
 総 説

日本における湖沼の富栄養度と水産生物

吉田陽一,^{1*} 堀家健司²

(2000年9月27日受付, 2001年1月29日受理)

¹水産環境微生物研究所, ²国土環境株式会社

Relationships between the Eutrophic Levels of Japanese Lakes and Major Organisms

Yoichi Yoshida,^{1*} Kenji Horiya²¹Laboratory of Fisheries and Environmental Microbiology, Shiga 520-0112, ²Metoccean Environment Inc., Osaka 550-0002, Japan

The relationships between the eutrophic levels (TN×TP, total nitrogen×total phosphorus), TN, TP, TN:TP ratio, transparency and chlorophyll-*a* in Japanese lakes were synthetically examined referring to numerous related data. It was observed when TN×TP increased, TN, TP or chlorophyll-*a* increased consistently with the coefficient of correlation (respectively, $r^2=0.96, 0.97$ or 0.89), while transparency decreased consistently with the coefficient of correlation of 0.91 or the TN:TP ratio consistently decreased.

Based on the values of TN×TP, Japanese lakes and ponds were divided into seven grades of eutrophic levels: extremely oligotrophic lake, oligotrophic lake, weekly eutrophic lake, eutrophic lake, weekly hypereutrophic lake, hypereutrophic lake, and strongly hypereutrophic lake. Then the ranges of TN, TP, TN:TP ratio, transparency or chlorophyll-*a* in each trophic level were roughly estimated along with the trophic levels of the lakes and ponds where the bloom-forming phytoplankton and fishery organisms were mainly found.

キーワード: 湖沼, 富栄養度, 栄養階級, 水質要因, 水産生物

湖沼の富栄養化の程度を表わす区分(栄養階級区分)としては, 湖沼を貧栄養湖および富栄養湖の2湖,^{1,2)} 貧栄養湖, 中栄養湖, および富栄養湖の3湖³⁾に区分する方法が知られており, さらに貧栄養湖, 中栄養湖, 富栄養湖, および過栄養湖の4湖⁴⁾等に区分する方法もみられる。湖沼の富栄養化と関連のある要因としては, TN(全窒素), TP(全リン), TN:TP比, 透明度, クロロフィル-*a*量, 基礎生産量, 湖沼の水深, 底層の溶存酸素量(または溶存酸素飽和度), プランクトンの指標種や多様度指数等が検討され, またこれらの諸要因は相互に密接な関係があることが指摘または明らかにされた。⁵⁻⁹⁾しかし, 湖沼の栄養階級区分に関しては, 同一の栄養階級の湖(例えば富栄養湖)でも階級区分の段階数や用いた要因の差異等により判別結果が異なる等, 客観性に問題点があった。

一方, 我が国では1979年に湖沼の環境保全や富栄養化による被害を防止するために, 富栄養化に基礎的で重要な役割を果たすと考えられる窒素やリンの規制を目標とした「窒素, リン等水質目標検討会」が設置された。種々検討の結果,¹⁰⁻¹²⁾5段階からなる窒素およびリンの目標値が答申された。また1982年には水質汚濁による環境基準が改正され, 富栄養化に適切に対処する趣旨のもとに湖沼における窒素およびリンの基準値が設定された。¹³⁾

著者らは, これまで湖沼の水質と植物プランクトンの関係等について一連の検討を行い, 特に植物プランクトンの異常発生には窒素やリン量の他, 窒素:リン比等が重要なことも指摘してきた。¹⁴⁻²⁷⁾海域でも同様な検討を行ったが, さらに海域の栄養階級区分も試みた。²⁸⁻³⁰⁾最初は, 底層の溶存酸素飽和度を基礎的な要因として用

* Tel : +81-77-579-2404, Fax : +81-77-579-2404, E-mail : yyoshida@mx.cable-net.ne.jp

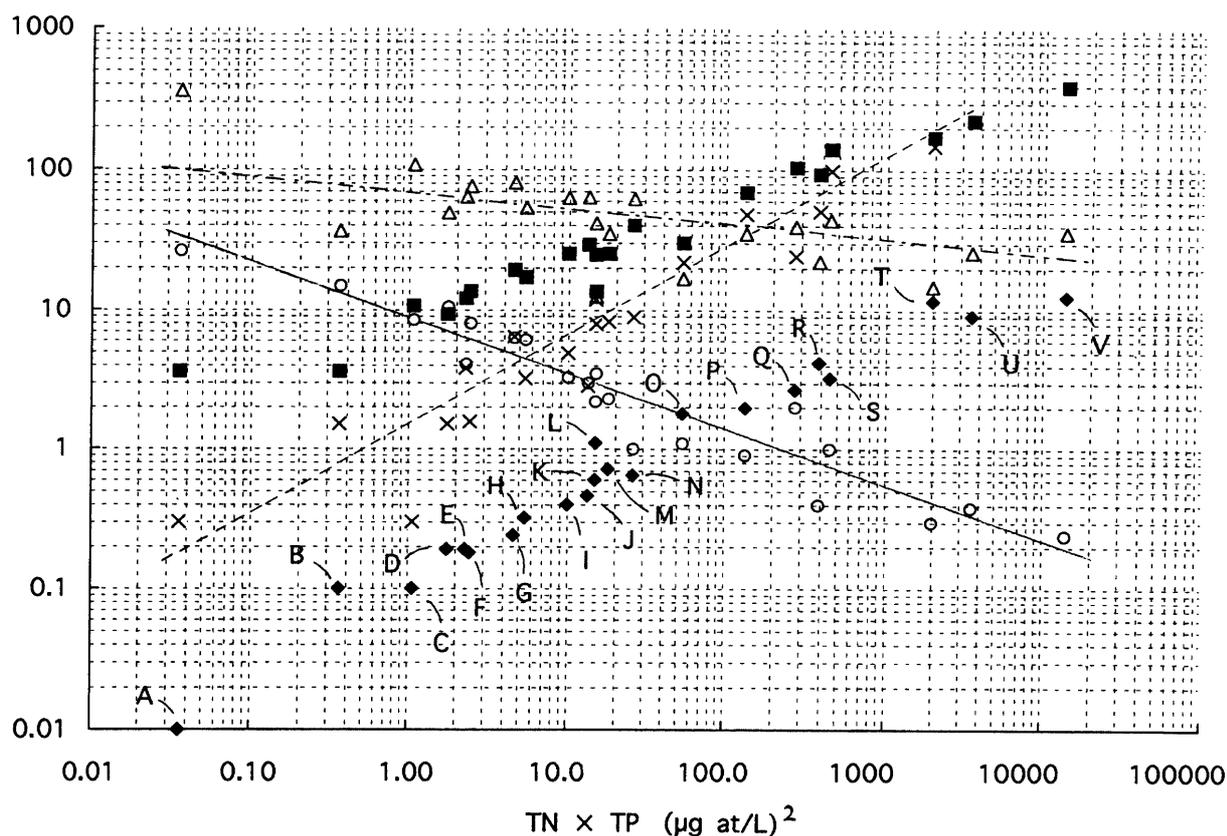


図1 湖沼の $TN \times TP (\mu\text{g at/L})^2$ と $TN (\mu\text{g at/L})$, $TP (\mu\text{g at/L})$, $TN:TP$ 比 (原子比), 透明度 (m), またはクロロフィル- $a (\mu\text{g/L})$ との関係 (図中の湖沼名の記号は表1参照)。
 ■, TN ; ◆, TP ; △, $TN:TP$ 比; ○, 透明度; ×, クロロフィル- a 。

い、海域を腐水域、過栄養域、富栄養域、および貧栄養域の4段階に区分したが、つぎに、各段階の境界域として、それぞれ、弱腐水域、弱過栄養域、および弱富栄養域の3区分を追加した。しかし、これらの区分は隣接する海域の特徴が相半ばする境界域という、あいまいな区分に終わっていた。平成5年に水質汚濁に係わる環境基準が改正され、海域においても窒素やリンの基準値が設定された。したがって、これらの基準値を $TN \times TP$ (富栄養度) に換算し、 $TN \times TP$ と他の水質諸要因や出現する水産生物種との関連を総合的に検討し、 $TN \times TP$ を基準とした海域の5段階区分の栄養階級表を作成した。³⁰⁾

本報では湖沼で設定された窒素およびリンの基準値を参考にして、湖沼に関しても海域と同様な検討を行い、湖沼の水質諸要因の特徴を7段階に区分した栄養階級表にまとめ、また異常発生植物プランクトンや主要漁業生物種の好適富栄養度等について総合的な考察を加えた。

1. 湖沼の富栄養度と他の水質諸要因との関係

北海道公害防止研究所がまとめた湖沼³¹⁾のうち10湖沼、琵琶湖研究所および総合研究開発機構がまとめた湖

沼³²⁾のうち10湖沼、およびアオコ (*Microcystis* 属や *Anabaena* 属による bloom) がよく発生する広沢池および弁慶池²⁷⁾の計22湖沼の資料 (表層年間平均値) を参照して、湖沼の $TN \times TP$ と他の水質諸要因との関係を調べた。また得られた結果を図1 (湖沼名の記号は表1に示す) にまとめて示した (なお、摩周湖の TP は $0.01 \mu\text{g at/L}$ 以下であったが $0.01 \mu\text{g at/L}$ として計算、図示した)。湖沼の $TN \times TP$, TN , TP , $TN:TP$ 比 (原子比), 透明度, およびクロロフィル- a の変動範囲は、それぞれ、約 $0.03\text{--}20000 (\mu\text{g at/L})^2$, $2\text{--}300 \mu\text{g at/L}$, $0.1\text{--}150 \mu\text{g at/L}$, $15\text{--}110$, $0.2\text{--}30 \text{ m}$, および $0.3\text{--}150 \mu\text{g/L}$ であった (なお、広沢池および弁慶池ではクロロフィル- a を測定しなかった)。また、 $TN \times TP$ が増加するに伴い、 TN , TP , およびクロロフィル- a では高い正の相関 (それぞれ、 $\log y = 0.40 \log x + 0.95$; $r^2 = 0.96$, $\log y = 0.56 \log x - 0.91$; $r^2 = 0.97$, および $\log y = 0.61 \log x + 0.14$; $r^2 = 0.89$) がみられ、逆に透明度では高い負の相関 ($\log y = -0.40 \log x + 0.92$; $r^2 = 0.91$) がみられ、また $TN:TP$ 比ではそれほど高くはないが負の相関 ($\log y = -0.15 \log x + 1.86$; $r^2 = 0.43$) がみられた。

表1 日本の湖沼の栄養階級と主要漁業種

湖沼名	記号	栄養階級	TN×TP ($\mu\text{g at/L}$) ²	面積 (km^2)	平均水深 (m)	主要漁業種
摩周湖	A	極貧栄養	0.04	19.1	141	ウチダザリガニ, ニジマス, ヒメマス
倶多楽湖	B	極貧栄養	0.36	4.7	105	ウグイ, アメマス, スマガレイ, ヨシノボリ, コイ, フナ
洞爺湖	C	極貧栄養	1.07	70.4	116	ヒメマス, ワカサギ, ウグイ
然別湖	D	極貧栄養	1.77	3.4	56	オショロコマ, ワカサギ, ニジマス, カワマス, ミヤベイワナ
糖平ダム	E	貧栄養	2.30	8.2	20	ウグイ, アメマス, ニジマス, スマガレイ, コイ, フナ
中禅寺湖	F	貧栄養	2.45	11.5	95	クニマス, サクラマス, ニジマス
琵琶湖北湖	G	貧栄養	4.63	616	44	アユ, コイ, フナ, ビワマス, モロコ, イサザ
池田湖	H	貧栄養	5.47	11	126	大ウナギ, アユ, ワカサギ, コイ
河口湖	I	弱富栄養	10.0	6	9.3	ワカサギ, コイ, フナ
木崎湖	J	弱富栄養	13.3	1.4	18	ウグイ, オイカワ, ワカサギ, フナ
琵琶湖南湖	K	弱富栄養	14.9	58	3.5	(琵琶湖北湖に含まれる)
阿寒湖	L	弱富栄養	15.0	13.3	19	ウグイ, アメマス, コイ, フナ, ワカサギ, ヒメマス
渡島大沼	M	弱富栄養	18.0	9.1	4.7	ウグイ, アメマス, コイ, フナ, ワカサギ
留萌パンケ湖	N	富栄養	26.0	3.5	1	サクラマス, ワカサギ, シラウオ, ウキゴリ, イトヨ
宍道湖	O	富栄養	54.2	80	6.4	ワカサギ, シラウオ, ウナギ, フナ
霞ヶ浦	P	弱過栄養	135	220	4	コイ, ボラ, ワカサギ, ウナギ, フナ
相模湖	Q	過栄養	277	3.3	19	ワカサギ, フナ, オイカワ, ウグイ
兜沼	R	過栄養	389	1.5	0.8	ウグイ, フナ, コイ, ドジョウ, ワカサギ
諏訪湖	S	過栄養	455	13	4.7	フナ, コイ, ワカサギ
オタドマリ沼	T	強過栄養	1988	0.1	1	フナ, ドジョウ, ヒメマス
広沢池	U	強過栄養	3560	0.06	5	コイ, フナ, モロコ
弁慶池	V	強過栄養	14000	0.01	1	コイ, フナ

表2 自然環境または漁業環境保全の水質基準値と TN×TP の関係

類型	利用目的	TN (mg/L)	TP (mg/L)	TN* ($\mu\text{g at/L}$)	TP* ($\mu\text{g at/L}$)	TN×TP* ($\mu\text{g at/L}$) ²
I	自然環境	0.1>	0.005	7.1>	0.16>	1.2>
II	水産1種	0.2>	0.01>	14.3>	0.32>	4.6>
III		0.4>	0.03>	28.6>	0.97>	27.6>
IV	水産2種	0.6>	0.05>	42.9>	1.61>	69.1>
V	水産3種	1.0>	0.10>	71.4>	3.23>	230.4>

* 転換または推定値

2. 湖沼の栄養階級区分

1982年に設定された湖沼における窒素およびリンの基準値¹³⁾を参照して、対応するTN×TPの値を検討した(表2)。その結果、類型I, II, III, IV, およびVでは、TN×TPは、それぞれ、約1.2>, 4.6>, 27.6>, 69.1>, および230($\mu\text{g at/L}$)²>に対応することがわかった。したがって、これらの値から湖沼を対数的にみてほぼ等間隔に分割されると考えられる、2>, 2-6, 6-20, 20-60, 60-200, 200-600, および600($\mu\text{g at/L}$)²<の7段階の栄養階級(極貧栄養湖, 貧栄養湖, 弱富栄養湖, 富栄養湖, 弱過栄養湖, 過栄養湖, および強過栄養湖)に区分した。また前節(図1)の結果を参照して、各栄養階級の水質諸要因の凡その範囲, または平均的な近似値を推定した。その結果では、前記7段階の栄養階級

のTNの範囲は、それぞれ、約11>, 11-18, 18-30, 30-48, 48-80, 80-130, および130 $\mu\text{g at/L}$ <, TPの範囲は、それぞれ、約0.19>, 0.19-0.35, 0.35-0.68, 0.68-1.3, 1.3-2.4, 2.4-4.6, および4.6 $\mu\text{g at/L}$ <, TN:TP比の範囲は、それぞれ、約58<, 51-58, 44-51, 38-44, 33-38, 28-33, および28>, 透明度の範囲は、それぞれ、約7.0<, 4.3-7.0, 2.5-4.3, 1.7-2.5, 1.0-1.7, 0.7-1.0, および0.7m>, およびクロロフィル-*a*の範囲は、それぞれ、約2.3>, 2.3-5.0, 5.0-10, 10-20, 20-45, 45-90, および90 $\mu\text{g/L}$ <となった(表3)。

なおこの区分によれば、極貧栄養湖には摩周湖, 洞爺湖等, 貧栄養湖には中禅寺湖, 琵琶湖北湖等, 弱富栄養湖には琵琶湖南湖, 阿寒湖等, 富栄養湖には宍道湖やパンケ湖, 弱過栄養湖には霞ヶ浦, 過栄養湖には相模湖や諏訪湖, および強過栄養湖にはオタドマリ沼, 広沢池等が含まれた(表1)。

3. 湖沼の富栄養度と異常発生植物プランクトン

アオコは富栄養化された湖沼でよく発生し、湖沼の富栄養化の指標としても有効なことから、アオコの発生に関する研究は非常に多い。³³⁻⁴²⁾

諏訪湖は1960年代前半から急速に富栄養化が進行し、1970年代にTNが2.0mg/L以上, TPが0.2mg/L以上, [TN×TP換算で約930($\mu\text{g at/L}$)²以上]に達し、

表3 湖沼の栄養階級と TN×TP, TN, TP, TN:TP 比, 透明度, またはクロロフィル-a との関係

	極貧栄養湖	貧栄養湖	弱富栄養湖	富栄養湖	弱過栄養湖	過栄養湖	強過栄養湖
TN×TP ($\mu\text{g at/L}$) ²	2>	2-6	6-20	20-60	60-200	200-600	600<
TN ($\mu\text{g at/L}$)	11>	11-18	18-30	30-48	48-80	80-130	130<
TP ($\mu\text{g at/L}$)	0.19>	0.19-0.35	0.35-0.68	0.68-1.3	1.3-2.4	2.4-4.6	4.6<
TN:TP比 (原子比)	58<	51-58	44-51	38-44	33-38	28-33	28>
透明度 (m)	7.0<	4.3-7.0	2.5-4.3	1.7-2.5	1.0-1.7	0.7-1.0	0.7>
クロロフィル-a ($\mu\text{g/L}$)	2.3>	2.3-5.0	5.0-10	10-20	20-45	45-90	90<

表4 琵琶湖におけるアオコ発生水域の TN×TP, TN:TP 比等

水域名	調査日	TN×TP ($\mu\text{g at/L}$) ²	TN:TP比 (原子比)	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. wesenbergii</i>	<i>A. flos-aquae</i>	<i>A. spiroides</i>	栄養階級
				(群体/mL)	(群体/mL)	(群体/mL)	(群体/mL)	
赤の井港	940904	2915.4	25.8	2483	4>	4>	588	強過栄養
赤の井港	940825	1220.2	28.4	448	4>	4>	51	強過栄養
下坂本*	980904	889.9	40.3	224	64	4>	352	強過栄養
矢橋**	980912	481.3	37.3	32	128	4>	640	過栄養
長浜港	940904	359.1	23.4	352	4>	4>	4>	過栄養
矢橋**	970905	285.4	41.9	23	4>	480	4>	過栄養
長浜港	940825	267.8	12.0	249	4>	4>	4>	過栄養
北山田港	970913	263.3	42.5	550	35	25	4>	過栄養
赤の井港	980912	235.6	35.4	10	4>	4>	4	過栄養
北山田港	980912	223.3	46.1	45	4>	4>	25	過栄養
下坂本*	980912	155.5	21.3	160	4>	4>	288	弱過栄養
南浜港	940825	152.2	7.2	1657	4>	4>	4>	弱過栄養
彦根港	940904	134.0	45.3	12	4>	4>	4>	弱過栄養
浜大津	960919	133.5	59.3	360	60	4>	4>	弱過栄養
南浜港	940904	123.7	37.8	30	4>	4>	4>	弱過栄養
長浜港	970815	92.9	32.2	4>	10	5	4>	弱過栄養
長浜港	970905	58.0	24.1	10	4>	4>	4>	富栄養
北山田港	970905	30.3	40.0	35	5	4>	4>	富栄養

* 京都大学生態学研究センター棧橋西側の小湾

** 人工島東側の水道

また霞ヶ浦の富栄養化は1960年代の終り頃から進行し、1980年代前後に一部の水域がTN×TP換算で約930 ($\mu\text{g at/L}$)²以上に達したことが報告されている。³⁴⁾ また、両湖ともアオコの発生が顕著なことで知られているが、近年霞ヶ浦はTP等の低下に伴い、bloomは*Microcystis*属から*Oscillatoria*属や*Phormidium*属へと移行したことも指摘されている。³⁸⁾

琵琶湖では、南湖で1983年に始めてアオコの発生が確認されて以来、局部的ではあるが、殆ど毎年一部の水域でアオコの発生がみられるようになった。^{20,39-43)} 特に1994年には琵琶湖北湖の長浜および南浜港を含めた8水域において、延べ31日間にわたる過去最大の発生が確認された。

1994年以降、著者らが調べた琵琶湖沿岸水域のアオコ (*Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Anabaena flos-aquae*, および *A. spiroides*) の発生例のうち、1 mL中

の群体数が10以上出現した18例の調査結果を表4に示す。^{20,27)} これらの水域のTN×TPの範囲は約30-3000 ($\mu\text{g at/L}$)²であり、2例を除き、栄養階級は弱過栄養-強過栄養の範囲に含まれた。またTN:TP比は7.2から59.3の範囲でみられ、かなり変動幅が大きかった。これらの結果から湖心近くでは貧栄養(北湖)や弱富栄養(南湖)の湖でも、水の交換率の低い水域や港内のような閉鎖的な水域では、年により、季節により、または気象条件等により、アオコの発生に好適な過栄養状態になり得ることが示された。

また、我が国の多くの湖沼を比較した結果、TN×TP換算で約93 ($\mu\text{g at/L}$)²以上では*Microcystis*属や*Phormidium*属が、またTN×TP換算で約2-93 ($\mu\text{g at/L}$)²の範囲内では*Anabaena*属や*Aphanizomenon*属がbloomとして出現しやすいことも報告されている。⁴⁴⁾

Peridinium penardii, *P. currunningtonii*等、*Peridinium*

属による bloom (淡水赤潮) の発生は, 長瀬ダム [TN×TP 換算で約 3($\mu\text{g at/L}^2$), 神流湖 [TN×TP 換算で約 46($\mu\text{g at/L}^2$), 石手川ダム [TN×TP 換算で約 65($\mu\text{g at/L}^2$), 相模湖 (過栄養) 等で観察されている。⁴⁵⁻⁴⁷ また多くの貯水池の比較の結果, *Peridinium* 属の淡水赤潮は, TN×TP 換算で約 3-320($\mu\text{g at/L}^2$) の範囲で出現し, その大部分は TN×TP 換算で約 3-40($\mu\text{g at/L}^2$) の範囲で出現することが指摘されている。⁴⁸

Uroglena americana による bloom (淡水赤潮) は, 琵琶湖では 1977 年以降, 貧栄養の北湖を中心に, 殆ど毎年 (規模に大小の変動がみられるが) 発生するようになった。^{15,24,42,43,49} また同種は, 琵琶湖の他, 中禅寺湖 (貧栄養), 河口湖 (弱過栄養), 精進湖, 湯ノ湖, 小河内ダム等でも出現が確認されている。^{50,51}

この他, 琵琶湖南湖では 1969 年以降水道水に着臭障害を起こす *Phormidium tenue*²² が, また北湖では 1989 年以降アユに被害を及ぼす微細藍藻のピコプランクトン¹⁹ が異常発生するようになった。したがって琵琶湖では 1970 年頃以降, *Peridinium* 属を除く多種の異常発生植物プランクトンが次々出現したことになる。^{42,43,52,53}

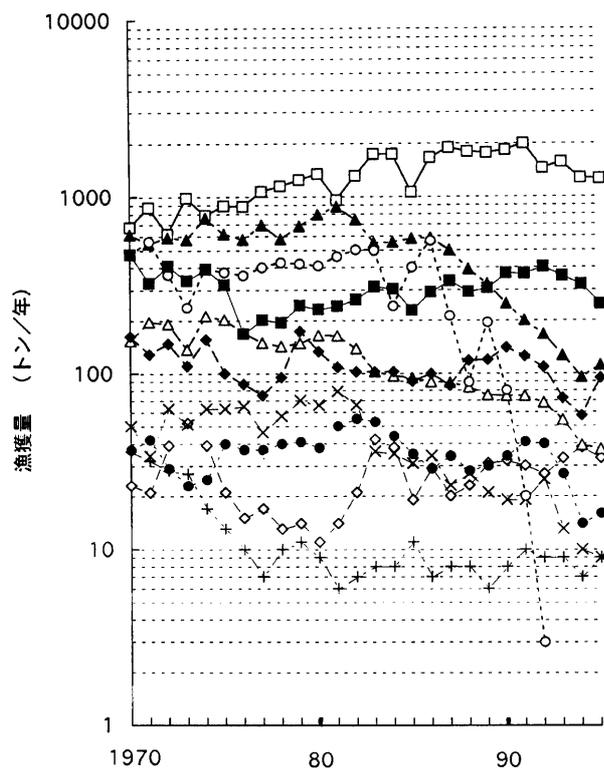


図2 琵琶湖における主要魚類の漁獲量の経年変化 (1970-1995)。

□, アユ; ◇, マス; △, コイ; ▲, フナ; ×, ウグイ; ●, オイカワ; +, ウナギ; ○, イサザ; ■, モロコ; ◆, ハス。

以上のように, 異常発生植物プランクトンの水域の富栄養度に対する出現範囲は各種共に比較的広く, 種別に好適な富栄養度や栄養階級を特定することは困難であった。しかし大まかにみれば, 異常発生植物プランクトンは TN×TP が約 2($\mu\text{g at/L}^2$) (貧栄養) 以上で出現がみられるようになり, *U. americana* < *Peridinium* 属 < *Anabaena* 属, *Oscillatoria* 属 < *Microcystis* 属の順に好適富栄養度が高くなるように思われた。

4. 湖沼の富栄養度と漁業生物

琵琶湖では, 1950 年頃から 1970 年頃にかけて漁業生物の総漁獲量に増加傾向がみられ, その後はやや低下傾向がみられている。⁵⁴⁻⁵⁷ つぎに 1970 年から 1995 年までの魚種別漁獲量の経年変化を図 2 に示す。^{56,57} アユは 1970 年頃から 1990 年頃まで増加傾向を持続したが, ウナギは 1970 年以降, コイ, フナ, ウグイは 1980 年頃以降減少傾向がみられ, 特にイサザ (ハゼの一種) は 1980 年代後半に急減した。なお, 貝類は富栄養化の影響が顕著で, 貝類の主要漁業種であるセタシジミおよびイケチョウウガイは 1960 年頃以降急減し, 現在では殆ど獲れなくなっている。^{52,53}

霞ヶ浦 (北浦を含む) の漁業生物の総漁獲量は 1950 年頃から 1980 年頃にかけて増加したが, ワカサギの漁獲量は 1940 年頃から 1980 年頃にかけて減少傾向がみられ, 代わってハゼ, コイ, フナ, エビ等の比率が増加した。⁵⁸ このような霞ヶ浦の総漁獲量や漁獲魚種の比率の変化は, 富栄養化の影響の他, 漁獲努力の変化等の影響が大きいことも指摘されている。

前記の 22 湖沼について魚種別に出現湖沼を調べた結果 (表 1)^{27,31,32} では, 漁業生物の出現湖沼の栄養階級は, サケ, マス類では極貧栄養-富栄養の範囲 (例外的なオタドリ沼の出現例を除く), またワカサギでは極貧栄養-過栄養の範囲に含まれ, コイ, フナは極貧栄養-強過栄養の全ての階級の範囲に含まれた。これらのことから, ワカサギやコイ, フナは, また特にコイ, フナは湖沼の富栄養化に適応性が高く, また有機汚染等に対して抵抗性の強い魚種であるように思われた。

漁業生物の種類や漁獲量は, 湖沼の富栄養度の他, 湖沼の形状, 水深, 水温, 底層の溶存酸素量, 漁獲努力, 乱獲, 湖岸の埋め立て, 等の影響を受けやすい。また富栄養化の進んだ湖沼は水深が浅いという傾向も強い。したがって, これらの諸要因が変動する諸湖沼をひとまとめにして, 富栄養度のみの影響を比較するには問題があり, 今後は少なくとも湖沼の形状や水深がほぼ同様な幾つかの湖沼について富栄養度の影響を比較検討する必要があることが示唆された。なお, 大まかにみれば, サケ, マス, アユ, スマガレイ < ワカサギ < コイ, フナの順に好適富栄養度が高くなるように思われた。

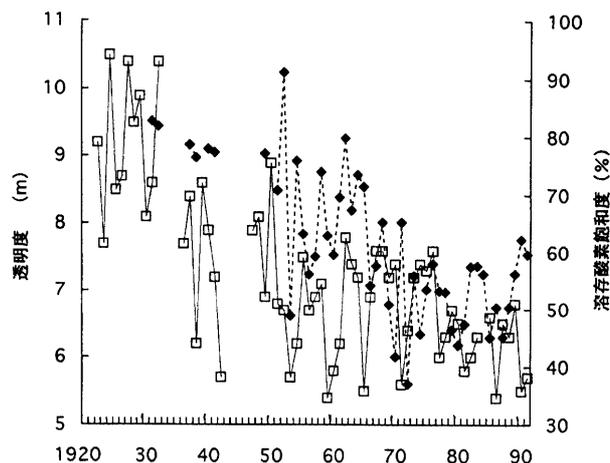


図3 琵琶湖北湖中央の透明度（年間平均値）および深層水の溶存酸素飽和度（底層約70 m, 8-10月の平均値）の経年変化。
□, 透明度; ◆, 溶存酸素飽和度。

5. おわりに

琵琶湖定期観測⁵⁹⁾によれば、琵琶湖北湖中央の透明度および深層水の溶存酸素飽和度の経年変化は、図3に示されるように、1920-1930年頃では透明度が8-10 m程度、溶存酸素飽和度が80%強程度であったが、両者は1940年頃以降次第に低下の傾向がみられ、1980年頃には透明度が6 m前後、溶存酸素飽和度が50%前後まで低下した。⁶⁰⁻⁶³⁾したがって北湖は、1940年頃以前は極貧栄養状態であったが、1950年頃から1980年頃にかけて極貧栄養状態から貧栄養状態に移行したと考えられる。またこれらのことから、琵琶湖における異常発生植物プランクトンや漁業生物にみられた前記のような変化（遷移）は、漁獲努力の変化、湖岸や内湖の埋め立て、⁶⁴⁾外来魚の移入⁵⁵⁾等の影響も大きいと思われるが、主に富栄養化の進行により北湖では極貧栄養から貧栄養へ栄養段階が1段階高くなり、またこれに対応して南湖や琵琶湖沿岸水域では栄養段階が1-2段階高くなったことが大きいように思われた。

琵琶湖だけに限らず、我が国の湖沼は1950年頃から1980年頃までの高度経済成長期に急激に富栄養化したものが多い。また、この富栄養化により、*U. americana*, *Microcystis* 属等の異常発生植物プランクトンの急増による上水道のろ過障害や着臭、毒性^{65,66)}等による被害、湖沼の底層の貧酸素化等による魚類への被害、魚肉の着臭等の悪影響が顕在化した。一方、魚類の減少には高度経済成長期前後に行われた産卵や稚魚の生育場である湖岸の埋立等の影響も大きいことが指摘されている。したがって、自然環境を保全し、また多様な植物プランクトン種や漁業生物種を保持するためには、湖

沼の富栄養化や湖岸等の形状、機能等を高度経済成長期以前の状態に戻すことが肝要と考えられる。

謝 辞

本稿に関連の研究を進めるに当たり、多くの研究機関や行政機関等の方々から、種々の貴重なご教示、ご協力、ご援助等を頂いた。ここに厚くお礼を申しあげる。

文 献

- 1) 吉村信吉. 「湖沼学 (増補版)」生産技術センター, 東京, 1976; 1-439.
- 2) 津田松苗. 「汚水生物学」北隆館, 東京, 1972; 1-258.
- 3) Sakamoto M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiologia* 1966; **62**: 1-28.
- 4) Forsberg C, Ryding SO. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish-receiving lakes. *Arch. Hydrobiologia* 1980; **89**: 189-207.
- 5) 坂本 充. 湖沼における植物の生産と栄養度. 陸水雑 1962; **23**: 73-85.
- 6) 坂本 充. 富栄養化の機構 (淡水域の富栄養化). 「水圏の富栄養化と水産増養殖」(日本水産学会編) 恒星社厚生閣, 東京, 1973; 1-28.
- 7) Dillon PJ, Rigler FH. The phosphorus chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 1974; **19**: 766-773.
- 8) Carson RE. Eutrophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 1977; **22**: 361-369.
- 9) Downing JA, McCauley E. The nitrogen: phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 1992; **37**: 936-945.
- 10) 窒素, 磷等水質目標検討会. 湖沼の磷に係わる水質目標についての検討結果. 水質汚濁研究 1980; **3**: 143-158.
- 11) 窒素, 磷等水質目標検討会. 湖沼の窒素に係わる水質目標についての検討結果. 水質汚濁研究 1982; **5**: 295-306.
- 12) 坂本 充. 富栄養化度の総合的判定. 「湖沼環境調査指針」(水質汚濁研究協会編) 公害対策技術同友会, 東京, 1982: 221-233.
- 13) 松村 隆. 湖沼の窒素およびリンに係る環境基準について. 公害と対策 1983; **19**: 255-260.
- 14) 二宮浩司, 吉田陽一. 堅田内湖の真珠養殖場における過度の富栄養化. 水産増殖 1988; **36**: 237-242.
- 15) 吉田陽一, 三田村緒佐武, 田中伸彦, 門田 元. 琵琶湖の「淡水赤潮」に関する研究-I. 植物プランクトンおよび栄養塩類の分布変化. 陸水雑 1983; **44**: 21-27.
- 16) 吉田陽一, 宮原一隆, 中原紘之. 琵琶湖. 「水域の窒素: リン比と水産生物」(吉田陽一編) 恒星社厚生閣, 東京, 1993; 120-132.
- 17) Yoshida Y, Miyahara K, Nakahara H. Relationships between the dominant phytoplankton and DIN : DIP ratios in inland waters. *Fisheries Sci.* 1995; **61**: 396-400.
- 18) 吉田陽一, 中原紘之. 琵琶湖における優占植物プランクトンと DIN : DIP 比等との関係. 日水誌 1955; **61**: 561-565.
- 19) 吉田陽一, 中原紘之. 異常発生と水質との関連 シンボジウム ビコプランクトンの異常発生とアユの大量へい死. 日水誌 1995; **61**: 934-935.
- 20) 吉田陽一, 中原紘之, 桑江朝比呂. 琵琶湖北湖諸港におけるアオコの異常発生機構. 日水誌 1996; **62**: 230-235.
- 21) 吉田陽一, 沖野輝夫. 諏訪湖におけるアオコの発生と

- DON : DIN 比等との関係. 日水誌 1996; **62**: 631-637.
- 22) 吉田陽一, 中原紘之, 堀家健司. 琵琶湖南湖におけるホルミデイウムの優占的発生と水質および気象要因等との関係. 日水誌 1996; **62**: 872-877.
- 23) 吉田陽一. 琵琶湖南湖におけるミクロキスチスの優占的発生と水質, 気象諸要因との関係. 日水誌 1997; **63**: 531-536.
- 24) 吉田陽一. 琵琶湖北湖におけるウログレナの優占的発生と水質, 気象要因等との関係. 日水誌 1997; **63**: 594-599.
- 25) 吉田陽一, 中原紘之, 藤田裕子. アオコの発生と水質, 気象要因等との関係 シンポジウム アオコの特性とその発生機構. 日水誌 1998; **64**: 309-310.
- 26) 吉田陽一. 異常発生植物プランクトンの諸特性とその発生機構 (総説). 日水誌 2000; **66**: 395-411.
- 27) 吉田陽一, 中原紘之, 藤田裕子. 高 DIN : DIP 比または低 DIN : DIP 比水域における *Microcystis* 属の高密度出現. 日水誌 2000; **66**: 977-983.
- 28) 吉田陽一. 低次生産段階における生物生産の変化. 「水圏の富栄養化と水産増養殖」(日本水産学会編) 恒星社厚生閣, 東京, 1973; 92-103.
- 29) 吉田陽一. 環境変化の予測と評価の方法 (生物指標法). 「漁業環境アセスメント」(吉田多摩夫編) 恒星社厚生閣, 東京, 1983; 25-46.
- 30) 吉田陽一. 海域の富栄養化と水産生物. 水産増殖 2000; **48**: 161-168.
- 31) 北海道公害防止研究所. 北海道の湖沼. 札幌, 1990; 1-444.
- 32) 滋賀県琵琶湖研究所, 総合研究開発機構. 「世界湖沼データブック—富栄養化に関連した自然および社会経済データの集成—」大津, 1984; 1-513.
- 33) 坂本 充. 湖沼の富栄養化と植物プランクトンの異常増殖. 「淡水赤潮」(門田 元編) 恒星社厚生閣, 東京, 1987; 129-139.
- 34) 沖野外輝夫. 諏訪湖, 霞ヶ浦. 「水域の窒素:リン比と水産生物」(吉田陽一編) 恒星社厚生閣, 東京, 1993; 107-119.
- 35) 朴 虎東, 沖野外輝夫. アオコの発生と水質, 気象要因等との関係 (諏訪湖) シンポジウム アオコの特性とその発生機構. 日水誌 1998; **64**: 07-308.
- 36) 高村典子. ラン藻による水の華, 特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状. 藻類 1988; **36**: 65-79.
- 37) Takamura N, Aizaki M. Change in primary production in Lake Kasumigaura (1986-1989) accompanied by transition of dominant species. *Jpn. J. Limnol.* 1991; **52**: 173-187.
- 38) 高村典子. アオコの発生と水質要因等との関係 (霞ヶ浦) シンポジウム アオコの特性とその発生機構. 日水誌 1998; **64**: 305-306.
- 39) 手塚泰彦, 中西正己. 琵琶湖の水質変動と植物プランクトンとの関係. 環境科学総研年報 1991; **10**: 43-57.
- 40) Nakanishi M, Miyajima T, Nakano S, Tezuka Y. Studies on the occurrence of *Anabaena* and *Microcystis* blooms in Akanoi Bay of the south basin of Lake Biwa, with special attention to nutrient levels. *Ann. Rept. Interdiscipl. Res. Inst. Environ. Sci.* 1992; **11**: 67-75.
- 41) 若林徹哉, 一瀬 諭. 赤野井湾における植物プランクトン相について. 琵琶湖研所報 1999; **17**: 88-97.
- 42) 滋賀県立衛生環境センター. 琵琶湖のプランクトンデータ集 (植物プランクトン) 1986-1989. 1991.
- 43) 滋賀県生活環境部環境室. 環境白書 (資料編). 1978-1993.
- 44) 斎藤捷一. 藍藻類と他藻類の遷移. 「水域の窒素:リン比と水産生物」(吉田陽一編) 恒星社厚生閣, 東京, 1993; 51-62.
- 45) 畑 幸彦. ダム湖における淡水赤潮の発生事例. 「淡水赤潮」(門田 元編) 恒星社厚生閣, 東京, 1987; 247-284.
- 46) 香川尚徳, 井芹 寧, 伊藤猛夫. *Peridinium* 赤潮が発生するダム湖上流端の環境—石手川ダムの場合. 水質汚濁研究 1984; **7**: 375-383.
- 47) 斎藤昭二. 相模湖における21年間のペリデイニウム (*Peridinium*) 属の季節的消長. 用水と排水 1983; **25**: 246-249.
- 48) 池田知司. 淡水赤潮を形成する渦鞭毛藻類 *Peridinium bipes* f. *occultatum*. 博士論文, 京都大学, 京都, 1996.
- 49) 門田 元, 中西正己, 吉田陽一, 石田祐三郎, 卯田太一郎. 琵琶湖における淡水赤潮の発生. 「淡水赤潮」(門田元編) 恒星社厚生閣, 東京, 1987; 171-245.
- 50) 石田祐三郎, 門田 元. 琵琶湖のウログレナ赤潮をめぐる. 生活衛生 1983; **27**: 236-248.
- 51) 石田祐三郎. 淡水赤潮の現状と問題点. 水質汚濁研究 1991; **14**: 270-275.
- 52) 中西正己, 関野 樹. 琵琶湖水質の生物学的特徴. 環境技術 1997; **26**: 13-17.
- 53) Nakanishi M, Sekino T. Resent drastic changes in Lake Biwa bio-communities, with special attention to exploitation of littoral zone. *Geo. Journal* 1996; **40**: 63-67.
- 54) 吉田陽一. 淡水域における問題点とその対策 (琵琶湖). 「漁業と環境—水域別の現状と問題点」(吉田陽一編), 恒星社厚生閣, 東京, 1984; 124-137.
- 55) 中 賢治. 琵琶湖の魚類の変遷と現状. 「琵琶湖の生物—現状と変遷」滋賀県琵琶湖研究所, 1991; 55-63.
- 56) 近畿農政局滋賀統計情報事務所. 滋賀農林水産統計年報, 1970-1995.
- 57) 吉田陽一, 中原紘之. 海洋, 湖沼における動植物プランクトンの動態への栄養塩比の影響—湖沼植物プランクトンの動態と栄養塩比 (琵琶湖). 栄養塩と生物の多様性調査報告書 (水産庁), 1998; 3-15.
- 58) 津田 勉, 浜田篤信. 淡水域における問題点とその対策 (霞ヶ浦). 「漁業と環境—水域別の現状と問題点」(吉田陽一編) 恒星社厚生閣, 東京, 1984; 138-150.
- 59) 滋賀県立水産試験場. 定点観測調査. 滋賀水試研報, 1922-1991.
- 60) 板坂 修. 琵琶湖の水質. 「琵琶湖」(滋賀大学湖沼研究所編) 三共出版, 東京, 1976; 95-144.
- 61) 琵琶湖条例の記録編集委員会編. 琵琶湖の水質汚濁. 「美しい湖を次代へ—琵琶湖条例制定のあゆみとその後」ぎょうせい, 東京, 1983; 16-38.
- 62) 滋賀県生活環境部環境室. しがの環境—水質編. 1983.
- 63) 中 賢治. 琵琶湖深層の全循環期前の溶存酸素量の永年変化について. 滋賀水試研報 1974; **24**: 140-143.
- 64) 倉田 亮. 内湖—その生態学的機能. 琵琶湖研所報 1983; **2**: 46-54.
- 65) 岡市友利, 門田 元. 赤潮による被害. 「淡水赤潮」(門田元編) 恒星社厚生閣, 東京, 1987; 141-163.
- 66) 彼谷邦光. 「環境のなかの毒—アオコの毒とダイオキシン」裳華房. 東京, 1995; 1-147.