好気性流動床生物汙過法による湖水中の藻類除去特性

田 中 哲 也*   都 築 浩 一*   西 嶋 規 世*
高 木 武 夫*   寺 藺 勝 二**

Characterization of Algae Removal in a Fluidized Bed Biofilm Reactor System for Lake Water Treatment

Tetsuya TANAKA*, Koichi TSUZUKI*, Noriyo NISHIJIMA*,
Takeo TAKAGI* and Katsuji TERAZONO**

* Mechanical Engineering Reserch Laboratory, Hitachi, Ltd., 502, Kandatsu, Tsuchiura, Ibaraki 300-0013 Japan

** Water Resources Environment Technology Center, 2-14-2, Kohjimachi, Chiyoda-ku, Tokyo 102-0083 Japan

Abstract

This paper describes a pilot plant study on algae removal of a fluidized bed biofilm reactor system for lake water treatment. The system does not need backwashing because the fluidized bed suffers no clogging. Moreover, the system uses dissolved oxygen in influent water for aerobic biological treatment without aeration equipment. Thus, this system is a low energy and easy maintenance way to purify eutrophic lake water. The system was operated continuously at a flow rate of $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ for 9 months at Tsuchiura Port in Lake Kasumigaura. In this study, chlorophyll-*a* and dissolved oxygen in both influent and effluent water were monitored continuously. In summer (August to September) when water bloom occurred, the average removal efficiency of chlorophyll-*a* was 64% at the average influent chlorophyll-*a* concentration of $137.8 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. During the total experimental period (9 months), the average daily amount of removed chlorophyll-*a* was $40.3 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ at the average influent chlorophyll-*a* concentration of $89.5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. By analyzing the relationship between the removed chlorophyll-*a* and the consumption of dissolved oxygen, it was estimated that almost all of algae trapped in the reactor was degraded biologically.

Key words: algae removal, fluidized bed reactor, aerobic biological treatment, chlorophyll-*a*, dissolved oxygen

1. はじめに

富栄養化の進行した汚濁湖沼の多くは藻類の過剰な繁殖によりアオコが発生している。アオコの発生は景観の悪化や悪臭といった環境問題や水道水の異臭味の原因になるなどの利水障害を引き起こすことになる。また、都市部にある公園池やため池などでも藻類の繁殖により透明度が低下して親水性、景観性機能の弊害となっている。このような問題に対し、藻類そのものを除去することを目的とした生物汙過法による直接浄化の研究¹⁻³⁾が行われている。浄化の対象とする水域では小型の公園池でさえ数百から数万 m^3 以上といった規模の水量を扱う必要があるため、直接浄化手段としては省エネルギーであることが強く望まれる。生物汙過法はその点最適な手法の一つと言える。また、薬剤を使わない生物処理は発生する

汚泥量が少ないので、維持管理の容易さからも他の手法に比べ有利である。

生物汙過法を応用した場合、汙過槽内での生物分解を最大限に進行させるためには、汙過槽内の微生物量を高濃度に維持するとともに、槽内に汚泥として蓄積する藻類を長期間保持することが必要となる。よって、汙材の洗浄（逆洗）をできるだけ行わないですむ装置を開発することが重要である。同時に、逆洗の頻度が少ないことは逆洗排水の処理に関わる手間やコストの低減が図れるので、維持管理の上でも都合が良い。

以上のことから、著者らは汙過閉塞が生じにくいという観点から流動床法⁴⁾に着目し、藻類除去を目的とした流動床生物汙過法による閉鎖性水域の直接浄化手法の研究を行っている^{5,6)}。従来、流動床式反応槽による生物処理法は汙床の比表面積を大きくできることや、汙床と被

* (株)日立製作所機械研究所 〒300-0013 茨城県土浦市神立町502

** (財)ダム水源地環境整備センター 〒102-0083 東京都千代田区麹町2-14-2

処理水との接触効率が良いといった利点から下水処理に用いられている⁷⁾。同時に浄水の高度処理に対しても適用されつつある⁸⁾。藻類除去を対象とした研究としては、藻類に由来するカビ臭原因物質の除去に関する研究⁹⁾などがあるが、流動床生物濾過法を実規模スケールで閉鎖性水域の直接浄化に適用した例は見あたらない。また、実用化のためにはフィールドでの長期間の実地評価を行う必要がある。

そこで本研究では、実装置規模（最大処理量 $1,500\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ）のパイロットプラントを霞ヶ浦の湖内に設置し、処理特性の把握を目的とした連続運転試験を実施した。ここでは、装置運転状況の連続モニタリングを行った結果から、水温・原水濃度・溶存酸素の変化に関する処理特性について報告する。

2. 実験方法

2.1 試験装置

Fig. 1 に本研究で用いた試験装置の外観写真を示す。写真にあるように本装置は、処理施設をすべて台船上に搭載し、浄化対象水域の水面に浮上させて設置している。こうすることで、被処理水（湖水）の浄化のための搬送経路を最短にできるので、必要なポンプ動力が最小限になる。また、省電力化のため太陽光発電設備を併設してポンプへの電力供給を行っている。ここでは商用電源を併用して24時間連続運転を実施した。

Fig. 2 に濾過槽の構造図を示す。濾過槽は3段で構成しており、水中ポンプで第1段濾過槽に湖水を給水し、2・3段濾過槽へはヘッドタンクにより自然流下で通水

Fig. 1 An overview of the system

Fig. 2 Schematic structure of the system

する構造である。本装置はより省エネルギーな浄化を行うために、曝気等による機械的な酸素供給手段を用いていない。そこで、第1段濾過槽では湖水中に初めから含まれる溶存酸素を利用して好気性生物処理を行い、2段濾過槽以降では前段からの処理水がヘッドタンクに落ちる際の滝によって酸素を供給できるような構造とした。

濾材としては粒径約 0.5mm の粒状クリストパライト（天然シリカ鉱物の一種）と粒状活性炭（石炭系破砕炭）を各50%の割合で混合して使用した。活性炭を用いたのは、霞ヶ浦のような富栄養化した湖沼では生物難分解性の溶存態有機物が多く含まれているので、吸着作用による溶存態有機物除去を図るためである。運転時の濾材層高さは流動化により約1.3倍に膨張するように調整し、各段濾過槽内の濾材層有効容積は1段： 10.0m^3 、2段： 6.7m^3 、3段： 3.3m^3 であり、水理学的滞留時間（HRT）は3段合計で約1時間である。また、本装置は3段の濾過槽で構成されているが、Fig. 3 に示すように3段の濾過槽を直列に通水する場合と、1段濾過槽および2・3段の濾過槽で2系統並列に通水する場合に切り替えられるようにした。処理量は3段直列運転の場合 $750\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 、2系統並列運転の場合 $1,500\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ である。

2.2 測定項目および方法

フィールド試験では原水の性状や環境要因が時々刻々変動するので、生物処理特性把握のためには可能な限りの連続計測を行う必要がある。そこで本研究では原水・処理水の水温・溶存酸素（DO）・クロロフィル *a*（Chl-*a*）の連続計測を試みた。Fig. 4 に連続計測装置の構成を示す。原水や処理水など任意の試料を電磁弁の切替により計測用ピットに通水し、ピット内に設置したセンサーで水質を計測する。各試料の測定頻度は1時間毎

Fig. 3 Operation modes

Fig. 4 Monitoring system

とした。水温・DOの測定には東亜電波製 水質チェッカーWQC-20A, Chl-*a*の測定にはアレック電子製 クロロテック ACL1-Dを用いた。

DO センサは電極の洗浄と校正の作業を3～4日毎に行った。なお、校正前後で測定値の大きなずれは見られなかった。Chl-*a* センサは蛍光光度法と呼ばれる計測法によるものであり、Chl-*a*の絶対値を測定することはできないので、1週間毎に行ったアセトン抽出吸光度法による分析結果を用いて絶対値を随時算出した。また、Chl-*a* センサは光学的手法によるものであり、受発光面に汚れが付着することで計測値に誤差が生じる恐れがあるので、受発光面の洗浄用ワイパーにて12分毎に自動洗浄するようにした。また、適時人手により清水での洗浄も行ったが、清水洗浄前後での測定値のずれは見られなかった。

その他に、適時サンプリングした原水あるいは処理水について水質分析を実施した。Chl-*a*・TOC・DOC・SS・濁度 (Tur.) については1週間毎、COD・TP・TN については夏期は1週間毎、その他の期間は1ヵ月毎に分析を行った。ここで、分析は工業用水試験方法 (JIS K-0101) あるいは上水試験方法に準拠した方法により実施し、溶存態物質と懸濁態物質の分画には1 μm のガラス繊維濾紙を用いた。また、原水中に含まれる藻類種の検鏡による同定・計数を1ヵ月毎に実施した。

2.3 実験現場および実験期間

実験は茨城県の霞ヶ浦土浦港内に試験装置を設置して行った。1996年6月に装置を現地に設置し、7月中は試運転とし、水質モニタリングは8月より行った。試運転期間を含む9月20日までは3段直列運転、その後は2系統並列運転を行った。なお、現地では7月中旬から9月下旬までは目視により確認できるほどのアオコが発生していた。ここでは、1996年8月より1997年4月の9ヵ月間の連続運転試験により得られた結果を用いて本試験装置の処理特性について述べる。

3. 実験結果および考察

3.1 湖水 (原水) の性状

装置の処理特性を評価するためには原水の性状について把握しておく必要がある。Fig. 5 に本実験期間中における原水・処理水のChl-*a*とSSの相関を示す。一般に湖

Fig. 5 Relationship between Chl-*a* and SS

沼水中のSSは藻類の増殖に依存するところが大きく¹⁰⁾, Fig. 5によると本実験においてもChl-*a*の増加とともにSSが増加する正の相関が見られる。Fig. 6にChl-*a*とPOC(懸濁態有機炭素、TOCとDOCの差から算出)の相関を示す。Chl-*a*とSSの相関係数(r)が0.618であったのに対し、Chl-*a*とPOCでは $r=0.842$ であり、より高い相関が得られた。よって、POCの多くが藻類に由来するものと考えられる。相崎らによると霞ヶ浦湖水中の懸濁物質の組成を分析した結果では、Chl-*a*と有機炭素の比(C/Chl-*a*)は短い周期で変動する(C/Chl-*a*=15～157)が、平均的にはC/Chl-*a*=68であったと報告している¹¹⁾。また、高村らによると霞ヶ浦で採取した*Microcystis aeruginosa*の細胞内組成を分析した結果では、C/Chl-*a*=69.4 (平均) が得られている¹²⁾。本実験ではFig. 6よりC/Chl-*a*=44.7であり、Chl-*a*に対し炭素の量が少ない傾向であった。このことから藻類に由来するPOCの割合が高いことがうかがえる。また、全実験期間中の原水DOCの平均値は $5.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であったが、DOCの季節的な変化は小さく、夏期の限られた期間を除くと $3.5\sim 5.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で推移した。つまり、DOCは年間を通してほぼ一定に推移するが、藻類の増減によるPOCの増減がTOCの変化に対し支配的であったと考えられる。なお、リン・窒素に関しては、TPの80%以上、TNの30%程度が懸濁態として存在していた。

Table 1に原水中に出現した藻類種の計数結果より、代表的な種類についての個体数の推移を示す。8～9月は*Microcystis aeruginosa*を始めとするアオコを形成する藍藻類が優占し、徐々に珪藻類・緑藻類の割合が高まり珪藻類では*Cyclotella* spp., *Melosira* spp., *Synedra ulna*, 緑藻類では、*Chlamydomonas* spp., *Chlorella* spp., *Senedesmus* spp. などが全期間を通して多数観察された。2月以降は特に珪藻類*Synedra ulna*が非常に高い割合で優占していた。本研究を含めて藻類を扱う研究の多くはChl-*a*を藻類現存量の指標として取り扱っているわけであるが、これを確認するためFig. 7にChl-*a*と藻類の全個体数の関係を示した。ここで、群体を形成する藍藻類のうちいくつかの種類については細胞数による計数が困難なため群体数として計数したが、全個体数としては単純に加算して扱った。原水・処理水ともに両者の相関は高く、本実験においては季節変化により藻類

Fig. 6 Relationship between Chl-*a* and POC

Table 1 Seasonal changes of phytoplankton species in influent water

cells·m ⁻¹ (*: colonies·m ⁻¹)	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.
Blue-green algae										
<i>Anabaena affinis</i>	*1110		4000							
<i>Anabaena spiroides</i>	*60	1100	4660	70						
<i>Chroococcus</i> spp.	*1110	*1700	*880	*220	*890	*220	*330	3330	1110	4780
<i>Lyngbya limnetica</i>	*3060	*11000	*3330	*2070	*3220	*5220	*2110	*1670	*1560	*1670
<i>Merismopedia tenuissima</i>		5100		300						
<i>Microcystis aeruginosa</i>	121940	81000	12440							
<i>Oscillatoria</i> sp.	*3610	*830	*2880	*440	*1670	*3000	*2670	*1890	*3440	*2780
<i>Phormidium</i> sp.					*1330					
<i>Phormidium tenue</i>	*9170	*3300	*4000	*2810	*890	*1780	*2780	*1560	*2670	*5560
Sub-total	140060	104030	32190	5910	8000	10220	7890	8450	8780	14790
Diatom algae										
<i>Cyclotella</i> spp.	1940	5300	4440	8300	8770	8000	10220	13220	6330	9110
<i>Melosira</i> spp.	300	7200	5330	2960	3120	8550	7780	4000	440	2110
<i>Synedra ulna</i>	560	4400	3330	3040	3220	5220	7560	27110	105560	91890
Others	290	300	3770	810	1110	330	220	440	330	550
Sub-total	3090	17200	16870	15110	16220	22100	25780	44770	112660	103660
Green algae										
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	280	560	220	740	670	1220	2110	2220	4110	1560
<i>Chlamydomonas</i> spp.	20	280	4880	2150	890	1440	1000	3560	890	670
<i>Chlorella</i> spp.	280	1700	1550	1040	670	1110	1780	2440	1330	3220
<i>Dictyosphaerium</i> spp.					440		440	1780	8560	2670
<i>Microactinium pusillum</i>		560	880	440		3110	1110	1670	4560	1890
<i>Scenedesmus</i> spp.	20	2280	1770	2520	1550	1550	1890	3660	1440	1550
Others	1240	520	2870	2150	4370	2770	4530	3100	6320	4720
Sub-total	1840	5900	12170	9040	8590	11200	12860	18430	27210	16280
Others	620	560	1380	730	1560	990	440	660	1990	220
Total number of algae	145610	127690	62610	30790	34370	44510	46970	72310	150640	134950

Fig. 7 Relationship between Chl-*a* and total number of algae

種構成が変化しても Chl-*a* と藻類現存量の関係に大きな変化がなかったことが確認できた。

3.2 連続運転試験結果

Fig. 8 に連続運転期間中の Chl-*a*, DO, 水温の経日推移を示す。各日の値は 1 時間毎のデータを平均して算出した。Chl-*a* については、直列運転期間中は原水・1 段汙過槽の処理水および 3 段汙過槽の処理水を示し、並列運転期間中は原水と 1 段汙過槽の処理水を示した。DO については、原水と 1 段汙過槽の処理水および各原水の水温に依存する純水中の飽和 DO 濃度を示した。水温は原水と処理水に変化は見られなかったため、原水のみを示した。原水 DO はほぼ飽和濃度前後で推移しており、Chl-*a* の除去に伴い処理水の DO が原水の DO に比べ低下し、好気性生物処理により汙過槽内で DO が消費されている様子がわかる。Table 2 に全試験期間および夏期に

Fig. 8 Influent and effluent Chl-*a*, DO, and temperature for long-term testing run

における各水質項目の原水水質と平均除去率を示す。直列運転時の各水質項目の除去率は Chl-*a* : 64%, COD : 55%, TP : 31%, TN : 34%, SS : 57%, Tur : 58% が得られた。Table 2 より夏期 (8 ~ 9 月) の結果から 1 日当たりの Chl-*a* 除去量で直列運転と並列運転を比較すると、直列時 66.1g・d⁻¹ に対し並列時 88.9g・d⁻¹ となる。す

Table 2 Average removal efficiency of the system

	Aug. 1996 - Sep. 1996			Aug. 1996 - Apr. 1997	
	Influent	Removal efficiency		Influent	Removal efficiency
		1st reactor	1st to 3rd reactor		
COD	13.7 mg·l ⁻¹	37%	55%	9.2 mg·l ⁻¹	26%
Chl-a	137.8 µg·l ⁻¹	43%	64%	89.5 µg·l ⁻¹	30%
SS	25 mg·l ⁻¹	47%	57%	23 mg·l ⁻¹	31%
TP	0.11 mg·l ⁻¹	27%	31%	0.12 mg·l ⁻¹	16%
TN	2.23 mg·l ⁻¹	17%	34%	2.36 mg·l ⁻¹	5%
Tur.	21.6 mg·l ⁻¹	49%	58%	24.2 mg·l ⁻¹	30%

なわち、当然直列運転の方がより低濃度の処理水を得ることができるが、並列運転の方が1日当たりの除去量としては大きい。全実験期間を通じて平均すると、並列運転時の1日当たりChl-a除去量は40.3g·d⁻¹となった。

また、連続運転期間中汙材層での通水圧力損失の上昇は起こらず、汚過を継続できた。汚過を継続していくと、汙材層の上部に1mm程度の大きさにブロック化した汚泥が蓄積していくのが観察された。この自己造粒した汚泥はそれ自身が生物処理に寄与すると考えられる¹³⁾が、いずれ処理水とともに流出することになるので、良好な処理水質を維持するために適時排出することが必要と思われる。排出した汚泥は容易に沈降分離することができる。

3.3 流動床生物汚過法による藻類除去特性

3.3.1 流動床生物汚過法による藻類除去機構

本装置は好気性微生物作用による湖水中の有機汚濁物である藻類の除去を狙ったものであるが、藻類を対象とした生物処理過程は貧毛類や輪虫類など比較的大型な微小動物による捕食作用やバクテリアによる同化作用などが混在する複雑な機構となる^{14,15)}。また、相崎らによる霞ヶ浦湖水を用いた実験¹⁶⁾によれば、湖水を暗条件かつ好気性条件下で放置した場合、Chl-aの分解が始まるのは数十時間後からである。すなわち、本装置のHRT(3段合計で約1時間)では藻類の分解はほとんど期待できない。すると、本装置の藻類除去機構としては以下の過程が考えられる。

- 1) 流入した藻類が汙材表面での付着、あるいは汙材間隙での沈降・阻止作用により汚過槽内に抑留される。
- 2) 1)により汚過槽内に抑留した藻類が微小動物の捕食や暗条件下での死滅分解による生物作用で徐々に分解除去される。
- 3) 未分解の藻類や2)の分解生成物の一部は汚過槽内に汚泥として蓄積する。
- 4) 3)の残りは汚過槽内での抑留から開放されて処理水とともに流出する。

1)について、流動床の場合は汙材が絶えず流動しているため、沈降・阻止作用よりも付着作用による抑留が支配的と思われる。3)について、前述のように実験では汙材層上部に自己造粒によりブロック化した汚泥が堆積しているのが観察された。また、流動床法は汙材層での汚過閉塞は生じないので、汚過継続時間を長くすることで逆洗による未分解汚泥の排出量を低減できる利点があ

Fig. 9 Relationship between DO consumption and removed Chl-a in 1st reactor

る。

今後はこれら個々のプロセスについてその特性を把握することが必要であるが、現時点では明らかになっていない部分がほとんどである。特に、本装置は曝気を行わないシステムであり、好気性生物処理に伴う溶存酸素消費による藻類の分解除去特性について把握することが重要である。そこで、本研究では汚過槽内に抑留された藻類の生物処理過程についてChl-aの除去と汚過槽内で消費された溶存酸素の関係から考察を試みた。

3.3.2 DO消費と藻類除去の関係

富栄養化した水域では、アオコの消滅時に大量の藻類が集中した期間内に死滅分解するためDOが極端に低下することがあるが、それ以外は常時藻類の光合成に伴う酸素の放出があるので表層水のDOは飽和あるいは過飽和の状態になっていることが多い。Fig. 8に示したように、本実験においても原水のDOは飽和濃度前後で推移した。Fig. 8において、1段汚過槽内の微生物活動により消費された処理水量当たりのDO(汚過槽出入口のDOの差)と除去された処理水量当たりのChl-a量の関係を見るとFig. 9のようになった。ばらつきがあるもののDO消費量とChl-a除去量の間には直線的な関係があり、やはり槽内で抑留された藻類の一部は好気性分解を受けていることがうかがえる。データの直線近似により本実験におけるDO消費量とChl-a除去量の関係は以下の式が得られた。

$$\text{Chl-a 除去量} = 0.00618 \times \text{DO 消費量} \quad (1)$$

ただし、前述の通り藻類の好気性分解は時間的な遅れが生じるものと考えられ、原水水質は時間により変動するため、ある瞬間のDO消費量とChl-a除去量の間には時間的なずれが生じる。Fig. 9は1時間毎に測定したデータを用いて1日の平均値を算出しプロットしたものであり、1日毎に積算したDO消費量とChl-a除去量の分布を表していることになる。全実験期間を通して積算した場合のDO消費量当たりのChl-a除去量を算出すると0.00596となり、式(1)の傾き(0.00618)とほぼ一致した。よって、Fig. 9は分解に要する時間的な遅れによる誤差を含むが、式(1)により平均的な傾向が与えられていると考えられる。

ここで、藻類の好気性分解に必要な酸素量について検討する。藻類生物体の酸化反応式として以下の式¹⁷⁾を用いる。

式(2)から 1 mg-C 当たりの酸素要求量は 3.47mg-O が得られる。そして Fig. 6 から得られた POC/Chl-*a* = 44.7 が成り立つものと考え、式(2)から Chl-*a* 分解量と DO 消費量の関係は式(3)が得られる。

$$\text{Chl-}a \text{ 分解量} = 0.00645 \times \text{DO 消費量} \quad (3)$$

以上のことから、式(1)と式(3)を比較すると両者はほぼ一致しており、本装置においては Chl-*a* ベースで見ると除去された藻類の大半が汙過槽内で好氣的に分解されたものと推測できる。ただし、ここでは DOC の分解に寄与した酸素については考慮していない。しかし、以下の理由によりその影響は小さいものと考えた。過去の研究例でみると、霞ヶ浦湖水を対象とした回転円板やハニコーン型浸漬汙床による生物処理実験^{18,19)}では滞留時間を 1～8 時間とした場合でも DOC 除去率は 10% 以下と小さい。すなわち、本装置においては滞留時間内（1 段汙過槽で約 0.5h）での DOC の生物分解による除去は考えにくい。一方、本実験では汙材として粒状活性炭を用いているので、活性炭へ吸着した DOC 成分が徐々に生物分解することも考えられる。しかし、これについても、霞ヶ浦湖水に含まれる DOC では、100 日間培養における生物分解性 DOC は 1 mg·l⁻¹ 程度であったとの報告²⁰⁾があり、吸着した DOC の生物分解の割合も少ないものと考えられる。また、アンモニア性窒素の硝化反応による酸素消費も考えられるが、本実験では原水のアンモニア性窒素濃度は常時低濃度（<0.2mg-N·l⁻¹）であったので無視した。

3.3.3 多段処理による除去性能

Fig. 10 に直列運転期間中（8～9 月）の各段汙過槽内の処理水量当たりの DO 消費量と Chl-*a* 除去量の関係を示す。直列運転時は、後段側汙過槽へ処理が進むにしたがい汙過槽入口での Chl-*a* 濃度と DO 濃度が低下することになる。Fig. 10 より、異なる段の汙過槽において

Fig. 10 Relationship between DO consumption and removed Chl-*a* in each reactor

も DO 消費量と Chl-*a* 除去量の関係はほぼ同一直線上に分布している。本実験では、Fig. 5 より夏期における原水 DO は平均 8.6mg·l⁻¹、1 段汙過槽の DO 消費量は平均 7.4mg·l⁻¹、Chl-*a* 除去量は平均 51.9μg·l⁻¹であった。つまり、原水初期 DO の 86% は 1 段汙過槽で消費されていた。本装置は 2・3 段汙過槽では前段の処理水を滝でヘッドタンクに落とし込むことで DO をある程度供給することができるが、本実験では各段で約 1 mg·l⁻¹ の DO が供給されていた。Fig. 10 より、2 + 3 段汙過槽においてはヘッドタンク入口の滝により供給された DO を加え、平均 DO 消費量 2.1mg·l⁻¹、平均 Chl-*a* 除去量 33.8μg·l⁻¹であり、結果として 3 段汙過槽の合計では平均 DO 消費量 9.5mg·l⁻¹に対し平均 Chl-*a* 除去量 85.7μg·l⁻¹が得られた。

3.3.4 季節変動が処理特性に及ぼす影響

生物処理性能に大きく影響するその他の要因としては汚濁負荷（原水 Chl-*a* 濃度）と水温があげられる。Fig. 11 は本実験期間内の原水 Chl-*a* 濃度および水温の推移と各条件下での Chl-*a* 除去率（1 段汙過槽）をプロットしたものである。本実験は 8 月から翌年の 4 月に渡り行ったわけであるが、その間の原水 Chl-*a* および水温の推移を Fig. 11 から見ると以下のものであった。アオコの発生していた 8～9 月は Chl-*a*・水温ともに高い状態を維持し、アオコの消滅する 10 月にかけて Chl-*a* は急激に低下、水温は緩やかに低下した。10 月から 12 月にかけては Chl-*a* は 50μg·l⁻¹ 前後で推移したが、水温は急激に低下した。その後 2 月から 4 月にかけて水温が緩やかに上昇しながら Chl-*a* が急激に増加した。

水温の低下あるいは原水 Chl-*a* 濃度の低下により、汙過槽内の微生物濃度あるいは微生物活性が低下して Chl-*a* 除去率も低下すると予想できる。Fig. 11 で見ると全体的にはそのような傾向がうかがえる。特に、原水 Chl-*a* はほとんど変化しなかった 10 月から 12 月にかけては、水温の低下にしたがい顕著に除去率が低下していることがわかる。Fig. 12 に全実験期間の水温と Chl-*a* 除去率の関係を示す。水温の変化は全実験期間を通して除去性能に対し顕著に影響しているのがわかる。一方、原水 Chl-*a* 濃度の影響については、8 月から 10 月にかけての Chl-*a*

Fig. 11 Effect of influent Chl-*a* and temperature on the removal efficiency of Chl-*a*

Fig. 12 Effect of temperature on the removal efficiency of Chl-*a*

の急激な低下期間、および、2月から4月にかけての急上昇期間のいずれも、その変化が除去率に及ぼす明確な傾向は得られなかった。

4. ま と め

本研究では流動床生物ろ過法による富栄養化閉鎖性水域の直接浄化装置の処理特性把握を目的とし、霞ヶ浦土浦港にて実装置規模(最大 $1,500\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$)の試験装置により連続運転試験を実施した。実験では原水・処理水のクロロフィル *a* (Chl-*a*)、溶存酸素 (DO)、水温の連続モニタリングや定期的サンプリングによる水質分析を行った結果、以下のことが得られた。

- 1) 流動床生物ろ過法によるアオコの発生した湖水(8~9月)に対する3段ろ過槽を直列に通水した場合の処理性能は、原水 Chl-*a* が平均 $137.8\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の条件で Chl-*a* 除去率は平均64%が得られた。その他の水質項目の除去率は COD: 55% (原水 $13.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)、TP: 31% ($0.11\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)、TN: 34% ($2.23\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)、SS: 57% ($25\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)、濁度: 58% ($21.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) が得られた。また、並列運転時(1段ろ過槽と2・3段ろ過槽の2系統通水)の全実験期間における1日当たりの Chl-*a* 除去量は平均原水 Chl-*a* $89.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ に対し $40.3\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ となった。
- 2) 通水を継続していくとろ材層の上部に自己造粒した汚泥が堆積するが、流動ろ材層内での圧力損失の増加はほとんど見られなかった。
- 3) ろ過層内に物理的に抑留した藻類はろ過槽内の好気性微生物群による生物的分解を受けるが、Chl-*a* 除去量と DO 消費量の関係から本手法では除去された Chl-*a* の大半が生物処理により分解されていると推測された。
- 4) 本装置は多段(3段)構造で、槽間で処理水を滝状に流すことによる自然曝気を行った。それにより、第2段、第3段の入口でそれぞれ約 $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、合計で $2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の DO が回復できた。
- 5) 季節変化に伴う水温の低下による Chl-*a* 除去率の

低下は顕著に現れたが、原水 Chl-*a* 濃度に関する影響は明確には現れなかった。

(原稿受付 1997年9月2日)

(原稿受理 1997年12月24日)

参 考 文 献

- 1) 金主絃, 千葉信夫, 山田一裕, 徐開欽, 須藤隆一 (1997) 生物ろ過法による富栄養化した池沼の藻類除去, 水環境学会誌, **20**, 43-49.
- 2) 村上光正, 吉識忠継, 浦上良樹 (1995) 池水汚濁物質の生物ろ床法による除去, 水環境学会誌, **18**, 307-314.
- 3) 林紀男, 稲森悠平, 須藤隆一 (1995) 富栄養型池沼の液渾・生物学的ろ過水循環による直接浄化, 用水と廃水, **37**, 638-642.
- 4) Liang-Shih Fan (1989) Gas-Liquid-Solid Fluidization Engineering, 515pp., Butterworth Publishers, Stoneham, Massachusetts.
- 5) 田中哲也, 都築浩一, 西嶋規世, 高木武夫 (1996) 流動床生物ろ過法による池沼の直接浄化に関する研究, 第30回日本水環境学会年会講演集, pp.83.
- 6) 寺蘭勝二, 田中哲也, 都築浩一, 西嶋規世, 高木武夫, 小松健彦 (1997) 流動床生物ろ過法による霞ヶ浦湖水の浄化に関する研究, 第31回日本水環境学会年会講演集, pp.318.
- 7) 高橋正宏 (1994) 生物膜法の新しい流れ 最新の固定床・流動床生物膜法, 下水道協会誌, **31**(373), 8-12.
- 8) 長塩大司, 橋本利明, 二宮正弘, 須原敏樹 (1995) 粒状破砕炭を用いた流動層吸着装置 (IV) -実装置の運転特性-, 第46回全国水道研究発表会, pp.166-167.
- 9) 李保瑛, 稲森悠平, 杉浦則夫, 須藤隆一 (1996) 流動床生物膜処理法によるカビ臭産生藍藻類 *Phormidium tenue* の分解, 水環境学会誌, **19**, 891-896.
- 10) 岩佐義朗 (1990) 湖沼工学, 277pp., 山海堂, 東京.
- 11) Aizaki, M. and Otsuki, A. (1987) Characteristic of variations of C: N: P: Chl ratios of seston in eutrophic shallow lake Kasumigaura, *Japanese Journal of Limnology*, **48**, S99-S106.
- 12) 高村義親, 野村和輝, 萩原富司, 平松昭, 矢木修身, 須藤隆一 (1981) 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学組成について, 国立公害研究所研究報告, 25号 (R-25-'81), 31-46.
- 13) 近山憲幸, 稲森悠平, 須藤隆一, 村松正利 (1995) 生物活性炭流動床法における汚濁湖沼水の浄化と自己造粒形成条件の解明, 第6回世界湖沼会議 霞ヶ浦'95 論文集, pp.463-466.
- 14) 稲森悠平, 金周永, 杉浦則夫, 須藤隆一 (1993) 生物活性炭流動床法における浄化能と生物相, 用水と廃水, **35**, 678-685.
- 15) 稲森悠平, 秋元里乃 (1994) 生物膜の有用微生物によるアオコの分解と高度浄化, 水環境学会誌, **17**, 557-561.
- 16) Aizaki, M. and Takamura, N. (1991) Regeneration of nutrient and detritus formation from aerobic decomposition of natural phytoplankton, *Japanese Journal of Limnology*, **52**, 83-94.
- 17) 小林節子, 宇野健一, 吉澤正 (1990) 印幡沼, 手賀沼の COD, 窒素, リンの水質特性(内部生産 COD と窒素, リンの COD への変換率について), 公害と対策, **26**(4), 47-56.
- 18) 原田正光, 佐藤敦久, 高崎みつる, 須藤隆一, 岡田光正 (1988) 水道原水の生物処理性能に関する現場実験, 水道協会雑誌, **57**(6), 37-45.
- 19) 田井慎吾, 松重一夫 (1988) 生物膜法による富栄養化湖水の浄化に関する実験研究, 水処理技術, **29**, 217-224.
- 20) Fukushima, T., Park, J., Imai, A., and Matsushige, K. (1996) Dissolved organic carbon in a eutrophic lake; dynamics, biodegradability and origin, *Aquatic Sciences*, **58**, 139-157.