

多摩川流域における水生植物の 水質浄化機能の評価とその強化手法

1 9 9 7 年

細 見 正 明

東京農工大学工学部助教授

総 目 次

はじめに	1
第1部：河口域干潟における脱窒能の評価	3
第2部：ヨシフィルターによる生活排水処理	17
第3部：ヨシフィルターによる窒素除去能力評価	55
おわりに	117

はじめに

非点源汚濁負荷のように発生源対策を講じるのが困難な場合、野川や平瀬川で実施されているレキ間接触酸化法などのように汚濁した河川を直接浄化する手法の研究開発が望まれている。また、最近では多自然型河川工法が注目されており、多摩川流域でも実施されつつある。このような背景から、自然の浄化力を活用し、汚濁した小河川や小水路を直接浄化する手法を開発する必要がある。そのような浄化方法のひとつとして、水生植物による水質浄化法が考えられる。

本研究の目的は、多摩川中流域から下流域及浅川流域、野川流域に分布している水生植物、特にヨシ原の潜在的な水質浄化能力を現場マイクロコズムを用いて評価するとともに、水生植物群落の水質浄化機能を積極的に活用した手法（植物の根圏部に対象の汚濁水を導入して、浄化をはかるものでヨシフィルターと呼ぶ）による浄化実験を行い、多摩川流域への適用可能性について検討し、水生植物を活用した水質浄化プランを提案することにある。

第1部としては以下のものである。多摩川流域のヨシ原を中心とした水生植物の分布調査については、研究開始1年目に現場踏査を行い、水生植物の現存量分布、周辺の水質、水収支、地形および地質から水の流れ方と水生植物との関係を概略的に把握した。しかし、当初ヨシ原の潜在的な水質浄化能力を現場マイクロコズムを用いて評価することを目的としていたが、予備的に試みを行った結果、河床からの漏れもあり、精度の高い実験結果が得られなかった。そこで、多摩川下流域の大師橋付近のヨシ原を選び、ヨシ原の根茎部やヨシ原に接する干潟底泥中の塩分濃度や栄養塩濃度分布を明らかにすることにした。アンモニア態窒素については、ヨシ原と河川水が接するところおよび干潟で高く、ヨシ原内部では低くなる傾向が認められたが、逆に硝酸態窒素については、ヨシ原のほうが高くなる傾向が認められた。一方、干潟部分では、満潮から干潮にかけて干潟上層部（0～8 cm程度）では、規則的に硝酸態窒素が減少することが確認され、この減少部分を脱窒によると考え、その季節変化を求めた。したがって、研究の中心は、干潟における脱窒能の評価に移した。

第2部のヨシフィルターによる水質浄化機能評価については、以下のものである。財団法人とうきゅう環境浄化財団の助成を受ける前にヨシフィルターを製作しておいた。これは、ヨシを育てるだけで1年を要するからである。実際にはFRP製タンクにヨシを植栽したものをヨシヨシフィルターとした（充填土壌を川砂と黒ボク土の2種類として、合計4基）。これらのヨシフィルターに、実際の生活排水及び活性汚泥法で処理した2次処理水を供給して、年間を通じた水質浄化能を評価することとした。また、硝化・脱窒速度の評価手法についても検討することにした。

第3部では、さらに、窒素除去能力の評価を行うこととした。これまで脱窒量は、ヨシフィルターによる窒素の除去量から、実験結果と計算から求めたヨシの取り込み量と土壌への吸着量を差し引い

た残りの量、としてきた。しかし、窒素除去は複雑な反応経路を持っていて、その形態もアンモニア態窒素、硝酸・亜硝酸態窒素、窒素ガスに亜酸化窒素ガスと様々であるため、このような流入・流出水質の濃度差から窒素除去量を求めるだけではその浄化機構を明らかにしたとは言えない。そこで、微生物による窒素除去の最終形態である脱窒量を直接求め、ヨシフィルターの硝化脱窒ポテンシャルを明らかにすることを目的とした。この脱窒量の直接測定のために、アセチレン阻害法を用い、さらに土壌中での窒素化合物の変化を追跡するために土壌間隙水の採水法を用いた。

第 1 部

河口域干潟における脱窒能の評価

目 次

1. 目 的	5
2. 調査の概要	5
2.1 調査場所	5
2.2 現地調査	5
2.2.1 干潟底質水位の測定	5
2.2.2 底生動物の巣穴の数の測定	6
2.2.3 干潟底質間隙水の水質測定	6
3. 結果及び考察	6
3.1 現地調査	6
3.1.1 24時間連続調査結果	7
3.1.2 NO ₃ -N濃度の深度分布	11
3.1.3 脱窒速度を決定している要因	12
4. ま と め	16
5. 引用文献	16

1. 目的

干潟の有している特異的な性質である潮汐作用と底生動物の存在に着目し、これらが窒素の浄化能にどのような効果をもたらすのか把握することを目的とした。

2. 調査の概要

2.1 調査場所

調査場所は、多摩川河口域の大師橋付近（河口より5.5km）に自然に存在する干潟において、任意に選んだ底質の異なる5地点を記述した詳細図をFig. 1に示す。

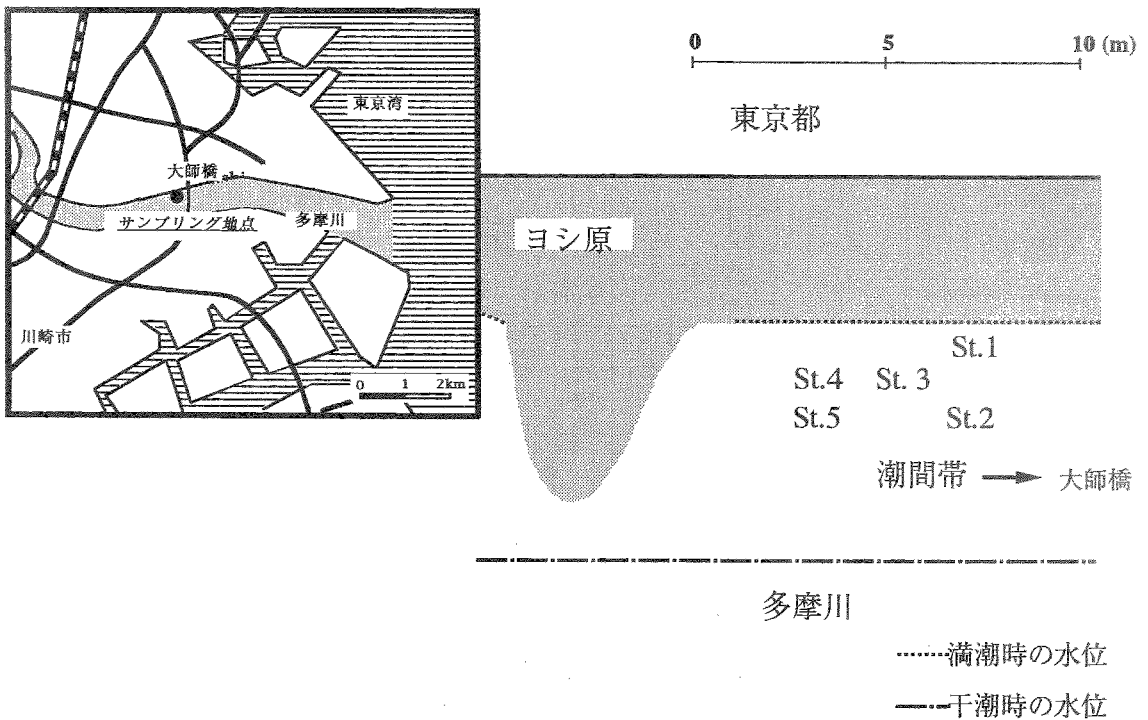


Fig. 1 多摩川河口域におけるサンプリング地点

2.2 現地調査

季節変化について考慮するために月に1回の頻度で、約1年間現地調査を行った。また、24時間連続調査においても同様な方法で行った。調査の項目は以下である。

2.2.1 干潟底質水位の測定

満潮時および干潮時における水位を測定することにより、どのくらいの深度まで河川水が干潟底質内に浸透しているのか把握した。

2.2.2 底生動物の巣穴の数の測定

干潟において底生動物の巣穴の数は、底質の状態や季節によって異なる。この違いが水質に及ぼす影響について考察するために各調査地点において底生動物の巣穴の数の計測を行った。

2.2.3 干潟底質間隙水の水質測定

干潟底質の間隙水は、土壌間隙水採水器（別名ポーラスカップ サンケイ理化学社製）を干潟底質に差し込み、シリンジで引くことによってそれぞれの深度における間隙水を採水した。さらに、表層の水の変化について調べるために表層水を採取した。

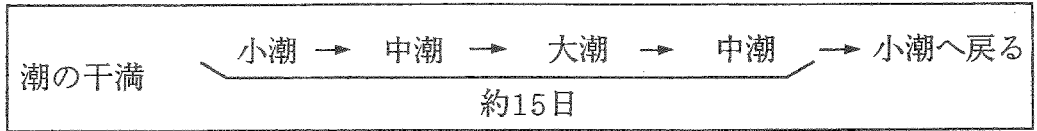
表層水及び間隙水の水質分析項目は、pH、塩分、窒素化合物（ $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、Total-N）、DOC（溶存有機炭素）である。

3. 結果及び考察

3.1 現地調査

現地調査は、'94.12.21～'95.12.19までの計13回行った。各調査日における潮の状態をTable. 1に示す。

Table. 1 調査日の潮の干満



調査日	潮
'94.12.21	中潮（小潮の前）
'95.2.1	大潮
3.6	中潮（小潮の前）
4.12	中潮（大潮の前）
5.28	大潮
6.29	大潮
7.31	中潮（小潮の前）
8.30	中潮（小潮の前）
9.28	中潮（小潮の前）
10.17	小潮
10.23	大潮
11.13	中潮（小潮の前）
12.19	大潮

3.1.1 24時間連続調査結果

●塩分の経時変化

Fig. 2に24時間調査における塩分の経時変化を示す。塩分は、調査地点全てにおいて干満変化は見られず、また深度毎による差も見られなかった。

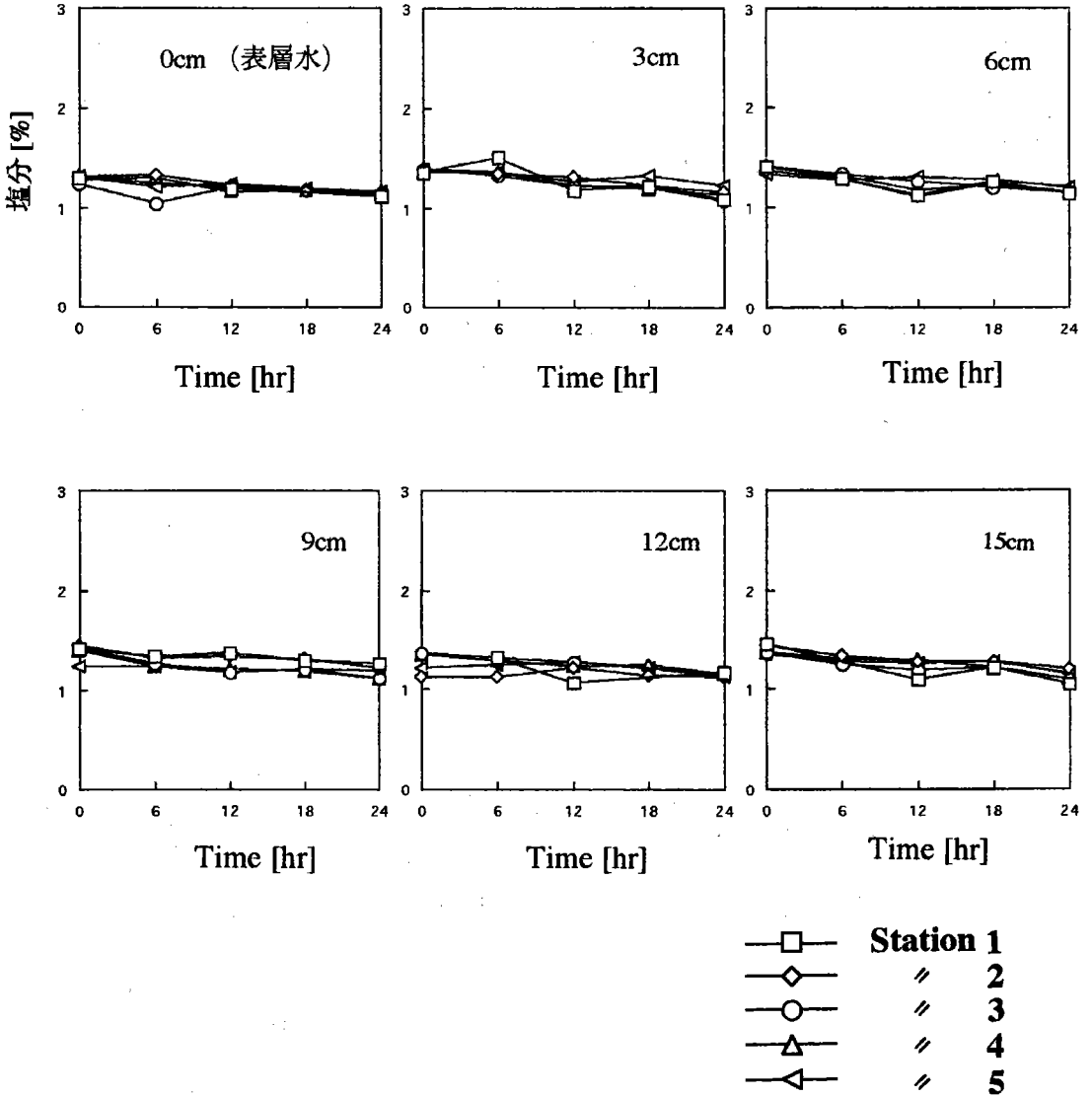


Fig. 2 塩分の経時変化 (24時間連続調査)

● NO₃-N濃度

Fig. 3にNO₃-N濃度の経時変化を示す。NO₃-N濃度は、全ての調査地点において、満潮時から干潮時にかけて減少し、次の満潮時には増大し、次の干潮時には減少するという規則正しい変化をした。また、深度ごとに比較すると表層部分において変化が大きく、深度が深くなるにつれてその振動幅が小さくなっていることが確認された。

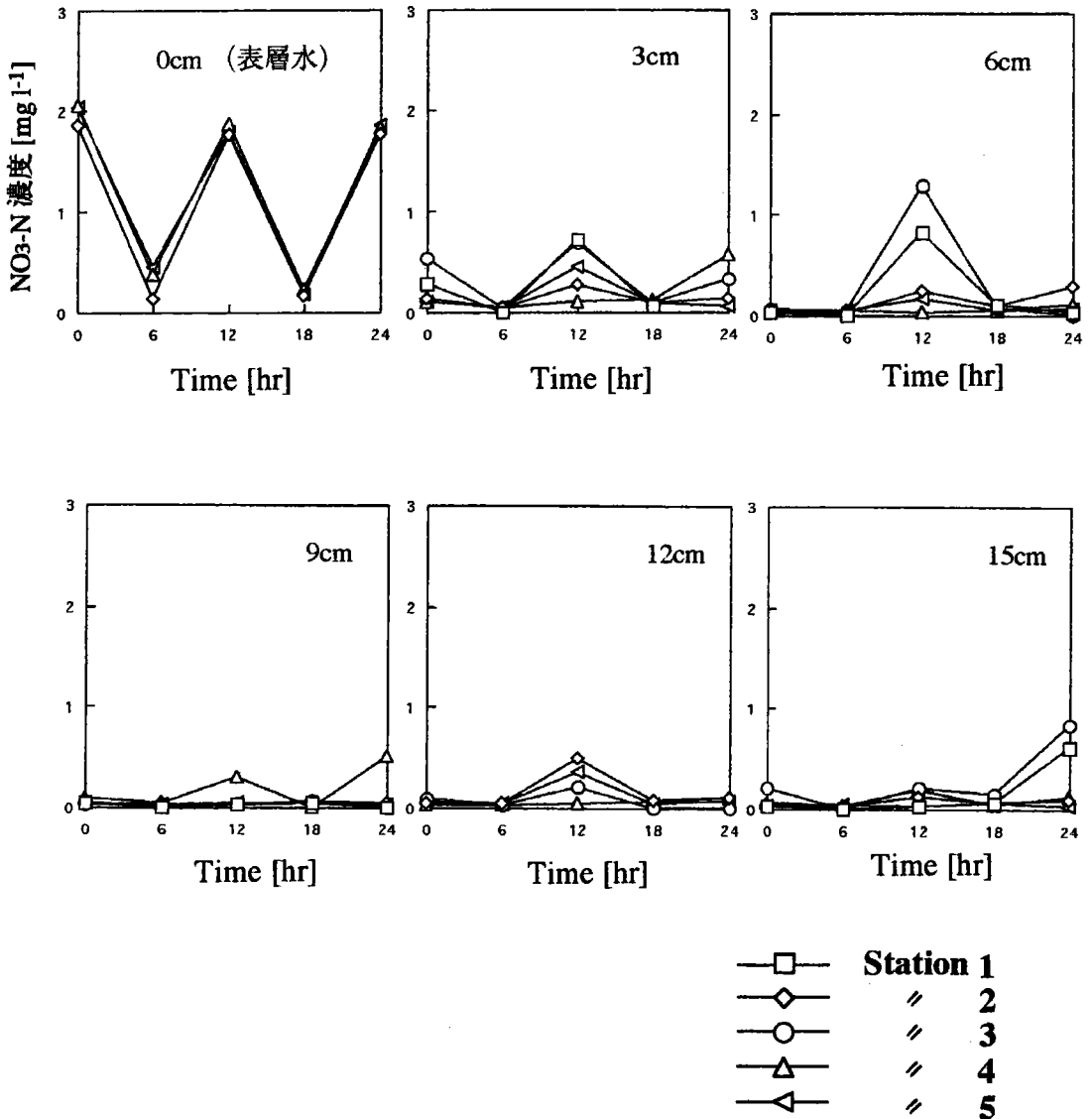


Fig. 3 NO₃-N濃度の経時変化 (24時間連続調査)

●NH₄-N濃度

NH₄-N濃度は、表層水の岸に近い調査地点（③、④地点）にて干満変化が見られたが他の地点および深度が深い部分では変化は確認できなかった（Fig. 4 参照）。

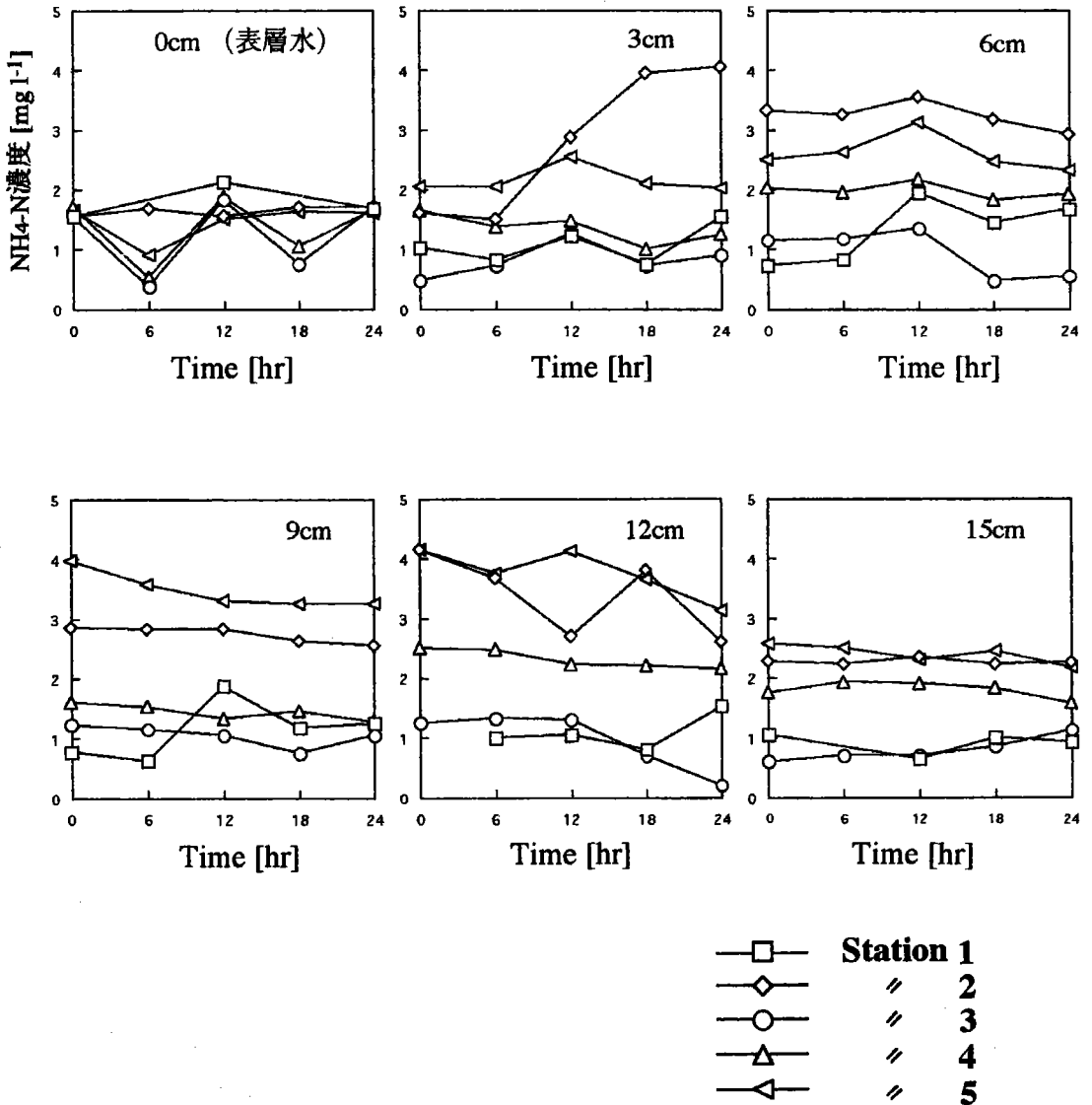


Fig. 4 NH₄-N濃度の経時変化（24時間連続調査）

● Total-N

Total-N濃度は、表層でこそNO₃-N濃度の影響を受けて干満変化が見られたが、深度が深くなるにつれてNH₄-N濃度の含有率が高くなり、干満変化は認められなくなった (Fig. 5 参照)。

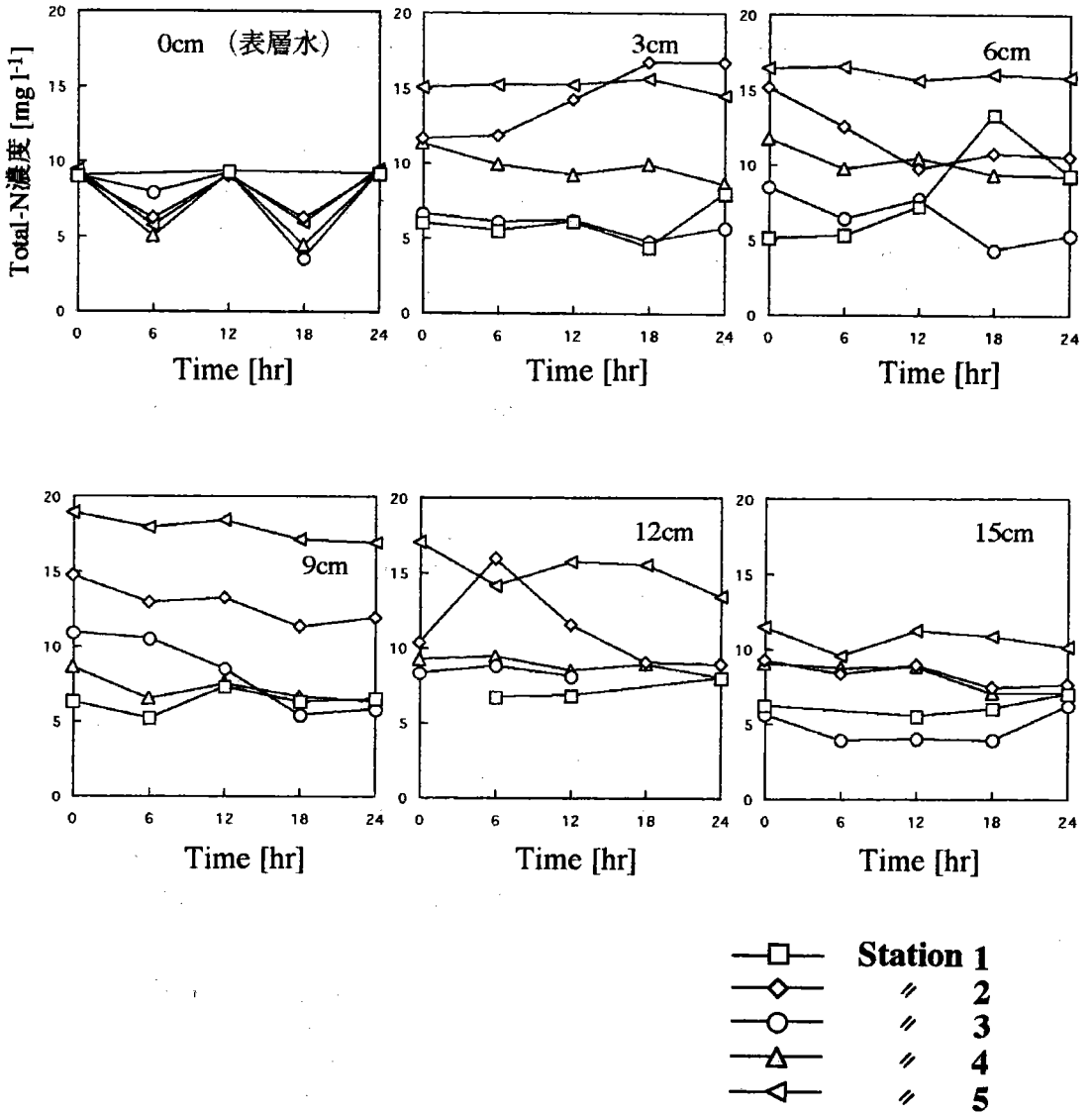


Fig. 5 Total-N濃度の経時変化 (24時間連続調査)

3.1.2 NO₃-N濃度の深度分布

Fig. 6は底生動物の巣穴が1つも確認されなかったstationでのNO₃-N濃度の深度分布を示している。これより、NO₃-N濃度は満潮時から干潮時にかけて、干潟底質表層部分において、減少していることが確認できる。巣穴が確認されなかった地点では、河川水の浸透が5 cm程度までしか起こらず、窒素の除去もその深さにまでしか起こっていない。しかし、巣穴が確認された地点では、深度12 cm程度まで、NO₃-Nを含んだ河川水が浸透し、干潮時に除去されている。この深度12 cmというのは、現場にて計測したゴカイが作る巣穴の深さに一致する。このことより、ゴカイの巣穴が存在すると表層の河川水は干潟底質内に浸透し、その浸透した深度までなら、窒素の除去に関する水質浄化が起きるとということが示唆された。

$$\text{見かけの脱窒速度} [\text{mg-Nm}^{-2} \text{d}^{-1}] = \sum_{i=1}^n (C_{H1} - C_{L1}) \times \Delta L \times \phi \quad (1)$$

底泥深さ方向に*i*層のセグメントを考える。

*i*層における満潮時…… $C_{H1} [\text{mg l}^{-1}]$

*i*層における干潮時…… $C_{L1} [\text{mg l}^{-1}]$

L : 各セグメントの高さ [cm]

ϕ : 間隙率 [%] (実験値より、50%)

また、ここでFig. 6の斜線部分が脱窒反応によって減少したものであると仮定すると上記の(1)式より、それぞれ80, 138 [mg-N/m²/d] という見かけの脱窒速度を算出した。一年間を通した調査より、この見かけの脱窒速度は夏季(4~8月)において高くなる傾向が見られた (Fig. 7参照)。

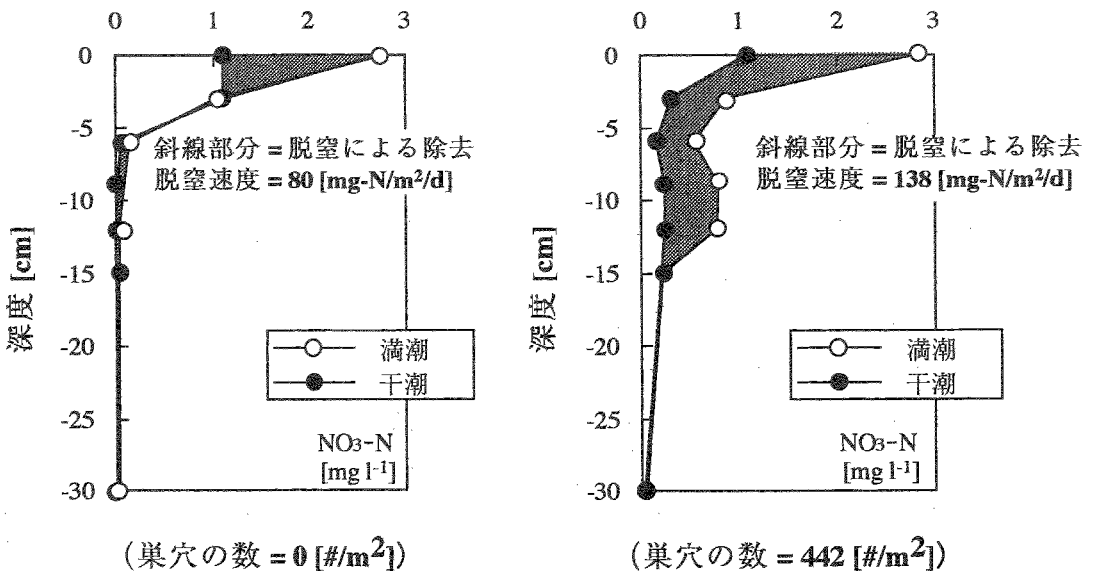


Fig. 6 NO₃-N濃度の深度分布

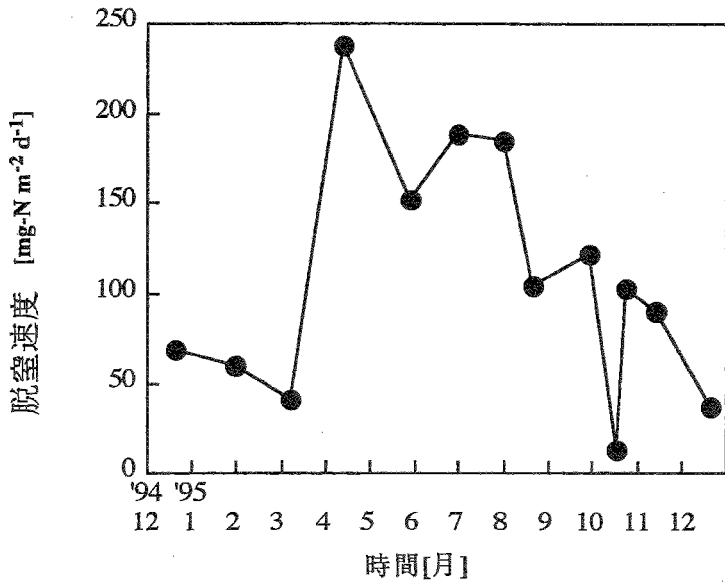


Fig. 7 見かけの脱窒速度の経月変化

3.1.3 脱窒速度を決定している要因

一年間を通した現地調査において、間隙水の干満変化から評価した見かけの脱窒速度には夏期（4～8月）において高くなるという傾向が見られた。そこで、その要因についてここでは考えることにする。

① 水温

Fig. 8に見かけの脱窒速度と水温との関係を示す。Fig. 8より、両者の相関はよく、水温が高いほど脱窒速度も大きな値を示している。これは、脱窒反応は微生物による反応であるので温度には影響を受けることが考えられる。

② 底生動物の巣穴の数

底生動物の巣穴の数が及ぼす脱窒速度との関係をFig. 9に示す。Fig. 9のSt.1は底生動物の巣穴の数が確認できない地点であり、その他の地点（St.2,3,4,5）は底生動物の巣穴の数が多数確認できる地点である。Fig. 9より、水温が低下する冬期にはSt.1とその他の地点においての脱窒速度に差は見られなくなるが、年間を通して脱窒速度が高くなる夏期（4～8月）においては底生動物の巣穴が多数存在する地点の方が高い値を示した。

これは、先にも述べたが、底生動物の巣穴が存在すると比較的高いNO₃-Nを含む表層の河川水が巣穴に流入する、つまり底質内への表層水の浸透が促進されるからである。

このことは、現地調査において底生動物の巣穴が存在しない地点では、NO₃-N濃度の変化は表層水しか確認できず、底質内部においては濃度減少が見られなかったことから推測できる。

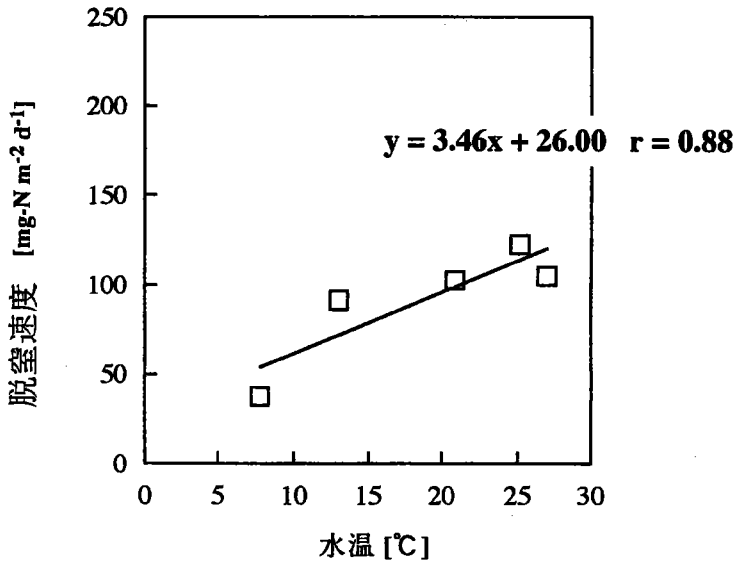


Fig. 8 見かけの脱窒速度の水温との関係

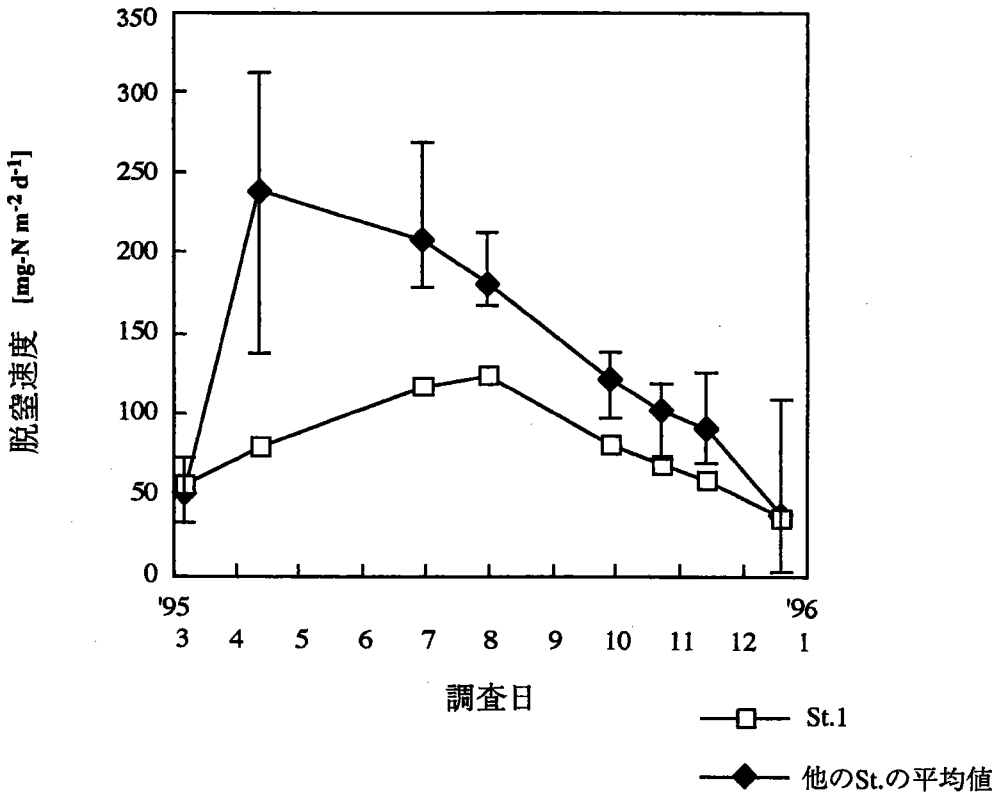


Fig. 9 見かけの脱窒速度と巣穴の数の関係

③ 潮位差

Fig. 10に見かけの脱窒速度と潮位差との関係を示す。潮位差も同様にFig. 10より、両者の相関はよく潮位差が大きくなるほど脱窒速度も大きな値を示す。これは、潮位差が大きくなると満潮時に流入してきたNO₃-N濃度を含む表層の河川水が、干潮時までに干潟底質内に深く浸透し、その過程で脱窒反応によって減少することより、潮位差が大きいかほどNO₃-N濃度の減少する深度が拡大するからである。また、図にも示したように水温が低いときの値は、潮位差が大きく（表層の河川水が干潟底質内に深く浸透する）ても、脱窒反応は微生物反応であるので気温の影響を強く受けることが考えられ、この相関図からは削除した。

④ 表層水中のNO₃-N濃度

Fig. 11に見かけの脱窒速度と表層水中のNO₃-N濃度との関係を示す。表層水中のNO₃-N濃度も先と同様に両者の相関はよく、表層水中のNO₃-N濃度が高いほど脱窒速度も大きな値を示している。これは、NO₃-N濃度の干潮変化（濃度減少）より、見かけの脱窒速度を算出しているのだから影響を与える因子として考えられる（(1)式参照）。よって、満潮時のNO₃-N濃度が高ければ必然的に脱窒速度も大きな値を示すことが推測される。また、図に示したように水温が低いときや潮位差が少ないときの値は、表層水中のNO₃-N濃度が高くてそれぞれの影響の方が強いことが考えられ、この相関図からは削除した。

⑤ 他の干潟における脱窒速度との比較

本研究で得られた脱窒速度は、13~236[mg/m²/d]で報告値とほぼ同程度である（Table. 2参照）。ただし、他の手法ではアセチレン阻害法などを用いた方法で、今回のように直接、間隙水中のNO₃-N濃度の時間変化から求めた報告例はない。

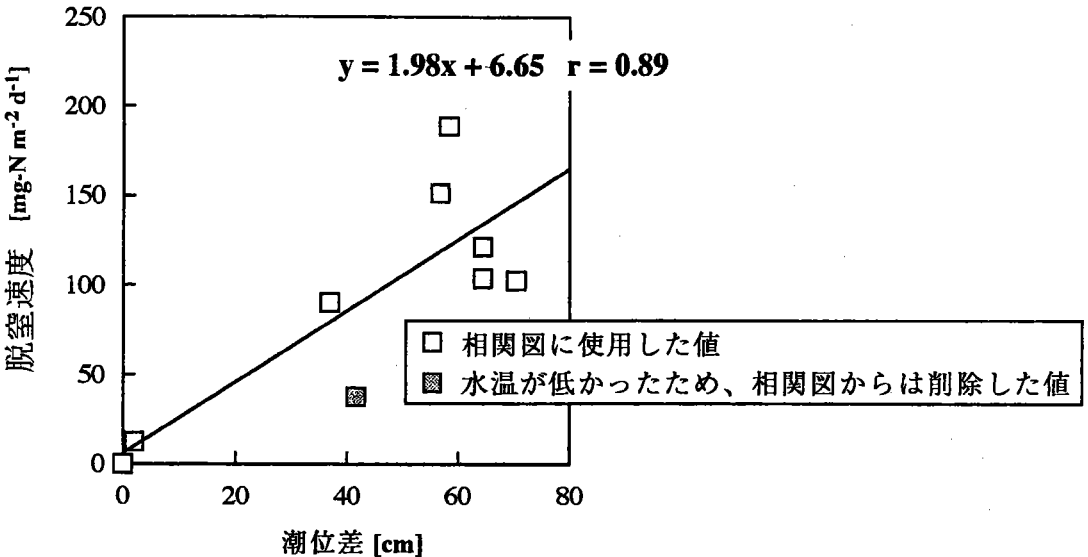


Fig. 10 見かけの脱窒速度と潮位差との関係

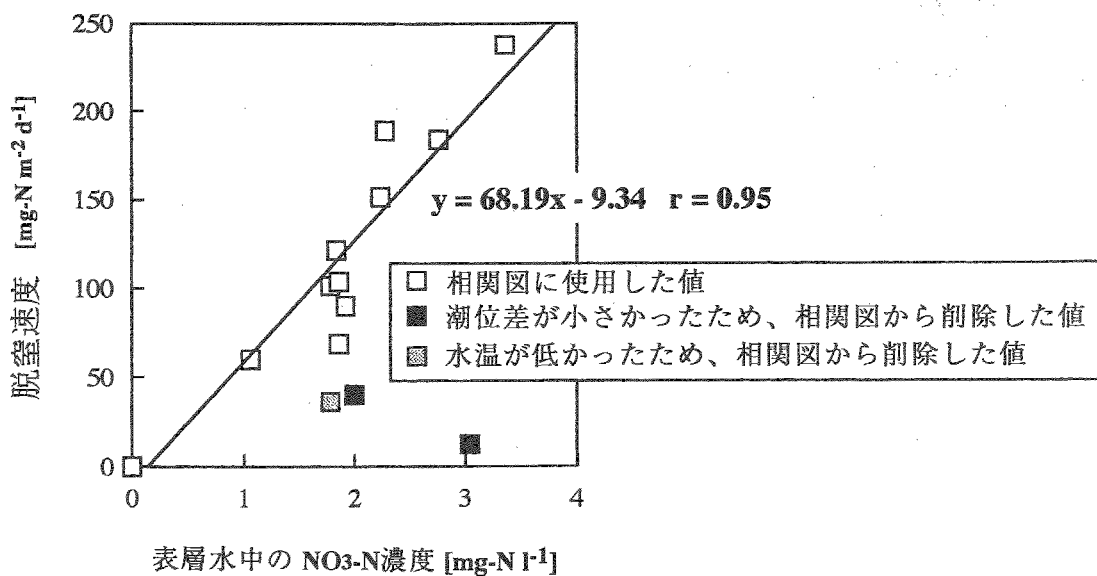


Fig. 11 見かけの脱窒速度と表層水中のNO₃-N濃度との関係

Table. 2 文献値との比較

人	方法	脱窒速度 [mg-N/m ² /d]	調査場所
佐々木ら ²⁾	DINの収支から	50~100	一色干潟
中田ら ³⁾	モデルより	1.6	盤州干潟
中嶋ら ⁴⁾	アセチレン阻害法	53	手賀沼
伊藤ら ⁵⁾	〃	33~62	名古屋港河口域
Kaplan et al. ⁶⁾	〃	48~120	塩性湿地
Madsen ⁷⁾	¹⁵ Nトレーサー	3.6	Arreso湖
Messer et al. ⁸⁾	アセチレン阻害法	1.4~3.6	Okeechobee
清家ら ⁹⁾	〃	15~22	中海

4. まとめ

以上の実験結果から以下の結論を導いた。

- 24時間連続調査より、干潟底泥表層部の間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度のみが満潮時から干潮時にかけて減少し、次の満潮時には増大し、次の干潮時には減少するという規則正しい変化を示した。
- 現地調査より、満潮時から干潮時にかけて干潟底質表層部分において、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少が確認された。この $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少が見られた深度は、現地にて計測した底生動物の巣穴の深さに一致した。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少速度から評価した見かけの脱窒速度には $13\sim 238[\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}]$ の範囲にあり、夏期(4~8月)において高くなる傾向が認められた。さらに、得られた脱窒速度と水温、底生動物の巣穴の数、潮位差、表層水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度との間で正の相関が認められ、1年間の現地調査を通して、上記の4つの要因が影響し合って脱窒速度を決定していることが推測された。

5. 引用文献

- (1) 栗原 康(1991)「河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー」東海大学出版会
- (2) 佐々木克之(1994)干潟の水質保全と物質循環 用水と廃水36(1)、21-27
- (3) 中田喜三郎、畑 恭子(1994)沿岸干潟における浄化機能の評価 水環境学会誌17(3)、18-26
- (4) 中嶋光敏(1982)湖沼生態系における脱窒プロセスケミカル・エンジニアリング7月号、45-51
- (5) 伊藤和男(1991)干潟底泥における脱窒量の測定法の比較 水質汚濁研究14(12)、867-875
- (6) Kaplan W.(1979) Denitrification in a salt marsh ecosystem. *Limnol. Oceanogr.* 24, 726-734
- (7) Madsen, P.P.(1979) Seasonal variation of denitrification rates in sediment determined by use of ^{15}N . *Water Res.*, 13 461-465
- (8) Messer, J. (1983) Comparison of denitrification rate estimation techniques in a large, shallow lake., *Water Res.*, 17 631-640
- (9) 清家泰(1986)汽水湖・中海における窒素代謝Ⅱ・夏期における底泥表層部での脱窒特性-, 陸水雑47 133-141

第 2 部

ヨシフィルターによる生活排水処理

目 次

1. 目 的	20
2. 理 論	20
2. 1 既往の研究について	20
2. 2 ヨシによる水質浄化法	20
2. 3 ヨシの機能	20
3. 実験方法	21
3. 1 ヨシフィルター装置の概要	21
3. 2 排水流入連続実験	21
3. 3 土壌間隙水の水質測定 [※]	21
3. 4 ヨシの生産量の測定	22
3. 5 土壌吸着実験	22
3. 6 潜在的なアンモニア、硝酸態窒素除去能力	22
3. 6. 1 アンモニア態窒素除去能力	22
3. 6. 2 硝酸態窒素除去能力	23
3. 7 脱窒能力の低下の原因	23
3. 7. 1 有機物添加実験	23
3. 7. 2 脱窒活性の温度による影響	23
3. 8 窒素・リンの物質収支	24
4. 実験結果・考察	24
4. 1 排水流入連続実験	24
4. 1. 1 下水流入系	24
4. 1. 2 2次処理水流入系	33
4. 2 潜在的なアンモニア、硝酸態窒素除去能力	42
4. 2. 1 アンモニア態窒素除去能力	42
4. 2. 2 潜在的な硝酸態窒素除去能力	42
4. 3 脱窒能力の低下の原因	44
4. 3. 1 有機物添加実験	44
4. 3. 2 脱窒活性の温度による影響	45

4.4	窒素・リンの物質収支	47
4.4.1	窒素の物質収支	47
4.4.2	リンの物質収支	48
5.	結 論	50
5.1	排水流入連続実験	50
5.2	潜在的なアンモニア、硝酸態窒素除去能力	51
5.2.1	アンモニア態窒素除去能力	51
5.2.2	硝酸態窒素除去能力	51
5.3	脱窒能力の低下の原因	51
5.4	窒素・リンの物質収支	52
5.4.1	窒素の物質収支	52
5.4.2	リンの物質収支	52
6.	引用文献	52

1. 目 的

本研究では自然浄化機能を利用した水質浄化方法の一つとして、抽水植物であるヨシの根圏を用いた水質浄化法（ヨシフィルター）における生活排水を対象とした水質浄化能力と、窒素、リンの除去に関する機構の把握と評価を行うことを目的とした。

2. 理 論

2.1 既往の研究について

ヨシフィルター（reed bed filter system）や湿地の環境を利用した排水処理の研究が近年ヨーロッパやアメリカを中心に進められている。実験条件としては実際に存在する自然湿地で行っているものと、自然湿地をスケールダウンした人口湿地を用いて行っているものの2つに大きく分けることができる。それらの水質浄化能力の評価も、行われている。

しかし、自然湿地での実験は開放系であるため汚濁物質の移動経路や収支をおさえることが困難であり、また、人工湿地を用いた実験でも汚濁物質の流入量と流出量の収支による除去率や、植物への取り込み量などは多く報告されているが、ヨシフィルターのシステム全体での物質移動を考えたときのそれぞれの除去機構での除去量の割合を知ることは、ヨシフィルターの運転やシステムの改善を行うために重要であると考えられるが、そのような報告はかなり少ない¹⁾。また、実験期間が初夏から秋までというものも多く^{2) 3) 4) 1) 5)}、冬期には気温の低下に伴って水質浄化に寄与する生物の活性の低下が考えられるため、除去率を評価するためにこの期間のデータを得ることは重要である。

その他本研究では汚濁負荷量の変動に対するヨシフィルターの適応性をみるため、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ に関して通常の運転時の流入排水に対して高濃度で流入させた場合の潜在的な処理性能を把握するための実験を行った。

2.2 ヨシによる水質浄化法（ヨシフィルター）

ヨシによる水質浄化法は表面流れ方式と浸透流れ方式に分けられる。前者は排水を表面流れとしてヨシの植栽された土壤に流入させ、土壤や水生植物と接する過程で水質浄化を行い、表面から処理水を排出させるものである。後者は排水を地下部または表面から流入し、土壤に浸透させてヨシの根圏で水質浄化をはかり、土壤の下部から処理水を流出させるものである。本研究では浸透流れ方式を用いているが、BDO、窒素、リン等の物質において物理的、化学的、生物的な作用によって水質の浄化を行うことが可能である。

2.3 ヨシの機能

ヨシは排水中の栄養塩などの成分を吸収することによって自らの生命を維持し、成長を行うため、

ヨシによる取り込みによって排水からの汚濁物質の除去に寄与する。抽水食物は地上部の葉や茎から酸素を吸収し、通気組織を通じて吸収したガスを根圏へ輸送する。その結果、嫌気的な土壤中で根の近傍において好気的な状態にし、根圏の好気性微生物の活性を高めている。

排水を土壤中に浸透流れ方式で流入させる際に土壤の浸透性が問題となる。土壤の水の浸透性が低いと目詰まりを起こして湛水し、水質浄化能力が低下してしまうが、ヨシの根茎や根が張ることによって土壤の浸透性を高める効果がある。また、茎や葉は太陽光を遮り、水中での藻類の増殖を制限する。⁶⁾⁾

3. 実験方法

3.1 ヨシフィルター装置の概要

ヨシフィルター装置の概略図をFig. 1に示した。FRP製の水槽(95×80×60cm)をプラスチック板で半分仕切り、2槽にしたうちの一方に黒ぼく土、もう一方に川砂を敷き詰め、これら両方の土壤にヨシを約80株植栽した(1991年4月)。この水槽を2組作製して下水処理場に設置した。この下水処理場は茨城県土浦市永国町のパークシティ住宅内にあり、約600戸の住宅から排出された生活排水を活性汚泥化により2次処理を行っている。2組の水槽のうち一方に流入下水、もう一方に下水処理場の2次処理水をヨシフィルター上端部からポンプ、タイマー、電磁弁からなる排水供給装置によって半連続的に流入し、ヨシの根圏を通す浸透流れ方式で下端部から流出させた(1991年8月～)。下水は2次処理水に比べて汚濁負荷がかなり高いため、水量負荷を変えて流入した。下水流入系は下水200mlを1時間に4回流入させて $19.2[\ell \cdot \text{day}^{-1}]$ ($5[\text{cm} \cdot \text{day}^{-1}]$)、2次処理水流入系は2次処理水400mlを1時間に8回流入させ、 $76.8[\ell \cdot \text{day}^{-1}]$ ($20[\text{cm} \cdot \text{day}^{-1}]$)が流入するようにそれぞれ設定した。

3.2 排水流入連続実験

各ヨシフィルターへの流入水である下水と2次処理水、及び下水流入：黒ぼく土(C-1)、下水流入：川砂(S-1)、2次処理水流入：黒ぼく土(C-2)、2次処理水流入：川砂(S-2)の水槽からの流出水の計6サンプルを1カ月に1～2回の頻度で採水を行った。採水したサンプルについて、BOD、TOC、T-N、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 、T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、大腸菌、SSの項目において濃度の測定を行った。

3.3 土壤間隙水の水質測定

土壤中にポーラスカップを鉛直方向と水平方向に設置し、シリンジで引くことによって間隙水を採水した。この間隙水サンプルについてTOC、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度測定を行った。

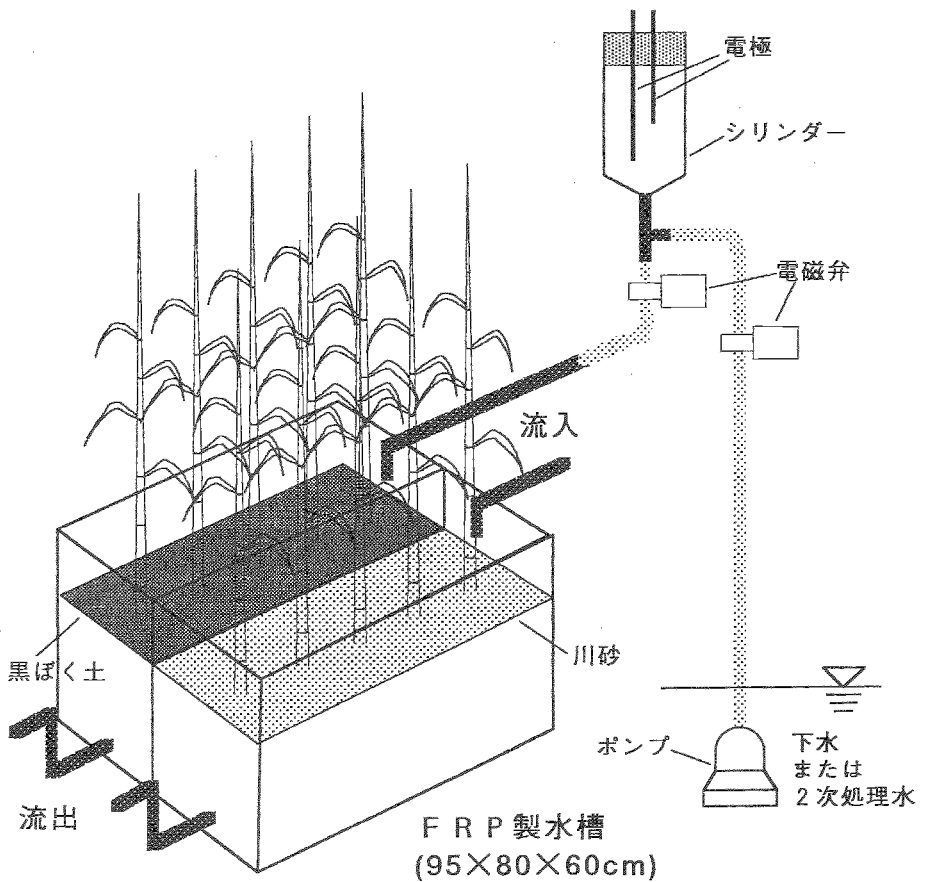


Fig. 1 ヨシフィルター装置概略図

3.4 ヨシの生産量の測定

各系列において3本づつヨシを刈り取り、高さや直径、湿重量、乾重量(80°C、24h)の測定と、各系列のヨシの本数の測定を月1~2回の頻度で行った。また、ヨシのリン含有量の測定を行った。

3.5 土壌吸着実験

黒ぼく土または川砂を5g入れた三角フラスコに、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が0~300[mg l^{-1}]の種々の濃度の溶液を50ml入れ、25°Cで24時間振盪した後に溶液の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度を測定し、平衡濃度と土壌吸着量から吸着等温線を作成した。

3.6 潜在的なアンモニア、硝酸態窒素除去能力

3.6.1 アンモニア態窒素除去能力

通常の運転時よりも高濃度のアンモニアをヨシフィルターに流入させたときの除去能力とその

季節的な変化をみるために本実験を行った。(実験期間: '93 9/30~10/3、'94 1/26~30、'94 6/19~30、'94 10/19~25) 調整した $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶液を流入水と混合(下水200ml、2次処理水400mlに対して10ml)し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が下水流入系240[mg-N l^{-1}]、2次処理水流入系60[mg-N l^{-1}]でそれぞれヨシフィルターに流入させた。流出濃度が平衡に達するまで5~7日間流入を続け、その間経時的に流出水のサンプリングを行った。流出水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を測定し、平衡状態に達したとみなした時間以降の濃度の平均値を平衡濃度として、流入、流出量からアンモニア態窒素の除去速度を求めた。

3.6.2 硝酸態窒素除去能力

通常の運転時よりも高濃度の硝酸をヨシフィルターに流入させたときの除去能力とその季節的な変化をみるために本実験を行った(実験期間: '93 9/20~23、'94 2/7~12、'94 7/27~8/7、'94 11/25~30)。調整した $\text{NO}_3\text{-N}$ 溶液を流入水と混合(下水200ml、2次処理水400mlに対して10ml)し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が下水流入系640[mg-N l^{-1}]、2次処理水流入系120[mg-N l^{-1}]でそれぞれヨシフィルターに流入させた。水槽内が平衡状態に達するまで5~7日間流入を続け、その間経時的に流出水のサンプリングを行った。流出水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を測定し、平衡状態に達したとみなした時間以降の流出水の濃度の平均値を平衡濃度として流入、流出量から硝酸態窒素の除去速度を求めた。

3.7 脱窒能力の低下の原因

2次処理水流入系において冬期に硝酸濃度が上昇しており、脱窒能力の低下がみられた。その原因として有機物の不足、温度の低下が考えられるため、それぞれの要因について実験を行った。

3.7.1 有機物添加実験

有機物にはグルコースを使用した。8.68[g l^{-1}]の濃度のグルコース溶液を調整し、その溶液を2次処理水400mlに対して10ml混合して、流入硝酸濃度が20[mg-N l^{-1}]のときに全て脱窒が可能な理論量として、グルコース107[mg l^{-1}] (DOC 42.8[mg-C l^{-1}]、2次処理水の DOC 濃度約8~10[mg l^{-1}]とあわせて約50[mg l^{-1}])の濃度で流入させた。グルコースの流入は'95 1/7~16の期間で行った。

3.7.2 脱窒活性の温度による影響

下水流入系の水槽中の黒ぼく土を湿重で100g入れた200mlのポリびんに、硝酸濃度100[mg l^{-1}]、その硝酸を脱窒するのに必要なグルコース536[mg l^{-1}] (214[mg-C l^{-1}])の濃度の溶液を入れたものを2、10、25℃の3つの温度の系列に対して3つずつ用意した。また、ブランクとして黒ぼく土に蒸留水を150ml入れたものと、硝酸・グルコース溶液だけを150ml入れたポリびんを各系列に1本ずつ用意し、それらのポリびんをよく振盪してから2、10、25℃の恒温室に静置して、3日後に溶液中の硝酸、 DOC 濃度の測定を行った。

3. 8 窒素・リンの物質収支

窒素・リンの除去がヨシフィルター内のそれぞれの機構によってどの程度の割合を占めているのかを確認するため測定値や文献値を用いて算出した。

経日的に測定した流入・流出水の濃度と水量から窒素・リンの流入・流出量を算出し、その差を除去量とした。ヨシの取込み量はヨシの乾燥重量の平均値と本数、リンの含有量 (C-1 47.9、S-1 40.6、C-2 50.7、S-2 88.9[mg-P 本⁻¹] 測定値 [9月])、窒素の含有率 (文献値: 茎0.5%、葉2.8% [8月])、ヨシの地上部と地下部の比率と地上部から地下部への移行量 (文献値: 窒素、比率37:98 [12月]、移行量 最大成長時 [8~10月] の63%、リン、比率2:15 [12月]、移行量 最大成長時 [8~10月] の80%) から算出した^{7) 8)}。NH₄-N、PO₄-Pの吸着量は実験室で行った吸着実験から吸着等温線を求め、平衡濃度を (流入D-N (P)) - { (流出D-N (P)) - 流出NH₄-N (PO₄-P) } という式から吸着による除去にかかわり得る最大の濃度として算出して吸着等温線から求めた単位土壌当たりの吸着量と、ヨシフィルター内の土壌重量から算出した。SS蓄積量はT-N (P) とD-N (P) の除去量の差より求めた。また、脱窒量は窒素除去に関する他の機構以外の除去量とした。

4. 実験結果・考察

4. 1 排水流入連続実験

4. 1. 1 下水流入系

下水流入系の汚濁物質の濃度変化をFig. 2-1~12に、1991. 8~1993. 8の汚濁物質を平均濃度と除去率をTable. 1に、季節別除去率をTable. 3示す。

Table. 1 下水流入系の流入水、流出水中の汚濁物質の平均濃度と除去率
(濃度は[mg/l]、大腸菌は[cells/ml]、除去率は%)

	流入水	流出水		除去率	
		C-1	S-1	C-1	S-1
T-N	30.6	4.9	6.8	89	82
NH ₄ -N	18.9	0.62	2.63	98	88
NO ₃₊₂ -N	0.74	2.53	2.27	49	59
T-P	3.72	0.14	0.3	96	93
PO ₄ -P	1.4	0.01	0.03	98	95
BOD	161	1.8	6.4	99	96
TOC	68	5	7.8	95	90
SS	144.1	9.6	15.5	93	89
大腸菌	6.1×10 ⁴	59	485	100	99

Table. 3 季節別平均除去率（下水流入系） [%]

	T-N		NH ₄ -N		NO ₂₊₃ -N		T-P		PO ₄ -P	
	C-1	S-1	C-1	S-1	C-1	S-1	C-1	S-1	C-1	S-1
春期	87	77	95	77	43	72	99	94	100	98
夏期	98	96	100	100	87	86	99	99	100	99
秋期	92	83	100	99	50	45	93	93	100	98
冬期	79	72	95	73	28	45	96	88	94	85
	BOD		TOC		SS		大腸菌			
	C-1	S-1	C-1	S-1	C-1	S-1	C-1	S-1		
春期	99	92	96	90	99	94	100	99	春期 (4~6月)	
夏期	100	99	97	95	99	98	100	100	夏期 (7~9月)	
秋期	98	98	95	93	85	82	100	100	秋期 (10~12月)	
冬期	99	94	92	83	94	87	100	97	冬期 (1~3月)	

• T-N、NH₄-N、NO₂₊₃-N

ヨシフィルターへの流入下水のT-N濃度は20~40[mg l^{-1}]で変化しており、平均濃度は30.6[mg l^{-1}]であった。NH₄-N、NO₂₊₃-Nの平均濃度はそれぞれ18.9、0.74[mg l^{-1}]で、T-NのうちNH₄-Nは約62%、NO₂₊₃-Nは約2%であった。流出水はC-1、S-1とも0~20[mg l^{-1}]で変化し、平均濃度はそれぞれ4.9、6.8[mg l^{-1}]まで低下していたが、'91 12~'92 4、'92 12~'93 4の冬期において濃度の上昇が見られた。これと同時期にNH₄-N、NO₂₊₃-N濃度が上昇しており、これは気温の低下によって硝化、脱窒活性にヨシによる取込み量が低下したことが原因であると考えられる。また、C-1ではNO₂₊₃-Nが、S-1では主にNH₄-Nが上昇しており、これはC-1はS-1に比べてヨシフィルター内が好氣的になっていたためであると思われる。NH₄-N濃度はC-1、S-1の平均値がそれぞれ0.62、2.63[mg l^{-1}]で流入下水の18.9[mg l^{-1}]に対して十分低下しているが、NO₂₊₃-N濃度は下水が0.74[mg l^{-1}]であるのに対してC-1、S-1が2.53、2.27[mg l^{-1}]であり、流出水の濃度のほうが高い値であるがこれは下水に含まれているNH₄-Nが硝化されることによってNO₂₊₃-Nに変化するためである。

C-1、S-1のT-Nの平均除去率はそれぞれ89、82%であり、季節別で見ると、夏期の98、96%に対して冬期には79、72%に低下している。また、NH₄-N、NO₂₊₃-Nの平均除去率はC-1、S-1でそれぞれ98、88%、49、59%であり、季節別で見ると、夏期の100、100%、87、86%に対して冬期には95、73%、28、45%に低下しており、これらは気温の低下による硝化、脱窒活性の低下とヨシによる取込み量の低下が原因であると考えられる。

• T-P、PO₄-P

下水のT-P濃度は'91 8～'92 3の期間では1～10[mg l⁻¹]で大きく変動していたが、それ以降では2～6[mg l⁻¹]であり、平均濃度は3.72[mg l⁻¹]であった。PO₄-Pの平均濃度は1.40[mg l⁻¹]であり、T-Pの38%であった。流出水の平均濃度はC-1、S-1でT-Pがそれぞれ0.14、0.30[mg l⁻¹]、PO₄-Pが0.01、0.03[mg l⁻¹]であり年間を通じて低い値を保っていた。S-1において冬期の平均濃度がやや上昇しているのは川砂が黒ぼく土に比べて吸着能力が低いこととヨシによる取込み量が低下したことが考えられる。

C-1、S-1のT-P、PO₄-Pの平均除去率はそれぞれ96、93%、98、95%の高い除去率を示している。季節別で見ると夏期の99、99%、100、99%に対して冬期では96、88%、94、85%であり、除去率の低下は僅かで年間を通して高い除去率を維持していた。また、C-1に対してS-1の除去率が低いのは黒ぼく土と川砂の吸着能力の違いによるものと考えられる。

• BOD、TOC

下水のBOD、TOC濃度はそれぞれ50～300、20～120[mg l⁻¹]で値の変動が大きく、平均濃度は161、68.0[mg l⁻¹]であった。流出水の平均濃度はC-1、S-1でBODがそれぞれ1.8、6.4[mg l⁻¹]、TOCが5.0、7.8[mg l⁻¹]で年間を通じて低い値を保っていた。S-1において'93 2～4の期間でBOD、TOC濃度がともに上昇しているのは、NH₄-Nと同様にヨシフィルター内が嫌氣的になって微生物による分解活性が低下したためであると考えられる。

C-1、S-1のBOD、TOCの平均除去率はそれぞれ99、96%、95、90%という高い除去率であった。季節別で見ると夏期に対する冬期の除去率の低下は1～12%という小さい値であり、年間を通じて高い除去率を維持していた。

• SS、大腸菌

下水のSS、大腸菌濃度はそれぞれ50～300[mg l⁻¹]、 $6 \times 10^3 \sim 2 \times 10^5$ [cells ml⁻¹]であり濃度の変動が大きく、平均値は144.1[mg l⁻¹]、 6.1×10^4 [cells ml⁻¹]であった。流出水はC-1、S-1の平均濃度がそれぞれSS 9.6、15.5[mg l⁻¹]、大腸菌 59、485[cells ml⁻¹]であり、流入濃度に対して大きな低下が見られた。

C-1、S-1のSS、大腸菌の平均除去率はそれぞれ93、89%、100、99%であり、季節的な変化はあまり見られなかった。

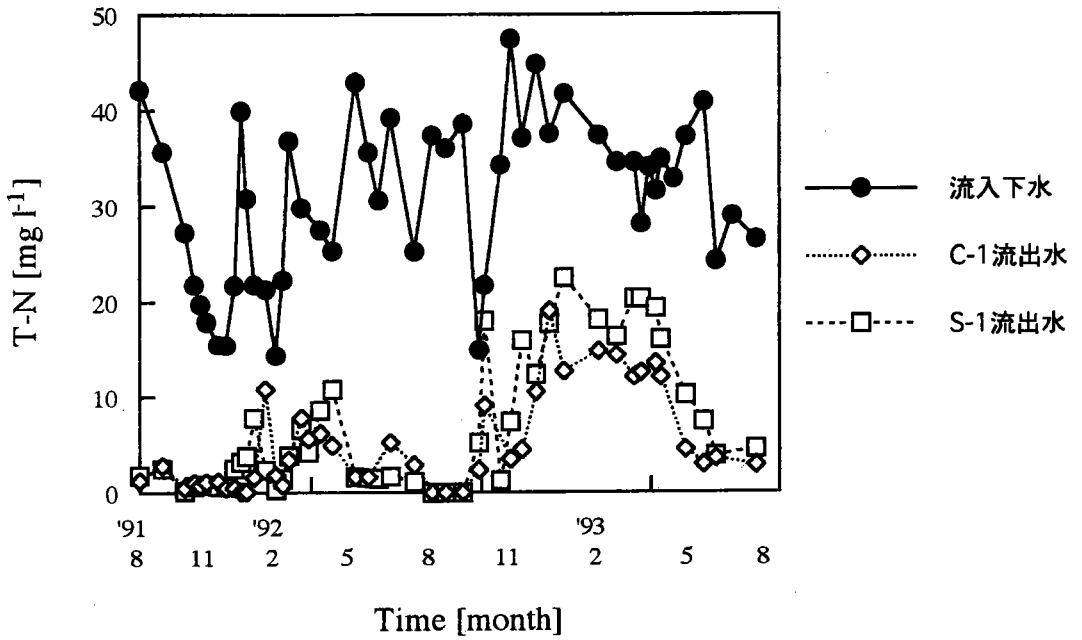


Fig. 2 - 1 T-N濃度の経月変化 (下水流入系)

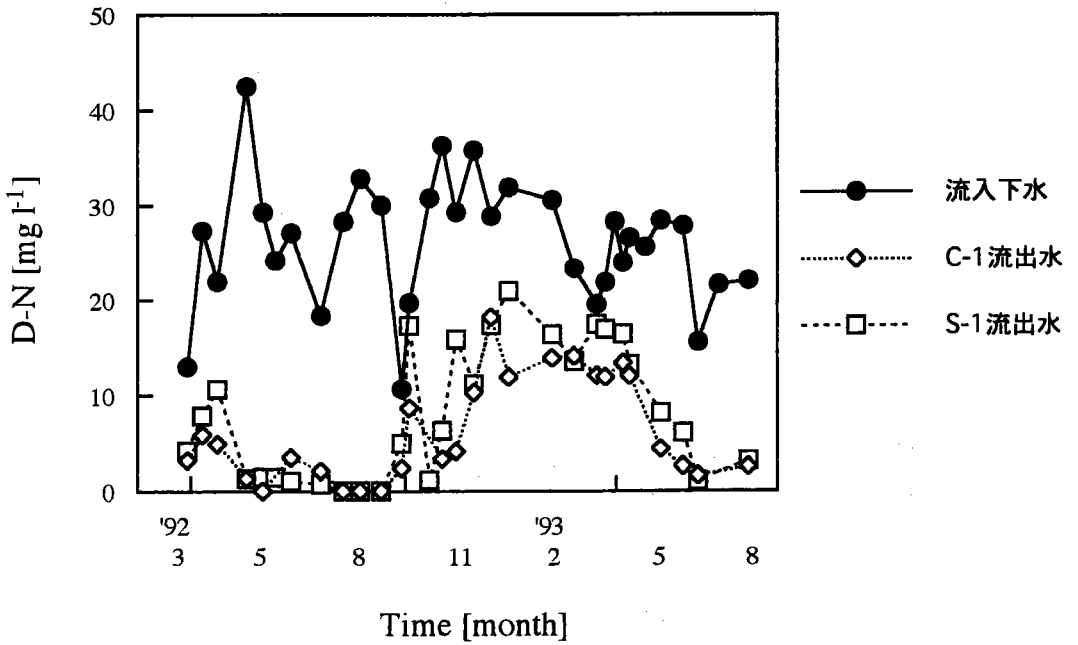


Fig. 2 - 2 D-N濃度の経月変化 (下水流入系)

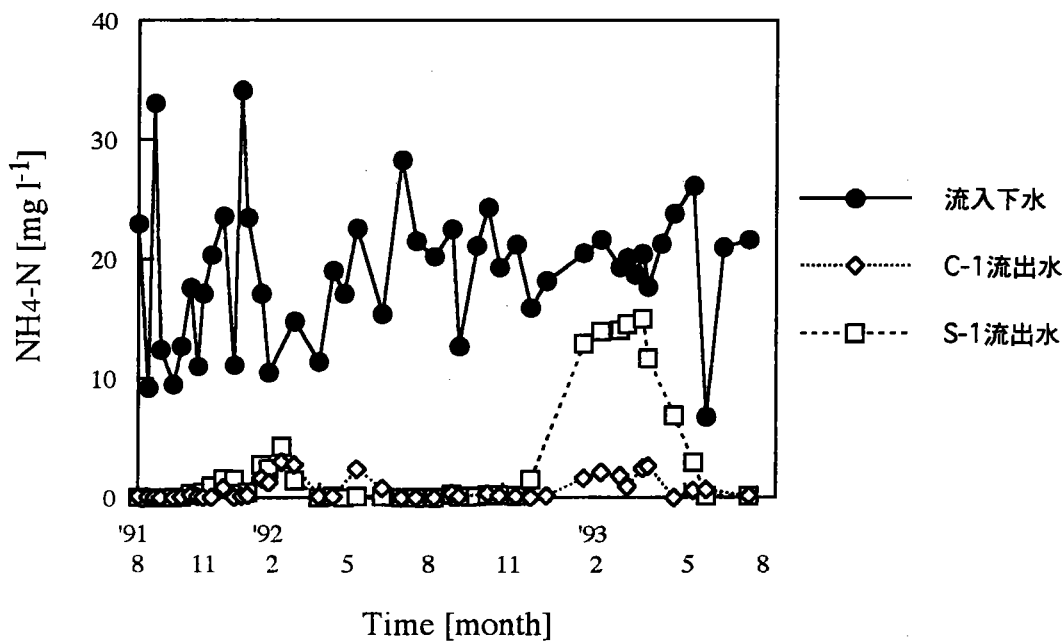


Fig. 2 - 3 NH₄-N濃度の経月変化 (下水流入系)

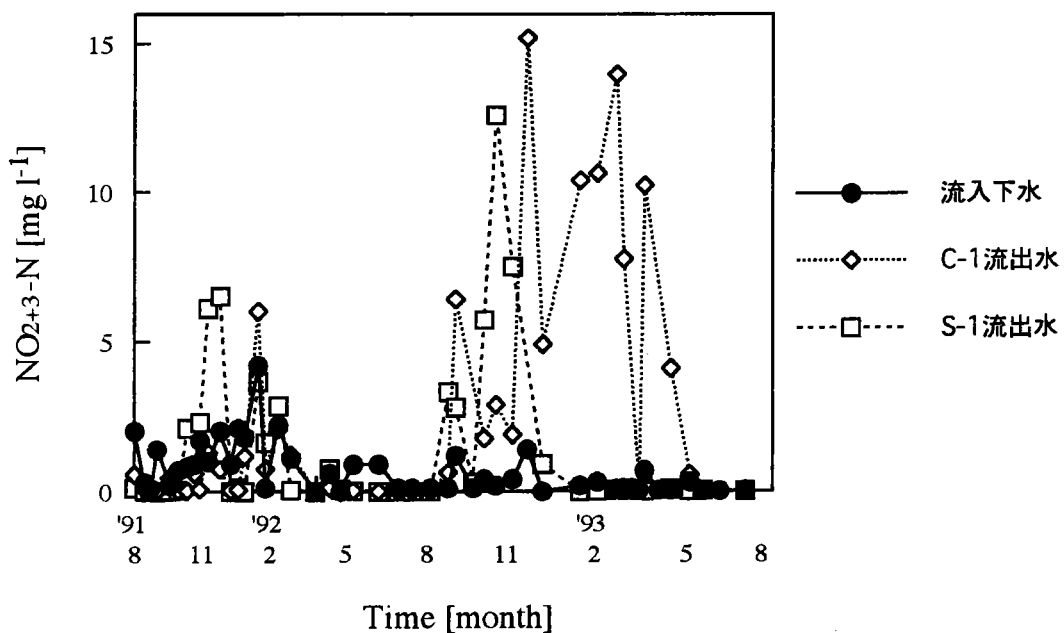


Fig. 2 - 4 NO₂₊₃-N濃度の経月変化 (下水流入系)

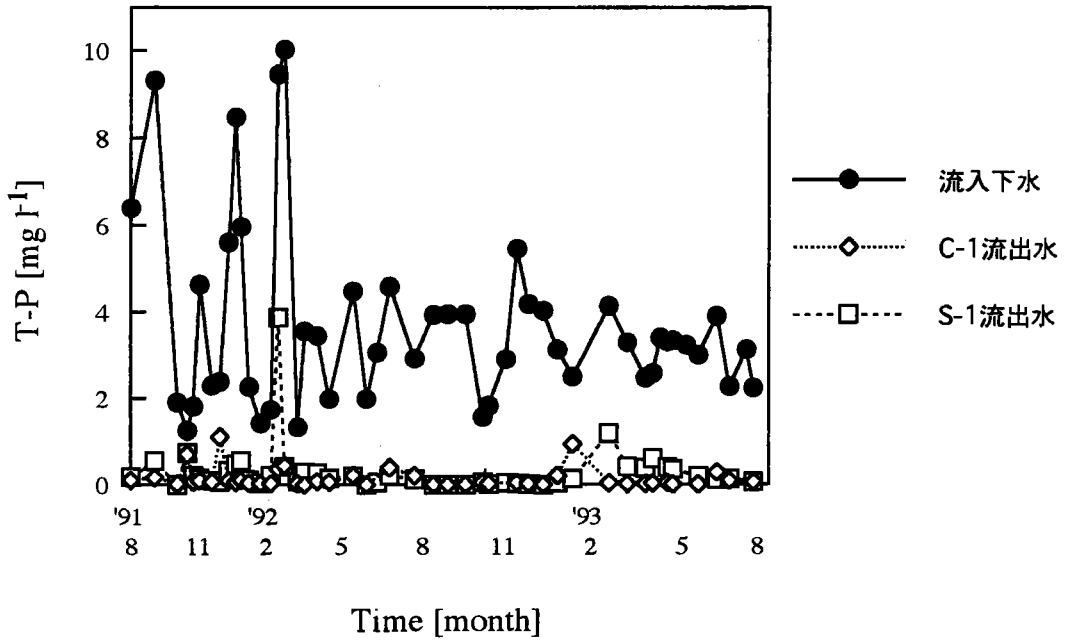


Fig. 2 - 5 T-P濃度の経月変化（下水流入系）

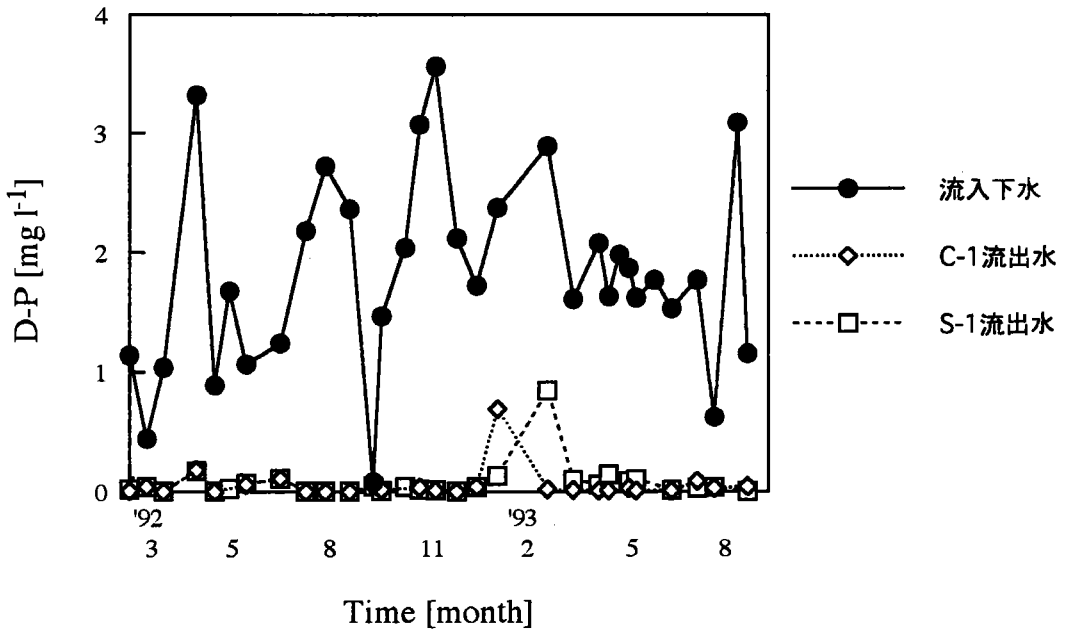


Fig. 2 - 6 D-P濃度の経月変化（下水流入系）

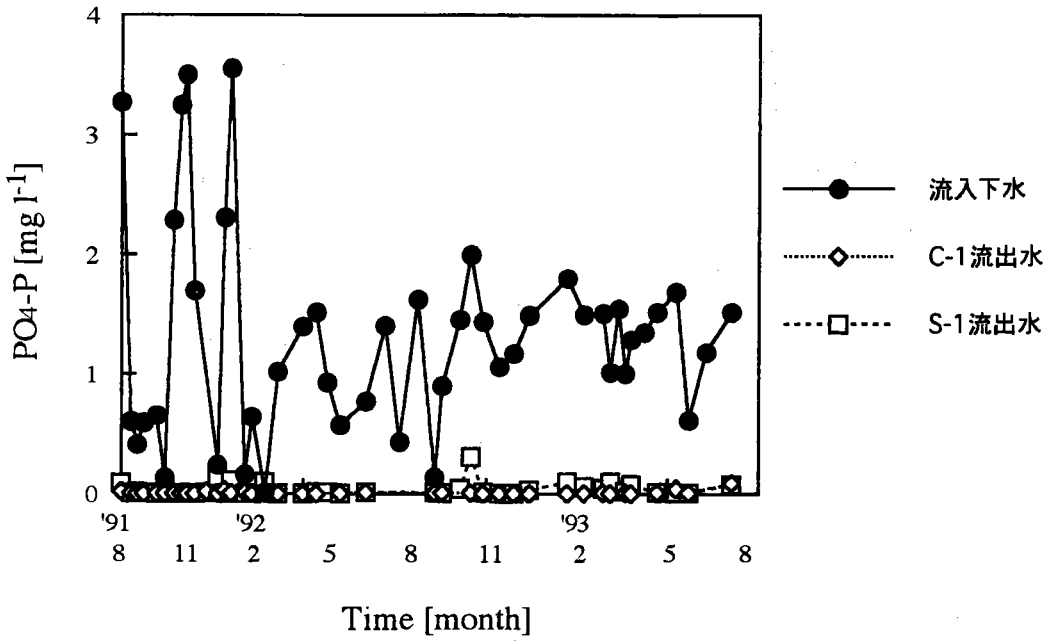


Fig. 2 - 7 PO₄-P濃度の経月変化（下水流入系）

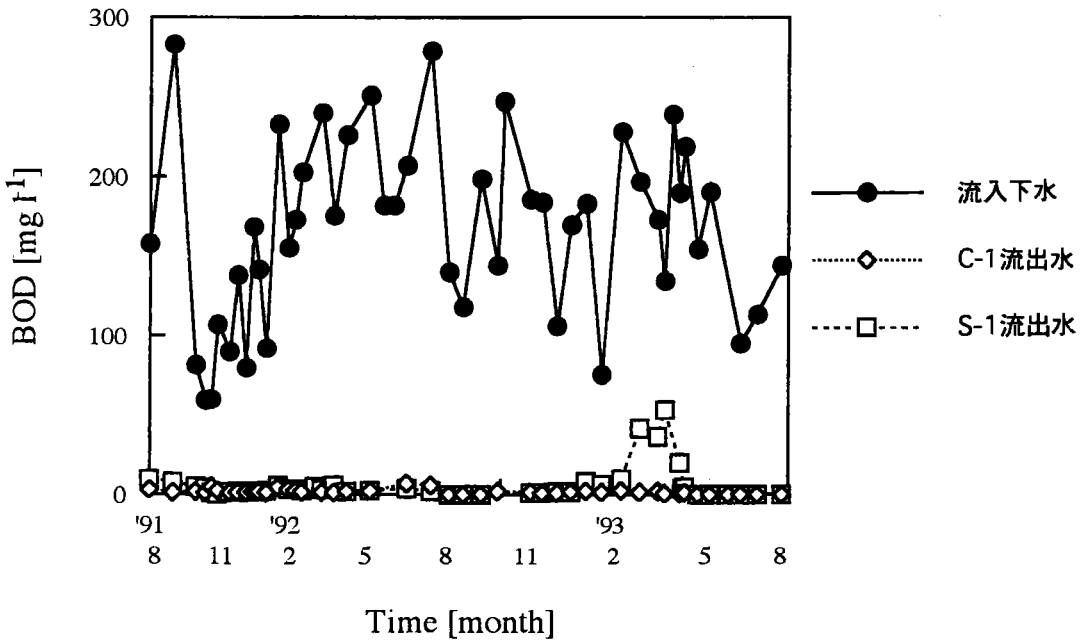


Fig. 2 - 8 BOD濃度の経月変化（下水流入系）

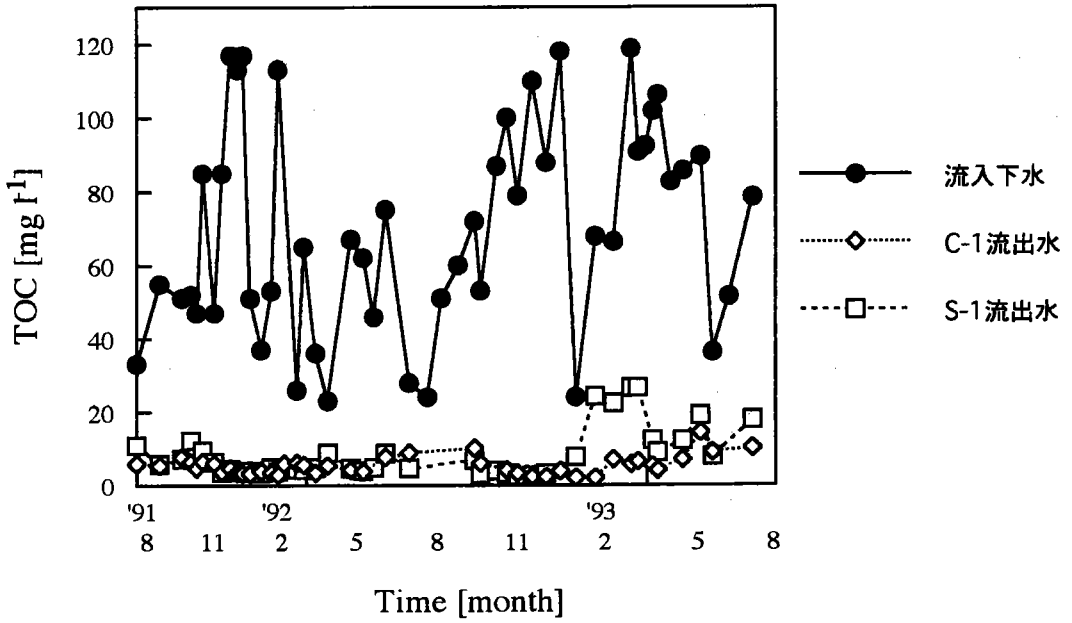


Fig. 2 - 9 TOC濃度の経月変化 (下水流入系)

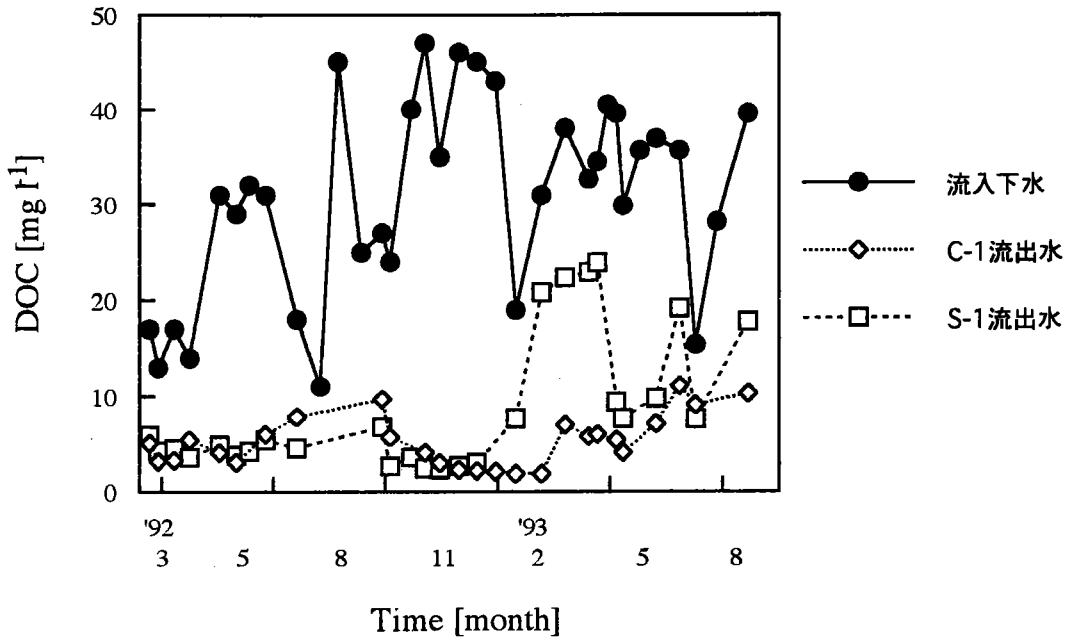


Fig. 2 - 10 DOC濃度の経月変化 (下水流入系)

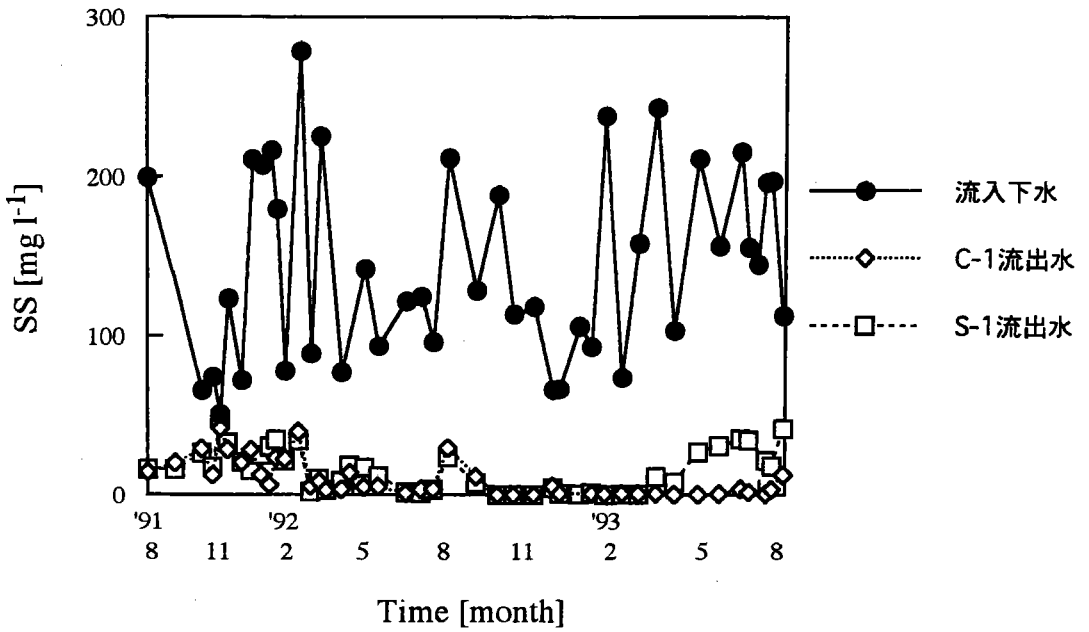


Fig. 2 - 11 SS濃度の経月変化（下水流入系）

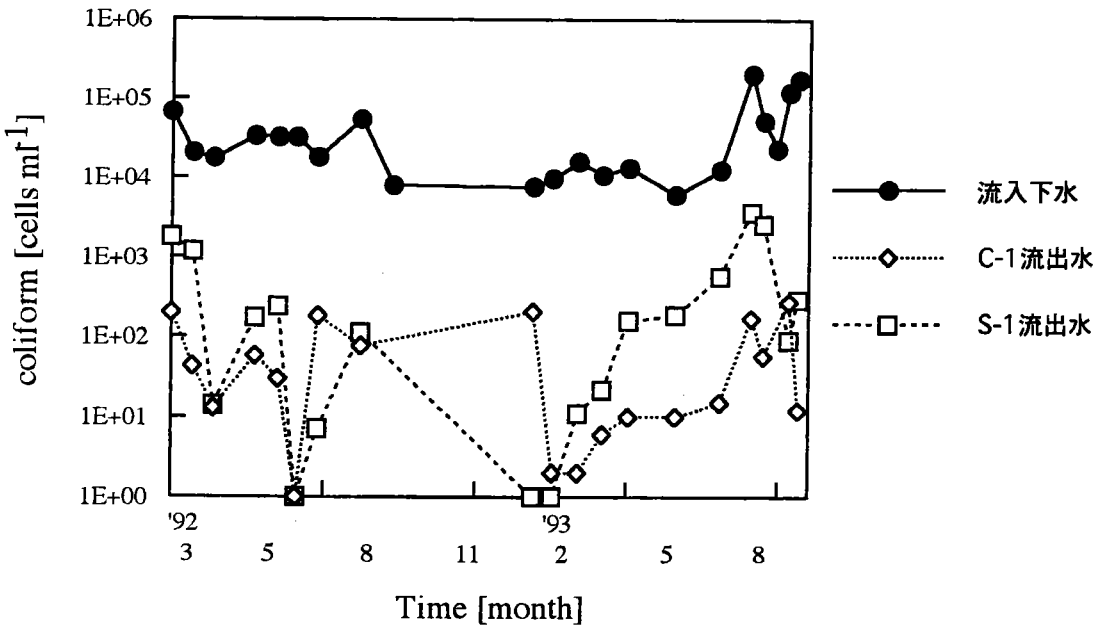


Fig. 2 - 12 大腸菌群数の経月変化（下水流入系）

4.1.2 2次処理水流入系

2次処理水流入系の汚濁物質の濃度変化をFig. 3-1~12に、1991.8~1994.12の2次処理水流入系の汚濁物質の平均濃度と除去率をTable. 2に、季節別除去率をTable. 4に示す。

Table. 2 2次処理水流入系の流入水、流出水中の汚濁物質の平均濃度と除去率
(濃度は[mg/ℓ]、大腸菌は[cells/ml]、除去率は%)

	流入水	流出水		除去率	
		C-2	S-2	C-2	S-2
T-N	9.42	3.08	4.54	75	58
NH4-N	2.22			79	72
NO3+2-N	4.82			69	58
T-P	1.33	0.13	0.61	89	53
PO4-P	1.01	0.05	0.33	93	65
BOD	5.8	1.4	1.4	74	71
TOC	6.9	5.4	5.3	40	31
SS	9.2	3.3	3.9	60	56
大腸菌	1848	656	393	76	79

Table. 4 季節別平均除去率 (2次処理水流入系) [%]

	T-N		NH4-N		NO2+3-N		T-P		PO4-P	
	C-2	S-2	C-2	S-2	C-2	S-2	C-2	S-2	C-2	S-2
春期	77	63	78	72	79	76	93	41	95	46
夏期	87	74	96	96	98	92	93	63	97	82
秋期	77	59	77	68	65	44	86	66	92	82
冬期	60	44	69	56	41	33	87	32	88	44
	BOD		TOC		SS		大腸菌			
	C-2	S-2	C-2	S-2	C-2	S-2	C-2	S-2		
春期	78	73	37	30	44	49	76	81	春期 (4~6月)	
夏期	77	71	47	32	53	32	80	70	夏期 (7~9月)	
秋期	71	75	39	33	74	64	66	82	秋期 (10~12月)	
冬期	72	63	41	27	58	69	85	79	冬期 (1~3月)	

• T-N、NH₄-N、NO₂₊₃-N

流入2次処理水のT-N濃度は3~30[mg l⁻¹]で変動し、平均濃度は9.42[mg l⁻¹]であった。NH₄-NとNO₂₊₃-Nについてもそれぞれ0~15、0~20[mg l⁻¹]で変動し、平均濃度は2.22、4.82[mg l⁻¹]であり、T-N濃度に対してそれぞれ約24、51%であった。流出水はC-2、S-2でのT-Nの平均濃度がそれぞれ3.08、4.54[mg l⁻¹]に低下しているが、冬期において濃度の上昇が見られた。これと同時期のNH₄-N、NO₂₊₃-N濃度を見ると'943にはNH₄-N濃度が上昇しているが、主にNO₂₊₃-N濃度が上昇していることがT-N濃度上昇の原因であった。この理由としては気温の低下によって硝化、脱窒活性が低下することや、冬期には2次処理水のNO₂₊₃-N濃度が上昇する傾向が見られ、それによって脱窒に必要な有機物が不足することなどが考えられる。

C-2、S-2のT-Nの平均除去率はそれぞれ75、58%であり、季節別に見ると夏期の87、74%に対して冬期には60、44%に低下した。NH₄-N、NO₂₊₃-Nの平均除去率は79、72%、69、58%でありT-Nと同様に冬期には夏期に対して30~60%の低下が見られた。また、C-2がS-2に比べてヨシの生産量が多く、ヨシによる取込み量が多いことが考えられる。

• T-P、PO₄-P

2次処理水のT-P、PO₄-P濃度は0~3[mg l⁻¹]で変動しており、平均濃度はそれぞれ1.33、1.01[mg l⁻¹]でPO₄-P濃度はT-P濃度のおよそ76%であった。流出水はT-P濃度がC-2で0~0.5[mg l⁻¹]程度であるのに対してS-2では0~1.5[mg l⁻¹]であり、T-P、PO₄-Pの平均濃度はC-2で0.13、0.05[mg l⁻¹]、S-2で0.61、0.33[mg l⁻¹]であった。このようにC-2に対してS-2の濃度が高いのは黒ぼく土と川砂のリンの吸着能力と、ヨシの生産量の違いが原因であると考えられる。

C-2、S-2のT-P、PO₄-Pの平均除去率はそれぞれ89、53%、93、65%であり、S-2の除去率はC-2に対しておよそ30%低い値であった。季節別ではT-P、PO₄-Pについて夏期の93、63%、97、82%に対して冬期には87、32%、88、44%に低下している。特にS-2の除去率は冬期の除去率の低下が大きいが、これは冬期にはヨシの取込み量が減少し、土壌吸着にリンの除去を頼ることになるため黒ぼく土と川砂の吸着量の差が現われていると考えられる。

• BOD、TOC

2次処理水のBOD、TOC濃度は2~15、4~15[mg l⁻¹]で変動しており、平均濃度は5.8、6.9[mg l⁻¹]であった。流出水のBOD、TOC濃度の平均値はC-2でそれぞれ1.4、5.4[mg l⁻¹]、S-2で1.4、5.3[mg l⁻¹]であり、C-2、S-2の差はなく、季節変化も殆ど見られなかった。

C-2、S-2のBOD、TOCの平均除去率はそれぞれ74、71%、40、31%であり、季節別に見ると夏期と冬期の除去率の差は5~10%程度で季節的な違いはあまり見られなかった。BODに対してTOCの除去率が低いのは、2次処理水が生物処理を受けており、そこに含まれるTOCは難分解性の有機物が多く割合を占めるために生物分解されにくいことが原因であると考えられる。

• SS、大腸菌

2次処理水のSS濃度は0~50[mg l⁻¹]で変動しているがその多くは10[mg l⁻¹]以下であり、平均濃度は9.2[mg l⁻¹]であった。大腸菌濃度は20~10000[cells ml⁻¹]で変動しており、平均濃度は1848[cells ml⁻¹]であった。流出水のSS濃度は殆どが0~10[mg l⁻¹]の範囲にあり、平均濃度はC-2、S-2で3.3、3.9[mg l⁻¹]であった。大腸菌濃度は0~5000[cells ml⁻¹]で変動しており平均濃度はC-2、S-2で656、393[cells ml⁻¹]であった。大腸菌濃度は測定期間において2次処理水の濃度の上昇が見られ、それに伴って流出水濃度が上がる傾向が見られた。

C-2、S-2のSS、大腸菌の平均除去率はそれぞれ60、56%、76、79%であったが、SSの除去率が下水流入系に比べて低いのは2次処理水に含まれているSSは主に活性汚泥であり、SSの粒子が細かいことや、水量の負荷が下水流入系の4倍でありヨシフィルター内での流速の違いなどが考えられる。

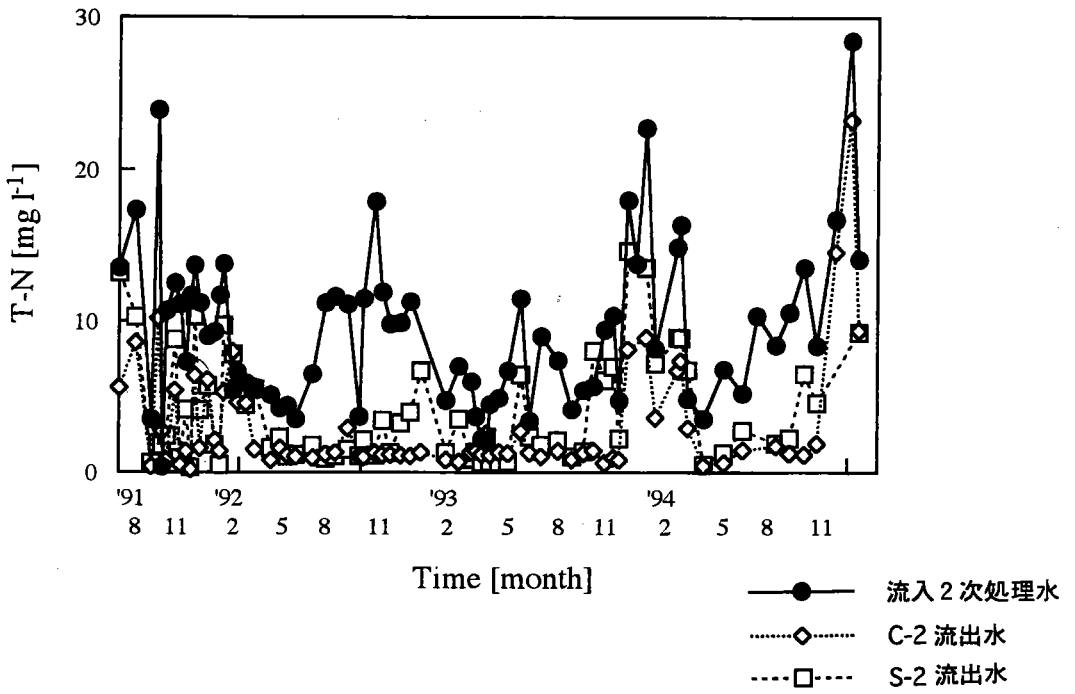


Fig. 3 - 1 T-N濃度の経月変化 (2次処理水流入系)

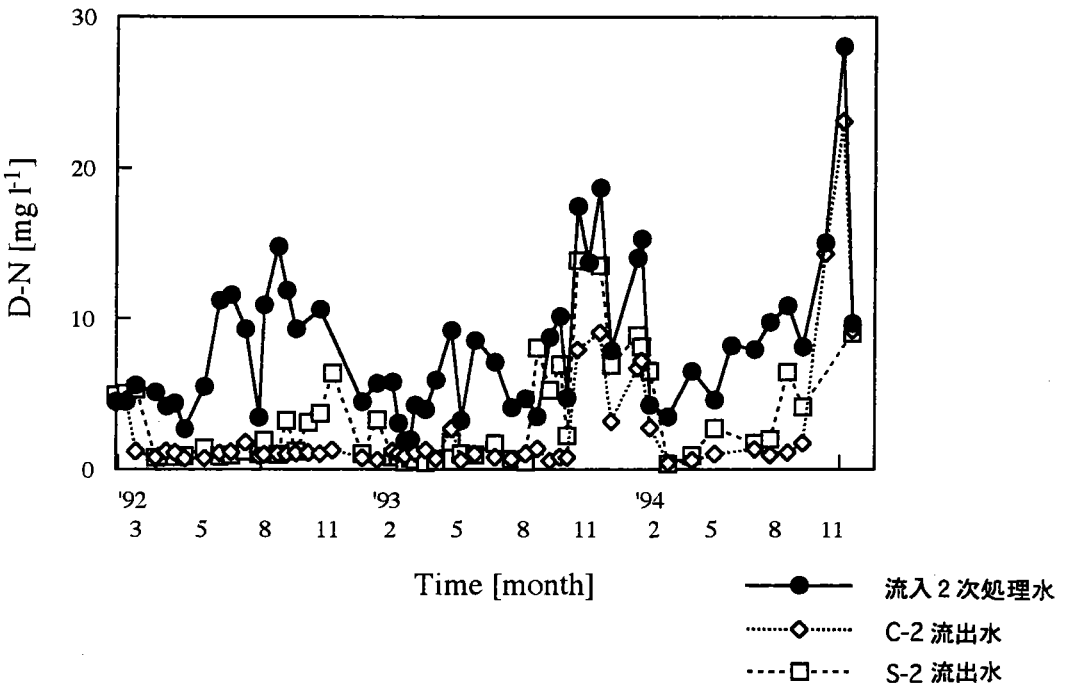


Fig. 3 - 2 D-N濃度の経月変化 (2次処理水流入系)

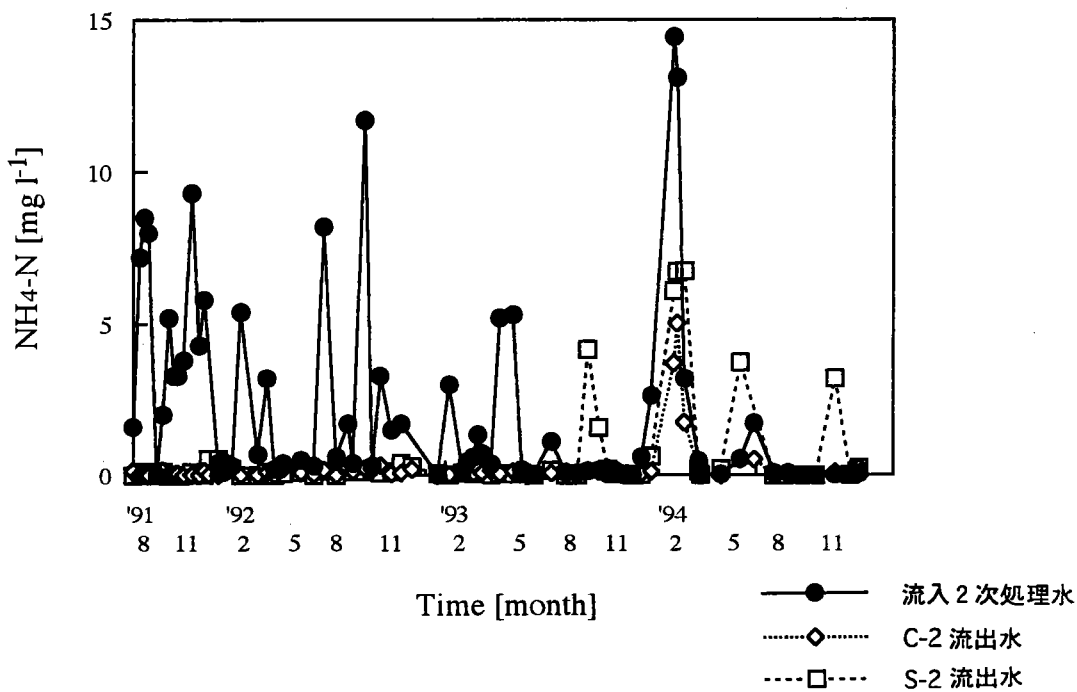


Fig. 3 - 3 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の経月変化（2次処理水流入系）

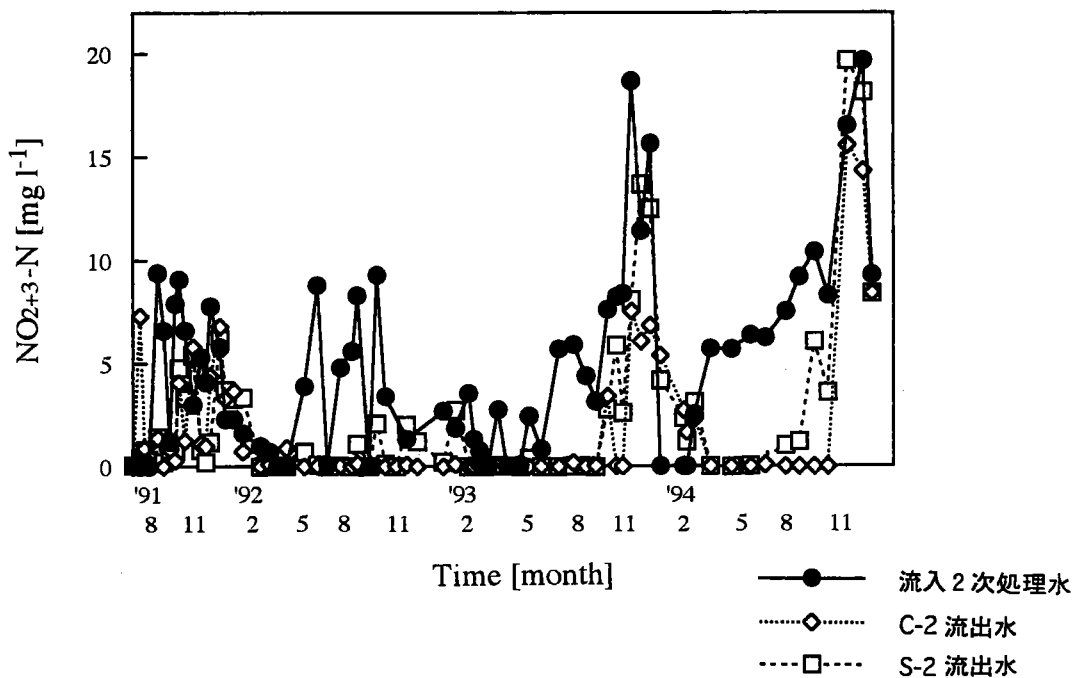


Fig. 3 - 4 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度の経月変化（2次処理水流入系）

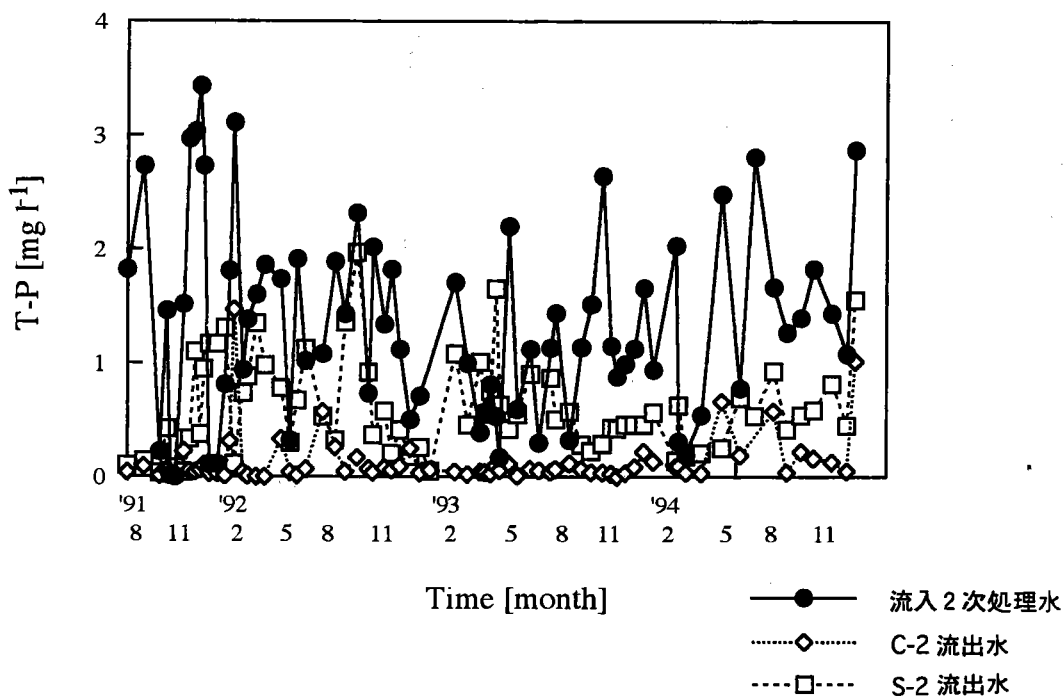


Fig. 3 - 5 T - P濃度の経月変化 (2次処理水流入系)

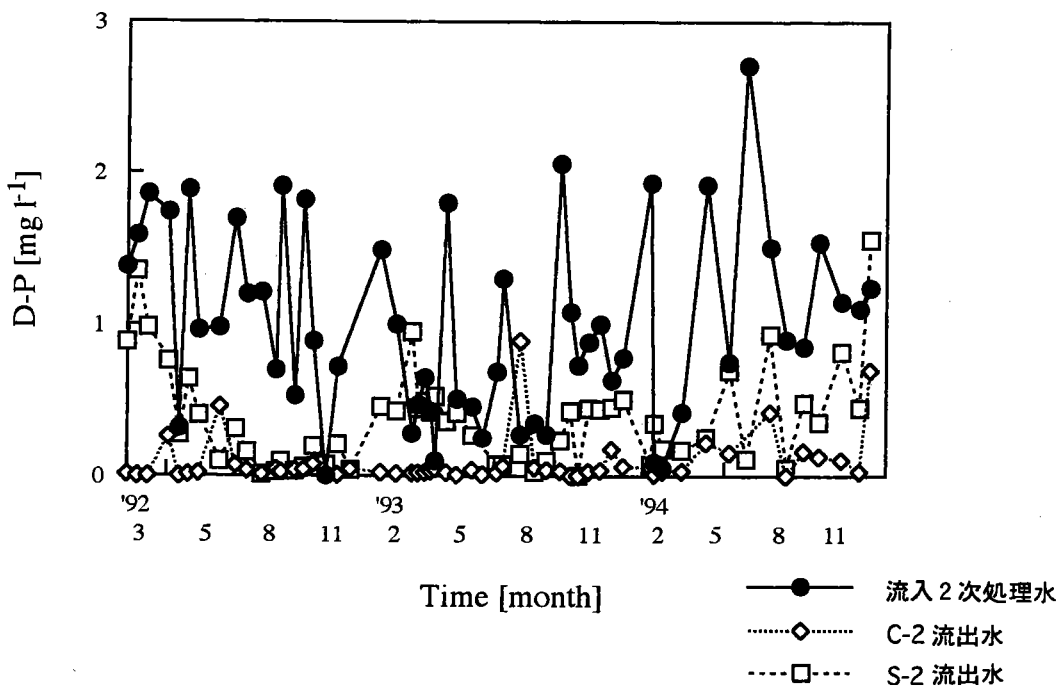


Fig. 3 - 6 D - P濃度の経月変化 (2次処理水流入系)

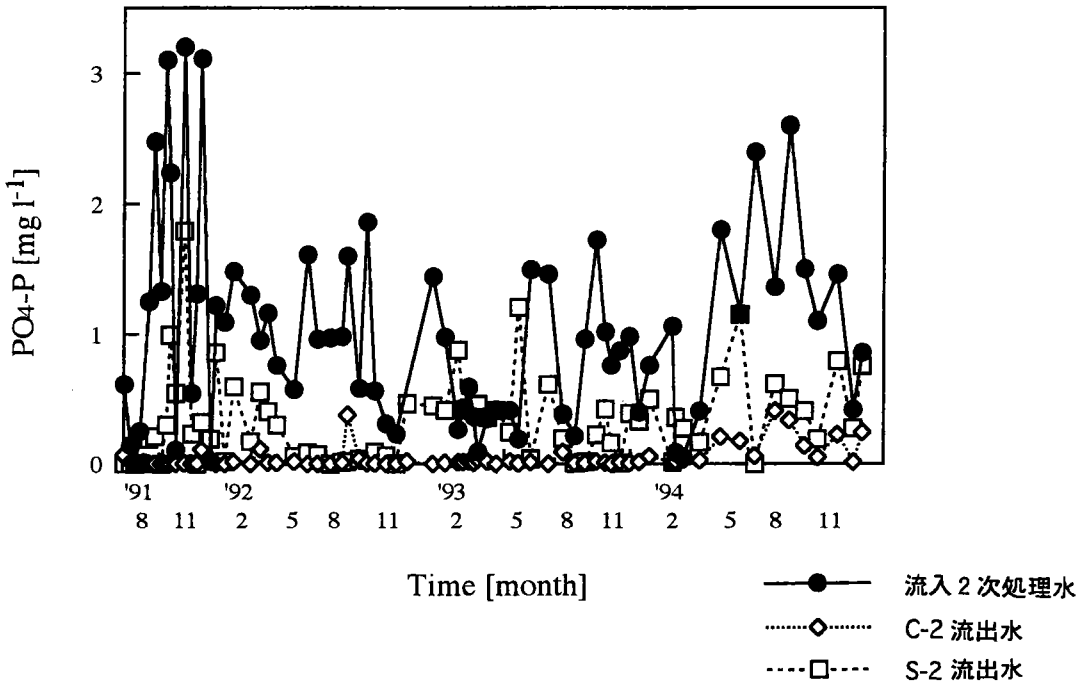


Fig. 3 - 7 PO₄-P濃度の経月変化（2次処理水流入系）

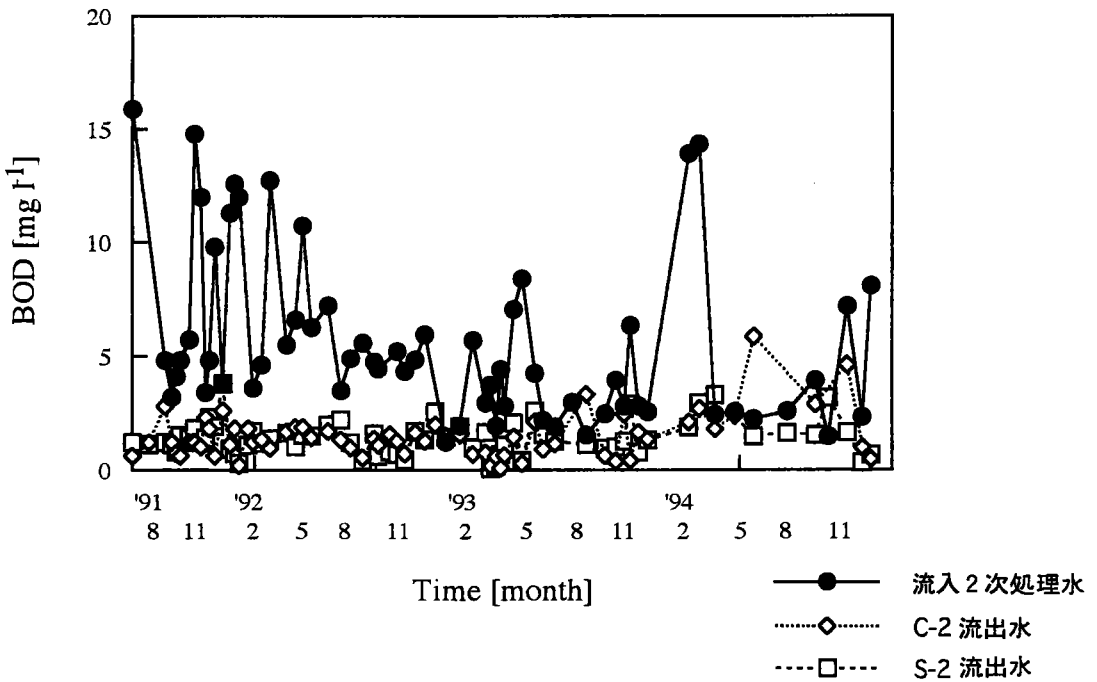


Fig. 3 - 8 BOD濃度の経月変化（2次処理水流入系）

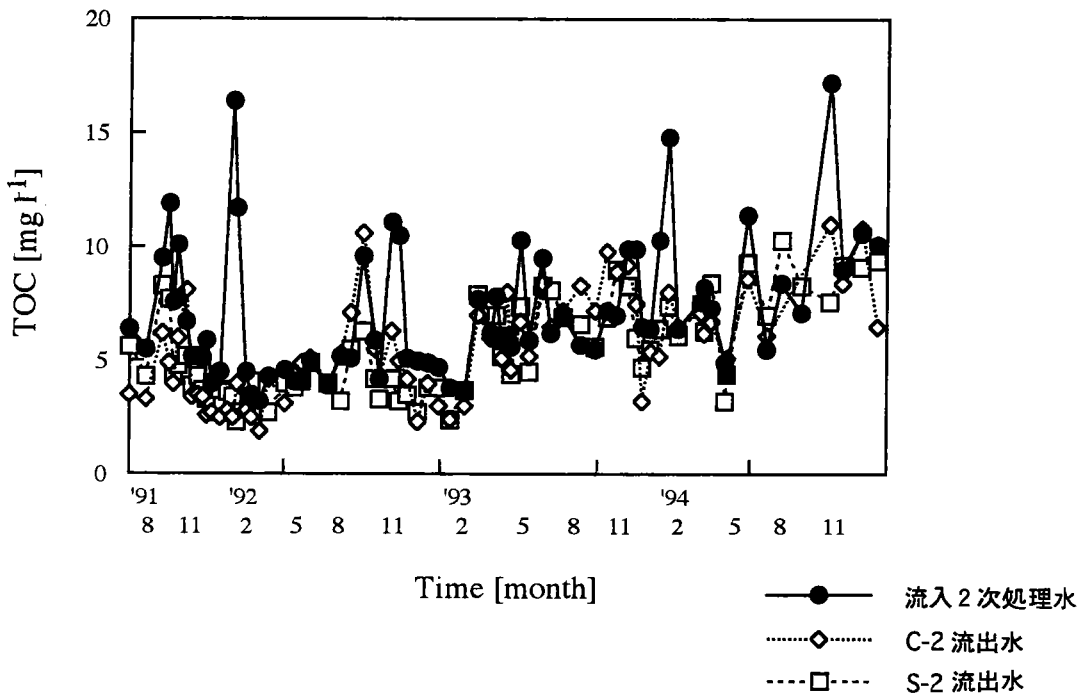


Fig. 3 - 9 TOC濃度の経月変化 (2次処理水流入系)

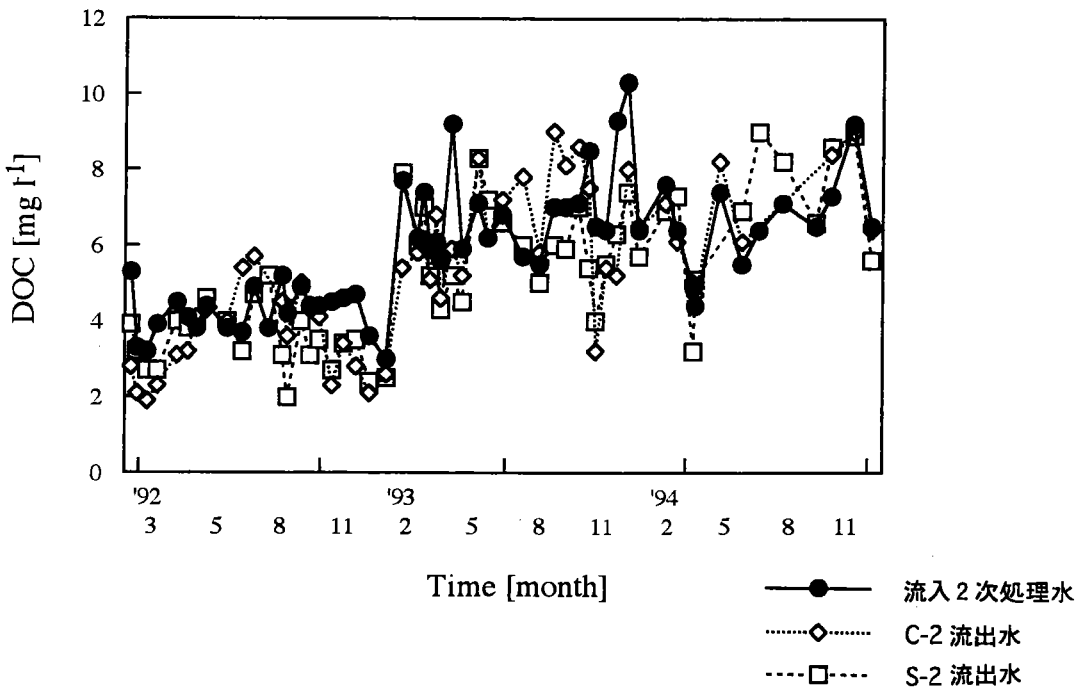


Fig. 3 - 10 DOC濃度の経月変化 (2次処理水流入系)

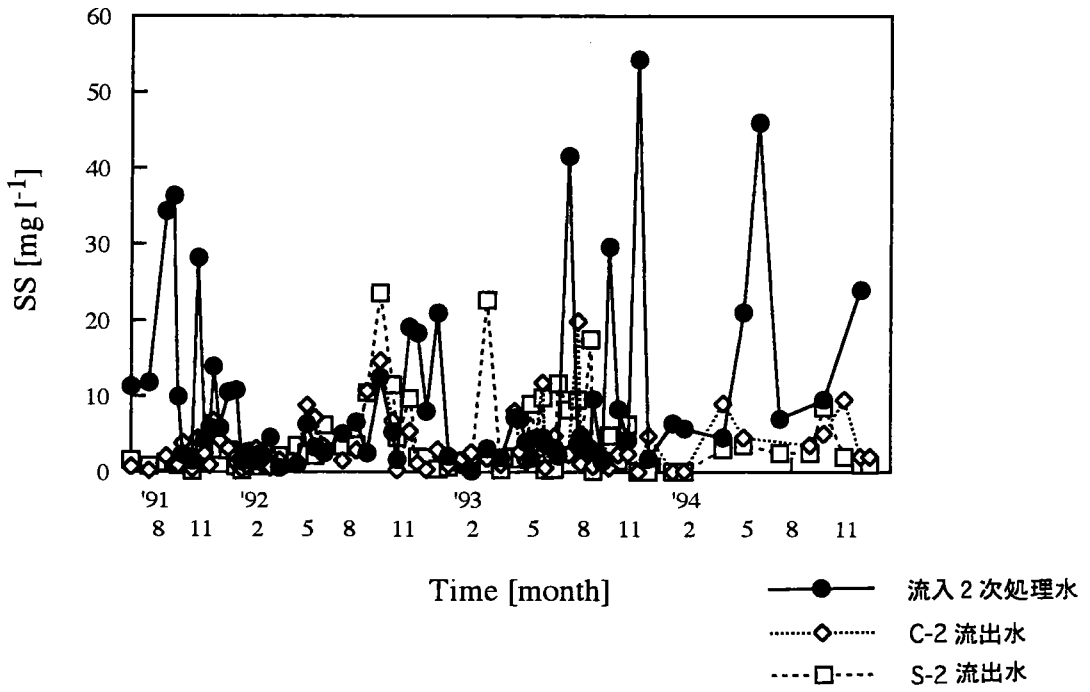


Fig. 3-11 SS濃度の経月変化（2次処理水流入系）

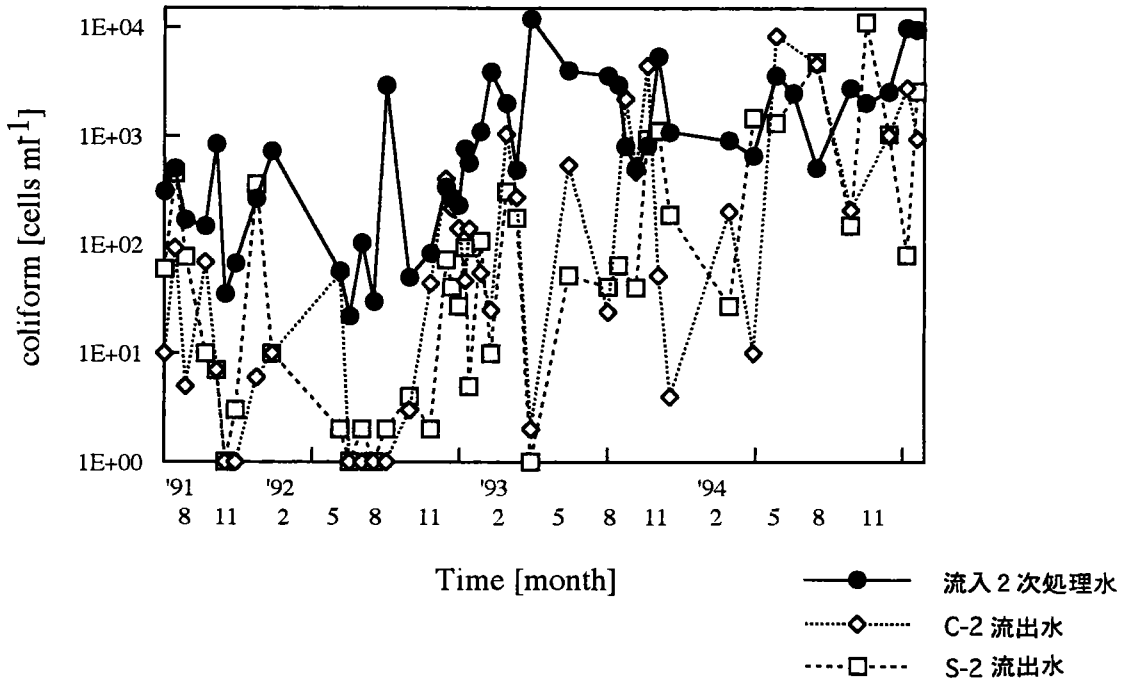


Fig. 3-12 大腸菌群数の経月変化（2次処理水流入系）

4.2 潜在的なアンモニア、硝酸態窒素除去能力

4.2.1 アンモニア態窒素除去能力

NH₄-N除去1('93 9/30~10/3)、NH₄-N除去2('94 1/26~30)、NH₄-N除去3('94 6/19~26)、NH₄-N除去4('94 10/19~25)のそれぞれの実験における流出水のNH₄-Nの平衡濃度、NH₄-N除去速度、NH₄-N除去率をTable. 5、6に示した。ここで平衡濃度は測定濃度の最後の3点の平均値である。

NH₄-N除去1のC-1、S-1においてNH₄-N除去速度は11.7、12.2[g m⁻² day⁻¹]、NH₄-N除去率は92、96%の高い値であった。S-1の方がC-1よりもやや高いNH₄-N除去速度を示した。NH₄-N除去1~3のC-2、S-2においてNH₄-N除去速度はそれぞれ8.8~10.9、10.4~11.5[g m⁻² day⁻¹]、NH₄-N除去率は71~88、83~93%という十分高い値を示した。NH₄-N除去速度、NH₄-N除去率はNH₄-N除去3ではあまり変わらないが、C-1、S-1と同様にS-2の値がC-2よりも大きい値を示した。これは、土壤中の状態が川砂の方が黒ぼく土に比べて好氣的であることが考えられる。また、NH₄-N除去1~3においてNH₄-N除去2のときにC-2、S-2とも最も低いNH₄-N除去速度、NH₄-N除去率を示しているが、これは冬期の気温の低下による硝化活性の低下が原因であると考えられる。NH₄-N除去4はNH₄-N除去1~3のときの2倍である120[mg-N ℓ⁻¹]の濃度でNH₄-Nを流入させた。このときのNH₄-N除去速度はC-2、S-2で11.7、12.8[g m⁻² day⁻¹]であったが、この値はNH₄-N除去1~3のときの値とほぼ同じ値であることから、このヨシフィルターにおける最大NH₄-N除去速度と考えることができる。

流入水の汚濁負荷を上昇させても、除去率の変化は見られなかった。

4.2.2 潜在的な硝酸態窒素除去能力

NO₃-N除去1('93 9/20~23)、NO₃-N除去2('94 2/7~12)、NO₃-N除去3('94 7/27~8/7)、NO₃-N除去4('94 11/25~30)のそれぞれの実験のNO₃-Nの平衡濃度、NO₃-N除去速度をTable. 7、8に示した。ここで平衡濃度は潜在的なNH₄-N除去能力と同様に測定濃度の最後の3点の平均値である。

NO₃-N除去1のC-1、S-1においてNO₃-N除去速度は25.2、16.7[g m⁻² day⁻¹]、NO₃-N除去率は74、49%でNH₄-N除去のときは反対にC-1の方がS-1よりも大きい値を示した。NO₃-N除去1~3のC-2、S-2においてNO₃-N除去速度は8.0~22.5、6.9~13.4[g m⁻² day⁻¹]、NO₃-N除去率は32~91、28~54%であった。下水流入系と同様にC-2の値がS-2よりも大きい値を示した。これは土壤中の状態が黒ぼく土の方が川砂よりも嫌氣的であることが考えられ、このことはNH₄-N除去能力の実験結果とも合致した。また、C-2、S-2の両系列でNO₃-N除去速度はNO₃-N除去3のときに最も大きく、NO₃-N除去2のときに最も小さい値であった。これはNH₄-N除去能力実験と同様に季節的な温度の変化が脱窒活性に影響を与えた結果であると考えられる。除去率をみると最大値と最小値の差がNH₄-N

除去能力実験のときにはC-2、S-2でそれぞれ17、9%であったのに対し、NO₃-N除去では59、26%であり、NO₃-N除去の方が季節的な変化に大きく影響を受けるということが示された。NO₃-N除去4のNO₃-N除去速度、NO₃-N除去率はNO₃-N除去1~3に比べてかなり低い値となっているが、これはNO₃-N除去4の実験を開始する前の'94 11/19にサンプリングを行ったときのNO₃-N濃度をみると、流入水（2次処理水）の濃度が15.6[mg l⁻¹]に対してC-2、S-2の流出水がそれぞれ15.6、19.7[mg l⁻¹]であり、脱窒能力が大きく低下していたためである。脱窒能力の低下の原因についての検討は次の項で行った。

ここでも、汚濁物質の除去率に、流入水の汚濁負荷の増加の影響は見られなかった。

Table. 5 NH₄-N除去速度（NH₄-N除去1、下水流入系）

	C-1	S-1
流入濃度[mg l ⁻¹]	240.0	240.0
平衡濃度[mg l ⁻¹]	28.0	10.8
NH ₄ -N除去速度 [g m ⁻² day ⁻¹]	11.7	12.2
除去率[%]	92	96

Table. 6 NH₄-N除去速度（NH₄-N除去1~4、2次処理水流入系）

	C-2			
	NH ₄ -N除去1 93 9/30~10/3	NH ₄ -N除去2 94 1/26~30	NH ₄ -N除去3 6/19~26	NH ₄ -N除去4 10/19~25
流入濃度[mg l ⁻¹]	60.0	60.0	60.0	120.0
平衡濃度[mg l ⁻¹]	10.0	21.6	14.1	74.2
NH ₄ -N除去速度 [g m ⁻² day ⁻¹]	10.4	8.8	10.9	11.7
除去率[%]	84	71	88	47
	S-2			
	NH ₄ -N除去1 93 9/30~10/3	NH ₄ -N除去2 94 1/26~30	NH ₄ -N除去3 6/19~26	NH ₄ -N除去4 10/19~25
流入濃度[mg l ⁻¹]	60.0	60.0	60.0	120.0
平衡濃度[mg l ⁻¹]	4.5	10.1	7.7	59.6
NH ₄ -N除去速度 [g m ⁻² day ⁻¹]	11.5	10.4	10.8	12.8
除去率[%]	93	84	87	52

Table. 7 NO₃-N除去速度 (NO₃-N除去1、下水流入系)

	C-1	S-1
流入濃度[mg-N l ⁻¹]	640.0	640.0
平衡濃度[mg-N l ⁻¹]	163.8	323.5
NO ₃ -N除去速度 [g m ⁻² day ⁻¹]	25.2	16.7
除去率[%]	74	49

Table. 8 NO₃-N除去速度 (NO₃-N除去1～4、2次処理水流入系)

	C-2			
	NO ₃ -N除去1 93 9/20~23	NO ₃ -N除去2 94 2/7~12	NO ₃ -N除去3 7/27~8/7	NO ₃ -N除去4 11/25~30
流入濃度[mg-N l ⁻¹]	120.0	120.0	120.0	120.0
平衡濃度[mg-N l ⁻¹]	80.0	83.4	30.8	132.8
NO ₃ -N除去速度 [g m ⁻² day ⁻¹]	13.6	8.0	22.5	4.2
除去率[%]	55	32	91	14
	S-2			
	NO ₃ -N除去1 93 9/20~23	NO ₃ -N除去2 94 2/7~12	NO ₃ -N除去3 7/27~8/7	NO ₃ -N除去4 11/25~30
流入濃度[mg-N l ⁻¹]	120.0	120.0	120.0	120.0
平衡濃度[mg-N l ⁻¹]	78.0	88.7	77.4	130.3
NO ₃ -N除去速度 [g m ⁻² day ⁻¹]	8.6	6.9	13.4	1.2
除去率[%]	35	28	54	4

4. 3 脱窒能力の低下の原因

4. 3. 1 有機物添加実験

'95 1/12、15に流出水のサンプリングを行ったときの結果をTable. 9に示した。硝酸濃度はC-2、S-2の両系列とも約0[mg l⁻¹]まで低下した。DOC濃度はC-2 7.2、7.5、S-2 13.3、13.6[mg l⁻¹]まで低下しており、添加したグルコース濃度が脱窒に利用されたことを示している。脱窒に必要な量以上にDOC濃度が低下しているがこれは微生物による有機物の分解のためであると考えられる。このように、脱窒能力を上げるための手段として脱窒菌の利用しやすい有機物を添加するという方法は効果が高いことが確認できた。

Table. 9 流入・流出水のDOC、NO₃-N濃度（有機物添加実験） [mg ℓ⁻¹]

	95/1 /7		1/ 12		1/ 15	
	DOC	NO3-N	DOC	NO3-N	DOC	NO3-N
2次処理水	8.2	9.17	8.4	5.15	8.0	8.56
2次処理水+グルコース溶液			51.2		50.8	
C-2流出水	7.6	7.62	7.2	0.03	7.5	0.09
S-2流出水	6.9	6.39	13.3	0.00	13.6	0.00

4.3.2 脱窒活性の温度による影響

それぞれの温度の系列における溶液中の硝酸、DOC濃度と脱窒量をTable. 10に示した。25℃では硝酸濃度が5.8[mg ℓ⁻¹]まで低下したのに対して、2、10℃ではそれぞれ78.4、66.5[mg ℓ⁻¹]という高い濃度であった。脱窒量は25℃で14.3mgに対して2℃で3.2mg、10℃で5.0mgであり、それぞれ25℃のときの22%、35%に低下していることが認められた。これより、脱窒に対して温度の低下による影響が大きいことが示された。

これらの実験から有機物の不足や温度の低下が脱窒能力の低下に影響を及ぼしていることが確認できた。2次処理水流入系において流入2次処理水のTOC濃度は季節的な濃度変化は殆ど無いため、冬期においてNO₂₊₃-N濃度が上昇すると有機物が不足することや、年間の平均気温の差は約25℃(1994)¹⁴⁾であるため (Fig. 4-1、2)、気温の低下によって脱窒活性が低下することは両方とも十分に考えられる。

Table. 10 NO₃-N濃度と脱窒量（脱窒活性の温度による影響）

	2℃	10℃	25℃
NO ₃ -N濃度（初期濃度）[mg-N ℓ ⁻¹]	100	100	100
NO ₃ -N濃度（3日後）[mg-N ℓ ⁻¹]	78.4	66.5	5.8
脱窒量[mg-N]	3.2	5.0	14.3
DOC濃度（初期濃度）[mg-C ℓ ⁻¹]	214	214	214
DOC濃度（3日後）[mg-C ℓ ⁻¹]	116.6	67.3	3.8

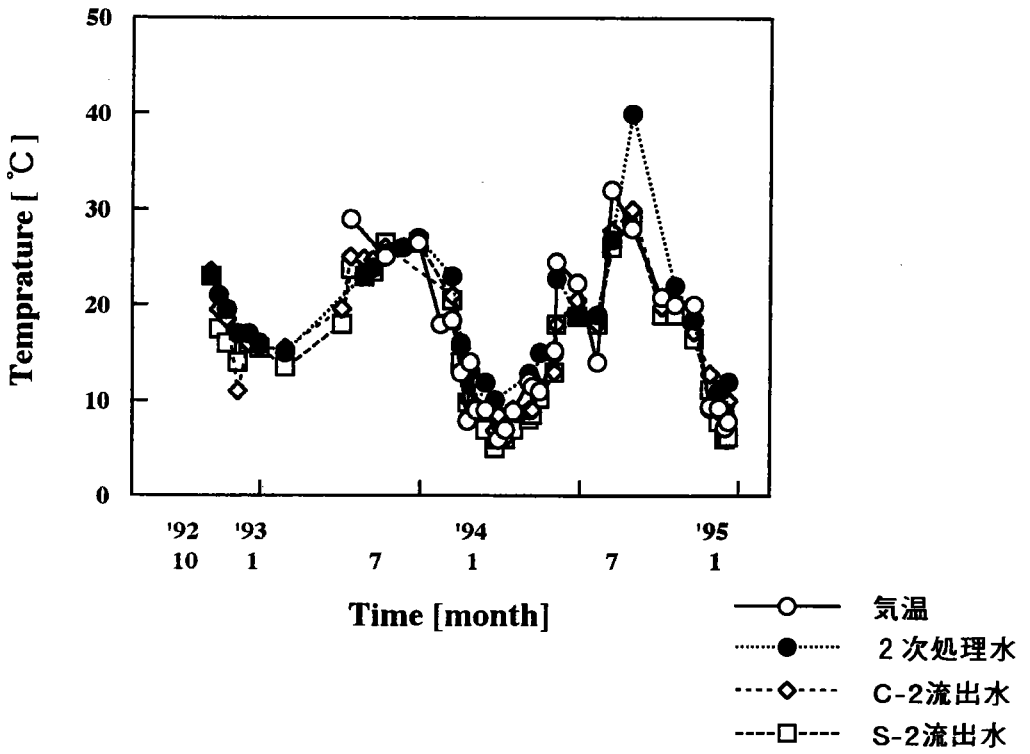


Fig. 4 - 1 流入・流出水の温度変化（2次処理水流入系）

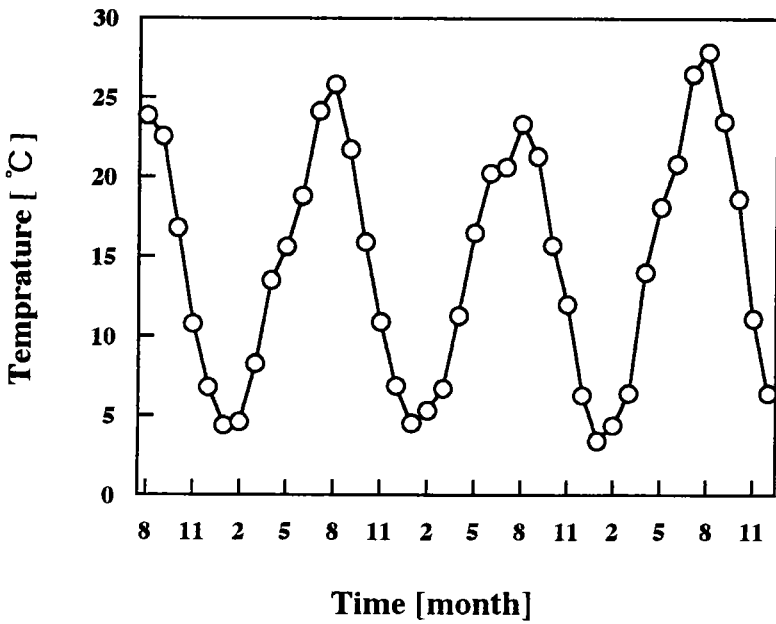


Fig. 4 - 2 月平均気温の変化（土浦市）¹⁴⁾

4.4 窒素・リンの物質収支

窒素・リンのヨシフィルターによる除去においてそれぞれの機構による除去量が全体の除去量に対してどの程度の割合を占めるのかをFig. 5-1~4に示した。

4.4.1 窒素の物質収支

4.4.1.a 下水流入系

'93 8~'93 8の窒素の物質収支をFig. 5-1に示した。ヨシによる取込み量はC-1、S-1でそれぞれ48、37%であり、除去量の約半分は取込みによるものとなっていた。SS蓄積量はC-1、S-1とも約25%でほぼ同じ割合であった。脱窒による除去量の割合はS-1のほうがやや大きくなったが、除去量で見ると殆ど変わらず同程度の脱窒が起こっていたと考えられる。NH₄-Nの土壤吸着量はかなり少なく、C-1、S-1で2.7、8.3%であるが、この値は最大吸着量であり、実際にはこれより小さい値であると考えられるため、NH₄-Nの土壤吸着は窒素除去に対してあまり寄与しないといえる。

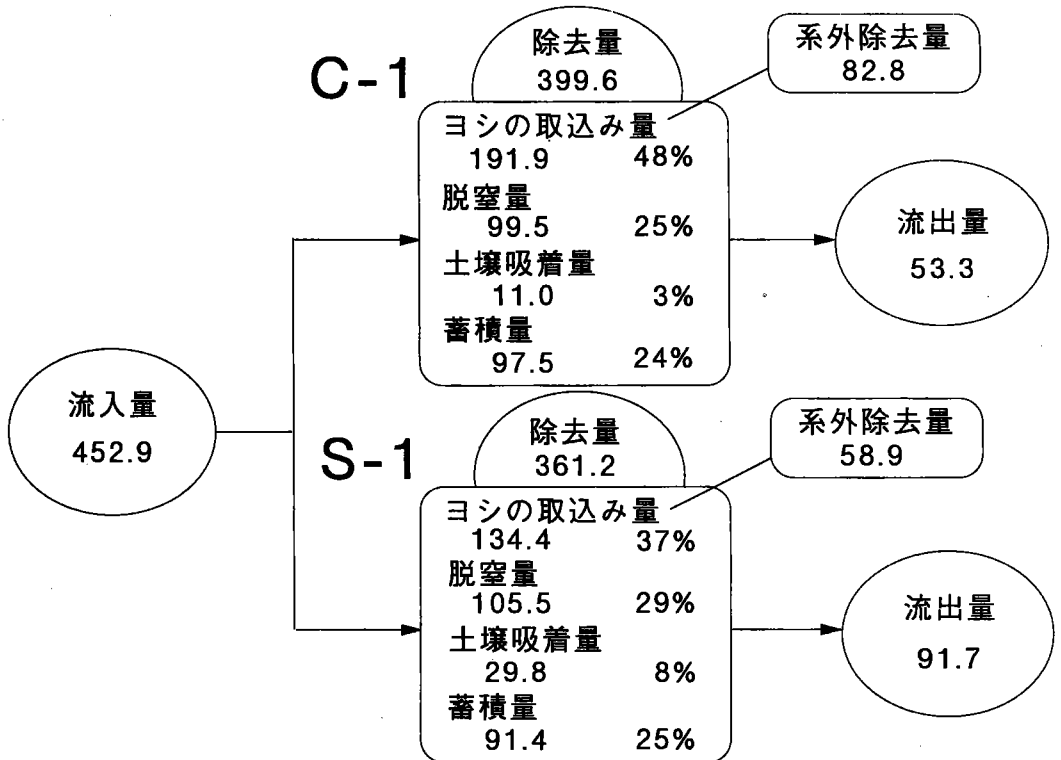


Fig. 5-1 下水流入系の窒素の物質収支 ('91 8~'93 8) 単位 [g]

4.4.1.b 2次処理水流入系

'91 8~'94 12の窒素の物質収支をFig. 5-2に示した。ヨシによる取込み量はC-2では

ヨシの生産量が多かったため74%、S-2でも55%という高い割合であり、除去量の半分以上がヨシの取込みであることを示した。SS蓄積量は2次処理水のSS濃度が低いためC-2、S-2ともに約10%程度の割合であった。脱窒による除去はS-2がC-2に対して割合で2倍、除去量で1.5倍の値となったが、これはC-2のヨシによる取込み量が多いためにその様な結果になったと思われる。NH₄-Nの土壤吸着量は下水流入系と同様に僅かであり、C-2、S-2でそれぞれ1、2%であった。

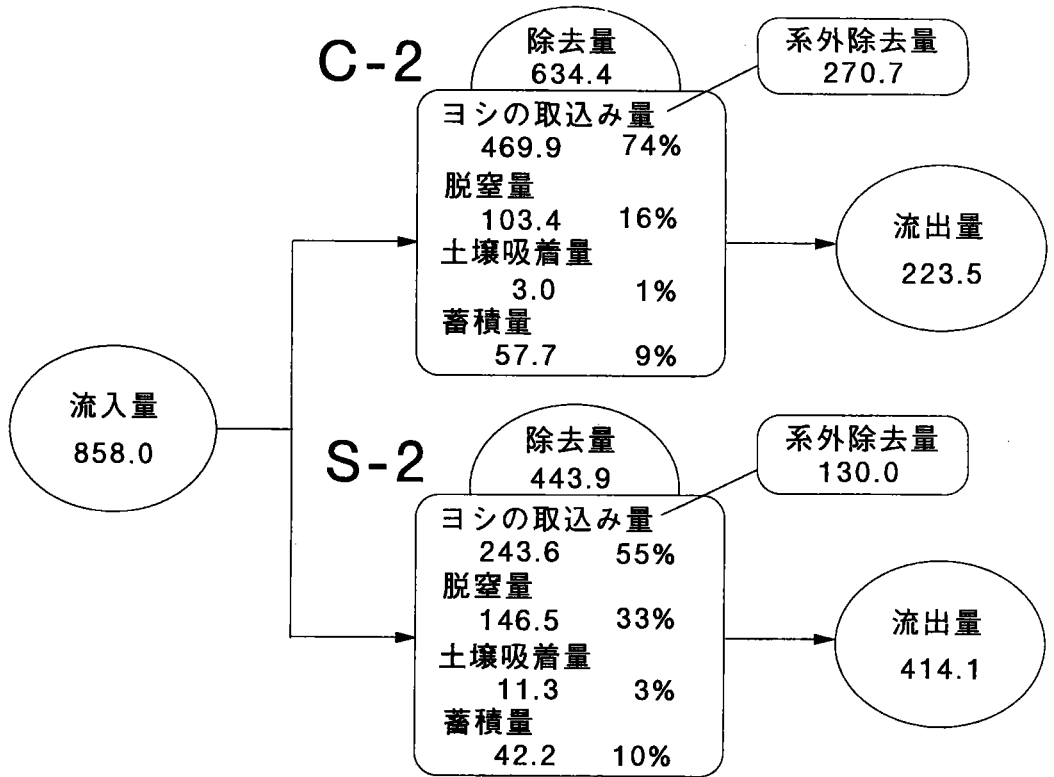


Fig. 5-2 2次処理水流入系の窒素の物質収支 ('91 8 ~ '94 12)
単位 [g]

4.4.2 リンの物質収支

4.4.2.a 下水流入系

'93 8 ~ '93 8のリンの物質収支をFig. 5-3に示した。ヨシによる取込み量はC-1、S-1でそれぞれ42、35%であり、除去量全体に対して大きな割合を占めた。懸濁態のリンが下水に多く含まれているため、SS蓄積による割合がC-1、S-1で46、44%であり、全体の約半分の値となった。PO₄-Pの土壤吸着量はC-1、S-1で12、6%であったが吸着等温線から求めた値では黒ぼく土は川砂の約40倍の吸着能力があるため実際にはC-1の吸着量は

もっと多いことも考えられる。また、S-1においては除去量の12%の収支があわなかった。これは流入、流出濃度の変動による誤差や、土壤吸着、ヨシによる取込み量やSS蓄積量などによって実際にはもっと多く除去されていたことが考えられる。

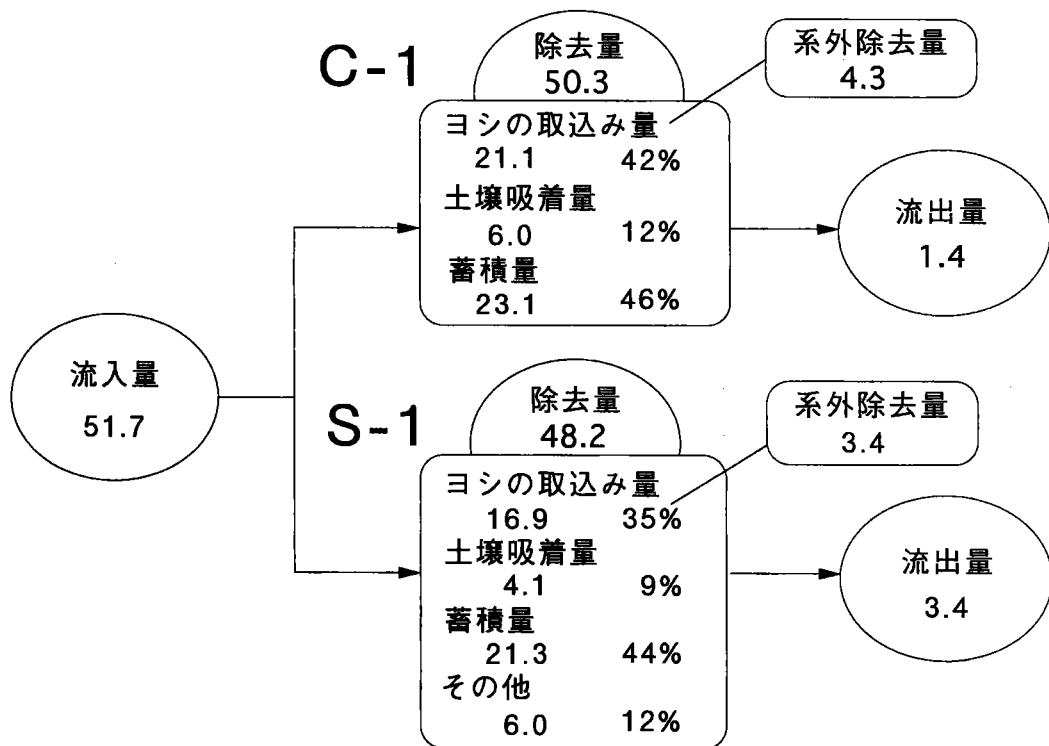


Fig. 5-3 下水流入系のリンの物質収支 ('91 8 ~ '93 8)
単位 [g]

4.4.2.b 2次処理水流入系

'91 8 ~ '94 12のリンの物質収支をFig. 5-4に示した。ヨシによる取込み量はC-2、S-2で除去量全体のそれぞれ64、81%という高い割合を示した。ヨシによる除去量はC-2の方が多いがS-2では他の機構による除去量が少ないためこのような高い割合となっている。SS蓄積による除去量はC-2が19%であるのに対し、S-2では僅か1%であった。PO₄-Pの土壤吸着量はC-2、S-2でそれぞれ18、3%であり、土壤の吸着能力の差が現われたが、黒ぼく土の吸着能力が高いため実際の吸着量はもっと多いことも考えられる。S-2においてもS-1と同様に除去量の14%の収支があわなかった。これについても流入、流出濃度の変動による誤差や、土壤吸着、ヨシによる取込み量やSS蓄積量などによって実際にはもっと多く除去されていたことが考えられる。

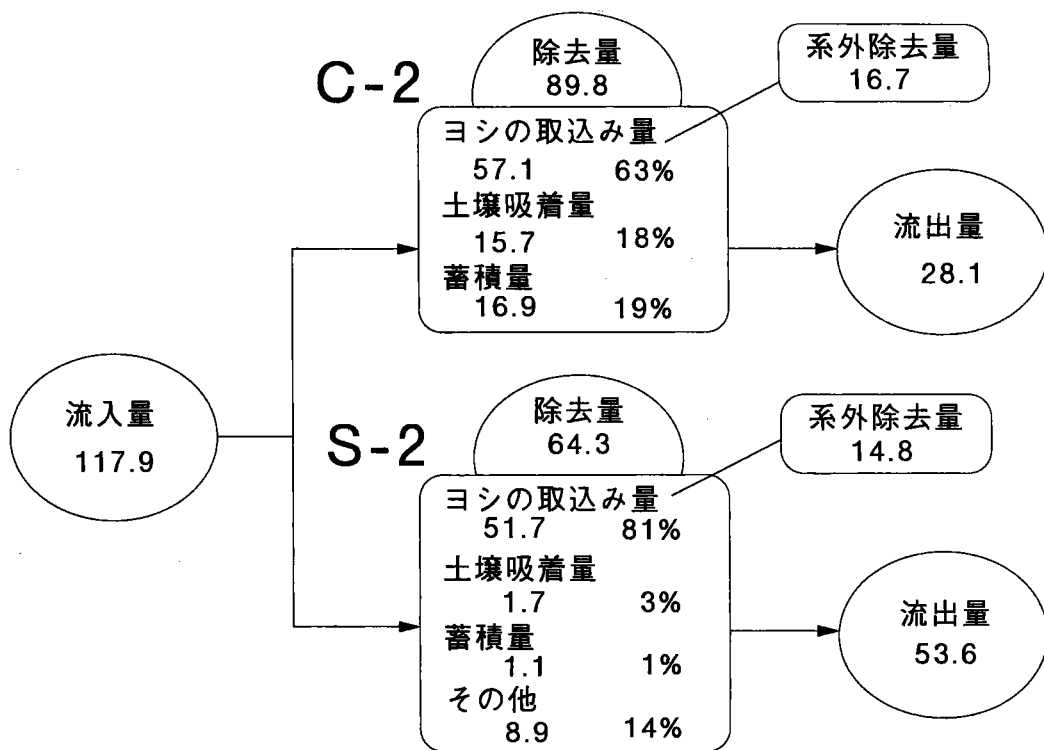


Fig. 5-4 2次処理水流入系のリンの物質収支 ('91 8 ~ '94 12)
単位 [g]

5. 結論

5.1 排水流入連続実験

• T-N、NH₄-N、NO₂₊₃-N

T-N、NH₄-N、NO₂₊₃-Nの除去率は下水流入系のC-1、S-1でそれぞれ89、82%、98、88%、49、59%、2次処理水流入系のC-2、S-2でそれぞれ75、58%、79、72%、69、58%であった。T-Nについて冬期に濃度の上昇が起こり、その原因はNH₄-N、NO₂₊₃-N濃度の上昇であったが、下水流入系と2次処理水流入系の全体で見るとNO₂₊₃-N濃度の上昇が主な原因であると考えられた。

• T-P、PO₄-P

T-P、PO₄-Pの除去率は下水流入系のC-1、S-1でそれぞれ96、93%、98、95%、2次処理水流入系のC-2、S-2でそれぞれ89、53%、93、65%であった。季節別で見ると冬期において除去率が低下しており、C-1、C-2よりもS-1、S-2でその低下が大きくなっ

ていた。これはヨシによる取り込み量が冬期に低下したときに土壤によるリンの吸着能力の差が現れているためであると考えられた。

• BOD、TOC

BOD、TOCの除去率は下水流入系のC-1、S-1でそれぞれ99、96%、95、90%、2次処理水流入系のC-2、S-2でそれぞれ74、71%、40、31%であった。季節別で見ても冬期における除去率の低下は僅かであり、年間を通して安定していた。

• SS、大腸菌

SS、大腸菌の除去率は下水流入系のC-1、S-1でそれぞれ93、89%、100、99%、2次処理水流入系のC-2、S-2でそれぞれ60、56%、76、79%であった。SS濃度が高い下水流入系においては高い除去効果が見られたが、2次処理水はSS濃度が低く粒子が小さいため、下水程の除去率は得られなかった。また、大腸菌についても除去の効果が認められた。

5.2 潜在的なアンモニア、硝酸態窒素除去能力

5.2.1 アンモニア態窒素除去能力

C-1、S-1でそれぞれ11.7、12.2[$\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$]、C-2で8.8~11.7[$\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$]、S-2で10.4~12.8[$\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$]の $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去能力があることが確認された。流入濃度が60[mg l^{-1}]で行った実験での季節的な除去率の差はC-2で17%('94 1/26~30と'94 6/19~26)、S-2で9%('94 1/26~30と'93 9/30~10/3)であり、気温の低下による硝化活性の低下は小さかった。

5.2.2 硝酸態窒素除去能力

C-1、S-1でそれぞれ25.2、16.7[$\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$]、C-2で8.0~22.5[$\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$]、S-2で6.9~13.4[$\text{mg m}^{-2} \text{ day}^{-1}$]の $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去能力があることが確認された。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去1~3の実験において季節的な除去率の差はC-2で59%、S-2で26%('94 2/7~12と'94 7/27~8/7)であり、気温の低下による除去能力低下への影響は、脱窒のほうが硝化よりも大きいのではないかと考えられた。

5.3 脱窒能力の低下の原因

2次処理水流入系において冬期に硝酸濃度が上昇しており、脱窒能力の低下がみられたが、その原因は有機物の不足、温度の低下であることが確認できた。また、2次処理水のような微生物分解が容易な有機物の含有量が少ない排水には易分解性の有機物を添加すると脱窒の促進に効果的であると考えられる。

5. 4 窒素・リンの物質収支

5. 4. 1 窒素の物質収支

ヨシフィルターによる窒素の除去量に対してヨシによる取り込み量は下水流入系で37~48%、2次処理水流入系で55~74%、また、脱窒量は下水流入系で25~29%、2次処理水流入系で16~33%の割合を占めており、この2つの機構による除去量が多いことが確認された。SS蓄積量の割合は下水流入系で25%であり、下水のようにSS濃度の高い場合には主要な機構となることが示された。NH₄-Nの土壤吸着量は少なく窒素除去全体に占める割合は僅かであった。

5. 4. 2 リンの物質収支

ヨシフィルターによるリンの除去量に対してヨシによる取り込み量は下水流入系で35~42%、2次処理水流入系で64~81%であり、除去量全体に対して大きな割合を占めていることが示された。SS蓄積量の割合は下水流入系で44~46%、C-2でも19%を占めていて、窒素と同様にSS濃度の高い排水では主要な機構となることが示された。PO₄-Pの土壤吸着量はC-1 12%、C-2 18%に対してS-1 6%、S-2 3%であり土壤の吸着能力の違いによって差が生じた。黒ぼく土の系においても除去量全体に対する割合はあまり大きくなかったが、冬期にヨシによる取り込み量が低下したときにはリンの除去に大きな役割を果たすと考えられる。

6. 引用文献

- 1) K. H. Rogers, P. F. Breen and A. J. Chick. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants. Res. J. Water Pollut. Control Fed. Vol. 63, No. 7, 934-941, 1991.
- 2) W. G. Crumpton, T. M. Isenhardt and S. W. Fisher. Fate of Non-Point Source Nitrate Loads in Freshwater Wetlands: Results from Experimental Wetland Mesocosms, in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, 283-291, 1993.
- 3) J. T. Watson and A. J. Danzig. Pilot-Scale Nitrification Studies Using Vertical-Flow and Shallow Horizontal-Flow Constructed Wetland Cells, in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, 301-313, 1993.
- 4) S. Geiger, J. Luzier and J. Jackson. Nitrogen and Phosphorus Reduction in Secondary Effluent Using a 15-Acre, Multiple-Celled Reed Canarygrass (*phalaris arundianacea*) Wetland, in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, 321-329, 1993.
- 5) M. D. Giggey, R. W. Crites and K. A. Brantner. Spray irrigation of treated septage on reed canarygrass. J. Water Pollut. Control Fed. Vol. 61, No. 3, 333-342, 1989.

- 6) 細見正明 湿地による水質浄化 用水と廃水 Vol. 32 No. 8 P. 56 ~59 (1990)
- 7) 渡辺義人、桜井善雄 ヨシの地上部と地下部における無機成分の分布 水草研会報 No.38 6-10 (1989)
- 8) 服部卓生、渡辺義人 ヨシの成長・枯死過程におけるN、Pの地上部から地下部への移行 水草研究会研究発表会講演要旨 (1992)
- 9) 茨城県気象月報 水戸地方気象台 (1991-1994)

その他の参考文献

1. 環境白書 環境庁編 (1994)
2. 高橋 裕 首都圏の水 (1993)
3. 長田武正 日本イネ科植物図譜 平凡社 (1989)
4. 川口桂三郎 水田土壌学 講談社 (1978)
5. 安全工学講座 8 水質汚濁、土壌汚染 海文堂
6. 岡島秀夫 土の構造と機能 農山漁村文化協会 (1989)
7. 久馬一剛、他 新土壌学 朝倉書店 (1984)
8. 土壌の吸着現象-基礎と応用- 土肥学会編 博友社 (1983)
9. 細見正明、稲森悠平、須藤隆一 土壌処理過程におけるリンの形態変化 用水と廃水 Vol. 32 No. 7 P. 27~31 (1990)
10. 下水試験方法 日本下水道協会
11. C. J. Richardson and C. B. Craft. Effective Phosphorus Retention in Wetlands: Fact or Fiction?, in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, 271-281, 1993.
12. Vera Istvanovics, sandor Herodek, Ferenc Szilagyi and Piroska Pomogyi. Phosphare Retention in the Kis-Balaton Protection System-A Reconstructed Wetland For Eutrophication Management of Lake Balaton(Hungary), in Constructed Wetlands in Water Polution Control. Pergamon Press, 579-582, 1990.
13. W. B. Bowden, C. J. Vorosmarty, J. T. Morris, B. J. Peterson, J. E. Hobbie, P. A. Steudler and B. Moore III. Transport and Processing of Nitrogen in a Tidal Freshwater Wetland, Water Resources Research, Vol. 27, No. 3, 389-408, 1991.
14. K. Abe, Y. Ozaki and N. Kihou. Use of Higher Plants and Bed Filter Materials fior Domestic Wastewater Tretment in Relation to Resource Recycling, Soil Sci. Plant Nutr., 39(2), 257-267, 1993.

15. J. E. Butler, M. G. Ford, E. May, R. F. Ashworth, J. B. Williams, A. Dewedar, M. El-Housseini and M. M. M. Baghat. Gravel Bed Hydroponic Sewage Treatment: Performance and Potential, in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, 237-247, 1993.
16. T. H. Davies and P. D. Cottingham. Phosphorus Removal from Wastewater in a Constructed Wetland, in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Lewis Publishers, 315-319, 1993.
17. H. Brix and H. -H. Schierup. Sewage Treatment in Constructed Reed Beds-Danish Experiences. Wat. Sci. Tech. Vol. 21, Brighton, 1665-1668, 1989.
18. H. -H. Schierup and H. Brix. Danish Experience With Emergent Hydrophyte treatment Systems (EHTS) and Prospects in the Light of Future Requirements on Outlet Water Quality. Wat. Sci. Tech. Vol. 22, No.3/4, 65-72, 1990.
19. Peter J. Fisher. Hydraulic Characteristics of Constructed Wetlands at Richmond, NSW, Australia, in Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Pergamon Press, 21-31, 1990.
20. A. J. Biddlestone, K. R. Gray and G. D. Job. Treatment of Dairy Farm Wastewaters in Engineered Reed Bed Systems. Process Biochemistry, 26, 265-268, 1991.
21. R. Haberl and R. Perfler. Nutrient Removal in a Reed Bed System. Wat. Sci. Tech. Vol. 23, Kyoto, 729-737, 1991.
22. H. Brix. Gas Exchange Through the Soil-Atmosphere Interphase and Through Dead Culms of *Phragmites Australis* in a Constructed Reed Bed Receiving Domestic Sewage. Wat. Res. Vol. 24, 259-266, 1990.

第 3 部

ヨシフィルターによる窒素除去能力評価

目 次

1. 目 的	58
1.1 アセチレン阻害法予備実験	58
1.2 土壌吸着量測定実験	58
1.3 ヨシフィルターの窒素除去能力	58
1.4 ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル	59
1.5 ヨシフィルターの育成状況	59
1.6 ヨシフィルターの亜酸化窒素放出	59
2. 理 論	59
3. 方 法	61
3.1 実験概要	61
3.1.1 実験装置	61
3.1.2 実験条件	62
3.2 水質分析項目	64
3.3 各実験方法	64
3.3.1 アセチレン阻害法予備実験	64
3.3.2 土壌吸着測定実験	64
3.3.3 ヨシフィルターの窒素除去能力	65
3.3.4 ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル	67
3.3.5 ヨシフィルターの育成状況	68
3.3.6 ヨシフィルターの亜酸化窒素放出	68
4. 結果と考察	68
4.1 アセチレン阻害法予備実験	68
4.2 土壌吸着量測定実験	70
4.3 ヨシフィルターの窒素除去能力	73
4.3.1 T-N除去速度の季節変化	73
4.3.2 間隙でのアンモニア・硝酸態窒素の変化	74
4.3.3 装置内水位を変化させた場合の除去能力の検討	78
4.3.4 そ の 他	80

4.4	ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル	82
4.4.1	亜酸化窒素ガス放出特性	82
4.4.2	硝化ポテンシャルの季節変化	83
4.4.3	脱窒ポテンシャルの季節変化	85
4.4.4	装置内水位を変化させた場合の除去能力の検討	87
4.4.5	24時間連続測定	87
4.5	ヨシフィルターの育成状況	89
4.6	亜酸化窒素の生成の季節変化	90
4.6.1	硝化反応過程における生成	90
4.6.2	脱窒反応過程における生成	91
5.	ま と め	93
5.1	ヨシフィルターの窒素除去能力	93
5.2	ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル	93
5.3	ヨシの育成状況	93
5.4	亜酸化窒素生成	94
6.	引用文献	94

1. 目 的

第二部で行った窒素の物質収支の計算において、脱窒量は、ヨシフィルターによる窒素の除去量から、実験結果と計算から求めたヨシの取り込み量と土壤への吸着量を差し引いた残りの量、とした。しかし、窒素除去は複雑な反応経路を持っていて、その形態もアンモニア態窒素、硝酸・亜硝酸態窒素、窒素ガスに亜酸化窒素ガスと様々であるため、このような流入・流出水質の濃度差から窒素除去量を求めるだけではその浄化機構を明らかにしたとは言えない。よって、ここでは、微生物による窒素除去の最終形態である脱窒量を直接求め、ヨシフィルターの硝化脱窒ポテンシャルを明らかにすることを第一の目的とした。この脱窒量の直接測定のために、アセチレン阻害法を用い、さらに土壤中での窒素化合物の変化を追跡するために土壤間隙水の採水法を用いた。

窒素除去機構の解明とヨシフィルターの能力の評価には様々な角度からの検証が必要とされる。この第三部での目的を、上で述べたヨシフィルターの硝化脱窒ポテンシャルを含め、以下のように定めた。

1. 1 アセチレン阻害法予備実験

本研究では脱窒による窒素除去分を定量化するためにアセチレン阻害法による脱窒のポテンシャル測定を行うが、このアセチレン阻害法とは脱窒反応の最終過程をアセチレンが阻害し、窒素ガスではなく N_2O ガスの形態で放出するという反応を利用した脱窒量の測定法である。

本実験の装置でアセチレン阻害法を行う前に、バイアル瓶を用いた室内実験で阻害は確実に起きているのか、窒素の物質収支はとれるか、最適な実験方法は何かを確認する目的で予備実験を行った。

1. 2 土壤吸着量測定実験

除去された窒素の行く先というのはヨシフィルターによる取り込みや微生物による硝化-脱窒だけではない。そしてかなり重要な経路となるのが土壤への吸着量である。

しかし、この吸着量というのは直接測定することは出来ない。そこで、ここでは実際のヨシ植生装置での実験を想定して、川砂土壤の吸着量を求めるための室内実験を行い、ヨシ植生装置内での吸着量を推定する事を目的とし、吸着等温線作成実験と吸着破過曲線作成実験を行った。

1. 3 ヨシフィルターの窒素除去能力

実際の排水に似せて調整した人工排水を、ヨシフィルターに流入させた系で実験を行い、その(1)窒素除去能力、(2)土壤中での窒素の減少状態を把握するための間隙水分析結果、(3)装置内水位を変化させた場合の除去特性について述べる。

1. 4 ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル

微生物による窒素除去の過程は硝化から始まって脱窒へと進行するが、一連の反応の中で硝化反応が律速となっていることは知られている。そこで人工排水のように有機態窒素を含むような溶液ではなく、硝化反応基質であるアンモニア態窒素のみを配合した溶液を用いて硝化ポテンシャルの経月変化を解析することを目的とした。

また、窒素の物質収支をとるためには脱窒量の測定が不可欠であるが、「脱窒反応によって除去される窒素はどの程度の割合を示すのか」ということをアセチレン阻害法による直接測定により明らかにし、脱窒のポテンシャル測定を行った。

硝化ポテンシャル測定の場合と同様に、脱窒反応基質である硝酸態窒素のみを配合した溶液を用いて評価した。これにより窒素除去における脱窒反応の寄与量、脱窒ポテンシャルとその経月変化を解析することを目的とした。

1. 5 ヨシフィルターの育成状況

ヨシ地上部現存量は年間で増加・減少といった変化が起きる。本研究では装置を10個体準備したが、土壌や流入水の違いによってかなりの個体差が生じた。ここではこの差は何を意味するのかということと、硝化能力・脱窒能力と地上部現存量との関係について述べる。

また、根の繁茂率を調べ、ヨシの酸素供給能力を考察する。

1. 6 ヨシフィルターの亜酸化窒素放出

本研究では脱窒量の測定のためにアセチレン阻害法を用い、亜酸化窒素ガスの測定を行ってきた。この亜酸化窒素というのはアセチレン阻害法という特殊な方法を利用するときのみ注目される分子ではない。それどころか近年地球温暖化ガスとして問題視され、多くの研究が行われるようになってきている。

本研究ではヨシフィルターの窒素除去能力について議論を進めていくが、窒素浄化という点で副生成物として発生する亜酸化窒素を無視することは出来ない。また、ヨシのような植物体とガス生成の関連や、ヨシ湿地での発生量を測定した研究もなされていない。

そこで「ヨシ原から発生する亜酸化窒素ガス」という観点から硝化反応、脱窒反応によって生成する亜酸化窒素ガスとヨシとの関係について観察してゆくことを目的とする。

2. 理 論

アセチレン阻害法

1966年に空中窒素固定酵素 (Nitrogenase) がアセチレン (C_2H_2) をエチレン (C_2H_4) に還元する作用があることが発見され、空中窒素固定酵素の研究においてアセチレン還元法として知

られていた。その研究が進み、アセチレンは脱窒反応において $N_2O \rightarrow N_2$ への還元反応に関与する N_2O 還元酵素 (N_2O reductase) を阻害し、 N_2O を最終生成物として反応を止めることがわかった。この N_2O ガスを測定することによって脱窒量が推定できるというものである。

Fig. 1 に窒素代謝とアセチレン阻害法をまとめた。

アセチレン阻害法に用いた理由は、アセチレン阻害法が不攪乱のコア内においても脱窒活性を求めることができ、本研究が不攪乱の土壤層を含むヨシフィルターである事、短時間で、操作法が簡便、測定誤差が少ないという事からである。欠点としては硝化反応を一部阻害するということが報告¹⁾されている。

アセチレン阻害法以外の主な脱窒速度の測定法は以下の二つがあげられる。

- ① 生成した N_2 ガスを測定する方法
- ② ^{13}N 、 ^{15}N トレーサー法

①は最も初歩的な方法であるが、培養時間が長いことや分析の際に大気組成の8割を占める窒素との区別がつけづらいといった欠点がある。②は添加した基質な同位体でマーキングすることで、変化を確実に追うことができる。しかし、コストが高く、その分析にもマススペクトロメーターが必要であるというような実験操作上に難点がある。

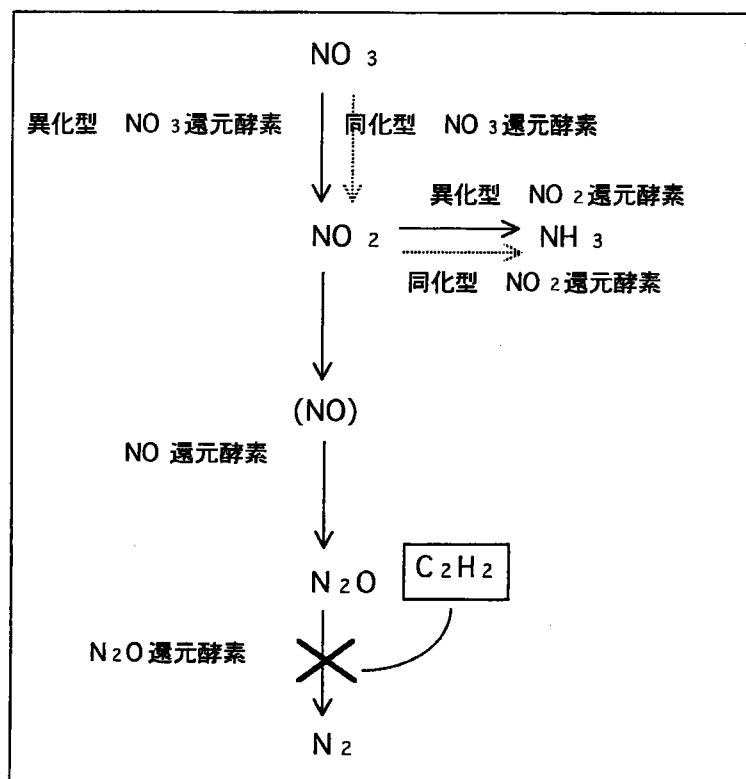


Fig. 1 窒素代謝とアセチレン阻害法

3. 方 法

3.1 実験概要

3.1.1 実験装置

Fig. 2 に示したように、BOX 状の装置に川砂土壌、黒ボク土壌を敷き詰めヨシを育成した。ヨシは種子より（宮城県蒲生干潟産）発芽させ、根がしっかりしてきたところで装置内に植え替えた。

装置は全部で10本あり、川砂土壌用 8 本（このうち 2 本はヨシを植生しないブランク用ヨシなし装置とする）、黒ボク土壌用 2 本を準備した。

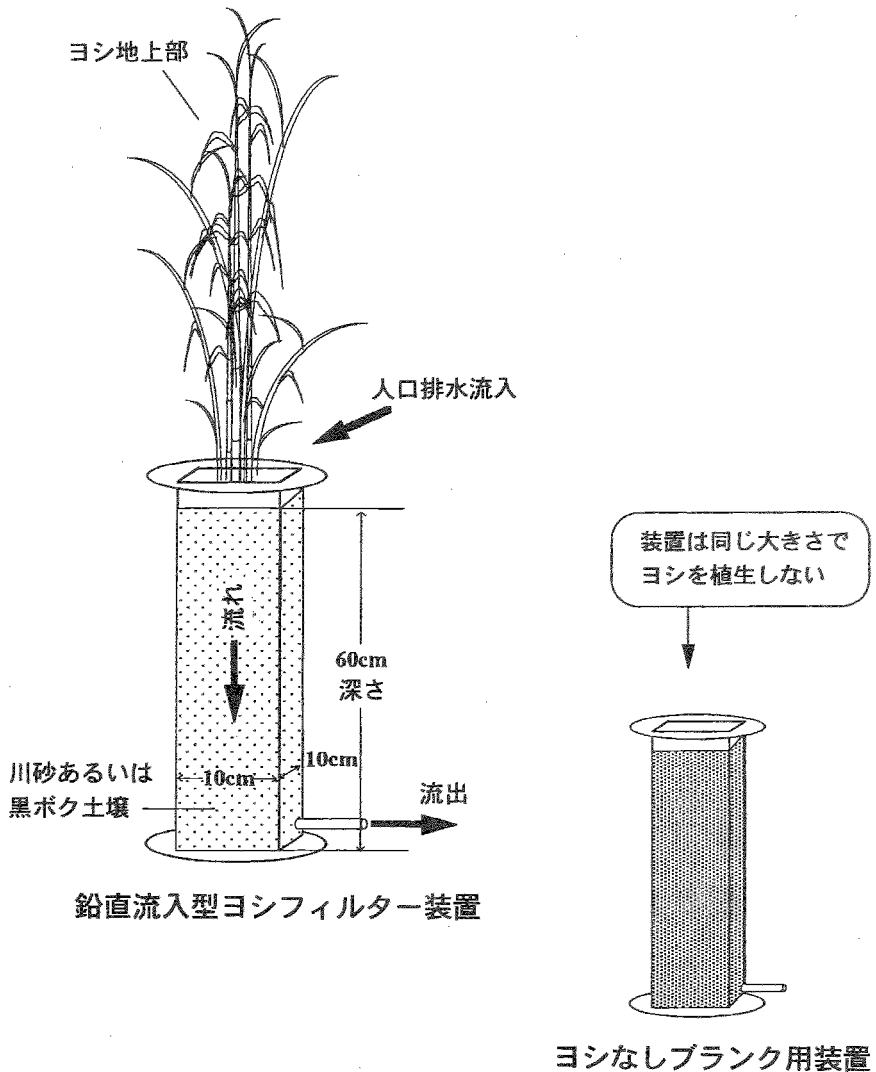


Fig. 2 ヨシ装置図

3.1.2 実験条件

1) 人工排水のみを連続流入させての間隙水分析実験装置

ここではブランク1本とヨシ植生系2本、黒ボク土ヨシ植生系1本を用い、年間を通じて屋外にて育成。人工排水の流入方式は溶液タンクと装置との高低差を利用した点滴方式で行った。

2) ポテンシャル測定用に調整した溶液を連続流入させてのアセチレン阻害法実験装置

ここではブランク1本と塩化アンモニウム流入系（硝化用）1本と硝酸カリウム流入系（脱窒用）1本用い、年間を通じて屋外にて育成。ただし、ポテンシャル測定時のみ調整水を利用し、測定時外は1)と同様にして人工排水を流入させた。測定時の流入方式は電動ポンプを使用した。

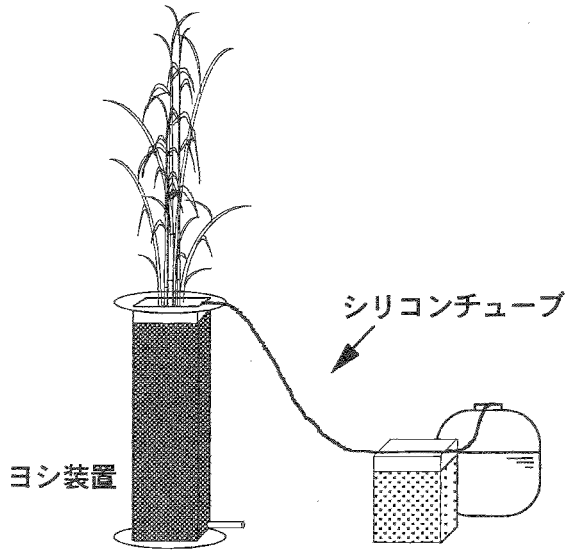
以上、説明した流入方式はFig. 3、人工排水の組成はTable. 1に示した。

Table. 1 人工排水組成

成分	濃度 [mg/l]
ポリペプトン	200
グルコース	200
K_2HPO_4	22.125
KH_2PO_4	4.25
$NaHPO_4 \cdot 12H_2O$	0.85
NH_4Cl	22.3
$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	1.125
$NaHCO_3$	400
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	0.0125
$(NH_4)_2SO_4$	136.25

BOD 360[mg/l]
 TOC 160[mg/l]
 T-N 53[mg/l]
 T-P 8[mg/l]

電動ポンプによる連続流入



高低差を利用した点滴方式

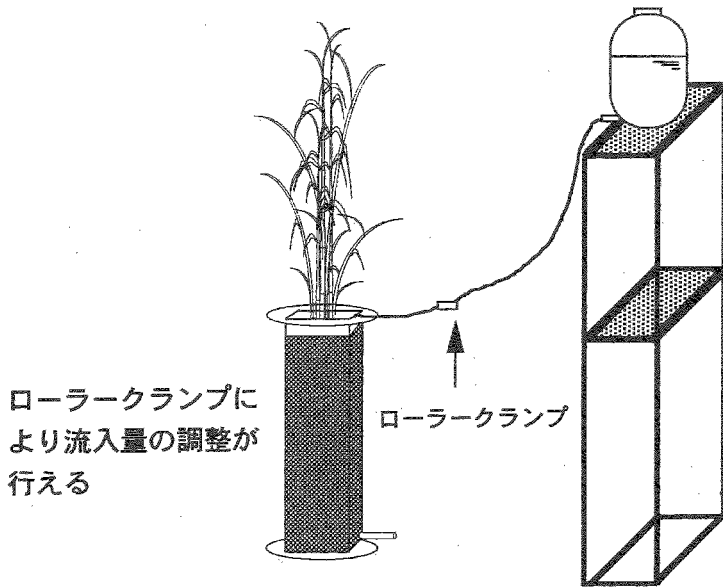


Fig. 3 流入方式

3.2 水質分析項目

全窒素 (T-N) 濃度

全リン (T-P) 濃度

アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) 濃度

硝酸態窒素 ($\text{NO}_{2+3}\text{-N}$) 濃度

溶存有機性炭素 (DOC) 濃度

リン態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) 濃度

3.3 各実験方法

3.3.1 アセチレン阻害法予備実験

- 1) 100mlバイアル瓶 (容積123.5ml) に川砂15g (容積10ml) を採取した。
- 2) アセチレンガスの飽和 (液量500mlに対して10分間曝気) した硝酸カリウム/グルコース溶液を50mlを加え、フリップキャップで密栓した。
- 3) バイアル瓶の振とう器を用いて25°Cの恒温室内で48時間培養。
- 4) サンプルングは、直接シリンジでガスを採取し、直ちにECDガスクロマトグラフィーにて分析した (気相中の N_2O 濃度測定)。
- 5) その後、ふたを開けて微生物の活性を停止するためにTCA溶液 (50%濃度に調整) を1ml加え、バイアル瓶の気相部分を約10秒間窒素で置換した後、再びフリップキャップで密栓した。
- 6) 25°Cの恒温室内で10分以上振とうして気液平衡状態とし、気相中 N_2O 濃度をECDガスクロマトグラフィーにて分析した (液相中の N_2O 濃度測定)。
- 7) 残存硝酸態窒素濃度は濾液を試験管に5ml採取し、テクニコンで測定した。

以上のような実験方法に従って、添加濃度を変えた実験系列を2連以上で組み、繰り返し行った。この時は、必ず実験系と平行して対照系となるように、各濃度においてブランクを設定した。このブランクはあらかじめTCA溶液を添加したものである。

3.3.2 土壌吸着測定実験

吸着等温線作成実験

アンモニアと硝酸の吸着等温線を作成する為の実験を行った。

- 1) 100mlバイアル瓶 (容積123.5ml) に乾燥滅菌した川砂10g (容積6 cm^3) を採取
- 2) 滅菌した塩化アンモニウム溶液、または硝酸カリウム溶液50mlを加え、フリップキャップで密栓した
- 3) バイアル瓶の振とう器を用いて25°Cの恒温室内で培養
- 4) サンプルングは添加直後を0時間とし、以後平衡になるまで続けた
- 5) サンプルの濾液を試験管に5ml採取し、硝酸態窒素濃度をテクニコンで測定した

以上のような実験方法に従って、添加濃度を10、50、100、200、300ppm-Nの5種類の実験系列を組み行った。

吸着破過曲線作成実験

硝酸の土壌への吸着量は無視できるほどの量なので、ここではアンモニアの吸着破過曲線を作成する為の実験を行った。

- 1) 内径5.5cm、高さ35cmの円筒形のアクリルパイプに乾燥滅菌した川砂907gを詰めてゴム栓で密栓した。
- 2) 電動ポンプを用いて装置下部から塩化アンモニウム溶液を流入させた
- 3) 装置上部の流出口より流出水が認められた時点を0時間目とし、以後一定時間毎にサンプリングを行った
- 4) 流出水のアンモニア態窒素濃度を測定し、初期濃度に近づくまでサンプリングを続けた。

3.3.3 ヨシフィルターの窒素除去能力

一定時間毎の人力による間欠流入方式と3.1.2で説明した点滴流入方式で人工排水を流入させて実験を行った。

1) 間隙水採水方法

使用した装置は川砂土壌のヨシなし1本とヨシ植生系2本、黒ボク土壌ヨシ植生系1本であり、それぞれに土壌間隙水採水器（別名 ポーラスカップ サンケイ理化学社製 Fig. 4 参照）を差し込み、シリンジ（テルモシリンジ50mlテルモ社製）で引くことによって採水した。

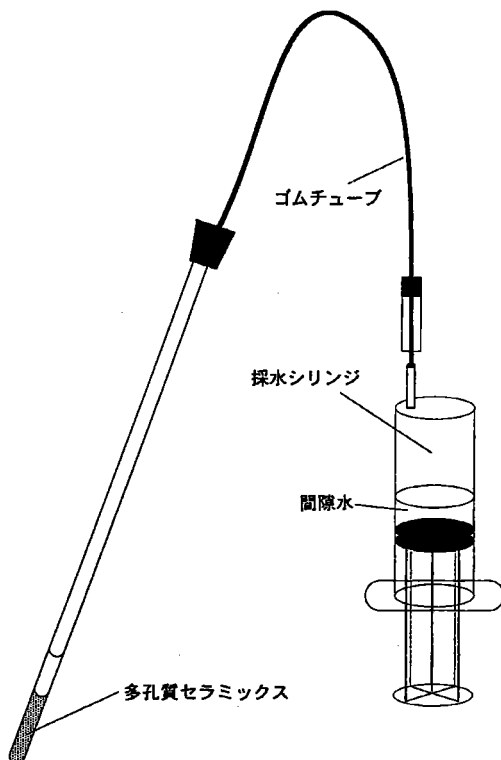


Fig. 4 ポーラスカップ装置図
(土壌間隙水採水器装置図)

得られた間隙水（流入水・流出水も含む）は、T-N、NH₄-N、NO₂₊₃-N、TOC濃度の項目について測定した。

ポラスカップの到達深さは10cm、20cm、40cmになるように3本を差し込み、流入水を0cm、流出水を60cmとした。設置状態図はFig. 5に示した。

2) 装置内水位変化方法

設定水位は30cm（装置高さの半分）と60cm（湛水状態）の2種類である。これらの変化は装置流出口に接続したシリコンチューブを上下させることで調節できるようにした。

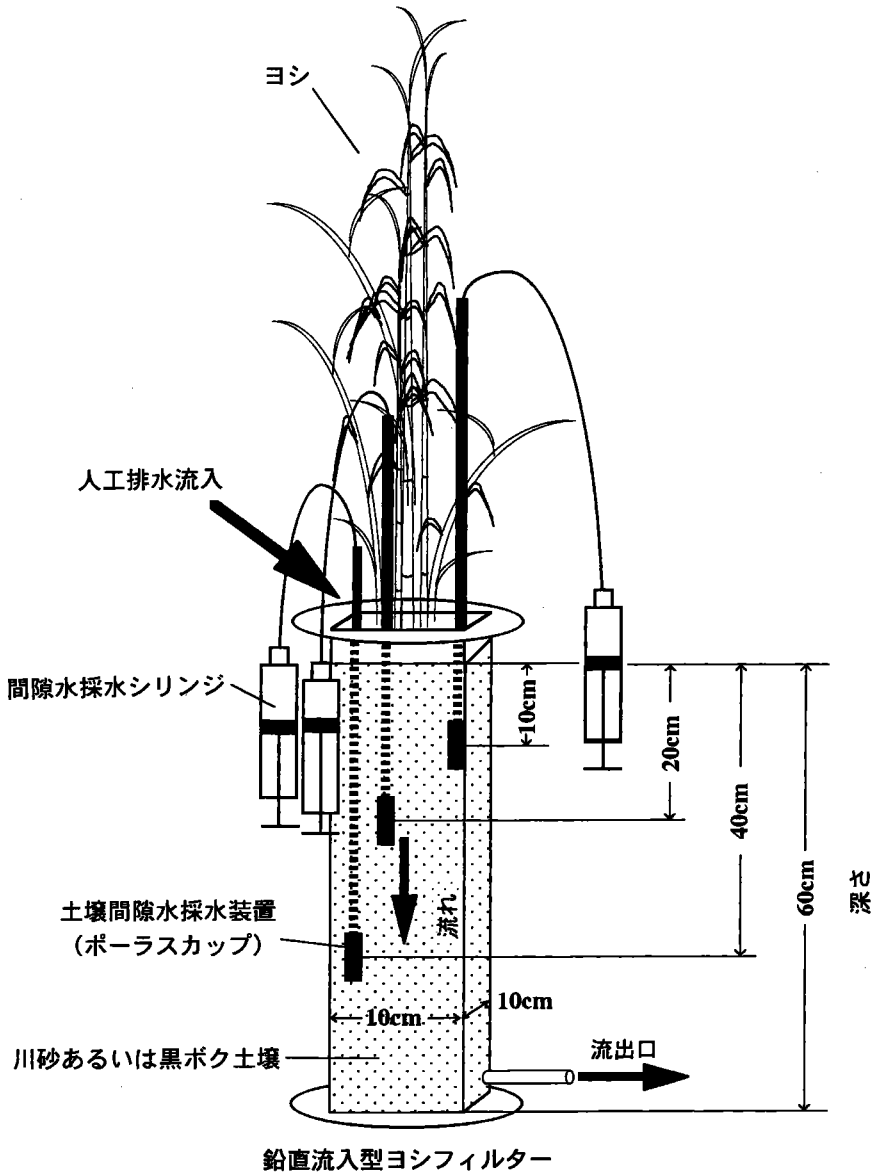


Fig. 5 ポラスカップ設置状態図

3.3.4 ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル

3.1.2で説明した電動ポンプ方式でポテンシャル測定用に調整した溶液を流入させて実験を行った。使用した装置は川砂土壤のみで、ヨシなしプランク1本とヨシ植生2本（硝化ポテンシャル測定用と脱窒ポテンシャル測定用）を用いた。

1) 流入水の調整

① 硝化ポテンシャル測定用溶液

塩化アンモニウム50ppm溶液

② 脱窒ポテンシャル測定溶液

硝酸カリウム50ppm／グルコース（添加した窒素を十分に脱窒するだけの濃度）溶液をオートクレーブに20分かけ滅菌

アセチレン阻害法を行う際はアセチレンガスで5分／ℓ曝気した後流入

2) ポテンシャル測定実験方法

ポテンシャル測定の際は装置上部にチャンバーを固定して密閉し、放出ガスのサンプリングを行った。このチャンバーの内壁には、放出された N_2O の濃度をチャンバー内で均一にするための攪拌用モーターが付いている。

Fig. 6 にアセチレン阻害法実験時の装置図を示す。

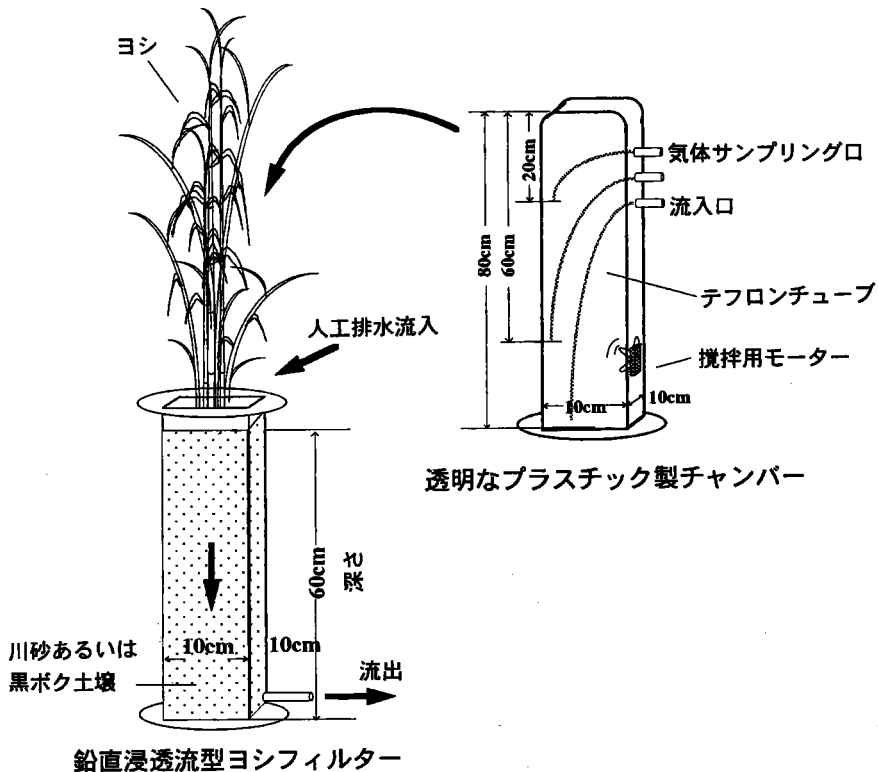


Fig. 6 アセチレン阻害法実験時の装置図

3) サンプリング手順

平常時、人工排水を流入していた各装置に対して、測定日の約1週間前より1)に示した調整水に切り替え、流出水の窒素濃度が平常状態になった時点で測定を開始した。サンプリング時間は2時間とし、太陽の傾いた午後3時～5時に実施した。

ここでの測定項目は、気温、流入・流出水量、流入水・流出水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度、放出ガス(N_2O)度、流出水溶存態 N_2O 濃度、ヨシ現存量である。

ガスのサンプリングはチャンバー内のガスを30分毎にシリンジで採取し真空採血管に一時的保存をしておく。これをECDガスクロマトグラフィで分析し N_2O ガス量を測定した。この時の流出水中に溶存している N_2O 量もバイアルピンを用いたヘッドスペース法により分析を行った。

その後全ての測定が終了した時点で、すぐに装置の流入水を人工排水に切り替えて運転した。

3.3.5 ヨシフィルターの育成状況

バイオマス測定方法

間隙水実験に使用した装置のヨシ地上部を計測した。計測方法は目測であるが高さ毎に大きく3種類に分類して、茎の太さ、本数を数えて体積で表した。

地下部のバイオマス量としては96年9月の台風で破壊されてしまった装置や実験を終了した装置、枯死した装置に対してまず、中身をそのまま取り出し写真撮影をしたあと地上部は葉と茎に分け、地下部は深度方向10cm毎に切断して重量を測定した。重量測定は120℃の乾燥器で2日間乾燥させ、デシケーター内で1時間放冷した後電子天秤にて測定を行った。

3.3.6 ヨシフィルターの亜酸化窒素放出

Fig. 6のアセチレン阻害法実験時の装置を用いた。

使用したヨシ装置は川砂土壌のみで、ヨシなしブランク1本とヨシ植生2本(硝化ポテンシャル測定用と脱窒ポテンシャル測定用)を用いた。

サンプリングは3.3.4で説明したポテンシャル測定の方法に従って実験を行った。ただし、ここでは脱窒量の測定を行うのではなく自然状態での N_2O 発生量が知りたいのであるから、アセチレンで曝気した流入水は用いない。

硝化ポテンシャル測定用では塩化アンモニウム溶液を流入させているので、硝化→脱窒へと反応が進む過程での N_2O 発生量が測定できる。また、脱窒ポテンシャル測定用では硝酸カリウム(グルコース添加)溶液を流入させているので、脱窒反応の過程でどれほど N_2O が発生するのかを測定することができる。

4. 結果と考察

4.1 アセチレン阻害法予備実験

窒素回収率の結果をTable. 2に、また、Fig. 7には窒素収支グラフを示した。

Table. 2 窒素回収率

	添加N03-N量	放出N2O-N量	溶存N2O-N量	残存N03-N量	回収合計	回収率
10ppm-1	9.94	5.37	3.35	0.07	8.79	88.4%
10ppm-2	9.94	6.25	3.38	0.05	9.68	97.4%
10ppm-ブランク	9.94	0.01	0.04	9.40	9.44	95.0%
50ppm-1	47.20	25.21	14.66	0.05	39.92	84.6%
50ppm-2	47.20	24.21	12.41	0.05	36.66	77.7%
50ppm-ブランク	47.20	0.02	0.04	41.03	41.09	87.1%
100ppm-1	107.82	65.93	17.32	0.04	83.29	77.2%
100ppm-2	107.82	62.99	19.77	0.04	82.79	76.8%
100ppm-ブランク	107.82	0.01	0.04	96.20	96.25	89.3%

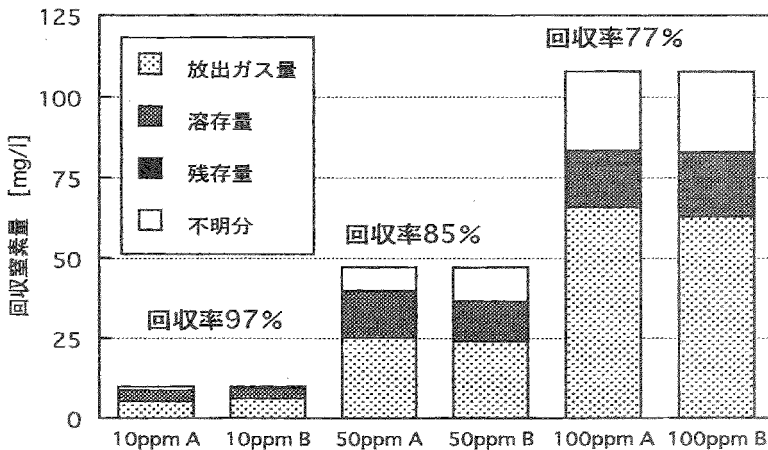


Fig. 7 アセチレン阻害法窒素収支

回収率は10ppmではほぼ100%、50ppm(ヨシ植生装置実験と同条件) 85%、100ppmの結果も80%近くになっており、アセチレン飽和水を使用したアセチレン阻害法に問題がないことを確認できた。

ただし、ヨシ植生装置における実験では、基質の流入がポンプによる連続操作で土壤に浸透するまでに時間がかかるため、アセチレンガスが逃げている可能性があることは無視できない。他には予備実験のように攪拌・混合する事が出来ないので、短絡流れが生じるとアセチレンが土壤に均一に接触しないという事も危惧される。

しかし、亜酸化窒素ガスの定量に問題はなく、4. 6で述べるヨシフィルター土壤からの亜酸化窒素発生量の記録に信頼性がもてることは証明された。

4. 4の脱窒量の測定では、記録した値以上の脱窒量が見込まれることも可能性としてあることを念頭に置いておきたい。

したがって、ヨシフィルター脱窒量の正確な定量を行うためには、ヨシ根圏の発達による短絡流れへの懸念から、「2. 理論」に説明した窒素の同位体を用いる¹⁵N、¹³Nトレーサー法を試みる必要があるといえ、今後の課題としたい。

4.2 土壌吸着量測法実験

吸着等温線作成実験

測定結果からFreundlichの吸着等温式に当てはめて計算した。Table. 3に $\text{NH}_4\text{-N}$ 計算結果を、Table. 4には $\text{NO}_3\text{-N}$ の計算結果を示し、Fig. 8~11に $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の吸着による濃度変化、吸着等温線を示した。

これによりアンモニア、硝酸ともにほぼ直線に乗ることから式に適合していることがわかる。この結果よりヨシ装置内に吸着している最大量が推定できる。

川砂1gあたりに吸着したアンモニウム態窒素は、0.161 [mg-N/g]であり、
硝酸態窒素は、0.0016 [mg-N/g]であった。

Table. 3 平衡濃度と吸着量 ($\text{NH}_4\text{-N}$)

初期濃度 [mg/l]	平衡濃度 [mg/l]	log C	吸着量 [mg-N/g]	log X
10.5	5	0.699	0.028	-1.561
61.6	29.33	1.467	0.161	-0.792
109.7	61.8	1.791	0.240	-0.621
225.4	131.9	2.120	0.468	-0.330
330	246	2.391	0.420	-0.377

Table. 4 平衡濃度と吸着量 ($\text{NO}_3\text{-N}$)

初期濃度 [mg/l]	平衡濃度 [mg/l]	log C	吸着量 [mg-N/g]	log X
11.6	11.1	1.045	0.003	-2.602
54.5	51.3	1.710	0.016	-1.796
109.2	103.1	2.013	0.031	-1.516
214.9	200.9	2.303	0.070	-1.155
337.17	322.9	2.509	0.071	-1.147

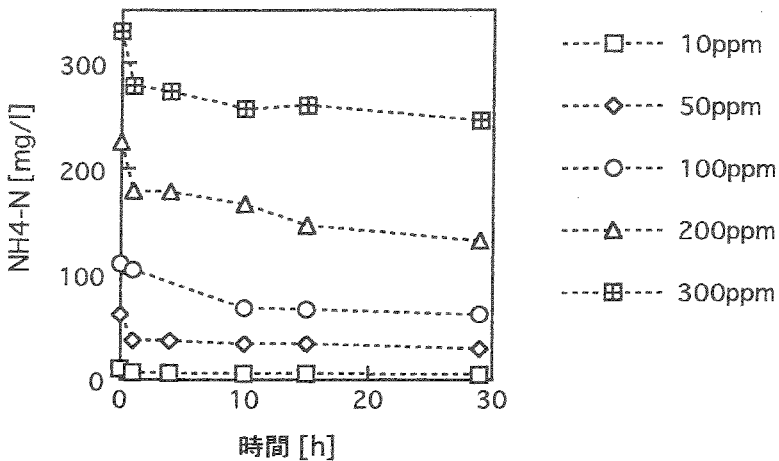


Fig. 8 $\text{NH}_4\text{-N}$ の吸着による濃度変化

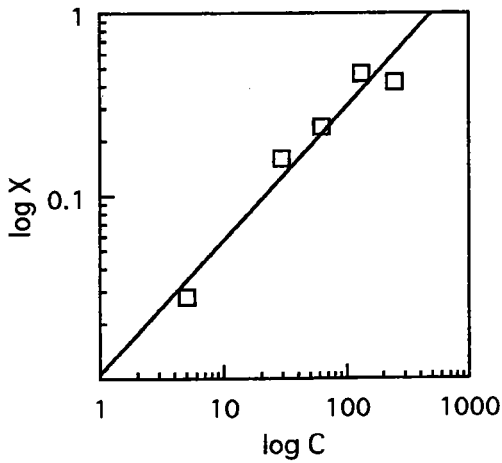


Fig. 9 NH₄-N吸着等温線

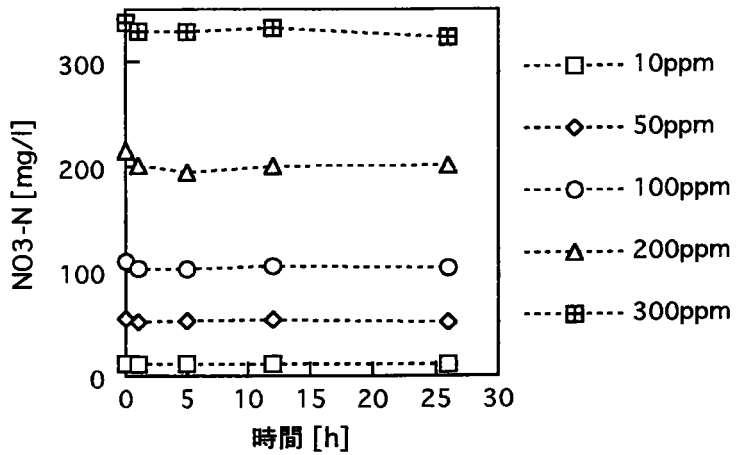


Fig. 10 NO₃-Nの吸着による濃度変化

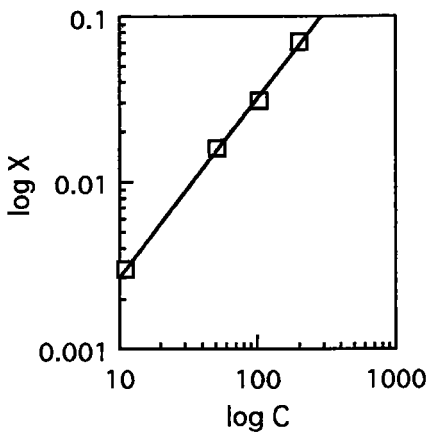


Fig. 11 NO₃-N吸着等温線

吸着破過曲線作成実験

Fig. 12にアンモニアの破過曲線を示した。これより吸着したアンモニア態窒素の量は93.8 [mg-N/g]であったので、実験装置の川砂の量が907 gであることから川砂1 g当たりに吸着したアンモニア態窒素は、0.103 [mg-N/g]であった。

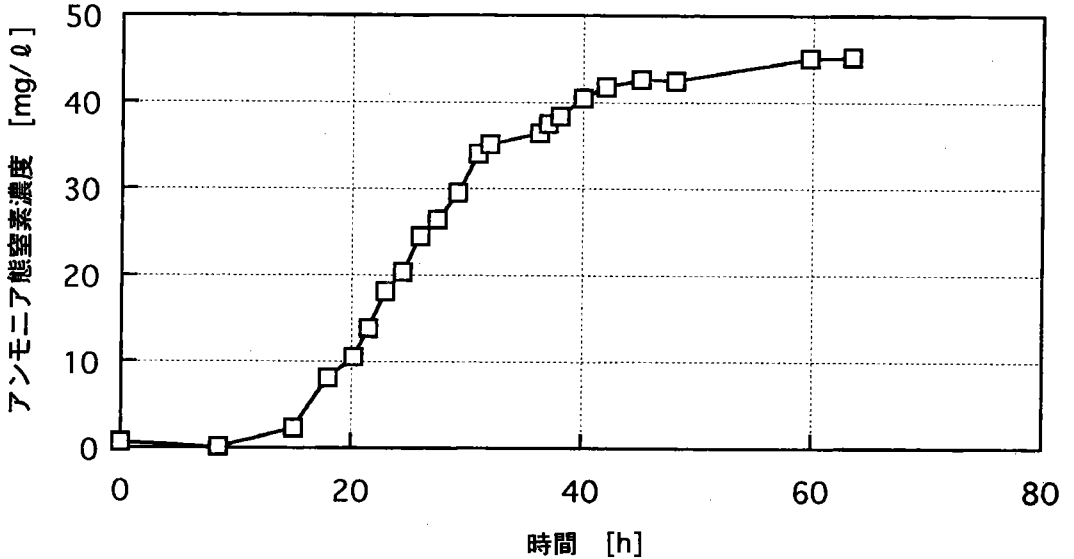


Fig. 12 アンモニア吸着破過曲線

以上のように2種類の吸着実験を行った結果を示したが、アンモニア態窒素の結果を比較すると開きが見られる。これは実験方法の違いによるもので、吸着等温線の実験ではバイアル瓶を用いているため攪拌が可能であり、溶液が土壌の表面全てに接触することができる。対して、吸着破過曲線の実験ではそれが出来ないため、土壌粒子同士の接触面は非吸着座となり結果を比べると小さくなっている。

本研究におけるヨシ装置の実験では土壌の攪拌は行えないので、吸着破過曲線実験より算出した結果を用いることとする。

従って、装置内土壌容積は5500 [cm³] で、川砂の密度が1.61 [g/cm³] であることから、ヨシ植生装置内の飽和吸着量は916.01 [mg-N] となる。

4.3 ヨシフィルターの窒素除去能力

人工排水流入系での間隙水採水実験は1996年4月12日より1997年1月16日まで行った。調査日における各装置の各濃度の測定グラフはAppendixとして本論文の最後に付記した。

また、比較した川砂ヨシ植生装置の2本を以後「1」、「2」と呼び分けるが、「1」の方は以前、高濃度の硝化阻害剤を流入させた装置であり、装置内部の性質にも変化があったものと考えられる。他の装置との地上部現存量に差が見られなくなった8月までは、硝化阻害剤の影響をふまえておく必要がある。

4.3.1 T-N除去速度の季節変化

流入水・流出水のT-N測定結果より算出した、T-N除去速度の季節変化をFig. 13に示した。これを見ると成長期である5月の初め頃から9月中旬まで除去速度も上昇し、最大26.3[g-N/m²/day]、ヨシ地上部の枯死してしまった冬期には著しく減少し、わずか1.0~2.0[g-N/m²/day]となっていることがわかる。

このように冬期に除去速度が落ち込む理由としては、

- (1) 植物体が枯死したことによる取り込み量が見込まれなくなった
- (2) 有機物不足、または気温の低下によって微生物の活性落ちてしまった

が挙げられる。

本実験装置では(2)の有機物は人工排水中に十分に含まれているので、ヨシ取り込み量が減少したことは(1)か気温の影響によるものであるといえる。

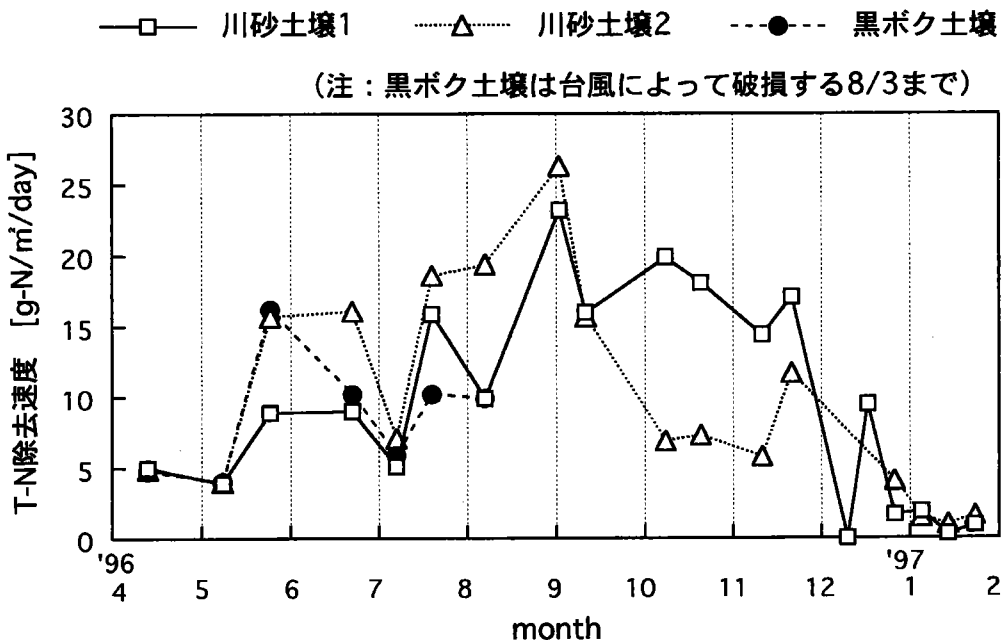


Fig. 13 ヨシ植生装置のT-N除去速度の季節変化

4.3.2 間隙でのアンモニア・硝酸態窒素の変化

ヨシ植生装置に流入させる人工排水の流入濃度と流入水量は自由に变化させることができる。毎月の調査日の中でも流入水量を0.5ℓ～4ℓまで变化させて行ってみたところアンモニア態窒素と硝酸態窒素の間に興味深い関係が見られた。

Fig. 14、Fig. 15にヨシを植生した川砂土壌装置1と2の間隙層毎のアンモニア態窒素、硝酸態窒素の変化を示したグラフを、Fig. 16に流入量の違う調査日5/7と7/16の間隙水の濃度変化をまとめた。

これより流入量の少ない調査日ではアンモニア態窒素はすぐに消失し、10、20cm層の硝酸態窒素濃度が高く検出され、逆に流入量の多い調査日ではアンモニア態窒素の消失速度は緩やかになり、硝酸態窒素はどの層においてもほとんど検出されないという傾向があることがわかった。さらに、アンモニアの消失は装置上層部で主に起こり、20cm層までで除去されなかった場合はそのまま流出するという傾向がみられた。

また、冬期において各濃度が上昇しているが、これは4.3.1で考察したような理由により窒素分の除去能力自体が減少した結果であるといえる。

流入量の差から生じる現象は、装置内の好気・嫌気状態の変化である。流入量が少ないと層内が好氣的になり、脱窒反応を進めるには不適な環境であるため硝酸態窒素濃度が高く検出される。また、流入量が多くなると土壌中の空隙が溶液で満たされ、酸素の供給が難しくなる。もちろんヨシの根圏部は酸素供給能力に優れているので十分に硝化も進むが、根の繁茂率の低い深層部では嫌氣的になりやすく脱窒反応が速やかに起こる。

しかし、一般的な人工湿地の環境条件では嫌氣的環境が多く占めることを考慮すると、窒素除去の過程が硝化-脱窒という一連の反応で行われる中で、アンモニアから硝酸という硝化反応が律速段階となっていることがわかった。

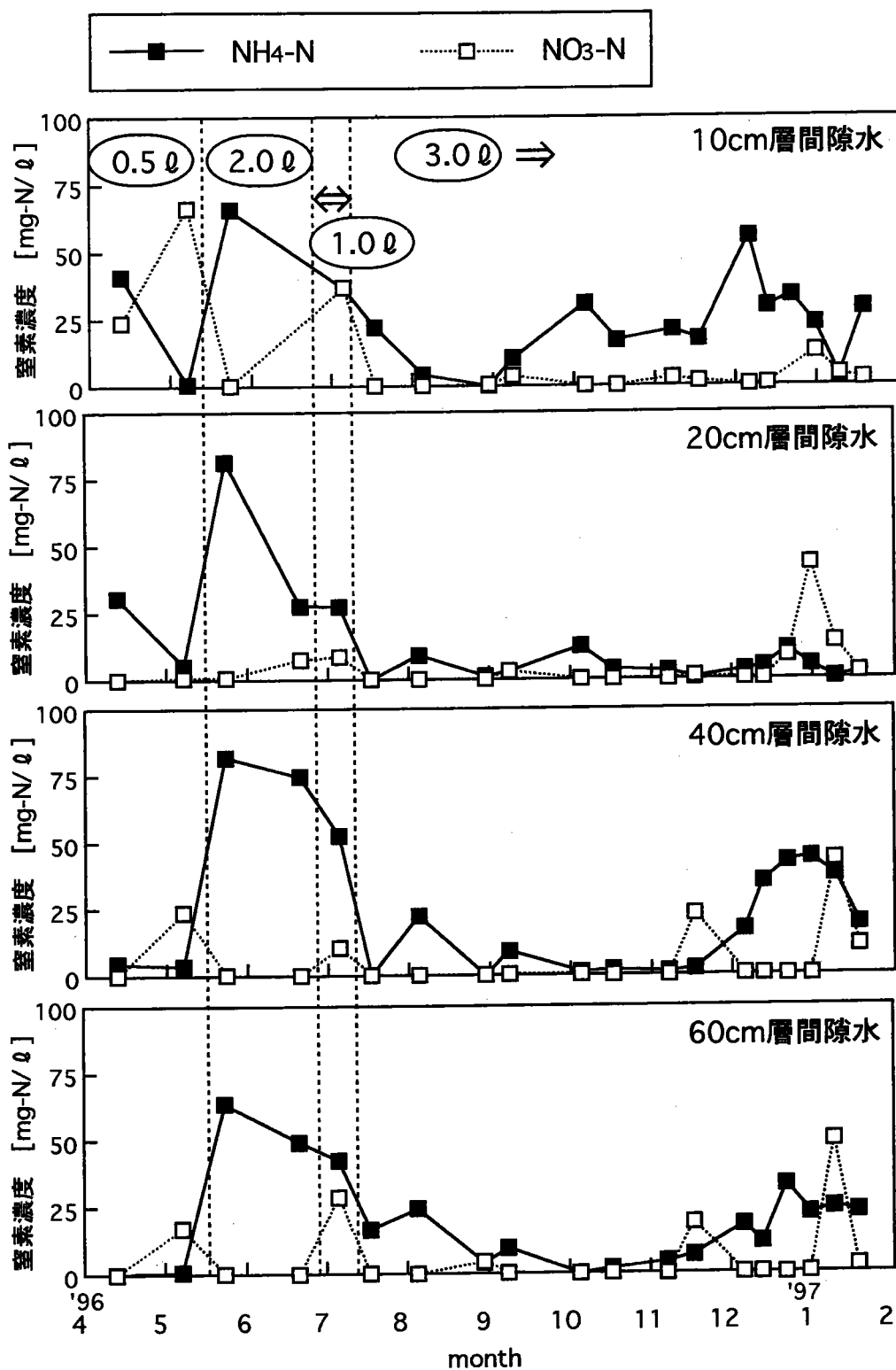


Fig. 14 ヨシ植生川砂土壌1装置における間隙層毎の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化

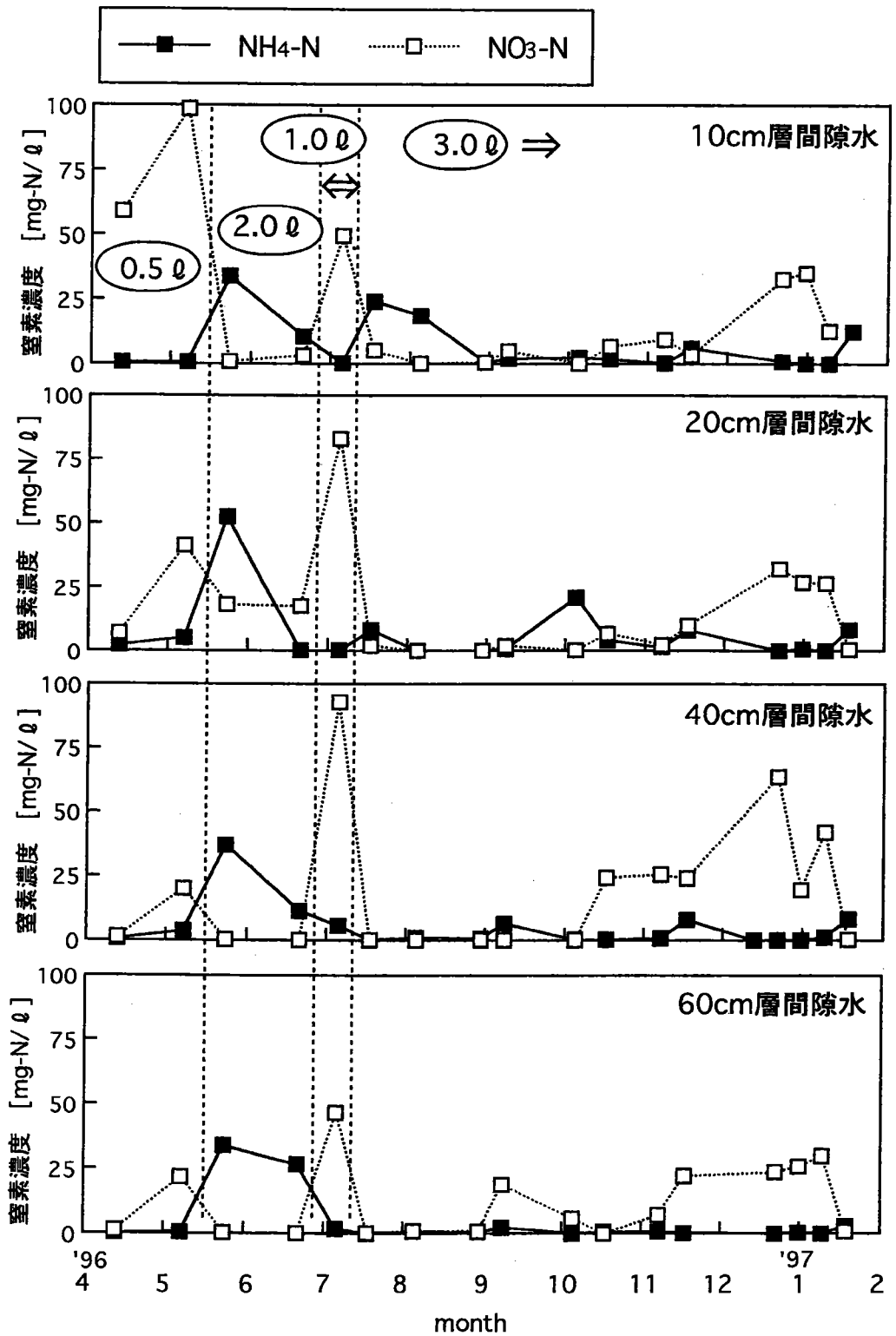
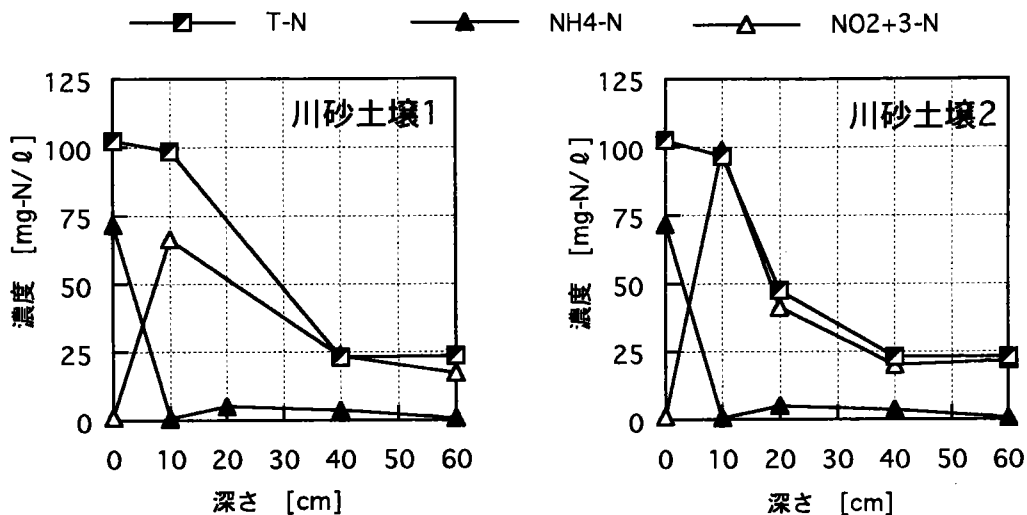


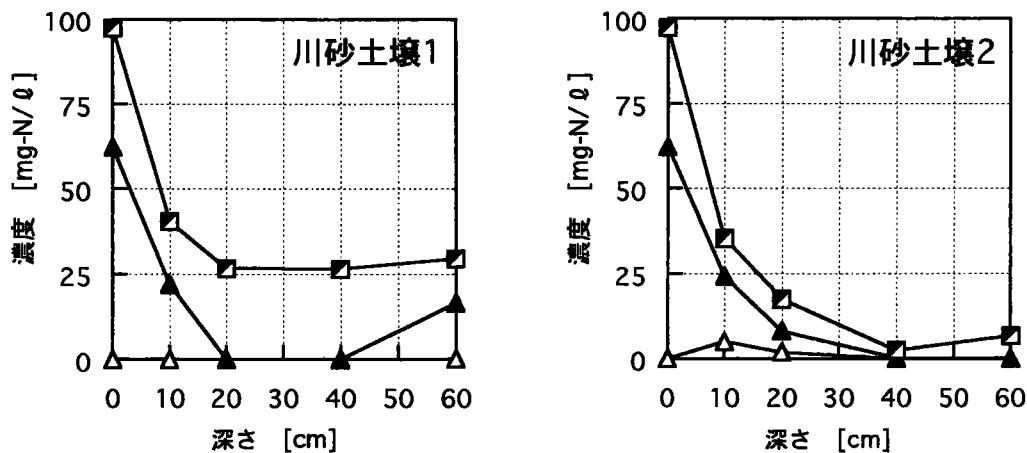
Fig. 15 ヨシ植生川砂土壌2装置における間隙層毎の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 変化

実験条件：流入水量0.5 ℓ、気温15℃
水位30cm、間欠流入方式



ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布 (1996.5.7調査)

実験条件：流入水量2.0 ℓ、気温28℃
水位30cm、間欠流入方式



ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布 (1996.7.16調査)

Fig. 16 流入量の違いによる間隙水の濃度変化

4.3.3 装置内水位を変化させた場合の除去能力の検討

流入量の変化によっても装置内の好気・嫌気状態を操作することは出来るが、他に装置内の水位を変化させることでも操作することができる。ここでは流出口のチューブ高さを調節することで水位30cm（実験装置の半分の高さ）と水位60cm（湛水状態）で比較をした。しかし、ヨシ植生装置では差が見られなかった。

そこで、ヨシ植生ヨシ非植生との間でこの実験を行ってみた。Fig. 17に10/3調査日のヨシ植生とヨシなし装置における窒素濃度の鉛直分布を、Fig. 18にヨシの有無における装置内水位変化とT-N除去速度との関係した。

Fig. 17をみると明らかにヨシ植生の効果があることがわかる。

流入水の人工排水には有機性窒素とアンモニア態窒素が約1：1の割合で含まれており、アンモニア態窒素はその後すぐに硝化反応により硝酸性窒素へ。有機性窒素はまずアンモニア態窒素に分解されてから、という除去経路をたどる。

ヨシなしの土壤のみの装置では窒素をほとんど除去することは出来ず、そのまま流出してしまっている。特にアンモニア態窒素濃度が高いことは、土壤中で硝化反応が進行していないことを示している。これは好気的な環境でしか生息しない硝化菌が住み難い環境、つまり嫌気的な状態になっているということが考えられる。確かに水位が60cmの状態ではどの層からも硝酸態窒素は検出されず、また土壤の色も嫌気性を示す黒色で流出水からも嫌気性特有の臭気が認められた。

反対にヨシ植生の結果ではアンモニア態窒素の減少は装置の上層部で進み、好気的な環境が存在していると考えられる。従って、このような嫌気的土壤の条件下では、ヨシ植生の効果が有意にあると言える。

ヨシ植生とヨシなしでの比較

実験条件：気温22℃
水位60cm、連続流入方式

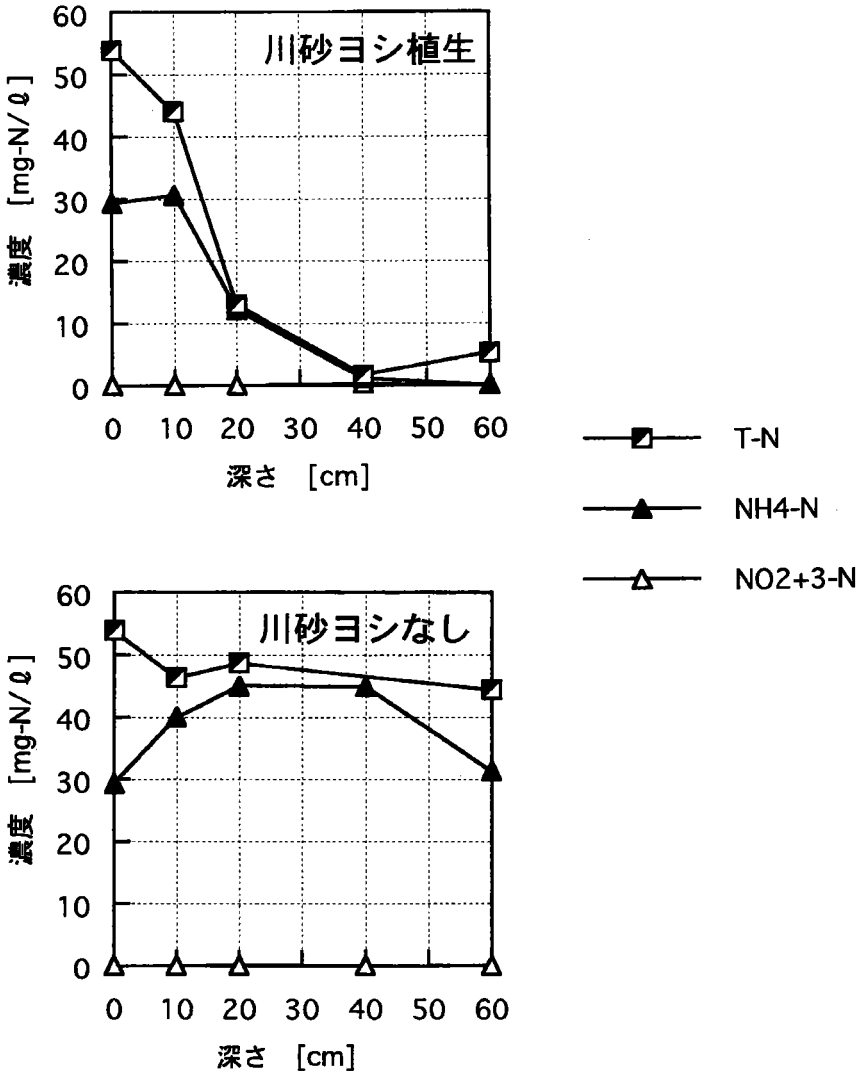


Fig. 17 ヨシ植生とヨシなし装置における窒素濃度の鉛直分布
(1996. 10. 3 調査)

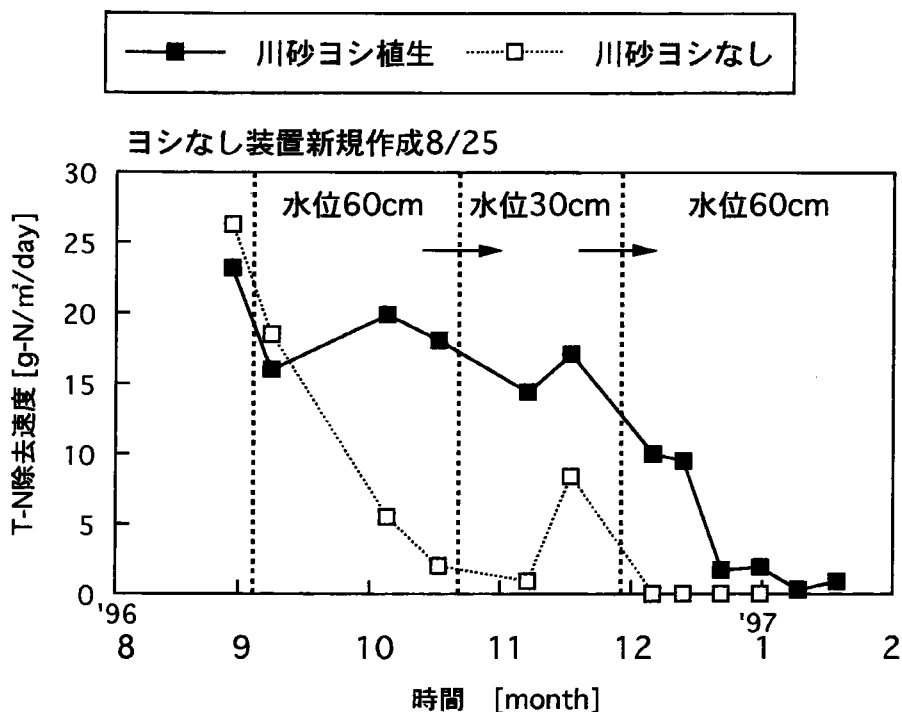


Fig. 18 ヨシの有無における装置内水位変化とT-N除去速度との関係

4.3.4 その他

T-N濃度は全ての形態の窒素の合計値であり、つまり単純に考えると間隙水の分析結果においてアンモニア態窒素と硝酸態窒素の合計がこれを上回ってはいけな。また、鉛直方向の濃度変化を見ても、一度減少したものがその後で増加するという事は考えられない。しかし、本研究の間隙水分析結果を見ると、川砂ヨシ植生装置の表層に最も近い10cm層での検出濃度が他のどの層よりも低かったり、40cm層までで順調に除去されてきていたのに60cm層（流出口）で上昇してしまうといった結果が得られた。この様な減少が見られるようになったのは8月頃からである。黒ボク土壤に至っては、7月には全くバラバラな値となってしまった。

この理由として考えられることは、

- (1) 装置土壤内部でヨシの根菌が発達した結果、水の流れが不均一となり押し出し流れになっていない
- (2) 土壤の占める装置の全容積に対して装置内壁と土壤との接触面積が大きく、流入した溶液が土壤内部を通過せずに壁面をつたって流出してしまう

といったことが挙げられる。

そこで新たに10cm層にポーラスカップを挿し、1966年8月26日と9月6日の2回にわたって10cm層の2つの採水地点の濃度差を観察した。Fig. 19にその結果を示した。

8/28、9/6の両日も全窒素濃度、アンモニア態窒素濃度は異なった値を示した。これは装置内で短絡流れが生じていることを表している。この短絡流れが起きると、土壤中微生物による硝化-脱窒の窒素除去過程を経ることなく流出口に到達してしまう。その結果、一度減少したと思われたT-N濃度も流出口で未浄化の流入水と混合されて増加するということがわかった。

また、測定開始初期のヨシがまだ未成長であった頃の結果では検出濃度の異常は見られなかったことや、早くから異常の見られた黒ボク土は最も成長度合いが高かったことから、根菌の成長と共に短絡流れの生じる可能性も高くなることが予想される。

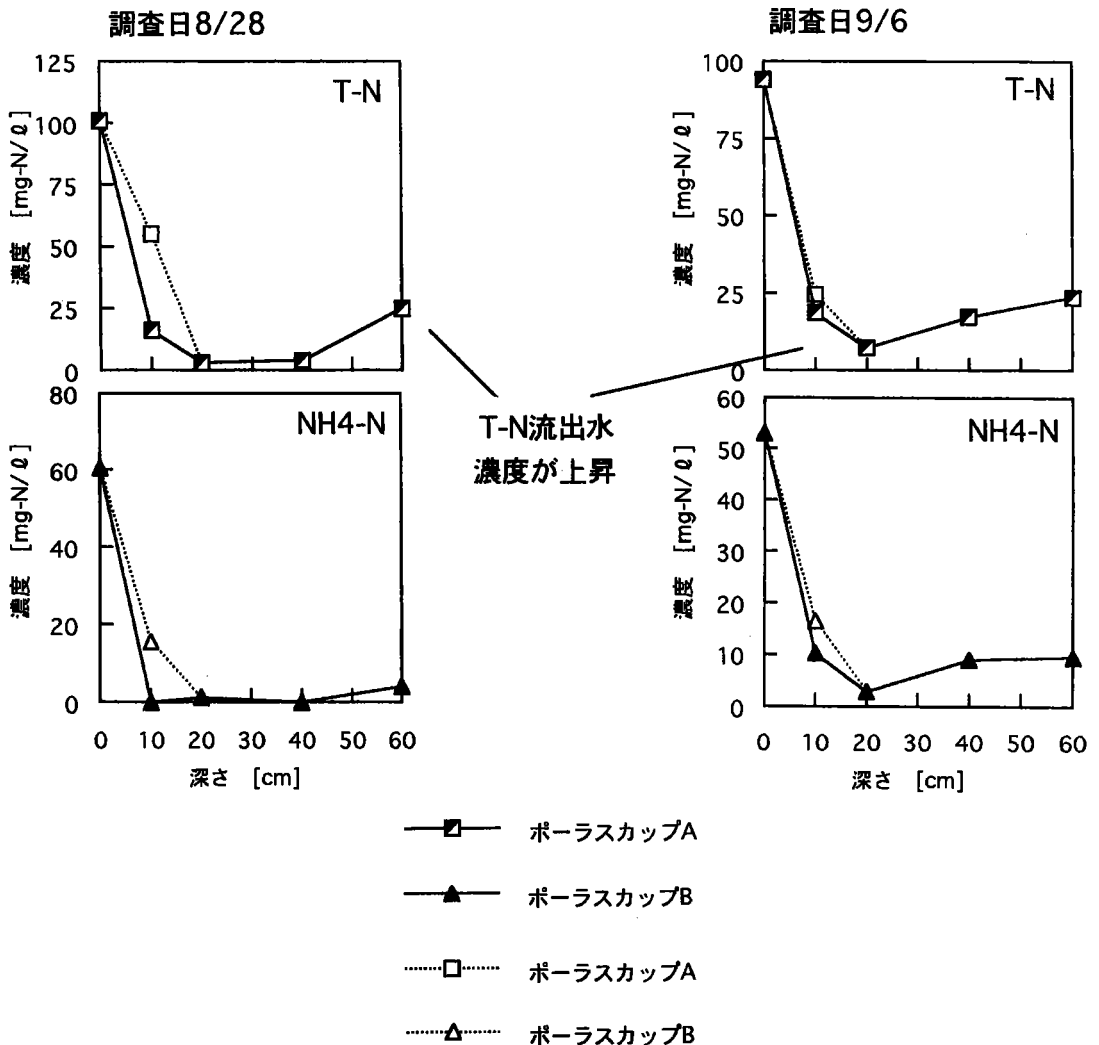


Fig. 19 10cm層の間隙水を2点採水したときの濃度差

4.4 ヨシフィルターの硝化・脱窒ポテンシャル

4.4.1 亜酸化窒素ガス放出特性

30分毎、2時間にわたってチャンバーより採取した N_2O ガス濃度を分析した結果をFig. 20に示した。 N_2O ガスは一定の速度で放出しており、 N_2O ガス放出速度はこの直線の傾きより計算した。

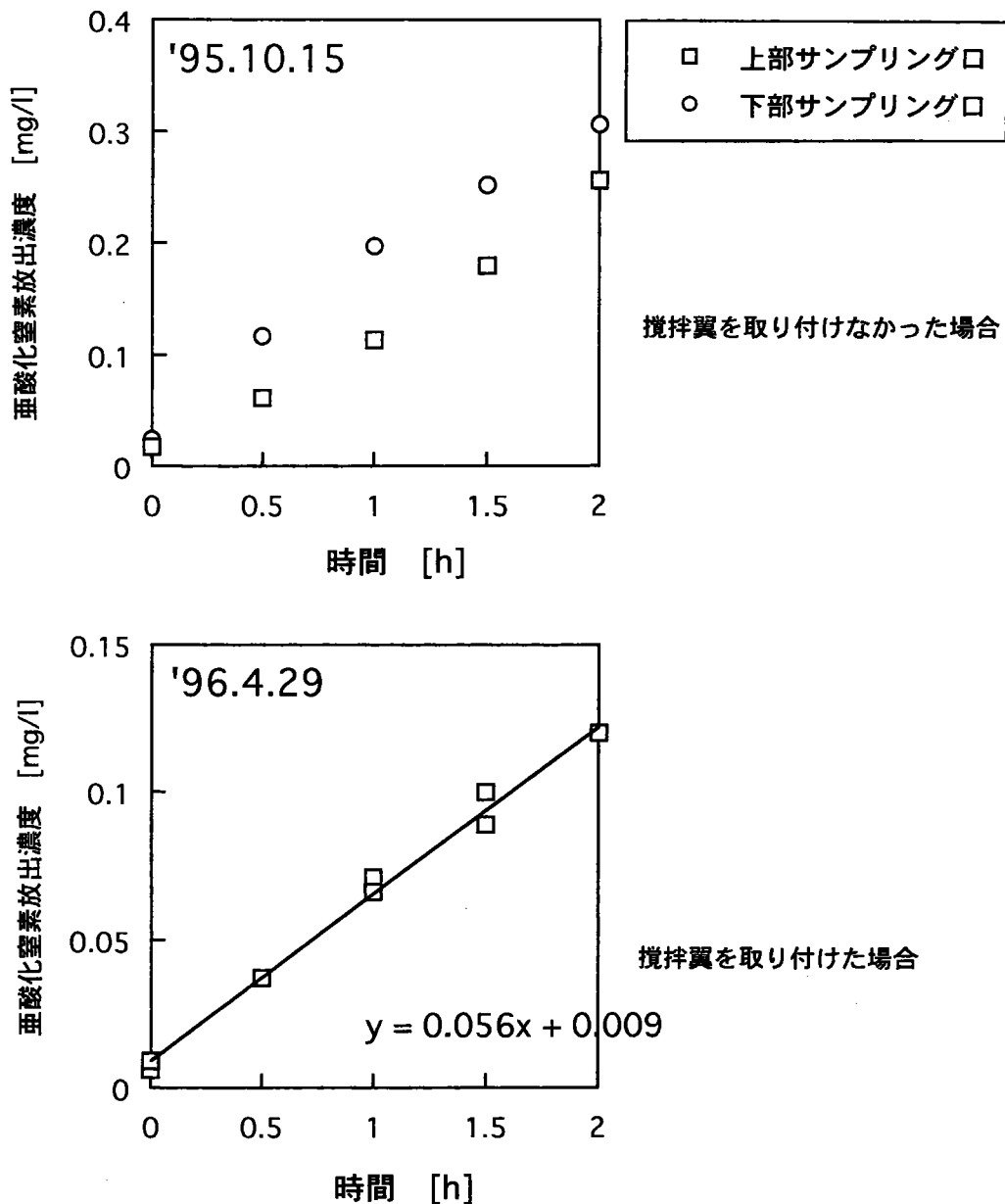


Fig. 20 亜酸化窒素ガス放出グラフ

4.4.2 硝化ポテンシャルの季節変化

硝化ポテンシャルの測定実験には前述したように塩化アンモニウム50ppmの単一基質を流入させて行っている。この場合のアンモニア態窒素の減少は、土壌への吸着とヨシへの取り込み、そして微生物による硝化によって起きる。ただしヨシなしの装置では取り込み量を無視できる。

$$\text{アンモニア態窒素減少量} = \text{土壌吸着} + \text{硝化} (+\text{取り込み})$$

つまり、アンモニア態窒素の減少量は見かけの硝化速度であって純粋な硝化速度を測定することは出来ない。

Fig. 21にアンモニア消失速度の季節変化を示した。ここではヨシ植生とヨシなしとの間で比較を行い、9月からは湛水状態となる水位60cmとして測定したので水位変化による比較も行った。

見かけの硝化速度は、夏期では10~14[g-N/m²/day]、冬期でも1~2[g-N/m²/day]となった。夏期におけるポテンシャルは非常に高く、一般の家庭雑排水の窒素濃度レベル(20ppm前後)では足りないほどであった。したがって、冬期にどれだけ除去することができるかということが、ヨシフィルターを含む人工湿地の能力を左右することになる。

Fig. 21ではヨシなしとの差がはっきりとは読みとれない。特に夏期で水位30cmの時はヨシ植生と同程度の消失速度を示している。これには、流入させた窒素量(流入負荷)が測定日によって若干異なっているということがある。そこで、Fig. 22にアンモニア態窒素の流入濃度に対する流出濃度の割合をグラフにして示した。

ここでは硝化反応の初期物質であるアンモニアの除去量を、流入量に対する割合、つまり除去率として表した。これを見るとヨシなしの方がヨシ植生よりもアンモニアが多く流出していることがわかる。

このことからアンモニアの除去にヨシ植生の効果があることはわかった。しかし、7月と8月の2点はヨシなしでも除去率が高くなっている。この原因は気温の上昇によって土壌の吸着座の回復が早くなるので土壌への吸着量が高まったこと、水位が30cmと低いため川砂土壌のように浸透性が良く、かつヨシなしで空隙部分が多い状態では酸素の供給が多く行われ硝化反応が進んだことが考えられる。

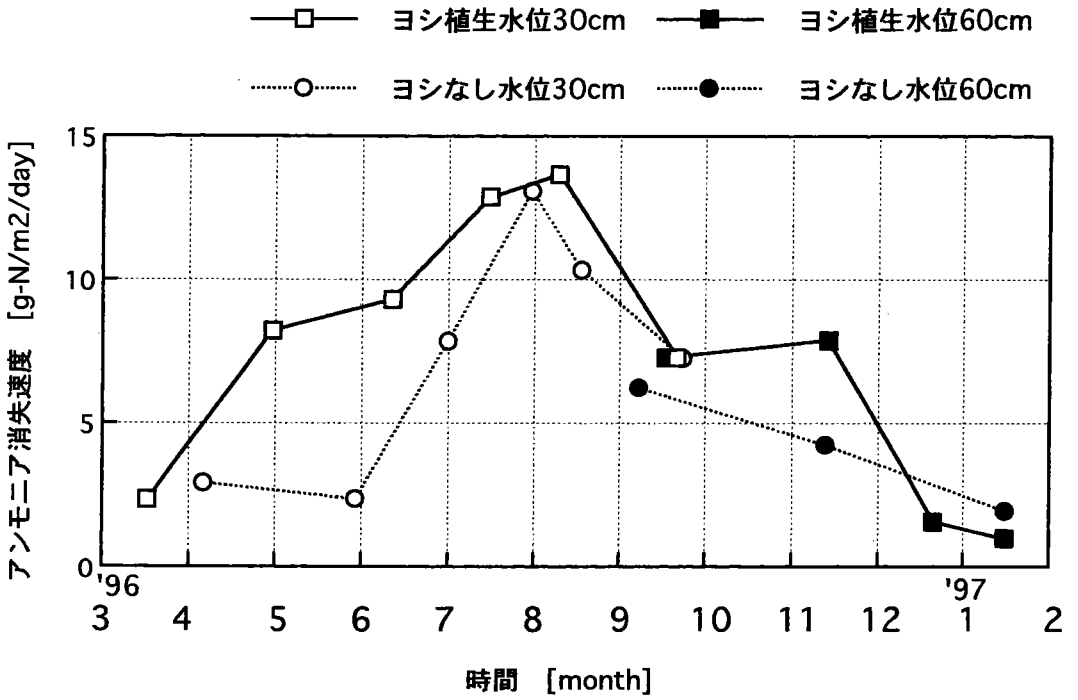


Fig. 21 アンモニア消失速度の季節変化

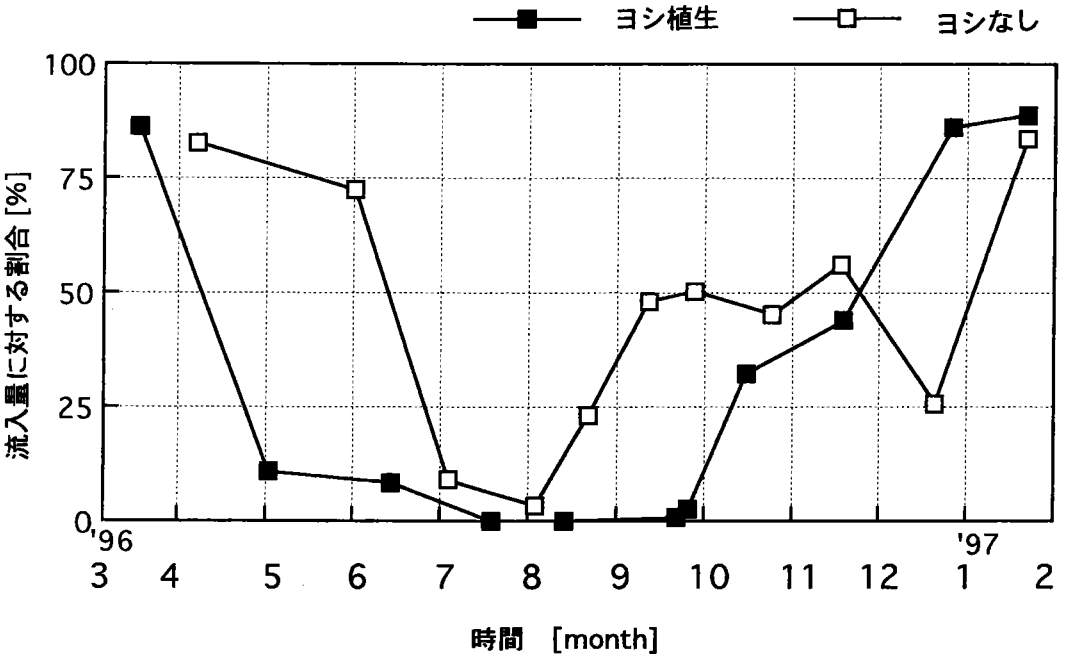


Fig. 22 アンモニア態窒素の流入濃度に対する流出濃度の割合

4.4.3 脱窒ポテンシャルの季節変化

脱窒ポテンシャルの測定実験には前述したように硝酸カリウム50ppmと、それを脱窒するのに十分なだけのグルコースといった基質を流入させて行っている。この場合の硝酸態窒素の減少は、ヨシへの取り込みと微生物による脱窒によって起きる。硝酸の土壌への吸着は非常に少なく無視して良い。他の経路としては、十分な炭素源を与えていることから、微生物の細胞合成のための取り込みも考えられる。

Fig. 23にヨシなし・ヨシ植生装置における脱窒速度評価のグラフを示した。グラフに示したのは、流入窒素量・脱窒速度・窒素除去速度の3点である。ヨシ植生装置では目詰まりの為、10/23の測定日の時点で流入量が極端に少なくなってしまった。その後の測定は別のヨシ植生装置を用いた。したがって、この時期の窒素除去速度の低下は流入負荷量が減少したためであることを留意したい。

Fig. 23を見ると夏期においてヨシ植生装置では流入窒素量のほとんどを除去しているが、冬期ではそのまま除去されずに流出してくる窒素が多い。ここでも冬期の低下が認められた。

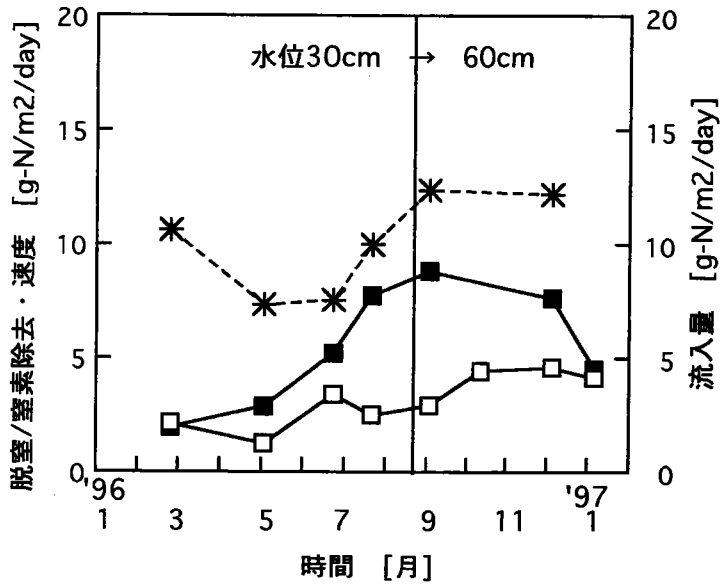
また、ヨシ植生の脱窒速度に注目すると夏期の不明分（除去された窒素の内、脱窒ではない分）が多く、脱窒量の寄与割合が予想より低かった。これは脱窒菌の能力以上にヨシの取り込みが優先してしまい、この様な結果になったとも考えられる。ヨシの成長期のように取り込み量の増加する時期には窒素、特に硝酸態窒素の行方が脱窒反応として消費されるのが先なのか、取り込みとして消費されるのが先なのかはここで明らかにすることは出来ない。

ヨシなし装置での結果を見ると、窒素の除去の行方は脱窒反応のみであるはずであるのに不明分が多く存在している。夏期においては除去された窒素のうち約60%が不明分となっている。この原因としては、まず、アセチレン阻害法が装置内のどの部分でも確実に起きているとはいえないこと、微生物の細胞合成のために取り込まれたこと、の2点が考えられる。

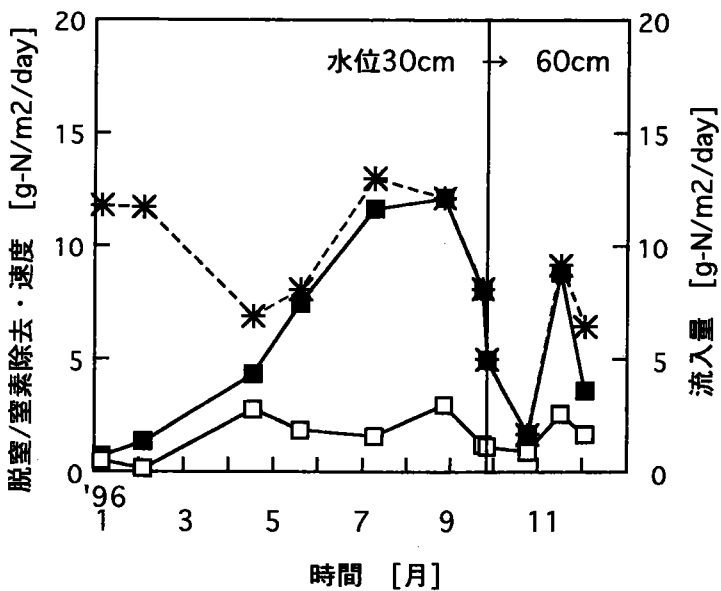
微生物細胞の元素組成²⁾を $C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P_1$ とすると、 $C\ 1\text{mg}$ にたいして使用される N は 0.2mg となる。減少した炭素の5割が菌体合成に利用されたものとして窒素量を算出すると、菌体合成に利用される窒素量は測定日の流入量にもよるが $1.5\sim 2.5[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ であることがわかった。

続いてFig. 24に窒素の流入量に対する除去量と脱窒量の割合の経月変化を示した。ヨシなしとの比較では、夏期において植物体への吸収が見込まれるヨシ植生系の除去率が 100% 近くになっているが、脱窒量の割合には大きな差異は認められず平均して27%程度となった。しかし脱窒速度の平均はヨシ植生で $1.84[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ 、ヨシなしで $2.78[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ となりヨシなしの方が脱窒菌を棲息しやすい嫌気状態になり易いことが示唆された。これはヨシの根圏が酸素を供給して嫌氣的な土壌に好氣的な環境となる部分を作り出すことを考えれば当然のことである。

—□— 脱窒速度 [g-N/m²/day] —■— 除去速度 [g-N/m²/day]
 - - * - - 流入量 [g-N/m²/day]



ヨシなし装置の脱窒速度・窒素除去速度と流入量の経月変化



ヨシ植生装置の脱窒速度・窒素除去速度と流入量の経月変化

Fig. 23 ヨシなし・ヨシ植生装置における脱窒速度評価

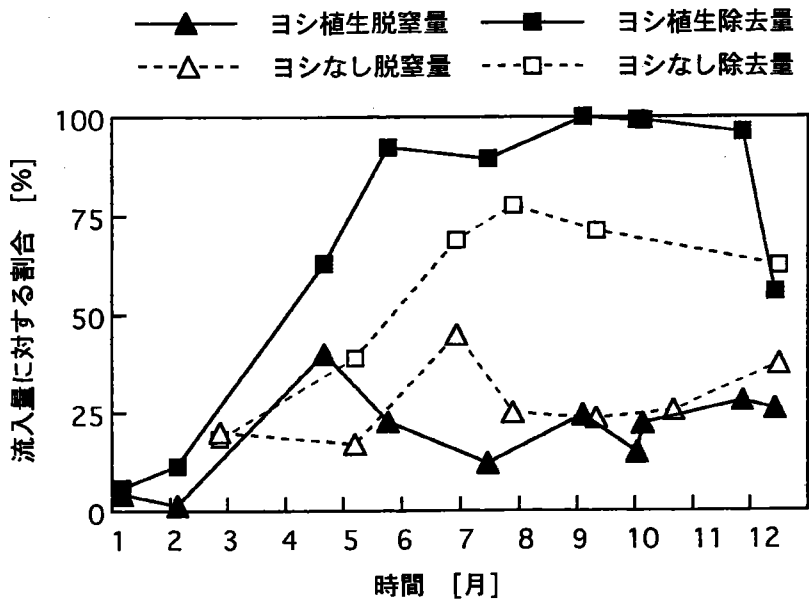


Fig. 24 流入量に対する除去量・脱窒量割合の経月変化

4.4.4 装置内水位を変化させた場合の除去能力の検討

この脱窒ポテンシャル測定の実験でも水位の変化により影響を調べた。しかし、水位60cmにしても際だった特徴は見られなかった。

つまり、硝化ポテンシャルが水位変化から導かれる酸素の供給力に依存しているのに対し、脱窒ポテンシャルは酸素の供給力には依存しないということがわかった。このことは脱窒反応の進行する嫌気的な環境は、ヨシの植生状態や土壌中の水位などには関係なく存在していることを示している。

逆に有機物の有無が脱窒反応の進行を左右する要素となっているといえる。

4.4.5 24時間連続測定

アセチレン阻害法による脱窒量の測定において、サンプリング時間を直射日光を浴びるのを避けた午後3:00頃を目安に行ってきた。その時間帯の測定結果を元に一日当たりに換算して評価をしてきたが、一日24時間の中で N_2O ガスの放出量に変化はないかということが気になる。そこで、24時間連続測定を行った。

測定は9/24~9/25に行った。ヨシ植生脱窒ポテンシャル測定用装置を用い、アセチレン曝気の入流水を使用した。サンプリングは通常と同様の手法で24時間の間に2時間1サイクルを5回繰り返した。その結果をFig. 25に示した。

測定日の天気は9/24が曇り時々小雨で、9/25は晴天であった。また、流出水のアンモニア態窒素、硝酸態窒素、溶存態の亜酸化窒素の濃度はいずれも変化なく定常状態が保たれていることは明らかである。

このグラフの傾きを見るとほとんど差がないことがわかる。ただ、午前8:00~10:00の傾きが最も大きいこと、天気が晴れていたことの2点から夜間よりは昼間、曇りよりは晴れ、つまり蒸散量や気孔の開き具合に左右されるのではないかと考えられた。このことはN₂Oガスの放出は土壌表面からだけでなく植物体を通して起こることを示唆している。

このように1日の中で大きな変化が認められなかったことは、測定当日を代表する2時間のサンプリングで評価できることの確認となった。

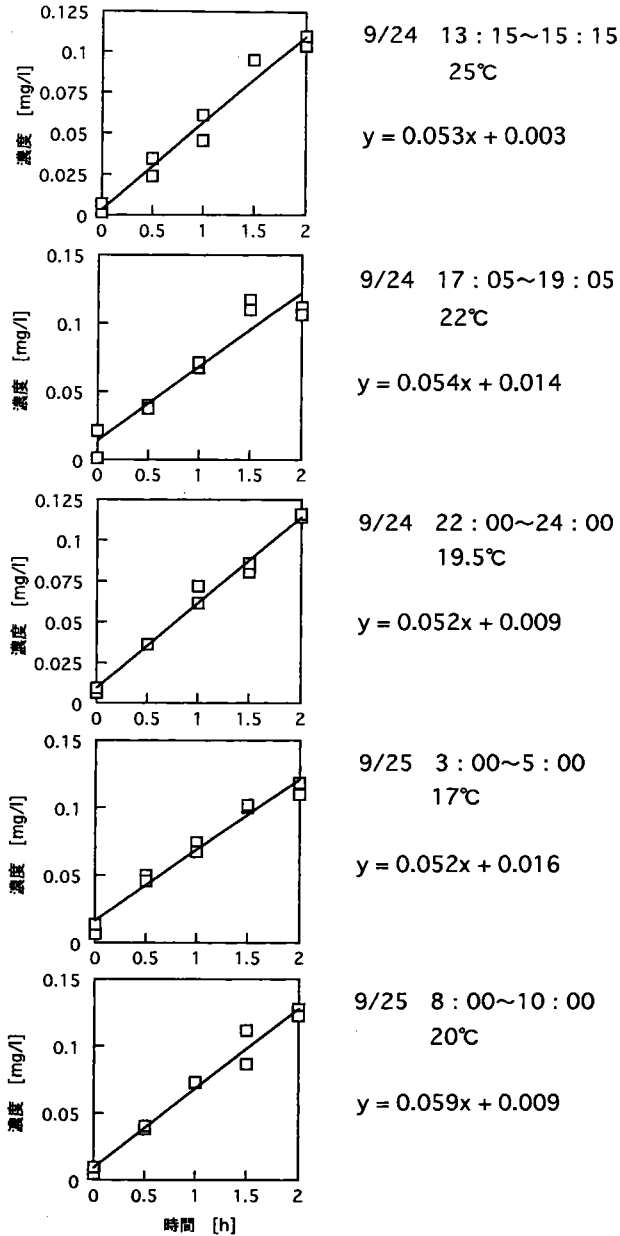


Fig. 25 亜酸化窒素放出量24時間連続測定

4.5 ヨシフィルターの育成状況

ヨシ現存量の季節変化

人工排水を流入させた装置（川砂土壤2本、黒ボク土壤1本）のヨシ地上部の現存量変化を Fig. 26 グラフに示した。

これを見ると、川砂土壤に比べて黒ボク土壤の方が地上部現存量が大きい。6月から8月にかけての増加量が著しく、8月には根が張りすぎたためか人工排水の吸い込みが悪くなり、流出口からは流出水がいっさい流れなくなってしまった。一般に根圏部も地上部と同じだけのバイオマス量であると言われていることを考えると、本実験装置のような小型の容器では黒ボク土の成長量を捕える余裕はなかったと考えられる。

また、当研究室において '93～'94に土浦の下水処理場で行った実験からも、黒ボク土の成長量が大きいという同様の結果が得られた。

ヨシの育成状況は4月から急速にのびはじめ8月いっぱいではほぼ終了していた。

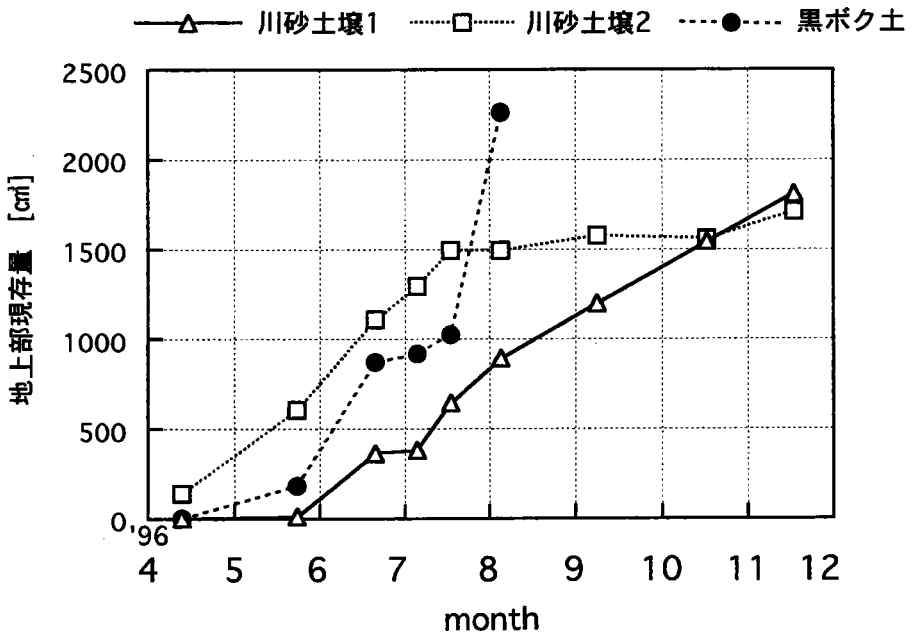


Fig. 26 人工排水流入系装置の地上部現存量

次にバイオマス測定結果をTable. 5に示した。測定したヨシの装置は台風で破壊された黒ボク土壤用（'96年9月枯死）と川砂土壤（'97年1月解体）の2本である。

黒ボク土壤は地上部の計測も行った。長さ100cm/太さ0.4cm級のものが31本、長さ60cm/太さ0.3cm級のものが40本、長さ30cm/太さ0.2cm級のものが36本あり、乾燥重量は茎が46.71g、葉は23.68gであった。

黒ボク土壌と川砂土壌では解体した時期が違うのでどちらの成長量が多いかということとは比べられないが、ともに0～10cm層が最も多くなっていることがわかる。これだけ根の繁茂率が高いということは根による酸素供給が行われ、好気層が多く存在することを示唆し、硝化反応の促進を促す一因であることがわかった。

Table. 5 バイオマス乾燥重量

	黒ボク土壌 (g)	川砂土壌 (g)
0～10cm	40.94	77.24
10～20cm	17.32	24.63
20～30cm	15.99	10.6
30～40cm	15.44	5.92
40～50cm	11.13	3.25
50～60cm	8.26	2.64
合計	109.08	124.28

4. 6 亜酸化窒素生成の季節変化

Fig. 27に亜酸化窒素ガスの放出速度経月変化を示した。ここでは一般的な傾向として、脱窒用装置での生成量が多いことに気づく。これは亜酸化窒素が脱窒反応の過程でより多く生成する、もしくは硝酸態窒素が多く存在する時により生成しやすくなるということを示唆している。

また硝化用装置における結果より、年間を通じてヨシ植生の方がヨシなしよりも放出速度が大きく、流入窒素量に対するガス放出量の割合を計算すると0.1～0.4%に相当し、平均値はヨシなしでは0.05%、ヨシ植生では0.34%となった。これよりヨシなし装置のようにただの砂地とくらべてヨシ植生の方が通気組織を利用しての放出量が多いということがわかった。

硝化用装置における結果ではヨシ植生の方が放出割合が多かったが、脱窒用装置における結果では、平均値がヨシなしでは2.27%、ヨシ植生では1.03%とヨシなしの方が多くなった。このような傾向は夏期に見られる。これはヨシなしも植生もほぼ同程度の流入量であるのにたいし、夏期における窒素除去量（ヨシの吸収－同化）がヨシ植生の方が多かったため、亜酸化窒素放出に関与する硝酸態窒素が少なくなっていたことが原因と考えられた。

4. 6. 1 硝化反応過程における生成

Fig. 28に硝化反応においてヨシなしとヨシ植生の亜酸化窒素生成量を比較した。ここでは9月から装置の水位を60cmに上げて湛水状態にした場合の検討も行った。ヨシなしとヨシ植生とで異なる点は、ヨシ植生では根から茎へと続く通気組織によって地中とのパイプが出来ている点であ

る。この効果は装置を湛水状態にした時により顕著に表れ、ヨシ植生の方がガスとしての放出量が多くなっている。

また、冬期になると窒素の除去量自体が減少し、浄化のための反応が進まない。そのため反応過程で生成する亜酸化窒素量も減少した。

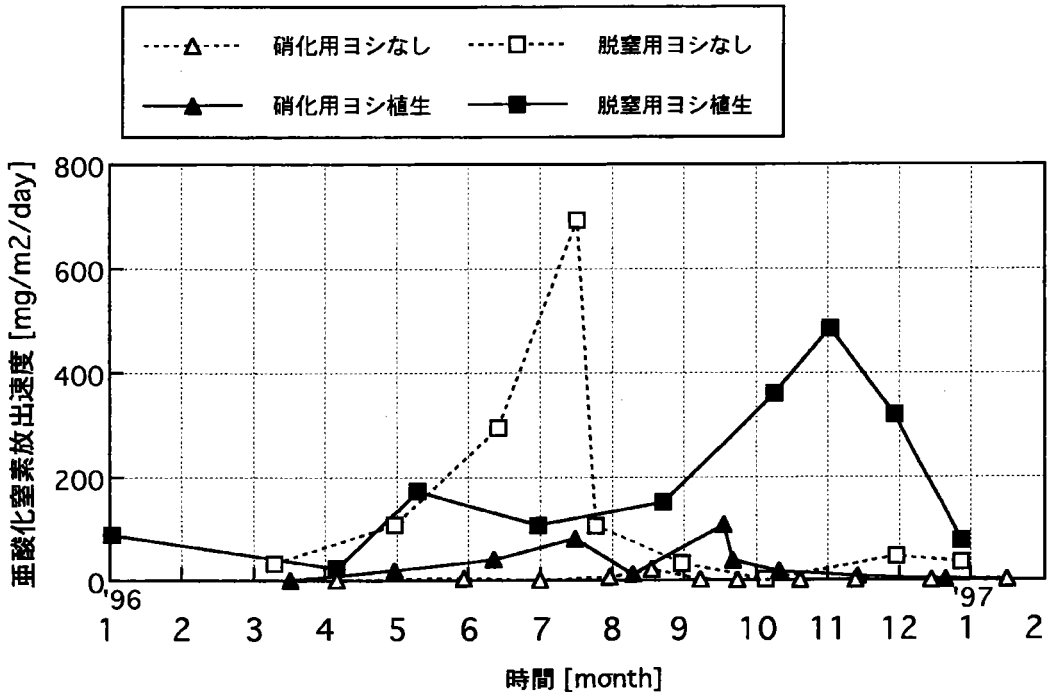


Fig. 27 亜酸化窒素ガス放出速度経月変化

4.6.2 脱窒反応過程における生成

Fig. 29では脱窒反応においてヨシなしとヨシ植生の亜酸化窒素生成量を比較した。

湛水状態にした結果をヨシなしとヨシ植生とで比較すると、ヨシなしでは気体放出量は少なく液体溶存量が生成量の90%以上を占める結果になっている。しかし、ヨシ植生ではそのようなことはなく気体放出量が多く認められた。しかし、この場合でも冬期に入ってヨシ地上部が枯死すると液体溶存量が増加する傾向にあることがわかった。したがって、ここでもヨシ植生においては通気組織を利用した放出量が多くなるということがわかった。

また、Fig. 28との縦軸のスケールを比較すると1オーダー差が出来てしまうほどであり、明らかに脱窒反応の過程においてより多く生成することがわかる。

湛水状態ではヨシなしの方が大気中への放出量が押さえられているが、脱窒反応より生成する亜酸化窒素は発生量が変わることはなく、大気中へ放出されない分、液中に溶存してしまっていた。

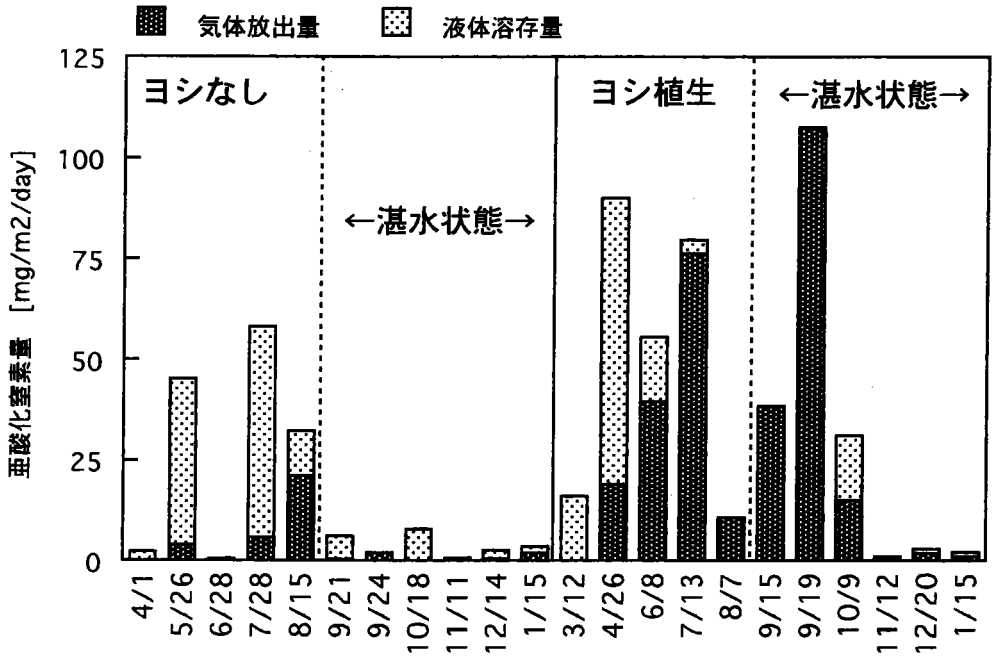


Fig. 28 硝化反応におけるヨシ植生の亜酸化窒素生成量比較

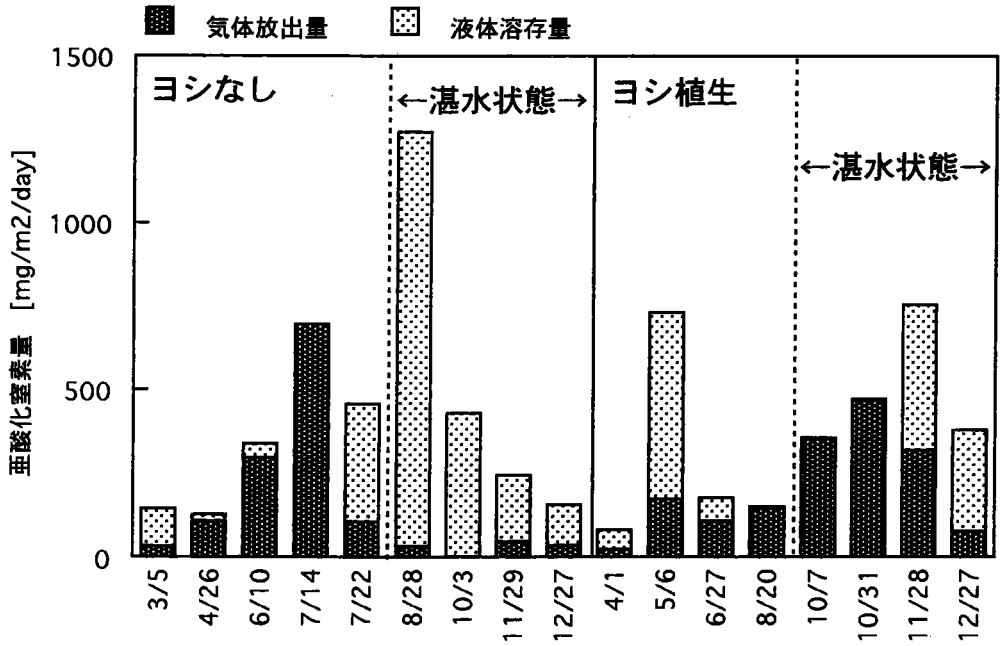


Fig. 29 脱窒反応におけるヨシ植生の亜酸化窒素生成量比較

5. まとめ

5.1 ヨシフィルターの窒素除去能力

- (1) T-N除去速度は最大 $26.3[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ 、最小の冬期では $1.0\sim 2.0[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ となった。このように冬期に除去速度が落ち込む原因はヨシ取り込み量が減少したことで気温の影響によるものである。
- (2) 嫌気的環境においては、窒素除去の過程が硝化-脱窒という一連の反応で行われる中で、アンモニアから硝酸という硝化反応が律速段階となっている。
- (3) ヨシのない川砂土壌のみでは窒素はほとんど除去することは出来ないが、ヨシの存在によりその高い酸素供給能力のために硝化反応が進み、窒素の除去ができる。
- (4) アンモニア態窒素の消失が装置の上層部で起きていることから、 $10\sim 20\text{cm}$ 層において酸素供給能力を持つヨシの根圏が発達していることがわかる。
- (5) ヨシの成長と共に層内での水の流れは不均一になり、短絡流れが生じる。

5.2 ヨシフィルターの硝化脱窒ポテンシャル

- (1) 見かけの硝化速度は、夏期では $10\sim 14[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ 、冬期でも $1\sim 2[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ となった。また、脱窒速度は $1\sim 5[\text{g-N}/\text{m}^2/\text{day}]$ となった。この速度を比較しただけでは脱窒反応が律速となってしまっているが、硝化速度は吸着と取り込みを含めた見かけの速度である。取り込みを無視できる冬期の速度からみるとやはり硝化の方が律速となっている。
- (2) アンモニアの除去に優れるという点でヨシ植生による酸素供給の効果は認められるが、酸素の供給が十分に行えればヨシがなくとも浄化は期待できる。その方法としては、透水性が良く、空隙の多い土壌を選択すること、水位を低く保って嫌気層を作らないようにすること、流入方式を間欠的にするなどして酸素の供給を促すこと、などが考えられる。
- (3) 硝化ポテンシャル・脱窒ポテンシャルのどちらの実験結果についても、夏期においては高い窒素除去速度を持っているのに対し冬期は著しく低下した。これは気温の低下によるものである。
- (4) アセチレン阻害が装置内のどの部分でも確実におきているとはいえないことを考えても、流入量に対する脱窒量の割合は少なくとも27%は窒素除去に寄与していることがわかった。
- (5) N_2O ガスの放出速度は一日の中で大きく変化しない。その放出は土壌表面からの放出だけでなく、植物体を通して起きることがわかった。

5.3 ヨシの育成状況

- (1) 黒ボク土壌で育てたヨシは川砂に比べて成長量が大きく、根圏の繁茂率にも同様のことがいえる。その結果、目詰まりを起こして浸透流れ方式を採用することが出来なくなる可能性が高いということがわかった。

- (2) ヨシの根圏部の繁茂状況は0~10cm層が最も多く、それだけ好気的な環境が作られていることがわかった。

5.4 亜酸化窒素生成

- (1) N_2O ガスは脱窒反応の過程でより多く生成する、もしくは硝酸態窒素が多く存在する時により生成しやすくなるということがわかった。
- (2) 硝化用BOXにおける結果より流入窒素量に対するガス放出量の割合は、0.1~0.4%に相当し、平均値はヨシなしでは0.05%、ヨシ植生では0.34%となった。また、湛水状態ではヨシなしの気体放出量は少なく液体溶存量が生成量の90%以上を占めているのに対し、ヨシ植生は気体放出量が多い。ところがヨシが冬期に入って枯死するとヨシなしと同じような結果へ変化している。これよりただの砂地と比べてヨシ植生の方が通気組織を利用しての放出量が多いということがわかった。
- (3) 硝化用BOXにおける結果ではヨシ植生の方が放出割合が多かったが、脱窒用BOXにおける結果では、平均値がヨシなしでは2.27%、ヨシ植生では1.03%とヨシなしの方が多くなった。これはヨシなしもヨシ植生もほぼ同程度の流入量であるのにたいし、除去量がヨシ植生の方が多かったため N_2O ガス放出に関与する硝酸態窒素が少なくなっていたことが原因と考えられる。
- つまり、ヨシ植生する事で脱窒反応以外の経路から窒素を除去するか、または N_2O ガスを発生せずに N_2 ガスまで反応が終了するように操作することで生成量を押さえることができる。

6. 引用文献

1. Knowles, R. and Smith, W. H. : Acetylene inhibition technique: development, advantages, and potential problems, in Denitrification in Soil and Sediment, pp. 151-166, Plenum Press, New York, 1990
2. 須藤隆一編：「環境浄化のための微生物学」、講談社サイエンティフィック、1983

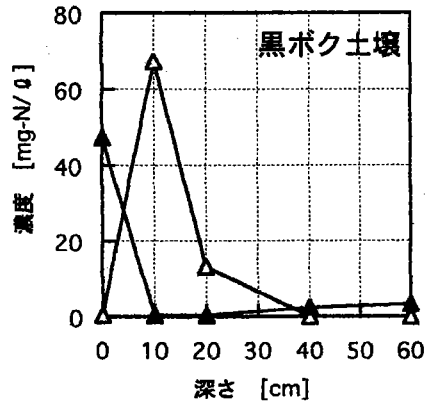
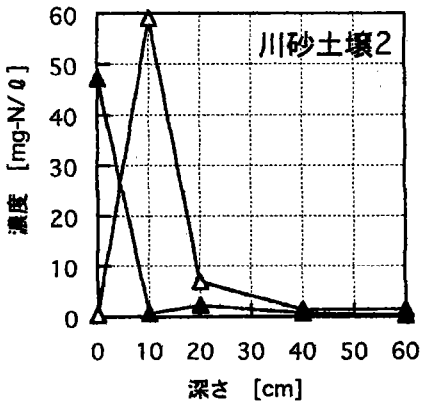
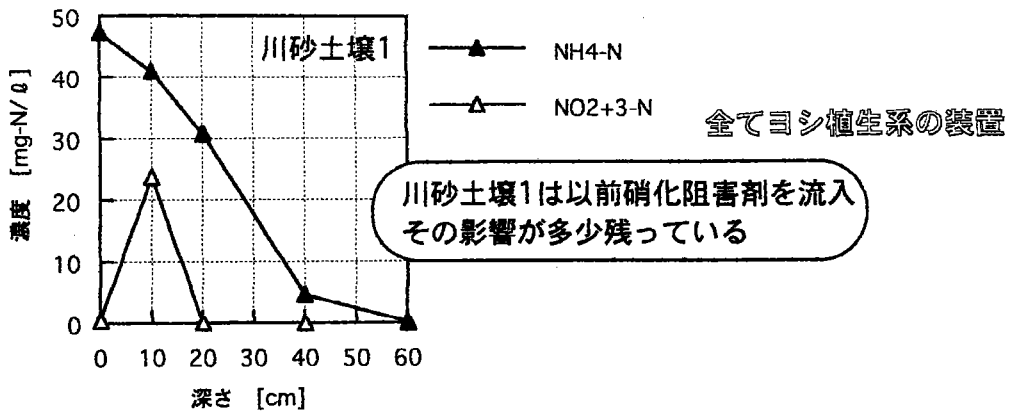
その他の参考文献

1. 玉井信行、水野信彦、中村俊六編：「河川生態環境工学」東京大学出版会、1993
2. 大滝末男、石戸忠：「日本水生植物図鑑」北隆館、1979
3. 加藤智博：ヨシ原創出手法の確立及びその水質浄化機構の解明に関する研究、東北大学大学院工学研究科修士論文、1996
4. 細見正明：湿地による水質浄化、Vol. 32, No. 8, pp. 56-59, 1990

5. 堀江毅、細川恭史、三好栄一、関根善之：植物体（ヨシ）による浄化能力の検討、港湾技研資料、591、pp.3-18、1987
6. 栗原康編：「河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー」、東海大学出版、1998
7. 新免輝男編：「現代植物生理学4－環境応答」、朝倉出版、1991
8. 小山弘道：ヨシって何？（特集ヨシ原）、野鳥、559(6)、p.20、1993
9. 松田和久：汽水域におけるヨシ生育の環境条件に関する研究、東北大学大学院工学研究科修士論文、1994
10. 細川恭史、三好栄一、古川恵太：ヨシ原による水質浄化の特性、港湾技研研究報告書、Vol.30、No.1、pp.205-237、1991
11. 長田武正：「日本イネ科植物図鑑」、平凡社、1989
12. 福岡捷二、渡辺明英、新井田浩、佐藤健二：オギ、ヨシ等の植生の河岸保護機能の評価、土木学会論文集、No.503/II-29、pp.59-68、1994
13. U.S.EPA:Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. U.S.EPA.ORD、CERI、EPA/625/1-88/022、1998
14. 細見正明：湿地による水質浄化、用水と廃水、36、716-719、1990
15. 細見正明：ヨシ湿地による水質浄化法、用水と廃水、36、40-43、1994
16. Reed, S. C., Middlebrooks, E. J., and Crites, R. W. :Natural Systems for Waste Management & Treatment、McGraw-Hill、p.308、1988
17. EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systems Expert Contact Group:European Design and Operations Guidelines for Reed Bed Treatment Systems、Ed:P.F.Cooper、Revision of the Document presented on 28 September 1990 at the Conference "Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control" at Cambridge、UK、1990
18. Brix, H. Use of constructed wetlands in water pollution control:Historical development、present status、and future perspectives、Water Quality International '94、Vol.4、pp.245-259、1994
19. 細見正明：内陸湿地における自然浄化のメカニズムと浄化機能の積極的利用、水環境学会誌、Vol.17、No.3、pp.149-153、1994
20. 木坂一幸：ヨシフィルターによる生活排水処理、東京農工大学大学院工学研究科修士論文、1995
21. S. C. Rwwd, E. J. Middlebrooks and R. W. Crites: Natural Systems for Wadte Management、and Treatment、McGraw-Hill、1988
22. 渡辺義人、桜井善雄：抽水植物の成長・枯死過程における植物体中のN、P含量の変動とその現存量、環境科学研究報告書、B-341-R02-2、pp.26-37、1988
23. 渡辺義人、桜井善雄：ヨシ地上部と地下部における無機成分の分布、水草研会報、No.38、pp.6-10、1989

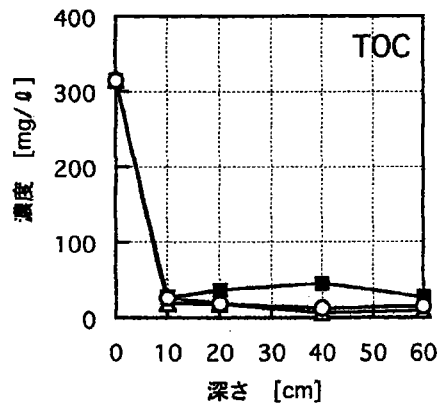
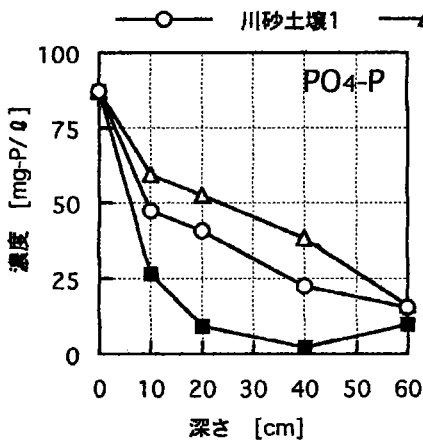
24. 井上裕之：水生植物の河川水質に対する影響、東京農工大学大学院工学研究科修士論文、1996
25. 大来佐武郎 監修：「地球規模の環境問題(1)」 中央法規、
26. 玉置元則：連載 地球温暖化ガス(1)～(11)、環境技術、1994
27. 花木啓介：脱窒における一酸化二窒素生成と操作因子の関係、下水道協会誌論文集
28. 玉置元則：大気中 N_2O の発生源と除去過程、環境技術、1983

APPENDIX

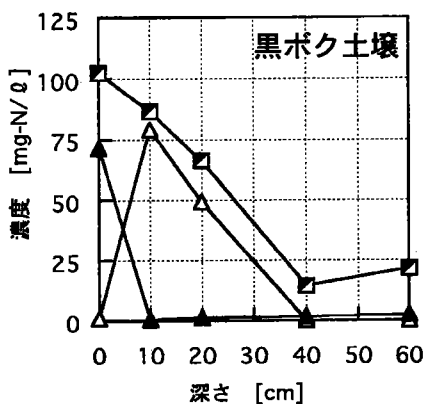
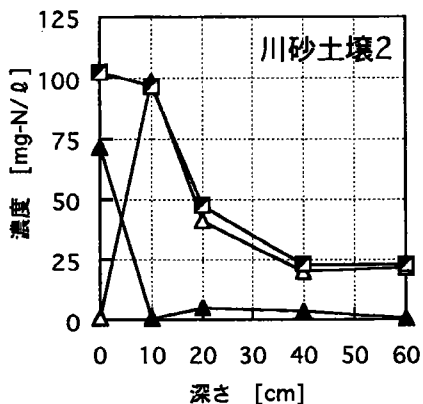
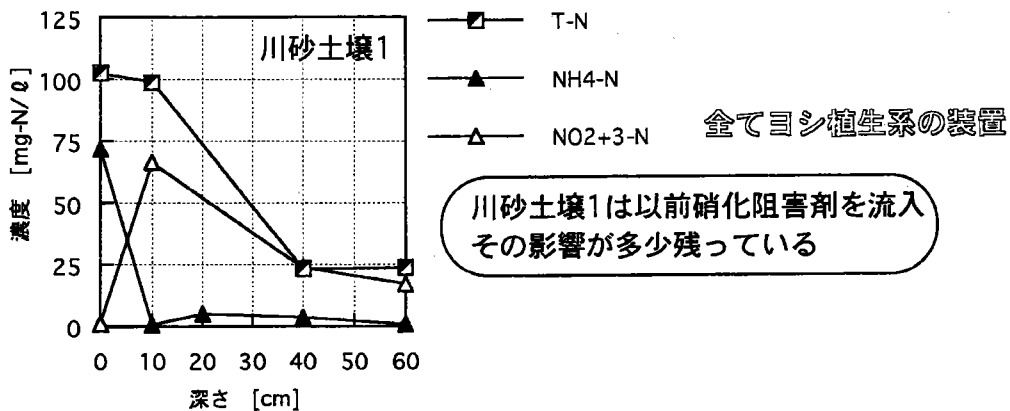


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 4. 12調査)

実験条件：流入水量0.5ℓ、気温10℃
水位30cm、間欠流入方式

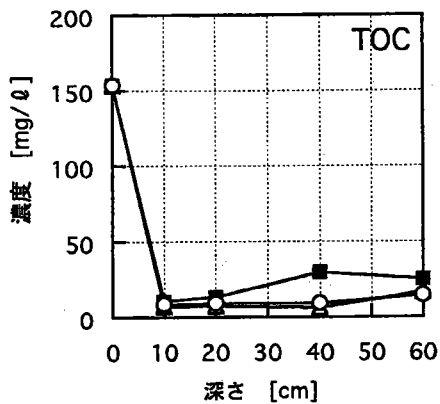
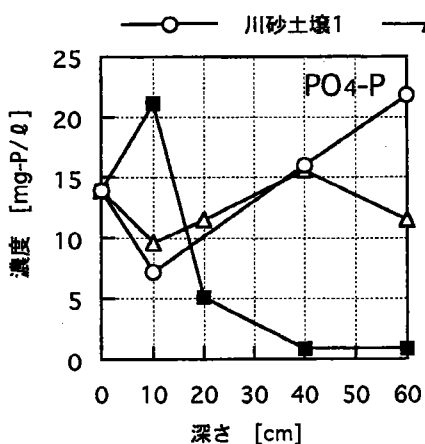


ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 4. 12調査)

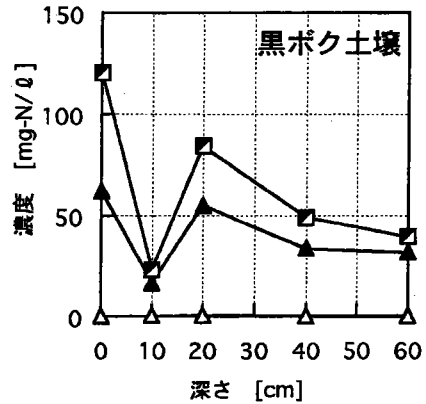
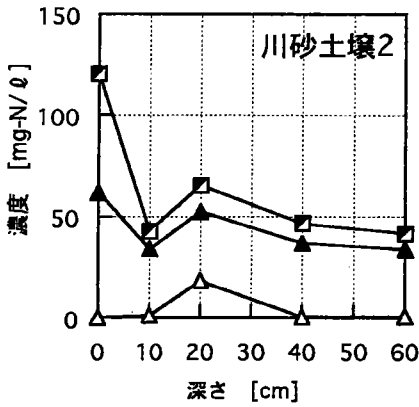
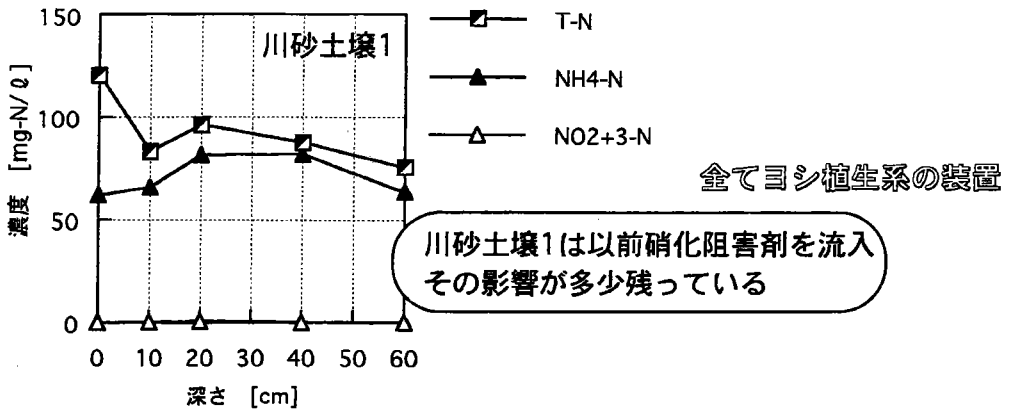


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 5. 7 調査)

実験条件：流入水量0.5φ、気温15℃
水位30cm、間欠流入方式

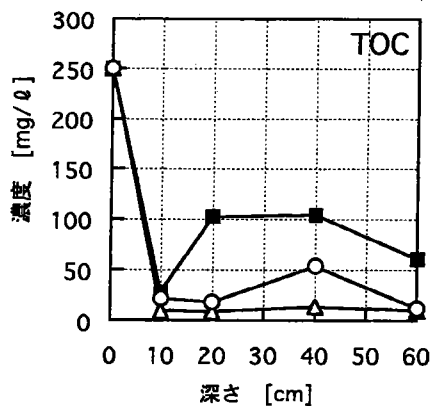
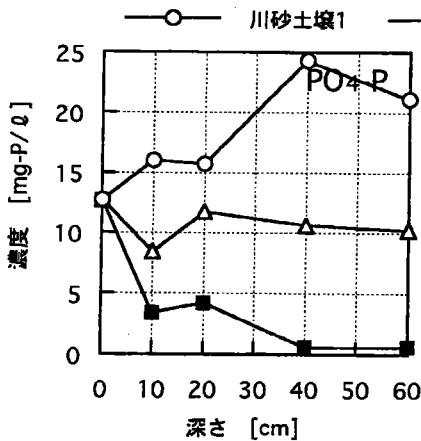


ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 5. 7 調査)

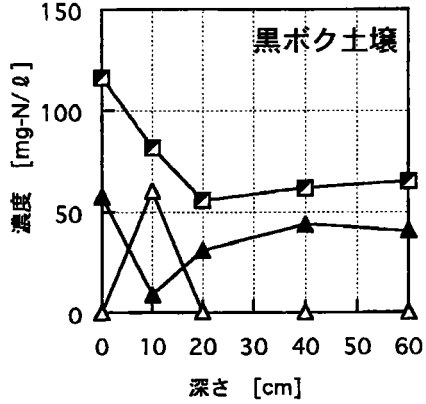
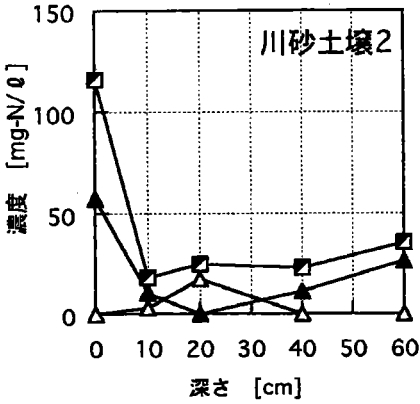
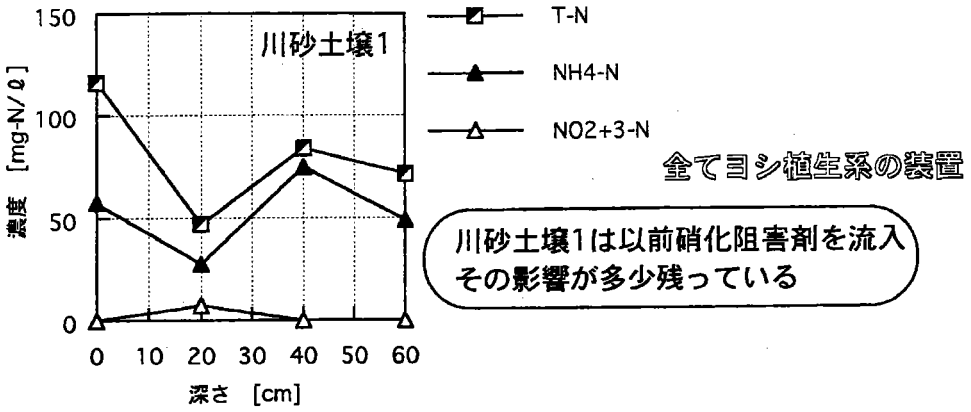


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 5. 23調査)

実験条件：流入水量2.0φ、気温24℃
水位30cm、間欠流入方式

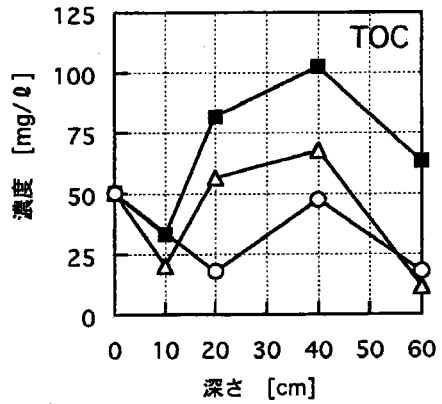
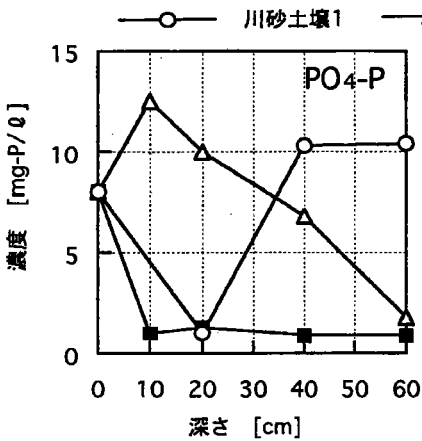


ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 5. 23調査)

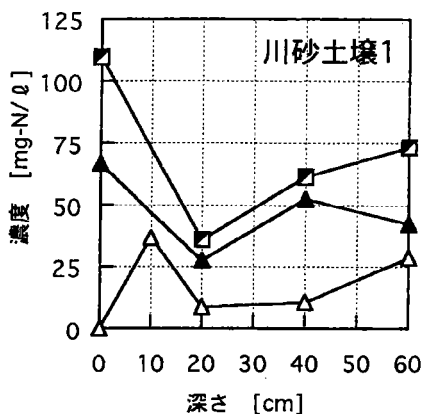


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 6. 19調査)

実験条件：流入水量2.0φ、気温26℃
水位30cm、間欠流入方式



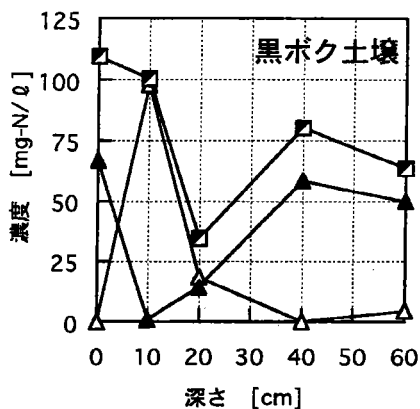
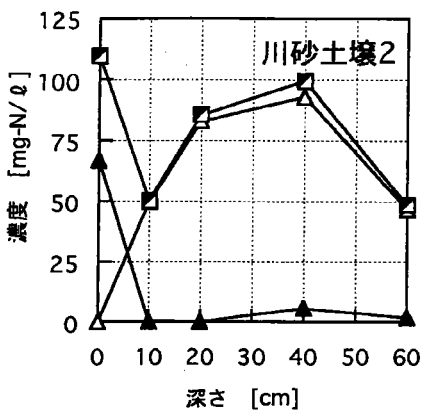
ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 6. 19調査)



■ T-N
 ▲ NH₄-N
 ▲ NO₂+3-N

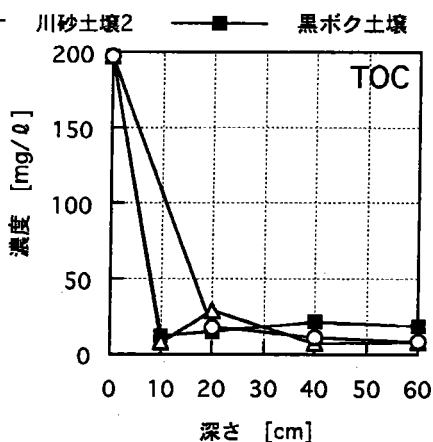
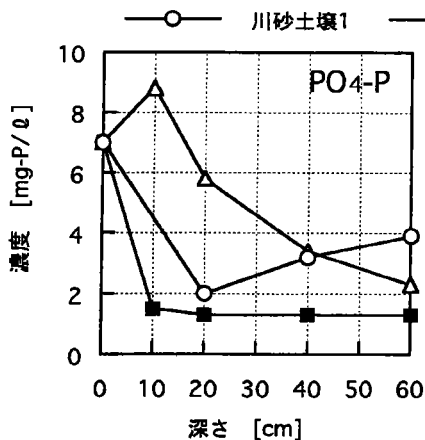
全てヨシ植生系の装置

川砂土壤1は以前硝化阻害剤を流入
その影響が多少残っている

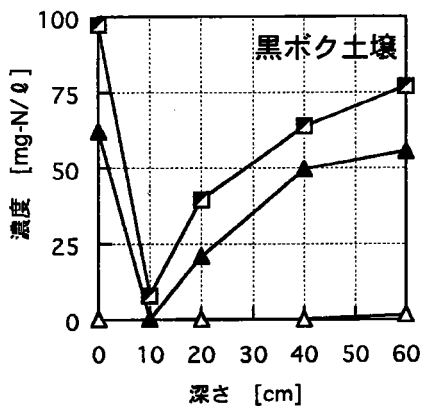
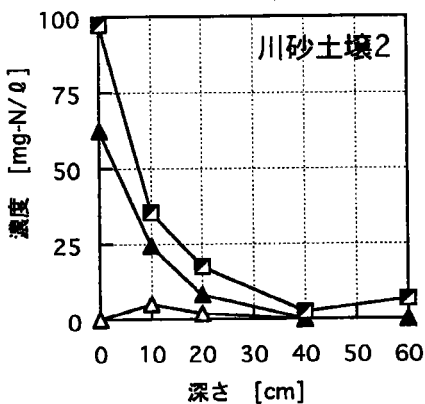
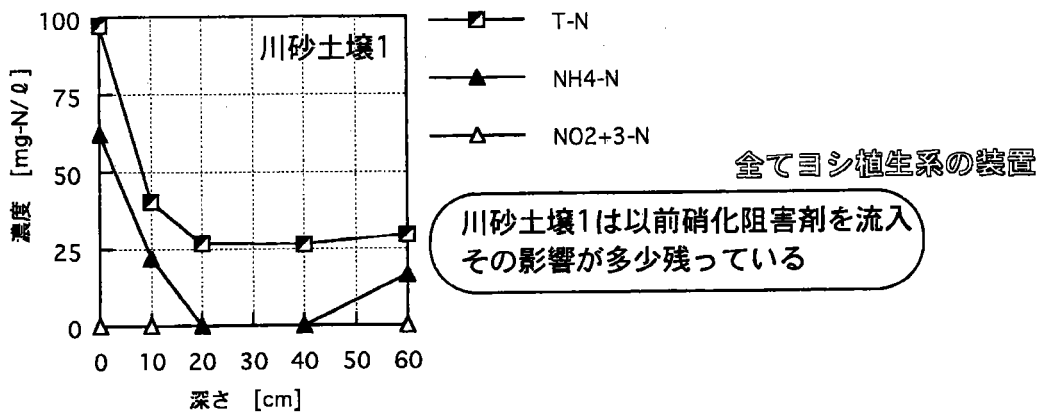


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 7. 4 調査)

実験条件：流入水量1.0φ、気温27℃
水位30cm、間欠流入方式

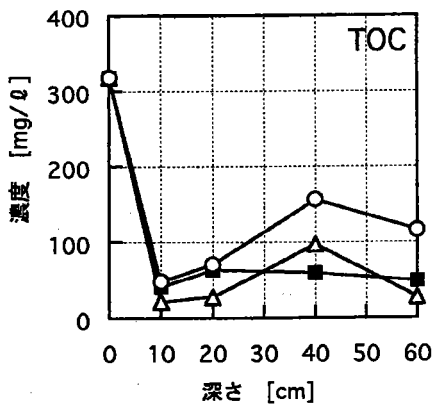
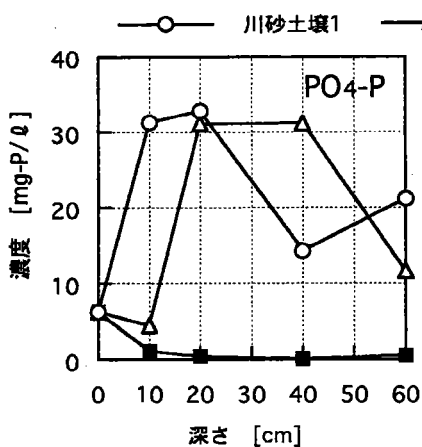


ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 7. 4 調査)

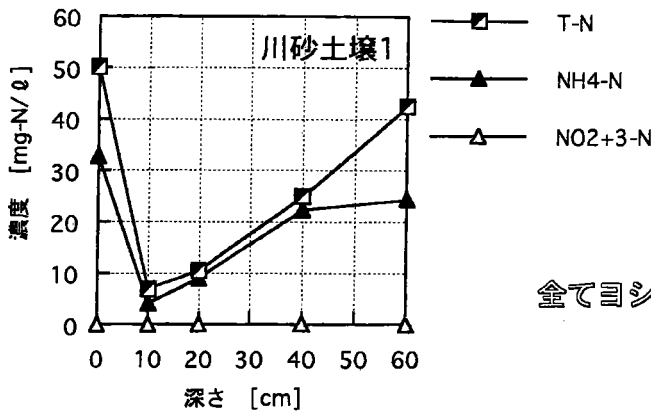


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 7. 16調査)

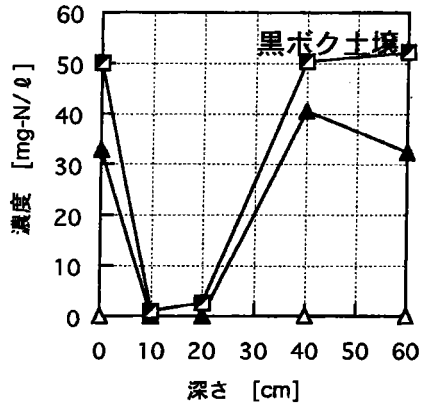
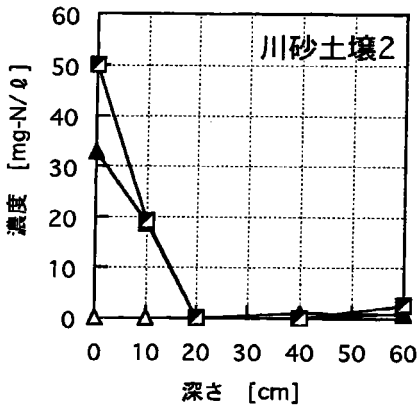
実験条件：流入水量2.0φ、気温28℃
水位30cm、間欠流入方式



ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 7. 16調査)

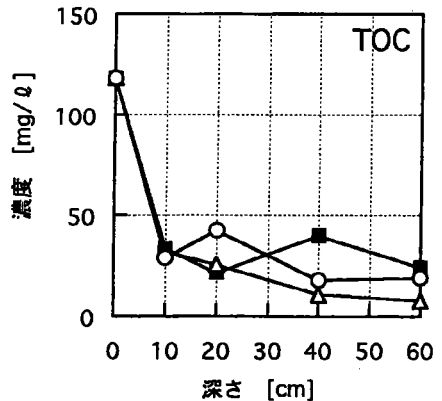
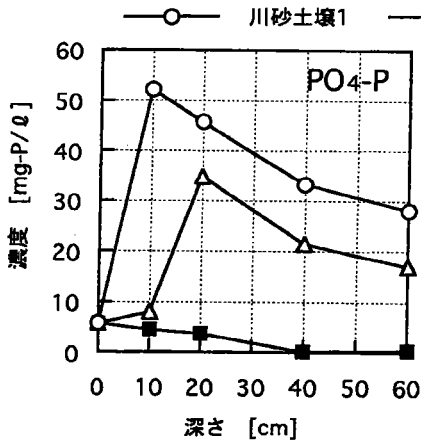


全てヨシ植生系の装置

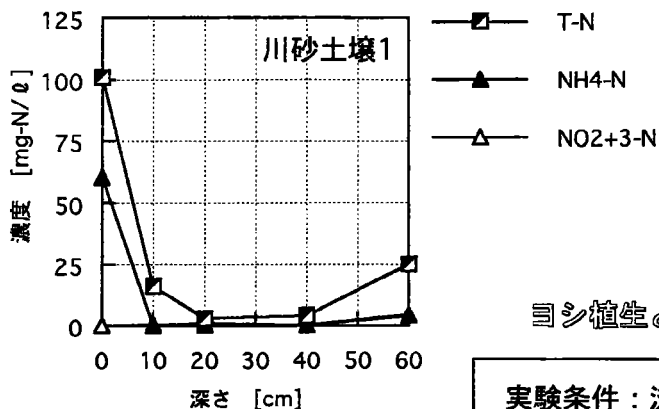


ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 8. 3 調査)

実験条件：流入水量4.0ℓ、気温26℃
水位30cm、間欠流入方式

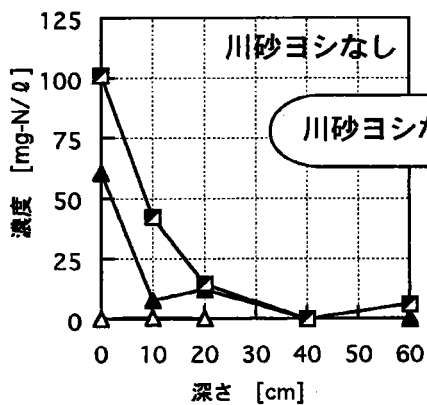
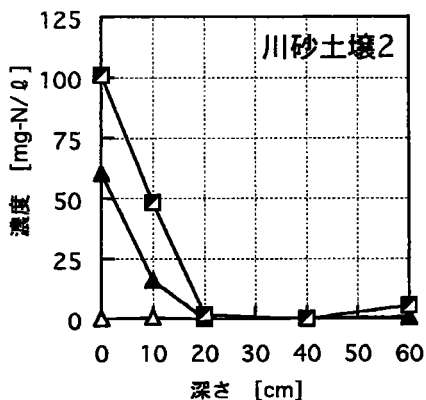


ヨシ植生装置におけるリン・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 8. 3 調査)



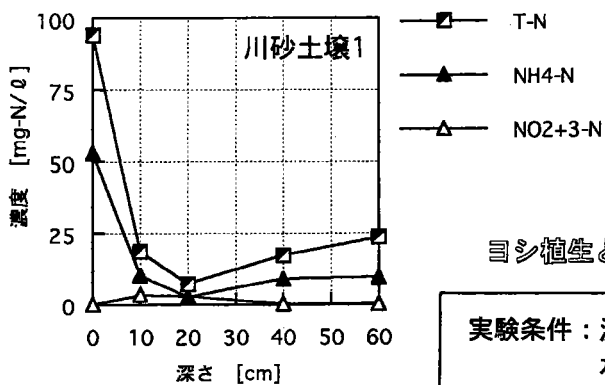
ヨシ植生とヨシなしでの比較

実験条件：流入水量2.7φ、気温19℃
水位30cm、間欠流入方式



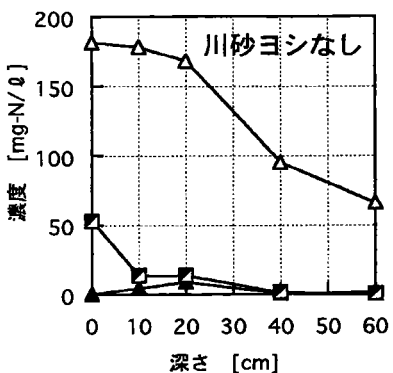
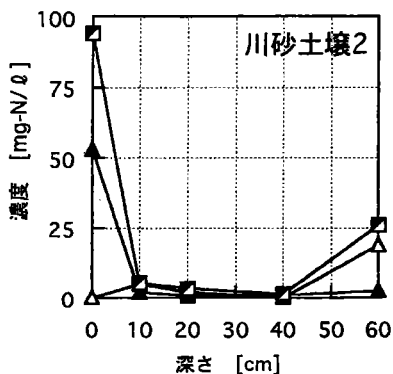
川砂ヨシなし装置は8/25に新規作成

ヨシ植生装置における各窒素濃度の鉛直分布
(1996. 8. 28調査)

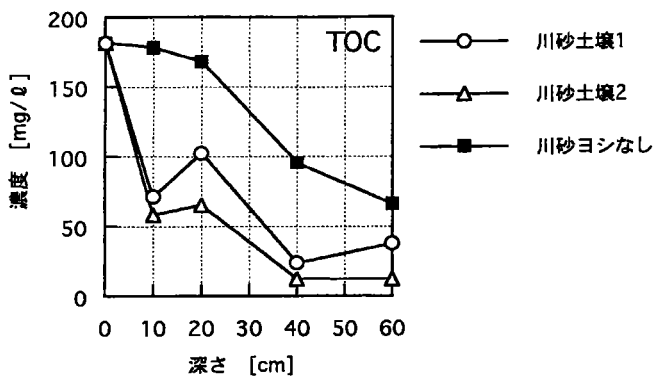


ヨシ植生とヨシなしでの比較

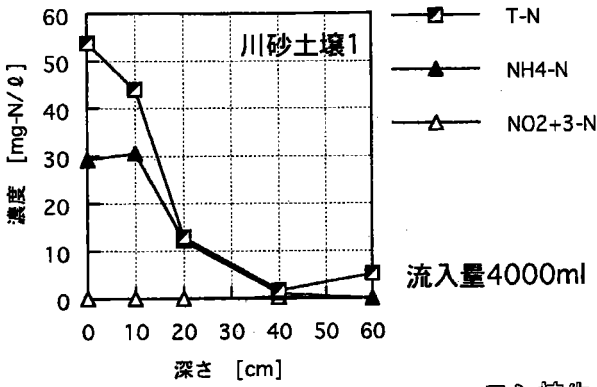
実験条件：流入水量2.0 l、気温26℃
水位60cm、間欠流入方式



川砂ヨシなし装置は8/25に新規作成

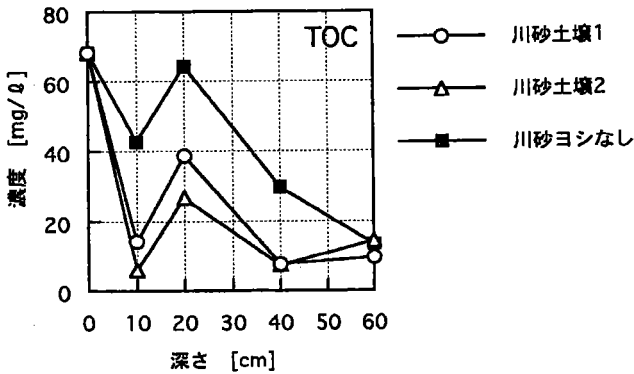
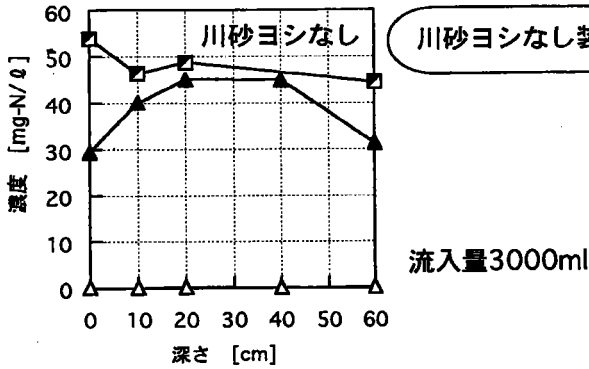
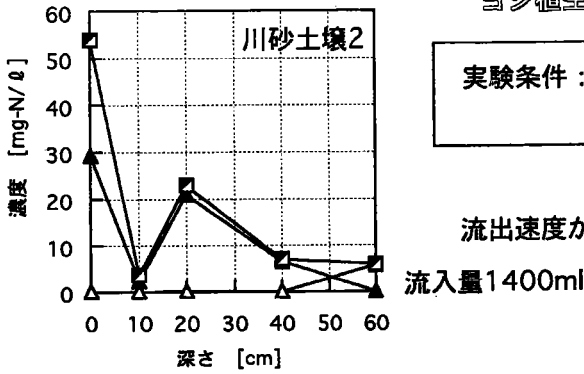


ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 9. 6 調査)

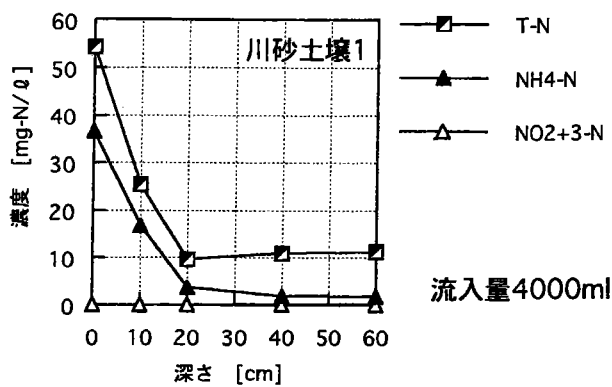


ヨシ植生とヨシなしでの比較

実験条件：気温22℃
水位60cm、連続流入方式

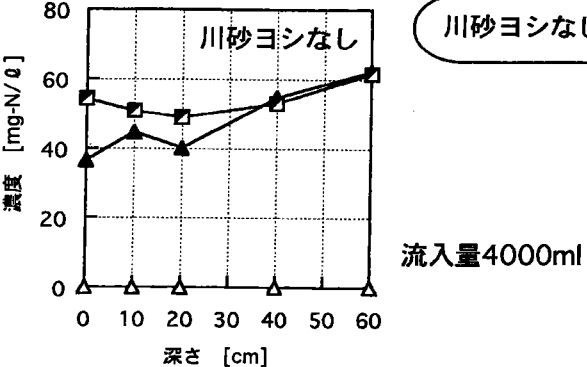
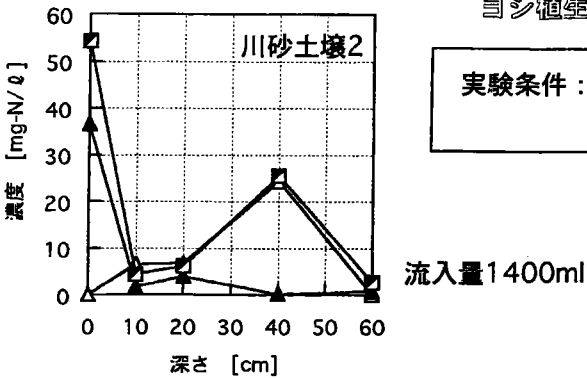


ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996.10.3調査)

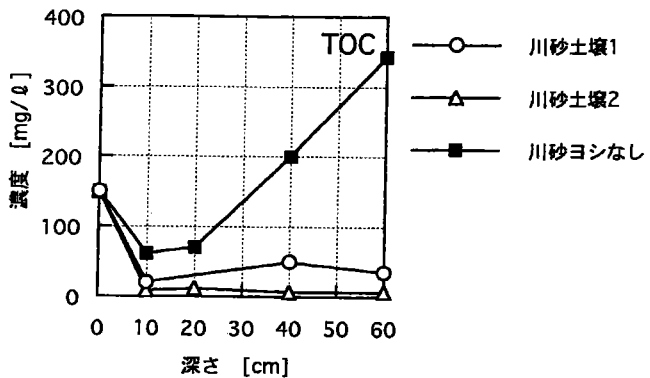


ヨシ植生とヨシなしでの比較

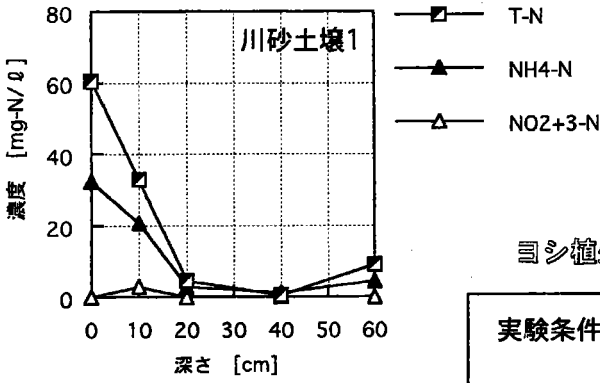
実験条件：気温20℃
水位60cm、連続流入方式



川砂ヨシなし装置は8/25に新規作成

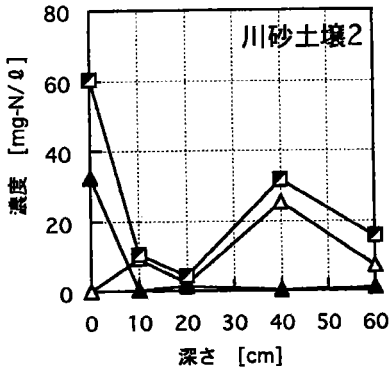


ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布 (1996.10.15調査)

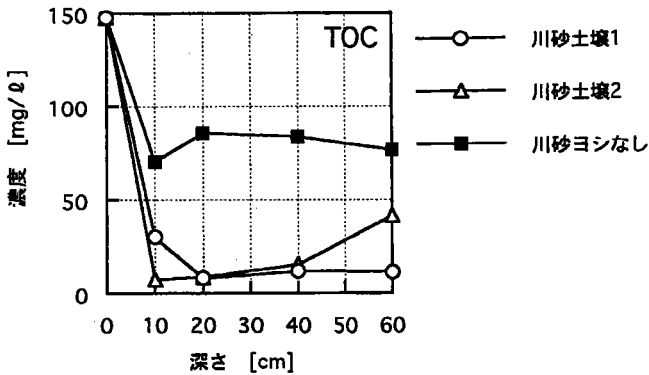
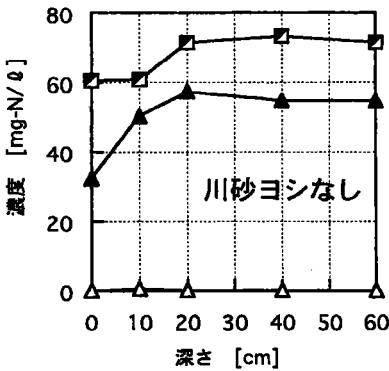


ヨシ植生とヨシなしでの比較

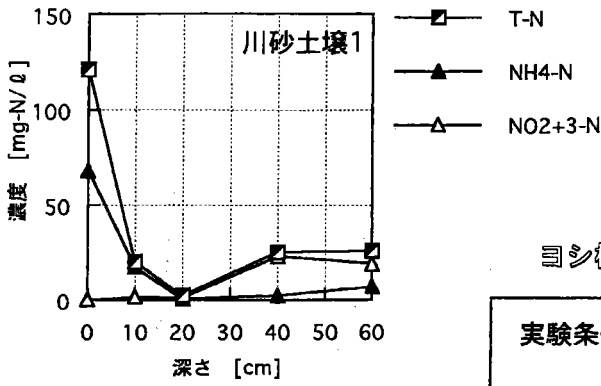
実験条件：流入水量3.0ℓ、気温16℃
水位30cm、連続流入方式



川砂土壤のみ1200ml

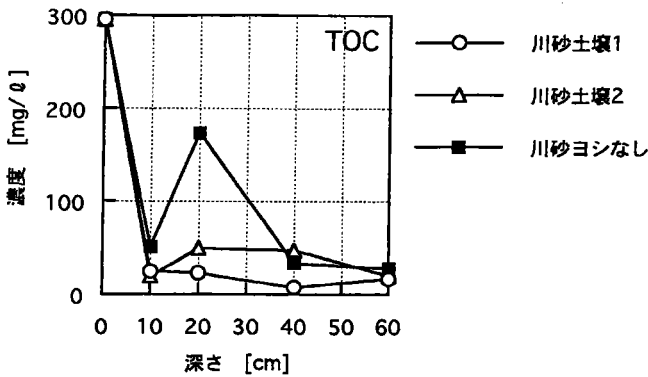
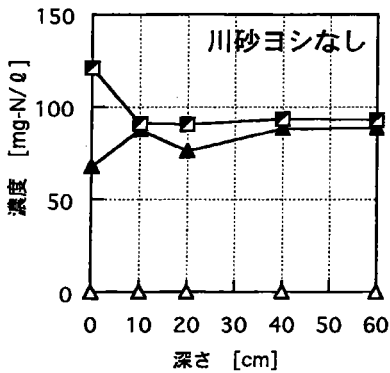
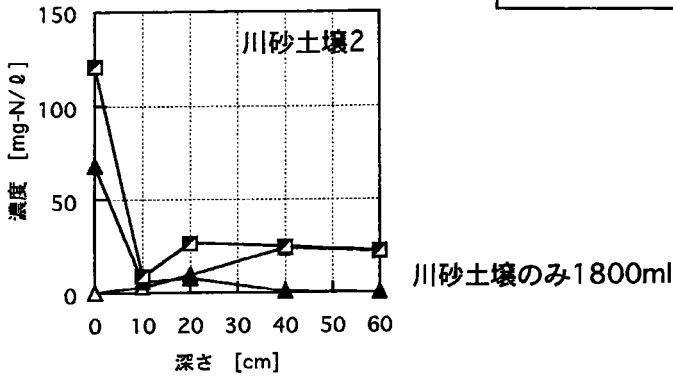


ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996.11.5調査)

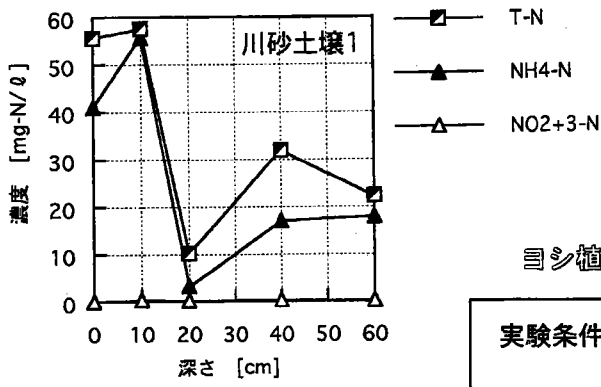


ヨシ植生とヨシなしでの比較

実験条件：流入水量3.0l、気温13℃
水位30cm、連続流入方式

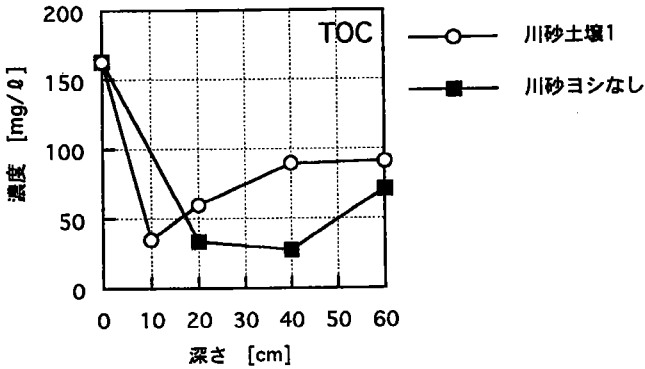
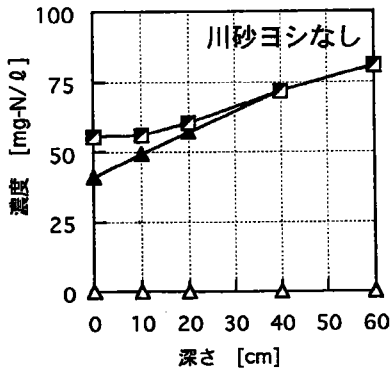


ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 11. 15調査)

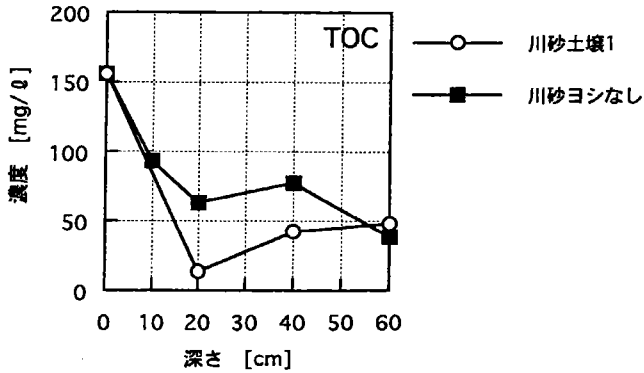
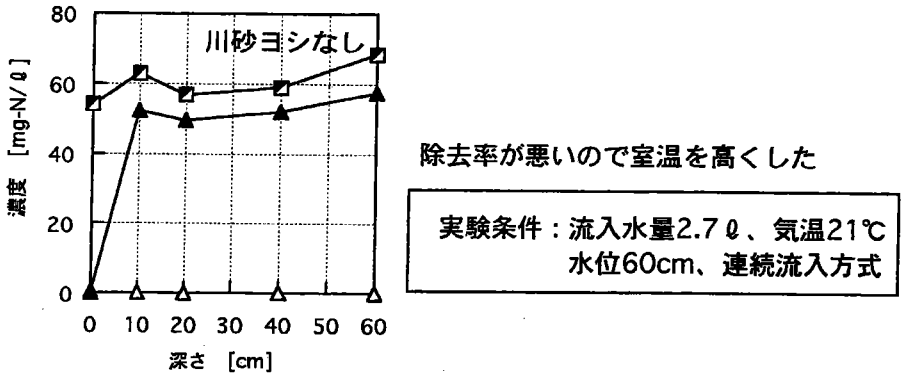
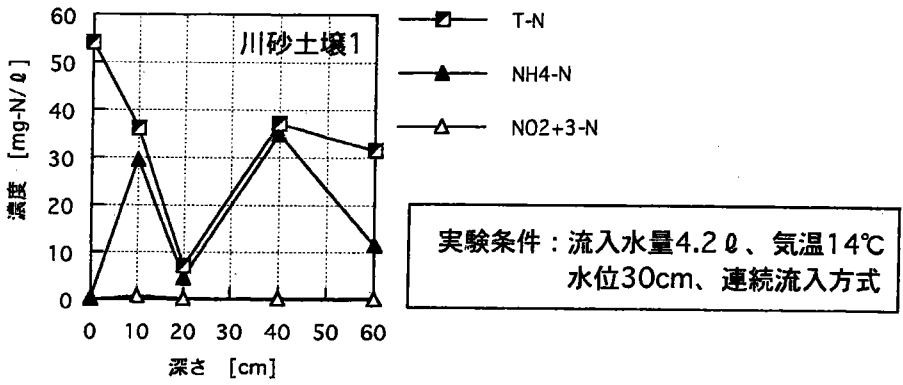


ヨシ植生とヨシなしでの比較

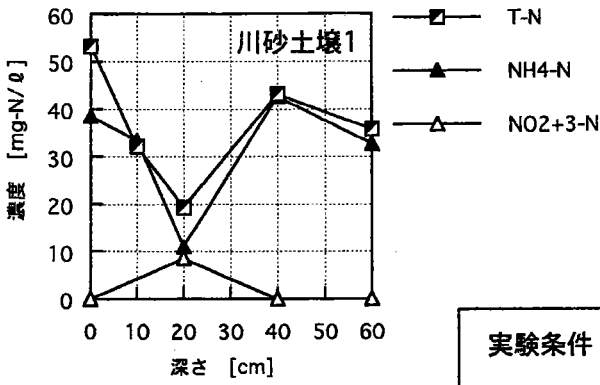
実験条件：流入水量3.0ℓ、気温10℃
水位0cm、間欠流入方式



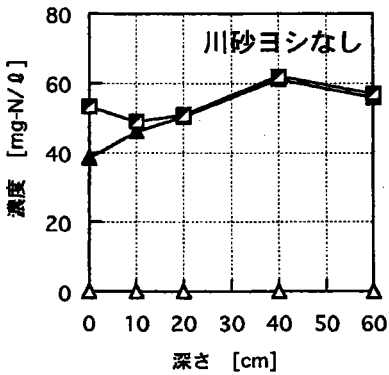
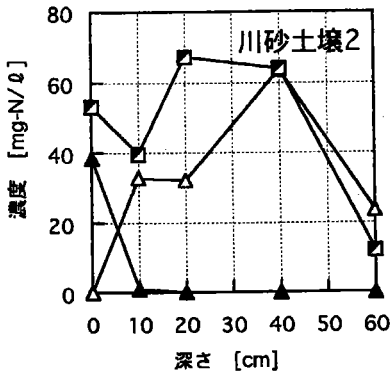
ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996.12.4調査)



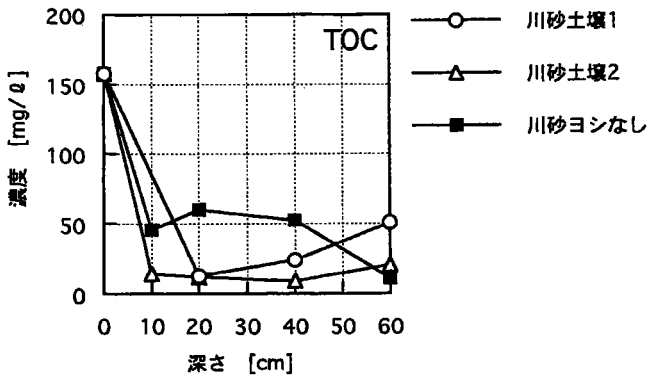
ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996.12.11調査)



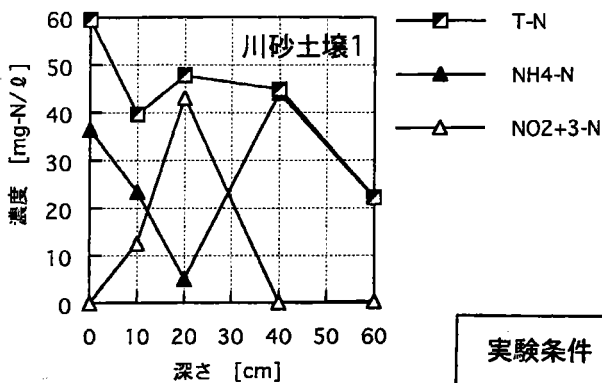
実験条件：流入水量1.0ℓ、気温10℃
水位30cm、連続流入方式



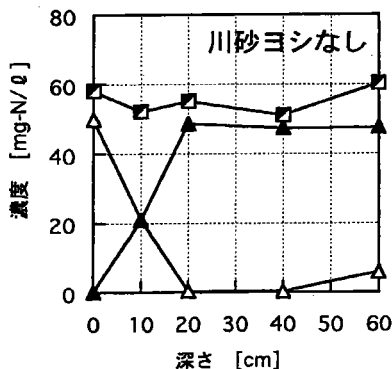
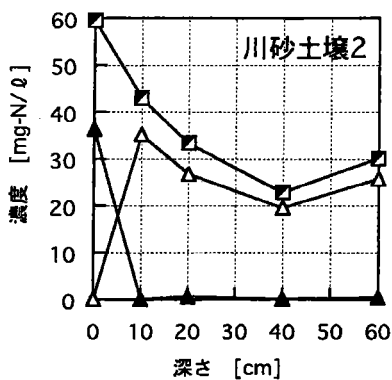
除去率が悪いので室温を高くした
実験条件：流入水量1.5ℓ、気温21℃
水位60cm、連続流入方式



ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996.12.20調査)

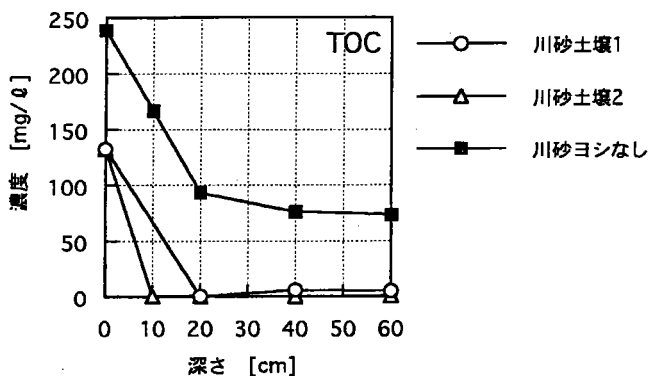


実験条件：流入水量0.5ℓ、気温10℃
水位30cm、連続流入方式

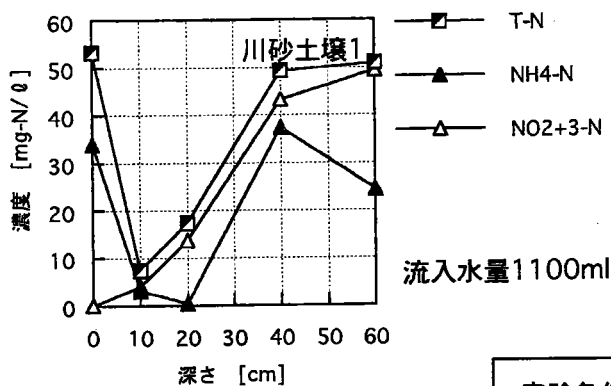


脱窒能力を見るために
硝酸カリウム溶液を流入

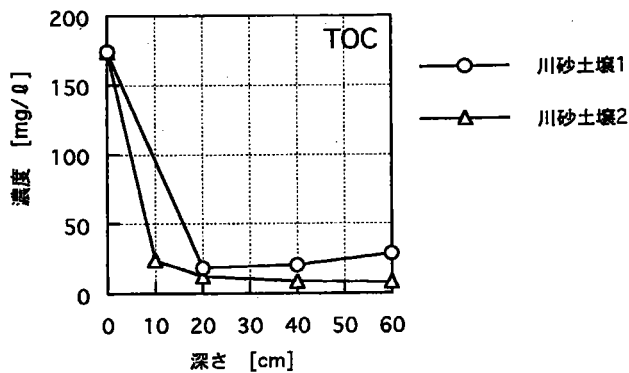
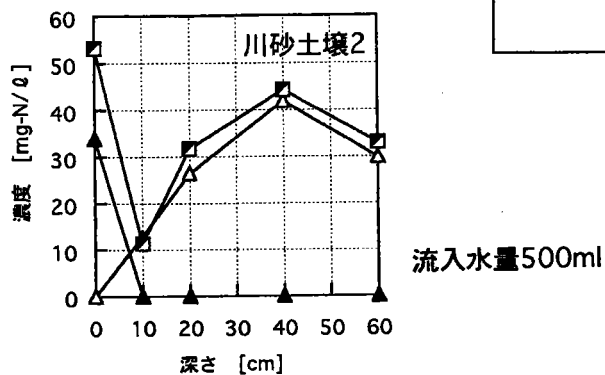
実験条件：流入水量2.7ℓ、気温10℃
水位60cm、連続流入方式



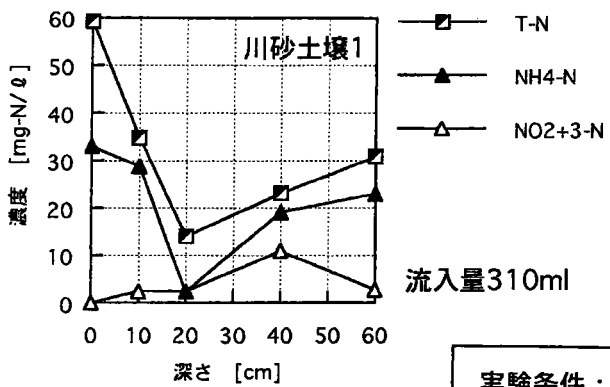
ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996.12.29調査)



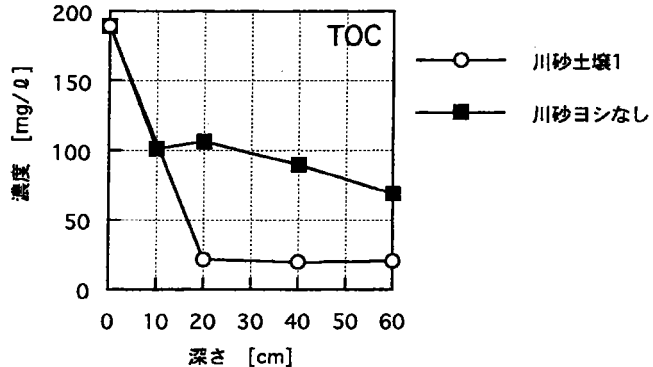
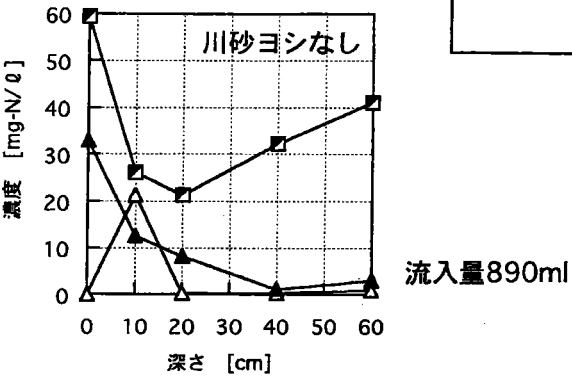
実験条件：気温10℃
水位30cm、連続流入方式



ヨシ植生装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 1. 7 調査)



実験条件：気温6.5℃
水位30cm、連続流入方式



ヨシ植生・ヨシなし装置における窒素・TOC濃度の鉛直分布
(1996. 1. 16調査)

おわりに

多摩川下流域の大師橋付近のヨシ原を選び、ヨシ原の根茎部やヨシ原に接する干潟底泥中の塩分濃度や栄養塩濃度分布を明らかにすることにした。しかし、結果的には、潮の干満で、すなわち数時間オーダーで間隙水中の栄養塩濃度が変化したのは、ヨシ原の前面に位置する干潟で、満潮から干潮にかけて干潟上層部（0～8 cm程度）では、規則的に硝酸態窒素が減少することが確認され、この減少部分を脱窒によると考えた。しかも干潟などにおける潮の干満により、底泥間隙水に移動する水量は底生生物の生息数が多いところに限定されていた。すなわち、巣穴を通じて、汚濁河川水が干潟底泥内に入り、脱窒作用を受けたと考えられた。したがって、水生植物の浄化能を強化するためには、また自然浄化をさらに強化するならば、ヨシ原の底泥内に汚濁した河川水を通すような工夫が必要であると考えられる。

また、ヨシの水質浄化機能を強化したプロセスとして、ヨシフィルターを取りあげた。これまで製作してきたヨシフィルターによる水質浄化実験結果から、鉛直方向の浸透流れ方式が優れており、生活排水処理だけでなく、3次処理としても十分適用可能であることが示唆された。今後、このヨシフィルター方式による実施例が増えると予想される。ただし、以下のような課題も残されている。

最終年度に製作したヨシフィルターボックスは、実際の生活排水を対象としたヨシフィルターに比べて、小型であり、冬季における低温の影響を直接受けた。このため、冬季において窒素除去性能が著しい低下が認められた（しかし、実際の生活排水を対象としたヨシフィルターでは、これほど大きな影響が認められなかった。）。したがって、ヨシフィルター内での温度分布を把握して、冬季に温度が低下しないよう、地中に設置するなどの工夫をすれば、地上部が枯死したヨシでも浄化機能が維持されることが考えられる。

また、脱窒による窒素除去割合が、年平均で27%というのは、実際の生活排水を対象としたヨシフィルター実験での結果と考えると、低すぎると思われる。この理由として、ヨシフィルターボックス内に加えたアセチレンガスが亜酸化窒素から窒素ガスへの経路を完全に阻害していたか、疑問が残る。今後は、安定同位体¹⁵Nを用いたトレーサー実験を採用して、ガスあるいは水中に放出された¹⁵N₂を定量していきたいと考えている。

こうした成果が、今後ヨシによる水質浄化機能を強化させる方法の確立につながると考えている。

「た ま が わ り い き す い せ い し く ふ つ す い し つ じ ょう か き の う
多摩川流域における水生植物の水質浄化機能の
ひ ょう か き ょう か し ゅ ほう
評価とその強化手法」 (研究助成・A類NO.184)

著者 ほ そ み ま さ あ き
細見正明

発行日 1998年3月31日

発行 財団法人とうきゅう環境浄化財団
〒150-0002 渋谷区渋谷1-16-14
(渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03)3400-9142

FAX (03)3400-9141
