらに、デスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活等への影響・効果を費用効果分析により総合評価する。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

参考文献

- 1) 吉田敏章, 山縣弘樹, 森田弘昭: 北海道歌登町におけるデスポーザー導入の費用効果分析に関する研究, 環境技術, Vol.32, No.12, pp.62-71, 環境技術研究協会, 2003.
- 2) The Impact of Food Waste Disposers in Combined Sewer Areas of New York City, 1997
- 3) 山縣弘樹, 野口綾子, 森田弘昭: 米国におけるデスポーザー普及率と下水管渠清掃頻度の関係の考察, 第 40 回下水道研究発表会講演集, pp.246-248, 日本下水道協会, 2003.
- 4) 下水道新技術推進機構, 公共下水道と一体となったデスポーザーシステム導入に関する研究 (その 2), 平成 13 年度
- 5) EPA: Biosolids Generation, Use, and Disposal in The United States, 1999

- 6) EPA: Municipal Solid Waste in the United States , 1999
- 7) City of Seattle: Food Waste Collection Pilot Project Summary Report, July 2001
- 8) University of Delft, Kitchen Food Waste Disposers, Effects on Sewer System and Wastewater Treatment, 1996
- 9) VA-FORSK: Food Waste Disposers – Effects on Wastewater Treatment Plants, A study from the Town of Surahammar: 1998
- 10) Christopher Gruber et al: Sustainability Concept for a Newly Built Urban Area in Malmö, Sweden, IWA 2002 World Water Congress: 2002
- 11) European Committee of Manufacturers of Domestic Appliances: Food Waste Disposer An integral part of the EU's future waste management strategy: 2003
- 12) American Society of Civil Engineers, EPA Cooperative Agreement: Optimization of Collection System Maintenance Frequencies and System Performance, 1999.
- 13) 日本下水道協会：下水道統計、平成 12 年度
- 14) 井村秀文：建設の LCA、オーム社、2001
- 15) 日本下水道管路維持管理業協会：下水道管路施設維持管理マニュアル・前編、p.248、1997 年度版
- 16) 環境庁：地球温暖化防止対策ハンドブック、1992.
- 17) 日本建築学会：建築の LCA 指針（案）
- 18) 日本下水道管路維持管理業協会：下水道管路施設維持管理積算資料、p.450、1998.
- 19) 国土技術政策総合研究所：高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査、平成 13 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料第 64 号、p.140、2002.
- 20) 山縣弘樹, 吉田敏章, 濱田知幸, 野口綾子, 森田弘昭, 三谷哲也：生ごみの分別手段としてのデスポーザーの効果および利便性評価, 第 31 回環境システム研究論文発表会講演集, 土木学会, pp.357-363、2003.
- 21) 肥田野登：環境と行政の経済評価 CVM（仮想市場法）マニュアル, 勁草書房, p.68, 1999.

4. 水循環・物質循環変動による影響評価技術の開発に関する調査

下水道研究室 室 長 森田 弘昭
 主任研究官 松原 誠
 主任研究官 那須 基
 交流研究員 森 博昭

1. はじめに

これからの我が国の国土づくりを進めていく上で、流域圏・都市を自然と共生したものとすることは重要な視点であり、とりわけ都市における健全な水循環を構築する取り組みが求められている。中でも、健全な水循環に重大な影響を与える合流式下水道の雨天時越流水については、お台場海浜公園（東京都港区）における白色固形物漂着の報道等を契機に対策推進の気運が高まり、平成 13 年 6 月には「合流式下水道改善対策検討委員会」が立ち上がり、平成 14 年 3 月には「合流式下水道の改善対策に関する調査報告書」として最終報告がとりまとめられたところである¹⁾。

この中で、越流水の影響について放流先水域も含めて評価すべきとされ、当面の目標として「公衆衛生上の安全確保」が新たに加えられたが、どの吐き口において消毒を実施すべきか、越流回数をどの程度まで制御すべきか、といった点については、合流式下水道越流水と放流先水域の水質の関係について検討された事例や調査データがほとんどなく、具体的な議論が十分ではないのが現状である。

このような背景から、本調査では、放流先を含めた流域圏と都市を対象として、合流式下水道越流水の与える影響を評価するための手法を検討し、効率的な合流式下水道の改善の推進に資することを目的とし、本年度は、放流先の海域を含めたモデル流域において実態調査を実施した。

2. 調査方法

2. 1 対象流域の概要

モデル流域には平作川流域（神奈川県横須賀市）を選定した。当該流域を調査対象として選定した理由は以下のとおりである。

- 1) 市内から久里浜港までの主たる雨水流入経路が平作川のみである。
- 2) 流域の大半が都市化され、また下水道普及率も高い。
- 3) 流域内に適当な広さの合流式下水道整備地区を抱えている。
- 4) 久里浜港の沿岸の一部では親水的な利用がなされている。

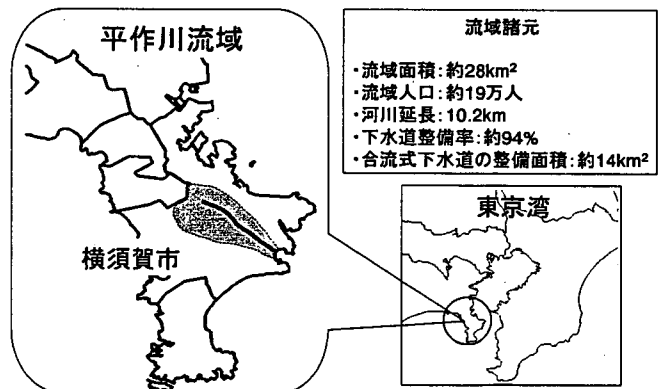


図-1 モデル流域の概略

平作川流域の状況は図-1のとおりである。平作川は大楠山に源を発し久里浜港に注ぐ2級河川で、下水道の排水系統を考慮した流域面積は約 28 km²である。

流域内の下水道普及率は約 94%であり、これらのうち JR 衣笠駅北側の旧市街地周辺が合流式下水道（上町処理区、一部は下町処理区）によって整備されている（図-2のハッチ部分）。流域内における合流式下水道の整備面積は約 14 km²であり、これは流域面積全体の約半分に相当する。

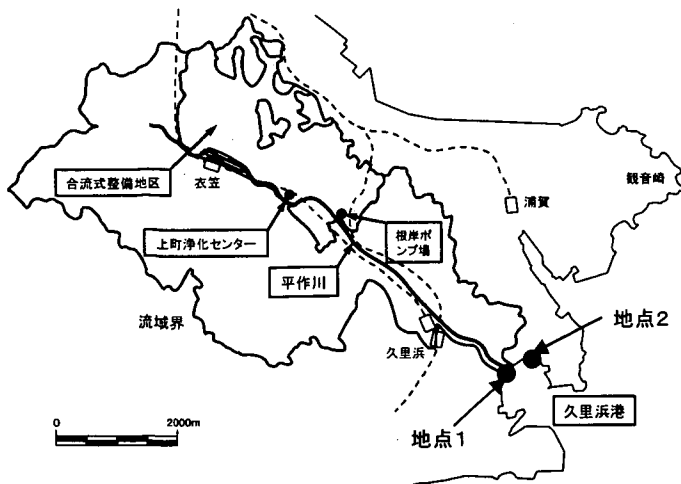


図-2 調査地点位置

合流式下水道整備地区内には、処理場（上町浄化センター）1箇所、ポンプ場（根岸ポンプ場）1箇所、及び雨水吐き11箇所が存在する。遮集管は時間最大汚水量の3倍（いわゆる3Q）で整備されており、1mm/hr程度の降雨で越流が生じる。なお根岸ポンプ場の下流には3箇所の雨水ポンプ場（分流式）が整備されている。

流域における調査地点の位置について図-2に示す。調査地点1は平作川から久里浜港への流入水質を把握するため、平作川最下流（開国橋）に設定した。調査地点2は久里浜港内での水質変動を把握するため、開国橋より約500m

離れた国土技術政策総合研究所（国総研横須賀）の構内岸壁に設定した。調査地点1では合流式下水道の雨天時越流水と分流式下水道の雨水放流水の両方を含んだ河川水を採水することになるため、今回の調査結果から合流式下水道の雨天時越流水の影響だけを分離して評価することは困難である。

2.2 調査方法

調査は晴天時、雨天時の各1回ずつ実施した。晴天時調査は、各調査地点において2回の採水を行った。雨天時調査は、各調査地点において降雨後5日間にわたり採水を行った。調査開始日およびその翌日については、潮の干満にあわせて採水を行った（2日間で6回）。3日目以降は1日に1回の採水とし、採水時間は日中の干潮時にあわせた。採水は橋上もしくは岸壁より直接行い、いずれも表層水を対象とした。試料はバイク便等を活用し、採水後速やかに国土技術政策総合研究所（つくば）に搬入し分析を行った。

水質分析項目はCOD、SS、T-N、T-P、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数である。大腸菌群数についてはBGLB培地直接MPN法により、糞便性大腸菌群数についてはM-FC寒天培地法により分析を行った。このほか水温、DO、電気伝導度について現地にて測定した。

なお、潮位データは海上保安庁横須賀験潮所の潮汐日報²⁾を、雨量データは流域内の上町浄化センターの計測データを使用した。

3. 調査結果

3.1 晴天時調査結果

晴天時調査は平成13年11月26日に実施した。当日までの先行無降雨日数は13日間であり、また干潮が7:40、満潮が14:30であり、採水はこの間で各地点とも2回ずつ行った。調査結果を表-1に示す。各地点において2回の調査結果に大きな差はなく、これらの平均値を晴天時の平均的な水質として扱うこととした。

表-1 晴天時調査結果

調査地点	採水時刻	COD (mg/L)	SS (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	大腸菌群数 (MPN/100mL)	糞便性 大腸菌群数 (個/100mL)	水温 (°C)	DO (mg/L)	電気 伝導度 (S/m)
調査地点1 (開国橋)	7:40	3.6	4.6	3.08	0.31	490	330	15.0	7.0	欠測
	11:25	4.8	3.6	3.16	0.32	170	140	15.5	6.0	欠測
調査地点2 (国総研横須賀)	10:05	1.9	6.0	0.72	0.05	130	90	15.8	8.2	欠測
	11:35	1.8	4.1	0.63	0.05	78	20	15.8	6.1	欠測

3. 2 雨天時調査結果

雨天時調査は平成 13 年 12 月 13～17 日に実施した。当日までの先行無降雨日数は 6 日間であった。

調査地点 2 における採水時刻を横須賀験潮所の観測潮位とともに示したものが図-3 である。採水は原則として調査地点 2、調査地点 1 の順に実施しており、2 地点の採水時刻の差は 10～20 分程度である。調査期間中の検体数は各地点とも 9 検体ずつである。

12 月 13 日における上町浄化センター

における降雨量、ならびに上町浄化センターの簡易処理放流量、根岸ポンプ場の放流量について図-4 に示す。総降雨量は 22.5 mm を記録した。なお 13 日の降雨終了後、17 日までの調査期間中に新たな降雨はなく晴天が続いた。

降雨量ならびに上町浄化センターの簡易処理放流の状況から判断して、雨天時越流が始まった時刻は 10 時から 11 時の間であったと想定される。よって 1 回目の採水における調査地点 1 の水質は越流水の影響を受けていないものと考えられる。また、越流量のピークは 15 時前後と想定され、2 回目の採水は越流量のピーク前、3 回目の採水は越流量のピーク後に相当すると考えられる。なお、根岸ポンプ場の下流に位置する 3 箇所の雨水ポンプ場（分流式）においても、15 時から 16 時にかけて放流があった。

調査結果について図-5. 1～5. 6 に示す。なお図中には晴天時の平均水質もあわせて表示した。前述の越流状況を反映して、調査地点 1 においてはすべての水質項目について 3 回目の採水時にピーク値が観測された。潮の干満の影響については、調査地点 1 において干潮時の 5 回目の値が、前後の満潮時の 4、6 回目の値より若干高くなる傾向が見られたが、調査結果全体に及ぼす影響は小さいと判断した。

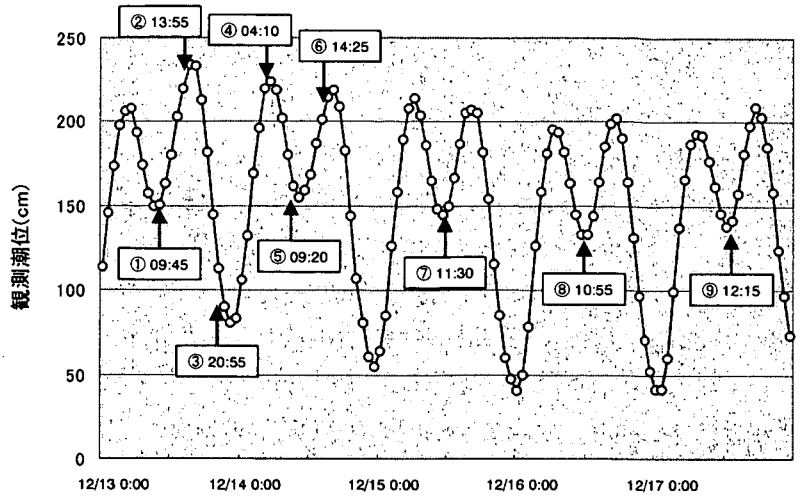


図-3 調査地点 2 における採水時刻と観測潮位

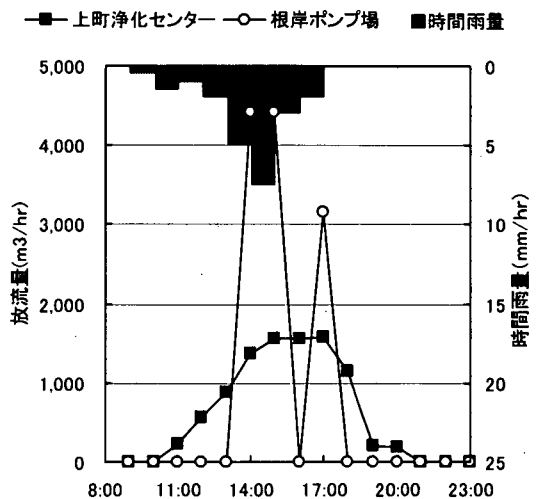


図-4 12 月 13 日の降雨及び越流の状況

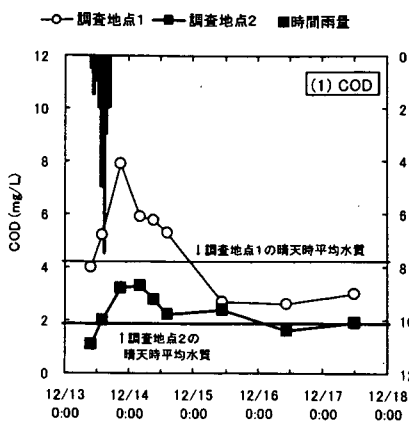


図-5. 1

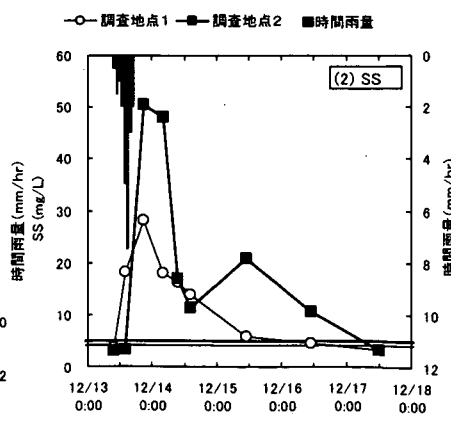


図-5. 2

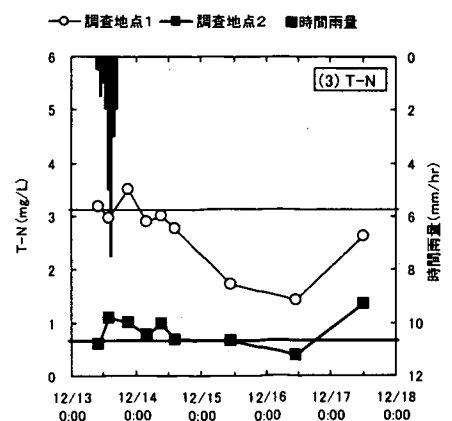


図-5. 3

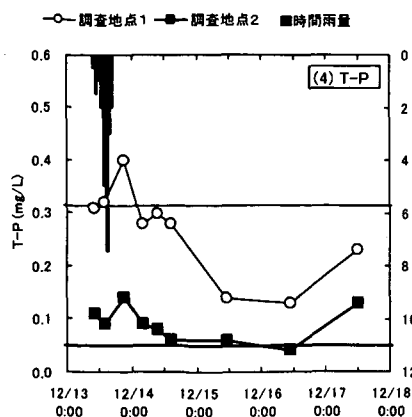


図-5.4

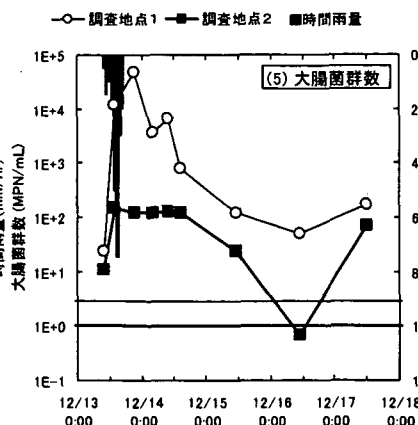


図-5.5

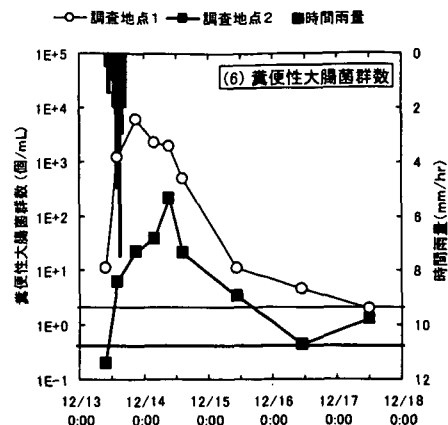


図-5.6

図-5.1～5.6 雨天時調査結果

4. 考察

4.1 晴天時と雨天時の比較

晴天時平均水質に対する雨天時のピーク水質の比について整理したものが図-6である。図より、COD, T-N, T-Pは雨天時と晴天時の差が比較的小さいが、SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数についてはその差が大きく、特に大腸菌群数と糞便性大腸菌群数は比の値が $10^2 \sim 10^4$ 程度と非常に大きく、晴天時と雨天時で水質が大きく異なることを示している。

表-3は雨水流出により悪化した水質が晴天時の平均水質に回復するまでに要する日数を水質項目ごとに整理したものである。ここで所要日数は降雨終了後を起点とし、概ね晴天時水質と同等のレベルまで回復した時点(図-5により判断)をもって終点とし、これを0.5日単位で表現したものである。

COD, T-N, T-Pは降雨終了後約1日で回復するが、SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数は回復までに約2～3日を要した。これは、SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数については、上述のとおり晴天時と雨天時で水質が大きく異なることが原因の1つと考えられる。

また、調査地点1におけるCOD, T-N, T-Pについては、降雨終了後2日目以降は、むしろ晴天時水質より良好な水質が観測される傾向にあった。

表-3 晴天時平均水質に回復するまでに要する日数

調査地点	COD	SS	T-N	T-P	大腸菌群数	糞便性大腸菌群数
調査地点1 (開国橋)	1.0	1.5	0.5	0.5	3以上	3.0
調査地点2 (国総研横須賀)	1.0	3.0	1.0	1.0	2.5	2.5

これは、調査地点1が感潮河川の河口部であり、晴天時に滞留している汚濁物質が降雨による流出でフラッシュされ、水質が一時的に改善されたものと考えられる。

4.2 海域における水質変動

調査地点2における各水質項目のピーク値は、2～5回目の採水において観測された。調査地点1ではいずれの項目も3回目の採水時にピーク値が観測されており、海域における水質変動は水質項目毎に異なる特性を持っていることが推測される。

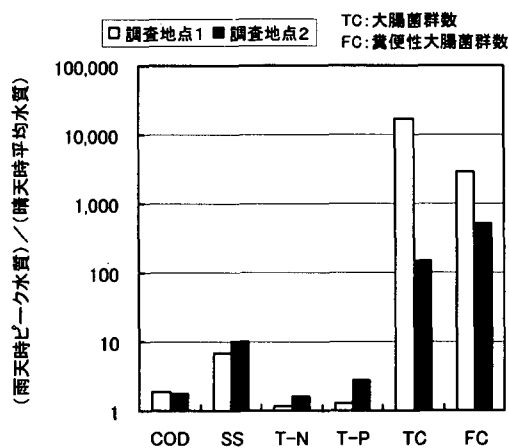


図-6 晴天時水質に対する雨天時ピーク水質の比

調査地点2の測定値に対する調査地点1の測定値の比について整理したものが図-7である。図の傾向から、6つの水質項目を大きく3つに分類することができる。

- ① COD, T-N, T-P：比の値は全体を通じてほぼ一定。
- ② SS：比の値が1を下回る場合がある。
- ③ 大腸菌群数、糞便性大腸菌群数：流出の初期に比の値が大きい。

②については、底泥の巻き上げや風による吹き寄せの影響などにより、海域の水質が上昇したものと考えられる。③については、雨天時の流入水質が晴天時に比べ格段に高いことに加え、海域での菌の死滅により、比の値が大きくなるものと考えられる。

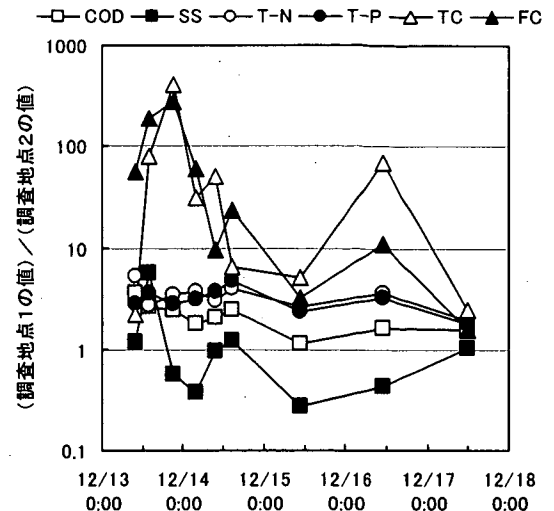


図-7 2調査地点における測定値の比

4. 3 大腸菌群数と糞便性大腸菌群数との関係

大腸菌群数ならびに糞便性大腸菌群数については、今回新たに合流改善対策の目標に位置づけられた公衆衛生に関する指標項目であるとともに、放流先の海域においてその影響が長期間に及ぶことから、今後の検討において特に重視していく必要がある。

大腸菌群数や糞便性大腸菌群数が放流先において減少する原因として、菌の死滅や沈降、拡散などが考えられるが、これらを総括して1次反応式 ($dC/dt = -kC$, C は濃度、 k は減衰係数) で表現した場合の減衰係数を計算し、結果を表-4に示した。減衰係数は2地点間の大きな差はなく、いずれの場合も糞便性大腸菌群数の減衰係数の方が大きかった。

大腸菌群数に対する糞便性大腸菌群数の比 (FC/TC比) について整理したものが図-8である。調査期間中に FC/TC 比は大きく変動しており、これは海域での挙動や陸域からの流入特性がそれぞれ異なっていることが原因と考えられる。吐き口における規制は大腸菌群数で行われているが、放流先における安全性の評価は糞便性大腸菌群数で行われていることを考えると、海域における実態把握や挙動解明については、大腸菌群、糞便性大腸菌群の双方を対象にする必要があると考えられる。

表-4 1次反応を仮定した場合の減衰係数

調査地点	大腸菌群数 (day ⁻¹)	糞便性 大腸菌群数 (day ⁻¹)	備考
調査地点1 (関国橋)	2.49	3.02	3~8回目のデータにより算出
調査地点2 (国総研横須賀)	2.55	2.69	5~8回目のデータにより算出

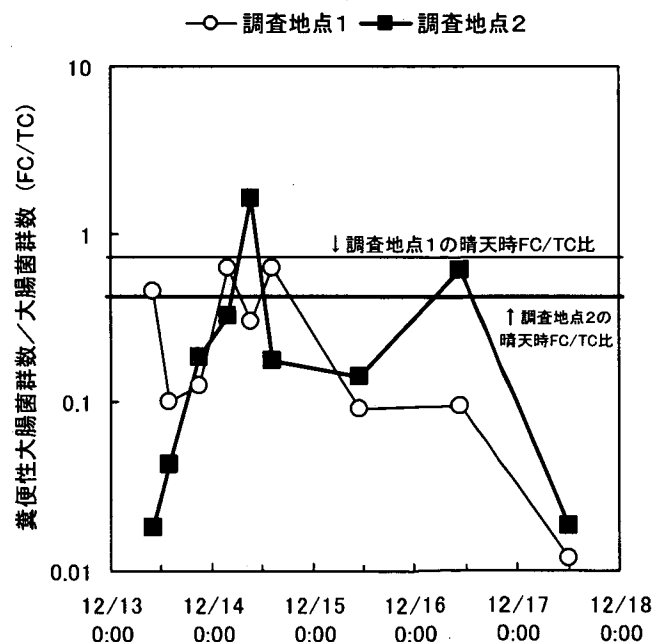


図-8 大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の比

4. 4 既往調査結果との比較

合流式下水道改善対策検討委員会において公表された13都市実態調査結果¹⁾のうち、海域を対象とし

ている5都市の調査結果について解析を行い、本調査結果との比較を行った。晴天時平均水質に回復するまでに要する日数、ならびに大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の減衰係数について本調査と同様に計算した。

大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の減衰係数は、各調査によって大きなばらつきがあった。また減衰傾向が明確でないため減衰係数を算定できない場合も多く、一般的な傾向を論じることができなかった。大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の減衰係数の大小関係については、大腸菌群数の減衰係数の方が大きくなる場合が多く、本調査結果とは逆の傾向を示していた。各調査における減衰係数と雨天時ピーク水質との関係を図-9に整理したが、両者の関係は明らかではなかった。

これらの結果から、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数については、放流先の海域において降雨後の影響が長期間に及ぶが、減衰の傾向は一律ではなく、各海域の特性が大きく影響するものと考えられる。これは、海域毎の実態調査の重要性を改めて示唆するものである。

5. まとめと今後の課題

合流式下水道の雨天時越流水が流入する海域において雨天時水質調査を実施した。得られた知見をまとめると次のとおりである。

- 1) SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数は晴天時と雨天時で水質が大きく異なる。大腸菌群数と糞便性大腸菌群数では、雨天時ピーク水質が晴天時平均水質の $10^2 \sim 10^4$ 倍程度であった。
- 2) 降雨終了後COD, T-N, T-Pでは約1日で晴天時平均水質まで回復するのに対しSS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数では約2~3日と長期間を要した。
- 3) 海域における水質変動の特徴は、①COD, T-N, T-P、②SS、③大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の3つのグループに分類された。
- 4) 1次反応を仮定した大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の減衰係数は $2.5 \sim 3.0 \text{ day}^{-1}$ 程度であり、2地点間の差は小さかった。
- 5) 調査期間中のFC/TC比は大きく変動していた。海域における実態把握や挙動解明については、大腸菌群と糞便性大腸菌群の双方を検討対象にする必要がある。
- 6) 13都市実態調査結果と比較したところ、大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の減衰係数はばらつきが大きく、各海域の特性が大きく影響すると考えられた。

今後は、より詳細な調査を実施し、海域に流入した各汚濁物質の消長について明らかにするとともに、海域に流入する合流式下水道からの越流水や分流式下水道の雨水等についても水量水質調査を行い、流入負荷量と海域の水質との関係についても検討していく必要がある。

最後に、現地調査にご協力いただいた国土技術政策総合研究所海洋環境研究室および日本下水道事業団技術開発部、ならびに雨量データ等のご提供をいただきました横須賀市下水道部の関係各位に感謝いたします。

なお、本調査研究は、技術研究開発調査費により実施されたものである。

<参考文献>

- 1) 合流式下水道の改善対策に関する調査報告書, 2002.
- 2) http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KAN3/kaisyoday_index.html

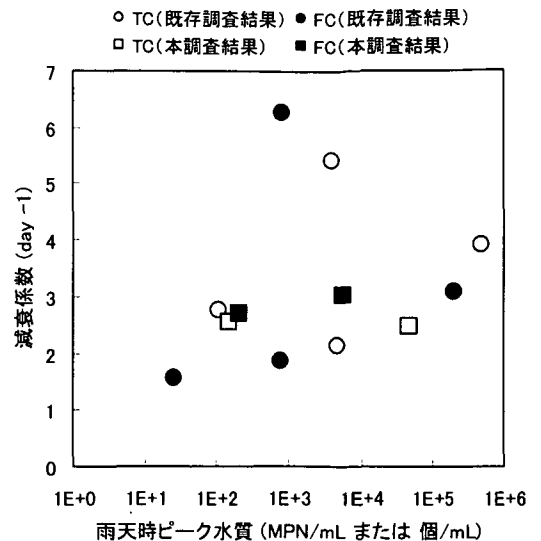


図-9 雨天時ピーク水質と減衰係数の関係