〈調査報告〉

鳥取県湖山池における池水の理化学的・生物学的特性の
現状と相互関係

藤 山 英 保* 福 田 啓 子* 生 田 和 義*
小 笹 純* 長 井 武 雄*

Interactions Between Physical, Chemical and Biological Properties of Water in
Eutrophic Lake Koyama in Tottori

Hideyasu FUJIYAMA*, Keiko FUKUTA*, Kazuyoshi IKUTA*,
Jun OZASA* and Takeo NAGAI*

* Faculty of Agriculture, Tottori University, 4-101, Koyama Minami, Tottori 680 Japan

Abstract

The actual conditions of physical, chemical and biological properties and interrelationship between them in the eutrophic Lake Koyama in Tottori were investigated in 1991 and 1992.

In the both years, the blue-green algae made bloom in early summer (dominantly, *Anabaena solitaria*) and fall (dominantly, *Microcystis wesenbergii*). The outbreak of *Anabaena* might be brought about by low N, especially water soluble N of the water in May and June. *Anabaena* made the water rich in the non-soluble N. The soluble N of the water increased after the disappearance of *Anabaena*.

Microcystis became dominant soon after the disappearance of *Anabaena*. It made bloom in October. It seemed difficult to explain the outbreak of *Microcystis* by the change in the N concentration of the water. The concentration of P, however, was always enough for the growth of blue-green algae. It was found out that the both blue-green algae suppressed the growth of other algae.

The water temperature became maximum in August and seemed one of the major factors of bloom outbreak. It, however, was also difficult to explain the outbreak of *Microcystis* by the change in the water temperature.

The peak time of the CFU was close to that of the algae, which suggested the interrelationship between bacteria and algae.

Key words: eutrophic lake, nitrogen, phosphorus, blue-green algae, bacteria

1. はじめに

近年問題となっている湖沼の富栄養化は流入河川水に含まれる高濃度の窒素（以下 N とする）やリン（以下 P とする）等の富栄養物質によるものであり、人為的なものである。湖沼が富栄養化するとプランクトン、特にラン藻が水面に水の華（アオコ）を形成するほど

大增殖し、景観の破壊、腐敗による悪臭といった生活環境の悪化のみならず、プランクトンの死骸の分解に伴う水中の酸素不足による水産物の減少といった資源としての湖沼の価値を低下させる。湖沼がかんがい水源として利用されている場合には田畑への N や P の負荷による栄養過多や農業用かんがい設備の目詰り¹⁾といった問題を引き起こす。

* 鳥取大学農学部 〒680 鳥取県湖山町南 4-101

鳥取市郊外に位置する湖山池は面積が7.0km²、平均水深2.8m、最大水深6.5mであり、湖岸線延長18kmは池の分類の中では日本最大である²⁾。中国山地を背景として風光明媚であるところから観光名所であり、また市民の憩いの場でもある。日本海の海水が一部流入する汽水湖であるために独特の漁業が行われると同時に周囲の砂丘畑のかんがい水源でもある。このように多目的湖である湖山池も近年は池周辺に住宅が増え、その雑排水により池水が富栄養化したため、夏季を中心としてアオコが発生し、不快臭を放つに至っている。

本研究の目的は湖山池の池水における富栄養物質、特にNとPの動態を解明することである。そのためには藻類やバクテリアのような生物による固定と放出、池底部に蓄積する底質との間の交換を解明する必要がある。今回はまず水質の現状を把握するために理化学的、生物学的特性の季節変化を追跡し、相互関係を検討した。

2. 調査方法

1991年については5月から11月までおおそ隔週調査を行った。池の中央部で表層水を採取し、直ちに水温とpHを測定した。1992年は5月から12月まで隔週調査を行ったが、アオコが発生する梅雨季は毎週採水を行った。採水にはハイロート式採水器を用い、表層、中層、下層に分けて採取した。兩年とも以下に示す調査項目については実験室に持ち帰って測定を行った。

溶存酸素 (DO)：ウインクラーアジ化ナトリウム変法で測定した。

形態別 N 濃度

アンモニア態 (NH₄-N)：検水を0.2μM メンブランフィルターで濾過し、インドフェノール法で測定した。

硝酸態 (NO₃-N)：検水を0.2μM メンブランフィルターで濾過し、イオンクロマトグラフ法で測定した。

溶存有機態 (DON)：検水を0.2μM メンブランフィルターで濾過した後に硫酸分解し、インドフェノール法での測定した値からNH₄-Nを引いて求めた。

懸濁態 (PON)：検水を硫酸分解した後にインドフェノール法での測定した値から(NH₄-N+DON)を引いて求めた。

全 N 濃度：上記の4つの形態の合計値で表した。

形態別 P 濃度

全 P 濃度：検水をペルオキシ二硫酸カリウムで加水分解し、硫酸モリブデン法で測定した。

溶存態 (DP)：検水を0.2μM メンブランフィルターで濾過した後に硫酸モリブデン法で測定した。

懸濁態 (PP)：全 P 濃度から DP 濃度を引いて求めた。

化学的酸素消費量 (COD)：過マンガン酸カリウムによる常法で求めた。

プランクトン数：検水に5%となるようにホルマリンを添加・固定後、光学顕微鏡によって同定と計数を行った。

生菌数 (CFU)：検水を1/10標準寒天平板培地 (0.05培地)³⁾を用いて25℃下で7日間培養し、コロニーの計数を行った。

なお1992年は溶存酸素 (DO) は溶存酸素計 (TOA-DO20A) を用いて現地で測定した。

3. 結果

3.1 水温

兩年ともに春季から次第に上昇して7～8月にピークとなり、その後低下した (Fig. 1 upper)。1992年の6～7月には下層がやや低い傾向がみられたが、その他の時季は全層にわたって均一であった。

Fig. 1 Change in temperature (WT), dissolved oxygen (DO) and chemical oxygen demand (COD) of lake water (○: 1991 Surface, ●: 1992 Surface, ▲: 1992 Middle, ■: 1992 Bottom)

3.2 DO

1991年には6～7月と10～11月が他の時季よりも若干高い傾向が認められた (Fig. 1 middle)。1992年の表層の変動は前年よりも大きく、7月には著しく過飽和となった。同じ時季に下層の値は著しく低かった。その後も概して深くなるほど低かったが差は次第に小さくなった。

3.3 COD

1991年は調査期間を通じて農業用水水質基準(水稻)である 6 mgL^{-1} 以下で推移した (Fig. 1 lower)。1992年では夏季を中心としたピークがみられ、表層がもっとも高く、深くなるほど低くなる傾向であった。表層の値は1991年よりもはるかに高かった。両年ともDOが高い時季にCODが高い傾向がみられた。

3.4 形態別 N 濃度

形態別 N 濃度の季節変化を Fig. 2 に示した。1991年では懸濁態 (PN) の平均値が 1.06 mgL^{-1} で、溶存態 (DN) の 0.53 mgL^{-1} の2倍であった (Fig. 2 upper)。両形態ともに5月から6月にかけて低下し、その後上昇して7月にピークとなった。9月から10月にかけてのピークはDNの濃度を反映したものである。全Nの平均値は 1.55 mgL^{-1} であり、測定値のほとんどが農業用水水質基準の 1 mgL^{-1} を超えていた。7月5日に 3.15 mgL^{-1} と著しく高い値が得られた。

1992年の表層と下層の形態別 N 濃度の季節変化を Fig. 2 middle と Fig. 2 lower に示した。中層は表層と類似した傾向を示したので省略した。表層で全Nに占める割合はPNがDNよりも高かった (Fig. 2 middle)。DNの大部分はDONであり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ は主として夏季に検出された。前年と同様に5月から6月にかけてNの濃度が低下し、その後上昇して7月にピークとなった。全Nの平均値は 1.90 mgL^{-1} であり、前年よりも高い濃度で推移した。また全Nのピークが数回みられたが、概して夏季に高かった。

下層のおおよその傾向は表層と類似していたが、8月初旬に $\text{NO}_3\text{-N}$ が 0.99 mgL^{-1} と高い値を示した (Fig. 2 lower)。

3.5 形態別 P 濃度

1991年ではDPの平均値が 0.057 mgL^{-1} 、PPは 0.035 mgL^{-1} であった (Fig. 3 upper)。しかし7～8月には逆にPPの方が高かった。全Pの平均値は 0.092 mgL^{-1} であった。1992年については3つの層の傾向が類似していたので表層のみを示した (Fig. 3 lower)。この年のDPの平均値は 0.046 mgL^{-1} 、PPは 0.082 mgL^{-1} であり、前年と違ってPPの濃度が高かった。特に夏季以降にPPの占める割合が高いのが目立った。全Pの平均値は 0.128 mgL^{-1} であり、前年を大

Fig. 2 Change in nitrogen concentration of lake water

きく上まわった。両年とも全Pの推移は全Nの推移と類似していた。

3.6 プランクトンの消長

両年とも7月と10月にプランクトン数のピークがみられ、このとき水の華が形成された (Fig. 4)。どちらもラン藻 (Cyanophyceae) によるものであるが、7月の優占種が窒素固定能を有するアナベナ (主に *Anabaena solitaria*) であったのに対して10月はミクロキスティス (主に *Microcystis wesenbergii*) であった。アナベナは8月上旬に完全に消失した。ラン藻による水の華が形成された時季には他のプランクトンは著しく減少した。春季と冬季にはケイ藻 (*Cyclotella* sp. と *Melosira* sp.) とリョウ藻 (*Scenedesmus* sp.) が優占種となっていた。ラン藻数は1992年の方がはるかに多く、NとPの濃度の上昇が影響を及ぼしている可能性がある。

Fig. 3 Change in phosphorus concentration of lake water

Fig. 4 Change in plankton number of lake water

3.7 CFU

1991年には6～7月と10～11月にピークがみられた (Fig. 5)。1992年のCFUは1991年を上まわった。やはり夏季と秋季にピークが認められた。7月27日に下層で大きな値が検出された。両年ともCFUのピークが現れた時季はプランクトン数のピークの時季と近かった。

Fig. 5 Change in number of colony forming units (CFU) of lake water (○: 1991 Surface, ●: 1992 Surface, ▲: 1992 Middle, ■: 1992 Bottom)

4. 考 察

湖山池の池水的全Nと全Pの調査期間の平均値は富栄養化湖の基準である全N 0.5 mg L⁻¹以上, 全P 0.01 mg L⁻¹以上⁴⁾を満足していることがわかった。同じ汽水湖である島根県の宍道湖と比較すると, 全N濃度で約3倍, 全P濃度で約2倍⁵⁾と, 富栄養化がより進んでいることがわかる。アナベナの増殖には25℃以上の水温, 高濃度のP (15～25 μg L⁻¹), 低濃度のNの条件 (NO₃-N : 全P < 5) が必要とされる^{6), 7)}。5～6月にはNO₃-Nはまったく検出されず, DPも低下はしたがアナベナ増殖には十分な条件であった。全N濃度が高くなった時期はN固定能を有するアナベナが増殖した後であり, アナベナがNを固定したために水中の全N濃度が高くなったと考えられる。全N濃度上昇の大部分がPNによるものであり, アナベナ自身であったことがうかがえる。NO₃-Nはアナベナのピークが去った夏季にピークとなった。7月中旬～8月上旬にアナベナからミクロキスティスへの優占種の交替がみられたが, これはアナベナの分解によって溶存態および無機態N濃度が上昇したことも原因のひとつと考えられる。夏季は水温, N・P濃度ともにミクロキスティスの増殖に好適な条件が整っていると考えられたが, 1992年に大増殖したのは10月で, そのときの水温は16.2℃であった。水温が21℃以下では水の華は発生しないとされている^{3), 8)}, 湖山池にはあてはまらないようである。

CODのピークはラン藻増殖時と一致していた。通常

有機物による汚濁によって COD が高まり、その際 DO が低下するとされているが、湖山池での高 COD はプランクトン自身によるものであり、その光合成によって DO が高くなったのであろう。

ラン藻が大増殖すると他のプランクトンが消失する原因としてはミクロキスティスについて次のようなことが知られている⁹⁾。ミクロキスティスは細胞内にガス胞を持ち、細胞の比重を変化させることによって水中を垂直移動できるので表面の光と下層の無機養分を有効に利用でき、また表層を占拠することによって他のプランクトンの光合成を阻害する。ラン藻は栄養塩類を細胞内に余分に蓄積できるので環境中に養分が欠乏しても細胞分裂できる、強光阻害が他のプランクトンよりも起こりにくい。さらに他のプランクトンに対する毒生物質を分泌することによってミジンコなどの動物プランクトンに捕食されないことも知られている^{10)~12)}。

バクテリアは生理活性物質を供給してプランクトンの増殖を促進する、あるいは逆に抗藻物質を出して生育を阻害するといった相互作用が報告されている¹³⁾。本研究においても CFU のピークの時季がプランクトン数のピークの時季に近かったことから相互関係が示唆された。ラン藻類死滅の原因としては異常増殖の結果、光合成の基質である CO₂ の枯渇等も考える必要がある。また、1992 年の CFU (特に下層) のピーク時に下層の NH₄-N と NO₃-N 濃度の上昇がみられたことはバクテリアによる有機物のアンモニア化および硝酸化の促進を示唆しているが、今後、有機物、バクテリアとともに池に多量に蓄積している底質との関わり¹³⁾を明確にする必要がある。

5. ま と め

鳥取市郊外に位置する富栄養化湖である湖山池における池水の理化学的特性と生物学的特性の現状と相互関係を 1991 年と 1992 年に調査した。

兩年とも夏季と秋季にラン藻による水の華(アオコ)が発生した。夏季の優占種は N 固定能を持つアナベナ(主に *Anabaena solitaria*) であり、5~6 月の池水の N、特に DN の低下が増殖に寄与したと考えられた。アナベナの大増殖とともに池水の PN が上昇し、アナベナの消失とともに DON が上昇した。アナベナの消失の後、同じラン藻類であるミクロキスティス(主に *Microcystis wesenbergii*) が優占種となった。ミクロキスティスは秋季に大増殖し、水の華を形成した。N、P 濃度とアナベナの増殖との関係が示唆されたが、ミクロキスティスの増殖を説明することはできなかった。しかし P 濃度自体はラン藻の増殖に必要な条件を常

に満たしていた。夏季、秋季ともにラン藻が増殖すると他のプランクトン類が著しく減少することがわかった。

水温は春季から次第に上昇して 8 月にピークとなり、その後低下した。アナベナ増殖の引金と考えられたが、ミクロキスティス増殖との直接の関係は見い出せなかった。

プランクトン数と CFU のピークの時季が近く、藻類とバクテリアの相互関係が示唆された。

(原稿受付 1995 年 2 月 16 日)

(原稿受理 1995 年 8 月 19 日)

引 用 文 献

- 1) 長井武雄, 福田啓子, 山本太平, 藤山英保, 佐々木寿(1989) 新規灌漑水源の富栄養化と水質障害対策, 藻類の発生に関与する二, 三の要因, 鳥大農研報, 42, 7-15.
- 2) 高安克己, 瀬戸浩二, 赤木三郎, 西田良平, 田中善蔵, 村田祐司, 作野裕司(1994) 鳥取県湖山池の湖底地形と底質(概報), 汽水域研究, 1, 27-35.
- 3) Yoshikura, T., Oda, T. and Iida, S. (1981) Enumeration of heterotrophic bacteria in river waters by using a low nutrient medium, *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, 47, 183-189.
- 4) 坂本充 (1973) 淡水域の富栄養化, 水圏の富栄養化と水産増殖(日本水産学会編), pp.9-28, 恒星社厚生閣, 東京.
- 5) 伊達善夫, 橋谷博, 清家泰, 近藤邦男, 奥村稔, 藤永薫(1989) 12年間の定期調査からみた中海・宍道湖の水質-季節変化, 経年変化, 平年値-, 山陰地域研究, 5, 89-102.
- 6) McQueen, D.J. and Lean, D.R.S. (1987) Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44, 598-604.
- 7) Tezuka, Y. and Nakano, S. (1993) Induction of *Anabaena* bloom by nutrient enrichment to the lake water collected from the south basin of Lake Biwa, *Jpn. J. Limnol.*, 54, 85-90.
- 8) Ohkubo, N., Yagi, O. and Okada, M. (1993) Studies on the Succession of blue-green algae, *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* and *Phormidium* in Lake Kasumigaura, *Environmental Technology*, 14, 433-442.
- 9) 岡田光正 (1983) *Microcystis* (藍藻類) による水の華の発生機構とその制御, 微生物の生態11(微生物生態学会編), pp. 129-149, 学会出版センター, 東京.
- 10) 安野正之, 花里孝幸 (1987) 淡水プランクトンをめぐる生物間相互関係, 淡水赤潮(門田元編), pp. 79-88, 恒星社厚生閣, 東京.
- 11) Berg, K., Skulberg, O.M. and Skulberg, R. (1987) Effects of decaying toxic blue-green algae on water quality—a laboratory study, *Archiv. fuer Hydrobiologie*, 108, 549-563.
- 12) Kenefick, S.L., Hrudey, S.E., Peterson, H.G. and Prepas, E.E. (1993) Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment, *Wat. Sci. Tech.*, 27, 433-440.
- 13) 深見公雄, 門田元 (1987) 植物プランクトンと微生物との関係, 淡水赤潮(門田元編), pp. 88-98, 恒星社厚生閣, 東京.