

# 霞ヶ浦北浦における過去20年間の水産有用資源減少要因に関する考察

熊丸 敦郎

## 1. はじめに

農林水産統計による霞ヶ浦北浦における漁獲量の推移は1978年（昭和53年）以降明らかに急激な減少傾向を示している。漁獲量は、漁業対象とならない魚種の増殖、短期間に大量漁獲があった場合に起こる買い止め、漁業従事者数の変動等により必ずしも湖全体の資源量を表すものではないが、トロール、横曳き漁業及び張り網漁業従事者に聞くと、ほとんどの業者が10年以前に比べて現在の漁獲量は減ったと答えることから、少なくともハゼ類、テナガエビ、イサザアミ、ワカサギ、シラウオ、コイ、フナ類といった主要漁獲対象魚種：水産有用魚種は減少したものと見られ、これら魚種の統計数値も実際の資源量をおおむね反映しているものと考えられる。これらの魚種の内、イサザアミについては塩分の低下が、コイ、フナ類については産卵保育場となる藻場の減少が資源減少の主原因とされているが、これら以外の種類における資源減少原因については現在のところ明確にはされていない。ここでは今後におけるこれら水産有用魚種の資源維持、増殖対策を検討するため、当内水試湖沼観測結果等既知資料および著者の行った試験結果により、資源減少原因について検討を行うこととした。

## 2. 主要漁獲対象魚種漁獲量の推移

霞ヶ浦北浦両湖において漁獲量が減少し始めた1977年（昭和55年）以降20年間における主要魚種漁獲量の推移を農林水産統計より抜粋して表-1、図-1に示した。さらに各魚種の減少傾向について回帰分析した結果を表-2、図-2に示した。なお、ここでは資源の減少と湖内物質循環との関係を調べるため、資源減少の原因が藻場（産卵場）の減少にあることが明らかであり、生息の場が湖岸帯に限られているコイ、フナ類については除いた。

表-1 霞ヶ浦、北浦における過去20年間の主要魚種漁獲量（農林水産統計より）

霞ヶ浦						
漁獲量						
Y	ワカサギ	シラウオ	イサザアミ	ハゼ類	テナガエビ	Total
'77	634	73	1613	2072	3663	8055
'78	68	21	1622	4383	4281	10375
'79	178	17	10544	2198	3705	7642
'80	46	35	1752	2580	2091	7404
'81	124	49	1713	2580	2991	7457
'82	135	81	1730	2755	3291	7992
'83	411	121	1629	1401	2714	6276
'84	1290	256	201	784	1803	4334
'85	857	157	1413	1655	2725	6807
'86	872	180	530	1045	1974	4601
'87	330	71	980	2412	2037	5830
'88	229	38	979	1281	2107	4634
'89	305	53	819	1201	2536	4914
'90	312	69	581	1198	1614	3774
'91	421	129	993	772	2008	4323
'92	328	145	387	1255	1862	3977
'93	363	116	901	903	1639	3922
'94	251	174	206	886	1828	3345
'95	169	226	416	686	1825	3322
'96	177	250	310	806	1412	2955
'97	265	288	534	561	1530	3178
'98						

北 浦						
漁獲量						
Y	ワカサギ	シラウオ	イサザアミ	ハゼ類	テナガエビ	Total
'77	486	5	97	275	457	1320
'78	290	9	9	350	482	1140
'79	651	7	8	281	415	1362
'80	353	5	81	288	555	1282
'81	87	4	186	366	294	937
'82	283	16	79	266	286	930
'83	284	31	408	243	297	1263
'84	280	59	132	226	299	996
'85	234	35	326	357	369	1321
'86	344	33	167	341	344	1229
'87	143	17	35	285	208	688
'88	94	13	271	232	208	818
'89	152	27	6	193	319	697
'90	151	41	31	203	310	736
'91	109	55	43	157	234	598
'92	72	64	0	75	119	330
'93	57	62	73	75	247	514
'94	38	26	36	64	283	447
'95	68	18	0	28	178	292
'96	82	44	0	26	115	267
'97	87	57	0	33	106	283
'98						

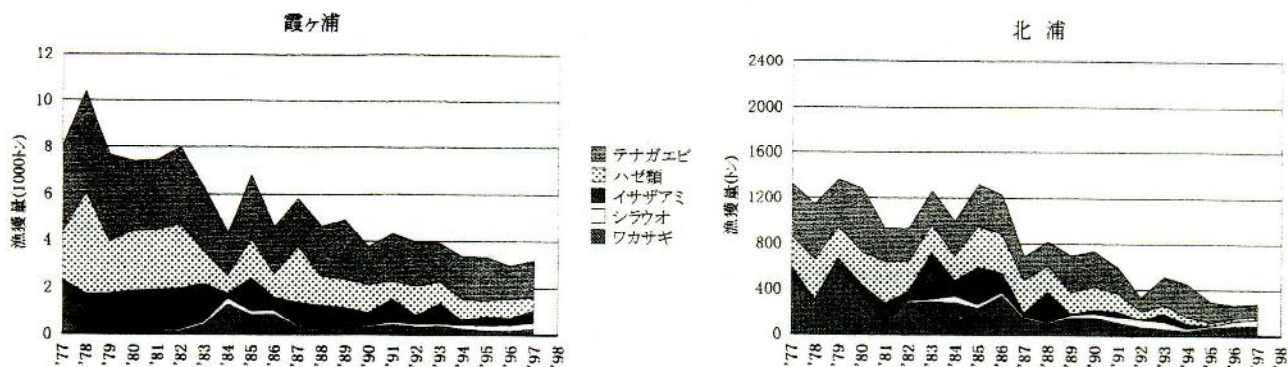


図-1 霞ヶ浦、北浦における主要魚種漁獲量の推移

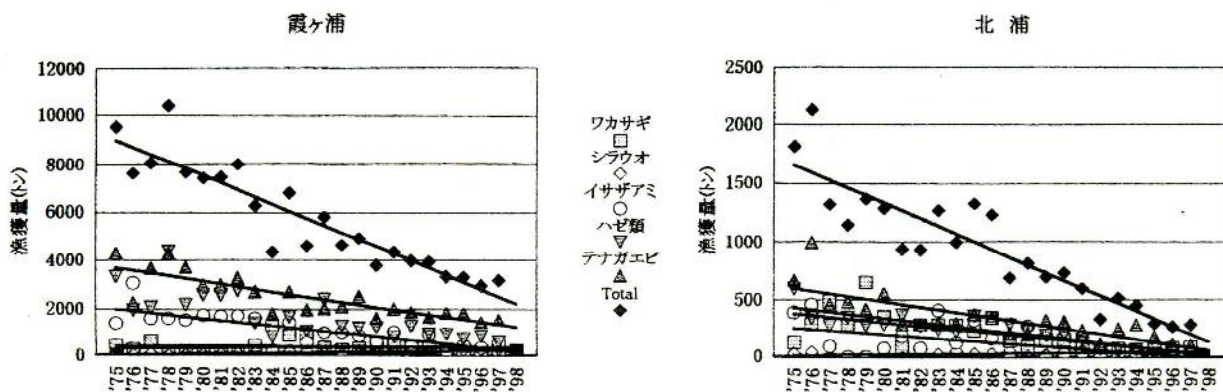


図-2 霞ヶ浦、北浦における各魚種別漁獲量の推移

表-2 霞ヶ浦、北浦における漁獲量推移についての回帰分析結果

湖沼	魚種	X係数	Y切片	R2乗	Y = 0	X=1('75)	X=23('97)	年減少率(%)
霞ヶ浦	ワカサギ	-3.45	410.46	0.0063	2093.9000	407.0	331.1	0.848
	シラウオ	8.31	14.51	0.4682	1973.3000	22.8	205.6	-36.443
	イサザアミ	-80.61	2068.88	0.6247	2000.7000	1988.3	214.9	4.054
	ハゼ類	-112.08	3027.19	0.6079	2002.0000	2915.1	449.3	3.845
	テナガエビ	-107.32	3770.27	0.6925	2010.1000	3663.0	1302.0	2.930
	Total	-295.15	9291.31	0.8488	2006.5000	8996.2	2502.9	3.281
北浦	ワカサギ	-15.23	389.74	0.4532	2000.6000	374.5	39.5	4.066
	シラウオ	1.41	13.97	0.2284	1965.1000	15.4	46.4	-9.150
	イサザアミ	-11.56	262.02	0.2864	1997.7000	250.5	-3.8	4.614
	ハゼ類	-17.80	443.87	0.7610	1999.9000	426.1	34.4	4.178
	テナガエビ	-23.06	615.25	0.6189	2001.7000	592.2	84.9	3.894
	Total	-66.24	1724.85	0.8250	2001.0000	1658.6	201.4	3.994

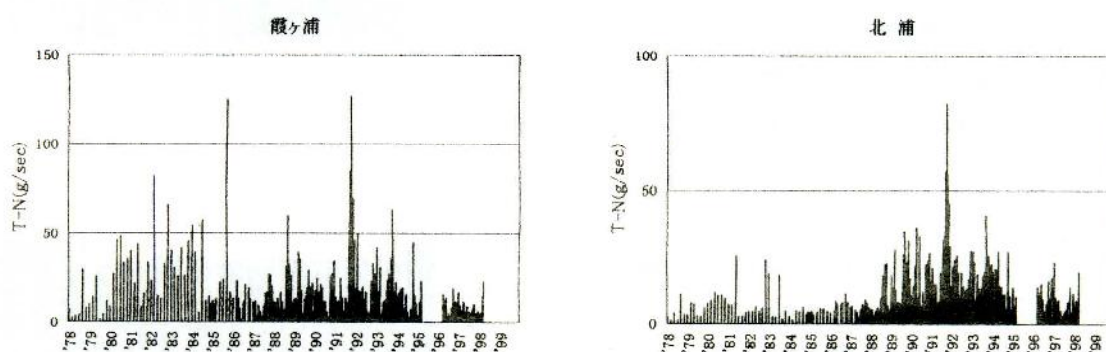
回帰分析の結果から、両湖ともTotal漁獲量の推移は直線的で相関性の高い ( $R^2 \geq 0.8$ ) 減少傾向を示していること、さらに各魚種で見ると、イサザアミ、ハゼ類、テナガエビについては比較的相関性の高い ( $R^2 \geq 0.6$ ) 減少傾向、ワカサギ、シラウオについては相関性が低い、前者は緩やかな減少傾向、後者はむしろやや増加の傾向を示していることがわかる。主要魚種の中でも漁獲量の多いイサザアミ、ハゼ類、テナガエビについては年率：3～4%で直線的に減少していることから、これらの資源変動は湖内物質循環において年々徐々に変化している何らかの要因が関与しているものと考えられる。そこで、過去20年間における湖内流入負荷量、湖内水質と漁獲量の推移について対比して検討を行った。

なお、各魚種の漁獲量の推移から見て、ワカサギ、シラウオとイサザアミ、ハゼ類、テナガエビとは変動

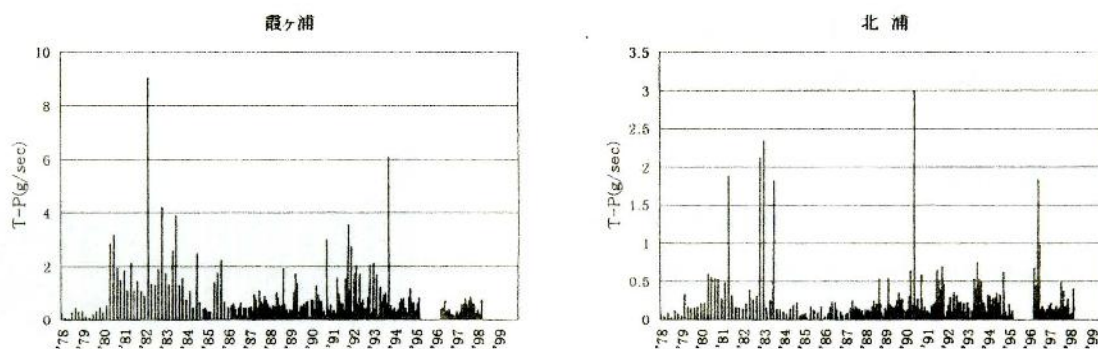
要因が異なっていると考えられるが、ワカサギ、シラウオに関しては別報で述べることにする。

### 3. 湖内への流入負荷量の推移

霞ヶ浦、北浦への流入負荷量の推移を二つの資料を基に調べた。一つは茨城県公共水域の水質測定結果によるもので、両湖に流入する代表的な下記の河川について測定最下流地点の水質 (T-N, T-P) と流量を乗じて単位時間当たりの負荷量を求めた後、流入湖沼別に合計して得た値を各湖への流入負荷量とした。これらの値は月毎に流量及び水質が測定されている代表的な河川について合計したものであるため、流入負荷全量を表すものではないが、その推移は相対的な変動を表しているものと思われる。なお、1997年分については報告書が当水試になかったためデータが欠落している。



図一三 霞ヶ浦、北浦両湖における主要河川から流入する総窒素量 (g/sec) の推移



図一四 霞ヶ浦、北浦両湖における主要河川から流入する総リン量 (g/sec) の推移

流入負荷量算出対象河川及びその測定地点

霞ヶ浦：清明川（梶橋），花室川（阿見境橋），桜川（銭亀橋），恋瀬川（平和橋），園部川（旭橋）

北 浦：巴川（北浦橋），銚田川（旭橋）

以上により求めた流入河川からの霞ヶ浦，北浦別，負荷量推移を図-3，図-4に示した。これらの図から，T-Nについては両湖とも1992年以降で減少傾向が認められるものの20年間全体では漁獲量に見られるような漸減傾向にはなっていない。また，T-Pについても霞ヶ浦においては1992年以降にやや減少傾向が見られるが，20年間を通じては両湖ともむしろ平衡状態にあると言えよう。

次に，霞ヶ浦北浦流域における全負荷量（生活系及び各産業種別負荷量の合計）の推移を霞ヶ浦対策課資料をもとに表-3，図-5に示した。本資料は霞ヶ浦富栄養化防止条例施行の1995年以降14年間のデータしかないが，この間における湖内負荷量の増減変化はほとんど認められず，平衡状態にあることを示している。

以上の二つの資料から，過去20年間における霞ヶ浦北浦への流入負荷量には大きな変化がなく，少なくとも漁獲量に見られるような漸減傾向は認められないことが確認された。

なお，これよりさらに過去の霞ヶ浦流入負荷量に関する報告では霞ヶ浦水質保全専門委員会（1973）による昭和47年（1972）のN負荷量実測値8.7ton/day及び浜田等（1976）による昭和48年（1973）のN負荷量推定値8.95ton/dayがあり，アオコが大量発生して問題となった当時と比較すれば近年における湖内へのN負荷量10~12ton/dayはむしろ増加していることになる。

#### 4. 湖内水質の推移

外岡等（1987~1997）が行った湖沼観測結果から，溶存態栄養塩類：DIN（ $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ），DIP（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ），一次生産指標としてChl.a，COD，分解指標として全菌数を取り上げ，これらについて過去20年間における推移を図-6~12に示した。なお，霞

表-3 霞ヶ浦，北浦への汚濁負荷量の経年変化（霞ヶ浦対策課資料より）

年	COD (ton/day)	T-N (ton/day)	T-p (ton/day)
1985		11.640	1.250
1986	31.747	10.573	0.929
1987	30.761	10.403	0.863
1988	30.607	10.218	0.864
1989	30.296	10.336	0.875
1990	29.722	10.266	0.862
1991	30.797	10.129	0.842
1992	30.569	10.474	0.926
1993	29.937	10.546	0.933
1994	28.793	10.148	0.898
1995	27.590	9.759	0.882
1996	28.794	12.082	0.913
1997	27.990	11.698	0.870
1998	27.813	11.685	0.868

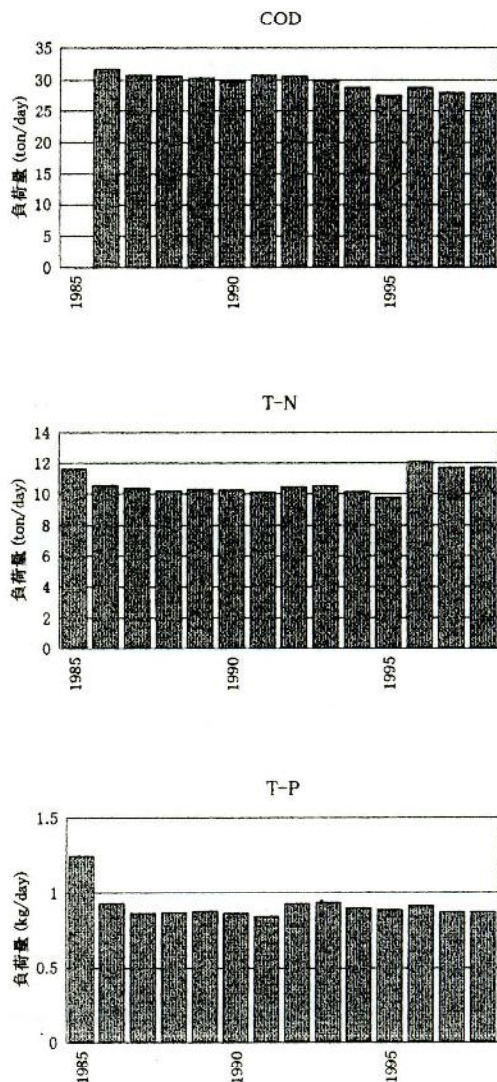


図-5 霞ヶ浦北浦への汚濁負荷量の推移

ヶ浦については観測定点6地点（沖宿，木原，湖心，大井戸，高崎），北浦については定点4地点（水原，白浜，馬渡，安塚）の各表層平均値推移として表し，Chl.a，COD，全菌数については図中に漁獲量の推移を併せて示した。

図-6，図-7の栄養塩類の推移を見ると，DIN，DIPともに春期から夏期にかけて低下，秋期から冬期にかけて上昇するという1年周期の変動が両湖に共通して認められ，20年間の傾向では北浦におけるDINに増加の傾向が見られるが，その他については明確な増減傾向が認められず，むしろ平衡状態にあると見られる。次に，図-10，図-11に示したChl.a，CODの推移で見ると，栄養塩類で見られた周期変動はこれらについても同様に見られるが，その変動は栄養塩類とは逆相関の関係となっており，20年間の両湖におけるこれらの量的な推移も栄養塩類と同様に平衡状態と見られる。栄養塩濃度との逆相関関係については湖内での一次生産が水温と栄養塩濃度によって制約されていることを示し，さらに，図-6，図-7の低濃度域を拡大した図-8，図-9で各年秋期における栄養塩最小濃度の推移を見ると，霞ヶ浦についてはDIN，DIPともに大きな変化はないが，北浦はDINについて増加傾向，DIPについては減少傾向が見られ，そのおおよその濃度範囲は霞ヶ浦でDIN：0.02～0.1ppm，DIP：0.002～0.004ppm，北浦でDIN：0.02～0.4ppm，DIP：0.001～0.003ppmとなっている。これらのことから，近年における湖内一次生産は霞ヶ浦はN律速，北浦はP律速となっているものと思われる。なお，霞ヶ浦がN律速となっていることに関しては，著者ら（1997）が行った1996年7月～9月の間の栄養塩類濃度経日連続測定結果においても，DIPが比較的安定した濃度水準で推移するのに対してDINはChl.aの増加に伴って極端に減少することが確認されている。

次に，図-12に示した全菌数の推移を見ると，両湖においてともに漸減傾向を示しており，これまでに見た湖内への流入負荷量，湖内溶存態無機栄養，一次生

産の各推移の中では唯一漁獲量と同様な減少傾向となっていることが分かる。

ここで，上に示した20年間に両湖内の植物プランクトン優占種はMicrocystisからOscillatoria，Phormidiumに遷移しており，この遷移によってDIN，DIP，Chl.a，COD各推移にどのような変化があったかについて見てみる。先にも述べたようにこれらの各指標推移は北浦において1992年以降DINがやや増加傾向となっていること以外はいずれもほぼ平衡状態にあり，少なくとも年平均の推移で見るとその影響は確認されなかったが，さらに細かく年周期のパターンで見ると，1992年以降Chl.a，CODの変動幅が少なくなっていることが注目される。このパターンの変化は，プランクトン遷移が始まった1989年と年代的に近いことや，遷移後のプランクトン：Oscillatoria，Phormidiumに増殖温度域が広く，光合成活性が低いという特性があることから，プランクトン遷移によって生じたものと見られる。このことはまた，20年間にわたってバクテリアが漸減していることとプランクトン遷移との間には直接的な関係はないということを示唆するものである。

以上のことから，過去20年間における漁獲量減少の主な原因は流入負荷や一次生産にあるのではなく，バクテリアの減少をもたらす要因，即ち湖内物質循環における分解過程に何らかの変化が起きていることによるものと考えらるべきであろう。

それでは，分解過程のどこに変化が生じているのであろうか。このことを究明するにはバクテリアの増殖を左右する要因（水温条件，有機物の量的・質的条件，好氣的・嫌氣的条件等）について，過去に遡っての継続的な把握検討が必要となる。これらの要因の内，水温条件については過去20年間において徐々に低下してきた経過はないのでここでは省略する。また，有機物量については既に湖内一次生産量が過去20年間で平衡状態であったことを述べた。したがって，以下においては溶存酸素量とバクテリア増殖の関係及び有機物の質的な問題等について検討する。

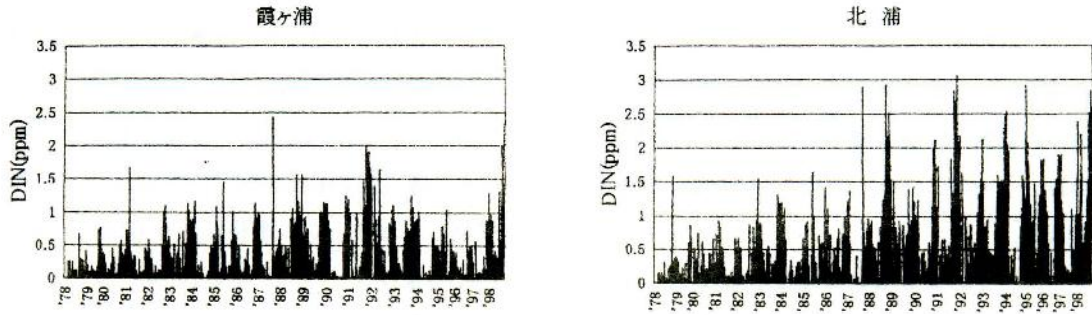


図-6 霞ヶ浦、北浦におけるDINの推移 ('78~'98)

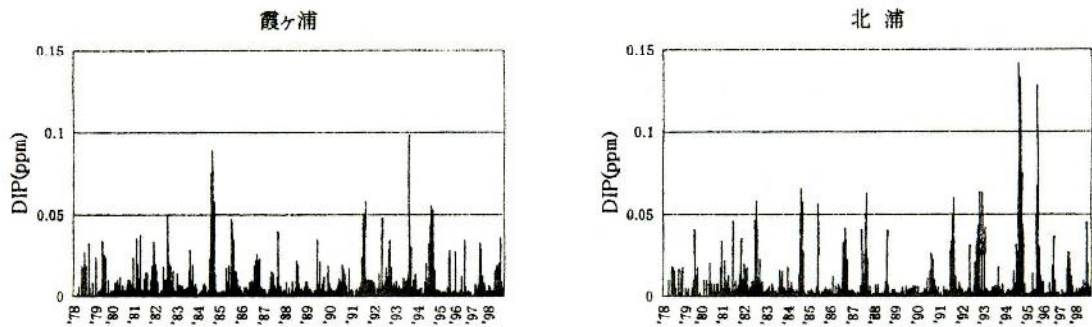


図-7 霞ヶ浦、北浦におけるDIPの推移 ('78~'98)

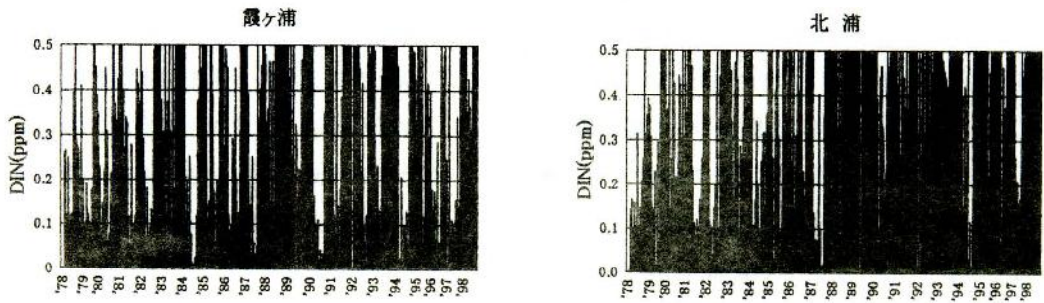


図-8 霞ヶ浦、北浦におけるDINの推移 ('78~'98) -低濃度拡大図

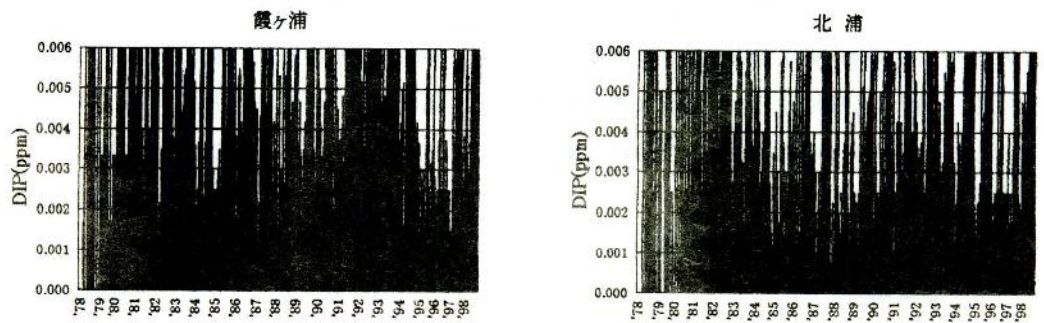


図-9 霞ヶ浦、北浦におけるDIPの推移 ('78~'98) -低濃度拡大図

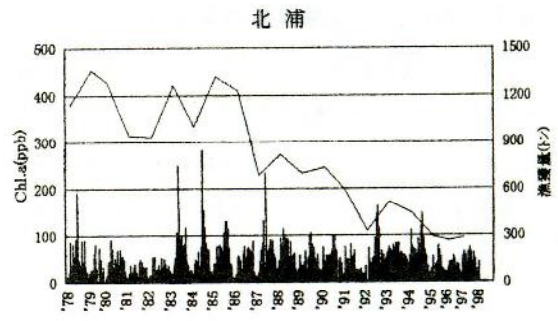
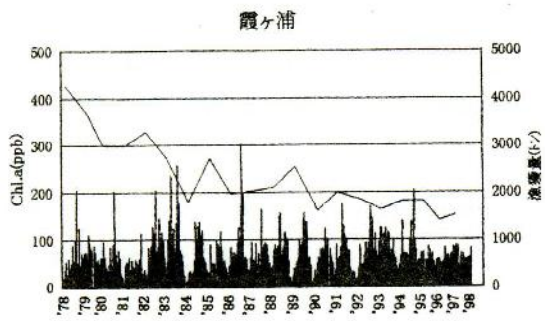


図-10 霞ヶ浦、北浦におけるChl.a量と漁獲量の推移（'78～'97）

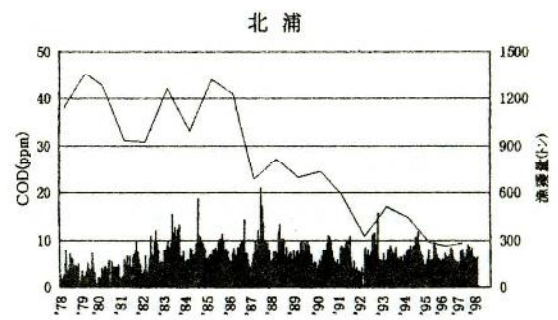
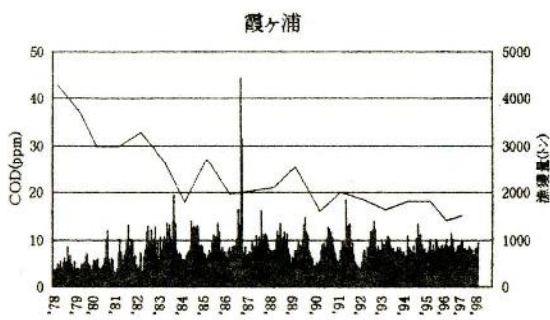


図-11 霞ヶ浦、北浦におけるCODと漁獲量の推移（'78～'97）

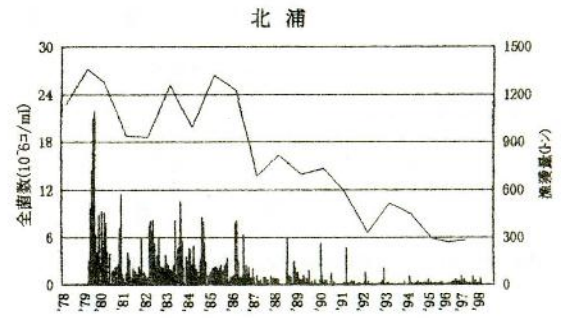
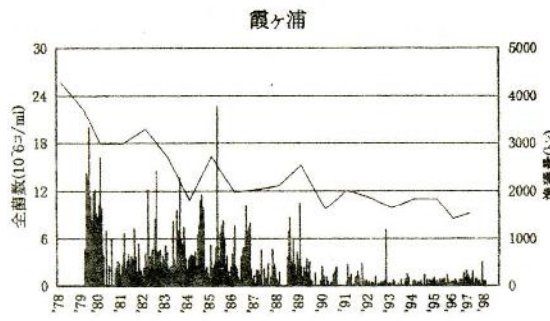


図-12 霞ヶ浦、北浦における全菌数と漁獲量の推移（'79～'97）

## 5. 夏季における溶存酸素量の年変化

当内水試が毎年夏季（6～9月）に2～3回/週の頻度で行っている酸欠観測の結果をもとに、霞ヶ浦湖心について1シーズン毎の水深別DO平均値を求め、その継年変化として示したのが図-13である。なお、本図はDOメーターによる測定が行われるようになった1984年以降について示した。

この図から、湖心におけるシーズン平均のDO値は各水深とも年々低下傾向にあることが伺える。表-3はこの継年変化について水深別に回帰分析した結果を示したものであるが、この結果によると、相関係数は低いがいずれの水深DOも減少勾配であることを示し、特に最深部における低下が激しいことを表している。

水中溶存酸素量は水表面からの溶入量、植物プランクトン光合成量、分解微生物その他動物の消費量によって決まり、さらにそれぞれの要因は水温、風力、照度等気象条件の影響を受けるが、気象条件及び溶入に関しては年による大きな変動はないものと見て、ここでは検討しないものとする。したがって、湖内DO漸減現象の原因としては、(1)植物プランクトン種が遷移した結果として光合成活性が低下し、酸素供給量が減少しているためか、あるいは(2)有機物量の増加により酸素消費量が増加しているかのいずれかまたは両者によることが考えられる。まず、(1)植物プランクトン遷移については、先にも触れたが、霞ヶ浦におけるMicrocystisからOscillatoria, Phormidiumへの遷移が起きたのは1989年以降とされている。また、岩崎等(1996)はOscillatoria, Phormidiumの光合成活性(Chr.a量・単位時間当たりの光合成量)はMicrocystisのその13～19%と1/5に満たないほど低いことを報告している。このことからすると1989年を境に溶存酸素量だけでなく栄養塩濃度、Chl.a量、COD他あらゆる水質項目に渡って大きく変化するはずである。図-13で見ると夏季における平均DO値の減少傾向はプランクトン遷移以前から始まっており、むしろ1991年頃を境に下降傾向から低位安定に転じているように見られること、さらには1984年から1998年の間におけるDO低下

は年率で6.2%、14年間で1ppmに満たない程度の緩やかなものであること等、DOの減少傾向をプランクトンの遷移による光合成活性の低下だけで説明するには矛盾が多い。この点に関しては、光合成活性は生産速度を表す指標であり、湖内での一次生産は生産速度が遅くなった現在も溶存態栄養塩濃度が制限要因となっていることには変わりがないことから、1年の周期パターンが変化しても年間生産量には大きな変化が見られないと考えるのが妥当であろう。

次に、(2)の有機物量の増加に伴う酸素消費量増加について検討する。湖内物質循環において、酸素消費の多くは水中及び底泥の有機物を分解するバクテリアによって行われるが、霞ヶ浦、北浦両湖においては、水中有機物量は平衡状態にありながら水中全菌数は漸減傾向にあることや、図-13の水深別DOの推移に見られる底層の減少傾向がより大きいことから、有機物量

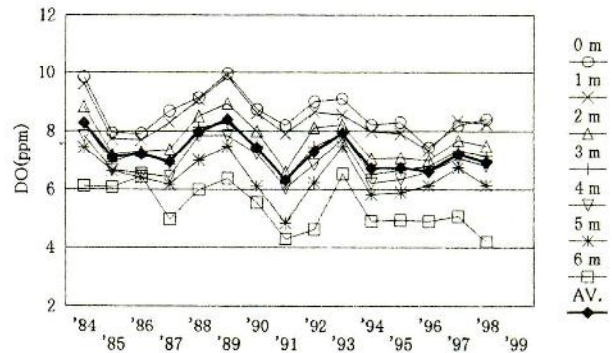


図-13 霞ヶ浦（湖心）における酸欠観測期間平均DOの推移

表-3 霞ヶ浦（湖心）における酸欠観測期間平均DO値の水深別経年変化回帰分析結果（'84～'98）

水深 (m)	X係数	Y切片	R2乗
0	-0.059	9.087	0.1413
1	-0.053	8.817	0.1121
2	-0.053	8.122	0.1085
3	-0.049	7.688	0.1231
4	-0.037	7.240	0.0675
5	-0.051	6.849	0.0992
6	-0.110	6.293	0.3865
Av.	-0.062	7.772	0.1981



の増加及びそれに伴う酸素消費量の増加は水中よりも底泥に原因がありそうである。このことを確認するため、霞ヶ浦湖心底泥コアにおける泥深別N, P, C等成分について分析を行い、底泥堆積状況を調べた。

## 6. 底泥コアの分析結果から見た有機物堆積状況

### 1) 底泥採取と分析方法

1998年11月9日、霞ヶ浦湖心においてコアサンプラーにより湖底泥(泥深: 0~25cm)を採取。内筒毎冷凍庫に保管して凍結した後、室温に置いて筒内壁泥表面が半解凍してきた状態で筒から押し出し、凍結柱状泥を得た。取り出した柱状泥を直ちに泥表側から1cm間隔で切断し、各分画を蒸発皿に入れて75℃温風乾燥機により2日間乾燥後、以下の分析に供した。

強熱減量: マッフル炉にて650℃, 2時間加熱

T-C, T-N: C-Nコーダーにより定量

T-P: 強熱減量で得られた灰化試料に6N・HClを加えて30分間加熱, DWで定容した後, メタバナジン酸アンモニウム法により比色定量

Na, Fe, Cu: T-P定量の際に得た灰化試料HCl溶液を用いて原子吸光法(標準添加法)により定量

### 2) 結果及び考察

採泥直後における泥の色は泥表から泥深11cmまでは暗黒色, それ以下の泥深においては茶褐色を呈しており, その境界は肉眼で明確に識別できる状態にあった。このことは泥の深層部よりもむしろ泥表に近い層が定常的還元状態となっていて, 低層付近における慢性的な低酸素水塊発生源になっていることを示している。泥層別成分分析の結果を表-4, 図-14に示したが, これらの結果から, 強熱減量,

表-4 霞ヶ浦(湖心)底泥コアサンプル(1998. 11/9採取)についての成分分析結果

No.	泥深 (mm)	水分 (%)	強熱減量 (dry%)	C (dry%)	N (dry%)	P (dry%)	C/N	N/P	C/P	Na ( $\mu\text{g/gdry}$ )	Cu ( $\mu\text{g/gdry}$ )	Fe ( $\mu\text{g/gdry}$ )
1	0	91.23	21.828	6.961	0.862	0.147	8.075	5.864	47.354	121.52	38.99	98.05
2		87.33	21.266	6.852	0.853	0.145	8.033	5.888	47.300	118.03	40.74	103.99
3		86.19	21.316	6.749	0.849	0.142	7.949	5.998	47.680	73.28	41.92	107.15
4		82.66	20.836	6.661	0.827	0.131	8.054	6.323	50.925	67.30	39.39	101.40
5	-50	81.36	20.184	6.615	0.783	0.130	8.448	6.041	51.040	88.51	26.65	106.89
6		80.08	19.780	6.326	0.747	0.119	8.469	6.281	53.194	82.53	40.96	104.39
7		80.00	19.645	6.155	0.693	0.109	8.881	6.382	56.684	74.78	38.12	108.31
8		78.94	19.834	6.132	0.708	0.099	8.661	7.154	61.958	94.12	44.39	113.42
9		78.80	19.186	6.132	0.676	0.095	9.071	7.119	64.580	92.13	44.29	111.98
10	-100	78.56	19.246	5.899	0.681	0.091	8.662	7.515	65.095	90.85	41.92	113.59
11		78.35	19.897	6.076	0.655	0.093	9.276	7.032	65.229	117.70	45.98	112.37
12		78.33	19.517	6.000	0.694	0.091	8.646	7.611	65.803	99.06	34.56	103.09
13		78.27	19.155	5.906	0.666	0.089	8.868	7.463	66.178	89.19	44.46	104.04
14		78.17	18.618	5.597	0.619	0.088	9.042	7.039	63.643	97.50	32.40	101.33
15	-150	77.56	17.935	5.415	0.603	0.090	8.980	6.679	59.981	112.41	32.59	105.37
16		77.34	16.601	4.928	0.562	0.087	8.769	6.486	56.870	110.09	38.81	96.96
17		77.22	16.294	4.568	0.507	0.084	9.010	6.044	54.455	117.38	34.97	96.62
18		74.96	15.299	4.357	0.495	0.083	8.802	5.966	52.514	96.22	44.34	83.68
19		74.26	14.250	3.916	0.455	0.082	8.607	5.544	47.719	108.75	40.05	93.96
20	-200	73.00	13.063	3.621	0.415	0.075	8.725	5.508	48.057	99.03	44.16	79.56
21		72.89	11.931	3.374	0.401	0.074	8.414	5.408	45.505	112.73	49.87	77.07
22		72.50	11.357	3.094	0.376	0.071	8.229	5.308	43.678	108.19	46.86	74.04
23		70.81	13.485	3.703	0.450	0.087	8.229	5.175	42.587	104.99	49.12	92.09
24		69.13	13.239	3.827	0.448	0.090	8.542	4.990	42.631	100.55	49.39	89.33
25	-250	68.85	10.666	3.091	0.386	0.067	8.008	5.748	46.029	92.59	45.86	67.76

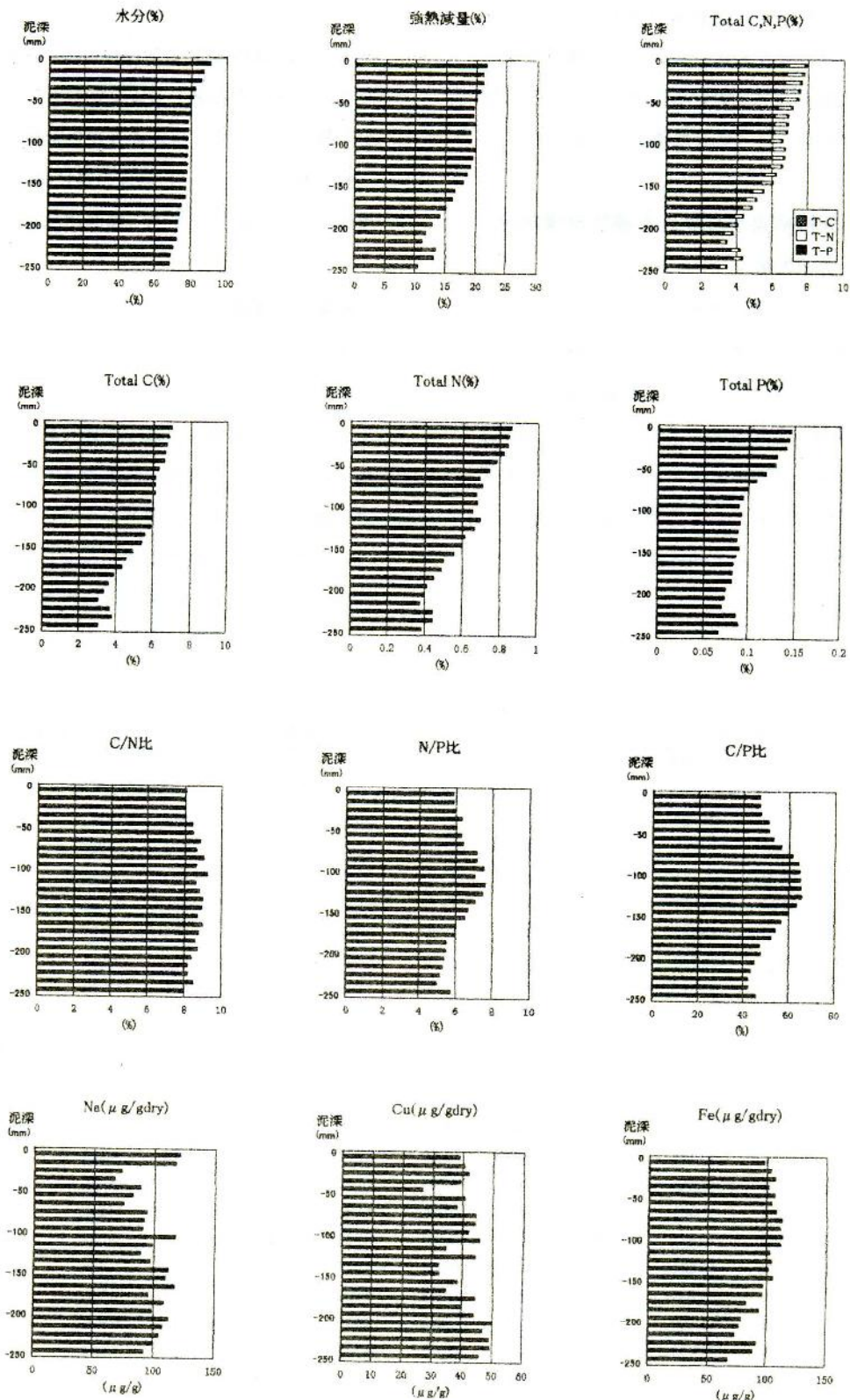


図-14 霞ヶ浦湖心底泥の層別成分分析結果

T-C, T-N, T-Pの何れについても深層から表層に向けて増加しており、底泥堆積有機物量は年々増加していることがわかる。

さらに、各指標について増加のパターンを見ると、NおよびCとPで若干異なっており、N, Cは22cm層から12cm層にかけて急激に増加し、12cmより表層に向けてはやや緩やかな増加となっている。一方、Pは23~8cm層は緩やかに、8cm層より上層で急増となっている。この推移をそれぞれの比でみると、C/N比では中程でやや高いがほぼ一定比率で推移しているのに対して、N/P, C/P比は泥深12~13cm層をピークとした山を形成している。

これらのことから、12~13cm層に変極点があり、その前後において何らかの原因でN, Cに対するPの堆積比率が少なかった時代があったものと思われる。こうした変動が何によって生じたのかを明らかにするためには、各泥層の年代把握が必要である。浜田等(1976)は、1975年に霞ヶ浦湖心における柱状採取底泥についてCuと塩素量を分析し、それら含有率から昭和30~50年(1955~1975)における平均堆積速度を6mm/year, 表層付近は10mm/yearと推定している。今回のコアサンプルについても同様に、Naは海水の逆流量, Cuは利根川河川水の流入量, Feは社会経済の動向をそれぞれ表す指標と見て、これらについて分析を行い、1975年以降における堆積速度の推定を試みた。その結果は図-14に示したとおり、Naについては泥深15~20cm層に変極点があり、それより表層に向けて減少傾向を示すが、表層2cmにおいて再び高くなっている。Cuは今回測定した泥層の間でおよそ3つのピークが見られ、全体では深層から表層に向けて減少傾向となっている。また、Feについては25~10cm層においては表層に向けて増加の傾向、10cmより上層では平衡状態となっている。このように、今回の泥深25cmまでの調査においては、Na, Cu, Feの各指標によってそれぞれ少しずつ異なる堆積パターンを示すことがわかったが、浜田等の調査で確認された歴史的要変と関連づけられる明

確な変局点は認められなかった。その原因として、今回採取した泥深が25cmと浅かったことが考えられ、現時点の泥層におけるこうした変局点はこれよりさらに深部にあるものと推定される。なお、Naは海水の逆流量を、Cuは利根川からの流入水量をそれぞれ表す指標と見なされるが、1963年に常陸川水門が建設され、1974年以降は順流解放の完全操作が行われるようになったため、これ以降におけるこれら流入水量は極めて少量となっている。したがって、今回の泥深20~23cm層より上層におけるNa, Cuの減少傾向は、少なくともこれより以浅においては海水及び利根川逆流量の影響が減少していることを示唆しており、25cm以深のデータがないので明確ではないが20~23cm層付近に変局点があるとすれば、この層が1974年に相当するものと推定され、この間の堆積速度はおよそ(20~23)cm/(1998-1963)年=5.71~6.57(Av.6.14)mm/年となる。次に、再びC, Nについて、今回の調査結果及び、最近の内水試による採泥調査結果と国立公衆衛生院による1972年調査結果を比較すると、表-5に示したとおり、近年の泥表におけるT-C, T-Nは1972年当時のそれらと比較して高い値となっていることがわかる。また、1972年当時の底泥表層~10cm層(Av.5cm層)のT-C, T-Nはそれぞれ4.6%, 0.503%となっており、これらの値は今回の調査結果における19cm層に相当していることから、この間の堆積速度は(19-5)cm/(1998-1972)年=5.38mm/年となる。以上、今回の湖心底泥分析結果から、上記二法での推定値6.14, 5.38の間には若干の差があるが、ここではこれらを平均した値:5.76mm/年を近年における堆積速度とした。これに基づいて漁獲量が減少し始めた20年前の泥深を推定すると、5.76mm\*20=115mmとなり、あらためて図-14の各指標堆積パターンを見ると、この11.5cm層付近にはそれぞれについて変極点が認められる。すなわち、深層から表層に向けての変化で見ると、この層を境にT-C, T-Nは含有率増加がやや減速し、T-P

表-5 湖心底泥成分についての過去データとの比較

調査年月日	水分 (%) (%)	強熱減量 (dry%)	T-C (dry%)	T-N (dry%)	T-P (dry%)	備考	調査機関
'72. 8/30			4.60 3.29 3.25	0.503 0.347 0.333		泥深：1~10cm (Av.) 泥深：10~20cm (Av.) 泥深：20~30cm (Av.)	国立公衆衛生院
'94. 3/25	85.52	11.93	6.55	0.800	0.150	表泥	茨城内水試
'98. 9/11	90.95	20.40	6.85	0.812	0.135	表泥	〃
'98. 11/9	87.78	20.76	7.13	0.878	0.156	表泥	〃
'98. 11/9	82.52 76.75 70.84	20.31 17.06 12.14	6.45 5.04 3.42	0.768 0.567 0.412	0.121 0.086 0.078	泥深：1~10cm (Av.) 泥深：10~20cm (Av.) 泥深：20~25cm (Av.)	〃

はむしろ急増に転じている。

また、N/P、C/Pについてもこの層付近に変極点が認められ、この層が浅でのP増加が特に顕著となっていることを示している。

底泥堆積物中にPの割合が増加する原因としては次の4つのケース：①C、Nに比べて特にPの流入負荷量が増大した、②好氣的条件下でのPの溶出が抑制された、③C、NがそれぞれCO<sub>2</sub>、N<sub>2</sub>となって系外により多く排出された、④嫌氣的条件によってバクテリアによる有機物の分解が抑制された、のいずれかが考えられるが、過去20年以降においてPのみの負荷量増大及び、低層における環境条件の好転は考えにくいいため、おそらく③または④の理由によるものと考えられる。このような底泥へのP蓄積増加傾向はまた、湖内物質循環におけるバランスのとれた生物生産活動がこの20年間に於いて低下してきていることを示唆しており、漁獲量減少の原因もおそらくこのことが関係しているものと考えられる。

そこで、酸素供給量の変化が底泥からの栄養塩類回帰やバクテリア増殖にもたらす影響を調べるため、以下の室内実験を行った。

## 7. 湖底泥の好氣的条件と嫌氣的条件下における分解回帰量の比較

### 1) 底泥採取と分析方法

1998年11月9日、霞ヶ浦湖心においてエックマンバジ採泥器により採取した湖底泥(表層~10cm層)

を図-15に示したような2個の5ℓ容量ガラス瓶に湿重500gづつを入れ、一方は500mlの蒸留水を加えて0.25ℓ/分の緩やかな通気を行って好氣条件とし、もう一方は蒸留水を満たした後、シリコンゴム栓で密栓して嫌氣条件とした。これら2個のガラス容器を25℃の遮光インキュベーター内に収容し、以降各容器内の水について110日間、1回/週の頻度でDIN、DIP及び全菌数を定量した。なお、1回の各容器からの採水量は50mlとし、採水毎に同量の蒸留水を添加補給した。

さらに、110日間の検査の後、容器内の試水を静かに取り除き、底に残った泥の成分を分析した。各検査項目、及び検査法は以下の通りである。

#### (a) 底泥からの回帰量分析(容器内の水質検査)

DIN : NH<sub>4</sub>-N : ネスラー法による比色定量  
(λ : 410nm)

NO<sub>2</sub>-N : グリーズロミン法による比色定量  
(λ : 540nm)

NO<sub>3</sub>-N : 試水をCd-Cuカラムに通して還元した後、NO<sub>2</sub>-Nと同法により比色定量

DIP : PO<sub>4</sub>-P : モリブデン酸アンモニウム法による比色定量 (λ : 650nm)

T-N : ケルダール法(セレン分解)、インドフェノール法による比色定量後、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-Nを加えた。

T-P : 硫酸硝酸分解後、PO<sub>4</sub>-Pと同じ方法により比色定量

全菌数：検鏡計数

(b) 試験終了後の泥成分分析

水分、強熱減量、T-C, T-N, T-P : 6.

1) の底泥コア分析法と同様

2) 結果及び考察

(a) 底泥からの回帰量分析結果

好氣的条件と嫌氣的条件における湖底泥からのDIP, DIN溶出量およびバクテリア発生量を経時的に測定した結果を表-6, 図-15, 図-16に示した。(同図の左側に好氣的条件, 左側に嫌氣的条件におけるそれぞれの推移を示した。)

好氣条件におけるDINの推移を見ると, 試験開始43日後に一時低下が見られ, その後再び上昇して88日後から減少している。期間全体で二つの山が形成されたことについては, バクテリアの増殖推移においても43日後に同様な減衰が見られることから, バクテリアの種の交代が起きたためと推定され, 試験期間の末期の88日以降の減少については脱窒による系外への散逸が考えられる。また, DINの中身は期間を通じてNH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-Nが大部分を占め, NO<sub>2</sub>-Nは常に低濃度で推移した。このことは試験期間を通じて容器内が好気状態に

表-6 湖心底泥(1998. 11/19採泥)の好氣的条件と嫌氣的条件における回帰量の推移測定結果

好氣条件

Y. M / D	経過 日数	DIN			TotalDIN (mg/l)	DIP PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)	Bacteria (10 <sup>8</sup> / ml)
		NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)					
'98. 11 / 9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	17	0.218	0.018	0.316	0.553	0.266	2.192	0.611	0.493
	24	0.125	0.006	0.243	0.374	0.205	1.374	0.550	0.352
12 / 1	22	0.689	0.026	0.454	1.169	0.574	3.138	0.988	0.904
	8	0.523	0.017	0.406	0.945	0.514	1.750	0.928	0.581
	15	0.505	0.015	0.607	1.127	0.453	2.100	1.254	0.408
	22	0.150	0.003	0.043	0.196	0.207	1.596	0.608	0.198
'99. 1 / 5	57	0.222	0.018	0.801	1.041	0.273	1.155	0.387	0.334
	12	0.862	0.008	1.531	2.400	0.190	2.683	1.465	0.248
	19	1.523	0.003	1.177	2.704	0.203	2.704	1.111	0.108
	26	1.961	0.033	1.575	3.568	0.047	5.032	0.926	0.269
2 / 5	88	2.571	0.019	1.113	3.704	0.305	4.763	1.225	0.086
	15	2.327	0.021	0.497	2.846	0.231	4.129	0.374	0.097
	27	0.400	0.085	0.363	0.848	0.022	0.986	0.116	0.011

嫌氣条件

Y. M / D	経過 日数	DIN			TotalDIN (mg/l)	DIP PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)	Bacteria (10 <sup>8</sup> / ml)
		NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)					
'98. 11 / 9	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00	0
	17	0.340	0.018	0.042	0.399	0.479	1.374	0.720	0.493
	24	0.375	0.004	0.027	0.406	1.111	1.380	1.205	0.352
12 / 1	22	0.714	0.007	0.007	0.727	2.899	1.600	2.921	0.904
	8	0.689	0.006	0.037	0.732	4.116	1.988	4.128	0.581
	15	0.935	0.028	0.007	0.970	4.500	2.144	4.500	0.408
	22	0.972	0.009	0.546	1.527	3.443	2.291	3.615	0.198
	29	1.083	0.017	0.019	1.118	3.883	2.203	4.116	0.387
'99. 1 / 5	57	1.379	0.018	0.028	1.425	4.673	2.003	4.873	0.334
	12	1.626	0.016	0.023	1.664	4.652	2.651	4.652	0.248
	19	2.187	0.003	0.039	2.229	4.127	2.229	4.127	0.108
	26	2.255	0.007	0.080	2.342	4.393	2.342	4.393	0.269
2 / 5	88	2.619	0.023	0.023	2.665	5.538	2.665	5.538	0.086
	15	2.535	0.018	0.046	2.599	4.566	2.599	4.566	0.097
	27	2.462	0.002	0.008	2.471	1.146	2.471	1.146	0.011

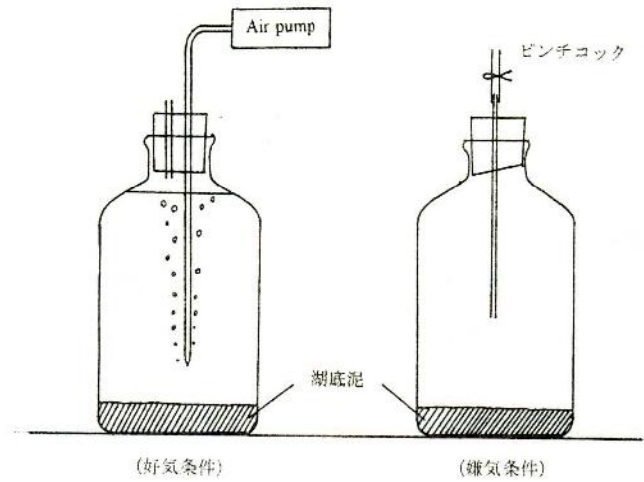


図-15 湖底泥の好気条件と嫌気条件における分解比較試験装置

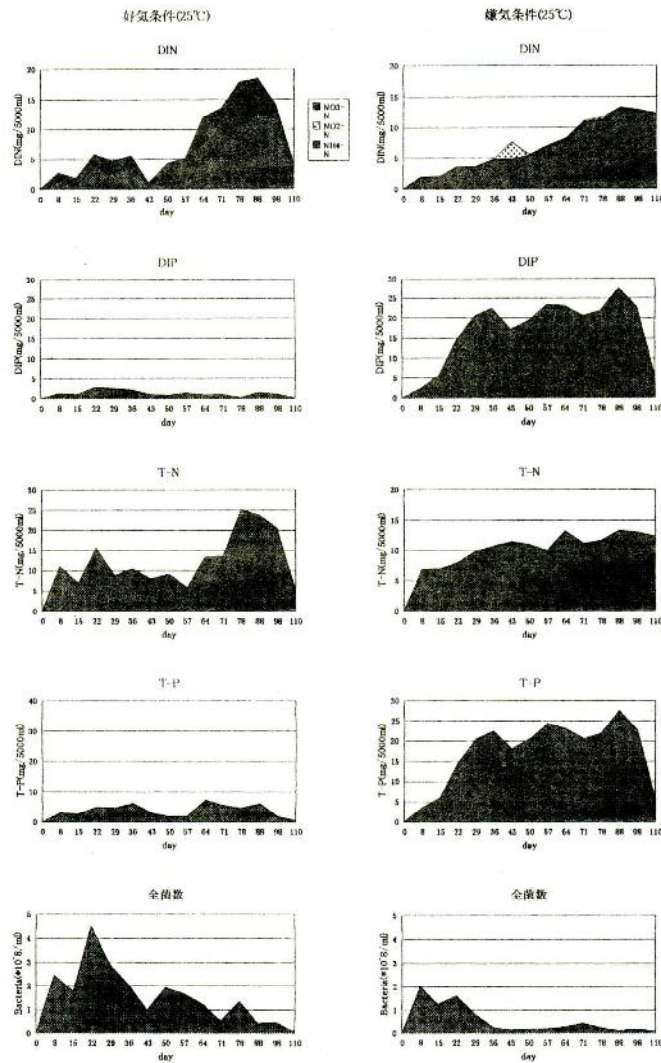


図-16 湖心底泥(1998. 11/9採取)の好気条件と嫌気条件における回復量の比較  
各濃度は容器容積5リットル中の全量として表示

保たれていたことを示している。一方、嫌気条件においては、DINは88日後まで直線的に増加した後平衡状態となっている。DINの内訳のほとんどはNH<sub>4</sub>-Nであり、試験期間を通じて容器内の嫌気状態が保たれていたことを示している。次にDIPの推移を見ると、好気条件においては試験期間を通じて1mg/ℓ前後の溶出に止まるが、嫌気条件においては試験開始後36日後までに4.4mg/ℓが溶出し、以後はやや増加しながら推移し、88日以降から減少している。さらに、T-N、T-Pの推移については好気条件、嫌気条件ともほとんどDIN、DIPの溶出と同じ傾向で推移しているが、試験開始から36日目あたりまでは濃度が高くなっている。このことは試験期間の前半でバクテリアの増殖が見られることから、このものによる懸濁態N、Pの増分が加算されているためと思われる。次に、バクテリアの推移については、好气的条件、嫌气的条件ともに試験期間の前半において増殖が見られるが、特に好気条件での発生量が多いことがわかる。なお、嫌気条件においても初期にバクテリアの増殖が見られるのは、試験開始時に容器内に酸素溶存していたためと思われ、試験開始当初から酸素が溶存していなければ、バクテリアの増殖はほとんど見られなかった可能性がある。いづれにしても、今回の回帰試験の結果から、湖底泥有機物を分解するバクテリアの増殖は溶存酸素量が多ければ活発に行われることが確認された。

#### (b) 試験終了後の泥成分分析結果

110日間の回帰量測定調査前後の底泥について成分分析した結果を表-7に示した。この結果、試験開始当初の泥に比べて好气的条件で推移した泥はN:15.9%、P:10.2%、C:9.6%の減少が、また嫌气的条件で推移した泥ではN:4.7%、P:18.6%、C:1.0%の減少がそれぞれ認められた。これらのことから、底泥からの回帰は好气的条件に比べて嫌气的条件下においては、Pは増加するがN、Cは減少することが確認された。なお、好气的条件において水中に回帰上昇したDINが再び減少する経過が見られたが、その原因は回帰試験後の泥成分におけるN成分の減少からみて、脱窒によって系外に放出されたものと判断される。Cについても好气的条件においてはNと同様な現象が起きているものと思われるが、Pについては気層に排出されることはないので嫌气的条件で一時的には水中への溶出が高まるが、水の置換がない限りいずれは底泥中に再蓄積されるはずである。

以上、今回の好气的条件と嫌气的条件下における底泥回帰量の比較試験結果から、湖底泥への有機物蓄積量の増大変化は湖内への流入負荷量が増大した場合や陸水置換率が低下した場合に起こるが、その他にも湖底環境が好气的条件から嫌气的条件への推移する過程においても起こりうるということがわかった。なお、霞ヶ浦下流域に建設された常陸川水門操作は、利根川河川水の逆流阻止による湖内置換率の低下(希釈効果の低下)と同時に、湖流を弱めることに

表-7 回帰試験前後の泥成分分析結果

	水分	Total W		灰分	N	P	C
	(%)	(wet g)	(dry g)	(dry%)	(dry%)	(dry%)	(dry%)
投入初期泥質	87.78			18.07	0.897	0.173	6.707
		(500.0 g)	(61.10 g)	(11.04 g)	(0.548 g)	(0.118 g)	(4.098 g)
試験終了後泥質 (好気条件)	88.92			18.37	0.761	0.175	6.119
		(546.6 g)	(60.56 g)	(11.12 g)	(0.461 g)	(0.106 g)	(3.705 g)
(嫌気条件)	87.88			18.42	0.861	0.158	6.693
		(500.2 g)	(60.62 g)	(11.17 g)	(0.522 g)	(0.096 g)	(4.057 g)

下段( )内は容器内に入れた泥全量当たりの全量を表す。

よる湖水の停滞、湖底への酸素供給量減少傾向を強めることになった可能性が大であり、その結果として、近年の霞ヶ浦湖底泥における有機物蓄積量増大はむしろ必然的な現象といえるのかもしれない。湖底泥有機物蓄積量の増大はまた、このものによる酸素消費量を増大させ、底層の慢性的溶存酸素量低下をもたらすという悪循環が現在の霞ヶ浦に生じている疑いがもたれる。さらに、バクテリアは魚類の餌料生物である原生動物、ワムシ、ミジンコ等の重要な餌となっており、湖底の嫌気的環境条件によるバクテリアの減少は魚類資源にも少なからぬ影響を及ぼしているものと思われる。

以上、霞ヶ浦北浦における過去20年間に渡って水産資源量が減少し続けている原因について水質の経年変化、底泥の有機物堆積状態により検討した結果、最も矛盾の少ない説明として、「湖水の置換率低下及び湖流の減少等湖内環境の変化に伴って底泥蓄積の増加と底層における慢性的な還元状態が生じ、その結果底泥からの回帰が抑制され、湖内の物質循環が効率よく行われなくなったことが原因である」との結論に至った。

## 8. プランクトン遷移の前後における一次生産から二次生産への転換効率の変化について

植物プランクトンの種の遷移（*Microcystis*から*Oscillatoria*, *Phormidium*）に関しては、先に述べたとおり、過去20年間の資源量減少傾向にあって、プランクトン遷移が定着したのは10年前からであることから、筆者は湖内環境の変化に植物プランクトンが適応した結果ではあるが、遷移そのものが水産資源減少の直接原因となったとは考えていない。しかしながら、一次生産の種が変わったことによって一次生産から二次生産への過程において何らかの影響を及ぼしている可能性については現在のところ全くないとは言いきれない。その影響の有無を確認するには、両者によるバクテリア、原生動物、ワムシ、ミジンコ等の増殖量比較試験が行われなくてはならないが、こうした試験は

未だ行われておらず、今後の課題である。ここでは植物プランクトンを利用して成長するハクレンを二次生産者の一種とみなし、*Microcystis*が優占していた1978、1979年と*Oscillatoria*が優占する1998年におけるハクレン無給餌養殖の飼育結果から両プランクトンにおける餌料効率を比較した。

その結果は本報の短報に記載したとおり、1978、1979年と1998年の各7月～11月期におけるプランクトン密度及びハクレンの成長に差がなかった。当内水試が行った赤潮対策技術開発試験報告（1980）によると、ハクレンは水中に懸濁するプランクトンを微細なネット状の鰓耙で濾過摂食するため、餌料であるプランクトン種による選択性はなく、その摂餌量はプランクトン密度に比例するという。プランクトンの優占種は変化したがる、プランクトン密度に大きな差がない現在と20以前とでハクレンの成長が変わらないという今回の試験結果は両プランクトンでの餌料効率に差がないことを示すものである。さらにこのことは、両プランクトンが餌料栄養組成に大きな差がないことを示唆しており、枯死したこれらプランクトンがバクテリアに利用される際においてもその転換効率には大差がないことが予想される。この点に関しては今後、両プランクトンについて二次生産への転換効率試験を行い、確認する必要がある。

## 9. 要 約

霞ヶ浦北浦における漁獲量は過去20年の間に17,487トンから4,109トンへと1/4以下に激減し、特に全漁獲量の7割以上を占めるイサザアミ、ハゼ類、テナガエビについては相関性の高い、年率で3～4%の直線的減少傾向となっている。こうした資源漸減傾向の原因について、内水試湖沼観測結果等既知資料及び著者の行った試験結果をもとに考察を行った結果、

- 1) 湖内流入負荷量の推移：過去20年間においては大きな変化がなく、少なくとも漁獲量に見られるような漸減傾向は認められなかった。
- 2) 湖内水質の推移：溶存態栄養塩類濃度及びChl.a,



CODで見た一次生産の経年変化（年平均の推移としてしてみた場合）についても、20年間で大きな変動は認められなかった。ただし、年周期のパターンは1989年頃から変化が見られ、夏期と冬期における濃度変化の幅が少なくなっている。このパターンの変化はプランクトンの遷移（Microcystis→Oscillatoria, Phormidium）と時期的に重なることから、プランクトン優占種が変わったことによるものと考えられる。

- 3) 湖水中全菌数の推移：湖沼観測項目中唯一全菌数のみが漁獲量の推移と同様な漸減傾向を示すことから、湖内物質循環における分解過程に漁獲量減少の主な原因があるように思われた。
- 4) 夏期酸欠観測における各水深別DOの経年変化：各層とも減少傾向となっており、特に底層での減少傾向が大きいことがわかった。
- 5) 湖底泥コア分析の結果：泥表から11cm層まで黒色を呈していたことから、底層が慢性的に貧酸素状態となっていることが伺われた。近年における底泥堆積速度は5.76mm/年と推定され、底泥蓄積有機物量は年々増加していることがわかった。
- 6) 湖心底泥による好氣的分解と、嫌氣的分解の比較試験結果：好氣的条件においてはバクテリアの増殖が活発に行われ、底泥中のC、N成分は系外（空气中）に放出されて減少した。一方、嫌氣的条件下ではバクテリアの増殖は少なく、Pの水中への溶出が一時的に活発に行われたが底泥からのC、N、P成分の減少率は好氣的条件に比べて低かった。
- 7) 一次生産から二次生産への転換効率について：Microcystisの時代とOscillatoria, Phormidiumの時代における二次生産者：ハクレンの無給餌飼育成長比較から、両プランクトンの転換効率に差がないことがわかった。なお、この点に関してはバクテリアによる転換効率比較試験を行ってさらに確認する必要がある。

以上により、霞ヶ浦北浦の過去20年間において主要漁獲魚種（ハゼ類、テナガエビ、イサザアミ）漁獲量

が漸減している原因は、湖水置換率の低下による底泥蓄積有機物量の増加、底層における慢性的還元状態の進行、有機物の分解抑制といった作用が相互に加速しあうことによって、湖内物質循環の分解過程に抑制が働き、湖内の餌料生物を初めとする動物全体の生産容量が低下してきていることによるものと考えられる。

## 引用文献

- 関東農政局茨城統計情報事務所（1979～1998）：茨城農林水産統計（1979～1998）
- 茨城県（1978～1998）：公共水域の水質測定結果（年報）
- 霞ヶ浦水質保全専門調査会（1973）：霞ヶ浦の水質保全対策についての中間報告
- 浜田篤信・津田 勉（1976）：霞ヶ浦の富栄養化に関する研究－Ⅲ窒素収支について、茨城内水試調研報，3，29-43
- 外岡健夫他（1978～1997）：霞ヶ浦北浦環境調査結果，茨城内水試調研報，15～34
- 茨城県（1992）：近年の霞ヶ浦における植物プランクトンの発生特性について－Ⅰ，平成3年度赤潮調査報告書
- 浜田篤信・外岡健夫・熊丸敦郎・津田勉（1976）：霞ヶ浦の富栄養化に関する研究－Ⅰ堆積に関する考察，茨城内水試調研報，13，1-17
- 熊丸敦郎・渡辺直樹・外岡健夫（1997）：最近の霞ヶ浦において発生する酸素欠乏の予測について，茨城内水試調研報，33，60-67
- 茨城県（1994）：1993年の藻類発生状況と近年藻類組成の特性について，平成5年度赤潮調査報告書
- 岩崎 順・外岡健夫（1996）：霞ヶ浦における植物プランクトンの現存量と光合成活性の季節変化，茨城内水試調研報，32，50-60
- EX都市研究所（1978）：霞ヶ浦水質保全総合対策解析調査報告書（S.53）
- 茨城県（1980）：レンギョによるアオコの回収・除去試験－Ⅱ，昭和54年度赤潮対策技術開発試験報告書