

井上三喜夫（前 霞ヶ浦環境科学センター副センター長）

1. はじめに

霞ヶ浦は、出口となる常陸利根川の川幅が狭いため、35年から48年にかけて5回の大洪水に見舞われ、41年の洪水では、高水位が1月以上も続き、1万ha以上が被害を受けた。48年に実施した常陸利根川の拡幅工事により、洪水被害は解消されたが、海水が逆流するようになり流域の水田に塩害が発生した。そこで、海水の逆流を防止するための水門が計画され、63年に完成した。

その頃、「全国総合開発計画」(62年)がまとめられ、国土開発に伴う新たな水資源の確保が緊急の課題となった。全国総合開発計画では、河川、湖沼水の利用の高度化を推進するため、霞ヶ浦と琵琶湖を「大規模かつ貴重な資源である」としている。

水源を確保するため、琵琶湖は「琵琶湖総合開発特別措置法」(72年)が制定され、霞ヶ浦は、「水源地域特別措置法」(73年)(全国のダム水源を確保する法律)の中に位置付けられた。

霞ヶ浦は、利根川水系として、関東1都5県にまたがる水利網に組み入れられ、その管理も国の直轄管理となり、海水の逆流防止ために設置された常陸川水門は、水源地域特別措置法の「湖沼水位調整製施設」として位置づけられた。

常陸川水門は、洪水防止と水資源確保のための水位調整が行われ、現在は、Y.P1.3~2.85mを治水容量(3.39億m³)、Y.P0.0~1.3mまでを利水容量(2.78億m³)として運用されている。

(夏期(6月から7月)については、Y.P1.2~2.8mを治水容量(3.61億m³)、Y.P0.0~1.2mまでを利水容量(2.56億m³))としている。

2. 霞ヶ浦開発による計画取水量

国土開発に伴う水資源の確保のために制定された「水資源開発促進法」(61年)により、霞ヶ浦は利根川水系として指定され、62年に「水資源開発基本計画」(第1次フルプラン)が決定され、次いで、70年には「第2次フルプラン」(「霞ヶ浦総合開発」)、76年には「第3次」(霞ヶ浦導水事業)、90年には「第4次」(霞ヶ浦用水事業)が決定されている。

現在の霞ヶ浦開発に伴う最大取水量は、以下のとおりである。

表1 霞ヶ浦開発に伴う最大取水量

m ³ /秒	茨城県	千葉県	東京都	計
水道事業	4.38	1.91	1.50	7.79
工業用水	14.72	0.85	0	15.57
農業用水	18.13	1.43	0	19.56
計	37.23	4.19	1.50	42.92

(平成20年7月4日閣議決定資料)

霞ヶ浦開発に伴う霞ヶ浦の貯水量は、2.78億m³であり、関東地域の主要ダムの貯水量(4億6千万m³、8つのダムの合計)の約60%¹⁾となっている。

霞ヶ浦導水事業による取得分を含めると、霞ヶ浦による水資源は、水道用水では県全体の28%、工業用水では60%を占めており、水道用水と工業用水を合わせた都市用水で見ると46%を依存している。また、農業用水でも県全体の29%となっている。²⁾

3. 利水の状況

霞ヶ浦の周辺には、上水の取水口が5か所、工業用水の取水口が4か所、農業用水の取水口

が約 150 か所存在している。³⁾



図1 霞ヶ浦関連水資源開発計画の概要

(1) 計画取水量の推移

上水と工水について、計画取水量の推移をみると、図1のように、流域の経済発展や人口増加に伴い農地増加しており、05年には、70年の約4.5倍に増加している。

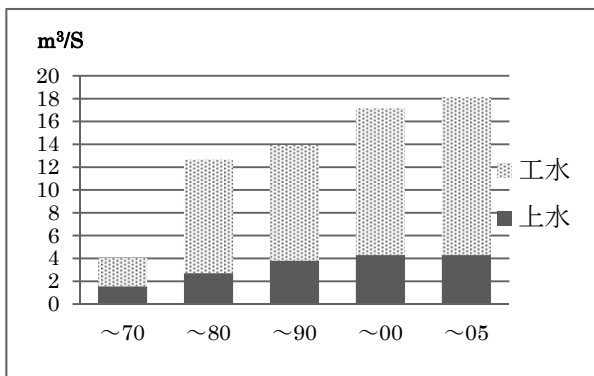


図2 計画取水量の推移(茨城県企業局資料より)

(2) 利水水量の内訳

上水、工水については、茨城県企業局による供給事業、農水は、国営農業水利事業による霞ヶ浦用水事業、石岡台地農業水利事業や鹿島南部農業水利事業などが主体となっている。

企業局では、上水と工水用に木原沖(西浦)、爪木、鰐川など(北浦)から取水して、流域の家庭や工場に供給している。

霞ヶ浦用水事業は、霞ヶ浦市の牛渡沖から取

水し、つくばトンネルを経て県西地域に、農業用水、上水、工水として供給されている。石岡台地農業水利事業では、高浜入りから取水し、石岡や笠間など7市町の農地に供給されている。

これらにより、上水は、約145万人、工水は約280事業所、農業用水は、約4万haに供給されている。⁴⁾

4. 水資源の循環

霞ヶ浦からくみ上げられた水は、流域内で使用された分については、河川などを經由して再び霞ヶ浦に戻って来るため、霞ヶ浦は淡水資源を循環使用している湖である。しかし、霞ヶ浦用水により流域外で使用されている水は、霞ヶ浦には戻らない。また、鹿行地区の工業用水についても、使用後の水は太平洋に流出していき、霞ヶ浦には戻らない。

霞ヶ浦用水事業が本格稼働する前の霞ヶ浦の水収支を検討した資料⁵⁾によると、取水量が約4億m³、取水量から霞ヶ浦に戻る量を差し引いた損失水量は約2億m³である。

最近の資料⁶⁾によると、取水量が2~5割増加し、損失水量も約4億m³に増加しており、水循環に変化が起きていることが推測される。

表2 霞ヶ浦における循環水量

億 m ³ /年	取水量	湖に戻る量	損失
文献5)	4.07	1.91(農水のみ)	2.16
文献6)	6.0	2.1	3.9
試算*	6.3	2.5	3.8

*文献3), 4), 企業局データを基に筆者が算定

(参考文献)

- 1) 国土交通省関東地方整備局河川環境課資料
- 2) 茨城県水・土地対策課資料
- 3) 国土技術政策総合研究所資料(No.299, 2006)
- 4) 関東地方ダム等管理フォローアップ委員会資料
- 5) 村岡浩爾 「公害研究所研究報告」(1979)
- 6) 山本和也 「霞ヶ浦水収支の推定」(H25)

*小松一弘(国立環境研究所), 今井章雄(国立環境研究所)

1. はじめに

国立環境研究所(開始時は国立公害研究所)による霞ヶ浦モニタリングは1977年より開始され、現在も継続されている。多くの研究者によって脈々と受け継がれてきた同調査は今年で38年目となるが、その間、霞ヶ浦では流域発生源対策、大規模浚渫を始めとする様々な水質保全対策が取られてきた。本発表では、それらの対策効果が霞ヶ浦モニタリングデータに反映されているのか、について論じると共に、今後の対策のあり方について提言したい。

2. 調査方法

調査地点は図1に示す通り、高浜入り4地点(St.1~4)、土浦入り3地点(St.6~8)、湖心及び湖尻(St.9, 11, 12)である(St.5とSt.10は欠番)。採水頻度は毎月1回であり、悪天候時を除き概ね各月の10日に近い水曜日に実施している。調査地点では水質センサーを用いた水温、溶存酸素、pH、光量子、水深、透明度の測定を行っており、同時に2mカラム採水器を用いて水試料を採取している。得られた水試料は実験室に持ち帰り、表1に示す理化学分析及び生物測定に供している。また2004年よりSt.3, St.7, St.9において底泥コアの採取も実施している。なおモニタリングデータは国立環境研究所のウェブサイトにおいて公開されている¹⁾。

3. 結果

3.1 流域発生源対策による効果

霞ヶ浦では1985年度に湖沼水質特別措置法に基づく指定湖沼に指定されて以来、湖沼水質保全計画を通じて、下水道整備や合併処理浄化槽の設置など、流域発生源対策を中心とした水質改善の試みが進められてきた。水質項目として栄養塩類に着目すると、全窒素濃度(T-N)において年平均で1359 μ g/L(1991年, 湖心)から1082 μ g/L(1995年, 湖心)へと減少している。しかし1991年~1995年には後述する大規模浚渫事業も開始されており、T-Nの削減が流域発生源対策のみによってもたらされたのか

どうかは不明である。また浚渫と異なり、同対策は現在も継続されているが、1995年以降、再びT-Nが上昇するなど、濃度等の単調的な増加/減少が見られないことから、これらの対策は現在の湖沼水質に大きな影響を与えていないと考えられる。

3.2 浚渫事業による効果

霞ヶ浦では1992年度より土浦入りを中心に大規模浚渫が開始され、1995年にはさらに浚渫量が大幅に増加された(1995年度が年間浚渫量のピーク)。その後、浚渫量は減少しているが、本事業は2005年度まで継続された。先述の通り、霞ヶ浦では1990年から1995年にかけてT-Nに濃度の減少が見られた。内訳を見ると、図2と図3に示す通り、T-Nの大半を占める硝酸性窒素濃度(NO₃-N)とアンモニア性窒素濃度(NH₄-N)のいずれも濃度減少が著しい事が分かる。しかし図4に示す通り、T-P濃度は減少せずむしろ増加傾向にある。国土交通省関東地方整備局の報告²⁾によると、浚渫を実施したエリアにおいて底泥の栄養塩類濃度が減少したとされているが、湖水柱の水質改善にまでは結び付かなかった。

図5に示す通り、大規模浚渫が始まった1992年度あたりから透明度は、その季節変動が縮小すると共に徐々に低下していった。これらは浚渫にともなう底泥の巻き上げが影響していると推測される。なお、この時期には透明度の低下と共に湖内全域が白濁し、懸濁態物質濃度(SS)の上昇が見られた。SSのうち有機態懸濁物質濃度(POC)に上昇が見られないことから、白濁成分は無機態懸濁物質によるものであると指摘されている³⁾。1990年代は藍藻類*Plantothrix*が優占していた時期であるが、2000年頃から突然それらは消失した。透明度の低下に伴う有光層の低下が原因であるとするれば、大規模浚渫は間接的ながらも富栄養化の防止に効果を発揮していたと言える。なお、霞ヶ浦では大規模浚渫が終了した2005年以降、再び藍藻類の優占が見られ2011年には藍藻類*Micryocystis*による深刻なアオコ被害が顕在化した。

3. 3 浚渫事業終了後における霞ヶ浦の水質

図2に示す通り、一度は低下したNH₄-Nは2008年以降、再び上昇傾向にある。ここではデータを示してはいるが、2006年から底泥間隙水及び直上水における急激なNH₄-N濃度の上昇が見られており、底泥が還元的な状態になっていると示唆されている。湖水柱でのNH₄-N濃度上昇は流域由来によるものではなく底泥溶出由来であると考えられる。

4. まとめ

霞ヶ浦でとられた施策のうち、流域発生源対策の効果はモニタリングデータにおいて見られなかった。また浚渫については、効果が見られたものの、同事業の終了と共に霞ヶ浦の水質は再び悪化することとなった。現在の霞ヶ浦では流域発生源対策は充分に行われていると考えられる。今後、これ以上の水質改善を図るのであれば、底泥環境に着目しなくてはならない。

例えば霞ヶ浦では常陸川水門を用いて1996年より水位をY.P.1.2m前後に調整している。また霞ヶ浦導水事業も検討されており、現在の霞ヶ浦は、「量」として制御する事が可能である。水位調整を変更するか導水事業の排出口の深度を上げる等の対策により、底泥環境を酸化的な状況にする工夫を検討していく必要がある。

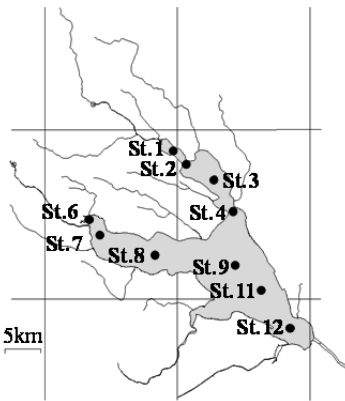


図1：調査地点

表1：測定項目

基本測定パラメーター	
懸濁物質	クロロフィルa、懸濁態濃度[SS]、懸濁態炭素・窒素[POC, PON]
窒素	全窒素、溶解態窒素、アミノ性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素
リン	全リン、溶解態リン、正リン酸態リン
化学的酸素要求量COD	全COD、溶解態COD
イオン等	電気伝導度、無機マクロイオン[Na, Ca, Mg等]
生物分類・計数等	動物植物プランクトン、底生生物、全細菌数、一次生産等
研究的パラメーター	
溶解有機物	DOC、難分解性DOC、フシ物質、糖類及びアミノ酸組成、分子サイズ、3次元励起蛍光ドット图等
微量金属/粒	Fe, Cu, Al等
微生物群集構造	湖水柱や底泥、DGGE解析、7種特定プライマーによる活性測定等
同位体比	DOMや底泥等のδ ¹⁵ N、δ ¹³ C、Δ ¹⁴ C、NO ₃ -のδ ¹⁵ Nとδ ¹⁸ O等

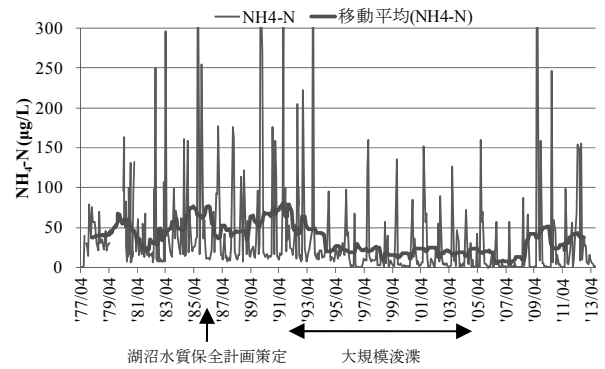


図2：NH₄-N濃度の経年変化(湖心)

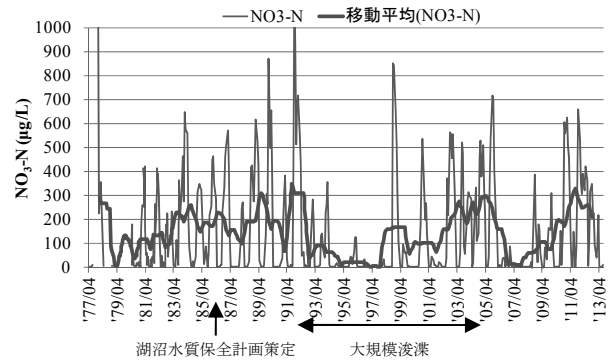


図3：NO₃-N濃度の経年変化(湖心)

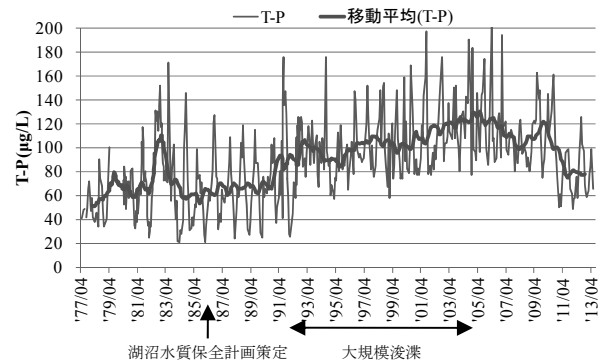


図4：T-P濃度の経年変化(湖心)

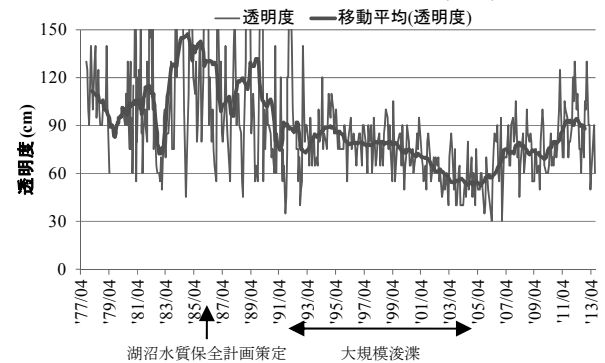


図5：透明度の経年変化(湖心)

<参考文献>

- 1)霞ヶ浦データベース, 国立環境研究所, <http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/index.html>
- 2)国土交通省関東地方整備局 (2008) 利根川水系総合水系環境整備事業霞ヶ浦浚渫
- 3)宇田川弘勝, 高村典子 (2007) 霞ヶ浦における湖水白濁現象の原因物質の特定, 陸水学雑誌, 68(3), 425-432

神谷航一, 菅谷和寿, 桑名美恵子, 相崎守弘 (茨城県霞ヶ浦環境科学センター)

1. 北浦の概要

北浦は茨城県南東部に位置し、平均水深 4.0 m (最大 7.0 m)、湖面積 35.6 km²、湖容量 172.4 × 10⁶ m³、流域面積 377.7 km²、滞留時間約 160 日の南北に延びる湖沼で¹⁾、南部に位置する外浪逆浦を介して西浦とつながっており (Fig. 1)、流域では農業と畜産業が盛んである。

流入河川は北部に流れ込む鉾田川と巴川をはじめ計 14 河川あり、水の流れは主に北部から南部に向かうが、外浪逆浦の最下流部に設けられた常陸川水門が閉められる度に外浪逆浦から北浦への逆流が観測されている²⁾。

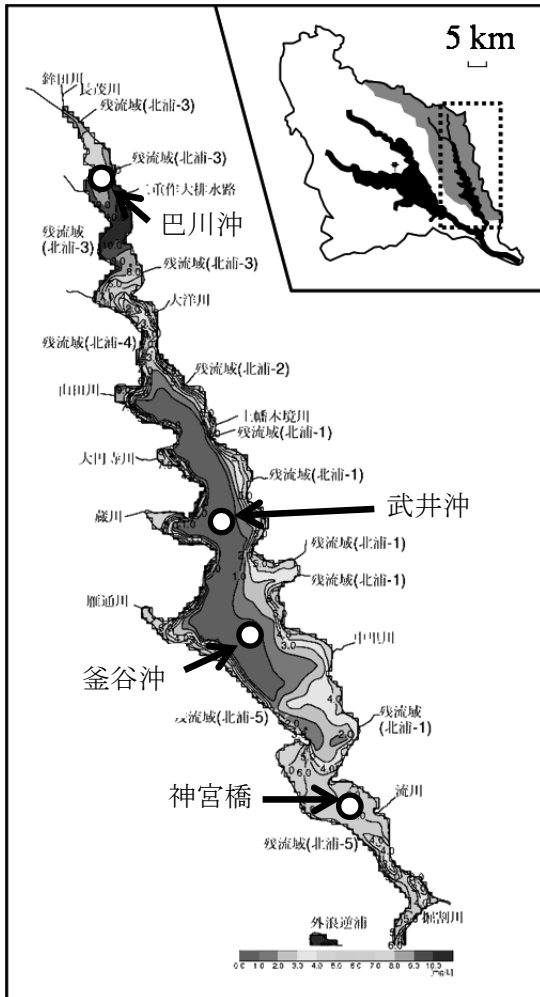


Fig. 1 北浦流域図及び水深図

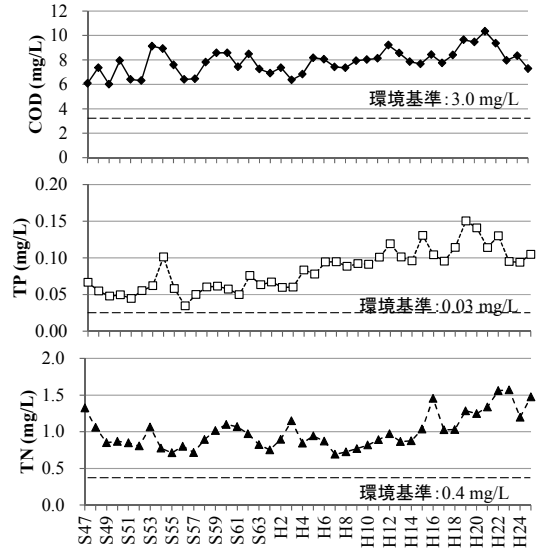


Fig. 2 北浦水質 (COD, TP, TN) の推移

また、北浦の水は周辺の水道用水や工業用水としても利用されており、その利用量は H21 年度は河川流量 32.1 × 10⁶ m³/月に対し、それぞれ 1.8 × 10⁶ m³/月、14.1 × 10⁶ m³/月である¹⁾。

2. 北浦水質の特徴

北浦の COD, TP, TN の年平均濃度 (Fig. 2) (国土交通省データ) は、平成初期以降に上昇傾向を示しているが、COD と TP では近年減少傾向が見られる。一方、地点別に見ると下流部で TP が、上流部で TN が高い傾向が見られる (Fig. 3)

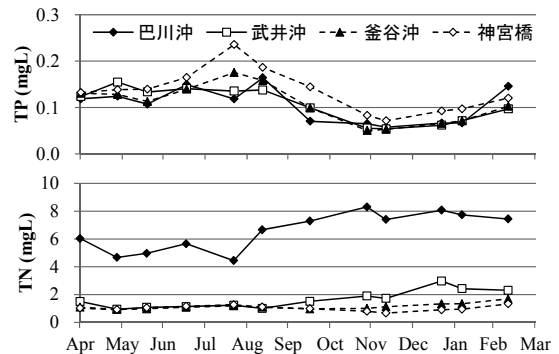


Fig. 3 H21 年度の TP, TN 濃度の地点別推移

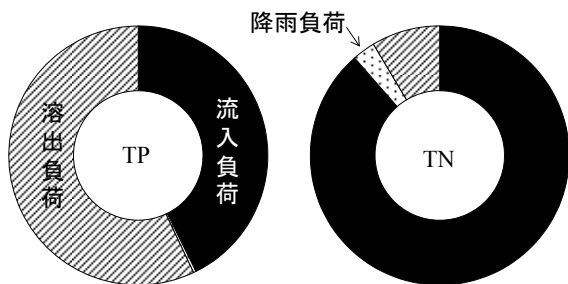


Fig. 4 TP, TN の負荷起源割合 (H21 年度)

3. 栄養塩負荷の起源と課題

栄養塩負荷の主な起源は、TP では底泥溶出 (約 60%) で、TN では流入河川 (約 90%) である (Fig. 4) ¹⁾。また、TN の流入負荷起源を土地利用別に見てみると、畜産が約 40% と最も高く、次いで畑地の約 20% となっている ¹⁾。

(1) 湖内由来のリン

北浦におけるリン濃度の季節変化を見ると、夏季に上昇している (Fig. 3)。この上昇の理由は、流入河川水質では夏期に上昇していないこと ³⁾、さらに夏季の釜谷沖下層において DO 濃度が低下していることが確認されている (水資源機構連続観測データ) ことから、湖水の嫌気化に伴い底泥から $PO_4\text{-P}$ が溶出しているためだと考えられている。そのため、北浦におけるリン濃度を制御するには、湖水 DO 濃度が低下する理由や、底泥からのリン溶出のメカニズムを把握する必要がある。

これまでの北浦における湖水 DO 濃度の低下に関する研究では、西浦に比べて嫌気的になりやすいこと ⁴⁾ や、湖水温が 22 °C を超えた水深の深い地点で貧酸素になることが報告されている ⁵⁾。また、湖上風も関与していると報告されている ⁶⁾ が、その詳細については未だ不明である。さらに、底質の酸素消費量 (Sediment Oxygen Demand) の把握もできておらず、共に今後の課題である。

また、底泥からのリンの溶出に関する先行研究では、現地の水温を再現した室内溶出実験で、西浦に比べて北浦の溶出速度が速いことや、北浦北部では高濃度の $NO_3\text{-N}$ によりリンの溶出が抑制されている可能性が高いことなどが報告されてい

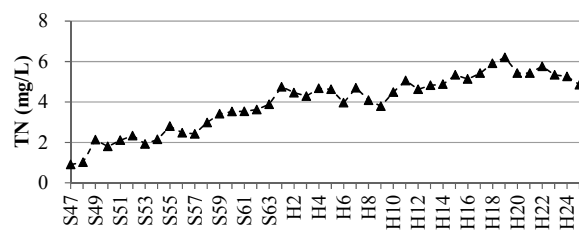


Fig. 5 北浦流入河川の TN 濃度の推移

る ⁶⁾。しかし、溶出に関与する底泥深度について把握できていないなど課題が残されている。現在では現地調査を基に底泥モデルを構築しており、そのモデルを活用することで課題を解決し、効果的な対策を検討、実施していく予定である。

(2) 流域由来の窒素

北浦流入河川の TN 濃度は S47 年度以降、上昇の一途をたどり、最近では湖内水質に比べて 3 倍も高い濃度で推移している。しかし、畜産から出た堆肥の流域外利用の促進や、畑地における化学肥料使用量の抑制対策等により、使用量が増加しているとは考えられにくいことから、これまで土壤中に堆積した窒素が地下水を經由して北浦に流入していることが疑われている。

そのため、土壤中に含まれる窒素の量や、その流出過程、さらに現在の正確な窒素投入量を把握したうえで窒素流出モデルを構築し、対策を検討、実施していく予定である。

6. 参考文献

- 1) 霞ヶ浦汚濁機構解明事業等業務報告書 (H23 年度)
- 2) 小松ほか (2009) 第 36 回土木学会関東支部技術研究発表会講演要旨, II-54
- 3) 石井ほか (2007) 茨城県霞ヶ浦環境科学センター年報, 第 3 号, 118-123
- 4) 石川ほか (1988) 第 32 回水理講演会論文集, 323-328
- 5) 小松ほか (2007) 茨城県霞ヶ浦環境科学センター年報, 第 3 号, 83-92
- 6) 石井ほか (2006) 茨城県霞ヶ浦環境科学センター年報, 第 2 号, 95-102

岩崎 順（元 茨城県内水面水産試験場首席研究員，技術士）

1. はじめに

霞ヶ浦（西浦）は，ワカサギ，シラウオ，テナガエビ等の水産資源に恵まれ，古くから多種多様な漁業が盛んに行われている湖である。しかし近年，総漁獲量（有用魚介類の漁獲量合計）は茨城県農林水産統計年報によれば，1978年の13,944 トンをピークに年々減少を続け，2011年には1,552 トンと，ピーク時の11%にまで減少した。

これは，湖の富栄養化の進行とそれに伴う植物プランクトン相の変化，魚介類の餌料生物として重要な動物プランクトンの生産力縮小，魚食性外来魚の増加等がその要因と考えられる。その一方で，ワカサギは2009年から急に漁獲量が増加し，2011年は2010年（499 トン）に次ぐ383 トンの漁獲量にまで回復するなど，魚種ごとの変化も起こっている。

ここでは，霞ヶ浦沖合域における25年間の定期湖沼観測結果から動物プランクトンの出現動向を概観した後，霞ヶ浦沿岸域における1年間半にわたる動物プランクトン定量採集の結果と水域環境のうち水温との関係を検討した。

2. 調査方法

定期湖沼観測における動物プランクトンの採集（1988～2012年）は，毎月1回，霞ヶ浦の湖心（水深約6.0m）において，北原式定量ネット（NXX13，目合い94 μ m，口径21.5cm，網地長80cm）を湖底上1.0mまで垂直曳きして行った。試料は中性ホルマリンで5%溶液になるように固定し，沈降法により濃縮してその一部を検鏡し，属レベルの同定・計数を行った。

沿岸域における定量採集は，2011年6月1日から2012年10月15日にかけて，毎週1回，行方市玉造地先にある茨城県水産試験場内水面支場の棧橋先端部（距岸距離100m，水深約3.5m）で，ワムシ・ノープリウス用濾し網（NXXX25；

目合い41 μ m，口径28.5cm，網地長40cm）で表層水75Lを濾過して行った。採取後の処理は，定期湖沼観測と同様である。各属の動物プランクトンは，体長×体重の関係式（倉沢，1976）から乾燥重量に換算し，その合計値を出現量とした。

3. 結果及び考察

（1）沖合域における動物プランクトンの変遷

1988～2012年の動物プランクトンの個体数の変動を図1に示す。ミジンコ類，ケンミジンコ類の個体数には周期的な年変動が見られた。ワムシ類には個体数の周期的な年変動は見られなかったが，2010年を境に増加する傾向が認められた。

（2）沿岸域における動物プランクトン出現量の季節的推移

調査期間中に出現した主な動物プランクトンは，ミジンコ類では *Daphnia*，*Bosmina*，ケンミジンコ類では *Mesocyclops*，*Eodiaptomus*，ワムシ類では *Trichocerca*，*Brachionus*，*Keratella* 等であった。

ミジンコ類，ケンミジンコ類，ワムシ類に分けた乾燥重量合計値の季節的推移を図2に示す。ミジンコ類は，2011年6月上旬～2011年9月下旬にかけて変動しながら高い値を維持していたが（最大値：1,981 μ g/L），2011年10月上旬～2012年3月下旬かけてほとんど出現しなかった。しかし，2012年4月上旬以降，再び変動を伴う出現が認められるようになった（最大値：1,172 μ g/L）。ミジンコ類の出現量の増減は，主に *Daphnia* 出現数の増減に起因していた。

ケンミジンコ類は，ミジンコ類と同様の季節的な出現パターン（出現→減少→出現）を示したが，その出現量はミジンコ類と比較して，調査期間を通じてほとんどの場合1桁低かった

(最大値：339 $\mu\text{g/L}$, 2012年4月以降の最大値：201 $\mu\text{g/L}$)。

ワムシ類は調査期間中2~5週間隔で、出現量の増加がそれまでより約1~3週連続して続いた後に減少するというパルス状振動を伴いながら、出現量の増減を繰り返した(最大値：690 $\mu\text{g/L}$)。ワムシ類出現量の増大期間が一番長く続いた時期は、2012年2月下旬~4月上旬で、この期間は霞ヶ浦におけるワカサギ仔魚のふ化時期と一致していた。ワムシ類はワカサギふ化仔魚の初期餌料であるため、ふ化仔魚の生残率向上に作用したと考えられる。

(3) 沿岸域におけるミジンコ類・ケンミジンコ類の秋~春期減少の要因

霞ヶ浦沿岸でミジンコ類、ケンミジンコ類が顕著に減少した2011年10月上旬~2012年3月下旬は、年間を通してみると、水温を20 $^{\circ}\text{C}$ で区分するならば“低水温期”に相当する。

熊丸他(1988)は水温とミジンコ類の代謝率との関係を、また上(2010)は水温とケンミジンコ類の増殖率との関係を論じているが、いずれも水温が20 $^{\circ}\text{C}$ 以下になると代謝率や増殖率は直線的に低下することを示している。さらに、元田(1994)は動物プランクトンの増殖率は代謝率の一次関数であることを明らかにしており、秋~春期の霞ヶ浦沿岸におけるミジンコ類・ケンミジンコ類の減少は、この時期の低水温傾向による増殖率の低下に起因することが示唆された。しかし、今回のこれらの減少は例年になく著しいので、別の要因の関与も考えられる。

4. まとめ(今後の課題)

ミジンコ類・ケンミジンコ類の秋~春期減少の要因として、低水温による増殖率の低下以外に、魚類による捕食も考慮する必要がある。すなわち、ミジンコ類・ケンミジンコ類のような中型の動物プランクトン(Meso-zooplankton)を食べる魚類の捕食圧が高いと動物プランクトンが減り、逆に魚類の捕食圧が低いと動物プランクトンが増えることが知られている。

今後は、実験的手法を用いて、動物プランクトン減少の要因を明らかにする必要がある。

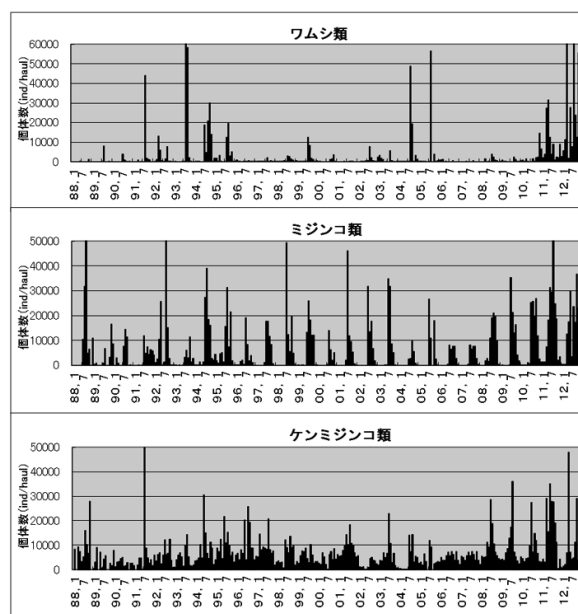


図1. 1988~2012年の湖心における動物プランクトン個体数の推移(単位: ind./haul)

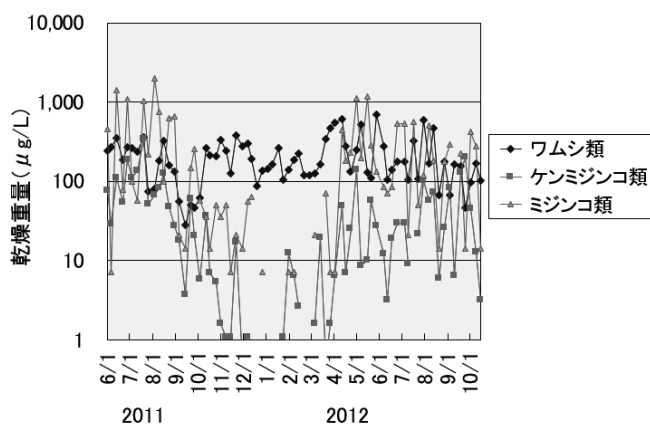


図2. 内水面支場棧橋先端部における動物プランクトン出現量の推移(単位: $\mu\text{g/L}$)

(引用文献)

- 熊丸 俊郎・安藤 隆二(1988):粗放的培養動物プランクトン3種の温度適性,茨城県内水面水産試験場調査研究報告,第24号,21-25.
- 倉沢 秀夫(1976):諏訪湖の生物群集の生産力に関する研究,信州大学理学部付属諏訪臨湖実験所報告,第1号,53pp.
- 元田 茂(1994):パラオの外洋と礁湖の一次,二次生産の試算,みどりいし,第5号,5-8.
- 上 真一(2010):沿岸海洋生態系における動物プランクトンの機能的役割に関する研究,海の研究,第19巻第6号,283-299.

1. はじめに

タナゴ類はイシガイ目の二枚貝類のエラに産卵寄生する特異な繁殖生態を持つため、2種の生物群の生息条件が確保されなければならない。1963年常陸利根川水門が完成する前の霞ヶ浦では海水が遡上しつつも、カラスガイ *Cristaria plicata* などの淡水二枚貝類が多く生息していたとされ、タナゴ類についても豊富に生息していたものと考えられる。本発表では水門操作によって霞ヶ浦が完全に淡水化され(1974年)、オオクチバスやブルーギルなど外来魚が侵入・定着したとされる1970年代以降のタナゴ類の種組成の変化や生息状況と変動要因について考察する。

2. 霞ヶ浦流域に生息するタナゴ類

霞ヶ浦流域にはヤリタナゴ *Tanakia lanceolata* (準絶滅危惧(NT))、タナゴ *Acheilognathus melanogaster* (絶滅危惧IB類(EN))、アカヒレタビラ *A. tabira erythropterus*(同上)、ゼニタナゴ *A. typus* (絶滅危惧IA類(CR))の4種の在来タナゴ類が生息しており、1945年に外来種のタイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus ocellatus* (中国からの移入)、1974年頃カネヒラ *A. rhombeus* (琵琶湖からの移入と推定)、2000年頃オオタナゴ *A. Macropterus* (極東が自然分布)が定着したとされる。また、ミヤコタナゴ *T. tanago* (絶滅危惧IA類(CR))は手賀沼周辺や新利根川流域で生息したとの伝聞情報が多いが、これまでに正確な生息情報がなく、今後も調査が必要である。カネヒラは1970年代一部流入河川で増加したとされるものの、霞

ヶ浦湖内での定量的な消長が不明のまま、近年はほとんど確認されていない。これら8種の内、在来種の4種と、外来種のタイリクバラタナゴが湖内で普通に生息したと考えられている。しかし、ゼニタナゴは1970年代にはすでに減少が著しく、過去においては在来種3種とタイリクバラタナゴの、2000年以降はオオタナゴも含めたタナゴ類の生息状況についてふれてみたい。

3. 1970-80年代のタナゴ類の生息状況

霞ヶ浦のタナゴ類についての生息状況については種を識別していないものの、漁獲統計が参考になる(浜田, 2000)。またこの期間のタナゴ類については、魚類学者の生息記録としては残っているが、種を識別した個体数の変動についての記録は限られている(春日ら, 1979; 小沼洋司, 1983; 酒井ら, 1984)。

漁獲統計によれば60年代に年間200トンを超えた漁獲は70年代に100トン台、80年台に50トン台と漸減して90年代には10トン未満へと激減した(浜田, 2000)。1977-8年高浜入りの沿岸定置網1ヶ統による調査では、一日1回当たりの平均入網数はタナゴ、アカヒレタビラ、タイリクバラタナゴでそれぞれ2.1, 3.9, 9.9個体であり、タイリクバラタナゴが多いものの、在来タナゴ類も安定して採取されていた。しかし、ゼニタナゴは1個体、ヤリタナゴは認められなかった(春日ら, 1979)。一方1978-9年の霞ヶ浦における種別タナゴ漁獲量(霞ヶ浦(西浦)4地点のほぼ毎月1回の張り網漁における魚種構成比と漁獲統計から平均月別漁獲量を推定)ではヤリタナゴ、タナゴ、アカヒレタビラ、タイリクバラタナゴはそれぞれ、0.71, 0.51, 0.38, 1.30トン/月であり、タイリクバラタナゴが多いものの、在来3種も安定

して漁獲されており、さらに 1970 年代にはすでに激減したと言われたゼニタナゴが 1 度だけではあるが 3 トン/月記録されている(小沼洋司, 1983)。

4. 1999-2009 年釣獲法による結果

萩原(未発表)は霞ヶ浦北浦の潮来, 清明川河口, 神宮橋, 行方市新宮の 4 地点においてタナゴ類を釣獲し, 種別の定量的な個体数の変化を調べた。本法は採取者, 仕掛け, 餌, 採取季節を統一しているため, 個体数の客観的な経年変動を推定できると思われる。採取量を年ごとに CPUE(個体/時間/人)で示すと, 潮来では 1999-2004 の期間アカヒレタビラが 20-40 であったものが 2005 年頃を境に減少し, 2008 年には 0 となった。代わってオオタナゴが 2003 年より認められ, 2006 年以降 20 以上となった。清明川では 2002 年アカヒレタビラとタナゴが 20 前後であったものが次第に減少して, 2009 年には 2 以下となった。代わってオオタナゴが 2004 年より認められ, 2006 年以降 10 前後となった。

5. タナゴ類の変遷とその要因

既存のデータからタナゴ類の生息数は 2000 年まで減少傾向にあるにせよ, 霞ヶ浦では外来種のタイリクバラタナゴが優占するとともに, 在来種のアカヒレタビラとタナゴが同所的に生息していたと考えられる。1999 年以降の萩原の調査でほとんどヤリタナゴがまったく認められていないので, 1980-99 の期間に本種がいつから減少したか解明する必要がある。1999 年以降, アカヒレタビラとタナゴが激減するとともに 2000 年頃霞ヶ浦に侵入したオオタナゴが 2005 年頃から増加傾向を示し, 2009 年には在来種はほとんどオオタナゴに取って代わられた。

タナゴ類は生きた二枚貝に産卵寄生するスペシャリストである。スペシャリストは生存がホストに依存するため, 絶滅しやすいことが指摘されている。したがって, タナゴ類の生息数の変動を論じる際にも, タナゴ類自身への影響要因と, 二枚貝の変動を考慮する必要がある。タナゴ類への直接的な影響が考えられる環境要因としては, オ

クチバスなどの魚食性外来種の侵入と, 在来タナゴと同じ餌料や産卵基質を利用することで競争関係を生ずるおそれがある外来タナゴ類の侵入である。2000 年以前にすでにタナゴ類が急激に減少し, 特にゼニタナゴとヤリタナゴの生息がほとんど確認できなくなったのは, 魚食性外来魚の影響が大きいと考えられる。一方 2000 年頃に侵入したオオタナゴは約 10 年の間に優占してしまった。しかしオオタナゴの生息範囲と湖内の新規加入群の挙動からは, オオタナゴは二枚貝の中でも真珠母貝であるヒレイケチョウガイだけを利用しているように見える。すなわち, オオタナゴは二枚貝の中でも特定の種を利用するスペシャリストの可能性もある。そのような種が産卵資源を巡る競争を生じるとは考えにくく, 在来タナゴ類の減少要因は別にあるとした方が合理的と考えられる。

底生動物の二枚貝類は水質汚濁や貧酸素水塊の影響を受けやすい。魚類のように移動分散能力がないので, 酸素の多い表層や沿岸域に素早く逃避行動が取れない。また, 霞ヶ浦の護岸工事と高水位維持は護岸近傍に到達する波を増強させて, 二枚貝の定位, 潜砂, グロキジウム幼生の着底を阻害している可能性も考えられる。

霞ヶ浦のタナゴ類の変動とその要因を明らかにするためには, 人為的改変に脆弱な二枚貝の生息状況と変動を詳細に調査することが喫緊に必要なだろう。筆者らの調査では 2006 年頃まで霞ヶ浦沿岸ではドブガイやイシガイが普通に生息していたが, 2012 年の調査ではほとんど生息が確認できておらず, この期間に何かの環境要因が変化したものと推測している。

引用文献

春日ら(1979) 国立公害研究所研究報告, 第 6 号:185-201.

小沼洋司(1983) 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 20:15-23.

1. はじめに

かつての霞ヶ浦には、植物体のすべてが水中に沈む沈水植物の群落が広範囲にみられ、これらが湖内の主要な水生植物であった¹⁾。しかしこれらは1980年代半ばまでにほぼ消失し²⁾、今日に至っても湖内での回復はみられていない。

霞ヶ浦の湖岸付近には治水を目的とした離岸堤が設置され、離岸堤の背後には静穏な水域（以下、静穏域と記述する。）が形成されており、アサザ (*Nymphoides peltata*) やヒシ (*Trapa japonica*) などの浮葉植物群落が局所的に成立している。既往研究は、離岸堤の有無や形状の違いが種の生長に影響を与えることを示唆したが、静穏域の物理環境条件・化学環境条件が沈水植物の生育に与える影響は明らかにされていない。

このような背景から、本研究では、環境条件が異なる静穏域において沈水植物の移植実験を行い、移植個体の生長に寄与する物理環境条件・化学環境条件（以下、生育条件と記述する）を特定する。その後、特定した生育条件が形成され得る区域を特定する試みとして、流動計算と物理環境条件から、霞ヶ浦（西浦）から沈水植物の生育可能な区域の抽出を試行し、広域スケールでの沈水植物再生計画手法の可能性を議論する。

2. 材料と方法

(1) 沈水植物の移植実験

2013年7月～9月に、霞ヶ浦内の離岸堤の形状が千鳥配置（一定間隔の開口部を有する複数の離岸堤を、湖岸線に平行、かつ、前後2列に配置したもの）と単列配置で構成される7地点に調査ラインを設定し、ライン上の計49箇所（各5～8箇所）にホザキノフサモ (*Myriophyllum spicatum*)、ササバモ (*Potamogeton malaianus*) を移植し、生長量（湿重量）を計測すると同時に、水深、泥厚、DO、水温、照度の計測を行い、周辺植生の把握を行った。各調査ラインに水位計を設置し、移植から抜き取りまでの間の水位を計測し、化学環境 ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, T-N, T-P) の分析を行った。

次に、個体の生長に影響をあたえた環境因子を把



図-1

握するため、主成分分析による環境因子の集約を行った。

(2) 3次元流動計算を用いた沈水植物の生育可能区域の抽出

霞ヶ浦の流況を再現し、沈水植物の再生適地の抽出を目的に、質量、運動量、熱量の保存式で構成される3次元流動計算モデルを用いて2013年の流動環境を再現した。

後述する現地調査結果を考慮して、沈水植物の生育に影響を与えると考えられる水位変動（波高）、底質を介した水質への影響を与えると考えられる底面せん断応力、沈水植物の重要な成長資源となる照度への影響を与える水深を用いて霞ヶ浦の流動計算結果を分類し、沈水植物の生育適地を抽出した。k-means法を用いて計算結果を15区域に分類し、各分類の代表値を、①水位変動（波高）を昇順、②底面せん断応力を昇順、③水深を昇順で、分類し、生育適正を順位づけした。

3. 結果と考察

(1) 沈水植物の移植実験結果と沈水植物の生育条件

図-2に調査地の生存率を示す。ササバモ・ホザキノフサモは千鳥配置の離岸堤の調査地点で70%以上の生存率を示した。一方、単列配置の田伏では、2種ともに生存した個体はみられなかった。

表-1に因子負荷量0.7以上を対象にすると、第1主成分は、泥厚、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ （正方向）と水位変動（負方向）で構成され、波浪による攪乱と泥の堆積を示した。第2主成分は、水温、T-N、T-P（正方向）と

周辺植生(負方向)で構成され、植生の繁茂と栄養塩

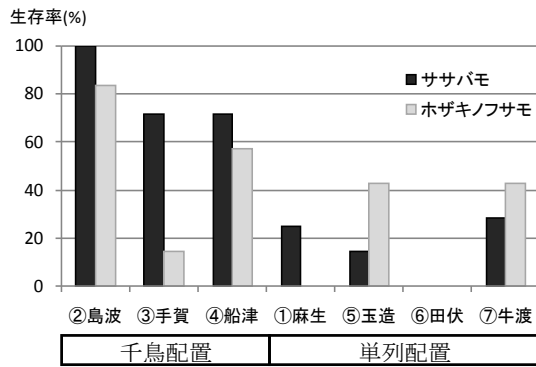


図-2

表-1

	1st	2nd	3rd
rPPFD	-0.60	-0.08	0.69
水深	-0.11	0.24	-0.92
泥厚	0.72	0.43	0.11
DO	-0.57	0.56	-0.26
水温	-0.52	0.73	0.34
周辺植生	0.50	-0.70	-0.29
NH4-N	0.85	-0.31	-0.04
NO3-N	0.56	-0.06	0.57
NO2-N	0.66	-0.25	0.13
PO4-P	0.79	0.55	-0.04
T-N	0.60	0.74	-0.15
T-P	-0.03	0.97	0.03
水位変動	-0.88	-0.38	-0.19
固有値	4.96	3.67	2.02
寄与率	0.38	0.28	0.16

の吸収を示した。第3主成分は照度(正方向)と水深(負方向)で構成され、水深の増加と照度の低下を示した。

各調査地の特徴をみると、生存率が最も高かった島波では、水位変動が少なく厚い底泥で特徴づけ

られた。個体が消失した田伏は、水位変動が大きく底泥の少ないことで特徴づけられた(図-3)。

各主成分から2種の生長率ともっとも高い相関をもつ因子をそれぞれ抽出し、生長率と各因子との関係性について解析した。ササバモの生長率については、泥厚、周辺植生と水深がそれぞれ採用され、底泥が厚くなり、周辺植生(浮葉植物)が繁茂し、水深が深くなるにしたがって生長が抑制されることが示された。

(2)流動計算結果を用いた霞ヶ浦(西浦)における沈

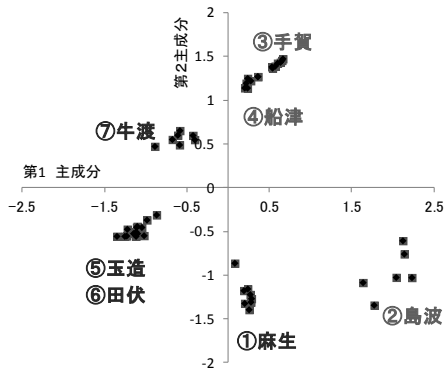


図-3

水植物の生育可能な区域の抽出の試行



図-4

図-4に沈水植物の生育適地と1960年の沈水植物の分布の比較を示す。

沈水植物の生育適地は、霞ヶ浦の湾奥か、下流域に多かった。1960年に沈水植物の生育が確認された区域は、分類した区域の適正指数と良好に一致し、本研究で試行した評価で、霞ヶ浦の中で沈水植物の生育に適した区域の選定が可能であることを確認出来た。

1960年と2013年では、水位変動、湖岸の開発状況は当然に異なるが、霞ヶ浦全域を俯瞰する空間スケールでの特性(気候、流動等)は、一定の同一性があると考えられる。本研究で提案する手法を用いることにより、霞ヶ浦全域を概略で分類し、沈水植物の再生適地を抽出する事が可能であると考えられる。

また、この解析結果は、移植実験の結果とも一定の整合性がある。千鳥配置の離岸堤における静穏域の方が生存率が高いにもかかわらず、単列配置の離岸堤の玉造では、沈水植物が生存している。これは、玉造の離岸堤への波浪エネルギーの到達が少なく、静穏域を形成する効果が少ない単列配置の離岸堤でも静穏域が形成されたためと考えられる(図-4)。

今後は、本研究手法で試行した手法で霞ヶ浦を区域化し、抽出した区域内で、生育条件が形成される湖岸を特定または創出し、失われた霞ヶ浦の沈水植物群落の再生を目指す手法論を開発する予定である。

4. 参考文献

1) 春日清一：霞ヶ浦植生帯の崩壊とその要因，霞ヶ浦研究会報，7号，pp.27-30，2004。
 2) 加茂川優紀：霞ヶ浦湖岸植生帯の保全に関する研究，東京大学大学院新領域創成科学研究科修士論文，2012。

1. はじめに

明治中期に作成された迅速測図原図では、霞ヶ浦の湖岸のおよそ6割は、ヨシ群落地（芦、蘆、葦、菖など）と表記）で、およそ2割弱が砂浜、そしてあとの約2割が水田と記されている。その水生植物や砂浜で縁取られた霞ヶ浦の湖岸では、戦前に計画されたものも含め、第二次世界大戦後1960年代半ばまでに、食糧事情改善のための大規模な湖面干拓が進められた。かつて湖中に浮かぶ浮島も、野田奈川・西の洲干拓の竣工（1952年・1960年）によって地続きとなった。その後1967年頃から湖水の水質悪化によって、「浮島水の家水泳場」をはじめ湖内に10ヶ所あった水泳場が順次閉鎖され、最後まで残っていた歩崎水泳場も1974年には閉鎖された。

一方1963年には、霞ヶ浦沿岸での塩害防止を主目的に、海水逆流防止のための常陸川水門が建設された。そして1971年からは、湖岸の洪水防除および農業・都市用水のための水資源開発を目的とした「霞ヶ浦開発事業」が始まり、それに伴い湖岸に天端高Y.P. 3.0m（霞ヶ浦の平均湖水面から+2.0m）の堤防を築き、常陸川水門を改築・操作し湖水を淡水化し水位を調整することとなった。

これら一連の湖岸における人為的な地形改変や湖水位の操作によって、かつて多くの観光客を引きつけた霞ヶ浦の自然湖岸は急速に失われ、同時に湖岸の住民と湖とのつながりもほとんど無くなってしまった。

本発表では、このような過去おもに50年間における霞ヶ浦の湖岸における自然景観の変貌について整理し、将来に向けて人と湖とのつながりの再生について提言したい。

過去50年間の湖岸の地形変化を明らかにするために、1/10,000湖沼図（1960年、1988-90年、国土地理院）と1/5,000等深線図（2002年、霞ヶ浦河川事務所）を用いた。また本来の自然湖岸の状況を知るために、1/20,000迅速測図原図（明治13~19年、参謀本部）を参考にした。

2. 人為的改変による湖岸の人工化

1) 干拓・埋め立て

霞ヶ浦では、北部の高浜入、南部の江戸崎入、余郷入、浮島の南側など、水深2m以下の浅い湾入部が大規模に干拓された。そのため、かつては複雑に入り組んでいた霞ヶ浦の湖岸線は単調化し、湖盆の面積が減るとともに、湖岸線の長さそのものも短くなった。1956年（面積178km²、湖岸線長138.0km）と比べると、現在（同168,13km²、同119.5km）は、面積で5.5%、湖岸線長は13.4%減少している。

また土浦入りの沖宿干拓や東岸の小高干拓などは、湖岸沖合いの水深1~2m、幅200~400mの湖棚上に干拓地が造成され、本来は連続する湖棚地形が分断されている。

2) 湖岸堤防の建設

「霞ヶ浦開発事業」による湖岸堤防の建設は、事業開始後1975年までに13%、1985年までに90%、そして1995年までに100%完成した。一般的に新堤防はそれ以前の既設堤防の補強が主であったが、土浦入り北岸や南岸の浮島東部などでは、平均湖水位の水際線から数十mも湖側に張り出して新堤防が建設された。これは「堤防の沖出し」と呼ばれるが、そのために水際のヨシやガマなどの抽水植物群落が失われ、新堤防の外側がすぐに水深50cm以上となるような箇所が生じ、その様な場所は堤防建設後無植生となった。

「沖出し」が顕著でなかった地区でも、明治中期の迅速測図原図と比較すると、現在の堤防は当時の水際線（ヨシ原の内陸側の線）から約50m~最大200mも沖合いに造成されている。

3) 砂利採取、航路浚渫

霞ヶ浦湖底での砂利採取は、1960年代の高度経済成長による需要の急増を背景に、サンドポンプによる大規模なものに変化した。大規模な湖底の砂利採取が始まった1960年から2004年までに採取された砂利の総量は約2,200万m³と推定される。

そのような大量の砂利採取によって、霞ヶ浦の湖底地形も大きく改変されている。とくに土浦入最奥部から北岸の沖宿、崎浜沖、南岸の和田岬浮島沖に

かけての複数の地点では、規制された掘削区域や掘削深度を超えて砂利採取が行われている。計画では、掘削範囲は湖岸から150m以上沖合い（1996年に同250m以上に変更）で、掘削深Y.P. -7.0mまでとされた。しかし例えば沖宿沖では、湖岸からわずか距離40m付近まで砂利採取地が迫り、水深1mの湖棚も破壊されている。また掘削された凹地の最深部分は最大Y.P. -13.0mに達し、本来の霞ヶ浦の最大水深地点T.P. -7.0m（Y.P. -6.16m）の約2倍に達する。

この他「霞ヶ浦開発事業」によって、小型船舶の船だまりの整備に伴う航路掘削や、揚排水機場沖合いの浚渫などで生じた幅約50m、深さ1.5~3mの溝の凹地によって、多くの湖岸帯の湖棚が、延長500~1500mの間隔に分断されている。

2. 水位の人工管理による自然景観の喪失

1) 湖岸のヨシ原・砂浜の消失

霞ヶ浦では、かつて自然状態での湖水位は冬季から春季にかけて、Y.P. 0.85m付近まで低下し、夏季から秋口にかけては逆にY.P. 1.1m以上に上昇していた。しかし、常陸川水門による水位操作が始まった1975年以降は、湖水位は1年を通じてY.P. 1.0m（1996年以降はY.P. 1.1m）を目標に管理されている。

そのため年平均の湖水位は以前より上昇し、湖岸では常に同じ位置に波浪が押し寄せることとなった。そのため、コンクリートの垂直護岸となった湖岸では、波浪およびその反射波、また潮流によって湖岸の砂浜の侵食やヨシの根元の洗掘が起こっている。また、湖水位の自然変化に合わせて生育していた水生植物が、人為的な水位管理に適応できずに衰退・消失したと指摘されている。

2) 漂砂の減少

2.の1)、3)で述べたように、湖棚上での干拓や砂利採取、航路掘削などによって湖棚が分断されたため、沿岸での漂砂現象が妨げられている可能性がある。また、航路や樋門沖合いでの定期的な浚渫によって、大量の砂そのものが湖外に搬出されていることが、漂砂の総量を減少させているという指摘もある。さらに、年間の平均湖水位が従来に比べて上昇し、その季節変化がなくなったことによって、湖岸での堆積物の移動限界水深（約1m）以下の砂が移動しにくくなった可能性も考えられる。

4. 湖と人とのつながりの再生

1995年には第6回世界湖沼会議がつくば・土浦で開かれ、海外からの約400人を含む総数約8,200人が参加した。これを機に霞ヶ浦では、湖を管理する国の諸機関や市民団体等によって、湖の水質改善や植生の復活、砂浜の再生などをめざし、ウェットランド整備、植生の緊急保全、前浜造成、砂浜再生事業などが始まった。これらの取り組みの主眼は、湖岸の植生や砂浜などかつての霞ヶ浦に存在した自然景観（場）の再生と、それぞれ場所における生物多様性の保全である。この「場」の再生に際しては、2.3.で述べたような人為的な地形改変や水位操作による、湖岸景観の変質・破壊を十分に検証したうえで、着実に進めなければならない。

一方、霞ヶ浦の土浦入りでは、「自然再生推進法」を受けて2004年から「自然再生事業」も始まった。今後は、その目標の1つの柱にも挙げられている「人と湖のつながり」の再生も必要である（図1）。最近の約10年間に始まった場（自然景観）の再生と共に、そこを舞台とした地元の住民また他所からの訪問者と湖とのつながりを取り戻すことが重要と考える。

そのために、市民の霞ヶ浦への関心を高め、湖岸での様々な行動のきっかけになるような取り組み・目標を掲げることを提言したい。例えば琵琶湖のように再度「世界湖沼会議」を招致・開催したり、また県内の涸沼のようにラムサール条約への登録を目指す、あるいは現在構想されている「筑波山地域ジオパーク」に霞ヶ浦を積極的に位置付けていくなど、時機を逃してはならないと考える。

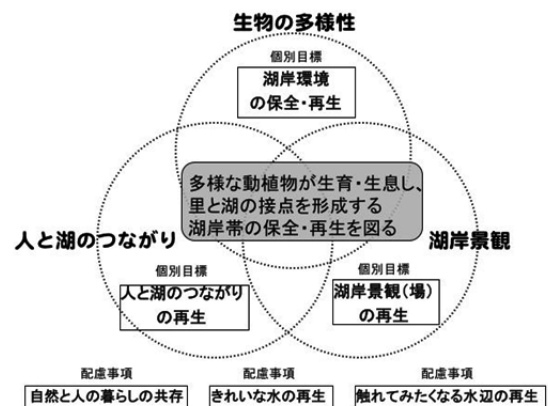


図1 霞ヶ浦田村・沖宿・戸崎地区での自然再生の目標