

デカン酸ナトリウムを用いた界面活性剤を含む廃水の生分解性評価

長岡技術科学大学大学院 非会員 ○佐藤 きなり Nur Adlin
正会員 渡利 高大 幡本 将史 山口 隆司

1. はじめに

グレーウォーターはトイレ排水を除く生活排水の総称であり、比較的汚濁負荷が低いことから、分散型処理システムによる排水の再利用が期待される。既往の研究では、グレーウォーターの再利用により、家庭における水使用量を 50–80%削減できると報告されている (Van de Walle et al., 2023)。

一方、グレーウォーターに含まれる石けん由来の界面活性剤は、種類によっては生分解されにくく、微生物の細胞膜や代謝活性に悪影響を及ぼす可能性がある (Badmus et al., 2021)。そのため、生分解性が高く、環境負荷の小さい石けんの開発と界面活性剤を効率的に除去できる水再生システムの構築が求められている。

デカン酸ナトリウムは中鎖脂肪酸塩系界面活性剤であり、生分解性が期待されることから、環境負荷の小さい石けんの原料候補である。しかし、デカン酸ナトリウムを含む排水に対する生物処理に関する知見は限られている。そこで本研究では、スポンジ担体を用いた Down-flow Hanging Sponge (DHS) リアクターとやしがら担体を用いた Coconut husk biocarrier (CHB) リアクターを運転し、tCOD 除去率を指標として、デカン酸ナトリウムを含む模擬グレーウォーターへの適用性を評価した。

2. 実験条件

2-1. 実験装置及び運転条件

図 1 に、2つのリアクターの概要図を示す。リアクターA、CではDHS担体を20個、リアクターB、DではCHB担体を9個吊り下げ、それぞれアクリルカラムで覆った。担体有効容積は DHS リアクターおよび CHB リアクターでそれぞれ 0.54、0.57 L とし、水理学的滞留時間 (HRT) はいずれも 2.0 時間に設定した。室温は $22.4 \pm 1.5^{\circ}\text{C}$ であった。カラム側面はアルミホイルで覆い、遮光環境で運転した。また、トレーサー試験を行い実際の水理学的滞留時間 (HRT) を測定した。

流入水は、模擬グレーウォーターとして、デカン酸ナトリウム添加系 (Inf. 1) および非添加系 (Inf. 2) の 2 種類を調製した (表 1 及び表 2)。Phase 1 (運転 0–45 日目) では全てのリアクターに Inf. 2 を供給した。Phase 2 (運転 46–97 日目) ではリアクターA、Bに Inf. 1 を、リアクターC、Dに Inf. 2 を供給し、両流入水の tCOD が同程度となるよう、デカン酸ナトリウム添加系では酢酸ナトリウム濃度を調整した。Phase 3 (運転 98–104 日目) では、模擬排水にリン酸二水素カリウムと塩化アンモニウムを新たに添加した (表 2)。

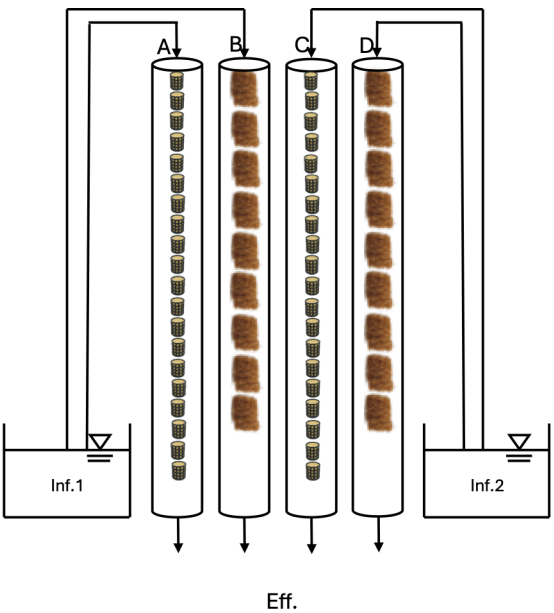


図 1 リアクター概要図

表 1 Phase 1 及び Phase 2 の流入水組成

物質 (mg·L ⁻¹)	Inf.1 (デカン酸 Na 添加)	Inf.2 (デカン酸 Na 非添加)
酢酸ナトリウム (無水)	56.7	128.2
尿素	8.0	8.0
デカン酸ナトリウム	20	-

表 2 Phase 3 の流入水組成

物質 (mg·L ⁻¹)	Inf.1 (デカン酸 Na 添加)	Inf. 2 (デカン酸 Na 非添加)
酢酸ナトリウム (無水)	56.7	128.2
尿素	8.0	8.0
デカン酸ナトリウム	20	-
塩化アンモニウム	19.6	20.5
リン酸二水素カリウム	4.6	5.2

2-2. 汚泥植種

本実験では、種汚泥の植種を 2 回行った。1 回目の植種は、リアクター運転開始時 (運転 1 日目) に、A 下水処理場から採取した活性汚泥を各担体に植種した。このとき、担体の単位体積あたりの汚泥量を $0.212 \text{ g-MLSS} \cdot \text{L-carrier}^{-1}$ に設定した。その後、担体の乾燥等により、植種した活性汚泥の活性が十分に維持されていなかったと考えられたため、運転 65 日目に 2 回目の植種 (再植種) を行った。2 回目の植種では、B 下水処理場から採取した活性

汚泥を用い、1回目とは逆に、各リアクターの総汚泥量を 200 mL に設定した。再植種ではバケツに活性汚泥を投入し、各担体を活性汚泥に浸漬させ定着させた。

2-3. 水質分析

水質サンプルは流入水と各リアクターの流出水を採取した。pH と水温は、pH メーター (MM-42DP, 東亜 DKK) を用いて測定した。DO は、DO メーター (MM-42DP, 東亜 DKK) を用いて測定した。tCOD は HACH 社の Method8000 に基づいて測定した。

3. 実験結果及び考察

図 2 に tCOD の経時変化を、図 3 に各 Phase の tCOD 除去率を示す。処理水 DO は、リアクター A, B, C, D でそれぞれ 7.9 ± 0.4 , 7.9 ± 0.4 , 8.0 ± 0.3 , $7.9 \pm 0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ であり、いずれのリアクターでも好気的な条件が維持されていた。Phase 1 では、運転初期に tCOD 除去性能は低く不安定であったが、運転の進行に伴い、各リアクターで tCOD 除去が確認されるようになった。Phase 1 全体の tCOD 除去率はリアクター A で 24.2% と最も高く、リアクター D で 1.8% と最も低かった。また、DHS を用いたリアクター A, C では、CHB を用いたリアクター B, D と比較して高い除去率を示した。この差には担体間の実測 HRT の違いが影響した可能性があり、CHB の実測 HRT は DHS より約 70% 短かった。このため、CHB では排水と微生物との接触時間が短く、有機物除去が制限されたと考えられる。既往研究においても、CHB ではスポンジ担体と比較して実測 HRT が短く、COD 除去率が低いことが報告されている (Okubo et al., 2026)。

Phase 2 では、デカン酸ナトリウム添加系 (A, B) と非添加系 (C, D) の処理性能を比較した。Phase 2 全体の tCOD 除去率は、リアクター A で 70.0% と最も高く、リアクター B で 55.3% と最も低かった。いずれのリアクターにおいても Phase 1 と比較して tCOD 除去率は上昇したが、Phase 2 後半には低下する傾向がみられた。Phase 1 および 2 の流入水の COD/N 比は約 23 と高く、リン源も添加していなかったことから、窒素およびリンの不足が処理性能に影響したと考えられた。そこで Phase 3 では、塩化アンモニウムおよびリン酸二水素カリウムを添加し、栄養塩添加による処理性能の変化を評価した。

Phase 3 では、デカン酸ナトリウム添加系 (A, B) においても tCOD 除去が確認され、デカン酸ナトリウムを含む模擬グレーウォーターが生物学的に処理可能であることが示された (図 3)。一方、デカン酸ナトリウム添加系の tCOD 除去率は、対応する非添加系 (C, D) よりも低い傾向を示した。このことから、デカン酸ナトリウムは酢酸ナ

トリウムとは異なる生分解特性を示すことが示唆された。

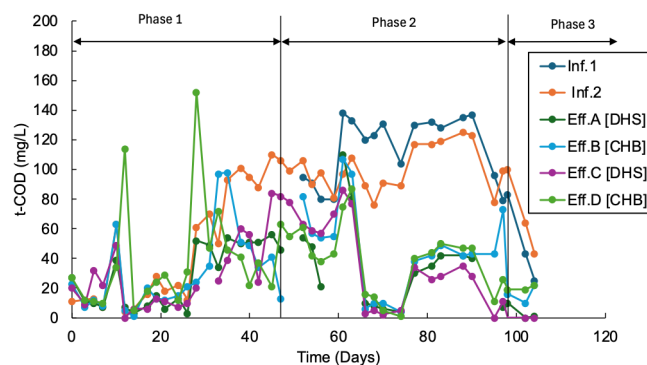


図 2 DHS および CHB リアクターにおける tCOD 濃度の経時変化

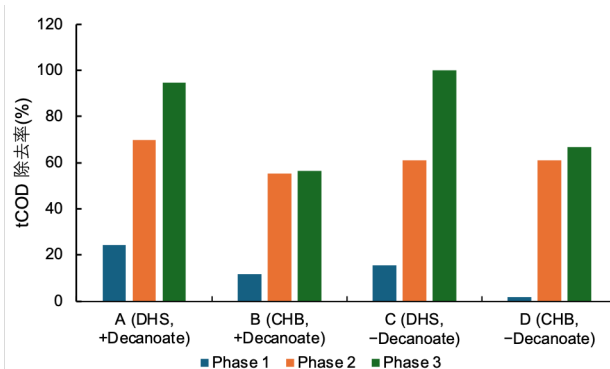


図 3 DHS および CHB リアクターの各 Phase における tCOD 除去率

4. おわりに

本研究では、DHS および CHB のいずれにおいてもデカン酸ナトリウムを含む模擬グレーウォーターの有機物除去が確認された。また、窒素・リン源の添加によって処理性能が変化したことから、安定した有機物除去には栄養塩条件の調整が重要であることが示された。Phase 3 では、両担体においてデカン酸ナトリウム添加系が非添加系より低い tCOD 除去率を示し、デカン酸ナトリウムと酢酸ナトリウムでは生分解特性が異なることが示唆された。今後は、長期運転による再現性の確認に加え、流入・流出水中のデカン酸ナトリウム濃度の測定や酸素消費速度 (OUR) 試験により、その分解特性を詳細に評価する。

参考文献

- 1) Van de Walle et al., 2023. *Environ. Sci. Ecotechnol.*, 16, 100277.
- 2) Khanam & Patidar, 2022. *Mater. Today Proc.*, 57, 1494–1499.
- 3) Badmus et al., 2021. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 28, 62085–62104.
- 4) Okubo et al., 2026. *Int. J. Environ. Res.*, 20, 294.