

実大規模の浸透流方式湿地浄化法の開発と その評価

中村圭吾¹・三木理²・島谷幸宏³

¹正会員 建設省土木研究所環境部河川環境研究室 (〒305-0804 つくば市旭1)

²正会員 工博 新日本製鐵株式会社 (〒293-8511 千葉県富津市新富20-1)

³正会員 工博 建設省土木研究所環境部河川環境研究室 (〒305-0804 つくば市旭1)

渡良瀬遊水地内に設置した1系列当たり面積50m²の実験施設を用いて、表面流方式、浸透流方式(ろ材:レキ)及び浸透流方式(ろ材:人工メディア)の3種類の湿地浄化法を比較した。その結果、浸透流方式の2系列は、表面流方式の1/3~1/10の面積で同等の浄化効果を有することが明らかとなった。ただし、2系列の浸透流方式においてろ材による浄化効果の差はあまり無かった。浸透流方式は特に夏期の窒素除去が優れており、水温が15℃以上、溶存酸素が3mg・l⁻¹以下の条件下で硝酸対窒素の除去率が66~77%であった。この硝酸対窒素の除去は脱窒によると推察された。

Key Words: *constructed wetland, subsurface flow, compact wetland, denitrification, urban area*

1. はじめに

湿地浄化法は、ヨシなどの水生植物が生えた人工の湿地あるいは自然の湿地に汚水を通水し、浄化する方法である。湿地浄化法は水質浄化だけでなく、生物の生息場や自然景観の改善、洪水制御など複合的な機能を有し、水環境に求められる複合的な機能を満たす手法として、世界各地で盛んに実施されている。この浄化法は構造の観点から大きく2つに分けることが出来る。一つは水生植物帯の表面に水を流して浄化する表面流方式(FWS: free water surface)であり、もう一つは深さ50cm程度のレキ層の表面に水生植物を植栽し、レキ層の中を水が流れることによって浄化が行われる浸透流方式(SF: subsurface flow)である¹⁾。

日本においては、これまで表面流方式が主流であり、実大規模の施設も設置されている。代表的な研究事例として、茨城県山王川、佐渡あるいは渡良瀬遊水地における実験などがあり、除去率は窒素で50~80%、リンで50~80%、ク

ロロフィルaは70%程度と水質浄化に効果を発揮している^{2)~7)}。

しかしながら、表面流方式の浄化施設は一般に広大な面積を必要とし、日本の都市部では実施が困難である。そこで、表面流方式より小さい面積で同等の効果を有する浸透流方式は日本において有効であると考えられる。浸透流方式はヨーロッパで多く実施されているが、その対象は下水処理水や家庭排水が多く⁸⁾、小河川や水路を対象とすることが多い日本では別途検討が必要である。また、本研究ではコンパクト化を進めるために人工浮島などに利用される空隙率の高い植栽基盤(人工メディア)をろ材に使用した浸透流方式の検討も行った。

本稿では、渡良瀬遊水地内で河川水対象として、実大規模の実験施設において表面流方式、浸透流方式(ろ材:レキ)、浸透流方式(ろ材:人工メディア)の3つの湿地浄化施設の浄化効果を調査し、その効果を検討した。

2. 海外における湿地浄化法研究の現状

湿地浄化法は過去 20 年間に徐々に発達しており⁹⁾、欧米では盛んに研究・実施されているが、日本では研究・実施事例がそれほど多くない。ここでは本研究結果の理解・考察の一助として海外の研究の現状を整理する。

(1) 湿地浄化法の方式

湿地浄化法は大きく分けると湿地の表面に水を流す表面流方式 (FWS: Free Water Surface) とレキなどの浸透流方式 (SF: Subsurface Flow) に分類される。一般的に広い面積を必要とする表面流はアメリカに多く、比較的面積を必要としない浸透流はヨーロッパに多いと言われている⁸⁾。また、浸透流方式で処理水を鉛直方向に流すことによって、酸素移送容量 (OTC) を大きくし、窒素の除去を目的とした鉛直流方式 (VF: Vertical Flow) も 10 年ほど前から実施されてきている。また、5 年ほど前からハイブリッドシステムあるいはコンバインドシステムといわれる表面流方式と鉛直流方式を組み合わせて両者の短所を補うシステムに注目が集まっている⁹⁾。今後はこれらの技術をいかに最適化して組み合わせるかがポイントとなる。

(2) 植生の役割

湿地浄化法には通常ヨシなどを中心とした抽水植物が植栽されている。植生の役割については H. Brix がまとめている^{10), 11)}。植生の役割としては、植栽基盤表面の安定化(侵食防止)、物理的フィルター作用、鉛直流における目詰まり抑制、根からの酸素の供給、冬季結氷防止の断熱、付着生物(藻類、原生動物、バクテリア)などの広い表面積の供給などが挙げられる。植生は土壌をほぐし、枯れると空隙ができるため湿地の透水係数を増すと言われているが、いくつかの研究事例では植物の成長にともない透水係数が減衰することが実証されている。植生による栄養塩の取り込みは表面流方式で低負荷のときは効果が定量的に確認される。したがって、河川や小水路の比較的低負荷の浄化には一定の効果を有しているといえる。ただし、植

生の浄化効果は物理作用が主で、栄養塩の取り込みは主な効果ではない¹¹⁾。また、地下部の根茎は、酸素を供給し、窒素の硝化を促進する。酸素の供給量は $0.02\text{--}4.3\text{ g/m}^2/\text{day}$ と実験によって大きな開きがあり、今後さらに検討を進める必要がある。

(3) 目詰まりについて

浸透流方式を採用した場合、心配される現象として浸透層の目詰まりの問題がある。目詰まりの問題に関してはまだ十分な研究は無いが、目詰まりを防ぐには中央ヨーロッパの気候において、 $25\text{ gCOD/m}^2/\text{d}$ を越えないこととし、2ないし4系列の湿地を交互に使用し、浸透層を回復させることが望ましいとされている¹²⁾。また、目詰まり量を数式によって予測する試みもなされている¹³⁾。河川水などを浄化する場合、SS成分が多いので長期にわたる目詰まりに対する検討が必要である。

(4) 湿地浄化法：その他の役割

湿地は水質浄化だけでなく生物の生息空間及びレクリエーション、環境教育の場として活用される。しかし、湿地に生物が集まれば汚水処理にともなって蓄積する重金属などのリスクを生物に負わせることにもなることが懸念されている。水質浄化の場としての機能と生物生息場としての機能の折り合いのつけ方が今後の研究課題である¹⁴⁾。また、多くのエネルギーを必要とせず、技術的にもそれほど難しくないので、途上国における水質浄化対策として注目されている^{15), 16)}。

3. 実験方法

(1) 実験施設概要

現地実験は、1997年8月から1999年1月の間に茨城県古河市の北西に位置する渡良瀬遊水地内で行った。実験に使用した河川水は谷田川支川からポンプによって取水した。実験施設の概要図を図-1に、仕様を表-1に示す。実験施設は沈砂池、ひも状接触材を充填した接触酸化槽からなる前処理施設、分配槽及び湿地浄化施設からなる。湿地浄化施設

表-1 実験施設仕様

湿地タイプ	大きさ 縦×横	水深 (m)	充填ろ材	空隙率	実測滞留 時間 (hr)	水面積負荷 ($m^2 \cdot day^{-1}$)
浸透流 (レキ)	12.5L×4W	0.60	レキ φ20- 40mm	0.45	4.8	1.2
浸透流 (人工 メディア)	12.5L×4W	0.60	ポリ塩化ビ ニル+塩化ビ ニリデン	0.95	6.2	1.2
表面流	12.5L×4W	0.10	現地土	—	1.6	1.2

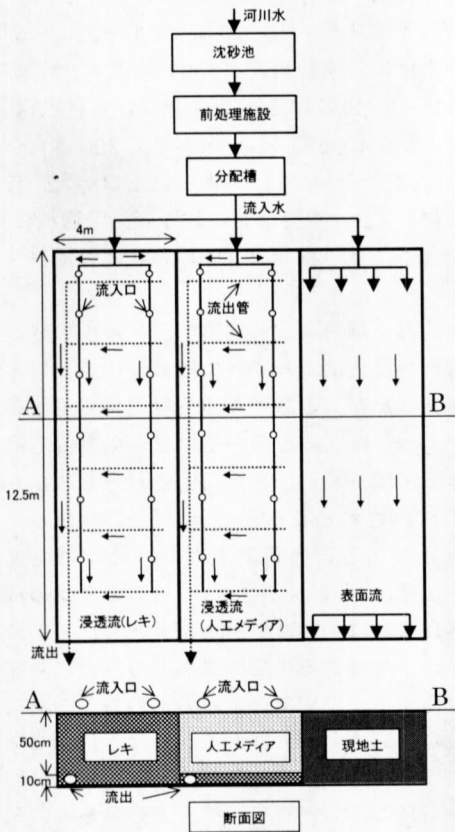


図-1 実験施設概要図

は空隙率 0.45 のレキをろ材とした浸透流 (レキ), 空隙率 0.95 の人工メディアをろ材とした浸透流 (人工メディア), 表面流の 3 区画からなる. 1 区画あたりの大きさは 12.5m×4m (50 m^2) とし, 水深は表面流が 10cm, 浸透流は浸透層の深さを 60cm とした. 処理水量は 1 区画あたり 60 $m^3 \cdot day^{-1}$ とし, 水面積負荷を 1.2 $m^3 \cdot day^{-1}$ とした. それぞれの区画には, 付近の渡



図-2 人工メディアの写真

良瀬遊水地内において採取したヨシ (*Phragmites australis*) を密度が 9 本・ m^{-2} となるように植栽した. ヨシは地下茎とひげ根を残し, 土壌がついていないものを手差しで植栽した

表面流の表土は, 現場の埋め戻し土である. 表面流の処理水は流入側 4カ所から入り, 押し出し方式で下流から流出する.

浸透流 (レキ) は, 直径 20mm~40mm 程度の碎石を厚さ 60cm 敷き詰めた構造とし, 流入水は 12ヶ所の流入口から鉛直方向に給水した. 流出水は 50cm の深さにある 6本の集水管を通過して, 湿地表面より 5cm 低い流出口より流出する.

浸透流 (人工メディア) は図-2に示す 500mm×2000mm×厚さ 50mm の人工メディア (塩化ビニル+塩化ビニリデン) を 10層 (50cm) 敷き詰めた構造とした. 流入, 流出の配管構造は浸透

流(レキ)と同様で、底部 10cm は浸透流(レキ)と同じレキを敷き詰めた構造とし、全体として層厚は 60cm とした。

滞留時間は、流入量を設定値の $60\text{m}^3\cdot\text{day}^{-1}$ とすると流入量を空隙率を考慮した各系列の容積で除することにより、表面流が 2.0h、浸透流(レキ)が 5.4h、浸透流(人工メディア)が 10h となる。しかし、実験終了後の 1999 年 1 月に実施した塩化リチウムを用いたトレーサ試験より計算された滞留時間は浸透流(レキ)が 4.8h、浸透流(人工メディア)が 6.2h、表面流が 1.6h となった。表面流はヨシの茎などによって容量が 75%程度になる¹⁾ので、滞留時間も理論値の 75%程度となる。浸透流においては水が浸透層全域に均等に分散していないことが原因と推察される。この傾向は空隙率が高く、透水性の高い浸透流(人工メディア)で特に顕著と考えられる。浸透流においては流入口が複数あり、実際の流れは複雑であると考えられるが、本稿では後者の実測値を滞留時間として使用した。

(2) 植生調査

湿地タイプごとの植生現存量の概要を知るために、月に 1 度程度の頻度でヨシの茎長(cm)、密度(1 m²のコードラート(方形の枠)内の茎数)を測定した。また、実験後の 1999 年 2 月 27 日に一定区域の面積(30cm×30cm)の植生を刈り取り、乾重量を測定し現存量(地上部のみ)を推定した。

(3) 水質調査

本稿では、1998 年度に行われたウエットランド流入水(以下 流入水)と 3 種類のウエットランド流出水に関する調査方法および結果について述べる。水質調査は 1998 年 4 月から開始し、同年 12 月に終了した。調査した水質項目のなかで、水温、pH、溶存酸素、酸化還元電位、濁度、透視度に関しては、5 月より 1 週間に 1 回の頻度で分析し、BOD、溶解性 BOD(D-BOD)、COD_{Mn}、溶解性 TOC(D-TOC)、SS、VSS、T-N、NH₄-N、NO₃-N、T-P、PO₄-P、chl. a に関しては、2 週間に 1 回の頻度で、また大腸菌群数、糞便性大腸菌に関しては 1 ヶ月に 1 回の頻度で分析した。

流入水の採水は、分配槽で行い、流出水はそ

れぞれのウエットランドの流出口で採水した。

4. 実験結果と考察

(1) 植生の生育状況

予備実験を開始した 1997 年度の茎長の最大値は植栽時期が 8 月と遅かったこともあり 0.5m~1.0m と貧弱な状態であった。しかし、1998 年度は、比較的順調に成長し、茎長の最大値は表面流: 2.4m、浸透流(レキ): 2.1m、浸透流(人工メディア): 1.5m であった。一方、ヨシの密度は、植栽当初(1997 年度 8 月)の密度 9 本・m⁻²に対して、1998 年夏から秋には、表面流: 240 本・m⁻²、浸透流(レキ): 200 本・m⁻²、浸透流(人工メディア): 15 本・m⁻²となった。このように、茎長、密度ともに表面流>浸透流(レキ)>浸透流(人工メディア)の順によく成長した。

表面流は土壌を有し、通常のヨシ程度の成長を示した。浸透流(レキ)ではヨシの成長は不十分であったが、表層近くのろ材内部に泥土の堆積が 5cm 程度ある部分ではヨシの茎高も高い。地下茎はレキに成長が阻害されるためか、砂地で確認される比較的まっすぐに伸びる地下茎と比較すると幾重にも曲がった状態であった。浸透流(人工メディア)においてヨシの成長が不良なのは、空隙が 95%と大きく比較的やわらかい素材であるので、風などの外力に対する安定性が不十分であったと考えられる。ただし、この人工メディアは人工浮島などに採用され水生植物の成長が十分可能であるので、今回の成長不良の原因として、流入水そのものの栄養塩が少なかったことも理由と考えられる。

須藤¹⁸⁾によると比較的栄養塩の豊富な水を使用した実験では空隙率の大きい網状担体の方が栄養塩の供給が容易で定着の可能性が高いとあるが、原水が低濃度で懸濁性物質を多く含む河川水を使用した場合、水からの栄養塩供給より、捕捉した懸濁性物質からの栄養塩供給が多いと考えられる。その場合、空隙率の高いことは栄養塩の捕捉に不利と考えられる。

(2) 懸濁性物質(SS, VSS, chl. a)の除去

1998 年度調査の水質の測定結果を図-3に、

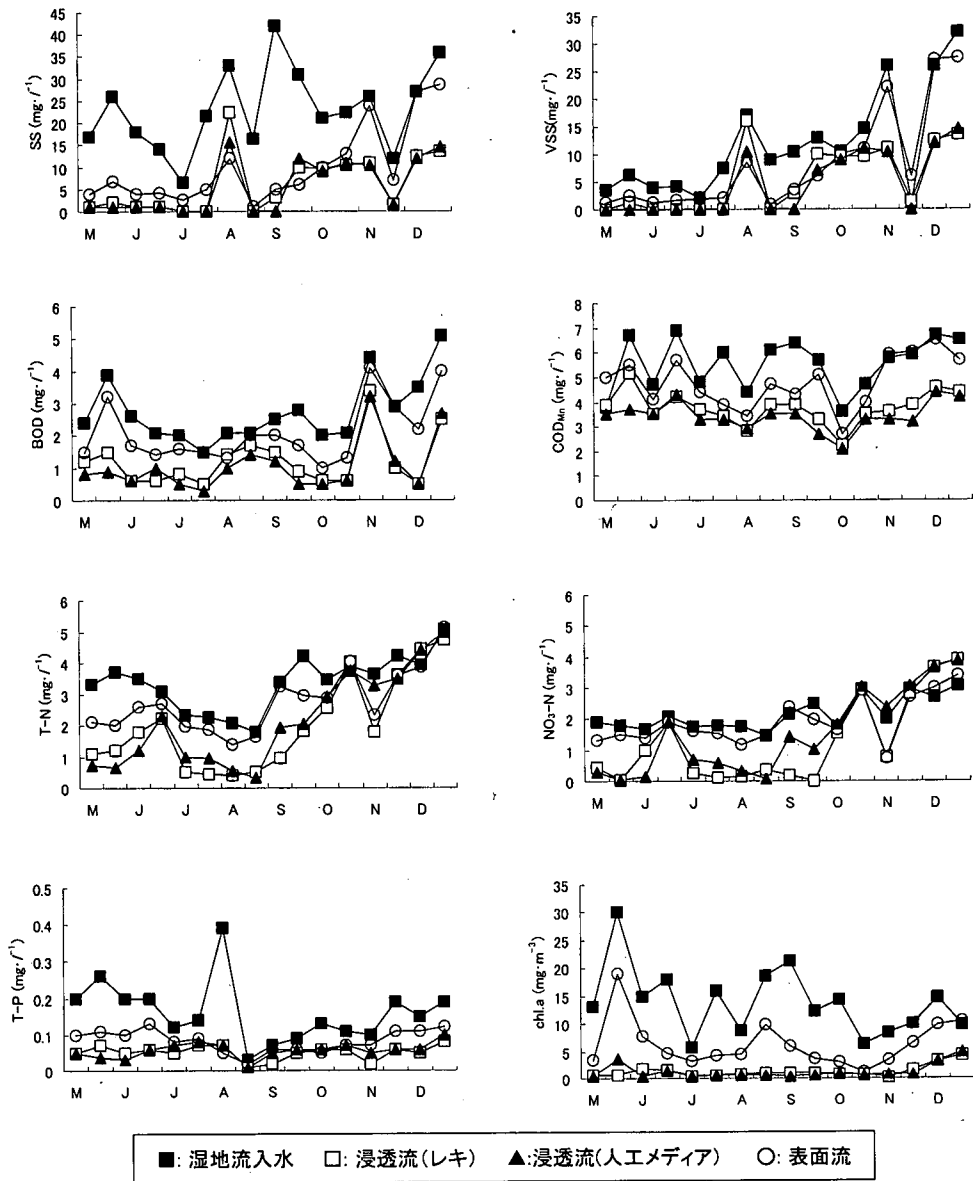
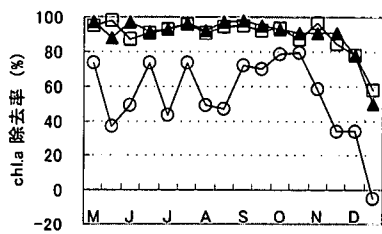
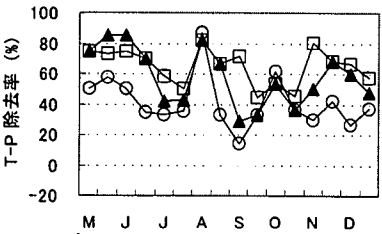
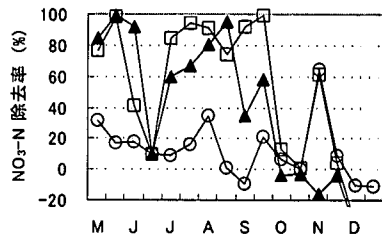
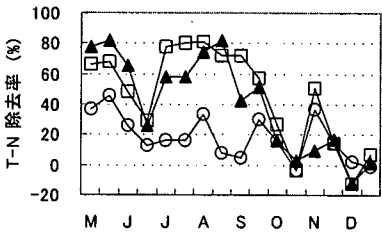
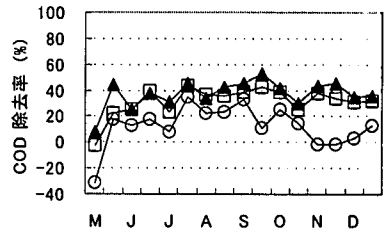
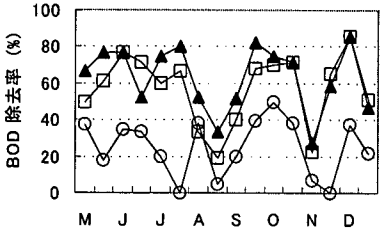
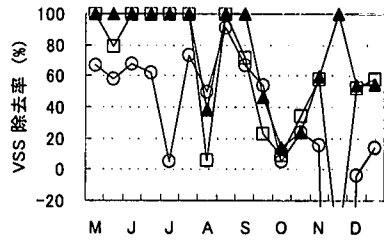
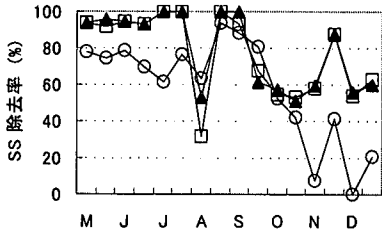


図-3 水質測定結果



□: 浸透流(レキ) ▲: 浸透流(人エメティア) ○: 表面流

図-4 除去率

除去率を図-4に示す。ウエットランド流入水のSSは $6.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $42 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で、測定値の平均は $23 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。1998年度の平均除去率は浸透流(レキ)が73%, 浸透流(人工メディア)が76%, 表面流は57%であり、レキと人工メディアの差は確認できなかった。5月7日~9月8日の浸透流(レキ, 人工メディア)の除去率は8月11日の測定値を除いて90%以上で表面流は80%前後であった。ただし、9月から12月にかけて浸透流, 表面流ともに流入水, 流出水のSS濃度が上昇しており, 除去率も落ちている。VSSの濃度が8月以降上昇しており, 懸濁性の有機物が増えたことが影響していると考えられる。流入水のchl.aは平均 $14 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。chl.aの平均除去率は浸透流(レキ), 浸透流(人工メディア)ともに91%, 表面流では54%となった。2つの浸透流タイプでは流入水質の変動は大きいものの流出水質はほぼ $2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ 以下で安定していた。

(3) 有機性物質(BOD, COD_{Mn})の除去

流入水のBODは $1.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $5.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で, 平均は $2.8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と低濃度であった。平均除去率は浸透流(レキ)56%, 浸透流(人工メディア)62%, 表面流24%で, 浸透流方式と表面流の差はあったものの, レキと人工メディアの差はあまりなかった。また, D-BODの除去率に関しては浸透流(レキ)38%, 浸透流(人工メディア)41%, 表面流で9%である。D-BODの除去率が表面流より浸透流で高いことは物理的なる過効果だけでなく, 栄養の取り込みなど生物学的過程が作用していると考えられる。

COD_{Mn} の流入水は $3.6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $6.9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で, 平均 $5.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。除去率は浸透流(レキ)で32%, 浸透流(人工メディア)で38%, 表面流で13%となった。 COD_{Mn} 除去率の季節的変動は小さかった。これは, 流入水に生物的に分解されにくい有機物が多く含まれており, 水温や溶存酸素に影響をあまり受けなかったものと考えられる。

(4) 窒素の除去

流入水のT-Nは $1.78 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $5.06 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で, 平均 $3.36 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。除去率は浸透流(レキ)が41%, 浸透流(人工メディア)が36%,

表面流が18%であった。また, 浸透流(レキ・人工メディア)では流入・流出濃度, 除去率ともに季節的に大きな変化が見られた。5月~9月(流入水の平均T-N: $2.96 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$)の平均除去率が浸透流(レキ)で63%, 浸透流(人工メディア)で61%, 表面流で24%である。一方, 10~12月(流入水の平均T-N: $4.03 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$)の平均除去率は浸透流(レキ)で13%, 浸透流(人工メディア)で6%, 表面流で13%であり, 10月以降の除去率が5月~9月の除去率よりも大幅に減少した。

硝酸態窒素の流入水は $1.48 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $3.08 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で, 平均 $2.15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。除去率は浸透流(レキ)が49%, 浸透流(人工メディア)が37%, 表面流が13%であった。硝酸態窒素はT-N同様季節的に大きな変化が見られた。5月~9月(流入水の平均T-N: $1.90 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$)の平均除去率が浸透流(レキ)で77%, 浸透流(人工メディア)で66%, 表面流で15%である。一方, 10~12月(流入水の平均T-N: $2.58 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$)の平均除去率は浸透流(レキ)で-1%, 浸透流(人工メディア)で-16%, 表面流で7%である。

アンモニア態窒素の流入水は $0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $1.10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で平均 $0.29 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。3種類の湿地を通過後の水質が $0.14 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $0.17 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とほとんど差がないことより, 湿地による全窒素の除去は主に硝酸態窒素の除去であり, その他はろ過効果による懸濁態窒素の除去によると考えられる。ろ過効果の季節的変動は少ないと考えられるので, T-Nや硝酸態窒素に見られる除去率の季節的変動は主に硝酸態窒素の除去率の変動が主な原因と考えられる。この原因については(6)で検討する。

(5) リンの除去

流入水のT-Pは $0.03 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ~ $0.39 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で, 平均 $0.16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。除去率は浸透流(レキ)が68%, 浸透流(人工メディア)が64%, 表面流が48%であった。除去率の季節的変動は小さかった。リンは懸濁態が多く, 除去は主にろ過効果によるものと思われる。

(6) 硝酸態窒素の除去率の季節的変動要因

浸透流(レキ), 浸透流(人工メディア)における硝酸態窒素の除去率の季節的変動をみ

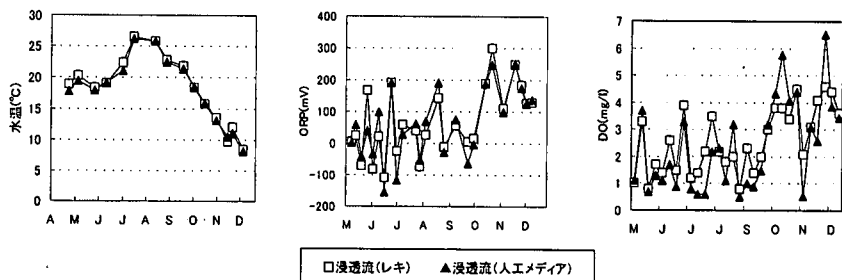


図-5 水温，酸化還元電位，溶存酸素の季節変動

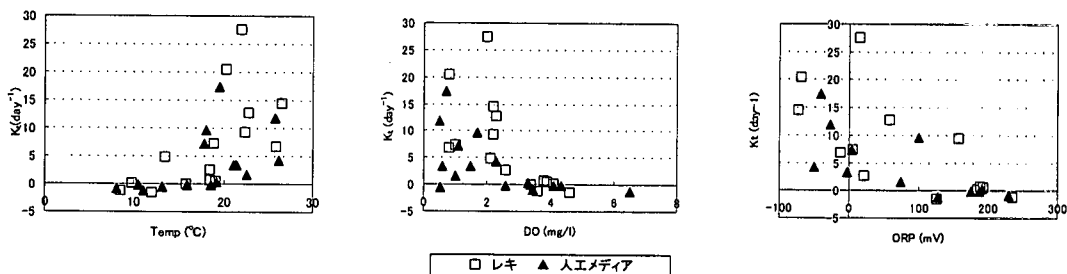


図-6 速度定数 K_t と水温，溶存酸素，酸化還元電位

ると9月～10月以降に低下している。また、高温期でも酸化還元電位，溶存酸素が上昇すると硝酸態窒素の除去率が低下する場合がある。水温，酸化還元電位，溶存酸素の季節的な変動を図-5に示す。これらの図より，水温の低下，溶存酸素の上昇及び酸化還元電位の上昇が硝酸態窒素の除去率を低下させる要因であることが読み取れる。ここで，硝酸態窒素除去の速度定数を K_t (day^{-1})，トレーサ試験より得られた滞留時間を t (day)とすると，流入水 C_0 と流出水 C_e の間に $C_e = C_0 \exp(-K_t \cdot t)$ の関係が成り立つ¹⁾。速度定数 K_t と水温，溶存酸素，酸化還元電位の関係を図-6に示す。これらのグラフより水温が約 15°C 以上，溶存酸素が約 $3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下，酸化還元電位が約 100mV 以下において硝酸態窒素の除去速度が大きい。硝酸態窒素が嫌気性に近い環境で除去されており，同時にアンモニア態窒素が増えていないことから，硝酸態窒素の多くは脱窒によって除去されたと推測される。

脱窒菌はかなり高い水温依存性を持ち，一般に水温が下がると脱窒速度は落ちるといわれており^{18),19)}，今回の調査結果も同様の傾向を示した。木村・細見ら²⁰⁾は，実験中の気温が 18°C 以上のとき，脱窒が窒素除去に占める割合を 60% ($27\sim 84\%$) としており，今回の実験と同様の値が得られている。また，木村・細見らは冬季においても温度を高く保つ (25°C) ことで，脱窒能を維持できるとしており，水温が脱窒に及ぼす影響が大きいことを実証した。除去速度は浸透流 (レキ) がやや大きい傾向を示している。この原因としては，浸透流 (レキ) 上のヨシ成長量が大きかったことが挙げられる。これまでも窒素の除去は根茎のバイオマスに比例していること²¹⁾，その説明としてヨシの地下茎上に形成されるバイオフィルムの窒素除去ポテンシャルがろ材表面より大きいことが報告されている²²⁾。

表-2 他の湿地浄化施設の事例

事例	タイプ	調査時期	水面積負荷 (m ² ·d ⁻¹)	施設面積当たりの除去能 (g·m ⁻² ·day ⁻¹)					
				BOD	SS	COD	T-N	T-P	
本実験	浸透流(レキ)	浸透流	通年	1.2	1.9	20	2.2	1.5	0.13
	浸透流(人工メディア)	浸透流	通年	1.2	2.0	21	2.6	1.5	0.12
	表面流	表面流	通年	1.2	0.8	16	0.89	0.72	0.09
	浸透流(レキ)	浸透流	5-9月	1.2	1.8	22		2.2	
	浸透流(人工メディア)	浸透流	5-9月	1.2	1.9	23		2.2	
	表面流	表面流	5-9月	1.2	0.73	20		0.86	
	浸透流(レキ)	浸透流	10-12月	1.2	2.3	18		0.62	
	浸透流(人工メディア)	浸透流	10-12月	1.2	2.3	18		0.27	
	表面流	表面流	10-12月	1.2	0.9	10		0.47	
他の事例	山王川 ²⁾	表面流	通年	0.03	2.3	1	0.85	0.13	0.02
		表面流	1-3月	0.03	2.2		0.81	0.10	0.02
	佐渡 ⁶⁾	表面流	通年	0.1	2.0*			1.19	0.15
	彦良瀬遊水地 ⁷⁾	表面流	通年	0.8					0.06
	水元公園 ⁸⁾	表面流	4-12月	0.052	0.083		0.079	0.068	0.01
	湿地浸透流平均 ²⁰⁾	浸透流						1.56	
	ヨシフィルター(室内実験) ²¹⁾	浸透流		0.02-0.10				2.2	

*TOCより推定

(7) 他の事例との比較

実験施設の施設面積あたりの除去能を試算し、既存の文献^{2), 6), 7), 19), 23), 24)}より得られた他の施設の除去能と比較した。結果を表-2に示す。今回の実験は負荷が小さいこともあって、水面積負荷は1.2 m²·day⁻¹と他の事例よりかなり高くなっている。

窒素に関しては、浸透流(レキ)が1.5 g·m⁻²·day⁻¹、浸透流(人工メディア)が1.5 g·m⁻²·day⁻¹、表面流が0.72 g·m⁻²·day⁻¹となった。これは、表面流は他の事例よりやや高く、浸透流に関しては北米の平均値¹⁹⁾とほぼ同じであった。浸透流(レキ・人工メディア)の夏期(5月7日~9月8日)に限ったデータは、細見²⁴⁾が行ったヨシフィルターの実験で得た値と同じ2.2 g·m⁻²·day⁻¹となっている。細見らの実験は水面積負荷が最大0.10 m²·d⁻¹と本実験の約10分の1であるが、窒素濃度が20~40 mg·l⁻¹程度と本実験の約10倍であり、単位面積当たりの窒素負荷量はおよそ2~4 gN·m⁻²·day⁻¹となる。本実験では夏期(5月7日~9月8日)平均窒素濃度が2.96 mg·l⁻¹であるので単位面積当たりの窒素負荷量は3.6 gN·m⁻²·day⁻¹となりほぼ同程度の値であることが分かる。Hammer and Knight¹⁹⁾によると単位面積当たりの窒素負荷量が3 gN·m⁻²·day⁻¹までは、水面積負荷に関わらず窒素の除去能が一定であるとしており、今回の結果もこれを支持している。

BODの除去能は、浸透流(人工メディア)が2.0 g·m⁻²·day⁻¹、浸透流(レキ)が1.9 g·m⁻²·day⁻¹、表面流が0.80 g·m⁻²·day⁻¹となった。除去能は他の事例より低い、これは流入水の

表-3 各水質項目の平均除去率

	平均除去率(%)		
	浸透流(レキ)	浸透流(人工メディア)	表面流
SS	73	76	57
VSS	53	60	29
BOD	56	62	24
D-BOD	38	41	9
CODMn	32	38	13
D-TOC	13	15	4
T-N	41	38	18
NH4-N	40	50	40
NO3-N	42	29	11
NO3-N (5月-9月のみ)	77	66	15
T-P	68	64	48
PO4-P	32	21	22
chl.a	91	91	54
大腸菌	83	90	15
糞便性大腸菌	85	94	75

BOD濃度が平均3 mg·l⁻¹と低いことが大きな要因と考えられる。

(8) 省面積化の検討

実験結果より、浸透流(レキ)、浸透流(人工メディア)が表面流と比較してどの程度の省面積化が可能か検討した。

一般に湿地浄化に必要な施設面積は式(1)で示される²⁵⁾。

$$A_s = \frac{Q \cdot \ln\left(\frac{C_0}{C_e}\right)}{K \cdot y \cdot n} \quad (1)$$

ここで、A_s: 湿地浄化施設面積(m²)、Q: 流入量(m³·day⁻¹)、C₀: 流入水質濃度(mg·l⁻¹)、C_e: 流出水質濃度(mg·l⁻¹)、K: 定数(day⁻¹)、y: 湿地の水深(m)、n: 空隙率

表-4 必要施設面積及び面積比

	除去率 (%)	必要施設面積 (m ²)			必要施設面積比 (%)		
		浸透流(レキ)	浸透流(人工メディア)	表面流	浸透流(レキ)/表面流	浸透流(人工メディア)/表面流	浸透流(人工メディア)/浸透流(レキ)
SS	70	46	43	72	64	60	93
VSS	70	80	65	176	45	37	82
BOD	30	22	19	65	33	29	86
CODMn	30	46	37	125	37	30	81
D-TOC	30	128	111	412	31	27	87
T-N	30	34	40	91	38	44	117
NH4-N	30	35	25	35	100	73	73
NO3-N	30	33	52	150	22	34	156
NO3-N (5月-9月)	30	12	17	112	11	15	136
T-P	30	16	17	27	58	64	110
chl.a	30	8	8	23	33	33	100
大腸菌	90	65	50	728	9	7	77

式(1)に実験で用いた $A_p = 50\text{m}^2$, $Q = 60\text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$, および表-3に示す調査時の平均除去率 ($100 \times C_e / C_0$) を与えれば, 各々の水質項目について右辺の分母 ($K \cdot y \cdot n$) は定数として与えられる. ここで得られた定数 ($K \cdot y \cdot n$), 流入量 $Q = 60\text{m}^3 \cdot \text{day}^{-1}$, 水質指標ごとに設定した除去率 ($100 \times C_e / C_0$) を式(1)に代入すると浄化に必要な施設面積が得られる. 表-4に各水質項目毎に設定した除去率, およびそれに必要な施設面積, 湿地方式による面積比を示す.

BOD, 窒素, chl.a では浸透流が表面流の約3分の1の面積となっている. また, 夏期(5月7日~9月8日)の硝酸態窒素に限っていえば浸透流は表面流の約10分の1の面積となるのが分かる. これらの関係より仮に谷田川の平均窒素濃度 $3.39 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を $1.0 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ まで浄化しようとする, 表面流で 308m^2 必要なものが, 浸透流(レキ)で 118m^2 , 浸透流(人工メディア)で 137m^2 まで省面積化できることになる.

一方, 浸透流(人工メディア)と浸透流(レキ)を比較すると SS, VSS, BOD, COD, D-TOC 等は, 浸透流(人工メディア)の方が, やや省面積化がはかれる可能性が示されたが, 窒素, リンの除去に関しては, 浸透流(レキ)の方が小さい面積で処理可能という結果となった. 全体として, 今回の実験結果においては浸透流(人工メディア)と浸透流(レキ)の差はほとんど無いと言える.

浸透流(人工メディア)の省面積化が当初想定していた以上に進まなかった理由としては(1)水の流れが施設全体に行き渡らず, 滞留時

間が短かった.(2)植生現存量が浸透流(レキ)より少なく, 根茎周辺の栄養塩除去が小さかったことが挙げられる.(1)に関しては人工メディアは空隙率が高く, 流入水がレキよりも横方向に拡散しなかったためと考えられる. このことはトレーサ試験による滞留時間が短かったことと対応している.(2)に関しては, 人工メディアが植栽基盤として風などの外力に対して安定性に欠け, 植生の初期活着が不十分であったことや, 水耕栽培の条件下において流入水の栄養塩濃度が不十分であったために十分に繁茂できなかつたものと考えられる. そのため, 植生による直接除去に加え, 根茎部に発達する生物膜による栄養塩除去が行われなかつた.

5. まとめ

利用可能な土地に制限のある日本の都市部において適している考えられる省面積型の湿地浄化法として浸透流方式による湿地浄化法の検討を実施した. 日本でよく実施されている表面流方式の湿地浄化施設, レキをろ材とした浸透流方式, さらに空隙率の高い人工メディアをろ材とした浸透流方式の3つの湿地浄化法の比較実験を実物大スケールで行った. 今回の実験によって得られた知見をまとめると以下のようなになる.

(1) レキや人工メディアをろ材とした浸透流タイプは SS, chl.a, 大腸菌などに対して 80~90%の除去率であり, 表面流タイプの湿地浄化の除去率は 50~60%であった.

(2) レキと人工メディアを用いた浸透流タイプは夏期の水温が約15℃以上、溶存酸素が3 mg・l⁻¹以下の条件下で、脱窒によると思われる除去によって全窒素、硝酸態窒素の除去率は、66~77%となった(表面流約20%)。

(3) 2つの浸透流方式は表面流方式に対して、10分の1(大腸菌、夏期の硝酸)から3分の1(BOD、窒素、chl. a)程度の面積で同じ浄化能を示した。ただし、浸透流(人工メディア)は浸透流(レキ)と比較して必要面積、浄化効果の差は確認できなかった。この原因として、浸透流(人工メディア)は流入した水が水平方向にあまり広がらず浸透層全体に行き渡らなかったこと、栄養塩の除去、特に脱窒に影響を与える植生現存量が浸透流(レキ)に比べて小さかったことなどが挙げられる。

謝辞: 本研究は建設省土木研究所、(財)土木研究センターおよび民間企業11社による共同研究「糸状生物担体を用いた河川・湖沼の浄化技術の開発」の一部として行った。共同研究の方々および研究を遂行するにあたり、多大なる協力をいただいた建設省関東地方建設局利根川上流工事事務所の方々に、深甚なる謝意を申し上げます。

参考文献

- 1) Crites, R.W.: Design Criteria and Practice for Constructed Wetlands, *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), pp. 1-6, 1994.
- 2) 細見正明, 須藤隆一: 湿地による生活排水の浄化, 水環境学会誌, 14 (10), pp. 674-681, 1991.
- 3) 戸田任重, 楊宗興, 日高伸: 高濃度硝酸態窒素含地下水の流入するアシ湿地における脱窒速度の実測, 水環境学会誌, 18 (5), pp. 77-81, 1995.
- 4) 中村栄一, 森田弘昭: 低湿地浄化に関する調査, 土木研究所資料第2480号, 1987.
- 5) 大屋昌弘, 遠田和雄: 水生植物と接触ばっ気法の組み合わせによる水質浄化法の検討(第2報), 横浜市公害研究所報, 14, pp. 121-135, 1990.
- 6) 北詰昌義, 野口俊太郎, 島田義彦, 倉谷勝敏: 人工湿地による水質浄化, 用水と排水, 40 (10), pp. 899-905, 1998.
- 7) 上坂恒雄, 新名秀章, 堀部正文: 渡瀬貯水地の水質保全対策, 第6回世界湖沼会議 霞ヶ浦'95, 論文集, 1, pp. 418-421, 1995.
- 8) Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M. B. and Shutes, R. B. E.: *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, WRC plc, 1996.
- 9) Cooper, P.: A Review of the Design and Performance of Vertical-Flow and Hybrid Reed Bed Treatment System, *Wat. Sci. Tech.*, 40 (3), pp. 1-9,

- 1999.
- 10) Brix, H.: Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands, *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), pp. 71-78, 1994.
- 11) Brix, H.: Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands?, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (5), pp. 11-17, 1997.
- 12) Platzer, C. and Mauch, K.: Soil Clogging in Vertical Flow Reed Beds - Mechanisms, Parameters, Consequences and.....Solutions?, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (5), pp. 175-181, 1997.
- 13) Blazejewski, R. and Murat-Blazejewska, S.: Soil Clogging Phenomena in Constructed Wetlands with Subsurface Flow, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (5), pp. 183-188, 1997.
- 14) Knight, R.L.: Wild Habitat and Public Use Benefits of Treatment Wetlands, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (5), pp. 35-43, 1997.
- 15) Denny, P.: Implementation of Constructed Wetlands in Developing Countries, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (5), pp. 27-34, 1997.
- 16) Haberl, R.: Constructed Wetlands: A Chance to Solve Wastewater Problems in Developing Countries, *Wat. Sci. Tech.*, 40 (3), pp. 11-17, 1999.
- 17) 須藤隆一, 徐開欽, 山田一裕, 千葉信男, 熊谷幸博: ヨシ原の創出手法の確立及びその水質浄化機能の評価, 建設工学研究振興会 年報, 31, pp. 54-62, 1996.
- 18) 須藤隆一: 廃水処理の生物学, 産業用水調査会, 東京, pp. 608-619, 1977.
- 19) Hammer, D.A. and Knight, R.L.: Designing Constructed Wetlands for Nitrogen Removal, *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), pp. 15-27, 1994.
- 20) 木村基, 細見正明: ヨシフィルターによる窒素除去に関する研究, 第33回日本水環境学会年会講演集, pp. 259, 1999.
- 21) Zhu, T. and Sikora, F.J.: Ammonium and Nitrate Removal in Vegetated and Unvegetated Gravel Bed Microcosm Wetlands, *Wat. Sci. Tech.*, 32 (3), pp. 219-228, 1995.
- 22) Williams, J.B., May, E., Ford, M.G. and Butler, J.E.: Nitrogen Transformation in Gravel Bed Hydroponic Beds Used as a Tertiary Treatment Stage for Sewage Effluents, *Wat. Sci. Tech.*, 29 (4), pp. 29-36, 1994.
- 23) 田畑真佐子, 加藤聡子, 川村晶, 鈴木潤三, 鈴木静夫: ヨシ植栽水路における河川水中の窒素・リンの除去効果, 水環境学会誌, 19 (4), pp. 331-338, 1996.
- 24) 細見正明: 水環境修復のためのエコテクノロジー, 第26回日本水環境学会セミナー講演資料集, pp. 80-100, 1996.
- 25) Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J.: *Natural System for Waste Management and Treatment*, McGraw-Hill, Inc., New York, 433pp, 1995.
- 26) 中村圭吾: 効率的な植生浄化法「コンパクトウエットランド」による水質浄化, 土木技術資料, 41 (3), pp. 8-9, 1999.
- 27) 三木理, 中村圭吾, 田島正八, 沢野寛治, 白石祐彰, 加藤洋, 浜田良幸, 稲田郷, 石田光: コンパクトウエットランドによる河川水質浄化(その1), 土木学会年次学術講演会講演概要集第1部, 53, 共通セッション, pp. 194-195, 1998.
- 28) 三木理, 中村圭吾, 大室政英, 田中俊樹, 稲田郷, 大沢一実: コンパクトウエットランドによ

THE DEVELOPMENT AND EVALUATION OF PILOT SCALE WETLAND PURIFICATION FACILITY WITH SUBSURFACE FLOW

Keigo NAKAMURA, Osamu MIKI and Yukihiro SHIMATANI

Compact wetland was developed using subsurface flow (SF) and more porous artificial filling. This paper mentions comparison of three experimental wetlands, which are a free-water-surface wetland (FWS), SF wetland with gravel filling and SF wetland with artificial filling. Each wetland has an area of 50 m². Two kinds of SF wetlands purify water better than FWS wetland, however there is not obvious difference between two kinds of SF wetlands with gravel and artificial fillings. Two SF wetlands are able to remove nitrate nitrogen efficiently with a removal ratio of 66 to 77 percentage under the condition of water temperature is less 15 degree Celsius and dissolved oxygen is less than 3 mg/l.