



琵琶湖・淀川水質浄化研究所
技術研究発表会

講演集

日時:2003年10月22日(水)

会場:ピアザ淡海

国土交通省 近畿地方整備局
滋賀県
独立行政法人 水資源機構関西支社
財団法人 琵琶湖・淀川水質保全機構

目 次

特別講演

- 「今、琵琶湖で何がおこっているのか？」 5
中村 正久 (琵琶湖研究所所長)

研究発表Ⅰ 琵琶湖・淀川流域の水環境保全に向けて

- 1) 20世紀における琵琶湖・淀川水系の歩んできた道のり 11
～21世紀の新たな水質保全に向けて～
山下 剛史 ((財)琵琶湖・淀川水質保全機構 技術開発部)
- 2) 琵琶湖・淀川水系における微量有害物質及び病原性微生物について 15
岡本 庄市 ((財)琵琶湖・淀川水質保全機構 技術開発部)
- 3) 共同実験センターのあゆみ 19
柳田 英俊 ((財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部)

研究発表Ⅱ Biyoセンターにおける水質浄化技術の研究

- 4) 実験センターにおける生物調査 25
中村 超 (国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所 水質調査課)
- 5) 湖岸フィールドヨシ植栽実験 29
大村 朋広 (独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 環境課)
- 6) シジミと砂浜を用いた水質浄化実験 33
上野 邦雄 (滋賀県湖南地域振興局 河川砂防課)
- 7) 路面排水処理施設検討 37
木田 豊 (滋賀県土木交通部 道路課)
- 8) 高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験 41
和田 桂子 ((財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部)
- 9) 固体水素供与体を用いた河川水の浄化 45
寺田 剛史 ((財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部)
- 10) 湧昇循環方式を用いた水質・底質の改善実験 49
赤瀬 孝也 ((財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部)

特別講演

「今、琵琶湖で何がおこっているのか？」

中村 正久
(琵琶湖研究所所長)



「今、琵琶湖で何がおこっているのか？」

中村 正久
(滋賀県琵琶湖研究所 所長)

■プロフィール

●学歴・研究歴

1968. 3. 北海道大学工学部衛生工学科卒業

1969. 12. アメリカ合衆国州立ワシントン大学大学院環境工学科修士号取得

研究内容:フミン酸着色水のコロイド滴定法による分析、高分子凝集剤による下水汚泥の浮上分離

1977. 7. アメリカ合衆国州立イリノイ大学 土木環境学科博士号取得

研究内容:都市廃棄物の嫌気性消化によるメタン回収施設設計プロセスのシミュレータの開発研究、下水道計画評価のための数学モデルの研究—分岐限界法による施設配置と多期間投資の解析

●職歴・研究歴

1970~1973 (株)日本水道コンサルタント研究部

下水道計画、水質汚濁防止計画の合理化に関するシステム分析的研究

1977~1980 ケンタッキー州立ルイビル大学環境工学科助教授

ネットワーク型公共施設計画の多目的性と時間選好の解析—多目的分岐限界法と帰属価値概念の研究

1980~1986 WHO世界保健機構西太平洋地域環境センター

開発途上国の環境問題一般に対するシステム工学的アプローチについての研究

1986~ 滋賀県琵琶湖研究所 専門研究員

湖沼集水域のリスク管理のための基礎的研究

1994~ 滋賀県琵琶湖研究所 所長

湖沼環境保全政策についての研究

●研究活動

論文、著書

「アメリカの湖沼保全施策の変遷」、湖沼環境保全対策基礎調査、

(財)国際湖沼環境委員会平成6・7年度環境庁委託業務報告書、1996・1997、95~144頁

「環境管理の国際的取り組み」、環境システムその理念と基礎手法、土木学会環境システム委員会編、共立出版、1998年4月、第4章 第4節

「琵琶湖の総合保全整備計画の枠組みと課題」、湖の環境と法、信山社、1999、271~288頁

「琵琶湖開発の経緯と総合保全への展開」、びわ湖を語る50章、サンライズ出版、2001、299~304頁

「地球環境 ——南北問題と日本の役割——」、今なぜ地球環境なのか、コロナ社、2002、93~129頁 等

研究発表・講演等

「環境問題におけるリスク・コミュニケーション」、日本リスク研究学会第6回研究発表会、東京、1993年、11月

Invited Speaker on Global Environment Forum, United Nations University, 1997 (国連大学地球環境シンポジウムシリーズ招待講演)

“Lake Biwa Development and Beyond”, presented at 7th World Lake Conference - Lacar `97, San Martin de Los Andes, Argentina, October 1997

“Water Quality Management Issues in the Kansai Metropolitan Region”, presented at the UNU Global Environmental Forum VI: Water for Urban Areas in the 21st Century, June 1997

“Transferable experience of sustainable water management at Japan's largest lake Biwa-ko” presented at International Conference in Freshwater, Bonn, December 2001 (世界淡水会議)

“Making of a World Lake Vision”, World Summit on Sustainable Development (Local Government Session) in Johannesburg, South Africa, 2002

“Launching a GEF Project on Lake Basin Management Initiative Role of Resident

Research Institutions in Lake Basin Management”, Otsu, Japan, March 2003 (世界水フォーラム) 等

委員会委員、理事、技術指導、研修講師、調査研究活動支援等

World Bank (世界銀行 IBRD)、United Nations Environment Program (国連環境計画 UNEP)、

Environment Agency, Japan (環境庁)、UN Centre for Regional Development (国連地域開発センター UNCRD)、

Japan International Cooperation Agency (国際協力事業団 JICA)、International Lake Environment

Committee (国際湖沼委員会 ILEC)、Int. Center for Env. Technology Transfer (国際環境技術移転センター

ICETT)、National Land and Transportation Ministry, Japan (国土交通省)、Environment Ministry, Japan

(環境省)、Japan Society for Civil Engineers (土木学会)、Society for Risk Assessment, Japan (日本リス

ク研究学会)、Fulbright Committee selection referee (フルブライト委員会)、International Lake

Environment Committee member (国際湖沼会議)、淀川水系流域委員会 等

研究発表 I

琵琶湖・淀川流域の水環境保全に向けて

1. 20世紀における琵琶湖・淀川水系の歩んできた道のり

～21世紀の新たな水質保全に向けて～

(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 技術開発部 ○山下 剛史
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 技術開発部 増本 晴久

1. はじめに

琵琶湖・淀川水系は、三重・滋賀・京都・大阪・兵庫・奈良の2府4県にまたがり、その流域面積は8,240km²に及ぶ、日本を代表する水系のひとつです。流域内には1,200万人の人々が生活し、その水は近畿1,600万人の水道水として利用され、水域は豊かな生物をはぐくむ場ともなっています。本水系の水質は20世紀後半まで、社会の急激な変化などにより悪化の一途をたどりましたが、今日までの各種対策によって改善されてきました。しかしながら、近年、環境保全に対する社会意識の高まりや、微量有害物質問題の発生など、水質保全に関する新たな課題も生まれつつあります。

今後の琵琶湖・淀川水系の水質保全のあり方を明らかにする上で、20世紀におけるこれまでの水質の変遷や水質保全対策の経緯と効果をふり返り、その評価を試みるとともに、今後の水質保全の課題や方向性を検討しました。

2. 新しい試みとしての評価検討委員会

と代表者会議

本検討においては、琵琶湖・淀川水系の多様な価値観について多様な視点から検討するとともに、検討結果を少しでも多くの方に知っていただくために、新しい試みとして、学識経験者や企業関係者等からなる評価検討委員会を設置すると共に、流域での水環境保全に携わるNPOの関係者をオピニオンパートナーとして公募し、その代表者からなる代表者会議の場で議論を繰り返すこととしました。

代表者会議には活動地域や年齢層の異なる9つのグループに参加いただき、平成13年8月から約3年間議論を重ねて来ました。

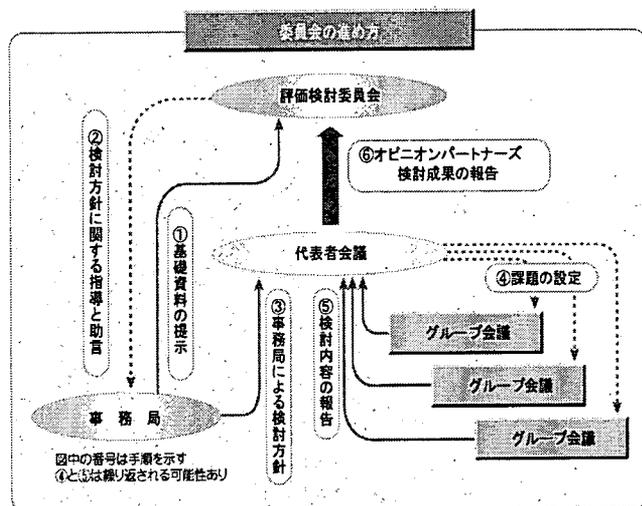


図 2-1 評価検討委員会と代表者会議

表 2-1 評価検討委員とオピニオンパートナーズ

評価検討委員会		オピニオンパートナーズ 代表者会議	
氏名	所属・役職(2001.8)	グループ名	主な参加者
芦田 和男	京都大学名誉教授	天の川を清流にする会	笹本幸正、赤城正幸
嘉田由紀子	京都精華大学教授	うどのクラブ	長屋昭義、佐川克弘、仲秋一郎
近藤 直久	サントリー(株)不易流行研究所課長	川とまちのフォーラム・京都	塚本正明
菅原 正孝	大阪産業大学人間環境学部教授	川の会・名張	川上 聡
住友 恒	京都大学工学部教授	近木つ子会議	橋本夏次、奥野正弘、金田幸恵
宗宮 功	京都大学工学部教授	摂南大学・淀川愛好会	林 辰郎、新谷秀樹、大村尚也
西野麻知子	滋賀県琵琶湖研究所総括研究員	地域環境工学グループ	小川芳也、富田忠明、石澤秀和
畑 律江	毎日新聞大阪本社芸芸部副部長		澤井健二
槇村 久子	京都女子大学現代社会学部教授	地域環境工学グループ	北川陽介、中野裕子
山田 勝一	(社)大阪工業会環境推進小委員会副委員長	琵琶湖・淀川水系を考える会	倉澤秀樹
	(株)クボタ環境安全部部長	水と文化研究会	小坂育子

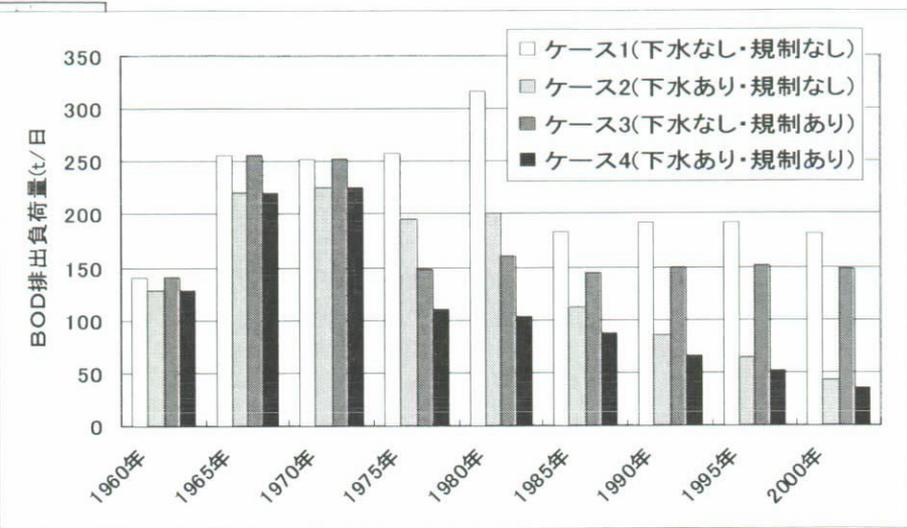
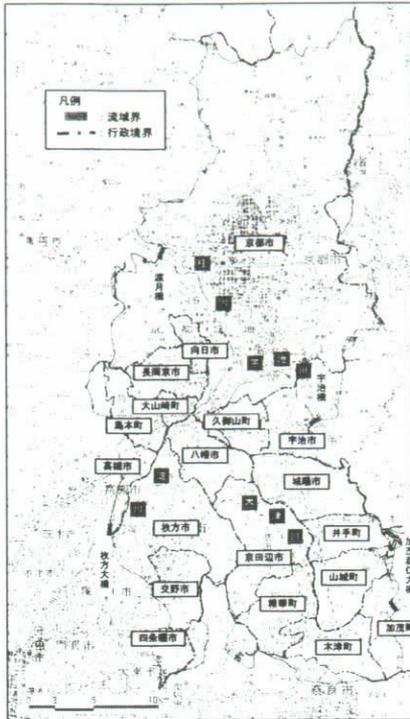


図 3-3 淀川中流域でのBOD排出負荷量の推移

図 3-3 は 1960 年以降の 5 年毎の淀川中流域を対象とした BOD 負荷量の推定結果を示したものです。これを見ると、1975 年を境に水濁法により排水規制による負荷削減効果が、その後は下水道整備に進捗による負荷削減効果が大きく現れていることがわかります。近年では工業用水等の回収率の向上もあり、汚濁ピークであった 1960～1970 年代に比べ、人口、工業出荷額等の伸びがあるものの、河川への排出負荷量は大きく削減されていることがわかります。

一方、琵琶湖に代表される閉鎖性水域の水質保全については未解明な部分が多く、琵琶湖では、負荷削減策を講じているにも関わらず COD は上昇傾向にあるといった、現象が現れています。

また北湖の湖底においては、容存酸素濃度の低下が観測されており、湖底から栄養塩類が溶出し、富栄養化が急速に進むのではといったことが懸念されています。

次に、法制度の面を見ると、例えば環境基準においては、下流部よりも上流部でその基準が緩い、長年基準をクリアしながら基準そのものを見直しが行われず、指標項目が生態系保全や親水活動の面からは十分ではない、などの課題も明らかになってきました。

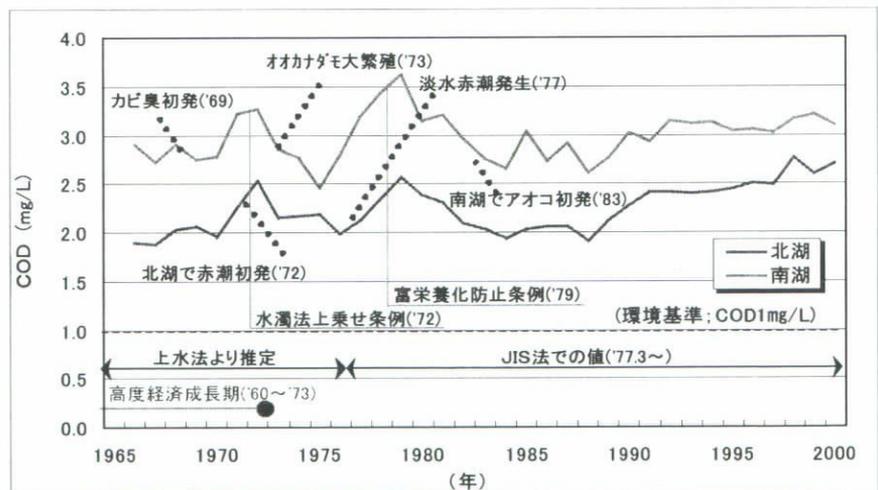


図 3-4 琵琶湖の水質変化

20 世紀、特に高度経済成長以降、経済性と利便性の追求に重点が置かれた結果、水の汚濁が進化したといえます。水利用や排水・浄化処理のシステムは巨大化・ブラックボックス化し、普段の生活では水がどこから来て、どこへ行くのかまったく実感できません。また治水・利水に重点が置かれた河川整備により、生物の生息空間としての水辺や、人々が直接水にふれて、親しむことができる空間も減ってきました。

水質問題に関しても、工場排水対策の進展や下水道整備など点源負荷対策が進む一方、より対策の困難な面源負荷の相対的比重が高まるとともに、琵琶湖やダム貯水池での水質汚濁、水質事故の危険性、病原性微生物や微量有害物質、水道水に対する不安、生態系への影響など解決すべき課題が今も多く残っています。

4. これからの水質保全の方向性

これらの課題に対応するためには、今までの対処療法、地先対応などといった、「公害の時代」の延長としての水質保全対策から、「環境の時代」にふさわしい、真の環境保全・創造に向けた取り組みが求められています。

21世紀に目指すべき水質保全のスキームを図4-1に、方向性を表4-2に示します。

これからの水質保全は、面源負荷対策の重要性とともに、水質や水量といった個別の課題への対応だけでは十分ではありません。地域住民が「安全に遊べる」、「安心して飲める」、また「自然生態系との共生」、などの多様な価値観の共有のもと、行政による対応だけでなく、NPO団体や地域住民をはじめ、様々な関係者の協働が最も重要になってきています。

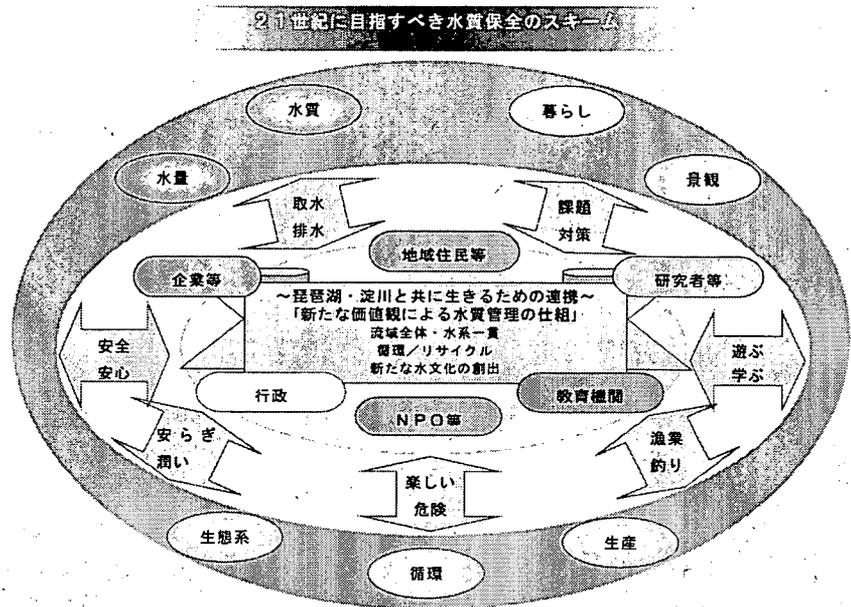


図4-1 21世紀に目指すべき水質保全のスキーム

表4-2 21世紀の水質保全の方向性

- | |
|--|
| <p>(1) 公害対策の延長線上ではない水質管理の仕組みの視点</p> <ul style="list-style-type: none"> ① 事後の対症療法型ではない事前の原因根治・予防保全型への転換 ② 飲み水や親水活動における安全・安心が実感できる水質 ③ 地域固有の生態系をはぐくむ水質の確保 ④ 行政と住民等のパートナーシップの確立
(地域住民・NPOの主体的活動および行政・研究機関等との連携) <p>(2) 流域全体・水系一貫の視点</p> <ul style="list-style-type: none"> ① 水系一貫した目指すべき水環境像の共有 ② 流域全体で整合性のある水質保全 ③ 水量・水質をともにまもる <p>(3) 水と物質の適切な循環/リサイクルの視点</p> <ul style="list-style-type: none"> ① 地域にふさわしい水循環の創出 ② 資源の有効活用からの適切な物質リサイクル <p>(4) 新たな水文化を創出する視点</p> <ul style="list-style-type: none"> ① 新たな視点からのライフスタイルの見直し ② 水を汚さない生活・社会のための意識改革 |
|--|

5. おわりに

初めての試みであった代表者会議では、参加者からの積極的な情報提供もあり、非常に活発な議論ができました。その背景には、会議を重ねることにより、お互いの情報や知識を共有できたことが大きいといえます。環境問題に現場で実際に取り組んでおられる方の意見には、迫力と知恵があります。今後の水質保全には、浄化技術の進歩、それを支える社会のしくみ、汚さない生活の実践など、流域に住む皆の積極的な取り組みが不可欠です。本検討の成果を今後のパートナーシップの確立、流域連携の取り組みに生かしていきたいと考えています。

2. 琵琶湖・淀川水系における微量有害物質及び病原性微生物について

(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 技術開発部 ○岡本庄市
(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 技術開発部 増本晴久

1. はじめに

琵琶湖・淀川の水は、近畿圏の社会経済活動を支え、上流から下流に至るまで多様な水利用や水循環があるが、近年における流域住民の自然環境に対する意識の高まりは着実に進み、水資源としての量の問題だけではなく、水環境としての質も重視されるようになってきた。このような社会状況の中、微量有害物質・環境ホルモン等による人間の健康に係る悪影響が指摘されると共に、病原性微生物による水系感染症の発生も懸念される。ここでは、琵琶湖・淀川水系における微量有害物質・環境ホルモン及び病原性微生物の汚染実態、発生源の動向やその影響等を把握し、今後の人に対する安全性の確保と生態系の保全について、基本的な取り組みの方向性を検討した。検討を進めるにあたっては、化学物質と生物という特性から、微量有害物質分野と病原性微生物分野に区分した。

2. 微量有害物質

2.1 微量有害物質の概要

我々の生活環境の周囲では、約5万種/日を超える化学物質が製造されると共に、使用後は環境中へ放出されている。これらについて、微量(1mg/l以下程度の濃度)で人の健康や生態系に有害性を持つ化学物質を微量有害物質と称している。また、近年においては、人や野生生物への内分泌系に作用して悪影響を与える物として内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)*の存在が指摘され、研究調査や影響把握が進みつつある。*本検討においては、内分泌攪乱化学物質を一般になじみのある呼称の環境ホルモンを用いる。

2.2 対象物質の抽出

琵琶湖・淀川水系の総合的な水環境を保全するにあたり、水利用におけるヒトの安全確保と生態系の保全の観点から、微量有害物質及び環境ホルモン問題に対する現状把握や検討を進めるものとした。そのために、表2-1に示す項目に着目して、公表資料や法令等を基本とした資料収集を行い、検討対象物質を選定した。

表2-1 対象物質の選定観点

法等の指定状況
琵琶湖・淀川水系における測定状況及び検出状況
琵琶湖・淀川水系における新聞記事掲載事例
NPO等の取組み状況
琵琶湖・淀川水系における研究機関の取組み状況

2.2.1 微量有害物質

環境基準に示されている物質を初めとして、まず、法的に基準値或いは指針値を持つ物質に着目し、表2-1に示した法等の指定状況から琵琶湖・淀川水系における研究機関の取組み状況の順序で資料調査し、物質の抽出を行った。検討対象とした物質は49物質であり、表2-2に示した。

表2-2 検討対象とした微量有害物質

No.	物質名	No.	物質名	No.	物質名	No.	物質名
1	カドミウム	11	1,1,1-トリクロロエタン	21	ホウ素	31	ブタミホス
2	鉛	12	1,1,2-トリクロロエタン	22	モリブデン	32	MCPP(メコプロップ)
3	六価クロム	13	トリクロロエチレン	23	1,2-ジクロロプロペン	33	IBP(イプロベンフォス)
4	砒素	14	テトラクロロエチレン	24	p-ジクロロベンゼン	34	ダイアジノン
5	総水銀	15	1,3-ジクロロプロペン	25	イソプロチオラン	35	BPMC(フェノブカルブ)
6	ジクロロメタン	16	チウラム	26	トルエン	36	モリネート
7	四塩化炭素	17	シマジン	27	キシレン	37	メフェナセツト
8	1,2-ジクロロエタン	18	チオベンカルブ	28	フタル酸ジエチルヘキシル	38	ピロキロン
9	1,1-ジクロロエチレン	19	ベンゼン	29	ピリダフェンチオン	39	フルトラニル
10	シス-1,2-ジクロロエチレン	20	ダイオキシソキソキソ	30	トリクロロビル	40	メチルピリジソ
						41	アセトニトリル
						42	アニリン
						43	PCB(ポリ塩化ビフェニール)
						44	PCN(ポリ塩化ナフタレン)
						45	DDT(ジクロロフェニルメチルメタン)
						46	クロロホルム
						47	フェノール
						48	MTBE(メチル tert-ブチルエーテル)
						49	イソキサチオン

2.2.2 環境ホルモン(内分泌攪乱化学物質)

環境ホルモンは、調査・研究が緒についたところであり、微量有害物質と比較すると、法的な整備も無い状況にあり、法等の指定状況の調査に関しては、環境省の動向に着目するとともに、微量有害物質と同

様にして検討対象物質を抽出した。検討対象とした物質は32物質であり、表2-3に示した。

表2-3 検討対象とした環境ホルモン（内分泌攪乱化学物質）

No.	物質名	No.	物質名	No.	物質名	No.	物質名
1	トリブチルスズ	11	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	21	ヘキサクロロベンゼン(HCB)	31	4-t-ブチルフェノール
2	4-オクチルフェノール	12	トリフェニルスズ	22	ヘキサクロロシクロヘキサノール	32	ベンゾ(a)ピレン
3	ノニルフェノール	13	ペンタクロロフェノール	23	オキシクロルデン		
4	フタル酸ジ-n-ブチル	14	アミトロール	24	trans-n-ナクロル		
5	オクタクロロスチレン	15	ビスフェノールA	25	DDT		
6	ベンゾフェノン	16	2,4-ジクロロフェノール	26	DDE		
7	フタル酸ジシクロヘキシル	17	4-ニトロトルエン	27	DDD		
8	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	18	フタル酸ジベンチル	28	クロルデン		
9	フタル酸ブチルベンジル	19	フタル酸ジヘキシル	29	PCB		
10	フタル酸ジエチル	20	フタル酸ジプロピル	30	2,4-ジクロロフェノキシ酢酸		

2.3 琵琶湖・淀川水系における対象物質の汚染実態と社会的対応・取組みの現状

対象物質の公共用水域における汚染実態に関して、基準値を超過する測定データは殆ど見られなかったが、上流から下流の広い範囲で検出されている状況にあった。法等で規制されている環境基準項目について基準値を超過したのは、鉛、ヒ素、総水銀、ジクロロメタン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、シマジン、ダイオキシン類の8項目であり、検出された環境ホルモンは、トリブチルスズ、4-オクチルフェノール、ノニルフェノール、フタル酸ジ-n-ブチル、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル、アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル、ビスフェノールA、PCB、2,4-ジクロロフェノキシ酢酸、ベンゾフェノン、フタル酸ジエチル、2,4-ジクロロフェノール、4-ニトロトルエン、4-t-ブチルフェノール、ベンゾ(a)ピレンの15項目であった。

行政や企業の社会的対応や取組みに関して、法等で指定された物質を中心に浄水や排水処理と対策がなされ、ISOやPRTR制度への対応が進められていた。また、NPO等を主とする流域住民の社会的関心について、ダイオキシンや環境ホルモン等を中心に汚染された或いは汚染の進行が懸念される水域に対する、安全な水確保の為の認識と危機管理から発する住民活動が精力的であった。さらに研究機関においては、物質の影響評価、分析方法の確立、スクリーニング方法の研究が段階的に進められていた。これらの対象物質の現状把握に関しては表2-4に示す資料について、調査並びに検討を行った。

表2-4 調査・検討対象資料一覧

項目	出典			備考	項目	出典			備考
	資料	年度				資料	年度		
測定状況・汚染実態	環境基準項目	全国公共用水域水質年鑑	環境庁環境研究所	H6~H10	社会的数値	行政	下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査	国土交通省	H10~H12
	水道統計	水道統計	(社)日本水道協会	H6~H10		水道統計	(社)日本水道協会	H6~H10	
	水質試験年報	水質試験年報	京都府・大阪市・大津市	H6~H10		滋賀県の水道	滋賀県	H12	
	ダイオキシン類	全国緊急一斉調査	環境庁	H10~H11		全国簡易水道統計IP	(社)日本水道協会	H12	
	監視項目	公共用水域水質測定結果	国土交通省	H6~H8, H11~H13		内分泌攪乱化学物質の水道水中の挙動と対策等に関する研究	厚生労働省	H11~H14	
発生源	ボツボツ調査等指針項目	水質調査結果	環境庁	H9~H12	企業	化学物質の環境リスク初期評価	環境省	H14.1	
	環境ホルモン	全国一斉調査	建設省・環境庁	H10~H12		水生生物の保全に係る水質目標	環境省	H13	
	点源負荷の現状	調査概要	日本環境防汚協会	H4~H13		環境報告書	各企業(27企業)	H13	
	点源負荷の現状(下水道)	維持管理年報	滋賀県・滋賀県下水道公社	H4~H10		新聞記事データベース(総合)	滋賀県環境情報	H11~H14.6	
	点源負荷の現状(工場)	下水水質試験年報	京都市	H6~H11		週刊地球環境情報	大阪府・奈良県・兵庫県	H13	
水質事故	水質汚濁物質排出量総合調査	環境省	H13	研究動向	琵琶湖・淀川水系の環境白書	環境白書	H5~H11		
	環境白書	三重県・滋賀県・京都府	H7~H11			大阪府・奈良県・兵庫県	H5~H11		
	環境白書	大阪府・奈良県・兵庫県	H7~H11						
	環境白書	三重県	H11						
	環境白書	滋賀県	H11						

2.4 琵琶湖・淀川水系における対象物質の汚染実態と社会的対応・取組みの現状に対する課題

水利用における人の安全性確保と生態系保全の為には、物質に関する基礎情報の的確な把握、潜在的な汚染の進行と発生源の動向に対する監視、水質事故等問題発生時の行政の迅速な対応と環境リスクに関する情報の正しい理解等が重要であり、それらに対する課題を基礎情報の整備、汚染の現状、現状対応・取組みの3視点から表2-5に整理した。

表2-5 課題の概要

基礎情報の整備	汚染の現状	現状対応・取組み
物質特性の把握 毒性・蓄積性の程度把握 未規制物質の情報共有	PRTR法の活用 流域・集水域単位での水質把握 潜在的な汚染進行の監視 家庭排水への着目	行政の対応 下水・浄水処理の強化 リスクコミュニケーション 水生生物等新たな指標確立
測定状況の再検討 分析精度の向上 分析手法の簡易化	発生源の動向 農薬類は出荷量や使用量で動向把握 下水・廃棄物処理施設からの影響把握	企業の取組み 適切・敏感な情報の共有化・公開 NPO(住民)の取組み 日常的な正しい情報入手の環境作り
		事故事例と問題発生時の対応事例 住民を含めた関係者の連携強化 研究動向 新たな分析・評価方法の確立や標準化

2.5 琵琶湖・淀川水系における今後の取組み

人に対する安全性確保と生態系保全の観点から、総合的な取組みの考え方は、化学物質の毒性に関する物質特性を的確に整理して把握すること、汚染実態・発生源のデータを蓄積して動向の変化を監視すること、流域一体となった問題の取組み体制及び組織の整備を行うことの3項目に整理される。

取組みの実施にあたっては、図2-1に示す物質特性に着目した対応と安全確保のための土台作りに対応した計画が重要になると考えられた。

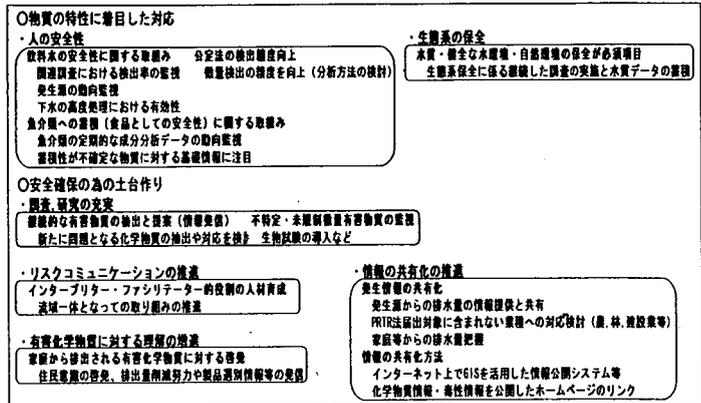


図2-1 今後の取組みの概念

3. 病原性微生物

3.1 病原性微生物の概要

人の健康に被害をもたらす微生物を病原性微生物と称し、生物学的に大きく分類すると原生動物(原虫)、細菌、真菌類、ウイルスが存在する。これらの病原性微生物の感染経路には経口感染、経皮感染、経気道感染、血液感染、性感染が主となる。また、感染被害の特徴には、極めて短期間に多数の患者が発生し、死者が発生する事もある。そして、対象となる微生物に応じて、感染から発生まで一定の潜伏期間がある。

3.2 対象微生物の選定

環境水中には病原性微生物が多数存在しており、近年においては海外旅行者が増え、いわゆる輸入感染症として海外から持ち込まれる病原性微生物も多くなるとともに、国内での感染事例も多くなる傾向にある。このような状況から、水源汚染の機会と汚染の程度が従来よりも増加する可能性がある。このような状況を考慮して、本検討では、水系の感染病原性微生物に着目し、表3-1の観点から選定した。検討対象とした病原性微生物は27種であり、表3-2に示した。

表3-1 対象物質の選定観点

- 環境中に常駐
- 塩素に耐性がある
- 致命率が高い
- 発生源が増加傾向
- 感染症新法等に規定

表3-2 検討対象とした病原性微生物

No.	細菌	No.	細菌	No.	原虫	No.	ウイルス
1	コレラ菌	9	腸管出血性大腸菌 (O-157)	13	赤痢アメーバ	21	ポリオウイルス
2	非O-1 コレラ菌	10	カンピロバクター・ジューゼニ/コリ	14	自由生活アメーバ類 3種	22	コクサッキーA群ウイルス
3	サルモネラ菌	11	緑膿菌	15	(<i>Naegleria fowleri</i> , <i>Acanthamoeba culbertsoni</i>)	23	エンテロウイルス-72
4	赤痢菌	12	レジオネラ菌	16	眼疾患性のあるもの	24	ノーウォークウイルス
5	チフス・パラチフス菌			17	ジアルジア	25	ロタウイルス
6	毒素現性大腸菌 (ETCE)			18	クリプトスポリジウム	26	アデノウイルス
7	腸管組織侵入性大腸菌 (EIEC)			19	エキノコックス	27	胃腸炎ウイルス
8	腸管病原性大腸菌 (EPEC)			20	サイクロスポーラ		

3.3 琵琶湖・淀川水系における対象微生物の汚染実態と対応・取組みの現状

琵琶湖・淀川水系における病原性微生物の現況把握は、ほぼ大腸菌群・糞便性大腸菌群に限定され、他の微生物に対する監視体制は十分なものでは無かった。しかしながら、水道水に関しては、浄水場の浄水と原水に対してクリプトスポリジウムの試験調査が実施されており、浄水には出現せず、原水に出現する結果が得られていた。琵琶湖・淀川水系における大腸菌群関係とクリプトスポリジウムを主とした現況把握概要を表3-3に示した。また、病原性微生物に関する感染拡大防止対策に関しても対策強化過程にあったが、国を初めとして段階的に対策が整備されつつあった。その一例として、国土交通省、厚生労働省では事務連絡として、水道原水や下水処理水に含まれるクリプトスポリジウムが増加した場合の水道・下水道関係者の連絡体制、汚染発生時の対応が定められている。これらの対象微生物の現況把握に関しては表3-4に示す資料について、調査並びに検討を行った。

表3-3 大腸菌群関係とクリプトスポリジウムの現況把握概要

汚染状況の把握	大腸菌群数の検出状況	発生源の動向
大腸菌群関係がほとんど環境基準（生活環境項目）水質基準・排水基準水浴場水質基準遊泳用プール基準公衆浴場水質基準	琵琶湖・淀川水系各河川の当りは環境基準を超過して検出	下水処理場流入水の大腸菌群数ほぼ横ばい/若干の減少傾向
クリプトスポリジウムの試験調査大阪府の浄水場淀川水系における水原調査	琵琶湖の水浴場の状況概ね水質AA~Bで水浴場としては基準を満たす。	家畜によるクリプトスポリジウム影響家畜飼養戸数の減少から放出量の減少傾向が想定される

3.4 琵琶湖・淀川水系における病原性微生物の課題

公共用水域における大腸菌群数以外の病原性微生物の現況把握は完全とは言い難く、飲料水、魚介類、親水利用に関しても、概ね大腸菌群に関する基準値が設定されているのみである。また、発生源はヒト・家畜が主になるが、これら発生源からの排出量については、下水処理水では大腸菌群数が測定されているのみであり、他の微生物に対しては十分な監視環境にない現状にある。次に、細菌については、塩素消毒により比較的効率的に消毒可能であるが、原虫・ウイルスについてはクリプトスポリジウム、ノーウォークウイルス等塩素耐性の強い種が存在することが確認されている。

表 3-4 調査・検討対象資料一覧

調査項目	調査資料	年度
測定データ収集	水質試験成績並びに調査報告（大阪府水道部水質管理センター）	H11～H13
	日本阿川水質年鑑（社団法人 日本阿川協会）	H9～H10
	水府場水質調査結果（滋賀県 環境白書）	H12～H14
	病原性微生物検出情報（国立感染症研究所HP）	H13
	中央環境審議会水環境部会（第3回）議事録	H14
発生源の動向調査	東京都立衛生研究所研究年報（2000・2001年）	H12～H13
	病原性微生物検出情報（国立感染症研究所HP）	H13
	琵琶湖に係る湖沼水質保全計画（滋賀県環境審議会水環境部会）	H13
	近畿農林局統計情報	H13
	BYQ水環境レポート	H13
研究機関の取組み調査	下水環境関係調査研究年次報告書集	H7～H12
	家畜・養殖業戸数及び飼育頭数（農林業センサス 農林水産省）	S55～H12
	厚生労働科学研究成果データベース（国立保健医療科学院HP）	H14
	浄水技術ガイドライン（財団法人 水道技術センター）	H12
	NGO、NPOのHP	H13
社会的な取組み調査	水道水等においてクリプトスポリジウムが検出された場合の関係機関との連携について（厚生労働省・国土交通省事務連絡より）	H13
	水道におけるクリプトスポリジウム暫定対策指針改訂の概要（厚生労働省）	H13
	東京都感染症マニュアル改訂版（東京都衛生局医療福祉部結核感染症課）	H14
	大阪府HP・滋賀県HP	H14
	下水道における「P」「V」「A」検出委員会最終報告（社団法人 日本下水道協会）	H12
事故事例調査	厚生労働省食品保健部監視安全課HP	S50～H13
	新聞記事データベース	H10～H14

3.5 琵琶湖・淀川水系における今後の取組み

大腸菌群数については系統的な調査が実施されているが、他の細菌・原虫・ウイルスに対する指標種を選定する等のモニタリング強化が必要不可欠であり、衛生学的研究の推進と基準設定のためのリスクアセスメント手法の研究・開発が重要となる。また、モニタリング対象は流域全体を考慮する事が肝要であることと、蓄積したデータを適切な方法で情報公開する事及び体系的に整理する事が重要であり、そのためのデータベースの整備や情報提供可能なシステムづくりが必要となる。

4. まとめ

微量有害物質分野では、取水源や排出源と流域の汚染状況の関連性について継続的なモニタリング調査の実施と調査結果の蓄積に加え、その評価が必要な時期にある。また、PRTR 制度の本格的な導入に伴い、化学物質の使用実態をより正確に把握することが可能となり、流域全体における水循環において、化学物質の発生源や動向監視の向上に寄与することが期待される。次に病原性微生物分野では、調査、研究が進み始めたところで、人々の認識も高まりつつある過程にあり、まず、現況把握調査を継続的に進める事が重要である。両分野に共通して、地域住民或いは NPO、学識者、行政・企業が情報を共有し、化学物質や病原性微生物の取込や排出の現状および対策の内容に対するリスクコミュニケーションの充実が必要不可欠である。更に、微量有害物質や病原性微生物に関する情報は逐次蓄積され、また、社会的な情勢や対応も変化しており、時間の経過とともに対象とすべき物質等や課題等も変化すると考えられる。このため、両分野の取組みやその方向性についても定期的に検証することが望まれる。

5. 参考文献

- 1) 松井三郎, 足立淳, 松田知成(2002) 家庭排水中の内分泌攪乱学物質(環境ホルモン), 用水と排水 vol. 44 No. 1, 34-38
- 2) 大阪市立環境科学研究所(2001) 活用品の使用に伴う健康影響, 健康・環境・サイエンス第 68 号
- 3) 中室克彦ら(2002) 琵琶湖-淀川河川水のバイオアッセイによる包括的毒性評価, 水環境学会誌 vol. 25 No. 7, 403-408
- 4) 谷島利勝, 高田秀重(2003) 医薬品起源化学物質の下水処理過程における挙動, 第 37 回日本水環境学会年会講演集, 343
- 5) 金子光美(1996) 水質衛生学, 技報堂出版
- 6) 金子光美(2001) 水の微生物リスクとその評価, 技報堂出版
- 7) 東京都衛生局医療福祉部結核感染症課(2001) 東京都感染症マニュアル改訂版,
- 8) 東京都衛生局医療福祉部結核感染症課(2000, 2001) 感染症の調査と危機管理のためのマニュアル I, II
- 9) (財)日本公衆衛生協会(2000) 感染症予防必携

3. 共同実験センターのあゆみ

(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 ○柳田英俊

1997年(平成9年)、葉山川河口部に隣接する琵琶湖南湖東岸に、国土交通省近畿地方整備局、滋賀県、独立行政法人水資源機構関西支社および(財)琵琶湖・淀川水質保全機構が共同で運営する「琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター」(略称 Biyo センター)が開設された。

以後、この実験センターにおいて、河川や湖沼の水質浄化に役立てる技術の実験・研究を行ってきた。また、水質浄化を主としつつ水環境の改善のための広報、啓発の場としての活用を図ってきた。

1. 琵琶湖・淀川流域における「水」問題とは

① 治水・利水など量の問題

歴史的に洪水期、渇水期とも上流、下流間の抗争と調整の問題→4半世紀(1972~1996)にわたる琵琶湖総合開発事業に伴って流域全体としての合意形成

② 水の質の問題

流域全体としての水質が保全され、近畿大都市圏において将来とも飲料などに支障のない使える水質が確保できること、また見込めること。→この前提がくずれた場合、過去とは比較にならない量の抗争に逆行する危惧

③ 水辺の環境、特に生態系の保全に関する問題

琵琶湖をはじめ、河川の水辺環境が育んできた様々な自然的環境や景観の保全、また生態系の保全は重要→湖辺のビオトープの創生、琵琶湖の水位の課題へ

2. 共同実験センターの役割

① 水質浄化技術の研究、開発センターとしての役割

② 水質浄化のための各種機関や、各分野の研究者の連携の場としての役割

③ 水質浄化事業の広報や環境学習の場としての役割

3. 実験の目的

公共水域への汚濁負荷削減対策としては、以下の2つの面から取り組んでいく必要がある。

- 1) 点源の汚濁負荷対策の推進 : 下水道の整備、工場・事業場等の排水規制
- 2) 面源の流入汚濁負荷対策の必要性 : 農業系、自然系を含む土地系による汚濁負荷、富栄養化対策では、発生源対策とともに河川、水路の直接浄化対策が必要

Biyoセンターでは、主として2)の対策について、その技術開発を目的として実施に近い規模の実験施設で実験研究を行ってきた。

4. 実験施設の概要

4-1 共同実験施設(配置は ページ別図のとおり)

- ① 水路型浄化実験施設 (B×L×D=2m×24m×0.9m、3水路)
- ② 深池型浄化実験施設 (B×L×D=6m×20m×2.0m、3水路)
- ③ 浅池型浄化実験施設 (B×L×D=20m×20m×0.6m、4分割)
- ④ 浄化副産物処理ヤード
- ⑥ 限外ろ過膜(UF膜)ろ過膜実験施設(膜面積36㎡、公称孔径0.01μm)
- ⑦ 土壌浄化実験施設 (B×L×D=6m×20m×1.8m、4槽)
- ⑧ 浸透ろ過型実験施設(土壌浄化実験のためのパイロットプラント)
- ⑨ 自然循環方式浄化実験施設 (B×L×D=2m×20m×3.2m)
- ⑩ 琵琶湖型実験池(面積2000㎡、貯水量約1000㎡、D=0.5m)
- ⑪ 多自然型水路実験施設(延長約320m)
- ⑫ 湖岸フィールド実験施設(琵琶湖湖岸に接して設けられた沖方向の幅約30m、岸方向200mの水域(わんど型:L=100m、なぎさ型:L=100m))

4-2. 環境条件

実験センターでは、葉山川河川水、農業排水および琵琶湖南湖湖水を選択的に取水できるが、基本的には葉山川河川水 10,000 m³/日をポンプアップ揚水し、各実験施設に原水として導水している。

葉山川 流域面積：約 23 km²

土地利用：市街地約 68%、農業地約 18%、山林系約 14%

5. 共同実験センターにおける主な調査研究一覧 (1996年から現在まで)

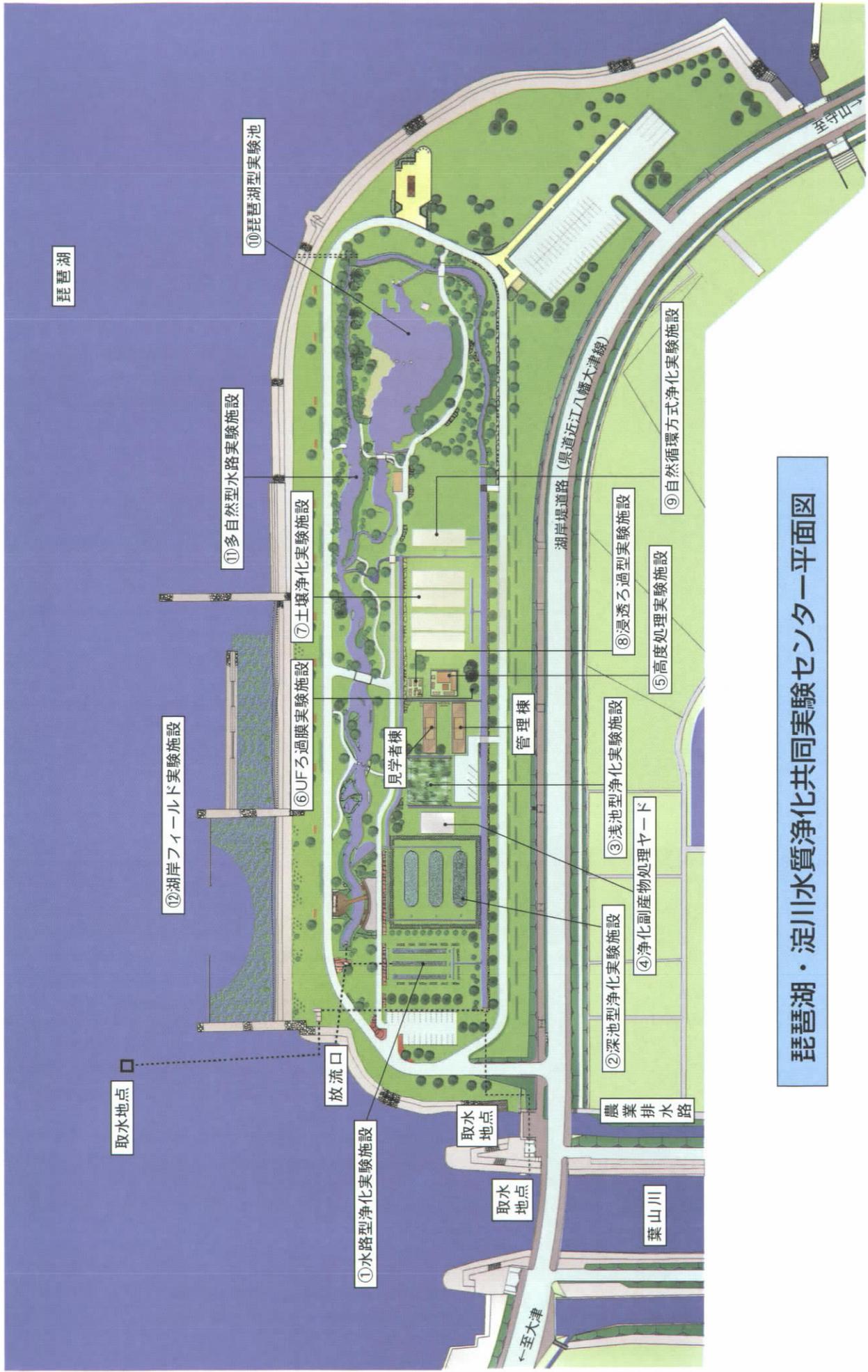
公共水域の水に対し、これを浄化し、最終的にまた公共水域に戻すことを前提にすれば、浄化手法としては、薬品の添加などで新たな化学反応物質や副産物を生じる技術ではなく、自然の浄化能力を再評価し、これを効率的に利用し、大量の公共水域の水に対して浄化コストが抑えられる手法を模索してきた。

具体的には、「植生浄化」と「土壌浄化」を柱としつつ、新しい技術、新しい素材を水質浄化に応用する実験も幅広く行われている。

実 験 名	実施機関	実施年度
①土壌浄化実験	国土交通省	1996～
②深池植生浄化(ヨシ帯浄化)実験	国土交通省	1996～2000
③酸化材を用いた底質改善実験	国土交通省	1998～1999
④高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験	機構(共同)	2001
⑤浅池型植生浄化実験	滋賀県	1997～2001
⑥シジミと砂浜を用いた水質浄化実験	滋賀県	2001～2002
⑦固体水素供与体を用いた河川の直接浄化実験	機構(公募)	2001～2002
⑧カーボンファイバーによる水質浄化実験	機構(共同)	1997～1998
⑨不織布接触材を用いた水質浄化実験	機構(共同)	1998～
⑩廃プラスチック網状ブロックによる植生浄化実験	機構(公募)	2002～
⑪生分解性吸着剤による窒素・リン成分の除去に関する実験	機構(公募)	2002～
⑫わんど型・なぎさ型ヨシ植栽実験	水資源機構	1997～2002
⑬実環境下におけるポーラスコンクリートによるヨシ植栽実験	機構(公募)	2002～
⑭実験センターにおける生物調査	国土交通省	1999～
⑮太陽エネルギーを用いた流動ろ床方式及びひも状接触方式浄化実験	機構(共同)	1997～2001
⑯限外ろ過膜(UF膜)ろ過実験	機構(共同)	1997～1999
⑰自然循環方式浄化実験	機構(共同)	1999～
⑱ミジンコろ床を用いた河川水の水質浄化実験	機構(公募)	2001～2002
⑲難分解性有機物削減実験	国土交通省・滋賀県	1997～1999
⑳湧昇循環方式を用いた水質・底質の改善実験	機構(公募)	2002
㉑曝気循環付浮島による水環境改善実験	機構(公募)	2003～

6. 実験の成果と今後の展開

- (1) 実験センターにおける植生浄化実験および土壌浄化実験の成果は、国土交通省および滋賀県において実際の施設に取り入れられ、現在稼働中の実施施設において、その維持管理およびその最適な運転条件等の検討へ移行している。
- (2) 水質汚濁の原因となる物質の違いにより、浄化手法は異なってくるため、複数の浄化方式の組み合わせを検討する。
- (3) 水環境の改善技術を広く公募し、新しいアイデアによる浄化技術を大学、研究機関あるいは民間企業と共同ですすめる。
- (4) 水環境の指標となる動植物等の調査を行い、生態系の復元や創出のためのデータとして役立てる。
- (5) 地域状況で変動する面源負荷のシステム、その実態の把握手法を検討し、面源負荷対策のための基礎的研究の推進を図る。



琵琶湖

取水地点

放流口

①水路型浄化実験施設

取水地点

取水地点

農業排水路

葉山川

取水地点

②深池型浄化実験施設

③浅池型浄化実験施設

④浄化副産物処理ヤード

⑤高度処理実験施設

⑧浸透ろ過型実験施設

⑨自然循環方式浄化実験施設

⑪多自然型水路実験施設

⑩琵琶湖型実験池

⑫湖岸フィールド実験施設

⑦UFろ過膜実験施設

見学者棟

管理棟

湖岸堤道路 (県道近江八幡大津線)

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター平面図

研究発表 II

Biyoセンターにおける水質浄化技術の研究

4. 実験センターにおける生物調査

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所 水質調査課 ○中村 超
 水質調査課 春木 二三男
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田 英俊
 調査研究部 和田 桂子
 調査研究部 工藤 慶庸

1. 目的

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内に設置された多自然型水路及びその周囲における植物及び動物について、平成10～13年度の生息・分布の状況を取りまとめ、評価・検討を行い、今後の琵琶湖・淀川水系の水辺環境の創造に役立てることを目的とする。

2. 調査概要

2.1 調査場所

調査は、琵琶湖・淀川水質浄化実験センター内の多自然型水路及びその周辺にて実施した(図2-1)。

実験センターを流れる水は、葉山川河口からポンプで取水され、コンクリート水路、J字水路、多自然型水路を経て、琵琶湖に放流される。琵琶湖型池へはJ字水路から分流され、多自然型水路中流部に合流する。また各水処理実験施設へはコンクリート水路から分岐

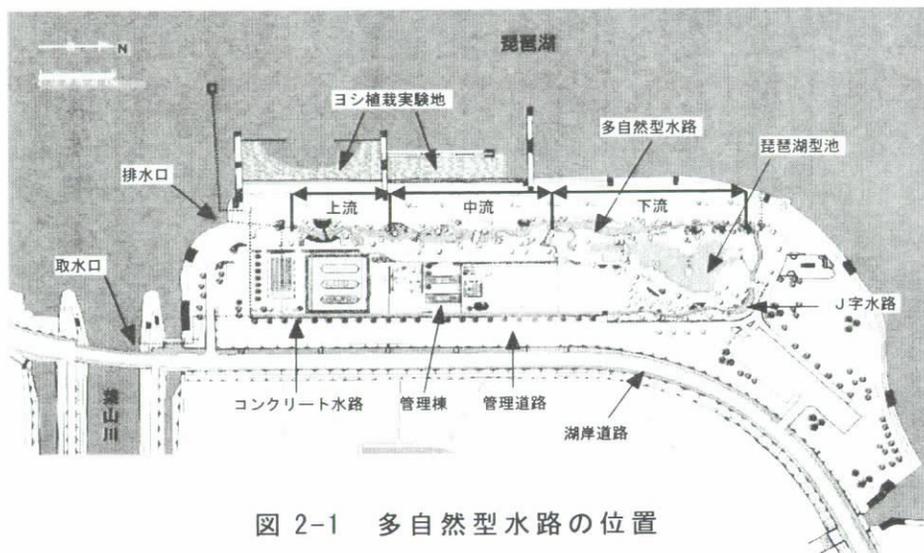


図 2-1 多自然型水路の位置

され、供試水は、平成12年度まで多自然型水路中流部に合流するようになっていたが、平成13年度に流路の付け替えが行われ、下流部に変更となった。

2.2 調査項目と調査実施時期

調査項目とその実施時期を表2-1に示す。

表 2-1 調査項目と調査実施時期

項目	年度		H10年度				H11年度				H12年度				H13年度			
			春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬
1. 植物	水域	植生	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○		○	○	○	
		植物相	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○		○	○	○	
	陸域	植生			○				○				○				○	
		植物相		○	○		○	○	○		○	○	○		○	○	○	
2. 魚類			○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
3. 底生動物			○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
4. 昆虫				○	○			○	○			○	○			○	○	
5. 哺乳類												○	○	○		○	○	○
6. 鳥類				○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
7. 両・爬虫類				○	○		○	○	○		○	○	○		○	○	○	
8. 付着藻類							○	○	○	○			○					

3. 調査結果

3.1 植物

① 種数

4年間で、79科353種の植物が確認された。このうち水域では46科187種、陸域では68科309種が確認された。種数は、水域では、平成10～12年にかけて漸増、平成12～13年に大きく減少し、平成13年は平成10年よりも少なくなった。陸域では、平成10～11年にかけて大きく増加したが、その後、漸減傾向にあった(表3-1)。

表3-1 水域・陸域別確認種数経年変化

	H10	H11	H12	H13
水域	99(91)	109(101)	130(118)	86(75)
陸域	121(91)	229(187)	211(156)	206(154)
合計	170(133)	258(210)	246(186)	236(176)

② 生活型比率

生活型では、水域では平成12年度から多年生草本の種数が多くなったのに対し、陸域では種数が減っているもののいずれの年も一年生草本の方が多年性草本より多い。在来木本の侵入はまだ少ない(図3-1)。

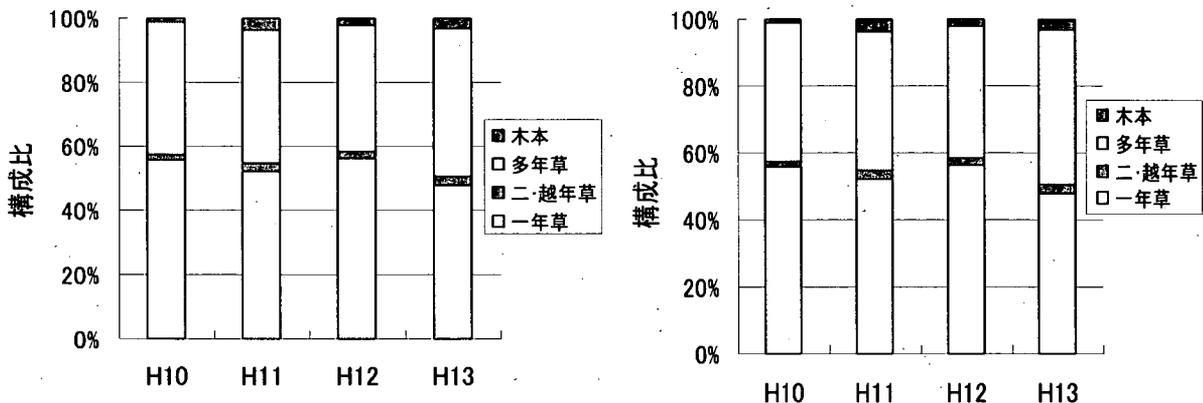


図3-1 水域と陸域における出現種の生活型比率(左:水域、右:陸域)

③ 優占種の変化

水域では、当初小規模な植物の群落が多数みられたが、経年的に幾つかの群落にまとまるような傾向がみられた。これに対し、陸域では、当初のシロツメクサ群落が経年的に分化し、多様な群落が形成されているものと考えられた。

3.2 魚類

魚類は、多自然型水路の上流(No. C)、中流(No. B)、下流(No. A)、J字型水路(No. J)、コンクリート水路(No. D)、及び琵琶湖型池(No. E)の計6地点で調査し、環境条件の違いにより以下の4タイプに類型化される。魚類データの解析、考察は類型化された環境区分ごとに行うこととした。表3-2に類型化区分を示す。

表3-2 環境条件の違いに基づく調査地点の類型化

類型化された環境区分	調査地点	流速	底質	護岸の状況
環境区分1	No. A, B, J, 1, 2	緩い	砂泥が堆積	水際に植生が繁茂
環境区分2	No. C, 3	速い	礫	水際に植生が繁茂
環境区分3	No. D	やや速い	砂泥が堆積	3面コンクリート護岸
環境区分4	No. E	止水域	泥が堆積	玉石護岸

注) 調査地点の英文字は魚類及び底生動物、数字は底生動物の調査地点である。

① 種数

各環境区分における魚類の経年確認種数の経年変化を表3-3に示す。

環境区分1～4では4年間でそれぞれ18種、18種、19種、17種の魚類が確認された。3年以上連続で確認された種は各地点とも41%～58%であり、安定した出現がみられ、各環

境区分に定着している可能性があると考えられる種は半数前後に止まっている。残りの種は不連続な出現状況となっており、一時的に侵入し、環境条件が合わない等の理由で定着には至っていないものと考えられる。

表3-3 各区分における種数の経年変化

	H10	H11	H12	H13
区分1	12	16	10	15
区分2	9	12	10	12
区分3	—	11	14	15
区分4	—	14	13	13

② 魚類相の変化

i. 環境区分1 (No.A、B、J; 多自然型水路中流、下流、J字水路)

個体数の経年変化では、タイリクバラタナゴの増加が顕著であり、トウヨシノボリやヌマチチブは減少傾向にある。

ii. 環境区分2 (No.C、多自然型上流)

個体数の経年変化では、平成10年度から12年度まではタイリクバラタナゴとメダカの増加が顕著であるが、平成13年度には大幅な減少に転じている。

iii. 環境区分3 (No.D、コンクリート水路)

個体数の経年変化では、平成11年度～13年度にかけてアユの増加が顕著であり、オイカワは全年度を通じて優占種となっているものの、個体数は減少傾向にある。

iv. 環境区分4 (No.E、琵琶湖型池)

個体数の経年変化では、平成11年度から12年度はタイリクバラタナゴが優占種であったが、平成13年度はブルーギルとなった。

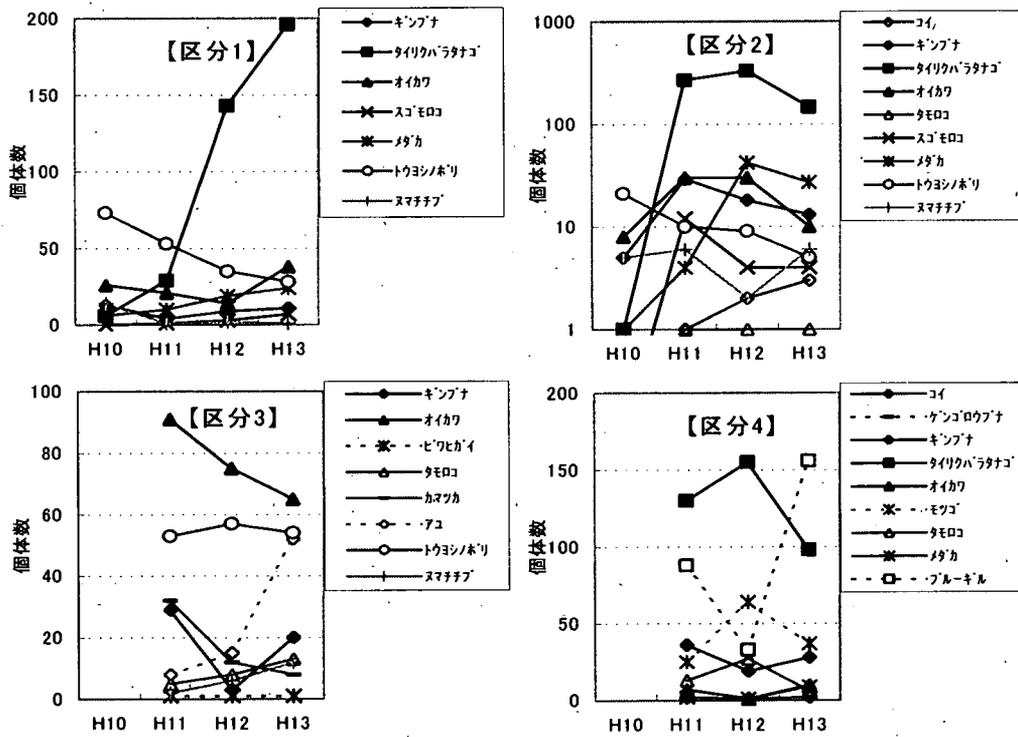


図 3-3 各区分での魚種別個体数の変化

3.3 底生動物

底生動物は、魚類と同様の環境で定性調査するとともに、多自然型水路の上中下流3地点で定量調査を実施した。表3-2に類型化区分を示す。

① 種数

各環境区分における底生動物の経年確認種数の経年変化を表3-4に示す。4年間の調査で、8綱20目46科77種の底生生物が確認された。

表3-4 各区分における種数の経年変化

	H10	H11	H12	H13
区分1	53	41	40	43
区分2	36	27	28	33
区分3	—	17	19	22
区分4	—	12	14	18

② 底生動物相の変化

定量調査は多自然型水路の上・中・下流の3地点で実施した。図3-4に底生動物の個体数、種類数の経年変化を示す。

多自然型水路下流では平成11年にミミズ綱が大幅に増加していた。これは河床に泥が堆積したためと考えられ、平成12年以降は徐々に泥が掃流され、マキガイ綱が多くなってきたものと考えられる。

多自然型水路中流では平成11年に個体数が大幅に減少していた。これは上流、下流では個体数が増加していたこと、種組成が上流、下流と大きく変わらないことから調査地点の環境の微小な違いによるものと考えられる。

多自然型水路上流では下流と同様に、平成11年にミミズ綱が大幅に増加していた。これは下流と同様に泥の堆積によるものと考えられる。また、下流では他の地点に比べニマイガイ綱(主にマシジミ)が多くみられ、底質がやや異なるものと考えられる。

多自然型水路では全般的な傾向として、ユスリカ科やイトミミズ科などの止水環境を好む種の出現割合が高く、水路内に止水や流れの緩やかな場所が多く存在することが示唆された。

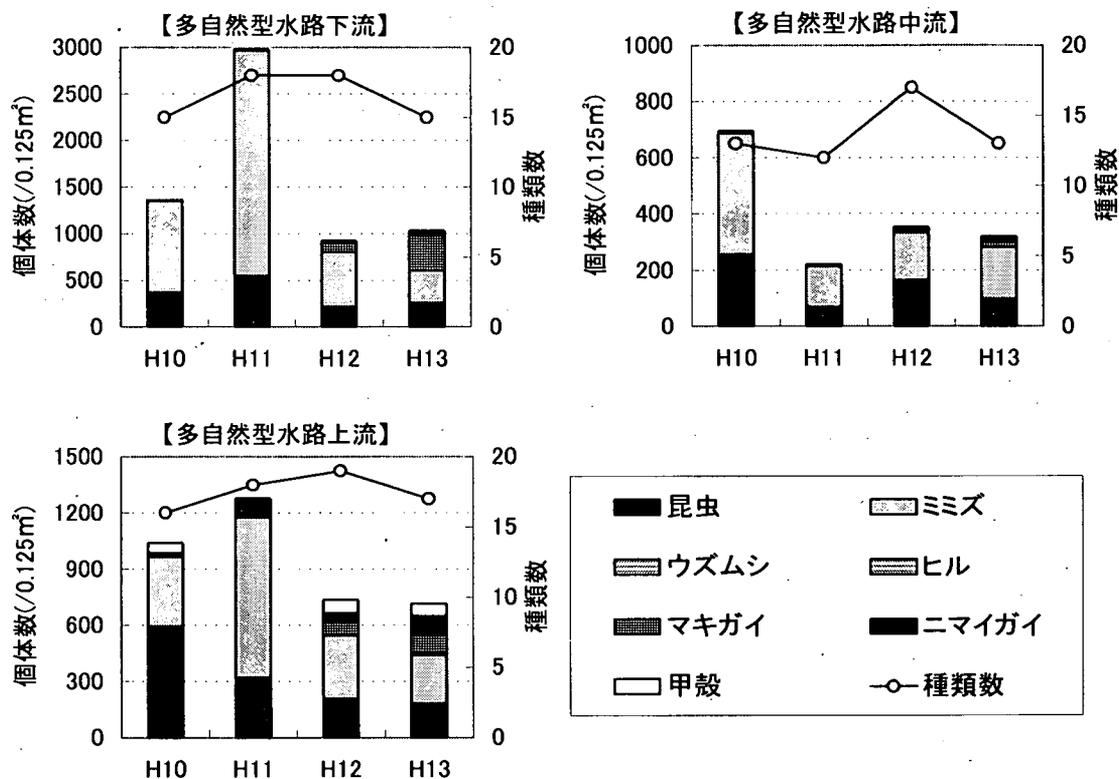


図3-4 底生動物の個体数・種類数の経年変化

4. まとめ

植物では水域で小規模な群落から経年的にまとまっていくような傾向がみられ、陸域での多様な群落は実験センター内の土壤水分条件が異なっていることを示す。

魚類では環境毎に魚類相の特徴が表れており、特にブルーギルは止水環境である琵琶湖型池のみで確認された。センター内の魚類の起源は同一ポンプによる迷入と考えられ、このような環境毎のすみ分けは大変興味深いものであり、平成15年度はセンター内の魚類の迷入状況について調査を実施している。

底生動物では魚類以上に生息環境の特徴が顕著であると考えられるが、止水環境、流れの緩やかな環境を好む種が多くみられた。これはそのような環境が多いことに加え、河床に泥等の堆積が多いことが考えられる。

5. 湖岸フィールドヨシ植栽実験

独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 環境課 ○大村 朋広
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田 英俊
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 赤瀬 孝也

1. 目的

本調査は琵琶湖南湖東岸にある Biyo センター内のわんど型実験施設およびなぎさ型実験施設において、各種工法によるヨシ人工植栽を実施し、それらの調査結果を用いて、地盤安定度および植栽工法について検討を行った。これにより植栽工法および消波施設の違いとヨシ生育環境との関係についての知見を得るとともに、今後のヨシの保全や復元の効果的な実施に資することを目的として行った。

2. 施設概要

本実験は、琵琶湖南湖東岸に位置する Biyo センター内の湖岸フィールド実験施設にて調査を行った。各調査区の概要を表 2-1 に示す。

表 2-1 調査区の概要

施設	わんど型実験施設			なぎさ型実験施設		
	A	B	C	D	E	F
調査区						
位置	北部	中部	南部	中部	南部	北部
植栽年	1997年	1997年	1998年	2000年	1999年	無植栽
消波施設	鋼矢板			コンクリートブロック		
消波施設高(B. S. L)	±0m		+0.3m	-0.3m	±0m	-0.6m

3. 調査結果検討

3.1 地盤安定度検討

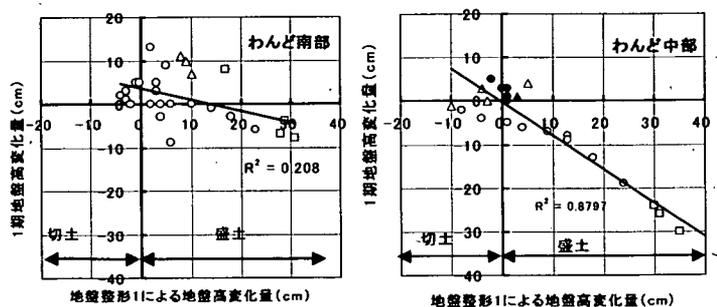
1997年度から2001年度(昨年度)にかけて行った調査結果より、地盤高の変化には主に①地盤整形による影響、②水位、波等の自然現象および施設形状の違いによる影響、③ヨシ植栽による影響の3つの項目が影響していると考えられる。そこでこれらの項目について検討を行った。

3.1.1 地盤整形による影響

わんど型施設の整地による地盤高変化量と各期の地盤高変化量との関係を図 3-1 に示す。土留め等の無いわんど中部の盛土による整形を行ったところでは、盛土量とその後1年間の侵食量がほぼ等しくなった。しかし、消波施設のあるわんど南部では、盛土量に比べ変化量が小さく、また変化量にもバラつきが見られた。北部においても同様の傾向を示した。

次に、わんど型実験施設における2回目の地盤整形による地盤高変化量とその後1年間の地盤変化量の関係を図 3-2 に示す。

2回目の地盤整形の前に、わんど中部



注)各地点のプロットの色は各期間初めの地盤高(B. S. L. cm)を表す。白三角:0以上、グレー丸:0~-25、四角:-25~-50、白丸:-50~-75、黒三角:-75~-100、黒丸:-100未満

図 3-1 わんど型実験施設における整地による地盤高変化量とその後1年間の地盤変化量の関係

の開口部に布団籠(天端高:-80cm)が設置された。わんど中部には、図3-1と同じく、盛土量と地盤高変化量に負の比例関係が認められたが、布団籠の設置により、全般に30cm程度嵩上げの状態を保つこととなった。わんど南部においては、最大で60cm程度の盛土が行われたものの、ほとんど侵食されず、逆に堆積の傾向にあった。消波施設の影響及びわんど中部からの土砂の移動と推測される。

なぎさ型実験施設においても、わんど型実験施設と同じく、盛土量と地盤高変化量には負の比例関係が認められた。またその傾きは南部(-0.33)>中部(-0.54)>北部(-0.66)の関係にあり、消波施設の天端高が高くまた開口部からの距離が遠いほど緩やかであった。

以上から地盤整形による影響についてまとめると、盛土により整地された部分は侵食されやすく、盛土量が大きいほど侵食される量も大きくなる傾向があった。またわんど中部のように消波施設のない場合、約1年で盛土量=侵食量となり、整形地盤を維持することが出来なかった。しかし布団籠等の土留め効果を持たせた施設の設置により、地盤の嵩上げが可能になった。

3.1.2. 水位、波等の自然現象および施設形状の違いによる影響

3.1.1において地盤整形による変化とその後の変化量との関係について調べた結果、整地による地盤高変化量だけでは説明できない地点があることが示唆された。そこで地盤高変化量と水位・波等の諸条件との比較を行い、水位、波等の自然現象および施設形状の違いによる地盤高変化の影響について検討を行った。これによると消波施設の天端高が比較的低く(±0mもしくは-0.3m)波等の影響を受けやすい区域では、整地した地盤の勾配は元の地盤勾配に近づくが、消波施設の方だけ地盤は高く維持された。消波施設の天端高が比較的高く波等の影響を受けにくい区域では、整地後の地盤はほぼそのまの形に維持された。

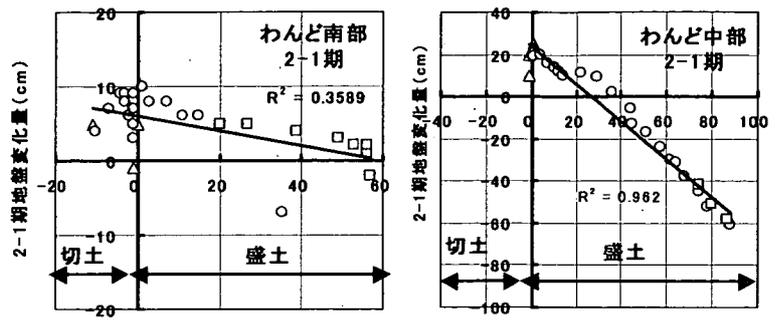
3.1.3. ヨシ植栽による影響

本実験施設では、実験期間中に各地点でヨシの植栽が行われておりヨシの植栽が地盤高変化に与える影響について検討を行った。

わんど南部における植栽範囲と地盤高変化の関係を図3-3に示す。基線からの距離とは陸側を基点として沖側への距離を表している。これによると植栽範囲では堆積傾向にあるが、植栽範囲沖側では侵食傾向にあることが示され、植栽による地盤の安定効果があることが示唆された。なぎさ型実験施設においても同様の傾向が確認された。以上のことから、ヨシ植栽を行い活着することにより、地盤侵食が抑制され、かつ堆積を促進させる可能性が示された。

4. ヨシ生長調査および植栽方法検討

1997年から2001年にかけて、それぞれの施設において様々な工法で順次ヨシを植栽し、その後の生育について調査を行った。ここではその調査結果をもとに植栽方法について検討する。植栽工法はマット植栽法、土のう工法、ポット苗移植法、大株移植法、ビットマ



地盤整形2による地盤高変化量(cm) 地盤整形2による地盤高変化量(cm)
注)各地点のプロットの色は各期間初めの地盤高(B.S.L.cm)を表す。白三角:0以上、グレー丸:0~-25、四角:-25~-50、白丸:-50~-75、黒三角:-75~-100、黒丸:-100未満

図3-2 わんど型実験施設における地盤整形2の整地による地盤高変化量とその後の地盤変化量の関係

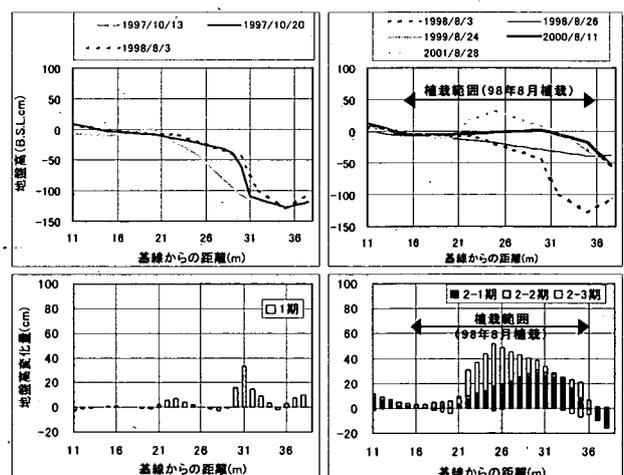


図3-3 植栽範囲と地盤高変化の関係 (わんど南部)

ン工法、地下茎工法を実施した。

4.1 ヨシ生長調査結果

4.1.1 植栽ヨシの活着率

表 4-1 に工法別の活着率の集計結果を示す。これによるとマット植栽法 89% (ただし、Cゾーン開口部の特殊な環境を除けば、99%)、ポット苗移植法 94%、土のう工法 90%、大株移植法 96%とこれら 4 工法が高い活着率を示した。ビットマン工法および地下茎工法は、陸域で波浪の影響が小さい環境条件では、わずかながら活着が確認できたものの、工法別集計ではそれぞれ 12%、21%の低い活着率にとどまり、琵琶湖沿岸域における本実験の状況下では、適さない結果となった。

表 4-1 植栽後 1 年目の活着率の集計結果

	植栽株数	活着株数	活着率
マット植栽法	107 株	95 株	89 %
土のう工法	598 株	540 株	90 %
ポット苗移植法	604 株	568 株	94 %
大株移植法	197 株	189 株	96 %
ビットマン工法	682 株	81 株	12 %
地下茎工法	19 株	4 株	21 %

4.2 植栽方法検討

4.2.1 植栽密度の違いによる生育への影響

ポット苗移植法(P)、土のう工法(D)では、A、B 両ゾーンに 2 株/m²、4 株/m²の 2 通りの植栽密度でヨシを植栽した。植栽密度 4 株/m²、2 株/m²の個体数密度の比による初期植栽密度とヨシ茎の個体数の関係を図 4-1 に示す。

これによると年々植栽密度ごとのばらつきが小さくなり、特に、Bゾーンの土のう工法を除く 3 工法ではヨシの存在比がほぼ 1 前後に推移し、初期の植栽密度の差がほとんどなくなる結果となった。Cゾーンにおいても植栽後 3 年目には、初期の植栽密度の差がほとんどなくなり、5 月 26 日に土のう工法で 1.6 となった以外は、0.9 から 1.3 の間にヨシ茎存在比が収まった。

植栽後 4 年目における地盤高別のヨシ茎存在比を表 4-2 に示す。地盤高 B.S.L.-20cm 以深でのヨシ茎存在比は 1.9 であり、植栽後 4 年目においてもこの区画においては初期植栽密度の影響が残る結果を示した。しかし、地盤が高くなるにつれて、ヨシ茎存在比は 1 に近づく傾向が見られた。このことから、地盤高の高い区域では、植栽後 4 年目では、4 株植栽と 2 株植栽の差は小さくなり、植栽費用等を考慮すれば、2 株植栽が適しているものと考えられる。

4.2.2 植栽工法がヨシの生育に及ぼす影響

わんど北部 A、Bゾーンの植栽後 1 年目から 4 年目における植栽工法別のヨシ茎密度平均値の経時変化を図 4-2 に示す。植栽後 2 年後は 1 年目と比較して植栽工法による生育状況の差がより明確になったが、植栽後 3 年目には植栽工法別の生育差が小さくなり、その傾向は 4 年目に続いた。マット植栽法の草高が植栽後 1 年目から 4 年目を

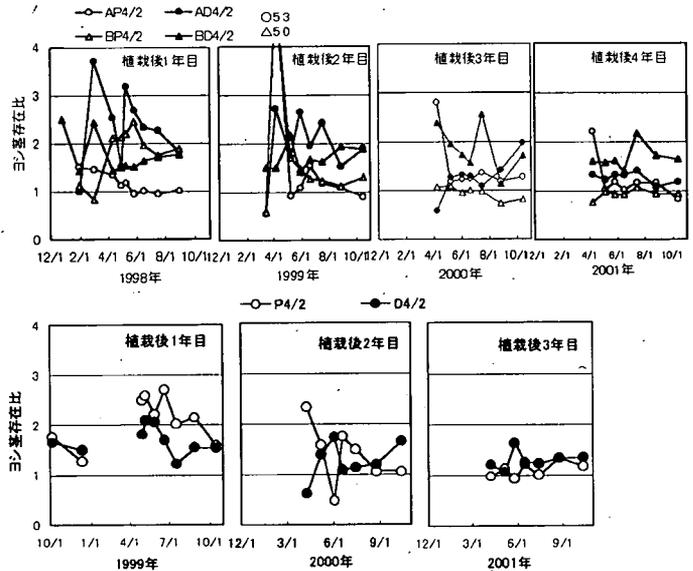


図 4-1 初期植栽密度とヨシ茎個体数との関係 (A、Bゾーン:上図、Cゾーン:下図)

表 4-2 植栽 4 年目の地盤高別ヨシ茎存在比

地盤高 (B.S.L.)	ヨシ存在比 (植栽 4 年目)
-20cm 以深	1.9
-20~0cm	1.4
0~20cm	1.2
20cm 以高	1.3

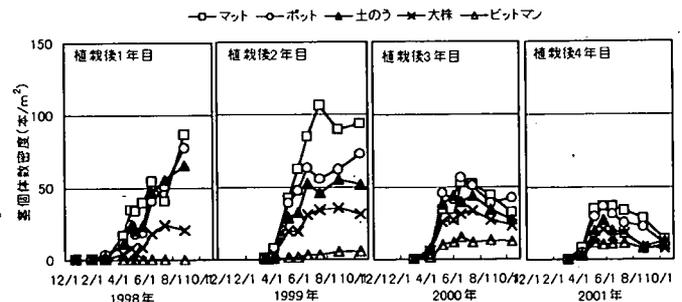


図 4-2 植栽工法別ヨシ茎個体数密度の経時変化

通じて他の工法と比較して高かった。

4.2.3 地盤高等による生育への影響

植栽後2年目のB.S.L.-30cm以高では、各工法とも大部分のヨシが活着しB.S.L.-30cm以深ではマット植栽法、大株移植法が他の工法と比べて高い活着率を示した。地盤高B.S.L.-40cm以深でのヨシ茎個体数密度を植栽工法別に図4-3に示す。植栽後1、2年目ともにマット植栽法の大部分は活着するが、土のう工法、ポット苗移植法では、植栽後2年目にB.S.L.-50cm以深で無発芽となる株が増加する。B.S.L.-50cm以深での植栽後2年目の活着率は、マット植栽法94%、土のう工法0%、ポット苗移植法27%、大株移植法40%であり、低地盤高でのヨシ植栽にはマット植栽法が有効であることが分かった。

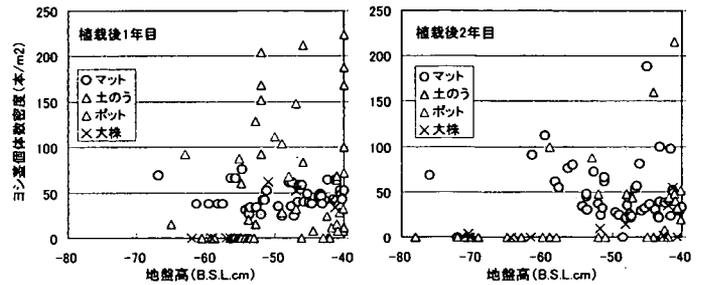


図4-3 地盤高別の平均ヨシ茎個体数密度 (A~Eゾーン:B.S.L.-40cm以深)

5. まとめ

以上の検討結果から、まとめとして琵琶湖南湖東岸と同等の自然条件下における、植栽工法・消波施設・整地方法について以下に述べる。

5.1 整地または植栽後の地盤の維持について

地盤安定度検討結果から、整地または植栽後の地盤を維持させるには、以下の項目を考慮して行うことが有効ではないかと考えられる。

- ① 整地から1~2年後までは、植栽をせずにそのまま放置しておき、整地による影響が小さくなった時点で植栽を行う。
- ② 緩勾配の区域においては、ふとん籠等により土留めを行い、勾配は自然勾配のまま地盤高を上昇させる。
- ③ 整地による盛土で地盤が元より急勾配になった区域や元が急勾配であったのを緩勾配にした区域では、背の高い消波施設を設置して波や水位等の影響を軽減する。
- ④ 水の循環等の関係から消波施設に開口部を設ける場合は、その場所での波浪の特性について調査し、出来るだけ施設内に入る波が少なくなるような配置を考える。

5.2 ヨシの植栽工法の選定について

従来、ヨシの人工植栽は、傾斜がなだらか(勾配3%程度)で水深60から80cm程度までが可能である¹⁾と言われてきたが、琵琶湖のように水位変動幅の大きな湖沼沿岸帯では、その水位変動を考慮した植栽可能地盤高を想定しなければならない。ここでは年間平均水深を指標とし、水位変動を考慮した植栽可能区域の設定基準を検討した。以下に植栽工法別の効率的な植栽地盤高を提案する。

- ① マット植栽法は、Eゾーンで確認されたようにB.S.L.-70cmまで植栽可能であり、一方で陸域における植栽にはあまり適さない。
- ② ポット苗移植法はB.S.L.-50cm、土のう工法はB.S.L.-50cmまで植栽可能だが、B.S.L.-40cm以深では活着率が90%を下回る。
- ③ 大株移植法はB.S.L.-50cmまで植栽可能であり、B.S.L.0cm以高において植栽後2年目に茎個体数密度が増加したことから、特に陸域における植栽が適する。
- ④ ビットマン工法と地下茎工法は、陸域の波浪、地盤変化等の影響が極力小さな区域に植栽が限られる。

6. 参考文献

- 1) 岡田光正; 湿地の特性とその機能, 水環境学会誌, vol. 17, No. 3, 142-148, 1994.

6. シジミと砂浜を用いた水質浄化実験

滋賀県湖南地域振興局 河川砂防課 ○上野 邦雄
 河川砂防課 田井中善雄
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田 英俊
 調査研究部 土田 達雄

1. 目的

最近シジミによる水質浄化、水環境における砂浜の役割について着目し研究が行われている。しかし、室内実験が多く、自然に近い条件での実験は少ない。

そこで、内湖、ため池、河川等をモデル化した琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターの施設においてシジミと砂浜による水質浄化実験を行い、内湖や閉鎖性水域の浄化手法、河川浄化施設の設計に必要なデータ等に関する知見を得ることとする。

2. 実験方法

本実験では、水際部（浅池型）と内湖（深池型）の各モデル型による水質浄化効果、シジミの生育条件について調査検討を行った。

2.1 実験条件

各実験施設の概要図を図 2-1 に、実験条件を表 2-1 に示す。

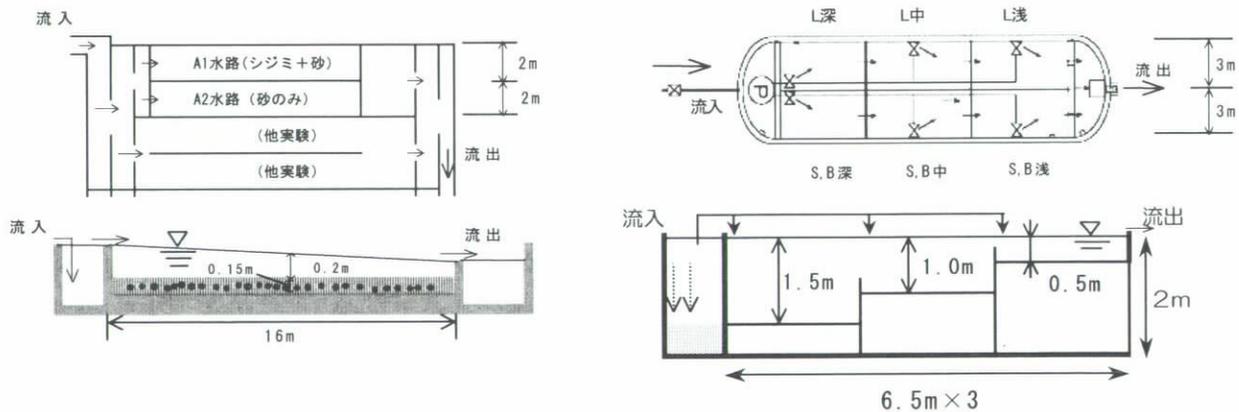


図 2-1 施設概要図（左：浅池型浄化実験施設、右：深池型浄化実験施設）

表 2-1 実験条件

水際部モデル化浄化実験 (浅池型浄化実験施設)			内湖・閉鎖性水域モデル化浄化実験 (深池型浄化実験施設) L: 滞留時間7日, S: 滞留時間1日, B: ブランク (滞留時間7日)											
通年調査: H13.7~H14.7 メンテナンス調査: H14.9~H15.1			(各滞留時間における通年調査) 期間: H13.7~H14.7						(ブランク比較調査) 期間: H14.9~H15.1					
水路名、ブロック名	A1	A2	L深	L中	L浅	S深	S中	S浅	L深	L中	L浅	B深	B中	B浅
充填物	シジミと砂	砂	シジミと砂						シジミと砂			砂		
水路	16.0m(長)×2.0m(幅)		6.5m(長)×3.0m(幅)						6.5m(長)×3.0m(幅)			6.5m(長)×3.0m(幅)		
流入水	葉山川河川水		葉山川河川水						葉山川河川水			葉山川河川水		
水深	0.20 m		1.5m	1.0m	0.5m	1.5m	1.0m	0.5m	1.5m	1.0m	0.5m	1.5m	1.0m	0.5m
滞留時間	1.04 h		7日			1日			7日			7日		
流入量	148.3 m ³ /日		3.9m ³ /日	2.6m ³ /日	1.3m ³ /日	27.3m ³ /日	18.2m ³ /日	9.1m ³ /日	3.9m ³ /日	2.6m ³ /日	1.3m ³ /日	3.9m ³ /日	2.6m ³ /日	1.3m ³ /日
底質	(通年調査) 砂 (底質メンテナンス調査) メンテナンス前: 継続調査時に堆積した底泥 メンテナンス後: 砂(メンテナンスH14.10.11実施)		砂						砂			砂		
厚さ	0.15 m		0.15m						約0.1m (継続調査終了後、表層5cm程度を除去した砂)			-		
シジミ	(通年調査) セタシジミ (約70%) (底質メンテナンス調査) セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ		セタシジミ (約70%)						セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ			-		
シジミ大きさ	殻長15 mm		殻長15 mm						殻長15 mm			-		
シジミ個体数密度	540 個/m ²		520 個/m ²						300 個/m ²			-		

2.2 調査項目

各水路において、水質調査は水温、pH、DO、COD、BOD、TOC、SS、T-N、T-P、Chl-aを1回/月、シジミの生育状況調査はシジミの生存数とサイズ・重量を1回/月。底質調査は、T-N、T-P、T-C、ORPを測定した。

3. 結果と考察

3.1 水際部モデル化浄化実験

平成13年7月～平成14年7月までの1年間、水質浄化効果を調べた結果、下記の知見が得られた。

- ① SS、T-Pといった粒子状（大半が）で存在する物質についてシジミの浄化効果が見られた。（年間平均除去率[%]はシジミ+砂、砂の順にCOD:5.4、1.1、SS:25.4、13.0、T-P:9.3、4.7、T-N:3.9、2.4、TOC:1.2、-3.2）
- ② シジミによる浄化効果は、年間通して変動があった（図3-1）。1月に除去率が低下しており、浄化効果低下の原因の一つとして、水温の低下が考えられた。室内実験でシジミの浄化性能と温度の関係を調べた結果、25℃での濁度除去率は55%（120分）であるのに対して、15℃では25%と約1/2に減少したことから、シジミの活性は温度変化に影響されると考えられた。
- ③ 底質含有量（T-N、T-P、T-C）に関しては、図3-2に示す通り、平成14年3月（実験開始後9ヶ月）以降、A1水路（シジミ+砂）の方がA2水路（砂）よりも各物質とも小さくなった。シジミを投入することによって、砂のみの水路に比べて底質環境がより豊かになり、底生生物、土壤微生物によって堆積した栄養塩や有機物が分解されている可能性が考えられた。

平成14年6月（10ヶ月目）以降、シジミによる浄化効果が低下した。この原因として、(1)シジミの死滅によるシジミの効果の低下（図3-3）、(2)環境不適や餌不足等によるシジミの弱り、活性低下、(3)時間の経過に伴う底質の悪化による底泥から流出および溶出が考えられた。そこでまず、約1年間継続調査後の継続した環境において、蓄養の容易さの点からセタシジミ以外の琵琶湖産シジミを9月5日に調査開始時とほぼ同密度投入後浄化効果を調査し、底泥除去の必要性を検討した。その結果、シジミが生存しているにもかかわらず水質浄化性能が低く、底泥の除去が必要と判断され、10月11日に底泥除去（底泥メンテナンス）を行った。底泥メンテナンス実施以降は、全物質において、A1水路（シジミ+砂）とA2水路（砂）では、A1水路（シジミ+砂）の方が水質浄化性能が上

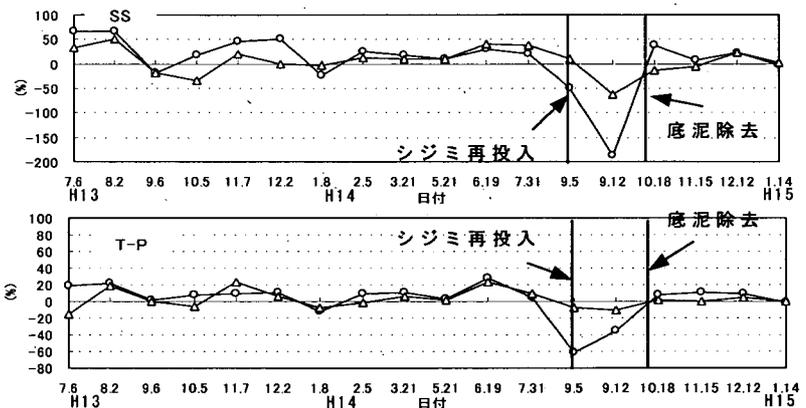


図3-1 水質浄化性能調査

○ : A1水路、△ : A2水路

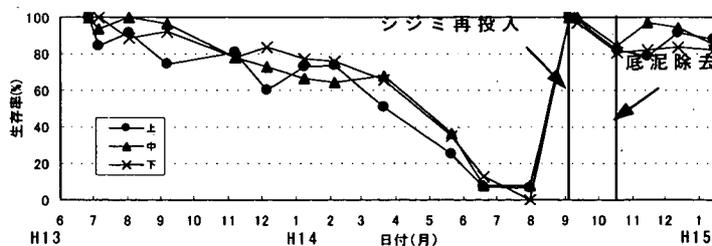


図3-3 シジミの生存状況（生存率）

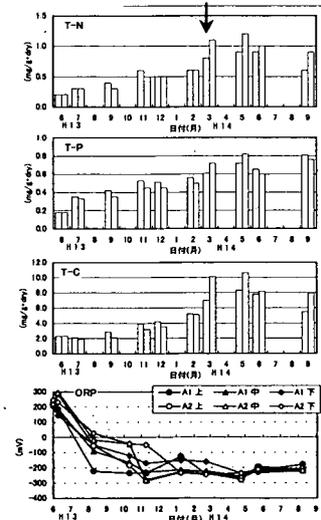


図3-2 底質含有量調査結果

□ : A1水路 ○ : A2水路

回り、且つ継続調査時と同レベルまで回復し、底泥メンテナンスの有効性が示された。全物質において底泥メンテナンス直後が最も除去率が高く、SSが40%程度、T-Pが10%程度、Chl-aが55%程度であった。

水質浄化施設としてシジミを用いる場合、水質浄化性能を維持するに当たって、定期的な維持管理は不可欠と考えられる。シジミと砂を用いた水質浄化施設に維持管理上必要と考える作業内容は、(1) 日常点検、(2) 堆積汚泥除去であり、日常点検によってシジミの生存状況、水質浄化性能を確認し堆積汚泥除去を行うタイミングを見極めることが必要である。

3.2 内湖・閉鎖性水域モデル化浄化実験

3.2.1 シジミの生育に及ぼす各環境要因の影響

滞留時間1日と7日、水深0.5、1.0、1.5mの各ケースにおいて、通年調査におけるシジミの生存率を図3-4に示す。また、滞留時間7日において(シジミと砂)と(砂)のプランク槽比較調査におけるシジミの生存率を図3-5に示す。

(1) 滞留時間の影響

代表的な内湖の滞留時間から、滞留時間をそれぞれ1日と7日に設定し、通年調査を行った。その結果、各水深とも経時的に生存率が減少し、L深(滞留時間7日、水深1.5m)、S深(滞留時間1日、水深1.5m)ブロック以外はシジミの自然死レベル(死滅速度10%/月: 滋賀県水産試験場より)であり、滞留時間1日、7日とも生育可能と考えられた。また、S槽(滞留時間1日)の方がL槽(滞留時間7日)に比べ、生存率が若干高い傾向が見られ、シジミの生育において水の停滞性(流速)が一つの要素であると考えられた。

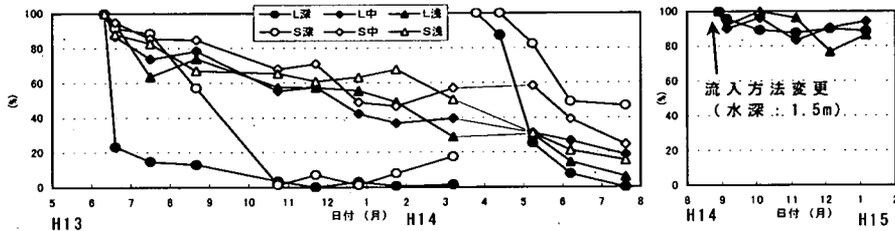


図3-4 シジミの生存状況(生存率)

図3-5 滞留7日の生存状況(プランクとの比較調査)

(2) 底層環境の影響

H14.9月のプランク比較調査開始時に、水深1.5mのブロックにおける流入方法を表面流入方法から水深50cm、125cmから流入する方法に変更した。平成14年9月末にL槽の各ブロックに300個/m²のセタシジミ以外の琵琶湖産シジミを投入、生育状況を調べた結果、調査終了時の4ヶ月後(H15.1月)の生存率は約90%であり、本調査期間(季節)および本環境において蓄養が可能であった。流入方法変更前の生存状況と比較すると、シジミを投入して4ヶ月後(H13.10月)では、変更前はL深が3.6%、L中が55%、L浅が58%の生存率であり、変更後の場合はL深、L中、L浅共に90%程度の生存率であった。L深において流入方法を変更した結果、L深の底層に流入水が通水するようになり、停滞性の改善、餌供給量増加の効果によるものと考えられた。

なお、シジミは本実験期間中の成長が見られず(殻長、殻幅、殻高)、ほぼ一定であり、本流入水は兩種

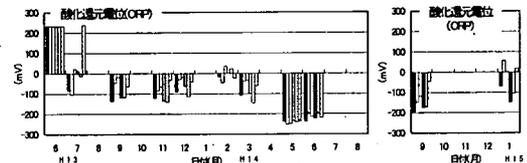


図3-6 ORPの経日変化

左からL深, 中, 浅, S又はB深, 中, 浅

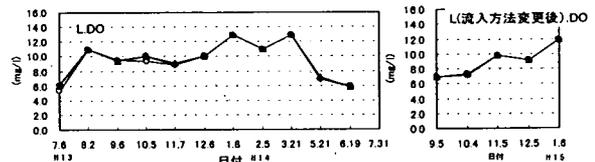


図3-7 底層DOの経日変化

○: L深下層, ◇: L中下層, ▲: L浅

表3-1 適応環境条件

項目	セタシジミ		セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ	
	条件	補足	条件	補足
流入水質	汚濁物質が多いが、その中でシジミの餌となる物質(植物プランクトンなど)が多く、土砂由来が少ないことが必要	常に流入水の供給が必要(餌不足にならないようにする必要がある)	最高30℃	30℃で活性が最大
水温	最高25℃	25℃で活性が最大	最高30℃	30℃で活性が最大
酸素	豊富(4.0 mg/l以上)	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミよりは低酸素に強い	豊富(4.0 mg/l以上)	セタシジミよりは低酸素に弱い
流速	0.15 cm/sec以下で生育困難	低流速では生育困難	0.20 cm/sec以上	
滞留時間	0.04~7日	7日以上は不明	0.04~7日	7日以外は不明
水深	20~100 cm	琵琶湖では数mの場所では生育	20~150 cm	
底質	砂		砂	
蓄養の容易さ	蓄養しにくい	蓄養4ヶ月後: 60%生存(施設内蓄養で10%/月で死滅していく)	蓄養しやすい	蓄養4ヶ月後: 90%生存
概要	シジミの大きさ4g、300~500個/m ²		同左	

のシジミにとって餌不足であったか、または成長が抑制される環境であったと示唆された。

底質の ORP 調査結果を図 3-6 に、底層付近の DO を図 3-7 に示す。水深の違い、流入方法によって、ORP、DO の大幅な変化がなく、このことから、流入方法変更によって、餌の供給状況が改善された可能性が考えられた。

以上の結果から、内湖・閉鎖性水域におけるシジミの適応環境条件を表 3-1 にまとめた。

3.2.2 水質浄化性能調査

平成 13 年 7 月～平成 14 年 7 月までの各滞留時間における水質浄化効果調査、および平成 14 年 9 月以降のブランクとの比較実験による、沈降効果とシジミ投入効果の検証結果から次の知見が得られた。

- ① 各物質の年間平均除去率は、TOC を除いて滞留時間 7 日の方が滞留時間 1 日に比べ高く、処理水質は滞留時間が長い方が良好であった (図 3-8)。滞留時間 7 日は、滞留時間が長いことによる沈殿効果とシジミとの接触時間の増大によって、除去率が大きくなったと考えられた。
- ② 夏期の植物プランクトン細胞数の増加が見られなかったことから、シジミと砂浜には内部生産抑制効果がある可能性が示唆された。また、実験開始 1 週間後 (H13.7.6) にアオコ (*Microcystis* 属) が観測されたが、その後見られることがなかった。
- ③ ブランク実験開始当初、シジミによる SS 除去は見られなかったが、1 ヶ月後以降、シジミによる SS 除去、Chl-a 除去効果が顕著に現れてきている。シジミによるろ過・沈降効果 (擬糞として) によって、SS、植物プランクトンが水域から除去されていると考えられた。(図 3-9)

4. まとめ

調査結果から得られた知見は、以下の通りである。

- ① 本実験では、水際部をモデル化した浅池型、内湖・閉鎖性水域をモデル化した深池型とも、SS や T-P、Chl-a といった粒子状物質および粒子状を多く含む物質の除去性能が高かった。
- ② 水質浄化性能は、期間中変動が大きく、シジミの活性低下の原因の一つとして水温の低下が考えられた。
- ③ 深池型では実験開始直後に見られたアオコ (*Microcystis* 属) が通年調査期間中再出現することなく、他の植物プランクトンに関しても砂のみよりもシジミを投入した場合の方が減少していたことから、シジミ投入によって内部生産が抑制されたと考えられた。
- ④ 深池型において、滞留時間、水深が同じ条件で、原水流入方法を変更し底層部の停滞性を改善した結果、シジミの生存率が高くなった。このことから、シジミの生育において、底層部の流れが重要な要素であると考えられた。

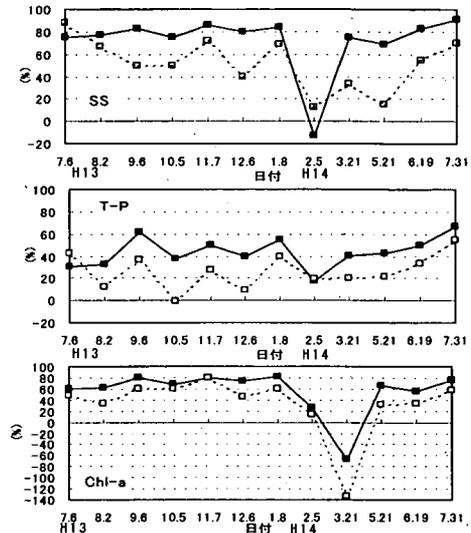


図 3-8 各物質の除去率 (通年調査)
■ : 滞留時間 7 日、□ : 滞留時間 1 日

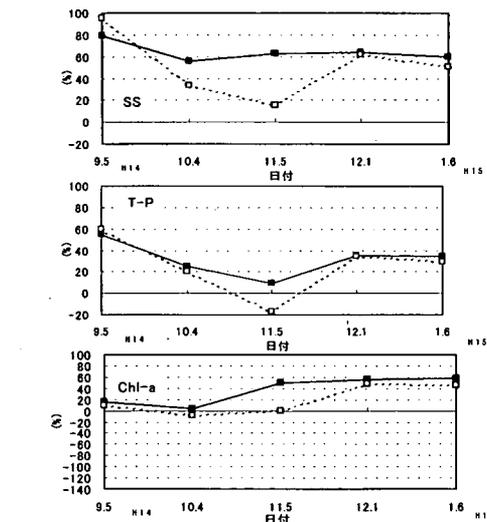


図 3-9 各物質の除去率 (ブランクとの比較調査)
■ : シジミ投入槽、□ : ブランク槽

7. 路面排水処理施設検討

滋賀県土木交通部 道路課 ○木田 豊
 滋賀県土木交通部 道路課 福間 茂
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田 英俊
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 土田 達雄

1. はじめに

水環境改善対策として、これまで、下水道整備や各種排水規制等、特定発生源（点源）からの汚濁負荷の発生・排出削減対策が主体として取り組まれてきたが、琵琶湖の水質はいまだに横這い傾向にあって、環境基準は達成されていない。このような問題から、更なる水環境改善対策として、これまで対策が難しいと考えられてきた面源負荷削減対策の推進が求められている。

そこで、滋賀県では、降雨時に発生する路面排水の負荷削減（面源負荷削減対策）を目的として、路面排水の汚濁状況調査および低コストな路面排水処理装置の開発検討を行ってきた。

本報告では、路面排水の汚濁負荷流出特性の調査結果、処理装置の構造検討結果、使用する土壌の選定、パイロット装置での水質浄化性能の評価結果について報告する。

2. 検討経緯

図 2-1 の通り、各項目について検討を行った。

3. 結果と考察

3.1 路面排水の汚濁負荷流出特性調査

処理対象である路面排水の特徴を把握するために、滋賀県管内の比較的交通量が多い2カ所の道路において降雨時の路面排水水質調査を行った。調査方法は、路面排水を雨の降り

始めから経時的に複数回採水し、各サンプルを分析に供した。分析項目は、COD（粒子状、溶存態）、TOC（粒子状、溶存態）、T-N（粒子状、溶存態）、T-P（粒子状、溶存態）とした。

代表として、路面排水の積算流量と COD 濃度の関係を図 3-1 に示す。このように、汚濁物質は流出初期（2～5 L/m²まで）に多く、初期降雨（初期フラッシュ）によって路面に堆積していた大半の汚濁物質が流出することがわかった（COD 以外の物質に関しても同様の傾向であった）。また、データは省略したが、降雨強度が小さくなるに従って、積算流量に対する COD 濃度減少速度が小さくなる傾向が見られた。この調査は、2カ所の異なる路線で調査したが、調査場所による濃度差はあるものの同様の傾向が見られ、路面排水の注目すべき特徴であると考えられた。

次に、先行晴天日数と初期フラッシュ水 COD 濃度の関係を図 3-2 に示す。なお、先行晴天日数とは、降雨と降雨の間の無降雨日数を意味する。図 3-2 に示す通り、先行晴天日

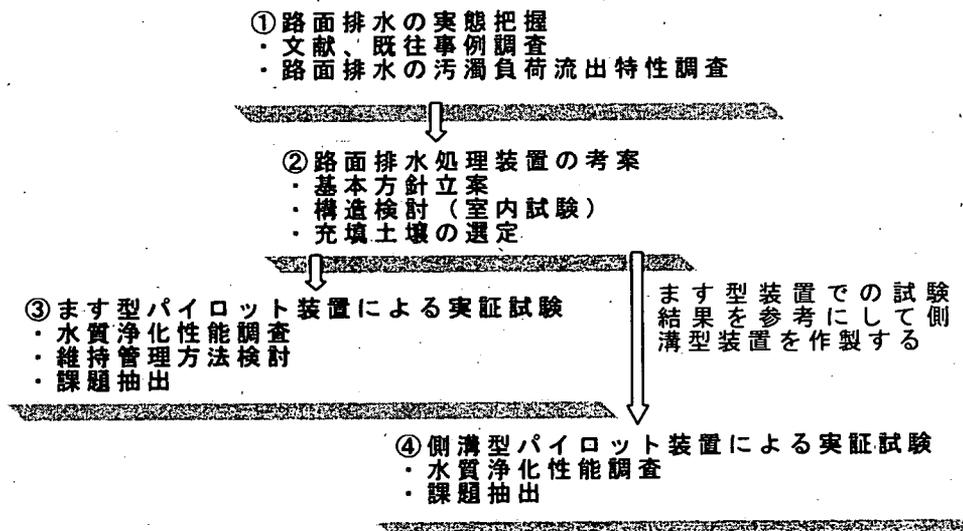


図 2-1 検討フロー

数が7日までは先行晴天日数の増加に伴い初期フラッシュ水中のCOD濃度が上昇するが、7日以上においては頭落ちになる傾向が見られた。このことから、無降雨時に路面上に汚濁物質が堆積し、その堆積量には一定の限界値が存在すると考えられた。

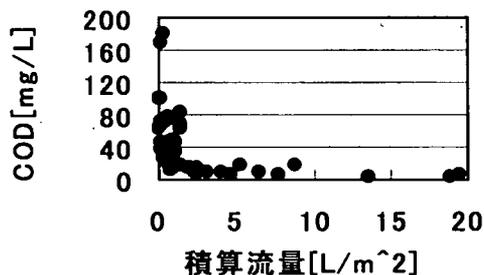


図 3-1 積算流量と COD 濃度の関係 (湖周道路沿い)

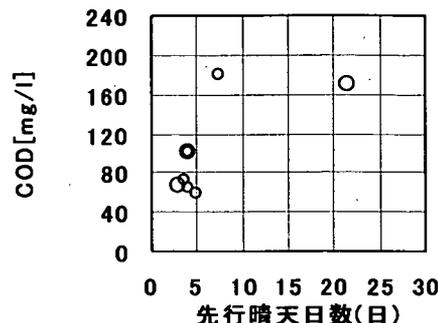


図 3-2 先行晴天日数と初期フラッシュ水 COD 濃度の関係 (湖周道路沿い)

3.2 処理装置の考案

3.2.1 処理装置の構造検討

路面排水の汚濁負荷流出特性調査の結果から、出水開始から約 2~3 L/m²の初期フラッシュ水を選択的に集水し処理する方法が、最も効率良く負荷を削減できることが示唆された。そこで、管内の交通量の多い 13 路線を踏査し、道路構造を把握した上で、浄化装置の基本方針を以下の通りとした。

- ① 路面排水の初期フラッシュ水を選択的に集水・浄化する
- ② 維持管理に手間がかからず、低コスト (イニシャル、ランニング) である
- ③ 耐久性、持続性が高い
- ④ 道路構造や周辺環境への適応 (表 3-1)

表 3-1 道路構造と装置タイプ

周辺環境	道路構造			
	高架	盛土なし	切土	盛土
装置タイプ	ます型	側溝型	側溝型	ます型

以上を踏まえ、基本構造を①初期フラッシュ水とその後の水を分水する部分を持ち、②その下段に初期フラッシュ水貯留空間 (降雨 2 mm 分の容量) を有し、③土壌浸透によって水質浄化を行う形とし、各道路構造に応じた処理装置の検討、特に分水部分について試作・実験を行った。その結果、高架下のような導水が比較的容易で、設置スペースに余裕がある場所用のます型の場合、図 3-3 の様にスリット板によって、初期フラッシュ水と初期フラッシュ後の雨水を分水する構造を考案した。ます型処理装置小型模型を用いて分水試験を行った結果、スリット幅 1 cm、スリット間隔 10 cm の場合が最も混合が少なく、降雨強度 1.5~20 mm/h 相当の通水で混合率は 10~40%であった。

さらに、市街地の道路側溝のような設置スペースに余裕が少ない場所に設置可能な側溝型処理装置の分水構造を検討した。その結果、図 3-4 の様に既存の排水柵内側に集水トラフを設け、集水トラフを経由して初期フラッシュ水を貯留槽に導く構造を考案した。本構造にすることによって、省スペース化に加え、分水性能の向上に成功し、降雨強度 20 mm/h、総降雨約 25 mm 相当の通水で混合率は 4.3%であった。

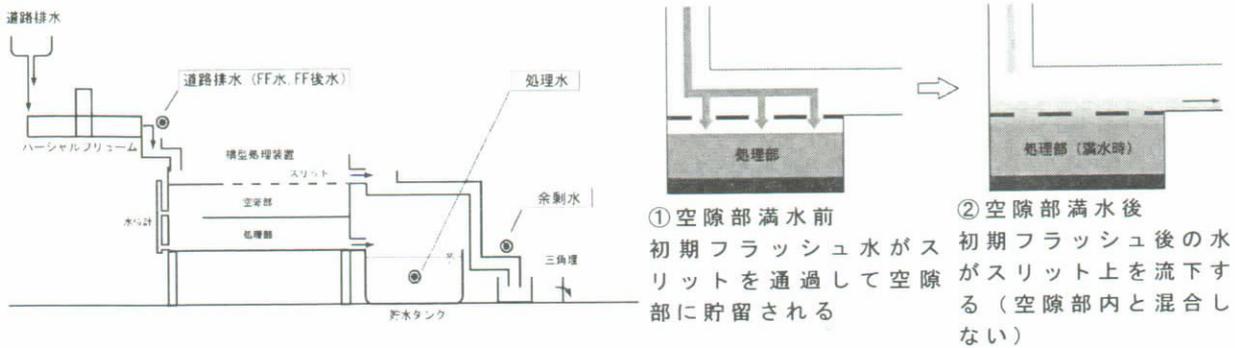


図 3-3 ます型処理装置概要と分水概念図

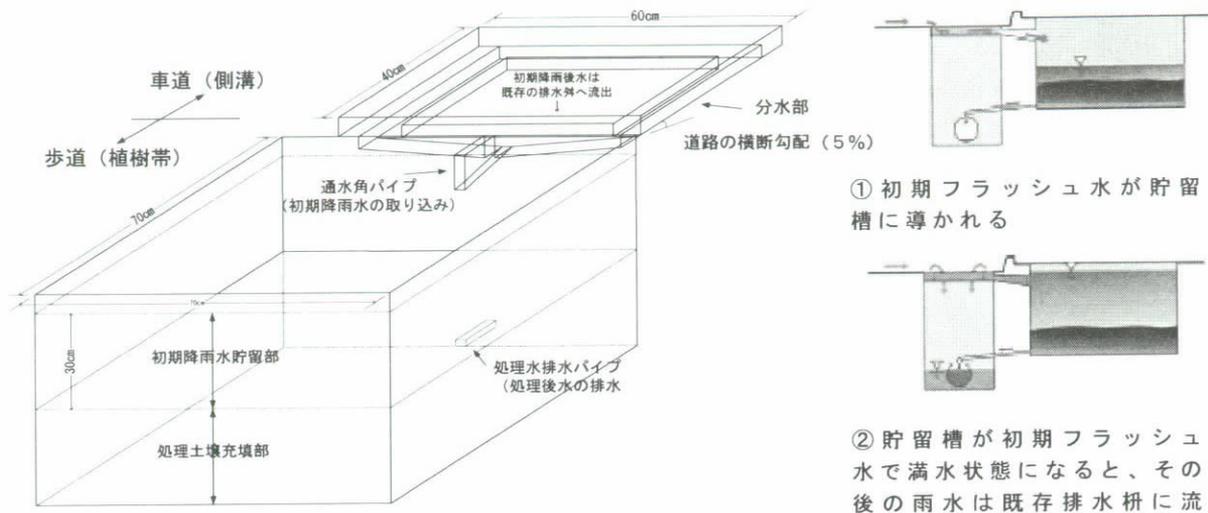


図 3-4 側溝型処理装置概要と分水概念図

3.2.2 充填土壌の検討

表 3-2 に示す 3 種類の土壌について、水質浄化性能試験を行った。試験方法は、ます型処理装置の小型模型に土壌を充填し、路面排水を初期フラッシュ水—安定後の水の順にそれぞれ 50 L ずつ通水した。通水方法は、降雨強度 7 mm/h 相当の流速 (2.3 L/min) で、3 日に 1 回の頻度で合計 9 回通水した。結果の一部を図 3-5、3-6 に示す。赤玉土は他の土壌よりも若干水質浄化性能が高かったが、赤玉土は高価であることから、安価で比較的水質浄化性能が良いマサ土が実装置において適用性が高いと考えられた。

表 3-2 実験に用いた土壌

	土壌種類	採取地等	備考
1	マサ土	信楽産 (市販)	30% 粒径=約 1.0mm、60% 粒径=約 4.2mm
2	川砂	野洲川産 (市販)	30% 粒径=約 1.0mm、60% 粒径=約 4.2mm
3	赤玉土	小玉 (市販)	孔径 2mm のふるい上に残ったものを使用

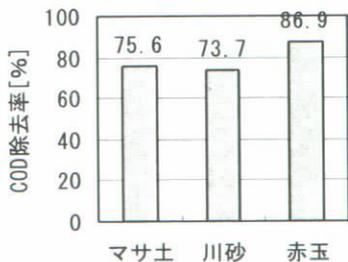


図 3-5 各土壌における COD 平均除去率



図 3-6 有機物除去効果の持続性

○ : マサ土、△ : 川砂、□ : 赤玉土

3.3 水質浄化性能調査

ます型パイロット装置を滋賀県野洲郡野洲町の久野部跨線橋下に、側溝型パイロット装置（図 3-7）を県道栗東志那中線に設置し、先行晴天日数2日以上 of 降雨に対して、初期フラッシュ水、土壌浸透処理水の水質分析を行った。表 3-3 の通り、粒子状物質に関しては、ます型、側溝型とも土壌によるろ過・吸着作用によって 85%以上除去されることが確認できた。また、湖沼の富栄養化に対する問題物質として挙げられている、窒素やリンに関しても、側溝型装置での除去率は T-N：50%以上、T-P：90%以上と高い浄化効果が得られた。

表 3-3 浄化能力（単位：mg/L）

	ます型			側溝型		
	FF水	処理水	除去率	FF水	処理水	除去率
COD	42.3	9.60	77.3%	65	9.9	84.8%
P-COD	22.3	0.48	97.8%	54	0	100.0%
D-COD	20.0	9.13	58.5%	11	9.9	10.0%
TOC	45.3	8.65	80.9%	58.6	8.48	85.5%
P-TOC	26.6	1.53	94.2%	50.8	1.28	97.5%
D-TOC	18.8	7.13	62.1%	7.8	7.2	7.7%
T-N	7.75	3.47	55.2%	7.75	3.65	52.9%
P-N	2.41	0.35	85.5%	4.2	0.34	91.9%
D-N	5.34	3.13	41.4%	3.55	3.31	6.8%
T-P	0.258	0.028	89.1%	0.335	0.022	93.4%
P-P	0.234	0.021	91.0%	0.313	0.015	95.2%
D-P	0.025	0.007	72.0%	0.022	0.007	68.2%

注 1) ます型は 4 回の水質浄化能力調査の平均水質を示した。（除去率は平均水質で算出した）

注 2) P：粒子状、D：溶存態

4. まとめ

滋賀県内の自動車交通量は近年においても増加の傾向にあり、自動車排ガス規制についても直ちに効果が現れるとは考えにくい状況である。また、たとえ自動車排ガス規制により PM（粒子状物質）等の排出が抑えられた場合においても、路面排水の黒色は排ガス由来以外に、タイヤ、アスファルト等が考えられることから、路面排水の水質が著しく改善するとは考え難い。このことから、交通量が多く、路面排水が問題化している地域において、路面排水処理装置を設置する利点が当面は続くと考えられる。

今後、適用範囲が広く低コスト化が期待できる側溝型路面排水処理装置に関して、モニタリングを継続し、浄化性能の持続性を把握すると共に全体的な標準メンテナンス手法を確立する予定である。また、装置を試験的に複数設置して効果等を検証した上で、水質保全に有効な設置箇所を検討する必要があると考えている。

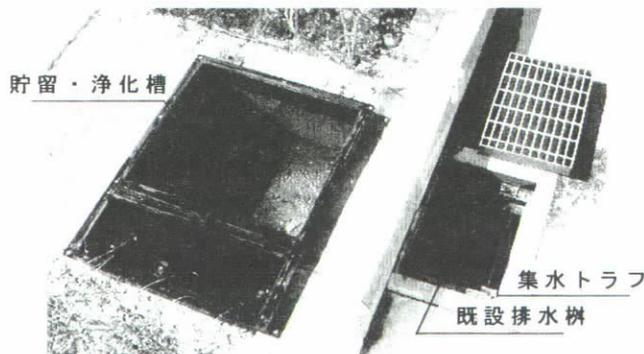


図 3-7 試験装置外観（設置場所：滋賀県栗東市霊仙寺 県道栗東志那中線）

以上

8. 高効率酸素溶解水による底質・水質改善実験

(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 ○和田 桂子
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田 英俊
 横河電機株式会社 環境機器事業部 柴田 省三

1. はじめに

湖沼やため池など閉鎖性水域においては、河川等を通じて様々な汚濁物質が流入し蓄積される。蓄積した栄養塩類や有機物質は、湖内での内部生産に利用される他、有機物質の分解、微生物等の呼吸により溶存酸素が消費されるため湖内底層の嫌気化を招き、富栄養化現象の原因となっている。

本研究では、このような汚濁物質の沈澱や再回帰した堆積物の水環境への影響を防ぎ、自然の浄化機能を強化、改善することを目的として、底層への効率的な酸素の供給による効果について科学的、生物学的な観点から調査・検討を行った。

2. 実験方法

Biyo センター内の深池型浄化実験施設 (C 槽 : 2 分割槽構造) において、高効率に酸素を溶解できるシステムを構築し、運転稼働中の約 5 ヶ月間における槽内の水質、底質および生物等について調査を実施した。

2.1 実験施設および装置

実験に使用した C 槽は、幅 6.0m × 長さ 20.0m × 深さ 2.0m であるが、実験では縦方向に 2 分割することによって、幅 3.0m とし、かつ底面をフラットに整形している。この 2 槽のうち一方に高効率に酸素を溶解できる気体溶解装置を設置し、もう片方は比較対照とした。

実験施設の概念図および気体溶解装置の仕様を図 2-1、表 2-1 に示す。

表 2-1 実験施設および装置の諸元

実験施設規模	3.0m (B) × 20.0m (L) × 2.0m (D) × 2槽	
気体溶解装置	外形	1600mm (W) × 1500mm (H) × 1000mm (D)
	吐出・吸入口径	32mm
	酸素発生装置	最大流量 4NL/min
	流量計	電磁式 Φ150mm 4-20mA 出力

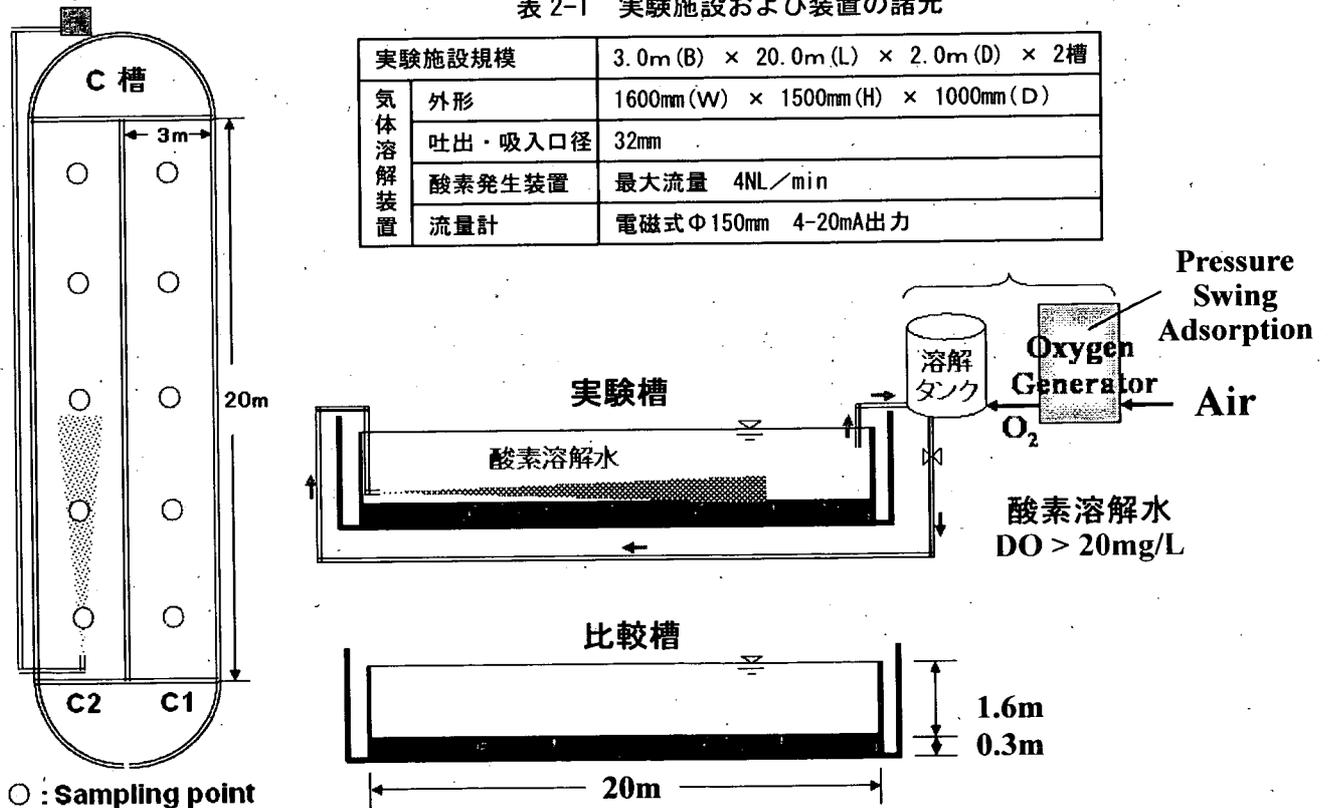


図 2-1 実験施設の概念図

実験には横河電機株式会社製の装置を用いた(写真 2-1)。このシステムの特徴は、単なる曝気や攪拌といった従来の酸素供給方法とは異なり低圧(2気圧以下)の溶解タンク内で気体を水に効率よく溶かし込むことができるため、気体を気泡ではなく、溶解水として供給できることである。

まず、実験準備として、施設各槽に 30cm 程の浚渫底泥を均一に敷設した後、河川水を流入させ満水とし、2 週間静置した。その後、閉鎖系にて一方の気体連続装置を連続稼働し、6 月 19 日から 10 月 30 日の 4 ヶ月半の期間中に 3 回の調査を行った。

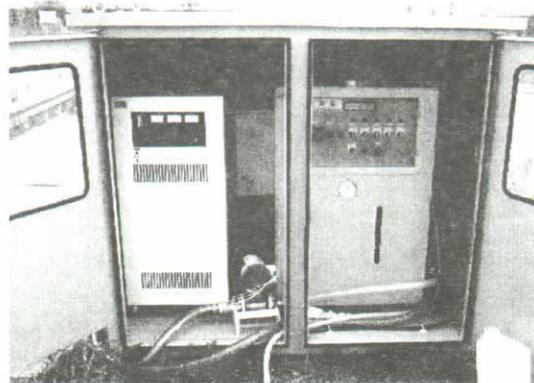


写真 2-1 気体酸素溶解装置

2.2 調査内容

調査は表 2-2 に示すように、実験開始時、底泥からの溶出影響が大きいと思われる盛夏期および実験終期(晩秋)時に実施した。また、水質の水温、DO、pH、ORP は、連続装置によるモニタリングにて期間中の測定値の推移を観測した。

2.2.1 水質調査

酸素の供給による水質の浄化効果や効果の持続性等について、底泥表面より 20cm 上の水を採水し、pH、DO、SS、COD、窒素、リン、クロロフィル a などの調査を行った。

2.2.2 底質調査

(1) 底質分析

酸素を底層に供給することにより、底泥からのリンの溶出抑制効果や有機物の分解促進など底質に対する改善効果を把握するため、コアサンプラーにより採取した柱状試料について各層毎の含有量を調査した。

(2) 底質間隙水および直上水分析

底泥からのリンの溶出状況を把握するために、もっとも溶出ポテンシャルが大きいとされる盛夏期に各槽 5 地点ずつ底層に拡散チャンパー(ピーパー)を設置し、隔膜浸透法による採水を実施した。

2.2.3 生物調査

酸素供給による生態系への変化を把握するために、植物プランクトン、動物プランクトンおよび底生生物の調査を行った。

2.2.4 微生物調査

底泥の微生物に対する酸素の影響を把握するため、底泥表層の 0~2cm について、微生物群衆の現存量として従属栄養細菌数、硝酸還元細菌数、脱窒細菌数、硝化細菌-アンモニア酸化細菌数、硝化細菌-亜硝酸酸化細菌数、硫酸還元細菌数を、底泥の微生物活性として底泥の酸素消費量や脱窒ポテンシャル等を調査した。

表 2-2 調査概要

		6月19日	8月31日	10月30日
水質	一般水質	○	○	○
	連続測定	連続測定		
底質	底質	○	○	○
	直上水・底質間隙水		○	
生物	植物プランクトン	○	○	○
	動物プランクトン	○	○	○
	底生生物	○	○	○
微生物	微生物群衆現存量	○	○	○
	底泥の微生物活性	○	○	○
	底質	○	○	○

3. 実験結果

3.1 水質調査

実験期間中における水質の連続測定値の変化を図 3-1 に示す。

実験槽では、運転開始約 2 日後には槽内の DO 濃度が 20mg/L を超え、その後実験期間中は 25~35mg/L を推移し、ほぼ一定の透明度を保っていた。一方、比較槽では、9 月 5 日よりアオコが大発生するとともに濁度が急速に上昇し、それは 11 月上旬まで継続した。

DO 分析値でみると 8 月の値は、水底や槽壁に付着する藻類等による光合成の影響から両槽とも全槽で過飽和の状態であった。しかし、アオコの大発生後、比較槽の DO 濃度は激減し、10 月 30 日の調査でも比較槽の上層で DO 濃度が 5mg/L 台となっていたことから、動植物プランクトンの呼吸による夜間の低酸素の影響が残っていると考えられ、底層付近で嫌気状態になっていることが示唆された。

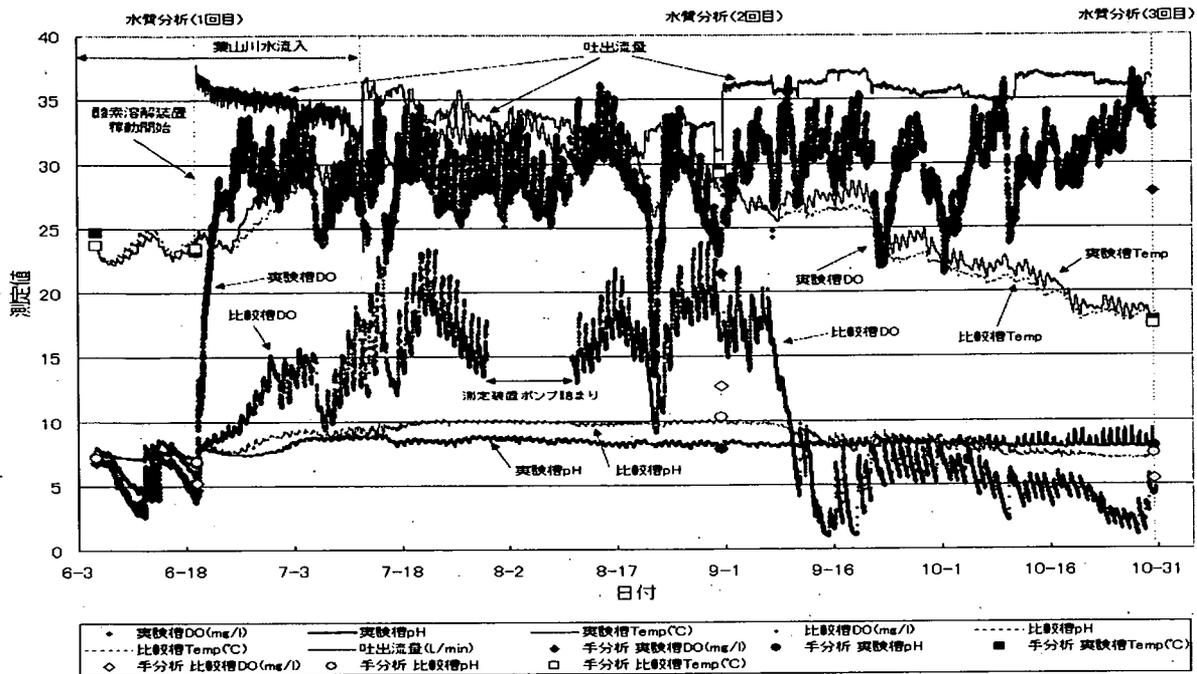


図 3-1 水質連続測定値

また、窒素・リンの推移は、図 3-2, 3-3 に示すとおりである。

酸素を供給した実験槽においては、夏季から秋季にかけて底泥からの溶出や回帰を抑制し、良好な水質を維持している。しかし、比較槽では、夏季の底泥からのリンの供給や植物プランクトンの大発生による栄養塩の回帰など水質への悪化が見られた。

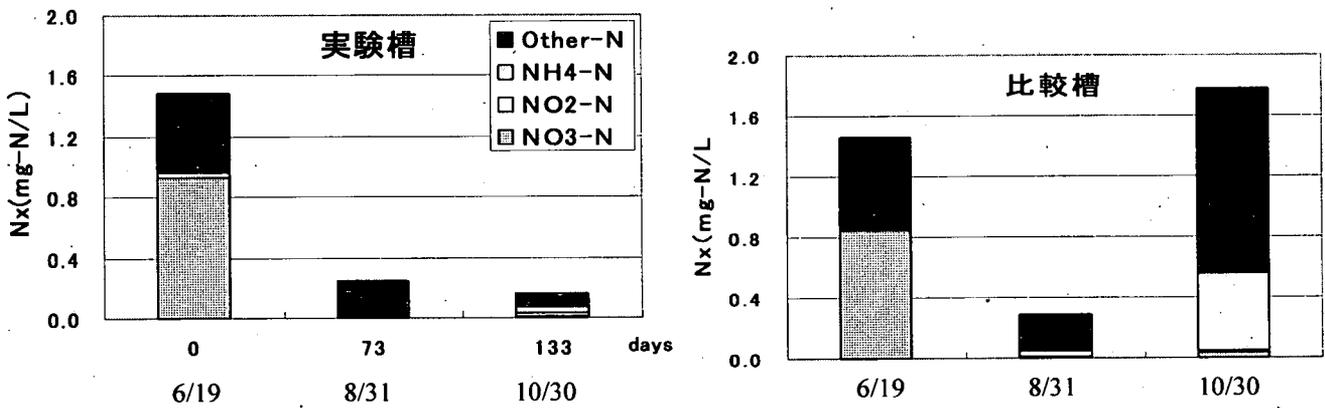


図 3-2 窒素の推移

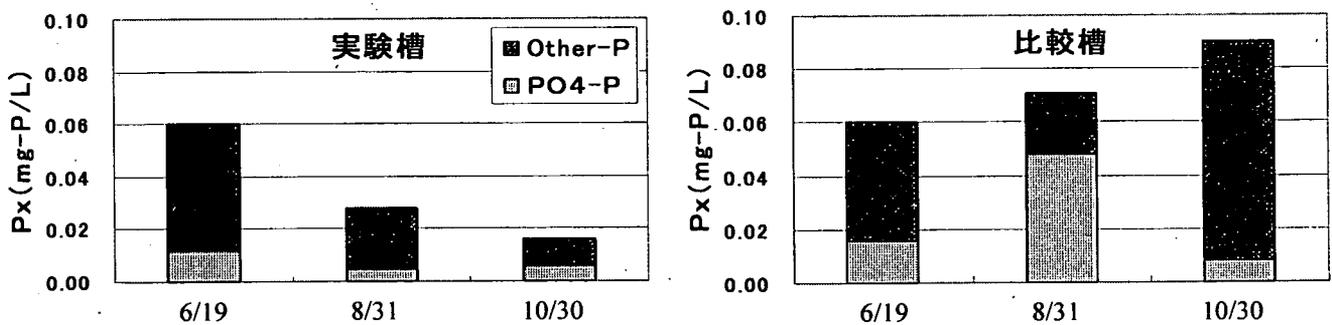


図 3-3 リンの推移

3.2 底質調査および直上水・底質間隙水調査

底質調査では、比較槽において実験開始時に比べ実験終了時に硫化物が顕著に増加しているのが確認できた。

また、直上水・底質間隙水の溶存態リンの分析結果（5地点の平均値）を図3-4に示す。これら濃度を比較すると、比較槽では、直上水中で10倍、間隙水中でも2倍～7倍と実験槽に比べて高い濃度であることから、実験槽に対して酸素供給によるリン溶出抑制効果が確認された。

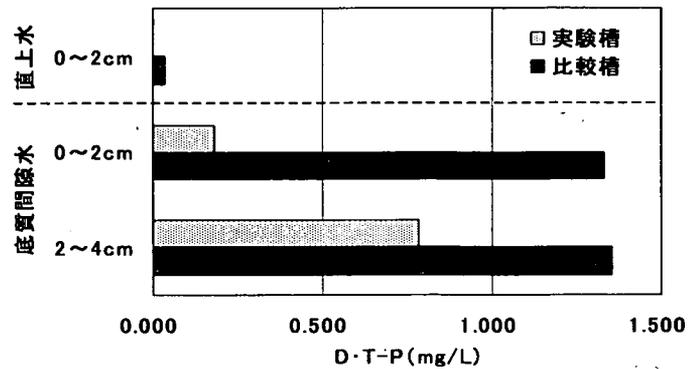


図3-4 直上水および底質間隙水中の溶存態リン

3.3 生物調査

植物プランクトン調査では、実験期間を通し

て実験槽は比較槽より出現種数が多い傾向が見られた。8月末から9月にかけて比較槽ではアオコ状態を呈したが、その優占種は *Anabaena.sp* であった。植物プランクトンの種類の単純化がアオコの発生を誘因する一つと考えられるが、8月以降の比較槽は実験槽より種類の減少が認められた。

3.4 微生物調査

底泥中の各種微生物の現存量は、実験槽・比較槽とも著しい差異は認められなかった。

また、底泥中の微生物による酸素消費は、実験槽で $797 \sim 1796 \text{ mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 、比較槽で $680 \sim 1760 \text{ mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ の範囲で推移した。平均値では、実験槽の方が比較槽より高い値を維持しており、酸素を消費する微生物の活性が高められていたと考えられる。この酸素消費活性を支えるためには、底泥面から直上10cmまでの水塊に1時間あたり酸素必要量が、実験槽で $7.97 \sim 17.96 \text{ mgO}_2/\text{L}/\text{h}$ 、比較槽で $680 \sim 1760 \text{ mgO}_2/\text{L}/\text{h}$ と算出される。このことから実験槽では、常に高い酸素濃度を維持しようが、比較槽では底泥の微生物の活動に必要な酸素量を供給できない状態となり、特に今回の実験で10月に低酸素状態を示したように、底層水は貧酸素化・無酸素化への過程をたどることが示唆された。

4. まとめ

閉鎖性水域では、富栄養化に起因する様々な水環境問題が発生している。このため、可能な限り流入する栄養塩や有機物質を削減することが第一であり、基本原則とする一方で、堆積した底泥をいかに改善するかが課題となっている。

今回の実験は、その対策の一つである酸素供給手法について、科学的小および生物学的な観点から評価し、下記の点についてデータを得ることができた。

- ① 底層への酸素供給によって、底泥からのリンの溶出抑制効果を捉えることができた。
- ② 植物プランクトンの種が比較槽と比べて多く維持でき、酸素供給による好気的な環境が槽内の生物相を豊かにさせた。

近年、琵琶湖の最深部において、徐々に溶存酸素濃度が減少しつつあるとの報告があるが、このような状態が続き、最深部が還元的になれば、堆積物からリンなどの溶出が促進され、富栄養化が進み更なる水環境問題が顕著化する恐れがあると思われる。水中の溶存酸素は、その水塊の健康状態を表す指標ともいわれており、今回の実験は小規模ではあるものの、このような汚濁状況下である水塊に溶存酸素を供給することによって水環境改善効果が得られることが実証できた。

今後は、それぞれの規模や現場に応じた効率的かつ適切な酸素供給のための手法を確立することが課題である。

5. 参考文献

- 1) 楠田哲也編著 (1994) : 自然の浄化機構の強化と制御, 242pp., 技報堂.
- 2) 本橋敬之助著 (1992) : 閉鎖性水域環境と浄化—水質ワースト1「手賀沼」をケース・スタディとして—, 168pp., 公害対策技術同好会.

9. 固体水素供与体を用いた河川水の浄化実験

(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 ○寺田 剛史
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田 英俊
 松下産業情報機器株式会社 村澤 浩一郎
 松下産業情報機器株式会社 納村 和美

1. 目的

環境負荷物質としての窒素は、酪農、養鶏、生活排水、工場排水などの点源負荷、また農業、市街地、山地などの面源負荷があり、これらの多くは河川や水路を経由して、閉鎖性水域に流入し富栄養化の一因となっている。

窒素除去の方法として、水素供与体(メタノールなど)を添加し、溶存窒素を窒素ガスとして大気中に放出する方法があるが、本実験は河川水を直接浄化するための方法として固体水素供与体を接触材として用い、固体-液体界面反応を積極的に利用することで、動力を用いることなく河川水の窒素を効率的に除去し、閉鎖性水域における富栄養化の防止など、公共水域の水質改善に寄与することを目的として平成13年度から14年度にかけて行った。

2. 実験方法

2.1 実験材料

水素供与体は平均炭素数 17.1 の高級脂肪酸組成物を用い、その組成はあらかじめ脱窒能力が評価されているステアリン酸 65w/w%、パルチミン酸 30w/w%、ミリスチン酸 5w/w%組成物とした。この組成物(以下、脂肪酸)の代表的な物性値を表1に示す。

表1 高級脂肪酸組成物の物性値

主成分	高級飽和脂肪酸(C14、C16、C18)
化学式	$C_{17.1}H_{34.2}O_2$
比重	0.85
融点	62°C

脂肪酸の基材(担体)としては、目付けの異なる2種のウレタンスポンジ(A材:25mm²当り開孔セル数 20±4個、B材:同 13±3個、寸法:各 150^W×700^L×10^Tmm)を用い、85°Cにて熔融させた脂肪酸中に浸漬させた後、常温で脂肪酸を固化させてウレタンスポンジにコーティングしたものをを用いた。各基材1枚当りの平均脂肪酸コーティング量は(n=350)はA材が134g、B材が114gであった。

2.2 実験施設と実験条件

実験は実験センター水路型浄化実験施設の1水路(以下、水路とする)を用いて行った。水路規模は2.0^W×24.0^L×0.7^mであり、本水路へは葉山川河川水および農業排水路の排水を導入することができる。

水路は原水導入部からポリ塩化ビニリデン製接触材 60枚からなる接触部、中央で2分割され3×4の千鳥配置(図1)で脱窒接触材A、B各352枚を設置した脱窒部、沈殿部からなる。接触部直後の位置(以下、R部)には、脂肪酸コーティングしないウレタンスポンジA材を設置し、微生物学的解析の比較区とした。

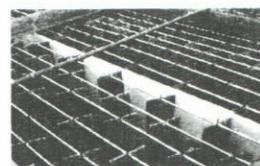
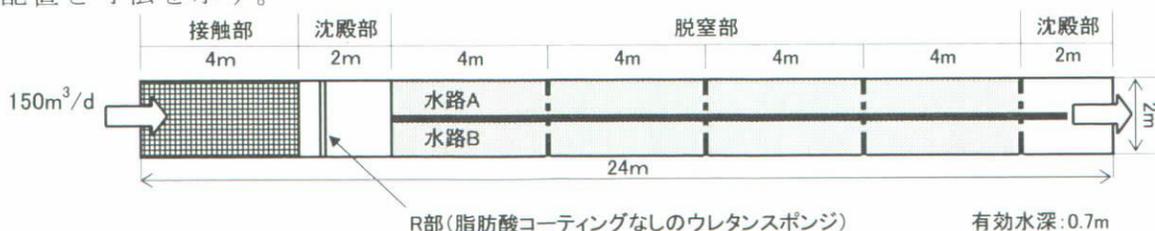


図1 配列パターン

原水の流量は150m³/dに流入バルブを設定した。この時の水理的滞留時間(HRT)は、4.1hrである。水路上面はヨシヅを用いて遮光し、藻類の繁殖を極力防止した。図2に水路の配置と寸法を示す。



R部(脂肪酸コーティングなしのウレタンスポンジ)

有効水深:0.7m

図2 水路の配置と寸法

2.3 測定方法

水質、底質、微生物等の測定項目を表2に示す。

表2 測定項目

	測定項目
水質分析	pH, DO, BOD, TOC, T-N, NH ₄ -N, NO _x -N, T-P (原則2回/月)
底質分析	T-N, T-P (試験終了時)
微生物解析	脱窒菌数 (Giltay 培地を用いた MPN 法), 7βチレン阻害法による脱窒活性測定
その他	付着物の T-N, T-P 含有量, 残存脂肪酸量 (試験終了時)

3. 結果および考察

3.1 水質から見た実験環境

水質調査結果から、水温は実験期間中およそ5~30℃の範囲で推移し、11月中旬から脱窒活性が弱まるとされる15℃以下の水温となった。また、流量は調整バルブの不良により夏から秋にかけて大きく変動した。このため、以降の解析において流量の変化を考慮する必要がある。

脱窒に伴う水路通過前後の pH の上昇は明確には確認せず、流入水、流出水の pH は概ね6.5~8.0の範囲で推移した。また、BOD、TOCの値は平均して水路通過前後で低下傾向にあり、脂肪酸の溶出による有機物発生がないことが示された。

流入水の DO は期間を通して5以上で推移し、流入直後から低下し始め約15m付近まで DO が低下することが示された。また流入水と流出水の差は水温が上昇し生物反応が活発になる春から夏にかけて大きくなり、停滞する低温期には小さくなった。

3.2 窒素除去

図3~6に形態別窒素および全窒素の流入水と流出水の濃度変化を図7、8にA、B各水路の窒素除去率を示す。

実験期間中 DO5 以上の好気的な水が流入していたにもかかわらず、T-N 除去率は10~40%の範囲で推移し、窒素除去率は NO₃-N 除去率に強く依存することが示された。また、窒素除去は NH₄-N 濃度の高い田植え期、流量の多い9月から11月、水温が10℃以下の低温期に一時的に大きく低下した。そこで、窒素除去率を左右する要因として、NH₄-N 濃度、流量、水温を選び、重回帰分析を行った結果、NH₄-N 濃度が最大の要因であることが示された。このことから脱窒処理前段での十分な硝化促進が、高い窒素除去率を維持するために最も必要であると考えられた。

菌数測定の結果、脱窒接触材上には周囲

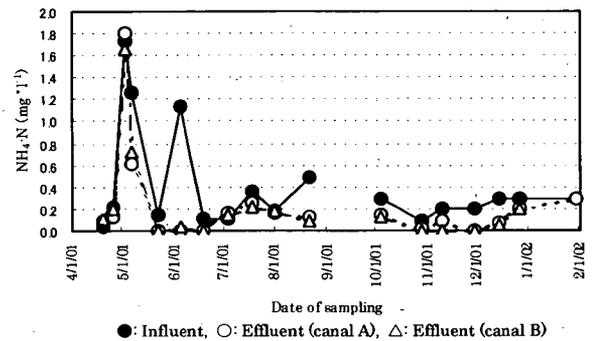


図3 NH₄-N 濃度変化

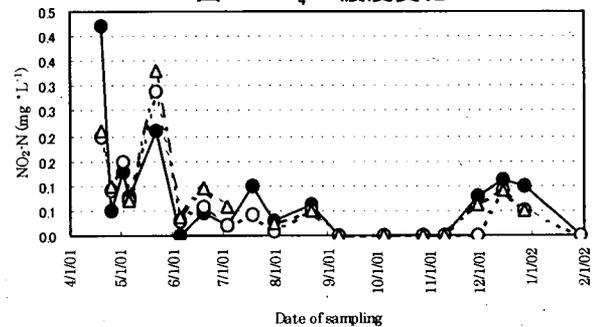


図4 NO₂-N 濃度変化

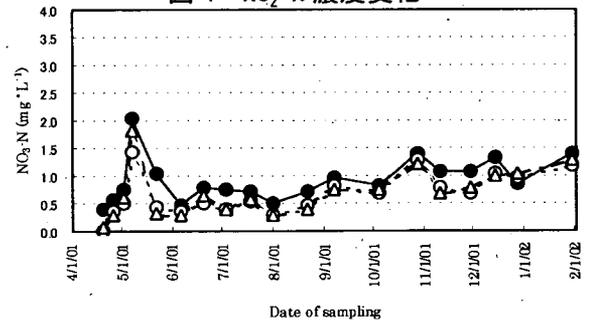


図5 NO₃-N 濃度変化

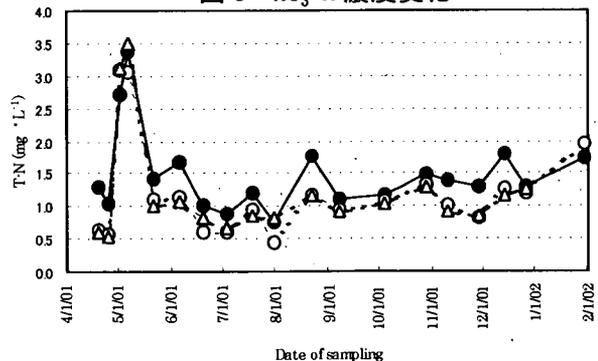


図6 T-N 濃度変化

の環境（沈殿，汚泥，ウレタンスポンジ）に比べ脱窒菌を優先的に集積する特殊な場を水路内に形成していることが判った。また，アセチレン阻害法により各部位の脱窒活性を比較したところ，脱窒接触材以外の部位では脱窒菌自身は存在するものの自然界の有機物を利用した脱窒反応はあまりあまり行われておらず，脱窒接触材では外部からの還元力供給がなくても高い脱窒活性を示めることが判った。

3.3 処理条件とコストの試算

実験終了後、残存脂肪酸量を測定した結果、初期のおよそ 86.9% の脂肪酸が消費されており（実験期間：325 日）、コスト試算をした結果、材料費のみで 15.6 円/m³、管理費および脱窒接触材のリサイクル費などを含めて 40.7 円/m³ 程度であった。

本実験から得たデータをもとに本手法による窒素除去を行う場合の条件を検討した結果、滋賀県草津市の自然環境下では、水理的滞留時間は 3 時間が保てるように設計し、前段で NH₄-N 濃度が 0.5mg/L になるよう工夫をすれば、4 月～12 月の 9 ヶ月程度は T-N 除去率 40% を維持できるということが推察された。

4. 接触材の検討

上記実験では脱窒接触材にウレタンスポンジを使用していたが、平成 14 年度の実験において、新たな接触材を用いることによる窒素除去効果、および接触材の廃棄処理による環境負荷を軽減することを目的として、ポリプロピレン製担体と天然素材を用いた脱窒接触材の検討を行った。

4.1 担体の諸元

使用した担体は、ウレタンスポンジ、不織布（ポリプロピレン製）、ヘチマ、ヨシチップ、モミガラ、脂肪酸成形品（以下、成形品とする）である。表 3 に各担体の諸元、図 9 に各担体の写真を示す。なお、天然素材であるヘチマ、ヨシチップ、モミガラはそれぞれ乾燥したものに脂肪酸をコーティングし、さらにヨシチップとモミガラに関しては、200^W×250^L×90^T[mm] の網袋に充填して実験を行った。

表 3 各担体の諸元

担体	寸法	脂肪酸量 [g/個]	表面積 [cm ² /個]	水路投入数 [個]
1. ウレタンスポンジ	150 ^W ×500 ^L ×50 ^T [mm]	686	2150	300
2. 不織布	8 枚羽根型 100 ^W ×500 ^L [mm]	146	8480	300
3. ヘチマ	乾燥品 80 ^W ×600 ^L [mm]	153	1600	60
4. ヨシチップ	5cm 程度の乾燥ヨシを網袋に充填	※ 273	※ 20000	35
5. モミガラ	琵琶湖近郊の水田物を網袋に充填	※ 247	※ 15000	35
6. 成形品	セラミック製錘入り 30 ^W ×35 ^L [mm]	29	47	4200

※ヨシチップとモミガラは 1 袋あたりの値を示す

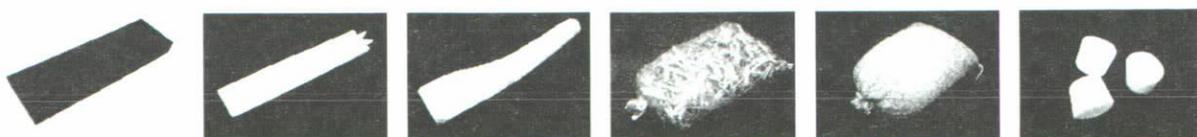


図 9 各担体の写真（左からウレタンスポンジ、不織布、ヘチマ、ヨシチップ、モミガラ、成形品）

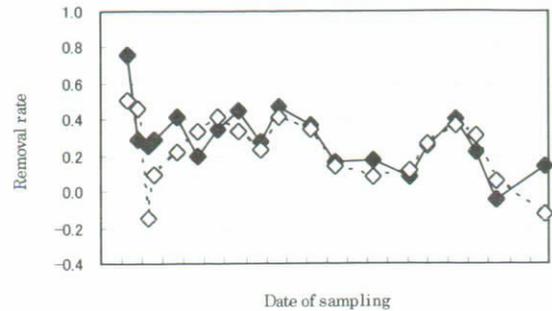


図 7 A 水路での窒素除去率変化

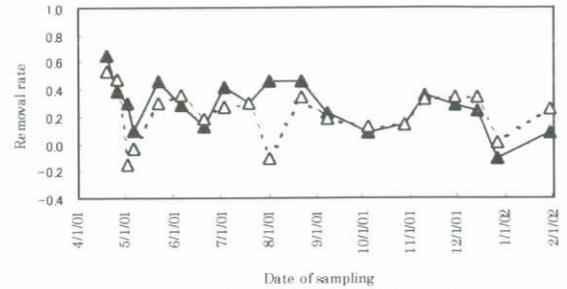


図 8 B 水路での窒素除去率変化

4.2 実験方法

実験は水路にて上記実験と同様の条件で行った。図10に各単体の配置を示す。

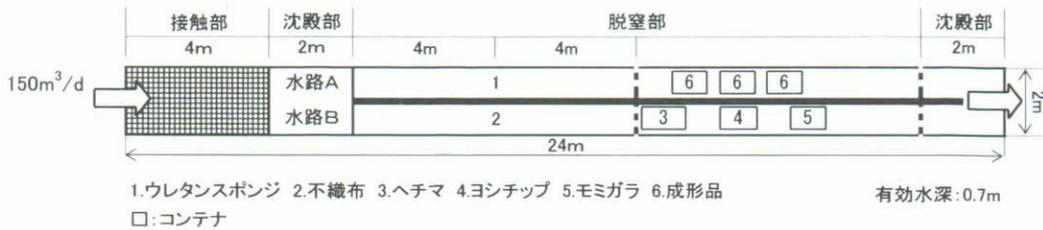


図10 各単体の配置

4.3 実験結果

T-N除去率を図11に示す。

水路の原水はD0が6以上と好氣的でありながら、ウレタンスポンジ担体、不織布担体など表面積の大きい資材に固体水素供与体をコーティングすることで水温の高い場合におよそ50%のT-N除去率が得られた。また成形品に関しては浄化室窒素除去率が低く、この原因として水との接触面積が小さいことが考えられた。

なお、ヘチマ担体やヨシチップ担体、モミガラ担体については、水温が低下しはじめた頃からの実験開始となったため、実験水路での窒素除去効果は認められなかった。また、ヨシチップ担体やモミガラ担体はネット袋の充填密度が高く通水性が悪かったのも除去効果がみられない要因の一つと考えられる。

4.4 室内実験結果

天然素材の担体は実験開始が遅れたため十分なデータを得ることができなかった。これを補うために室内実験を行い、天然素材を用いた場合の窒素除去性能について検討した。

実験は塩化ビニル製容器（寸法 280^W×780^L×430^Hmm）に水深8cmになるように調整した後、観賞魚用ヒータを用いて水温を約20℃に保持した。生物膜の養生のため2日ほど担体を浸漬し静置した後、定量ポンプを用いて容器内の水量17.5Lの2倍量に当る35L/日と、実験水路と同じ4倍量に当る70L/日で葉山川河川水を通水し、1つの材料評価が終了した後に材料を全て交換して次の材料を評価した。

ヨシチップ担体、ヘチマ担体、コーティングしていないヨシチップのみと、比較用のウレタンスポンジ担体を用いた窒素除去率の結果を図13、14に示す。

実験結果からヘチマ担体はウレタンスポンジ担体とほぼ同じ窒素除去能力を示しており、廃棄処理を考慮した素材として有用であることが示唆された。

5. 謝辞

実験で使用したヨシチップを提供していただいた(財)淡海環境保全財団に対して、心から感謝の意を表します。

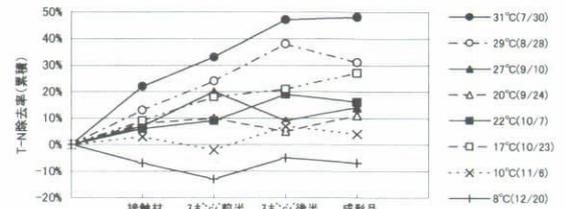


図11(1) T-N除去率(水路A)

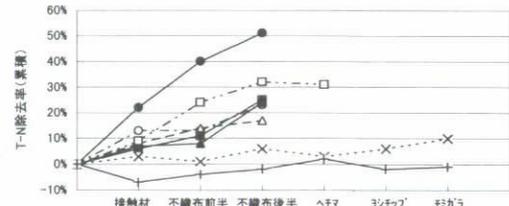


図11(2) T-N除去率(水路B)

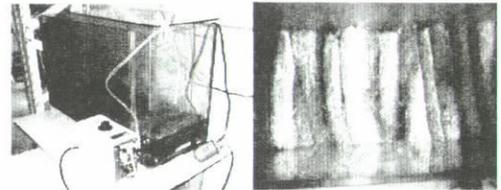


図12 室内試験の様子(ヘチマ使用)

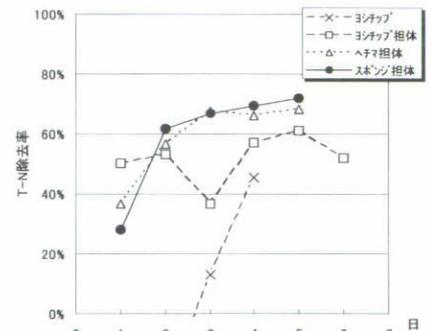


図13 35L/日における窒素除去率

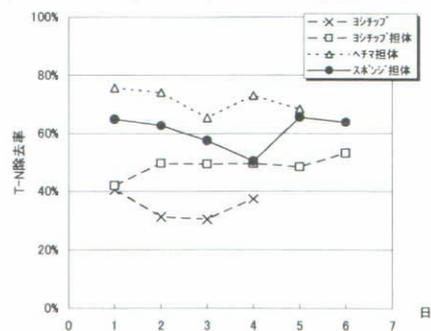


図14 70L/日における窒素除去率

10. 湧昇循環方式を用いた水質・底質の改善実験

(財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 ○赤瀬孝也
 (財)琵琶湖・淀川水質保全機構 調査研究部 柳田英俊
 (株)高環境エンジニアリング 中江研介

1. 目的

流体の湧昇流形成・循環装置「バイオフィン」を用い、閉鎖系水域における水の循環が及ぼす水質・底質の浄化能力と、循環流がダム湖などの「温度躍層」を物理的に解消・防止する効果について調査を行った。

2. 水質・底質浄化実験

2.1 実験内容

水質・底質浄化実験では、閉鎖性水域における水の循環による水質・底質改善効果について検討した。実験は深池型実験水槽をコンクリートブロックで3槽に分割し、底泥となる浚渫土を厚さ約30cmになるよう投入し、A-1槽をバイオフィン設置水槽、A-2槽を対照区の水槽とした。供試実験水は Biyo センターで浄化処理を行った環境水(河川水)を用いた。調査は生物調査・水質調査・底質調査を実施した。各調査の調査項目を表 2-1 に、実験装置の概要を図 2-1 に示す。

水質調査は、各実験水槽について調査点を中心部および辺縁部の2点とし、各調査点の表層・中層・底層について実施した。底質調査は、各実験水槽底面の中心部および辺縁部2点の計3点について底泥の採取し実施した。

また実験水槽における水草の繁茂は実験の適切な評価を妨げる可能性がある。そこで、遮光シートを両方の実験水槽に被せておよそ90%の遮光率に設定し、水草繁茂の最盛期が終わると思われる10月中旬まで遮光を実施した。

2.2 結果考察

2.2.1 生物調査結果

各実験水槽の中心部におけるクロロフィル a 濃度の経日変化を図 2-2 示す。実験開始後の10月16日ではバイオフィン実験槽でクロロフィル a 濃度の増加が見られ、底層になるほどクロロフィル a 濃度が高くなることが確認された。また採水によるプランクトン相の調査を行った結果、クロロフィル a 濃度の値が高くなった10月16日では、珪藻の *Melosira glanulata* が両実験槽において優占種となり、バイオフィン実験槽では非常に多くの個体数が観察された。動物プランクトンについては、実験区による特異的な差異が見られなかった。

表 2-1 調査項目

生物調査		水質調査	
クロロフィル蛍光強度		水温	T-N
クロロフィル a 量		EC	PO ₄ -P
植物プランクトン		pH	T-P
動物プランクトン		DO	SiO ₂ -Si
		ORP	
底質調査		COD	
COD		SS	
T-S		IL	
泥温		NH ₄ -N	
ORP		NO ₃ -N	
臭気判定		NO ₂ -N	

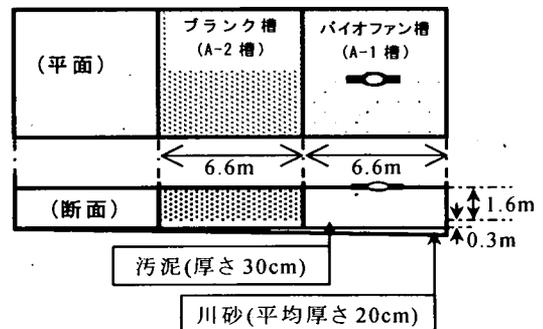
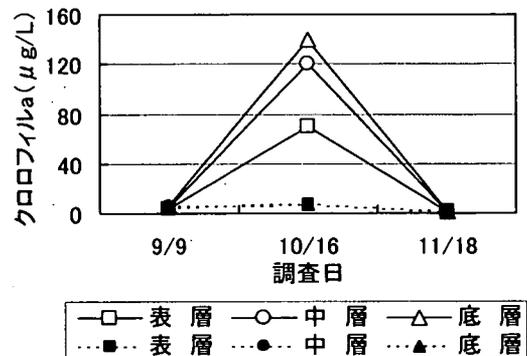


図 2-1 実験装置概要図



(上段:バイオフィン,下段:対照区)

図 2-2 クロロフィル a 濃度の経日変化(中心部)

2.2.2 水質調査結果

水槽内における中心部の COD の濃度変化を図 2-3 に示す。バイオフィン区の水槽における COD 濃度は植物プランクトンの増殖に伴って高い値となった。T-N については両者とも同様の傾向を示し低下したが、DIN についてはバイオフィンを設置した実験水槽の方が実験後から速やかに減少するのが観察された。両者の組成を図 2-4 および図 2-5 に示す。バイオフィン実験水槽では実験当初より NH₄-N および NO₂-N が消失し、NO₃-N も T-N と同様に減少した。これによりバイオフィン区実験水槽では微生物による硝化ならびに植物プランクトンによる NO₃-N の同化・吸収が起こっているものと思われる。しかし対照区では 10 月 16 日は T-N 濃度ならびに NH₄-N、NO₂-N は低下しているにもかかわらず、NO₃-N 濃度は上昇している。これは微生物による硝化は起こっているものの、植物プランクトンは増加していないため NO₃-N の同化・吸収が起こらなかったためと推測される。リンについては顕著な傾向を把握できなかったが、珪酸はバイオフィン設置の実験水槽において急激な減少が観察された。今回の実験において植物プランクトンの優占種は珪藻類であり、珪藻類の急激な増殖に伴って珪酸が消費されたものと考えられる。

2.3.3 底質調査結果

底泥 ORP の現地調査結果を図 2-6 に示す。バイオフィンを設置した実験水槽の底泥における ORP の値は緩やかに変化しており、対照区に比べ底泥の嫌気化が抑制される傾向が見られた。

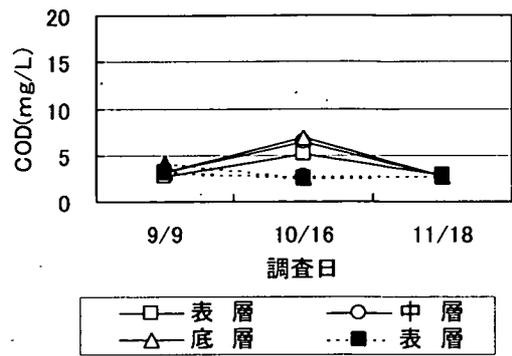
3. 温度躍層解消実験

バイオフィンによる湧昇流の流れは図 3-1 に示すように、アームの長さ(R)に比例した広がり「流管」として表され、このバイオフィンを用いた場合、ダム湖に形成された水温躍層の解消に要する時間 (T) は式 3-1 の理論式により求められる。これによると、深さ 20m~40m のダム湖にバイオフィンを用いたケースを想定した場合、形成された「温度躍層」を解消する時間(T)は、規模によっては数百日~数年といった値となる。そのため本実験はダム湖の全層混合期に躍層を防止するという現実的な手法を検討することを目的として行なった。

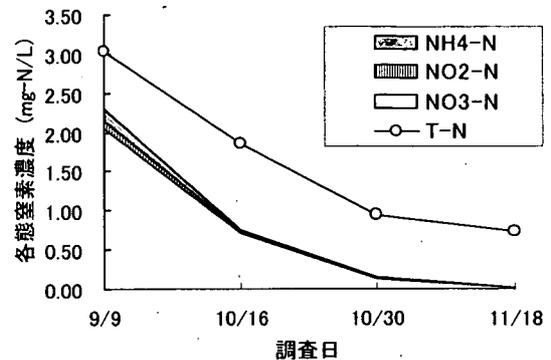
3.1 実験内容

3.1.1 温度成層が循環流におよぼす影響実験

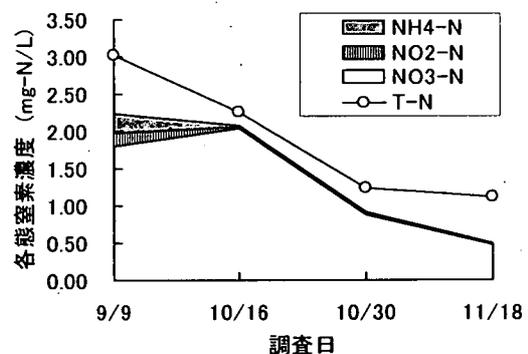
本実験では両槽とも表層部と底層部の温度差が 10℃になるまで加熱し、確認後ヒーターを止



(上段:バイオフィン,下段:対照区)
図 2-3 COD 濃度変化 (中心部)



DIN の変化の組成 (バイオフィン槽)



DIN の変化の組成 (対照槽)

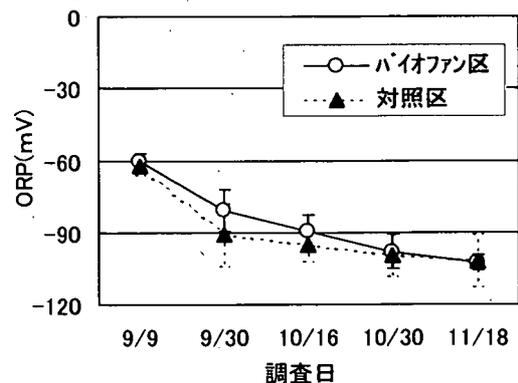


図 2-6 底泥 ORP の現地調査結果

め、実験槽の模型回転羽根の稼働を開始した。その後、時間の経過による両槽の温度変化を測定し比較した。

3.1.2 温度躍層防止実験

温度躍層防止実験では、まず両槽に水を入れ初期値を測定し、次に実験槽の模型羽根を稼働させた後、ヒーターの運転を開始した。実験装置の概要を図 3-2 に示す。

3.2 結果および考察

3.2.1 温度成層が循環流におよぼす影響実験

30 分経過後における両槽の温度鉛直分布を図 3-3 に示す。両者を比較し、ブランク槽と実験槽の温度差から、実験槽における水面下 -30cm 以下において流れた水量を算出すると、温度差 10°C の成層がある場合、水温が一樣な場合と比べ循環流量は 2 割程度阻害されることが解った。

3.2.3 温度躍層防止実験

時間経過にともなう両水槽における水温の鉛直分布を図 3-4 および図 3-5 に示す。

図 3-4 から、実験槽における 60 分経過後の平均温度は、初期値の 12°C からおよそ 16°C に上昇している。しかし水温が 16°C になっても水面から -35cm まで温度の変化はなく、-35cm ~ -57cm (水底) までの間で一様に 4°C 程度上昇している。この時点で流れは水底まで十分及んでいるものと思われる。180 分経過後の温度分布 (水温が 22 度を越える時点) では、水面下 -38cm 以下に成層が形成され、成層以深は流れがほとんど及んでいないことを示している。また 210 分経過して水温が 24°C になってもこの状態は変わらないことから、模型羽根の循環能力が水面に供給される熱量に追いつかなり、水面下 -38cm の位置において定常状態に達していると思われる。

ここでバイオフィンの循環能力と循環流がおよぶ深さ (H) の関係式 (式 4-1) から、温度差による流れの抵抗係数 (κ) を求めると " $\kappa = 0.76$ " が得られる。

温度差による流れの抵抗係数 (κ) 値は、外的条件 (湖水の平均速度、地中温度など) によって変化すると考えられるが、

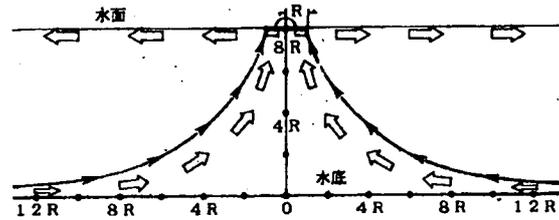


図 3-1 回転羽が造る流れの場「流管」

$$T = \frac{3.83 \times 10^{-5} K \delta \Delta \theta S H^3}{\rho \beta \sqrt{(1 - \alpha^3)} \cdot (\varepsilon \omega_0)^3} \quad \dots (式 3-1)$$

- R; 水掻き羽根の長さ (図 3-1) (m)
- $\alpha = r/R$, $\beta = w/R$, $\varepsilon = 0.66$ (3 枚羽根の回転伝達率)
- ω_0 ; 回転する水掻き羽根の角速度 (rad/s)
- P_0 ; 駆動機構の出力パワー (W)
- S; 循環水域 (m²)
- H; ダム湖の水深 (m)
- $\Delta \theta$; 水面と水底の温度差 (°C)
- ρ ; 水の密度 (平均値、998) (kg/m³)
- δ ; 水の密度の温度変化率 (0.70) (kg/m³°C)
- g; 重力加速度 (9.78) (m/s²)
- K; 補正係数 (k_1/k_2 実測値)
- k_1 (熱輸送係)、 k_2 (温度躍層の温度分布補正係数)

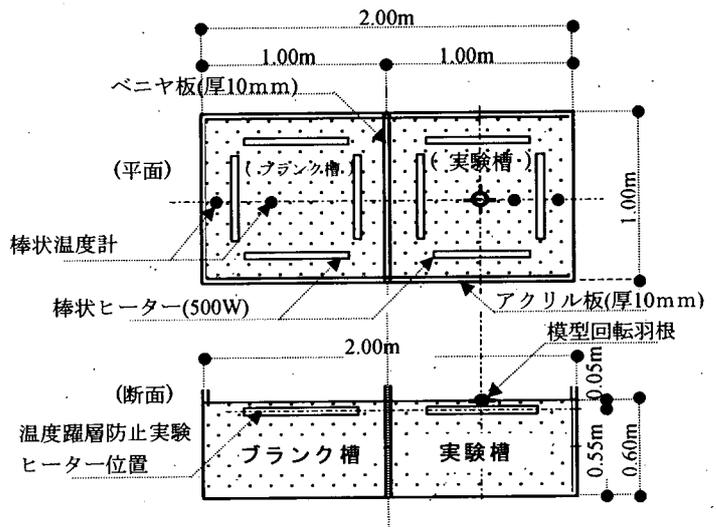


図 3-2 実験装置の概要

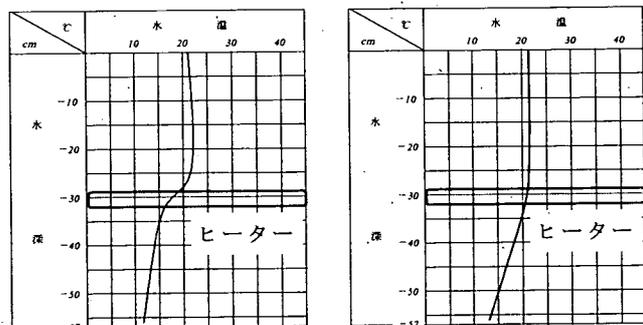


図 3-3 30 分経過後における温度鉛直分布

ダム湖が今回の実験と同じ外的条件と仮定し実験で得られた“ κ ”値を用いて温度躍層防止のシミュレーションを行った。ダム湖の諸元を以下のように仮定する。

これより $\varepsilon f = 0.012$ (回転/s) が得られ、羽根を回転数 (εf) で回す要求されるパワー (P) を算出すると、 $P = 1$ KWとなる。

以上のことから水深 34m・水域 10ha のダム湖において、アーム長 (R) 4.5 m・出力 1 KW のバイオフィンを春先の混合期に配すれば温度躍層を防止することは可能であると考えられる。

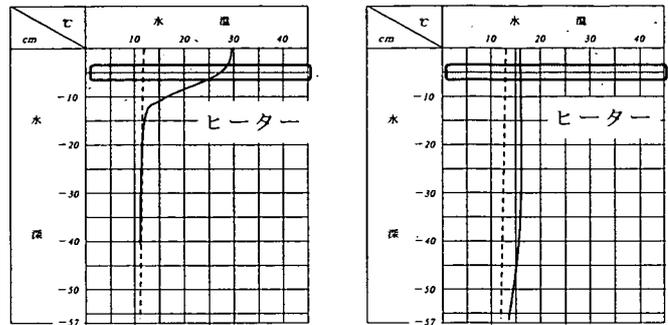
5. まとめ

前期実験では、各槽で想定していた“汚濁した閉鎖水域”という環境にならず、浄化効果を検証するには厳しい実験条件となった。しかし水質に関する調査では、バイオフィンの循環流によって植物プランクトンの急激な増加と、それに伴う栄養塩類の消費が観察された。

一般に湖沼等において昼夜間の水温変化に伴って形成される水温成層を常時攪拌によって破壊することでアオコの増殖が抑制された実験例があることから、バイオフィンが形成する循環流がアオコ発生の抑制効果をもたらすと考えられる。また循環流は、植物プランクトンと水の接触機会を増加させ、水中の栄養塩類の供給を促進する。さらに攪拌により水域全体の植物プランクトンに対する平均的な光照射を可能とし、光合成によって生産された酸素が水域全体に行き渡ることから、底層の貧酸素状態の改善効果も期待できる。本実験においても、底質の嫌気化進行を鈍化させる傾向が観察された。

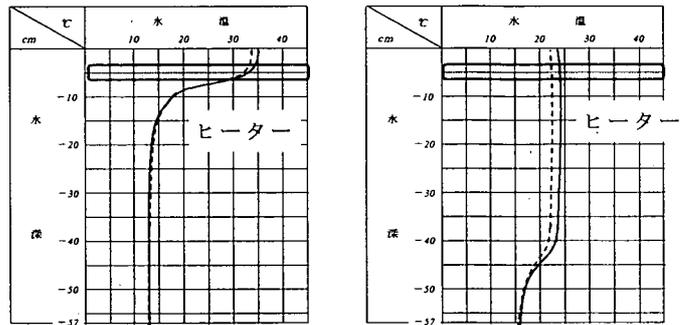
模型を用いた循環層流の検証では、アクリル製水槽に絵の具を用いた実験で層流が底部を這うように流れながら上昇する様子が観察され、A-1 槽に水風船を使用した実験では循環周期当りの流水量が測定できた。

温度躍層の防止実験においては、測定値を使って「流れの理論式」から“ κ ”値 (温度差による流れの抵抗係数) を得た。今回の実験で得られた“ κ ”値は外的条件によって変わるため、今後実験等を通じて調査を行う必要はあるが、実際のダム湖において「バイオフィンの回転羽根」が夏季の温度躍層を未然に防止する可能性は十分期待できると考えられる。



点線：初期値 実線：経過 60 分

図 3-4 水温分布の経時変化 (実験開始～60 分)



点線：経過 180 分 実線：経過 210 分

図 3-5 水温分布の経時変化 (180 分～210 分)

$$H = 1.2 \times 10^3 \kappa \sigma \rho^2 [\beta \sqrt{(1 - \alpha^3) \varepsilon f}]^3 R^5 / SQg \delta \cdot (\text{式 3-2})$$

- κ ; 温度差による流れの抵抗係数
(実験で求められる係数)
- H ; 水面から循環流のおよぶ深さ (38 cm)
- S ; 水面の面積 (1.0 m²)
- Q ; 水面に供給される熱量
(2 KW 換算、478 cal/m²s)
- σ ; 水の比熱 (1000)
- ρ ; 水の密度 (平均値、998)
- δ ; 水の密度の温度変化率 (0.70)
- g ; 重力加速度 (9.78)
- ※ R、 α 、 β は式 3-1 を参照

【ダム諸元】

- ダム湖の水深 H = 34 m
- バイオフィンアーム長 R = 4.5 m
- 循環流のおよぶ水域面積 S = πr^2
($r = R \times 40$ 、r ; 水域の半径)
- 回転効率 $\varepsilon = 0.66$ (3 枚羽根)
- $\kappa = 0.76$ (実験で求められた係数)
- $\alpha = 0.6$ 、 $\beta = 0.4$ 、
- 水面に供給される熱量
Q = 5.0 (cal/m²s) [参考資料 - (4) 参照]
- 水の密度 $\rho = 998$ (kg/m³)
- 水の密度の温度変化率 $\delta = 0.70$ (kg/m³°C)
- 水の比熱 $\sigma = 1000$ (cal/kg°C)
- 重力加速度 g = 9.78 (m./s²)