

論 文

1. 土壌浄化実験（その6）

1. 目的

本業務は、琵琶湖の富栄養化原因物質の一つであるリンの除去を対象に、赤玉土を用いた土壌浸透浄化手法について、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター(Biyoセンター)の土壌浄化施設および浸透ろ過型施設にて水質浄化実験を行っている。これらの実験結果から、施設設計指針となるべく基礎データを収集・解析し、施設の実用化・事業化に向けた水質浄化特性および維持管理手法等の検討を行うことを目的とする。

2. 実験内容および施設諸元

これまで、平成9年から水質浄化実験を実規模レベルできたが、通水速度1.5m/日の下向流方式の結果では、水質浄化に対してリンはもちろんのこと、CODに対しても非常に優れた除去性能が得られた。しかし、土壌浸透浄化法は維持管理方法が難しく、運用するにあたって大きな課題となっている。平成9年度の実験でも、連続通水期間は約1年で目詰まりが発生した。このときに閉塞状況を確認したところ、施設上部の7号単粒度砕石中に埋設されている流入配管の給水孔周辺部で目詰まりが発生していることがわかった。

そこで、我々は、優れた水質浄化性能を持つ土壌浸透法を実用化し、長期運用するために施設構造および通水方法（下向流）について、

①容易な維持管理方法、主にSSによる目詰まりの防止

②実際の施設用地などを考慮した省スペース化などの処理効率の向上を図るための通水速度の高速化、の2つの視点から現在検討を行っている。

本報では、平成15年度から平成17年度までに実施した実験の中から研究成果が得られたものについて報告する。

2.1 目詰まり防止実験による槽構造の検討（浸透ろ過実験施設）

これまでの実験結果から、下向流方式の場合、通水方法として土壌槽の上部に流入水の給水配管を埋没させると、その流入配管の給水孔付近に堆積したSS等によって目詰まりが発生することが確認された。また、配管を埋没させずに土壌槽表層面から流入させる方法では、施設が開放系であったため表層部を覆う藻類の掻き取りを頻繁に行わなければならないなど維持管理上問題があった。

そこで、下向流方式における容易な維持管理方法の適用の観点から、水あたりによる目詰まり防止や閉塞回復の簡便性を考慮した上部構造として、平成14年度実験を実施した7号単粒度砕石の散水方式について、SS除去性能や閉塞状況を調査する。

2.2 赤玉土を吸着ろ材とした浄化性能の検討

水質浄化に用いるリン吸着ろ材である赤玉土の基礎性状を把握し、水質浄化の観点から解析する。さらに選定した赤玉土を用いてUF膜処理した河川水にリン酸塩添加した原水を流入させカラム実験を行い、必要土壌層厚、吸着寿命、処理限界速度等を検討した。

2.3 前処理方法の検討（土壌浄化実験施設B槽）

土壌浄化施設の維持管理上問題となる土壌層の閉塞を防ぐため、槽に流入させる原水はできる限りSSを削減することが望ましい。本実験では、前処理方法として遮水シートやろ過膜を設置した沈砂池によるSS除去効果を検討する。

2.4 土壌浄化施設の浄化持続性の検討（土壌浄化実験施設C槽）

草津川放水路水質浄化事業における北川に平成13年度に建設された土壌浄化プラントの寿命、維持管理性を考える上で基礎的知見を得るため、浄化持続性や施設管理等について検討する。

2.5 長期連続通水による実証実験（土壌浄化施設D槽）

以上の実験結果を踏まえ、上部槽構造および通水方法として、7号単粒度砕石・散水方式および最適な通水速度による長期連続通水を行い、下向流方式による土壌浄化手法について、水質浄化効率、土壌層厚、維持管理方法の観点からモニタリング調査を実施するとともに、長期連続通水による赤玉土の土壌浸透浄化方法の総合的な評価を行うこととする。

2.6 施設諸元

土壌浄化実験施設および各実験水槽における実験諸元を表2-6-1～表2-6-3に、各施設構造の概念図および施設全体の配置図を図2-6-1～図2-6-3に示す。

表 2-6-1 土壌浄化実験施設諸元

【前処理施設】

実験施設		B 槽
施設概要		○前処理施設の検討 ・沈砂池を配置（ろ過膜2枚） ・他の層へ送水できるよう配管を整備
前 処 理 施 設 諸 元	規 模	幅6m×長さ20m×深さ1.8m
	浄化水量	780m ³ /日
	水面積負荷	6.5m ³ /m ² ・日
	通水方法	横流方式
	実験設定	前処理（沈砂池、ろ過膜2枚（粗、中目））
充填材	ろ過膜：不織布（通水断面全面：長さ6m×幅1.5m） 規 格：粗目-厚さ約50mm、1000デニール、目付量50kg/m ³ 中目-厚さ約20mm、75デニール、目付量60kg/m ³	
実験期間		平成14年7月4日（通水開始）～平成18年3月31日

【土壌浄化施設】

実験施設	C 槽	D 槽
施設概要	○土壌浄化施設の浄化特性等の検討 ○赤玉土壌層の吸着寿命と吸着帯の検討 ・過年度（平成13年度）から継続実験 （水面積負荷1.5m ³ /m ² /日） ・水質調査、通水性調査	○長期間通水による土壌浸透浄化法の総合的評価 ○土壌層厚の違いによる通水速度や水質浄化効率の検討 ・水質調査、通水性調査
土 壌 浄 化 施 設 諸 元	規 模	幅6m×長さ20m×深さ1.8m
	浄化水量	180m ³ /日
	水面積負荷	1.5m ³ /m ² ・日
	通水方法	上向流方式
	実験設定	実施設定定型
充填材	赤玉土（土壌層厚0.8m）	赤玉土（D-1槽＝土壌層厚1m、D-2槽＝土壌層厚0.5m）
実験期間	平成12年7月25日～平成13年2月21日（211日間） 平成13年9月20日～平成14年3月4日（165日間） 平成14年5月13日～平成15年3月31日（314日間） ※H14目詰まり発生 流入管の排泥（バキューム吸引）にて回復 停止期間：8日間 平成15年4月1日～平成16年3月31日（366日間） 平成16年4月1日～平成17年3月31日（365日間） 平成17年4月1日～平成18年3月31日（365日間） ※H18目詰まり発生 流入管の排泥（バキューム吸引）にて回復 停止期間：なし	【D-1槽】 平成15年9月30日～平成16年3月31日（182日間） 平成16年4月1日～平成17年3月31日（365日間） 平成17年4月1日～平成18年3月31日（326日間） ※平成17年12月10日～平成18年1月18日まで砕石入替作業により通水を停止（39日間） 【D-2槽】 平成15年9月30日～平成16年3月31日（182日間） 平成16年4月1日～平成17年1月20日（294日間） 平成17年4月11日～平成18年3月31日（325日間） ※平成17年7月21日～平成17年8月19日まで砕石入替作業により通水を停止（29日間）

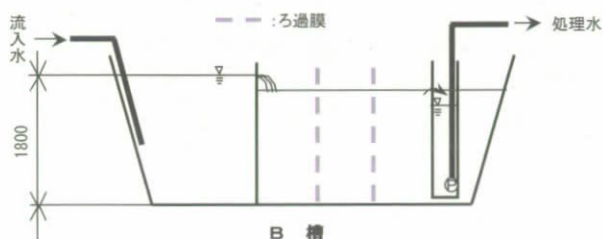
表 2-6-2 カラム実験装置諸元

項目	カラム装置	
カラム	寸法	内径100mm×長さ1.0m
	水面積負荷	5.0m ³ /m ² ・日
	通水方法	下向流、飽和流
	充填土壌厚	1.0m
	設置数	4基
実験期間	【原水0.01mg/L】 平成15年12月1日～平成18年3月31日(851日間) 【原水1,2,5mg/L】 平成17年5月31日～平成18年3月31日(304日間) ※原水5mg/Lは平成18年2月23日まで(268日間)	

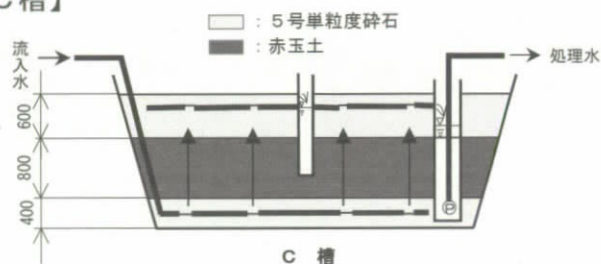
表 2-6-3 浸透ろ過装置諸元

項目	浸透ろ過施設	
浸透ろ過施設	施設規模	φ1.0m×長さ3.0m×高さ1.2m
	使用槽数	1槽
	通水方法	下向流散水方式
	水面積負荷	5.0m ³ /m ² ・日
	槽構造	7号単粒度砕石
実験期間	【第1回通水】	平成14年9月20日～平成16年2月18日
	【第2回通水】	平成16年7月8日～平成17年1月20日

【B槽：前処理施設沈砂池】



【C槽】



【D槽】

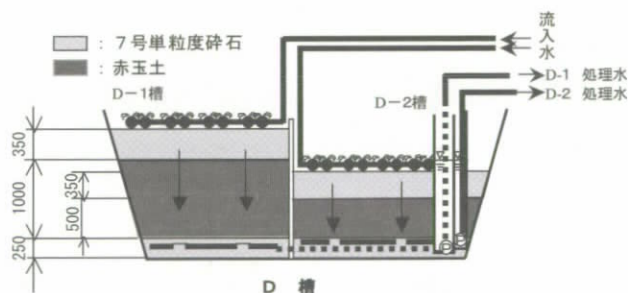


図 2-6-1 土壤浄化実験施設概念図

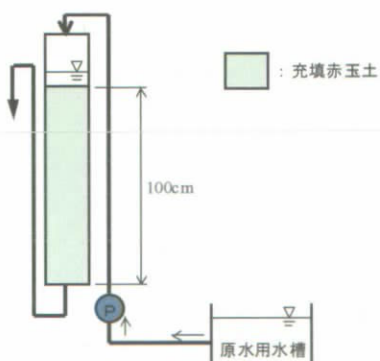


図 2-6-2 カラム実験装置および浸透ろ過装置の概念図

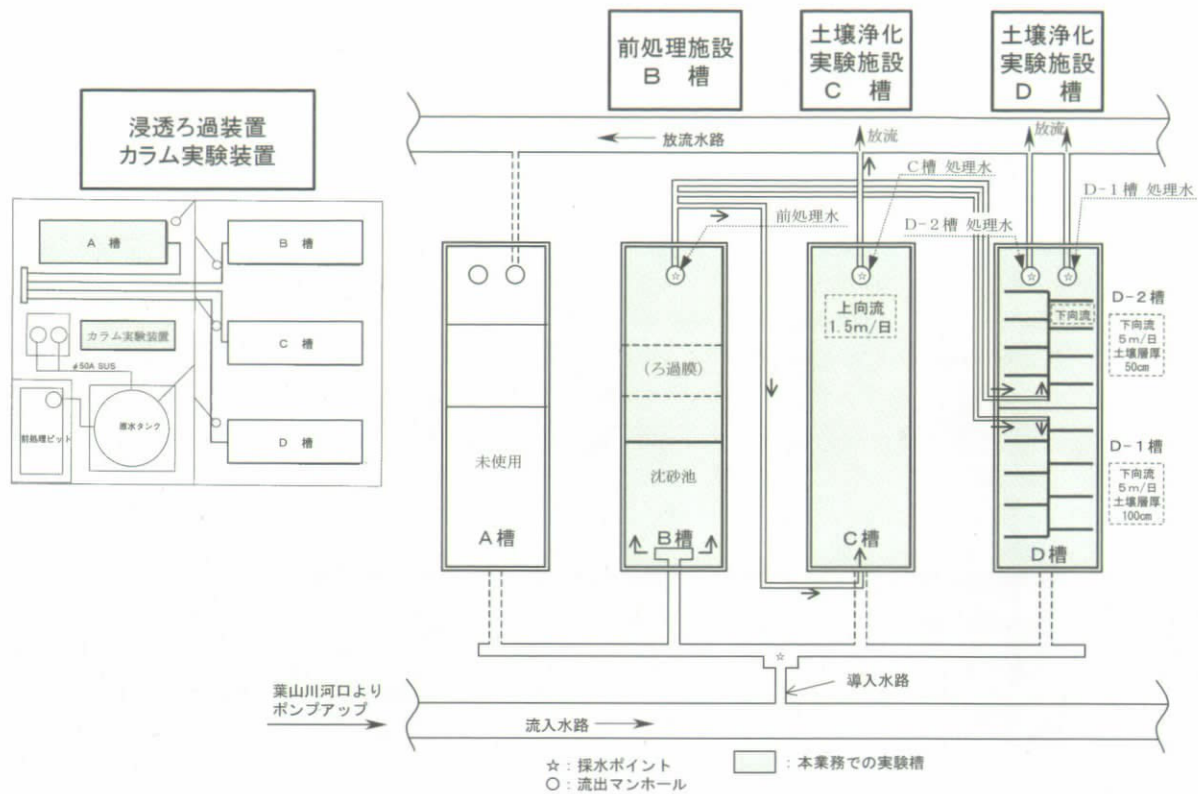


図 2-6-3 実験施設の配置

3. 実験結果および考察

3.1 目詰まり防止実験による槽構造の検討(浸透ろ過装置)

平成 14 年度の実験結果より土壌浄化施設の上部構造として 7 号単粒度砕石が適当であり、通水方法としては散水方式を採用することが適当であるとの結論に至った。そこで引き続き連続通水し、SS の除去効果と目詰まりの状況等について検討を加えた。

3.1.1 SS 除去効果と閉塞状況

平成 14 年度には平均除去率が SS67%、VSS53%であった。平成 15 年度には SS68%、VSS54%と除去率は殆んど変わらない状況で推移した。本実験より、流入水の平均 SS 濃度 13.0mg/L (3.3~60mg/L)、通水速度 5.0m/日、平均除去率 67%で、約 1 年 5 ヶ月間の通水が可能であった。その後、全面湛水状態となったため、通水を停止し、閉塞状況等の目視観察を行った。また、砕石乾燥後の引き続き通水しその状況について調査した。

図 3-1-1 に散水状況の写真および汚泥堆積付近の砕石内の状況を示す。平成 14 年度の水溜りの面積比は 10%以下であり、良好な通水状況が続いていたが、約 1 年経過後に面積比の増加率が大きくなり、約 1 年 5 ヶ月で全面湛水状態となった。水たまり部の写真に示すように、水たまり付近は上層だけでなく下層まで微細な堆積物が砕石の隙間に詰まっているのが確認できた。また、上層部に堆積している部分としていない部分の砕石内部を観察したところ、散水された原水が接触して堆積している部分のみに目詰まりが生じていることから、隙間が SS によって閉塞すると周辺に次第に拡大していくものと推察される。

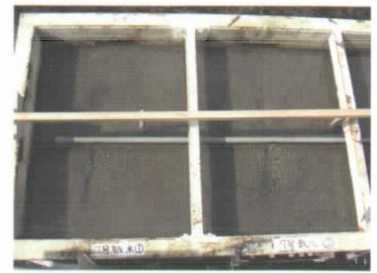
また、湛水方式による閉塞が上部のみであったのに対し、本構造による SS の閉塞は砕石層全体に及んでいることから、SS の捕捉が有効に層内全体で行われたと考えられる。



【平成 15 年 4 月 25 日】



【平成 15 年 9 月 26 日】



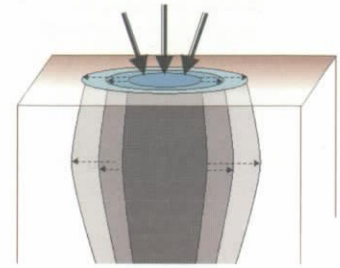
【平成 15 年 2 月 19 日】



【水たまり部の状況】



【汚泥の捕捉状況】



【目詰まりのメカニズム】

図 3-1-1 SS の堆積状況および目詰まりのメカニズム

3.1.2 乾燥後の通水再開

一旦通水を停止し、約 4 ヶ月(124 日)乾燥させた後に、再び通水を開始し、通水性能が回復するかを検討した。図 3-1-2 に示すように、通水再開直後(2004 年 7 月 8 日)には、目詰まりの発生はみられず、良好に通水が開始できたが、約 6 ヶ月経過した 196 日目(2005 年 1 月 20 日)時点で、急速に目詰まりが生じ、表層部が湛水状態となった。新品の碎石の閉塞までの通水期間は 516 日(約 1 年 5 ヶ月)であったが、乾燥させて再通水した場合は、約 3 分の 1 の短い期間で再び湛水が発生した。

したがって、そのまま乾燥し再通水させて運転するよりも、目詰まりした碎石を除去し新しく交換する入れ替え作業を行った方が、結果的に長い期間通水を確保でき実用的と考えられる。また、碎石に付着した汚泥は容易に洗浄できるため、洗浄場所や排水処理などの工夫は必要となるが、再利用することも可能である。



図 3-1-2 通水再開直後(左)および、再閉塞による湛水状況(右)

3.1.3 7号単粒度砕石による捕捉量（上部構造による浄化効果）

(1) 7号単粒度砕石に捕捉された泥量

浸透ろ過装置において、完全に目詰まりした後乾燥させた7号単粒度砕石（装置サイズ：幅1.0m×長さ3.0m、層厚30cm）を約150cm³（直径2.5cm、高さ30cm）ずつ均一な間隔で8箇所採取し、付着物の全重量（=SS）およびVSSについて2Lの水に溶かし、水質濃度を測定し、それぞれの捕捉量を算出した。また、参考として8箇所をコンポジットした試料の有機物、窒素、リンを測定した。

捕捉物の分析結果は表3-1-1に示すとおりである。

表3-1-1 7号単粒度砕石捕捉物調査結果

試料	項目	SS (mg/L)	VSS (mg/L)
No. 1		3300	380
No. 2		2800	340
No. 3		6400	570
No. 4		5400	610
No. 5		4300	430
No. 6		4700	430
No. 7		5500	470
No. 8		7800	590

試料	項目	COD	TOC	全窒素	全りん
No. 1~N. 8混合		14	1.9	2500	2800

本調査結果の捕捉物量の算定は、次式を用いた。その結果、7号単粒度砕石0.9m³あたり泥量（SS分）は61,500g、このうちVSSは5,840g捕捉されたと推定できる。

$$\text{捕捉物量 (g)} = \frac{\text{装置面積 (m}^2\text{)}}{\text{採取面積 (m}^2\text{)}} \times \text{SS 濃度の合計 (mg/L)} \times \text{水量 (L)} \div 1000$$

(2) 水質より算出した捕捉量

平成14年9月20日に通水を開始してから完全閉塞に至った平成15年3月4日までの期間、定期的に測定したSSおよびVSSの結果を用いて、流入濃度と流出濃度の差から補足量を算定した。その結果、SS量は57,500g、VSSは13,900gと計算された。

$$\text{捕捉量 (g)} = (\text{流入濃度 (mg/L)} - \text{流出濃度 (mg/L)}) \times \text{通水速度 (m/日)} \times \text{装置容量 (m}^3\text{)} \times \text{日数 (日)}$$

(3) 捕捉量の比較

(1)の泥量から算出した捕捉量、および、(2)の水質より算定した捕捉量について両者を比較すると、SS捕捉量では泥量より算出した捕捉量が水質より算出したものとほぼ同程度である。一方、VSSは、泥量より算出した捕捉量が水質より算出した捕捉量の42%に相当し

ていた。このことから、捕捉された懸濁物質のうち有機物約 8kg (有機物の約 60%) は微生物による分解等で減少していることが推察される。

また、今回の泥量より算出したものから浄化効果を評価すると、SS 除去量として $38.6\text{g/m}^2 \cdot \text{日}$ 、VSS 除去量として $3.67\text{g/m}^2 \cdot \text{日}$ が見込まれると算定できる。

3.2 赤玉土を吸着ろ材とした浄化性能の検討

3.2.1 赤玉土の基本性状

浄化材に用いる赤玉土は自然素材であるため、同じ規格であっても販売元の違いによってリン吸着性能に差がみられた。そこで、中粒加熱乾燥品の異なる赤玉土を 10 数種購入し、化学的性状を分析した。

その結果、金属類の含有量やみかけ比重などには大きな差異はみられなかったが、リン酸吸収係数は焼成赤玉土の場合、数百と極端に低い値を示したことから、焼成品は吸着ろ材には適さないことが明らかとなった。このことは土壌浄化を行う際に購入する赤玉土の水質浄化性能の目安になり、リン酸吸収係数 $2000\text{mgP}_2\text{O}_5/100\text{g}$ 以上の赤玉土を採用することが望ましいと思われる。

また、団粒構造についても湿潤状態で細粒化するものは適さないといえるため、土壌浄化材料として強度的な面から、最も細粒化しにくく目詰りの原因となる細粒分の発生が最も少ない製品の赤玉土を用いることとした。

今回用いた赤玉土の主な化学的性状は、以下の通りである。

強熱減量	13.4%
陽イオン交換容量	$20.3\text{meq}/100\text{g}$
リン酸吸収係数	$2300\text{mgP}_2\text{O}_5/100\text{g}$
単位体積重量	$0.832\text{g}/\text{cm}^3$

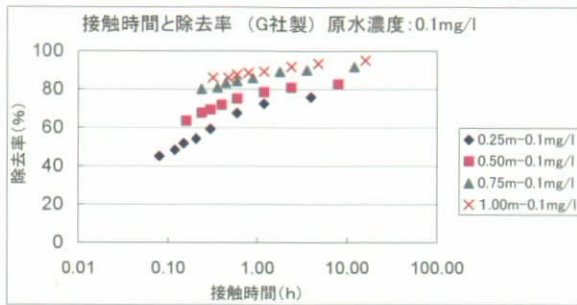
3.2.2 リン除去可能な土壌層厚と通水速度の検討

(1) 限界通水速度

赤玉土のリン吸着性能は、土壌とリンが接触している時間に左右されると考えられる。つまり、接触時間が長ければ長いほどリンの吸着はよく、接触時間が短いと通水したリン原水は完全に吸着されずにカラムから出ることになる。しかし、接触時間を短くすると対象とする処理水量を多くできるため、施設を設計する上で効率的である。そこで、カラム試験結果より、赤玉土の処理限界速度について検討を行った。

土壌槽厚 0.25、0.5、0.75、1m の 4 つのカラムに、異なる濃度のリン酸溶液および通水速度を変えて通水させた時の流出水のリン濃度を測定した。そして、得られたデータから、土壌と溶液の接触時間とその除去率の関係について解析した (図 3-2-1)。

ここで、接触時間と共に除去率は増加するが、ある一定の時間に達するとその増加率はほぼ 0 となり、吸着平衡に達すると考えられるため、その境界に当る接触時間に相当する通水速度を処理限界速度と定義する。つまり、処理限界速度以下であれば、速度を遅くしても除去率の低下に影響することがなく、処理限界速度を超えるとそれ以上に通水すれば除去率は急激に悪化する変曲点として、急勾配の回帰式と緩勾配の回帰式の交点を求めた (図 3-2-2)。



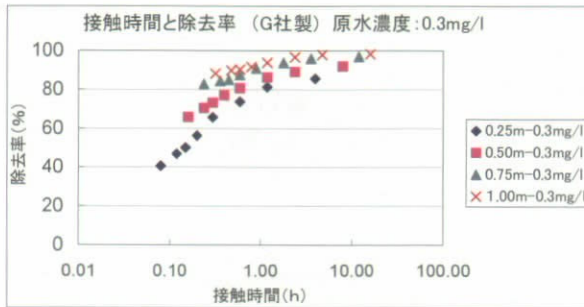
対数曲線の回帰式

$$y = 8.5257\text{Ln}(x) + 68.073 \quad R^2 = 0.9499$$

$$y = 4.9051\text{Ln}(x) + 75.23 \quad R^2 = 0.9061$$

$$y = 3.1494\text{Ln}(x) + 85.432 \quad R^2 = 0.9234$$

$$y = 2.5589\text{Ln}(x) + 88.69 \quad R^2 = 0.9686$$



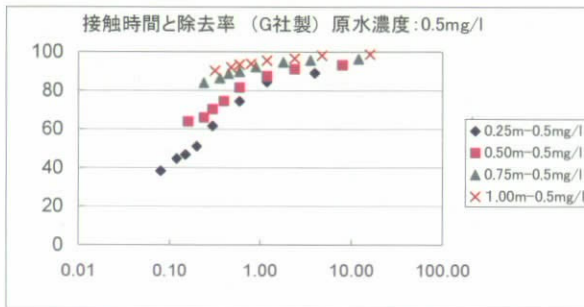
対数曲線の回帰式

$$y = 12.22\text{Ln}(x) + 75.176 \quad R^2 = 0.9327$$

$$y = 6.815\text{Ln}(x) + 81.564 \quad R^2 = 0.915$$

$$y = 3.9799\text{Ln}(x) + 89.405 \quad R^2 = 0.9098$$

$$y = 2.8065\text{Ln}(x) + 92.263 \quad R^2 = 0.8986$$



対数曲線の回帰式

$$y = 14.286\text{Ln}(x) + 76.15 \quad R^2 = 0.9494$$

$$y = 8.2494\text{Ln}(x) + 81.297 \quad R^2 = 0.8965$$

$$y = 3.1808\text{Ln}(x) + 90.816 \quad R^2 = 0.8563$$

$$y = 2.1488\text{Ln}(x) + 94.037 \quad R^2 = 0.8998$$

図 3-2-1 接触時間と除去率の関係

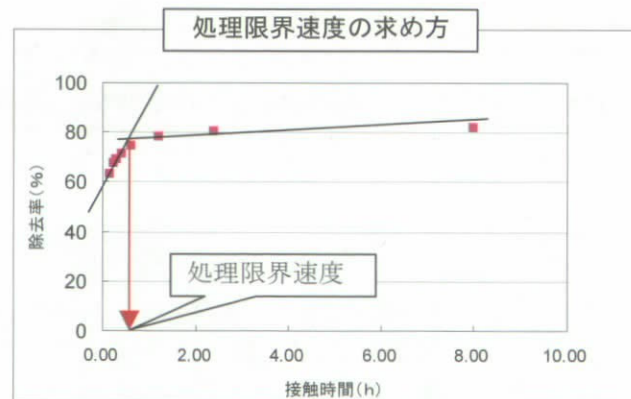


図 3-2-2 処理限界速度の定義

各原水濃度における回帰式の結果は表 3-2-1 に示すとおりである。

処理限界通水速度は、おおよそ 8~17m/日の範囲と計算された。今回の実験は、SS を含まない理想状態を想定して試験を行っている。実際にはこの条件で施設運転した場合、SS

による閉塞が瞬時に起こる危険性があるため、本実験では実用的な最適通水速度を 5m/日程度と判断し、土壌浄化施設 D 槽にて長期連続運転を行うこととした。

表 3-2-1 処理限界速度の結果

原水濃度 土壌層厚	0.1mg/L	0.3mg/L	0.5mg/L
0.25m	8.9m/日	9.2m/日	8.5m/日
0.50m	16.6m/日	16.0m/日	9.8m/日
0.75m	14.7m/日	15.3m/日	16.9m/日
1.00m	13.1m/日	14.2m/日	17.2m/日

3.3 前処理施設の検討（土壌浄化施設 B 槽）

3.3.1 沈砂池による沈殿効果

SS 除去率は、平成 14 年度 28.2%、平成 15 年度 49.8%、平成 16 年度 56.6%および平成 17 年度は 36.6%であった。VSS 除去率は、平成 14 年度 28.2%、平成 15 年度 36.4%、平成 16 年度は 46.2%および、平成 17 年度は 19.0%であった。

また、葉山川原水の SS 濃度は、冬季に上昇する傾向があり、冬季に流入水質の悪化による除去率の低下が度々観測された。SS の除去率は、流入濃度および粒径、比重（懸濁物の起源に依存）等に依存しているものと推察され、冬季における波浪による巻き上げが原因と思われる。

通水開始から平成 17 年度末までの平均除去率は 42.4%であった。

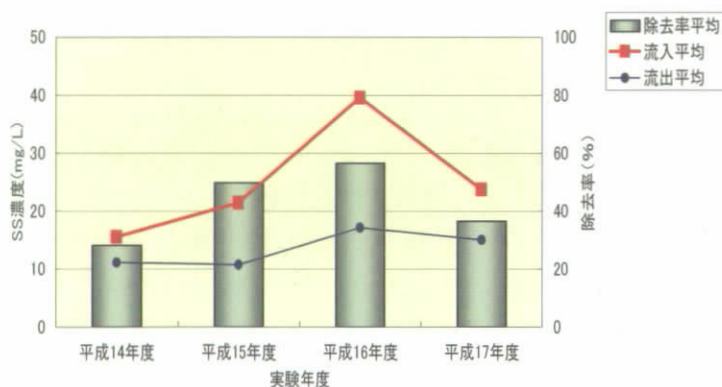


図 3-3-1 過年度の SS 推移（平均）

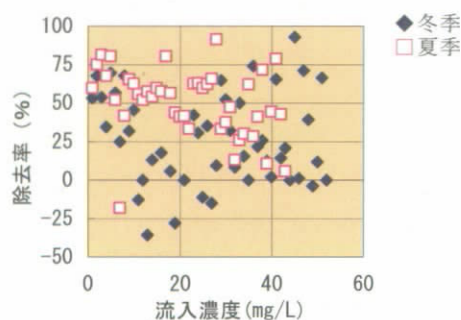


図 3-3-2 季別の流入濃度と除去率

3.3.2 SS 濃度と濁度の関係

次に、施設を管理する上で、現場で簡易に測定できる機器の有効性について検討する。

濁度センサーを用いた現地での濁度測定結果と SS 室内分析結果 (n=65; 濁度センサーによる計測日と一致している平成 15 年度以降のデータ) の関係は、相関係数 $R = 0.79$ の正の相関が確認できた。

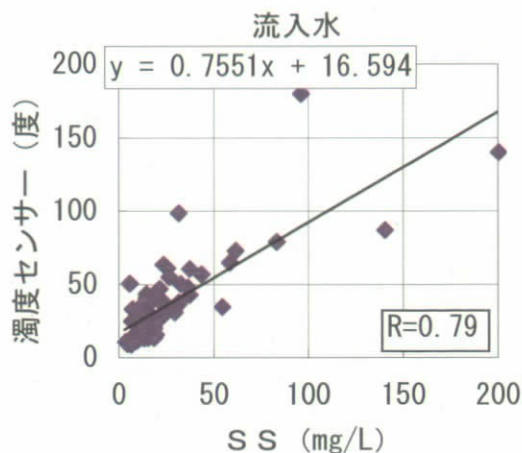


図 3-3-3 SS と濁度の相関関係

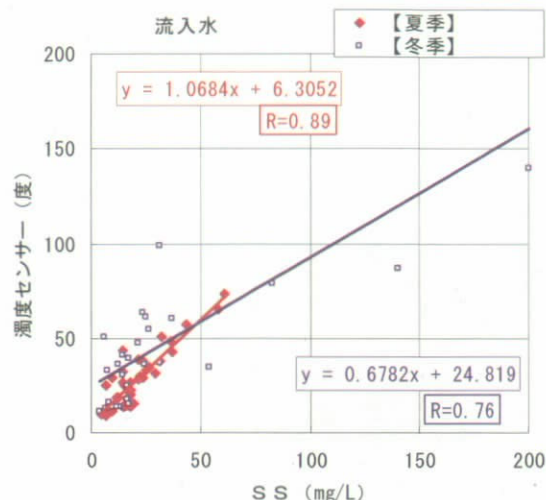


図 3-3-4 SS と濁度の季節別相関関係

前述の考察から、夏季と冬季にデータを分別し、それぞれの濁度センサー計測結果と SS 流入濃度を対比した。夏季、冬季ともに相関性がみられ、特に夏季は高い相関性が確認された。夏季の濁りの起源は、藻類および土粒子等によるもの、冬季は沈降しにくい細かい粒子状物質が流入していることが考えられる。

一般に、藻類の比重は 1 程度、鉱物質の粒子状物質の比重は 2.5 程度であり、夏季は SS 濃度が低くともその容積は大きく、冬季は SS 濃度が高くともその容積は小さくなるものと推察される。

したがって、濃度の大小にかかわらず容積が大きい場合は、土壌層への目詰まりの影響は大きいと考えられることから、濁度センサーを指標として、流入濃度の確認を行うことは有効であると思われる。

3.3.3 SS 除去性能のための附带施設

本実験では、前処理施設の目標 SS 流出濃度は 8mg/L と設定しているが、これを達成するためには若干除去効果が小さいため、何らかの強化が必要と考えられる。

前処理施設の附带設備としては、①遮光兼風防設備：池の上部に夏季の藻類増殖抑制と冬季の風の影響低減のための設備を設ける事が望まれる、②流入出部：流入出部に止水や流量調整のための仕切弁等を設ける事が望まれる、などが挙げられ、これら附带設備は、前処理施設設計指針(案)の除去効果向上の手法として、除去率の不足を補える可能性があると考えられる。

3.4 土壌浄化施設 (C槽) の持続性の検討

土壌浄化施設 C 槽のリン除去性能および水質浄化特性は、年報第 5 号にて報告し、以降、平成 18 年 12 月現在において順調に運用している。

各年度の水質浄化性能 (年平均) は表 3-4-1 に示すとおりである。

そこで、本報は、「実施設 (草津川土壌浄化施設) との比較」および「維持管理方法」について調査結果を報告する。

表 3-4-1 土壤浄化施設 C 槽の水質浄化性能調査結果 (年平均値)

項目	平成12年度 (211日通水)			平成13年度 (165日通水)			平成14年度 (314日通水)			平成15年度 (366日通水)			平成16年度 (365日通水)			平成17年度 (188日通水)		
	流入水 (mg/L)	処理水 (mg/L)	除去率 (%)	流入水 (mg/L)	処理水 (mg/L)	除去率 (%)	流入水 (mg/L)	処理水 (mg/L)	除去率 (%)	流入水 (mg/L)	処理水 (mg/L)	除去率 (%)	流入水 (mg/L)	処理水 (mg/L)	除去率 (%)	流入水 (mg/L)	処理水 (mg/L)	除去率 (%)
BOD	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2.2	1.1	50.0
COD	4.0	2.1	47.5	3.6	2.1	41.7	4.2	2.3	45.2	4.1	2.3	43.9	4.4	2.5	43.2	4.9	2.6	46.9
D-COD	3.5	1.9	44.4	3.0	1.9	36.7	3.3	2.0	39.4	3.5	2.1	40.0	3.5	2.1	40.0	3.7	2.2	40.5
D O ^{※1}	9.4	5.7	38.9	10.0	6.8	32.0	8.7	4.9	43.7	8.3	5.5	33.7	7.7	4.7	39.0	2.5	1.6	36.0
SS	5.5	1.0	81.8	6.0	1.1	81.7	10.7	1.3	87.9	10.5	1.1	89.5	23.2	2.0	91.4	2.2	1.4	36.4
T-N	1.51	1.52	-0.7	1.51	1.48	2.0	1.24	1.01	18.5	1.28	1.08	15.6	1.1	0.78	29.1	7.80	5.50	29.5
D-TN	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	16.50	1.90	88.5
NO ₂ -N	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1.46	1.17	19.9
NO ₃ -N	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1.24	1.07	13.7
NH ₄ -N	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.03	0.01	66.7
T-P	0.087	0.019	78.2	0.064	0.028	56.3	0.077	0.026	66.2	0.093	0.032	65.6	0.107	0.042	60.7	0.74	0.84	-13.5
D-TP	—	—	—	0.027	0.016	40.7	0.026	0.016	38.5	0.048	0.022	54.2	0.051	0.027	47.1	0.33	0.03	90.9
PO ₄ -P	0.037	0.008	77.1	0.011	0.008	27.3	0.016	0.011	31.3	0.033	0.015	54.5	0.025	0.017	32.0	0.101	0.042	58.4
濁度	9.0	0.7	92.7	6.5	1.0	84.6	9.0	1.0	88.9	9.3	1.1	88.2	23.5	2.5	89.4	0.0	0.0	36.6

※1: DOは変化率をあらわす。

3.4.1 実施設 (草津川土壤浄化施設) との比較

土壤浄化実験施設 C 槽は、北川合流点に設置されている草津川土壤浄化施設に関する知見を収集することを目的とした施設である。そこで、草津川土壤浄化施設の水質調査の結果および本調査の結果から検討する。

草津川浄化施設が通水開始された平成 14 年度から平成 16 年度までの 3 年間の C 槽と草津川土壤浄化施設の平均流入水濃度を表 3-4-2 に示す。

T-P は C 槽と草津川土壤浄化施設でほぼ同様な濃度を示していた。PO₄-P、COD、T-N は草津川浄化施設の方が高い濃度となっていたが、SS は C 槽の方が高い傾向を示した。C 槽はリンの 6 割を懸濁成分が占め、溶解成分は約 4 割と小さいため、リン除去は懸濁性物質の寄与が大きい。しかし、草津川浄化施設に流入する原水には溶存態成分が多いことが示唆され、土壤のろ過作用のみならずリン特異吸着による除去性能が発揮されていると思われる。

また、図 3-4-1 に示すように、施設毎の主要な汚濁物質の負荷速度と除去速度の関係では、T-N を除く項目で比例関係がみられた。

表 3-4-2 実施設と実験施設との平均流入濃度の比較

	平均流入濃度 (mg/L)				
	T-P	PO ₄ -P	SS	COD	T-N
C 槽	0.092±0.033	0.025±0.023	11.4±6.8	4.22±0.85	1.205±0.302
草津川施設	0.102±0.026	0.037±0.016	5.6±4.7	5.11±0.81	2.432±0.659

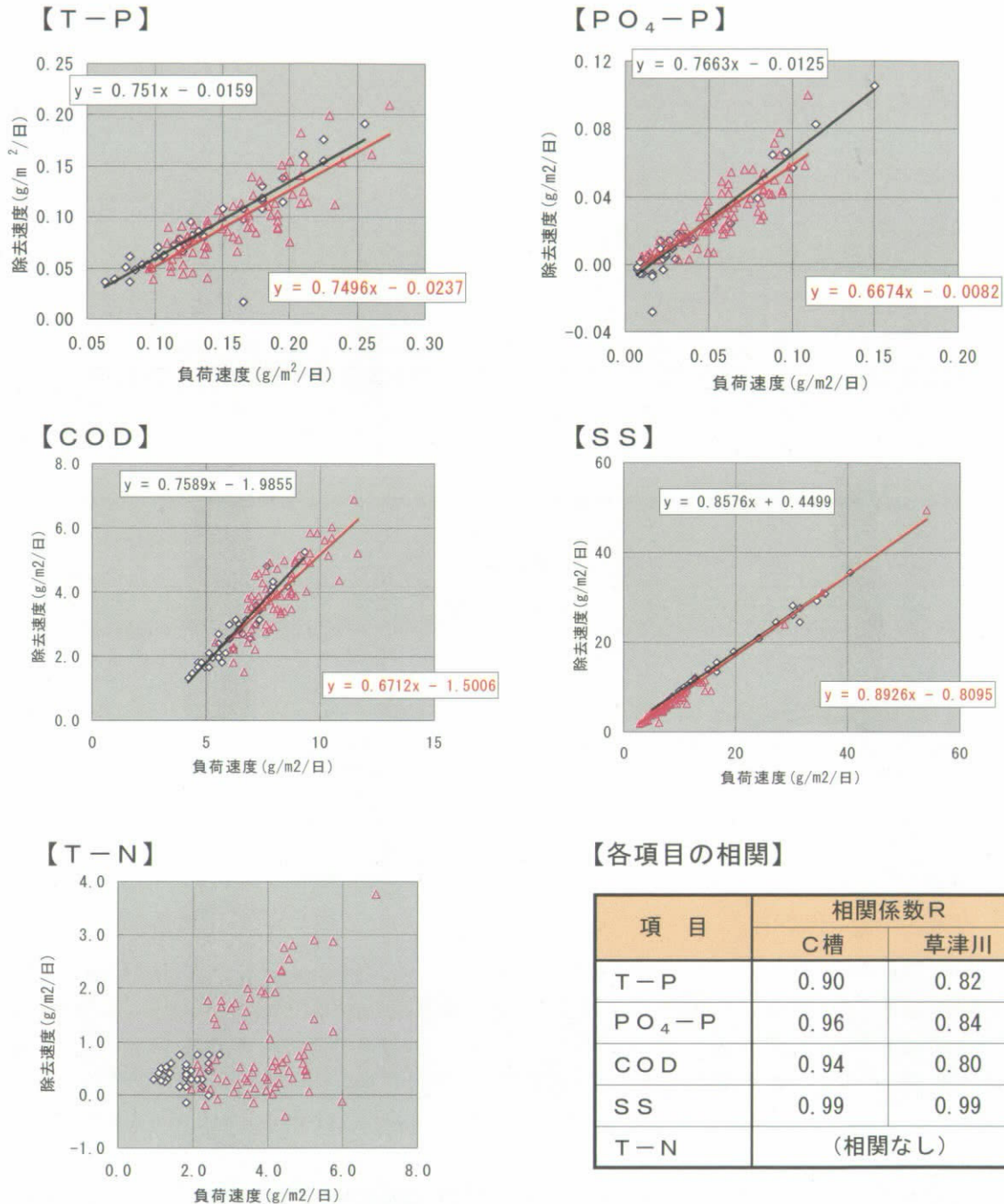


図 3-4-1 実施設と実験施設の浄化特性

△実施設（草津川土壌浄化施設） ◇実験施設（C槽）

3.4.2 維持管理（目詰まりの回復作業）

平成 18 年 2 月中旬に目詰まりが原因と考えられる流入水の逆流が確認された。その対策として平成 14 年度と同様に流入配管内を吸引することによって目詰まりを回復させた。

C 槽は平成 14 年 7 月にも流入配管の目詰まりを吸引により解消している。平成 14 年の目詰まり後、概ね 3.6 年経過しているが、通水状態および浄化能は良好であった。

平成 14 年の汚泥量は 33.8L であったが、今回は 25L 程度であり、若干吸引量は少なかった。バキューム吸引は 2 回にわけて実施したが（1 回目にほとんどの汚泥を除去）、1 回目は砂、泥等の汚泥、2 回目は貝類が（シジミ類）吸引された。



図 3-4-2 流入配管の吸引による回復作業



図 3-4-3 吸引汚泥および貝類

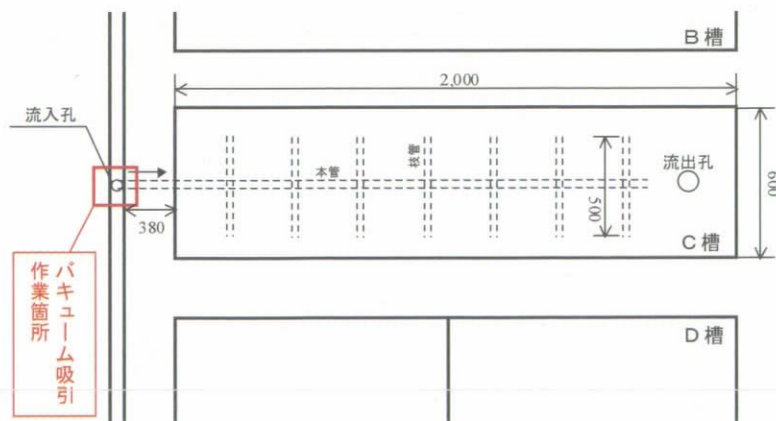


図 3-4-4 吸引作業箇所（平面図）

目詰まり解消作業後も通水状態は良好であり、1.5m/日の流速で通水する上向流方式では、バキュームによる吸引作業にて比較的容易に解消できる可能性を示唆している。また、目詰まりによる浄化効果の変化は殆んどみられず、比較的安定して各項目について浄化効果を確認できている。

しかしその一方で、実施設として稼動している草津川土壌浄化施設（同じく上向流方式）では目詰まりが発生した時の回復方法として、吸引による回復作業を実施していない。この理由には、草津川土壌浄化施設の規模が実験施設 C 槽と比べ 10 倍程度と大きく、単位面積あたりの吸引力が非常に弱くなり汚泥の引き抜きが不可能と考えられ、目詰まり箇所の回復が見込めないと判断したためである。さらに、実験施設に比べ、流入配管内や土壌槽内の水量も多く、バキュームによる吸引作業では追いつかないことも理由の一つである。したがって、草津川土壌浄化施設では、目詰まりによる通水阻害発生時は高圧洗浄による回復方法を実施している。

3.5 長期連続通水による土壌浄化実証実験（土壌浄化施設 D 槽）

土壌浸透浄化法は閉塞という運用上の課題がある。そのため、閉塞が流入配管付近で発生することを考えると、閉塞時に状況を把握し作業等が行いやすい上部に配管を敷設することが望ましい。また、過年度の結果から、下向流方式でもみずみちができないように工夫すれば安定した除去率が得られていることから、高負荷による長期連続通水の実証実験は、下向流の通水方式で実施することとした。

カラム試験の検討を踏まえ、高負荷となる処理最適通水速度は 5.0m/日とした。D 槽は 2 槽構造であるため、D-1 槽は赤玉土の層厚 1m、D-2 槽は赤玉土の層厚 0.5m の 2 系列とし土壌槽厚の違いによる水質浄化性能の比較検討も兼ねている。通水方法は、年報題 5 号での報告のとおり、上部構造が 7 号単粒度碎石で通水方法は散水方式とした。

平成 15 年 9 月 30 日より通水を開始し、D-2 槽では約 1.3 年、1.0m の D-1 槽では約 2.2 年で目詰まりによる最初の湛水状態が発生した。その後、回復作業を実施し、引き続き現在も通水を行っている。

D 槽の水質浄化性能、維持管理作業については、現在調査中のリン吸着寿命の把握の実験結果も合わせて次年度以降に報告する。

実験担当者

（平成 15 年度）

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	河川環境課長	春木	二三男
	河川環境課環境調整係長	中村	超
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

（平成 16 年度）

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	建設専門官	宮本	昇
	河川環境課環境調整係長	白井	義幸
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
	実験センター主任研究員	和田	桂子

（平成 17 年度）

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	建設専門官	宮本	昇
	河川環境課環境調整係長	白井	義幸
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	北澤	賢治
	実験センター主任研究員	和田	桂子

2. 実験センターにおける生物調査(水域)(その8)

1. 目的

本業務は、多自然型実験水路において、水生生物や水質の現況を把握するとともに、河川環境と生物相との関係や多様性について考察し、今後の琵琶湖・淀川水系の水辺環境の創造、景観づくりのための基礎的知見を得ることを目的とする。

2. 実施場所

本業務の調査及び実験は、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（滋賀県草津市志那町地内。以下 Biyo センターとする。）内の水路及び実験池で実施した（図 2-1、2-2）。



図 2-1 Biyo センターの位置

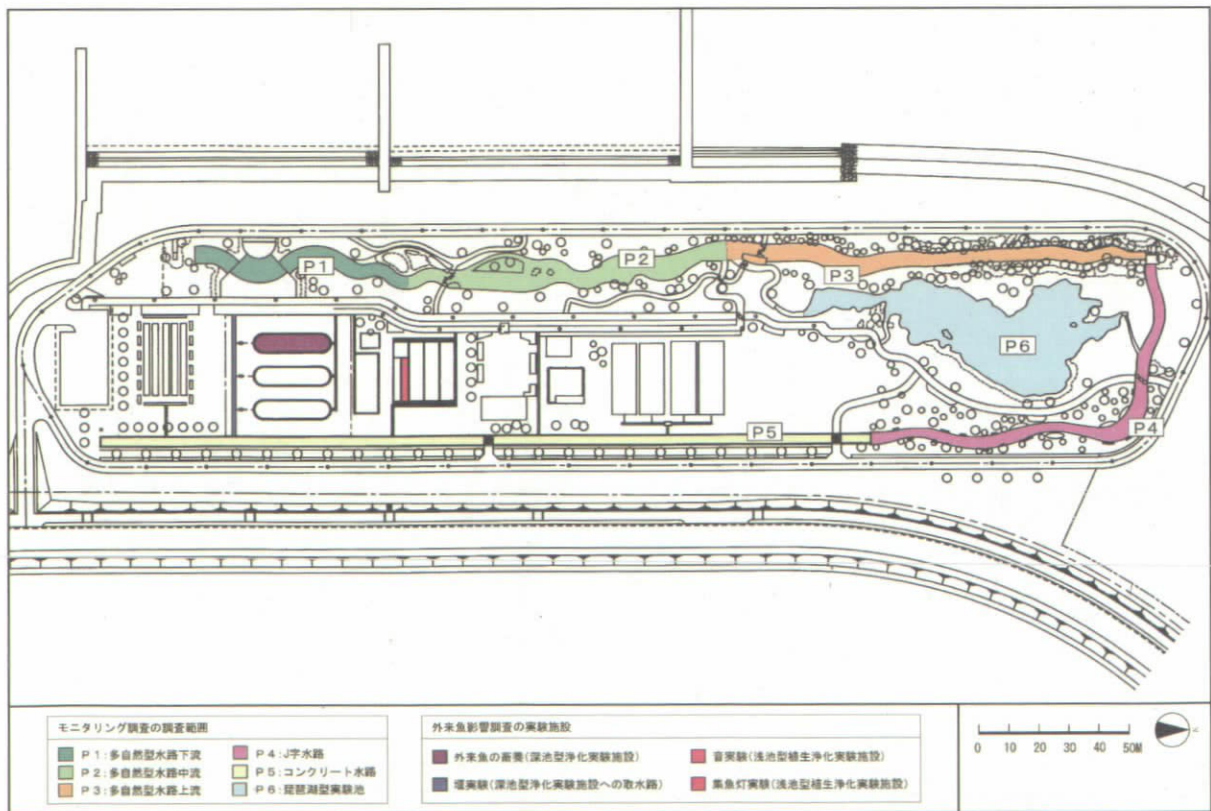


図 2-2 多自然型水路実験業務の実施施設 (Biyo センター内)

3. 実施項目及び実施時期

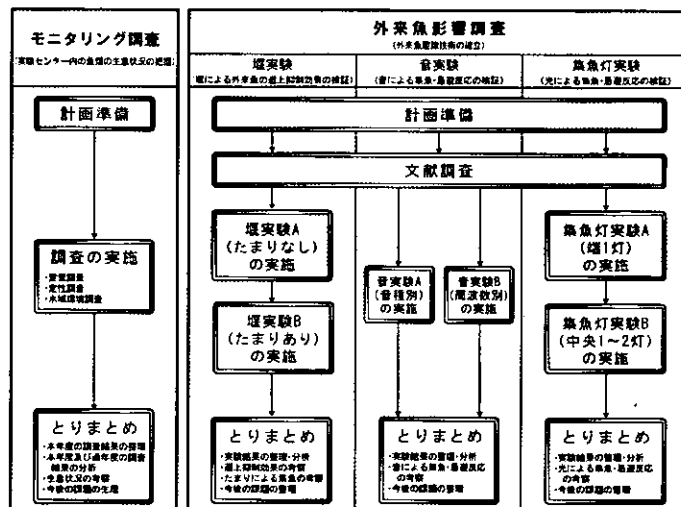
本業務では、モニタリング調査（Biyoセンター内の魚類の生息状況調査）と外来魚影響調査（堰実験、音実験、集魚灯実験）を実施した（表3-1）。

表 3-1 実施項目及び実施時期

実施項目			実施時期
モニタリング調査	Biyoセンター内の魚類の生息状況調査		平成17年6月28日～29日
			平成17年8月23日～24日
			平成17年10月24日～25日
			平成18年1月23日～24日
外来魚影響調査	堰実験	A（たまりなし）	平成17年9月23日～10月26日
		B（たまりあり）	平成17年11月3日～16日
	音実験	A（音種別）	平成17年11月21日～26日
		B（周波数別）	平成17年11月25日～26日
	集魚灯実験	A（端1灯）	平成17年10月13日～25日
		B（中央1～2灯）	平成17年11月2日～8日

4. 業務実施フロー

本業務の実施フローを図4-1に示した。



5. 調査方法

5.1 モニタリング調査

モニタリング調査では、魚類を対象として、Biyoセンター内の水路等の6地点において、4季各1回の定性調査、定量調査、水域環境調査を実施した（表5-1）。

本調査のとりまとめとして、過年度を含めた調査結果の整理・分析を行い、本年度の魚類の出現状況やその経年変化について考察するとともに、今後の課題を整理した。

表 5-1 モニタリング調査の調査方法

項目	内容
調査対象	魚類
調査項目	定性調査、定量調査 水域環境調査（底質、水深、流速、気温、水温、pH、DO、EC、濁度）
調査回数・検体数	6地点（コンクリート水路、J字水路、多自然型水路上・中・下流、琵琶湖型実験池）×4季=24検体

5.2 外来魚影響調査

外来魚影響調査では、Biyoセンター内の水路及び実験池において、堰実験、音実験、集魚灯実験の各実験を実施した。本実験のとりまとめとして、各実験結果の整理・解析を行い、「外来魚のいない川づくり」や「湖内外来魚の削減」を目的とした外来魚駆除技術の確立に向けて、堰による遡上防止や音・光による集魚・忌避の可能性について考察するとともに、今後の課題を整理した。

(1) 堰実験

堰実験では、オオクチバスとブルーギルを対象として、Biyoセンター内の深池型浄化実験施設への取水路において、上流にトラップを設置した、たまりがない水路（堰実験 A）とたまりがある水路（堰実験 B）を設定し、堰高 0～0.4m、流速 0～1.0m/s の条件下での遡上状況を記録した（表 5-2～5-5、図 5-1）。

表 5-2 堰実験 A（たまりなし）の実験条件 1

項目	内容
対象種・個体数	オオクチバス、ブルーギル各 20 個体程度
実験水路の規模	長さ 6m×高さ 0.8m×幅 0.6m、水深 0.45m
測定内容	トラップ内の個体数、個体の大きさ（全長、体長、体高） 理化学的要因（水温、気温、pH、DO、流速）
測定間隔	6 時間ごと（24 時は除く）
実験回数	11 ケース（表 5-3）

表 5-3 堰実験 A（たまりなし）の実験条件 2

堰高と流速の設定		実施の有無	
堰高	流速	オオクチバス	ブルーギル
なし	0m/s	○	○
	0.2m/s	○	○
	0.5m/s	○	○
	1.0m/s	○	○
0.4m	0.2m/s	—	○
	0.5m/s	○	○

表 5-4 堰実験 B（たまりあり）の実験条件 1

項目	内容
対象種・個体数	オオクチバス、ブルーギル各 20 個体
実験水路の規模	水路：長さ 6m×幅 0.6m×高さ 0.8m、水深 0.45m たまり：長さ 2m×幅 0.6m×高さ 0.8m、水深 0.45m
測定内容	トラップ内の個体数、個体の大きさ（全長、体長、体高）、個体の位置 理化学的要因（気温、水温、pH、DO、流速）
測定間隔	6 時間毎（24 時は除く）
実験回数	11 ケース（表 5-5）

表 5-5 堰実験 B（たまりあり）の実験条件 2

堰高と流速の設定		実施の有無	
堰高	流速	オオクチバス	ブルーギル
なし	0.2m/s	○	○
	0.5m/s	○	○
	0.8m/s	○	○
0.4m	0.2m/s	○	○
	0.5m/s	○	○
0.2m	0.2m/s	—	○

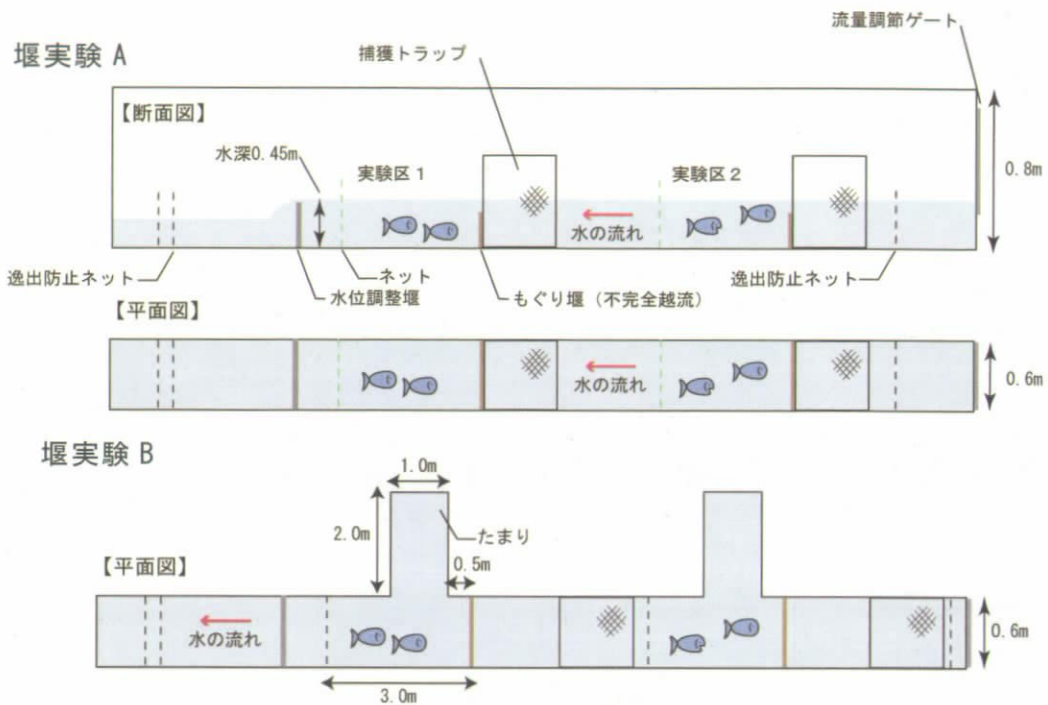


図 5-1 堰実験のイメージ

(2) 音実験

音実験では、オオクチバス、ブルーギル、ギンブナを対象として、Biyo センター内の浅池型浄化実験施設において、音源を池の端に設置し、各音種（音実験 A）や各周波数（音実験 B）に対する反応をビデオ撮影により記録した（表 5-6、5-7、図 5-2）。

表 5-6 音実験 A（音種別）の実験条件

項目	内容
対象種・個体数	オオクチバス、ブルーギル、ギンブナ各 100 個体程度
実験池の規模	長さ 15m×幅 2.4m×高さ 0.6m、水深 0.3m
音圧	120dB、150dB
音種	なし、100Hz、300Hz、500Hz、700Hz、泡の音、砂の音、カワウ鳴き声、アオサギ鳴き声、落水音、電子音低音、電子音高音
音の出し方	各音種を 5 分間連続音で、順に継続して発音
観察内容	ビデオ撮影（各個体の音源との距離・個体数） 理化学的要因（気温、水温、pH、DO）
実験回数	3 種×2 音圧×14 音種×1 回

表 5-7 音実験 B（周波数別）の実験条件

項目	内容
対象種及び個体数	オオクチバス、ブルーギル、ギンブナ各 100 個体
実験池の規模	長さ 3m×幅 2.4m×高さ 0.6m、水深 0.3m
音圧	150dB
周波数	50Hz～1500Hz（50Hz 毎 30 パターン）
音の出し方	各周波数を 1 分間 5 秒間隔のパルス音を 6 回、順に継続して発音
観察内容	ビデオ撮影（各個体の反応の有無） 理化学的要因（気温、水温、pH、DO）
実験回数	3 種×1 音圧×30 周波数×6 回

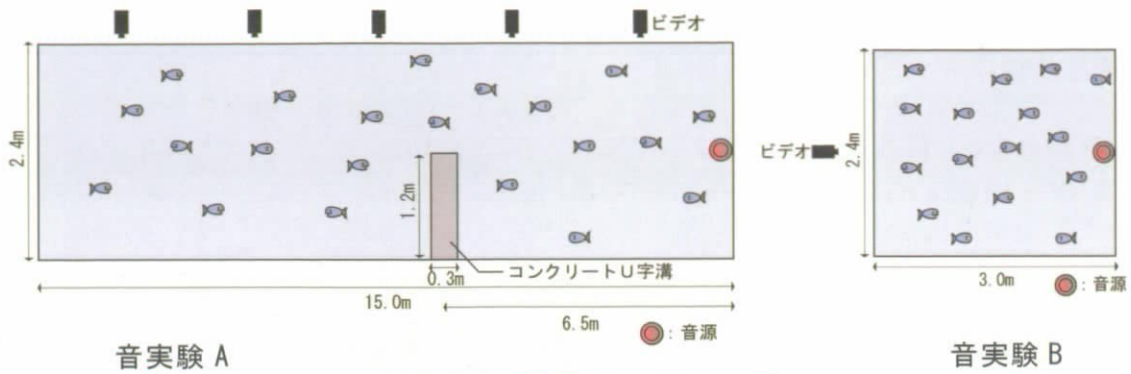


図 5-2 音実験のイメージ

(3) 集魚灯実験

集魚灯実験では、オオクチバス、ブルーギル、ギンブナを対象として、Biyoセンター内の浅池型浄化実験施設において、光源を実験区の端に1灯設置して光源付近のみをビデオ撮影した池（集魚灯実験 A）と光源を実験区の中央付近に1~2灯設置して実験区全域をビデオ撮影した池（集魚灯実験 B）を設定し、各灯色に対する反応をビデオ撮影により記録した（表 5-8、5-9、図 5-3）。

表 5-8 集魚灯実験 A（端 1 灯）の実験条件

項目	内容
対象種・個体数	オオクチバス、ブルーギル、ギンブナ各 20 個体
実験池の規模	長さ 2.4m×幅 1.2m×高さ 0.6m×5 区、水深 0.3m
灯色	青、黄、赤、白
光源の位置・数	実験区の端に 1 灯
観察内容	ビデオ撮影（各個体の光源との距離・個体数） 理化学的要因（気温、水温、pH、D0）
実験回数	3 種×3 時間帯（日没、夜間、日の出）×4 灯色×1 回 ※各実験では対照区として無灯の実験を同時実施

表 5-9 集魚灯実験 B（中央 1~2 灯）の実験条件

項目	内容
対象種・個体数	ブルーギル、ギンブナ各 20 個体
実験池の規模	長さ 2.4m×幅 1.2m×高さ 0.6m×5 区（間をおいて 3 区使用）、水深 0.3m
灯色	青、黄、赤、白
光源の位置・数	実験区の中央に 1~2 灯
観察内容	ビデオ撮影（各個体の光源との距離・個体数） 理化学的要因（気温、水温、pH、D0）
実験回数	3 種×1 時間帯（夜間）×10 組（4 灯色、無灯）×1 回 ※各実験では対照区として無灯同士の組合せの実験を同時実施

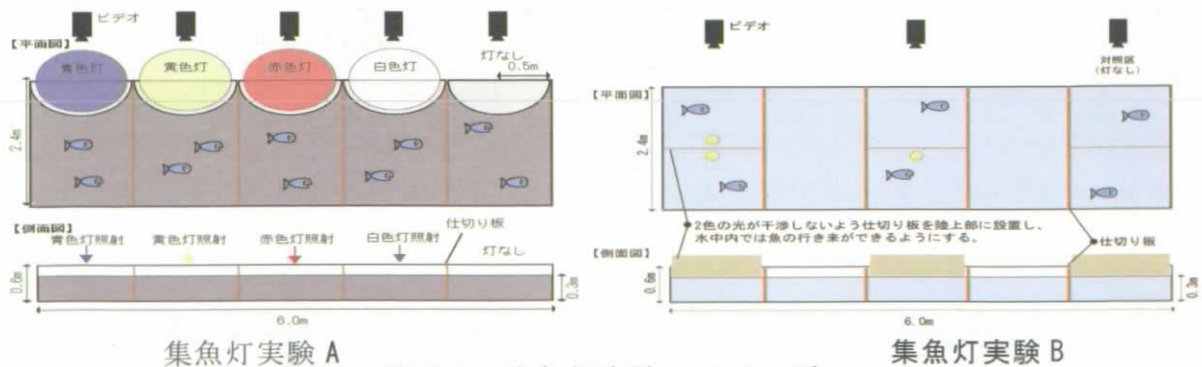


図 5-3 集魚灯実験のイメージ

6. モニタリング調査の結果と考察

6.1 確認魚種

本年度に確認された魚種一覧を表 6-1 に、科別の個体数比率を図 6-1 に、種別の個体数比率を図 6-2 に示した。

本年度は、3 目 5 科 21 種の魚類が確認され、外来種が 5 種（国外外来種：3 種、国内外来種：2 種）、在来種が 16 種、琵琶湖固有種が 3 種確認された。

総個体数は 3,825 個体で、科別では、順にコイ科が 69%（2,647 個体）、サンフィッシュ科の 23%（875 個体）、ハゼ科の 5%（184 個体）、メダカ科の 3%（118 個体）、ドジョウ科の 0%（1 個体）であった。

種別では、順にタイリクバラタナゴが 38%（1,492 個体）、ブルーギルが 23%（866 個体）、オイカワが 8%（301 個体）、カネヒラが 7%（258 個体）、スゴモロコが 5%（183 個体）であった。なお、優占種上位 2 種で、国外外来種であるタイリクバラタナゴとブルーギルを合わせると 61% となり、捕獲した魚類の半数以上は国外外来種で占められていた。

表 6-1 確認魚種一覧

No.	目	科	種名	琵琶湖固有種	外来種・在来種区分	確認個体数
1	コイ	コイ	コイ		在来種	4
2			ギンブナ		在来種	73
			フナ属		在来種	1
3			カネヒラ		在来種	258
4			タイリクバラタナゴ		外来種(国外)	1,492
5			ハス		在来種	1
6			オイカワ		在来種	301
7			ヌマムツ		在来種	40
8			モツゴ		在来種	45
9			ビワヒガイ	琵琶湖固有種	在来種	1
10			タモロコ		在来種	44
11			カマツカ		在来種	84
12			ツチフキ		外来種(国内)	106
13			ニゴイ		在来種	14
14			スゴモロコ	琵琶湖固有種	在来種	183
15	ドジョウ	ドジョウ		在来種	1	
16	ダツ	メダカ	メダカ		在来種	118
17	スズキ	サンフィッシュ	ブルーギル		外来種(国外)	866
18			オオクチバス		外来種(国外)	9
19	ハゼ		トウヨシノボリ		在来種	99
20			ビワヨシノボリ	琵琶湖固有種	在来種	26
21			ヌマチチブ		外来種(国内)	59
合計	3目	5科	21種	3種	外来種(国外)：3種 外来種(国内)：2種 在来種：16種	3,825

注1：種名および配列は「平成12年度版 河川水辺の国勢調査生物種目録」（財）リバーフロント整備センターに従った。

注2：種類数の計数は「平成9年度版 河川水辺の国勢調査マニュアル 河川版（生物調査編）」（財）リバーフロント整備センターに従った。

注3：確認個体数は全季節、全調査地点、定量採集、定性採集の合計値である。

6.2 調査地点別確認状況

本年度に確認された調査地点別の魚種一覧を表 6-2 に、種別個体数を図 6-3 に、種別個体数比率を図 6-4 に示した。

本年度に確認された地点別の種数では、水路（多自然型水路下流（P1）、多自然型水路中流（P2）、多自然型水路上流（P3）、J字水路（P4）、コンクリート水路（P5））が 15～17 種と同程度で、琵琶湖型実験池（P6）が 9 種と水路に比べて少なかった。一方、個体数では、琵琶湖型実験池（P6）が 1,139 個体と最も多く、次いで J 字水路（P4）が 839 個体、多自然型水路下流（P1）が 685 個体と多く、コンクリート水路（P5）が 426 個体、多自然型水路上流（P3）が 415 個体、多自然型水路中流（P2）が 321 個体と少なかった。なお、琵琶湖型実験池（P6）で種数が最も少ないにも関わらず、個体数が最も多くなっているのは、ブルーギルが 836 個体と他の地点より飛び抜けて多く確認されたためであった。

種類別では、コンクリート水路（P5）以外の水路（P1～P4）ではタイリクバラタナゴが 40～80% 程度、琵琶湖型実験池（P6）ではブルーギルが 70% 程度と国外外来種である両種が優占していた。一方、コンクリート水路（P5）ではタイリクバラタナゴ（18%）以外にも在来種のオイカワ（約 17%）、カマツカ（約 15%）、カネヒラ（12%）、スゴモロコ（11%）と多様な魚種の占める割合が多かった。

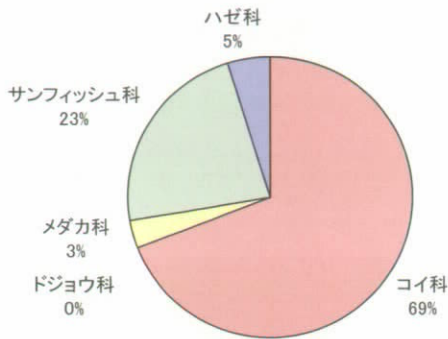


図 6-1 科別個体数比率

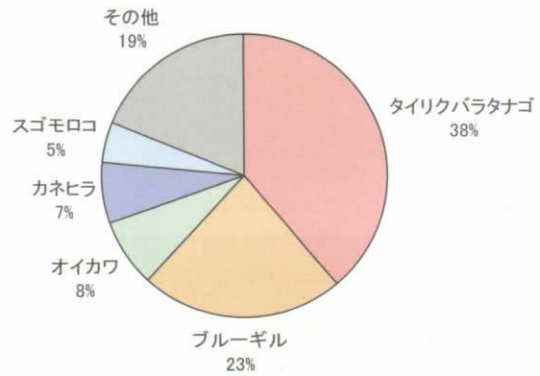


図 6-2 種別個体数比率

表 6-2 調査地点別の確認魚種一覧

No.	目	科	種名	調査地点						合計
				P1	P2	P3	P4	P5	P6	
1	コイ	コイ	コイ	1	1			2		4
2			ギンブナ	8	26	13	7	10	9	73
			フナ属				1			1
3			カネヒラ	75	7	12	10	53	101	258
4			タイリクバラタナゴ	340	132	232	638	78	72	1,492
5			ハス			1				1
6			オイカワ	124	37	46	22	72		301
7			ヌマムツ	13	2	4	17	4		40
8			モツゴ						45	45
9			ビワヒガイ					1		1
10			タモロコ	2	14		1	27		44
11			カマツカ	8	9	2	1	64		84
12			ツチフキ	5	23	12	61	3	2	106
13			ニゴイ	1		2		11		14
14			スゴモロコ	55	40	38	3	46	1	183
15	ドジョウ	ドジョウ			1			1		
16	ダツ	メダカ	メダカ	18	13	31	56		118	
17	スズキ	サンフィッシュ	ブルーギル	10	10	6	3	1	836	866
18			オオクチバス	2	2	1	2	2		9
19		ハゼ	トウヨシノボリ	5	4	6	10	20	54	99
20			ビワヨシノボリ	2		1		4	19	26
21			ヌマチチブ	16	1	8	6	28		59
総個体数				685	321	415	839	426	1,139	3,825
総種類数				17	15	16	15	17	9	21

注1: 種名および配列は「平成12年度版 河川水辺の国勢調査生物種目録」(財)リバーフロント整備センターに従った。

注2: 種類数の計数は「平成9年度版 河川水辺の国勢調査マニュアル 河川版(生物調査編)」(財)リバーフロント整備センターに従った。

注3: 確認個体数は全季節の定量採集及び定性採集の合計値である。

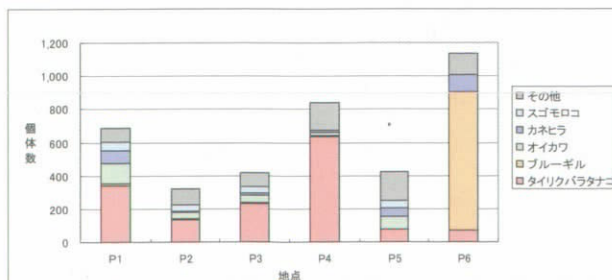


図 6-3 調査地点別の種別個体数

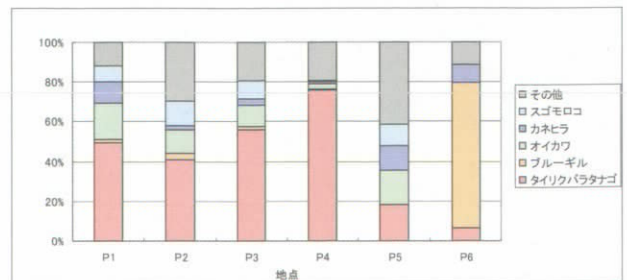


図 6-4 調査地点別の種別個体数比率

6.3 Biyoセンター内の魚類の生息状況のまとめ

Biyoセンター内の魚類の生息状況のまとめを表6-3に示した。なお、調査地点のうち多自然型水路下流（P1）、多自然型水路中流（P2）、多自然型水路上流（P3）、J宇水路（P4）はいずれも植物が繁茂している緩流という共通点があり、確認された魚類の種類や個体数にも共通の傾向があることから、多自然型水路等区間という項目としてあわせて表に示した。

多自然型水路等区間（P1～P4）は、国外外来種であるタイリクバラタナゴが優占しているものの、琵琶湖型実験池（P6）で優占種となっているブルーギルの生息数は少なく、全体の生息魚種は多かった。本区間は、岸部の植物帯や緩流域等の多様な環境が存在し、多くの魚種の生息場となっていると考えられる。

コンクリート水路（P5）は、コンクリート護岸の単調な環境であるが、上流端は琵琶湖からの取水により取り込まれるプランクトン等の餌が豊富な場所であり、タイリクバラタナゴ、オイカワ、スゴモロコ等が蟄集する箇所もみられた。このため、生息する魚種が多く、国外外来種の比率が他地点に比べて少ない特異な環境となっていた。本区間は、流速に緩急の差があり、底に泥の堆積した箇所も存在している。

琵琶湖型実験池（P6）は、平成13年度以降ブルーギルの優占率が高くなり、生息魚種が他地点と比べて少なくなってきた。これは、ブルーギルが優占することで捕食圧が大きいことや、岸部には抽水植物は存在せず、陸生植物の冠水が部分的にみられる程度であり、ブルーギル以外の魚種の生息環境が少ないことが影響していると考えられる。本環境は現在の琵琶湖と類似した環境となっているとも考えられる。

表6-3 Biyoセンター内の魚類の生息状況のまとめ

調査地点	生息状況
多自然型水路等区間（P1～P4）	<ul style="list-style-type: none"> ・ 国外外来種であるタイリクバラタナゴが優占しているが、P6で優占種となっているブルーギルがほとんど生息していない。 ・ 岸部の植物帯や緩流域等の多様な環境が存在するため、多くの魚種の生息場となっていると考えられる。
コンクリート水路（P5）	<ul style="list-style-type: none"> ・ コンクリート水路上流端は琵琶湖からの取水により取り込まれるプランクトン等餌が豊富な場所であり、タイリクバラタナゴ、オイカワ、スゴモロコ、等が蟄集する箇所もみられた。 ・ 生息する魚種が多く、国外外来種の比率が他地点に比べて少ない特異な環境となっていた。 ・ コンクリート護岸の単調な環境であるが、流速に緩急の差があり、底に泥の堆積した箇所も存在している。
琵琶湖型実験池（P6）	<ul style="list-style-type: none"> ・ 平成13年度以降ブルーギルの優占率が高くなり、生息魚種が他地点と比べて少なくなってきた。 ・ これは、ブルーギルが優占することで捕食圧が大きいことや、岸部には抽水植物は存在せず、陸生植物の冠水が部分的にみられる程度であり、ブルーギル以外の魚種の生息環境が少ないことが影響していると考えられる。

7. 堰実験の結果と考察

7.1 オオクチバス

オオクチバスにおける堰実験の実験結果の概要を表7-1に示した。オオクチバスの堰による遡上抑制効果については、かなり速い流速（1.0m/s）においても堰を遡上する潜在的な能力があると考えられたため、通常時の流速で堰の設置による直接的な効果は期待できないといえる。

たまりの集魚による捕獲効果については、堰の設置によりたまりへの集魚が増加する明確な傾向は確認されなかったため、効果は期待できないといえる。

ただし、たまりありの水路では止水環境（たまり）の占有を巡って個体干渉があり、よ

り小さな個体がたまりに滞在することができず、結果的に体長の小さな個体が遡上する可能性が示唆された。このことから、たまりに一旦入った個体を逃さないような工夫をするか、小さな個体がたまりに滞在しやすいような工夫を行うことで、効率的にオオクチバスをたまりに集魚することができれば、たまりの集魚による捕獲効果やそれに伴う間接的な遡上抑制効果が期待できる。また、堰は流速が速い場合に遡上抑制効果が確認されることやたまりに分布する個体が多くなることから、堰の設置とたまりに一旦入った個体を逃さないような工夫をすることで、増水時にはたまりの集魚による捕獲効果やそれに伴う間接的な遡上抑制効果が期待できる。

現地での応用については、水路や小河川にもぐり堰とその下流に捕獲トラップを伴うたまりを設置し、たまりに集魚した個体を捕獲するような利用方法が考えられる。

表 7-1 オオクチバスにおける堰実験の実験結果の概要

水路の条件	実験結果の概要
たまりなし (堰実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 堰 (堰高 0.4m) による遡上抑制効果は確認されなかった (図 7-1)。 堰なしでは流速に関わらず 24 時間～48 時間後の遡上率は 80%以上であった。 堰高 0.4m・流速 0.5m/s では 24 時間後の遡上率が 65%であった。
たまりあり (堰実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 通常の流速 (0.2m/s) では堰 (堰高 0.4m) による遡上抑制効果が確認されなかったが、流速が速い (0.5m/s) と堰 (堰高 0.4m) による遡上抑制効果が確認された (図 7-2)。 堰なしではたまりがある方がたまりなしよりも遡上率が高かったが、堰 (堰高 0.4m) があるとたまりの有無による遡上率の差はみられなかった。 いずれの条件 (堰高・流速) でも、実験開始 1 時間後には遡上が確認され、堰を遡上してから再度堰を下る個体が確認された。 流速が速い (0.5m/s、0.8m/s) とたまりに分布する個体が多くなり、遡上した個体及び死亡個体以外は、ほぼ全ての個体がたまりに分布していた。 堰の有無によるたまりに分布する個体数の差はなかった。

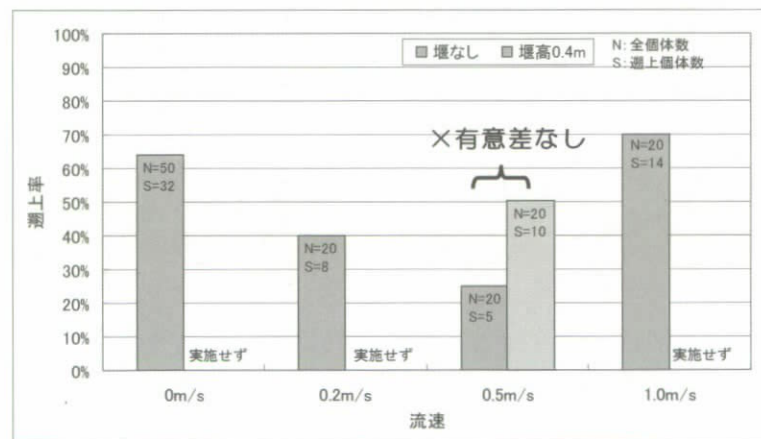


図 7-1 堰実験 A におけるオオクチバスの遡上率

注1) 遡上率は、堰実験 B との比較のため、実験開始 6 時間後までにトラップに捕獲された個体の割合を示した。ただし、堰なし・流速 0m/s は、実験開始 6 時間後が真夜中で捕獲しなかったため、実験開始 12 時間後の遡上率を示した。

注2) 流速 0.5m/s で有意な遡上抑制効果が確認されなかったため、流速 0.2m/s では実験を実施しなかった。

注3) 堰高 0.4m で遡上が確認されたため、堰高 0.2m の設定では実験を実施しなかった。

注4) 有意差は堰高 0.4m と堰なしの遡上率を比較して Fisher の正確確率検定 ($p < 0.05$) で判定した。

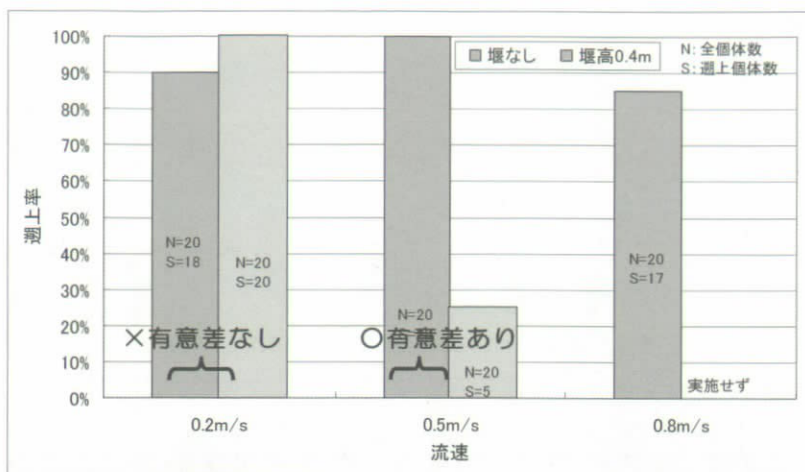


図 7-2 堰実験 B におけるオオクチバスの遡上率

注1) 遡上率は、実験開始 6 時間後までの間で、堰より上部に分布していた個体（トラップに捕獲された個体もしくは堰上部の水路に分布していた個体）の最大割合を示す。

注2) 堰高 0.4m で遡上が確認されたため、堰高 0.2m の設定では実験を実施しなかった。

注3) 有意差は堰高 0.4m と堰なしの遡上率を比較して Fisher の正確確率検定 ($p < 0.05$) で判定した。

7.2 ブルーギル

ブルーギルにおける堰実験の実験結果の概要を表 7-2 に示した。ブルーギルの堰による遡上抑制効果は、オオクチバスよりも潜在的な遡上能力が低かったため、比較的期待できるといえる。

たまりの集魚による捕獲効果については、堰の設置によりたまりの集魚の可能性が高いため、たまりに一旦入った個体を逃さないような工夫をすることで、効率的に捕獲できる可能性がある。

現地での応用としては、水路や小河川にもぐり堰とその下流に捕獲トラップを伴うたまりを設置し、上流への遡上を抑制するとともに、たまりに集魚した個体を捕獲するような利用方法が考えられる。

表 7-2 ブルーギルにおける堰実験の実験結果の概要

水路の条件	実験結果の概要
たまりなし (堰実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 堰 (堰高 0.4m) による遡上抑制効果が確認された (図 7-3)。 堰なしでは 24 時間～48 時間後の遡上率は、流速が 0.5m/s 以上に速くなると低下した (流速 0.2m/s : 100%、0.5m/s : 72%、1.0m/s : 55%)。 堰高 0.4m では 24 時間後の遡上率は流速 0.2m/s で 16%、0.5m/s で 40%であった。
たまりあり (堰実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 堰 (堰高 0.4m) による遡上抑制効果が確認された (図 7-4)。 一部の条件 (堰高 0.4m・流速 0.2m/s、堰なし・流速 0.5m/s) でたまりありの方がたまりなしよりも遡上率が高かった。 堰なしの全ての流速条件 (0.2m/s、0.5m/s、0.8m/s) と堰高 0.4m・0.2m/s の条件では、実験開始 2 時間後には遡上を確認され、堰高 0.4m・流速 0.5m (常にすべての個体がたまりに分布していた。) 以外では堰を遡上してから再度堰を下る個体を確認された。 堰 (堰高 0.4m) がある場合、6 時間の実験時間を通してほぼ全ての個体がたまりに分布していた。 堰がある場合、堰なしよりもたまりに分布する個体がに多かった。

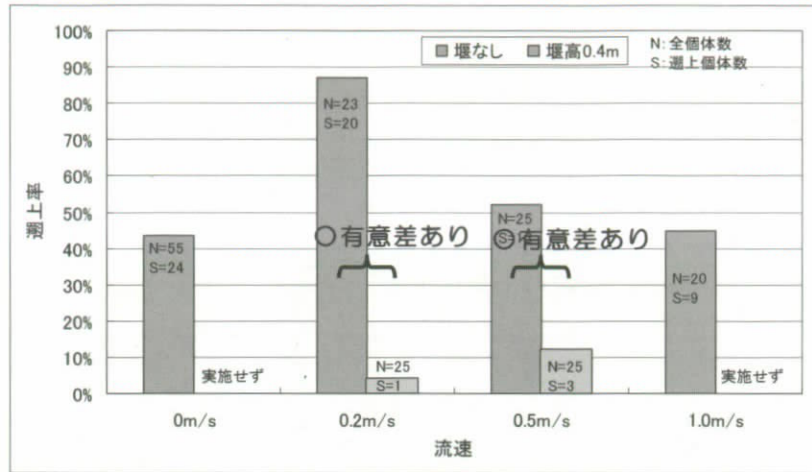


図 7-3 堰実験 A におけるブルーギルの遡上率

注1) 遡上率は、堰実験 B との比較のため、実験開始 6 時間後までにトラップに捕獲された個体の割合を示した。ただし、堰なし・流速 0m/s は、実験開始 6 時間後が真夜中で捕獲しなかったため、実験開始 12 時間後の遡上率を示した。

注2) 堰高 0.4m で遡上が確認されたため、堰高 0.2m の設定では実験を実施しなかった。

注3) 有意差は堰高 0.4m と堰なしの遡上率を比較して Fisher の正確確率検定 ($p < 0.05$) で判定した。

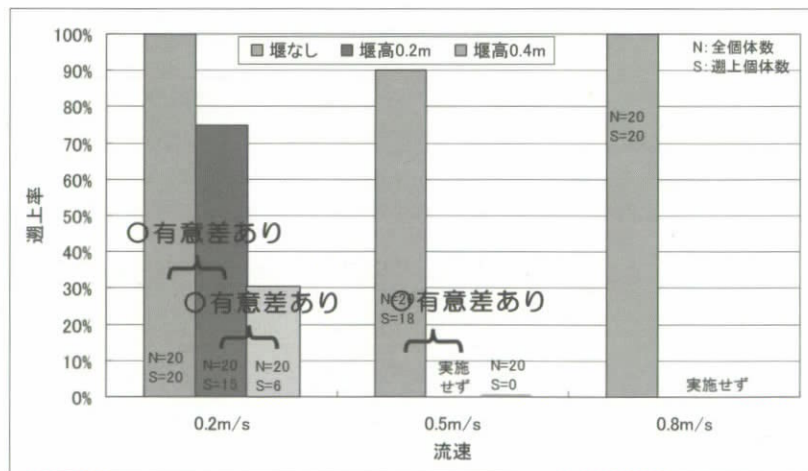


図 7-4 堰実験 B におけるブルーギルの遡上率

注1) 遡上率は、実験開始 6 時間後までの間で、堰より上部に分布していた個体（トラップに捕獲された個体もしくは堰上部の水路に分布していた個体）の最大割合を示す。

注2) 堰高 0.2m で遡上が確認されたため、それ以下の堰高の設定では実験を実施しなかった。

有意差は堰高 0.4m と堰なしの遡上率を比較して Fisher の正確確率検定 ($p < 0.05$) で判定した。

8. 音実験の結果と考察

8.1 オオクチバス

オオクチバスにおける音実験の実験結果の概要を表 8-1 に示した。集魚効果については、可能性は残るものの、明確な反応は確認されなかった。

忌避反応については、魚食性の鳥類であるカワウの鳴き声に対しては、群れ全体が遠ざかる顕著な忌避反応が確認されたが、同様に魚食性の鳥類であるアオサギの鳴き声に対しては忌避反応が確認されなかった。以上のような忌避反応の違いは、生態的な捕食圧の違いや自然分布域の重なりの違いに起因する可能性がある。

現地での応用としては、カワウの鳴き声に対する忌避反応を現地でオオクチバスの駆除に応用する場合、ある環境にオオクチバスを寄せつけないような利用が考えられる。例えば、在来魚の産卵場に、カワウの鳴き声を流して、オオクチバスを寄せ付けないことにより、在来魚の繁殖環境の保全に利用できる可能性がある。

表 8-1 オオクチバスにおける音実験の実験結果の概要

音の条件	実験結果の概要
音種別 (音実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 音による集魚の可能性は残るものの、明確な反応は確認されなかった (図 8-1)。 実験区全域を群れで回転遊泳していることが多かった (図 8-1)。 カワウの鳴き声に対して群れ全体が遠ざかる顕著な忌避反応が確認された (図 8-1)。
周波数別 (音実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 50~1500Hz の音に反応がみられ、特に 500Hz 以上の音に反応することが多かった。

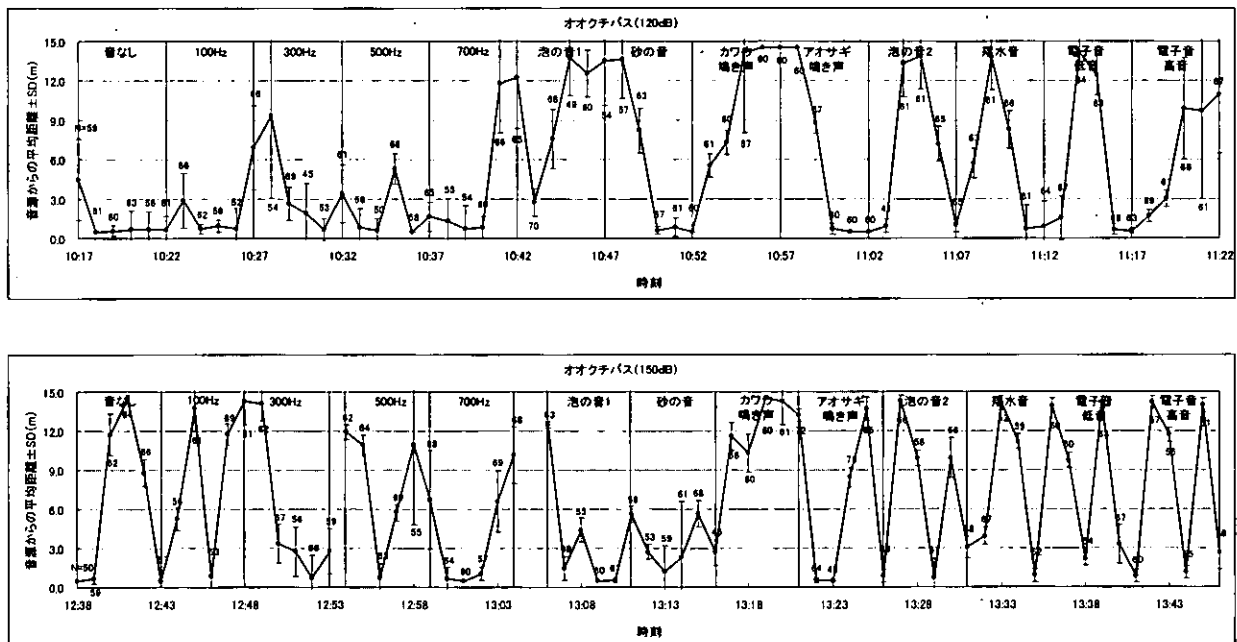


図 8-1 音実験 A におけるオオクチバスの音源からの平均距離の時間経過

8.2 ブルーギル

ブルーギルにおける音実験の実験結果の概要を表 8-2 に示した。集魚効果については、可能性は残るものの、明確な反応は確認されなかった。

忌避反応については、音に対する忌避傾向は極めて弱いか無いと考えられる。オオクチバスと同様に魚食性の鳥類であるカワウやアオサギの補食圧にさらされて、カワウとは自然分布域が重なるが、カワウやアオサギの鳴き声に対する忌避反応は確認されなかった。

現地での応用については、音に対する集魚は不明で、忌避反応は極めて弱いか無いと考えられるため、現地での応用は困難であるといえる。音とは別の要因で、実験区の端に偏って群れで分布する傾向があり、その要因を明らかにできれば、効果的な集魚による捕獲の可能性があると考えられる。

表 8-2 ブルーギルにおける音実験の実験結果の概要

音の条件	実験結果の概要
音種別 (音実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 音による集魚の可能性は残るものの、明確な反応は確認されなかった (図 8-2)。 音源付近に群れることが多く、そこから遠くに離れることはなく、音に対する直接的な反応は全般的に弱かった (図 8-2)。
周波数別 (音実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 50~1350Hz の音に反応がみられた。

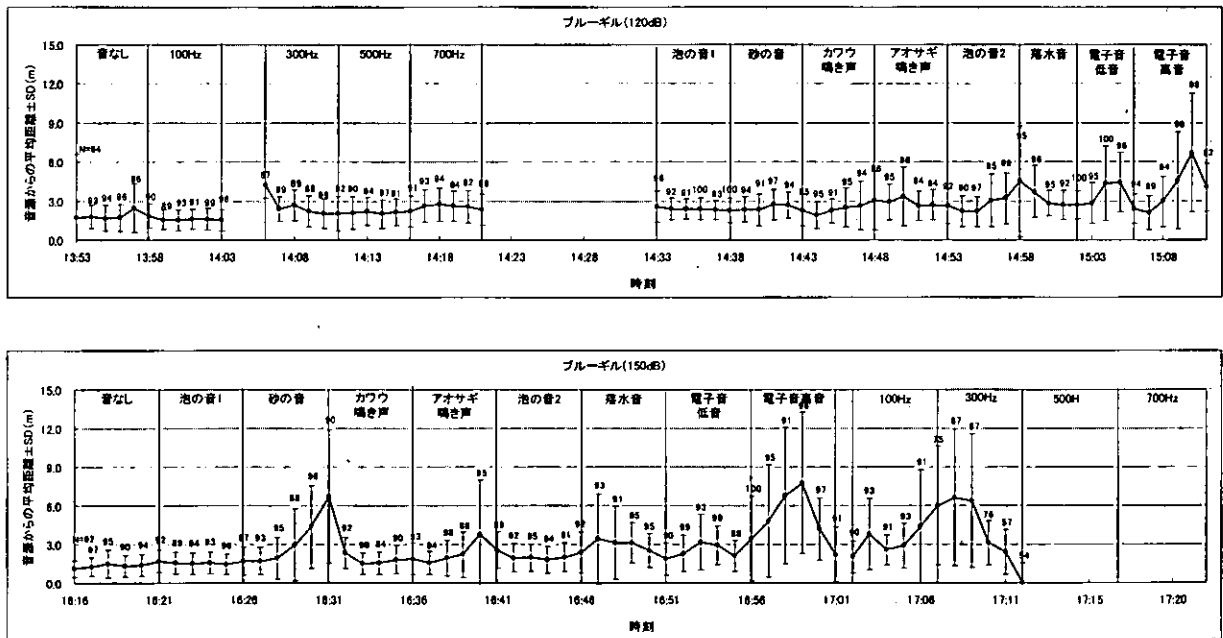


図 8-2 音実験 A におけるブルーギルの音源からの平均距離の時間経過

8.3 ギンブナ

ギンブナにおける音実験の実験結果の概要を表 8-3 に示した。集魚効果については、確認されなかった。

忌避反応については、魚食性の鳥類であるアオサギの鳴き声 (150dB) に対して、群れ全体が遠ざかる顕著な忌避反応が確認されたが、同様に魚食性の鳥類であるカワウの鳴き声に対しては忌避反応が確認されなかった。また、同じアオサギの鳴き声でも音圧レベルの小さい 120dB の音に対しては忌避反応が確認されなかったのは、「誘致レベル」の音圧に当てはまるためや小さな音圧では捕食者が遠くにいと認識していたためかもしれない。

現地での応用としては、アオサギの鳴き声に対するギンブナの忌避反応を応用する場合、外来魚を捕獲する際にギンブナを寄せつけないような利用が考えられる。例えば、何らかの方法で外来魚を集魚して捕獲する際に、アオサギの鳴き声を流して、ギンブナが混獲されるのを抑制することが可能かもしれない。

表 8-3 ギンブナにおける音実験の実験結果の概要

音の条件	実験結果の概要
音種別 (音実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 音による集魚効果は確認されなかった (図 8-3)。 実験区全域を小さな群れで分散して遊泳していることが多かった (図 8-3)。 150dB のアオサギの鳴き声に対して分散していた群れが 1 つになって遠ざかる顕著な忌避反応が確認された (図 8-3)。
周波数別 (音実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 50~1300Hz の音に反応がみられ、特に 550Hz 以下の音に反応することが多かった。

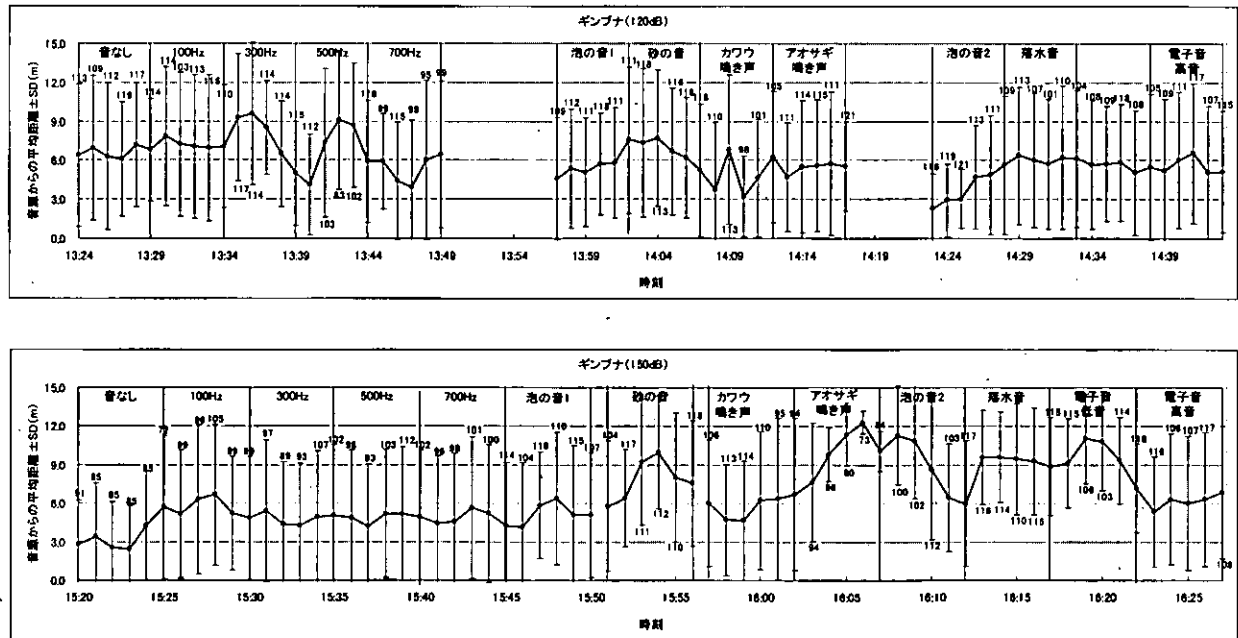


図 8-3 音実験 A におけるギンブナの音源からの平均距離の時間経過

9. 集魚灯実験の結果と考察

9.1 オオクチバス

オオクチバスにおける集魚灯実験の実験結果の概要を表 9-1 に示す。実験の結果から、光による集魚効果ないと考えられた。一方、忌避反応としては、ブルーギルやギンブナよりもオオクチバスは強い忌避傾向があるといえる。

現地での応用としては、範囲は限定的なものになるが、例えば、最も忌避傾向が強いと考えられる黄灯を暗渠に設置して、ある水域から一方の水域への本種の侵入を抑制するような利用方法が考えられる。

表 9-1 オオクチバスにおける集魚灯実験の実験結果の概要

集魚灯の条件	実験結果の概要
端 1 灯 (集魚灯実験 A)	・ 全ての時間帯（日没、夜間、日の出）で全ての灯色（黄、赤、青、白）において集魚反応は確認されなかった(図 9-1)。
中央 1~2 等 (集魚灯実験 B)	・ (集魚灯実験 A で光による集魚反応が確認されなかったため実施しなかった。)

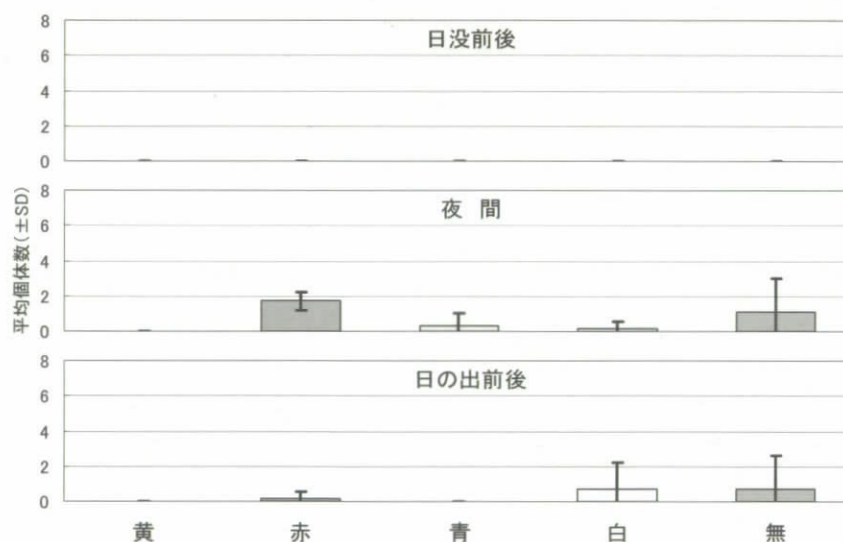


図 9-1 集魚灯実験 A における光源から半径 0.5m 以内で確認されたオオクチバスの平均個体数

注1) 平均個体数は、全 20 個体のうち光源から半径 0.5m 以内で確認された個体数の 10 分毎（実験時間 1 時間で計 7 回）の平均値を示す。

有意差は各灯(実験区)と無灯(対象区)の個体数を比較して Wilcoxon の符号付順位検定 ($p < 0.05$) で判定した（本実験では有意差は確認されなかった。）。

9.2 ブルーギル

ブルーギルにおける集魚灯実験の実験結果の概要を表 9-2 に示した。

実験の結果、光による直接的な集魚効果はなく、忌避傾向があると考えられた。光に対する忌避傾向はオオクチバスよりも弱いと考えられ、個体の分布位置は、端に群れる性質、光の相対的な照度、餌の分布にも大きく影響を受けると考えられる。

現地での応用については、光に対する弱い忌避傾向があるが、個体の分布位置がその他の性質や環境要因に支配される可能性も強いことから、困難であると考えられる。

表 9-2 ブルーギルにおける集魚灯実験の実験結果の概要

集魚灯の条件	実験結果の概要
端 1 灯 (集魚灯実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 日没の白灯と夜間の赤・青灯において集魚反応が確認され、その他の時間帯、灯色では集魚反応は確認されなかった(図 9-2)。
中央 1~2 等 (集魚灯実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 光による集魚は確認されなかった(図 9-3)。 1 灯の集魚灯を設置した条件において、全ての集魚灯の灯色で忌避傾向がみられ、特に青灯ではほとんどの個体が無灯側に分布していた。ただし、同時に実施した対照区(両側とも無灯)でも実験区と同じ側の無灯側の個体が多く、集魚灯を明確に忌避しているとは断定できなかった。 2 灯の集魚灯を設置した条件において、黄灯・青灯では黄灯側に、白灯・黄灯では黄灯側に、白灯・赤灯では白灯側に分布する個体が有意に多く、その他の 2 灯の組み合わせでは有意差はみられなかった。 実験区全 10 区のうち 7 区(70%)及び対照区(両側とも無灯)全 7 区のうち 6 区(86%)で一方の側に分布する個体が有意に多く、集魚灯の有無に関わらず個体の分布が一方の側に偏る傾向にあった。 1 灯の集魚灯を設置した条件において、青灯と赤灯に対して光源方向に定位している個体が有意に多かった。 1 灯の集魚灯を設置した条件において、黄灯で対照区よりも移動する個体が有意に多く、青灯、赤灯、白灯では対照区と有意差がみられなかった。

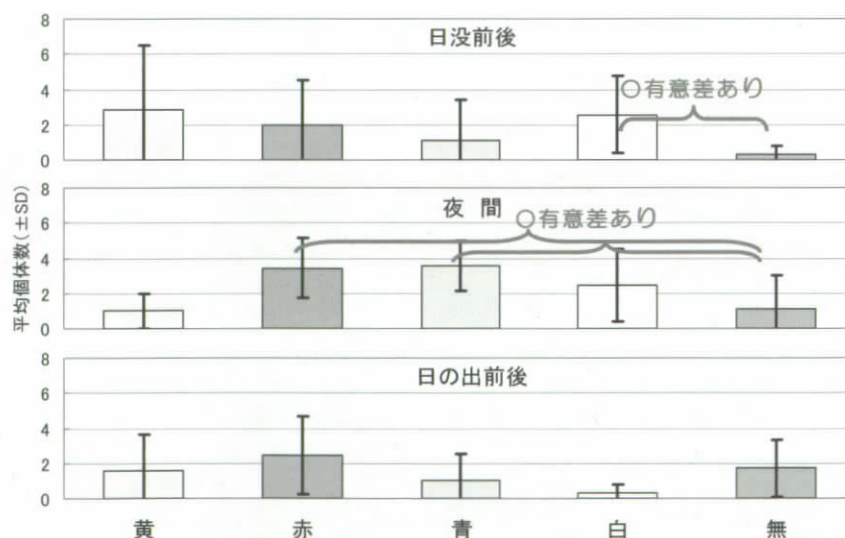


図 9-2 集魚灯実験 A における光源から半径 0.5m 以内で確認されたブルーギルの平均個体数

注1) 平均個体数は、全 20 個体のうち光源から半径 0.5m 以内で確認された個体数の 10 分毎(実験時間 1 時間で計 7 回)の平均値を示す。

注2) 有意差は各灯(実験区)と無灯(対照区)の個体数を比較して Wilcoxon の符号付順位検定($p < 0.05$)で判定した。

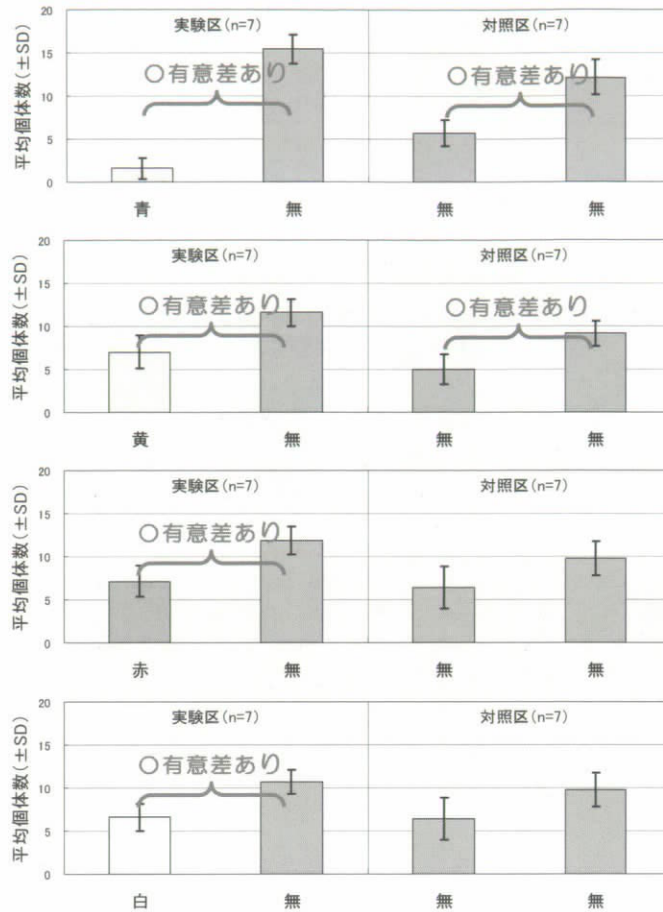


図 9-3 集魚灯実験 B (1 灯) における各色の集魚灯側に分布したブルーギルの平均個体数

注1) 平均個体数は、全 20 個体のうち各灯色側で確認された個体数の 10 分毎 (実験時間 1 時間で計 7 回) の平均値を示す。

注2) 有意差は各灯側で確認された個体数 (不明を除く) を比較して Wilcoxon の符号付順位検定 ($p < 0.05$) で判定した。

9.3 ギンブナ

ギンブナにおける集魚灯実験の実験結果の概要を表 9-3 に示した。この実験の結果、光による集魚効果は無く、忌避効果も無いが、極めて弱いと考えられた。

現地での応用については、在来魚であるギンブナが光に対して反応がないか弱いことは、オオクチバスやブルーギルの光に対する忌避傾向との違いがあるため、現地で外来魚と在来魚を隔離することに利用できると考えられる。なお、ギンブナ以外の在来魚における光に対する反応がわからないため、現地への応用にあたってはその知見を得る必要がある。

表 9-3 ギンブナにおける集魚灯実験の実験結果の概要

集魚灯の条件	実験結果の概要
端 1 灯 (集魚灯実験 A)	<ul style="list-style-type: none"> 全ての時間帯（日没、夜間、日の出）で全ての灯色（黄、赤、青、白）において集魚反応は確認されなかった（図 9-4）。
中央 1～2 等 (集魚灯実験 B)	<ul style="list-style-type: none"> 光による集魚効果は確認されなかった。 1 灯の集魚灯を設置した条件において、赤灯を忌避する傾向が確認され、その他の灯色では集魚・忌避の傾向は確認されなかった（図 9-5）。 2 灯の集魚灯を設置した条件において、いずれの 2 灯の組み合わせでも一方の灯色側に偏って分布することは無かった。 実験区全 10 区のうち 1 区（10%）及び対照区（両側とも無灯）全 5 区のうち 1 区（20%）で一方の側に分布する個体が有意に多く、ブルーギルに比べて個体の分布が一方の側に偏ることが少なかった。ただし、これは、実験区 4 区（40%）及び対照区 5 区（100%）で 30%以上の個体の位置が確認できなかったこと（ブルーギルに比べてビデオから個体の位置を把握することが困難）が影響している可能性がある。 1 灯の集魚灯を設置した条件において、青灯に対して光源方向に定位している個体が有意に多かった。 1 灯の集魚灯を設置した条件において、どの灯色でも対照区よりも移動する個体が有意に多く、また、どの灯色でもブルーギルよりも移動する個体が有意に多かった。

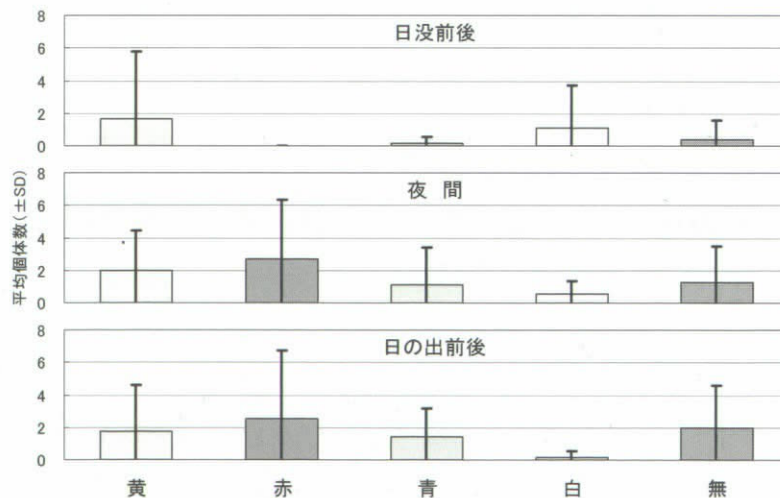


図 9-4 集魚灯実験 A における光源から半径 0.5m 以内で確認されたギンブナの平均個体数

注1) 平均個体数は、全 20 個体のうち光源から半径 0.5m 以内で確認された個体数の 10 分毎（実験時間 1 時間で計 7 回）の平均値を示す。

注2) 有意差は各灯(実験区)と無灯(対象区)の個体数を比較して Wilcoxon の符号付順位検定 ($p < 0.05$) で判定した（本実験では有意差は確認されなかった。）。

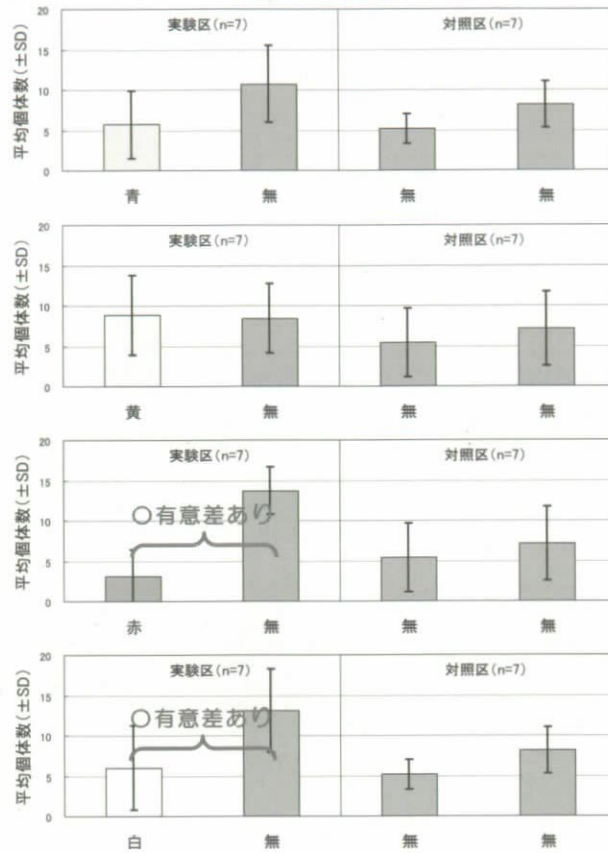


図 9-5 集魚灯実験 B (1 灯) における各色の集魚灯側に分布したギンブナの平均個体数

注1) 平均個体数は、全 20 個体のうち各灯色側で確認された個体数の 10 分毎 (実験時間 1 時間で計 7 回) の平均値を示す。

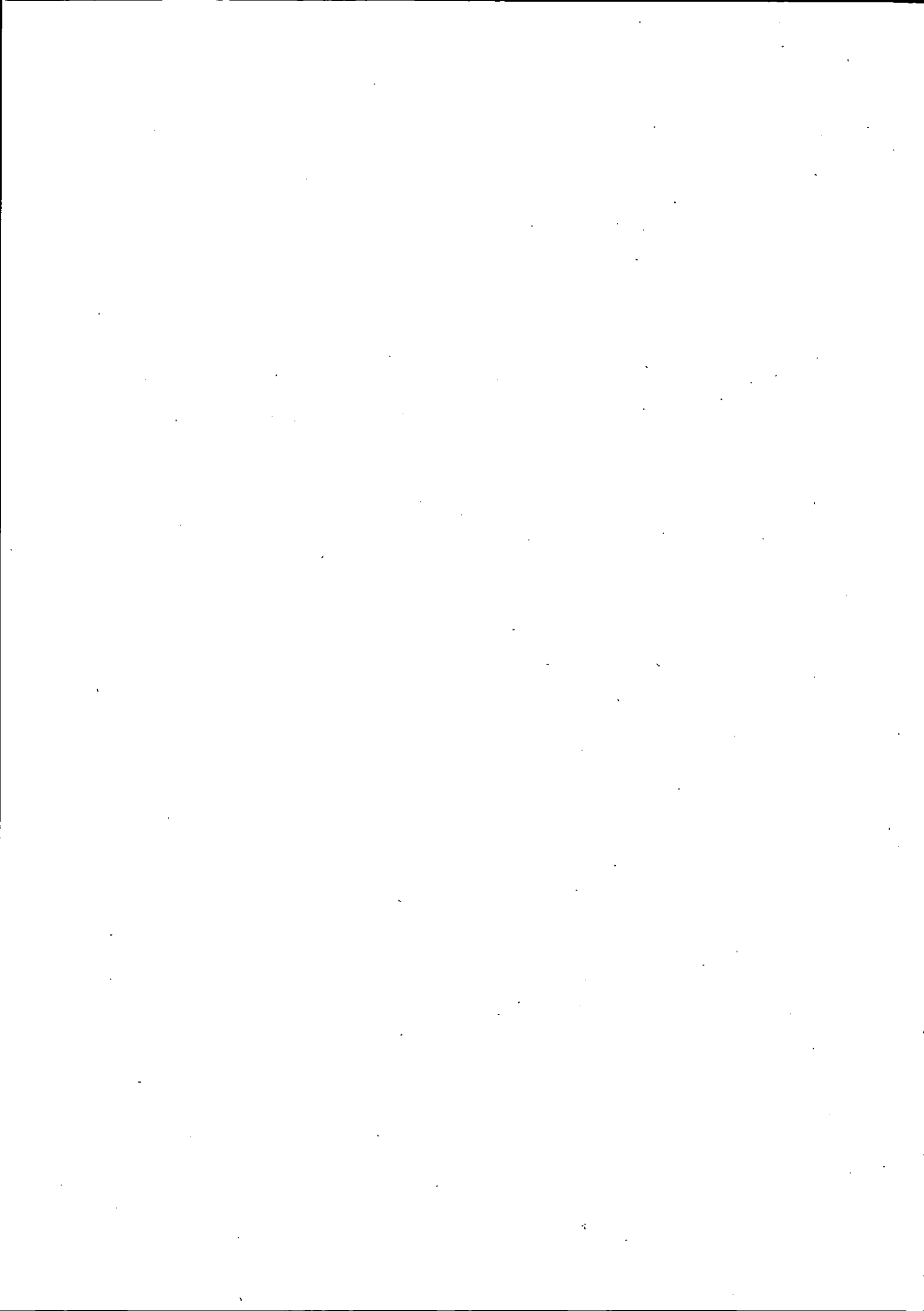
注2) 有意差は各灯側で確認された個体数 (不明を除く) を比較して Wilcoxon の符号付順位検定 ($p < 0.05$) で判定した。

10. 外来魚実験における今後の課題

今年度の外来魚実験は、比較的水温の低い時期(9~11月)に実施した。水温条件や成熟状態によって魚類の刺激に対する反応が変化する可能性があるため、今後は産卵期や水温の高い活性期に同様の実験を実施する必要がある。

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局	琵琶湖河川事務所	河川環境課	佐久間 維美
		河川環境課水質係長	白井 義幸
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構		実験センター所長	北澤 賢治
		実験センター主任研究員	和田 桂子
		実験センター主任研究員	工藤 慶庸



3. 大型底生動物（貝類）移動能力把握実験（その2）

1. 目的

瀬田川洗堰の水位操作規則の変更(1992年)により、降雨の少ない年には琵琶湖の水位が著しく低下するようになり、湖岸では移動能力の乏しい底生動物に大きな影響が生じている可能性が指摘されている(西野 2003)。

本調査では、琵琶湖水位変動による貝類への影響評価を行うため、水位低下に伴う貝類の反応や生存状況を把握するための実験を行い、これらの実験結果と既存資料から、過去13年の琵琶湖水位変動による貝類の死亡個体割合を推定した。

2. 業務フロー

本業務のフローは、図2-1に示す。本業務は、文献等により、実験の実施にあたり琵琶湖に生息する貝類及び琵琶湖岸の情報について整理し、実験対象種等の実験条件を決定し、水位変動による貝類の逃げ遅れの把握（移動実験；平成16年度）及び長期にわたる水位低下によって逃げ遅れた貝類の生存率の把握（耐性実験；平成16～17年度）を実施した。

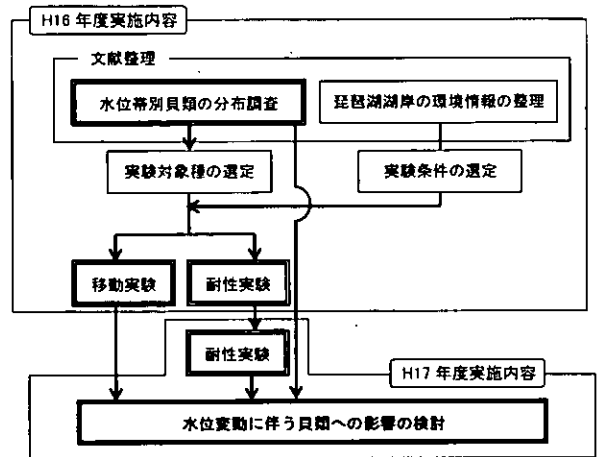


図 2-1 業務フロー

3. 環境情報の整理

3.1 調査方法

琵琶湖湖岸の情報及び琵琶湖の貝類の分布状況、生態及び水位低下の影響等について把握するため、文献調査を実施した。文献調査フローは図3-1に示すとおりである。

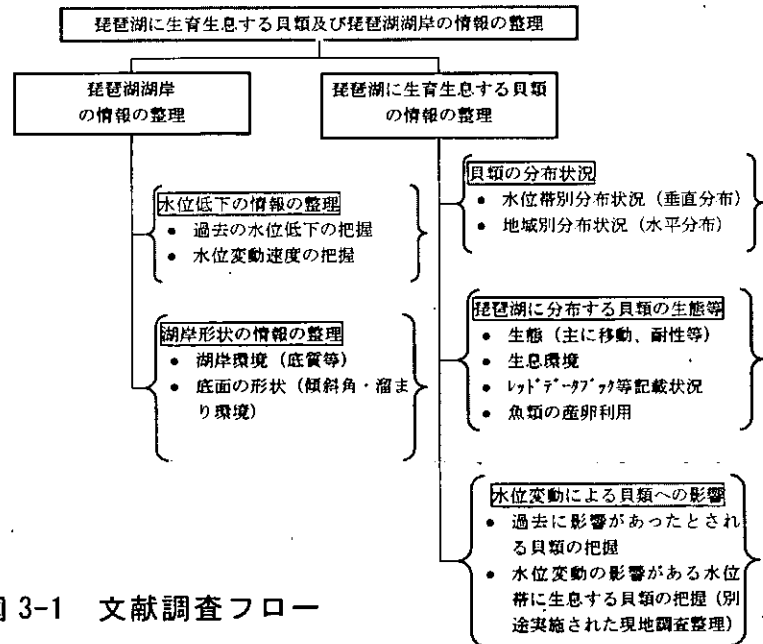


図 3-1 文献調査フロー

3.2 文献調査結果

文献の調査結果は、表 3-1 に示すとおりである。

表 3-1 文献調査結果

項目	調査結果
琵琶湖湖岸の情報の整理	
昭和以降における水位低下の記録	昭和以降の最低水位は 1994 年夏の渇水時の B. S. L. -1.23 m であり、過去の最低水位から考えて、B. S. L. -1.5m を可能性のある最低水位として考えた。
琵琶湖の水位変動速度	琵琶湖の水位変動速度は、0cm/day～8cm/day まで確認された。そのうち、0cm/day～2cm/day の頻度が高く全体の 90% を占めていたが、3cm/day～8cm/day の頻度は低かった (図 3-2)。
湖底の傾斜角	湖底の傾斜角は、0° から 14° まで連続して確認され、0° から 3° までの緩傾斜の頻度が高く、全体の 82% を占めていた (図 3-3)。
湖底の形状 (溜まり環境)	砂浜湖岸や抽水植物湖岸では、窪みがみられ、水位が低下し干上がった際にはその窪みに溜まり環境が生じる可能性が考えられた。
琵琶湖に生育生息する貝類の情報の整理	
水位帯別分布状況	ナガタニシ、ビワコミズシタダミ、セタシジミは水深 30 m 以深まで分布が確認されているが、多くは水深 10m 以浅に分布が確認されている。特に、カワノナ類は水深 3 m 以下の浅場に多く分布している。
生息環境	琵琶湖内において、岩礁湖岸、岩石湖岸、礫湖岸、砂浜湖岸、抽水植物湖岸など広く分布しており、いずれの環境も貝類の生息環境として重要である。
生態 (移動、耐性等)	貝類の移動に関しては 9 種、乾耐性に関しては 4 種の情報が得られた。
レッドデータブック等記載状況	琵琶湖に分布する 67 種のうち、50 種 (琵琶湖全体の約 74%) はいずれかの基準に選定され、絶滅の危機に瀕している種が多いとされている
魚類の産卵利用	ヒガイの仲間及びタナゴの仲間など 8 種が二枚貝のイシガイ科に産卵し、そのうち 7 種はレッドデータブック等記載種である。
水位変動による貝類への影響	文献調査及び現地調査の結果より、表 3-2 に示す貝類は水位低下による可能性が示唆された。

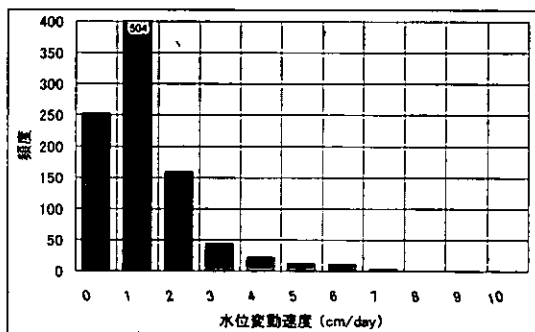


図 3-2 過去 10 年 (1993 年～2002 年) における夏場 6 月～9 月の琵琶湖の水位変動速度

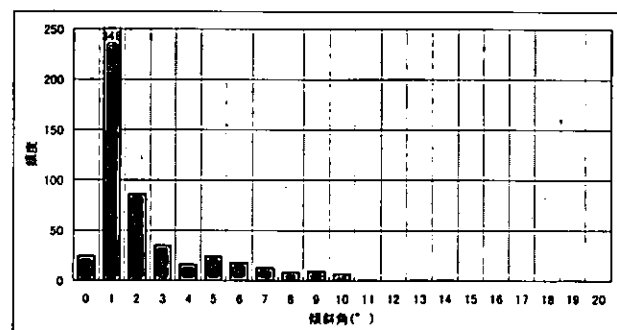


図 3-3 琵琶湖岸の傾斜角の頻度分布

表 3-2 水位低下の影響が考えられる種

分類	種類	選定理由		
		B. S. L. -1.5m以浅で分布を確認*1	B. S. L. -1.0m以浅で分布を確認*2	水位低下の影響があった種*3
巻貝	マメタニシ			○
	オウミガイ	○	○	○
	モノアラガイ		○	
	カドヒラマキガイ	○		○
	サカマキガイ	○		
	ヒメタニシ	○	○	○
	タテヒダカワニナ (<i>Bivanelania</i> 亜属)	○	○	
	ハベカワニナ (<i>Bivanelania</i> 亜属)	○		
	イボカワニナ (<i>Bivanelania</i> 亜属)	○		
	チリメンカワニナ	○		
二枚貝	ドブガイ		○	○
	タテボシガイ	○	○	○
	マシジミ	○	○	
	セタンジミ	○	○	○

*1: 3湖線調査(水資源機構, 2004)においてB.S.L.-1.5m以浅で分布が確認された種

*2: 55湖線調査(滋賀県, 1998)においてB.S.L.-1.0m以浅で分布が確認された種

*3: 既存資料において過去の水位低下で影響があったとされる種

4. 移動実験

移動実験は、湖岸環境を再現し、人為的に水位を変動させ、水位低下に伴う貝類の反応（逃げ遅れ等）を把握した。本実験の実施については、既存文献及び有識者へのヒアリング等をふまえて、実験対象種、実験方法の検討を行った。

4.1 実験対象種

ヒメタニシ、タテヒダカワニナ、チリメンカワニナ、ドブガイ、タテボシガイ、マシジミの6種を選定した。

4.2 実験方法

観察項目は表 4-1 に、実験材料と採集場所は表 4-2 に、実験条件は表 4-3 に、実験装置の模式図は図 4-1 に、実験施設全景は写真 4-1 に示すとおりである。

水位変動速度の各ケースについて連続3日間を実験期間とした。4実験区に実験対象種6種（第1回ではタテヒダカワニナを除く5種）について各種5個体ずつ、合計120個体（第1回では100個体）を前日夕方に投入し実験開始までに貝が馴致するようにした。また、投入した貝がスタート地点から1m以上移動しないように仕切版を入れ、実験開始の当日12時に仕切版を除去した後、表 4-1 に示す項目について観察、記録を行った。観察時間は、初日12時から最終日の12時までの間、9時から18時までとした。

また、実験装置内の理化学的要因を把握するため、表 4-4 に示す項目について現地にて連続的な簡易測定を行った。また、対照として琵琶湖についても同じ項目で測定した。

表 4-1 観察項目

項目	内容
貝の行動及び位置、軌跡の記録	1.5時間毎に、すべての種類、個体の行動及び位置、軌跡を記録した。
終了時の貝の生死状況	実験終了毎に、すべての貝類を回収し、しばらく水に浸けて、まったく動かない場合は死亡と判断した。

表 4-2 実験材料と採集場所

綱	目	科	種名	採集場所
ニマイガイ	イシガイ	イシガイ	ドブガイ	大津市萱野浦湖岸
			タテボシガイ	大津市萱野浦湖岸
	ハマグリ	シジミ	マシジミ	大津市萱野浦湖岸
マキガイ	ニナ	タニシ	ヒメタニシ	草津市志那町湖岸
			タテヒダカワニナ	滋賀郡志賀町湖岸
			チリメンカワニナ	草津市志那町湖岸

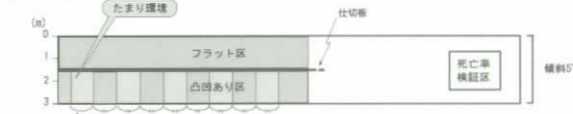


写真 4-1 深池型浄化実験施設 全景

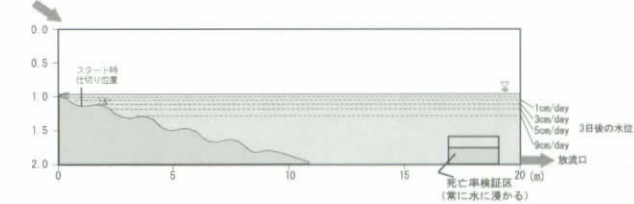
表 4-3 実験条件

項目	実験回	実験条件	
水位変動速度	第1回実験	9cm/day	
		5cm/day	
		3cm/day	
		1cm/day	
		0cm/day (コントロール)	
	第2回実験	9cm/day	
		7cm/day	
		5cm/day	
		3cm/day	
		0cm/day (コントロール)	
底面の傾斜角および形状	5° 溜まりあり	1° 溜まりあり	
	5° 溜まりなし	1° 溜まりなし	
底質	砂泥 (琵琶湖産)		

【平面図】



【断面】



【平面図】



【断面図】

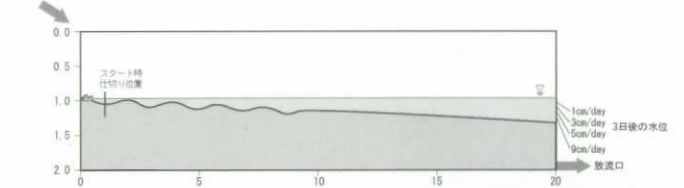


図 4-1 実験装置のイメージ図 (左図：傾斜 5° 区、右図：傾斜 1° 区)

表 4-4 理化学的要因の測定項目

測定項目	測定機種	測定頻度
気温	アスマン通風計	毎正時
照度	照度計	毎正時
水温	MDS 自記水温計	10分毎 (表層、下層)
泥温	棒状水温計	毎正時 (深さ 10cm)
DO	DO 計 (長島商事製 ND20)	毎正時 (表層、下層)
pH	pH 計 (東亜製 HM21-P)	毎正時 (表層、下層)

4.3 実験結果

4.3.1 貝類の移動能力

(1) 移動率

種毎の水位変動速度別移動率は図 4-3 に示すとおりである。なお、貝が少しでも水平方向に移動するのを確認した場合を「移動」とし、実験回別に種毎 20 個体のうち移動した貝の割合を「移動率」とした。

ドブガイ、マシジミの移動率は 0~50% と低かった。特にマシジミは第 1 回、第 2 回実験ともに、砂潜するのみで、水平方向に移動する個体が全くなかったため、移動率 0% の回もあった。また、ヒメタニシ、タテヒダカワニナ、チリメンカワニナ、タテボシガイの移動率は 30~100% と高かった。

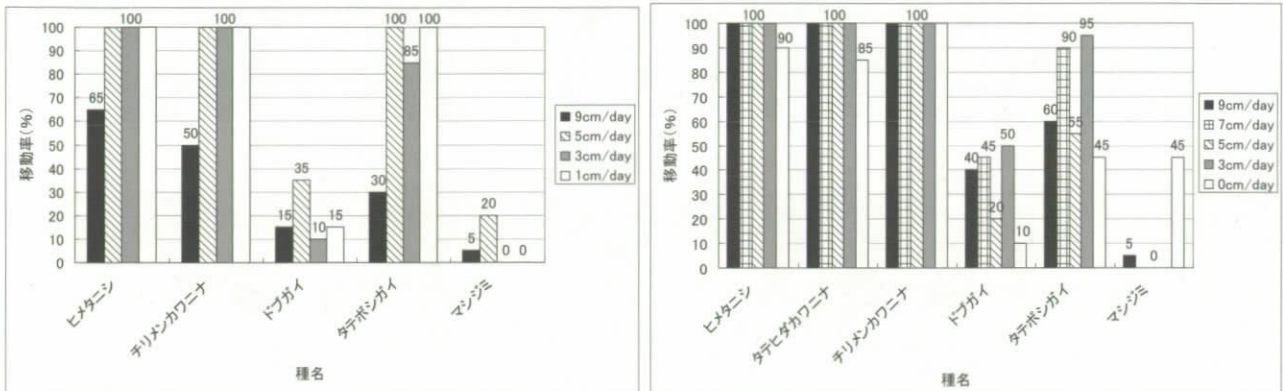


図 4-2 水位変動速度別移動率 (左図: 第 1 回実験、右図: 第 2 回実験)

(2) 移動速度

種別水位変動速度別平均移動速度は表 4-4 に示すとおりである。

平均移動速度の全調査回平均は、タテヒダカワニナが 75.79cm/day と最も速く、次いでチリメンカワニナの 60.71cm/day、ヒメタニシの 24.86cm/day であった。また、タテボシガイは 8.68cm/day、ドブガイは 4.24cm/day、マシジミは 1.65cm/day と、ニマイガイは、マキガイに比べて移動速度が遅かった。

4.3.2 水位低下による逃げ遅れの状況

水位変動速度別逃げ遅れ個体数とその割合は表 4-5 に示すとおりである。

マキガイは、傾斜角 5° より傾斜角 1° が、溜まりなしより溜まりありで逃げ遅れる割合が高く、また、タテヒダカワニナを除いて水位変動速度が速いほど逃げ遅れる割合が高い傾向がみられた。

ニマイガイは、すべての条件においてほとんどの個体が逃げ遅れた。ただし、タテボシガイは水位変動速度 1cm/day の傾斜角 5° では、逃げ遅れることは少なかった。

表 4-4 種別水位変動速度別平均移動速度

分類	種名	平均移動速度 (cm/day)		
		水位変動速度別	全体	
マキガイ	ヒメタニシ	9cm/day	28.16	24.86
		7cm/day	44.93	
		5cm/day	31.42	
		3cm/day	21.31	
		1cm/day	20.69	
		0cm/day	25.47	
マキガイ	タテヒダカワニナ	9cm/day	133.68	75.79
		7cm/day	82.69	
		5cm/day	78.06	
		3cm/day	57.90	
		1cm/day	実態なし	
		0cm/day	78.37	
マキガイ	チリメンカワニナ	9cm/day	49.73	60.71
		7cm/day	87.18	
		5cm/day	80.26	
		3cm/day	51.80	
		1cm/day	59.92	
		0cm/day	64.45	
ニマイガイ	ドブガイ	9cm/day	5.70	4.24
		7cm/day	4.78	
		5cm/day	3.51	
		3cm/day	4.32	
		1cm/day	0.99	
		0cm/day	8.85	
ニマイガイ	タテボシガイ	9cm/day	8.49	8.68
		7cm/day	8.21	
		5cm/day	6.93	
		3cm/day	11.02	
		1cm/day	8.19	
		0cm/day	10.14	
ニマイガイ	マシジミ	9cm/day	1.91	1.65
		7cm/day	移動なし	
		5cm/day	1.01	
		3cm/day	移動なし	
		1cm/day	移動なし	
		0cm/day	移動なし	

表 4-5 逃げ遅れ個体数とその割合

条件	第1回試験 (平成16年6月19日~7月9日)					第2回試験 (平成16年8月12日~9月10日)					条件	
	5'		1'		合計	5'		1'		合計		
	滞りあり	滞りなし	滞りあり	滞りなし		滞りあり	滞りなし	滞りあり	滞りなし			
水位変動速度	4 (80%)	2 (40%)	5 (100%)	5 (100%)	16 (80%)	0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	3 (60%)	8 (60%)	24 (70%)	
ヒメタニシ	9cm/day	実施なし				4 (80%)	0 (0%)	5 (100%)	5 (100%)	14 (70%)	14 (70%)	
	7cm/day	3 (60%)	1 (20%)	4 (80%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	2 (40%)	7 (35%)	15 (38%)	
	5cm/day	0 (0%)	0 (0%)	3 (60%)	1 (20%)	4 (20%)	0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	2 (40%)	7 (35%)	
	3cm/day	0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	0 (0%)	5 (25%)	実施なし				5 (25%)	
	1cm/day											
	9cm/day						0 (0%)	0 (0%)	3 (60%)	0 (0%)	3 (15%)	3 (15%)
	7cm/day						0 (0%)	0 (0%)	3 (60%)	1 (20%)	4 (20%)	4 (20%)
	5cm/day	実施なし					0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	1 (20%)	6 (30%)	6 (30%)
	3cm/day						0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	2 (40%)	7 (35%)	7 (35%)
	1cm/day						実施なし					
	9cm/day	3 (60%)	1 (20%)	5 (100%)	5 (100%)	14 (70%)	1 (40%)	0 (0%)	5 (100%)	2 (40%)	8 (40%)	22 (55%)
	7cm/day	実施なし					0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	1 (20%)	6 (30%)	6 (30%)
5cm/day	3 (60%)	0 (0%)	2 (40%)	1 (20%)	6 (30%)	0 (0%)	0 (0%)	4 (80%)	1 (20%)	5 (25%)	11 (28%)	
3cm/day	1 (20%)	1 (20%)	3 (60%)	1 (20%)	6 (30%)	0 (0%)	0 (0%)	5 (100%)	1 (20%)	6 (30%)	12 (30%)	
1cm/day	0 (0%)	0 (0%)	4 (40%)	0 (0%)	4 (20%)	実施なし					4 (20%)	
9cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	4 (80%)	5 (100%)	5 (100%)	19 (95%)	39 (98%)	
7cm/day	実施なし					5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	20 (100%)	
5cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
3cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	3 (60%)	5 (100%)	5 (100%)	18 (90%)	38 (95%)	
1cm/day	4 (80%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	19 (95%)	実施なし					19 (95%)	
9cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
7cm/day	実施なし					5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	20 (100%)	
5cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
3cm/day	4 (80%)	3 (60%)	5 (100%)	4 (80%)	16 (80%)	3 (60%)	4 (80%)	5 (100%)	5 (100%)	17 (85%)	33 (83%)	
1cm/day	1 (20%)	1 (20%)	5 (100%)	4 (80%)	11 (55%)	実施なし					11 (55%)	
9cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
7cm/day	実施なし					5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	20 (100%)	
5cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
3cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
1cm/day	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	5 (100%)	20 (100%)	40 (100%)	
ヒメタニシ						0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	
ネリメンカワニナ						0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	
タチヒダカワニナ						0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	
ドブガイ						0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	
タチホシガイ						0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	
マシジミ						0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	

4.3.3 理化学的要因

実験槽と琵琶湖を比較すると、DOは琵琶湖より大きく低下することはなかったが、水温、泥温の上昇は著しく、琵琶湖との差は最大で10℃近くになっていた。

実験槽と琵琶湖を比較すると、琵琶湖のDOは藻類の腐敗などにより低下したのに比べて、実験槽では概ね100%前後で安定していた。水温は、琵琶湖との差が大きいときで5℃前後であった。また、泥温は、琵琶湖との差が大きいときで10℃近くであった。

表 4-6 理化学的要因測定結果

平均値	平均値			最高値			最低値		
	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均
水温(℃)	29.7	29.6	29.6	38.1	34.7	35.4	23.0	20.9	22.0
照度(lux)	49567	43850	46709	114000	112100	113050	2090	289	1179.5

平均値	深池上層			深池下層			琵琶湖上層			琵琶湖下層		
	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均
水温(℃)	28.3	28.2	28.2	26.7	27.0	26.8	27.8	29.3	28.6	26.8	27.7	27.3
泥温(℃)	-	-	-	28.3	28.4	28.3	-	-	-	27.9	28.8	28.4
DO	6.7	8.1	7.4	5.9	7.1	6.5	8.4	6.2	7.3	6.6	6.2	6.4
pH	8.4	8.0	8.2	8.1	7.6	7.9	7.8	7.4	7.6	7.6	7.2	7.4

最高値	深池上層			深池下層			琵琶湖上層			琵琶湖下層		
	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均
水温(℃)	32.9	31.6	32.3	29.7	29.2	29.5	32.8	32.8	32.8	32.8	31.3	32.1
泥温(℃)	-	-	-	33.2	31.9	32.6	-	-	-	33.1	32.2	32.7
DO	11.4	12.7	12.1	8.8	9.4	9.1	76.0	15.4	45.7	66.0	13.4	39.7
pH	9.6	9.0	9.3	8.9	8.6	8.7	8.8	9.5	9.2	8.7	9.1	8.9

最低値	深池上層			深池下層			琵琶湖上層			琵琶湖下層		
	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均	第1回	第2回	平均
水温(℃)	24.0	24.4	24.2	23.6	23.7	23.7	23.9	24.1	24.0	23.8	24.3	24.0
泥温(℃)	-	-	-	24.0	24.7	24.4	-	-	-	23.9	24.5	24.2
DO	4.5	5.9	5.2	3.6	5.4	4.5	4.4	0.0	2.2	3.1	1.2	2.2
pH	7.4	7.0	7.2	7.4	6.8	7.1	6.8	6.5	6.6	6.8	6.2	6.5

5. 耐性実験

耐性実験は、水位低下による溜まり環境と干出後の環境を再現し、貝類の生存状況を把握した。本実験の実施については、既存文献及び有識者へのヒアリング等をふまえて、実験対象種、実験方法の検討を行った。

5.1 実験対象種

「4 移動実験」と同様の6種を選定した。

5.2 実験方法

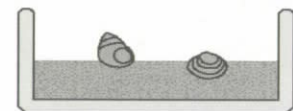
実験区は表5-1に、実験装置のイメージ図は図5-1に、実験材料と採集場所は表5-2に示すとおりである。各実験区に実験対象種6種について20個体ずつを実験開始の前々日夕方に投入し、水を循環させた実験槽で貝が馴致するよう24時間放置した。図5-1のとおり実験区を整えた。観察は、実験区の貝類が半数致死に達するまで毎日、1日1回すべての個体の活力を4段階で判断し、1日1回底質のサンプリングを行い含水率の測定を行った。

また、実験装置内の理化学的要因を把握するため、表4-4に示す項目について現地で連続的な簡易測定を行った。また、対照として琵琶湖についても同じ項目で測定した。

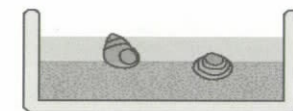
表5-1 実験区の条件

平成16年度								
番号	環境	想定した環境	状況	実験区	底質	対象個体	試験期間	
1	干出後	水位低下により干上がった環境	水位を下げ干出させる	実験区1	① 砂泥	5種×20個体	2004年8月27日 ～ 2004年9月10日 (15日間)	
2						② 砂		5種×20個体
3						③ 泥		5種×20個体
4	溜まり環境	水位低下により出現した溜まり環境	水位を下げ水深5cmの水深を維持	実験区2	砂泥	5種×20個体		
5	日干し環境	自然界ではありえないが極度に乾燥した環境	水を入れない底砂上に貝をのせた状態	実験区3	砂泥	5種×20個体		
6	水循環	水位が低下していない環境	水位を下げず干出させず、水を循環	対照区	① 砂泥	5種×20個体		
7						② 砂	5種×20個体	
8						③ 泥	5種×20個体	

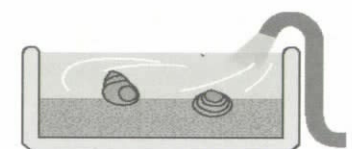
平成17年度							
番号	環境	想定した環境	状況	実験区	底質	対象個体	試験期間
1	干出後	水位低下により干上がった環境	水位を下げ干出させる	実験区1	① 砂泥	6種×20個体	2005年8月16日
2	溜まり環境	水位低下により出現した溜まり環境	水位を下げ水深5cmの水深を維持	実験区2	砂泥	6種×20個体	～2005/10/12 (58日間)
3	水循環	水位が低下していない環境	水位を下げず干出させず、水を循環	対照区	① 砂泥	6種×20個体	



実験区1 (干出後)



実験区2 (溜まり環境)



対照区

図5-1 実験装置のイメージ図

表5-2 実験材料と採集場所

分類	種名	個体数	採集場所	採集場所の環境	
				水深	底質
巻貝	ヒメタニシ	20個体×8区=160個体	草津市志那町湖岸	1～2m	砂泥
	タテヒダカワニナ	20個体×8区=160個体	滋賀郡志賀町湖岸	1～2m	砂泥
	チリメンカワニナ	20個体×8区=160個体	草津市志那町湖岸	1～2m	砂泥
二枚貝	ドブガイ	20個体×8区=160個体	堅田内湖	1～2m	泥
	タテボシガイ	20個体×8区=160個体	草津市志那町湖岸	1～2m	砂泥
	マシジミ	20個体×8区=160個体	大津市萱野浦湖岸	2～4m	砂泥

表 5-3 理化学的要因の測定項目

測定項目	測定機種	測定頻度
照度	照度計	毎正時
気温	アスマン通風計	毎正時
水温	MDS 自記水温計	10分毎（上層、下層）
泥温	棒状水温計	毎正時（深さ 10cm）
DO	DO 計（長島商事製 ND20）	毎正時（上層、下層）
pH	pH 計（東亜製 HM21-P）	毎正時（上層、下層）

5.3 実験結果

5.3.1 生存個体数

生存個体数は図 5-2 に示す。干出環境についてみると、タテヒダカワニナでは、半数致死日数が平成 16 年度 12 日に対して平成 17 年度 8 日、全数致死日数では、平成 16 年度 15 日に対して平成 17 年度 12 日と平成 17 年度で若干早い傾向があるものの、概ね同様の結果となっている。全数致死日数をみると、ヒメタニシで 58 日（平成 17 年度のみ）、チリメンカワニナで 31 日、タテヒダカワニナで 12~15 日、ドブガイで 31 日、タテボシガイで 7~15 日、マシジミで 10~12 日であった。

溜まり環境についてみると、平成 17 年度で干上がり後 3 日目にチリメンカワニナ、タテヒダカワニナ、ドブガイ、タテボシガイの 4 種が全個体死亡し、マシジミについても 11 日目に全個体死亡した。それに比べて平成 16 年度は、ドブガイが 12 日目に全個体死亡したただけであった。このことから、溜まり環境においては、天候の違いによる水温等の水質の状況が生死に大きく影響すると考えられた。

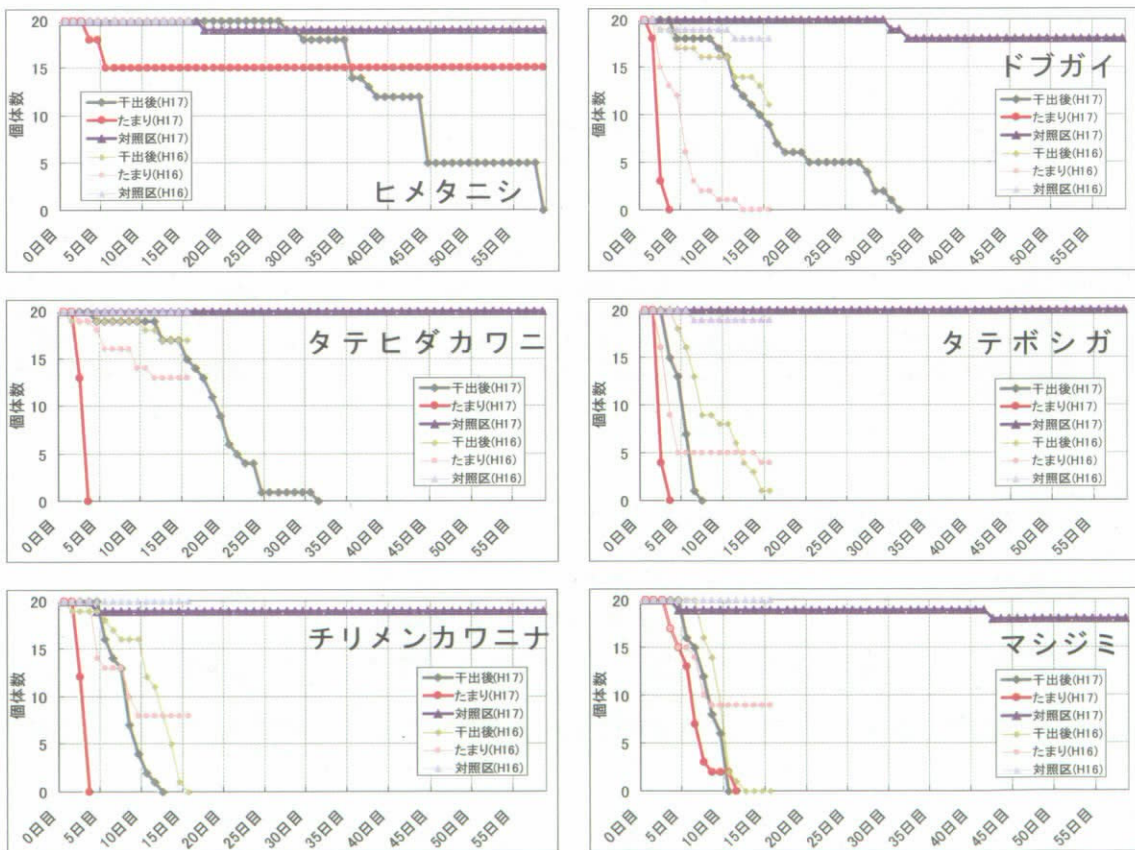


図 5-2 生存個体数（ヒメタニシ）の推移（平成 16・17 年度）

5.3.2 理化学的要因

平成16年度と平成17年度の理化学的要因を比較すると、全実験工程において気温、水温、泥温、pH、DOの幅は概ね同様の値であったが（表5-4）、干上がり後15日目までの水温の経時変化をみると、2日目～5日目において、平成16年度より平成17年度で水温が高い状況であった。干上がり後すぐ水温が高い日が続くと、貝類は溜まり環境に適応できずに多くの個体が死亡するものと考えられた。

表5-4 実験期間中気象条件の平成16年度と平成17年度の比較

実験区		全数致死日数 (H16)		全数致死日数 (H17)		
実験期間		8/27～9/10 (15日間)		8/16～10/12 (58日間)		
		最高	最低	最高	最低	
気象条件	気温	35.1℃	23.1℃	38.0℃	21.0℃	
	水温	実験区2 (溜まり環境)	41.3℃	18.0℃	40.0℃	21.8℃
		対照区	30.4℃	20.4℃	30.0℃	23.6℃
	泥温	実験区1 (干出環境)	36.9℃	17.8℃	37.0℃	22.2℃
		実験区2 (溜まり環境)	41.5℃	18.2℃	38.6℃	21.4℃
	対照区	30.0℃	20.5℃	30.5℃	23.8℃	
	pH	実験区2 (溜まり環境)	8.5	5.7	9.6	6.9
		対照区	8.1	5.8	8.8	6.9
	DO	実験区2 (溜まり環境)	279.60%	3.90%	200%	0.10%
		対照区	134.80%	40.80%	128%	54%

6. 総合考察

今回、琵琶湖の水位変動が貝類に及ぼす影響について、既存文献を収集整理するとともに、実験対象種として、巻貝のヒメタニシ、タテヒダカワニナ、チリメンカワニナ、二枚貝のタテボシガイ、ドブガイ、マシジミの計6種を選定し、貝類の移動実験、耐性実験を行い、貝類の水位変動に対する評価を行った。

6.1 貝類の水位変動に対する影響

図6-1に実験対象種の現存量を、表6-1に実験対象種の水位変動に対する実験対象種への影響について（生息環境、現存量、移動能力、耐性能力）を示す。種別の水位変動に対する影響について、以下にまとめた。

(1) ヒメタニシ

水位変動に対する移動能力があり、逃げ遅れても溜まりに逃げ込む移動能力があること、溜まりに逃げ込めず干出した場合には2ヶ月程度までは生存個体がいること、また逃げていた個体が水位の回復とともに戻ってくることなどが、水位変動の影響を受けやすい水位帯で生息できる理由と考えられる。繁殖生態としては、卵胎生で6月～8月に稚貝を産出するが、水位変動との関係については不明である。ヒメタニシは以上のように、水位変動、水質汚濁に対して適応能力があることから、今後も琵琶湖で増加していくことが考えられる。

(2) タテヒダカワニナ

水位変動に対する移動能力はあるが、溜まりに逃げ込んだ場合の耐性能力は低く（半数致死日数3～8日、全数致死日数3日～）、また溜まりに逃げ込めず干出した場合の耐性能力も低い（半数致死日数8～12日、全数致死日数12日～15日）ことから、干上がりやすい地形場所では長期の干上がりに適応できず生存できないと考えられる。底質が砂礫質の場所では、一般的に傾斜があると考えられるこ

とから、移動能力がある本種が水位変動に逃げ遅れず、水位回復とともにまた移動して戻ってくるものと考えられる。本種の分布は湖東部が中心で、地形の緩やかな湖南部に少ないことも耐性能力の低さが理由の一つかもしれない。繁殖生態としては、カワニナ類は卵胎生で5月～10月に稚貝を産出するが、水位変動との関係については不明である。タテヒダカワニナは以上のように、水位変動に対して移動能力があり、湖岸に傾斜のある砂礫底などの環境では水位変動とともに移動を繰り返し生存が可能であるが、傾斜の緩やかな干出しやすい場所では耐性能力が低いため、長期の干上がりで死滅する個体がみられると考えられる。

(3) チリメンカワニナ

水位変動に対する移動能力があることから水位変動にともなって移動するものと考えられる。また干上がりやすい地形場所では、溜まりに逃げ込んだ場合の耐性能力は低い（全数致死日数3日程度）が、溜まりに逃げ込まず干出した場合の耐性能力は比較的高いこと（半数致死日数19日、全数致死日数31日）から、タテヒダカワニナよりも長期の干上がりに適応できると考えられる。繁殖生態としては、カワニナ類は卵胎生で5月～10月に稚貝を産出するが、水位変動との関係については不明である。チリメンカワニナは以上のように、水位変動に対して移動能力があることから、湖岸に傾斜のある砂礫底などの環境では水位変動とともに移動を繰り返し生存が可能であり、傾斜の緩やかな干出しやすい場所ではタテヒダカワニナより耐性能力が高いため、長期の干上がりで死滅する個体は、タテヒダカワニナより少ないと考えられる。

(4) ドブガイ

水位変動に対する移動能力がほとんどなく、溜まりに逃げ込んだ場合の耐性能力は低い（3日程度）。溜まりに逃げ込めず干出した場合の耐性能力はやや高い（半数致死日数14日、全数致死日数31日）が、干上がりやすい地形場所では長期（1ヶ月以上）の干上がりには適応できず生存できないと考えられる。移動能力がないことから、本種が水位回復とともにまた移動して戻ってくることは困難と考えられる。水深1m以浅で分布していないのは、長期の干上がり地で移動個体による回復が進んでいない可能性も考えられる。繁殖生態としては、幼生がタナゴ類、ヨシノボリに寄生すること、またヒガイ、タナゴの仲間の産卵母貝になることから、水位低下が本種や他の魚類の繁殖に影響を与えることも考えられるが、詳細については、不明である。ドブガイは以上のように、水位変動に対して移動能力がなく、ヒメタニシのように長期の耐性もなく、また繁殖生態が魚類と密接な関わりをもっていることから、個体群の動向について、今後注目していく必要があるものと考えられる。

(5) タテボシガイ

水位変動に対する移動能力があることから水位変動にともなって移動することは可能と考えられる。溜まりの有無に関わらず干上がりに対する耐性能力は低い（全数致死日数3～7日程度）ことから、地形の緩やかな湖南部、湖東部で個体数が多いのは、移動により個体群を維持しているものと考えられる。耐性能力が低いにもかかわらず、干出頻度の高い水深1m以浅で3%の分布があるのは、水位回復とともに移動してくるのかもしれない。繁殖生態としては、ドブガイと同じイシガイ科であり、ヒガイ、タナゴの仲間の産卵母貝になることから、水位低下が

こうした魚類の繁殖に影響を与えることもあると考えられるが、詳細については、不明である。タテボシガイは以上のように、移動能力が低いとされる二枚貝の中にあつて、比較的移動能力があることから、水位変動に対して移動を繰り返している可能性がある。

(6) マシジミ

水位変動に対する移動能力がないことから水位変動にともなつて移動することはないと考えられる。溜まりの有無に関わらず干上がりに対する耐性能力は低い（全数致死日数 10～11 日程度）ことから、地形の緩やかな湖南部で個体数が多いのは、人為的に放流した個体によって個体群が維持されている可能性がある。移動能力、耐性能力が低いにもかかわらず、干出頻度の高い水深 1m 以浅で 3% の分布があるのは、こうした人為的な影響があるのかもしれない。繁殖生態としては、雌雄同体の卵胎生で産出される幼生については、浮遊期はまったくみられず直ちに底生生活に入ることから、新たに分布域を拡大させていくのは難しいものと考えられる。マシジミは以上のように、移動能力、耐性能力ともに低く、長期の水位変動に対する適応力は低いと考えられることから、今後も個体群の動向に対しては注意が必要である。

項目	巻貝			二枚貝			
	ヒメタニシ	タテヒダカワニナ	チリメンカワニナ	ドブガイ	タテボシガイ	マシジミ	
繁殖期	6～8月	5～10月		3～8月	4～8月	3～11月	
生息環境	砂泥底・泥底	砂礫底	砂泥底・泥底	泥底・砂泥底	砂泥底・砂底・砂礫底	砂底	
琵琶湖での分布	湖南に多い	湖東に多い		湖東に多い	湖南・湖東に多い	湖南に多い	
現存量評価	個体数	○	◎	×	○	○	
	重量	○	○	×	◎	×	
	1969年と1995年の比較 (1969年を1とした時の1995年の数値)	2.5	0.5	-	1.9	0.4	
水深1.5m以浅の分布割合(%)	0～-0.5m	3%	1%	0%	1%	2%	
	-0.5～-1.0m	8%	3%	0%	2%	4%	
	-1.0～-1.5m	21%	9%	62%	16%	5%	
	0～-1.5m 合計	32%	13%	62%	19%	11%	
移動能力	評価	◎	◎	◎	×	○	×
	平均移動速度(cm/h)	25	76	61	4	9	2
	最大移動速度(cm/h)	415	455	941	49	182	9
耐性能力	評価	◎	×	○	○	×	×
	干出後全数致死日数	58日	12日	31日	31日	7日	10日
	溜まり全数致死日数	58日以上	3日	3日	3日	3日	11日
備考	ふたを閉じて乾燥に耐える			幼生はタナゴ類、ヨシノボリに寄生 ヒガイ、タナゴの仲間の産卵母貝			

既存資料結果

表 6-1 水位変動に対する実験対象種への影響について

6.2 過去 13 年間における貝類の水位変動に対する影響の推定

過去 13 年間（平成 4～16 年度）の種別年度別の年度最低水位と推定死亡個体割合の関係は図 6-1 に示すとおりである。なお、本検討については、滋賀県水産試験場（1998）及び滋賀県琵琶湖研究所（1994,1995,2000）の貝類調査のデータを用いた。

過去 13 年間の年度最低水位は B.S.L.-0.33～-1.23m であった。水位低下が B.S.L.-0.5m 以浅（平成 5 年度、平成 8 年度、平成 10 年度、平成 15 年度）の場合、貝類各種の死亡個体割合はいずれも 5%以下と低かった。

ドブガイとマジジミは、B.S.L.±0～-1m での生息割合が比較的高く、溜まり環境での耐性が比較的低いため、他の貝類よりも死亡個体割合が高かった。

水位低下が大きいほど貝類の死亡個体割合が高くなり、特に水位低下が B.S.L.-1m 以深になると死亡個体割合が跳ね上がる種が多かった（←B.S.L.-1m 以浅より-1m 以深に多く生息する種が多い）。

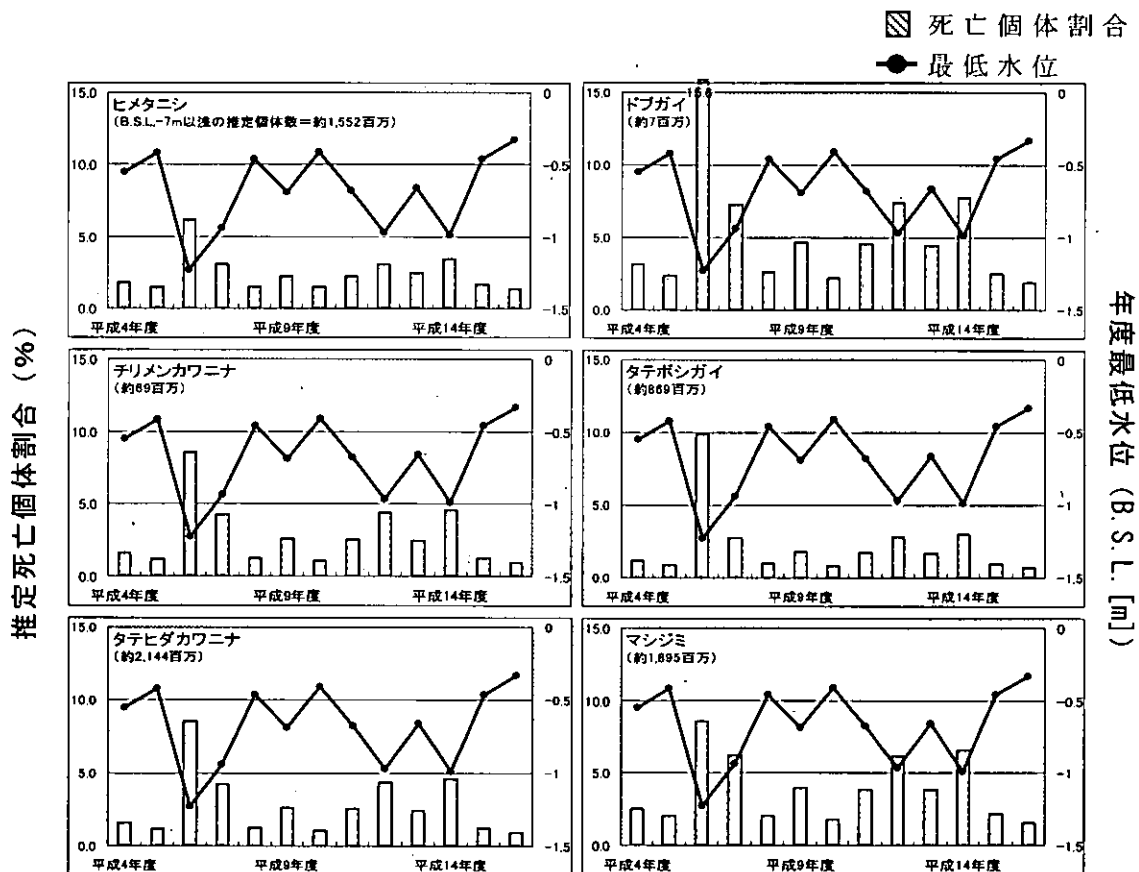


図 6-1 過去 13 年間の種別年度別の年度最低水位と推定死亡個体割合の関係

7. 今後の課題

7.1 貝類への水位低下の影響の把握

ヒメタニシ、タテヒダカワニナ、チリメンカワニナ、ドブガイ、タテボシガイ、マジジミの 6 種について、既存文献、移動実験、耐性実験を行うことにより、琵琶湖の水位変動に対する影響について検討してきたが、水位変動に対する影響については、環境条件、種生態（移動能力、耐性能力、繁殖生態等）、人為的影響など様々な要因が複合的にあわさっていることから、種によって異なっていると考えられる。水位変動に対する貝類への影響については、未解明な部分も多いことから、今後も知見を集積していくことが望まれる。

7.2 岩礁帯に生息する貝類への水位低下の影響の把握

過去の水位低下による影響は、岩礁・岩石・礫質湖岸に生息する貝類（特に微細貝類）においても確認されているが、本実験においては、岩礁等湖岸環境の再現が困難であるため調査対象種として選定しなかった。したがって、これら貝類について生息地の現地調査を実施し、水位低下の影響を把握するための基礎データを収集し、生息環境の保全対策を検討する必要がある。

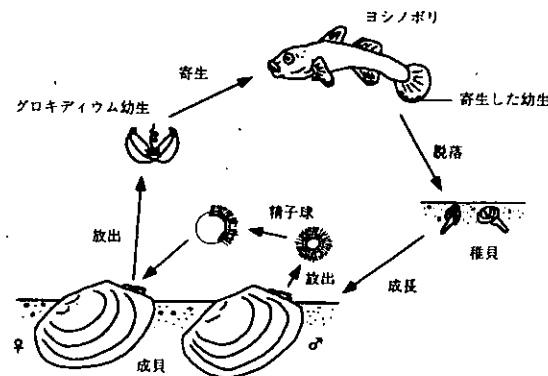
7.3 希少貝類の分布状況と水位低下の影響の把握

琵琶湖に生息する貝類には、多くの固有種を有している（67種中29種が固有種）が、それら貝類には生息地が限られ、生息密度も極めて低い種が多く含まれている。特にカワナ類には希少貝類も含まれ、生息水域が3m以浅であり湖水位の低下による影響が危惧されている。

したがって、これら希少貝類の生息・分布状況について調査を実施し、水位低下の影響を把握するための基礎データを収集し、生息環境の保全対策を検討する必要がある。

7.4 水位低下時の二枚貝の行動と二枚貝に産卵する魚類への影響の把握

水位低下の影響が大きいとされる時期は貝類の繁殖期であり、また二枚貝に産卵する魚類の産卵期でもある（図7-1）。現地調査及び実験を実施し、水位低下時の二枚貝、二枚貝に産卵する魚類への繁殖への影響を把握するために基礎データを収集する必要がある。



出典：「自然復元特集5 淡水生物の保全生態学—復元生態学に向けて—」（199年）森誠一

図7-1 ドブガイの生活史

<参考文献>

1. 滋賀県水産試験場（1998）平成7年度琵琶湖沿岸帯調査報告書
2. 美馬和代・堤孝弘・近藤高貴（1996）琵琶湖の水位変動が貝類に与えた影響，大阪教育大学紀要 自然科学・応用化学 vol.45(1)
3. 西野麻知子（1985）琵琶湖の水位低下による底生動物の干上がり状況，日本陸水学会講演要旨集 vol.50
4. 西野麻知子（2003）水位低下が貝類に与えた影響について，琵琶湖水位低下影響調査報告書（底生生物）より，滋賀県琵琶湖研究所所報 vol.20
5. 近藤高貴・加納正子（1993）イシガイ類（淡水産二枚貝）6種の移動行動，陸水学報

6. 西野麻知子（1996）1994年の水位低下とその影響 3, 1994年水位低下からの底生動物群集の回復過程, 滋賀県琵琶湖研究所所報 vol13
7. 西野麻知子（1986）琵琶湖の水位低下と生物, 滋賀県琵琶湖研究所所報 vol.4
8. 滋賀県小中学校教育研究会理科部会（1996）滋賀の水生生物【貝・エビ・その他の小動物たち】, 株式会社新学社
9. 滋賀県（2000）滋賀県で大切にすべき野生生物, 滋賀県琵琶湖研究部自然保護課
10. 滋賀県琵琶湖研究所(1994、1995、2000) 平成6、7、12年度滋賀県琵琶湖研究所委託研究報告書. 琵琶湖水位低下影響調査(底生動物調査)

実験担当者

国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所	河川環境課長	佐久間 維美
	河川環境課水質係	臼井 義幸
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	北澤 賢治
	実験センター主任研究員	和田 桂子
	実験センター主任研究員	工藤 慶庸

4. 消波施設撤去がヨシ帯に及ぼす影響調査（その3）

1. 目的

本業務は、消波施設撤去後のヨシ帯の浸食状況およびヨシの生育状況を把握することにより、ヨシ帯による浸食防止効果の検証およびヨシ帯造成のために設置した消波施設の評価を行い、今後のヨシ帯復元および新たな湖岸創生手法のための条件等を考察することを目的として行うものであり、本年度はそのための基礎資料を得るため、調査に重点を置き実施した。

2. 業務概要

2.1 業務場所

滋賀県草津市下笠町地先

2.2 業務期間

平成 17 年 5 月 18 日～

平成 18 年 3 月 30 日

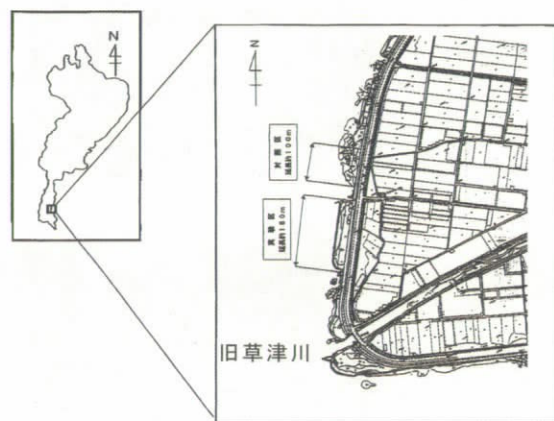


図 2-1 業務場所

2.3 調査項目

項目	調査時期・回数	調査概要
1) 地盤高調査	5 月に 1 回	実験区・対照区ともに横断測量・平面測量を実施。
2) ヨシ帯面積調査	7 月に 1 回	実験区・対照区ともにヨシ面積調査を実施。
4) ヨシ生長調査	8 月に 1 回	実験区・対照区ともにヨシ茎数, ヨシ最長草高, 水深を測定
5) 底質調査	8 月に 1 回	実験区・対照区それぞれ沖・陸地点で土壌粒度調査を実施
6) 定点撮影調査	6 月、8 月、9 月の計 3 回	デジタルカメラにより、実験区・対照区の季節変化を定点撮影

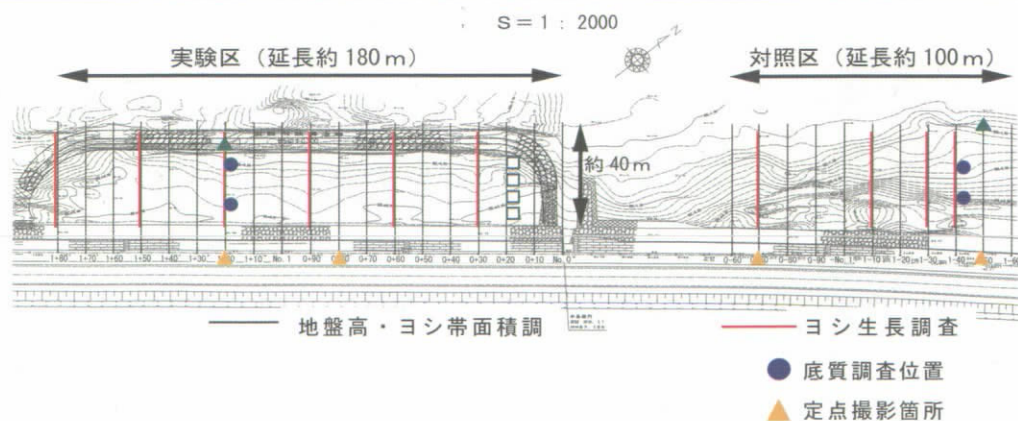


図 2-2 調査位置

3. 地盤高調査およびヨシ帯面積調査

3.1 地盤高調査

3.1.1 調査結果

2002年度から今年度にかけての地盤高および各調査間での地盤高変化を図3-1、3-2に示す。これを見ると、2002年12月～2003年5月で実験区の消波施設撤去部分付近で一部浸食が見られたが、その他の期間や対照区ではおおきな地形の変化は見られなかった。

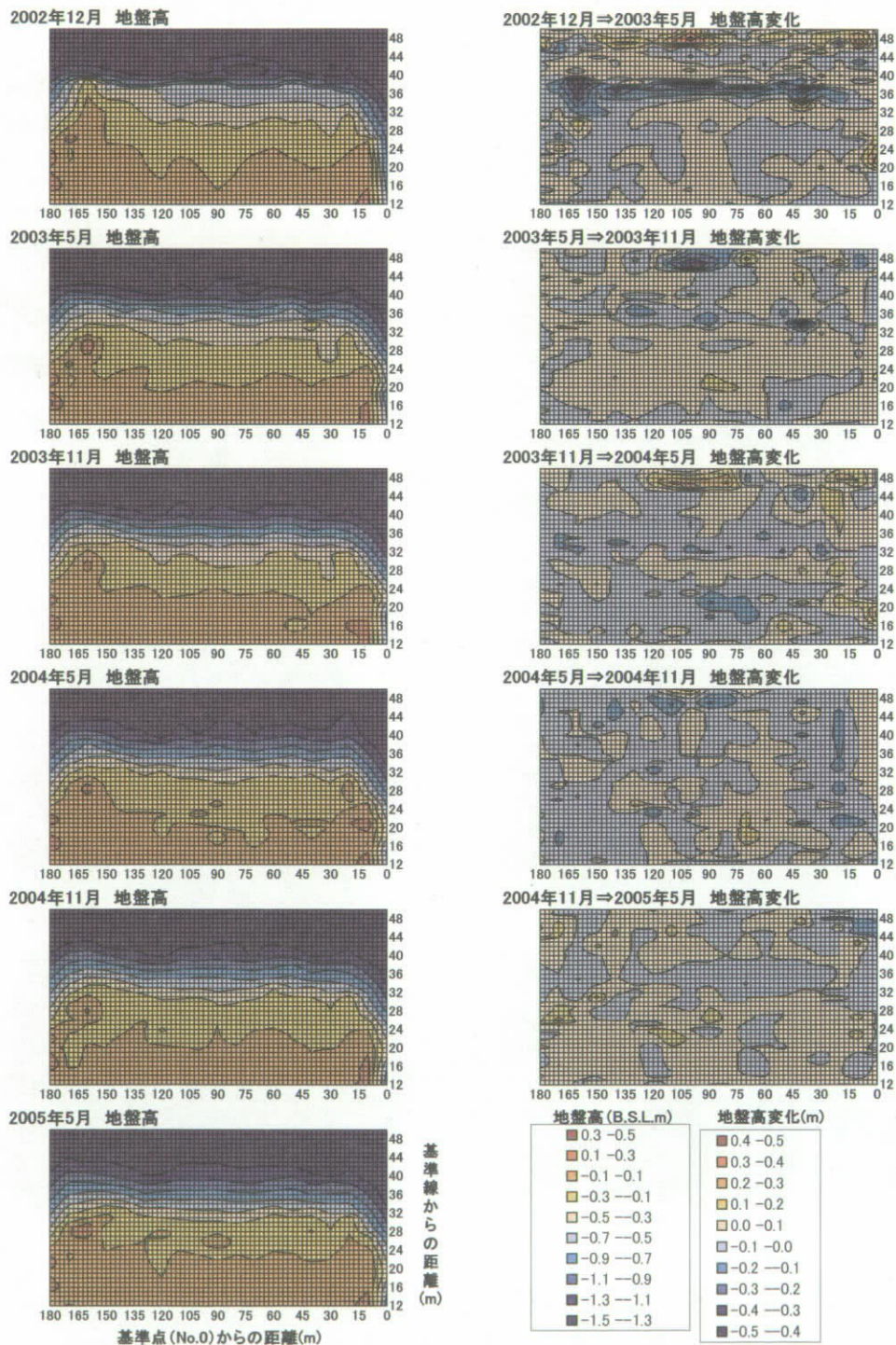


図3-1 実験区地盤高調査結果

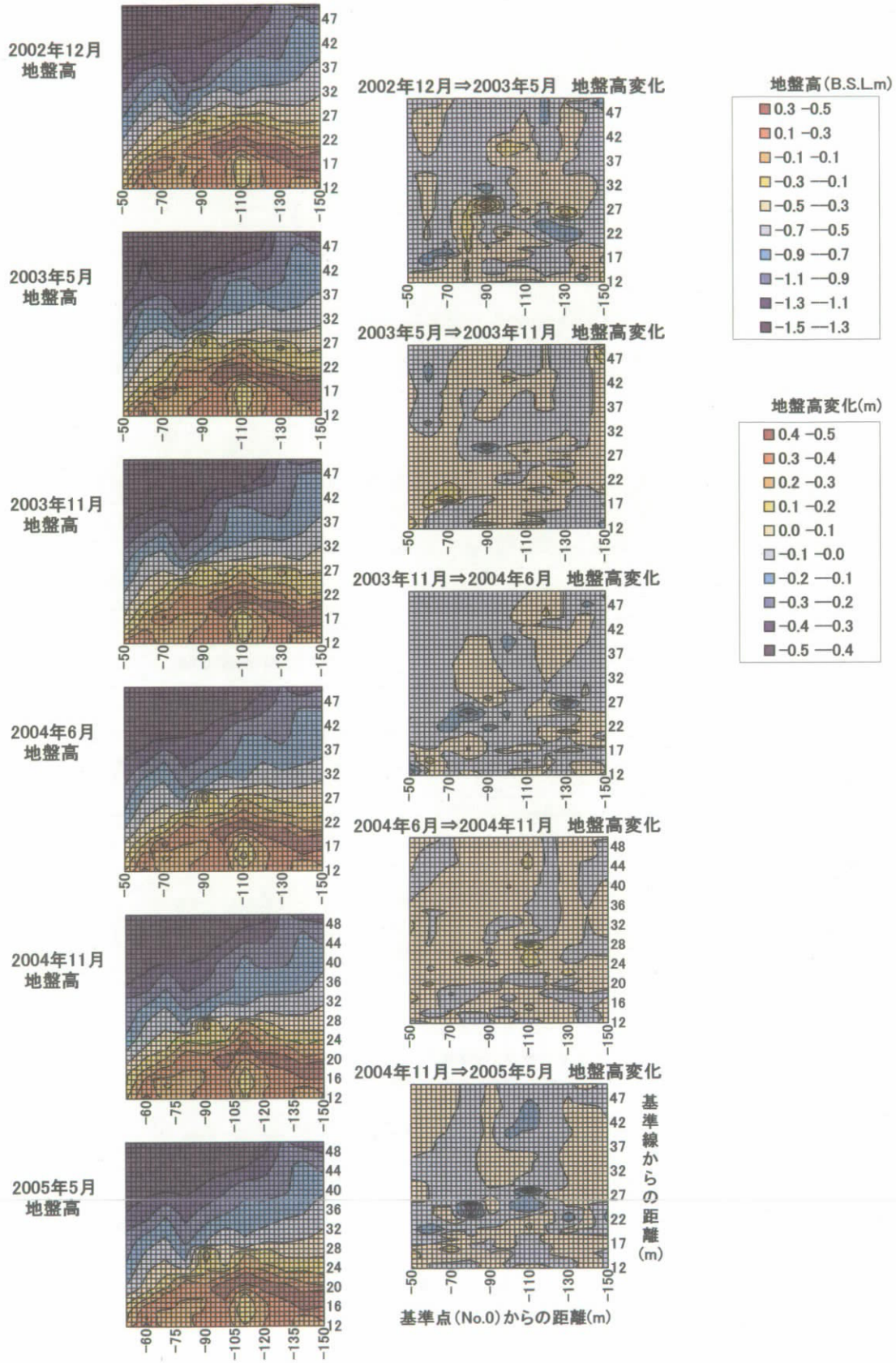


図 3-2 対照区地盤高調査結果

3.1.2 水位と地盤高変化との関係

調査結果では実験区で2002年12月～2003年5月にかけて消波施設撤去個所の陸側(基準線より35～40m付近)で他の地点と比べて地盤高に大きな侵食が見られた。代表的な実験区の断面変化と水位変動および波浪との関係を図3-3に示す。

これをみると、実験区の2002年12月～2003年5月では消波施設撤去部分陸側の地形が急勾配になっている部分が水際線の変動範囲内に当たる時期と、風波の襲来日数と平均波高が最も大きい時期が重なり、撤去部分陸側(基準線から約30～40mの範囲)で大きな侵食が起こった(図3-3の赤線で囲った部分)。2003年5月以降は地盤高の大きな変化は見られていない(図3-3の黄色の範囲)。これについては、地盤がある程度安定してきたことや、2003年5月以降は最低水位が2002年12月～2003年5月での最低水位より0.5mほど高く水際線の変動範囲内に当たる部分が、陸側の勾配が緩やかな範囲であったことなどが影響しているのではないかと考えられる。

以上のことから、実験区で見られた撤去直後の大きな侵食は、

- ・撤去箇所付近が急勾配になり不安定であった
 - ・その部分が侵食を受けやすい水際であった
 - ・この期間中は冬季の季節風のため風が強く風波の影響が大きかった
- の3つの要因が重なり起こったと考えられる。

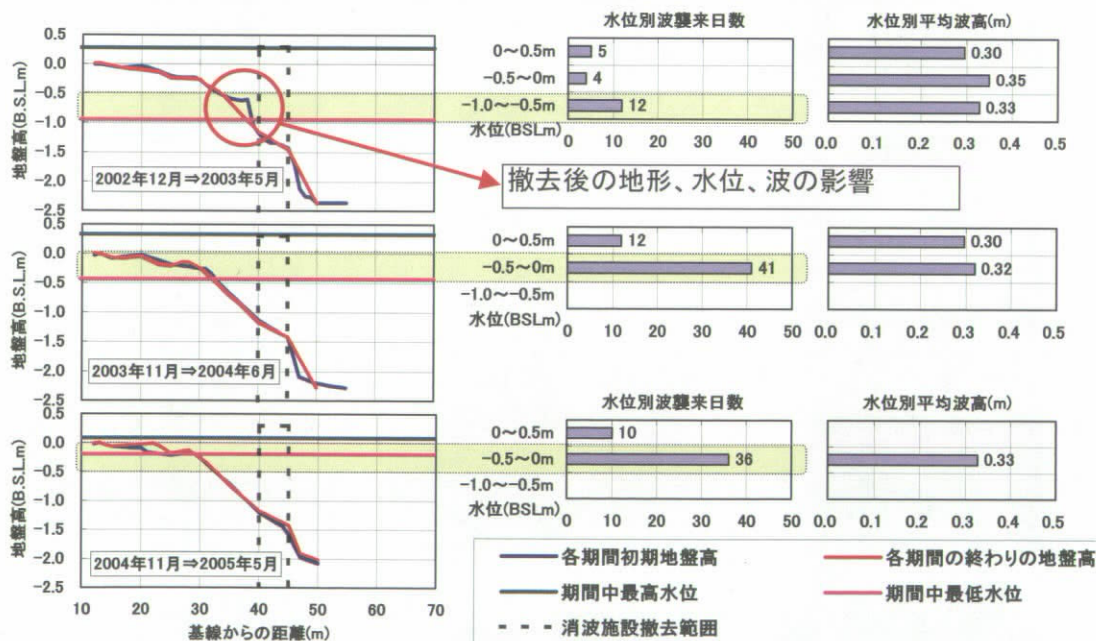


図3-3 実験区断面変化図 (測線: No. 0+100)

3.1.3 地盤高および浸食堆積量の関係について

図3-4に示すように実験区および対照区の各測線上の測量基準線から12m地点(石積が入らないように)より沖側に1m間隔で設定した各点について、各調査期間の初期地盤高(各調査期間の期間初めの測定時の地盤高)とその期間中での地盤高変化との関係について調べ、マイナス変化を浸食、プラス変化を堆積として整理した。各地点の地盤高は各測線の測量調査結果を線形補間して求めた。各図の凡例は、図3-4に示す通りである。

実験区については撤去直後の地形変化から、消波施設撤去範囲陸側で大きな地形変化があったことを考慮し、①実験区陸側(測量基準線から12～32mの範囲、地盤高は

概ね B.S.L.-0.4m 以上)、②消波施設撤去範囲陸側(基準線から 33~38m の範囲、地盤高は概ね B.S.L.-0.4~-1.0m)、③消波施設撤去範囲および沖側(基準線から 39m 以上の範囲、地盤高は概ね B.S.L.-1.0m 以上)の各範囲に、各調査期間における実験区の地盤高と浸食堆積量の関係をプロットした。また、対照区については、比較対照のため上記の各範囲と同等の地盤高別に地盤高と浸食堆積量の関係をプロットした。

対照区における秋季から春季にかけての各地点の地盤高と浸食堆積との関係を図 3-5 に示す(図 3-4 の位置の色と図 3-5 のグラフのプロットの色は対応)。これを見ると、水際の範囲内で波等の影響により 0.2~0.5m の浸食または堆積があった部分が若干見られたが、各期間とも大きな土砂移動は無く概ね浸食と堆積がバランスしていた。全体的に地盤は±0.2m の範囲内(図中の黄色の矢印の範囲内)で変動しており、これが本調査区域での自然の状況であると考えられる。

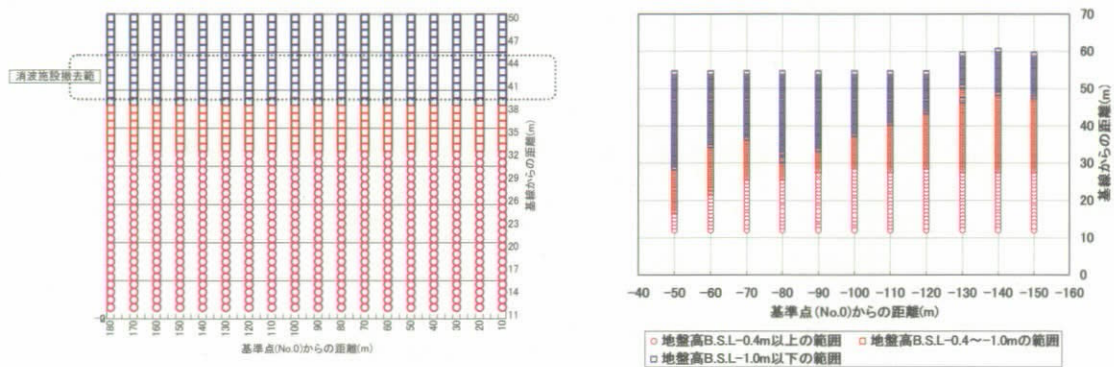


図 3-4 浸食堆積検討図凡例

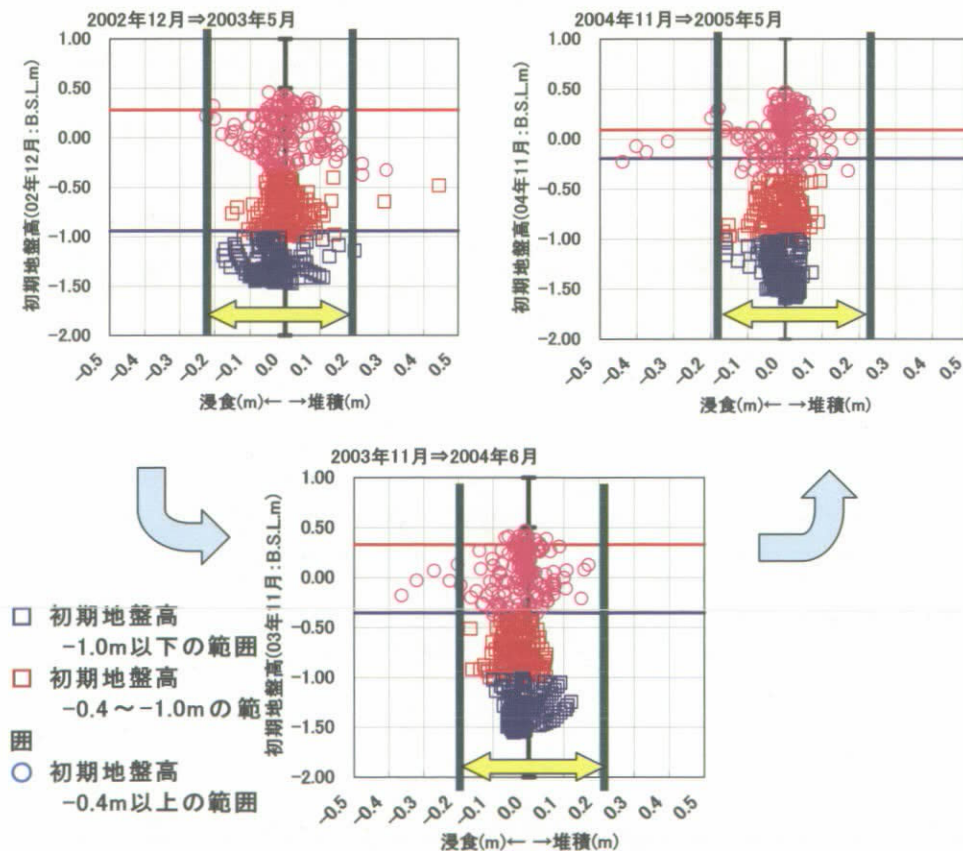


図 3-5 対照区における各地点の地盤高と浸食堆積との関係 (秋季⇒春季)

次に、実験区における秋季から春季にかけての各地点の地盤高と浸食堆積との関係を図 3-6 に示す(図 3-4 の位置の色と図 3-6 のグラフのプロットの色は対応)。実験区の 2002 年 12 月～2003 年 5 月では水際線の移動範囲である地盤高 B.S.L. $-0.94\sim+0.28$ の範囲で $0.2\text{m}\sim0.5\text{m}$ の浸食が見られる個所があり、特に風が強い期間(2002 年 12 月～2003 年 1 月)にかけて水際であった地盤高 B.S.L. $-0.42\sim-0.98\text{m}$ の範囲では浸食された個所数、量とも他の範囲と比べて多かった。これら浸食個所については、位置的に消波施設撤去範囲陸側(基線から $33\sim38\text{m}$ の範囲: 図中の \square) の地点が多いことから、消波施設撤去と水位および風波の影響によるものと考えられる。また、これより沖側の地点(基線から 39m 以遠: 図中の \square) では、逆に $0.2\sim0.5\text{m}$ の堆積地点が多数見られたが、これは陸側で浸食された土砂が沖側に堆積したためであると考えられる。(以上図 3-12 中の黄色矢印①の部分)

実験区の 2003 年 11 月～2004 年 6 月では、若干消波施設撤去範囲陸側(図中の \square) から沖側(図中の \square) への土砂の移動と思われる浸食堆積が見られるが初年度と比べるとその幅は $-0.2\text{m}\sim0.4\text{m}$ と小さくなっている。陸側の浸食深より沖側の堆積深のほうが大きいことについては、消波施設撤去時の台船を通すための浚渫箇所がトラップの役割を果たしたためであると考えられる。(以上図 3-12 中の黄色矢印②の部分)

2004 年 11 月～2005 年 5 月では、まだ若干土砂は移動傾向にあるものの、全体的に地盤は $\pm 0.2\text{m}$ の範囲内(図 3-12 中の黄色矢印③の範囲内)で変動しており、対照区の状況つまり本調査区域での自然の状況に近づいてきていると考えられる。初年度とその後の年度では水位が異なっているが、風が強い冬季に水際であった箇所でも大きな浸食は見られないことから、初年度と比べて 2003 年 5 月以降は地盤が安定してきていると考えられる。

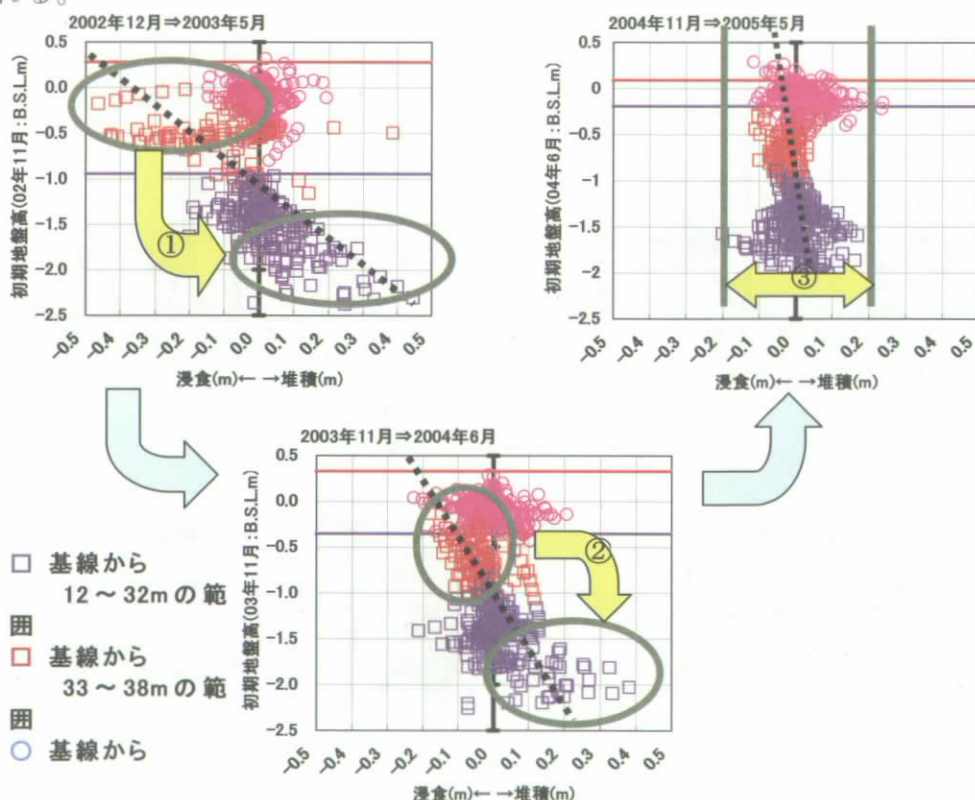


図 3-6 実験区における各地点の地盤高と浸食堆積との関係 (秋季⇒春季)

3.1.4 地盤高調査まとめ

- ・ 2002年12月～2003年5月は濁水により水位低下(最低水位-0.99m)したものが徐々に水位上昇してきた期間であり、消波施設撤去位置陸側で0～0.5m程度の浸食とその沖側への堆積が見られた。これについては撤去により勾配が不安定となっていたこと、その部分が期間中浸食を受けやすい水際であったこと、およびこの期間中は冬季でもあり風が強く波の影響が大きかったことの要因が重なったからであると考えられる。
- ・ 撤去直後から2年半に渡る調査の結果、全体的に実験区の浸食堆積の状況は対照区のそれに近づいてきており、この2年半の間ではほぼ安定してきたと考えられる。これについては、地盤が安定してきたことと、水位が初年度より高く、沖側の急勾配の部分が直接波にさらされる機会が少なかったことが考えられる。しかし、撤去箇所陸側の範囲については現在も若干浸食傾向にあり、今後も注意が必要であると思われる。

3.2 ヨシ帯面積調査

3.2.1 地盤高変化とヨシ帯範囲との関係

実験区における、各年度の秋季から春季にかけてのヨシ帯と地盤高変化について比較したものを図3-7に示す。

これを見ると、2002年12月～2003年5月の期間では、測線 No.0+140 のように地盤が浸食された範囲でヨシ帯が後退している箇所が確認されたが、2003年11月～2004年6月、および2004年11月～2005年5月にかけては、ヨシ帯沖側では大きな地盤の浸食もなく、浸食に伴うようなヨシ帯の後退も見られなかった。測線 No.0+20 のように陸側でヨシ帯が減少している箇所も見られたが、地盤の大きな浸食堆積が起こっていないことから、これらの地点でのヨシの減少は、地盤変化以外の要因で起こっていると考えられる。これについては年度での水位の違いによる植生変化や、消波施設を撤去したことにより、ごみ等の漂流物がヨシ帯内に堆積するようになったことが要因の1つとして考えられる。

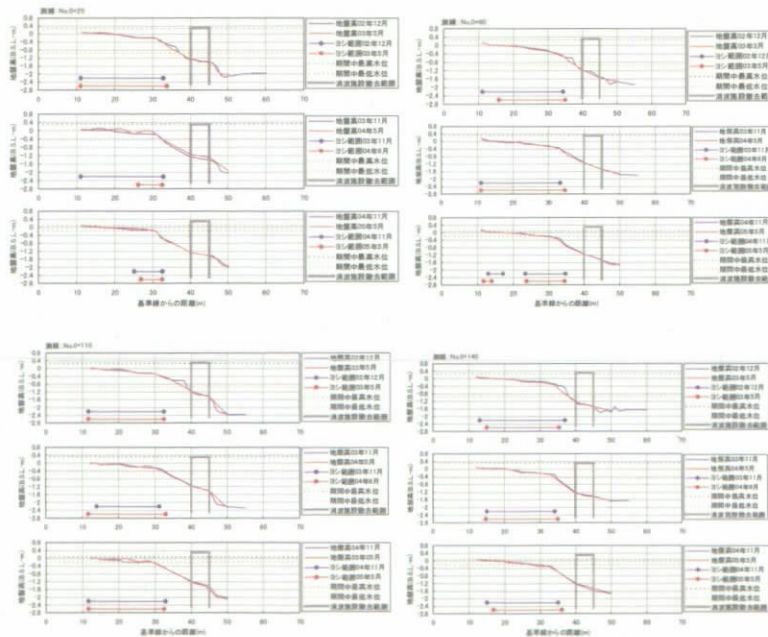


図3-7 地盤高変化とヨシ帯範囲との関係

3.2.2 ヨシ帯面積の変化

調査開始から今年度までのヨシ帯面積を図3-8に示す。これを見ると、若干減少傾向にあるような様子が見取れるが、それほど大きな変化はないと考えられる。特に今年度については、台風の通過等により境界付近のヨシが倒されたりして、その分面積が少なくなったと考えられる。

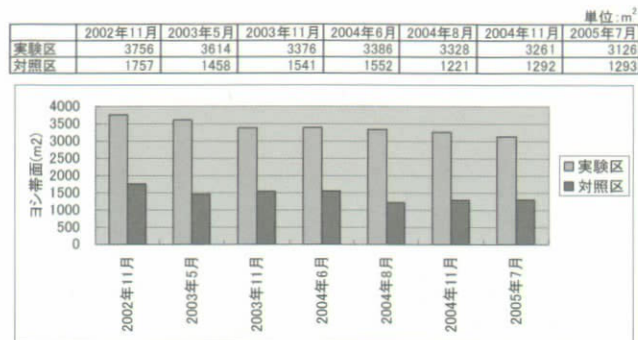


図3-8 各調査時のヨシ帯面積

3.2.3 ヨシ帯面積調査まとめ

実験区では消波施設撤去直後から半年間では地盤浸食の影響により沖側の一部でヨシ帯の減少が起こったが、それ以降のヨシ帯範囲の変化をみると、撤去半年後～1年後ではヨシ帯沖側の境界付近で浸食が止まっており、撤去1年後～1年半後ではヨシ帯沖側の境界付近で若干土砂の移動が見られるがヨシ帯自体の後退は見られなかった。撤去1年半後以降はヨシ帯と地盤高の双方ともほとんど変化は見られず現状を維持しており、また計画断面図との比較からも浸食がヨシ帯付近で止まっている様子も見取れることから、実験区ではヨシによる地盤安定効果および浸食防止効果が現れている可能性が示唆された。

また、実験区陸側では北端の部分でヨシ帯の減少が見られたが、この原因については年度での水位の違いによる植生の変化や、消波施設を撤去したことにより、ヨシ帯が直接波や漂流物の堆積等にさらされることとなったことが考えられる。

以上のことから、本実験では消波施設撤去に伴う地盤浸食がヨシ帯へ与える影響は小さかったと考えられる。

4. ヨシ生長調査

4.1 ヨシ茎個体数密度の経時変化

実験区と対照区のヨシ茎個体数密度の経時変化を図4-1に示す。予備調査では、平均ヨシ茎個体数密度が、実験区で142本/m²、対照区で92本/m²であった。枯ヨシを対象としたため2002年以前のヨシが残っている可能性もあるが、琵琶湖周辺の平均値に比べて高い値であった。2002年は実験区、対照区ともに、密にヨシが繁茂していたことが推測される。実験区では2003年4月5日にヨシの新芽が確認され、5月10日に72本/m²の茎個体数密度となった。その後、6月1日に70本/m²、6月下旬から7月中旬にかけて53本/m²となり、8月28日で45本/m²、10月18日では32本/m²まで減少した。2004年は5月8日に

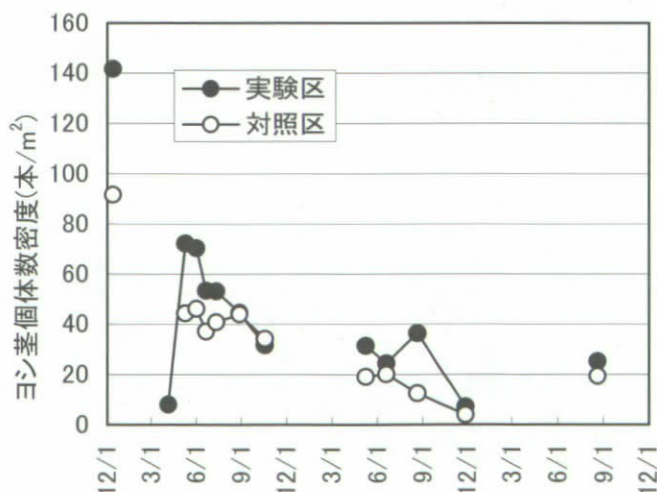


図4-1 実験区・対照区でのヨシ茎密度の変化

31本/m²、6月19日に24本/m²、8月21日に36本/m²であり、撤去後1年目に比べて密度は減少した。一方、対照区では2003年5月10日に茎密度44本/m²、6月1日に46本/m²となり、その後、8月28日までは40本/m²前後を推移し、10月18日には34本/m²まで減少した。2004年は5月8日に19本/m²、6月19日に20本/m²、8月21日に12本/m²であり、2003年に比べて茎密度は減少した。2003年以降夏季の琵琶湖水位が高く保たれており、低地盤高に広がる対照区のヨシに対する影響が示唆された。2001年の琵琶湖周辺の自生ヨシ群落では、夏季に平均茎密度が50本/m²であったとの報告があるが、2004年は実験区、対照区とも平均値を下回る結果となった。2005年8月の茎個体数密度は実験区で25本/m²であり、撤去後2年目に比べてさらに減少した。一方対照区は19本/m²であり、1年前の8月と比較すると高密度であった。

4.2 区画内最長草高の経時変化

実験区と対照区の区画内ヨシ最長草高の平均値の経時変化を図4-2に示す。消波施設撤去直後の2002年12月12日の区画内ヨシ最長草高の平均値は、実験区で190cm、対照区で204cmであった。実験区では2003年4月5日からヨシの発芽が確認され、その後8月28日に200cmになるまで、時間の経過とともに区画内最長草高の平均値は徐々に高くなった。2004年8月21日の最長草高の平均値は223cmであり、撤去後1年目に比べて23cm高かった。一方、対照区では2003年4月5日にヨシは確

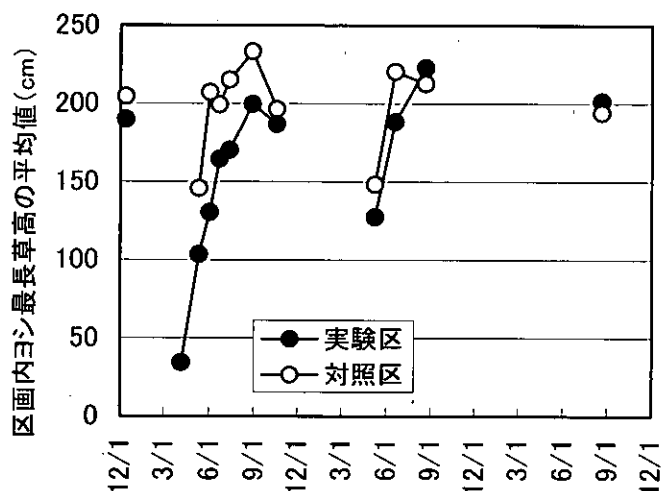


図4-2 実験区・対照区での区画内最長草高の経時変化

認されず、5月10日に区画内最長草高の平均が146cmと実験区よりも高いヨシが多数確認された。6月1日には区画内最長草高の平均が200cmを超え、8月28日に233cmと最大となり、10月18日には200cmを下回った。2004年6月19日の平均値は220cmと実験区を上回ったが、8月21日には213cmと実験区を下回った。撤去後1年目と2年目を比較すると、対照区ではあまり変化がなかったが、実験区で8月の平均値が23cm高くなった。2005年8月20日では、実験区、対照区ともに草高が低くなったが、実験区201cm、対照区194cmと実験区の方が高い傾向を示した。

4.3 まとめ

消波施設撤去直後の12月12日と、その後2年間のヨシ茎個体数密度、区画内最長草高との関係を表4-1に整理する。消波施設の撤去後の約半年間で、平均茎個体数密度は実験区で142本/m²から70本/m²へ約50%減少した。2002年12月12日には、枯ヨシを対象に計測を行っているため、この減少が消波施設撤去の影響によるものであるとの判断は難しい。同様に対照区では、茎個体数密度が92本/m²から46本/m²へと約50%減少した。2002年と2003年では琵琶湖水位の経時変化が大きく異なるなどの要因も考えられるが、実験区と同様に、2002年12月12日には、枯ヨシを対象に計測を行っているため、対照区についても、茎個体数密度が減少したとの判断は難し

い。ただし、2003年の実験区、対照区の平均ヨシ茎個体数密度は、琵琶湖周辺の自生ヨシ群落での茎密度の平均値（49.8本/m²）に近い結果を示した。2005年8月は実験区で茎密度が6本/m²、最長草高は7cm対照区より高かった。茎個体数密度では、ヨシ群落の南端、北端の測線で減少傾向がみられ、草高については南端の測線で小さくなる傾向を示した。これらの傾向に関して、ヨシと無植生区との境界を中心に、モニタリングを継続する必要がある。

表 4-1 消波堤撤去後のヨシ関連指標の経年変化

		消波施設撤去の					
		約1ヶ月後 2002/12/12	約半年後 2003/6/1	約1年後 2003/10/18	約1年半後 2004/5/8	約2年後 2004/8/21	約3年後 2005/8/20
平均茎個体数 密度(本/m ²)	実験区	142*	70	32	31	36	25
	対照区	92*	46	34	19	12	19
区画内最長草 高平均値(cm)	実験区	190*	130	187	127	223	201
	対照区	204*	207	196	148	213	194

*枯ヨシ対象

5. 底質調査

5.1 粒度構成比の経時変化

実験区、対照区別の地点別の粒度構成比を図5-1に示す。実験区35m地点では、消波施設撤去直後には、礫分が57%と荒い土壌であったが、2003年6月21日には礫分が38%となり砂分が少し増加した。その後、10月29日には礫分が53%となり、消波施設撤去直後の粒度構成に近づいた。本地点は消波施設撤去の影響をもっとも大きく受けると考えられる場所であり、水位の変化や波浪により、粒度構成の変化が大きい地点であると考えられる。

2003年10月～2004年5月にかけて粒子が少し細くなり、その後11月にかけて再び粗くなる傾向であったが、年毎には礫分の割合が減少する傾向にあった。一方、実験区18m地点は撤去直後の礫分は35%であり、沖域に比べてやや細かい粒度で構成されていた。2003年6月21日には礫分が27%となり、その後、8月23日には礫分が35%、10月29日には礫分が27%であった。沖域に比べて変化は小さかった。2004年は8月21日に礫分が減少し、2005年8月20日にかけては、礫分が大きく増加した。

対照区の32m地点は2002年11月14日には、全体の82%を細砂が占め、礫分は3%であった。2003年の6月21日に細砂が81%であったが、8月23日には32%にまで減少した。10月29日には細砂が75%となり、再び細かい砂質土へと戻った。2004年は土壌が細くなり礫分はほとんど見られなくなった。一方、対照区の27m地点は2002年11月14日には細砂が48%、粗砂38%、礫分12%であり、沖域よりはやや粒径は大きい、比較的細かな砂質土であった。2003年6月23日には、細砂14%、粗砂62%、礫分23%とやや粗くなったが、10月29日には細砂が30%、粗砂53%、礫分15%と再び細くなった。2004年は沖域同様に礫分が見られなくなり、粒子の細かな土壌へと変化したことが読み取れる。2005年8月20日には、陸域で礫分がやや増加したが、全体的に砂質土壌であった。

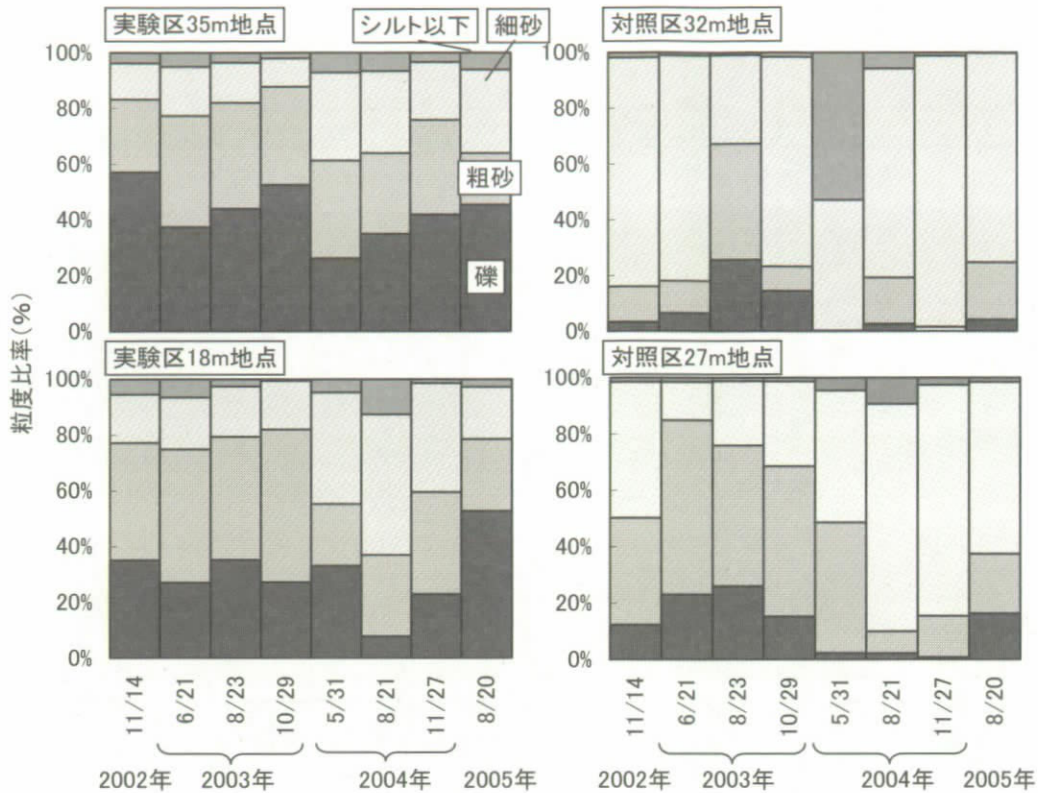


図 5-1 実験区・対照区の地点別粒度構成比

5.2 土壌の粒径分布に関する指標との関係

消波施設撤去直後の12月12日と、その後の土壌の粒径分布に関する指標との関係を表5-1に整理する。消波施設撤去直後の実験区沖の土壌は、50%粒径、均等係数が高く、曲率係数が低かったが、撤去後の時間経過に伴い、50%粒径、均等係数は大幅に小さくなり、曲率係数は少し大きくなった。消波施設撤去直後とその約3年後の実験区沖域における値を、琵琶湖自生ヨシ群落での平均値と比較すると、50%粒径は3.6倍が1.1倍へ、均等係数は2.1倍が1.6倍へ、曲率係数は0.2倍が0.2倍へ、土壌のリン含有率は19倍が2.4倍へ、窒素含有率は3.5倍が3.9倍へそれぞれ変化した。自生ヨシ群落の土壌平均値へ近づいた指標が多く、特に実験区沖域でその変化が著しい傾向となった。今後は、これらの変化と植生遷移の関係について詳細に解析をする必要がある。

表 5-1 消波堤撤去後の土壌関連指標の経年変化

			消波施設撤去の				
			直後	約半年後	約1年後	約2年後	約3年後
			2002/11/14	2003/6/21	2003/10/29	2004/11/27	2005/8/20
50%粒径 (mm)	実験区	沖	4.0	1.4	2.7	1.3	1.2
		陸	1.4	1.3	1.3	0.6	0.6
	対照区	沖	0.2	0.3	0.3	0.1	0.2
		陸	0.4	1.2	0.7	0.2	0.1
均等係数	実験区	沖	46	11	8	18	34
		陸	11	12	6	8	23
	対照区	沖	2	2	3	1	2
		陸	4	5	4	3	3
曲率係数	実験区	沖	0.5	1.3	1.4	1.0	0.5
		陸	1.3	1.7	1.2	1.3	0.3
	対照区	沖	1.0	1.1	0.9	0.9	0.6
		陸	1.0	1.1	0.9	0.6	0.5
リン含有率(μ g/g)	実験区	沖	4390	703	442	548	555
		陸	847	570	462	421	481
	対照区	沖	387	409	398	401	244
		陸	1754	283	562	350	314
窒素含有率 (μ g/g)	実験区	沖	1848	1056	1309	1360	2076
		陸	1492	4844	1899	2553	4973
	対照区	沖	426	536	778	1558	1960
		陸	453	947	2386	1443	2185
炭素含有率 (μ g/g)	実験区	沖	18943	9973	9395	10461	40922
		陸	18596	54007	14551	24829	10945
	対照区	沖	3468	3379	4146	7684	6372
		陸	3725	8739	23607	8791	4508
強熱減量(%)	実験区	沖	8.5	6.5	8.2	6.6	14.5
		陸	10.1	16.9	12.4	9.4	8.6
	対照区	沖	3.5	1.5	3.3	5.5	4.7
		陸	3.8	5.4	2.7	5.1	2.4

6. 調査結果検討

6.1 各調査結果の消波施設撤去との関係

6.1.1 琵琶湖水位と地盤浸食との関係の検証およびヨシ群落による浸食防止効果

消波施設撤去後の約6ヶ月間で撤去箇所付近の地盤が約40cm近く浸食され、沖方向30m~40mの区間で勾配約10%の傾斜が形成された。2002年11月1日の琵琶湖水位はB.S.L.-99cmと低かったため撤去時に沖域は冠水していなかったが、その後水位は2003年3月8日にはB.S.L.+2cmまで急激に上昇し、その間冬季の偏西風により地盤の浸食が進行したものと推測される。2003年5月以降の変化幅は小さく全体的に地盤は安定してきたと考えられるが、少しずつではあるが浸食が進行している様子も見て取れる。ただし、ヨシが繁茂する沖方向の地点での浸食幅は小さく、ヨシ群落による浸食抑制効果が推測された。

6.1.2 消波施設撤去がヨシ群落遷移に及ぼす影響

ヨシ帯面積調査では、実験区において消波施設撤去直後は地盤侵食の影響により一部ヨシ帯の減少が確認されたが、撤去半年後以降は地盤浸食に伴うヨシ帯の減少は見られず、むしろ陸側の部分でヨシ帯の減少がみられた。

植生調査によると実験区全体では撤去直後はヨシ(47%)、クサヨシ(27%)、ウキヤガラ(13%)が優占していたが、撤去2年後にはそれぞれの被度%は低下し、ヨシ(35%)、クサヨシ(16%)、ウキヤガラ(4%)となった。一方で、シロネ(4%→12%)、アメリカセンダングサ(1%→9%)の被度が増加した。

実験区沖側における消波施設撤去直後と撤去約2年後のヨシの被度%をみると、撤去直後は25%であったのに撤去2年後は32%と増加した。しかし確認植物種は撤去直後は35種あったのが撤去後2年間32種が消失しており、ヨシの被度は増加したが、その他の大部分は無植生区となった。これについては波浪の影響により、一年生草本は流され、根圏の発達した多年生草本が残ったためであると考えられる。

実験区陸域における消波施設撤去直後と撤去約2年後のヨシの被度%をみると、撤去直後は44%であったのに撤去2年後は35%と減少した一方で、シロネ(6%→21%)、キショウブ(4%→12%)、アメリカセンダングサ(0.4%→6%)などが増加した。確認出現種をみると撤去直後では11種であったのに対し撤去2年後には25種と増加しており、被度および確認種数とも沖側と逆の変化をしていることが分かる。

以上のことから、実験区では沖側と陸側では消波施設撤去に伴う波や水位変化等による攪乱の度合いが異なっているため、それぞれ異なった遷移が起こっていると考えられる。

6.1.3 地盤高変化による攪乱と指標植物種出現率との関係

植生調査を実施した実験区24のコードラートにおける消波施設撤去後2年間の地盤高変化と地盤高との関係を図6-1に示す。実験区全体的に10cm未満の浸食傾向であったが、特に沖域では1cm~18cmの浸食が起こった。一方でコードラートNo.1,2では5cm程度の堆積が起こった。ライン沖域のコードラートNo.3において18cmの浸食が起こっており、そこで削られた土砂が堆積したものと推測される。

なお、撤去後2年間の地盤高変化と帰化植物出現率と、一年生草本出現率との関係は、ともに相関関係は見受けられなかった。

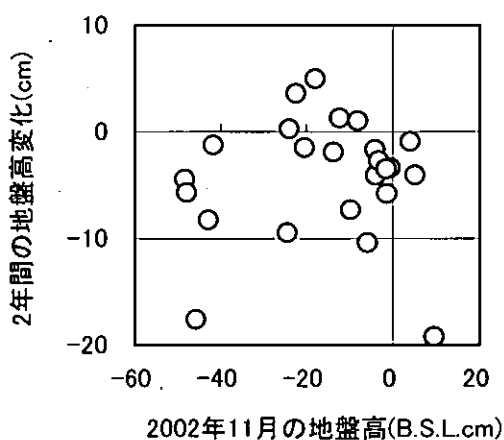


図6-1 実験区における地盤高と地盤高変化量との関係

6.1.4 消波施設撤去後の植物種構成変化の評価

消波施設撤去後の植物種構成変化をみると、実験地のヨシ群落は、クラスター5（群落内植物の大部分をヨシが占め他植物の進入があまり見られない群落：木浜植栽ヨシ群落タイプ）から、クラスター4（ヨシとその他植物が生育し多様性のある群落：自生ヨシ群落タイプ）へと近づきつつあると考察できる。

消波施設撤去直後の実験区における植物種構成比を図6-16に示す。ヨシ、クサヨシ、ウキヤガラの3種で全体の約72%を占めた。撤去約2年後の実験区における植物種構成比を図6-17に示す。ウキヤガラに変わってシロネ、アメリカセンダングサが優占し、ヨシ、クサヨシを加えた4種で全体の約72%を占めた。在来の研究（田中ら、環境衛生工学研究（2004））によると、琵琶湖沿岸のヨシ群落は植物種構成により図6-18のように5種類に分類することができる。クサヨシをヨシの一種とすると、実験地のヨシ群落は、クラスター5（群落内植物の大部分をヨシが占め他植物の進入があまり見られない群落：木浜植栽ヨシ群落タイプ）から、クラスター4（ヨシとその他植物が生育し多様性のある群落：自生ヨシ群落タイプ）へと近づきつつあると考察できる。ただし、本業務における植生調査はコドラート調査であるため、湖岸線と垂直な方向に植生限界までの調査を実施した在来の研究結果に完全に当てはめることは難しい。



図16 消波施設撤去直後の植物種構成

図 6-2 消波施設撤去直後の植物種構成

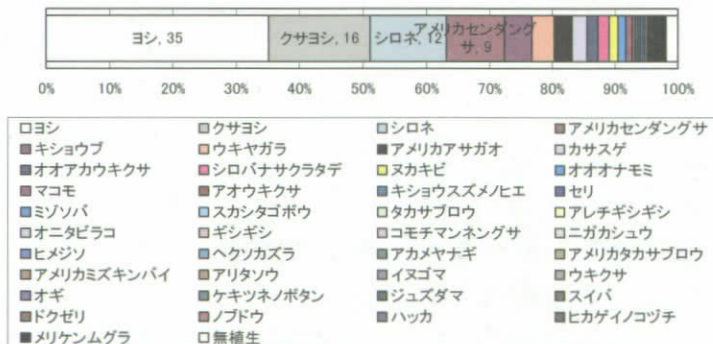


図 7-17 消波施設撤去約2年後の植物種構成

図 6-3 消波施設撤去 2 年後の植物種構成

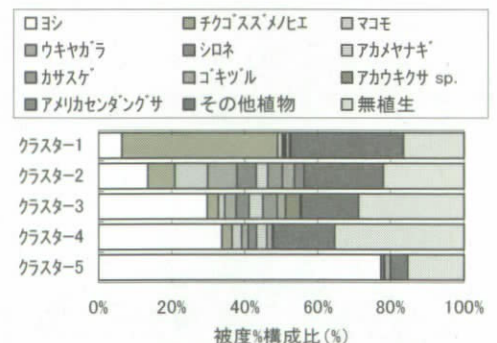


図18 琵琶湖沿岸ヨシ群落に生育する代表的な植物種構成 (田中ら、2004、環境衛生工学研究)

図 6-4 琵琶湖沿岸ヨシ群落に生育する代表的な植物種構成 (田中ら、2004、環境衛生工学研究)

6.2 まとめ

以上の調査及び検討結果から、実験区では地盤はある程度安定してきており、実験区沖側では撤去後半年以降はヨシ帯の後退はみられず、またヨシ群落による浸食抑制効果があることも推測された。底質調査結果からは消波施設撤去直後とその約3年後の実験区沖域における値をみると、撤去によって実験区内でも他の自生ヨシ群落と同じような攪乱作用が働くようになったため自生ヨシ群落の土壌平均値へ近づいた傾向がみられた。また植物種構成変化をみると、実験地のヨシ群落は自生ヨシ群落タイプへと近づきつつあることがわかった。

消波施設撤去後の実験区の地形およびヨシ帯範囲の状況としては、

- ①消波施設撤去により、地形が対照区と同様な形に近づき、それに伴ってヨシ帯の分布や植生も現状の対照区に近づく
- ②地形は対照区と同様な形に近づくが、ヨシ帯はそれに伴う地盤浸食により減少する
- ③ヨシ帯により地盤がこの状態で安定し、現状のように対照区とは異なった状況でヨシ帯が維持される

などの変化が考えられるが、現時点では地形および沖側のヨシ帯については上記③の状況に近づいていると考えられる。したがって、本調査区域と同様の条件である場所に限っていえば、ヨシが活着するまで消波施設等で植栽地の地盤を維持し、ヨシが活着したのち消波施設を撤去し自然に近い状態に戻す手法は、有効であると考えられる。

しかし、調査結果からは、

- ・撤去箇所付近陸側では、若干ではあるが現在も浸食傾向にある。
- ・実験区陸側ではヨシの被度%が減少している。
- ・実験区の平均ヨシ茎個体数密度は減少傾向にあり、2003年秋季以降は実験区対照区とも琵琶湖周辺の自生ヨシ群落での茎密度の平均値(49.8本/m²)平均値を下回っている。
- ・実験地の植物群落は現在も遷移状態にあると考えられる。

ことも読み取れることから、実験区の状況がまだ変化していく可能性は十分考えられ、今後も注意して観察していく必要があると考えられる。

6.3 モニタリング計画の提案

上記の結果を踏まえて、今後のモニタリング計画に関して提案する。

本業務の調査結果から消波施設の撤去後もヨシ群落が維持される事例を示すことは、今後の湖岸再生事業に大きな影響を与える。そのため、本業務が3カ年実施してきたことを踏まえて、過年度調査結果と比較できるデータを取得するために2~3年ごとのモニタリング調査を実施することが望ましい。

- 1) 実験区沖域(特にコドラート No.3)において、地盤高の浸食傾向が見られる。消波施設撤去後2年間はヨシ群落の浸食は小規模であったが、地盤高変化が平衡状態に達するまでライン測量を継続することが望ましい。
- 2) 実験地の植物群落は遷移状態にある。よって、植生が極相群落に達するまで植生調査を継続することが望ましい。なお、モニタリング調査を実施するにあたって、本業務が2002年11月に開始したため、特に11月に調査を実施すると評価が容易となる。

3) 他の自生ヨシ群落との比較を行うため、湖岸線と垂直方向に植生限界まで調査範囲を広げる必要がある。また、調査植物を抽水植物に限らず、沈水植物を含めた湖岸植生の連続性を示す調査が求められる。

7. 謝辞

本調査のヨシ生長調査、底質調査、定点撮影調査は立命館大学理工学部および京都大学大学院工学研究科の協力を得て行ったことを付記し、ここに謝意を表します。

<参考文献>

- (1) 田中周平、藤井滋穂、山田淳、西川博章、澤本直樹、琵琶湖沿岸ヨシ群落の植物種構成による再生評価手法の検討、環境衛生工学研究、第18巻第3号、p.39-46 (2004)

実験担当者

水資源機構関西支社	設計課長	桜井 力
	環境課	水野 正明
水資源機構琵琶湖開発総合管理所	環境課長	杉本 重憲
	環境課主幹	播磨 光一
財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構	実験センター所長	北澤 賢治
	実験センター主任研究員	工藤 慶庸

5. CFRP 強化透水性コンクリートを用いた 人工湧水浄化実験

1. はじめに

腐食の懸念がない炭素繊維強化プラスチック（CFRP）によって強化された透水性コンクリートパネルを作成することによって、これに支持された接触材で水質浄化を行うことを目標とする。

なお、本実験は、平成 16 年度公募実験に採択され、2 年間に渡って実施したものである。

2. 目的

一般的に透水性コンクリートは強度が低く、支持する支間が長い場合等には引張部材が必要となるが、この場合、腐食懸念のある鉄筋は使用することができない。そこで本実験では CFRP（炭素繊維強化プラスチック）を補強部材として設計・製造した透水性コンクリートを使用し、これによって保持された各種接触材・植生に上向流に通水することによって水質浄化を行うことを目的に長期通水実験を行い CFRP 強化透水性コンクリートの目詰まり等、長期透水特性を確認した。また、透水性コンクリートのみ、一般的なケイ砂を接触材として床版上部に加えた場合、およびクレソンを植生とした場合の浄化効率について評価を行った。あわせてシステムが閉塞した際の対策方法としてエアレーションによる洗浄試験を実施した。

3. 実験施設、構成部材

3.1 CFRP 強化透水性コンクリートパネル

CFRP 強化透水性コンクリートパネルの目標透水性能は砂の透水係数が $1 \sim 1 \times 10^{-2} \text{cm/sec.}$ でありシステム上、これ以上の透水性能が必要であることから 1cm/sec. 以上とした。既往の知見から上述透水性能を確保するためには透水性コンクリートの設計基準強度は一般的なコンクリート強度の $1/2$ 以下の 10N/mm^2 程度とする必要がある。設置時の支間は 2000mm であり施工環境を考慮し幅 500mm 、部材厚 100mm を前提とし、コンクリート支間中央に 500kg (5kN) 程度の常時荷重条件を許容できる程度の CFRP グリッド仕様とした。製造した CFRP 強化透水性コンクリートパネル（図 3-1,2）は載下荷重試験によって強度性能を確認した。

3.2 実験施設

600mm 高さのコンクリートブロック支柱上に CFRP 強化透水性コンクリートパネルを支間長 2000mm 、全体長さ 10m となるよう支持し目地部はモルタル、止水シール材を用いて試水が水頭圧差によってパネル断面を上向流で通過するよう仕切堰を設置した。CFRP 強化透水性コンクリートパネル設置長さは 10m （透水面積で約 20m^2 ）とした。

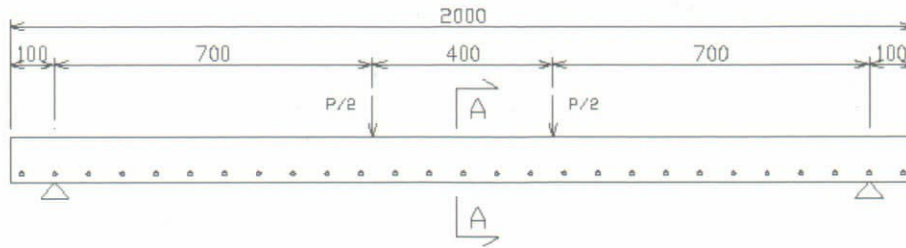
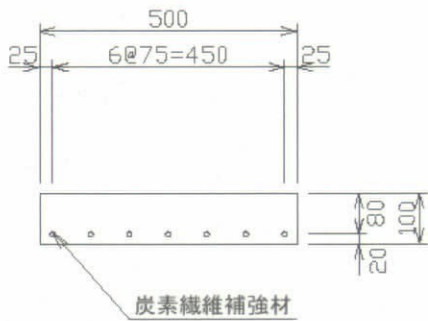


図 3-1 CFRP強化透水性コンクリートパネル側面図



許容応力度			
コンクリート曲げ圧縮	σ_{ca}	3	N/mm^2
炭素繊維引張応力	σ_{sa}	360	N/mm^2
諸物性			
コンクリート曲げ引張	σ_{bt}	1.06	N/mm^2
炭素繊維引張強度	σ_{tt}	1200	N/mm^2
ヤング係数			
コンクリート	E_c	15.6	kN/mm^2
炭素繊維	E_t	165	kN/mm^2

図 3-2 CFRP強化透水性コンクリートパネル断面および部材諸元

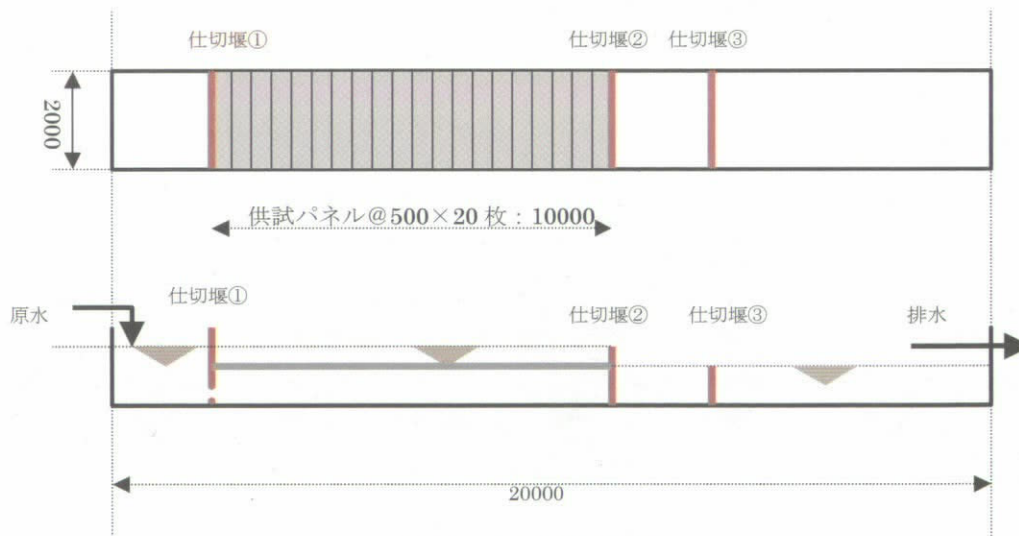


図 3-3 実験施設概要

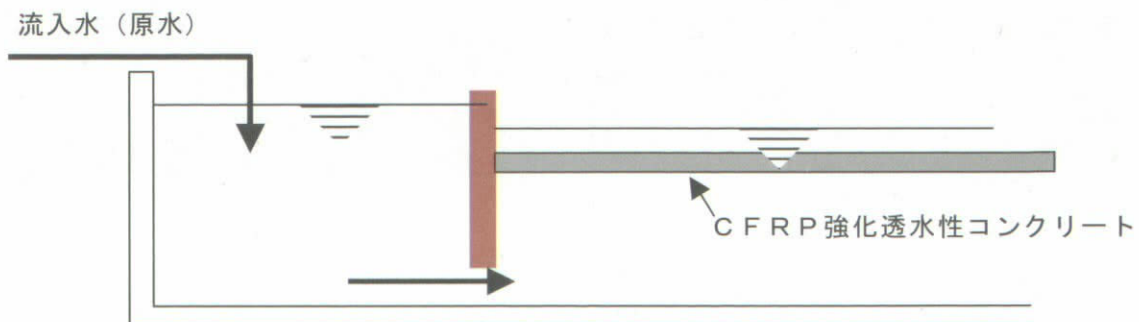


図 3-4 実験施設 (流入部)



图 3-5 实验设施设置时全景



图 3-6 实验设施流入部



图 3-7 实验设施处理部



图 3-8 实验设施流出部（处理水槽）

4. 実験方法

4.1 CFRP強化透水性コンクリート通水試験

CFRP強化透水性コンクリートパネルの圧力損失を経時的にパネル透過前後の水頭高さを計測することにより透水性の変化をみた。通水量は既往の生物ろ過システムや緩速ろ過システムの通水速度を参照し、6m/日（0.25m/hr.：通水量 5m³/hr.）とした。

4.2 CFRP強化透水性コンクリート上にケイ砂および植生(クレソン)を付加した通水試験

ケイ砂がパネルに混入するのを防ぐためまずCFRP強化透水性コンクリートパネル上に白竜碎石（3mm 径）2000kg（約 35mm 厚）を敷設しその後 4号ケイ砂：4000kg（約 75mm 厚）を敷設した。パネルおよび砂層の圧力損失を経時的に水頭高さを計測することにより透水性の変化をみた。通水量は当初上述ケースの半分程度、3.3m/日（0.15m/hr.：通水量 3m³/hr.）とした後 6m/日（0.25m/hr.：通水量 5m³/hr.）に戻し、その後はケイ砂層の閉塞状況をみて流量調整した。

表 4-1 試験工程

月	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
2004年度			← 透水性コンクリート製作・試験		← 透水性コンクリートのみの透水試験				← 砂設置条件下の透水試験・水質浄化試験			
				・7/21施設設置				・11/17砂設置				
2005年度		→		砂設置、クレソン植生条件下の透水試験・水質浄化試験								
		・4/20クレソン植生		・5/10仕切堰増設				・11/21逆洗試験				

4.2 浄化試験

上述通水試験中に流入水（原水）、流出水（処理水）の水質分析を行い浄化効率の概要を把握した。なお、分析項目は以下のとおりとした。

分析項目：水温、濁度、透視度、PH（水素イオン濃度）、SS（浮遊物質）、COD（化学的酸素要求量）、T-N（全窒素）、T-P（全リン）

4.3 洗浄試験

通水試験中にケイ砂部の閉塞が原因と思われる水頭差の上昇が見られ、この対策としてエアレーションによってCFRP強化透水性コンクリートパネルおよびけい砂の洗浄を実施した。



図 4-1 洗浄試験概要

5. 結果および考察

5.1 CFRP強化透水性コンクリート強度試験

曲げ破壊試験の結果、設計計算値を満足し、十分な曲げ性能を有した。荷重耐下重量として常時 5.1 kN (約 500 kg)、最大荷重 45.8 kN (5 t) 程度の強度を確認した。

表 5-1 CFRP強化透水性コンクリート強度試験結果

	規定荷重 (kN)	ひび割れ発生 (kN)	最大荷重 (kN)
計算値	5.1	3.0	30.6
実測値	5.1	5.2	45.8

5.2 CFRP強化透水性コンクリート通水試験

85 日間の通水によって CFRP 強化透水性コンクリート透過前後の水頭差および変化は見られず期間中アオミドロと思われる藻類が CFRP 強化透水性コンクリートパネル上に繁茂したが影響は見られなかった。これは通水が上向流であるため繁茂した藻類はいずれ流出する等によって CFRP 強化透水性コンクリート内に侵入しなかったためであると思われる。

表 5-2 CFRP強化透水性コンクリート通水試験 (水頭差) 結果

通水期間(日)	0	14	29	43	57	70	85
水頭差(cm)	0	0	0	0	0	0	0

5.3 CFRP強化透水性コンクリート上にケイ砂を敷設した通水試験

ケイ砂を敷設することによって CFRP 強化透水性コンクリート透過前後で通水当初から 2cm の水頭差が生じたが、138 日間はその経時的な変化は見られなかった。その期間中ケイ藻と思われる藻類がけい砂上に増殖したが影響は見られなかった。これは通水が上向流であるため繁茂した藻類はいずれ流出する等によって CFRP 強化透水性コンクリートおよびケイ砂内に侵入しなかったためであると思われる。その後 2005 年 4 月に急激な水頭差の上昇が見られ、ついには仕切堰①を越えて CFRP 強化透水性コンクリート内に溢流した。3/23~3/25 に Biyo センター水路清掃が実施されこの影響が懸念されたが、水位は保持されており、CFRP 強化透水性コンクリートやケイ砂の乾燥等はなかった。水頭差がゆるやかな上昇ではなく急激に上昇した原因は明らかではないが、システム全体の特性である可能性も考えられる。その後も水頭差は高く、やや不安定に推移した。

表 5-3 ケイ砂および植生を付加した通水試験 (水頭差) 結果

2004 年

日付	11月17日	12月15日	1月18日	2月10日	3月7日	3月30日
通水期間(日)	0	28	62	85	110	138
通水量(t/hr.)	3	3	5	5	5	5
水頭差(cm)	2	2	2	2	2	2

2005 年

	4月6日	4月20日	5月18日	6月8日	7月13日	10月12日	11月21日	12月14日
通水期間(日)	144	158	186	206	241	330	369	392
通水量(t/hr.)	3	3	5	3	3	3	3	3
水頭差(cm)	18	18	33	16	18	33	18	28

5.4 浄化試験

(1) 濁度、透視度

CFRP強化透水性コンクリートパネルのみの場合、浄化効率濁度、透視度とも若干ではあるが全ての測定において浄化効果が確認された。これは上向流でシステムを通過する際に一部の懸濁物質等が沈下したか、コンクリート内部で接触酸化によって、物質除去がなされたものであると思われる。ケイ砂設置および植生設置後も濁度、透視度ともに流入水(原水)値が大きく変動しても処理水は一定の範囲で安定した値となっており本システムが濁質因子の除去に有効であることが明らかとなった。

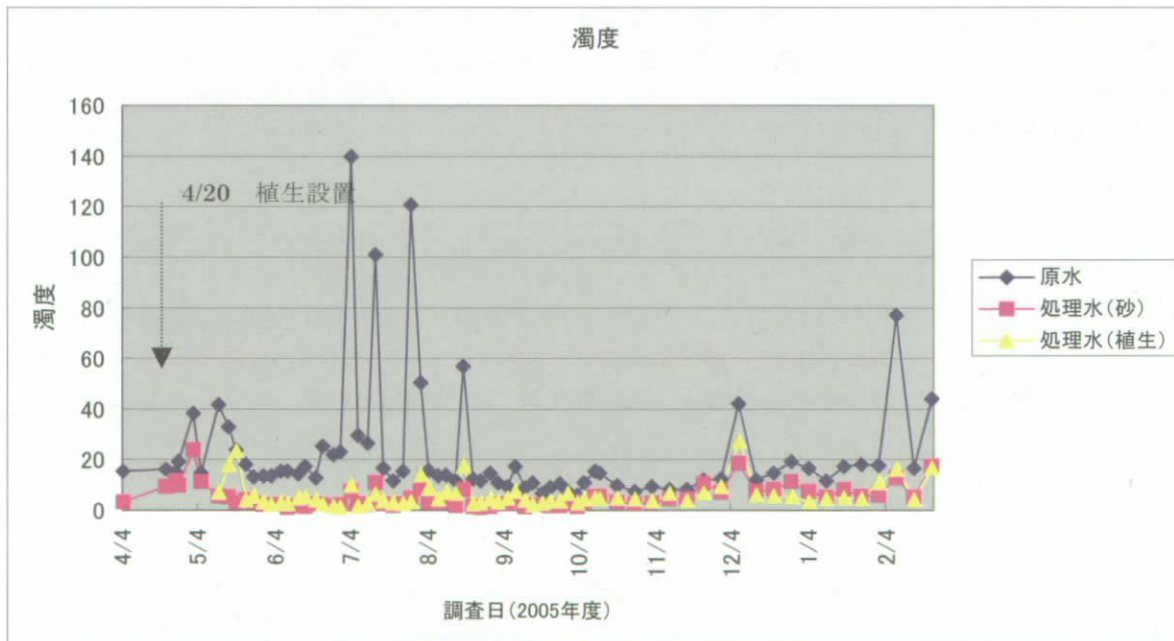
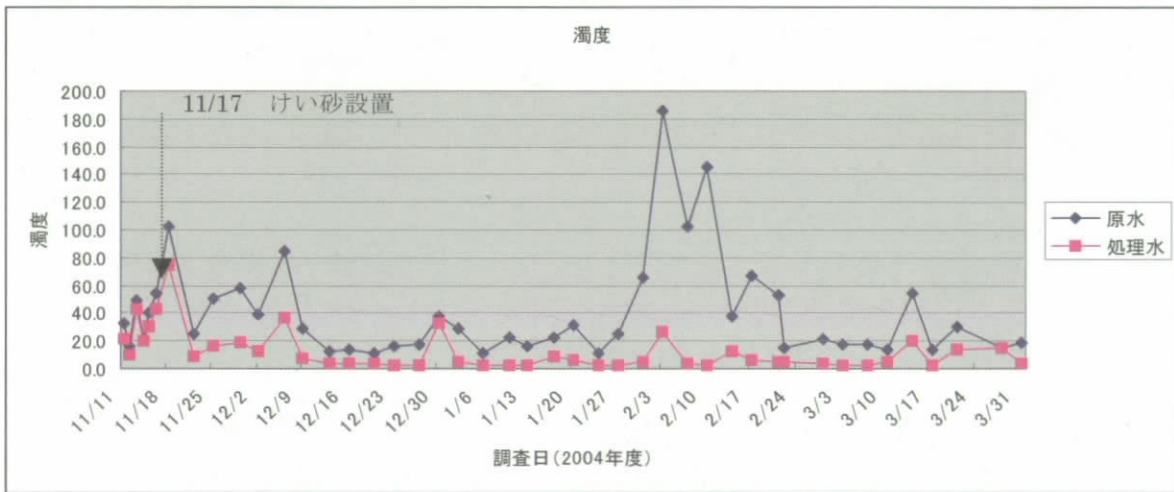


図 5-1 濁度測定結果

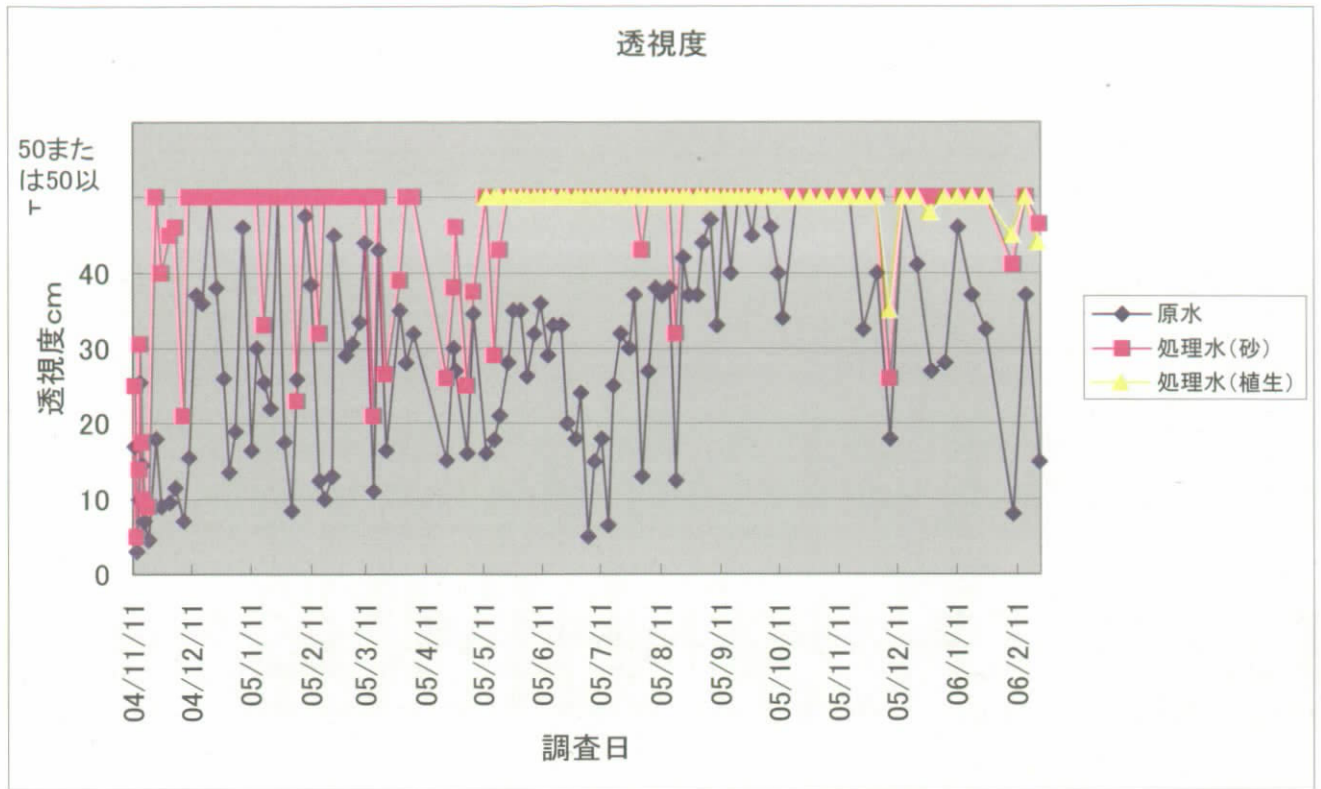


図 5-2 透視度測定結果

(2) 浮遊物質 (SS)

水頭差が安定した 2004 年度内および仕切り堰の改修によって一時安定した 2005 年 7～8 月では、安定して高い SS 除去効果が見られたが、ケイ砂の閉塞と思われる原因で水頭差が不安定となって以降は処理効果が低下した。これは補足された SS のキャリオオーバーや、部分的なチャンネルリングによるものであると考えられる。

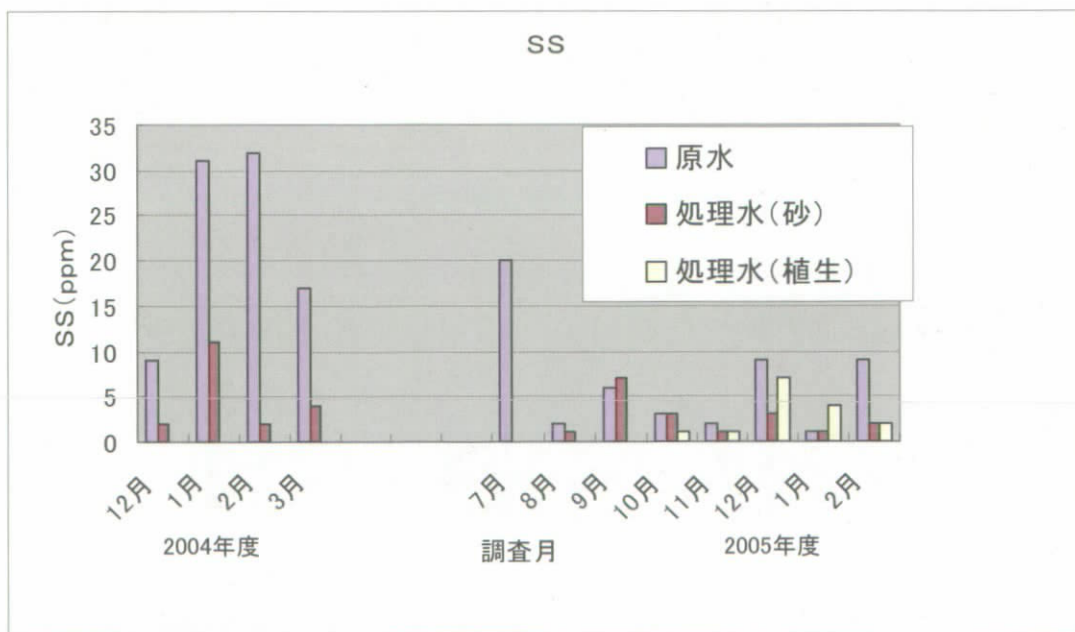


図 5-3 懸濁物質測定結果

(3) 化学的酸素消費量 (COD)

S Sと同様通水が安定した時期には比較的良好な処理効率が見られたが、水頭差が高めで不安定に推移した時期は顕著な効果は見られなかった。

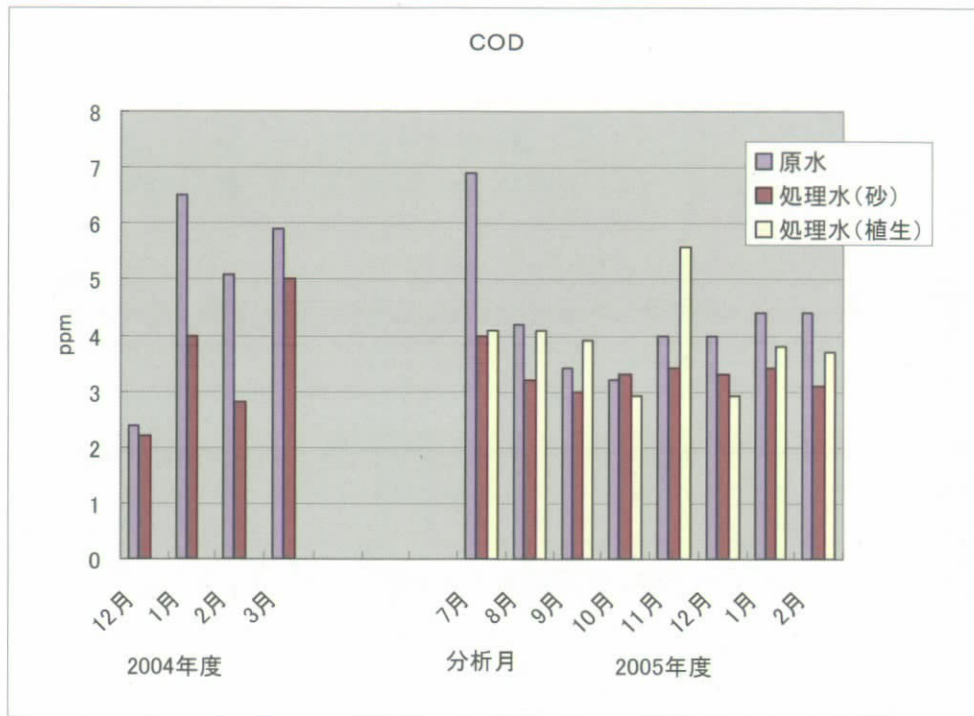


図 4-4 COD測定結果

(4) 全リン (T-P)、全窒素 (T-N)

T-P、T-Nともに通水が安定した時期には、比較的良好な処理効率が見られたが、水頭差が高めに不安定に推移した時期は顕著な効果は見られなかった。特に全リンの除去効率はS S除去効率と高い相関が見られた。理論上、リン除去は植生での摂取および懸濁物質態の補足によるものと考えられるが一部を除いて植生による効果は確認できなかった。

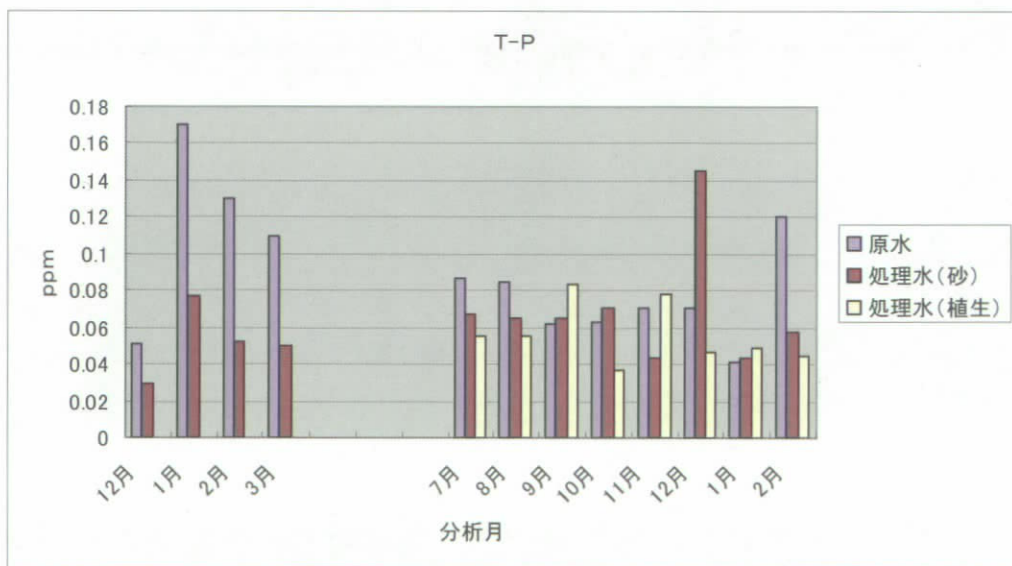


図 5-5 全リン測定結果

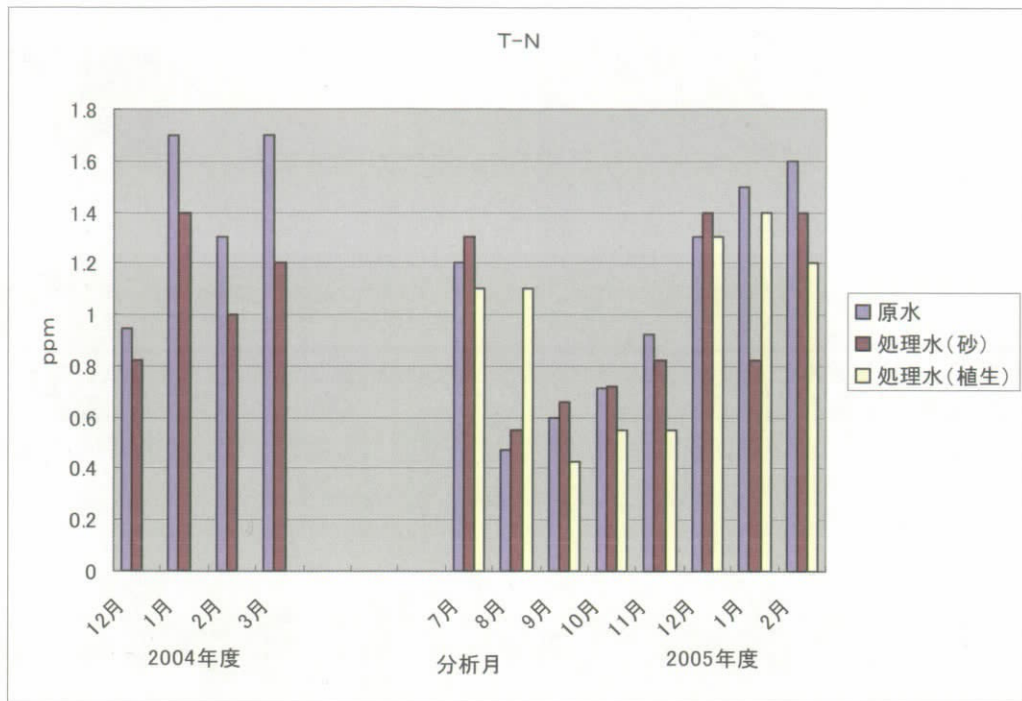


図 5-6 全窒素測定結果

5.5 洗浄試験

本試験設備では逆洗システムを設置しておらず、図 4-1 のとおり設備形状の制約から一部の区域のみについて洗浄試験を実施した。エアレーション開始直後のエアバブルは広範囲に広がったが (図 5-7)、5 分程度後には一部に集中した。これは閉塞したケイ砂によって当初分散したエアが、次第に砂が洗浄されるにつれて分散しなくなり、挿入したパイプのエア出口直上に集中してきたためであると考えられる。また、エアレーション開始直後からケイ砂上面の水は相当量の懸濁物質を含む状態となった。この懸濁物質を含む水 (逆洗水) はエアレーションを止めると数分程度沈降することから、固液分離は容易であると思われる (図 5-8)。また、洗浄後の砂は初期投入時と同様の目視状況となった (図 5-9)。

この作業によって水頭差が 8 cm 低下し安定的通水のための洗浄効果が示唆された。



図 5-7(1) エアレーション開始直後



図 5-7(2) エアレーション開始 5 分後



図 5-8 エアレーション中止 5 分後



図 5-9 洗浄作業前後のけい砂

6. まとめ

高弾性で鉄筋の 10 倍以上の強度を有し、水環境下であっても腐食の懸念がない炭素繊維強化プラスチック（CFRP）を用いて CFRP 強化透水性コンクリートパネルを作成した。これに支持された接触材で水質浄化を行うことを目標として、透水性能の維持、浄化効率の把握を目的に実験した。

CFRP 強化透水性コンクリートパネル単独および接触材を敷設した場合でも、短期間で閉塞することはなく、また、閉塞してもエアレーションによって容易に回復できることが示唆された。安定した通水が保持される場合には、特に懸濁物質の除去効果、およびそれに付随する栄養塩等の除去効果が期待できる。

今回の実験によって確認できた内容を以下にまとめる。

- ①一般的なコンクリートと比較して顕著に強度が劣る透水性コンクリートでも CFRP によって強化した透水性コンクリートパネルは計算どおりの強度が得られ、浄化機能をもつ構造物として設計する際、既存の RC 構造物計算と同様に設計ができることが確認された。
- ②CFRP 強化透水性コンクリートパネル（単独）に対して 3.3～6.0m/日の負荷水量で上向流に通水することにより期間中、藻類の繁茂が見られたが、透水性の低下は全く見られなかった。これにより、CFRP 強化透水性コンクリートパネルが通水の設計上の制限とはならないことが明らかとなった。
- ③ケイ砂を接触材として敷設した後も当面は安定した通水が保持されたが、5ヶ月後に急激な圧力損失が生じ、その後は高め（16～33cm）の水頭差で不安定に推移した。通水が安定した期間では、安定して高い浄化効率を示し、特に目視においても清澄感の高い処理水（図 3-8）が得られたが、通水が不安定になるとその効率は低下した。安定した通水が本システムの基本的条件となることが明らかとなった。
- ④一般的な接触酸化方式の浄化では、低水温期には処理効果が極端に低下すると言われているが、本システムでは、冬季低温期においても比較的高い処理効果が確認できた。これは本システムが、物理的機構によって浄化される割合が大きいためと考えられる。
- ⑤簡便なエアレーションで接触材の洗浄および圧力損失対策が可能であることが示唆された。接触材（砂）設置から圧力損失の急激な上昇までに、5ヶ月かかっていることから、洗浄が十分に実施される場合、その洗浄頻度は数ヶ月に 1 回程度で十分であると思われる。
- ⑥本試験から、CFRP 強化透水性コンクリートで支持された接触材に対し、上向流に

通水することによる通水性状の把握、浄化効率および閉塞時の対策等について、基本的な知見を得ることができた。浄化効率に関しては、CFRP強化透水性コンクリート床版および接触材としてのケイ砂は、僅か 200mm程度の厚さであり、有効な接触反応時間は1時間程度に過ぎない。CFRP強化透水性コンクリート床版下面部に接触材を設ける、CFRP強化透水性コンクリート床版上面部の接触材に機能性の材質を用いること等によって、より効率的な浄化能力をもたせることができるものと期待される。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

日鉄コンポジット株式会社

実験センター所長

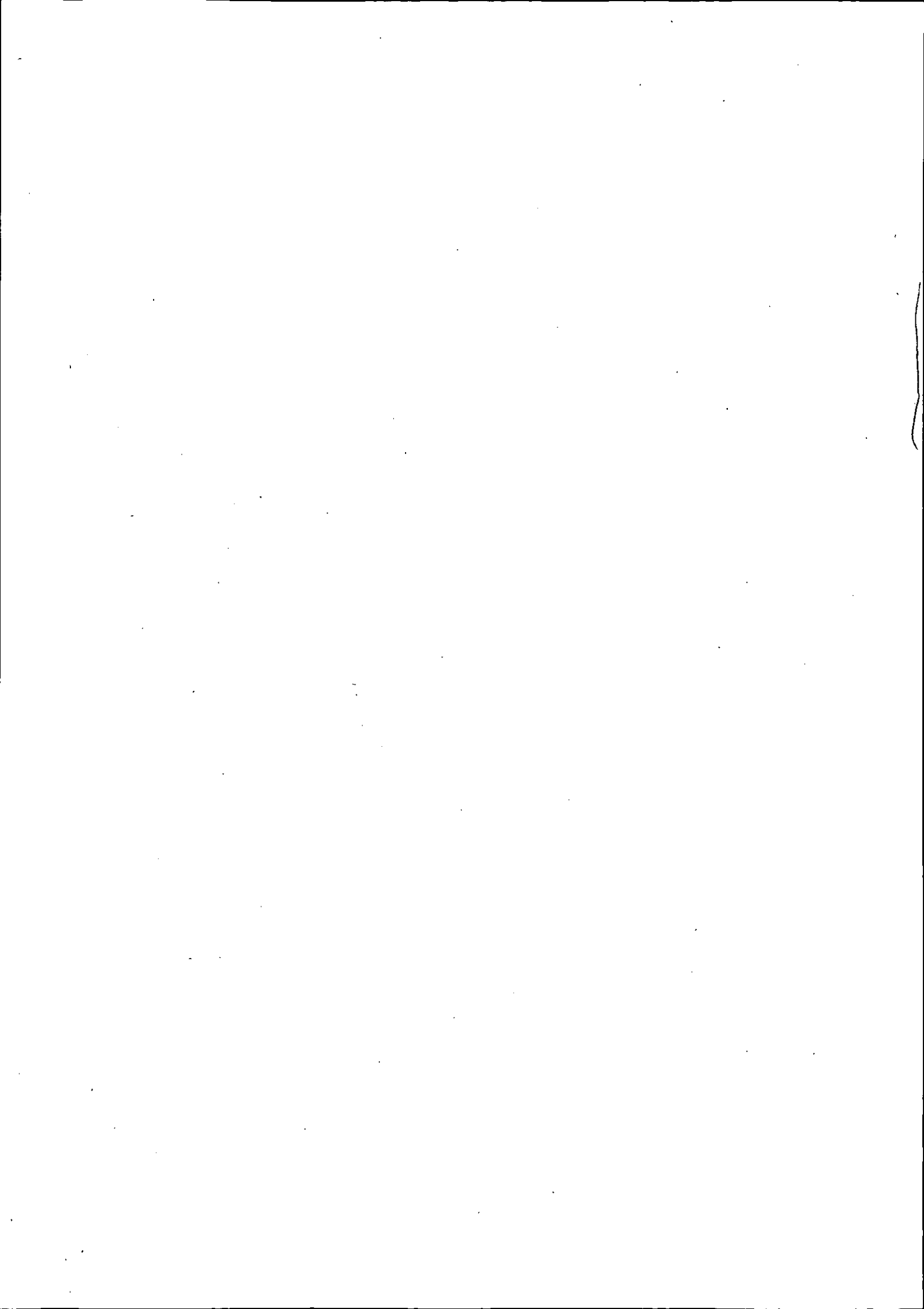
実験センター主任研究員

大阪支店長

北澤 賢治

和田 桂子

錢本三千雄



6. 浚渫土を用いたヨシ原復元実験

1. 目的

琵琶湖におけるヨシ原の再生は、ヨシ原が本来有する水質浄化機能ばかりでなく、魚類の繁殖、鳥類等の生息地、湖岸の侵食防止や自然景観の保全といった観点から琵琶湖の水環境改善の重要な施策となっている。

一方、湖底に堆積する底泥の浚渫が実施されているが、その浚渫泥土の有効利用が課題となっている。浚渫泥土をヨシ原再生の植生基盤材に使用する場合、①浚渫泥土に含まれる栄養塩類（窒素、リン）の溶出が、湖水の水質汚濁の原因になる恐れがあること、②基盤が軟弱になるため施工後の圧密沈下等による水深の増加等がヨシの生育に悪影響することなどが考えられる。したがって、琵琶湖沿岸でヨシ原再生に使用されている植生基盤材には、川砂が使用されており、浚渫泥土は使用されていない。

本実験は、P S 灰を再処理し再資源化した土質改良材（F T マッドキラー）を使用して、浚渫泥土を使用したヨシ原再生技術の開発を目的とした。（図 1-1 参照）

浚渫泥土をF T マッドキラーにより土質改良して植生基盤としたヨシ原を造成し、在来工法である川砂使用の植生基盤のヨシ原との比較実験を行うことにより、浚渫泥土の改良土によるヨシ植生基盤の有効性を検証し、湖岸形成の改善提案を行うことを目的とした。

実験による検証の内容を以下に示す。

- (1) 改良土によるヨシ植生基盤のヨシ生育に関する有効性の検証
- (2) 改良土によるヨシ植生基盤が湖水に及ぼす影響の検証
- (3) 改良土によるヨシ植生基盤の安定性の検証
- (4) 改良土がヨシ以外の生物に及ぼす影響の検証

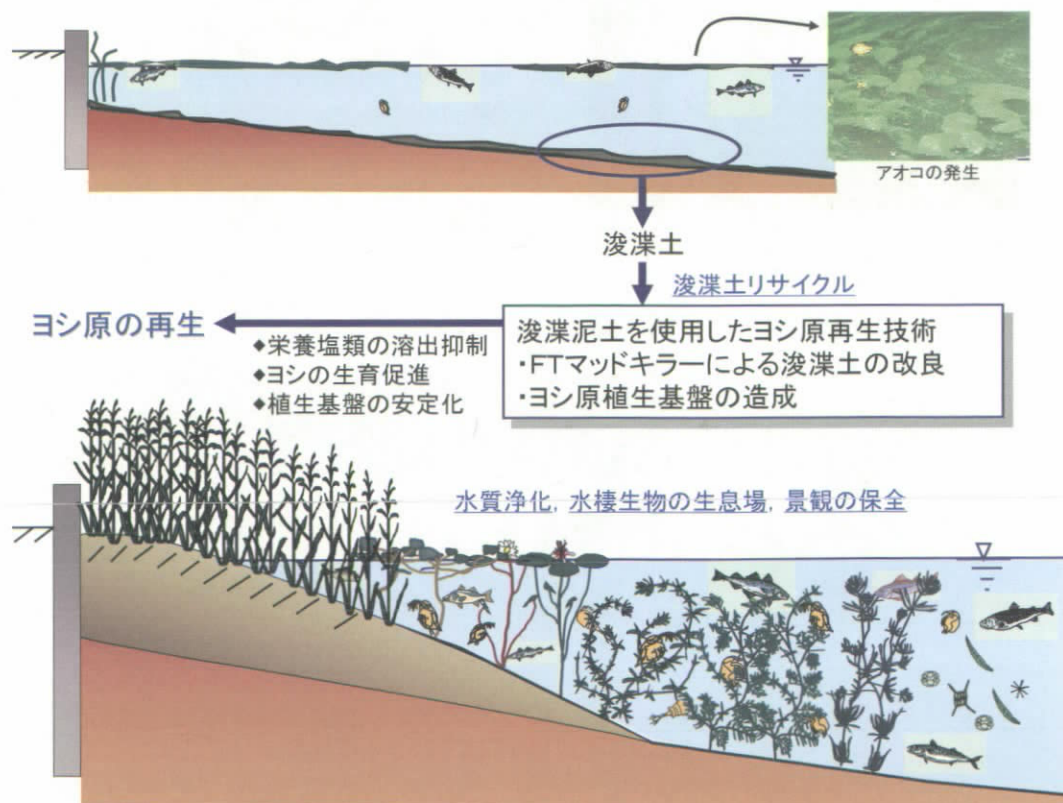


図 1-1 浚渫改良土によるヨシ原再生技術の基本コンセプト

2. 技術の考え方

2.1 浚渫泥土をヨシ植生基盤に使用した場合の問題点

浚渫泥土を湖岸のヨシ植生基盤に使用した場合、次のような問題点が挙げられた。

- (1) 浚渫泥土には、有機物、窒素、リン等が多量に含まれており、これらが湖水に溶出し、水質に悪影響することが考えられる。
- (2) 浚渫泥土は、シルト含有率が高く、硬度が低いことから、ヨシの生育に適した地盤強度が不足し、生育が困難である。
- (3) 施工後に圧密沈下するなど地形の変化を起しやすい。また、セメント系固化材等で改良した場合、pHが高くなるなど化学的な問題がある。

2.2 技術の概要

F Tマッドキラーによる泥土改良工法（F Tマッドキラー工法^{*}）は、製紙工場から発生するペーパースラッジを焼成した灰（P S灰）を高温焼成して製造した多孔質セラミック質材料の改良材（F Tマッドキラー）を使用し、泥土とF Tマッドキラーを混合することにより、瞬時に埋立や盛土材等に使用できるまで改良する工法である。本実験では、この工法を利用してヨシ植生基盤を造成し、ヨシ原を再生する。（図 2-1 参照）F Tマッドキラー工法は、次のような技術登録が行われている。

- ・ N E T I S（新技術番号C B -010011）
- ・ 国土交通省「テーマ設定技術募集システム」選定技術（平成 15 年度）
- ・ グリーン購入法特定調達品目候補群（ロングリスト）掲載



図 2-1 F Tマッドキラーの概要¹⁾

2.3 技術の効果

これらの問題に対して、土質改良材（F Tマッドキラー）の次のような機能を利用して、浚渫泥土を改良することにより、ヨシ植生基盤材に適用できると考えた。

- (1) F Tマッドキラーは浚渫泥土と混合すると窒素、リンの溶出速度を低減する作用がある。
- (2) 浚渫泥土に含有する栄養塩類により、川砂と比較してヨシの生育が促進される。
- (3) 浚渫泥土を瞬時に改良でき、所定の強度に締め固めることができるため、施工性が高い。また、施工後の圧密沈下等による地形の変化が少ない。
- (4) F Tマッドキラーは他の土質改良材と比較して化学的に安定したセラミックスであるため、化学的問題がなく、ヨシの生育や生態系に及ぼす影響がない。
- (5) その他、改良土には透水性を確保できる（透水係数 $1 \times 10^{-3} \sim 10^{-5} \text{ cm/s}$ ）ことや、F Tマッドキラーは多孔質なため、適度な保水性がえられるなどの特徴がある。

3. 実験施設の概要

3.1 実験場所

琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下B i y oセンター）深池型浄化実験施設 A槽（滋賀県草津市志那町地先 葉山川河口右岸前浜）

3.2 実験区の設定

ヨシ植生基盤の性状の違いにより、実験区を表 3-1 のように設定した。

表 3-1 実験区の概要

名称	植生基盤の土質	主な理由
実験区 A	浚渫改良土 施工時の改質土の締固め強度 コーン指数 $q_c = 300\text{kN/m}^2$ 湿地ブルドーザで走行可能な強度※ ¹	・施工時の締固め強度によるヨシの生育影響の把握 ・改良土からの栄養塩類溶出低減効果の把握
実験区 B	浚渫改良土 施工時の改質土の締固め強度 コーン指数 $q_c = 500\text{kN/m}^2$ 中型普通ブルドーザで走行可能な強度	・化学的環境影響の把握 ・地盤の早期安定性の把握
対照区	川砂使用	在来工法(実験区の比較対象)

3.3 実験区の構造

実験区の構造を図 3-1 に示す。ヨシ植生基盤の縦断面の形状は、ヨシ群落の形成、水質への影響等の評価を行う根拠となるように、湖岸に実際造成する標準的な断面で行った。主な諸元を以下に示す。

- ・ 植生基盤表面の勾配を、琵琶湖のヨシ群落の最も厳しい勾配として 2% とする。
- ・ ヨシ植生基盤高は、琵琶湖における標準的なヨシ群落再生の地盤高を考慮して、平均水位を MWL0cm とすると、MWL-30cm ~ -6cm とする。
- ・ 琵琶湖流入河川・葉山川の水を常時外浜側から流入させ、地盤の高い方から越流放流する。
- ・ FTマッドキラー工法の特徴である保水性が、実際の湖面水位の変動（低下）に伴う土壌の乾燥から植栽初期のヨシの生育に有効であることを検証するため、上記のヨシ植生基盤の最も地盤の高い側に MWL+40cm（水平地下茎の最小土壌深度、植付け初期に根茎が水没しない地盤高）の陸上植栽部を設けた。

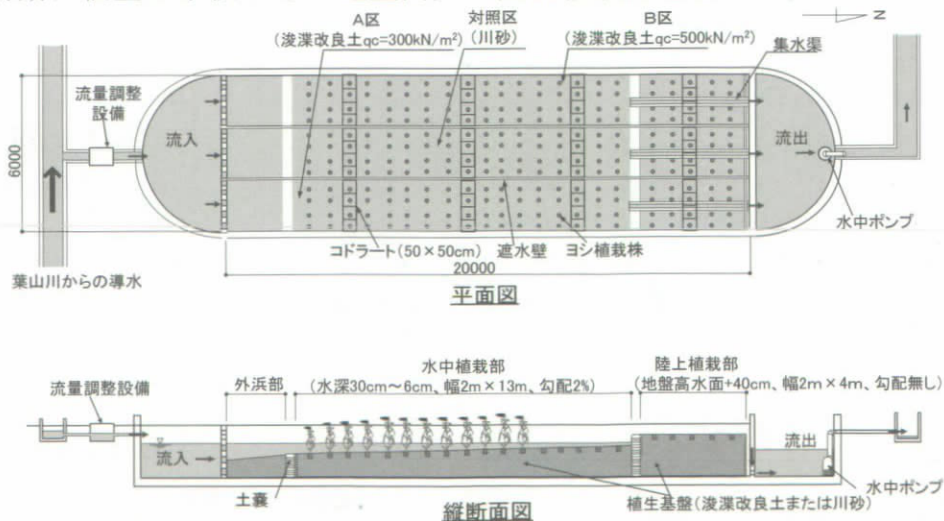


図 3-1 実験施設の概要図

3.4 植生基盤材の性状

(1) 浚渫土 (表 3-2 参照)

実験に使用する浚渫土は、過去に浚渫して仮置きした木浜町の滋賀県県有地浚渫土集積場内の内湖浚渫土を使用した。土質性状を表 3-2 に示す。シルト・粘土含有率が高く、液性限界よりも高い泥状な性状を有する土であった。

(2) 土質改良材

今回の試験に使用した土質改良材 (FT マッドキラー) の概要を表 3-3 に示す。

(3) 改良材の配合量

本実験に使用した改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ 、 $q_c=500\text{kN/m}^2$ の浚渫泥土に対する配合量を表 3-4 に示す。

表 3-2 浚渫土の土質性状

シルト・粘土含有率(%)	79.1
含水比(%)	80.0
液性限界 w_L (%)	52.4
塑性限界 w_p (%)	29.5
塑性指数 I_p	22.9
pH	7.15

表 3-3 改良材の概要

外状	灰白色粉体	
化学的性状	主成分	シリカ・アルミナ主体
物理的性状	粒度	砂状
	密度	2.65g/cm ³
	かさ比重	0.65 g/cm ³
	吸水率	39%

表 3-4 改良材の添加量

項目	改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$	改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$
FTマッドキラー配合量 (泥 100 に対する配合量)	372kg/m ³ (23.954g)	414kg/m ³ (26.658g)
備考	琵琶湖原泥:含水比 80%、湿潤密度 1.553g/cm ³	

(4) 改良土の粒度分布

実験終了時に、各試験区水中植栽部の上流側、中央、下流側の 3 地点について、2 回ずつ地表から 30cm まで土壌コアサンプルを採取し、土壌深度 20~30cm の粒度試験を実施した結果を図 3-2 に示す。FT マッドキラーの添加量を多くした改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ (実験区 B) の方が、中央粒径が小さくシルト・粘土含有率が高かったことから、実験区 A と B とでは、浚渫泥土の土質性状が若干異なっていた。

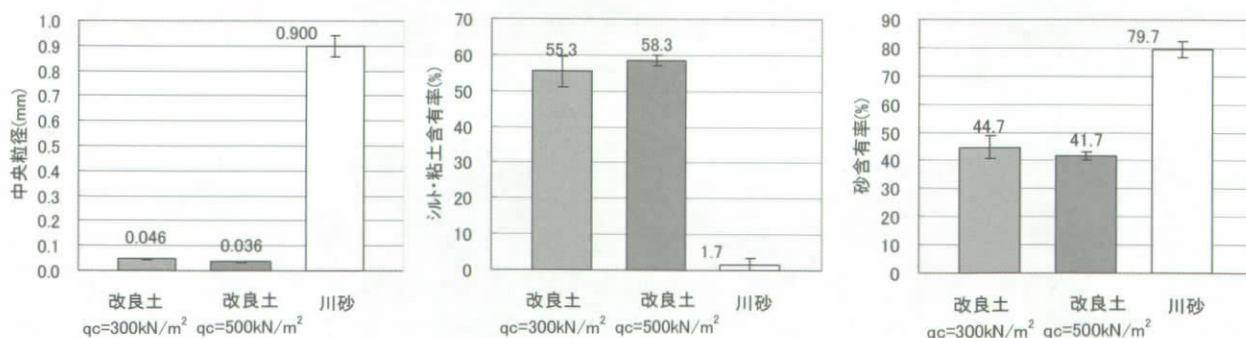


図 3-2 改良土の粒度調査結果

(5) ヨシ

市販のヨシ苗株を購入し、植生基盤に株植えた。入手先等は次のとおりである。

- ・入手先 : 株式会社ラーゴ
- ・ヨシ株の状態 : 植栽 1.5 年目、直径 10.5cm、地上部 1m 程度

4. 実証調査方法

4.1 実証調査の考え方

目的別の調査項目を表 4-1 に示す。これらの実験目的のうち、No.1 (改良土がヨシの生育におよぼす影響把握) と No.2 (改良土が水質に及ぼす影響把握) を特に重要なテーマと位置づけた。

表 4-1 実験目的別の評価の考え方

No	実験目的	主な調査項目	評価の考え方
1	改良土によるヨシ植生基盤が湖水に及ぼす影響の検証	溶出速度(室内カラム溶出試験、現場溶出試験)、土壌中の窒素・リン含有量の変化	ヨシ植生基盤からの溶出速度の比較
2	改良土によるヨシ植生基盤のヨシ生育に関する有効性の検証	ヨシの生育状況(草高、茎個体数密度、乾燥重量)	ヨシ地上部および地下茎の生育状況、および植生基盤土壌等の環境因子に対する寄与率等を解析
3	改良土によるヨシ植生基盤の安定性の検証	地盤高の経時的な変化量	地形変化量の比較
4	ヨシ以外の生物に及ぼす影響の検証	動植物プランクトン、メイオベントス、沈水植物、陸域の出現生物	在来工法と比較して、著しくヨシ以外の生物の生息に悪影響がないこと(種数、個体数密度等)

4.2 調査方法

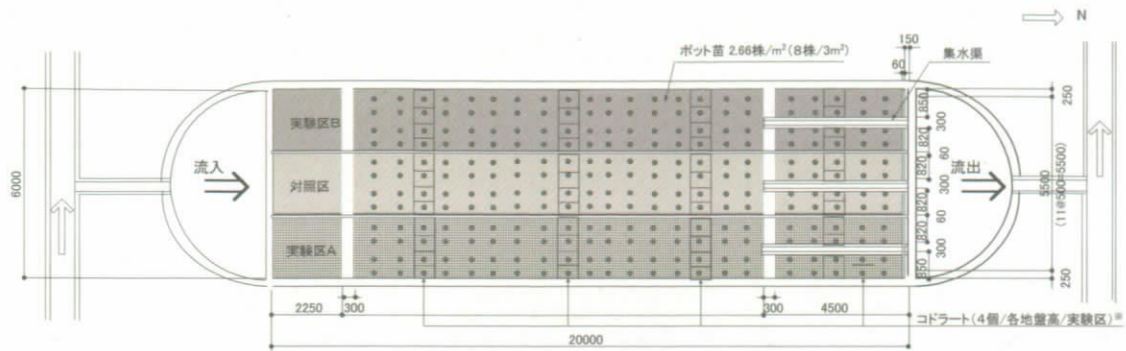
実証調査の項目および方法を表 4-2 に示す。

表 4-2 調査項目および方法

項目	調査方法・頻度
水質調査	<p>実験区に流入する水質条件、改良土が湖水に及ぼす影響および造成したヨシ群落の水質浄化機能を把握するため、水質調査を行う。</p> <p>1回/1~2月の頻度で実験区に流入する水の SS、COD_{Mn}、T-N、T-P、DO、pH を測定する。</p> <p>また、2年目の春季、夏季の2回、ヨシ群落流入口、各実験区排水口3点の計6点で採水し、T-N、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、T-P、PO₄-P を分析する。</p> <p>分析方法：SS、COD_{Mn}、T-N、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、T-P、PO₄-P：JIS K 0102 DO：隔膜電極法 pH：ガラス電極法</p> <p>頻度：2004年度：1点×1回/1~2月(SS、COD_{Mn}、T-N、T-P、DO、pH) 2005年度：1点×1回/1~2月(SS、COD_{Mn}、T-N、T-P、DO、pH) 4点×2回/年(T-N、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、T-P、PO₄-P)</p>
ヨシ生育状況	<p>改良土によるヨシ植生基盤の適合性を評価するため、ヨシの生育状況を調査する。</p> <p>①地上部の定期調査 地盤高別(MWL-30cm、-18cm、-6cm、+40cm)の各実験区横断方向に50cm×50cmの枠を設置し、全枠内の最高草高・水深および各地盤高の1枠の全草高、地上茎個体数密度、水深を1回/2月の頻度で10月まで調査する。 3区×4点×1回/2月 調査地点および調査項目を図4.1に示す。</p> <p>②地上部の刈り取り調査 実験終了時の2005年10月末に地上部の定期調査を実施したコドラート内のヨシ地上部を全て刈り取り、単位面積あたりの乾燥重量を測定する。 3区×4点</p> <p>③地下茎の刈り取り調査 地上部の定期調査を実施したコドラート内の植生基盤を人力掘削し、地下茎の乾燥重量、分布状況(土壌深度、平面位置)を調査する。 実験区B、対照区のみ行い、陸域、水域(中央)の2地点で行う。 2区×2点</p>

表 4-2 調査項目および内容（前頁の続き）

項目	調査方法・頻度
動植物 プランク トン	ヨシ植生基盤の違いによる動植物プランクトンの出現種の傾向を把握するため、2年目の春季または夏季に調査する。各実験区中央のヨシ植生基盤表面で採水し、現地でホルマリン固定を行い、室内で同定・計数する。 2005年度：3区×1点×1回
メイオベ ントス	ヨシ植生基盤の違いによるメイオベントスの出現種の傾向を把握するため、2年目の春季または夏季に調査する。各実験区中央でコアサンプルを採水し、現地でホルマリン固定を行い、室内で同定・計数する。2005年度：3区×1点×1回
沈水植物 生育試験	ヨシ以外の植物として、沈水植物を3種類選定し、植生基盤材料の異なる生育試験を行う。 2005年度：植物3種類×植生基盤材料4種類
土壌	<p>①粒度分布 ヨシ植生基盤に使用した土壌について調査する。 試験方法：粒度分布 : JIS A 1204 頻度 : 2004年度 2種類（浚渫泥土、川砂）×1回 2005年度 3区×3点（水域）×1回（終了時）</p> <p>②窒素・リン含有量、強熱減量、pH 土壌の物質収支を把握するため、2年目の調査終了後に地表から30cmの土壌コアサンプルを各実験区の地盤高別に横断方向中央部で採取し、次のような方法により室内試験する。 試験方法：窒素含有量 : 燃烧法 リン含有量 : 硝酸一過塩素酸分解法 強熱減量 : JSF T 221 pH : JSF T 211 頻度 : 2004年度：浚渫泥土、川砂、2種類の改良土×1回 溶出試験終了時の土壌コアサンプル（3種類）×1回 2005年度：3区×4点×1回（終了時）</p> <p>③室内カラム溶出試験 浚渫泥土を実証実験の実験区の締固め強度の改良材の配合で改質土を製造し、浚渫泥土、川砂を比較対象として、カラム溶出試験を実施する。暗条件・開放条件で定期的に採水し、水質分析する。 分析項目は、T-N、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、T-P、PO₄-Pとする。 2004年度または2005年度：1回</p> <p>④現場溶出試験 改良土植生基盤からの造成直後・2ヵ月後の窒素・リン溶出速度を把握するため、ヨシ植生基盤にステンレス製のチャンパーを挿入し、暗条件・開放条件で定期的に採水し水質分析する。 分析項目は、T-N、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、T-P、PO₄-Pとする。 2004年度：2回（造成・通水直後、2ヶ月後）</p>
植生基盤 の変位	実験開始後の地盤高の変化を把握するために、全ヨシ株の高さ（植栽直後のみ測定）、およびコドラート調査の対象としたヨシ株の高さを1回/1~3月の頻度で測定する。 全ヨシ株の高さ：植栽直後、コドラート調査の対象株：1回/1~3月
気象条件	実験条件を把握するため、以下の項目を連続計測する。調査地点を図4.2に示す。 気温、水温 : サーミスタ式自動連続計測 1点 土壌温度 : サーミスタ式自動連続計測 3区×3点（湛水部2、陸部1）
一般項目	浄化施設における臭気の発生、景観、およびその他の問題点の有無を把握するため、実験施設の形状調査地点で、臭気、景観を現地観察し、定性評価する。また、景観が分かるように写真撮影する。 実験施設全体について、1回目の実験開始時および1回/月の頻度で実施する。



※調査は、地盤高別の4コドラートのうち、3コドラートの茎個体数密度、最長草丈を測定し、残りの1コドラートについては、茎個体数密度、草丈を全数測定する。

図 4-1 植生調査位置図

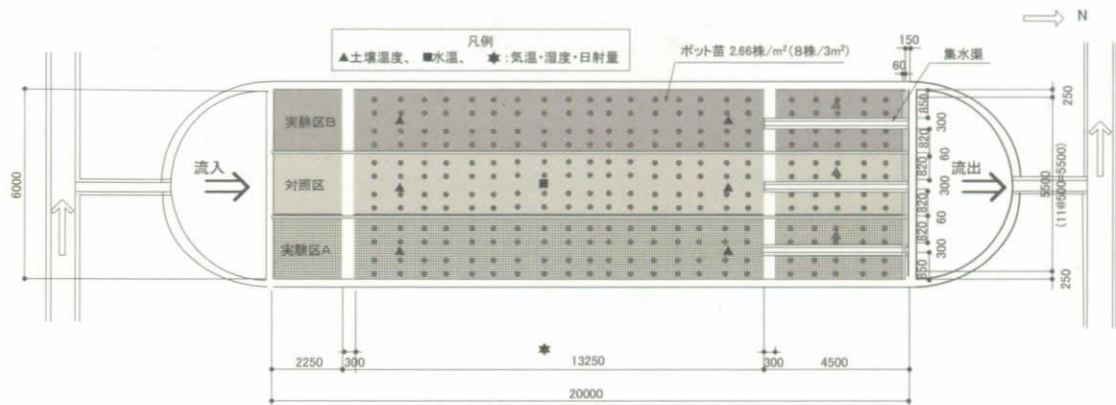


図 4-2 計測器位置図

4.3 調査工程

調査工程を表 4-3 に示す。

表 4-3 調査工程

実施項目	年月	2004年度												2005年度											
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
準備工		事前調査・許可																							
実験施設の建設		造成工事		計測設備工事																				撤去工事	
ヨシの生育状況	ヨシの密度・草高		6/20		6/27		10/22						4/28	5/28	6/24			10/28							
水質	地上部刈り取り調査																					12/3		1/19	
	地下茎調査																								
	SS		6/2	7/7	8/11		10/2		12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19						
	COD _{Mn}		6/2	7/7	8/11		10/2		12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19						
	T-N		6/2	7/7	8/11		10/2		12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19						
	NH ₄ -N													5/28			8/31								
	NO ₃ -N													5/28			8/31								
	NO ₂ -N													5/28			8/31								
	T-P		6/2	7/7	8/11		10/2		12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19						
	PO ₄ -P		6/2	7/7	8/11		10/2		12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19						
DO		6/2	7/7	8/11		10/2	11/1	12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19							
pH		6/2	7/7	8/11		10/2	11/1	12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19							
生物	動物プランクトン		6/2	7/7	8/11		10/2	11/1	12/28		2/28		4/27	5/28	6/25	7/31	8/31	10/22	10/19						
	植物プランクトン													5/28											
土壌	粒度分布		8/31			8/11													10/21						
	粒子密度		8/31			8/11													10/21						
	湿潤密度																							8/19	
	水分		8/31			8/11														10/21					
基盤形状	窒素含有量		8/31			8/11													10/21						
	リン含有量		8/31			8/11													10/21						
	Ig_loss		8/31			8/11													10/21						
	pH		8/31			8/11													10/21						
	溶出試験(底泥抽出)		8/31			8/11													10/21						
	現場溶出試験		8/31~9/3			8/9~18																			
	室内カラム溶出試験																								
一般調査項目	気温、水温、土壌温度		6/1	7/7	8/9		10/2	11/11	12/28		2/28		4/27			8/31		10/19							
報告書作成等													中間											終了	

5. 浚渫改良土による植生基盤が水質に及ぼす影響に関する調査

5.1 溶出試験（底泥抽出実験）

ヨシ原再生に伴う植生基盤土壌からの汚染物質の溶出が水質におよぼす影響を予測するため、土壌を蒸留水で抽出して、抽出液中の窒素およびリンの溶出量を測定した。

5.1.1 実験方法

改質前の琵琶湖の浚渫泥土（以下、原泥）、実験区Aの植生基盤土壌（改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ ）、実験区Bの植生基盤土壌（改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ ）、対照区の植生基盤土壌（以下、川砂）、FTマッドキラーについて、沿岸環境調査マニュアル・底質・生物編（日本海洋学会編）²⁾に基づき、窒素およびリンの溶出試験を実施した。改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ および改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ は、原泥によるデータのばらつきを防止するため、現地で採取したものを使用せず、本溶出試験に使用した原泥にFTマッドキラーを実証実験と同じ配合で調整したものを使用した。

溶出試験の実施条件は、混合液中に含まれる固形分の重量と混合液との体積比は3/100 (g/l)、かつ混合液量が500ml以上になるように調整し、室温にて4時間浸透後ろ紙（5種C）を用いてろ過したろ液を分析した。

5.1.2 実験結果

(1) 窒素

全窒素（T-N）および形態別窒素の溶出試験結果から次のようなことが確認された。

- ・ FTマッドキラーからの窒素の溶出はほとんどない。
- ・ 改良土からのT-N溶出量は、原泥と比較して改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$: 49%、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$: 30%低減された。
- ・ 溶出した窒素の形態は、主にアンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）、および可溶性有機態窒素（DON）であった。

(2) リン

全リン（T-P）およびリン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）の溶出試験結果を図5.5～5.6に示す。主な結果を以下に示す。

- ・ FTマッドキラーからのリンの溶出は本試験方法ではみられなかった。
- ・ 改良土からのT-P溶出量は、原泥と比較して改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$: 39%、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$: 23%低減された。
- ・ 溶出したリンの形態は、大部分がリン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）の形態であった。

5.2 室内カラム溶出試験

浚渫土および改良土からの栄養塩の溶出特性を把握するために、湖沼における底泥に含有された栄養塩が液中に溶出する過程を実際の水域環境に近い条件下で再現したカラム試験を実施した。

5.2.1 試験方法

試験は、(社)底質浄化協会「底質の調査・試験マニュアル」³⁾の栄養塩類溶出試験（窒素、リン）に準拠した栄養塩類のカラム溶出試験方法とした。カラム溶出試験装置は図5.7、5.8に示す構成とし、円筒形の直径14cmに浚渫土は静かに投入し、改良土は締固めエネルギーA法にて厚さ30cmで作成した。直上水の高さは50cmである。

カラム内は試験中、ヨシ群落の育成する湖岸を想定し、好気状態とし、直上水はポンプにて循環、恒温室 20℃で実施した。以下に実験ケースを示す。

【実験ケース】

- ①浚渫土、②改良土 $qc=300kN/m^2$ 、③改良土 $qc=500kN/m^2$ 、④改良土 $qc=800kN/m^2$

5.2.2 主な試験結果

T-N の溶出速度は、浚渫土と比較して改良土の方が小さく、植生基盤の締め固め強度が高く地盤の硬い方が溶出速度が小さいことがわかった。浚渫土に対する T-N 溶出速度抑制率は、 $qc=300kN/m^2$ (実験区 A の植生基盤) : 43.7%、 $qc=500kN/m^2$ (実験区 B の植生基盤) : 52.4%、 $qc=800kN/m^2$: 77.0%であった。

また、T-P の溶出速度は、浚渫土の溶出速度が小さかったことがあり、浚渫改良土の溶出速度が若干高い結果となった。浚渫改良土で比較すると、締め固め強度が高く地盤が硬い方が溶出速度は小さいことが確認された。

木浜内湖と南湖各水域の底泥溶出速度⁴⁾との比較を図 5-1~5-2 に示す。改良土の溶出量は、ここで示された底泥と比較して T-N および T-P の溶出速度が小さいと考えられた。

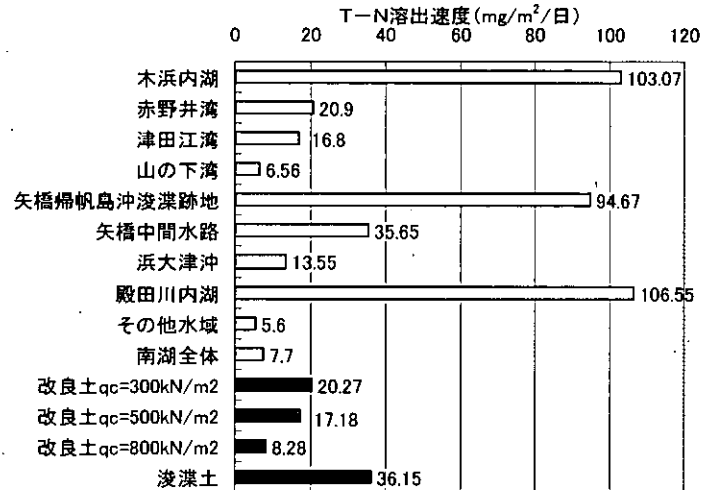


図 5-1 T-N 溶出速度の比較

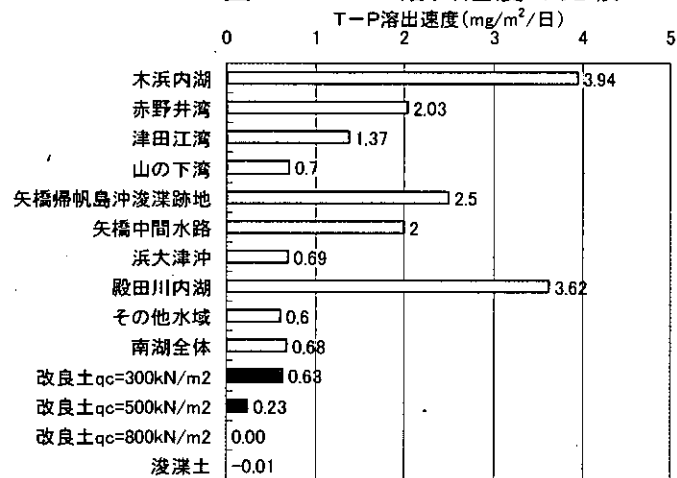


図 5-2 T-P 溶出速度の比較

5.3 現場溶出試験

実証実験において、植生基盤を造成し湛水した直後およびその約 2 ヶ月後に、植生基盤土壌から溶出する窒素およびリンの溶出速度を把握するため、現場溶出試験を行った。

5.3.1 調査方法

実験区 A, B および対照区のほぼ同様の水深の地点にステンレス製チャンバー (内寸 397mm×397mm、高さ 197mm、根入長 100mm) を設置し、電動ポンプで十分チャンバー内の水を外部の水と交換した後、12 時間ごとに採水し、チャンバー内の水質を室内分析 (JIS K 0102) し、窒素およびリンの溶出速度を調査した。チャンバー内は暗条件とし、常時蓋を日光が中に入らないように開放して、チャンバー内の水が空気と触れるようにしてある。また、サンプリング時以外はピンチコックで水の交換が行われないようにして行った。

5.3.2 主な試験結果

- ・ 造成直後の T-N および $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度が、室内カラム溶出試験結果と比較して大きい傾向が見られた。この原因は、溶出試験期間が室内カラム溶出試験：20 日間に対して現場溶出試験：造成直後の 48 時間であったことが特に影響したと考えられた。また、締め固め後の植栽時の植生基盤表面の攪乱なども考えられた。
- ・ 植生基盤からの各態窒素および $\text{PO}_4\text{-P}$ の溶出速度は、造成直後に大きく造成 2 ヶ月後には概ね溶出速度が減少する傾向が見られた。この原因は、基盤土壌の溶出しやすい形態の窒素及びリンが湛水直後に速やかに溶出したこと、造成後堆積物等により植生基盤から溶出しにくくなったことなどが考えられた。

5.4 植生基盤土壌調査（窒素・リン含有率、強熱減量）

植生基盤土壌からの栄養塩類の溶出速度やヨシの生育に著しく影響する窒素、リン等の含有量を把握するため、元素分析を行った。

5.4.1 調査方法

次の 2 種類の試料について、窒素含有量（燃焼法）、リン含有量（硝酸・過塩素酸分解法）、強熱減量（JIS A 1226）、pH（JGS 0211）を測定した。

(1) 実証実験に使用した土壌材料

改良前の琵琶湖の泥（原泥）、改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ 、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ 、川砂、土質改良材（FT マッドキラー）の 5 種類の試料。浚渫改良土の配合は、現場実証試験とほぼ同じ含水比に水分調整した原泥および FT マッドキラーの配合で混合して作成した。

(2) 実証実験の植生基盤土壌コアサンプル

2004 年 8 月 11 日（実験開始約 2 ヶ月後）

2004 年 8 月の現場溶出試験実施後に現地で採取した実験区 A（改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ ）、実験区 B（改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ ）および対照区（川砂）の土壌コアサンプル（直径 10.8cm、長さ 20cm）をチャンバー設置箇所付近（水域ほぼ中央）で採取し、各コアサンプルにつき、2.5cm 層別に調査した。

2005 年 10 月 31 日（実験終了時、実験開始約 1 年 5 ヶ月後）

2005 年 10 月のヨシ成長量定期調査終了後、コドラート付近（実験区 A、B、対照区の各 4 地点）で土壌コアサンプル（直径 75mm、長さ 30cm）を 2 回ずつ採取し、地表から 0~5cm、5~10cm、10~20cm、20~30cm の 4 層で混合し、各層別に調査した。

5.4.2 主な調査結果

- ・ FT マッドキラーに窒素は含有していないことから、FT マッドキラーを使用して浚渫土を改良することにより、窒素含有量および強熱減量はそれぞれ約 22~28%、44~48% まで減少した。このことは、窒素の溶出試験（底泥抽出実験）結果とも符合し、含有量の減少は窒素の溶出量減少の原因の一つと考えられた。
- ・ FT マッドキラーには、リンが 3.96mg/g-dry 含有していたため、原泥と比較して改良土の方が 1.28~1.35 倍増加した。しかし、FT マッドキラーからのリン溶出量は極めて少なく（図 5.5、図 5.6 参照）、リン含有量が改良土からのリン溶出速度

に悪影響することは少ないと考えられた。

- ・ 現地の土壌コアサンプルを土壌深度別に元素分析した結果、リン含有率は川砂と比較して4.9～5.4倍高いことがわかった。また、造成後1年5ヵ月後では、リン溶出に伴う植生基盤のリン含有率の減少は見られなかった。強熱減量については、植生基盤表面（土壌深度0～5cm）で増加し、土壌深度5cm程度若干減少することがわかった。

5.5 結論

浚渫改良土をヨシ植生基盤土壌とした場合に、湖水の水質に及ぼす影響について、溶出試験（底泥抽出実験）、室内カラム溶出試験、現場溶出試験、植生基盤材の窒素・リン含有率等調査を行い、次のような知見が得られた。

- (1) 溶出試験（底泥抽出実験）の結果、FTマッドキラーを琵琶湖の浚渫泥土（原泥）に添加することにより、窒素およびリンの溶出量は原泥と比較して減少することが確認された。溶出量の抑制効果は配合により異なり、窒素：30～49%、リン：20～39%であった。
- (2) 室内カラム溶出試験の結果、浚渫改良土の締め固め強度が高いほど、浚渫改良土からの窒素、リン溶出速度が抑制された。特に窒素については、 $qc=800kN/m^2$ の場合浚渫土に対する溶出速度抑制率が77%であった。
- (3) 現場溶出試験の結果、植生基盤からの窒素・リンの溶出速度は、造成2ヵ月後には著しく減少し、造成直後の溶出速度が比較的大きいことが確認された。
- (4) 植生基盤土壌のリン等の含有率を調査した結果、造成約2ヵ月後と比較して、造成約1.5年後では実験区A、B（改良土）のリン含有率に大きな減少は見られなかった。

これらのことから、本工法は、土質改良材を添加することにより窒素、リン溶出速度を低減できること、締め固め強度を高めることにより窒素およびリン溶出速度を低減できることから、浚渫改良土からの窒素・リン溶出が問題となる造成後2ヶ月以内の比較的初期の溶出に有効な方法と考えられた。また、植生基盤中のリン含有率の減少が見られなかったことから、長期的にはヨシ群落復元により浚渫土からの栄養塩の溶出が水質に及ぼす悪影響は小さいと考えられた。

6. 浚渫改良土がヨシ生育に及ぼす影響に関する調査

浚渫改良土がヨシの生育に及ぼす影響を把握するため、ヨシ地上部の生育状況等の定期調査、2年目実験終了時のヨシ地上部および地下茎の刈取調査を実施した。

6.1 ヨシの生育定期調査

本研究では、浚渫土を改良した地盤におけるヨシの生長特性を把握するため、Biyoセンター内の深池型実験施設に、特性の異なる3種類の土壌を設置し、ヨシ植栽後の生育状況を観察した。また、2001年に立命館大学・京都大学・東レエンジニアリング・淡海環境保全財団により実施された「琵琶湖のヨシ再生に向けた植栽条件に係る調査研究」⁵⁾での調査結果を参考に以降の考察を行った。

6.1.1 調査方法

2004年は3回(6月30日、8月27日、10月22日)、2005年は4回(4月28日、6月28日、8月24日、10月28日)に、50cm四方のコドラート内に生育するヨシ茎個体数、最長ヨシ草高、水深の計測を行った。ただし、測定は茎が緑色のヨシのみを対象とし、計48コドラートで行われ、内12コドラートですべてのヨシ草高が測定された。また、同日に定点撮影調査を実施した。改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ (実験区A)、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ (実験区B)、川砂(対照区)が並列に敷きつめられた施設に、ヨシを植栽した。水域の水深は、水域(浅)約6~20cm、水域(中央)約20cm、水域(深)20~30cmであった。

6.1.2 調査結果および考察

(1) 茎個体数密度

平均のヨシ茎個体数密度を図6-1に示す。2004年は6月30日で30本/m²、8月27日で44本/m²、10月22日で50本/m²であり、標準偏差は15~39本/m²であった。2005年は4月28日で64本/m²、6

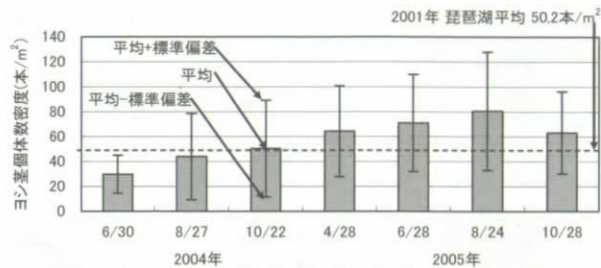


図6-1 ヨシ茎個体数密度の平均値と標準偏差

月28日で71本/m²、8月24日で80本/m²、10月28日で63本/m²であり、標準偏差は33~47本/m²であった。2001年の琵琶湖自生群落での平均値は50.2本/m²であり、植栽後2年目にして茎密度は琵琶湖自生群落における平均値⁶⁾を上回った。

基盤土壌別の平均値を図6-2に示す。2004年8月27日に浚渫改良土Bで平均茎個体数密度が64本/m²となり、他に比べて多かった。その傾向は10月22日も続き、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ で63本/m²となり、川砂44本/m²、改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ 45本/m²に比べ高密度であった。2005年は4月から10月まで改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2 >$ 改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2 >$ 川砂の順であり、最大となった8月24日では、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ が103本/m²となり、以下、改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ 77本/m²、川砂64本/m²であった。従来工法の茎密度も琵琶湖平均⁶⁾よりも高いことから、浚渫改良土の使用により高密度にヨシが生育したと推察される。

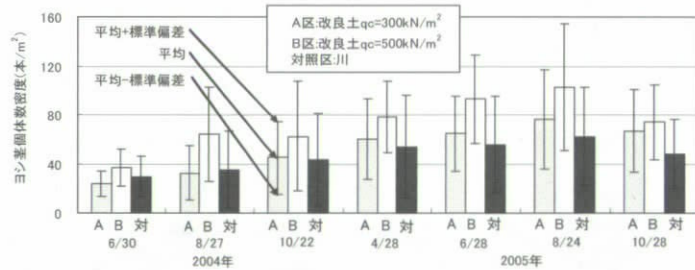


図6-2 基盤土壌別ヨシ茎個体数密度

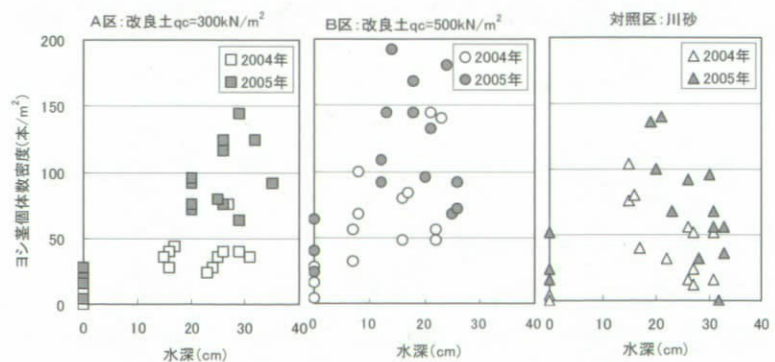


図6-3 茎密度と水深との関係 (2004年8月27日と2005年8月24日)

2004年8月27日と2005年8月24日のヨシ茎個体数密度と水深との関係を図6-3に示す。各改良土および川砂ともに、植栽後1年目、2年目ともに水深0cmの陸域で

茎個体数密度が小さい傾向にあった。ヨシは抽水植物でありやや冠水する区域において繁茂する現象が起こった結果であると判断できる。改良土 $qc=500kN/m^2$ では、植栽後1年目は水深7~23cmで、植栽後2年目は水深13~26cmで高密度に繁茂した。同様に改良土 $qc=300kN/m^2$ においても植栽後2年目に水深19~33cmで高密度に繁茂した。一方で川砂では、植栽後1年目は水深15~17cmで高密度に生育し、水深26~31cmでは密度がやや減少した。植栽後2年目にも同様の傾向が見られ、水深19~30cmで高密度に繁茂したが、水深28cm以深ではヨシ茎個体数密度が大きく減少する区域も存在した。琵琶湖沿岸域におけるヨシ植栽に関する既存の研究⁷⁾(田中ら、1999年)では、植栽後1年目で30cm、植栽後2年目で40cmを越える高水位はヨシ茎個体数の増加を抑制すると報告されており、近似した傾向が本実験の川砂区域でも得られたと考えられる。

(2) 区画内最長草高

区画内最長草高の平均値を図6-4に示す。2004年の6月30日で66cm、8月27日で119cm、10月22日で127cmであり、標準偏差は16~32cmであった。2005年は4月28日で112cm、6月28日で235cm、8月24日で280cm、10月28日で282cmであり、標準偏差は31~59cmであった。

基盤土壌別の平均値を図6-5に示す。全体的に川砂の草高が他より低くその傾向は2004年6月~10月にかけて続いていた。10月22日時点では、改良土 $qc=300kN/m^2$ で144cmと最も高く、改良土 $qc=500kN/m^2$ で124cm、川砂で111cmであった。同様の傾向は2005年4月~10月にも継続し、2005年10月28日時点では、改良土 $qc=300kN/m^2$ ・改良土 $qc=500kN/m^2$ で294cm、川砂で257cmであった。

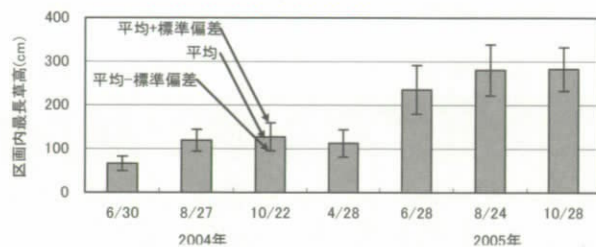


図6-4 区画内ヨシ最長草高

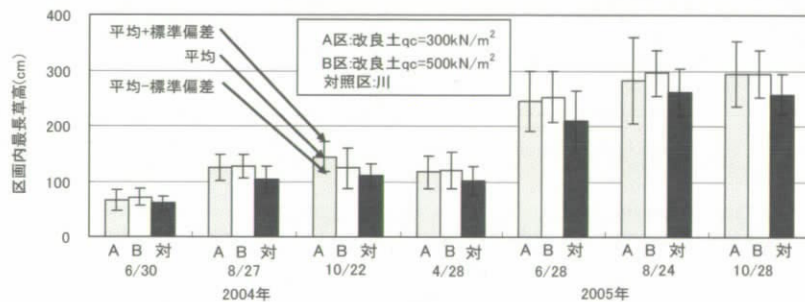


図6-5 基盤土壌別区画内最長草高

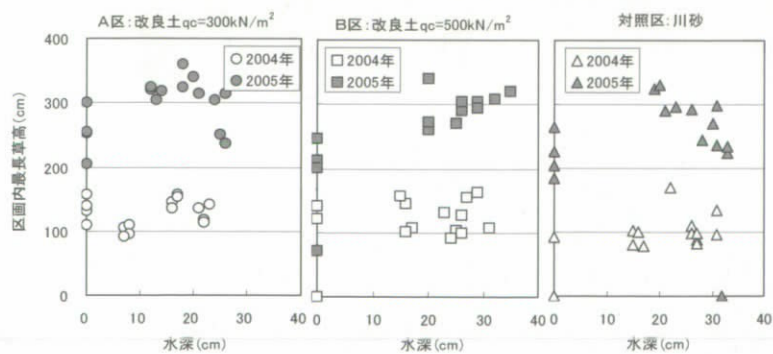


図6-6 区画内最長草高と水深との関係 (2004年8月27日と2005年8月24日)

2004年8月27日と2005年8月24日の区画内最長草高と水深との関係を図6-6に示す。植栽後1年目、2年目ともに水深0cmの陸域においても、ヨシ最長草高は他と同様の高さであった。その他、川砂において水深30cm以深でやや草高が小さくなる

傾向があったが、茎個体数密度への水深の影響に比べると小さかった。

(3) ヨシ平均草高の推定

既存の研究⁸⁾(田中ら、2003年)によると、ヨシの平均草高を調査するにはすべての草高を測る必要があり困難であるため、コドラート内のヨシ茎個体数と草高分布から平均草高が確率論的に推定されている。草高が平均 μ (cm)、標準偏差 σ (cm)の正規分布に従うと仮定し、これより平均草高 μ を推定する式を誘導すると、

$$\mu = \frac{L_m}{1 + C \times Nor^{-1} \left\{ \left(\frac{m}{100} \right)^{\frac{1}{n}} \right\}} \quad (1)$$

となり、本式より、実測の最長草高およびヨシ茎個体数から平均草高の推定が可能となる。

本研究では、計36のコドラートで最長草高とヨシ茎個体数を測定し、その他計12のコドラートにおいて、すべてのヨシ草高を測定した。草高分布の変動係数、最長草高、ヨシ茎個体数から推定計算された平均ヨシ草高を基盤土壌別に図6-7に示す。ただし、計算では各基盤土壌、各水深における草高分布がその区域における代表値であると仮定した。2004年8月27日から川砂においてヨシ平均草高が18~28cm他に比べて小さくなり、2005年8月24日には、その差は40~41cmに開いた。2005年8月24日における平均草高は、改良土 $qc=500kN/m^2$ で212cm、川砂で172cm、改良土 $qc=300kN/m^2$ で213cmであり、改良土についてはどちらも、琵琶湖平均値201cm⁶⁾(田中ら、2003年)を10cm以上超えた。

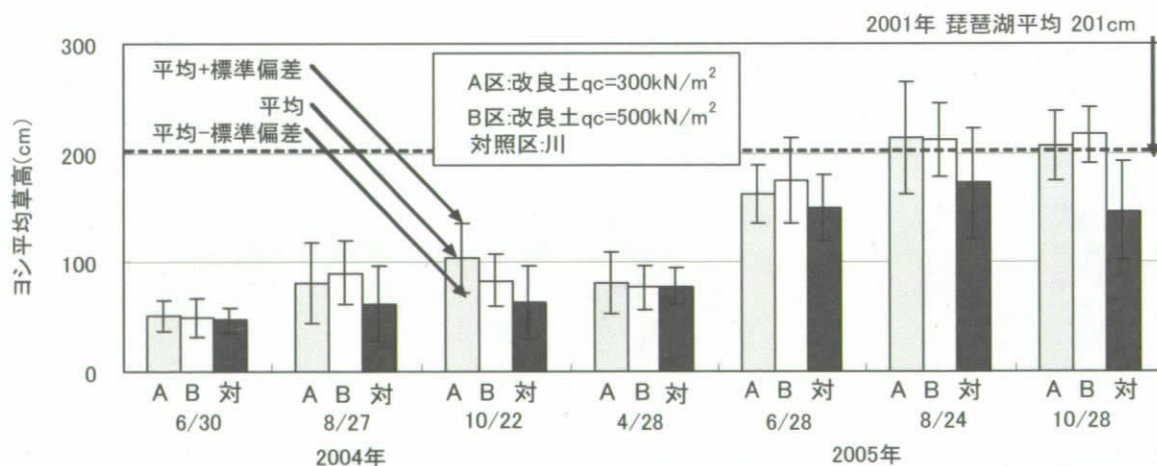


図6-7 基盤土壌別のヨシ平均草高(推定計算値)

(4) ヨシ地上部現存量の推定と評価

琵琶湖のヨシの地上部現存量の調査報告⁹⁾(吉良、1991年)として、平均 $731 \pm 170(g/m^2)$ 、最大 $4,500(g/m^2)$ などが報告されている。また、ヨシの形状特性値に関する報告例(細見¹⁰⁾、1995年、長谷¹¹⁾、1995年、原ら¹²⁾、1996年)は多く、草高を L 、茎径を D とすると、 $D^2 \times L$ が乾燥重量と正の相関にあることが報告されている(琵琶湖研究所¹³⁾、1987年)が、地上部現存量の経時変化を検討した例は少ない。そこで、平均草高の推定計算結果を用い、ヨシ植栽後の地上部現存量の変化を以下のように定量評価した。

既存の研究⁸⁾(田中ら、2003年)によると、琵琶湖南湖沿岸のヨシ植栽地を対象に、ヨシ草高 L (cm)と乾燥重量 W (dry-g/本)の関係を検討した結果、ヨシ草高 L の乾燥重量 W は、

$$W = 2.11 \times 10^{-6} L^3 \quad (2)$$

と回帰できると報告されている。本式を推定計算で得られた平均草高に適用し、ヨシ一本当たりの地上部現存量を推定した。その結果に、各コドラートにおけるヨシ茎個体数を掛け合わせヨシ地上部の現存量を推定した。2004年8月27日と2005年8月24日の結果を植栽基盤別に図6-8に示す。琵琶湖沿岸のヨシ群落での調査結果⁶⁾(田中ら、2002年)と比較すると、植栽後1年目は茎個体数密度は高いが形状が小さいため平均現存量は、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ で 99g-dry/m^2 、川砂では 30g-dry/m^2 、改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ では 58g-dry/m^2 と小さかった。植栽後2年目の8月には茎個体数密度、草高ともに大きくなり、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ で 2273g-dry/m^2 、川砂では 931g-dry/m^2 、改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ では 2195g-dry/m^2 といずれも琵琶湖沿岸ヨシ群落における現存量を上回った。つまり、浚渫改良土においては、川砂を基盤とした場合の2倍以上の地上部現存量となったが、川砂における現存量が琵琶湖沿岸の現存量と最も近い値であった。

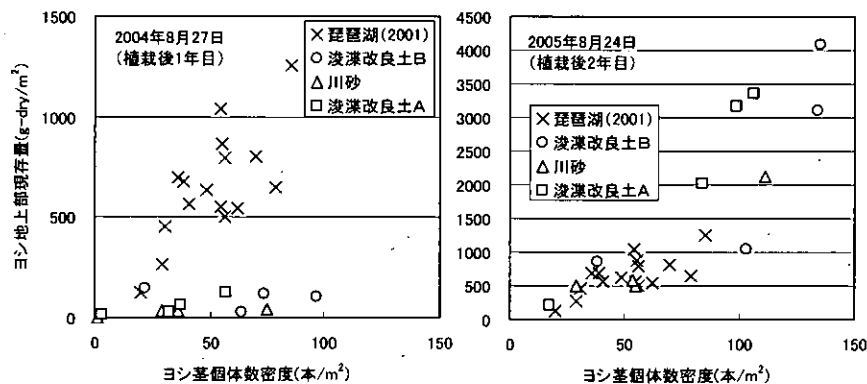


図 6-8 基盤土壌別のヨシ地上部現存量と茎個体数密度との関係

6.2 ヨシ地上部刈り取り調査

植栽2年後のヨシの成長量を把握するため、地上部の刈り取り調査を実施した。

6.2.1 調査方法

ヨシ生育状況の定期調査を実施したコドラート内(縦断方向 0.5m ×横断方向 2m)のヨシを地表面で刈り取り、単位面積あたりの乾燥重量、草高を測定した。調査は、2005年12月3日に実施した。

6.2.2 主な調査結果

- ・ 植栽2年後のヨシ生産量は、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ において、いずれの水深(地盤高)においても多かった。
- ・ 対照区(川砂)では、水深約 20cm 以上のヨシの生産量が少なかった。
- ・ 改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ および改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ では、ヨシの生育不良は見られなかった。

6.3 ヨシ地下茎調査

ヨシの成長速度を把握するため、植栽2年後のヨシの地下茎刈り取り調査を実施し

た。また、併せて、植生基盤内の地下茎の分布を調査した。

6.3.1 調査方法

実験施設内の水位を低下させ、ヨシ生育状況の定期調査を実施したコドラート内を人力で掘削し、地下茎を回収した。回収した地下茎は、上水で洗浄し、長さおよび乾燥重量を測定した。また、コドラート内を掘削した際、掘削断面の地下茎の位置、土被りを測定し、単位断面あたり地下茎の本数を把握した。

なお、本調査では外径 5mm 以上の地下茎を調査対象とし、5mm 以下の細かい根等は調査精度を理由に除外した。

調査地点の位置および平面的な掘削面積を図 6-9 に示す。

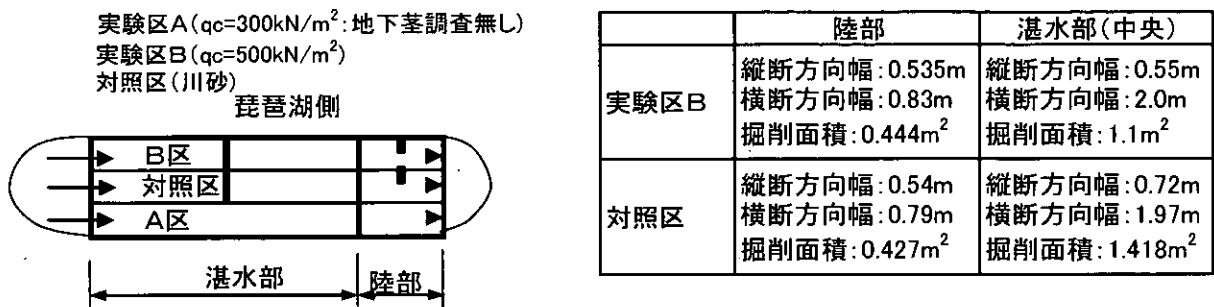


図 6-9 調査地点の概要(位置および掘削面積)

6.3.2 主な調査結果

- 地下茎の現存量は、実験区 B (改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$) と対照区 (川砂) とで異なる傾向が見られ、改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ では陸部と湛水部に大きな差は見られず湛水部の方が若干多かった。川砂では、湛水部における現存量が著しく少なく陸部の方が多かった。
- ヨシの地下茎が発達する土壌深度は水深により異なり、陸部では、30~40cm、湛水部では 16~17cm であった。陸部の土壌深度は、地下水位に影響されたと考えられた。

6.4 水ヨシの生育に及ぼす土壌環境因子に関する考察

植生基盤土壌が湛水部のヨシ (水ヨシ) の生育に及ぼす環境因子として、窒素・リン含有率¹⁴⁾が挙げられる。このほか、締め固め強度を示すコーン指数が挙げられるが、本実証実験では、湛水部のリン含有率と窒素の含有率、植生基盤のコーン指数との相関が極めて強かったこと (相関係数: 窒素含有率 0.926、コーン指数 0.919) から、リン含有率とヨシ成長量との関係を調査した。

リン含有率は、ヨシ成長量定期調査を実施したコドラート付近で、2005 年 10 月 31 日に内径 75mm、深さ 30cm のコアサンプルを 2 回採取し、土壌深度 20~30cm の土壌混合試料を、硝酸-過塩素酸分解法で分析した結果を使用した。ヨシの成長量の指標として、2005 年 8 月のヨシ茎個体数密度と 12 月に実施した地上部乾燥重量との相関が極めて強かった (相関係数 0.911) ことから、2005 年 8 月のヨシ茎個体数密度を対象

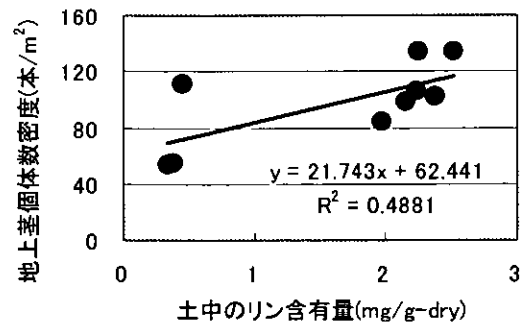


図 6-10 土壌中のリン含有率と地上茎個体数密度との関係

として浚渫改良土をヨシ植生基盤に適用した場合の影響因子について考察した。

調査結果を図 6-10 に示す。ヨシ茎密度は、リンと正の相関が見られ、浚渫改良土を植生基盤とした場合、湛水部のヨシ個体数密度（または乾燥重量）が対照区と比較して多かった原因として、土壌中のリン含有率（または、窒素含有率、またはコーン指数）が影響したと考えられた。

6.5 結論

本研究では、浚渫土を改良した地盤におけるヨシの生長特性を把握するため、Biyō センター内の深池型実験施設に、特性の異なる 3 種類の土壌を設置し、2004 年～2005 年の 2 年間、ヨシ植栽後の生育状況を観察した。主な結果を以下に示す。

- (1) 実験区 B（浚渫改良土 $qc500kN/m^2$ ）を基盤土壌としたヨシは、植栽後 2 年目の 8 月には茎個体数密度 $103 \text{ 本}/m^2$ 、平均草高 212cm 、地上部現存量 $2273\text{g-dry}/m^2$ となり、川砂を基盤とした従来工法に比べて高密度に生育した。
- (2) 実験区 A（浚渫改良土 $qc300kN/m^2$ ）を基盤土壌としたヨシは、植栽後 2 年目の 8 月には茎個体数密度 $77 \text{ 本}/m^2$ 、平均草高 213cm 、地上部現存量 $2195\text{g-dry}/m^2$ となり、川砂を基盤とした従来工法に比べて高密度に生育した。
- (3) 陸域ではヨシ茎個体数密度、草高ともに小さく、他植物の侵入が見られた。
- (4) 川砂を基盤とした在来工法では、水深が約 20cm 以上で茎密度（地上部、地下部）が減少したが、浚渫改良土を基盤とした実験区 A、B では、水深 $20\sim 30\text{cm}$ においても茎密度（地上部、地下部）が多く生育不良は見られなかった。
- (5) 4 元配置分散分析の結果、基盤土壌がヨシ茎個体数密度に及ぼす影響は F 検定により 1% 有意が示され、寄与率は植栽後 1 年目に約 10%、2 年目に約 13% であった（詳細省略）。
- (6) 4 元配置分散分析の結果、基盤土壌が平均ヨシ草高に及ぼす影響は F 検定により 1% 有意が示され、寄与率は植栽後 1 年目に約 10%、2 年目に約 20% であった（詳細省略）。
- (7) 土壌中のリン含有率とヨシ茎密度との相関性を調査した結果、相関係数 0.70 の正の相関が見られ、浚渫改良土の方が川砂と比較してヨシ個体数密度（または乾燥重量）が多かった要因として、土壌中のリン含有量が多かったことが考えられた。ただし、本実験で使用した植生基盤は、リン含有率と窒素含有率、コーン指数等と相関性が強いことからそれぞれの寄与については明らかにならなかった。

以上の結果から、改良土 $qc=300kN/m^2$ および改良土 $qc=500kN/m^2$ を基盤土壌に使用したヨシ群落では、植栽後 2 年目に従来工法と比べてヨシ茎個体数で約 $1.2\sim 1.6$ 倍、平均草高で約 1.2 倍となることが示された。ただし、上記は植栽後 2 年間の調査結果に基づくものであり、ヨシ植栽地では環境条件に応じて植生遷移が起こることから、他の植物種の生育状況を含めた更なる調査が必要であると考えられる。

7. 植生基盤の安定性に関する調査

植生基盤の地形の安定性を把握するため、地表面の高さを測定した。

7.1 調査方法

造成直後に植栽したヨシ株の地盤高をレベル測量し、計画水面を基準面として地盤の高さを調査した。

1～3ヶ月に1回ヨシ植生調査（コドラート調査）を実施したヨシ株を対象に、地盤高を測量し、造成後の地盤の変位を調査した。

7.2 調査結果

植生調査を行ったヨシ株（コドラートを設置した株、陸域、水域（浅）、水域（中央）、水域（深）の地盤高を2004年7月7日、8月11日、11月15日、2005年2月28日、4月27日、8月31日、10月19日に測量し、地形の変化を調査した。造成直後からの変化量の各地盤高の平均値を図7-1に示す。

実験区A（改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ ）では沈下は全く見られず、植生基盤厚が小さく水深の大きかった水域（深）、水域（中央）では若干の堆積傾向が見られた。

実験区B（改良土 $q_c=500\text{kN/m}^2$ ）では、水域で土壌厚の大きかった水域（浅）で若干の沈下が見られたが、それ以外では沈下しておらず水域（深）、水域（中央）では改良土 $q_c=300\text{kN/m}^2$ と同様に堆積傾向が見られた。川砂（在来工法）で造成した対照区では、全地点で沈下傾向が見られた。

浚渫改良土の場合、造成後の地盤高の変化量は2cm以内であり、造成1.5年後で顕著な沈下等は見られず安定していると考えられた。

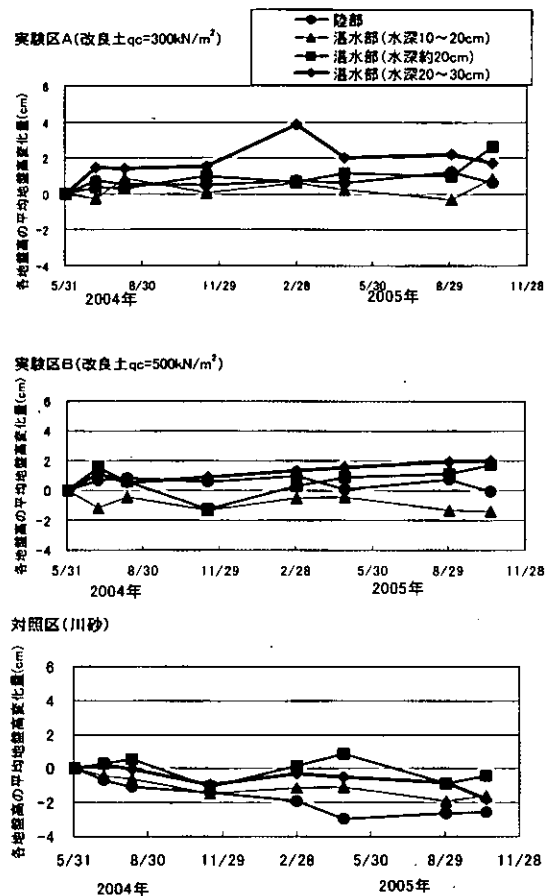


図7-1 コドラートを設置したヨシ株の株高の平均変化量

7.3 結論

浚渫改良土をヨシ植生基盤に使用した場合の地盤の安定性を把握するため、造成後の地盤高を定期的に調査した。その結果、浚渫改良土では大きな沈下は見られず地形が安定していると判断された。在来工法の川砂の場合、若干の継続的な沈下傾向が見られた。

8. ヨシ以外の生物に及ぼす影響に関する調査

植生基盤が、ヨシ以外の水生生物の生息に悪影響がないかを把握するため、動植物プランクトン、植生基盤表面のメイオベントス、沈水植物、ヨシ以外の植物の出現状況等について調査した。また、植生基盤土壌のCa等の硬度が、沈水植物の生育に悪影響することが懸念されたため¹⁵⁾、基盤材料を使用した沈水植物生育試験を実施した。

8.1 出現生物調査

8.1.1 調査方法

各生物について、次のような調査方法で実施した。

(1) 植物プランクトンおよび植物プランクトン

造成約1年後の2005年6月25日に、実験区A、B、および対照区の湛水部中央において、電動ポンプによりポリビンに2L採取し、速やかにホルマリン固定して全量定

量調査した。

(2) メイオベントス

動植物プランクトン調査した造成約1年後の2005年6月25日に、実験区A、B、および対照区の湛水部中央において、内径30mm、深さ50mmの土壌を各実験区で3回採取して混合し、速やかにホルマリン固定して定量調査した。

各実験区に電動ポンプによりポリビンに2L採取し、速やかにホルマリン固定して全量定量調査した。

(3) ヨシ以外の水生植物の出現状況

ヨシ植栽2年目の現地のヨシ以外の植物出現状況を定性的に観察し、記録した。

(4) ヨシ原陸域の生物出現状況

実験終了時の地下茎調査で観察された生物を記録した。

8.1.2 主な調査結果

本節では、浚渫改良土でヨシ植生基盤を造成した場合の、ヨシ以外の生物として、動植物プランクトン、メイオベントス、水生植物、陸域の生物の出現状況を調査し、悪影響の有無について評価を試みた。さらに、沈水植物の生育試験を行い、その生育への影響を調査した。主な結果を以下に示す。

- (1) 植物プランクトンについては、浚渫改良土では川砂で見られなかった藍藻類が見られたこと、緑藻の細胞数が多かったことに対し、対照区では珪藻の細胞数が多かったが、種数に大きな偏りはなく、細胞数も川砂より若干多かった程度であり、浚渫改良土による悪影響はないと判断された。川砂の植物プランクトン細胞数が少なかった原因として、調査地点付近に沈水植物が繁茂していたこと、動物プランクトンの個体数が多かったことなどから、その補食等の影響と考えられた。
- (2) 動物プランクトンについては、浚渫改良土の方が種数は多かったが、個体数は若干川砂より少なかった。今回の調査では、浚渫改良土による動物プランクトンへの悪影響は見られず、川砂で個体数が多かった原因として沈水植物の繁茂等の影響が考えられた。
- (3) メイオベントスについては、川砂と比較して若干種数および個体数が少なかった。しかし、底質環境が悪化したときに減少するとされる節足動物門が線形動物門と比較してほぼ同程度に多かったことなどから、メイオベントスへの浚渫改良土の悪影響はないと判断された。川砂で個体数が多かった原因は、浚渫改良土と比較して線形動物門、環形動物門が多かったためと考えられ、この原因として浮遊懸濁物の堆積や沈水植物の繁茂等の影響が考えられた。
- (4) ヨシ以外の水生植物の出現状況については、川砂の方に湛水部の中央付近までマツモと見られる沈水植物が繁茂したことが挙げられる。この原因として、浚渫改良土に沈水植物を栽培する室内実験を行った結果、沈水植物の生育に悪影響はなかったことから、川砂の水域中央付近から水深の大きい部分でヨシの茎密度が低く、日光が水面まで入りやすかったためと考えられた。浚渫改良土では、ヨシの茎密度が高かったことなどから、ヨシ群落内に別の植物はほとんど見られなかった。
- (5) 浚渫改良土の陸域では、オケラ、ミミズ、昆虫の幼虫が見られ、これらの生物の生息場になることがわかった。

<参考・引用文献>

- 1) FTマッドキラー工法パンフレット
- 2) 沿岸環境調査マニュアル・底質・生物編,日本海洋学会編,90.
- 3) 社)底質浄化協会(2003):底質の調査・試験マニュアル改訂第三版, pp.3-3-31~40.
- 4) 木浜地区保全整備地域協議会(オンライン):木浜内湖の底質,
<http://www.pref.shiga.jp/h/ku-doboku/sinkonohama/gaikyo/gaikyo4.htm>,参照 2006-05-08.
- 5) 財団法人淡海環境保全財団(2002):琵琶湖のヨシ再生に向けた植栽条件に係る調査研究報告書
- 6) 田中周平,藤井滋穂,山田淳,尾藤武(2002):琵琶湖周辺ヨシ群落調査によるヨシの生育環境条件の検討,環境工学研究論文集, 39, 459-465.
- 7) 田中周平,藤井滋穂,山田淳,市木敦之(1999):水ヨシ生育に及ぼす植栽条件の影響に関する研究,環境工学研究論文集, 36, 253-261.
- 8) 田中周平,藤井滋穂,山田淳,澤本直樹(2003):草高分布の定式化によるヨシ地上部現存量の算出手法の提案とその適用,環境工学研究論文集, 40, 559-564.
- 9) 吉良竜夫(1991):ヨシの生態おぼえがき,琵琶湖研究所所報, 9, 29-37.
- 10) 細見正明(1995):河口域の湿地生態系による窒素浄化機能の強化に関する研究,環境研究助成成果報告書, 14, 2, 37-103.
- 11) 長谷光展(1995):ヨシ、マコモのイカダ栽培で湖沼のクリーンアップ,福井県農業試験場研究報告, 72, 10-11.
- 12) 原稔明、加藤正典:琵琶湖におけるヨシ植栽地での生育調査とヨシ刈り効果,近畿地方建設局管内技術研究発表会論文集「環境・地域づくり部門」,2-1~2-8.
- 13) 琵琶湖研究所(1987):湖岸システムの機能とその評価に関する総合研究報告書,滋賀県琵琶湖研究所プロジェクト研究報告書, 86A1, 65-102,110-131.
- 14) 藤井滋穂 (2000):湖沼沿岸域におけるヨシ帯群落の機能ならびに成長要因に関する研究,平成9年度~平成11年度科学研究費補助金基盤研究研究成果報告書,5-6.
- 15) 山田 洋 (1986):水草百科,下巻,星雲社,127-150.
- 16) Erik Jeppesen・ Martin Sondergaard・ Morten Sondergaard・ Kirsten Christoffersen (1992):The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes, Ecological Studies 131, Springer.

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	北澤 賢治
	実験センター主任研究員	工藤 慶庸
株式会社フジタ	技術センター 環境研究部	島多 義彦
	土木本部 技術営業部	畑野 俊久
	大阪支店 技術部	高下 健一