

特集：集水域の生物地球化学シミュレーションモデルの有用性と課題

総説 [Review article]

湖水の流動モデルと生物地球化学的物質循環モデル

中田喜三郎¹⁾・日野修次²⁾・植田真司³⁾

Biogeochemical model coupled with hydrodynamic model in lake environment

Kisaburo NAKATA¹⁾, Shuji HINO²⁾ and Shinji UEDA³⁾

Abstract

To study the environmental impact of activities such as forest logging, especially the impact on a lake ecosystem, it is necessary to develop a combined biogeochemical and hydrodynamic model. Here the results of the application of a hydrodynamic model to Lake Shumarinai are shown, and the concept of a biogeochemical model is then introduced.

Key words: lake ecosystem, biogeochemical model, hydrodynamic model

摘要

森林伐採のような人為的なインパクトに対する環境影響、特に湖沼生態系への影響を評価するために、湖沼の流動場と生物地球化学的な循環を記述するモデルを結合したモデルを開発する事が必要である。ここでは対象を朱鞠内湖とし、湖水の流動モデルの適用の結果と、今後開発する生物地球化学的な循環モデルの考え方について紹介する。

キーワード：湖沼生態系・生物地球化学モデル・流体力学モデル

(2005年6月15日受付；2006年4月3日受理)

¹⁾ 東海大学海洋学部 〒424-8610 静岡市清水区折戸 3-20-1 School of Marine Science and Technology, Tokai University, 3-20-1, Orido, Shimizu, Shizuoka 424-8610, Japan (E-mail:nakata@scc.u-tokai.ac.jp)

²⁾ 山形大学理学部 〒990-8560 山形市小白川町 1-4-12 Faculty of Science, Yamagata University, 1-4-12 Koshirakawa, Yamagata 990-8560, Japan

³⁾ (財)環境科学技術研究所 〒039-3212 青森県上北郡六ヶ所村大字尾駸字家ノ前 1-7 Institute for Environmental Science, 1-7 Ienomae, Obuchi, Rokkasho-mura, Kamikita-gun, Aomori 039-3212, Japan

はじめに

森林伐採や土地利用の変化に示される人為的なインパクトによって、湖沼に直接的、あるいは間接的に流入する水量や窒素やリンなどの栄養素の負荷が変化する事が想定される。この変化が湖沼生態系にどのような変化を引き起こすかを予測する事が環境影響評価を行う際に重要な課題となってくる。本報文では対象湖沼を朱鞠内湖として、その中での生物地球化学的物質循環を解析していくためのモデル開発を目的としている。

湖沼の生物地球化学的物質循環を解析するモデルは湖沼を1つのボックスとして考えた研究が主であった。しかし朱鞠内湖での観測結果を見ると、集水域から河川を通して湖沼に流入する水域は夏季に富栄養化の特徴が見られるのに対して、湖沼の中心部分は富栄養化の特徴はそれほど顕著ではない。このような空間的不均質な特徴を調べるためには、1ボックスモデルは適当ではなく、人為的な影響が及ぶ範囲を論ずる場合は特に水平分布に関する情報が必要になる。更には成層への影響も考慮しなければならない場合には、3次元モデルが必要となる。ボックスモデルでも3次元モデルも表現は可能であるが、予め保存物質の3次元分布がわかっている場合、入力の変化に対する物理的な場の変化を予測する能力はない。本研究は人為的なインパクトに対する湖沼生態系の応答、すなわち、流動場や、N/P比の変化に伴う植物プランクトンの種組成の変化などを調べる事を目的としている。その場合には予測能力をもつモデルが必要となってくる。このような場合に要求されるモデルは湖水の流動、鉛直方向の成層の形成や消滅といった過程、それに伴う混合も考慮した物質の空間的な輸送を解析するモデルと生物地球化学的物質循環を解析する生態系モデルの結合が重要な要素となってくる。またここで紹介するモデルはこのような考え方を基礎としている。

流体力学的なモデル

湖沼やダムなどの流体力学モデルは水位変化が大きいことなどから、鉛直2次元で扱われている場合が多い(たとえば、岩佐・松尾, 1981)。しかし朱鞠内湖の場合は冬の結氷期を除くと、水位変化は大きくないので、ここではエスチャーに適用されている3次元レベルモデルを適用する事ができる。本モデルの詳細は例えば中田ら(1983)を参照されたい。3次元レベルモデルの基本式

を以下に示す。

<連続の式>

$$\nabla \cdot \vec{v} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

$$\nabla = \left(\frac{\partial}{\partial x}, \frac{\partial}{\partial y} \right), \vec{v} = (u, v)$$

<運動方程式>

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla u + w \frac{\partial u}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial u}{\partial z} \right) + F_x$$

+外力項 (風による応力、湖底の摩擦など)

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla v + w \frac{\partial v}{\partial z} + fu = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial v}{\partial z} \right) + F_y$$

+外力項 (風による応力、湖底の摩擦など)

$$\rho g = -\frac{\partial p}{\partial z}$$

<水温の保存式>

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \vec{v} \cdot \nabla \theta + w \frac{\partial \theta}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_H \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) + F_\theta$$

+ (水面の熱収支) + (河川からの熱吸収)

上記の右辺最終項の F は平均的な流れと別に短時間の流れの強弱、方向の変化によって混合され、運動、水温が一様化される効果で、以下の式で表される。

$$F_x = \frac{\partial}{\partial x} \left[A_M \frac{\partial u}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[A_M \frac{\partial u}{\partial y} \right]$$

$$F_y = \frac{\partial}{\partial y} \left[A_M \frac{\partial v}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial x} \left[A_M \frac{\partial v}{\partial x} \right]$$

$$F_\theta = \frac{\partial}{\partial x} \left[A_H \frac{\partial \theta}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[A_H \frac{\partial \theta}{\partial y} \right]$$

ここで

x, y, z : 右手系の直交座標系, 上向きを正 (単位: cm)

u, v, w : x, y, z 方向の流速成分 (単位: cm s⁻¹)

p : 圧力 (単位: dyn cm⁻²)

θ : 水温 (単位: °C)

f : コリオリ係数 (単位: s⁻¹)

ρ_0 : 代表密度 (単位: g cm⁻³)

ρ : 密度 (単位: g cm⁻³)

K_M : 鉛直渦動粘性係数 (単位: cm² s⁻¹)

K_H : 鉛直渦動拡散係数 (単位: $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$)

A_M : 水平渦動粘性係数 (単位: $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$)

A_H : 水平渦動拡散係数 (単位: $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$)

g : 重力加速度 (980 cm s^{-2})

t : 時間 (単位: s)

である。

朱鞠内湖の流動は集水域からの水の流入と、湖からの流出、そして風、熱収支から形成される水温勾配によって駆動されると考えられる。水の動きについては、水の流入・流出、風が境界条件としてモデルに与えられる。一方水温については河川からの流入水の水温、湖面における熱フラックスなど水面の熱収支に関わるパラメータが境界条件としてモデルに与えられる。これらの駆動力の時間変動を考慮する事で、湖内流動場の時間変化がシミュレートできる事になる。人為的な影響で流入量の変化が生じた場合、このモデルを適用する事でその変化に応じた湖内の流動場の変化が予測できる。そして計算された流速や水温場が生物地球化学的物質循環を表現する生態系モデルに使われ、例えば、水質の変化や植物プランクトン種組成の変化が予測されるというしくみになる。

生態系モデル

湖沼の生物地球化学的物質循環を知るために生態系モデルが使われた例としては、沖野ら (1981) による諏訪湖の研究、松岡 (1984) による霞ヶ浦の研究がある。松岡 (1984) のモデルは霞ヶ浦を4つのボックスに分け、高次の栄養段階にあるイサザアミ、コイなどまで考慮したモデルを開発して、霞ヶ浦での栄養素の循環を記述した。また湖沼汚染対策の診断と対策と題した出版物 (服部, 1988) にその時点での湖沼における生態系モデルの現状が紹介されている。

その後例えば、池田ら (1995) による淡水性渦鞭毛藻 *Peridinium* の増殖にのみ焦点を当てた解析や、湖沼の沿岸帯の浄化機能に着目した研究への発展が試みられている。Asaeda and Van Bon (1997) は富栄養湖において、浮遊藻類のブルーミングへの大型植物の影響を詳細なモデルを使って解析を行っている。彼等のモデルは堆積物内の過程も考慮され、植物プランクトン種についても珪藻、緑藻、藍藻が考慮されているが、大型植物が浮遊藻類全体の現存量に与える影響が主たる議論となっており、種の遷移や堆積物と水の相互作用については詳しく議論されなかった。またモデルは湖を一つのボックスと

して考えたもので、流体力学モデルとの結合はなされていない。最近の日本の湖沼生態系モデルの研究は田口ら (2001) が代表的なもので、湖沼の沿岸帯の浄化機能について、流体力学モデルとの結合を行い、湖沼沿岸帯と沖合生態系の物理的な水のやり取りを考慮した上で、定量的に解析を行った。モデルは琵琶湖、霞ヶ浦、諏訪湖に適用され、さらには琵琶湖の内湖の役割についても解析されている。さらに魚類を含めた高次栄養段階での栄養素循環も扱われた。

Chen et al. (2002) は、同様に物理モデルと結合した生態系モデルを用いて、ミシガン湖を対象に研究を行った。彼等のモデルの特徴は植物プランクトンと動物プランクトンについてそれぞれ大小二種類、バクテリアを考慮したものである。またデトリタスは考慮しているが、溶存有機物はデトリタスとの比率で考慮している。形式的には微生物食物網も取り込んでいる。また栄養素は珪素とリンのみで、窒素は考慮していない。彼等のモデルは観測結果との比較はなされているが、観測が十分ではないので、検証されたモデルとは言い難い。彼等はこのモデルを1998年と1999年の間に起きたミシガン湖畔に形成された濃い懸濁物ブルームが生態系に与える影響を評価するために適用した (Chen et al., 2004)。濃い懸濁物ブルームが起きている間は微生物食物網 (デトリタス-バクテリア-微小動物プランクトン) が重要な栄養素の経路となっている事を示した。ここでいう微小動物プランクトンは原生動物と従属栄養鞭毛虫 (Heterotrophic Nano Flagellate; HNF) を合わせたものである。実際にはHNFが重要な役割を演じていると思われるが、彼等のモデルではそこまではわからない。また観測との比較もリン酸塩とクロロフィル a の岸沖方向の濃度分布しかなく、モデルの各構成要素についての観測との比較はない。

Hakanson and Boulion (2003) は Lake Web モデルを開発した。これは植物プランクトン、底生藻類、大型植物という3つの一次生産者、植食動物プランクトン、肉食動物プランクトン、底生動物、被食魚類、捕食者としての魚類という段階が違う5つの消費者、そして分解者であるバクテリアから構成されるリン循環を基礎にしたモデルである。Hakanson and Boulion (2003) は Lake Web モデルを使って特に動物プランクトンに焦点を当てた解析を行った。しかしデータが十分でなく、検証が行われているとは言いがたい。Boulion and Hakanson (2003) はさらにバクテリアに焦点を当てた解析も行っている。これもデータが不十分でモデルの校正すら行われていると

は言いがたい。

Rukhovets et al. (2003) はロシアのラドガ湖生態系モデルを使って、特に富栄養化過程における植物プランクトン遷移に関する研究を行った。研究の方法は流体力学—生態系の結合モデルであることは、我々と同じ方向性を持っている。ただどのような流体力学モデルを使っているかは定かでは無い。研究対象期間は1962年から1995年でリンの負荷が増えて富栄養化が進行するに連れて植物プランクトン遷移が起ったことを再現している。彼等のモデルは9種類の植物プランクトンを考え、他は動物プランクトン、溶存有機物、デトリタス、無機栄養塩、溶存酸素である。9種類の植物プランクトンは珪藻として *Aulacosira islandica*, *Asterionella formosa*, *Diatoma elongatum*, *Fragilaria crotonesis*, 黄色緑藻では *Tribonema affine*, 藍藻として *Oscillatoria tenuis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa*, *Woronichinia naegeliana* である。これらの9種のプランクトンの温度特性をそれぞれに与えている。物理場の経年変化は気象条件や流入条件の変化で起るはずであるが、ここでは考慮されず、同じ条件で計算され、リンの負荷量のみの変化が与えられている。これで年ごとのプランクトンの遷移が再現されているが、遷移が何故起こったかについて理由がはっきりしない。データとの比較も十分で無く、対数スケールでの比較であるので、一見よく合っているように見えるが、オーダーレベルでの違いも見られる。またなぜ植物のみ9種なのかはよく理解できない。また遷移過程では栄養素比については全く考慮されていない。

Malmaeus and Hakanson (2004) は LEEDS (Lake Eutrophication, Effect, Dose, Sensitivity) モデルの開発を行っている。このモデルも基本的にはリン循環のみを扱っている。本モデルの新規性はコロイド状のリンを考慮したこと、堆積物の再懸濁、リンの堆積物からの溶出、堆積物内の水容量や有機物の堆積物への蓄積などが組み込まれていることである。しかし物理場は基本的には1ボックスモデルで、鉛直方向に表層、底層と堆積物を考えたものにすぎない。堆積物の中では様々な過程は表層の1 cm 以内で起っているが、このモデルでは全く考慮されていない。

Osidele and Beck (2004) はアメリカ、ジョージア州のラニエル湖を対象にした大きな貯水池における生態系を調べるための食物網モデルを提案している。モデルの構造はリン循環を基礎にしており、魚類などの高次栄養段階まで考慮したモデルとなっている。しかしこれは田口

ら (2001) のモデルと殆ど同じである。田口ら (2001) は窒素循環や酸素循環も考慮し、データとの比較も十分に行われているが、Osidele and Beck (2004) の研究はデータとの比較がやはり不十分である。

Bruce et al. (2006) はイスラエルのキンネレット湖において、C, N, P 循環に対する動物プランクトンの役割について調べるために生態系モデルを用いて計算を行った。彼等はまた流体力学モデルとの結合モデルを使っている。生態系モデルの構造は後述する Nakata et al. (2004) と似ている。すなわち、栄養塩は窒素とリンを考慮、植物プランクトンは珪藻、渦鞭毛藻、そして他のナノプランクトンの3種とし、動物プランクトンは肉食、マクロ動物プランクトン、微小動物プランクトンの3種を考慮している。珪藻と鞭毛藻の区別を行っているが、珪素は考慮されていないという理解できない点も含んでいる。これは渦鞭毛藻が相対的に優占している系であるということも一つの理由かも知れない。このモデルは観測データとの比較も十分に行われている。計算結果の大きな特徴は一次生産の約50%が動物プランクトンに移っていることである。これは富栄養化した水系では比較的大きな値である。動物プランクトンの生物量がプランクトン全体の生物量の20%程度でも、植物プランクトンが要求するリンや窒素のそれぞれ52%, 48%を動物プランクトンの排泄が賄っているとしている。また動物プランクトンのグレージング速度、温度応答、餌制限に関するパラメータが最も感度が高いパラメータであることも示している。本論文は小型の動物プランクトンが栄養塩循環に大きく寄与していることを示唆しているが、酒井・中田 (2005) は HNF がフラックスとして非常に大きいことを示している。バクテリアと HNF をモデルでも考慮する必要があるのではないだろうか。

また浮遊生態系と底生生態系を結合した包括的な生態系モデルにむかう研究については、例えば Lake Web モデルでも底生生態系を扱っているはいるが、実際に適用して結果を解析するまでには至っていない。一方沿岸海域における生態系モデルでは底生生態系モデルを実際に適用した研究が行われるようになってきた (例, Hata and Nakata, 1998; Sohma, et al., 2001; Sohma, et al., 2004; Hata et al., 2004; Ueda et al., 2004)。

また数値モデルとはなっていないが、特にプランクトン系における種の遷移についての記述的なモデル PEG (Plankton Ecology Group) モデルが Sommer (1989) によって示されており、遷移にかかるさまざまな過程についてもレビューされている。PEG モデルは普遍的に湖沼に

適用できるとされているが、日本の湖沼ではまだ実証されていない。実証するためには栄養塩などの水質やプランクトン採集の時間間隔が少なくとも10日程度である事が要求される。

一方、汽水域の生態系モデルでは宍道湖・中海系の研究があり、ここでは塩分の空間的な変化にตอบสนองした植物プランクトン種の空間的な遷移に加えて、季節的な遷移についてもモデル化が試みられている(飯野・中田, 2004; 正木, 中田, 2005)。これらは Nakata et al. (2004) によって全球規模の炭素循環解析に適用されたモデルを汽水域に適用できるように改変したものである。このモデルの概念図を図1に示し、それに基づいて定式化され

た過程の例を表1に示す(各パラメータの意味や単位等を詳細に表記するべきであるが、表および本文が煩雑となることから割愛した。詳しくは原著論文を参照されたい)。また図2にはモデルによる宍道湖での植物プランクトン各種の遷移の計算結果を示した。ここでは3年間にわたるシミュレーションが行われており、日射量などの環境因子の変化に対する生態系の応答を詳細に解析している。図2の出力例は、春の珪藻が優占する時期から、夏から秋にかけての藍藻の優占へと変化し、冬季には渦鞭毛藻の優占となる結果を示している。観測結果はプランクトンの個体数であり、炭素量で表現されているわけではない。個体数から炭素量への換算は誤差を含むので、

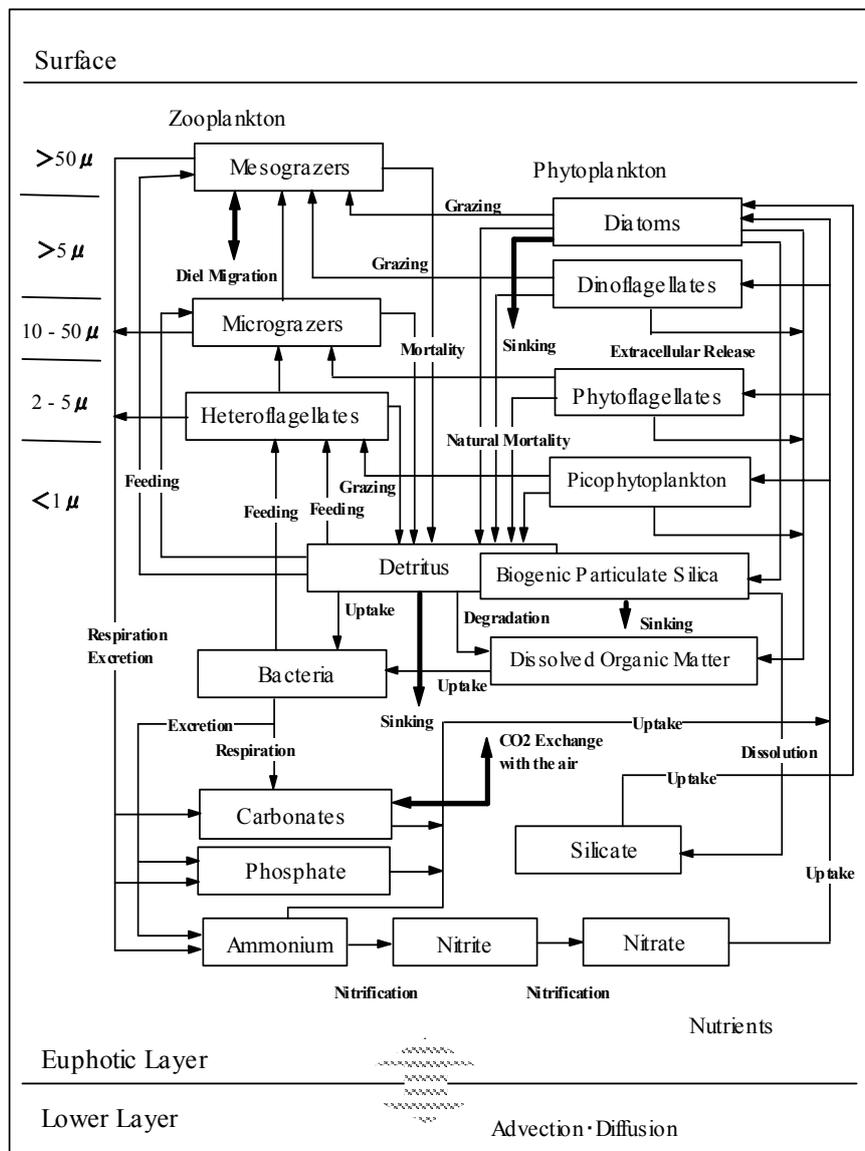


Fig.1. Conceptual framework of a biogeochemical model applied to Lake Shumarinai.

図1. 朱鞠内湖に適用される生態系モデルの概念図。

Table 1. Formulation of biological processes (Phytoplankton) (after Nakata et al., 2004).

表 1. 生物 (植物プランクトン) 過程のモデル式の例 (Nakata et al., 2004 より引用).

プロセス	定式化	パラメータ	
成長 (Diatoms)	$B_1 = v_1(T)\mu_1(P, SQN, SQP, Si)\mu_2(P, I, t)P$	$G_{\max}, \beta_{G_{\max 1}}, \beta_{G_{\max 2}}$	
成長 (others)	$B_1 = v_1(T)\mu_1(P, SQN, SQP)\mu_2(P, I, t)P$		
最大可能成長速度	$v_1(T) = G_{\max} \exp(\beta_{G_{\max 1}}T + \beta_{G_{\max 2}}S)$		
成長の栄養塩制限			
(Diatoms)	$\mu_1 = \min\left\{\frac{SQN}{SQN + [N:C]P}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]P}, \frac{Si}{K_{Si} + Si}\right\}$		K_{Si}
(others)	$\mu_1 = \min\left\{\frac{SQN}{SQN + [N:C]P}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]P}\right\}$		$[N:C], [P:C]$
成長の光制限	$\mu_2 = \frac{1}{H} \int_H^0 \frac{I_0}{I_{opt}} e^{-kz} \exp\left\{1 - \frac{I_0}{I_{opt}} e^{-kz}\right\} dz$		I_{opt}
水中内の自己遮光	$k = k_0 + \gamma_1[Chla:C]P + \gamma_2([Chla:C]P)^{2/3}$	$k_0, \gamma_1, \gamma_2, [Chla:C]$	
海面光強度	$I_0 = \max\left\{0, I_{\max} \sin^3\left(\frac{\pi}{DL}t\right)\right\}$	I_{\max}, DL	
リン吸収	$B_2^P = V_p(PO_4, SQP)[P:C]P$	UP_{\max}, K_{PO_4}	
PO ₄ 吸収速度	$V_p = UP_{\max} \frac{PO_4}{K_{PO_4} + PO_4} \mu_p(P, SQN)$		
吸収の P 制限	$\mu_p = \left\{PQP_{\max} - \frac{[P:C]P + SQP}{[P:C]P}\right\} / (PQP_{\max} - 1)$		$PQP_{\max}, [P:C]$
窒素吸収	$B_2^N = V_N(NH_4, NO_3, SQN)[N:C]P$	UN_{\max}, K_{NH_4}	
NH ₄ 吸収速度	$V_N^1 = UN_{\max} \frac{NH_4}{K_{NH_4} + NH_4} \mu_N(P, SQN)$		
NO ₃ 吸収速度	$V_N^2 = UN_{\max} \left(\frac{NO_3}{K_{NO_3} + NO_3} e^{-\psi NH_4}\right) \mu_N(P, SQN)$		$UN_{\max}, K_{NO_3}, \psi$
吸収の N 制限	$\mu_N = \left\{PQN_{\max} - \frac{[N:C]P + SQN}{[N:C]P}\right\} / (PQN_{\max} - 1)$		$PQN_{\max}, [N:C]$

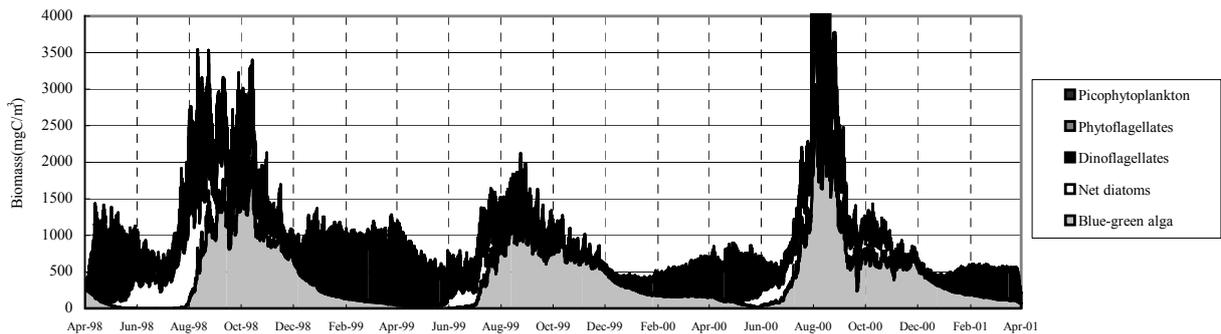


Fig.2. Seasonal variation in phytoplankton species at center of Lake Shinji (after Masaki and Nakata, 2005).

図 2. 宍道湖湖心における各植物プランクトン種の季節的な変化 (正木・中田, 2005 より).

現在では定性的な比較しかできないが、モデルの結果は観測結果でみられる植物プランクトン遷移を良く表現している。このモデルでは空間的な遷移は塩分によって制

御され、淡水から汽水域にかけての藍藻と海産の珪藻や鞭毛藻が区別される。また冬季の渦鞭毛藻の優占は最適温度の設定でコントロールされている。また珪酸塩が状

態変数として組み込まれ、珪藻は珪酸塩によっても制御される。このモデルに堆積物での生態系モデルが結合されれば、湖沼内の包括的なモデルができるが、現状では基本となるデータが不足しており、このようなモデルが開発されても検証はできない。朱鞠内湖モデルについても基本的にはこのモデルの枠組みを使うが、対象は浮遊生態系としていく予定である。構成されるプランクトンは朱鞠内湖で観測される珪藻、緑藻、渦鞭毛藻、藍藻、微小鞭毛藻として解析していく。表1からもわかるように、必要となるパラメータ値が非常に多い。これらは現場の状況に合わせて求められる必要があるが、多くは文献値に頼らざるをえない。朱鞠内湖では月毎のデータが少なくとも2年間とられているので、1年目のデータはモデルのチューニング用として利用し、2年目は流量や負荷量、日射量などの外部駆動力の変動に対してモデルがどのように応答するかを検証することに利用することが可能である。

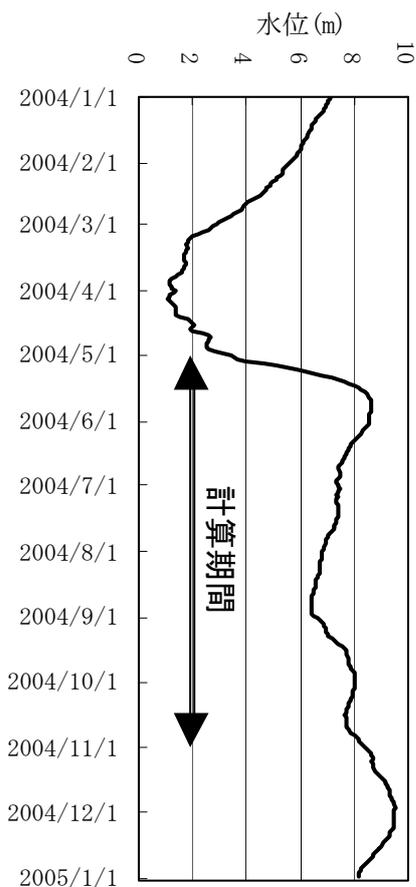


Fig.3 . Changes in Lake Shumarinai water level, 2004.

図3. 朱鞠内湖の水位の変動(2004年).

流動モデルの構築と検証

朱鞠内湖を含むほぼ8 km × 15 km の範囲を格子間隔は100 m, 鉛直方向の層区分は8層として表現した。各層の層厚は水温の鉛直分布に基づいて、基本的に表面から第5層までは2 m 間隔, 第6層と7層は5 m 間隔で, 8層目はそれ以深と設定した。流動計算は、現地調査が行われた2004年とした。

2000年～2004年の朱鞠内湖の水位, および流量の時系列変化をみると, 朱鞠内湖では, 3月～5月の融雪出水に備えて1月～2月にかけて水位を低下させる。2003年は, 台風時の出水に備えて7月～8月にも水位を低下させているが, 通常夏季は, 満水位に近い状態で運用している。最終的には, 融雪出水にともなう影響を評価することが必要であるが, ここでは, 実測の環境データが揃っていない, 水位変動の小さい2004年の5月～11月を計算期間とした(図3)。表面の熱収支を計算するための気象条件は以下の項目について日平均値を用いた。

- (1) 雲量 : 旭川地上気象観測結果
- (2) 全天日射量 : 朱鞠内アメダス
- (3) 平均気温 : 旭川地上気象観測結果

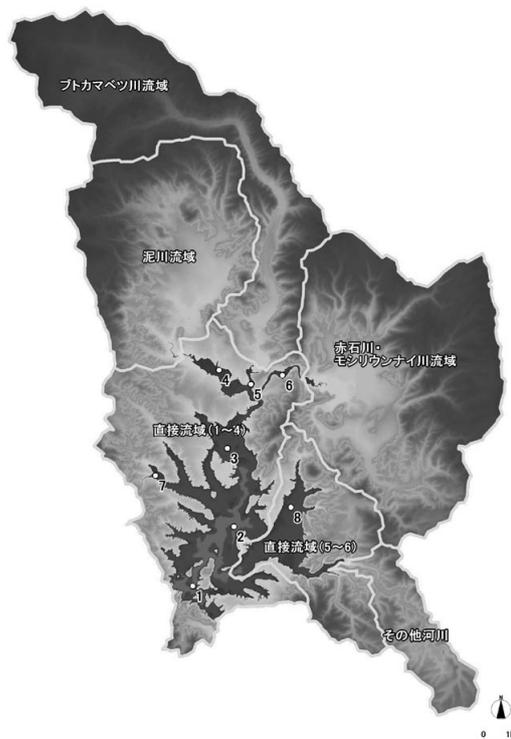


Fig.4. Water shed area and the periodic observation sites in Lake Shumarinai.

図4. 朱鞠内湖の流域と定期観測点.

- (4) 湿度： 旭川地上気象観測結果
 (5) 平均風速： 朱鞠内アメダス

国土交通省による流域分割データによると朱鞠内湖周辺流域は、図4に示したように河川経由の4流域と2つの残流域に分かれる。河川経由の流域は、

流域1	6区分	泥川
流域2	1区分	ブトカマベツ川
流域3	9区分	モシリウンナイ川
流域4	1区分	赤石川

となる。

残流域は2分割されるが、残流域1は4地点、残流域2は2地点から流入させた。流量は流域からの総流入量(北海道電力調査、日流量)を表2に示す流域面積比で配分した。

湖内の密度成層を再現するために重要なパラメータである鉛直拡散係数を求めるために次のような感度解析を行った。

ケース1	$1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$
ケース2	$0.01 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$
ケース3	$0.0001 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$
ケース4	Richardson 数 から設定

水温の初期値は2004年5月の実測結果に基づいて与えた。

モデルに与える水温の境界条件である流入河川水温の設定については、データは泥川下流のデータのみ利用可能であったので、気温との相関から求めた。

4つのケースで計算した結果と観測された水温の鉛直分布と比較した。現在朱鞠内湖では月1回ではあるが定期的な観測が行われている。観測点の配置は図4に示されている。この観測点で得られた水温の鉛直分布と計算結果を比較した例を図5に示す。これによればケース1は大きく観測結果とはずれているが、他の3ケースは比較的良く一致している事がわかる。これより少なくとも鉛直拡散係数は表層の躍層近くでは $0.01 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ 程度である事がわかる。観測では混合層が見られるが、モデルでははっきり見られない。これは後述するが日平均で風速を与えたためと思われる。相対的にはケース4のRichardson 数から設定する方法が最も観測に近い事がわかった。

次に観測点での水温の時系列変化についてモデルと測定結果を比較した例を図6に示す。表面での比較〔観測点3〕と底層での比較〔観測点2〕について例を示した。表層では再現性は比較的良いが、底層では特に台風が通過した9月9日で水温が混合により急激に上昇しているのが観測結果では見られるが、モデルでは見られない事がわかる。他の観測点でも傾向は同じであった。これはモデルに入力した風のデータが日平均値を利用したことが原因であると考えられる。実際には 10 m s^{-1} 以上の風が数時間吹いていたにもかかわらず、モデルでは日平均を使ったため、当該日は 5 m s^{-1} 以下になっているので、鉛直混合が実際には底層にまで及んでいたにも関わらず、モデルではごく表層でしかおこっていないためにこのような不一致が生じた。従って風の入力には少なくとも時間スケールまで解像する必要がある。しかし、これまでの解析で、まだ改良の余地はあるが、上流の開発によって生じる流入流量の変化に対応できる流動モデルについて大筋はでき上がったと考える事ができる。

計算された流動場の出力例を図7に示す。表層の流動場は流入する領域と流出する領域を結んだ線の付近は相対的に早い、それ以外の領域は停滞域となっている事がわかる。検証を更に行うためには、流速計による連続測流結果との比較が必要となる。今後の課題である。

朱鞠内湖の生物地球化学的物質循環モデルの構築に向けて

藤本ら(1995)は全国の湖沼のデータを解析し藍藻が優占している場合の環境因子について調べた。簡単にまとめると富栄養化した湖では、藍藻はN/P比が増加するにつれて増加する傾向にある事、N/P比が30を超えると著しく優占率が低下する事が示されている。また緑藻の優占率はN/P比が5未満で最大となり、珪藻の優占率はN/P比にあまり依存していないことも示された。水温との関係では藍藻、とくに*Microcystis*属や*Anabaena*属は水温の増加と共に優占率が高まった事も示された。

日野(1995)は北海道における水の華の発生状況についてまとめている。*Microcystis*属や*Anabaena*属が優占する場合、N/P比は11から63の幅を持っていること、N/P比が19以下の湖沼では*Anabaena*属が優占し、19以上では*Microcystis*属が優占する傾向にある事などから、N/P比が17-18を境にして*Anabaena*型から*Microcystis*型に別れる事を示唆した。

力学的な条件からみると成層しない湖沼ほど藍藻が優占しやすい事も見いだされている(藤本ら, 1995)。こ

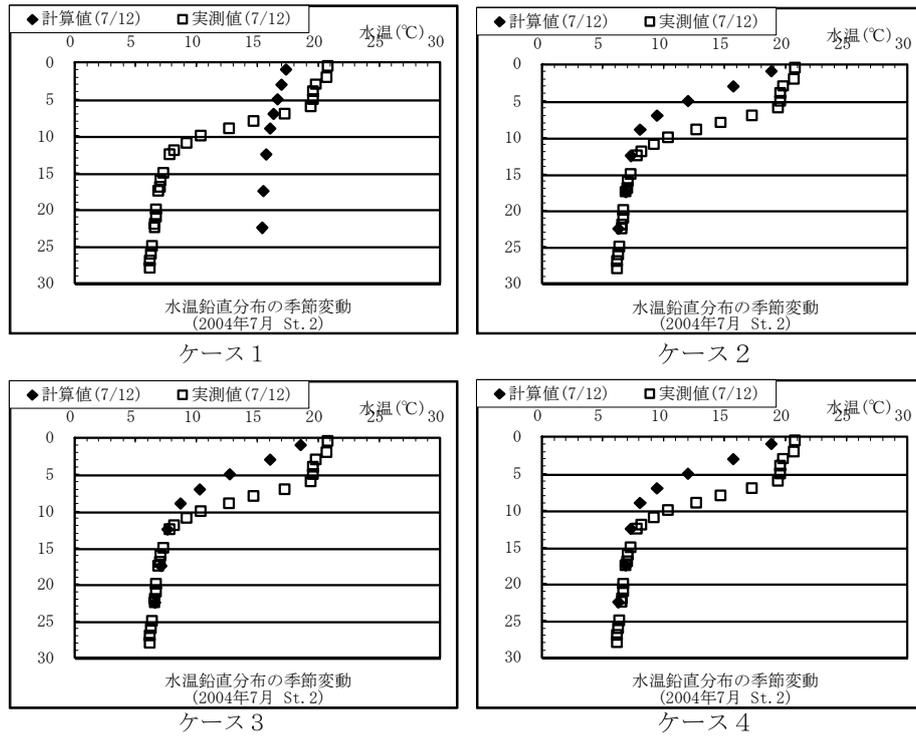


Fig.5. Comparisons in vertical profiles of water temperature between observations (□) and model results (◆) at stn. 2 in July, 2004.

図5 7月における水温鉛直分布の観測結果とモデル結果の比較 (Stn.2).

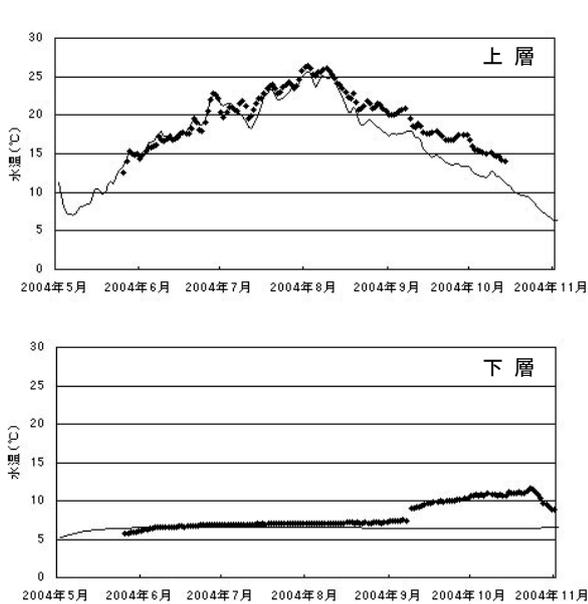


Fig.6. Comparisons of time series water temperature data (◆) and model output results (line). Upper panel: surface layer at stn. 3, lower panel: 20 m depth at stn. 2.

図6. 水温の時系列変化. 上のパネルは stn.3 の表層、下のパネルは stn.2 の水深20m での観測結果 (◆) と対応する層での計算結果 (実線).

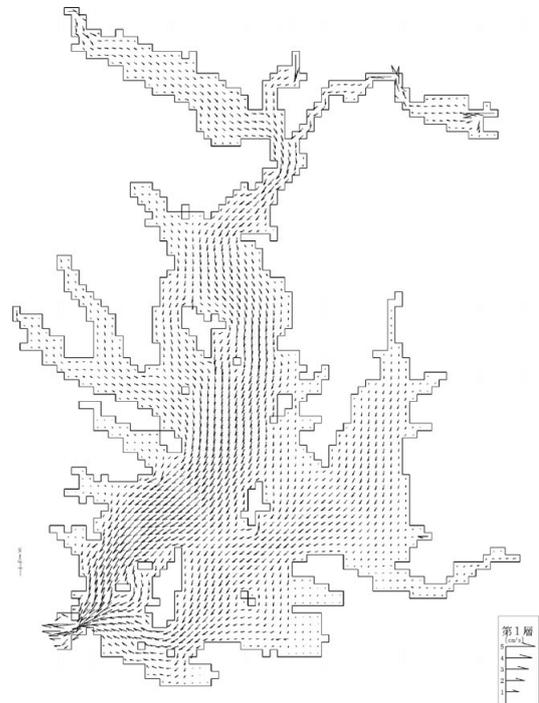


Fig.7. Computed averaged flow pattern during August in surface layer of Lake Shumarinai.

図7. 朱鞠内湖の表層における流動パターン(の計算結果(8月)).

のような情報のうち、流体力学モデルからは水温、成層の強さが供給される。栄養塩の比率は生態系モデルの中で計算されるが、特に朱鞠内湖に流入する硝酸塩濃度の変化は N/P 比を変化させる。現状の朱鞠内湖では N/P 比はレッドフィールド比より高く、リン制限と見られる。人為的な影響は湖沼への硝酸塩負荷の増大をもたらすとされているので、現状よりはさらに N/P 比が大きくなる事が予想される。この N/P 比の変化は種の遷移にとっては重要であると思われる。以上のことから、朱鞠内湖の生物地球化学的物質循環モデルでは、水質に加えて植物プランクトンの種組成変化にも注目して開発を進めている。

Sommer (1989) は Si/P 比の変化と種の遷移について詳しく論じているが、N/P 比を基礎にした議論はされていない。また、現在までに湖沼の植物プランクトン組成変化について、栄養塩の比をもとに構成されたモデルはない。種組成の変化がボトムアップかトップダウンかについては定かではないが、朱鞠内湖での調査の結果を整理し、PEG モデルのようなシナリオを作成すること、更にこれと湖内の流体力学モデルを結合させる事で、上流の開発によって生じる生物地球化学的物質循環の変化、特に植物プランクトン種組成の変化が表現できるようにしていく。

謝 辞

当研究は、総合地球環境学研究所 5-2 プロジェクト「流域環境の質と環境意識の関係解明—土地・水資源利用に伴う環境変化を契機として」(リーダー吉岡崇仁)の一部として実施された。また、モデル作成にあたって、プロジェクト研究に参加している山形大学理学部物質生命化学科陸水生化学研究グループの学生、院生、北海道環境科学研究センターの石川 靖、三上英敏、五十嵐聖貴、北海道立衛生研究所の高野敬志、各氏のデータを使用させていただきました。

モデル計算に当たっては国土環境株式会社沓掛洋志博士にお手伝い頂きました。感謝いたします。

文 献

Asaeda, T and T.Van Bon (1997) : Modelling the effect of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes. *Ecological Modelling*, 104: 261-287.

Boulion, V.V. and L.Hakanson (2003) : A new general dynamic model to predict biomass and production of bacterioplankton in lakes. *Ecological Modelling*, 161:

91-114.

Bruce, L.C. D. Hamilton, J. Imberger, G. Gal, M. Gophen, T. Zohary and K. D. Hambright (2006) : A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling*, 193: 412-436.

Chen, C, R. Ji, D. J. Schwab, D. Beletsky, G. L. Fahnenstiel, M. Jiang, T. H. Johengen, H. Vanderploeg, B. Eadie, J. W. Budd, M. H. Bundy, W. Gardner, J. Cotner and P. J. Lavrentyev (2002) : A model study of coupled biological and physical dynamics in Lake Michigan. *Ecological Modelling*, 152: 145-168.

Chen, C., L. Wang, R. Ji, J. W. Budd, D. J. Schwab, D. Beletsky, G. L. Fahnenstiel, H. Vanderploeg, B. Eadie, M. Jiang, and J. Cotner (2004) : Impact of suspended sediment on the ecosystem in Lake Michigan: A comparison between the 1988 and 1999 plume events. *J. G. R.*, 109: C10S05, 1-18.

藤本尚志・福島武彦・稲森悠平・須藤隆一 (1995) : 全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係. *水環境学会誌*, 18: 901-908.

Hakanson L. and V. V. Boulion (2003) : Modelling production and biomasses of herbivorous and predatory zooplankton in lakes. *Ecological Modelling*, 161: 1-33.

Hata, K. and K. Nakata (1998) : Evaluation of eelgrass bed nitrogen cycle using an ecosystem model. *Env. Modelling and Software*, 13: 491-50.

Hata, K., K. Nakata and T. Suzuki (2004) : The nitrogen cycle in tidal flats and eelgrass beds of Ise Bay. *J. Marine Systems*, 45: 237-253.

服部明彦 編 (1988) : 湖沼汚染の診断と対策. 日刊工業新聞社, pp271.

日野修次 (1995) 北海道における水の華の発生状況, アオコの計量と発生状況. 発生機構—アオコ指標検討委員会資料一, 国立環境研究所, 62-67.

飯野哲治・中田喜三郎 (2004) : 宍道湖・中海における植物プランクトン優占群落の季節変動と遷移の解析. *海洋理工学会誌*, 9: 169-176.

池田知司・渡辺雄二・三木真弘・大西庸介・籠持和洋・清原正高・宮永洋一・石田祐三郎・河合章 (1995) : 数値モデルによる淡水性渦鞭毛藻 *Peridinium bipes* fo. *Occultatum* の増殖要因の解析. *陸水学雑誌*, 56: 107-124.

岩佐義朗・松尾直規 (1981) : 貯水池水理の解析モデル

- とその水温予測への適用. 土木学会論文報告集, 308: 59-68.
- Malmaeus, J.M. and L. Hakanson (2004) : Development of a Lake eutrophication model. *Ecological Modelling*, 171: 35-63.
- 正木宏和・中田喜三郎 (2005) : 宍道湖・中海における植物プランクトン優占群落の季節変動に関する数値解析. 海洋理工学会予稿集, 95-98.
- 松岡譲 (1984) : 霞ヶ浦の富栄養化モデル. 国立公害研究所報告, 54: 53-242.
- 中田喜三郎・堀口文男・田口浩一・瀬戸口泰史 (1983) : 追波湾の三次元潮流シミュレーション. *Bull. Nat. Inst. Poll. Res.* (公害資源研彙報), 12: 17-36.
- Nakata, K., T. Doi, K. Taguchi and S. Aoki (2004) : Characterization of Ocean Productivity Using a New Physical-Biological Coupled Ocean Model. *Global Environmental Change in the Ocean and on Land*, 1-44.
- 沖野外輝夫・平塚茂雄・田中哲治郎 (1981) : 諏訪湖における物質循環のモデル化 II. 諏訪湖集水域生態学研究, 7: 63-85.
- Osidlele, O.O. and M. B. Beck (2004) : Food web modelling for investigating ecosystem behaviour in large reservoirs of the south-eastern United States: lessons from Lake Lanier, Georgia. *Ecological Modelling*, 173: 129-158.
- Rukhovets, L. A., G. P. Astrakhantsev, V. V. Menshutkin, T. R. Minina, N. A. Petrova, V. N. Poloskov (2003) : Development of Lake Ladoga ecosystem models: modelling of phytoplankton succession in the eutrophication process-I. *Ecological Modelling*, 165: 49-77.
- 酒井亨・中田喜三郎 (2005) : 微生物食物網を含んだ生態系モデルによる伊勢湾の解析. 海洋理工学会誌, 11: 71-76.
- Sohma, A., Y. Sekiguchi, H. Yamada, T. Sato and K. Nakata (2001) : A new coastal marine ecosystem model study coupled with hydrodynamics and tidal flat ecosystem effect. *Marine Pollution Bulletin*, 43: 187-208.
- Sohma, A., Y. Sekiguchi and K. Nakata (2004) : Modeling and evaluating the ecosystem of sea grass beds, shallow waters without sea grass, and an oxygen-depleted offshore area. *J. Marine Systems*, 45: 105-142.
- Sommer, U. ed. (1989) *Plankton Ecology, Succession in Plankton Communities*. Springer Verlag., pp 369.
- 田口浩一・中田喜三郎・田森日出春 (2001) : 湖沼・内湖の物質循環—生態系モデルによる生物学的水質浄化機能の評価—. 海洋理工学会誌, 7: 31-52.
- Ueda, S, J. Inaba, M. Hosoda, H. Kutsukake, Y. Seike and K. Nakata (2004) : Development and application of the ecosystem model in brackish Lake Obuchi, Japan. *Korean Journal of Limnology*, 37: 448-454.