

湖沼の水質改善と霞ヶ浦等における水草再生の現状と課題

国土技術政策総合研究所 河川環境研究室

天野 邦彦

1. はじめに

日本の湖沼の多くは、種々の人為的インパクトを受けたことで環境変化が顕在化しているが、環境問題としては、一般に人為的富栄養化に代表される水質汚濁への関心が高い。水質汚濁に代表される水環境の劣化は、流域での汚濁負荷排出量の増加という人為的インパクトにより生じた問題であるが、上水道原水の質的低下のような利水上の問題や湖沼景観の低下のように社会に認知されやすい問題であるため、早い時期から湖沼における重要な環境問題として懸案事項となってきた。

しかし湖沼の自然環境全般に対する人為的インパクトは、流域からの水質汚濁流入量増加のみではない。この他にも水深の浅い湖沼における沿岸帯の埋め立てなどの物理的 direct 変化や、利水や治水のために行われた水位管理方法の変更など、これまでに多様な種類の人為的インパクトが湖沼そのものに対しても加えられている。ところが湖沼そのものに対する物理的 direct 変化や水位変動の変化が有する影響については、その評価を定量化する手法が水質解析ほどには確立されておらず、湖沼環境の変化との関連性が必ずしも明白とは言えなかったこともあり、水質汚濁に比べて十分な注意が払われて来なかったと思われる。しかし近年の自然再生事業の進展等に見られるように、自然環境という大きな視点から見て、人の利用上は表面的に問題が無くても、自然環境に生育生息する生物や生態系の保全が必要であるという認識が浸透してきている。

これに呼応し、種々の水生生物に棲み場を提供することで生物多様性の保全にも有効と考えられる湖沼沿岸帯における植生修復の様な環境保全事業に対するニーズが高まってきている。また、流域対策により湖沼に流入する汚濁負荷の削減が進んでいると考えられるものの、近年これが湖沼水質自体の改善に必ずしもつながっていない様に見える湖沼がある。この理由として、湖沼の生態系の劣化が関係している可能性があるとい

う問題認識が高まっていることも、沿岸帯植生の修復に対する期待を高めている。

このような背景から、沿岸帯植生の修復を目的とした事業や、現地実験を含む検討が本格的に実施されるようになってきている。本稿では、このような試みの中から特に水生生物の生息場や水質に対する改善効果が高いと考えられる沈水植物群落修復について、霞ヶ浦の事例を取り上げて紹介し、得られた知見について議論する。

2. 湖の沿岸帯植生

湖や周辺の湿地に生育する水生植物は、生活型や生育場所により、図-1 に示されるように、湿性植物、抽水植物、浮葉植物、沈水植物、浮漂植物（浮漂植物は、図に記載されていないが、ウキクサ類のように水面に漂っている。）に分けられる（桜井ら 2004）。湖内に分布し、湖の生態系の基盤となることから、抽水植物、浮葉植物、沈水植物の 3 つが湖沼環境を考える上で特に重要である。

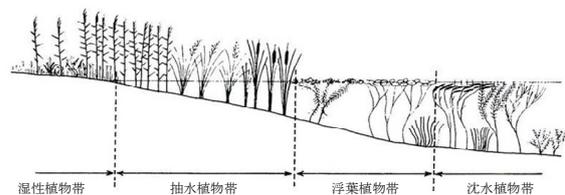


図-1 湖沼沿岸帯における水生植物の一般的分布（桜井ら 2004）より引用

抽水植物は、水面下の土に根を張り茎葉が水面上に抽出している。浮葉植物と沈水植物は、湖底に根を張るが、浮葉植物は葉が水面に浮かんでいるのに対して、沈水植物は茎葉の全てが水面下に存在するものを言う（図-1）。

これらの水生植物は、水環境や生態系を維持する上で重要な機能を有している。桜井ら（2004）は、水生植物のはたらきを8つに分けて指摘しているがこれらは概ね、①種々の生物への生息環境

の提供、②水質の調整、③波浪の抑制、④景観の構成、⑤人を含む他の生物への食糧および材料供給、という機能に分けられる。この様に多くの機能を有する沿岸帯植生は、湖沼沿岸帯における生態系の基盤として重要な存在であるが、先述した様に、湖沼に対する物理的直接的な変更や管理方法の変更により、種々の影響を受けている。本稿で議論の対象とする沈水植物は、茎葉の全てが水面下に存在するため、水位変動や水質変化に伴う水中光量の変化に強く影響される。また、種にもよるが、一般的に底質が砂質土であることを好むために、底質特性にも影響される。このことから、抽水、浮葉植物に比べて、水質汚濁や水位管理の影響を受けやすく、また修復も難しいといえる。

3. 霞ヶ浦における沈水植物と環境変遷

1) 沈水植物群落の変遷

桜井ら(2004)により、霞ヶ浦(西浦)で1972、1978、1982年に実施された植生面積調査によれば、沈水植物群落は占める面積は750, 364, 190haと減少が顕著であり、1972年からの10年間で約1/4に減少している。1988年以後の調査では、沈水植物群落は発見されていないことから、1980年代半ばから後半にかけて沈水植物群落はほぼ消滅したと考えると良いと判断できる。

表-1 昭和47(1972)、昭和53(1978)、昭和57(1982)年の調査結果(桜井ら2004)

調査年		1972	1978	1982
調査地点数		53	55	46
沈水植物	ササバモ <i>Potamogeton malaianus</i>	53.0	60.0	52.2
	リュウノヒゲモ <i>P.pectinatus</i>	6.0	30.9	4.3
	ヒロハノエビモ <i>P.oerfoliatus</i>	25.0	25.5	6.5
	センニンモ <i>P.Maakianus</i>	17.0	18.2	6.5
	エビモ <i>P.crispus</i>	15.0	29.1	2.2
	ヤナギモ <i>P.oxyphyllus</i>	0	1.8	0
	イトモ <i>P.pusillus</i>	0	3.6	0
	ササエビモ <i>P.gramineus v.gramineus</i>	13.0	18.2	4.3
	ホザキノフサモ <i>Myriophyllum spicatum</i>	42.0	43.6	30.4
	クロモ <i>Hydrilla verticillata</i>	21.0	14.6	2.2
	コカナダモ <i>Eloдея Nuttallii</i>	0	1.8	0
	オオカナダモ <i>Egeria densa</i>	9.0	7.3	2.2
	コウガイモ <i>Vallisneria denseserrulata</i>	0	12.7	0.0
	セキショウモ <i>V.gigantea</i>	21.0	27.3	10.9
	ネジレモ <i>V.gigantea v.biwaensis</i>	0	1.8	0
	マツモ <i>Ceratophyllum demersum</i>	6.0	12.7	10.9
	トリゲモ <i>Najas minor</i>	0	1.8	0
	フサジュンサイ <i>Cabomba caloriniiana</i>	2.0	1.8	0
	シャジクモ <i>Chara brawii</i>	0	0	2.2

*出現頻度(%)=(その種が検出された地点数/全調査地点数)×100

2) 水位変動の変遷

沈水植物は水中光量の影響を強く受けるため、沈水植物の消長には水位変動が大きく影響する。水位変動の変遷について正確な記録が残る1931

年以來のデータを見ると(図-3)、年間中央値については、大きく変化せず推移しているが、霞ヶ浦の水位は各時代の水文環境、水位管理によって異なっている。1950年代以前、つまり下流の北利根川拡幅以前の霞ヶ浦では、排水能力が低いために、出水の影響により、平均水位の年変動が相当大きかった。その後、下流北利根川の大規模な拡幅により、霞ヶ浦の水位は安定する傾向を示した。1975年からは常陸川水門の暫定水位運用により、平均水位が高くなり、偏差はかなり小さくなった。さらに、1996年の管理目標水位運用により、その傾向が強くなっている。沈水植物群落が大量に存在した1972年頃は、最低水位が特に低い状況であり現在に比べて約20cm低かった。

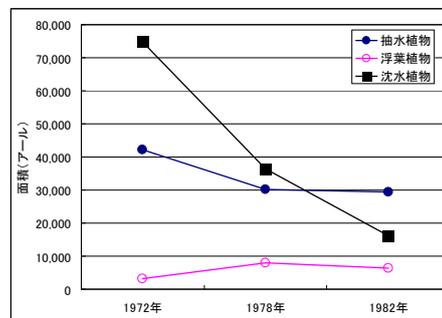


図-2 霞ヶ浦における水生植物群落面積の変化(桜井ら2004)

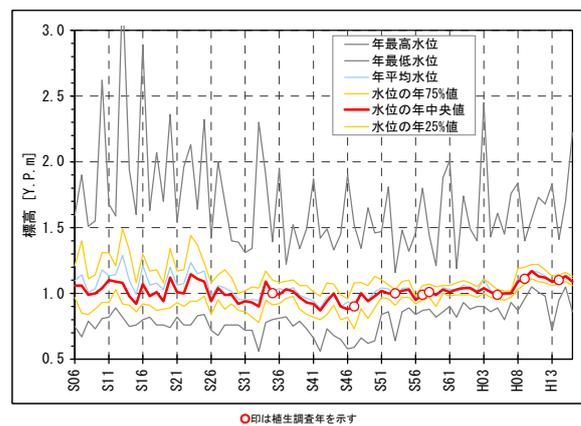


図-3 霞ヶ浦の水位変化

3) 透明度およびCOD

透明度の変化については、1977年以降の正確なデータが存在する。1993年以降、特に低下傾向が見られ、50cm程度で推移している。1980年代までは植物プランクトンを捕食する動物プラ

ンクトンの急激な増加が原因と思われる短期的に透明度が大きくなる時期が散見されるが(しばしば1.5mを超える)、1990年代に入ってから、平均的に低下すると共に、この様な透明度の上昇は見られなくなっている。

水質汚濁の指標であるCODの変化について見ると、1960年代は 4mg L^{-1} 程度であったものが、1970年代に入ってから急激に上昇し、1980年代初頭に 10mg L^{-1} を超えるピークを迎えた。その後漸減したが、 $7\sim 8\text{mg L}^{-1}$ と横ばいで推移している。

透明度とCODの変化は、必ずしも逆相関を示しておらず、CODがピークを迎えていた1980年代初頭の透明度は、CODが比較的低い値で推移した2000年代前半の透明度よりむしろ高い値を示している。このため、近年の透明度低下には、無機態懸濁物の増加などの有機汚濁以外の要因が関与している可能性がある。

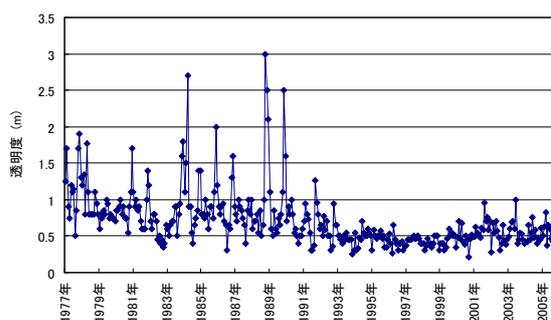


図-4 霞ヶ浦における透明度の変化

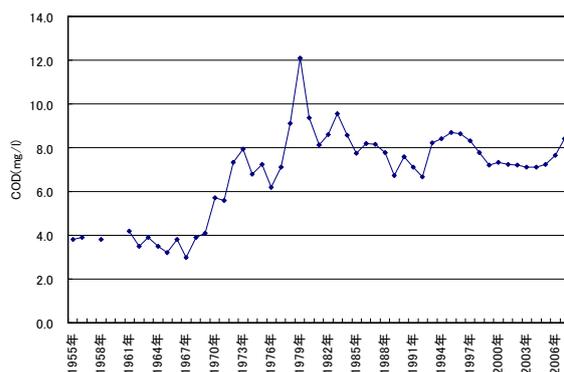


図-5 霞ヶ浦におけるCODの変化

4) 沈水植物と環境変遷

霞ヶ浦において、沈水植物群落は、少なくとも1970年代以降存在量が減少し、特に1980年代後半以降に急速に消滅したと考えられるが、この間

に生じた環境変化を見ると、水位上昇、透明度低下、水質悪化という沈水植物にとって不利な状況が同時に起こっていた。それぞれの変化が全て、沈水植物が生育する水中部における光量の減少を招く方向のものであり、沈水植物群落の減少、消滅はこれらが複合して作用した可能性が高い。

これらの変化に加えて、築堤等による地形改変も湖岸における波浪の変化を招いたと考えられるが、湖岸に分布する抽水植物群落に与えた影響に比べれば、沈水植物群落への影響は限定的であったと思われる。

4. 沈水植物群落の修復に向けて

1) 修復適地の抽出

過去に沈水植物群落が分布していた場所の物理環境から類推して、現在の環境下での修復適地の抽出を試みた(天野、大石 2009)。光環境の変化が沈水植物群落減衰の主要因と仮定し、現状の透明度でも光が湖底まで十分届く箇所を抽出することを基本とした。ただし、水中光量は浅い場所ほど大きいため、現在の環境下で水中光量の観点から沈水植物が潜在的に生育可能な場所を抽出すれば、水深の浅い場所が単純に抽出される。水深が浅すぎると風波による底面攪乱が大きいといった別の要因が生育に影響すると考えられるので、光量と底面せん断応力特性を沈水植物生育域を規定する2つの要因と考え、過去の沈水植物群落分布とこれら2つの指標特性の推定値から現在の霞ヶ浦における沈水植物群落の生育適性域を推定した。このために霞ヶ浦において過去に実施された種々の環境調査結果を地理情報システムに格納し、空間情報として解析を行った。地理情報システムによる解析対象として、地形情報、沈水植物群落分布情報、透明度から推定した底面光量情報、水位および風向・風速情報から求めた底面せん断応力情報を整理した。以下にこれら情報について整理方法を記す。

① 地形情報

霞ヶ浦の地形情報としては、昭和35(1960)年、平成2(1990)年、平成14(2002)年の3時期を対象に整理した。昭和35(1960)年の地形情報は、国土地理院が作成した湖沼図(0.5m刻み等高線)を、平成2(1990)年の地形情報は、同様に国土地理院が改訂した湖沼図(1.0m刻み

等高線)を、また平成 14(2002)年の地形情報については、霞ヶ浦河川事務所が作成した(0.2m 刻み等高線)を GIS に読み込み、平面的に 20mX20m の格子毎に平均化した湖底標高値を求めて、地形情報とした。また、霞ヶ浦河川事務所が作成した現存湖岸堤位置も GIS に取り込んだ。

② 沈水植物群落分布情報

霞ヶ浦全体の沈水植物群落の分布に関する最も古い情報は、昭和 35(1960)年の湖沼図に記載されているものと考えられる。湖沼図としては、より古い情報として明治 14~18 年に作成された迅速測図が存在するが、ここから沈水植物群落分布を抽出することは困難であるため、上記の資料が最古の情報と考えられる。その後は、桜井ら(2004)によって、昭和 47(1972)年、昭和 53(1978)年、昭和 57(1982)年に赤外線空撮写真から沈水植物群落の分布が調査された結果が存在する。前述のように、平成 5(1993)、平成 9(1997)、平成 14(2002)年には河川水辺の国勢調査が実施されているが、陸上調査のため、沈水植物群落分布に関する情報は存在しない。

このような状況であるため、昭和 35(1960)年については湖沼図から抽出し、昭和 47(1972)年、昭和 53(1978)年、昭和 57(1982)年の 3 年については、赤外線空撮写真から判読された結果を用いて、それぞれの年における沈水植物群落分布位置を特定して GIS に収納した。

③ 透明度から推定した生育適性水深情報

上記 4 年について沈水植物群落が分布していたと考えられる範囲に関して、水深と透明度から生育適性水深情報を整理した。まず、地形情報と沈水植物群落分布情報から、4 つの時期毎に沈水植物が分布していたと考えられる場所の水深の分布を求めた。そして、当時の透明度とこの沈水植物生育水深分布とを比較することで、沈水植物の生育に適した水深を光量の観点から評価した。水深は、沈水植物が分布する各地点における湖底標高と水位標高との差から求めた。ただし、湖水位や透明度は変動するため、解析対象とした年の前 3 年間の湖水位中央値と透明度平均値とを比較した。これらの指標の比から求められる補償深度/透明度比を式(1)で求めた。

水中において植物による光合成量と呼吸量が釣り合う深度を補償深度と呼び、これ以上深いところでは植物は持続的に生育ができない。通常の場合、補償深度は透明度の 2~2.5 倍の深さである。

$$d_{com} / SD = d_{sbm} / SD \quad (1)$$

ここで、 d_{com} : 補償深度(m)、 SD : 透明度(m)、 d_{sbm} : 沈水植物が生育する最大水深(m)

4 年についてそれぞれ算出した補償深度/透明度比を比較することで、沈水植物分布を光環境がどの程度規定していたかを推定することが出来る。すなわち、この係数が一定に近い値をとったとすれば、光環境が沈水植物生育場所を強く規定すると考えることが出来る。

霞ヶ浦における過去の沈水植物群落分布した箇所(図-6)と当時の透明度との関係を解析した結果、補償深度/透明度比は 1.06~2.7 の範囲という結果が得られた。この際、全てのデータを単純に解析すると、図面からの誤差等による理由と考えられるが、非常に深い場所での沈水植物分布が検出されるために大きい補償深度/透明度比が算出される結果となった。このため、沈水植物分布総面積の 3%までについて深い場所に分布するものから削除して、残ったものが存在する最も深い場所での水深を用いて計算した結果、大塚ら(2004)の 2.0 という評価に近い値が得られた。

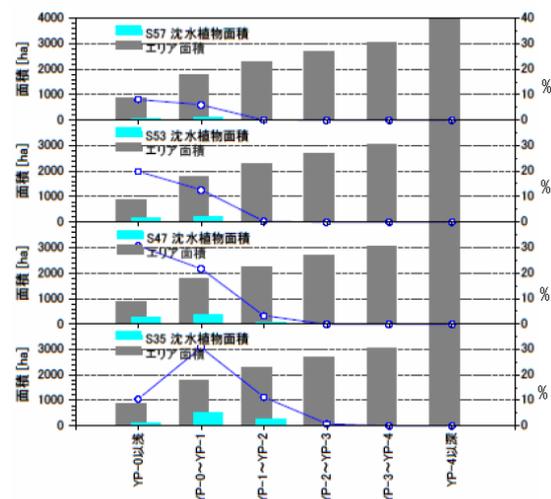


図-6 湖底標高毎の全体面積、沈水植物群落面積、およびそれらの比率(棒は面積、折れ線は比率を示す)

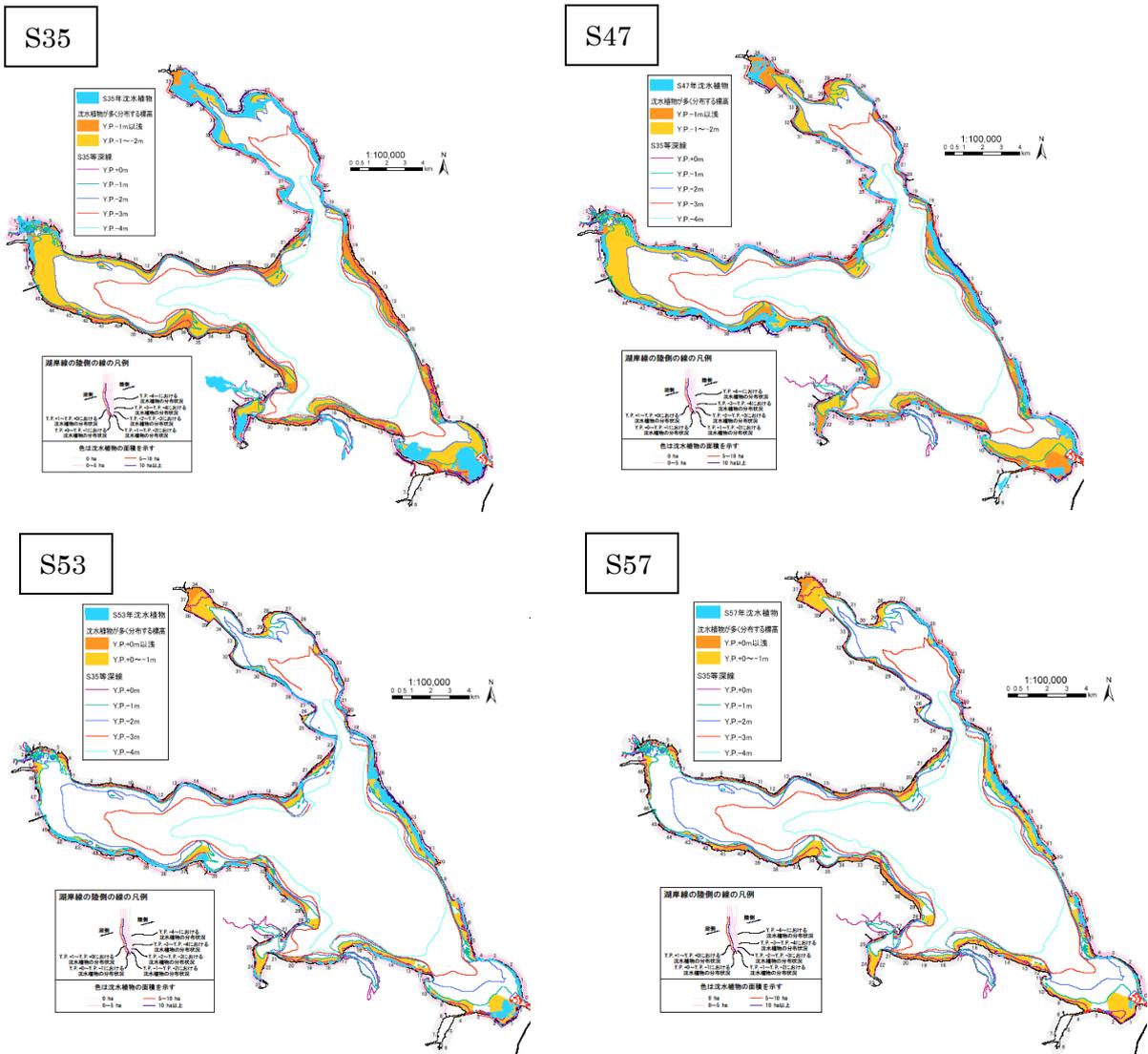


図-7 4カ年の沈水植物分布状況（水色）と光環境から生育可能と考えられる領域（オレンジ色）

各年における沈水植物群落の分布（水色）と分布が認められた最深標高より浅い範囲（オレンジ）を図-7に示す。昭和35年から47年にかけては、高浜入りにおける分布が減少したことや、昭和53年以降は、Y.P. -1m以深での分布が見られなくなった状況が空間的に把握できる。

最新の地形情報が取得された平成14年を対象に、前3年間の平均透明度に今回得られた補償深度/透明度比の範囲（1.06~2.77）を乗じて、平成14年（現在の状況と考える）において光環境の観点から沈水植物群落が生育可能な最大水深の推定範囲を式(1)から逆算し、さらに前3年間の水位中央値との関係から、沈水植物群落生育可能な最低標高の範囲を計算したところ、Y.P. 0.66~-0.06mと推定された。この範囲は図-7の昭和57年の濃いオレンジ色で着色された範囲とほ

ぼ同様で、昭和57年における最大生育可能水深の分布に比べても著しく減少しており、過去の生育範囲と同様の光環境を有すると考えられる領域が非常に限定的になっていると考えられることを示す結果となった。

④ 底面せん断応力分布情報

湖底面に作用するせん断応力については、浅い湖の場合、風波によるものが支配的であるため、過去の状況として平成35年8月当時および現在の状況として平成12年8月の水位変動および気象データを用いて、霞ヶ浦全域について、底面せん断応力を計算した。霞ヶ浦全域を50mX50mの格子に分割し、それぞれの格子位置において16方位毎に湖岸からの吹送距離を求め、この情報と風向・風速データ及び水深データを用いて、

計算を実施した。吹送距離、風向・風速、水深からの底面せん断応力の求め方は、既報 (Ijima and Tang 1962、天野ら 2002) を参照されたい。昭和 35 年 8 月および平成 14 年の 1 ヶ月間について計算を行った。

2) 修復適地の分布

昭和 35 年 8 月において沈水植物群落が存在した場所における最大底面せん断応力を上回らない場所を、底面攪乱の視点から見た沈水植物群落成立のもう一つの必要条件と考え、現在の環境で光条件に加えてこの条件を満たす領域を示したのが、図-8 である。この図中で赤色に示された部分は、光環境、攪乱環境共に過去に沈水植物群落が成立していた場所における条件を現在でも満たしていると考えられる場所であり、修復を考える際に成功の可能性が高い候補地であると思われる。

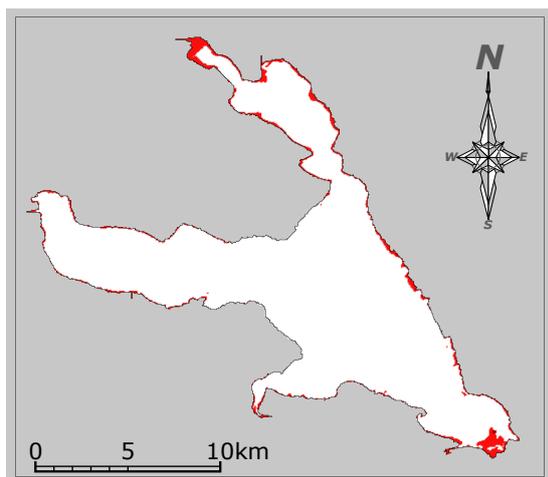


図-8 現状で沈水植物の生育可能性の高い領域 (赤色)

3) 埋土種子 (散布体) の確保

先述のように、霞ヶ浦においては、沈水植物群落はほぼ消滅し、生育が認められない種も多い。沈水植物群落の修復を目指しても、既に当該湖沼において植物体が消滅している場合、他所から植物を再導入するという手法もあるが、本来その湖沼在来の植物で再生することが基本である。生物多様性の保全に配慮した形で、すでに失われてしまった沈水植物を再生する方法として、湖沼底質中の散布体バンク (埋蔵された未発芽の種子や卵胞子) を用いる方法が注目されている。ただし底

質中の散布体バンクを効率よく利用するには、当該湖沼において底質中の散布体密度が高い箇所を推定することが必要である。

霞ヶ浦の底質において、発芽可能な散布体が多く分布する箇所を選定するために、底質コアサンプルを採取し、堆積年代分析及び散布体の確認と発芽実験を行った。手法等の詳細については、既報 (天野・時岡 2005, 2007) を参照されたいが、発芽可能な散布体を確保するための条件として、以下が得られた。

- ・底質中の散布体密度は、平面的に見た場合、大きな偏りがあり、湖岸形状が入り江状になっている箇所に高密度で存在していることが分かった。このため、湖岸形状が入り江状になっている箇所、流入河川が近くに流入している箇所、特に沈水植物群落が過去に存在していた箇所付近を選定し、底質を採取するのが良い。

- ・底質を深さ方向に見た場合、発芽能力を有している散布体は、30~60 年前に堆積したと考えられる層から多く発見された。このため、平面的に上記の条件を満たす場所を選定し、このような層を重点的に採取すると効率的である。霞ヶ浦湖岸帯での堆積速度は約 0.5~1.5cm/年と推定されることから、最低 15cm 最大 90cm 程度の深さの層に発芽ポテンシャルを有する散布体が多く存在すると考えられる。掘削のしやすさを考えると、表層から 50cm 程度まで採泥して、発芽実験に供すれば効率よく散布体を採取できると考えられる。

4) 沈水植物修復の現地実験

① 現地実験の概要

霞ヶ浦河川事務所により、2008 年から沈水植物群落修復に向けた現地実験が行われている。霞ヶ浦の南西に位置する木原湖岸 (茨城県稲敷郡美浦村大字木原) に建設された実験施設内に 6 つの隔離水界 (K-1~6) を設けて、それぞれ条件を系統的に変化させることで、沈水植物群落修復に向けて必要となる技術的課題に関する検討を行っている (霞ヶ浦河川事務所 2010)。

底質 (基質) として霞ヶ浦の航路浚渫土を敷設した 2 水界 (K-1,2)、霞ヶ浦内で沈水植物が繁茂していた場所から採取した土砂を敷設した 2 水界 (K-3,4)、沈水植物の散布体が全く含まれない購入砂を敷設した 2 水界 (K-5,6) を設けて、底質

(基質)の違いによる発芽・生育状況、沈水植物の移植方法、魚類や鳥類などによる食害防止、生育する沈水植物を攪乱した後の回復過程について検討しているが、これまでに実験池内でササバモ、エビモ、リュウノヒゲモ、シャジクモ、フラスコモ、オオササエビモ、ヒロハノエビモ、セキショウモの8種の生育が認められている(霞ヶ浦河川事務所 2010)。

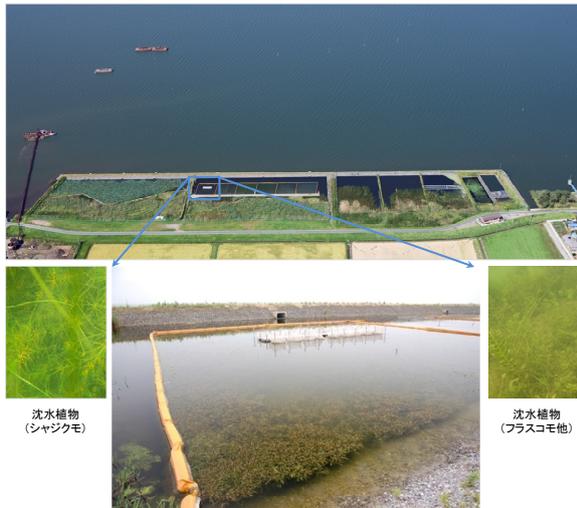


写真-1 霞ヶ浦における沈水植物群落修復に向けた現地実験施設と発芽・生育した沈水植物の拡大写真(写真下中央はK-1の状況を示しているが、ササバモの繁茂が確認できる)。

これらの結果は、霞ヶ浦の現在の水質状況下でも、光や基質などの生育条件が整っていれば沈水植物が発芽・生育可能であること、散布体を多く含む底質を採取し、条件を整えた場所に撒き出すことで、早期に沈水植物の発芽・生育が期待できること、また条件が整った底質(基質)が周囲に存在すれば、沈水植物群落は拡大することを示している。

5. まとめ

底質条件を整えて、光が十分届く環境を提供した上で、散布体の量が十分存在する環境を準備できれば、現在の霞ヶ浦水質でも沈水植物群落の修復が十分期待できることが現地実験から示された。しかし霞ヶ浦全体に目を向けると、現在の透明度では、図-8に示したとおり光条件を満たす場所が限られていることや、水質汚濁が進んだ近年に堆積した泥分により底質環境が劣化してい

ることが、沈水植物の自律的再生の妨げになっている可能性が高い。これらを勘案すると、現状の透明度においても光環境が満たされると考えられる標高 Y.P. 0.66~-0.06m の湖底について地形的に検討して適切な場所を選択し、泥分の浚渫等による底質改善や、波浪対策を実施した上で沈水植物の移植や散布体を含む底質の散布をするという修復の方向性が得られる。一旦定着し食害が激しくなければ、群落が拡大することで、長期的に見て自律的回復も夢ではない。霞ヶ浦固有の沈水植物群落を、沿岸帯における本来の植生分布(図-1参照)に調和させた形で修復する努力は緒に就いたばかりであり、容易な事業ではないが、人の利用と豊かな自然環境の両立に向けて推進すべき重要な事業である。今後現地実験を中心に知見を蓄積し、沿岸帯植生の修復技術として確立することで、生物と共生する社会資本整備の先駆例になることが望まれる。

6. 参考文献

- 天野邦彦、大石哲也 2009. 霞ヶ浦における沈水植物群落の消長と環境変遷の関連性解析に基づく修復候補地の抽出、水工学論文集、第53巻、pp.1369~1374.
- 天野邦彦、時岡利和 2005. 湖底生態系に配慮した新しい底泥処理技術に関する基礎的研究、土木研究所成果報告書、Vol.2005、2分冊-1、pp.225~238.
- 天野邦彦、時岡利和 2007. 沈水植物群落の再生による湖沼環境改善手法の提案、土木技術資料、第49巻、第6号、pp.34~39.
- 天野邦彦、安田佳哉、鈴木宏幸 2002. 浅い貯水池における表層底泥の巻き上げによる水質変化のモデリング、水工学論文集、第46巻、pp. 1085-1090.
- Ijima, T and F.L.W. Tang 1962. Numerical calculation of wind waves in shallow water, *Proc. 10th Conf. on Coastal Engineering*, ASCE, v.2, pp. 38-45.
- 霞ヶ浦河川事務所 2010. 第5回霞ヶ浦における沈水植物再生・保全等検討WG資料.
- 大塚泰介、桑原泰典、芳賀裕樹 2004. 琵琶湖南湖における沈水植物群落の分布および現存量-魚群探知機を用いた推定-, 陸水学雑誌, 65, pp. 13-20.
- 桜井善雄、国土交通省霞ヶ浦河川事務所編著 2004. 霞ヶ浦の水生植物、1972~1993. 変遷の記録、信山社サイテック、東京.