

〈ノート〉

デスポーザー排水流入時の管渠内浄化に関する研究

鈴木 藍¹⁾, 吉田 綾子²⁾, 濱田 知幸³⁾鶴巻 峰夫⁴⁾, 森田 弘昭⁵⁾¹⁾ 日本大学大学院 生産工学研究科

(〒275-8575 千葉県習志野市泉町1-2-1 E-mail: ciai17097@g.nihon-u.ac.jp)

²⁾ 東京農業大学 農芸化学科

(〒156-8502 東京都世田谷区桜丘1-1-1 E-mail: a3yosida@nodai.ac.jp)

³⁾ 国土技術政策総合研究所 下水道研究部

(〒305-0804 茨城県つくば市旭1番地 E-mail: hamada-t92ef@mlit.go.jp)

⁴⁾ (株)エックス都市研究所 環境エンジニアリング事業本部

(〒171-0033 東京都豊島区高田二丁目17-22 E-mail: mineo.tsurumaki@exri.co.jp)

⁵⁾ 日本大学大学院 生産工学研究科

(〒275-8575 千葉県習志野市泉町1-2-1 E-mail: morita.hiroaki@nihon-u.ac.jp)

概要

デスポーザー導入によりごみ処理事業の効率化が期待できる一方、下水道への負荷増大が懸念される。しかし、デスポーザー導入地域の長期調査結果では、下水処理場への負荷増加は確認できていない。本研究では、その要因が下水管での浄化機能であるという仮説を設定し、管路模型を用いて下水とデスポーザー排水の混合水を用いた実験を行った。実験の結果、デスポーザー排水を含む下水中の有機物の減少には、下水管内で増殖し壁面に付着する微生物群が寄与していることがわかった。管内でのデスポーザー排水の分解速度は約0.04/hと試算され、下水管渠には浄化機能があることを確認した。

キーワード：デスポーザー、下水管渠、管渠内浄化、生ごみ、汚濁負荷

原稿受付 2022.5.31 原稿受理 2022.8.17

EICA: 27(2・3) 135-142

1. 研究背景と目的

デスポーザー(以下、DP)は、1920年代に米国で発明された生ごみをシンク内で粉碎し下水道に排出する家電製品である。全米では普及率は51%(2011年米国商務省センテンス局:住宅統計より算出)であり、一般家庭の生ごみ処理方法として定着している。わが国では、住宅の高層化や生活環境の向上への期待感からDPへの関心が高まる一方、下水道への影響を懸念する声も多く、これまで様々な議論がなされてきた。国土交通省では北海道歌登町(現、枝幸町)の一般家庭300世帯にDPを設置し、下水道施設(管渠、ポンプ場、下水処理場)、市民生活等への影響を調査した社会実験(2000年~2003年)¹⁾を実施し、2005年に「デスポーザー導入時の影響判定の考え方」²⁾を公表している。しかし、単体DPの普及率は低く、現在、都市部の多くの新築マンションではDP排水を集合処理する「デスポーザー排水処理システム」が採用されている。デスポーザー排水処理システムは、下水道への負荷増加を懸念して開発された我が国特有のシステムであるが、既存の戸建て住宅は対象としてい

ない。

バイオマスの利活用は地球温暖化対策の一つとして重要である。食品廃棄物総量の半分を占める家庭系食品廃棄物の有効利用率はわずか7%(家庭系廃棄物766万t、再生利用56万t)であり³⁾、これは各家庭に分散している生ごみの収集が困難であることが要因と考えられる。各家庭に単体DPを設置し生ごみを下水道管渠で効率よく下水処理場に集約することが可能であれば、廃棄物の収集・処理を既存インフラである下水道が担うこととなり、下水道ストックの新たな活用法として期待できる。このような背景を踏まえ、著者らは持続的な地域社会に資する下水道を提案するために、DP導入が地域社会に及ぼす影響について調査研究を継続してきた⁴⁻⁷⁾。その中でDP導入地域の下水処理場の流入水質や余剰汚泥量の調査を実施してきたが、DP普及率が高くてもDP導入時に想定された負荷増加が確認できず、下水処理場への影響がほとんどみられないことが明らかになりつつある⁷⁾。このことからDP排水由来の負荷がそのまま下水処理場に到達していない可能性があり、下水管渠内での浄化作用が影響していると推察される。なお、管渠内の浄化作

用の有無は、DP 導入地域全体（下水道事業と廃棄物処理事業）の GHG 排出量の評価にも影響する。これまでの DP 導入時の影響評価では下水管渠内での浄化作用は考慮せず、DP 導入は GHG 排出量を増加させると試算されてきた^{1,2)}。DP 導入が地域全体の GHG 排出に及ぼす影響を評価するためにも、下水管渠での有機物分解について実態を把握する必要がある。

DP 排水の性状や負荷特性については、これまで詳細な検討がなされており^{8,9)}、著者らも単体 DP の導入を想定した DP 排水の負荷原単位を提案してきた^{10,11)}。しかし、これまでの研究では DP 排水そのものの負荷特性を評価したもので、生活排水として下水管渠に流入後の性状変化は考慮されていない。しかし、易分解性（生物分解性）の有機物を多く含む DP 排水⁹⁾は、管渠内の微生物により流下過程で一定量分解されると考えられ、管渠の浄化作用による DP 排水の汚濁負荷減少が予見される。そこで、単体 DP 導入の影響を適切に評価するために、本研究では下水管渠に着目し、管路模型を用いた DP 排水の流下実験を行った。管渠内の浄化作用に寄与すると考えられる管渠内付着物（生物膜）を再現し、生物膜の有無が DP 排水中の有機物量に及ぼす影響を調べるとともに、下水管渠の有機物分解能について考察した。

2. 実験方法

2.1 管路模型の概要

管路模型の概略図を **Fig. 1** に示す。管路長は主管路 4 m（2 m×2 本）と管路接合部 0.27 m の計 4.27 m、管路の材質はアクリル製である。管渠内の自然流下に近い条件とするため、貯留槽（容量約 80 L）から水中ポンプで汚水を汲み上げ、上部槽に流入させる方式とし、管の勾配は流速 0.2 m/s、流量 0.0004 m³/s となるようラボジャッキにて調整した。流下時は藻類等の発生抑制のためアルミホイルで養生し日光を遮断した。流下過程での水温保持のため貯留槽内に電熱線を設置した。なお、下水管渠には圧送管を含め管渠内空間や下水中の酸素濃度が低い条件の場合もあるが、概ねの管渠は好气的条件下であるとみなした。

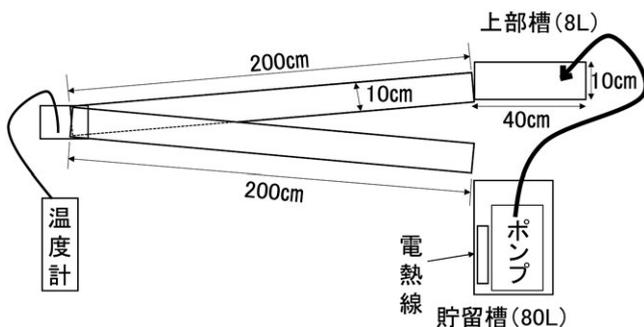


Fig. 1 Schematic diagram of pipe model

2.2 管渠内生物膜の生成

下水管渠では、汚水の流下により管渠内部に付着物が生成される。管渠内付着物は微生物菌体からなる台所や風呂場などに一般的に認められる生物膜（バイオフィルム）である。著者らは、これまでに管渠内付着物を採取分析する現地調査を実施しており DP 導入の有無に関わらず、付着物が存在することを報告している¹²⁾。本研究では、下水管渠の浄化作用が DP 排水の性状変化をもたらすとみなし、管路模型を下水管渠内の条件にできるだけ近づけるために生物膜の再現を試みた。

1) 人工下水流下による生物膜の生成

管路模型の内部に生物膜を付着させるため、人工基質成分として使用されるスキムミルクを水道水と混合したものを人工下水とし、管路模型内に人工下水を継続的に流下させた。人工下水は一般的な水質指標である生物化学的酸素要求量（BOD）を下水処理場への流入下水の平均的な値である BOD = 200 mg/L となるよう調整した。なお、人工下水を流下させ続けると塩類等の蓄積が発生し、微生物の活動に影響する可能性があるため、生物膜生成期間中は、毎日人工下水を入れ替え、管路模型の上部槽および貯留槽の清掃を行い、汚水の流下する管路部のみに生物膜が付着するよう努めた。

2) 実下水流下による生物膜の生成

実下水の流下により管路模型内に生物膜が生成されるか確認するために、管路模型内に下水処理場の流入水（以下、下水）を継続的に流下させた。下水は千葉県内の N 市浄化センター（一部合流式）から採取した。1) 人工下水と同様、下水も管路模型を流下させ続けると塩類等の蓄積が懸念されるため、2 日毎に入れ替え作業を行った。なお、流下させる下水は同一日に採取したものを扱い、実験期間中暗室冷蔵保存した。

2.3 DP 排水の調整

DP は手動給水・一括処理型の家庭用 DP（ISE 社製：AC105-B）を使用し、「ディスポーザー排水処理システム」の性能基準評価で規定されている標準生ごみ 250 g を水道水 5 l で処理し得られた溶液を DP 排水とした。標準生ごみは、(社)日本下水道協会「下水道のためのディスポーザー排水処理システム性能基準（案）」¹³⁾ に準じて調整後、水道水 2 l を流しながら 1 分間 DP を稼働させた。DP 内部に生ごみが残存しないよう水道水 1 l / 30 秒 × 3 回 DP を稼働し排水全量を回収した。DP の仕様を **Table 1**、標準生ごみの組成を **Table 2** に示す。なお、3.2 の 2) 人工下水 + DP 排水（生物膜あり・生物膜なし）に示した流下実験実施時には、DP を設置したシンクがなく標準生ごみを水道水とともにフードミキサーで粉碎したものを DP 排水

Table 1 Specifications of garbage disposer

生ごみ投入方式	連続投入
粉碎方式	ハンマーミル方式
使用水量	8ℓ/分
外形寸法	H311 mm×D222 mm
本体重量	7.5 kg

Table 2 Composition of raw garbage

生ごみの種類	湿重量 (g)
ニンジン	45
キャベツ	45
バナナ (皮)	25
リンゴ	25
グレープフルーツ (皮)	25
卵殻	5
手羽元 (骨)	20
魚 (干物：アジの開き)	25
茶殻	10
米飯	25
合計	250

として代用した。

2.4 管路模型を用いた流下実験

DP排水は、生活排水として下水管渠に流入し管渠内を既に流下している下水と合流する。この管渠内の状況を再現するために、本実験ではDP排水を10%混合した溶液を用いた。本報ではDP排水中の有機物含有量に着目し、管路模型の状態（生物膜の有無）によるDP排水のTBOD濃度（以下、BOD濃度）の変化について解析した。分析方法は下水試験方法¹⁴⁾に従った。試験区（実験条件）を**Table 3**に示す。

Table 3 Experimental Design

試験区	試料	生物膜	生物膜の生成条件
Case-1	水道水 DP排水10%含有	無	-
Case-2	人工下水 DP排水10%含有	無	-
Case-3	人工下水 DP排水10%含有	有	人工下水
Case-4	実下水 DP排水10%含有	無	-
Case-5	実下水 DP排水10%含有	有	実下水

2.5 管渠内生物膜の有機物分解能（分解速度）の評価

下水管渠内では、管渠内に付着（生成）している生物膜により浄化作用が起こると予見される。微生物による分解現象は、物質の濃度により比例する一次反応式で表すことができる。そこで、管路模型による流下実験の結果（BOD濃度）から分解速度を算出した。分解速度 k (1/h) は一次反応式を基本式として常用対数変換した下式を用いて、測定時間と各分析値から最小二乗法で求めた。

$$\frac{dC_t}{dt} = -KC_t$$

$$C_t = C_0 \cdot 10^{-kt}$$

C_t : t 時刻における有機物濃度 (mg/L)

C_0 : 0時間における有機物濃度 (mg/L)

t : 時間 (h)

K : 分解速度 (1/h, 基本式における定数)

k : 分解速度 (1/h, 基本式を常用対数で展開した式での定数)

3. 結果と考察

3.1 管渠内生物膜の生成

1) 人工下水流下による生物膜の生成

人工下水の流下開始から1週間後、管路壁面に白色の付着物が管渠全体に確認された。著者らが実施した下水管渠内の付着物に関する現地調査¹²⁾の結果では、付着物の外観は白色を呈し、灰色、黒色および茶色の物質が点在しており、外観上は類似していた。また、付着物が確認された状態で、新たに作成した人工下水を24時間流下させBOD濃度を測定した結果、BOD濃度は流下開始時の200 mg/Lから160~170 mg/Lと8割程度と減少することが確認された。この結果から管路部壁面の白色の付着物を生物膜であるとみなし、人工下水を用いた生物膜の生成は、人工下水 (BOD: 200 mg/L) を1週間流下させ、白色の付着物を目視確認することを条件とした。

2) 実下水流下による生物膜の生成

実下水の流下開始から約1週間後、管路部壁面に付着物とぬめりが確認された。人工下水で生成された生物膜と比較してやや褐色を呈していたが、実験毎の付着物はいずれもやや褐色の同じ外見であった。付着物の発生を確認した後、下水を24時間流下させBOD濃度を測定した結果、流入開始時のBOD濃度は半減した。なお、付着物のない状態で下水を24時間流下させBOD濃度を測定した場合、BOD濃度の減少はほとんどみられなかった (**Table 4**)。このことから、管路部壁面の褐色の付着物を生物膜とみなし、実下水での生物膜の生成は、約1週間実下水を流下させ、褐色の付着物とぬめりを目視確認することを条件とした。なお、実験は2020年と2021年のいずれも10月~12月に実施した。管路模型では水温保持のため貯留槽内に電熱線を設置しているが、水温は外気温に影響される。10月は25℃、11月は20℃、12月は15℃と流下

Table 4 Change in BOD concentration in sewage after 24 hours

管路の状態実験 No.	付着物なし				付着物あり					
	1	2	3	4	1	2	3	4	5	
BOD(mg/L)	流下開始時	135	137	151	87	228	148	124	66	98
	24時間後	143	141	108	98	130	60	71	34	48
増減率 (%)*	106%	103%	71%	112%	57%	40%	57%	51%	49%	
水温	25℃	20℃	15℃	20℃	25℃	20℃	15℃	20℃	20℃	

*流下開始時のBOD濃度を100%とした場合の24時間後のBOD濃度の割合 (%)を示す。

(還流) 中の水温変化がないよう貯留槽内に電熱線にて調整した。

流下実験に用いた下水の BOD 濃度を **Table 5** に示す。実験用に採水した下水は 2020 年, 2021 年ともに 10 月～12 月の降雨の影響を受けない晴天時に採水したが, 実験毎に BOD 濃度に差があり, 採取日毎の変動は 3 割以上と高かった。なお, 千葉県 N 市浄化センターの統計データ (BOD 濃度) について, 下水道統計 (社) 日本下水道協会¹⁵⁾ を活用し 2014 年～2018 年の年平均流入水 BOD 値を調べた結果, BOD 濃度は 200 mg/L 前後, 年毎の変動は 1 割程度であった。

Table 5 BOD concentration in sewage

分析サンプル	最小～最大 (mg/L)	平均 (mg/L)	標準偏差	変動係数
流下実験開始時の下水 (n=8)	66～228	131	44.0	0.34

3.2 管路模型を用いた DP 排水の流下実験

1) 水道水+DP 排水 (生物膜なし) の流下実験: 対照区

対照区として DP 排水を含む水道水を流下させた Case-1 (水道水+DP 排水: 生物膜無) について, 流下時間が 1 時間～5 時間の Run-1 と Run-2, 流下時間が 1 時間～8 時間の Run-3 と Run-4 の結果を **Fig. 2** に示す。実験は実施時期による外気温の影響で水温が異なり Run-1 と Run-3 は 25℃, Run-2 は 15℃, Run-4 は 20℃であった。Run-1 と Run-2 は流下開始から BOD 濃度が上昇し 5 時間後にはスタート時点程度まで BOD 濃度は減少した。Run-1 と Run-2 は実験実施時期による外気温の影響で水温が異なり 10℃の差があるが BOD 濃度の変動は類似していた。また, 8 時間流下させた Run-3 と Run-4 では, Run-3 では開始初期に BOD 濃度が上昇後やや減少し濃度は横ばいで推移, Run-4 は開始から終了まで BOD 濃度は増減し一定の傾向を示さなかった。

DP 排水を含む水道水では, 管路流下による BOD 濃度の減少はみられなかったが, 流下開始後一時的に

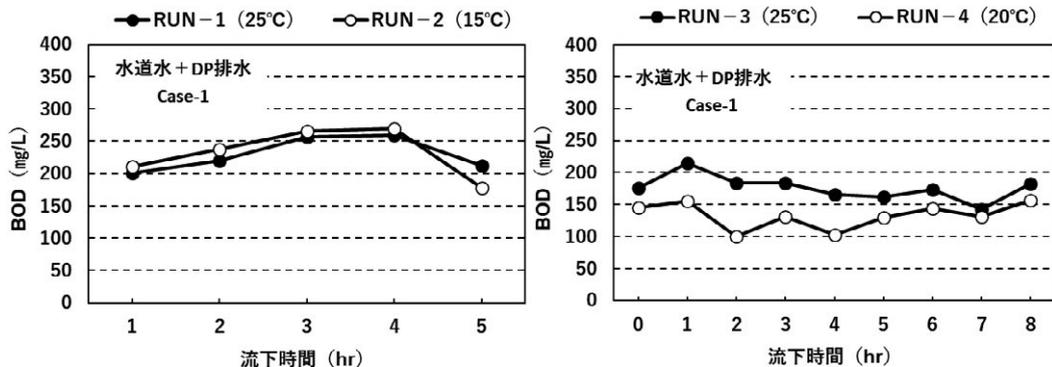


Fig. 2 Change in BOD concentration in the tap water including DP wastewater

BOD 濃度が上昇した。これは DP 排水中の生ごみが細分化し有機物が溶出することが原因と考えられる。また, 上昇した BOD が減少した要因は, 管路壁面への付着など微生物分解以外にあると推察されるが, 本実験では詳細は不明である。なお, DP 排水中の懸濁物の挙動と有機物濃度との関係性については今後の検討課題である。

2) 人工下水+DP 排水 (生物膜あり・生物膜なし) の流下実験

生物膜は人工下水で生成し, 人工下水に 10% DP 排水を混合した溶液を流下試料とした。Case-2 (人工下水+DP 排水: 生物膜無), Case-3 (人工下水+DP 排水: 生物膜有) の流下実験の結果を **Fig. 3** に示す。生物膜なしの Case-2 では BOD 濃度が増減し一定の傾向がみられなかった。一方, 生物膜ありの Case-3 のでは, 流下時間とともに BOD 濃度が減少した。流下開始から 5 時間後の BOD 濃度は, 生物膜なしでは 94%, 生物膜ありでは 65%に減少した。なお, 実験過程での水温は Case-2, Case-3 ともに 20℃であった。

なお, 本実験では, Case-1 で確認された流下初期の BOD 濃度の上昇 (生ごみの細分化による有機物の溶出と推測) は確認できなかった。本実験は, 生ごみをミキサーで粉砕したものを DP 排水の代用としており, ハンマーミル方式で粉砕する DP とは排水中の生

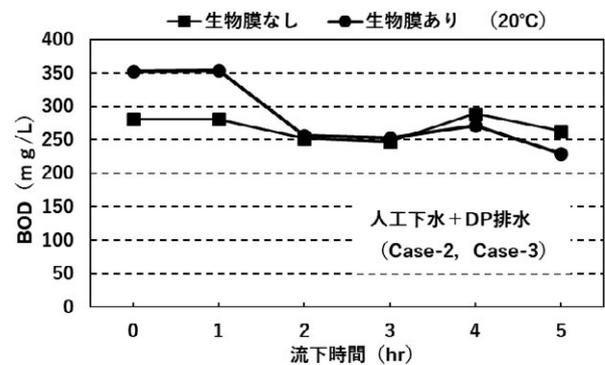


Fig. 3 Change in BOD concentration in the simulated sewage including DP wastewater

ごみ粉碎物の粒径は異なる。DP 排水の粒径分布について、DP 排水中の固形物は 0.1 mm 以上の粒子が約 70% (生水は約 50%)、固形物の約 50% が沈降速度中程度の 4.8~168 m/d であると沈降特性に関する報告がなされている¹⁾。本実験では生ごみ粉碎物の形状が異なり、固形物の崩壊、BOD 濃度の変化に影響すると推察されたが、生ごみ粉碎物の粒径と崩壊(溶出)性の知見は乏しく、今後の検討課題である。

3) 実下水+DP 排水 (生物膜あり・生物膜なし) の流下実験

生物膜は実下水で生成し、実下水に 10% DP 排水を混合した溶液を流下試料とした。Case-4 (実下水+DP 排水: 生物膜無)、Case-5 (実下水+DP 排水: 生物膜有) の流下実験の結果を Fig. 4 に示す。生物膜なしの Case-4 では流下開始初期に BOD 濃度がやや増加し 3 時間後まで横ばいで推移その後減少、再び増加した。生物膜ありの Case-5 では流下初期に一時的に BOD 濃度は上昇その後減少した。流下初期の BOD 濃度の上昇は Case-1 (水道水+DP 排水: 生物膜無) と同様、生ごみの細分化により有機物が溶出したと推察される。流下開始から 8 時間後の BOD 濃度は、生物膜なしでは 98%、生物膜ありでは 82% に減少した。なお、実験過程での水温は Case-4、Case-5 ともに 20℃であった。

4) BOD 濃度と流下時間の関係 (生物膜あり・生物膜なし)

2), 3) の結果から、生物膜ありの条件では流下過

程で BOD 濃度が減少することがわかった。生物膜の有無の影響を明らかにするために、Case-2,3 (人工下水+DP 排水: 生物膜有無)、Case-4,5 (実下水+DP 排水: 生物膜有無) について BOD 濃度と流下時間の関係性を調べた。なお、Case-4,5 の実下水は程度に差はあるものの流下初期に生物膜の有無に関わらず BOD 濃度が一時上昇したため、流下開始 1 時間後から測定終了時点までの BOD 濃度と流下時間のデータを用いた。それぞれの流下時間と BOD 濃度の関係を Fig. 5 に示す。生物膜がない状態では、人工下水 (Case-3)、実下水 (Case-5) とともに BOD 濃度と流下時間に一定の関係は認められなかった。一方、生物膜がある状態では、人工下水 (Case-3)、実下水 (Case-5) とともに BOD 濃度と流下時間に負の相関関係が認められ、決定係数はそれぞれ Case-3: $R^2=0.75$ 、Case-5: $R^2=0.76$ であった (Fig. 5)。

本実験の結果、人工下水および実下水で生成した管渠内付着物 (生物膜) の有無により流下後の BOD 濃度が異なるものの生物膜があることで BOD 濃度が低下することがわかった。また、DP 排水のみを生物膜ありの条件で流下させた場合、BOD が減少したことを報告している¹⁶⁾。さらに、船水ら (2000 年)⁹⁾ は、DP 排水中の有機物組成を IAWQ の活性汚泥モデルの分類法により測定し難分解性有機物含有率が約 2% であったと報告している。また、森田ら (2003 年)¹⁷⁾ も同様に DP 排水中の有機物分画を行い、下水と比較して DP 排水は易分解性基質が多いと報告している。これらの知見から、DP 排水中は微生物が分解しやすい有機物を多く含むと考えられる。本実験では、減少した有機物の分画の把握には至らなかったが、生物膜の存在が DP 排水を含む下水中の有機物量を減少させた事象から、管渠内環境には、一定の浄化作用があることが示唆された。

管渠内に付着している生物膜は、下水量の増加により剥離することも考えられるが、これまでの下水管渠内の付着物調査では常に一定量の付着物が観測されていることから付着物は生成剥離を繰り返し、平衡状態

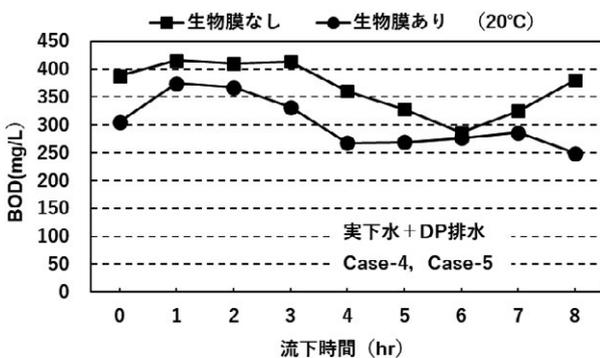


Fig. 4 Change in BOD concentration in the sewage including DP wastewater

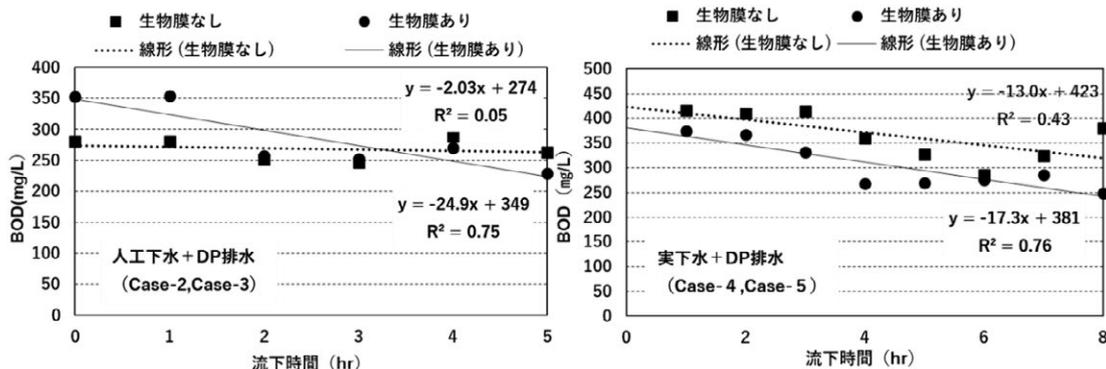


Fig. 5 Relationship between BOD concentration and flow time

を保っていると考えられる。また、DP 排水の有機物分解に伴い硫化物濃度が高まり、管渠の腐食要因となる硫化水素やメタンガス生成による GHG の発生が懸念される。森田ら (2003 年)¹⁷⁾は、嫌気条件下での滞留実験により DP 排水混入下水の硫化物濃度が高まることを確認しているが、同時に実管渠内の硫化水素濃度を測定した現地調査の結果、硫化水素発生に対する DP 導入の寄与率は低いと報告している。管渠内で有機物分解、浄化作用に伴う硫化物濃度の変化など本実験系での有機物以外の成分変化の解析が必要である。さらに、物質収支、分解に寄与する微生物叢の同定、動力学的視点での考察も求められる。本実験は、生物膜と有機物量の減少のみに着目した管渠模型実験であるが、今後、様々な観点から有機物量の減少要因を明らかにすることが必要と考えている。

なお、管渠内での有機物量の減少は、有機物の回収量の減少を意味する。DP を導入しても下水処理場への流入負荷がそのまま増加しないのであれば、地域全体（下水道事業と廃棄物処理の総合的な評価）の GHG 排出量は、DP 導入後の流入負荷増加を前提にやや増加する^{1,2)}としていた計算結果は変わり、DP の導入が地球温暖化対策となる可能性がある。今後の課題として管渠内での有機物分解能を考慮した DP 導入時の影響評価方法の検討が挙げられる。

3.3 管渠内生物膜の有機物分解能（分解速度）の評価

Case-3（人工下水 + DP 排水：生物膜有）と Case-5（実下水 + DP 排水：生物膜有）の分解速度、参考値として下水処理場の反応槽を想定し推察した分解速度、河川の自浄速度（「流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説」より河川の自浄係数）を **Table 6** に示す。なお、分解速度は、DP 排水の生ごみの細分化による有機物溶出を考慮し流下開始 1 時間～5 時間の BOD 濃度の変化から試算した。下水処理場の反応槽では標準活性汚泥法にて最初沈殿池で 50% 除去、次の反応槽で 90%、最終沈殿池でさらに 50% 除去、全体で 97.5% 除去されることを前提とし、流入水の BOD 濃度は 200 mg/L と想定した。反応槽では滞留初期の除去率が高いことから 2 時間～4 時間の滞留で 80% 程度除去されるとすると、分解速度は 2 時間では 0.35/h、4 時間では 0.175/h と試算される。

Table 6 Decomposition rate of DP wastewater in sewage pipes

検討対象	人工下水 + DP 排水 Case-3	実下水 + DP 排水 Case-5	下水処理場の 反応槽**		河川の自浄速度**
分解速度	0.037/h	0.036/h	0.35/h	0.175/h	0.002~0.004/h
流下(滞留)時間	0~5 h	1~5 h	2h	4h	24h

※ 下水処理槽の活性汚泥による分解 (BOD100 mg/L → 20 mg/L に減少) を想定

※※ 「流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説¹⁸⁾」河川の自浄係数

河川の自浄速度は 0.002/h ~ 0.004/h である（「流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説」に示された河川の自浄係数）。

Case-3（人工下水）と Case-5（実下水）の管路流下実験から、DP 排水を含む下水が管渠内を 5 時間流下した場合の分解速度を試算した結果、人工下水の Case-3 は 0.037/h、実下水の Case-5 は 0.036/h とほぼ同等であった。これらの値は、下水処理場の反応槽での初期滞留の 1/10 程度、有機物の分解特性が類似している河川の自浄速度¹⁸⁾の 10 倍程度に相当した。以上の結果から、管渠を自然流下する過程で DP 排水に含まれる有機物は分解し、その分解能は河川の浄化速度よりはるかに速いことが示唆された。なお、本研究では、有機物の分解は微生物の働きによるものと推察しているが、微生物の活性は温度（水温）による影響が大きいと考えられる。本実験では、Case-3（人工下水）、Case-5（実下水）ともに 20℃ の水温条件下での結果であり、水温と分解速度の関係の解析には至らなかった。さらに、有機物の減少には、管路壁面への付着など微生物分解以外にあると推察されるが、本実験では、付着と分解との明確な区分はなされておらず、有機物量の減少に対する微生物の分解能の寄与率については、今後の検討課題である。

4. 結 論

本研究は、これまでの DP 導入地域の現地調査^{4~7)}から、DP 排水の負荷が想定よりも下水処理場に到達していない実態を受けその要因を明らかにする目的で、下水管渠に着目し、下水管渠の DP 排水の分解能について検討したものである。

- 1) 管渠内付着物である生物膜は、人工下水（スキムミルク溶液）および実下水を 1 週間程度流下（還流）させることで再現可能であり、再現された生物膜があることにより、DP 排水中の有機物量は一定量減少することが示唆された。
- 2) DP 排水を含む下水の BOD 濃度は管渠流下初期に一時的に上昇する。これは DP 排水中の固形物（生ごみ粉碎物）が細分化し有機物が溶出することが原因と考えられる。フードミキサーを代用した DP 排水では BOD 濃度の上昇がみられなかったことから、DP（ハンマーミル方式）とフードミキサーでは粉碎物の粒径が異なり、粒径が固形物の崩壊に影響しているものと考えられる。
- 3) 生物膜のある条件では、DP 排水の有機物量は流下時間とともに減少する傾向がみられた。本実験は、1 つの管路模型により実施しているため、実下水濃度や水温等条件は実験ごとに異なる。しかし、下水濃度や水温に関わらず、実験結果は同様

の傾向を示している。また、生物膜の生成由来が人工下水、実下水のいずれも同等の有機物分解能を示した。DP排水は下水と比較して易分解性基質が多く¹⁷⁾、微生物が分解しやすい有機物に富むと考えられ、管渠内での分解速度を試算した。その結果DP排水を含む下水の管渠内での分解速度(流下時間5時間で試算)は約0.04/hであり、下水処理場の処理槽(活性汚泥)の推定分解速度(0.175/h~0.35/h)の1/10程度、河川の自浄速度の10倍程度であった。

- 4) 今後の課題として、管渠内での有機物分解に伴う硫化物濃度の変化など有機物量以外の成分変化を把握するなど有機物分解要因のさらなる解析があげられる。また、管渠内の分解機能を評価した場合、DPの導入は地域社会全体のGHG排出量が減少する可能性がある¹⁹⁾ことから、管渠内分解を考慮したDP導入時の影響評価の方法を再検証することも今後の課題と考えている。

参考文献

- 1) 国土技術政策総合研究所, 国土交通省下水道部, 北海道, 歌登町: デスポーザー導入社会実験に関する報告書(2005)
- 2) 国土交通省下水道部, 国土技術政策総合研究所下水道研究部: デスポーザー導入による影響評価に関する研究報告——デスポーザー導入時の影響判定の考え方——(2005)
- 3) 環境省: H30食品廃棄物等の利用状況等(平成30年度推計)〈概念図〉(2021)
- 4) 森田弘昭, 吉田綾子, 高橋正宏: 全国のデスポーザー導入状況と導入地域の実態, 第50回下水道研究発表会講演要旨集, pp.502-504(2013)
- 5) 吉田綾子, 森田弘昭, 高橋正宏: デスポーザー導入地域における住民の生ごみ処理の実態, 第24回廃棄物資源循環学会研究発表会講演論文集, pp.65-66(2013)
- 6) 鶴巻峰夫, 中島大雅, 吉田綾子, 森田弘昭: 有機系廃棄物の水系処理による最適化——下水・可燃ごみの連携処理の可能性——, 第56回下水道研究発表会講演集, pp.485-487(2019)
- 7) 吉田綾子, 鶴巻峰夫, 森田弘昭: 有機系廃棄物の水系処理による最適化—デスポーザー普及地域の実態調査, 第59回下水道研究発表会講演集, pp.3776-378(2022)
- 8) 山海敏弘, 小塩晃彦, 稲森悠平, 工藤敬子, 小嶋賢二: デスポーザー排水の標準組成と負荷特性, 水環境学会誌, Vol.22, No.1, pp.67-73(1999)
- 9) 船水尚行, 高桑哲男: デスポーザー排水の処理性に関する基礎実験, 土木学会論文集, No.664/VII-17, pp.65-73(2000)
- 10) 吉田綾子, 山縣弘樹, 斎野秀幸, 森田弘昭: 北海道歌登町におけるデスポーザー排水の負荷原単位に関する調査, 下水道協会誌, vol.41, No.504, pp.134-146(2004)
- 11) 吉田綾子, 吉田敏章, 山縣弘樹, 高橋正宏, 森田弘昭: 北海道歌登町のホテル厨房におけるデスポーザー使用の実態調査, 下水道協会誌, Vol.43, No.522, pp.117-126(2006)
- 12) 吉田綾子, 行方馨, 高橋正宏, 森田弘昭: 北海道歌登町におけるデスポーザーの導入による下水管渠への影響調査, 下水道協会誌, Vol.42, No.514, pp.153-164(2005)
- 13) (社)日本下水道協会: 下水道のためのデスポーザー排水処理システム性能基準(案), pp.19(2004)
- 14) (社)日本下水道協会: 下水試験方法—1997年版(1997)
- 15) (社)日本下水道協会: 下水道統計H30年度版H30_08水質試験成績(2018)
- 16) 鈴木藍, 森田弘昭, 吉田綾子, 鶴巻峰夫, 濱田知幸: 有機系廃棄物の水系処理による最適化——管渠内浄化によるDP排水の負荷量変化——, 第58回下水道研究発表会講演要旨集, pp.206-208(2021)
- 17) 森田弘昭, 吉川史江, 野口綾子: デスポーザー排水を含む汚水の性状把握, 第40回下水道研究発表会講演集, pp.231-233(2003)
- 18) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部: 流域別下水道整備総合計画調査 指針と解説(2015)
- 19) 鶴巻峰夫・藤川滉大・中島大雅・岡崎祐介・佐藤克己・吉田綾子・森田弘昭: 下水管渠内浄化作用を考慮したデスポーザー導入による影響評価, 土木学会論文集G(環境), II_333-II_342(2020)

Study on Purification in Sewer Pipes During Inflow of Garbage Disposal Wastewater

Ai Suzuki^{1) †}, Ayako Yoshida²⁾, Tomoyuki Hamada³⁾, Mineo Tsurumaki⁴⁾ and Hiroaki Morita⁵⁾

1) Department of Civil Engineering, Graduate School of Industrial Technology, Nihon University

2) Department of Agricultural Chemistry, Tokyo University of Agriculture

3) Waste Quality Control Department, National Institute for Land and Infrastructure Management

4) Environmental Engineering Division, EX Research Institute Ltd.

5) Department of Civil Engineering, Graduate school of Industrial Technology, Nihon University

† Correspondence should be addressed to Ai Suzuki :

Department of Civil Engineering, Graduate School of Industrial Science and Technology, Nihon University

E-mail : ciai17097@g.nihon-u.ac.jp

Abstract

While the introduction of garbage disposal can be expected to improve the efficiency of municipal treatment, there is concern that the load increase to the sewerage system. However, the survey results of the garbage disposal introduction area have not confirmed the increase in the load on the sewage treatment plant. In this study, on the premise that the factor is the purification function in the sewage pipe, we conducted an experiment using a pipeline model and a mixed water of sewage and garbage disposal wastewater. As the result, it was found that the decrease of organic matter in the garbage disposal wastewater is contributed by the group of microorganisms that grow in the pipe and adhere to the wall surface. The decomposition rate of garbage disposal wastewater in the pipe was estimated to be 0.04 / h, and it was confirmed that the sewer pipe has a purification function.

Key words : garbage disposal, purification in sewer pipe, waste disposal, pollution load