

湖山池のアオコ増殖における銅イオンとキレート物質の関係について

【水質調査第一科】

南 條 吉 之 ・ 道 上 隆 文
細 井 由 彦* ・ 川 口 浩 史**

Relationship between copper ions and chelating substance on algal growth in Lake Koyamaike

Yoshiyuki NANJO, Takafumi MICHIEU
Yoshihiko HOSOI*, Hiroshi KAWAGUCHI**

Abstract

A limiting substance on algal growth in Lake Koyamaike and influent rivers was studied. A chelating substance was found to be a limiting substance except during the summer period. The effect of the chelating substance on inhibition of algal growth by copper ions was examined. Detergents and domestic discharge were examined as the source of the chelating substance. The water bloom growth in Lake Koyamaike was shown to have a close relationship with treatment percentage in the discharge area. Both the treatment of domestic waste water and the usage percentage of paddy fields, which were demonstrated to be another source of chelating substance in the form of fertilizer outlet, affected water bloom growth.

KEYWORDS : Lake Koyamaike, Chelating substance, Copper, *Microcystis aeruginosa*.

1 緒 言

全国各地の富栄養化した湖沼では、アオコの異常増殖により景観の悪化、カビ臭問題^{1) 2)}、有害藍藻問題³⁾など環境質の低下をきたしている。全国の湖沼の環境基準達成率⁴⁾は、1979年度には41.8%であったが、1998年度では40.9%であり、河川(65.0→81.0%)に比べ殆ど改善されていないのが現状である。鳥取県の東部にある湖山池においても同様であり、湖沼類型Aに指定されているが、CODの年平均値は $5 \sim 6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間を推移しており、時には $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ にも達することもある。湖山池の内部生産は1987年度から1996年度

の10年間で試算⁵⁾するとCODで約48%となる。この内部生産の主な原因は、植物プランクトンの異常増殖によってもたらされているものと考えられる。したがって、この異常増殖を抑制することによりCODの年平均値は改善されるものと考えられる。

湖山池では、毎年*Microcystis*属を優占種とするアオコが形成される⁶⁾。そこで、この*Microcystis*の1種で、湖山池より単藻分離⁷⁾した*Microcystis aeruginosa*を用いて湖水の制限物質を藻類増殖試験⁸⁾により推定すると共に、*Microcystis*に対して毒性の強いと言われている銅とその毒性をマスキングと言われているキレート物質^{9) 14)}との関

* 鳥取大学工学部社会開発システム工学科 Department of Social Systems Engineering, Tottori University

** 鳥取大学大学院社会開発システム工学専攻 Graduate School of Social Systems Engineering, Tottori University

係を室内実験及び現地観測により検討した。

2 実験方法

2.1 湖山池の概要

湖山池は鳥取県東部にあり、千代川によって運ばれてきた砂により堰き止められた海跡湖である。概要を図1、諸元を表1に示した。主な流入河川は長柄川、福井川、三山口川、枝川の4河川である。1971年9月に湖沼類型Aに指定し、1991年に湖山池水質管理計画¹⁵⁾を策定した。さらに全窒素、全リンに係る環境基準を類型Ⅲに指定して各種浄化事業を展開している。湖沼を取り巻く状況を見ると、流出河川である湖山川に水門が設置され、塩素イオン濃度は淡水湖としてコントロールされ農業用水に利用されている。そのため毎年アオコの発生を見る富栄養化した湖沼となった。

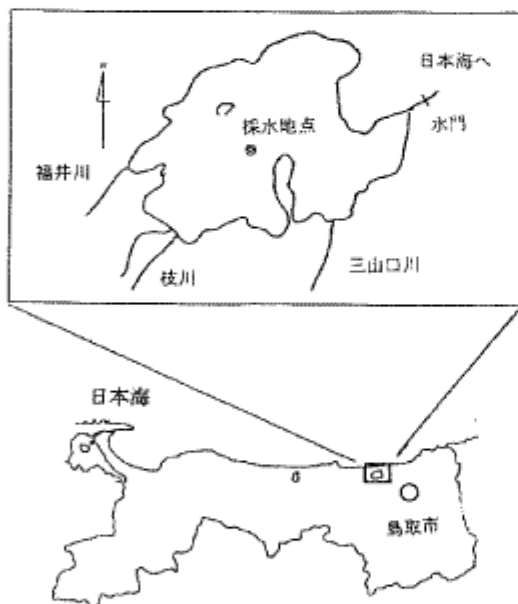


図1 湖山池の概要

表1 湖山池の諸元

湖面積 (km ²)	6.81
湖容積 (m ³)	1.92×10 ⁷
平均水深 (m)	2.8
最大水深 (m)	6.5
T-N (mg·l ⁻¹)*	0.91
T-P (mg·l ⁻¹)*	0.07
滞留日数 (日)	99
流域面積 (km ²)	38.9

*1987～1996の平均値

2.2 湖水の採取及び調整

毎月上旬に湖心上層水を、中旬に河川水（河口より200～400m上流）を採取し、持ち帰り後Whatman GFFで濾過して藻類増殖試験に使用した。銅及びEDTA添加増殖実験においては、M-11培地¹⁶⁾よりキレート物質（EDTA,クエン酸鉄）を除き、FeCl₃を加えた改変M-11培地を使用した。また、処理場流入、放流水は採水して持ち帰り後Whatman GFFで濾過し、濾過湖心上層水を用いて段階的に希釈して使用した。

2.3 供試藻類

湖山池湖心底泥よりキャピラリーピペット法⁷⁾により分離し単藻化した*M.aeruginosa*を使用した。植継ぎにはM-11培地を使用し、前培養後実験に供した。

2.4 添加物質

藻類増殖試験において、窒素(N)はNaNO₃ 1.0 mg·N·l⁻¹、リン(P)はK₂HPO₄ 0.1mg·P·l⁻¹、EDTA(E)はNa₂EDTA·2H₂O 1mg·l⁻¹、鉄(Fe)はFeCl₃·6H₂O 0.2mg·Fe·l⁻¹をそれぞれの濃度となるように試水に添加した。その他の栄養塩は、湖水、流入河川水において制限とならなかったため添加しなかった。銅添加実験では、改変M-11培地にCuSO₄を0～1000 μg·Cu·l⁻¹の範囲で段階的に加え、EDTA添加実験ではEDTAを0.2～8mg·l⁻¹の範囲で段階的に加えて増殖を検討した。

2.5 培養方法

2.2～2.4で調整した試水150mlを300mlの三角フラスコにとり、これに*M.aeruginosa*を接種し、藻類培養試験器により水温30℃、照度2,000Lx、50 rpmで振とう培養した。増殖開始後5日目、7日目及び10日目にTOC (Total Organic Carbon) を測定し、増殖開始時のTOCとの差を藻類増殖量とした。それらの最大値を藻類最大増殖量とした（以下増殖量と呼ぶこととする。）。また、試水にN, P, EDTA, Feの様々な組み合わせのものを添加して培養し、増殖量より制限物質を求めた。無添加と比較し、添加により増殖促進の認められた物質を藻類増殖の第一制限物質とし、さらに他の物質の添加により増殖が促進したものを第二制限

物質とした。有意差は $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上とした。

2.6 測定方法及び水質分析法

藻類量の測定にはTOC（島津製作所製TOC 5000）を用いた。洗剤を用いた増殖実験では、洗剤がTOC値に影響を及ぼすのでChl-aにより測定をした。また、COD、T-N、T-P、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、CuはJISK0102により測定した。

3 結果と考察

3.1 銅による増殖阻害

EDTAは藻類の増殖に阻害を与える重金属、特に銅のマスキング剤として作用すると言われている¹¹⁻¹⁴⁾。そこでアオコ (*M. aeruginosa*) の増殖と銅の関係を改変M-11培地を用いた藻類増殖試験により確認をした。その結果を図2に示した。銅無添加の培養液では、 $\text{TOC } 27.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の増殖量を得たが、 $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加では $18.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ では $4.56 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、 $3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上ではほとんど増殖しなかった。無添加培養液の増殖量を100とすると、 $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加では69%、 $2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加で17%となり、 $1 \sim 2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ の間で顕著な増殖阻害が認められた。

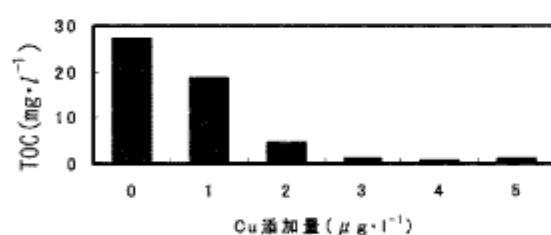


図2 Cu添加実験

3.2 銅毒性のEDTAによるマスキング効果

改変M-11培地にEDTAを $0.2 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間で段階的に添加し、その増殖量を図3に示した。 $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下では非常に良く増殖しているが、 $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で約1/5に減少し、 $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加培養液では殆ど増殖しなかった。EDTAも過剰添加で増殖阻害の現れることが確認された。

図4に銅をあらかじめ $5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 及び $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加し、EDTAを $0.2 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 段階的に添加し、それぞれの増殖量を示した。銅 $5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加培養液では 図3の銅無添加培養液の増殖と変化はな

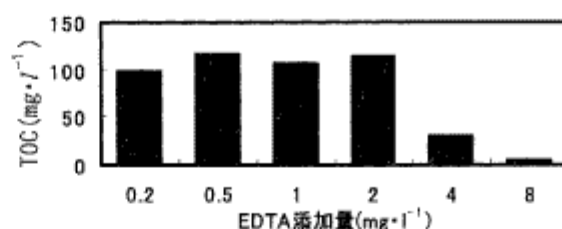


図3 EDTA添加増殖実験結果

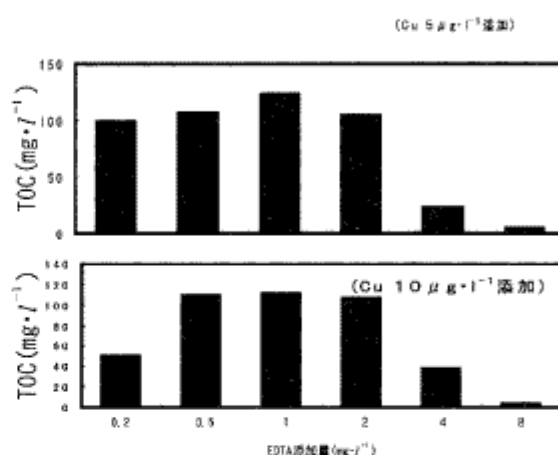


図4 Cu-EDTA添加実験

かった。銅 $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加培養ではEDTA $0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 添加培養液で増殖阻害が出現した。このことは、マスキングされない銅が残っていて増殖阻害が現れたものと考えられる。 $5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ にEDTA $0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で阻害がでなかったが、 $10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ で阻害がでたことより、EDTA $0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ がマスクできる銅濃度は $5 \sim 10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度であると考えられる。

3.3 銅の供給源

表2に湖心と流入河川水中に含まれる銅濃度を示した。湖心では $0.7 \sim 1.3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ の間を推移し、平均 $1.0 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。霞ヶ浦では $0.4 \sim 1.2^{17)} \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、ほぼ同程度であった。流入河川水は、 $0 \sim 2.3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。 $2.3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ と高い値を示した枝川は温泉街を流下している河川であり、東岸水路も人口密集地区を流下している。そこで最も人口の密集している湖山市街地を流下している湖山排水路（この河川は主に家庭雑排水を集水し流下している）の銅含有量経時変化を表3に示した。経時的に特徴ある推移は見られなかったが $2.7 \sim 6.4 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ の間を推移し、平均 $3.9 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ と高い値であった。以上のことから、河川を

表2 湖山池湖心上層水及び流入河川水の銅濃度
(湖心上層水) (流入河川)

採取年月日	Cu($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	採取場所	Cu($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)
1998年11月	1.2	枝川	2.3
12月	0.7	三山口川	0
1999年1月	1.0	北岸水路	0.5
8月	0.8	福井川	0
9月	1.1	長柄川	0.9
10月	0.7	東岸水路	2.3
11月	1.3	平均	1.0
12月	1.2		

通して湖水に供給される銅は人間活動と密接な関係があるものと示唆された。図5に銅濃度とCODの関係を示した。これは吉岡温泉を流下する河川(枝川)と、湖山市街地を家庭雑排水を集水して流下する湖山排水路で求めた結果である。このCODは家庭雑排水由来と考えられ、銅の排出源の1つとして家庭雑排水が疑われる。

図6に吉岡温泉を流下する河川(枝川)の銅濃度と藻類増殖量を見た。銅濃度が $1.1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ まではNとPを添加しただけでも増殖が認められた。しかし、それをこえる場合にはEDTAを添加しないと増殖しなかった。これは3-1で述べた銅濃度 $1\sim 2\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で増殖阻害が著しくなることが現地においても確認されたことを示している。

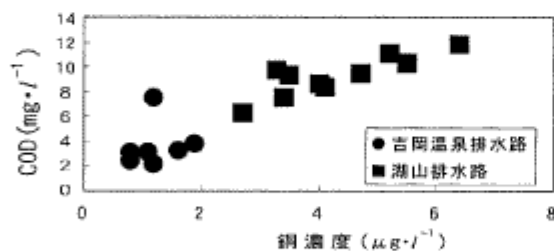


図5 銅濃度とCODとの関係

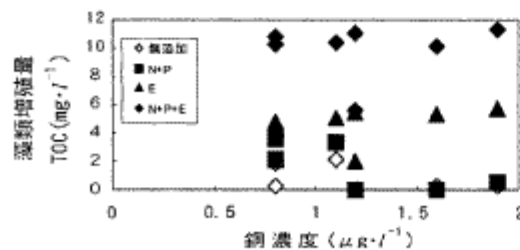


図6 吉岡温泉は井水路の銅濃度と藻類増殖量

表3 湖山排水路の銅濃度の経時変化

採取日時	Cu($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	採取場所	Cu($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)
1月14日18時	5.2	15日8時	3.5
20時	2.7	10時	6.4
22時	5.5	12時	3.3
24時	4.1	14時	4.0
15日6時	3.4	16時	4.7
		平均	3.9

3.4 EDTAの供給源

3.4.1 流入河川水

湖山池流入河川水の藻類増殖試験を1997年4月～1998年1月の10ヶ月間実施した。その結果を表4に示した。基本的には各河川共にEDTAが第一制限物質であるが6月の各河川と4月、5月の福井川、10月の枝川はEDTA制限とはならずNP制限となった。このようになった理由として6月は田植え時期であり水田に使用される肥料が、また、枝川は温泉街を流下する河川であることから、家庭雑排水が原因として考えられ、それぞれにEDTAと同様の働きをする物質(EDTA様物質)が含まれていることが示唆された。

肥料については、田植え時期に流域で使用される肥料の影響を考えてみた。鳥取県東部で使用される化学肥料の藻類増殖への影響試験を長柄川の水を使用して実施した。その結果、水田で基肥化成肥料として使用される肥料中にEDTA様物質が含まれており、藻類の増殖に寄与していることが明らかとなった。これが田植え直前の落水時に河川を通して湖水に供給されるものと考えられた¹⁸⁾。そこで本研究では、もう一方の供給源と考えられる家庭雑排水についての検討をすることとする。

表4 河川水の第一制限物質

	枝川	長柄川	福井川	三山口川
4	ENP	ENP	NP	ENP
5	ENP	ENP	NP	ENP
6	NP	NP	NP	NP
7	—	ENP	ENP	E
8	E	E	E	E
9	E	E	E	E
10	NP	E	E	E
11	E	E	E	E
12	E	E	E	E
1998.1	E	E	E	E

E:EDTA N:nitrogen P:phosphorus

3.4.2 洗 剤

家庭雑排水中に含まれるEDTA様物質の発生源の1つとして家庭用洗剤に着目し、濾過した湖心上層水（EDTA制限）を用いて藻類増殖試験を行った。市販の洗剤を基に $0.01\sim 1,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で検討した。また、各試水にN, P制限とならないようにあらかじめN, Pをそれぞれ $1.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加し実施した。増殖量の測定はChl-aを行った。 $5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上の値をもって増殖したと考えた。その結果を表5と図7に示した。実験に供したすべての浴槽用洗剤で増殖が認められた。洗濯用洗剤としては5洗剤供試したがその中で2洗剤で増殖が見られた。表5中に示した代表的な洗剤a～dの増殖試験結果を図7に示した。a洗剤は浴槽用洗剤であり、 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で良く増殖し $92\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の増殖量であった。 $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となるにつれ増殖量は減るものの $0.01\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ においても増殖が見られた。b洗剤は台所用洗剤であるが

どの濃度においても顕著な増殖は見られなかった。c洗剤は洗濯用洗剤であり、 $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で約 $83\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.01\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ においても $18\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の増殖が見られた。d洗剤は洗髪用洗剤であり増殖は見られなかった。

a洗剤、c洗剤共に $0.01\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で増殖することから湖山池の容積 $1.92\times 10^7\text{m}^3$ を基に試算するとa、c洗剤の湖山池に対する $0.01\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ は約 0.192t となった。日本の人口を1億2千万人、湖山池流域人口9,021人⁹⁾、1998年の住宅・家具用洗剤の販売量92,958tを用いて1日当たりの流域内使用量を試算すると、 0.019t/日 となる。これは 0.192t の約 $1/10$ に相当するが、洗剤に含まれるEDTA様物質は、湖水中で直ちに分解されるとは考えられない。したがって、相当量の銅がこの洗剤に含まれるEDTA様物質によってマスキングされるものと考察される。

表5 各種家庭用洗剤を用いた藻類増殖試験結果

洗 剤	用 途	形 態	増殖の有無
a	浴 槽 用	液 状	○
b	食 器 用	液 状	×
c	洗 濯 用	液 状	○
d	洗 髪 用	液 状	×
e	浴 槽 用	液 状	○
f	浴 槽 用	液 状	○
g	洗 濯 用	粉 末	○
h	洗 濯 用	粉 末	×
i	洗 濯 用	液 状	×
k	食 器 用	液 状	×
l	食 器 用	液 状	×
m	食 器 用	液 状	×
n	食 器 用	液 状	×
o	洗 髪 用	液 状	×
p	ガ ラ ス 用	液 状	×
q	洗 車 用	液 状	×
r	実 験 室 用	液 状	○
s	実 験 室 用	液 状	○

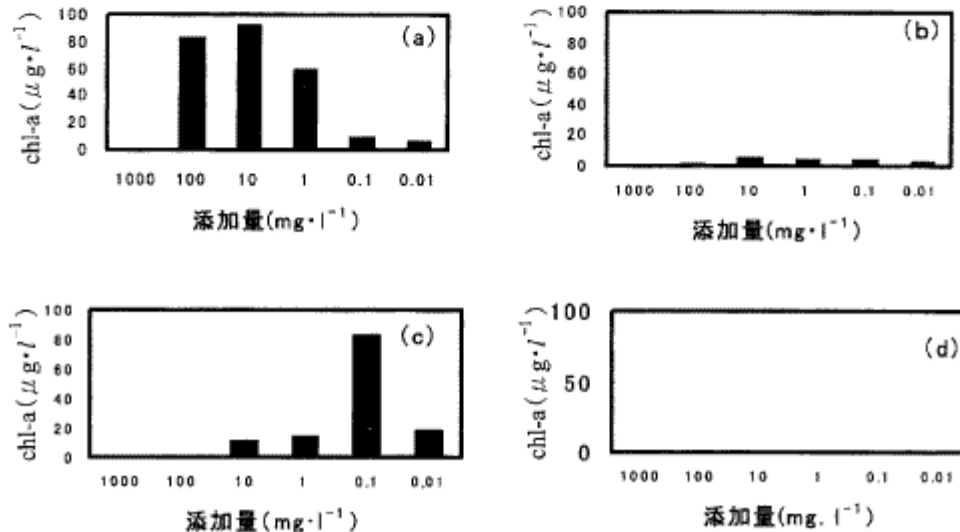


図7 各種家庭用洗剤を用いた藻類増殖試験結果

3. 4. 3 家庭雑排水

家庭雑排水は、そのまま河川を通して湖山池に流れ込むものと、現在整備が進められている汚水処理施設を通して放流されるものがある。湖山池流域には1カ所の下水処理場と4カ所の農村集落排水処理施設があるが、その中の代表的な処理施設、A下水処理場とB農村集落排水処理施設を選定し、それぞれの流入水と放流水の藻類増殖試

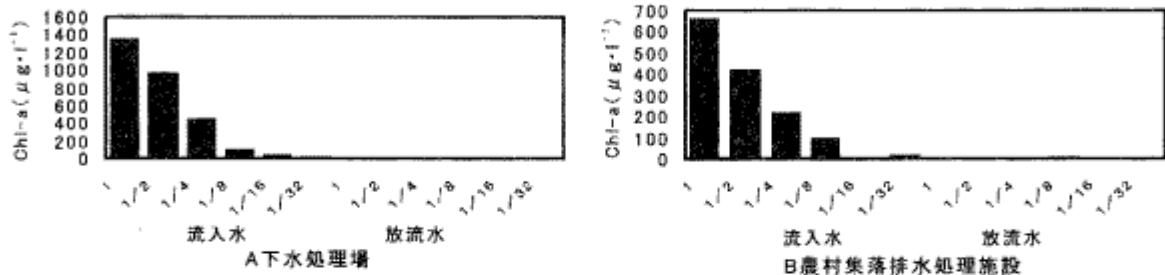


図8 処理場流入水と放流水の藻類増殖試験結果

その結果、A下水処理場無希釈流入水での増殖量はChl-a $1350 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、B農村集落排水処理施設 $660 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、希釈率が増すごとに暫減した。放流水では無希釈水、希釈水いずれも増殖は見られなかった。このことは、家庭雑排水中にEDTA様物質が含まれているものの、処理場において、それらが分解したものと考えられる。下水処理場または農村集落排水処理施設を通らない排水中にはEDTA様物質が含まれていて河川を通して湖水に供給されているものと推察される。

3. 5 EDTA様物質質量とDOCとの関係

湖水にN, P, EDTAを添加して増殖することを確認後、N, P添加培養液での増殖量をEDTA様物質質量 (TOC: $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) とし、DOCとの関係を図9に示した。EDTA様物質質量とDOCは相関関係にある。EDTA様物質はキレート能のあるDOC (溶解

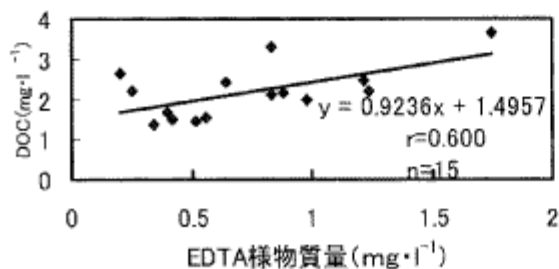


図9 EDTA様物質質量とDOCとの関係

験を行った。放流水は放流減菌前の水を取採し、N, P, EDTA添加で増殖する事を確認後、試験を開始した。また、この実験はEDTA様物質の銅に対するマスキング効果を目的としたものである。N, P制限とならないようにそれぞれ $1.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加して行った。濾過水を1とし、濾過した湖心上層水を用いて1/32まで希釈をした結果を図8に示した。

性の有機物) と考えることができ、3-4で述べたように処理場において分解可能な有機物質であると考えられる。

3. 6 家庭雑排水と水田の影響

EDTA様物質の排出源として肥料と家庭雑排水の影響が大きいことを述べてきたが、ここでは湖山池の状況をマクロに検討する。図10に1989~1998年の10年間の湖山池のアオコの発生状況 (Chl-aの年平均値で表した) と水田の減反率 (1989年の水田面積を100として、各年の休耕田面積と農地以外に転用された面積の和を減反率とした。) 及び汚水処理場の接続人口との関係を示した。湖山池流域での基肥化成肥料の使用量及び水田作付け面積は、正確に把握されていない。そこで鳥取市全域を対象とした減反率 (基肥化成肥料

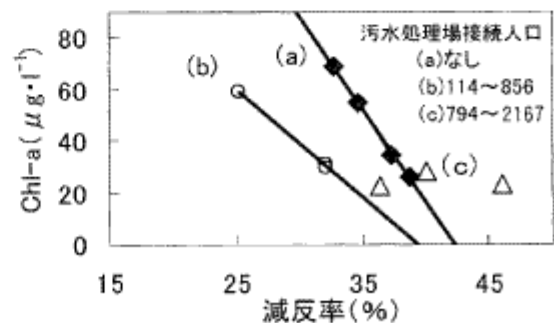


図10 湖山池のアオコと減反率及び処理人口との関係

の使用量と関係があると考えられる) を用いて考察した。家庭雑排水の影響を示すものとして汚水処理人口をとりあげている。(a)：汚水処理場接続人口なし、(b)：一部供用開始(接続人口114~856人)、(c)：順次拡大(接続人口974~2167人)に分けて考察した。その結果、(a)は1989~1992年度の4年間で試料数は少ないが $Y = -7.207x + 303.15$ の回帰式が得られた。湖山池でのアオコの発生しない年の平均Chl-aは約 $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ であるので、この値を達成するための減反率を求めたところ、約39%の減反が必要となる。(b)は一部供用開始の時期である。1993~1995年度の3年間であるが、回帰式は $Y = -4.201x + 164.84$ となった。これは汚水処理場が供用開始となり、直接流入する洗剤等の減少により、湖水中のEDTA様物質の通常レベルが低下しアオコ発生開始濃度との差が拡大したものと考えられる。(a)と同様Chl-a約 $20 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を達成するには約34%の減反が必要となる。処理場が設置されていない期間(a)に比べ減反率5%の減少となった。(c)の1996年度以降は強いアオコの形成は見られなかった。これは汚水処理人口の増加と減反率の向上によりEDTA様物質の発生が減少したためと考えられる。1999年度の減反率は46%で、処理場接続人口も順次拡大の傾向にある。このまま推移すれば(異常気象年を除く)強いアオコの形成は見られないものと推察される。

4 結 言

- ① 湖山池湖水のアオコ (*Microcystis aeruginosa*) に対する第一制限物質は3年間の藻類増殖試験の結果、夏期の4ヶ月を除きEDTAであった。
- ② EDTAの藻類増殖効果として、重金属特に銅のマスク効果と言われている。そこで銅のアオコに対する増殖阻害効果を確認するため、改変M-11培地を用いて銅添加増殖試験を行った。 $1 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で約31%の増殖抑制効果、 $2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で83%の抑制効果があり、銅のアオコ増殖抑制効果が確認された。
- ③ EDTAそのものの藻類増殖に与える影響を調

査する目的で、改変M-11培地を用いてEDTA添加量を段階的に増やしていく実験を行った。その結果、EDTA $2 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加までは変化なく増殖したが、 $4 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上で増殖阻害が確認された。EDTAも過剰添加により増殖阻害の起こることがわかった。

- ④ 銅とEDTAの同時添加で、それらの関係を見たところ、EDTA $0.2 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ がマスクできる銅濃度は $5 \sim 10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度である。
 - ⑤ 人口集中地区を流下する河川ほど銅濃度は高い傾向にあった。
 - ⑥ 家庭雑排水中にEDTA様物質が含まれていることが考えられた。そこで、湖山池流域に設置されている汚水処理施設の流入水と放流水を用いた藻類増殖試験を行った。その結果、流入水では非常に良く増殖したが、放流水では全く増殖しなかった。このことは、家庭雑排水中にEDTA様物質が含まれていることを示している。また、処理場でそのEDTA様物質が分解されキレート能を失ったものと考えられた。
 - ⑦ 家庭雑排水中のEDTA様物質の原因物質として、家庭用洗剤に着目して藻類増殖試験を実施したところ、浴槽用洗剤と洗濯用洗剤の中にEDTA様物質が含まれていることが示唆された。
 - ⑧ 水田の減反率と汚水処理場接続人口から湖水中のアオコ発生状況を推測すると、減反率を現状に保ち、汚水処理施設の接続人口を増やすことにより、平年であれば(異常気象年を除く)、アオコの形成は見られないものと考察された。
- 以上要約すると、湖山池のアオコ (*Microcystis*) の増殖を抑制する物質は銅が関与している。この抑制を取り除くのがマスク効果のあるEDTA様物質である。銅は自然界に十分存在するがEDTA様物質は有機物であり²⁰⁾²¹⁾ 微生物分解を受けやすい。したがって、これらの対策としては、家庭雑排水中に含まれるEDTA様物質(洗剤等に含まれる)は汚水処理施設により、また基肥化成肥料中に含まれているEDTA様物質は高い減反率を維持するか十分な水田管理等を行うことにより、強いアオコの発生は抑制可能と考察される。

参考文献

- 1) 八木正一 (1989) 植物プランクトンによる異臭の実態, 用水と廃水, 31, 859-867.
- 2) 佐藤敦久, 真柄泰基 (1996) 上水道における藻類障害, pp.12-13, 社団法人日本水道協会凝集阻害, 藻類除去研究会, 技報堂出版, 東京.
- 3) 渡辺真利代, 原田健一, 藤木博太 (1994) アオコその出現と毒素, 東京大学出版会, pp.55-68, 東京.
- 4) 環境庁水質保全局 (1999) 平成10年公共用水域水質測定結果, pp.2-5.
- 5) 福島武彦, 天野耕二, 村岡浩爾 (1986) 湖沼水質簡易な予測モデル, 水質汚濁研究, 9, 775-785.
- 6) 安田満夫, 南條吉之, 田中賢之介, 箕一郎, 坂田裕子 (1989) 湖山池の植物プランクトンと栄養塩類の関係, 鳥取県衛生研究所報 29, 55-62.
- 7) 矢木修身, 須藤隆一 (1981) *Microcystis*の純粋分離, 国立公害研究所報告, 25, 7-15.
- 8) 須藤隆一, 田井慎吾, 矢木修身, 岡田 光正, 細見正明, 山根敦子 (1981) 藻類培養試験法によるAGPの測定, 国立公害研究所報告, 26, 3-14.
- 9) Tomioka, N., Inaba, K. and Yagi, O. (1988) The toxicity of copper to microcystis and its reduction by complexing agents, Environ. Sci., 1(2), 127-134.
- 10) Moffett, W.J. (1996) Production of strong, extracellular Cu chelators by marine cyanobacteria in response to Cu stress, Limnol Oceanogr. 41(3), 388-395.
- 11) Shanmukhappa, H. and Neelakantan, K. (1990) Influence of humic acid on toxicity of copper, cadmium and lead to unicellular alga, *synechocystis aquatilis*, Bull. Environ. Contam. Toxicol, 44, 840 - 843.
- 12) Jackson, A.G. and Morgan, J.J. (1978) Trace metal-chelator interaction and phytoplankton growth in seawater media: Theoretical analysis and comparison with reported observation, Limnology and Oceanography, 23, 268-282.
- 13) Laegreid, M., Alsted, J., Klaveness, D. and Seip, M.H. (1983) Seasonal variation of cadmium toxicity toward the alga *Selenastrum capricornatum* Printz in two lakes with different humus content, Environ. Sci. Technol., 17, 357-361.
- 14) Pollinger, V., Kaplan, B. and Berman, T. (1995) The impact of iron and chelators on Lake Kinneret phytoplankton, Journal of Plankton Research, 17, 1977-1992.
- 15) 鳥取県 (1991) 湖山池水質管理計画, 25-27.
- 16) 矢木修身 (1986) アオコの増殖及び分解に関する研究, 国立公害研究所報92, 9-10.
- 17) Inaba, K., Seike, T., Tomioka, N. and Yagi, O. (1997) Seasonal and longitudinal changes in copper and iron in surface water of shallow eutrophic lake Kasumigaura, Japan, Wat. Res., 31(2), 280-286.
- 18) 南條吉之, 細井由彦, 城戸由能, 矢木修身, 稲葉一穂 (2000) 湖山池における藻類増殖の制限物質について, 水環境学会誌, 23, 690 - 696.
- 19) 日本石鹼洗剤工業会 (1999) 環境年報, 24, 19-22.
- 20) 小林節子, 西村肇 (1988) 富栄養湖の金属錯化容量, 水質汚濁研究, 11, 647-653.
- 21) 南條吉之, 細井由彦, 矢木修身, 稲葉一穂 (1999) 藻類の増殖とDOC, 錯化容量との関係について, 第33回水環境学会年会講演集, 216