下水 3 次 処 理 水 の 藻 類 培 養 試 験

森 忠 洋 (日本下水道事業団)

須 藤 隆 一 (国立公害研究所)

岡 田 光 正 (国立公害研究所)

Algal Growth Potential of Tertiary Treatment Effluents

Tadahiro Mori

(Japan Sewage Works Agency)

Ryūichi Sudo and Mitsumasa Okada

(National Institute for Environmental Studies)

1. 緒 論

近年、内湾や湖沼の富栄養化を防止するための最も重要な対策としてリンおよび窒素除去を目的とした3次処理技術が開発され一部では実プラントが稼動している。

3次処理プロセスの機能評価のためには、通常、リンや窒素などの除去率およびこれらの栄養塩類の残存濃度などが用いられている。しかしながらこれらの栄養塩類の分析値のみでは放流水域における一次生産力に及ぼす3次処理水の影響を十分に評価することができないと考えられる。それは藻類増殖は栄養塩濃度と比例関係にない場合があり、3次処理水と放流水域の水を混合することによって一次生産力が増加することもあるからである。また、藻類や水生植物などの一次生産者の種類によっては、栄養要求が質的、量的に異なることが知られている。したがって3次処理の評価のための指標としては、主要な一次生産者である藻類を用い、その増殖の潜在能力 (Algal Growth Potential, 以後略して AGP という) を応用することが望ましい。このような目的を満足する指標として藻類培養試験がある。

藻類培養試験では温度、照度、振とう回数などを一定にした条件下で、一定期間藻類を培養し、その増殖量をもって AGP とする。この試験方法はノルウェーの Skulberg¹⁾ によって開発され、米国環境保護庁 (EPA) で標準化された²⁾。この方法は最近の米国の水質分析標準法に掲載されている³⁾。

筆者らは、この方法を用いて活性汚泥処理水の AGP を報告している^{4) 5)}。

本報は都市下水の脱リンおよび脱窒処理水についての AGP の測定結果を述べると共に脱リン処理水が放流水域の一次生産力に及ぼす影響について検討したものである。

2. 材料ならびに方法

(1) 藻類培養試験方法

藻類培養試験方法の概要は次の通りである。採取した試水の^{4), 5), 6)}前処理法のうち汙過法は既報の通りで1.2μのミリボアフィルターで汙過した。本報では試水中の懸濁物質内の栄養物質を溶出させ、試水の最大藻類増殖量を求めるため主として加熱分解法を用いた。その条件は、121°C、1 気圧、15 分としオートクレーブを用いた。加熱分解すれば試水中の炭酸ガスが空气中へ放散し pH が上昇する。したがって加熱分解後は水道水で冷却し、室温下で試水中の炭酸ガスが気液平衡に達するまで室内に放置した。希釈が必要な場合は純水で希釈する。本報では栄養塩濃度の高い沈殿下水、活性汚泥処理水、硝化処理水に対しては10倍、脱リンおよび脱窒処理水に対しては5倍希釈とした (詳細は考察を参照)。

前処理および希釈を行った試水 500ml を前もって滅菌乾燥した1 ℓのL型培養管に入れ、純粋分離した藻類を接種し培養を開始する。培養条件は20°C、4000~6000lux 30回/分の振盪培養、2 週間の培養期間とした。^{4) 5) 6) 7)}

純水分離および保存培養法は既報を参照されたい。

(2) 3 次処理水

脱リン処理水としては、日本下水道事業団3次処理プラントで得られた処理水を用いた。当プラントの処理能力は500 m³/日であり、活性汚泥処理水を硫酸バンドで凝集沈殿し (急速攪拌100rpm 5 分、緩速攪拌 4 rpm 30分、沈殿90分)、その後急速汙過 (汙過速度200~400 m/日) し、活性炭処理 (汙過速度150~200m/日) を行っている。

脱窒処理水は回転円板パイロットプラントから採取した^{8), 9)}ものを用いた。このプラントは団地下水処理場の沈殿下水を通常の回転円板法によってBOD除去と硝化を行った後、浸漬回転円板処理 (メタノール添加量: CH₃

OH/NO₃-N≒3) によって脱窒を行っている。本装置の処理量は1.7～4.8m³/日であり、その負荷条件は硝化75～209ℓ/m²・日・脱窒44～133ℓ/m²・日とした。

表1. 自然水のAGP

湖沼・河川名	AGP (mg/l)		備 考
	<i>Chlorella</i> sp.	<i>S. capricornutum</i>	
十和田湖 中湖	0.60	0.57	1976.7.8.
	0.52	0.70	
然別湖	—	0.67	1976.9.30.
奥入瀬川	—	1.5	1976.7.8.
琵琶湖(南湖)	3.5～33(16 ^a)	1.2～21 (7.9 ^b)	1975.9.12～1977.2.2 a:20回平均b:5回平均
霞ヶ浦 中湖心	42～83(59 ^c) 6.0～51(21 ^e)	14～112(42 ^d) 5.6～46 (16 ^f)	1976.7.14～11.16 c:8回平均d:20回平均 e:8回平均f:20回平均
	3.0～45(14 ^g)	3.9～27 (11 ^h)	
印旛沼 西北	—	25～40 (31 ⁱ) 12～16 (14 ^j)	1975.11.25. i:各5地点平均 j:各5地点平均
	—	—	
手賀沼	111	73	1977.1.23.

3. 結 果

(1) 自然水および活性汚泥処理水のAGP

3次処理水のAGPを述べる前に対照として3次処理水と比較するため測定した自然水、および活性汚泥処理水(2次処理水)のAGPについて最初に簡単に触れておく。自然水のAGPは、表－1に示したように貧栄養湖と言われている十和田湖、然別湖のAGPは*Chlorella* sp. *S. capricornutum*ともに1mg/ℓ以下であった。

一方富栄養湖である琵琶湖(南湖)の*Chlorella* sp.によるAGPは3.5～33mg/ℓ(平均16mg/ℓ)、*S. capricornutum*のAGPは0.8～21mg/ℓ(平均6.7mg/ℓ)の範囲にあった。

また霞ヶ浦の湖心部のAGPは琵琶湖(南湖)とほぼ同様な値であり*Chlorella* sp.で3.0～45mg/ℓ(平均14mg/ℓ)*S. capricornutum*で3.9～27mg/ℓ(平均11mg/ℓ)のAPGを示した。

富栄養化が極端に進んだ霞ヶ浦の山王川、恋瀬川河口のAGPは高く、*Chlorella* sp.では42～83mg/ℓ(平均59mg/ℓ)*S. capricornutum*では14～112mg/ℓであっ

表2. 活性汚泥処理水のAGP

処理場名	AGP (mg/l)		備 考
	<i>Chlorella</i> sp.	<i>S. capricornutum</i>	
M(As系) ・(A1・) ・(O・)	531	—	
	458	—	
	570	—	
O	198～478(338 ^a)	141～215(179 ^b)	a:7回の算術平均 b:3
S	106～610(416 ^c)	178～350(264 ^d)	c:17 d:2
N	483	—	
Sho	480	330	

前処理：加熱分解法 希釈：試料(50ml) + 純水(450 ml)

た。また止水域として最も汚濁が進んだと推定される手賀沼は、111(*Chlorella* sp.)および73(*S. capricornutum*)mg/ℓもの高いAGPが測定された。

都市下水の活性汚泥法による処理は、一般に有機物の生物化学的酸化がその機能上の根幹であって下水中のリンおよび窒素など栄養塩の除去機能に欠ける。このため活性汚泥処理水中にはかなりの濃度のリンおよび窒素が残存しかつ、鉄、ビタミンなど藻類増殖に必要な他の栄養物質も豊富であるから、活性汚泥処理水は表－2に示したように高いAGPを示す。すなわち、*Chlorella* sp.を用いたAGPは低い場合で106mg/ℓ。高い場合は610mg/ℓであり、平均すれば300～500mg/ℓ程度の値を示した。

また、*S. capricornutum*を接種した場合のAGPはおおむね180～330mg/ℓの範囲であった。これらの活性汚泥処理水のAGPは貧栄養湖水の数百倍、富栄養湖水の数十倍のAGPを持つといえる。

(2) 凝集沈殿上澄水、急速汙過、活性炭処理水のAGPおよびそれらの湖水への添加効果

図1. 脱リン処理水のAGP(*Chlorella* sp.)とT-Pの関係

図－1に硫酸バンドによる凝集沈殿、その後急速汙過および活性炭処理をした処理水のAGP(*Chlorella* sp.)とそれらのT-P濃度との関係を示した。またこの図には比較のために、上記の3次処理に用いた活性汚泥処理水のAGPも一緒に示している。ここで用いた活性汚泥処理水のAGPは200～450mg/ℓであったが、凝集沈殿上澄水のAGPはかなり減少し、活性汚泥処理水の1/10以下程度になり20～50mg/ℓであった。

凝集沈殿－急速汙過－活性炭処理すればT-Pはさらに減少し、それに伴ってAGPもおおむね減少する傾向が認められた。これは処理水中のリンが藻類増殖の制

限栄養物質になっていることを示している。凝集沈殿上澄液のAGPおよびT-Pが急速汙過などによって減少することは凝集沈殿上澄液中のリンとアルミニウム化合物であるフロック*が除去されるためと考えられる。その証明のため、凝集沈殿および急速汙過処理水を1.2μのミリポアフィルターで汙過したAGPを求め汙過しないAGPと比較した。

表3. 加熱分解法または汙過法を用いた脱リン処理水のAGPの比較

採水年月日	試料	AGP (mg/l)	
		加熱分解	汙過
50.9.26.	凝集沈殿	19	3
51.2.26.	急速汙過	179,204,211	15
51.4.19.	凝集沈殿	74	5
	急速汙過	17	5
	活性炭	4	3

表一3から明らかなようにミリポアフィルターで汙過すればはAGPかなり減少し200mg/l程度のAGPが15mg/l, 20~70mg/lのAGPが5mg/l以下になった。これらの事実は硫酸バンドによる凝集沈殿後にはフロック除去のための装置が必要であり、その装置はフロックの流出がないように十分な管理をしなければならないこ

とを示唆している。

上記の実験から判断して、凝集沈殿後フロックを完全に除去することが可能であるならば、AGP 10mg/l以下の処理水を得ることができるであろう。

以上のようにリン除去だけでも低いAGPの処理水が得られることがわかったが、放流水域の富栄養化防止の可否についてはさらに放流水域の水と処理水と混合し、AGPの応答を検討しなければならない。

図一2に処理水が10%濃度になるように湖水に添加した時のAGP (*Chlorella* sp.)を示す。湖水のAGPは5~25mg/lの範囲にあるが、これに活性汚泥処理水を添加すればAGPが刺激され20~70mg/lになる。また、凝集沈殿処理水は急速汙過、活性炭処理水とはほぼ同程度の刺激の場合もあるが、中にはほとんど活性炭汚泥処理水の添加と同程度の高いAGPを示すことがある。これは前述のように沈降せずに残存したフロック中のリンの影響であると考えられる。

フロックを除去しAGPが低下した急速汙過活性炭処理水を添加した場合、ほとんど湖水と同じ程度のAGPを示すこともあるが、湖水のAGPの2~3倍になる場合もあった。

これらの3次処理水は脱リンだけを行い、窒素を除去

図2. 湖水のAGP (*Chlorella* sp.) に及ぼす脱リン処理水の影響

* 硫酸バンドとリンの凝集沈殿フロックは沈降性が悪く沈殿池からかなり越流する場合がある。

していないので、処理水中には硝酸を主体とした窒素化合物が5～10mg/ℓ含まれている。したがって、もし湖水の藻類増殖の制限要因がリンでないならば、処理水中のリンを低濃度にしても、窒素その他の栄養物質が存在する限り藻類の増殖は刺激されるはずであるしたがって、湖水における藻類増殖の制限栄養物質を明らかにするため、湖水に栄養物質を添加してAGPへの応答を検討す

表4(a). 琵琶湖水の藻類増殖制限要因（汙過法）

		<i>S. capricornutum</i>	
		P 0.1mg/l N 1.0mg/l	
採水年月日	試料	AGP (mg/l)	備考
'73.6.	矢 橋 沖	2.9	○
	P	3.8	
	N	10.0	
	P + N	3.5	
	瀬 田 川	5.3	
	P	5.9	○
	N	8.8	
	天ヶ瀬ダム	7.1	
	P	6.5	
	N	15.9	
'73.10.	彦 根 沖	2.4	○
	P	1.8	
	N	9.4	
	P + N	11.8	
	矢 橋 沖	1.8	
	P + N	42.9	○
	瀬 田 川	1.5	
	P + N	30.0	
	膳 所 沖	1.5	
	P	1.2	
	N	7.1	○
	P + N	15.9	

表4(b). 琵琶湖水の藻類増殖制限要因（汙過法）

		<i>Chlorella</i> sp.	
		P 0.1mg/l N 1.0mg/l	
採水年月日	試料	AGP (mg/l)	備考
'73.8.	彦 根 沖	0.2	○
	P	0.6	
	N	5.0	
	P + N	1.8	
	矢 橋 沖	5.0	
	N	1.8	○
	瀬 田 川	1.8	
	P	5.9	
	N	12.4	
	天ヶ瀬ダム	12.9	
'74.1.	P	20.0	○
	N	11.8	
	瀬 田 川	5.9	
	P	17.1	
	N	4.4	
	P + N	54.1	○
	天ヶ瀬ダム	2.9	
	P	17.6	
	N	8.2	
	P + N	25.3	

* T-IN=NH₃-N+NO₂-N+NO₃-N

* 脱窒処理水中には有機性窒素が1～2mg/ℓ程度存在していてもAGPとの関係がみられなかった。したがって本報告では有機性窒素を無視したがAGPと有機性窒素との関係は、今後十分に検討する必要がある。

表5. 琵琶湖水の藻類増殖制限要因の検討加熱分解法

年月日	試料	AGP (mg/l)		備考
		Selenastrum	Chlorella	
'76. 9.14.	湖 水	1.2	—	○
	P	0.7	—	
	N	1.4	—	
	P + N	10.6	—	
9.27.	湖 水	0.8	4.6	○
	P	1.2	5.6	
	N	2.3	4.0	
	P + N	12.5	22.2	
'77. 2.15.	湖 水	—	1.0	△ ○
	P	—	1.2	
	N	—	4.0	
	P + N	—	25.6	
	Fe	—	2.0	
	P + Fe	—	2.4	
	P + N + Fe	—	13.4	

P 0.05 mg/l (KH₂PO₄)

N 0.5 mg/l (NH₄Cl)

る必要がある。

表—4(a), (b)は湖水の汙液、表—5は加熱分解後の湖水に栄養物質を添加してAGPを測定した結果である。これらの表から、同じ湖水でも場所と時間により栄養物質添加に対する応答が異なることがわかる。栄養物質添加によって対照（栄養物質添加なし）のAGPの2～3倍以上になった場合AGPが刺激されたとした。その場合の添加栄養物質を藻類増殖の制限栄養物質と判定するならば、実験に用いた湖水の大部分はリン、窒素、またはリンと窒素が同時に制限要因になっているといえる。

したがって前述の脱リンプロセスをかなり厳密に実施し、AGPが低い処理水を添加しても湖水の藻類増殖が刺激されたのは、窒素制限の湖水がかなり存在したためと考えられる。

(3) 脱窒処理水のAGP

図—3に脱窒処理水のAGP (*Chlorella* sp.) T—I Nの関係を示す。この図には比較のために沈殿下水、硝化処理水のAGPも一緒に示した。沈殿下水のAGPは、300～700mg/ℓの範囲で極めて高い。硝化処理水のAGPもまた高くその値は沈殿下水とほぼ同程度であった。

これは硝化工程では流入したアンモニアが硝酸になるだけなので窒素としては減少したことにはならず、そのため *Chlorella* sp. の増殖に対して影響を及ぼさなかったものと考えられる。

脱窒処理水のAGPは脱窒が不十分な場合は当然ながら高い値であるが、硝化、脱窒プロセスが効果的に遂行

図3. 脱窒処理水のAGP (*Chlorella* sp.)とT-INの関係

されるならば、低いAGPの処理水が得られる。1つの目安としてAGP30mg/l以下の処理水を得るための無機性窒素濃度* (T-IN)を図から外挿すればT-IN<0.5mg/lとなる。これらの脱窒処理水は、リン除去を行っていないので脱窒処理母中にはT-Pとして1~2mg/lのリンが存在している。したがってこの処理水を窒素が制限になっていない湖水と混合してAGPを測定すれば前述のリン除去処理水と同じように湖水のAG

図4. 藻類種の相違によるAGPの差(自然水(汙過法))

Pの増大を招くであろう。

4. 考 察

藻類培養試験において最も重要なことは藻類種の選定であろう。理想的には対象とする水域における優占種がよい。さらに貧栄養から富栄養の試料に安定して増殖するものが望まれる。しかしながら実際問題としてはそれぞれの水域で優占種を用いることが困難なので、特定の

図 5. 藻類種の相違によるAGPの差(2次処理水)

標準種を決めて接種生物として用いざるを得ない。筆者らが使用している藻類の種について、同一試量を使った場合のAGPの差を検討したのが図—4および図—5である。

図—4には自然水、図—5には活性汚泥処理水を用い、*Chlorella* sp., *Chlamydomonas* sp., *S. capricornutum* および *Stigeoclonium tenue* を接種した場合のAGPの相違を示した。これらの図から明らかなように、*S. tenue* は他の藻類に比較して汚濁河川水および活性汚泥処理水で高いAGPを示した。また *S. capricornutum* は活性汚泥処理水では比較的低いAGPを示したが、自然水に対しては貧栄養・富栄養の試料ともによく増殖した。

Chlorella sp. と *Chlamydomonas* sp. の活性汚泥処理水に対するAGPは、*S. tenue* と *S. capricornutum* の中間であった。*Chlorella* sp. は *S. capricornutum* と同様に貧栄養、富栄養を問わず自然水によく増殖した。

S. tenue は汚濁河川、および下水処理場の最終沈殿池で優占的に増殖しているので、汚濁した試料に対して高いAGPを示すものと考えられる。この藻類は糸状性で、しかも大きなフロックを作り易いので材料としては使いにくい。*S. tenue* と *Chlamydomonas* sp. は汚濁した水域の検討には良いが、貧栄養の自然水には不適當であると考えられる。

上述のように *S. capricornutum* は自然水では貧栄養、富栄養ともよく増殖するが、処理水に対しては増殖が阻害される場合があるので本実験においては、貧、富栄養の自然水、2次および3次処理水に対して安定して増殖

図6(a). 藻類増殖に及ぼす希釈の影響

する *Chlorella* sp. を主として用いた。*Chlorella* sp. を用いる時の欠点としては培養後重量測定のための汙過がしにくいことや、しばしばフロックをつくって顕微鏡における計数が困難であることなどがあげられる。

栄養物質濃度が高い試料のAGPを求める場合、培養時間の経過と共に藻類濃度が上昇し、光が制限要因になったり密度効果などにより増殖が制限される。したがって試験を純水によって適当に希釈しなければならない。図—6(a)と図—6(b)に、活性汚泥処理水の混合割合と培

図6(b). 藻類増殖に及ぼす希釈の影響

養管中の藻類濃度およびそれから試料100%の藻類増殖量に換算したAGPの関係を示す。図から明らかなように培養管中の藻類濃度は試料濃度が10~30%まで上昇するがその後は一定となる。しかしながらAGPは、10%程度で極大値を示す。これから活性汚泥処理水のように栄養物質の濃度が高い試料では、希釈を10倍程度にすることが最適であることがわかる。また脱リン、脱窒処理水に対してはこの結果から予想して処理水の混合割合を20% (5倍希釈) 程度とし、自然水については無希釈で検討すべきであるといえよう。

脱リン、および脱窒処理水のAGPからAGP (*Chlorella* sp.) < 30mg/l 以下にするためには3次処理水中のリンおよび窒素濃度を、それぞれ0.05および0.5mg/l以下にすべきであろうと推定された。実際に自然水のAGPとその栄養塩の関係を検討するため、琵琶湖水および湖への流入河川水について藻類塩とAGPの関係を求めた。実験は汙過法のAGPであるので、リン、窒素に

図7. AGP (*Chlorella* sp.) と栄養塩の関係—琵琶湖および流入河川汙液

については、 $PO_4\text{-P}$ と $T\text{-I-N}$ をパラメーターとしている。

図—7 から明らかなように $PO_4\text{-P} < 0.05\text{mg/L}$ $T\text{-I-N} > 50.5\text{mg/L}$ の範囲の AGP は 20mg/L 以内であった。

したがって、この結果は脱リンおよび脱窒から求めら

れた AGP (*Chlorella* sp.) 30mg/L 以下になるための栄養塩濃度範囲が自然水でもあてはまることを示しており興味深い。

AGP の再現性を検討するため、2 次処理水 3 検体と脱窒処理水 1 検体につき、同じ試料で 5 本または 10 本の

表 6(a). AGP の再現性

試 料							$\bar{x}$ or S	標準偏差 $s = \sqrt{\frac{S}{N}}$	変化係数 $\frac{s}{\bar{x}} \times 100$
TA 2次 処理水	AGP(x_i)	330	341	279	349	283	$\bar{x} = 316$ $S = 4,368$	29.6	% 9.4
	$x_i - \bar{x}$	14	25	-37	33	-33			
	$(x_i - \bar{x})^2$	196	625	1369	1089	1089			
Fu 2次 処理水	x_i	363	320	259	274	289	$\bar{x} = 301$ $S = 6,842$	37.0	12.3
	$(x_i - \bar{x})$	62	19	-42	-27	-12			
	$(x_i - \bar{x})^2$	3844	361	1764	729	144			

希釈水：蒸留水 前処理：熱分解 藻類種 *Chlorella* sp.

希 釈：5 倍

表 6(b). AGP の再現性

試 料												$\bar{x}$ or S	標準偏差 $s = \sqrt{\frac{S}{N}}$	変化係数 $\frac{s}{\bar{x}} \times 100$
Sa 2次 処理水	x_i	497	348	310	336	442	335	340	363	303	424	$\bar{x} = 370$ $S = 36,132$ $\bar{x} = 342$	60.1	% 16.2
	$x_i - \bar{x}$	127	-22	-60	-34	72	-35	-30	-7	67	54			
	$(x_i - \bar{x})^2$	16129	484	3600	1156	5184	1225	900	49	4489	2916			
Sa 脱窒 処理水	x_i	351	285	365	320	337	217	392	348	380	448	$\bar{x} = 342$ $S = 3516$	59.3	17.2
	$x_i - \bar{x}$	0.7	-5.9	21	-2.4	-0.7	-12.7	4.8	0.4	3.6	10.4			
	$(x_i - \bar{x})^2$	0.49	34.8	441	5.76	0.49	161.3	23.0	0.16	13.0	108.2			

希釈水：蒸留水 前処理：熱分解 藻類種：*Chlorella* sp.

希 釈：2 次処理水 10 倍、脱窒処理水 5 倍

AGPを求めた標準偏差を検討した。用いた藻類は *Chlorella* sp. である。その結果、表—6(a)および表—6(b)に示すように、2次処理水の場合（AGP 平均 301~370 mg/ℓ）は標準偏差 29.6~60.1 変動係数 9.4~16.2%であった。

AGPが低い（平均AGP 34.4 mg/ℓ）脱窒処理水の標準偏差は5.93, 変動係数17.2%であった。

以上の結果からAGPが高い場合10%前後の、低い場合20%前後の変動率でAGPを求めることができることがわかった。

5. まとめ

- (1) 3次処理水のAGPと比較するために測定した貧栄養湖のAGPは1 mg/ℓ以下、富栄養湖のAGPは5~50 mg/ℓ 活性汚泥処理水のAGPは、*Chlorella* sp. で106~610 mg/ℓ, *S. capricornutum* では180~330 mg/ℓ の範囲であった。
- (2) 脱リン処理水は、リンの凝集沈殿物であるアルミニウムフロックを完全に除去すればAGP = 10 mg/ℓ 以下のAGPであった。
- (3) AGP (*Chlorella* sp.) 30 mg/ℓ 以下の3次処理水を得るためのリンおよび窒素濃度は $P < 0.05 \text{ mg/ℓ}$, $N < 0.5 \text{ mg/ℓ}$ であった。
- (4) 湖水は窒素、リンまたは窒素とリンで1次生産が制限されている場合が多いと考えられる。

参考文献

- 1) Skulberg, O.M.: Algal Cultures as a Means to Assess the Fertilizing Influence of Pollution. Proc. Inst. Conf. on Water Pollution Research, **1**, 113 (1966)
- 2) National Eutrophication Research Program Environmental Protection Agency: Algal Assay Procedure, Bottle Test. (1971)
- 3) American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation "Standard Method, 14th Edition" p. 685 (1975)
- 4) 須藤隆一, 森忠洋, 岡田光正, 大竹久夫, 合葉修一: 都市下水の2次処理水が示す藻類生産の潜在能力. 下水道協会誌, **12**, 133, 34 (1975)
- 5) 森忠洋: 富栄養化防止のための指標の開発と実用化, 日本下水道事業団試験部報 p. 39 (1976)
- 6) 須藤隆一, 森忠洋, 岡田光正: 藻類培養試験による富栄養化の評価. 用水と廃水, **15**, 1, 107 (1973)
- 7) 須藤隆一: 陸水域のモニタリング—富栄養化におよぼす排水の影響. 環境情報科学, **52**, 23 (1976)
- 8) 須藤隆一, 森忠洋: 回転円板における微生物管理. 用水と廃水, **19**, 61 (1977)
- 9) 森忠洋, 須藤隆一, 金子久夫, 田井慎吾, 松重一夫, 岡田光正: 回転円板法による硝化・脱窒. 用水と廃水, **20**, 14 (1978)