

2018 年度（第 54 回）水工学に関する夏期研修会講義集

水工学シリーズ 18-B-6

数理モデリングと沿岸環境問題の関係性
～その変遷と展望～

大阪市立大学・教授

相馬明郎

土木学会

水工学委員会・海岸工学委員会

2018 年 9 月

数理モデリングと沿岸環境問題の関係性 ～その変遷と展望～

Connectedness between Numerical Modeling and Coastal Environmental Problems ~History and Prospects~

相馬 明郎

Akio SOHMA

1. はじめに

沿岸環境問題は、物理学、生物学、化学といった自然科学、さらに拡張すれば、経済学、社会学、政治学までも含む、分野横断的な問題である。このように、複雑で複合的な事象を我々が理解するためには、着目する系、問題となっている現象を明確化・具体化し、さらにその現象の単純化・理想化をし、現象の理解にとって本質的と思われる概念、即ち、現象の特徴を上手に表現できる概念を導入することが必要である。この思考過程を“モデル化”という。ここで留意すべきは、全てのモデルは現実系の簡略化だということである。簡略化である以上、必然的に幾つかの仮定を課さざるを得ない。仮定を課す際に大切なことは、自然科学の視点からは、モデルに与えた仮定が（モデルで）捉えようとしている現象に対して適正か、そして、政策科学の視点（コミュニケーションのプラットフォームとしてモデルを使うという視点）からは、各分野の専門家や利害関係者に対して合意を得られる仮定か、ということであろう。

新たに数理モデルを開発する際は、4つの要素：「分野」、「概念モデル（作業仮説）」、「実験・観測」、「数理モデル」の連携が大切である。ここで、「分野」という言葉は、先に述べた、モデルの適用領域に関連する物理学、化学、生物学、経済学、より広い意味では社会ニーズまでも含む。「概念モデル」の構築は、現象に対して何らかの“解釈”や“説明”を与えることであり、これは、現象を解釈したり、説明するための“因子”や“要素”を決定することでもある。こうしたプロセスは、たとえ、数式で表現されてはいなくても、「概念上のモデル化」を行っていることになる（最近では、コンピュータが、この因子や要素を“特徴量”として自動的に抽出するDeep Learningもある）。「実験・観測」の目的は、概念モデルによって明確にされ、技術的な問題に鑑みつつ、目的に応じた実験手法が考案される。「数理モデル」の目的も、概念モデルにより明確になる。数理モデルは、実験結果を解析したり、実験では技術的に抽出不可能な情報を予測したりする。さらに、観測に先んじて新しい事実を発見することも勿論ある。研究・調査の現場では、「実験・観測屋」、「数理モデル屋」という立場で役割が分担されることもしばしばであるが、例え役割が分担されても、「分野」と「概念モデル」については、共通の認識に至るまでのコミュニケーションが必要不可欠である。

数理モデリングと沿岸環境問題の関係性も、こうしたコミュニケーションを基盤として、(1) 環境問題の変遷、(2) (観測技術向上等に伴う) 情報量の増大、(3) コンピュータリソースの進化、そして、(4) 数理科学理論・情報理論の発展とともに、深まり、進化してきた。我が国の(1) 環境問題の変遷に目を向ければ、1960年代、東京湾や瀬戸内海などの閉鎖性海域では、開発に伴う埋立、海域への有機物・栄養塩の流入が急速に進行し、赤潮・貧酸素などの問題が深刻化した。これに対し、行政は1970年に水質汚濁防止法、海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律、1973年に瀬戸内海環境保全特別措置法、1974年には国土利用計画法を施行。COD やTN, TP の流入削減を行い、その結果、都市部の悪臭やよどんだ河川や海の環境は改善されてきている¹⁾。その一方で、水産生物の減少は依然として深刻であり、生物生息場の重要性や、生物生産・餌料環境に対する適度な栄養塩の維持の重要性も指摘

されるようになり、近年では、ラムサール条約などにも見られる生物育成・生息場としての干潟・浅海・海草・藻場域の保全・保護・造成²⁾や、栄養塩の適度な供給を狙った下水処理場の運営管理なども行われている³⁾。(2) 情報量の増大についても、めざましい変化がある。センサーの高度化、衛星データの活用、通信速度の高速化、分析技術の向上は、我々が取り扱える情報を精確かつ膨大にし、環境の時空間変動についても、より密に、かつ、他項目にわたり把握できるようになった。(3) コンピュータリソースの進化もめざましい。図-1⁴⁾に示すように、CPU、ネットワーク、ストレージはいずれも指数関数的に高速化・増加し、先に述べた情報量の増大とともに、それらを取り扱えるリソース環境も充実してきた。最近では、CPUではなく、GPUを使った高速プログラミングも可能となった。(4) 数理科学・情報理論の進化に目を向ければ、沿岸環境問題で用いられる数理モデルは、いずれの時代も、“環境問題の主要因・メカニズムの解明”と“環境施策の効果の予測・評価”を目的としている場合が殆どである。そして、数理モデリングには、大別すれば、プロセスモデル（ここでは、システムを構成する要素間の関係を自然科学的な法則、即ち、支配方程式をベースに表現するモデルをいう）と統計モデル（ここでは、システムを構成する要素間の関係性を確率分布で表現し、また、その関係性を多変量解析等で決定するモデルをいう）があり、これまでは、環境問題の原因解明・予測・評価には、プロセスモデルと統計モデルの両モデルが使われ、環境問題の現象・原因の“説明”では、主にプロセスモデルが活用されてきた。また、近年では、支配方程式と（統計的手法をベースとした）データ同化⁵⁾の抱き合わせによる、現状の空間分布補完や近未来予測⁶⁾（ナウキャストイング）、さらに、最近では、機械学習（モデル）を用いたデータ分析⁷⁾なども行われている。

このように、沿岸環境問題と数理モデリングの関係性の全体像を俯瞰すると、語り尽くせばきりが無い。

したがって、本稿では、沿岸環境問題を、有機汚濁、富栄養化、貧酸素化、生物生産性、貧栄養化、気候変動緩和といった、いわば、炭素、窒素、リン、酸素循環のアンバランスから生じる環境問題に焦点を絞り、また、数理モデリングでは、流動場と生態系と数理モデリングの発展に焦点をおき、これら2つの焦点から、数理モデリングと沿岸環境問題の関係性の変遷と今後の展望について示すこととする。

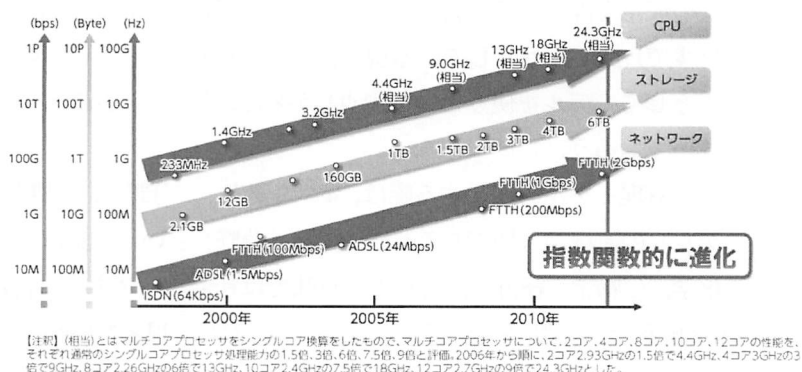


図-1. コンピュータリソースの進化⁴⁾

2. 沿岸環境問題の変遷から見た数理モデルの発展

2.1 有機汚濁問題と流動モデル（1970年代～）

1960年代から1970年代は、人口・産業の集中が進むことで、生活・産業排水、田畑、畜産を起源とする過剰な栄養塩（窒素・リンなど）が海に流入した時代である。その結果、春先から秋口にかけて、赤潮（プランクトンの大量発生）や、海底の貧酸素化といった問題が頻発するようになった。この問題を解決するため、行政では1979年から有機物（COD）を対象とした水質総量規制を実施した。いわゆる“有機汚濁問題”である。有機汚濁問題に対する、数値モデル研究の目的の多くは、内湾域に放流された有機汚濁物質が、いつ、どこに、どれだけ、どのように、輸送され滞留するか。そして、その輸送は、なぜ引き起こされるのか、の解明と予測・評価であった。こうした汚濁物質の輸送過程の解明に資する流動モデルには、(1) Lagrange型モデルと(2) Euler型モデルがある。端的に云えば、Lagrange型モデルは“粒子”の挙動・軌跡を追うモデル、Euler型モデルは、“場”の時間変化（濃度の動態）を追うモデルである。有機汚濁問題が注目されたこの時代、我が国の数理モデルを用いた沿岸環境研究は、Euler型モデルの適用⁸⁾⁹⁾が一般的であった。

沿岸域（内湾域）の環境問題で用いられる流動モデルは、一般に、エスチャリー（estuary）、即ち、“そこに存在する海水が、外洋水と自由に交換され、かつ陸域からの淡水流入によって希釈されている半閉鎖的な海域”における流動場を再現・予測するモデルである。モデルは流体力学の理論に基づく微分方程式（流体力学方程式）を離散化・数値化して解くことで、流動場の時空間分布を求めるものである。Navier-Stokes 方程式を基礎とする流体力学方程式群は、マクロな視点から（即ち、水分子ではなく水塊の）運動量の時間変化を表現する。この方程式を内湾流動場に適用する際は、方程式で表現する“現象”とそれを生起する“要因”を整理する必要がある。この整理は時空間スケールを指標に行われることが多い。よく使われる方法は、現象を波動として捉え、波動の周期を時空間スケールで分類し、波動の要因を説明する方法である¹⁰⁾。一般に流体力学方程式はその非線形性のため、解析解を求めることは困難であり、このことは“現象”と“要因”の関係の明確化を困難にする。したがって、対象とするスケールを規定することにより、一般的な流体力学方程式を単純化・近似し、その単純化された方程式から、現象とその要因の明確化を図るのである。実際には、現象、要因ともスケール間で相互作用があり、これは方程式の非線形性と密接に関連している。

沿岸環境研究で使われる流動モデルの多くは、メソスケール（1～100km）の半閉鎖性海域を対象とする。閉鎖性海域の流動場のモデル化の難しさは、富栄養化に伴う貧酸素化、赤潮などに影響を与えうる特徴的な流動の現象やその要因の多くが、時空間スケールで整理することが困難なことにある。沿岸環境問題で着目する、エスチャリーでの流動場の要因（駆動力）は、(1) 外部要因（潮汐や風による“水位の傾斜”，または“コリオリ力に起因する流れ”）と(2) 内部要因（淡水流入、外洋水流入、あるいは大気－海水面での熱交換による“密度勾配”）であるが、これらの多くは周期性を見出せないか（淡水流入、風）、見出せたとしてもその振幅は様でない（潮汐）。しかし、これらの駆動力が、沿岸環境問題を理解する上で重要な物質（プランクトン、デトリタス、栄養塩、溶存酸素等）の輸送に与える影響は大きい。特に淡水流入などによるエスチャリー内部の密度勾配（内部要因）に起因する流れは影響力があり、重視すべきである。海水密度が(2) 内部要因による影響を受けず一様であれば（傾圧流体）、その流れは(1) 外部要因だけに支配されるが、海水に密度変化があれば（傾圧流体）、密度勾配を駆動力とする密度流が発生し、(1) 外部要因によって駆動された流れと運動量・エネルギーを交換し、複雑な流動場を形成する。流体モデルのような数値計算のメリットは、こうした様々な要因を流体力学方程式に取り込み、結果としてその方程式が非線形になっても、（離散化により）解けることである。そして、モデルに取り入れた要因を、その時空間スケールに依らず相互作用させ、流れを予測できることである。

沿岸環境問題で活用される流動モデルは、コンピュータスペックと数値計算技術の発展とともに、空間分解能の高度化、乱流モデルの高精度化、準3次元から Full3D モデル¹¹⁾への展開などへと進化していくが、沿岸環境問題を取り扱う数値流体モデルの多くは Navier-Stokes 方程式を離散化し、数値計算で解くものであり、流速（3成分）・密度・圧力という5個の従属変数を持つ5個の偏微分方程式である。ここに、流速と密度を従属変数とする連続の式（非圧縮性流体の質量保存則）、海水の密度を、圧力・温度・塩分で表現した状態方程式、加えて、海水の温度・塩分の輸送方程式（移流・拡散方程式）が与えられ、流速3成分、密度、圧力、温度、塩分の7つの未知数に対し、7つの方程式が与えられ、これによって、沿岸の流れ（運動量の移動）を知ることができる。しかし、これらの解析解は解くことができないため、数値計算によって離散化し、加減乗除計算で偏微分方程式を近似することで、解析解を推定することになる。以下に準3次元流体力学モデルの7つの基礎式である。

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -u \frac{\partial u}{\partial x} - v \frac{\partial u}{\partial y} - w \frac{\partial u}{\partial z} + f_0 \cdot v - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(N_x \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(N_y \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(N_z \frac{\partial u}{\partial z} \right) \dots \dots (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -u \frac{\partial v}{\partial x} - v \frac{\partial v}{\partial y} - w \frac{\partial v}{\partial z} - f_0 \cdot u - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(N_x \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(N_y \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(N_z \frac{\partial v}{\partial z} \right) \dots \dots (2)$$

$$-\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z} - g = 0 \quad \dots \dots (3)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \dots \dots (4)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} = -u \frac{\partial T}{\partial x} - v \frac{\partial T}{\partial y} - w \frac{\partial T}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad \dots \dots (5)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} = -u \frac{\partial S}{\partial x} - v \frac{\partial S}{\partial y} - w \frac{\partial S}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial S}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial S}{\partial z} \right) \quad \dots \dots (6)$$

$$\rho = \rho(S, T) \quad \dots \dots (7)$$

ここで、 t は時刻、 (x, y, z) は座標、 (u, v, w) は流速、 f_0 はコリオリパラメータ、 ρ は海水密度、 P は圧力、 g は重力加速度、 T は水温、 S は塩分濃度、 (N_x, N_y, N_z) は渦動粘性係数、 (K_x, K_y, K_z) は渦動拡散係数である。なお、数値計算には、丸め誤差、打ち切り誤差、桁落ち誤差、入力データの誤差など様々な誤差がある。計算スキームを考える際は、(1) 誤差を少なくするという意味での、偏微分方程式と数値方程式（離散化された偏微方程式）の間の「適合性」、(2) 誤差を計算の過程で成長させないという意味での数値方程式の「安定性」、(3) 数値方程式の解は偏微分方程式の解へと近づくという「収束性」という3つの観点と、利便性の観点から、様々な数値計算スキーム（例えば、陰解法、陽解法、風上差分、中心差分、hybrid 差分、 σ 座標、level 座標）が選択されることになる（なお、ここでの議論は有限差分法に関するものである。）。

閉鎖性海域における3次元流動モデルで考慮される主な駆動要因は、(1) 潮汐、(2) 河川からの淡水流入、(3) 大気-海面間の潜熱、(4) 上記(2)、(3)によってもたらされる密度勾配、そして、(5) 海上風による応力である。これら駆動力は、流動モデルの境界条件として入力され、上記の方程式系を解くことで、流体力学モデルは、任意の時刻・場所における流速3成分、密度、圧力、温度、塩分を出力することになる。また、乱流を解くことで、渦動粘性係数を算出する。乱流モデルには、Direct Numerical Simulation(DNS)、Reynolds Averaged Navier Stokes (RANS)、Large Eddy Simulation (LES)などがある。

これら流動モデルによって得られた流動場を入力データし、汚濁物質の移流・拡散を表現したモデルによって、汚濁物質濃度の時空間変化を時々刻々計算していくことで、内湾域に放流された有機汚濁物質が、いつ、どこに、どのように輸送され、どれだけ滞留するか、を評価・予測することができる。なお、その輸送は、なぜ引き起こされるのか、については、なぜ、にあたる要因の候補（例えば、風、淡水流入量、鉛直渦動拡散係数）による感度解析を実施し、各要因の変化が、汚濁物質濃度の時空間分布にどのような変化をもたらすか、から議論・推定することが基本であった¹²⁾。図-2¹¹⁾に海洋における空間スケールと鉛直静力学近似の関係のイメージ、図-3に σ 座標における疑似鉛直拡散問題の概念図を示す。

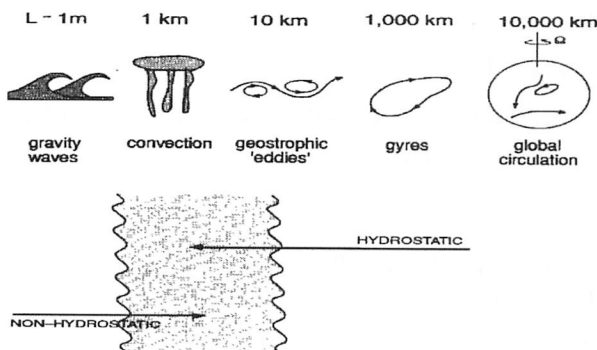


図-2. 海洋における運動スケールのイメージ¹¹⁾。計算機の発展とともに小スケールのプロセスも陽に解像可能。

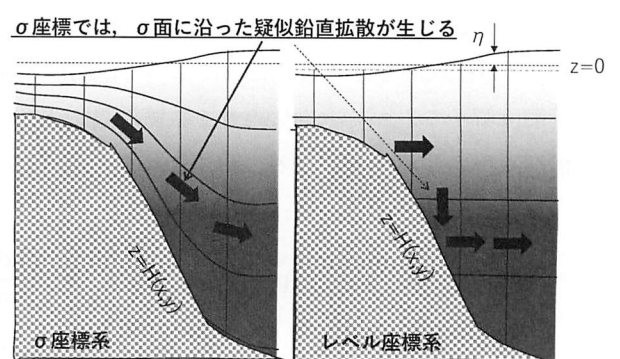


図-3. σ 面にそった疑似鉛直拡散。

2.2 富栄養化問題と浮遊生態系モデル (1980年代～)

行政による水質総量規制は、第5次総量規制 (2001 年) から、COD のみならず、栄養塩 (無機態窒素、無機態リン) までは規制対象項目として加わった¹³⁾。その背景には、有機汚濁や貧酸素の解決には、有機物の削減だけでなく、(無機物から有機物を生産する) 一次生産の抑制も重要、という観点があり、一次生産で必要となる、無機態窒素・リンまでも規制する施策、“富栄養化対策” がとられた。一方、数理モデルの世界でも、有機汚濁問題は、植物プランクトンの一次生産の発生原因とその抑制に焦点が当てられる。つまり、栄養塩 (無機態窒素、無機態リン) 濃度と光強度、温度から植物プランクトンの増殖速度を求め、その結果を反映した、植物プランクトン、デトリタス、溶存態有機物、栄養塩間で織り成される炭素・窒素・リン等元素の物質循環を数理モデルで捉えようとする視点である。このような数理モデルを低次生態系モデルという。こうした動きは、海外では 1970 年代から¹⁴⁾、我が国でも 1980 年代から始まった¹⁵⁾。また、行政でも、低次生態系モデルを水質施策や環境アセスメントに活用する動きは、第5次総量規制 (2001 年) に先駆け、1990 年代から始まっていた¹⁶⁾。

一般に、低次生態系モデルは、(a) 流動モデルの結果を活用して計算することが多い。即ち、流動モデルは、生態系モデルとは独立に計算されることが多く、生態系モデルは、流動モデルの出力を入力することにより計算される (図-4)。これは、流動場は生態系モデルの構成要素である粒状物質 (植物プランクトン、動物プランクトン、デトリタス等) や溶存物質 (栄養塩、酸素等) 濃度に影響を受けないと考えられるのに対し、生態系モデルの構成要素は流動場に対して力学的に受動的で影響を受ける、という考え方による。即ち、移流・拡散といった物理場は、浮遊生態系の構成要素 (プランクトン、デトリタス、栄養塩、酸素等) を輸送し、任意の地点での構成要素間のバランスを変化させる。そして、生態系内の生物・化学過程を変化させるのである。“Eco-hydrodynamics”という言葉は、この相互作用の重要性を強調するものである¹⁷⁾。なお、最近では、海草場や海藻場の生育、あるいは、養殖カキやノリの成長が海水抵抗を上げ、その結果生じる流れの変化が、海草場・藻場やカキ・ノリの生育に変化を与えるフィードバック効果を計算し、海藻・海草場やカキ・ノリ育成の将来予測に役立てようという動きもある¹⁸⁾。

低次生態系モデルは、生態系を駆動する原動力である太陽からの光エネルギーを使い、無機態窒素(DIN)、無機態リン(DIP)を律速要因として、植物プランクトンが有機物を生産する一次生産 (光合成) をモデルに組み込んだ物質循環モデルである。例えば、窒素元素の生態系循環に着目し、栄養塩 (N) を利用する植物プランクトン (P)、それを食べる動物プランクトン (Z)、さらに生物の死亡によって生成されるデトリタス (D) の動態を表わす物質

循環モデルは NPZD モデルと呼ばれる。植物プランクトンの時空間変動は、栄養塩 (N)、光、温度の関数として表わされる光合成と、呼吸、被食、死亡などの生物化学的な増減要因と、移流・拡散に伴う物理的な増減要因を盛り込んだ偏微分方程式で定式化される。動物プランクトン、デトリタス、栄養塩の時空間変化も、植物プラン

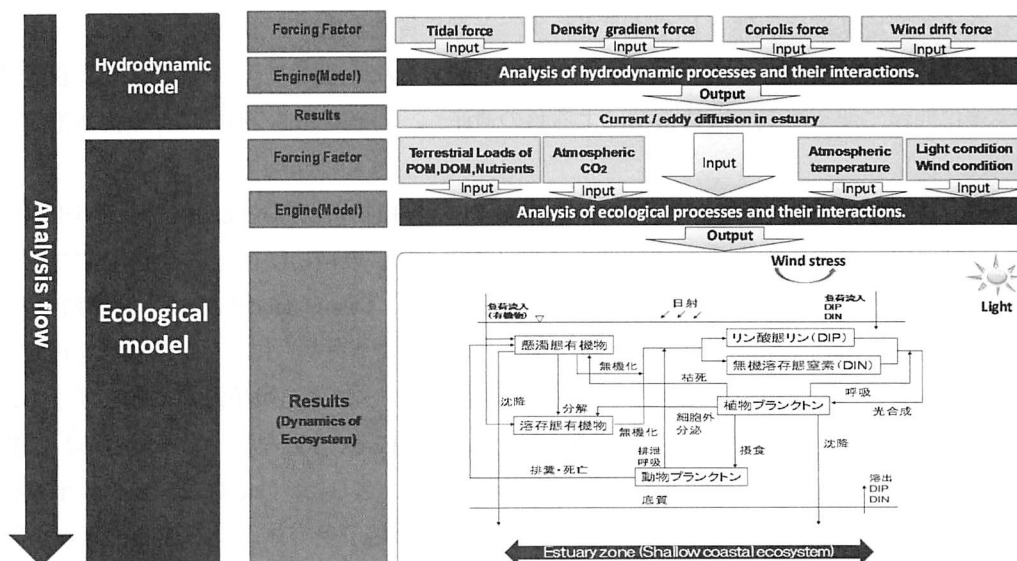


図-4. 流動モデルから生態系モデルへの計算フローと、浮遊系低次生態系モデルのダイアグラム⁷⁴⁾ (生態系ダイアグラムは中田¹⁷⁾)。

クトン(P) 同様、生物化学的な増減要因と物理的な増減要因から成る偏微分方程式で記載されるが、生物化学的な増減要因がそれぞれ異なる。即ち、動物プランクトンの生物化学的増減要因は、摂食 (P の関数)、排泄・呼吸、排糞、死亡であり、デトリタスでは、P の死亡、P の死亡、Z の死亡、無機化。栄養塩は、P の呼吸 (排泄)、Z の排泄、D の無機化が増減要因となる (図-4 下の生態系ダイアグラム)。

ここで留意すべきは、生態系モデルは、P, Z, N, D の各要素は互いに相互作用して、自律的に変化し、その変化を示す方程式系は非線形システムである、ことである。より正確には、非線形に表現することもできる、ということである (図-5)。したがって、モデルの作り方によっては、我々の予期しない結果を導き出す可能性もある。また、計算が発散し (カタストロフィー)、それこそが、生態系遷移である、と解釈することもできる。しかしながら、この時代に作られた多くのモデルは安定性に配慮した設計をしているため、生態系の遷移までを表現するまでには至っていないのが現状である。

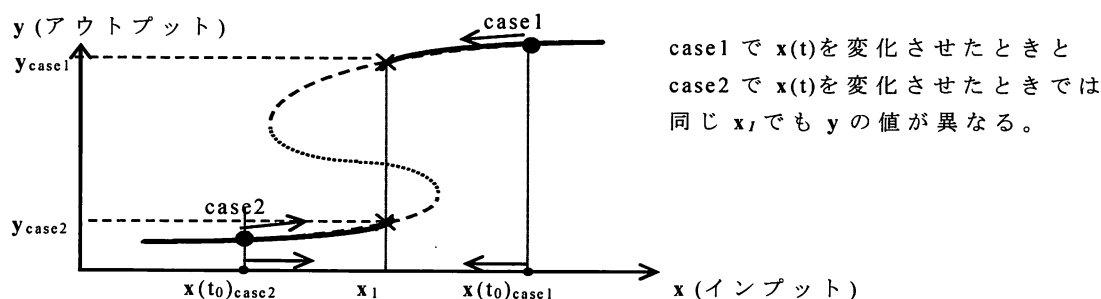


図-5. 同じ入力から異なる出力が得られる非線形システムの概念図。入力を x_1 の値からスタートした場合はどうなるであろうか？

2.3 貧酸素化と底生生態系モデル (1990年代～)

1990 年代になると、我が国の富栄養化問題の視点は、一次生産、無機態窒素・リンのみならず、海底堆積物での有機物蓄積、酸素消費過程にまで拡張される¹⁹⁾。また、2000 年頃になると、水処理技術の進歩、企業の経営努力もあり、流入負荷 (窒素・リン) は最大時の半分程度に減少した海域もあった。にもかかわらず COD, TN, TP といった水質環境基準は依然として達成されず、赤潮や貧酸素化の発生件数も、ここ 15 年、期待されるほどの改善傾向はみられない状況となる²⁰⁾。これらの改善が芳しくない理由のうち、「底質」に関連するものでは、「長年の富栄養化問題に伴う海底有機物蓄積による負の遺産」、「浚渫溜地の形成に伴う海水滞留とその湧昇」があげられた²¹⁾。

一方、学際的には、底生系のモデル化、具体的には、堆積物の初期続成過程のモデル化 (鉛直 1 次元のモデル化) は、1970 年代から行われてきた。初期の底生系モデルは、堆積物に存在する全有機物の分解速度率 (first order rate constant) は一定とする One-G model が主流であった^{22) 23)}。One-G model では、堆積物中の有機物以外の物質から、無機化可能な有機物の鉛直プロファイルを求めることができ、さらには、定常状態を仮定することで、モデル方程式は解析解を持つことができた。このことは、コンピュータによる数値計算に頼らずとも、鉛直プロファイルを解析的に解けることを意味する。酸化体 (O_2 , NO_3 , $Mn-ox$, $Fe-ox$, SO_4 などの電子受容体) 消費や間隙水中の栄養塩生成は、有機物の無機化過程に関連づけて計算されていた。さらに、One-G モデルは、堆積物中を数層に分割し各層間での数学的連続条件を考慮することにより、幾つかの電子受容体による無機化過程を区別して取り扱えるようにも拡張された。ただし、分割された各々の層では、単一の電子受容体が有機物の無機化によって使われるとモデル化されていた^{24) 25)}。これら初期のモデルは、解析が比較的容易ではあるものの、堆積物内に含まれる多くの各種生物・化学・物理過程のうちの一部、あるいはそれらをひとまとめにしてモデル化されており、各層間、各層内で

の各種生物・化学・物理過程の共役の影響が表現されていなかった。

1990年代になると、堆積物のモデルは、堆積物表層での生物・化学・物理過程をより詳細に表現し、各過程を共役させることにより、より現実に近い形で各種プロセスをモデル化している。特に、初期のモデルではあまり見られなかった還元物質（電子受容体の還元状態）をモデルで取り扱うことで、総酸素消費量における還元物質 (ODU: $2(\text{Mn}^{2+})$, $4(\text{Fe}^{2+})$, $1/2(\text{S}^{2-})$) による消費を区分する試みが見受けられる²⁶⁾²⁷⁾²⁸⁾²⁹⁾(図-6, 図-7)これは、一般の堆積物では（深海などの堆積物を除けば）、還元物質の再酸化による酸素消費は無視できないことに起因する。また、新世代モデルの一部には、非定常状態を解析するもの³⁰⁾、または、堆積有機物をその分解性によって区分けして表現する Multi-G model が見られるようになる³¹⁾³²⁾³³⁾³⁴⁾。非定常モデルでは、堆積物表層の各種物質の鉛直プロファイル、および生物・化学・物理過程の時間変動を捉えることができる。また、multi-G model では、有機物の年齢とともに無機化可能な有機物量が減少していく履歴を表現することができ、この現象は、堆積物中の溶存物質プロファイルにも重要な影響を与えうる。なお、上述したモデルの多くは、底生系の細菌生物代謝の鉛直微細構造に焦点が置かれており、底生動物や底生藻類の生物代謝過程を陽にモデル化していなかった。

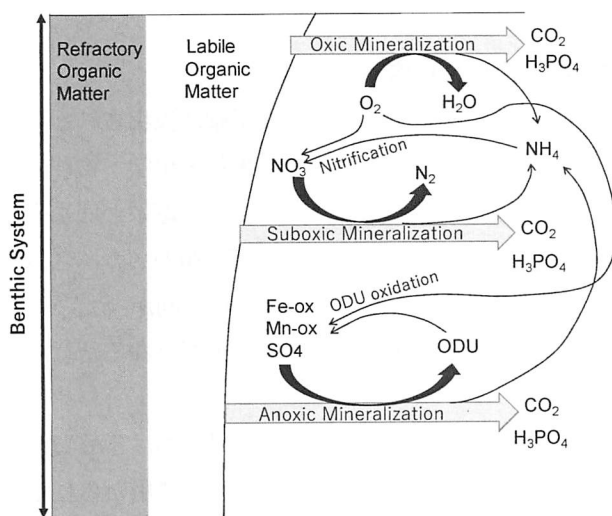


図-6. 堆積物表層の微生物代謝の概念図

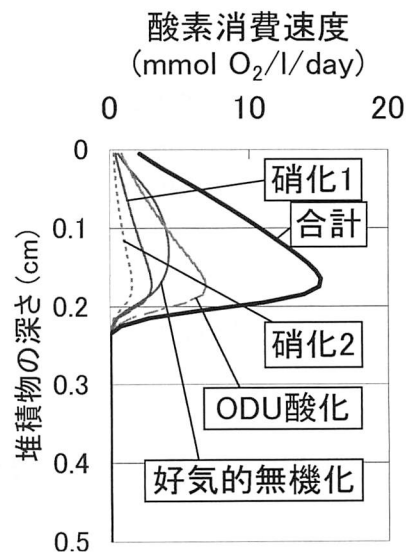


図-7. 底生生態系モデルから求められた小網代湾の酸素消費速度³⁴⁾ 硝化1は亜硝酸→硝酸、硝化2は硝酸→亜硝酸。

2.4 干潟・浅海域（藻場含）の埋立と干潟・浅海域生態系モデル（1990年代～）

我が国における干潟・浅海域の埋立は、古くから行われており、例えば、東京湾では、(1) 江戸幕府による江戸川と利根川の河川流路改修、(2) 明治時代の富津岬沖人工島構築、(3) 関東大震災後の京浜湾岸域の埋立てと航路凌濊、(4) 1970年以降の大規模埋立てが上げられ、これらの開発工事によって、東京湾面積の約20%(200km²)、そのうちでも干潟・浅場の90%(150km²)は消滅した³⁵⁾。そうした中、干潟の埋め立てにより、失われた機能は何か、そして、それがどの程度か、を定量的に評価・予測することの重要性が着目されるようになった。干潟・浅海域の物質循環・環境浄化機能についての数理モデル研究は、EMSモデル³⁶⁾に見られるように、1980年代後半から本格化した。干潟・浅海域と湾央域の違いは、(1) 干出・冠水を繰り返す場であること、(2) 多様な生物（特に底生動物）が豊富に介在すること、(3) 堆積物には光が到達するため底生藻類も生息すること、(4) 漁獲や潮干狩りなど人為的な効果が大きく影響を与えること、など、非常に複雑な場であること、そして、これらの影響により(5) 一日内の水質の変動が非常に大きいことがあげられる。近年は、干潟での昼夜連続観測は頻繁に行われるようになり、こうした事実は定量的に明らかになっているが、1990年当時は、そのような観測事例は（恐らく）見受けられず、一日あたりの水質変動が季節的変動、あるいは15日周期変動よりも大きいという定量的な事実と要因は、

数理モデルによって予言・明確化され³⁷⁾、その後、観測技術の発展に伴い、我が国でも昼夜連続観測が実施されるようになった³⁸⁾。

干潟・浅海域（藻場含む）の数理モデル化は、その生態系の複雑さ故、食物網の表現に注力しているものが多く、堆積物食者、懸濁物食者、底生藻類などのモデル変数として取り扱い、生食連鎖のみならず、腐食連鎖を含めた生態系網をモデル化している³⁶⁾³⁷⁾³⁹⁾⁴⁰⁾。例えば、オランダの干潟を有する EMS ドラードエスチャリーを対象とした生態系モデル³⁶⁾は、浮遊系、底生系、表在系の3つの系におけるバクテリア、ミクロベントス、マクロベントス、メガベントスなどの食物網とそれによって形成される炭素循環の動態を解析している。また、堆積物は好気層と嫌気層の2層に分割している。このモデルは、後に ERSEM⁴⁰⁾として炭素、窒素、リンの循環を考慮できるように拡張されている。我が国では、窒素循環の観点から、年間や季節毎の干潟の物質収支を解析した事例⁴¹⁾⁴²⁾⁴³⁾、炭素-窒素-リン-酸素の循環の解析から、日内スケールから季節スケールまでの変動の動態メカニズムの把握を試みた事例³⁷⁾⁴⁴⁾、さらに、藻場生態系をモデル化した研究事例⁴⁵⁾⁴⁶⁾がある。これら干潟・浅海域のモデルは、前節で述べた底生生態系モデルに比べ、Multi G を取り扱うこともなく、また、堆積物の鉛直方向空間分解能は比較的粗い構造となっている。それは、湾中央の底生系モデルは底生系細菌生物代謝の鉛直微細構造、干潟・浅海域生態系モデルは、食物網による干潟の機能に重みが置かれていたからに他ならない。

2.5. 環境改善・悪化スパイラルと底生系-浮遊系-干潟域-湾中央域結合モデル (2000年～)

さて、流動場、干潟生態系、湾中央域生態系、底生生態系、浮遊生態系がそれぞれに、より正確に表現される数理モデルが開発される中、沿岸環境問題の視点は、2000 年になると、内湾生態系を構成する生物・化学・物理過程の1つ1つを解明していくという還元論的視点と、内湾全体を湾中央域と干潟浅海域、あるいは浮遊系と底生系が時空間的に相互に連鎖した“複合生態系として捉える全体論的視点、の2つの視点から、環境問題のメカニズムを解明し、環境修復対策、環境擾乱に対する生態系網の応答と耐性を予測・評価することの重要性に向かっていく⁴⁸⁾49)50)。特にこれまでの数理モデルの研究において、富栄養化問題・貧酸素化問題を考える上で重要となる留意点は以下であった。

- (1) 有機物は易分解から難分解成分にかけ複数に区分：貧酸素化の主要因である堆積物-水境界における酸素消費の多くは易分解成分の有機物によるものが主流である。また、生態系の物質循環で生物生産に用いられる有機物も、その多くは易分解性有機物である。さらに、下水処理場の高度化に伴う、湾中央域流入有機物成分に占める難分解性有機物の増加の影響なども考慮する必要がある。また、永久堆積層へと埋没する有機物量（即ち、中長期的に見れば、生態系の物質循環に寄与しなくなる炭素・窒素・リン）もこれにより把握できる。
- (2) 有機物の無機化は、好氣的無機化・準好氣的無機化・嫌氣的無機化に区分：有機物の無機化は、酸化還元環境によって、好氣的無機化（酸素利用の無機化）、準好氣的無機化（硝酸利用の無機化）、嫌氣的無機化（Mn, Fe, H₂S）などに分ける：これにより、酸素、硝酸濃度の環境に応じた無機化過程が区分され、嫌氣的無機化の代謝物である酸化物質（ODU）の堆積物への蓄積と、これらの溶出、さらに、嫌氣的環境下で蓄積された還元物質が、その後、海底に酸素が供給されても、瞬時に好氣的環境にはならず、その酸素を消費し尽くすメカニズム、さらには、還元物質をモデルコンパートメントとして取り扱うことで、流動モデルとのカップリングによる、これらの輸送過程も表現する。また、準好氣的無機化を表現することで、共役関係にある脱窒メカニズムを正確に表現できる。
- (3) 生食連鎖と腐食連鎖、底生動物の表現：植物プランクトン、底生藻類に始まる一次生産からの生食連鎖は勿論、特に、堆積物や、干潟・浅海域では腐食連鎖を表現することで、非生物有機態から生物有機体への形態変化を組み込む必要がある。これにより、炭素・窒素・リンの存在形態が、無機態、非生物有機体、生物有機体に分配され、さらに、生物有機体でも低次生物、準高次生物に分配される様子が表現できる。
- (4) 堆積物内の生物代謝の鉛直微細構造：堆積物内の生物代謝メカニズムは、鉛直方向にマイクロスケールで変

- (5) **生物攪拌、干出・冠水などの考慮**：堆積物内における生物活動による堆積物攪拌、底生藻類・藻場による酸素供給、堆積物の干出・冠水などの影響は、堆積物の酸素供給や堆積物から水中への栄養塩溶出などに無視できない影響を与える。したがって、これらをモデルで表現する必要がある。
- (6) **炭素-窒素-リン-酸素の共役循環**：富栄養化問題（あるいは貧栄養化問題）を考える上では、やはり、有機物のみならず、窒素、リンといった栄養塩の循環、そしてそれに伴う酸素の生成・消費を捉えることが重要である。したがって、生態系における、炭素-窒素-リン-酸素の共役循環を表現する必要がある。
- (7) **干潟・浅海域-湾中央域生態系のカップリング**：干潟・浅海域では、日内スケールで水質（POM、栄養塩濃度、酸素濃度）が劇的に変化し、その影響が湾中央域全体に中長期的な時間スケールでどのような影響を与えるのか。この影響が解明することが、これまでの埋め立てやこれからの浅場・藻場造成の影響を理解する上で重要であった。こうした予測・評価は、観測では困難であり、また、干潟・浅海域と湾中央域の自律的相互作用を表現することが大切である。
- (8) **底生系-浮遊系のカップリング**：一次生産により生成された有機物が海底に沈降・堆積し、堆積した有機物がその後、無機化や底生生物によって無機化され、酸素が消費され、無機化に伴い栄養塩が海底から溶出し、といった一連の過程を追うことが、富栄養化や堆積有機物の効果、浚渫・覆砂の効果を考える上で大切である。また、堆積有機物は負の遺産なのか。もしそうだとすればどの程度の時間で負の遺産は解消するのか。こうした問いに答えるためにも、底生系-浮遊系のカップリングは有用である。

2.6. 青潮の湧昇 ～ Full 3D 流動モデルのモデル化 (2000 年代～)

●環境悪化スパイラル
(生物量・多様性の貧困な海へ)

環境悪化スパイラルから回避(スピニングアウト)することを狙った施策：**流入負荷削減 浚渫 埋砂**

- 酸欠による生物の死亡 → 海洋生物(魚類)の減少 → 更なる生態系環境の悪化へ
- 底質の悪化 → 底生生物(二枚貝などの)減少 → 消失スイッチ
- 植物プランクトンの増大 → 赤潮の多発 → 底質の悪化
- 炭素、窒素、リンの海域外への移動 → 底質の悪化
- 炭素、窒素、リンの海域外への移動 → 底質の悪化
- 炭素、窒素、リンの海域外への移動 → 底質の悪化

●環境改善スパイラル
(生物量・多様性の豊かな海へ)

“環境改善スパイラルを自律的に生み出し、顕微鏡的な海域を再生させる施策”：干潟・浅海域創生

- 植物プランクトンの減少 → 赤潮の減少 → プランクトン死骸の海底沈降の減少 → 底質の改善 → 底質の改善 → 底質の改善
- 底生生物(二枚貝などの)増加 → 創生(スイッチ) → 創生(スイッチ)
- 底生生物(二枚貝などの)増加 → 海洋生物(魚類)の増加 → 海洋生物(魚類)の増加
- 底生生物(二枚貝などの)増加 → 海洋生物(魚類)の増加 → 海洋生物(魚類)の増加
- 底生生物(二枚貝などの)増加 → 海洋生物(魚類)の増加 → 海洋生物(魚類)の増加

【浅海域(干潟・浅場・藻場)】

B-6-9

$dw/dt=0$ と近似し、鉛直方向の運動方程式 (NS 方程式) を解かないモデルである。そして、これらのモデルの多くは、貧酸素化において重要な躍層の生成や解消は、乱流モデルを用いた鉛直渦動粘性係数によって表現されている。こうしたモデルは現在でも広く一般に用いられている。

一方、貧酸素水塊の湧昇や河川水の流入、密度流などの表現は、静水圧近似では再現が困難であるという指摘がある⁵⁷⁾。そして、2000年代では、沿岸海域のシミュレーションに非静水圧モデルを用いた事例も報告されており、その有用性が認識され、こうした背景を踏まえて、我が国の沿岸環境問題においても、非静水圧による沿岸域に適した三次元流動モデル(Full 3D 流動モデル: SMAC 法を使うのが一般的)が、適用されるようになってきた⁵⁸⁾⁵⁹⁾。

2.7. 浅場造成適地と生態系ネットワーク ～アサリ幼生の Lagrange モデル(2000 年～)

干潟・浅場の機能の重要性を受け、沿岸海域では、大規模な干潟・浅場造成による環境修復が進められた。干潟を含む浅場は、水質浄化の場として優れた機能を有することが知られている。反面、埋立てなどの人為的な環境改変の影響を最も受けやすく、既に多くの干潟・浅場が喪失している。三河湾では、2000年頃から、大規模な干潟・浅場造成による環境修復が検討・実施された(シーブルー計画等)。こうした中、(1) 地盤高、地盤安定性といった土木工学的条件に加え、(2) 水質、底質等の生物環境条件を考慮に入れた検討、さらには、(3) 湾のどこに浅場を造成すれば良いかなど、適地選定の検討が始まった。(1) の検討では、漂砂シミュレーションが用いられ⁶⁰⁾、(2) の検討では、底生系・浮遊系をカップリングした生態系モデルなどが用いられている⁶¹⁾。そして、(3) では、水質浄化機能の高いろ過性性マクロベントスの浮遊幼生を、湾の主要な生息域へ効果的に供給し、湾全体の現存量の向上に寄与できる海域が造成適地と考え、造成適地を検討するにあたっては、浮遊幼生を Lagrange 粒子とし、その移動追跡をしたり、時間的にさかのぼるリセプターモードモデル等が活用されている⁶²⁾⁶³⁾⁶⁴⁾⁶⁵⁾⁶⁶⁾。こうした Lagrange 型のモデルは、干潟造成適地選定の一手法として有効であることが示されている。

2.8. 栄養養化・ノリの色落ち 大型珪藻ブルームのモデル化 (2000 年～)

1990年代後半は、冬に珪藻赤潮が頻発しノリが色落ちする、魚介類の漁獲量が大幅に減少している、といった、従来の富栄養化問題とは異なる新しい現象が顕在化するようになる。例えば、播磨灘においても、ノリの色落ちは深刻な状況となり、その要因として、珪藻赤潮の発生、貧酸素に伴う珪藻捕食圧の低下、河川経由の流入負荷削減などによる栄養塩濃度の低下が挙げられた。こうした中、数理モデルを用いて、(1) 冬期の大型珪藻赤潮やノリの色落ちなどのメカニズムを解明する試みや、(2) 気象予報を取り込み、そこから近未来の栄養塩濃度を予測する、といった試みが行われるようになった⁶⁷⁾⁶⁸⁾。例えば、(1) においては、以下に示す、①大型珪藻の生活環、②生態系ネットワークを表現・解明するための数理モデル化が播磨灘で行われている⁶⁹⁾。

- (1) **大型珪藻の生活環**：播磨灘における近年のノリの色落ちの直接的原因である栄養塩の枯渇は、ノリ漁期(12月～4月)における大型珪藻のブルーム(珪藻赤潮)によるものと考えられている。また、大型珪藻の中でも、特に *Eucampia zodiacus* および *Coscinodiscus wailesii* のブルームは顕著であり、これら大型珪藻の生活環が注目されている。この生活環の解明は、まだ研究段階ではあるものの概ねの特徴はわかっている(図-9)⁶⁷⁾⁶⁹⁾。これら研究の知見を統合し、播磨灘の生態系モデルでは、植物プランクトンを、小型珪藻、*Coscinodiscus wailesii*, *Eucampia zodiacus*, その他の植物プランクトン(主に渦鞭毛藻類)の4つに分類し、各々の植物プランクトンの種類間の生活環の違いを表現している。
- (2) **生態系ネットワーク**：他方、珪藻赤潮の多発は、生態系ネットワークの変化に因るとの見方もある。例えば、近年、資源量の減ったウチムラサキ等の二枚貝の増減がもたらす、珪藻赤潮発生と、栄養塩欠乏への影響は、「大型珪藻への捕食圧が減る」、あるいは、「二枚貝排泄量減少により栄養塩供給量が減る」といったものが考えられる(図-10)⁶⁹⁾。播磨灘のモデルでは、この生態系ネットワークを機構的に予測・評価できるよう、底生

生態系—浮遊生態系をカップリングした生態系モデルが開発されている。底生生態系のモデル化にあたっては、底生系の懸濁物食者（二枚貝）、堆積物食者をモデル変数として取り扱い、底生動物の生物代謝と栄養塩の生成・消費のメカニズムの動きを取り扱っている。

このモデルは、大型珪藻の冬期ブルームが機構的に再現し、二枚貝減少と栄養塩の供給関係を明らかにし、さらにはノリの色落ちなどの定量的評価を行っている。

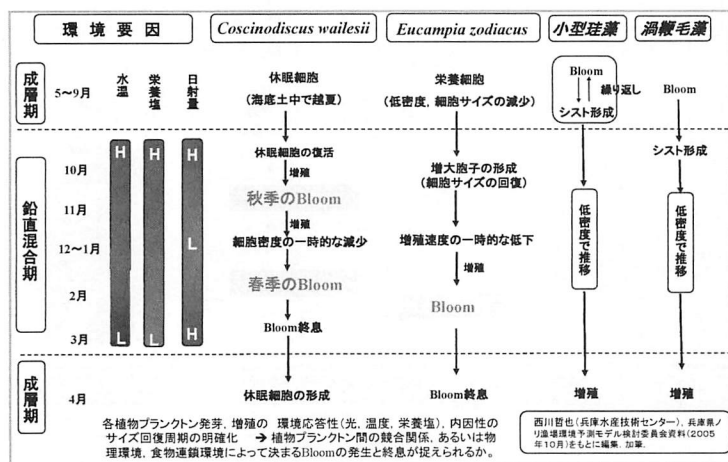


図-9. 植物プランクトン群集の生活環 (西川哲也)⁶⁷⁾

2.9. 気候変動と生態系 ～炭酸化学理論のモデル化 (2010 年～)

気候変動による全球の海洋生態系の影響という観点からの数理モデルによる研究は、これまで多く行われてきたが、沿岸生態系における炭素吸収・固定能についての研究は、2010 年頃から本格化した。海洋が、地球規模でみれば、大気 CO₂ を吸収し、炭素を貯留・隔離する機能、即ち、気候変動緩和機能を有することは、これまでも知られていた^{70) 71)}。しかしながら、これまでの評価に、沿岸域における炭素の貯留・隔離の機能が含まれていたか否かは不明確であった⁷²⁾。こうした中、国連環境計画 (UNEP) は、海洋生物によって吸収・固定される炭素をブルーカーボン (Blue Carbon) と称し、生物生産性の高い沿岸海域は、その面積が全海洋の 1%以下であるにもかかわらず、海底堆積物への炭素蓄積は海域全体の 80%程度を担うなど、高い炭素貯留・隔離機能を有する可能性を指摘した⁷³⁾。こうした中、海洋による気候変動緩和機能を理解する上で、海洋生態系が大気から炭素を取込み・貯留し・隔離する、という一連のプロセスを明らかにすることを目的とした数理モデル開発が試みられている^{74) 75) 76)}。こうした研究では、生態系メカニズムまでもを含めた“大気-海洋間での CO₂ 吸収・放出機構”、“炭素の堆積物への貯留機構”を、浮遊系-底生系の連鎖した包括的な炭素循環の観点から解明することを目指しているものもある。例えば、Sohma et al (2018)⁷⁶⁾では、(a) 植物プランクトン、動物プランクトン、底生動物の生物生産や食物網に伴う炭素貯留と、(b) 浮遊系から底生系への炭素の沈降・埋没過程に伴う炭素隔離を表現する生態系モデルに、(c) 大気-海洋間 CO₂ フラックスを決める上で重要な、pCO₂、溶存無機態窒素 (DIC)、pH、全アルカリ度 (TALK) 間の炭酸化学理論を組み込み、さらに、(d) 生物・化学過程に伴う DIC、TALK の生成・消費を考慮した生態系モデルを開発している。最近の炭素循環モデル^{74) 75) 76)}の新しさの 1 つは、炭酸化学理論の導入と全アルカリ度の生物・化学過程に

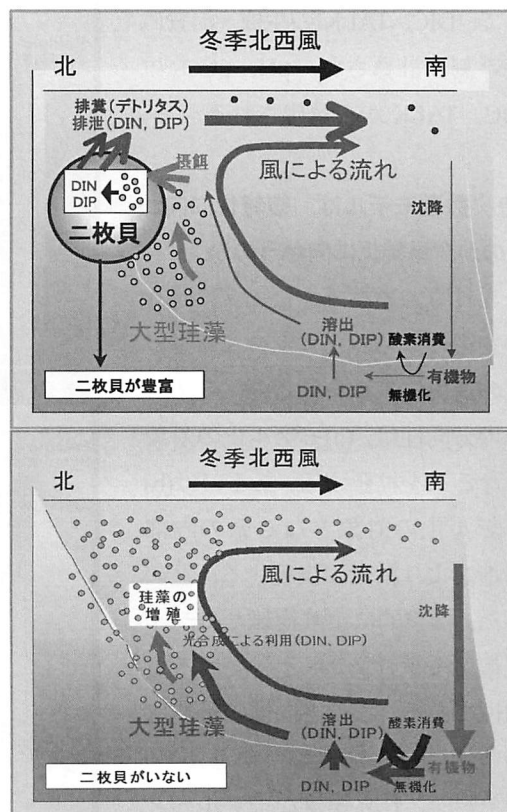


図-10. 二枚貝の増減に伴う生態系ネットワークの変化⁶⁹⁾

伴う変化を考慮していることにある。即ち、DIC、pH、TALK、 $p\text{CO}_2$ 間と $\text{CO}_{2\text{aq}}$ 、 H_2CO_3 、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 間の炭酸化学理論を導入し、さらに、DIC、TALKの生物・化学過程に伴う生成・消費を解析する。そして、DIC、TALKの生成・消費は時々刻々計算され、pH、 $p\text{CO}_2$ はDIC、TALKから算出される。

2.9. 数理モデルは、複雑化に向かうのか、単純化に向かうのか。

これまで述べてきたモデル進化の変遷のうち、プロセスモデリングの進化に焦点を絞ると、その1つの方向性は、(a)モデル化の対象となる系を拡張する、あるいは(b)モデル化の対象となる系の内部構造をより精密に表現する、といった、機構的により複雑なモデル（複雑モデル）へと発展する方向性である。この方向性の是非については色々な議論があるが⁷⁷⁾⁷⁸⁾⁷⁹⁾⁸⁰⁾、これら複雑なモデルへと拡張・発展させる方向性は、これまで論じてきた内容を踏まえれば、以下に示す複雑モデルの長所を尊重する理念に基づくものである。即ち、

- (1) 多種多様な物理・生物・化学過程の絡み合いを表現することで、環境変化に対する生態系の自律的応答性（非線型応答性）を把握できる。
- (2) モデルで表現された各々の物理・生物・化学過程が生態系内の物質循環に与える寄与を定量的に示せる。これにより生態系にとっての主要な物理・生物・化学過程が明確化され、モデルの単純化（単純モデルの概念設計）にも貢献する。
- (3) モデル変数や物理・生物・化学過程を用いて、時系列変動や空間分布の要因を説明できる。
- (4) モデル変数や物理・生物・化学過程について十分な知見が存在すれば、それら知見とモデル計算の比較によって、多くの視点からモデル検証ができ、モデル精度が向上する。そして、複雑モデルが複数の素過程を複合的に捉えた結果を出力する構造であれば、部分部分で探求しても解明できなかった素過程が、計全体のバランスをみることで逆説的に推定・解明される。

一方で、単純なモデル（単純モデル）には複雑モデルに比べて以下の長所がある。

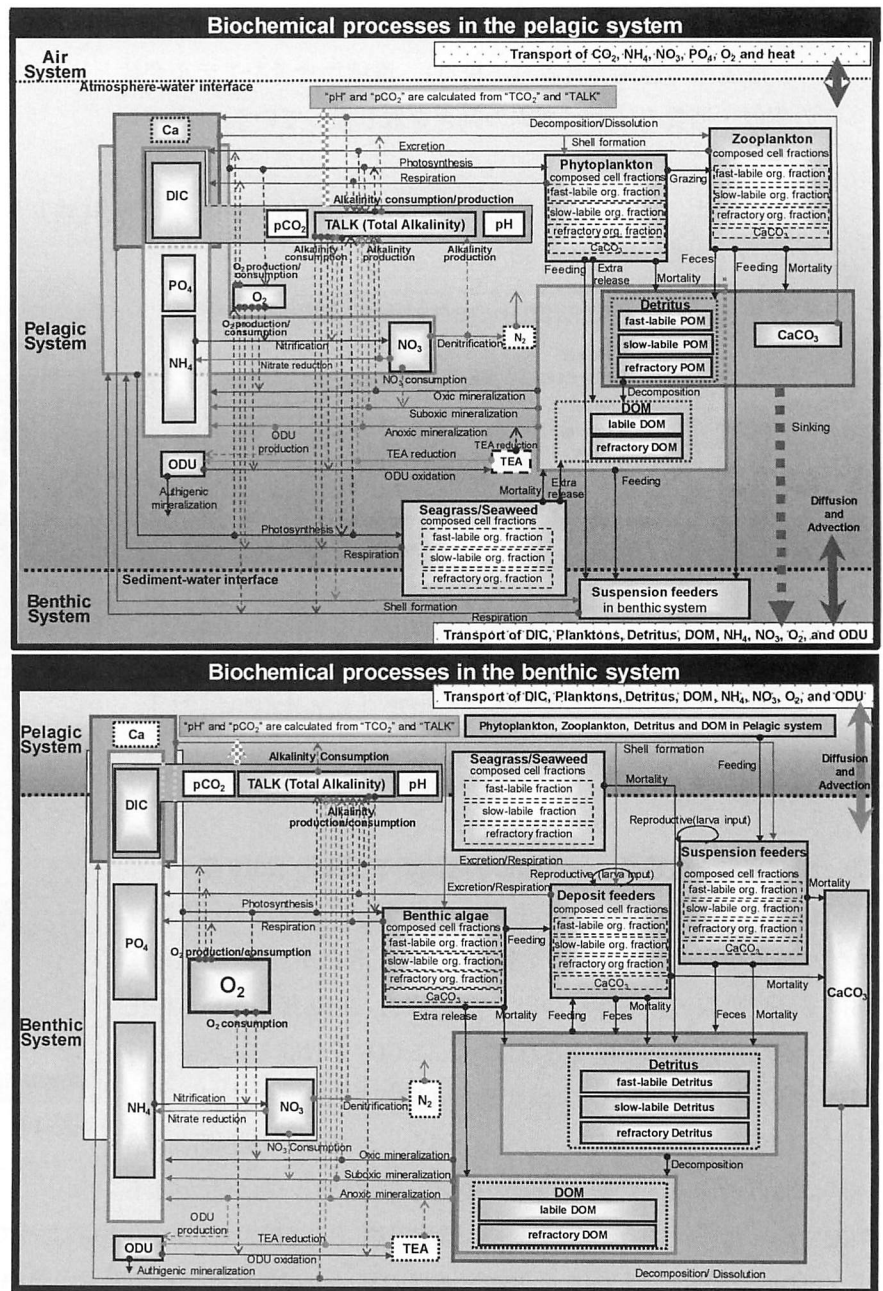


図-11. 炭酸化学理論と全アルカリ度の生成消費のメカニズムまで含めた生態系モデルのダイアグラム⁷⁴⁾

- (1) 知見が不十分な、物理・生物・化学過程が含まれず、その定式化に関わる不明瞭なパラメータが存在しない。
- (2) 多くの観測項目（モニタリング項目）を必要としない。
- (3) ハイスペックコンピュータが必要ない。

これからは、センサーの高度化、コンピュータの高度化などにより、取り扱うデータ量が増え、益々複雑なモデルに行くのであろうか？ 筆者は、闇雲にモデルを複雑にするのではなく、モデルのコンセプトを明確にし、コンセプトに対し、本質的な部分を simple (easy ではなく) にモデル化することの重要性をあらためて感じている。また、“コンセプト”と“コンセプトの具現化手法”の Link (繋がり) が大切であることも感じる。さらに、Simple と Link を探求した結果、モデルがある程度の複雑さを含んでしまっている場合、その複雑さは有意義であると考えている。

図-12 に、本章で述べた、解析手法（数理モデル）と対象とする現象（沿岸環境問題）の変遷をまとめた。

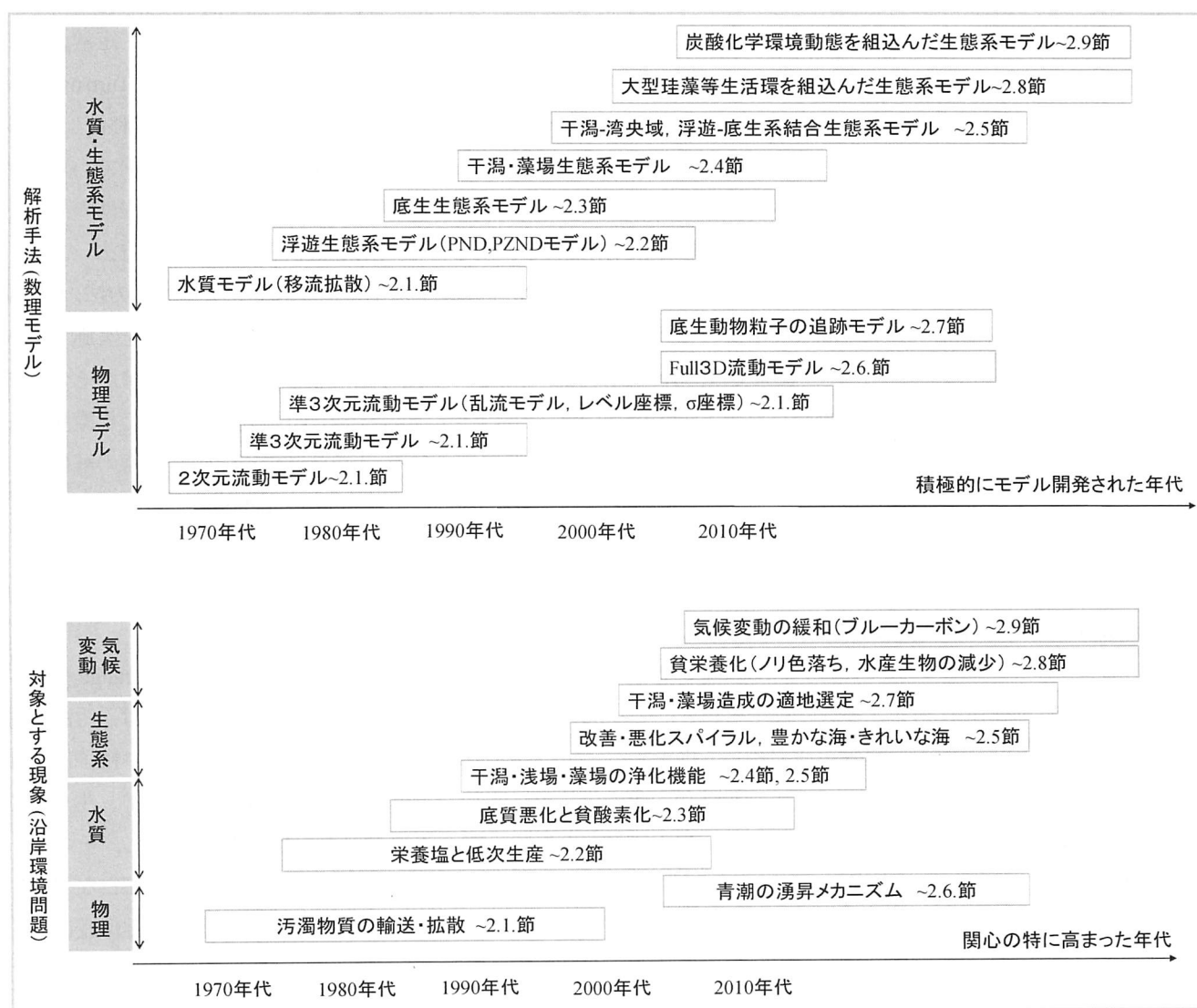


図-12. 沿岸域における「解析手法（数理モデル）」と「対象とする現象（沿岸環境問題）」の変遷、並びに本章で記載した節との対応。

3. 情報処理・通信技術の高速化と数理モデル化の変遷と発展

本章では、情報処理や通信技術の進化により、数理モデルで実現可能となってきた解析について、その概略を示す。

3.1. 定常状態から経年変化へ

時間発展型の方程式を基礎におくシミュレーションモデルにおいて、1980年代は、定常状態を計算して議論することが多かった。例えば、沿岸環境の環境アセスメントでは、夏期あるいは冬期の3ヶ月間の平均を定常状態と見なし、境界条件、初期条件も3ヶ月平均値を与え計算することで、環境影響評価を行った。この計算では、(1) 計算開始後、3ヶ月程度で定常状態に落ち着くこと、(2) 現実系でも新しい境界条件下において、3ヶ月もすれば、定常状態に達することを前提としている。そして、この定常に達するまでの時間は、モデル変数の Turn over rate, 即ち、Flow/Stock に依存する。Turn over rate が大きければ、計算は早く定常状態となり、小さければ、定常状態になるまでの期間が長くなる。一方、底生系（堆積物）をモデルに含める場合は、堆積有機物などは、Turn over rate が小さい（例えば、堆積物の鉛直 10 cm をモデル化し、0.5cm/year 堆積物が堆積する場合、堆積物の移流（埋没）だけを考えれば、定常状態になるまで、20 年かかることになる。）。したがって、浮遊系と同様の解釈で、夏季定常、冬季定常状態を求めることはできず、(1) モデルの境界値に、平年的な季節変化を入力し、20 年程度の計算を実施することで、近年 20 年の平年的な季節変動（年周期でもとに戻る、年周期定常状態）を求める方法、あるいは、(2) モデルの境界値にこれまでの 20 年間の変遷を入力し、20 年の経年変化を追う計算を実施する方法、(3) 観測値から求めた初期値から、数年間（堆積物のモデル変数：ストックが入れ替わらない期間）で計算を実施する方法等がある。“モデルの検証”という意味では、Turn over rate の小さい堆積有機物などで、初期値の値がそのまま反映される可能性がある (3) は、推奨されるものではないとされている。近年では、時系列変化を捉えた観測データの蓄積により、定常状態から非定常状態の解析へと、モデルは発展している。しかしながら、定常状態の解析が、いまだもって、新たにモデルを開発した際、その最初の検証 (verification, calibration, validation) を行う際の基本であることは言うまでも無い。

3.2. Euler モデルと Lagrange モデル

コンピュータスペックの向上に伴い、Lagrange モデル型のモデルが多く見られるようになった。Lagrange モデルは、計算された流動場に対し、多数の粒子をおき、その軌跡を追うモデルである。これにより、例えば、汚濁物質の起源、アサリの浮遊幼生の起源を逆追跡して推定する、などの研究ができるようになった。今後は、粒子に個性を持たせた、より複雑な Lagrange モデル（例えば、魚の生活史に応じて、卵（粒子 A）、稚魚（粒子 B）、生魚（粒子 C）といった3種類の粒子を多数取り扱い、魚の成長とともに、粒子 A が消滅し、粒子 B が生成し、その後、粒子 B が消滅し、粒子 C が生成し、といったことを捉えるモデル、さらには、粒子に摂食、呼吸、死亡などの生物代謝を組み込んだモデル等の構築も期待される（しかしながら、現実と乖離した数字遊びになることは避けなくてはならず、モデルの検証については多いに議論する必要がある。）。)

3.3. データ同化とナウキャストینگ

データ同化は、気象や海洋物理の世界ではよく使われていたが、生態系や沿岸環境の解析にもこのデータ同化が使われるようになった。データ同化は、端的に言えば、項目 A, B, C に関する“観測値”とそれらを求める“（支配方程式系）”は正しいものとし、モデルで計算される項目 A, B, C の“計算値”が、“観測値”に最も適合するよう、（支配方程式に含まれる）パラメータを、一定時間間隔で修正していく、という方法である。一般に Lagrange の未定乗数法などを用いてパラメータを修正していく場合が多い。また、通信速度の高度化により、気象情報などのリア

リアルタイムデータを入力が可能となり、これらを入力条件として、データ同化を応用して、近い将来の時空間分布を推定するナウキャストリングなども行われている。

3.4. プロセスモデルから機械学習、Deep Learning モデルへ ～ビックデータ時代に向けて～

最近の大きな潮流は機械学習、特に Deep Learning である。Deep Learning は機械学習の1つであり、多層のニューラルネットワークであり、端的に言えば、これまで数理モデル屋がその現象を説明するために抽出した特徴量を、ビックデータをもとに、コンピュータが統計的・経験的手法により自ら求めてしまうものである。沿岸環境問題においても、その使い方によっては、予測・評価に活用できる可能性を秘めている。図-13に、解析モデル、プロセスモデル、統計モデル（機械学習モデル）、Deep Learning モデルの概念的な整理を示した。ここでの留意点の1つは、どこまでを人が行い、どこまでをコンピュータが行うか、である。

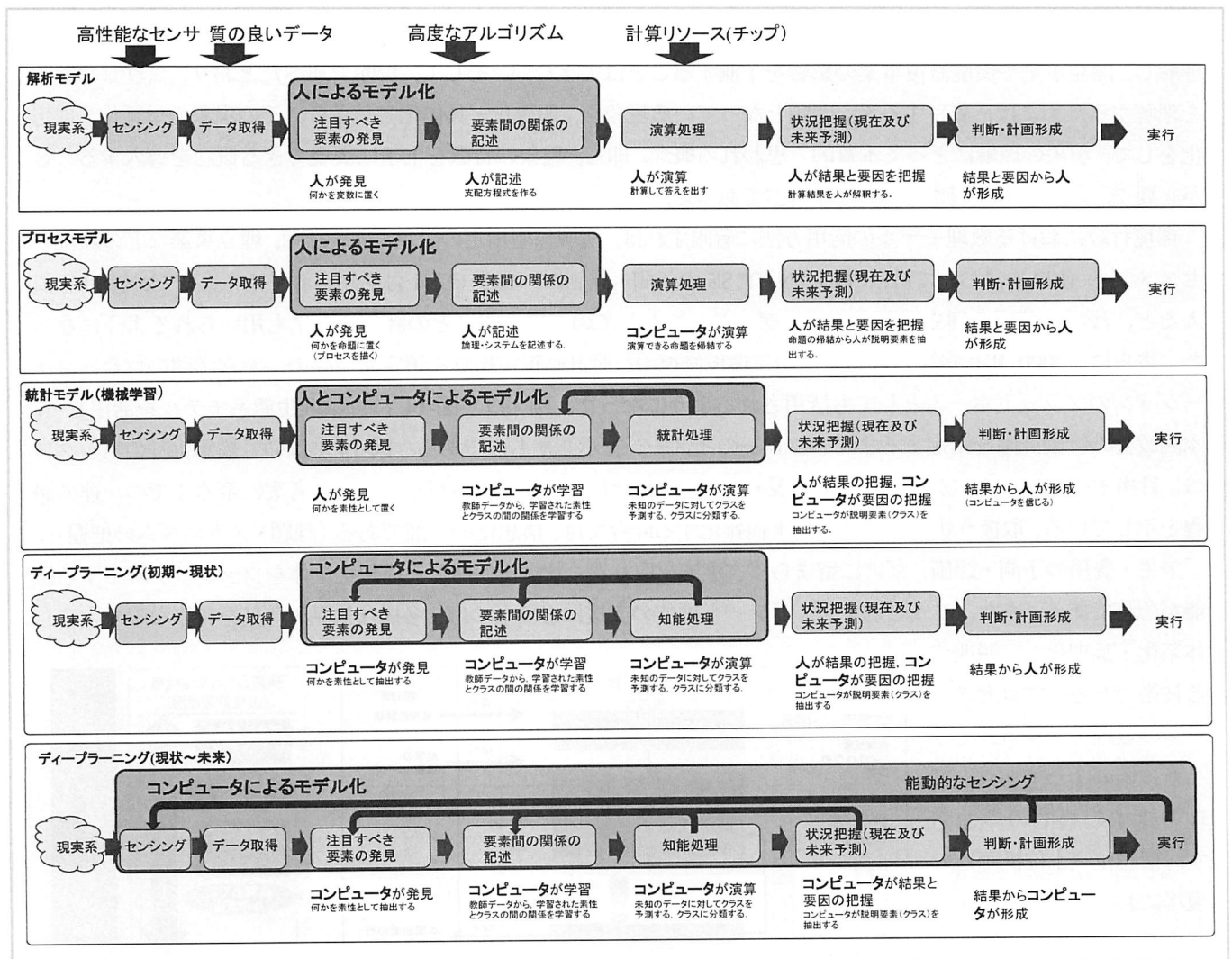


図-13. 解析モデル、プロセスモデル、統計モデル、ディープラーニングの概念的整理

4. おわりに

環境問題の解決にあたっては自然科学と計画策定の連携が必要不可欠であり、自然科学と計画策定の効果的な連携は社会的課題でもある。内湾環境問題もその例外ではない。例えば、数理モデルの最終的な利用目的が、沿岸

環境問題の改善・修復に関する戦略的シナリオ構築にあるとした場合、その目的を達成するために、モデルはどのようなコンセプトで開発され、利用されるか。最後に、自然科学に立脚した数理モデルが、計画策定に貢献する形の可能性を展望してみたい。

開発事業や環境修復事業などの人為的インパクトは、どのような（定性的）、どれくらい（定量的）の影響を与えるのか。この問いに対する科学的論拠に基づいた見解と説明が、沿岸環境の分野でも求められてきた。沿岸域は生物生産の活発な場であり、多種多様な生物・化学・物理過程が存在する。施策の影響も、これら過程を介して、あらゆる形で波及する。その応答は、非線形的かもしれない。即ち、内湾生態系は多くの素過程が絡み合った複雑な系であり、その複雑さが、開発事業や環境修復事業などの人為的インパクトの影響予測・評価を困難にしてきた。また、沿岸環境問題が複雑であるということは、その捉え方や解釈の仕方に様々なバリエーションが存在するという点でもある。このバリエーションの存在が、施策が沿岸環境に与える影響に関する見解が合意に至らない1つの原因となってきた。

このように、沿岸環境は複雑であるがゆえ、環境の捉え方や解釈の仕方を明確にしなければ、我々が沿岸環境を理解し、開発事業や環境修復事業の影響を予測することはできない。そして、冒頭で述べたとおり、こうした問題を理解するためには、着目する系、問題となっている現象を、明確化・具体化し、さらにその現象の単純化・理想化をして、現象の理解にとって本質的と思われる概念、即ち、現象の特徴を上手に表現できる概念を導入することが必要で、この思考過程こそが“モデル化”であった。

環境行政における数理モデルの活用方法に着眼すれば、海域類型指定の設定、港湾計画、埋立事業などの環境アセスメント（EIA）においては、COD, TN, TP, SS の予測・評価に、数理モデルは活用されてきた。また、2000 年に入ると、浅場・藻場の埋立とそのミティゲーションとしての浅場造成などの評価などにも用いられるようになった。さらに、2000 年代後半になると、沿岸環境修復の行動計画策定指針を策定する際の、産官学間のコミュニケーションのプラットフォームとしても活用されるようになった。例えば、図-14 は、数理生態系モデルを活用して、水圏改善の行動計画を策定するまでのフローのイメージを示したものである。図-14 左側の「構想化」のボックスは、目指すべき姿の設定から、それを実現・具現化するための施策・技術パッケージの考案に至るまでの一連の過程を示している。取扱う状況や課題が益々複雑化する昨今では、構想化の一部である「課題・メカニズムの把握」、「効果・費用の予測・評価」だけに留まらず、事業を取り巻く状況を俯瞰し、構想化全体をファシリテートする機能が急務である。また、こうしたファシリテート機能の支援に必要なのは、多様な知見・意見を可能な限り包含し

体系化・論理化し、説明する技術である。プロセスベースの数理モデルは、そうした技術の1つであり、真理の探求の目的のみならず、構想化（上位計画）の現場において、産官学・専門家間のコミュニケーションプラットフォームとして益々活用されていく可能性はあるだろう（図-15）。また、行政の場では説明が必要となるが、統計モデルは、プロセスモデルと較べれば、現象の“説明”には

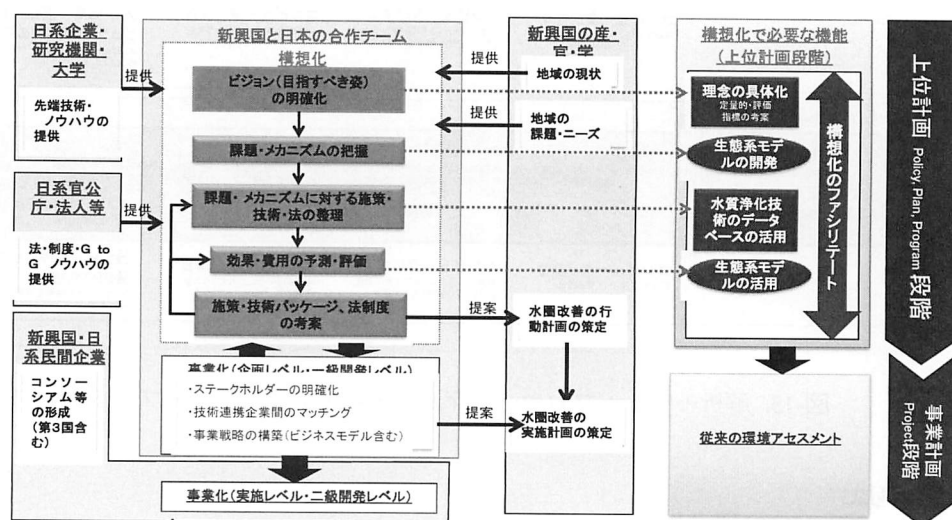


図-14. 「構想化のプロセス（中央）」と「構想化に必要な機能（右）」の“イメージ”（新興国と日本の連携を例として）

適さない側面がある。こうした特性に鑑みれば、説明が必要とされる計画策定の場面では、当面はプロセススペースのモデルを活用することが主流となるのではないだろうか。一方で、何かしらの問題が発生した際、もしくは問題が発生する直前の

“対処”を判断する、

あるいはその判断を自動化するという場面で、統計モデル、Deep Learning などの技術の適用が、飛躍的に進んでいくことは間違いなさそうである。

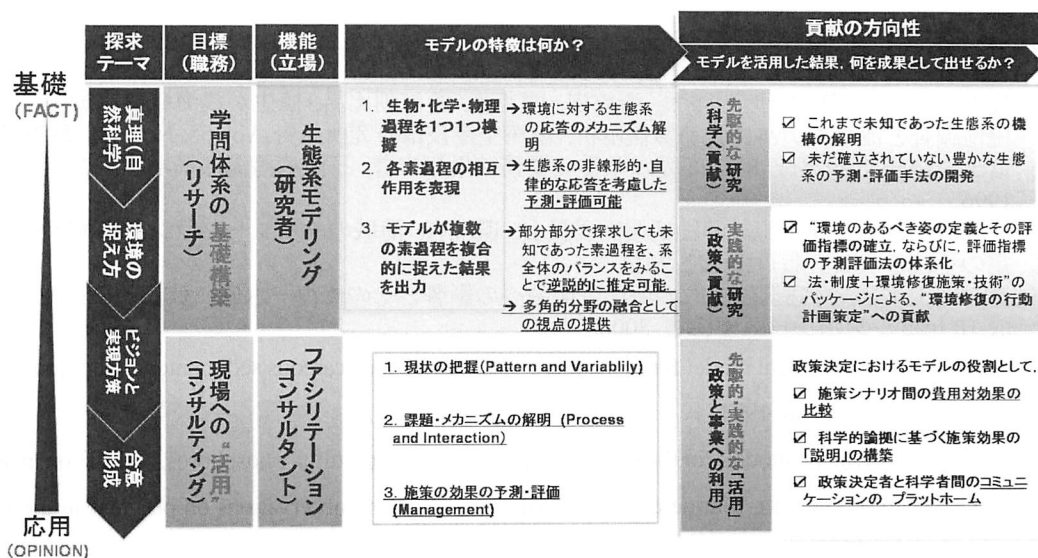


図-15. 生態系モデル（プロセスモデル）の活用方法

謝辞：研究の変遷の整理にあたっては、2017、18年度沿岸域研究連携小委員会（大阪市立大学の重松孝昌委員長）での東京湾チーム（防衛大学校の八木宏教授、大成建設(株)の高山百合子博士、および、著者）の活動成果を、一部参考にさせて頂いた。記してここに謝意を表します。

参考文献

- 1) 環境省ホームページ：第8次総量規制のあり方について。
- 2) 国立環境研究所ホームページ：干潟・浅海域の保全をめぐる。
- 3) 国土交通省：中央環境審議会水環境部会瀬戸内海環境保全小委員会資料。
- 4) 総務省ホームページ：総務省「ICT新事業創出推進会議」（第3回）本谷構成員提出資料より。
- 5) Lawson, L.M., Spitz, Y.H., Hofmann, Long, R.B.: A data assimilation technique applied to a predator-prey model, Bulletin of Mathematical Biology, Vol.57, pp.593-617, 1995.
- 6) Robinson, A.R.: Physical processes, field estimation and an approach to interdisciplinary ocean modeling, Earth Science Reviews., Vol. 40, Issues 1-2, pp.3-54, 1996.
- 7) Kwiatkowska, E.J., Fargion, G.S.: Application of machine-learning techniques toward the creation of a consistent and calibrated global chlorophyll concentration baseline dataset using remotely sensed ocean color data, Vol. 41, Issue 12, pp.2844-2860, 2003.
- 8) 堀口孝男：汚染物質拡散の数値解法について、第16回海岸工学講演会講演集, pp.185-194, 1969.
- 9) 川上俊雄, 船越晴世, 松浦寿彦：相模灘海域を含む東京湾広域流動拡散計算, 第23回海岸工学講演会論文集, Vol. 23, pp.502-506, 1976.
- 10) 宇野木早苗：沿岸の海洋物理学, 東海大学出版会, 672p, 1993.
- 11) Marshall, J., Adcroft, A., Hill, C., Perelman, L., Heisey, C.: A finite-volume incompressible Navier Stokes model for studies of the ocean on parallel computers, Journal of Geophysical Research Atmospheres, 102, C3, pp.5753-5766, 1997.
- 12) 堀口孝男：汚染物質拡散の数値解法について(その2): 第17回海岸工学講演会講演集, pp.379-384, 1970.
- 13) 環境省ホームページ：第5次総量規制のあり方について
- 14) Kremer, J., Nixon, S.W.: A coastal marine ecosystems, simulation and analysis., Ecological Studies 24, Springer-Verlag, 217p, 1978.
- 15) 中田喜三郎, 堀口文男, 田口浩一, 瀬戸口泰史, 沿岸域の3次元生態-流体力学モデル: 公害資源研究所集報 Vol 13, No.2, pp139-134, 1883.

- 16) (株) 富士総合研究所: 平成 4,5,6 年度愛知県委託事業: 三河湾富栄養化状況調査報告書, 1993, 1994, 1995.
- 17) 中田喜三郎, 内湾環境のシミュレーション, 横山長之総合編集 「海洋環境シミュレーション -水の流れと生物-」, 白亜書房, pp85-112, 1993.
- 18) 茂木博匡, 中川康之, 渡辺謙太, 所立樹, 門谷茂, 桑江朝比呂, 植生が浅海域の流動場にもたらす影響に関する現地調査と流動モデルによる数値解析, 港湾空港技術研究所報告, Vol. 55, No2. pp.35-59, 2016.
- 19) 富士総合研究所: 平成 8 年度愛知県委託業務結果報告書, 三河湾汚濁機構解明調査 -底泥モデルの策定-, 162p, 1996.
- 20) 海域の物質循環健全化計画総括検討委員会, 環境省: 海域のヘルシープラン「海域の物質循環健全化計画」策定の手続き (改訂版), p.122, 2014.
- 21) 海洋理工学会: 海底土砂採取の海洋生態系への影響とその修復ー水底に残る負の遺産の解消をめざしてー, 平成 18 年度シンポジウム要旨集, 2006.
- 22) Michard, G.: Theoretical model for manganese distribution in calcareous sediment cores. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 76, pp.2179-2186, 1971.
- 23) Berner, R.A.: Kinetic models for the early diagenesis of nitrogen, sulfur, phosphorus, and silicon in anoxic marine sediments, in: Goldberg, E.D. (Ed.), *Marine chemistry. The Sea, ideas and observations on progress in the study of the seas*, Vol. 5, pp.427-450, 1974.
- 24) Jahnke, R.A., Emerson, S.R. and Murray, J.W.: A model of oxygen reduction, denitrification, and organic matter mineralization in marine sediments, *Limnology and Oceanography*, Vol. 27, pp.610-623, 1982.
- 25) Ingall, E.D. and Van Cappellen, P.: Relation between sedimentation rate and burial of organic phosphorus and organic carbon in marine sediments, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.54, pp.373-386, 1990.
- 26) Boudreau, B.P.: Modelling the sulfide-oxygen reaction and associated pH gradients in porewaters, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 55, pp.145-159, 1991.
- 27) Rabouille, C. and Gaillard, J.-F., Towards the EDGE: Early Diagenetic Global Explanation. A model depicting the early diagenesis of organic matter O₂, NO₃, Mn, and PO₄, *Geochim. Cosmochim. Acta*, Vol. 55, pp.2511-2525, 1991.
- 28) Boudreau, B.P. and Canfield, D.E.: A comparison of closed and open-system models for porewater pH and calcite saturation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.22, 317-334, 1993.
- 29) Van Cappellen, P., and Wang, Y.: Metal cycling in surface sediments: modeling the interplay of transport and reaction. In: Allen, H.E.(ed.), *Metal contaminated aquatic sediments*, Ann Arbor Press. pp. 21-64, 1995.
- 30) Soetaert, K., Herman, P.M.J. and Middelburg, J.J.: Dynamic response of deep-sea sediments to seasonal variations: A model. *Limnology and Oceanography*, Vol. 41, No. 8, pp.1651-1668, 1996.
- 31) Westrich J.T. and Berner R.A.: The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: the G model tested. *Limnology and Oceanography*. Vol. 29, pp.236-249, 1984.
- 32) Soetaert, K., Herman, P.M.J. and Middelburg and J.J.: A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depth, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 60, No. 6, pp.1019-1040, 1996.
- 33) Sohma, A., Sekiguchi, Y. and Nakata, K.: A new coastal marine ecosystem model study coupled with hydrodynamics and tidal flat ecosystem effect, *Marine Pollution Bulletin*, No. 43, pp.187-208, 2001.
- 34) 相馬明郎, 左山幹雄: 酸素・窒素・炭素動態の鉛直微細構造を表現する沿岸域堆積物表層物質循環モデルの開発, *海岸工学論文集*, Vol. 49, pp.1231-1235, 2002.
- 35) 大島和雄, 秋本不二雄: 東京湾の環境修復, *応用地質*, 第 43 巻, 第 6 号, pp382-389, 2003.
- 36) Barreta, J., Ruurdij, P.: Tidal flat estuaries -simulation and analysis of the Ems Estuary, *Ecological Studies; Series volume: 71*; p 352., Springer-Verlag, 1988.
- 37) Sohma, A., Sato, T. and Nakata, K: New numerical model study on a tidal flat system -seasonal, daily and tidal variation. *Spill Science Technology Bulletin*, Vol. 6, pp.173-185, 2000.
- 38) 中村由行, 野村宗弘, 神尾光一郎: 盤洲干潟周辺海域における底生系と浮遊系のカップリングに関する研究.

港湾空港技術研究所報告, 43(2), 35-71, 2004.

- 39) Hata K. and Nakata, K.: Evaluation of eelgrass bed nitrogen cycle using an ecosystem model. *Environmental Modeling & Software*. Vol. 13, pp.491-502, 1998.
- 40) Butenschoten, M., Clark, J., Aldridge, J.N., Allen, J.I., Artioli, Y., Blackford, J., Bruggeman, J., Cazenave, P., Ciavatta, S., Kay, S., Lessin, G., van Leeuwen, S., van der Molen, J., de Mora, L., Polimene, L., Sailley, S., Stephens, N., Torres, R.: ERSEM 15.06: a generic model for marine biogeochemistry and the ecosystem dynamics of the lower trophic levels. *Geoscientific Model Development*, 9, pp.1293-1339, 2016.
- 41) 中田喜三郎, 畑恭子: 沿岸干潟における浄化機能の評価、水環境学会誌、Vol.17、No.3、pp.158-166, 1994.
- 42) 社団法人日本水産資源保護協会: 漁業保全機能定量化等事業報告書 第Ⅱ期とりまとめ, 1994.
- 43) 鈴木輝明, 青山裕晃, 畑恭子: 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化ー三河湾一色干潟における事例ー, 海洋理工学会誌, Vol. 2, p63-80, 1997.
- 44) (株)富士総合研究所: 平成9年度愛知県委託業務報告書: 三河湾汚濁機構解明等調査ー干潟モデル策定ー, 280p, 1997.
- 45) Hata, K., Nakata, K., Suzuki T.: The nitrogen cycle in tidal flats and eelgrass beds of Ise Bay, *Journal of Marine Systems*, Vol. 45, No. 3-4, pp.237-253, 2004.
- 46) Sohma, A., Sekiguchi, Y., and Nakata, K.: Modeling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area, *Journal of Marine Systems*, Vol 45, No. 3-4, pp 105-142, 2004.
- 47) Blackford, J. C., & Radford, P. J.: A structure and methodology for marine ecosystem modelling (in ERSEM). *Netherlands Journal of Sea Research*, Vol. 33(3/4), pp. 247-260, 1995.
- 48) (株)富士総合研究所: 平成 11 年度愛知县委託業務報告書: 三河湾汚濁機構解明等調査 -新富栄養化モデル策定ー, 350p., 1999.
- 49) Sohma, A., Sekiguchi, Y., Yamada, H., Sato, T., Nakata, K., A new coastal marine ecosystem model study coupled with hydrodynamics and tidal flat ecosystem effect, *Marine Pollution Bulletin* Vol.43, No.7-12, pp.187-208, 2001.
- 50) 相馬明郎, 左山幹雄, 桑江朝比呂: 内湾堆積物表層における酸素 循環過程の解明と内湾複合生態系酸素循環モデル構築に関する基礎的研究, 運輸分野における基礎 的研究推進制度平成 14 年度採択課題研究成果報告書, 鉄道建設・運輸施設整備支援機構 456p, 2005.
- 51) 相馬明郎, 関口泰之, 垣尾忠秀: 貧酸素海域の生態系評価を目的とした内湾複合生態系モデル“ZAPPAI (雑俳)”の開発と適用 ~干潟創生, 浚渫・覆砂, 流入負荷削減施策に対する東京湾生態系の利便的応答と赤潮に対する耐性-, 海洋理工学会誌, Vol. 11, No2. pp.21-52, 2005.
- 52) Sohma, A., Y. Sekiguchi, T. Kuwae and Y. Nakamura: A benthic-pelagic coupled ecosystem model to estimate the hypoxic estuary including tidal flats ーModel description and validation of seasonal/daily dynamics . *Ecological Modeling*, Vol. 215, pp. 10-39, 2008.
- 53) 相馬明郎: 生態系ネットワークと底生系鉛直微細構造に着目した新しい内湾複合生態系酸素循環モデルの開発-流動モデル 湾央域底生生態系モデルの開発 改良と東京湾への適用-. 2003 年度海洋理工学会秋季大会講演論文集, pp.87-92, 2003.
- 54) 永尾謙太郎, 畑恭子, 忍川忍, 細田昌弘, 藤原建紀: 水質改善対策の評価を目的とした浮遊系ー底生系結合生態系モデルの開発と適用, 海岸工学論文集, Vol. 55, pp.1191-1195, 2008.
- 55) 田中陽二, 鈴木高二朗: 密度流・湧昇流の計算を目的とした三次元沿岸域流動モデルの開発について, 港湾空港技術研究所報告第 49 巻第 1 号, 2010.
- 56) Delft Hydraulics: Delft3D-FLOW user manual, https://oss.deltares.nl/documents/183920/185723/Delft3D-FLOW_User_Manual.pdf, 642p, 2014.

- 57) Heggelund, Y., Vikebo, F., Berntsen, J., Furnes, G.: Hydrostatic and non-hydrostatic studies of gravitational adjustment over a slope, *Continental Shelf Research*, Vol. 24, pp.2133-2148, 2004.
- 58) 中山恵介, 岡田知也: 湾口部にシルをもつ湾における底層貫入と DO 濃度に関する観測と数値実験, *海洋開発論文集* 22 巻, pp817-822, 2006.
- 59) 大見智亮, 内藤大輔, 酒井亨, 山口将人, 寺沢知彦, 田口浩一, 中田喜三郎, 中村由行: 浚渫窪地における酸素環境シミュレーション, *海岸工学論文集*, Vol. 55., pp1126-1130, 2008.
- 60) 愛知県企業庁, 社団法人日本水産資源保護協会: 臨海用地造成事業調査業務委託報告書(JW1H13-1), 2001.
- 61) Sohma, A., Sekiguchi, Y., Nakata, K., Application of an ecosystem model for the environmental assessment of the reclamation and mitigation plans for seagrass beds in Atsumi Bay, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 83, pp.133-147, 2009.
- 62) 鈴木輝明, 市川哲也, 桃井幹夫: リセプター モードモデルを利用した干潟域に加入する 二枚貝浮遊幼生の供給源予測に関する試み, *水産海洋研究*, Vol.66, No.2, pp.88-101, 2002.
- 63) 石田基雄, 小笠原桃子, 村上知里, 桃井幹夫, 市川哲也, 鈴木輝明: アサリ浮遊幼生の成長 に伴う塩分選択行動特性の変化と鉛直移動 様式再現モデル, *水産海洋研究*, Vol. 69, No.2, 2005.
- 64) 市川哲也, 桃井幹夫, 鈴木輝明, 石田元雄: リセプターモードモデルを利用した造成適地選定手法, *日本水産工学会誌*, Vol. 46, No.3, pp.217-222, 2010.
- 65) 日向博文, 戸簾幸嗣: 東京湾におけるアサリ幼生の移流過程の数値計算, 独立法人水産総合研究センター研究報告, pp. 59-66, 2005.
- 66) 大塚文和, 末永友真, 弘中真央, 川西利昌, 増田浩一: 東京湾におけるアサリ浮遊幼生の鉛直移動を考慮した浮遊シミュレーションについて, *土木学会論文集 B3(海洋開発)*72 巻 2 号, 2016.
- 67) 兵庫県, 兵庫県漁業協同組合連合会, (株) 日本海洋生物研究所, みずほ情報総研 (株): 兵庫県ノリ漁場環境予測モデル開発総合報告書, p337, 2007.
- 68) 堀豊, 山田博資, 望月松寿, 中谷明泰, 鈴木輝明, 高倍昭洋, 中田喜三郎: 冬期播磨灘のノリ色落ち対策に関わる短期環境予測実用モデルの開発, *海洋理工学会誌* Vol. 12, No.2, pp.1-11, 2006.
- 69) 相馬明郎, 関口泰之: 貧栄養化問題と生態系回復の関係性~栄養塩循環の視点から~, 2014 年度水産海洋学会シンポジウム「水域の貧栄養化にともなう低次~高次栄養段階生態系の応答」 proceedings, pp.24-28, 2014.
- 70) Archer, D. and Brovkin, V.: The millennial atmospheric lifetime of anthropogenic CO₂, *Climatic Change*, Vol. 90, pp.283-297, 2008.
- 71) IPCC, 2001: Climate change 2001: The scientific basis. contribution of working group I to the third assessment report of IPCC. Cambridge University Press, 881p, 2001.
- 72) McLeod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Bjork, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H., Silliman, B.R.: A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂, *Frontiers in Ecology and the Environment* 9, pp.552-560, 2011.
- 73) Nellemann, C., E., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., DeYoung, C., Fonseca, L., Grimsditch, G., Blue carbon. A rapid response assessment. Birkeland: UNEP, GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri A.S, 78p, 2009.
- 74) Sohma, A., Kakio, T., Sekiguchi, Y., Akai, M.: Introduction of the global ocean ecosystem model "DONGRI" and its implementation to investigate the biochemical effects on global warming, *Proceedings of the 7th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies*, Vol. 2, pp.2389-2393, 2005.
- 75) 佐藤文也, 佐々木淳, A.A.W.R.R.M.K.AMUNUGAWA: 水底質統合モデルを用いた東京湾における炭素収支の推算と気候変動に伴う将来予測, *土木学会論文集, B2(海岸工学)*, Vol.73, No.2, pp.I_1441-I_1446, 2017.
- 76) Sohma, A., Shibuki, H., Nakajima, F., Kubo, A., Kuwae, T.: Modeling a coastal ecosystem to estimate climate change mitigation and a model demonstration in Tokyo Bay, *Ecological Modelling*, 384, pp.261-289, 2018.
- 77) Jørgensen, S.E. and Mejer, J.F.: Ecological buffer capacity. *Ecological modelling*, Vol. 3, pp.39-61, 1977.
- 78) Halfon, E.: Is there a best model structure? II. Comparing the model structures of different fate models. *Ecological Modelling*, Vol.20, pp.153-163, 1983.
- 79) Halfon, E.: Error analysis and simulation of Mirex behavior in Lake Ontario. *Ecological Modelling*, Vol. 22, pp.213-253, 1984.
- 80) Costanza, R. and Sklar, F.H: Articulation, accuracy and effectiveness of mathematical models: a review of freshwater wetland applications. *Ecological Modelling*, Vol. 27, pp.45-69, 1985.