

湖沼生態系モデルによる西湖水質浄化対策効果の検討

滋賀県琵琶湖研究所 大久保卓也

東京農工大学 細見正明

Assessment of the effects of some measures for restoration of
water quality in West Lake, China using an ecological simulation model.

Takuya Okubo (Lake Biwa Research Institute),

Masaaki Hosomi (Tokyo University of Agriculture & Technology)

1. はじめに

西湖は中国杭州市（人口約130万人）の西部に位置する歴史的名勝地であり、観光地として中国国内だけでなく海外の人々にも親しまれている。しかし、近年では富栄養化にともないアオコが夏季に大量に発生し景観を悪化させている。行政部局では下水道建設事業、引水事業などの対策事業を積極的に進めているが、さらに効果的な対策の実施が望まれている。そこで、本研究では、湖沼生態系モデルを作成し、藻類の発生抑制にはどのような対策が有効かをシミュレーション計算により検討することを目的とした。

2. 西湖の概況

西湖は図1に示すとおり、面積5.66 km²、平均水深1.56 mの小さく浅い湖沼である。東側は平地で市街地になっており、その湖岸にはホテル、レストラン等の観光関連の建物が密集している。一方、西側は斜面になっており山の中腹には動物園や寺院などの観光名所や茶園がある。河川は西側の山から流れ込むものがあるが、西湖への流入口では晴天時には流量はほとんどなく、伏流しているものと考えられる。西湖からの水の流出口は北側の一カ所のみである。钱塘河から導水された引水は南の小南湖に流入し、その後、外西湖や西里湖に拡散しながら流れていき、最終的に北端の出口から流出する形になっている。

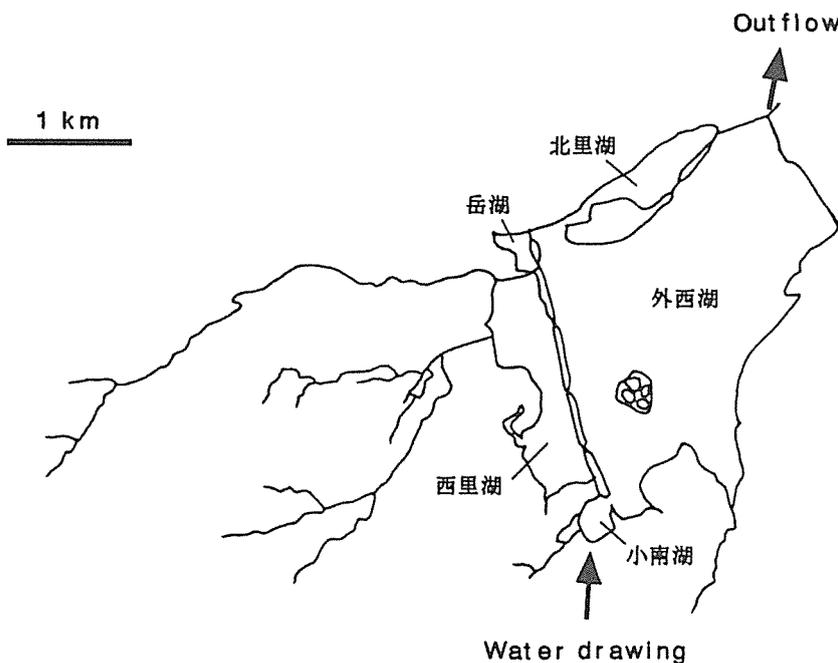


図1 西湖の概況

3. モデルの構造

3. 1 概略

本研究で仮定した湖沼生態系のモデルの構造を図2に示す。植物プランクトンについては本モデルでは複数の藻類種を扱うことができるが、西湖では年間を通じて藍藻類が優占しているためこの1種のみを扱うこととした。動物プランクトン、魚類等の食物連鎖は、今回は基礎的データが十分に収集できなかったためモデルの中に組み入れないこととした。

3. 2 条件設定

(1) 湖の形状およびBOX分割

モデルで想定した湖の形状を表1に示す。モデルでは湖を上層と下層の2ボックスと考え、上層に河川水や引水が流入するようにした。また、西湖は5つの湖からなっているが、今回は簡単のため5つの湖を1つの湖と仮定して扱った。上下層間の混合係数は、船の往来による攪拌のため年間を通じて大きいと考えられるため、文献値の中で大きめの値(2.3 cm²/s)を採用した。

(2) 水量収支

既往の観測データから西湖での月毎の水量収支をまとめた結果を表2に示す。河川の流入水量は集水域面積(21.11 km²)と月降水量(1991)の積に流出率(0.5と仮定)を乗じて求めた。この河川流入水量と、人間活動に伴う排水量、湖面への降水量、湖面からの水の蒸発量をもとに西湖からの流出水量が求められる。これらの水量を外部入力変数として月別にモデルにインプットした。それぞれの水量の月変化を図3に示す。流出水量は1、2月と8、10月が少なく、降水量と引水量の大小が流出量に大きく影響していることがわかる。

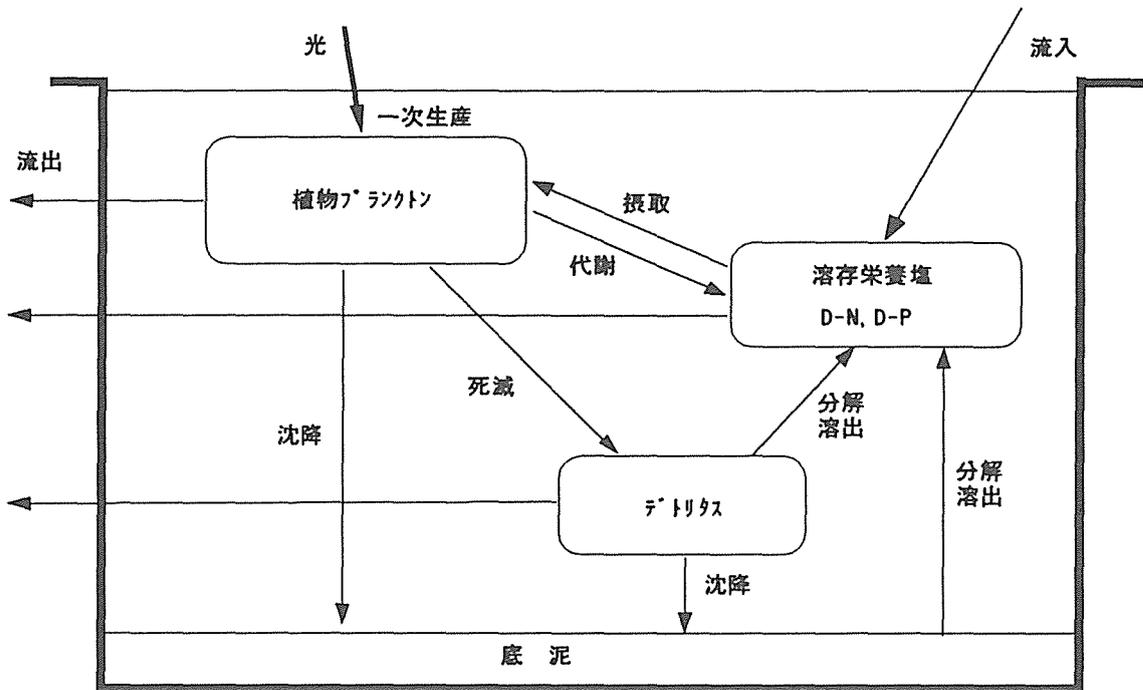


図2 モデルで想定した湖内における物質循環

表1 入力条件(湖形状)

面積	5.66km ²
水深	1.56m
鉛直方向分割数	2 (各水深1.56/2m)
水平方向分割数	1

表2 西湖の水量収支計算

Month	Precipitation in Month [mm/month] (1991)	Discharge ratio [-]	River Inflow with Precipitation (1991) [m3/s]	Precipitation on the Lake (1991) [m3/s]	Drawing from Qiantang River [m3/s]	* Wastewater from Human Activities [m3/s]	Daily Average Evaporation (1991) [mm/d]	Evaporation (1991) [m3/s]	Total Outflow [m3/s]
1	66.7	0.5	0.273	0.146	0.407	0.031	1.20	-0.079	0.778
2	77.6	0.5	0.318	0.169	0.479	0.031	1.90	-0.125	0.872
3	145.2	0.5	0.594	0.317	0.689	0.031	1.60	-0.105	1.527
4	168.6	0.5	0.690	0.368	0.647	0.031	2.80	-0.184	1.553
5	170.0	0.5	0.696	0.371	0.811	0.031	4.30	-0.282	1.627
6	204.5	0.5	0.837	0.447	0.468	0.031	3.60	-0.236	1.547
7	192.1	0.5	0.786	0.419	0.552	0.031	6.55	-0.430	1.359
8	90.0	0.5	0.368	0.197	0.498	0.031	5.90	-0.387	0.706
9	174.5	0.5	0.714	0.381	0.309	0.031	3.60	-0.236	1.199
10	27.1	0.5	0.111	0.059	0.783	0.031	3.63	-0.238	0.746
11	42.9	0.5	0.176	0.094	1.092	0.031	2.47	-0.162	1.230
12	38.1	0.5	0.156	0.083	0.822	0.031	1.35	-0.089	1.003

* : 1987-94年の平均引水量。

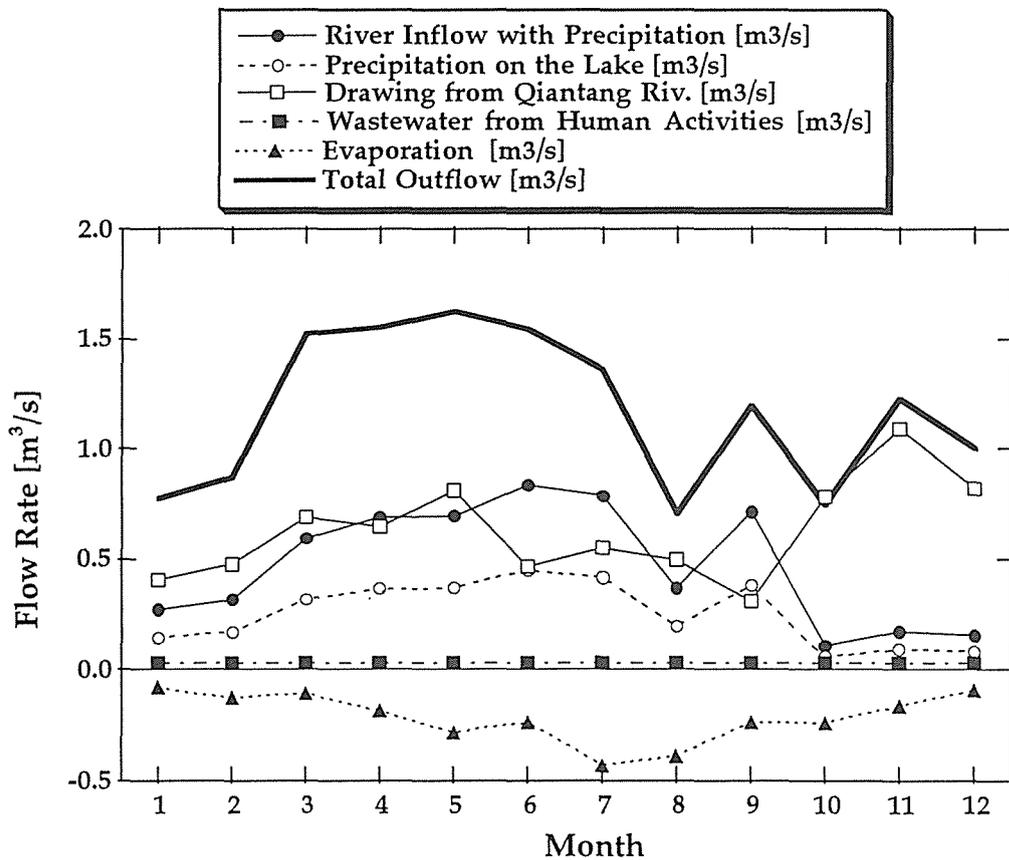


図3 西湖における水量収支

(3) 流入水の水質

西湖に流入する河川水、排水、引水、降水の水質はこれまでの報告値をもとに表 3 に示すように設定した。また、引水の水質はその取水源である錢塘江の水質の変化に伴い季節変化することが考えられるが、データが十分でないため、SSのみ月変化を与えた(表 4)。このSSの月変化は李ら¹⁾のデータ解析にもとづき透明度の月変化から推算して求めた。

(4) 水温

湖の水温は既存の実測値をもとにcosカーブで月変化するように与えた(表 5)。

(5) 入射光強度

日最大入射光強度はcosカーブで年間変動するようし、さらに、1日の間でも入射光強度は日周変化するように与えた²⁾(表 6)。

(6) 水中での光強度

水中での光強度は、水中の懸濁物質(SS)の光吸収により水深が増すにつれて減衰するようにした³⁾(表 7)。光の消散係数はSS濃度から推定した。

3. 3 物質収支式

(1) 植物プランクトン

藻類の増殖速度は、(i)溶存態窒素(D-N)及び溶存態リン(D-P)濃度、(ii)光強度、および、(iii)水温に依存する関数とした。(i)のD-N、D-P濃度の依存性に関しては、double-Monod型モデルを採用した(表 8)。また、(ii)、(iii)に関しては基本的には最適値を持つ指数関数型にしたが、藍藻類のMicrocystisについては、文献にもとづき⁴⁾光強度および水温が最適値以上になっても増殖速度は低下しないと仮定した。また、植物プランクトンの死滅および代謝に伴うD-N、D-Pの回帰は植物プランクトン態の

表 3 入力条件(流入水質)

	降水	引水	河川水	直接排水
SS(mg/l)	0.0	(注)	20	50
DN(mg/l)	1.0	1.5	2.0	12.0
DP(mg/l)	0.01	0.03	0.1	1.6

(注) 表 4 に示すとおり月変化を与えた。

表 4 入力条件(錢塘江の水質)

月	SS(mg/l)	D-N(mg/l)	D-P(mg/l)	水温
1	14	*	*	**
2	15			
3	21			
4	31			
5	27			
6	31			
7	37			
8	38			
9	38			
10	30			
11	19			
12	13			

* : 不明のため年間を通じて一定値とした。

** : 不明のため西湖と同じ値とした。

表 5 入力条件(水温)

$$T = 20.0 - 13.0 \cdot \cos \{ 2\pi \cdot (\text{DAY} - 30) / 365 \}$$

単位 : °C

表6 入力条件（入射光強度）

$L_{max} = 450 - 250 \cdot \cos(2\pi \cdot DAY/365)$
$L_0 = L_{max} \cdot [\sin \{(t - t_1)/t_2 \cdot \pi\}]^2 \quad [\text{if } t_1 \leq t \leq t_1+t_2]$
$L_0 = L_{max} \cdot [\sin \{(t - t_1)/t_2 \cdot \pi\}]^2 \quad [\text{if } t < t_1 \text{ or } t > t_1+t_2]$
L _{max} : 日最大入射光強度 [cal/cm ² /day]
L ₀ : 時刻 t (0~24時) の入射光強度 [cal/cm ² /day]
t ₁ : 日の出の時刻
t ₂ : 日照時間

表7 入力条件（水中での光強度）

$L_z = L_0 \cdot \exp(-\epsilon \cdot z)$
$\epsilon = 1.8/SD \quad [\text{津野(1977) 3}]$
$\ln(SD) = 6.74 - 0.83 \cdot \ln(SS) \quad [\text{李・夏(1995) 1}]$
から
$SD = 0.01 \cdot \exp \{ 6.74 - 0.83 \cdot \ln(SS) \}$
と仮定してεを求めた。
L _z : 水深z(m)での光強度
ε : 消散係数 (1/m)
Tr : 透明度(m)
SD : 透視度(cm)
SS : SS濃度(mg/l)

表8 植物プランクトン増殖の表現式

$\mu = f(N,P) \cdot f(L) \cdot f(T)$
1. 栄養塩濃度依存の表現式 (Monod式)
$f(N,P) = \mu_{max} \cdot DN/(DNS + DN) \cdot DP/(DPS + DP)$
2. 光依存の表現式
$f(L) = L/Lop \cdot \exp(1 - L/Lop)$
3. 温度依存の表現式
$f(T) = T/Top \cdot \exp(1 - T/Top)$
μ : 植物プランクトンの比増殖速度、その他の記号の意味は表9参照。

表9 植物プランクトンに関するパラメータ設定値

定数	記号	単位	設定値
最大比増殖速度	μ _{max}	1/d	2.0
D-Pの飽和定数	DNS	mg/l	0.15
D-Nの飽和定数	DPS	mg/l	0.015
最適光強度	Lop	cal/cm ² /day	200
最適水温	Top	°C	25
沈降速度	Kset	m/day	0.025

窒素 (P-N)、リン (P-P) 濃度に対する一次反応速度式で表現できると仮定した。速度定数は窒素、リンとも呼吸・代謝が0.1 (1/d)、死滅が0.01 (1/d)とした。Monod型モデルにおける最大増殖速度(μ_{max})とD-N、D-Pの半飽和定数(DNS, DPS)は既往の文献^{3), 5) - 7)}を参考に設定した(表9)。また、植物プランクトンの沈降速度(Kset)は0.025m/sに設定した。この沈降速度は文献値に比べると小さめの値であるが、0.05m/s程度に設定すると、クロロフィルaの計算値が実測値より小さくなり現状を再現できなかった。西湖は水深が浅く、風や観光船のスクリーによる沈降物の舞い上がりが頻繁に起こっている可能性も考えられるため、ここではこの小さめの沈降速度を用いることとした。

(2) デトリタス

デトリタスは植物プランクトンの死滅に伴い生成し、徐々に分解、無機化していくと仮定した。デトリタスの無機化過程は一次反応速度式に従うと仮定した。反応速度定数は0.2 (1/d)とした。デトリタスの沈降速度は植物プランクトンと同じ0.025m/sに設定した。

(3) 窒素、リン

湖水中のD-N、D-Pの現存量は、(i)陸からの流入、(ii)底泥からの溶出、(iii)植物プランクトンの代謝、(iv)デトリタスの無機化、および、(v)湖外への流出により決定されると考えた。底泥からの溶出速度は、既往の調査結果⁸⁾を参考に表10のように設定した。

表10 入力条件(底泥からの溶出速度)

	DO ≥ 2	DO < 2
D-N	15 · 1.08**(T-20)	15 · 1.08**(T-20)
D-P	1 · 1.08**(T-20)	2 · 1.08**(T-20)

T: 水温(°C)
 単位: mg/m²/day

4. 現況再現計算

モデルによる現況再現計算の結果を図4(1)(2)に示す。

水温、クロロフィルa、DOについては、計算値がほぼ実測値に近い値になっている。T-Nについては、夏季には計算値が実測値に比べやや高く、冬季には逆に計算値が実測値にくらべ低い傾向を示している。モデルでは湖底での脱窒反応を考慮しておらず、これが、計算値と実測値の違いの一つの原因と考えられる。脱窒反応を考慮すれば夏季のT-N濃度は低下することが予想される。また、計算したD-Nに比べ実測のI-N(NH₄-N+NO_x-N)はかなり低い値になっているが、これは有機態のD-Nが湖水に多く含まれているためではないかと思われる。T-P、D-Pについては、計算値は実測値にほぼ一致している。

5. モデルを用いた対策効果の検討

上記の検討でこのモデルにより現況をほぼ再現できたと考え、次に、このモデルを用いて種々の対策の効果を予測してみた。計算ケースを表11に示す。引水の効果をCASE-1および4~7で、流入負荷削減の効果をCASE-2、3で、底泥からの栄養塩溶出量の削減対策効果をCASE-8~11で予測してみた。

CASE-1~3の計算結果を図5、CASE-4~7の計算結果を図6、CASE-8~11の計算結果を図7に示す。また、藻類濃度が高くなり水質が悪化する6~9月の水質の平均値を比較した結果を図8に示す。6~9月の現況水質に対する各ケースの減少率(%)を表12に示す。

引水をやめた場合(CASE-1)は、明らかに水質が悪化し、引水の水質改善効果は大きいと考えられる。現状の水質は、CASE-4の引水を0.5 m³/sの流量で常時流す場合とほぼ同じ結果になった。6~9月のクロロフィルa濃度は、引水を1.0 m³/s(CASE-5)にすると現状より11%減少し、2.0 m³/s(CASE-6)にすると現状より27%減少することが予測された。年間を通して引水を行う場合と6~9月の期間にのみ引水を行う場合とではほとんど変わらない結果になった。したがって、水質の悪化

表 1 1 モデルを用いた事例計算

PRESENT	現状 (引水有り)
CASE-1	引水無し
CASE-2	河川及び排水の流入無し
CASE-3	排水の流入無し
CASE-4	引水流量 0.5 m ³ /s
CASE-5	引水流量 1.0 m ³ /s
CASE-6	引水流量 2.0 m ³ /s
CASE-7	引水流量 2.0 m ³ /s (6～9月のみ)
CASE-8	底泥からの溶出量を10%削減
CASE-9	底泥からの溶出量を20%削減
CASE-10	底泥からの溶出量を50%削減
CASE-11	底泥からの溶出量を100%削減

表 1 2 現状に対する水質濃度の減少率 (%)

	CHLA	TN	TP
PRESENT	0	0	0
CASE-1	15	13	13
CASE-2	-11	2	-12
CASE-3	-12	-4	-11
CASE-4	0	1	0
CASE-5	-11	-6	-9
CASE-6	-27	-13	-23
CASE-7	-26	-12	-22
CASE-8	-7	-3	-6
CASE-9	-13	-6	-13
CASE-10	-34	-15	-32
CASE-11	-68	-29	-64

が顕著になる温暖期に積極的に引水を行うことが水質改善にとって効果的と考えられる。

陸からの流入負荷を完全に無くした場合 (CASE-2) と生活排水や工場排水などの排水由来の負荷を無くした場合 (CASE-3) を比較すると、両者であり差はなく、クロロフィル a で10%程度の減少が予測される。したがって、河川水すべてを湖に入らないようにするよりは、排水のみが湖に入らないように工事を進めた方が経済的と考えられる。雨天時の河川水質データがないため確かなことは言えないが、降水に伴い流入する河川水の水質が、湖水より悪くなければ河川水を流入させた方が水質改善のために良いと考えられる。ただし、面源負荷、雨天時負荷のデータが不十分なので、さらにこの点については、調査・検討が必要である。

底泥からの栄養塩溶出量を現状に比べ10%カット (CASE-8)、20%カット (CASE-9) すると、クロロフィル a でそれぞれ7%および13%減少することが予測される。したがって、溶出量を20%カットした場合と排水由来の流入負荷を100%カットした場合は、ほぼ同じ効果を持つと予測される。

種々の対策の中でどれを優先して進めるべきかの判断は、対策に要する費用とその効果を考慮し、費用便益が大きいものから実施すべきと考えられる。また、種々の対策を効果的に組み合わせる総合的に実施していく観点も重要であろう。

6. まとめ

西湖の水質を改善するためには、どのような対策が有効かをシミュレーションモデルを用いて検討した。その結果、下記のような結論が得られた。

- (1) 夏季に2 m³/s程度の引水を行うと効果的に水質が改善される。
- (2) 底泥からのリンの溶出量を削減することは、水質改善に有効である。西湖の植物プランクトンの増殖はリン制限になっていると考えられる。
- (3) 陸域からの負荷量の削減効果については、面源からの負荷量把握が十分でないため、現時点での評価は難しいが、河川水は必ずしもすべて diversion する必要はないのではないかと考えられる。流入する河川水の水質が湖水水質を悪化させないレベルであれば、流入させた方がよいと考えられる。

7. 今後の研究課題

モデル計算による予測の信頼性を高め、多面的な対策の効果評価を行っていくため、次のような研究課題が残されている。

- (1) 面源負荷量の把握
- (2) 底泥からの栄養塩溶出量の把握 (底泥の舞い上がりも考慮)
- (3) 動物プランクトン、魚類等の種別存在量の把握と高次消費者のモデルへの組み込みおよびそれらの水質への影響評価
- (4) 漁業活動の水質への影響評価と対策の検討
- (5) モデルによるバイオマニピュレーションの効果予測

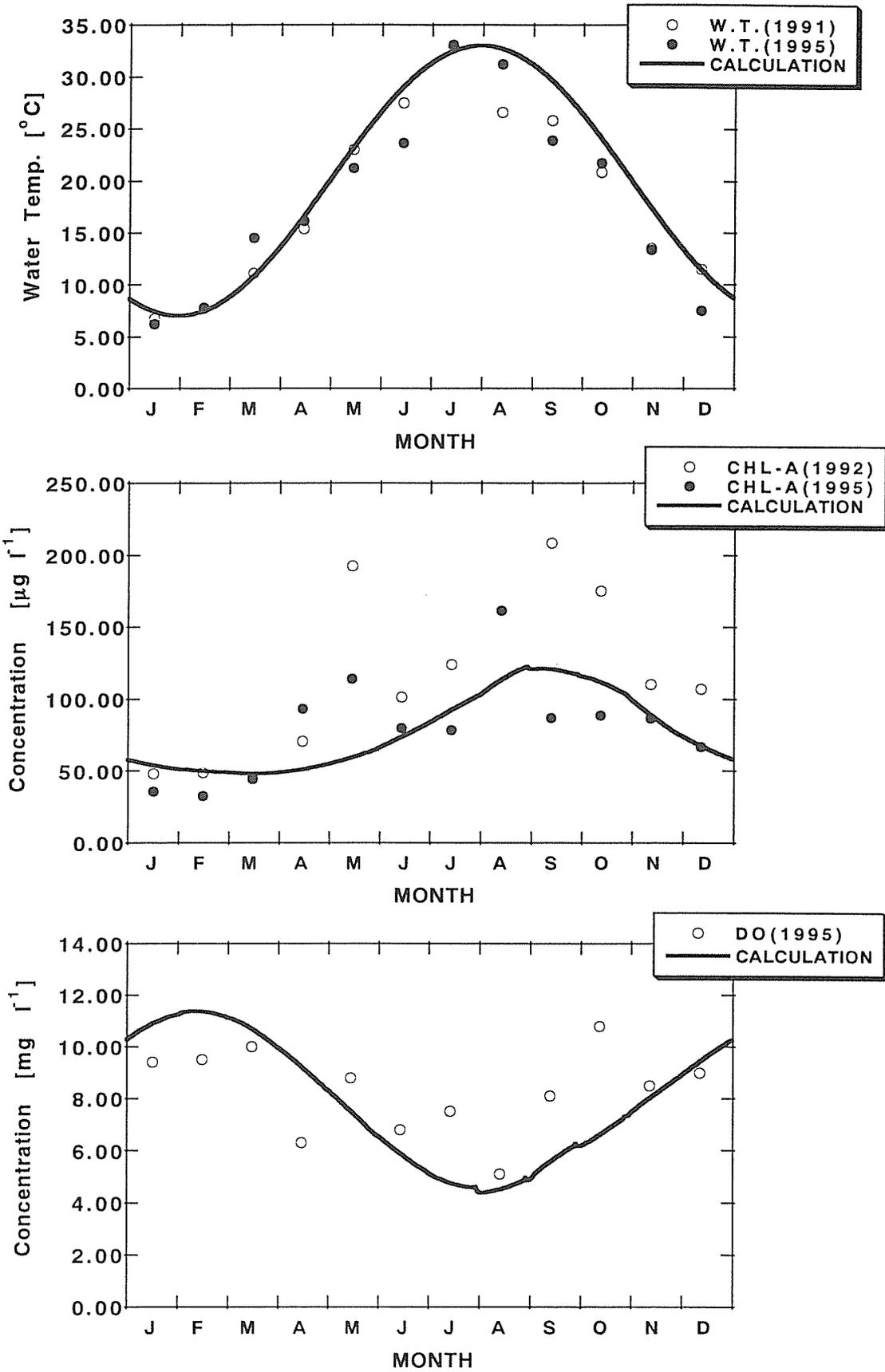


図 4(1) モデルによる現況再現計算結果

モデルによる水質浄化対策効果の検討

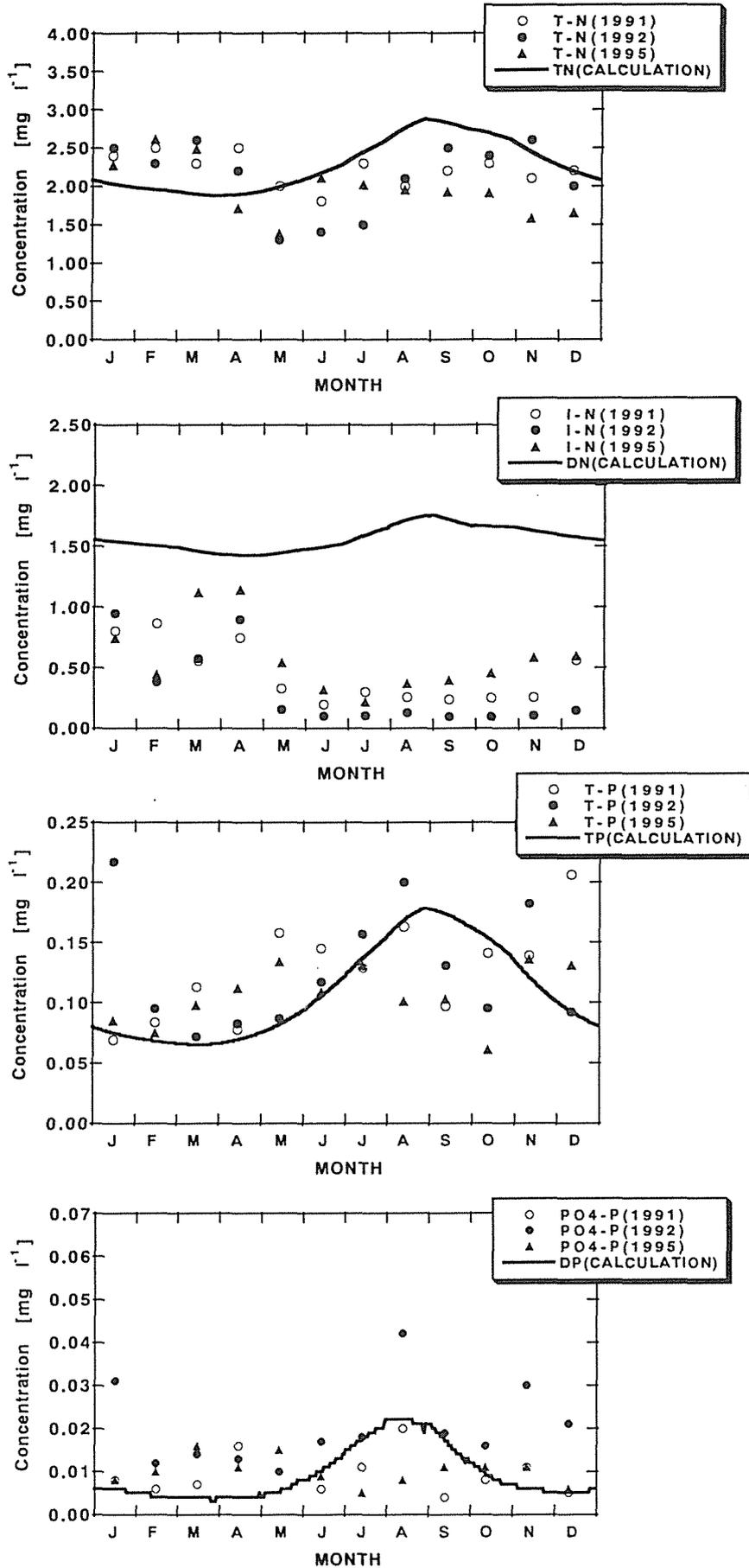


図 4(2) モデルによる現況再現計算結果

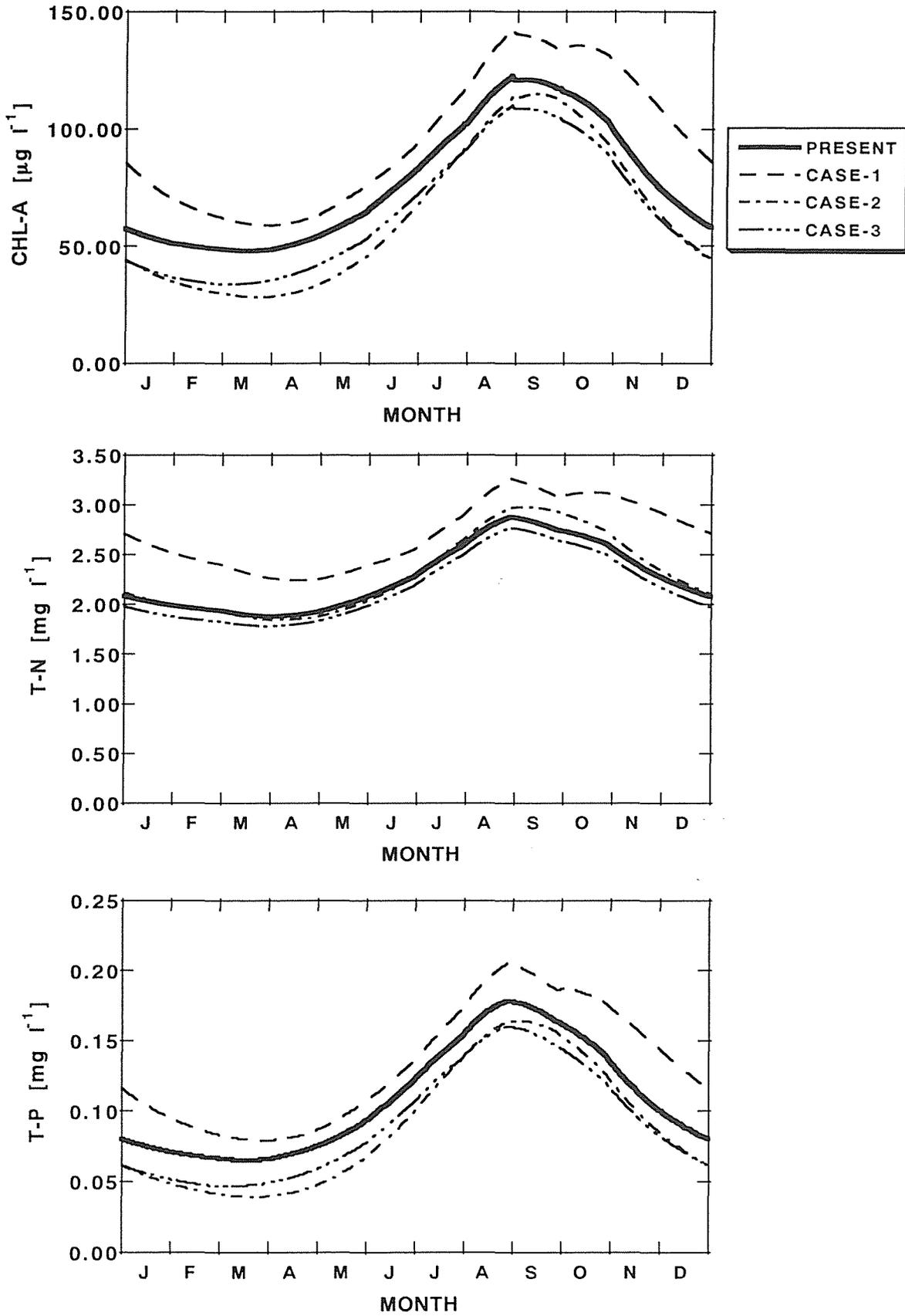


図5 モデルによる事例計算結果 (CASE-1~3)

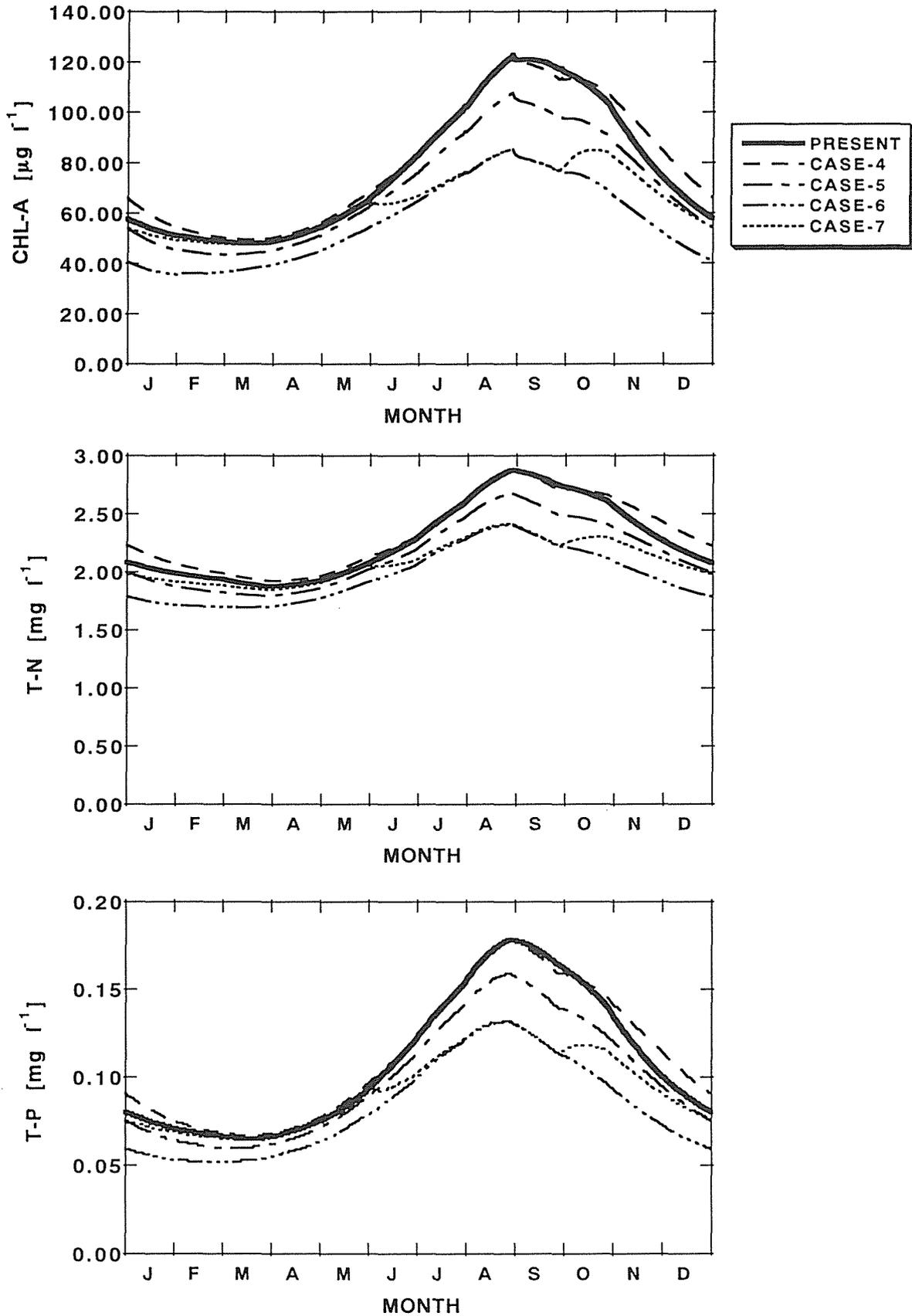


図6 モデルによる事例計算結果 (CASE-4~7)

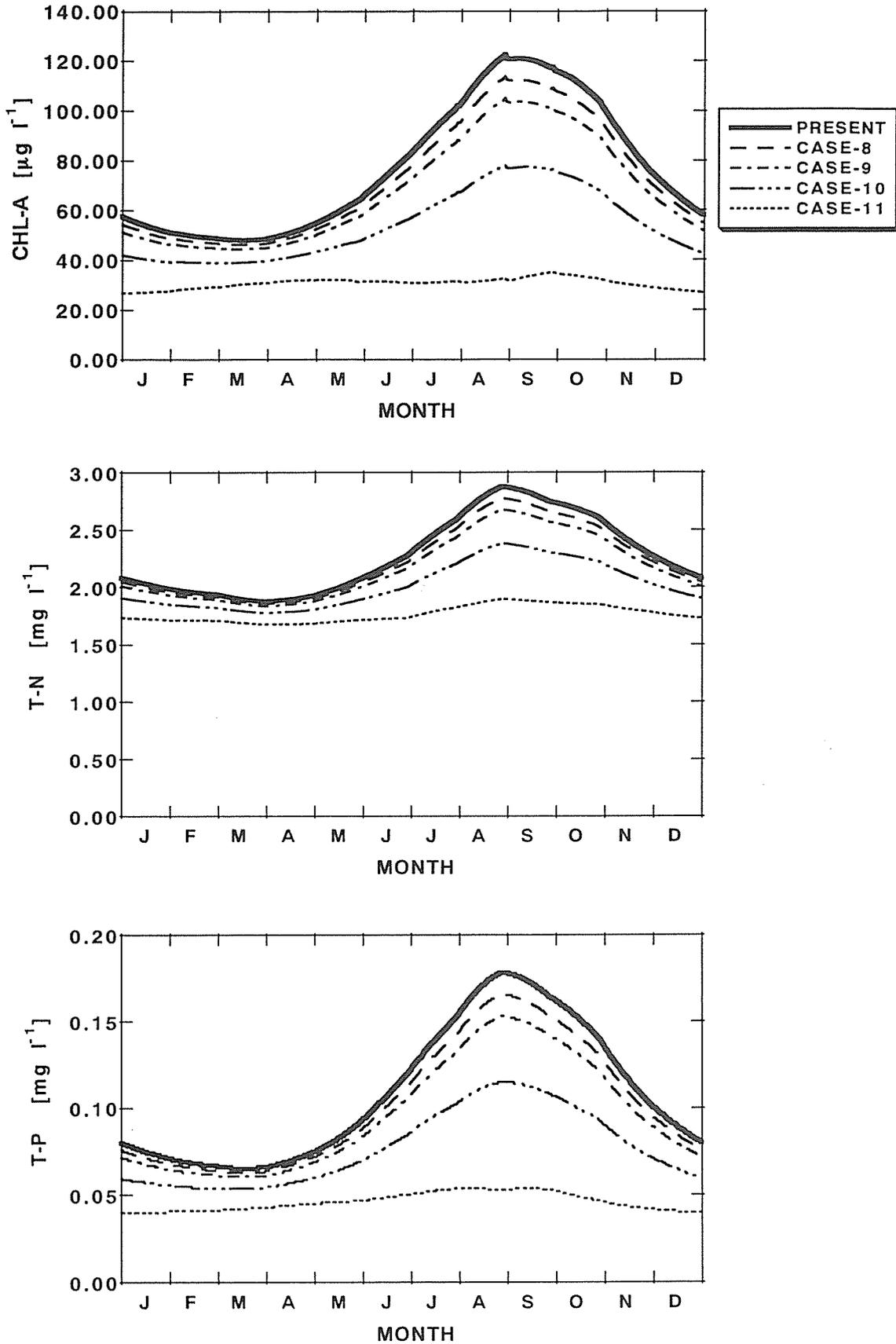


図7 モデルによる事例計算結果 (CASE-8~11)

モデルによる水質浄化対策効果の検討

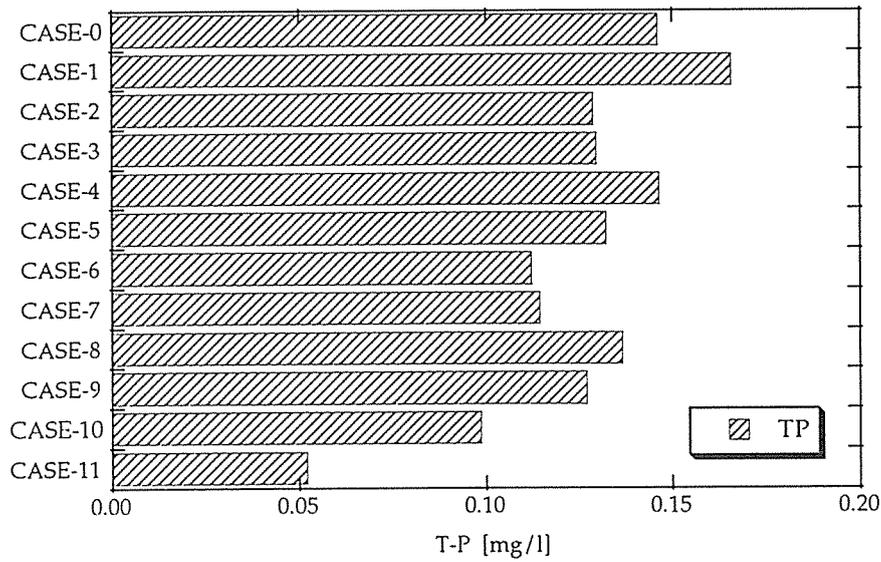
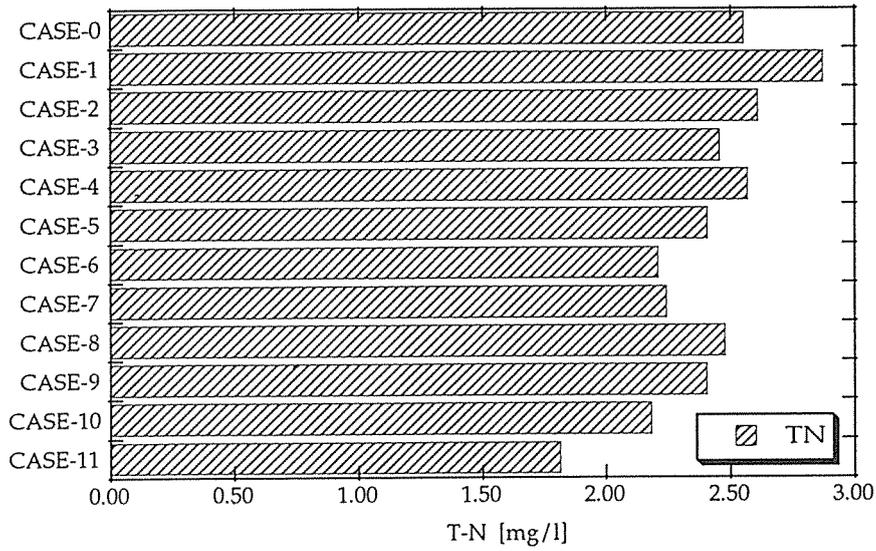
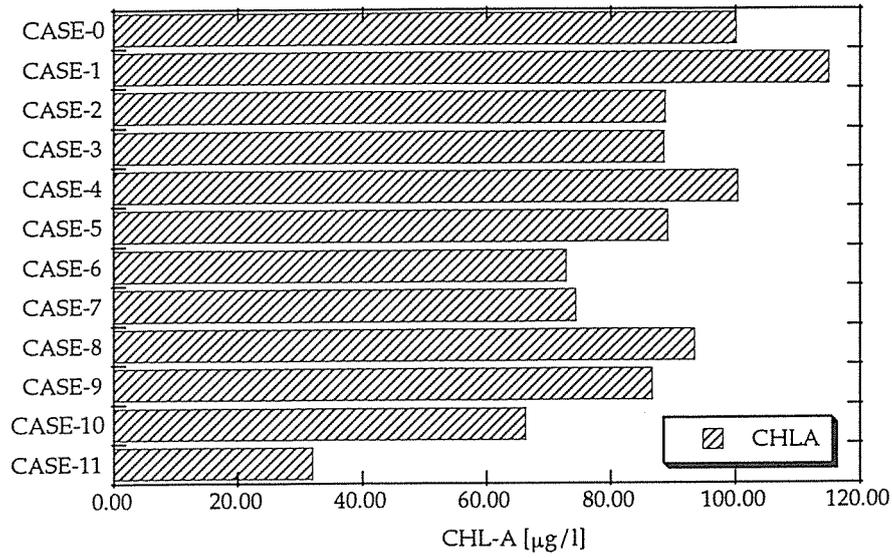


図8 事例計算結果の6～9月平均水質比較

<引用文献>

- 1) 李梅姿、夏建文(1995) 西湖引水九年的效益分析
- 2) 川島博之、鈴木基之(1986) 負荷解析のための河川水質シミュレーションモデル, 水質汚濁研究, 9(11), 707-715.
- 3) 岩佐義郎編著(1990) 湖沼工学, 山海堂.
- 4) 高橋正征(1987) 水の華藻類の増殖と外圍環境, 生島功編: 水の華の発生機構とその制御, 東海大学出版会.
- 5) Jorgensen, S.E., et al.(eds)(1979) Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters, Pergamon Press.
- 6) Thomann, R.V. and Mueller, J.A. (1987) Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Harper International Edition.
- 7) Matsuoka, Y. (1984) An Eutrophication Model of Lake Kasumigaura, Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No.54, 53-242.(In Japanese)
- 8) Han Weiming, Zhang Guo xun (1990) Simulant study on the phosphorus release from the sediments of the West Lake, Hangzhou, Studies on Eutrophication of The West Lake In Hangzhou, Hangzhou Environmental Science Institute, 31-38.

[謝辞]

本研究の成果は、杭州大学 裴洪平先生、杭州市西湖水域管理处 李梅姿先生、浙江農業大学 朱蔭眉先生、浙江省自然科学基金委員会 宣曉冬氏ほか、多くの中国の方々にご協力をいただきながら実施した日中共同研究の一部である。ご協力いただいた中国の皆様に深く感謝致します。