

リンの SS からの脱着とプランクトン細胞内蓄積を考慮した 水質モデル

平 山 彰 彦*・和 氣 亜紀夫**

1. はじめに

浅い湖では水質が不規則に変動するために、深い湖に比べて富栄養化過程の解明が進んでいないのが現状である。その原因の一つは、底質の巻き上げが水質に大きく影響するためである。巻き上がった底質 (SS) から放出される栄養塩と SS による遮光が植物プランクトンの増殖率を大きく変化させるが、これまでの研究ではこの両者を考慮したモデルは見られない。

植物プランクトンの中でも、富栄養化した湖沼に発生するアオコ (藍藻類) は毒素を生成するために、その発生を押さえることが急務となっている。このアオコは細胞内にリンを蓄積できることが近年の研究で明らかになっており (渡辺ら, 1994), これを反映させたモデル化も必要である。例えば、アオコは風が強く濁度の高いときに SS から放出されたリンを取り込み、穏やかで濁度の低くなった時に増殖することが可能であり、水中の栄養塩濃度が高い時期と増殖率が高い時期に時間のずれが生じる。従来ほとんどの水質モデルにおいて適用されてきた、水中栄養塩濃度により増殖率を決定する方法ではこの現象を再現できない。

本研究では典型的な浅い湖で富栄養化が進みアオコの大発生がみられるとともに、既存のデータが豊富にあるハンガリー・バラトン湖を対象にして、上記の過程を組み込んだ完全混合水質モデルを構築し、水質の再現を行う。

2. バラトン湖とその環境

ハンガリーのバラトン湖は中央ヨーロッパ最大の淡水湖であり、表面積は約 600 km²で琵琶湖北湖とほぼ同じ大きさであるが、バラトン湖の平均水深は約 3 m と浅い。

バラトン湖は 1970 年代から富栄養化が顕著になり、クロロフィル a (*Chla*) 濃度は現在まで増加傾向を示している。特に、バラトン湖の全流入水のうち 50-75% を占めると共に汚濁度の高い Zala 川が流入するために、湖の西端

に位置する Keszthely 水域は水質が最も悪く、唯一の流出河川である Sió 川のある Siófok 水域方向に行くに従い水質が良くなる。1990-1994 年の Keszthely 水域と Siófok 水域における年間最大 *Chla* 濃度は、100-250 µg/l と 20-75 µg/l である。特に 1994 年には過去最大濃度の *Chla* が観測され、平均 *Chla* 濃度が OECD 基準である 75 mg/m³ を越える過富栄養化状態になっており、水質の改善が急務となっている (KDT-KÖFE, 1994)。

植物プランクトン種は、窒素ガス固定能力を持つ *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis racibarskii* と推移してきており、1982 年以降は *C. racibarskii* が優先種であり、夏期ブルーム時のバイオマスのうち 85% 以上はこの種が占めている (KDT-KÖFE, 1994)。この種の増殖は、窒素固定能力があるためにリンにより制限されている。したがって、本研究における水質モデルは、同湖を対象にしたこれまでの研究同様リン制限モデルとし (例えば, van Straten, 1980), 図-1 に示される閉鎖性の強い Keszthely 水域を対象に、リン循環の完全混合モデルを構築する。

3. リン循環の完全混合水質モデル

モデルの構築に際しては、リン循環にとって重要な過程を取り込むと共に、キャリブレーションが必要なモデルパラメータをできるだけ少なくすることを前提に考え、図-2 に示すように完全混合水質モデルの構造を決定した。主要パラメータは、連立方程式 (1)-(4) により記述される、反応性リン (PO₄-P)、植物プランク

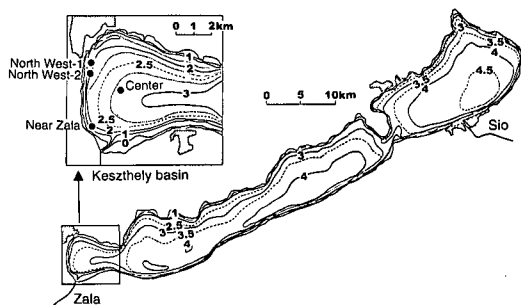


図-1 バラトン湖の水深と Keszthely 水域

* 正会員 M.S. 沼水建設(株)技術研究所

** Ph.D. 沼水建設(株)技術研究所

トン態-リン、-バイオマス、デトリタス態-リンの4成分である。Chla に関しては、バイオマスから式(5)により計算する。最適光強度 I_s は、前3日間の日射量から決定している(平山他, 1993)。

反応性リン: P_1 [mg-P/m³]

$$\begin{aligned} \frac{dP_1}{dt} = & -k_f P_1 - k_u \frac{P_1 B}{P_{1k} + P_1} \frac{\psi_{\max} - \psi}{\psi_{\max} - \psi_{\min}} \\ & + k_m P_3 + (1 - f_{op}) d_p P_2 \\ & + S_{op}(SS) + c_{ex}(P_{eq} - P_1) + L_1 \dots\dots\dots (1) \end{aligned}$$

植物プランクトン態リン: P_2 [mg-P/m³]

$$\begin{aligned} \frac{dP_2}{dt} = & -k_f P_2 + k_u \frac{P_1 B}{P_{1k} + P_1} \frac{\psi_{\max} - \psi}{\psi_{\max} - \psi_{\min}} - d_p P_2 \\ & - \frac{v_s}{h} P_2 + L_2 \dots\dots\dots (2) \end{aligned}$$

植物プランクトンバイオマス: B [mg dry-wt/m³]

$$\begin{aligned} \frac{dB}{dt} = & -k_f B + \mu_{\max} f(\psi) f(I) f(T) B - d_p \theta_p^{T-20} B \\ & - \frac{v_{sb}}{h} B + L_B \dots\dots\dots (3) \end{aligned}$$

デトリタス態リン: P_3 [mg-P/m³]

$$\begin{aligned} \frac{dP_3}{dt} = & -k_f P_3 + f_{op} d_p P_2 - k_m \theta_m^{T-20} P_3 \\ & - \frac{v_{s3}}{h} (1-r) P_3 + L_3 \dots\dots\dots (4) \end{aligned}$$

クロロフィル a: $Chla$ [mg/m³]

$$Chla = B / \left(\frac{a I_s}{\mu_{\max} f(T) e^{C_{b/c}}} \right) \dots\dots\dots (5)$$

ここに、 k_f : 水の交換率(= q_{Zala}/V)、 q_{Zala} : 流入河川の流量、 ψ : 細胞内のリンの割合=セル・クォタ(= P_2/B)、 $f(\psi)$: セル・クォタ増殖制限関数、 $f(T)$: 温度制限関数、 $f(I)$: 光制限関数、 $S_{op}(SS)$: SSの関数として表される吸脱着フラックス、 L : 流入負荷である。モデルパラメータは可能な限り実験値、観測値をもとに決定することにし、表-1に示す値を用いた。

3.1 アオコの増殖モデル

C. racibarskii が優先種であるので、その増殖が湖内の植物プランクトンの増殖を代表するものとする。増殖速度は、湖水から分離した *C. racibarskii* を用いた培養実験で得られた最大増殖速度 $\mu_{\max}$ を用い、これが以下に記す、細胞内リン濃度、温度、光の関数の重ねあわせにより制限されるとした。

(a) 細胞内リン濃度による制限: アオコを形成する藍藻類は、自然の湖沼でしばしば不足する栄養元素であるリンをポリリン酸の形で細胞内に蓄積できることがわかっている(渡辺ら, 1994)。*C. racibarskii* も蓄積したリンにより2回の細胞分裂が可能であるので(Shafik et al., 1987)、例えば強風時にSSから放出されたリンを摂

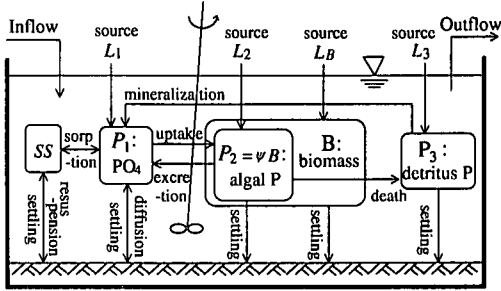


図-2 リン循環の完全混合水質モデルの構造

表-1 モデルパラメータ

説明	記号	単位	値
最大セル・クォタ	$\psi_{\max}$	ND	0.02
最小セル・クォタ	$\psi_{\min}$	ND	0.001
リン最大摂取速度	k_u	mg P/mg dry-wt/d	1.5
リン摂取の半飽和定数	P_{1k}	mg P/m ³	20
無機化速度	k_{m0}	1/d	0.22
無機化の温度補正係数	θ_m	ND	1.08
死滅速度	d_{p0}	1/d	0.08
死滅の温度補正係数	θ_p	ND	1.1
最大増殖速度	$\mu_{\max}$	1/d	1.4
平均水深(可変)	h	m	2.25-2.63
Keszthely basinの表面積	A	km ²	38
バイオマスの沈降速度	v_{sb}	m/d	0.24
デトリタスの沈降速度	v_{s3}	m/d	0.05
可溶性デトリタスリンの割合	r	ND	0.1
P-I 曲線の初期勾配	α	mgC/mgChla/ly	2.6
有機態の割合	f_{op}	ND	0.9
リンの平衡濃度	P_{eq}	mgP/m ³	30
バイオマス・カーボン比	$C_{b/c}$	mg dry-wt/mgC	2.1

取し、SSが沈降して透明度が高くなる翌・翌々日に光合成を行うことが可能である。実際に *C. racibarskii* のブルームは、強風の後に数日の静穏な日が続いたときに起こるとされている(KDT-KÖFE, 1994)。したがって、増殖の栄養塩制限に一般に用いられている水中リン濃度を用いたモノド型モデルではなく、藻類の増殖と栄養塩の摂取を分離して扱うことができる可変セル・クォタモデル(=VCQ)を用いる方が実現象を反映することになる。

セル・クォタは細胞内リン濃度とバイオマスの比として定義でき、細胞内リン濃度はリン摂取速度と増殖速度の比に依存する。VCQはいくつかの形が提案されているが、ここで用いるのはDroop (1968)により提案されたもので、 $f(\psi) = 1 - \psi_{\min}/\psi$ である。*C. racibarskii* に対応する $\psi_{\min} = 0.001$ および $\psi_{\max} = 0.02$ とした時の $f(\psi)$ とリン摂取速度制限関数 $f_n(\psi)$ の特性を図-3に示す。 ψ が0.005すなわちリンの細胞内蓄積量が最大容量の1/4以下になると、 $f(\psi)$ は急激に減少し増殖速度が減少する。

(b) 温度による制限: *C. racibarskii* を用いた Shafik et al. (1988) による室内実験結果をもとに、図-4

に示すような基準化された関数を決定した。図中の記号が実験値がある温度であり、30°前後の比較的高い水温で最大の増殖を行うことがわかる。

(c) 光による制限: KDT-KÖFE による培養実験結果は, *C. racibarskii* の増殖が強光度阻害を受けないことを示している。したがって, 最適光強度以下で増殖カーブによく適合する Steele 式を飽和型 ($f(I)=1$ for $I_s/I > 1$) に変更し, 鉛直積分を行うと次式が得られる。

$$\bar{f}(I) = \frac{\ln a}{k_e h} + \frac{e}{k_e h} (\exp(-ae^{-k_e h}) - \exp(-ae^{\ln a})) \quad (6)$$

ここに, $a = I_0/I_s$, I_0 : 水面直下可視照度である。この関数は光の消散係数 k_e にきわめて敏感である。Keszthely 水域の平均水深約 2 m を用い, 現地で観測される k_e の範囲 1.0 と 3.0 m^{-1} を適用して $\bar{f}(I)$ を計算すると, $k_e = 1.0$ の場合 $\bar{f}(I)$ は 3.0 の場合の 2 倍以上になり, 消散係数の決定が藻類の増殖に大きな影響をおよぼすことが分かる。

k_e を決定する主要な物質は, 水中の SS と植物プランクトン (*Chla*) であると考えられる。 k_e と SS との関係は観測値から図-5 に示すように決定し, k_e の *Chla* への依存は, 現地 Secci ディスク値から換算して $k_e = 0.03 \text{ Chla}$ [mg/m^3] とした (KDT-KÖFE, 1994)。

3.2 底質巻き上げのモデリング

消散係数とリンの脱着量を計算するために必要な SS 濃度には, 波力のみを底面応力として考えた, 以下の式から求められる鉛直平均値を用いた (Luettich *et al.*, 1990)。

$$\frac{d\bar{c}}{dt} = -\frac{\beta}{h} (\bar{c} - c_{bak} - c_e) \quad (7)$$

ここに, $\bar{c}$: 深さ平均 SS 濃度, c_{bak} : バックグランド値, c_e : 平衡濃度 ($=K[H/H_{ref}]^n$), H , H_{ref} : 波高および参照波高, n , K : モデルパラメータ, β : 沈降パラメータである。図-6 に, パラメータの値と計算結果を Keszthely 水域における観測値と比較した結果を示す。計算値は SS

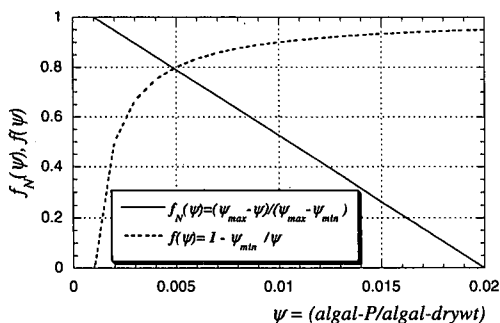


図-3 セル・クォ関数の特性

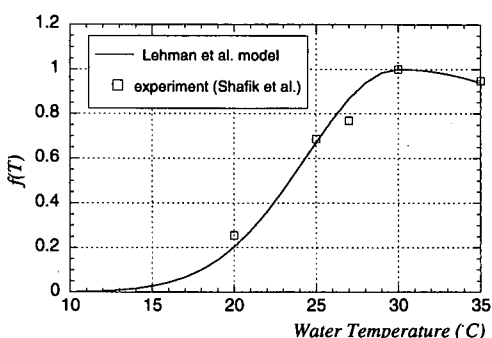


図-4 *C. racibarskii* の温度増殖制限関数

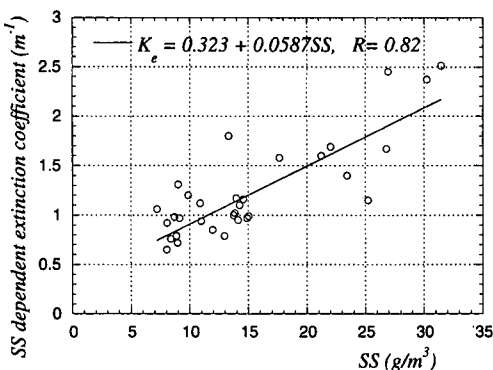


図-5 底質巻上濃度と光の消散係数との関係

濃度が減少する過程で計測値との時間のずれを生じるものの, 全般的にはよく計測値を再現している。

3.3 SS からのリン脱着モデル

SS から脱着により水中に放出されるリンの量は, Gelencser *et al.* (1982) による実験値から決定する。この実験は, 湖水と湖内数ヶ所の底質を用いて 70-1300 g/m^3 という SS 濃度範囲で, 30 分間の反応時間で各 3 回反復して行われたものである。図-7 は現実に発生する $SS < 200 \text{ } g/m^3$ に対応する実験結果を選んでプロットし

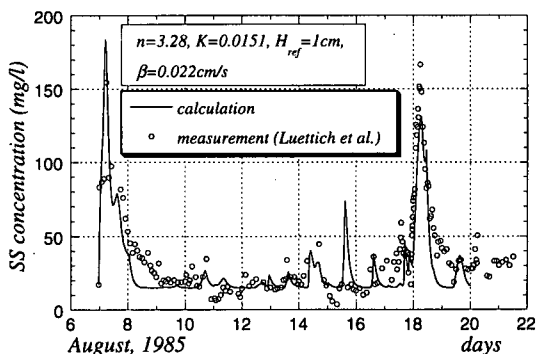


図-6 Keszthely 水域における底質巻き上げ量の推算

たもので、横軸は脱着後のリンの平衡濃度 C_{eq} 、縦軸は単位 SS 当たりのリン脱着量を示している。図に示されるように、低濃度のリン分析法に起因する誤差により結果がばらついているため、 $\Delta C/SS=f(C_{eq})$ の関係式を導くことはできない。したがって平均値 $10 \mu\text{gP/gDM}$ を用い、式 (7) で計算される SS 濃度が増加する場合に、その増分と乗じることによりリン脱着量を計算する。

1994 年における毎時の風のデータを入力して SS とリンの脱着量を計算した結果を図-8 に示す。SS の計測値は計算によりほぼ再現されている。SS から放出された $\text{PO}_4\text{-P}$ の総量は年間約 8 トンで、図に示した Zala 川からの $\text{PO}_4\text{-P}$ 流入量 (実測値) の約 60%、バラトン湖全体の $\text{PO}_4\text{-P}$ 負荷量約 28 トンの約 30% に相当することになり、これを無視することは湖のリン循環を見積もる際に大きなエラーを生じることになる。

4. アオコの大ブルームの再現と数値実験

C. racibarskii の大ブルームが発生した 1994 年を対象に水質の再現を行う。式 (1)-(4) を 4 次の Runge-Kutta 法により 0.25 時間刻みで解いた。入力データは、Zala 川の流量と負荷、毎時の風向・風速、水温、日射量である。図-9、10 に Zala 川の流量、水質、日射量、水温を示す。平均・最大風速は各々 1.6 m/s 、 10 m/s であるが、Keszthely 測候所は約 1 km 内陸部にあり、陸域で発達した風を計測しているので、風速の粗度補正を行って

いる (平山・和氣, 1998)。

図-11 は Keszthely 水域内の 4 ヶ所における計測値 (図-1) と計算結果を比較したものである。これらの計測値は同じ傾向を示しており、同水域が完全混合モデルで取り扱えることがわかる。本モデルで採用した細胞内リン可変モデル (=VCQ Model) による計算結果は、夏場におけるアオコのブルームをほぼ再現している。一方、細胞内リン濃度固定であるモノド型栄養塩制限モデル (=FCQ Model) を用いた場合には、増殖期に DIP 濃度が低いことから ($<3 \mu\text{g/l}$)、アオコの増殖が再現できないことがわかる。

図-12 には、現実的範囲である $0.01 < \psi_{\max} < 0.03$ に対応した *Chla* 計算値を $\psi_{\max}=0.02$ に対する計算値で除した値を示している。*Chla* の計算値は $\psi_{\max}$ 値の変化に対して土約 10% の増減に収まることから、 $\psi_{\max}$ はあまり鋭敏なパラメータでないことがわかる。

図-13 は、SS による光量の低減を無視した場合と考慮した場合の計算値を比較したものである。SS の影響を無視した場合には、*Chla* 計算値は約 1.7 倍になり、SS による遮光が増殖を抑制していることがわかる。

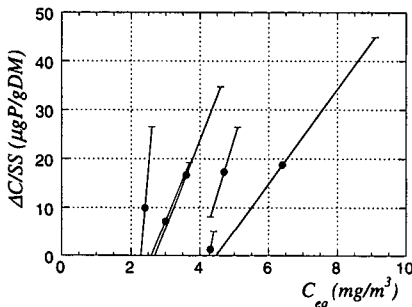


図-7 リン脱着実験結果 (Gelencser et al.)

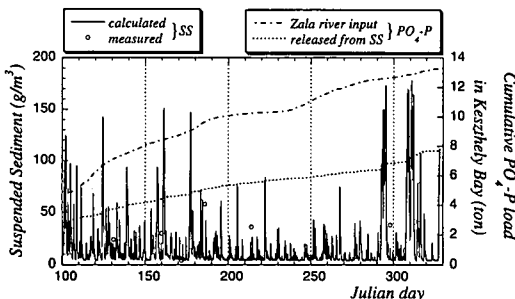


図-8 底質巻き上げ量と SS から放出されたリンの推算

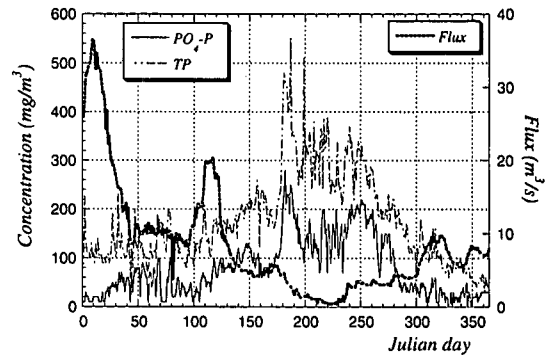


図-9 1994 年の Zala 川河口の流量と水質 (KDT-KÖFE)

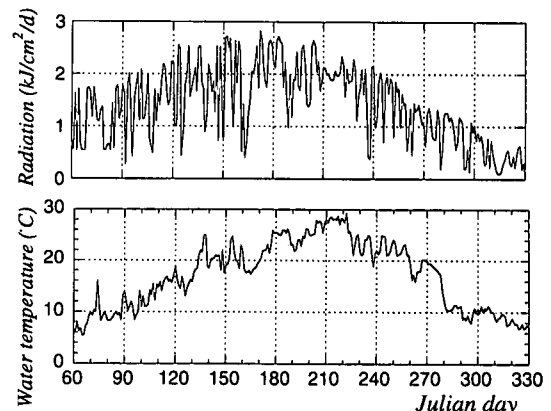


図-10 1994 年の日射量と水温

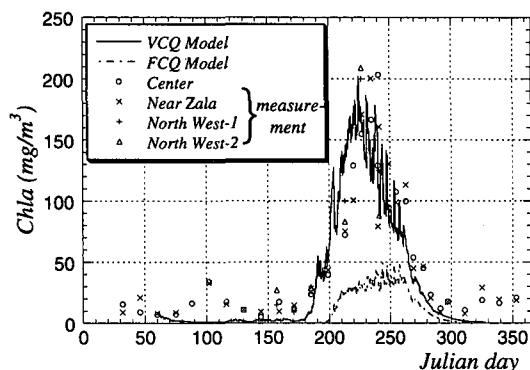


図-11 細胞内リン可変/固定モデルによる $Chla$ 濃度の再現

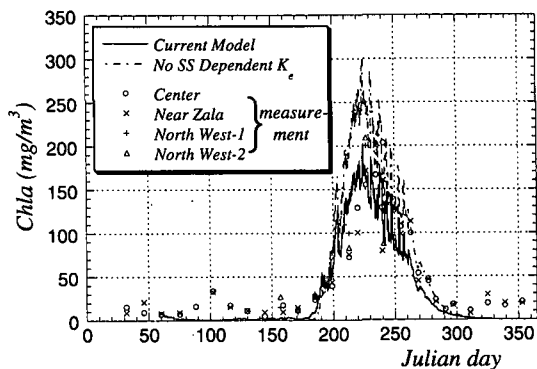


図-13 SSに起因する光の消散を無視した場合の $Chla$ 計算値

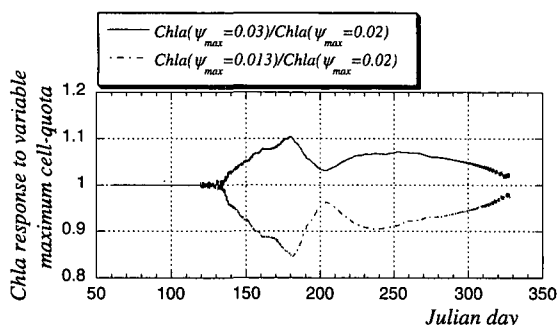


図-12 最大セル・クォタ値が $Chla$ 計算値におよぼす影響

5. 結 論

浅い富栄養湖を対象にリン循環の完全混合水質モデルを構築した。このモデルの特長は、1. 底質巻き上げ時におけるリンの脱着と遮光を考慮したこと、2. 実際のアオコの増殖過程を反映する細胞内リン蓄積モデルを用いたことである。このモデルを過富栄養水域である巴拉トン湖 Keszthely 水域に適用した結果、アオコの大ブルームをほぼ再現することができた。数値実験の結果、SS による光量の低減、植物プランクトン細胞内のリン蓄積を考慮することが水質の再現に非常に重要であることが明らかになった。今後は、多年の水質データを用いて同モデルの適用性を検討して行く予定である。

参 考 文 献

- 平山彰彦・和氣亜紀夫・熊谷道夫 (1993): 富栄養水域の短期変動の数値シミュレーション, 海岸工学論文集, 第40巻, pp. 1066-1070.
- 平山彰彦・和氣亜紀夫 (1998): 流況シミュレーションにおける水上風の補正, 水工学論文集, 第42巻, pp. 703-708.
- 渡辺真理代・原田健一・藤木博太編 (1994): アオコその出現と毒素, 東京大学出版会, p. 257.
- Central-Transdanubian Environmental Protection Inspectorate (KDT-KÖFE, 1994): Assessment of the Extraordinary Water Quality of Lake Balaton in 1994 (in Hungarian), Szekesfehervar, 93 p.
- Droop, M. R. (1973): Nutrient limitation in Osmotrophic Protista, Am. Zoologist, No. 13, pp. 209-214.
- Gelencser, P., F. Szilágyi, L. Somlyódy and L. Lijklema (1982): A study on the influence of sediment in the phosphorous cycle in Lake Balaton, Collaborative Paper, CP-82-44, Internat. Inst. Appl. Systems Anal. (IIASA), Laxemburg, Austria, 73 p.
- Luettich, R., D. R. F. Harleman and L. Somlyódy (1990): Dynamic behavior of suspended sediment concentrations in a shallow lake perturbed by episodic wind events, Limnol. Oceanogr., Vol. 35, No. 5, pp. 1050-1067.
- Shafik, H., L. Voros and I. Kobor (1987): Growth of *Cylindrodorspermopsis racibarskii* in batch and continuous culture, Hungarian Limnology Conference (in Hungarian), pp. 17-18.
- Van Straten, G. (1980): Analysis of model and parameter uncertainty in simple phytoplankton models for Lake Balaton, Progress in Ecological Engineering and Management by Mathematical Modeling, Cebedoc, Liege, Belgium, pp. 107-134.