

水域直接浄化システムの開発と その評価に関する研究

2003年9月

佐賀大学大学院工学系研究科
システム生産科学専攻

松尾 保成

目 次

第1章 序 論	1
1.1 緒 言.....	1
1.2 本論文の概要.....	2
第2章 水域直接浄化法の概要と従来の研究及び課題	4
2.1 緒 言.....	4
2.2 水域直接浄化法の分類と特徴.....	4
2.3 水域直接浄化法における接触酸化法の浄化原理.....	9
2.4 水域直接浄化法の従来の研究と設計法及び課題.....	14
2.5 結 語.....	17
参考文献.....	17
第3章 サルボウ貝殻を用いた接触酸化法の浄化機構に関する実験的検討	19
3.1 緒 言.....	19
3.2 サルボウ貝とは.....	19
3.3 カラムを用いた基礎的実験.....	21
3.3.1 実験装置及び方法.....	21
3.3.2 実験結果と考察.....	23
3.4 テストプラントによる汚濁河川水の浄化に関する検討.....	30
3.4.1 実験プラント及び方法.....	30
3.4.2 河川水を用いた長期浄化特性.....	30
3.4.3 下水混入河川水を用いた浄化特性.....	38
3.4.4 浄化施設の設計・運転操作因子の解析と評価.....	40
3.5 結 語.....	44
参考文献.....	45

第4章 接触酸化法の浄化機構のモデル化に関する検討.....	46
4.1 緒言.....	46
4.2 浄化機構のモデル化.....	46
4.2.1 モデル化に際しての仮定と基本的事項.....	46
4.2.2 物質収支式と浄化機構のモデル化.....	53
4.2.3 プラント実験のシミュレーション.....	54
4.3 設計因子・運転操作に関する検討.....	62
4.3.1 BOD組成比によるBOD除去率の影響.....	62
4.3.2 負荷変動及び一時的負荷による安定性.....	63
4.3.3 接触槽の曝気条件.....	65
4.4 結語.....	67
参考文献.....	68
第5章 水路及び修景池における水域直接浄化システムの適用.....	69
5.1 緒言.....	69
5.2 接触酸化法の農薬浄化機構に関する検討.....	69
5.2.1 農薬の環境中における挙動.....	69
5.2.2 接触材及び対象農薬.....	71
5.2.3 回分実験による吸着実験.....	74
(1) 実験装置及び方法.....	74
(2) 低濃度回分実験結果.....	75
(3) 高濃度回分実験結果.....	78
5.2.4 カラム実験装置による生分解可能性実験.....	79
(1) 実験装置及び方法.....	79
(2) 実験結果と考察.....	79
5.2.5 農薬除去収支に関する実験.....	82
(1) 実験装置及び方法.....	82
(2) 実験結果と考察.....	82
(3) 農薬浄化機構に関する検討.....	88

5.3	水域直接浄化システムによる修景池の水質改善.....	90
5.3.1	実験装置及び方法.....	90
5.3.2	実験結果と考察.....	92
5.4	結 語.....	97
	参考文献.....	100
第6章	水域直接浄化法の機能的評価及び経済的評価.....	102
6.1	緒 言.....	102
6.2	水域直接浄化法の現況評価.....	102
6.2.1	各種浄化法の採用状況.....	102
6.2.2	計画水量とBOD値及び採用滞留時間	108
6.2.3	污泥処分方法.....	110
6.3	水域直接浄化法の機能的評価.....	111
6.4	水域直接浄化法の経済的評価.....	116
6.4.1	サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化システムのコスト分析.....	116
6.4.2	水域直接浄化法の経済比較.....	121
6.5	結 語.....	127
	参考文献.....	128
第7章	結 論.....	146
	記号一覧.....	150
	本研究に関連して発表した研究業績.....	153
	謝 辞.....	156

第1章 序論

1.1 緒言

我が国の生活環境項目に関する環境基準達成率は、3,274水域全体（河川2,537水域、湖沼142水域、海域595水域）で79.4%（平成12年度）、水域別では、河川82.4%（11年度は81.5%）、湖沼42.3%（同45.1%）、海域75.3%（同74.5%）である。近年における河川の水質環境は、公共下水道をはじめとする種々の下排水処理事業の整備とともに、一時期の深刻な問題を脱し改善の方向にあり、その達成率は徐々に高くなっている。しかしながら、下排水処理施設の整備が遅れている市町村では環境基準が依然未達成であり、水質改善は急務の課題である。このような市町村では、これらの下排水処理施設の整備のための財政状況が逼迫していることがその背景となっている。

我が国の環境基準と排水基準との整合性は、放流先の希釈度を前提としているために、希釈効果を望めない河川によっては、排水処理システムという汚濁制御方式のみで環境基準を維持・達成できる保証は得られず、最終的には水質管理の概念が必要となる。我が国の水質管理のための施策としては、排水基準に上乘せ基準を適用すること、弾力的な水利用と負荷削減対策を講じること、等が考えられる。いずれにしても、低コストで維持管理の容易な水質改善技術の開発が要求される。このような観点から、近年、注目を集めている水質改善技術が自然浄化機能強化策である。

自然浄化機能強化とは、自然水の中で汚濁物質が減少に向かう機能を、自然が有する恒常的な浄化機能をそのまま使うか、あるいは水域の自然浄化能力に限界がある場合は、人為的作用を最少に加え浄化能力を強化すること、とされている。

この自然浄化機能強化技術は、浄化原理に応じて多種多様なものが開発されているが、その大半は発展途上の段階である。下水道未整備区域における都市河川や水路の水質改善の「緊急的対策」として進められている直接浄化法も、この自然浄化機能強化策に分類されている。

近年、河川環境に対する国民の関心は高く、おいしい水の確保のための水道水源の保全、親水性向上のための清流復活、自然環境としての魚類等生物の保全と復活が望まれ、特に水質環境に関する社会的要請がより強くなっている。このような社会的要請の強い水域においても「補完的対策」として水域直接浄化法の導入が試みられている。

直接浄化法は、水質濃度減少の原理から、接触酸化法、希釈法（導水方式など）や水生植物法などで構成されるが、我が国では接触材に礫を用いた接触酸化法（礫間接触酸化法）が一般的に用いられている。礫間接触酸化法については、浄化原理の解明や設計・管理因子の検討が不十分なために、必ずしも所期の目標は達成されていないのが現状であり、省スペースで高効率の浄化施設の開

発が望まれている。近年、浄化効率を高めるために、プラスチック接触材を用いた接触酸化法も開発されている。さらには、これら接触材の機能性を高めるための新素材開発も進められている。しかしながら、このような浄化施設で高流量の河川水を所要の目標レベルまで浄化するには、施設規模を大きくするか、効率化(接触材の高規格化)を目指さざるを得ないために、最終的には建設コストの低廉化が重要課題となる。最近では、コスト縮減の意図もあって、廃棄物を接触材に利用した直接浄化法の研究も行われている。このことは、廃棄物ゼロを目指す「ゼロエミッション」という視点から資源循環型社会を構築することにも貢献している。しかしながら、これら水域直接浄化法の浄化機構は不明確なところが多く、施設設計に関しても滞留時間と除去率の関係のみで行われているのが現状である。

以上のことを踏まえて、本研究では、直接浄化法で主に採用されている接触酸化法の合理的設計法を確立する観点から、実験的検討及び浄化機構の解明を行うとともに、廃棄物を再利用した水域直接浄化システムの開発を行った。さらに、水処理施設に対する直接浄化法の位置づけを行うために、その機能的評価や経済的評価を行った。

1.2 本論文の概要

第2章以降の本論文の構成は次の通りである。

まず、第2章では、既存の水域直接浄化法の特徴について述べ、直接浄化法の代表でもある接触酸化法の浄化原理について述べる。次に、河川の直接浄化法として我が国で最も多く採用されている礫間接触酸化法について、従来の研究及び現行の設計法の現状と課題について述べる。

第3章では、接触材に新素材を用いた水質浄化システムの実験的検討及び浄化機構の解明を行うとともにシステムの開発を行う。まず、佐賀県特産のサルボウ貝の貝殻廃棄物を接触材の新素材として用いるに至った経緯、及びサルボウ貝殻の現状と処理処分問題について述べる。次にサルボウ貝殻を接触材として用いた場合の有効性を検証するために、他の接触材を用いたカラム実験による比較実験結果について述べる。接触材による浄化特性の評価と併せて接触材の空隙率に対する目詰まりや汚泥の堆積状況について検討し、サルボウ貝殻の有効性について述べる。

次に実規模スケールのテストプラントを用いて汚濁河川における長期に渡る実証的な処理を行い、処理安定性や浄化施設の適正操作条件について解析と適用可能性の観点から評価を行う。

最後に、礫間接触酸化法の設計・運転指標に用いられている滞留時間と除去率との関係について考察し、合理的な設計・運転管理指標を確立するためには、流入成分BODを分画しなければならないことを提案する。

第4章では接触酸化法の浄化機構のモデル化を行い、実測データとの整合性との比較から、第3章で得られた実験結果を理論的に検証する。BOD分画成分に対する水質モデルから現象を支配するパラメータは滞留時間と容積負荷であること、及びこれらのパラメータ、流入負荷、そして所要除去率から施設設計と運転操作因子が得られることを示す。さらに実測値との比較から、各水質項目の除去速度(水質変換)パラメータを求める。次に、既存の礫間接触酸化法の設計・運転管理について評価し、本章で得られたパラメータを使うことにより、合理的な設計・運転管理手法の確立が可能であることを、前章で得られた実験結果から理論的に検証する。最後に、流入水組成を考慮した設計因子、負荷変動がある場合の処理水質の安定性、運転操作因子としての曝気条件などについて検討する。

第5章では、本論文で提案する水域直接浄化システムの有効性を確認するために、修景池などの閉鎖性の強い水域に適用し、浄化対象を改善困難とされてきたアオコなどの藻類除去を目的として、実証的検討を加える。水路への流入物質としては、農薬も浄化対象となることから、水路に水域直接浄化法を適用した場合を想定して、農薬除去の可能性についても検討を加える。

農薬除去に対する検討ではコンクリート廃材など各種未利用資源を接触材に用いた場合の検討も加え、本研究で採用したサルボウ貝殻の有効性を再確認する。連続実験による物質収支から農薬の生物分解可能性と浄化機構の解明を行う。これらの結果から、本システムは、河川、修景池などのため池、水路を対象とした水域直接浄化法として適用可能であることを示す。

第6章では直接浄化法の総合評価を行う。まず、既往の研究や、国土交通省、各地方自治体等における設計・運転管理に関する資料及び実測データをもとに水域直接浄化法の現状分析を行い、浄化法の種類や接触材等について検討する。さらに浄化水量からみた浄化法の適用例について分析し、直接浄化法で多く採用されている接触酸化法における設計因子が滞留時間のみに依存していることを述べる。直接浄化法における課題として、施設内に堆積する汚泥の処分、すなわち施設内の堆積汚泥管理と目詰まり対策(処理水量の回復)が直接浄化法の効率を左右することを指摘する。次に河川浄化施設のような希薄な水質から下水処理のような比較的濃度の高い水質までの実データをもとに水処理としての機能的評価を行い、水域直接浄化法の位置づけと適用限界を明らかにする。さらに直接浄化法の経済的評価を行うために、本提案の浄化システムについて、建設費と維持管理費の双方から検討を行う。また、モデル流域を設定して三省統一マニュアルに基づき合併処理浄化槽、農業集落排水施設、公共下水道について試算し経済的な側面から評価を行う。

第7章では2章から6章までの結果を総括する。

第2章 水域直接浄化法の概要と従来の研究及び課題

2.1 緒言

環境基準から見た我が国の水質環境は、一時期の深刻な問題を解決し改善の方向にある。しかし、依然として下廃水処理事業の遅れている中小市町村では、生活雑排水による水質基準が未達成となっているのが現状である。また、放流先の希釈効果を望めない水域では、下廃水処理施設の排水基準のみでは、環境基準を維持できる保証はない。最終的には、総合的な水質管理が必要となり、環境基準の上乗せや、負荷削減対策が講じられることが考えられる。近年、低コストで維持管理の容易な水質改善技術である自然浄化機構強化策が注目を集めており、その技術が、森林や、農地、水路、河川、貯水池、湖沼、沿岸域に適用されている^{1),2)}。

表-2.1 に自然浄化機能の強化のための適用技術を示す。この中で、自然浄化機能の強化策の一つとして、近年、水域直接浄化法が導入されてきている。本章では、水域直接浄化法についての現状と課題について述べ、我が国で最も多く採用されている礫間接触酸化法の浄化原理、設計手法の現状と課題について概説する。

2.2 水域直接浄化法の分類と特徴

水域直接浄化という用語が一般的に使われ始めたのは昭和58年の多摩川浄化事業の野川浄化施設³⁾の建設からであると考えられる。当時は浚渫、導水方式、水生植物利用法、接触酸化法など数は少ないとはいえ導入されていた。平成4年に建設省(現国土交通省)の建設技術評価制度公募課題「河川等の公共用水域における高効率浄化システムの開発」⁴⁾が出された時から、急速に直接浄化法の研究が進んできた。野川浄化施設の場合は礫接触材を用いた浄化法であるが、この時、課題に応募された浄化法はプラスチック等の人工材料、あるいは廃棄物を接触材に再利用した接触酸化法であった。基本的には、生物膜を使った方法であるため、下水や工場廃水等の廃水処理に一般的に使用されてきた処理と同じ方法である。しかし、水域直接浄化法の場合、対象とする水質濃度が下廃水と比較し希薄なこと、季節的に水質が大きく変動すること、さらに大量な水を処理しなければならないこと、時として土砂を含んだ河川水が流入してくることなどが課題となる。水域直接浄化法は歴史的に浅く、これら解決しなければならない課題が多いため、技術的にも成熟の域に達しているとは言えず、これらを踏まえて、水域直接浄化法の技術的評価を行わなければならないのが現状である。

水域直接浄化法は、本来水域のもつ自然浄化機能を人為的手法で、水域が本来保有している浄化

表 -2.1 自然の浄化機能強化のための適用技術⁵⁾

項目	具体的方法	利用要素・因子	問題点
森林	択抜式伐採 混植 落枝，落葉除去 処理水散布	負荷量削減，収穫 負荷量削減 負荷量削減 栄養塩利用，負荷量削減	重金属などの蓄積，地下水中のN増加，ウイルス細菌の飛散
ダム	ブレダム 選択取水，選択放流 濁水バイパス，清水バイパス 曝気 薬品散布 浚渫 底質固化，被覆 植栽 植物，動物採取	不要物質の除去 輸送経路の調整 輸送経路の調整 栄養塩濃度，光強度，DOの調整 阻害物質の散布 不要物質の除去 濃度勾配の調整，空隙率削減 生態系の利用 収穫	堆積物除去 コスト高 有効期間の短さ 有効期間の短さ
湖沼	曝気 薬品散布 浚渫 底質固化，被覆 植物，動物採取 植物連鎖の強化 ラグーン設置	栄養塩濃度，光強度，DOの調整 阻害物質の散布 不要物質の除去 濃度勾配の調整，空隙率削減 収穫 生態系の利用 生態系の利用，沈殿による除去	有効期間の短さ 有効期間の短さ 広大な面積
田畑	湛水 深耕 採取 処理水散布	基質供給 DO・栄養塩濃度調整 収穫 栄養塩利用，負荷削減	重金属などの蓄積，地下水中のN増加，ウイルス細菌の飛散
河川・水路	希釈，浄化水導入 流路変更 浸透強化，浸透水路 薄層流水路の利用 浚渫，底質除去 低湿地，滞水池，酸化池， ラグーン設置 植栽 礫間浄化，糸状性藻類利用 曝気 堰設置 水生植物	濃度調整 輸送経路の変更 濾過，生態系利用 輸送射影面積の調整 不要物質の除去 滞留時間・水面積負荷DO供給調整 生態系の変更，収穫 生態系利用 DOの調整 輸送速度調整，沈降，曝気 生態系利用	目詰まり 有効期間の短さ 冬季低温低温時の反応速度低下 目詰まり，洪水対策要，広い区間要 刈り取りの手間
土壌・地下水	地下水涵養 透水性舗装 地下浸透 有機物・生物活性化物質添加 地下水流制御 植種	水分・水位変更 水分・水位変更 生態系利用，不要物質の除去 生態系の育成 輸送経路の変更 生態系利用	地下水汚染・目詰まり 地下水汚染・目詰まり 地下水汚染・目詰まり
河口部	トラップ 植物連鎖の強化 浚渫，底質除去 低湿地，滞水池	滞留時間調整 生態系利用 不要物質の除去 滞留時間・水面積負荷・DO供給調整	
海域	浄化水導入 干潟・海浜による浄化 覆砂 障害物の設置 曝気，砕波の増強 植生 底生生物の育成 清掃	希釈，濃度低下 生態系の利用 濃度勾配の調整，好気化 沈降による不要物質の除去 DOの調整 収穫，不要物質の除去 生態系の利用 不要物質の除去	目詰まり 有効期間の短さ 刈り取り
小規模処理	凝集沈殿 不織布濾過 急速濾過 緩速濾過 マイクロストレーナ 土壌処理 接触酸化 オキシデーションディッチ	物質形状の変更，沈降 不要物質の除去 不要物質の除去 不要物質の除去 不要物質の除去 生態系利用，不要物質の除去 生態系利用 生態系利用	目詰まり 広大な面積

機能が様々な原因で低減，消失した河川において，機能を回復，増大させることを目的とした手法である⁹⁾。浄化の対象となる水域は流域から様々な原因により無機物，有機物が流入し，正常な浄化機能が損なわれている。従って，物理・化学的手法（沈殿，ろ過，吸着，酸化等）あるいは生物学的手法（吸着，分解，酸化等）の単独または組み合わせにより，浄化機能を損なわせている原因（物質）を低減させ，正常な浄化機能の回復，増大を重要としている。

現在，汚濁都市中小河川の浄化を目的とした直接浄化法は表-2.2に示すとおりである。表-2.3，2.4にはそれぞれの浄化法の特徴を記載した。河川や水路そのもので浄化する方式（直接方式）と，河川水を汲み上げて排水処理と同様に装置化された反応槽の中で浄化する方式（分離方式）があるが，分離方式の方が，浄化効率が高く浄化性能も安定していると考えられる。しかしながら，次のような点が問題としてあげられる。施設に広大な敷地を必要とする。多額の設備投資を必要とする。維持管理に多くの人手を必要とする。

直接方式では上記のような問題点をかなり解決することが出来る代わりに，浄化効率や浄化性能の安定性の面で分離方式に比較してある程度低下することはやむを得ないものと言える。直接方式及び分離方式の両方式の長所・短所を踏まえ，立地条件等を考慮して使い分けることが必要である。

表 -2.2 水域直接浄化法の種類

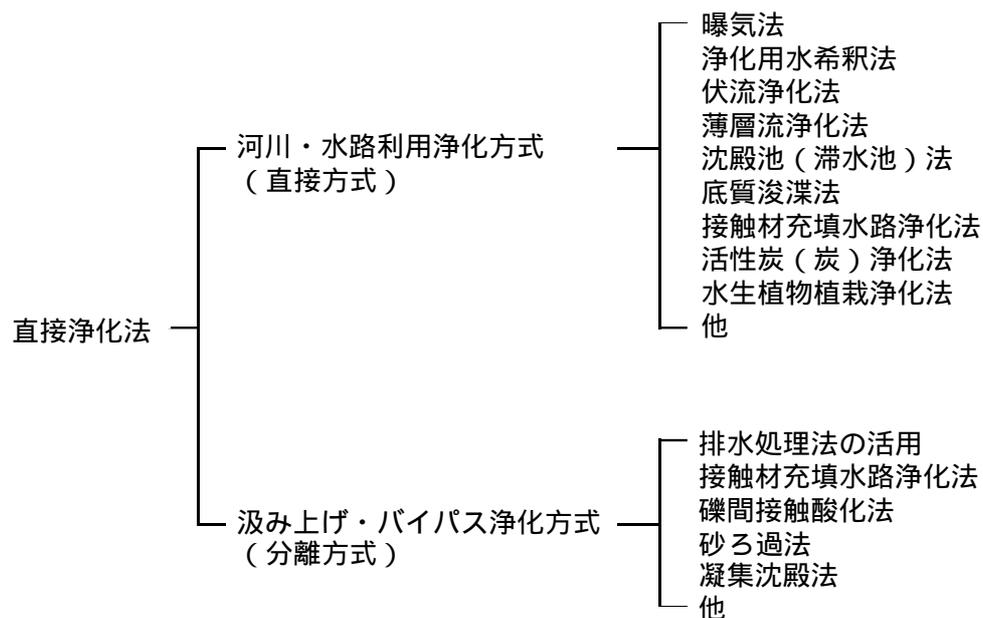


表 -2.3 河川直接浄化法の特徴^{1 6)}

浄化原理	浄化手法	浄化手法の概要	長所	短所	
物理的浄化	沈殿	堰浄化	河川の淵を効率化した方式。堰上げにより流速を低下させて、自然沈殿により浮遊物を除去する。	簡易な施設であり、河川で実用されている。 ラバー堰等可動堰とすると、出水時に堆積した汚泥が掃流されるため浄化効果が長期的に維持できる。	BOD,SSの浄化効果は20～40%でありN,Pもほとんど除去できない。 河川水が高濃度であると臭気やスカム発生がある。
	ろ過	満州井戸	砂礫、土壌によるろ過と土壌による吸着、生物酸化による浄化方式	伏流水であるため、水質は非常に良好である。 伏流水を集水するため、河川水の希釈効果がある。	周辺地下水位への影響が問題となる場合がある。 集水量に限界がある。
		長毛ろ過	回転ドラム上の長毛ろ布によりSS成分をろ過することにより浄化する方式。	幾重もの長毛ろ布によるろ過のためSSの除去効果が大い。 小さな面積で浄化が可能である。	高いSS濃度には適用しない。 ろ布が目詰まりするため、逆洗処理が頻繁に必要。 汚泥の発生量が多いため、その処理が常に必要となる。 機械施設が多く、高水式には設置できない。
		砂ろ過	砂ろ過によりSS成分をろ過することにより浄化する方式。	粒径の細かい砂によるろ過のためSSの除去効果が大い。 急速砂ろ過ではろ過速度が100～200m/日と大きい、小さな面積で浄化効果が可能である。	高いSS濃度には適用しない。 砂ろ過が目詰まりのため、逆洗処理が頻繁に必要。 汚泥の発生量が多いため、その処理が常に必要となる。 高水敷には設置できない。
		マイクロストレーナ	アミ目上の回転ドラムにより、SS成分をろ過することにより浄化する方式。	目合いの細かいストレーナによるろ過のため、SSの除去効果が大い。 小さな面積で浄化が可能である。	高いSS濃度には適用しない。 ストレーナが目詰まりするため逆洗処理が頻繁に必要。 汚泥の発生量が多いため、その処理が常に必要となる。 機械施設が多く、高水敷には設置できない。
	曝気	エアレーション	人工的な曝気により、河川水に酸素を供給しDOを高める方式。	DOの上昇により、河川水の腐敗と臭気発生を抑制できる。 水生生物の生息条件であるDOの確保及び維持が可能となる。	エアレーションだけではBOD,SSの浄化効果は少ない。 エアレーションのための電気代がかかる。
物理+生物的浄化	接触沈殿+微生物	礫間接触酸化	礫間を通過する際に生じる接触沈殿と生物膜(微生物)による吸着、酸化、分解により浄化する方式	BOD,SS除去効果が大い、特にSS分の多い水に対して有効である。 汚泥の発生量が比較的少ない。 所要エネルギーが少ない。 維持管理が少なく、基本的にメンテナンスフリー。 高水敷地下に設置でき、上部利用が出来る。	SS成分の浄化効果が主であるため、溶解性物質が高い場合浄化効果は低い。 窒素、リンはほとんど除去できない。 礫の空隙率は約40%であり、比較的広い面積が必要となる。 汚泥の発生量は流入水性状によって差異があるため、設計にあたっては留意することが必要である。
		プラスチック等接触酸化	プラスチック材を通過する際に生じる接触沈殿と生物膜(微生物)による吸着、酸化分解により浄化する方式	BOD,SS除去効果が大い、特にSS分の多い水に対して有効である。 必要面積が礫間接触酸化の1/2～2/3程度でよい。 所要エネルギーが少ない。	SS成分の浄化効果が主であるため、溶解性物質が高い場合浄化効果は低い。 窒素、リンはほとんど除去できない。 プラスチック材の単価は礫の10倍高い。 汚泥の分解が起こりにくいため、定期的に処理が必要。(月1～3回程度) 施設の上部利用のためにはグレーチング等必要。
		球状碎石集合体浄化法	球状碎石集合体の間を通過する際に生じる流離作用と接触沈殿と生物膜(微生物)による吸着、酸化分解により浄化する方式。	BOD,SSの除去効果が大い、特にSS分の多い水に対して有効である。 必要面積が礫間接触酸化の1/2程度でよい。 堆積汚泥の自然分解が大い発生量が少ない。 維持管理が少なく、基本的にメンテナンスフリー。 高水敷地下に設置でき、上部利用ができる。	SS成分の浄化効果が主であるため、溶解性物質が高い場合浄化効果は低い。 窒素、リンはほとんど除去できない。 球状碎石集合体の単価は礫の10倍高い。
	ろ過+微生物	木炭浄化法	木炭によるろ過と、木炭表面の生物膜(微生物)による吸着、酸化、分解により浄化する方式。	廃材の利用浄化方式である。 BOD,SSの除去効果が大い。	SS成分の浄化効果が主であるため、溶解性物質が高い場合は浄化効果が低い。 木炭の径が小さいため、目詰まりを起こしやすい。 窒素、リンはほとんど除去出来ない。 汚泥の分解状態と汚泥処理は研究段階。

表 -2.4 河川直接浄化法の特徴^{2 6)}

浄化原理	浄化手法	浄化手法の概要	長所	短所	
微生物による浄化	曝気付礫間接触酸化法	エアレーションによりDOを供給し、微生物を多数繁殖させ有機物等の吸着、酸化、分解を行う。	BOD, SS, NH ₄ -N, カビ臭を効率良く除去できる。 BOD20mg/L以上や溶解性BODが高い場合。 汚泥の発生量が少ない。 高水敷地下に接地でき、上部が利用可能。	窒素、リンはほとんど除去できない。 曝気のためのエネルギーが必要となる。 礫の空隙率は約40%であり、比較的広い面積が必要となる。 汚泥の発生量は流入水性状によって差違があるため、設計に当たっては留意が必要。	
	プラスチック等接触酸化法	プラスチック材を充填しエアレーションでDOを供給し微生物を多数繁殖させ、有機物等の吸着、酸化、分解を行う。	BOD, SS, NH ₄ -N, カビ臭を効率良く除去できる。 BOD20mg/L以上や溶解性BODが高い場合。 必要面積が礫間の1/2 2/3程度。	窒素、リンはほとんど除去できない。 曝気のためのエネルギーが必要となる。 プラスチック材の単価は礫の10倍高い。 汚泥の分解が起こりにくいため、定期的に処理が必要。 施設の上部利用のためにグレーチング等必要。	
	曝気付球状砕石集合体浄化法	曝気付ジャリッコ浄化+ジャリッコ浄化の組み合わせ。 エアレーションを行い、DOを供給し微生物を多数繁殖させ、有機物等の吸着、酸化、分解を行う。	BOD, SS, NH ₄ -N, カビ臭を効率良く除去できる。 BOD20mg/L以上や溶解性BODが高い場合。 必要面積が礫間の1/2 2/3程度。 汚泥の発生量が少ない。 高水敷地下に接地でき、上部が利用可能。	窒素、リンはほとんど除去できない。 曝気のためのエネルギーが必要となる。 球状砕石集合体の単価は礫の10倍高い。 汚泥の発生量は流入水性状によって差違があるため、設計に当たっては留意が必要。	
	ディープシャフト法	地下数10mの深さの施設中に微生物(活性汚泥)を入れ、エアレーションを行い、DOを供給し、有機物等を酸化、分解、吸着により浄化する方式。	BOD, SS, NH ₄ -N, カビ臭を効率良く除去できる。 BOD20mg/L以上や溶解性BODが高い場合。 地中深く施設を設置するため、必要面積は極めて小さくて良い。	窒素、リンはほとんど除去できない。 曝気のためのエネルギーが必要となる。 発生汚泥量が多いため、汚泥処理が常に必要。 高水敷には設置出来ない。	
	OD法	ロータ等によって汚水を循環させながらエアレーションし微生物(活性汚泥)により有機物等を酸化、分解、吸着により浄化する方式。	BOD, SS, NH ₄ -N, カビ臭を効率良く除去できる。 BOD20mg/L以上や溶解性BODが高い場合。 長時間曝気を行うため、好気分解により汚泥発生量は少ない。	曝気のためのエネルギーが必要となる。 長時間曝気のため広い面積が必要となる。 高水敷には設置できない。	
	酸化池法	沈殿分離のほか、藻類、バクテリアによって有機物を酸化、分解する方式。	植物プランクトンによる自然的DO供給があるため好気性処理である。 硝化・脱窒も期待出来る。 汚泥の発生量が少なく、維持管理が容易である。	滞留時間が10 30日程度必要とし、広い用地が必要となる。 流入水質が高い場合は機械的曝気が必要となる。 プランクトン除去を行わないと、浄化効果は向上しない。	
	薄層流浄化法	河川の水深を10cm程度、流速を30 50cm/sec程度とし、河床の礫に付着した生物膜により有機物の酸化、分解を行う浄化方式。	流れによって自然的にDO供給が出来る。 目視効果(せせらぎ)が大きい。 河川を直接浄化施設として利用できる。	浄化効果を発揮するためには長い距離(数Km)が必要。 BOD, SSの浄化効果は10 30%程度。 窒素、リンが多いと多量の付着藻類が発生し、景観が悪くなる。 出水後の土砂の清掃が必要。	
植物体利用	ヨシ原浄化法(湿地植生浄化法)	植物による接触沈殿による浄化方式。根による窒素、リンの直接吸収、土壌による吸着、ろ過浸透作用もあるが、浄化機能としては小さい。	SSの除去効果が大きい。 自然植生をそのまま利用できる。 窒素の硝化、脱窒、リンの土壌吸着も期待できる。 光の遮断により植物プランクトンの発生抑制ができる。	浄化期間が植生の生育期間に限られる。 広い面積が必要となる。 滞留時間、土壌性状によっては土壌からのCODやNH ₄ -Nの溶出の恐れがある。	
	ホテイアオイ等利用浄化法(浮葉植物浄化)	浮葉性の水性植物(ホテイアオイ、ヒシ)による接触沈殿と根による窒素、リンを直接吸収することによる浄化方式。	水生植物は自然植生がそのまま利用できる。また入手が容易である。 富栄養化原因物質の窒素、リンが直接吸収除去出来る。 光の遮断により植物プランクトンの発生抑制ができる。	浄化期間が植生の生育期間に限られる。 広い面積が必要となる。 水生植物が枯死する前に回収し、その処理処分を行うことが必要となる。	
物理+化学+生物	土壌利用	高速土壌浄化法	土壌によるろ過、吸着及び土壌中の微生物による酸化、分解による浄化方式。	細かい土壌粒子によるろ過であるため、浄化水は極めて清澄となる。 リンの浄化効率が高い。	広い面積を必要とする。 土壌表面に目詰まりが発生するため、その耕起、かきとりが必要となる。 SS除去のために、前処理(礫間接触酸化等)が必要となる。

2.3 水域直接浄化法における接触酸化法の浄化原理

礫間接触酸化法は接触材の表面に、生物膜を形成させ、これに汚濁水を接触させて浄化する方法で、生物膜の酸化分解作用を利用した方法である。微生物膜を接触材に付着形成させることから、固定生物膜接触酸化法の一つでもある。下水処理で一般的に実施されている活性汚泥法、散水ろ床法などと同じ生物処理方式で原理的には同一のものである。しかし、散水ろ床法が、接触材への間欠的散水を行うことによって、接触材表面を絶えず、好気状態に保っているのに対して、接触酸化法では、汚濁水が接触材全体を絶えず浸して接触させていることから浸漬ろ床法と呼ぶ場合もある。

生物膜法による水処理は、活性汚泥法より20年前から使用されている処理法で、1900年初期に散水ろ床法として各国で採用されている⁸⁾。碎石を積み上げたろ床に廃水を滴下し続けると、図-2.1に示すように、ろ材表面に種々の微生物からなる生物膜が付着し、この生物膜が廃水中の有機物を摂取する原理である。

ろ材は径が小さいほど表面積が大きくなるが、あまり小さいと目詰まりの原因となる。標準散水ろ床法では、碎石の径は25～50mm程度、高速散水ろ床法では50～60mm程度のものを用いる。

碎石を用いた散水ろ床では、見掛けの容積に対して空隙率が小さい、碎石が重いため高いろ床を作ることが出来ないなどの欠点を持っていた。それを克服するために1960年から欧米においてプラスチックろ材の開発が行われてきた⁹⁾。プラスチックろ材の特徴として自在に形状が加工できる、単位体積当たりの表面積が大きい、かつ空隙率も高いが、接触材のコストは碎石に比べ遙かに高いこともあげられた。プラスチック接触材の登場で、生物膜による廃水処理法は発展し、散水ろ床の他、回転円板法、浸漬ろ床法などが開発されてきた。

河川の流下過程における浄化作用はよく知られている。汚濁の減少には、長い流下距離を必要とする。汚濁物が減少するのは、この流下過程で、河床による微生物の働きとしての生物酸化作用や

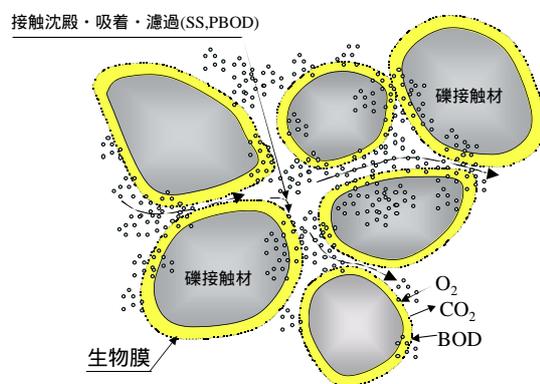


図-2.1 浄化原理の模式図

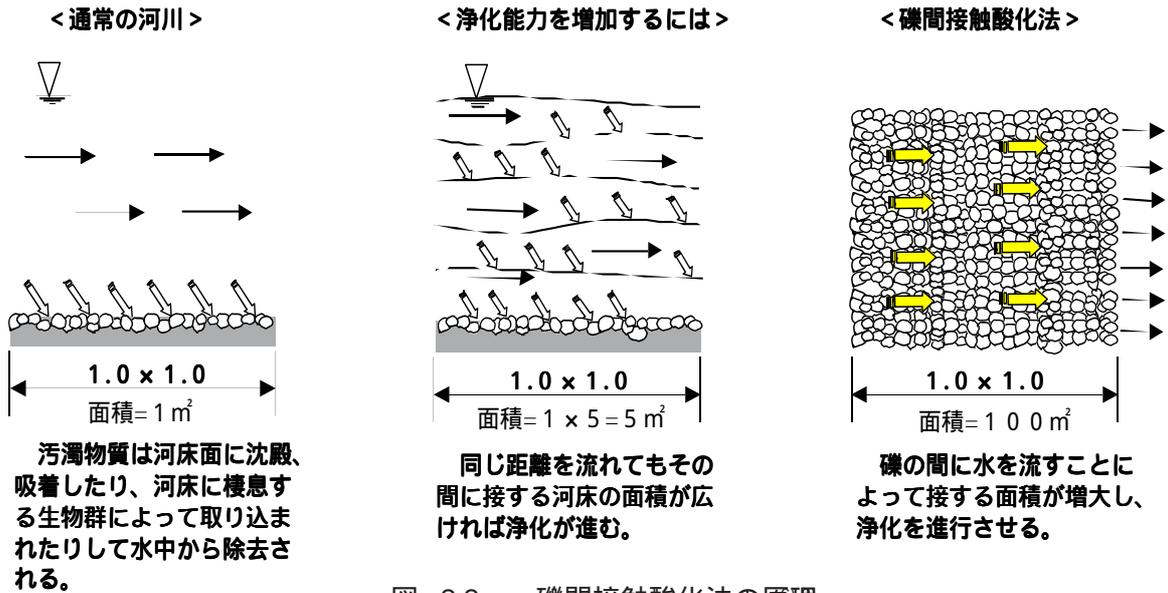


図 -2.2 礫間接触酸化法の原理

吸着作用、粒子物質の沈殿作用等、総体としての自浄作用によるものである。このうち、浄化の働き手としての微生物に着目すると、微生物膜を河床という一枚の生物膜として考えれば、この生物膜層を何層にも流水中に敷き詰めれば、一枚の生物膜より何倍もの働きを持つことになる。そこで、図-2.2に示すように、10枚の生物膜を流れ中に敷き詰めれば、浄化能力は10倍となり、必要な流下距離は1/10で足りることになる。同様に、生物膜を100枚、流水中に敷き詰めれば100倍の浄化能力を発揮することになる。

以上の考えを直接浄化法に応用したのが、礫間接触酸化法である。しかし、これは理想的に生物膜が発達した場合の考え方であり、必ずしも、常時、良好な状態を保つことは現実的に不可能である。河川水中の有機性汚濁物は、有機物を分解したり、微生物の呼吸作用にあずかる酸素を多量に必要とする。そのため、しばしば、溶存酸素の不足状態をつくる。自然河川では、流水面からの再曝気や、藻類などの光合成作用によって、溶存酸素が供給される。しかし、接触酸化処理法では、流水自由水面は小さい。そのため、自由水面からの酸素混入はごく微小であり、また、光の投下しない接触槽内で、酸素不足をもたらす、嫌気性化の状態をつくる可能性もある。このため、初期酸化槽中に人為的に空気を吹き込む必要が生じる。特に、BOD負荷が高く、溶存酸素(DO)の少ないときは、初期曝気をすることによって、酸化分解作用を良好に促進させ、処理効果を高めることが出来る。

接触材に付着した生物膜に関与する生物群は、活性汚泥とほとんど変わらないが、糸状菌や線虫類、輪虫類、貧毛類、昆虫類などの後生動物が比較的多く出現し、生物膜を構成する種類数は活性汚泥よりかなり多いものと言える。Hawkes¹⁰⁾は図-2.3に示すように活性汚泥と生物膜における食

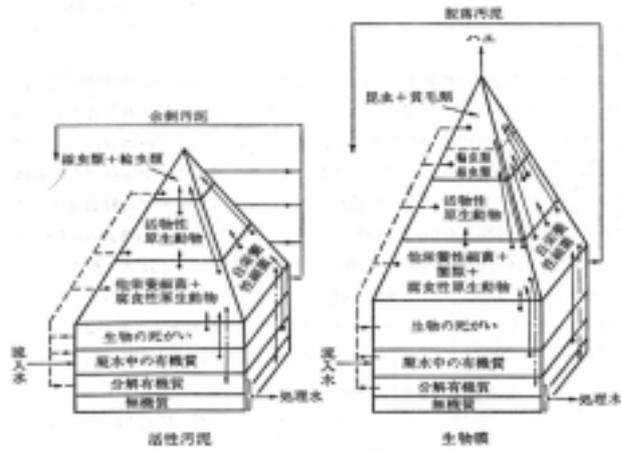


図 -2.3 活性汚泥と生物膜における植物連鎖の比較¹⁰⁾

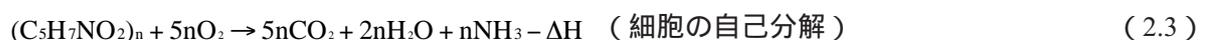
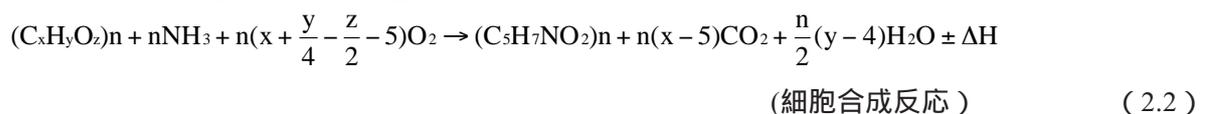
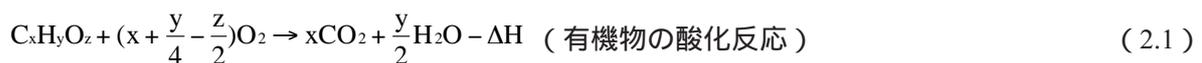
物連鎖の比較を報告している。

礫間接触酸化法などの接触材を用いた接触酸化法は、前述のような河川の自浄作用を人工的に効率よく進行させるプロセスである。すなわち、廃水中の有機物を細菌や微小動物などの微生物の代謝を利用して分解する処理方法である。微生物の代謝は、好気性と嫌気性に分けることができる。好気性代謝では有機物は二酸化炭素と水、窒素化合物はアンモニアまたは硝酸塩になる。嫌気性代謝では有機物は有機酸、アルコールなどを経て分解の最終産物として二酸化炭素、水素、窒素、メタンなどを発生し、最終産物は好気性代謝と異なる。好気性代謝では有機物が微生物に合成される割合が高いが嫌気性代謝ではその割合が小さい。

図 -2.4 に浄化機構の模式図を示す。ここでは嫌気過程における最終産物を窒素のみとして考え浄化機構を表現している。

生物学的有機物酸化反応

河川直接浄化を担う接触材表面の生物膜は、酸素の存在下において酵素を利用して水中の有機物を酸化分解してエネルギーを獲得し、このエネルギーの一部を利用して新しい原形質を合成する。微生物の分子式を $C_5H_7NO_2$ とし、細胞合成を含めた有機物酸化の反応式を化学量論的に示すと次のようになる。



生物学的硝化反応

水系や水処理系において生物学的に有機性窒素が酸化・分解されてアンモニア性窒素に変化した

後は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の過程を経て、安定した無機性窒素に変換していく。この過程を生物学的硝化反応というが、この硝化過程における微生物は Nitrosomonas や Nitrobacter などの自栄養性細菌が主である。これらの微生物は、エネルギーを炭酸の無機炭素を利用し増殖している。Nitrosomonas はアンモニア性窒素を亜硝酸性窒素に変えられ、Nitrobacter は亜硝酸性窒素を硝酸性窒素に酸化する。これらを総称して硝化菌と呼ぶ。

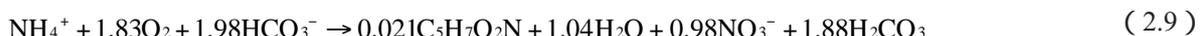
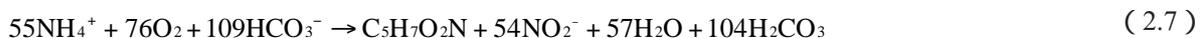


全体としての反応は



上記の式より $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 1mg を NO_2^- -化し、また NO_3^- -化するに要する理論的酸素要求量はそれぞれ 3.14mg, 1.14mg であり、硝酸にまで酸化するのに合計 4.57mg を必要とする。また、反応の進行とともに水素イオンの放出があり pH の低下をもたらす。Nitrosomonas や Nitrobacter の増殖は pH や温度の影響を強く受ける。至適 pH 域は Nitrosomonas で pH=7.5 ~ 8.5 にあり、Nitrobacter で pH=6.5 ~ 8.5 にある。

細胞合成を含めた硝化反応は次の通りである。



生物学的脱窒反応

脱窒菌は通性嫌気性細菌であると同時に他栄養菌である。通性嫌気性細菌は好気的あるいは嫌気的条件下の何れでも増殖可能であり遊離酸素（溶存酸素）、結合酸素（ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ）が共存する場合には、有機物を酸化するのに遊離酸素を優先的に利用する。嫌気条件下では脱窒菌は結合酸素を利用し増殖する。このため、脱窒菌が増殖をするためには有機炭素源が必要であり、その水素受容体として $\text{NO}_2^-\text{-N}$ や $\text{NO}_3^-\text{-N}$ が用いられる。この結果として、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ や $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は嫌気条件下で一酸化二窒素 (N_2O)、あるいは窒素ガス (N_2) に還元され大気中に放出されることになる。

廃水処理では、脱窒に必要な有機炭素源として安価なメタノールを用いる例が多い。これを用いた場合の脱窒反応を化学量論的に求めると次の通りである。



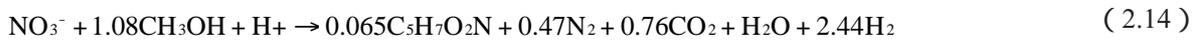
全体の反応は



若干の NO_3^- -N は細胞質として合成され、次のように提示される。



細胞の合成を考慮した全体の反応式は次式の通りである。



この式によれば、 NO_3^- -N1mg 当たり 2.47mg メタノールを必要とし、また約 0.52mg の脱窒菌の生成をみることになる。

2.4 水域直接浄化法の従来の研究と設計法及び課題

我が国の河川直接浄化における礫間接触酸化法は、建設省(現国土交通省)京浜工事事務所で長さ 50 m × 幅 3m × 深さ 1.5m の礫間接触酸化法の実験を昭和 49 年から 57 年まで行い、原水の違いによる処理性能、礫間に捕捉された汚泥の堆積状況や汚泥分解について調査研究が行われた³⁾。その結果は、図 -2.5 に示す滞留時間と除去率の関係と図 -2.6 に示す流下距離と処理水質の関係で整理されている。これらは礫間接触酸化法の各施設に適用され、これらの結果から、礫間接触酸化法における滞留時間は、BOD 除去率 75% を得るためには約 1.25 時間が必要とし、流下距離は、滞留時間に従属するものではあるが、安定した除去効果を得るためには 15m ~ 20m 必要であるとしている。

また、他の研究では、礫の形状をいくつかに分け従来の開水路タイプや閉水路タイプの浄化実験を行ったものがある。従来の礫間接触酸化法の横流れ方式は、河川水流入初期のろ材に高負荷がかかるといった理由で、上向流れの礫間接触酸化法の研究も行われていた。土屋ら^{11),12),13)}は礫間接触酸化法の研究・改良を行っている。従来の礫間接触酸化法の処理フローは接触材に対して横流れ方

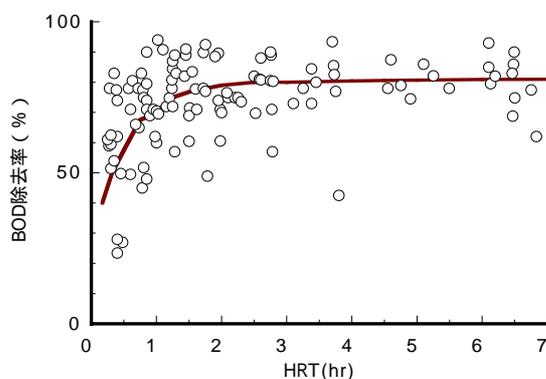


図 -2.5 滞留時間と BOD 除去率との関係

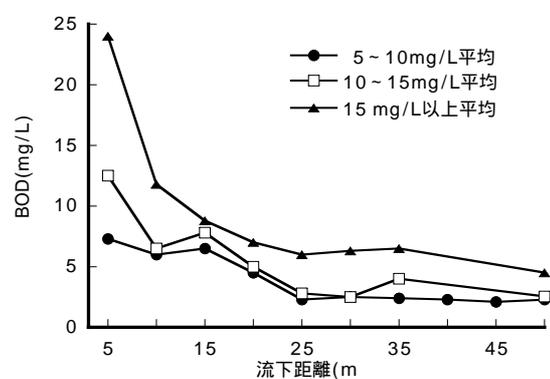


図 -2.6 流下距離と処理水質との関係

式であるが、土屋らの研究は上向流に改善した礫間接触酸化法で2ヶ年にわたって水質調査を行っている。その結果、滞留時間を70～80分以上取れば最大のBOD除去率60%が得られ、SS除去率は滞留時間に関係なく一定で60%であるとしている。また、上向流に改善した礫間接触酸化法は従来の横流れ式の浄化施設と同様にSS除去率が大きな値を示し平均61%で、BOD除去率は42%、DBOD除去率32%と低い結果であったとしている。

礫間接触酸化法の長所の一つとして、礫と礫の間に汚泥を閉じこめておけるという点があるが、最終的には目詰まりを起こすのではないかと考えられる。実際に、目詰まりを起こした例もある。

平成4年から建設省(現国土交通省)は、礫間接触酸化法に比べ効率のよい河川浄化法の開発を実施⁴⁾してきたため、河川における礫間接触酸化法の研究はその後少なくなった。この頃から人工接触材(プラスチック材等)を使った浄化施設の研究が行われ始めた。

直接浄化の中の礫間接触酸化法の設計の基礎は、多摩川浄化事業における野川浄化施設を基本としており、「河川直接浄化の手引き」⁶⁾では設計指針を以下のようにしている。

礫間接触酸化施設は、浄化部と汚泥堆積部とからなり、これらの容量を算定するために必要な設計諸元は、滞留時間、堆積汚泥量及び空隙率としている。滞留時間は1.25時間を標準とし、流入水質性状を考慮して決定している。ここでいう滞留時間は、礫やその他の接触材の部分を除いた空隙部分に対する実滞留時間としている。滞留時間の設定にあたっては、各河川の水質によって異なるものと考えられるが、1～2時間で浄化効果は安定している。SSのみを対象とした場合は1時間前後で安定しているが、BODとSSを対象とした場合は、BOD除去に係わる処理時間が長いいためBODを対象として滞留時間が決定される。図-2.7と図-2.8は各河川で直接浄化の実験が行われた滞留時間とBOD、SS除去率の関係である。図-2.7では多摩川(野川)のBOD除去率が高く、猪名川のBOD除去率が低い。多摩川の浄化施設は家庭排水で汚濁した河川水を処理しており、結果として比較的高い処理結果を示しているが、猪名川では下水の二次処理水の影響を受け処理していることから、処理効果はそれほど高くない¹⁴⁾。これからも分かるように各河川の水質の形態は異なっており、野川浄化施設で得られた実験結果をそのまま適用するのは難しいものと言える。つまり、直接浄化法における接触酸化法の施設設計は、流入成分(懸濁性と溶解性の組成比あるいは難分解成分)によって、設計方針、運転操作方針に改良の必要があるものと言える。礫間接触酸化法の設計諸元を表-2.4に参考として示すが、ほとんどが滞留時間1.25時間を採用していることがわかる。

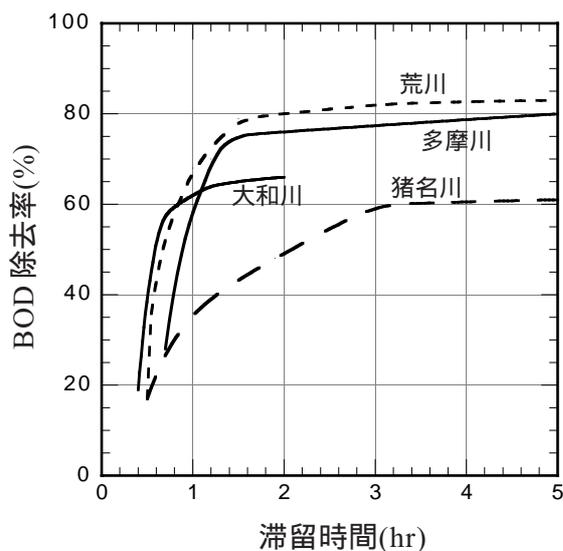


図 -2.7 各河川水における滞留時間とBOD除去率の関係⁶⁾

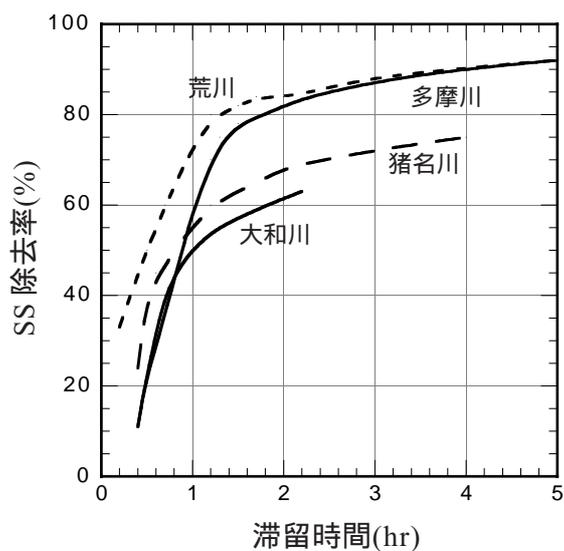


図 -2.8 各河川水における滞留時間とSS除去率の関係⁶⁾

表 -2.4 礫間接触酸化法の設計諸元

項目・施設名		平瀬川	野川	谷池川	根川	富雄川	飛鳥川	新坂川	
計画水量(m ³ /sec)		1.8	1.0	0.5	0.9	0.3	0.5	0.27	
計画水質	流入	BOD(mg/L)	20	13	15	11	13	9.0	32
		SS(mg/L)	20	16	15	20	25		18
	流出	BOD(mg/L)	5.0	3.25	3.75	2.8	3.0	3.0	8.0
		SS(mg/L)	3.0	2.4	2.25	3.0			5.4
目標除去率	BOD (%)	75	75	75	75	75	75	75	
	SS (%)	85	85	85	85	70		70	
滞留時間		1.25	1.25	1.25	1.25	1.1	1.1	2.3	
浄化礫槽施設形状	浄化礫槽箇所数	6	1	2	1	1	1	1	
	有効水深(m)	1.5-1.6	1.5	2.3	2.3	3.0	2.5	3.5	
	槽数	36	8	2	10	8	8	3	
	全槽形状(m)	20-60 ×18.5×6槽	92×18.5 ×8槽	121×21.5 ×2槽	35-56.7 ×20×10槽	10.5×20 ×8槽	22×20 ×8槽	19×28.5	
	全槽面積(m ²)	28,800	13,600	5,200	9,700	1,680	3,520	1,620	
	礫形状(mm)	20-150	20-120	20-150	50-150			100-150	
	空隙率(%)	約35	約35	約30	約35	約35	約35	約40	
礫容量(m ³)		45,800	21,400	13,500	22,300	5,200	8,800	5,680	
		国土交通省 京浜工事事務所				国土交通省 大和川工事事務所		千葉県土木	

2.5 結 語

本章では、水域直接浄化の背景とそれに対する課題について述べた。その内容をとりまとめると次の通りである。

- (1) 水域直接浄化の場合、対象とする水質濃度が希薄なこと、季節変動が大きいこと、大量な水を処理しなければならないこと、土砂を含んだ河川水であることなどが課題としてあげられる。
- (2) 我が国で最も多く採用されている礫間接触酸化法は野川浄化施設を基本としており、どの礫間接触酸化施設においても滞留時間は1.25時間を標準としている。しかし、各河川の水質の形態は異なっているため、標準滞留時間をそのまま適用するには困難である。
- (3) 直接浄化法における接触酸化法の施設設計は、流入成分（懸濁性と溶解性の組成比あるいは難分解成分）によって、設計方針、運転操作方針に改良の必要がある。

参考文献

- 1) 宗宮功，自然の浄化機構，技法堂，1990.
- 2) 楠田哲也，自然の浄化機構の強化と制御，技法堂，1994.
- 3) 建設省京浜工事事務所河川環境課，「多摩川における水質浄化対策」について - 野川および平瀬川の浄化施設 - ，日本河川水質年鑑，pp.967-974, 1987.
- 4) 島谷幸宏，直接浄化を中心とした河川水質の改善手法の開発動向と今後の課題，用水と廃水，Vol.40, No.1, pp.22-26, 1998.
- 5) 楠田哲也，自然の浄化機構の強化と制御，技法堂，pp.22-23, 1994.
- 6) 河川直接浄化の手引き，(財)国土開発技術研究センター，1997.
- 7) 稲森愁平，林紀男，須藤隆一，水路における汚濁河川水の直接浄化，用水と廃水，Vol.32, No.8, pp.32-37, 1990.
- 8) 洞沢勇 (1982)，生物膜法，pp.12-37, 1982.
- 9) 小島貞男，チューブ接触酸化法の開発と発展の経過，用水と廃水，Vol.20, No.5, pp.507-516, 1978.
- 10) Hawkes, H.A. “ Ecology of Activated Sludge and Bacteria Beds ” In “ Waste Treatment ” edited by Isaac, P.C.G., Pergamon Press, Oxford, 1960.
- 11) 土屋十 園，和泉 清，礫間接触酸化法による河川浄化について (その1)，昭和58年東京都土木技研年報，pp.115-130, 1983.
- 12) 土屋十 園，和泉 清，礫間接触酸化法による河川浄化について (その2)，昭和59年東京都土木技研年報，pp.65-73, 1984.

- 13)土屋十 園，岡田光正，浮上式礫間接触酸化処理法による都市河川の直接浄化手法について，水環境学会誌，第 16 巻第 6 号，pp.56-61, 1993.
- 14)宗宮功，楠田哲也，自然の浄化機構の強化と制御，技法堂，pp.101-110, 1994.

第3章 サルボウ貝殻を用いた接触酸化法の浄化機構に関する 実験的検討

3.1 緒言

水域直接浄化法の代表でもある礫間接触酸化法の殆どは、野川浄化施設(旧建設省関東地方建設局)をモデルとしている。モデル浄化施設の建設に際して、礫間接触酸化法の実験施設での機能調査が昭和49年～57年まで行われ、得られた滞留時間とBOD除去率の関係がその後の礫間接触酸化法の設計指針に適用されている。設計仕様はBOD除去率75%、滞留時間は1.25時間とされた¹⁾。しかし、汚濁形態は各河川で異なるため、汚濁濃度や汚濁成分の浄化特性に及ぼす影響を把握した上で、合理的な浄化施設の設計・操作因子を得る必要がある。近年、浄化効率を高める河川浄化技術として、礫接触材に替わりプラスチック接触材の開発が進められている²⁾。また、コスト縮減を目的に廃棄物を未利用資源³⁾として接触材に有効利用したものも多く開発されてきている。これらプラスチック接触材は、従来から廃水処理に使用されている接触材の用途開発を目的として、接触材形状や接触面積、空隙率に特徴を持たせ高規格化させている²⁾。地域産業からの廃棄物や未利用資源である木炭⁴⁾、貝殻^{5),6)}、コンクリート廃棄物⁷⁾などを接触材として検討している例も見受けられる。しかしながら、これらの研究開発については、礫間接触酸化法の場合と同じく殆どが滞留時間とBOD除去率の関係だけで浄化機能を設計・評価しているため、設計・運転操作条件の確立が不十分であるといえる。

本章では、未利用資源の一つであるサルボウ貝殻を用いた水質浄化システムの機能評価として河川水を用いた実規模スケールのテストプラントで長期実験を行い、浄化原理を室内実験によって検討した。さらに流入負荷の浄化特性に及ぼす影響について検討し、河川浄化施設の適正操作条件のための機能評価を試みた。

3.2 サルボウ貝とは

佐賀県有明海沿岸の水産加工場ではサルボウ貝殻の処理処分が困難になっている。サルボウ貝は、九州有明海で海苔に次ぐ生産量の多い水産物のひとつで、有明海のほか、宍道湖、中海、瀬戸内海などにも分布している。佐賀県におけるサルボウ貝の平成14年度漁獲量は、8,660t(13年度3,961t、全国の約8割)で、近年の有明海水域の環境変化に伴い漁獲量は減少してきているとはいえず日本一の生産地である⁸⁾。サルボウ貝はフネガイ科の貝で、漁期は4～7月、産卵期は夏が中心となっており、主に軟泥質の海域の水深5～10mに分布している。殻長は1歳で3cm、2歳で4cm

程度，殻は白色で横長の楕円形である．サルボウ貝は煮たり佃煮として食するが，多くは加工品として利用されている．アカガイの缶詰として市販されているものは，殆どがサルボウ貝である．

水産加工場で加工した後のサルボウ貝の貝殻は，飼料や消石灰として利用されるほか(図-3.1)，水田の圃場整備における暗渠排水管の根巻き材としてモミガラと同様に利用されてきた．しかし，本地域では圃場整備事業の進捗に伴い，サルボウ貝殻の利用先が少なくなり，そのため最終処理処分が急務の検討課題となっている．そこで，水質浄化施設の接触材の有効利用として，このサルボウ貝殻に着目した．水質浄化施設の接触材に貝殻を使った例では，カキ殻を用いた水質浄化施設の研究が行われており，実用化されている⁹⁾．しかし，有明海で採れるサルボウ貝のような小粒の二枚貝を用いた水質浄化施設の研究例はない．さらに，前述のような礫やプラスチック接触材などの選定は経験的に行われており，接触材の違いによる浄化特性や維持管理まで含めた検討は行われていない．因みにサルボウ貝加工工場における剥き身の歩留まりは良く，貝柱などの残留肉片は少ない．浄化材用の貝殻は洗浄して保存しておくため，貝殻残留肉片からの有機物の溶出はほとんどないものと考えられる．



サルボウ貝



図 -3.1 飼料や消石灰の原料として山積みされた貝殻

3.3 カラムを用いた基礎的実験

3.3.1 実験装置及び方法

未利用資源を接触材として利用したリサイクル型浄化システムの研究は、カキ殻の他、間伐材の木炭、清掃工場及び火力発電所の焼却灰を利用したものなどがある⁹⁾。サルボウ貝のような小粒の貝殻を再利用した水質浄化施設は事例がないため、プラスチック等の接触材との比較によって、接触酸化法の接触材としてのサルボウ貝殻の有効性を検討することとした^{6),10)}。

他の接触材の浄化特性と比較するために、カラム実験装置を用いて実験を行った。その概略図を図-3.2に示す。カラム実験装置は内径 300mm × 高さ 2,000mm の塩ビ管で、下部には堆積汚泥貯留部 100mm の空間を設けている。河川水を上向流で連続流入させ、放流水は上部からオーバーフローさせた。流入水は、佐賀市内の水路からポンプで汲み上げた河川水 (RUN) と、その河川水に都市下水を加えた汚濁河川水 (RUN) とした。サルボウ貝殻接触材の対照として、40mm 程度の粒状に砕いた ALC (発泡軽量コンクリート)、サルボウ貝殻の空隙と同程度のプラスチックネット状接触材、そして一方向に空隙の形状が並んだプラスチック波板状接触材を用い、接触材や空隙の違いによる浄化能力の比較検討を行った。

図-3.3に接触材と表-3.1にそれらの物性値を示す。見掛けの比表面積とは嵩容積に対する接触材の表面積である。ALCの表面は小さな凹凸があり多孔質ではある。しかし、内部の空隙は有効に働かず見掛けの表面積が有効であるものと考え、凹凸を無視した見掛けの表面積で表現した。サルボウ貝殻及びALCの見掛けの比表面積は、単位容積当たりの接触材の個数と、平均的な大きさの接触材を無作為に抽出した個々の平均的な表面積との積である。また、プラスチックネット状、波板状については、接触材メーカーのカatalogの測定値(見掛けの比表面積)を採用した。

測定項目は水温、透視度、水頭差、pH、DO、SS、TOC、NH₄-Nである。水質分析は、河川水質試験法(案)(1997年版)にて行った¹¹⁾。所定の水理学的滞留時間(空筒基準 HRT=1,2,3,4hr)となるように定量ポンプで流量を調節した。

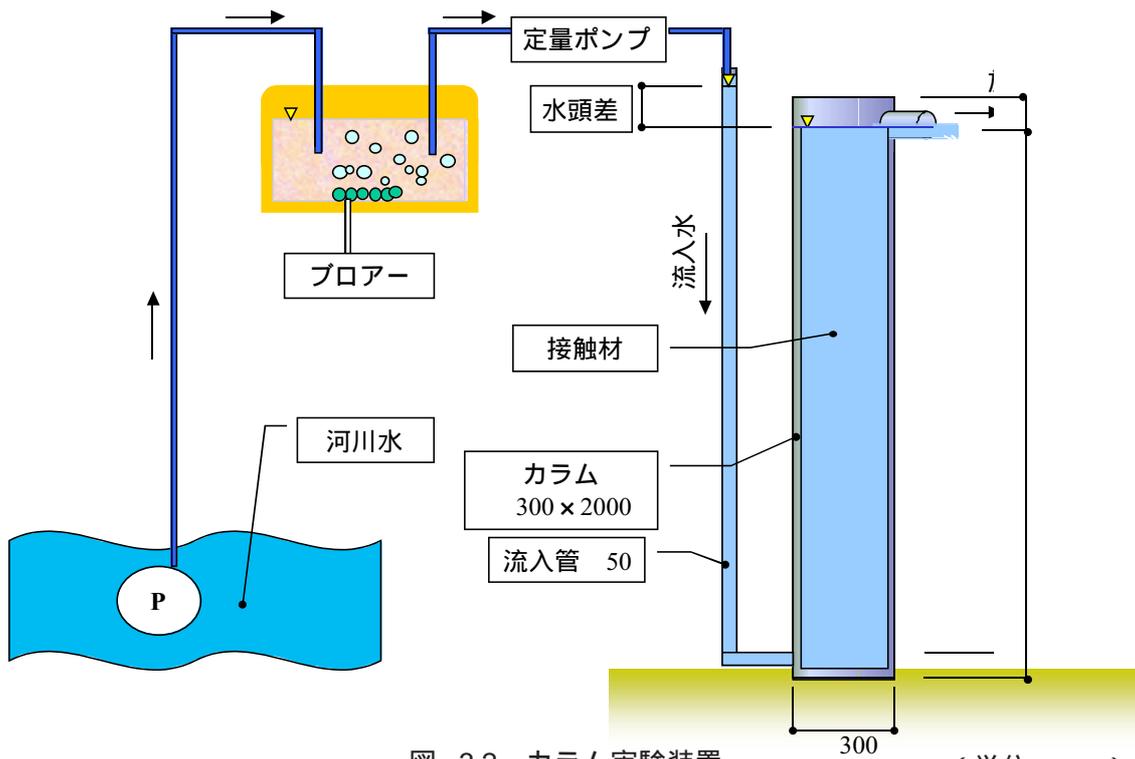


図 -3.2 カラム実験装置 (単位 : mm)



図 -3.3 接触材

表 -3.1 接触材の物性値

接触材名	寸法	見掛けの比表面積 (m ² /m ³)	空隙率 (%)
サルボウ貝殻	長辺45mm × 短辺35mm × 高さ12mm	250	80
A L C	長辺40mm × 短辺25mm × 高さ25mm	78	46
プラスチックネット	内径28mm × 外径35mm × 長さ35mm	177	88
プラスチック波板	50mm間隔壁	57	99

3.3.2 実験結果と考察

RUN における流入水質はSS15 ~ 20mg/L,透視度 10 ~ 45 度,TOC3 ~ 5mg/L, NH₄-N0.1 ~ 0.4mg/Lで,RUN ではSS30 ~ 200mg/L,透視度 10 ~ 65 度,TOC5 ~ 23mg/L,NH₄-N0.2 ~ 3.6mg/Lであった.図-3.4は各接触材における滞留時間と透視度の関係を示したものである.流入水透視度はRUN ,とも平均 10 ~ 15 度前後であった.この図の各 HRT におけるデータ数は同じであり,データの最大値と最小値の差が大きいと処理水質の安定性が悪いことを示している.RUN ,とも滞留時間が短いと処理水の透視度が低くなり,かつ処理の不安定により最大値と最小値の差が大きくなる.さらに,滞留時間が長くなると放流水の透視度からみた処理水は安定することが分かる.RUN のHRT4hrではサルボウ貝殻,ALC,ネット状カラムの放流水透視度は100度以上と良好である.RUN の下水混合の汚濁河川水では,HRT4hrのサルボウ貝殻カラムのみが透視度100度以上と安定している.RUN で100度以上と安定していたALCやネット状カラムは,RUN では処理水透視度にばらつきがあり不安定であった.このことからサルボウ貝殻の優位性が分かる.

次に,滞留時間とSS除去率の関係を図-3.5,3.6に示す.一般的に接触材の空隙率が小さいと,ろ過効果によるSS除去率は高くなると考えられ,本実験でもその傾向がみられる.即ち,サルボウ貝殻カラムの空隙率(80%)はALCカラム(46%)の約2倍あるにもかかわらず,RUN のHRT1hrにおけるサルボウ貝殻カラムのSS除去率は,ALCカラムよりわずかであるが高くなっている.またネット状カラム(88%)とサルボウ貝殻カラム(80%)の空隙率はほぼ同じであるが,HRT1hrにおけるサルボウ貝殻のSS除去率は,ネット状カラムよりかなり高い.以上のことからサルボウ貝殻のSS除去は主に接触沈殿とろ過効果と考えられるが生物膜による吸着(付着)も寄与していると考えられる.カラム内の滞留時間が2hr以上になると波板状接触材以外は,接触材の物性値の違いは見られなくなり,同値の除去率となっている.このように,サルボウ貝殻は高い空隙率,高いSS除去率,十分な汚泥の抑留容量を有していることから,接触材として優れていると言える.

RUN のHRT1hrのSS除去率は,各接触材カラムともHRT2hrに比べ上昇している.RUN のHRT1hrの実験では,流入SSが高かったため,カラム底部に堆積汚泥(ブランケットゾーン)が形成されやすくなり,そこでもSSが除去されたものと考えられる.接触材の効果よりブランケットゾーンの効果は顕著に現れている.HRT2hrでは,流入SSが低くさらに実験初期であったため堆積汚泥量が少なく,ブランケットゾーンによる寄与が低くなりSS除去率は低下している.RUN ではこの堆積汚泥によるSS除去の影響は空隙率の大きい波板状カラムでもみられ,他の接触材カラムと同様に比較的高いSS除去率となっている.

図-3.7は各接触材におけるTOC負荷と除去率の関係である.今回の実験の範囲では,接触材に

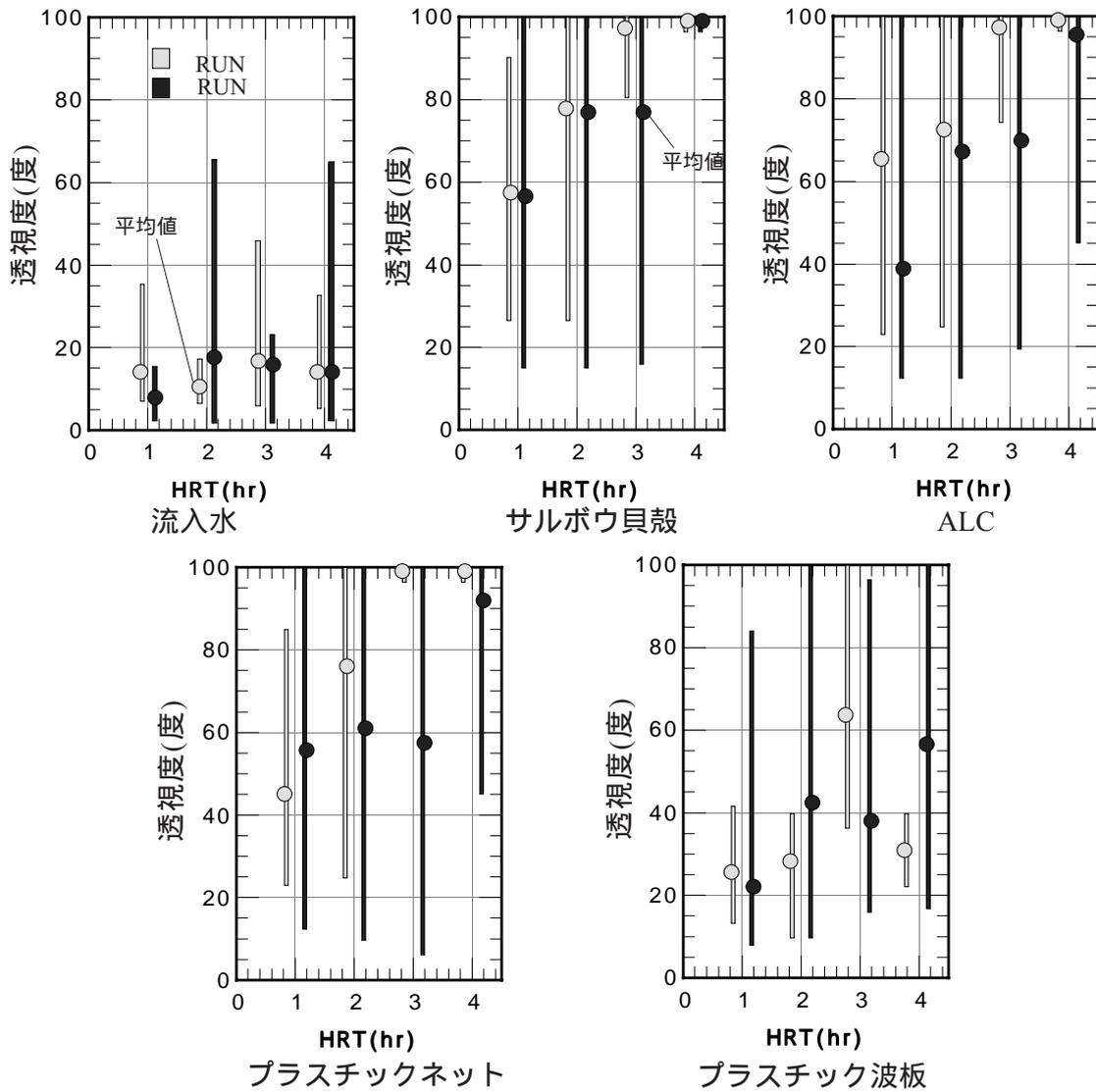


図 -3.4 滞留時間と透視度の関係

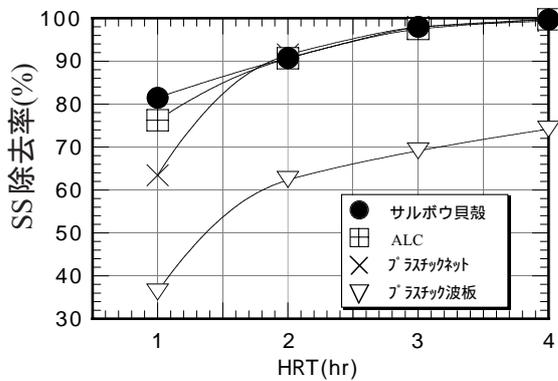


図 -3.5 滞留時間とSS 除去率の関係
(RUN)

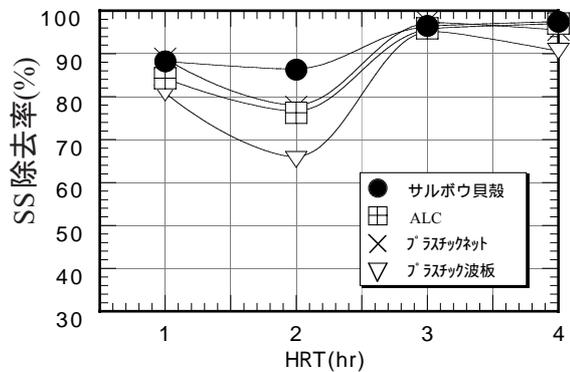


図 -3.6 滞留時間とSS 除去率の関係
(RUN)

よる優位な差は見られず、TOC負荷の上昇とともに除去率が上昇していることが分かる。 $\text{NH}_4\text{-N}$ については、図-3.8に $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷と除去率の関係を示すように、低負荷時に高い $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率を得ることが出来るが、負荷が高くなると除去率が低くなる。これは、低負荷時は流入水DOによる硝化($\text{NH}_4\text{-N}$ 除去)が可能であるが、負荷が高くなるとDO律速による硝化が抑制されたためである。サルボウ貝殻カラムの $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率は他の接触材に比べ全体的に高く、波板状接触材カラムの除去率は全体的に低い。これは、見かけの比表面積すなわち、カラム内の接触材表面についての生物量の違いによるものと考えられる。

接触材の空隙間の目詰まり状況を把握するために、流入口と放流口の水頭差を測定した。図-3.9にその経日変化を示す。RUN では、ALCカラムの水頭差は、実験開始1ヶ月後から上昇し始め、HRT1hrの実験終了時には接触材空隙の目詰まりによって水頭差が25cmとなった。ALCの空隙率は46%と小さく目詰まりを起こしやすいことが分かる。HRTを1hrから4hrに設定すると、カラム内の水の線速度の低下のため水頭差はHRT1hrに比べ一端下降するが、日数経過と共に再び徐々に上昇する。サルボウ貝殻、ネット状カラムの水頭差は若干上昇するものの、比較的安定している。このことから、RUN の河川水では高空隙率のサルボウ貝殻、ネット状、波板状接触材は、半年間程度、目詰まりによる通水の障害が生じないと判断できる。

RUN においても空隙率の低いALCカラムの水頭差は日数経過と共に上昇した。RUN のHRT4hrにおいては、実験開始から20日後にはALCカラムの水頭差が85cmとカラム天端まで達したため、実験不可能となった。下水混合の汚濁河川水を流入させたため生物膜が付着しやすくなり、RUN に比べ目詰まりを起こしやすい傾向にあったと考えられる。目詰まりを回復させるために各カラム全体の汚泥引き抜きを行い、実験を再開した。ALCカラムにおいては実験再開後も水頭差の著しい上昇が見られた。

目詰まりによる接触材の特性を把握するために、実験開始時からの水頭差上昇速度を求めた。図-3.10に、HRT2hrにおける空隙率と水頭差上昇速度の関係を示す。ここで水頭差上昇速度は「水頭差/要した日数」として求めたものであり、この値が小さいほど目詰まり障害が生じにくいことを示している。水頭差上昇速度の計算におけるRUN の水頭差初期値は、各接触材によって多少異なるが、RUN については、HRT変更時にカラム内の汚泥引き抜きを行ったため、各カラムの初期水頭差は0cmと同一初期条件であった。一般的な礫間接触酸化法の礫の空隙率は35%¹⁾と小さいため、目詰まりや、処理槽内での水のショートパスが起こりやすいものといえる。いずれにしてもサルボウ貝殻は、目詰まりしにくく、またSSの捕捉性も高く処理水が安定性しているという優れた特性を有しており、水域の直接浄化システムの接触材として十分使用できるものと言える。

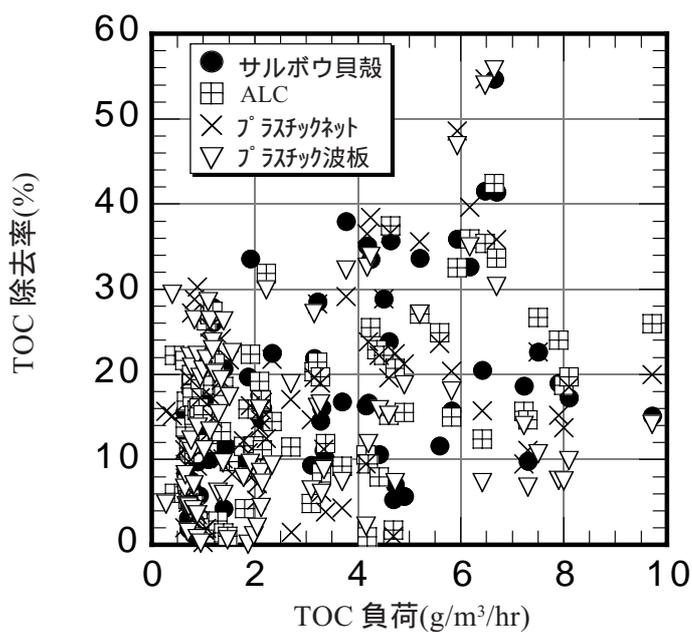


図 -3.7 TOC 負荷と除去率の関係

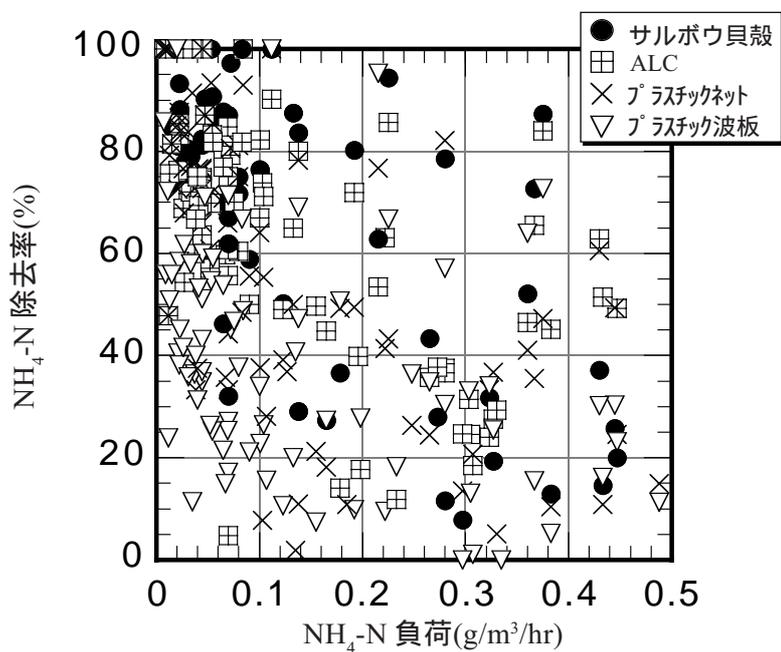


図 -3.8 NH₄-N 負荷と除去率の関係

カラム内部における堆積汚泥状況を観るために、RUN の50日後において、カラムの縦方向に30cm間隔で採水しSSを測定した。その結果を図-3.11に示す。空隙率99%と最も大きい波板状接触材では粒径の大きいSSが沈降し、カラム底部に堆積していた。次に空隙率が80~88%とほぼ同程度のサルボウ貝殻とネット状接触材では汚泥濃度の分布状況が同じであり、カラム底部から堆積し、底部からの高さ75cm以上では汚泥濃度が極端に低くなっている。ALCカラムでは空隙率が46%と小さくかつ汚泥の抑留容量が少ないためカラム全体の空隙に汚泥が堆積し、汚泥濃度が高いことが分かる。汚泥の抑留容量は接触材の空隙率と関係するため、SS除去効果と汚泥抑留容量の双方を考慮して接触材を選定する必要がある。

以上のカラム基礎実験から、接触材の形状によるSS除去の概念をまとめると図-3.12の様になる。サルボウ貝殻の場合、空隙の分布や充填構造がランダムになっているため、上向流とはいえカラム内を通過する水の流向が複雑となる。貝特有の椀状のくぼみ(汚泥抑留部)が存在しやすいためにSSを捕捉しやすいものと考えられる。ALCでは、空隙サイズと空隙率が小さいため、目詰まりが生じやすい。ネット状接触材の空隙はランダムであるが網目状であるため、水が素通りしやすく微細なSS分の捕捉が悪い。波板状接触材は空隙が一方方向であるため、目詰まりはしにくい。水の流向が単純となり、SSの捕捉率が低い。

このように、カラム基礎実験からサルボウ貝殻はSSの捕捉性も良く目詰まりもしにくく、また単位体積当たりの表面積が大きいことから、水質浄化用の接触材として優れていることが分かった。さらに、サルボウ貝殻は椀状の形状を有していることから、接触材の基本物性値である空隙率が高く、汚泥抑留部が存在しやすいことが分かった。

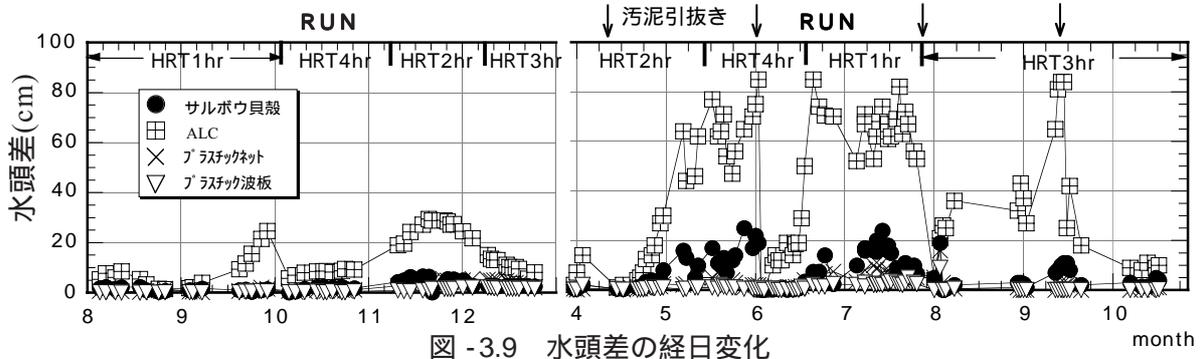


図 -3.9 水頭差の経日変化

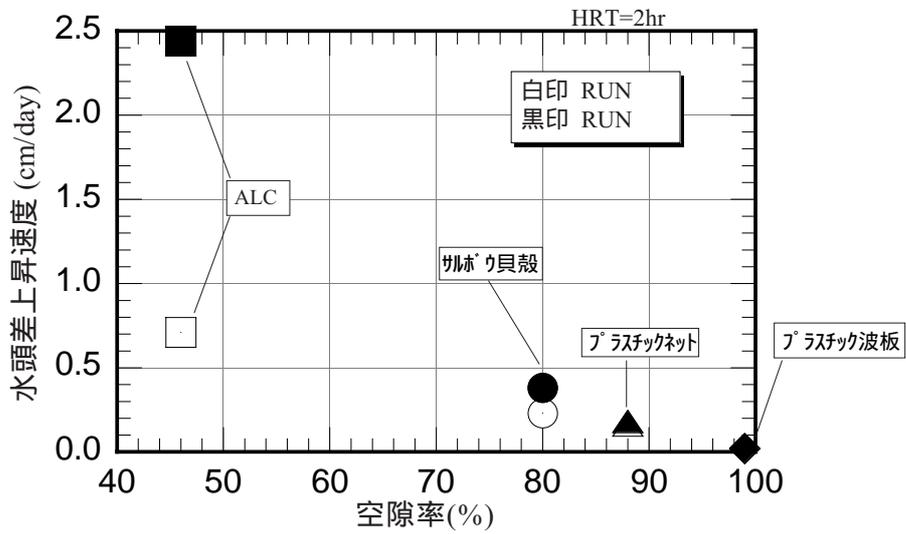


図 -3.10 空隙率と水頭差上昇速度の関係

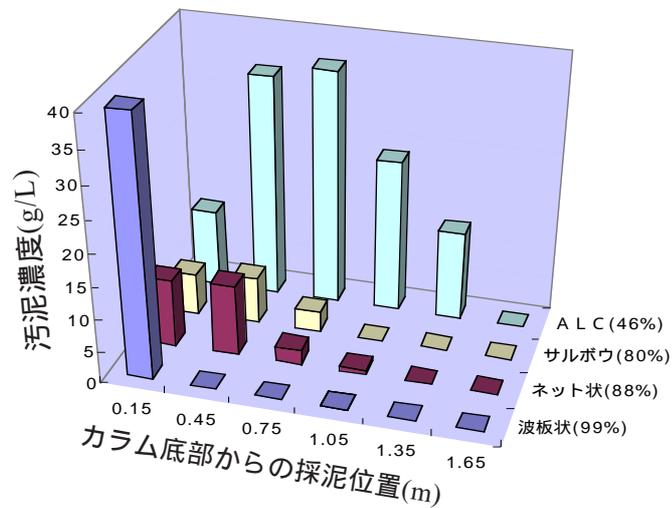


図 -3.11 カラム内の汚泥堆積状況

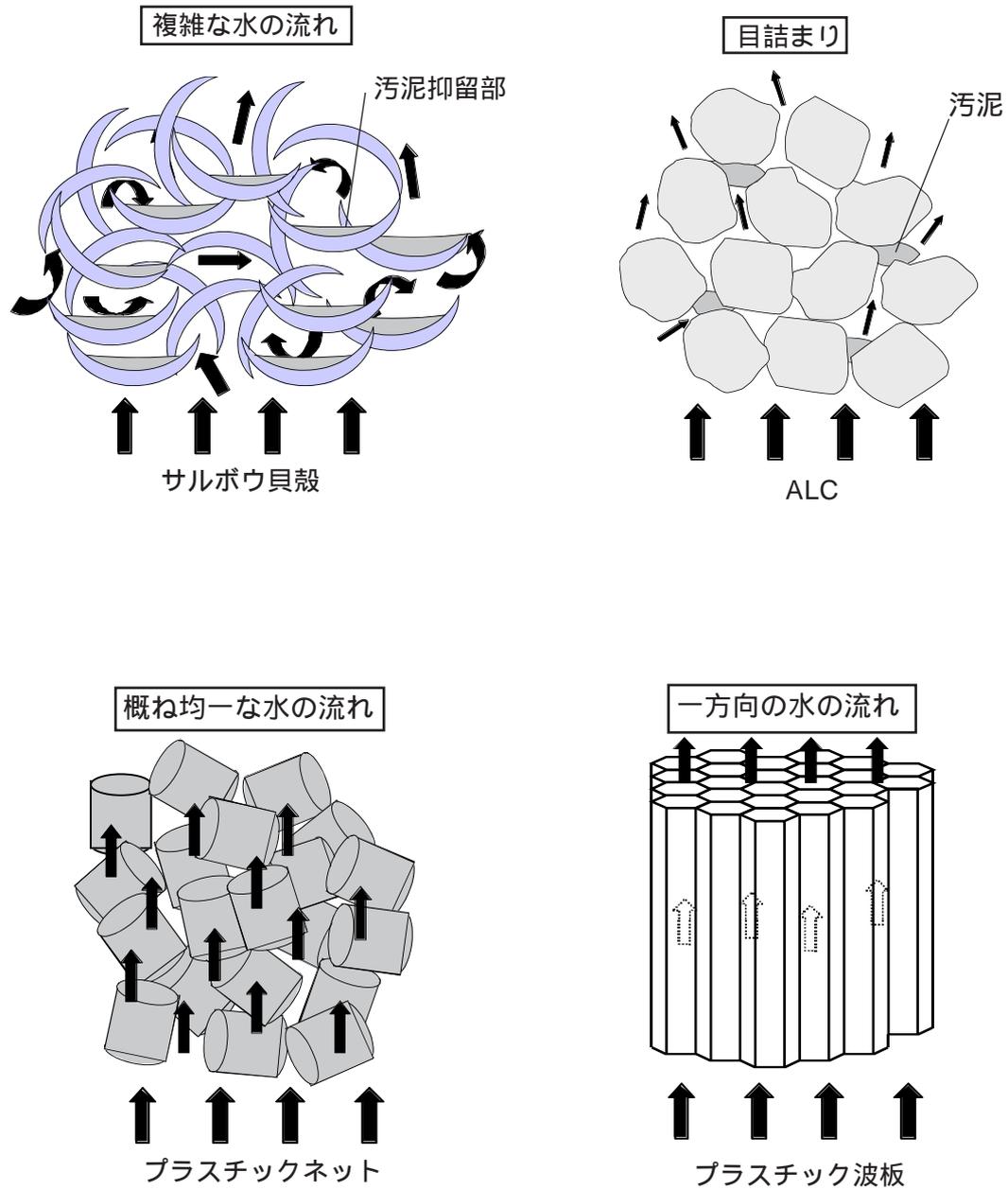


図 -3.12 接触材の概念図

3.4 テストプラントによる汚濁河川水の浄化に関する検討

3.4.1 実験プラント及び方法

カラムを用いた基礎的実験の結果を基に、実河川水を用いたプラント実験を行い長期にわたり、処理の安定性や浄化特性について検討を行った¹²⁾。実験に用いたテストプラントの概要を図-3.13に示す。テストプラントは、幅1,300mm×長さ5,100mm×高さ2,100mmの鉄製である。槽を流れ方向に5分割し、全槽の下部には堆積汚泥貯留部300mmの空間を設けている。河川水中の草木やゴミ類など大型のSSを除去するために第1槽目には150mmのボール状プラスチック接触材(空隙率96%、見掛けの比表面積 $53\text{m}^2/\text{m}^3$)を充填し、微細SSの除去やBOD酸化のために第2～5槽目にはサルボウ貝殻(空隙率80%、見掛けの比表面積 $250\text{m}^2/\text{m}^3$)を充填した。ここで見掛けの比表面積とは、嵩容積に対する接触面積の表面積である。各槽の接触材底部には散気管を設置し、曝気による洗浄を可能としている。河川水は、テストプラント各槽内を上向流、下向流交互に連続通水させている。

長期間の水質浄化特性を検討するために、佐賀市内の河川に約1年間テストプラントを設置し、連続実験(RUN)を行った。この時の水理学的滞留時間HRT(空筒基準)は、カラムを用いた基礎的実験から、安定した結果が得られた4時間を基準とした。

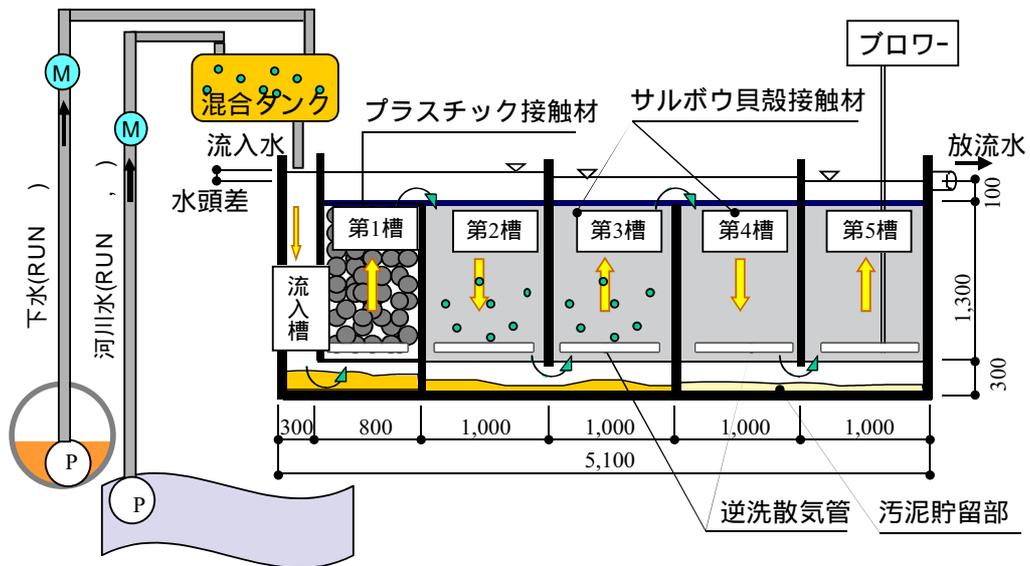
負荷と除去率の関係を明らかにするために、流入河川水に下水を混入させ流入濃度とHRTを変化させた実験(RUN)を行った。接触槽内のDO低下を防ぐために、2,3槽目の散気管により一定量の曝気を行った。実験条件を表-3.2に示す。

採水箇所は流入口と放流口とした。測定水質項目は、水温、透視度、水頭差、pH、DO、SS、BOD、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、大腸菌群数である。

3.4.2 河川水を用いた長期浄化特性

長期間の水質浄化特性を検討するために、約1年間のプラント実験を行った(RUN)。図-3.14～3.19にプラントの水質変化を示す。図-3.14のpHの経日変化において、流入水pHは7.0～7.8の範囲であるのに対し、放流水pHはサルボウ貝殻からの CaCO_3 溶出により若干上昇し7.4～8.3の値となっている。実験開始直後の放流水pH上昇(pH8.6)は、プラント上部の開放によるプラント槽内の藻類光合成によるものである。この光合成の影響は放流水のDO上昇にもみられた。プラント上部を遮光した後は、放流水pHは平均7.8程度になり、7.5まで徐々に低下している。

次に図-3.15の透視度の経日変化では、9月～10月、4月～7月は河川の水量が多く、河川底質の



(単位 : mm)



図 -3.13 テストプラント

表 -3.2 実験条件

項目	RUN	RUN
流量(m ³ /hr)	1.80-2.82	1.98-5.40
HRT(hr)	2.9-4.5	1.5-4.0
水温()	5-27	5-27
透視度(度)	5-100	3-100
pH	7.0-7.8	6.3-7.8
DO(mg/L)	3-12	0-8.6
SS(mg/L)	0-891	0-224
BOD(mg/L)	1.5-24	2-386
DBOD(mg/L)	1-8	1-234
PBOD(mg/L)	0.5-22	1-268
NH ₄ -N(mg/L)	0.1-1.7	0.1-28

巻き上げにより流入水透視度が20～30度と低い。5,6月は河川工事がおこなわれていたため、透視度が15度と特に低くなっている。こうした河川水の水質変動にもかかわらず放流水透視度は良好で、ほぼ100度以上と安定している。

プラント側面観察窓からの観察では、実験開始後4ヶ月経過したところで第1槽と2槽目に汚泥堆積がみられ、特に第2槽目(第1サルボウ貝槽)の表層には多くの堆積がみられた。図-3.16のSSの経日変化からも分かるように5,6月は河川工事期間中であったため特に河川水が土砂等により白濁しており、流入水SSは150～900mg/Lと高い。これに対し、放流水SSは1mg/Lと低く、サルボウ貝殻のSS除去率の高さを示している。この結果はカラム基礎実験の結果からも実証されており、サルボウ貝殻の空隙の分布や充填構造がランダムになっているため、水の流向が複雑となり、貝特有の椀状のくぼみでSSが捕捉されやすいことによるものと考えられる。

図-3.17にBODの経日変化を示すように、河川水量が少なくなった1月頃から河川BODが上昇し始め最大25mg/Lまで大きく変動しながら上昇している。このようなBOD変動に対しても放流水BODは1～3mg/Lと安定していることが分かる。4,5月では流入水BODが高くなるとともに、放流水BODも若干高くなってはいるが、比較的安定しており2～3mg/Lである。

図-3.18に示すNH₄-Nの経日変化において、1月中旬までは低水温期においても放流水のNH₄-Nは0.05mg/L以下で硝化率100%と高い値が得られた。また、降雨による影響で流入水NH₄-Nが1.7mg/Lと高い日があるが、このときも放流水NH₄-Nは0.05mg/L以下であった。2～5月において、流入水BOD、NH₄-Nが高くなるとともにDO律速による硝化不足から、放流水NH₄-Nが残存するようになった。その後、第2槽の接触材層底部から全面曝気(曝気強度0.5m³/m³/hr)によるDO供給を行った結果、硝化率は100%となった。

接触材の目詰まりを把握するために第1槽と第5槽の水頭差を測定した。図-3.19に水頭差の経日変化を示す。実験開始4ヶ月後から第1,2槽の接触材層に汚泥の堆積がみられ始め、水頭差は上昇した。図-3.17のBOD経日変化で示したように、1月にBODが上昇し始めた頃から、第2槽目(第1サルボウ貝殻槽)の接触材表層にミズワタが発生し、汚泥が堆積するようになった。その結果、水頭差が徐々に上昇した。ミズワタは、強い有機汚濁を受ける河川や水路の底や側壁に付着している灰白色ないし淡褐色の綿毛状のスライムで、主に細菌からなるとされている¹³⁾。水頭差が20cmを越えた時点で、接触材のエアによる曝気洗浄を行った。最初はブロー1台でサルボウ貝殻4層(貝殻層厚1.3m)を同時に曝気洗浄した。曝気量が少なく洗浄が不十分なため水頭差の回復(低下)が見られなかった。この時の曝気強度は約2.5m³/m³/hrであったが、ブロー1台でサルボウ貝殻2槽を同時洗浄した場合(5m³/m³/hr)、水頭差の回復は良好であったため、その後は同一

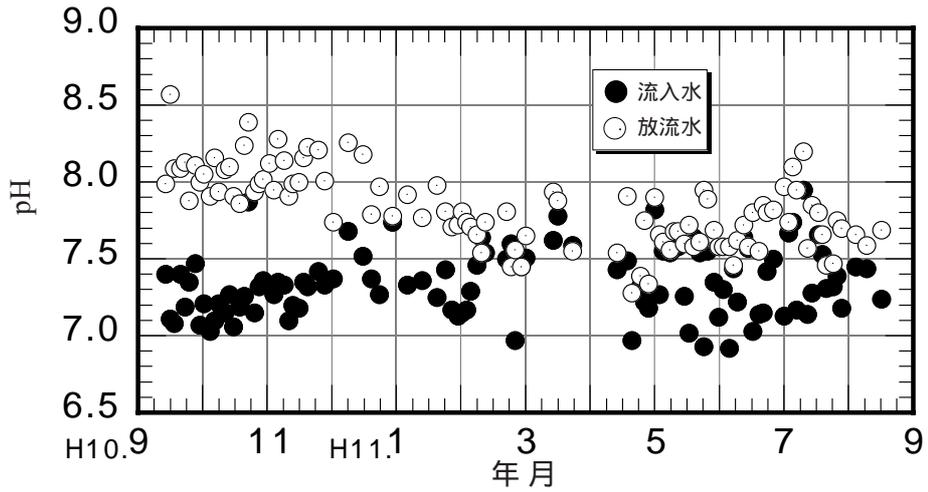


図 -3.14 pHの経日変化

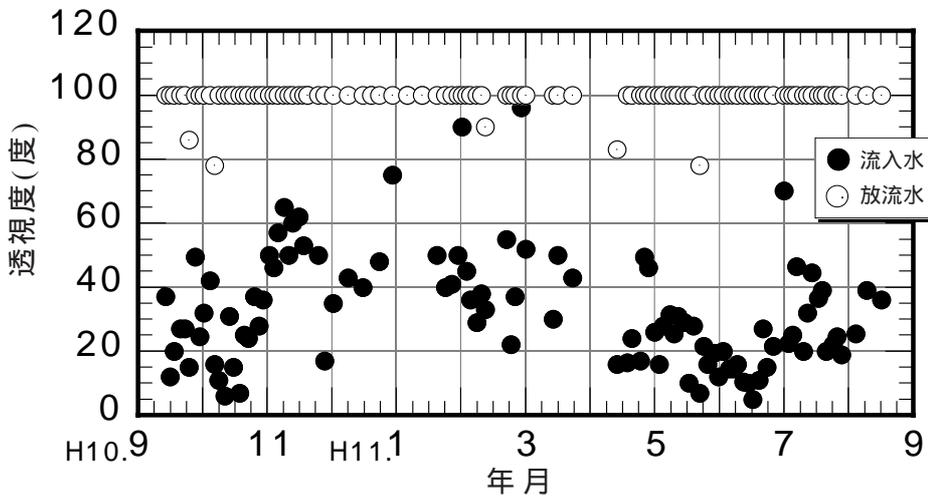


図 -3.15 透視度の経日変化

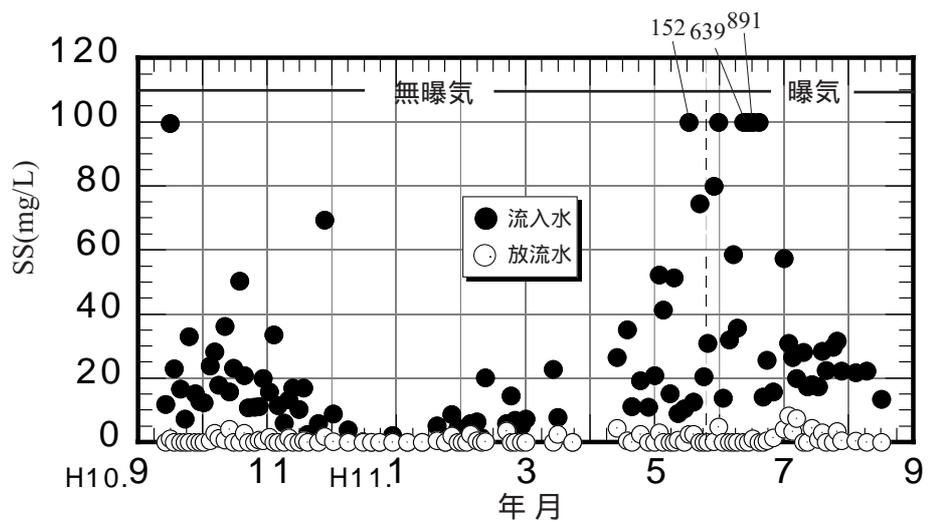


図 -3.16 SSの経日変化

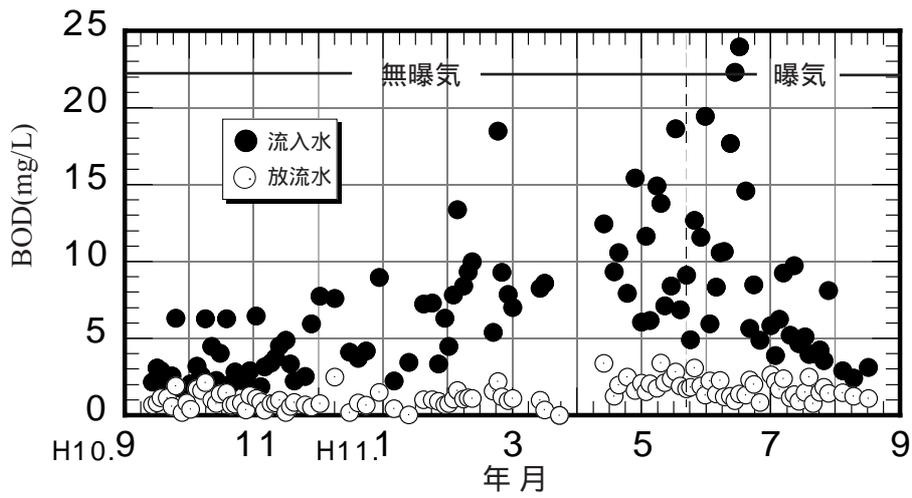


図 -3.17 BODの経日変化

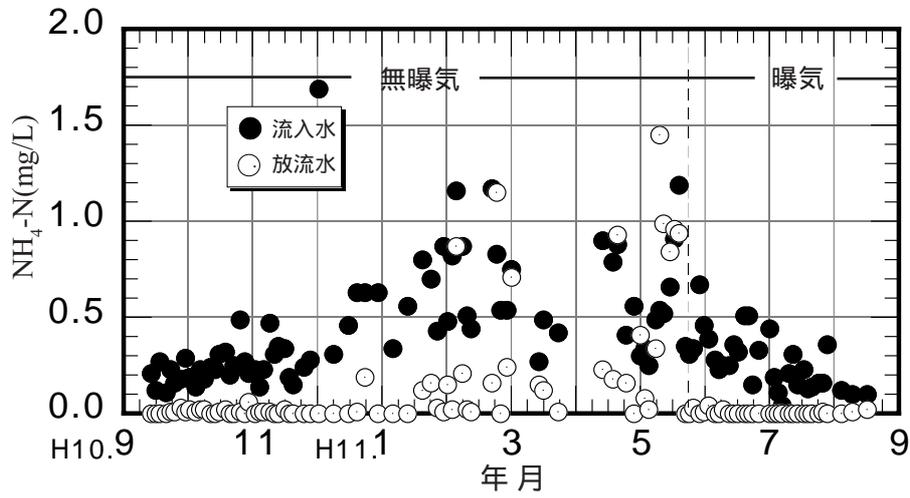


図 -3.18 $\text{NH}_4\text{-N}$ の経日変化

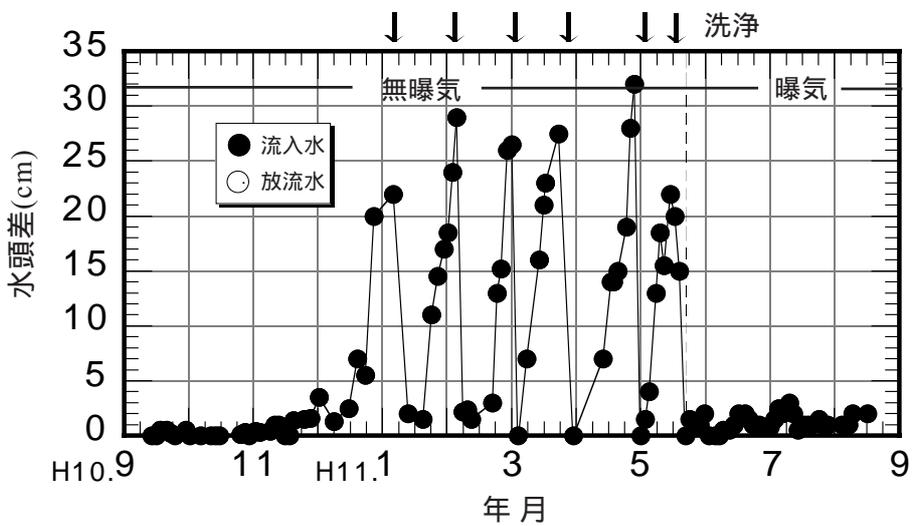


図 -3.19 水頭差の経日変化

曝気強度で毎月1度洗浄を行った。サルボウ貝殻層厚を2.0mとした他の実験でも曝気強度 $5\text{m}^3/\text{m}^3/\text{hr}$ で良好な水頭差の回復結果が得られた。洗浄時は、剥離汚泥の流出を防ぐために、プラント流入水を停止させている。1時間洗浄を行った後、プラントへ再び河川水をポンプで流入させた。河川水流入直後のプラント放流水は、一時的に白濁したものの、清澄な水となり高濃度のSS流出は見られなかった。プラント側面のガラス窓からの観測では、曝気洗浄に伴うサルボウ貝殻に付着した生物膜の剥離と、剥離生物膜の汚泥貯留部への容易な輸送を確認している。実験開始9ヶ月後に、流入水BODと $\text{NH}_4\text{-N}$ の上昇によるプラント槽内のDO低下が認められたので、第2槽目を曝気(曝気強度 $0.5\text{m}^3/\text{m}^3/\text{hr}$)した。この時点からDO供給を目的とした曝気によっても接触材表面の生物膜剥離が生じ、水頭差の再上昇は見られなくなった。

約1年間の長期実験をもとに槽流下方向のSS,BOD除去率について整理をした。図-3.20に槽流下方向のSS,BOD除去率を示す。流下距離とは接触材の流れ方向の距離を表している。図中の印はSS、印はBODの各槽流出地点での平均除去率を表したものである。流下に従いSS,BODの除去率は上昇しており、放流口ではSS除去率95%、BOD除去率80%であった。SS除去率は第1槽目(接触沈殿槽)で急激に上昇している。第1,2槽堆積汚泥と後段の接触酸化槽の堆積汚泥とを比較した結果、第1,2槽堆積汚泥の無機質含有量が高いことから、第1槽目の接触沈殿槽では主に土砂が沈殿除去されているものと考えられる。BOD除去率は、SS性BOD(PBOD)の接触沈殿・ろ過作用と溶解性BODの生物分解作用により徐々に増加している。

次に大腸菌群数の槽内変化について検討を行った。測定は4月から8月の大腸菌の増殖速度が大きい期間に行った。この期間中の平均な大腸菌群数の槽内変化を図-3.21に示す。この図から分かるように、放流口で約95%の除去率が得られ、貝殻表面の高pHによる殺菌作用の寄与も否定できないが、プラント槽内のSS除去率の変化と一致していることから、大腸菌除去はSS除去に関連しているものと考えられる。放流口の大腸菌群数は平均 $4.2 \times 10^3\text{MPN}/100\text{mL}$ となり、親水利用目的別の水質目標の親水B級以下(大腸菌群数 $5000\text{MPN}/100\text{mL}$)となった。

実験終了時、第2槽の貝殻体積が実験開始前に比べ、約2割減少した。実験終了後に各槽の上部より貝殻を補充したが、目詰まりや浄化性能の低下などはみられなかった。プラント内のサルボウ貝殻をそれぞれ無作為に約200個ずつ取りだし、貝幅と乾燥重量を測定した。図-3.22は未使用とテストプラント使用後のサルボウ貝殻重量の変化を示したものである。その結果、未使用に比べ使用後のサルボウ貝殻の重量は減少していることが分かった。特に、第2槽目(第1サルボウ貝殻槽)のサルボウ貝殻接触材の溶解量が大きく、第1サルボウ貝殻槽の重量換算溶解率は $0.29/\text{年}$ となった。つまり除去効果を維持するためには1年に3割程度の貝殻補充が第2槽目に必要である。

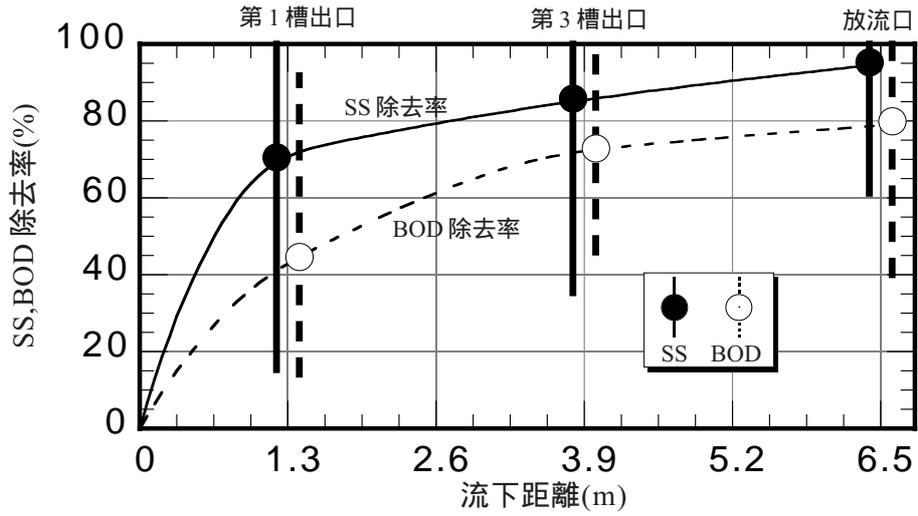


図 -3.20 槽流下方向のSS,BOD除去率

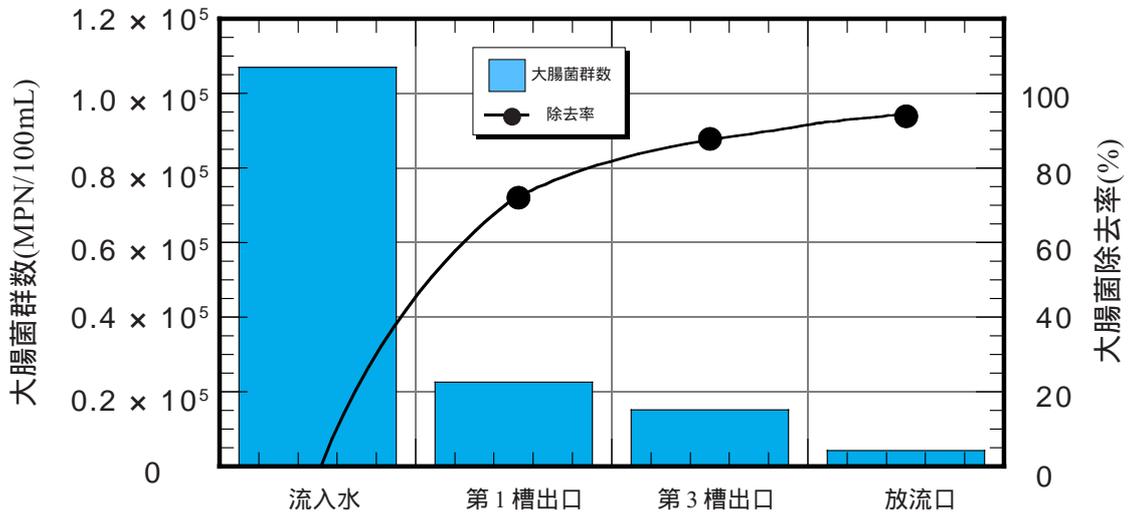


図 -3.21 大腸菌群数の槽内変化

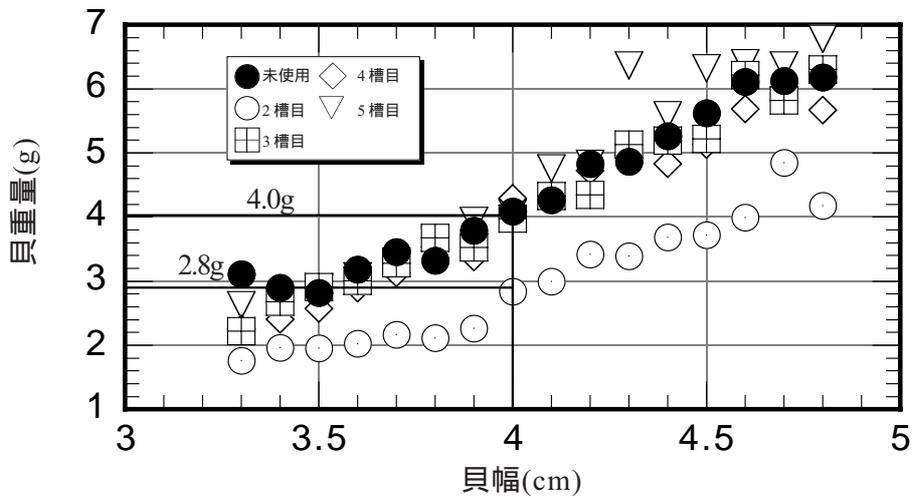


図 -3.22 貝幅と貝重量の関係

図-3.23 に施設のSS, PBOD 収支 (収支の算定期間は実験開始から 200 日間) を示す . 流入出 SS から求まる流入水 SS 総量は約 160kg , 放流水 SS 総量は約 6kg であり , 施設外に排出された堆積汚泥量は 60kg であった . 貝殻の空隙など施設内に残留している汚泥量は , 曝気洗浄後の各槽の上, 中, 下層における貝殻の付着汚泥量から推定した結果 30kg となった . これから , 流入水 SS 量の約 4 割が分解していると考えられる . このことは , 流入水 SS の約 5 割が有機性 (PBOD) であることからも確認される .

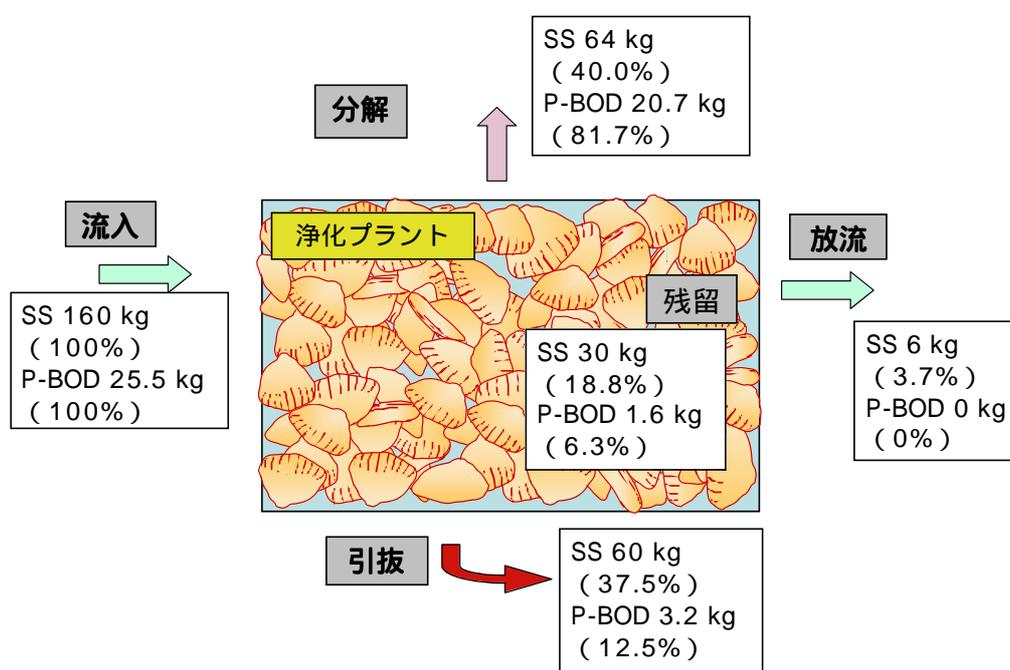


図-3.23 SS,PBOD収支

3.4.3 下水混入河川水を用いた浄化特性

RUN の実験では、HRTと流入水質濃度を变化させ、その浄化特性について検討を行った。図-3.24に実験期間中の設定HRTを示す。設定HRTは、2hr,4hrとしている。曝気は、RUNと同様にプラント第2,3槽を低強度曝気(0.5m³/m³/hr)で行った。11月の実験は曝気を行っていない。

図-3.25にBODの経日变化を示す。5月の流入BODは300mg/L、7月は100mg/L、8月は30mg/Lに設定した。これに対し、処理水濃度の変化は少なく、ほぼ一定である。10,11,12月の実験では、流入濃度を徐々に上げ負荷変動による影響について検討した。この図から分かるように、処理水BODは流入水BODの上昇に伴い連動して上昇していることが分かる。

次に、図-3.26にSSの経日变化を示す。放流水SSはBODに比べ安定した除去が行われているのが分かる。特に10月以降の実験で流入水SS濃度を徐々に高くしたにもかかわらず、放流水SSの挙動はBODと異なり安定している。図-3.25と図-3.26の結果から、BOD除去は流入濃度あるいは負荷に依存し、SS除去は滞留時間に依存していることが分かる。

図-3.27に水頭差の経日变化を示す。全体的に各滞留時間とも運転開始から上昇している。HRT2hrに設定した7,12月では、水頭上昇速度が速い。HRT4hrでも流入負荷の高い5,10月では水頭差上昇速度が速い。これに対し、負荷の低い9月の実験では水頭差上昇速度は低いことから、流入負荷と滞留時間は水頭差の上昇に影響していることが分かる。HRT変更時に、曝気洗浄を行ったが水頭差の回復はRUNの実験と同様に良好で、生物膜の剥離は十分に行われた。

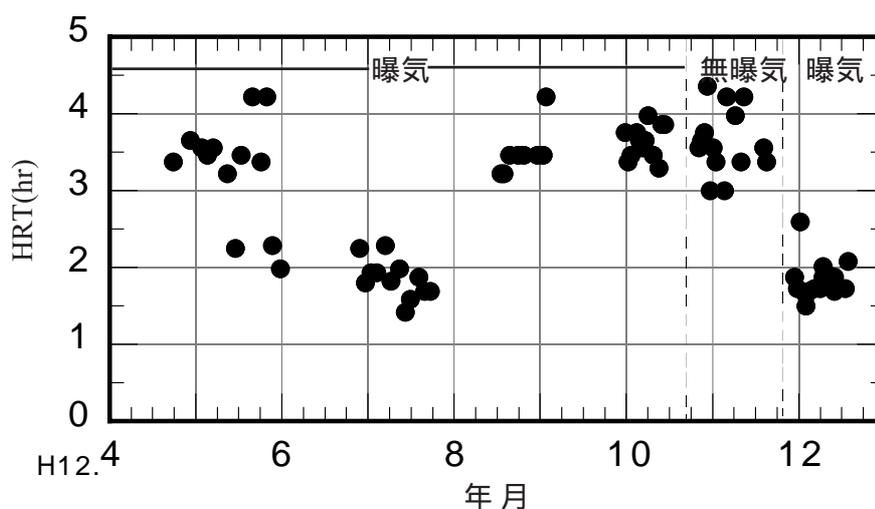


図-3.24 設定HRTの経日変化

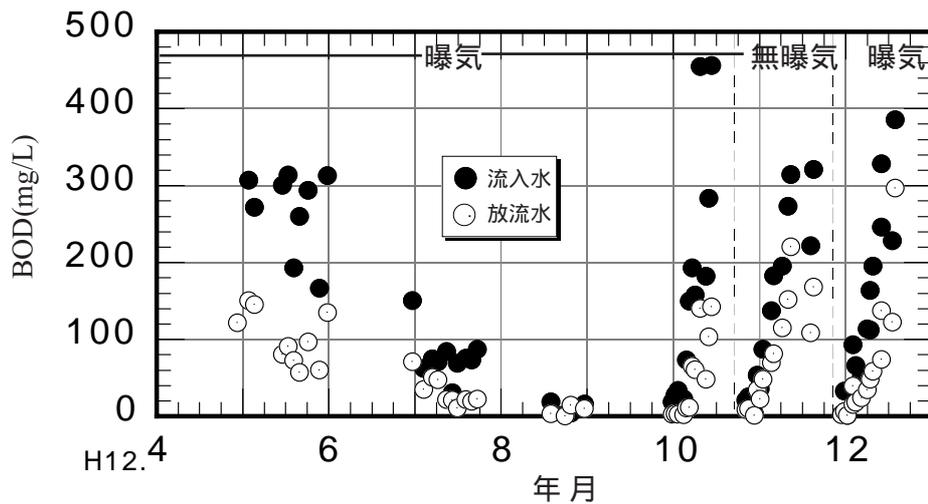


図 -3.25 BODの経日変化

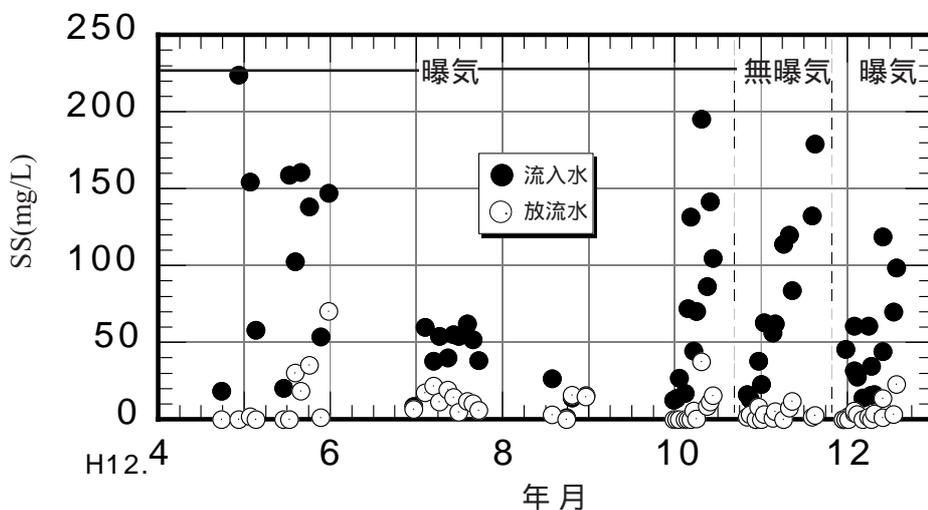


図 -3.26 SSの経日変化

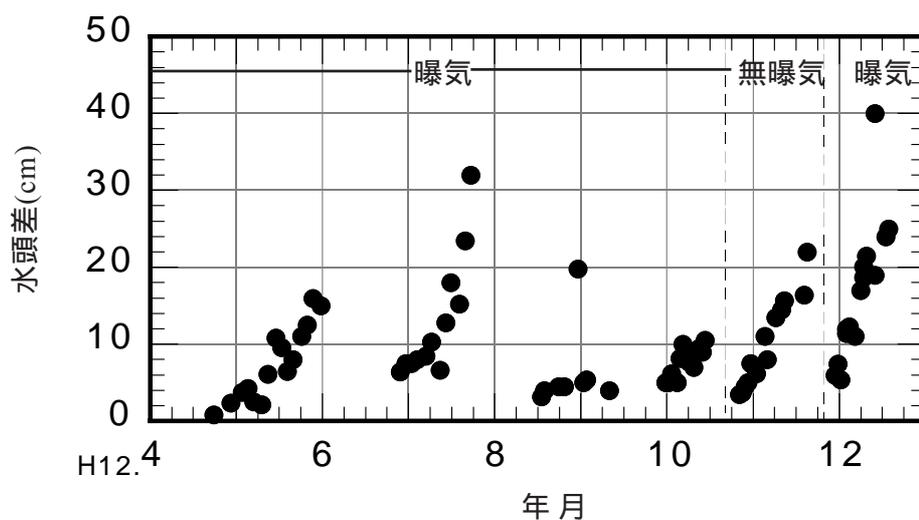


図 -3.27 水頭差の経日変化

3.4.4 浄化施設の設計・運転操作因子の解析と評価

設計・運転操作因子を検討するために、各基質の除去率を滞留時間と流入負荷により整理した。低負荷時の実験データRUNに加えて高負荷時の実験データRUNの曝気時のデータを総括して整理した。図-3.28に滞留時間とBOD除去率の関係を示す。滞留時間が長くなるに従い、除去率も平均的に高くなっている。しかし、同一滞留時間におけるBOD除去率は大きく変動しており、後述するようにBOD成分をPBOD(SS性)とDBOD(溶解性)と分けた時の浄化機構が異なるためと考えられる。

図-3.29に滞留時間とPBOD除去率の関係を示す。データに若干変動はあるものの、図-3.28に比べ同一滞留時間でのデータのまとまりは良く、滞留時間によってPBOD除去効率を評価できると言える。図-3.30のSSについても同様のことが言え、滞留時間でSS除去効率を評価できることが分かる。一方、滞留時間とDBOD除去率の関係を図示すると図-3.31のようになる。DBOD除去率データは、PBODに比べ同一滞留時間において変動している。これは、PBODが接触沈殿・ろ過作用で除去されるのに対し、DBODは主に生物分解されることから、生物による除去速度が流入水質の影響を受けたためと考えられる。

図-3.32に流入水DBODと除去率の関係を示す。本図のようにDBOD除去率は滞留時間と流入水質双方の影響を受け、図-3.31に示したデータ変動は以下の影響を反映している。即ち、1)低流入DBODの場合は、堆積汚泥からのDBOD溶出や難分解性DBODの存在量に応じて除去率に差が生じること、2)高流入DBODの場合は、流入DBODに応じた除去率の差が生じること、これら双方の除去率を滞留時間のみで表現できないためである。このように、DBOD除去効率は滞留時間と流入水質を考慮に入れた、容積負荷を用いて評価する必要がある。

図-3.33にDBOD容積負荷と除去率の関係を示す。この図からDBOD除去率はほぼ容積負荷の関数として表現できることが分かる。低負荷の範囲を拡大した図からは除去率が負荷とともに上昇し、最大となった後、その後負荷の増加に伴い除去率は低下することが分かる。このように容積負荷を用いることにより堆積汚泥からのDBOD溶出や難分解性DBODを考慮した除去率の表現が可能になったものと考えられる。

以上のように、接触酸化法におけるPBODは接触沈殿・ろ過作用で除去されDBODは主に生物分解されるというように除去機構がそれぞれ異なるため、浄化施設の性能評価を従来の滞留時間と除去率の関係から単に導くと、浄化施設の設計に大きな誤差を生じかねない。PBODとDBODの浄化機構を十分考慮したうえで浄化施設を計画・設計しなければならないと言える。

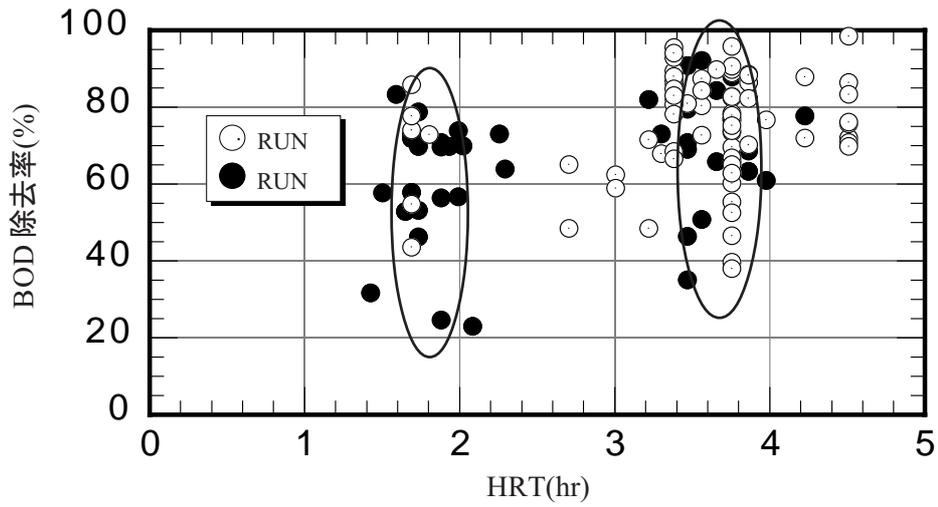


図 -3.28 滞留時間とBOD 除去率の関係

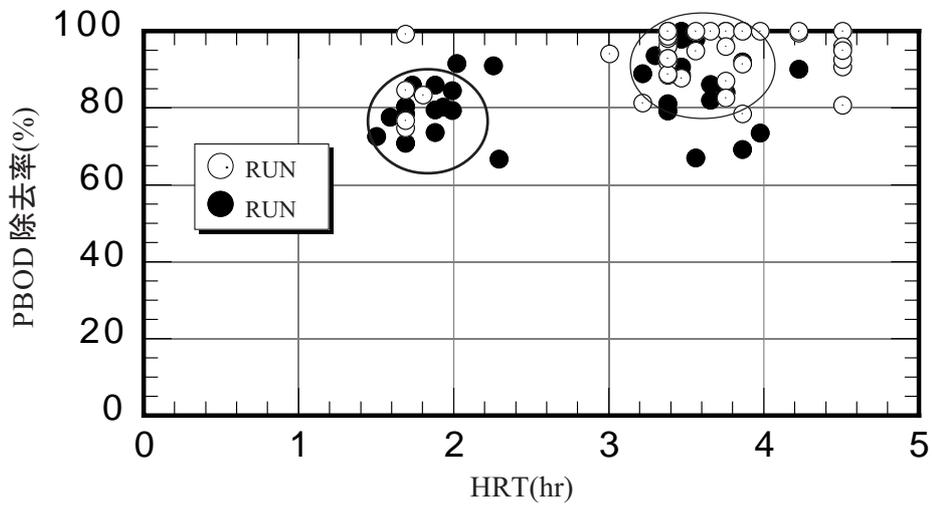


図 -3.29 滞留時間とPBOD 除去率の関係

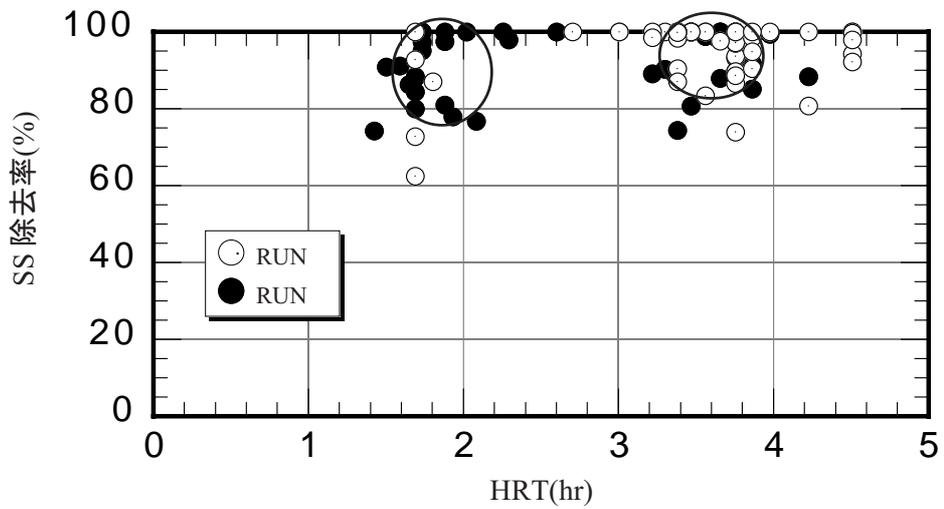


図 -3.30 滞留時間とSS 除去率の関係

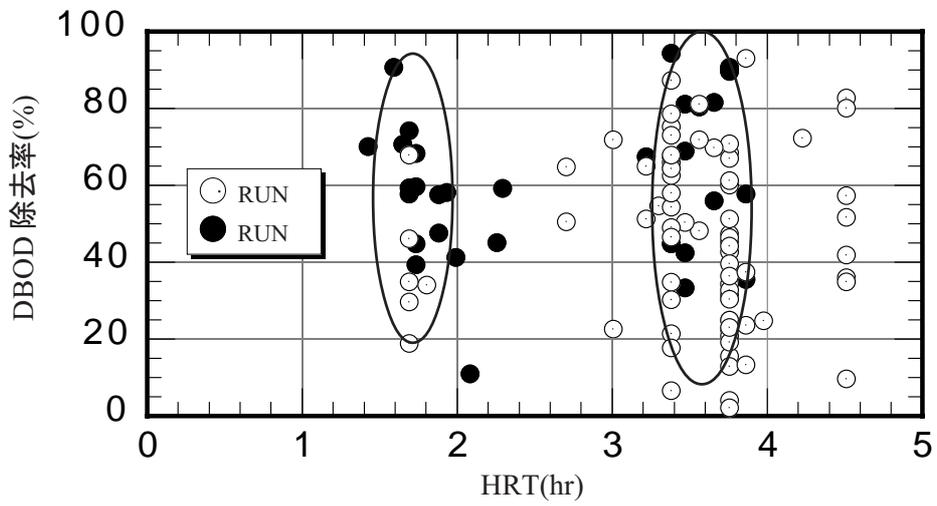


図 -3.31 滞留時間と DBOD 除去率の関係

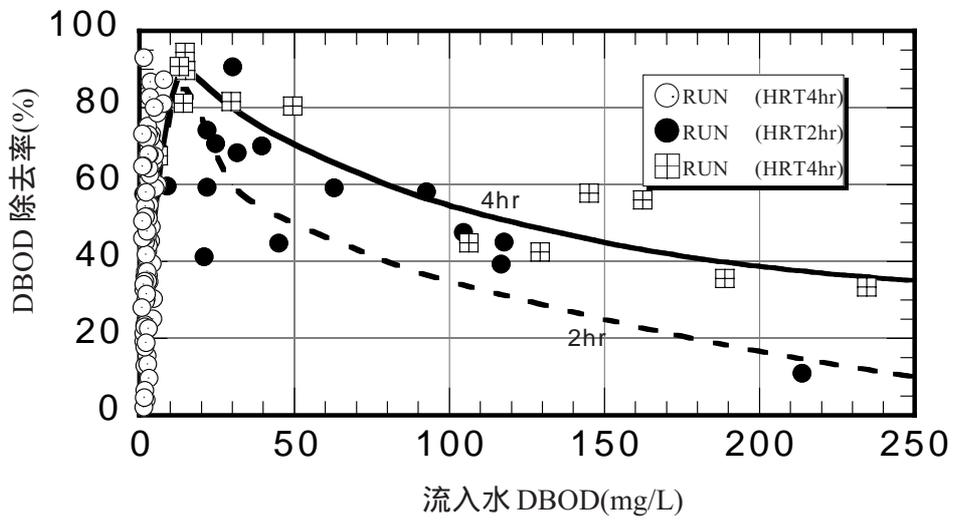


図 -3.32 流入水 DBOD と除去率の関係

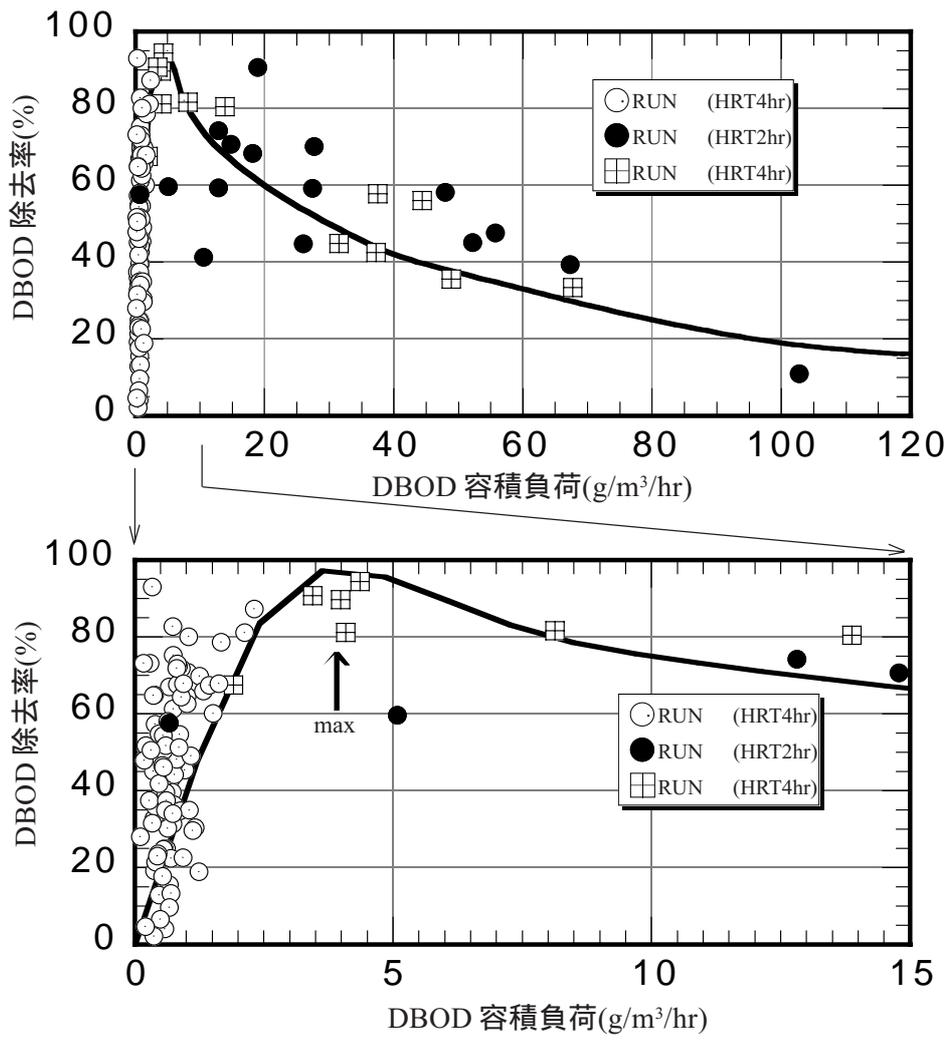


図 -3.33 DBOD 容積負荷と除去率の関係

3.5 結 語

本章では、未利用資源であるサルボウ貝殻の有効利用を目的とし、水質浄化システムの接触材としての可能性を検討した。本章で得られた結果からサルボウ貝殻及びそれを利用した浄化システムの特徴をまとめると次のようになる。

- (1) サルボウ貝殻は接触材として適しており、他の接触材と比較しても高い除去率と安定した浄化能力の持続が可能である。
- (2) 接触材の空隙率分布や目詰まり、汚泥の堆積状況から、サルボウ貝殻の椀状となった形が、SSの捕捉性を高め、同時に目詰まりしにくい接触材である。
- (3) 実規模のテストプラントに汚濁河川水を流入させた長期の実証的実験結果から、本システムは長期間安定し高い浄化能力を有している。
- (4) 月1回程度の曝気洗浄によって安定した浄化能力を維持でき、メンテナンスも容易である。
- (5) 1年規模の長期実験結果からサルボウ貝殻の溶解を確認し、溶解率は前段槽で大きく、後段に行くに従い次第に小さくなる。
- (6) SS、懸濁性BOD(PBOD)の物質収支から、PBODの除去は、SS捕捉によって支配される。
- (7) 実証実験結果から、浄化機構の現象解明にはBOD成分をPBODとDBODに分画する必要がある。PBODは接触材空隙部での捕捉(沈殿・ろ過・吸着)により除去され、DBODについては生物分解によるものである。
- (8) DBODについてはBOD除去率は、河川水中の難分解性DBODの存在量や堆積汚泥からのDBOD溶出の影響を受ける。
- (9) BOD成分を分離することによって、DBOD容積負荷を用いることの必要性を指摘し、これと滞留時間を組み合わせた合理的な設計・運転操作指針を提案した。

参考文献

- 1)建設省京浜工事事務所河川環境課,「多摩川における水質浄化対策」について - 野川及び平瀬川の浄化施設 - ,日本河川水質年鑑, pp.967-974, 1987.
- 2)島谷幸宏,直接浄化を中心とした河川水質の改善手法の開発動向と今後の課題,用水と廃水, Vol.40, No.1, pp. 22-26, 1998.
- 3)稲森悠平 地域未利用資源を活用した生物膜附着接触担体における微生物活性に基づく充填条件の解明,第33回日本水環境学会年次講演集, pp.452-453, 1999.
- 4)酒井信行,河川水の直接浄化のための上向流木炭接触酸化法,水環境学会誌, 18(8), pp.663-669, 1995.
- 5)高崎みつる,カキ殻の処理・有効利用技術研究,宮城県工業技術センター研究報告, pp.141-146, 1992.
- 6)松尾保成,荒木宏之,古賀憲一,赤貝殻を用いた接触酸化法の水質浄化特性に関する基礎的研究,土木学会第53回年次学術講演会, pp.434-435, 1998.
- 7)辻博和,宮岡修二,コンクリート廃材を再利用した海水浄化システム,Indust,14(1), pp.81-88, 1999.
- 8)農林水産省「平成14年漁業・養殖業生産統計年報」.
- 9)綿谷寿美,水域直接浄化に関する事例解析とデータベースシステムの構築,環境工学研究論文集・第37巻, pp.247-258, 2000.
- 10)松尾保成,荒木宏之,古賀憲一,サルボウ貝を用いた接触酸化法の浄化機構に関する基礎的研究,土木学会論文集 No.720/ -25, pp.39-44, 2002.
- 11)〔財〕河川環境管理財団,河川水質試験法(案),1997年版.
- 12)松尾保成,荒木宏之,古賀憲一,サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化法の実証実験と設計操作因子,土木学会論文集 No.720/ -25, pp.45-51, 2002.
- 13)日本微生物学協会編,微生物学辞典, pp.1056, 1989.

第4章 接触酸化法の浄化機構のモデル化に関する検討

4.1 緒言

前章においては、カラム基礎実験及び実規模スケールのテストプラントによる実験から、サルボウ貝殻を用いた水質浄化システムは高い浄化能力を有しており、長期間良好な水質が得られ直接浄化システムとして実用化できることを示した^{1),2)}。

既存の直接浄化施設の機能評価は、滞留時間とBOD除去率の関係のみで行われているため、水質の季節的変動を伴う河川や、異なるBOD成分を有する河川水を処理する施設に対しては不十分な評価方法である。BODの組成によって、浄化過程も異なることから、滞留時間に加えてDBOD容積負荷を用いることの必要性を指摘した。よって、これら水域において本システムの有用性を確認するためにシミュレーションによって処理性能を評価し、併せて想定可能な負荷変動に対する適用限界を知ることも重要と考えられる。

以上の観点から、本章では、まず、前章で得られた浄化過程をモデル化し、現象を支配するパラメータを実証実験結果との再現性を高めることによって同定する。ついで、種々の負荷変動に関する境界条件と施設規模との関係を考慮した処理性能を把握するために簡便な感度解析を行ない、本システムの合理的な設計・運転操作のための条件を明らかにする。

4.2 浄化機構のモデル化

4.2.1 モデル化に際しての仮定と基本的事項

礫間接触酸化法の基本となっている野川浄化実験施設や猪名川浄化実験施設で得られたBOD除去率と滞留時間の結果を比較すると、野川浄化施設のBOD除去率が猪名川浄化施設よりも高い³⁾。これは、野川の場合、生活雑排水で汚濁した河川水を対象としているため比較的高い除去率を示しているのに対し、猪名川の場合は下水の二次処理水の影響を受けているため、除去率はそれほど高くない。つまり、処理対象とする河川水の組成が、除去率に影響を与えているものと考えられる。

しかしながら、いかなる場合においても礫間接触酸化法の設計には既往施設の事例⁴⁾が採用されているため、様々な水質に対する浄化施設の設計を行うには大きな誤差を生じかねないと言える。また、これらの実証実験だけでは十分な設計因子を見出すことが出来ておらず、また流入水質変動に対する処理の安定性や施設の曝気条件等も検証されていない。そのためにも、水域直接浄化の接触酸化法の浄化機構を明らかにし、合理的な設計因子・運転管理手法を確立する必要がある。

モデル化に先立ち接触酸化法における浄化の概念図を図-4.1に示す。水質項目は現在、河川直接浄化法で対象としているSS, PBOD, DBOD, NH₄-N, DOとした。ここで、DBODは第3章で示したように易分解性と難分解性に分画する。カラム基礎実験及びテストプラントの実験結果から、SS, PBODはろ過効果と接触沈殿効果及び吸着効果として扱う。PBODとP-orgNは、生物膜表面で加水分解され、それぞれDBODとD-orgNとなるものとする。さらにD-orgNは脱アミノ分解されNH₄-Nになり硝化菌によりNO₃-Nまで酸化されるが、モデル化を比較的簡単にするため上記の加水分解や脱アミノ分解の過程は省略し、主に有機物酸化、懸濁物質除去、アンモニア酸化までを対象とした。接触材に捕捉されたPBODとP-orgNは堆積汚泥となり、加水分解や脱アミノ分解をこの堆積汚泥からの溶出として扱う。接触材における堆積汚泥からの溶出速度については、宗宮³⁾は堆積汚泥量に依存するMonod式を与えているが、本研究では接触材の表面から溶出する速度は一定であると考えた。河川水を対象としており下水や産業廃水と比べ濃度が希薄なため、接触材表面の生物膜増殖は考慮しておらず、単位面積あたりの生物量は一定とした。加えて生物膜剥離も考慮していない。プラント実験における流動的なモデル化については、流れ方向にDOの変化が大きいため図-4.2に示すようにプラント内の接触層を15層に層割りし、個別層を完全混合と考えた槽列モデルとした。

モデル化にあたって、基本的事項として(1)SS, PBODと(2)DBOD, NH₄-Nについて以下のように考える。

(1) SS, PBOD について

接触材を通過する際、SS, PBODは接触材により、1)沈殿による除去効果、2)あるいは吸着・ろ過による除去効果を受けるものとする。

各接触層を完全混合とし除去項を1次反応として考えると、基礎式は次のようになる。

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (S_0 - S) - d \cdot S \quad (4.1)$$

ここで、 Q ：流入量

V ：反応槽容量

S_0, S ：流入基質濃度及び放流基質濃度

d ：沈殿速度

とする。

定常状態 $dS/dt=0$ とすると、

$$Q/V \cdot (S_0 - S) - d \cdot S = 0 \quad (4.2)$$

$$S = \frac{S_0}{1 + T \cdot d} \quad [\text{ただし, } T = V/Q \text{ (滞留時間)}] \quad (4.3)$$

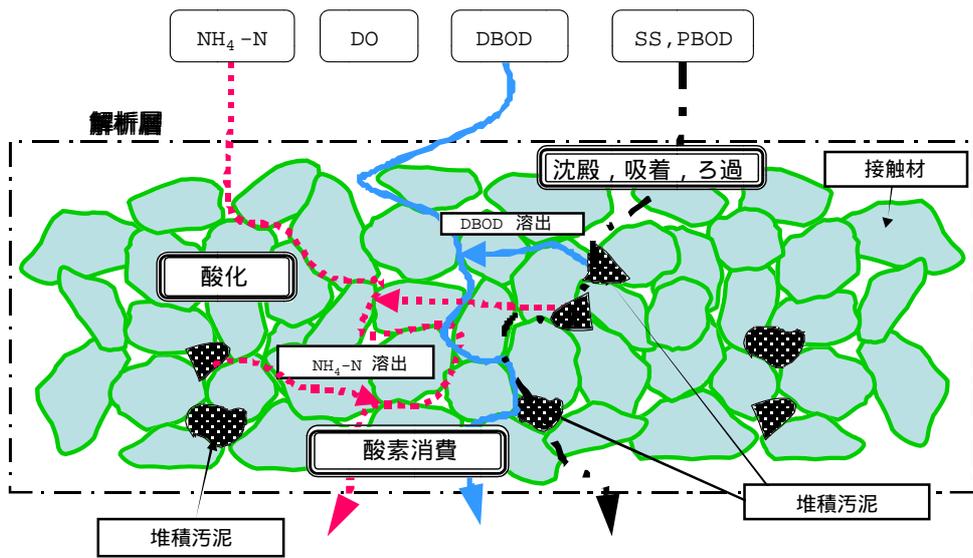


図 -4.1 接触酸化法における浄化の概念図

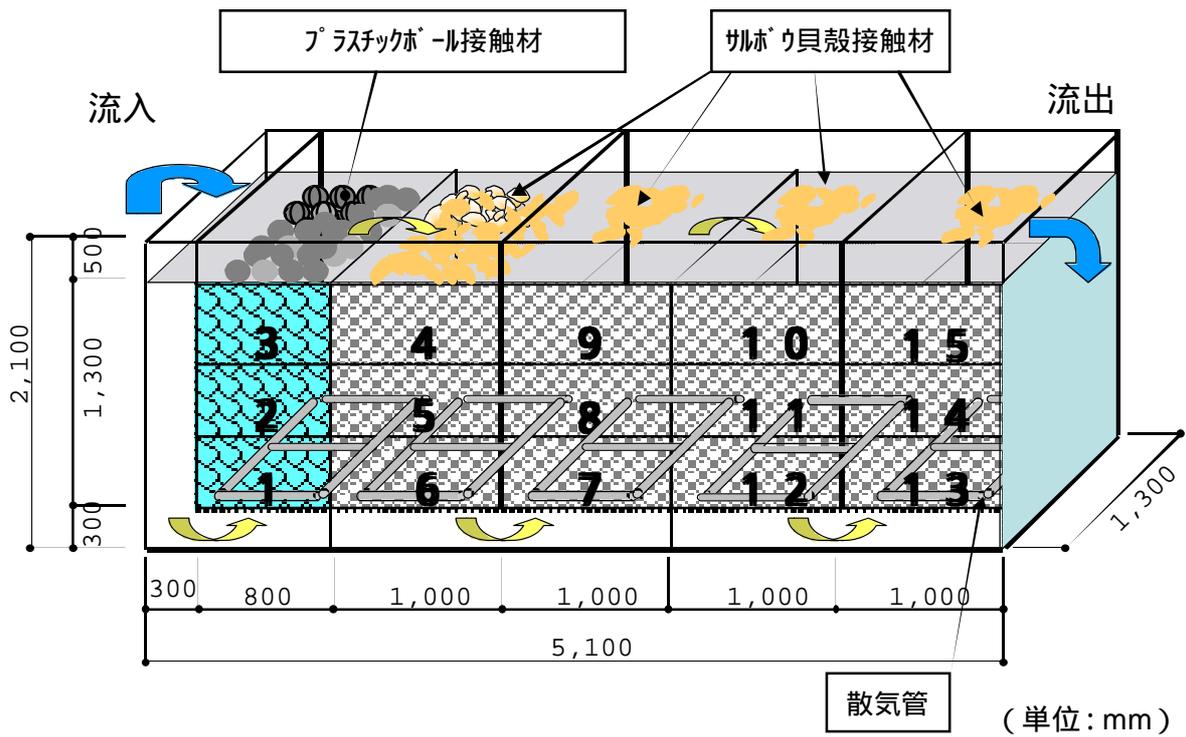


図 -4.2 実験プラント計算モデル

$$\text{となり, 除去率 } E \text{ は } E = \frac{S_0 - S}{S_0} = \frac{S_0 - \frac{S_0}{1 + T \cdot d}}{S_0} = \frac{T \cdot d}{1 + T \cdot d} \quad (4.4)$$

となる。これよりSS除去率は流入水質, 負荷に依存せず, 滞留時間とSS沈降速度で決定されることが分かる。このことは3章の実験結果の滞留時間とSS除去率(図-3.30), PBOD除去率(図-3.29)の関係からも証明されている。例えば 粒子の沈降速度を $d=4.0$ (1/hr) とすると, 滞留時間とSS除去率の関係は図-4.3のようになる。

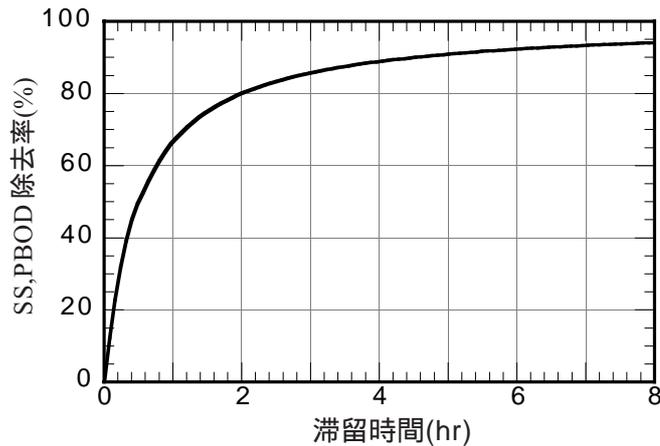


図-4.3 滞留時間とSS,PBOD除去率の関係

(2) DBOD, $\text{NH}_4\text{-N}$ について

水処理でのDBOD, $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去には生物化学的反応あるいはタンパク質などの生合成反応が起きており, 酵素が関与して反応速度を律速するといわれる⁵⁾。この反応式には一般によく使われるMonod式が適用される⁶⁾。

$$r = \gamma_{S,\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \quad (4.5)$$

ここで, r : 基質除去速度, $\gamma_{S,\max}$: 最大基質除去速度, S : 基質濃度, K_S : 飽和定数, X : 生物量, とするとDBODあるいは $\text{NH}_4\text{-N}$ の物質収支式は次のようになる。

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (S_0 - S) - \gamma_{S,\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X \quad (4.6)$$

ここで, 除去項には除去される基質や, 溶存酸素濃度等の関数が含まれるので, 物質収支式を次のように表す。

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} (S_0 - S) - \gamma_{S,\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{DO}{K_{DO} + DO} \cdot X \quad (4.7)$$

ここで、 Q ：流入量， V ：反応槽容量

S_0, S ：流入基質濃度及び放流基質濃度

S_{max} ：最大基質除去速度 K_s, K_{DO} ：基質飽和定数及びDO飽和定数， X ：生物量

とする。

定常状態 $dS_{DBOD}/dt=0$ とし、ここで

1) 最大基質除去速度がDO，基質濃度に依存しない場合

$$DO/(K_{DO}+DO)=const(1), \quad S_s/(K_s+S)=const(1) \quad (4.8)$$

とすると、

$$Q/V \cdot (S_0 - S) - S_{max} \cdot X \cdot K = 0 \quad [\text{ただし}, K = \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{DO}{K_{DO} + DO} = 1] \quad (4.9)$$

$$S = S_0 - T \cdot S_{max} \cdot X \quad (4.10)$$

$$\text{除去率 } E = \frac{S_0 - S}{S_0} = \frac{S_0 - (S_0 - T \cdot \gamma_{s, max} \cdot X)}{S_0} = \frac{T \cdot \gamma_{s, max} \cdot X}{S_0} \quad (4.11)$$

ここで、基質容積負荷は $\frac{Q \cdot S_0}{V} = \frac{S_0}{T}$ であるので、基質除去率は

$$E = \frac{\gamma_{s, max} \cdot X}{\text{容積負荷}} \quad (E > 1.0 \text{ のとき } E = 1.0) \quad (4.12)$$

となる。この式は、最大除去速度にある流入負荷以下になった場合 ($E > 1$)、除去率は100%をとり、その流入負荷の増加とともに、除去率は低下する。例えば、 $S_{max} \cdot X = 40 \text{ mgMLSS/L/hr}$ とすると基質除去率は図-4.4のようになる。

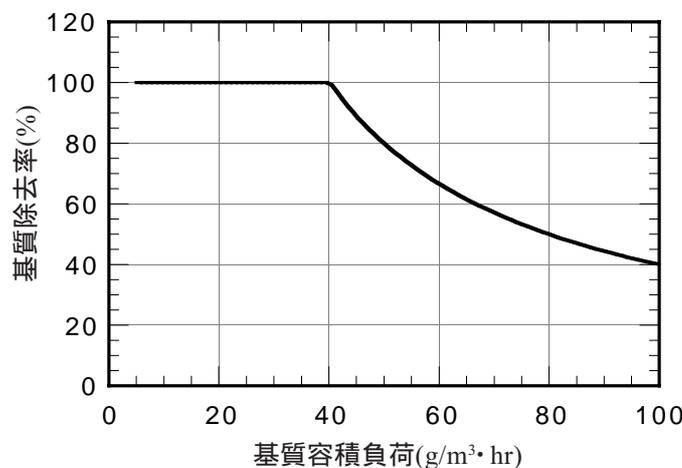


図-4.4 基質容積負荷と除去率の関係

2)反応速度VがDOに依存せず，DBOD濃度に依存する場合

$$DO/(K_{DO}+DO)=const(1), \quad K_s/(K_s+S)=variable \quad (4.13)$$

$$Q/V \cdot (S_0 - S) - \gamma_{s,max} \cdot X \cdot S / (K_s + S) = 0 \quad (4.14)$$

$$S^2 + (T \cdot \gamma_{s,max} \cdot X + K_s - S_0) \cdot S - K_s \cdot S_0 = 0 \quad [T=V/Q \text{ 滞留時間}] \quad (4.15)$$

$$S = \frac{1}{2} \left[-(T \cdot \gamma_{s,max} \cdot X + K_s - S_0) + \sqrt{(T \cdot \gamma_{s,max} \cdot X + K_s - S_0)^2 + 4K_s \cdot S_0} \right] \quad (4.16)$$

となり，除去率Eは

$$E = \frac{S_0 - S}{S_0} = 1 - \frac{1}{2S_0} \left[-(T \cdot \gamma_{s,max} \cdot X + K_s - S_0) + \sqrt{(T \cdot \gamma_{s,max} \cdot X + K_s - S_0)^2 + 4K_s \cdot S_0} \right] \quad (4.17)$$

となる．

上記の式を滞留時間と基質容積負荷で計算したグラフが図-4.5である．この時の条件は $\gamma_{s,max} \cdot X=40 \text{ mgMLSS/L/hr}$ ， $K_s=20\text{mg/L}$ とした．これより，流入負荷が大きくなると除去率は低下し，また同じ流入負荷において滞留時間が長くなると除去率は上がることが分かる．

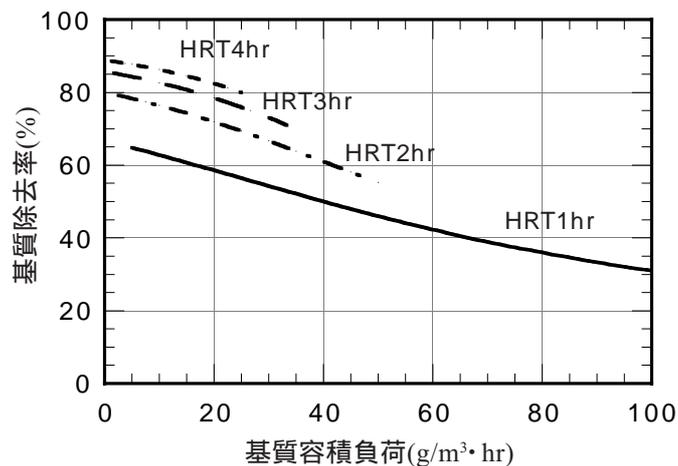


図-4.5 基質容積負荷と除去率の関係

3)反応速度 が DO に依存し，基質濃度にも依存する場合

曝気装置のDO供給には限界があるので，負荷が大きくなると槽内のDOは消費され，槽内のDOは減少する．DOの減少とともに基質酸化は抑えられ，また基質負荷が大きくなるとともに除去率は低下する．基質とDOの物質収支式を次のように表す．

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (S_0 - S) - \gamma_{S, \max} \cdot \frac{DO}{K_{DO} + DO} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X \quad (4.18)$$

$$\frac{dDO}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (DO_0 - DO) + K_{La} \cdot (DO_s - DO) - a \cdot \gamma_{S, \max} \cdot \frac{DO}{K_{DO} + DO} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X \quad (4.19)$$

ここで， Q ：流入量 V ：反応槽容量

S_0, S ：流入基質及び放流基質

$\gamma_{S, \max}$ ：基質最大除去速度 (40 mgMLSS/L/hr)

K_{DO} ：DO飽和定数(0.5 mg/L)

K_s ：基質飽和定数(20 mg/L)

a ：基質に対するDOの消費量 (0.5)

DO_s ：飽和酸素濃度(mg/L)

K_{La} ：総括酸素移動係数(1.2 1/hr)

X ：生物量(mgMLSS/L)

式(4.18),(4.19)の微分方程式を解いて基質容積負荷に対する除去率を表したのが図-4.6である．これより低負荷時には基質除去率は滞留時間に依存している．また，負荷が高くなると滞留時間の影響は受けず，同一曲線上にあり除去率は低下している．負荷が高くなるとDO消費量も多くなり，DOの反応速度の項が小さくなる．

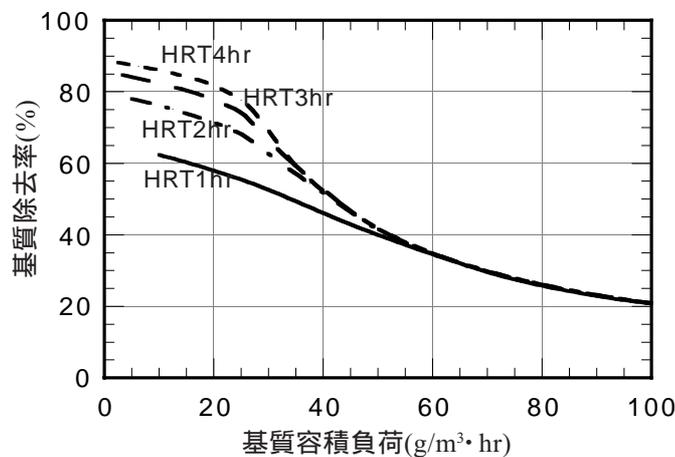


図-4.6 基質容積負荷と除去率の関係

4.2.2 物質収支式と浄化機構のモデル化

モデル式のDBOD, NH₄-Nの除去項は, 生物反応で一般的に用いられるMonod式とし, SS, PBODは接触材によるろ過, 沈降, 吸着による除去によるものとした. また, 本研究の特徴として, DBODを易分解性と難分解性とに分けた.

a) 無機SS (S_{SSino})

$$\frac{dS_{SSino}}{dt} = \frac{Q}{V \cdot e} (S_{SSino, 0} - S_{SSino}) - d_1 \cdot S_{SSino} \quad (4.20)$$

b) PBOD (S_{PBOD})

$$\frac{dS_{PBOD}}{dt} = \frac{Q}{V \cdot e} (S_{PBOD, 0} - S_{PBOD}) - d_2 \cdot S_{PBOD} \quad (4.21)$$

無機SS, PBODの除去係数 d_1, d_2 は接触材の空隙率や形状を考慮して, ボール状プラスチック接触槽とサルボウ貝殻接触槽の各槽で個別に係数を与えている.

ここで, SSを無機SSとPBODの和とすると次のように表される.

$$S_{SS} = S_{SSino} + \kappa \cdot S_{PBOD} \quad (4.22)$$

c) 易分解性DBOD ($S_{DBOD,e}$)

$$\frac{dS_{DBOD,e}}{dt} = \frac{Q}{V \cdot e} (S_{DBOD,e, 0} - S_{DBOD,e}) - r_{DBOD,e} + a_c \cdot r_m \quad (4.23)$$

$$r_{DBOD,e} = \frac{1}{Y_{DBOD,e}} \cdot \mu_{DBOD,e, \max} \cdot \frac{S_{DBOD,e}}{K_{DBOD} + S_{DBOD,e}} \cdot \frac{DO}{K_{DO, DBOD} + DO} \cdot m_{x, DBOD} \cdot A \quad (4.24)$$

$$r_m = A \cdot \mu_m \quad (4.25)$$

c) 難分解性DBOD ($S_{DBOD,d}$)

$$\frac{dS_{DBOD,d}}{dt} = \frac{Q}{V \cdot e} (S_{DBOD,d, 0} - S_{DBOD,d}) - r_{DBOD,d} \quad (4.26)$$

$$r_{DBOD,d} = \frac{1}{Y_{DBOD,d}} \mu_{DBOD,d, \max} \cdot m_{x, DBOD} \cdot A \quad (4.27)$$

$$r_m = A \cdot \mu_m \quad (4.28)$$

ここで, $\mu_{DBOD,d, \max} = 0$ とすると,

$$S_{DBOD,d} = S_{DBOD,d, 0} \quad (4.29)$$

となる.

生物量を表すために, 単位接触面積当たりの生物量と接触面積を与えた.

d) $\text{NH}_4\text{-N}(\text{S}_{\text{NH}_4})$

$$\frac{dS_{\text{NH}_4}}{dt} = \frac{Q}{V \cdot e} (S_{\text{NH}_4,0} - S_{\text{NH}_4}) - r_{\text{NH}_4} + a_N \cdot r_m \quad (4.30)$$

$$r_{\text{NH}_4} = \frac{1}{Y_{\text{NH}_4}} \cdot \mu_{\text{NH}_4, \max} \cdot \frac{S_{\text{NH}_4}}{K_{\text{NH}_4} + S_{\text{NH}_4}} \cdot \frac{\text{DO}}{K_{\text{DO}, \text{NH}_4} + \text{DO}} \cdot m_{X, \text{NH}_4} \cdot A \quad (4.31)$$

e) DO

$$\frac{d\text{DO}}{dt} = \frac{Q}{V \cdot e} (\text{DO}_0 - \text{DO}) + K_{L_s} (\text{DO}_s - \text{DO}) - a_{\text{DBOD}} \cdot r_{\text{DBOD}} - a_{\text{NH}_4} \cdot r_{\text{NH}_4} - a_m \cdot r_m \quad (4.32)$$

表-4.1 にモデル式のパラメータを表記する。反応速度については、文献値を基準とし実測値と計算値から試行錯誤により決定した。それ以外のパラメータについては、文献値を参考とした。流入水質の実測データを、計算に伴う境界条件とし、計算方法はルンゲ・クッタ・ギル法を用い0.5min刻みで数値計算を行っている。

4.2.3 プラント実験のシミュレーション

接触酸化法のモデル化を行い、実測データとの整合性との比較から、第3章で得られたプラント実験における実験結果を理論的に検証する。この時の実験条件を表-4.2に示す。RUN の実験は低濃度汚濁河川水を対象として流入BODは3～19mg/Lである。この時の滞留時間(HRT= $V \cdot e/Q$)は4～8時間である。RUN (1)の実験は、高負荷で滞留時間を短く想定したものとして、滞留時間2時間、流入BOD1.6～386mg/Lである。RUN (2)の実験は、高濃度汚濁河川水を対象として、滞留時間は4時間、流入BOD19～456mg/Lである。

シミュレーションに用いたパラメータを表-4.3に示す。各基質の除去速度に関しては、実測値と計算値が合うようにM.Henze⁷⁾が示した値の範囲内で試行錯誤で与えた。他のパラメータについては、M.Henze⁷⁾の代表的な値を使った。

プラント槽内の理論値と実験値の水質変化を図-4.7,4.8に示す。この時の滞留時間は4時間と2時間である。SSとPBODの実測値が理論値よりも若干高い箇所があるが、これは曝気による接触材からの生物膜剥離によるものである。モデル式には生物膜剥離の項は考慮していない。いずれにしても、これらの図からモデル式による理論値は実測値を概ね再現しており、モデル式は後述の設計因子・運転操作に関する数値解析に十分使用できるものと言える。

第3章の実験結果や、前述の「4.2.1 モデル化に際しての仮定と基本的事項」におけるSS, PBODの除去率は滞留時間に依存するという結果から、モデル式による理論値と実測値を滞留

表 -4.1 モデル式のパラメータ

記号	パラメータ名	単位
S_{SSino}	計算層内無機SS濃度	g/m^3
$S_{SSino,0}$	流入無機SS濃度	g/m^3
S_{PBOD}	計算層内PBOD濃度	g/m^3
$S_{PBOD,0}$	流入PBOD濃度	g/m^3
$S_{DBOD,e}$	計算層内易分解性DBOD濃度	g/m^3
$S_{DBOD,e,0}$	流入易分解性DBOD濃度	g/m^3
$S_{DBOD,d}$	計算層内難分解性DBOD濃度	g/m^3
$S_{DBOD,d,0}$	流入難分解性DBOD濃度	g/m^3
S_{NH4}	計算層内 NH_4 -N濃度	g/m^3
$S_{NH4,0}$	流入 NH_4 -N濃度	g/m^3
DO	計算層内DO濃度	g/m^3
DO_0	流入DO濃度	g/m^3
DOs	飽和酸素濃度	g/m^3
Q	流入量	m^3/hr
V	反応層槽容積	m^3
e	接触材空隙率	----
d_1	無機SS除去速度	$1/hr$
d_2	PBOD除去速度	$1/hr$
r_{DBOD}	DBOD除去速度	$g/m^3/hr$
r_{NH4}	NH_4 -N除去速度	$g/m^3/hr$
r_m	堆積汚泥溶解速度	$g/m^3/hr$
$\mu_{DBOD,e,max}$	易分解性従属栄養性細菌の最大比増殖速度	$1/hr$
$\mu_{DBOD,d,max}$	難分解性従属栄養性細菌の最大比増殖速度	$1/hr$
$\mu_{NH4,max}$	アンモニア酸化細菌の最大比増殖速度	$1/hr$
μ_m	接触材の単位接触面積当たりの堆積汚泥溶解速度	$g/m^3/m^2/hr$
$Y_{DBOD,e}$	易分解性従属栄養性細菌の増殖収率	----
$Y_{DBOD,d}$	難分解性従属栄養性細菌の増殖収率	----
Y_{NH4}	アンモニア酸化細菌の増殖収率	----
$m_{x,DBOD}$	単位接触面積当たりの従属栄養性細菌の菌体濃度	g/m^2
$m_{x,NH4}$	単位接触面積当たりのアンモニア酸化細菌の菌体濃度	g/m^2
K_{DBOD}	DBOD酸化におけるDBOD飽和定数	g/m^3
$K_{DO,DBOD}$	DBOD酸化におけるDO飽和定数	g/m^3
K_{NH4}	硝化における NH_4 -N飽和定数	g/m^3
$K_{DO,NH4}$	硝化におけるDO飽和定数	g/m^3
K_{La}	総括酸素移動容量係数	g/m^3
A	接触材の単位体積当たりの接触面積	m^2/m^3
a_C	堆積汚泥から溶出するDBODの比率	----
a_N	堆積汚泥から溶出する NH_4 -Nの比率	----
a_{DBOD}	DBOD酸化に要する酸素量	----
a_{NH4}	アンモニア酸化に要する酸素量	----
a_m	堆積汚泥の酸化に要する酸素量	----
	SSに対するPBODの比率	----

表 -4.2 実験条件

		RUN	RUN -(1)	RUN -(2)
設定滞留時間(hr)		4 ~ 8	2	4
temp()	流入	22 ~ 27	5 ~ 17	18 ~ 24
pH	流入	6.42 ~ 7.47	6.91 ~ 7.87	6.57 ~ 7.29
	流出	6.85 ~ 7.77	7.15 ~ 7.88	6.45 ~ 7.27
DO(mg/L)	流入	0.5 ~ 1.8	2.7 ~ 8.6	0.8 ~ 2.8
SS(mg/L)	流入	1.2 ~ 26.6	0 ~ 119	12.7 ~ 195
	流出	0 ~ 16.1	0 ~ 22.8	0 ~ 37.6
BOD(mg/L)	流入	2.9 ~ 19.1	1.6 ~ 386	19.0 ~ 456
	流出	0.6 ~ 14.9	2.0 ~ 297	2.8 ~ 142
DBOD(mg/L)	流入	3.1 ~ 6.2	0.6 ~ 213	13.0 ~ 235
	流出	1.0 ~ 9.4	0.5 ~ 190	0.8 ~ 156
PBOD(mg/L)	流入	0 ~ 12.9	1.0 ~ 173	4.0 ~ 267
	流出	0 ~ 8.5	1.0 ~ 107	0 ~ 42.6
NH ₄ -N(mg/L)	流入	0.08 ~ 0.8	0.08 ~ 27.8	2.6 ~ 37.8
	流出	0.04 ~ 5.3	0.06 ~ 26.4	0.03 ~ 29.9

表 -4.3 モデル式のパラメータ値

パラメータ	単位	設定値	文献値	文献
d_1	1/hr	8 ~ 4	仮定	
d_2	1/hr	1.5 ~ 0.75	仮定	
$\mu_{DBOD,e,max}$	1/hr	0.04	0.13 ~ 0.55	M.Henze(1987) ⁷⁾
$\mu_{NH_4,max}$	1/hr	0.01	0.014 ~ 0.027	"
μ_m	g/m ³ /hr/m ²	0.001	仮定	
$Y_{DBOD,e}$	----	0.5	0.46 ~ 0.69	M.Henze(1987) ⁷⁾
Y_{NH_4}	----	0.1	0.07 ~ 0.28	"
K_{DBOD}	g/m ³	100	10 ~ 180	"
$K_{DO,DBOD}$	g/m ³	0.2	0.01 ~ 0.15	"
K_{NH_4}	g/m ³	0.5	0.6 ~ 3.6	"
K_{DO,NH_4}	g/m ³	0.5	0.5 ~ 2.0	"
a_C	----	0.5	仮定	
a_N	----	0.1	仮定	
a_{DBOD}	----	0.4	0.3-0.9	M.Henze(1987) ⁷⁾
a_{NH_4}	----	4.57	化学量論値	
a_m	----	0.5	仮定	
	----	0.5	仮定	

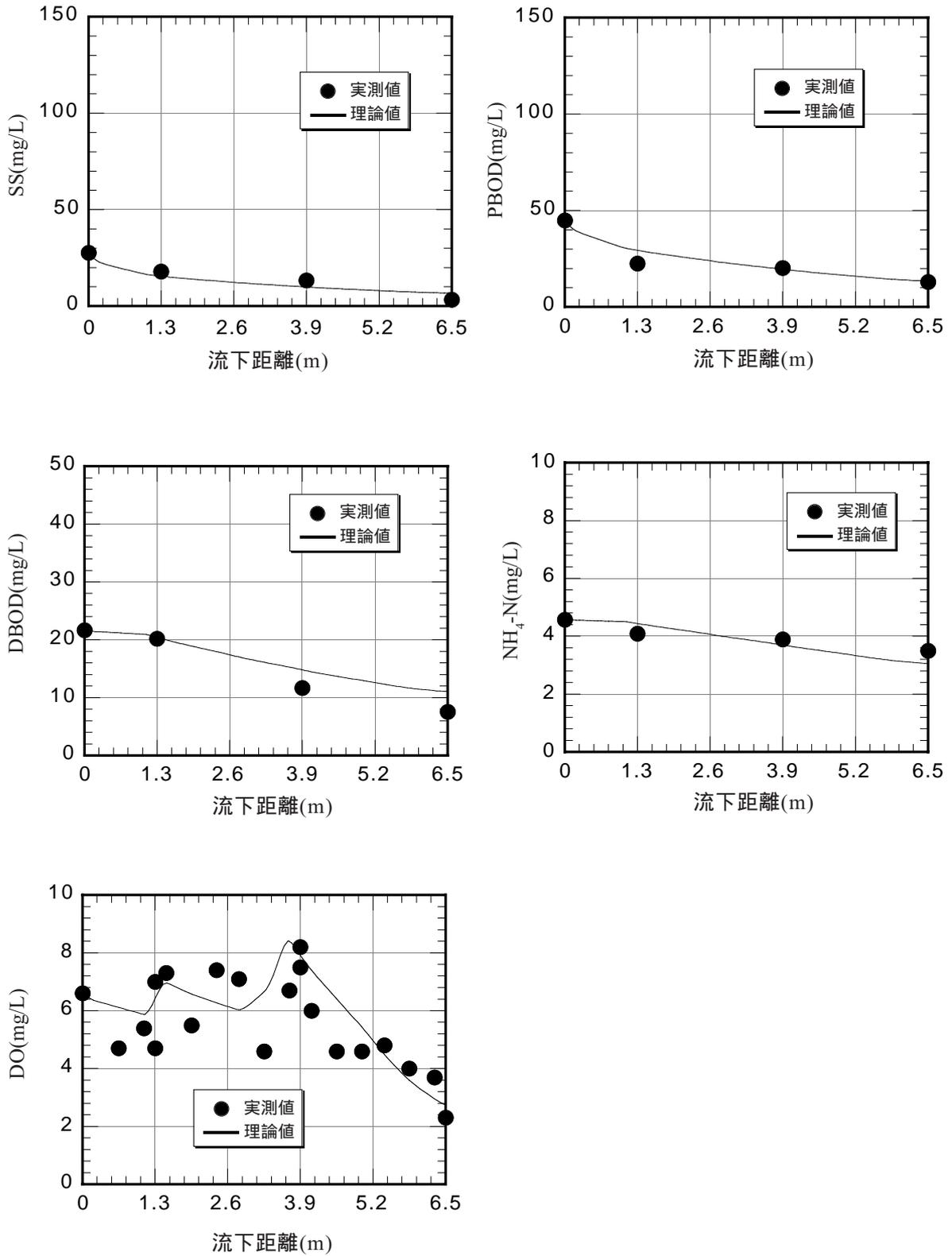


図 -4.7 プラント槽内の実測値とモデル式による計算値 RUN (1)

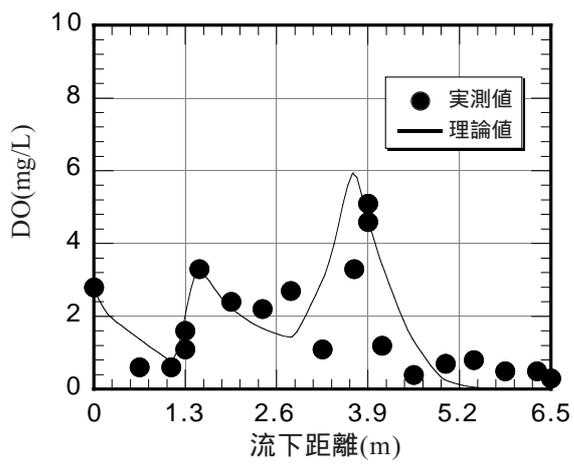
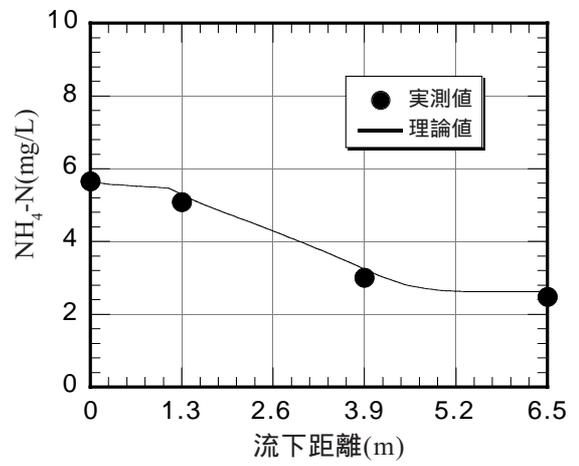
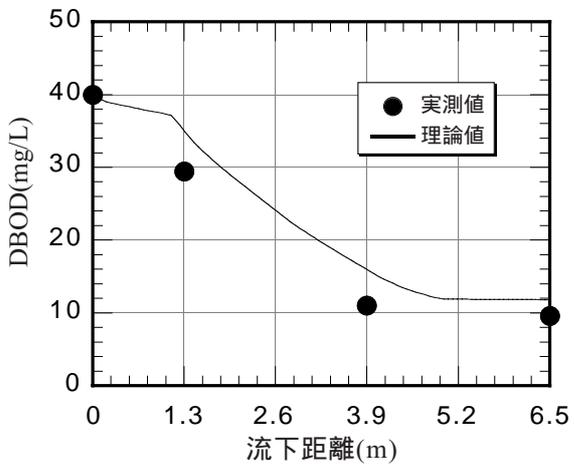
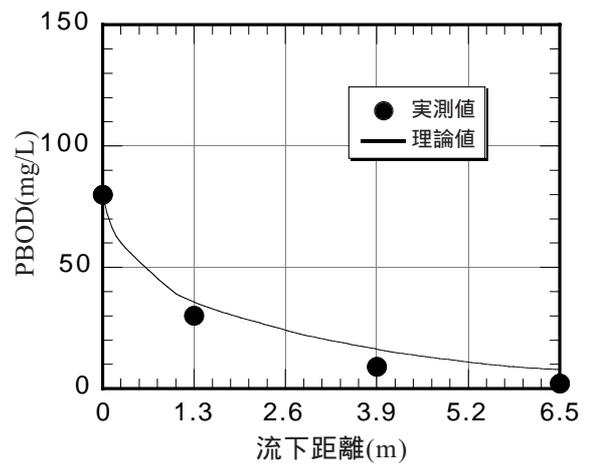
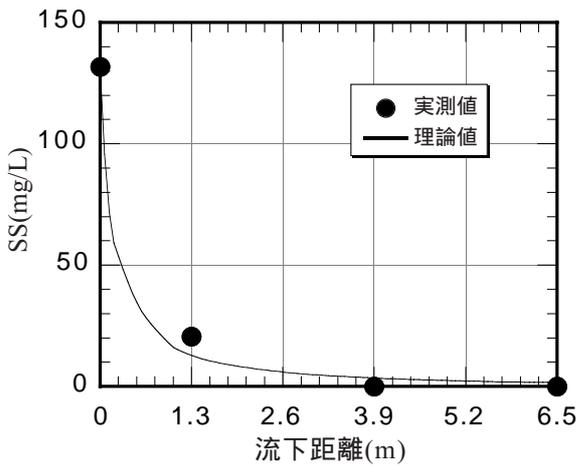


図 -4.8 プラント槽内の実測値とモデル式による計算値 RUN - (2)

時間と除去率の関係で整理した。

図 -4.9 に HRT と SS 除去率の関係、図 -4.10 に HRT と PBOD 除去率の関係を示す。SS 除去率は、滞留時間 4 時間において流入負荷によらず概ね 90% 以上、滞留時間 2 時間でも約 90% と一定である。これは前記のように流入負荷に依存せず滞留時間に依存していることを示唆している。PBOD 除去率は HRT2 で 70%、4hr で概ね 90% であり SS と同様に滞留時間に依存していることが分かる。また、計算値は実測値を概ね表現しておりモデル式の妥当性が証明される。

HRT1 時間における SS 除去率は 85% と PBOD 除去率の 45% に比べ高い。SS には比重の大きい無機 SS と比重の低い有機 SS (PBOD) を含んでいるため、SS 除去率は比重の大きい無機 SS の沈降速度の影響を受けることから、SS の除去率が PBOD 除去率に比べ高くなったものと考えられる。このことは表 -4.3 のパラメータ d_1 ($=8 \sim 4$)、 d_2 ($=1.5 \sim 0.75$) の値にも結果として出ている。

図 -4.11 に容積負荷と DBOD 除去率を示す。一般に低負荷時には、100% 近くの除去率になり、さらに流入負荷の上昇とともに除去率は低下するものと考えられる。しかし、この図では、低負荷時において、流入負荷の上昇とともに除去率は上昇しある負荷で最大値をとり、その後負荷の上昇とともに低下している。これは、低負荷時（流入 DBOD が低濃度の場合）においては、河川浄化システムのような短い滞留時間内では、難分解性 DBOD ($=1 \sim 2\text{mg/L}$) や接触材に堆積した汚泥からの溶出 DBOD 成分が処理できずに処理水中に残存しているものと考えられる。そのため、流入水質が低い低負荷時には除去率が低下し、負荷とともに除去率は上昇し最大値をとったあと低下している。この現象をモデル式に加味することで、計算値は実測値をよく再現している。また、「4.2.1 モデル化に際しての仮定と基本的事項」で、低負荷時の DBOD 除去率は滞留時間と負荷の両方に依存していることを示した。図 -4.11 には実験の精度上、実験値として出ていないが、計算値には表現されている。

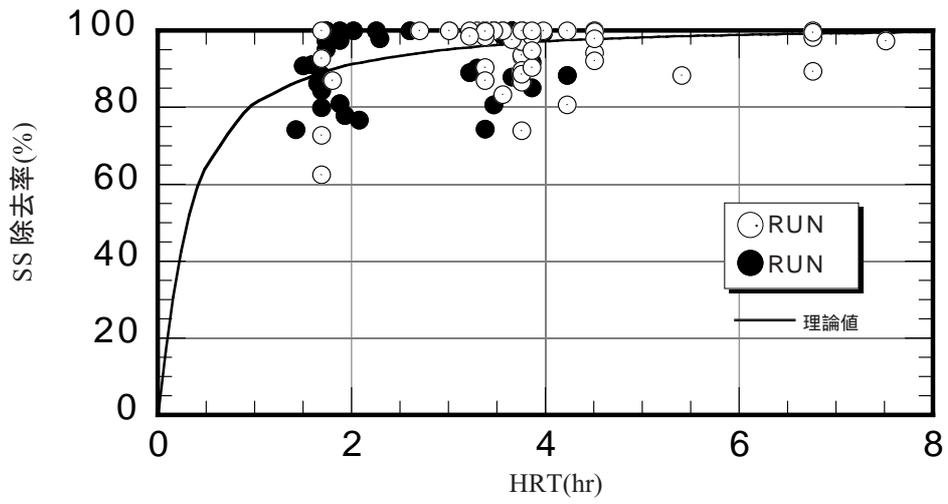


図 -4.9 滞留時間と SS 除去率の関係

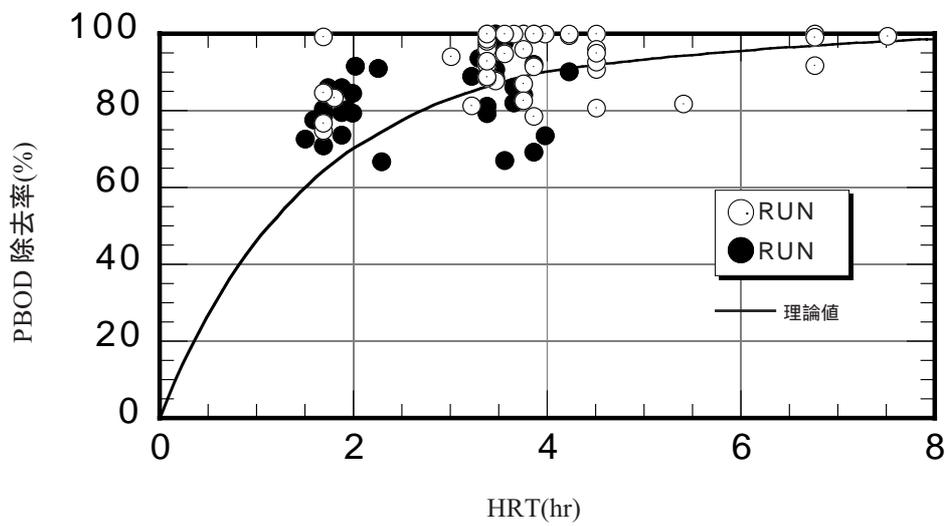


図 -4.10 滞留時間と PBOD 除去率の関係

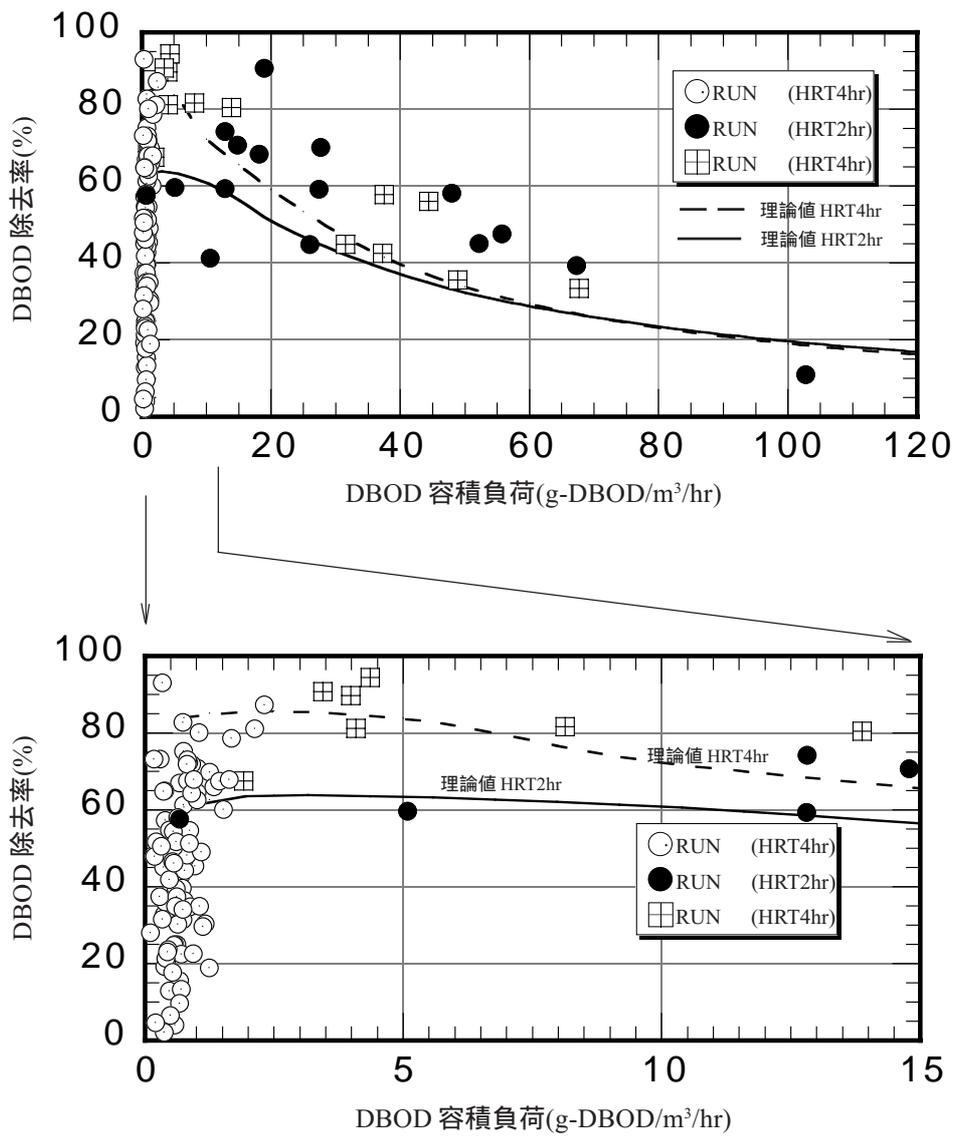


図 -4.11 DBOD 容積負荷と DBOD 除去率の関係

4.3 設計因子・運転操作に関する検討

4.3.1 BOD 組成比による BOD 除去率の影響

第3章で、BODの除去機構においては、BOD成分であるPBODとDBODの除去機構がそれぞれ異なるため、浄化施設の性能評価を従来の滞留時間と全BOD除去率の関係から単に導くと、処理施設の設計に大きな誤差を生じかねないことを指摘した。ここでは、モデル式により、BOD組成比による除去率の感度解析を行った。PBODとDBODの構成比を変化させ計算した結果を、図-4.12にHRT1時間と図-4.13にHRT4時間の計算結果を示す。PBODとDBODの構成比は1:5, 1:1, 5:1の3段階とした。図-4.12と4.13において、流入水質にPBODが多く占める場合PBOD:DBOD=5:1のケースでは、除去率は流入負荷によらず安定し高い。DBODが多く占める場合PBOD:DBOD=1:5のケースでは、流入負荷とともに除去率が低下している。これは、「4.2.1 モデル化に際しての仮定と基本的事項」で示したように、PBOD除去率は滞留時間に依存することに対し、DBOD除去率は流入負荷に依存するためである。このことは、除去性能を単に滞留時間と全BODを用いた除去率で評価する従来の設計法では不十分であることを示している。

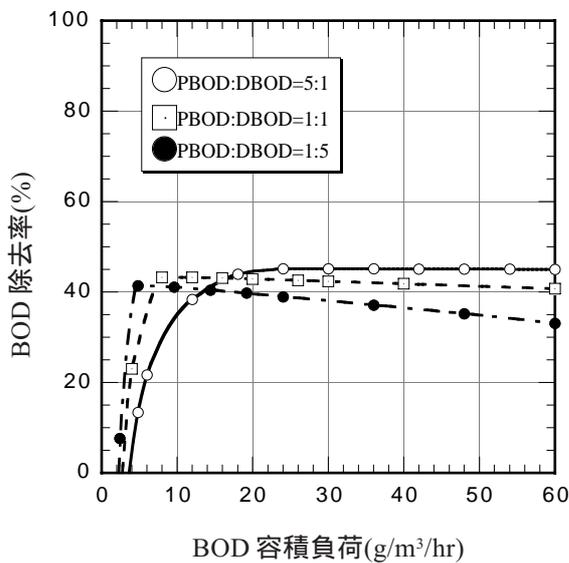


図-4.12 BOD 組成比と BOD 除去率 (HRT1hr)

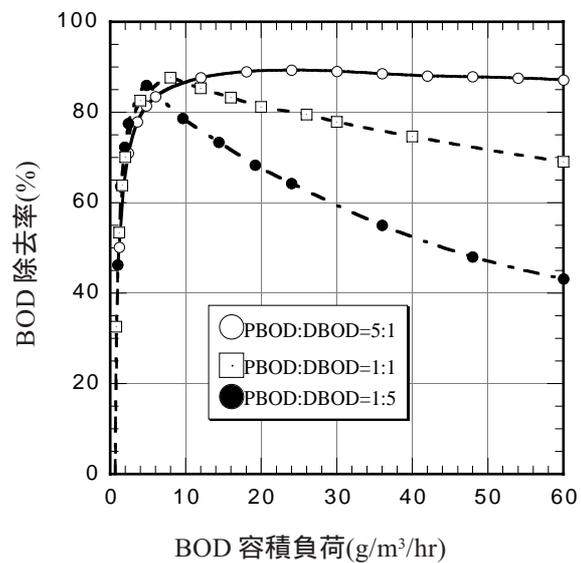


図-4.13 BOD 組成比と BOD 除去率 (HRT4hr)

4.3.2 負荷変動及び一時的負荷による安定性

河川の直接浄化施設などのように、滞留時間が短い水処理施設では、流入水質の経時的変動が、放流水質に大きく影響を与えやすい。ここでは、施設滞留時間を0.5～8時間とパターンを変え、流入水質の変動による放流水質の影響をモデル式で計算した。流入水の負荷変動はK川の水質変動実測値を計算に与えた。1日単位における処理施設内水質が定常になったときの水質計算結果を図-4.14に示す。BODの組成はPBOD:DBOD=1:1として計算した。

K川は市街地に隣接しており飲食街が多いためAM10時～PM9時の流入負荷が高く、夜間(PM10時以降)から朝方AM9時までは流入負荷が小さくなっており、1日の生活パターンにおける流入負荷変動は大きい。最大SSは24mg/L、最大BODは56mg/Lである。これに対し放流SSは、HRTが短い0.5hrでも7mg/L以下と小さく、HRTが長くなるとともにその値はさらに小さくなっている。SSは検討した滞留時間範囲内では流入負荷変動を受けにくいものと言える。放流PBODとDBODは、HRTが短い0.5～1時間において、特に流入負荷の影響を受けていることが分かる。しかしながらHRTが長くなるとともに処理水質は安定してくることが分かり、HRT4時間ではPBODが3mg/L、DBODが5mg/L以下となっている。負荷変動の影響を小さくするには、滞留時間を長く設定することで対応できるが、建設費が高くなることが考えられるので、負荷変動の許容値から滞留時間を設定することが望ましいものと言える。

また、河川における降雨初期のフラッシュアウトにより濃度が極端に高くなる。一般に、河川の直接浄化施設では、河川水中の土砂による施設内の目詰まりを防ぐために、土砂を伴うような降雨時は施設内への河川流入を停止することも考えられる。しかし、予期せぬ降雨が浄化施設内へ流入した場合、接触酸化法に土壌浄化法などの高度処理を付加した施設では、土砂が流入し接触酸化施設から土砂がキャリーオーバーし土壌浄化施設へ流入する恐れがある。そのため、土壌層の目詰まりが懸念される。そこで、その影響をみるために、接触酸化法での施設滞留時間における、一時的な高負荷の影響を数値解析で検討した⁸⁾。

一時的な高負荷(ショックロード)については、図-4.15に示すように、通常平均流入濃度をSS20mg/Lとし、その濃度の10倍の負荷をパルス状に2時間与えて計算した。浄化施設の滞留時間を0.5～8時間に変え計算を行った。HRTの短い0.5hrでは一時的な高負荷の影響を大きく受け最大SS65mg/Lと高い。HRTが長くなるとともにその影響は小さくなり、HRT2hrでは5mg/Lと低くなることが分かる。また、HRT2hrの計算値で、その影響時間は3時間程度であり、すぐに定常値にもどることがわかる。HRT2hr以上においては流入水質の一時的な高負荷に対して、放流水への影響は小さいといえる。

以上から、浄化施設において、管理人の常駐による運転管理体制でなくても、本システムはHRT2時間以上で計画すれば、予期しづらい一時的な高負荷に対して十分な緩衝能力を発揮することが明らかとなった。

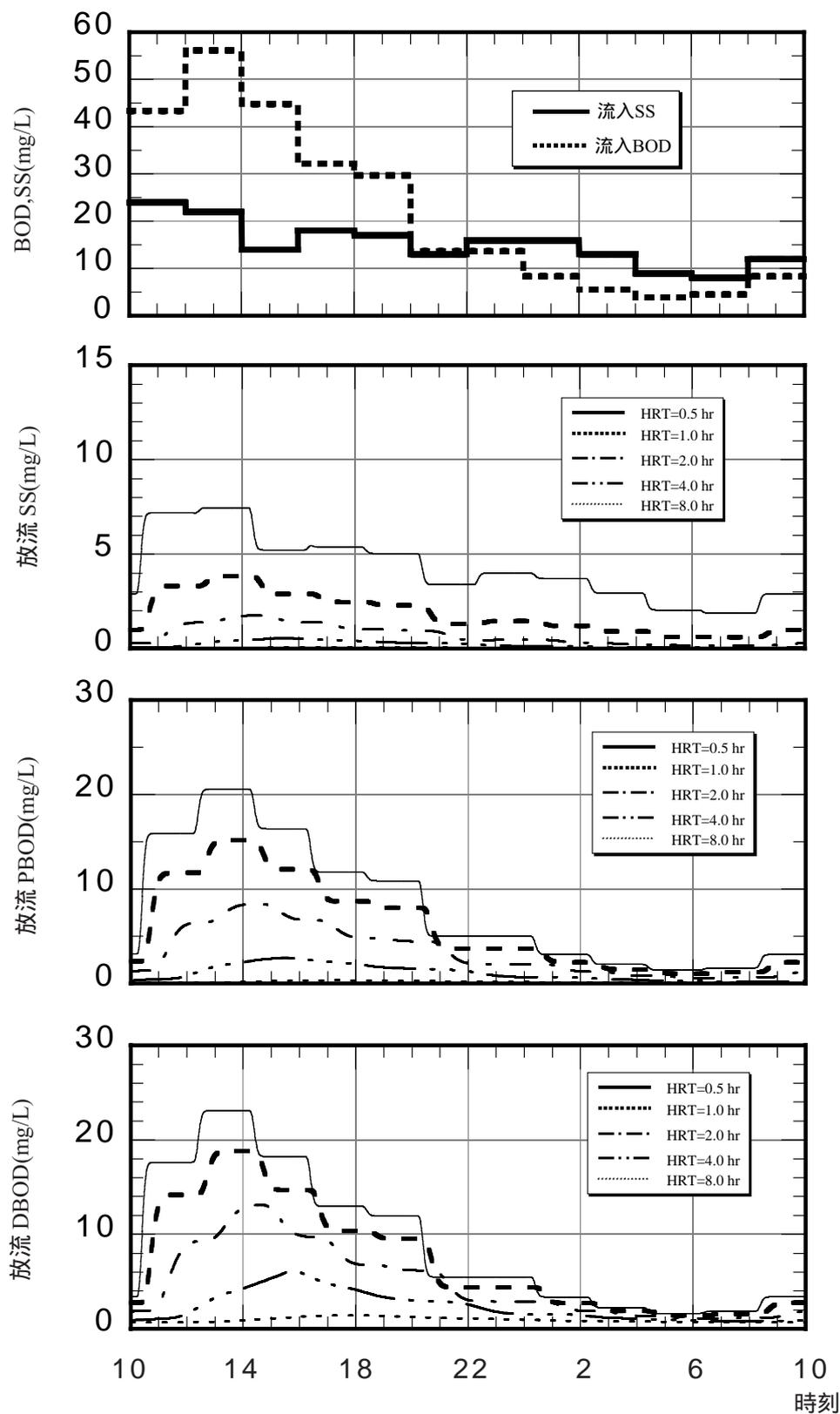


図 -4.14 流入負荷変動に対する処理水質の影響

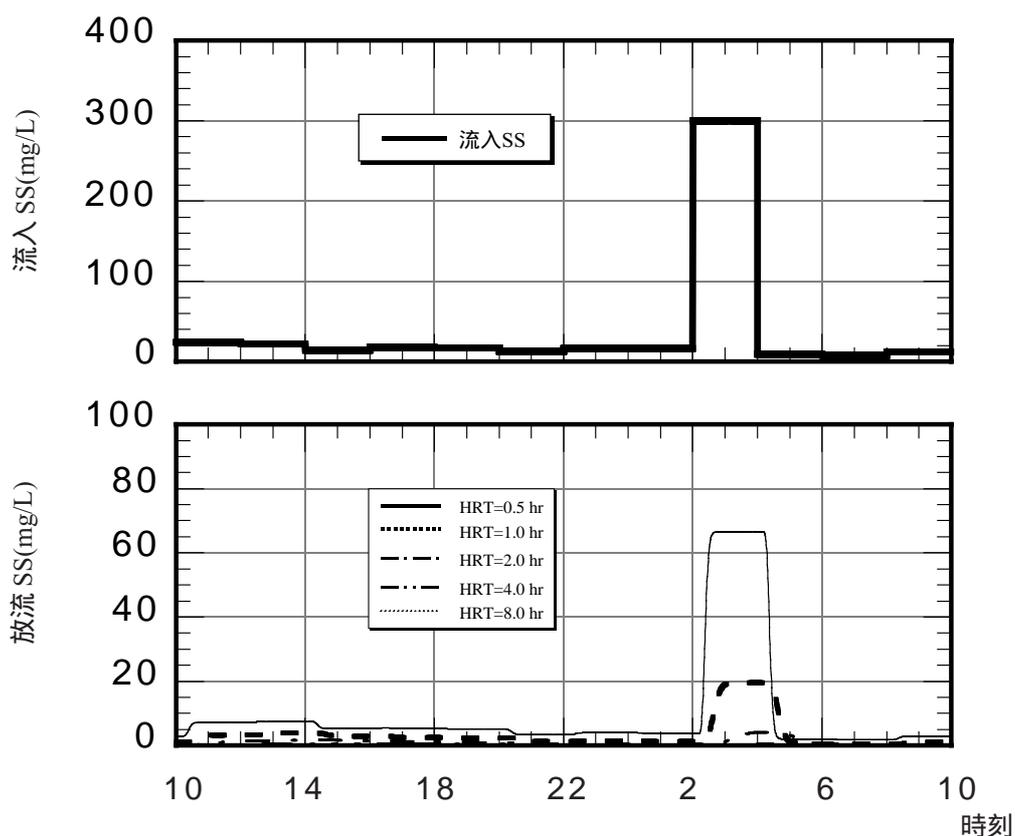


図 -4.15 一時的な高負荷に対する処理水質の影響

4.3.3 接触槽の曝気条件

本システムは、粗大SS除去のための接触材(プラスチックボール状)を充填した第1槽目と、微細SSとBOD酸化のための接触材(サルボウ貝殻)を充填した第2～5槽目からなる。第3章のテストプラントを用いた実験では、本システムの2,3槽目を曝気したが曝気箇所が適切であったかどうか判断できていない。そこで、本節では、曝気条件が与えるDBOD除去率の影響について述べる。

図-4.16に曝気条件1箇所によるDBOD除去率の関係を示す。流入水質の初期DOは4mg/L、システムのHRTは4時間とした。曝気強度は各槽とも同一条件とした。無曝気条件では、低負荷(2g/m³/hr、流入DBOD8mg/L)において流入水の初期DOでDBODを酸化分解し除去率は50%近くまで上昇するが、負荷とともにDO律速となり、除去率は低下している。次に第1槽目のみを曝気した場合、第1槽目の接触材の接触面積(53m²/m³)が2～5槽目に充填しているサルボウ貝殻(接触面積250m²/m³)と比べ約5倍とBOD酸化に寄与する生物量が少ないことから、負荷に対する除去率の上昇が小さい。また、第1槽目は粗大SS除去の目的であることから、曝気による攪拌はSSの接

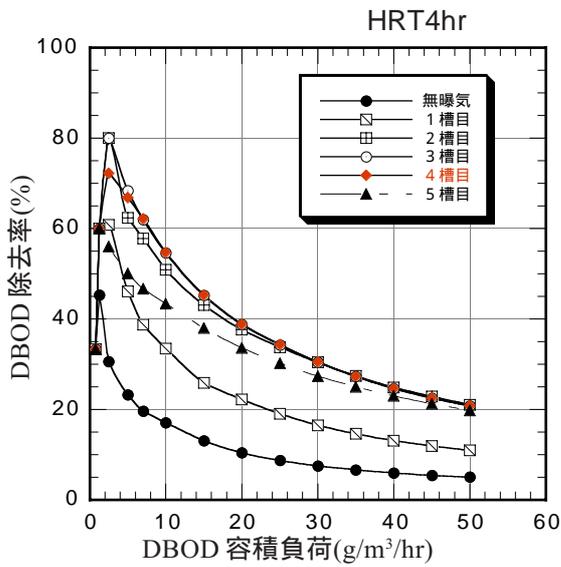


図-4.16 曝気条件1箇所によるDBOD除去率の違い

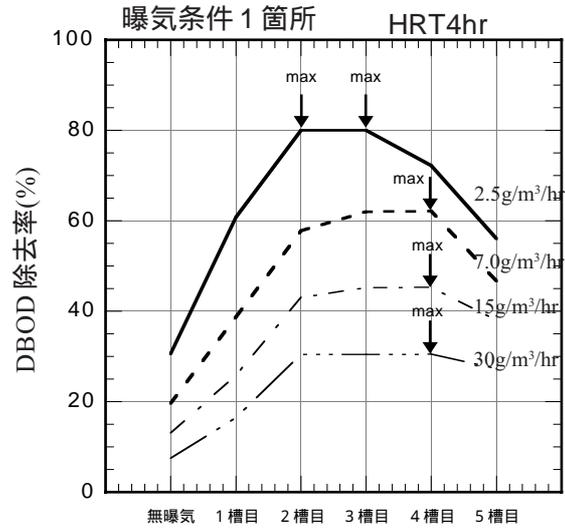


図-4.17 曝気箇所によるDBOD除去率の影響

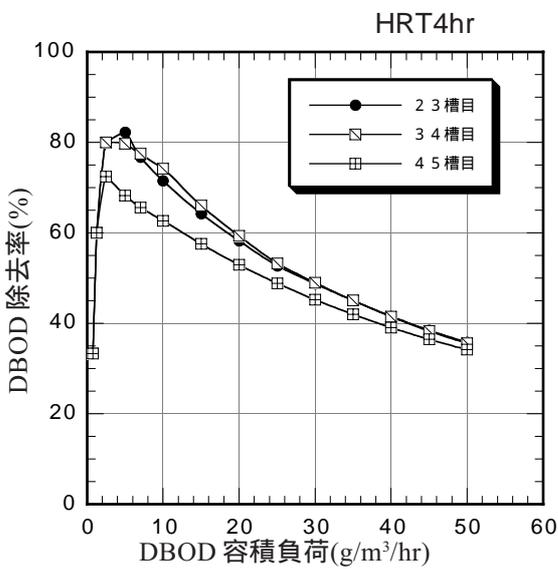


図-4.18 曝気条件2箇所によるDBOD除去率の違い

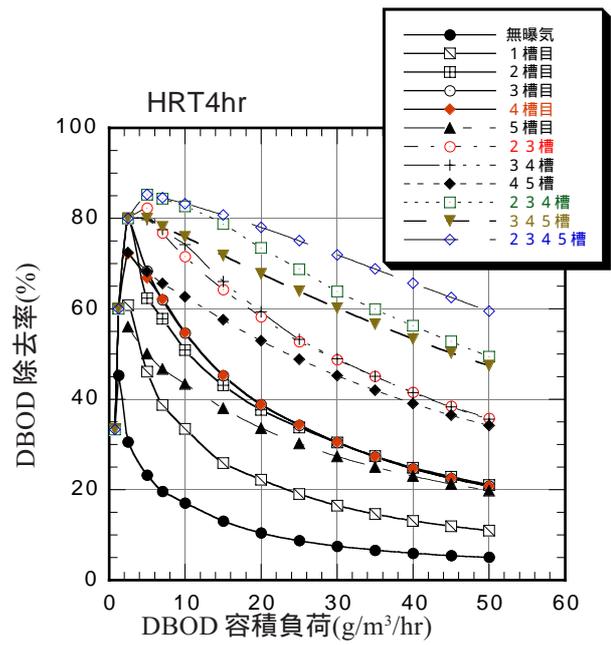


図-4.19 曝気条件によるDBOD除去率の違い

触沈殿効果を妨げることになる。

同一負荷において、3槽目あるいは4槽目を曝気することで除去率は最大となり5槽目の曝気では除去率は低下している。これを表現したのが図-4.17である。低負荷 $2.5\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$ では、2あるいは3槽目を曝気することで高除去率80%を得られ、4,5槽目を曝気すると除去率は低下している。このことから、最適な曝気箇所が存在が分かった。負荷が高くなると最適な曝気箇所は4槽目になるが、2,3槽目の曝気箇所でもほとんど除去率は変わらない。

曝気条件2箇所とした場合のDBOD除去率の関係を図-4.18に示す。4,5槽目を曝気した場合、どの負荷においても最も除去率が低く、曝気条件2,3槽目と3,4槽目での除去率とほとんど差はなく、曝気箇所4,5槽目より高いことがわかる。図-4.19には1槽曝気条件から4槽曝気条件までの除去率の関係を示す。高負荷になるとともにDO律速となるため、曝気条件を2,3,4,5槽の4槽とした方が除去率は高くなることが分かる。しかし、低負荷 $7\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$ 以下では2槽目あるいは3槽目のみの曝気でも高除去率を得られ、負荷に対する曝気条件は、設計時に十分検討されなければならない。

4.4 結語

本章の結果をまとめると、次のようになる。

- (1) 水質モデルを作成し、実測値とのモデル検証から水質パラメータを同定したことによって、モデル式の妥当性が証明された。
- (2) シミュレーション結果から、3章で提案した「BODを分画し、滞留時間とDBOD容積負荷を用いて評価すること」の必要性を再確認した。
- (3) 感度解析によるBOD成分の組成比(PBODとDBODの構成比)のBOD除去率の影響から、従来の滞留時間と全BOD除去率による設計法は不十分であることを指摘した。
- (4) 負荷変動及び一時的な負荷増加によって安定した処理が可能となる条件は、滞留時間2hr以上であることを示した。
- (5) 本システムにおいて、流入負荷に対する最適な曝気箇所が存在し、曝気条件は、設計時に十分検討しなければならない。
- (6) 降雨初期に見られる河川水質の一時的なSS濃度上昇の影響を小さくするには従来の設計方針である滞留時間2hr以上が必要であることを示した。
- (7) 負荷に対する曝気条件によっては、DBOD除去率が大きく変化する。

参考文献

- 1)松尾保成,荒木宏之,古賀憲一,サルボウ貝を用いた接触酸化法の浄化機構に関する基礎的研究,土木学会論文集 No.720/ -25, pp.39-44, 2002.
- 2)松尾保成,荒木宏之,古賀憲一,サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化法の実証実験と設計操作因子,土木学会論文集 No.720/ -25, pp.45-51, 2002.
- 3)宗宮功,自然の浄化機構の強化と制御 - 浄化施設としての礫間接触酸化法の機能と施設設計因子について -, 技法堂, pp.101-110, 1994.
- 4)建設省京浜工事事務所河川環境課,「多摩川における水質浄化対策」について - 野川および平瀬川の浄化施設 -, 日本河川水質年鑑, pp.967-974, 1987.
- 5)Metcalf & Eddy, Inc, 浅野孝訳, 廃水処理工学 -2-, (財)西原育英文化事業団, pp.126-133, 1977.
- 6)山根恒夫, 生物反応工学, 産業図書, pp.260-261, 1980.
- 7)M.Henze, et al, A GENERAL MODEL FOR SINGLE-SLUDGE WASTEWATER TREATMENT SYSTEMS, Water Research, 21, pp.505-515, 1987.

第5章 水路及び修景池における水域直接浄化システムの適用

5.1 緒言

BOD, COD, SSなど従来の汚濁物質に加えて、近年、多種多様な化学物質が環境水中の汚染の実態をますます複雑化させている。これら化学物質の有害性は物質によって多様であり、人や生態系への影響が未だ明らかでない物質も多いようである。環境水中に放出された農薬についても例外ではなく、生態系に与える影響が懸念されている。以前に比べて、遙かに毒性や環境中での残留性が低くなったと言われるものの、近年ゴルフ場や田畑で使用された農薬による水道水源等の汚染を契機に、農薬に対する不安は高まりを見せている^{1),2),3)}。農薬使用量の減量化という課題に加えて、排出先でもある水路における農業排水の処理も重要と言える。

一方、修景池等は、閉鎖性の強い水域という特性を持っており、枯葉や魚などの糞等からの栄養塩の影響を受け、アオコ等の藻類の発生やそれに伴う臭気や景観上から問題となっている。修景池の役割は、潤いのある水辺空間の創出として重要な位置にある⁴⁾。このような規模の小さい閉鎖性の強い水域の水質改善については、流れや水温分布の制御、沈降作用の促進、殺藻及び藻類の回収、水生植物による栄養塩回収、導水（希釈）などがあり、あらゆるところで浄化対策が行われている^{5),6)}。

本章は、本論文で提案する水域直接浄化システムのさらなる有効性を確認するために、水路への流入負荷として農薬を浄化対象とし検討した。さらに、修景池など小規模の閉鎖性の強い水域に適用し、浄化困難とされる藻類除去を浄化対象とした。

5.2 接触酸化法の農薬浄化機構に関する検討

5.2.1 農薬の環境中における挙動

農薬の環境中での挙動⁷⁾、水田からの農薬流出や周辺水系での農薬の実態調査^{8),9),10)}についての文献は数多くあり、その中で、生態系に対する影響についても指摘がされている。しかし、規制が行われてから期間が短いこともあり、河川など公共水域で具体的な処理が実施されたという報告はない。

千葉県農業試験場特別報告¹¹⁾では、河川水中における農薬の動態や水田からの農薬の流出についての調査結果が次のように述べられている。農薬は化合物が持つ病害虫や雑草に対する毒性を利用して、その密度を低下させることを目的として散布される。しかし、農薬は、全ての生物に対して

一様な毒性を有するのではなく、標的とする害虫、病原菌あるいは雑草に対して強い毒性を有するが、非標的生物に対する毒性が弱い化合物が選択され用いられる。一方、いかなる化学物質であっても、過剰に体内に取り入れれば何らかの悪影響を及ぼす可能性がある。人に対する毒性が弱い化合物として選択された農薬であっても、過剰量が河川に流出すれば、河川水を利用する人や環境生物になんらかの影響を及ぼす可能性が考えられる。圃場等に散布された農薬は、一般的に降雨時に流出しやすい。降雨時の水田排水路の農薬濃度については、降雨による増水にともなって低下するが、ファーストフラッシュ時に短時間の濃度上昇が見られ、また降雨終了後の流水量の減少に伴って農薬濃度が上昇する。また、水田からの農薬の流出率は水溶解度との間に高い相関を示すとされている。

R.A.Leonard¹²⁾は、水系への農薬の流出は、散布した直後の降雨の関与が大きく、散布直後2週間内の少なくとも10mmの降雨により全流出量の約50%が流出されるとしている。この場合、主として水溶解性の高い農薬は表流水に溶けて流出し、一方、水に難溶性であったり土壌吸着性の高い濃度では水中懸濁物や底質に吸着して水系に入るとしている。農薬の流出経路は、農業用水路、小河川、大河川を経て水系に流入することがモニタリング調査で明らかにされている。さらに、土壌中を縦浸透し地下水を汚染することが懸念されている。これらの環境水系への負荷は、水生生態系の保全や飲料水の原水の安全性を確保することから、環境水系における農薬濃度の監視が重要とされている。我が国では農耕地で使用された農薬が水系で検出されてもそれは一過性のものであり、その検出された大部分は安全性を確保するために設定された種々の基準値を超える濃度ではないと言われている。

金沢¹³⁾は、環境庁の委託調査で水田水から大河川に至るまでの平均希釈倍率を計算し、水田から排水路（上流）への希釈倍率が116倍、水田から小河川へは589倍、大河川へは1,000倍以上であると推定されたとしている。

圃場に施用された薬剤は、土壌表層に吸着されその場において、あるいは水系や大気中に移行してさまざまな反応を受けて代謝分解し解毒化して、土壌中から消失することがアイソトープ標識した化合物を供した試験結果から解析されている。土壌中における残留性は、農薬のもつ物理化学性（化学構造、水溶解度、土壌吸着係数など）や土壌条件（有機物含有量、土壌pH、水分含量、土壌微生物活性等）の他にも、気候や薬剤の処理方法などによっても大きく異なることが報告されている。C.A.I.Goring, et al.¹⁴⁾、楢塚¹⁵⁾、T.R.Roberts¹⁶⁾は、農薬の消長の場となる「土壌」について、農薬もつ物理化学的性質と土壌要因との相関性をさまざまな角度から解析した結果をまとめている。

水環境における農薬の動態として、北森¹⁷⁾らによれば、水環境における農薬の物理化学的・生物

学的因子の影響についてまとめている。この中で、農薬の種類によって物理化学的条件であるpH、光、及び温度で分解しやすいものとそうでないものに分類し、一方、農薬の塩素処理に関しては、塩素との反応に伴う副生成物が問題になっていると指摘している。例えば、河川水等を浄水処理する過程で、塩素処理によりトリハロメタンなどの低沸点有機塩素化合物が生成することなどが挙げられる。真柄ら¹⁸⁾は、水道で農薬問題を扱うとき、浄水処理過程では、農薬と塩素との反応生成物についてその制御性を評価していかなければならないとしている。

また奥村¹⁹⁾によると、農薬の水中における分解では、農薬原体そのものよりも、分解産物について調査することが重要であると指摘している。

以上のように、環境中の農薬においては複雑な挙動を示していることが報告されている。しかしながら、直接浄化法による農薬の浄化機構に関する研究は少ないようである。

5.2.2 接触材及び対象農薬

本実験で用いた接触材は、主に佐賀県内の未利用資源であるサルボウ貝殻、ALC、石膏、木炭の4種類である。農薬吸着可能性に関する回分実験と生分解可能性に関するカラム連続実験ではこれら4種類の材料を用いて検討を行い、農薬除去収支に関する実験では、上記の実験結果からサルボウ貝殻について検討を行った。

サルボウ貝は、水産加工場からの廃棄物で、水質浄化システムの接触材として利用可能であることを本論文第3章で示してきた。

ALCは、壁材として開発された多孔質の発泡軽量コンクリートである。けい石、石灰石などを原料に高温、高圧の蒸気釜で養生させ、内部に気泡を発生させる。耐火性・断熱性・遮音性等に優れ、間仕切り壁、屋根、床などのパネルや、耐力壁として様々な建物に使われている。ALCは、他の軽量コンクリートに比べてかなり品質が安定した外壁材であるが、外壁材の製造過程で、大きさをそろえる際に切れ端が生じ、多量の建設廃材が出る。近年、ALCの廃棄処分方法として土壌改良材や養豚場の糞尿処理などに使用されているが、ALCを下水処理に適用した場合、高いリン除去能を有することが確認されている²⁰⁾。

石膏は、陶磁器産業において泥しょう鑄込み成形等の型材として使用され、九州肥前地区(佐賀県有田町、長崎県波佐見町など)における使用量は年間3,000～5,000tである。使用済みの石膏は再度加熱処理し吸着水を除去することにより再生できるが、当肥前地区にはそのような設備がないため、全て廃棄されている。現在、佐賀県内では、年間少なくとも約5,000tの廃石膏が排出されており、リサイクルの現状としてはセメント原料の一部として利用されているにすぎない。古田ら²¹⁾

は、石膏廃材を簡単なプロセスで合成された水酸化アパタイトで、重金属に対するイオン交換能などの特性に着目した廃水処理などの研究行っている。

木炭は、よく知られているように透水性、保水性等に優れており、昭和61年には農林水産省により土壌改良材として指定されている。これまでの木炭は、燃料としてカシ、クヌギ、ナラが主流であり、レジャー用等に使用されるだけであったが、現在は、スギ、ヒノキの製材の端材や間伐材の有効利用として活用されるようになってきている。従来実施が低位であった佐賀県内における間伐も、昭和56年度以降、間伐促進のための補助事業により、毎年2,000～2,500haが実施されている。近年は、リサイクルを目的とした水質浄化のために木炭を利用したものが多く見られる²²⁾。また関東を中心に実施例も数多くある。

除去対象とする農薬は、農薬要覧(1998)、県内水田農薬散布計画表、及び文献による調査からエトフェンプロックス、イソキサチオン、フサライド、ベンチオカーブ、メフェナセットの5種類を選定した。佐賀県内で使用頻度が高くかつ全国的に農薬原体としての生産量が多いもの、用途や有効成分(系)が異なるものを選定した。

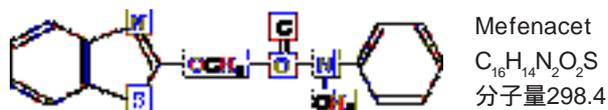
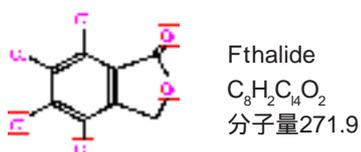
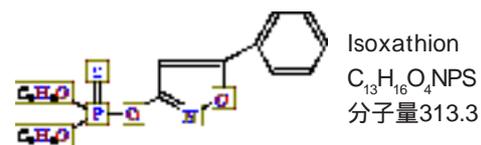
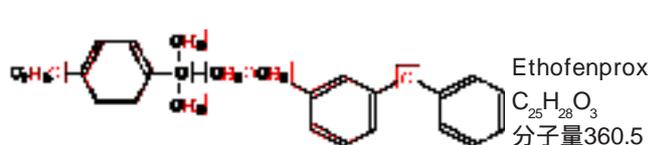
農薬流出において、水田に散布した直後、降雨によって流出した農業排水路の農薬濃度が最も高い。特に水溶解性の高い農薬は流出しやすいとされている。このことを踏まえ、カラム連続実験の初期濃度は、排水路や小河川において一時的に検出されるおそれのある濃度(環境基準や水質評価指針値の10倍程度)とした。回分実験の初期濃度は各接触材の除去特性を顕著に表すために連続実験の初期濃度の10倍を目安とした。表-5.1に農薬の実験初期濃度と表-5.2に各農薬の環境特性の比較を示す。

表 -5.1 実験初期濃度 (mg/L)

農 薬 名		回分実験		連続実験 カラム
		低濃度	高濃度	
エトフェンプロックス	合成ピレスロイド系殺虫剤	10	500	1
イソキサチオン	有機リン系殺虫剤	10	500	1
フサライド	有機塩素系殺虫剤	10	500	1
ベンチオカーブ	カーバメイト系除草剤	2	100	0.2
メフェナセッド	酸アミド系殺虫剤	2	100	0.2

表 -5.2 農薬の環境特性

	エトフェンプロックス	イソキサチオン	フサライド	ベンチオカーブ	メフェナセット
分類	合成ピレスロイド系殺虫剤	有機リン系殺虫剤	有機塩素系殺菌剤	カーバメート系除草剤	酸アミド系除草剤
水溶解度	1	1.9	2.5	30	4
蒸気圧 (mPa)	32	0.133	0.0027	2200	0.000064
ヘンリー則定数 (Hpa・m3/mol)	12	0.02	0.00029	18.9	0.0000048
オクタノール/水分配係数	7.05	3.88	3.85	3.42	3.23
土壌有機炭素吸着定数 (Koc)	1023	814	738	676	3063
土壌中半減期 (S-DT50)	41日	40日	70日	74日	223日
水中半減期 (W-DT50)				30日	
流出率 (RO%) (測定)	1.6	1.6	1.8	2	2.2
流出率 (RO%) (計算)	1.1			3.8	
流出指数	0.001	0.72	87.8	0.001	22000
地下水偏在指数	0.77	1.74	2.09	1.82	4.28
生物濃縮係数	1600000	977	705	170	0.0014
法的規制	人の健康の保護に関する環境基準			0.02mg/ 以下	
	公共水域等における農薬の水質評価指針	0.08mg/ 以下		0.1mg/ 以下	0.009mg/ 以下
	ゴルフ場使用農薬に係る暫定指導指針	0.8mg/	0.08mg/		
	水質汚濁にかかわる健康保護環境基準		0.008mg/ 以下		0.02mg/ 以下
	農薬取締法 (水質)	0.8ppm	0.08ppm	1ppm	0.2ppm



5.2.3 回分実験による吸着実験

(1) 実験装置及び方法

選定した農薬を水道水と混合し、混合農薬溶液として実験に用いた。接触材には、佐賀県内の産業廃棄物の中からサルボウ貝殻、ALC、石膏、木炭を選定し、これらと比較するために吸着性能の高い材料として粒状活性炭を加えた。表-5.3に各接触材の物性値を示す。

図-5.1に回分実験装置の概略図を示す。混合農薬溶液1.8Lを入れたガラス容器(2L)に各接触材をネットに詰めた状態で上部から吊し、スターラーで攪拌させた。対照実験(コントロール)として接触材を入れていない回分実験も同時に行った。実験は20℃恒温下で行った。採水時間は0,5,10,15,30分、1,2,4,8,16,24時間とした。測定項目は各農薬濃度、水温、pHとした。また、農薬分析は河川水質試験法(1997版)の農薬分析法の溶媒抽出法(試料に含まれる農薬類を塩化ナトリウム共存下においてジクロロメタンで抽出)²⁴⁾にて行い、これをGC-MS法で測定した。実験は、除去特性の把握を目的とした低濃度回分実験と、限界除去量の把握を目的とした高濃度回分実験の二通りの場合について行った。

表-5.3 各接触材の物性値

接触材名	回分実験		カラム連続実験	
	寸法(mm) 幅×長さ×厚さ	かさ密度 (g/m ³)	寸法(mm) 幅×長さ×厚さ	かさ密度 (g/m ³)
サルボウ貝殻	45×35×12	0.43	45×35×12	0.43
ALC	30×25×20	0.27	40×30×30	0.31
石膏	30×25×20	0.25	50×40×40	0.51
木炭	45×20×10	0.30	120×65×65	0.13
活性炭	5×3×3	0.04	-----	-----

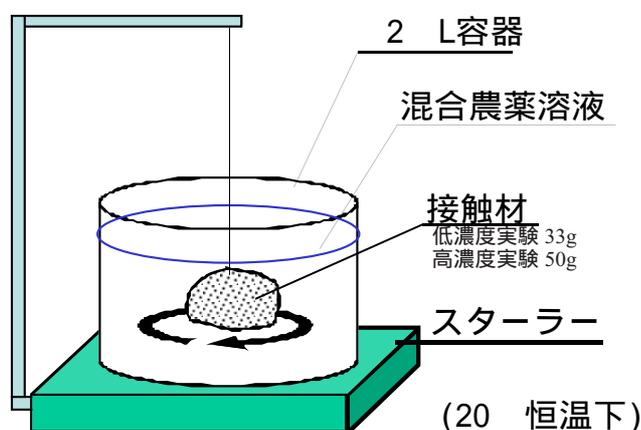


図-5.1 回分実験装置

(2) 低濃度回分実験結果

図-5.2に低濃度回分実験におけるエトフェンプロックスの経時変化を示す。コントロールの農薬減少は、物理化学的消失によるものと考えられる。農薬の物理化学的消失の要因は、水溶解度、温度、湿度、揮発性、太陽光、pH、塩素濃度、半減期などが挙げられ、複雑に関与するとされている¹⁷⁾。実験範囲内では、これらの要因を特定することは出来なかった。各接触材の濃度変化は4時間程度で平衡に達しているのが分かる。その他の農薬についても、平衡時における濃度は異なるがほぼ同じ時間で平衡に達していた。

図-5.3に各農薬の平衡到達時点での農薬減少率とオクタノール/水分配係数 (Octanol/Water Partition Coefficient: 以下Pow) の関係を示す。農薬の減少率とは、各接触材をいれた回分実験における農薬減少量からコントロールにおける農薬の消失量を差し引いたものを初期農薬濃度で除したものである。オクタノール/水分配係数 (Pow) とは、農薬などの有機物がどのくらい水に移行しやすいかを把握するために用いられるものであり、環境中の農薬の挙動を把握するための指標とされている²⁴⁾。つまり、対象となる有機物がオクタノール(一価アルコール)と水のどちらに溶解しやすいかを求めることで、有機物の疎水性・親水性を把握することができる(図-5.4参照)。図-5.3において、接触材が異なっても同一農薬に対する農薬減少率はほぼ同じであること、及び農薬減少率は農薬によって左右されることが認められる。また、Powが大きい農薬ほど、濃度減少率は高くなっている。Powが大きいことは土壤残留性を示すことから、疎水性の農薬ほど接触材に吸着されやすく、濃度減少率も高くなったものと考えられる²⁵⁾。

図-5.5に粒状活性炭による農薬減少率に対する各農薬の比減少率を示す。エトフェンプロックス、イソキサチオン、フサライドについては、各接触材とも粒状活性炭とほぼ同等の除去率を示しており、使用した接触材による除去が十分可能であることが分かる。これに対し、ベンチオカーブ、メフェナセットによる除去率は粒状活性炭に比べかなり低いことが分かる。粒状活性炭は、本実験で使用した5種類の農薬を除去できることが分かる。廃棄物接触材の除去効果は、農薬物性に依存する事が分かる。しかし、本研究で用いた各接触材の全体的な除去率の傾向から判断すると、その効果は期待できるものと思われる。

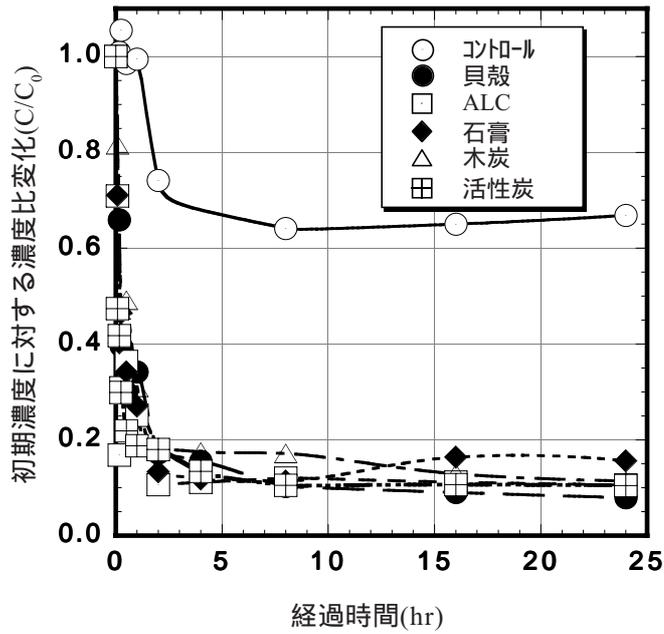


図-5.2 エトフェンブロックの経時変化

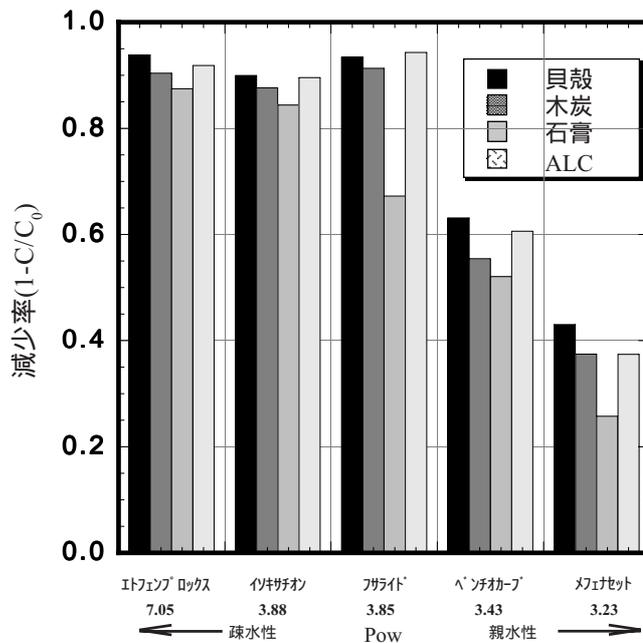


図-5.3 各農薬の減少率とPowの関係

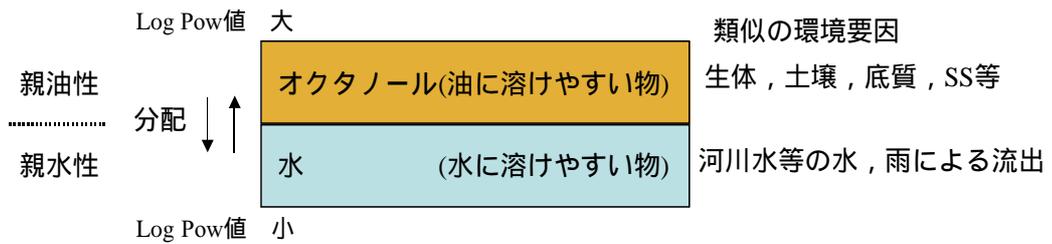


図-5.4 オクタノール / 水分配係数と環境挙動との関係

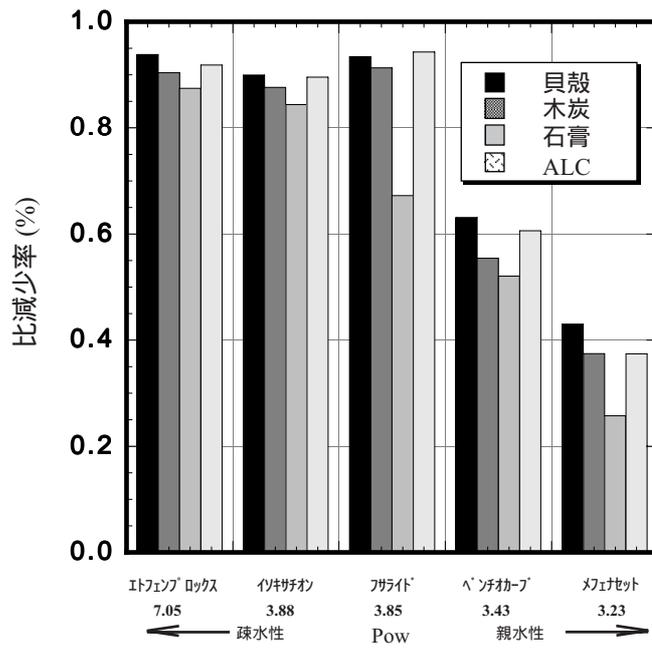


図 -5.5 粒状活性炭に対する各農薬の比減少率

(3) 高濃度回分実験結果

各接触材の除去特性を把握するために高濃度回分実験から限界除去量を求めた。図-5.6に高濃度回分実験で得られた農薬限界除去量を示す。低濃度実験と同様に限界除去量にも農薬の特性が大きく影響している。全体的にはPowの大きい農薬ほど限界除去量の差も大きくなる傾向にあり、サルボウ貝殻、木炭、石膏、ALCの順に限界除去量が多い。比表面積が比較的大きいと考えられる木炭、ALCと比べて、サルボウ貝殻の限界除去量が多いのは材質や形状の効果によるものと推測される²⁶⁾。フサライドの限界除去量が他の農薬と比べて高いのは、いずれの接触材も実験溶液中のpHが約8以上であったことから、フサライドが加水分解¹⁷⁾されたためと考えられる。

以上の回分実験から、接触材による農薬の吸着除去が期待できることを確認した。また、農薬によりその除去率が左右されることから、本システムの適用に際しては、接触材の適否よりも対象農薬の疎水・親水特性等を十分考慮する必要がある。

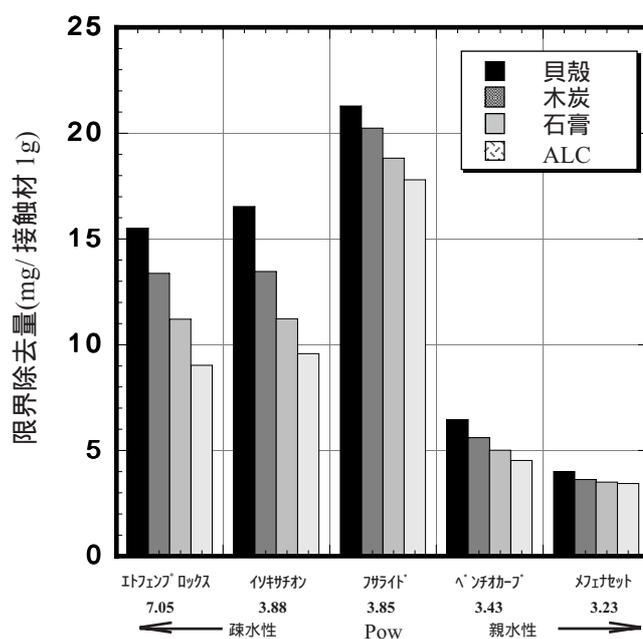


図-5.6 各農薬の限界除去量とPowの関係

5.2.4 カラム実験装置による生分解可能性実験

(1) 実験装置及び方法

農薬が混入した河川水の連続的な浄化特性の検討のためにカラム連続実験を行った。図-5.7にカラム連続実験装置の概略図を示す。カラムには内径 300 × 高さ 1000[mm]の円筒状塩ビ管を用い、各接触材をそれぞれ充填した。表-5.1の農薬濃度となるように混合農薬溶液を混ぜた河川水をカラム下部から上向流で連続通水させた。この時のカラム内の滞留時間は、3章のカラムを用いた基礎的実験から4時間とした。実験開始から毎日カラムの流入水、処理水の各農薬濃度、pH、水温、SS、DO、CODを測定した。実験開始から2週間目に各接触材への生物膜の付着を促進させるために生水を1週間程度通水させた。その後、農薬を混ぜた河川水を再度通水し所定の水質を毎日測定した。この下水通水前後における生物量の比較から、農薬の生物分解除去の可能性を検討した。実験期間中の水温は 7.5 ± 1.8 であった。

(2) 実験結果と考察

図-5.8に流入水・処理水のベンチオカーブ濃度の関係を示す。下水通水前の処理水濃度はいずれの接触材においても0.25mg/L程度までしか低下していない。これに対し、生物膜付着促進のために下水通水した後の処理水濃度は測定限界以下(0.5 µg/L)であった。このことから、生物膜の生成により除去効果の促進が確認された。しかし、ベンチオカーブの生物分解性については分解と難分解の両論^{11),17)}が報告されており、この濃度減少が生物分解、あるいは膜吸着のいずれによるものかは、実験条件も異なっておりこの図から判断できない。

図-5.9に流入水と処理水のイソキサチオン濃度を示す。下水通水前の処理水濃度が0.45mg/L程度であったのに対し、下水通水後では0.35mg/L程度と変化量は少なかった。これは、イソキサチオンがベンチオカーブに比べ生物膜の影響を受けにくいためと考えられる。

以上、カラム連続実験では、生物膜付着により各接触材とも農薬除去効果が促進されること、また農薬の種類により除去効果も異なることから、回分実験同様、除去には農薬の特性が大きく影響すると考えられる。尚、カラム連続実験では、回分実験と異なり接触材及びオクタノール/水分配係数の違いが除去効果に及ぼす影響は見られなかった。

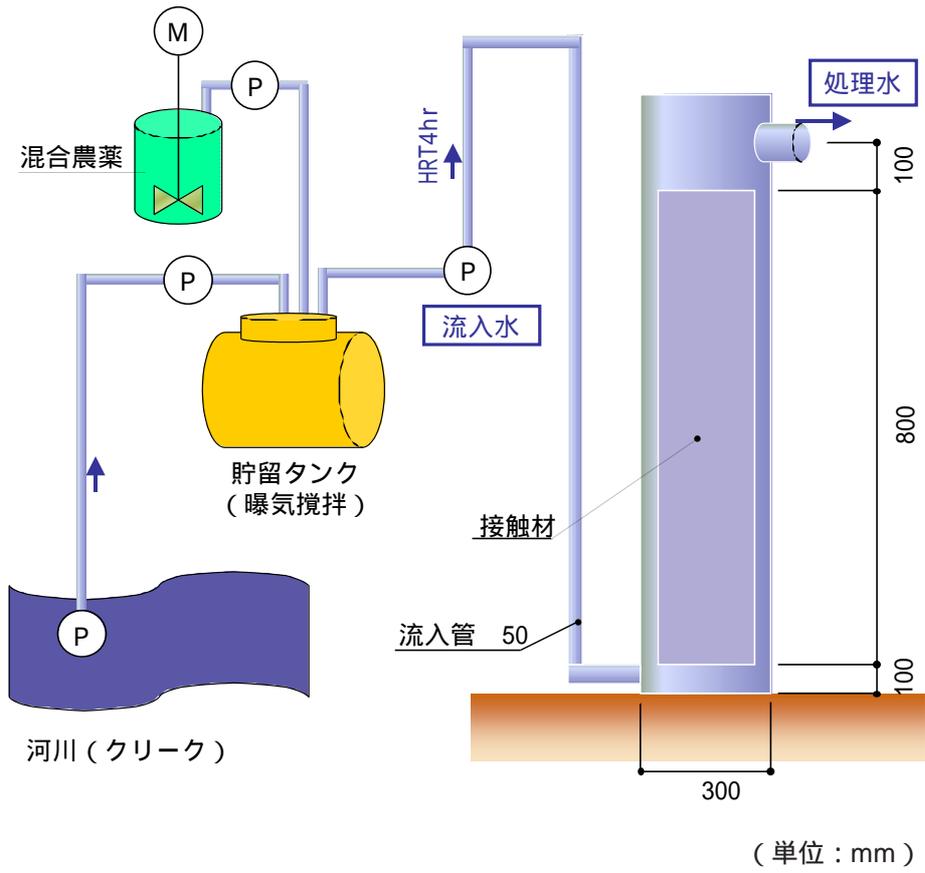


図-5.7 カラム連続実験装置

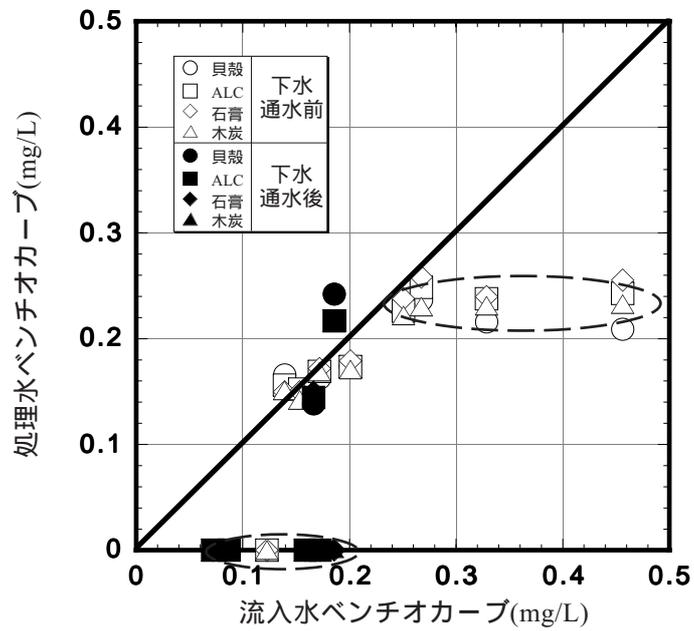


図 -5.8 ベンチオカーブの流入水・処理水の関係

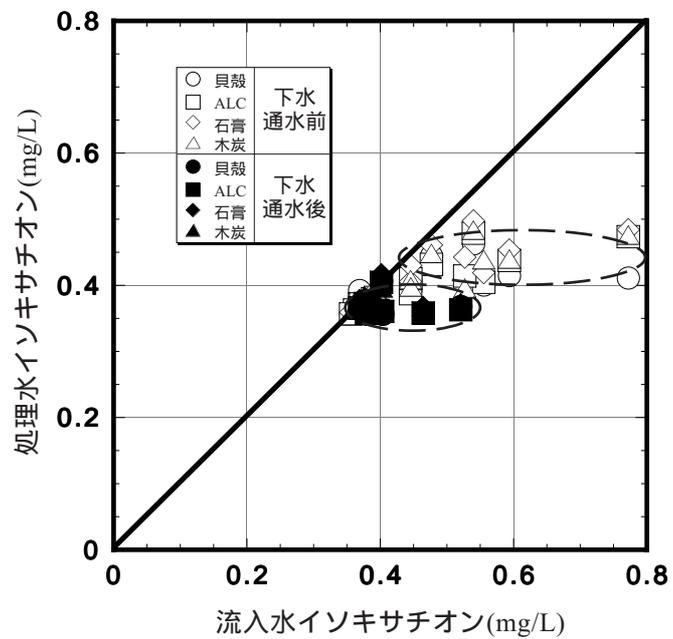


図 -5.9 イソキサチオンの流入水・処理水の関係

5.2.5 農薬除去収支に関する実験

(1) 実験装置及び方法

農薬除去に対してより定量的に収支をとるために、図-5.10のような実験装置を用いて実験を行った。カラムには内径 100 × 高さ 430[mm]の塩ビ管を用い、接触材は回分・カラム連続実験の結果を踏まえサルボウ貝殻を用いた。このカラムに河川水を約1ヶ月通水し、接触材に生物膜が付着するまで馴致した。貯留タンクには、表-5.1 低濃度回分実験の初期濃度となるように各農薬と河川水を混合貯留し、農薬が沈殿分離しないよう曝気攪拌した。除去対象とする農薬は回分・カラム連続実験と同様のものを用いた。この貯留タンク内の農薬混合河川水を定量ポンプでカラムに連続通水し循環した。貯留タンクへの農薬の追加は、貯留タンク内の農薬濃度が平衡となる1週間間隔を目安とし、約1ヶ月間継続した。対照実験(コントロール)として接触材を入れていないカラム実験も同時に行った。採水箇所は貯留タンク水(以下、流入水)とカラム処理水(以下、処理水)である。測定項目は各農薬濃度、pH、水温、SS、DO、COD、及び塩化物イオン濃度である。実験は、20℃恒温下で遮光して行った。

(2) 実験結果と考察

図-5.11にイソキサチオンの実験初期における経日変化を示す。実験開始直後における流入水と処理水の比較から、カラム内において農薬除去が行われていることが分かる。また、その時の流入水と処理水のろ液中農薬濃度の差は、原液中農薬濃度の差と比較してはるかに小さく、農薬除去の大部分がSS捕捉に起因していることが分かる。接触材を充填していないコントロールのイソキサチオンは、経時的に減少している。ろ液中の農薬濃度はほぼ一定であり、溶解性農薬除去の困難性がうかがえる。

図-5.12にベンチオカーブの経日変化を示す。ベンチオカーブは、他の農薬に比べ、溶解成分が多いことから、実験開始直後のカラム内における農薬除去率は約20%と、他の農薬に比べはるかに低い。これは、後述するように接触酸化法による農薬除去のほとんどがSS捕捉に起因するものであるのに対し、ベンチオカーブのSS依存率が約2割と少ないためである。しかし、ベンチオカーブのろ液中濃度は、他の農薬に比べ大きく減少している。これはベンチオカーブが生物分解されやすいことから、農薬の溶解成分が生物分解されたものと考えられる。さらに、SSに付着したベンチオカーブは、SSとともに接触材に捕捉後溶出し、溶解成分として生物に分解されているものと考えられる。

ベンチオカーブは図-5.13に示すように分解過程で脱塩素ベンチオカーブに分解されることから^{27),28),29)}、前述した除去効果を再確認するために、接触材の生物膜有無による塩化物イオン生成量

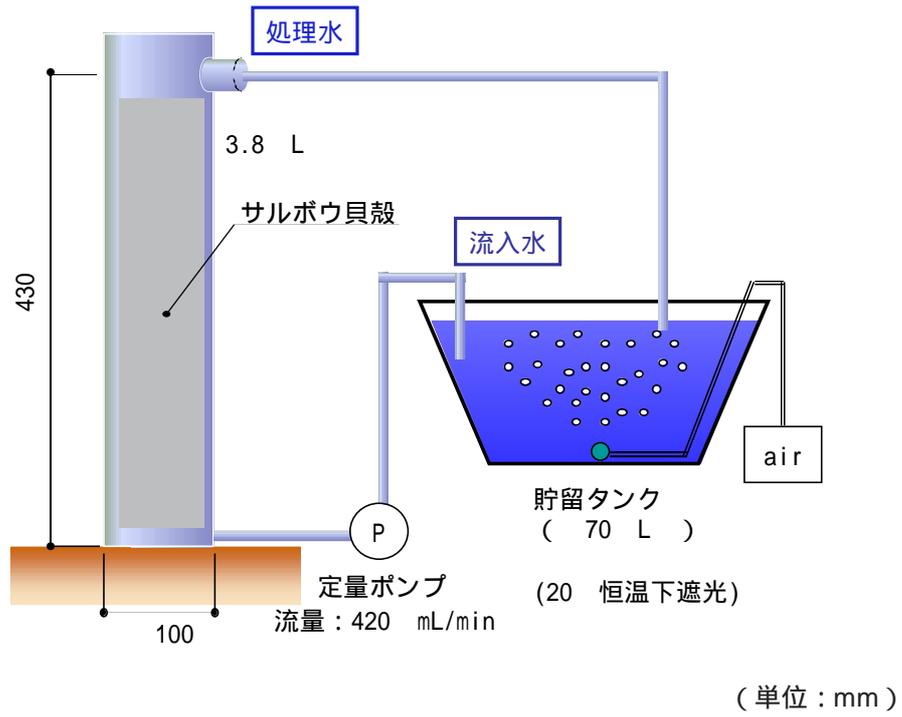


図-5.10 収支測定用カラム実験装置

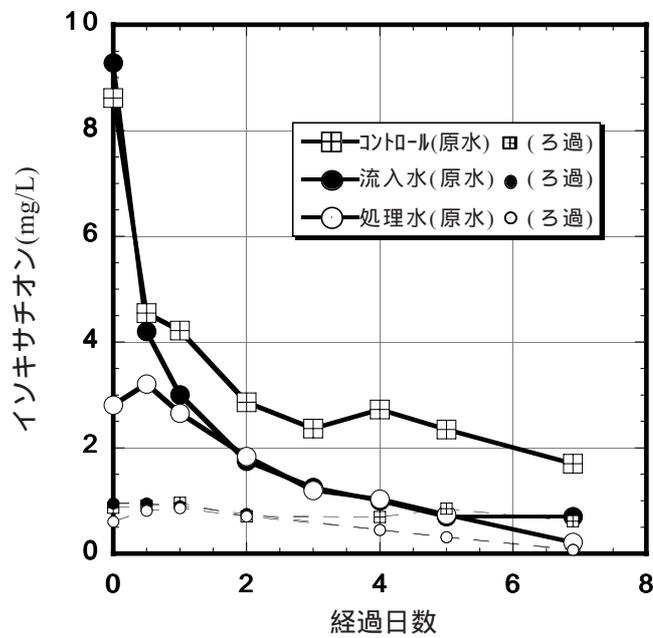


図-5.11 イソキサチオンの経日変化

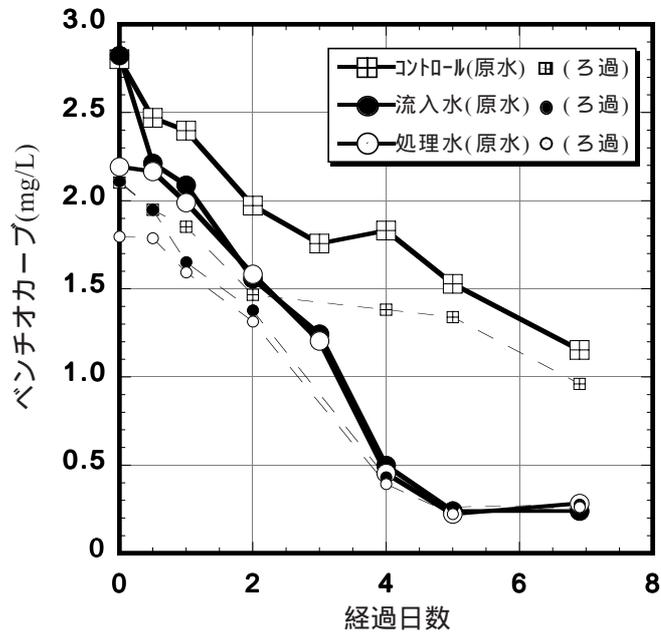


図-5.12 ベンチオカーブの経日変化

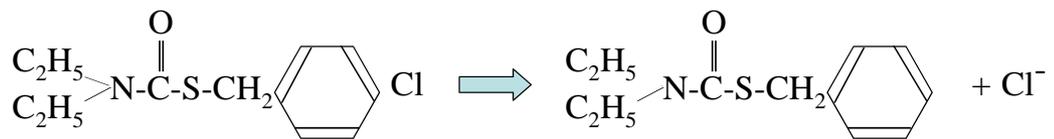


図-5.13 ベンチオカーブの脱塩素反応¹³⁾

の違いを求めた。図-5.14に塩化物イオンの経日変化を示す。生成塩化物イオンとベンチオカーブ減少量の収支の精度は良好でなかったが、生物膜有りの接触材におけるベンチオカーブの減少とともに塩化物イオンの生成量が生物膜無しのものに比べ有意に大きかったことから、生物膜による生物分解効果であるものと考えられた。

図-5.15にメフェナセットの経日変化を示す。メフェナセットは、実験開始直後、SS捕捉により減少したものの、その後接触材に堆積したSSから溶出し溶解成分として実験系内に残存していることが分かる。これは、後述するようにメフェナセットの半減期が長く自然分解率が低いことや、オクタノール/水分配係数(P_{ow})が小さいためと考えられる。

図-5.16に実験系内における累積SS減少量と累積農薬減少量の関係を示す。この図から、農薬減少量とSS減少量との間に相関があると言える。メフェナセットは、 P_{ow} が小さく、他の農薬に比べ半減期が長いため、SS減少量に関係なくほとんど除去されていないことが分かる。

農薬除去収支に関する実験で貯留タンク内の曝気による農薬の気散が懸念された。そこで、貯留タンク内の曝気とカラムの有無の影響について実験を行った。図-5.17にイソキサチオン減少量に及ぼすカラム及び曝気の有無の影響を示す。カラムを通さず、かつ曝気を行わなかった場合、イソキサチオンがほとんど減少しないのに対し、曝気を行うと徐々に減少している。このことから曝気によるイソキサチオンの気散が確認された。一方、カラムを通した場合、曝気の有無によらず、速やかな除去が確認される。このことから、カラム通水による除去量は気散量より多く、カラム通水を行うことにより十分な農薬除去が可能であると言える。

以上の結果を用いて、約1ヶ月間の農薬収支を求めた結果を表-5.3に示す。ここでは、コントロールにおける農薬の消失を除いた農薬収支について述べる。カラム内の農薬残留量は、堆積した汚泥、生物膜中の農薬を測定したものである。農薬除去率は、 P_{ow} の大きい農薬ほど高い傾向にあった。このことから、接触酸化法による農薬除去には、 P_{ow} が関係していると言える。またカラム内に残留した農薬量は2割程度と低いことから、SS捕捉後にカラム内で生物分解あるいは物理化学的消失により減少したものと考えられる。このことから、水域直接浄化を考慮した場合、施設内に堆積貯留された汚泥中の農薬成分が汚泥処理等に及ぼす影響は少ないものと言える。

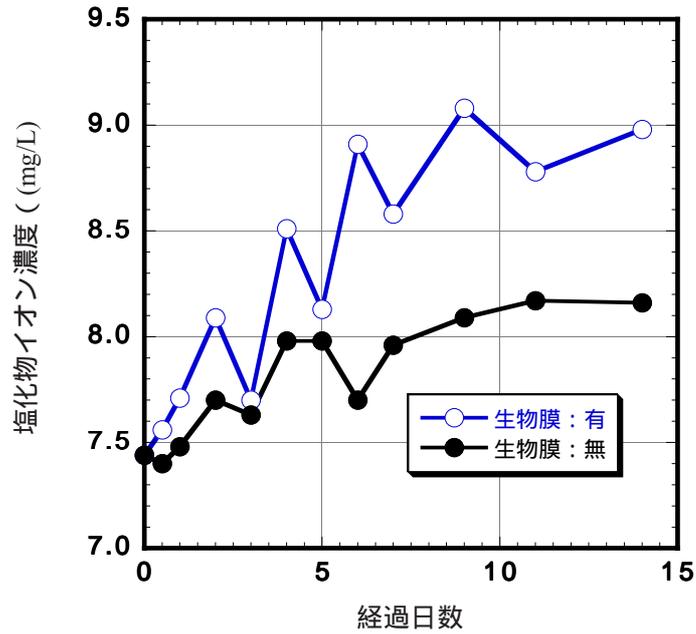


図-5.14 ベンチオカールの分解過程に伴う塩化物イオンの経日変化

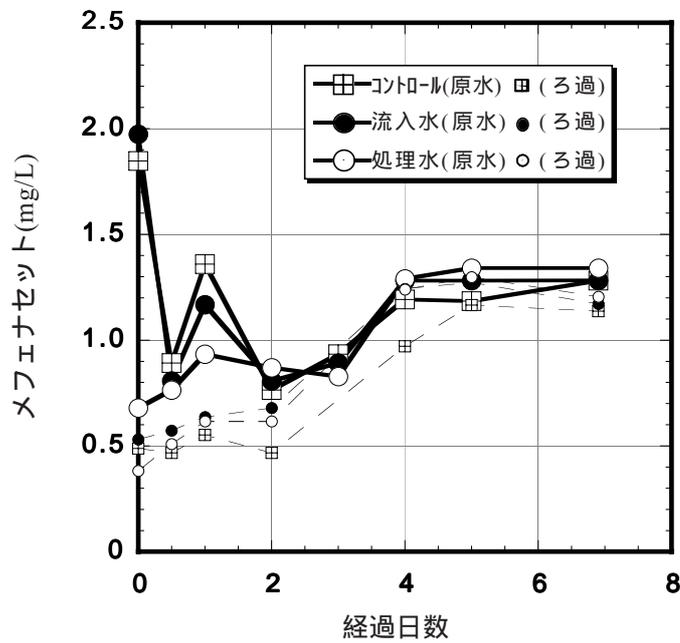


図-5.15 メフェナセツトの経日変化

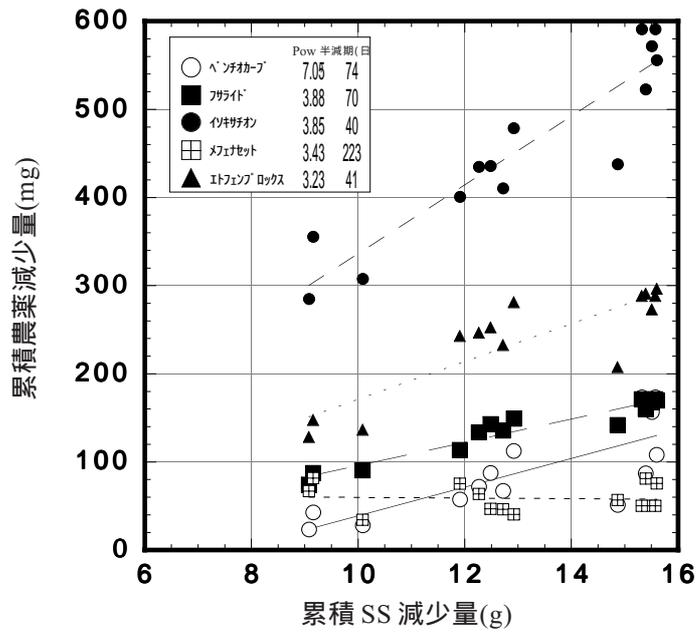


図-5.16 SSと農薬の関係

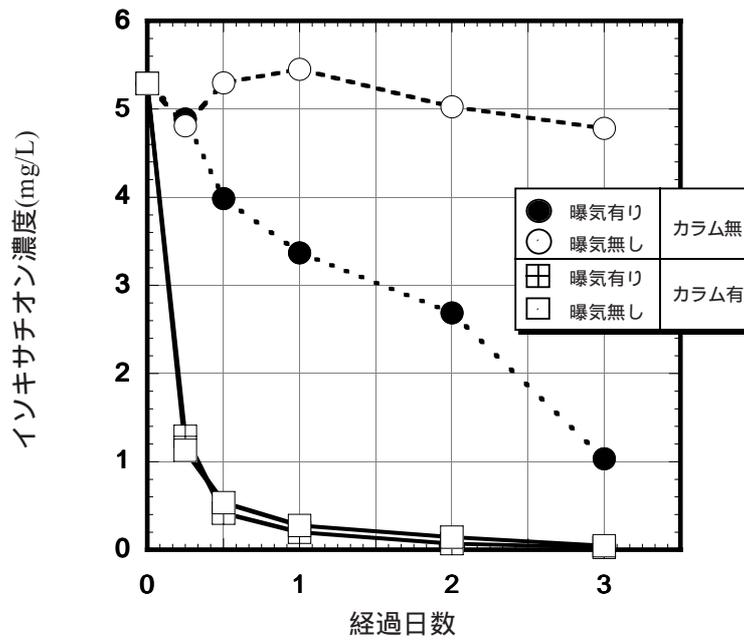


図-5.17 カラム及び曝気の影響

表-5.3 農薬除去収支 (mg)

農薬名	流入量	放流量	残留量	分解量	Pow
エトフェンプロックス	800(100%)	202(26%)	170(21%)	428(53%)	7.05
イソキサチオン	461(100%)	150(33%)	88(19%)	223(48%)	3.88
フサライド	192(100%)	82(43%)	76(39%)	34(18%)	3.85
ベンチオカーブ	92(100%)	35(38%)	15(16%)	42(46%)	3.43
メフェナセド	234(100%)	107(46%)	19(8%)	108(46%)	3.23

コントロールにおける農薬の消失を除く

(3) 農薬浄化機構に関する検討

農薬の浄化機構を定量的に表すために、モデル化の検討が必要である。そこで、農薬の除去反応を式(5.1)、(5.2)と仮定し、実測値に合うよう各農薬ごとのパラメータを設定し、農薬の物質収支に適用した。

$$\text{SS に付着する農薬} : \frac{dS_{che}}{dt} = -k_1 \cdot S_{che} \quad (5.1)$$

$$\text{液相中の農薬} : \frac{dS_{che}'}{dt} = -k_2 \cdot S_{che}' + R \quad (5.2)$$

S_{che} : SS に付着する農薬濃度(mg/L)

S_{che}' : 液相中の農薬濃度(mg/L)

k_1 : SS に付着する農薬濃度の減少速度(1/day)

k_2 : 液相中の農薬濃度の減少速度(1/day)

R : 農薬溶出速度(mg/L/day)

ここで、モデル化に際し次のように仮定した。

- 1) 反応層は完全混合とする。
- 2) 生物膜の増殖及び剥離は考慮しない。
- 3) SS に付着した農薬からの液相への溶出は、一定速度とする。

図-5.18,5.19はフサライドに関する計算値と実測値を比較したものである。計算値は、概ね実測値を再現しており、比較的簡便な浄化モデルを用いても接触酸化法の農薬除去過程を表現できるようである。これらの結果から約1ヶ月間における農薬除去収支を求めると図-5.20のようになり、モデル式を用いることで接触酸化法による農薬浄化機構を明らかにすることができた。

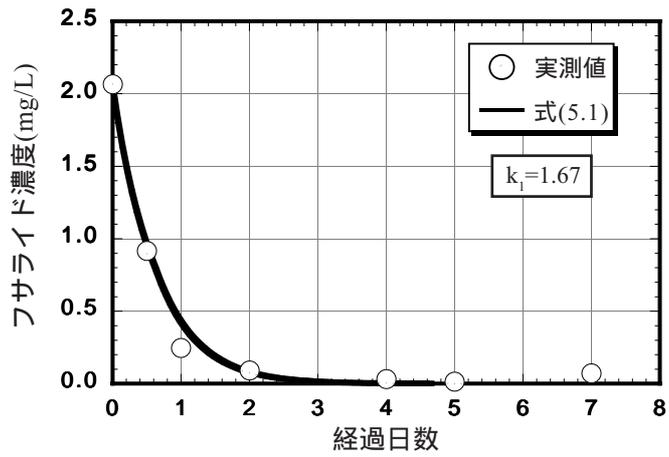


図-5.18 SSに付着するフサライドの濃度変化

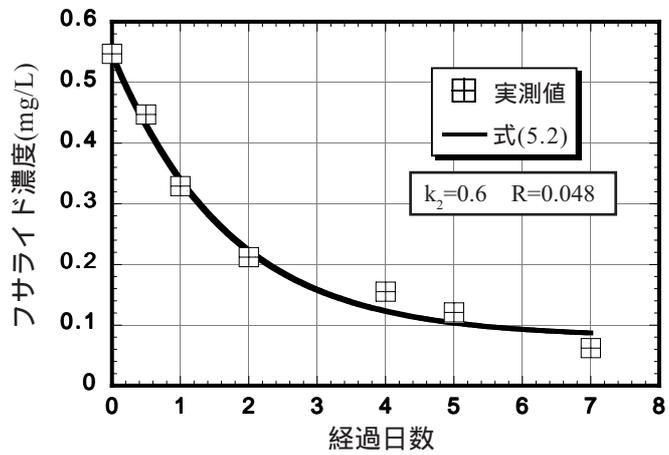


図-5.19 液相中のフサライドの濃度変化

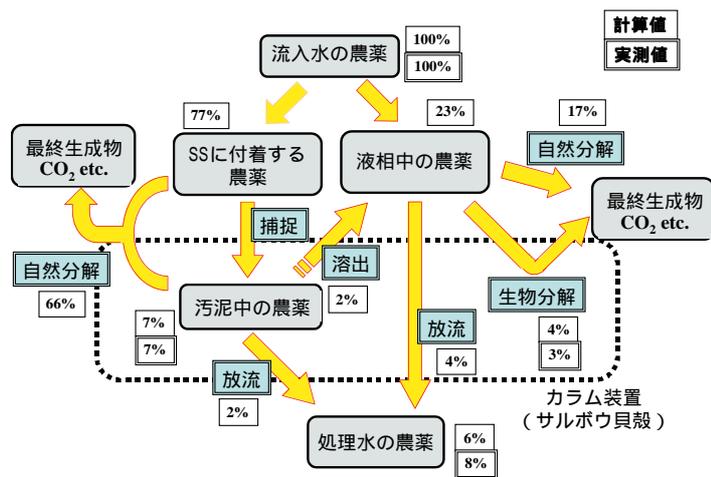


図-5.20 フサライドの農薬除去収支図

5.3 水域直接浄化システムによる修景池の水質改善

公園や堀,あるいはゴルフ場などの修景池は,富栄養化に伴う藻類の発生や悪臭,透視度の低下等が問題となることが多い.そこで,佐賀市内の公園の池に実験プラントを設置し,藻類除去を含めた修景池の景観改善を目的とし,その適用可能性と浄化能力について検討を行った.

5.3.1 実験装置及び方法

藻類を対照とした池の浄化において,池の中の植物プランクトンの増殖速度と浄化水の滞留時間や浄化施設の浄化効果を考慮しなければならない.池の浄化模式図を図-5.21とすると,浄化施設の浄化効果に対する浄化水の滞留時間は次のように表される.

$$\text{池内の物質収支式: } \frac{dS_{alg}}{dt} = \frac{Q_p}{V_p} \cdot (S_{alg,0} - S_{alg}) + k_{alg} \cdot S_{alg} \quad (5.3)$$

$$\text{浄化施設の除去率 } E = \frac{S_{alg} - S_{alg,0}}{S_{alg}} \text{ とすると } \therefore S_{alg,0} = (1 - E) \cdot S_{alg} \quad (5.4)$$

$$\text{よって式 5.3 は, } \frac{dS_{alg}}{dt} = \frac{Q_p}{V_p} \cdot \{(1 - E) \cdot S_{alg} - S_{alg}\} + k_{alg} \cdot S_{alg} = \frac{Q_p}{V_p} \cdot (-E \cdot S_{alg}) + k_{alg} \cdot S_{alg} \quad (5.5)$$

となる. 定常状態 $\frac{dS_{alg}}{dt} = 0$ とすると,

$$\text{池の浄化水の滞留時間は } T = \frac{V_p}{Q_p} = \frac{E}{k_{alg}} \quad (5.6)$$

となる.

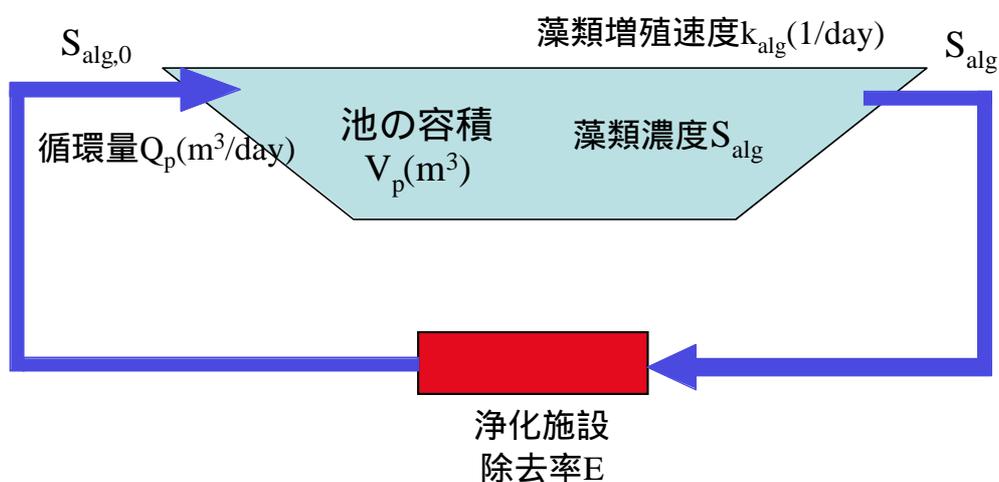


図 -5.21 池の浄化模式図

ここで、実験条件を次のように設定する。

実験プラントの藻類除去率 $E=90$ (%)

藻類増殖速度 $k_{alg}=1/3 \sim 1/5$ (1/day)³⁰⁾

よって、池の藻類増殖抑制のための浄化水滞留時間は式(5.6)から、 $T=3 \sim 5$ 日となる。

修景池の実験は、佐賀市蓮池公園内の池において平成11年9月～平成12年3月まで行った。図-5.22に実験対象池の概略図を示す。対象池は、周囲のクリークから循環水として定期的に水の補給を行っているが、実験時には循環水を止め、完全に閉鎖域とした。実験開始時(9月)には、藻類が異常発生し池表面に浮上していた(図-5.23, 5.24参照)。さらに藻類による光合成の影響でpHは9.4、DOは15mg/Lと高く、また透視度は5度と低く池内の魚等も確認できない状態であった。実験池におけるプラント処理水の滞留時間が3～5日となるように、池の一部を土のうで仕切り、

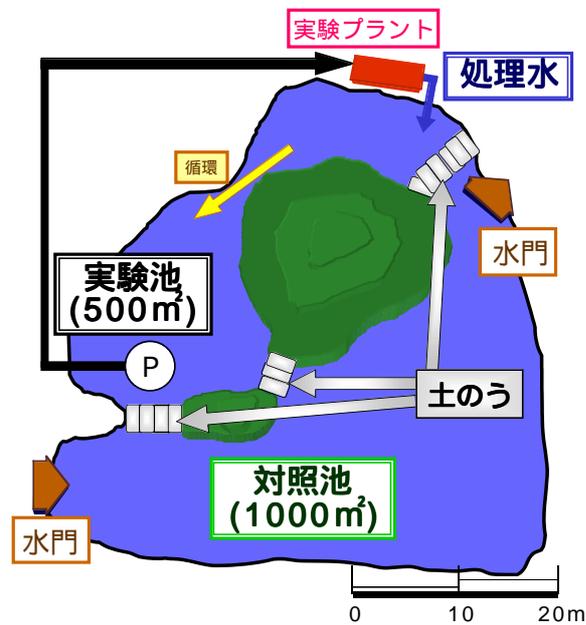


図 -5.22 実験対象池の概略図



図 -5.23 実験時の対照池



図 -5.24 実験時の実験池

実験池（プラントによる浄化）と対照池（無浄化）とに区分した．実験池の水量は約 200m³（面積約 500m²，水深約 40cm，シルト質底泥厚約 20cm）である．採水箇所は実験池，プラント放流水，対照池とした．実験プラントは本論文 3 章の浄化実験で用いたものと同様である．

5.3.2 実験結果と考察

実験池，対照池及びプラント放流水の pH の経日変化を図 -5.25 に示す．実験開始直後は，実験池，対照池ともに光合成の影響で pH が 8.5 ~ 9.4 と高い．プラント放流水は，河川での浄化実験から接触材の貝殻の溶解で pH が上昇するものと考えられたが，対象池の pH（8 前後）より放流水の pH 7.5 前後と低い．これは，プラント槽内で除去された藻類が，加水分解後アンモニアを放出した後，硝化反応に伴い pH の低下を招いたものと考えられる．この現象は，後述する T-N の成分分布からも分かるように NO₃-N の増加からも明らかである．

次に図 -5.26 に透視度の経日変化を示す．プラント内には実験開始 1 週目で汚泥堆積層（プランケットゾーン）及び生物膜が形成されはじめ，放流水透視度は上昇した．その後，放流水透視度は概ね 100 度以上で安定し高い SS 除去が確認された．しかし，実験池の透視度は 5 ~ 10 度と低く，対照池の透視度に比べ若干高い程度に留まっている．これは，池の水深が浅いため，底泥の巻き上げの影響を受けたためであることが，水深方向の濁度分布から確認された．10 月 24 日（図中の破線部）に，事故により池全体の水が減少したため，再度クリーク水を入れ実験を再開した．再注水から 1 ヶ月経過した頃から実験池の透視度は徐々に上昇し，2 ヶ月目には透視度 90 度まで達し池の底が明瞭に確認できた．その後，透視度は概ね安定していることが分かる．これは後述するように水温低下に伴い藻類の増殖が減少したためとも考えられるが，対照池透視度は 10 ~ 20 度と依然として低いことから，この透視度の差はプラントによる浄化効果によるものと言える．

図 -5.27 に SS の経日変化を示す．放流水は，実験開始後は 20 ~ 30mg/L であった．透視度の結果と同様，サルボウ貝殻接触材に汚泥堆積層が形成されはじめから，放流水 SS は測定限界となり除去率 100% 近いものとなった．本実験対象池の水質は，水質の外観上，藻類の繁殖に伴う藻類由来の SS と，底質（浮泥）のシルト分由来の SS であるものと考えられた．一般に，藻類は比重が軽いため沈降しにくく接触材に捕捉されにくいものと考えられる．しかし，本プラントの放流水透視度は約 2 週間後から安定し 100cm 以上となった．SS も 5mg/L 以下となった．これは，透視度の結果と同様にサルボウ貝接触材に汚泥堆積層が形成され，比重の軽い藻類が相乗的に除去されていったものと考えられる．あるいは，サルボウ貝の椀状となった形状が空隙の分布を多種多様に形成するため，接触材を通過する際に水の流速・流向は複雑になり，そこで比重の軽い藻類が沈降・

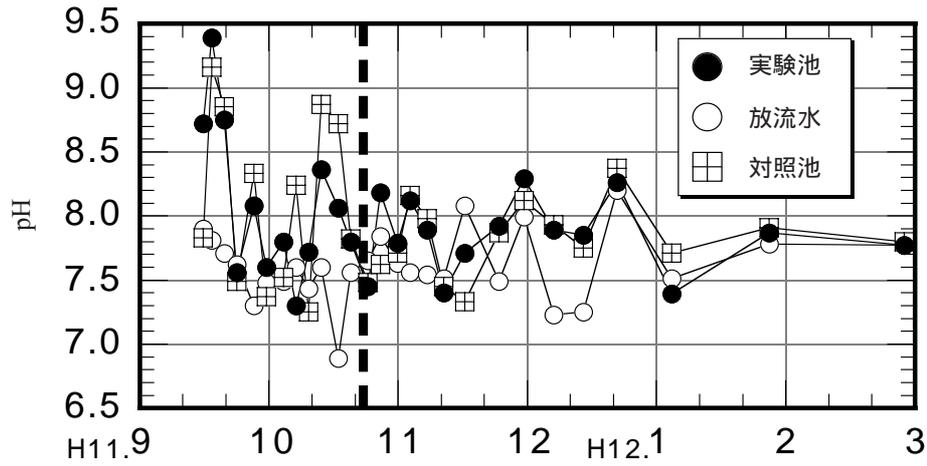


図 -5.25 pHの経日変化

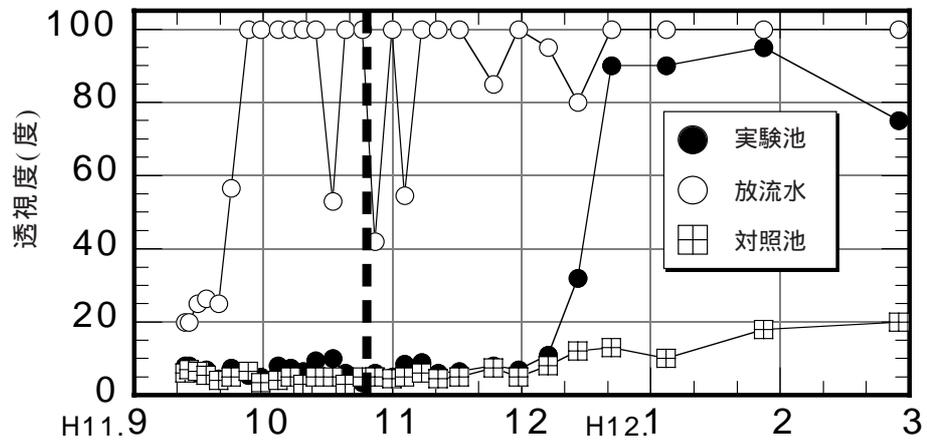


図 -5.26 透視度の経日変化

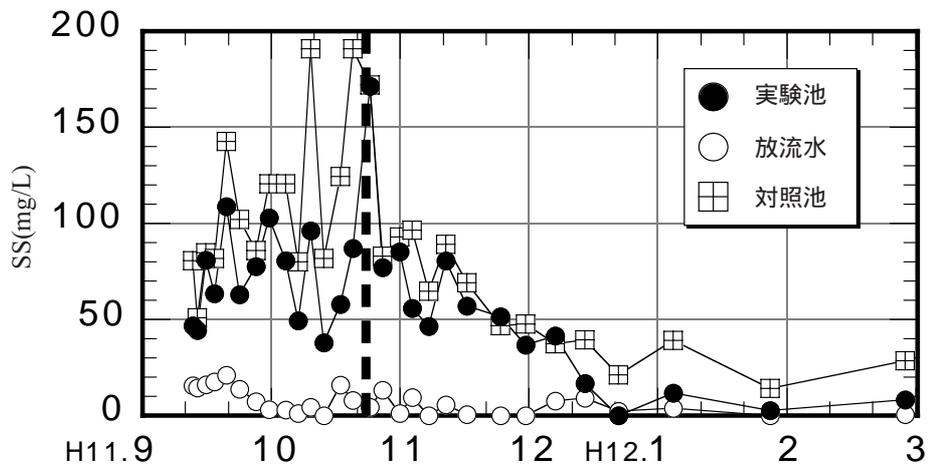


図 -5.27 SSの経日変化

吸着またはろ過されたものと考えらる。このことは、カラム基礎実験から得られた結果からも推測される。実験期間中の対照池 SS は最大 200mg/L と高く、この時の藻類も最大値を示している。

プラント放流水によって、実験池の水質は改善傾向にあったが、事故のために池全体へのクリーク水再注水後、実験池、対照池の SS の違いは見られなくなった。水温低下の影響を受け、実験池、対照池の藻類発生は抑制され、藻類由来の SS は減少した。なおかつ、底泥微生物の活動の低下から底質栄養塩の回帰が抑えられ、底質巻上げが少なくなりシルト質由来の SS も減少した。

図 -5.28 に COD の経日変化と成分分布を示す。実験開始直後の対照池の COD は 17mg/L であるのに対し、放流水 COD は実験開始後速やかに低下し 6mg/L 程度となっている。実験開始から実験池の COD はプラント放流水の影響により 10mg/L 程度まで徐々に減少している。これに対し、対照池の COD は後述するように藻類増殖に伴い上昇し、最大 30mg/L まで達した。これからもプラントによる藻類増殖の抑制効果が大きいことが分かる。再注水後には実験池、放流水、対照池ともに COD は一旦上昇するが、プラント放流水の影響により、実験池と対照池の COD には明確な差が出ている。11 月に入り、水温低下により藻類増殖が抑制され、対照池の COD の上昇はなく、10 ~ 15mg/L の値である。これに対して、実験池 COD は放流水とほぼ等しい 5mg/L まで改善されている。実験期間中における検水の COD の成分分布において、プラントにおける SS 性 COD 除去率は約 60% で、溶解性 COD 除去率はわずか 3% 程度である。このような閉鎖性水域の水質を対象とした場合では、生物的にほとんど酸化されているため、溶解性 COD 除去率は低くなったものと考えられる。COD 除去は SS 由来による除去効果が高いものと言える。

次に、T-N、T-P の経日変化と成分分布を図 -5.29、5.30 に示す。対照池の T-N、T-P は実験開始から藻類の増殖に伴い T-N 5mg/L、T-P 0.5mg/L まで上昇し、再注水後、河川水の流入と水温の低下に伴い徐々に低下した。これに対し、実験池の T-N、T-P は、実験開始後、良好な放流水質により T-N 1.5mg/L、T-P 0.15mg/L 程度となっている。T-N 除去率は約 30%、T-P 除去率は約 40% であった。プラント内は好気状態であることから脱窒はほとんど起きていないものと考えられる。またプラント槽内の接触材には生物膜の顕著な増殖は見られず溶解性窒素の取り込みは少ないと考えられることから、プラント内の T-N 除去は SS 性 N の除去によるものと言える。また、図 -5.29 に示すようにプラント流入水 T-N のほとんどが有機態 N であるのに対し、放流水 T-N の約 3 割が有機態 N、約 7 割が $\text{NO}_3\text{-N}$ であった。これは、プラント内で捕捉された SS 性 N が加水分解され、生成されたアンモニアが硝化の過程を経て $\text{NO}_3\text{-N}$ に変換されたものと考えられる。クリーク水の再注水後は、前述のように藻類の増殖が減少し、実験池 T-N は対照池より良好な水質となっている。P についても同様なことが言えた。以上のことから、本プラントで SS 由来の N、P の除去が可能であることを確認した。

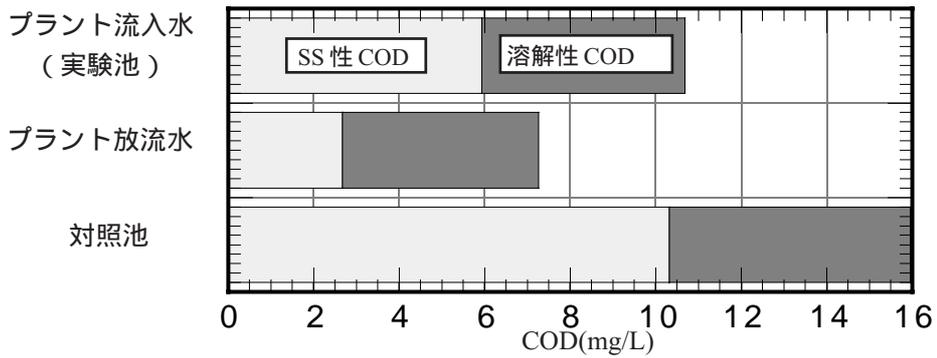
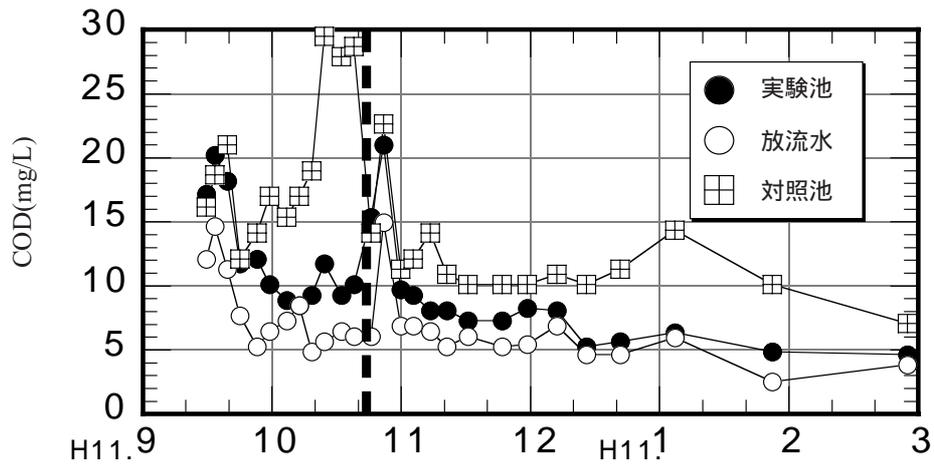


図 -5.28 CODの経日変化及び成分分布

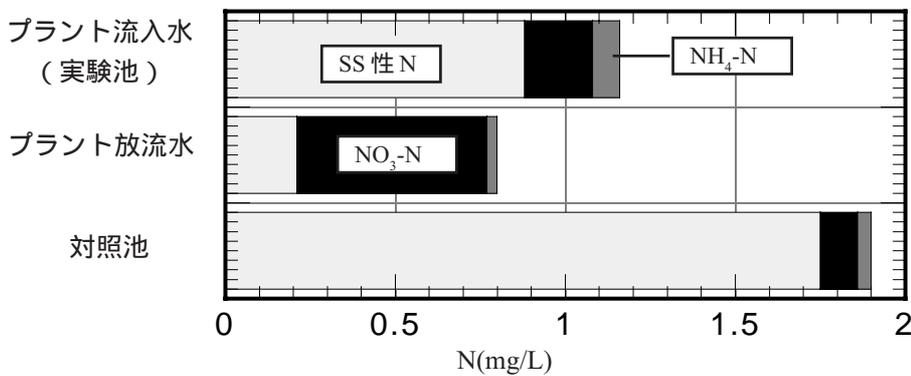
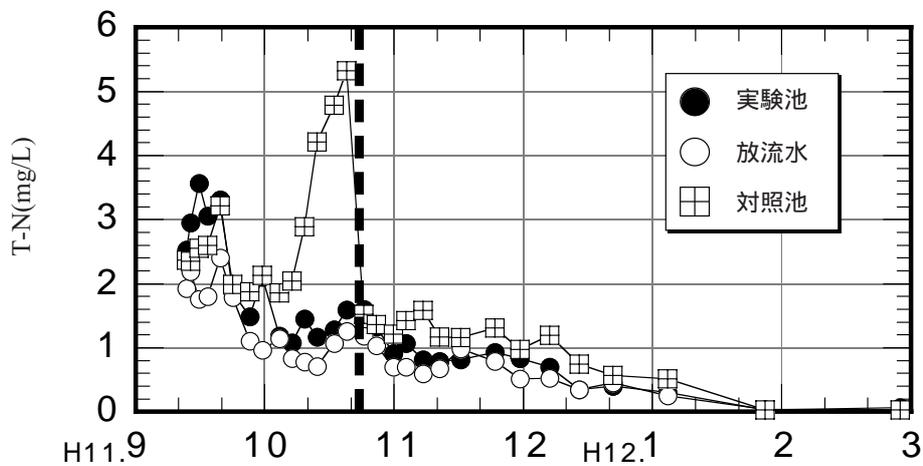


図 -5.29 T-Nの経日変化及び成分分布

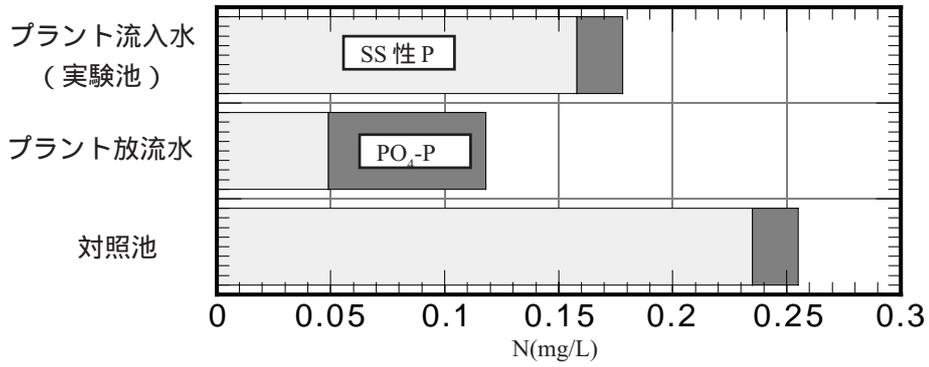
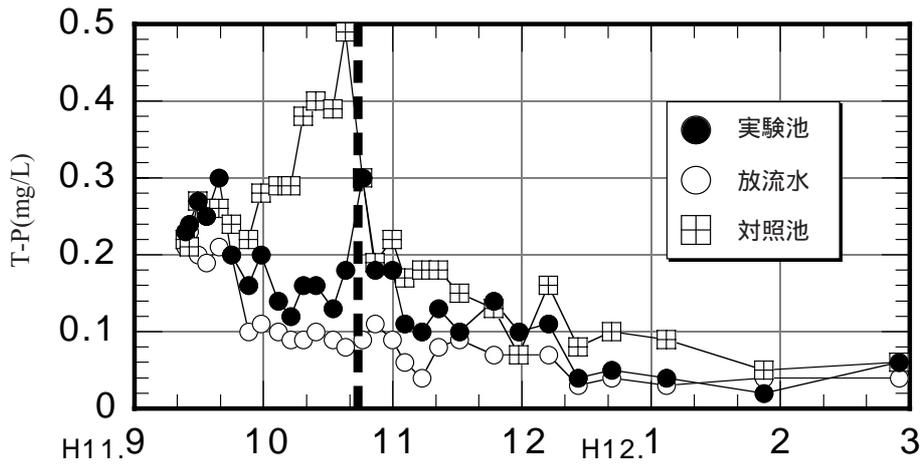


図 -5.30 T-Pの経日変化及び成分分布

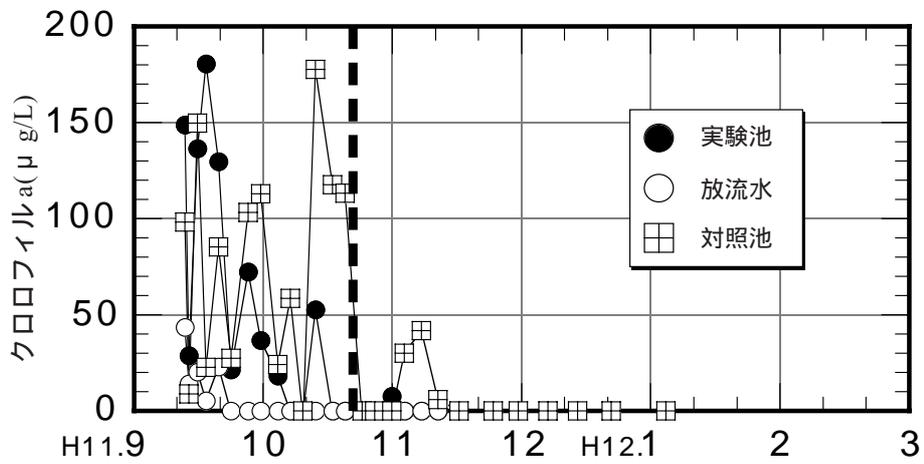


図 -5.31 クロロフィルaの経日変化

図 -5.31 にクロロフィル-aの経日変化を示す。実験開始2週目頃から放流水クロロフィル-aは測定限界以下となり、プラント内で藻類がほぼ100%除去されていることを確認した。そのため実験池のクロロフィル-aは徐々に減少している。これに対し、対照池では藻類が発生し、クロロフィル-aは最大180 $\mu\text{g/L}$ まで上昇した。再注水後は、水温の低下に伴い藻類が減少し、対照池においても藻類は見られなくなった。再注水前の結果から、本システムは藻類増殖の抑制効果があることが分かった。

実験期間中の対象池の写真(図 -5.32,5.33)から、プラント設置による浄化効果が分かる。

以上により、修景池における水質浄化能力について実験検討を行った結果、対照池と実験池を比較することにより、COD、T-N、T-P、クロロフィル-aに大きく差が観られた。このことから、サルボウ貝殻を用いた浄化システムによる藻類除去が可能であり、藻類の異常発生等で問題となっている閉鎖性の強い修景池等に適用可能であることが確認された。

5.4 結語

本章では、本論文で提案する水域直接浄化システムの有効性を確認するために、従来の汚染物質以外の水質項目として農薬とアオコを対象とした。農薬除去の可能性については、回分実験、カラム連続実験及び物質収支に関する基礎的実験を行った。また、修景池におけるアオコについては、実際の修景池で実証実験を行った。その結果、以下のことが明らかとなった。

- (1) 回分実験から農薬濃度の減少過程は、接触材にさほど依存せず、オクタノール/水分配係数に左右されること、及び、その分配係数が大きい農薬ほど除去効率も高くなる。
- (2) 生分解可能性実験から、農薬除去効果は農薬種類によって異なるものの、生物膜による農薬除去が確認された。
- (3) 農薬の物質収支から農薬はSSと連動した挙動を示しており、接触酸化法による農薬除去は、SS捕捉と生物分解によって支配される。
- (4) ベンチオカーブの除去過程において、ベンチオカーブの減少とともに脱塩素反応による塩化物イオンの上昇を確認した。このことからベンチオカーブの生物分解が確認された。
- (5) 本システムを適用した富栄養化した修景池等での水質改善においては、SS由来のCOD、窒素、リンの除去にも有効であることを実証した。
- (6) 本システムによる藻類の直接除去が可能であり、藻類発生で景観障害の問題が発生している閉鎖性の強い水域に適用可能であることを確かめた。



対照池

透視度 :5 cm
COD:10.1 mg/L



実験池

透視度:13 cm
COD:8.3 mg/L

図 -5.32 実験対象池（平成 11 年 12 月 1 日再注水後 38 日）



対照池

透視度:10cm
COD:14.3 mg/L



実験池

透視度:80 cm
COD:5.5 mg/L

図 -5.33 実験対象池（平成 12 年 1 月 4 日再注水後 72 日）

参考文献

- 1)伏脇裕一, ゴルフ場における農薬調査, 水道協会雑誌, Vol.63, No.4, pp.37-41, 1994.
- 2)石黒靖尚, 大野賢治, 北森成治, ゴルフ場の農薬による水質汚染調査(1), 全国公害研究会誌, Vol.15, No.4, pp.145-148, 1990.
- 3)高木博夫, 水質汚染農薬とその使用実態, 水質汚濁研究, Vol.14, No.8, pp.8-13, 1991.
- 4)菅原正孝, 都市の水環境の新展開, 技法堂, pp.2-26, 1994.
- 5)内海武, 池浄化における生物濾過技術の実際, 緑の読本, pp.55-61, 1992.
- 6)三海正春, 水景施設の浄化技術概要, 緑の読本, pp.18-26, 1994.
- 7)水戸部英子, 空中散布による河川水中の農薬の挙動, 環境科学, Vol.7, No.3, pp.507-513, 1997.
- 8)御厨初子, 宮原和夫, 佐賀県における水田地帯のクリーク水の農薬による汚染, 生態化学, Vol.6, No.2, pp.23-33, 1983.
- 9)御厨初子, 佐賀県のクリークにおける農薬の消長, 第8回農薬環境科学研究会講演要旨集, pp.43-62, 1990.
- 10)小竹美恵子, 豊田一郎, 水田排水が流入する小河川への水田農薬の流出, 愛知県総研報, No.25, pp.69-79, 1993.
- 11)千葉県農業試験場, 千葉県農業試験場特別報告第18号, 水系環境における農薬の動態に関する研究, pp.1-60, 1991.
- 12)R.A.Leonard, Pesticides in the Soil Environment, Soil Sci.Soc. Amer. Inc., Madison, pp.303-349, 1990.
- 13)金沢 純, 農薬の環境科学, 合同出版, pp.1-310, 1992.
- 14)C.A.I.Goring, et al., Environmental Dynamics of Pesticides, Prentice Hall, New York, pp.135-172, 1975.
- 15)楢塚昭三, 農薬, ソフトサイエンス社, pp.539-575, 1979.
- 16)T.R.Roberts, Pesticide Biochemistry and Toxicology, vol.7, Wiley Inter Science, New York, pp.1-12, 1994.
- 17)北森成治他, 農薬の水環境における分野に及ぼす物理化学的・生物学的因子の影響, 用水と廃水, Vol.34, pp.13-20, 1992.
- 18)真柄康基, 相沢貴子, 浄水処理における農薬の制御, 水質汚濁研究, 14(8) 532, 1991.
- 19)奥村為男, 水中農薬の塩素およびオゾンによる分解について, 水環境学会誌, Vol.15, No.1, pp.62-69, 1992.
- 20)松川知三, 野原昭雄, 荒木宏之, 古賀憲一, ALCを用いた生物膜ろ過法による高度処理, 土木学会第46回年次学術講演会講演概要集第2部, pp.356-357, 1991.

- 21)古田祥知子, 勝木宏昭, 石膏廢材を利用した水酸アパタイト多孔体の合成, Phosphorus Letter No.36, pp4-10, 1999.
- 22)新船知子, 石井保治他, 木炭による水質浄化実験とその評価, 用水と廃水, Vol.33, No.12, pp.3-11.
- 23)金澤純, 農薬の環境特性と毒性データ集, 合同出版, 1996.
- 24) (財) 河川環境管理財団, 河川水質試験方法 (案), pp.955-1036, 1997.
- 25)相澤貴子, 眞柄泰基他, オクタノール - 水分配係数を指標とした農薬の活性炭吸着能の評価, 土木学会第 51 回年次学術講演会, pp.218-219, 1996.
- 26)松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一: サルボウガイを用いた接触酸化法の浄化機構に関する基礎的研究, 土木学会論文集, No.720/ , pp.39-44, 2002.
- 27)山田忠男: 農薬の微生物分解の高まりとその制御, 植物防疫, Vol.44, No.2, pp.12-16, 1990.
- 28)奥村充司, pHおよびミネラルバランスからみたベンチオカーブ生分解特性に関する一考察, 福井工業高等専門学校 研究紀要 自然科学・工学, 第 30 号, pp.95-99, 1996.
- 29)奥村充司, 河川における農薬の自浄作用に関する研究, 環境衛生工学研究, Vol.9, No.3, pp.178-181, 1995.
- 30)岩佐義郎, 湖沼工学, 山海堂, pp.371, 1990.

第6章 水域直接浄化法の機能的評価及び経済的評価

6.1 緒言

本章では水域直接浄化法の総合評価を行うことを目的とし、文献や国土交通省や各地方自治体等からの設計・運転管理に関するデータをもとに、様々な水域条件等に合った浄化プロセスの選定の検討や現状分析を行った。資料やデータは実施例と実験例に分け、実施例のものを主な分析対象とし、実験例についてはテストプラントのものを採用した。本章で収集したデータ数は399件¹⁾⁻³²²⁾である。これらを、浄化対象としている水質、水量、浄化方法、滞留時間等により整理した。つぎに河川浄化施設と下水処理の実データをもとに水処理の代替施設の観点から機能評価を行い、水域直接浄化法の位置づけと適用限界を明らかにした。さらに、水域直接浄化法のコスト分析を行うために、モデル流域を設定して三省統一マニュアルに基づき合併処理浄化槽、農業集落排水施設、公共下水道、直接浄化法について試算し経済的な側面から評価を行った。

6.2 水域直接浄化法の現況評価

6.2.1 各種浄化法の採用状況

図-6.1に各直接浄化法の実施例と実験例の状況を示す。これより各直接浄化法の中で礫間接触酸化法と礫以外の接触材を充填した接触酸化法(以下接触酸化法)が多く採用されていることが分かった。礫間接触酸化法の実施例は主に国土交通省(旧建設省)で採用されており、特に関東を中心に建設されている。実施事業内容を表-6.1に示す。この表の中で礫間接触酸化法の実験例が少ないのは、礫間接触酸化法の殆どが野川浄化施設の実証実験^{90),281)}を基に計画・設計されているためである。また収集したデータによると、野川浄化施設の建設以降に、各河川で礫間接触酸化法が建設されていることが分かった。

接触酸化法における実施例は処理河川水量の少ない地方自治体に多く、その接触材として各種のプラスチック接触材を用いたものが多い。これに加え接触酸化法の実験例も多く、実験は従来廃水処理に使用されてきたプラスチック接触材の用途開発を目的に行われている。旧建設省においては平成4年から礫間接触酸化法に比べ、都市河川のような限られた設置スペースの河川においても可能なもの等、高効率で維持管理の容易な浄化システムの開発を目指して、民間企業の協力を得て実験を実施している(表-6.2)²⁸²⁾。旧(財)土木研究センターは、上記の背景から、民間で自主的に開発された技術の審査証明を行っている³²³⁾。審査証明にあたる基準としては①河川水等の汚濁さ

れた公共用水を、環境基準の達成等、公共環境として満足する水質までの浄化が可能であること、②施設の規模当たり・時間当たりの浄化能力が十分に大きく、かつ浄化効率の安定性と持続力があること、③浄化処理コストが極端に高くないこと、④維持管理が容易であること、⑤限られたスペースでの設置が可能であること、⑥治水上・支障にならない構造であること、としている。表-6.2に審査証明が行われた浄化システムの一覧を示す。この表からも分かるように、各接触材については、接触材の形状、空隙率、接触面積の違いで浄化法に特徴を持たせているのが特徴である。

プラスチック接触材の長所としては、①空隙率が大きいこと、②単位容積当たりの接触面積が大きく、付着生物量を多く保持できる、③種々の接触材が利用できる、などがあげられ、短所としては①接触材の費用が礫等の自然的材料に比較すると約10倍高い、②接触材の種類によっては、ユスリカ等の生息に都合がよく、害虫の発生源となることがあるため、接触材の選定には注意が必要である、③接触材の支持、曝気の面からコンクリート構造物が必要である、などがあげられる。

最近では廃棄物ゼロを目指す「ゼロエミッション」³²⁴⁾という視点から資源循環型社会を構築するために、地域産業からの未利用資源の有効利用を目指した河川・水路の直接浄化法の開発・研究³¹⁷⁾も行われている。たとえば宮城県や広島県のカキ殻^{124),125)}、北海道のホタテ¹²⁶⁾、佐賀有明海のサルボウ貝殻²⁸⁴⁾などの水産資源を用いたものがある。これら貝殻は炭酸カルシウムの結晶体であり、酸性側の水と接触して中和する作用が働く。接触材に利用する場合には、貝殻についた貝の肉片が水質の二次汚染として懸念されるが、貝殻を数年ほど保管しておくことで、その問題も解決される。価格は安価であり1m³当たり2,000～4,000円程度である。炭を水質浄化資材に用いた例^{99),100),270),290)}

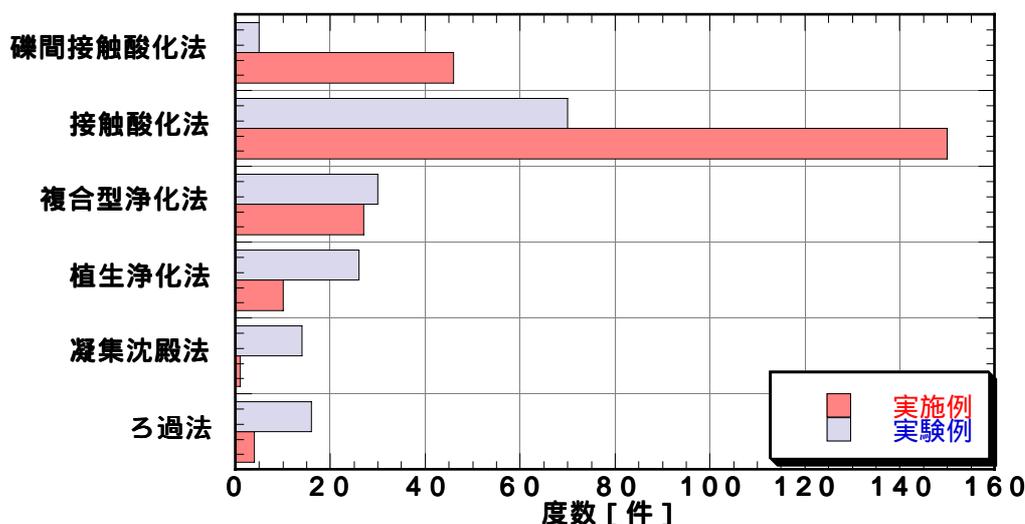
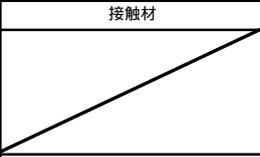
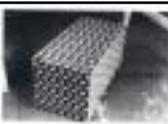


図 -6.1 直接浄化法の実施例および実験例の状況

表 -6.1 礫間接触酸化法の実施状況

施設名	設置年	設置場所	計画処理量 (m ³ /日)
野川浄化施設	昭和58年	東京都	90,000
紫竹川浄化施設	昭和59年	岡山県	-□
葛城川	昭和60年	奈良県	-□
蘭田川浄化施設	平成元年	岡山県	-□
埼玉県川島町排水路浄化施設	平成元年	埼玉県	-□
M市小山雨水幹線排水路□ 浄化施設	平成元年	-□	-□
佐伯都市水路浄化施設	平成2年	茨城県	-□
平瀬川浄化施設	平成2年	神奈川県	160,000
大堀川浄化施設	平成2年	千葉県	100,000
小山浄化施設	平成2年	千葉県	-□
富雄川浄化施設	平成2年	奈良県	26,000
鶴生田川浄化施設	平成2年	群馬県	-□
高良川浄化施設	平成4年	福岡県	30,000
石神井川浄化施設	平成5年	関東	-□
谷地川浄化施設	平成5年	-□	43,000
東隅田川浄化施設	平成6年	愛知県	-□
建花寺川浄化施設	平成6年	福岡県	35,000
一之木幹線排水路	平成6年	-□	-□
東部都市下水路浄化施設	平成6年	-□	-□
豊川排水路	平成7年	-□	-□
新坂川(中根) 浄化施設	平成7年	千葉県	-□
A市我湖排水路浄化施設	平成7年	-□	6,000
荒川河川浄化施設	平成7年	埼玉県	260,000
切間川浄化施設	平成8年	愛知県	-□
古子川浄化施設	平成8年	香川県	200
根川浄化施設	平成8年	神奈川県	78,000
古ヶ崎浄化施設	平成9年	千葉県	9,000
飛鳥川浄化施設	平成9年	奈良県	-□
小川排水路	平成9年	-□	-□
下弓削川浄化施設	平成10年	福岡県	26,000
七曲川浄化施設	平成14年	-□	-□
立間川河床浄化施設	平成14年	-□	-□
笠間市佐白浄化施設	-□	茨城県	14,000
清明川浄化施設	-□	茨城県	8,600
加法師川浄化施設	-□	群馬県	-□
館林市瀬戸谷排水路	-□	群馬県	-□
桑納川浄化施設	-□	千葉県	70,000
久出川浄化施設	-□	兵庫県	40,000
2級河川野田川水系外堀川浄化施設	-□	兵庫県	-□
宮城県都市排水路浄化施設	-□	宮城県	-□
築館町伊豆野浄化施設	-□	宮城県	1,400
甲陽池流入河川	-□	-□	1,000
みちのく公園水路	-□	-□	9,500
溝川排水路浄化施設	-□	-□	-□
T市八幡都市下水路浄化施設	-□	-□	200
西原都市排水路浄化施設	-□	-□	-□

表 -6.2 接触材を用いた河川浄化システム

名称	概要	接触材	名称	概要	接触材
石垣機工 (株) (文献番号325)	厚さ3mm程度のろ布状の接触材を平板状に20～30mm程度の間隔で配列した接触酸化槽。		東亜建設工業 (株) (文献番号332)	木炭、セライトおよびポリシリケートを接触材として充填。	
日本鋼管 (株) (文献番号326)	ひも状接触材を充填した接触酸化槽。			帝人コウサイス (株) (文献番号333)	光合成細菌を包括担体に固定した槽と繊維ネット接触材を充填した接触酸化槽とリンの吸着を目的とした土壌充填槽の組み合わせ。
アクアテック (株) (文献番号327)	球状砕石集合体の間を通過する際に生じる流離作用と接触沈殿と生物膜による吸着、酸化分解により浄化する方式。		東洋ゴム工業 (株) (文献番号334)	大ききの異なる特殊鞍型の接触材を充填した接触酸化槽。	
(株) 共和エクシオ (文献番号328)	硬質塩化ビニル製波板接触材を充填した嫌気槽および好気槽を組み合わせた接触酸化槽。		(株) 竹中土木 (文献番号335)	深さ50m程度の深井戸型曝気槽に固定化微生物を容積率10～20%充填し、循環させることで河川水の有機物を浄化。	
共和コンクリート工業 (株) (文献番号329)	プレキャスト製のU型またはボックス型のコンクリートブロックを連結して水路を構成。この水路の中にひも状接触材を充填。		(株) 間組 (文献番号336)	空隙率の大きいハニカム状プラスチック接触材を充填した接触沈殿槽と不定形のプラスチック接触材を充填した接触酸化槽の組み合わせ。	
三菱樹脂 (株) (文献番号330)	プラスチック製波板型接触材を充填した接触酸化槽。		日本バリエーション (株) (文献番号337)	菊化断面の棒状不織布を充填した接触酸化槽。	
岩崎電気 (株) (文献番号331)	ひも状接触材を充填した接触酸化法と紫外線併用した接触酸化槽の組み合わせ。		(株) 荏原製作所 (文献番号338)	炭素系粒状媒体 (アスファイト) を充填した接触酸化槽。従来の砂ろ過法と有機物、アンモニアの酸化分解の機能を持つ。	

は数多くある。例えば間伐材や家屋解体の廃材、洪水によって流れ出た流木、製材事業の副産物の木片を炭¹¹⁸⁾にしたものがある。さらに使用済みのコーヒー豆から活性炭を作製し、水質浄化実験を行った例¹⁰¹⁾もある。火力発電所等から廃棄される焼却灰を加工したアッシュボール、泥土³¹³⁾や廃棄物をペレット状に高温加工し多孔質接触材¹⁰⁴⁾としたもの、火山灰に硫化第一鉄を添加して造粒焼成する吸リン材^{96),98),314)}、骨材をセメントペーストで接着した多空隙のコンクリート素材⁴⁸⁾、通称ジャリッコと言われる直径3cm程度の砂利を接着して15cm程度の状態としたものも見受けられる。しかし、直接浄化法は低廉な施設で大量な河川水を浄化しなければならないため、優れた接触材を製造しても、投下エネルギー量に対する浄化効果は低いものと考えられる。すなわち、未利用資源を使用する場合でもなるべく投下エネルギー量を少なくした材料の選定が必要である。ここで、水質浄化における接触材の条件としては次のような条件が挙げられる。①適切な生物膜の付着性があること、②比表面積が大きいこと、③空隙率が大きいこと、④通水抵抗が少ないこと、⑤浮遊物の補足性が高いこと、⑥有害物質の溶出がないこと、⑦水と大きな比重差がなく、水中構造物や槽底に大きな荷重が生じないこと、⑧粒径や間隔が一様で槽内に均一な流速が生じ易いこと、⑨化学的、生物的に安定しており変質せず、機械的強度も十分に座屈、破壊、摩耗を受けず、長期的に耐えること、⑩安価で安定した供給が可能であること、⑪輸送や施工が容易であること、⑫BOD、SS、N、P除去能力をもつこと。

既に河川浄化事業に取り組んできた事業者では、礫間接触酸化法や接触酸化法が主であるが、最近では複合型の浄化施設が採用されつつある。これは、主にBODやSS除去を目的とした接触酸化法とN,P除去を目的とした植生浄化法^{12),147),148),149),150),152),153),154),269),278),308),315)}、吸リン材接触法^{96),97),98),104),314)}そして土壌浸透浄化法^{204),316)}などを用いた複合型の浄化法である。N,P除去を目的とした複合型浄化施設は湖のような閉鎖性水域で主に採用されている。従来の土壌浸透浄化法は、面積負荷が $0.5\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ と小さく、河川浄化に適用すると膨大な敷地面積が必要となるなど問題も多かった。しかし、若月ら³¹⁶⁾が開発した多段土壌浸透浄化技術は、面積負荷が $5\text{m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ と従来法に比べ10倍ほど処理速度が高く、また浄化能力も高い。

植生浄化法においては、アシやヨシなどの湿地を用いた浄化法が生態系を維持して環境負荷の少ない浄化技術として注目されている。中村ら³¹⁸⁾は、植生浄化に関する文献を収集し、各試験、実施施設の事例について整理している。設計滞留時間と除去率の関係では、滞留時間10時間以下では除去率に比例的な関係があり、滞留時間10時間ではT-N除去率50%、T-P除去率60%となっている。浄化施設の設計水深は10cmが最も多く最大30cm程度である。また、当然ながら水面積負荷と除去率は反比例の関係があるとしている。負荷速度と浄化速度の関係は、T-N $1\text{g}/\text{m}^2/\text{日}$ 、T-P

0.2g/m²/日までは比例関係にあるが、これを越えると高負荷で一定になる傾向がある。

また水質浄化に利用可能な植物では藤田ら³¹⁹⁾がデータベースの構築を行っており、46種の水生植物が利用可能としている。しかし、この中には外来種を使ったものも多く見受けられ、浄化能力が高い植物を利用するとはいえ、水域の生態系を崩すことも考えられるので注意が必要となる。参考に表-6.3 水生植物種の比較、表-6.4 植生浄化実験例を示す。

表 -6.3 水生植物種の比較⁹⁾

基本	1次要求項目	2次要求項目	重要度	水生植物種													
				抽水植物			浮葉植物		沈水植物			浮漂植物	その他				
				ヨシ	マコモ	ガマ	ガガブタ	アサザ	クロモ	エビモ	オオカナダモ	コカナダモ	ウキクサ類	ホテイアオイ	オランダガラシ		
水質浄化に適した水生植物	栄養塩をより多く吸収する	繁殖力が旺盛で密生群衆をつくる	A	○	○	○	△	△	×	△	×	△	△	×	○	△	
		植物体のN,Pの含有量が多い	A	△	△	△	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
		ターン,オーバータイムが短い	A	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	○	○	△	△
	栽培が可能である	地下茎があまり大きくない	B	×	×	×	△	△	△	△	△	△	△	○	○	○	○
		耐寒性が強い	A	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	○
	回収しやすい	生息域の水深が浅い	B	△	△	△	×	×	×	×	×	×	×	○	○	○	○
	運搬しやすい	水分が少ない	B	○	△	△	△	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×
	再利用が可能	食品、飼料、肥料、燃料となる	A	△	△	△	△	△	△	△	△	△	△	○	○	○	○

表 -6.4 植生浄化実験例⁰⁾

年度(昭和)	調査目的	実験条件
56	アシ原での浄化実験開始 (予備実験・安定期間)	・滞留時間 2~4hr ・水深 10~30cm
57	適正な滞留時間の把握 (滞留時間の比較的短い条件)	・滞留時間 2~4hr ・水深 10cm
58	適正な滞留時間の把握 (滞留時間の比較的長い条件)	・滞留時間 8~24hr ・水深 10cm
59	最適条件の把握 (滞留時間、水深)	・滞留時間 4~16hr ・水深 20cm
60	最適条件の把握 (浄化効果の限界、効果促進手法の検討)	・滞留時間 1~8hr ・水深 20cm ・ステップ注入
61	最適条件の把握 (浄化効果の限界、他河川の適用検討)	・滞留時間 原水山王川 0.53~16hr □ □ □ □ □ 原水 〇〇川 ・水深 10cm

6.2.2 計画水量とBOD値及び採用滞留時間

図-6.2に各浄化法が適用されている計画処理水量の範囲を示す。対象とする水量が多くなると礫間接触酸化法が一般的になり、水量が少なくなるとプラスチック接触材やその他の接触材を使用した接触酸化法や植生浄化法を利用した浄化法が多くなる。礫間接触酸化法に関しては、水量が多い河川を管轄している国土交通省が野川浄化施設を事例に採用しているとも考えられるが、処理施設に充填する接触材のコストや接触材の入手のしやすさ、または施設規模に対する建設費を考慮しているためと考えられる。また、植生浄化法に関しては、池や湖沼に流入する小河川の栄養塩類を除去する目的で採用されており、高度処理としての水質浄化に適用される。

図-6.3に計画処理水量と流入BODの関係を示す。計画処理水量が大きくなるに従い流入BODが小さくなる傾向があるといえる。これは、処理水量が小さいと汚濁源に近い傾向にあるためであると考えられる。つまり地方自治体で管理する水量の小さい排水路における流入水質はBOD100mg/L前後と高く、これは家庭から排水路へ雑排水が直接流入することによると考えられる。一方、計画処理水量が多い礫間接触酸化法ではBOD20mg/L前後と小さくなる。植生浄化法は主にN、P除去を目的としているため、流入BODが高い水域ではあまり用いられず、主にBODやSS除去を目的とした接触酸化法と組み合わせた複合型浄化法として採用されるケースがほとんどである。

直接浄化法においては図-6.1に示したように礫間接触酸化法や人工的な接触材を用いた接触酸化法が多く、設計諸元に関するデータも多かった。そこで、図-6.4に特に礫間接触酸化法及び接触酸化法の設計諸元の一つである滞留時間を示す。礫間接触酸化法については、野川浄化施設における実験の滞留時間と除去率の関係を参考として設計された滞留時間1.3hrを採用するケースが多い。礫間接触酸化法の設計では通常、滞留時間と除去率の実験式から滞留時間が決められているが、汚濁形態は各河川で異なるため、汚濁負荷や汚濁成分に基づき検討することも必要と考えられる。接触酸化法における滞留時間は、1～10hrまで分布しているが1～2hr程度の採用が多い。

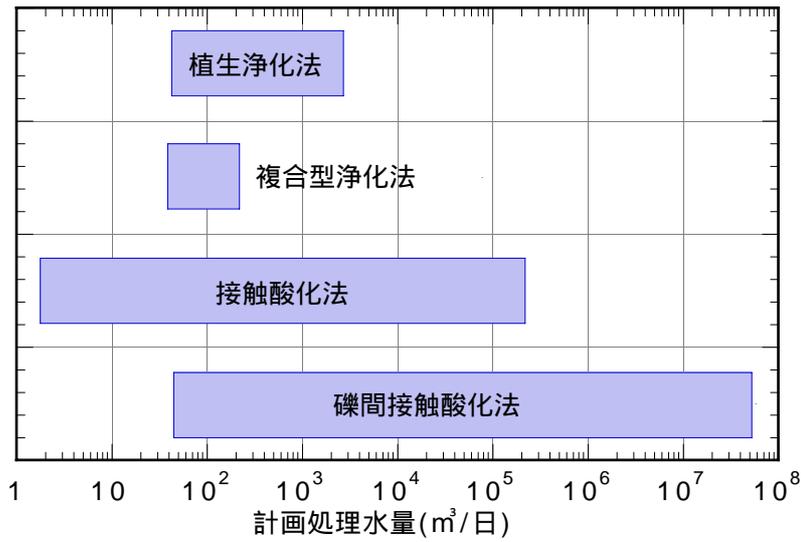


図 -6.2 計画処理河川水量に対する各処理方法

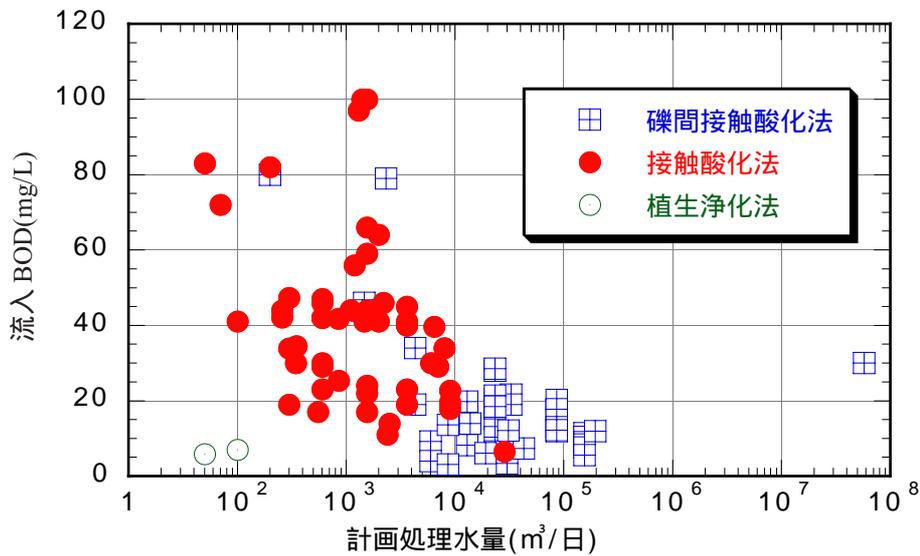


図 -6.3 計画処理河川水量に対する各浄化法

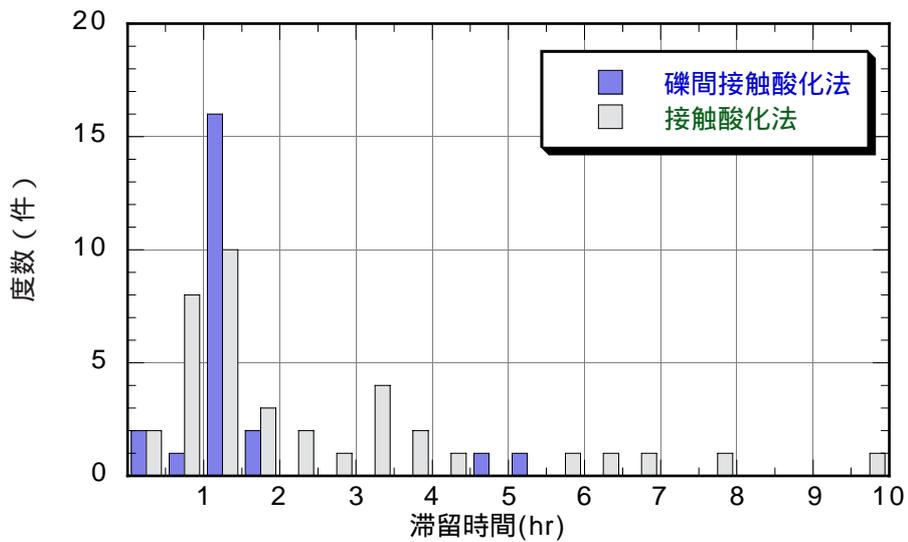


図 -6.4 接触酸化法における採用滞留時間

6.2.3 汚泥処分方法

表-6.5に浄化施設の汚泥処分方法について示す。実施例のうち堆積汚泥の処分法について記載されていたものは僅かではあったが、礫間接触酸化法はほとんどが施設から曝気排泥しているケースが多く、処理量が比較的少ない場合に汚泥を場外搬出するケースは僅かであった。また、処理水量の少ない人工接触材を用いた接触酸化法の汚泥処理は、バキューム車で吸引し市の衛生センターに持ち込みし尿と一緒に処理するケースが多かった。それ以外は施設外に搬出し一般廃棄物として処理処分するケースが多い。植生浄化法になると、処理する水が有機質の少ない水質を対象としているため、汚泥処理に関する事項はあまり触れられていない。

直接浄化施設は河川からの土砂流入が多いため、大型の浄化施設では、取水施設における排砂や接触酸化槽の生物膜汚泥の処分を大量に必要とする。この大量の汚泥を脱水処理し周辺の汚泥処理施設に運搬するとなると処理コスト増となるため、曝気排泥処分が多いものと言える。直接浄化における汚泥処理の問題については、議論された文献が少ないようである。野川の浄化施設の設計例では、1年間に堆積する汚泥量は有機分68m³、無機分527m³と試算されており無機分の比率が高い。河川浄化施設に対して島谷¹⁶⁹⁾は、いかにして無機分を導入しないかが課題となるとしている。また、汚泥処理の基本的な考えとして、汚泥を定期的に処理するか、あるいは接触材に堆積した汚泥による目詰まりの段階で寿命がすぎたものと考えer方の選択を行わなければならないとしている。さらに、河川水質浄化施設は、河川の広い、長いという特徴を利用した施設を基本として考えなければならないとしている。

表 -6.5 堆積汚泥の処分方法 (件)

	礫間接触酸化法	接触酸化法
曝気排泥	6	2
5年分貯留、一部曝気排泥	2	-
5年分貯留	3	-1
引き抜き (搬出)	1	2

6.3 水域直接浄化法の機能的評価

水域直接浄化法の機能的評価を行うために、水処理の代替施設の観点から直接浄化法の接触酸化法と下水処理法の位置づけと比較を行った。直接浄化法における接触酸化法のデータは、礫間接触酸化法の実績データと第3章のサルボウ貝殻接触材による水質浄化実験データである。下水処理法においては標準活性汚泥法とOD法について検討し、実績データは下水道統計（平成8年度版）³³⁹⁾から求めた。第3章では、BOD成分の分画を提唱してきたが、本節では、下水処理データにおいてBOD分画されたものが少ないことから、BODのみで整理した。

図-6.5、6.6に流入水質、滞留時間、及び除去率で整理した結果を示す。なお、接触酸化法における滞留時間は実稼働施設における空筒容積から、下水処理法における滞留時間は下水道統計から求めた。

図-6.5の流入水質と除去率の関係から、流入水質濃度が低い接触酸化法（礫間接触酸化法も含む）では、流入BOD濃度の上昇とともに除去率は上昇し、最大となった後、流入BOD濃度の増加に伴い除去率は低下していることが分かる。第3章で述べたように希薄な水質を対象とした水域直接浄化の場合、BOD除去率は河川水中の難分解性DBODの存在や、堆積汚泥からのDBOD溶出の影響を受けるものと考えられる。これに対して、濃度が高い下水処理の場合は、易分解性BODの割合が高く、高濃度基質が生物量維持に寄与するために流入水質に依存することなく、安定した除去率が得られる。物質収支式からも判断できるが、これは、流入水質が低い場合には生物量が少ないため、高除去率（例えば90%以上）を得ることができる流入水質の範囲が狭い。生物量が多い下水処理のような場合は、流入水質にはあまり依存せず高除去率を得る範囲が広い。つまり、水処理施設としては「小流量・高濃度」が効率上望ましい。しかし、水域直接浄化法では「大流量・低濃度」となるのは不可避である。

図-6.6の滞留時間と除去率の関係では、計画滞留時間に対して実質的滞留時間が長くなった礫間接触酸化法の場合でも、除去率に大きな差が生じている。例え滞留時間を長くとっても高除去率を期待できない。前述したように、水域直接浄化の場合は、難分解性DBODや堆積汚泥の影響によって除去率に差異が生じる。下水処理の場合は、滞留時間を長くともるほど除去率が高くなる傾向にある。

次に、水域直接浄化法の機能的評価をする際に、水質の浄化過程で一般的に用いられる反応式を用いるものとする。前述したように下水処理法と直接浄化法の位置づけを行うためにBOD成分は分画せず扱うものとする。SSなど物理的に除去されるものに対しては、除去項として一次反応式、またBODやNH₄-Nなど生物的に反応するものに対しては、Monod式を用いる。

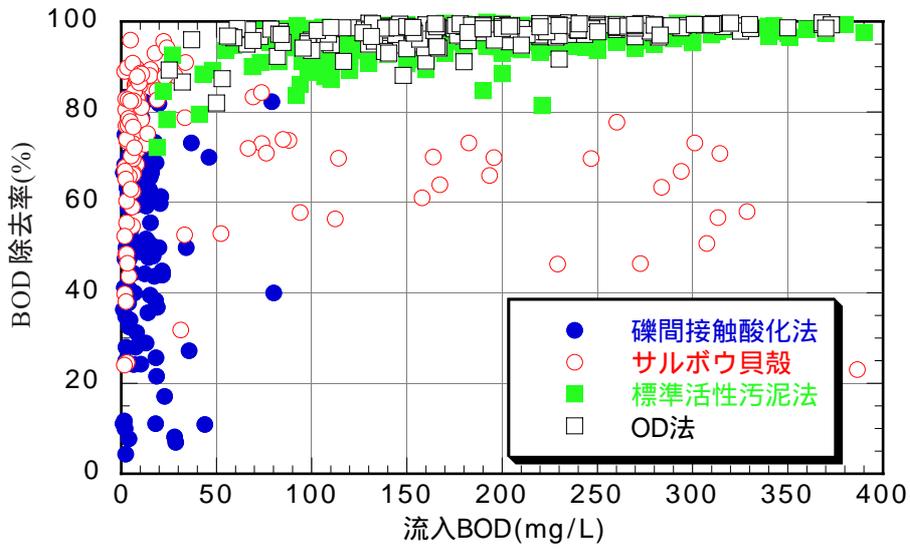


図 -6.5 流入水質と除去率の関係

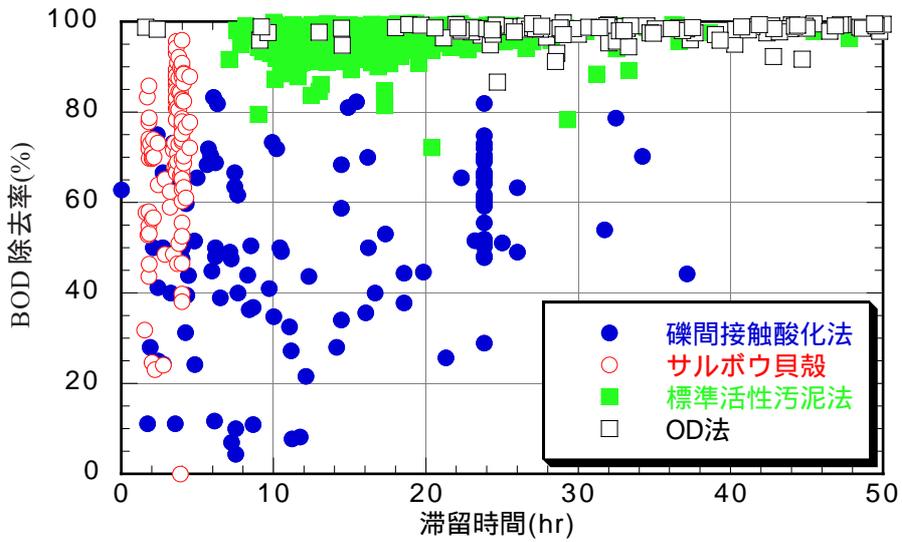


図 -6.6 滞留時間と除去率の関係

すなわち、BOD の物質収支式は次のように表される。

$$\frac{dS_{BOD}}{dt} = \frac{Q}{V}(S_{BOD,0} - S_{BOD}) - \gamma_{BOD, \max} \cdot \frac{S_{BOD}}{K_{BOD} + S_{BOD}} \cdot \frac{DO}{K_{DO} + DO} \cdot X \quad (6.1)$$

ここで、 Q : 流入量、 V : 反応槽容量、

$\gamma_{BOD, \max}$: BOD 最大除去速度、 X : 生物量

$S_{BOD,0}$, S_{BOD} : BOD 流入濃度及び処理濃度

K_{BOD} : BOD 酸化における BOD 飽和定数

DO : 溶存酸素濃度、 $K_{DO, BOD}$: BOD 酸化における DO 飽和定数

とする。

また、DO 濃度の影響を受けない ($DO/(K_{DO, BOD} + DO) = 1$) のものとし、定常状態 $dS_{BOD}/dt = 0$ で式 (6.1)

を整理すると

$$\begin{aligned} Q/V \cdot (S_{BOD,0} - S_{BOD}) - \gamma_{BOD, \max} \cdot X \cdot S_{BOD} / (K_{BOD} + S_{BOD}) &= 0 \\ S_{BOD,0} - S_{BOD} - V/Q \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X \cdot S_{BOD} / (K_{BOD} + S_{BOD}) &= 0 \\ (S_{BOD,0} - S_{BOD}) \cdot (K_{BOD} + S_{BOD}) - T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X \cdot S_{BOD} &= 0 \quad (T = V/Q \text{ 滞留時間}) \\ S_{BOD}^2 + (T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X + K_{BOD} - S_{BOD,0}) \cdot S_{BOD} - K_{BOD} \cdot S_{BOD,0} &= 0 \end{aligned}$$

$$S_{BOD} = \frac{1}{2} \left[\begin{aligned} &-(T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X + K_{BOD} - S_{BOD,0}) \\ &+ \sqrt{(T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X + K_{BOD} - S_{BOD,0})^2 + 4K_{BOD} \cdot S_{BOD,0}} \end{aligned} \right] \quad (6.2)$$

となり、除去率 E は

$$\begin{aligned} E &= \frac{S_{BOD,0} - S_{BOD}}{S_{BOD,0}} \\ &= 1 - \frac{1}{2S_{BOD,0}} \left[\begin{aligned} &-(T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X + K_{BOD} - S_{BOD,0}) \\ &+ \sqrt{(T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X + K_{BOD} - S_{BOD,0})^2 + 4K_{BOD} \cdot S_{BOD,0}} \end{aligned} \right] \end{aligned} \quad (6.3)$$

となる。除去率をさらに整理すると次のようになる。

$$E = 1 - \frac{1}{2} \left[\begin{aligned} &\left(\frac{T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X}{S_{BOD,0}} + \frac{K_{BOD}}{S_{BOD,0}} - 1 \right) \\ &+ \sqrt{\left(\frac{T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X}{S_{BOD,0}} + \frac{K_{BOD}}{S_{BOD,0}} \right)^2 - 2 \left(\frac{T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X}{S_{BOD,0}} - \frac{K_{BOD}}{S_{BOD,0}} \right) + 1} \end{aligned} \right] \quad (6.4)$$

ここで、

$$\alpha = \frac{T \cdot \gamma_{BOD, \max} \cdot X}{S_{BOD,0}} \quad : \text{流入 BOD に対する滞留時間の減少 BOD の比} \quad (6.5)$$

$$\beta = \frac{K_{BOD}}{S_{BOD,0}} \quad : \text{流入 BOD に対する BOD 飽和定数の比} \quad (6.6)$$

とおくと、上式は

$$E = 1 - \frac{1}{2} \left[-(\alpha + \beta - 1) + \sqrt{(\alpha + \beta)^2 - 2(\alpha - \beta) + 1} \right] \quad (6.7)$$

となり α と β の関数になることがわかる。

図-6.5, 6.6に示したように、希薄な水質を対象にした水域直接浄化の場合において、処理対象水の中の難分解性BODの割合や、接触材に堆積した汚泥からの有機物の溶出が、除去率に影響を与えることが分かった。すなわち、流入BODが低濃度の場合BOD除去率は低く、流入BOD濃度の上昇とともに除去率が上昇し、最大値を採った後、除去率は低下する。

そこで、難分解性BODの影響を考慮するために、BODの物質収支式を易分解成分と難分解成分に分け検討する。

・易分解BOD物質収支式

$$\frac{dS_{BOD,e}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{BOD,e,0} - S_{BOD,e}) - \gamma_{BOD,e,\max} \cdot \frac{S_{BOD,e}}{K_{BOD,e} + S_{BOD,e}} \cdot \frac{DO}{K_{DO} + DO} \cdot X \quad (6.8)$$

・難分解BOD物質収支式

$$\frac{dS_{BOD,d}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{BOD,d,0} - S_{BOD,d}) - \gamma_{BOD,d,\max} \cdot X \cdot S_{BOD,d} \quad (6.9)$$

(Q : 流入量, V : 反応槽容量, $S_{BOD,e,0}, S_{BOD,e}$: 易分解性BODの流入及び処理濃度, $S_{BOD,d,0}, S_{BOD,d}$: 難分解性BODの流入及び処理濃度, $\gamma_{BOD,e,\max}, \gamma_{BOD,d,\max}$: 易分解性BOD除去速度, X : 生物量, $K_{BOD,e}$: BOD飽和定数, K_{DO} : DO飽和定数)

ここで、 $\gamma_{BOD,d,\max} = 0$ と置き、式(6.8)と式(6.9)を定常状態で解くと除去率は

$$E = \left(1 - \frac{1}{2} \left[-(\alpha + \beta - 1) + \sqrt{(\alpha + \beta)^2 - 2(\alpha - \beta) + 1} \right] \right) / (1 + \lambda) \quad (6.10)$$

となる。

ここで、

$$\lambda = \frac{S_{BOD,d,0}}{S_{BOD,e,0}} \quad : \text{流入 BOD 中の易分解性 BOD に対する難分解性 BOD の比} \quad (6.11)$$

とする。

ここで、 $\gamma_{BOD,e,max} \cdot X = 100 \text{ mg/L/hr}$, $K_{BOD} = 100$, $S_{BOD,d,0} = 3 \text{ mg/L}$ と仮定した場合の α , β による除去率の関係を図-6.7に示す. この図から分かるように、 α が大きくなるに従い(負荷が小さくなる)、除去率が高くなり、また β が大きくなるに従い(流入BODが小さくなる)除去率は小さくなる. 理論値は実測値を概ね再現しており、下水処理と直接浄化の水処理に関する観点から機能的評価を行うことができた. 因みに、 α が小さく、かつ β が小さい標準活性汚泥法やOD法は常に高除去率を示し、データとしてもまとまっている.

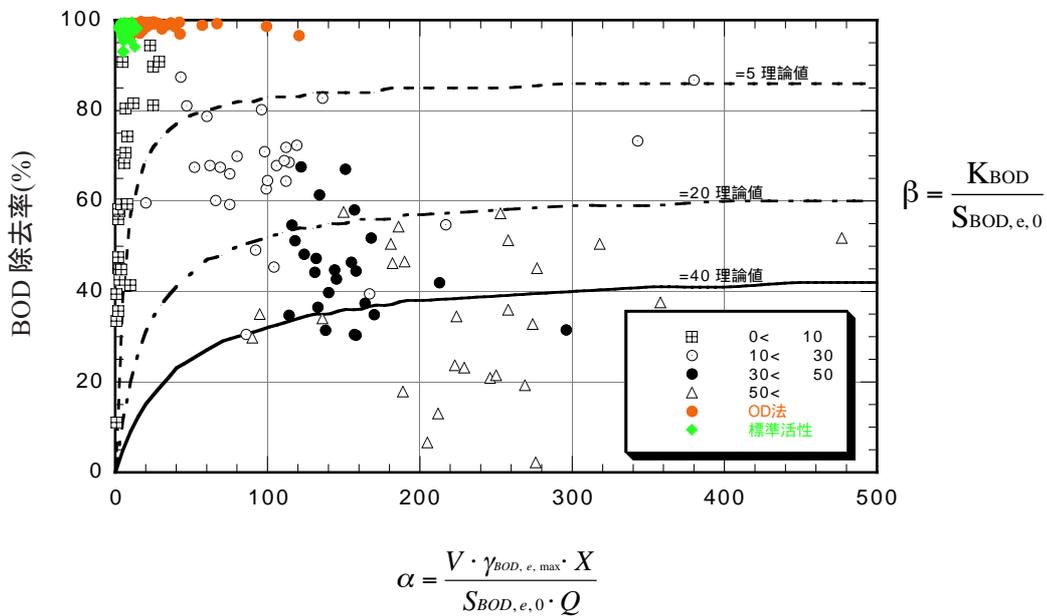


図-6.7 , による除去率の関係

6.4 水域直接浄化法の経済的評価

6.4.1 サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化システムのコスト分析

第3章、第4章で検討してきた、本浄化システムのコスト分析を行うために、計画水量、流入条件等を変え概略設計を行い、イニシャルコスト、ランニングコストを試算し分析した。従来の設計法では、設計因子を滞留時間と除去率のみで設定されていたが、この設計法では大きく誤差を生じかねないことを第3章で指摘した。本節ではこのことがコストに与える影響を検討した。設計条件を表-6.6に示す。第4章でのモデル式から、流入BOD組成をPBOD:DBOD=1:1としたとき、簡易的な流入水質と目標水質の関係(図-6.8)を導き、必要滞留時間及び槽容量を設定した。汚泥発生量及び汚泥貯留槽容量の算出については、「河川直接浄化の手引き」³⁴⁰⁾を参考とし、施設外への汚泥排出は6ヶ月に1回を標準とした。これらの滞留時間と施設容量を表-6.7に示す。ここで、施設はコンクリート構造とし、土工事費については、地盤によって条件が異なるためイニシャルコストに含めていない。施設管理費は、週1回2~3人で巡回することとし、一人一日当たりの技術料を30,000円で算出した。機器類の年間補修費は、機器のイニシャルコストの3%ととした。これらに対する算出コスト(図-6.9~6.11)に示す。図-6.9の処理水量に対する建設費では、処理水量が大きくなるとともに流入水質によって建設費に大きく差が生じてきている。当然のことながら、表-6.7に示すように、流入水質が大きくなると目標水質を得るために滞留時間を長くとる必要があり、それに伴い施設規模が大きくなり建設費増となる。このことから、建設費については、従来の設計法で行えば大きな誤差を生じることとなる。

図-6.10に処理量に対する維持管理費を示す。これから、維持管理費については、建設費に比べ流入水質による差が小さいといえる。これは、図-6.11に維持管理費の内訳を示すように維持管理費の中で点検費の占める割合が大きいため、流入水質の影響が出難いためといえる。また、施設規模に対する維持管理費の影響は、建設費に対し小さい。

建設費に関しては、施設建設時に初期投資される接触材コストの影響もあると考えられる。図-6.12は、接触材にサルボウ貝殻を用いた場合の建設費に占める接触材費の割合を示したものである。ここではサルボウ貝殻の単価を5,000円/m³としている。この図から施設規模が大きくなると接触材費の影響が大きくなることがわかる。接触材については、プラスチック接触材のようにコストは高いが半永久的に使用できるものや、安価ではあるがある程度の補充が必要とされるサルボウ貝殻のような未利用資源のものがある。因みに人工接触材の単価は50,000~100,000円/m³であり、図-6.12の建設費に占める接触材費の割合から、接触材の単価は重要なことである。

表 -6.6 設計条件

	条件
計画処理水量 [m ³ /日]	8,600, 4300, 860
流入BOD [mg/L]	10, 30, 50
処理BOD [mg/L]	5
汚泥処分法	ある貯留日数を設定し、天日乾燥とする
取水方法	堰上げをして自然流入

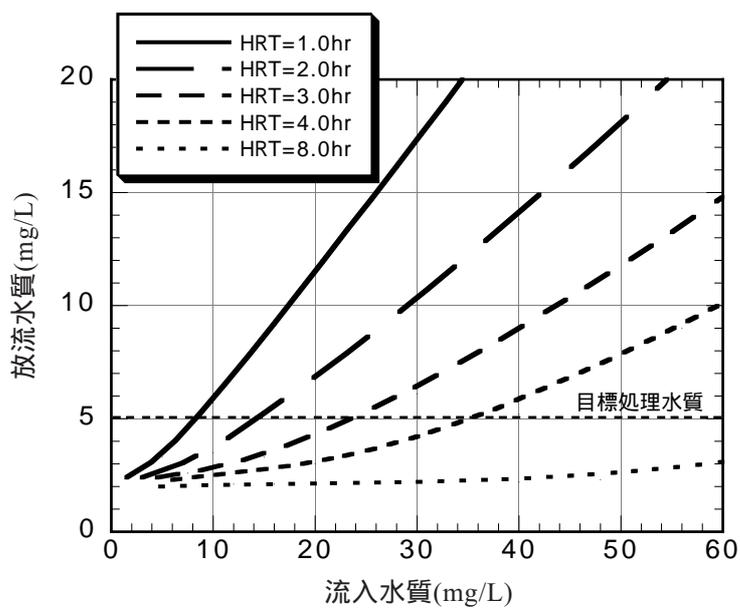


図 -6.8 流入水質と放流水質の関係

表 -6.7 処理量，水質に対する施設容量

流入水質 (mg/L)	BOD	10	SS	20
Q(m ³ /日)		860	4,300	8,600
移流槽 (m ³)	0.7hr	25.2	126	252
接触沈殿槽 (m ³)	0.3hr	10.8	54	108
接触酸化槽 (m ³)	1.1hr	39.6	198	396
一日の汚泥発生量 (kg)		14.9	74.3	148.6
無機汚泥 (t)		2.1	10.7	21.4
有機汚泥 (t)		0.2	1.2	2.5
汚泥貯留槽 (m ³)		18.4	91.8	183.7
合計 (m ³)		94.0	469.8	939.7
流入水質 (mg/L)	BOD	30	SS	50
Q(m ³ /日)		860	4,300	8,600
移流槽 (m ³)	0.7hr	25.2	126	252
接触沈殿槽 (m ³)	0.6hr	21.6	108	216
接触酸化槽 (m ³)	2.8hr	100.8	504	1008
一日の汚泥発生量 (kg)		41.0	205.2	410.4
無機汚泥 (t)		5.9	29.5	59.1
有機汚泥 (t)		0.7	3.4	6.9
汚泥貯留槽 (m ³)		50.7	253.6	507.3
合計 (m ³)		198.3	991.6	1983.3
流入水質 (mg/L)	BOD	50	SS	80
Q(m ³ /日)		860	4,300	8,600
移流槽 (m ³)	0.7hr	25.2	126	252
接触沈殿槽 (m ³)	1.0hr	36	180	360
接触酸化槽 (m ³)	5.0hr	180	900	1800
一日の汚泥発生量 (kg)		65.7	328.3	656.6
無機汚泥 (t)		9.5	47.3	94.6
有機汚泥 (t)		1.1	5.5	11.0
汚泥貯留槽 (m ³)		81.2	405.8	811.7
合計 (m ³)		322.4	1611.8	3223.7

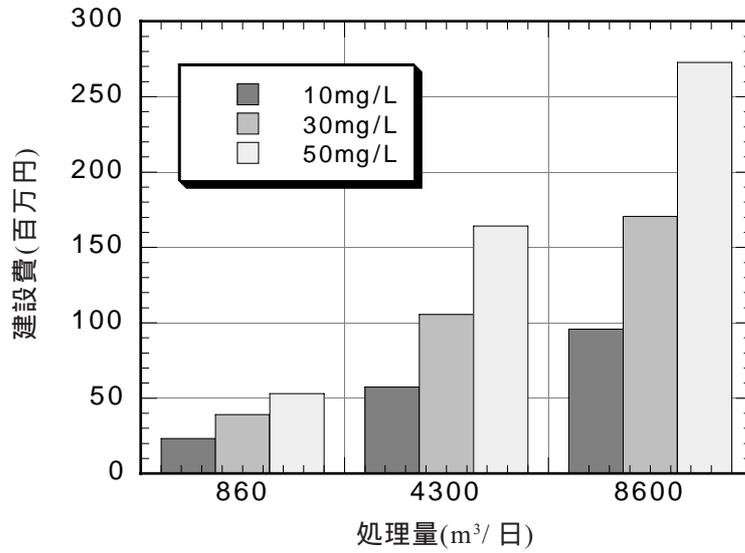


図 -6.9 処理量に対する建設費

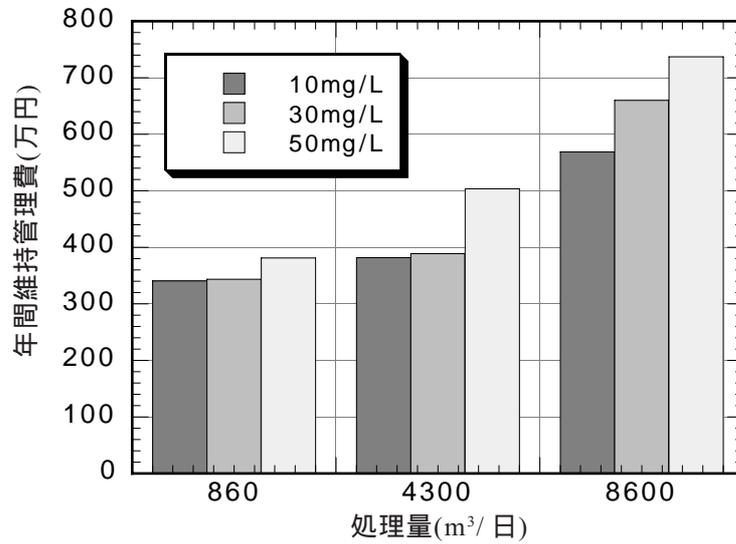


図 -6.10 処理量に対する年間維持管理費

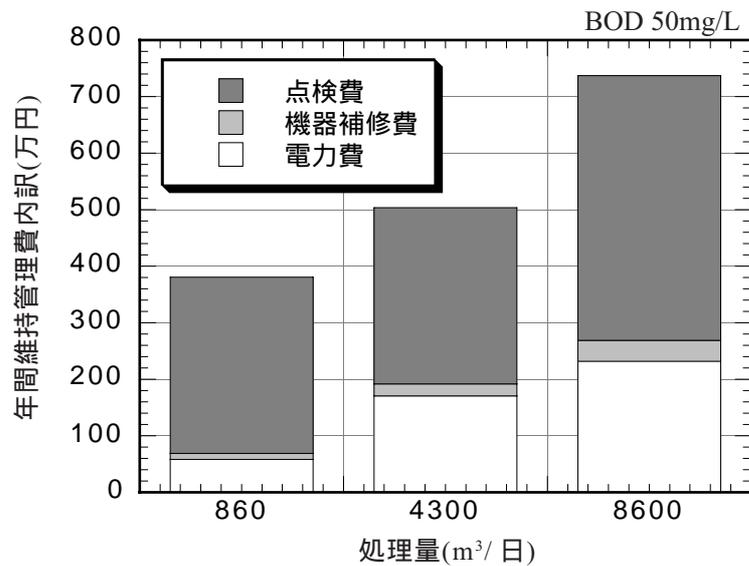


図 -6.11 処理量に対する年間維持管理費内訳

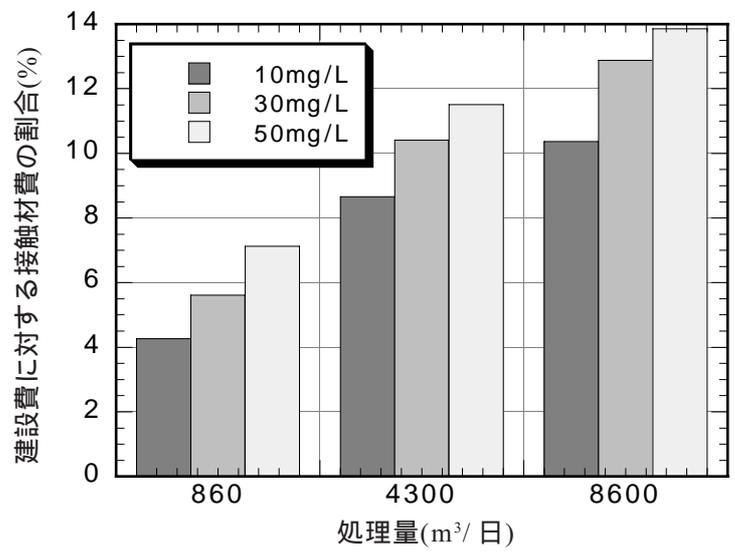


図 -6.12 建設費に対する接触材費の割合

6.4.2 水域直接浄化法の経済比較

コスト面からみた直接浄化法の位置づけを行うために、有機汚濁物質削減を対象に、直接浄化法と合併処理浄化槽、農業集落排水施設及び公共下水道の処理事業を単独で行った場合を想定して経済比較を行った。合併処理浄化槽、農業集落排水施設、公共下水道のコスト算出にあたっては、三省統一マニュアル³⁴¹⁾によって作成した(表-6.8)。一人当たり原単位は、BODをし尿18gBOD/人・日、雑排水32gBOD/人・日、排水量をし尿50L/人・日、雑排水190L/人・日とした。直接浄化法においては、流域の対象人口全てし尿汲み取り式で行われ、雑排水が河川に流れ込む極端な場合を想定し、雑排水による流入河川BODが30mg/Lとなるような河川流量で試算した。設定条件を表-6.9に示す。なお、処理人口は1,000人から30万人とし、管路施設コストやくみ取りし尿処理コストは省いた。

表中において、経済比較の際に参考となる年数については、各種法令に基づくものと施設の使用実績を示しているが、各事業主体においてこれらの数値を参考に、地域条件、管理体制等を考慮の上適切な年数を設定して用いることとなる。下水道施設の使用実態については、気候条件や維持管理状況等により各地方自治体ごとに異なるものであり、施設の使用実績は幅があるものである。しかしながら、他の污水处理施設と経済比較する際には、ある特定の年数を設定する必要があることから、マニュアル³⁴²⁾の一例を参考とし、処理施設の償却年数は次の通り設定した。

①処理場（下水処理場、農業集落排水施設、し尿処理場）

土木建築物50年、機械電気設備25年、土木建築物：機械電気設備の比率を1：1として、以下の式に当てはめて33年と設定した。

$$\frac{1}{\left(\frac{0.5}{50} + \frac{0.5}{25}\right)} = 33 \quad (6.12)$$

②合併処理浄化槽

躯体30年、機器設備類11年、躯体：機器設備類の比率を9：1として、以下の式に当てはめて26年と設定した。

$$\frac{1}{\left(\frac{0.9}{30} + \frac{0.1}{11}\right)} = 26 \quad (6.13)$$

結果を図-6.13、図-6.14に示す。処理量及び除去BOD当たりのコストとも建設費と維持管理費のトータルコストは合併処理浄化槽が最も高いことがわかる。また、合併処理浄化槽の維持管理費

表 - 6.8 統一的な経済比較のできるマニュアル作成の考え方³⁴¹⁾

事項	内容	合併処理浄化槽 (環境省)	公共下水道 (国土交通省)	農業集落排水施設 (農林水産省)
建設費 (注1)	○地方単独費を含む 全体事業費を計上 ※ただし、汚泥処理 処分施設のうち、汚 泥濃縮設備以外の費 用は除く	【BOD除去型合併処理浄化槽】 (注2) 5人槽：88.8万円/基 7人槽：102.6万円/基 ○本体費用 (55%) ○付属機器設備類費用 (5%) ○設置工事費用 (40%)	【処理場】 CT=493×Q ^{0.676} CT：処理場建設費 (万円) Q：日最大汚水量 (m ³ /日) ○管理棟 沈砂池ポンプ、反応槽、最終沈 殿池、塩素混和池、汚泥濃縮設備等 【管渠】 CP=7.5×L CP：管渠建設費 (万円) L：管渠延長 (m)	【処理場】 Y=1,118.6□×P ^型 + □ 0.874×□ X +1,102.7 Y：建設費 (万円) X：計画人口 (人) ○ばっ気槽、沈殿槽、汚泥濃縮貯留槽、上 屋、流量調整槽等 【管路施設】 Y=6.2×L Y：建設費 (万円) L：延長 (m) 積算構成：自然流下方式
維持管理費	○水処理に係る全体 維持管理費を計上	【BOD除去型合併処理浄化槽】 5人槽：6.5万円/ (基・年) 7人槽：8.1万円/ (基・年) ○保守点検費用 (薬品代を含む) ○清掃費用 (汚泥濃縮を行う場合も含む) ○法定検査費用 ○電気代	【処理場】 MST=47.8×Q ^{0.501} MST：処理場維持管理費 (万円/年) Q：日平均汚水量 (m ³ /日) ○運転費 (人件費を含む) □ 薬品代 □ 電 気 【管渠】 80円/ (m・年) (内訳) 清掃費18円/ (m・年) 調査費18円/ (m・年) 補修費47円/ (m・年)	【処理場】 Y=1.97×X ^{0.845} Y：維持管理費 (万円/年) X：計画人口 (人) ○保守点検費、薬品代 □ 水質検査費、電気代等 ※汚泥引扱・処分に係る費用を含む 【管路施設】 24円/ (m・年)
経済比較の際に 参考となる年数	各種法令等に基づく もの 施設の使用実績	7年 (注3) (国庫補助事業実施要綱)	処理場23年、管渠50年 (地方公営企業法)	処理場23年、管路施設50年 (財務省令等)

※1 放流管等については、必要に応じて別途計上する。

※2 豪雪地帯での設備工事費や、高度処理型の設置における増加費用分の計上も可能。

※3 平成11年3月31日付衛浄15号浄化槽対策室長通知「合併浄化槽設置整備事業実施要綱の取り扱いについて」記1より下水道事業計画区域域内においても下水道整備が7年以
上見込まれない地域に国庫補助が可能としている。

※4 昭和40年代に設置された1府5県約5,700基単独処理浄化槽及び合併処理浄化槽の平成10年度末での使用実績を厚生省で調査した結果による。

※5 政令指定都市、下水道供用開始後30年以上経過している市町村126箇所の下水道施設の平成11年度末での使用実績を建設省で調査した結果による。

が他処理事業と比べ高いのは、各戸別に保守点検や法定水質検査が必要となるためである。直接浄化法の場合は浄化対象となる水量が多いため、処理水量当たりのコストが他の処理事業と比べ低くなっている。人口が1,000人の場合、処理BOD当たりのコストは農業集落排水施設と直接浄化法であまり差がなく下水処理よりも安価であるが、人口が1万人以上となると、下水処理場が安価となってくる。管路コストやし尿処理のコストを考慮していないこともあり、厳密な比較はできていないが、上記の結果から直接浄化法は必ずしも発生源対策事業の代替とはなりえない場合もあり得ることがわかった。

次に、モデル流域における合併処理浄化槽、農業集落排水施設、公共下水道を想定してコスト分析を行った。流域人口は5,000人、10,000人、50,000人、100,000人の4パターン（表-6.10）を想定した。ここでは、管路コストやし尿処理コストを考慮した。農業集落排水施設と公共下水道の管路総延長は、市町村の実績を基に想定した。管渠の償却年数は、40年以上経過した施設を使用している市町村のうち、経過年数ごとの更新管渠延長が把握された全国18市町村のデータから、その平均経過年数を求め72年と設定した。くみ取り式のし尿処理経費は年間一人あたり6,600円³⁴³⁾とした。し尿処理施設の規模は50,000～100,000人の処理とし、建設費は実績を基に50,000人処理施設で6億4千万円、100,000人処理施設で21億4千万円を設定した。し尿の一人当たり原単位は1.8L/人・日、18gBOD/人・日³⁴⁴⁾とした。償却年数は下水処理場と同等とした。

流域人口5000人での各処理事業の試算例を表-6.11に、直接浄化法のみで行った場合における流域対象人口のし尿処理事業の試算例を表-6.12に示す。直接浄化法の試算は、この流域において全てし尿汲み取り式で行われ、雑排水が河川に流れ込む極端な場合を想定して行った。

この試算例を基に、4パターンのモデル流域における各浄化事業における処理量及び処理BODあたりの経費を図-6.15に示す。これらの図から、流域人口が多くなるとともに、流域に1カ所しか設置しない下水処理施設や直接浄化施設の単位量当たりのトータルコストは処理施設のスケール効果により下がっていることが分かる。これに対し、複数設置する合併処理浄化槽や農業集落排水施設のトータルコストは一定である。流域人口5,000人のモデル流域における各浄化事業における処理量及び処理BODあたりの経費内訳を図-6.16に示す。これらの図から、処理量及び除去BOD当たりのコストについて農業集落排水施設の建設費が最も高く、また維持費を含めたトータルコストにおいても高いことが分かった。これは、農業集落排水施設は、対象人員が下水処理と比べ比較的少ないため、単位量当たりのコストが高くなったものと考えられる。合併処理浄化槽の単位処理量当たりのコストは、農業集落排水施設や公共下水道に比べ低い維持管理費は高い。これは合併処理浄化槽が、比較的簡単な構造であるため施設コストとしては低くなる。これに対し維持管理が高

表 -6.9 設定条件

処理法	条件
合併処理浄化槽	5人槽と7人槽がほぼ均等になるように設置数を定める。
農業集落排水施設	1基当たりの処理人口を1000人とし設置数を定める。
公共下水道	各人口において処理場を1基設置する。
直接浄化法	浄化施設にBOD30mg/lの濃度で流入するように処理水量を定め、1基当たりの最大処理水量を0.1m ³ /secとする。処理水量が0.1m ³ /sec以下の場合は最大処理水量を0.01m ³ /secとする。
※1人当たり原単位はBODをし尿18g/人・日、雑排水 32g/人・日、排水量をし尿 50 l/日、雑排水190 l/日とする。	

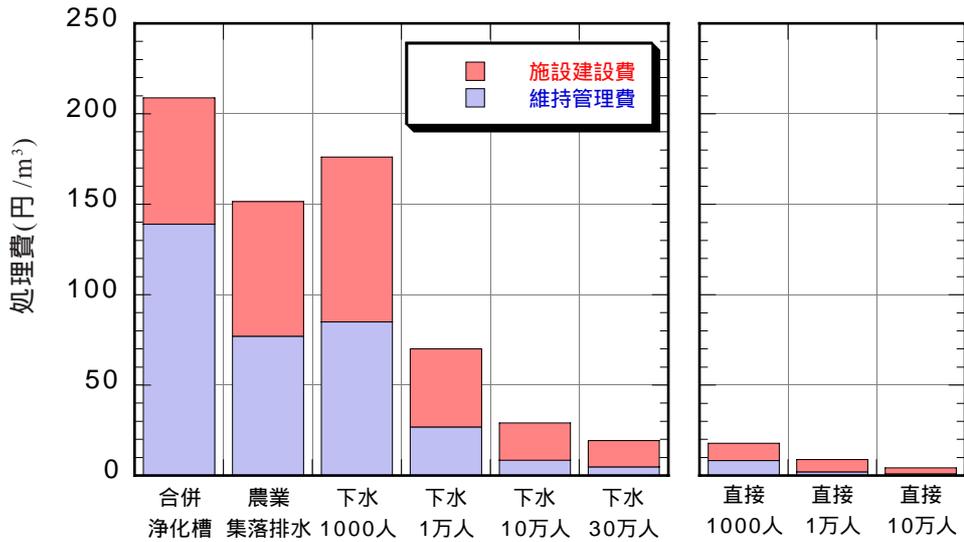


図 -6.13 各浄化事業における水量当たりのコスト

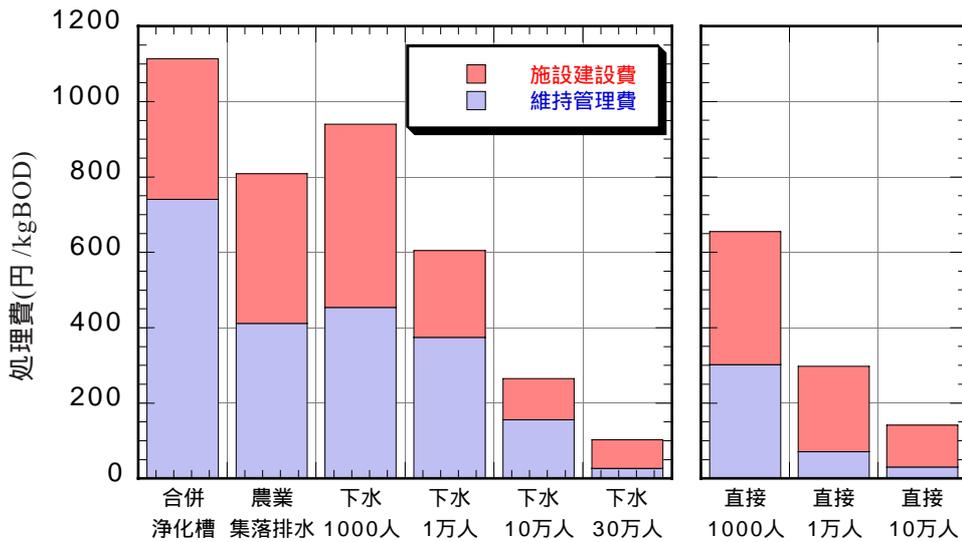


図 -6.14 各浄化事業における除去BOD当たりのコスト

表 -6.10 モデル流域

流域人口	5,000			10,000			50,000			100,000		
	設置数	管路総延長(m)	処理人口	設置数	管路総延長(m)	処理人口	設置数	管路総延長(m)	処理人口	設置数	管路総延長(m)	処理人口
合併処理浄化槽 5人槽	60	-	300	120	-	600	600	-	3,000	1,200	-	6,000
合併処理浄化槽 7人槽	100	-	700	200	-	1,400	1000	-	7,000	2,000	-	14,000
農業集落排水施設 300人槽	2	3,000	600	4	6,000	1,200	20	30,000	6,000	40	60,000	12,000
農業集落排水施設 700人槽	1	4,000	700	2	8,000	1,400	10	40,000	7,000	20	80,000	14,000
下水処理場	1	5,000	2,700	1	10,000	5,400	1	50,000	27,000	1	100,000	54,000

表 -6.11 流域人口 5000 人での各処理事業の処理費試算例

処理施設	設置数	1基 処理人員	処理人員	BOD(kg/日)			除去BOD(kg/日)			し尿	雑排水	
				し尿	雑排水	計	施設有り	施設無し	計			
				D=18/1000	E=32/1000	F=D+E	G=F*0.9	H=D	I=F*0.1			J=E
合併	60	5	300	5.4	9.6	15	13.5	5.4	1.5	9.6	15	57
合併	100	7	700	12.6	22.4	35	31.5	12.6	3.5	22.4	35	133
農業集落排水	2	300	600	10.8	19.2	30	27.0	10.8	3	19.2	30	114
農業集落排水	1	700	700	12.6	22.4	35	31.5	12.6	3.5	22.4	35	133
下水処理場	1	2,700	2,700	48.6	86.4	135	121.5	48.6	13.5	86.4	135	513
合計			5,000	90	160	250	225	90	25	160	250	950
確間直接浄化										160	河川水量	4,500

処理施設	1基当たりの 建設費 (万円)	施設費建設 費(万円)	1基 管路延長(m)	管路延長 (m)	管路建設費 (万円)	消却年数		施設建設費(万円/年)		V	W	X=A*V		Y=P*W/1000
						処理場	管路	処理場	管路					
						R	S	T=N/R	U=P/S			X=A*V	Y=P*W/1000	
合併5人	88.8	5,328	-	-	-	26	-	204.9	-	6.5	-	390.0	-	
合併7人	102.6	10,260	-	-	-	26	-	394.6	-	8.1	-	810.0	-	
農業集落排水 300人	13,228	26,456	1,500	3,000	18,600	33	72	801.7	258.3	244.1	24	488.3	7.2	
農業集落排水 700人	18,562	18,562	4,000	4,000	24,800	33	72	562.5	344.4	499.5	24	499.5	9.6	
下水処理場	51,583	51,583	5,000	5,000	37,500	33	72	1563.1	520.8	1667.6	80	1667.6	40.0	
確間直接浄化	45,000	45,000	-	-	-	20	-	2250.0	-	400.0	-	400.0	-	

処理施設	施設建設費(円/m³)			施設建設費(円/kgBOD)			維持管理費(円/m³)			処理場	管路	計
	処理場	管路	計	処理場	管路	計	処理場	管路	計			
	Z=T*10000/(K+L)/365	AA=U*10000/(K+L)/365	AB=Z+AA	AC=T*10000/G/365	AD=U*10000/G/365	AE=AC+AD	AF=X*10000/(K+L)/365	AG=Y*10000/(K+L)/365				
合併(5人+7人)	68.4	-	68.4	365.0	-	365.0	137.0	-	137.0	730.6		730.6
農業集落排水 (300+700)	119.8	52.9	172.7	638.9	282.3	921.2	86.7	1.5	88.2	462.6	7.9	470.5
下水処理場	66.1	22.0	88.1	352.5	117.4	469.9	70.5	1.7	72.2	376.0	9.0	385.1
直接浄化	10.7	-	10.7	352.5	-	352.5	2.4	-	2.4	80.6		80.6

処理施設	処理費(円/m³)			処理費(円/kgBOD)		
	処理場	管路	計	処理場	管路	計
	AL=Z+AF	AM=AA+AG	AN=AL+AM	AO=AC+AI	AP=AD+AJ	AQ=AO+AP
合併(5人+7人)	205	-	205	1,096	-	1,096
農業集落排水 (300+700)	207	54	261	1,102	290	1,392
下水処理場	137	24	160	729	126	855
直接浄化	13	-	13	433	-	433

表 -6.12 し尿処理事業の処理費試算例

処理人員	汚水量 (m³/日)	BOD(kg/日)	施設建設費 (万円)	消却年数	施設建設費 (万円/年)	施設建設費 (円/m³)	施設建設費 (円/kgBOD)
A	B=A*1.8/ 1000	C=A*18/ 1000	D	E	F=D/E	G=F*10000/ B/365	H=F*10000/ B/365
50,000	90	900	64,000	33	1939.4	590.4	59.0
100,000	180	1,800	214,000	33	6484.8	987.0	98.7

し尿排出量 (L/日人)	し尿排出 BOD(g/日人)	一人当たりのし 尿処理経費 (建 設費を含まな い) (円/年人)	施設建設費 (円/㎡)	処理経費 (円/㎡)	施設建設費 (円/kgBOD)	処理経費 (円/kgBOD)	処理費 (円/㎡)	処理費 (円/人)
I	J	K	L=Gの平均	M=K/1* 1000/365	N=Hの平均	O=K/J* 1000/365	P=L+M	Q=N+O
1.8	18	6600	780.0	10.046	80	1.005	10,826	1,085

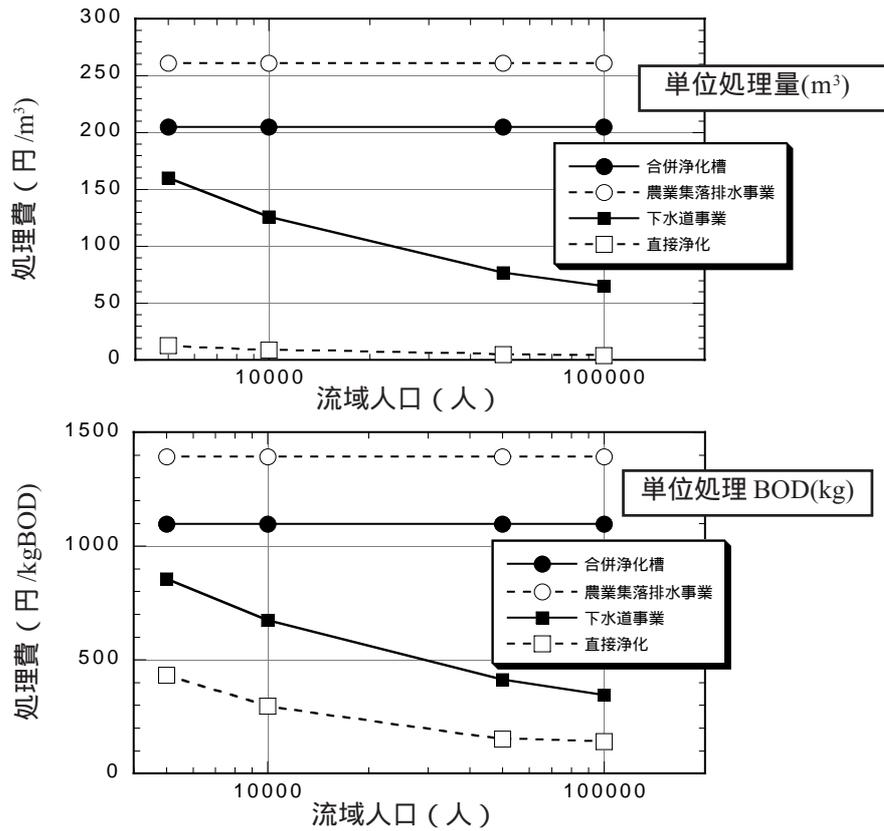


図 -6.15 各浄化事業における単位処理量あたりの経費

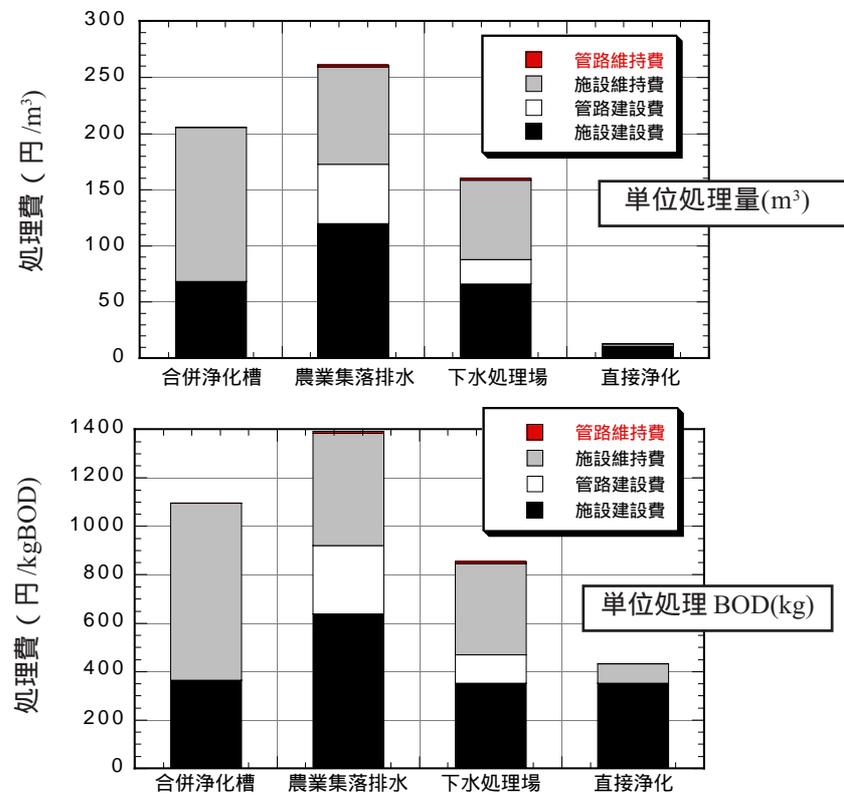


図 -6.16 各浄化事業における単位処理量あたりの経費内訳 (処理人口 5,000 人)

いのは、前述したように各戸別に保守点検や法定水質検査が必要となるためである。直接浄化法の場合は、浄化対象となる水量の多さのためか、処理水量当たりのコストが他の処理事業と比べ1/15～1/20低く、除去BOD当たりでは1/2～1/3と小さく、河川側からみた浄化施設としては単位量当たりのコストは低いものといえる。よって、水域直接浄化法は下 wastewater 処理施設の緊急的あるいは補完的対策としての特長・有為性があるものと言える。ただし、直接浄化法の場合はし尿の全てを処理施設に運搬処理として想定しているため、その経費 1,085 円/kgBOD を加えると、発生源当たりのBOD当たりの処理経費は1,400円/kgBOD程度となることを十分考慮しておかなければならない。

6.5 結 語

本章では、水域直接浄化法の機能的側面と経済的側面から総合評価を行った。その結果をまとめると次の通りである。

- (1) 既往の礫間接触酸化法の殆どがモデル浄化施設の実証実験をもとに計画・設計されているために、流入水量、流入成分によって浄化効率も異なり、合理的な設計・運転指針について改善の余地が残されている。
- (2) 低濃度の汚濁河川の場合にはBODに占める難分解性BOD割合と堆積汚泥からの有機物の溶出によって除去率が左右されること、高濃度の場合には、易分解性BODの割合が高く、高濃度基質が生物量維持に寄与するために流入水質に依存することなく安定した除去率が得られる。従って、自然浄化機能を強化する水域浄化施設の観点からは、発生汚泥の処理・処分の重要性がさらに増すこととなる。
- (3) 経済的評価から、既往の設計方針に従い滞留時間のみで評価すると建設費にばらつきが生じること、維持管理費についてはその影響は小さいことを示した。
- (4) モデル流域において、合併処理浄化槽、農業集落排水施設、公共下水道、直接浄化法をコスト面から比較検討を行った結果、直接浄化の単位処理量当たりのコストは低いことを示し、当然のことながら下 wastewater 処理施設の緊急的あるいは補完的対策としての特長・有為性を示すことができた。

参考文献

- 1)丹羽薫, 久納誠, 糸状藻類を活用した湖沼水質保全システム, 環境システム研究, Vol.21, pp.419-427, 1993.
- 2)錦織宏介, 荒井克憲 他, 平田義雄, 光酸化分解法による湖沼や池の浄化システム, 用水と廃水 Vol.33 No.11, pp.3-9, 1991.
- 3)久保田勝, 水系全般にわたる水質浄化対策—多摩川を例にとり—, 河川, pp.20-30, 1995.
- 4)岩永勉, 手塚博治, 東京都における水環境改善計画及び浄化事業, 河川, pp.31-43, 1995.
- 5)本郷克己, 田中周一, 紫川(城内川)河川浄化事業・河川環境整備事業, 河川, pp.49-52, 1995.
- 6)山本雅史, よみがえる鯉城内堀—堀川浄化事業について—, 河川, pp.135-141, 1995.
- 7)本橋敬之助, 水質浄化の現状と課題4 礫間接触酸化法による効果と問題点, PPM, pp.67-72, 1993.
- 8)茅野秀則, 西原潔, 中久喜康秀, 水生植物による水域浄化システム ” バイオフィルターシステムについて”, PPM, pp.2-9, 1986.
- 9)大道等, 効率の高い河川浄化技術の開発, 河川, pp.53-66, 1995.
- 10)畑中操, 水谷廉, 檜村勉, RL(リングレース)ろ材を用いた浸漬ろ床による生活系排水の処理, 用水と廃水, Vol.22, No.9, pp.40-45, 1979.
- 11)吉田実, 堺哲矢, 村橋光臣, 故紙再生排水の生物処理—基質特性と処理実施例, PPM, pp.47-56, 1989/1.
- 12)本橋敬之助, 水質浄化の現状と課題1 ホテイアオイ食裁・回収の効果と問題点, PPM, pp.45-51, 1992/11.
- 13)本橋敬之助, 水質浄化の現状と課題2 浚渫における効果と問題点, PPM, pp.62-69, 1992/12.
- 14)本橋敬之助, 排水路の水質浄化と実施事例(上) 維持管理, 効果, 問題など, PPM, pp.76-84, 1993/7.
- 15)本橋敬之助, 排水路の水質浄化と実施事例(中) 維持管理, 効果, 問題など, PPM, pp.62-72, 1993/8.
- 16)本橋敬之助, 排水路の水質浄化と実施事例(下) 維持管理, 効果, 問題など, PPM, pp.53-62, 1993/9.
- 17)本橋敬之助, 水質浄化の現状と課題5 接触ろ材酸化法による効果と問題点, PPM, pp.61-65, 1993/3.
- 18)森忠洋, エコテクノロジーを活用した松江城堀川の直接浄化, 用水と廃水, Vol.32 No.8, pp.26-31, 1990.

- 19)稲森悠平, 金周永, 杉浦則夫, 須藤隆一, 生物活性炭流動床法における浄化能と生物相, 用水と廃水, Vol.35, No.8, pp.12-19, 1993.
- 20)須藤隆一, 柏市一般排水路モデル浄化施設, 用水と廃水, Vol.28, No.11, pp.46-49, 1986.
- 21)細見正明, 湿地による水質浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.56-59, 1990.
- 22)中村栄一, 排水路浄化施設の処理機能, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.44-47, 1990.
- 23)田中修三, 排水の流路変更による湖沼水質の回復, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.48-55, 1990.
- 24)今村務, 水源を衛るー八田原ダムにおける水質保全策ー, 土木学会誌, pp.6-9, 1996.11.
- 25)尾崎保夫, 阿部薫, 植物を活用した資源循環型水質浄化技術の課題と展望ー潤いのある農村景観の創出を目指してー, 用水と廃水, Vol.35, No.9, pp.5-17, 1993.
- 26)木村賢史, 土屋隆夫, 稲森悠平, 西村修, 須藤隆一, 干潟・海浜・護岸に形成される自然生物膜による低汚濁海水の直接浄化, 用水と廃水 Vol.39, No.8, pp.82-89, 1997.
- 27)池田省三, 最近の底泥浚渫技術, 用水と廃水 Vol.39, No.6, pp.45-49, 1997.
- 28)秋葉道宏, 丹羽千明, 特殊ろ材を用いた凝集・ろ過法による松江城のお濠の浄化, 用水と廃水 Vol.37, No.8, pp.46-49, 1995.
- 29)古賀憲一, 佐賀クリーク網における自然浄化機能の強化策, 用水と廃水, Vol.37, No.8, pp.50-53, 1995.
- 30)林紀男, 稲森悠平, 須藤隆一, 富栄養化型池沼の浚渫・生物学的ろ過水循環による直接浄化, 用水と廃水, Vol.37, No.8, pp.36-40, 1995.
- 31)安部賢策, 柘植和夫, 荒木治彦, 木炭による湖沼浄化システムの開発, 用水と廃水, Vol.40, No.12, pp.34-42, 1998.
- 32)島多義彦, 腐食土壌による調整池等の自浄作用回復と水質浄化, 農業土木学会誌, 64(4), pp.325-331, 1996.
- 33)村上和仁, 鷹野洋, 萩野泰夫, 森忠繁児島湖の汚濁の現状と水質浄化対策, 用水と廃水, Vol.38, No.6, pp.11-16, 1996.
- 34)浦上良樹, 接触酸化法による池水循環浄化システムの建設, 農業土木学会誌, 64(4), pp.333-338, 1996.
- 35)和田安彦, 三浦浩之, 透過性石積み堤水質浄化システムの水質浄化特性と浄化効果の研究, 土木学会論文集, No.566/VII, pp.1-12, 1997.
- 36)東国茂, 相馬勲, エルリンダ L. マリ, フィリピンにおける水質汚濁の現状と水質浄化への木炭の適用性について, 水処理技術, Vol.34, No.10, pp.27-35, 1993.

- 37)福島民也, 小笠原保, ハイテク浚渫船による霞ヶ浦の水質浄化, 土木学会誌, 5月号, pp.20-23, 1995.
- 38)沖野外輝夫, 諏訪湖にみる環境修復事例, 環境情報科学, No.24-3, pp.24-26, 1995.
- 39)西山正信, 仙台市広瀬川の水質浄化と高度処理, 下水道協会誌, Vol.35, No.430, pp.13-17, 1998.
- 40)小林節子, 湖沼の窒素, リン水質目標導入の背景と浄化技術の動向—手賀沼を例として—, 産業公害, Vol.28, No.6, pp.54-62, 1992.
- 41)石川省吾, 期待される霞ヶ浦導水事業と事業化の背景, 河川, pp.13-17, 1986.
- 42)山室真澄, 食物連鎖を利用した水質浄化技術, 化学工学, Vol.58, No.3, pp.59-62, 1994.
- 43)丹羽薫, 久納誠, 大西実, 山下芳浩, 閉鎖性水域の新しい水質改善手法—糸状藻類と流動制御を活用して—, 河川, pp.66-74, 1993.
- 44)千家正照, 西出勤, 板垣博, 渡辺守, 休耕田を利用した水路型の簡易水質浄化施設, 農業土木学会誌, Vol.61, No.12, pp.1129-1134, 1993.
- 45)笹野昭, 石井猛, 山下栄次, 宮倉純, 清水導入による湖水浄化—児島湖—, 水処理技術 Vol.30, No.6, pp.17-20, 1989.
- 46)岡本芳郎, 小林浩幸, ため池の水質浄化に関する浚渫の有効性の実証実験, 農業土木学会論文集, 第187号, Vol.65, No.1, pp.161-169, 1997.
- 47)西田耕之助, 樋口能士, 武内伸勝, 疋昭三, 造粒化土壌ボルカナイトを用いた小河川の水質浄化の実験例, 水処理技術, Vol.34, No.6, pp.1-8, 1993.
- 48)金子文夫, 片倉徳男, 岡田美穂, エココンクリートによる水質浄化, コンクリート工学, Vol.36, No.3, pp.46-48, 1998.
- 49)須藤隆一, 水域の直接浄化の意義と展望, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.3-7, 1990.
- 50)稲森悠平, 林紀男, 須藤隆一, 生活排水対策の高度化の課題と展望, 用水と廃水, Vol.34, No.1, pp.29-36, 1992.
- 51)建設省河川局都市河川室, 都市河川における水環境の整備・再生・保全, 河川, pp.5-15, 1991.
- 52)清水裕, 水質浄化技術の展望, 河川, pp.16-21, 1991.
- 53)森下郁子, 生態系と河川水質, 河川, pp.22-31, 1991.
- 54)杉田彪, 筑後川の水質浄化対策—礫間接触酸化法—, 河川, pp.32-36, 1991.
- 55)竹倉新吉, 霞ヶ浦の水質浄化対策, 河川, pp.37-44, 1991.
- 56)石塚昌志, 流入準用河川を含めた河川の水質浄化対策, 河川, pp.45-48, 1991.
- 57)岡五郎, 新町川にうるおいとやすらぎを, 河川, pp.49-56, 1991.

- 58)伊藤亘, 昭和記念公園の水と水辺の管理, 緑の読本, pp.5-10, 1992.
- 59)須寄雄次, 品川区戸越公園の水質浄化作戦, 緑の読本, pp.11-18, 1992.
- 60)葛貫貞夫, 水元公園のカムバックかわせみ大作戦, 緑の読本, pp.19-27, 1992.
- 61)中田勝司, 本間隆, 柳沢克次, 松本行史, 不忍池の水辺再生における水質浄化と課題, 緑の読本, pp.28-34, 1992.
- 62)社団法人日本産業機械工業会, 閉鎖水域における海水浄化システムに関する調査研究報告書ー伊万里湾海域浄化対策に関する研究ー, 1994.
- 63)田中喜久次, 福岡県大濠公園の水質改善と保全, 緑の読本, pp.35-42, 1992.
- 64)下村達男, 山崎喜代三, 大貫健次, 町田市薬師池の水質管理, 緑の読本, pp.44-49, 1992.
- 65)相崎守弘, 水質汚濁のメカニズムと浄化技術, 緑の読本, pp.50-54, 1992.
- 66)内海武, 池浄化における生物濾過技術の実際, 緑の読本, pp.55-61, 1992.
- 67)香取良一, 銅イオンによる水景施設の殺菌・殺藻処理, 緑の読本, pp.62-67, 1992.
- 68)荒井克憲, 光酸化分解法による修景池水浄化システム, 緑の読本, pp.67-74, 1992.
- 69)山田勝, 層流多重循環による水質浄化, 緑の読本, pp.75-79, 1992.
- 70)宮本鉄也, 回転ドラム式ろ過機による水質浄化, 緑の読本, pp.80-85, 1992.
- 71)平根健, 生物膜を利用した公園池の浄化技術, 緑の読本, pp.86-90, 1992.
- 72)相崎守弘, 水生植物を使った池の浄化, 緑の読本, pp.11-15, 1994.
- 73)三海正春, 水景施設の浄化技術概要, 緑の読本, pp.18-26, 1994.
- 74)松波利治, 上向流式急速濾過式水処理, 緑の読本, pp.27-34, 1994.
- 75)横田敏男, 釣巻一弥, 間欠式空気揚水筒による水質浄化, 緑の読本, pp.35-41, 1994.
- 76)宮本鉄也, 車載型水質浄化システム, 緑の読本, pp.42-47, 1994.
- 77)田部譲, 水景施設の水管理システム, 緑の読本, pp.48-52, 1994.
- 78)錦織宏介, 大田区池上本門寺松濤園の池の浄化, 緑の読本, pp.53-58, 1994.
- 79)白石精一, 横須賀市ジャブジャブ池の水質浄化と管理, 緑の読本, pp.59-62, 1994.
- 80)葛貫貞夫, 葛飾区水元公園の水質改善事業, 緑の読本, pp.63-67, 1994.
- 81)加藤真, 小林喜久男, 杉並区蚕糸の森公園池の浄化, 緑の読本, pp.68-76, 1994.
- 82)藤沢康文, 忠岡俊彦, 高田芳昭, 大田区平和の森林公園ひょうたん池の水質浄化実証実験, 緑の読本, pp.77-85, 1994.
- 83)伊藤将典, 川崎市大師公園の再整備と水管理, 緑の読本, pp.86-89, 1994.
- 84)麻生昌則, 下水溝を利用した水質改善, 用水と廃水, Vol.24, No.1, pp.78-86, 1982.

- 85)小島貞男, 自然の浄化力を利用した水質改善, 用水と廃水, Vol.24, No.1, pp.5-12, 1982.
- 86)森忠洋, 長川秀実, エコテクノロジーを活用した松江城堀川の直接浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.26-31, 1990.
- 87)Local Clean Water Heroes Help Spawn New Initiative, POLLUTION ENGINEERING, pp.31-32, 1998.
- 88)須藤隆一, 生活雑排水からの負荷とその処理対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp7-17, 1982.
- 89)毛利光男, 門倉伸行, 須田有輔, 田中裕作, 細川恭史, 海水浄化の礫間接触水路内の付着・底生生物相, 水環境学会誌, Vol.19, No.8, pp41-51, 1996.
- 90)長内武逸, 礫間接触酸化法による河川水の直接浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.16-25, 1990.
- 91)岡田武文, 土器川浄化事業について, 四国技術, Vol.28, No.105, pp.6433-6435, 1996.
- 92)土屋十圀, 和泉清, 浮上式礫間接触酸化法による水質浄化機能について(その1), 都土木技研年報, pp.133-141, 1985.
- 93)土屋十圀, 和泉清, 浮上式礫間接触酸化処理法による都市河川の直接浄化手法について, 都土木技研年報, pp.56-61, 1993.
- 94)土屋十圀, 和泉清, 礫間接触酸化法による河川浄化について(その2), 都土木技研年報, pp.65-73, 1984.
- 95)高橋定雄, 野川浄化施設の概要, 土木技術, pp.60-65, 1982.
- 96)柳田友隆, 江耀宗, 佐藤正路, 安達栄一, 原田昭勇, リン酸除去材による河川水の水質浄化, 環境技術, Vol.27, No.3, pp.231-236, 1998.
- 97)櫛田晴美, 柳田友隆, 佐藤正路, 濾材型吸リン資材による河川と池沼の水質浄化, 技術士, pp.12-14, 1999.
- 98)柳田友隆, 江耀宗, 吸リン材の散布による池の水質変化, 用水と廃水, Vol.39, No.7, pp.51-54, 1997.
- 99)河野行雄, 木炭等による小河川水等の直接浄化について, 衛公研情報, pp.5-9, 1998.
- 100)新船智子, 石井保治, 萩原弘治, 小倉紀雄, 木炭による水質浄化実験とその評価, 用水と廃水, Vol.33, No.12, pp.3-11, 1991.
- 101)齊藤幸孝, 原田正光, コーヒー豆活性炭の吸着性能および水質浄化への利用, 用水と廃水, Vol.36, No.3, pp.11-16, 1994.
- 102)森田弘昭, 浄化工による河川水質の改善, 土木研究所研究発表会論文集, pp.61-64, 1985.
- 103)松本聰, 新水処理技術「四万十川方式」を利用した河川水質改善の概念と実施, UNEP-IETC ニュースレター, pp.3-5, 1997.

- 104)末次康隆, 瀬戸昌之, ポーラスコンクリートと吸リン剤を用いた簡易な水質浄化法と親水池づくり, 多自然型研究, No.31, pp.3-8, 1998.
- 105)井上充, 平野浩二, 井口潔, 稲森悠平, 生活系排水流入水路汚濁水のバイパス浄化法による処理, 用水と廃水, Vol.34, No.5, pp.13-22, 1992.
- 106)岡田光正, 須藤隆一, 江島玄泰, 稲森悠平, 水路浄化法による生活雑排水処理に関する基礎的研究, 用水と廃水, Vol.26, No.6, pp.19-29, 1984.
- 107)斉藤真一, 田村良三, 村山等, 尾崎邦雄, 水路における直接水質浄化, 新潟理化学, No.17, pp.13-19, 1991.
- 108)工藤真也, 芳賀信雄, プラスチックメディアを用いた生物学的脱窒素法, 用水と廃水, Vol.20, No.10, pp97-103, 1978.
- 109)浦上良樹, 接触酸化法による池水循環浄化システムの建設, 農業土木学会誌, 64(4), pp.334-338, 1996.
- 110)内田信一郎, 大阪市におけるハニコーム充てん式生物接触酸化法について (I), 用水と廃水, Vol.20, No.5, pp.29-36, 1978.
- 111)内田信一郎, 大阪市におけるハニコーム充てん式生物接触酸化法について (II), 用水と廃水, Vol.20, No.6, pp.54-67, 1978.
- 112)渡辺音二, ハニコームチューブにより接触曝気および接触沈殿処理, 用水と廃水, Vol.20, No.5, pp.89-98, 1978.
- 113)小島貞男, チューブ接触酸化法の開発と発展の経過, 用水と廃水, Vol.20, No.5, pp.5-14, 1978.
- 114)廣瀬道郎, 大谷光伸, 東信治, 接触酸化法(網状基材正規配列・全面曝気方式)による生活系排水の処理, 用水と廃水, Vol.21, No.9, pp.35-39, 1979.
- 115)野原勝明, 野村和弘, 関根富明, 則松勇, 接触酸化を応用した河川浄化システムの開発, 環境技術, Vol.24, No.7, pp406-411, 1995.
- 116)荒木公夫, 布状接触材による河川の高効率浄化, 環境技術, Vol.25, No.8, pp.477-480, 1996.
- 117)稲森悠平, 林紀男, 流入河川の直接浄化 1 接触材充填生物膜法による湖沼等流入河川水の浄化, 水, pp.73-78.
- 118)滝口洋, 辻本甚三郎, 扇谷勝久, 製材副産物を利用する河川浄化の試み, 建設コンサルタント協会近畿支部業務研究発表会論文集, Vol.30, pp.105-110, 1997.
- 119)吉川秀夫, 木村徹, 三尾製娑人, 浮遊物除去シートの効果, 河川環境総合研究所報告, 第3号, pp.21-23, 1997.

- 120)日本バイリーン, 自然共生・環境回復をめざす生態系保全を重視した水質浄化法—不織布にアイデア盛り込み接触材に利用—, NONWOVENS REVIEW, Vol.8, No.4, pp.33-35.
- 121)山口俊平, 河川を浄化する不織布接触材, 工業材料, Vol.46, No.8, pp.102-105, 1998.
- 122)三沢松子, 金野由之, 安達伸一, 清野茂, 栗野健, 遠藤哲男, 生活排水汚濁水路浄化施設(森越戸排水路)の水質浄化効果について(第2報), 宮崎県保健環境センター年報 第15号, pp.133-134, 1997.
- 123)吉川秀夫, 木村徹, 南彰則, 不織布による河川水の濾過浄化実験, 河川環境総合研究所報告第3号, pp.25-29, 1997.
- 124)朝日向豊邦, 朝田広治, 斉藤俊雄, カキ殻を投与した浸漬ろ床法での水処理研究, 下水道協会誌, Vol.18, No.210, pp.36-47, 1981.
- 125)工藤明, 川越伸清, 泉完, 廃堰の水質実態とホタテ貝を用いた水質浄化実験-農業水利施設の多目的利用(2), pp.2-5.
- 126)高崎みつる, 中塚朝夫, 吉川次男, カキ殻の処理・有効利用技術研究, 宮城県工業技術センター研究報告, pp.141-146, 1992.
- 127)吉川秀夫, 木村徹, 南彰則, 都市河川の直接浄化法, 河川環境総合研究所報告第3号, 1997.
- 128)崎村誠三, ひも状接触材バイオコードによる河川の直接浄化, 用水と排水, Vol.39, No.3, pp.35-41, 1997.
- 129)赤松勲, 上嶋洋, セメント・石灰複合体—骨炭槽通水処理による排水中のリン除去, 用水と排水, Vol.22, No.2, pp.59-65, 1980.
- 130)本橋敬之助, 山内隆, 南彰則, 不織布接触ろ材を用いた排水路の水質浄化, 水処理技術 Vol.37, No.3, pp.33-39, 1996.
- 131)和田安彦, 三浦浩之, 松井輝峰, 花村進治, 接触材2段配置型接触酸化法の河川水質浄化効果, 水処理技術, Vol.37, No.3, pp.19-28, 1996.
- 132)和田安彦, 三浦浩之, 松井輝峰, 花村進治, 接触材2段配置型接触酸化法による都市河川水質の浄化, 月刊下水道, Vol.19, No.12, pp.59-65, 1996.
- 133)佐藤健, 立体網状接触材の性質とその応用, 用水と廃水, Vol.23, No.4, pp.51-61, 1981.
- 134)相崎守弘, 福地美和, ヤマトシジミを用いた汽水性汚濁水域の浄化, 用水と廃水, Vol.40, No.10, pp.46-49, 1998.
- 135)中川正雄, 平板状接触材の性質と応用, 用水と廃水, Vol.23, No.4, pp.43-49, 1981.
- 136)大森英昭, 小型筒状接触材の性質と応用, 用水と廃水, Vol.23, No.4, pp.29-33, 1981.

- 137)岡田宏道, 大谷光伸, 廣瀬道郎, 網状接触材の性質とその応用, 用水と廃水, Vol.23, No.4, pp.22-28, 1981.
- 138)檉村勉, 土屋史明, ひも状接触材の性質と応用, 用水と廃水, Vol.23, No.4, pp.18-21, 1981.
- 139)西口猛, 高橋強, 治田伸介, 鉄接触材を用いたリン除去技術(Ⅱ), 用水と廃水, Vol.31, No.11, pp.11-18, 1989.
- 140)小島貞男, チューブ状接触材の性質と応用, 用水と廃水, Vol.23, No.4, pp.10-17, 1981.
- 141)伊与享, 吉野常夫, 大野茂, 関幸雄, アルミニウム接触材を用いた接触曝気法の基礎性能, 用水と廃水, Vol.38, No.8, pp.24-29, 1996.
- 142)西口猛, 高橋強, 治田伸介, 鉄接触材を用いたリン除去技術(Ⅰ)-回転円板方式-, 用水と廃水, Vol.31, No.11, pp.3-10, 1989.
- 143)西口猛, 高橋強, 北林英一郎, 鉄接触材を用いたリン除去技術(Ⅲ)-回分式間欠曝気方式による窒素・リン同時除去法-, 用水と廃水, Vol.31, No.12, pp.25-33, 1989.
- 144)渡辺紀元, 岸政美, 青函トンネル発生泥による小樽運河水の水質浄化研究, 水処理技術, Vol.37, No.10, pp.25-37, 1996.
- 145)西田耕之助, 樋口能士, 武内伸勝, 疋昭三, 造粒化土壌ボルカナイトを用いた小河川の水質浄化の実験例, 水処理技術, Vol.34, No.6, pp.1-8, 1993.
- 146)端憲二, 石川雅也, 鈴木光剛, 湿地における窒素除去機能-湿地模型を用いた浄化試験, 農業土木学会誌, 第64巻, 第4号, pp.339-344, 1996.
- 147)福島忠雄, 岩田雄三, 生活雑排水が混入する溜池の植生(ハス)による水質改善効果について, 農業土木学会論文集, 第142号, pp.99-105, 1989.
- 148)北詰昌義, 野口俊太郎, 人工ヨシ湿地による生活排水の高度処理, 用水と廃水, Vol.39, No.11, pp.41-45, 1997.
- 149)保光義文, 松本誠一, 佐々木健, 瀬野川水系熊野川におけるツルヨシ群落と水質浄化, 水処理技術, Vol.38, No.1, pp.5-15, 1997.
- 150)北詰昌義, 野口俊太郎, 島多義彦, 倉谷勝敏, 人工湿地による水質浄化, 用水と廃水, Vol.40, No.10, pp.51-57, 1998.
- 151)相崎守弘, 森岡美津子, 木幡邦夫, ヤマトシジミを利用いた汽水域の水質浄化に関する基礎的研究, 用水と廃水, Vol.40, No.2, pp.34-39, 1998.
- 152)細見正明, 湿地による水質浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.56-59, 1990.
- 153)岡田光正, 湿地(Wetland)の水質浄化機能, 水環境学会誌, Vol.17, No.3, pp.2-8, 1994.

- 154)中村融子, 緒方健, 志水信弘, 徳永隆司, シュロガヤツリによる池の水質浄化と水生昆虫の定着, 水環境学会誌, Vol.22, No.12, pp.66-71, 1999.
- 155)西山正信, 仙台市広瀬川の水質浄化と高度処理, 下水道協会誌, Vol.35, No.430, pp.13-17, 1998.
- 156)岡本芳郎, 小林浩幸, ため池の水質浄化に対する浚渫の有効性の実証実験, 農業土木学会論文集, No.187, pp.161-169, 1997.
- 157)福島民也, 小笠原保, ハイテク浚渫船による霞ヶ浦の水質浄化, 土木学会誌, pp.20-23, 1995.
- 158)佐々木静郎, 柴田浩彦, 清原雄康, 浮島を用いた調整池の環境改善, 土木学会第53回年次学術講演会, pp.442-443, 1998.
- 159)沼尾康男, 釜房ダムの間欠式空気揚水筒(湖水循環), 河川, pp.96-103, 1994.
- 160)井関喜久夫, ディープシャフトプロセスによる都市下水路の水質浄化, 下水道協会誌, Vol.22, No.248, pp.92-98, 1985.
- 161)高崎みつる, 湖沼の曝気による直接浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.8-15, 1990.
- 162)(社)底質浄化協会広報委員会, ヘドロ, No.63, pp.44-53, 1995.
- 163)矢野洋一郎, 自浄作用を応用した河川の浄化, 用水と廃水, Vol.24, No.1, pp.13-24, 1982.
- 164)須藤隆一, 稲森悠平, 湖沼水質保全のための生活雑排水対策, 用水と廃水, Vol.28, No.8, pp.55-65, 1986.
- 165)飯島昭夫, 宮原怜二, 杉浦則夫, 沼尻伸, 大浦美智子, 富栄養化湖沼水処理の実験例, 用水と廃水, Vol.20, No.5, pp.15-18, 1978.
- 166)島谷幸宏, 直接浄化を中心とした河川水質の改善手法の開発動向と今後の課題, 用水と廃水, Vol.40, No.1, pp.22-26, 1998.
- 167)須藤隆一, 水域の直接浄化の意義と展望, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.3-7, 1990.
- 168)竹林征三, 島谷幸宏, 都市河川の水質改善技術, 緑の読本, シリーズ 35, pp.44-49.
- 169)島谷幸宏, 河川浄化対策の新展開, ヘドロ, No.56, pp.10-15, 1993.
- 170)清水裕, 高泰久, 河川における水質浄化対策, 水道公論, pp.38-42, 1989.
- 171)島谷幸宏, 河川水質の浄化対策について, 環境管理, Vol.31, No.4, pp.344-348, 1995.
- 172)河川・湖沼・ダム貯水池等の浄化方策についての総合検討, 四国技術, 第26巻102号, pp.6256-6261, 1995.
- 173)宮崎昇二, 田中金春, 藤本章次, 小規模河川における浄化手法について, 四国技術事務所, pp.101-106.
- 174)西田耕之助, 石川義紀, 田淵和彦, 樋口能士, 疋昭三, 芝吹千昭, 市街地の小川や生活雑排水

- 路の浄化と水環境の課題-IV生活雑排水路における水質浄化施設の設置-, 月刊地球環境, 4月号, pp.39-43, 1998.
- 175)西田耕之助, 石川義紀, 田淵和彦, 樋口能士, 疋昭三, 芝吹千昭, 市街地の小川や生活雑排水路の浄化と水環境の課題-Ⅲ生活雑排水路における水質浄化施設の設置-, 月刊地球環境, 3月号, pp.84-87, 1998.
- 176)西田耕之助, 石川義紀, 宮城成和, 樋口能士, 疋昭三, 横江政則, 市街地の小川や生活雑排水路の浄化と水環境の課題-Ⅱ水質浄化施設を使った市街地の小川での実証実験-, 月刊地球環境, pp.33-35, 1998.
- 177)西田耕之助, 石川義紀, 宮城成和, 樋口能士, 疋昭三, 横江政則, 市街地の小川や生活雑排水路の浄化と水環境の課題-Ⅱ水質浄化施設を使った市街地の小川での実証実験-, 月刊地球環境, pp.61-65, 1998.
- 178)野村和弘, 山口修一, 則松勇, 都市河川の清流復活-河川浄化システムの開発-, pp.65-70.
- 179)宮下明雄, 木村徹, 矢野恭治, 片桐義一, 河川水浄化の技術開発について, 河川環境総合研究所報告, 第3号, pp.7-20, 1997.
- 180)建設省河川局海岸課, 平成6年度海域浄化対策事業, 河川, pp.104-109, 1994.
- 181)本郷克己, 田中周一, 紫川(城内川)河川浄化事業・河川環境整備事業, 河川, pp.49-52, 1994.
- 182)安川歩, 流域対策と一体になった浄化対策の推進-長良川中流部左岸支川における清流ルネッサンス 21-, 河川, pp.44-48, 1994.
- 183)岩永勉, 手塚博治, 東京都における水環境改善計画及び浄化事業, 河川, pp.31-43, 1994.
- 184)久保田勝, 水系全般にわたる水質浄化対策, 河川, pp.20-30, 1994.
- 185)建設省河川局水政課, 水道原水水質保全事業の実施の促進に関する法律, 河川, pp.15-19, 1994.
- 186)江橋英治, 河川浄化事業の現状と新たな展開, 河川, pp.11-14, 1994.
- 187)石川浩, 最近の環境施策の動きと河川浄化対策, 河川, pp.6-10, 1994.
- 188)渡辺吉男, 汚濁河川, 水路の直接浄化技術, 用水と廃水, Vol.40, No.10, pp.58-63, 1998.
- 189)大久保卓也, ため池, 内湖を利用した水質浄化, 用水と廃水, Vol.40, No.10, pp.35-45, 1998.
- 190)竹倉新吉, 霞ヶ浦の水質浄化対策, 河川, pp.37-44, 1991.
- 191)稲森悠平, 林紀男, 須藤隆一, 水路による汚濁河川水の直接浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.32-37, 1990.
- 192)入江洋樹, 霞ヶ浦の水質浄化の方策について, ジュリスト, No.749, pp.71-75, 1981.
- 193)斎藤修哉, 諏訪湖汚濁の現状, ジュリスト, No.749, pp.76-80, 1981.

- 194)大道等, 効率の高い河川浄化技術の開発, 河川, pp.53-66, 1994.
- 195)大野勝比古, 三重県伊勢市・勢田川浄化のための生活排水対策-排水路における浄化事業の経緯とその実績-, 資源環境対策, Vol.36, No.8, pp.22-26, 2000.
- 196)岡五郎, 新町川にうるおいとやすらぎを, 河川, pp.49-56, 1991.
- 197)石塚昌志, 流入準用河川を含めた河川の水質浄化対策, 河川, pp.45-48, 1991.
- 198)西田耕之助, 樋口能士, 武内伸勝, 足昭三, 造粒化土壌ボルカナイトを用いた小河川の水質浄化の実験例, 水処理技術, Vol.34, No.6, pp.1-8, 1993.
- 199)錦織宏介, 湖沼や池の光り酸化分解法による浄化システム, ニューセラミックス, No.1, pp.59-64, 1996.
- 200)今泉正次, 奥日光湯の湖の浄化事業, 土木学会誌, pp.6-9, 1993.9.
- 201)福島民也, 小笠原保, ハイテク浚渫船による霞ヶ浦の水質浄化, 土木学会誌, pp.20-23, 1995.5.
- 202)池内仁英, 諏訪湖の水質保全対策, 用水と廃水, Vol.28, No.8, pp.18-26, 1986.
- 203)錦織宏介, 荒井克憲, 町田三一, 小林正助, 黒田章一, 柴田宗一郎, 平田義雄, 光酸化分解法による湖沼や池の浄化システム, 用水と廃水, Vol.33, No.11, pp.3-10, 1991.
- 204)一戸正憲, 森林土壌浸透による生活污水の浄化处理, 用水と廃水, Vol.24, No.1, pp.95-99, 1982.
- 205)矢野洋一郎, 自浄作用を応用した河川の浄化, 用水と廃水, Vol.24, No.1, pp.13-24, 1982.
- 206)吉村満弘, 金井弘, 河川系水道原水の生物処理 (1) 大野城市における生物処理の実用規模実験, 用水と廃水, Vol.25, No.8, pp.19-25, 1983.
- 207)鈴木宏平, 河川系水道水の生物処理 (2) 銚子市における生物処理の実用規模実験-導水管処理との併用-, 用水と廃水, Vol.25, No.8, pp.26-35, 1983.
- 208)須藤侍郎, 河川系水道水の生物処理 (3) 東京都における生物膜接触酸化法の比較実験, 用水と廃水, Vol.25, No.8, pp.36-43, 1983.
- 209)勝木依正, 滋賀県における生活雑排水対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp.43-47, 1982.
- 210)高田眞也, 鹿児島県における生活雑排水対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp.48-51, 1982.
- 211)伊藤光一, 兵庫県における生活排水対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp.52-55, 1982.
- 212)千葉県環境部生活環境課, 千葉県における生活雑排水の共同処理, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp.56-60, 1982.
- 213)坂本憲照, 茨城県における生活雑排水対策, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp.61-64, 1982.
- 214)田村忠重, 佐久市における生活雑排水の共同処理, 用水と廃水, Vol.24, No.4, pp.65-69, 1982.
- 215)高橋定雄, 野川浄化施設の概要, 河川, pp.18-24, 1983.

- 216)長内武逸, 礫間接触酸化法による河川水の直接浄化, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.16-25, 1990.
- 217)白崎亮, 水域の直接浄化施設へのアンケート調査, 用水と廃水, Vol.40, No.12, pp.43-47, 1998.
- 218)永松啓至, 岩崎要, 毎田正雄, 麻生昌則, 自然流下型接触酸化による池の浄化システム, 用水と廃水, Vol.26, No.5, pp.42-49, 1984.
- 219)金子光美, 国包章一, 前原亮三, 石橋多聞, 木村雅寛, 水処理プラントによる皇居外苑濠水の浄化実験, 用水と廃水, Vol.23, No.9, pp.43-52, 1981.
- 220)土屋十圀, 親水機能としての都市環境用水, 用水と廃水, Vol.37, No.8, pp.12-18, 1995.
- 221)金主鉉, 田中裕作, 井村正博, 後藤雅司, 千葉信男, 須藤隆一, 生物ろ過による汚濁池沼の直接浄化, 用水と廃水, Vol.37, No.8, pp.30-35, 1995.
- 222)林紀男, 稲森悠平, 須藤隆一, 富栄養型池沼の浚渫・生物学的ろ過水循環による直接浄化, 用水と廃水, Vol.37, No.8, pp.36-41, 1995.
- 223)井上充, 平野浩二, 井口潔, 稲森悠平, 生活系排水流入水路汚濁水のバイパス浄化法による処理, 用水と廃水, Vol.34, No.5, pp.13-22, 1992.
- 224)横田正雄, 霞ヶ浦の水質保全対策, 産業公害, Vol.28, No.6, pp.24-31, 1992.
- 225)三宅英吉, 児島湖の水質保全対策, 産業公害, Vol.28, No.6, pp.41-48, 1992.
- 226)植村安彦, 北海道における湖沼水質保全対策, 産業公害, Vol.28, No.6, pp.49-53, 1992.
- 227)小林節子, 湖沼の窒素, リン水質目標導入の背景と浄化技術の動向—手賀沼を例として—, 産業公害, Vol.28, No.6, pp.54-62, 1992.
- 228)曾根庸夫, 雨水滞水池の臭気対策—川崎市の実施例—, 下水道協会誌 Vol.30 N0.358, pp.24-29, 1993.
- 229)田中良, 循環型社会における水質浄化用太陽光発電システム, 電学誌, Vol.119, No.4, pp.237-240, 1999.
- 230)林田彪, 筑後川の水質浄化対策—礫間接触酸化法—, 河川, pp.32-36, 1991.
- 231)竹倉新吉, 霞ヶ浦の水質浄化対策, 河川, pp.37-44, 1991.
- 232)石塚昌志, 流入準用河川を含めた河川の水質浄化対策, 河川, pp.45-48, 1991.
- 233)江成敬次郎, 鈴木淳 他, 水生植物(マコモ)を利用した水質改善の試み—伊豆沼の事例—, 用水と廃水, Vol.38 No.8, pp.15-23, 1996.
- 234)渡辺和足, 多摩川の水質浄化, 平瀬川浄化施設, 河川, pp.120-132, 1991.
- 235)栃木県土木河川課, 湯の湖浚渫による水質浄化事業(国庫補助・湯の湖浄化事業), 河川, pp.118-124, 1992.

- 236)本郷克己, 田中周一, 紫川(城内川)河川浄化事業・河川環境整備事業, 河川, pp.49-52, 1994.
- 237)三好康彦, 嶋津暉之, 木村寛史, 人工海浜の浄化能力について(東京・葛西海浜公園に見る), PPM, pp.18-28, 1989.
- 238)鈴木信広, 久芳良則, 武田幸雄, 田中保雄, 修景用水の処理事例, PPM, pp.22-31, 1988.
- 239)中村太喜, 涌井仁, 片桐義一, 品部和宏, 橋本勝利, 都市における汚濁河川の浄化に適した新技術の開発, 第36回環境工学研究フォーラム講演集, pp.13-15, 1999.
- 240)堀井孝郎, 植生浄化で行う低コストなノンポイント対策, 月刊下水道, Vol.22, No.6, pp.27-31.
- 241)西田準一, 池田明彦, 人工海水湖の水質浄化ー藻を殺して魚を生かす, 月刊下水道, Vol.17, No.15, pp.82-86.
- 242)宮原茂, 琵琶湖と高度処理, 月刊下水道, Vol.9, No.10, pp.54-60.
- 243)渡辺春樹, 手賀沼の水質汚濁の現状と改善対策ーなぜ, 手賀沼はよごれているのかー, 月刊下水道, Vol.8, No.10, pp.49-54.
- 244)小林博章, 粒状活性炭の吸着池の設計とろ過・洗浄特性, 水道協会雑誌, Vol.67, No.12, pp.35-39, 1998.
- 245)蒲田修, 横須賀市有馬浄水場の高度浄水処理施設工事, 水道協会雑誌, Vol.65, No.9, pp.28-33, 1996.
- 246)柴田秀雄, 湯の湖の水質保全と観光資源のためにー日光市, 下水道協会誌, Vol.29, No.338, pp.20-25, 1992.
- 247)沖野外輝夫, 諏訪湖にみる環境修復事例, 環境情報科学 24-3, pp.24-26, 1995.
- 248)木下英俊, 河川の浄化ー多摩川における水質浄化対策ー, 水質汚濁研究, Vol.12, No.7, pp.19-21, 1989.
- 249)和田安彦, ウォーターフロント開発における水質浄化技術と環境創造, 月刊下水道, Vol.16, No.10, pp.65-72.
- 250)小島昭, 松本寿美, 石川欽也, 大谷杉郎, 炭素繊維を担体として用いた河川・湖沼水の浄化, 用水と廃水, Vol.42, No.12, pp.9-14, 2000.
- 251)秋葉道宏, 丹羽千明, 特殊ろ材を用いた凝集・ろ過法による松江城お濠の浄化, 用水と廃水, Vol.37, No.8, pp.46-49, 1995.
- 252)小神野一巳, つくば市における「霞ヶ浦水の路クリーンアップ」と水路浄化, 資源環境対策, Vol.36, No.8, pp.12-16, 2000.
- 253)藪原敏吏, 茨城県取手市・相野谷川流入水路における生活排水の直接浄化, 資源環境対策,

Vol.36, No.8, pp.17-21, 2000.

- 254)宮川勇二, 都市化による河川水域環境の悪化と「大和川清流ルネッサンス21計画」, 資源環境対策, Vol.36, No.8, pp.27-31, 2000.
- 255)西村明, 松江堀川における浄化事業の概要とその効果, 資源環境対策, Vol.36, No.8, pp.32-37, 2000.
- 256)稲森悠平, 西村浩, 稲石高雄, 生態工学としての植物を利用した水質浄化, 緑の読本55, pp.7-20, 1994.
- 257)三海正春, 修景池の水質汚濁防止の浄化装置のメンテナンス, 緑の読本 55, pp.21-28, 1994.
- 258)田中良治, 水景施設の水処理の実際, 緑の読本 55, pp.29-34, 1994.
- 259)香取良一, 銅イオン殺菌装置を使った池の浄化, 緑の読本 55, pp.35-39, 1994.
- 260)若梅敬一, 生物ろ過技術の概要と枚方市楠葉中央公園における水処理事例, 緑の読本 55, pp.41-46, 1994.
- 261)和島秀樹, 千田輝雄, 極細繊維ろ布搭載式ろ過・脱水機を用いた公園池の浄化, 緑の読本 55, pp.47-54, 1994.
- 262)加古登志夫, 浮遊ろ材生物膜ろ過装置(リバーフロント)の池浄化への適用事例, 緑の読本 55, pp.55-58, 1994.
- 263)高橋房雄, ヤクルト空容器を使った池の浄化, 緑の読本 55, pp.59-63, 1994.
- 264)高木雄二, 小嶋浩一, 下水処理水を使った水辺づくりーふれあい水辺 北沢川緑道, 緑の読本 55, pp.65-70, 1994.
- 265)向山正保, 魚を飼育する池のろ過・浄化の実際, 緑の読本 55, pp.71-75, 1994.
- 266)平根健, 精密ろ過と生物処理を利用した池水の浄化, 緑の読本 55, pp.76-77, 1994.
- 267)橋本敬之助, 宇野健一, 休耕田を利用した排水路の水質浄化に関する2,3の知見, 水処理技術, Vol.36, No.1, pp.13-22, 1995.
- 268)芳倉太郎, 生物膜法の産業廃水・環境水浄化への適用, 水処理技術, Vol.38, No.8, pp.1-11, 1997.
- 269)保光義文, 松本誠一, 佐々木健, 瀬野川水系熊野川におけるツルヨシ群落と水質浄化, 水処理技術, Vol.38, No.1, pp.5-15, 1997.
- 270)東国茂, 相馬勲, エルリンダL.マリ, フィリピンにおける水質汚濁の現状と水質浄化への木炭の適用性, 水処理技術, Vol.34, No.10, pp.27-35, 1993.
- 271)本橋敬之助, 酒井祐介, 村山幸雄, 硝化液循環法を用いた河川水の窒素除去, 水処理技術, Vol.40, No.11, pp.19-25, 1999.

- 272)吉川秀夫, 木村徹, 三尾袈裟人, 浮遊物除去シートの効果, 河川環境総合研究報告 第3号, pp.21-23, 1997.
- 273)吉川秀夫, 木村徹, 南彰則, 不織布による河川水濾過浄化実験, 河川環境総合研究報告 第3号, pp.25-29, 1997.
- 274)吉川秀夫, 木村徹, 糸井洋, 凝集剤を用いた河川水質浄化実験, 河川環境総合研究報告 第3号, pp.31-41, 1997.
- 275)吉川秀夫, 木村徹, 南彰則, 都市河川の直接浄化, 河川環境総合研究所報告 第3号, pp.43-50, 1997.
- 276)吉川秀夫, 田村敦, 三尾袈裟人, 転倒式浄化網による浄化実験の概要(第2報), 河川環境総合研究所報告 第3号, pp.51-64, 1997.
- 277)中村栄一, 森田弘昭, 流路内浄化工による河川水質の改善, 日本河川水質年鑑, pp.925-942, 1986.
- 278)建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所, 霞ヶ浦の自然を生かした「植生浄化施設」, 日本河川水質年鑑, pp.1005-1018, 1989.
- 279)寺蘭勝二, 噴水による富栄養化対策, 日本河川水質年鑑, pp.997-1004, 1989.
- 280)建設省近畿地方整備局猪名川工事事務所調査第二課, 猪名川総合開発事業における河川浄化施設について, 日本河川水質年鑑, pp.967-974, 1986.
- 281)建設省京浜工事事務所河川環境課, 「多摩川における水質浄化対策」についてー野川および平瀬川の浄化施設ー, 日本河川水質年鑑, pp.967-974, 1987.
- 282)島谷幸宏, 直接浄化を中心とした河川水質の改善手法の開発動向と今後の課題, 用水と廃水, Vol.40, No.1, pp.22-26, 1998.
- 283)中村栄一, 排水路浄化施設の処理機構, 用水と廃水, Vol.40, No.1, pp.22-26, 1998.
- 284)松尾保成, 廣松美希, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウガイを用いた接触酸化法の河川水質浄化特性に関する研究, 低平地研究, No.8, pp.22-29, 1999.
- 285)和田安彦, 三浦浩之, 松井輝峰, 花村進治, 接触材2段配置型接触酸化法による都市河川水質の浄化, 月刊下水道, Vol.19, No.12, pp.59-65.
- 286)金成英夫, 永田伸之, 山田慎吾, 西田哲男, 藤沢利彦, 山ノ内町水質浄化センターの処理機能ー運転開始時からの実態報告ー, 水処理技術, Vol.33, No.8, pp.13-28, 1992.
- 287)猪野和信, 固液分離機能付き接触ばっ気法による水質浄化ー水戸市第2号都市排水路浄化施設ー, 下水道協会誌, Vol.31, No.373, pp.29-33, 1994.
- 288)早川和子, 好気性ろ床法による我が国最初の実施設ー山梨県早川町・赤沢宿浄化センターー,

- 下水道協会誌, Vol.31, No.373, pp.34-37, 1994.
- 289)須藤隆一, 水域の直接浄化の意義と展望, 用水と廃水, Vol.32, No.8, pp.3-7, 1990.
- 290)新船智子, 石井保治, 萩原弘治, 小倉紀雄, 木炭による水質浄化実験とその評価, 用水と廃水, Vol.33, No.12, pp.3-11, 1991.
- 291)金成英夫, 永田伸之, 山田慎吾, 西田哲男, 藤沢利彦, 山ノ内町水質浄化センターの汚水処理機能－24時間連続調査(2)－, 水処理技術, Vol.33, No.11, pp.25-31, 1992.
- 292)大森英昭, 生物によるCOD除去－浸漬ろ床法におけるCOD除去－, 用水と廃水 Vol.22, No.10, pp.68-75, 1980.
- 293)橋本邦彦, 寺西靖治, 流路内付着生物膜による水質浄化の機構, 下水道協会誌, Vol.25, No.285, pp.41-52, 1988.
- 294)八田雅明, 藤井正博, 石黒忠, 高張友夫, カルシウム塩付着脱窒菌による硝酸塩の除去, 下水道協会誌, Vol.16, No.185, pp.32-39, 1979.
- 295)今井清, 琵琶湖条例施工後一年の現状, ジュリスト, No.749, pp.81-89, 1981.
- 296)金成英夫, 永田伸之, 山田慎吾, 西田哲男, 藤沢利彦, 山ノ内町水質浄化センターの汚水処理機能－24時間連続調査(1)－, 水処理技術, Vol.33, No.10, pp.23-32, 1992.
- 297)伊藤公明, 淵上浩司, 武智辰夫, 斉藤安貴子, 田中陽光, 折谷隆之, 生物接触ろ過法によるかび臭 2-MIB の処理特性と浄化機構, 水環境学会誌, Vol.24, No.8, pp.42-48, 2001.
- 298)杉光英俊, 水環境におけるオゾンの利用状況, 水環境学会誌, Vol.21, No.3, pp.2-8, 2001.
- 299)石和田匠, 清流復活事業におけるオゾン処理の利用, 水環境学会誌, Vol.21, No.3, pp.9-12, 1998.
- 300)茨木浩行, 修景を目的とした府内城用水へのオゾン処理の適用, 水環境学会誌, Vol.21, No.3, pp.13-15, 1998.
- 301)小林次郎, プールにおけるオゾンの適用, 水環境学会誌, Vol.21, No.3, pp.16-18, 1998.
- 302)小沢建樹, 水族館へのオゾン適用, 水環境学会誌, Vol.21, No.3, pp.19-22, 1998.
- 303)塩田勉, 山田一裕, 千葉信男, 須藤隆一, ヨシ植栽水路における充填担体の空隙率が水路の窒素・リン除去能力に及ぼす影響, 水環境学会誌, Vol.22, No.6, pp.83-88, 1999.
- 304)中野拓治, 北尾高嶺, 糸井徳彰, 堀込英司, 嫌気ろ床と接触ばっ気法を組み合わせた農業集落排水施設のBOD除去性能に関する一考察, 水環境学会誌, Vol.23, No.8, pp.45-52, 2000.
- 305)藤原朋広, 長島寛, 杉浦則夫, 国本学, ヒト由来培養細胞系を用いた簡易バイオアッセイの高感度化と湖水・河川水への適用, 水環境学会誌, Vol.24, No.1, pp.58-63, 2001.
- 306)永富寿, 竹野健次, 渡辺昌規, 佐々木健, ハンチュエン, 固定化光合成細菌による養鯉水槽

- 水の簡易浄化と脱窒，水環境学会誌，Vol.24, No.1, pp.64-68, 2001.
- 307)岡田香子，鈴木謙，畑津十四日，天田高白，接触酸化水路における衛生指標細菌の除去機構，水環境学会誌，Vol.23, No.11, pp.23-28, 2000.
- 308)中村融子，緒方健，志水信弘，徳永隆司，シュロガヤツリによる池の水質浄化と水生昆虫の定着，水環境学会誌，Vol.22, No.12, pp.66-71, 1999.
- 309)風間真理，高崎忠勝，下町河川の浄化と再生，水環境学会誌，Vol.24, No.4, pp.7-12, 2001.
- 310)佐々木克之，アサリの水質浄化の役割，水環境学会誌，Vol.24, No.4, pp.13-16, 2001.
- 311)中野拓治，北尾高嶺，糸井徳彰，堀込英司，嫌気ろ床と接触ばっ気法を組み合わせた農業集落排水施設の窒素除去性能に関する一考察，水環境学会誌，Vol.24, No.4, pp.50-56, 2001.
- 312)岡本芳郎，中村精文，小林浩幸，休耕水田を利用した水稲作付け圃場によるため池の直接浄化試験，農業土木学会論文集，No.187, pp.151-160, 1997.
- 313)井野場誠治，宮永洋一，下垣久，湖沼底泥を用いた焼成礫による湖水の直接浄化技術，電力中央研究所報告，pp.1-20, 2001.
- 314)柳田友隆，江耀宗ら，リン酸除去材による河川水の水質浄化，環境技術，Vol.27, No.3, pp.231-236, 1998.
- 315)井野場誠治，宮永洋一，下垣久，植生を用いた湖水直接浄化技術―手賀沼における3方式の処理特性の比較，電力中央研究所報告，pp.1-21, 2002.
- 316)海野修司，若月利之，増永二之，多段土壌層法による河川の直接浄化および水質浄化特性に関する研究，土木学会論文集，No.726 / VII, pp.121-129, 2003.
- 317)稲森悠平，地域未利用資源を活用した生物膜付着接触単体における微生物活性に基づく充填条件の解明，第33回日本水環境学会年次講演集，pp.452-453, 1999.
- 318)中村圭吾，細身正明ら，日本における表面流方式の植生浄化事例の整理，<http://www.pwri.go.jp/team/kasenseitai/ja/kasenseitai/kenk3/pdf/305/sitti.pdf>
- 319)藤田正憲，森本和花ら，水質浄化に利用可能な植物データベースの構築，環境科学会誌，14(1), pp.1-13, 2001.
- 320)建設省関東地方整備局霞ヶ浦工事事務所，第6章 霞ヶ浦の自然を生かした「植生浄化施設」，日本河川水質年間，pp.1005-1018, 1989.
- 321)綿谷寿美，水域直接浄化に関する事例解析とデータベースシステムの構築，環境工学研究論文集・第37巻，pp.247-258, 2000.
- 322)(財)河川環境管理財団，河川における水質環境向上のための総合対策に関する研究，pp.85-

98, 2001.

323)民間開発建設技術の技術審査・証明事業認定規定, 昭和62年7月28日 建設省告示第1451号

324)平成10年度, 環境白書, pp75-76, 1998.

325)石垣機工株式会社, 技術評価書, 建設省, 建技評第93302号.

326)日本鋼管株式会社, 技術評価書, 建設省, 建技評第93307号.

327)アクアテック(株), 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター.

328)株式会社共和エクシオ, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証第0907号.

329)共和コンクリート工業株式会社, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証第0813号.

330)三菱樹脂株式会社, 技術評価書, 建設省, 建技評第93309号.

331)岩崎電気株式会社, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第0812号.

332)東亜建設工業株式会社, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第0909号.

333) 帝人エコ・サイエンス株式会社, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証第0806号.

334)東洋ゴム工業株式会社, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第0814号.

335)株式会社竹中土木, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第0804号.

336)株式会社間組, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第0805号.

337)日本バイリーン株式会社, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第0908号.

338)株式会社荏原製作所, 技術審査証明報告書, (財)土木研究センター, 技審証 第1017号.

339)下水道統計(平成8年度版), (社)日本下水道協会

340)河川直接浄化の手引き, (財)国土開発技術研究センター, 1997.

341)環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部廃棄物対策課浄化槽推進室, 生活排水処理施設整備計画策定マニュアル, 2002.

342)(社)日本下水道協会, 効率的な汚水処理施設整備のための都道府県構想策定マニュアル(案), 2001.

343)環境省「一般廃棄物の排出及び処理状況等(平成12年度実績)」, 2000.

344)社団法人全国都市清掃会議 し尿処理施設構造指針解説, 1988.

第7章 結 論

本論文は、未利用資源を接触材に用いた水域直接浄化システムを開発し、実規模スケールでの実証的研究を通して、システムの適用可能性と併せて合理的な設計・操作因子について検討し、さらには機能的及び経済的観点から水域直接浄化法の総合評価を行ったものである。

長期に渡る実証的実験から、サルボウ貝殻を用いた接触酸化法を主体とする本システムの有効性を確認し、対象水域として、汚濁都市河川、修景池などのため池に適用可能であることを確認した。また、水路に適用することを想定し、農薬除去の可能性について現象解明の見地から検討し、サルボウ貝殻は、農薬除去の接触材にも有効であることを確認した。最後に、我が国において整備されつつある各種水域直接浄化法について、機能的評価、経済的評価の観点から現状分析を行い、流入負荷成分を考慮した合理的な設計・操作因子を新たに提示し、本システムの有効性を確認した。

本研究で得られた主要な結果を要約して以下に示す。

第1章では、我が国における公共水域の抱える水質問題を概説し、水質問題を解決する方策として汚濁制御方式から水質管理方式へ移行する傾向にあり、水質管理方式として注目を集めているのが自然浄化機能強化策の一つである水域直接浄化法であることを示した。水域直接浄化法は、低コストで維持管理の容易な水質改善技術を要求され、汚濁した都市河川や水路の水質改善の「緊急的対策」や、親水空間の創出や健全な水循環社会の構築など、これまでとは質の異なる社会的要請に応える「補完的対策」として導入されていることを示した。

第2章では、既存の水域直接浄化法を対象にして、現況と課題を述べ、本研究で対象とする浄化システムは自然浄化機能強化策として位置づけられることを述べた。既存の水域直接浄化法として、我が国で最も多く採用されている礫間接触酸化法の浄化原理、設計手法の現状と課題について概説し、BOD除去を対象とした施設設計は滞留時間と除去率のみによってなされていることから、流入成分(懸濁性と溶解性の組成比)によっては設計・運転操作方針に改良の必要性があることを指摘した。

第3章では、前章までに整理された技術仕様に基づいて、未利用資源の1つであるサルボウ貝殻を用いた水質浄化システムの設計概念と操作方針の案出を試み、実規模スケールのテストプラントを製作し、実証的実験と接触材の機能評価のための室内実験を行った。近年の接触酸化法の技術開発動向として、接触酸化法の接触材を礫からプラスチック接触材や新機能を付加した接触材に開発段階が移行しつつあるものの、水域直接浄化法の重要な技術仕様としてコスト削減が要求されるた

めに、廃棄物を未利用資源として用いることの有効性を示し、サルボウ貝殻を接触材として用いることに至った社会的背景について述べた。

次に、接触材としてのサルボウ貝殻の有効性を検討するために、カラム実験により、他の接触材との機能比較を行った。透視度やSSの除去特性について、サルボウ貝殻は、他の接触材に比べて、高い除去率と安定した処理能力を持続できることを明らかにした。さらに、接触材の空隙率分布や目詰まり、汚泥の堆積状況から、椀状の形状をしたサルボウ貝殻は、SSの捕捉性がよく、あわせて目詰まりしにくい接触材であることを示した。実規模のテストプラントに汚濁河川水を流入させた長期の実証的実験結果からも、カラム実験同様に、長期間安定した水質が得られ、高い浄化能力を有していることを確認した。本システムの特徴の一つとして、月1回程度の曝気洗浄によって安定した浄化能力を維持できること、メンテナンスも容易であることを示した。1年規模の長期実験結果から、サルボウ貝殻が溶解すること、その溶解率は前段槽で大きく、後段槽に行くに従い小さくなることが分かった。したがって、接触材を入れ替える必要もなく、機能回復のための特別な機器も不要であり、少量の接触材を補給するのみでシステム維持が可能であることを確認した。SS、懸濁性BOD(PBOD)の物質収支から、PBODの除去は、SS捕捉によって支配されることを確認した。河川水質は、晴天時と降雨時では流入水質の変動が大きいことから、流入負荷を変動させた長期浄化試験を行い、浄化原理解明のための基礎資料を収集した。カラム実験及び実規模での実証実験結果から、現象解明にはBOD成分を懸濁性BOD(PBOD)と溶解性BOD(DBOD)に分離する必要があり、PBODはサルボウ貝殻の椀状部分などランダムかつ複雑に分布する空隙部での捕捉(沈殿・ろ過・吸着)により除去されること、DBODについては生物分解によることを確認した。また、DBODについてはBOD除去率は、河川水中の難分解性DBODの存在量や堆積汚泥からのDBOD溶出の影響を受けることを示した。いずれにしても、BOD成分を分離することによって、DBOD容積負荷を用いることの必要性を指摘し、これと滞留時間を組み合わせた合理的な設計・運転指針を提案した。

第4章では、3章で得られたカラム実験と実規模スケールの実証的実験から得られた結果を踏まえて、合理的な設計・運転条件について体系的な知見を得ることを目的として、水質モデルを作成し、実測値との比較検証から水質パラメータを同定した。次いで、簡便な感度解析から、水域直接浄化システムで対応しなければならない設計条件と運転操作条件の抽出を試みた。設計因子として、滞留時間とDBOD容積負荷が重要であることをシミュレーション結果からも明らかにした。

さらに、BOD成分の組成比(PBODとDBODの構成比)の違いによるBOD除去率の影響を検討した。運転条件については、負荷変動および一時的な負荷増加によっても安定した処理が可能とな

る条件を求めた。負荷変動に対する影響を緩和するために許容負荷変動に対応する滞留時間を求める方法を提唱した。降雨初期のフラッシュアウトによる河川水質の一時的なSS濃度上昇に対して、その影響を小さくするには滞留時間2hr以上が必要であること、流入成分と変動特性によっては、従来の設計方針では浄化効率が低下する可能性があることを示した。

第5章では、本研究で提案している水域直接浄化システムの適用範囲をさらに拡大するために、対象水域を水路及び修景池とした場合のケーススタディを実施した。特に、本システムを水路に導入する場合には、流入物質として農薬が想定されることから、農薬除去可能性について検討した。

農薬の吸着分解可能性実験を回分実験で行った。サルボウ貝殻の有効性を確認するために他の接触材との除去比較実験を行った。農薬濃度の減少過程は、接触材にさほど依存せず、オクタノール/水分配係数に左右され、および、その分配係数が大きいほど除去効率も高くなることを示した。カラム連続実験による生分解可能性実験からは、除去率は農薬の種類によって異なるものの付着生物膜による農薬除去効果が確認された。農薬の物質収支から農薬除去とSS捕捉との関係を明らかにし、農薬除去がSS捕捉と生物分解によって支配されることを示した。

藻類発生で実際に景観障害の問題が発生している修景池において、実規模のプラントを設置し実証実験を行った。対照池との比較から、本システムを適用した実験池では、長期に渡って藻類は発生せず、透明度についても景観的に良好であったことを確認した。

以上のことから、本システムは、汚濁都市河川のみならず水路や修景池でも適用可能であることを示した。

第6章では、本浄化システムの総合評価を目的として機能的側面と経済的側面から評価を試みた。まず、文献、国土交通省や地方自治体等からの資料・データをもとに汚濁都市河川の水域直接浄化施設について現状分析を行った。既往の礫間接触酸化法の殆どがモデル浄化施設での実験結果をもとに計画・設計されているために、流入水量、流入成分によって浄化効果が異なり、合理的な設計・運転指針について改善の余地が残されていることが分かった。特に、低濃度の汚濁河川に導入する場合にはBODに占める難分解性BODの割合と堆積汚泥からの有機物の溶出によって除去率が左右されること、高濃度の場合は、易分解性BODの割合が高いこと、高濃度の基質が生物量維持に寄与しているために流入水質に比較的依存することなく、安定した除去率が得られることを確認した。このことは、本浄化システムの浄化能力を高めるには、流入水濃度を高める、すなわち、河川の汚濁度合いを高めることを是認することとなり、水域直接浄化システムの本来の目的から乖離することとなる。したがって、水域直接浄化システムを導入する際には、自然浄化機能強化策として「自然浄化能をそのまま使うか、あるいは人為的作用は最少にして行うこと」の概念が重要であること

を指摘した。いずれにしても、本浄化システムを導入し、その効能を発揮させるためには流入成分、特に、難分解性物質の挙動を把握しておく必要があることを本研究結果から指摘した。

最後に水域直接浄化の経済的評価を行い、建設費と維持管理費の双方から考察した。既往の設計方針に従い滞留時間のみで評価すると建設費にばらつきが生じること、維持管理費については、その影響は小さいことを明らかにした。モデル流域において、合併処理浄化槽、農業集落排水施設、公共下水道、直接浄化法のコスト面から比較検討を行った結果、直接浄化の単位処理量当たりのコストは低いことを示し、下廃水処理施設の補完・緊急対策としての特長・有為性を示すことが出来た。

記号一覧

a	: 基質に対するDOの消費量	-
A	: 接触材の単位体積当たりの接触面積	m^2/m^3
a_c	: 堆積汚泥から溶出するDBODの比率	-
a_{BOD}	: BOD酸化に要する酸素量	-
a_n	: 堆積汚泥の酸化に要する酸素量	-
a_N	: 堆積汚泥から溶出する NH_4-N の比率	-
a_{NH_4}	: アンモニア酸化に要する酸素量	-
d_1	: 無機SS除去速度	1/hr
d_2	: PBOD除去速度	1/hr
DO	: 計算層内DO濃度	g/m^3
DO_0	: 流入DO濃度	g/m^3
DO_S	: 飽和酸素濃度	g/m^3
E	: 除去率	-
e	: 接触材空隙率	-
k_1	: SSに付着する農薬濃度の減少速度	1/day
k_2	: 液相中の農薬濃度の減少速度	1/day
k_{a1g}	: 藻類増殖速度	1/day
K_{BOD}	: BOD酸化におけるBOD飽和定数	g/m^3
K_{DBOD}	: DBOD酸化におけるDBOD飽和定数	g/m^3
K_{DO}	: DO飽和定数	g/m^3
$K_{DO,BOD}$: BOD酸化におけるDO飽和定数	g/m^3
$K_{DO,DBOD}$: DBOD酸化におけるDO飽和定数	g/m^3
K_{DO,NH_4}	: 硝化におけるDO飽和定数	g/m^3
K_{La}	: 総括酸素移動係数	1/hr
K_{La}	: 総括酸素移動容量係数	g/m^3
K_{NH_4}	: 硝化における NH_4-N 飽和定数	g/m^3
K_S	: 基質飽和定数	g/m^3
Q	: 流入量	m^3/hr
Q_p	: 浄化施設の処理量 (池循環量)	g/m^3

R	: 農薬溶出速度	$\text{g}/\text{m}^3/\text{day}$
r_{DBOD}	: DBOD除去速度	$\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$
r_{m}	: 堆積汚泥溶解速度	$\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$
r_{NH_4}	: $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去速度	$\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$
S	: 流入基質	g/m^3
S_0	: 放流基質	g/m^3
S_{alg}	: 池内藻類濃度	g/m^3
$S_{\text{alg},0}$: 浄化施設から池への流入藻類濃度	g/m^3
S_{che}	: SSに付着する農薬濃度	g/m^3
S_{che}	: 液相中の農薬濃度	g/m^3
S_{BOD}	: 計算層内BOD濃度	g/m^3
$S_{\text{BOD},0}$: 流入BOD濃度	g/m^3
$S_{\text{DBOD},e}$: 計算層内易分解性DBOD濃度	g/m^3
$S_{\text{DBOD},e,0}$: 流入易分解性DBOD濃度	g/m^3
$S_{\text{DBOD},d}$: 計算層内難分解性DBOD濃度	g/m^3
$S_{\text{DBOD},d,0}$: 流入難分解性DBOD濃度	g/m^3
S_{NH_4}	: 計算層内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度	g/m^3
$S_{\text{NH}_4,0}$: 流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度	g/m^3
S_{PBOD}	: 計算層内PBOD濃度	g/m^3
$S_{\text{PBOD},0}$: 流入PBOD濃度	g/m^3
S_{SSino}	: 計算層内無機SS濃度	g/m^3
$S_{\text{SSino},0}$: 流入無機SS濃度	g/m^3
T	: 滞留時間 (V/Q)	hr
V	: 反応槽容量	m^3
V_{p}	: 池容積	m^3
X	: 生物量	g/m^3
X_{BOD}	: 従属栄養性細菌の菌体濃度	g/m^3
m_{XDBOD}	: 単位接触面積当たりの従属栄養性細菌の菌体濃度	g/m^2
m_{XNH_4}	: 単位接触面積当たりのアンモニア酸化細菌の菌体濃度	g/m^2

$Y_{DBOD,e}$: 易分解性従属栄養性細菌の増殖収率	-
$Y_{DBOD,d}$: 難分解性従属栄養性細菌の増殖収率	-
Y_{NH_4}	: アンモニア酸化細菌の増殖収率	-
	: 流入BODに対する滞留時間に減少するBODの比	-
	: 流入BODに対するBOD飽和定数の比	-
	: 流入BOD中の易分解性BODに対する難分解性BODの比	-
	: SSに対するPBODの比率	-
S_{max}	: 最大基質除去速度	1/hr
BOD_{max}	: 最大BOD除去速度	$g/m^3/hr$
$BOD_{e,max}$: 最大易分解性BOD除去速度	$g/m^3/hr$
$BOD_{d,max}$: 最大難分解性BOD除去速度	$g/m^3/hr$
$\mu_{DBOD,e,max}$: 易分解性従属栄養性細菌の最大比増殖速度	1/hr
$\mu_{DBOD,d,max}$: 難分解性従属栄養性細菌の最大比増殖速度	1/hr
μ_m	: 接触材の単位接触面積当たりの堆積汚泥溶解速度	$g/m^3/m^2/hr$
$\mu_{NH_4,max}$: アンモニア酸化細菌の最大比増殖速度	1/hr

本研究に関連して発表した研究業績

1 . 論文・シンポジウム

- 1) Y.Matsuo, H.Araki, K.Koga, Characteristics of a Water Purification System by the Contact Oxidation Method using the “SARUBOU” Shell. Proceedings of the International Symposium on Lowland Technology, Saga University, pp.353-358, Nov.1998.
- 2) 松尾保成, 廣松美希, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウガイを用いた接触酸化法の河川水質浄化特性に関する研究, 低平地研究, No.8, pp.22-29, 1999.
- 3) Y.Matsuo, H.Araki, K.Koga, Development of a Water Purification System by using the “SARUBOU” Shell. Proceedings of the International Symposium on Lowland Technology, Saga University, Oct, pp.387-394, 2000.
- 4) 松尾保成, 堤健一, 荒木宏之, 古賀憲一, 河川の直接浄化法による農薬除去について, 低平地研究 No.10, pp39-47, 2001.
- 5) Y.Matsuo, H.Araki, K.Koga, Modeling and Simulation of a Water Purification System by using the “SARUBOU” Shell. Proceedings of the International Symposium on Lowland Technology, Saga University, pp.349-354, Oct.2002.
- 6) 松尾保成, 荒木宏之, 山西博幸, 古賀憲一, 水域直接浄化法の農薬除去機構に関する基礎的研究, 土木学会環境工学研究論文集, Vol.39, pp.201-208, 2002.
- 7) 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウ貝殻を用いた接触酸化法の浄化機構に関する基礎的研究, 土木学会論文集, No.720/ -25, pp.39-44, 2002.
- 8) 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化法の実証実験と設計操作因子, 土木学会論文集, No.720/ -25, pp.45-51, 2002.
- 9) Y.Matsuo, H.Araki, H.Yamanisi, K.Koga, Removal of Agricultural Chemicals in the Sarubou Water Purification System, Fourth Regional Symposium on Infrastructure Development in Civil Engineering (RSID4), Bangkok, Thailand, pp.985-990, April.2003.

2 . 口頭発表

- 1) 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, 赤貝殻を用いた接触酸化法の水質浄化特性に関する基礎的研究, 土木学会第 53 回年次学術講演会, pp.434-435, 1998.
- 2) 廣松美希, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウガイを用いた接触酸化法の水質特性に関する研究, 土木学会西部支部研究発表会, pp.840-841, 1999.
- 3) 廣松美希, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウガイを用いた接触酸化法の河川水質浄化特性, 土木学会第 54 回年次学術講演会, pp.8-9, 1999.
- 4) 松尾保成, サルボウ貝を用いた水域浄化システムについて, 第3回佐賀新技術フォーラム, pp.5-13, 2000.
- 5) 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, 廣松美希, 堤健一, サルボウ貝を用いた水域浄化システムの開発に関する研究, 環境技術研究協会第7回シンポジウム, pp.137-pp140, 2000.
- 6) 廣松美希, 堤健一, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一 サルボウガイを用いた接触酸化法の水質浄化特性に関する研究() - 維持管理と設計操作因子に関する検討 -, 土木学会西部支部研究発表会, pp.924-925, 2000.
- 7) 堤健一, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, 廣松美希, サルボウガイを用いた接触酸化法の水質浄化特性に関する研究() - 修景池における浄化能力の検討 -, 土木学会西部支部研究発表会, pp.926-927, 2000.
- 8) 堤健一, 廣松美希, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウ貝を用いた水質浄化システムの修景池における浄化特性, 土木学会第 55 回年次学術講演会, CD-ROM, 2000.
- 9) 友枝正典, 堤健一, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, 産業廃棄物を用いた接触酸化法の農薬除去機構の評価, 土木学会西部支部研究発表会, pp.B526-B527, 2001.
- 10) 浅尾静佳, 廣松美希, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウガイを用いた接触酸化法の水質浄化特性に関する研究()- 容積負荷による河川水質浄化システムの評価 -, 土木学会西部支部研究発表会, pp.B524-B525, 2001.
- 11) 浅尾静佳, 廣松美希, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, サルボウ貝殻を用いた接触酸化法の浄化機構に関する研究, 土木学会第 56 回年次学術講演会, CD-ROM, 2001.
- 12) 堤健一, 松尾保成, 荒木宏之, 古賀憲一, 産業廃棄物を接触材として用いた農薬除去に関する基礎的研究, 土木学会第 56 回年次学術講演会, CD-ROM, 2001
- 13) 堤健一, 松尾保成, 荒木宏之, 山西博幸, 古賀憲一, 未利用資源を用いた接触酸化法による農薬除去機構について, 土木学会西部支部研究発表会, pp.B504-B505, 2002.

- 14)浅尾静佳,松尾保成,荒木宏之,山西博幸,古賀憲一,水域直接浄化法の評価と体系化について,土木学会西部支部研究発表会, pp.B406-B407, 2002.
- 15)堤健一,松尾保成,荒木宏之,山西博幸,サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化法の浄化機構に関する実験的検証,水環境学会, pp.35, 2002.
- 16)浅尾静佳,松尾保成,荒木宏之,山西博幸,水域直接浄化法の評価と体系化に関する一考察,水環境学会, pp.34, 2002.
- 17)浅尾静佳,松尾保成,荒木宏之,山西博幸,古賀憲一,水域直接浄化法の実態と課題について,土木学会第57回年次学術講演会, CD-ROM, 2002
- 18)松尾保成,荒木宏之,山西博幸,古賀憲一,サルボウ貝殻を用いた水域直接浄化法の農薬除去機構について,土木学会第57回年次学術講演会, CD-ROM, 2002

謝 辞

本論文は、著者が佐賀大学大学院工学系研究科博士後期課程在学中に、荒木宏之教授のご指導のもとで行った研究成果をまとめたものであります。共同研究4年間、博士課程大学院在学期間3年間、長い間本論文をまとめ上げることができたのは、多くの方々にお世話になり、ご支援とご助力を賜りましたものと深く感謝しております。

佐賀大学低平地研究センター・副センター長荒木宏之先生に、本論文の足がかりとなる共同研究を平成9年にお願いして以来、終始ご温情あるご指導ご鞭撻を賜りました。また、研究のみならず、私生活に関する多くの問題につきましても暖かいご配慮を賜りました。著者が、社会人学生として仕事と学業・研究の両立で悩み、苦境にたっているときも、ご助言と励ましをいただき、何とか最後まで研究を成し遂げることが出来ました。改めて厚くお礼を申し上げます。

佐賀大学理工学部教授 古賀憲一先生には、本論文の全般に関して丁寧かつ適切なご指導をいただきました。特に古賀憲一先生には、研究に対する思想や哲学、及び、仕事にわたって数多くのご教示を賜りました。そのことが本研究を一層充実させることが出来ました。厚くお礼申し上げます。

佐賀大学理工学部教授 渡邊訓甫先生、宮島徹先生には、本論文の内容についてご指導を仰ぐとともに、不備な事項についても適切なご指導を賜りました。先生方に深甚なる感謝の意を表します。

佐賀大学低平地研究センター助教授 山西博幸先生には、研究全般にわたって数多くのご教示を賜り、よき相談相手となっていたいただきました。研究に対する前向きな考えや努力を教わったものと思います。

九州大学大学院工学研究院助手 大石京子先生には、第5章の農薬に関するところについて、的確に多くのアドバイスを賜りました。著者の偏った研究に対して、方向性を導いていただきました。心から感謝の意を表します。

著者が、衛生工学、環境工学に関する研究に携わったのは、昭和58年に佐賀大学理工学部教授故井前勝人先生の研究室に配属されてからです。さらに、著者が修士課程に進学してからは、井前勝人先生、古賀憲一先生、荒木宏之先生の体制でご指導していただきました。当時は実験器具も少なく、使ったガラス器具を直ぐに洗い、使い回す状態でした。研究費も少なく、実験装置、測定器具は全て手作りであったものと思います。この時があったからこそ、研究に対する姿勢は今でも変わらないものと思います。

鹿島市漁業協同組合峰松滝継氏には本研究のきっかけを作ってくださいました。10年前、本研究で使った貝殻の処理について相談を受けたことから始まります。心から感謝いたします。

松尾建設株式会社が在職中、元技術開発室室長 故永井直敏氏には、仕事に対する姿勢や人への配

慮についてご指導を賜りました。著者が3年間松尾工業株式会社に出向していた期間、廃水処理の実務を学びました。この時の経験が、本論文の研究に大きく影響を与えました。その機会を与えてくれた松尾工業株式会社元専務取締役 故吉本両蔵氏には感謝いたします。松尾建設株式会社元常務取締役研究所所長 故宮崎雄二郎博士には、研究に対する理解や著者の佐賀大学博士課程入学に対しての快いご許可とあらゆる面からご支援をいただきました。当時の技術開発室、研究所の方々、松尾工業株式会社の方々、現在著者が所属する工事本部技術部の方々には厚くお礼申し上げます。

本研究を具体的に進めるにあたり、佐賀大学大学院工学系研究科博士前期課程修了生 廣松美希氏、堤 健一氏(現、第一復建株式会社)、浅尾静佳氏(現、有限会社鳥栖環境開発総合センター)、佐賀大学理工学部都市工学科卒業生 友枝正典氏には、本研究の進展に多大の貢献をしていただきました。さらに、当時水圏環境研究室に在籍していた学生諸氏をはじめ、現在在籍する大学院生、学部学生諸氏の助力なしには本研究の円滑な遂行は到底なされておらず、心より感謝いたします。

最後に、経済的に余裕のなかった家計にも関わらず、私費で大学入学を許し家計を切り盛りしてくれた妻に、大学に入学してからは日曜祭日遊んでやれなかった長男、長女、次男に、温かく見守って下さった父母そして義父母に深く感謝いたします。本当にありがとうございました。