

藻類生長阻害試験と増殖ポテンシャル試験による 北潟湖流入河川水の評価

保月勇志・吉舎直輝・蔦原仁平・田中宏和

Algal Growth Inhibition and Growth Potential Tests in Inflow Rivers of Lake Kitagata.

Takeshi HOZUKI, Naoki KISA, Jinpei TSUTAHARA, Hirokazu TANAKA

1. はじめに

北潟湖は淡水と海水が混ざる汽水湖である。汽水湖は、河川の末端に位置する地理的条件から、流域の負荷が集積しやすい水域であり、流域の田畑、住居、事業場等の排水中に含まれる栄養塩や化学物質等が湖に流れ込む。このため有機汚濁が進行しやすく、また、湖に棲息する生物にとっては流域からの化学物質等の影響を直接受けやすい環境である。湖水中の藻類は、特に流入水の影響を受けやすい生物であるが、有機汚濁の主要因であるとともに、一次生産者として水圏生態系の基底をなす生物であるため、そのバイオマスや種構成は、湖沼の水質や水圏生態系を左右する極めて重要な生物である。これまでの湖沼の藻類を対象とした調査では、栄養塩としての全窒素や全リン、藻類優占種やクロロフィル組成等を測定してきた。加えて、約20年前からは、水生生物を対象とした水質調査を行ってきたが、環境基準は、亜鉛、ノニルフェノール、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸及びその塩（LAS）の3種、要監視項目についても2,4-ジクロロフェノール等の6種と限定されている。これらの情報から、水質が藻類へ与える影響を求めることは困難であった。このことから、著者らは、流入河川の潜在的な影響を総体として捉える試みとして、「微生物を用いた試験による湖沼環境の影響評価に関する研究」を開始した。この研究では室内実験系の生物応答試験を用い、湖内の藻類が流域負荷から受ける増殖作用や生長阻害作用を評価することで、藻類の環境中での挙動を明らかにすることを目的としている。

今回、北潟湖の主要な流入河川である観音川を対象に、年間を通した生物応答試験を実施し、併せて水質分析から藻類に影響する因子の推定を行ったので報告する。

2. 方法

2.1 試料

試料は、観音川の末端付近（図1）において、2022年4月7日、13日、21日、28日、5月6日、11日、24日、6月2日、17日、7月1日、13日、26日、8月10日、29日、9月9日、30日、10月14日、11月15日、12月1日、2023年1月17日、2月7日、3月29日に採水した。前処理として、試料を冷暗条件で実験室に持ち帰り、1 μ m ガラスフィルターおよび0.22 μ m メンブレンフィルター（PVDF）でろ過したものをステンレス缶に入れ、試験に供するまで-30℃で冷凍保存した。

2.2 藻類生長阻害試験

藻類生長阻害試験は、前報²⁾の試験方法を用いた。*Microcystis aeruginosa* (NIES-102)は、国立環境研究所微生物系統保存施設から分譲を受けた。



図1 採水地点

表1 藻類生長阻害試験条件

試験生物	藍藻 <i>Microcystis aeruginosa</i> (NIES-102)
培地	OECD 培地 ・ OECD 培地濃縮液 I、III、IV（富士フィルム和光純薬㈱社製） ・ OECD 培地濃縮液 II（用時調整後フィルターろ過滅菌、FeCl ₃ ・6H ₂ O 64 mg/L、Na ₂ EDTA・2H ₂ O 100 mg/L）
温度	25℃
初期濃度	100,000 cell/mL
照明条件	明期 10 時間、暗期 14 時間
照度	20 μ photons/m ² /s
振とう	50 rpm
培養容器	γ 滅菌済み PS 製 6 穴ウェルプレート（Corning 社製）
容量	5 mL

試験は、表1の条件で実施した。まず、冷凍ろ過試料を4℃で解凍し、0.22 μ m メンブレンフィルターを用いてろ過滅菌後、0%（コントロール）、20%、40%、80%となるように3併行でセルカルチャープレートに分注した。その

後、OECD 培地を一定濃度添加し、滅菌超純水を全量が 5 mL となるように加えた。蒸発を防ぐためプレートには透明の蓋をし、周囲を透明のテープで密封した。2～3 日毎に 0.2mL ずつサンプリングし、ベックマン・コールター社製 CytoFlex により細胞数を計数した。

2. 3 増殖ポテンシャル試験

増殖ポテンシャル試験は、AGP 試験³⁾を参考に、光合成活性を指標に用いる手法を構築した。藻類種は、北潟湖から緑藻 *Chlorella* sp. を単離・無菌化したものを使用した。試験は、まず前培養液として、維持培養株を OECD 培地にて 5 日間培養し、遠心分離 (800G、30 分間) 後に上清を除き、沈殿に生理食塩水を加え懸濁した後、再度遠心分離した沈殿に少量の生理食塩水に懸濁し調製した。次に滅菌三角フラスコ (PC 製、γ 滅菌、125mL) に、ろ過滅菌した河川水試料 50mL を入れ、前培養液を初期細胞濃度が 10,000 cell/mL となるように添加し、表 2 の条件で 2 併行、7 日間培養した。

光合成活性は Walz 社の Water-PAM II により表 3 の条件で測定した。光合成活性の指標には電子伝達速度の最大値 (rETR max) を用いた。従来の AGP 試験と比較するために、27 日間培養したクロロフィル量と、光合成活性指標 (Fv/Fm、ETR 等) の経日変化とを比較し、培養 7 日目の rETR max との間に相関が確認されたことから、これを増殖ポテンシャル指標とした。

表 2 増殖ポテンシャル試験の培養条件

試験生物	緑藻 <i>Chlorella</i> sp.
温度	25℃
照明条件	明期 10 時間、暗期 14 時間
照度	20 μ photons/m ² /s
振とう	50 rpm
培養容器	125mL 三角フラスコ
容量	50 mL

表 3 光合成活性の測定条件

測定機器	Water-PAM II (Waltz 社)
波長	Red light
暗条件	5 分
ETR-factor	0.84
PAR	0, 25, 45, 65, 90, 125, 190, 285, 420, 625, 820 μ mol photons m ⁻² s ⁻¹
Light Curve Width	20 seconds

2. 4 水質分析

pH、塩分、電気伝導率 (EC) および酸化還元電位 (ORP) は、Xylem 社製 YSI ProDSS により測定した。

溶存有機炭素 (DOC) は、日本産業規格 JIS K 0102 22.2 に基づき、燃焼酸化-赤外線式 TOC 自動測定法を用いた。装置は、(株) 島津製作所製 TOC-VCSH を使用した。

金属は、ほう素、アルミニウム、クロム、マンガン、鉄、コバルト、ニッケル、銅、亜鉛、砒素、セレン、モリブデン、銀、カドミウム、アンチモン、バリウム、チタン、鉛を、上水試験方法および JIS K 0120 を参考に、ICP 質量分析装置 (Agilent 社製 7800) により測定した。

溶存態窒素 (DN) および溶存態リン (DP) は、連続流れ分析法 (ビーエルテック社製 QuAAtro39) により測定し

た。

ふっ化物イオン、塩化物イオン、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、アンモニア態窒素、臭化物イオン、磷酸態リンおよび硫酸イオンは、イオンクロマトグラフィー (東ソー (株) 製 IC-8100) により測定した。

農薬は、水道水質基準等の水質管理目標設定項目の検査方法を参考に分析した。前処理は、試料 100mL を固相カラム (GL サイエンス社製 InertSep Slim-J PLS-2(265mg)、コンディショニング：アセトニトリル 5mL→超純水 10mL) に引圧通水し、5mL のアセトニトリルで溶出後、窒素吹付けで 0.5mL 以下に濃縮し、超純水で 1mL に定容したものを測定試料とした。測定は、(株) 島津製作所製 LCMS-8050 により行った。農薬混合標準液は、富士フィルム和光純薬 (株) 製 WQ1,2,3,4,6,9 を使用した。定量は、絶対検量線法で行い、添加回収試験 (n=7、0.01 μ g/L) の回収率が 50～130%、MQL (10σ) <0.01g/L を満たす 128 種を測定対象とした。定量限界は、0.01 μ g/L とした。定性は確認イオン比およびリテンションタイムにより行った。

2. 5 解析

毒性影響の評価指標には、NOEC (No Observed Effect Concentration ; 無影響濃度)、EC₅ (5%影響濃度) および TU (Toxic Unit) の 3 種を用いた。NOEC は、ダネット検定によりコントロールとの有意差 (p<0.05) がなかった濃度区の最大値とした。なお、20%濃度区においても影響が確認された試料は <20 % とした。また、EC₅ は、統計解析ソフト R の drc パッケージを用いて、ロジスティック回帰により毒性閾値として生長速度を 5% 減少させる影響濃度を求めた。TU は、EC₅ の逆数から算出し、TU が 10 以上の場合は 10 と表記した。なお、TU は、試料が無影響となるまでに必要な希釈倍率と考えることができる。

$$TU = \frac{1}{EC_5} \quad (\text{式 1})$$

また、金属および農薬の測定濃度を、各文献等から得られた藻類に対する無影響濃度 NOEC で除し、予測毒性値 HQ (Hazard Quotient) を求めた。

$$HQ = \frac{\text{測定濃度}}{NOEC} \quad (\text{式 2})$$

3 結果

3. 1 生長阻害試験

観音川河川水において、*Microcystis aeruginosa* を用いた生長阻害試験を行った結果を表 4 に示す。4 月および 7～9 月に採取した一部の試料で NOEC が 20% 未満となる高い毒性が確認された。また、5～6 月および 10 月以降の試料では、NOEC は 20 ～ 80% 以上であり弱い毒性または毒性が確認されなかった。なお、全試料における濃度毎の生長速度のグラフを図 2 に記した。

3. 2 水質分析

各試料の金属と農薬を除く水質分析結果を表 5 に示す。生物応答試験に使用した *Microcystis aeruginosa* は、塩分の影響を受けやすい種であるが、試料中の塩分は最大で 0.15 PSU であり、既報の *Microcystis aeruginosa* の塩分耐性閾値 (2～35 PSU) よりも著しく低い値であるため生長阻害への影響は軽微⁴⁾と考えられた。また、栄養塩の濃度範囲は、亜硝酸態窒素が 0.00～0.01 mg/L、硝酸態窒素が

0.34~0.86 mg/L、アンモニア態窒素が 0.02~0.16 mg/L、
 磷酸態磷が 0.00~0.01 mg/L であり、OECD 培地の窒素および
 磷の含有濃度 (N:3.927mg/L、P:0.285mg/L) ⁵⁾ と比べて
 低値であった。

金属濃度から HQ を算出し、時系列の積み上げ棒グラフ
 としたものを図 3 に示す。アルミニウム、ニッケル、銅お
 よび亜鉛の HQ は、年間を通して高値を示し、特に 4 月 21
 日と 9 月 9 日における銅の HQ は 0.8 を超えた。また、
 HQ の積算値 (Σ HQ_{metal}) は、4 月 21 日、5 月 6 日、7
 月 1 日、9 月 9 日、12 月 1 日で 1 を超えた。

農薬については、測定対象の 128 種のうち 24 種が検出
 された。除草剤、殺虫剤、殺菌剤に区別した濃度合算値お
 よび HQ の推移を図 4 に示す。除草剤は、4 月下旬からブ
 タクロール等が検出し始め、5 月下旬にプロモブチド、ピ
 リミノバックメチル、シメトリン、ピラクロニル等を主体
 として高濃度を示し、7 月下旬以降は低濃度または不検出
 であった。殺虫剤は、11 月~3 月を除き、いずれの試料に
 おいてもジノテフランおよびクロチアニジンが低濃度
 (0.03 μ g/L 以下) で検出された。また、5 月 24 日はプロ
 ポスキルが 1.6 μ g/L と高濃度を示した。なお、当該農薬は
 失効農薬に該当する。殺菌剤は、チフルザミドが年間を通
 して低濃度 (0.2 μ g/L 以下) で検出したが、6 月 17 日は
 メトミノストロビンが 8.9 μ g/L となり、著しく高濃度を
 示した。

農薬の HQ は、除草剤の影響が大きいことがわかった。
 これは、除草剤の藻類に対する毒性が強いことに起因する。
 特に 4 月 28 日におけるブタクロールの HQ が 0.70、5 月
 24 日におけるシメトリンの HQ が 0.51 となり高値を示し
 た (表 6)。

表 4 生長阻害試験結果一覧

採取日	NOEC	EC ₅	TU
2022/4/7	20%	8%	10
4/13	<20%	12%	8.3
4/21	40%	47%	2.1
4/28	<20%	1%	10
5/6	40%	72%	1.4
5/11	$\geq 80\%$	100%	1.0
5/24	40%	71%	1.4
6/2	$\geq 80\%$	100%	1.0
6/17	$\geq 80\%$	100%	1.0
7/1	20%	10%	10
7/13	$\geq 80\%$	100%	1.0
7/26	<20%	4%	10
8/10	20%	21%	4.8
8/29	<20%	4%	10
9/9	40%	67%	1.5
9/30	<20%	12%	8.3
10/14	20%	100%	1.0
11/15	20%	100%	1.0
12/1	20%	31%	3.2
1/17	$\geq 80\%$	100%	1.0
2/7	20%	30%	3.3
3/29	40%	71%	1.4

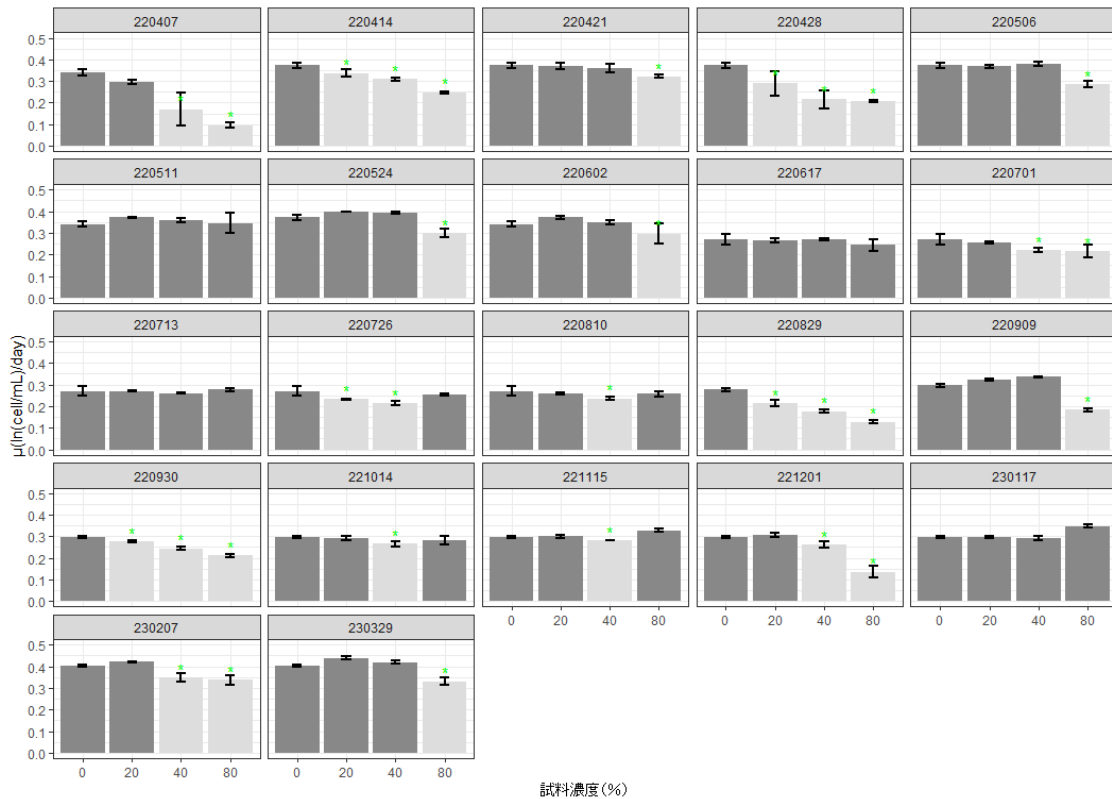


図 2 全試料における濃度毎の生長速度

アスタリスクと棒グラフの薄い色はコントロールに対して、有意差 (<0.05) が確認されたもの、エラーバーは標準偏
 差、各表題は試料の採取年月日であり西暦下二桁 月二桁 日二桁で表示した。

表5 試料の水質情報

採取日	水温 (°C)	EC (μS/cm)	塩分 (PSU)	pH	ORP (mV)	DO (mg/L)	DOC (mg/L)	DN (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	DP (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)
2022/4/7	13.9	121	0.07	8.4	91	12.1	1.5	0.87	0.00	0.71	0.08	0.005	0.006
2022/4/13	21.5	147	0.07	9.2	44	10.4	2.0	0.91	0.00	0.68	0.09	0.011	0.007
2022/4/21	16.5	118	0.07	8.4	56	11.0	2.2	0.79	0.00	0.62	0.05	0.011	0.007
2022/4/28	19.5	117	0.06	7.8	129	10.1	2.0	0.87	0.01	0.60	0.14	0.014	0.010
2022/5/6	22.3	110	0.05	7.4	120	9.9	2.4	0.85	0.00	0.56	0.12	0.019	0.014
2022/5/11	15.3	119	0.07	8.5	85	11.0	1.7	0.91	0.00	0.70	0.12	0.010	0.005
2022/5/24	18.2	123	0.07	7.4	140	9.3	2.5	0.80	0.00	0.49	0.11	0.023	0.009
2022/6/2	21.6	158	0.08	8.7	54	9.0	3.0	1.05	0.01	0.67	0.16	0.022	0.000
2022/6/17	21.7	137	0.07	8.3	84	9.0	2.5	0.91	0.01	0.60	0.13	0.021	0.006
2022/7/1	29.6	177	0.08	8.8	46	12.3	4.0	0.79	0.01	0.34	0.03	0.044	0.011
2022/7/13	23.6	142	0.07	8.6	30	8.4	2.5	0.91	0.01	0.64	0.09	0.022	0.008
2022/7/26	23.1	132	0.06	8.0	69	9.1	1.5	0.73	0.00	0.59	0.05	0.014	0.005
2022/8/10	24.5	138	0.06	8.0	75	8.4	1.7	0.65	0.00	0.50	0.06	0.014	0.005
2022/8/29	23.1	133	0.06	9.1	83	9.3	1.4	0.68	0.00	0.55	0.06	0.013	0.006
2022/9/9	23.5	121	0.06	8.2	155	8.3	3.2	0.77	0.00	0.50	0.04	0.035	0.013
2022/9/30	19.8	128	0.07	8.1	146	9.1	1.3	0.76	0.00	0.63	0.07	0.016	0.006
2022/10/14	18.4	114	0.06	9.0	77	9.6	1.2	0.72	0.00	0.62	0.04	0.012	0.005
2022/11/15	12.4	233	0.15	7.6	117	9.4	1.7	1.02	0.00	0.86	0.02	0.010	0.000
2022/12/1	11.8	138	0.09	8.5	100	9.9	2.6	1.05	0.00	0.86	0.03	0.032	0.000
2023/1/17	7.4	86	0.06	8.4	42	11.4	1.0	0.75	0.00	0.66	0.03	0.011	0.000
2023/2/7	7.4	80	0.06	7.7	53	11.5	1.0	0.64	0.00	0.56	0.03	0.011	0.000
2023/3/29	11.8	90	0.06	8.9	82	10.8	1.2	0.73	0.00	0.61	0.04	0.017	0.000

採取日	Na (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	K (mg/L)	F (mg/L)	Cl (mg/L)	Br (mg/L)	SO ₄ (mg/L)
2022/4/7	14	3.2	8.1	1.3	0.03	17	0.06	11
2022/4/13	15	3.2	8.9	1.5	0.07	17	0.07	12
2022/4/21	12	2.9	7.6	1.2	0.04	16	0.05	10
2022/4/28	12	2.5	8.1	1.2	0.07	15	0.05	11
2022/5/6	11	2.3	6.6	1.1	0.11	15	0.06	9
2022/5/11	14	3.1	8.2	1.5	0.06	17	0.07	13
2022/5/24	13	3.0	9.3	1.7	0.10	16	0.06	11
2022/6/2	15	3.7	10.9	1.9	0.11	17	0.07	14
2022/6/17	13	3.3	10.2	1.6	0.09	15	0.06	12
2022/7/1	14	3.8	11.3	1.9	0.12	16	0.08	11
2022/7/13	12	3.1	10.8	1.7	0.09	13	0.06	14
2022/7/26	14	2.8	8.6	1.4	0.06	14	0.06	12
2022/8/10	15	2.8	8.0	1.4	0.05	15	0.06	14
2022/8/29	14	2.9	8.1	1.3	0.05	14	0.07	11
2022/9/9	10	2.5	8.8	2.4	0.06	11	0.05	12
2022/9/30	13	3.0	8.3	1.5	0.05	14	0.06	11
2022/10/14	13	2.8	7.7	1.4	0.04	14	0.06	11
2022/11/15	61	9.2	11.8	3.2	0.11	98	0.44	23
2022/12/1	9	2.3	8.4	1.7	0.00	12	0.05	11
2023/1/17	12	2.9	7.6	1.1	0.00	16	0.08	10
2023/2/7	11	2.4	6.6	0.9	0.00	17	0.06	9
2023/3/29	11	2.7	7.0	1.0	0.00	15	0.06	9

表6 HQが高値を示した主な農薬

採水日	農薬名	農薬種別	logPow	NOEC(μg/L)	濃度(μg/L)	HQ
2022/4/28	ブタクロール	除草剤	4.42(25°C)	0.49	0.33	0.70
5/11	ピラクロニル	除草剤	2.18(25°C)	3.0	0.45	0.15
5/11	フェントラザミド	除草剤	3.60(20°C)	0.49	0.078	0.16
5/24	シメトリン	除草剤	2.14(20°C)	<3.13	1.6	0.51
5/24	ピラクロニル	除草剤	2.18(25°C)	3.0	1.3	0.43
6/2	ピラクロニル	除草剤	2.18(25°C)	3.0	1.1	0.35

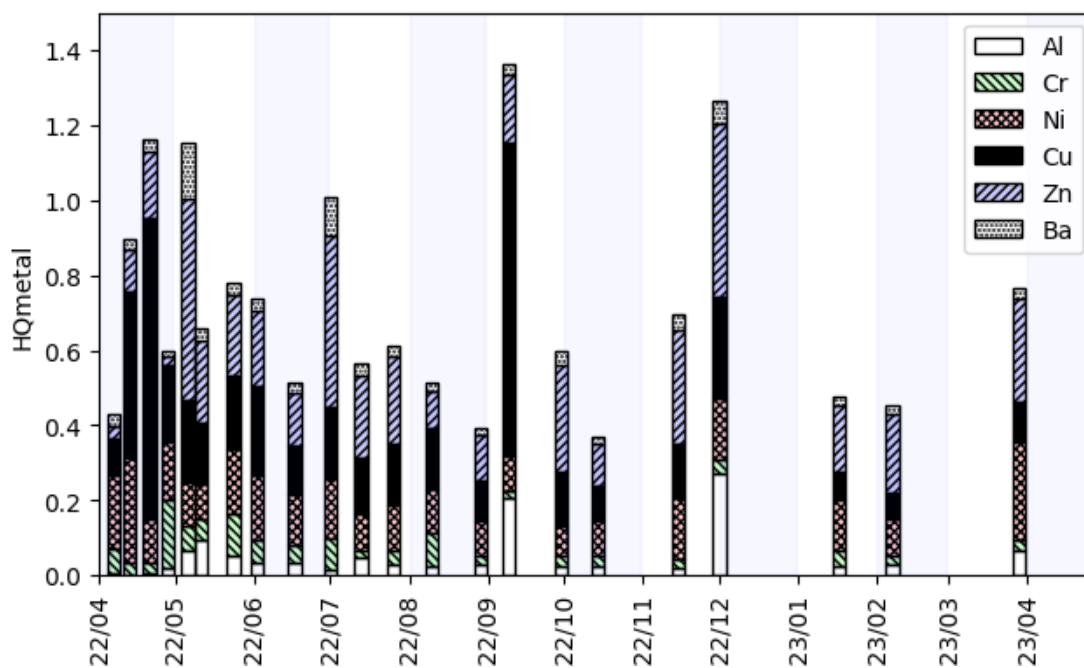


図 3 HQmetal の年間推移

各金属の HQmetal のうち年間における最大値が 0.1 を超えるもののみを積算した。

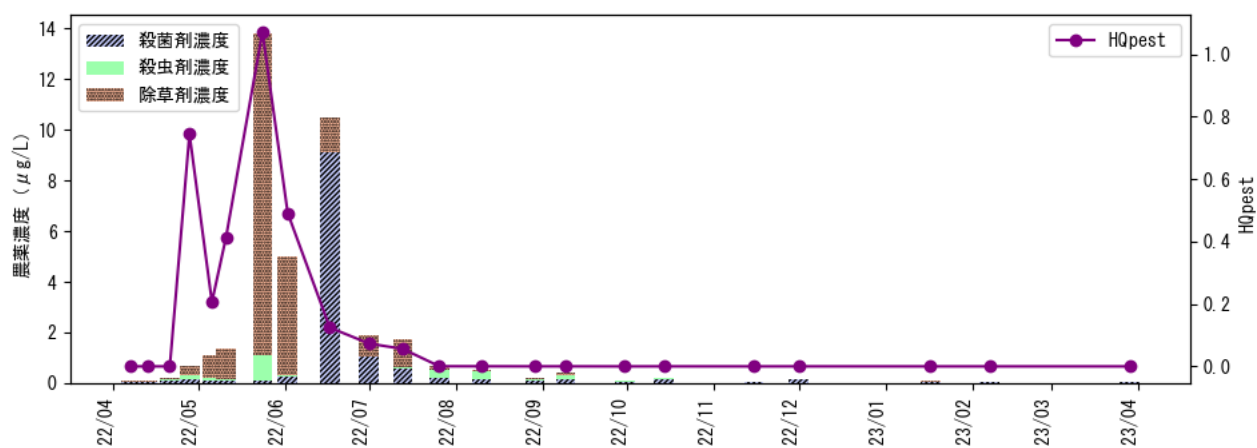


図 4 農薬の剤別濃度推移と Σ HQpest の年間推移

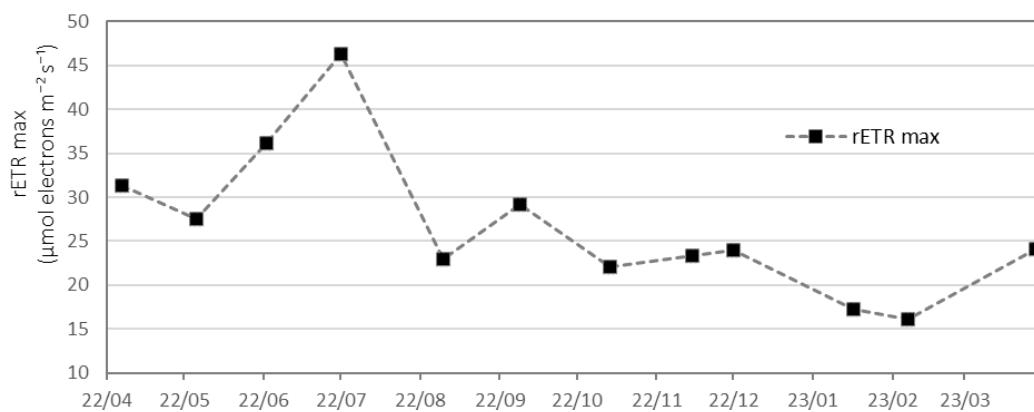


図 5 増殖ポテンシャルの年間推移

3. 3 増殖ポテンシャル試験

今回、増殖ポテンシャルの指標として光合成活性の指標の1種である rETRmax を用いた試験系を構築した。従前の AGP 試験³⁾では培養期間が 30 日、試料量が 150 mL 程度必要となるが、新たに構築した試験系での培養期間は 7 日に短縮され、必要な試料量も 50 mL まで削減できた。

生長阻害試験を行った同時期に月 1 回の頻度で年間を通して観音川の増殖ポテンシャルを調査した結果を図 5 に示す。春期から夏期（4 月～9 月）にかけて高い傾向にあり、冬季（1 月～2 月）に低い傾向を示した。最大値は 7 月の試料（ $46 \mu \text{mol electrons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ）で、最小値は 2 月の試料（ $16 \mu \text{mol electrons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ）であった。

4 考察

4. 1 生長阻害試験

今回の調査では、一部の試料で NOEC が 20%未満となり、TU が 10（本試験系の最大値）となった。TU の値は、試料が無影響となるまでに必要な希釈倍率と同義であることを踏まえると、一部試料については無影響になるまでに 10 倍以上の希釈が必要となる強い毒性を有していることが示唆される。

調査点付近の流域には主に水田が広がり、4 月に代掻き、5 月上旬に田植えが始まり、9 月頃に稲刈りが行われる。農業系排水には、金属や農薬が高濃度で含まれることが多いことから、この期間に水田から流出する農業系排水により TU が高値を示すと予想していた。しかし、TU が高か

ったのは 4 月、7 月、8 月であり、これは農繁期ではあるものの、代掻き等により水田からの負荷が最も大きいと考えられる 5～6 月の TU は 1.0～1.4 であり、それほど強い毒性はみられなかった。この結果から、5～6 月の河川水は、毒性を抑制する何らかの要因があることが推察された。

4. 2 毒性実測値 (TU) と毒性予測値 (HQ) との比較

毒性実測値 (TU) と毒性予測値の合算値 (ΣHQ) の推移を図 6 に示す。 ΣHQ が 1 を超過した試料の TU は 1.4～10 であり、実際の毒性値には幅がみられた。一方、金属の毒性予測値の合算値 $\Sigma \text{HQ}_{\text{metal}}$ の最高値は 1.5 程度であり、実際の毒性値に比べると低値であった。加えて、農薬の毒性予測値の合算値 $\Sigma \text{HQ}_{\text{pest}}$ が比較的高い 5～6 月の試料においても TU は 1～1.5 程度と低く、毒性予測値と実測値に乖離が見られた。

このため、TU に影響する因子を探ることを目的として TU と各種水質情報との相関解析を行ったところ、TU は DOC、Al、Zn、A254nm（腐植物質指標）と負の相関を持つことがわかった。また、主成分分析を行ったところ TU と上記成分が第一主成分（データの最も大きな変動を説明する軸）に対して対照的な性質を持つことが分かった（図 7）。これらの成分は農業系排水に多く含まれる成分であり、また腐植物質は金属毒性を抑制することが知られている。以上のことから、 $\Sigma \text{HQ}_{\text{metal}}$ が高値となっても TU が低値を示したひとつの原因として、農業系排水等に含まれる腐植物質等の溶存有機物が毒性を抑制している可能性が考えられた。

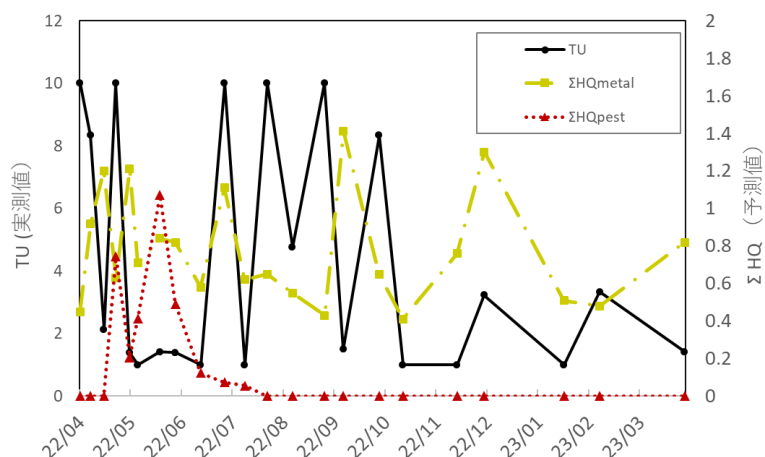


図 6 毒性実測値 (TU) と毒性予測値 ($\Sigma \text{HQ}_{\text{metal}}$ 、 $\Sigma \text{HQ}_{\text{pest}}$) の推移

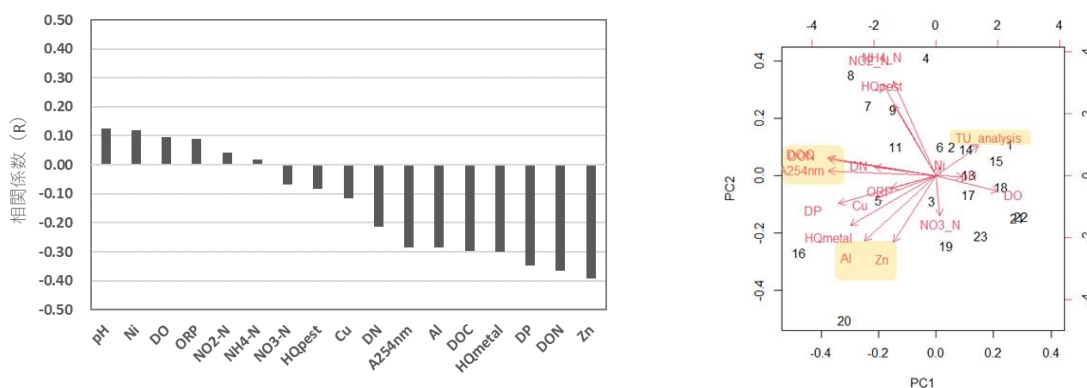


図 7 (左図) TU と各測定項目との相関係数 (R) (右図) TU と各測定項目を含めた主成分分析解析
7 月 1 日の試料水は、ブルームが発生していたため解析からは除外している。

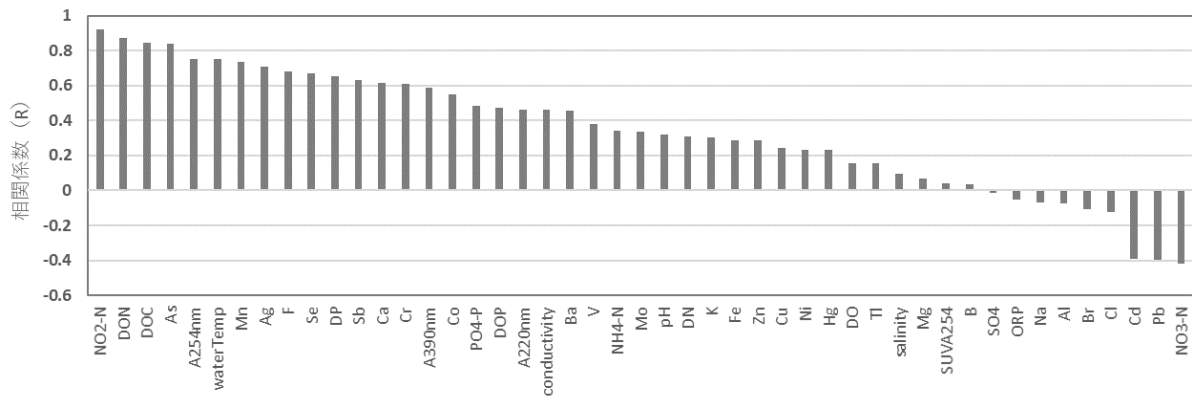


図8 増殖ポテンシャルと各水質項目との相関係数 (R)

また、今回、本報での HQ の算出において、*Microcystis aeruginosa* の毒性評価値の情報が充分でなかったため、一般的に使用される緑藻 ムレミカヅキモ (*Raphidocelis subcapitata*) の毒性評価値を用いたことにより、正確な毒性予測値の算出ができなかったことも HQ と TU の関係性を明らかにできなかった一因と考えられる。なお、ムレミカヅキモは毒性評価値の情報が豊富である利点があるものの、調査対象湖沼ではこれまで観測されていないため使用を避け、今回の毒性値評価には、過去に優占種となった種で、認知度が高く、また生長阻害試験に使用できる種として *Microcystis aeruginosa* を選定した経緯がある。

今後、毒性原因を究明するためには、事前に農薬や金属を除去した試料を用いて生長阻害試験を実施し、毒性原因を順次絞り込む影響指向型解析⁹⁾などの方法が有効と考えられる。

4. 3 増殖ポテンシャル

予め求めた rETRmax (7 日間培養時) と TOC 濃度 (24 日間培養時) との関係式 (式 3) を用い、指標に用いた rETRmax の値を TOC 濃度に換算したところ、6 月～7 月の観音川河川水は、TOC 換算で 30～36mg/L を増加させるポテンシャルであると計算された。

$$\text{TOC (mg/L)} = 0.6 \times \text{rETRmax} + 7.7 \quad (\text{式 3})$$

これは、過去に県内で小規模なアオコが発生した湖の TOC 7.5mg/L と比較⁷⁾しても高値であり、藻類の異常増殖を起こしうるポテンシャルを有していると考えられる。

次に増殖ポテンシャルが高値を示した要因を探るため、増殖ポテンシャルと各水質調査項目との相関を求めたところ (図 8)、正の相関が強かった項目は、亜硝酸、溶存有機物 (DON、DOC、A254nm)、砒素、水温であった。亜硝酸は藻類の生育を促す栄養塩であるが検出された濃度は低く (最大 0.01mg/L)、溶存有機物は藻類の栄養塩ではない。このため、いずれも直接的に藻類の生長を促す要因とは考えにくい。一方、これらの成分は、観音川流域の農業系排水において高濃度で検出されることが多い成分であることから⁸⁾、増殖ポテンシャルには、農業系排水の流入が関連する何らかの要因が寄与している可能性があることが推察された。また、従来から藻類の栄養塩の指標として測定してきた全窒素と全リンについて、今回の評価では溶存態窒素 (DN) および溶存態リン (DP) は共に増殖ポテンシャルとの相関が高くないことが確認された。

4. 4 藻類の優占種への影響

今回の試験結果では、北潟湖の河川水は 5～6 月の期間を除き、春期から夏期にかけて、毒性と増殖ポテンシャルが共に高い傾向を示した。このことは、湖内環境が流入負荷の毒性に耐性をもつ藻類種の生育に有利となり、かつ、それらの生育を促進することを意味している。つまり、限られた単一種が異常に増殖する事象 (ブルーム) が発生しやすい環境が形成されることが想定される。

藻類の優占種の変遷は、餌生物が捕食者の生態系に影響する作用 (ボトムアップ効果) により、魚類などにも影響する可能性がある。過去の報告では、米国の三角州において、珪藻類の減少と、緑藻や藍藻の増加による漁獲量の減少が示唆されている⁹⁾。今回の調査においても、北潟湖において優占種が変遷する可能性が示唆され、生態系全体にも影響が波及すること考えられる。従って、流入河川水や流域からの汚濁負荷の特徴を把握し、継続的に管理することは、湖水環境の保全において重要であると考えられる。

5 まとめ

本研究では生物応答試験の手法により、常時監視調査では捉えることが難しい流入河川水が湖の藻類に及ぼす潜在的な影響を捉える試みを行った。

今回の調査では、観音川河川水の TU が春期から夏期にかけての複数回にわたり 10 程度の強い毒性を示したが、金属類や農薬との関連性は確認できなかった。藻類は水圏生態系の基礎であり、一次生産者として重要な役割を果たす。そのため、藻類への毒性が強い河川水が湖に流入した場合、各藻類種の感受性の違いから種構成や藻類を捕食する生物だけでなく、生態系全体へ影響する可能性がある。今回の調査結果から、特に春期から夏期にかけての流入河川水の管理が重要であることが示唆されたが、原因物質の同定には至らなかったため、今後は毒性同定評価 (TIE) 手法など追加調査を行い、対象を絞り込む必要があると考えている。

また、増殖ポテンシャルについては春期から夏期に高値を示し、農業系排水が増殖ポテンシャルを高める何らかの要因があることが推察された。増殖ポテンシャルが高い場合、湖では藻類の異常増殖、水質悪化や酸素消費による嫌気化を誘発する可能性がある。また、春期から夏期は毒性が高かった時期でもあることから、毒性に耐性を有する生物の増殖 (ブルーム) を誘発する可能性も考えられた。

今回の試験調査では、既存の常時監視調査では捉えられなかった生物への影響を評価し、確認することができた。湖沼中の水生生物を含めた環境保全のためには、流入河川水の影響にも着目し、水生生物にも影響を与えにくい流域の管理方法の検討が必要と考えられる。

謝辞

本研究は、文部科学省「特別電源所在県科学技術振興事業費補助金」により実施したものです。感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 環境省：日本の汽水湖 ～汽水湖の水環境の現状と保全～ (2014)
- 2) 保月勇志：藍藻 *Microcystis aeruginosa* を用いた生長阻害試験方法の構築. 福井県衛生環境研究センター所報, 21 (2023)
- 3) 福井県環境科学センター：アオコ除去技術開発事業報告書 (2001)

- 4) Yu Qiu et al : The Detrimental Effect of High Salinity on the Growth and Microcystins Contamination of *Microcystis aeruginosa*. Water, 14(18), 2871 (2022)
- 5) OECD : Fresh Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test, Guidelines for the Testing of Chemicals NO.201 (2006)
- 6) 渡部春奈：生物応答試験による事業場排水の複合影響評価と毒性原因物質の同定. 環境毒性学会誌, 27 (S1), S76-S92 (2024)
- 7) 保月勇志：福井県の湖沼における有機物の新たな指標による評価による評価と浄化に関する研究 (第 1 報) . 福井県衛生環境研究センター所報, 17 (2019)
- 8) 保月勇志：福井県の湖沼における有機物の新たな指標による評価による評価と浄化に関する研究 (第 3 報) -北潟湖に流入する有機物の特性評価-. 福井県衛生環境研究センター所報, 19 (2021)
- 9) Chelsea H. Lam et al : Toxicity of herbicides to cyanobacteria and phytoplankton species of the San Francisco Estuary and Sacramento-San Joaquin River Delta, California, USA. Journal of Environmental Science and Health, Part A (2019)