

土 木 研 究 所 資 料

下水処理過程における
クリプトスポリジウムの除去効果等

平成12年 6 月

建設省土木研究所
下水道部三次処理研究室

Copyright © (2000) by P.W.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.W.R.I.

この報告書は、土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、土木研究所長の文章による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

下水処理過程における クリプトスポリジウムの除去効果等

三次処理研究室 研究員 諏訪 守
室 長 鈴木 穰

要 旨：

平成 8 年 6 月から 7 月にかけて埼玉県越生町において、病原性原虫類の一種であるクリプトスポリジウムによる集団感染事例が発生し、感染者は 8,000 人以上にも及んだ。

集団感染等が発生した場合には、クリプトスポリジウムのオーシストはふん便とともに大量に排出されることから、下水道処理区内に感染者が存在することにより、それらが下水処理場に流入してくることが予想される。下水処理場に流入したオーシストは活性汚泥処理により除去が行われ、その多くは削減されと考えられるが、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。

本報告は、放流水の感染リスク低減手法に資することを目的として、活性汚泥処理等によるオーシストの除去能力の把握および下水処理過程での除去効率を向上させるための除去手法について検討を実施したので、その結果について報告する。

キーワード：原虫、クリプトスポリジウム、オーシスト、活性汚泥処理法、
凝集剤添加活性汚泥処理法、凝集沈殿法、砂ろ過、河川

下水処理過程におけるクリプトスポリジウムの除去効果等

目 次

第1章	はじめに	1
第2章	クリプトスポリジウム問題の特徴	2
第3章	クリプトスポリジウムの測定方法	6
第4章	我が国の下水および河川水における クリプトスポリジウムの存在量	10
第5章	回分実験によるクリプトスポリジウムの除去	13
5.1	実験目的	13
5.2	実験方法	13
5.3	実験結果	13
5.3.1	沈殿時間の違いによる濁度の推移	13
5.3.2	オーシストの沈降性	14
5.3.3	活性汚泥処理時間と処理水オーシスト濃度の関係	15
5.3.4	処理水濁度との関係	15
5.3.5	MLSS濃度と処理水オーシスト濃度の関係	16
5.3.6	MLSS 1 g 当たりの除去量と処理水オーシスト濃度の関係	17
5.3.7	連続的な下水処理での除去割合の算出	19
5.3.8	処理場規模の違いによる処理水中のオーシスト濃度の推定	20
5.3.9	凝集剤添加によるオーシストの除去効率	21
5.4	ま と め	22
第6章	オキシデーションディッチ法の クリプトスポリジウムの除去効果	23
6.1	実験目的	23
6.2	実験方法	23
6.3	実験結果	23

第7章	パイロットプラントを用いた除去実験	26
7.1	実験目的	26
7.2	実験方法	26
7.2.1	連続除去実験	26
7.2.2	凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験	26
7.3	実験結果	30
7.3.1	連続除去実験	30
7.3.2	凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験	31
7.3.3	処理水オーシスト濃度と濁度・SSとの関係	32
7.3.4	パイロットプラント除去実験での流入・処理水質	34
7.4	まとめ	35
第8章	砂ろ過によるクリプトスポリジウムの除去効果	36
8.1	実験目的	36
8.2	実験方法	36
8.3	実験結果	36
8.4	まとめ	37
第9章	流入下水の凝集沈殿処理	38
9.1	実験目的	38
9.2	実験方法	38
9.3	実験結果	38
9.3.1	オーシスト添加濃度の異なるケースにおける A _l 添加濃度とオーシスト残存率	38
9.3.2	流入下水のSS濃度とA _l 添加濃度の違いによる オーシスト残存率	39
9.3.3	オーシストと濁度残存率の関係	39
9.3.4	オーシストとCOD _{Cr} 残存率の関係	42
9.3.5	オーシストと大腸菌群数残存率の関係	42
9.3.6	A _l 添加濃度とCOD _{Cr} 残存率の関係	43
9.4	まとめ	44
第10章	結 論	45

謝 辞	4 8
参考文献	4 9
資 料 編（発表論文、下水処理場の運転方式等）	5 1

注： 本資料（土木研究所資料第3733号）中に掲載した顕微鏡写真は、写真印画紙をオフセット印刷している。このため一部の写真において、蛍光像等の輪郭・色合いが忠実に再現されにくくなっている。また、微分干渉像については、輪郭等が不明瞭となっている場合がある。

第1章 はじめに

下水道普及の進展に伴い、上水取水源の上流に下水処理場が建設される事例が増加しており、流域内において下水処理水が再び上水として利用されるようになってきている。また、下水処理水を再利用水として様々な形態で利用される事例も近年増加傾向にある。

現在、下水処理水を環境水中に排出する際には、消毒などによって大腸菌群数を3,000個/ml以下に削減することが定められている。しかし、現行指標が定められた頃と比較すると病原微生物に関する知見が一段と拡大した現在、その妥当性について他の病原微生物等を含めて改めて検討すべきであると考えられる。

水中の病原微生物の検出技術の向上に伴って、アメリカなどでの水系感染症の発病要因は1960年代には皆無であったウイルス、原虫等が近年大きなウエイトを占めるようになってきている¹⁾。特に腸管系ウイルスや、原虫等のシストやオーシストによる水系感染が近年クローズアップされてきているようであり、我が国でも神奈川県平塚市および埼玉県越生町でクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染が発生している。平成8年6月から7月にかけて埼玉県越生町で発生したクリプトスポリジウムによる集団感染事例は、越生町の浄水場にクリプトスポリジウムが混入、浄水過程で除去しきれなかったクリプトスポリジウムを含む水道水が各家庭に給水され、8,000人以上にも及ぶ感染者が発生した。

クリプトスポリジウムによる水系感染等が発生した場合には、クリプトスポリジウムのオーシストはふん便とともに多量に排出されることがから、下水道処理区内に感染者が存在することにより、それらが下水処理場に流入してくることが予想される。下水処理場に流入したオーシストは活性汚泥処理により除去が行われ、多くは削減されと考えられるが、除去しきれないオーシストの存在により、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。

本報告は、放流水の感染リスク低減手法に資することを目的として、活性汚泥処理等によるオーシストの除去能力の把握および下水処理過程での除去効率を向上させるための除去手法について検討を実施したので、その結果を示すものである。

なお、本報告は平成10年度から13年度までの期間、下水道事業調査費「病原性微生物の発生源および対策に関する調査」の課題により実施しているものであり、本報告書はその検討・調査結果等を中間的にとりまとめたものである。

第2章 クリプトスポリジウム問題の特徴

クリプトスポリジウム (*Cryptosporidium*) は孢子虫綱のアイメリア亜目に属する原生動物の一種で近縁性のものに戦争イソスポーラ、トキソプラズマがある。クリプトスポリジウムは1907年ネズミから始めて検出されている。その後1971年には、ウシのクリプトスポリジウム症が発見されクリプトスポリジウムが動物の病原体であることが確認されている。さらに、1976年には免疫不全症候群の人間への感染が確認されて以来、1983年には58例の感染が報告されており、そのほとんどがAIDS患者であったとされる。免疫力の低いAIDS患者等への感染は重篤な症例となる²⁾。

以下にクリプトスポリジウム問題の特徴について概略を記す^{3) 4)}。

①クリプトスポリジウム症の症状

クリプトスポリジウム症は、1～2週間に及ぶ激しい下痢と腹痛を起こす。健康な人であれば免疫力で自然に治癒するが、有効な治療薬がないため、免疫力の低いAIDS患者等の日和見感染症として注目されており重篤な症例となる。

②クリプトスポリジウムの生態・塩素耐性

- ・ ヒトに感染して下痢・腹痛の原因となるのは、*Cryptosporidium parvum* という種であり、そのオーシスト（囊胞体）は直径約5 μ mの類円形である。厚いオーシスト壁により保護されているため、塩素などの化学薬剤に対する抵抗性があり、上下水道で通常行われている塩素消毒では不活化しない。ヒト以外にもウシ、ブタ、イヌ、ネコ、ネズミ等にも寄生する。
- ・ 外界ではオーシストを形成する。腸内で脱囊してスポロゾイトが微絨毛から感染し、無性生殖と有性生殖を繰り返して増殖する。有性生殖で増殖したオーシストは腸管内で成熟し、その多くがふん便とともに排出される。下痢のピーク時には、ヒトから1日10億個程度のオーシストが排出される。
- ・ 乾燥には弱い。
- ・ 水中では長期間生存する。河川水中で90%不活化に要する期間は、水温15℃で40～160日、水温5℃で100日との報告がある。

③感染経路

ヒトや動物のふん便に混じって環境中に排出されたオーシストが食品、飲料水、手等を介して経口的に摂取されることにより、感染する。

④感染力

1～数10個程度のオーシストの摂取でも感染し、発症する。

⑤感染リスク

感染リスクは、摂取するオーシスト数と摂取回数により決まってくると考えられる。このため、水を介した感染の場合、水中のオーシスト濃度、水利用形態（上水利用、農業用水利用、リクリエーション利用等）に伴う摂取・誤飲の水量および水との接触頻度が、感染リスクに影響を与える因子となる。

⑥集団感染発生時

下水道処理区内で集団感染が発生した場合には、感染者1人当たり10億個/日のオーシストを排出するため、下水処理場に流入する下水中のオーシスト濃度は、大きく上昇することが考えられる。

なお、参考までにクリプトスポリジウムのオーシストの模式図³⁾を図-2.1に示す。4個のバナナ状のスポロゾイト、残体等より構成されており、これら内部構造物がオーシスト壁により保護されている。写真-2.1は、流入下水中から検出されたオーシストを間接蛍光抗体染色し蛍光像を顕微鏡観察したものである。写真-2.2は、微分干渉装置によりオーシストの内部構造を観察したものである。オーシスト内部にはスポロゾイトや残体と推定される内部構造物（スポロゾイトはバナナ状であるが、フィルターへのオーシストの捕捉状況や観察角度により顆粒状に見える場合がある）の存在が確認される。また、これら内部構造物を被っているオーシスト壁が明確に写っている。写真-2.3は、DAPI染色を行ったものである。写真-2.4～2.6は、河川水中から検出されたオーシストである。なお、これらのオーシストの大きさは約 $4.5 \times 5.0 \mu\text{m}$ である。

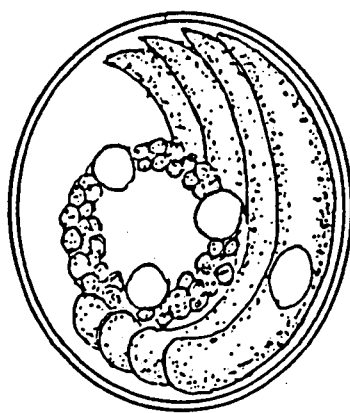
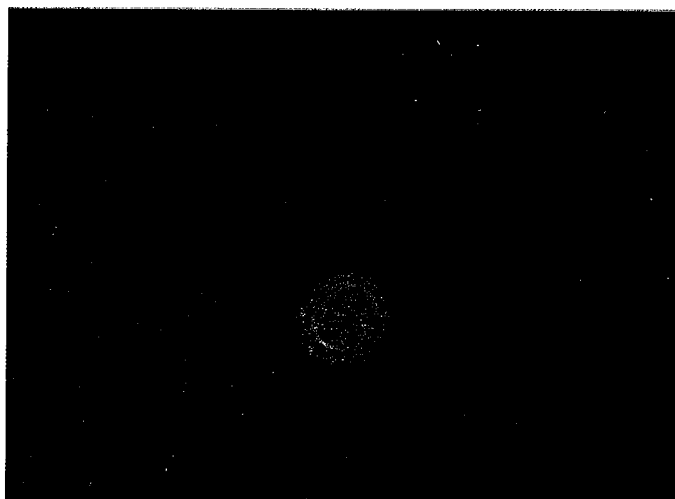


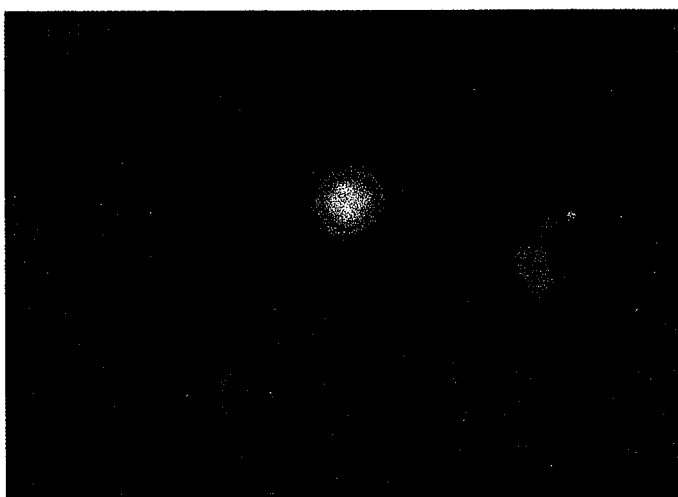
図-2.1 オーシストの模式図³⁾
(*C. parvum*)



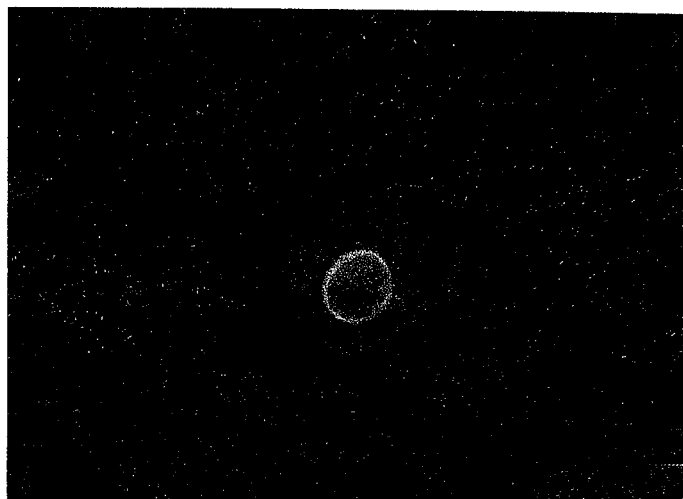
写真－２．１ オーシストの蛍光像（流入下水）



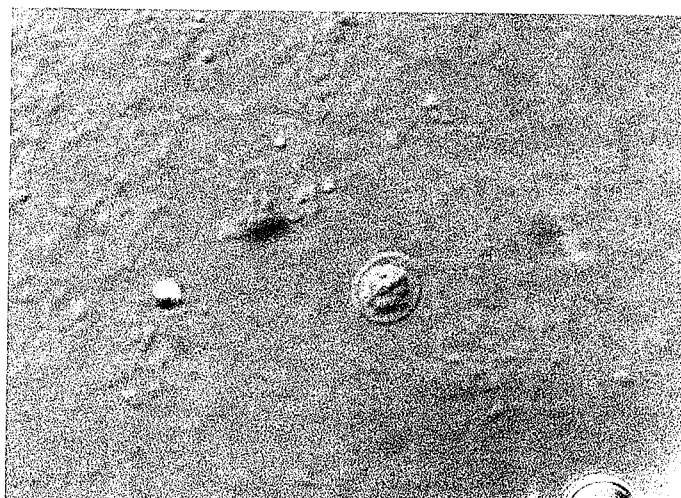
写真－２．２ オーシストの微分干渉像（流入下水）



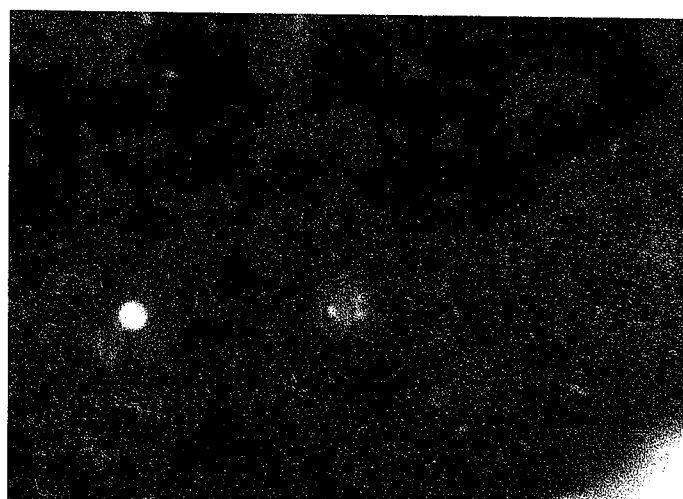
写真－２．３ オーシストのDAPI染色像（流入下水）



写真－2.4 オーシストの蛍光像（河川水）



写真－2.5 オーシストの微分干渉像（河川水）



写真－2.6 オーシストのDAPI染色像（河川水）

第3章 クリプトスポリジウムの測定方法

クリプトスポリジウムのオーシストの測定方法は、対象とする試料の性状等により濃縮方法や夾雑物とオーシストの分離方法が異なる。濃縮方法は、フィルターによるろ過や遠心分離、また、夾雑物とオーシストの分離方法は、パーコール蔗糖液による密度勾配遠心処理やふるい、免疫磁気ビーズ等が現在利用されている。

例えば、パーコール蔗糖液による密度勾配遠心処理で下水試料や河川水中の夾雑物とオーシストの分離を行うと、図-3.1のようになる。流入下水、処理水ともオーシストの存在する界面付近に夾雑物も集積してしまうため、良好に分離が行えない。しかし、河川水の場合には夾雑物の性状が下水試料と異なるため、良好に分離が行える。

各々測定法の概略フローを図-3.2、前処理法や濃縮法等の違いを整理したものを表-3.1に、測定対象とする試料、測定方法別の回収率試験結果を表-3.2に示す。回収率試験での測定水量は流入下水200ml、下水処理水0.5~20ℓ、河川水1~20ℓである。河川水1は懸濁物が少なく、河川水2は懸濁物の多い試料である。また、測定法4の()内数値は免疫磁気ビーズキットのバッファが改良される以前の回収率である。

流入下水に関しては、測定法1、3および4では、ともに回収率は20%程度である。また、測定法3、4では免疫磁気ビーズキットを用いることにより、検鏡するプレパラートの枚数を少なくすることができるため、測定法1に比較して短時間でオーシストを検出できる。さらに、測定

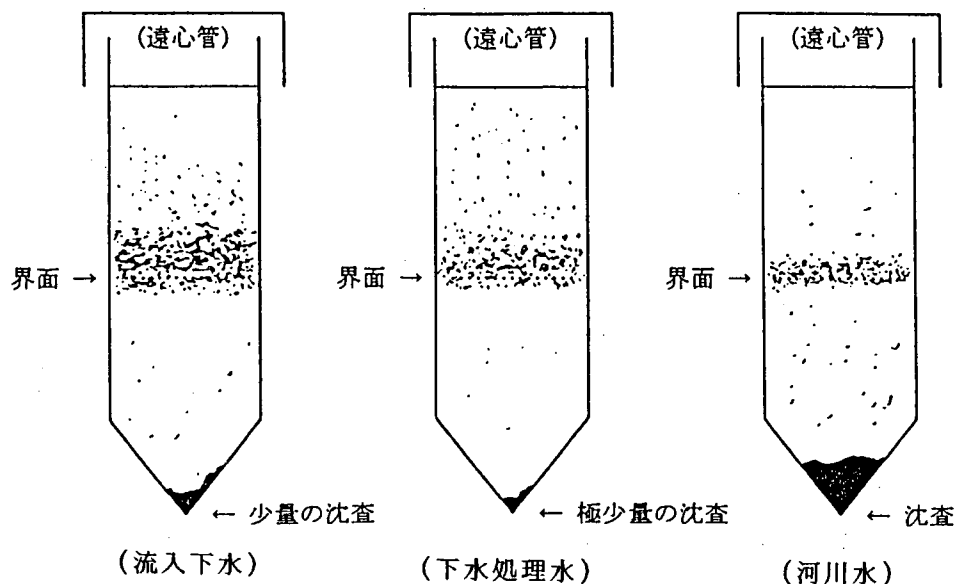
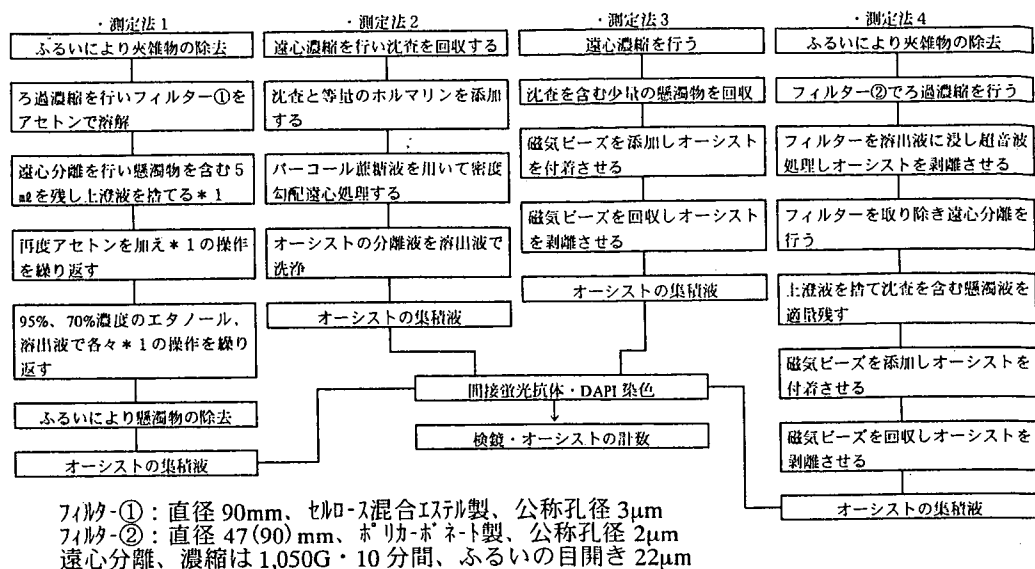


図-3.1 パーコール蔗糖液による密度勾配遠心処理後の状況



図－3.2 オーシストの測定法の概略フロー

表－3.1 各測定法の前処理法等の違い

	測定法1	測定法2	測定法3	測定法4
前 処 理	ふるい	－	－	ふるい
オーシストの濃縮	フィルター	遠心濃縮	遠心濃縮	フィルター
夾雑物との分離	ふるい	密度勾配遠心処理	ビーズ	ビーズ

表－3.2 回収率試験結果(%)

	測定法1	測定法2	測定法3	測定法4
流入下水	20	－	20	20～25(10以下)
下水処理水	50	－	－	20～30(10～20)
河川水1	50	－	－	40～50
河川水2	－	20	20	30～40

※ 河川水1：懸濁物が少ない、河川水2：懸濁物が多い

測定法4()内：バッファーが改良される以前の回収率

法3、4を比較すると、測定法3では遠心分離で試料の濃縮を行うことから、作業は簡易であるが、濃縮試料中の懸濁物量が測定法4に比較して若干多くなるため、ビーズの使用量とプレパラートの枚数が若干多くなる。しかし、測定法4では試料の濃縮をフィルターでろ過濃縮し、超音

波等でフィルターからオーシストを剥離させるため、測定法 3 に比較して濃縮操作に手間がかかる。各々回収率には大差はないことから、流入下水の測定法に関しては測定法 3 あるいは測定法 4 が適していると考えられる。

下水処理水に関しては、測定法 4 の回収率が測定法 1 に比較して低いことから、水中のオーシスト濃度が低い場合には測定法 1 の方が適していると考えられる。また、参考までに測定法 1 と 4 のオーシストの検出個数等を比較したものを表 3.3 に示す。比較に用いた試料は、活性汚泥中にオーシストを添加し曝気混合を行った後、2 時間静置沈殿させた上澄液とした。測定法 1 のオーシストの回収率は、測定法 4 に比較して約 2 倍である。また、全ての試料において測定法 1 の方が検出個数が多い結果となった。特に、オーシスト濃度が低い下水処理水 3 では、測定法 4 でオーシストが検出されなくても、測定法 1 では検出されていることから、測定法 1 は測定法 4 に比較して検出感度が高いものと考えられた。

表 3.3 検出個数等の比較(平均値:個/ℓ)

	測定法 1	測定法 4
オーシスト回収率	57.6 %	26.1 %
下水処理水 1	52.0	38.5
下水処理水 2	4.5	4.0
下水処理水 3	3.5	0

懸濁物の少ない河川水 1 に関しては、作業性および回収率の点から測定法 1 が適している。

懸濁物の多い河川水 2 に関しては、測定法 2、3 の回収率が遠心濃縮を行っている分、ろ過濃縮と比較すると低くなっているが、ろ過濃縮に要する時間を考慮すると測定法 2 が適当である。

以上のことから、流入下水では回収率が低い等課題が残されるものの、測定法 3 あるいは 4、下水処理水では測定法 1、懸濁物の少ない河川水では測定法 1、懸濁物の多い河川水では測定法 2 が適当である。

※ クリプトスポリジウム測定に際しての主な留意事項

本測定方法は、水中のクリプトスポリジウムのオシストを間接蛍光抗体染色法を用いて検出するものである。測定方法の概略は、①試料の濃縮：ろ過濃縮あるいは遠心分離濃縮、②夾雑物との分離：ふるいによる夾雑物除去、あるいは、パーコール蔗糖液による密度勾配遠心処理、免疫磁気ビーズ法、③間接蛍光抗体染色、④検鏡：蛍光観察および微分干渉観察、という手順となる。しかし、検出されたオシストの生死判別や感染性の有無を判定することはできない。

なお、クリプトスポリジウムのオシストの測定に際しての主な留意事項を以下に示すが、詳細については、下水試験方法、(社)日本下水道協会(1997)あるいは土木研究所資料(3533号)を参照されたい。

1)ろ過濃縮：セルロース混合エステル製フィルター（直径90mm、孔径を $3.0\mu\text{m}$ 程度）でのろ過水量は流入下水の場合、数百ml、下水処理水、河川水の場合には数ℓ～数十ℓを目安とする。また、流入下水等の夾雑物の多い試料については、ふるいにより夾雑物の除去を行ってもよい。ろ過水量を多くしたい場合には、濃縮用フィルターを数枚用いる。

2)遠心分離濃縮：夾雑物の少ない下水処理水や砂ろ過水あるいは河川水については、遠心分離を行っても沈渣が生成されない等から、この方法は適さない。

3)夾雑物との分離：オシスト集積液中のオシストと夾雑物の分離が良好に行わないまま、染色用フィルターへの通水量を多くすると、懸濁物がオシストに重なることで回収率が低下する可能性がある。また、オシストを検鏡（微分干渉観察時）する際に内部構造が観察しにくくなる。よって、下水濃縮試料の場合、ふるいや免疫磁気ビーズキットを利用し夾雑物とオシストを分離する。また、免疫磁気ビーズキットを河川濃縮試料へ適用してもオシストは分離できる。

ふるいによりオシスト集積液中の懸濁物を除去する場合、ふるいの目開きの大きさにより、オシストの回収率や蛍光染色用フィルターへの集積液通水量が増減するが、目開きは $22\mu\text{m}$ が適当と考えられる。ふるいによる分離法と免疫磁気ビーズキットによる分離法のオシスト回収率を比較すると、免疫磁気ビーズキットの方が若干回収率が低いため、検出感度が劣るものと考えられる。

4)間接蛍光抗体染色：染色操作においてフィルター上の染色液がなくならないよう注意する。また、湿潤保温処理時にフィルターが白く乾燥しないよう注意する。

5)検鏡：試料中のオシストの染色状態等の違いにより、蛍光強度が異なったりする場合がある。また、内部構造物のスポロソイトはバネ状であるが、フィルターへのオシストの捕捉状況や観察角度により顆粒状（微分干渉観察時）にみえる場合がある。

第4章 我が国の下水および河川水におけるクリプトスポリジウムの存在量

平成8年9月から10月（一部12月初旬）にかけ、67箇所の下処理場についてクリプトスポリジウム濃度の実態調査（表－4.1参照）を行ったが、海外での調査例と比較した場合、我が国の下水におけるオーシストの検出率および濃度は、現段階において低い値であると考えられた⁵⁾。

表－4.1 クリプトスポリジウム全国調査結果総括表

	流入下水	処理水
調査都道府県数	19	19
総検体数（処理場数）	73検体（67）	74検体（67）
検出割合（陽性率）	9.6%（7/73）	12.2%（9/74）
検出濃度範囲（個/ℓ）	8～50	0.05～1.60
平均回収率*（%）	約14	約46
検出限界値範囲**（個/ℓ）	3～33	0.04～0.50

一方、河川水中での調査結果を表－4.2に示す。なお、平成9年12月までのデータは、土木研究所資料第3533号で示したが、それ以降、測定データの追加にともない新たに整理し直したものである。

なお、河川水の調査は関東地方建設局と協議のもとに実施したものである。

各調査、採水地点毎に検出限界値等が異なるが、88検体の河川水（底泥含む）についてオーシストの検出を試みたが、その内7検体からオーシストが検出され検出割合は約8%、検出濃度は0.05～0.10個/ℓ（感染症発生時の越辺川試料を除く）であった。

また、オーシストの検出状況（検出限界値0.1個/ℓ以下の場合）とジアルジアのシスト濃度、SS濃度および大腸菌群数との関係について表－4.3に示す。秋ヶ瀬堰、新葛飾橋において、オーシストの検出された河川水は、平均シスト濃度がオーシストの不検出時の平均シスト濃度に比較して3倍、同様にSS濃度で2倍、大腸菌群数はばらつきがあるものの10倍程度に上昇していた。特に、シスト濃度がオーシスト不検出時の平均シスト濃度よりも上昇することによって、オーシストの存在の可能性が高まると考えられた。しかし、一部のデータにおいて、シスト濃度が上昇しているがSS濃度および大腸菌群数が通常よりも上昇していなくても、オーシストが検出されている場合があることから、今後、さらなるデータの蓄積が必要であると考えられる。

また、海外での調査例として、米国西部2州の6河川の調査では、全ての河川からオーシストが検出され、その濃度は2～112個/ℓであった⁶⁾。ワシントン州の2河川の4地点において6～9月にかけて調査し、35検体中34検体から0.2～65個/ℓのオーシストが検出された。雨水の流出に影響される期間では濃度が高く、降雨のない期間では濃度が減少した。単位面積当たりのオー

表－４．２ 関東地方の主要河川における実態調査結果

	越辺川	秋ヶ瀬堰	利根大堰	羽村堰	新葛飾橋	水郷大橋
調 査 期 間	平成8年6月～10年3月		平成8年8月～10年3月			
調 査 検 体 数	20	20	12	12	12	12
検 出 検 体 数	1	3	1	0	2	0
試 料 濃 縮 法	(f)	(C)	(C)	(f)	(C)	(C)
検出濃度(個/ℓ)	3.2	0.05～0.06	0.10	—	0.06～0.10	—
平均回収率*(%)	44	22	—	—	—	—
平均回収率***(%)	47	15	—	—	8	—
検出限界値範囲***(個/ℓ)	0.04～2.7	0.05～6.0	0.05～2.8	0.04～2.2	0.06～5.0	0.05～6.7

f：フィルターによる濃縮、C：遠心分離による濃縮、各試料は基本的に上記の濃縮法によるが、試料中の濁質の多少により適宜変更した。越辺川は越生浄水場取水口付近の河川水。各地点において底泥試料1検体分含む。

※ 回収率：実際に含まれるオーシスト個数に対する測定個数の割合。一般的に測定個数は、分析操作等の種々の要因により、実際に含まれる個数に比べ低くカウントされる。回収率の算出は以下のとおり。

既知の個数(A)のオーシストを試料に添加し、測定を行う。得られた結果が(B)であれば、回収率は(B/A)となる。

※※ 検出限界値：測定に供した試料中に1個のオーシストが存在した場合の濃度。20ℓの試料を全量測定に供することができた場合は、この値は0.05個/ℓとなる。

※※※ 免疫磁気ビーズ法によりオーシストを測定した場合の回収率。

表－４．３ オーシスト検出とジアルジア、SS、大腸菌群数(TC)との関連性
(検出限界値0.1個/ℓ以下の場合)

項 目		秋ヶ瀬堰		新葛飾橋	
		オーシスト不検出時	オーシスト検出時	オーシスト不検出時	オーシスト検出時
SS (mg/ℓ)	範囲	3～10	5～25	6～58	40～73
	平均	5	12	25	57
ジアルジア (個/ℓ)	範囲	0.05～0.80	0.59～1.15	0.10～1.78	1.68～2.30
	平均	0.32	0.95	0.70	1.99
TC(MPN/ 100mℓ)	範囲	$4.9 \times 10^2 \sim 1.1 \times 10^4$	$4.9 \times 10^2 \sim 9.2 \times 10^4$	$7.9 \times 10^2 \sim 7.9 \times 10^3$	$7.0 \times 10^3 \sim 7.0 \times 10^4$
	平均	2.7×10^3	3.1×10^4	5.5×10^3	3.9×10^4

シストの発生量を算定すると、酪農の影響を受ける下流域では上流域の10倍となり、管理されていない流域では上水取水のために管理された流域の10倍の値を示した⁷⁾。また、米国とカナダの浄水場66ヶ所の表流原水の調査結果では、87%の浄水場からオーシストが検出され、その濃度は0.07~484個/ℓであった⁸⁾。米国の表流水257検体の調査では、55%からオーシストが検出され、その平均濃度は0.43個/ℓであった⁹⁾。

これら、海外での調査例と比較した場合、我が国の河川におけるオーシストの検出率および濃度は、現段階において低い値であると考えられた。

第5章 回分実験によるクリプトスポリジウムの除去

5.1 実験目的

我が国の下水道におけるクリプトスポリジウムのオーシストの調査例⁵⁾によると、検出濃度、割合とも低いものと考えられる。しかし、感染者はふん便とともに多量のクリプトスポリジウムのオーシストを排出するため、埼玉県越生町などのようなクリプトスポリジウムによる大規模な水系感染が発生した場合には、下水道処理区内に感染者が存在することにより、それらが下水処理場に流入してくることが予想される。活性汚泥処理によりオーシストの除去が行われ、その多くは削減されると考えられるが、除去しきれないオーシストの存在により、放流先下流域への感染リスクが増大する危険性がある。下水道普及に伴って中小都市の下水処理場が河川上流域に設置される例もあり、放流された処理水が再び利用されることも考えられる。また、下水処理水を再利用水として様々な形態で利用される事例が近年増加傾向にある。

このため、放流水の感染リスク低減のための手法に資することを目的に、活性汚泥処理によるオーシストの除去能力の把握および除去効率を向上させる上で回分実験を行い、基礎的検討を実施したので、その結果について報告する。

5.2 実験方法

本実験では、水槽内(H200×W200×D200mm、槽内容量5ℓ)に、A浄化センター内に設置してある活性汚泥パイロットプラント中の活性汚泥を入れ、オーシストを添加し曝気混合を行った。また、比較のため流入下水の異なるB下水処理場の活性汚泥(運転方法：柱シテーション法)についても一部の実験(第6章に結果を記述)に用いた。実験に使用したオーシストは、ホルマリン固定された市販のものであり、リン酸緩衝生理食塩水で洗浄を行った後に実験に使用した。処理水中(上澄)のオーシストの測定方法は、試料を濃縮したフィルターをアセトンで溶解する方法であり、概略は図-3.2に示した測定法1である。測定水量は、曝気混合・沈殿後の処理水(上澄)を1ℓとした。水質分析項目は、水温、pH、DO、MLSS、濁度とした。なお、濁度計はセントラル科学社製TC-205型、セル長100mmを用いた。

5.3 実験結果

5.3.1 沈殿時間の違いによる濁度の推移

曝気混合後の沈殿時間の把握を行うため、沈殿時間の違いによる濁度の測定を行った。測定結果を図-5.1に示す。沈殿時間が90分以降で上澄液の濁度レベルがほぼ一定に低下していることから、静置沈殿時間を2時間とし、以降の実験を行った。

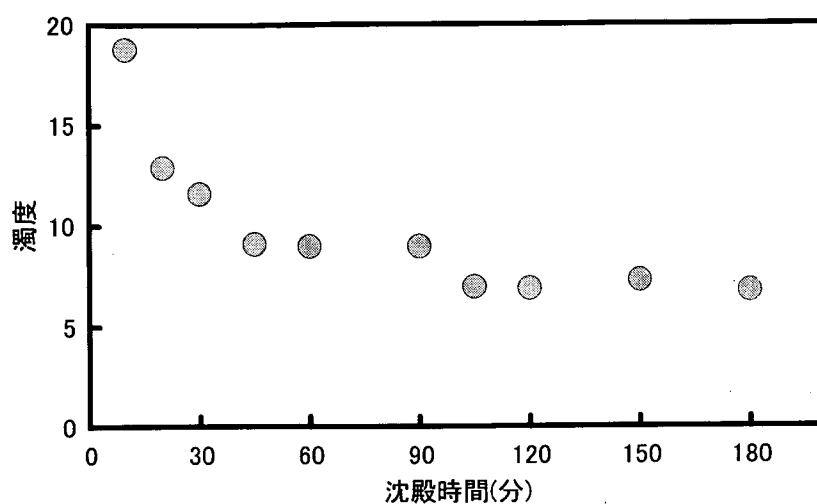


図-5.1 沈殿時間の違いによる濁度の推移(平均値)

5.3.2 オーシストの沈降性

活性汚泥処理によるオーシストの除去実験に先立ち、使用するオーシストの清水および流入下水中での沈降性について実験を行った。清水には、残留塩素をチオ硫酸ナトリウムで中和した水道水、流入下水はA浄化センターのものをを用いた。清水あるいは流入下水5ℓ中にオーシストを添加し曝気混合を行った後、2時間静置沈殿させ、各々上層および下層から試料を採取しオーシストの定量を行った。測定試料量は清水の場合50mℓ、流入下水の場合懸濁物量が多いため0.1mℓとし、蛍光染色用フィルターに直接通水して定量を行った。

表-5.1には流入下水、図-5.2には清水を用いた実験結果を示す。清水中、流入下水中ともに上層および下層から検出されたオーシストの個数は同一であり、濃度変化が見られない。よって、今回実験に使用したオーシストは、2時間程度であれば沈降しないことが確認された。特に、流入下水中においては、SS等の懸濁粒子が下層に沈降しても、それらに取り込まれることなくオーシストが浮遊した状態となっている。これは、流入下水中のSS等の懸濁粒子とオーシストの表面電荷が互いにマイナスであるため、反発しあっていることによるものと推定される。このため、流入下水中のオーシストが懸濁物に付着していない状態であれば、最初沈殿池でのオーシストの除去効率は低いものと考えられる。

表-5.1 流入下水中での沈降性

添加濃度 991,000個/ℓ		2時間沈殿後	
オーシスト数 (個/0.1mℓ)	添加直後	上層	下層
	101	100	100
SS (mg/ℓ)	130	40	293
濁度 (度)	94	58	156
回収率≒100 (%)			

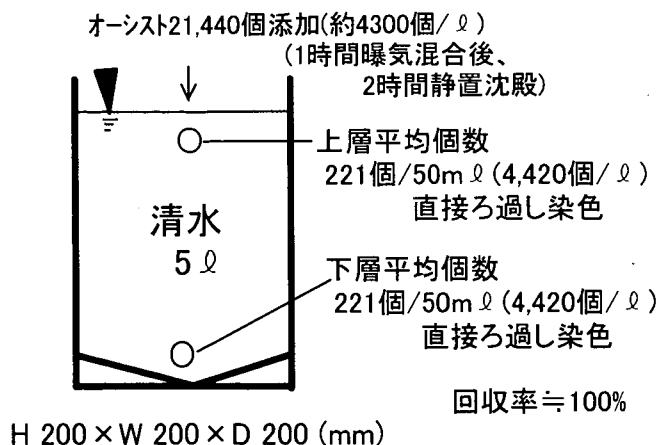


図-5.2 反応水槽の概略図

5.3.3 活性汚泥処理時間と処理水オーシスト濃度の関係

活性汚泥処理（曝気混合）時間の違いによる処理水中（上澄液）オーシスト濃度の推移について、図-5.3に示す。オーシストの添加濃度は、 $4.2 \times 10^3 \sim 2.4 \times 10^6$ 個/ℓ の範囲において4段階の設定とした。槽内のMLSS濃度は1,630～2,290mg/ℓ の範囲であった。

処理時間の経過とともに処理水中のオーシスト濃度は低下するが、処理時間を24時間としても8時間の処理水中のオーシスト濃度より若干低くなる程度であった。オーシストの添加濃度が約 4.0×10^5 個/ℓ の場合では、処理時間を1時間から8時間とすると処理水中の平均オーシスト濃度は約1/10に減少していた。また、添加オーシスト数を多くすることによって処理水中のオーシスト濃度が上昇した。

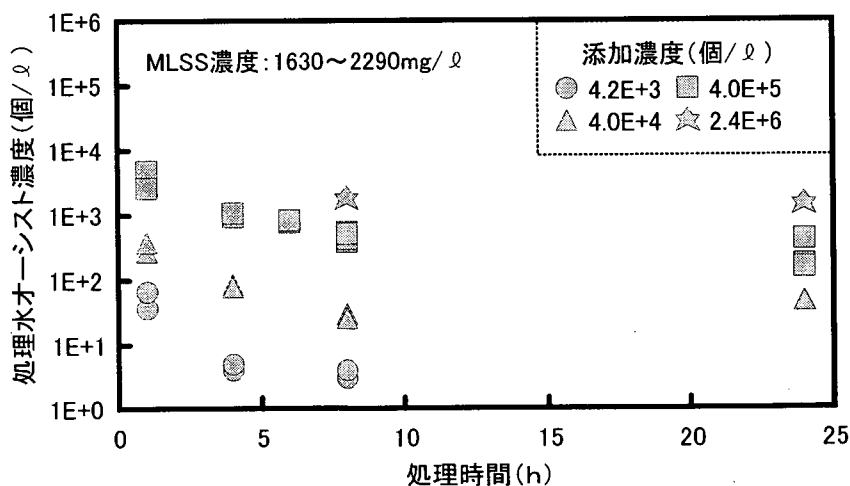


図-5.3 処理時間の違いによる処理水オーシスト濃度の推移

5.3.4 処理水濁度との関係

処理水濁度とオーシスト濃度の関係について図-5.4に示す。図中のプロットは、オーシスト

の添加濃度が約 $4.2 \times 10^3 \sim 2.4 \times 10^6$ 個/ℓの範囲における4段階、槽内のMLSS濃度は1,730～2,290 mg/ℓの範囲、処理時間が8時間のものである。活性汚泥処理による処理水濁度とオーシスト濃度については、明確な相関関係が得られなかった。濁度が上昇しても処理水中のオーシスト濃度はほとんど変化していない。むしろ、添加個数を多くすることによって、処理水中のオーシスト濃度が上昇した。

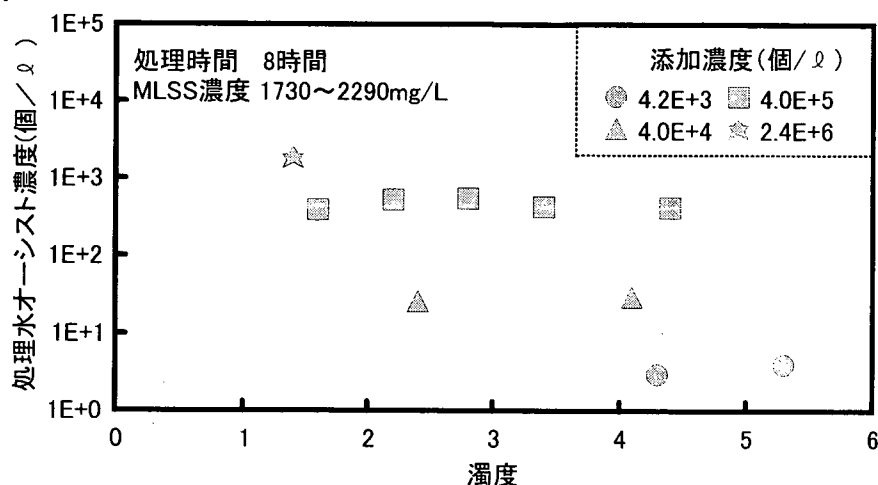


図-5.4 処理水濁度とオーシスト数の関係

5.3.5 MLSS濃度と処理水オーシスト濃度の関係

MLSS濃度を变化させた場合の処理時間と処理水中オーシスト濃度の関係について図-5.5に示す。槽内のMLSS濃度は1,000、2,000、4,000mg/ℓ程度の3段階、オーシストの添加濃度は約 4.0×10^5 個/ℓである。MLSS濃度を高濃度とし処理時間を長時間とすることによって、処理水中のオーシスト濃度は低下する傾向を示している。

処理時間が8時間の場合について、MLSS濃度と処理水中オーシスト濃度の関係を図-5.6に示す。槽内MLSS濃度が1,000mg/ℓ程度であれば、処理水中のオーシスト濃度は 1.0×10^3 個/ℓ程度、4,000mg/ℓ程度であれば 1.0×10^2 個/ℓ程度に減少している。

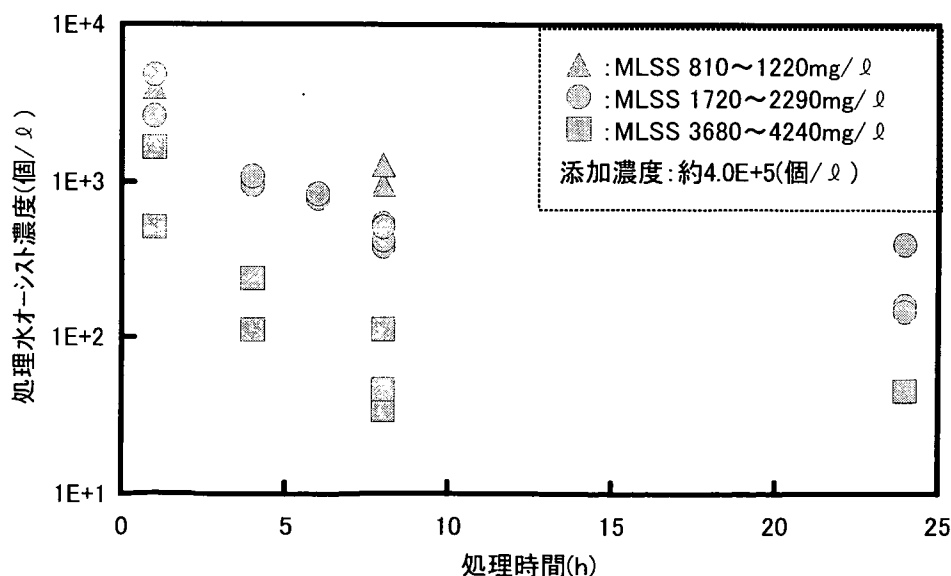


図-5.5 MLSS濃度の異なる3ケースにおける処理時間と処理水オーシスト濃度の関係

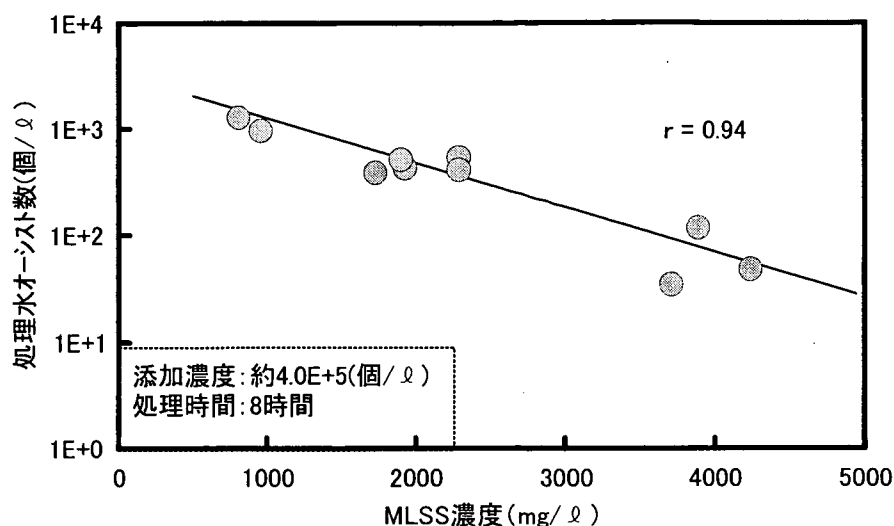


図-5.6 MLSS濃度の違いによる処理水オーシスト数の推移

5.3.6 MLSS 1 g 当たりの除去量と処理水オーシスト濃度の関係

処理水中のオーシスト濃度は、8時間の処理によりほぼ一定となるため、処理時間が8時間の処理水中のオーシスト濃度を用いてMLSS 1 g 当たりのオーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度の関係について整理を行った。MLSS 1 g 当たりのオーシスト除去量は、以下に示す(5.1)式により算出を行った。

処理水オーシスト濃度の測定は、曝気沈殿後の上澄液 1 L を測定したものであり、除去オーシスト量としては全て活性汚泥中に移行したものと仮定した。槽内のMLSS濃度は810～4,240mg/L、

$$\text{除去量(個/MLSS1g)} = \frac{\{\text{添加オーシスト(個)}/\text{活性汚泥容量5L(L)}\} - \text{処理水オーシスト濃度(個/L)}}{\text{MLSS(g/L)}} \quad (5.1) \text{式}$$

オーシストの添加濃度は約 $4.2 \times 10^3 \sim 2.4 \times 10^6$ 個/Lの範囲である。

MLSS 1 g 当たりのオーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度の関係について整理したものを図-5.7、5.8に示す。図-5.7については、処理水中のオーシスト濃度の実測値を基に、図-5.8はオーシストの回収率を考慮（実測値を回収率で割り戻した値、平均回収率:57.6%）したものである。活性汚泥処理による実験結果から、オーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度を両対数上にプロットすると直線関係が得られた。処理水中のオーシスト濃度を平衡濃度と仮定、また、除去量も活性汚泥に取り込まれ蓄積（濃縮）されると推測されることから吸着量と仮定し、フロイントリヒ（Freundlich）型吸着等温線で実験結果を整理すると、(5.2)式（回帰式）のとおriとなる。定数A、Bについて表-5.2に示す。

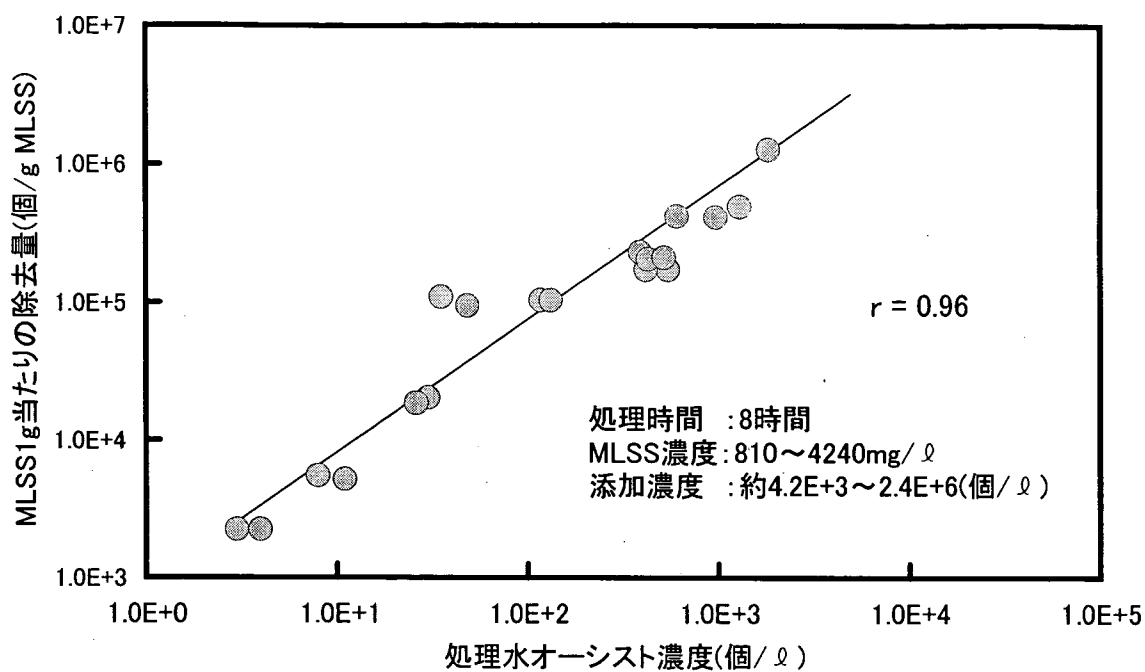


図-5.7 MLSS 1g当たりのオーシストの除去量と処理水
オーシスト濃度の関係

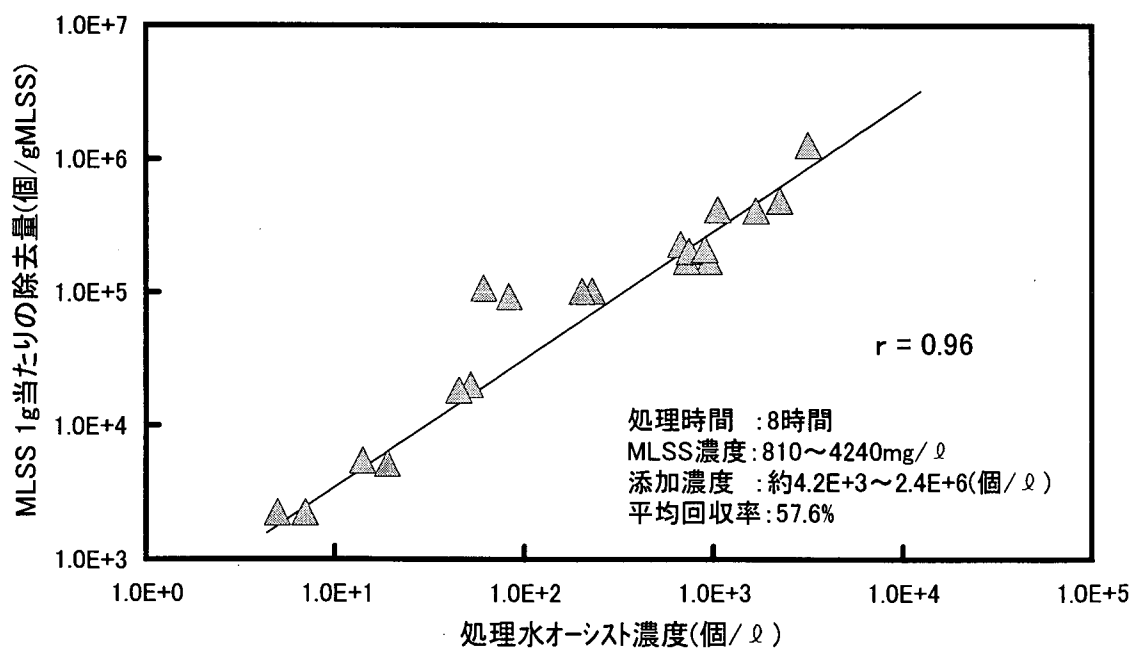


図-5.8 MLSS 1g当たりのオーシストの除去量と処理水
オーシスト濃度の関係
(回収率を考慮した値)

$$R_0 = A \cdot C^B \quad (5.2) \text{ 式}$$

ここに、 R_0 ：除去(吸着)オーシスト量(個/g MLSS)

C ：処理水平衡オーシスト濃度(個/ℓ)

A 、 B ：定数

表-5.2 図-5.7, 5-8の回帰式

	定数 A	定数 B	相関係数
実 測 値	1,039	0.90	0.96
回収率考慮	636	0.90	0.96

5.3.7 連続的な下水処理での除去割合の算出

上記の結果から、MLSS 1 g 当りの除去量と処理水オーシスト濃度の関係が明らかとなったが、実際の下水処理場で処理区内に感染者等が存在している場合には、オーシストは連続的に流入してくるため除去(吸着)量もある時点で飽和に達する。また、曝気槽内では活性汚泥の生成や死滅(分解)も生じていることから、連続的な下水処理によってオーシストの除去割合を算出する必要がある。算出仮定条件を以下に示す。

[条件]

活性汚泥全てが高濃度のオーシストと接触し、除去能力がほぼ飽和となるが、連続的に流入する有機物成分によって新たに生成される活性汚泥のみが除去能力を持つ状態(定常)と仮定

曝気槽内：押し出し流れ

実質滞留時間(HRT)：8時間

簡略化のため、汚泥返送比(≪1

汚泥転換率：溶解性BOD 0.5g MLSS/g S-BOD、SS 1g MLSS/g SS

初沈流出水濃度：溶解性BOD 80mg/ℓ、SS 60mg/ℓ

初沈流出水中有機物成分による活性汚泥生成量 ΔX

$$\Delta X = (80 \times 0.5 + 60 \times 1) = 100 \text{ mg MLSS/ℓ} = 0.1 \text{ g MLSS/ℓ}$$

流入下水オーシスト濃度(個/ℓ) $10^1, 10^2, 10^3, 10^4, 10^5 (C_{in})$

以上の条件をもとに、(5.2)式とオーシスト収支式(5.3)式を連立させて解く。

$$C_{in} = C + \Delta X \cdot R_0 \quad (5.3) \text{ 式}$$

ここに、 C_{in} ：流入下水オーシスト濃度(個/ℓ)

C ：処理水平衡オーシスト濃度(個/ℓ)

ΔX ：除去(吸着)能力を持つ活性汚泥濃度(gMLSS/ℓ)

上記算出条件から求めた流入と処理水オーシスト濃度の関係を表-5.3に示す。活性汚泥処理による定常状態でのオーシストの除去率は、約98~99%（回収率考慮：約97~99%）と計算され、除去効率は2log程度と推定された。

表-5.3 流入と処理水オーシスト濃度

流入下水オーシスト濃度(個/ℓ)	処理水濃度(個/ℓ)と除去率(%)			
	定 常			
	実測値	除去率	回収率考慮	除去率
10^1	7.4E-2	99.3	1.3E-1	98.7
10^2	9.5E-1	99.1	1.6E+0	98.4
10^3	1.2E+1	98.8	2.1E+1	97.9
10^4	1.6E+2	98.4	2.7E+2	97.3
10^5	2.0E+3	98.0	3.4E+3	96.6

5.3.8 処理場規模の違いによる処理水中のオーシスト濃度の推定

上記5.3.7のMLSS 1g当たりの除去量と処理水オーシスト濃度の関係から、連続的な活性汚泥処理によるオーシストの除去率の算定を行った。その結果を基に、処理場規模の違いによる処理水中のオーシスト濃度の推定を行った。感染者が排出するオーシスト数は1日10億個/人、感染者数は下水道処理区内に2人（集団感染）とした。なお、処理水中のオーシスト濃度は定常状態のものとした。推定結果を表-5.4に示す。流入下水中の平均オーシスト濃度は、5,000m³/日規模の処理場の場合には400個/ℓ、50万m³/日規模の処理場の場合には4個/ℓである。一方、処理水中のオーシスト濃度は回収率を考慮した値で5,000m³/日規模の処理場の場合には7.6個/ℓ、50万m³/日規模の処理場の場合には0.05個/ℓ（20ℓ中に1個）であった。

表-5.4 処理水中のオーシスト濃度

濃 度 流 量	流入濃度 (個/ℓ)	処理水濃度(個/ℓ)	
		実測値	回収率考慮
5,000m ³ /日	400	4.4	7.6
50,000m ³ /日	40	0.34	0.59
500,000m ³ /日	4	0.03	0.05

5.3.9 凝集剤添加によるオーシストの除去効率

活性汚泥処理によるオーシストの除去効果をさらに向上させることを目的として、凝集剤添加活性汚泥法によるオーシストの除去実験（回分）を行った。槽内のMLSS濃度は1,790～1,970mg/ℓの範囲、オーシストの添加濃度は 4.0×10^5 個/ℓとした。凝集剤には、PAC（ポリ塩化アルミニウム）、多木化学社製（PAC 250A）を使用した。凝集剤の添加量は、槽内のAℓ濃度が0～15mg/ℓの範囲とした。活性汚泥処理時間は8時間としたが、その内7時間経過後、残りの1時間に凝集剤の添加を行った。

実験結果を図-5.9に示す。槽内のAℓ濃度が高くなるにつれ、処理水中のオーシスト濃度も低下しており、Aℓ濃度が10mg/ℓ以上で安定した除去が行われているようである。図中（ ）内の数値は濁度を示しているが、凝集剤の添加により濁度も低下している。また、凝集剤を添加していない系は、処理水中に多数の微細なフロックの存在を目視できるが、凝集剤の添加系ではその存在が明らかに低減していた。しかし、凝集剤添加によるオーシスト除去率と濁度除去率の関係（図-5.10）には若干右上がり傾向がみられるものの、明確な相関関係は見られなかった。

凝集剤添加によるオーシストの除去率は、Aℓ濃度が0mg/ℓの時を基準として10mg/ℓの場合約90%であり、除去効率を1log向上させることができる。

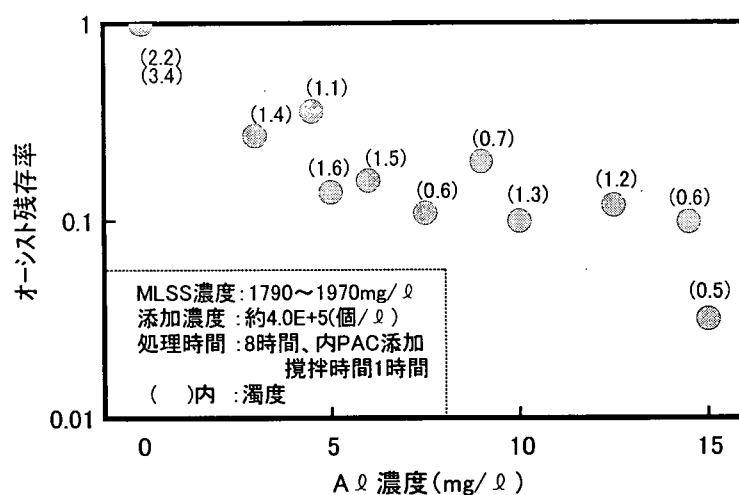


図-5.9 PAC添加濃度と処理水オーシスト濃度の関係

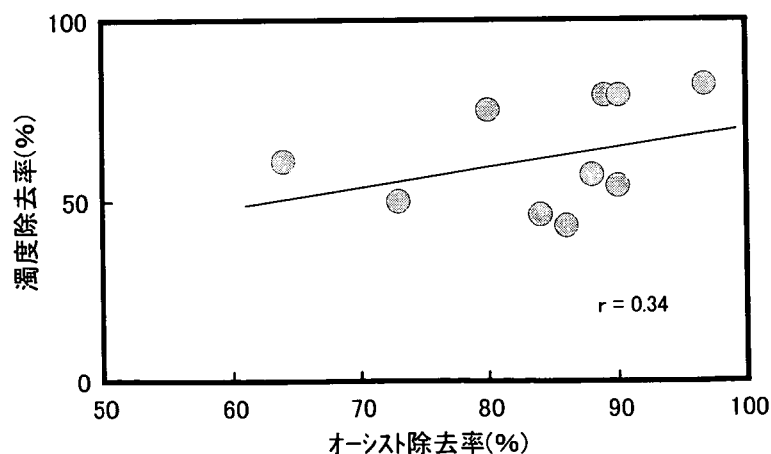


図-5.10 PAC添加によるオーシスト除去率と濁度除去率の関係

5.4 まとめ

以上の回分実験によるクリプトスポリジウム除去実験結果等をまとめると以下のとおりとなる。

- ①流入下水に添加したオーシストは、SS等の懸濁粒子が下層に沈降しても、それらに取り込まれることなく浮遊した状態であった。このため、流入下水中のオーシストが懸濁物に付着していない状態であれば、最初沈殿池でのオーシストの除去効率は低いものと考えられる。
- ②活性汚泥処理時間の経過とともに処理水中のオーシスト濃度は低下するが、処理時間が8時間以上では、処理水中のオーシスト濃度はほぼ一定となった。
- ③活性汚泥処理による処理水濁度とオーシスト濃度については、明確な相関関係が得られなかった。濁度が上昇しても処理水中のオーシスト濃度はほとんど変化しなかった。むしろ、オーシストの添加個数を多くすることによって、処理水中のオーシスト濃度が上昇した。
- ④オーシストの添加濃度約 4.0×10^5 個/ℓ、活性汚泥処理時間が8時間、MLSS濃度が1,000 mg/ℓ程度の場合、処理水中のオーシスト濃度は 1.0×10^3 個/ℓ程度、4,000mg/ℓ程度の場合、 1.0×10^2 個/ℓ程度に減少した。
- ⑤MLSS 1 g当たりのオーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度の関係について整理した結果、処理水濃度の0.9乗に除去量が比例する関係式が得られた。
- ⑥連続的な活性汚泥処理により、最大で2 log程度のオーシストの除去が行えると推定される。
- ⑦凝集剤を活性汚泥に10mgA ℓ/ℓ添加することにより、除去効率を1 log向上させることができる。

第6章 オキシデーションディッチ法のクリプトスポリジウムの除去効果

6.1 実験目的

大都市における下水道普及の進展に伴い、下水道の普及の重点は中小都市に移行している。中小都市における下水処理方法は、維持管理の容易さ等からオキシデーションディッチ法を採用している事例が多く見受けられる。

一方、上記の実験を含め活性汚泥処理法によるオーシストの除去実験では、標準的な活性汚泥を使用し除去効果を評価したものである。

このため、本実験ではオキシデーションディッチ法の活性汚泥を用いて、オーシストの除去実験を行い、負荷の差異に起因する活性汚泥性状等の差異が、オーシストの除去能力に及ぼす影響を把握することを目的とした。

6.2 実験方法

基本的には、第5章の回分実験の方法とほぼ同一である。水槽内(H200×W200×D200mm、槽内容量5ℓ)に、B浄化センターのオキシデーションディッチ法の活性汚泥を入れ、オーシストを添加し曝気混合を行った。24時間曝気混合後、活性汚泥を2時間沈殿させ、上澄液のオーシスト数を測定し除去効果を評価した。

なお、B浄化センターのオキシデーションディッチ内の平均滞留時間は48時間であった。

6.3 実験結果

実験結果を図-6.1と6.2に示す。各々、MLSS 1 g当たりのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係を示したものである。図-6.1の図中のプロットは、通常の活性汚泥を用いた第5章の回分実験結果と、オキシデーションディッチ法の活性汚泥を用いた実験結果を合わせたものである。曝気混合処理時間は、通常の活性汚泥が8時間、オキシデーションディッチ法の活性汚泥は24時間である。図-6.2のプロットでは、各々の活性汚泥とも曝気混合処理時間は24時間である。両図の結果とも、ほぼ同一線上にプロットされていることから、活性汚泥性状等が異なってもオーシストの除去能力に大差がないと考えられる。

第5章の回分実験結果(式(6.1))およびSS濃度150mg/ℓの流入下水に対して、汚泥転換率を75%として、処理水濃度および除去率を計算すると、表-6.1のようになる。流入オーシスト濃度が低濃度の場合は約99%の除去率が得られ、流入濃度が高くなると除去率は98%（回収率考慮：97%）になることが計算される。

以上の実験結果から、オキシデーションディッチ法の場合もオーシストの除去効率は、最大で2 log程度であると推定される。

$$R_0 = 1,039 \cdot C^{0.90} \quad \text{式 (6.1)}$$

(636 , 回収率考慮 : 57.6%)

R_0 : 除去(吸着)オーシスト量 (個/g MLSS)
 C : 処理水平衡オーシスト濃度 (個/ℓ)

表－ 6.1 流入オーシスト濃度に対する処理水濃度および除去率

流入オーシスト濃度 (個/ℓ)	処理水濃度 (個/ℓ) と除去率 (%)			
	定 常			
	実測値	除去率	回収率考慮	除去率
1 0 ¹	6.5E-2	99.3	1.1E-1	98.9
1 0 ²	8.4E-1	99.2	1.4E+0	98.5
1 0 ³	1.1E+1	98.9	1.9E+1	98.1
1 0 ⁴	1.4E+2	98.6	2.4E+2	97.6
1 0 ⁵	1.8E+3	98.2	3.1E+3	96.9

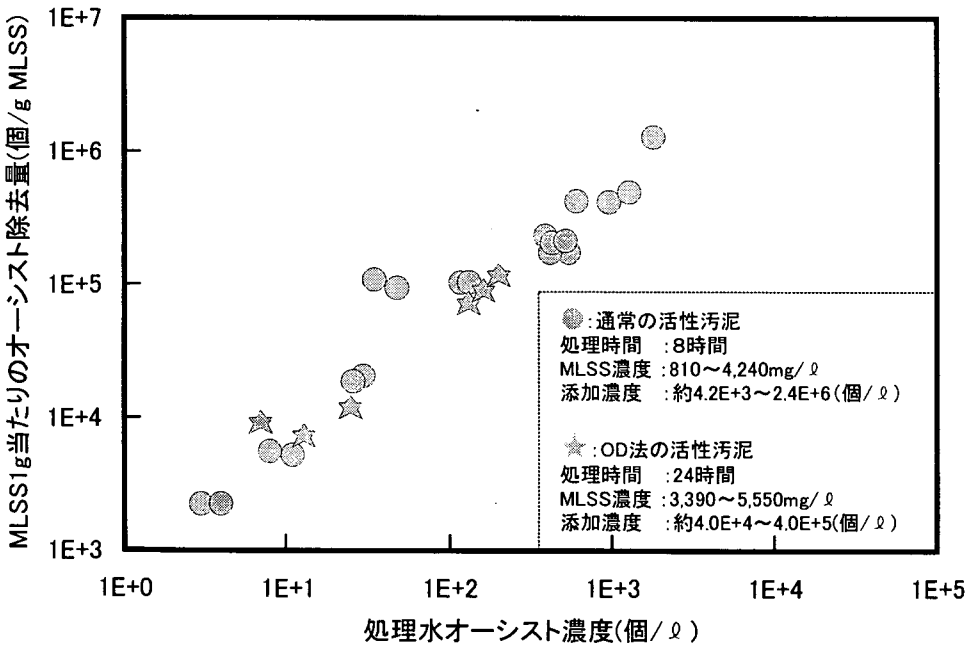


図-6.1 MLSS1g当たりのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係(1)

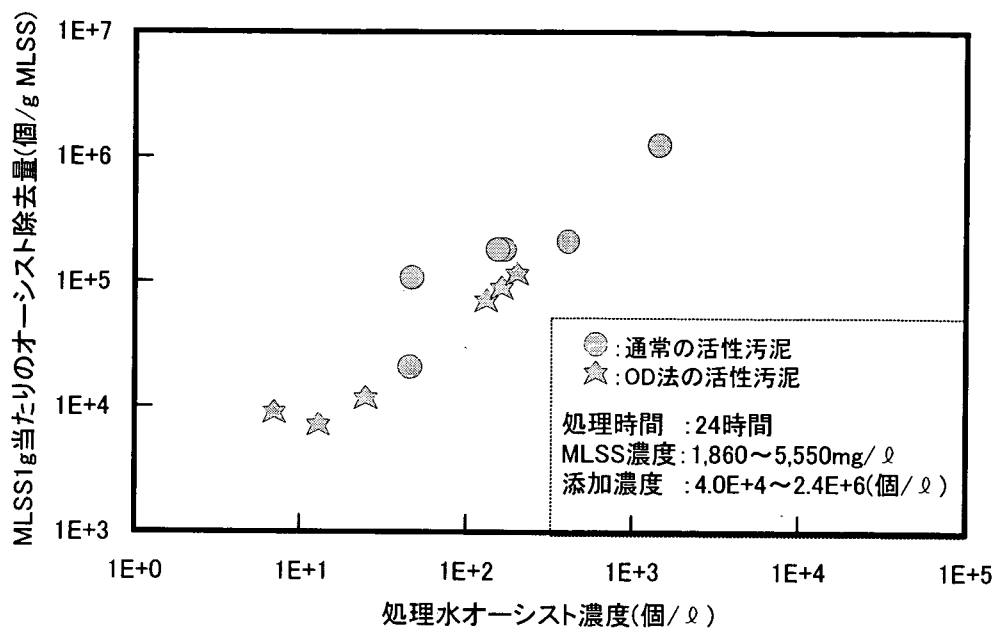


図-6.2 MLSS1g当たりのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係(2)

第7章 パイロットプラントを用いた除去実験

7.1 実験目的

下水道処理区内でクリプトスポリジウム症の集団感染が発生した場合には、多量のクリプトスポリジウムのオーシストが下水処理場に流入してくることが予想される。下水処理水放流先の水利利用の形態によっては、活性汚泥処理のみによるオーシストの除去効率では不十分であると考えられるため、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。

このため、第5章では活性汚泥処理法によるオーシスト除去効率の把握および除去効率を向上させる上で凝集剤添加活性汚泥処理法について、回分実験を行いその除去効率を把握した。本実験では、回分実験結果の補完を目的に、パイロットプラントを用いた連続除去実験を行ったので、その結果について報告する。

7.2 実験方法

7.2.1 連続除去実験

活性汚泥処理法の連続除去実験では、曝気槽（槽内容量100ℓ）、沈殿槽（槽内容量50ℓ）、砂ろ過塔（D150×H3,000mm）、凝集剤添加装置、膜処理装置等より構成されているパイロットプラント（概略を図-7.1、写真-7.1～7.4に示す）を用いた。膜処理装置は、添加したオーシストが系外へ排出されないようを設けたものであり、分析に供した試料以外の処理水や余剰汚泥等については、全て膜処理を行った。

実験条件は、オーシストを添加したA浄化センター内の一次処理水を連続的に流入させ、曝気槽内のMLSS濃度を2,000mg/ℓ程度に設定、曝気槽内の滞留時間（HRT）を8時間、汚泥返送比を約50%とした。オーシストの添加濃度は約 4.0×10^4 個/ℓとし、処理水中のオーシストの分析は、一次処理水にオーシストを添加した直後から行った。オーシストの測定方法は、試料を濃縮したフィルターをアセトンで溶解する方法であり、概略は図-3.2に示した測定法1である。本実験でのオーシストの回収率は約50.7%であった。

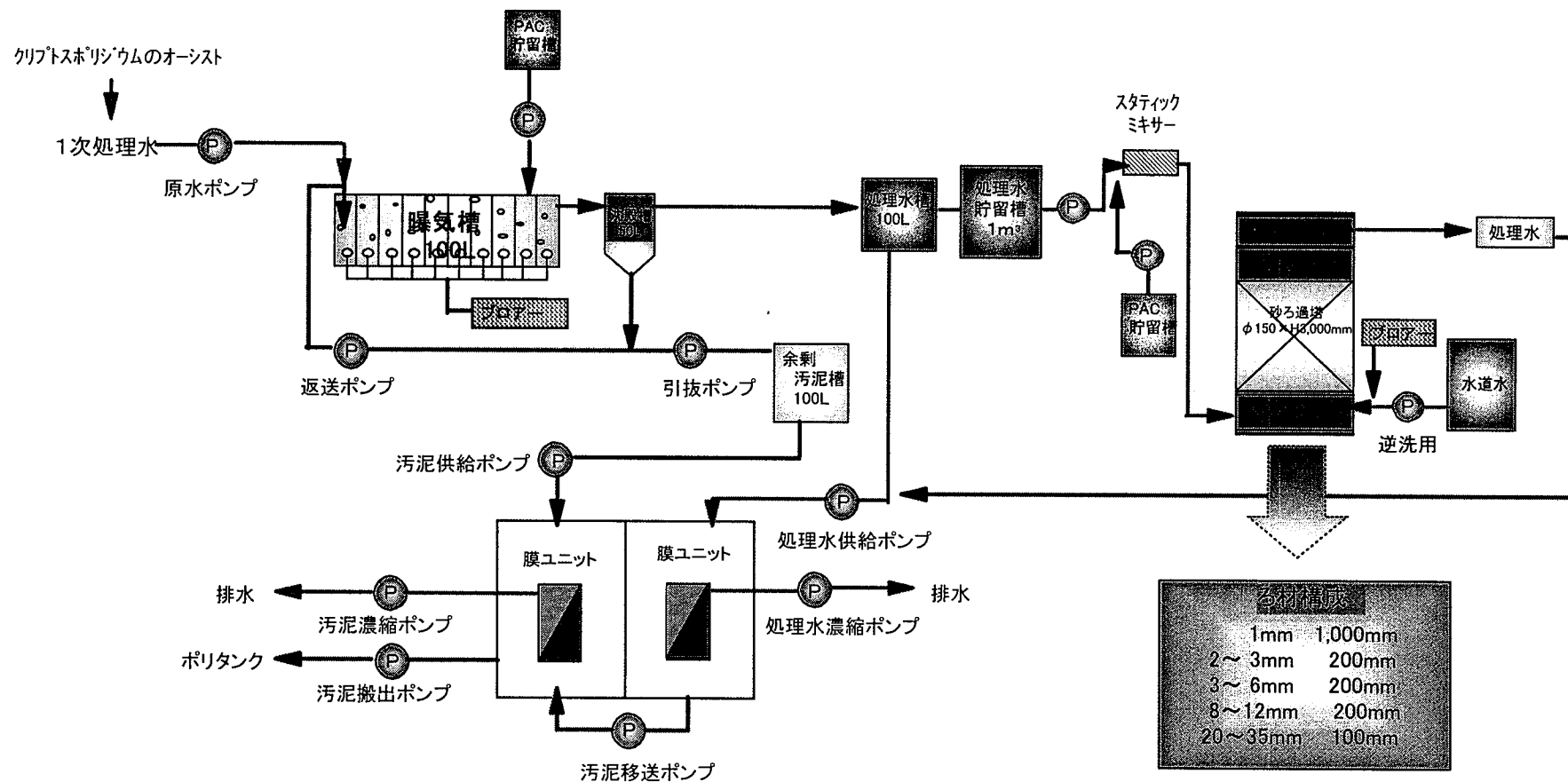
なお、実験に使用したオーシストはホルマリン固定された市販のものであり、リン酸緩衝生理食塩水で洗浄を行った後に実験に使用した。

活性汚泥処理法による除去実験での水質分析項目は水温、pH、SS、濁度、COD_{Cr}、大腸菌群数、MLSS、MLVSS、DO、BOD、N、Pとした。

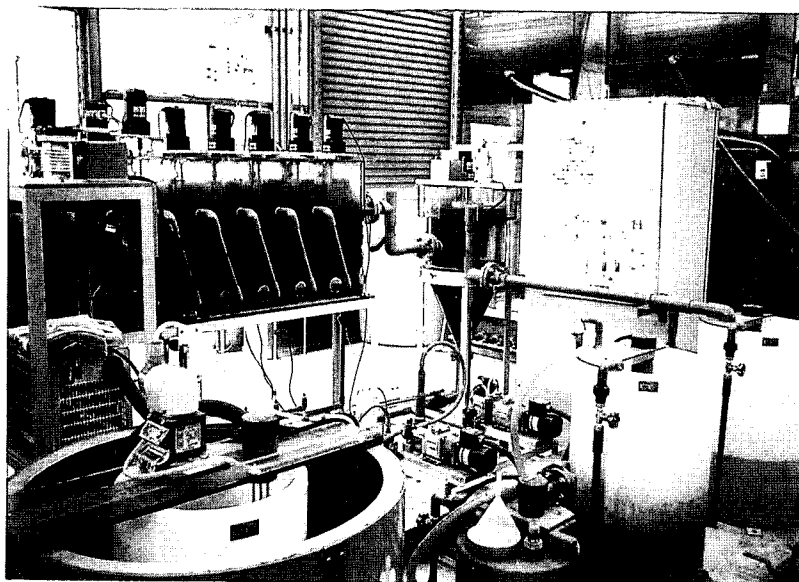
7.2.2 凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験

実験装置の運転条件や水質分析項目等は、上記7.2.1の実験と同一である。凝集剤はポリ塩化アルミニウム（PAC）を使用し、添加量はAℓ濃度で10mg/ℓ、添加位置は第9槽の曝気槽（槽内滞留時間：第9槽から10槽で約50～100分）とした。

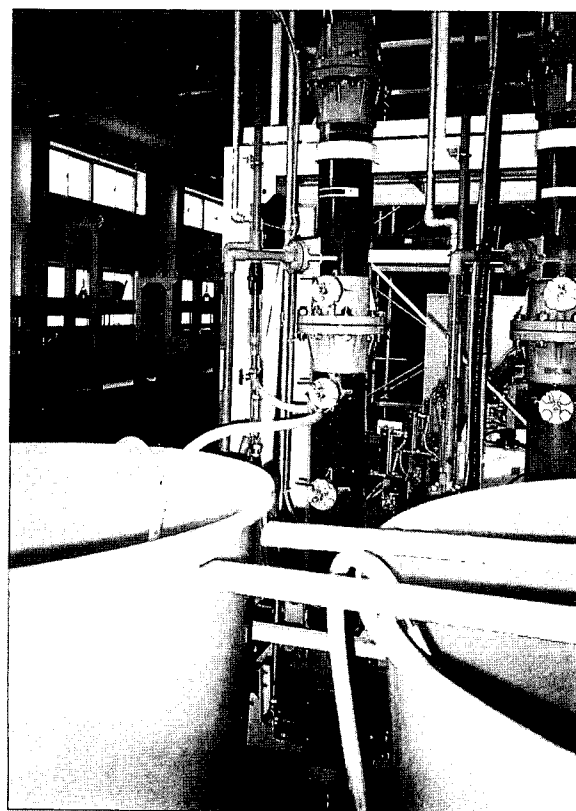
なお、凝集剤は処理水のオーシスト濃度がほぼ安定した段階で添加した。



図－7.1 パイロットプラントの概略図



写真－7.1 曝気槽・沈殿槽等



写真－7.2 砂ろ過塔

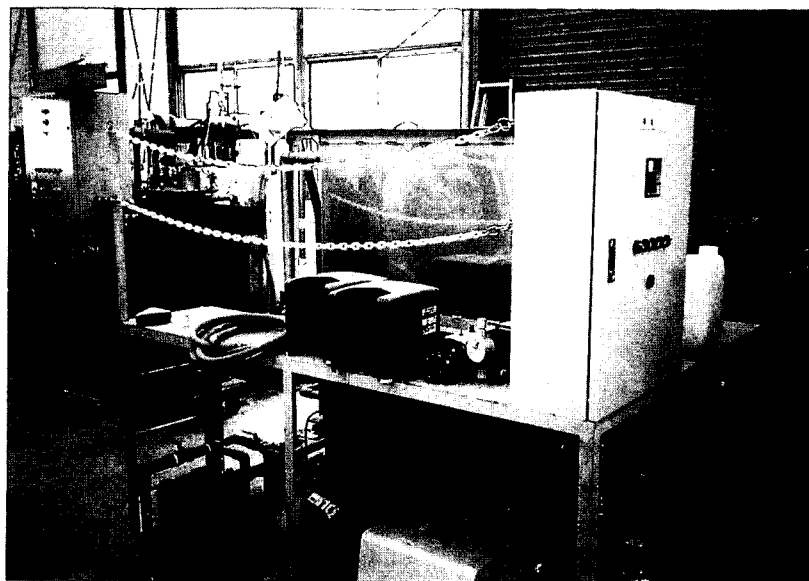


写真-7.3 膜処理装置



写真-7.4 膜処理装置内部

7.3 実験結果

7.3.1 連続除去実験

活性汚泥処理法による連続除去実験結果を図-7.2、7.3に示す（凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験結果含む）。図-7.2は処理水オーシスト濃度の推移、図-7.3はオーシスト残存率の推移を示したものである。添加開始直後の処理水からはオーシストは検出されていないが、8時間後の処理水からは24個/ℓ（実測値）のオーシストが検出され除去率は99.9%であった。その後、処理水のオーシスト濃度は上昇し72時間後にピークに達し514個/ℓ（実測値）のオーシストが検出され、除去率は98.7%（回収率考慮：97.5%）となった。オーシスト濃度がピークに達した72時間後から凝集剤を添加するまでのオーシストの平均除去率は99.3%（回収率考慮：98.6%）であり、回収率を考慮したオーシストの除去効率は2 log程度であった。この除去効率は、第5章の回分による除去実験をもとに計算した値とも、良く整合していた。

既存の研究結果^{10) 11)}では、活性汚泥処理法の除去効率は80~98.6%という報告もあり、本実験結果の方が若干高い除去率を示した。

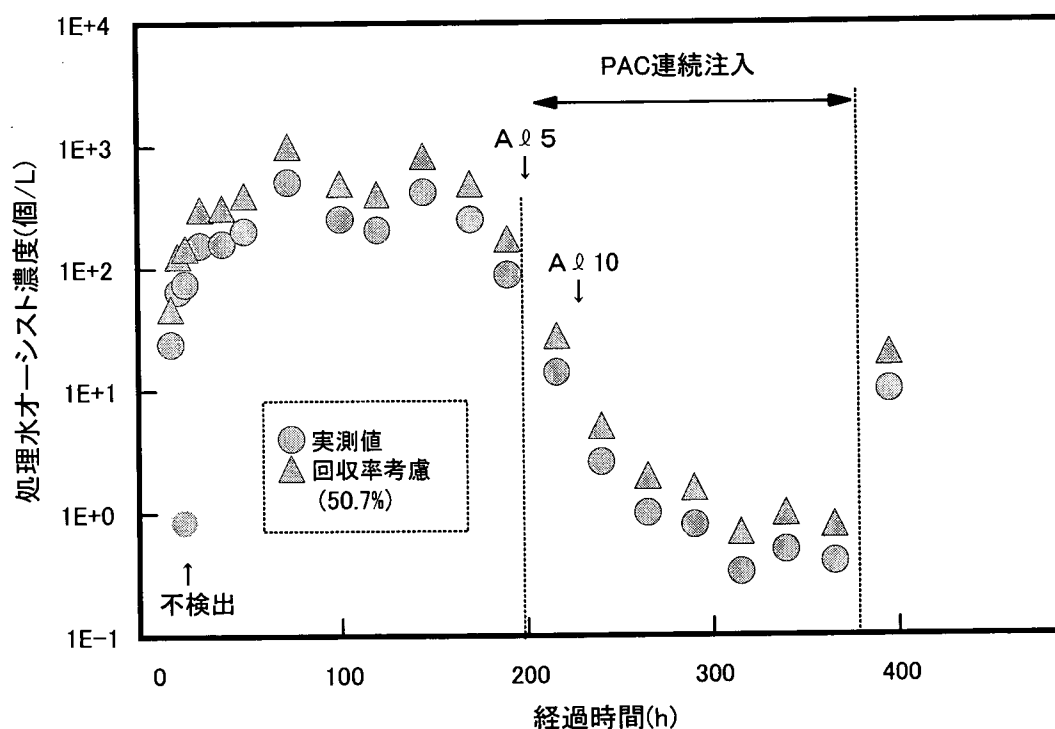


図-7.2 処理水オーシスト濃度の推移

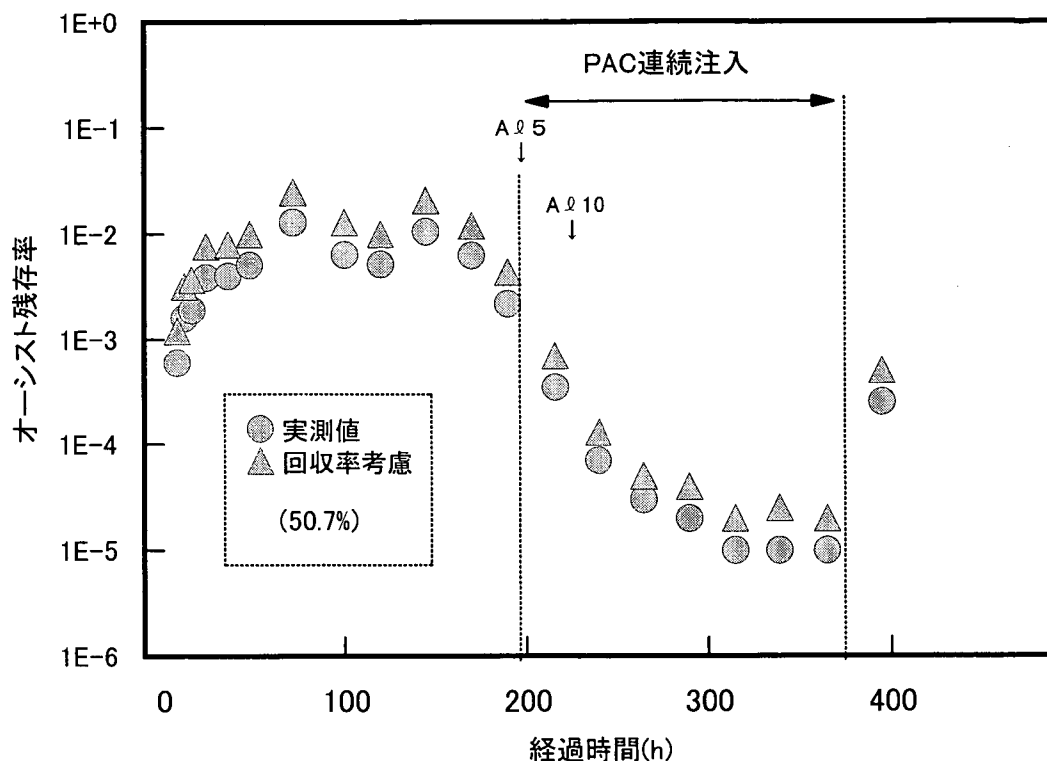


図-7.3 オーシスト残存率の推移

7.3.2 凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験

凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験結果を図-7.2、7.3に示す。凝集剤の添加は、活性汚泥処理による処理水のオーシスト濃度がほぼ安定した段階の経過時間が約192時間後とした。図中のA 5と記してあるのは注入ポンプの設定ミスによるものであり、それ以降の注入濃度はA 10濃度で10mg/ℓである。凝集剤添加から24時間後(この時のA 10濃度は5mg/ℓ)には、オーシストの除去効率は3log程度であり、凝集剤添加による除去効率の向上は1log程度であった。その後、処理水のオーシスト濃度は徐々に低下し、凝集剤を添加してからほぼ5日後に安定した。5日後からの処理水の平均オーシスト濃度は約0.4個/ℓであり、除去効率は5log程度(回収率考慮: 4.7log)となり、凝集剤添加による除去効率の向上は3log程度であった。両図中の最終プロットのオーシスト濃度・残存率の上昇は、凝集剤添加を止めた時のものであり、この時の処理水オーシスト濃度は10個/ℓとなった。

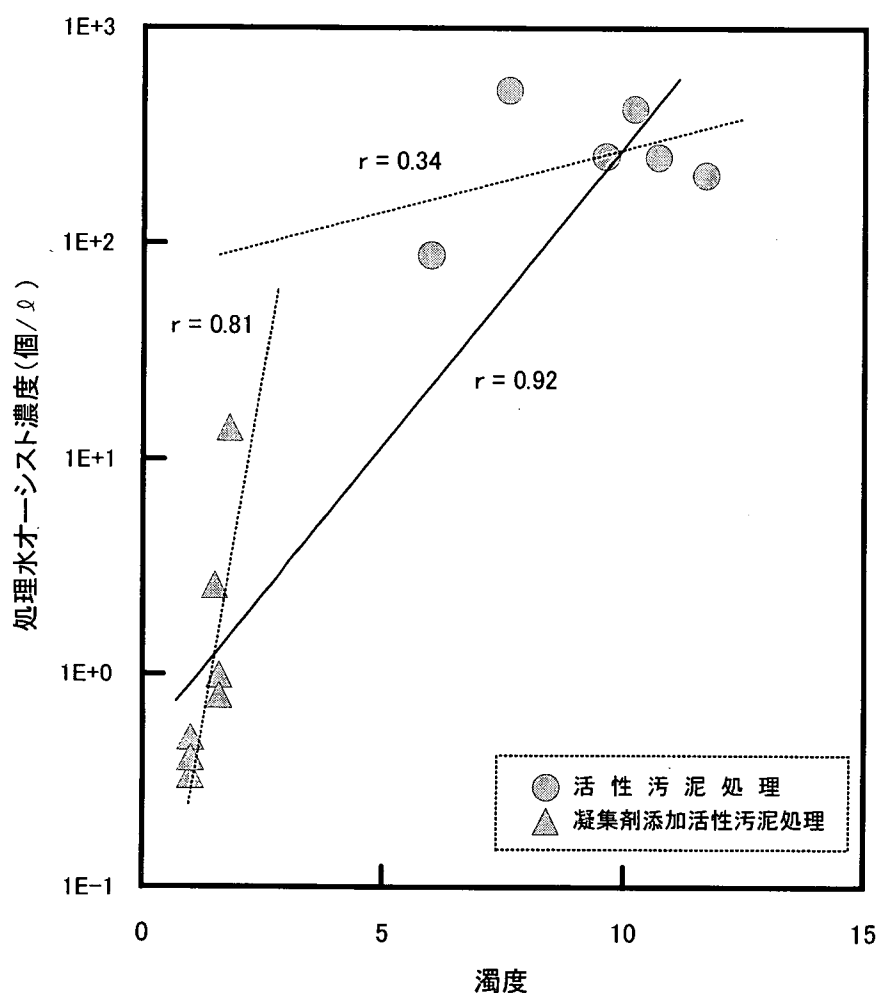
第5章の回分実験結果では、凝集剤添加(10mgA 10/ℓ)による除去効率の向上は1log程度であり、今回の実験結果と比較した場合2log程度の除去効率の違いが見られた。これは、連続運転によってA 10が汚泥中に蓄積することにより、除去効率が向上したものと推定される。

7.3.3 処理水オーシスト濃度と濁度・SSとの関係

処理水オーシスト濃度は、オーシストを一次処理水に添加してから72時間後にピークに達したことから、処理水オーシスト濃度と濁度・SSとの関係については、72時間以降のデータを用いて整理を行った。

処理水オーシスト濃度と濁度の関係は図-7.4、SSとの関係は図-7.5に示した。活性汚泥処理のみと凝集剤添加活性汚泥処理のみ各々個別で見た場合、両図とも勾配が緩やかな右上がり傾向の見られるものや勾配が急であるものに大別され、各々高い相関関係は得られていない。この結果については、第5章での結果と一致するものであった。しかし、各々個別ではなく全てのプロットに対して見た場合には、比較的高い相関関係が得られている。これは処理水オーシスト濃度および濁度・SSの分布域が両極端にプロットされることにより、変動幅が大きくなったこと等に起因しているものと考えられた。

よって、第5章および今回の実験結果から、活性汚泥処理法や凝集剤添加活性汚泥処理法によるオーシストの除去では、各々個別プロセスで見た場合には、その除去効率を把握する上で濁度・SSは有効な指標ではないものと考えられた。しかし、活性汚泥処理法から凝集剤添加活性汚泥処理法等の追加的対策手法に運転方法を変更（追加）した場合には、変更（追加）に伴う除去効率向上割合を把握する上で濁度・SSはある程度の指標になるものと考えられた。



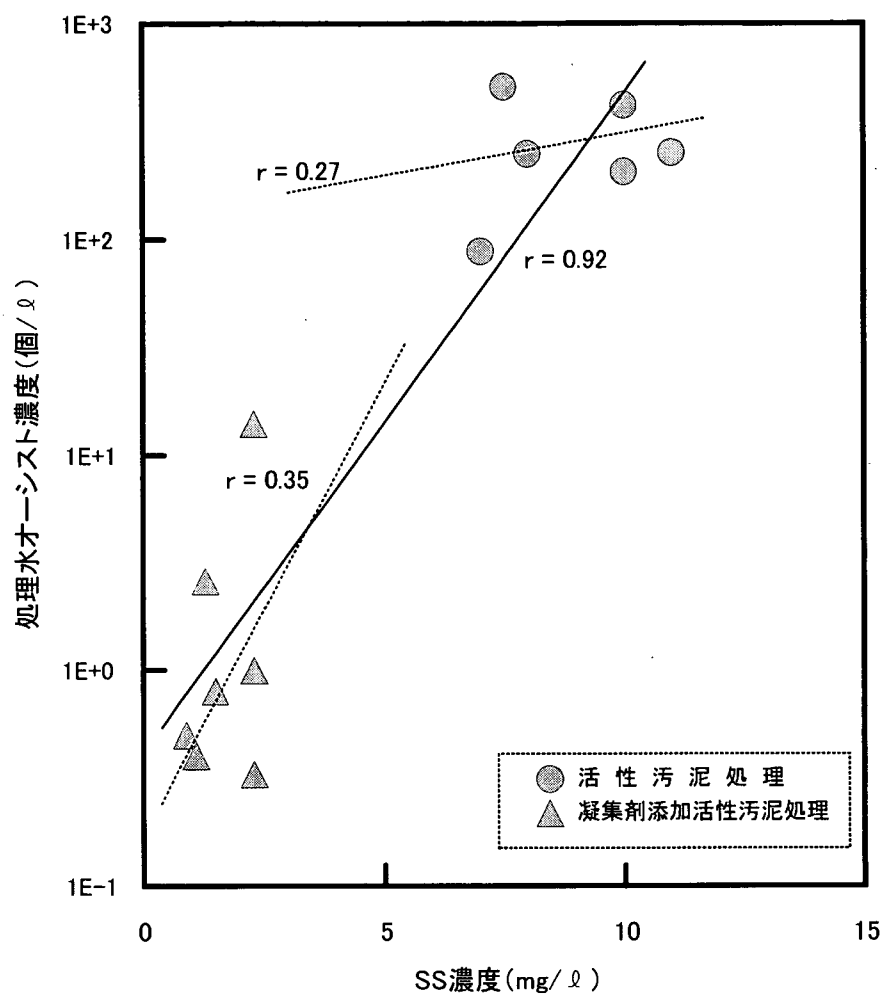


図-7.5 処理水オーシスト濃度とSS濃度の関係

7.3.4 パイロットプラント除去実験での流入・処理水質

他の主な水質項目の分析結果を表－7.1に示す。本パイロットプラントのBOD、CODなどの有機物の平均除去率はともに約85％であり、凝集剤を添加したことにより、除去率は90％以上となった。SS、濁度の除去率に関しては、ともに当初90％程度であったが、凝集剤を添加したことにより、除去率は98％程度と向上した。

冬季に実験を行ったことから、曝気槽内の平均水温は8.8℃と低水温であった。また、凝集剤の添加により曝気槽内の平均pHは6.91から6.77に推移した。平均MLSS濃度は2,100mg/ℓ (MLVSS : 1,600mg/ℓ)であり、2,000mg/ℓの設定濃度に対し若干高めの値であった。

なお、本実験期間中のパイロットプラントのSRT (Solids Retention Time)は約7日であった。

表－7.1 水質分析結果

試料 項目	流入水		二次処理水		凝集剤添加処理水	
	範囲	平均	範囲	平均	範囲	平均
BOD(T) (mg/ℓ)	104～159	124	7～30	18	8	8
BOD(D) (mg/ℓ)	44～143	83	—	—	—	—
CODcr(T) (mg/ℓ)	130～240	189	23～38	28	14～26	18
CODcr(D) (mg/ℓ)	65～155	108	15～30	24	12～19	15
SS (mg/ℓ)	73～126	94	5.8～11.0	8.5	0.9～2.3	1.7
濁度 (度)	57～98	78	4.4～11.7	8.6	1.0～1.8	1.4
大腸菌群数(個/ml)	1.2E+5～4.4E+5	2.6E+5	2.0E+3～3.0E+4	1.6E+4	3.8E+1～3.4E+2	1.8E+2

7.4 まとめ

第5章の回分実験結果の補完を目的に、パイロットプラントを用いた活性汚泥処理法および凝集剤添加活性汚泥処理法によるオーシストの連続除去実験を行った。以下にその実験結果について示す。

①オーシストの添加濃度を約 4.0×10^4 個/ℓとし、曝気槽内平均MLSS濃度を2,100mg/ℓ、曝気槽内滞留時間(HRT) 8時間、汚泥返送比を約50%とした場合のオーシストの除去効率は、2 log程度であった。この除去効率は、第5章の回分による除去実験をもとに計算した値とも、良く整合していた。

②曝気槽内に凝集剤(PAC)を添加(10mgAℓ/ℓ)することにより処理水のオーシスト濃度は徐々に低下し、凝集剤を添加してからほぼ5日後に安定した。5日後からの平均除去効率は5 log程度(回収率考慮:4.7 log)となり、凝集剤添加による除去効率の向上は3 log程度であった。この除去効率を第5章の回分による除去実験結果と比較すると、2 log程度の違いが見られた。これは、連続運転によってAℓが汚泥中に蓄積することにより、除去効率が向上したものと推定される。

③活性汚泥処理法および凝集剤添加活性汚泥処理法によるオーシストの除去では、その除去効率を把握する上で濁度・SSは有効な指標ではないものと考えられた。しかし、活性汚泥処理法から凝集剤添加活性汚泥処理法等の追加的対策手法に運転方法を変更(追加)した場合には、変更に伴う除去効率向上割合を把握する上で濁度・SSはある程度の指標になるものと考えられた。

第8章 砂ろ過によるクリプトスポリジウムの除去効果

8.1 実験目的

本実験では、砂ろ過および凝集剤添加砂ろ過によるクリプトスポリジウムのオーシスト除去率の把握を目的とした。

8.2 実験方法

実験装置の概略は、図－7.1（写真－7.2）に示したとおりである。ろ過塔は内径150mm、高さ3,000mmであり、ろ過材は、通常急速ろ過法で使用されている珪砂を用い、充填厚や粒径の構成等は“高度処理施設設計資料”（建設省・高度処理会議，平成6年2月）を参考とした。ろ過速度は100、200m/日の2段階とし、上向ろ過方式とした。使用した原水は、7.2.1の連続除去実験で生成された二次処理水を用いた（凝集剤を添加した処理水は使用していない）。

また、凝集剤添加砂ろ過は、配管ラインに凝集剤（PAC）を注入しスタティックミキサーで原水と凝集剤を混合させた後、砂ろ過を行った。凝集剤の注入濃度は3mgAℓ/ℓとした。

8.3 実験結果

砂ろ過の実験結果を表－8.1に示す。砂ろ過によるオーシストの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに約70%（除去効率：約0.55 log）であり、ろ過速度の違いによる除去率の差は見られなかった。また、この時のSS除去率は約50%、濁度除去率は約20%であった。

表－8. 1 砂ろ過の実験結果

試料 \ 項目	オーシスト濃度 (個/ℓ)	オーシスト除 去率(%)	SS (mg/ℓ)	濁度 (度)
ろ過原水	124	—	13.5	9.3
ろ過水(100m/日)	34	73	6.0	7.6
ろ過水(200m/日)	36	71	6.5	7.7

凝集剤添加砂ろ過の実験結果を表－8.2に示す。凝集剤添加砂ろ過によるオーシストの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに99.7%（除去効率：2.6 log）であり、ろ過速度の違いによる除去率の差は、砂ろ過の時と同様に見られなかった。

上記実験結果より、凝集剤を添加することにより除去効率を2log程度向上させることができることが明らかになった。また、この時のSS除去率は約50～60%、濁度除去率は約60～70%であり凝集剤を添加することにより、ともに除去率は向上した。

表－8．2 凝集剤添加砂ろ過の実験結果

試料 \ 項目	オーシスト濃度 (個/ℓ)	オーシスト 除 去率(%)	S S (mg/ℓ)	濁度 (度)
ろ過原水	1 9 9	—	8.0	7.5
ろ過水(100m/日)	0.5	99.7	3.0	1.9
ろ過水(200m/日)	0.5	99.7	3.9	2.7

8.4 まとめ

二次処理水の砂ろ過によるオーシストの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに約70%（除去効率：約0.55log）であった。また、凝集剤添加砂ろ過（凝集剤添加量 3 mgAℓ/ℓ）によるオーシストの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに約99.7%（除去効率：約2.6log）であり、凝集剤添加によって除去効率を2 log程度向上させることができることが明らかになった。

第9章 流入下水の凝集沈殿処理

9.1 実験目的

クリプトスポリジウム症の集団感染発生時における下水処理場でのオーシストの除去能力の向上を目的に、追加的対策手法の1手法として、流入下水の凝集沈殿処理を検討しオーシストの除去能力を把握した。

9.2 実験方法

流入下水の凝集沈殿処理では、ディスポカップ内（容量1ℓ）に、A浄化センターの流入下水とオーシストを入れ、Aℓ濃度が0～20mg/ℓの範囲になるよう凝集剤（PAC）を添加した。オーシストの添加濃度は約 $1.0 \times 10^4 \sim 1.0 \times 10^6$ 個/ℓとした。ジャーテスターにより120rpm・1分間急速攪拌実施後、静置沈殿時間を90分とし、その上澄液中のオーシスト数を測定し除去能力を評価した。急速攪拌時間の1分は、下水処理場の沈砂池の設計滞留時間、静置沈殿時間の90分は、最初沈殿池の設計滞留時間である。上澄液中のオーシスト数の測定方法は、試料を濃縮したフィルターをアセトンで溶解する方法であり、図-3.2に示した測定法1である。本実験でのオーシストの平均回収率は約80%であった。

また、これとは別に比較対照（オーシストの沈降性確認）として、流入下水にオーシストを添加した直後のものと凝集剤を添加していない90分後の上澄液についてオーシスト数を測定した。0.1～0.2mℓの試料を直接、染色用フィルターに通水・染色しオーシスト数を測定した。本測定法によるオーシストの平均回収率は約100%であった。

各々の実験によりオーシストの回収率は異なるが、これは濃縮および夾雑物との分離操作の有無、測定水量の多少に起因するものである。

なお、流入下水にオーシストを添加した直後のものと、90分静置後の上澄液中のオーシスト数はほぼ同一であり、90分程度の沈殿時間ではオーシストは沈降しないと考えられる。

流入下水の凝集沈殿処理実験での水質分析項目は、水温、pH、SS、濁度、COD_{Cr}、大腸菌群数とした。

9.3 実験結果

9.3.1 オーシスト添加濃度の異なるケースにおけるAℓ添加濃度とオーシスト残存率

オーシスト添加濃度の異なるケースにおけるAℓ添加濃度とオーシスト残存率（対数表示）の関係について図-9.1に示す。Aℓ添加濃度を12.5mg/ℓ以上とすることにより、オーシストの除去効率は3log以上となった。また、Aℓ添加濃度が2.5mg/ℓの場合には、オーシスト添加濃度が 1.0×10^4 個/ℓで1log程度、 1.0×10^6 個/ℓでは0.2log程度の除去効率であった（各々のSS濃度が200mg/ℓ程度の場合）。Aℓ添加濃度が低濃度の場合には、オーシスト添加濃度の多少により、除去効率に違いが見られた。

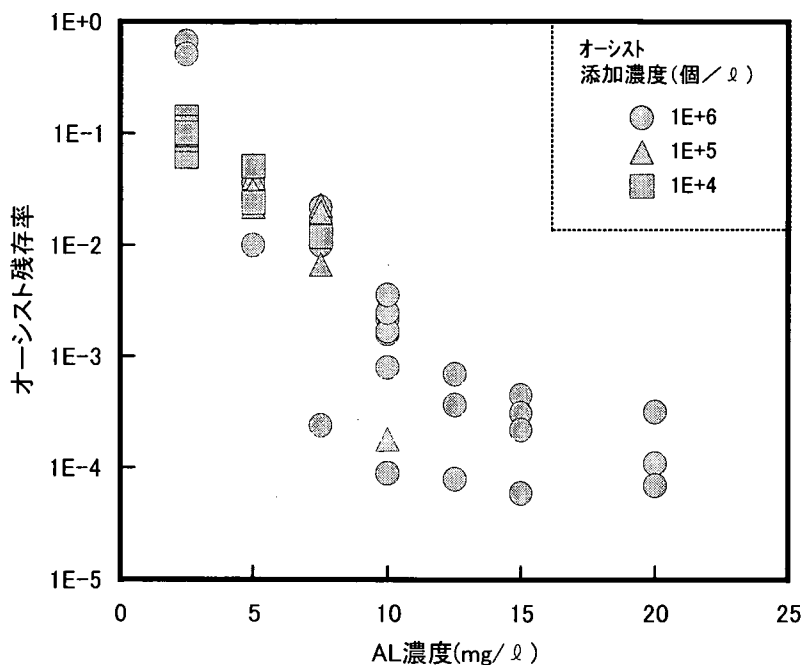


図-9.1 A ℓ 添加濃度とオーシスト残存率の関係

9.3.2 流入下水のSS濃度とA ℓ 添加濃度の違いによるオーシスト残存率

図-9.1に示したA ℓ 添加濃度が同一でのオーシスト残存率の変動は、流入下水のSS濃度の違いによる影響が大きいものと考えられる。流入下水のSS濃度とA ℓ 添加濃度の違いによるオーシスト残存率の関係を図-9.2に示す。各A ℓ 添加濃度とも若干のバラツキがあるものの、右上がり傾向を示しており、流入下水のSS濃度が低ければオーシスト残存率も低くなっている。なお、流入下水のSS濃度が200mg/ℓ以上でのオーシストの除去効率は、A ℓ の添加濃度5mg/ℓで1log以上、同様に7.5mg/ℓで2log程度、10~20mg/ℓで3~4log程度であった。

9.3.3 オーシストと濁度残存率の関係

オーシスト残存率と濁度残存率の関係について図-9.3に示す。比較的高い相関関係であり、ほぼ直線関係が得られているようである。この結果から、流入下水の凝集沈殿によるオーシストの除去では、その除去効率を把握する上で濁度が有効な指標になるものと考えられた。オーシストの除去効率が2log程度の場合、濁度除去率は約55%、3log程度の場合には約80%であった。

また、参考に各添加濃度毎の上澄液中のオーシスト濃度と濁度の関係について図-9.4に示す。濁度の変動に対する上澄液中のオーシスト濃度は、オーシストの添加濃度が多くなるほど変化の程度が大きくなる傾向を示した。また、オーシスト添加濃度の低い 1.0×10^4 個/ℓのケースについて、オーシスト濃度が対数表示でないものについて図-9.4.1に示すが、濁度との間に直線関係が見られた。

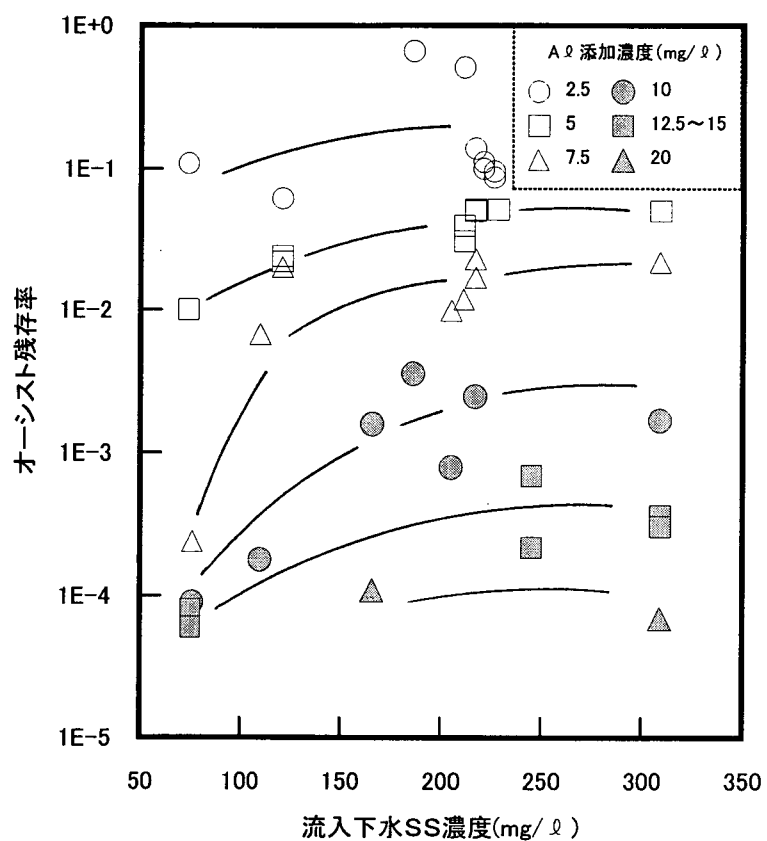


図-9.2 SS濃度とAl添加濃度の違いによる
オーシストの残存率

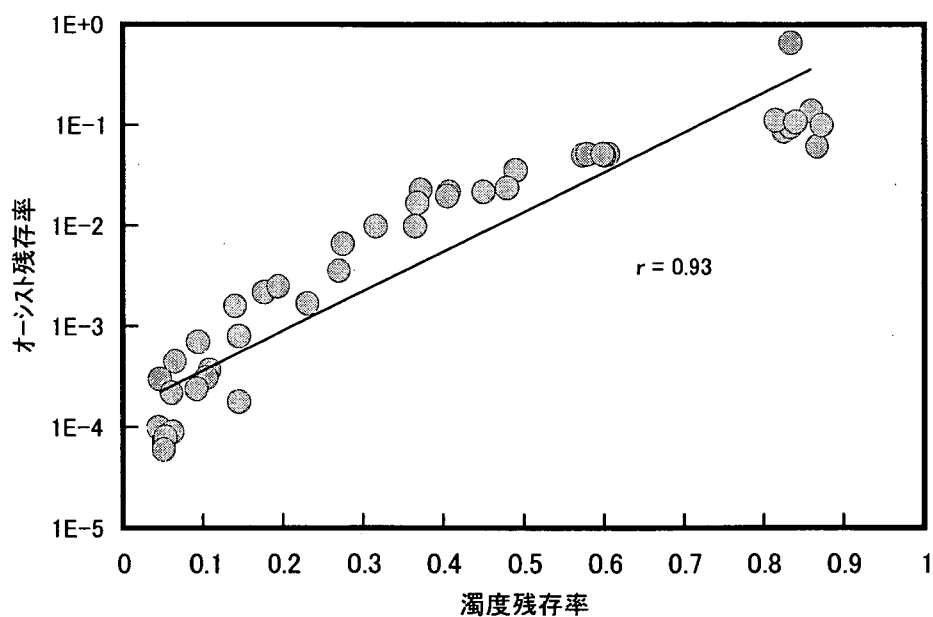


図-9.3 オーシストと濁度残存率の関係

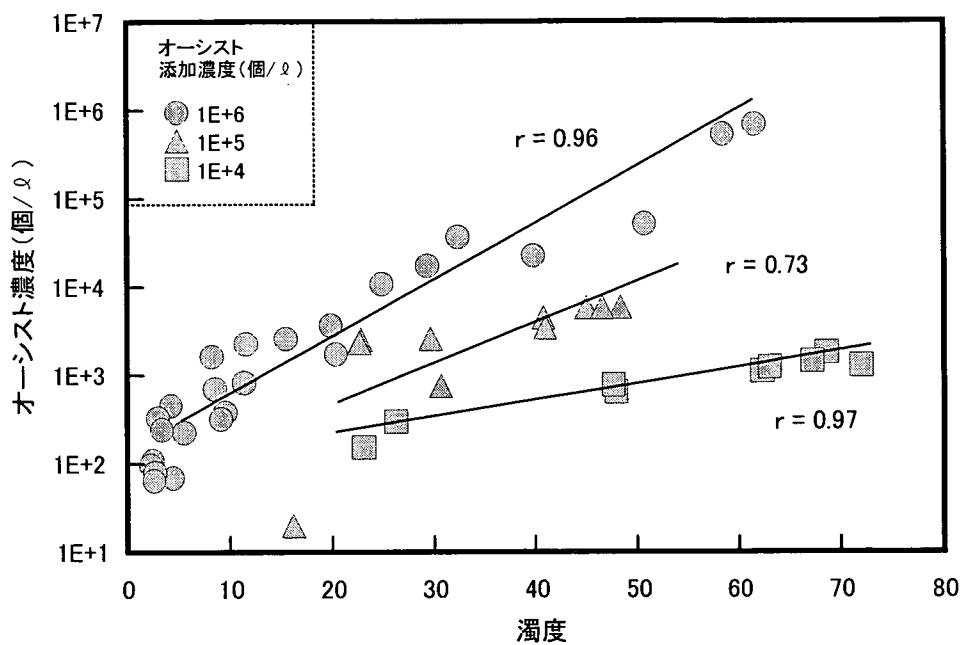


図-9.4 上澄液のオーシスト濃度と濁度の関係

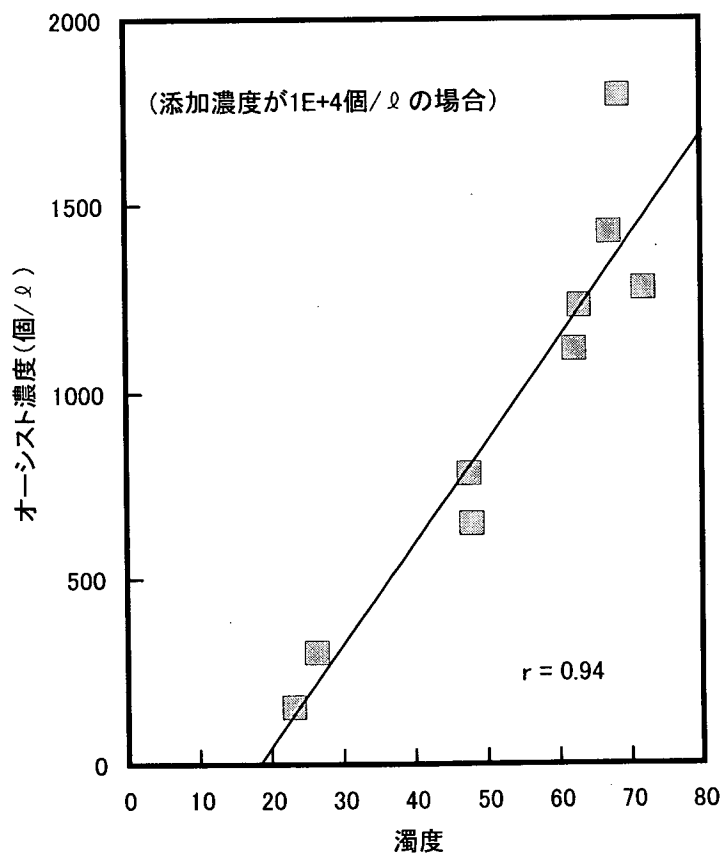


図-9.4.1 上澄液のオーシスト濃度と濁度の関係

9.3.4 オーシストとCOD_{cr}残存率の関係

オーシスト残存率とCOD_{cr}残存率の関係について図-9.5に示す。比較的高い相関関係であり、ほぼ直線関係が得られている。濁度指標と同様にオーシストの除去効率を把握する上で、COD_{cr}も有効な指標になるものと考えられた。オーシストの除去効率が2 log程度の場合、COD_{cr}除去率は約40%、3 log程度の場合には約50%であった。

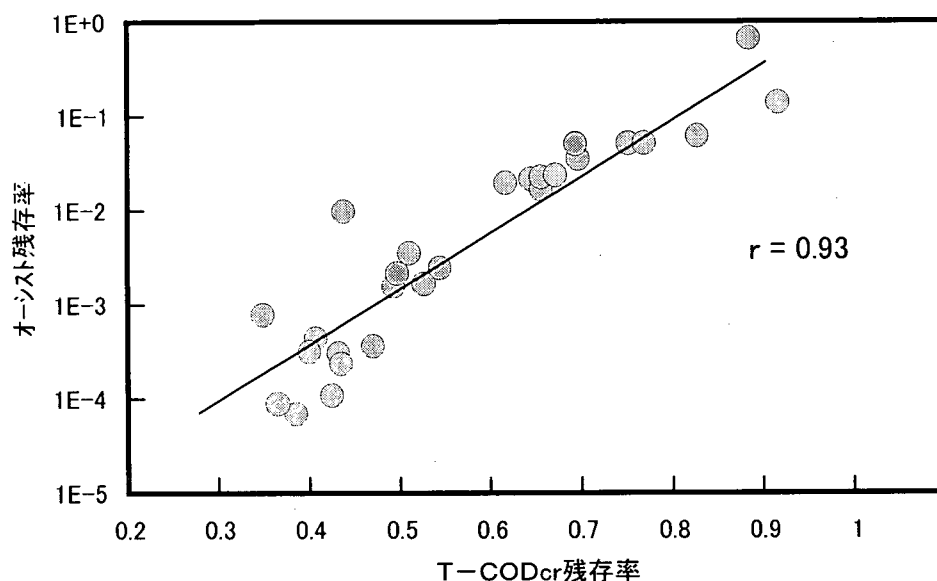


図-9.5 オーストとT-COD_{Cr}の残存率の関係

9.3.5 オーシストと大腸菌群数残存率の関係

オーシスト残存率と大腸菌群数残存率の関係について図－9.6に示す。オーシストの除去効率が1 log 程度までは大腸菌群数の減少傾向は見られないが、それ以降よりほぼ直線に近い関係が得られた。しかし、流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率を把握する上で、濁度やCODcr指標と測定の容易さや測定に要する時間などを比較すると、大腸菌群数指標は課題が残されるものと考えられる。

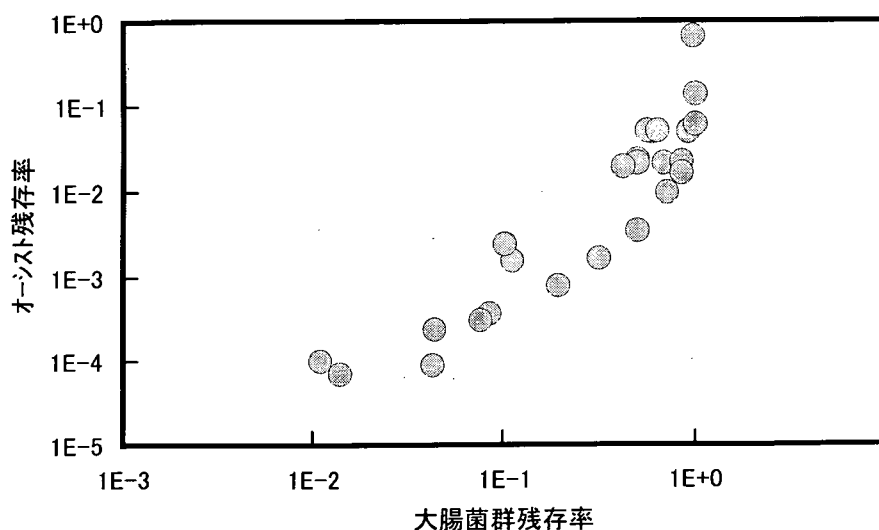


図-9.6 大腸菌群数とオーシストの残存率の関係

9.3.6 Al 添加濃度とCODcr残存率の関係

Al 添加濃度とCODcrの残存率の関係について図-9.7に示す。Al 添加濃度が5 mg/ℓ の場合には、CODcr濃度の除去率は約30%、10mg/ℓ で約50%であった。よって、流入下水の凝集沈殿処理法を適用する場合には、凝集剤添加により有機物負荷が低下するため、活性汚泥処理プロセスに与える影響を今後検討しなければならない。

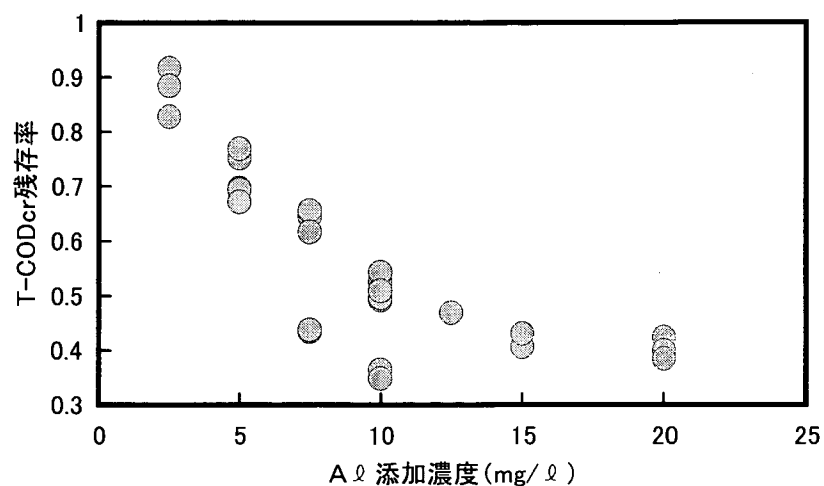


図-9.7 Al 添加濃度の違いによるT-CODcrの残存率

9.4 まとめ

クリプトスポリジウム症の集団感染発生時における下水処理場でのオーシストの除去能力の向上を目的に、追加的対策手法の1手法として、流入下水の凝集沈殿処理を検討しオーシストの除去能力を把握した。以下にその実験結果について示す。

①凝集剤を流入下水に10mgAℓ/ℓ添加し、1分の急速攪拌、90分程度沈殿時間をとることにより、オーシストの除去効率は2log以上、12.5mgAℓ/ℓの添加では3log以上となった。

②流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率は、対象とする流入下水のSS濃度の違いにより影響を受ける。

③流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率を把握するための指標は、大腸菌群数よりも濁度、CODcrが有効であると考えられた。

④凝集剤を流入下水に添加することにより、有機物負荷が低下するため、活性汚泥処理プロセスに与える影響を今後検討しなければならない。

第10章 結 論

クリプトスポリジウムによる大規模な水系感染等が発生した場合には、クリプトスポリジウムのオーシストはふん便とともに多量に排出されることから、下水道処理区内に感染者が存在することにより、それらが下水処理場に流入してくることが予想される。下水処理場に流入したオーシストは活性汚泥処理法等により除去が行われ、多くは削減されと考えられるが、除去しきれないオーシストの存在により、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。

このため、放流水の感染リスク低減手法に資することを目的として、活性汚泥処理法等によるオーシストの除去能力の把握および下水処理過程での除去効率を向上させるための除去手法について、検討を実施した。

以下、それらの検討・調査結果等を総括すると次のようになる。

1. 下水や河川水でのクリプトスポリジウムの測定方法について検討し、現段階における試料ごとの最適な測定法を提示した。
2. ジアルジアのシスト数、大腸菌群数およびSS濃度の上昇した河川水では、オーシストが検出される頻度・濃度が増加する傾向にあった。
3. 流入下水中のオーシストが懸濁物に付着していない状態であれば、最初沈殿池でのオーシストの除去効率は低いものと考えられた。
4. 活性汚泥処理時間の経過とともに処理水中のオーシスト濃度は低下するが、処理時間が8時間以上では、処理水中のオーシスト濃度はほぼ一定となった。
5. 回分による活性汚泥処理の実験から、MLSS 1 g当たりのオーシスト除去量と処理水中のオーシスト濃度の関係について整理した結果、処理水濃度の0.9乗に除去量が比例する関係式が得られた。
6. 回分実験による活性汚泥処理およびパイロットプラントを利用した連続的活性汚泥処理の実験結果から、標準活性汚泥処理法によるオーシストの除去効率は概ね2 logであることがわかった。

7. 流入下水および運転方法の異なるオキシデーションディッチ法の活性汚泥を用いた回分実験結果から、オキシデーションディッチ法のオーシストの除去効率は、概ね2 log程度であると推定される。
8. 曝気槽内へ凝集剤(PAC)を添加(10mgA ℓ/ℓ)することにより、オーシストの除去効率は3 log程度向上し、凝集剤添加活性汚泥処理法によるオーシストの除去効率は、概ね5 log(回収率考慮: 4.7log)となった。回分の実験結果と比較して、除去効率の向上に2 log程度の違いが見られたが、これは、連続運転によってA ℓが汚泥中に蓄積することにより、除去効率が向上したものと推定される。
9. 二次処理水の砂ろ過によるオーシストの除去効率は、ろ過速度が100, 200m/日ともに0.5 log程度であった。
10. 凝集剤添加砂ろ過(凝集剤添加量3 mgA ℓ/ℓ)によるオーシストの除去効率は、ろ過速度が100, 200m/日ともに2.6 log程度であり、凝集剤添加により砂ろ過の除去効率を2 log程度向上させることができる。
11. 凝集剤を流入下水に10mgA ℓ/ℓ添加し、1分の急速攪拌、90分程度沈殿時間をとることにより、オーシストの除去効率は2 log以上、12.5mgA ℓ/ℓの添加では3 log以上となった。
12. 流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率は、対象とする流入下水のSS濃度の違いにより影響を受ける。
13. 流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率を把握するための指標は、大腸菌群数よりも濁度、COD_{Cr}が有効であると考えられた。

上記の結果から、通常の活性汚泥処理法によるオーシストの除去効率は最大で2 log程度、凝集剤添加による除去効率向上は3 log程度であり、凝集剤添加活性汚泥処理法の除去効率は、概ね5 log(回収率考慮: 4.7log)であった。また、砂ろ過法による除去効率は0.5 log、凝集剤添加砂ろ過法では2.6 logであった。さらに、凝集剤を流入下水に10~12.5mgA ℓ/ℓ添加することにより、2~3 logのオーシストの除去効率が見込まれた。

クリプトスポリジウム症の集団感染発生時等に際して、上記に示した除去法を組み合わせることで適用することにより、下水処理水（放流水）のオーシスト濃度を極力低下させられる。しかしながら現段階においては、公共用水域である放流先の河川、湖沼等での下水処理水の希釈割合や下流域の水利用形態の違い、あるいは、目標リスクや暴露量の考え方が確立されていない等から、削減目標とする下水処理水オーシスト濃度は一概に設定できない。このため、処理目標水質の設定は、今後の検討課題であると考えられる。

なお、下水処理水の再利用施設に関しては、適宜オーシスト濃度を測定し実態を把握しておくとともに、検出濃度によっては、再利用水の供給停止、利用の制限等の措置を取ることが望ましいと考えられる。

一方、米国のアリゾナ州では下水処理水の再利用において、不特定多数の人が暴露される非制限的な利用については、40ℓ中に1オーシスト（0.025個/ℓ）以下の基準値を設定している¹²⁾。

例えば、10万m³/日（処理人口20万人程度）規模の下水処理場処理区域内で、クリプトスポリジウム症の感染者が100人および1,000人程度（感染率0.05、0.5%，オーシスト排出量10億個/日/人と仮定）発生した場合、流入下水中の平均オーシスト濃度は各々 1.0×10^3 、 1.0×10^4 個/ℓと推定される。それらの流入オーシスト濃度に対し、下水処理水中のオーシスト濃度を0.025個/ℓ以下にするためのオーシストの除去効率は、各々4.6log、5.6log以上と計算される。4.6log以上のオーシストの除去効率を得るための除去法としては、凝集剤添加活性汚泥処理法、5.6log以上の場合には、凝集剤添加活性汚泥処理法＋砂ろ過＋流入下水の凝集沈殿処理等の組み合わせにより、対応が可能であると考えられる。しかし、砂ろ過施設を有していない下水処理場や、オキシデーションディッチ法を採用している下水処理場では最初沈殿池を有していないなど、砂ろ過法や流入下水の凝集沈殿処理法の適用が容易ではないことも予想され、別途、オーシストの除去法を考慮しなければならない。これらの除去法としては、塩素混和池等を利用した浮上分離法、あるいは、除去法ではないがオゾンや紫外線消毒法等を活用した不活化法の適用も考えられる。

また、下水中より除去されたオーシストのほとんどは汚泥へ移行することから、集団感染発生時の汚泥の取り扱いに関して注意を要するとともに、汚泥の処分方法については、焼却や十分に発酵を進行させたコンポストなどの熱処理を基本とすることが望ましいと考えられる。

なお、本報告では、主にクリプトスポリジウムに関して調査および除去手法等の検討を実施したが、クリプトスポリジウムよりも小型な原虫である微胞子虫類（*microsporidia*）も新たな原虫感染症として近年、注目されており¹³⁾、今後、このような原虫類に対しても注意を要することが必要になるかもしれない。

また、本調査・検討等を実施するにあたり、クリプトスポリジウムのオーシストの検出には、多大な労力および時間を要した。このため、今後、高効率かつ簡易な検出手法（生育活性の判定を含め）の開発が強く望まれる。

謝 辞

本調査・検討を進めるにあたり、大阪市立大学医学部 井関 基弘博士、木俣 勲博士には多大なご指導、ご協力を得ました。また、パイロットプラントの設置や採水および採泥において、多くの便宜をはかっていただいた自治体の方々に、深く感謝いたします。

【参 考 文 献】

- 1) (社) 水環境学会、水中の健康関連微生物シンポジウム講演集, 1995
- 2) Walter, Jakubowski, "Giardia and Cryptosporidium" Fifth Japan/US Workshop on Sewage Treatment Technology, 1995
- 3) 井関 基弘、水系感染クリプトスポリジウム症の集団発生「その実状と対策」, 1996
- 4) Medema, G. J., Bahar, M. and Schets, F. M., Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, *Fecal Enterococci* and *Clostridium perfringens* in river water: Influence of temperature and autochthonous microorganisms, *Wat. Sci. Tech.*, 35(11-12), 249-252, 1997
- 5) 諏訪 守、鈴木 穰、「下水処理場等におけるクリプトスポリジウムの検出方法の検討及び実態調査」、土木研究所資料第3533号、平成10年1月
- 6) Ongerth, J. E., Stibbs, H. H., Identification of *Cryptosporidium oocysts* in river water, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 53, No. 4, pp. 672-676, 1987
- 7) Hansen, J. S., Ongerth, J. E., Effects of time and watershed characteristics on the concentration of *Cryptosporidium oocysts* in river water, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 57, No. 10, pp. 2790-2795, 1991
- 8) LeChevallier, M. W., Norton, W. D., Lee, R. G., Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in surface water supplies, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 55, No. 6, pp. 1523-1530, 1989
- 9) Rose, J. B., Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*, *Environmental Science & Technology*, Vol. 25, No. 8, pp. 1393-1400, 1991
- 10) Stadterman, K. L., Sninsky, A. M., Sykora, J. L., Jakubowski, W., Removal and inactivation of *Cryptosporidium oocysts* by activated sludge treatment and anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, 31(5-6), 97-104, 1995
- 11) de Maturana, I. V. -M., Arez-Mazas, M. E., Duran-Oreiro, D., Lorenzo-Lorenzo, M. J., Efficacy of activated sludge in removing *Cryptosporidium parvum oocysts* from sewage, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 58, No. 11, pp. 3514-3516, 1992

- 12) 田中 宏明 他、「感染リスク評価手法」、(社)水環境学会、水中の健康関連微生物シンポジウム講演集, 1995
- 13) 井関 基弘、「AIDSに合併する微孢子虫症」、医学のあゆみ Vol.188 No.13 1999.3.27

・ 資 料 編

(発表論文)

第1回日本水環境学会シンポジウム講演集 (平成10年)

第2回日本水環境学会シンポジウム講演集 (平成11年)

第34回日本水環境学会 年会講演集 (平成12年)

(下水処理場の運転方式等)

下水中等におけるクリプトスポリジウムの実態

建設省土木研究所 ○ 諏訪 守、鈴木 稔

Survey of the occurrence of Cryptosporidium in sewage and riverwater, Mamoru SUWA, Yutaka SUZUKI (Public Works Research Institute)

1. はじめに

これまで、神奈川県平塚市および埼玉県越生町において、クリプトスポリジウムによる集団感染の発生が見られている^{1) 2)}。特に、平成8年6月から7月にかけて8,000人以上にもおよぶ感染者が発生した埼玉県越生町の場合、越生町の水道原水にクリプトスポリジウムが混入し、浄水過程で除去しきれずに各家庭に給水されたことが原因であるが、水道水取水源の上流に農業集落排水処理施設があり、河川を通して排水処理施設と水道施設との間にループが形成されたため、被害を大きくしたと言われている³⁾。

これまでのクリプトスポリジウム症集団発生には、排水処理系が関与していること、また、大規模なクリプトスポリジウムによる集団感染が発生した場合、感染者が多量のクリプトスポリジウムのオシストを下水道に排出することから、下水道としても現状の把握を行う必要が生じてきた。また、上水取水源の河川についても定期的な調査が求められていた。

以上のことから、下水および河川水等についてクリプトスポリジウムの実態調査を実施し、我が国におけるクリプトスポリジウムのオシストの存在状況の把握を行ったので、その結果等について報告する。

2. 調査方法

本調査においては、19都道府県67ヶ所の下水処理場の流入下水および再生水(下水処理水を親水・修景利用している)についてオシストの検出・定量を行った。総検体数は、流入下水73検体、再生水74検体の147検体である。再生水の処理方式は処理場毎に異なり、二次処理レベルから砂ろ過あるいは膜ろ過等に及んでいる。試料の採取は平成8年9月初旬から10月中旬(一部の処理場においては、12月初旬)の間に順次行った。試料の量は流入下水200ml程度、再生水20ℓとした。

また、関東地方の主要河川、とりわけ大規模な取水を実施している河川についても調査を行った。調査箇所は越生町浄水場付近の越辺川河川水をはじめ荒川水系秋ヶ瀬堰、利根川水系利根大堰、水郷大橋、江戸川水系新葛飾橋、多摩川水系羽村堰の6ヶ所であり、底泥についても測定を行った。河川における調査は、平成8年6月下旬より平成10年3月まで実施した。試料の量は河川水20ℓ、底泥2mℓ程度とした。

なお、下水処理場調査は建設本省下水道企画課と、また、関東地方の河川調査は関東地方建設局と協議のもとに行った。

各試料のオシストの測定方法は、諏訪ら⁴⁾の方法によった。

3. 下水中におけるオシストの実態

調査結果を表-1に示す。流入下水では73検体中

7検体からオシストが8~50個/ℓの範囲で検出され、検出割合としては9.6%であった。この時の検出限界値は、試料中に夾雑物が多いことから測定水量を多くすることができず、3~33個/ℓであった。一方、再生水においては74検体中9検体からオシストが0.05~1.6個/ℓの範囲で検出され、検出割合としては12.2%であった。多くの試料については採水した20ℓすべてを検査することができたが、浮遊物質の多い試料については測定水量は2ℓ程度となり、検出限界値の範囲としては0.04~0.5個/ℓであった。流入下水に比較して再生水の検出割合が若干高いのは、流入下水の検出限界値が再生水より大きいためと考えられる。

表-1 クリプトスポリジウム実態調査結果

	流入下水	再生水
調査都道府県数	19	19
総検体数(処理場数)	73 (67)	74 (67)
検出割合(%)	9.6(7/73)	12.2(9/74)
平均回収率(%)	約14	約46
検出個数(個/ℓ)	8~50	0.05~1.6
検出限界値(個/ℓ)	3~33	0.04~0.5

流入下水、再生水のいずれかの試料において、オシストが検出された処理場は、調査の対象とした67箇所の処理場中13箇所であり検出割合としては19%であった。この内、流入下水と再生水からともにオシストが検出された処理場は2箇所であった。

4. 河川水中におけるオシストの実態

関東地方の河川水中におけるオシストの調査結果を表-2に示す。平成8年6月26日に採水を行った越生浄水場付近の河川水から3.2個/ℓのオシストが検出された(この時のオシスト濃縮法は現在と若干異なり、回収率も約2.4%と低い)。この採水時には、すでに越生町において大規模な集団感染が発生していた時期である。その後、7月18日以降の越生浄水場付近の河川水からは、オシストが検出されていない。しかし、平成9年1,2,9月の秋ヶ瀬堰試料、平成9年12月、平成10年3月の新葛飾橋試料、平成10年3月の利根大堰試料から各々0.05~0.10個/ℓのオシストが検出された。その他2ヶ所の調査地点の河川水からはオシストが検出されなかった。平成9年6月には、各調査地点の河川底泥中(2mℓ分)のオシストについて調査を行ったが、いずれの底泥中からもオシストは検出されなかった。本調査では88検体の河川水(底泥6検体分含む)についてオシストの検出を試みたが、その内7検体の試料から検出されたのみであり、検出割合としては約8%であった。

なお、平成10年3月の新葛飾橋試料については、濃縮試料からのオシストの分離法として、p-コール蔗糖液による密度勾配遠心処理と免疫磁気ビーズ法の2

表-2 関東地方の主要河川における実態調査結果

	越辺川*	秋ヶ瀬堰	利根大堰	羽村堰	新葛飾橋	水郷大橋
調査期間	平成8年6月～平成10年3月		平成8年8月～平成10年3月			
調査検体数**	20	20	12	12	12	12
検出検体数	1	3	1	0	2	0
試料濃縮法	(f)	(C)	(C)	(f)	(C)	(C)
検出濃度(個/ℓ)	3.2	0.05～0.06	0.10	—	0.06～0.10	—
平均回収率(%)	44	22	—	—	—	—
平均回収率(%)***	47	15	—	—	8	—
検出限界値(個/ℓ)	0.04～2.7	0.05～6.0	0.05～2.8	0.04～2.2	0.06～5.0	0.05～6.7

f:フィルターによる濃縮、C:遠心分離による濃縮、各試料は基本的に上記の濃縮法によるが、試料中の濁質の多少により適宜変更した。*越辺川は越生浄水場取水口付近の河川水。*各地点において底泥試料1検体分含む。***免疫磁気ビーズ法による回収率。免疫磁気ビーズ法は、平成10年3月の各河川水試料のみに適用。

手法を使用した。その結果、各々10ℓを濃縮した試料から、ともにオーストが1個検出された。

オーストの検出状況(検出限界値0.1個/ℓ以下の場合)とジアルジーのシスト濃度、SS濃度および大腸菌群数との関係を表-3に示す。秋ヶ瀬堰、新葛飾橋において、オーストの検出された河川水は、平均シスト濃度がオースト不検出時の平均シスト濃度に比較して3倍、同様にSS濃度で2倍、大腸菌群数はばらつきがあるものの10倍程度に上昇していた。特に、シスト濃度がオースト不検出時の平均シスト濃度よりも上昇することによって、オーストの存在の可能性が高まると考えられた。しかし、一部のデータにおいて、シスト濃度が上昇しているがSS濃度および大腸菌群数が通常よりも上昇していなくても、オーストが検出されている場合があることから、今後、さらなるデータの蓄積が必要である。

5. 免疫磁気ビーズ法によるオーストの回収

濃縮試料からオーストを回収するために、免疫磁気

ビーズ法について検討を行った。濃縮試料は、各試料をポリカーボネート製フィルター(公称孔径2μm)でろ過しフィルターを超音波処理した後、オーストを剥離させ濃縮試料を作成した。なお、ビーズの添加量は、測定水量の多少にかかわらず同一とした。

検討結果を図-1に示す。流入下水は測定水量を多くするとオーストの回収率が低下するようであり、150ml以上とした場合に回収率は10%以下となった。処理水に関しては、測定水量の多少による回収率への影響は少ないが、二次処理水の場合に10～20%(平均回収率:16%)、三次処理水(砂ろ過水)の場合に10～25%(平均回収率:18%)であった。一方、河川水からの回収率は、懸濁物の少ない越辺川試料で40～60%(平均回収率:47%)、懸濁物の多い秋ヶ瀬堰試料で30～40%(平均回収率:37%)であった。処理水と同様に、測定水量の多少による回収率への影響は少ないようである。しかし、河川水からの回収率を処理水と比較すると2～3倍高い結果となった。以上の結果から、免疫磁気ビーズ法によるオーストの

回収率は、測定試料の性状(下水試料か否か)の違いにより影響を受けることが明らかとなった。よって、下水試料への適用は現段階において課題が残される。

表-3 オースト検出とSS、ジアルジー、大腸菌群数(TC)との関連性(検出限界値0.1個/ℓ以下)

項目	河川	秋ヶ瀬堰		新葛飾橋	
		オースト不検出時	オースト検出時	オースト不検出時	オースト検出時
SS	範囲	3 - 10	5 - 25	6 - 58	40 - 73
(mg/L)	平均	5	12	25	57
ジアルジー	範囲	0.05 - 0.80	0.59 - 1.15	0.10 - 1.78	1.68 - 2.30
7(個/L)	平均	0.38	0.95	0.70	1.99
TC(MPN/100mL)	範囲	4.9E+2 - 1.1E+4	4.9E+2 - 9.2E+4	7.9E+2 - 7.9E+3	7.0E+3 - 7.0E+4
	平均	2.7E+3	3.1E+4	5.5E+3	3.9E+4

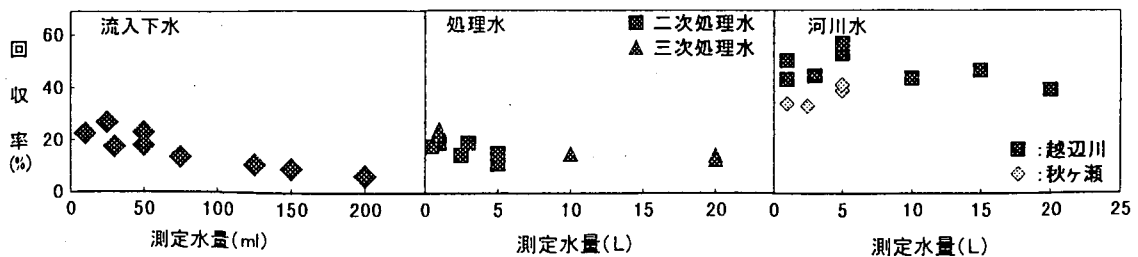


図-1 免疫磁気ビーズ法による各試料の回収率の推移

【謝 辞】本調査等を進めるにあたって、大阪市立大学医学部 井関 基弘博士には多大なご指導、ご協力を得ました。また、全国の下水处理場における実態調査では、各自治体、処理場関係各位に試料の採取および送付に関して、それぞれ多くのご協力を得ました。ここに記して感謝いたします。

【参考文献】1)例えば、神奈川新聞(1994.9.7)、2)例えば、埼玉新聞(1996.6.26)、3)埼玉県衛生部、「クリプトスポリウムによる集団下痢症」報告書、平成9年3月、4)諏訪 守、鈴木 稔、土木研究所資料第3533号「下水处理場等におけるクリプトスポリウムの検出方法の検討及び実態調査」、平成10年1月

汚濁負荷上昇時の河川における原虫類調査

建設省土木研究所 ○ 諏訪 守、鈴木 稔

Survey of protozoan in riverwater during high pollution load, Mamoru SUWA, Yutaka SUZUKI
(Public Works Research Institute)

1. はじめに

埼玉県越生町で発生したクリプトスポリジウムによる大規模な感染症は、越生町の上水源である越辺川伏流水にクリプトスポリジウムのオシストが混入し、浄水程で除去しきれなかったオシストを含む水道水が各家庭に給水されたことが原因であり、9千人近い感染者が発生した¹⁾。一方、関東圏内の主要河川で行ったオシストの実態調査では、検出濃度・割合とも低い、ジアルジアのシスト数、大腸菌群数、SS濃度の上昇時にオシストの検出傾向が示された²⁾。このため、流域内に汚染源の存在が推定される河川等で、降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として実態調査を行った。

なお、本調査は関東地方建設局と協議のもとに行った。

2. 調査方法

本調査は、関東圏内にある流域面積約53km²、延長距離約10kmのA河川を対象とした。局部的に改修された箇所はあるものの、両岸は水田等が多くほぼ自然河岸の流路を形成している河川である。A河川の流域人口は約17千人、家畜飼育頭数は豚約83千頭、牛約0.6千頭、下水道普及率は0%である。家畜のふん尿の処理法として、各々割合は不明であるものの未処理、堆肥化、素堀貯留等を行い農地還元しており、汚濁負荷としては家畜由来のものが大部分を占めるものと推定される。このA河川において、降雨時の汚濁負荷上昇時に採水を行い、原虫類をはじめ大腸菌群数等の細菌数、BOD、COD、SS、T-N、NH₄-Nを測定した。

原虫類(クリプトスポリジウムのオシスト、ジアルジアのシスト)の測定方法の概略フローを図-1に示す。懸濁物が多

い試料のため遠心濃縮を行い沈査を回収し、沈査と等量の10%りん酸緩衝ホルマリン溶液を添加しオシスト(シスト)を固定した。固定試料は、パーコール蔗糖液により密度勾配遠心処理を行いオシスト(シスト)を分離した後、分離液を溶出液で洗浄してオシスト(シスト)集積液を作成した(集積液作成法1)。また、上記手法により採取試料全量のオシスト集積液を作成し、間接蛍光染色を行いプレパレートを作成すると数千枚にも及ぶことから、免疫磁気ビーズ法によってもオシスト集積液を作成した(集積液作成法2)。なお、集積液作成法2は集積液作成法1に比較してプレプレートの枚数が多くなる分、オシストの検出量が若干低くなると考えられるが、集積液中の懸濁物量が少ないためプレプレートの枚数を少量とすることができる。

各々作成したオシスト集積液は、フィルター(直径25mm、材質セロース、公称孔径0.2μm)に通し間接蛍光抗体、DAPI染色した後、落射蛍光専用顕微鏡にてオシスト(シスト)を観察・定量した。間接蛍光抗体染色にはHYDROFLUOR-Comboキット、ENSYS社製を用いた。

細菌数は、大腸菌群数:M-ENTウ培地、ふん便性大腸菌群数:M-FC寒天培地、腸球菌数:KF培地を用いたメンブランフィルター法、T-N、NH₄-Nは自動比色分析装置(TRAACS800、ブランチー社)を用い、他の水質分析項目は下水試験方法に従い、各々測定を行った。

3. 調査結果

調査対象とした流域における降雨状況を図-2に、河川の水・流量の状況を図-3に示す。時間雨量の最大は16mm、累積雨量は52mmであった。河川水位・流量が調査開始から9.5~9.8時間でピークに達し、その後約7時間経過後に水位が元のレベルにまで低下した。この時の原虫類の調査結果を表-1と図-4に示す。時間雨量が0mm時の調査開始時には、オシストは不検出(検出限界値0.05個/L)ジアルジアのシスト濃度も0.3

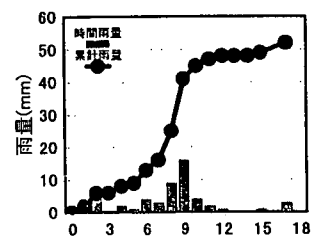


図-2 流域における降雨状況

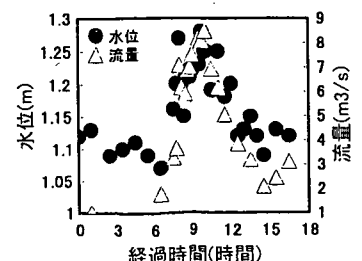


図-3 河川水位と流量の推移

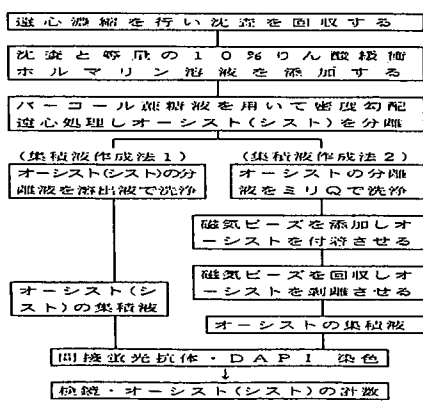


図-1 オシストの測定方法の概略フロー

表-1 オーシストとシストの濃度

経過時間 (時間)	集積液作成法1			集積液作成法2	
	オーシスト (個/ℓ)	シスト (個/ℓ)	検出限界 値(個/ℓ)	オーシスト (個/ℓ)	検出限界 値(個/ℓ)
0 (開始)	不検出	0.3	0.05	—	—
1.0	不検出	0.5	0.05	—	—
8.0	1.2	36.0	0.39	0.78	0.26
9.5(ピーク)	—	—	—	1.0	0.33
9.8(ピーク)	2.1	18.6	0.69	0.31	0.15
12.5	—	—	—	0.05	0.05
16.5(終了)	0.15	4.8	0.05	—	—

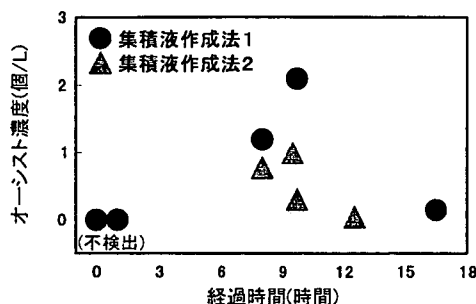


図-4 オーシスト濃度の推移

個/ℓであった。しかし、河川水位・流量がピークに達した時点では、オーシスト数は2.1個/ℓ、シスト数は18.6個/ℓ、ピークに達する以前の8.0時間でもオーシスト数は1.2個/ℓ、シスト数は36.0個/ℓ、調査開始から16.5時間経過後の調査終了時点ではピーク時に比較して濃度低下は認められたが、オーシスト数は0.15個/ℓ、シスト数は4.8個/ℓであった。集積液作成法2による免疫磁気ヒス法によっても、0.05~1.0個/ℓの範囲でオーシストが検出された。また、検出されたほとんどのオーシストがDAPIにより染色されていたことから、生育活性を有している可能性がある」と推定される。

他の水質項目との関係として、図-5~7各々の濃度推移を示す。河川流量・水位の増加に伴い SS、COD、BOD、K-N濃度も上昇しているが、NH₄-N濃度は若干上昇する程度であった。大腸菌群数等の細菌数に関しては、流量等の影響を受けることなく大きく濃度の変動傾向がみられなかった。図-8~9には各水質項目の負荷量の推移を示す。全ての測定項目について、河川水位・流量がピークに達した時点で各々負荷量も最大値を示した。大腸菌群数等に関しても、水位・流量がピークに達した時点で負荷量は最大値を示している。

4. まとめ

本調査は流域内に汚染源の存在が推定される河川等で、降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として行った。その結果、SS、COD等の濃度・負荷量および大腸菌群数等の負荷量が増加することにより、汚濁負荷上昇時の測定試料全てからオーシストが検出され、検出濃度は最大で2.1個/ℓ、さらに、シスト濃度も上昇していた。

関東圏内の主要河川で行ったオーシストの実態調査結果²⁾では、検出割合8%、検出濃度0.05~0.1個/ℓであり、それらと比較すると本調査での検出割合・濃度は高いものと考えられる。同様に、畜産排水由来の負荷により、オーシストとシストの検出率が高くなるという報告³⁾もあり、流域内に汚染源の存在が推定される河川では、降雨時等の汚濁負荷上昇時には原虫類の濃度推移に注意を要することが必要であろう。

今後は、さらなるデータの蓄積および流域状況の異なる河川で調査を行う予定である。

なお、家畜飼育頭数等のデータを提供していただいた流域自治体の関係各位に深く感謝します。

【参考文献】

- 1) 埼玉県衛生部, 「クリプトスポリジウムによる集団下痢症報告書」(1997)、
- 2) 諏訪守, 鈴木稔, 「下水中等におけるクリプトスポリジウムの実態」, 第1回水環境学会シンポジウム講演集、
- 3) 北澤弘美, 国包章一, 眞柄泰基, 「水道水源におけるクリプトスポリジウム及びジアルジア実態調査結果の解析」, 水道協会雑誌, Vol. 68, No. 4 (1999)

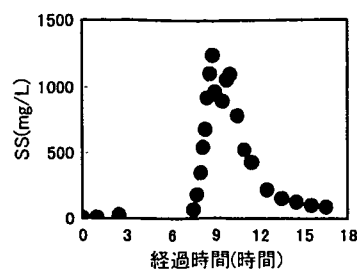


図-5 SS濃度の推移

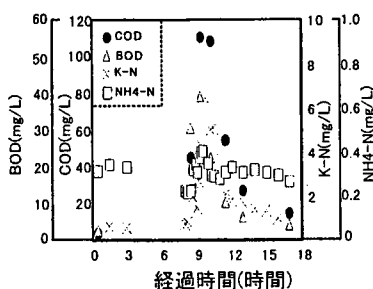


図-6 COD濃度等の推移

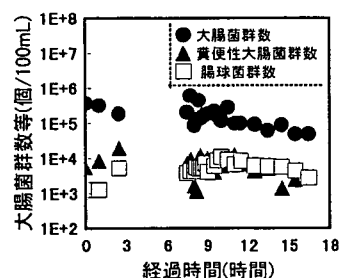


図-7 大腸菌群数等の推移

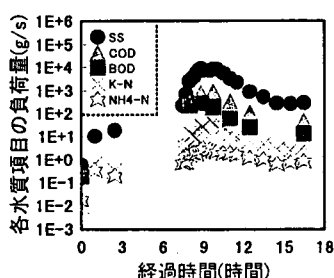


図-8 各水質項目の負荷量推移

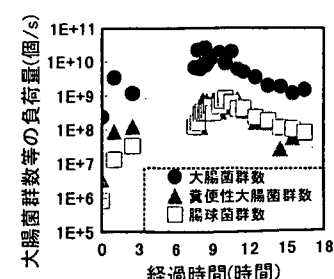


図-9 大腸菌群数等の負荷量

活性汚泥処理によるクリプトスポリジウムの除去実験

建設省土木研究所 ○ 諏訪 守 鈴木 穰

Removal of *Cryptosporidium* by activated sludge treatment, Mamoru SUWA, Yutaka SUZUKI (Public Works Research Institute)

1. はじめに

下水道処理区内でクリプトスポリジウムによる集団感染症が発生した場合、多量のオシストが下水処理場に流入してくることが予想される。本報告では、放流水の感染リスク低減のための手法に資することを目的に、活性汚泥処理によるオシストの除去能力の把握を行った。また、除去効率向上のための凝集剤添加法に関しても検討を行ったので、その結果について報告する。

2. 実験方法

本実験は、水槽内(容量 5 ℓ)にA浄化センター内に設置してある活性汚泥バイオプラント中の活性汚泥を入れ、オシストを添加し曝気混合を行った。添加したオシストは、市販されているものであり、ホリ固定後、緩衝生理食塩水で洗浄を行ってある。曝気混合・沈殿後の処理水(上澄)のオシスト数の測定は、諏訪ら¹⁾の方法によった。この方法によるオシストの平均回収率は57.6%であった。水質分析項目は、水温、pH、DO、濁度、MLSSとした。

3. 実験結果

MLSS濃度を変化させた場合の処理時間と処理水のオシスト濃度の関係について図-1に示す。MLSS濃度を高濃度とし処理時間を長時間とすることにより、処理水のオシスト濃度は低下する傾向を示した。しかし、処理時間を24時間としても8時間の処理水のオシスト濃度より若干低くなる程度であった。また、処理時間が8時間の場合のMLSS濃度と処理水のオシスト濃度の関係について整理すると、高い相関関係が得られた。槽内のMLSS濃度が1,000mg/ℓ程度の場合、処理水のオシスト濃度は 1.0×10^3 個/ℓ程度、4,000 mg/ℓ程度の場合、 1.0×10^2 個/ℓ程度に減少した。

MLSS 1gあたりのオシスト除去量と処理水のオシスト濃度の関係について図-2に示す。各々の値を両対数上にプロットすると直線関係が得られた。処理水オシスト濃度を平衡濃度と仮定、除去量も活性汚泥に蓄積(濃縮)されると推測されることから吸着量と仮定し、70μm型吸着等温線を実験結果を整理すると(1)式のとおりとなり、処理水濃度の0.9乗に除去量が比例する関係式が得られた。定数 A:1,039(回収率考慮:636)、B:0.90、相関係数:0.96となった。

$$Ro = A \cdot C^B \quad (1) \text{ここに、} Ro: \text{除去}$$

オシスト量(個/gMLSS)、C: 処理水平衡オシスト濃度(個/ℓ)。

なお、処理水のオシスト濃度は、8時間の処理によりほぼ一定となるため、処理時間が8時間のデータを用い整理した。処理水オシスト濃度の測定は、曝気沈殿後の上澄液1ℓを測定したものであり、除去オシスト量としては全て活性汚泥中に移行したものと仮定した。

しかし、実際の下水処理場で処理区域内に感染者等が存在する場合には、オシストは連続的に流入してくるため除去量もある時点で飽和に達する。また、曝気槽内では活性汚泥の生成や死滅も生じていることから、連続的な下水処理の場合のオシストの除去割合を算出する必要がある。主な算出仮定条件を以下に示す。

〔条件:曝気槽内は押出し流れ、滞留時間8時間、簡略化のため汚泥返送比(1,活性汚泥全てが高濃度のオシストと接触し、除去能力がほぼ飽和となるが、連続的に流入する有機物成分によって新たに生成される活性汚泥のみが除去能力を持つ状態と仮定、 ΔX は0.1g MLSS/ℓ、流入オシスト濃度(Cin) $10^1 \sim 10^5$ 個/ℓ〕以上の条件をもとに、(1)式とオシスト収支式(2)式を連立させて解く。 $Cin = C + \Delta X \cdot Ro$ (2)ここに、Cin:流入オシスト(個/ℓ)、 ΔX :除去能力を持つ活性汚泥濃度(gMLSS/ℓ)。上記算出条件から求めた活性汚泥によるオシストの

除去率は、約98~99%(回収率考慮:約97~99%)と計算された。

さらに、除去効率を向上させることを目的に、凝集剤添加活性汚泥法によるオシストの除去実験を行った。凝集剤にはPACを使用し、添加量は槽内のAL濃度が0~15mg/ℓの範囲とした。実験結果を図-3に示す。AL濃度が10mg/ℓ以上で安定した除去が行われており、AL濃度が0mg/ℓの時を基準として10mg/ℓの場合のオシスト除去率は、約90%であった。図中の()内数値は濁度を示したが、PAC添加によるオシスト除去率と濁度除去率の関係には、明確な相関関係は見られなかった。

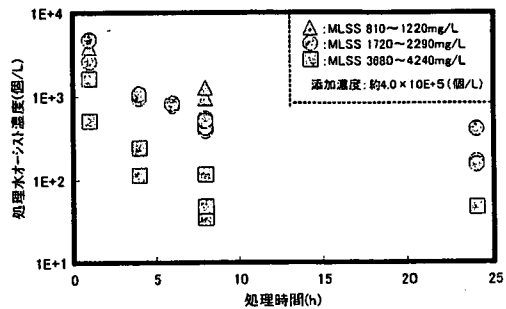


図-1 MLSS濃度を変化させた場合の処理時間と処理水オシスト濃度の関係

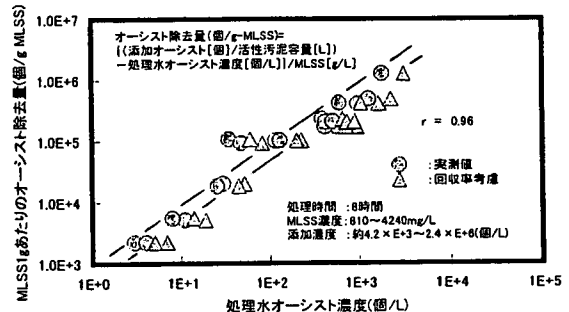


図-2 MLSS 1gあたりのオシスト除去量と処理水オシスト濃度の関係

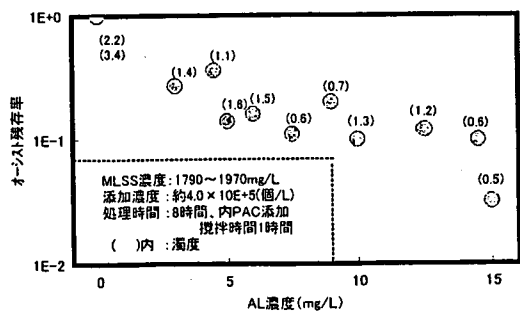


図-3 PAC添加濃度と処理水オシスト濃度の関係

4. まとめ

回分実験により活性汚泥処理のオシストの除去能力等を把握した。『今後は連続的な活性汚泥処理による除去能力の詳細な把握とともに、オシスト除去に最適な運転条件の確立を目指す必要がある。』

〔参考文献〕1) 諏訪守、鈴木穰:土木研究所資料第3533号、下水処理場等におけるクリプトスポリジウムの検出方法の検討及び実態調査、平成10年1月

・下水処理場の運転方式等（下水道統計, H 8 年版を参考）

1) 二次処理方式の状況

表－1 に二次処理方式別箇所数を示す。約1,200の処理場の内、標準活性汚泥法の採用割合は55%、活性汚泥法は25%であり、2つの処理法を合わせた割合は80%である。

表－1 二次処理方式別箇所数

処 理 方 式	箇 所 数
標 準 活 性 汚 泥 法	6 6 8
オキシデーションディッチ法	2 9 8
回 分 式 活 性 汚 泥 法	5 3
ステップエアレーション法	3 8
嫌気・好気活性汚泥法	2 8
回 転 生 物 接 触 法	2 4
長時間エアレーション法	1 6
接 触 酸 化 法	1 4
好 気 性 ろ 床 法	1 0
酸 素 活 性 汚 泥 法	1 0
高速エアレーション沈殿法	7
嫌気・無酸素・好気法	6
硝 化 内 生 脱 窒 法	5
高 速 散 水 ろ 床 法	4
循 環 式 硝 化 脱 窒 法	4
そ の 他	2 2
計	1, 2 0 7

2) 高度処理法の導入目的

132の下水処理場で高度処理が行われており、その導入目的としては環境基準の達成や処理水の再利用に関するものである。表－2 に高度処理導入目的別処理場数を示す。処理水の再利用および放流先下流域での利水を目的として高度処理を導入している処理場は72箇所（目的の重複箇所有り）である。

表－2 高度処理導入目的別処理場数（重複箇所有り）

目 的	環境基準達成	富栄養化防止	処理水再利用	放流水域の利水
箇所数	5 9	4 0	5 3	1 9

3) 消毒方式の状況

表－3 に消毒方式別箇所数を示す。約1,200の処理場の内、次亜塩素酸ナトリウムの採用割合は約58%、固形塩素は約17%であり、2つの消毒方式を合わせた割合は約75%である。また、オゾンや紫外線消毒法を採用している処理場は、全体の約2%ほどである。

表－3 消毒方式別箇所数

消 毒 方 式		箇 所 数
薬 品	次亜塩素酸ナトリウム	6 9 9
	固 形 塩 素	2 0 8
	次亜塩素酸カルシウム	1 3 4
	トリクロロイソシアヌル酸	6 1
	液 体 塩 素	5 7
	さらし粉	1 4
	そ の 他	8
	小 計	1, 1 8 1
オ ゾ ン		1 1
紫 外 線		1 6
合 計		1, 2 0 8

4) 放流先の状況

下水処理水の放流先およびその環境基準について整理したものを表-4に示す。約1,200の処理場の内、河川および湖沼に処理水を放流している処理場の割合は74%である。また、放流先の類型指定では、A類型に指定されている箇所が最も多く、全体の43%を占めている。

表-4 放流先およびその環境基準（他は他処理場へ流入）

	河 川	湖 沼	海 域	他	計
AA	4 0	7	—	—	4 7
A	3 4 7	1 0	1 6 1	—	5 1 8
B	1 9 3	3	5 8	—	2 5 4
C	8 7	0	6 7	—	1 5 4
D	4 9	—	—	—	4 9
E	6 8	—	—	—	6 8
指定なし	2 4	0	0	—	2 4
空 欄	6 2	0	2 1	5	8 8
計	8 7 0	2 0	3 0 7	5	1, 2 0 2