

7. 人工ゼオライトを混入したコンクリートブロック による水質浄化実験

1. 目的

人工ゼオライトは「イオン交換機能」「吸着機能」「触媒機能」等の機能を有する。本実験では、人工ゼオライトを混入させたポーラスコンクリートあるいはポーラスモルタルのコンクリート製品について、早期の植生能力に関する検証あるいは人工ゼオライトおよび植生の相互作用による河川水の浄化機能に関する比較検証を実施することを目的とした。

なお実験は琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以下 Biyo センター）施設のうち水路型浄化実験施設を用いて、当該施設を分割し、人工ゼオライトを混入したコンクリートブロック他を設置し、同環境下での比較検証を行った。

2. 実験概要

Biyo センターの水路型浄化実験施設を用いて、H17年6月に設置した「ポーラスモルタル材ブロック」による初期の植生能力確認および水質浄化試験を実施した。また比較検証および長期挙動の把握を目的として、H16年度に設置した表 2-1 に示す材料 1、2 についても同試験を実施した。なお、それぞれの試験区（水路①～③）へ一定量（20～30L/min）の原水が流入する条件化で実験を行った。

実験は H16 年 6 月初旬より開始し、月 1 回の水質測定（pH、DO、SS、COD、T-N、T-P）に加え、春季、秋季、冬季には植生状況の詳細調査を実施した。

水路試験設置材料のレイアウトおよび概要を図 2-1・表 2-1 に、材料 3 の水路内ブロックレイアウトを図 2-2 に示す。

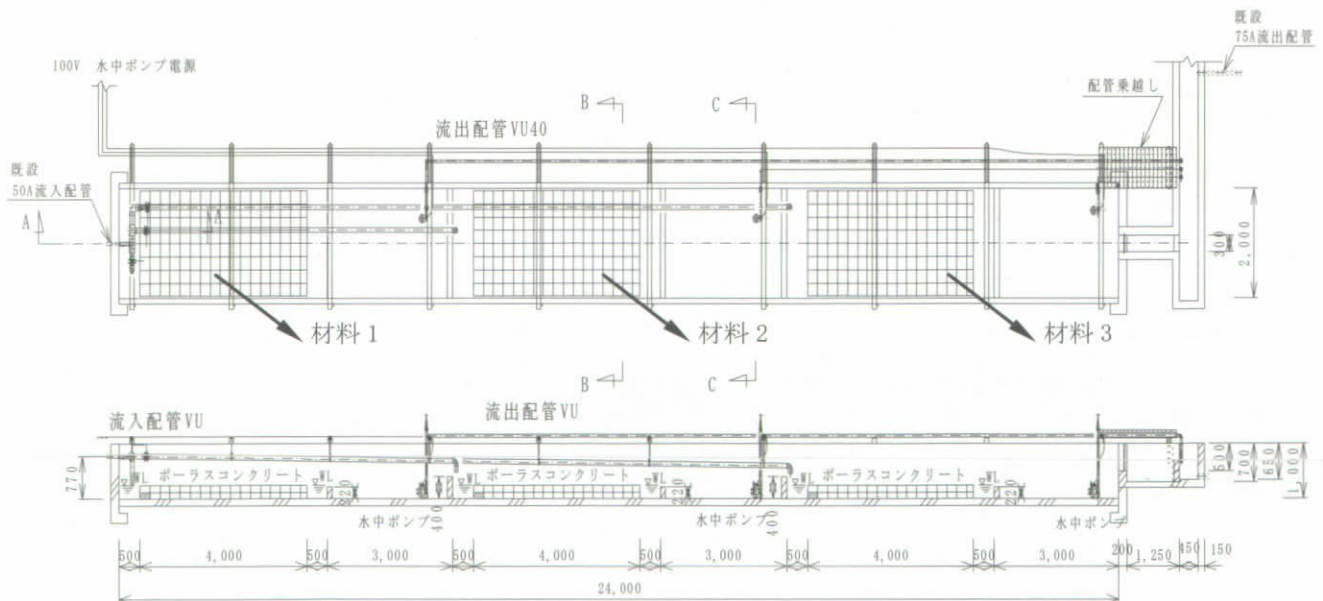


図 2-1 水路内設置位置図

表 2-1 水路試験設置材料一覧

	水路①	水路②	水路③
ブロック	材料1: ポーラスコンクリート(POC) (既存品対照区)	材料2: Fe型人工ゼオライト 混入型POC	材料3※: Fe型人工ゼオライト混入型ポーラスモ ルタル材+ 栄養塩吸着材
混合材	—	Fe型人工ゼオライト	Fe型人工ゼオライト 植物活性材
空隙	6号碎石	6号碎石	砂等
設置時期	H16年6月	H16年6月	H17年6月

※ 材料3について

材料3の試験区間は、構造詳細を以下の3タイプとしている。

(1) ブロックサイズ

B230×L230×H120(mm)。なお水路敷下部はH16年度に設置した栄養塩吸着材^{注)}を残置し流用した。

(2) 標準断面

【タイプ1 全32枚】

ブロック上部：植物活性材・人工ゼオライト混入型ポーラスモルタル

ブロック下部：人工ゼオライト混入型ポーラスモルタル材

【タイプ2 全48枚】

ブロック上部：植物活性材・人工ゼオライト混入型ポーラスコンクリート
(骨材は特殊モルタルを破砕したものを使用)

ブロック下部：人工ゼオライト混入型ポーラスモルタル材

【タイプ3 全48枚】

ブロック上部：植物活性材・人工ゼオライト混入型ポーラスコンクリート
(骨材は特殊ポーラスモルタルを破砕したものを使用)

ブロック下部：人工ゼオライト混入型ポーラスモルタル材

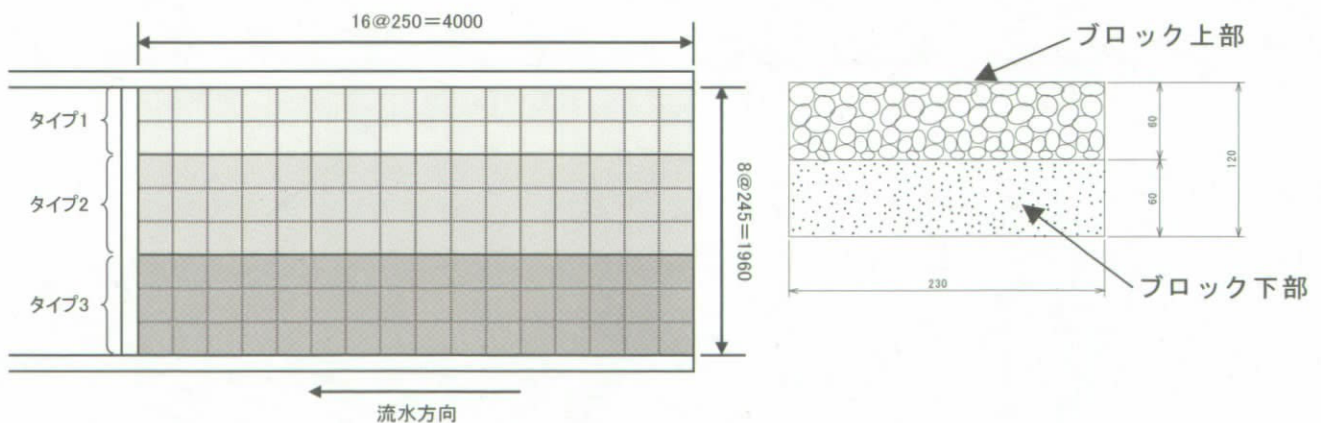


図 2-2 材料3の水路内ブロックレイアウト (水路敷下部には栄養塩吸着材)

注) 栄養塩吸着材：Fe型人工ゼオライト被膜粒状品および炭酸カルシウム被膜粒状品の混合物

3. 実験結果

3.1 植生に関する調査

3.1.1 平成17年度試験結果

(1) 植生調査

10月(秋季)と12月(冬季)の2回の現地調査で得られた知見は以下のとおりである。

① 植被率

各水路の植生調査結果(植被率)を図3-1-1に示す。

水路①では、秋季及び冬季調査共に流路の中心部付近で植被率が高く、岸近くほど植被率が低い傾向であった。

水路②では、水路の中央よりやや上流側での植被率が高く、これより下流部ほど植被率が低いほか、左岸側の岸近くでは水路①と同様に流路の中心部に比べて植被率が低い傾向であった。

水路③については、設置時期が他の水路に比べて遅いことから、確認される植物は糸状藻類あるいは浮遊植物であるミジンコウキクサのみであったが、植被率は水路の左岸側(タイプ3)で最も高く、右岸側(タイプ1)ほど植被率が低くなる傾向であった。



写真 3-1 水路③の状況(秋季)

なお、水路③においては、秋季調査時に水の通り道が形成され、この場所で植被率が低くなる傾向が認められている(写真3-1)。したがって、水路内の場所によって植被率が異なる要因として、土砂や植物遺骸の堆積量の違い等で形成される水の流れの状況が植被率に影響を与えている可能性が推測される。

また、各水路別の植被率は、生育する植物や水路③のみ設置時期や調査単位面積が異なること等から一概に比較することは困難であるが、秋季調査では水路②の平均植被率が93%と最も高く、次いで水路①が91%、水路③が77%であった。冬季調査では季節的な要因で各水路共に平均植被率は低下するが、水路①が78%と最も高く、次いで水路②が67%、水路③が2%であった。

水路②では、水路①等に比べて秋季から冬季にかけての植被率の低下が著しいが、これは水路①等に比べてアメリカセンダングサ等の枝を広げ、かつ早期に冬枯れする一年生草本の植被率が高かったことが要因の一つと推測される。

②確認種

各水路において出現した植物の一覧を表 3-1-1 に、植物種ごとの被度割合を図 3-1-2(1)～(3)に示す。

本実験水路では、イヌタデやメヒシバ等の在来一年生植物、オランダミミナグサやアメリカフウロ等の帰化一年生植物、キシウスズメノヒエやミジンコウキクサ等の帰化多年生植物等、合計 10 種の生育が確認された。

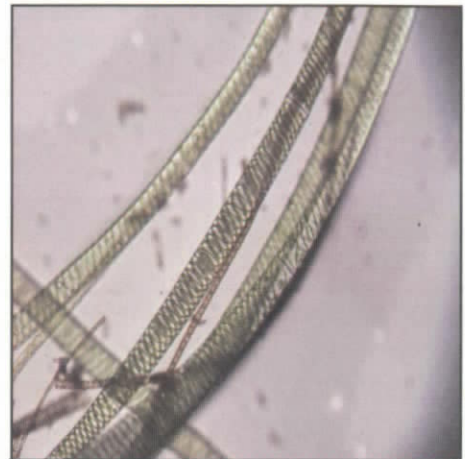
これらの種のうち、ミジンコウキクサは水田等に生育する浮葉植物である。糸状藻類は、主に水路や河川等の水深の浅い緩流部に生育する緑藻類の一種であるアオミドロ属¹⁾など(写真 3-2)と推定される。その他の種については、生長段階であったため詳細の特定に至らなかったキク科の一種を除き、湿地及び水田やその周辺の水路、畦畔といったやや湿った場所、荒地等に普通にみられる草本生の植物である。このため、これらの種は実験施設の水源上流や施設周辺から流下あるいは種子が供給され、定着したと考えられる。

これらの種について水路別に生育状況を見ると、水路③については概ね糸状藻類またはミジンコウキクサ(浮葉植物)が確認された。

水路①および②についてはいずれもキシウスズメノヒエの被度割合が 70%以上を占めた。この要因には以下の点が考えられる。

- ・本種が確認種のうち唯一の多年生草本(浮葉植物を除く)であり、単年で世代交代を行う一年生植物に比べて定着性が高い。
- ・繁殖力が旺盛で茎は泥の表面や浅い地中を横に伸び、水域では水中を伸びてマット状の群落を形成する。
- ・節から発根すること等から他の植物の侵入が困難であった。

また、次いで被度割合の高かった種は水路①が稲穂状に延びる(1本が占める被度が低い)イヌビエやメヒシバ、水路②が枝を広げる(1本が占める被度が高い)アメリカセンダングサであった。このため、先の植被率で述べたとおり水路①に比べ水路②での植被率の低下が著しかったと推測される。



Spirogyra sp. (アオミドロ属) ×100
※緑藻類。葉緑体が螺旋状に巻く。

写真 3-2 糸状藻類の検鏡写真

表 3-1-1 出現種一覧

和名	種名 学名	H17. 10. 3	H16. 12. 21	備考	
		全体	全体		
イヌタデ	<i>Persicaria longisetata</i>	●	●	在来種	一年生
オランダミミナグサ	<i>Cerastium glomeratum</i>		●	帰化種	一年生
アメリカフウロ	<i>Geranium carolinianum</i>		●	帰化種	一年生
キク科の一種			●	—	—
アメリカセンダングサ	<i>Bidens frondosa</i>	●	●	帰化種	一年生
メヒシバ	<i>Digitaria ciliaris</i>	●	●	在来種	一年生
イヌビエ	<i>Echinochloa crus-galli</i>	●	●	在来種	一年生
ケイビエ	<i>Echinochloa crus-galli</i> var. <i>Echinata</i>	●	●	帰化種	一年生
キシウスズメノヒエ	<i>Paspalum distichum</i>	●	●	帰化種	多年生
キンエノコロ	<i>Setaria pumilla</i>	●	●	在来種	一年生
ミジンコウキクサ	<i>Wolffia arrhiza</i>		●	帰化種	多年生
糸状藻類		●	●	—	—
種合計		8	12		

※一部帰化植物等を除き、種の掲載順等は環境庁植物目録等に準拠。

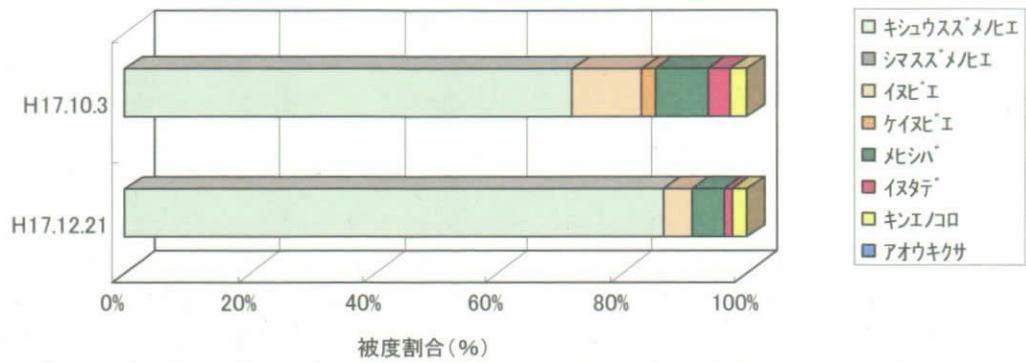


図 3-1-2 (1) 各植物種の被度割合 (水路①)

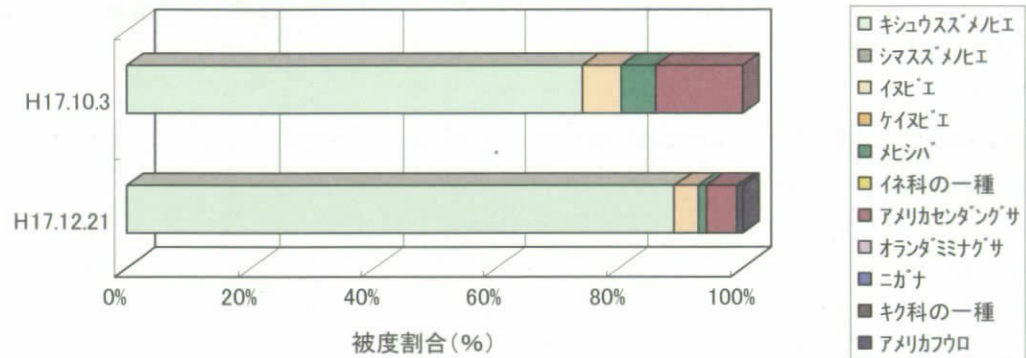


図 3-1-2 (2) 各植物種の被度割合 (水路②)

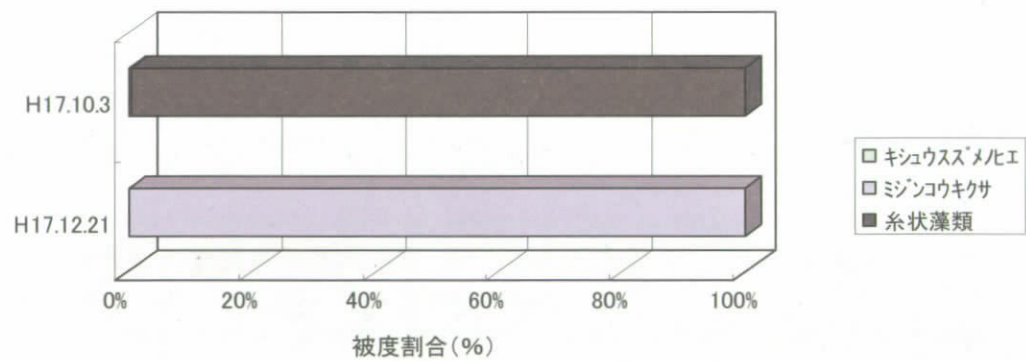


図 3-1-2 (3) 各植物種の被度割合 (水路③)

3.1.2 平成16年度よりの経過（植生の経年変化）

両水路の植生状況および植被率の経年変化を図3-1-3、3-1-4に示す。

この結果、両水路ともに実験開始直後となる平成16年（2004年）では、植被率が60%を超える区域は水路の上流側の一部のみで見られるのみであった。その後、平成17年（2005年）5月では60%を超える区域が下流部付近まで広がりを見せ、同年10月には植被率が75%を超える区域が全域となる。このことから、概ね両水路における植物の侵入傾向は類似していると考えられるが、水路②で植被率の高い区域の広がりが速い傾向（平均植被率では水路①が43%→40%→53%→91%→75%、水路②が47%→37%→61%→93%→67%）が認められる。したがって、植物の生育基盤としては、若干水路②（人工ゼオライト混入型ポーラスコンクリート）が良好と推測される。




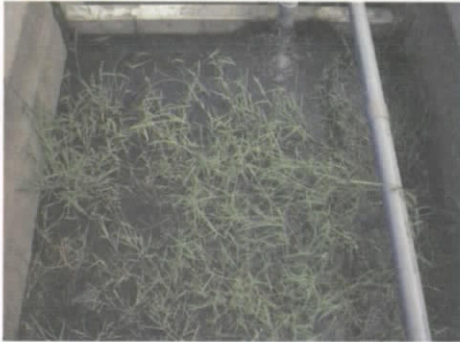


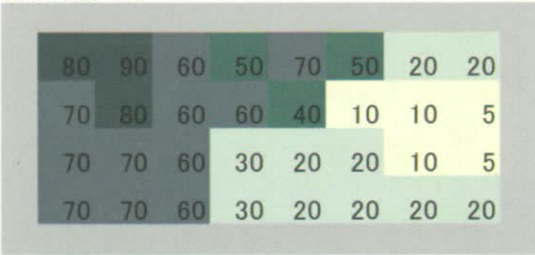
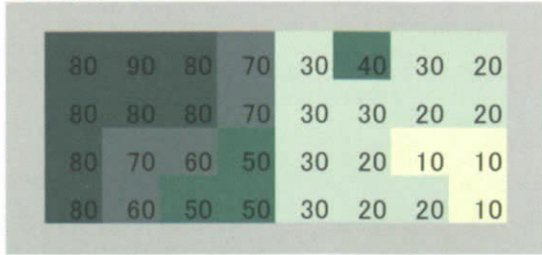
	水路①	水路②
16年6月		
16年9月	 <p>平均植被率 43%</p>	 <p>平均植被率 47%</p>
16年12月	 <p>平均植被率 40%</p>	 <p>平均植被率 37%</p>

図3-1-3 各水路の植生状況

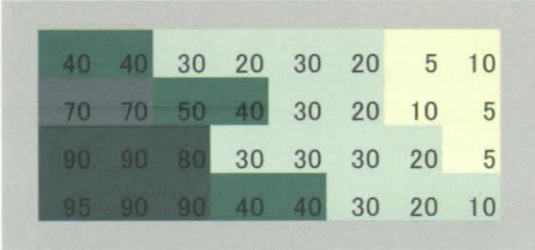
i) 水路①
2004/9/14



ii) 水路②
2004/9/14



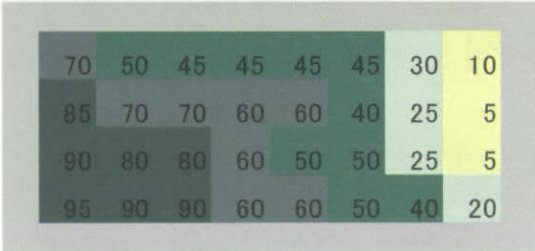
2004/12/16



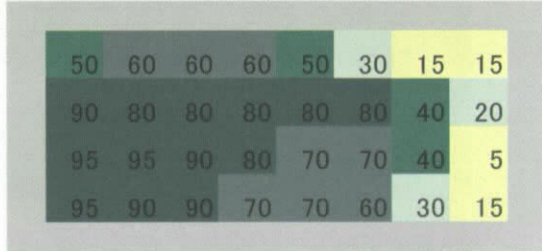
2004/12/16



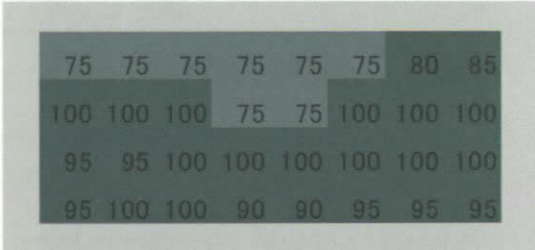
2005/5/20



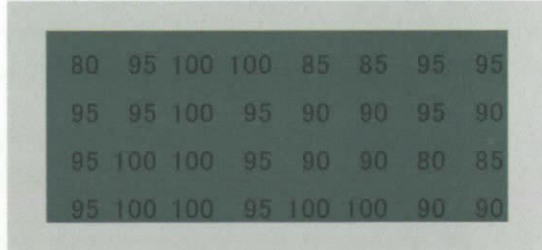
2005/5/20



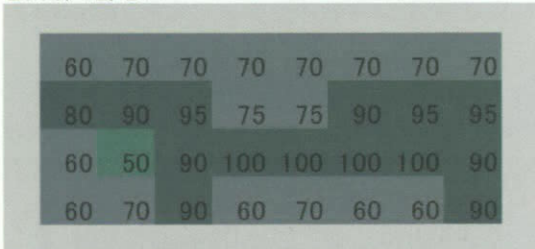
2005/10/3



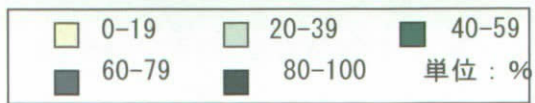
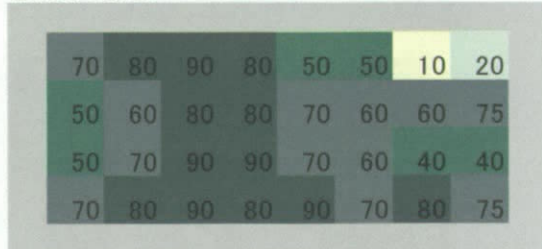
2005/10/3



2005/12/21



2005/12/21



水の流れ 

図 3-1-4 植被率 (%) の経年変化

3.2 水質浄化に関する調査
 3.2.1 平成17年度試験結果

pH

水路①や水路②については、流入水と流出水がほとんど同じ値であった。

水路③では9月から11月にかけて、流出水のpHが9.5以上という高い値を示した。これは、水路③で繁茂していた糸状藻類による光合成が原因と考えられる。このようなpHの上昇は、水深の浅いコンクリート河床の河川でよくみられる現象である。

12月以降は、3水路とも流入水と流出水でほとんど同じ値であった。

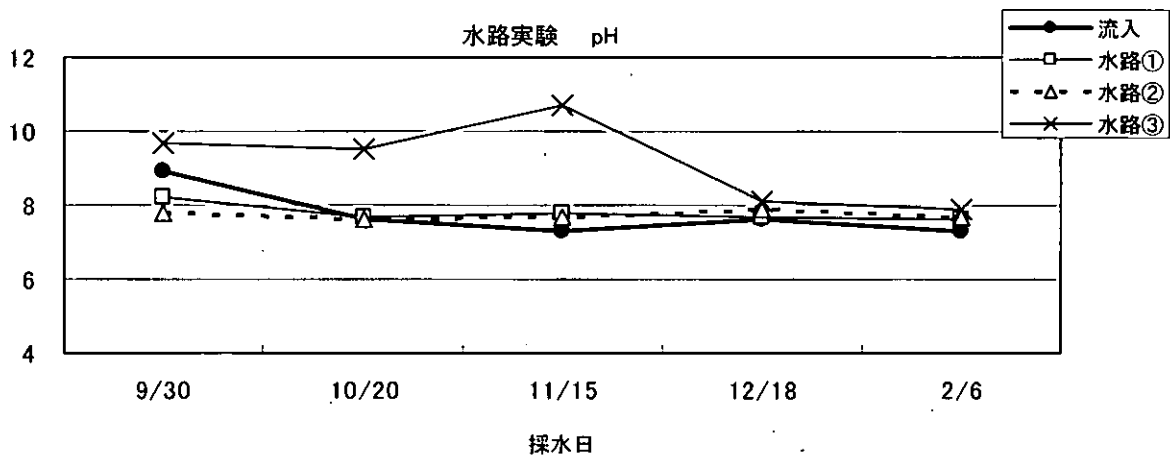


図 3-2-1 pHの経時変化

DO (溶存酸素)

一般的に水深の浅い河川等では、光合成の結果によりDOがかなり高くなることがある。一方、有機物量の多い水域では、有機物の分解に酸素が消費され、DOが低下することがある。

9月から11月の結果をみると、水路①や水路②ではDOが低下していた。このDOの低下は、水温の高くなる9月から11月で起こっていた。特に水路②の9月や10月においては、DOの低下が顕著にみられ、有機物の分解による酸素消費が活発に行われていると考えられる。

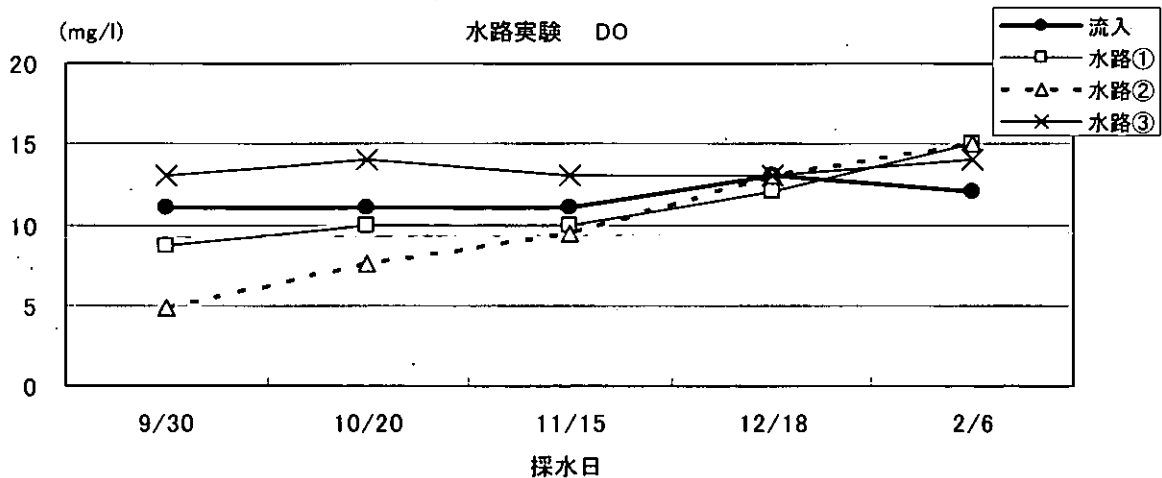


図 3-2-2 DOの経時変化

SS (浮遊物質)

水路②や水路③については、ほとんどの月で除去が行われていた。しかし、水路①の10月や11月については、SSが増える(除去率がマイナス)結果であり、水路内に堆積した汚泥等が流出していると考えられる。

各水路間の除去率平均値をみると、水路②で45%、水路③で31%と除去効果を示した。しかし、水路①では-2%であり、除去効果はみられない結果となった。

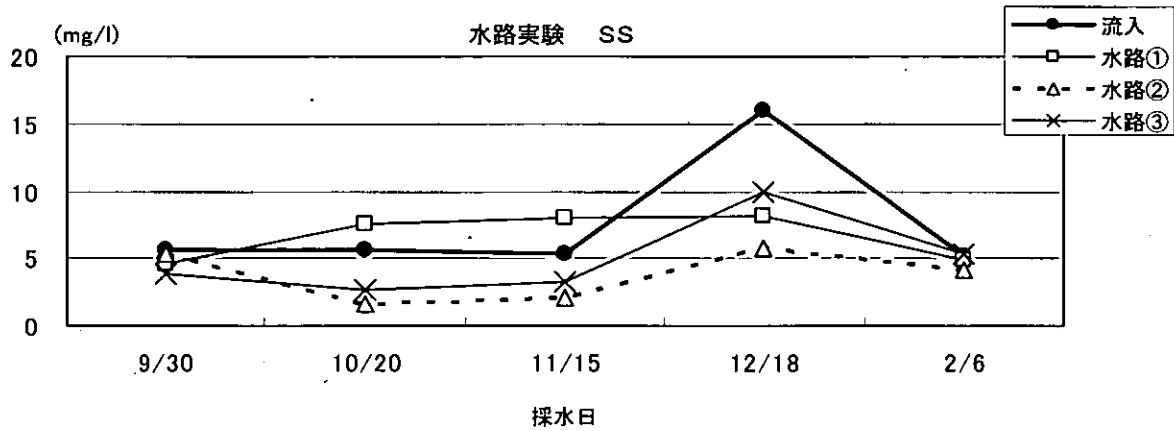


図 3-2-3 SSの経時変化

表 3-2-1 SSの除去率

試料名	SS					除去率(%)		
	H17年				H18	最小値	最大値	平均値
	9/30	10/20	11/15	12/18	2/6			
水路①	19	-36	-48	49	6	-48	49	-2
水路②	7	70	61	64	21	7	70	45
水路③	32	52	39	38	-4	-4	52	31

COD (化学的酸素要求量)

10月の水路①や水路③では、流入水よりも流出水で値が増加（除去率がマイナス）していた。水温の高い時期には、藻類が増殖などの活動を活発に起こしやすく、この活動（一般的に内部生産と呼ばれる）がCODを高くしていったと考えられる。

除去率平均値をみると、水路①で3%、水路③で-1%とほとんど除去効果が無い結果となった。一方、水路②では16%の除去率平均値を示し、有機物の分解（水質浄化能力）を示すものであった。

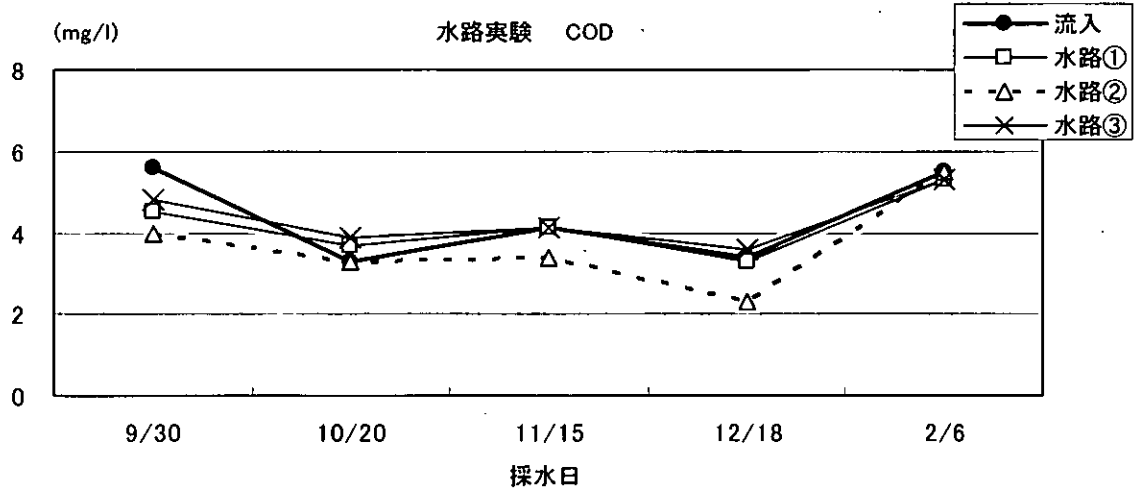


図 3-2-4 CODの経時変化

COD 試料名	H17年					除去率(%)			
	9/30	10/20	11/15	12/18	2/6	H18 2/6	最小値	最大値	平均値
水路①	20	-12	0	3	4	4	-12	20	3
水路②	29	0	17	32	0	0	0	32	16
水路③	14	-18	0	-6	4	4	-18	14	-1

T-N (全窒素)

流入水（葉山川）の濃度が9月から2月にかけて増加傾向で変化していたが、ほとんどの流出水は3水路とも流入水に比べ少し低い値で推移していた。

全体的には、わずかながら窒素が除去されている結果があり、植物の繁茂や栄養塩吸着剤による効果がでていているものと考えられる。除去率平均値をみると、水路①で4%、水路②で7%、水路③で5%と各水路間の差はみられなかった。

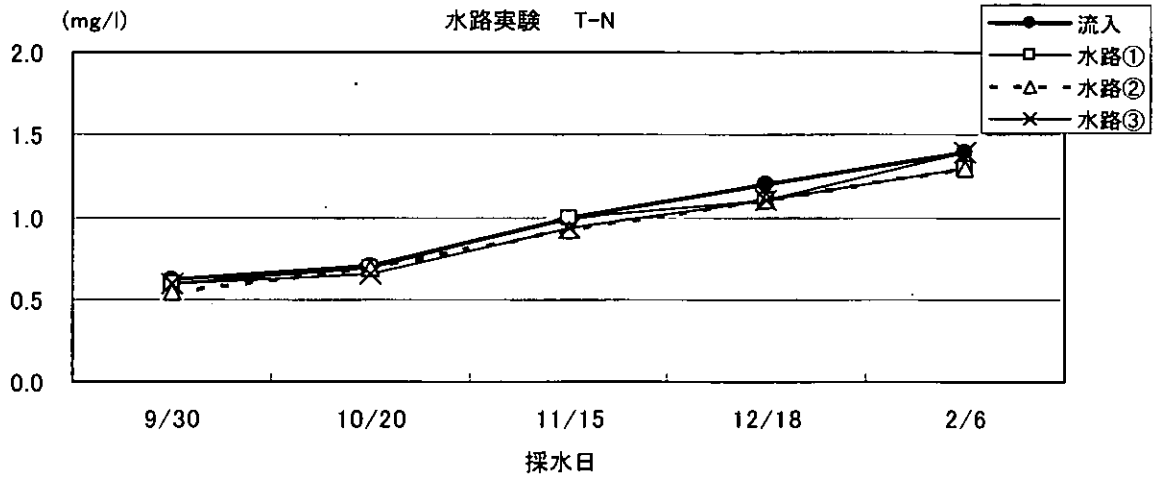


図 3-2-5 T-Nの経時変化

T-N 表 3-2-3 T-Nの除去率 除去率(%)

試料名	H17年					H18	最小値	最大値	平均値
	9/30	10/20	11/15	12/18	2/6				
水路①	3	1	1	8	7	1	8	4	
水路②	11	1	8	8	7	1	11	7	
水路③	5	7	7	8	0	0	8	5	

T-P (全リン)

SSと同様にほとんどの月で除去されていた（除去率平均値は、水路①で12%、水路②で34%、水路③で18%であった。）。

除去の効果が得られた理由としては、植物等への栄養塩の吸着や粒子態リンの沈降が考えられる。

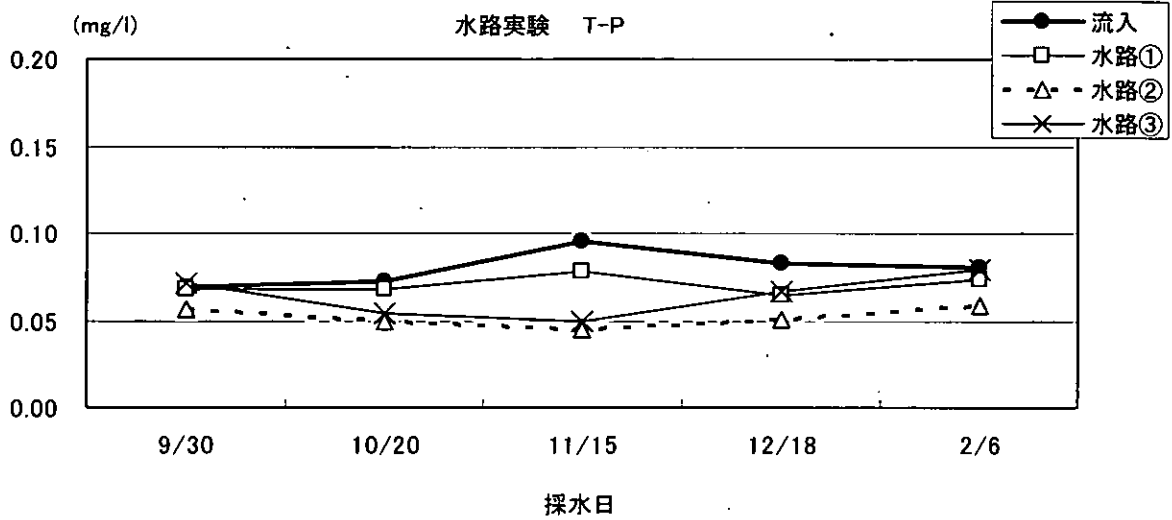


図 3-2-6 T-Pの経時変化

表 3-2-4 T-Pの除去率

T-P 試料名	H17年					H18			除去率(%)		
	9/30	10/20	11/15	12/18	2/6	最小値	最大値	平均値			
水路①	1	6	18	23	10	1	23	12			
水路②	19	32	53	39	27	19	53	34			
水路③	-3	25	48	19	2	-3	48	18			

3.3.2 平成16年度よりの経過

水路①と水路②については、平成17年度と同様に平成16年7月から水質調査や植生調査を実施していたので、これらの結果を含めた時系列変化について分析した。

pH

平成16年7月から10月にかけて、両水路とも流入水に比べアルカリ側への上昇がみられた。これは藻類の光合成によるものか、コンクリートからの溶出による影響と考えられる。しかし、平成16年11月以降は、流入水と流出水がほとんど同じ値で推移している。

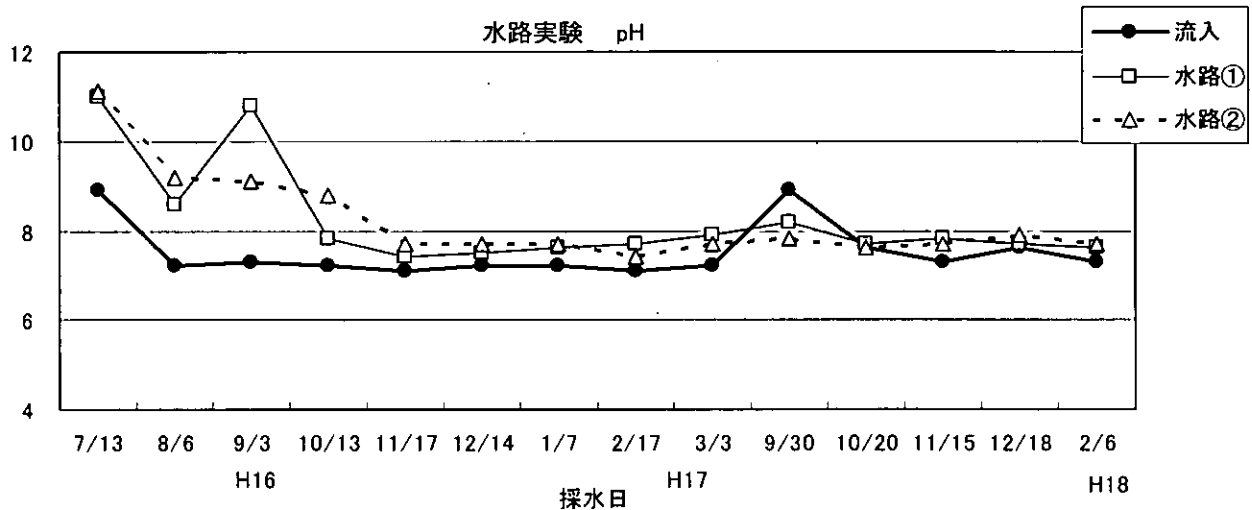


図 3-2-7 pHの経時変化

DO (溶存酸素)

ほとんどの月については、流入水と流出水でほとんど同じ値であり、極端な酸素消費はないとみられる。

7月から10月については、流入水に比べ流出水でDOが低くなる傾向がみられた。このDOの低下は水温の高い時期に起こっており、水温の上昇に伴い有機物の分解による酸素消費が活発に行われていると考えられる。

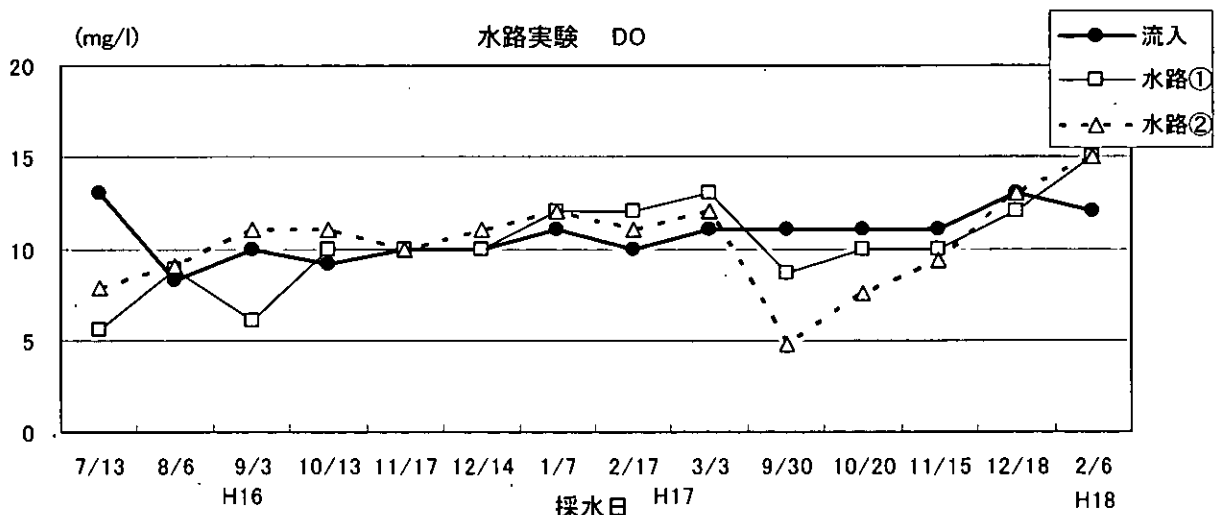


図 3-2-8 DOの経時変化

SS (浮遊物質)

水路①と水路②とも、ほとんどの月で除去が行われていた。しかし、水路①の平成17年10月や11月については、SSが増える(除去率がマイナス)結果であった。

SSの増加要因として、水路内に堆積した汚泥等の流出、もしくは植物プランクトンの増加等の内部生産由来が考えられる。SSの除去率がマイナスを示したのは平成17年11月以降であり、植物プランクトンの活性が低下する時期であること、また、本実験の水路では20~30L/minの流入が常にあることから、SSの増加要因は植物プランクトンの増殖によるものではなく、水路内に堆積した汚泥等の流出によるものと考えられる。

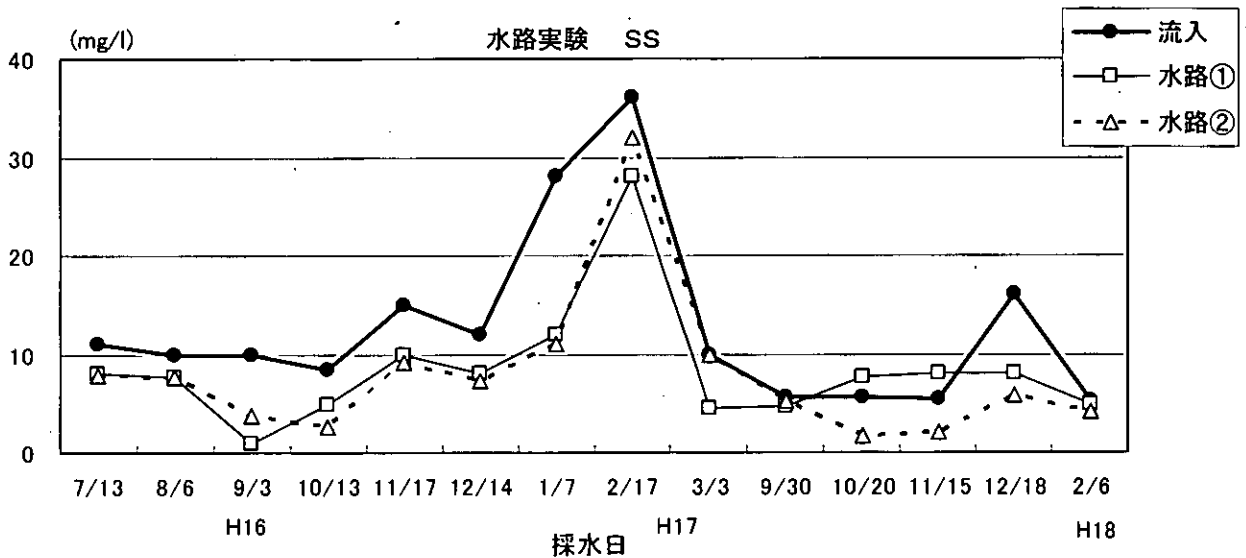


図 3-2-9 SSの経時変化

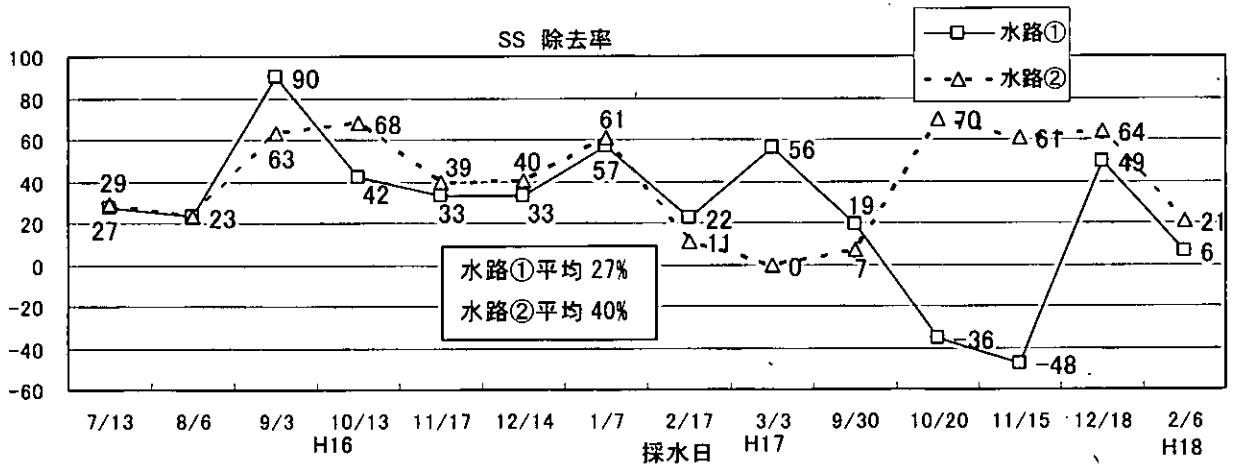


図 3-2-10 SSの除去率

COD (化学的酸素要求量)

浄化能力を示していない月もあるが、全体的には除去効果を示す月が多かった。浄化率の高い月では20%を越える月もあり、有機物の酸化分解が水路内で起こっていると考えられる。とりわけ2年目になると水路②の優位性が顕在化しており、植生と人工ゼオライトとの相乗効果も期待できる傾向にある。

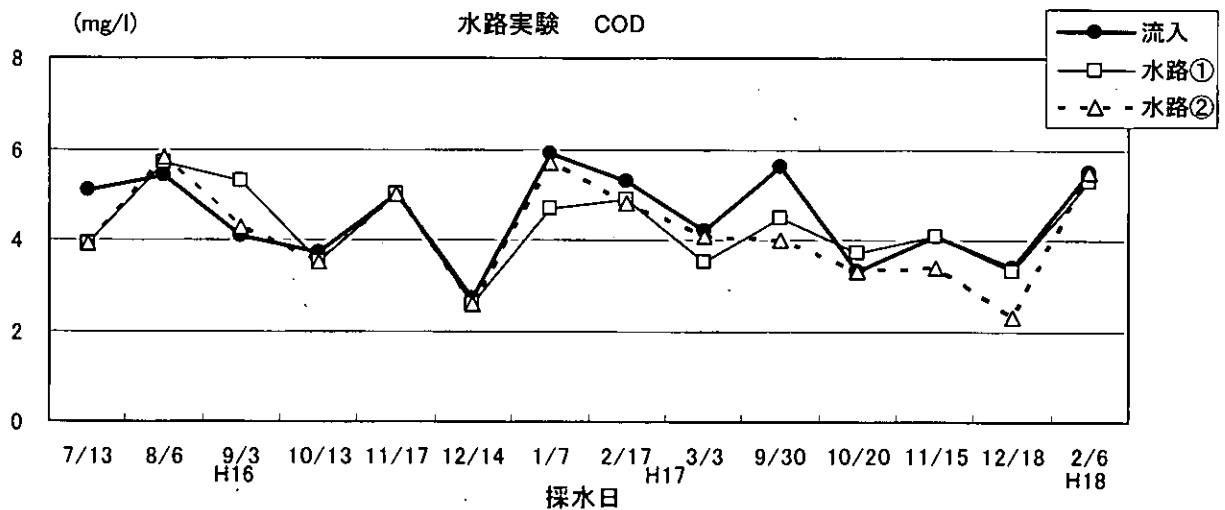


図 3-2-11 CODの経時変化

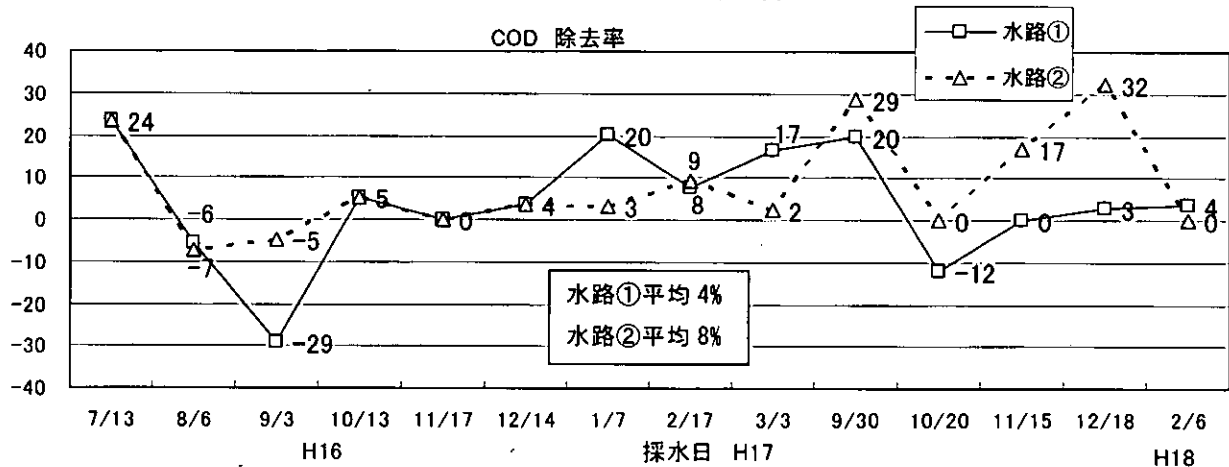


図 3-2-12 CODの除去率

T-N (全窒素)

全体的には、10%以下ではあるが窒素が除去されている結果があり、植物の繁茂等による効果がでているものと考えられる。

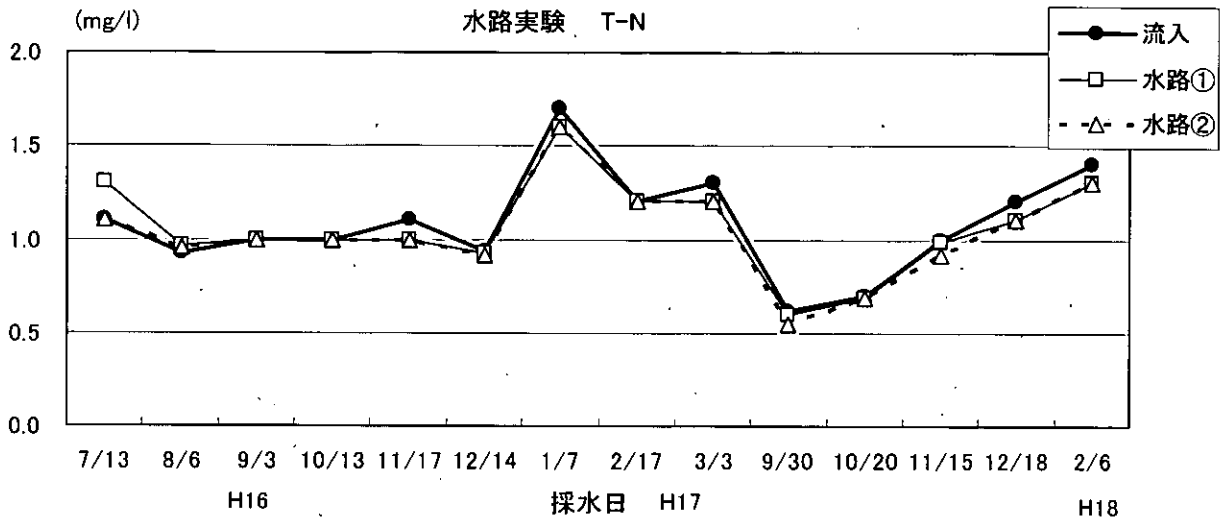


図 3-2-13 T-Nの経時変化

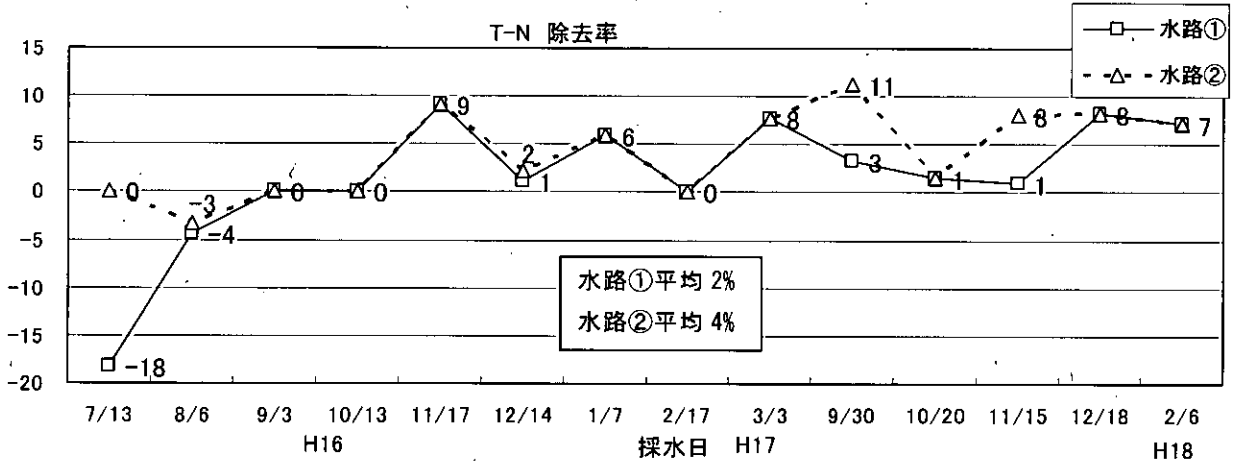


図 3-2-14 T-Nの除去率

T-P (全リン)

Sと同様にほとんどの月で除去されていた。特に水路②での平成17年7月以降は安定した除去を示していた。各水路は平成16年6月に設置しており、約1年以上経過したあとでも浄化効果を示していることが言える。とりわけ2年目になると水路②の優位性が顕在化しており、植生と人工ゼオライトとの相乗効果も期待できる結果となった。

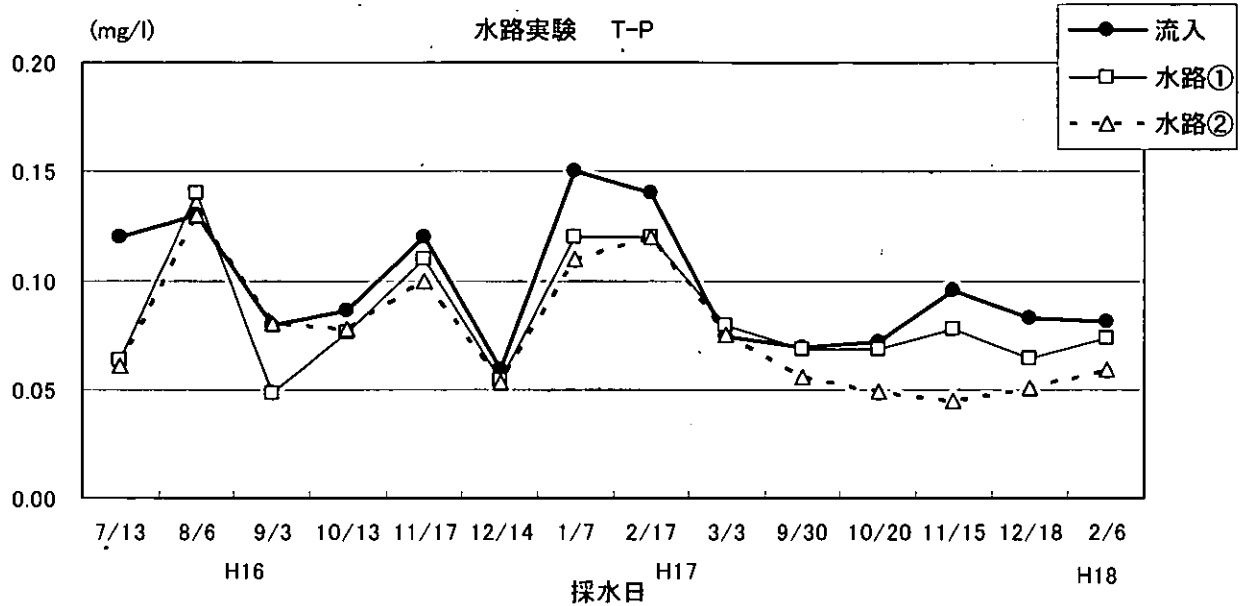


図 3-2-15 T-Pの経時変化

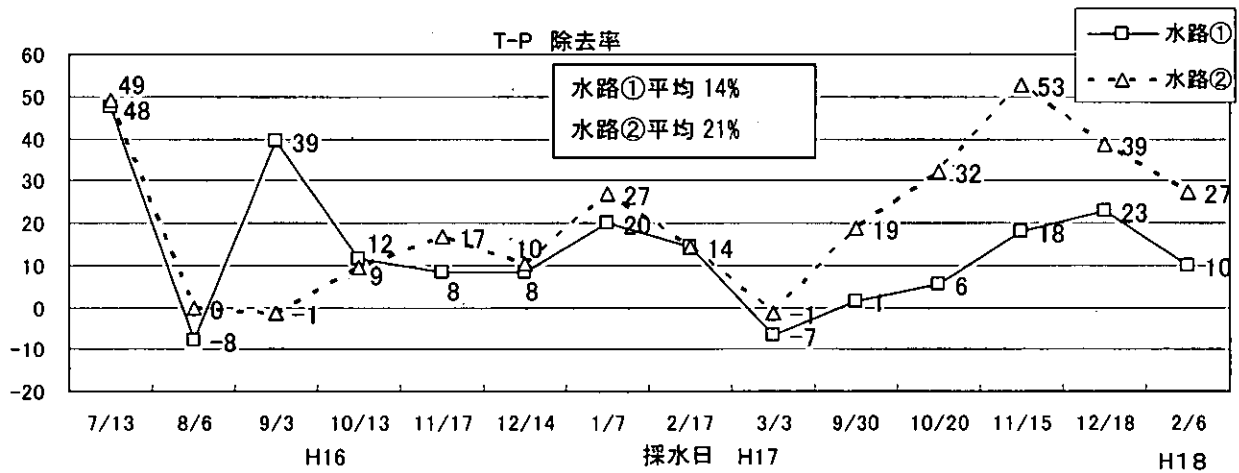


図 3-2-16 T-Pの除去率

4. まとめ

4.1 結果のまとめ

今回の調査による結果を表 4-1 にまとめた。全ての水路において、窒素(除去率 4~7%)、リン(除去率 12~34%)の除去が確認されたが、水路②(人工ゼオライト混入型)が他の水路と比較し、浄化性能が若干高い結果であった。水路①、②のポーラスコンクリート上にキシウスズメノヒエ等 10 種の植物が確認され、67~93%の植被率を示した。一方、空隙率が小さい水路③(ポーラスモルタル材)では、糸状藻類やミジンコウキクサが確認された。

実験開始当初裸地であった施設内に、種子等が侵入して植物が繁茂する結果が得られた。この植生の発達は、水路内の水質浄化能力にプラスの作用を起していると考えられ、水環境の改善効果として期待できるものである。また、材料として用いたコンクリートブロックの空隙の大小により、侵入・活着する植物が異なることが明らかとなり、実河川等への適用時の基礎資料を得ることができた。

表 4-1 実験結果のまとめ

分類	特徴
3 水路 の共通事項	<p>平成 17 年度結果より</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 窒素(除去率 4~7%) やリン(除去率 12~34%) が除去されている傾向がみられた。
水路① の特徴	<p>平成 17 年度結果より</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ S S が増加(除去率がマイナス)の月が 2 回みられた。 ・ COD については、ほとんど除去効果がない。 ・ 植被率は 78~91% と高く、植種はキシウスズメノヒエの被度割合が 70% 以上を占めた。 <p>平成 16~17 年度結果より</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ S S や T-P が低減傾向を示した。 ・ 平成 17 年度では平成 16 年度から比べて植生の広がりをみせ、植被率は増加していた。 ・ キシウスズメノヒエが常に優占種となっていた。
水路② の特徴	<p>平成 17 年度結果より</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ S S はほとんどの月で除去(除去率 45%) できた。 ・ DO の低下や COD の除去(除去率 16%) より、有機物の分解がすすんでいるとみられる。 ・ 他水路に比べて全項目で浄化性能が少し高い結果であった。 ・ 植被率は 67~93% と高く、植種はキシウスズメノヒエの被度割合が 70% 以上を占めた。 <p>平成 16~17 年度結果より</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 全項目とも除去率がプラスの月が多かった。 ・ S S や T-P で浄化機能が確認された。 ・ 水路①に比べ、浄化機能は高い傾向にあった。 ・ 平成 17 年度では平成 16 年度から比べて植生の広がりをみせ、植被率は増加していた。 ・ キシウスズメノヒエが常に優占種となっていた。
水路③ の特徴	<p>平成 17 年度結果より</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ S S はほとんどの月で除去(除去率 31%) できた。 ・ 植生は糸状藻類やミジンコウキクサが確認された(次項参照)。 ・ 水面を覆うような草が存在しないので、昆虫類の幼生が繁殖しやすいとみられる。

4.2 ポーラスモルタル材ブロック（水路③）の有効性検討

水路③は水路①や②に比べて空隙率が小さい。これは、水中に根を発達させる植物が育つことを想定していたのではなく、付着藻類等の繁殖を期待して設置したためである。今回の結果をみると、キシウズズメノヒエが繁茂している他の水路と異なり、糸状藻類やミジンコウキクサが生息していた。糸状藻類の種類としては、河川の付着藻類として存在している緑藻類やらん藻類もあり、今回の水路環境が付着藻類の繁茂できる環境であることを推察させる。

付着藻類は、水中の物質循環のなかで第一の基礎生産者となる。水中の炭酸ガスを原材料とし、栄養塩類を吸収して付着藻類が増殖する。付着藻類が生産した有機物は植物食、あるいは雑食の動物の餌となる。この関係を図4-1に示す。

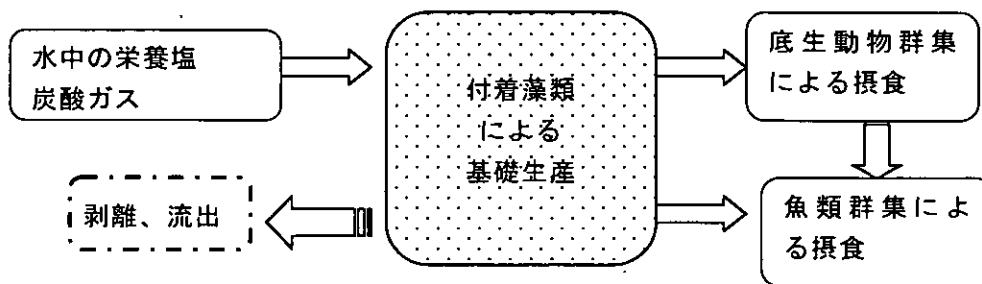


図4-1 付着藻類による基礎生産とその循環

今回の実験結果より、ポーラスモルタル材ブロックを河川護岸や河床に設置することにより、付着藻類の繁殖が期待できる。これより、前述した物質の流れができることで、水域内の健全な生態循環が起きて、水質浄化に効果があると考えられる。

また水位の変動等により、大気中に露出している護岸ブロックからは、気生藻類の繁殖が期待できる。これにより、人工的につくられた護岸が自然に近い形で存在するようになり、景観にやさしい構造物となることができる。

大気中に生息するということは、CO₂の利用効率が良くなることがある。気生藻類の繁殖は、大気中のCO₂を吸収する光合成力が上がり、CO₂排出削減に効果を持つ可能性を秘めている。

5. 参考文献

- 1) 奥田重俊、佐々木寧：河川環境と水辺植物－植生の保全と管理－（1996）
- 2) 佐竹義輔、大井次三郎ら：フィールド版 日本の野生植物（1994）
- 3) 琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター 年報 第4号（2002）
- 4) 清水矩宏、森田弘彦、廣田伸七：日本帰化植物写真図鑑（2001）

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

中部電力株式会社

開発コンクリート株式会社

株式会社ミルコン

実験センター所長

実験センター研究員

発電本部土木建築部主任

水環境室課長

技術開発室長

北澤 賢治

岩崎 正浩

窪塚 直亮

山田 登志夫

青山 宏昭

8.園芸植物及びリサイクルろ過材を利用した 資源循環型水質浄化実証試験

1. 目的

間伐材等、木質廃棄物の有効利用の観点から炭化が注目されており、炭の水質浄化材としての利用事例が多数報告されている。また、産業廃棄物である貝殻も土壌改良材や水質浄化材としての利用事例があり、特に環境水からのリン除去に関しては多数報告されているが、その多くは貝殻を焼成した生石灰を用いたものであり、カーボンニュートラルである非焼成貝殻を用いた事例は少ない。

本試験は、炭と非焼成貝殻をろ過材とし、これに高い窒素、リン除去能力を持つ園芸植物を植栽することで、効率的な水質浄化を可能とする水耕生物ろ過システム（バイオジョフィルター）の技術開発を目的とし、琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター（以降 Biyoセンター）の浅池型植生浄化実験施設において実証試験を行った。また使用済みろ過材についての農業用資材としての再利用化検討と園芸植物の栄養塩吸収速度の定量的把握を行った。

図 1-1 に園芸植物およびリサイクルろ過材を利用した資源循環型水質浄化のコンセプトを示した。

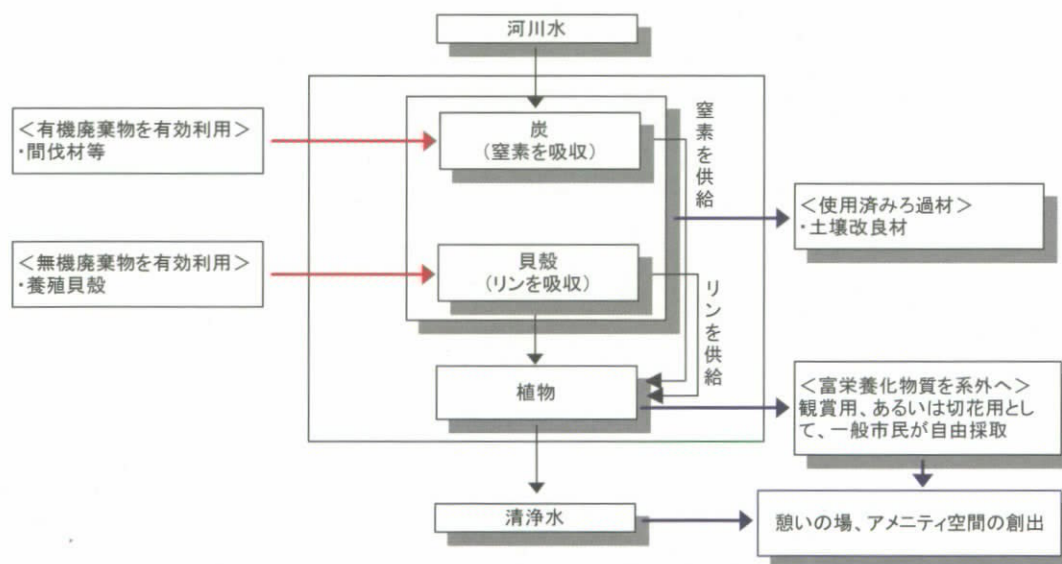


図 1-1 園芸植物およびリサイクルろ過材を利用した資源循環型水質浄化コンセプト

2. 園芸植物およびリサイクルろ過材を利用した資源循環型水質浄化の原理

原水中の有機物等を含む浮遊物質は、最初ろ過材により吸着される。次に、植物の根によりこれらの汚濁物質がろ過される。これらの組み合わせにより、植物のみ、またはろ過材のみの場合に比べて、高効率での水質浄化が可能になると考えられる。

また、植物を用いるメリットとして、植物の根の周辺に微生物、水生昆虫などからなる生態系の「食物連鎖」が形成されることにより、それによる有機物分解や摂食による窒素・リンなどの除去も期待できることが挙げられる。

図 2-1 に園芸植物およびリサイクルろ過材を利用した資源循環型水質浄化の原理概念を示した。

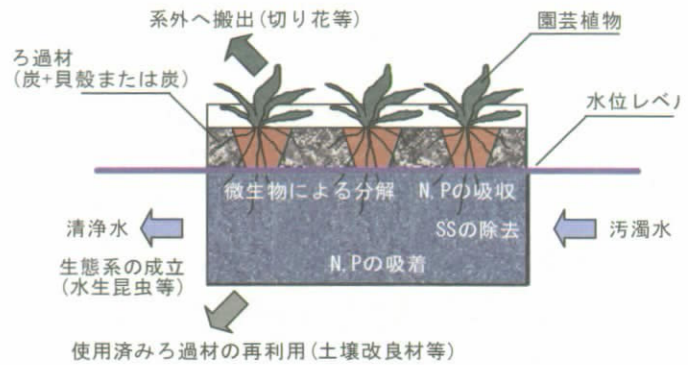


図 2-1 原理概念図

3. 現地試験

3.1 試験場所および時期

実験は、滋賀県草津市の琵琶湖湖畔にある琵琶湖・淀川水質浄化共同Biyoセンターの浅池型植生浄化実験施設で行った。試験期間は約2ヶ月とし平成16年度は夏季(平成16年7月26日～9月29日)、冬季(平成16年12月20日～平成17年2月14日)に実施した。平成17年度は春季(平成17年4月28日～6月16日)、秋季(平成17年10月14日～12月9日)に実施した。

3.2 試験装置

3.2.1 夏季・冬季試験

浅池型浄化実験施設に、コンクリートブロックを用いて長さ352.5cm、幅37cm、高さ35cmの水路を3列作成し、ろ過材および園芸植物を植栽したセル5個(長さ52cm、幅36cm、高さ31cm、目合い0.5cmのプラスチック製ケース)をそれぞれ収容し、水路型実験ユニットとした。図3-1に夏季・冬季試験で用いた実験ユニットの模式図を示した。夏季・冬季試験はろ過材に原水が水平に流入する水平流方式を採用した。

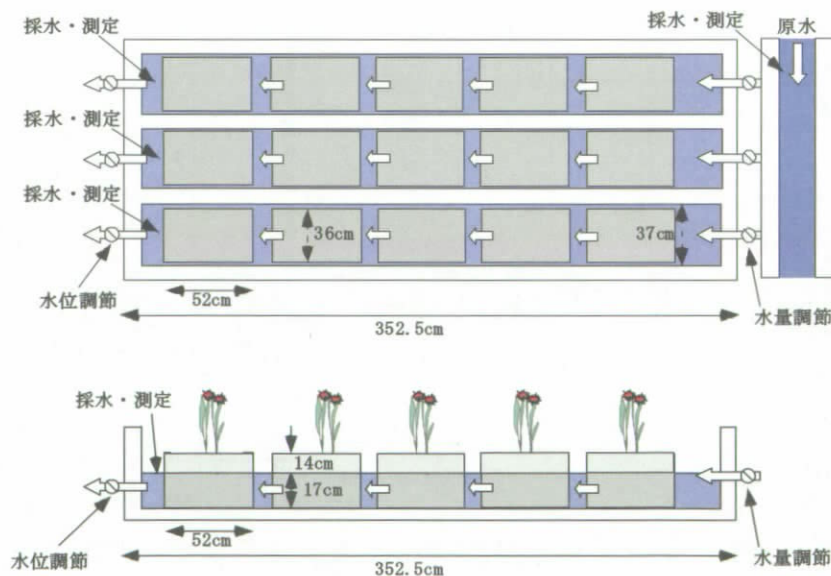


図 3-1 水路実験ユニット模式図(夏季・冬季試験)

3.2.2 春季・秋季試験

浅池型浄化実験施設に、コンクリートブロックを用いて長さ352.5cm、幅42cm、高さ35cmの水路を3列作成し、ろ過材および園芸植物を植栽したセル5個(長さ40cm、幅40cm、高さ30cm、目合い0.5cmのステンレス製ケース)をそれぞれ収容し、水路型実験ユニットとした。図3-2に春季・秋季試験で用いた実験ユニット模式図を示した。春季・秋季試験は

ろ過材に原水が上下交互に流入する上向流方式を採用した。

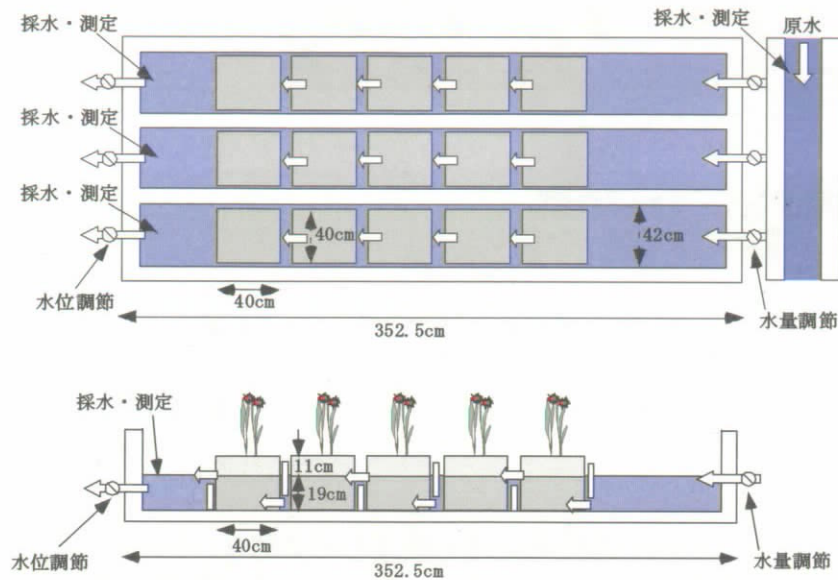


図 3-2 水路実験ユニット模式図(春季・秋季試験)

3.3 試験方法

3.3.1 試験区の設定およびろ過材

試験区は、炭+貝殻+植物試験区（炭：貝殻＝1：1）、炭+貝殻試験区（炭：貝殻＝1：1）、炭+植物試験区（炭のみ）とした。

夏季・冬季試験で用いたろ過材は、炭には三重県産ウバメガシ粉炭を、貝殻は福井県小浜市のカキ養殖業者から入手したマガキ貝殻を付着物等除去後、粉碎したものをろ過材として用いた。春季・秋季試験では、炭には竹炭を、貝殻は夏季・冬季試験と同様に粉碎されたマガキ貝殻を用いた。

3.3.2 園芸植物

夏季・冬季試験の園芸植物はポット径 6cm のポット苗を用い、各セルあたり 10 株ずつ植栽した。試験に供した園芸植物は既存文献を基に開花時期、窒素、リンの除去能力等を考慮した結果、夏季試験にはインパチエンスを、冬季試験にはユリオプス・デージーを用いた(図 3-3)。

春季・秋季試験の園芸植物は、開花時期および植栽植物のスクリーニング等を考慮し、春季試験ではアルストロメリアとペパーミントを、秋季試験ではキク（洋ギク）とペパーミントを用いた(図 3-3)。アルストロメリアとペパーミントはポット径 9cm のポット苗を用い、キクは 15 cm のポット苗を用いた。植栽数は各セルあたり春季のアルストロメリアとペパーミントが各 5 株ずつ、秋季のキクが 10 株ずつ、ペパーミントが 6 株ずつ植栽した。

植栽に際しては、ポット苗の底面がセルの水位レベルと同じ位置になるように留意して植栽した。



- ①ユリオプ^ス・デ^イジー
- ②インパ^チェンス
- ③洋ギ^ク・スフ^レマム
- ④アルストロメ^リア
- ⑤ペ^{パー}ミント

図 3-3 浄化試験に用いた園芸植物

3.3.3 調査内容

葉山川から取水された原水を各ユニットに注水し、原水と各ユニットから排水される水質変化および植物成長量から浄化効果を評価した。表 3-1 に調査項目および調査スケジュールを示した。

表 3-1 現地試験の調査項目および調査スケジュール

夏季試験			冬季試験												
項 目		設置直後	1 日後	8 日後	14 日後	32 日後	65 日後	項 目		設置直後	7 日後	14 日後	28 日後	42 日後	56 日後
水質	水温、pH	○	○	○	○	○	○	水質	水温、pH	○	○	○	○	○	○
	T-N、T-P、SS	○	○	○	○	○	○		T-N、T-P、SS、BOD、DIN、PO ₄ -P	○	○	○	○	○	○
	DIN、PO ₄ -P、BOD		○	○		○									
流量	ユニット内通水速度	○	○	○	○	○	○	流量	ユニット内通水速度	○	○	○	○	○	○
生物	植物重量、ユニット内生物	○					○	生物	植物重量、ユニット内生物	○					○

春季試験			秋季試験												
項 目		設置直後	4 日後	8 日後	36 日後	43 日後	49 日後	項 目		設置直後	7 日後	14 日後	28 日後	42 日後	56 日後
水質	水温、pH	○	○	○	○	○	○	水質	水温、pH	○	○	○	○	○	○
	T-N、T-P、SS、BOD、DIN、PO ₄ -P	○	○	○	○	○	○		T-N、T-P、SS、BOD、DIN、PO ₄ -P	○	○	○	○	○	○
流量	ユニット内通水速度	○	○	○	○	○	○	流量	ユニット内通水速度	○	○	○	○	○	○
生物	植物重量、ユニット内生物	○					○	生物	植物重量、ユニット内生物	○					○

4. 室内試験

4.1 植栽植物のスクリーニング(園芸植物の栄養塩吸収速度の把握)

28 品種の園芸植物について根圏から可能な限り土壌を洗い流した後、全窒素を 2.8ppm、全リンを 0.4ppm となるよう調整した水耕液(200ml)を満たした 300ml フラスコに根部を浸し、

表 4-1 試験供試植物

	種別	品種名
供試植物	切り花	ミニバラ、スイートピー、ミニガーベラ、スイセン、アルストロメリア、デルフィニウム、フロックス、カサブランカ(ユリ)、チューリップ、アスター、スターチス、アネモネ、ルピナス、コギク
	花壇苗	クリサンセマム、パンジー、モンタナ、マーガレット、ゼラニューム
	鉢物	ユリオプス・デイズ、ガザニア、ブルーデージー
	ハーブ	イタリアンパセリ、ペパーミント、レモンバーム、セージ

25℃、16 時間日長条件で静置した。その後水耕液の全窒素を紫外吸光光度法、全リンをペルオキシ二硫酸カリウム分解法により測定した。供試植物には本浄化研究の目的の一つであるアメニティの向上を考慮し、容易に入手が可能である花卉類を中心に選定したが、その中でも吸収した栄養塩を系外へ持ち出すことができるよう切り花を多く選定した。また、食用植物としてハーブ類についても検討を行った。試験に供した園芸植物を表 4-1 に示した。

4.2 使用済みろ過材の農業資材化検討

使用済みろ過材を土壤に投与した場合の作物への影響についての確認を農林水産省農蚕園芸局長通達 1943 号の「植物に対する害に関する栽培試験方法」をもとに実施した。供試作物はコマツナとし、真砂土を 500mL 充填した試験容器に 25 粒播種した。

平成 16 年度に検討した(夏季試験)使用済みろ過材は、試験終了後 2 ヶ月間陸上にて静置したのち、表面に吸着した汚泥を流水にて除去した。これを約 48 時間風乾したのち、ミキサーを用いて粉末状に破碎し試験に供した。このとき未使用の炭および貝殻を 1:1 で混合しミキサーを用いて粉末状に破碎したものを対照試験区用資材とした。

平成 17 年度に検討した(秋季試験)使用済みろ過材は、試験終了後に採取したろ過材を室内で風乾したのち、ミキサーを用いて粉末状に破碎し試験に供した。このとき未使用の炭および貝殻を 1:1 で混合しミキサーを用いて粉末状に破碎したのも合わせて試験に供した。なお、平成 17 年度は対照試験区用資材として、市販の牛糞堆肥(伍協牧場発酵堆肥センター製造 商品名“発酵牛ふん”)を用いた。

また、平成 16 年度および平成 17 年度での検討では、真砂土のみの標準試験区を設けた。

使用済みろ過材の施用量はそれぞれ容器あたり 5g(標準量施用区)、10g(2 倍量施用区)、15g(3 倍量施用区)とし、8000lux、12 時間日長条件で 3 週間栽培した。

4.3 カラム試験によるろ過材の粒度別浄化能力の把握

カラム試験に用いたろ過材は、春季および秋季実証試験で用いたものと同じとし、炭は竹炭を、貝殻はマガキ貝殻を使用した。実験装置は、ろ過材が充填された円筒形の水質浄化カラムと、試験水を通水するためのペリスターポンプで構成した。

水質浄化カラムへの通水量は現地試験の接触時間と等しくするため 3.8mL/分とし、実験装置を恒温槽(インキュベータ)に收容し、20℃の温度条件で試験を行った。

水質浄化カラムへの竹炭と貝殻の充填量は 1:1 となるように配合し 226mL 充填した。

ろ過材の粒径は、貝殻を約 4mm、約 8mm、約 16mm にふるい分けし、粒度別に 3 試験区設けた。

実験に用いた試験水は現地河川水とし、現地河川水は実証試験で使用した Biyo センターの外周水路水を用いた。

カラム試験における分析項目は、SS、BOD、全窒素、全リンとし、水質浄化カラムの通過前後で水質分析を行った。

4.4 貝殻のリン濃度別吸着能の把握

貝殻のリン濃度別吸着能の把握試験に用いた貝殻は、カラム試験と同じマガキ貝殻を使用した。実験装置は図 4-1 に示したように、200mL 三角フラスコ内に貝殻および試験水を投入し、これを振とう機内に設置した。

貝殻は約 4mm の粒径のものを 15g 用い、試験水は 150mL とした。

実験に用いた試験水はリン酸二水素ナトリウム二水和物 ($\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) を用いて調整した。調整後の濃度は、リン酸態リン濃度で 0.01mg/L、0.1mg/L、1mg/L とし 3 試験区設けた。試験水の pH は、実証試験で使用している Biyo センターの外周水路水と同レベルとすることを目的として、外周水路水の取水先である葉山川河川水の年間平均値 (pH=7.4) とした。

振とう時間は 1 時間とし、振とう後の試験水のリン酸態リン濃度を測定し、貝殻のリン濃度別吸着能の検討を行った。



振とう機

図 4-1 リン濃度別吸着能の検討で用いた試験装置

5. 結果

5.1 水質調査結果

試験期間中の原水および試験水路ユニット排水の水質変化を図 5-1~5-4 に示した。

夏季試験では各試験水路ユニット排水の T-N、T-P、SS、BOD は原水に対していずれも減少傾向を示した。また、炭+植物試験区、炭+貝殻+植物試験区においては、DIN についても原水に対して減少傾向を示した。一方、P04-P については原水と比較して増加傾向を示した。

冬季試験では各試験水路ユニット排水の SS、BOD は原水に対していずれも減少傾向を示した。一方、T-N、T-P、DIN、P04-P についてはいずれも原水と比較して同等あるいは増加傾向にあった。

春季試験では各試験水路ユニット排水の T-N、SS、BOD、DIN は原水に対していずれも減少傾向を示した。一方、P04-P については原水と比較して増加傾向を示した。

秋季試験では、春季試験と同様に、各試験水路ユニット排水の T-N、SS、BOD、DIN は原水に対していずれも減少傾向を示し、P04-P については原水と比較して増加傾向を示した。

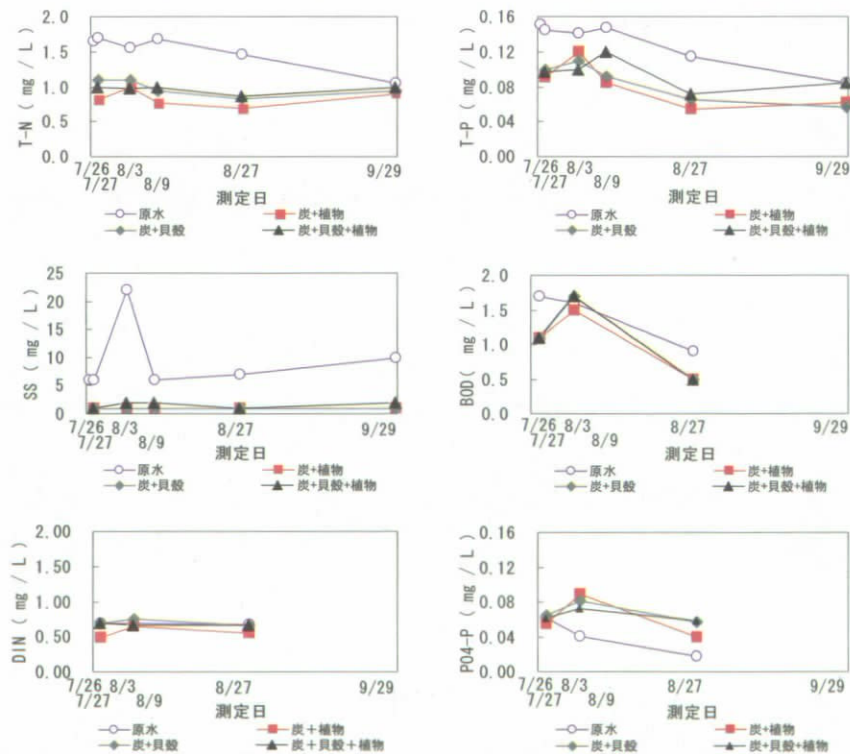


図 5-1 夏季試験における各試験水路ユニットの水質変化

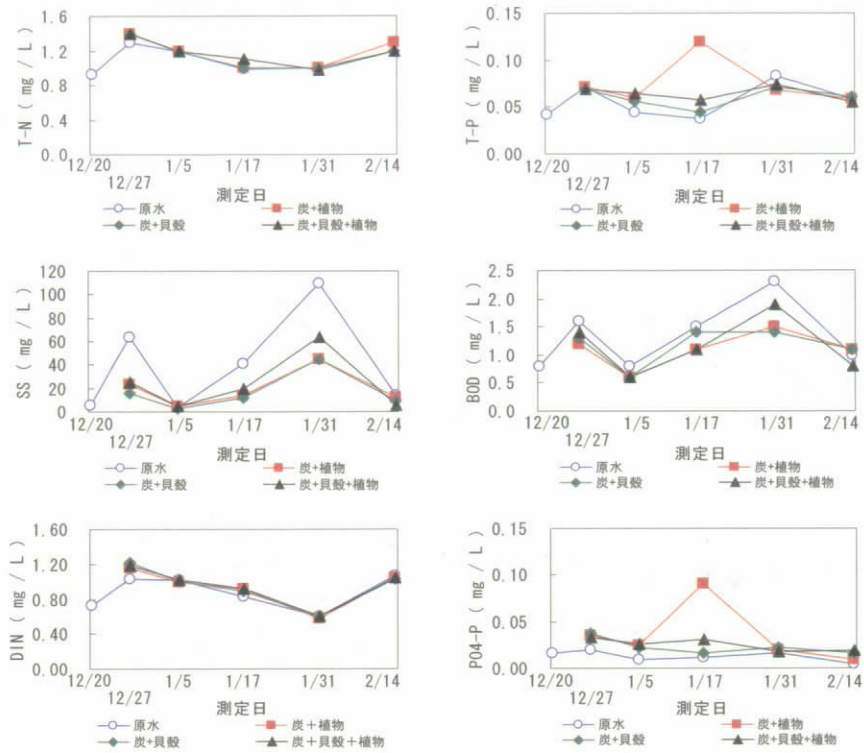


図 5-2 冬季試験における各試験水路ユニットの水質変化

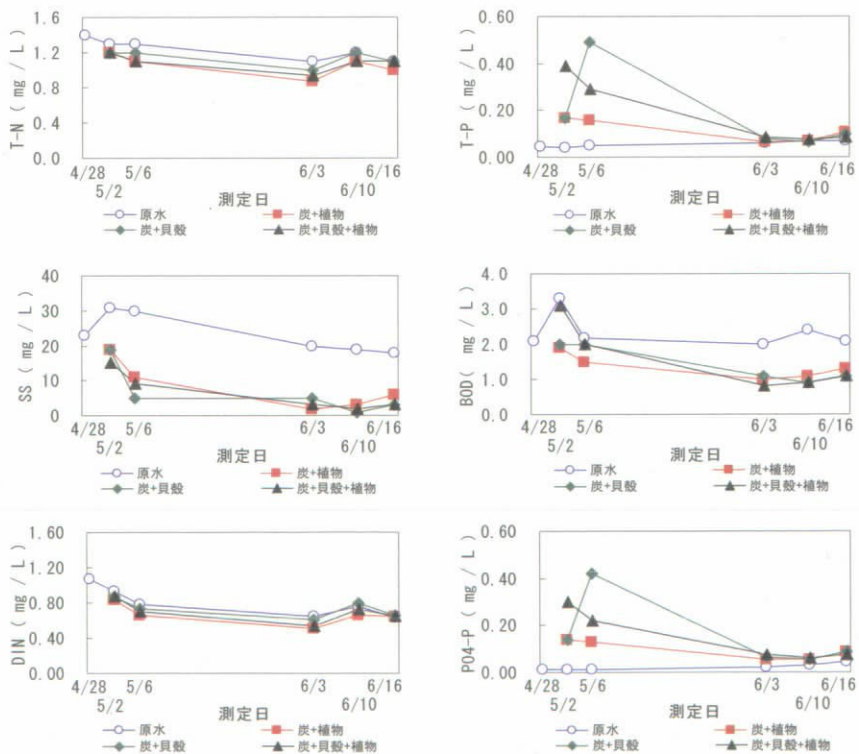


図 5-3 春季試験における各試験水路ユニットの水質変化

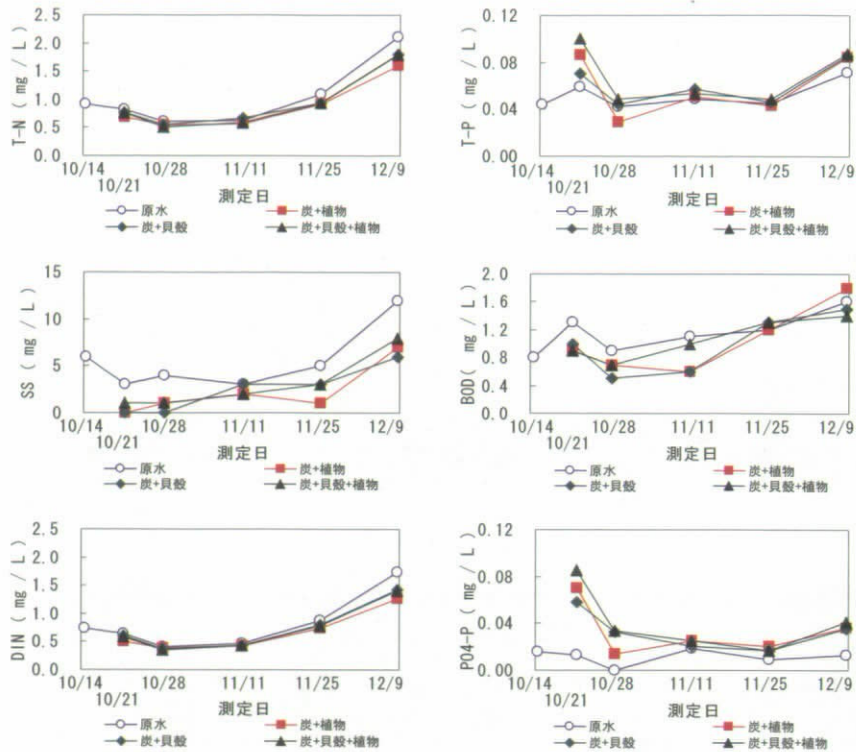


図 5-4 秋季試験における各試験水路ユニットの水質変化

5.2 浄化効果

表 5-1 に夏季、冬季、春季、秋季試験における各ユニットの T-N、T-P、SS、BOD、DIN、PO4-P の除去効果の平均値を示した。

夏季試験では各実験ユニットにおける T-N、T-P、SS、BOD についてすべてのユニットで浄化効果が認められた。また炭+植物試験区、炭+貝殻+植物試験区では DIN の除去効果が認められた。

T-N については炭+植物試験区で 41.9% となり最も高い除去率を示した。次いで炭+貝殻+植物試験区で 33.0%、炭+貝殻試験区で 32.1% の除去率を示した。T-P については炭+植物試験区で 35.0% となりもっとも高い除去率を示した。次いで炭+貝殻試験区で 33.5%、炭+貝殻+植物試験区で 23.7% の除去率を示した。SS 除去率は 81.3~87.6% と高い除去率を示した。BOD 除去率は 24.5~28.7% となり、炭+植物試験区で最も高い除去率を示した。DIN については炭+植物試験区における除去率が 18.9% と最も高くなり、次いで炭+貝殻+植物試験区では 2.3% となった。しかし炭+貝殻試験区では除去効果が確認されなかった。

冬季試験では SS、BOD についてすべてのユニットで浄化効果が認められた。SS については炭+貝殻試験区における除去率が 53.1% と最も高い効果を示した。次いで炭+貝殻+植物試験区で 37.2%、炭+植物試験区で 35.7% となった。BOD 除去率は 15.9~20.3% となった。

春季試験では、T-N、SS、BOD および DIN で浄化効果が認められた。T-N の除去率は炭+植物試験区で 12.1%、炭+貝殻試験区で 4.9%、炭+貝殻+植物試験区で 9.2% であった。SS 除去率は炭+植物試験区で 68.6%、炭+貝殻試験区で 75.0%、炭+貝殻+植物試験区で 75.9% であった。BOD 除去率は炭+植物試験区で 43.3%、炭+貝殻試験区で 40.7%、炭+貝殻+植物試験区で 37.1% であった。また DIN 除去率は炭+植物試験区で 12.0%、炭+貝殻試験区で 2.0%、炭+貝殻+植物試験区で 7.8% であった。

秋季試験では、T-N、SS、BOD および DIN で浄化効果が認められた。T-N の除去率は炭+

植物試験区で 15.9%、炭+貝殻試験区で 7.7%、炭+貝殻+植物試験区で 11.5%であった。SS 除去率は炭+植物試験区で 66.0%、炭+貝殻試験区で 58.0%、炭+貝殻+植物試験区で 49.7%であった。BOD 除去率は炭+植物試験区で 17.2%、炭+貝殻試験区で 22.2%、炭+貝殻+植物試験区で 13.2%であった。また DIN 除去率は炭+植物試験区で 15.2%、炭+貝殻試験区で 9.8%、炭+貝殻+植物試験区で 11.2%であった。

表 5-1 2ヶ月間の浄化期間における各ユニットの浄化効果

		除去率(%)						
		T-N	T-P	SS	BOD	DIN	PO4-P	
平成16年度	夏季	炭+植物	41.9	35.0	87.6	28.7	18.9	効果なし
		炭+貝殻	32.1	33.5	87.6	24.5	効果なし	効果なし
		炭+貝殻+植物	33.0	23.7	81.3	24.5	2.3	効果なし
	冬季	炭+植物	効果なし	効果なし	35.7	20.3	効果なし	効果なし
		炭+貝殻	効果なし	効果なし	53.1	15.9	効果なし	効果なし
		炭+貝殻+植物	効果なし	効果なし	37.2	20.3	効果なし	効果なし
平成17年度	春季	炭+植物	12.1	効果なし	68.6	43.3	12.0	効果なし
		炭+貝殻	4.9	効果なし	75.0	40.7	2.0	効果なし
		炭+貝殻+植物	9.2	効果なし	75.9	37.1	7.8	効果なし
	秋季	炭+植物	15.9	効果なし	66.0	17.2	15.2	効果なし
		炭+貝殻	7.7	効果なし	58.0	22.2	9.8	効果なし
		炭+貝殻+植物	11.5	効果なし	49.7	13.2	11.2	効果なし

5.3 園芸植物の生育

図 5-5 に夏季試験における植物体の生育状況を示した。

夏季試験では炭+植物試験区でのインパチエンスの生育は良好であったのに対し、炭+貝殻+植物試験区では、植栽後2週間以降にアブラムシが大量発生し、8月17日に全50株中43株を植え替えた。その後、補植時期が高温期であったこともあり、植え替えた株も生育不良となり、10日後(8月27日)に再度植え替えた。最終的に炭+貝殻+植物試験区では試験開始時に植栽した全50株のうち、試験終了まで植栽を継続したのは2株のみであった。生育不良を呈した株の根圏は小さく、新根は腐敗していた。炭+貝殻+植物試験区では粉碎した貝殻の細粒分が多かったため、濾材の保水性が高まり、植物根圏における過湿により生育不良が多発し、この過湿による生育不良がアブラムシ等の食害を誘発したものと考えられる。



図 5-5 夏季試験における植物体の生育



図 5-6 冬季試験における植物体の生育



試験開始直後



再試験開始直後



再試験 3 週目

図 5-7 春季試験における植物体の生育



試験開始直後

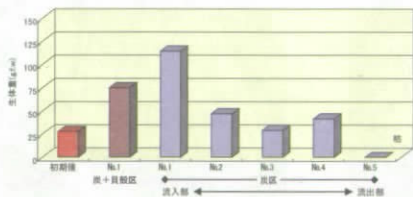


試験 4 週目

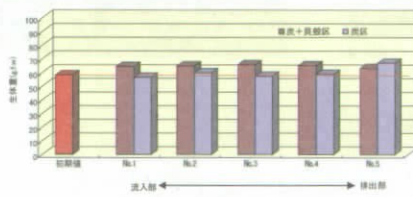


試験 8 週目

図 5-8 秋季試験における植物体の生育

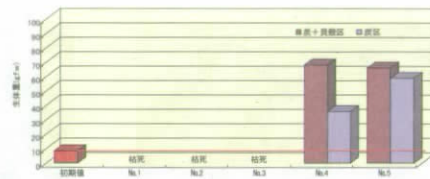


夏季試験

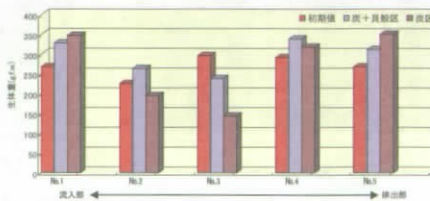


冬季試験

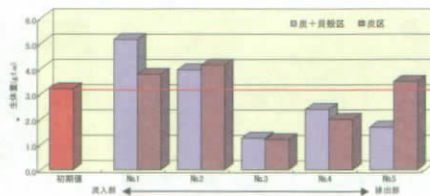
図 5-9 植物体の生体重 (H16 年度試験)



春季試験 (ペパーミント)



秋季試験 (キク)



秋季試験 (ペパーミント)

図 5-10 植物体の生体重 (H17 年度試験)

インパチエンスの生長量を、植栽時と約 1.5 ヶ月後の生体重から比較した (図 5-9)。炭

+貝殻+植物試験区に関しては、生育不良により植え替えを行ったため、植替えを行わなかった株(2株)を含む水路最上流部に位置するセルのみ生体重を測定した。その結果インパチエンスの生体重は計測を行った全ての試験区で初期値より増大しており、概ね原水の流入部に近いほど成長量が増大する傾向にあった。特に原水の最流入部側では初期値の4倍以上の生長量が認められた。

冬季試験ではユリオプス・デージーの生育は良好であり、順次、花蕾が開花した。植栽2ヵ月後には、開花が一巡し、葉茎は正常であるが、花が多い状態となった(図5-6)。また根圏は拡大傾向にあり、新根は健全で腐敗などの障害は認められなかった。ユリオプス・デージーの各ユニットのセル間における生長量の差はほとんど認められなかった。一方炭+貝殻+植物試験区と炭+植物試験区の間では、若干ではあるが生育量に差がみられた(図5-10)。

平成17年4月27日から開始した春季試験は、全ての区で植栽した植物の生育は良好であったが、水路内において流入水がろ過材を通過しない可能性が示唆されたため、試験を一旦中止し、ろ過材および植栽した植物を全て入れ替え、5月27日から再試験を開始した。再試験の結果、試験開始10日目前後には流入部のセルで汚泥等によるろ過材の目詰りのため、セル内の水位が上昇し、植物体の根部が水没した。そのため、植栽した植物の根部は徐々に腐敗し、地上部も地際部から葉が黄化し始め、最終的にはほとんどが枯死した。しかし、比較的ろ過材の目詰りが遅かった流出部の2つのセルについては、耐水性のあるペパーミントが生存していた。

流出部において植栽したペパーミント株の生長量は初期値より増大しており、貝殻を混入させたろ過材の方が炭単体のろ過材区よりも良好であるように思われた。

秋季試験では、炭+貝殻+植物試験区および炭+植物試験区ともに植栽後の生育状況に問題は無く、順次、花蕾が開花した。ただ、開花期終盤である秋季後半(11月下旬)からは気温の低下とともに開花数も減少し、低温による葉の褐変化が見られた。植栽8週間後には、開花が一巡し、茎は正常であるが、花が多い状態となった(図5-7)。これは冬季における屋外での栽培では、通常よく見られる状態である。

生体重は、キクの場合、No.3のセルを除き、概ね初期値より生長量が増大した。セル間の違いは中央部に位置するNo.3のセルのみ初期値より生育が劣る結果となった。なお、ろ過材の違いによる生育差については一定の傾向は認められなかった。ペパーミントの場合、流入部のNo.1,2のセルのみ初期値より生長量が増大した。流出部で生長量が認められなかったのは、ペパーミントは秋季による低温により植物の活性が低下する影響が現れたことが考えられる。

5.4 園芸植物の栄養塩吸収速度

28種のうち窒素およびリンについて吸収速度の高い上位5種の吸収速度を図5-11に示した。窒素に対してはアルストロメリアが、リンに対してはアネモネがそれぞれもっとも高い吸収速度を示した。またハーブ類であるペパーミント、レモンバームは窒素、リン双方に対して高い吸収速度を示した。

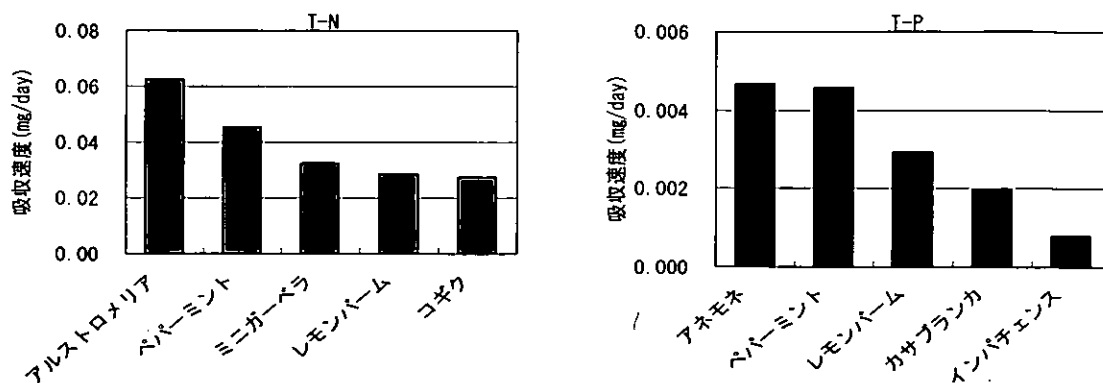


図 5-11 供試植物の吸収速度(植物体 1g 当たりの吸収速度)

5.5 使用済みろ過材の農業資材化検討

平成 16 年度現地試験(夏季試験)で使用したろ過材の試験結果を図 5-12 に示した。3 週間目の生体重は標準試験区がもっとも小さくなり、対照試験区、標準量施肥区、2 倍量施肥区、3 倍量施用区の順に大きくなり、3 倍量施用区における生体重指数は平均 172 となった。

平成 17 年度実証試験(秋季試験)で使用したろ過材の試験結果を図 5-13 に示した。3 週間目の生体重指数は対照肥料(牛糞堆肥)が最も大きくなる結果となった。最も生体重指数が小さい試験区は使用前ろ過材の試験区であり、使用済みろ過材は使用前ろ過材と市販牛糞堆肥との中間に位置する結果となった。また、使用済みろ過材は標準試験区を下回る結果となった。

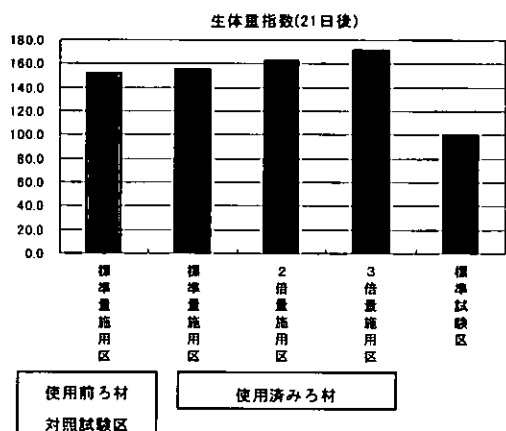


図 5-12 平成 16 年度現地試験(夏季試験)で使用したろ過材の試験結果

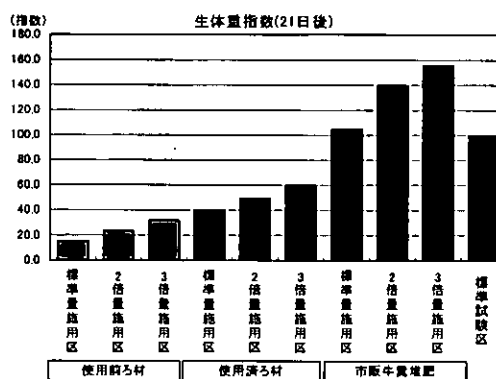


図 5-13 平成 17 年度現地試験(秋季試験)で使用したろ過材の試験結果

5.6 カラム試験によるろ過材の粒度別浄化能力の把握

図 5-14 にカラム試験によるろ過材の粒度別浄化能力の試験結果を示した。

SS は全ての試験区で 90%以上の高い除去率が認められた。次いで、高い除去率が得られたのは BOD であり、全ての試験区 50%以上の除去率が認められた。全窒素も除去効果が認められたものの、SS および BOD ほど高い除去率ではなく、全ての試験区で 6.7%であった。全リンは、除去効果が認められない結果とな

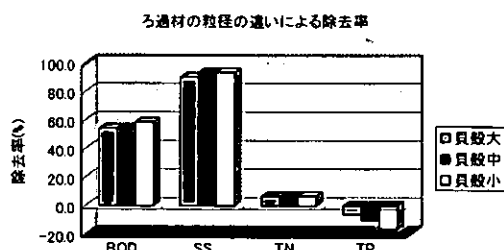


図 5-14 ろ過材の粒度別浄化能力試験結果

った。

高い除去率が得られた SS、BOD で比較すると、僅かではあるが粒径（貝殻）が小さいほど浄化効果が得られる結果となった。

5.7 貝殻のリン濃度別吸着能の把握

図 5-15 に貝殻のリン濃度別吸着試験結果を示した。

リン酸態リン濃度が 1mg/L、0.1mg/L の試験区では貝殻による吸着が認められ、リン酸態リン濃度が 1mg/L で 52%、0.1mg/L で 60%の除去率が得られる結果となった。

一方、低濃度の 0.01mg/L になると、リン酸態リン濃度は逆に増加する結果となり、除去効果が得られなかった。

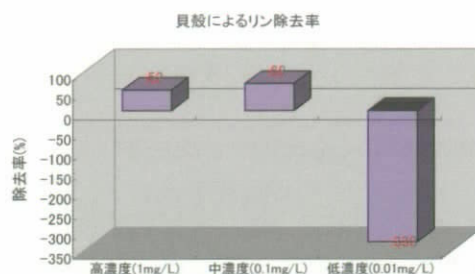


図 5-15 貝殻のリン濃度別吸着試験結果

6. 考察

6.1 水質浄化能

SS、BOD については全ての季節で安定した除去効果を示し、T-N については夏季、春季、秋季において除去効果が確認された。また DIN についても、春季および秋季で除去効果が確認された(表 6-1)。

夏季、春季、秋季試験では炭+植物試験区において最も高い T-N、DIN 除去率を示した。これは炭+植物試験区では窒素分吸着能力の高い炭の配合比率が他のユニットと比較して 2 倍量となっており、これにより高い除去効率が得られたものと考えられた。

一方、冬季では処理水の T-N、DIN は原水とほぼ同等となった。冬季試験では試験期間を通して水温が 5~12℃ と極めて低く推移したためろ過材表面に形成された微生物群集の活性が低かったことなどが要因となり捕捉した窒素の分解、吸収が進まなかったためと考えられる。

リン除去率については夏季試験において T-P に対して 25.4~34.8%の除去率を示した以外は除去効果が確認されなかった。本試験ユニットではリン除去を目的としてろ過材に貝殻を混合している。貝殻のリン吸着能力について、長崎県衛生公害研究所は、高濃度の P04-P 溶液 (1mg/L) の場合、粒径 1~3mm の貝殻では 27.8%、粒径 1mm 以下の貝殻では 89.9%の除去率を示すが、低濃度になると、その吸着効率は極端に低下すると報告している。⁽⁵⁾

夏季試験における葉山川流入原水の T-P 濃度は 0.13mg/L 前後、P04-P 濃度は 0.018~0.062mg/L、冬季試験では T-P 濃度は 0.038~0.083mg/L、P04-P 濃度は 0.005~0.020mg/L、春季試験では T-P 濃度は 0.043~0.072mg/L、P04-P 濃度は 0.013~0.048mg/L、秋季試験で

表 6-1 実証試験装置の性能

		炭+貝殻+植物			
		炭+貝殻	炭+植物	炭+植物	
水路規模	夏季・冬季	3.52m(L) × 0.37m(W) × 0.17m(D)			
	春季・秋季	0.221m ³			
流入量	夏季・冬季	3.52m(L) × 0.42m(W) × 0.19m(D)			
	春季・秋季	0.281m ³			
滞留時間	夏季・冬季	2.0L/min			
	春季・秋季	2.4L/min			
処理量	夏季・冬季	約110分			
	春季・秋季	約115分			
除去率 (%)	夏季・冬季	2.88m ³ /日			
	春季・秋季	3.46m ³ /日			
除去率 (%)	T-N	夏季	33.0	32.1	41.9
		冬季	—	—	—
		春季	9.2	4.9	12.1
		秋季	11.5	7.7	15.9
	DIN	夏季	2.3	—	18.9
		冬季	—	—	—
		春季	7.8	2.0	12.0
		秋季	11.2	9.8	15.2
	T-P	夏季	23.7	33.5	35.0
		冬季	—	—	—
		春季	—	—	—
		秋季	—	—	—
SS	夏季	81.3	87.6	87.6	
	冬季	37.2	53.1	35.7	
	春季	75.9	75.0	68.6	
	秋季	49.7	58.0	66.0	
BOD	夏季	24.5	24.5	28.7	
	冬季	20.3	15.9	20.3	
	春季	37.1	40.7	43.3	
	秋季	13.2	22.2	17.2	

はT-P濃度は0.042~0.071mg/L、P04-P濃度は定量下限未満~0.019mg/Lであった(図6-1)。このことから十分な水質負荷が無かったため貝殻本来の持つ吸着能を十分に発揮できなかったことが貝殻によるリン除去効果が確認されなかった原因と思われる。

各季節において浄化効果が認められた水質項目について、各ユニットに流入する負荷量(積算負荷量)に対する除去率を図6-2(1)~(4)に示した。積算負荷量は各測定日の原水濃度と測定日間隔を乗じることにより推定した。

T-Nは、夏季および春季の試験結果から積算負荷量が0.15kg程度を超えると除去率の低下が認められた。秋季試験の結果は積算負荷量が0.2kg以上となっても除去率の低下は認められていない。一般的に、炭を使用した上向流方式を採用することで、下層から上層に流れる上向流によって一定の滞留時間を確保し、炭表面に形成させる付着生物膜の浄化能力(有機物の酸化分解・吸収、窒素の硝化・脱窒、リンの吸収など)を効率よく機能させることができる。⁽⁴⁾夏季に比べ秋季試験は、上向流方式を採用したことがT-Nの吸着を向上させた理由の一つと考えられる。また秋季は、春季試験と比較して、ろ過材の目詰まりが起らなかったこともT-Nの吸着を向上させたものと考えられる。

T-Pは、夏季の試験結果から積算負荷量が0.01kg程度になると除去率の低下が認められた。このため、ろ過材内のT-P蓄積量は0.01kg程度になると、ろ過材のリンの吸着が飽和状態となり、ろ過材内で破過し始めているものと考えられる。

SSは、夏季の試験結果では試験期間中の積算負荷量が2kg程度であり、この積算負荷量では除去率の低下が認められず、冬季の試験結果では積算負荷量が8kg程度になると除去率の低下が認められた。また、春季の試験結果では積算負荷量が3kg程度になると除去率の低下が認められており、秋季の試験結果では試験期間中の積算負荷量が1kg程度であるが、この積算負荷量では除去率の低下が認められなかった。除去率の低下が認められた冬季および春季の試験結果において、積算負荷量に違いが生じた理由として、浄化ユニットが冬季は水平流方式、春季は上向流方式と異なる構造となっており、この構造の違いがろ過材の破過のし易さに影響を及ぼしたものと考えられる。

BODは、夏季の試験結果では試験期間中の積算負荷量が0.1kg程度であり、この積算負荷量では除去率の低下が認められず、冬季試験結果は積算負荷量が0.2kg程度になると除去率の低下が認められた。また、春季試験結果は積算負荷量が0.35kg程度になると除去率の低下が認められ、秋季試験結果では積算負荷量が0.05kg程度から除去率の低下が認められた。一般的には、バクテリアは種ごとに至適水温を持つため、水温変化に伴いバクテリアの種が変遷し分解能力に差が生じる。今回の試験結果において、各季節毎に除去率の低下と積算負荷量に違いが生じており、その理由のひとつに季節的变化により原水の水温が

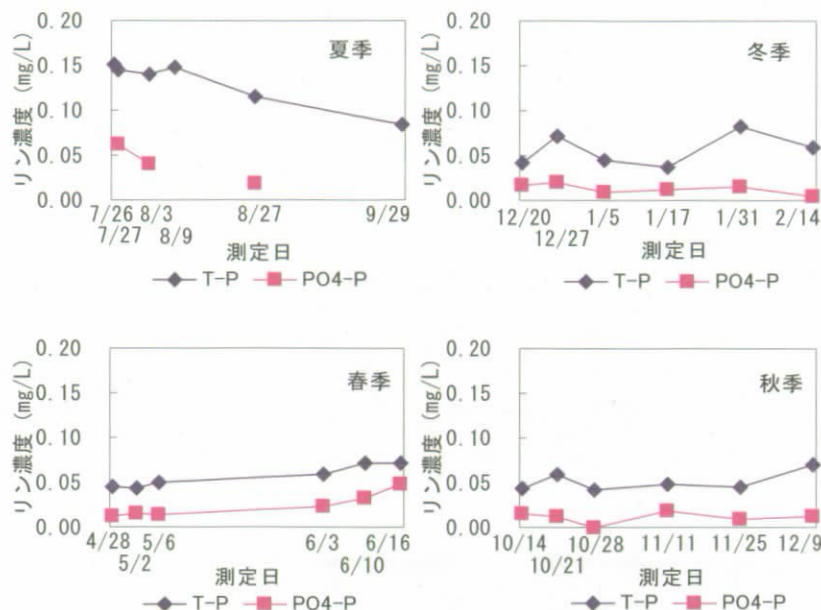


図6-1 葉山川流入原水のリン濃度

変化し、ろ過材内に存在するバクテリアの種が季節によって変化していたことが考えられる。

DIN は、春季試験結果では積算負荷量が 0.08kg 程度になると除去率の低下が認められ、秋季試験結果では試験期間中の積算負荷量が 0.18kg 程度であるが、この積算負荷量では除去率の低下が認められなかった。春季試験と秋季試験で違いが生じた理由として、春季試験ではろ過材が目詰まりを起こしており、ろ過材としての機能を十分に果たしていなかったことが考えられる。秋季試験結果から、目詰まりが起こらなければ、ろ過材は 0.18kg 程度の DIN 量を吸着可能であると推定される。

以上の検討結果は、本方式で河川水等の浄化を行う場合、対象とする河川の水質・水量を事前に把握しておくことで、浄化装置の管理(ろ過材の交換等)の目安となる。

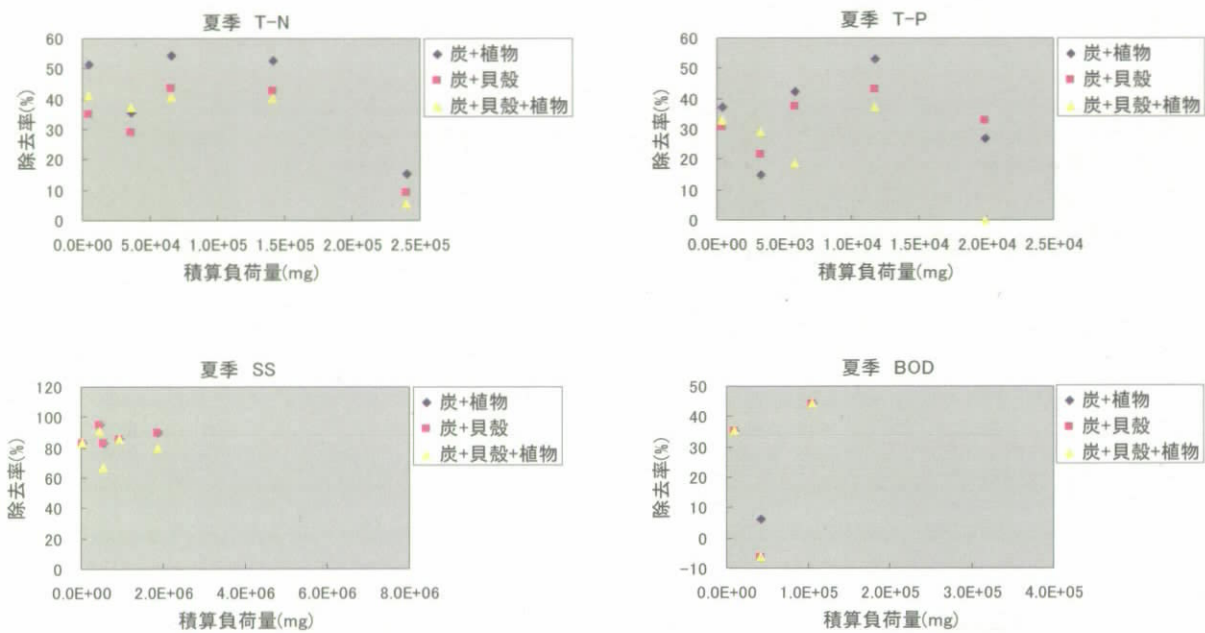


図 6-2(1) 夏季試験における負荷量と除去率の関係

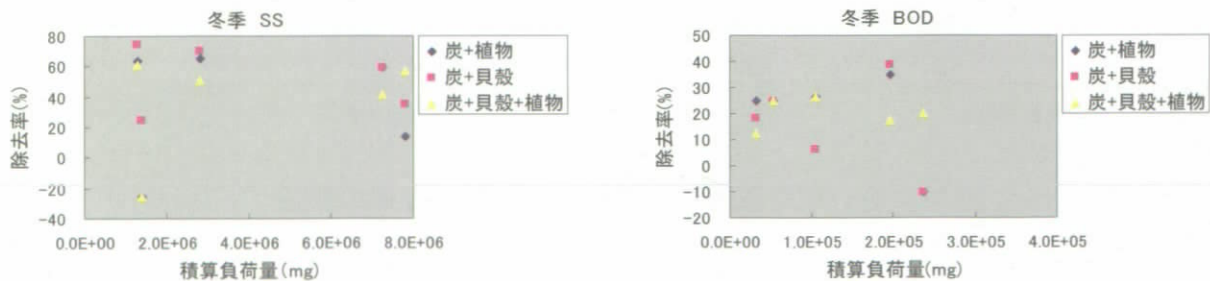


図 6-2(2) 冬季試験における負荷量と除去率の関係

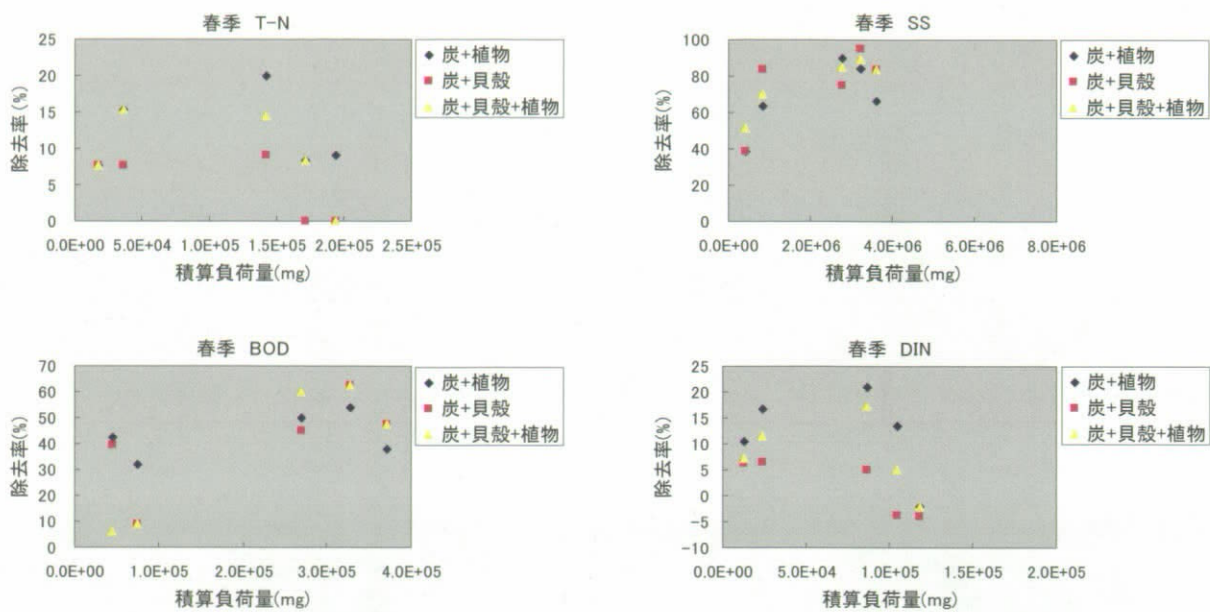


図 6-2(3) 春季試験における負荷量と除去率の関係

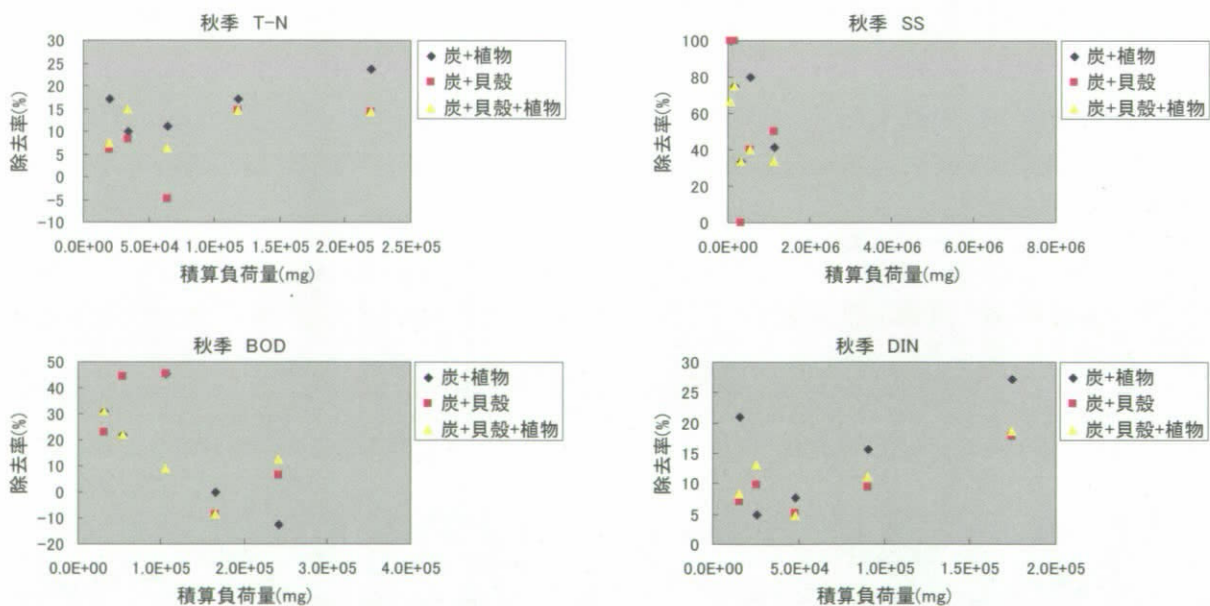


図 6-2(4) 秋季試験における負荷量と除去率の関係

図 6-3 に本試験で浄化効果が得られた SS、BOD、T-N に関する原水と処理水の間係を示すとともに、表 6-2 に図 6-3 から得られた回帰式を示した。なお、図 6-3 の T-N は、夏季のみ他の季節の試験結果と比較して特異な分布となったことから、夏季の試験結果のみ除外して回帰式を作成した。T-N の夏季試験結果が他の季節の試験結果と異なる分布を示したのは、夏季試験時のろ過材内の硝化細菌が、他の季節の硝化細菌と異なっていたことが考えられる。

表 5 の回帰式から BOD はやや相関が得られた程度であるが、SS および T-N は高い相関が得られており、これらの回帰式から本システムは、原水濃度を SS は約 4 割程度、BOD は約 7 割程度、T-N は約 9 割程度に低減させる能力を持つことが示唆された。

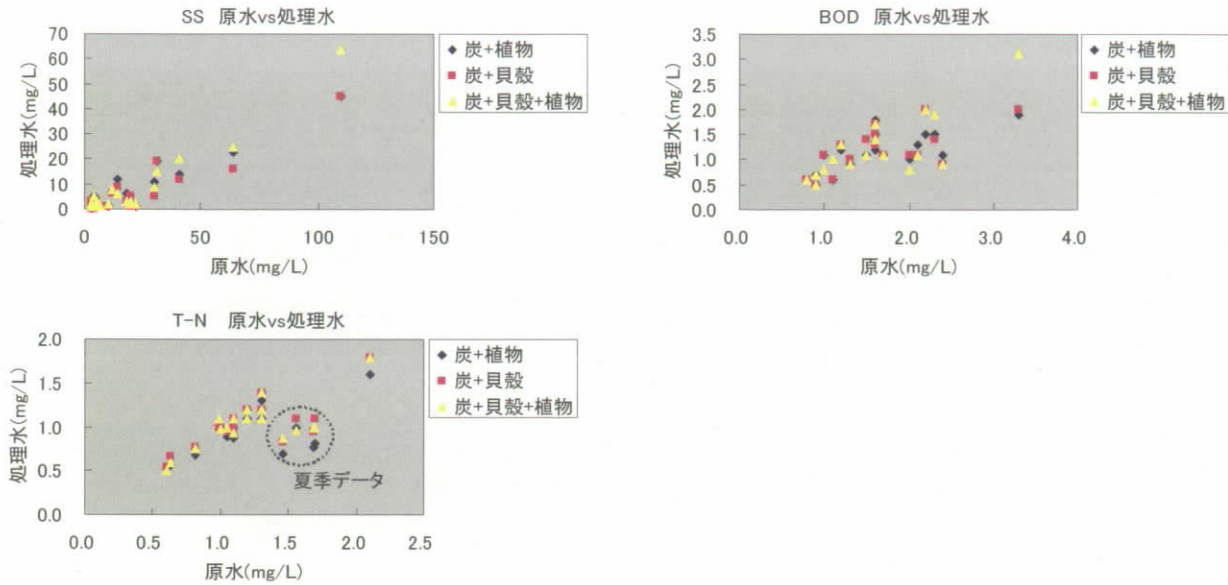


図 6-3 原水と処理水の関係

表 6-2 原水と処理水の関係から得られた回帰式

水質項目	ろ過材	回帰式	r^2
SS	炭+植物	$y = 0.3855 x$	0.89
	炭+貝殻	$y = 0.3492 x$	0.85
	炭+貝殻+植物	$y = 0.4860 x$	0.90
BOD	炭+植物	$y = 0.6661 x$	0.41
	炭+貝殻	$y = 0.6844 x$	0.37
	炭+貝殻+植物	$y = 0.7549 x$	0.60
全窒素	炭+植物	$y = 0.8968 x$	0.82
	炭+貝殻	$y = 0.9422 x$	0.92
	炭+貝殻+植物	$y = 0.9274 x$	0.90

6.2 ユニットのマスバランス

各季節において浄化能力が認められた SS および BOD と、植物が順調に成長した秋季において浄化能力が認められた T-N のマスバランスを図 6-4(1)～(3)に示した。図 6-4(1)～(3)のマスバランスはユニット単位(ろ過材;5セル)となっており、流入量は各季節試験期間中の全積算負荷量を、流出量は全積算流出量を示している。SS および BOD のマスバランスは、季節によって植物が枯死および食害を受けたことから、植物体があった試験区では季節的な比較が難しいため、炭+植物試験区の結果を示した。

平成 16 年度に実施した夏季・冬季試験のユニットは水平流方式を採用し、平成 17 年度に実施した春季・秋季試験では上向流方式を採用している。夏季・冬季試験ではろ過材が目詰まりを起こさなかったことから、水平流方式では約 5kg 程度まで SS の蓄積に耐えることが示唆された。一方、春季試験ではろ過材の目詰まりが発生したことから、上向流方

式でのユニットのSS蓄積量は2.71kg以下であると考えられた。

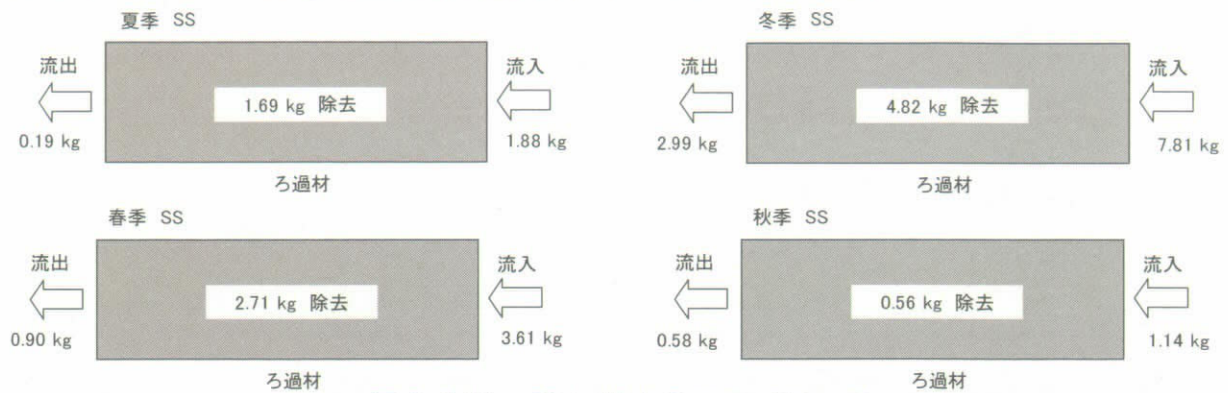


図 6-4(1) SSに関するマスバランス

BODに関するマスバランスに示すように、ろ過材への蓄積量を季節別に比較すると、気象条件や流入量が異なるため一概には比較できないが、春季試験が最も大きな値を示す結果となった。

T-Nに関するマスバランスに示すように、ろ過材に除去されたT-N量は炭+植物試験区の方が炭+植物+貝殻試験区に比べ大きい。これは、炭+植物試験区の方が炭の充填量が多いことが影響したものと考えられた。また、植物体の吸収量は、炭+植物試験区で0.004kg、炭+貝殻+植物試験区で0.005kgであった。秋季試験ではスクリーニング結果より吸収能力の高い洋キクを10株、ペパーミントを6株植栽し、2ヶ月間で植物体の成長が確認できた。このことから本試験で植栽した植物体は、ろ過材より栄養塩を吸収し成長したものと考えられる。また、ろ過材の吸着量は流入量の10%程度を有しており、ユニットの浄化能力は、主にろ過材での吸着効果が寄与していると考えられた。なお、本システムは植栽された植物が枯死すると、吸収された栄養分がろ過材に回帰する恐れがあり、枯死する前に系外へ移す作業が必要不可欠である。

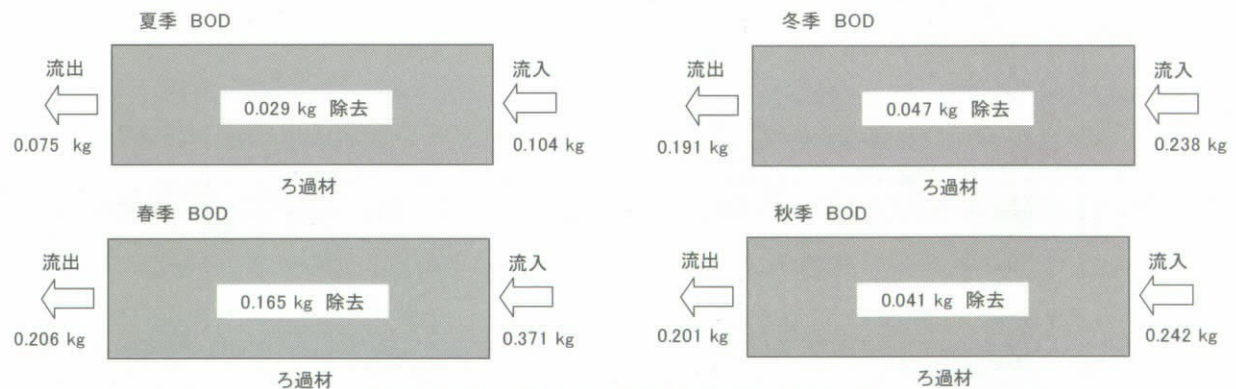


図 6-4(2) BODに関するマスバランス

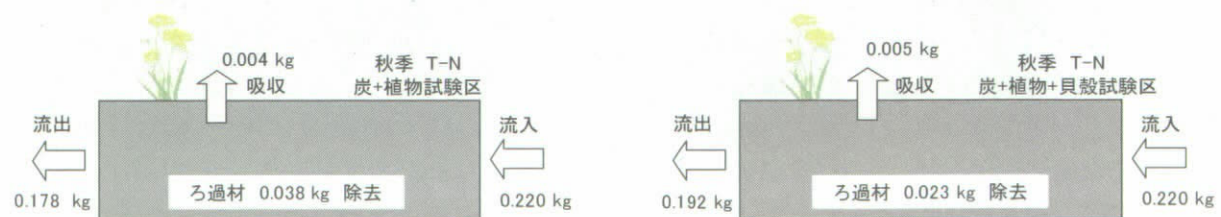


図 6-4(3) T-Nに関するマスバランス

6.3 既存データとの比較

実証試験において浄化効果が確認された T-N、T-P、BOD、SS の除去率と既存浄化技術における浄化効果の比較を行った(表 6-3)。

本実証試験での T-N、T-P 除去率は夏季で 32.1~41.9%、23.7~35.0%程度となり比較的高い除去率だった。しかし、上向流炭浄化法や有用植物とゼオライトを用いた水質浄化ではこれを上回る除去率が得られている。上向流炭浄化法では通水方向を上向流とすることにより均一な流れを確保し、また懸濁物や剥離生物膜を沈殿槽および汚泥沈殿部に沈殿させている。さらに散気管からの曝気により好気・嫌気状態を調製している。これらの特性が高い浄化効率を示す要因となり、本装置と比較しても高い除去率を示したものと考えられる。有用植物とゼオライトを用いた水質浄化では浄化設備の流入量が 0.7L/min、水路の流下距離 19.5m であった。本研究における実証試験水路の流下距離は 3.52m、流入量が夏季・冬季試験は 2L/min、春季・秋季試験は 2.4L/min である。このため有用植物とゼオライトを用いた水質浄化では今回行った実証試験と比較して、ろ過材および植物体への原水の接触時間が長く、このことが浄化効率の違いの大きな要因と思われる。

SS については、既存技術と比較しても遜色のない高い除去率を示した。

BOD については 13.2~43.3%となり木炭および礫を用いた浄化技術および芝状ろ過材を用いた水質浄化技術とほぼ同程度であった。

本実証試験期間中の流入水は他の試験事例における流入水と比較しても、水質は良好である。手法により差は生じると思われるが上向流炭浄化法では良好な除去率を得ることができる水質を窒素で 3~8mg/L、リンで 0.3~0.8mg/L としている。このことから考えても今回の試験では流入水の水質負荷が低いために、明確な浄化効果を得るのが困難であった可能性も考えられる。

表 6-3 既存技術との比較

浄化効果	項目	炭+植物				炭+貝殻				炭+貝殻+植物				上向流炭浄化法	木炭および礫を用いた浄化	礫を用いた浄化	芝状ろ過材を用いた水質浄化	マット状ろ過材を用いた水質浄化	ひも状ろ過材を用いた水質浄化	有用植物とゼオライトを用いた水質浄化(夏季)	
		夏季	冬季	春季	秋季	夏季	冬季	春季	秋季	夏季	冬季	春季	秋季								
		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(%)								
浄化効果	T-N	流入水(mg/L)	1.49	1.20	1.05	1.49	1.20	1.05	1.49	1.20	1.05	1.49	1.20	1.05	6~15	5.63	7.70	10.36	9.14	6.36	10.88
		処理水(mg/L)	0.83	1.06	0.86	0.99	1.14	0.94	0.97	1.09	0.92	4~10	5.15	6.50	8.44	5.80	5.45	1.23			
		除去率(%)	41.9	12.1	15.9	32.1	4.9	7.7	33.0	9.2	11.5	5~80	8.5	15.6	18.5	14.3	14.3	88.7			
	T-P	流入水(mg/L)	0.13			0.13			0.13			0.5~2.0	1.11	0.50	3.69	2.42	0.71	4.53			
		処理水(mg/L)	0.08			0.08			0.09			0.3~1.0	0.86	0.36	3.24	1.41	0.62	2.27			
		除去率(%)	35.0			33.5			23.7			20~60	22.5	28.0	11.4	15.4	12.4	49.9			
	SS	流入水(mg/L)	10.2	46.6	23.6	5.4	10.2	46.6	23.6	5.4	10.2	46.6	23.6	5.4	1~40	13.5	13.0	15.2	23.2	6.6	
		処理水(mg/L)	1.0	19.8	8.2	2.2	1.0	17.0	6.6	2.4	1.6	24.0	6.4	3.0	0.1~10	10.4	4.0	10.0	11.0	2.2	
		除去率(%)	87.6	35.7	68.6	66.0	87.6	53.1	75.0	58.0	81.3	37.2	75.9	49.7	65~99	23.0	69.2	34.2	58.8	65.5	
	BOD	流入水(mg/L)	1.40	1.44	2.40	1.22	1.40	1.44	2.40	1.22	1.40	1.44	2.40	1.22	2~40	25.40	7.00	17.80	44.10	8.20	
		処理水(mg/L)	1.03	1.10	1.36	1.04	1.10	1.16	1.42	0.98	1.10	1.16	1.58	1.06	0.2~8	20.00	3.20	13.00	5.80	3.00	
		除去率(%)	28.7	20.3	43.3	17.2	24.5	15.9	40.7	22.2	24.5	20.3	37.1	13.2	50~95	21.3	54.3	27.0	43.5	63.1	
実証地点	葉山川流入水												近畿技術事務所内下水2次処理水	一般排水路	桑納川	市街地下水路	都市排水路	谷地川	家庭排水		

既存技術データ：参考文献^{(1)~(4)}より

6.3 ユニットの耐久性、効果持続性

実験水路の原水および排水の水質変化からユニットの耐久性、効果持続性を推定した。

夏季試験において SS は試験期間を通じて安定した除去率を示した。T-N、T-P は試験開始より 1 ヶ月間は安定した除去率を示したが、試験終了時には除去率の低下が見られた。BOD については試験 1 週間目に除去率の低下が見られたが試験開始時および 1 ヶ月後の除去率はほぼ同等であった。このことから夏季試験では SS については設置後 2 ヶ月以上、T-N、

T-P では4週間程度、BODについて少なくとも4週間程度安定した除去効果が得られることが明らかとなった。

冬季試験においてSSは試験2週間目に除去率の低下が見られたが、試験開始から6週間目までほぼ安定した除去率を示した。しかし8週間目には炭+植物試験区、炭+貝殻+植物試験区において除去率の低下が確認された。BODについても8週間目に炭+植物試験区、炭+貝殻+植物試験区において除去率の低下が確認された。このことから冬季試験においてはSS、BODについては6週間程度安定した除去効率が得られることが明らかとなった。

春季試験は4月27日から試験を開始したが、流入水がろ過材を通過していない可能性が示唆されたため、試験を一旦中止し、試験水路の改良を行い、5月27日から試験を再開した。春季試験の耐久性は試験を再開した5月27日を起点として検討した。SSは試験再開時から試験終了まで高い除去率を示した。T-Nは試験再開時から1週間は除去率が得られていたが、それ以降は除去率の低下が確認された。BODは試験開始から試験終了まで安定した除去率を示した。DINはT-N同様に、試験開始から1週間目まで除去率が得られていたが、それ以降は除去率の低下が確認された。このことから、春季試験ではSSおよびBODは3週間程度、T-N、DINについては1週間程度安定した除去効果が得られることが明らかとなった。

秋季試験では、SSは試験開始から2週間目までは高い除去率を示し、4週間目には炭+貝殻試験区において除去率の低下が認められたが、その後は再び高い除去率を示した。T-Nは試験開始より4週間目には、炭+貝殻試験区で除去率が減少するものの、それ以後は安定した除去率を示した。BODは試験開始から4週間目までは安定した除去率が示されたが、6週間目には全ての試験区で除去率の低下が確認された。DINは試験終了時まで、全ての試験区で安定した除去率を示した。このことから、秋季試験では、SS、T-NおよびDINは2ヶ月以上、BODは約4週間程度、安定した除去効果が得られることが明らかとなった。

6.4 使用済みろ過材の再利用化

平成17年度の試験結果は、平成16年度の試験結果と異なり、ろ過材の生育成績は標準試験区を下回る結果となった。これは使用済みろ過材を窒素などの吸着量が少ない秋季試験のろ過材を用いたことも原因の一つと考えられるが、重要な要因として竹炭の使用が考えられる。

竹炭は他の炭(木炭など)より比表面積が大きく、アンモニア態窒素やカリウムなどの陽イオンを特異的に吸着する。本試験のような短期間での栽培では、土壌中にある窒素分などの養分を必要以上に竹炭単体に吸着してしまい、供試植物体への移行を阻害してしまつたため、生育が劣る結果となったものと思われる。

使用済みろ過材を土壌改良材などの農業資材として利用する場合、ろ過材の性状、成分等を事前に把握した上で最適施用量を検討し、利用すべきであり、竹炭等の吸着能の優れた資材を含む場合は、特に注意が必要である。しかし、ろ過材として十分に浄化ターゲットを吸着し、破過させたるろ過材であれば、土壌に混入してもそれ以上の養分吸着はなく、逆に溶出していく。また、竹炭により吸着されたアンモニア態窒素は、時間の経過とともに硝酸態窒素へ変化する。竹炭の硝酸態窒素への吸着効果は低く、竹炭から植物へ窒素分が移行し、植物の成長促進が考えられる。平成16年度の試験結果もそのような現象が生じた結果であると考えられ、ろ過材の土壌改良材の利用は、その性状、成分を把握しておれば、十分に資材としての可能性が期待される。

6.5 カラム試験によるろ過材の粒度別浄化能力の把握

ろ過材の粒度別浄化能力の試験を行った結果、BOD、SS および T-N は浄化効果が得られる結果となった。また、BOD および SS の浄化効果は粒径が小さなるろ過材ほど、その効果が得られる傾向となった。これは粒径が小さいほど接触面積が大きくなり、吸着効果が発揮されやすくなるものと考えられる。また、全窒素で浄化効果が得られたのは、竹炭の吸着効果が発揮されたものと考えられる。

一方、全リンは浄化効果が得られない結果となり、この原因としては貝殻からの溶出が考えられる。

表 6-4 に、水質浄化カラムに超純水を通水し、得られた処理水の T-N、T-P を示した。表 7 から、T-N は 0.09~0.22mg/L、T-P は 0.015~0.028 の溶出が認められた。この溶出分をろ過材の粒度別浄化能力の試験結果から差し引き、浄化率を算定した結果を図 6-5 に示した。

溶出分を除外すると、T-N および T-P の除去率は増加し、T-P は 24~46%の除去率が得られ、貝殻が持つ吸着効果が発揮される結果となった。また、粒度別に除去率をみると、粒径が小さいものほど浄化効果が高く、粒径が大きくなると浄化効果が低下する結果となった。

以上のことから、粒径を小さくすることで、水質浄化機能が上昇し、水質改善効果が得られやすくなるものと考えられた。

表 6-4 超純水を通水し得られた処理水の T-N 濃度(mg/L)、T-P 濃度(mg/L)

	T-N	T-P
粒径大カラム	0.09	0.015
粒径中カラム	0.10	0.024
粒径小カラム	0.22	0.028

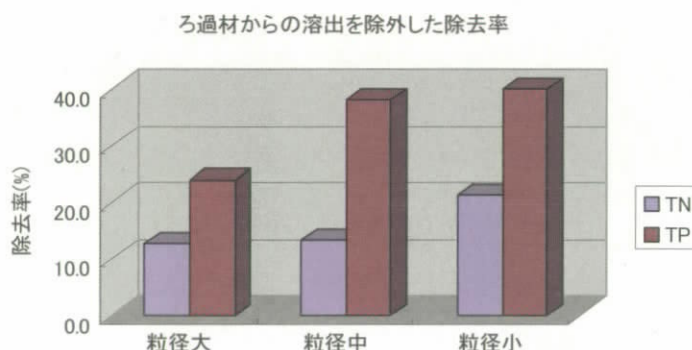


図 6-5 溶出を除外した T-N および T-P の除去率

6.6 貝殻のリン濃度別吸着能把握

貝殻のリン濃度別吸着試験を行った結果、リン酸態リン濃度が 1mg/L、0.1mg/L の試験区では貝殻による吸着効果が発揮され、リンが除去される結果となった。これは、貝殻の主成分である炭酸カルシウム CaCO_3 が溶解し、溶解した CaCO_3 から生成されるカルシウムイオン Ca^{2+} は、試験水中のリン酸イオン PO_4^{3-} と結合(リン酸カルシウム CaPO_4 を生成)することから、試験水中のリン酸態リンが除去されたと考えられる。

一方、低濃度の 0.01mg/L になると、リン酸態リン濃度は逆に増加する結果となり、浄化効果が得られなかった。この原因の一つとして、貝殻からのリンの溶出による影響がある。表 6-5 は、貝殻が投入された試験水を振とうし、振とう後の試験水のリン酸態リン濃度を示したものであり、表 6-5 中の control は試験水として超純水を用いた結果を示している。

表 6-5 振とう後の試験水のリン酸態リン濃度(mg/L)

	PO4-P
高濃度(1mg/L)	0.480
中濃度(0.1mg/L)	0.032
低濃度(0.01mg/L)	0.043
control	0.021

表 6-5 の超純水を用いた条件から、貝殻からの溶出が認められており、低濃度(0.01mg/L)の試験区では、貝殻による吸着効果よりも溶出効果が上回ったために、リン酸態リンの浄化効果が得られなかったものと考えられた。

以上のことから、リン酸態リンが高濃度の条件下では、貝殻による吸着効果が発揮されやすく、低濃度の条件下では発揮されにくい結果となった。なお、低濃度の条件下において、貝殻に付着するリン成分を洗浄などにより除外すれば、浄化効果が得られると考えられ、ろ過材として利用は有効であると考えられる。

7. まとめ

平成 16 年度は夏季および冬季における実証試験を行い、平成 17 年度は春季および秋季における実証試験を行った。

SS、BOD については夏季、冬季、春季および秋季ともに安定した除去効果を示し、T-N については夏季、春季および秋季、T-P については夏季において良好な除去効果が確認された。また、DIN については、春季および秋季において除去効果が確認されたが、P04-P については、夏季、冬季、春季および秋季ともに除去効果が認められなかった。

実証試験において用いた浄化ユニットは、春季試験ではろ過材の目詰まりにより 3 週間程度のみ機能を果たす結果となったが、その他の季節では少なくとも 6 週間は目詰まりが確認されなかった。

各ユニットでの比較では炭+植物試験区が比較的、良好な除去率を示した。貝殻によるリン吸着効果については原水のリン濃度が低いことが主な原因となり除去効果が確認できなかったが、室内試験結果から高濃度のリン負荷に対しては、浄化効果が得られることが示唆された。

以上。

参考文献

- (1) 村上光正編、環境用水浄化実例集(2) 小川・上下水・海水・親水施設編、パワー社、1996
- (2) 橋本敬之助、水質浄化マニュアル 技術と実例、海文堂、2001
- (3) 橋本敬之助、立本英機、湖沼・河川・排水路の水質浄化—千葉県の実施事例—、海文堂、1997
- (4) 環境省近畿地方建設局河川行政研究会河川浄化システム検討部会、上向流炭浄化施設計画の手引(案)、1994
- (5) 坂本秀文、本多邦隆、香月幸一郎、阿部久雄、カキ殻を用いた水質浄化材のリン吸着能試験、長崎県衛生公害研究所報、Vol. 44、pp24-27、1998

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
	実験センター研究員	和田 浩幸
関西電力株式会社 研究開発室	主席研究員	原 昌久
電力技術研究所 環境技術研究センター	主任研究員	波多野真司
	研究員	阪倉 裕紀

9.浅池型浄化実験施設における 水質浄化特性実験

1. 目的

近年、湖沼や河川の水質保全対策の一つとして、植物を用いた水質浄化手法を用いるケースが多くなっている。植物を用いた水質浄化は、生態系你的生活サイクルを利用して水質浄化を図るため、維持管理費が安価であり、また、住民参加型の施設として導入しやすいという利点がある。

浅池型植生浄化は、クレソンなどの有用植物を用いた水質浄化手法の一つで、Biyoセンターにおいても過去の実験で一定の水質浄化効果が確認されており、実際の浄化施設として導入されている。当浄化手法は、施設構造が単純でランニングコストもそれほどかからず、維持管理(間引き)も比較的簡単で食用植物等を栽培できるなどメリットも多い。浄化能力はそれほど高くはないが、ある程度の用地が確保できれば、多量の河川水を処理することも可能である。

滋賀県草津市には、市街地の雨水排水を処理するためにこの浄化手法を用いた施設が設置されている。この施設には、長さ20m、幅6~10mの規模の池が6つ設置されており、クレソンやミントなどが浄化用植物として栽培されている。植物の間引きは、付近の住民およびボランティアが行っており、その頻度は年間2回程度である。負荷削減を考えれば、年間4回(3ヶ月に1回)程度の間引きが理想的である。しかし、本施設は規模が大きいため間引きに係る労力が大きく、現状以上に間引き回数を増やすことは事実上不可能となっている。

このように、当浄化手法はさまざまなメリットを持っている反面、大きな浄化施設を設置した場合は植物の維持管理に大きな労力が必要となり、継続的に運用していくという観点からはそれほど大きな施設の建設は難しいと考えられる。

そこで、浄化能力を維持したまま施設をさらにコンパクトにできないかということになる。現在、この手法による浄化施設は長さ15m以上のものが多く採用されているが、施設の長さについては特に浄化能力を考慮して設定されている訳ではない。これについては、カブラハバチの幼虫による食害を防止すべく天敵(アシナガバチ)を呼び込むため生物多様性を確保することを目的に一定以上の面積(100m²)をとっていることが多いようである。

Biyoセンターにおける調査結果や草津市の施設の状況からも明らかになっているが、根圏付近にはかなりの量の泥が捕捉されており、これが水質浄化能に大きく寄与して



図 1-1 浅池型植生浄化



図 1-2 植物の維持管理(間引き)

いることがうかがえる。泥の堆積は、施設流入部に近いほど大きくなる傾向があり、これに対応するような形で植物の成長も良い。

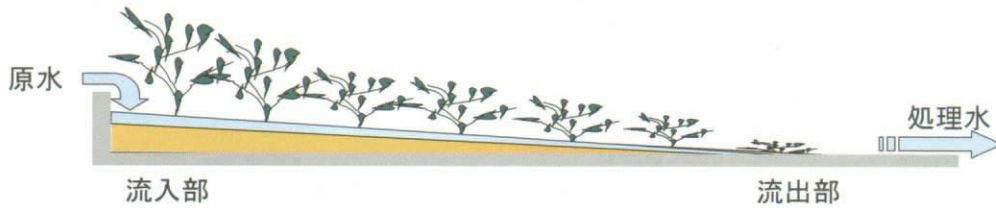


図 1-3 泥の堆積と植物の生育状況

このことから、浄化能のほとんどは流入部直近で発現しているのではないかとということが推察される。

仮に、現状の半分の延長の池で同等の浄化能力があるとすれば、施設の効率的な配置等を行うことが期待できる。具体的には、図 4 のように、長さを短縮して設置面積を小さくする、あるいは同一面積で流水方向を変えてより多くの水を浄化する方法が考えられる。

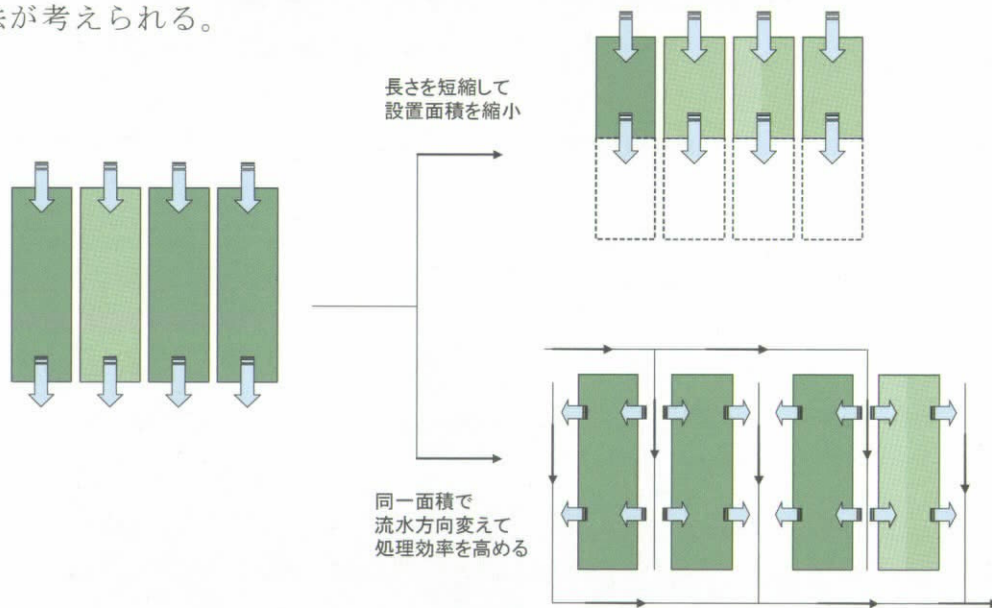


図 1-4 施設の効率的利用方法

これまでの Biyo センターの実験結果によれば、根圏に粒子由来の負荷が多く捕捉されるとの知見が得られているものの、それがどの程度なのか(全体の流入負荷に対してどのくらいなのか)については明らかにされていない。

そこで、これらに関する情報が得られれば、施設のコンパクト化・効率的利用、維持管理の効率化に大きなヒントが得られるものと考えられる。本実験では、施設の流下方向に対する浄化効果を確認し、そのデータをもとに効率的な施設利用が行える方策を検討することとした。

2. 実験および調査方法

2.1 実験位置

実験は、図 2-1 に示す琵琶湖・淀川水質浄化共同実験センター内の浅池で葉山川の河川水を原水として実施した。

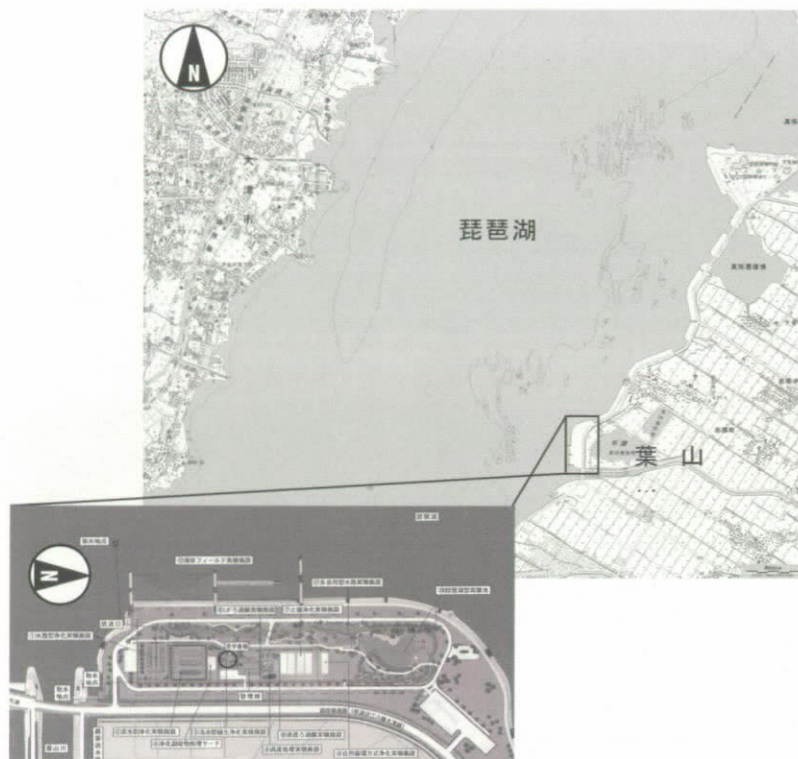


図 2-1 実験位置 (○; 実験施設の位置)

2.2 実験施設と諸条件

実験は、過去(平成 11 年度～13 年度)の浅池型植生浄化実験において、最も浄化効果の高かった条件(通水流量 79.3m³/日、水路勾配 0.5%)で行った。実験に使用する池は、図 2-2 に示す池とし、この池を、クレソンを植栽する実験池と植栽しない対照池に分割した。なお、対照池に関しては、アオミドロなどの影響を極力抑止するため、寒冷紗で覆い遮光した。

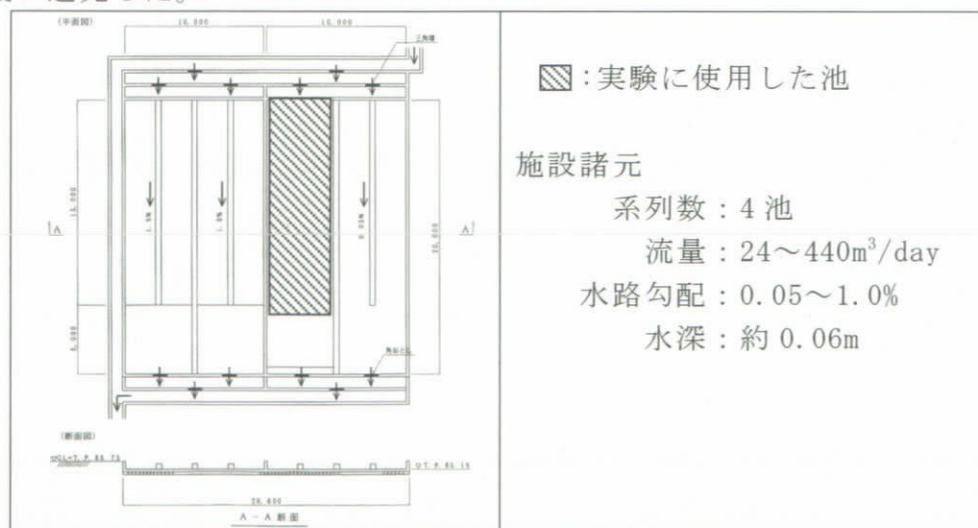


図 2-2 浅池の平面図および断面図

2.3 実験時期とクレソンの植栽

実験は、クレソンが繁殖しやすいと思われる 9 月から開始し、クレソンの生長を確認しながら 12 月上旬まで行った。

初期のクレソンは、池全面の植物および泥を除去した後、根茎に泥がついていないクレソンを実験池の 1/2 の面積に移植した。

実験開始時の池のイメージを図 2-3 に示す。

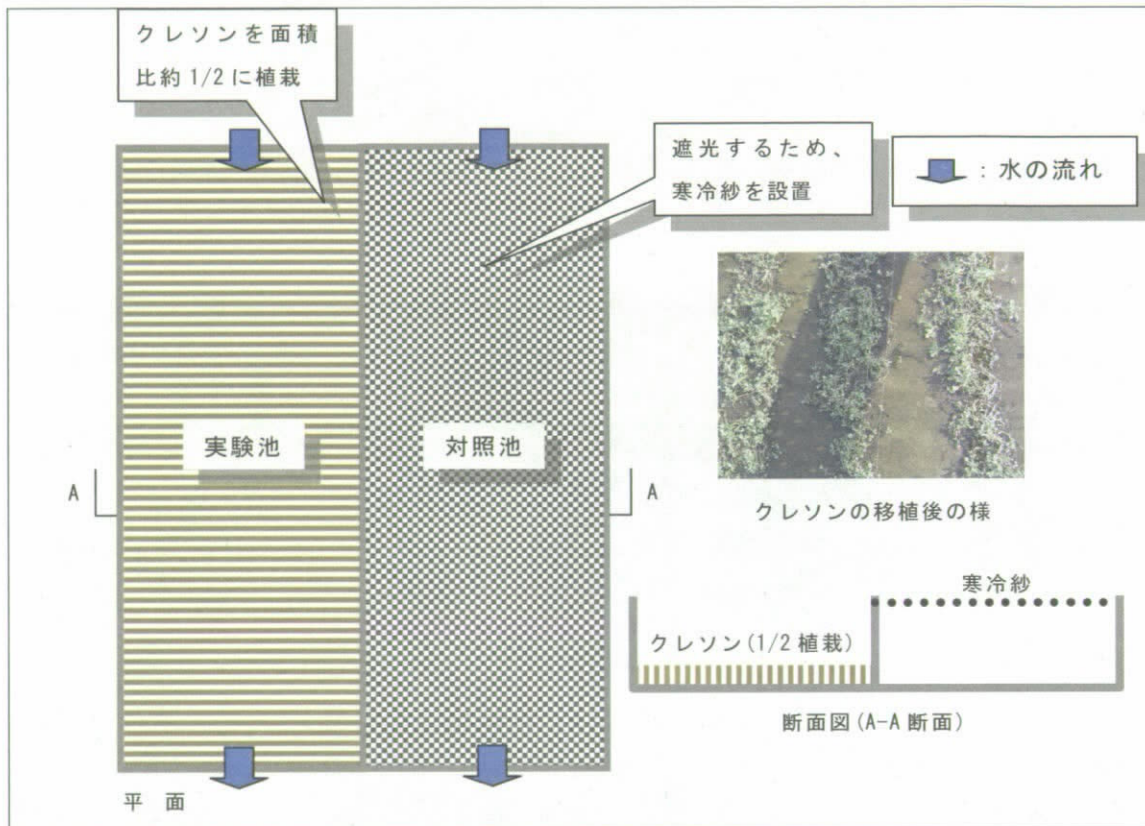


図 2-3 浅池のイメージ(実験開始時)

2.4 水質調査

水質調査は、実験池と対照池で実施した。水質調査項目は、表 2-1 に示すとおりであり、各項目の溶解性成分の分析を行なうことで、浅池における水質浄化が、懸濁態、溶解性物質のどちらへの寄与が高いかを把握した。また、採水は図 2-4 に示す地点で行い、流下距離ごとに採水、分析を行い、浅池における水質浄化効果と流下距離の関係を把握した。

表 2-1 水質調査項目

項目	気温、水温、COD、D-COD、TOC、SS、T-N、D-T-N、T-P、D-T-P、濁度
----	---

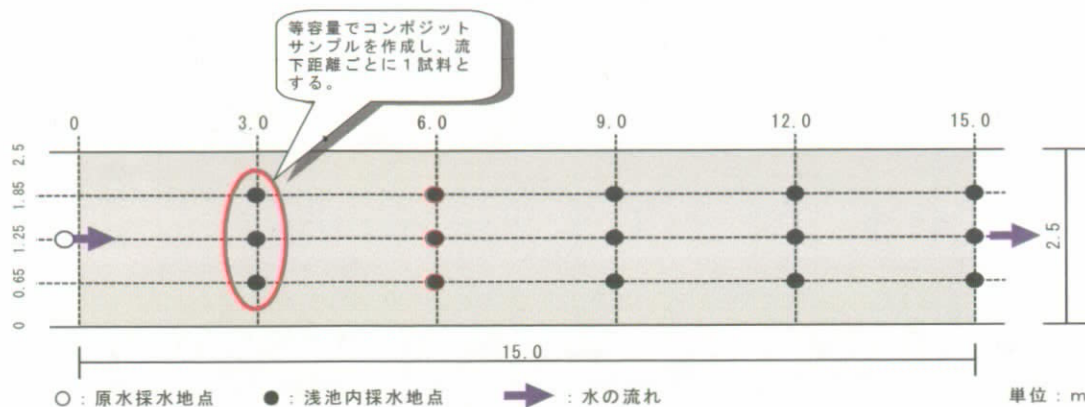


図 2-4 採水地点(実験池、対照池共通)

2.5 底質調査

底質調査は、実験池と対照池で実施した。底質調査項目は、表 2-2 に示すとおりであり、浅池における物質収支を検討するためのデータとした。採泥は、図 2-5 に示す地点で一定面積の底泥を採取し、コンポジットサンプルを作成し、1 試料とした。また、図 2-5 に示す地点で泥厚を測定した。なお、ORP(酸化還元電位)については、1.25m ラインの各底質調査地点においてポータブル測定器を用いて測定した。また、実験池の泥厚についてはクレソンの根茎を含めた厚さを測定した。

表 2-2 底質調査項目

項目	含水率、比重、T-C、T-N、T-P、ORP、泥厚
----	---------------------------

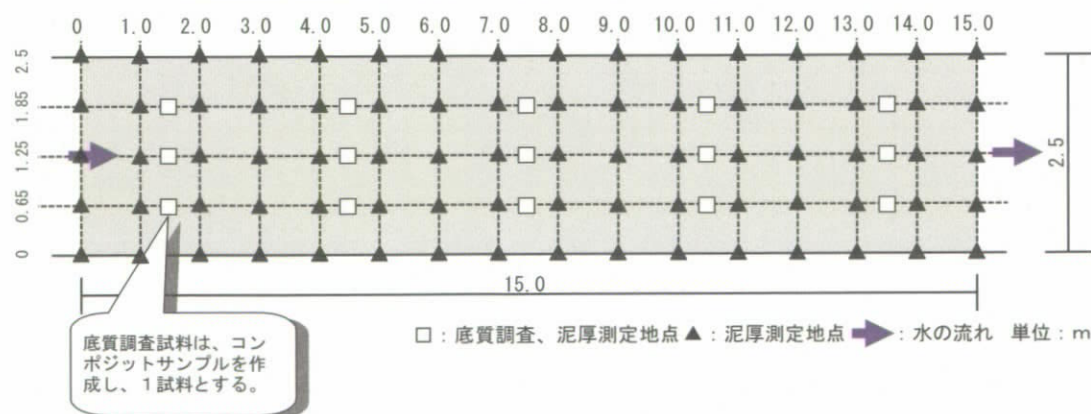


図 2-5 底質調査・泥厚測定地点(実験池、対照池共通)

2.6 植生調査

植生調査は、実験池において、高さ(池底面から鉛直方向へのクレソンの背丈)、被度・群度(次項; 参考資料参照)の測定を行った。また、実験開始前の移植時には、移植したクレソンの総湿重量を測定した上で、表 2-3 に示す項目の測定を行いさらに図 2-6 に示す地点において、底質調査と同時期に一定面積内のクレソンについて、湿重量を測定した後、コンポジットサンプルを作成し、表 2-3 に示す項目の測定を行った。

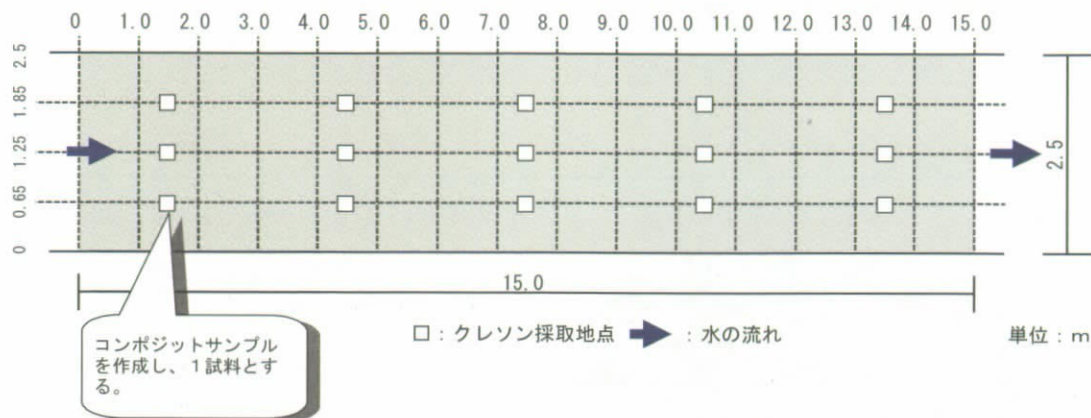


図 2-6 植生調査地点（クレソン採取地点）

表 2-3 クレソン含有量測定項目

項目	含水率、T-C、T-N、T-P
----	-----------------

2.7 濁度調査および流量調整

実験開始後、流量と濁度（実験池、対照池の原水、6m、15m）の測定を毎日実施した。また、流量は流入口に三角堰を設置して、規定の流量になるよう水位を維持した。

2.8 調査実施日

各調査は、表 2-4 に示す日程で実施した。

表 2-4 調査工程

9月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
濁度・流量								★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	
水質調査												★										★									
植物調査												★										★									
底質調査													★									★									
経過日数							0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	
10月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
濁度・流量	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	
水質調査																						★									
植物調査																						★									
底質調査																						★									
経過日数	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
11月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
濁度・流量	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	★	
水質調査								★																							
植物調査								★																							
底質調査								★																							
経過日数	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	
12月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31
濁度・流量	★	★	★	★	★	★	★																								
水質調査							★																								
植物調査							★																								
底質調査							★																								
経過日数	85	86	87	88	89	90	91																								

★：調査実施日

3. 調査結果

3.1 水質調査結果

本実験における水質調査では、図 2-4 に示したように、実験池および対照池それぞれで流下距離(3、6、9、12、15m)ごとに採水を行い、水質分析を実施した。

水質調査結果における流下距離と濃度変化の関係を図 3-1 に示す。

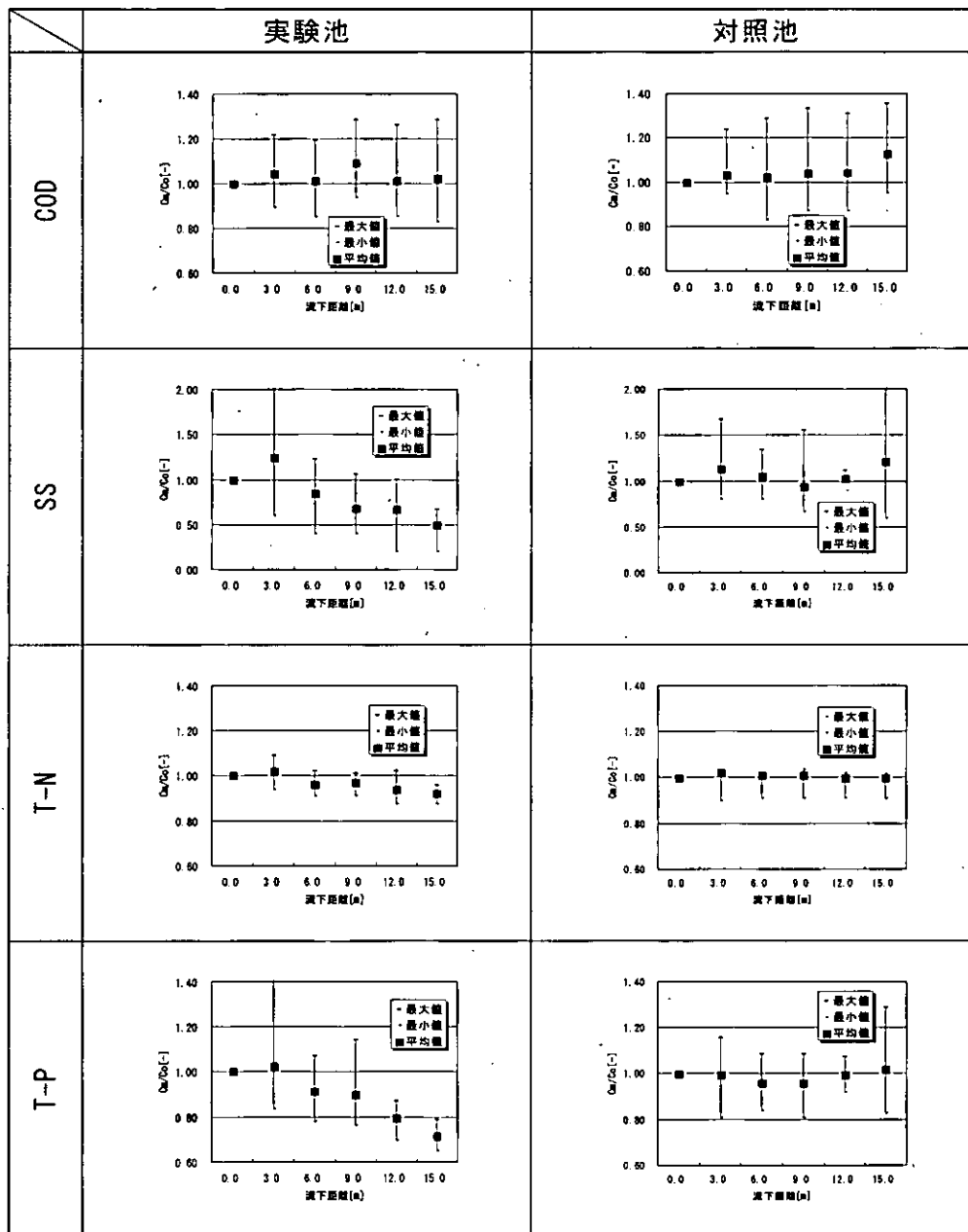


図 3-1 流下距離と濃度変化の関係

図 3-1 は流下距離ごとの濃度(C_m ; $m=3, 6, 9, 12, 15$)の原水濃度($0m$; C_0)に対する割合を示したものであり、 $C_m/C_0=1$ は原水濃度と同じ濃度であることを示し、 $C_m/C_0>1$ は原水より濃度が高くなっていること、また $C_m/C_0<1$ は原水より濃度が低くなっていることを示す。

図 3-1 において実験池と対照池を比較すると、実験池では SS や T-P の濃度が低下する傾向にあるのに対して、対照池ではすべての項目において顕著な濃度変化は確認されなかった。

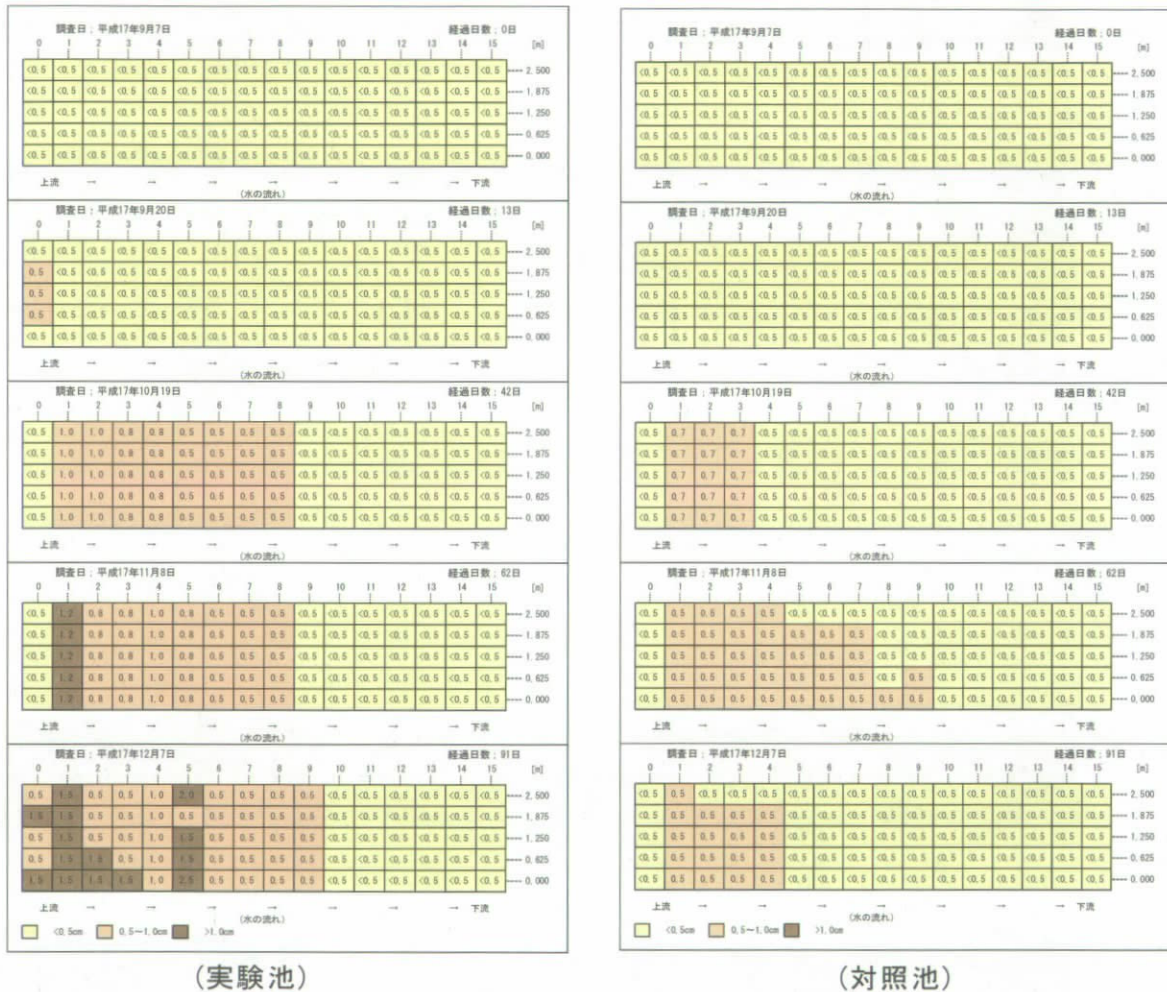
3.2 底質調査結果

表 3-1 に底質調査結果を示す。また、図 3-3 に各池における泥厚の分布を示す。

表 3-1 底質調査結果

項目	含有量(10/19)		含有量(12/7)	
	実験池	対照池	実験池	対照池
単位堆積重量 [-]	1.09	1.12	1.07	1.15
含水率 [%]	89.7	84.4	73.0	62.0
T-C [g/kg(dry)]	53	41	56	45
T-N [g/kg(dry)]	5.0	4.0	6.0	4.0
T-P [g/kg(dry)]	2.6	1.9	2.9	1.9

カッコ内：調査日



(実験池)

(対照池)

図 3-2 各池における泥厚の分布

底質調査の結果、実験池と対照池では底泥の堆積量に明確な差が生じ、その差は、経過日数が経つにつれて大きくなる傾向にあった。また、実験池では、時間が経つにつれて池の上流から順に底泥が堆積する傾向が見受けられた。対照池も同様の傾向にあったが、12月7日の調査では、泥厚が全体的に減少する傾向が見受けられた。このことから、対照池では堆積した泥が流出した可能性があると思われる。

実験池と対照池の各成分の含有量を比較すると、いずれの項目についても実験池の方が高い値を示した。実験池には、クレソンを植栽しているが、クレソンの栄養塩の含有量は、次項に示すように底質より高い傾向にあることから、クレソンが枯死し、

底泥に回帰することによる影響が示唆された。

なお、今回の調査は 91 日間通水を行ったが、実験池における底泥の堆積量は、泥厚の分布を見る限り、飽和状態に至っていないと考えられる。底泥の堆積量は原水の水質に大きく影響されることから、浄化効果の持続時間は、単なる経過時間として考えるよりも、施設に流入する負荷量を考慮して設定することが望ましいと考えられ、実験池において、許容できる最大負荷量を把握することが重要であると考えられる。

3.3 植生調査結果

植生調査結果を表 3-2 に示す。また、各区間のクレソンの分布状況を図 3-5 に示す。

表 3-2 植生調査結果（クレソンの栄養塩含有量）

項目	含有量		
	(9/7)	(10/19)	(12/7)
含水率 [%]	93.6	96.3	91.8
T-C [g/kg (dry)]	390	350	410
T-N [g/kg (dry)]	37.0	44.0	50.0
T-P [g/kg (dry)]	5.4	2.7	2.5

カッコ内：調査日

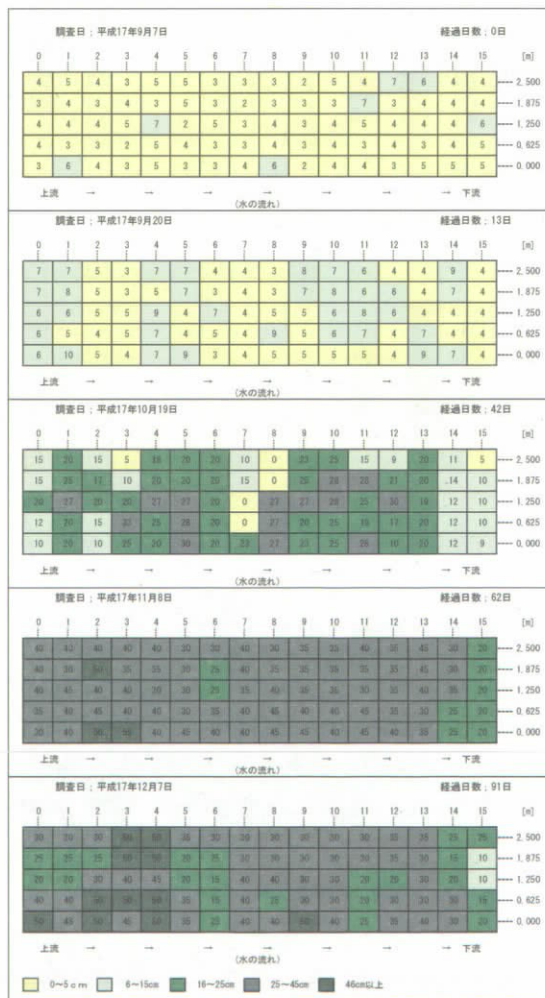


図 3-3 クレソンの分布状況

4. 考察

4.1 流下方向における水質浄化能力の違い

浅池のような浄化施設は、現在各地で実施として供用されているが、維持管理の労力や用地確保の観点からさらに省スペースで運用することが望まれる。本実験では、流下方向における水質浄化能力の違いについて整理を行うことで、省スペース化の可能性を探った。

4.1.1 3, 6, 9, 12, 15m 地点における水質の違い

実験池における水質の変化は、COD や TOC は流下方向に対してほとんど変化することではなく、T-N についても大きな変化は確認されなかった。SS、T-P については、流下方向に対して濃度が減少する傾向が見受けられ、また、濁度についても同様の傾向が見受けられた。なお、対照池については、すべての水質調査項目において大きな変化はなかった。

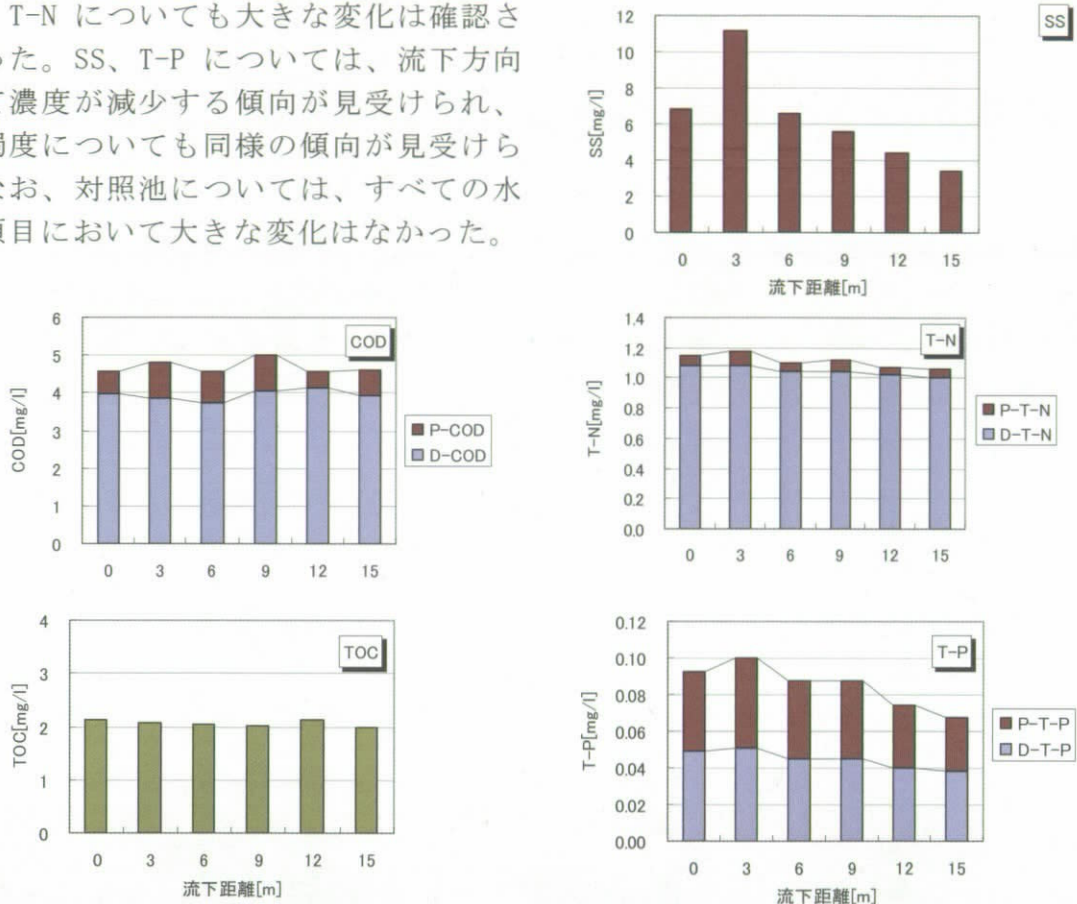


図 4-1 流下方向における水質の推移

4.1.2 植物の繁茂状況と水質の関係

クレソンを用いた水質浄化では、水とクレソンの根茎が接触しており、これによりろ過効果や接触酸化効果等を得ることができ、水質浄化が可能となり、水質浄化効果とクレソンの生長には何らかの関係がある可能性がある。

本実験では、実験池の全面積の 1/2 が覆われる程度の植栽を実施した後、通水を開始した。その後、クレソンの生長については、面的な広がり捉えることを目的として被度・群度の調査を実施し、鉛直方向の伸長量を把握することを目的として池底面からのクレソンの高さの測定(背丈)、そして全体的な量を把握することを目的としてクレソンの重量測定を実施した。これらを用いてクレソンの生長を水質浄化の関係を検討することとした。

COD および SS の除去に関しては、クレソンの生長量と明確な関係が見られた。実験

池における COD および SS の除去は、主にクレソンの根茎と水が接触することにより発揮される接触酸化およびろ過効果が優先するものと考えられ、クレソンの根茎と水の接触面積が大きいほどその浄化効果も高くなると考えられる。

これに対し T-N、T-P では浄化能と生長量に明確な関係は見られなかった。T-N、T-P の浄化効果については、接触酸化やろ過効果に加えクレソンによる栄養塩の吸収等が考えられ、クレソンの生長との間に関係があるものと思われたが、今回の結果では特に明確な関係は確認されなかった。

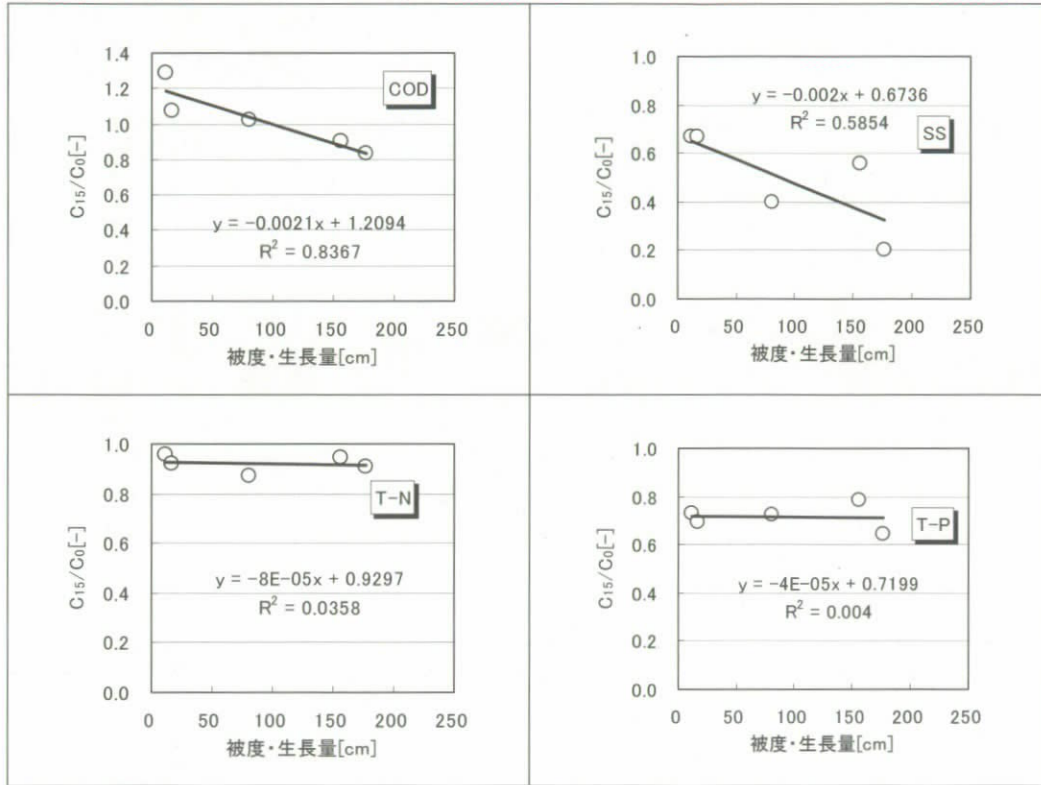


図 4-2 植物の成長と水質の関係

4.1.3 泥の堆積状況と泥流出の可能性

本実験では、定期的に泥の堆積厚を測定した結果、通水開始から 91 日経過した時点でも池の全面積の 1/2~2/3 程度しか堆積しておらず、引き続き通水をして浄化効果が見込める状態であった。

負荷除去量の割合では、通水開始から 50 日前後は 0~6m で大部分を占めていたが、その後徐々に下流に依存する傾向が見受けられた。この原因として堆積泥の流出が考えられたが、泥の堆積量や SS 負荷除去量を整理すると、0~6m の堆積泥が流出している量はそれほど多くないと推察された。

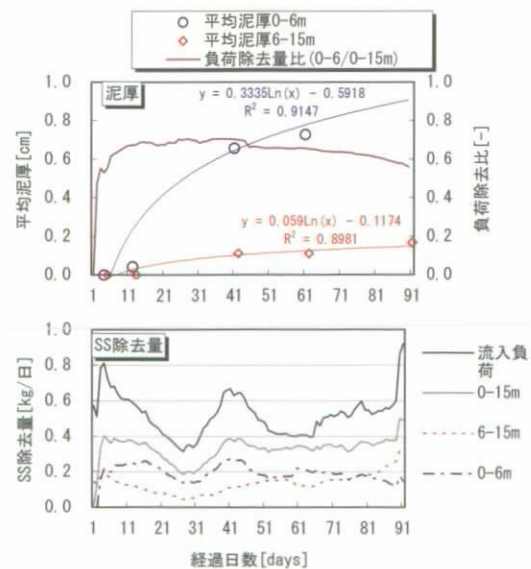


図 4-3 泥の堆積および SS 除去量

4.1.4 調査結果から推測される効果的な水路延長

流下距離と水質の関係を検討したところ、流下距離が長くなるほど濃度は低くなると推察された。しかし、負荷除去量を推定したところ、実験池全体(流下距離 15m)を使用するよりも流下距離 6m 程度の池を 2 池用いた方が負荷除去量は大きいと推察された(図 4-4 参照)。

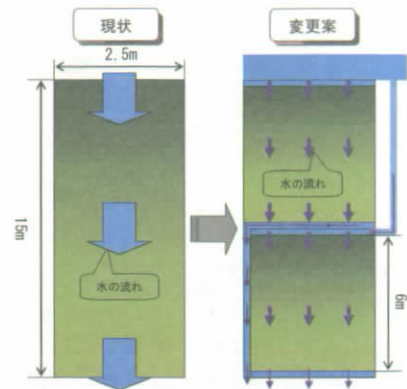


図 4-4 効率的な配置(イメージ)

4.2 浄化効果における粒子除去の寄与度

植物を使った浄化は、生物的作用や化学的、物理的作用が複合的に作用することで上か効果を発揮するが、中でも物理的作用である粒子除去の効果が大きいと考えられる。本業務では、懸濁態および溶存態の汚濁負荷に視点をおき、浄化効果における粒子除去の寄与度を検証する。

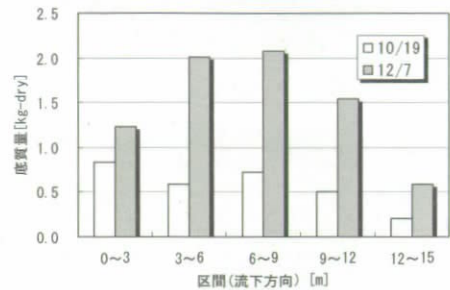


図 4-5(1) 底質の堆積量(実験池)

4.2.1 植物の有無による泥の堆積状況の違い

実験池と対照池の堆積汚泥量は図 4-5 のとおり、実験池は 7.4kg、対照池は 2.4kg (いずれも泥の乾重量) となっており、対照池に堆積した 3 倍の量の泥が実験池に堆積したと推算された。

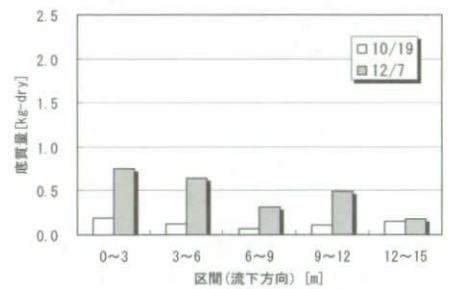


図 4-5(2) 底質の堆積量(対照池)

実験池ではクレソンの植栽により過効果が作用し、対照池に比べて効率的に SS が捕捉された結果、泥の堆積状況に差が生じたものと考えられる。

4.2.2 植物の繁殖状況と泥の堆積状況の関係

堆積泥量とクレソン重量の関係を整理すると、図 4-6~4-8 のようになる。これによると、全データの傾向で見るとクレソンと泥はともに増加する傾向があるが、各回のデータでは、クレソンと泥の堆積量に量は横並びとなっており相関性は見られない。

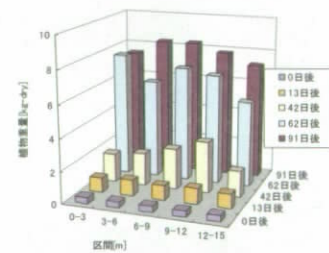


図 4-7 クレソン量の推移

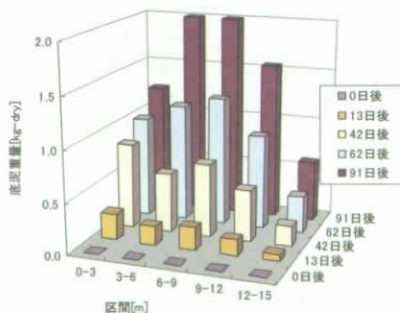


図 4-6 堆積泥量の推移

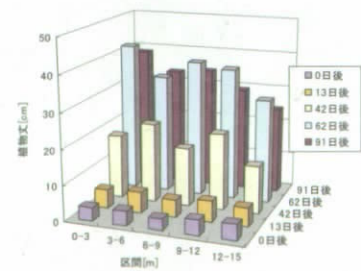


図 4-8 クレソン丈の推移

通常クレソンによる浄化では、池の上流側で泥の堆積とクレソンの繁茂が大きくなる傾向がある。今回の実験は、台風時期の濁水を想定し実施したものであるが、台風に伴う雨が少なく原水の濁質はそれほど高くならなかった。またこれに加えて農閑期ということもあり、農地由来

の負荷は少なく、期間をとおして原水が低濃度であった。高濁水であれば、池の上流部から大きな粒子が順に堆積していき、クレソンは堆積した泥から栄養塩を摂取して繁茂し、根茎が密になって、さらに濁質の捕捉が加速されると考えられる。しかしながら、今回は濁質が少なかったことから、原水中の濁質成分は降雨時濁水よりもさらに粒度分布が細粒側にあったと考えられる(イメージ; 図4-9)。その結果、濁質の沈降はあまり進まず、クレソンの根によって徐々に流速を落としながら付着・沈殿し、濁質は下流側へ薄く広がったものと考えられる。

したがって、代掻き時期のような高濁水を実験に用いた場合は、泥の堆積量とクレソンの量に相関が見られる可能性があり、今後、高濁水を対象とした実験によりこれらの関係を明らかにしたい。

4.3 物質収支の算出

4.3.1 実験池における物質収支

水質調査結果、底質調査結果および植物調査結果から実験池の物質収支を推定した。図4-11に実験池における物質収支を示す。物質収支はTOC、T-N、T-Pについて行うことを予定していたが、濁度とTOCの相関が小さくTOC負荷の推定ができなため、ここでは、T-N、T-Pの2項目について行うこととした。

図4-11によると、クレソンおよび底泥中への蓄積とその他の作用により流出する窒素量が抑制された。リンについても、クレソンや底質への蓄積以外に生物的要因等により、リンが除去された結果、流出するリンの量が抑制されたものと推察される。

クレソンを用いた浄化施設では、底泥や植物に栄養塩が蓄積すると同時に、炭酸同化作用により、有機物が系内に過剰に蓄積することが考えられる。植物は放置すると枯死し底泥に栄養塩類が回帰するため、維持管理において繁殖し

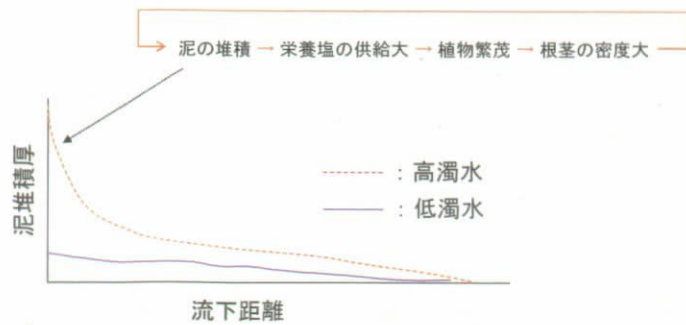


図4-9 泥の堆積イメージ

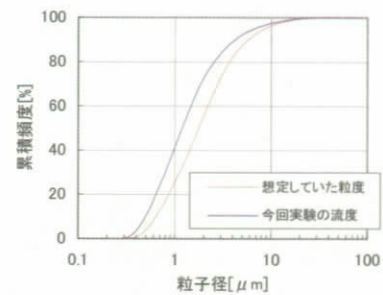


図4-10 粒度分布のイメージ

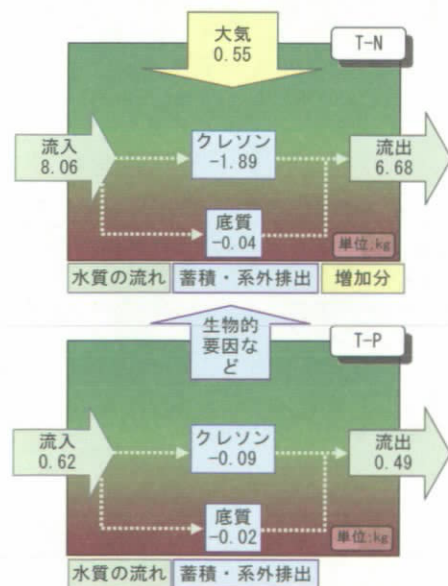


図4-11 物質収支(実験池)

た植物を系外に搬出する作業をしなければ、やがて底泥が嫌気化し栄養塩が溶出して流出することも考えられる。よって、植物を用いた水質浄化において、間引き作業は水質浄化性能を維持するために最も必要な作業であると考えられる。

4.3.2 対照池の物質収支

図 4-12 に対照池の物質収支を示す。

対照池の物質収支を推定したところ、T-P、T-Nともに栄養塩が増加する傾向が見受けられた。対照池内ではある程度の泥が堆積してる状況が、底質調査で確認されているが、クレソンの植栽を行っていないため、調査期間中に流出し始めた結果、収支のバランスがくずれ、流入する栄養塩より流出する栄養塩が多くなったものと推察される。

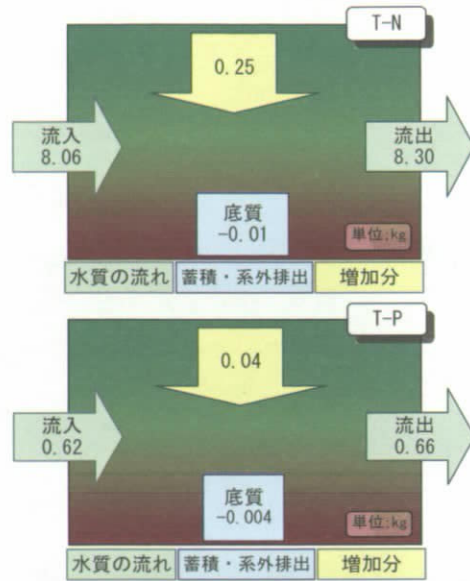


図 4-12 物質収支（対象池）

4.3.3 物質収支の総括

表 4-1 に物質収支の値を整理する。実験池および対照池の物質収支を比較すると、実験池においてクレソンを植栽したことは、懸濁性物質を捕捉する（ろ過）という作用、また、植物内に栄養塩を捕捉するという作用が働くことにより、水質浄化が図られていることが明確になった。また、窒素、リンに関しては、クレソンによる蓄積の浄化割合が高い結果となった。

ただし、先に記したように、植物を用いた水質浄化では、枯死した植物が底泥に回帰し、再び栄養塩として系外に流出するということに対して、どのように対応するかが肝要であり、現在行われてるクレソンの摘み取りや間引き作業を継続し、より効率よく行う必要があると考えられる。

表 4-1 物質収支

項目	地点	流入負荷 [kg]	吸収・固定・系外排出等 [kg]			増加 [kg]	流出 [kg]	流入-流出 [kg]
			クレソン	底泥	その他			
T-N	実験池	8.06	1.89	0.04	—	0.55	6.68	1.38
	対照池	8.06	—	0.01	—	0.24	8.30	-0.24
T-P	実験池	0.62	0.09	0.02	0.02	—	0.49	0.13
	対照池	0.62	—	0.004	—	0.04	0.66	-0.04

5. 今後の課題

本実験では、先に示したような知見を得ることができたが、浅池の浄化および維持管理の効率化を図るには、いくつかの課題も考えられる。以下にこれらについて整理する。

5.1 流下距離ごとの負荷除去量の詳細なデータの集積

本実験において、水質調査を行った結果、流下距離が長くなるほど、水質は改善さ

れることが推察された。しかし、負荷除去量を考えた場合、もつとも効率的な流下距離は現在の池の流下距離である 6m ではないと推察された。

今回の実験では 3m おきに水質調査を実施したが、原水濃度が低くかったためか、各地点でバラツキが大きく、実験期間の代表的な水質として取り扱うには十分でないと判断した。そこで今回は、毎日の濁度の測定結果と水質調査結果の相関関係が高いことに注視して、ここから汚濁負荷を算出した。その結果、15m の池を 1 池よりも 6m の池 2 池を使用の方が効率がよいと考えられたが、それ以外の流下距離に関するデータが不十分であり、より適切な流下距離を決定するにはこれを補う必要がある。

5.2 濁度と各水質項目の関係

本実験では、COD、T-N、T-P、SS それぞれの項目について濁度と高い相関関係があることが確認されたが、原水濃度が低い状態での水質調査が多かったため高い濃度における関係が不明瞭である。浅池による水質浄化は代掻き期に発生する高濁度の水などの高い負荷の河川水を処理することも望まれる。よって、代掻き期や出水時の高負荷時における水質調査の実施を行う必要がある。

5.3 浄化効果の限界

本実験では、91 日に渡り通水を行ったが、底質調査結果では実験池の 1/2~2/3 程度しか堆積泥が確認されず、さらに浄化が見込める状態であったことから、限界達する時間と負荷量を調査する必要がある。また、流下距離 6m の池を 2 池使用した場合、15m の池と比較して効率的に負荷除去が行えるのは 120 日程度と推察されたことから、これを実証する必要がある。

実験担当者

財団法人琵琶湖・淀川水質保全機構

実験センター所長

北澤 賢治

実験センター研究員

和田 浩幸