

1-1 水辺植生帯の環境機能に関する調査

研究予算：運営費交付金（治水勘定）

研究期間：平 13～平 16

担当チーム：河川生態チーム

研究担当者：天野邦彦、中村圭吾、大石哲也

【要旨】

本研究では、水辺植生帯の機能とその保全・復元手法について検討した。機能としては水質浄化機能を中心に、ヨシ群落の規模と浄化機能（脱窒量）、沈水植物の浄化機能について検討した。ヨシ群落では岸沖方向の植生帯幅と脱窒機能がほぼ比例すること、ヨシ群落がなくなることにより湖岸が酸化的になり、脱窒作用がほとんどなくなることを明らかにした。沈水植物については池に占める体積占有百分率(PVI)の増加により池の水が濁った状態(turbid water state)から清澄な状態(clear water state)になることが分かった。また、水辺植物帯の保全・復元手法については、植生帯の侵食機構についてモデル化し、沿い波を含め湖岸帯に作用する波浪を再現することが出来た。また、そのモデルより、湖岸の水位低下および反射率低減の効果を検証し、湖岸帯の侵食を抑制する手法について検討した。さらに湖岸植生帯の復元計画の際にマクロ的に復元箇所を検討できる手法を検討した。湖沼地図（勾配、水深、吹送距離）と風速データから漂砂エネルギーレベルという指標を提案し、湖岸における植生の繁茂可能性を推定する手法を開発した。加えて、霞ヶ浦などで実施されている保全・復元工法を中心にその保全・復元効果を検証した。検討の結果、全般的に既存の工法は植生保全に効果的であること、対象湖岸の閉塞度（突堤、消波低などによる囲み率）が湖岸植生帯の増加率と関係があるが、閉塞度が大きいと湖岸の底質が悪化する傾向があることがわかった。したがって、波浪を攪乱要因として、適度に取り入れることが、健全で多様な湖岸復元にとって重要であることなどを提案した。

キーワード：湖沼沿岸帯、湖岸、侵食、植生帯、水質浄化、保全、復元、自然再生、ヨシ原、沈水植物

1. はじめに

水域環境の保全にとって水辺植生帯が重要であることは一般に認識されているが、その生態的機能、あるいは水質浄化機能に関する研究は十分でない。また、水辺植生帯の減少が、霞ヶ浦などで顕著になっており、水質・生態系保全の観点から問題となっている。そのため早急に水辺植生帯を保全・復元するための手法を確立する必要がある。

そこで、本研究では①水辺植生帯の侵食機能に関する研究、②水辺植生帯の水質浄化機能に関する研究、③水辺植生帯の復元手法に関する研究、をテーマとして実施した。本稿では、各項目の成果の概要を報告する。それぞれのテーマの成果の詳細は巻末の参考文献に発表原稿をあげたのでそちらを参考にして欲しい。

2. 研究方法

2.1 水辺植生帯の侵食機構に関する研究

2.1.1 侵食過程に関するモデル的検討

1) 対象地域

侵食過程に関するモデル的検討を霞ヶ浦左岸 6.2km 地点の茨城県麻生町島並地先のヨシを中心とした湖岸植生帯を対象地域として実施した。1967年、この地点には岸沖方向幅約 60m の抽水植物帯が、湖岸線に沿って存在していた。しかし植生帯は、2002年現在、岸沖方向幅約 10m、沿岸方向約 60m まで減少している。

2) 計算式の概要

ここでは、波浪変形モデル、沿岸流モデル、地形変形モデルの3つを作成し、植生帯の砂移動モデルシミュレーションとした。シミュレーションの流れを図-1に示す。波浪変形モデルは実際の碎波現象に近い評価ができ、護岸沿いの沿い波を考慮できる非定常緩勾配不規則波動方程式を用いた。計算時間の早いエネルギー平衡方程式も参考のため使用した。沿岸流モデルは波高分布によるラディエーションストレスを考慮したナビエストークス式モデルを用いた。地形変形モデルは波と流れによる漂砂量を推定し、2次元の地形変化を計算する式とした。

3) 計算条件・計算ケース

2002年1月27日～28日の高波浪時の波浪場、流況場および地形変化を再現できる計算条件を設定した。計算領域は岸沖方向に160m、沿岸方向に200mの範囲とした。計算格子間隔は1m×1mである。地形条件は2000年3月の深浅測量結果(5mピッチ)をもとに、2002年1月22日の横断測量結果を反映させた。範囲外は地形図から読みとって測量結果の地形データに補間した。波浪条件としては、2002年の観測結果より、表-1のような波浪を代表とし、代表波を28時間作用させた場合の地形変形を計算した。水位は観測期間中の平均水位として、Y.P. 1.3mとした。波浪変形計算、沿岸流計算、地形変形計算に関わる計算条件は表-2に示すとおりである。

計算ケースは、表-3、表-4に示す現況再現計算と対策効果予測計算をおこなった。対策予測としては、構造物により反射波を低減させた場合と水位を低下させた場合を検討した。

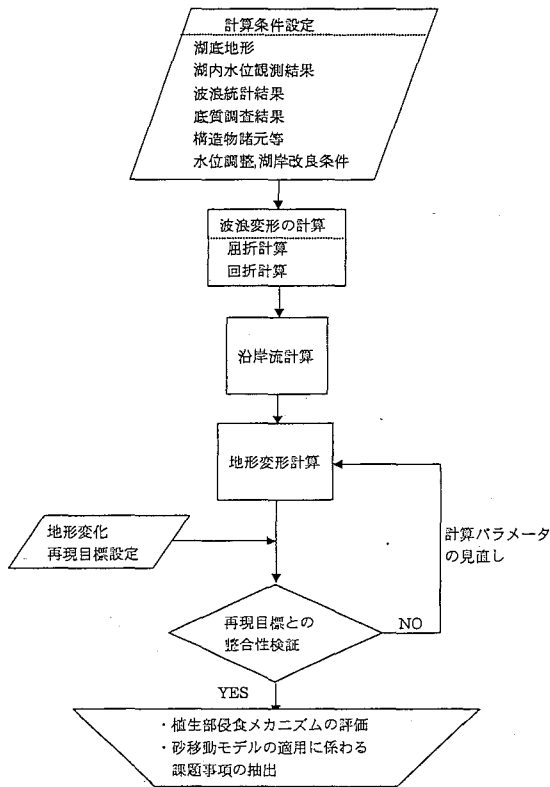


図-1 砂移動シミュレーションの流れ

表-1 波浪条件

検討ケース	波高 H(m)	周期 T(sec)	波向
1/27 12:00- 1/28 16:00	0.65	2.87	N276.0°W (W~WNWの間)

表-2 計算条件

波浪変形計算にかかわる条件	
・計算時間間隔:	$\Delta t=0.1\text{sec}$
・計算時間:	$T=20\text{分}(13,200\text{ステップ})$
・成分波数:	100波
海浜流計算にかかわる条件	
・計算時間間隔:	$\Delta t=0.1\text{sec}$
・計算ステップ:	9,000ステップ(15min.)
・湖底の摩擦係数:	$Cf=0.05$
地形変化計算にかかわる条件	
・底質の中央粒径:	$d_{50}=0.40\text{mm}$
・流れによる漂砂量係数:	$Ac=0.5$
・波による漂砂量係数:	$Aw=1.0$
・定数 ϵ :	$\epsilon=50.0$
・漂砂の向きを判定するパラメータの限界値:	$\Pi c=4.0$

表-3 現況再現計算のケースと条件

ケース番号	波浪解析手法	護岸反射率	植生部反射率	水位
ケース1	緩勾配不規則波動方程式	0.7	0.1	+1.30
ケース2	エネルギー平衡方程式	"	"	"

表-4 対策検討ケース

ケース	内容	波浪解析手法	護岸反射率	植生部反射率	水位
1A	構造物による反射波低減	緩勾配不規則波動方程式	0.4	0.1	+1.3
1B	水位低下	"	0.7	"	+1.1

2. 1. 2 植生帯の繁茂条件に関するマクロ的検討

琵琶湖、霞ヶ浦の2湖沼について植生帯の繁茂条件を検討した。植生帯幅の測定は2002年の航空写真を、風速・風向は1991-2000年の10年間の1時間毎のデータを使用した。湖岸勾配は湖沼図より、汀線域から漂砂の移動限界水深までの平均勾配とした。植生繁茂条件となるC値は式(1)によって計算される。ただし、C値の算定は各地点の湖浜材料の計測が必要で、その測定精度が低いといった問題点がある。そこで、ここではC値に代わる指標として、式(2)に示す漂砂エネルギーレベルを提案した。式(2)は沿岸方向に働く漂砂エネルギーの変動幅をその影

響幅のパラメータであるエネルギー影響範囲 B (湖岸勾配の逆数) で除することにより、岸沖方向の単位湖岸長さあたりに働く漂砂エネルギーの変動幅として理解することが出来る。つまり、沿岸の砂が左右にどの程度、揺さぶられているか、またそのエネルギーをどれだけの範囲(湖岸帯の影響を受ける幅)で受けているか、ということを表した指標である。この方法の優れている点は、湖沼水深の分かる地図と風速・風向データさえあれば算定できる点にある。つまり、データの乏しい地点においても計画に使用できる長所がある。

$$C = H/L \cdot (\tan B)^{0.27} \cdot (d_{50}/L)^{-0.67} \quad (1)$$

H (m): 波高、L(m): 周期、tanB: 海浜勾配、 d_{50} (m): 湖浜材料の中央粒径

$$EW = (E^+ - E^-) / B \quad (2)$$

EW: 漂砂エネルギーレベル(kg/day/m)、 E^+ : 正の漂砂エネルギーの平均値(kg/day)、 E^- : 負の漂砂エネルギーの平均値(kg/day)、B: エネルギー影響範囲(湖岸勾配の逆数)(m)

2. 2 水辺植生帯の水質浄化機能に関する研究

2. 2. 1 ヨシ群落の水質浄化機能に関する研究

霞ヶ浦を対象に、ヨシを中心とする水生植物群落やコンクリート護岸区域を対象に、湖岸帯における脱窒作用を測定した。調査地点は、表-5に示す6地点である。健全と考えられる湖岸帯から、侵食の激しいと考えられる地点、砂浜地点、直立コンクリート護岸などを選択した。各地点において、護岸から沖方向に2、5、10m (St.1は、10、12、17m) の3地点で調査した。

調査期間は、2003年9月5日~12月20日で、調査項目としては、地形、水温、溶存酸素、酸化還元電位、底泥の窒素含有量、堆積物の粒度組成、さらに現場ガストラップ法(On-site gas trap method)による脱窒量の測定である。

脱窒測定法としてアセチレン阻害法が一般的に用いられるが、ここでは植生帯内という比較的静穏な空間を対象水域としている点と、より現実に近い脱窒速度を求めるという点を考慮し、現場ガストラップ法を採用した。本法は、現場にガス捕集トラップを一定時間設置して発生するガスを捕集する。トラップはロートからなるガス捕集部とロート先端部に取り付けられた試験管からなる。発生したガスが試験管内に捕集されるので、捕集されたガスを先端に直径2mmのテフロン管を取り付けた注射器で採集しガス容量を計量した後、その一部をバイアルビンに移し実験室に持ち帰りガス分析に供した。図-2にガストラップを図示した。

表-5 脱窒量調査地点の概要

地点	植生帯幅	概要
St.1	12m	健全なヨシ原1(霞ヶ浦導水石岡機場前)
St.2	5m	健全なヨシ原2(石岡市高崎、左岸33km)
St.3	2m	崖化したヨシ原1(玉里村下玉里左岸29.25km)
St.4	0m	直立コンクリート護岸(玉造町沖須、海洋センター前)
St.5	4m	崖化したヨシ原2(玉造町八木蔭左岸22.75km)
St.6	9m	砂地のヨシ原(玉造町浜左岸20.25km)

(1) ガス捕集法

直径13cmのポリエチレン製ロート上端に30ml

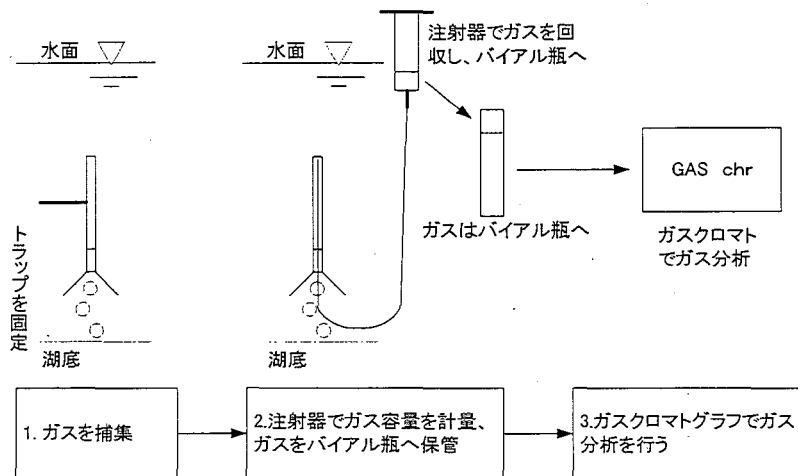


図-2 ガス捕集から分析までの手順

のガラス製試験管を接続したガストラップを湖底から約5cm上方にロートの上面が湖底面に、試験管が上方に向かうように固定、設置した。設置に際しては、ロートおよび試験管内の空気を完全に湖水で置換し、気泡のないことを確かめた。ガストラップ設置個所が水深が30cm以浅の場合には、直径5mmの鉄棒にガストラップを取り付け、鉄棒を湖底に差し込んで固定した。水深30cm以深の箇所では約200gの鉛の沈子をナイロン製糸でガストラップの両下端に取り付けて、ガストラップ上端に浮子を取り付けて所定の位置に設置した。ガス捕集の時間は、水温20℃以上では2日、15℃以上では5日、15℃以下では10日を目安とした。ガストラップ設置から一定時間後に試験管内に捕集されたガス容量を前述の注射器で抜き取りガス容量を、その場で計量し、湖水中でガスの一部を湖水を満たした5mlバイアルビンに移し替え、ゴム栓で密閉した後、大気のコナミネイションを避けるために、地下水を満たした2lポリエチレン容器内にバイアルビンを収容しバイアルビンが水中に保持された状態で実験室に持ち帰り、直ちにガス分析を行った。

(2) ガス分析

モレキュラー・シーブ13Xを充填剤としたガラスカラム(内径4mm,長さ2m)を備えたガスクロマトグラフィ(日立G3000,検出器TCD,カラム温度40℃)を用いた。キャリアガスとしてヘリウムガスを25ml/minで流し、0.100mlをマイクロシリンジでカラム内に注入して分析を行った。酸素、窒素、メタンの標準ガスを用いて検量線を作成してそれぞれのガスを特定、定量した。上記ガスの保持時間はそれぞれ0.97分、1.68分および2.78分であったので、それぞれの面積を求めて検量線から組成を算出した。

(3) 脱窒速度の算定

上記の方法で捕集されたガスは脱窒作用によって発生する窒素ガスであるが脱窒作用が嫌氣的代謝であるために同時に硫酸還元やメタン醗酵も起こるものと考えられる。したがって、捕集されるガスは、窒素ガスの他にメタンが捕集される。しかし、浅所においてガス捕集を行うために波浪によって大気中の窒素や酸素が混入することがあると考えられる。したがって、ガストラップで捕集された窒素ガスの起源として大気および脱窒作用の2つの経路があり、捕集されてガスが脱窒起源であることを確かめた上で脱窒速度を算定しなくてはならない。窒素ガスの起源は捕集ガス中に酸素ガスが含まれるかどうか

によって特定することができる。酸素が確認されない場合には、脱窒作用起源と判別し、捕集ガス容量に窒素ガスの占める比率を乗じて脱窒速度を求めた。酸素ガスが確認された場合には、基本的には大気からの混入があったと判断するが、捕集ガス全体に占める酸素の比率が小さい場合には、酸素の占める比率から大気起源の窒素混入量を算出して捕集窒素ガス容量から大気起源の窒素ガス容量を差し引いて補正することができる。しかし、酸素の比率が10%以上の場合には棄却することとした。

2. 2. 2 沈水植物の水質浄化機能に関する研究

2002年9月23日~10月11日の約3週間、土木研究所の自然共生研究センター(岐阜県川島町)の実験池において、調査を実施した。使用した実験池は、4つ(池1、池2、池3、池4)で、それぞれの池は長径50m、短径30mの楕円形で実験水深は0.9m、実験中の池の水容積は533m³であった(図-3)。実験池の底部、法部は土羽で、水中部は圧倒的にクロモ(*Hydrilla verticillata*)が優先し、法部には、抽水植物が生えている。4つの池には、それぞれ同じ配水池より、流量0.56L/sの水が供給され、実験池の滞留時間は11.4日であった。この水は木曾川の支川である新境川から供給され、CODMn 4.4mg/L、全窒素 2.0mg/L、全リン 0.14mg/L程度の水質である。

4つの実験池のうち、池1と池4については沈水植物が少ない状態をつくりだすために、9月6日に水抜きをし、調査開始2週間前の9月9日から3日間程度で法面の抽水植物や底部の沈水植物(クロモ)をバックホウや人力により可能な限り除去した。すべての池について水抜き後、9月11日に湛水し、1週間半程度の馴致期間において、9月23日から10月11日の3週間調査した。水質項目、動物プランクトンについては、1週間に3回調査した。底質、植物プランクトンなどについては、1週間に1回調査した。植物の繁茂状態については、調査終了後、詳細なPVI(Percentage Volume Infested)調査を実施した。PVIとは、沈水植物の池容積に対する「体積占有百分率」のことであり、沈水植物の池に対する現存量の指標である。また、実験期間中のPVIについては水深に対する茎高より推定した。

2. 3 水辺植生帯の復元手法に関する研究

2. 3. 1 水辺植生帯の保全・復元工法の評価

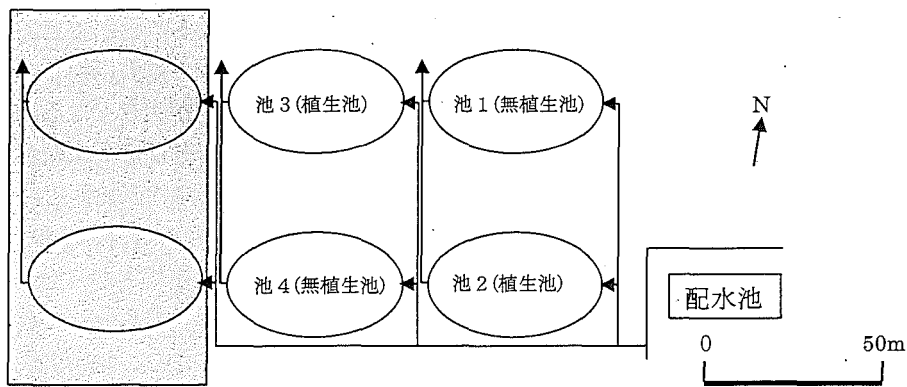


図-3 実験池の配置

調査は茨城県にある霞ヶ浦（西浦・北浦）を対象に実施した。湖岸植生帯の保全・再生を目的とした対策工については霞ヶ浦河川事務所、あるいは土木研究所所有の資料から整理した。該当する約140の工事から、湖岸の施工を実施した部位（法面、水際、水面（主に消波工の種類））の構造によって工法を分類し、140の工事を23のタイプに分類した。さらに、この23分類から、①対策施設の前面あるいは後背部に植生帯が確保されており、②規模が比較的大きく、③施工後5年以上経過している、ことを条件に21箇所を選定した。

この21箇所について、空中写真、既存の整備情報リスト、標準断面図、工事完了写真、設置平面位置図、設計図書、環境情報図、地形図、関連研究資料などを収集した。空中写真については、対象地点ごとに施工前と施工終了後原則5年分を収集した。したがって、追跡した年度については場所ごとに異なる。これらの資料から、対策工の構造、使用材料、施工時期、消波工の天端高、養浜の有無、該当箇所の推算波高（ブレッドシュナイダー法）などを整理した。

現地調査を、2004年12月23日～26日に21箇所について実施し、植生生育高さ（Y.P.）、汀線勾配、地形概況、構造物の安定性（破損状況の有無など）、消波効果、漂砂制御機能（主に沿岸方向の土砂制御状況）、底質（軟泥、悪臭の有無）、植物（群落・外来種の侵入状況）、自然景観としての評価、親水性（近寄りやすさ、湖岸の幅など）、植物以外の生物の利用などについて定性的に概況を調査した。

空中写真判読は写真をスキャナーで取り込み、その画像を解析した。解像度は、効率と判読精度を考慮して600dpiとした。スキャナーで読み取った画像は、①判明している構造物の大きさからphotoshop (adobe社)を用い尺度を大まかに合わせ、②画像を

CAD (AutoCAD LT (autodesk社))に貼り付け、CAD上で構造物の大きさから貼り付けた画像の縮尺を調整し、③読み取り範囲内の湖岸帯に輪郭を引き、面積、湖岸距離、湖岸帯幅等を測定した。対象とする湖岸帯範囲は、基本的に沿岸方向では突堤間、岸沖方向では護岸前面から消波堤など、構造物の末端と末端を基本とし、構造物が無い場合は、主要な漂砂影響範囲を包含するように選択した。この選択範囲より、砂浜面積、植生帯面積、両者を合わせた湖岸帯面積、岸沖方向の平均湖岸幅、沿岸方向の湖岸距離（対象湖岸の護岸に沿った距離）、汀線距離、湖岸の自然度の指標として、河川の屈曲度を模して、湖岸屈曲度 (lakeshore sinuosity = 汀線距離/沿岸方向の湖岸距離) を求めた。また、消波効果の指標として、対象範囲の湖岸、消波工、突堤などによって囲まれている割合を閉塞度(%)として求めた。また、空中写真は、撮影日により水位が異なるので、Y.P.+1.1mを基準とし、撮影日（撮影日が特定できないときは撮影期間）の平均水位と現地の汀線勾配から範囲を補正した。植生の前縁部が水際となっている場合は、多少の水位変動では位置は変化しないと考え、補正は行わなかった。

3. 研究結果

3.1 水辺植生帯の侵食機能に関する研究

3.1.1 侵食過程に関するモデル的検討

1) 現況再現結果

波浪解析結果については、緩勾配方程式（ケース1）がエネルギー平衡方程式より反射波や沿い波の状況をよく再現していた。現地観測結果との比較では、再現性はエネルギー平衡方程式が良い結果となった。地形変化解析に関しては、現地で観測された1m程度の侵食より小さい値はとなったが、侵食範

囲など定性的な状況はよく再現できていた。

2) 対策効果の予測

ケース1Aの構造物による反射波(沿い波)低減には図-4に示す突堤、養浜、小規模な島堤を組み合わせた構造とした。

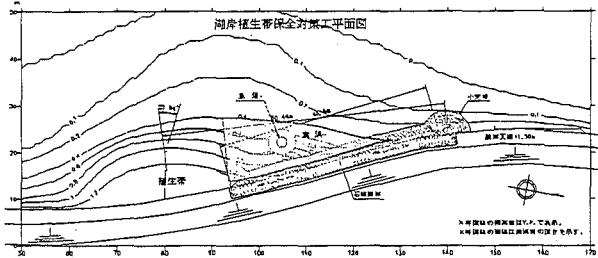


図-4 計算に使用した沿い波を抑制する構造の例

① 構造物による対策 (CASE-1A)

養浜によって水深を浅くしたり、島堤を設けることによって、植生帯北側周辺の波高が低減され、植

生帯北側の侵食を抑えることができる(図-5)。しかし、島堤と護岸の間では波高が小さくできるものの、縮流の効果で流速が大きくなる。また、その影響が南側へ及び植生帯前面の侵食量が大きくなる可能性がある。石積み護岸の直前面では、反射率を $K_t = 0.4$ として計算したものの、波高はさほど低減されず、かえって構造物の複雑さから沿岸方向に波高分布に差が生じてしまい、結果として現況の場合より流速が大きくなる。しかし、地形の変化に与えるほどの影響はないと考えられる。護岸法線の変曲点に計画した小突堤は、数値計算上では反射波による沿い波を低減させるような効果は見られない。

② 水位低下の対策 (CASE-1B)

水位低下や養浜によって水深が浅くなると植生帯周辺の波高が低減されることが示された。しかし、沿岸部の流速が大きくなり、沿岸方向に侵食・堆積領域が広がる。なお、荒天時における植生帯前面が侵食され、沖合いに堆積する状態は、波浪の静穏時に再度元の状態へ戻ると考えられ、これまでの現地

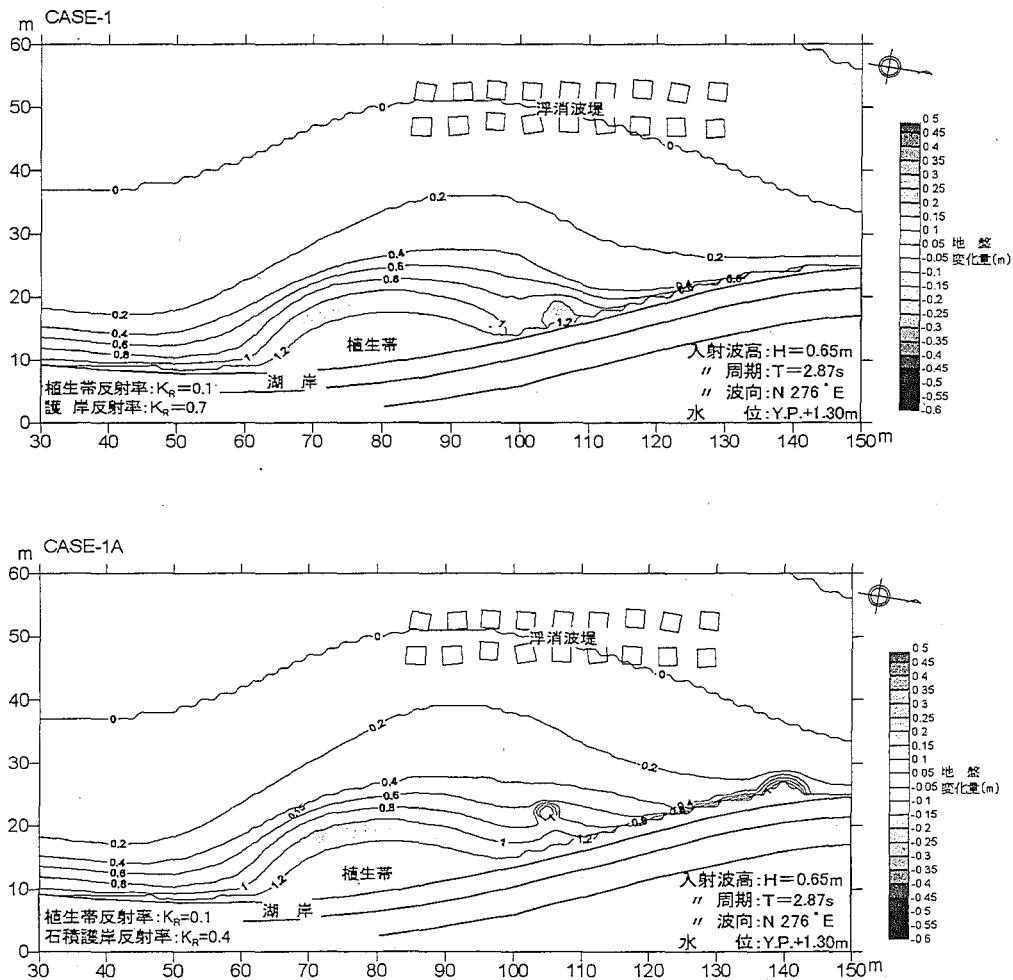


図-5 対策効果の評価例: 地盤変化量(ケース1A)、上: 対策前、下: 構造物による対策後、横軸108m付近の侵食箇所が、保全されていることが分かる。

調査の結果からも植生帯前面で侵食され続けることはないことから、特に対策の必要はないと考える。

3. 1. 2 植生帯の繁茂条件に関するマクロ的検討

植生帯の繁茂条件の規定する値として宇多ら(1997)によって提案されたC値と植生帯幅の関係を図-6に示す。図-6は、霞ヶ浦と琵琶湖について示したものであり、宍道湖は植生帯幅のデータがないためここでは省いた。一方、図-7は今回提案した漂砂エネルギーレベル EW と植生帯幅の関係を示したものである。これらを比較すると、図-7が図-6よりも、バラツキがすくないことが分かる。図-7より、漂砂エネルギーレベル 20 以下が植生繁茂の目安になる。C値におけるバラツキの原因の一つは、C値の計算に必要な湖浜材料の中央粒径 d50 の精度と考えられる。現地測定時に時間とコストの関係から採取地点を複数取ることは通常困難であり、大きな湖沼であれば、1箇所につき1点サンプリングするだけでもかなりの負担となる。図-8に例として琵琶湖東岸における漂砂エネルギーレベルと植生帯幅の関係を示す。

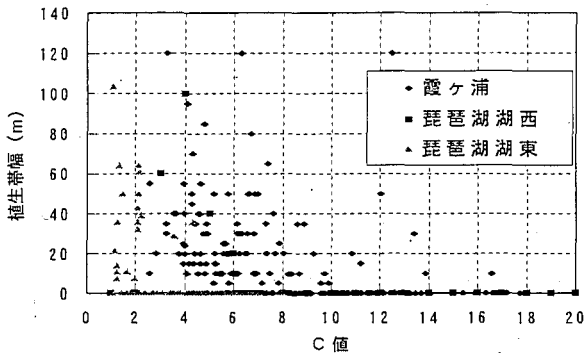


図-6 C値と植生帯幅の関係

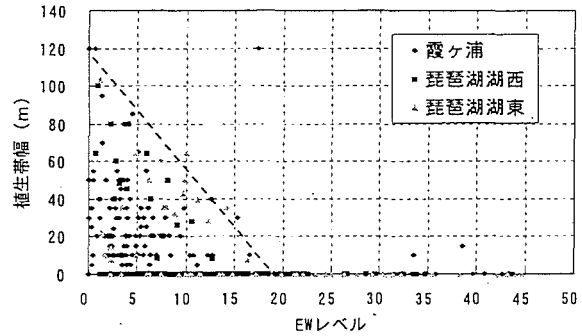


図-7 漂砂エネルギーレベルと植生帯幅の関係

3. 2 水辺植生帯の水質浄化機能に関する研究

3. 2. 1 ヨシ群落の水質浄化機能に関する研究

1) 酸化還元電位、溶存酸素、水温

図-9に酸化還元電位と脱窒速度の関係を示す。通常言われているように酸化的環境では脱窒が進行していないことがわかる。今回の調査では酸化還元電位-100 mV程度で脱窒量が最大となった。酸化還元電位が最低となった時期に必ずしも脱窒量が増加していないが、これは、酸化還元電位以外の要因、特に水温が下がったことが最大の要因と考えられる。

植生帯幅と酸化還元電位の関係を図-10に示す。この図から、植生帯幅が増加するにつれて、酸化還元電位が低下する傾向が分かった。

溶存酸素と脱窒速度の関係を図-11に示す。この図より、溶存酸素量 8mg/L 付近で脱窒量が最大となっている。これは、水の溶存酸素が好氣的でも植生基盤内は嫌氣的となっていることを示していると考えられる。

水温と脱窒速度の関係を図-12に示す。この図より、脱窒は高水温時に盛んであることが良く分かる。この図の上限値を水温以外の条件が十分満たさ

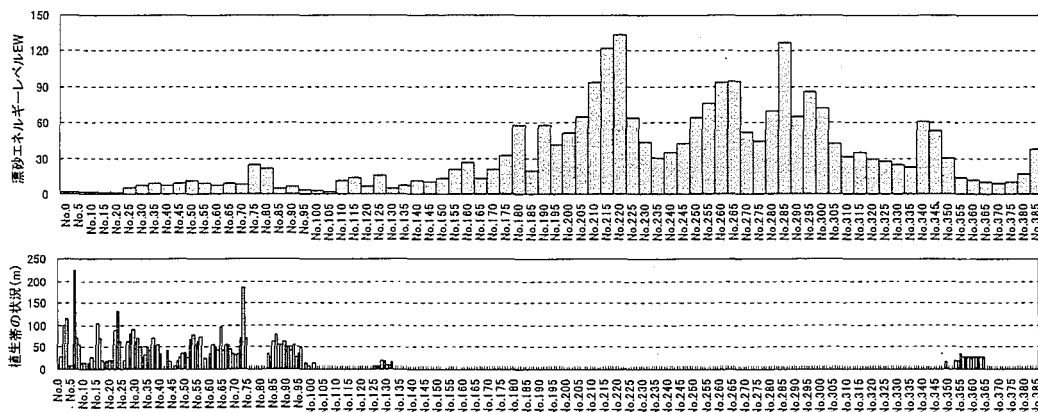


図-8 琵琶湖東岸における漂砂エネルギーレベル EW と植生帯の状況

れている状態での脱窒速度と考え、相関をとる。温度を T (deg C)、脱窒量を Y とすると $Y=Y_0 \exp(aT)$ (Y_0 と a は定数) で表され次式が得られる。

$$Y=24.01 \exp(0.14T) \quad (3)$$

脱窒は水温の影響を強く受けることが分かったので、水温以外の要因と脱窒速度を比較するときには水温の影響を取り除く必要がある。そこで、式(3)より水温と脱窒速度の関係を式(4)の関係に従うと考える。ここで Y_0 を脱窒速度相対値と呼ぶことにする。 Y_0 は理論上は水温 0 度での脱窒速度ということになる。

$$Y=Y_0 \exp(0.14T) \quad (4)$$

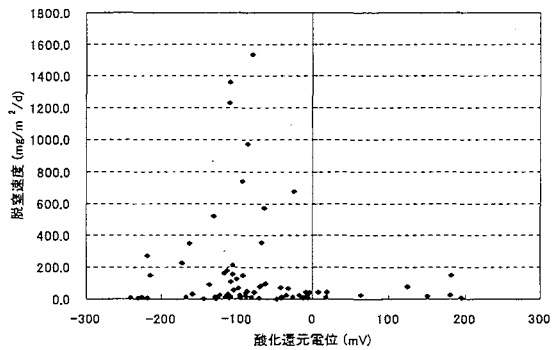


図-9 酸化還元電位と脱窒量

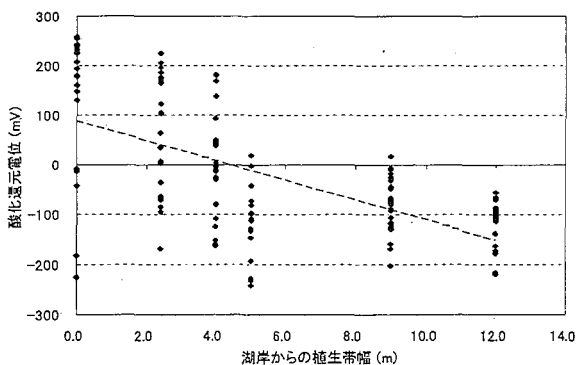


図-10 植生帯幅と酸化還元電位

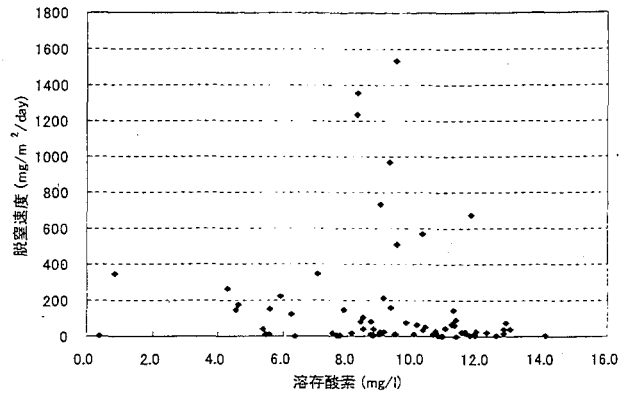


図-11 溶存酸素と脱窒速度

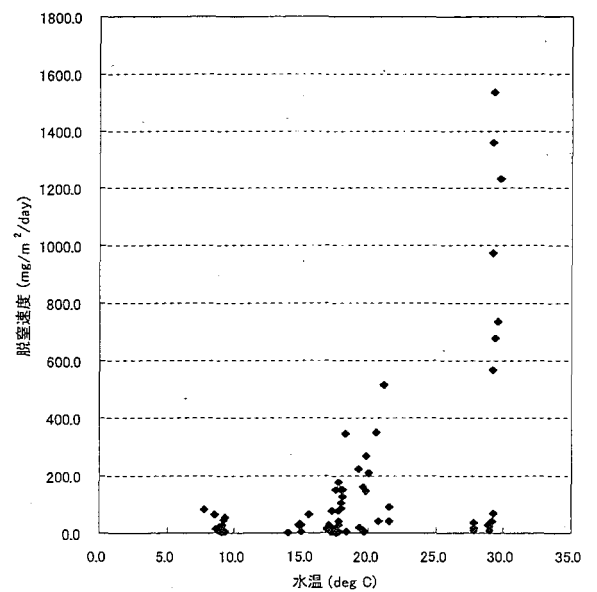


図-12 水温と脱窒速度

次に植生帯幅と底泥の窒素含有量の平均値を図-13に示す。図-13より、脱窒速度に大きな影響を持つと考えられる窒素含有量は植生帯幅と相関が高いことがわかる。また、唯一の砂浜である St.6 は極端に窒素含有量が低い。したがって、以下の解析では St.6 を除いて検討を進める。

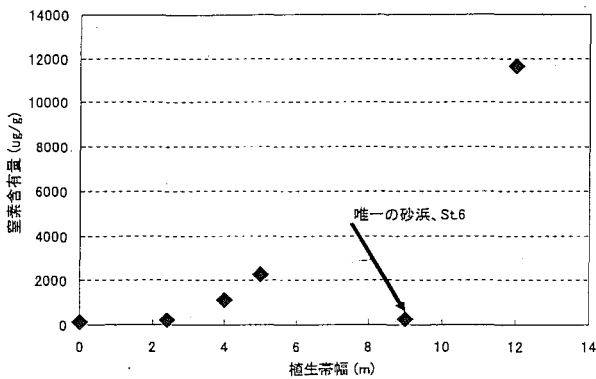


図-13 植生帯幅と窒素含有量

次に植生帯幅ごとに式(4)により求められる脱窒速度相対値の平均値を図-14に示す。また、以前に浜田ら(1990)が実施した植生帯幅25mの地点での脱窒速度相対値も加えた。図-14より植生帯幅と脱窒速度相対値はほぼ対数(式(5))で表される。

$$Y_0 = 4.35 \ln(L) \quad (5)$$

ここで、 Y_0 : 脱窒速度相対値($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)、 L : 植生帯幅(m)

したがって、式(5)を式(4)に代入することにより、式(6)が得られる。この式によって概略ではあるが湖岸帯幅と水温から脱窒量を推算することが可能である。

$$Y = 4.35 \ln(L) \exp(0.14T) \quad (6)$$

ここで Y : 脱窒速度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)、 L : 植生帯幅(m)、 T : 水温(deg C)

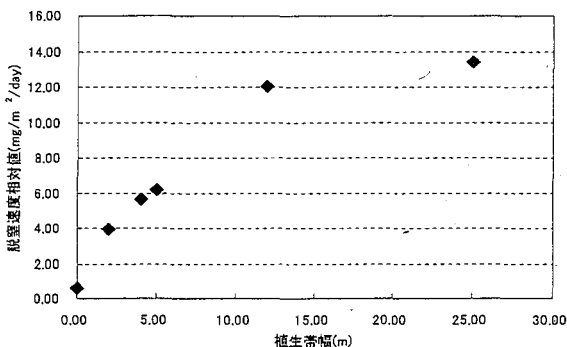


図-14 植生帯幅と脱窒速度相対値

3. 2. 2 沈水植物の水質浄化機能に関する研究

1) 植生

PVIは無植生池の池1、池4においてそれぞれ3%、10%、植生池の池2、池3においてそれぞれ38%、84%

であった。無植生池において、刈取り後4週間で植生の回復はある程度みられたものの、植生が豊富な「植生池」とは異なる、植生の貧弱な「無植生池」を作り出すことに成功した。本稿では、この4つのPVIを各池のPVIとして分析を進める。

2) 水質・底質

植生池では透明感のある水質を観測できた。一方、無植生区では濁度の高い水が観察された。図-15は各池の水質の経時変化を示している。植生池は黒の凡例で、無植生池は白抜き凡例で示してある。括弧内の数値は各池のPVIを表す。図-15のなかでは、特に、濁度、COD、chl.a、全リンに関しては、植生池と無植生池に明らかな差が観察された。

水温については、表層においては平均22℃で、差がなかったが、底層では池によって水温に差があった。水温は、池4(PVI10)、池1(PVI3)、池2(PVI38)、池3(PVI84)の順に減少し、PVIが高いほど底層の水温が低い様子が観察された。

溶存酸素(DO)については、無植生池では表層と底層に差がなかったが、植生区では底層において表層よりもDOが低い状態が観察された。表層と底層のDOの平均値の差はPVIの増加にともなって増加していた。植生の繁茂した植生池では、池の水が滞留することにより底層のDOが減少し、植生によって熱伝達が抑制され水温が上昇しなかったと考えられる。

CODについては無植生池で植生池よりも明らかに高い値が観察された。池1(PVI3)のCODは池4(PVI10)よりも有意に大きかった(two-factor ANOVA, Fisher's PLSD, $P < 0.01$)。その一方、池2(PVI38)のCODは池3(PVI84)と有意な差はなかった(Fisher's PLSD, $P = 0.33$)。同様の統計的結果は、濁度、クロロフィルa(chl.a)、TPについても観測された。これらの結果から、水質はPVIの増加にともなって改善されることが分かった。また、PVIが38%以上であるときはPVIの増加によって水質が変化しないことが分かった。したがって、実験池における「清浄水」と「濁水」のいき値は10%から38%の間にあると言える。これらの結果はこれまでの調査を裏付ける結果となった。

窒素、溶解性有機態炭素(DOC)、リン酸態リン(P04-P)についても無植生池において植生池よりも有意に大きい値が観察されたが、池1(PVI3)と池4(PVI10)に有意な差はなかった。硝酸態窒素については、4つの池について有意な差がなかった。アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素については4つの池で

ほとんど観察されなかった。したがって、植生池と無植生池の TN の差は、懸濁性窒素と溶解性有機態窒素の差によるものと考えられる。

3) 動・植物プランクトン

無植生池における植物プランクトンの個体数は、植生池における個体数よりも豊富であった。無植生

池では緑藻類が優占しており、植生池においては珪藻類が主に優占していた。植物プランクトンの個体数は実験が進むにつれて減少した。池 1(PVI3)における植物プランクトンの個体数は池 4(PVI10)の個体数よりも少なく、水質の結果で見たクロロフィル a の傾向と同様であった。

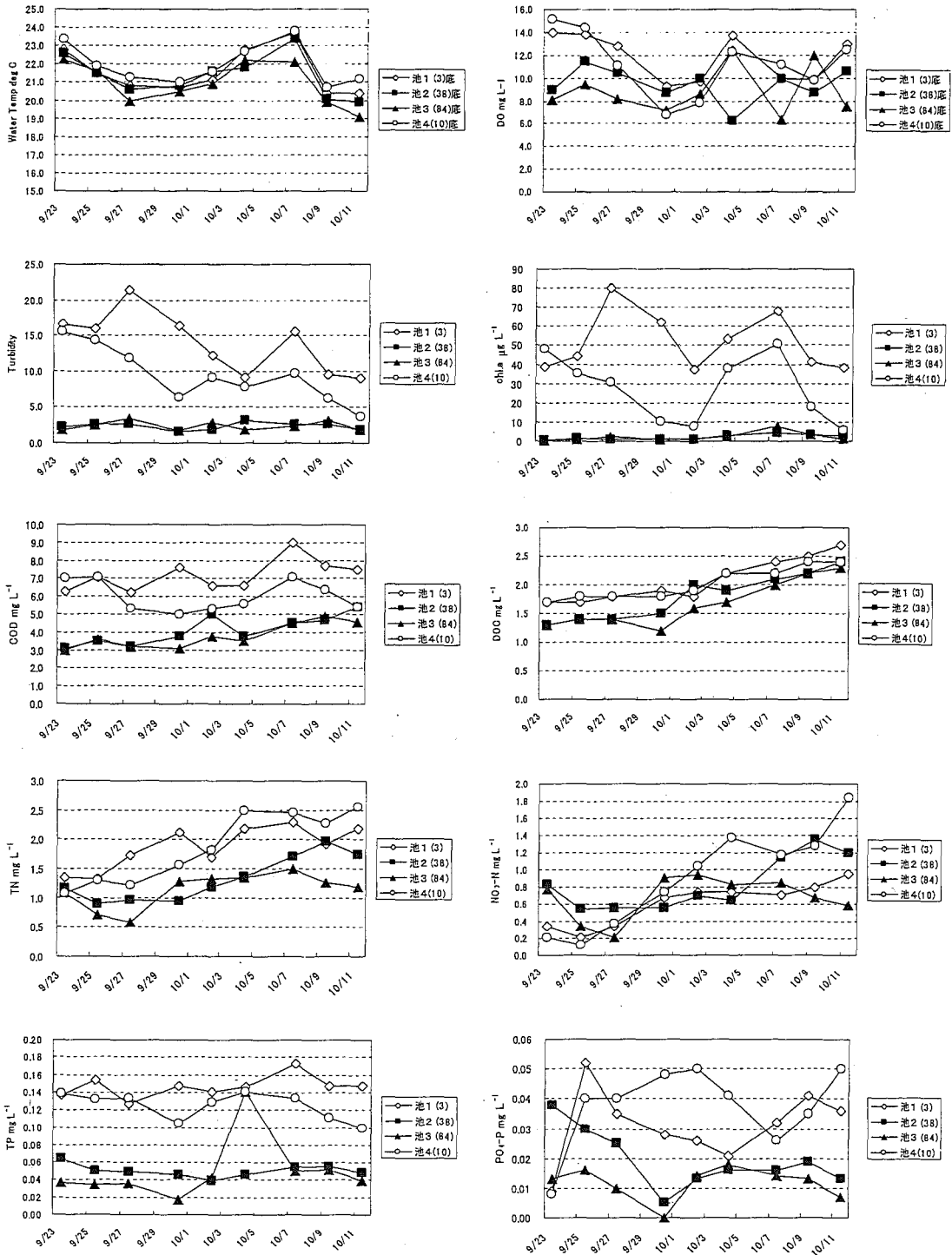


図-15 各水質項目の経時変化(黒の凡例は植生池を、白の凡例は無植生池を表す。括弧内の数値は池の PVI (%) を表す。また凡例に「底」とついたものは、底層の結果である。)

植物プランクトンと同様に、無植生池における動物プランクトンの個体数は豊富で、植生池における動物プランクトンの個体数は少なかった。無植生池の池1(PVI3)においては安定してワムシ類が優占(個体数で平均89%)していたが、池4(PVI10)においてはワムシ類が優占しているもののその比率が低く(平均で65%)、カイアシ類、枝角類が比較的多くなる。無植生池の池1(PVI3)において動物プランクトンの個体数の変動は、藻類の現存量を表すクロロフィルaの変動と同様の変動を示した。池1における動物プランクトンの個体数とクロロフィルaの相関係数は $r=0.89$ ($P<0.01$)と高い相関を示した。池4においても動物プランクトンの個体数の変動とクロロフィルaの変動には関連が見られたが、池1のような相関は示さなかった。その理由として、池1においては、実験期間を通じて、ワムシ類が優占したため個体数と現存量に密接な関係があるのに対し、池4においては、ワムシ類とワムシ類より個体の大きいカイアシ類や枝角類の比率が変化したために、単純にクロロフィルaと個体数を比較できないためであると考えられる。

4) 底生生物

植生区と無植生区を比較すると、エラミミズ (paired t test, $P<0.05$)、ユリミミズ属 (paired t test, $P<0.05$)、カユスリカ属 (Mann-Whitney's U test, $P<0.05$)の 1m^2 当りの個体数については、無植生区の方が多結果となった。個体数については、クロイトトンボ属のみが、植生区のほうが多結果となった (Welch t test, $P<0.05$)。種類数 (t test, $P<0.01$)、個体数 (t test, $P<0.01$)では無植生区の方が多結果となった。分類群別湿重量でみると、ミミズ綱 (t test, $P<0.01$)とハエ目 (t test, $P<0.01$)において無植生区が植生区よりも有意に大きい結果となった。無植生区において、エラミミズ、ユリミミズ属、カユスリカ属が多いのは、植物プランクトンによる一次生産が大きく池底への餌の供給量が多いことによると推測される。植生区においては、クロイトトンボ属が多いのはクロイトトンボが生息場として、植生のある池を好むことによると推測される。池4においては、ミミズ類もトンボ類も多い傾向があった。これは、池4において植物プランクトンが増殖し、一次生産が十分であったことに加え、植物の現存量の指標であるPVIも10%あり、トンボ類の生息場として、植生が十分な量であったことが原因と考えられる。

5) まとめ

4つの実験池を用いて、沈水植物が池の水質および生態系にどのような影響を与えるか検討した。2つの実験池(池1、池4)については実験前に刈取りを実施し、無植生池とした。また残りの実験池(池2、池3)については、自然の状態で沈水植物が繁茂しているのので特に操作を加えず植生池とした。植生の現存量の指標としては、体積占有百分率PVI (Percent Volume Infested)を用いた。3週間の比較実験により以下のようなことが分かった。

①4つの実験池(池1、池2、池3、池4)の実験後のPVIはそれぞれ、3%、38%、84%、10%であった。

②多くの水質指標に関して植生区においては、無植生区と比較して、良好な水質を得られた。無植生区においては、PVI=3%の池1よりもPVI=10%の池4の方が、水質が良好であるという結果が得られたが、植生区のPVI=38%の池2とPVI=84%の池3においてはほとんど水質に差がなかった。したがって、沈水植物の増加にしたがって水質が改善されるもののPVIで38%を超えるものについては、その後の変化は小さいと推測される。

③植物プランクトンは、無植生区では緑藻類が優占し、植生区では珪藻が優占した。動物プランクトンについては全体的にワムシ類が優占したが、無植生区ではワムシ類がほとんどを占めたのに対し、植生区では、カイアシ類と枝角類の比率が比較的高かった。また、動物プランクトンの変動は、植物プランクトンの変動傾向と一致し、植物プランクトンの変動にしたがって、動物プランクトンが増減している様子が観察された。

④底生生物の現存量は、ミミズ類、ユスリカ類に関して、無植生区で植生区より多かった。クロイトトンボ類に関しては植生区において、無植生区よりも多く観察された。

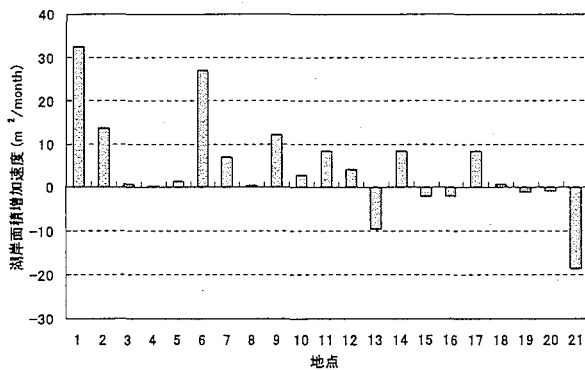
3.3 水辺植生帯の復元手法に関する研究

3.3.1 水辺植生帯の保全・復元工法の評価

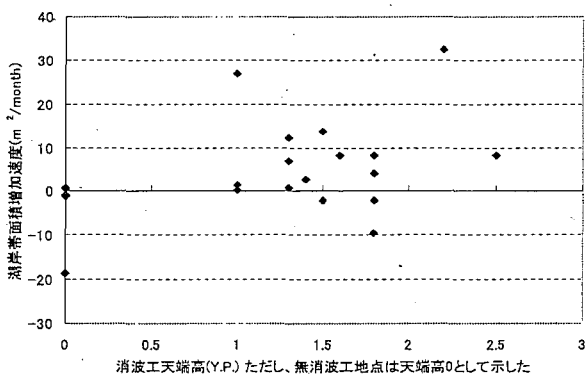
1) 湖岸帯面積増加速度

植生基盤の工学的成功の基準として、再生した湖岸帯が多少の攪乱を受けながらも安定的に残存していることが最低限必要である。今回取り上げた21箇所の湖岸安定性の指標として湖岸帯面積増加速度を整理したのが図-16である。この図より、対策を実施した湖岸帯の面積は、ほぼ現状を維持しているか、大幅に増加したものが多く、減少したものは

少ないことがわかる。このことから全体として、多くの対策工は湖岸帯の再生に効果を発揮していることが明らかになった。ただし、場所ごとの個別性が非常に大きい。地点1の大幅な増加は、漂砂が集まる点であることと、消波堤の波裏に植生帯が繁茂したことによる。地点2の増加は比較的波浪が小さく、消波堤上に植物が繁茂したことによる。増加速度の大きかった地点6についても地点1と同様の理由と考えられる。湖岸と消波堤の距離が近い箇所では、消波堤と湖岸の間に浮葉植物などが繁茂する状況が観察された。しかしながら、湖岸と消波堤が近いと底質が悪化する場合も多い。大幅な減少を示した地点21は、暫定的に突堤と砂のみで沿岸帯を再生しようとした工法で、今回の対策工の中ではやや特異な地点である。地点13は、前面が消波堤に守られているものの側方が開いており、そこから進入した波浪により、養浜箇所が侵食され湖岸帯が減少した。



図一16 各地点の湖岸帯面積増加速度



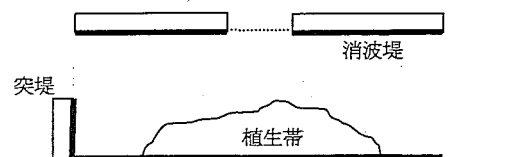
図一17 消波工天端高と植生帯の面積増加速度

消波機能の一つの指標として消波工天端高と湖岸面積増加速度の関係を見る(図一17)。消波機能は、消波工の天端高、位置、幅、消波工の構造などとも関係するので天端高のみと比較するのは問題がある

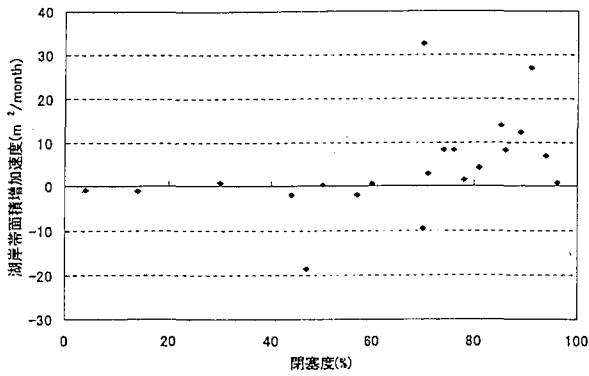
が、簡易な指標として比較してみた。この図と今回の現地踏査結果等を勘案すると消波工の天端高は今回の調査した範囲内では、湖岸面積増加速度にあまり関係ないと言える。また消波工のない地点(グラフでは消波工天端高0)においても、地点19のように水際が割栗石などで固定されている場合は、湖岸帯面積が安定している。

2) 閉塞度との関係

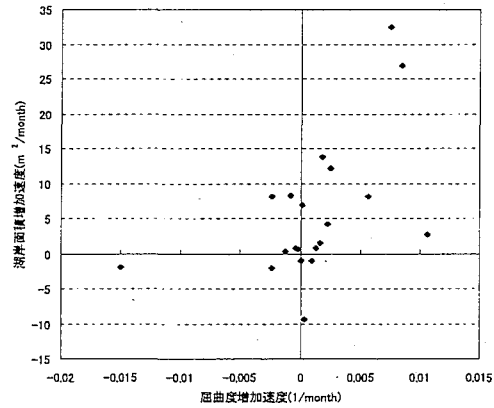
今回のデータ整理をする過程で消波構造物、漂砂制御構造物といった構造物の目的毎に植生帯との関係を整理するよりも、平面図上で、湖岸帯が取り囲まれている度合いが問題であることが分かってきた。そこで、平面図上で対象とする湖岸範囲を取り囲む線が、構造物や湖岸で囲まれているか、つまり波浪にさらされていないか、ということ指標とするため閉塞度(%)という指標を導入し(図一18)、データを整理した。閉塞度と湖岸帯面積増加速度の関係を図一19に示す。閉塞度と湖岸帯面積増加速度の相関係数は $r=0.44$ ($P<0.05$)と弱い相関関係にあることが分かった。このグラフから分かることは、閉塞度が70%を超えると、湖岸帯面積増加速度が大きくなり、囲い込んだ湖岸に物質が堆積しつつあることが分かる。その一方で、閉塞度が低くても湖岸帯面積はほぼ一定であるところも多いことが分かる。閉塞度が低いにも関わらず、湖岸帯面積が一定であるところでは、地点19のように水際に法止め工として割栗石などのやや大きい材料を使用しているところが多く、それが上手く機能している。したがって、閉塞度が低いからといって、湖岸が守れないわけではない。逆に閉塞度が高いと急激な底質の軟泥化が懸念される。そこで、定性的指標ではあるが底質悪化度(底質の軟泥化が進行している、あるいは底質から悪臭がある地点を悪いと現地で主観的に判断)と閉塞度の関係を図一20にプロットした。結果、場所ごとの差が大きく統計的に有意な差はないが、閉塞度が高くなるにつれて、軟泥化が進行している傾向があった。



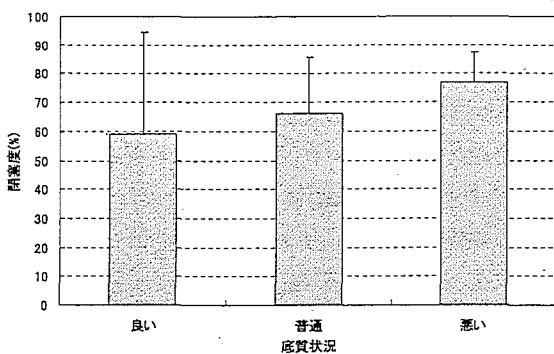
図一18 閉塞度:植生帯周囲のうち、太線の百分率



図一 19 閉塞度と湖岸帯面積増加速度



図一 21 屈曲度増加速度と湖岸帯面積増加速度



図一 20 底質状況と閉塞度

3) 湖岸屈曲度

河川では、屈曲度（あるいは蛇行度）(sinuosity) が河川の自然度を現す一つの指標として使用される。一般的に蛇行した河川ほど屈曲度が大きく、河川改修などが進み、自然度が下がると屈曲度が減少する。この調査では河川の屈曲度を参考に、湖岸における 2 点間の汀線の距離とその直線距離の比として、湖岸屈曲度(lakeshore sinuosity)を提案し、湖岸の自然度を表現する指標として提案した。湖岸屈曲度は、地点 6 や地点 9 など養浜したいくつかの地点で時間の経過とともに増加している。このことは、施工直後はやや単調な湖岸線であってもその後、植物の回復により湖岸線の形状がより多様に変化することを示しており、このような変化を許容した構造とすることが重要であることを示している。養浜のない地点 4、16、17 では、屈曲度は比較的大きいものの経時的変化が小さい。図一 21 に湖岸屈曲度増加速度と湖岸帯面積増加速度の関係を示す。この両者には相関があり(順位相関係数 $r_s=0.57, P<0.05$)、このことは植生の回復にしがって湖岸線の形状が複雑になっていくことを示している。

4) 砂浜と植生

今回の調査結果をみると全体的に、対策工の施工後、砂浜環境が徐々に減少し、代わりに植生帯が増加する現象が 21 地点のうち、12 地点で確認された。地点 8 はその典型事例で、施工後 22 ヶ月後までは、造成した砂浜はその環境を保っていた。しかしその後、植生帯が拡大し次第に植生に覆われてしまった。

その一方、地点 9 では、砂浜と植生帯がある程度バランスしながら推移している。地点 9 は、対策工の構造が比較的強固であるが、湖岸前面の消波堤に適度な隙間を入れることによって、入射波の侵入を許し、構造全体に影響を及ぼさない範囲で、波浪による湖岸の攪乱を許容している。したがって、量としては小さいが砂浜的環境を維持し、多様な汀線勾配および場を形成している。

自然の湖岸は、植生の前進作用と波浪による侵食、また河川や漂砂の流れを通じて供給される土砂の相互作用によって、常に変動を繰り返しながら、長期的にみるとある程度安定した環境を維持しており、動的平衡状態にあると言える。したがって、湖岸植生帯の再生に際してもこの動的平衡を再生することが究極の目標であると言える。今回調査した結果、湖岸対策工は湖岸の保護という意味では効果があるが、全般に安定性が強すぎる傾向があった。そのために湖岸の過剰な緑化、ヘドロ化などの現象が一部で見られた。土木構造物の設計思想として、構造物の破壊をさけるために常に安全率を考慮した設計になりがちである。そのため湖岸においてもより安定的な構造物を設置する傾向がある。自然環境を再生するためには不安定さを内包した、安全な構造物を構築する技術が必要である。今回、調査した中で地点 9 と地点 19 は、その解決策を示唆していた。つま

り、構造物の安定性は確保しながら、波浪による攪乱を湖岸に受け入れ、それによって湖岸帯の変動性を維持している。地点9は、消波堤を一部開放することにより、地点19は、法止めを強固にすることにより消波堤設置そのものをやめている。これら2つの構造は、動的平衡を維持した湖岸再生工法として有効な構造であると考えられる。

4. まとめ

本研究によって得られた知見を整理する。

- ①植生帯の侵食状況は、緩勾配方程式と海浜地形変形モデルを応用することにより、護岸での反射、沿い波などを再現することが可能であることが分かった。
- ②マクロな湖岸の植生繁茂条件として、漂砂エネルギーレベルという指標を開発し、既存の指標より精度高く推定できることを明らかにした。
- ③水辺植生帯の脱窒速度を、定量的に明らかにし、水温と植生帯幅から脱窒速度を推定する手法を開発した。
- ④沈水植物による、水質浄化効果を大規模実験施設を用いて定量的に明らかにした。またPVIという指標を導入し、清水と濁水のいき値の範囲を明らかにした。
- ⑤既存の湖岸植生帯の保全・復元手法を検証し、既存工法が効果的であること、波浪などを取り入れることにより、攪乱を取り入れた湖岸帯の復元が可能であることなどを示した。

参考文献

- 1) 林建二郎、萩原運弘、上原正一、藤間功司、重村利幸：「水辺植生の水理特性について」、海岸工学論文集、45、pp.1121-1125、1998.
- 2) 中村圭吾、米澤泰雄、尾澤卓思：「霞ヶ浦における湖岸植生帯の侵食過程に関するモデル的検討」、応用生態工学研究会、第5回研究発表会講演集、pp.49-52、2001.
- 3) Keigo Nakamura, Takahiro Nakatsuji, Takaaki Uda: "Relation between littoral zone vegetation and wave action in Lake Shinji", Proceedings of 9th Intl. Conf. of the conservation and management of lakes, Session4, pp.569-572, 2001.
- 4) 中村圭吾、中辻崇浩、西寫照毅、尾澤卓思、宇多高明：「湖岸における植生繁茂と波浪の関係」、日本陸水学会第67回府中大会講演要旨、p.184、2002.
- 5) 中村圭吾：「湖沼沿岸帯の復元を考える視点－霞ヶ浦の事例を中心として－」、雑誌「河川」3月号、NO.668、pp.42-46、2002.
- 6) 中村圭吾：「湖岸の保全と復元」、地理、47-7、pp.30-35、古今書院、2002.
- 7) 中村圭吾、米澤泰雄、尾澤卓思：「霞ヶ浦における湖岸植生帯の侵食過程に関する研究」、応用生態工学研究会、第6回研究発表会講演集、p.95、2002.
- 8) 中村圭吾、浜田篤信、尾澤卓思：「湖沼沿岸帯における波浪流量と浸透水量の測定法の開発」、土木学会第57回年次学術講演会概要集、pp.295-296、2002.
- 9) 中村圭吾：「湖沼沿岸帯の復元技術」、エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化、ソフトサイエンス社、島谷幸宏、細見正明、中村圭吾編、pp.209-217、2003.
- 10) 中村圭吾：「湖岸沿岸帯の復元」、水、第45巻3月号、pp.24-28、2003.
- 11) 中村圭吾：「湖岸・水辺植生の工学的保全技法」、水域生態系保全－II－考え方と技法、(社)日本水環境学会九州支部、応用生態工学学会、pp.49-54、2003.
- 12) 柚木秀雄、高村典子、西廣淳、中村圭吾：「浚渫土に含まれる水生植物の散布体バンクとバイオマニピュレーションを活用して霞ヶ浦湖岸に沈水植物群落を再生する試み」、保全生態学研究、第8巻、第2号、pp.99-111、2003.
- 13) 中村圭吾、川村竹治、高村典子、西廣淳、尾澤卓思：「沈水植物の有無が池の水質に与える影響」、第37回水環境学会年次講演会、p.151、2003.
- 14) 中村圭吾、島谷幸弘：「湖沼沿岸帯の復元に向けて」、地質と調査、第3号、pp.12-17、2004.
- 15) K. Nakamura and K. Tockner: "River and wetland restoration in Japan", Proceedings of the 3rd European Conference on River Restoration, pp.211-220, 2004.
- 16) 中村圭吾：「Q23 湖沼における新しい水質浄化技術と環境復元の事例」、一日土研シリーズ 土木技術相談集 河川・ダム・砂防編、独立行政法人 土木研究所編、(株)山海堂、pp.87-88、2004.
- 17) 中村圭吾：「湿地の保全」、自然環境の保全と緑化、地盤工学会 実務シリーズ18、pp.24-28、2004.
- 18) 宮脇成生、西廣淳、中村圭吾、藤原宣夫：「霞ヶ浦湖岸植生帯の衰退とその地点間変動要因」、保全生態学研究、Vol.9、No.1、pp.45-56、2004.
- 19) 宇多高明、小菅晋、岡本正一、伊藤正光：「風浪の作用下での湖岸への植生の繁茂条件について」、海岸工学論文集、第44巻、1997.