

新規省エネルギー型下水処理技術の開発

研究予算：運営費交付金

研究期間：平 26～平 29

担当チーム：材料資源研究グループ

研究担当者：重村浩之、岡安祐司、桜井健介

【要旨】 エネルギー消費量の少ない高速散水ろ床法に着目して、汚泥接触処理を組み合わせる下水処理試験を行った。水温が 15℃以上であれば、標準活性汚泥法における有機物の放流水質の上限値を下回る水準の水質が得られ、消費電力は、標準活性汚泥法より 20%削減された。また、最初沈殿池流出水に対して、部分循環式嫌気性ろ床装置を連続的に適用した結果、嫌気性ろ床部分（最初沈殿池流出水～嫌気性ろ床流出水）における T-COD_{Cr} の除去率は、流入下水に対して 25%であった。さらに後段に設置した嫌気 HRT 2.3hr、好気 HRT 3.7h の仕上げ嫌気好気処理装置においては、溶解性有機物、溶解性リンの安定した除去を達成し、流入水量あたりの余剰汚泥の発生量は、0.0194kg-DS/m³であった。

キーワード：散水ろ床法、汚泥接触法、溶解性有機物、嫌気性ろ床、生物学的リン除去

1. はじめに

下水道は我が国の年間消費電力量の約 0.7%を占める大口需要家である。下水道施設での電力使用量のうち、水処理工程での使用が約 5 割を占めており、平成 17 年以降、水処理に係る電力使用量原単位は若干悪化している¹⁾。一方で下水道事業は、人口減少による使用料収入減少など経営管理への影響が懸念されており²⁾、水処理工程の省エネルギー化による下水道事業の維持管理コスト削減が期待されている。

また、下水道事業は、地方自治体の事業のなかで、温室効果ガスの排出量の大きな事業であり、省エネルギー化によって下水道事業に伴う温室効果ガスの排出量を抑制することは、地域の実質的な排出抑制に寄与することができる³⁾。

本研究は、従来の消費電力の多い浮遊性微生物法（オキシデーションディッチ法や標準活性汚泥法等）とは異なる、担体や付着性微生物を活用した省エネルギー型下水処理技術の開発を行うことを目的とした。

2. 高速散水ろ床法に汚泥接触法を組み合わせた水処理法の開発

近年、消費電力の少なさ等が着目され、生物膜法の再検討が期待されている⁴⁾。生物膜法の一つである高速散水ろ床法は、ろ床中に敷き詰められた担体の上に散水して下水を処理する方法であり、ろ床パエの発生や汚泥によるろ床の閉塞を防ぐため、湛水洗浄が可能な構造を持つ⁵⁾。我が国の高速散水ろ床法を採用する下水処理場の消費電力量原単位（汚泥処理を含む）は約 0.13 kWh/m³であり、標準活性汚泥法の前単位と比べて半分以下とな

っている⁶⁾。しかし、処理水の透視度が劣るなどの課題が指摘されている⁷⁾。

2.1 散水ろ床法の流出水の性状把握

2.1.1 目的

本研究では、まず、散水ろ床法の処理水質を把握するため、連続的に最初沈殿池越流水を散水し、散水ろ床流出水の性状を分析した。有機物指標(COD_{Cr})の分析にあたっては、全体の COD_{Cr}および溶解性 COD_{Cr}(孔径 1μm ろ紙のろ液)に加えて、Schubert と Gunthert⁸⁾が、散水ろ床流出水中の直径 100μm 以上の粒子は、最終沈殿池で除去されたことを報告していることから、沈殿池で除去が困難な 100μm 以下の粒子に着目し、100μm ろ紙でろ過した試料の COD_{Cr}も測定した。

2.1.2 実験方法

製作した散水ろ床実験装置の断面図を図 1 に示した。本装置は、直径 300mm の円筒状である。図 1 中の網掛け部分は、プラスチック担体を充てんしたエ

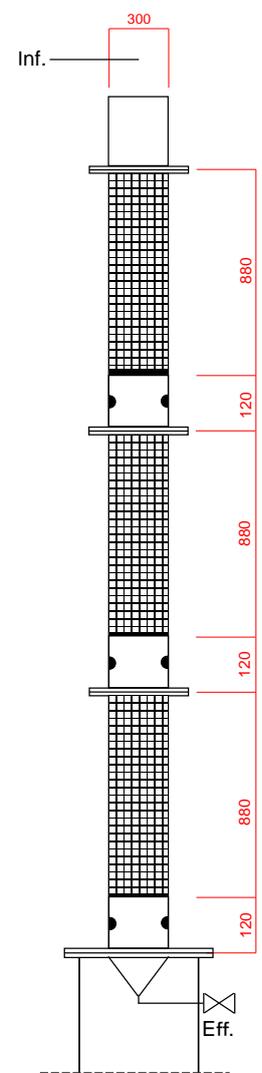


図 1 散水ろ床実験装置の断面図(単位: mm)

リアを示し、有効高さは 2.6m とした。プラスチック担体の大きさは、直径 15mm、長さ 15mm、厚さ 1mm の円筒状であり、比表面積は 450m²/m³ である。また図 1 中の黒色で着色された半円(6箇所)は、内径 20mm の通気口を示す。

本装置を屋内に設置し、下水処理場へ流入した実下水を、最初沈殿池実験装置で処理し、最初沈殿池越流水を、散水ろ床実験装置の流入水としてポンプで送水し、上部から連続的に散水した。また、散水ろ床実験装置の下部から散水ろ床流出水を採取した。散水ろ床実験装置への散水負荷は、20m³/(m²・d)とし、低水温期を中心に 11 月から翌年 3 月まで運転した。

最初沈殿池越流水と散水ろ床流出水を月に 1~2 回の頻度で計 7 回、採取し、COD_{Cr}を測定した。COD_{Cr}は、孔径 100μm と 1μm のフィルターを用いて分画し、HACH 社の DR3900 と試薬を用いて測定した。孔径 100μm と 1μm のフィルターは、それぞれ、孔径 100μm のナイロンネットフィルター(メルクミリポア社)、ガラス繊維ろ紙(ワットマン社、GF/B)を用いた。

2.1.3 実験結果

最初沈殿池越流水と散水ろ床流出水の粒径別平均 COD_{Cr} (100μm 以上、1-100μm、1μm 未満)とそれらの除去率を表 1 に示した。それぞれの除去率は、66%、73%、47%であった。

表 1 最初沈殿池越流水と散水ろ床流出水の粒径別平均 COD_{Cr}とその除去率(11月~翌年3月)

	粒径別平均 COD _{Cr}		
	100μm 以上	1-100μm	1μm 未満
最初沈殿池越流水(mg/L)	18	83	63
散水ろ床流出水(mg/L)	6	23	34
除去率(%)	66	73	47

2.2 散水ろ床流出水に残存する微小有機物の汚泥接触処理による除去の影響因子⁹⁾

2.2.1 目的

散水ろ床法の処理水質を改善する方法として、標準活性汚泥法と比べ水理的滞留時間(HRT)が短い、図 2 に示すような汚泥接触処理を組み合わせる方法¹⁰⁾があるが、処理水質の向上をはかするには、汚泥接触処理において、それらの微小有機物を安定して除去することが欠かせない。

そこで、汚泥接触処理による微小有機物の安定した除去を目指し、実下水を用いて約 7 か月間、ラボスケールの装置で連続運転し、汚泥接触槽への流入水質、汚泥接触槽の汚泥濃度(MLSS)、細胞外高分子物質(EPS)と、COD_{Cr}を指標とした汚泥接触処理による微小有機物の除去量の関係を調査した。

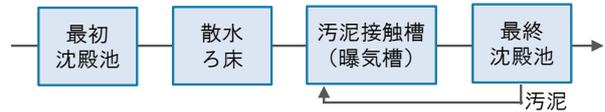


図 2 散水ろ床+汚泥接触処理の基本フロー

2.2.2 実験方法

実下水を最初沈殿池及び散水ろ床実験装置(前節と同じ)で処理した後、汚泥接触処理(5L汚泥接触槽及び2L最終沈殿池)した。散水ろ床は、前節と同じ実験装置を使用し、散水負荷 10m³/(m²・d)で運転し、直径及び長さが 15mm の円筒型のプラスチック担体を充填した。汚泥接触槽の HRT は 2 時間とした。最終沈殿池の水面積負荷は、8m³/(m²・d)であり、引抜汚泥を汚泥返送比 50-100% で汚泥接触槽へ返送した。

流入下水、最初沈殿池越流水、散水ろ床流出水、最終沈殿池越流水の COD_{Cr}を測定した。汚泥接触槽内の MLSS、EPS を測定した。いずれの試料もGrabサンプルを計 12 回採取した。COD_{Cr}は、前節と同様に、孔径 100μm と 1μm のフィルターを用いて分画し、HACH 社の DR3900 と試薬を用いて測定した。MLSS の測定は、下水試験方法に従った。EPS は、Li ら¹¹⁾の方法に準拠し、LB-EPS と TB-EPS に分けて測定した。

2.2.3 実験結果と考察

各試料の粒径別平均 COD_{Cr}を図 3 に示した。最終沈殿池越流水は、中央値は 51mg/L、平均値は 55mg/L であった。MLSS は平均 2500mg/L であった。

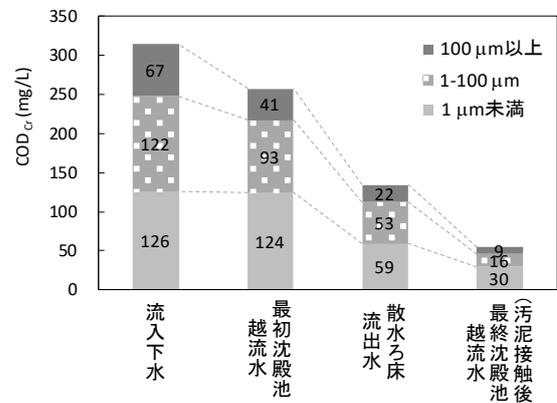


図 3 連続運転期間中の各試料の粒径別平均 COD_{Cr}

1 μ m 未満及び1-100 μ m のCOD_{Cr}除去量と測定項目の単相関係数を表2、3に示した。単回帰分析の結果から、汚泥接触処理における1 μ m 未満のCOD_{Cr}の除去量は、その流入量、汚泥性状に関する各項目(MLSS、LB-EPS、TB-EPS)と、それぞれ、強い相関関係(相関係数が0.7以上)が見られた。1 μ m 以上100 μ m 未満のCOD_{Cr}の除去量は、その流入量と強い相関が見られたが、汚泥性状に関する各項目とは強い相関は見られなかった。

表2 1 μ m 未満のCOD_{Cr}除去量と測定項目の単相関係数

	1 μ m未満COD _{Cr}		水温 (°C)	接触汚泥性状			
	除去量 (mg/L)	流入量 (mg/L)		MLSS (mg/L)	LB-EPS (mg/L)	TB-EPS (mg/L)	
1 μ m未満 COD _{Cr}	除去量(mg/L)	1.00	0.95	-0.68	0.84	0.79	0.87
	流入量(mg/L)	—	1.00	-0.55	0.82	0.65	0.78
	水温(°C)	—	—	1.00	-0.55	-0.76	-0.83
接触汚泥 性状	MLSS(mg/L)	—	—	—	1.00	0.70	0.89
	LB-EPS(mg/L)	—	—	—	—	1.00	0.83
	TB-EPS(mg/L)	—	—	—	—	—	1.00

表3 1-100 μ m のCOD_{Cr}除去量と測定項目の単相関係数

	1-100 μ mCOD _{Cr}		水温 (°C)	接触汚泥性状			
	除去量 (mg/L)	流入量 (mg/L)		MLSS (mg/L)	LB-EPS (mg/L)	TB-EPS (mg/L)	
1-100 μ m COD _{Cr}	除去量(mg/L)	1.00	0.93	-0.28	0.38	0.57	0.50
	流入量(mg/L)	—	1.00	-0.41	0.46	0.58	0.60
	水温(°C)	—	—	1.00	-0.55	-0.76	-0.83
接触汚泥 性状	MLSS(mg/L)	—	—	—	1.00	0.70	0.89
	LB-EPS(mg/L)	—	—	—	—	1.00	0.83
	TB-EPS(mg/L)	—	—	—	—	—	1.00

次に、汚泥接触槽における微小有機物の流入量及び汚泥性状に関する各項目を独立変数とし、微小有機物の除去量を従属変数とする重回帰分析を行った。多重共線性回避の観点から、汚泥性状に関する項目は、重決定係数が最も大きくなる項目の一つを選択した。その結果、汚泥接触槽で除去された1 μ m 未満のCOD_{Cr}について以下の重回帰式(1)を得た。

$$Y_1 = 0.40X_1 + 0.13X_2 - 1.1 \quad (1)$$

ここで、Y₁は汚泥接触槽で除去された1 μ m 未満のCOD_{Cr} (mg/L)、X₁は汚泥接触槽へ流入した1 μ m 未満のCOD_{Cr} (mg/L)、X₂は汚泥接触槽のLB-EPS濃度(mg/L)である。重決定係数は0.95であり、分散分析の結果、5%水準で有意であった。汚泥接触槽で除去された1 μ m 以上100 μ m 未満のCOD_{Cr}について、有効な重回帰式は得られなかった。

2.2.4 まとめ

散水ろ床流出水を汚泥接触処理する際、1 μ m 未満の

COD_{Cr}の除去量は、その流入量とLB-EPS濃度の影響が大きく、1 μ m 以上100 μ m 未満のCOD_{Cr}の除去量は、その流入量の影響が大きいことが示された。

2.3 下水処理場の省エネルギー化の提案

プラスチック担体を用いた高速散水ろ床法に汚泥接触法を組み合わせた方法について、さらに、低水温期に実下水を用いた下水処理試験を行った¹²⁾。その結果、水理学的滞留時間120分、送風倍率1倍、返送倍率1倍、MLSS 2,400mg/L、平均水温15.5°Cの汚泥接触法の処理水の全COD_{Cr}は29mg/Lであり、標準活性汚泥法の放流水質の上限値を下回る水準と考えられた。本処理法の水処理設備の消費電力は、0.13kWh/m³と算出され、標準活性汚泥法より20%少なかった。最低水温が15°C程度に確保されれば、消費電力の少ない下水処理技術として適用可能性があると考えられた。

本技術は、窒素・りんを除去の対象としないため、有機物処理に特化した下水処理方法として、導入が期待される。また、本技術は、水処理施設の新設または増設の際に導入可能性があるのに加えて、散水ろ床の高さが3m程度であるので、従来の浮遊性微生物法の反応槽等の既設の土木躯体を活用できる可能性がある。最初沈殿池および最終沈殿池をそのまま使用でき、反応槽の既設の土木躯体を活用できる浮遊性微生物法を採用する下水処理場において、比較的適用可能性が高いと考えられた。

3. 都市下水処理工程からの有機物回収効率向上に関する検討

3.1 研究内容

流入下水中に含まれる溶解性有機物は、曝気槽にて酸化されて二酸化炭素として大気中に放出されるのが一般的である。下水処理場での電力消費の約50%は水処理が占めており¹³⁾、曝気のために必要な電気エネルギーは無視できない。曝気槽への負荷削減手法として、最初沈殿池で凝集剤を添加し、溶解性有機物の一部を最初沈殿池汚泥として回収する前凝集処理^{14) 15) 16)}や、浮上担体を用いて、最初沈殿池での浮遊性物質回収効率を向上させる手法¹⁷⁾が実証されているものの、最初沈殿池で分離できない溶解性易分解性有機物の処理は必要である。こうした溶解性有機物の除去手法として、本研究では附着性嫌気性細菌による処理に注目した。最初沈殿池流出水を、附着性嫌気性細菌を保持する担体を充填した嫌気性ろ床にて処理し、さらに、後段で仕上げ嫌気好気処理した場合の、負荷削減効果を検討した。

3.2 実験方法

嫌気性処理実験に用いた部分循環式嫌気性ろ床実験装置の概念図を図2に示す。内径300mmの円筒状で、底面から水面までの高さは1200mmである。図の網掛け部分（底面から200mm～600mmの間）にプラスチック担体（BIO-15、ゼビオプラスト社）を充填し、ろ層厚を400mmとした。ろ材の上端部分には直径5mmの穴を20mm間隔に空けた塩ビ板を固定し、ろ材の流出を防止した。本装置を屋内に設置し、一部合流式を含む下水処理場へ流入した下水を、最初沈殿池実験装置で処理し、処理水をポンプで底部

より連続的に注入した。流量は、線速度が5mm/min.となるように設定した。また、ろ材を通過した液を、800mm地点から底面付近へ、流入水の流量に対して2倍の流量で液を循環した。ろ材部分における通過速度は15mm/min.、底面から800mm～1200mm部分での通過速度は5mm/min.、装置全体の水

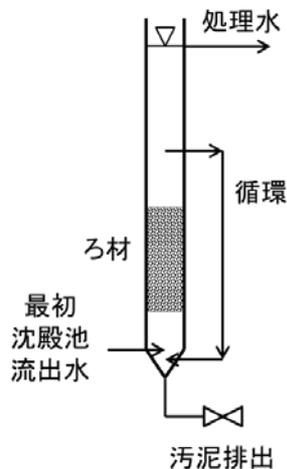


図2 部分循環式嫌気性ろ床実験装置の概念図

理的滞留時間(HRT)は4hである。余剰汚泥の排出は、底部より1週間に1回、1L引き抜くことで行った。

次に、嫌気性ろ床実験装置の後段の仕上げ嫌気好気処理実験装置の概要を述べる。反応槽は、攪拌機を付属した内径370mm、有効水深372mm、有効容量40Lの円筒状で、底面上に設置したエアストーンを通じて、大気を水中へ送り込み、曝気した。この実験装置を6時間サイクルで回分式運転を行った。嫌気性ろ床実験装置の処理水を、6時間に1回、30L/hの流量で1時間ポンプで注入した。嫌気性ろ床実験装置の処理水の流入時およびそれに引き続く45分間、連続的に攪拌機を稼働し、嫌気工程とした。1時間45分後～4時間30分後までの2時間45分間は、攪拌および曝気を行い、好気工程とした。4時間30分後以降は攪拌、曝気ともに停止し、活性汚泥混合液を静置し固液分離を行った。5時間15分後から5時間58分後までの間、容量10Lの水位に設置した取水口から上澄水を排出し、嫌気好気処理実験装置の処理水を採取した。本実験装置における嫌気工程、好気工

程、のHRTはそれぞれ、2.33h、3.67hとなる。また、沈殿工程における水面積負荷、HRTはそれぞれ8.93m³/m²・日、1hとなる。余剰汚泥の排出は、好気工程の終了直前に混合液を1日あたり1.3L採取することで行った。なお、実験に先立ち、馴致期間として約3か月設定し、実験は7月～12月の期間で行った。

3.3 実験結果

流入下水、最初沈殿池流出水、部分循環式嫌気性ろ床実験装置の流出水、仕上げ嫌気好気処理実験装置の流出水中のT-COD_{Cr}、S-COD_{Cr}、溶解性リン濃度の平均値と、流入下水から各工程の流出水の間での除去率を表4～表6に示した。なお、試料は1週間に1回程度の頻度でグラブサンプルを採取した。T-COD_{Cr}の流入下水からの除去率は、最初沈殿池流出水、嫌気性ろ床流出水、嫌気好気処理流出水で、それぞれ24%、49%、85%であった。また、嫌気性ろ床部分（最初沈殿池流出水～嫌気性ろ床流出水：差分57.6mg/L）におけるT-COD_{Cr}の除去率は、流入下水に対して25%であった。一方、S-COD_{Cr}の除去率は、T-COD_{Cr}の除去率に比べて低く、それぞれ10%、40%、78%であった。仮に、COD_{Cr}とBODの関係式(COD_{Cr}=1.34×BOD+48.4)¹⁹を用いた場合、わが国の下水放流水に求められるBODの基準15mg/Lは、COD_{Cr}68.5mg/Lに換算されるが、本研究で得られた嫌気好気処理流出水では、この数字を下回っていた。また、嫌気好気処理水中の溶解性リン濃度は、流入下水に比べて70%程度低減されていた。嫌気工程終了時の嫌気好気処理槽混合液中では、高濃度の溶解性リン濃度が検出されており、生物学的リン除去が達成されていたと考えられる。なお、好気工程における混合液中の亜硝酸性窒素、硝酸性窒素濃度は低く、硝化抑制型の処理となっていた。嫌気好気処理槽混合液のMLSS/MLVSSの平均値は1794/1526mg/Lであり、実験期間中、大きな変動はなかった。流入水量あたりの嫌気好気処理実験装置から排出

表4 部分循環式嫌気性ろ床実験装置の流入水、最初沈殿池流出水と処理水の平均T-COD_{Cr}濃度とその除去率

	T-COD _{Cr} (mg/L)	除去率 (%)
流入下水	231.4	—
最初沈殿池流出水	175.0	24.4
嫌気性ろ床流出水	117.3	49.3
嫌気好気処理流出水	34.6	85.0

表 5 部分循環式嫌気性ろ床実験装置の流入水、最初沈殿池流出水と処理水の平均 S-COD_{Cr} 濃度とその除去率

	S-COD _{Cr} (mg/L)	除去率 (%)
流入下水	108.0	—
最初沈殿池流出水	96.8	10.3
嫌気性ろ床流出水	65.0	39.8
嫌気好気処理流出水	23.4	78.3

表 6 部分循環式嫌気性ろ床実験装置の流入水、最初沈殿池流出水と処理水の平均溶解性リン濃度とその除去率

	溶解性リン (mgP/L)	除去率 (%)
流入下水	1.88	—
最初沈殿池流出水	2.30	-22.0
嫌気性ろ床流出水	2.49	-31.9
嫌気好気処理流出水	0.57	69.8

された汚泥の固形物量は、0.0194kg-DS/m³であった。

4. まとめ

本研究で得られた結果を、以下にまとめる。

1. エネルギー消費量の少ない高速散水ろ床法に着目して、汚泥接触処理を組み合わせて下水処理試験を行ったところ、水温が 15℃以上であれば、標準活性汚泥法における有機物の放流水質の上限値を下回る水準の水質が得られ、消費電力は、標準活性汚泥法より 20%削減された。
2. 散水ろ床流出水を汚泥接触処理する際、1μm 未満の COD_{Cr} の除去量は、その流入量と LB-EPS 濃度の影響が大きく、1μm 以上 100μm 未満の COD_{Cr} の除去量は、その流入量の影響が大きいことが示された。
3. 最初沈殿池で分離回収できない溶解性易分解性有機物の低減を目的として、最初沈殿池流出水に対して、部分循環式嫌気性ろ床装置を連続的に適用した結果、嫌気性ろ床部分（最初沈殿池流出水～嫌気性ろ床流出水）における T-COD_{Cr} の除去率は、流入下水に対して 25%であった。
4. さらに後段に設置した嫌気 HRT 2.33hr、好気 HRT 3.67h の仕上げ嫌気好気処理装置においては、溶解性有機物、溶解性リンの安定した除去を達成し、流入水量あたりの余剰汚泥の発生量は、0.0194kg-DS/m³であった。

今後は、部分循環式嫌気性ろ床における担体充填方

法・循環方法、嫌気好気処理における運転の最適化を検討し、効率的に、高含有率のリンを回収する、資源回収型下水処理技術の開発を行う予定である。

謝辞

下水試料採取などでお世話になりました下水処理場関係各位に謝意を表します。

参考文献

- 1) 下水道における資源・エネルギー施策の現状分析、第 3 回下水道政策研究委員会会議資料、平成 26 年 1 月 16 日、2014.
- 2) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部、公益社団法人日本下水道協会：下水道長期ビジョン実現に向けた中期計画、新下水道ビジョン、p.4.2、平成 26 年 7 月、2014.
- 3) 下水道における地球温暖化防止対策検討委員会：下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き、平成 21 年 3 月、pp.4-5、2009.
- 4) 鈴木 穰：持続的社会に貢献する下水道のエネルギー効率化への取り組み、土木技術資料、58(1)、pp.22-25、2016.
- 5) 社団法人日本下水道協会：下水道施設設計指針と解説、pp.375-381、1984.
- 6) 公益財団法人日本下水道新技術機構：活性汚泥法等の省エネルギー化技術に関する技術資料、2014.
- 7) 社団法人日本下水道協会：下水道施設設計指針と解説 1984 年版、p.376、1984.
- 8) Schubert, W. and Gunthert, W., Particle size distribution in effluent of trickling filters and in humus tanks, *Water Research*, 35(16), pp.3993-3997, 2001.
- 9) 桜井健介、重村浩之：散水ろ床流出水に残存する微小有機物の汚泥接触処理による除去の影響因子、第 52 回日本水環境学会年会講演集、p.568、2018.
- 10) Norris, D. P., Parker, D. S., Daniels, M. L., and Owens, E. L. High quality trickling filter effluent without tertiary treatment. *Journal Water Pollution control Federation*, 54 (7), pp.1087-1098, 1982.
- 11) Li, H., Wen, Y., Cao, A., Huang, J., Zhou Q., and Somasundaran, P. The influence of additives (Ca²⁺, Al³⁺, and Fe³⁺) on the interaction energy and loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) of activated sludge and their flocculation mechanisms, *Bioresource Technology*, 114, pp.188-194, 2012.
- 12) 桜井健介、重村浩之：ランダム充填型プラスチック担体を用いた高速散水ろ床法に汚泥接触法を組み合わせた水処理法の下水処理への適用可能性、土木学会論文集 G (環境)、

(投稿中).

- 13) 日本下水道協会:下水道統計(平成23年度版)(第68号)、2013.
- 14) 高岡昌輝、廣田淳一、武田信生、藤原健史:前凝集沈殿汚泥の嫌気性消化特性、土木学会論文集、No.685/VII-20、pp.17-26、2001.
- 15) 宗宮 功、津野 洋、貫上 佳則、長谷川 明巧、木下 巖、日高 平:前凝集沈殿・浮遊微生物処理法による都市下水の高度処理に関する研究、下水道協会誌論文集、Vol.36、No.436、pp.87-97、1999.
- 16) 日高 平、津野 洋、鄭 晋宇、岸本 直之、織田 稔幸:生物膜ろ過反応器での前凝集汚泥活用に関する研究、下水道協会誌論文集、Vol.40、No.487、pp.103-116、2003.
- 17) 国土交通省 国土技術政策総合研究所:B-DASH プロジェクト No.1 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステム導入ガイドライン(案)、国土技術政策総合研究所資料 No.736、2013.
- 18) 後藤雅子、甘長准:下水処理における窒素除去と放流先の窒素挙動を加味した温室効果ガス排出量の一考察、第50回下水道研究発表会講演集、pp.565-567、2013.

DEVELOPMENT OF ENERGY-SAVING WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY

Research Period : FY2014-2017

Research Team : Materials and Resources Research Group

Author : Hiroyuki SHIGEMURA,

Yuji OKAYASU,

Kensuke SAKURAI

Abstract: To develop an energy-saving wastewater treatment technology, a combined wastewater treatment process consisting of a high rate trickling filter with randomly packed plastic media and a solids contactor was tested under low-temperature conditions. Water temperatures over 15°C demonstrated the lowest chemical oxygen demand in the treated wastewater. The electric power consumption of the process was estimated to be 0.13 kWh/m³, which is 20% lower than conventional activated sludge processes. As a result of continuously applying the partial circulation anaerobic filter bed equipment to the primary effluent, the removal efficiency of T-COD_{Cr} in the anaerobic filter bed was 25% for the influent sewage. Further, an anaerobic/aerobic activated sludge treatment process with an anaerobic HRT of 2.3 h and an aerobic HRT of 3.7 h was installed at a subsequent stage, which facilitated a stable removal of the soluble organic matter and soluble phosphorus.

Key words : Trickling filter, Solid contactor, Soluble organic matters, Anaerobic filter bed, EBPR