

7. シジミと砂浜を用いた水質浄化実験（その2）

1. 目的

内湖および内湖・湖沼の水際（河川が流入する湾口等の沿岸）をモデル化した琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下、Biyo センターと称す）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河川浄化事業の手法、河川浄化施設の設計に必要なデータや住民参加型の河川浄化施設としての基礎的知見を得ることを目的とする。また、室内実験によりシジミによる水質浄化機能の基礎的情報を得ることとする。実験を行った施設を図 1-1 に、各施設の位置付けを表 1-1 に示した。

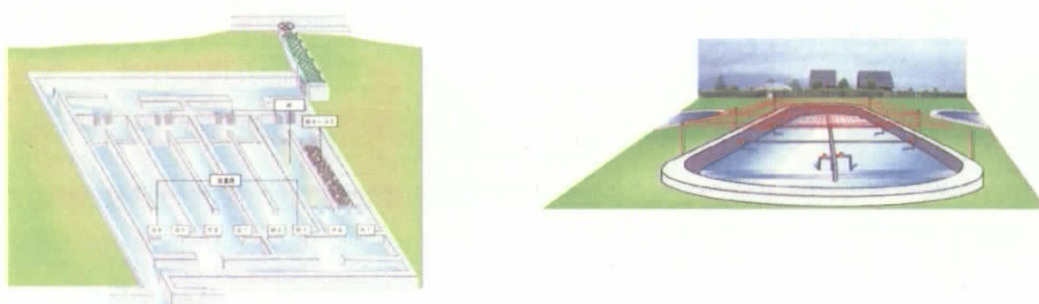


図 1-1 施設概要図（左：浅池型浄化実験施設、右：深池型浄化実験施設）

表1-1 各施設の位置づけ

施設	浅池	深池
モデル型	内湖に流入する河川の湾口部、内湖や琵琶湖等の波打ちのある沿岸部、浅瀬の一部	内湖、閉鎖性水域、沿岸帯
位置づけ	砂浜の復元による水質浄化検討 住民参加型水質浄化施設の検討	内湖の直接浄化方法の検討
検討内容	モデル型による水質浄化効果の検討 砂浜に形成される生物生息状況 住民参加型水質浄化施設への適用性検討	内湖環境でのシジミの生育条件検討 生育環境と水質浄化効果の関係検討
投入シジミ	琵琶湖産シジミ	琵琶湖産シジミ
特長	<ul style="list-style-type: none"> 琵琶湖産のシジミの浄化能力、最適条件がわかる。 内湖においてシジミが生育できる条件が導ける可能性がある 砂浜に多様な生態系が形成される可能性がある。 効果の実績がある砂浜浄化とシジミの浄化を組み合わせることにより、住民参加型の親水浄化施設となりうる。 	

2. 実験内容

本実験の概要を図 2-1 に示した。

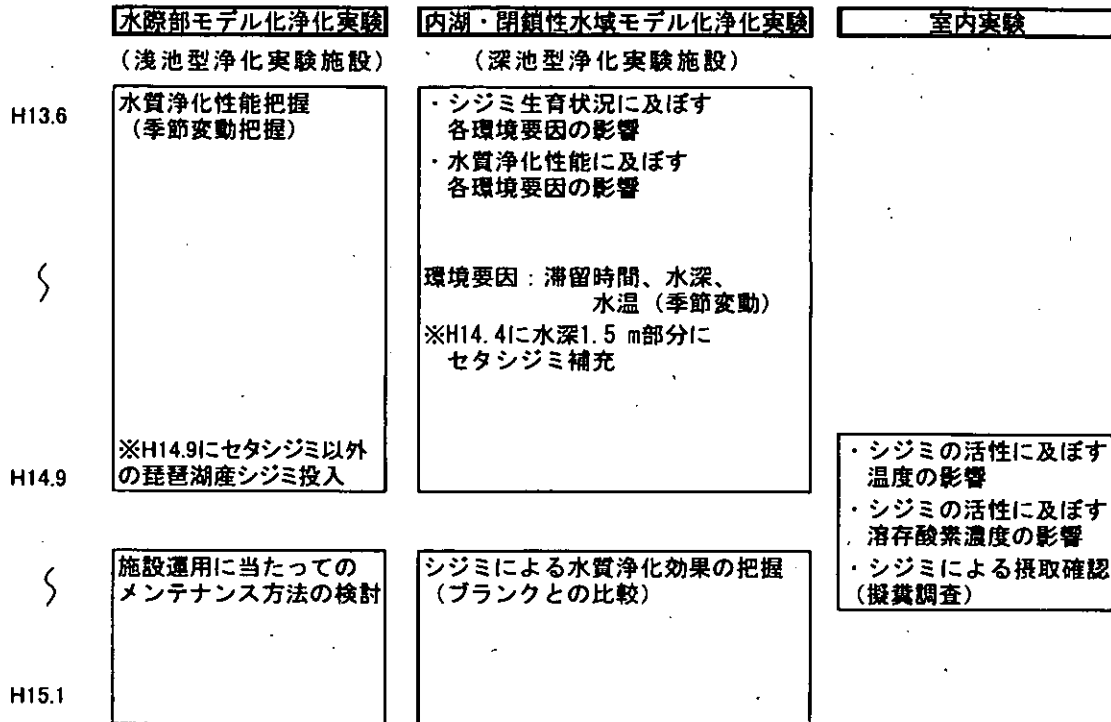


図 2-1 実験の概要

2.1 実験条件

各実験施設での実験条件を表 2-1、2-2 に示した。

表 2-1 水際部モデル化浄化実験の実験条件

水路名	初期設定		設定根拠、その他
	A 1	A 2	
充填物	シジミ、砂		—
水路	16.0m(長)×2.0m(幅)		浅池型浄化施設の水路
流入水	葉山川河川水		琵琶湖流入河川
水深	0.20 m		本施設で最大にとれる水深
滞留時間	1.04 h		(水路面積×水深)/流入水量
流入量	148.3 m ³ /日		平成13年度予備実験結果から
底質	(継続調査) 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		今回のみ試験的に、底質メンテナンスは、水路の水を抜き、堆積した底泥の表層約5 cmを掻き取る方法で行った
厚さ	0.15 m		シジミの水平・上下方向の大きな移動なし
シジミ	(継続調査)セタシジミ (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	なし	「内湖に流入する河川の湾口部、内湖や琵琶湖等の沿岸部、浅瀬等」の位置づけより琵琶湖産シジミとする
シジミ大きさ	殻長15 mm	なし	殻長14mm以上より生殖を始める
シジミ個体数密度	540 個/m ²	なし	最近の琵琶湖内のシジミ漁場の一般的個体数密度
シジミ投入数	17,280 個程度	なし	水路面積32m ² ×540 個/m ²

表 2-2 内湖・閉鎖性水域モデル化浄化実験の実験条件

初期設定条件							設定根拠
(平成13年度からの継続調査)							
ブロック名	L深	L中	L浅	S深	S中	S浅	—
充填物	シジミと砂						—
水路規模	6.5m(長)×3.0m(幅)						深池1槽の長1/3、幅1/2
流入水	葉山川河川水						琵琶湖流入河川
水深	1.5m	1.0m	0.5m	1.5m	1.0m	0.5m	
滞留時間	7日			1日			内湖の滞留時間を参考
流入量	3.9m ³ /日	2.6m ³ /日	1.3m ³ /日	27.3m ³ /日	18.2m ³ /日	9.1m ³ /日	
底質	砂(厚さ:0.15m)						—
シジミ	セタシジミ						殻長14mm以上より 生殖 最近の琵琶湖内のシジミ漁場の一般的な 個体数密度 密度より算出
シジミ大きさ	殻長15mm						
シジミ密度	520個/m ²						
シジミ投入数	10,140個	10,140個	10,140個	10,140個	10,140個	10,140個	
(ブランク比較調査)							
ブロック名	L深	L中	L浅	B深	B中	B浅	—
充填物	シジミと砂			砂			—
水路長	6.5m(長)×3.0m(幅)						深池1槽の長1/3、幅1/2
流入水	葉山川河川水						琵琶湖流入河川
水深	1.5m	1.0m	0.5m	1.5m	1.0m	0.5m	
滞留時間	7日						内部生産発生する時間
流入量	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	継続調査終了後、堆積汚泥(表層5cm程度)を除去した砂						L、B系列の底泥を同条件
シジミ	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ						殻長14mm以上より 生殖 密度より算出
シジミ大きさ	殻長15mm						
シジミ密度	300個/m ²						
シジミ投入数	5,850個	5,850個	5,850個	0個	0個	0個	

設定根拠は学識者(滋賀県水産試験場等)へのヒアリング等による

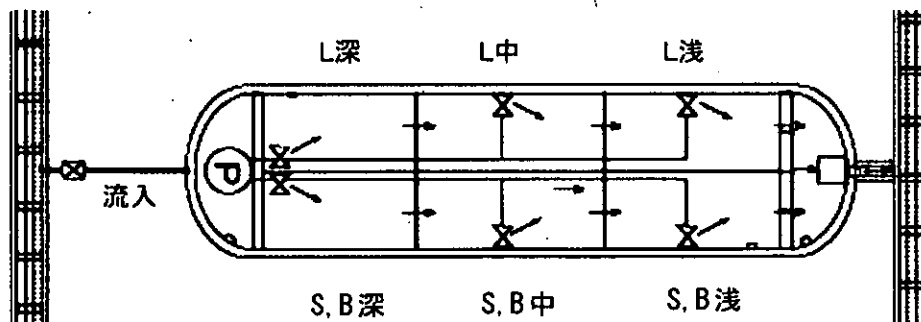


図 2-2 深池施設平面図

2.2 調査方法

2.2.1 水際部モデル化浄化実験

(1)水質浄化性能調査

平成13年度からの継続調査および底質メンテナンス前後の砂のみ充填した水路と砂とシジミを充填した水路の水質調査を月1回の頻度で定期的実施した。分析項目、方法及び頻度を表2-3に示した。

表2-3 分析項目、方法及び頻度

分析項目	分析方法	調査頻度	
		継続調査	底質メンテナンス調査
水温	JIS K 0102-7.2		
pH (水素イオン濃度指数)	JIS K 0102-12.1 ガラス電極法	1回/月	1回/月
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0102-17 滴定法		
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0102-21 滴定法	平成13年6月	平成14年9月
TOC (全有機炭素)	JIS K 0102-22	~	~
SS (浮遊物質)	環境庁告示第59号付表2ろ過重量法	平成14年6月	平成15年1月
T-N (全窒素)	JIS K 0102-45.1 総和法		
T-P (全リン)	JIS K 0102-46.3.1 吸光度法		

(2) シジミの生育状況調査

継続調査および底質メンテナンス実施前後のシジミの生存数および生育状況を経時的に調査した。また、場所の違いによる差を見るために、A1水路（シジミと砂）の上流部、中流部および下流部において20cm×20cmのコドラートを設置し、その中のシジミを全て採取し、現場においてシジミの生存数と死亡数を調査した。調査後、そのシジミをポリエチレン製容器に入れ、実験室に持ち帰り、各50個体のシジミの生育状況（殻長、殻幅、殻高、重量）を調査した。なお、調査後は、すみやかに採取場所に戻した。

(3) 底質調査

平成13年度からの継続調査および底質メンテナンス実施前後のA1水路（シジミ+砂）とA2水路（砂のみ）の底質の蓄積状況の違いを経時的に調査し、物質収支の算出や今後の維持管理に関する資料とした。各水路の均一な底泥を得るために、水路の上、中、下流部よりまんべんなく採取し、均一混合し分析試料とした。その試料はすみやかに実験室に持ち帰り分析を行った（表2-4）。

表2-4 分析項目・分析方法

分析項目	分析方法
全窒素 (T-N)	環境庁「底質調査方法」
全リン (T-P)	環境庁「底質調査方法」
全炭素 (T-C)	CHNコーダー法
酸化還元電位 (ORP)	ORP計 (HORIBA製)

(4) 底泥メンテナンス調査

水質浄化施設として適切な維持管理を行うに当たって必要と考えられる堆積した底泥のメンテナンス（泥除去）の実施タイミングや作業方法の問題・課題点などの抽出を行った。メンテナンスのタイミングは、シジミの生育状況調査、水質浄化性能調査結果から、決定した（表2-5）。

表2-5 底泥メンテナンスタイミング

		シジミ生育状況	
		死滅速度 ~10%程度/月	死滅速度 10%程度/月~
水質浄化性能	ブランクとの差あり	メンテナンスしない	メンテナンスする
	ブランクとの差なし	メンテナンスする	メンテナンスする

2.2.2 内湖・閉鎖性水域モデル化浄化実験

(1) 水質浄化性能調査

継続調査においては、内湖を模擬した滞留時間の異なるL槽（滞留時間7日）とS槽（滞留時間1日）、ブランク比較調査においては、L槽、B槽（滞留時間7日）の各層に形成される生態系を含めた水質浄化性能について調査を行った。流入水、各槽流出水および各槽のコンポジット水について、経時的に水質調査を実施した。分析項目および分析方法を表2-6に示した。

表 2-6 分析項目・分析方法

分析項目	分析方法
水温	JIS K 0120-7.2
pH (水素イオン濃度指数)	JIS K 0120-12.1 ガラス電極法
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0120-21 滴定法
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0120-17 滴定法
SS (浮遊物質量)	環境庁公示第59号 付表2 ろ過重量法
T-P (全リン)	JIS K 0120-46.3.1 吸光光度法
T-N (全窒素)	JIS K 0120-45.1 総和法
クロロフィル a	上水試験法 20.2 7セト抽出吸光光度法
TOC (全有機炭素)	JIS K 0120-22 TOC計法
植物プランクトン	光学顕微鏡法

(2) シジミの生育状況調査

継続調査およびブランク比較調査におけるシジミの生存数・生育状況を経時的に調査した。また、場所の違による差を見るために、各ブロックにおいて、エクマン・バージ採泥器もしくは20cm×20cmのコドラートを設置し、その中のシジミを全て採取し、現場においてシジミの生存数と死亡数を調査した。調査後、そのシジミをポリエチレン製容器に入れ、実験室に持ち帰り、各50個体のシジミの生育状況（殻長、殻幅、殻高、重量）を調査した。なお、調査後は、すみやかに採取場所に戻した。

(3) 水質環境調査

継続調査およびブランク比較調査において、環境条件の異なる各ブロックのシジミの生育状況とその生育環境としての水質の状況を把握するため、経時的に水質調査を行った。槽内の調査地点は各ブロックの表層と底層、分析項目・分析方法を表 2-7 に示した。

表 2-7 分析項目・分析方法

分析項目	分析方法
水温	JIS K 0120-7.2
pH (水素イオン濃度指数)	JIS K 0120-12.1 ガラス電極法
BOD (生物化学的酸素要求量)	JIS K 0120-21 滴定法
COD (化学的酸素要求量)	JIS K 0120-17 滴定法
SS (浮遊物質量)	環境庁公示第59号 付表2 ろ過重量法
DO (溶存酸素量)	JIS K 0120-32 滴定法
T-P (全リン)	JIS K 0120-46.3.1 吸光光度法
T-N (全窒素)	JIS K 0120-45.1 総和法
クロロフィル a	上水試験法 20.2 7セト抽出吸光光度法
TOC (全有機炭素)	JIS K 0120-22 TOC計法
植物プランクトン	光学顕微鏡法

(4) 底質環境調査

継続調査およびブランク比較調査において、各ブロックの底質調査を経時的に実施し、シジミが生息する底質環境についての基礎資料とした。エクマン・バージ採泥器もしくはアクリルパイプで表層10cm程度の採泥を行い、その試料すみやかに実験室に持ち帰り、分析を行った。各ブロックの均一な底泥を得るために、3ヶ所採泥を行い、均一混合し分析試料とした（表2-8）。

表 2-8 分析項目・分析方法

分析項目	分析方法
全窒素 (T-N)	環境庁「底質調査方法」
全リン (T-P)	環境庁「底質調査方法」
全炭素 (T-C)	CHNコーダー法
酸化還元電位 (ORP)	ORP計 (HORIBA製)
ベントス	同定及び出現種の計数

2.2.3 室内実験

屋外の実験装置の規模が大きいと、一般に実際の施設や現地の再現性が良いが、個々の環境要因の効果を抽出するのは困難である。このため、シジミの水質浄化性能の温度依存性、溶存酸素依存性、擬糞による汚濁物質の沈降量などについて室内実験を行った。

(1) 水温依存性実験

シジミの水質浄化性能と水温の関係を把握するため、事前にエアレーションし、十分に溶存酸素を補充した培養液（湖水又は河川水）において、温度条件を変えてシジミを飼育させ、その浄化性能を調査した。実験ケース、調査項目等を表2-9に示した。

表 2-9 実験ケース・調査項目

温度の実験ケース	調査項目	調査頻度
5℃、15℃、20℃、25℃、30℃	濁度、pH、EC、DO、水温（簡易分析）	多頻度（経時的）

(2) 溶存酸素依存性実験

シジミの水質浄化性能と溶存酸素の関係を把握するため、水温依存性実験で得られ最適条件に酸素濃度条件を変えてシジミを飼育させ、その浄化性能を調査した。実験ケース、調査項目等を表2-10に示した。

表 2-10 実験ケース・調査項目

温度 最適条件	酸素の実験ケース	調査項目	調査頻度
	2、6、12mg/l	濁度、pH、EC、DO、水温（簡易分析）	多頻度（経時的）

(3) 擬糞成分調査

シジミの擬糞に含まれる成分を把握するため、室内実験（温度、酸素）で得られた最適条件においてシジミを飼育させ、擬糞中の物質濃度、試験水の水質濃度（シジミによる浄化前後）を調査した。調査項目等を表2-11に示した。

表 2-11 調査項目・頻度

調査試料	調査項目	頻度
浄化前、浄化後	COD、BOD、TOC、T-N、T-P、Chl-a	各1回
擬糞	COD、BOD、TOC、T-N、D-TN、P-TN、T-P、D-TP、P-TP	

3. 結果と考察

3.1 水際部モデル化浄化実験

3.1.1 水質浄化性能調査

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 表3-1に示すとおり、年間平均除去率等の結果から、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。
- 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）。図3-1、3-2から、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、室内実験で詳細検討を行うこととした。
- ③ 底質含有量（T-N、T-P、T-C）に関しては、図3-3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。

表 3-1 一年間でのシジミと砂浜による浄化効果

		年間総除去量[g/年]	単位面積当たりの除去量[g/m ² /年]	年間平均除去率[%]	最大除去率[%]	最小除去率[%]
BOD	シジミ+砂	3,006	94	3.1	20.0(H13.11)	-32.0(H14.7)
	砂	-3,394	-106	-3.5	28.1(H13.7)	-80.0(H14.7)
COD	シジミ+砂	13,446	420	5.4	17.1(H13.7)	-3.4(H14.7)
	砂	2,739	86	1.1	12.2(H13.7)	-13.6(H14.7)
SS	シジミ+砂	214,254	6,695	25.4	66.7(H13.7.8)	-25.0(H14.1)
	砂	109,657	3,427	13.0	50.0(H13.8)	-33.3(H13.10)
T-P	シジミ+砂	685	21	9.3	27.0(H14.6)	-13.0(H14.1)
	砂	336	11	4.7	23.4(H14.6)	-16.1(H13.7)
T-N	シジミ+砂	3,059	96	3.9	20.7(H13.11)	-4.1(H14.1)
	砂	1,883	59	2.4	14.1(H13.11)	-7.4(H14.5)
TOC	シジミ+砂	2,549	80	1.2	16.7(H13.7)	-11.3(H14.7)
	砂	-6,799	-212	-3.2	13.9(H13.7)	-24.5(H14.7)

平成 14 年 6 月 (10 ヶ月目) 以降、A1 水路 (シジミ+砂) に比べ A2 水路 (砂) の方が除去率は若干高い傾向にあり、シジミによる浄化効果が見られなかった。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 3-4)、(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。

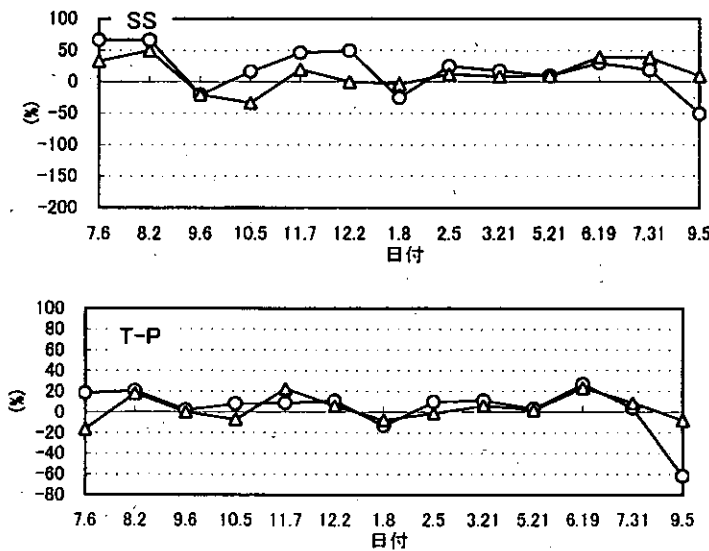


図 3-1 水質浄化性能調査
○: A1 水路、△: A2 水路

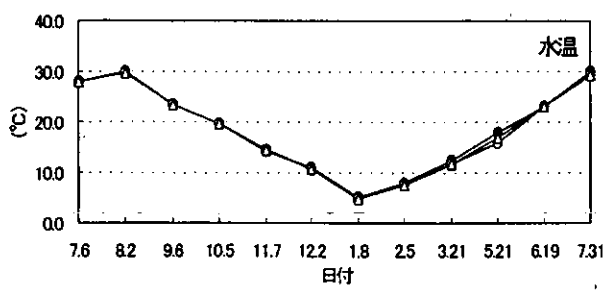


図 3-2 水温の経日変化
●: 流入水、○: A1 水路 (シジミ+砂)、△: A2 水路 (砂)

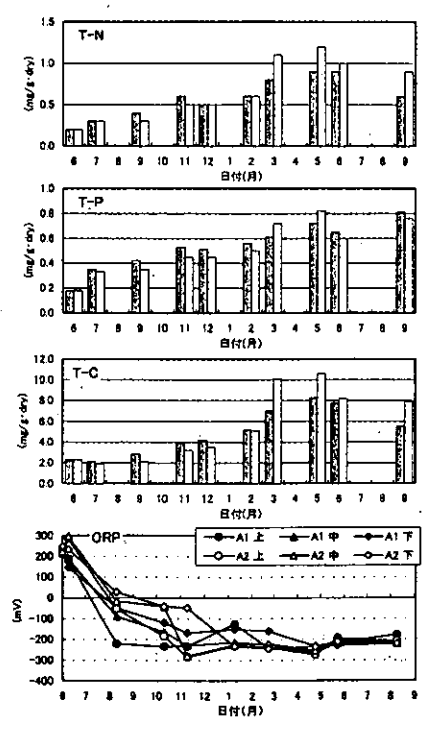


図 3-3 底質含有量調査結果
○: A1 水路、△: A2 水路

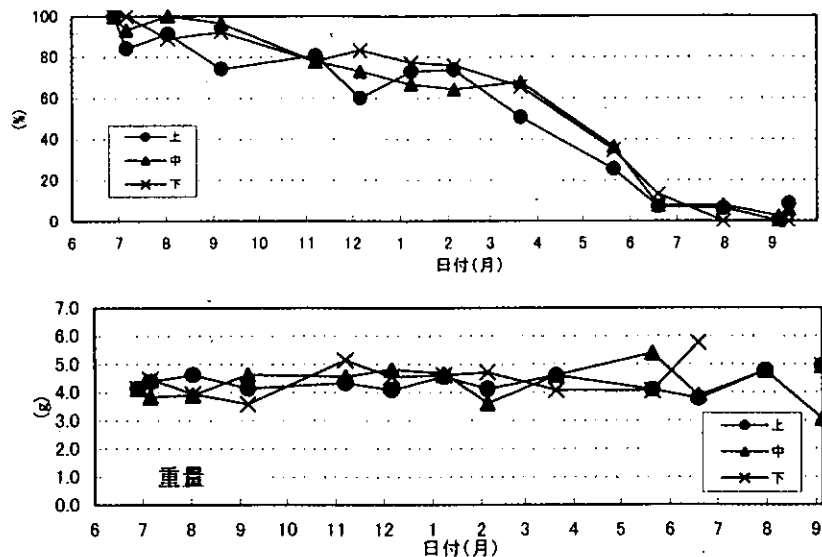


図 3-4 シジミの生存・生育状況調査結果

3.1.2 底泥メンテナンス調査

約 1 年間の水質浄化性能調査結果から、水質浄化施設として運用する場合、シジミの再投入もしくは、ある時期での底泥の除去が必要と考えられた。前述のシジミによる浄化効果低下の原因から、まず、セタシジミで約 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。SS 除去率、T-P 除去率を図 3-5、シジミの生存率を図 3-6 に示した。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、A 1 水路(シジミ+砂)と A 2 水路(砂)では、A 1 水路(シジミ+砂)の方が水質浄化性能が上回り、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

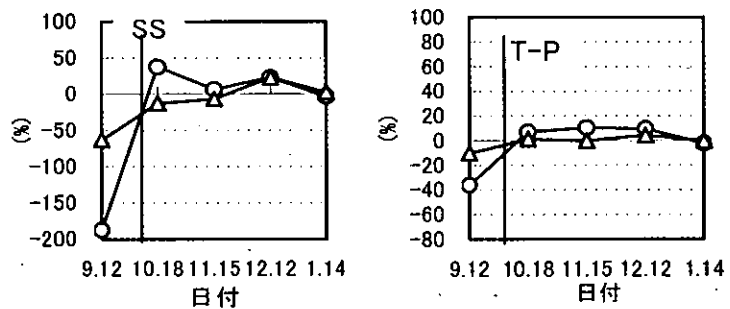


図 3-5 水質浄化性能調査

○ : A1 水路、△ : A2 水路
— : 底泥メンテナンス実施

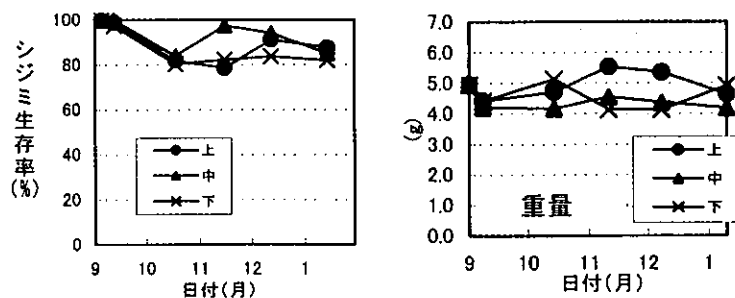


図 3-6 シジミの生存・生育状況調査結果
(シジミ再投入後)

10% 程度、Chl-a が 55% 程度であったが、その後時間の経過に伴って低くなる傾向を示した。この原因に関して、メンテナンス後調査終了時まで、シジミがほとんど

死滅することなく生存していたことや、本調査は秋から冬にかけての調査であったことなどを勘案すると、季節的要素すなわち水温がシジミの活性に、さらには水質浄化性能に影響を及ぼした可能性が示唆された。

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。ここで、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)堆積汚泥除去、(2)日常点検が考えられ、以下に作業内容、課題等を整理した。

(1) 堆積汚泥除去

実際に行った底泥メンテナンス作業を基に、1水路当たりの堆積汚泥除去工程、それに伴う作業時間、作業人数を表3-2に示した。

表3-2 堆積汚泥の除去工程および注意点等

水路	番号	項目	内容	作業時間 (h)	作業人数 (人)	備考
シジミ+砂水路 (1水路当たり)	1	通水停止	A1水路への流入水の通水を停止	-	1	
	2	水抜き	水中ポンプを下流に設置し、水路内の水をすべて抜く	2	2	
	3	魚等捕獲	実験期間中に混入した魚等を捕獲・除去	0.5	3	
	4	足場設置	作業によって底質を乱さないように水路の敷力所に足場用の構柵を設置	0.1	2	
	5	底泥除去	水路全面の汚泥(表層5cm程度)をシジミが混入した状態で、構柵からスコップで除去 除去した汚泥はバケツに入れ、さらに一輪車に乗せて浄化副産物処理ヤード(沈砂池)に運搬	3	3	8.96m ³ /施設 (2.24m ³ /水路×4水路)の底泥除去
	6	シジミ選別	搬入された汚泥(シジミ含む)をカゴに入れ、水の張ってある水槽で汚泥を洗い落とし、シジミを抽出		3	シジミにダメージを与えやすいため注意
	7	ならし	汚泥除去後、トンボで底面をならす		0.2	3
	8	通水開始	A1水路へ少量ずつ流入水を通水	-	1	
	9	シジミ投入	水路に満水になった後、セタシジミ以外のシジミをA1水路へまんべんなく投入	0.1	3	蕃養時間を短くし直ぐに投入

(2) 日常点検

施設の異常、底泥メンテナンスを行うタイミングを見極める上で重要である、日常点検内容を以下に示した。

◆内容

- ・ 通水状況や施設状況確認
- ・ 現地簡易水質測定(濁度、DO、水温等)
- ・ シジミ生育状況確認(10%/月死滅有無)
- ・ 周辺影響(悪臭、騒音、ゴミ等)

◆頻度

2回/週程度

課題：通水停止時対策および監視体制整備が必要

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

季節変動を考慮した通年調査およびブランク槽比較調査におけるシジミの生存割合、生育状況の経時変化を図3-7に示した。今回の実験で得られた知見は以下の通りである。

(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

(セタシジミ)を行った。その結果、各ブロックとも経時的に生存率が減少し、L深（滞留時間7日、水深1.5 m）、S深（滞留時間1日、水深1.5 m）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、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）が一つのポイントであると考えられた。

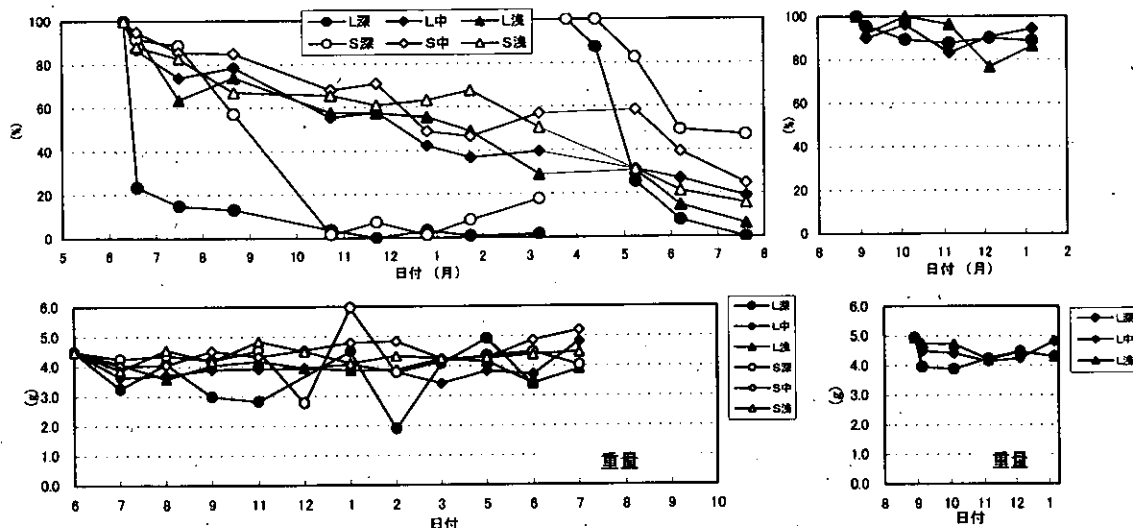


図 3-7 シジミの生存・生育状況
(左：通年調査、右：プランクとの比較調査)

(2) 水深の影響

L深、S深ブロックについては、激滅する時期が見られ、L深は1週間後に生存率が23.4%、S深は4ヶ月目まで継続して4~6個/m²・日程度と高い死滅速度が見られ、4ヶ月後にはほとんどのシジミが死滅した。平成14年4月8日にL深、S深ブロックに、実験開始時と同量を再度投入したが、初期投入時と同様の結果であり、季節変動に係わらず本施設の水深が1.5mの深い場所においては、シジミの生息は難しいと考えられた。

施設条件におけるシジミの生存と水深の関係は、水深が浅いほど生存率がよい傾向を示し、水深が1.5m（深い）はシジミの生息は難しいと考えられた。しかしながら、セタシジミの場合、琵琶湖において水深が数mの深い場所においても生育している（滋賀県水産試験場より）ため、水深による影響よりも、本施設は上部からのみ水を流入しているため、滞留時間1日程度の流入量では底質付近まで水が流入せず、水の交換がない状態であったと示唆され、水深よりも滞留時間が長く水が停滞している環境においては、シジミの餌が不足や、還元的な環境になりやすいため、シジミの生育には適さないと示唆された。

(3) 底層環境の影響

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下から水深50 cm、125 cm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して1週間後に、各ブロックで2~4個/m²・日程度の若干の死滅がみられたが、その後死滅はほとんど見られず、調査終了時の4ヶ月後には生存率90%程度であり、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と示唆された。セタシジミの生存状況と比較すると、シジミを

投入して4ヶ月後には、セタシジミの場合はL深が3.6%、L中が55%、L浅が58%の生存率であり、本調査のセタシジミ以外の琵琶湖産シジミの場合は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。以上から、内湖へのシジミの適応を考えると、停滞性の高い還元的な環境は避ける必要があると示唆された。

シジミの生育状況（殻長、殻幅、殻高）の経時変化は、通年調査およびブランク槽比較調査において、調査期間中ほぼ一定であり、浅池型浄化実験と同様に、本施設に投入したシジミは、成長が全く見られなかったことが示された。さらに、死滅したシジミは、大きさに偏りが無く、ほぼ均等に死滅した。シジミの重量の経時変化は両調査ともに、明確な傾向は見られず、本流入水は両種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。

底質調査結果を図3-8に示した。流入方法変更後（H15.1）、滞留時間が同じにも関わらず、全ての物質において底質含有量が水深1.5mブロックで増加した。このことから、流入方法変更によって、底層までシジミの餌となる有機物が供給され、シジミがろ過・沈殿させたことが推察できた。

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3-3にまとめた。

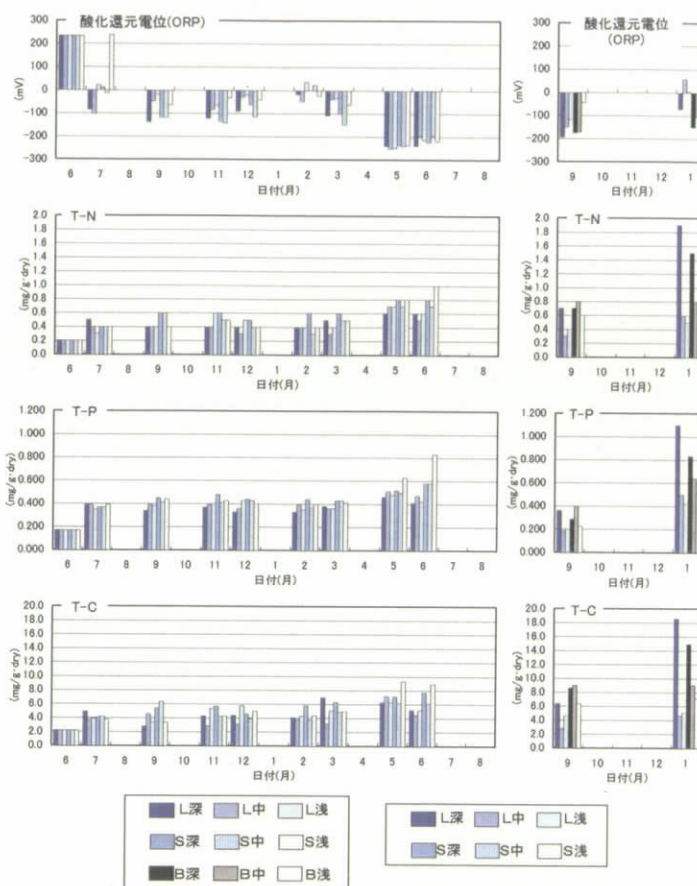


図3-8 底質調査結果

表3-3 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	浮遊物質が多いが、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）			
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	1~7日	7日以上は不明	0.04~7日	7日以上は不明
水深	20~100 cm	琵琶湖では数mの場所で生息	20~150 cm	
底質	砂		砂	
密度	300~500 個/m ²	最適密度は不明	300~500 個/m ²	最適密度は不明
大きさ	4 g		4 g	
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

3.2.2 水質浄化性能調査

(1) 各滞留時間における水質浄化性能

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、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日に比べて高く、処理水質は滞留時間が長い方が良好であった。特に、SS、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効果が高く、これはシジミによるろ過・沈降効果（擬糞として）、浮遊物質の重力沈降によるものと考えられた。（表3-4、図3-9）
- 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。（図3-10）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。

表3-4 一年間でのシジミと砂浜による浄化効果

	滞留時間[日]	年間総除去量[g/年]	単位面積当たりの除去量[g/m ² /年]	年間平均除去率[%]	最大除去率[%]	最小除去率[%]
BOD	1	19,997	342	39.6	82.9(H14.5)	4.3(H13.7)
	7	3,244	55	45.0	85.7(H14.5)	21.7(H13.7)
COD	1	13,928	238	15.7	40.0(H14.5)	-5.7(H13.10)
	7	2,227	38	17.5	41.3(H14.5)	-2.9(H13.10)
SS	1	122,497	2,094	51.6	87.5(H13.7)	12.5(H14.2)
	7	24,492	419	72.2	91.3(H14.7)	-12.5(H14.2)
Chl-a	1	49,940	854	32.5	80.4(H13.11)	-133.3(H14.3)
	7	12,064	206	54.9	82.8(H13.1)	-66.7(H14.3)
T-P	1	577	10	26.3	54.3(H14.7)	-1.2(H13.10)
	7	137	2	43.6	66.7(H14.7)	17.6(H14.2)
T-N	1	3,855	66	13.5	43.0(H13.8)	-4.2(H14.2)
	7	857	15	21.0	53.8(H13.8)	-4.2(H14.2)
TOC	1	9,349	160	11.2	63.6(H14.5)	-10.9(H13.8)
	7	1,308	22	11.0	60.2(H14.5)	-12.9(H13.10)

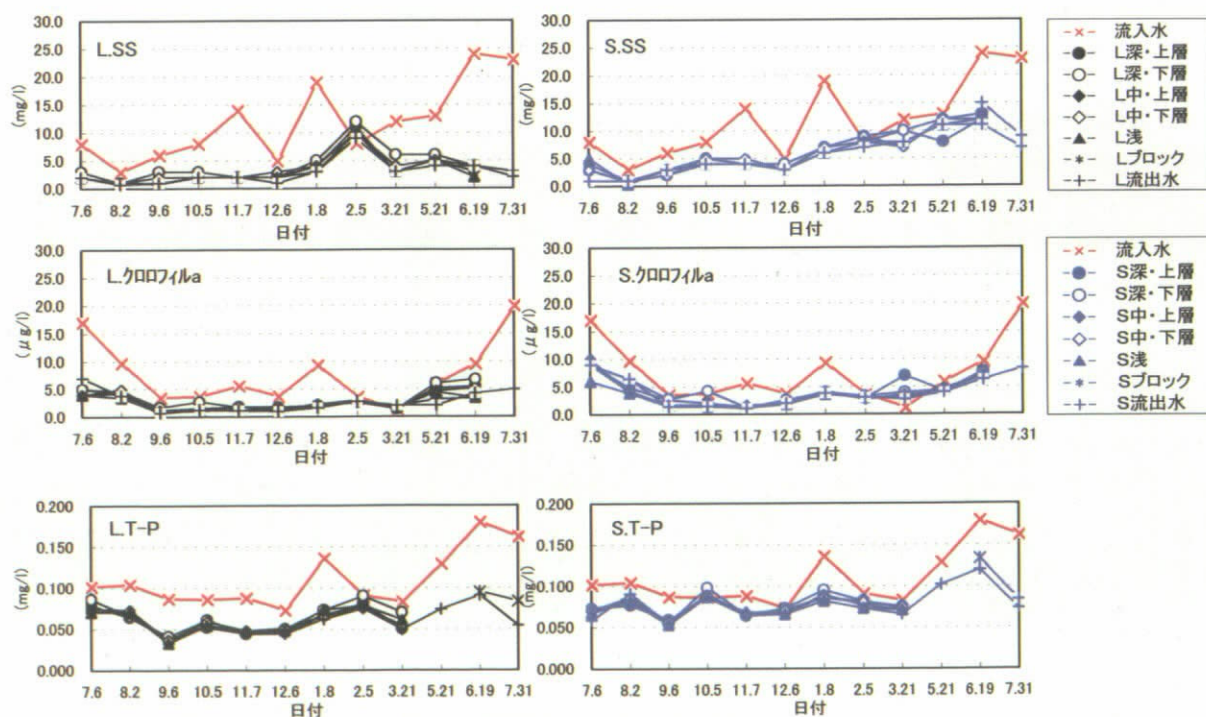


図3-9 水質調査結果（通年調査）

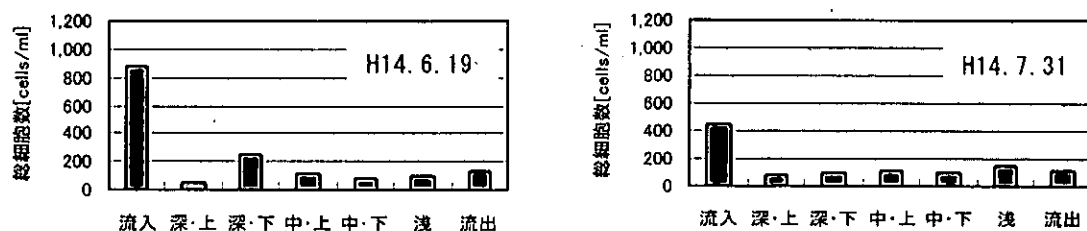


図 3-10 植物プランクトン細胞数 (滞留時間 7 日)

(2) 閉鎖性水域におけるシジミによる水質浄化効果

ブランク槽設置後約 4 ヶ月での結果を表 3-5、図 3-11 に示す。実験開始当初、シジミによる SS 除去は見られなかったが、シジミを投入して約 1 ヶ月後 (平成 14 年 10 月 4 日)、シジミ投入槽とブランク槽の除去率の差は SS で 22.8%、Chl-a で 11.1%と顕著に現れた。それ以降もシジミによる除去効果が見られ、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たと考えられた。

また、流入方法を変更することによってシジミの生存数が維持されていることから、シジミが生息する底層において、流速があり、それによってシジミの餌となる物質が常に供給されることが適応環境として重要と考えられた。

表 3-5 各物質の除去効果 (単位: %)

		H14.9.5	H14.10.4	H14.11.5	H14.12.1	H15.1.6	平均
SS	L槽	78.9	56.1	63.2	63.5	59.2	64.2
	B槽	94.7	33.3	15.8	61.5	50.4	51.2
Chl-a	L槽	15.7	2.8	50.0	55.1	57.6	36.2
	B槽	8.4	-8.3	0.0	47.2	45.8	18.6
COD	L槽	22.7	-5.6	2.7	26.2	26.0	14.4
	B槽	25.0	3.7	0.0	26.2	26.0	16.2
BOD	L槽	5.9	45.0	25.0	39.3	-66.7	9.7
	B槽	23.5	45.0	-18.8	42.9	-66.7	5.2
T-N	L槽	27.7	7.1	-0.7	18.8	19.2	14.4
	B槽	20.2	2.6	0.7	17.6	19.6	12.2
T-P	L槽	54.1	25.0	9.1	35.9	34.5	31.7
	B槽	59.4	20.2	-16.7	34.0	29.7	25.3
シジミ生存数[個/m ²]		287	268	263	270	266	

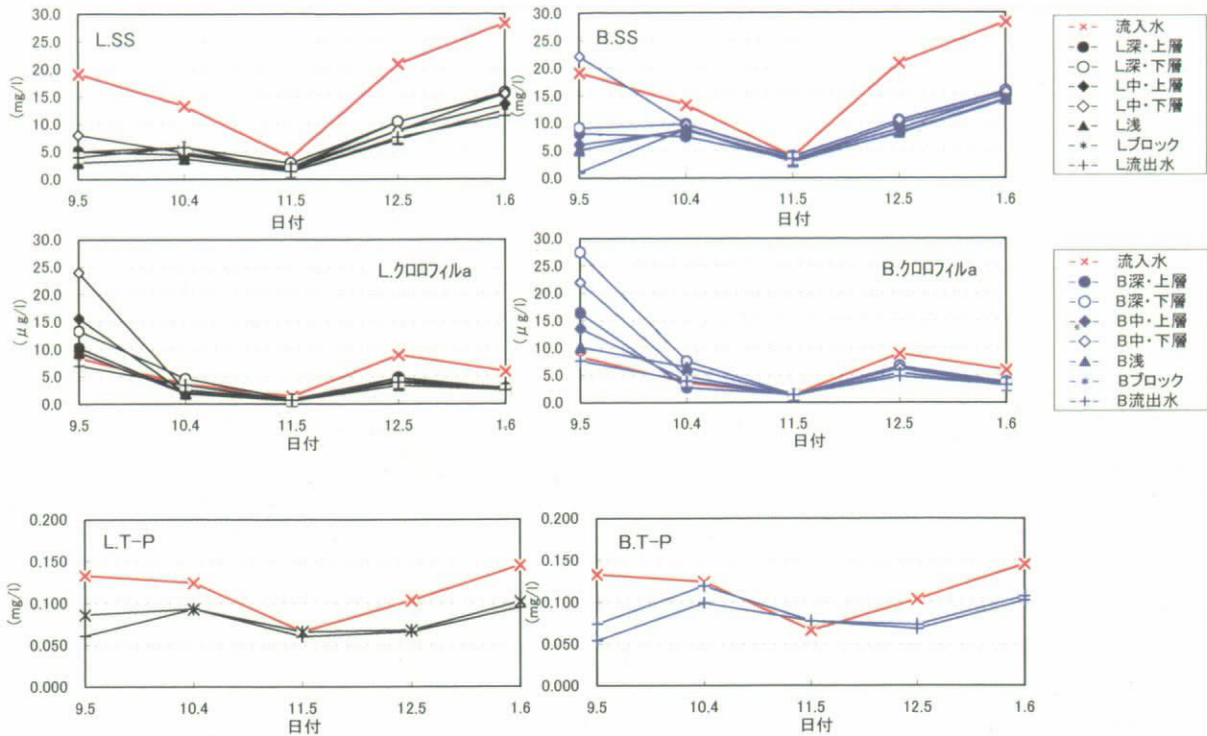


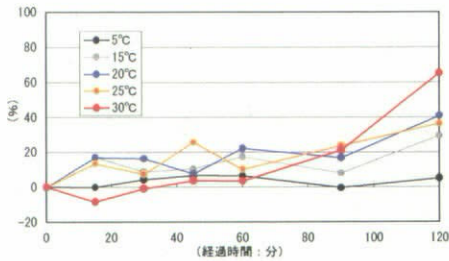
図 3-11 水質調査結果 (ブランクとの比較調査)

3.3 室内実験

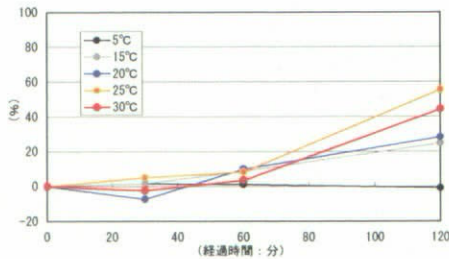
室内実験 (水温、溶存酸素濃度) 結果を図3-12、擬糞成分調査結果を表3-6に示した。

◆ 各水温における除去率

(セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ)



(セタシジミ)



◆ 各溶存酸素濃度における除去率

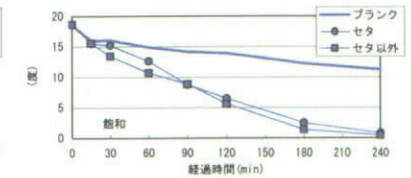
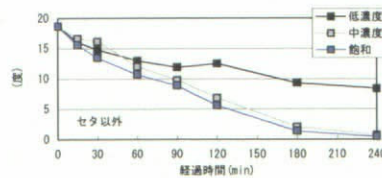
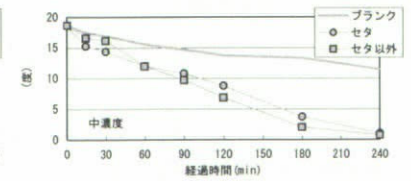
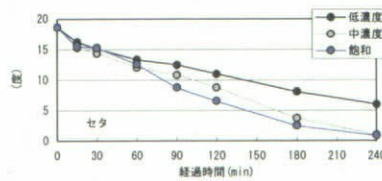
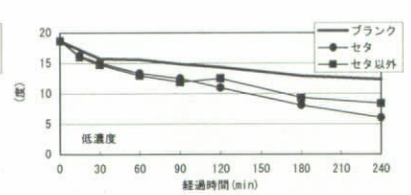
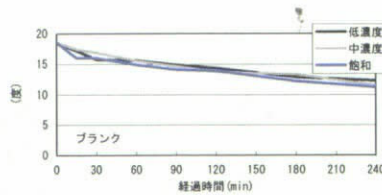


図 3-12 室内実験結果 (濁度)

表 3-6 擬糞成分調査結果

項目	単位	沈降効果	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ			項目	単位	沈降効果	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ	
			セタシジミ+沈降効果	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ+沈降効果	セタシジミ+沈降効果				セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ+沈降効果	
SS	原水	mg/l	18.6	18.6	18.6	T-P	原水	mg/l	0.098	0.098
		mg	37.2	37.2	37.2			mg	0.196	0.196
	上澄水	mg/l	5.2	0.1	0.2		上澄水	mg/l	0.06	0.035
		mg	9.4	0.2	0.4			mg	0.11	0.06
	沈降水	mg/l	252.0	226.4	248.6		沈降水	mg/l	1.0	1.0
		mg	50.4	45.3	49.7			mg	0.21	0.21
COD	原水	mg/l	7.8	7.8	7.8	Chl-a	原水	μg/l	17.1	17.1
		mg	15.6	15.6	15.6			μg	34.2	34.2
	上澄水	mg/l	8	7.3	7.2		上澄水	μg/l	10.3	0.5
		mg	14.4	13.1	13.0			μg	18.5	0.9
	沈降水	mg/l	62.4	54.7	53.6		沈降水	μg/l	208.3	171.1
		mg	12.5	10.9	10.7			μg	41.7	34.2

シジミの捕食作用（ろ過）が明確に現れる濁度の経時変化を各条件で調べた。その結果、シジミの種類の違いによって、最も活性が高くなる最適水温は異なり、セタシジミは25℃付近、セタシジミ以外の琵琶湖産シジミは30℃前後の水温が生育に適していると示唆された。

酸素濃度については、実験期間中4.0 mg/l程度以上であった中濃度（開始時6.0 mg/l）、高濃度（開始時飽和）ではセタシジミ以外の琵琶湖産シジミの方が水質浄化性能が良く、酸素濃度が少ない状況（2.0mg/l程度）ではセタシジミの方が水質浄化性能が良い傾向が見られた。このことから、セタシジミ以外の琵琶湖産シジミよりセタシジミの方が水深の深い低酸素濃度環境に強いと示唆された。

擬糞（沈降水）については、全ての物質について、プランクよりもシジミを投入してある方が濃度が低いもしくは同程度の傾向を示した。特に、シジミの餌と言われている植物プランクトンの指標となるChl-aにおいてその傾向が顕著に現れた。なお、シジミの種類の違いによる差は明確には見られなかった。このことから、図3-13に示した様に、シジミは物質が自然沈降する前に、水中の大半の物質（主に粒子状および粒子状を含む物質）を捕食し、その内で餌となる成分を吸収し、それ以外の物質を擬糞や糞の形で固めて放出するため、その量が、自然沈降のみの量よりも下回っていると考えられた。

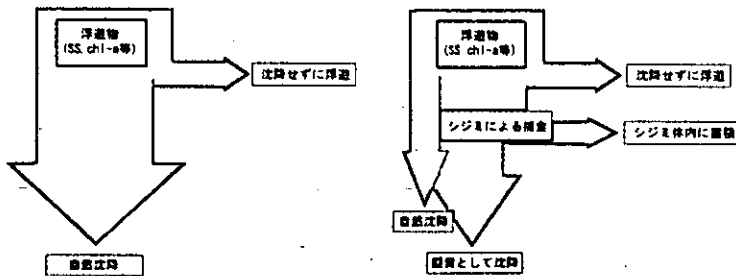


図 3-13 沈降・除去機構

4. まとめ

調査結果および考察から、以下の通りとりまとめを行った。

4.1 水際部モデル化浄化実験

琵琶湖流入河川の直接浄化手法として、シジミと砂浜を用いた水質浄化施設を適応させる場合の施設設計、期待される効果および課題を表 4-1 にまとめた。

表 4-1 水際部モデル化浄化実験

項目	結果		期待される効果	課題	
	セタシジミ	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ			
施設構造・内容	水路規模	2m(幅)×16m(長)		—	
	水路規模	4本		—	
	水深	0.2m		—	
	滞留時間	1.04h		—	
	処理水量	148.3 m ³ /day		—	
	流入水	種類	琵琶湖流入河川		—
		濃度	水質は浮遊物質が多いが、その中でシジミの餌となる物質(植物プランクトン等)が多く、土砂由来が少ない		—
		水温	25℃ (最大活性)	30℃ (最大活性:それ以上は不明)	—
		酸素濃度	豊富(4.0mg/l以上)		—
	充填物	規	大きさ	4g	—
密度			300~500個/m ²	—	
飼育し易さ		飼育し難い (10%/月死滅)	飼育し易い	セタシジミの方がシンボリック性が高い	—
底砂	種類	砂		—	
	量	0.2m		—	
維持管理	底質メンテナンス: 9ヶ月/回 (本実験ではH14.10.11実施) 日常点検結果から実施タイミングを決定する 日常点検(水質検査、シジミ生存状況等): 2回/週 住民参加型		—	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミについては不明	
水質	浄化性能	粒子状及び粒子状を含む物質の除去 水質浄化効果(シジミ活性)は、季節変動(温度)がある(夏季が最大) 年間を通じたトータルの濃度除去効果よりも処理水量が多いため、除去量効果大きい		粒子状及び粒子状を含む物質の除去効果 夏場に除去効果を期待したい場所への適応 除去量(琵琶湖負荷削減)効果	処理水量の増加量の要検討 セタシジミ以外の琵琶湖産シジミについては年間を通じた浄化性能は不明
		施設運用して約9~10ヶ月目以降になるとシジミの水質浄化効果がなくなる	—	9ヶ月/回の底質除去メンテナンスで浄化性能回復	—
		除去率	SS	21.2% (H13.7-14.7) 66.7% (H13.7-8)	—
	T-P		9.7% (H13.7-14.7) 19.8% (H13.7-8)	—	—
	T-N		3.5% (H13.7-14.7) 9.8% (H13.7-8)	—	—
	COD		4.8% (H13.7-14.7) 11.7% (H13.7-8)	—	—
	BOD		0.0% (H13.7-14.7) 13.1% (H13.7-8)	—	—
	底質	底質状況	施設運用開始4ヶ月以降から底生生物相形成等により栄養塩類や有機物の蓄積状況が安定 時間の経過に伴い還元化(9ヶ月後、ORP:-200mV) 運用9ヶ月後に高い底泥含有量と速度、その後シジミの死滅速度大 底質メンテナンス実施後は、運用開始時の底質状態(栄養塩類、有機物等)に回復	—	シジミ投入により、底生生物相の形成影響から安定した環境状況 9ヶ月/回の底質除去メンテナンスで運用開始時の底質状態に回復
シジミ投入により施設運用開始4ヶ月以降から底生生物相形成			—	より豊かな生物相の形成	—
その他	住民参加型	—	住民参加型浄化施設(参加、啓発、利用) 水質良好、多自然環境という印象(シンボリック的なイメージ)	安全性や住民意識は不明	

4.2 内湖・閉鎖性水域モデル化浄化実験

内湖、閉鎖性水域の浄化事業として、シジミを適応させる場合の適応条件、期待される効果および課題を表 4-2 にまとめた。

表 4-2 内湖・閉鎖性水域モデル化浄化実験

項目	結果		期待される効果	課題		
	セタシジミ	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミ				
環境条件	水深	20~100cm	20~150cm	—	琵琶湖では数mの場所で生育	
	滞留時間	1~7日 (7日以上は不明)	7日 (7日以外は不明)	—		
	流速	0.15cm/sec以下 では生育困難 低流速では生育不可	0.20cm/sec以上	—		
	流入水	種類	琵琶湖流入河川		—	—
		温度	水質は浮遊物質が多いが、その中でシジミの餌となる物質(植物プランクトン等)が多く、土砂由来が少ない		—	—
		水温	25℃ (最大活性)	30℃ (最大活性:それ以上は不明)	—	—
		酸素濃度	豊富(4.0mg/l以上)		—	—
底質	種類	砂		—	その他は不明	
シジミ	大きさ	4 g		—	—	
	密度	300~500 個/m ²		—	最適密度は不明	
	飼育し易さ	飼育し難い (10%/月死滅)	飼育し易い	セタシジミの方がシンボリック性が高い	—	
水質	浄化性能	粒子状及び粒子状を含む物質の除去 内部生産抑制効果 年間を通じた安定した除去効果		粒子状及び粒子状を含む物質の除去効果 夏場に除去効果を期待したい場所への適応 内部生産抑制効果があり、滞留性の高い水域に適応	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミについては年間を通じた浄化性能は不明 シジミが捕食する物質および物質質量(自然沈降物との割合)不明	
		水の滞留時間が長い方が短い方より負荷量除去や濃度除去率は高いが、除去量は小さい		—		
	除去率(平均)	SS	L:72.2% (H13.7-14.7) S:51.6% (H13.7-14.7)	L:64.2% (H14.9-15.1) S:51.2% (H14.9-15.1)		
		T-P	L:43.6% (H13.7-14.7) S:26.3% (H13.7-14.7)	L:31.7% (H14.9-15.1) S:25.3% (H14.9-15.1)		
		T-N	L:21.0% (H13.7-14.7) S:13.5% (H13.7-14.7)	L:14.4% (H14.9-15.1) S:12.2% (H14.9-15.1)		
		COD	L:17.5% (H13.7-14.7) S:15.7% (H13.7-14.7)	L:14.4% (H14.9-15.1) S:16.2% (H14.9-15.1)		
Chl-a		L:54.9% (H13.7-14.7) S:32.5% (H13.7-14.7)	L:38.2% (H14.9-15.1) S:18.6% (H14.9-15.1)			
底質	底質状況	環境条件の違いによる底質の栄養塩類及び有機物の含有量の差異はない 時間の経過に伴い還元化(9ヶ月後、ORP=-200mV) シジミの大量死滅により底質状況は悪化(有機物、栄養塩類蓄積量増加)	— — シジミが投入されていない方が底質の栄養塩類や有機物の蓄積速度が速い	シジミ投入により、底生生物相の形成影響から安定した環境状況	セタシジミ以外の琵琶湖産シジミについては年間を通じた底質状況は不明	
		シジミ投入により底生生物相形成	—	より豊かな生物相の形成	—	
生態系その他	住民参加型	—	—	水質良好、多自然環境という印象(シンボリック的なイメージ)	住民意識は不明	

実験担当者

滋賀県湖南地域振興局

河川砂防課主幹

松野 克樹

河川砂防課副主査

今井 崇

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

柳田 英俊

実験センター研究員

土田 達雄

8. 路面排水処理施設の検討実験（その3）

1. 目的

滋賀県における降雨時の路面排水は、道路側溝から排水管等を経て直接河川等の公共用水域へ放流されている（分流方式）。滋賀県土木交通部道路課においては、道路排水の負荷削減（面源負荷対策）を目的とした調査、実験を行ってきた。

昨年度は、高架下設置用のパイロットプラントを久野部跨線橋下（野洲町）に設置し、路面排水の浄化実験を行うとともに、道路側溝など設置スペースに余裕の少ない箇所へ取付可能な浄化装置の開発を目指し、分水部の考案・室内検討を行った。

今年度は側溝用のパイロットプラントを製作し、路面排水の浄化実験を行った。

2. 側溝型路面排水処理装置パイロットプラントの製作・設置

2.1 設置箇所の選定

設置地点の選定に関しては昨年度業務で道路側溝等を調査済の地点を中心に、昨年度の業務との連続性を考慮して、グレーチング寸法、集水面積、植樹帯の有無等、設置地点周辺の状況を勘案の上、滋賀県道路課と協議により、主要地方道栗東志那中線に設置することとなった。

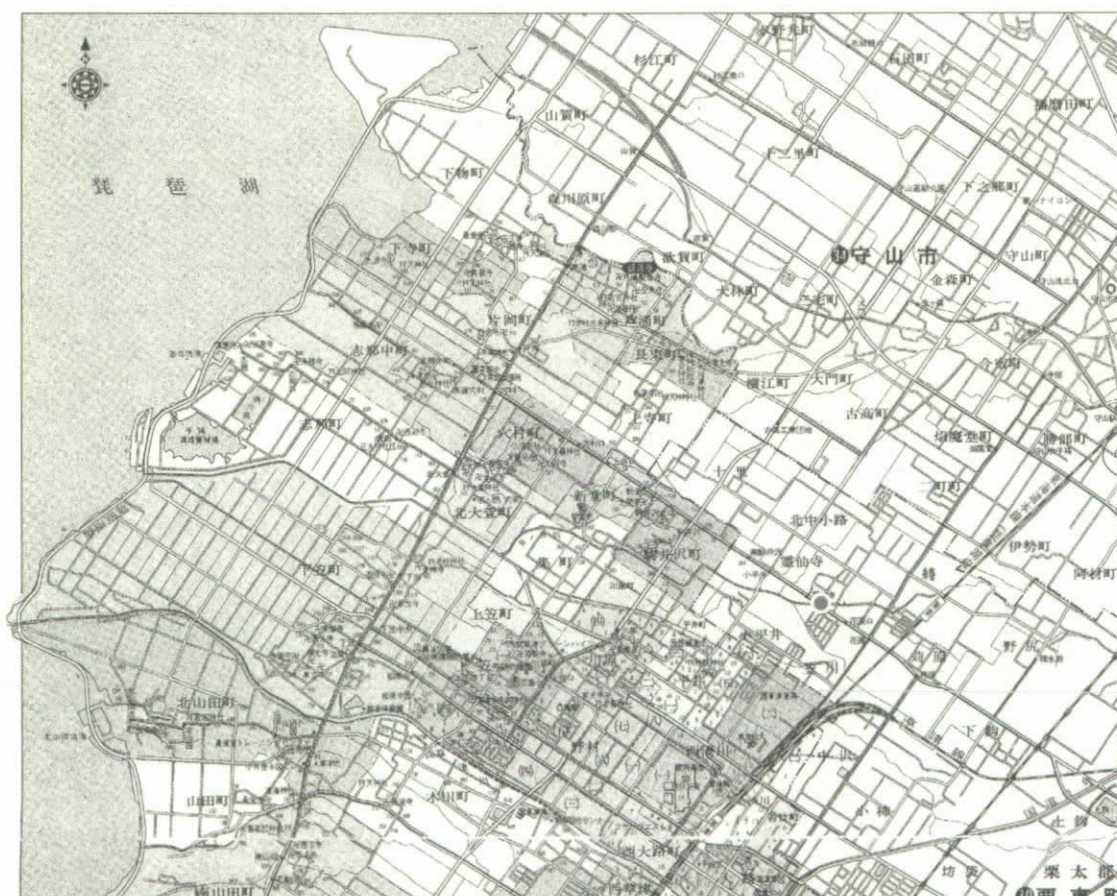


図2-1 側溝型パイロットプラント設置地点（●：設置地点）

【主要地方道栗東志那中線（霊仙寺付近）】

交通量=7,840台/12h、グレーチング寸法=60cm×40cm、集水面積=72m²

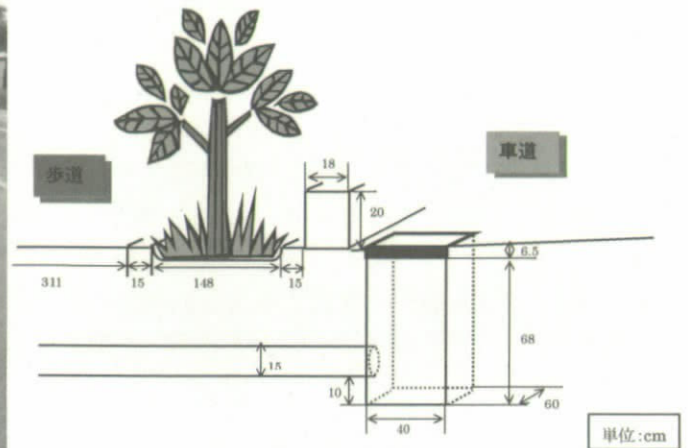


図 2-2 パイロットプラント設置地点の状況

2.2 パイロットプラントの製作

昨年度業務で考案した側溝型路面排水処理装置（図 2-3）をベースに、設置地点の状況に合わせて、パイロットプラントを設計・製作し設置した。設置は平成 14 年（2002 年）11 月 8 日～14 日にかけて行った。

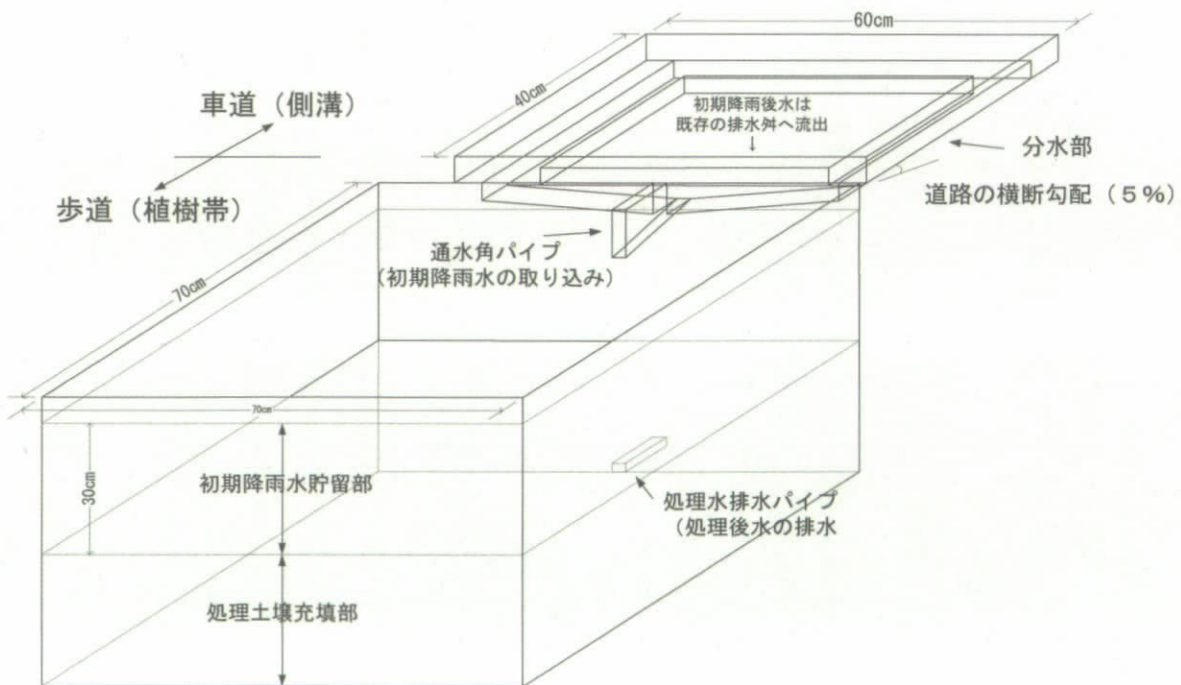


図 2-3 側溝型路面排水処理装置

3. 路面排水浄化能力調査

3.1 調査方法・項目・日程

側溝型路面排水処理装置の処理能力を調査するため、処理前（路面排水の初期フラッシュ部分）および処理後の水質を調査した。調査項目を表 3-1 に示す。調査は、先行晴天日数が 2 日以上 of 降雨を対象とすることとし、平成 14 年 12 月 16 日に降り始めた降雨を採水分析した。

表 3-1 路面排水浄化能力調査項目

■昨年度水質浄化能力調査項目	■重金属	■揮発性化合物	■アルキルフェノール
COD・D-COD	ヒ素(As)	キシレン	4-セプチルフェノール/4-n-ベンチルフェノール
D-TOC・P-TOC	カドミウム(Cd)		4-n-ヘキシルフェノール/4-ヘプチルフェノール
T-N・D-N	クロム(Cr)	■スチレン2量体、3量体	4-セオクチルフェノール/4-n-オクチルフェノール
NO3-N・NO2-N・NH4-N	セレン(Se)	1,3-ジフェニルプロパン/cis-1,2-ジフェニルシクロブタン	ノニルフェノール
T-P・D-P	水銀(Hg)	trans-1,2-ジフェニルシクロブタン/2,4-ジフェニル-1-ブテン	
PO4-P	銅(Cu)	2,4,6-トリフェニル-1-ヘキセン/1-フェニル-4-テトラリン類	
GPC-TC	亜鉛(Zn)	1,3,5-トリフェニルシクロヘキサン	
	アルミニウム(Al)		
	バナジウム(V)	■PAH	
	鉛(Pb)	ベンゾフェノン	
	鉄(Fe)		

3.2 調査結果

図 3-1、表 3-2 に処理前（初期フラッシュ水）と処理後の水質分析結果を示した。これによると、処理前においては、COD、T-N、T-P など高濃度（琵琶湖水質の 20 倍以上）であったが、処理後水については明確な除去が確認された。特に、粒子状物質（P-COD、P-TOC、P-TN、P-TP）は、90%以上の除去率が確認された。溶存態物質においては、D-COD で約 10%、D-TOC で約 8%、D-TN で約 7%、D-TP で約 68% であり、溶存態リンに対して比較的高い除去性能を示した。

金属類で処理前水から検出された物質は、砒素(As)、鉛(Pb)、亜鉛(Zn)、銅(Cu)、鉄(Fe)、クロム(Cr)、アルミニウム(Al)であった。銅、鉄を除き、処理後において定量限界値以下となった。鉄は約 95%除去され、処理後において 0.4(mg/l)であった。

スチレン 2 量体・3 量体、多環芳香族炭化水素 (PAHs)、アルキルフェノール処理前水より検出されたのは、1,3-ジフェニルプロパン (スチレン 2 量体)、ベンゾフェノン (PAHs)、4-ペプチルフェノール、4-n-オクチルフェノール (アルキルフェノール) であった。これら物質は全て、処理後において濃度が低下しており、それぞれの除去率は、1,3-ジフェニルプロパンで約 78%、ベンゾフェノン (PAHs) で約 44%、4-ペプチルフェノールおよび 4-n-オクチルフェノールで約 90% 以上であった。

図 3-2 に GPC-TC 分析結果を示す。これまでの調査により、保持時間 65~80 分の中に難分解性有機物が含まれていることが分かっているが、今回の調査においても、処理前後でピーク強度が低下しており、難分解性有機物の除去が示唆された。

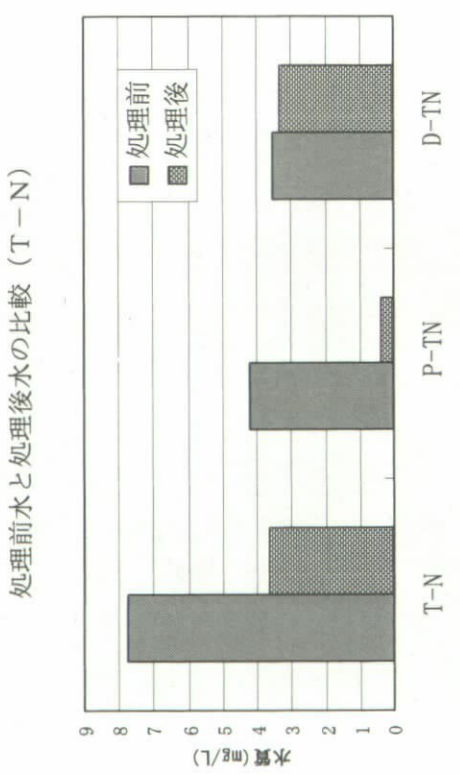
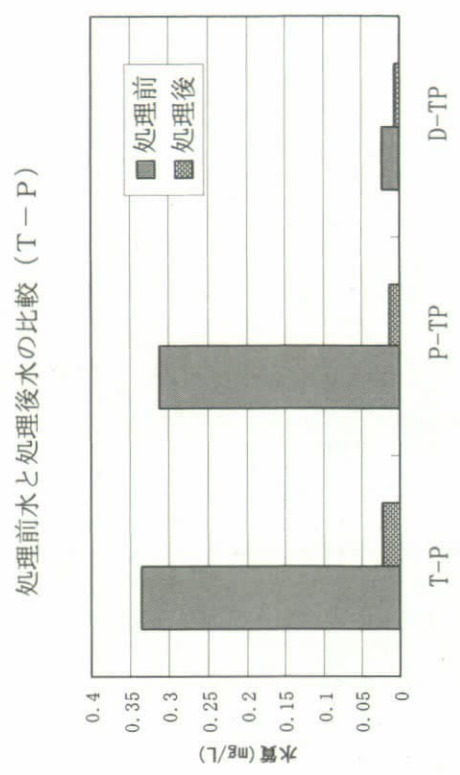
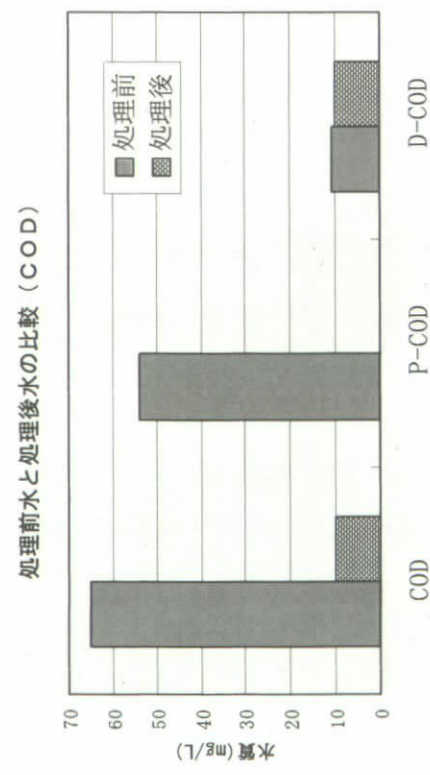
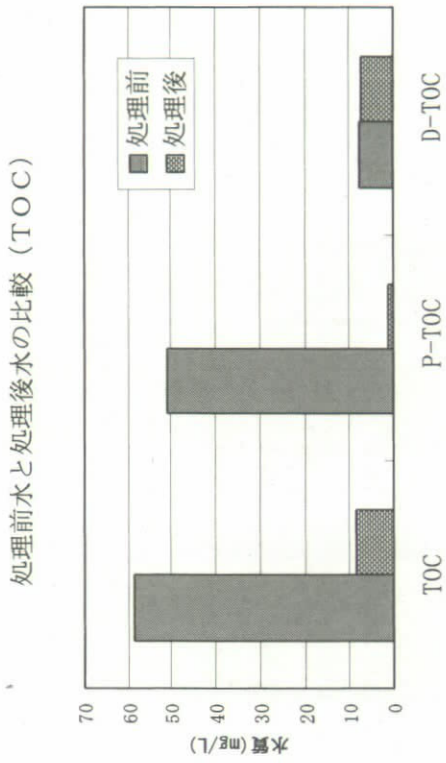


図 3-1 路面排水浄化能力調査結果

表 3-2(1) 水質分析結果(一般項目・金属類・揮発性有機化合物)

項目	処理前	処理後	濃度除去率(%) (*1)	備考 水濁法基準(環境水)
1 pH	7.7	7.0	-	
2 COD	65	9.9	84.8	
3 P-COD	54	0	100.0	
4 D-COD	11	9.9	10.0	
5 TOC	58.6	8.48	85.5	
6 P-TOC	50.8	1.28	97.5	
7 D-TOC	7.8	7.2	7.7	
8 T-N	7.75	3.65	52.9	
9 P-TN	4.2	0.34	91.9	
10 D-TN	3.55	3.31	6.8	
11 D-IN	2.66	2.59	2.6	
12 NH4-N	1.4	1.2	14.3	
13 NO2-N	0.3	0.29	3.3	
14 NO3-N	0.96	1.1	-	(*2)
15 T-P	0.335	0.022	93.4	
16 P-TP	0.313	0.015	95.2	
17 D-TP	0.022	0.007	68.2	
18 PO4-P	0.015	0.001	93.3	
19 T-Hg	<0.0005	<0.0005	-	0.0005
20 As	0.006	<0.005	>16.7	0.01
21 Cd	<0.001	<0.001	-	0.01
22 Pb	0.046	<0.005	>89.1	0.01
23 Zn	0.7	<0.1	>85.7	
24 Cu	0.2	0.3	-	(*2)
25 Fe	7.6	0.4	94.7	
26 Se	<0.01	<0.01	-	0.01
27 Cr	0.02	<0.01	>50	0.05(Cr(VI))
28 V	<0.1	<0.1	-	
29 Al	6	0.4	93.3	
30 キンレン	0.003	0.104	-	(*3)
31 潮分 (n-Hex抽出物)	9.6	<0.5	>94.8	参考値

(*1)濃度除去率=(処理前-処理後)/処理前×100
処理後の濃度が定量下限値以下の場合、定量下限値で算出し、それ以上の除去率として表記した。
(*2)分析上、処理前後で濃度が増加しているが、増加量は極小であり増加の要因が考えられ
ないことから、除去率は「-」とした。
(*3)キンレン濃度の増加については、設置時に塗装した部分からの溶出があったためと考え
られるため、塗装後に十分な養生が必要であると考えられる。

表 3-2(2) 水質分析結果(スリン2量体・PAH・7種PAHフェノール)

項目	処理前	処理後	濃度除去率(%)
1 1,3-ジフェニルエーテル	0.011	0.0024	78.2
2 スチレン2量体 cis-1,2-ジフェニルエーテル	<0.007	<0.007	-
3 trans-1,2-ジフェニルエーテル	<0.008	<0.008	-
4 2,4-ジフェニルエーテル	<0.007	<0.007	-
5 2,4,6-トリフェニルエーテル	<0.001	<0.001	-
6 スリン3量体 1-フェニル-4-トリフルオロメチル	<0.005	<0.005	-
7 1,3,5-トリフェニルエーテル	<0.007	<0.007	-
8 PAH ベンゾ[a]ピレン	0.090	0.050	44.4
9 4-tert-ブチルフェノール	<0.002	<0.002	-
10 4-n-ブチルフェノール	<0.003	<0.003	-
11 4-n-オクチルフェノール	<0.002	<0.002	-
12 4-n-ドデシルフェノール	0.011	<0.001	>90.9
13 4-t-ドデシルフェノール	<0.002	<0.002	-
14 4-n-トリデシルフェノール	0.033	<0.003	>90.9
15 1-ドデシル	<0.003	<0.003	-

※濃度除去率=(処理前-処理後)/処理前×100
処理後の濃度が定量下限値以下の場合、定量下限値で算出し、それ以上の除去率として
表記した

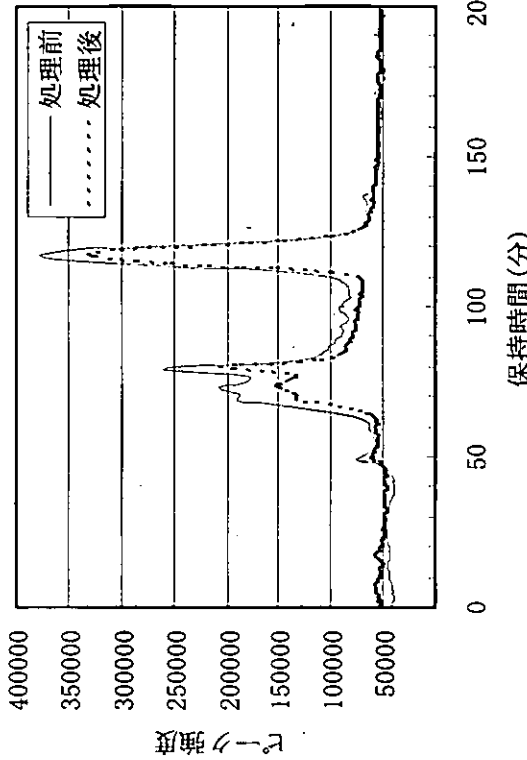


図 3-2 GPC-TC分析結果

4. 路面排水中汚濁物質（黒色物質）の由来調査

4.1 調査方法

路面排水中に含まれる汚濁物質について、起源（寄与割合）を把握するために、路面排水中の黒色物質の発生源として、ディーゼル車排ガス、タイヤ、舗装材を想定し、それぞれについて、次の分析を行った。試料の採取方法、分析に供した試料および分析手法を表4-1、表4-2に示した。

表4-1 試料採取方法

	試料採取方法
道路排水中の黒色物質	実際の道路排水（初期フラッシュ水）を採取する。採取対象となる降雨の条件は、先行晴天日数が2日（48時間）以上とする。
ディーゼル車排ガス	ディーゼル自動車の排気管に蓄積している黒色物質を採取する。試料採取は、PM（粒子状物質）の排出が多いと言われる大型車（直噴型エンジン）を対象とする。
タイヤ	実際のタイヤの一部を採取、またはタイヤ原料ゴムとする。
舗装材	舗装後3～数年経過した舗装材（アスファルト）を対象とし、表層を避け、その一部を分析に供する。試料は、滋賀県より提供を受ける。

表4-2 試料一覧および分析対象手法

試料		採取状況など	分析対象手法		
			熱分解GC	FT-IR	元素分析*
タイヤ	大型車	ブリジストン VSTEEL MIX M810 TCOT Low Profile 255/70 R22.5	○	○	○
	小型車	横浜ゴム RADIAL 390 205/65 R15 94H	○		○
アスファルト	平成14年11月29日採取	浜街道歩道	○	○	○
	平成14年12月17日採取	洩川路線橋	○		○
排ガス由来	大型車	ISUZU GIGA 15t 平成8年式 エンジン形式 ディーゼルL6 インタークーラーターボ121	○	○	○
	乗用車	TOYOTA SURF 平成7年式 エンジン形式 ディーゼル4気筒 3000cc	○		○
道路排水	平成14年10月19日採取	栗東支那中線（側溝型実験装置設置場所）	○		○
	平成14年12月17日採取	栗東支那中線（側溝型実験装置設置場所）	○	○	○

※元素分析は、元試料と熱分解GC/MS分析の残さの両方について分析した。

4.2.1 熱分解GC/MS分析結果

熱分解GC/MS分析の結果を表4-3に示す。また、表4-3をもとに、黒色物質平均（Y）、タイヤ小型車（A1）、タイヤ大型車（A2）、ディーゼル排ガス平均（A3）、アスファルト平均（A4）として、「 $Y = X_0 + A_1 \times X_1 + A_2 \times X_2 + A_3 \times X_3 + A_4 \times X_4$ 」を仮定し、Yとの差の自乗和が最小となるように $X_0 \sim 4$ （寄与率）を推定したところ、黒色物質への寄与率として表4-5に示す値を得た。寄与率の推定においては黒色物質中に存在しなかったSO₂を考慮するか否か、CH化合物を考慮するか否かについてCase1～4の選択を行った。表4-5より、黒色物質の寄与要因として、小型車タイヤ、大型車タイヤ、ディーゼル排ガス、アスファルトの各々の寄与率は54～57%、18～20%、0～3%、12～19%と算定された。なお、計算上、ディーゼル排ガスによる寄与はSO₂を考慮するか否かによりX値が変動しており、寄与率の推定にあたってはディーゼル排ガスのサンプル数を多くするなど検討が必要であると思われる。

表 4-3 熱分解GC/MS分析結果 (重量成分比)

	(mg/Kg)							
	黒色物質 (1)	黒色物質 (2)	タイヤ 小型車	タイヤ 大型車	乗用車 ディーゼル 排ガス	大型車 ディーゼル 排ガス	アスファルト 渋谷歩道	アスファルト 浜街道
プロペン	1752.5	1456.9	3708.2	6404.6	0.0	0.0	148.2	1499.6
SO2	0.0	0.0	0.0	114.3	90.0	12140.6	0.0	0.0
ブタジエン	1828.2	1660.3	16995.2	19042.0	0.0	9.7	7.9	182.1
C4H8	195.2	223.7	1221.2	1180.3	0.0	0.0	6.2	99.5
イソブレン	3119.2	2890.5	11891.0	80681.8	0.0	0.0	9.0	211.6
ベンゼン	633.3	827.1	3354.9	2577.9	317.4	707.9	28.5	49.5
トルエン	2020.7	2427.9	2576.1	8423.4	55.8	67.8	35.7	188.9
C8H12	431.8	411.2	5764.8	9099.4	0.0	0.0	0.0	17.1
m,p-キシレン	35.1	462.6	1019.8	5390.7	0.0	21.7	13.7	69.0
スチレン	3430.6	3874.8	33116.6	545.8	2.6	10.0	3.9	7.2
C10H16	169.7	75.6	689.7	7129.6	0.0	0.0	0.0	0.0
フェノール	223.3	110.0	722.9	0.0	454.5	1469.0	0.0	10.3
CH化合物1	130.9	158.8	0.0	0.0	0.0	0.0	29.7	440.5
C10H16	940.9	357.9	4376.6	32872.1	0.0	0.0	0.0	0.0
CH化合物2	120.8	112.7	0.0	0.0	0.0	4.4	28.6	349.3
ナフタレン	124.3	117.9	111.0	246.2	49.9	111.0	6.8	16.2
CH化合物3	159.0	126.3	16.0	31.6	0.0	43.5	26.8	271.3
CH化合物4	115.5	78.0	35.4	71.7	0.0	2.4	26.0	198.8
ビフェニル	118.5	64.8	747.5	0.0	60.3	37.2	0.0	0.0
CH化合物5	85.8	65.7	0.0	0.0	0.0	42.1	26.1	136.6
CH化合物6	132.4	52.1	0.0	183.2	0.0	3.8	22.3	79.1
C13H8O	0.0	4.6	0.0	0.0	52.0	0.0	0.0	0.0
フェナントレン	96.2	2.2	8.3	72.3	76.4	32.6	1.6	0.0

成分重量比(mg/kg)=各物質成分量×熱分解GCMS分析に供したサンプル重量
 各物質成分量(ng)=熱分解GC/MS分析の結果得られたピーク面積をトルエン検量線に適用し
 重量に換算したもの(トルエン換算量)。

表 4-4 熱分解成分の試料間の相関係数 (r 値)

	黒色物質 021217	黒色物質 021019	タイヤ小型車	タイヤ大型車	乗用車ディー ゼル排ガス	大型車ディー ゼル排ガス	アスファルト渋谷 歩道	アスファルト浜街 道
黒色物質 021217		0.977	0.836	0.591	-0.142	-0.161	0.199	0.232
黒色物質 021019			0.846	0.481	-0.121	-0.151	0.166	0.172
タイヤ小型車				0.304	-0.142	-0.120	-0.086	-0.037
タイヤ大型車					-0.171	-0.109	-0.074	0.029
乗用車ディー ゼル排ガス						0.202	-0.128	-0.207
大型車ディー ゼル排ガス							-0.141	-0.134
アスファルト渋谷 歩道								0.959
アスファルト浜街 道								

表 4-5 寄与率推定結果

		寄与要因				その他	Sum
		タイヤ小型車	タイヤ大型車	タイヤ 排ガス 平均値	アスファルト 平均値		
Case1 (寄与率推定に 全データを使 用)	①: X	0.103223	0.017581	0.000944	1.362508	36.413977	—
	②: A*Xの計	8914	3060	7	2894	838	15713
	③: ②の%	56.7%	19.5%	0.0%	18.4%	5.3%	100.0%
Case2 (CH化合物のデー タを除外して寄与 率を推定)	①: X	0.098889	0.018568	-0.025098	1.311982	165.952350	—
	②: A*Xの計	7532	2447	-198	1702	2489	13973
	③: ②の%	53.9%	17.5%	-1.4%	12.2%	17.8%	100.0%
Case3 (SO ₂ のデー タを除外 して寄与率を推 定)	①: X	0.103781	0.017932	0.266378	1.412547	6.715863	—
	②: A*Xの計	8962	3119	484	3000	148	15713
	③: ②の%	57.0%	19.9%	3.1%	19.1%	0.9%	100.0%
Case4 (CH化合物、SO ₂ のデー タを除外して寄 与率を推定)	①: X	0.099299	0.018726	0.071449	1.329607	149.457830	—
	②: A*Xの計	7563	2466	126	1725	2092	13973
	③: ②の%	54.1%	17.6%	0.9%	12.3%	15.0%	100.0%

4.2.2 FT-IR分析結果

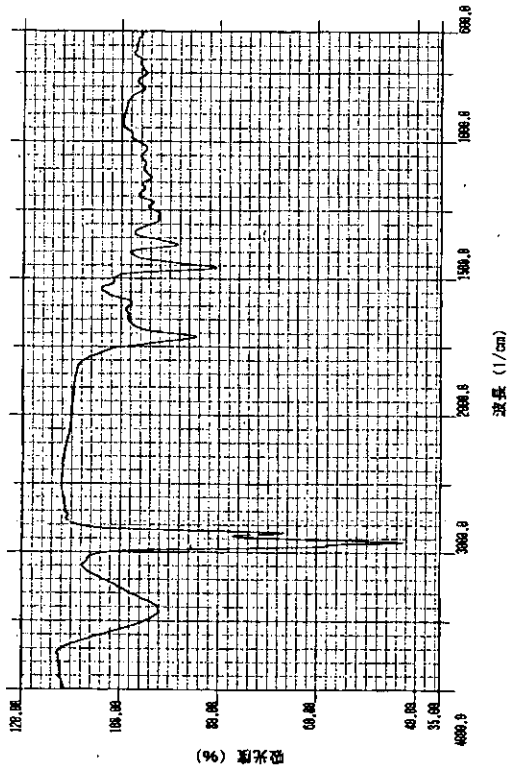
得られた吸光スペクトルを図 4-1 に示した。これによると、黒色物質の吸光スペクトルには、タイヤおよびアスファルトと共通する部分があり、波数 3000/cm 付近のシャープな吸光と波数 1400~1500/cm のやや小さなスペクトルが見られた。また、黒色物質と排気ガス試料にも共通点があり、波数 1700/cm 付近のピークが見られた。

これによると、路面排水の黒色物質の傾向は、タイヤ（大型車）とアスファルトとの一致性が高く、黒色物質の起源にタイヤやアスファルトが含まれていることが示唆された。また、排ガスに見られたピークが黒色物質にも出現していたことから、排ガス由来の物質が路面排水に含まれていることが示唆された。

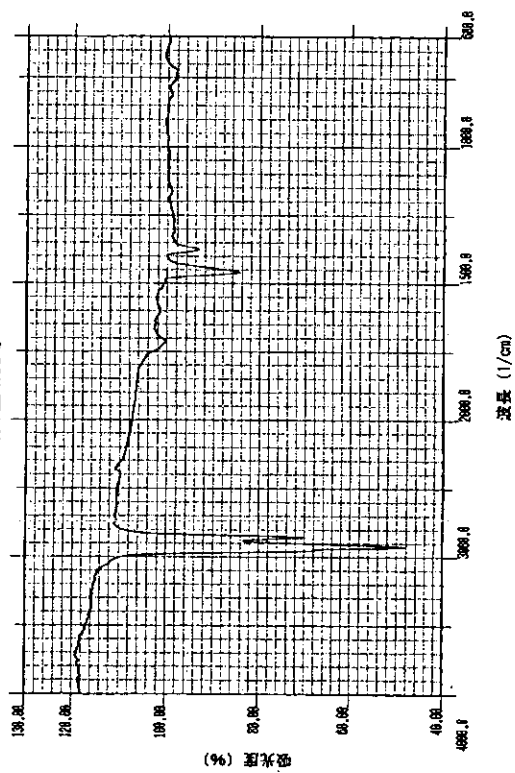
4.2.3 元素分析結果

元素分析の結果を図 4-2 に示す。分析結果よりタイヤおよび排ガスにおいて高い炭素濃度が確認され、それぞれ、タイヤでは約 80%、排ガスでは約 50~60%であった。一方、路面排水の黒色物質の炭素濃度は約 20%、アスファルトは 10%であった。なお、路面排水の黒色物質を顕微鏡観察した結果、黒色物質の他に、無色の鉱物様の物質が見られ、土砂由来の鉱物などが混入していることが示唆された。

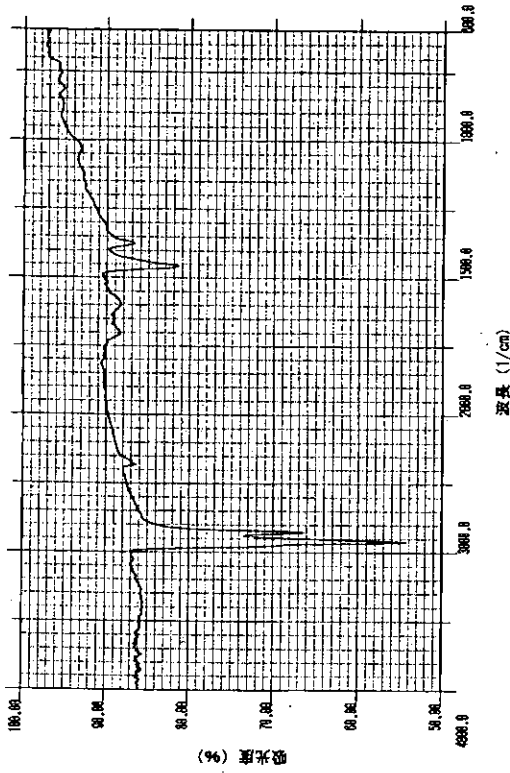
熱分解後試料の元素分析の結果、熱分解後に残留していた炭素量は、路面排水の黒色物質が約 40%、排ガスが約 90%、タイヤが約 30%、アスファルトが約 20%であった。この値は、700℃に加熱しても気中に移行しなかった炭素量を示しており、一般には単体の炭素（C、炭など）のように強い結合を持つものである。従って、熱分解後の試料に多量の炭素が含まれていた排ガスには、煤などの炭素成分が多量に含まれていたことが示唆された。また、由来成分のうち、排ガスの熱分解残留物中のみ窒素が検出されており、黒色物質の残留成分中には窒素が検出されなかったことから、本分析の限りでは排ガスの路面排水中黒色物質への寄与は小さい可能性が考えられた。さらに、アスファルトの熱分解残留物中と黒色物質の熱分解残留物中に水素が検出され、他の由来成分の熱分解残留物中に水素が検出されなかったことから、黒色物質にアスファルトが主ではないものの寄与していることを示唆している（測定対象外の他の物質が寄与している可能性もある）。



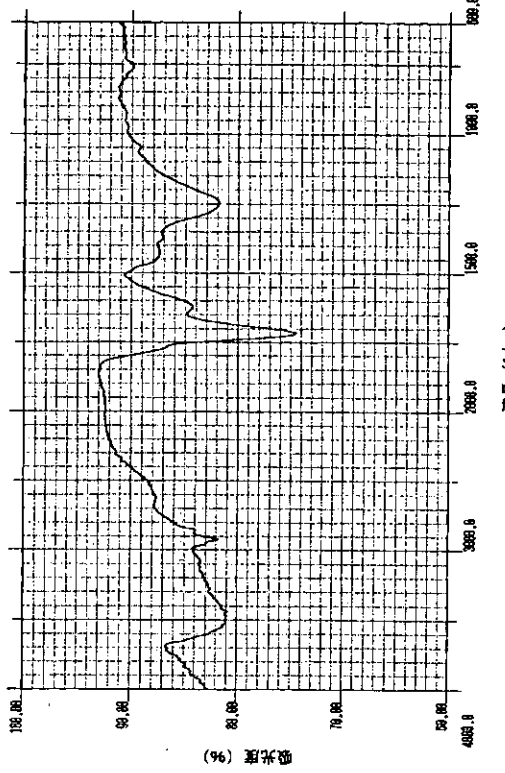
<黒色物質>



<大型車タイヤ>



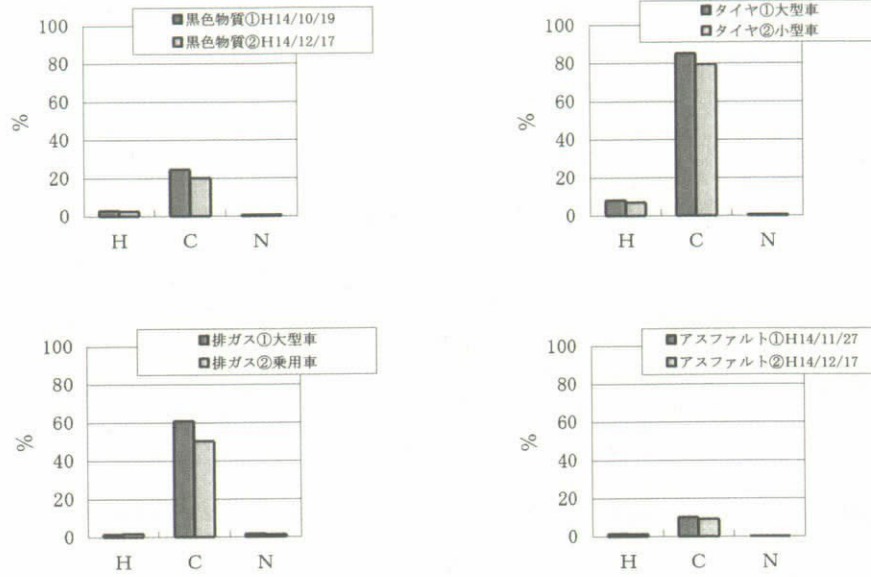
<アスファルト>



<大型車排気ガス>

図 4-1 FT-IR 分析結果

<元試料>



<熱分解されなかった物質 (熱分解後物質の元試料に対する割合)>

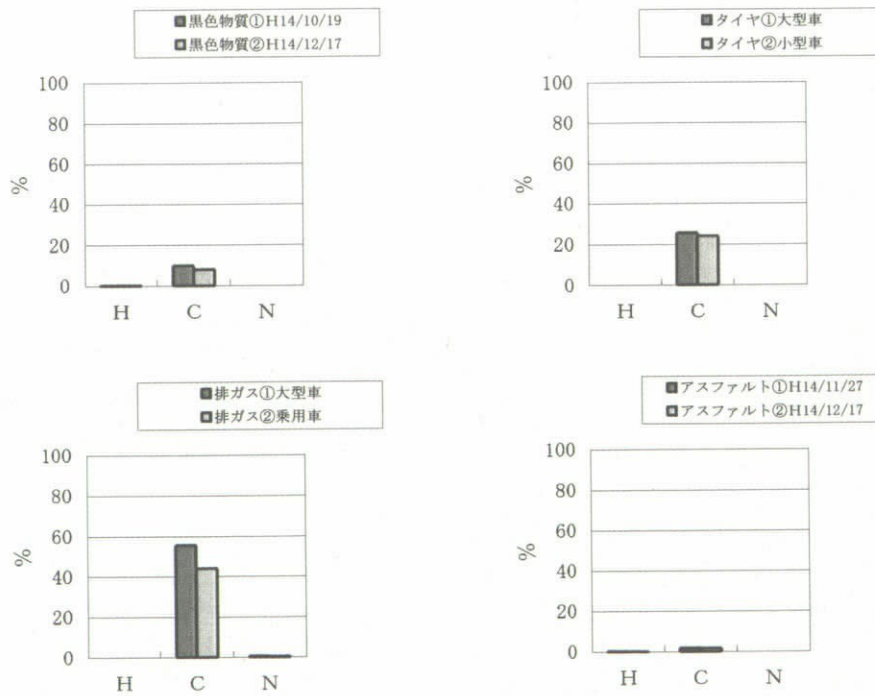


図4-2 元素分析結果

5. 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。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、路面排水処理施設を設置する利点が当面は続くと考えられる。ここでは、路面排水処理装置の浄化能力、今後の検討課題等について整理した。

5.1 汚濁物質の除去率

高架型、側溝型路面排水処理施設の水質浄化能力を表 5-1 に整理した。

表 5-1 浄化能力 (単位: mg/L)

	高架型 (昨年度業務)			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) 高架型は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)
 ※FF水: 初期フラッシュ水 (First Flush 水)

5.2 年間負荷削減量

昨年度調査 (「平成 13 年度 難分解性有機物浄化対策調査業務委託報告書」(平成 14 年、滋賀県、(財)琵琶湖・淀川水質保全機構)によると、高架型路面排水処理施設による年間負荷削減量は表 5-2 のとおりである。側溝型については調査を行っていないが、降雨初期 2 mm の FF 水を選択的に取水する方式、前述の汚濁物質の除去率が概ね等しいことから、処理面積あたりの負荷削減量は概ね等しいと考えられる。

表 5-2 高架型路面排水処理施設の年間負荷削減量

処理対象面積	285m ²		
交通量	小型 6,384 台/12h、大型 884 台/12h (平成 9 年度交通センサス)		
浄化能力	降雨初期 2mm に 対して	降雨初期 2mm 以降も含めた年間降雨 に対して	
	COD	除去率 77.3%	除去率 約 28% (約 2.3kg/年)
	TOC	除去率 80.9%	除去率 約 31% (約 2.6kg/年)

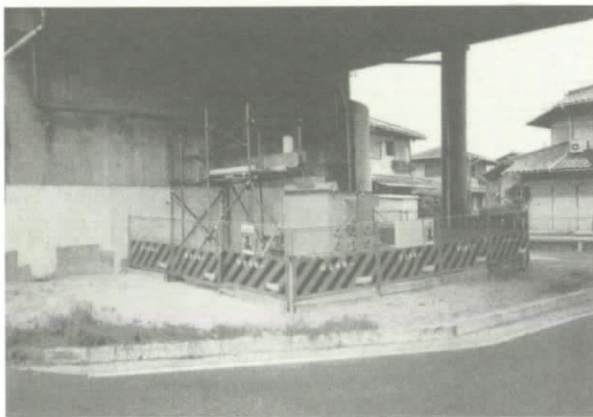
5.3 今後の課題

① 量産化へ向けての検討

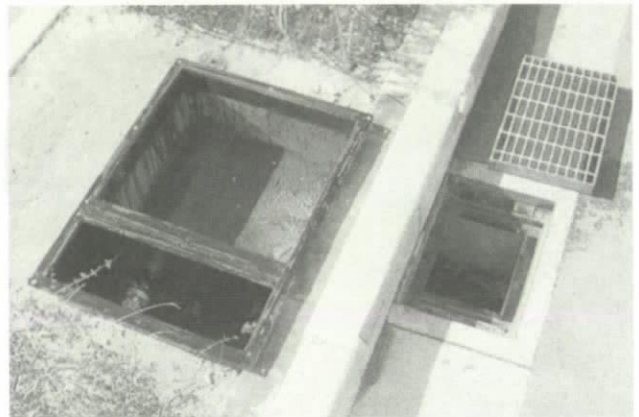
路面排水処理装置の集水部、処理部の2次製品化による量産化、低コスト化の検討が必要。また、標準的な設計手順（処理部の容量等）、施工手順等の作成が必要である。また、手順については新設道路等、設計段階から路面排水処理施設の設置を考慮した場合と、既設道路に路面排水処理装置を後付する場合とに分けて作成する必要がある。

② 充填土壌の寿命等についての検討

路面排水処理装置の処理部に充填する土壌の寿命について、側溝型パイロットプラントを用いて継続的に浄化能力調査を実施し、調査する必要がある。また、側溝型路面排水処理装置の集水部の目詰まり防止等、全体的な標準メンテナンス手法の作成が必要である。



高架型パイロットプラント
(中央の白い立方体が処理装置)



側溝型パイロットプラント

実験担当者

滋賀県土木交通部道路課

道路保全担当課長補佐

望月 正人

主査

清水 良幸

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

柳田 英俊

実験センター研究員

土田 達雄

9. ミジンコろ床法を用いた河川水の浄化実験(その2)

1. 目的

ミジンコによって植物プランクトンが捕食され湖沼が浄化されることはよく知られており、その1つの方法がバイオマニピレーションである。

バイオマニピレーションとは、湖沼などの生態系を人為的に管理して水質の改善を図るもので、魚食魚を人為的に増やしプランクトン食魚を低下させ、動物プランクトン群集の変化を引き起こす(大型のミジンコを増やす)ものである。実際に、この方法を用いて水質が改善された湖沼もあるが、生態系を人為的にコントロールすることは容易ではない。

そこで、本研究は湖沼などで水草に付着して生息しているミジンコに注目し、ミジンコろ床を用いてミジンコを定常的に発生させ、河川水を浄化することを目的とした。

この研究は、過去数年間の姫路工業大学書写キャンパス内の鑑賞池において実験を続けてきた。そしてほぼ1年を通して透視度100cmを維持することに成功した。本実験は琵琶湖に流入する葉山川河川水の水質改善を目的とし、平成13年～14年度にかけて実験を行った。

2. ミジンコろ床法の原理

湖の富栄養化とは、水中の栄養塩の濃度が上昇し、生物生産が増加することをいう。湖沼は自然のままでも長い年月をかけて富栄養化してゆくが、近年、人間活動の結果、急速に富栄養化が進んでいる。

富栄養化が進むと植物プランクトンが増加し、特に藍藻類が著しく増殖すると、アオコと呼ばれる現象が見られる。アオコには、悪臭や酸素欠乏による魚の大量死を引き起こすなどの弊害があり、湖水の価値を低下させる。そこで、動物プランクトンを人為的に増殖させることで、富栄養化にともない増殖する植物プランクトンを減少させる方法がバイオマニピレーションである。

図2-1に湖沼の生態系のお食物連鎖を示す。湖沼において、動物プランクトンを捕食するのは魚である。魚には大きく分けて、動物プランクトンなどを捕食する魚と、小魚などを捕食する魚食魚が存在する。バイオマニピレーションは人為的にプランクトン食魚を減少させることで、動物プランクトンの変化(大型ミジンコの増加)を引き起こし、植物プランクトンの減少を図るものであり、この方法を用いるには実際の湖沼においての生態系の操作が必要となる。これに対しミジンコろ床法は、より多く自然にミジンコが生息できる条件を作ろうとするものである。

ミジンコには、一生浮遊しながら生活するものと、水草などに付着して生活するものがある。ミジンコろ床法は、湖沼から隔離した装置内にろ床を設置し、付着して生活するミジンコをプランクトン食魚の圧力から守ることで繁殖を促し、植物プランクトンや有機物を捕食させ水質改善を図るものである。

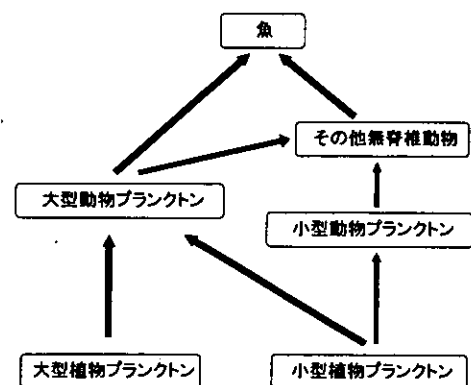


図2-1 湖沼の生態系のお食物連鎖

3. 実験内容

3.1 実験場所

実験は、滋賀県草津市の琵琶湖岸にある琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内で行った。本センターは、葉山川河口部からポンプで河川水を取水し、これを原水として各種実験を行っており、本実験も葉山川河川水を用いて実験を行った。図 3-1 に実験センターの平面図を示す。

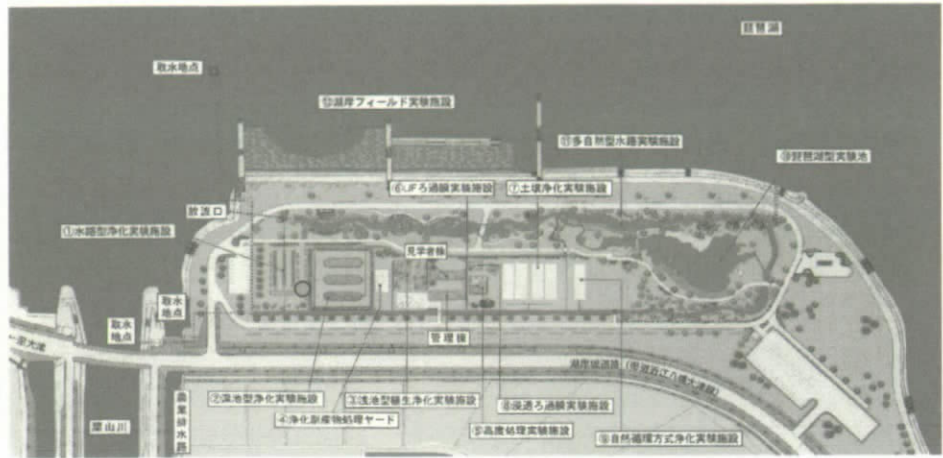


図 3-1 実験センター平面図 (●: 実験施設設置地点)

3.2 実験装置

実験装置の概略を図 3-2 に示す。

ポンプアップした原水は 200L 分配槽に入り、所定流量に調整した原水は、繊維ろ床とミジンコろ床を流れ処理水となる。

流量は、1000L/h とし、滞留時間は、装置全体でおよそ 2 時間に設定した。

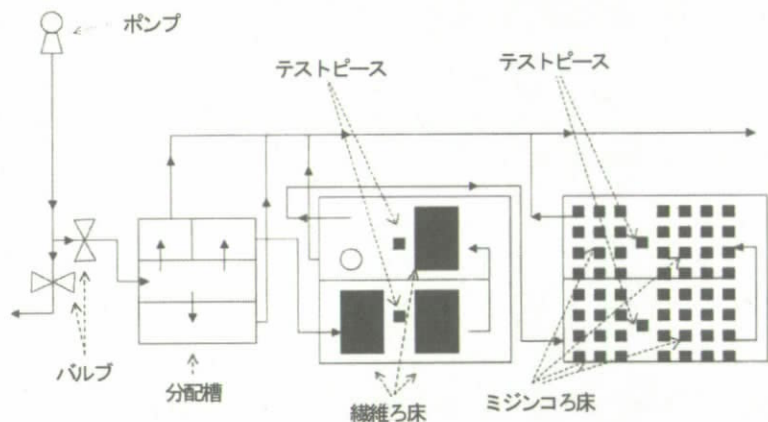


図 3-2 実験装置の概略

3.2.1 繊維ろ床

繊維ろ床は、1000L 槽 (1700mmL×1240W×730H) の長さ方向に中央に仕切り版を入れ、U 字型に水が流れるようにし、その中に繊維ろ床を 3 セット入れたものである。繊維ろ床のセットは塩ビ管で櫛状に組み、これにひも状ろ材 (45mm ビニロン、TBR 製) を巻いた。また、テストピース (マット、80×50×80) を水面下に吊るした。

3.2.2 ミジンコろ床

ミジンコろ床槽は、上記ろ床と同じ構造になっており、ろ材は白色の繊維マットでできており、長さ 900mm、幅 85mm、厚さ 55mm のもので、水中で浮かないように錘として M22 のナットをそれぞれ取り付けられている。ろ材は上流部、下流部それぞれに 4 本×7 組設置し、ろ材の間隔は約 42mm とした。また、上流部と下流部にテストピースを吊るした。ミジンコろ床の概略を図 3-3 に示す。

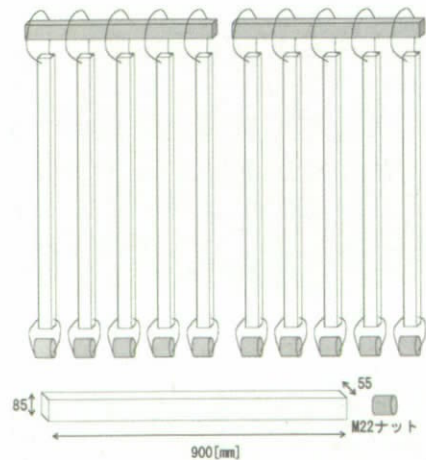


図 3-3 ミジンコろ床の概略

3.3 実験方法

3.3.1 実験準備

実験装置を設置して通水した後、オカメミジンコを投入した。オカメミジンコは、体長2~3mm、黄色あるいは黄褐色で、網目模様を有している。全国の水草の多い浅い池沼に出現する普通種であり、成体は背中に吸盤のような構造を持ち、これで水草などに張りつくという特徴がある。本実験では、ミジンコろ床にミジンコを付着させて繁殖させることが目的の一つであることから、オカメミジンコは、本実験に適した種である。図3-4にオカメミジンコを示す。

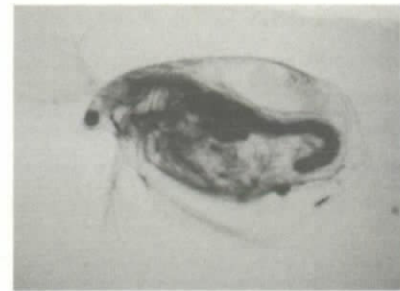


図 3-4 オカメミジンコ

通水後、水草などの影響を避けるために各槽を寒冷紗で覆い、直射日光を遮るようにした。

3.3.2 調査内容

1週間に1回の間隔で水質調査とミジンコの個体数調査を行い、ポンプの清掃などのメンテナンスも合わせて行った。

実験期間は、平成13年度、14年度ともに7月から12月までとした。

(1) 水質調査項目

水質調査項目を表3-1に示す。

表 3-1 水質調査項目

調査年度	水質調査項目
平成13年度	pH、透視度、SS、水温
平成14年度	pH、透視度、SS、水温、T-N、T-P

水質調査は、原水、繊維ろ床、ミジンコろ床の計3地点で行った。

(2) ミジンコ個体数

繊維ろ床の上流部と下流部、およびミジンコろ床の上流部と下流部に設置したテストピース付近の水を、テストピースと共に1Lビーカーで振動させないように取り込み、ビーカーの中でテストピースを数回ゆすって表面の付着物を採取した。これを検水とし、ミジンコ個体数の計測を行った。

4. 実験結果

4.1 水質調査結果

4.1.1 pH

pHの測定結果を図4-1と図4-2に示す。全般的にpHはおおよそ7.0~8.0の

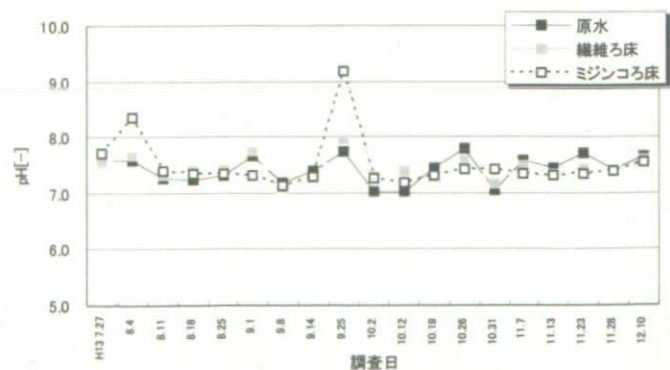


図 4-1 pH (平成13年度)

間で推移しており、原水からミジンコろ床の間で特に大きな変化は見られなかった。

植物プランクトンや沈水植物が増殖すると光合成が活発になり、pHが高くなることがあるが、今回の実験においては、このような現象がでることは、ほとんどなかった。

4.1.2 水温

図4-3と4-4に水温の測定結果を示す。

水温は、ミジンコにとって重要な環境要因である。水温はミジンコの成長速度や繁殖に影響を与える。

ミジンコは、およそ5~25℃が適温であると考えられる。

調査結果を見ると、およそ10℃~30℃で推移しており、ミジンコにとって概ね適温であったと考えられる。

4.1.3 SS

図4-5と4-6にSSの測定結果を示す。

本装置におけるSSの除去率は、平均約37%であり、繊維ろ床では、約32%である。このことから、流入したSSの大部分は、繊維ろ床で除去されていることがわかる。また、ミジンコろ床においても、ある程度のSSの除去効果が確認された。

平成13年度、14年度ともに12月頃から原水のSS濃度が非常に高い値を示しているが、これは冬の季節風により葉山川河口部の底泥が攪拌され、原水のSS濃度が上昇したためである。このような場合、平成13年、14年度ともにSSがほとんど除去されておらず、底泥のように主にシルト質で構成されたSSが流入した場合、除去能力

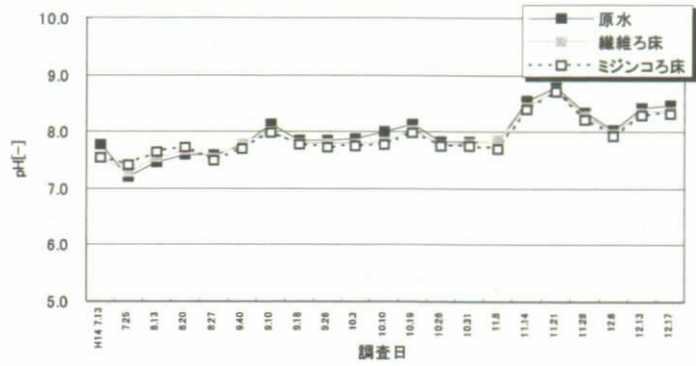


図4-2 pH (平成14年度)

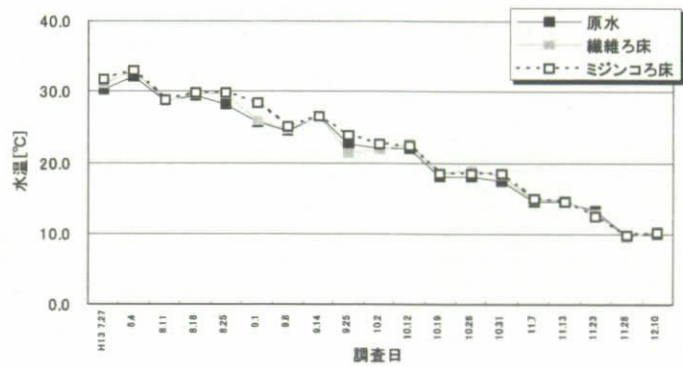


図4-3 水温 (平成13年度)

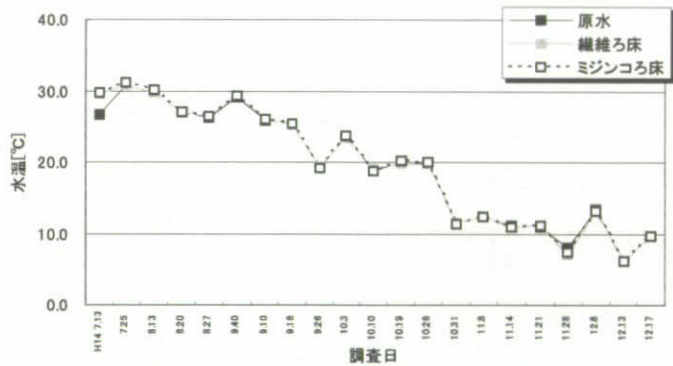


図4-4 水温 (平成14年度)

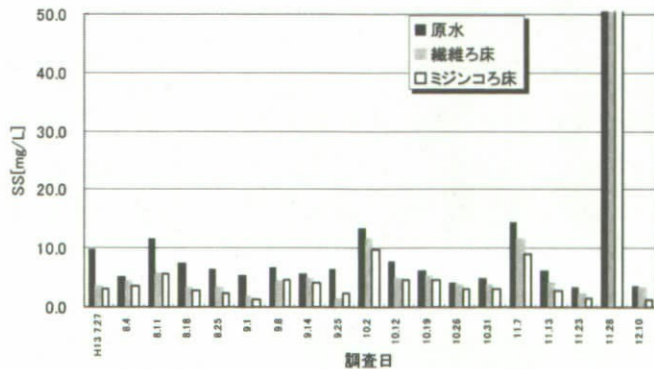


図4-5 SS (平成13年度)

は低下することが示唆された。

4.1.4 透視度

図 4-7 と 4-8 に透視度の測定結果を示す。

実験期間の大部分で繊維ろ床とミジンコろ床の透視度が 100cm 以上を示した。特に 7 月や 8 月は、原水の透視度は低いにもかかわらず、繊維ろ床、ミジンコろ床の透視度は 100cm 前後を示している。

また、秋期になると、原水の透視度が 100cm 以上を示すことが多くなった。

以上のように、繊維ろ床とミジンコろ床で、透視度が良好であった理由として、夏期は、浄化効果が高かったこと、秋期は、原水そのものの水質が良好であったことが考えられる。

冬期に関しては、繊維ろ床、ミジンコろ床の透視度が低い値を示していることが多かった。これは、先に記したように、冬期は季節風により葉山川河口部の底泥が巻き上げられ、主にシルト質で構成された SS が流入し、SS の除去率が低下した結果、透視度も低い値を示したと考えられる。

4.1.5 T-N と T-P

図 4-9 と 4-10 に平成 14 年度に測定した T-N と T-P の結果を示す。

本施設における T-N、T-P の除去効果としては、懸濁物の除去、繊維ろ床などに形成される生物膜による吸収や、脱窒、ミジンコなどの動物プランクトンによる植物プランクトンの捕食が考えられる。

T-N の結果を見ると、原水、

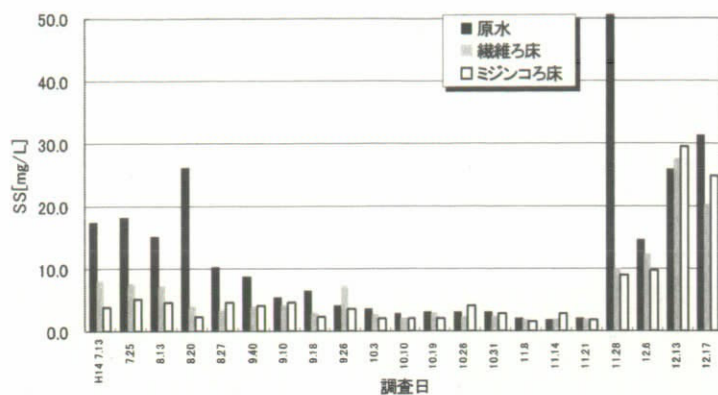


図 4-6 SS (平成 14 年度)

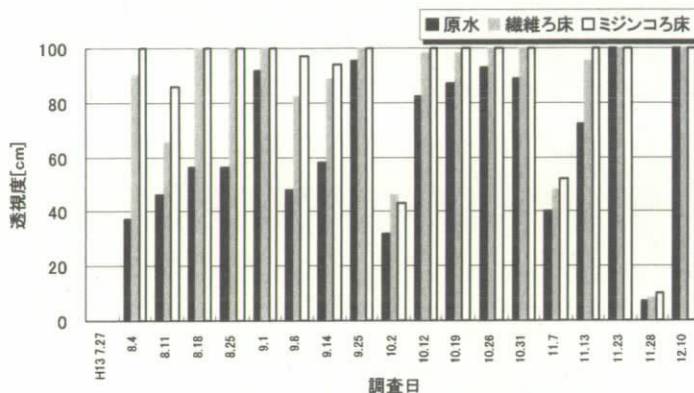


図 4-7 透視度 (平成 13 年度)

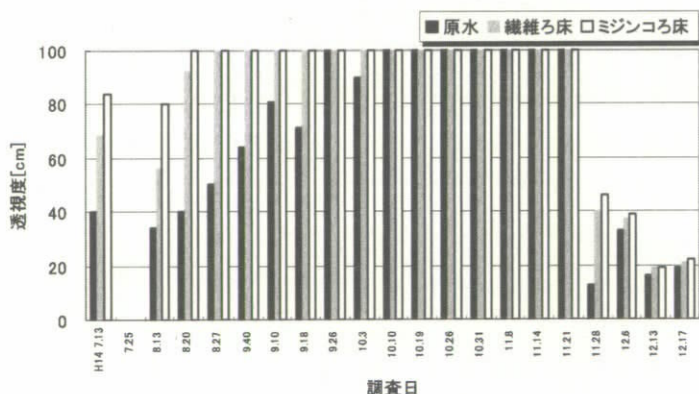


図 4-8 透視度 (平成 14 年度)

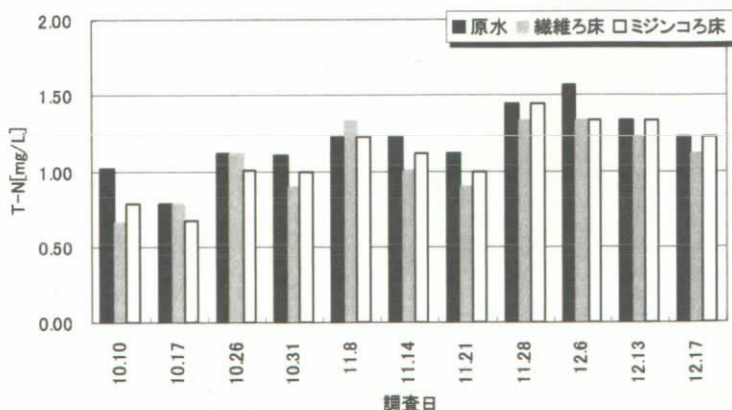


図 4-9 T-N (平成 14 年度)

繊維ろ床、ミジンコロ床にかけて僅かに減少する傾向が示されている。

次にT-Pの結果を見ると、原水、繊維ろ床、ミジンコロ床にかけて減少しており、ある程度の浄化効果が確認できた。

4.2 ミジンコ個体数

琵琶湖の代表的なミジンコといえば、カプトミジンコであり、その他にハリナガミジンコ、オナガミジンコ、ゾウミジンコ、マルミジンコなどが生息しているようである。

ミジンコは、主に細菌や植物プランクトン、デトリタスなどを捕食することから、ミジンコが活発に捕食することで、水質改善を図ることが可能であると考えられる。

図4-11と4-12に繊維ろ床とミジンコロ床のミジンコ個体数を示す。

本実験で確認されたのは、実験開始時に投入したオカメミジンコ、それ以外にカイミジンコ、ケンミジンコであった。カイミジンコは二枚貝の貝殻のような左右2枚の殻で被われている。底生性のものがほとんどであり、全国の池沼で出現する。また、ケンミジンコは、体長は1mm～

2mm程度で、全国の池沼で出現する。浮遊性、底生、地下水種あるいは寄生種など、生活様式が変化に富んでいる。いずれも枝角目に属する典型的なミジンコとは異なるが、有機物などを捕食し、水質浄化に貢献するという点では、オカメミジンコと一致することからミジンコ個体数に含んでいる。

実験期間全般の傾向としては個体数のばらつきが大きく、施設内で年間を通して安定したミジンコ個体数を維持することは困難であった。また、当初の予定ではミジンコロ床においてミジンコを増やす予定であったが、結果を見ると、ミジンコロ床に比べ繊維ろ床の方で個体数が多い傾向にある。これは、SSの調査結果で示されているように、流入懸濁物質のほとんどが繊維ろ床で除去されていることから、ミジンコロ床

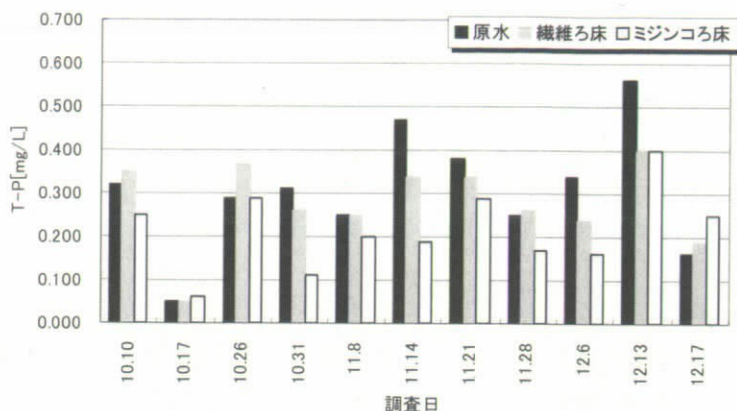


図4-10 T-P (平成14年度)

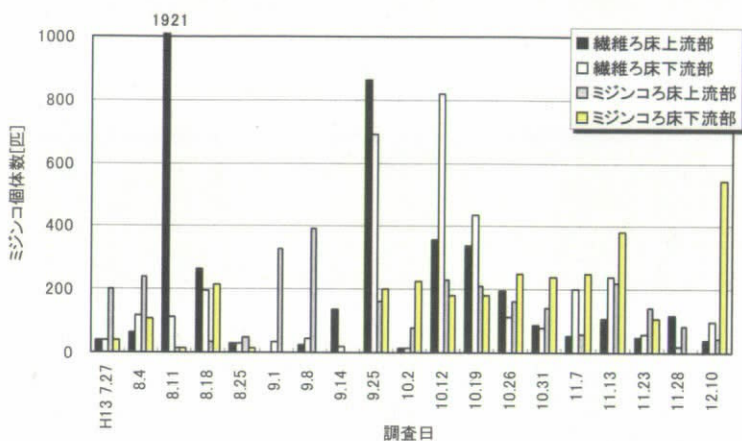


図4-11 ミジンコ個体数(平成13年度)

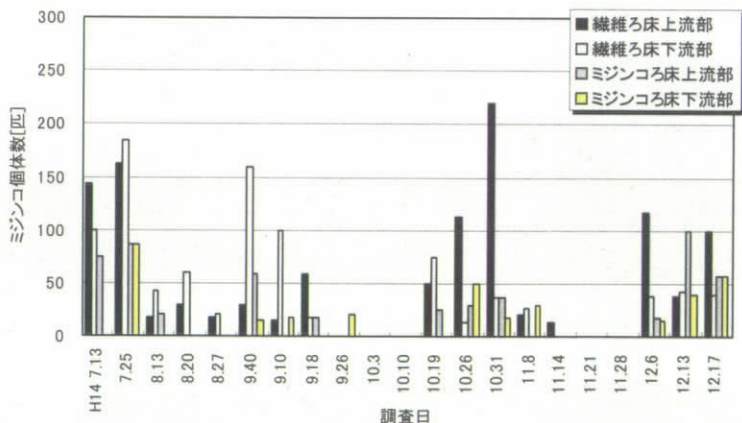


図4-12 ミジンコ個体数(平成14年度)

よりも繊維ろ床の方がエサとなる有機物などが豊富であったことが原因であると推察される。

次にオカメミジンコとケンミジンコ、カイミジンコの個体数をそれぞれ図 4-13、4-14、4-15 に示す。

オカメミジンコは、実験開始直後は、ミジンコろ床である程度確認されたが、8 月からは繊維ろ床の方が個体数が多くなり、9 月以降はあまり出現しなかった。オカメミジンコがミジンコろ床で増加しなかった原因としては、先に記したエサ不足の他に、ミジンコろ床の着色が考えられる。ミジンコろ床は、オカメミジンコが好むと思われる明るい色（白色）の繊維ろ床であったが、実験が進むにつれて黒色に着色した。これは、河川水中の鉄やマンガンがろ床に付着したことが原因であると考えられる。

ケンミジンコは、繊維ろ床において 9 月下旬頃から 10 月にかけて比較的多く見られた。また、カイミジンコは 9 月頃から主に、繊維ろ床で増加し、その後、ミジンコろ床でも多く確認することができた。

5. 考察

5.1 ミジンコと水質

ミジンコは胴体が前に開いた二枚貝のような形の殻にはさまれており、5 対の胸脚で水流を起こし、水中の粒子を濾しとって捕食する。ミジンコの濾水速度はその体長と関係があり、大型のミジンコほど濾水速度は速く、その個体数が多いほど懸濁物質を除去する効率が高いと考えられる。

図 5-1 にミジンコ個体数と SS の除去量を示す。図 5-1 からミジンコの個体数と SS の除去量の間に関連関係は見出せなかった。

先にも記したようにミジンコは、主に細菌や植物プランクトン、デトリタスなどを捕食することから、懸濁物質を減少させる効果が期待された。実際に施設内で SS が除

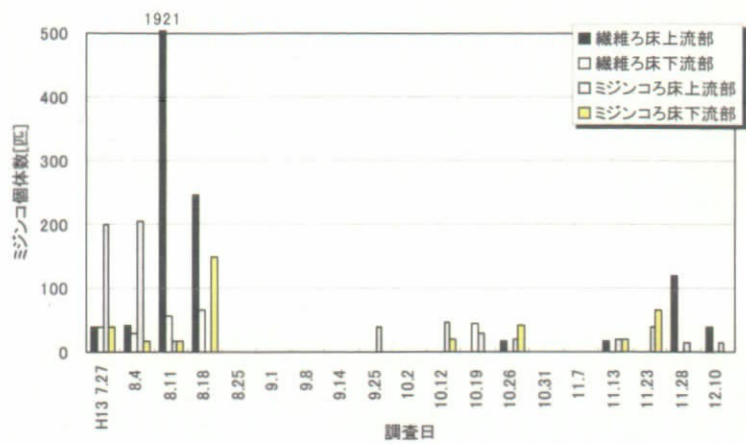


図 4-13 オカメミジンコの個体数

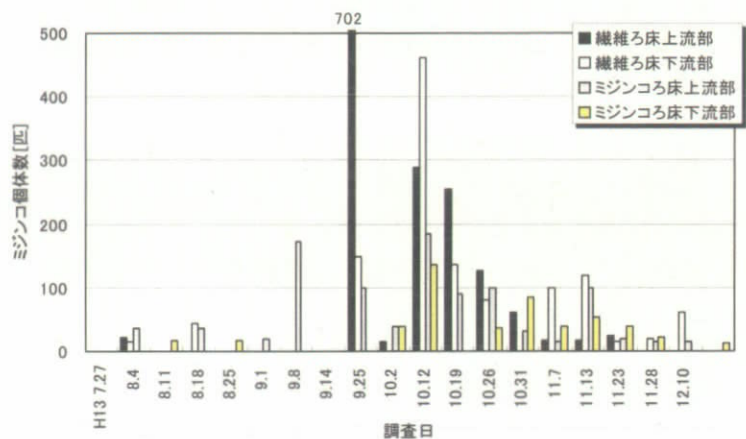


図 4-14 ケンミジンコの個体数

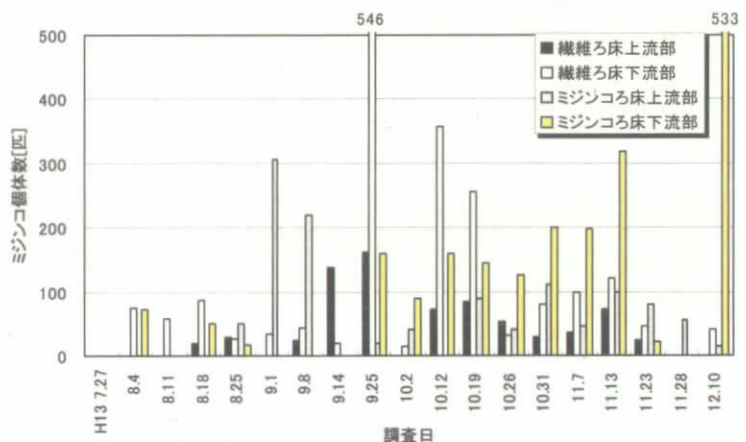


図 4-15 カイミジンコの個体数

去されることが確認できたが、本施設は繊維系ろ材中にミジンコの生活空間を作るという趣旨であるため、ミジンコの浄化効果と繊維系ろ材の浄化効果が混同し、その結果ミジンコとSSの除去量の間に関係がなかったのではないかと推察される。また、図5-2葉山川のBODの値を示している。葉山川は比較的BODが低いことからわかるようにミジンコのエサとなる有機物が少ない。この結果、ミジンコの浄化効果が明確に現れなかったのではないかと推察される。

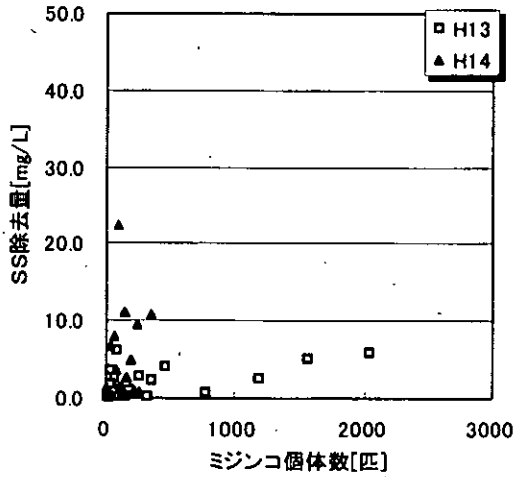


図 5-1(1) ミジンコ個体数とSS除去量の関係（繊維ろ床）

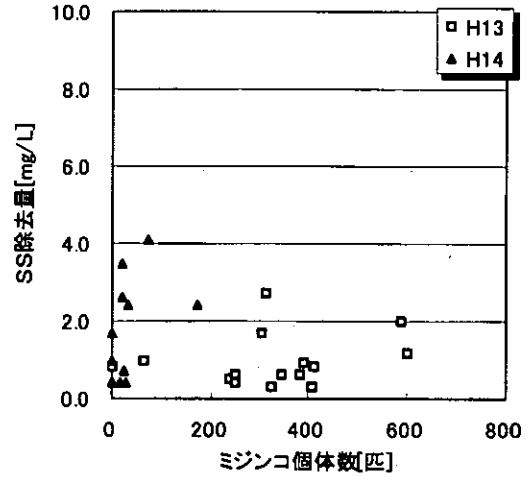


図 5-1(2) ミジンコ個体数とSS除去量の関係（ミジンコ床）

その他のT-N、T-Pについても同様であり、浄化効果は確認できたが、ミジンコとの関係は明確に示すことはできなかった。

5.2 ミジンコの生育環境

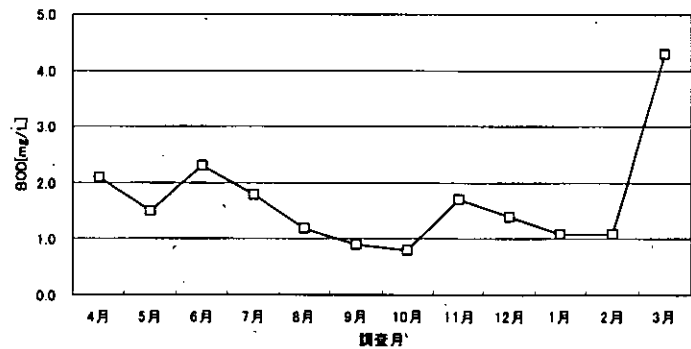
5.2.1 水温とpH

水温とpHはミジンコにとって重要な環境要因である。

一般にミジンコが自然環境

中で経験する温度は5~25℃であり、この範囲の温度は多くのミジンコに致命的な影響を与えないとされている。実験期間中、水温はおよそ10℃~30℃であったが水温によってミジンコの個体数が影響を受けている様子は見受けられなかった。本実験では、水温が30℃以上になっていてもミジンコが発生しており、浅い池などで夏期に水温が30℃以上になるようなところでも、本実験のような手法を用いて水質浄化を図れる可能性があることが示唆された。

pHが酸性もしくはアルカリ性に傾くと、ミジンコ間の耐性の違いにより生息できない種が出てくる。本実験では、実験期間を通して良好なpHの値を示していたため、pHの影響は特に見られなかったが、夏期に藻類の繁殖によりアルカリ性になることや、酸性雨の影響が考えられることから、ミジンコを用いて水質浄化を図る場合、これらの対策を考える必要がある。



滋賀県環境白書資料編(平成14年版)より作成

図 5-2 葉山川のBOD（平成13年度）

5.2.2 濁度の上昇

今回の実験で用いた原水は、葉山川河口部から取水した河川水であり、降雨時や強風の際は高濁度の水が流れ込むことがあった。濁度の上昇により粘土質の粒子の流入が増えると、ミジンコは胸脚部や口にたまった粘土を取り除く作業を行うことからミジンコの摂食速度の低下が起こり、ミジンコの個体群の増殖速度が低下する原因となる。従って、ミジンコの個体数を維持するためには、高濁度の水に対する対策が必要となる。

本実験では、この対策としてミジンコろ床の前段に繊維ろ床を設けたが、降雨や強風時にSSが上昇した場合、ミジンコの個体数が減少する傾向がみられた。

どのような環境で水質浄化を行うか、またどの程度浄化するかという問題もあるが常に水質浄化を図ろうとする場合は、高濁度の水に対する対策を考え直す必要があると思われる。

5.2.3 エサ環境

ミジンコを用いた水質浄化はミジンコが植物プランクトンなどを捕食することを利用したものであり、処理原水にミジンコのエサとなる物質が多く含まれているほど浄化効果が高いと思われる。実験に用いた葉山川の水質は図5-2で示したように有機物量の指標となるBODの値が比較的低いこと、また、前述したように高濁度の水が流入することがあったことから、ミジンコにとってはやや厳しい環境であった可能性がある。

5.2.4 捕食者

本施設は、水域から隔離することでミジンコを捕食する生物からミジンコを保護することが1つの目的であった。しかし実験期間中に魚類などミジンコを捕食する動物の侵入が確認され、特にエビの数が多かった。これらの動物がミジンコの個体数にどれだけ影響を与えたかは不明であるが、これらの進入を防ぐ方法あるいは定期的に除去する方法を検討する必要があると思われる。

5.2.5 ミジンコろ床の黒化

ミジンコろ床は、オカメミジンコを繁殖させるため、オカメミジンコが好む明るい色（白色）の繊維ろ材で作られている。しかし今回の実験ではこのろ材が黒色に変色した。原因としては、原水中に含まれる鉄やマンガンの影響などが考えられ、今後、着色を防ぐための方法を検討する必要があると思われる。

6. まとめ

平成13年度から14年度に及ぶ実験によって、本施設における浄化効果が確認され、特に懸濁物の除去効果があることが示された。しかし、その浄化効果とミジンコとの関係は明確にすることはできず、またミジンコの個体数を維持する上でさまざまな課題があることが分かった。以下に今回の実験の成果と課題を示す。

○ 実験の成果

- ・ 本施設において河川水を浄化することは可能であり、特に懸濁物質を取り除く効果がある。
- ・ ミジンコの個体数をある程度保つことができ、水温が30℃以上になってもミジンコを確認することができた。

○ 課題

- ・ ミジンコの個体数を維持するためには、環境要因を考慮する必要があり、特に pH や濁りに関する対策を再検討する必要があると思われる。
- ・ 魚類のミジンコの個体数に対する影響を少なくするための対策が必要である。
- ・ 今回の実験では、ミジンコのエサが少ないのではないかと推察された。ミジンコを用いた浄化を行う場合、エサとなる植物プランクトンなどが豊富な水域、もしくは、エサが豊富になるような工程を加えた上で浄化することが望ましいと考えられる。

ミジンコなどの動物プランクトンが水質浄化に寄与していることは事実であり、これらを安定に生息する場所を構築することで、より高効率で安価な水質浄化を図れる可能性があるが、その周辺のさまざまな環境要因をコントロールすることは容易ではない。しかし、上記の課題などを解決してゆくことで、さらに効果の高い浄化システムができる可能性があると思われる。

参考文献

- 石井明彦(2002)：ミジンコろ床を用いた池・湖沼浄化システム, 姫路工業大学卒業論文
和泉嘉憲(2003)：生態系を用いた池・湖沼の浄化
-ミジンコろ床法による浄化システム-, 姫路工業大学卒業論文
花里孝幸(1998)：ミジンコ-その生態と湖沼環境問題-, 名古屋大学出版会
田中正明(2002)：日本淡水産動植物プランクトン図鑑, 名古屋大学出版会

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

柳田 英俊

実験センター研究員

寺田 剛史

姫路工業大学 環境人間学部

教授

村上 光正

山口 茂六

10. 固体水素供与体を用いた

河川の直接浄化実験（その2）

1. 目的

常温で固体、かつ水に難溶性の固体水素供与体を用いた河川の直接浄化実験として、平成13年度においてはポリウレタンスポンジに固体水素供与体をコーティングした担体を用いることにより、10%~40%という河川の直接浄化方法としては比較的高いT-N除去率を得ることができた。

本年は、昨年と同様に動力を全く必要としない原位置での河川水の窒素除去を目的とし、かつ長期的に資材の取替工事を必要としない担体の検討、およびポリプロピレン製担体の検討をおこなった。また、ポリウレタン製担体やポリプロピレン製担体と比べて、使用後の廃棄処理で環境負荷が少ない天然素材の担体の検討もおこなった。

2. 実験方法

2.1 実験水路における浄化試験

2.1.1 実験材料

用いた固体水素供与体は平均炭素量17.1の高級脂肪酸（ステアリン酸65重量%、パルチミン酸30重量%、ミリスチン酸5重量%）で、その代表的な物性値を表2-1に示す。

表2-1 固体水素供与体の物理化学的性質

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℃

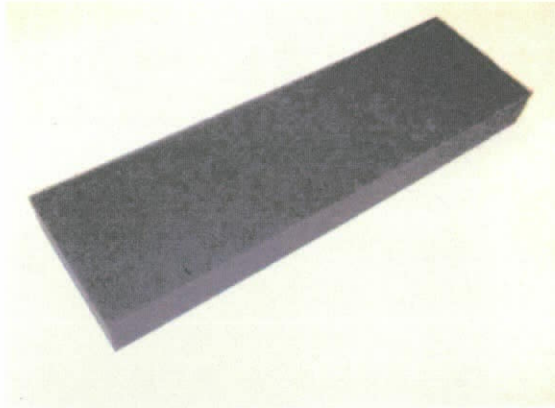
担体には、スポンジ（ポリウレタン製、25mm²当り開孔セル数20±4個、寸法150^W×500^L×50^Tmm）と不織布（ポリプロピレン製、8枚羽根型、寸法100^φ×500^Lmm）、ヘチマ（乾燥した棒状、寸法：80^φ×600^Lmm）、ヨシチップ（5cm程度のチップ状に裁断された琵琶湖産の乾燥ヨシをネット袋に充填、袋寸法200^W×250^L×90^Tmm）、モミガラ（琵琶湖近傍の水田より入手したものをネット袋に充填、袋寸法200^W×250^L×90^Tmm）を用いた。これらの担体を85℃にて溶融させた固体水素供与体の中に浸漬させた後、常温で固化させてコーティングした。またこれらのコーティングした担体とは別に、溶融させた固体水素供与体を型に流し込み常温で固化させた成形品担体（セラミクス製錘入り、寸法30^φ×35^Lmm）も用いた。

用いた担体の写真を図2-1に、コーティングにより増加した重量割合を表2-2に示す。なお、スポンジ担体の厚さを平成13年度において用いたスポンジ担体の5倍相当にした理由は、実使用の現場を想定し担体を取り替えるまでの期間を長くするためである。また成形品担体を選定した理由は、固体水素供与体の重量比率が高く寿命的に長く使えるためである。

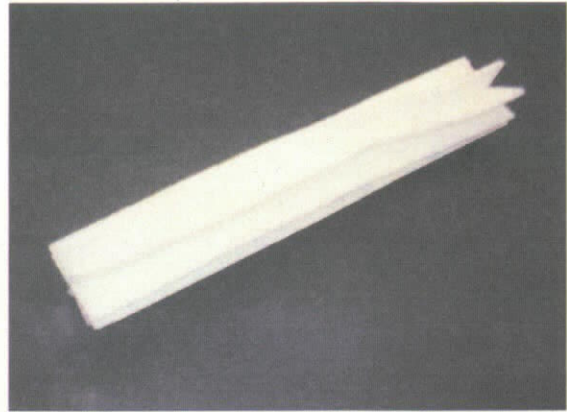
2.1.2 実験水路と配置

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターにある水路型浄化実験施設C水路（全長24m×幅2m×水深0.8m、水量約38m³）を長さ方向に2水路（水路A、水路B）に分け、水路Aにはスポンジ担体を千鳥状に配置したものを2区画（前半150本、後半150本、寸法：各

スポンジ



不織布



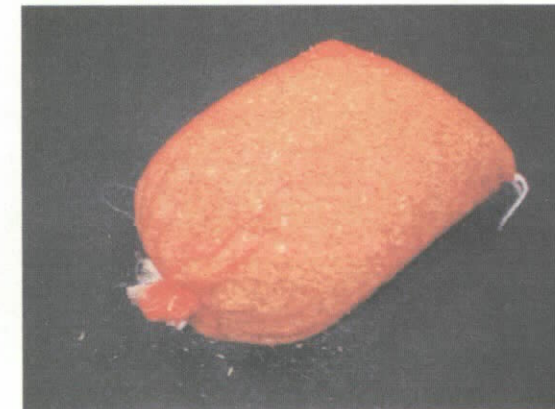
ヘチマ



ヨシチップ



モミガラ



成形品

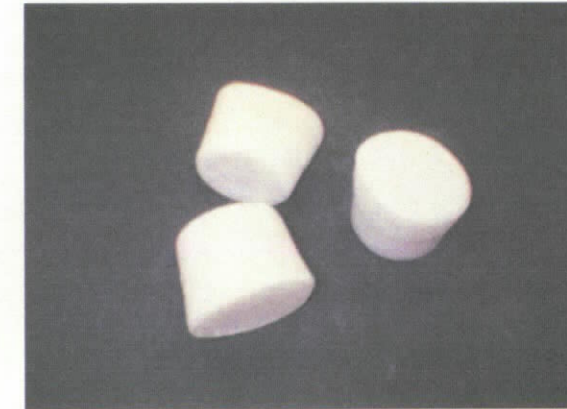


図 2-1 各種担体の写真

表 2-2 各担体のコーティングによる重量割合(代表例)

担体の種類	コーティング前重量	コーティング後重量	付着重量
スポンジ (1本)	114g	800g	686g
不織布 (1本)	51g	197g	146g
ヘチマ (1本)	71g	224g	153g
ヨシチップ (1袋)	328g	601g	273g
モミガラ (1袋)	482g	729g	247g
成形品 (1個)			29g

1^m×4^m、下部固定の浮遊型) 設け、続いて成形品担体を約 1,400 個充填したプラスチック製コンテナ (10×10mm 穴メッシュ付, 1^m×0.8^m) を 3 列並べた。

一方、水路 B には不織布担体を同じく千鳥状に配置したものを 2 区画 (前半 150 本, 後半 150 本, 寸法: 各 1^m×4^m、下部固定の浮遊型) 設け、続いてヘチマ担体を千鳥状に 60 本装着した金属フレーム (寸法 1^m×1^m)、さらにヨシチップ担体を充填したプラスチック製コンテナ (10×10mm 穴メッシュ付, 寸法 1^m×0.8^m: 1 段当り 5 袋充填×7 段) を 1 列、モミガラ担体を充填したプラスチック製コンテナ (10×10mm 穴メッシュ付, 寸法 1^m×0.8^m: 1 段当り 5 袋充填×7 段) を 1 列連続して設置した。

具体的な実験水路の配置を図 2-2 に、各担体の設置状況を図 2-3 に示す。なお、流入口近傍には S S 除去目的のためにポリ塩化ビニリデン製接触材 (1 枚の寸法 400^w×900^h×15^tmm, 8 枚×2 列) を設けた。

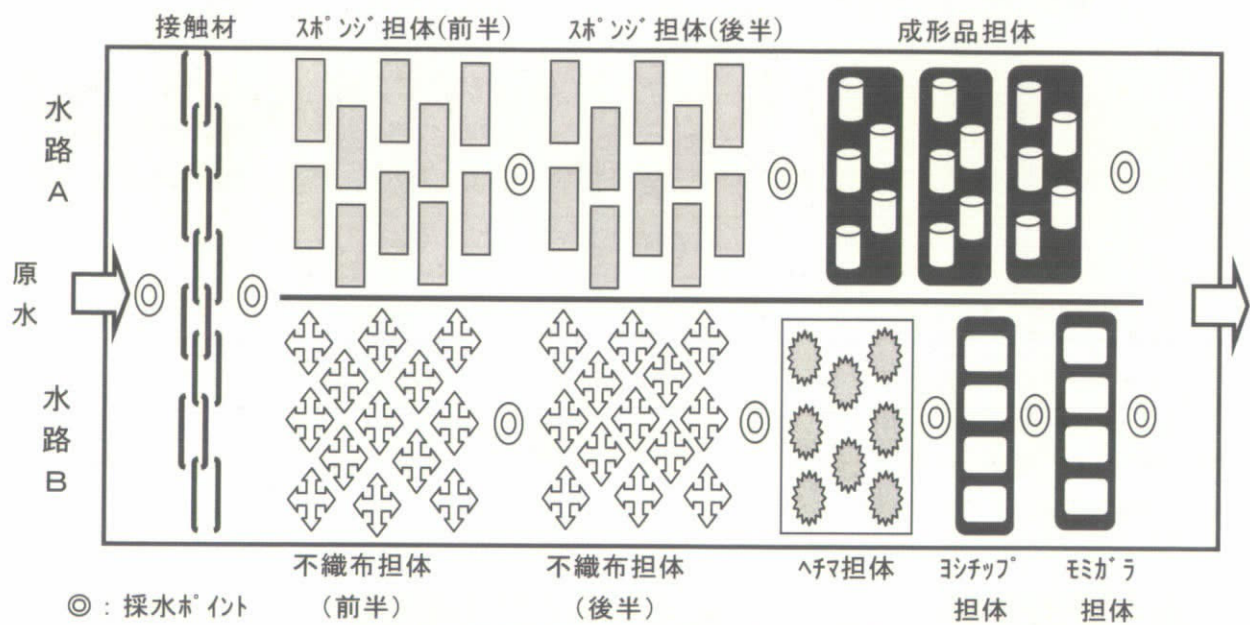


図 2-2 実験水路における各担体の配置

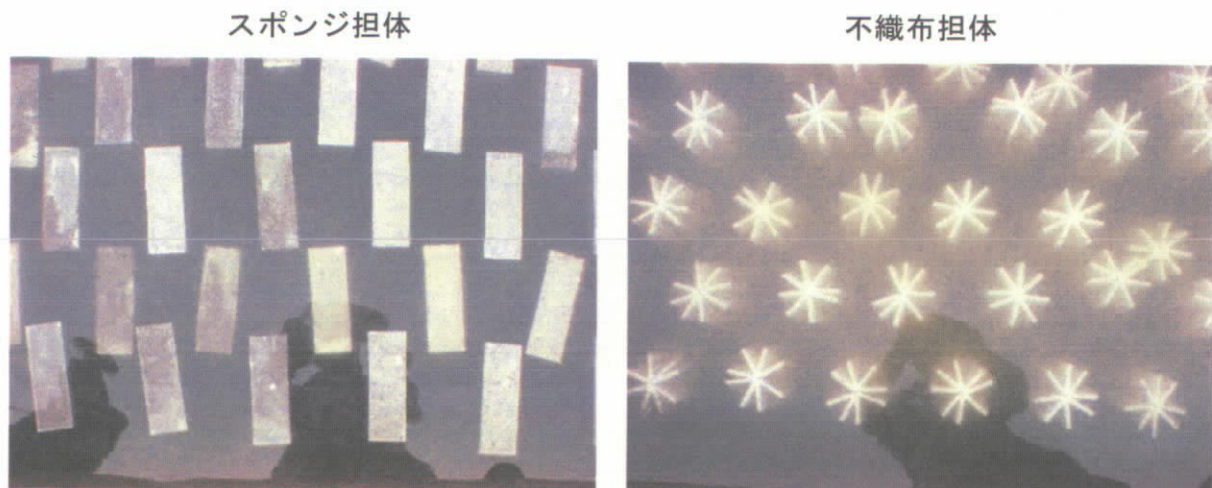
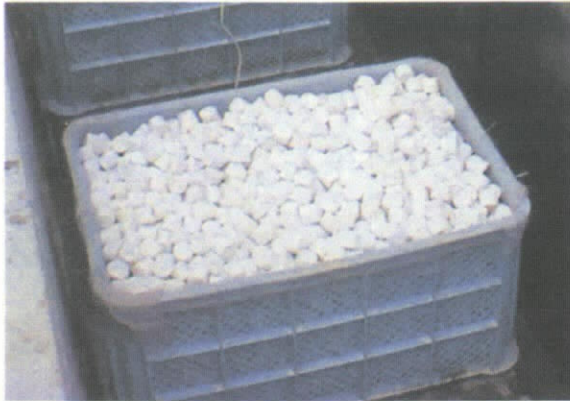


図 2-3(1) 各担体の設置状況

成形品担体



ヘチマ担体



ヨシチップ担体



モミガラ担体



図 2-3 (2) 各担体の設置状況

2.1.3 実験条件

約 $150\text{m}^3/\text{day}$ ($6\text{m}^3/\text{hrs}$) の原水を 2002 年 7 月 19 日より通水を始めた。この流入条件における水理学的滞留時間 (HRT) は約 3.8hrs である。実験水路上面にはヨシズによる遮光を施し、直射日光による緑藻類等の繁殖をできるだけ防止した。採水ポイントは流入口および接触材、水路 A のスポンジ担体前半、スポンジ担体後半、成形品担体、水路 B の不織布前半、不織布後半、ヘチマ担体、ヨシチップ担体、モミガラ担体の各担体通過後の位置とし、水深は水面より 40cm とした。

なお、天然素材の担体については材料探索と入手の遅れによりヘチマ担体の設置は 2002 年 10 月 7 日、ヨシチップ担体とモミガラ担体の設置は 2002 年 10 月 25 日になった。また、不織布担体は設置後 3 週間目から、スポンジ担体は設置後 2 ヶ月目から生物膜付着による担体の沈降が著しくなったため、ポリ容器を用いた浮きを取り付けて担体の沈降を防止した。

2.1.4 測定項目と方法

水質測定は原則として月 2 回おこない、実験水路現場において pH、DO、水温を測定し、他の項目 (BOD、T-N、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$) は採水後直ちに実験室に持ち帰り、速やかに分析に供した。分析は下水道試験法および工場排水試験法 JISK0102-1985 に準拠しておこなった。

2.2 室内水槽における浄化試験

2.2.1 実験材料

実験水路で用いた担体と同じ方法で固体水素供与体をコーティングしたスポンジ担体(2

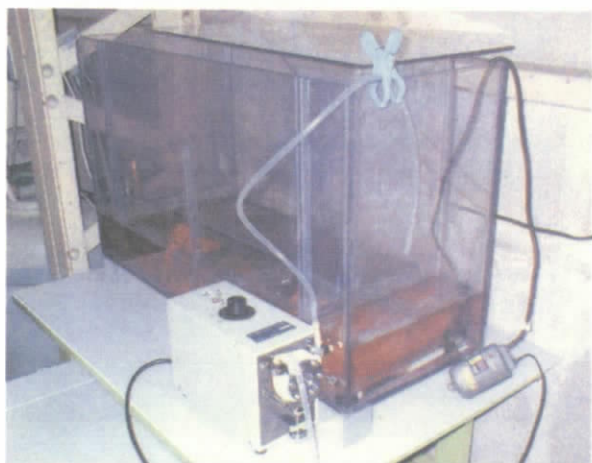
本)、ヨシチップ担体 (4 袋 : 2, 200g)、ヘチマ担体 (530g) と、高級脂肪酸をコーティングしていないヨシチップ (4 袋 : 1, 200g) を供した。なお、ヘチマ担体は容器内に棒状のまま充填するため適当な長さにカットした。

2.2.2 実験条件

塩化ビニル製容器 (寸法 $280^{\text{W}} \times 780^{\text{L}} \times 430^{\text{H}}$ mm) に水深 8cm になるように調整した後、1 試験毎に実験材料を充填し、観賞魚用ヒータを用いて水温を約 20°C 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河川水を通水した。通水量は容器内の水量 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/日とし、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。なお、原水は琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センターより採水し、300L 容器に貯めたものから供給した。

室内水槽実験の状況をヨシチップ担体およびヘチマ担体を用いた例で図 2-4 に示す。

ヨシチップ担体実験の概観



ヘチマ担体実験の内部



図 2-4 室内実験の状況

2.2.3 測定項目と方法

測定項目は pH、DO、TOC、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、T-N、 $\text{PO}_4\text{-P}$ とし、分析方法は実験水路の分析と同じ方法とした。

3. 結果および考察

3.1 実験水路における浄化試験

3.1.1 水質の経時変化

実験期間中の流入原水の水溫、pH、DO、BOD、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、T-N、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、T-P の経時変化を図 3-1 に示す。水溫は測定を開始した 7 月末を最高に月日の経過とともに低下し、11 月には脱窒菌の活性が弱まるとされる 15°C 以下となった。

pH は 7.0~7.4 の間を推移し、特に傾向的なものは認められなかった。参考までに、各水路の担体通過後 (スポンジ後半、不織布後半) における pH を比べると、7 月 30 日を除いて脱窒反応に伴う pH の上昇は明確には認められなかった。

DO は期間を通じて 6~10 で推移し、流入水は常に好氣的であった。

BOD は水溫と同じように 7 月末を最高に月日の経過とともに低下した。参考までに、各水路の担体通過後における BOD を比べると、流入原水と大きな変化がなく担体にコーティングした固体水素供与体から有機物の溶出はなかったと考えられる。

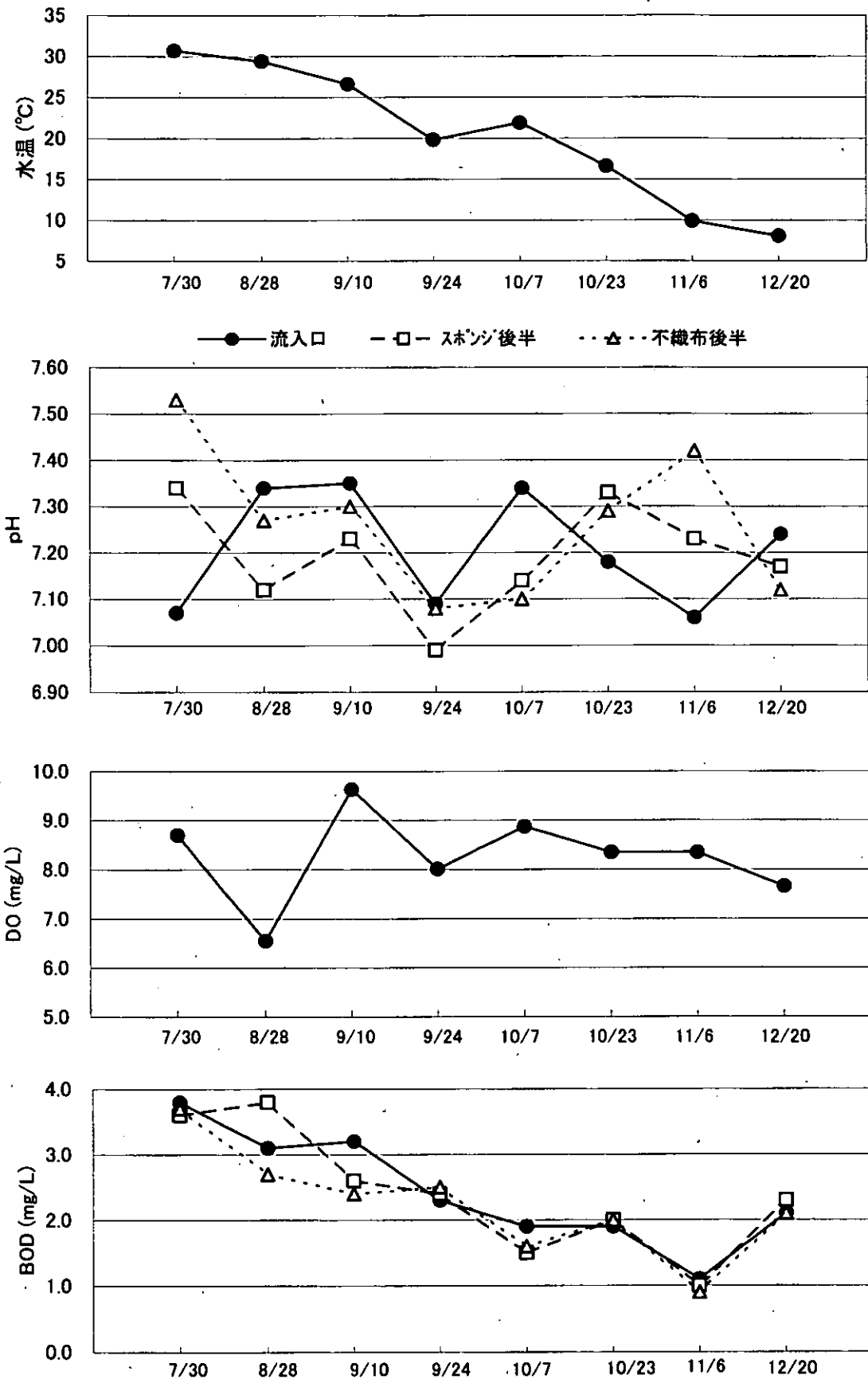


図 3-1 (1) 流入原水水質の経時変化

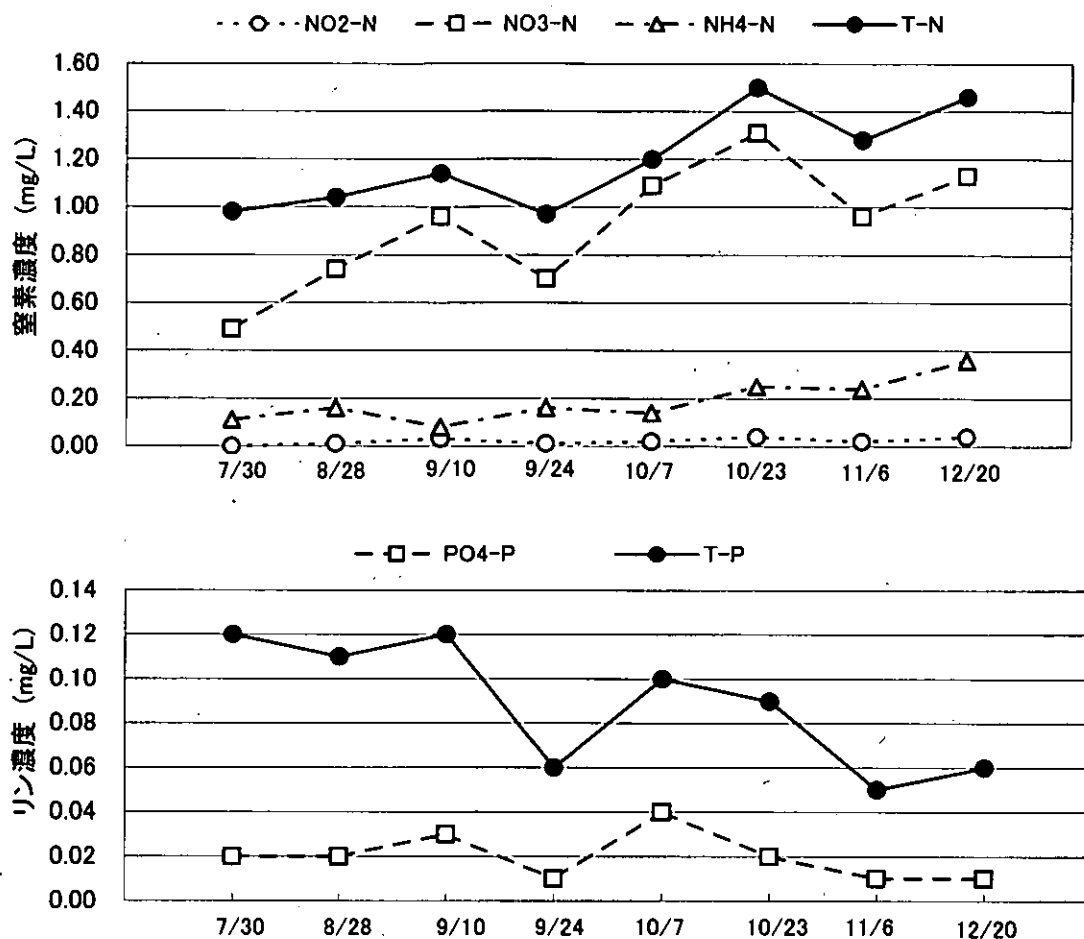


図 3-1(2) 流入原水水質の経時変化

三態窒素はT-Nに対して、期間平均でNO₂-Nが 2%、NO₃-Nが 76%、NH₄-Nが 15%で、残りの 7%が有機態窒素である。期間中の変化としては、NO₃-NとNH₄-Nが夏場に低く冬場に高くなる傾向がみられ、原因としては実験水路に水が来るまでの途中の河川域において水温が高い夏場は脱窒反応が進むために低くなり、水温が低い冬場は脱窒反応が低下するために高くなったものと考えられる。有機態窒素は夏から秋にかけて徐々に低下し、冬はほとんどなくなる。これは近隣の水田で春から夏にかけて施肥し、収穫後の秋以降は施肥しないことが原因と考えられる。

PO₄-PはT-Pに対して期間平均が 22%で、残りの 78%が有機態リンである。期間中の変化としては、T-Pが夏場以降徐々に低下するのに対してPO₄-Pは大きな変化がみられなかった。T-Pが夏場に高く冬場に低い理由は、施肥の時期に関係すると考えられる。

3.1.2 各担体の窒素除去率

水路Aならびに水路Bにおける各担体のT-N除去率の累積変化を図3-2に示す。水路A、水路Bとも水温が高い場合に窒素除去率が高く、15℃以下になると窒素除去率が低くなった。

水路Aでは7月30日が最高となり、窒素除去率は累積で48%となった。9月10日、9月24日、10月7日は水温が高いながら窒素除去率が低くなったのは、スポンジ担体でみられたように担体の表面に生物膜が付着したことにより担体が徐々に沈降した影響と考えられる。担体別にみると、接触材やスポンジ担体で窒素除去効果が認められるものの、成形品担体では窒素除去効果がほとんど認められなかった。接触材でもある程度の窒素除去

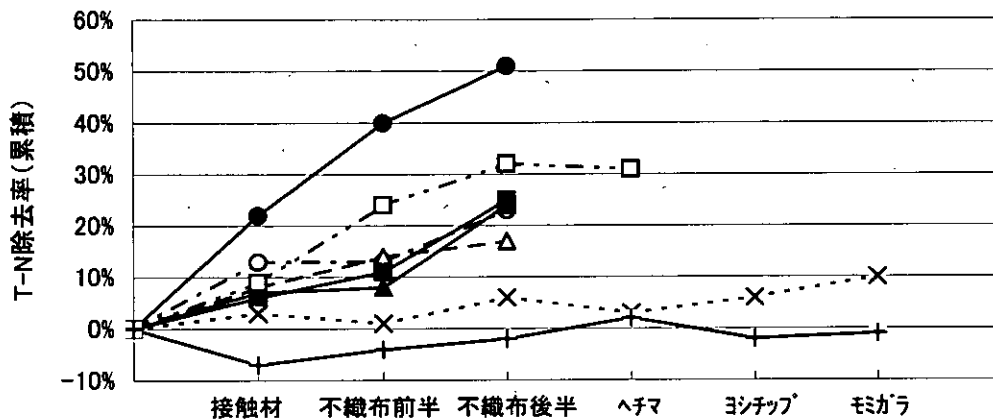
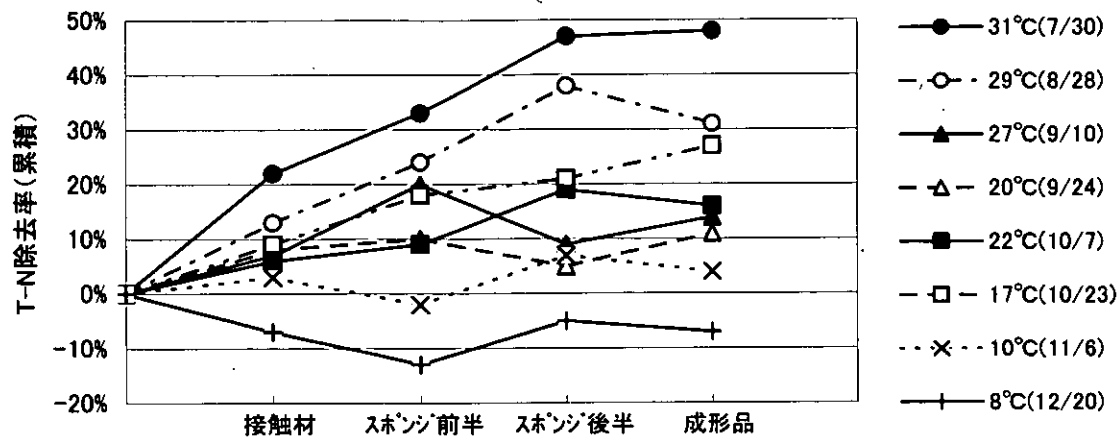


図 3-2 各担体の T-N 除去率

効果がみられたのは、接触材を 1 列に隙間なく 2 列設置したことで接触材表面に脱窒菌を含む生物膜が付着し、また原水の BOD も夏場は高かったためと考えられる。スポンジ担体では前半と後半での大きな差はみられなかった。成形品担体で窒素除去効果がみとめられなかった理由としては、スポンジ担体と比べてみかけの表面積が少なく付着した生物膜の絶対量が少ないことと、成形品担体自体の絶対量も少なかったためと考えられる。

一方、水路 B でも 7 月 30 日が最高となり、窒素除去率は累積で 51% となった。8 月 28 日、9 月 10 日、9 月 24 日は水温が高いながら窒素除去率が低くなったのは、スポンジ担体同様不織布担体が生物膜付着により徐々に沈降した影響と考えられる。不織布担体はスポンジ担体に比べて素材密度が高く、羽根状に開いていることでみかけの表面積も大きいため生物膜が付着しやすく、早い時期から沈降しはじめたと考えられる。

参考までに各担体のみかけの表面積を表 3-1 に示す。今回の実験は通水期間が短く、スポンジ担体を除いて内部にまで生物膜が入りこんでいないことを実験終了後に確認しており、スポンジ担体以外は窒素除去効果についてみかけの表面積で考察しても良いと考えられる。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。

表 3-1 各担体のみかけの表面積

担体の種類	1個当りの表面積	数量	表面積合計
接触材	6,760cm ²	16	11m ²
スポンジ	2,150cm ²	300	65m ²
不織布	8,480cm ²	300	250m ²
成形品	47cm ²	4,200	20m ²
ヘチマ	1,600cm ²	60	10m ²
ヨシチップ (袋)	20,000cm ²	35	70m ²
モミガラ (袋)	15,000cm ²	35	53m ²

次に各担体のDOの変化を図3-3に示す。水路Aではほとんどの期間で接触材、スポンジ担体と徐々に低下するものの、成形品担体では上昇する傾向が見られた。このことが成形品担体で窒素除去効果が認められなかった要因の一つとも考えられる。水路Bでは、水

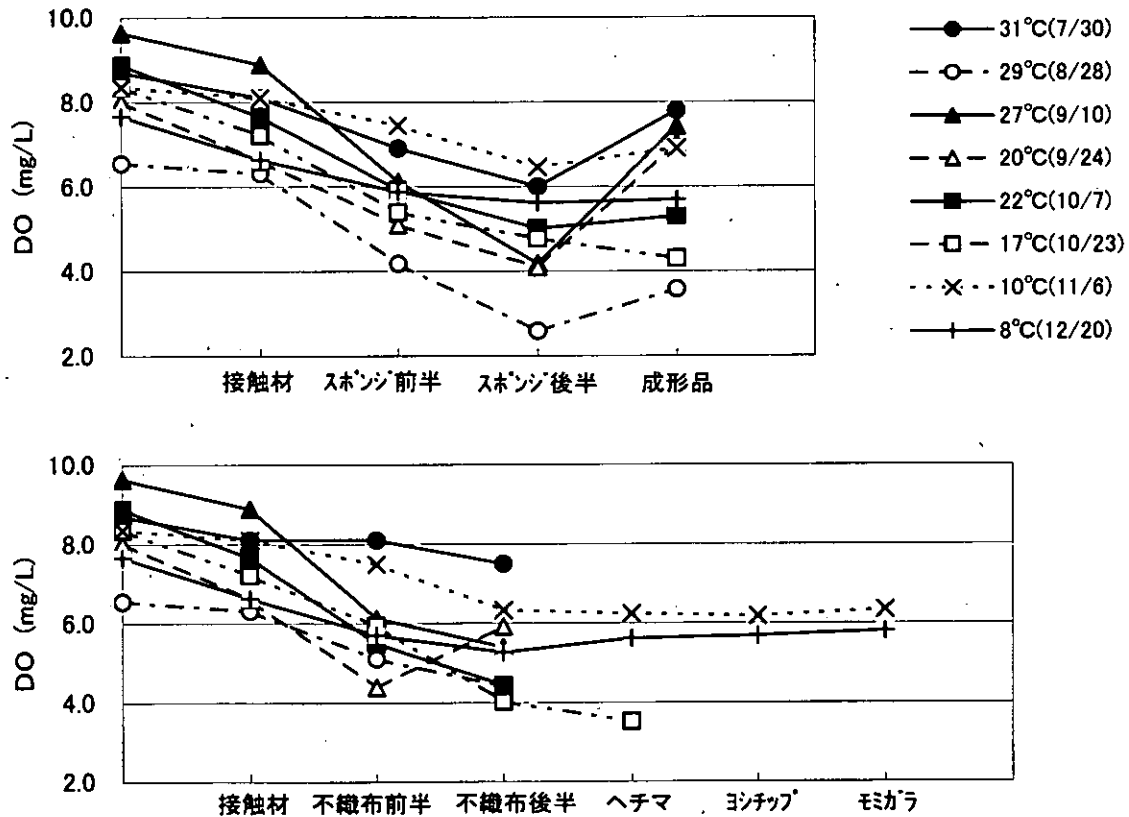


図 3-3 各担体のDO変化

温が低い時期を除いて担体を経るごとに徐々にDOが下がる傾向が見られる。

水路A、水路Bとも接触材（流入口より2m位置）でDO低下の3分の1程度、スポンジ担体前半または不織布担体前半（同9m位置）でDO低下の3分の1程度、スポンジ担体後半または不織布担体後半（同15m位置）でDO低下の3分の1程度である。このようなDOの変化については平成13年度の結果でも同じような傾向が認められ、15m位置以降はDOの低下が止まると考えられており、本年度においてもヘチマ担体（同17m位置）、ヨシチップ担体（同19m位置）、モミガラ担体（同20m位置）ではDOが変化していない。ただし、水路Aの成形品担体（同21m位置）においてDOが上昇する理由は不明である。

次に三態窒素とT-Nの各担体による除去率を、除去効果の高かった7月30日を例に図3-4に示す。水路A、水路BともにNO₂-NやNO₃-Nの除去率に比べてNH₄-Nの除去率が高く、スポンジ担体や不織布担体通過後でNO₂-Nが原水の5%程度、NO₃-Nが原水の20%程度に対し、NH₄-Nはほぼ100%除去している。このことは接触材、スポンジ

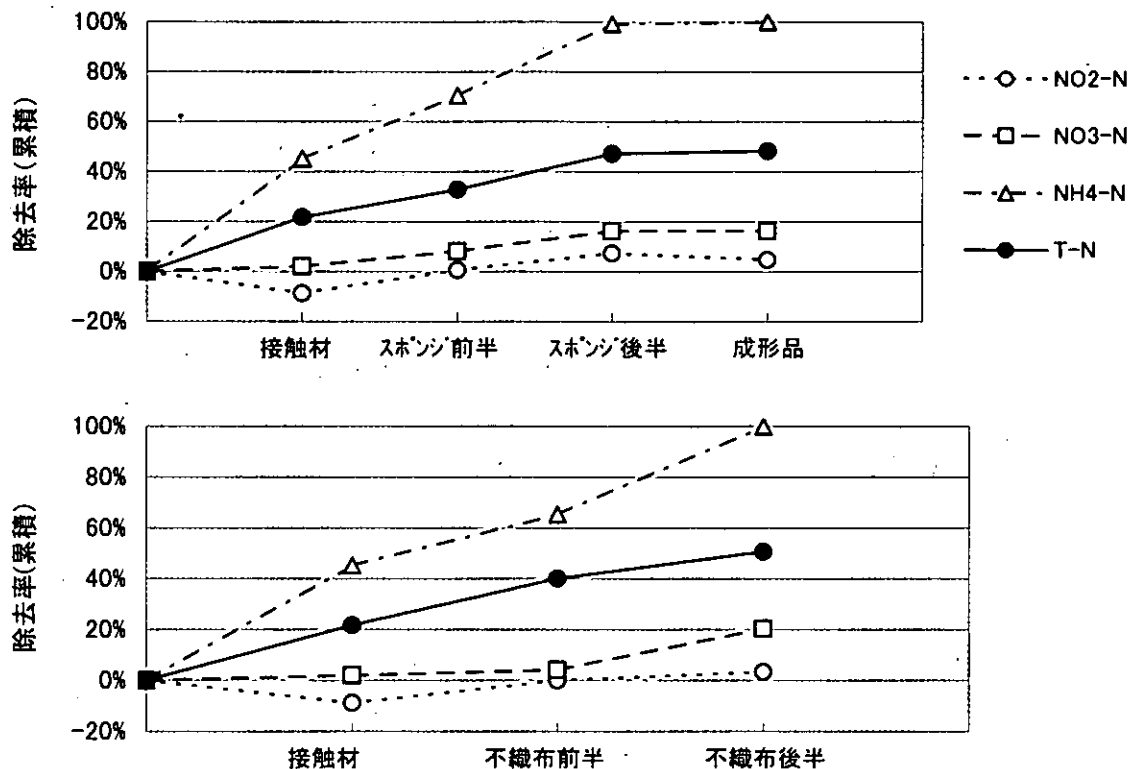


図 3-4 各担体の窒素除去率 (7月30日)

担体、不織布担体表面においてDOの高い好気的な環境の下でNH₄-Nの硝化が効率的に進行しているものと考えられる。

スポンジ担体に付着していた生物膜中の脱窒菌数をMPN算出法にて求めた結果、スポンジ担体1本当たり 8.4×10^8 となり、スポンジ担体の上部(水面近傍)と下部(底近傍)に菌数の違いはなかった。今後はさらに詳しく微生物解析を検討したい。

3.2 室内水槽における浄化試験

実験水路における天然素材担体は、設置時期が水温が低下する窒素除去効果が明確ではなかった。そのため実験室の水槽にて実河川水を用いた窒素除去試験をおこなった。

3.2.1 窒素除去率の変化

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、比較用のスポンジ担体を用いた通水量35L/日における窒素除去率の結果を図3-5に示す。

NO₂-Nではヨシチップ担体とスポンジ担体の除去率が高く、ヨシチップのみやヘチマ担体の除去率が低い。ヘチマ担体の初期は除去率が負の値となり、ヘチマ担体からの窒素の溶出が認められた。NO₃-NおよびNH₄-Nではヘチマ担体とスポンジ担体の除去率が高く、ヨシチップのみは初期において除去率が負の値となり窒素の溶出が認められる。特にヨシチップからのNH₄-Nの溶出が大きかった。T-Nではスポンジ担体とヘチマ担体で除去率が高く、ほぼ60%以上で差がなかった。以上から2倍量の通水試験においては、窒素除去効果として、スポンジ担体、ヘチマ担体、ヨシチップ担体、ヨシチップのみの順

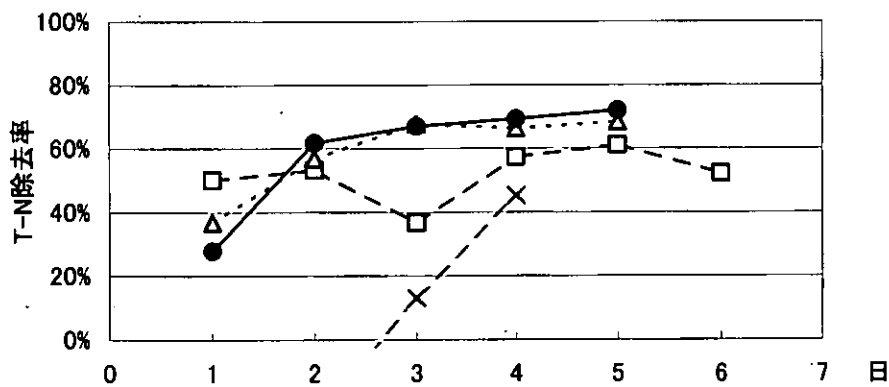
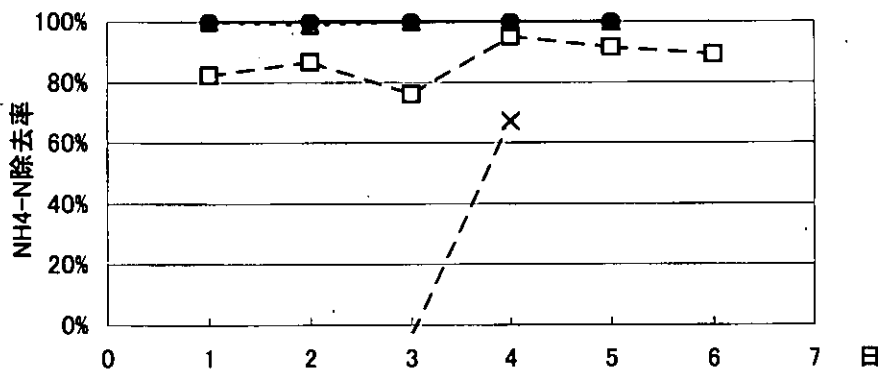
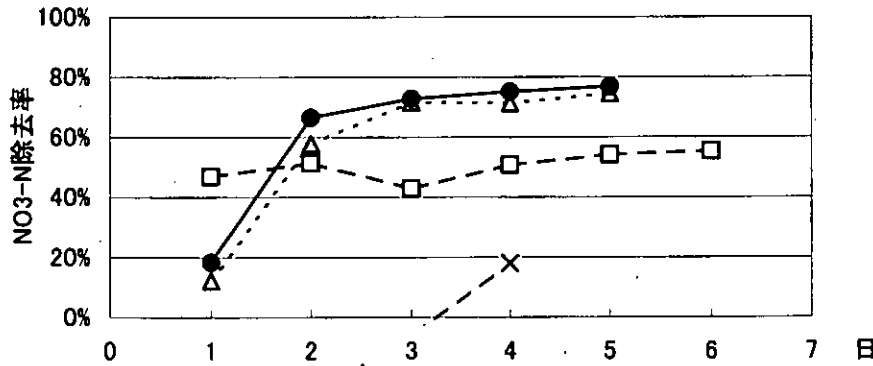
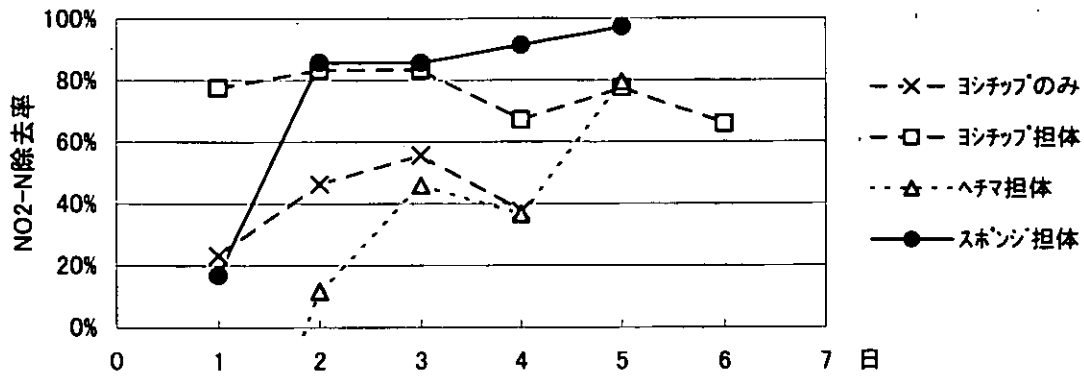


図 3-5 通水量 35L/日における窒素除去率

になった。ヨシチップのみの場合に窒素の溶出が多い理由としては、琵琶湖にて生育中に取り込んだ窒素が植物体の枯死による溶出か、または微生物の作用により分解される過程で溶出したと考えられる。

次に同じ担体を用いた通水量 70L/日における窒素除去率の結果を図 3-6 に示す。

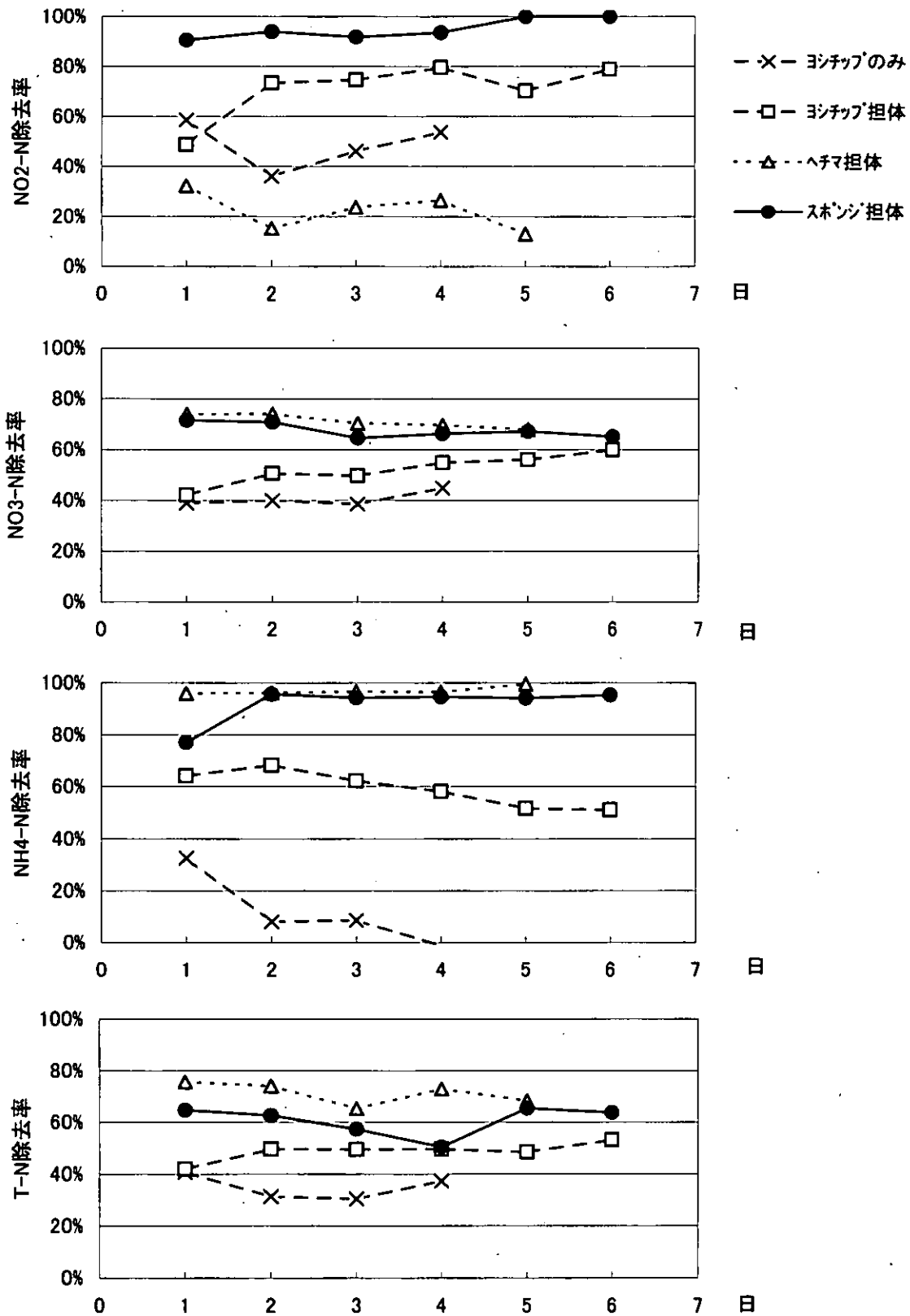


図 3-6 通水量 70L/日における窒素除去量

NO₂-Nではスポンジ担体が除去率 90%以上と高く、次いでヨシチップ担体、ヨシチップのみ、ヘチマ担体の順になり、この順位は通水量 35L/日と同じである。通水量が 2 倍になったことによる除去率の低下はみられなかった。NO₃-NおよびNH₄-Nではヘチマ担体とスポンジ担体の除去率が高く、ヨシチップ担体、ヨシチップのみと続く順位は通水量 35L/日の結果と同じである。ヨシチップのみは除去率が低下傾向にあり、ヨシ自体からの溶出が継続していることを示している。通水量が多くなることでNO₃-Nには大きな変化がみられないものの、NH₄-Nではヘチマ担体とスポンジ担体で約 5%、ヨシチップ担体で約 30%の低下が認められた。T-Nについてはヘチマ担体の方がスポンジ担体よりも除去率が高く、三態窒素の除去率からみて有機態窒素の除去にヘチマ担体は効果があると考えられる。

以上の結果から、通水量 70L/日の結果をもとに天然素材の窒素除去効果について表 3-2 にまとめてみた。なお、今回は図には示さなかったがリンについてはヨシチップのみやヨシチップ担体からの溶出が多かった。このことから、NO₃-Nの割合が高い河川水の浄化に使える天然素材としてはヨシ系資材よりヘチマ系が有望と判断できる。

表 3-2 天然素材の窒素除去効果

天然素材	コスト	NO ₂ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	T-N	P ₄ O-P
ヨシチップのみ	◎	△	△	×	△	×
ヨシチップ担体	○	○	△	○	△	×
ヘチマ担体	△	×	○	◎	◎	△
(スポンジ担体)	△	◎	○	◎	○	△

次に pH、DO、TOCの水質変化について、ヘチマ担体を用いた通水量 70L/日の場合の結果を例に図 3-7 に示す。pHは徐々に上昇し、IN よりも OUT が低く脱窒による pH

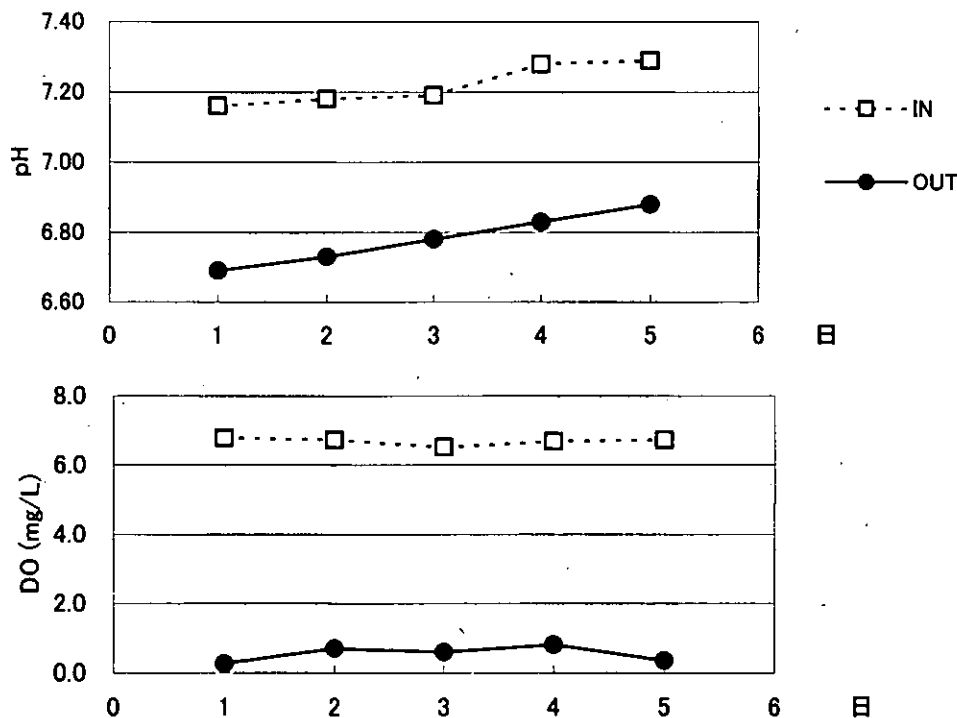


図 3-7(1)ヘチマ担体の水質変化 (通水量 70L/日)

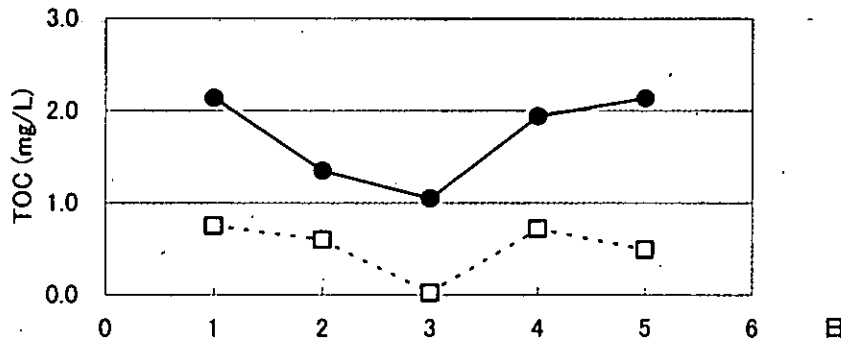


図 3-7(2) ヘチマ担体の水質変化 (通水量 70L/日)

上昇とは反対の結果になった。DOはこの水槽実験全般的にいえることであるが、INに対してOUTは大きく低下し嫌氣的になっており、そのために比較的高い窒素除去効果が得られたと考えられる。TOCはOUTの方でやや高くなる傾向になり、水槽の水量に対する担体の充填率が実験水路に比べて高かったためにある程度の有機物が溶出したと考えられる。

4. まとめ

固体水素供与体をコーティングした各種担体を用いて、実験水路ならびに室内実験により各担体の窒素除去性能を評価した。

- ① 実験水路の原水はDOが6以上と好氣的でありながら、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50%のT-N除去率が得られた。
- ② 実験水路および室内実験でも、固体水素供与体をコーティングした担体は $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去効果が極めて高く、速やかな硝化反応が起きていると考えられる。
- ③ スポンジ担体に付着している脱窒菌数をMPN算出法で計測した結果、スポンジ担体1本当たり 8.4×10^8 の脱窒菌が付着しており、担体の上部と下部に菌数の差はなかった。
- ④ 実験水路におけるDOは流入口より15mまでは50%近く低下するものの、以降は変化がなく脱窒反応は起こりにくいと考えられる。
- ⑤ 本年度は実験水路における通水期間が短く、肉厚のスポンジ担体の寿命的な判断は明確にはできなかった。また、長期寿命検討資材である成形品担体は、生物膜が付着できる表面積が少なく窒素除去効果が認められなかった。
- ⑥ 天然素材の担体を室内実験で評価した結果、ヨシ素材を用いた場合は窒素やリンの溶出が認められたが、ヘチマを用いた場合は $\text{NO}_2\text{-N}$ を除いて高い窒素除去効果が得られた。河川の原水は76%が $\text{NO}_3\text{-N}$ 、15%が $\text{NH}_4\text{-N}$ であり、河川の浄化を効率的にするには $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去率の高い担体を選ぶ必要があり、ヘチマに固体水素供与体をコーティングした担体は有効と考える。

5. 謝辞

この実験にて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。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構
松下アムテック株式会社

実験センター所長
実験センター研究員
応用開発グループ 主席技師
応用開発グループ 主任技師

柳田 英俊
寺田 剛史
村澤 浩一郎
納村 和美

11. 湧昇循環方式を用いた水質・底質の改善実験

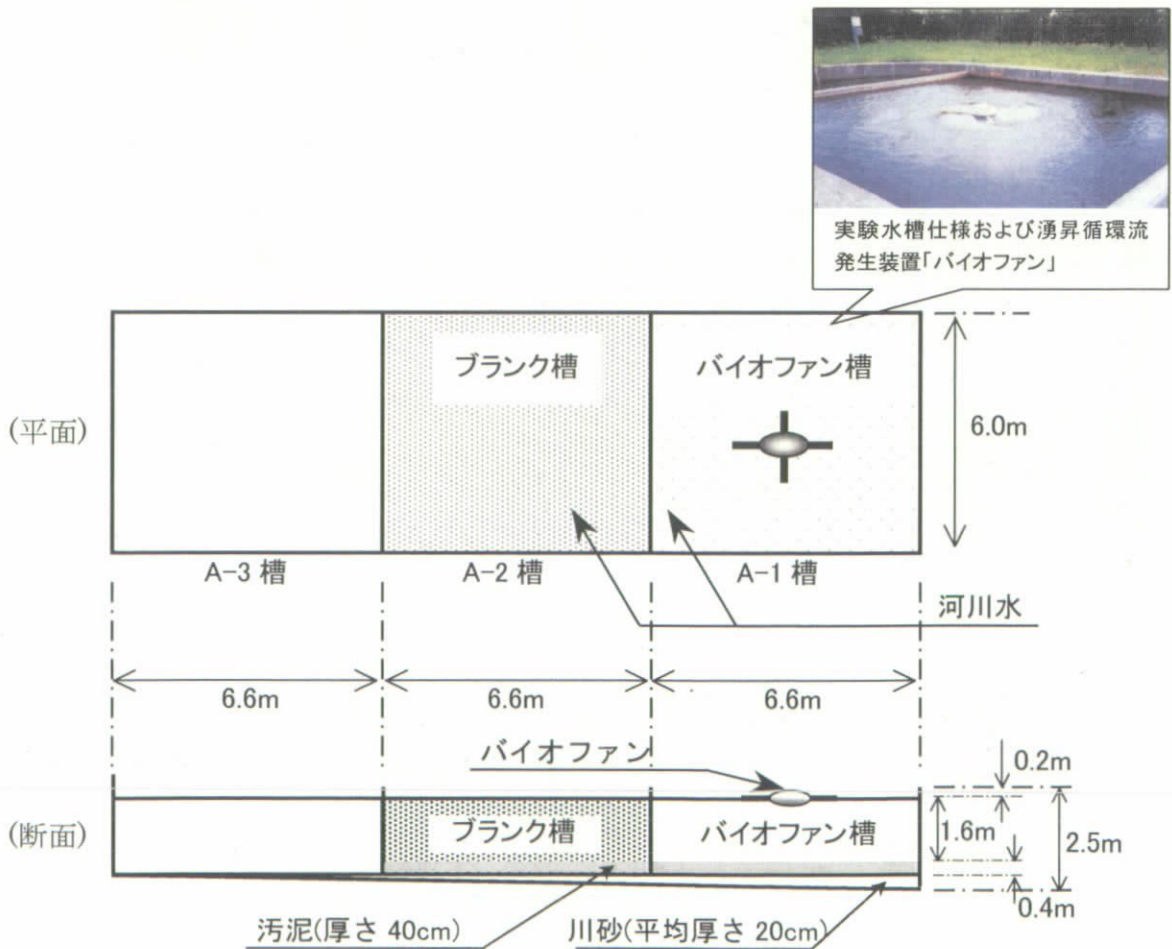
1. 目的

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. 前期実験：水質・底質浄化実験

2.1 実験装置

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、A-1、A-2の水槽を使用した。各実験水槽に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、実験水槽内での水草の発生を抑制するため、Biyoセンターで浄化処理を行った環境水（河川水）を用い、水深約1.6mとなるように注水した。実験装置の概要図を図2-1に示す。



2.2 調査項目

調査項目は、各実験水槽の生物調査（動・植物プランクトン）と、水質・底質の主要項目とした。生物調査としてクロロフィル測定装置（クロロテック：ALEC 電子社製 ACL208-PDK 型）を使用した水深別（10cm 間隔）のクロロフィル蛍光強度調査，各実験水槽の中心部（代表点とする）における表層・中層・底層各実験水のクロロフィル a 量の定量，植物プランクトン調査および動物プランクトン調査を実施した。

水質調査方法は、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・底層について水質調査を行った。水質調査地点を図 2-2 に示す。



図 2-2 実験水槽の水質調査点

底質調査については、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を行って調査した。底泥調査の調査点を図 2-3 に示す。

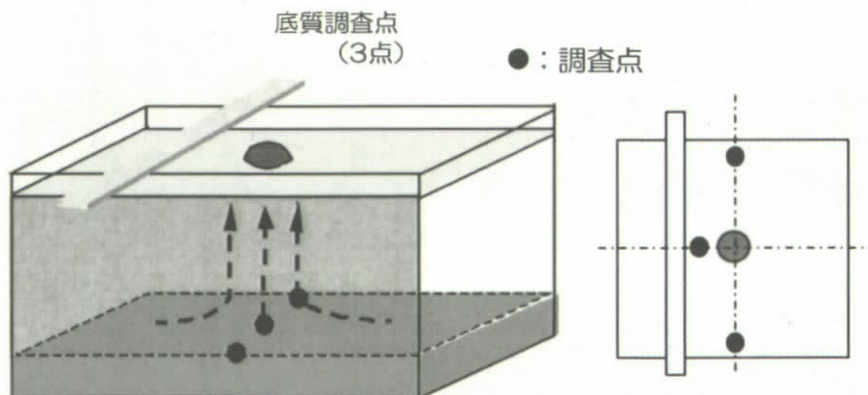


図 2-3 実験水槽の底泥調査点

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。

2.3 前期実験結果

2.3.1 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2-4に示す。

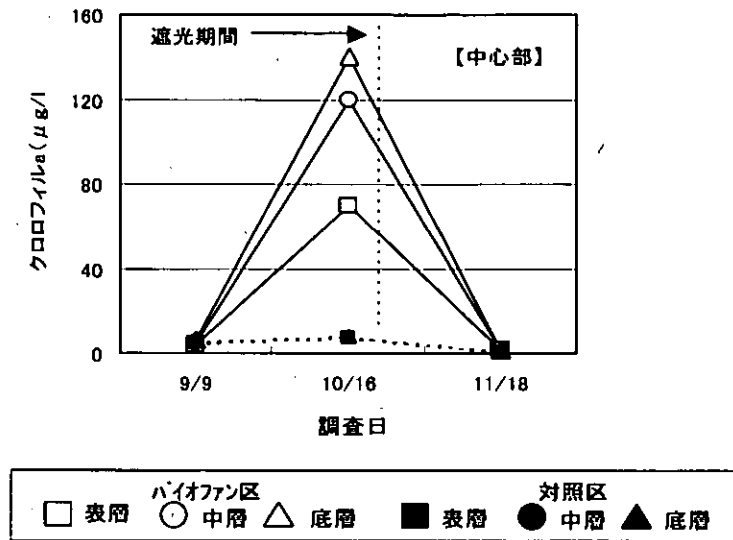


図2-4 クロロフィルa濃度の経日変化

実験開始後の10月16日ではバイオファ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。クロロフィルaの値は植物プランクトンの存在量の指標となるが、実際に各実験槽においてどのような種類の植物プランクトンがどれだけ存在するかを把握するため、採水によるプランクトン相の調査を行った。植物プランクトンの個体数の変化を図2-5に示す。

調査の結果、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 glauclata* が両実験槽において優占種となり、バイオファン実験槽では非常に多くの個体数が観察された。プランクトン出現種による構成比率は、実験開始以降は珪藻と緑藻が、出現種のほとんどを占める結果となった。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。

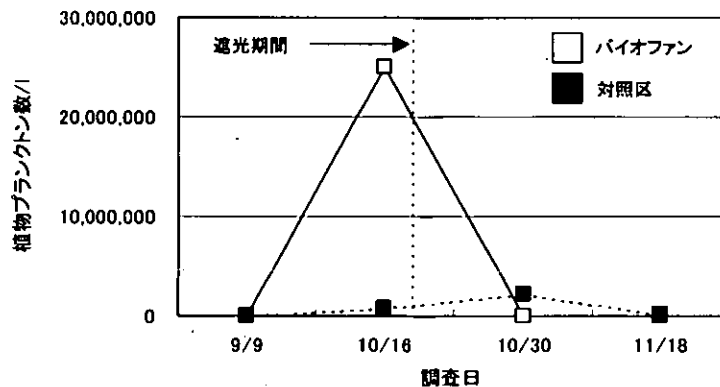


図2-5 植物プランクトン個体数の比較

2.3.2 水質調査結果

水槽内における COD、窒素の濃度変化を図 2-6 に示す。バイオファ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 (溶存態無機窒素) についてはバイオファ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。両者の中心部・中層における DIN の変化の組成を図 2-7 に示す。

バイオファン実験水槽では実験当初より $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_2\text{-N}$ が消失し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ も T-N と同様に減少した。これによりバイオファ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 $\text{NO}_3\text{-N}$ 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 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は低下しているにもかかわらず、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 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 $\text{NO}_3\text{-N}$ の同化・吸収が起こらなかったためと推測される。

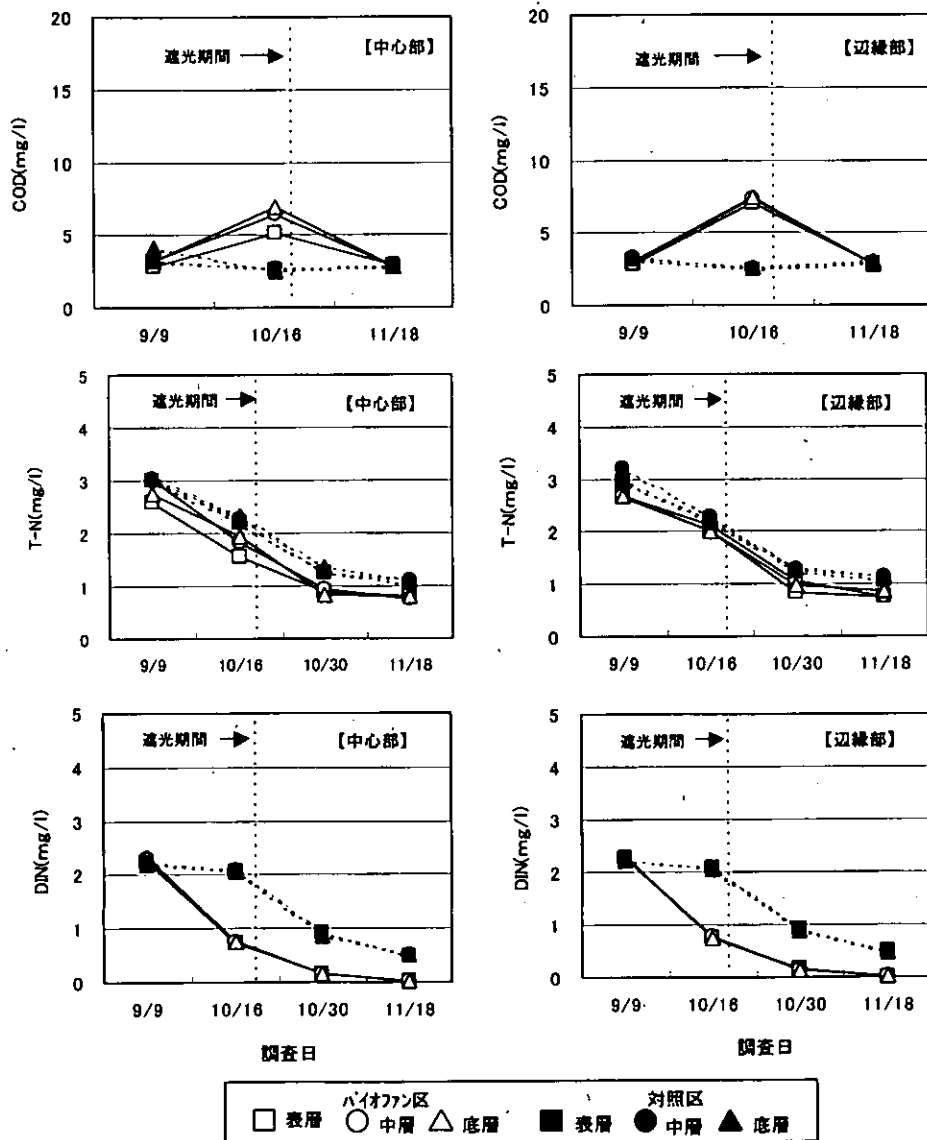


図 2-6 COD・窒素の濃度変化

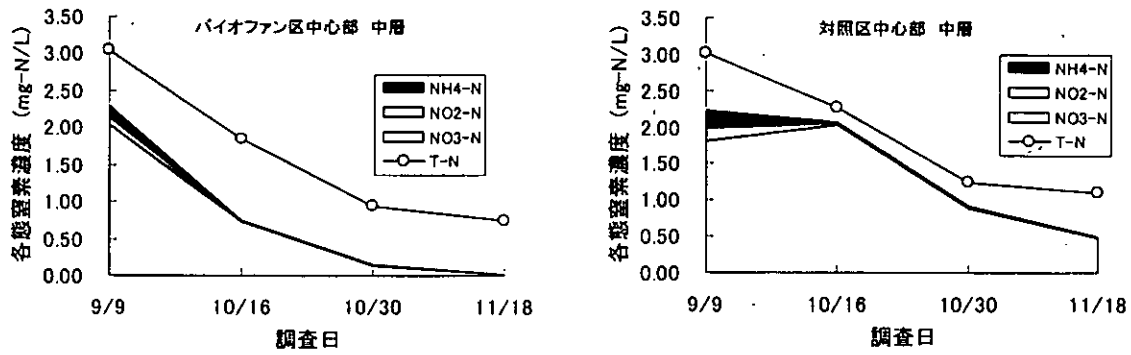


図 2-6 DIN の組成別変化

次にリンおよび珪酸の変化を図 2-7 に示す。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。

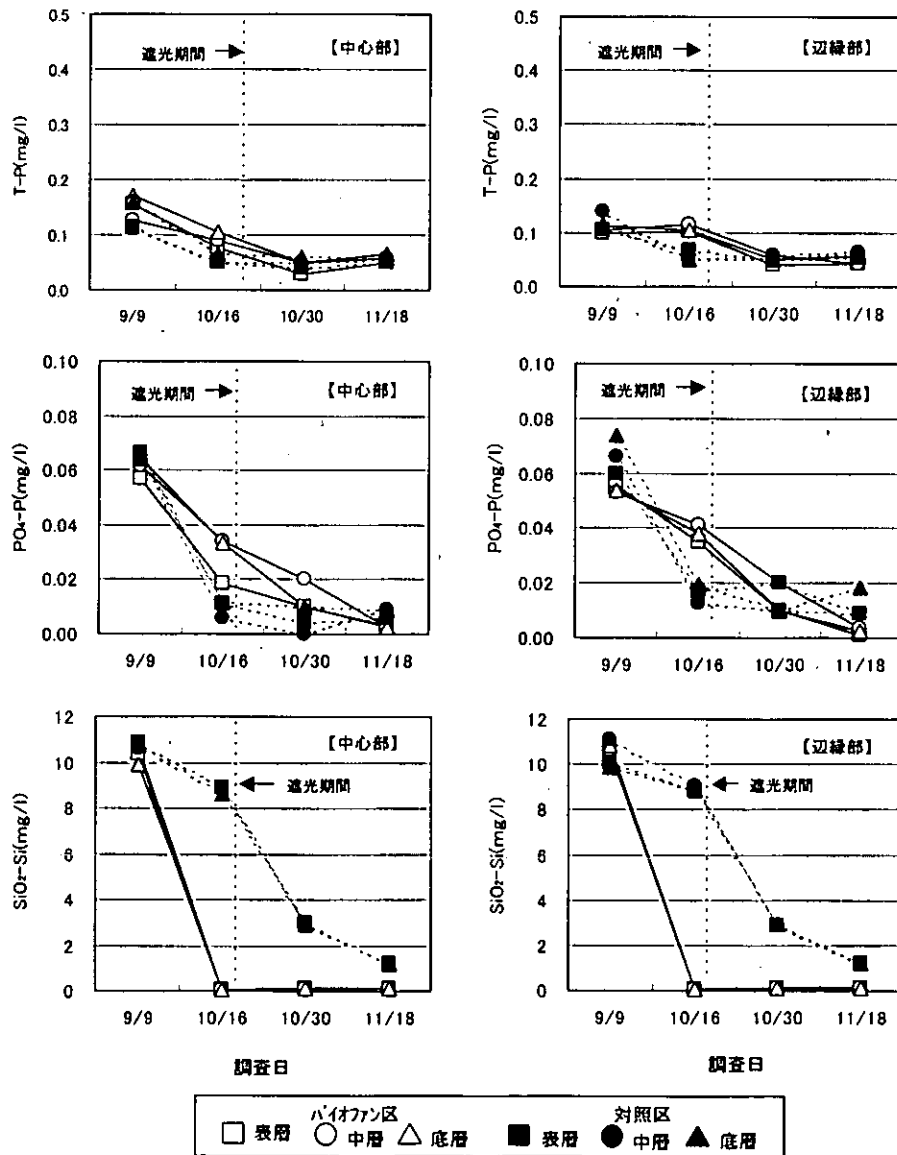


図 2-7 リンおよび珪酸の分析結果

2.3.3 底質調査結果

底泥 ORP の現地調査結果を図 2-8 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

今回の実験では、水温成層で最も堅固といわれる夏季の温度躍層を対象に、バイオフィンによる成層の解消や防止の可能性について検討した。

バイオフィンによる湧昇流の流れのモデル図を図 3-1 に示す。

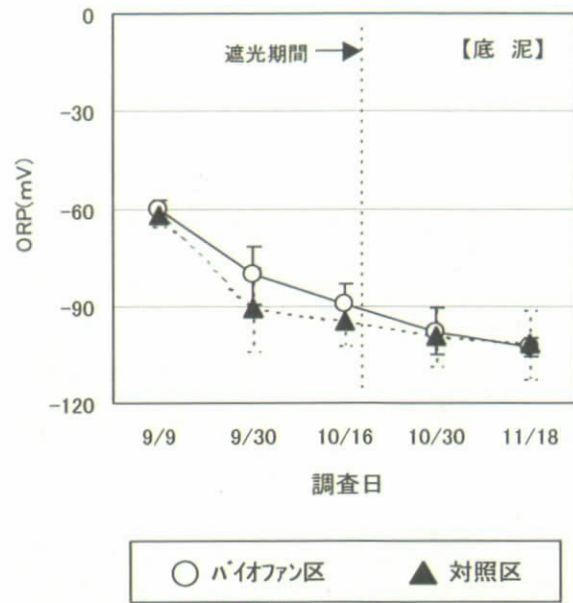


図 2-8 底泥 ORP の現地調査結果

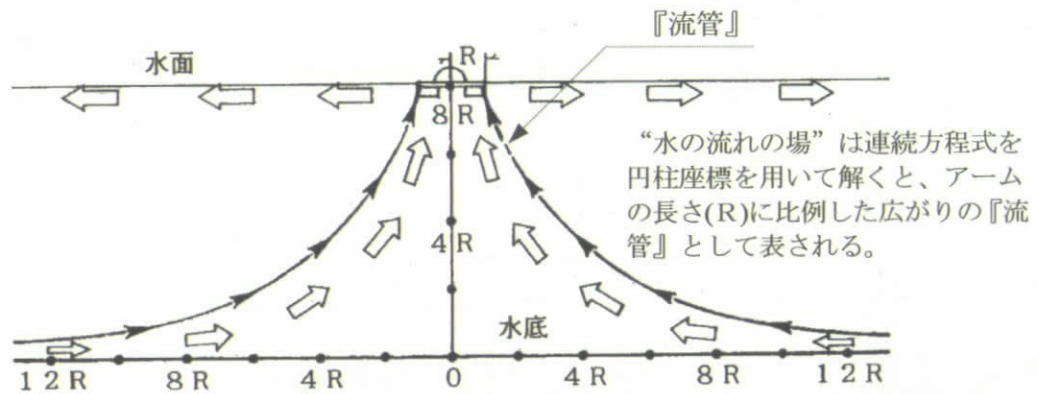


図 3-1 回転羽根が造る流れの場『流管』

3.1 循環層流の検証実験

この実験の目的である温度躍層の解消は「流管」による循環理論がベースとなることから、バイオフィンによる湧昇流の流れを把握するため、アクリル水槽にてモデル実験を行った。透明のアクリル水槽(200 cm×100 cm×水深 60 cm)に絵の具を用いて循環流が生じているか検証したところ、底面に滞留した絵の具が、バイオフィン模型に向かって水底を這うように動きながら上昇する現象が見られた。(図 3-2 参照)



図 3-2 アクリル水槽による検証実験

また、(A-1)槽において、バイオファン(B-15W1.3型)と水風船を用いてその動きを観察したところ、水風船の周期(水面でリリースされた風船が循環流により元の位置に戻り、再びリリースされるまでの時間)の計測から、1周期当り、(A-1)槽の約50%の水量が『流管』を流れることが解った。(図3-3参照)

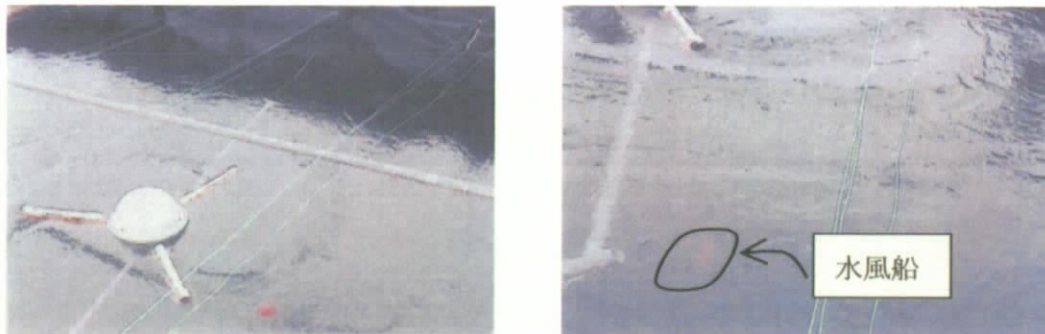


図3-3 A-1水槽による検証実験

3.2 温度成層が循環流におよぼす影響調査実験

3.2.1 実験方法

下図のようにブランク槽と実験槽に1KWヒーターをそれぞれ4本ずつ設置する。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め、実験槽の模型回転羽根の稼働を開始する。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。実験装置の概要を図3-4に示す。

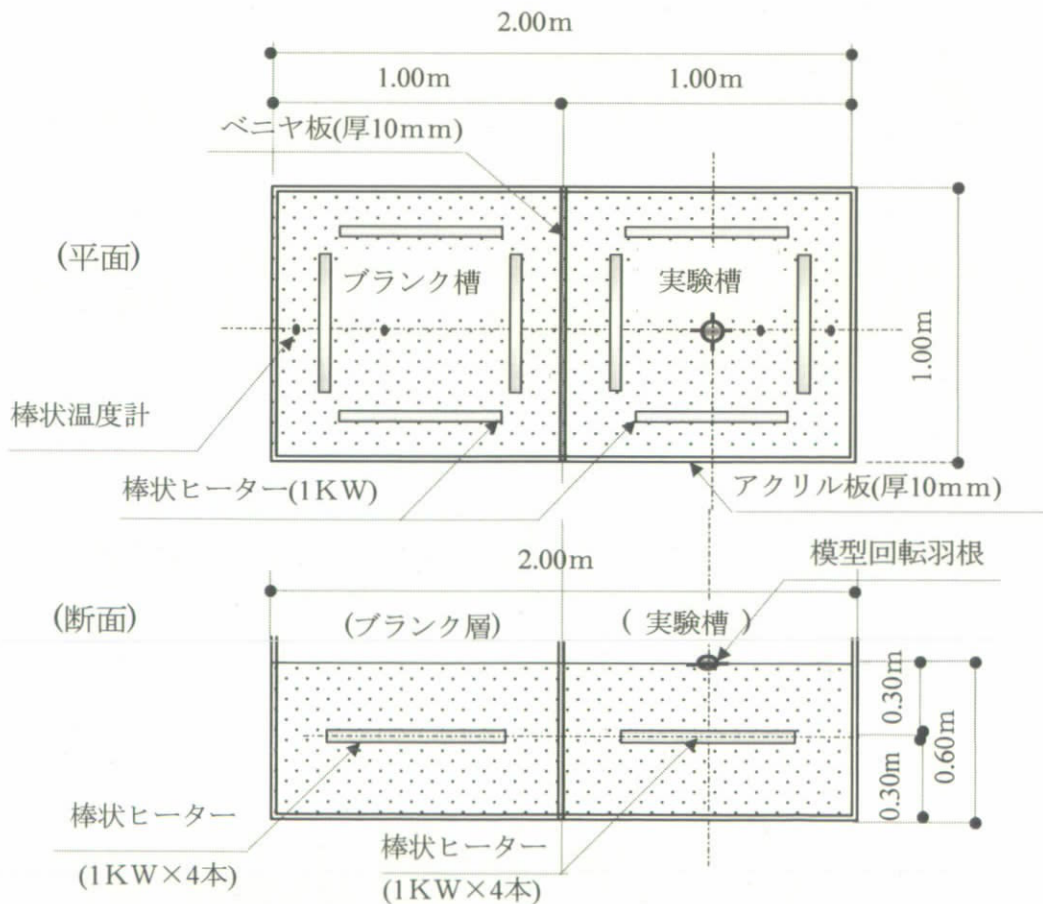


図3-4 実験装置の概要

3.2.2 結果および考察

30分経過後における両槽の温度鉛直分布を図3-5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、水温が一様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。

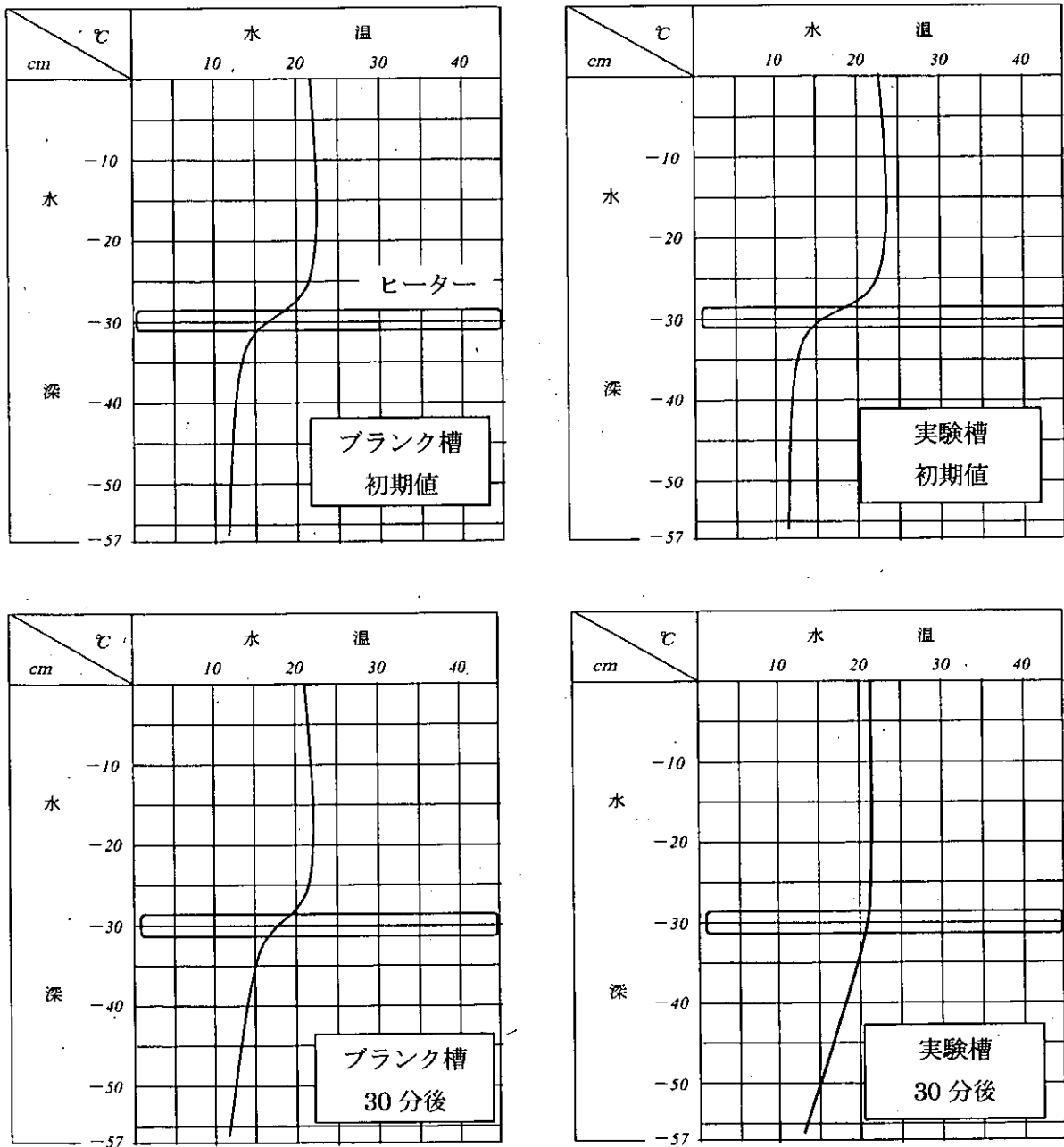


図3-5 両水槽の30分経過後の温度分布

3.3 温度躍層解消実験

バイオフィファンを用いた場合、ダム湖に形成された水温躍層の解消に要する時間 (T) は下記の理論式により求められる。

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

R ; 水掻き羽根の長さ (図 4-4)	(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	(m ³)
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/m ³)
δ ; 水の密度の温度変化率 (0.70)	(kg/m ³ °C)
g ; 重力加速度 (9.78)	(m/s ²)
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)	

上式によると、深さ 20m~40m のダム湖に形成された「温度躍層」を解消する時間(T)は、数百日~数年といったオーダーとなる。そのため本実験はダム湖の全層混合期にバイオフィファンを稼働させることで躍層の形成を防止するという現実的な手法について、回転羽根模型を使用して水槽実験を行うこととした。

3.3.1 実験方法

温度躍層防止実験では、下図のようにアクリル製水槽及び羽根模型を使用し実験槽、ブランク槽ともに水面下5cmの位置にそれぞれ500Wのヒーターを4本ずつ配置した。実験手順としては、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。

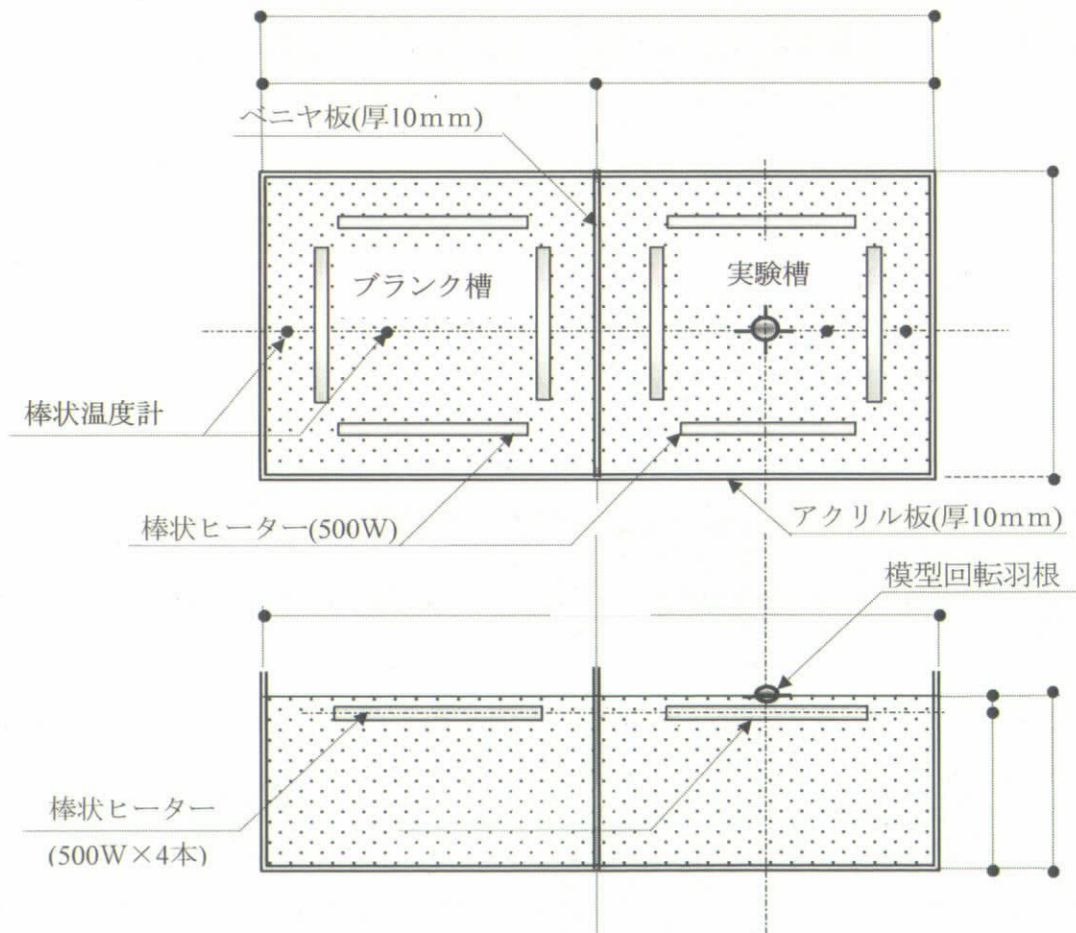
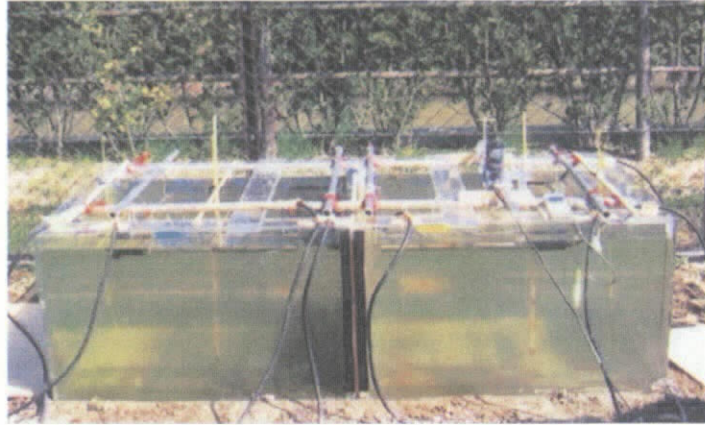


図 3-7 実験装置の概要

3.3.2 結果および考察

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3-8および図3-9に示す。

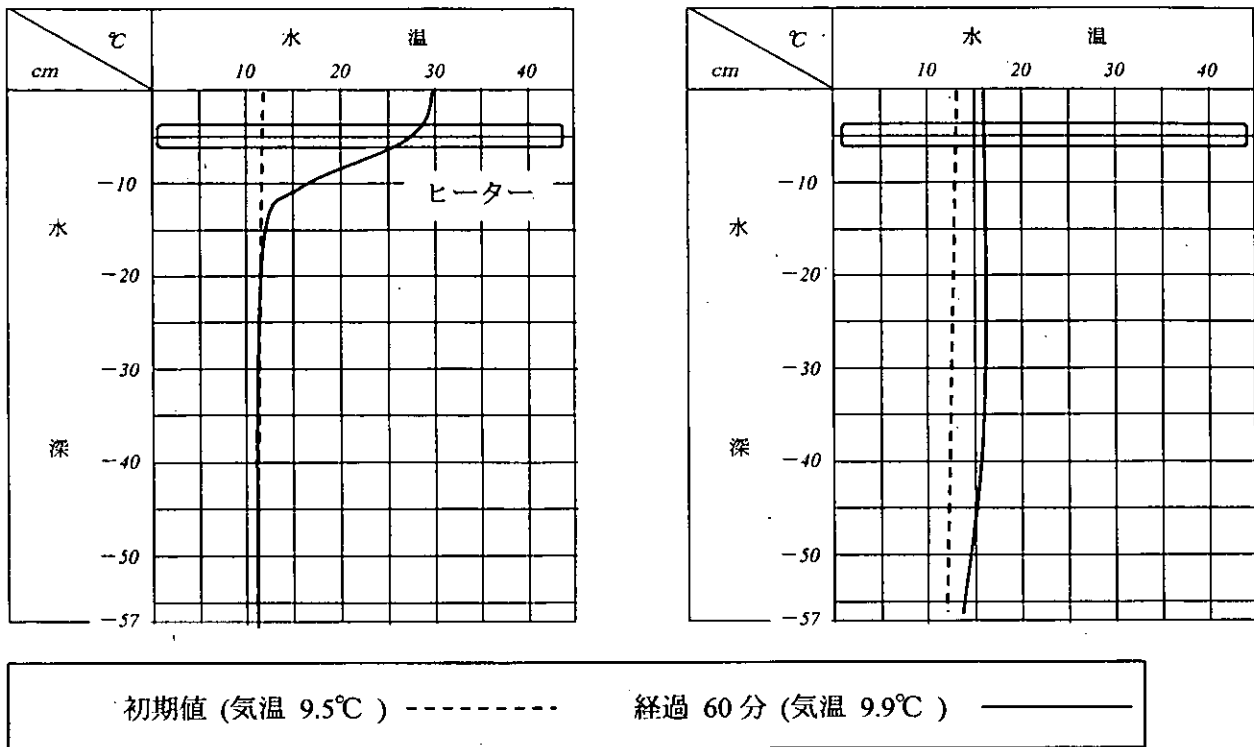


図3-8 水温分布の経時変化(実験開始~60分)

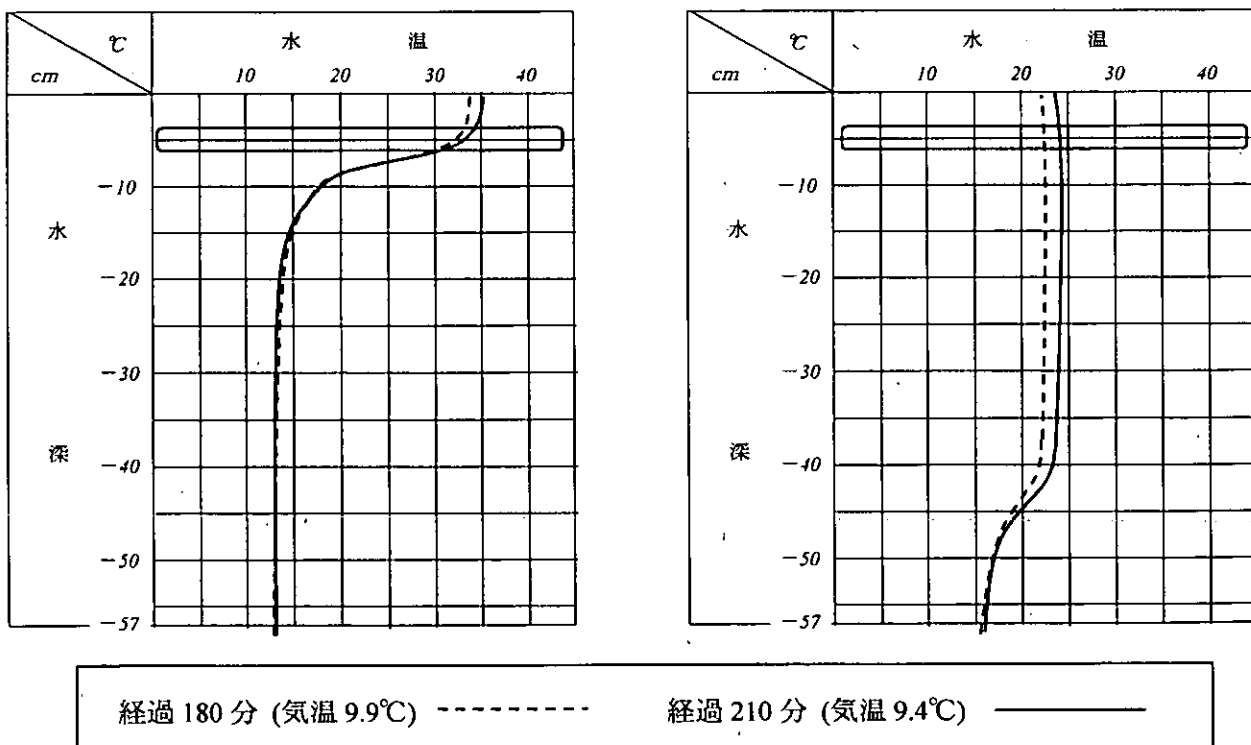


図3-9 水温分布の経時変化(180分~210分)

図3-8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℃からおよそ16℃に上昇している。しかし水温が16℃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℃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度を超える時点)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℃になってもこの状態は変わらない。これはヒーターによる水面における熱供給速度と周辺からの外気等による冷却速度が定常状態に達したためと思われる。

ここでバイオファンの循環能力と循環流がおよぶ深さ(H)の関係式(式3-2)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。

$$H = 12 \times 10^3 \kappa \sigma \rho^2 [\beta \sqrt{(1-\alpha^3)} \varepsilon f]^3 R^5 / S Q g \delta \dots\dots\dots (式3-2)$$

- 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(38cm)
- S ; 水面の面積(1.0m²)
- Q ; 水面に供給される熱量(2KW換算、478cal/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)
- εf ; バイオファンの回転数(0.47回転/s)

※ R、 α 、 β は式3-1を参照

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、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。

【ダム諸元】

- ダム湖の水深H=34m、 バイオファンアーム長R=4.5m
- 循環流のおよぶ水域面積 $S = \pi r^2$ ($r = R \times 40$, 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)

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=1KWとなる。

以上のことから水深34mのダム湖において、水域10haを対象にアーム長(R)4.5m・出力1KWのバイオファン1基を春先の混合期に稼働させ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。

4. 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、バイオフィア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、バイオフィア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「バイオフィアンの回転羽根」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。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

柳田 英俊

実験センター研究員

三井 光彦

株式会社高環境エンジニアリング

大阪営業所 営業部部長 中江 研介

1 2. 雑草および汚泥の有効利用化実験

1. 目的

Biyoセンター内にて発生する雑草や、各水路内に堆積する汚泥や水処理に伴って発生する汚泥等は、衛生・景観・管理上等の問題から年数回の維持管理（除草等）を行っている。環境保全上の観点および社会情勢等から、発生する刈草および汚泥を有効利用することは不可欠であると考えられる。この材料を基に再資源化を考えた場合、まず、堆肥として利用することが考えられる。

そこで本実験では、これらの刈草と汚泥を組み合わせた堆肥化の基礎的調査を行う。また、堆肥を製作し、近隣の住民への配布や持ち帰りを考えた場合、必要となる法的分類および手続きの調査についても実施することとする。

このような技術は、河川の河岸雑草や堆積泥の維持管理、処理方法として適応できるものと示唆され、Biyoセンターとして取り組む価値は高いと思われる。

◇期待される効果

- (1) 雑草と浄化副産物として発生する汚泥の再資源化および有効利用
- (2) 住民参加型および循環型の水処理技術の適応
- (3) 湖岸雑草や堆積泥の維持管理、処理方法への応用化

◇一般的な堆肥化工程および本調査内容

有機性廃棄物を原料にして堆肥化を行う場合の一般的な工程、その工程における留意事項及び検討が必要な事項を図1-1に示した。本調査では、刈草と汚泥を組み合わせた堆肥化の基礎的調査（最適条件等）を行うため、図1-1の破線で示した事項について調査、検討を実施した。

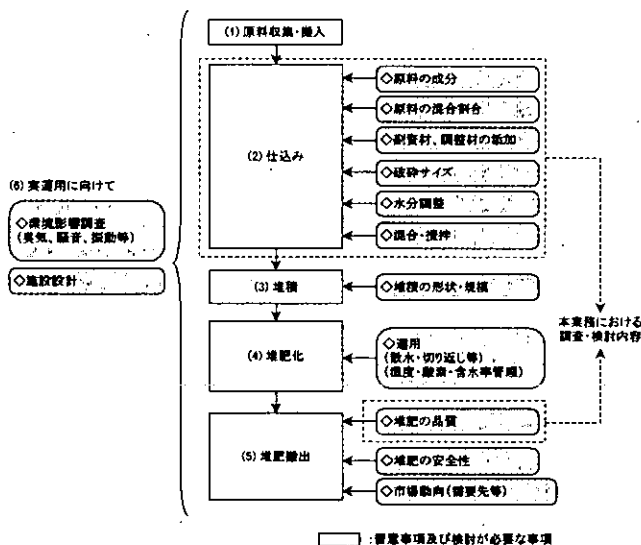


図1-1 一般的な堆肥化工程及び留意事項等

2. 実験場所

調査は、滋賀県草津市志那町地先の琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下、Biyoセンターと称す）内の浅池型植生浄化実験施設南側に設置されたコンポストハウス内で行った。位置図を図2-1に、コンポストハウスを写真2-1に示した。

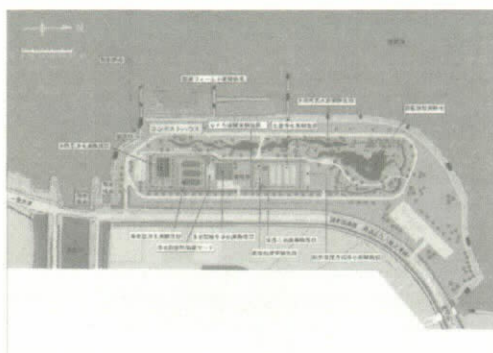


図2-1 位置図



写真2-1 コンポストハウス

3. 実験方法

3.1 実験条件

本調査は、刈草および汚泥を原料とした堆肥化における最適条件を検討するものであり、基礎的な知見を得るための調査を実施した。このため、図1-1に示した検討が必要な事項のうち、原料成分、原料の混合割合、副資材、調整材の添加について、実験条件を設定し、調査・検討を行った。破碎サイズ、水分調整、混合・攪拌、堆積の形状・規模、運用については、既存の文献等より適切と考えられた値や方法により実施した。実験条件を表3-1に示した。なお、バッチ2～3の米糠添加割合については、実験状況を見ながら設定することとした。

表3-1 実験条件

バッチ	ケース	No.	原料混合割合		調整材、副資材の添加	刈草破碎サイズ	含水率 (%)	堆積の形状・規模	運用	
			刈草	汚泥					通気 (L/min)	期間
1	①	1-①	90	10	なし	av. 3cm	50~60	堆肥化簡易装置	2	一次発酵10日間
	②	1-②			米糠2.5%					
	③	1-③			米糠5.0%					
2	①	2-①	70	30	米糠(ケース1)	av. 3cm	50~60	堆肥化簡易装置	2	一次発酵10日間
	②	2-②			米糠(ケース2)					
	③	2-③			米糠(ケース3)					
3	①	3-①	50	50	米糠(ケース1)	av. 3cm	50~60	堆肥化簡易装置	2	一次発酵10日間
	②	3-②			米糠(ケース2)					
	③	3-③			米糠(ケース3)					

3.2 最適条件の抽出方法

最適条件を抽出するための絞り込み工程を図3-1に示した。抽出は2段階に分けて行い、「仕込み時最適条件調査（1次）」では、全9ケースについての発酵・分解調査を実施し、その結果より適当と考えられた3ケースを抽出した。「仕込み時最適条件調査（2次）」では、1次で絞り込んだ3ケースについて再度堆肥化を行い、発酵・分解調査、肥効成分調査を実施し、最適な1ケースを抽出した。

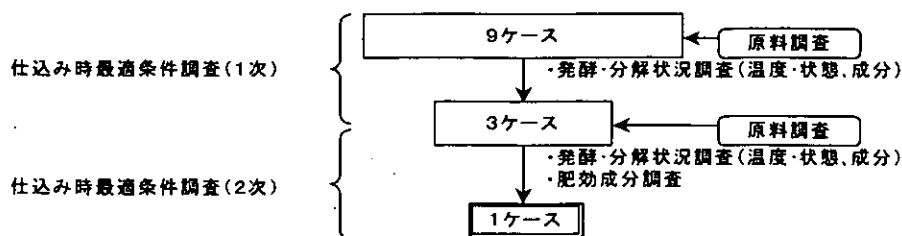


図3-1 最適条件の抽出

3.3 実験方法

3.3.1 原料調査

本調査の堆肥化の原料となる、Biyoセンター内に発生した雑草および汚泥の成分分析を行い、仕込み時の基礎資料とした。各原料に含まれる有機物量や肥効成分量等から、堆肥化に有効な原料であるかどうかを検討し、また、含水率については、仕込み時の原料の混合割合等を決める資料とした。調査項目および調査頻度を表3-2に示した。

表3-2 調査項目および調査頻度

調査項目	調査頻度
含水率	1回/バッチ
pH、BOD、T-C、T-N、C/N、P ₂ O ₅ 、K ₂ O	1回(バッチ1)

3.3.2 発酵・分解状況調査

仕込み時の最適条件調査(1次)および(2次)において、1次では一次発酵期間中の、2次では二次発酵期間までの温度・状態調査および成分調査を実施した。温度・状態調査では、各ケースの発酵過程における気温および試料温度、状態を経時的に調査し、成分調査では、状態の指標となる腐熟度や肥効成分、取扱い性の項目について、成分分析を行った。なお、一次発酵は短時間でかつ少量の原料で、簡単に調査が実施できる堆肥化簡易装置において、二次発酵は多数の通気穴を開けた段ボール箱において行った。調査・分析項目、方法および調査頻度を表3-3に示した。

表3-3 調査項目および調査方法

	調査項目	調査方法	調査頻度		
			仕込み時最適条件調査(1次)	仕込み時最適条件調査(2次)	
温度・状態調査	一次発酵	外気温度	熱電対およびKEYENCE NR-1000温度計	1回/h×10日(0~10日目)	
		試料温度			
		色、臭い、状態			目視等(定性)
	二次発酵	外気温度	棒温度計	—	1回/10日
		試料温度	棒温度計	—	
		色、臭い、状態	目視等(定性)	—	
成分・品質調査	腐熟度	生物化学的酸素要求量(BOD)	JIS K 0101-21	2回/ケース(0日目, 10日目)	3回/ケース(0日目, 10日目, 二次発酵後)
		C/N	分析結果より算出		
		陽イオン交換容量(CEC)	肥料分析法		
	肥効成分	全窒素(T-N)	肥料分析法	—	1回/ケース(二次発酵後)
		リン(P ₂ O ₅)	肥料分析法		
		カリウム(K ₂ O)	肥料分析法		
		カルシウム(CaO)	肥料分析法		
		マグネシウム(MgO)	肥料分析法		
	取扱い性	含水率	肥料分析法	2回/ケース(0日目, 10日目)	3回/ケース(0日目, 10日目, 二次発酵後)
		pH	肥料分析法		

3.3.3 法的調査

完成堆肥を公に配布する場合、法的手続きが必要となる。このため、本原料において堆肥化した場合の法的分類および法的手続きについて調査した。

4. 実験結果

4.1 原料調査結果

原料調査結果を表4-1に示した。また、参考として文献等より堆肥の原料とされている有機廃棄物（枝葉等）や汚泥等の成分もあわせて示した。

表4-1(1) 本原料（刈草）および有機廃棄物の成分

項目	単位	本原料(刈草)				剪定枝葉チップ ¹⁾		剪定枝葉 ²⁾	浄化副産物 ³⁾ クレソソ	雑草 ⁴⁾ 秋季刈草
		バッチ1	バッチ2	バッチ3	バッチ4	落葉樹	常緑樹			
含水率	%	52.3	16.8	58.7	36.0	-	-	31.1	86.7	66.4
pH	-	6.2	-	-	-	6.6	6.3	-	5.6	5.9
BOD	mg/kg-dry	190000	-	-	-	-	-	-	360000	220000
C/N	-	11.0	-	-	-	30.0	34.7	69.8	12.8	30.7
T-C	%	42.3	-	-	-	45.1	46.1	44.0	40.32	42.4
T-N	%	3.84	-	-	-	1.5	1.3	0.6	3.15	1.4
P ₂ O ₅	%	1.1	-	-	-	0.3	0.2	-	0.5	0.5
K ₂ O	%	5.0	-	-	-	1.1	1.0	-	4.9	1.8

表4-1(2) 本原料（汚泥）および汚泥等の成分

項目	単位	本原料(汚泥)				下水汚泥 ¹⁾ (消化脱水汚泥)	下水汚泥 ²⁾ (乾燥汚泥)	浄化副産物 ³⁾ 堆積泥	浚渫泥 ⁵⁾ (中間水路)
		バッチ1	バッチ2	バッチ3	バッチ4				
含水率	%	71.8	70.5	71.8	67.0	81.9	12.1	72.9	-
pH	-	7.1	-	-	-	8.0	-	6.8	-
BOD	mg/kg-dry	6700	-	-	-	-	-	3900	-
C/N	-	1.3	-	-	-	6.5	6.8	12.4	-
T-C	%	0.80	-	-	-	27.8	34.5	5.2	-
T-N	%	0.63	-	-	-	4.26	5.2	0.42	0.55
P ₂ O ₅	%	0.76	-	-	-	2.73	-	0.43	0.13
K ₂ O	%	0.71	-	-	-	0.34	-	1.33	-

- 1) 建設省土木研究所, 下水汚泥と剪定枝葉を混合した堆肥の製造方法に関する検討
- 2) 建設省土木研究所, 下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査
- 3) 滋賀県, 平成13年度第4-4号琵琶湖(赤野井湾) 補助河川環境整備調査委託
- 4) 水資源開発公団, 平成12年度湖北地区堆肥化調査報告書
- 5) (財)琵琶湖・淀川水質保全機構, 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター年報第2号
(平成11年), 酸化剤を用いた底質改善調査

* 参考値: 堆肥原料ではない。

刈草の成分については、含水率が16.8~58.7%と刈取り直後の含水率に比べて1/4~3/4程度低くなったことから、天日乾燥によって60%以下となり水分調整しやすい含水率となった。しかしながら、天日乾燥の仕方によって大きな幅ができるため、仕込み時においては、原料（刈草）の含水率の分析は必須であることが示唆された。有機物成分の指標である炭素は43%、BODは19%であり、肥効成分は、窒素が4%程度、リンが1%程度、カリウムが5%含まれていた。一方、汚泥の成分については、含水率が70%程度と全バッチを通してほぼ一定していた。有機物成分の指標である炭素は0.8%と刈草の含有量の1/50程度と低く、さらに、BODは0.67%と刈草の含有量の1/30と極めて低かった。各肥効成分は0.6~0.8%であり、刈草と比較し、窒素は1/6程度、リンは7割程度、カリウムは1/7程度であった。

本原料の成分を堆肥の原料とされている有機廃棄物や汚泥等の成分と比較した結果、刈草は、雑草と同程度に分解されやすい有機物を含み、他の有機廃棄物より肥効成分を多く含有していることから、堆肥の原料としては適していると考えられた。一方、汚泥は、有機物量が堆積泥と同程度に少ないため、汚泥自体では微生物による分解・発酵は進まないと示唆された。さらに、肥効成分の含有量も堆積泥や浚渫泥と同程度

に少ないことから、汚泥単独としては堆肥化原料として適していないと示唆された。

4.2 発酵・分解状況調査結果

4.2.1 仕込み時最適条件調査（1次）結果

バッチ1～3の試料温度測定結果を図4-1に、成分調査結果を図4-2に示した。

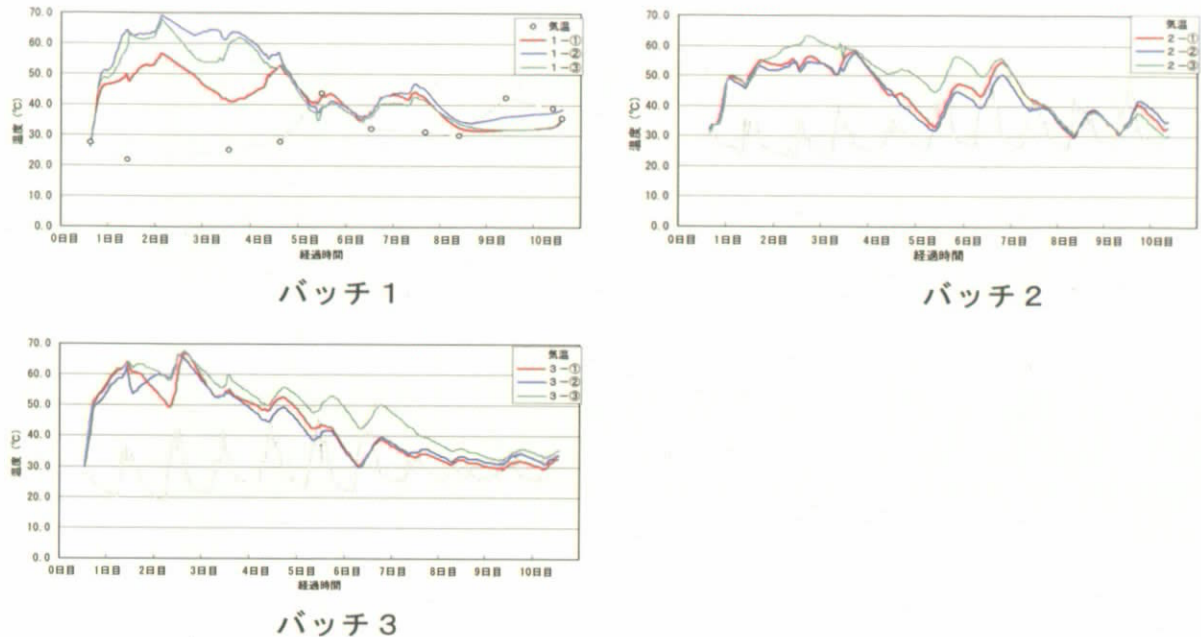


図4-1 試料温度測定結果

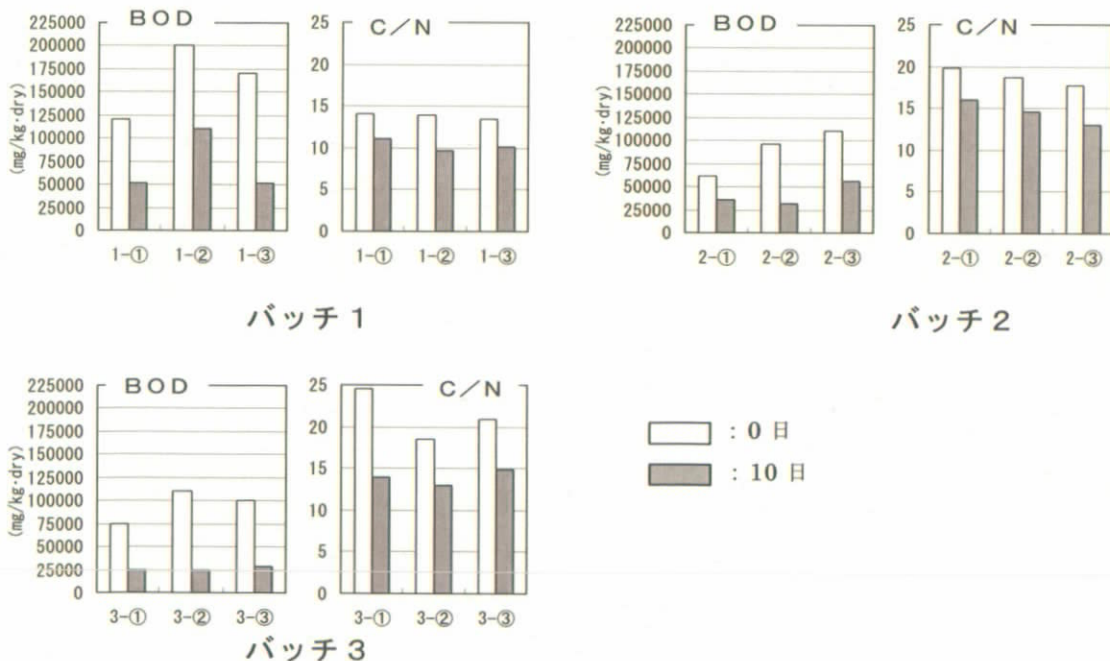


図4-2 成分調査結果（抜粋）

(1) バッチ1

試料温度は、米糠を添加しないケースは添加したケースより低かったことから、発酵・分解が促進されず、分解が不十分であったと考えられた。また、米糠添加割合が5.0%より2.5%の方が若干発酵熱が高く、発酵・分解が活発であったと判断された。

成分調査結果において、有機物指標であるBODは、3ケースともに10日目は0日

目の1/2以下に減少した。また、C/Nは、0日目から10日目にかけて低下したことから、有機物の分解が生じたとみられた。

外見状況は、3ケースともに色は徐々に黒色へと変化し、臭いは1～5日目に発酵臭（アンモニア臭）が、7日目以降には弱い堆肥臭が確認され、状態は経時的にしっとりやわらかくなった。10日目の試料重量の減量割合は、1-②（64.3%）が最も大きかった。

以上より、米糠添加割合2.5%のケースが他のケースに比べて発酵温度が最も高く長期続き、さらに減量割合も最も大きかったことなどから、最適ケースと考えられた。

バッチ1において、米糠の添加割合は2.5%が最適ケースと考えられたため、バッチ2（刈草：汚泥割合が70：30）の設定条件（米糠添加割合）をバッチ1と同様とした。

(2) バッチ2

試料温度は、2-③が、2-②や2-①より高くかつ長く続いた。

成分調査結果より、BODは、0日目が米糠添加割合の高い順に高かったことから、米糠添加により微生物によって分解されやすい有機物量が増加することがかわった。さらに、この値を汚泥割合の少ないバッチ1の米糠添加が同割合のケースと比較した結果、汚泥割合が数割多くなることにより、微生物によって分解されやすい有機物量の割合が大幅に減少することが示された。10日目には、3ケースともに約1/2以下に減少した。C/Nは、3ケースともに0日目は17～20であったのに対し、10日目は13～16に低下した。

外見状況は、3ケースとも色は徐々に黒色へと変化し、臭いは1～8日目は発酵臭があり、10日目には堆肥臭へと移行した。状態は、3ケースともに経時的に湿っぽくしっとりとなったが、特に2-③は発酵中の菌の発生量が多く、10日目には他より繊維質が崩れており、発酵が最も進んだと示唆された。試料重量は、3ケースとも10日間で約50%減量した。

以上より、米糠添加割合が5.0%のケースが他のケースに比べて、発酵温度が高く長く続き、10日後の状態が良好であったことなどから、適当なケースと考えられた。

バッチ2において、米糠添加割合が最も多かった5.0%が適当と考えられたため、バッチ3の条件設定では、同汚泥割合でさらに多い米糠添加割合7.5%のケースを設定した。また、米糠添加割合が2.5%の発酵が不十分であったことから、バッチ3（刈草：汚泥割合50：50）において、米糠添加割合は5.0%と10.0%とした。

(3) バッチ3

試料温度は、3-③がバッチ2の同汚泥割合の米糠添加割合5.0%のケースより高温状態が長く続いた。一方、刈草：汚泥割合が50：50の3-①と3-②は、ほぼ同様の温度推移を示したが、3-②の方が、高温持続時間が若干長かった。

成分調査結果より、汚泥割合が30%のケース（3-③）のBODの減少率が、バッチ2の同汚泥割合の各ケースよりも高かったことから、最も発酵が進んでいたと考えられた。C/Nは、3ケースともに20から15程度に低下がみられた。汚泥割合が50%のケースについて、BODの結果より、米糠添加割合の10.0%の方が、発酵により多くの有機物が分解されたことが示された。C/Nは、0日目は3-①が25、3-②が19であったが、10日目には2ケースとも14程度に低下した。

外見状況は、色は3ケースとも経時的に黒っぽい色へと変化し、臭いは3ケースともに1～10日目まで発酵臭が続き、さらに、10日目には3-①、3-②において堆肥臭が確認された。状態は、経時的に湿っぽくやわらかくなり、10日目には3ケースとも繊

維質が崩れていた。試料重量の減量割合は、3 ケース間の大きな差異はみられず、10 日目の減量割合は50%程度であった。

以上より、刈草：汚泥割合が70:30において、米糠添加割合が7.5%のケースが、他のケースに比べて高温が長く続いたことから、最適であると考えられた。また、刈草：汚泥割合が50：50においては、外見観察では差異は認められなかったが、温度測定結果より、米糠添加割合が10.0%のケースが、米糠添加割合が5.0%のケースに比べて、若干、高温が持続したことから、妥当であると考えられた。

4.2.2 仕込み時最適条件調査（2次）結果

(1) バッチ 4

バッチ1～3の結果（仕込み時最適条件調査（1次））より、各刈草：汚泥割合における最適なケースが示され、その中から仕込み時の最適な条件（ケース）を見出すため、再度3ケースについて比較検討実験を行った。3ケースの実験条件を表4-2に示し、調査結果のうち試料温度測定結果を図4-3に、成分調査結果を表4-3に示した。

表4-2 実験条件

バッチ	ケース	No.	原料混合割合		副資材 添加割合	刈草破碎 サイズ	含水率 (%)	通気 (L/min)	実験期間
			刈草	汚泥					
4	①	4-①	90	10	米糠2.5%	av. 3 cm	50~60	2	一次発酵10日 二次発酵60日
	②	4-②	70	30	米糠7.5%				
	③	4-③	50	50	米糠10.0%				

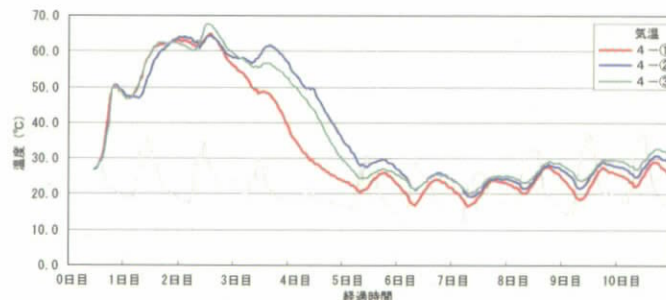


図4-3 試料温度測定結果

表4-3 成分調査結果

項目	単位	0日目			10日目			二次発酵後		
		4-①	4-②	4-③	4-①	4-②	4-③	4-①	4-②	4-③
BOD	mg/kg·dry	88000	120000	85000	48000	52000	34000	37000	41000	29000
C/N	—	20.7	19.7	16.9	17.2	16.4	15.0	19.8	15.0	13.0
CEC	meq/100g	—	—	—	—	—	—	57	50	55
T-N	%	1.72	1.86	1.76	2.26	2.14	1.86	2.03	2.12	2.08
P ₂ O ₅	%	—	—	—	—	—	—	1.2	1.9	2.5
K ₂ O	%	—	—	—	—	—	—	3.3	2.9	2.5
CaO	%	—	—	—	—	—	—	0.88	3.00	0.80
MgO	%	—	—	—	—	—	—	0.56	0.76	0.99
含水率	%	66.3	66.5	65.7	58.3	59.2	48.6	21.7	24.9	24.7
pH	—	6.7	6.8	6.8	8.0	7.7	8.1	8.9	8.3	7.8

試料温度については、4-②が約60°Cの高温を継続した期間が他に比べて若干長かつ

た。二次発酵では、試料温度は外気温度とほぼ同程度であった。

腐熟度については、BODは3ケースとも0日目から二次発酵後にかけて減少したが、0日目から二次発酵後にかけての減少率は4-②と4-③が大きく、特に良好に発酵が進んだと示唆された。C/Nについては、4-②と4-③は0日目から二次発酵後にかけて減少し、4-①は0日目と二次発酵後でほぼ変化はみられず20程度であった。CECについては、3ケースとも二次発酵後が50~60meq/100g程度であった。

肥効成分については、二次発酵後の P_2O_5 、MgOの含有量は、污泥割合が高いほど含有量が多く、逆に、 K_2O は污泥割合が多いほど含有量が低くなる傾向がみられた。

取扱い性については、含水率は3ケースともに0日目は約65%であったのが、10日目には若干減少し、二次発酵後には20~25%とかなり少ない状態となった。pHは、3ケースとも0日目がほぼ中性であったが、発酵が進むにつれて高くなり、二次発酵後は8~9程度の弱アルカリ性となった。

外見状況は、色は3ケースとも徐々に黒褐色化し、臭いは、3ケースともに1~4日目に強い発酵臭があり、10日目にはわずかな発酵臭と堆肥臭となった。二次発酵では、期間を通して微少の堆肥臭が確認された。状態は、10日目には3ケースともに触感はやわらかくかつもろくなり、二次発酵後においては、特に4-②、4-③は4-①と比較し、繊維質がもろく、崩れやすくなったことから、発酵状態が良好であったと考えられた。

試料の重量の減量割合は、刈草の割合が多いケースほど減量していたが、3ケース間の大きな差異はみられなかった。

以上より、刈草：污泥割合が70:30、米糠添加割合が7.5%のケースが、他のケースより高温が長く続いたことや、二次発酵後の状態がもろく崩れやすくなったことから、最適であると考えられた。

5. 解析・検討

仕込み時最適条件調査結果から、全ケースについて、一次発酵時の発酵・分解状況を定性的、定量的に横並びに考察・評価を行い、抽出の妥当性について、検討を行った。

5.1 仕込み時最適条件の抽出

5.1.1 外見観察結果からの評価

各ケースの10日目の外見観察結果を横並びに評価した結果、1-②、4-①、2-③、3-③、4-②、3-②、4-③の状態が良好であると考えられ、仕込み時最適条件調査（1次）で抽出したケースは妥当であったと示唆された。

5.1.2 発酵・分解状況調査結果からの評価

全ケースの一次発酵時の発酵・分解状況を横並びで確認するため、仕込み時最適条件調査結果から、全ケースについて各刈草：污泥割合ごとに、米糠添加割合に対する平均温度（堆肥化開始から5日目までの平均試料温度）、初期重量に対する一次発酵後（10日目）の重量、C/Nおよび初期BODに対する1次発酵後のBODの相関（図5-1）を調べた。外見観察および発酵・分解状況評価から全ケースにおける仕込み時最適条件の評価のまとめを表5-1に示した。

刈草:汚泥割合 90:10

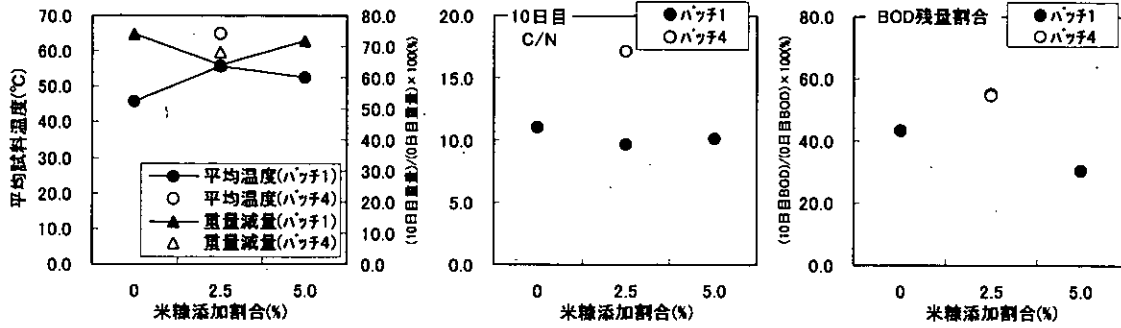
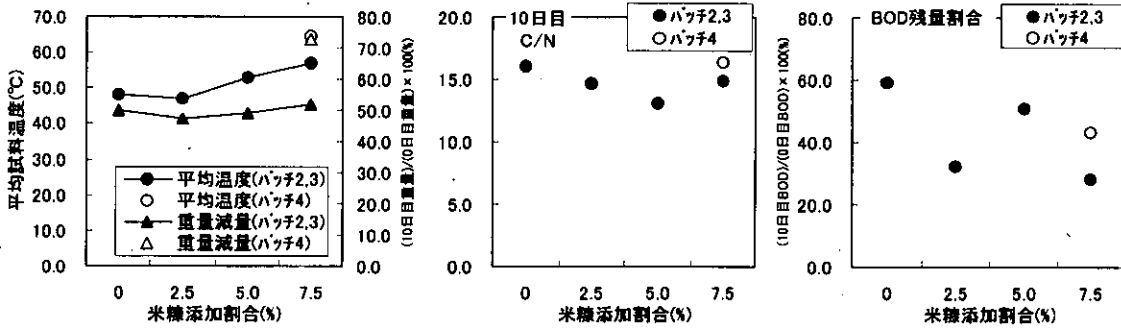


図5-1(1) 米糠添加割合に対する最高温度等の相関

刈草:汚泥割合 70:30



刈草:汚泥割合 50:50

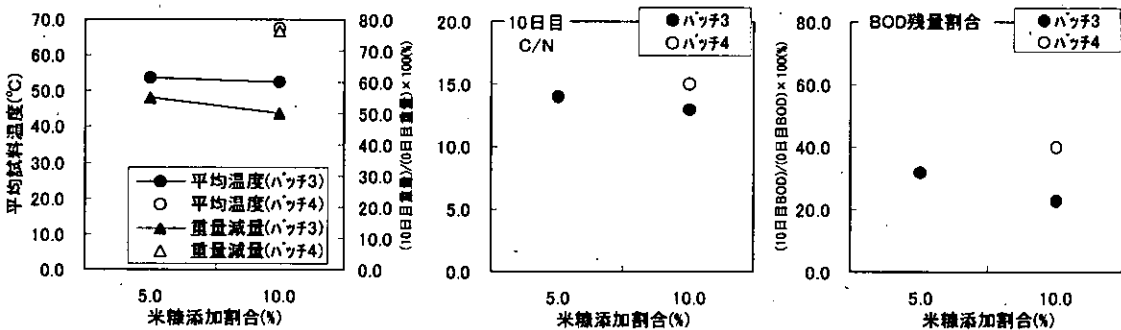


図5-1(2) 米糠添加割合に対する最高温度等の相関

表5-1 評価のまとめ

条件	刈草:汚泥混合割合	米糠添加割合 (%)	試験名 (ケース)	外見調査結果	発酵・分解状況調査結果				評価	
					平均試料温度		重量減量 (10日目 / 0日目 × 100)	10日目 C/N		BOD 残量割合
					(°C)	評価				
90:10		なし	1-①		45.9	△	△		△	
			1-②	○	55.7	○		○	△	◎
			4-①	◎	45.8	△	△	△	△	
			1-③		52.6	○	△			
70:30		なし	2-①		48.0	△		△	△	△
			2-②		47.0	△				△
			2-③	○	52.9	○			△	
			3-③	○	56.9	○			○	◎
			4-②	◎	61.7	◎	△	△	◎	
50:50		5.0	3-①		53.6	○				
			3-②	○	52.5	○			○	◎
			4-③	◎	50.3	◎	△	△		

○:適 △:不適

刈草：汚泥割合が90:10では、1-②が他のケースに比べて、外見の状態がよく、平均試料温度（0～5日目）が55℃を上回り、C/Nが最も低かったことから、適当であると考えられた。刈草：汚泥割合が70:30では、3-③のケースが他のケースに比べて、外見の状態がよく、平均試料温度（0～5日目）が55℃を上回り、BOD残量割合が約30%であったことから、適当であると考えられた。刈草：汚泥割合が50:50では、3-②のケースが他のケースに比べて、外見の状態がよく、平均試料温度（0～5日目）が50℃を上回り、BOD残量割合が23%と最も低かったことから、適当であること示唆された。以上のケースは、仕込み時最適条件調査（一次）で抽出したケースと一致した。

さらに、本調査において、仕込み時最適条件を抽出するにあたり、くり返し調査したケースについて堆肥化の再現性の確認を行った。表5-1からそのケースを抽出し、表5-2にまとめた。

表5-2 再現性についての検討

条 件		試料名 (ケース)	外見 調査結果	発酵・分解状況調査結果					評価	再現性 の有無
刈草:汚泥 混合割合	米糠添加 割合(%)			平均試料温度		重量減量 (10日目 /0日目 ×100)	10日目 C/N	BOD 残量割合		
				(°C)	評価					
90:10	2.5	1-②	○	55.7	○		○	△	◎	弱い
		4-①	◎	45.8	△		△	△		
70:30	7.5	3-③	○	56.9	○			○	◎	若干あり
		4-②	◎	61.7	◎	△	△			
50:50	10.0	3-②	○	52.5	○			○	◎	若干あり
		4-③	◎	50.3	◎	△	△			

○:適 △:不適

2回の調査間の差は、刈草：汚泥割合が70:30、50:50のケースについては、平均試料温度（0～5日目）が2～5℃程度、10日目のC/Nが2～3程度、BOD残量割合が20%程度であり、再現性は若干みられたと示唆された。一方、刈草：汚泥割合が90:10のケースについては、平均試料温度（0～5日目）の差が10℃程度、10日目のC/Nの差が10程度と、2回の調査間の差異が大きかったことから、再現性は弱かったと考えられた。

5.2 最終生成物の評価

最適条件ケース（3ケース）の二次発酵終了後の最終生成物の品質について、堆肥の品質を評価するのに重要となる「腐熟度（外見、成分）」、「肥効成分」、「取扱性」、の観点から行った。

5.2.1 腐熟度

(1) 腐熟度（外見）

最終生成物は、すべてのケースにおいて、色調は濃茶褐色であり、臭いは刺激臭や腐敗臭等がなく、堆肥特有の臭いが確認された。状態・手触りについては、4-②、4-③はもろく崩れやすく、かつ、さらさらしていたことから、ほぼ完熟している状態と考えられたが、4-①は分解されずに残る繊維が多く、発酵が不十分であったと示唆された。

(2) 腐熟度（成分）

成分調査結果を表5-3に示した。最終生成物は、BODは3ケースともに3～4%程

度と極めて低く、原料中の易分解性の有機物はほとんど分解されたと考えられた。C/Nは、3ケースともに13~20程度であり、ほぼ完熟の状態と考えられ、さらにパーク堆肥品質基準(統一基準)を下回っていた。CECは、50~60meq/100g程度であり、パーク堆肥品質基準(統一基準)より若干下回っていた。

表5-3 成分調査結果

項目	単位	結果			参考基準値					
		4-①	4-②	4-③	パーク堆肥の地力増進法の指定資材にかかわる基準(農林水産省告示)	パーク堆肥の品質基準(日本パーク堆肥協会と全国パーク堆肥工業会の統一基準)	パーク堆肥の品質基準の特級(全国パーク堆肥工業会基準)	パーク堆肥の品質基準の1級(全国パーク堆肥工業会基準)	パーク堆肥の品質基準の2級(全国パーク堆肥工業会基準)	有機質肥料等奨励基準(全国農協共同組合中央会)
BOD	mg/kg·dry	37000	41000	29000	—	—	—	—	—	—
C/N	—	19.8	15.0	13.0	40以下	35以下	20~25	30前後	35以下	—
CEC	meq/100g	57	50	55	70以上	70以上	80以上	80~70	70以下	—

5.2.2 肥効成分

最適条件ケース(3ケース)の最終生成物の分析結果、および代表的な堆肥の含有量を表5-4示した。

表5-4 代表的な堆肥の含有量

項目	単位	結果			主な堆肥成分(文献より)								参考基準値				
		4-①	4-②	4-③	植物原料				畜糞原料				パーク堆肥の地力増進法の指定資材にかかわる基準(農林水産省告示)	パーク堆肥の品質基準(日本パーク堆肥協会と全国パーク堆肥工業会の統一基準)	パーク堆肥の品質基準の特級(全国パーク堆肥工業会基準)	パーク堆肥の品質基準の1級(全国パーク堆肥工業会基準)	パーク堆肥の品質基準の2級(全国パーク堆肥工業会基準)
窒素(N)	W/W%	2.03	2.12	2.08	1.0	1.1	1.6	1.6	2.4	2.8	2.2	1以上	1.2以上	1.7以上	1.7~	1.2以下	—
リン(P ₂ O ₅)	W/W%	1.2	1.9	2.5	0.5	1.2	0.8	1.6	3.7	6.8	7.7	—	0.5以上	0.8以上	0.8~	0.5以下	—
カリウム(K ₂ O)	W/W%	3.3	2.9	2.5	1.2	1.0	1.8	1.7	1.4	1.9	5.0	—	0.3以上	0.5~	0.5~	0.3以下	—
CaO	W/W%	0.88	3.00	0.80	1.9	1.5	2.0	1.9	4.1	5.2	22.5	—	—	5以上	5~4	4以下	—
MgO	W/W%	0.56	0.76	0.89	0.6	0.3	0.6	0.8	1.0	1.5	0.7	—	—	0.3以上	0.3~	0.2以下	—

草質： わら、籾殻、土手草、落ち葉など
 出典： 有機廃棄物資源化大辞典、有機質資源化推進会議、2000

最終生成物は、3ケースともにCaO以外のすべての項目において、パーク堆肥の品質基準(統一基準)またはパーク堆肥の品質基準(特級)を上回る結果であった。特に、カリウム、リン、MgOの含有量が多く、パーク堆肥の品質基準(統一基準)と比較すると、カリウムは10倍程度、リンは2~5倍程度、MgOは2~3倍程度であった。参考として一般的な植物や畜糞を原料とした堆肥と比較した結果、最終生成物の肥効成分は、高含有量であることが示された。

5.2.3 取扱い性(pH、含水率、状態)

最適条件ケース(3ケース)の最終生成物の分析結果、および代表的な堆肥の含有量を表5-5示した。

表5-5 成分調査結果および代表的な堆肥の含有量

項目	単位	結果			主な堆肥成分(文献より)								参考基準値				
		4-①	4-②	4-③	植物原料				畜糞原料				パーク堆肥の地力増進法の指定資材にかかわる基準(農林水産省告示)	パーク堆肥の品質基準(日本パーク堆肥協会と全国パーク堆肥工業会の統一基準)	パーク堆肥の品質基準の特級(全国パーク堆肥工業会基準)	パーク堆肥の品質基準の1級(全国パーク堆肥工業会基準)	パーク堆肥の品質基準の2級(全国パーク堆肥工業会基準)
含水率	W/W%	21.7	24.9	24.7	—	55.0	66.0	61.0	66.0	53.0	39.0	60±5	60±5	60前後	60前後	60前後	—
pH	—	8.9	8.3	7.8	7.6	7.1	7.6	8.0	7.8	7.8	9.1	—	5.5-7.5	8.0~	6.0~	6.0~	—

草質： わら、籾殻、土手草、落ち葉など
 出典： 有機廃棄物資源化大辞典、有機質資源化推進会議、2000

最終生成物の含水率は、3ケースとも20～25%であり、基準値や一般的な有機質を原料とした堆肥より低かった。含水率が低いことにより、施肥の際にはほこりや堆肥自体が飛散すると示唆されるため、施肥前には扱い易い程度に水分調整を行うことが必要と考えられた。pHは、3ケースとも弱アルカリ性を示し、パーク堆肥の品質基準（統一基準）よりやや高い値であったが、一般的な堆肥と同程度であったことから、最終生成物を施肥した場合、植物の生長を阻害するものではないと示唆された。状態は、最終生成物には大きな塊はなく、固まりやすい状態でもなく、状態や形状が均一であったことから、そのまま施肥を行っても施肥ムラ等の問題はないと示唆された。

5.3 総合評価

最適条件ケース（3ケース）における最終生成物の総合評価を表5-6にまとめた。

表5-6 総合評価

条 件		試料名 (ケース)	再現性	品 質				評価
刈草:汚泥 混合割合	米糠添加 割合 (%)			腐熟度 (外見)	腐熟度 (成分)	肥効成分	取扱い性	
90:10	2.5	4-①	×	△	○		○	△
70:30	7.5	4-②	△	○	○	○	○	○
50:50	10.0	4-③	△	○	○	○	○	○

○:適 △:やや不適 ×:不適

総合的に判断し、4-②および4-③が仕込み時の最適条件と示唆された。4-②を最適条件(1)、4-③を最適条件(2)とし、仕込み時の条件を表5-7に示した。ただ、4-③は汚泥の混合割合が多いため、より多くの汚泥を有効利用できる反面、仕込み時に汚泥自体が塊となり、他の原料と混ざり合いにくく、人力で行う場合は作業性が悪かった。このため、堆肥化を行う際は以上のことを考慮した上で、仕込み時の条件を選定する必要性が考えられた。

表5-7 仕込み時最適条件

項目	最適条件(1)	最適条件(2)
刈草:汚泥混合割合(乾重量あたり)	70:30	50:50
副資材の種類	米糠	
副資材の混合割合(乾重量あたり)	7.5%	10.0%
破碎サイズ	Ave. 3 cm	
実験期間	一次発酵: 10日間 二次発酵: 60日間	
含水率	50~60%	
通気量	2 L/min	

5.4 運用に向けての現状と課題

5.4.1 生成物を公に再利用する場合の法的整理

資源の有効利用化のために、Biyoセンターで常時発生する刈草と汚泥（浄化副産物および堆積汚泥）を原料に、本調査で検討した方法により本格運用で生成した再生物は、適切に消費（利用）される必要がある。今後、Biyoセンターが、啓発活動の一環として、住民参加型の資源の再利用を展開していく場合、生成物の公の配布や販売での消費（再利用）は重要と考えられる。本格運用して作成した生成物を公に配布および販売する場合の法的分類、規制、手続き等について整理した。

本生成物は、刈草、汚泥（浄化副産物および公共用水域における堆積汚泥）を原料をたい積、攪拌し、腐熟させたものであるため、図5-2に示した(1)～(3)の法的分類が考えられた。

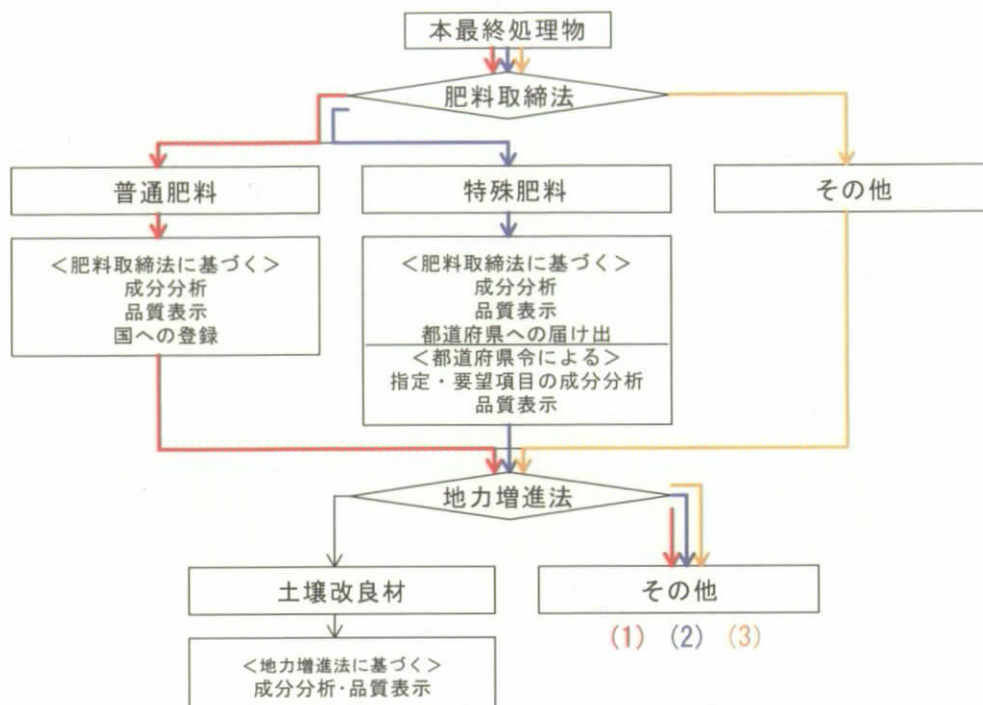


図5-2 本処理品の法令等による分類

(1) 原料として、浄化副産物および公共用水域における堆積汚泥が含まれるため、汚泥肥料としての分類 → 肥料取締法の普通肥料

肥料取締法によると、原料として指定されている汚泥は、下水汚泥、し尿汚泥、工業汚泥等の有機成分を多く含んでいると考えられるものであり、本原料である浄化副産物および公共用水域における堆積汚泥は指定されている原料には含まれず、「汚泥」ではなく、「土砂」の位置づけとなる。このため、本分類は不適切であると判断された。（独立行政法人肥飼料検査所、滋賀県農村普及課ヒアリングより）

(2) 原料として、雑草が含まれるため、動植物質の有機質物をたい積又は攪拌し、腐熟させた堆肥としての分類 → 肥料取締法の特殊肥料

特殊肥料においては、原料として、汚泥や土砂を含むものは除かれるため、本分類は不適切であると判断された。

(3) 肥料以外の分類 → 肥料取締法に分類されない生成物

雑草については、「わら、もみがら、樹皮、動物の排せつ物その他の動植物質の有機質物」として肥料取締法の堆肥原料として規定されるが、浄化副産物や公共用水域での堆積汚泥については、肥料取締法としての肥料原料としての規定が無く、また、両原料ともに地力増進法の区分も無い。このため、両者を原料とした生成物は、肥料取締法および地力増進法の両方にも当てはまらない。（独立行政法人肥飼料検査所、滋賀県農村普及課ヒアリングより）

以上から、本原料（雑草と浄化副産物・公共用水域における堆積汚泥）による最終処理物は、肥料取締法および地力増進法の規定に係らないため、公に配布および販売する場合において、国への登録や地方自治体への届け出が不要である。肥料取締法で定められている原料以外のものを処理し、「肥料」もしくは「堆肥」として公に配布および販売することは禁止されている。このため、本生成物は、肥料取締法の規定に従いながら、「土壌改良資材」等の「資材」として再利用することが適切である。

5.4.2 Biyoセンターにおける刈草・汚泥発生量

Biyoセンターでは、維持管理の一貫として、雑草および汚泥を年数回除去している。これらの有機廃棄物を有効利用するためには、その発生量、発生時期等が、本調査で抽出した最適条件において堆肥化した場合の使用量、製造時期等と見合うかどうかを把握する必要がある。年間の刈草および汚泥の発生時期、発生範囲、発生量等を表5-8にまとめた。

表5-8 年間の発生状況

項目	単位	汚泥	刈草
見かけ比重 (本調査値)	kg/m ³	12,011	158
水分率 (本調査値)	%	70	80
年間の 除去頻度	回/年	1	4
除去時期	月	3	4, 6, 9, 11
1回当りの 除去量	m ³ wet/回	15	50
	m ³ dry/回	4.5	10
年間の発生量 (湿重)	m ³ wet/年	15	200
	kg·wet/年	180,165	31,600
年間の発生量 (乾重)	m ³ dry/年	4.5	40
	kg·dry/年	54,050	6,320
除去範囲	—	Biyoセンター施設内三面 張り水路等	Biyoセンター施設内全面 (一部除く)

Biyoセンター内で年間に発生した刈草全量40m³·dry (6,320kg·dry) を本調査で抽出した最適条件（汚泥：刈草=7：3、米糠7.5%混合、若しくは、汚泥：刈草割合=5：5、米糠10%混合）で堆肥化した場合に必要な汚泥量は0.23m³·dry (2,709kg·dry) 若しくは0.26m³·dry (3,160kg·dry) であり、年間に発生する汚泥量の約5～6%を再資源化として有効利用できることが示された。さらに、これらの原料を堆肥化したした場合、最終生成物までの減量率が50%と仮定すると、年間の堆肥生産量は、100m³·dry程度と示唆された。

5.4.3 本格運用を行うに当たっての課題

本調査で抽出した最適条件において本格的に堆肥製造運用する場合、図5-3および以下に示した課題を調査、検討する必要があると考えられ、さらに、それを元に、誰でもが製造できるようなマニュアルの作成が望ましいと考えられた。

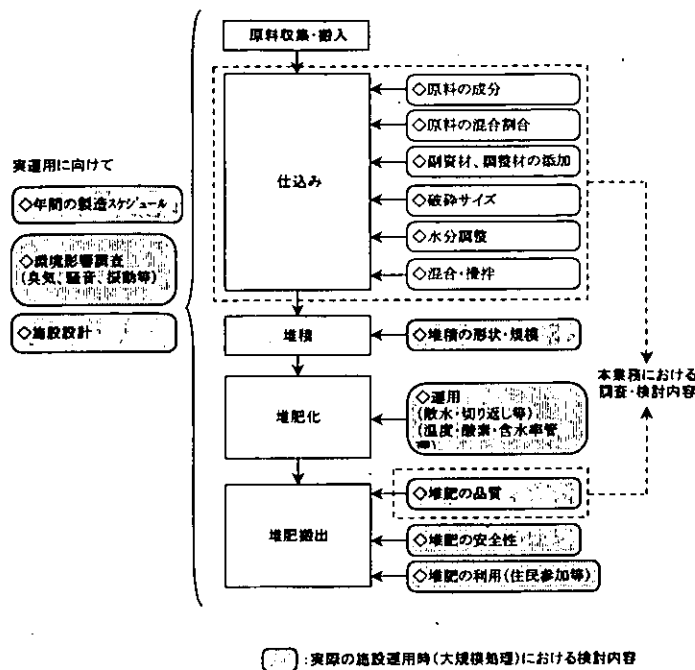


図5-3 運用するに当たっての今後の調査・検討課題

◆堆肥化処理計画策定

堆肥として生成した場合のコストと、廃棄物として処分した場合のコストを算出し、さらに、堆肥化による効果（住民参加型、有機廃棄物の再資源化、広報啓発等）を評価した上で、今後の取り組むべき処理方法、処理量を総合的に検討する必要があると示唆された。

上記を踏まえて、Biyoセンター内で年間に発生する刈草および汚泥の発生量と製造した堆肥の利用量のバランスや、年間の刈草および汚泥の発生時期と堆肥の製造時期（期間）が対応出来る等の年間の堆肥化処理計画（スケジュール）を策定する必要があると考えられた。

◆大規模運用における堆肥化の管理（散水、切り返し、温度・酸素・含水率管理）

堆肥化時には、切り返し・攪拌、散水が必須であり、それらが適切な時期や頻度で実施するために、温度、酸素、含水率をモニタリングし調査、検討する必要があると考えられた。

◆安全性確認

本最終生成物を公に配布する場合、原料に汚泥を使用するため、最終生成物の安全性（重金属類など）の確認が必要であると考えられた。

◆施設設計

実際の堆肥化製造では、人力処理では困難な工程（破砕など）がある。このため、低コスト、低維持管理、周辺環境に影響のない施設設計を検討する必要があると考えられた。

◆周辺環境影響

堆肥製造において発生する滲出水、悪臭等が周辺の環境に影響をもたらしてはなら

ない。このため、それらの発生状況を調査し、対処する必要性が生じた場合はその処理方法を検討する必要があると考えられた。

◆堆肥利用状況

堆肥の製造量が利用量とバランスしている必要がある。このため、Biyoセンターの住民啓発活動の一環として、近隣の住民への配布や持ち帰りを勘案した利用状況の調査・検討が必要と考えられた。

◆住民参加型

堆肥の製造や運用等に係わる住民参加や、製造された堆肥の住民利用等を考えた住民参加型・循環型処理方法の検討が示唆された。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

東レエンジニアリング 株式会社

東レテクノ 株式会社

実験センター所長

実験センター研究員

環境アセスメント室長

環境科学技術部

柳田 英俊

三井 光彦

石瀬 壽一

武井 直子

畦原貴容子

13. 水質連続モニタリングシステムの開発実験

1. 目的

ダム湖や内湖などの閉鎖性水域において富栄養化が進行し、アオコに代表されるラン藻ブルームの発生などによる親水空間の機能低下や利水障害が多くのある場所を確認されている。こうした富栄養化の進行を防止するために流入負荷の削減や底泥浚渫、殺藻剤の散布など様々な対策が検討・実施されているが、必ずしも効果を挙げていない例も見られる。これは対象となる湖沼の物質動態を理解しないままに対策を立てていることに一因がある。富栄養化の根本的な支配因子は汚濁物質や栄養塩類の流域内挙動であり、年間を通じて物質動態を把握した上で、影響の大きい経路について対策を立てていくことが肝要である。本研究では、流域内物質挙動を把握するために必要な水質モニタリング手法を開発することを目的とした。水質モニタリング実施に当たり、第一段階として硝酸態窒素、 COD_{Mn} および懸濁物質(SS)を測定対象とした。開発に当たっては、現場での適用を考慮し、試薬等を必要とせず、非破壊で複数水質項目を同時にかつ迅速に計測可能なものとする必要がある。そのために自然水の光学現象を利用し、多変量解析を導入することで実用的な水質モニタリング手法の確立を目指した。

2. 採水試料による濃度推定方法の検討

2.1 濃度推定法の原理

様々な物質が混在している下水や自然水においては、ある波長における吸光度を測定してもその中には様々な物質の影響が及んでいるので、ひとつの波長での定量を行おうとするのは難しい。しかし、各溶存物質の吸光特性に注目すれば、適切な複数の波長を用いることにより、妨害物質の影響を排除し濃度推定式を構築できるものと考えられる。ここで測定対象の物質の吸収特性が既知であれば、以下の原理で濃度推定を行うことができる。

試料水の吸収スペクトルはその試料水中に含まれる吸収スペクトルが既知の測定対象物質とその以外の共存物質による吸収スペクトルの重ねあわせと考えられるので、次式が成り立つ。

$$A_{\lambda} = A_{t,\lambda} + A_{s,\lambda} \quad (1)$$

A_{λ} : 波長 λ nm における試料の吸光度

$A_{t,\lambda}$: 波長 λ nm における測定対象物質による吸光度

$A_{s,\lambda}$: 波長 λ nm における測定対象物質以外の物質による吸光度

測定対象物質は吸収スペクトルが既知であるので、Lambert-Beerの法則が成り立つ濃度範囲であれば $A_{t,\lambda}$ は濃度と吸光係数を用いて以下の式で表される。

$$A_{t,\lambda} = \epsilon_{\lambda} \cdot C \quad (2)$$

ϵ_{λ} : 波長 λ nm における測定対象物質の光路長 1 cm あたりの吸光係数 (L/mg/cm)

C : 試料中の測定対象物質濃度 (mg/L)

共存物質の組成が変化しないならば、以下の式のように共存物質による比吸光度 $r(\lambda)$ をとると $r(\lambda)$ は常に一定となる。

$$r_{\lambda} = \frac{A_{s,\lambda}}{A_{s,\lambda'}} \quad (3)$$

式(2)、(3)を式(1)に代入し、 λ 、 λ' の二つの波長の吸光度について表すと

$$A_{\lambda} = \varepsilon_{\lambda} \cdot C + r_{\lambda} \cdot A_{s,\lambda} \quad (4)$$

$$A_{\lambda'} = \varepsilon_{\lambda'} \cdot C + A_{s,\lambda'} \quad (5)$$

と表せる。(4)、(5)から $A_{s,\lambda}$ を消して C について解くと、

$$C = \frac{A_{\lambda} - r_{\lambda} A_{\lambda'}}{\varepsilon_{\lambda} - r_{\lambda} \varepsilon_{\lambda'}} \quad (6)$$

C は2波長の吸光度 A_{λ} 、 $A_{\lambda'}$ の線形和として表され、係数は ε_{λ} 、 $\varepsilon_{\lambda'}$ および r_{λ} により決定される。

2.2 実験方法

試料は国土交通省淀川工事事務所が管理している鳥羽礫間浄化施設の流入口および流出柵から採水した(図2-1)。採水は流入水については2002年6月7日から12月24日まで51回、流出水については2002年10月12日から12月24日まで31回実施した。この中には11月1日に実施した雨天時調査及び12月5、6日に実施した24時間調査が含まれる。

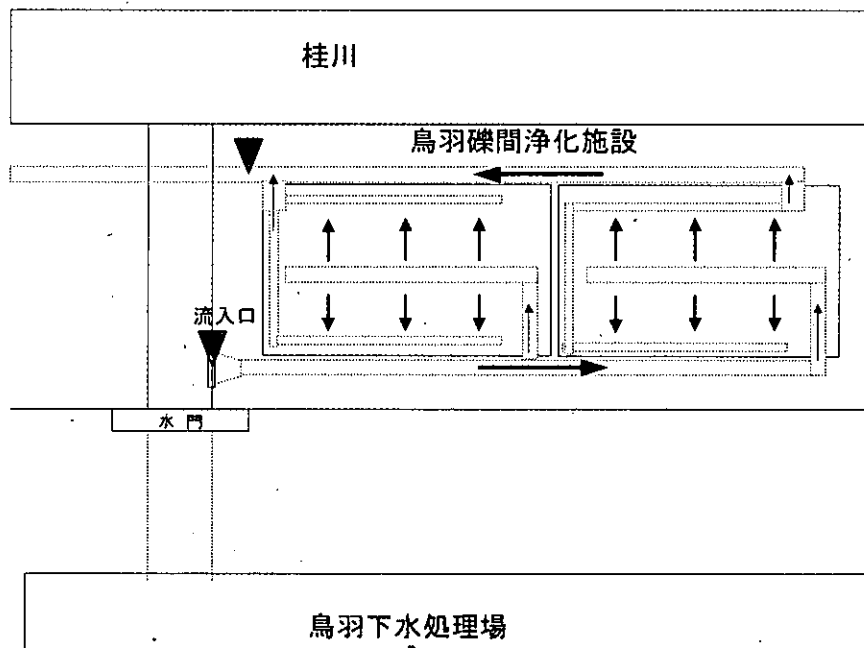


図2-1 採水地点概略

試料水は1Lのポリ瓶に採水後、その一部を用いて現場にて試作分光器により試料水の吸収スペクトルを測定した。また、試料水の一部を現場にてWhatman GF/B濾紙にてろ過した。分析用の未ろ過試料水および濾紙、ろ液は保冷箱に入れ、速やかに実験室に持ち帰り、それぞれ COD_{Mn} 、SS、硝酸態窒素の測定に供した。 COD_{Mn} は過マンガン酸カリウム酸性法(下水試験方法)、SSはガラス繊維ろ紙法(下水試験方法)、硝酸態窒素はカドミウム・銅カラム還元-ナフチルエチレンジアミン吸光度法(下水試験方法)に基づいて分析した。

2.3 結果及び考察

2.3.1 懸濁成分の補正

本研究では未ろ過の試料を対象としているので、当然のことながらSSは完全に除去されているわけではない。SSは遮光物であり、見かけ上全波長域にわたって吸光を示すので、溶解性物質の吸光度を求める場合には妨害物質となる。そのため懸濁成分の補正を行う必要がある。

そこで、SSの影響による誤差を最小にするため、各波長における吸光度 A_λ から 633 nm における吸光度 A_{633} を差し引いた値を懸濁成分補正吸光度 A'_λ として用いることとする。すなわち、

$$A'_\lambda = A_\lambda - A_{633} \quad (7)$$

である。以下、本論文で用いられる吸光度値 A'_λ はこの方法で補正されたものである。

2.3.2 濃度推定式の構築

(1) 硝酸態窒素の濃度推定式

採水調査による NO_3^- -N の化学分析値 C_{NO_3} 、吸光度測定値 A および吸光係数 ϵ_{NO_3} を用いて、各サンプルごとに NO_3^- -N 以外の物質による吸光度 $A_{s\text{NO}_3}$ を以下の式により求めた。

$$A_{s\text{NO}_3,\lambda} = A_\lambda - \epsilon_{\text{NO}_3,\lambda} \cdot C_{\text{NO}_3} \quad (8)$$

求められた A_s からそれぞれの 230 nm に対する比吸光度 r を求めた。

$$r_{\text{NO}_3,\lambda} = \frac{A_{s\text{NO}_3,\lambda}}{A_{s\text{NO}_3,230}} \quad (9)$$

このように各試料ごとに求められた ϵ 、 r から測定地点ごとに平均値を算出し、この値を用いて各測定地点ごとの濃度推定式を構築した。波長は 225 nm および 230 nm を用いた。表 2-1 に濃度推定式および推定結果を示す。これによると、 NO_3^- -N の誤差平均値は 1.28 ~ 1.41 mgN/L と高く、この濃度推定式をそのまま利用し、水質モニタリングに適用するのは難しいと考えられる。

表 2-1 硝酸態窒素の濃度推定式

	濃度推定式	実測値濃度域 (mgN/L)			誤差平均値 (mgN/L)
		平均	最大	最小	
磯間浄化施設流入口	NO_3^- -N (mgN/L) = $20.9A'_{225} + 28.2A'_{230}$	5.99	8.98	1.21	1.41
磯間浄化施設流出口	NO_3^- -N (mgN/L) = $22.3A'_{225} - 31.1A'_{230}$	5.64	7.55	3.30	1.28

(2) SS の濃度推定式

SS は 2.3.1 に示した懸濁成分補正波長 633 nm の吸光度により濃度推定の可能性があると考えられる。 A_{633} と SS 濃度の関係を図 2-2 に示す。これにより SS は以下の式で表すことができる。

$$\text{SS (mg/L)} = 521A_{633} - 1.02 \quad (10)$$

この式による推定値の誤差平均値は 1.24mg/L である。

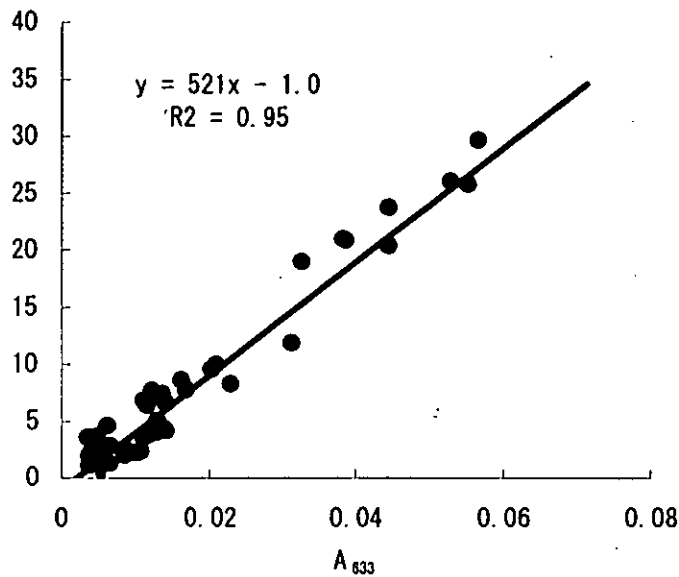


図 2-2 A_{633} と SS 濃度の関係

(3) COD_{Mn} の濃度推定式

COD_{Mn} は、吸光度値から NO_3^- -N のスペクトルを引いた共存物質の吸光度 $A_{s, \lambda}$ の 225nm～260nm の値から、stepwise 法を利用して波長を選定し、重回帰分析を行って濃度推定式を構築した。選定された波長は 225nm と 260nm であった。得られた濃度推定式は以下の通りである。

$$COD_{Mn}(\text{mg/L}) = 4.21A_{s, 225} + 20.2A_{s, 260} + 4.52 \quad (11)$$

推定値と実測値の関係を図 2-3 に示す。これらの式による推定値の誤差平均値は 1.28mg/L である。

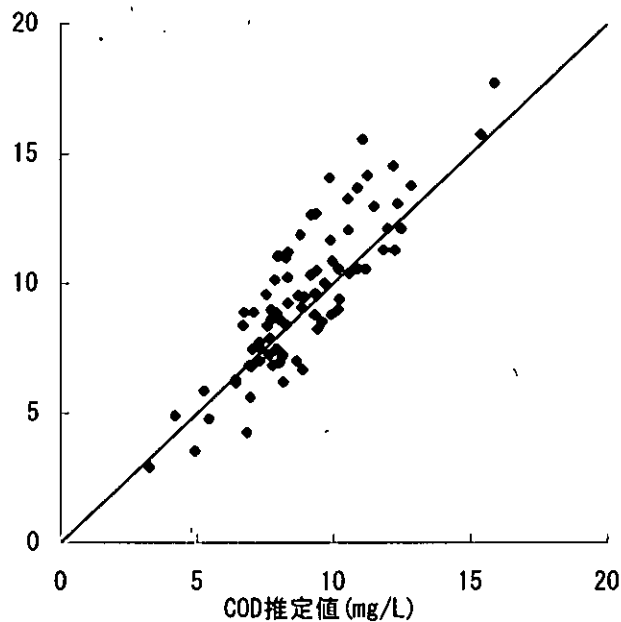


図 2-3 COD の濃度推定値と実測値の関係

2.3.3 硝酸態窒素濃度推定式の測定精度の検討

NO_3^- -N の濃度推定式の測定誤差の要因として以下の 3 つが考えられる。

- ① NO₃⁻-N のスペクトルの変化
- ② 共存物質のスペクトルの変化
- ③ 機械的な要因による測定誤差

①、②の NO₃⁻-N および共存物質のスペクトルの変化はそれぞれ ϵ 、 r の変動として求めることができる。本項では採水調査から得た各々のサンプルの ϵ 、 r の個別の値およびその平均値を用いて濃度推定を行い、NO₃⁻-N、共存物質のスペクトル変化が推定精度へ及ぼす影響を検討する。

(1) 硝酸態窒素の吸収スペクトル変化の影響

NO₃⁻-N の吸収スペクトルは pH によって変化することが知られており、また、光源の劣化、セルの汚染などの原因により見かけ上 NO₃⁻-N の吸収スペクトルは変化する。NO₃⁻-N の吸収スペクトルの変化は ϵ の変化に現れる。 ϵ の測定地点ごとの平均値と変動係数を表 2-2 に示す。礫間浄化施設流入口と流出口の間では ϵ の値にほぼ違いはなく、またそれぞれの採水地点での変動係数も 0.055 以下と大変小さい。

表 2-2 ϵ の測定地点毎の平均値と変動係数

		ϵ (L/mg/cm)		
		225 nm	230 nm	235 nm
礫間浄化施設流入口	平均値	0.123	0.056	0.022
	変動係数	0.011	0.022	0.055
礫間浄化施設流出口	平均値	0.123	0.057	0.022
	変動係数	0.009	0.023	0.043

ϵ の変動の推定精度への影響を把握するために、 ϵ は各測定地点での平均値を用い、 r は各サンプルの算出値を用いて NO₃⁻-N の濃度推定を行った。推定結果を表 2-3 に、推定値と実測値の相関図を図 2-4 に示す。推定値と実測値との誤差平均値は 0.25~0.37 mgN/L であった。しかし、NO₃⁻-N の吸収スペクトルの変化自体が大きくないため全体として誤差への影響は小さくなく、実用上 NO₃⁻-N の吸収スペクトルの変化の影響は無視できると考えられる。

表 2-3 ϵ の平均値を用いた場合の NO₃⁻-N 推定結果

	実測値濃度域 (mgN/L)			推定値平均値 (mgN/L)	誤差平均値 (mgN/L)
	平均	最大	最小		
礫間浄化施設流入口	6.0	9.0	1.2	5.8	0.37
礫間浄化施設流出口	5.6	7.6	3.3	5.7	0.25

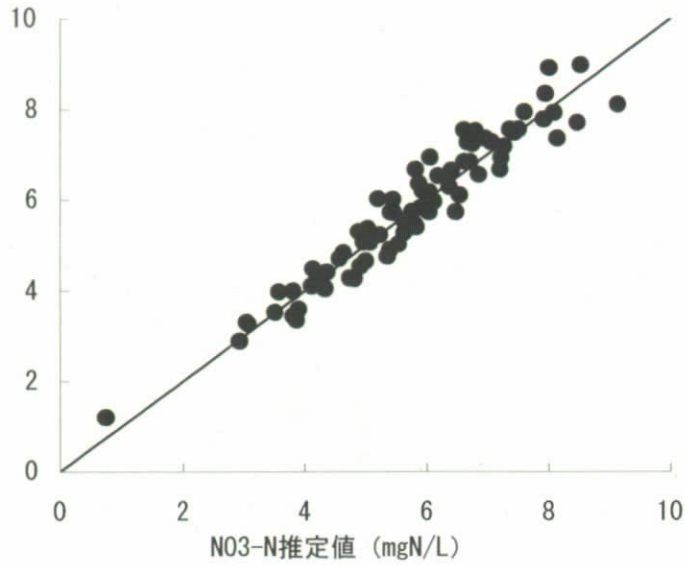


図 2-4 ϵ の平均値を用いた場合の NO_3^- -N 推定値と実測値の関係

(2) 比吸光度 r の影響

採水調査により得られたデータから 2-3-2 で求めた NO_3^- -N 以外の共存物質の比吸光度 r_{NO_3} の採水地点ごとの平均値および NO_3^- -N の標準物質の比吸光度を図 2-5 に、採水地点ごとの変動係数を図 2-6 に示す。いずれの測定地点の r も波長が大きくなるにつれ減少傾向にあり、礫間浄化施設の流入水と流出水はほぼ同様の傾向を示している。また、標準物質の比吸光度は 230nm 付近で最も傾きが大きくなっており、

$$\frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} > r_{225} \text{ および } \frac{\epsilon_{235}}{\epsilon_{230}} < r_{235} \quad (12)$$

が成り立っている。

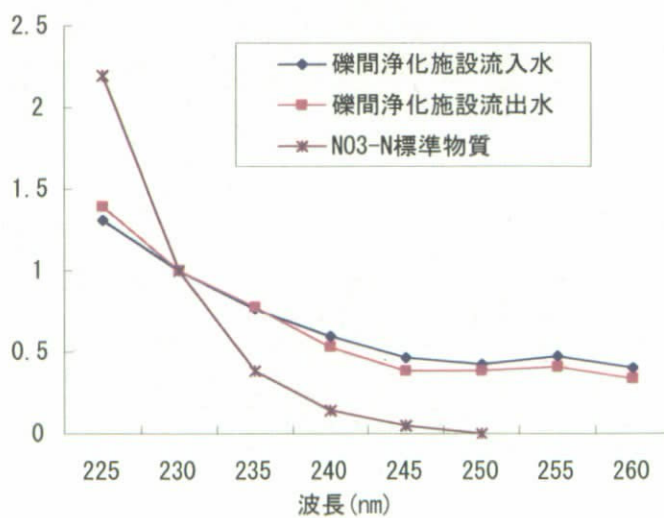


図 2-5 各測定地点毎の r 平均値

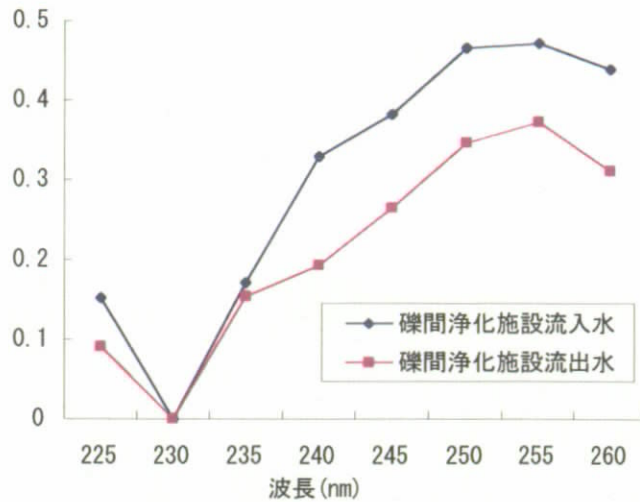


図 2-6 各測定地点毎の r の変動係数

また変動係数はどの採水地点においても 230 nm から離れるにつれ大きくなっており、礫間浄化施設流入水の最大の変動係数が 0.47 と大きく、最終沈殿池流出水および好気槽内 MLSS 混合水は変動が小さく、特に最終沈殿池の 225 nm の r は変動係数が 0.05 ともっとも小さい。NO₃⁻-N の濃度推定の精度の面から言えば r の変動はできるだけ小さい方がよい。そこで本手法を用いて NO₂⁻-N、NO₃⁻-N の濃度推定を行う場合は 230 nm 付近の吸光度を用いて行うこととする。

r の変動の影響を把握するために ϵ は各サンプルの値、 r は各測定地点での平均値を用いて NO₃⁻-N の濃度推定を行った。推定結果を表 2-4 に、推定値と実測値の相関図を図 2-7 に示す。 r の変動が大きいため、 ϵ に平均値を用いた場合と比べ誤差が大きくなっている。特に r の変動の大きい礫間浄化施設流入口では誤差平均値が 1.28 mgN/L と大きくなっているのがわかる。このことから本手法は r の変動の影響が大きく、共存物質の組成の変動が少ない水域においては十分適用可能であるが、共存物質の組成の変動が大きい水域でより精度よく推定するためには、一定期間おきに化学分析を行い濃度推定式を校正する、あるいは r の変動を補正するアルゴリズムを適用するなどの方法が必要であると考えられる。

表 2-4 r の測定地点毎の平均値と変動係数

		r		
		225 nm	230 nm	235 nm
礫間浄化施設流入口	平均値	1.309	1.000	0.763
	変動係数	0.151	0.000	0.171
礫間浄化施設流出口	平均値	1.393	1.000	0.774
	変動係数	0.090	0.000	0.153

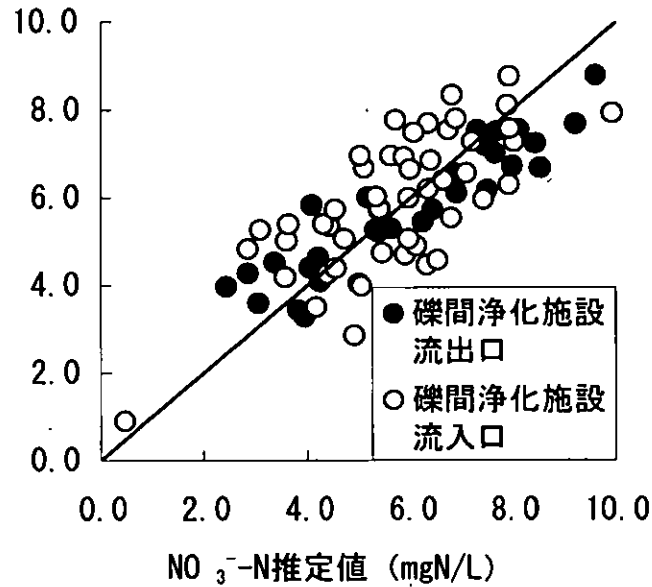


図 2-7 r の平均値を用いた濃度推定値と実測値の関係

3. 定点連続測定への適用と評価

3.1 濃度推定式補正アルゴリズム

式(6)より, NO_3^- -N の濃度 C は 225 nm と 230 nm の吸光度 A_{225} , A_{230} および比吸光度 r_{225} , NO_3^- -N の吸光係数 ϵ_{225} , ϵ_{230} を用いて以下の式で表される。

$$C = \frac{A_{225} - r_{225} A_{230}}{\epsilon_{225} - r_{225} \epsilon_{230}} \quad (13)$$

また、230 nm と 235 nm の吸光度についても同様の濃度推定式が成り立つ。

$$C = \frac{A_{235} - r_{235} A_{230}}{\epsilon_{235} - r_{235} \epsilon_{230}} \quad (14)$$

ここで、 A_{225} 、 A_{230} 、 A_{235} ; それぞれ 225 nm、230 nm、235 nm の吸光度、 ϵ_{225} 、 ϵ_{230} 、 ϵ_{235} ; それぞれ 225 nm、230 nm、235 nm における NO_3^- -N の吸光係数 (L/mg/cm)、 r_{225} 、 r_{235} ; それぞれ 225 nm、235 nm の共存物質の比吸光度

連続測定における微小時間後において、 r_{225} 、 r_{235} がそれぞれ $r_{225} + e_{225}$ 、 $r_{235} + e_{235}$ に変わったとする (e_{225} 、 e_{235} は r の時間経過による変化量)。このとき、上の 2 式の r_{225} 、 r_{235} に $r_{225} + e_{225}$ 、 $r_{235} + e_{235}$ を代入し、両式から計算される NO_3^- -N 濃度は等しくならなければならないから

$$\frac{A_{225} - (r_{225} + e_{225}) A_{230}}{\epsilon_{225} - (r_{225} + e_{225}) \epsilon_{230}} = \frac{A_{235} - (r_{235} + e_{235}) A_{230}}{\epsilon_{235} - (r_{235} + e_{235}) \epsilon_{230}} \quad (15)$$

となる。これにより e_{225} と e_{235} の関係式が得られる。

$$e_{235} = a e_{225} + b \quad (16)$$

$$a = \frac{\epsilon_{230} A_{235} - \epsilon_{235} A_{230}}{\epsilon_{230} A_{225} - \epsilon_{225} A_{230}}$$

$$b = \frac{A_{225}(\epsilon_{235} - r_{235}\epsilon_{230}) + A_{230}(r_{235}\epsilon_{225} - r_{225}\epsilon_{235}) + A_{235}(r_{225}\epsilon_{230} - \epsilon_{225})}{\epsilon_{230}A_{225} - \epsilon_{225}A_{230}}$$

ここで、微小な時間変化で吸光度が変化したとき、 e_{225} および e_{235} の変化量をもっとも小さくなる、すなわち $z = e_{225}^2 + e_{235}^2$ が最小となるように変化すると仮定する。 z に式(16)を代入し e_{235} を消去すると

$$\begin{aligned} z &= e_{225}^2 + (ae_{225} + b)^2 \\ &= (a^2 + 1)e_{225}^2 + 2abe_{225} + b^2 \quad (17) \\ &= (a^2 + 1)\left(e_{225} + \frac{ab}{a^2 + 1}\right)^2 - \frac{a^2b^2}{a^2 + 1} \end{aligned}$$

$(a^2 + 1) > 0$ より、 $e_{225} = \frac{-ab}{a^2 + 1}$ のとき z は極小値を持つ。このとき $e_{235} = \frac{b}{a^2 + 1}$

しかし、 e_{225} および e_{235} にはとりうる範囲があり、上記の値がその範囲にあるかどうか判断する必要がある。そのため、ある瞬間における r_{225} 、 r_{235} の微小変化量 e_{225} および e_{235} の取りうる値を、その瞬間での吸光度と直前に計測された吸光度との差 ΔA から判断し、 e_{225} および e_{235} の取りうる値の範囲を決める。

$$\begin{aligned} \Delta A_{225} - \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{230} &= (\epsilon_{225} \Delta C + \Delta A_{s,225}) - \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} (\epsilon_{230} \Delta C + \Delta A_{s,230}) \\ &= \left\{ \epsilon_{225} \Delta C + (A_{s,225} - A'_{s,225}) \right\} - \left(\epsilon_{225} \Delta C + \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{s,230} \right) \\ &= (r_{225} + e_{225}) A_{s,230} - r_{225} A'_{s,230} - \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{s,230} \quad (18) \\ &= e_{225} A_{s,230} + r_{225} \Delta A_{s,230} - \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{s,230} \\ &= A_{s,230} \left\{ e_{225} - \left(\frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} - r_{225} \right) \frac{\Delta A_{s,230}}{A_{s,230}} \right\} \end{aligned}$$

ΔC : 時間変化による NO_3^- -N の濃度変化

$A_{s,\lambda}$: λ nm における共存物質による吸光度

$A'_{s,\lambda}$: λ nm における直前の共存物質による吸光度

$\Delta A_{s,\lambda}$: λ nm における時間変化による共存物質による吸光度の変化

ここで、 $\alpha = \left(\frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} - r_{225} \right) \frac{\Delta A_{s,230}}{A_{s,230}}$ とおくと、吸光度の連続測定値から算出した α は、図 3-1 に

示すとおり e_{225} に比べ大変小さく、無視できる。また、 $A_{s,230} > 0$ であるから、

$$\Delta A_{225} - \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{230} \geq 0 \text{ ならば } e_{225} \geq 0, \quad \Delta A_{225} - \frac{\epsilon_{225}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{230} \leq 0 \text{ ならば } e_{225} \leq 0$$

となる。 e_{235} についても同様に考えると、

$$\Delta A_{235} - \frac{\epsilon_{235}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{230} \geq 0 \text{ ならば } e_{235} \geq 0, \quad \Delta A_{235} - \frac{\epsilon_{235}}{\epsilon_{230}} \Delta A_{230} \leq 0 \text{ ならば } e_{235} \leq 0$$

であり、 $\Delta A_{225} - \frac{\varepsilon_{225}}{\varepsilon_{230}} \Delta A_{230}$, $\Delta A_{235} - \frac{\varepsilon_{235}}{\varepsilon_{230}} \Delta A_{230}$ の正負により e_{225} および e_{235} の正負を決定できる。

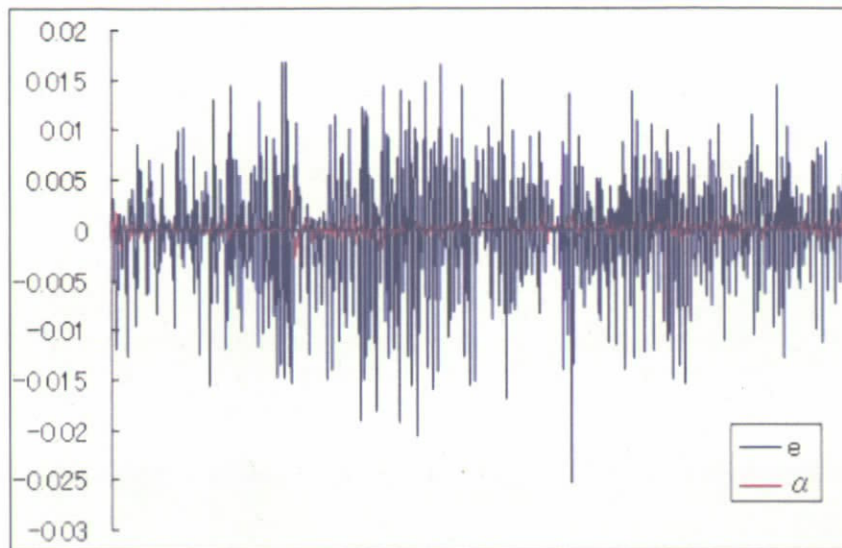


図 3-1 e_{225} と a

また、図 2-5 に示されているように $\frac{\varepsilon_{225}}{\varepsilon_{230}} > r_{225}$ および $\frac{\varepsilon_{235}}{\varepsilon_{230}} < r_{235}$ が成り立っていることから

$\frac{\varepsilon_{225}}{\varepsilon_{230}} A_{230} > r_{225} A_{230} = A_{225}$, $\frac{\varepsilon_{235}}{\varepsilon_{230}} A_{230} < r_{235} A_{230} = A_{235}$ より、常に $a < 0$ となる。よって、 z が

極小値を持つとき e_{225} , e_{235} および b は常に同符号となる。 e_{225} と e_{235} が同符号でない場合、 z が最小になるのは $e_{225} = 0$ か $e_{235} = 0$ のどちらかの条件を満たすときであり、 $e_{225} = 0$ のとき、 $e_{235} = b$, $e_{235} = 0$ のとき、 $e_{225} = -b/a$ となる。ここでは e_{225} と b が同符号であるか否か、すなわち $e_{225} \times b$ の正負によって e_{225} と e_{235} のどちらが 0 になるかを決定した。

以上の結果を整理すると、

(Step1) e_{225} と e_{235} の正負判定

$$\Delta A_{225} - \frac{\varepsilon_{225}}{\varepsilon_{230}} \Delta A_{230} \geq 0 \text{ ならば } e_{225} \geq 0, \Delta A_{225} - \frac{\varepsilon_{225}}{\varepsilon_{230}} \Delta A_{230} \leq 0 \text{ ならば } e_{225} \leq 0$$

$$\Delta A_{235} - \frac{\varepsilon_{235}}{\varepsilon_{230}} \Delta A_{230} \geq 0 \text{ ならば } e_{235} \geq 0, \Delta A_{235} - \frac{\varepsilon_{235}}{\varepsilon_{230}} \Delta A_{230} \leq 0 \text{ ならば } e_{235} \leq 0$$

(Step2) e_{225} と e_{235} の値の決定

$$e_{225} \times e_{235} > 0 \text{ のとき, } e_{225} = \frac{-ab}{a^2+1}, e_{235} = \frac{b}{a^2+1}$$

$e_{225} \times e_{235} \leq 0$ のとき

$$e_{225} \times b > 0 \text{ ならば, } e_{225} = -b/a, e_{235} = 0$$

$$e_{225} \times b \leq 0 \text{ ならば, } e_{225} = 0, e_{235} = b$$

この方法によれば、初期値として r_{225} , r_{235} および吸光度のデータが与えられれば、そこから逐次的に e_{225} と e_{235} を計算し、 r を補正していくことが可能である。

3.2 補正アルゴリズムの効果の検証

2002年12月5日～6日の礫間浄化施設流入口での24時間調査を検証データ1、2002年11月1日の礫間浄化施設流入口での雨天時調査を検証データ2とし、これらのデータから NO_3^- -N濃度を推定することで、補正を行った場合の推定値と行わなかった場合の推定値の比較を行い補正の効果を検討した。

図3-2～3-3、表3-1に最初の濃度推定式と検証データの推定結果を示す。各検証データのどの図を見ても補正を行った場合の方が実測値に近い値をとっているのが明らかである。実際に各検証データでの推定値の誤差平均値は、補正のある場合は0.30、0.16 mgN/Lであるのに対し、補正のない場合は1.69、0.27 mgN/Lと補正のある場合の方が小さく、特に検証データ1の補正のない場合、推定値は一定時間後には大きく外れているのに比べ、補正のある場合はそれほど実測値から離れていないことが誤差平均値の差につながっている。

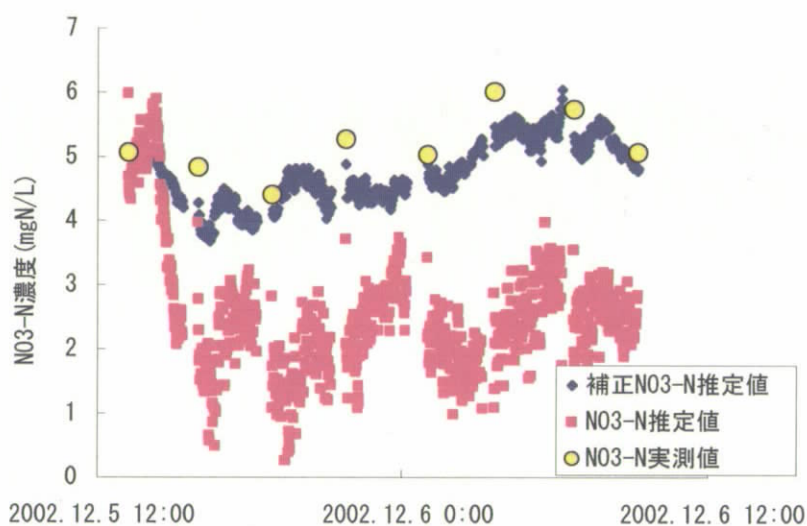


図 3-2 検証データ 1 での推定結果

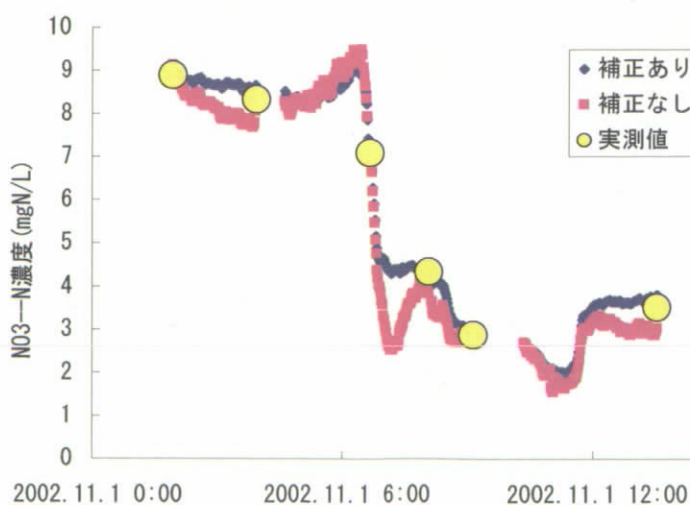


図 3-3 検証データ 2 での推定結果

表 3-1 r 補正アルゴリズム検証実験の結果

	濃度推定式の係数		誤差平均値 (mgN/L)	
	A_{225}	A_{230}	補正あり	補正なし
検証データ 1	24.5	-36.1	0.30	1.69
検証データ 2	18.7	-23.3	0.16	0.27

また、図 3-4-3-5 に補正手法を用いた場合の 225 nm における r の値の変化と化学分析値から算出した r を示す。 r の誤差の平均値は 0.022、0.018 となり、 r 全体からすると誤差の割合は 2 % 以下である。これは 2-3-3 で得た r の変動係数より小さく、実際の r の変化に追従して補正を行えていると考えられる。これらの結果から、3-1 に示した r の補正手法は有効であるといえる。

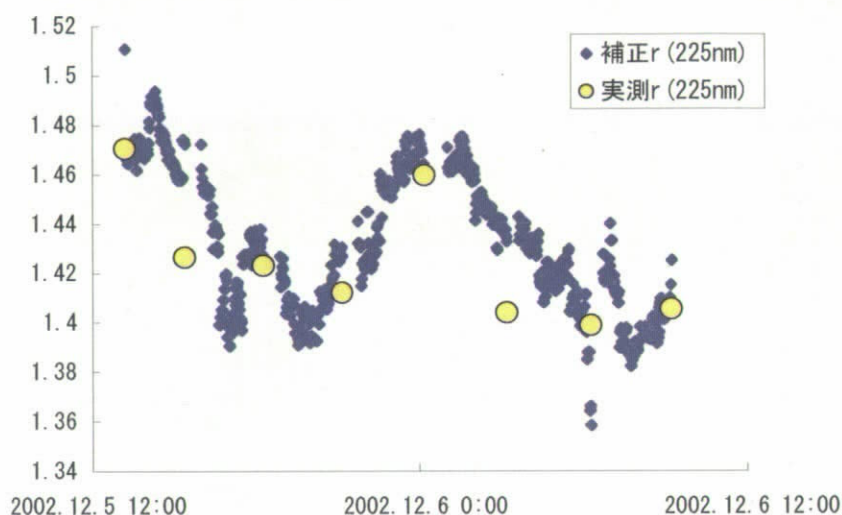


図 3-4 検証データ 1 での補正 r_{225} の推移

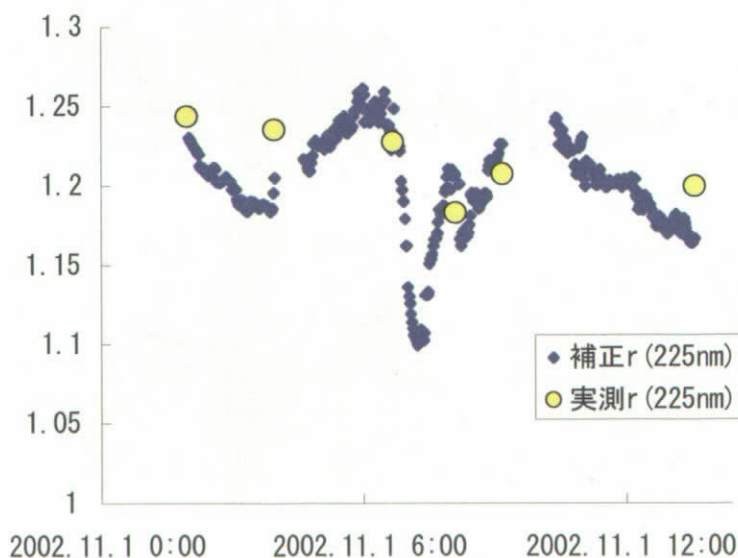


図 3-5 検証データ 2 での補正 r_{225} の推移

3.3 定点連続測定による水質モニタリング

本補正アルゴリズムを適用した定点連続測定により推定された水質項目の経時変化、経日変化を図 3-6 に示す。図 3-6 は礫間浄化施設流入口における測定結果である。補正アルゴリズム適用時の測定誤差平均値は 0.46mgN/L であった。補正アルゴリズムを適用しない従来法による測定誤差平均値は 2.17mgN/L であり、補正アルゴリズムを適用することによって約 5 倍測定精度が向上した。図 3-6 によると、COD_{Mn} と NO₃⁻-N が約 1 日周期で増減を繰り返している傾向が見られる。これは本浄化施設が下水処理場の放流口近傍に位置しているため、下水処理場の処理水水質の日周期変動の影響を受けているためと考えられ、本手法が水質変動を的確に捉えていることを示している。また、今回の 2 ヶ月以上にわたる連続計測においては、数日に 1 回程度の脱イオン水によるブランク測定を行ったのみであり、測定セルの洗浄操作は全く行わなかった。にもかかわらず、長期にわたって測定精度を維持できたのは、セルへの汚れの付着によるスペクトルへの影響を共存妨害物質のスペクトル変化として捉え、濃度推定式補正アルゴリズムで自動補正を行った結果であり、本手法が定点連続モニタリング手法として有効であることを示している。

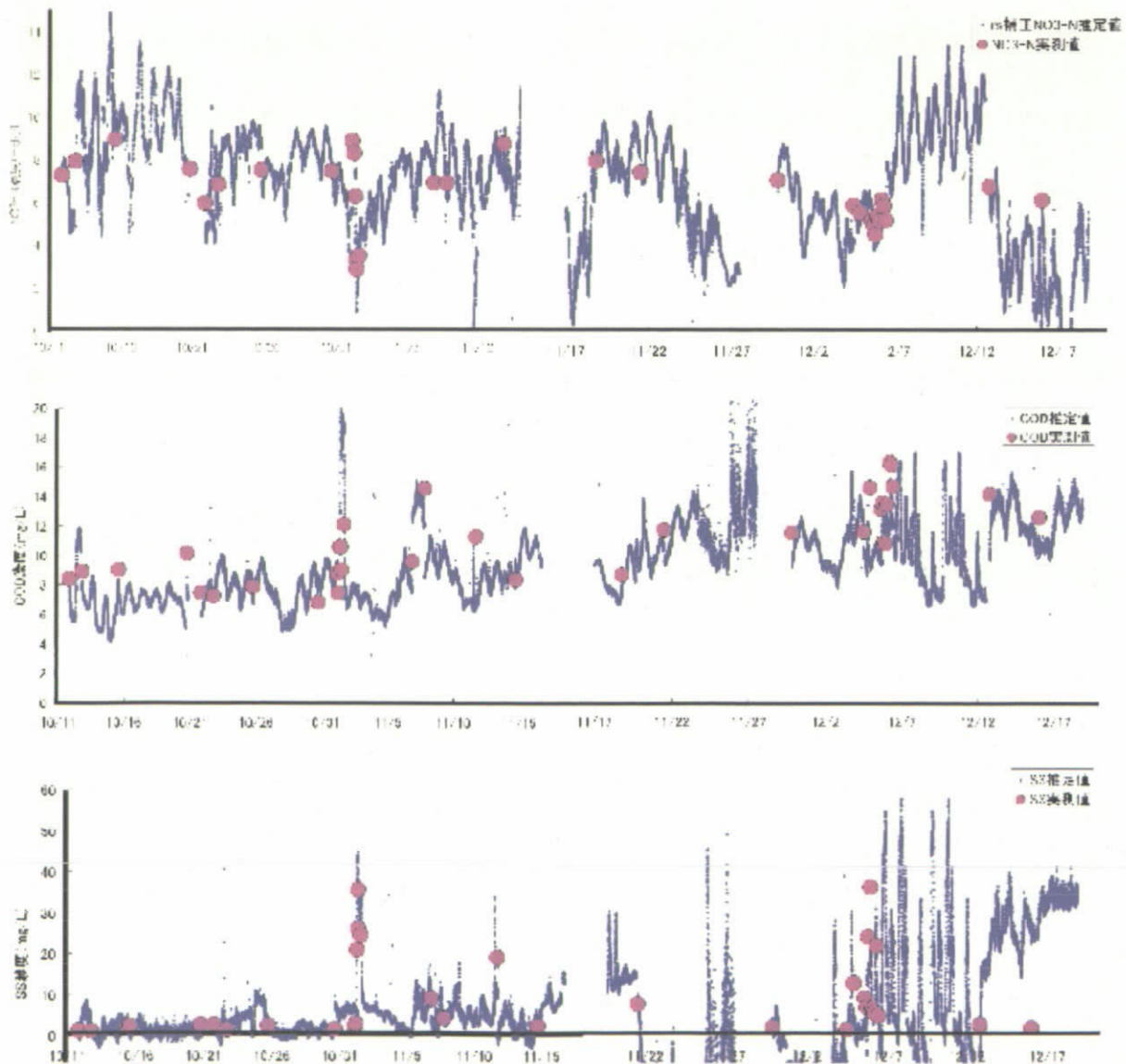


図 3-6 礫間浄化施設連続測定結果

4. まとめ

本研究では、流域内物質挙動を把握するために必要な水質モニタリング手法を開発することを目的に、鳥羽礫間浄化施設流入水および流出水について採水試料を用いた検討を行うとともに、鳥羽礫間浄化施設流入水を対象に連続計測実験を実施した。以下に本研究で得られた成果をまとめる。

①採水地点ごとに硝酸態窒素の濃度推定式を従来法により構築したが、測定誤差平均値は1.28~1.41mgN/Lと大きかった。これは共存妨害物質のスペクトル変化に起因していることが明らかとなった。

②SSは633nmの吸光度を用いた単相関により誤差平均値1.24mg/Lの精度で測定可能であった。

③COD_{mn}は硝酸態窒素のスペクトルを差し引いた225~260nmの紫外吸光度を用いて、stepwise法により波長を選定し、重回帰分析を行った結果、225nmと260nmの紫外吸光度を用いて濃度推定式が構築され、誤差平均値は1.28mg/Lであった。

④吸光度の変化量 ΔA を用いて共存妨害物質の比吸光度 r の変化量を逐次計算により算出するアルゴリズムを考案し、濃度推定式の逐次補正を行った結果、2ヶ月以上に及ぶ硝酸態窒素の連続計測実験において、従来法で2.17mgN/Lであった測定誤差が、0.46mgN/Lに改善した。

以上のように、硝酸態窒素を中心に連続水質モニタリングのための水質計測手法を検討した結果、考案したアルゴリズムを適用することによって長期連続測定における精度改善が達成された。今後は適用する水質項目の拡大を図り、本システムの実用化が望まれる。

5. 参考文献

①宗宮功, 岸本直之, 小野芳朗, 西方聡, 散乱スペクトル分析による水質測定, 水環境学会誌, Vol.18, No.3, 191-198, 1995

②宗宮功, 岸本直之, 小野芳朗, 西方聡, 散乱スペクトル分析による水質の連続分析, 水環境学会誌, Vol.19, No.1, 47-55, 1996

③N. Kishimoto, I. Somiya and R. Taniyama, Improved ultraviolet spectrophotometric method for determination of nitrate in natural waters, Water Science and Technology: Water Supply, Vol.2, No.2, 213-221, 2002

④下水試験方法, 日本下水道協会編, 1984

6. 謝辞

本実験を行うにあたり、多大なるご協力をいただいた国土交通省近畿地方整備局淀川工事事務所に、心より謝意を表します。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

柳田 英俊

実験センター主任研究員

和田 桂子

京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 講師

岸本 直之

(現 龍谷大学理工学部環境ソリューション工学科 助教授)