

3.2 流域圏・都市管理モデルの構築

3.2.1 流域圏を対象とした水物質循環モデル

(1) 水物質循環とは

ここで、水物質循環とは、地表における巨視的な水移動のシステムを意味する「水循環」と、この水循環に伴って運ばれる物質の流れのシステムを意味する「物質循環」を合わせたものである。

水循環は、降雨、貯留（窪地、湿地、湖沼等）、表面流出（河川等）、地下浸透（地下水の流れ等）、蒸発散といった自然系の水の循環と人工的に構築された上水道（河川からの導水、地下水の汲み上げ等）や下水道による雨水排水、污水排水といった人工系の水の循環から構成されている。例えば、自然系と人工系の水循環系をそれぞれ模式化すると図-3.2.1.1、図-3.2.1.2のようになり、水が存在形態と存在場所を変えながら循環していることが分かる。また、この水循環に伴う汚濁負荷等の物質移動は、取水・排水等の人為的な現象と希釈、拡散、移流、沈殿、吸着・脱着、溶解・分解、浸透、掃流、生物による取り込み・排泄等の自然現象から構成されており、物質の移動過程で生物化学的な変化も生じている。

この水物質循環は、河川、湖沼等における水質、水量の問題を考えるに当たっての最も基本的かつ普遍的な工学的システムと言える。

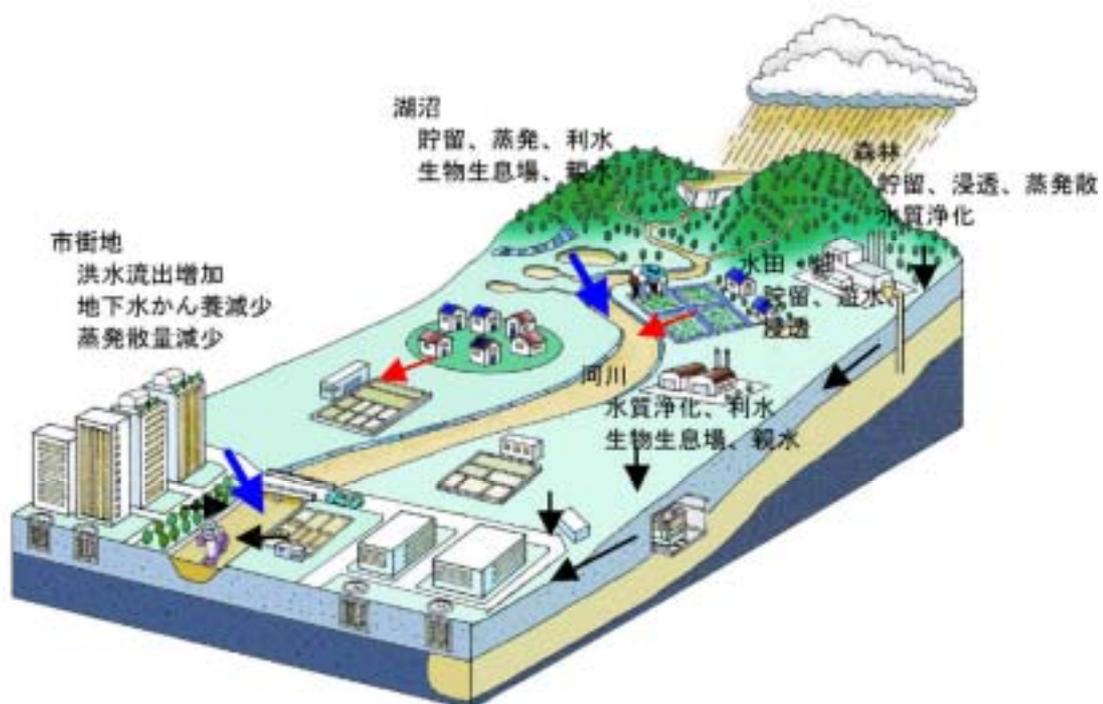


図- 3.2.1.1 自然系の水循環系のイメージ¹⁾

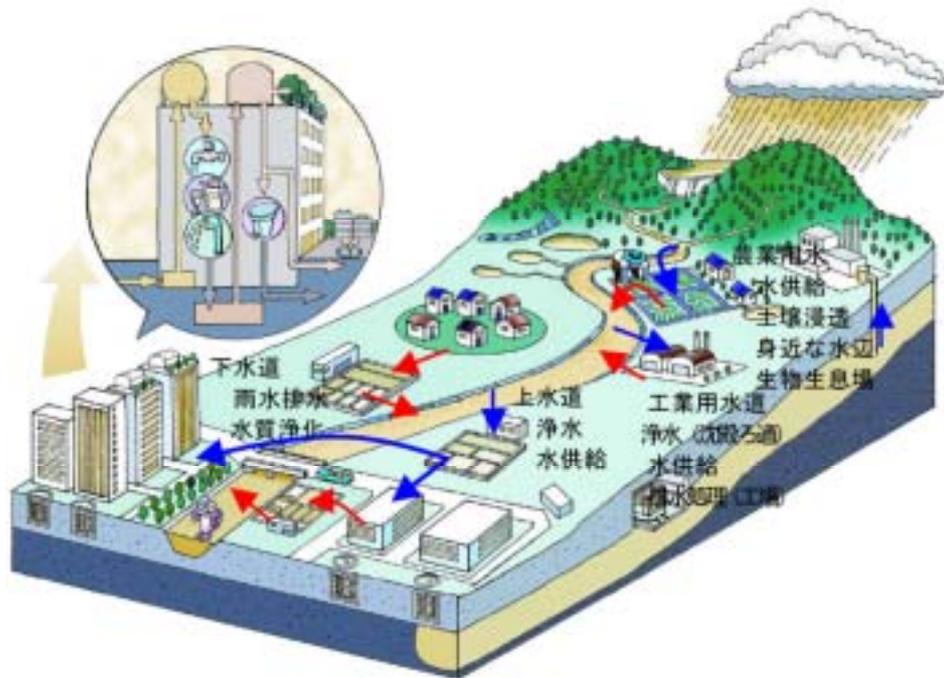


図- 3.2.1.2 人工系の水循環系のイメージ¹⁾

(2) 水物質循環モデルとは

流域における水物質循環は、流域の状態を捉え、流域の健全性を診断し、流域再生のあり方を探るための最も基本的な現象である。水物質循環モデルには「水循環モデル」と「物質循環モデル」に分類される。水量を推定する水循環モデルには、年間総量ベースの大まかな四則演算により静的な水収支を定量化する簡便な方法（年間水収支法）から、経路毎の水量の時系列変動を推定できる精度の高いものまで種々の方法がある。表- 3.2.1.1 に各方法の特徴を引用する。

モデルの主要なタイプの1つにシミュレーションモデルがある。シミュレーションモデルとは、ある入力値に対する出力値を与えるものであり、そのモデリングが物理的な基礎式に基づいているか否かで、物理モデルと概念モデルに分類される。水文学で提案されてきたモデルでは、単位図、タンクモデル、貯留関数法等が概念モデルに分類される。物理モデルは、各種提案されてきており、水循環系の解析で一般的となりつつある。概念モデルにおけるモデルパラメータの同定は、経験的であったり、試行錯誤的となる。一方、物理モデルのパラメータは、水循環については基本的には対象流域の物性値で与えることができる。このことは、水循環系の将来推定や対策の効果の評価においても、物理モデルのシミュレーション結果に一定の信頼性をおくことができる事を意味する。しかしながら、表- 3.2.1.1 で示されているように、物理モデル構築に必要なデータや費用は莫大なものとなり、実務上の課題となっている。

表- 3.2.1.1 水循環の定量化手法の特徴¹⁾

分類	年間水収支法	概念モデル	物理モデル
概要	降雨量、流量、人工系給排水量などの観測結果と地目別流出率などの経済的な係数により経路毎の循環量を概略推定するもの。計算は貯留量の時間変化を無視するため四則演算で実行される。 計算は極めて容易であるが、計算結果は年間値の目安程度の利用に留まる。	流出の各プロセスをタンクモデル、貯留関数などの概念的なモデルで表現したもの。モデル中のパラメータは観測流量と一致するように設定する。 年間水収支法、物理モデルの中間的な特徴を持つ。	流出の各プロセスを数理モデルで表現したもので、計算上の流向の仮定により1次元モデルから3次元モデルに分かれる。モデル中の定数は計測可能な物性値で設定することを前提とする。 精度の高い予測が期待されるが、演算に要するトータルコストが高い。
入力情報の多少	少	中	多
出力情報の多少	少	中	多
演算の難易度	低	中	高
結果の厳密性	低	中	高
計算時間単位	年	日	秒～時間
計算空間単位	流域一括	流域一括 あるいは小分割流域毎	計算格子点毎
入力条件 (計算空間単位毎)			
降雨量	年間値を入力	計算単位で入力	計算単位で入力
蒸発散量	実蒸発散量を入力	実蒸発散量を入力	可能実蒸発散量を入力
土地利用情報	浸透・不浸透の別を入力	浸透・不浸透の別を入力	浸透・不浸透の別、 等価精度係数を入力
人工系給排水量	年間値を入力	計算単位で入力	計算単位で入力
自然系保水特性	考慮せず	タンク孔定数、貯留量関数 等を入力	透水係数、不飽和帯特性 を入力
可動特性	考慮せず	考慮せず	形状、精度係数を入力
算定項目			
経路毎の年循環量	算定可	算定可	算定可
日流量・流況	算定不可	算定可	算定可
高水流量	算定不可	一部のモデルで算定可	算定可
地下水流出量	算定不可	一部のモデルで算定可	算定可
地下水位・かん養量	算定不可	一部のモデルで算定可	算定可

注)入力条件、算定項目は一般的な構成、内容を掲げたものであり、個別のモデルにより多少変化する。

水質を定量化するためのモデルには、流域全体を対象とした汚濁負荷量収支を算定し、水量との関係からこれを水質に変換するモデル、また、湖沼や河川における一定の領域を対象とした水質シミュレーションモデル等がある。前者は河川や湖沼の将来水質を予測したり、これらの水域に流出する汚濁物質の発生源を流域全体で把握する際に有効である。後者は河川や湖沼に排出された汚濁の集中や拡散等の状態を一定の領域内で把握する場合に有効である。

なお、水物質循環モデルの概論については、「都市小流域における雨水浸透、流出機構の定量的解明」研究会から出版されている「都市域における水循環系の定量化手法」に詳しく解説されているので参考にされたい²⁾。

(3) 水物質循環モデルの開発の意義

本研究で流域水物質循環モデルの検討対象としている東京湾、霞ヶ浦流域では、流域の高度な土地利用と閉鎖性水域における沿岸域の開発などにより水環境など悪化を招いている。これに対応するため様々な政策や事業が実施されてきているが、閉鎖性水域を抱える流域については未だ根本的な解決に至っていないケースが少なくない。このため、土地利用等流域条件や取排水条件の異なる様々な流域の水物質循環現象の再現が可能な分布型水物質循環モデルである「陸域モデル」と、流域からの外部負荷、底泥溶出等の内部負荷及び植物プランクトンの内部生産による水域の水質形成機構を表現できる「水域モデル」の統合モデルを構築することにより干潟などの自然再生や下水道整備などのインフラ整備をはじめとする様々な環境改善施策に対する検討を行うことが可能となる。また既存の知見の範囲内で過去の人口条件、土地利用状況、気象条件などを設定することにより、過去から現在に至る水環境の変遷を理解することができる。

(4) 研究における水物質循環モデルの開発目標

本研究では、以下の点に留意して水物質循環モデルを構築する。

水環境の改善に係わる政策検討を目的とした水物質循環モデル

本研究では、水問題の中でも特に平常時の水質・水量に係わる水環境問題の解決に資する「水物質循環モデル」を構築する。このため、流域の流出については、日平均流量のレベルで高水及び低水の再現を図るとともに、物質に関しては COD、N、P の汚濁負荷を対象の基本とする。

汎用型の水物質循環モデル

本研究で対象とする霞ヶ浦流域や東京湾流域のみならず、全国各地域・水域の水物質循環現象の再現や水環境問題への適用が可能な汎用型モデルとする。このため、土地利用等流域条件や取排水条件の異なる様々な流域の水物質循環現象の再現が可能な分布型水物質循環モデルである「陸域モデル」と、流域からの外部負荷、底泥溶出等の内部負荷及び植物プランクトンの内部生産による水域の水質形成機構を表現できる「水域モデル」を構築する。

操作性の高い水物質循環モデル

本研究で開発される水物質循環モデルについては、今後普及し、全国の水環境問題の解決に資することを開発目的としており、このためには、シミュレーション・モデルについて特別の知識を有しない現場管理者のレベルで、容易に使いこなせることが重要と考えている。このため、図-3.2.1.3に示すように GIS をベースとしたユーザーインターフェイスを整備し、土地利用の改変等流域条件の変化や水環境に係わる様々な施策の入力や計算結果の出力を容易にする。

理論構造や計算内容が分かりやすい水物質循環モデル

開発対象とする水物質循環モデルについては、当該流域の水物質循環現象を限りなく精緻に再現するというよりも、関係者による現象や課題の共通理解、合意形成等を支援することを目的としており、政策議論に必要な精度・信頼性は確保しつつも、モデルの構造や

計算の内容が分かりやすいモデルとすることとし、水物質循環の基本的現象に対応するモデルとする。なお、適用する流域や現象の特殊性により、本モデルの原理だけで対応できない場合に対して、その特殊性に対応する個別的・部分的モデルを作成し、本モデルに連結することによる適用性を確保する。

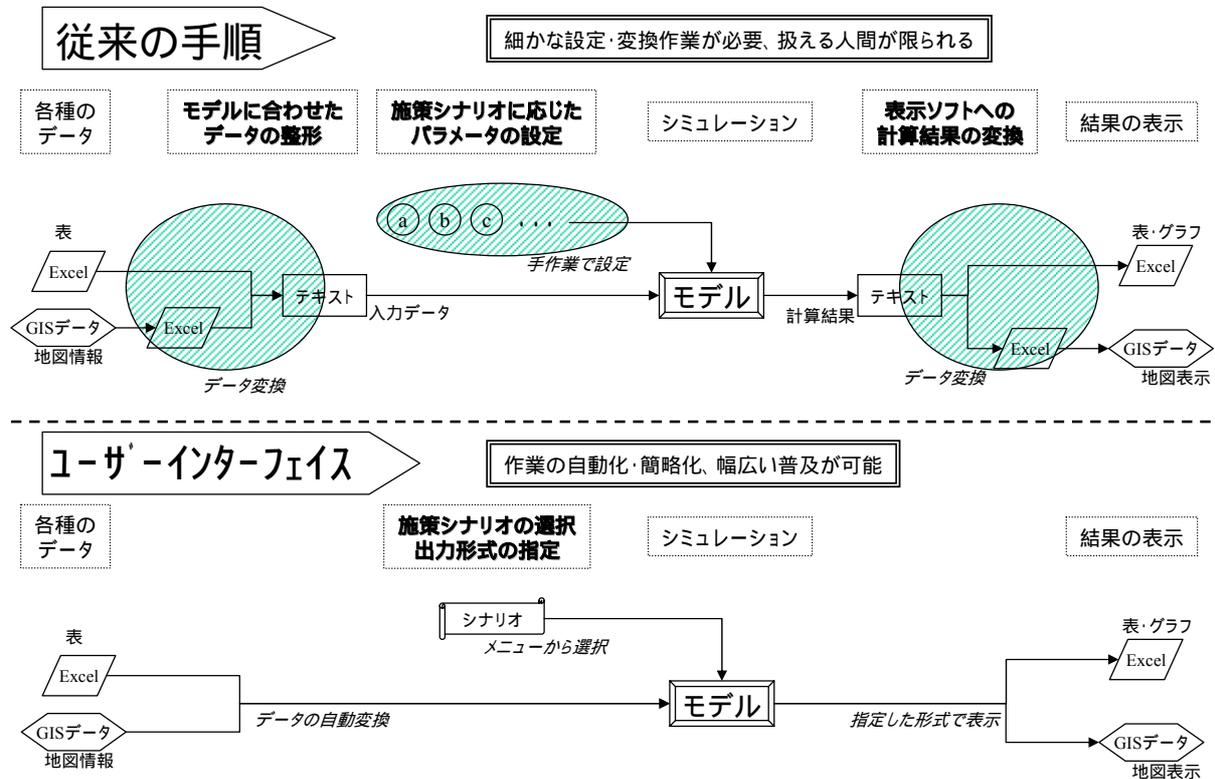


図- 3.2.1.3 ユーザーインターフェイスの意義

(5) 本研究における水物質循環モデルの特徴

本モデルの特徴としては、以下のことが挙げられる。

分布型モデル：流域をメッシュに分割し、メッシュ単位で解析を行うことから、任意地点（メッシュ）での水・物質の挙動の解析・出力が可能

非定常モデル：平常時、降雨時を含めた任意時間での解析が可能

水量・物質連成解析モデル：水の挙動および物質の挙動の同時解析が可能

要素モデル統合型モデル：流域内の諸現象（蒸発散・地下水・地表流・河道流・水域）に応じて、各要素モデルにより解析し、それらを連成することによって流域全体の現象を解析

GIS連成型モデル:GISを介しての流域データのモデルへのインプットデータ作成、解析結果の格納、可視化

施策指向型モデル：雨水浸透マス設置や生活排水対策等、様々な水循環健全化施策による改善効果を解析することが可能

(6) 流域水物質循環モデルの開発 (概念モデル)

本研究で構築した水物質循環モデル (流域モデル及び水域モデル) について述べる。本検討での流域モデルは、タンクモデルを対象としその概念図を図- 3.2.1.4、図- 3.2.1.5 に示す。

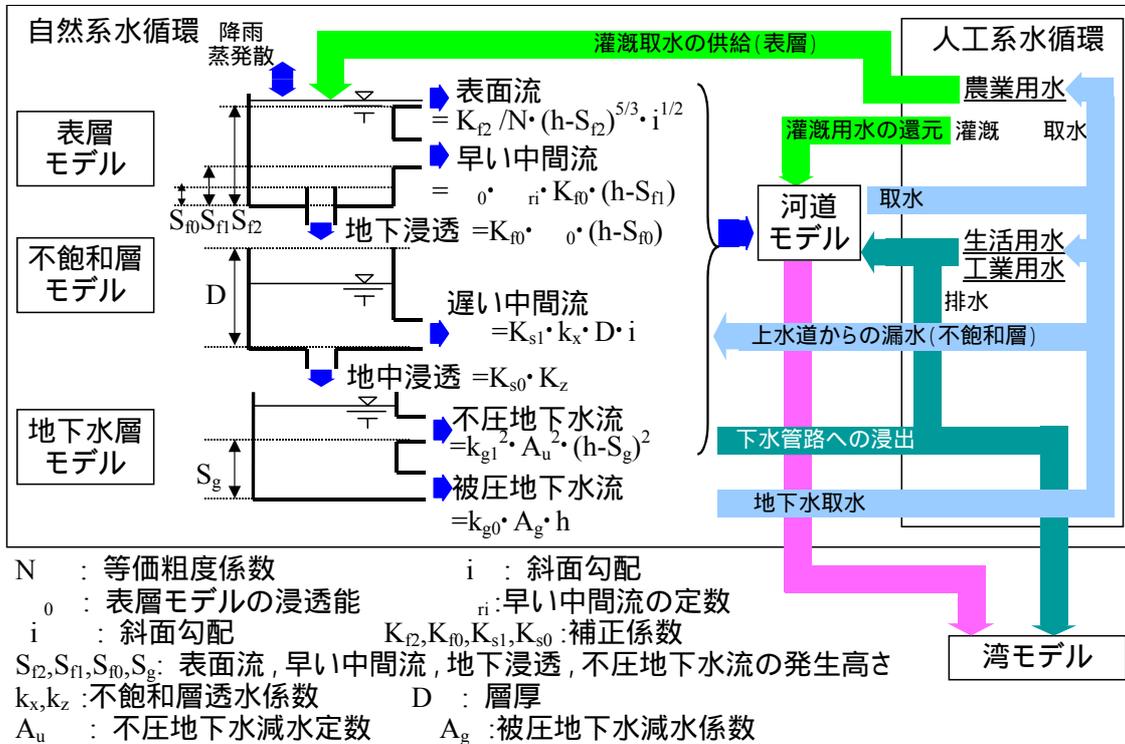


図- 3.2.1.4 流域水循環モデルの概念図

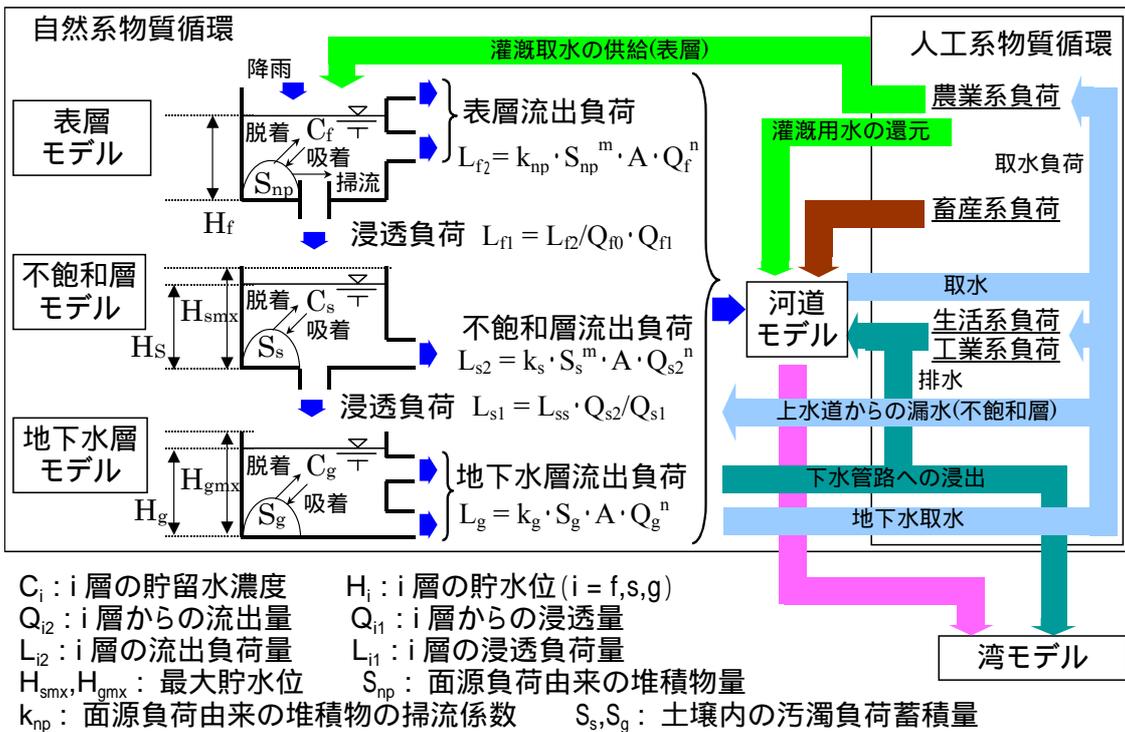


図- 3.2.1.5 流域物質循環モデルの概念図

1) 流域モデル

流域モデルについては、水循環部分とそれに伴う物質流動部分に分けられるため、水循環部分について述べた上で、物質流動部分について述べる。

a) 流域水循環モデル

流域モデルの水循環部分については、吉野等が開発した分布型流出モデル³⁾を若干改良するとともに、人工系水循環を組み込むことにより構築した⁴⁾。流出部分の基本構造は鉛直方向並べられた3層(表層、不飽和層、地下水層)のモデルと河道モデルから構成される。表層、不飽和層、地下水層の各層からの流出成分は落水線に沿った河道モデルに入力され、河道流量が kinematic wave 法により逐次計算されるモデルとなっている。また、人工系水循環については、別途資料やデータから各メッシュにおける生活系、工業系、農業系の取排水量及び下水処理水量を算定し、自然系水循環と接合させる。

ア) 蒸発散量

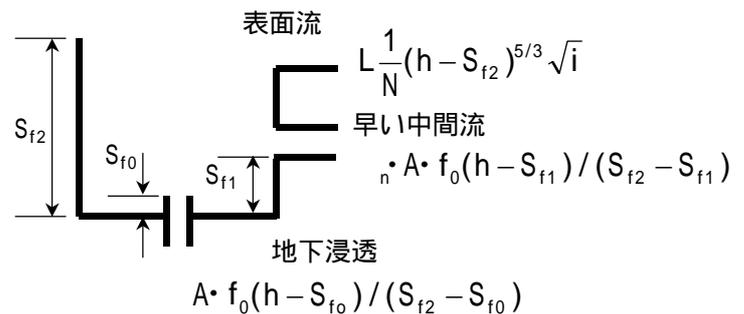
蒸発散量に関しては、Penmanの方法により推定した可能蒸発散量に、補正係数を乗じることにより算定する。

Penmanの算定式による可能蒸発散量： E_p 、係数： f

$$E_{ac} = f \cdot E_p$$

イ) 表層モデル

表層モデルは図-3.2.1.6の構造をもち、雨量を表面流、早い中間流、地下浸透流に分離するモデルである。上から1番目の穴が表面流、2番目の穴が早い中間流、3番目の穴が地下浸透の穴である。



表面流量：Manning 側が成り立つものとする。

図- 3.2.1.6 表層モデル

$$q_{f2} = K_{f2} \times (1/N) \times (h - S_{f2})^{5/3} \times i^{1/2}$$

早い中間流：貯留高に比例するものとする。

$$q_{f1} = a_{f1} \times K_{f0} \times a_0 \times (h - S_{f1})$$

地下浸透流：Darcy 則に従うとともに、 $h = S_{f2}$ で飽和透水係数に等しくなるよう設定する。

$$q_{f0} = K_{f0} \times a_0 \times (h - S_{f0})$$

基礎式は、降雨・蒸発散量と上記3種類の流れの収支から構成される。

$h > S_{f2}$ の場合

$$\frac{\partial h}{\partial t} = R - E_{ps} - q_{f0t} - q_{f1t} - q_{f2t} \quad (\text{式- 3.2.1.1})$$

$S_{f1} < h < S_{f2}$ の場合

$$\frac{\partial h}{\partial t} = R - E_{ps} / S_{f2} \cdot h - q_{f0t} - q_{f1t} \quad (\text{式- 3.2.1.2})$$

$S_{f0} < h < S_{f1}$ の場合

$$\frac{\partial h}{\partial t} = R - E_{ps} / S_{f2} \cdot h - q_{f0t} \quad (\text{式- 3.2.1.3})$$

$h < S_{f0}$ の場合

$$\frac{\partial h}{\partial t} = R - E_{ps} / S_{f2} \cdot h \quad (\text{式- 3.2.1.4})$$

ウ) 不飽和層モデル

不飽和層モデルは図- 3.2.1.7の構造を持ち、横の穴は遅い中間流、下の穴が地下浸透を表す。遅い中間流：水平方向の不飽和透水係数に比例し、動水勾配を地形勾配で近似することにより、算出する。

$$q_{s1} = K_{s1} \times K_x \times D \times i$$

水平方向の不飽和透水係数 K_x は、以下の式により、飽和透水係数 K_{sx} を水分量で補正することにより算出する。

$$K_x = K_{sx} / 100 \cdot \frac{\exp(b \cdot \theta) - \exp(b \cdot \theta_w)}{\exp(b \cdot \theta_s) - \exp(b \cdot \theta_w)}$$

地下浸透流：動水勾配を 1 とし、鉛直方向の不飽和透水係数 k_z に等しいとする。

$$q_{s0} = K_{s0} \times K_z$$

基礎式は、蒸発散量、上層からの浸透流入と上記 2 種類の流れの収支から構成される。

$h > S_{s2}$ の場合

飽和状態であるため上段の表面タンクから不飽和タンクへは浸透しないと考える。両タンク間の動的な結合は計算を複雑にすることから、不飽和タンク水分量相当高が S_{s2} を越える場合は表面タンクからの浸透量を落水線下流の表面タンクに流入させる。

$S_{s2} > h > S_{s1}$ の場合

$$s \frac{\partial h}{\partial t} = q_{int} - E_{ps} - q_{s0t} - q_{s1t} \quad (\text{式- 3.2.1.5})$$

$h < S_{s1}$ の場合

$$s \frac{h}{t} = q_{in} - E_{ps} / S_{s1} \cdot h \quad (\text{式- 3.2.1.6})$$

イ) 地下水モデル

地下水層モデルは、図- 3.2.1.8の構造を持ち、横の穴として不圧地下水の流出(上穴)と被圧地下水の流出(下穴)を与える。

不圧地下水流：水平方向の不圧地下水の流出係数と貯留高の 2 乗に比例

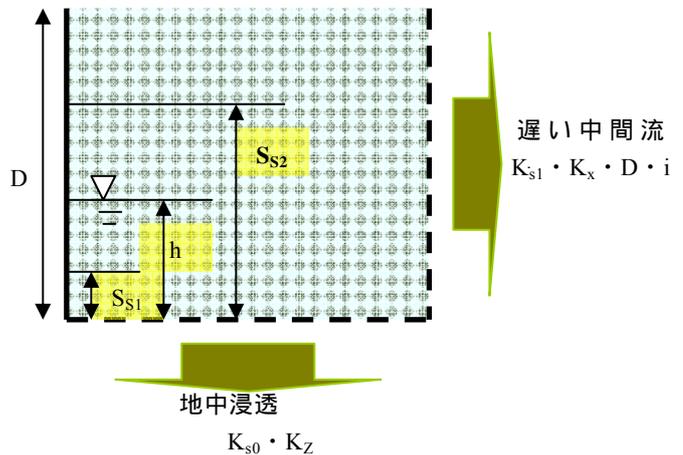


図- 3.2.1.7 不飽和層モデル

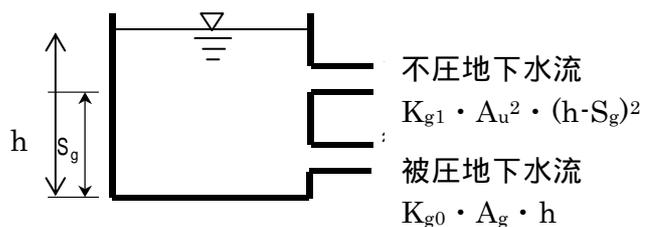


図- 3.2.1.8 地下水層モデル

$$q_{g1} = K_{g1} \times A_u^2 (h - S_g)^2 \quad (\text{式- 3.2.1.7})$$

被圧地下水流：水平方向の被圧地下水の流出係数と貯留高に比例

$$q_{g2} = K_{g0} \times A_g h \quad (\text{式- 3.2.1.8})$$

基礎式は、蒸発散量、上層からの浸透流入と上記 2 種類の流れの収支から構成される。

$h > S_g$ の場合

$$\frac{\partial h}{\partial t} = q_{int} - q_{g1t} - q_{g2t} \quad (\text{式- 3.2.1.9})$$

$h < S_g$ の場合

$$\frac{\partial h}{\partial t} = q_{int} - q_{g2t} \quad (\text{式- 3.2.1.10})$$

オ) 河道モデル

本モデルでは全てのメッシュに標高データから水の流れる方向を示す河道（落水線）を設定し、各メッシュにおける各層モデルからの流出成分を当該メッシュ上流端に流入させ、以下の式により下流へ伝搬させる。

連続式

$$\frac{\partial h}{\partial t} = q_{in} - q_r \quad (\text{式- 3.2.1.11})$$

運動式

$$q_r = (1/n) h^{5/3} i^{1/2} \quad (\text{式- 3.2.1.12})$$

2) 陸域モデル（流域物質循環モデル）

陸域モデルの物質循環部分については、水環境を考える上で重要な水質指標となる BOD、COD、N、P を対象物質としている⁵⁾。各メッシュの各層においては、浮田・関根等が開発したモデルを一部簡略化して適用している。また、河道モデルについては、各メッシュにおいて各層からの流出負荷量を入力し、落水線に沿って堆積・掃流過程を解くことにより、次のメッシュへと負荷量を引き渡すモデルとしている。各メッシュ、各層毎にパラメータを設定することにより、土地利用、土壌、表層地質別の汚濁負荷の堆積・掃流過程、堆積物への吸脱着過程を表現することができる。流域に排出又は負荷される自然系の汚濁負荷（面源負荷）及び人工系の汚濁負荷（生活系・工業系・農業系・畜産系負荷）については、それぞれの物質負荷量を設定し、以下の点において陸域モデル（物質循環部分）と接続した。

表層モデルに面源負荷を排出させる。面源負荷は懸濁性の堆積物とする。

河道モデルに下水処理水等点源負荷及び下水道未整備区域の生活系・工業系負荷と畜産系負荷の全てを排出させる（近傍に河道メッシュがない場合は落水線に沿って河道モデルに排出）。

ア) 表層モデル

降雨負荷、面源負荷の地表面堆積・掃流、堆積物への吸脱着等を下記のモデルにより表現する。表層に堆積・吸着する汚濁負荷は表層流（表面流＋早い中間流）の掃流力によって流出するものとする。堆積物の流出負荷量は流量のべき乗に比例するものとした。また、流出負荷量と同じ水質で地中浸透するものとした。

運動式

$$L_{f2} = k_{np} \cdot S_{np}^m \cdot A \cdot Q_{f2}^n \quad (\text{式- 3.2.1.13})$$

$$L_{f1} = L_{f2} / Q_{f2} \cdot Q_{f1} \quad (\text{式- 3.2.1.14})$$

連続式

$$A \cdot \frac{dS_{np}}{dt} = S_u \cdot (1 - e^{-K_s T}) + C_r \cdot R \cdot A - k_{np} \cdot S_{np}^m \cdot A \cdot Q_{f2}^n - L_{f2} / Q_{f2} \cdot Q_{f1} \quad (\text{式- 3.2.1.15})$$

イ) 不飽和層モデル

表層モデルより地中浸透した汚濁負荷は土壌内に蓄積し、蓄積物に吸脱着する過程を下記のモデルにより表現する。蓄積物から溶脱した汚濁負荷は中間流によって流出する。また、流出負荷量と同じ水質で地中浸透するものとした。

運動式

$$L_{s2} = k_s \cdot S_s^m \cdot A \cdot Q_{s2}^n \quad (\text{式- 3.2.1.16})$$

$$L_{s1} = L_{s2} / Q_{s2} \cdot Q_{s1} \quad (\text{式- 3.2.1.17})$$

連続式

$$A \cdot \frac{dS_s}{dt} = S_{su} \cdot (1 - e^{-K_{ss} T}) - k_s \cdot S_s^m \cdot A \cdot Q_{s2}^n - L_{s2} / Q_{s2} \cdot Q_{s1} + L_{f2} / Q_{f2} \cdot Q_{f1} \quad (\text{式- 3.2.1.18})$$

ウ) 地下水モデル

不飽和層モデルより地下浸透した汚濁負荷は土壌内に蓄積し、蓄積物に吸脱着する過程を下記のモデルにより表現する。蓄積物から溶脱した汚濁負荷は基底流によって流出する。

運動式

$$L_g = k_g \cdot S_g^m \cdot A \cdot Q_g^n \quad (\text{式- 3.2.1.19})$$

連続式

$$A \cdot \frac{dS_g}{dt} = S_{gu} \cdot (1 - e^{-K_{gs} T}) - k_g \cdot S_g^m \cdot A \cdot Q_g^n + L_{s2} / Q_{s2} \cdot Q_{s1} \quad (\text{式- 3.2.1.20})$$

I) 河道モデル

各層のタンクからの流出負荷の自浄作用による河床への吸着等を含む河床堆積物が流量に比例して次メッシュへ流出するものとする。また、点源負荷は河道に直接排出され(河道タンクがないメッシュについては落水線に排出され)、各層からの流出負荷と共に流量に応じて次メッシュへ流出するものとする。

運動式

$$L_{RO1} = C_R \cdot Q_{RO} \quad (\text{式- 3.2.1.21})$$

連続式

$$C_R = (L_{RI1} + L_{I1} + L_p) / Q_{RI} \cdot e^{-(k1+k2) \cdot xt / uu} + C_{ka} \cdot (1 - e^{-(k1+k2) \cdot xt / uu}) / (k1 + k2) \quad (\text{式- 3.2.1.22})$$

II) 人工系モデル

生活系排水、事業所系排水、工場系排水及び畜産系排水の汚染源別に、それぞれ点源負荷系汚濁物質流動モデルを構築する。

i) 生活系排水モデル

生活系排水の汚濁負荷は、年間を通じて大きな変動のないものと考えられるため、時間的に一定の負荷量が近傍の落水線に流出するものとして、物質循環モデルを構築する。モデルに取り込む汚濁負荷源を下記に示す。

下水処理場

下水処理場のモデル化は、処理場の位置、処理人口実績及び1人当たりの負荷量原単位をもとにしてモデルに組み込むものとする。モデル上では、下水処理場の排水口が位置しているメッシュの河道(河道タンクがないメッシュでは落水線)に汚濁負荷が流出するものとする。

農業集落排水処理場

処理人口実績及び1人当たりの負荷量原単位をもとにして、モデルに組み込むものとする。モデル上では、それぞれの市町村を構成する全メッシュに平均的に汚濁負荷を与え、近傍の落水線に汚濁負荷が直接流出するものとする。

合併浄化槽

各合併浄化槽について、市町村毎の処理人口実績および1人当たりの負荷量原単位をもとに、モデル化を行う。モデル上の考えはと同様とする。

し尿処理場

処理場の位置、稼働実績および市町村毎の処理人口実績をもとにモデルに組み込むものとする。モデル上の考えはと同様とする。

単独浄化槽

各単独浄化槽の市町村毎の処理人口実績、および1人当たりの負荷量原単位をもとにモデルに組み込むものとする。モデル上の考えはと同様とする。

自家処理

市町村毎の自家処理人口実績、および1人当たりの負荷量原単位をもとにモデルに組み込むものとする。モデル上の考えは と同様とする。

雑排水処理

流域で実施されている市町村毎の雑排水処理人口実績および1人当たりの負荷量原単位をもとに、モデルに組み込むものとする。モデル上の考えは と同様とする。

なお、し尿処理場、単独浄化槽及び自家処理は、し尿のみを対象としているため、別途家庭排水を対象に雑排水処理を行うこととなる。したがって、市町村毎のし尿処理場対象人口、単独浄化槽処理人口及び自家処理人口の和は、雑排水処理人口に等しくなる。

ii) 事業所系排水モデル

事業所系排水の汚濁物負荷についても生活系排水と同様の方法で物質循環モデルを構築する。データとしては、市町村別に排水量や汚濁負荷濃度が存在するので、それぞれの市町村を構成する全メッシュに平均的にこれらの負荷量を入力し、近傍の落水線に汚濁負荷が直接流出するものとする。

iii) 工業系排水モデル

工場系排水の汚濁負荷についても生活系排水と同様の方法で物質循環モデルを構築する。データとしては、市町村別、業種別に排水量や汚濁負荷濃度が存在するので、それぞれの市町村を構成する全メッシュに平均的にこれらの負荷量を入力し、近傍の落水線に汚濁負荷が直接流出するものとする。

iv) 畜産系排水モデル

畜産系排水の汚濁物負荷については、生活系排水と同様の方法で物質循環モデルを構築する。データとしては、市町村別、家畜別に汚濁負荷量が存在するので、それぞれの市町村を構成する全メッシュに平均的にこれらの負荷量を入力し、近傍の落水線に汚濁負荷が直接流出するものとする。

3) 水域（流動）モデル

a) 流れの基礎方程式

ア) 連続方程式

空間的に密度が変化する水域における連続方程式は、均質流体の質量保存式

$$\frac{D\rho}{Dt} + \rho \operatorname{div} U = 0 \quad (\text{式- 3.2.1.23})$$

に対して、溶質の拡散を考慮した以下の式が成立する。

$$\frac{D\rho}{Dt} + \rho \operatorname{div} U = K \nabla^2 C \quad (\text{式- 3.2.1.24})$$

また、濃度 C の保存式は以下ようになる。

$$\frac{DC}{Dt} + C \operatorname{div} U = K \nabla^2 C \quad (\text{式- 3.2.1.25})$$

ここで K : 拡散係数、 C : 溶質濃度

ここで、密度変化の原因となる温度及び濃度の変化がそれほど小さくなく、かつ水は非圧縮性を仮定し、圧力による変化を無視すると、式-3.2.1.24 と式-3.2.1.25 から式-3.2.1.26 が導かれる。

$$\text{div}U = 0 \quad (\text{式- 3.2.1.26})$$

したがって、密度差が存在する流れの場においても密度が一様な非圧縮性流体と同様の連続式が適応可能となる。

1) 運動方程式

x, y 軸を水平方向、z 軸を鉛直方向に設定し、鉛直方向には速度変化及び加速度が小さく、静力学平衡が成り立つと仮定すると、x, y 方向の運動方程式 (flux form) は以下のようになる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(u^2) - \frac{\partial}{\partial y}(uv) - \frac{\partial}{\partial z}(uw) + f_0 v - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial x} dz - \frac{1}{\rho} \cdot \frac{\partial p_0}{\partial x} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left(N_x \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(N_y \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(N_z \frac{\partial u}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (\text{式- 3.2.1.27})$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(uv) - \frac{\partial}{\partial y}(v^2) - \frac{\partial}{\partial z}(vw) - f_0 u - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial y} dz - \frac{1}{\rho} \cdot \frac{\partial p_0}{\partial y} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left(N_x \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(N_y \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(N_z \frac{\partial v}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (\text{式- 3.2.1.28})$$

ここで、

$$\begin{aligned} f_0 & : \text{コリオリパラメータ} \\ N_x, N_y, N_z & : x, y, z \text{ 方向の渦動粘性係数} \end{aligned}$$

2) 熱収支の式

熱についての移流拡散方程式を用いる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial T}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(uT) - \frac{\partial}{\partial y}(vT) - \frac{\partial}{\partial z}(wT) \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial T}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (\text{式- 3.2.1.29})$$

ここで、 k_x, k_y, k_z : x, y, z 方向の熱に関する乱流拡散係数

3) 塩素量収支の式

塩素量についての移流拡散方程式を用いる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial Cl}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(uCl) - \frac{\partial}{\partial y}(vCl) - \frac{\partial}{\partial z}(wCl) \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial Cl}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial Cl}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial Cl}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad (\text{式- 3.2.1.30})$$

ここで、 K_x, K_y, K_z : x, y, z 方向の塩素量に関する乱流拡散係数

㊦) 状態方程式

塩素量と水温から密度を計算するための状態方程式として Knudsen の式を用いる。

$$\begin{aligned}\rho &= \frac{\sigma_t}{1000} + 1 \\ \sigma_t &= \Sigma_t + (\sigma_0 + 0.1324)\{1 - A_t + B_t(\sigma_0 - 0.1324)\} \\ \sigma_0 &= -0.069 + 1.4708Cl - 0.001570Cl^2 + 0.0000398Cl^3 \\ \Sigma_t &= -\frac{(T - 3.98)^2}{503.570} \cdot \frac{T + 28.30}{T + 67.26} \\ A_t &= T(4.7867 - 0.098185T + 0.0010843T^2) \times 10^{-3} \\ B_t &= T(18.030 - 0.8164T + 0.01667T^2) \times 10^{-6}\end{aligned}$$

b) 拡散の基礎方程式

3次元の物質拡散の基礎方程式は、

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{hx} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{hy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_v \frac{\partial c}{\partial z} \right) + S_c \quad (\text{式- 3.2.1.31})$$

である。ここで、

S_c : 内部変化項 (大腸菌群数の計算ではゼロとする)

c : 物質濃度 (g/m³)

D_h, D_v : 水平、鉛直渦動拡散係数 (m²/s)

・境界条件は

水底 ($z = -h$) で、

$$-D_v \frac{\partial c}{\partial z} = R_b \quad (\text{式- 3.2.1.32})$$

ここで、 R_b : 底面からの溶出量 (g/m²/s)

境界層 ($z = -h_i$) で、

$$D_v \frac{\partial c}{\partial z} \Big|_{z=-h_i} = D_v \frac{c_i - c_{i+1}}{h_i} \quad (\text{式- 3.2.1.33})$$

水面 ($z = \zeta$) で、

$$D_v \frac{\partial c}{\partial z} = 0 \quad (\text{式- 3.2.1.34})$$

4) 生態系（富栄養化）モデルの考え方

本モデルで取り扱う水質項目は以下に示す 8 項目である。生態系モデルの概念図は、図 - 3.2.1.9のとおりである。

表- 3.2.1.2 水質項目及びその主成分、単位

項 目	主 成 分	変数名	単 位
植物プランクトン (Phytoplankton)	クロロフィル a (Chlorophyll-a)	P	$\mu\text{g} - \text{chla}/\text{l}$
動物プランクトン (Zooplankton)	動物炭素量 Zooplankton Carbon	Z	mgC/ℓ
無機態窒素 (IN Inorganic Nitrogen)	Ammonia Nitrogen、 Nitrite Nitrogen、 Nitrate Nitrogen	C_{IN}	mgN/ℓ
有機態窒素 (ON Organic Nitrogen)	非生物（命）体 Organic Nitrogen	C_{ON}	mgN/ℓ
無機態リン (IP Inorganic Phosphorus)	リン酸態リン Orthophosphate	C_{IP}	mgP/ℓ
有機態リン (OP Organic Phosphorus)	非生物（命）体 Organic Phosphorus	C_{OP}	mgP/ℓ
化学的酸素要求量 (COD)	非生物（命）体有機物 Chemical Oxygen Demand	C_{COD}	mgO_2/ℓ
溶存酸素 (DO)	Dissolved Oxygen	C_{DO}	mgO_2/ℓ

有機態の窒素及びリンの定式化には、生物（命）体を含める場合と含めない場合があるが、本モデルでは、プランクトンの死骸や排泄物などを非生物体の有機物とし、生物体の植物プランクトン・動物プランクトンと分離して計算する方法をとる。すなわち本モデルにおける有機態窒素、有機態リン及び COD の算出は、まず河川などから流入するのが非生物体であるとして、デトリタスなどによって生産される非生物体物質を微分方程式によって計算する。次に全有機態窒素、全有機態リン及び全 COD は、この非生物体と別途計算される植物プランクトン、動物プランクトンによって生産される生物体との合計で構成されるものとする。このようなモデル化により、有機態窒素、有機態リン及び有機物 COD が生物体と非生物体の両方を含むことによる物質生産を、合理的に計算することが可能である。何が有機物の生産や分解に関与するかが明確になる。

したがって、全有機態窒素 TON (Total Organic Nitrogen) は植物プランクトン及び動物プランクトンの生物体有機態窒素と非生物体有機態窒素との加算となり、全有機態窒素 TON と無機態窒素との累加は全窒素 TN (Total Nitrogen)となる。同じく、全有機態リン TOP (Total Organic Phosphorus) は植物プランクトン及び動物プランクトンの生物体有機態リンと非生物体有機態リンとを加算したものとなり、全有機態リン TOP と無機態リンとの累加は全リン TP (Total Phosphorus)となる。また、全 COD ($TCOD$ Total Chemical Oxygen Demand) は植物プランクトン及び動物プランクトンの生物体 COD と非生物体の有機物 COD との累加となる。

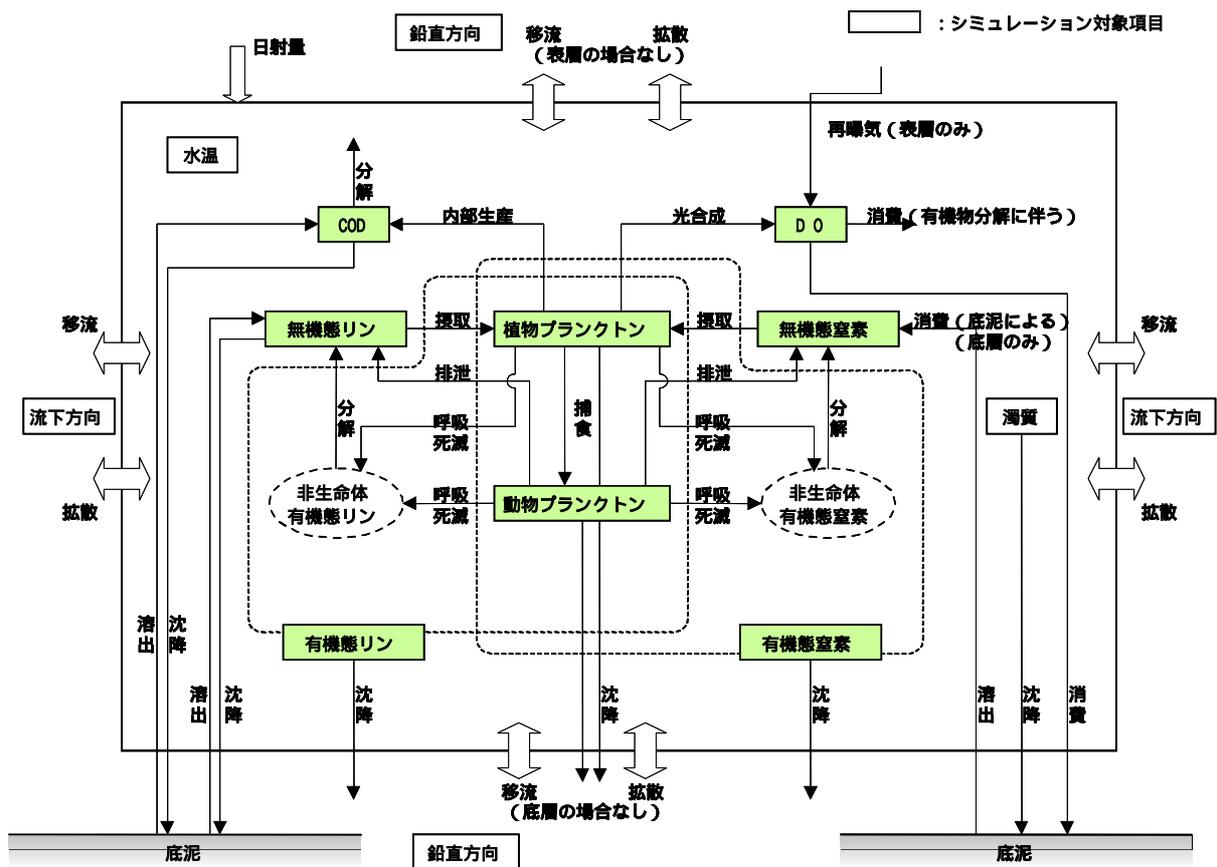


図- 3.2.1.9 生態系モデル概念図

生態系モデルによる内部領域における各水質の発生及び消滅濃度率は、濃度収支則式 (式-3.2.1.32) の右辺 S_c 項となる。各水質項目の変化速度の基礎式の概略を以下に示す。

(a)植物プランクトン

$S_P = (\text{植物プランクトンの生成}) - (\text{植物プランクトンの自己分解}) - (\text{動物プランクトンによる摂取}) + (\text{沈降})$

(b)動物プランクトン

$S_Z = (\text{動物プランクトンの生成}) - (\text{動物プランクトンの自己分解}) - (\text{動物プランクトンの自然死滅})$

(c)無機態窒素

$S_{IN} = -(\text{植物プランクトンによる摂取}) + (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{非生物体有機態窒素のバクテリアによる分解}) + (\text{底泥からの溶出})$

(d)有機体窒素

$S_{ON} = (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンからの排泄}) + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンの自然死滅}) - (\text{非生物体有機態窒素のバクテリアによる分解}) + (\text{沈降})$

(e)無機態リン

$S_{IP} = -(\text{植物プランクトンによる摂取}) + (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{非生物体有機態リンのバクテリアによる分解}) + (\text{底泥からの溶出}) + (\text{沈降})$

(f)有機体リン

$S_{OP} = (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンからの排泄}) + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンの自然死滅}) - (\text{非生物体有機態リンのバクテリアによる分解}) + (\text{沈降})$

(g)COD

$S_{COD} = (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンからの排泄}) + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンの自然死滅}) - (\text{非生物体有機物のバクテリアによる分解}) + (\text{沈降})$

(h)DO

$S_{DO} = (\text{植物プランクトンによる生産}) - (\text{植物プランクトン呼吸}) - (\text{動物プランクトン呼吸}) - (\text{非生物体有機物のバクテリアによる分解}) + (\text{再曝気}) - (\text{底泥による消費})$

以上から得られる各物質の濃度から全 COD、全窒素、全リンは次式より求められる。

全 COD = (植物プランクトン態 COD) + (動物プランクトン態 COD) + (非生物体有機態 COD)

全窒素 = (植物プランクトン態窒素) + (動物プランクトン態窒素) + (非生物体有機態窒素) + (無機態窒素)

全リン = (植物プランクトン態リン) + (動物プランクトン態リン) + (非生物体有機態リン) + (無機態リン)

(7) 東京湾とその流域を対象にした現況再現

1) 資料の収集

東京湾とその流域において、流域水物質循環モデルを構築するにあたり、必要となる資料を収集し流域水物質循環モデルでの解析に必要なデータを、GISを用いて整理し、モデルへの入力条件を設定した。

検討の対象とする東京湾流域は、富津岬と観音崎を結ぶ線以北に囲まれる東京湾に流出する集水域を対象とし、利根川流域については江戸川分派点（関宿）より上流域について対象とする。下表に収集資料の一覧を示す。

表- 3.2.1.3 収集資料一覧

自然系データ一覧

作成データ	収集資料	出典
標高データ	50メートルメッシュ標高	数値地図
土地利用データ	土地利用メッシュ S51、S62、H3、H9	国土数値情報
土壌データ	自然地形メッシュ(土壌)S56	国土数値情報
表層地質データ	自然地形メッシュ(表層地質)S56	国土数値情報
気象データ	日雨量・日平均気温・日最低気温・日合計日照時間・日平均風速 S51～H14	アメダス観測年報
湿度データ	日平均湿度 S51～H14	地上気象観測時日別データ、気象庁年報
行政区域の分割	土地利用メッシュ H9 の 3 次メッシュに対する行政番号	国土数値情報
流域分割	3 次メッシュ標高データより作成	数値地図 50m メッシュ

人工系データ一覧

作成データ	収集資料	出典
農業用水取水データ	土地利用メッシュ H9 田 期別減水深 畑 期別減水深 県別作付面積 地表水、地下水利用割合 対象流域内水利権 かんがい用水受益地区範囲	国土数値情報 農業ハンドブック 新版農業水利学石橋豊 他 農林水産統計 H13 水資源白書 H15 関東地建水利権一覧 関東地建 H8 かんがい用水地域現況図 関東地建 S48、利水現況図 国土庁 S56
工業用水取水データ	県別 水源別用水量 製造品出荷額	工業統計表 H13 工業統計メッシュデータ H12
水道用水取水データ	県別水源別年間取水量 県別年間給水量 県別給水人口 メッシュ内人口 対象流域内水利権 水道用水給水区域	水道統計表 H13 水道統計表 H13 水道統計表 H13 国勢調査 H12 関東地建水利権一覧 関東地建 H8 各水道局 HP より
生活系排水データ	発生汚濁負荷原単位 除去率 県別処理形態別人口	流総指針 H11 東京湾流総 H9 H14 環境統計集
工場系排水データ	排水量原単位 排水水質原単位 製造品出荷額	流総指針 H11 流総指針 H11 工業メッシュ統計 H12
畜産系排水データ	市町村別の家畜頭数 汚濁負荷原単位	H14 農林水産統計 流総指針 H11

2) パラメータの設定

モデルの構造パラメータ設定においては、既往の基礎研究結果より下記の通り行う。なお、人工系モデルにおける原単位の設定などは巻末の DVD 資料を参考にされたい。

a) 陸域モデル

ア) メッシュ間隔及び流域分割

モデル解析のメッシュ間隔は、流域面積、入力データの精度、計算時間等を考慮し、1kmとした。また、国土数値情報の流域界データを使用して、東京湾流域範囲の規定及びその中の流入河川流域の分割を行うとともに、国土数値情報標高データから小流域について水の流れる方向を規定する落水線を作成した。

イ) 各層モデルのパラメータ設定

各メッシュにおける各層モデルのパラメータを規定するため、国土数値情報の土地利用分類、土壌、表層地質データより設定した。

土地利用分類については、国土数値情報では 12 区分されているが、これを表- 3.2.1.4 に示す通り 6 項目に再分類した。3 次メッシュの土地利用分類別面積を抽出し、以下区分で合計値を算出し、もっとも割合が高い区分をその 3 次メッシュの土地利用とする。

表- 3.2.1.4 本モデルと国土数値情報との土地利用の対応表

モデル区分	山地	水田	畑	荒地	市街地	その他
国土数値情報の土地利用分類	森林	田	その他農用地	荒地	建物用地	その他の用地
			ゴルフ場		幹線交通用地	河川地及び湖沼
						海浜
						海水域

土壌分類については、国土数値情報の土壌データと、中野による「森林水文学」から、浸透能大、浸透能中、浸透能小の 3 種類に大別した。

上記より、各層モデルのパラメータを、下記の通り設定した。

表- 3.2.1.5 表層のパラメータ

定数			山地	水田	畑	荒地	市街地	その他	備考
最終浸透能	f0	(cm/s)	0.00100	0.00010	0.00050	0.00050	0.00010	0.00010	「技術水文学」を参考に山地の基準値を設定し、その他は山地との比率により設定。
表面流の発生する高さ	Sf2	(m)	0.015	0.020	0.010	0.010	0.005	0.005	浸透能が大きいほど発生高さが高いものとして設定した。ただし、水田は表面流が発生するまでの貯留力を考慮し、表面流発生高さを高くした。
中間流の発生する高さ	Sf1	(m)	0.010	0.005	0.005	0.005	0.002	0.002	
地下浸透の発生する高さ	Sf0	(m)	0.005	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	
地表面の粗度係数	N	($m^{-1/3} \cdot s^{-1}$)	0.70	2.00	0.30	0.30	0.03	0.03	水理公式集の等価粗度係数を基準値とした。
早い中間流の定数	ri	-	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	物理的な意味付けが困難なため一律とした。
初期水位	h	(m)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	

表- 3.2.1.6 不飽和層のパラメータ

定数			浸透能(大)	浸透能(中)	浸透能(小)	備考
鉛直方向の透水係数	Kz	(cm/s)	1.00E-03	1.00E-04	1.00E-05	「水理公式集」より砂・混合砂の透水係数幅の範囲から基準値を設定した。
水平方向の透水係数	Kx	(cm/s)	1.00	0.10	0.01	鉛直方向透水係数の10 ³ 倍とした。
層厚	D	(m)	1.00	1.00	1.00	A,B層の高さより設定
飽和水分量	s	-	0.60	0.60	0.60	
最小水分量	w	-	0.30	0.30	0.30	
遅い中間流の定数	b	-	15.00	15.00	15.00	物理的な意味付けが困難なため一律とした。
初期水分量	h	-	0.30	0.30	0.30	

表- 3.2.1.7 地下水層のパラメータ

定数			浸透能(大)	浸透能(中)	浸透能(小)	備考
不圧地下水の流出係数	Au	(mm ^{-1/2} day ^{-1/2})	0.100	0.050	0.025	
被圧地下水の流出係数	Ag	(1/day)	0.010	0.003	0.001	
不圧地下水の流出貯留高	Sg	(m)	0.70	0.50	0.30	
初期水位	h	(m)	0.70	0.50	0.30	
国土数値情報の表層地質分類			未固結堆積物砂 未固結堆積物泥 未固結堆積物砂・泥 固結堆積物泥岩 固結堆積物ローム	固結堆積物砂岩 変成岩類緑色片岩 変成岩類黒色片岩	未固結堆積物碎屑物 火山性岩石花崗岩 深成岩類斑岩質岩石	

なお、パラメータ調整に当たり補正係数を下記の通り設定した。

- ・ (表面タンクの鉛直方向補正係数 K_{f0} : 1/10)
- ・ (不飽和タンクの補正係数 (水平方向) K_{s1} : 10倍)
- ・ (不飽和タンクの補正係数 (鉛直方向) K_{s0} : 浸透能大 : 1/20、浸透能中 : 1/4、浸透能小 : 1/2)

また、物質循環に係わる各層モデルのパラメータおよび降雨水質については、以下の通り設定した。

表- 3.2.1.8 物質循環に関するパラメータ

定数	山地				水田				畑				荒地				市街地				その他				備考	
	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P		
堆積負荷係数1	m	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	基本式の一般定数として一律に設定
堆積負荷流出係数	K	-	0.010	0.010	0.010	0.002	0.010	0.010	0.010	0.002	0.010	0.010	0.010	0.002	0.010	0.010	0.010	0.002	0.010	0.010	0.010	0.002	0.010	0.010	0.010	T-PはCOD、T-Nの1/5とした。
堆積負荷係数2	n	-	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	基本式の一般定数として一律に設定
樹液堆積量	Su	(g)	500	500	250	60	3000	3000	1250	400	240	240	5000	150	500	500	250	60	3000	3000	1250	550	500	500	250	年間総流出量が流域指針の源流負荷流出量に等しい。流域指針の源流負荷係数単位を参考に、土地利用別の値を設定し
堆積速度係数	Ks	(1/day)	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	T-PはCOD、T-Nの1/5倍とした。
初期の堆積からの経過日数	T0	(日)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

定数	山地				水田				荒地				荒地				市街地				その他				備考	
	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P	COD	BOD	T-N	T-P		
溶脱負荷係数1	m	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	基本式の一般定数として一律に設定
溶脱負荷流出係数	K	-	0.010	0.010	0.010	0.002	0.020	0.020	0.004	0.010	0.010	0.010	0.002	0.010	0.010	0.010	0.002	0.020	0.020	0.020	0.004	0.010	0.010	0.010	0.002	T-PはCOD、T-Nの1/5とした。
溶脱負荷係数2	n	-	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	基本式の一般定数として一律に設定
樹液溶脱量	Su	(g)	500	500	250	60	3000	3000	1250	400	240	240	5000	150	500	500	250	60	3000	3000	1250	550	500	500	250	年間総流出量が流域指針の源流負荷流出量に等しい。流域指針の源流負荷係数単位を参考に、土地利用別の値を設定し
溶脱速度係数	Ks	(1/day)	0.2	0.20	0.2	0.2	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	T-PはCOD、T-Nの1/5倍とした。
初期の溶脱からの経過日数	T0	(日)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

表- 3.2.1.9 降雨水質の設定条件

定数	COD	BOD	T-N	T-P	備考		
降雨水質負荷濃度	CR	(mg/l)	1.50	1.50	0.80	0.04	流域指針の平均的な値を用いた。

り) 河道モデルのパラメータ設定

河道モデルについては、レジューム理論を用いて、河道長、河道幅を設定し、河床勾配は地形勾配に等しいとした。なお、河道幅と流域面積の関係は、流域面積大(50km² < A)、流域面積中(5km² < A < 50km²)、流域面積小(A < 5km²)に区分し定数を設定した算定式で表現している。河道長(L) : L = A^{0.5}、河道幅(B) : B = cA^s

河道モデルの水物質循環に関するパラメータは下記の通り設定した。

表- 3.2.1.10 河道モデルの水循環に関するパラメータ

定数	上流	中流	下流	備考		
河道幅計算の定数1	c	-	6.0	7.0	8.0	対象河川の最大川幅から設定
河道幅計算の定数2	s	-	0.5	0.5	0.5	
粗度係数	n	(m ^{-1/3} ・s ⁻¹)	0.040	0.035	0.030	河川砂防技術基準調査編の自然河川の粗度から設定
初期水位	h	(m)	0.2	0.2	0.2	
地下浸透係数		(1/day)	0.0	0.0	0.0	

表- 3.2.1.11 河道モデルの物質循環に関するパラメータ

定数	COD	BOD	T-N	T-P	備考	
脱酸素定数	k1	(1/day)	0.200	0.300	0.200	0.200
沈降・吸着の除去速度定数	k3	(1/day)	0.100	0.200	0.100	0.100
底層再懸濁の負荷速度定数	xt	(1/day)	0.001	0.001	0.001	0.001
汚濁物質貯留濃度	CA	(mg/l)	1.000	1.000	1.000	0.100

b) 水域モデル

水域モデルの境界条件を表- 3.2.1.12に、流動モデルの条件を

表- 3.2.1.13に、低次生態系モデルの条件を表- 3.2.1.14、表- 3.2.1.15、図- 3.2.1.10の通り設定した。なお、三番瀬と盤洲干潟の浄化機能として I-N の溶出速度から各々100.4 mg/m²/day を差し引くとともに、アマモの浄化機能を I-N、I-P の溶出速度から差し引くことにより考慮している。

表- 3.2.1.12 水域モデルの境界条件

項 目		境界条件	
河口条件	流入河川	流量, 水質	流域モデルから算出される日平均流量と日平均水質から均等割して与える
		IN, IP	水質の実測値がある河川についてはIN/TN割合、IP/TP割合との関係を求め、流域モデルの全窒素,全リンからIN,IPに変換実績データがない河川については土地利用割合から変換式を求め、流域モデルの全窒素,全リンからIN,IPを計算
		Chl-a	流山橋地点の実測値からCOD ~ Chl-a関連式を作成し、全河川についてCOD計算値からChl-a値に変換
		DO	流入河川水温に対する飽和濃度で与える DO 飽和濃度 (mg / l) $= (10.291 - 0.2809 T + 0.006009 T^2 - 0.000063 T^3) \times 32/27.4$
		水温	水温の実測がある河川については流入河川の実績水温と気温の関連式を用いて気温(気象庁大手町)から水温を変換
	下水処理水直接排水	水量, 水質	処理場毎に実績値を一定で与える. 日雨量が5mmを超過する場合は, 超過分については未処理相当水質分が排出
		IN, IP	東京都下水道局による下水処理水質の測定値(月平均)と気象庁大手町の月平均気温から関連式を作成
		水温	東京都下水道局による下水処理水温の測定値(月平均)と気象庁大手町の月平均気温から関連式を作成
	開境界条件	潮汐	第1海堡の推算潮位(各再現年について設定)
		水質, 塩分, 水温	第3海堡の測定値(ただし, 動物プランクトンは測定値がないため, 0.1 mg/lを与える)
風速, 風向		気象庁東京測候所の日平均風速を日最多風向で与える	
気象条件(気温, 日射量)		気象庁千葉測候所	
初期条件	水質, 水温	湾中央の2000年11,12月の測定値の平均値を湾全体に与える	
底泥溶出速度(IN, IP) 底泥DO消費速度		千葉県の実地調査結果に基づき設定 浅場については干潟の浄化機能(脱窒, 堆積, 採餌, 漁獲による系外への移動)をINの溶出速度で考慮	

表- 3.2.1.13 流動モデルに関するパラメータ

諸条件	設定値
時間間隔	t = 5.0秒
格子間隔	S = 500 × 500 m(95格子 × 90格子)
層厚	最上層: 平均潮位下5m(層厚約5m、可変) 第2層: 層厚10m 第3層: 層厚15m 第4層: 平均潮位下30m以深
海底摩擦係数	2.6×10^{-3}
海面摩擦係数	なし
水平渦動粘性係数	$5.0 \times 10^5 \text{ cm}^2/\text{sec}$
鉛直渦動粘性係数	$2.0 \text{ cm}^2/\text{sec}$
水平乱流拡散係数	$5.0 \times 10^5 \text{ cm}^2/\text{sec}$
鉛直乱流拡散係数	$0.5 \text{ cm}^2/\text{sec}$
コリオリ係数	$f = 8.40 \times 10^{-5} \text{ rad /sec}$

表- 3.2.1.14 生態系モデルに関するパラメータ

各係数の説明		設定値	事例・文献値
共通の係数			
Ts	最適水温 ()	20	2) 20 (有機物分解速度項は15 で設定)
植物プランクトンで使用する係数			
g	植物プランクトンによる光の減衰係数	0.026	2) 0.026
h	その他の光の減衰係数	0.268	2) 0.268
Is	最適照度 (MJ/10min)	0.176	1), 2) 0.176
in	無機態窒素濃度のミカエリス定数 (mgN/l)	0.042	2) 0.042
ip	無機態リン濃度のミカエリス定数 (mgN/l)	0.003	2) 0.003
μ pmax	植物プランクトンの最大増殖速度 (1/day)	0.25	1) 1.0(20) 2) 1.0 3) 0.45 ~ 2.53
Rp	20 における植物プランクトン死滅率 (1/day)	0.08	1) 0.04(20) 2) 0.08
p	植物プランクトン死滅率の温度補正係数	1.05	2) 1.08
p	植物プランクトンの沈降速度 (cm/day)	0.28	1) 0.1 4) 0 ~ 1.35
pi	植物プランクトンの回帰率	0.5	2) 0.5
動物プランクトンで使用する係数			
pz	植物plankton量からの動物plankton炭素量への換算係数	40.5	1) 50.0 2) 40.5
z	植物プランクトン同化率	0.4	1) 0.7 2) 0.4 ~ 0.85
Rz	動物プランクトンの呼吸による分解速度定数	0.02	2) 0.02
z	動物プランクトンの呼吸による分解速度の温度補正係数	1.05	2) 1.045
Dz	動物プランクトンの自然死滅速度	0.1	1) 0.21(20) 2) 0.1
Cgmax	20 における最大濾過率 (l/mgC*day)	0.72	1) 0.76(20) 2) 0.72
pg	動物プランクトンの濾過率の温度補正係数	1.05	2) 1.066
pg	飽食効果に対するMichaelis定数	0.012	2) 12
azi	動物プランクトンの回帰率	0.5	2) 0.5
無機態窒素 (Inorganic Nitrogen)で使用する係数			
pn	植物プランクトン量からの窒素量への換算係数	5	1) 0.558 2) 9.6
n	有機態窒素の無機化分解速度 (1/day)	0.082	1) 0.08(20 ,DOMの分解速度) 2) 0.082
on	窒素分解速度の温度補正係数	1.05	2) 1.08
zn	動物プランクトン中の窒素炭素量比	0.21	2) 0.21
in	底泥からの無機態窒素溶出速度の温度補正係数	1.05	2) 1.05
Win	底泥からの無機態窒素溶出速度 (gN/m2/day)	エリア別	1) 0.00064 2) 0.02 5) 0 ~ 0.35
on	有機態窒素沈降速度 (m/day)	0.90	1) 0.432(POMの沈降速度) 2) 0.3 5) 1.0,3.5
無機態リン (Inorganic Phosphorus)で使用する係数			
pp	植物プランクトン量からの窒素量への換算係数	0.075	1) 0.038 2) 1.0
p	有機態リンの無機化分解速度 (20) (1/day)	0.062	1) 0.08(20 ,DOMの分解速度) 2) 0.062
op	有機態リンの無機化速度の温度補正係数	1.05	2) 1.05
zp	動物プランクトン中の窒素炭素量比	0.016	2) 0.016
ip	底泥からの無機態リン溶出速度の温度補正係数	1.05	2) 1.05
Wip	底泥からの無機態リン溶出速度 (gP/m2/day)	エリア別	1) 0.033(DO=0.0の場合), 5) 0 ~ 0.005
ip	無機態リン沈降速度 (m/day)	0	1) 0.432(POMの沈降速度) 2) 0.3 5) 1.2
op	有機態リン沈降速度 (m/day)	0.90	1) 0.432(POMの沈降速度) 2) 0.3 5) 1.2
化学的酸素要求量(Chemical Oxygen Demand)で使用する係数			
pc	植物プランクトンのCODへの換算係数	250	1) 13 2) 446
zc	動物プランクトンのCODへの換算係数	1.1	2) 1.1
c	有機物分解速度定数 (1/day)	0.07	1) 0.4(20) 2) 0.23 5) 0.1
c	有機物分解速度定数の温度補正係数	1.05	2) 1.05
cod	底泥からの溶出速度の温度補正係数	1.05	2) 1.05
Wcod	底泥からのCOD溶出速度 (mg/m2/day)	0.2	5) 0 ~ 0.25
cod	COD沈降速度 (m/day)	0.2	1) 0.432(POMの沈降速度) 2) 0.3 4) 0.24 ~ 2.32 5) 0.3.2
溶存酸素(Dissolved Oxygen)で使用する係数			
op	溶存酸素生産速度または植物planktonのDOへの換算係数	152.0	2) 152
zo	動物プランクトンのDOへの換算係数	1.83	2) 3.65
SOD	底泥による溶存酸素消費速度 (gO2/m2/day)	エリア別	1) 1.0(20) 2) 0.3
sod	底泥による溶存酸素消費速度温度補正係数	1.05	2) 1.05
os	再曝気係数 (1/day)	1.0	2) 0.6
os	再曝気係数温度補正係数	1.05	2) 1.05

- 1)鈴木、三村、塚田:「3次元生態系・水理モデルによる東京湾の水質改善予測」,海岸工学論文集,第46巻(1999)
- 2)平成14年度三番瀬青潮対策および環境修復に係る影響・効果予測調査H15.3、千葉県
- 3)水理公式集 H11年版、P599、表6-3.15
- 4)水理公式集 H11年版、P666、表6-7.1
- 5)「東京湾流域別下水道整備総合計画調査検討業務報告書 (H9.3関東地建)」で用いられた定数

表- 3.2.1.15 底泥溶出速度および底泥 DO 消費速度⁶⁾

番号	I-N (単位 : mg/m ² /day)	I-P (単位 : mg/m ² /day)	底泥 DO 消費速度 (mg/m ² /day)
**	-72.5	-7.0	967.8
**	-24.5	-3.5	1143.9
**	-120.0	-10.0	1143.9
**	15.0	-9.0	2129.0
	294.7	27.0	3643.7
	294.7	27.0	2129.0
	294.7	27.0	2129.0
	99.7	8.8	956.4
	407.3	39.4	3643.7
	294.7	27.0	4410.0
	182.0	14.6	5176.2
	294.7	27.0	4410.0
	20.0	11.1	956.4
	14.0	7.8	669.5
	10.0	5.6	478.2

** : 三番瀬の干潟浄化能力をもとにキャリブレーションした結果を入力

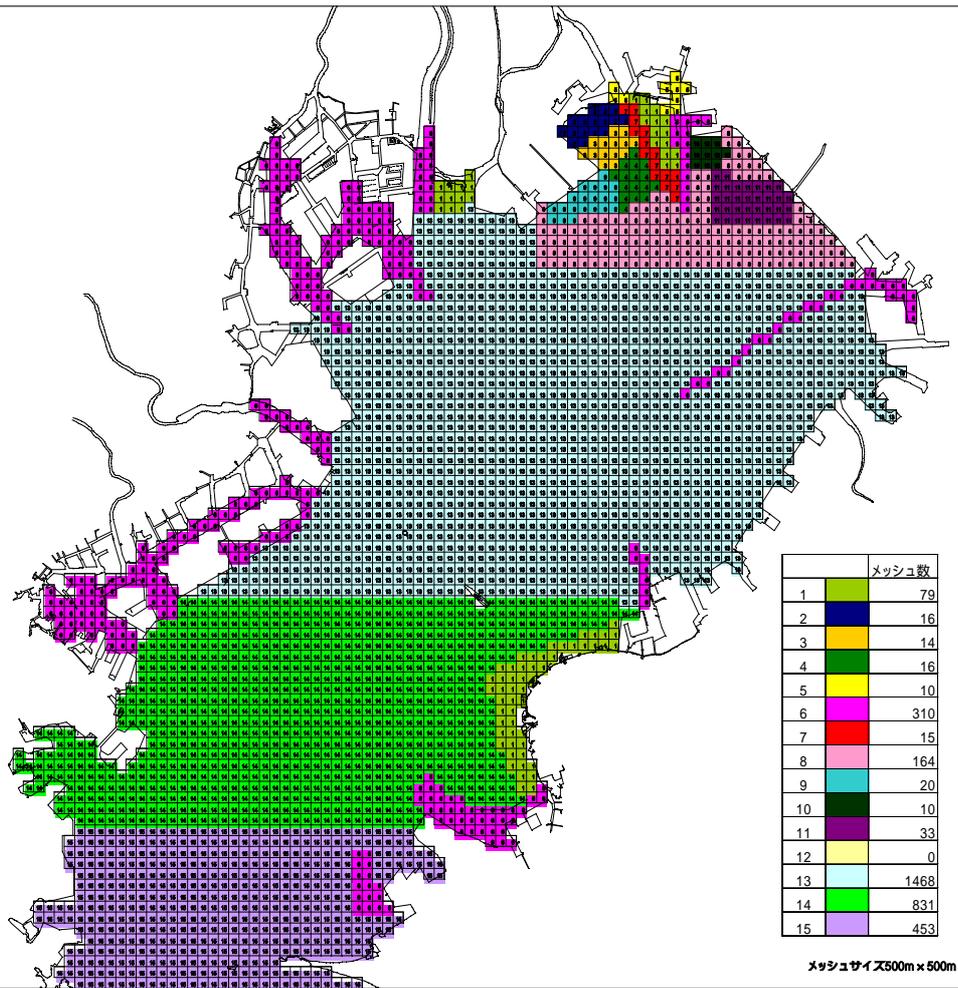


図- 3.2.1.10 栄養塩の溶出速度、底泥 DO 消費速度のブロック分割

3) 東京湾における現況の検証

a) 計算期間

現況再現を行う計算期間は、2001年とした。

b) 河川流量計算結果

検証地点は対象河川の中で水位流量観測が実施されている下記の地点とした。図-3.2.1.13、図-3.2.1.14に示す河川流量から、全河川において、計算値は実測値の変化の傾向を概ね良好に再現できていると考えられる。

表-3.2.1.16 流量、水質の検証地点

河川名	観測所名	所在地	観測項目
鶴見川	亀の子橋	神奈川県横浜市緑区川向町南耕地	水位・流量・水質
多摩川	石原	東京都調布市下石原	水位・流量・水質
	調布橋	東京都青梅市上長淵	水位・流量・水質
荒川	寄居	埼玉県大里郡寄居町字寄居	水位・流量
	大芦橋	埼玉県大里郡大里村小八林	水位・流量
	笹目橋	埼玉県戸田市早瀬	水位・水質
利根川	八斗島	群馬県伊勢崎市八斗島町	水位・流量
	栗橋	埼玉県北葛飾郡栗橋町大字栗橋	水位・流量・水質
	利根関宿	茨城県猿島郡境町塚崎	水位・流量
江戸川	野田	千葉県野田市中野台	水位・流量・水質
	流山	千葉県流山市流山	水位・流量・水質
中川	八条	埼玉県八潮市八条	水位・水質

c) 河川、東京湾水質計算結果

河川水質の検証地点は対象河川の中で水質観測が実施されている上表の地点とした。河川水質の図-3.2.1.15～図-3.2.1.18から、各河川において水質再現は概ね良好に再現できていると考えられる。

東京湾の水質については図-3.2.1.12に示す5地点において水質(COD、T-N、T-P、DO、Chl-a)の検証を行った。各地点の水質の年間変化を図-3.2.1.19～図-3.2.1.23に、それぞれ示す。計算結果と実績水質の整合状況は概ね良好であるが、T-Nについては実績水質よりやや計算水質が高く、湾奥部(東京湾3、東京湾5)ではChl-aの計算水質も実績水質より高いものの、COD濃度、T-P濃度が概ね良好に再現できている。

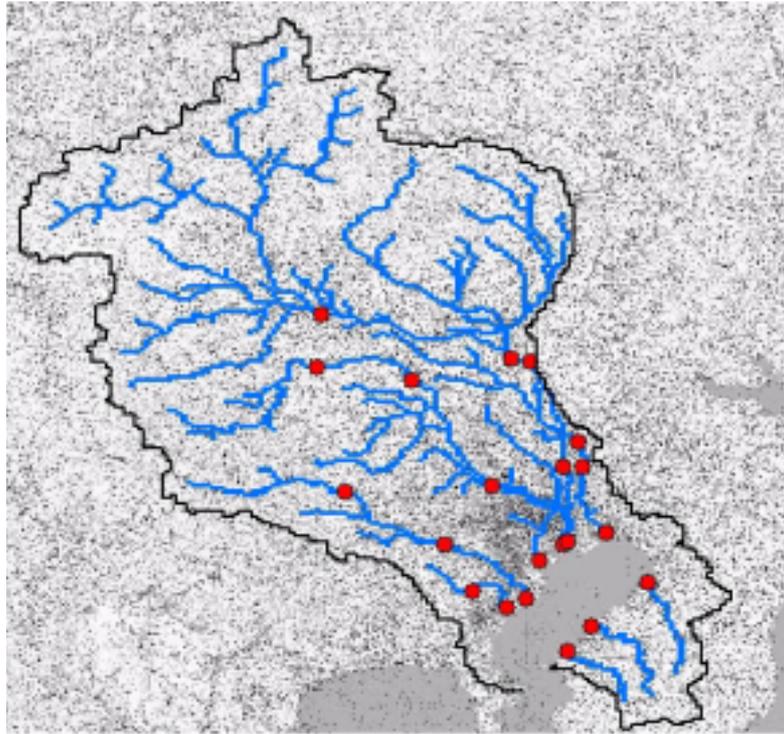


図- 3.2.1.11 東京湾流域圏と河川流量・水質の検証地点
 (各河川の河口地点は除く)

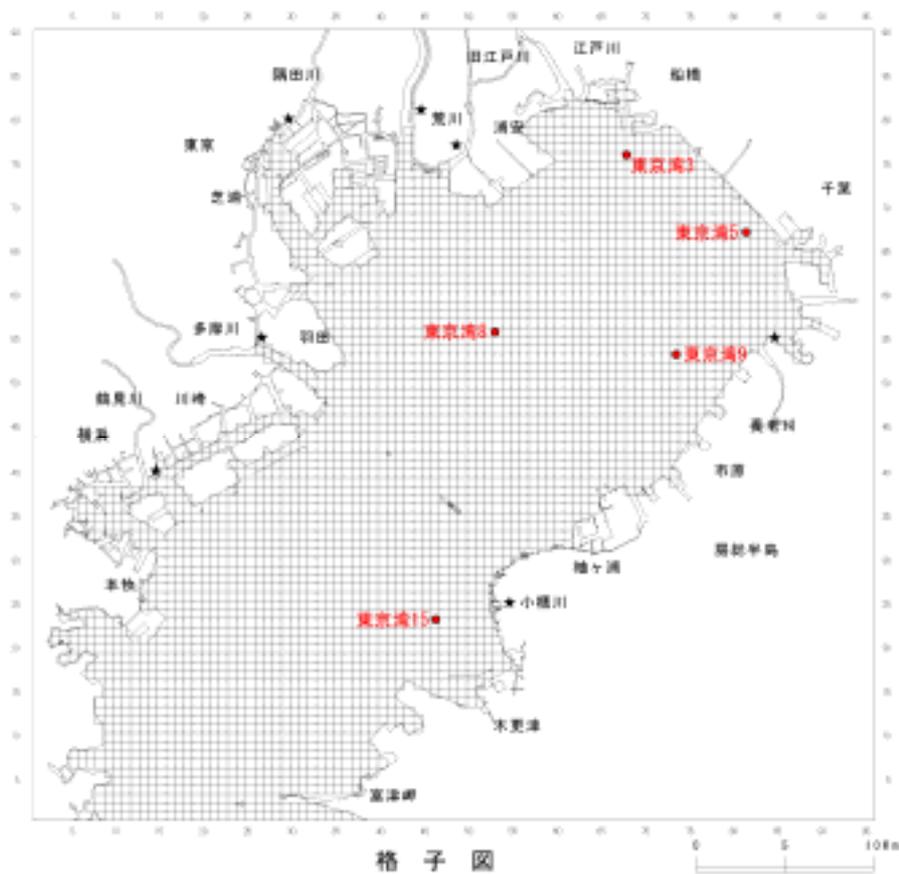


図- 3.2.1.12 検証地点図

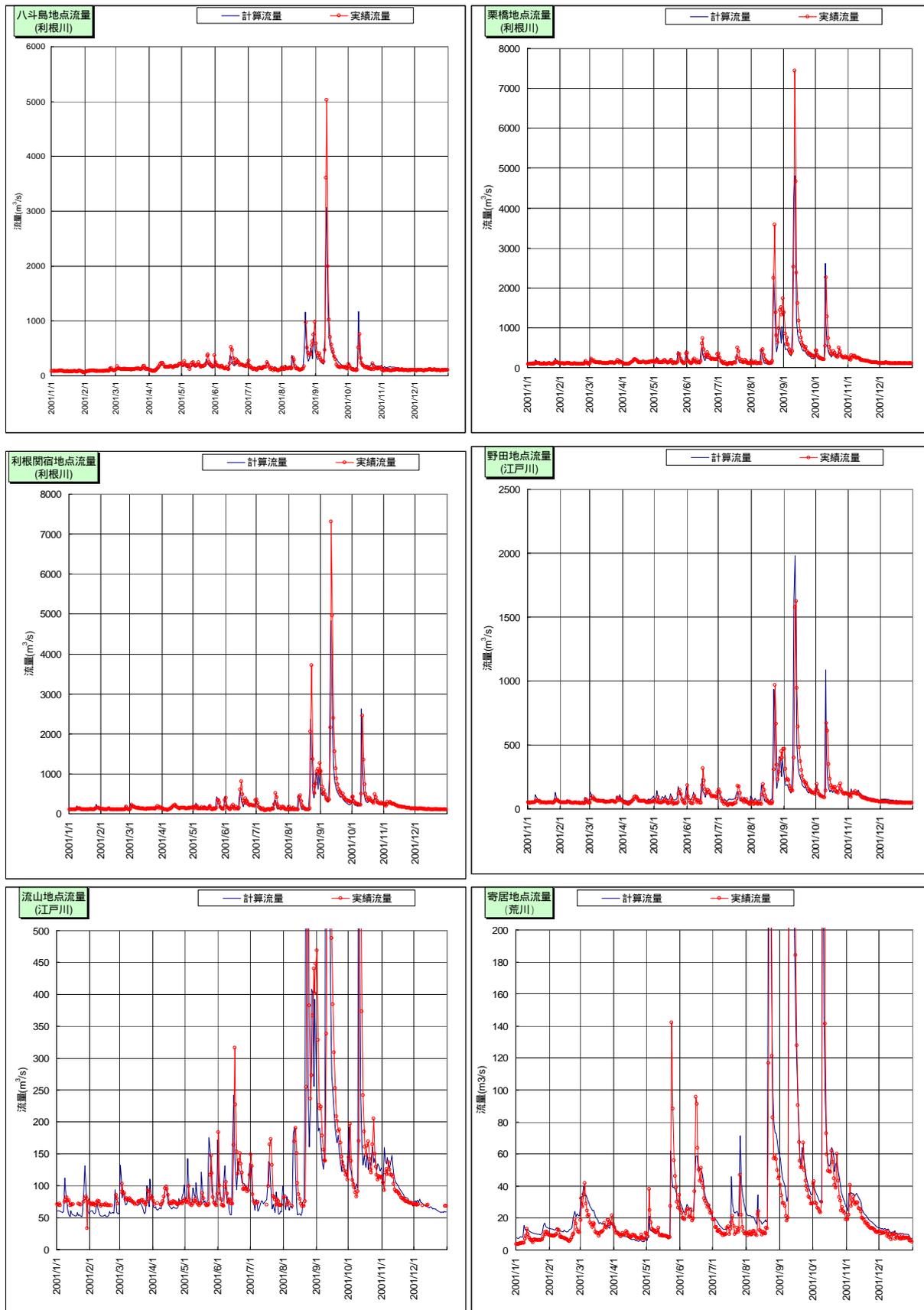


図-3.2.1.13 流量検証図

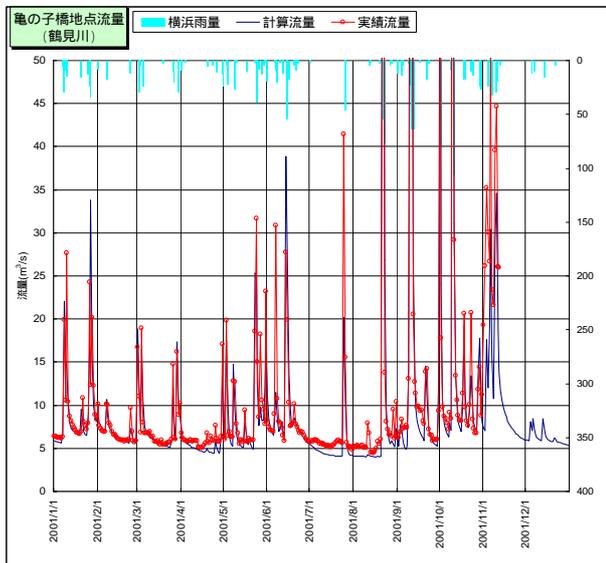
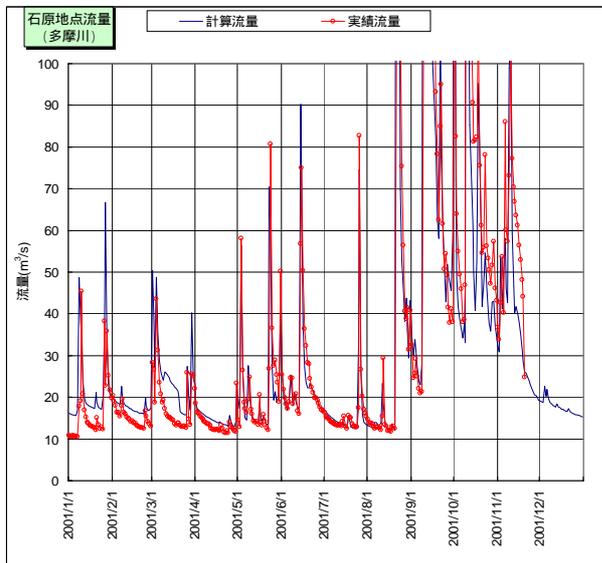
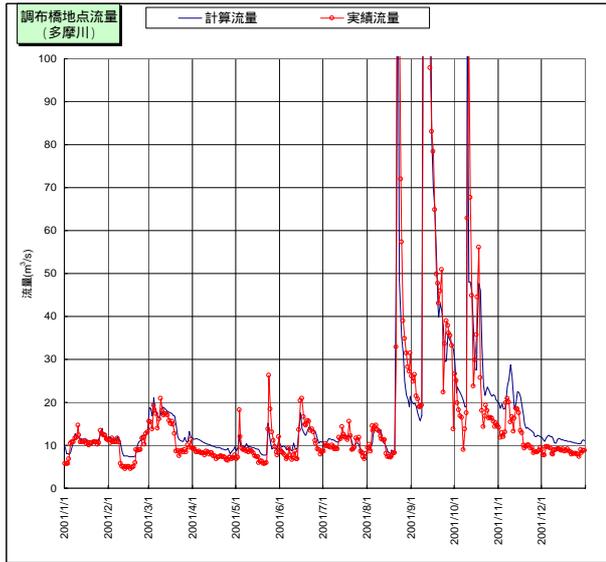
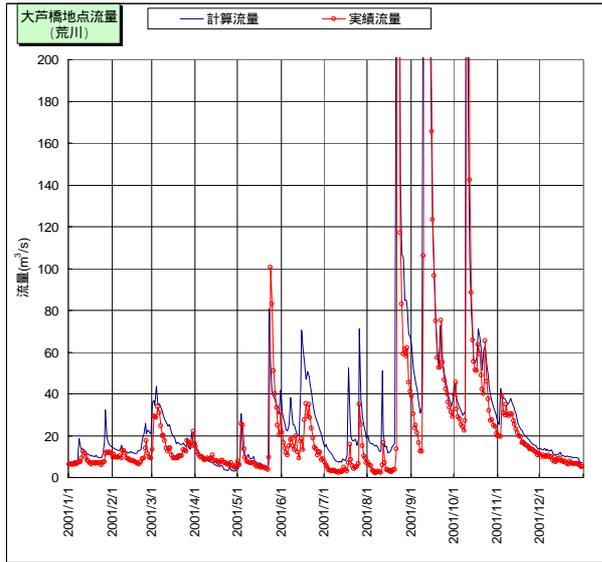


図-3.2.1.14 流量検証図

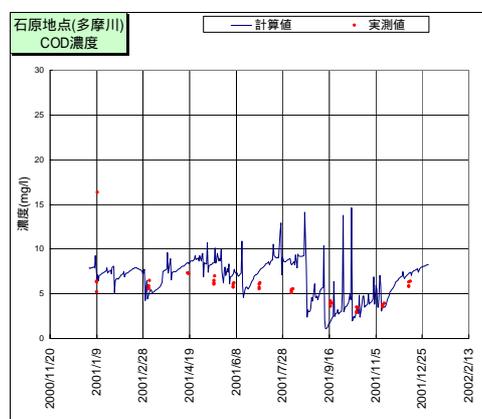
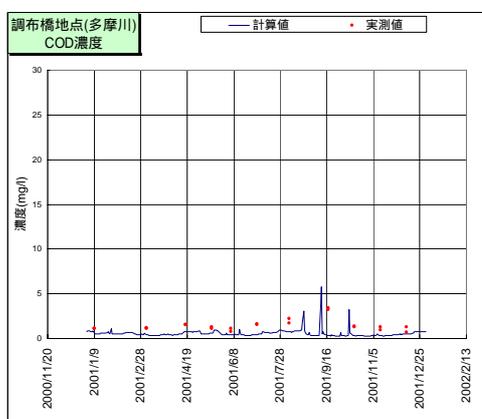
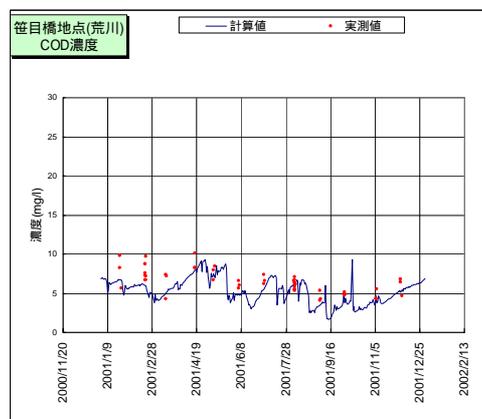
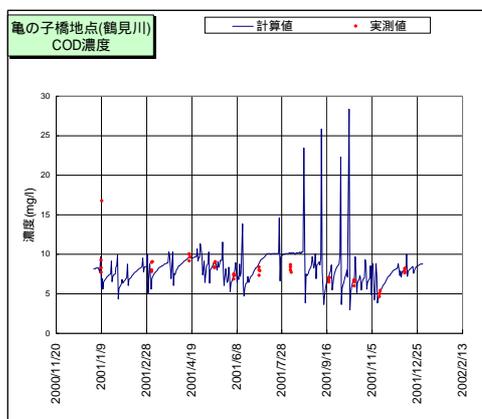
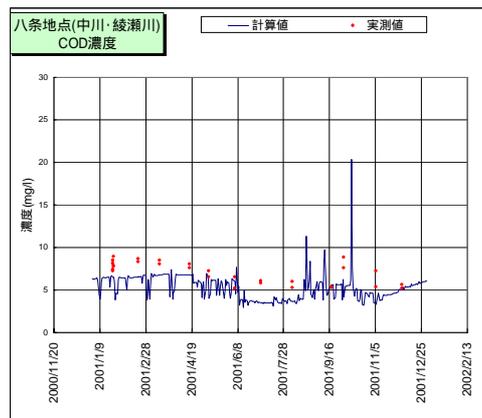
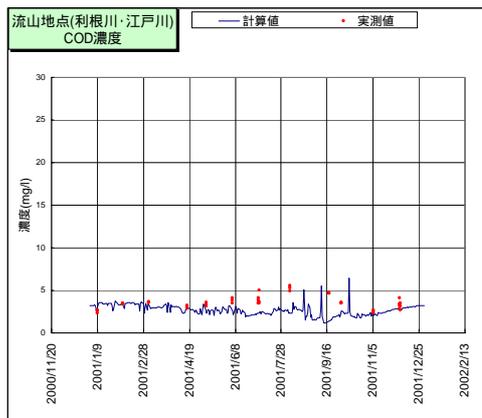
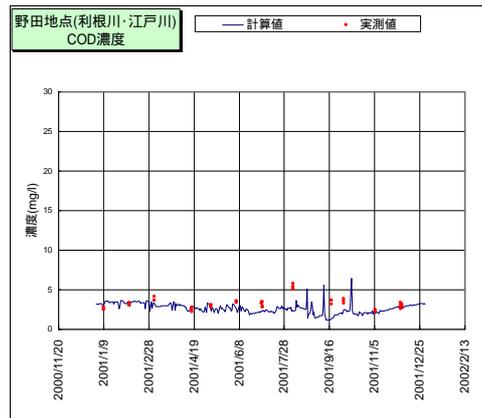
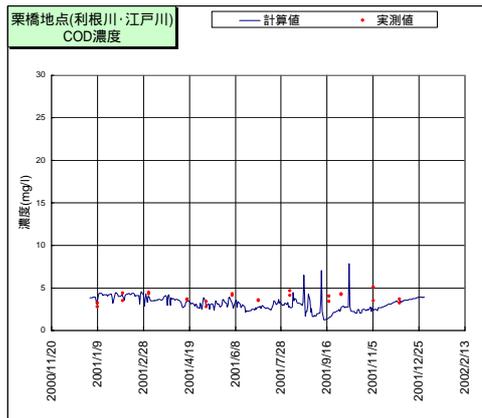


図- 3.2.1.15 水質 (COD) 検証図

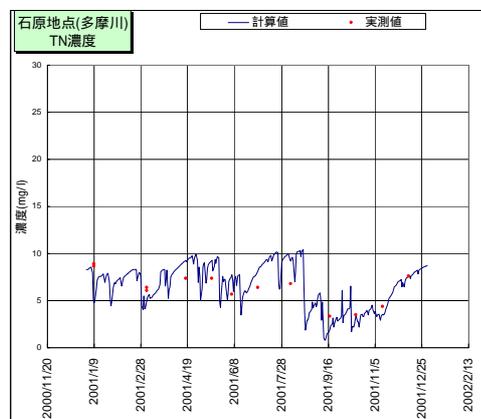
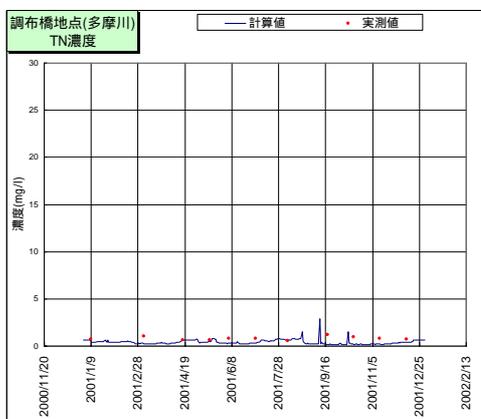
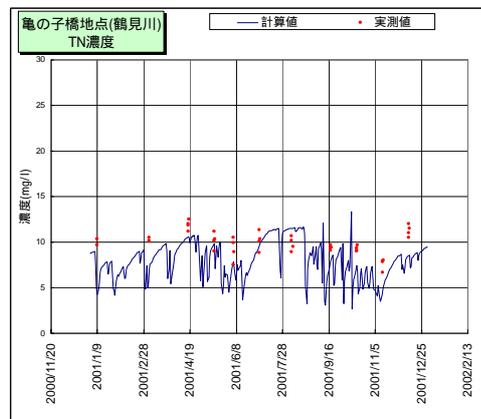
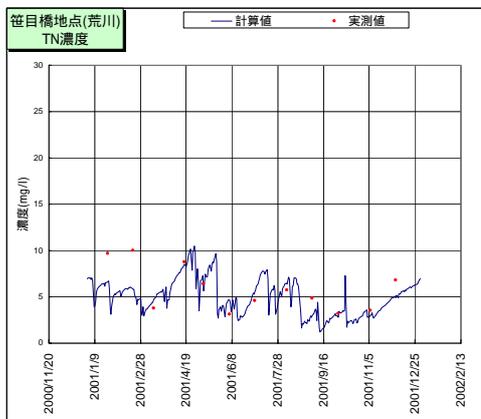
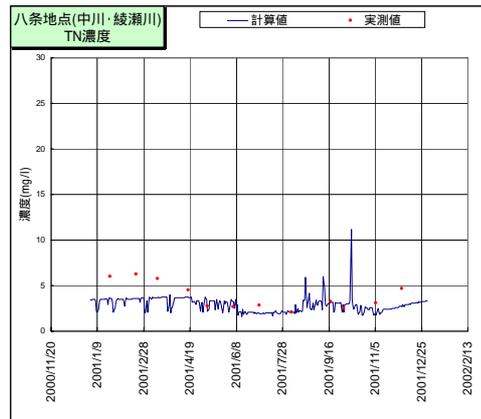
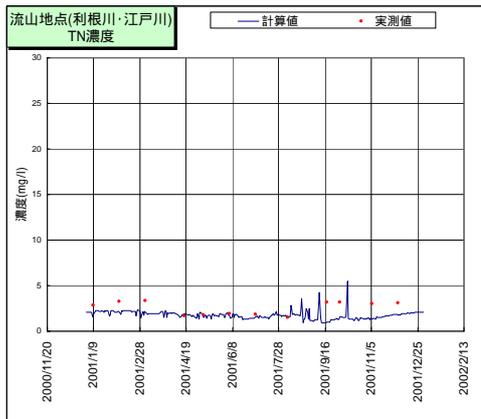
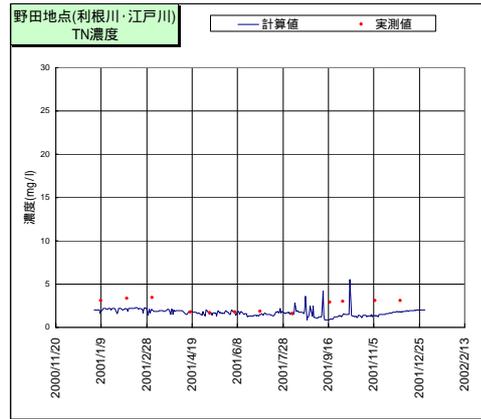
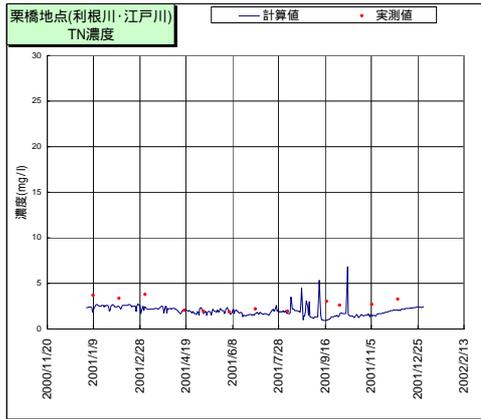


図- 3.2.1.16 水質 (T-N) 検証図

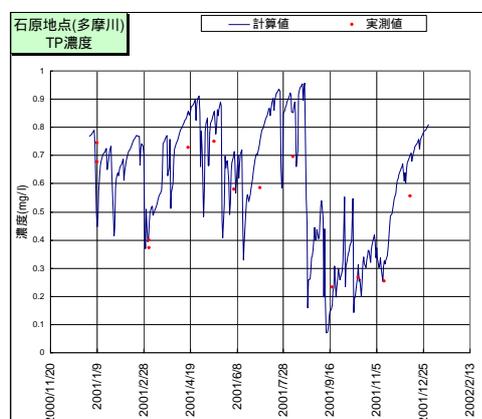
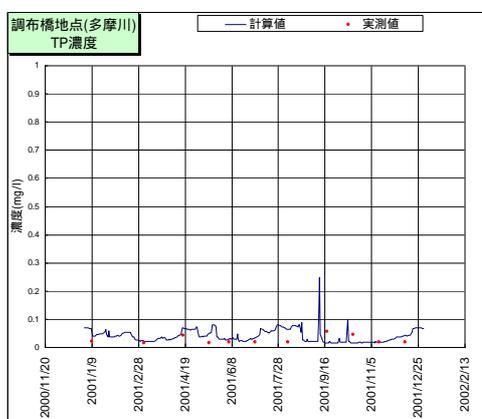
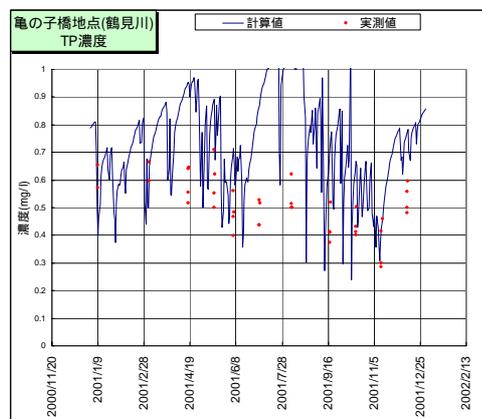
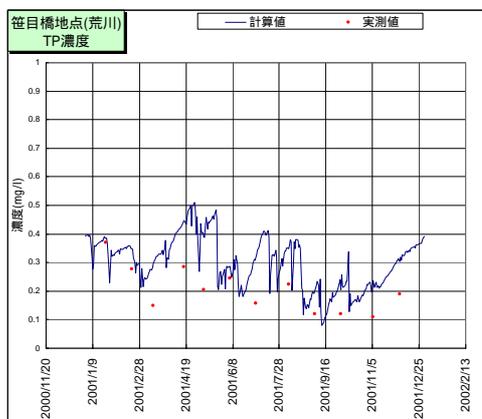
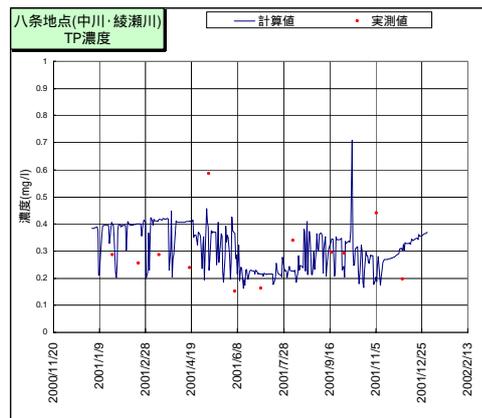
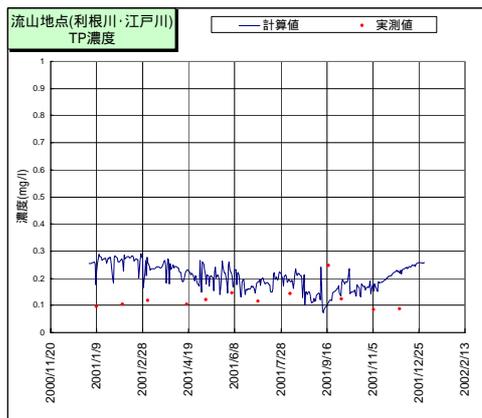
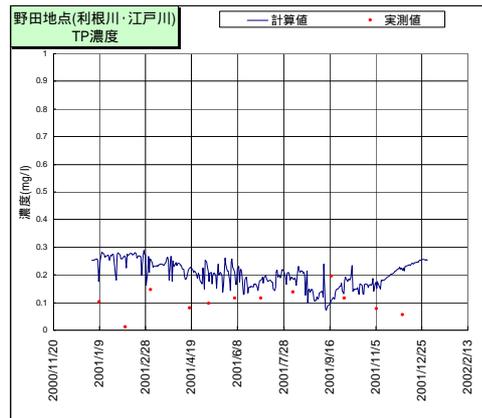
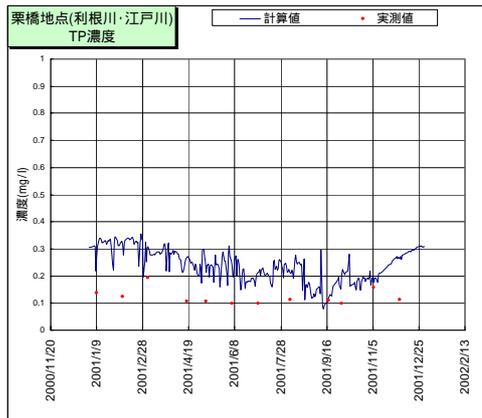


図- 3.2.1.17 水質 (T-P) 検証図

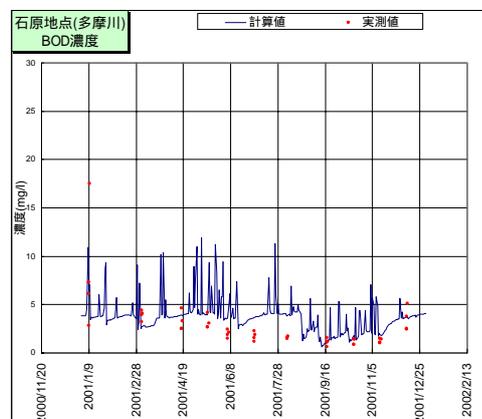
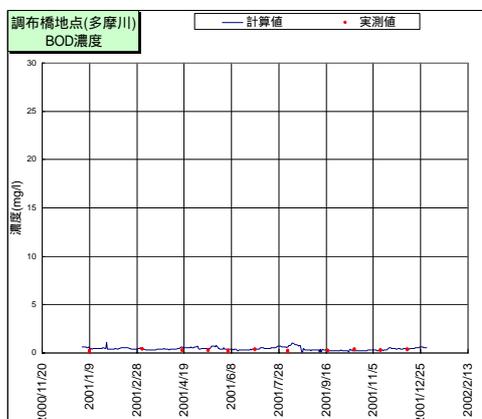
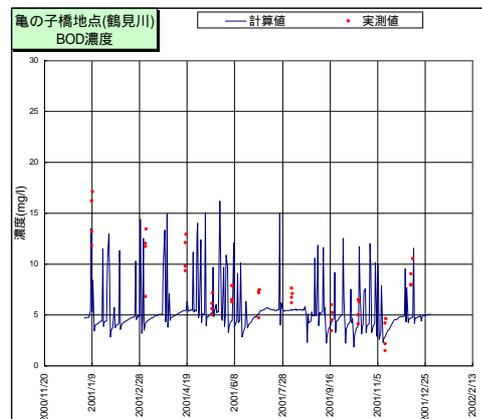
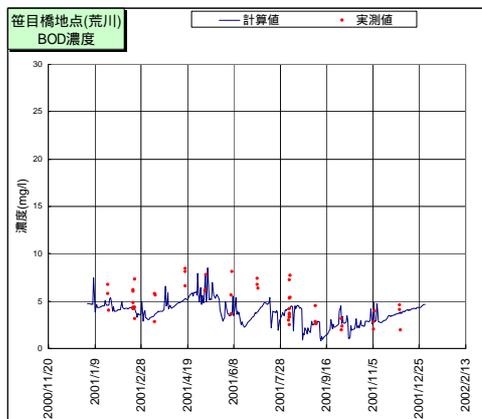
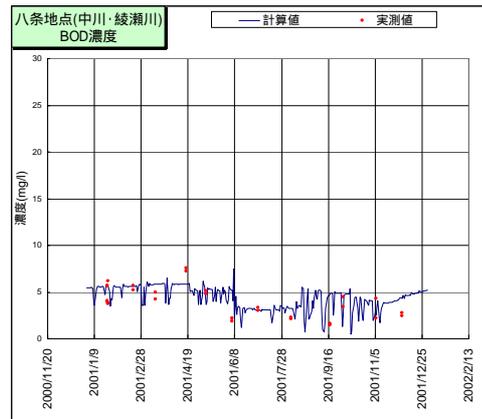
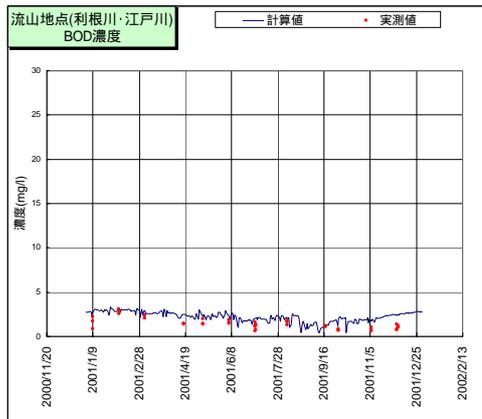
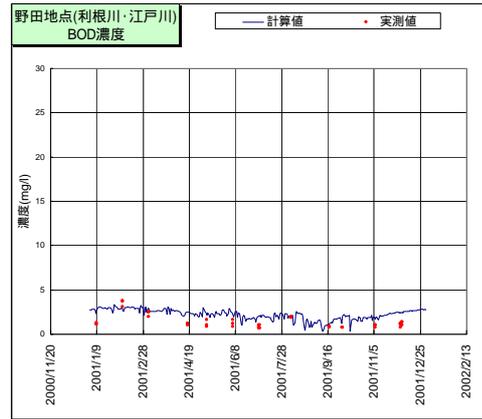
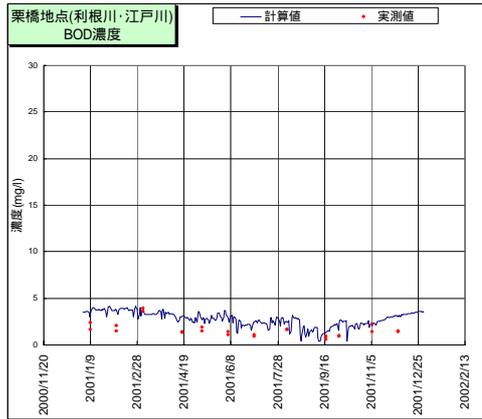
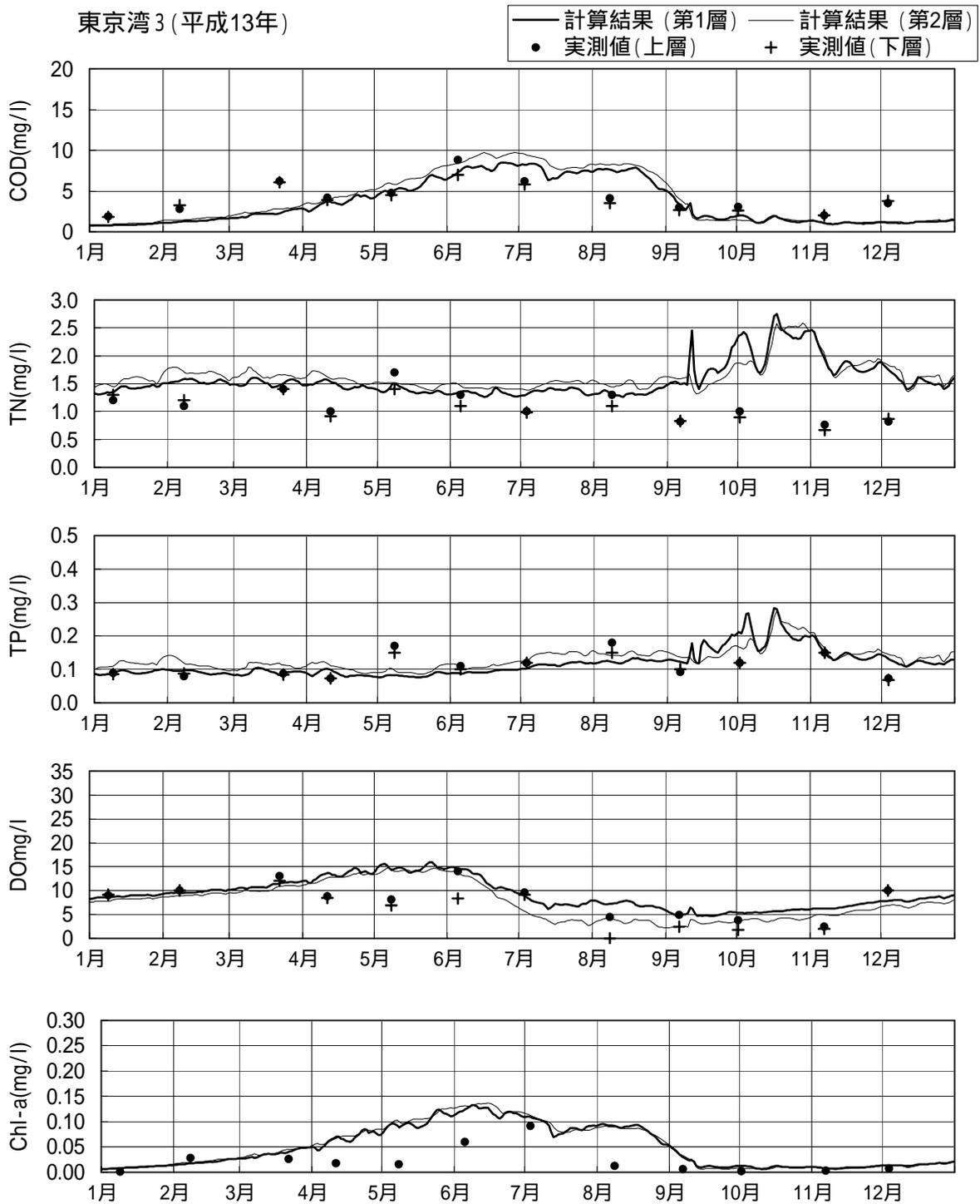


図-3.2.1.18 水質 (BOD) 検証図



年平均水質(mg/l)	COD	T-N	T-P	DO	Chl-a
実績 (上層)	4.217	1.117	0.112	8.175	0.023
計算 (第1層)	3.551	1.565	0.118	9.193	0.049

図- 3.2.1.19 検証グラフ

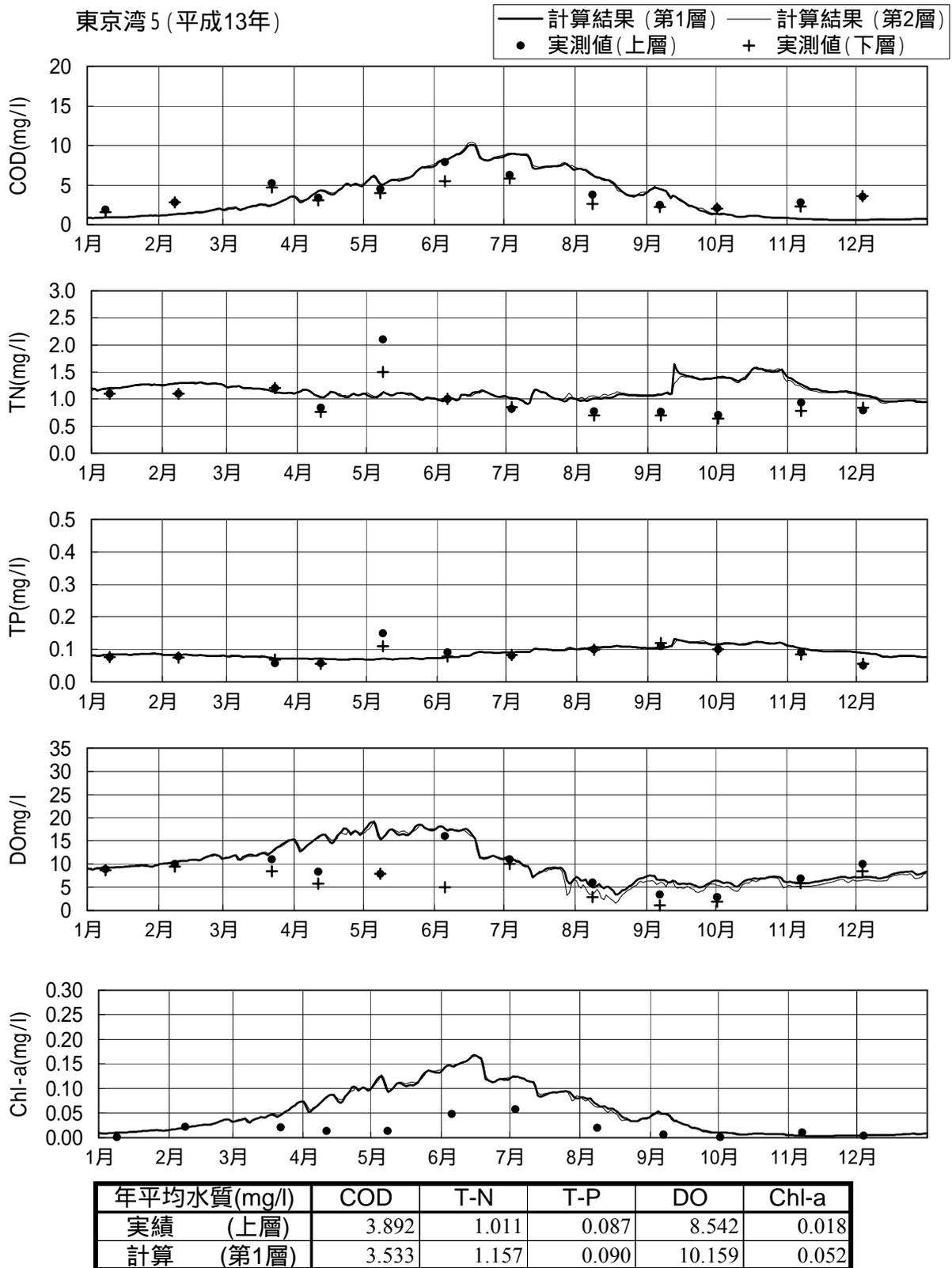


図- 3.2.1.20 検証グラフ

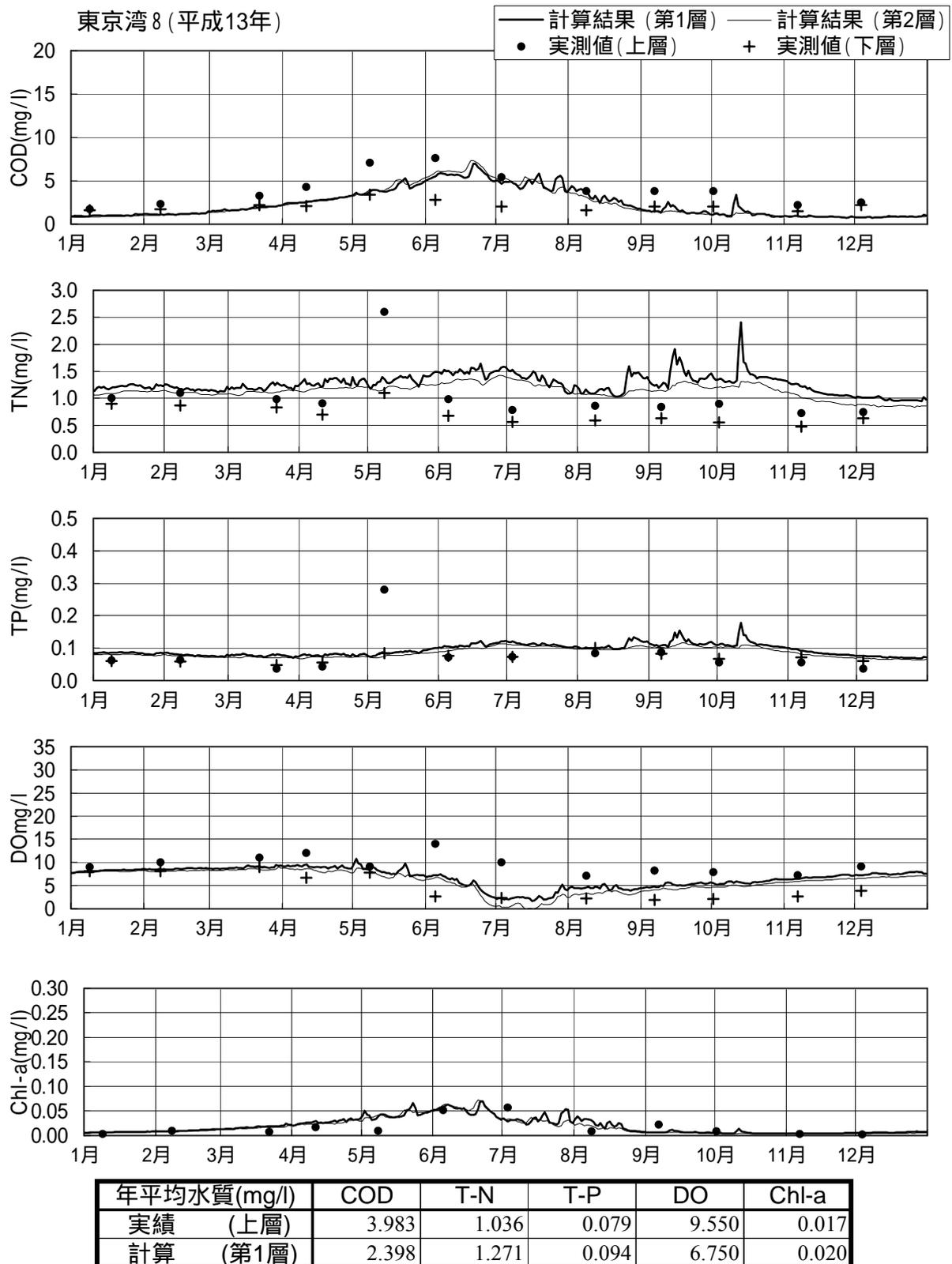


図- 3.2.1.21 検証グラフ

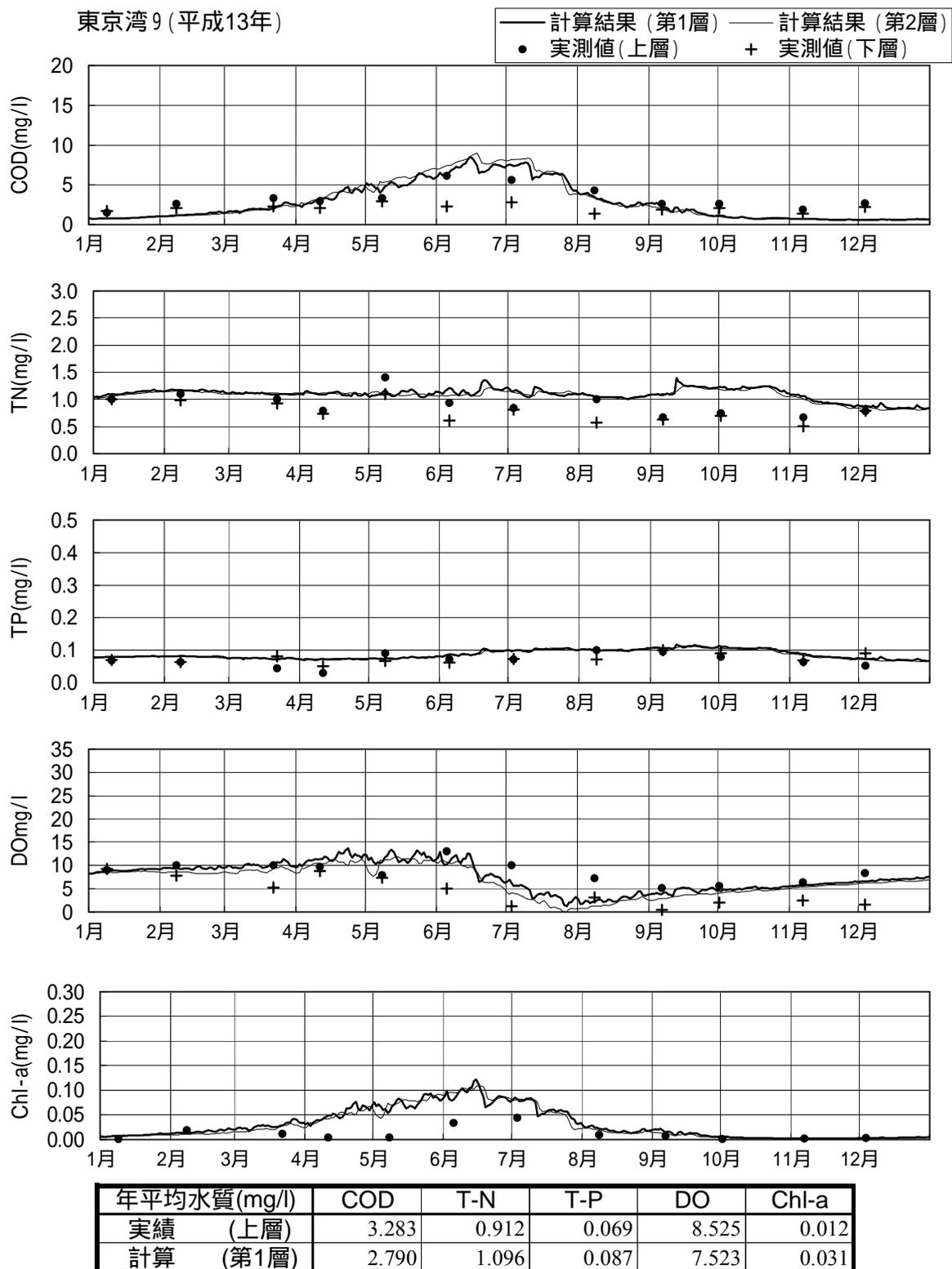


図- 3.2.1.22 検証グラフ

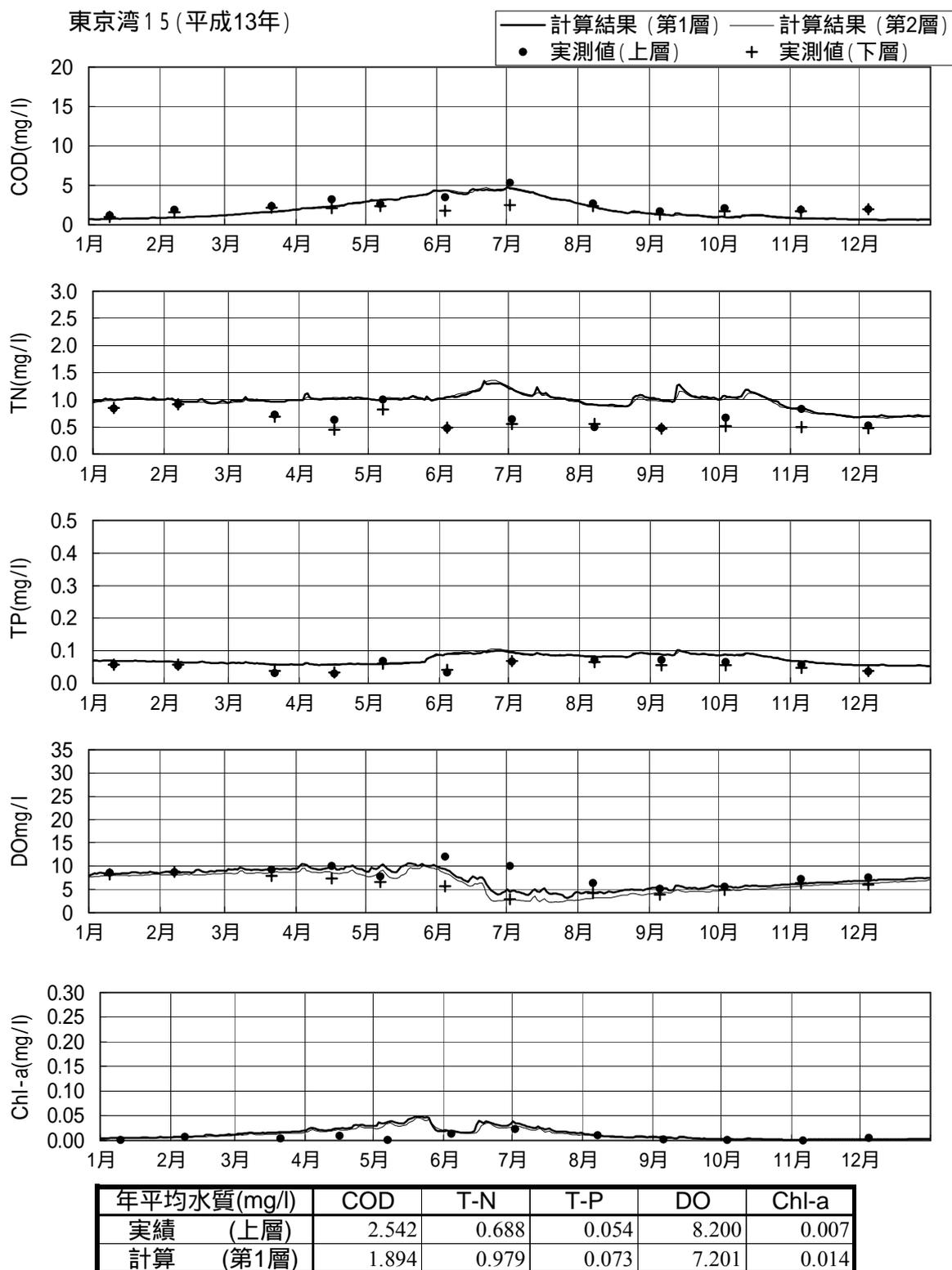


図- 3.2.1.23 検証グラフ

(8) 水物質循環モデルの開発（物理モデル）

本研究で構築した水物質循環モデル（流域モデル及び水域モデル）について述べる。

1) 流域モデル

この分布型物理モデルは、以下の6つの要素モデルから構成される。

蒸発散モデル：流域の降雨の分配（蒸発散、地下浸透、表面流出）を行う。

地下水モデル：地下での水・物質の挙動（水位、流速、物質移動・拡散）、および地表への湧出（湧水量・湧水水質）を解析する。

地表流モデル：地表面での水・物質の挙動（水位、流速、物質移動・拡散）、および河川・湖沼への流出を解析する。

河道モデル：河道での水・物質の挙動（水位、流速、物質移動・拡散）、および湖沼への流出を解析する。

人工系モデル：生活系・事業所系・畜産系からの排出負荷量を解析する。

水域モデル：閉鎖性水域（湖沼）での水・物質の挙動（BOX間流動、水質）を解析する。

以下に要素モデルの概略を示す。

a) 蒸発散モデル⁷⁾

蒸発散モデルは、流域に降った雨を、土地利用に応じて、蒸発散・地下浸透・表面流出に分配する要素モデルである。地表面に表層土壌層とその層にある土壌水分量を仮定し、土壌層への水の出入りを考えることによって、蒸発散量・地下浸透量・表面流出量を計算する。また、蒸発散モデルはメッシュを計算単位として計算する。なお、蒸発散モデルにより計算される地下浸透量は地下水モデルへ、表面流出量は地表流モデルへ受け渡される。

ア) 基礎式

表層土壌層の土壌水分量を θ とすると、 θ の収支式は以下のように表すことができる。

$$\theta(t + \Delta t) = \theta(t) + \int_t^{t+\Delta t} g(t) dt - \int_t^{t+\Delta t} Et(t) dt - \int_t^{t+\Delta t} Fs(t) dt \quad (\text{式-3.2.1.35})$$

ここで、

$g(t)$: 時刻 t において土壌に浸入できる水分量: 土壌への浸入能 (mm/hr)、 $Et(t)$: 蒸発散量 (mm/hr)、 $Fs(t)$: 地下浸透量 (mm/hr)

以降に、式-3.2.1.35の右辺の各項の計算方法を記述する。

イ) 土壌層への浸入能 ($g(t)$) の計算

本モデルでは、実際の降雨による土壌への浸入能の時間変化を捉えるために、*Horton* の浸入能方程式での考え方を参考として、式-3.2.1.36について土壌水分量を媒介とした式形を用いて、土壌の浸入能を計算することとする。

Horton の浸入能方程式:

$$f(t) = f_{\infty} + (f_{max} - f_{\infty}) \exp(-\alpha \times t) \quad (\text{式-3.2.1.36})$$

ここで、 $f(t)$: 浸入能 (mm/hr) f_{max} : 最大浸入能 (mm/hr) f_{∞} : 最終浸入能 (mm/hr)
 α : 逓減係数、 t : 降雨始め (*Horton* の実験開始) からの経過時間 (hr)

いま、実際の降雨のような連続した現象を表すために、本モデルでは、式-3.2.1.36 の式
 形を引用して、下式のように考えることとする。

$$f(t'+\Delta t') = f_{\infty} + (f(t') - f_{\infty}) \exp(-\alpha \times \Delta t') \quad (\text{式-3.2.1.37})$$

ここで、

$$H(\theta) = f(t')$$

とする。ただし、 t は以下の式を満たす値である。

$$\theta(t) = \int_0^{t'} f(t') dt' \quad 0 \leq t' \leq t_{max}'$$

なお、 θ と t の関係は下図のようになる。

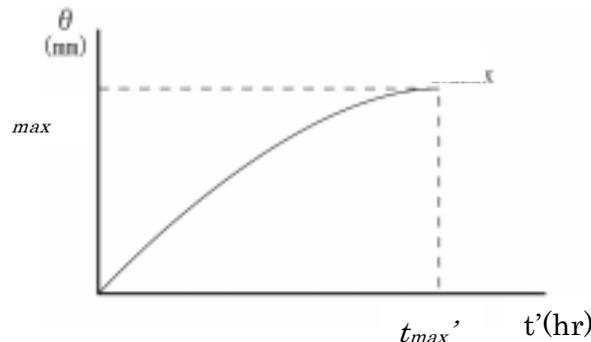


図- 3.2.1.24 土壤水分量 θ と t の関係

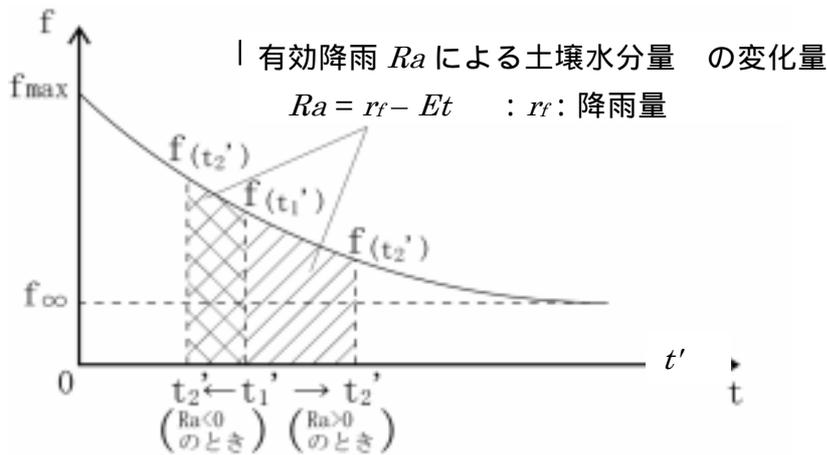


図- 3.2.1.25 t_1' t_2' の時の f の変化

いま、ある時刻 t_1 において、土壤水分量が θ_1 とすると、

$$g(t_1) = H(\theta_1) = f(t_1')$$

であり、 t_1 は、下式から求めることができる。

$$\theta_1 = \int_0^{t_1'} f(t') dt'$$

また、時刻 t_2 において、土壤水分量が θ_2 とすると、

$$g(t_2) = H(\theta_2) = f(t_2')$$

であり、 t_2' は、下式から求めることができる。

$$\theta_2 = \theta_1 + \int_{t_1'}^{t_2'} \min\{Ra(t), g(t)\} dt = \int_0^{t_2'} f(t') dt' = \theta_1 + \int_{t_1'}^{t_2'} f(t') dt'$$

Ra : 有効降雨量 (= $r_f - Et$: r_f : 降雨量)

よって、 $f(t_2') (= g(t_2))$ は、

$$\begin{aligned} f(t_2') &= f(t_1' + t_2' - t_1') = f_\infty + (f(t_1') - f_\infty) \exp(-\alpha(t_2' - t_1')) \\ &= f_\infty + (g(t_1) - f_\infty) \exp(-\alpha(t_2' - t_1')) \end{aligned}$$

となり、時刻 t_1 の浸入能である $g(t_1)$ から、 $t_2 - t_1$ 後 (t 後) の浸入能 $g(t_2)$ を、 $t_2 - t_1$ $t_2' - t_1'$ に変換することにより計算できる。

り) 蒸発散量 (E_t) の計算

蒸発および蒸散の機構は地被の状況や気象条件により複雑であり、研究者によって、ペンマンの式、ペンマン・モンテースの式、ソーンズウェイトの式、ハーモンの式等、種々の算出式が提案されている。

蒸発散量は、一般に、流域の土地利用や植生状態、土壌の水分状態、および気象条件に影響される。晴天が続くと土壌は乾燥し、蒸発散量は減少する。逆に降雨が続くと土壌は湿潤状態となり、蒸発散量は可能蒸発散量に漸近してくる。

そこで、本モデルでは、可能蒸発散能と土壌の水分条件等によって変化するパラメータである蒸発散比を用いて、蒸発散量を計算することとする。

可能蒸発散能の計算

可能蒸発散能の計算には、計算が容易で、かつ気象データの入手のしやすさから、ソーンズウェイトの式を採用することとする。ソーンズウェイトの式は、以下の通り定義される。

$$E_p = 0.533 \times D_0 \times \left(\frac{10t_j}{J}\right)^a$$

$$a = 0.000000675J^3 - 0.0000771J^2 + 0.01792J + 0.49293$$

$$J = \sum_{j=1}^{12} \left(\frac{t_j}{5}\right)^{1.514}$$

ここで、 E_p : j 月の日平均蒸発散能 (mm/日)

D_0 : 可照時間 (12 時/日を 1 とする)

t_j : j 月の月平均気温 ()

蒸発散比と蒸発散量の計算

蒸発散量は、下式により計算する。

蒸発散量 (mm/日) : $E_i(t) = ETR(t) \times E_p(t)$

ここで、

蒸発散比 : $ETR(t) = PET \left(1 - \frac{2}{1 + \exp(-k \times SW(t))} \right)$

PET : 蒸発散比の最大値、 k : 係数、 $E_p(t)$: 可能蒸発散能 (mm/日)

$SW(t)$: 最大土壌水分量 SM_{max} に対する土壌水分量の割合 (= t/SM_{max})

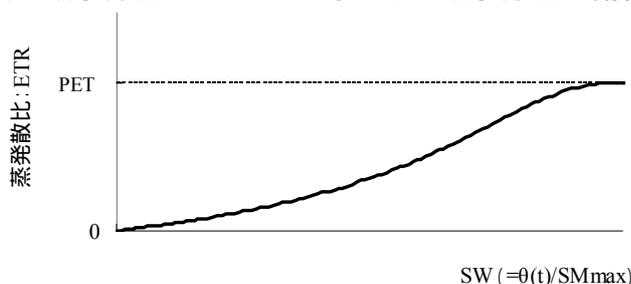


図- 3.2.1.26 蒸発散比と土壌水分量の関係の概念図

I) 表面流出量 (Q_s) の計算

表面流出量を Q_s とすると、 Q_s は以下の式により計算する。

$$Q_s = r_f - g(t) - Et(t) - Fs(t) \quad \text{ただし、} Q_s < 0 \text{ なら、} Q_s = 0$$

ここで、 Q_s : 表面流出量 (mm/hr) , r_f : 降雨量 (mm/hr) , $g(t)$: 時刻 t の土壌への浸入能、 $Et(t)$: 蒸発散量 (mm/hr) , $Fs(t)$: 地下浸透量 (mm/hr)

II) 地下浸透量 (F_s) の計算

地下浸透量 $F_s(t)$ は以下の条件より計算する。

$$\left\{ \begin{array}{ll} g(t) \text{ が } g_{fs} \text{ を越える場合、} g(t) \geq g_{fs} & F_s(t) = 0 \\ g(t) \text{ が } g_{fs} \text{ を下回る場合、} g(t) < g_{fs} & F_s(t) = f_{\infty} \end{array} \right.$$

ここで、 g_{fs} : 地下浸透が生じるときの浸入能、 f_{∞} : 最終浸入能

b) 地下水モデル

ア) 水の流動

i) 基礎式

下図に示すように、土壌層の飽和側方浸透流と山体地層の地下水流動は、平面 2 次元多層浸透流により解析する。構成式は以下に示すとおりである (3 層の場合)。

第 1 層 (不圧帯水層) : $S_1 \frac{\partial h_1}{\partial t} = T_1 \times \frac{\partial^2 h_1}{\partial x^2} + T_1 y \frac{\partial^2 h_1}{\partial y^2} + q_p - q_1 - Q_1 - q_{sp}$ (式- 3.2.1.38)

$$\text{第 2 層 (難透水層)}: q_1 = K_2 \times D_2 \times A \times (h_1 - h_3) \quad (\text{式- 3.2.1.39})$$

$$\text{第 3 層 (被圧帯水層)}: S_3 \frac{\partial h_3}{\partial t} = T_3 x \frac{\partial^2 h_3}{\partial x^2} + T_2 y \frac{\partial^2 h_3}{\partial y^2} + q_1 - Q_2 \quad (\text{式- 3.2.1.40})$$

ここで、

T_1 : 第 1 層の透水量係数 (= $K_1 \times D_1$)	S_1 : 第 1 層の有効間隙率
T_3 : 第 3 層の透水係量数 (= $K_3 \times D_3$)	S_3 : 第 3 層の貯留係数
D_1 : 第 1 層の層厚	h_i : 各層の水頭
D_2 : 第 2 層の層厚	q_p : 降水からの涵養量 (地下浸透量)
D_3 : 第 3 層の層厚	q_1 : 難透水層への漏水層
K_1 : 第 1 層の透水係数	q_{sp} : 地表面への湧水量
K_2 : 第 2 層の透水係数	A : メッシュ面積
K_3 : 第 3 層の透水係数	Q_1 : 浅井戸揚水量 (第 1 層からの揚水)
	Q_2 : 深井戸揚水量 (第 3 層からの揚水)

ii) 湧水の湧出機構

湧水は、第 1 層の地下水位が地表面標高よりも高くなった場合に発生する。実現象では、地下水位は地表面標高よりも高くなることはないことから、湧水となって地表に湧出している。モデルでは、地下水位と地表面標高との水位差に透水係数 (漏水係数) を乗じて、湧水量を計算する。

$$q_{sp} = l_r (h - h_r) \times A / D \quad (\text{式- 3.2.1.41})$$

q_{sp} : 湧出 (漏水) 量 (m^3/s)、 h_B : 地表面標高 (m)、 h_I : 第 1 層の地下水位 (m)
 l_r : 漏水係数 (m/s)、 A : メッシュ面積 (m^2)、 D : 層厚 (m)

i) 物質の挙動

i) 基礎式

地下水水質は、平面 2 次元移流拡散方程式を採用し、計算を行う。また、土壌内での水質変化として、土壌への吸着、分解等の項を方程式中に加える。

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{xx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{xy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{yx} \frac{\partial C}{\partial x} + D_{yy} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + L_{in} - L_{sp} \quad (\text{式- 3.2.1.42})$$

ここで、

C : 物質濃度、 u 、 v : 地下水流速、 R_d : 吸着係数 (遅れ係数)、 L_{in} : 地表面からの供給負荷量 (農地および降雨からの負荷)、 L_{sp} : 湧水による地表面への湧

出負荷 (= $q_{sp} \times C$)

$D_{xx} = D_{xy} = D_{yx} = D_{yy} = D$: 分散係数 (等方性を仮定)

ii) 土壌の吸着

地下水に含まれる物質が土壌粒子に吸着される場合には、地下水濃度と土壌表面に吸着されている物質濃度との間に吸着等温式が成立する。ここでは、可逆的であり、両者の間で吸脱着過程があると仮定すると、吸着係数（遅れ係数）は以下の式で表現する。

$$R_d = 1 + \frac{(1-n)\rho_s}{\theta} k_d \quad (\text{式- 3.2.1.43})$$

ここで、

n : 土壌間隙率、 ρ_s : 土壌の真密度、 θ : 体積含水率、 k_d : 分配係数

c) 地表流モデル

ア) 水の挙動

正方メッシュで分割された流域メッシュにおいて、ダイナミックウェーブ・モデルを用いて、平面二次元不定流として計算する。

i) 基礎式

$$x\text{-方向の運動方程式: } \frac{\partial M}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} uM + \frac{\partial}{\partial y} vM = -gH \frac{\partial h}{\partial x} - \frac{\tau_{xb}}{\rho} \quad (\text{式- 3.2.1.44})$$

$$y\text{-方向の運動方程式: } \frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} uN + \frac{\partial}{\partial y} vN = -gH \frac{\partial h}{\partial y} - \frac{\tau_{yb}}{\rho} \quad (\text{式- 3.2.1.45})$$

$$\text{連続式: } \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial M}{\partial x} + \frac{\partial N}{\partial y} = r_e \quad (\text{式- 3.2.1.46})$$

ここで、

M 、 N : x 、 y 方向の流量フラックス

$M = uh$ 、 $N = vh$ u 、 v : x 、 y 方向の流速

H 、 h : 水深

r_e : メッシュ発生水量・・・表面流出量、地下水湧水量、人工系汚水量の合計値

τ_{xb} 、 τ_{yb} : 摩擦速度・・・ Manning式を用いて、次式から算出する。

$$\tau_{xb \text{ or } yb} = gn^2 (u \text{ or } v) \sqrt{u^2 + v^2} / h^{1/3} \quad n : \text{粗度係数}$$

イ) 物質の挙動

i) 基礎式

地表面の汚濁負荷の流達は、地表面の水の流動により生じるメッシュ間移流負荷と、該当メッシュで発生する人工系排出負荷、自然系排出負荷、湧水負荷とを用いて、メッシュ単位での収支式により計算を行う。

メッシュごとの収支式を下式に示す。

$$\frac{\partial (c_{i,j} V_{i,j})}{\partial t} = \underbrace{(L_{u'} + L_{v'}) - (L_u + L_v)}_{\text{(メッシュ間移流負荷項)}} + \underbrace{L_i + L_q + L_{sp}}_{\text{(メッシュ発生負荷項)}} \quad (\text{式- 3.2.1.47})$$

人工系負荷 L_i 、地表面発生負荷 L_q の算出方法は後述する。湧水負荷 L_{sp} は b) 地下水モデルから算出される。

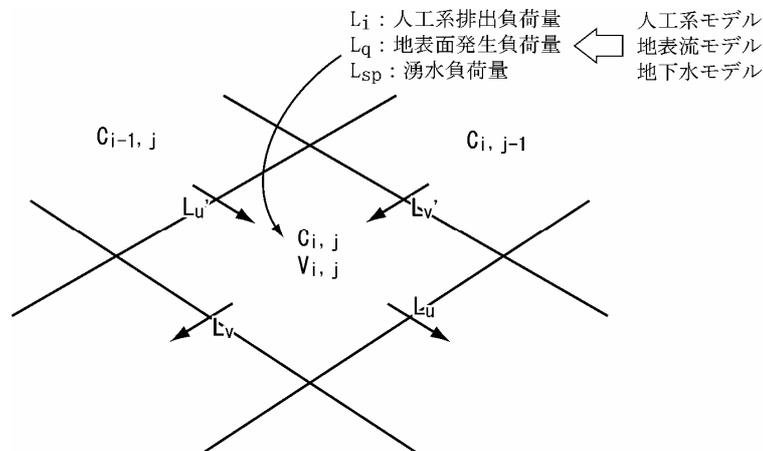


図- 3.2.1.27 地表面の物質の挙動

ii) 流域の浄化機能の基礎式

流域の浄化機能については、実際流域を流れる水は、山林等では水みち、市街地や宅地では側溝や排水路等を流下していることが多い。このため、浄化の機構としては河道での機構と類似していると考えられる。

従って、流域の浄化機能は河道の浄化機能と同様に、Streeter-Phelps 式によって評価する。

$$C = C_0 e^{-kt}$$

ここで、 C : メッシュ内の物質濃度 (mg/l)、 C_0 : $t = t_0$ のときの C 、 k : 浄化係数

iii) 地表面負荷の発生

降雨からの負荷

地下水水質の計算時と同様に、下式により算出する。

$$[\text{降雨負荷 (g/s)}] = [\text{降雨水質 (g/m}^3\text{)}] \times [\text{表面流出量 (m}^3\text{/s)}]$$

ここで、表面流出量は、蒸発散モデルにおいて算出された値を用いる。

降雨時表面流出による負荷の発生

降雨時の地表面から発生する負荷は、負荷堆積量を考慮した雨天時流出負荷量算定モデルを用いる。このモデルは下式により表現される。

$$L = k \times S^m \times (Q - Q_c) Q^n$$

$$S = S_0 - \int L$$

ここで、 L : 流出負荷量 (g/s)、 Q : 表面流出量 (m³/s)、 Q_c : 限界流量 (m³/s)、 S :

堆積負荷量 (g) S_0 : 初期堆積負荷量、 $k \cdot m \cdot n$: パラメータ

d) 河道モデル

ア) 水の挙動の基礎式

河道における流れは、1次元 kinematic-wave モデルにより計算する。

地表流モデルにより計算される流域メッシュからの地表流量、および地下水モデルにより計算される地下水の湧出量を入力条件として計算を行う。

基礎式は、以下のとおり。

$$\text{連続式} \quad : \quad \frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (\text{式- 3.2.1.48})$$

$$\text{運動量式} \quad : \quad Q = A \times \frac{R^{2/3} I^{1/2}}{n} \quad (\text{式- 3.2.1.49})$$

ここで、

Q : 流量、 A : 流水断面積、 q : 横流入量、 R : 径深、 n : 粗度係数、 I : 河床勾配

イ) 物質の挙動の基礎式

河道における物質の挙動 (流達) は、流域で計算された河道への流入負荷と河道に直接湧出する湧水の負荷を入力条件として、1次元移流方程式により計算する。

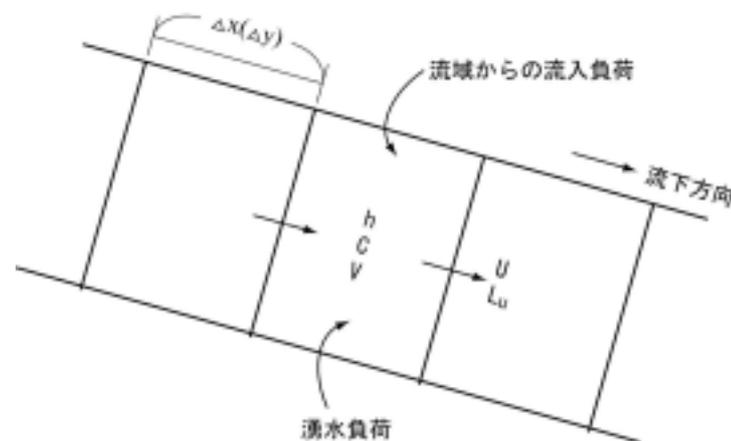


図- 3.2.1.28 河道の物質の挙動

$$\frac{\partial A \cdot C}{\partial t} + u \frac{\partial A \cdot C}{\partial x} = Li \quad (\text{式- 3.2.1.50})$$

ここで、

V : 河道メッシュ体積 ($A \times h$) (m^3)、 C : 河川水質濃度 (mg/L)、 u : 流速 (m/s)、

Li : 外部入負荷量 (流域からの流出負荷量、湧水負荷量) (g/s)

河川の浄化機能は、Streeter-Phelps 式によって評価する。

$$C = C_0 e^{-kt}$$

ここで、 C : 物質濃度 (mg/l)、 C_0 : $t = t_0$ のときの C 、 k : 自浄係数

e) 人工系モデル

生活系、畜産系、事業所系の排水量、排出負荷量はメッシュごとに GIS を用いて原単位法により計算し地表流モデルの入力条件とする。ただし、下水処理、し尿処理については処理場から地表流又は湖沼モデルに与える。

ア) 排出汚濁負荷・排水量の算出

i) 排出汚濁負荷・排水量（生活系）の算出

生活系汚濁負荷とは、人間の生活活動に由来して発生する負荷量を指す。下式により負荷量・排水量を算出する。

$$\begin{aligned} \text{各メッシュの負荷量} &= \text{メッシュの合併処理浄化槽人口} \times \text{合併処理浄化槽負荷原単位} \\ &+ \text{メッシュの単独浄化槽人口} \times \text{単独浄化槽負荷原単位} \\ &+ \quad \quad \quad : \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{各メッシュの排水量} &= \text{メッシュの合併処理浄化槽人口} \times \text{合併処理浄化槽排水量原単位} \\ &+ \text{メッシュの単独浄化槽人口} \times \text{単独浄化槽排水量原単位} \end{aligned}$$

ii) 排出汚濁負荷・排水量（畜産系）の算出

畜産系の排出負荷量の算出方法は、以下の通り。

- ・ 畜産頭数の分布データを該当するメッシュに振り分ける。
- ・ 分布データがない場合、字ごと、あるいは市町村ごとの家畜頭数を、字ごと、市町村ごとのメッシュに一律に振り分ける。
- ・ メッシュごとに、畜産頭数 × 畜産原単位により、排出負荷量を計算する。

iii) 排出汚濁負荷・排水量（事業所系）の算出

事業所からの排出負荷量の算出方法は、以下の通り。

- ・ 対象は、届け出義務のある特定事業所のみとする。
- ・ 特定事業所の住所から該当するメッシュを関連づける。
- ・ 排水量・排水水質は届け出排水量・排水水質とする。
- ・ 排水負荷量は、排水量 × 排水水質で算出する。
- ・ メッシュ内に複数事業所がある場合は、全て合算し、そのメッシュでの事業所系排出負荷量とする。

iv) 結果の合算

$$\text{排水量 (リットル/日)} = \text{生活系排水量} + \text{事業所系排水量}$$

$$\text{COD 負荷量 (kg/日)} = \text{生活系 COD 排出負荷量} + \text{畜産系 COD 排出負荷量} + \text{事業所系 COD 排出負荷量}$$

$$\text{T-N 負荷量 (kg/日)} = \text{生活系 T-N 排出負荷量} + \text{畜産系 T-N 排出負荷量} + \text{事業所系 T-N 排出負荷量}$$

$$\text{T-P 負荷量 (kg/日)} = \text{生活系 T-P 排出負荷量} + \text{畜産系 T-P 排出負荷量} + \text{事業所系 T-P 排出負荷量}$$

f) 水域モデル

水域モデルとしては、今回の検討対象が湖沼水域全体の空間的、時間的な平均水質であることから、閉鎖性水域の水質を再現できる最も簡潔なモデルとして、ボックスモデルを選定した。水域をその形状や流域条件から水質が概ね等しいと想定される、複数の水域ボックスに分割し、ボックス間の水の移動、物質の移流・拡散は考慮しつつも、ボックス内における水・物質の流動現象は考慮しないモデルである。なお、閉鎖性水域においては、富栄養化現象が重要となるため、植物プランクトンの増殖を組み込んでいる。

ア) ボックス分割とボックス間の水・物質の移動

霞ヶ浦の水域分割については、湖沼の形状特性や基本的な流れ方向に応じて、図-3.2.1.29に示す通り、西浦を4分割、北浦を2分割し、それぞれ外浪逆浦に接続した。各ボックスの水位は等しいとして出島における観測水位を与えるとともに、各ボックス毎に求められたH-V式（水位と容積の関係）を用いて、流域及び上流ボックスからの流入量、取水量を含めた各ボックスの水量を算定し、超過分を下流ボックスに流す（外浪逆浦ボックスに関しては系外へ排出する）ことにより調整する。

また、流出側のボックス内の水質とボックス間の移動水量及び濃度差に応じて、COD、N、Pの物質も移動・拡散するものとする。

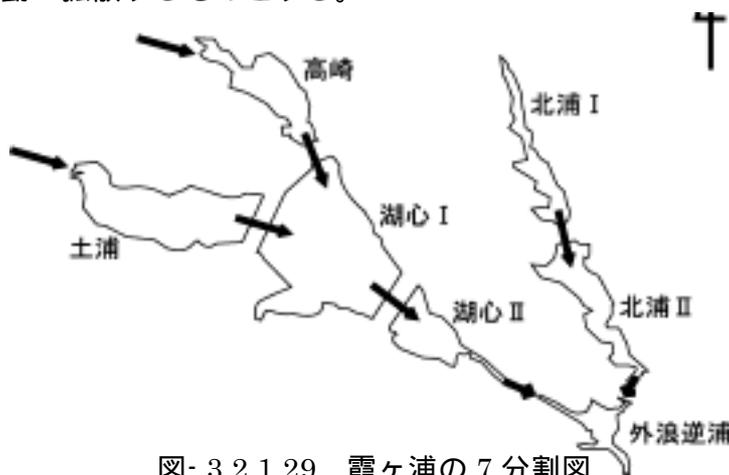


図- 3.2.1.29 霞ヶ浦の7分割図

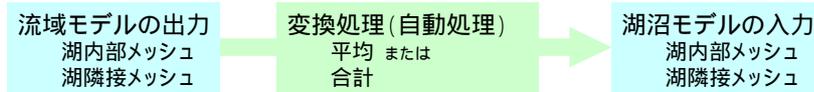
イ) 陸域モデルと水域モデルの接続

陸域モデルと水域モデルを接続し、流域からの流出水量、流出汚濁負荷量が水域の水質に反映されるよう、流域のメッシュ分割と水域ボックスを対応付け、陸域モデルの出力水域モデルの入力となるようプログラムの調整を行った。陸域モデルから水域モデルへ受け渡すデータの種類、変換方法等については、表- 3.2.1.17の通りである。

ウ) 溶出モデル

水域への汚濁負荷供給として重要な底質からの溶出については、既往の溶出実験に基づき求められた溶出速度式により与えた。これによると各物質の溶出速度は、底質中の当該物質濃度の関数となっている。

表- 3.2.1.17 流域水物質循環モデルからのデータの受け渡し



流域モデル出力	変換処理		湖沼モデル入力
	平均・合計	変換	
水位 (流域モデル入力条件)	全湖一定値	変換なし	水位
平均気温	内部メッシュ平均	気温 水温	水温
正味放射量	内部メッシュ平均	変換なし	日射量
降雨量	内部メッシュ合計		
河川流入量からの流入量	隣接メッシュ合計	3項目を合計	BOXへの流入量
下水処理水排水量	隣接メッシュ合計		
蒸発量	内部メッシュ合計		
生活・工業・農業用取水量	隣接メッシュ合計	3項目を合計	BOXからの流出量
常陸利根川水門放水量 (BOX7のみ)	隣接メッシュ合計		
降雨負荷量 (COD、窒素、リン)	内部メッシュ合計	3項目を合計	COD負荷量
流域からの負荷量 (COD、窒素、リン)	隣接メッシュ合計	懸濁・溶存分離	窒素負荷量 (Inorg-N, Org-N)
下水排水負荷量 (COD、窒素、リン)	隣接メッシュ合計		リン負荷量 (Inorg-P, Org-P)

I) 水域内の水質形成過程

各水域ボックス内では、汚濁負荷の流入・流出・溶出・沈降の他、懸濁態有機物の分解 (溶存栄養塩類化)、植物プランクトンの光合成・呼吸・枯死・沈降等による水質形成をモデル化する (図- 3.2.1.30参照)。また、基本方程式は以下に示す通りである。

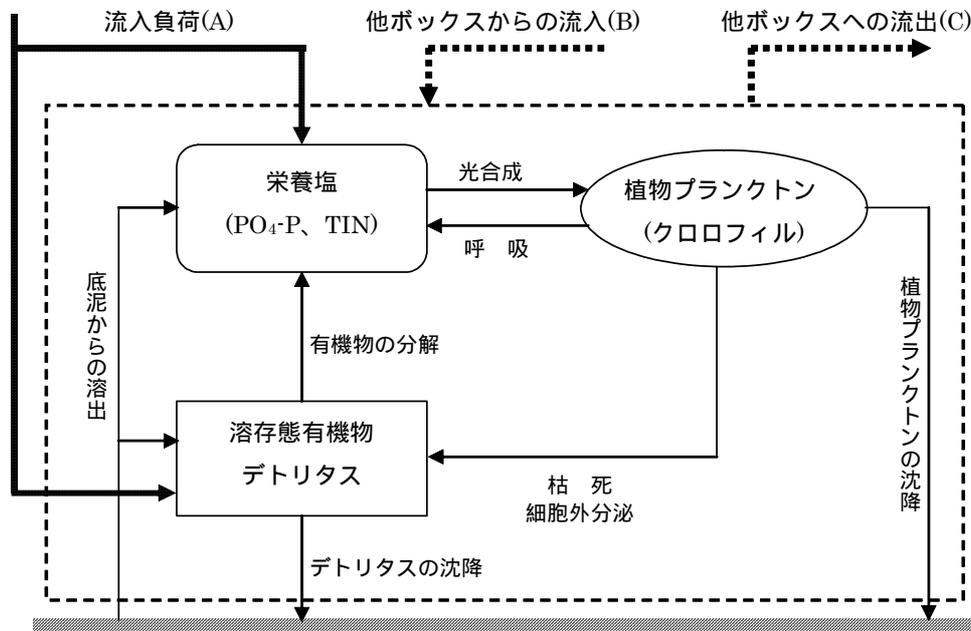


図- 3.2.1.30 水域モデルの構造

表- 3.2.1.18 モデル上で考慮する水質物質

項目	水質物質	単位	モデル変数名
植物プランクトン	藍藻類	mgChl.a/L	M1
	珪藻その他藻類	mgChl.a/L	M2
デトリタス	デトリタス	mgC/L	D
窒素	無機態窒素	mgN/L	IN
	溶存有機態窒素	mgN/L	ON
リン	無機態リン	mgN/L	IP
	溶存有機態リン	mgN/L	OP
COD	溶存態 COD	mgCOD/L	COD

【水域モデルの基礎方程式】

基礎方程式（流入・流出過程）

$$\frac{\partial}{\partial t} hSC = \underbrace{J_{IN} C_{IN}}_{\text{[流入項]}} - \underbrace{J_{OUT} C}_{\text{[流出項]}} + \underbrace{L}_{\text{[流入負荷]}} \quad (\text{式- 3.2.1.51})$$

- h : 各層の層厚
- S : 各ボックスの表面積
- C : 各水質項目の濃度 C_{IN} : 流入水の濃度
- J_{IN} : 流入水量（他ボックスからの流入）
- J_{OUT} : 流出水量（蒸発、取水も含む）
- L : 流入負荷量

水域モデルの基礎方程式（物質収支）

水質モデルにおける各水質物質の物質収支式は、下式の通り表現される。各ボックス毎に、全ての計算対象水質物質（表- 3.2.1.18）について本式を立式し、連立方程式として数値解析解を得る。

$$\underbrace{\frac{d}{dt}(V_i C_i)}_{\text{物質量変化}} = \underbrace{J_{in} C_{in} - J_{out} C_i}_{\text{移流}} + \underbrace{\sum_j \frac{DA_{ij}}{l_{ij}} (C_j - C_i)}_{\text{拡散}} + \underbrace{L_{in} - L_{out}}_{\text{負荷流出入}} + \underbrace{R_i}_{\text{反応}} \quad (\text{式- 3.2.1.52})$$

ここで、

- V : 当該ボックスの容量
- C_i : 当該ボックスの水質濃度
- J_{in} : 上流側ボックスから当該ボックスへの移流量
- C_{in} : 上流側ボックスの水質濃度
- J_{out} : 当該ボックスから下流側ボックスへの移流量
- D : 拡散係数
- A_{ij} : 当該ボックスと隣接ボックス間の断面積
- l_{ij} : 当該ボックスと隣接ボックス間の距離
- C_j : 隣接ボックスの水質濃度

- L_{in} : 当該ボックスに流入する負荷量 (河川流入等)
 L_{out} : 当該ボックスから流出する負荷量 (取水等)
 R_i : 当該ボックスにおける反応項 (生物増殖、分解、沈降、溶出等)
 添え字 i, j : それぞれ当該ボックス、隣接ボックスを示す

また、各水質物質の反応項 R_i は以下のように表される。各式右辺は、水質モデルでの各反応経路に関わる項である。

i) 無機態窒素 (IN)

$$R_{IN} = N/M \cdot R_{11-} - N/M \cdot R_{12+} + N/M \cdot R_{21+} - N/M \cdot R_{22+} - N/Z \cdot R_{2Z} + R_{4N}$$

ii) 無機態リン (IP)

$$R_{IP} = - P/M \cdot R_{11-} - P/M \cdot R_{12+} + P/M \cdot R_{21+} - P/M \cdot R_{22+} - P/Z \cdot R_{2Z} + R_{4P}$$

iii) 藍藻類 (M1)

$$R_{M1} = (1 - \alpha_1) \cdot R_{11-} - R_{21-} - R_{31-} - R_{51} - R_{1ZM1}$$

iv) 珪藻類 (M2)

$$R_{M2} = (1 - \alpha_2) \cdot R_{12-} - R_{22-} - R_{32-} - R_{52} - R_{1ZM2}$$

v) 有機態窒素 (ON)

$$R_{ON} = N/M \cdot \alpha_1 \cdot R_{11+} - N/M \cdot \alpha_2 \cdot R_{12+} + N/M \cdot R_{31+} - N/M \cdot R_{32+} + N/D \cdot R_{4D} - R_{4N} - R_{5N}$$

vi) 有機態リン (OP)

$$R_{OP} = P/M \cdot \alpha_1 \cdot R_{11+} - P/M \cdot \alpha_2 \cdot R_{12+} + P/M \cdot R_{31+} - P/M \cdot R_{32+} + P/D \cdot R_{4D} - R_{4P} - R_{5P}$$

vii) 溶存態 COD (COD)

$$R_{COD} = C/M \cdot \alpha_1 \cdot R_{11+} - C/M \cdot \alpha_2 \cdot R_{12+} + C/M \cdot R_{31+} - C/M \cdot R_{32+} + C/D \cdot R_{4D} - R_{4C} - R_{5C}$$

viii) 動物プランクトン (Z)

$$R_Z = Z/M \cdot \alpha_1 \cdot R_{1Z-} - R_{2Z-} - R_{3Z}$$

ix) デトリタス (P)

$$R_D = D/M \cdot (R_{31+} + R_{32+}) + D/M \cdot (1 - \alpha_1 - \alpha_2) \cdot R_{1Z+} + D/Z \cdot R_{3Z-} - R_{4D} - R_{5D}$$

ここで、

R_{1X} : 増殖速度 [g/m³/day]

R_{2X} : 呼吸速度 [g/m³/day]

R_{3X} : 枯死・死亡速度 [g/m³/day]

添え字 X は、1 : 藍藻、2 : 珪藻、Z : 動物プランクトン、D : デトリタス

R_{4X} : 分解速度 [g/m³/day]

R_{5X} : 沈降速度 [g/m³/day]

添え字 X は、1 : 藍藻、2 : 珪藻、D : デトリタス、N : 有機態窒素、P : 有機態リン

R_{6X} : 溶出速度 [g/m³/day] 添え字 X は、N : 無機態窒素、P : 無機態リン、C : COD

α_X : 細胞外分泌比 [-] 添え字 X は、1 : 藍藻、2 : 珪藻

α_{ZY} : 動物プランクトンによる植物プランクトン捕食時の同化率

α_{XY} : 物質換算係数 [-]

添え字 X、Y は、M : クロロフィル a、N : 窒素、P : リン、Z : 動物プランクトン、D : デトリタス

(9) 霞ヶ浦とその流域を対象にした現況再現

1) 資料の収集

霞ヶ浦とその流域において、流域水物質循環モデルを構築するにあたり、必要となる資料を収集し流域水物質循環モデルでの解析に必要なデータを、GISを用いて、霞ヶ浦流域GIS-DBとして整理し、モデルへの入力条件を設定した。下表に収集資料の一覧を示す。

表- 3.2.1.19 収集資料一覧

カテゴリ	項目	No.	資料名	媒体	作成年 データ収集期間	作成者
人口	人口	1	統計資料	電子ファイル		各市町村
地形・地質	土地利用	2	国土数値情報(100mメッシュ)	電子ファイル	平成9年	国土地理院
	標高	3	国土数値情報(50mメッシュ)	電子ファイル	平成9年	国土地理院
	表層地質	4	国土数値情報	電子ファイル		国土地理院
	土壌	5	国土数値情報	電子ファイル		国土地理院
	ボーリングデータ	6	茨城県地盤情報システム	CD	平成15年	茨城県土木部河川課
	湖沼地形	7	広域深浅測量	CD	平成13年度	霞ヶ浦河川事務所
	気象	降雨量	8	アメダスデータ	CD	平成11～15年
気温		9	アメダスデータ	CD	平成11～15年	気象庁
日射量		10	気象資料	資料	平成11～15年	気象庁
水量	河川水位	11	流入河川水位データ(7河川)	CD	平成11～15年	霞ヶ浦河川事務所
	河川流量	12	H-Q式	資料	平成11～15年	霞ヶ浦河川事務所
	湖沼水位	13	霞ヶ浦・水位データ(14地点)	CD	平成11～15年	霞ヶ浦河川事務所
	地下水位	14	地下水位データ(2地点)	電子ファイル	平成11～15年	霞ヶ浦河川事務所
水質	河川水質	15	公共用水域水質測定結果	資料	平成10～14年	茨城県霞ヶ浦対策課
	湖沼水質	16	霞ヶ浦水質分析業務報告書	CD一部資料	平成11～15年	霞ヶ浦河川事務所
	地下水水質	17	公共用水域水質測定結果	資料	平成10～14年	茨城県霞ヶ浦対策課
利水	上水	18	取水・浄水場位置、上水給水範囲	GIS		茨城県
	工水	19	水理資料整理業務 整理情報ファイル	CD	平成16年度	霞ヶ浦河川事務所
	農水					
農業	水田受益地・ 取排水	20	農業用水揚水機場および受益地	図面	(不明)	茨城県農村計画課
	農業カレンダー	21	茨城県栽培基準	資料	平成11年	茨城県
	施肥量	22	施肥量	資料	平成11年	茨城県
畜産	畜産頭数	23	農業センサス畜産(牛・豚)頭数データ(町 丁目別)	資料		(財)農業統計協会
工業	特定事業所 排水	24	事業所排水量(届出施設)	電子ファイル	(不明)	茨城県
漁業	漁獲量	25	内水面漁業生産統計調査	資料	平成14年	茨城県
	コイ養殖量	26	コイ養殖量データ	資料	平成14年	茨城県
排水処理	下水道整備 区域	27	下水道整備済区域	GIS	平成14年	茨城県
	下水処理場	28	下水処理場位置	GIS	平成14年	茨城県
	農業集落排 水整備区域	29	農業集落排水整備区域図	資料	(不明)	茨城県各土地改良事務所
	し尿処理場	30	し尿処理施設状況	資料	平成14年	茨城県
	汚水処理形 態分布	31	汚水処理形態別の整備済区域	GIS	平成14年	茨城県
河道	河道諸元	32	利根川水系霞ヶ浦圏域河川整備計画	資料	(不明)	茨城県
		33	利根川水系花室川全体計画水理計算書	資料	昭和55年	茨城県
湖沼	底泥	38	霞ヶ浦底質調査業務報告書	CD	平成15年9月	霞ヶ浦河川事務所
		39	北浦、常陸利根川底質調査業務報告書	CD	平成15年9月	霞ヶ浦河川事務所
その他	湖沼計画関 連	40	第4期湖沼計画策定に関わるデータ	電子ファイル	平成12年	茨城県霞ヶ浦対策課
		41	第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策 定関係資料集	資料	平成16年	茨城県霞ヶ浦対策課
	その他	42	霞ヶ浦開発事業誌	書籍	平成8年3月	水資源開発公団霞ヶ浦開 発事業建設部

2) パラメータの設定

モデルの構造パラメータ設定においては、既往の基礎研究結果より下記の通り行う。なお、人工系モデルの原単位などのパラメータ設定は巻末の DVD 資料を参考にされたい。

a) 陸域モデル

ア) メッシュ間隔及び流域分割

モデル解析のメッシュ間隔は、流域面積、入力データの精度、計算時間等を考慮し、0.5km とした。また、国土数値情報の流域界データを使用して、霞ヶ浦流域範囲の規定及びその中の流入河川流域の分割を行うとともに、霞ヶ浦流域図を参考に、主要河川について河川メッシュを作成した。

イ) 各モデルのパラメータ設定

i) 地表面モデル

土地利用は国土数値情報から 8 つの土地利用区分に再区分し、500m メッシュに含まれる約 25 個の 100m メッシュ土地利用データを集計し、土地利用区分毎の割合を計算し、面源発生負荷のパラメータは、くり返し計算により、以下の通り設定した。

表- 3.2.1.20 土地利用区分

100mメッシュ土地利用区分		霞ヶ浦流域での再区分	
1	田	1	田
2	畑	2	畑
3	果樹園		
4	その他の樹木畑		
5	森林	3	森林
6	荒地	6	荒地
7	ゴルフ場		
8	建物用地	4	市街地・宅地
9	幹線交通用地	5	道路
10	その他用地	7	その他
11	湖沼、河川	8	水面
12	海浜		
13	河水域		

表- 3.2.1.21 面源発生負荷の設定パラメータ

	地目名	田	畑	森林	市街地・宅地	道路	荒れ地等	その他
k (-)	COD	0.02	0.02	0.01	0.04	0.08	0.035	0.03
	T-N	0.01	0.01	0.005	0.02	0.04	0.015	0.01
	T-P	0.0002	0.0002	0.0001	0.0004	0.0008	0.0003	0.0003
m (-)	COD	0.6	0.6	0.5	0.7	0.8	0.7	0.7
	T-N	0.6	0.6	0.5	0.7	0.8	0.6	0.6
	T-P	0.5	0.5	0.5	0.7	0.8	0.6	0.6
n (-)	COD	1	1	1	1	1	1	1
	T-N	1	1	1	1	1	1	1
	T-P	1	1	1	1	1	1	1
Smax (g/m ²)	COD	2	2	0.5	2.5	5	2	2
	T-N	2	2	0.1	1.5	3	1.4	1
	T-P	0.01	0.01	0.005	0.025	0.05	0.02	0.015
ΔS (g/m ² ·day)	COD	0.2	0.2	0.05	0.25	0.5	0.2	0.2
	T-N	0.2	0.2	0.01	0.15	0.3	0.14	0.1
	T-P	0.001	0.001	0.0005	0.0025	0.005	0.002	0.0015
qc (m ³ /s)	COD	0	0	0	0	0	0	0
	T-N	0	0	0	0	0	0	0
	T-P	0	0	0	0	0	0	0

粗度係数は、土地利用の地目ごとに設定した。

表- 3.2.1.22 粗度係数

地目名	田	畑	森林	市街地・宅地	道路	荒地等	その他	水面
粗度係数	3	0.4	0.8	0.1	0.1	0.4	0.4	0.02

降雨水質は、霞ヶ浦湖沼水質保全計画（第3期）の値を設定した。

表- 3.2.1.23 降雨水質

項目	COD	T-N	T-P
水質	1.538	0.826	0.0347

ii) 蒸発散モデル

蒸発散モデルに必要なパラメータは、くり返し計算により、以下の通り設定した。

表- 3.2.1.24 蒸発散モデル設定パラメータ

パラメータ	変数	単位	地目名							
			田	畑	森林	市街地・宅地	道路	荒地等	その他	水面
最大土壌水分量	SM_{max}	mm	350	350	450	30	20	70	50	20
土壌保水能	SM_{18}	-	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4
逓減係数		-	0.8	0.8	1	0.1	0.1	0.5	0.3	0.3
最終浸透能	f	mm/hr	0.125	5	6	0.3	0.1	1	1	0.001
蒸発散比	PET	-	0.9	0.9	1.1	0.8	0.8	0.9	0.8	1
蒸発散比を求め るための係数	k	-	0.13	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	1

iii) 地下水モデル

地層はボーリング柱状図から、3層に分割し、透水係数などパラメータは、繰返し計算を行って、より再現性が良い値を設定した。また、土壌の吸着・分解のパラメータは「0」として設定した。

表- 3.2.1.25 地下水モデル設定パラメータ

	低地台地等分類	透水係数	漏水係数	有効間隙率	貯留係数
		m/s	m/s	-	-
第1帯水層	1 崖	1.0E-05	1.0E-02	0.3	-
	2 低地	1.0E-05	5.0E-03	0.3	-
	3 台地	1.0E-05	8.0E-03	0.3	-
	4 山地	1.0E-05	7.0E-05	0.3	-
	5 水面	1.0E-05	1.0E-02	0.3	-
難透水層	1 崖	-	1.0E-08	-	-
	2 低地	-	1.0E-08	-	-
	3 台地	-	1.0E-08	-	-
	4 山地	-	1.0E-08	-	-
	5 水面	-	1.0E-08	-	-
第2帯水層	1 崖	1.0E-05	-	-	0.01
	2 低地	1.0E-05	-	-	0.01
	3 台地	1.0E-05	-	-	0.01
	4 山地	1.0E-05	-	-	0.01
	5 水面	1.0E-05	-	-	0.01

iv) 水域モデル

水質モデルの定数は、既往検討⁸⁾を参考に現況再現性を鑑みながら下記のとおり設定した。

表- 3.2.1.26 水質モデル設定パラメータ

項目	変数		単位	値
光合成	最大比増殖速度	藍藻	1/日	1.2
		珪藻	1/日	1.8
	リン半飽和定数	藍藻	g/m ³	0.014
		珪藻	g/m ³	0.008
	窒素半飽和定数	藍藻	g/m ³	0.14
		珪藻	g/m ³	0.14
	藻類増殖最適日射量	藍藻	MJ/m ² /day	14.65
		珪藻	MJ/m ² /day	14.65
	藻類増殖最適水温	藍藻	degree	25
		珪藻	degree	15
温度指数	藍藻	-	2	
	珪藻	-	2	
	混雑効果定数		m ³ /g	2
動物プラ増殖	20度における最大ろ水速度		m ³ /gC/day	0.5
	飽食効果に関する半飽和定数		gChl.a/m ³	0.06
	動物プラによる植プラ捕食時同化率		-	0.6
呼吸	呼吸速度定数	藍藻	1/日	0.015
		珪藻	1/日	0.015
		動物プラ	1/日	0.01
	呼吸速度を求めるための温度定数	藍藻	-	1.06
		珪藻	-	1.06
枯死・死亡	藻類枯死速度定数	藍藻	1/日	0.015
		珪藻	1/日	0.015
	動物プラ死亡速度定数	動物プラ	1/日	0.03
	枯死速度を求めるための温度定数	藍藻	-	1.06
珪藻		-	1.06	
分解	分解速度定数	OP	1/日	0.008
		ON	1/日	0.01
		COD	1/日	0.005
		デトリタス	1/日 ³	0.1
	分解速度を求めるための温度定数	OP	-	1.05
		ON	-	1.05
		COD	-	1.05
		デトリタス	-	1.02
物質換算係数	リン/クロロフィルa		mgP/mgChla	0.5756
	窒素/クロロフィルa		mgN/mgChla	3.013
	COD/クロロフィルa		mgCOD/mgChla	24.12
	リン/動物プランクトン(炭素量)		mgP/mgC	0.026
	リン/デトリタス(炭素量)		mgP/mgC	0.026
	窒素/動物プランクトン(炭素量)		mgN/mgC	0.2
	窒素/デトリタス(炭素量)		mgN/mgC	0.2
	COD/動物プランクトン(炭素量)		mgCOD/mgC	2.96
	COD/デトリタス(炭素量)		mgCOD/mgC	2.96
	動物プランクトン(炭素量)/クロロフィルa		mgC/mgChla	50
	デトリタス(炭素量)/クロロフィルa		mgC/mgChla	50
デトリタス(炭素量)/動物プランクトン(炭素量)		mgC/mgC	1	
拡散速度			m ² /day	8,540

溶出速度の調査結果データ^{9),10)}を参考として、再現計算によるパラメータフィッティングを行い、再現性を見ながら溶出速度を設定した。

表- 3.2.1.27 溶出速度の設定パラメータ(mg/m²/day)

	BOX1	BOX2	BOX3	BOX4	BOX5	BOX6	BOX7
COD	41	87	30	47	84	84	28
T-N	25.8	49.6	46.3	8.10	48.8	45.7	8.05
T-P	1.07	1.13	1.10	1.09	1.90	2.51	1.09

沈降速度は、物質によって異なるものと考えられるため、ここでは、(a)物質によって沈降速度を変え、(b)BOX による沈降速度比率は現況再現性を考慮して設定した。下表に、水域別物質別の沈降速度設定値を示す。

表- 3.2.1.28 沈降速度の設定パラメータ(m/day)

項目	BOX1	BOX2	BOX3	BOX4	BOX5	BOX6	BOX7
藍藻	0	0	0	0	0	0	0
珪藻	0	0	0	0	0	0	0
懸濁態リン	0.032	0.036	0.044	0.018	0.035	0.050	0.050
懸濁態窒素	0.048	0.054	0.061	0.032	0.020	0.040	0.110
懸濁態 COD	0.037	0.023	0.041	0.014	0.025	0.035	0.020
デトリタス	0.032	0.036	0.031	0.014	0.020	0.020	0.020

3) 現況再現結果

a) 計算期間

2001 年を対象に現況再現計算を行った。計算期間は陸域モデルは 1 年間で、水域モデルは 2001 年の気象条件で 5 年分の繰り返し計算を行い、5 年目の計算値により評価した。流量および水質を検証するための観測地点を図- 3.2.1.31 に示す。流量および水質の検証するための観測地点を図- 3.2.1.31 に示す。

b) 河川流量

河川流量の計算結果と実測値の比較を図- 3.2.1.32 に示す。これをみると、全河川において、降雨に対する流出の応答や降雨時の流量変化については、計算値は実測値の変化の傾向を概ね良好に再現できていると考えられる。ただし、清明川の基底流量、恋瀬川の降雨時ピーク流量については計算値が小さい傾向にある。清明川の基底流量の計算値が小さいのは清明川の流域面積が小さいことから、500m メッシュでの流域分割では、清明川の流域に対してメッシュサイズが大きすぎるということが考えられる。

c) 河川水質

河川水質の計算結果と実測値の比較を図- 3.2.1.33 ~ 図- 3.2.1.35 に示す。T-N については計算値が小さくなる傾向にあるものの、各河川とも平常時の水質レベルは概ね良好に再現できていると考えられる。

d) 水域(霞ヶ浦)の水質

湖内の各 BOX(図- 3.2.1.29 参照) について、現況再現計算の結果を図- 3.2.1.36 に示す。これをみると、現況の霞ヶ浦における水質を年平均レベルでは再現できていることがわかる。また、図- 3.2.1.37 に年平均レベルでの計算結果と実測値の関係を示す。クロロフィル a を除く項目ではほぼ年間値を再現しており、政策検討ツールとして有効であると判断できる。



図- 3.2.1.31 河川流量・水質検証地点図

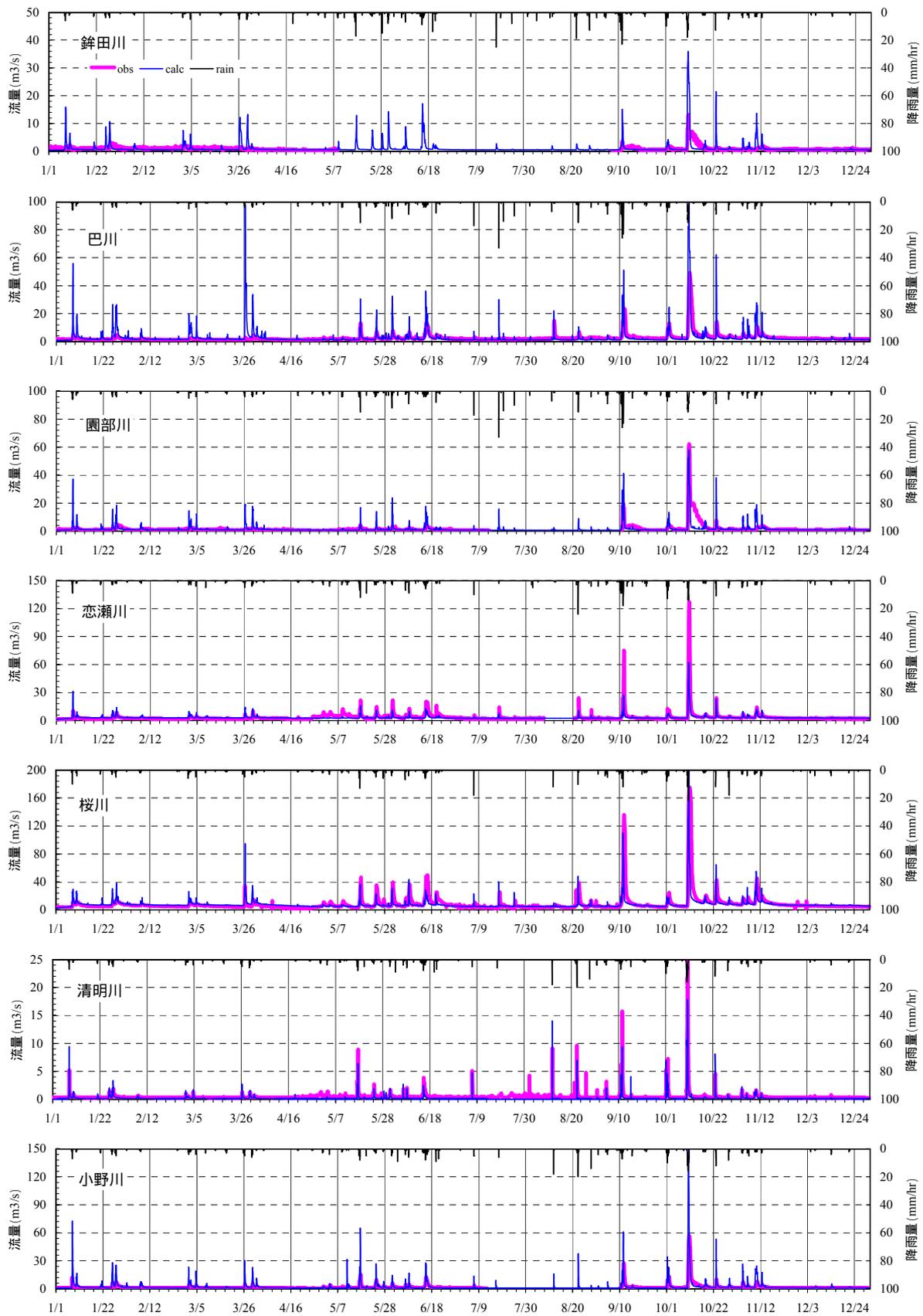


図- 3.2.1.32 河川流量 計算結果と実測値の比較(2001年)

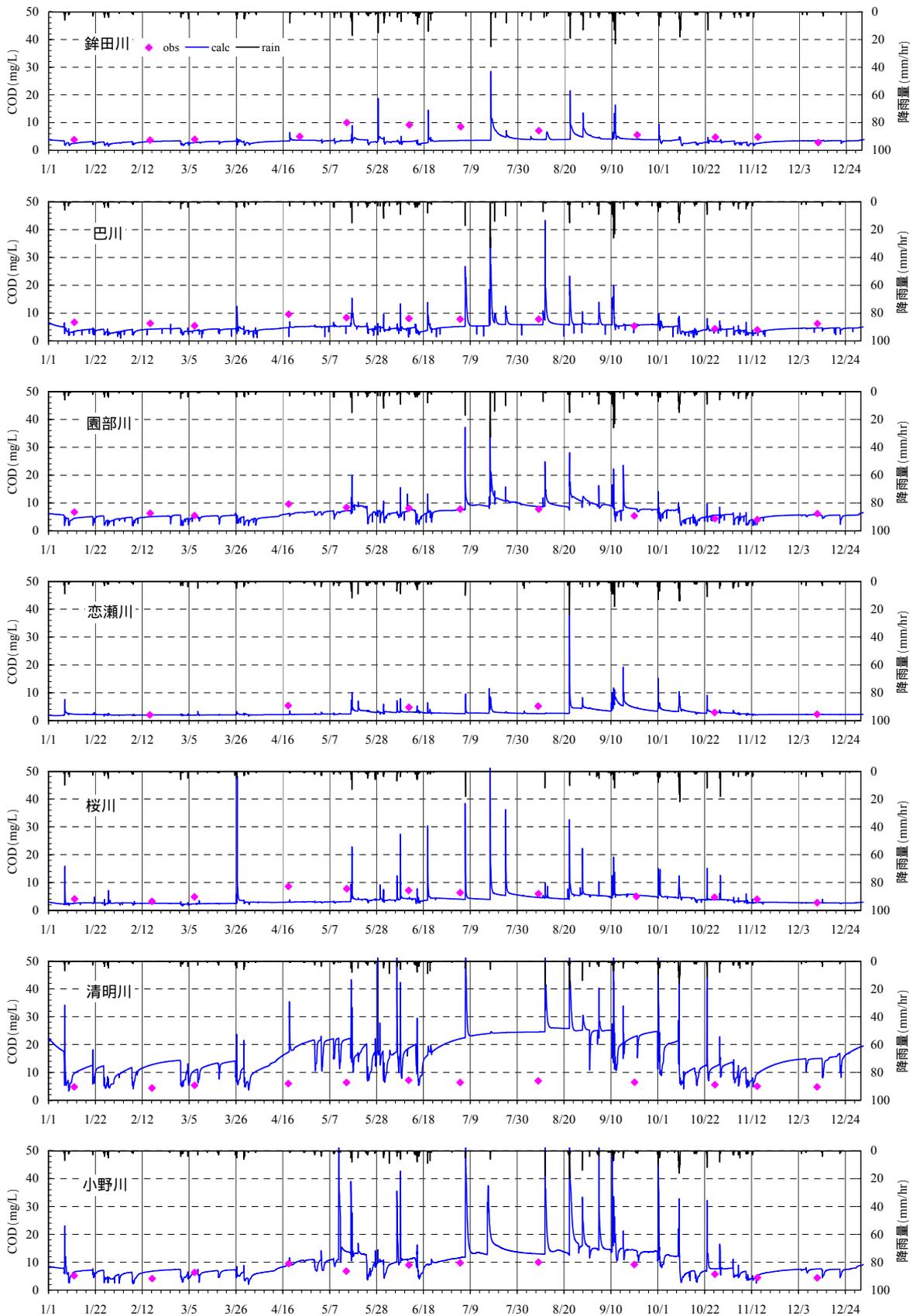


図- 3.2.1.33 河川 COD 濃度 計算結果と実測値の比較(2001 年)

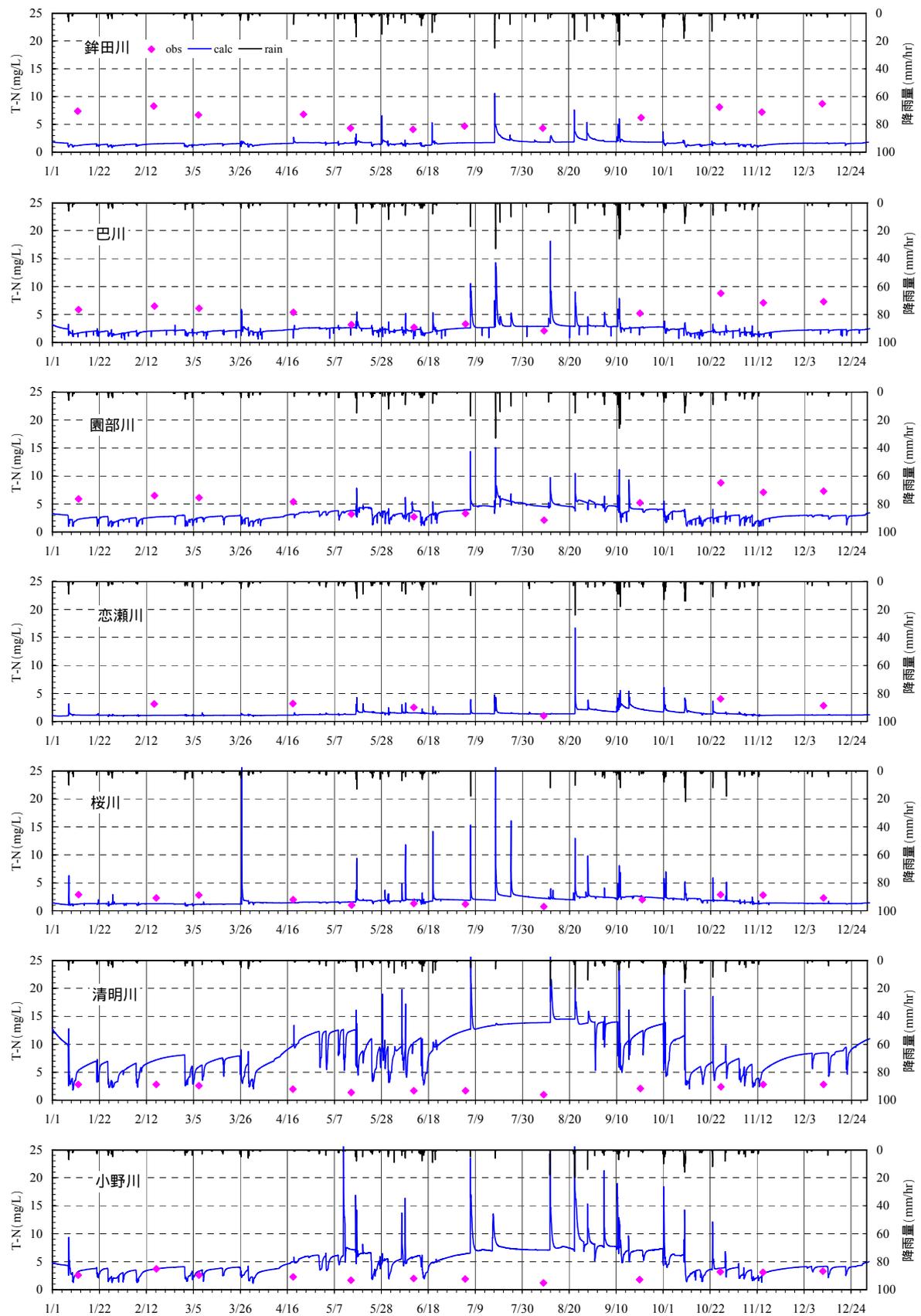


図- 3.2.1.34 河川 T-N 濃度 計算結果と実測値の比較(2001 年)

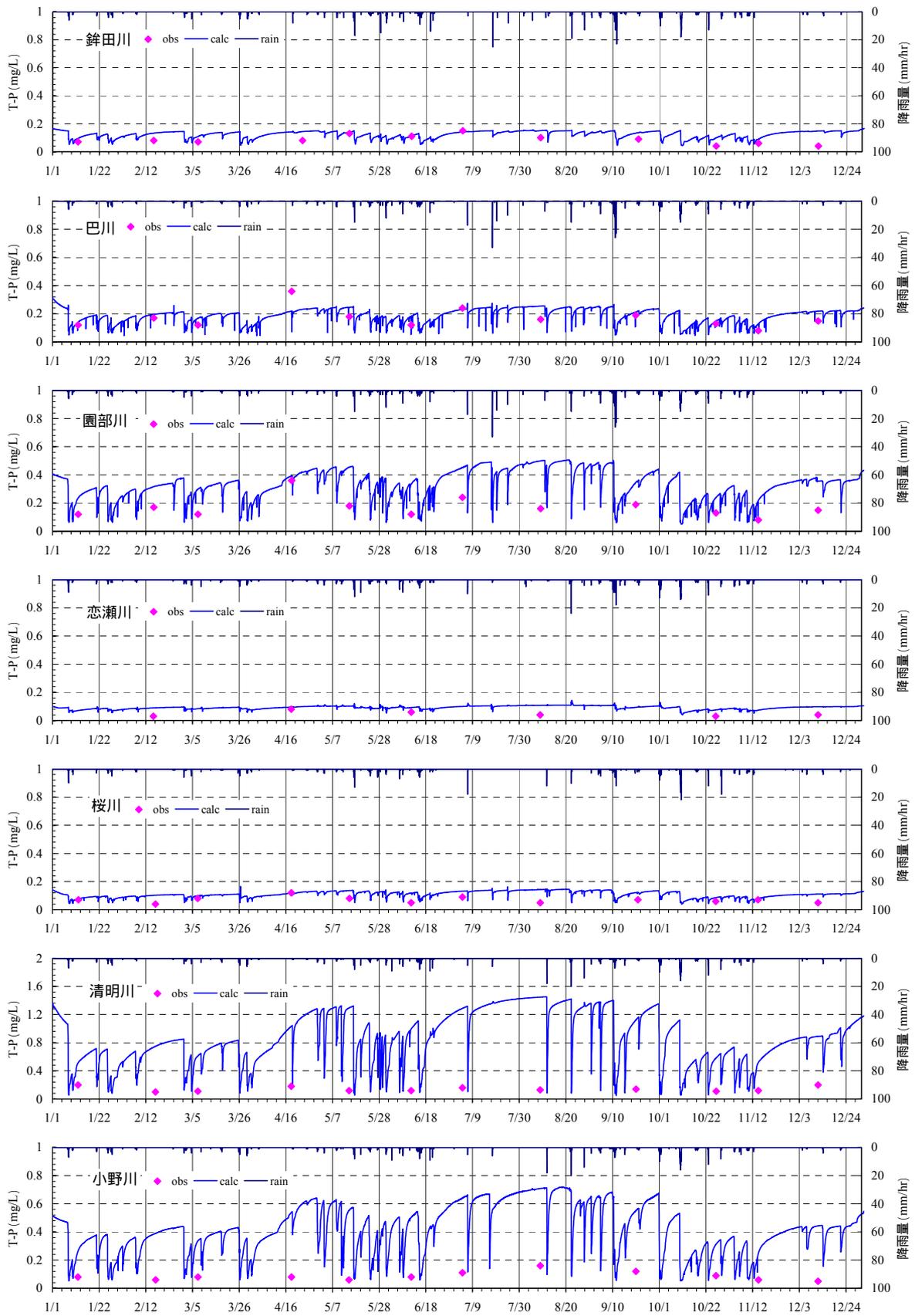
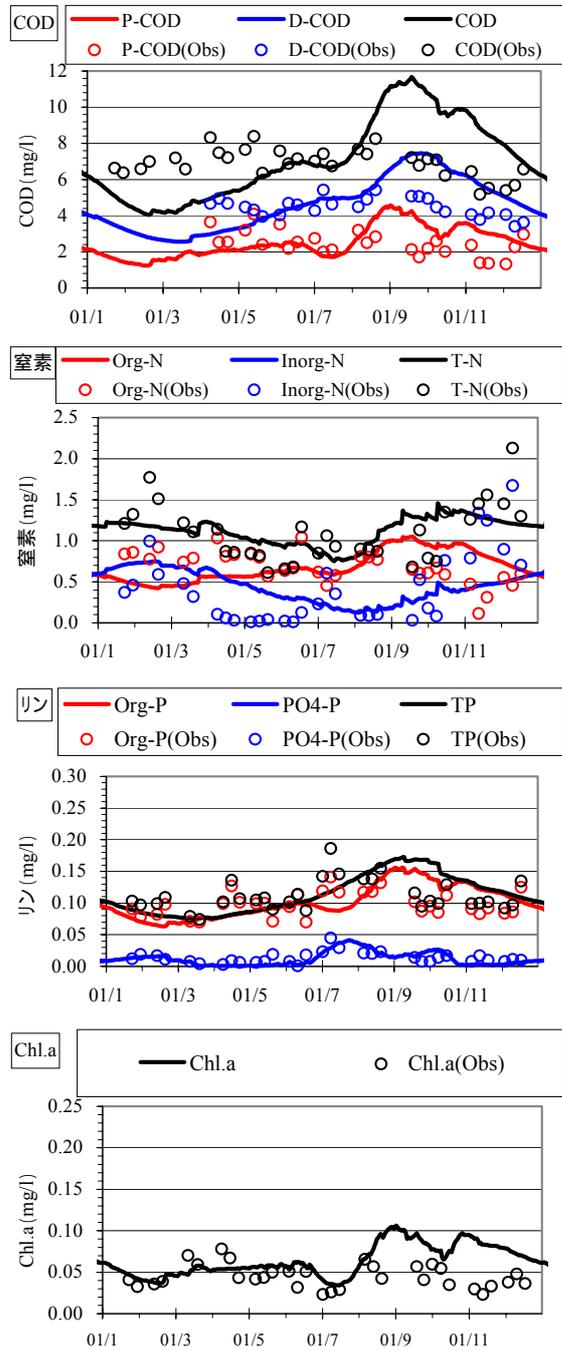


図- 3.2.1.35 河川 T-P 濃度 計算結果と実測値の比較(2001 年)

BOX1



BOX2

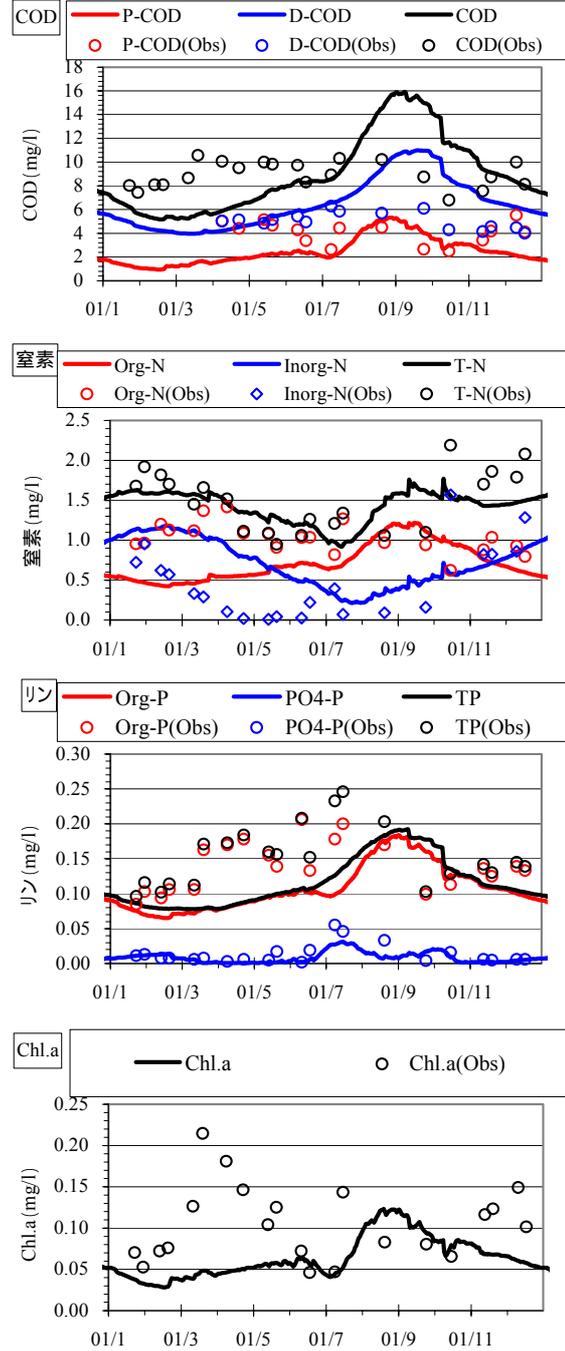
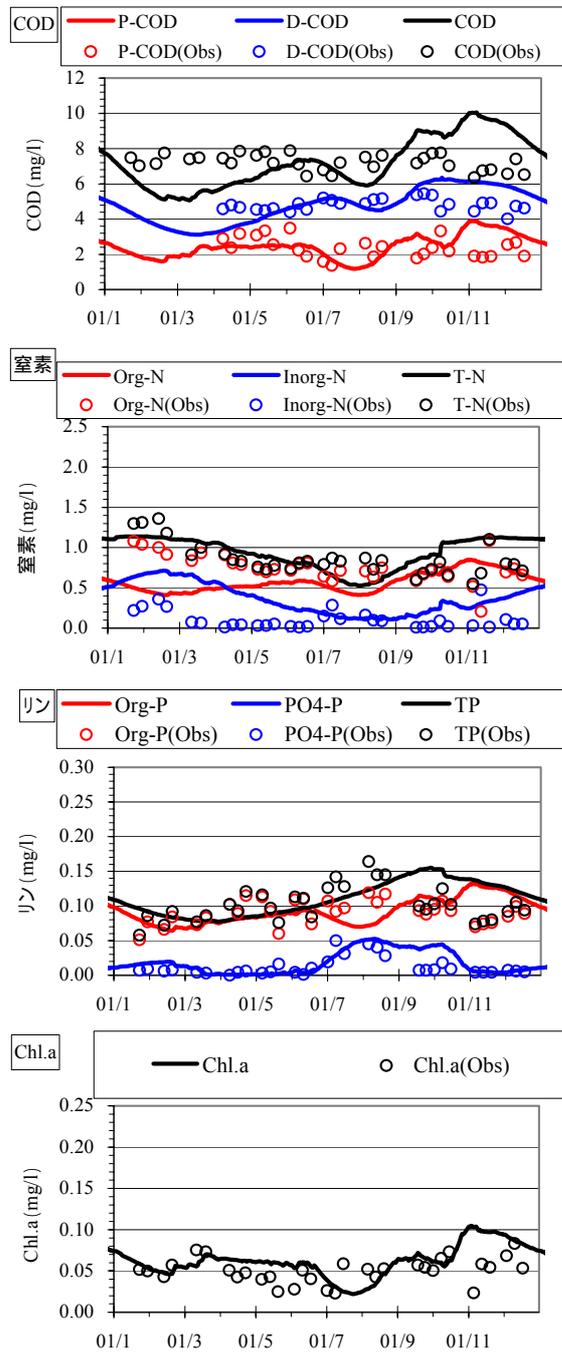


図- 3.2.1.36(1) 湖沼水質 計算結果と実測値の比較(BOX1、BOX2 : 2001 年)

BOX3



BOX4

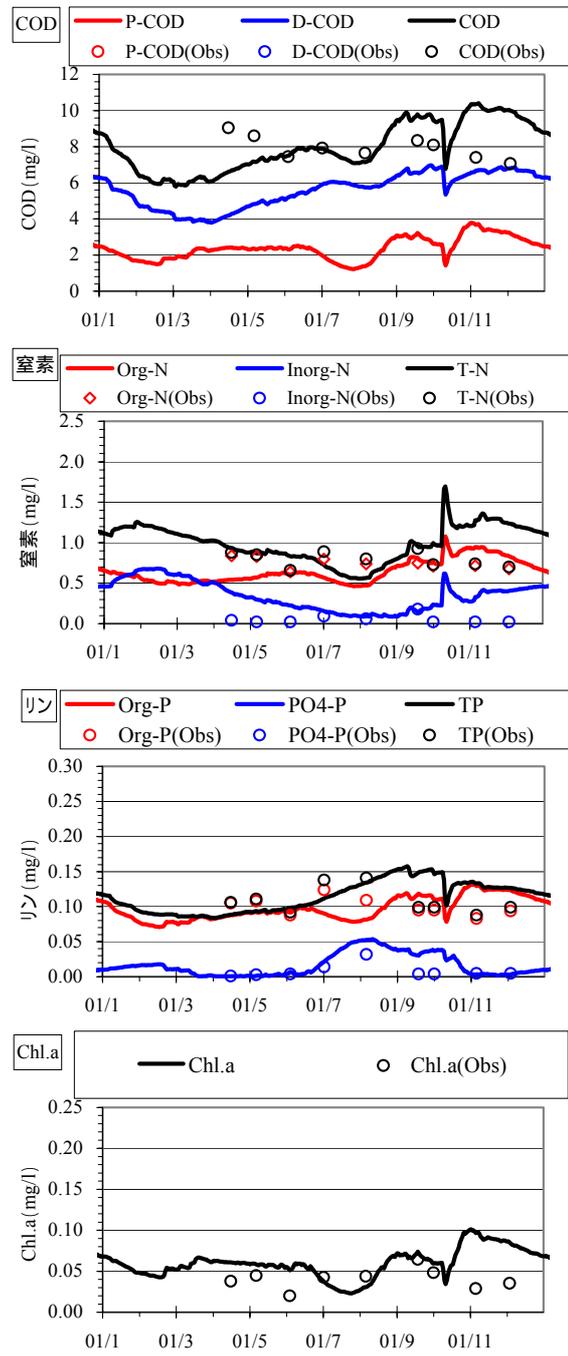
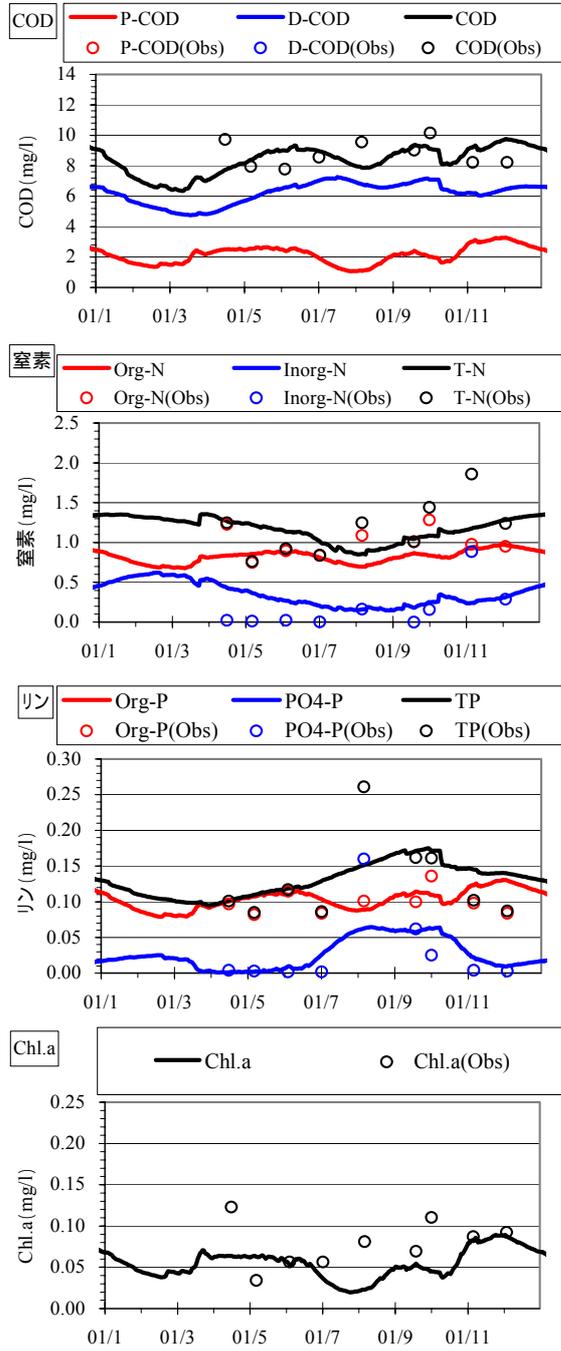


図- 3.2.1.36(2) 湖沼水質 計算結果と実測値の比較(BOX3、BOX4 : 2001 年)

BOX5



BOX6

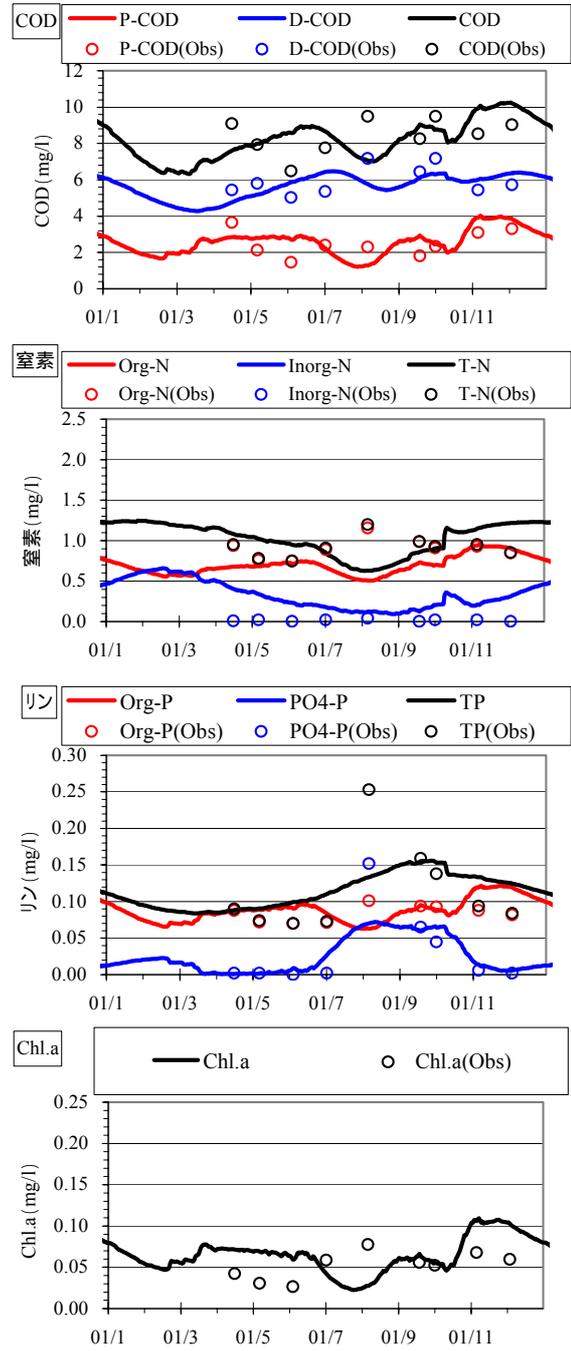


図- 3.2.1.36(3) 湖沼水質 計算結果と実測値の比較(BOX5、BOX6 : 2001 年)

BOX7

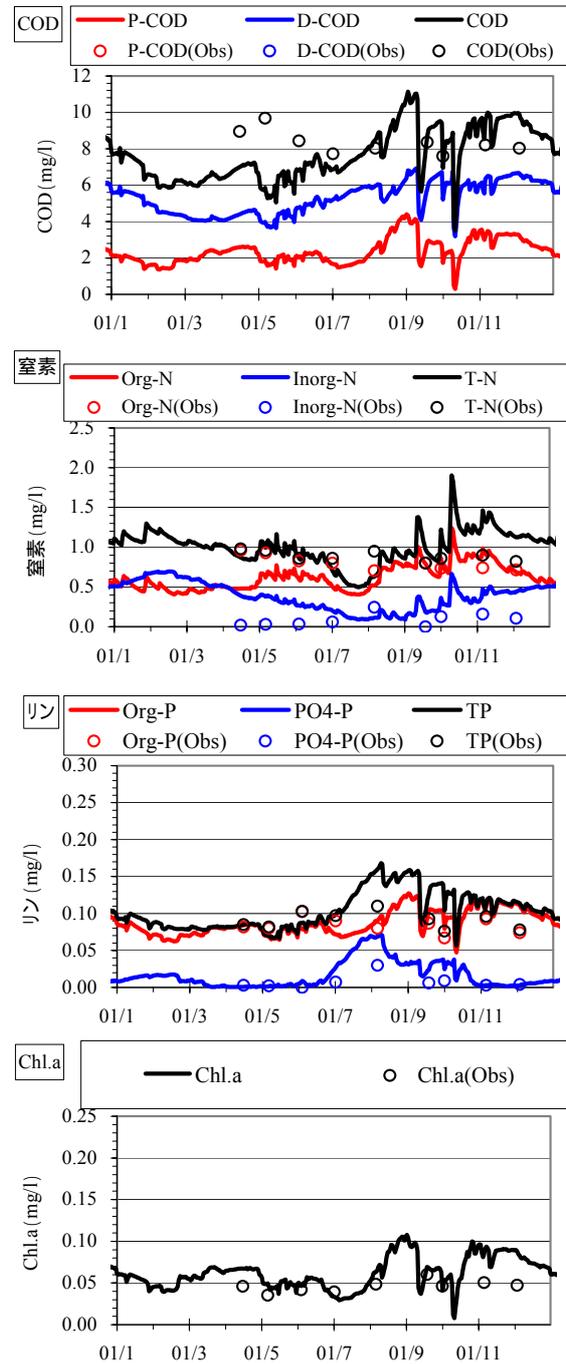


図- 3.2.1.36 (4) 湖沼水質 計算結果と実測値の比較(BOX7 : 2001 年)

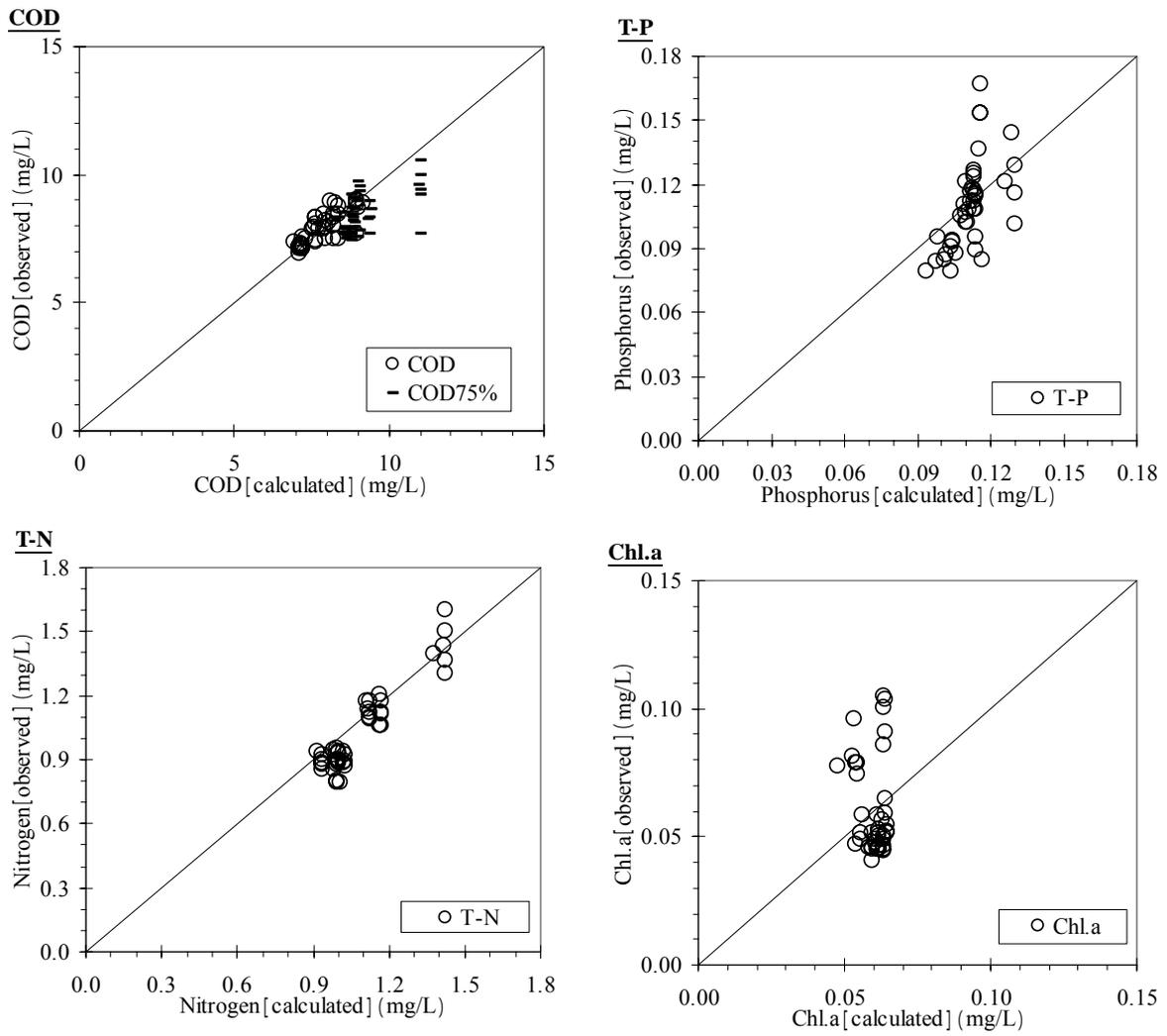


図- 3.2.1.37 湖沼水質年平均値の計算結果と実測値の比較(COD は 75%値も)

(10) ユーザーインターフェースの作成

1) GIS プラットフォームの概要

(4)で述べたように、水物質循環モデルの開発目標には GIS をベースとしたユーザーインターフェースを整備することを目指している。例えば霞ヶ浦流域に適用した水物質循環モデルでは図- 3.2.1.38に示すような GIS プラットフォームとして構築している。

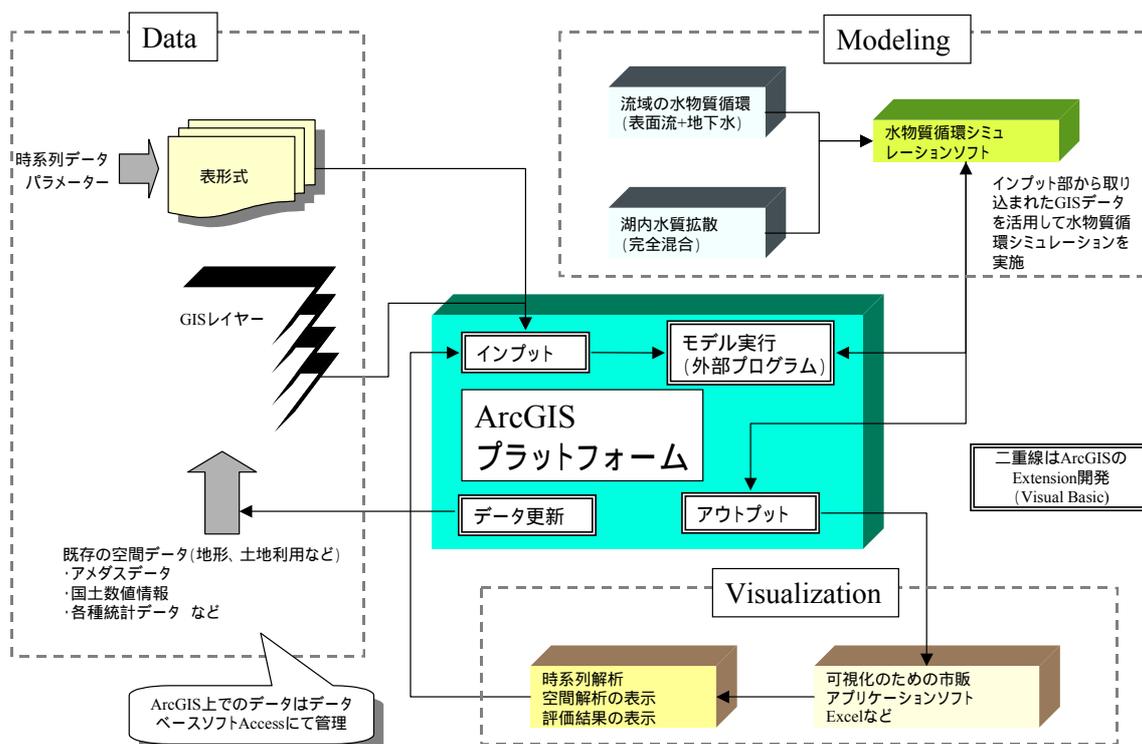


図- 3.2.1.38 霞ヶ浦流域での水物質循環モデル GIS プラットフォームの概要

GIS プラットフォームとは、モデル実行に必要なデータのインプットやモデルの実行あるいはモデルでの計算結果の表示（可視化）などの一連の操作を同一の画面上から実施するものである。本業務での GIS プラットフォームの特徴・利点としては以下の事項が挙げられる。

- ・ データインプット、実行、アウトプットなど操作ごとに他のアプリケーションを立ち上げる必要がなくプルダウンメニューの選択により行えるシームレスな操作環境となる
- ・ モデルへのインプットとなるさまざまな形式のデータ（例えばアメダスデータや国勢調査データなど）のモデルインプットデータへの変換が容易に行える
- ・ 流域での現況の状況把握としての GIS 表示と属性表示を適宜行うことができる
- ・ モデルや可視化ソフトなど外部のアプリケーションが GIS エンジンと切り離されているため、モデルやソフトの中身の精度向上（バージョンアップ）や他のモデルへの差し替え、あるいは追加などを行うことができる

- ・ モデルの実行のためのデータの更新作業にこれまで膨大な時間を要していたが、このユーザーインターフェイスではインプットデータのオリジナルの CD やファイル形式から直接変換するルーチンを備えている
 - ・ モデルに必要な様々なパラメータの確認と必要に応じて修正が可能である。
- 考えられる施策の実行とその結果を見ることができる

課題としては以下の事項があげられる。

- ・ GIS エンジンとして ESRI 社の ArcGIS (Arc View9.0) を使用しているため、このエンジンが必要となる。ただし、ArcGIS は GIS エンジンの中でも最も汎用的な GIS の一つであるので、ファイルの形式である shape はほとんどの GIS でインポートが可能である。
- ・ 可視化ソフトとして GIS の図示機能及びエクセルのグラフ機能などを採用しているが、より訴える力が強いわかりやすい可視化ソフトを検討する必要がある。
- ・ 政策評価には、モデルの計算結果から導かれる COD などの環境改善効果以外に、住民の合意や財政的な裏付けなどの要素を総合化させる必要があり、政策の総合的評価手法を新たに提案する必要がある。

a) インプットデータ (Data)

モデルに必要なデータには、土地利用など GIS のレイヤーとして整理できるタイプと河川流量など時系列のデータとして整理されるものがある。透水係数などの個々のパラメータなども後者に属する。これらのインプットデータは現況の表現として GIS 表示し確認する機能と水物質循環モデルのインプットデータを構築するための基データの機能を有している。

b) モデリング (Modeling)

GIS プラットフォームのプルダウンメニューから直接起動する外部のソフトとして、霞ヶ浦流域水物質循環モデルと霞ヶ浦湖沼モデルとの二つがあり、両者が融合することによって霞ヶ浦全流域のモデルが形成される。

c) 可視化 (Visualization)

モデルによって出力される結果は、河川流量、負荷量、海域の流況、海域の水質などテキスト形式での時系列データや空間解析の結果が中心となることから、これらのテキストを可視化する必要がある。可視化するためには、時系列データに関してはエクセルのグラフ機能を基本的には使用する。流域での分布状況などは GIS エンジンがデフォルトで保有する機能を使用する。

d) ArcGIS プラットフォーム

ArcGIS プラットフォームは、データ変換部、インプット部、モデル実行部、アウトプット部から構成される。それぞれの役割は上記に示したとおりである。データ変換部は、必要に応じて、すでに開発されている ArcView の Extension を採用する。

2) インターフェイスにおける操作の流れ

インターフェイス操作手順の流れは次ページの図- 3.2.1.40に示す通りである。

水物質循環モデルを立ち上げると、ユーザーはまず過去に保存した施策やシナリオを読み込むかどうかを選択する。過去に行った検討結果を閲覧したいときや、過去の検討に微細な修正を加えて再度計算を行いたいときには、保存データを読み込んでから起動する。そうでない場合は、現況データを読み込んで起動する。

ArcMap が立ち上がると、ユーザーは施策の選定を行う必要がある。フレーム設定、流域対策、湖内対策から単数あるいは複数の施策を選定し、それぞれの対策量を決定する。必要があれば、モデル入力パラメータや原単位についても変更することができる。

これでモデル実行のための準備は整っているが、構築した流域水物質循環モデルの実行には、1年間の計算で約1日を要する（CPU：Pentium4 3GHz、メモリ 2GHzの場合）。そこでインターフェイスではモデル実行前に施策効果の予測を立てるために、施策を行う前と後で排水量や排出負荷量、人口・土地利用などのフレーム値がどの程度変わるのを見ることができる。このためには、施策によるモデル入力条件の更新を行う必要がある。

条件設定前後の比較を行い、施策効果が見込めそうであれば、モデルの実行を行う。ここでは、モデルで計算させる年月を選択し、流域モデル、湖沼モデルのどちら（あるいは両方）を実行するのを選択する。ただし湖沼モデルについては、実行画面に移るのみで、自動的に計算の実行はなされない。従って、流域モデルの計算が終了し、湖沼モデルの画面に映れば、「計算実行」のボタンをクリックして湖沼モデルを動かす必要がある。

モデル計算が終了したら、結果の可視化を行って施策効果の検討を行う。また、モデルの入力条件、あるいは計算結果は、保存することができる。保存に当たっては検討したケースの名称の他、概要を入力して保存が可能である。

以上でインターフェイスを用いたモデル計算は終了であるが、引き続き他の施策計算を行う際や、途中で施策入力を間違えた場合には、データを全て現況に戻すことで再度初めから施策の選定を行うことが可能である。

a) システムの起動

システムを立ち上げることにより、図- 3.2.1.39の初期画面が現れる。上段は現況の設定での実行、下段は既に計算に使用し、保存したデータを用いて再計算を行うためのものである。

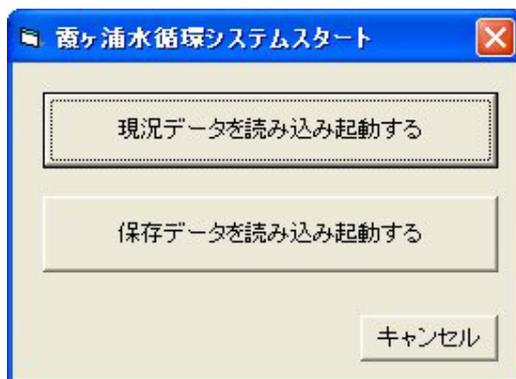


図- 3.2.1.39 水物質循環モデルのシステムの起動画面

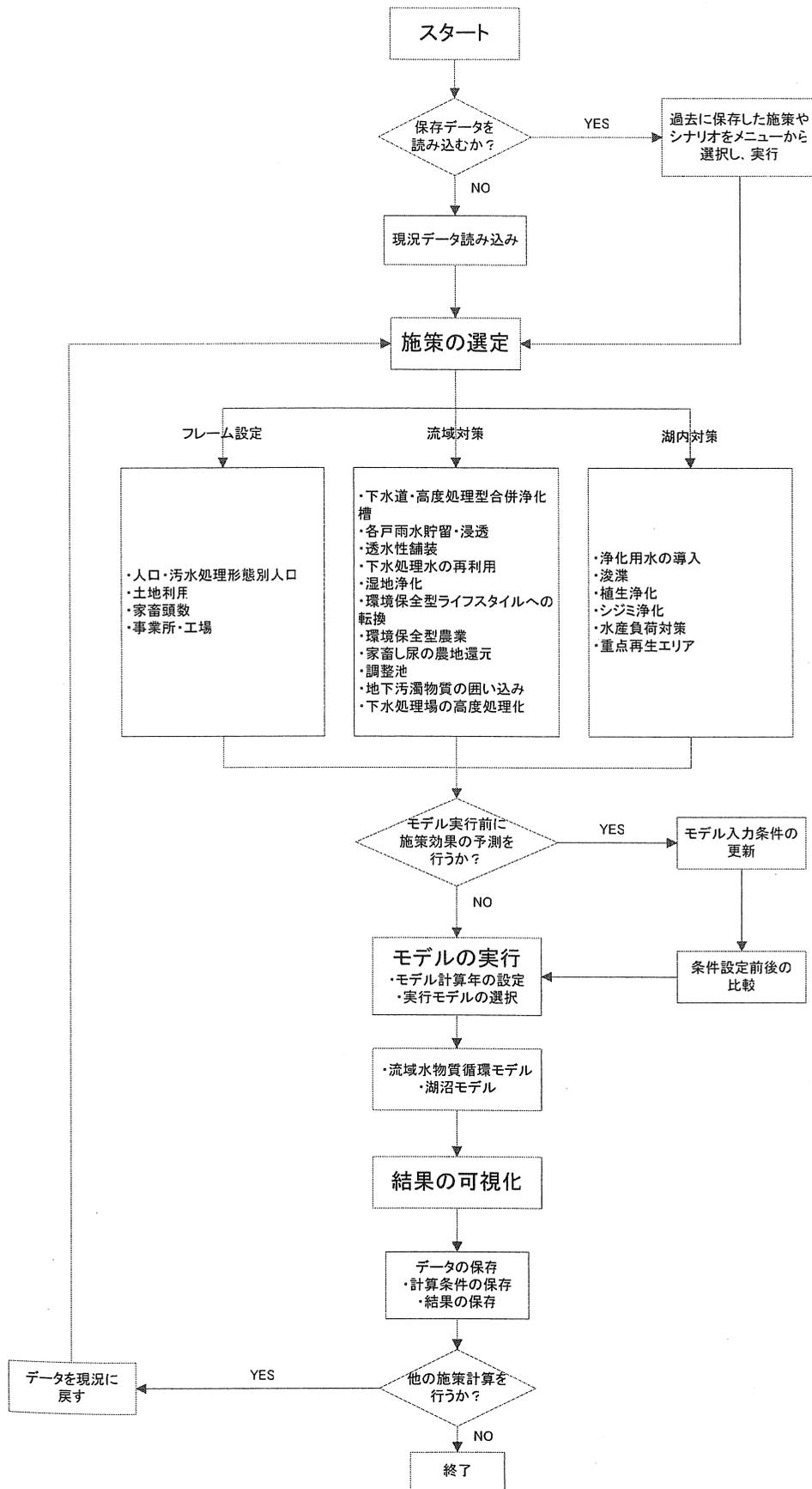


図- 3.2.1.40 インターフェース操作手順

b) 計算条件の設定

前画面で「現況のデータを読み込み起動する」を選択すると、図- 3.2.1.41の画面が現れる。基本条件設定（人口や土地利用のフレーム、原単位、計算定数の設定）、対策量の選定が可能となる。

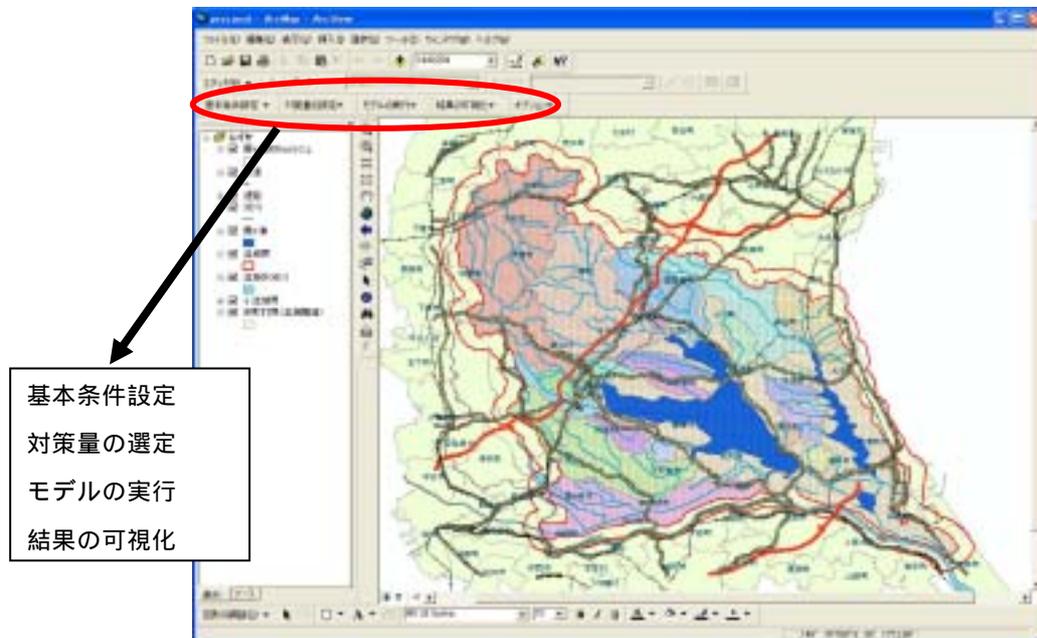


図- 3.2.1.41 計算条件の選択画面

基本条件設定：フレーム設定、原単位設定、計算定数設定を行う。気温、雨量等の境界条件となるデータの確認やモデル構造に係わるパラメータを確認するとともに、必要に応じて変更する場合に使用する。



図- 3.2.1.42 基本条件設定の選択画面

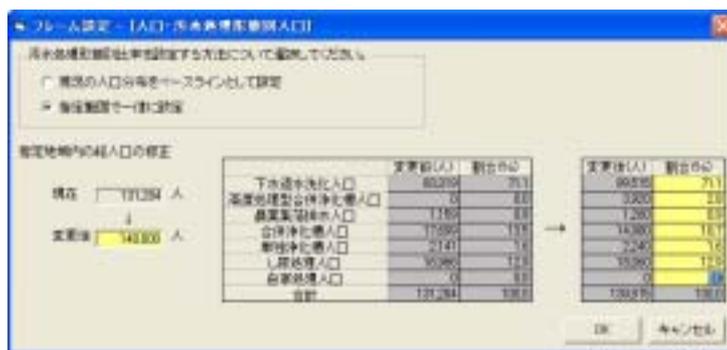


図- 3.2.1.43 汚水処理形態別人口の設定画面

対策量の選定：水環境改善のための施策として流域対策（下水道整備等）、湖内対策（浄化水の導入等）、重点再生エリアが準備されており、評価対象としての施策を選択するとともに、施策の程度を設定することができる。



図- 3.2.1.44 対策量設定の選択画面



図- 3.2.1.45 導水の条件設定

3) モデルの実行

モデルの実行では、陸域モデル（水循環部分）（流域水循環モデル）、陸域モデル（物質循環部分）（流域物質流動モデル）、水域モデル（霞ヶ浦湖沼モデル）のいずれか又は全てを選択するとともに、計算期間を設定して計算を実行することができる。



図- 3.2.1.46 モデルの実行条件の設定

4) 結果の可視化

結果の可視化では、陸域モデル（水循環部分）（流域水循環モデル）、陸域モデル（物質循環部分）（流域物質流動モデル）、水域モデル（霞ヶ浦湖沼モデル）のそれぞれに応じて、計算結果が図化され、表示される。表示項目としては、蒸発散量や発生負荷量などのコンター図、湖沼水質の時系列変動、年平均値等がある。また、負荷量の湖沼への年間流入量や主要河川の任意の地点の流量や水質の時系列変動については出力データから容易に作成することができる。

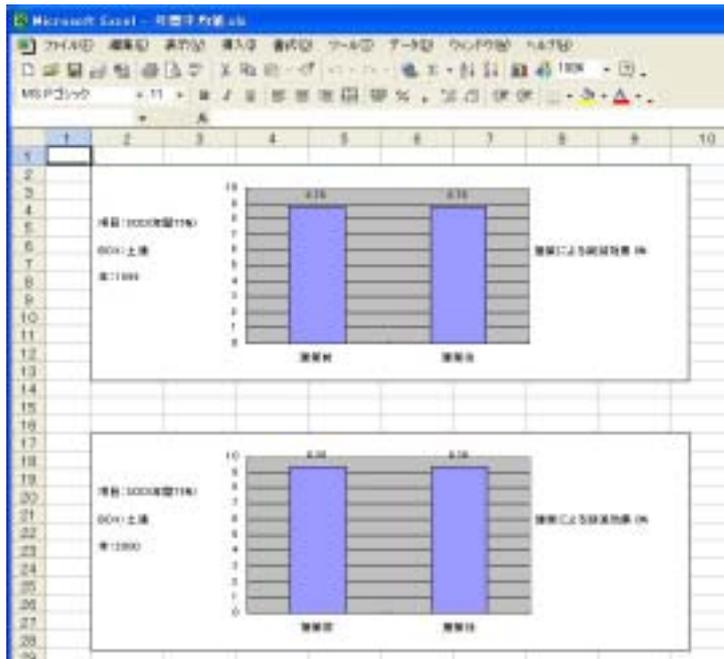


図- 3.2.1.47 施策実施による湖沼水質の変化

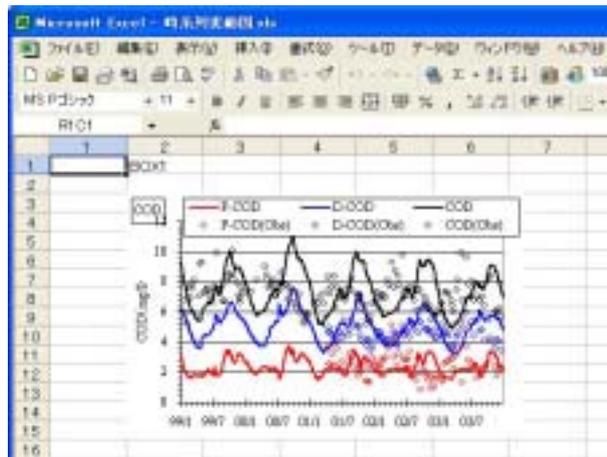


図- 3.2.1.48 湖沼水質の結果

(11) まとめと今後の課題

1) 流域と水域との統合水物質循環モデルの意義の確認

流域水物質循環モデルと閉鎖性水域の水質形成機構を表現する水域モデルの統合により、流域や水域における施策やビジョンに応じた結果の定量化を同時に行うことが可能になることにより、課題解決に向けての全体の構図の把握や施策の効果を横並びに評価でき、実現可能性の検討において施策の選定や地域住民との合意形成における重要な検討材料になる。陸域と水域の役割分担の検討も行える。流域条件の変更や種々の施策の設定が比較的やりやすいというモデルおよびソフトの特徴を活かすことで、様々な条件下での計算や表示、比較を機動的に行い、問題の構図や各施策の特長の理解増進に役立てるという使い方も可能である。

2) インターフェイスの活用の意義

流域にかかる水物質循環の状態把握は、きわめて専門性の高い事項であるが、一方で流域での環境の状態を身近な暮らしの中から改善する意識の向上など、専門性を有しない一般の方々の認識の範囲にも問題は存在している。このような身近な問題の解決を求める動きは、住民参加という形で、その社会的な位置づけがなされている。このような流れのなかで、これまで研究機関や建設コンサルタント等から一度も出ることのなかった、世間一般から見るとブラックボックス的な存在であった水物質循環モデルが、たとえば行政と住民との問題解決の議論の場で活用されることが期待される。

3) コミュニケーションツールとしての有用性

より適切な施策実行への支援という観点から、その時々で実用性のあるモデルを合理的に使いこなすというアプローチも同時に重視されるべきであろう。コミュニケーションツール（政策検討ツール）として活用する際には、専門家でない人でも容易に取り扱えることが求められる。その場合、インターフェイスが有効であると同時に、短時間で解析結果を出力できることも重要な条件である。その点で、現象論モデル（物理モデル）よりも、タンクモデルやBOXモデルのような概念モデルの方がコミュニケーションツールとして適切な場合もあり得ると考えられる。この点については演算処理能力が日進月歩で進んでいることから、近い将来には解決される可能性がある。

4) モデルの精度や信頼性に関する限界に対する課題

限られた観測データからモデルの同定を行う場合、パラメータの調整を行えば多くのモデルで良好な再現結果を得られるものの、他の流域で同じパラメータを与えると同じく良好な再現結果が得られるわけではない。将来予測や施策の評価を行う際には実測データにより検証を行うことはできない。したがって、モデルの信頼性を向上されるには様々な流域への適用を通じて、モデルの精度に影響を与えるパラメータの適切な設定値の知見を蓄積させることが必要である。また、水質の解析においても特に面源負荷の発生機構や物質の流下過程、閉鎖性水域の水質形成機構などについては現段階では未解明な部分が多く、

検討対象流域によって活用するモデルを見極める必要がある。

5) モニタリングへフィードバックさせることが重要

モデルの適用を通じて、今後必要となるモニタリングのターゲットをある程度客観的に絞っていき、関係各機関が連携したモニタリング戦略を絞ることができるとともに、新たな現象解明やモデル自体の精度向上を図ることができる。また、自然共生化技術の開発において要求される仕様の抽出を通じて、政策議論とともに、技術的検討のレベルも皆で向上させる状況を作っていくことが重要である。

参考文献

- 1) 健全な水循環系構築に関する関係省庁連絡会議：健全な水循環系構築のための計画づくりに向けて，pp37-45，2003。
<http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/junkan/keikakudukuri.html>
- 2) 「都市小流域における雨水浸透、流出機構の定量的解明」研究会：都市域における水循環系の定量化手法-水循環系の再生に向けて-，pp.44-82，2000.
- 3) 吉野文雄，吉谷純一，堀内輝亮：分布型流出モデルの開発と実流域への適用，土木技術資料，Vol.32-10，pp54-59，1990.
- 4) 安陪和雄，大八木豊，辻倉裕喜，安田佳哉：分布型流出モデルの広域的適用，水工学論文集，第46巻，pp247-252，2002.
- 5) 辻倉裕喜，安陪和雄，大八木豊，田中伸治：湖沼流域管理のための総合的な水循環・物質流動モデルの構築，水工学論文集，第47巻，pp217-222，2003.
- 6) 千葉県：平成14年度三番瀬青潮対策および環境修復に係る影響・効果予測調査報告書，2003.
- 7) 竹下伸一，高瀬恵次，蒸発散サブモデルを導入した長期間流出モデルの開発，水文・水資源学会誌第16巻1号，pp.23-32，2003
- 8) 例えば、茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課：第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策定関係資料集，2004.
- 9) 国土交通省 霞ヶ浦河川事務所：霞ヶ浦底質調査業務報告書，2003．
- 10) 国土交通省 霞ヶ浦河川事務所：北浦、常陸利根川底質調査業務報告書，2003．

3.2.2 合流式下水道の分布型汚濁負荷解析モデル

(1) はじめに

近年、お台場へのオイルボールの漂着に端を発し、合流式下水道からの未処理放流水等による公共用水域の水質汚濁の問題が顕著化してきている。また、栄養塩類の閉鎖性水域への影響が深刻となっており、赤潮等の被害が毎年発生している。これらのことをうけ、合流式下水道緊急改善計画の策定が義務付けられ、当面の目標として「汚濁負荷量の削減」「公衆衛生上の安全確保」「きょう雑物の削減」が掲げられた¹⁾。

合流式下水道改善計画策定のためには、流量や汚濁負荷量を推定する必要があり、日本では雨水流出量・汚濁負荷量モデルの1つとしてとして「修正RRL法+土研モデル」が広く用いられてきた。しかし、従来の土研モデル²⁾の対象水質項目はBOD、COD、SSであり、富栄養化の原因の1つである窒素、リンなどの栄養塩類については推定できない。また、同モデルは懸案地点のみの雨水流出量および汚濁負荷量の算出を目的とする集中型モデルであり、対策効果の評価も負荷量算定地点のみを基本としている。そのため、流域中流部等におけるオフサイト貯留(滞水池)、貯留管や部分的な浸透施設等の合理流式下水道雨天時越流水対策の効果を懸案地点で適切に評価し難いという問題があった。

国内で利用されている雨水流出量・汚濁負荷量モデルは、土研モデルの他に海外で開発されたInfo Works、MOUSE、XP-SWMMといったものがある³⁾。これらは分布型モデルであり、任意地点の雨水流出量および汚濁負荷量を同時に把握することができる。しかし、各モデルとも雨水流出量に関しては良好な再現性を示しているものの、パラメータ設定の考え方が明確でなく、汚濁負荷量に関しては推定手法により再現性も異なるのが現状である。そのため、合流式下水道からの汚濁負荷流出状況の実態調査を行い、流出特性の把握と土研モデルへの適用性について検討し、さらに様々な合流式下水道改善対策の適正な評価が行える分布型モデルへの改良が必要であった。

このような背景から、放流先を包含する流域圏と都市を対象として、これまで土研モデルにおいて対象としていなかった窒素、リン、大腸菌群数についてモデル化を行うと共に、合流式下水道越流水の与える影響をよりの確に評価するため、分布型汚濁負荷モデルの開発を行った。

(2) 窒素、リン、大腸菌群数のモデル化

1) 合流式下水道における実態調査

合流式下水道からの雨天時越流水質および負荷量の実態を把握するために全国 16 箇所
で晴天時、雨天時の水量・水質調査が実施され、汚濁負荷の流出特性の把握および解析モ
デルの提案がなされている²⁾。しかし、対象とされた水質項目は BOD、COD、SS であり、
窒素、リン、大腸菌群の流出特性については把握されていない。窒素、リン、大腸菌群数
のモデル構築のためには負荷の流出特性について把握する必要があるが、合流式下水道に
おける実態調査の事例は少ない。そこで、合流式下水道を有する地区にて降雨量、管路内
流量および窒素、リン、大腸菌群数の実態調査を行った。

実態調査は、合流式下水道で整備されており、自然流下にて収集している 3 都市の 3 地
区を対象に行った。調査を行った各市、各地区の概要は以下のとおりである。

< A 市 >

A 市の下水道普及率は約 90%、全処理区面積のうち約 7% が合流式下水道で整備されて
いる都市である。調査は面積が約 168ha、
処理人口が約 13,000 人の地区にて行っ
た。本地区の雨天時下水の排水系統は最
下流部で晴天時時間最大汚水量分を遮集
し処理場へ流下させ、残りの雨水量分を
雨水吐き室より Y 川へ越流させており、
地区内には浸水対策用の雨水貯留池
(9,000m³) が設置されている (図
-3.2.2.1)。地区内の土地利用状況は一般
低層住宅地、密集低層住宅地、中高層住
宅地の住居用地が 4 割、商業・業務用地
が 1 割、道路用地 1 割と、住居用地、商
業用地の割合が大きく、山地・荒地等が
ほとんど無い、市街化の進展した地区で
あった。調査地区内の土地利用面積割合
を表-3.2.2.1 に示す。

採水および管路内流量調査は調査地区
のほとんどの下水が流入する下流地点
(A-1) と幹線の中流地点(A-2)の 2 箇所
にて行った。降雨量観測は調査地区内の 1 箇所 (雨量計 A) で行った。

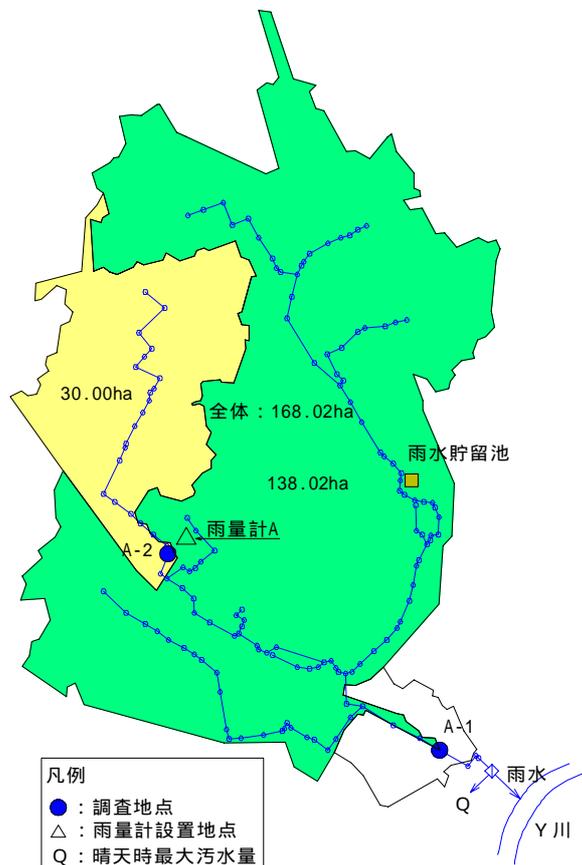


図- 3.2.2.1 調査地区概要図 (A 市)

< B 市 >

B 市の下水道普及率は約 100%、全処理区面積のうち約 82% が合流式下水道で整備され
ている都市である。調査は面積が約 646ha、処理人口が約 83,400 人の地区にて行った。本
地区の雨天時下水の排水系統は、幹線の途中の 2 箇所と雨水吐き室の直上流側で 1 箇所の

計3箇所で各々晴天時時間最大汚水量の約3倍量を遮集し処理場へ流下させ、残りの雨水量を雨水吐き室よりK川へ越流させている(図-3.2.2.2)。

地区内の土地利用は一般低層住宅地、密集低層住宅地、中高層住宅地の住居用地が6割、商業・業務用地が1割、道路用地1割と調査を実施した3地区中で最も市街化率が高い地区であった。調査地区内土地利用割合を表-3.2.2.1に示す。

採水および管路内流量は最下流の雨水吐き室から約600m上流(B-1)と最上流部の分水地点の直上流側(B-2)の2箇所で行った。降雨量観測は調査地区内の3箇所(雨量計B1、B2、B3)で行った。

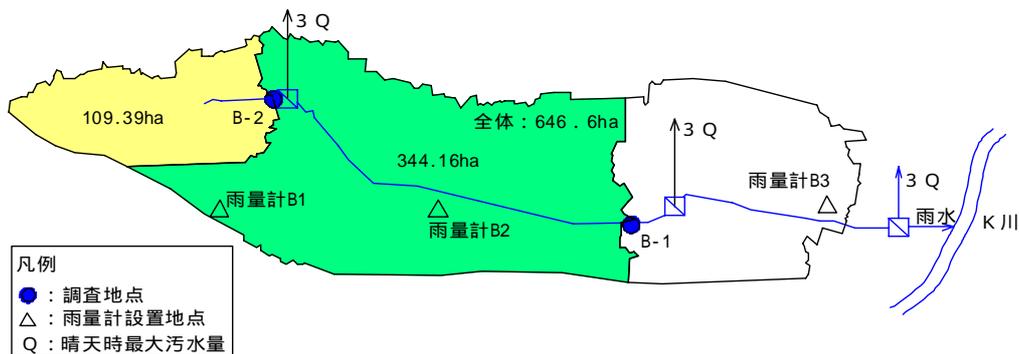


図- 3.2.2.2 調査地区概要図 (B市)

< C市 >

C市の下水道普及率は約96%、全処理区面積のうち約12%が合流式下水道で整備されている都市である。調査は面積が約345ha、処理人口が約80,500人の地区にて行った。

本地区の雨天時下水の排除系統は晴天時時間最大汚水量を浄化センターへ流下させ、数箇所でH川へ雨水量分を放流させていた(図-3.2.2.3)。地区内の土地利用状況は山地・荒地等が2割、一般低層住宅地、密集低層住宅地、中高層住宅地の住居用地が4割、道路用地1割とであり、他の2地区と比較すると山地・荒地等が多い地区であった。調査地区内土地利用割合を表-3.2.2.1に示す。

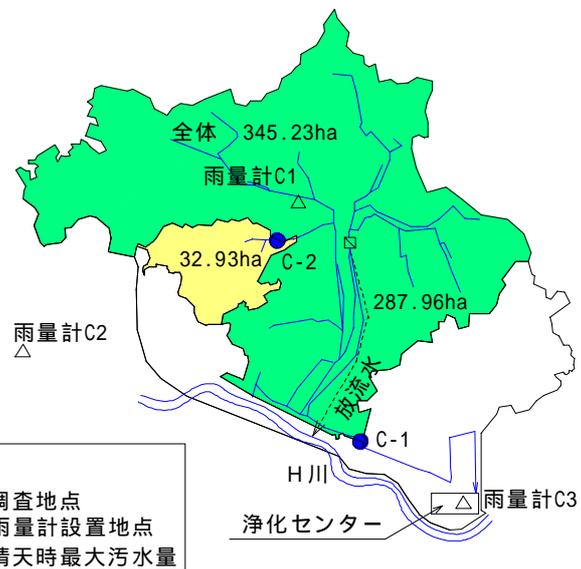


図- 3.2.2.3 調査地区概要図 (C市)

採水および管路内流量調査は浄化センターから約700m上流側で、浄化センター内ポンプ井からの背水の影響が無いと考えられる地点(C-1)と幹線の上流側地点(C-2)の2箇所で行った。降雨量観測は調査地区内の3箇所(雨量計C1、C2、C3)で行った。

表- 3.2.2.1 流域内の土地利用割合⁴⁾

code	土地利用状況	面積率(%)					
		A-1	A-2	B-1	B-2	C-1	C-2
1	山林・荒地等	0.3	0.2	1.2	2.1	19.2	19.5
2	田	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2
3	畑・その他の用地	1.0	0.1	0.0	0.0	0.6	0.6
4	造成中地	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
5	空地	4.2	0.6	2.2	2.4	2.2	1.3
6	工業用地	0.4	1.0	0.2	0.0	0.5	0.2
7	一般低層住宅地	28.9	28.9	53.5	55.4	42.8	32.6
8	密集低層住宅地	3.9	10.1	4.7	10.6	0.0	0.0
9	中高層住宅地	8.4	8.7	3.5	3.6	4.9	14.0
10	商業・業務用地	11.0	12.3	11.0	7.6	5.0	2.3
11	道路用地	15.7	21.6	13.3	10.7	19.3	23.9
12	公園・緑地等	13.2	1.6	2.2	1.0	3.4	4.2
13	その他の公共公益施設	12.8	14.7	8.3	6.6	1.5	1.0
14	河川・湖沼等	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.2
15	その他(基地、皇室関係)	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
16	海	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
17	対象地域外	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
18	コード18	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
19	コード19	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	合計	100	100	100	100	100	100

2) 合流式下水道における汚濁負荷流出特性の解析方法²⁾

窒素、リンの汚濁負荷流出特性を把握することは、これらの水質項目の土研モデルへの適用性について検討を行うために必要である。そのため、流出特性として管内や地表面からの流出負荷の雨天時流出負荷量に対する影響度を把握する必要あり、実態調査の結果を用いて負荷量を算出し負荷量収支および流量と負荷量の関係について解析を行った。

a) 負荷量収支

負荷量収支の解析方法は各分析項目を図-3.2.2.4のように晴天時負荷量と雨天時負荷量の時系列変化をエリア分割し、各々の分割エリア内の負荷量にて行った。分割は雨天時負荷量が晴天時負荷量を下回る時刻を負荷量低下時刻、晴天時負荷量を下回った雨天時負荷量が再び晴天時並みに回復する時刻を負荷量回復時刻とし、降雨開始時刻から負荷低下時刻までで雨天時負荷量が晴天時負荷量を上回っている量をA、晴天時負荷量をBとし、負荷量低下時刻から負荷量回復時刻までで晴天時負荷量が雨天時負荷量を上回っている量をC、雨天時負荷量をDとした。これらの負荷量よりA/B、A/C、(雨天時総負荷量)/(晴天時総負荷量)の各々の比率を算出し、流出特性の知られているBOD、COD、Sも含め定量的な負荷量収支の解析を行った。

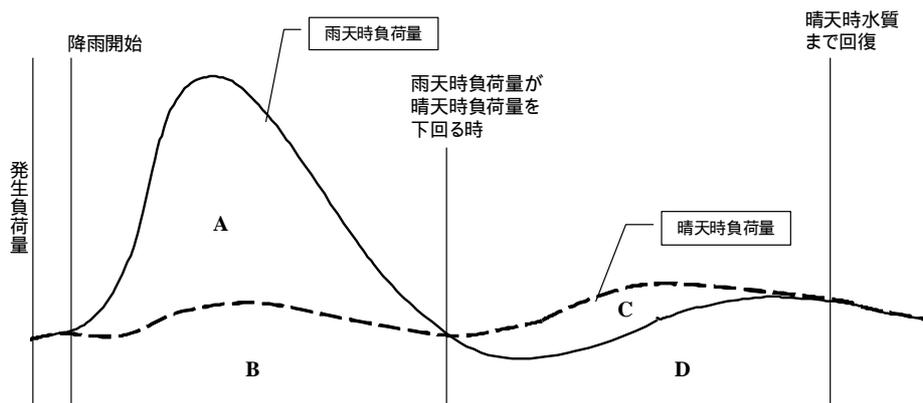


図- 3.2.2.4 エリア分割模式図

b) 流量と負荷量の関係

算出した窒素、リン、大腸菌群の負荷量と観測した流量を用い、流量と負荷量の関係について解析を行った。負荷量、流量は対数にて表し、時間経過とともに変化していた値を連結した履歴曲線として表した。

一般に雨天時における流出水量と汚濁負荷量の関係は、図-3.2.2.5 に示すように時計回りのループを描くといわれている。また、SS のループは、BOD や COD のそれと比較して直線的であり、流出特性が異なることが知られている。

時計回りのループを描くということは、雨天時流出水量が同じでも前半の流量による流出負荷量の方が後半の流量による流出負荷量よりも多いことを示す。

SS のループが BOD や COD のループと比べ直線的であるのは、路面等からの供給負荷量が相対的に多く、流出後半においても流出負荷量がある程度維持されているためと考えられている。

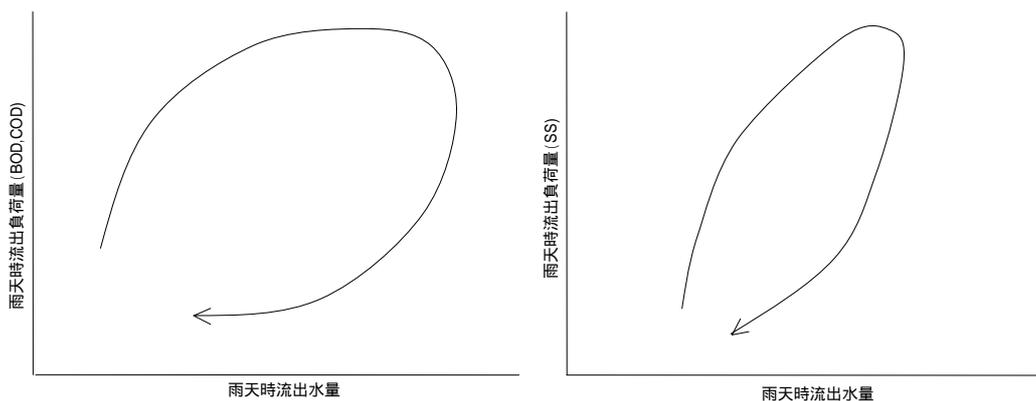


図- 3.2.2.5 雨天時流出水量と流出負荷量の関係

3) 窒素、リンの汚濁負荷流出特性

a) 負荷量収支

ア) 堆積物流出の雨天時流出負荷量への影響

雨天時流出負荷には管路内や地表面の堆積物の流出による負荷があるので、雨天時負荷

量が晴天時負荷量を上回った量、即ちAの値は管路内や地表面の堆積物由来の流出負荷であると考えられる。同時刻内の晴天時流出負荷量（B）との比、A/Bの値が大きいほど雨天時流出負荷における堆積物流出の影響度が大きいと考えられる。

A/Bの値は図-3.2.2.6~3.2.2.11 に示すとおりであり、SSの値は各地区（C市C-1地点を除く）で最も大きく、雨天時負荷の増加は堆積物由来であると考えられる。

またA/Bの値はSS > COD > BOD > リン > 窒素の順であり、窒素、リンでは他の水質項目に比べ低く、雨天時流出負荷量における堆積物の流出負荷量は少ないと考えられる。

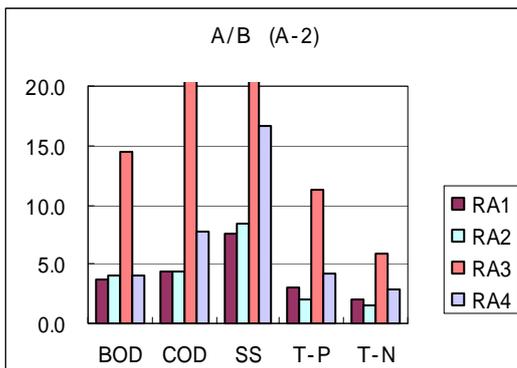


図- 3.2.2.6 A / B (A-1)

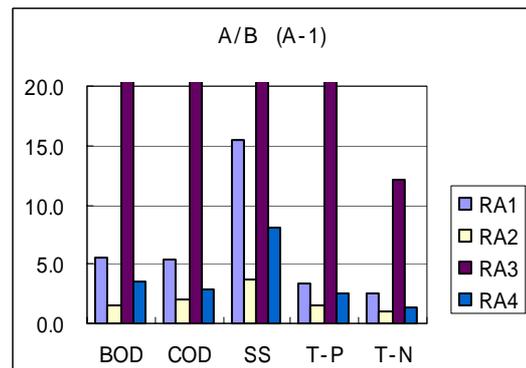


図- 3.2.2.7 A / B (A-2)

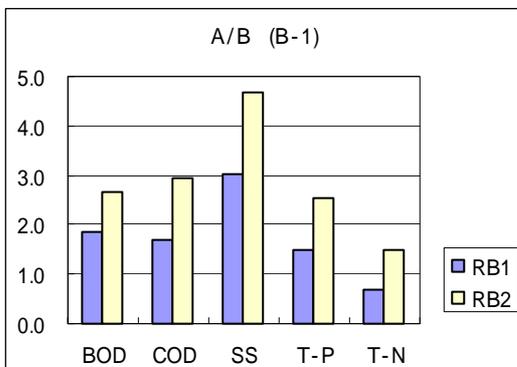


図- 3.2.2.8 A / B (B-1)

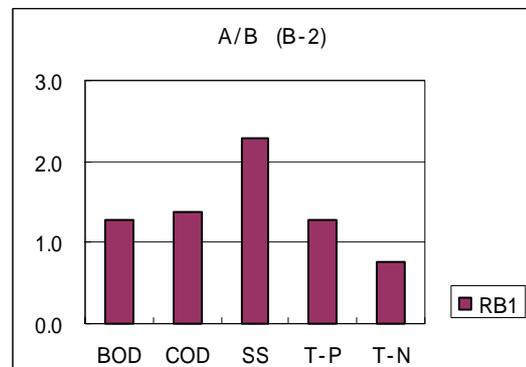


図- 3.2.2.9 A / B (B-2)

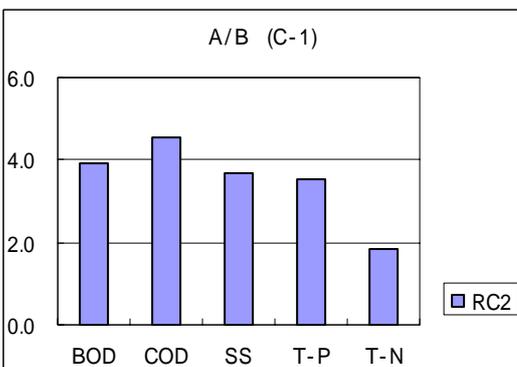


図- 3.2.2.10 A / B (C-1)

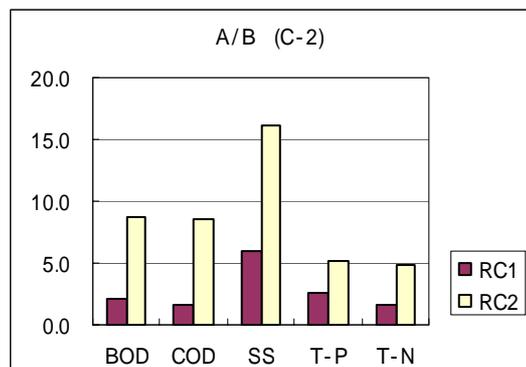


図- 3.2.2.11 A / B (C-2)

イ) 地表面からの流出負荷の雨天時負荷量への影響

雨天時汚濁負荷の流出現象を負荷量低下時刻以前が堆積物の流出、負荷量低下時刻以降が管路内への再堆積の開始と仮定した場合に(雨天時総負荷量)/(晴天時総負荷量)の値が1.0であれば降雨によって流出した負荷量と管路内へ再堆積した負荷量が同量であるということであり、雨天時の流出負荷は管路内堆積物のみであると考えられる。また、地表面からの流出負荷が少ないと仮定した場合(雨天時総負荷量)/(晴天時総負荷量)1.0であるが、即ちこれはA=Cである。よって、地表面からの流出負荷の雨天時流集負荷への影響については(雨天時総負荷量)/(晴天時総負荷量)とA/Cの結果と合わせ解析を行った。

(雨天時総負荷量)/(晴天時総負荷量)の値は図-3.2.2.12~3.2.2.17に示すとおりである。

地表面からの流出負荷が考えられるSS、CODでは1.0を大きく上回っており、BODは1.0を上回る結果もあったが1.0に近い値が多かった。窒素、リンでは1.0もしくはBODと同程度の値であり地表面からの流出負荷の雨天時流出負荷への影響度は低いと考えられる。しかし、C市の結果では僅かではあるがBODより大きく、1.0を上回っており地表面からの流出負荷があると考えられた。

A/Cの値は図-3.2.2.18~3.2.2.23に示すとおりである。

降雨ごとに値のバラツキは大きいですが、これは地域特性、降雨状況等によって異なっているものと考えられる。また、BOD、COD、SSでは10日間連続観測結果からBODではA=C、CODではA>C、SSではA<Cの関係が成り立つとされており、BODは地表面からの流出負荷量は少なく、無視し得るものとされている²⁾。即ち、これは地表面からの流出負荷が少ない場合にはA/C<1となり、多い場合にはA/C>1もしくはA/C=1となることを表している。

3地区でのBODの結果ではA/C<1であるとは言いがたいが、A/Cの値はSS>COD>BODとなっており地表面からの流出負荷の多いとされる順であった。これらと窒素、リンを比較した場合、A、B市での値はBODに近似しており、流出特性はBODに類似していると考えられる。しかし、C市の調査結果では窒素、リンの値は大きく、地表面からの汚濁負荷の流入が考えられる。これはC市の土地利用を他の2市と比較すると山地・荒地等、田、畑・その他の用地の土地利用割合がA、B市では0.3~2.1%であったのに対しC市では20%程度と大きく、山地等からの窒素、リンの流出があり、C市でも山地等からの流出があったのではないかと考えられる。これらのことから、窒素、リンの地表面からの汚濁負荷の流出は土地利用形態によって異なり、山地等がほとんど無く市街化の進展した地区では少なく山地等がある場合には、これらから流出し、下水管路へ流入していると考えられる。

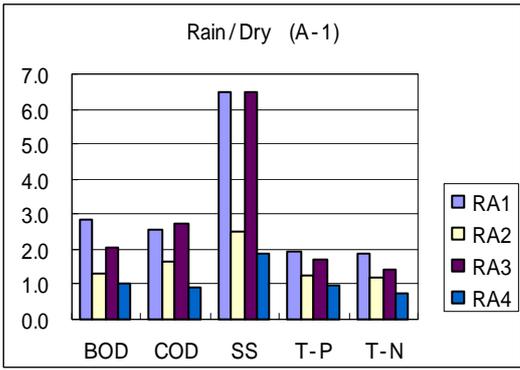


圖- 3.2.2.12 雨天時 / 晴天時 (A-1)

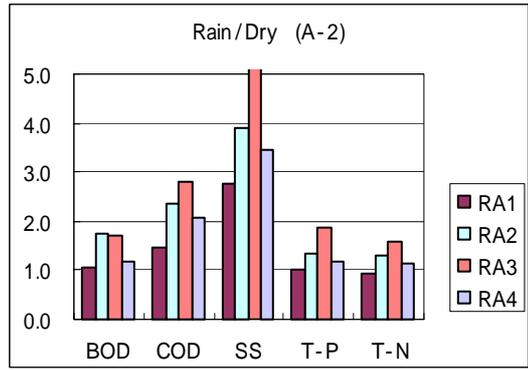


圖- 3.2.2.13 雨天時 / 晴天時 (A-2)

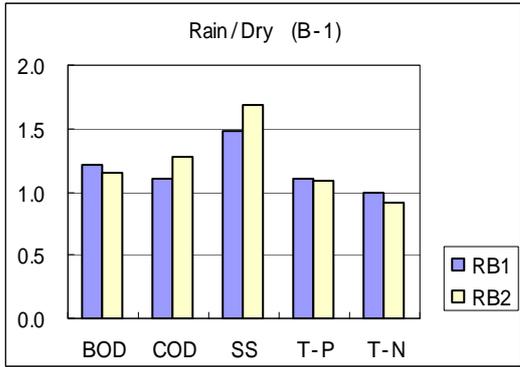


圖- 3.2.2.14 雨天時 / 晴天時 (B-1)

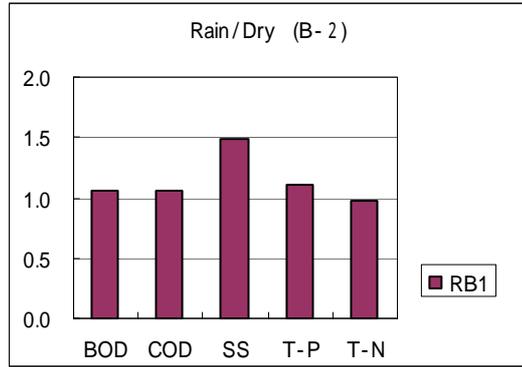


圖- 3.2.2.15 雨天時 / 晴天時 (B-2)

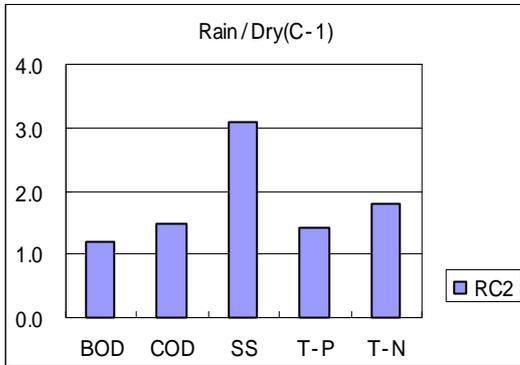


圖- 3.2.2.16 雨天時 / 晴天時 (C-1)

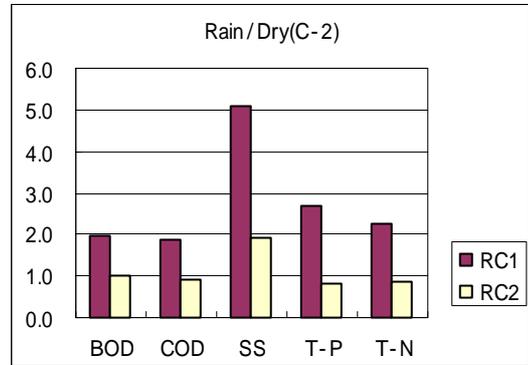


圖- 3.2.2.17 雨天時 / 晴天時 (C-2)

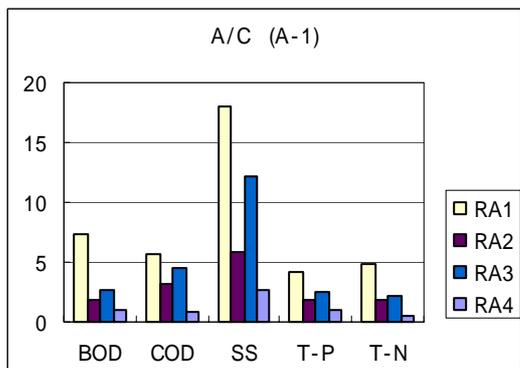


圖- 3.2.2.18 A / C (A-1)

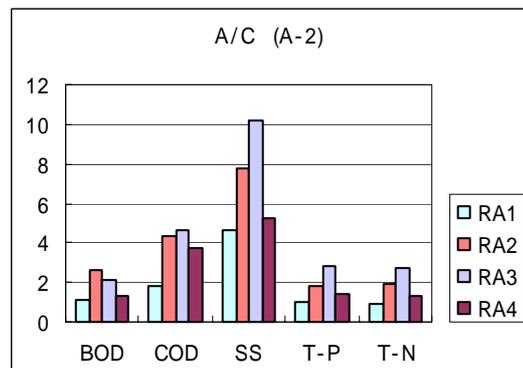


圖- 3.2.2.19 A / C (A-2)

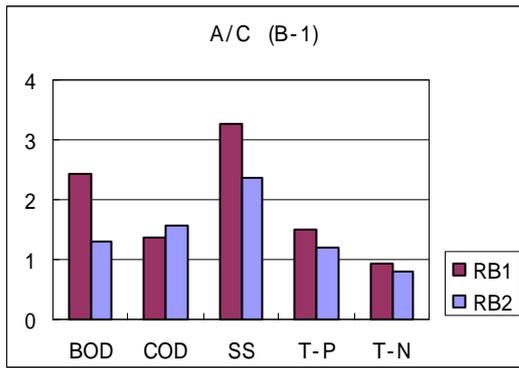


図- 3.2.2.20 A / C (B-1)

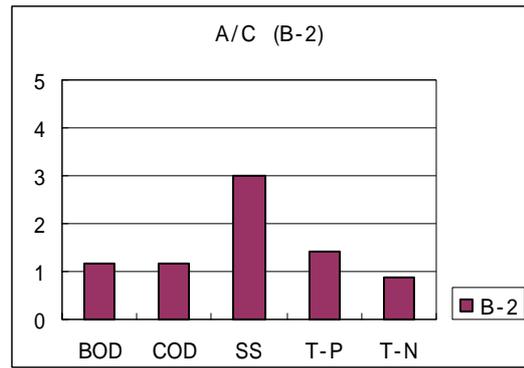


図- 3.2.2.21 A / C (B-2)

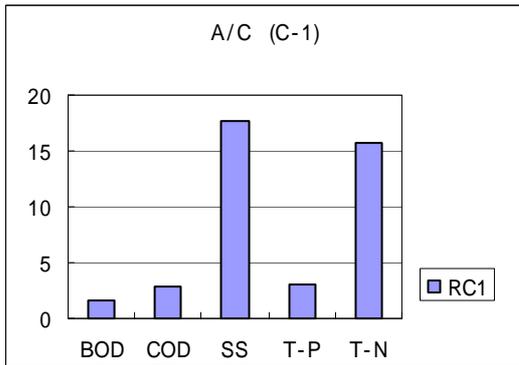


図- 3.2.2.22 A / C (C-1)

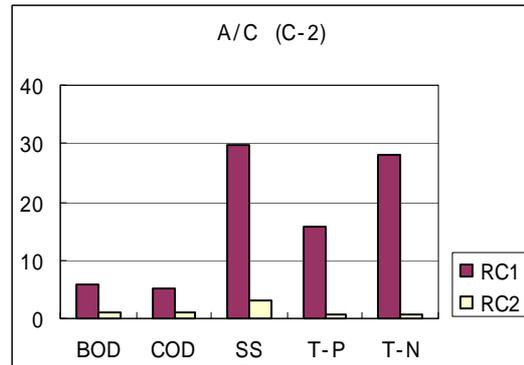


図- 3.2.2.23 A / C (C-2)

b) 流量と負荷量の関係

BOD、COD、SSの流量と負荷量の関係を表した際の時系列の履歴曲線は時計回りのループ特性があり、この関係の第一次近似として $L = C'Q^n$ が成り立つとされている²⁾。流量と負荷量の関係は次に示すとおりである。

ア) 窒素

履歴曲線を図-3.2.2.24 ~ 3.2.2.29 に示す。

履歴曲線はBOD等と同様なループ特性がみられ、指数nは1.0程度であったのでBOD、CODと同様な流出特性であると考えられる。

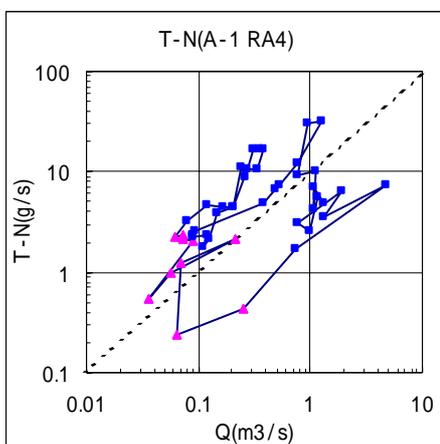


図- 3.2.2.24 窒素 (A-1 4 回目降雨)

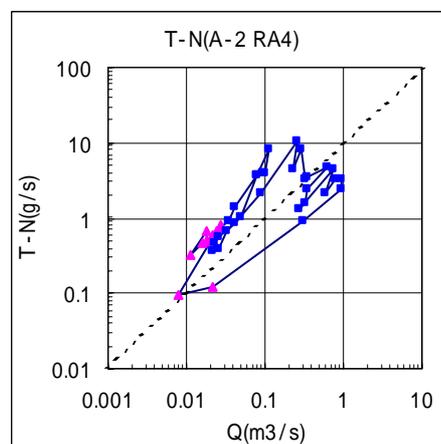


図- 3.2.2.25 窒素 (A-1 2 回目降雨)

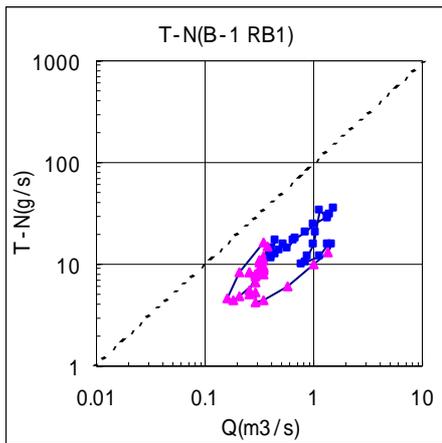


図- 3.2.2.26 窒素 (B-1 1 回目降雨)

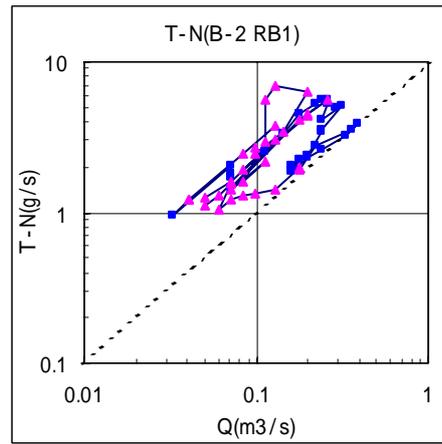


図- 3.2.2.27 窒素 (B-2 1 回目降雨)

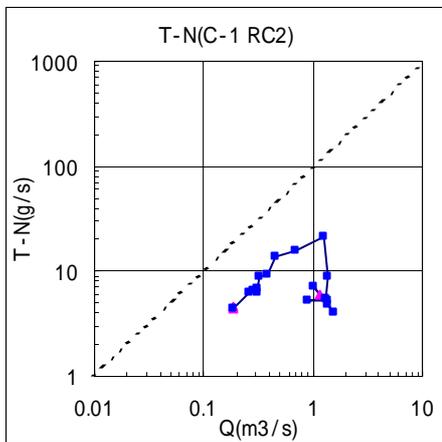


図- 3.2.2.28 窒素 (C-1 2 回目降雨)

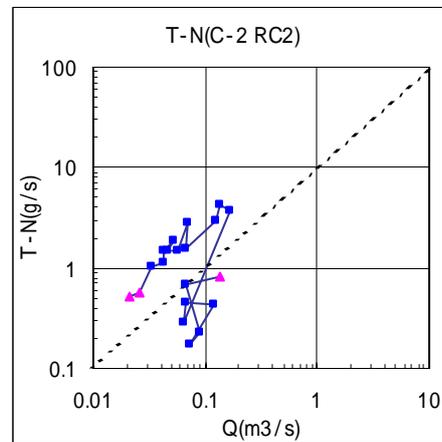


図- 3.2.2.29 窒素 (C-2 2 回目降雨)

イ) リン

履歴曲線を図-3.2.2.30～3.2.2.35 に示す。履歴曲線は B O D 等と同様なループ特性がみられ、指数 n は 1.0 程度であったので B O D、C O D と同様な流出特性であると考えられる。

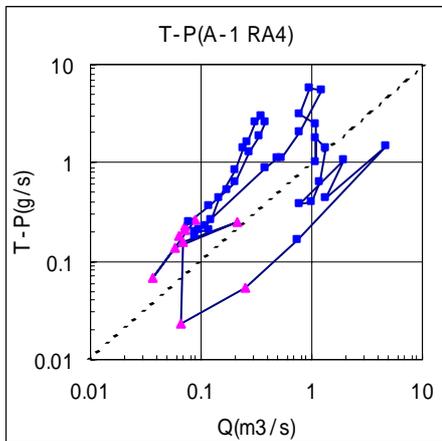


図- 3.2.2.30 リン (A-1 4 回目降雨)

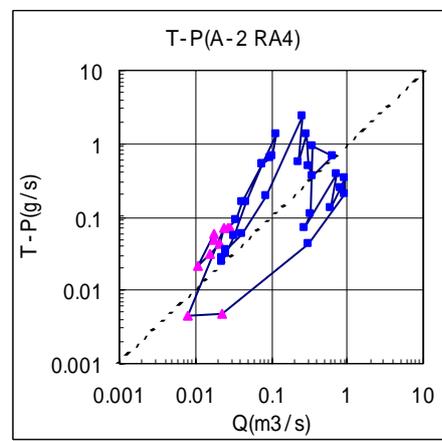


図- 3.2.2.31 リン (A-2 2 回目降雨)

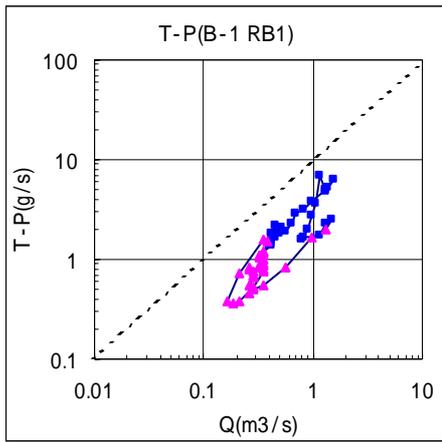


図- 3.2.2.32 リン (B-1 1 回目降雨)

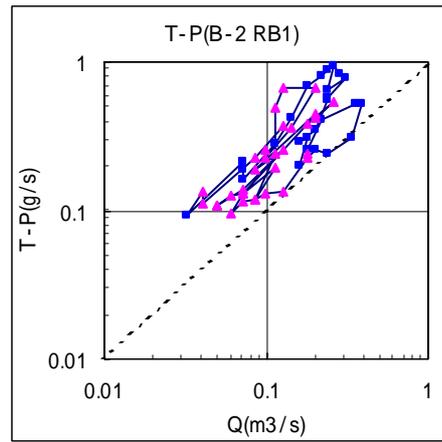


図- 3.2.2.33 リン (B-2 1 回目降雨)

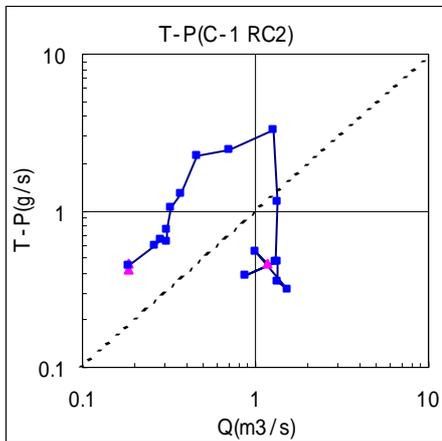


図- 3.2.2.34 リン (C-1 2 回目降雨)

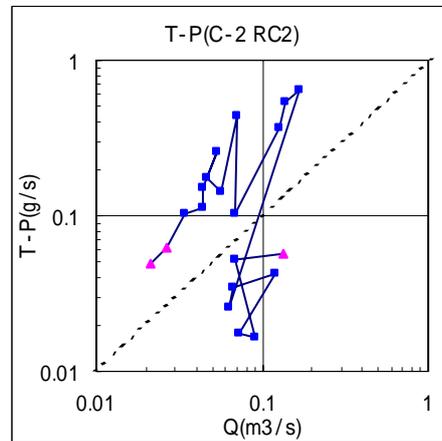


図- 3.2.2.35 リン (C-2 2 回目降雨)

4) 大腸菌群の汚濁負荷流出特性

a) A / C の関係

A 市における大腸菌群の場合、A / C は 2 地点共に 20 倍程度と、他の汚濁負荷項目よりも大きな値となっていた (図-3.2.2.36)。一方、B 市における大腸菌群は、2 降雨共に SS の A / C と同程度の値となっていた (図-3.2.2.37)。

A 市の降雨は比較的大きな降雨であり、B 市の降雨は 2 降雨共に小規模な降雨であるといった違いはあるが、A / C の値は SS と同等もしくはそれ以上の値となっており、路面等からの負荷供給が少なくないと考えられる。

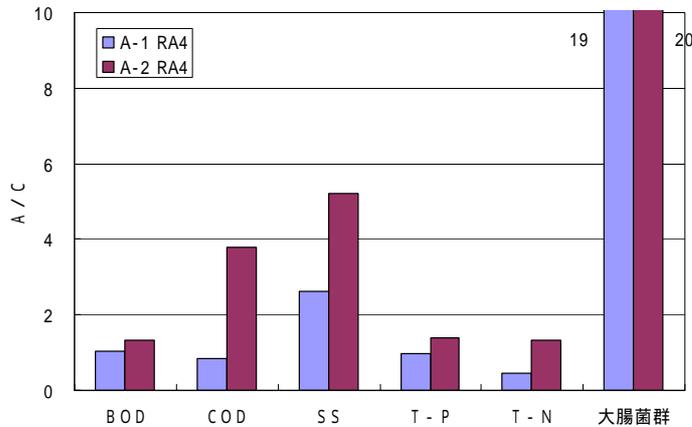


図- 3.2.2.36 A市における A/C

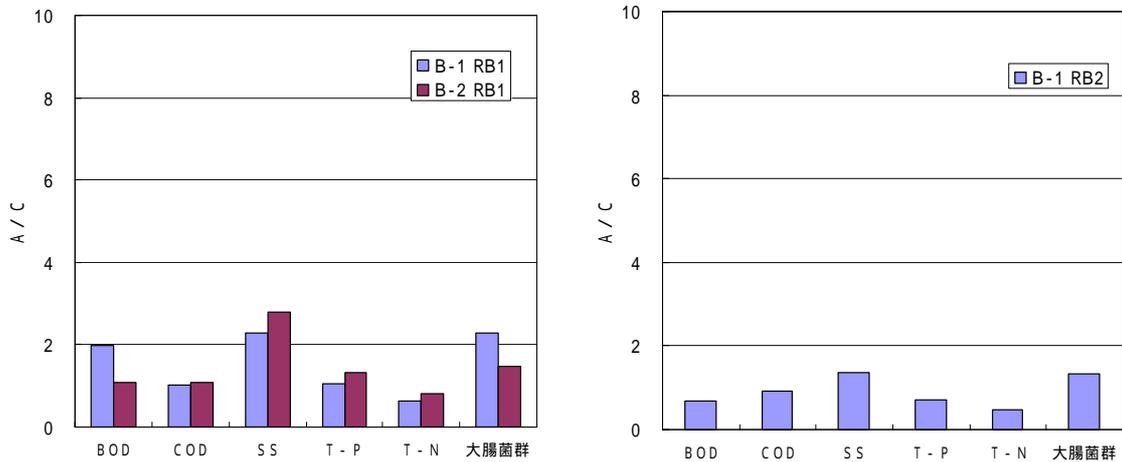


図- 3.2.2.37 B市における A/C

b) $D / (C + D)$ の関係

晴天時流出負荷量が雨天時流出負荷量を上回ってからの晴天時流出負荷量と雨天時流出負荷量の比「 $D / (C + D)$ 」が 1.0 以下となる場合は、管渠内等で負荷の再堆積が進んでいることを示す。

一般に SS 等の雨天時に路面等からの供給される割合が大きい汚濁負荷の場合、「 $D / (C + D)$ 」は他の汚濁よりも大きく、1.0 に近い値となると考えられるが、その現象を読みとることができない。大腸菌群についても同様であり、A 市では大きい、B 市では小さい。

本調査では、大腸菌群に類似した水質項目を判断できなかった。(図-3.2.2.38 ~ 3.2.2.39)

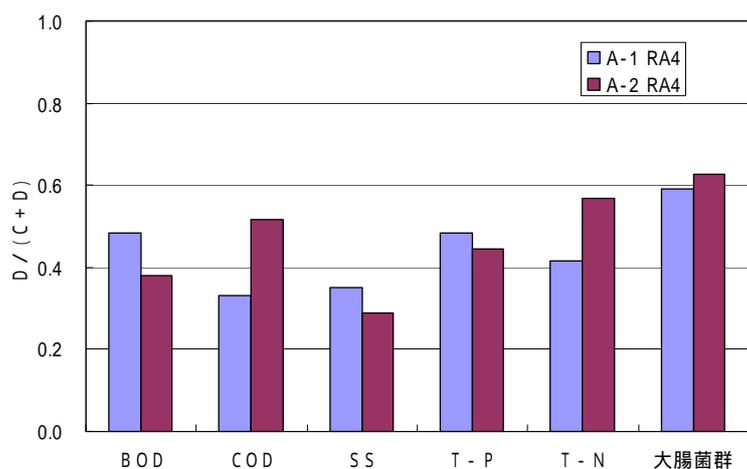


図- 3.2.2.38 A 市における D/(C+D)

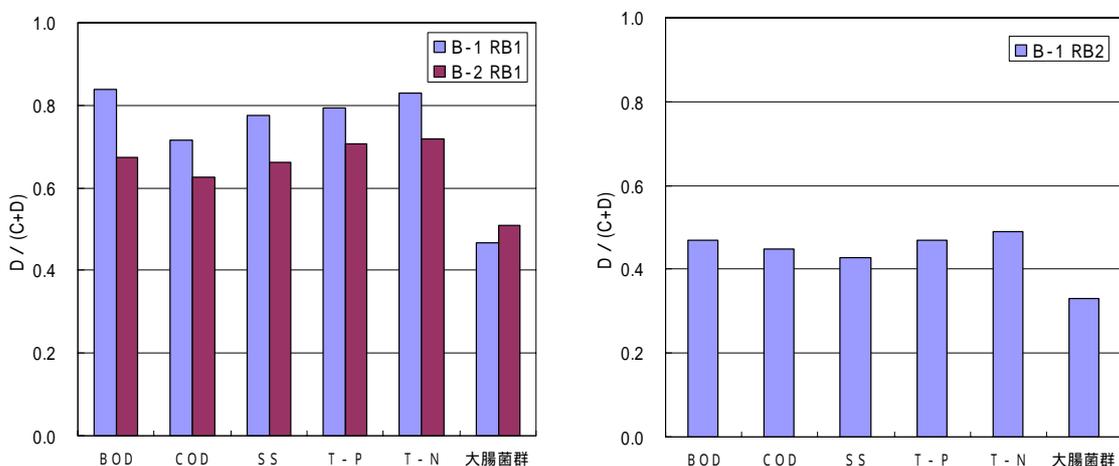


図- 3.2.2.39 B 市における D/(C+D)

c) 雨天時負荷量と晴天時負荷量 : $(A + B + D) / (B + C + D)$

雨天時流出負荷量 (A + B + D) と晴天時流出負荷量 (B + C + D) の比や、雨天時流出負荷量 (A) と晴天時流出負荷量 (B) の比 (A / B) が大きいと、降雨による路面等からの供給負荷量が大きいことを意味する。

大腸菌群の雨天時流出負荷量と晴天時流出負荷量の比は、A市とB市で値に違いはあるものの共に、SSと同程度であり、SSと同様に路面等からの供給を考慮する必要があると考えられる (図-3.2.2.40 ~ 3.2.2.41)。

雨天時の負荷量が晴天時の負荷量を上回る部分に限定し、A/Bについてみると、SSは傾向が顕著となるが、大腸菌群ではバラツキが見られる。(図-3.2.2.42 ~ 3.2.2.43)

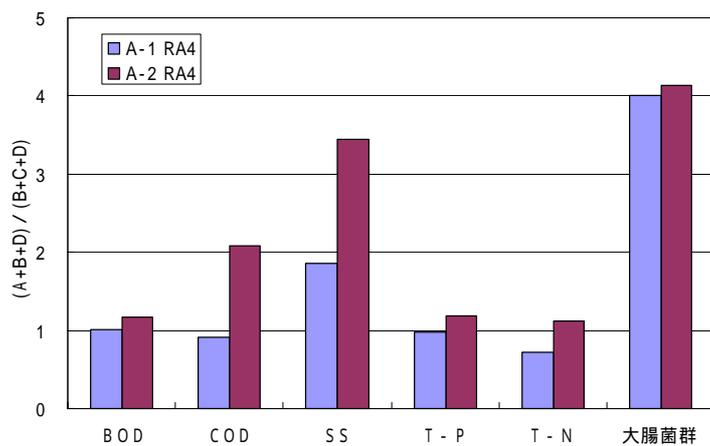


図- 3.2.2.40 A 市における $(A+B+D)/(B+C+D)$

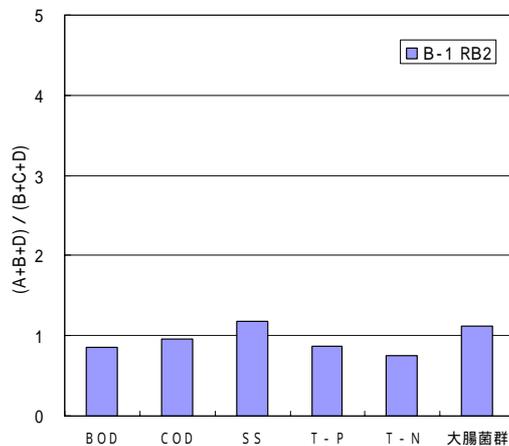
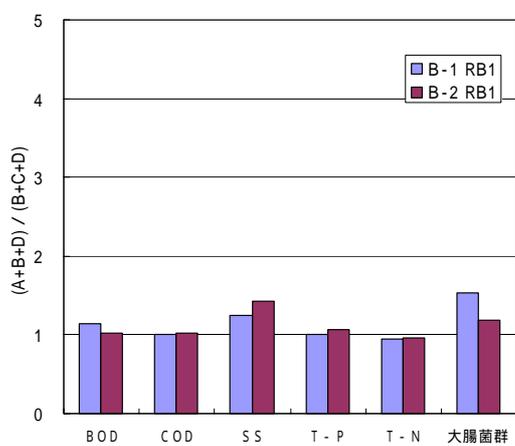


図- 3.2.2.41 B 市における $(A+B+D)/(B+C+D)$

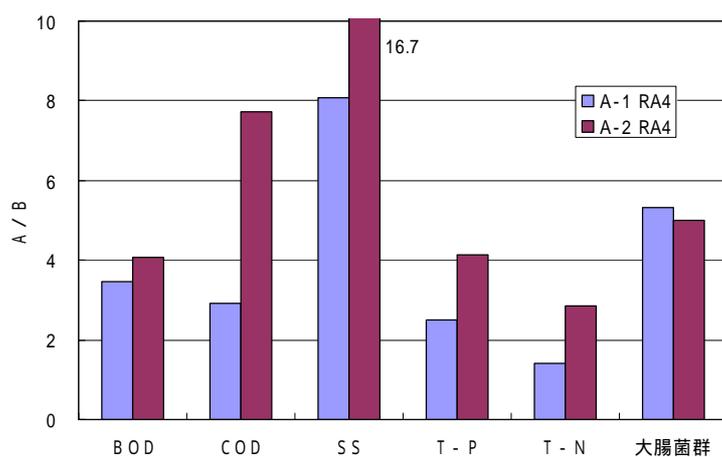


図- 3.2.2.42 A 市における A/B

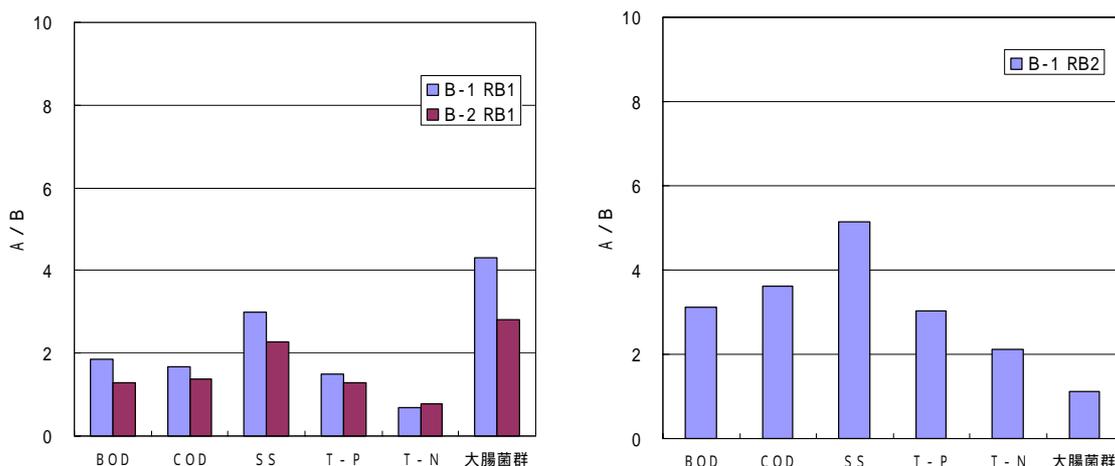


図- 3.2.2.43 B市における A/B

5) 窒素、リン、大腸菌群の土研モデルへの適用

a) 集中型土研モデル²⁾

集中型土研モデルは山口、中村らにより開発された汚濁負荷流出解析モデルであり、指針等²⁾³⁾にも記載されている。本モデルは雨水流出量解析モデルの1つである修正RRL法と組み合わせて利用され、次のような式で表されている。ただし、雨天時汚濁負荷の流出解析ではBODは地表面等からの汚濁負荷の流出は少ないと考えられており、COD、SSとは式が異なっている。これらの式は式-3.2.2.1~3.2.2.7に示すとおりである。

晴天時の推定式は管渠内の堆積物の流出現象を表され、浮遊砂量公式と同式形であり、そこに流砂量理論という限界掃流力の概念が導入されたものである。雨天時の推定式は晴天時の推定式と地表面等の堆積物の流出現象を表した推定式から構成されており、地表面等からの負荷量の推定式は「流出負荷量は残存負荷量と降雨強度に比例する」という仮定に基づいている。また、限界降雨強度以下では堆積物は掃流、流出しないと仮定している。この際のBOD、COD、SSの定数m、nの値は表-3.2.2.2のとおりとされている²⁾。

<晴天時>

$$L_D = C \cdot P_p^m \cdot Q^n (Q - Q_C) \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.1)$$

$$\frac{dp_p}{dt} = D_L - L_D \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.2)$$

- L_D : 晴天時流出負荷量 (g/s) C : 管内負荷流出係数
- P_p : 管内残存負荷量 (g) Q : 流量 (m³/s) Q_C : 限界流量 (m³/s)
- D_L : 汚水負荷量 (g/s) m, n : 定数 (表-3.2.2.2 参照)

<雨天時：BOD>

$$L_w = C \cdot P_p^m \cdot Q^n (Q - Q_c) \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.3)$$

$$\frac{dp_p}{dt} = D_L - C \cdot P_p^m \cdot Q^n (Q - Q_c) \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.4)$$

<雨天時：COD、SS>

$$L_w = C \cdot P_p^m \cdot Q^n (Q - Q_c) + \frac{1}{3.6} K \cdot P_s (r_e - r_c) A \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.5)$$

$$\frac{dp_p}{dt} = D_L - C \cdot P_p^m \cdot Q^n (Q - Q_c) \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.6)$$

$$\frac{dp_s}{dt} = a - \frac{1}{3.6} K \cdot P_s (r_e - r_c) A \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.7)$$

- L_w : 雨天時流出負荷量 (g/s) C : 管内負荷流出係数
 P_p : 管内残存負荷量 (g) Q : 流量 (m³/s)
 Q_c : 限界流量 (m³/s) D_L : 汚水負荷量 (g/s)
 K : 路面, 管内等の残存負荷流出係数 (1/mm)
 P_s : 路面, 管内等の残存負荷量 (kg/ha)
 r_e : 有効降雨強度 (mm/hr) r_c : 限界降雨強度 (mm/hr)
 A : 排水区域面積 (ha) a : 補給負荷量 (g/s)
 m, n : 定数 (表- 3.2.2.2参照)

表- 3.2.2.2 定数(m,n)

	BOD	COD	SS
m	2	2	1
n	0	0	1

実態調査に基づく汚濁負荷流出特性から考えられる窒素、リン、大腸菌群数の定数m、nを表-3.2.2.3に示す。

表- 3.2.2.3 定数(m,n)

	BOD	COD	SS	T-P	T-N	大腸菌群
m	2	2	1	2	2	1
n	0	0	1	0	0	1

b) シミュレーションによる検証

ア) 窒素、リン

窒素、リンでは地表面等から汚濁負荷量を推定する際のパラメータについて十分な研究がされていないため、C市で行った分流式雨水での調査を基に路面等のパラメータを設定した。その値は表-3.2.2.4に示すとおりであった。

表- 3.2.2.4 C市分流雨水から求まる路面等のパラメータ（窒素、リン）

		T-P	T-N
総負荷量 (kg)		5.74	48.06
初期路面等残存負荷量 Ps0 (kg/ha)	総負荷量 / (81.98ha × 0.20)	0.350	2.931
路面等残存負荷流出係 数 K (1/mm)	K=最大負荷 × 3.6/ (Ps・ (最大降雨 - rc)・A・imp)	0.011	0.010
補給係数 a (kg/s/ha)	Ps0 / 48hr / (81.98ha × 0.20)	2.026×10 ⁻⁶	1.696×10 ⁻⁵

シミュレーション結果は図-3.2.2.44～3.2.2.46に示すとおりである。

負荷量あるいは水質のピークに対して、シミュレーションが追従し切れていないところがあるものの、全体としては雨天時の波形を表現できているものといえる。

これにより、従来からシミュレーションが確立されていた BOD、COD、SS と同様に、T-P および T-N のシミュレーションも可能になったといえる。

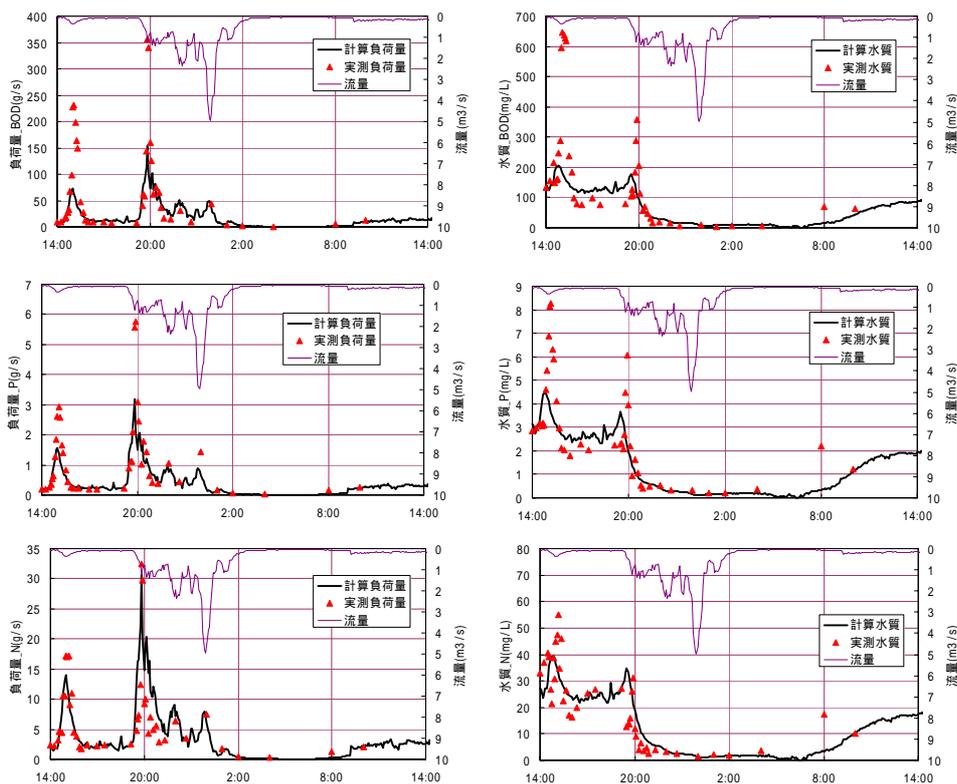


図- 3.2.2.44 雨天時シミュレーション A市A-1地点 降雨RA4

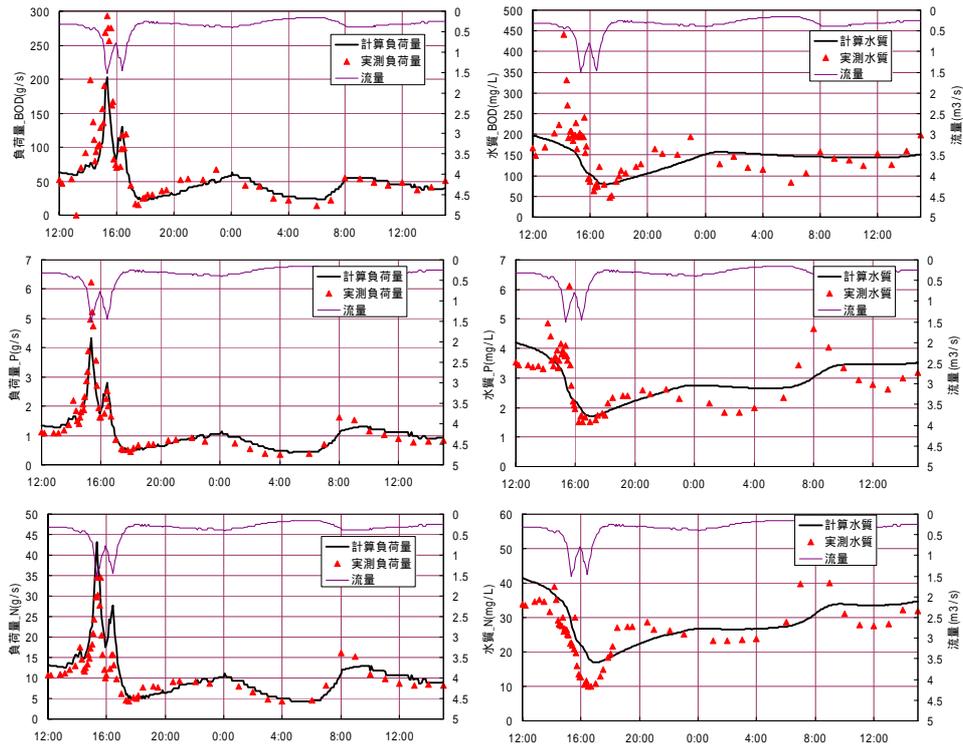


図- 3.2.2.45 雨天時シミュレーション B市 B-1地点 降雨RB1

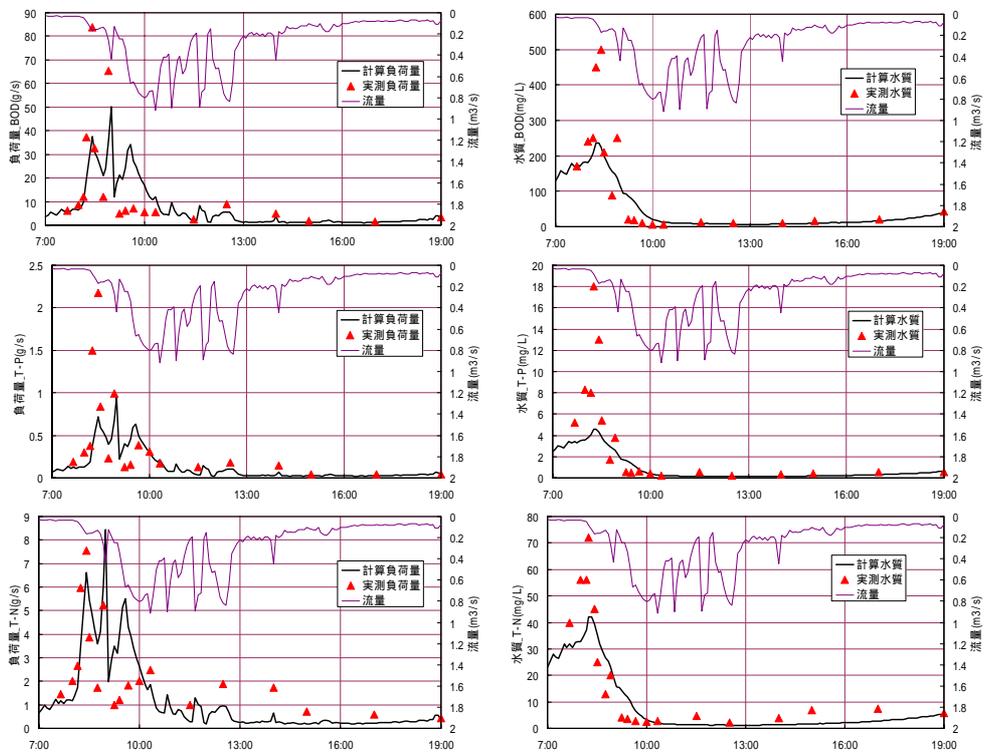


図- 3.2.2.46 雨天時シミュレーション C市 C-2地点 降雨RC1

イ) 大腸菌群

大腸菌群についても地表面等から汚濁負荷量を推定する際のパラメータについて十分な研究がされていないため、C市で行った分流式雨水での調査を基に路面等のパラメータを設定した。その値は表-3.2.2.5に示すとおりであった。

表- 3.2.2.5 C市分流雨水から求まる路面等のパラメータ（大腸菌群）

		大腸菌群
総負荷量（ $\times 10^6$ 個）		251,500,805
初期路面等残存負荷量 Ps0（個/ha）	総負荷量 / (81.98ha \times 0.20)	15.34×10^{12}
路面等残存負荷流出係 数 K（1/mm）	K=最大負荷 \times 3.6/（Ps \cdot (最大降雨 - rc) \cdot A \cdot imp）	6.173×10^6
補給係数 a（個/s/ha）	Ps0 / 16hr / (81.98ha \times 0.20)	8.877×10^7

シミュレーション結果は図-3.2.2.47～3.2.2.48に示すとおりである。

窒素、リンと同様に、負荷量あるいは水質のピークに対して、シミュレーションが追従し切れていないところがあるものの、全体としては雨天時の波形を表現できているものといえる。

これにより、窒素、リンと同様に、大腸菌群のシミュレーションが有る程度可能になったと考えられる。

しかしながら、大腸菌群に関しては、他の水質項目に比べ、環境の変化等においてその値が大きく変化することも考えられ、地域によっては、必ずしも今回のようにシミュレーション結果と実態が一致するものとは言えない。

このことから、特に地表面からの流出実態についてデータの蓄積を行い、地域性や気候の変化による影響などについてさらに検討すると共に、管内堆積物（堆積汚泥や管内付着汚泥）における大腸菌群の挙動についても検討を行う必要があると考える。

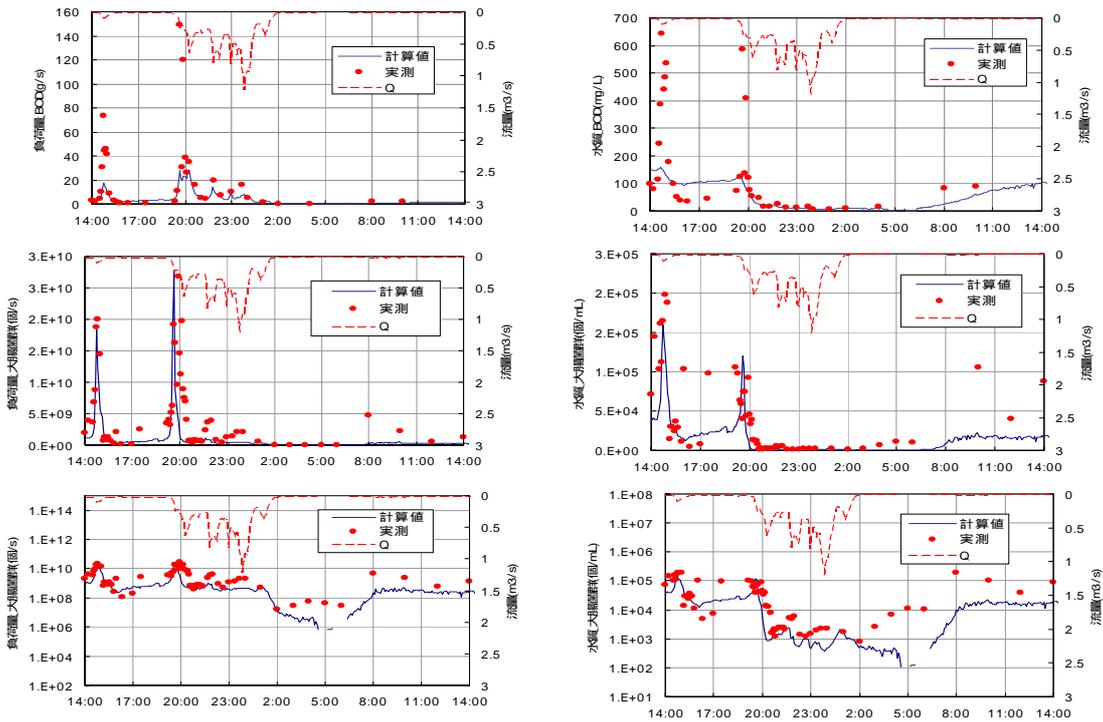


図- 3.2.2.47 雨天時シミュレーション A市A-2地点 降雨RA4
 (上段：BOD，中段：大腸菌群(真数)，下段：大腸菌群(対数))

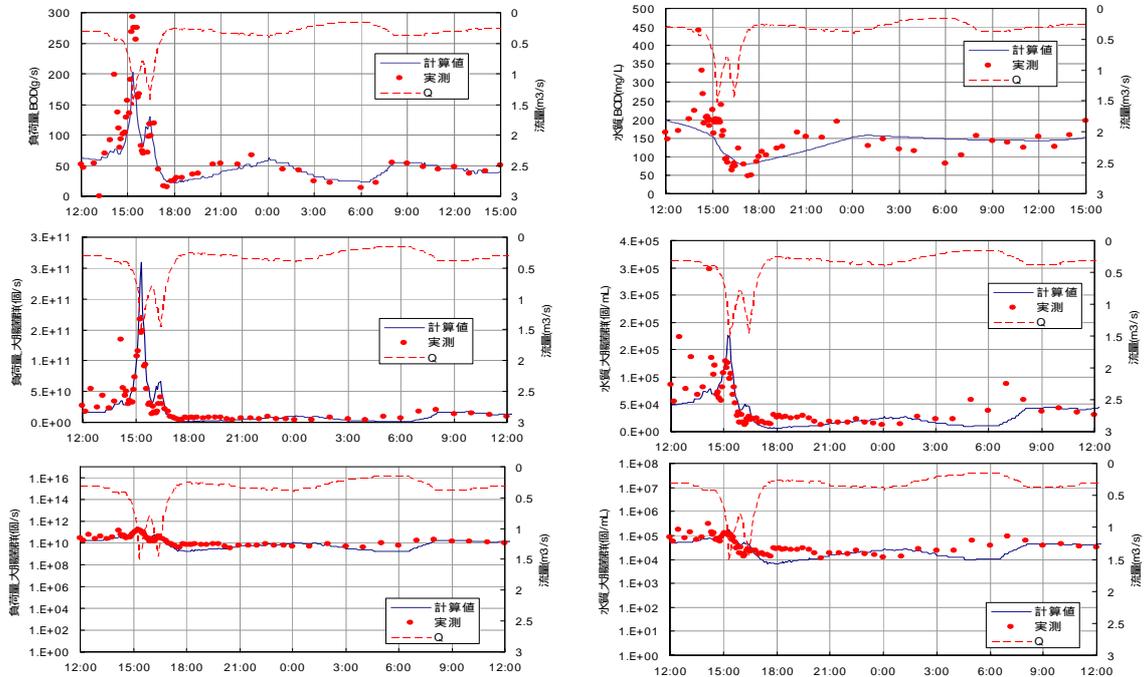


図- 3.2.2.48 雨天時シミュレーション B市B-1地点 降雨RB1
 (上段：BOD，中段：大腸菌群(真数)，下段：大腸菌群(対数))

(3) 分布型汚濁負荷流出解析モデルの開発

1) 集中型モデルと分布型モデルの相違点

図-3.2.2.49 中の A 地点を懸案地点とした場合、集中型モデルでは A 地点の上流側地区を一地区として負荷量の推定を行うため、図中の斜線部のような部分的な対策効果は地区全体で按分され、懸案地点での負荷量が推定される。

一方、分布型モデルでは排水区域内をいくつかの地区に分割して負荷量を推定し、懸案地点まで負荷量追跡が行えるため対策効果は懸案地点の推定負荷量に適正に反映されるものである。

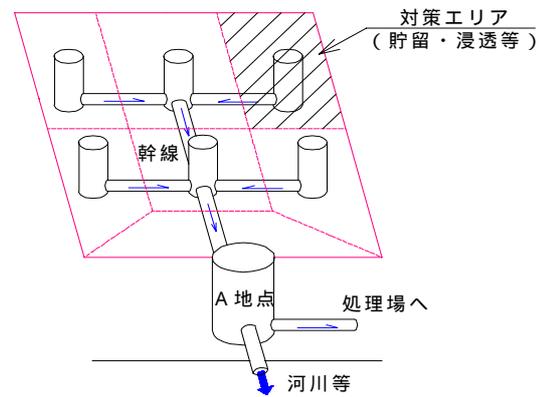


図- 3.2.2.49 模式図

全国で行われる合流式下水道改善対策は、その管路施設の状況や地域性などから各地点にあった施策を選択し、事業を実施する必要があることから、集中型モデルに比べ、分布型モデルでの負荷量算出の方がより適用性が高いと言える。

2) 分布型汚濁負荷流出解析モデルの考え方

分布型の汚濁負荷解析モデルの開発に当たっては、「合流式下水道越流水対策と暫定指針，1982 年版，日本下水道協会」に示されるところの(集中型)土研モデル²⁾を用いた。

分布型の汚濁負荷流出解析モデルは図-3.2.2.50 に示すように「流域モデル」と「管路モデル」とで構成した。「流域モデル」は路面や屋根などの堆積物の流出を地表面モデルとし、管内堆積物の流出を管内モデルとした。

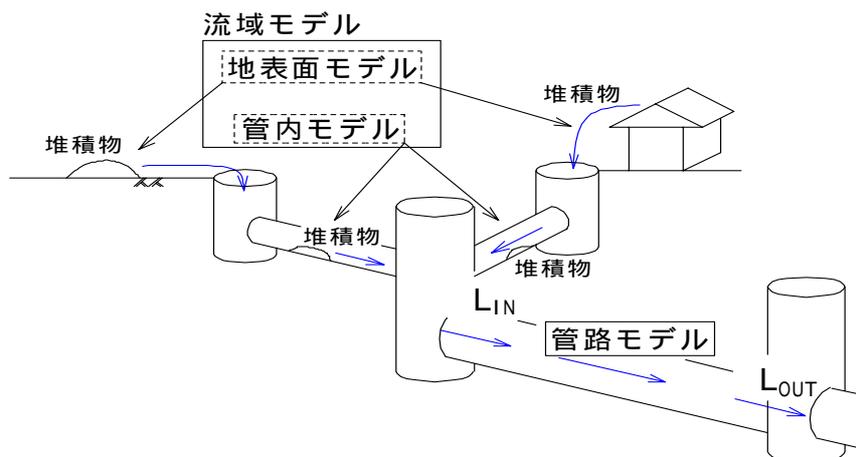


図- 3.2.2.50 分布型モデル

「流域モデル」は、従来の集中型汚濁負荷モデル(土研モデル)として計算を行うことができる。

a) 流域モデル

流域モデルの基本式形を式-3.2.2.1～3.2.2.4に示す。

集中型土研モデルの考え方と同様に管内モデル(式-3.2.2.1)は集中型土研モデルの管内流出の項と、地表面モデル(式-3.2.2.3)は地表面からの流出の項と同形式とした。ただし以下のことから、流域モデルの汚濁負荷量を算定する基本式では地表面等からの流出負荷量は管内堆積負荷量に寄与すると仮定した(式-3.2.2.2)。

[管内モデル]

$$L_D = C \cdot P_p^m \cdot Q^n (Q - Q_c) \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.1)$$

$$\frac{dp_p}{dt} = D + L_s - L_p \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.2)$$

[地表面モデル]

$$L_s = \frac{1}{3.6} K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c) \cdot A \cdot Imp \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.3)$$

$$\frac{dp_s}{dt} = a - \frac{1}{3.6} \cdot K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c) \quad \dots \dots \dots (式-3.2.2.4)$$

- | | |
|----------------------------------|------------------------------|
| L_D : 管内流出負荷量 (g/s) | C : 負荷流出係数 |
| P_D : 管内残存負荷量 (g) | Q : 流量 (m ³ /s) |
| Q_c : 限界流量 (m ³ /s) | D : 汚水負荷量 (g/s) |
| L_s : 地表面流出負荷量 (g/s) | m, n : 定数 (水質項目により異なる) |
| K : 地表面残存負荷流出量 | P_s : 地表面残存負荷量 (g) |
| r_e : 有効降雨強度 (mm/hr) | r_c : 限界降雨強度 (mm/hr) |
| A : 排水区域面積 (ha) | Imp : 不浸透面積率 |
| a : 補給係数 | |

従来の集中型の土研モデルの場合、流出負荷量は「管路からの流出負荷量」に「路面からの流出負荷量」を加えて、流出負荷量としている。つまり、路面からの流出負荷量は管内堆積負荷量(P_p)に寄与しないものとなっている。

しかし、このまま「従来の集中型の土研モデル」を適用した場合、上流端の「流域モデル」では、路面からの流出負荷量は管内堆積負荷量(P_p)に寄与しないが、その下流の流域の流出負荷量は、管内堆積負荷量(P_p)のみでなく路面からの流出負荷量に影響を受けることとなる。

このように一つのモデル内で、供給負荷について異なる考え方をを用いることは不合理と考えられる。

このことから、分布型モデルにおける「流域モデル」では「路面からの流出負荷量は管内堆積負荷量(P_p)に寄与する供給型の流域モデルとした。

< 従来の集中型土研モデル >

$$L_s = K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c) \cdot A \cdot \text{Imp} / 3.6$$

$$\frac{dP_s}{dt} = a - \frac{1}{3.6} K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c)$$

$$L_i = C \cdot P_p^m \cdot Q^n \cdot (Q - Q_c)$$

$$\frac{dP_p}{dt} = D - L_i$$

$$L = L_i + L_s$$

b) 管路モデル

管路モデルの基本式形を式-3.2.2.5 ~ 3.2.2.6 に示す。

管路モデルは完全混合モデルとし、管路内の水質と管路から流出する水質は同等であると仮定した。

ここでいう完全混合とは、ある時間において、管路内に存在する水量 Q_1 に対し、汚濁負荷 L_1 が流入した時、この管路内の水質は L_1/Q_1 で表現され、管路の上流端も下流端も同一の水質 L_1/Q_1 であることを意味する。

$$L_{out} = C_c \cdot Q_{(B)} \dots \dots \dots \text{(式-3.2.2.5)}$$

$$\frac{d(S \cdot C_c)}{dt} = \sum L_{in} + L_p - L_{out} \dots \dots \text{(式-3.2.2.6)}$$

L_{out} : 流出負荷量 (管路モデル下流端) (g/s)

C_c : 管路内水質 (g/m³)

$Q_{(B)}$: 流量 (管路モデル下流端) (m³/s)

S : 管路内流量 (m³/s)

L_{in} : 上流側管路からの流入負荷量 (g/s)

(4) 分布型汚濁負荷モデルの活用事例

ここでは、分布型汚濁負荷モデルの活用事例として、下記の仮想モデル地区に合流改善対策（浸透，貯留，分流化）対策を行い、分布型汚濁負荷モデルで評価した場合の例を示す。

1) 仮想モデル地区

a) 流域諸元

仮想モデル地区は分水人孔までを一流域（図-3.2.2.51，全体約 70ha）とし、流域中には非対策地区の A 地区（約 20ha）と対策地区の B 地区（約 50ha）を想定した。

また、現状では合流式で流域全体が表-3.2.2.6 の諸元で整備済みであるとする。

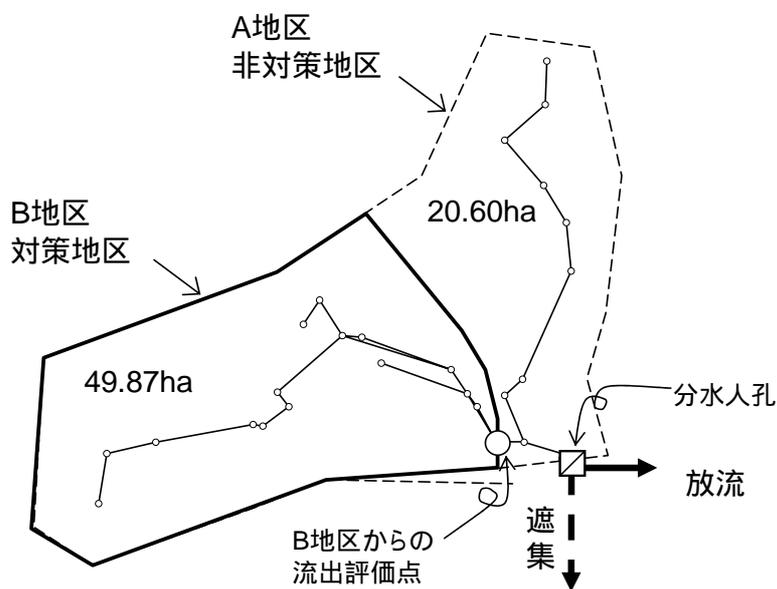


図- 3.2.2.51 仮想モデル地区（対策地区 / 全域：49.87ha/70.47ha）

表- 3.2.2.6 モデル地区想定整備水準

整備率	100%
降雨強度	50mm/hr 相当
流出係数	0.45
遮集量	0.200m ³ /s（分水人孔位置）

b) 晴天時流量および水質

ア) 晴天時流量

晴天時流量は分水人孔位置で図-3.2.2.52 に示す流量が得られているものとし、この流量を面積配分したものを各地点時における流量とした。

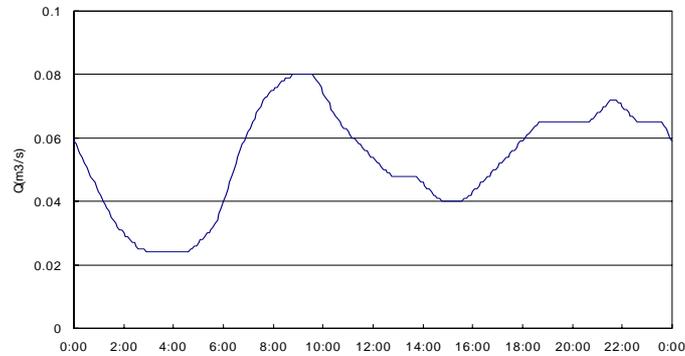


図- 3.2.2.52 既知の晴天時流量（分水人孔位置）

イ) 晴天時水質

晴天時水質は分水人孔位置で図-3.2.2.53a,b に示す水質が得られているものとし、晴天時にはこの水質変動を対象地区全域に適用するものとした。

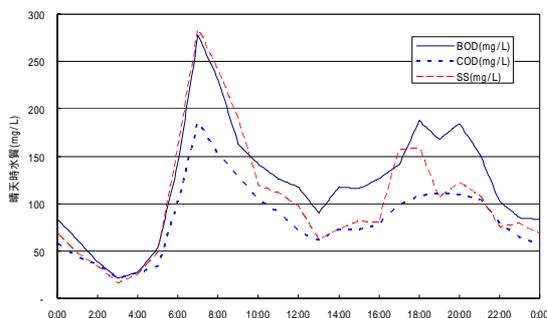


図- 3.2.2.53a 晴天時水質 1（既知）

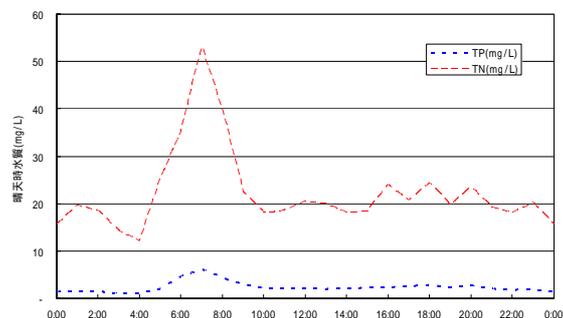


図- 3.2.2.53b 晴天時水質 2（既知）

2) 浸透施設の整備

ここでは、対策地区 B に浸透施設の整備を行った場合の例を示す。

一般に雨水浸透施設は、側面や底面に浸透孔を有する浸透ますや浸透トレンチ、空隙率の高いブロック等からなる透水性舗装等がある（図-3.2.2.54）⁵⁾。

一般に浸透施設を整備することにより、整備した地区からの流出量は図-3.2.2.55 に示すように、浸透能力分が差し引かれたものとなる。

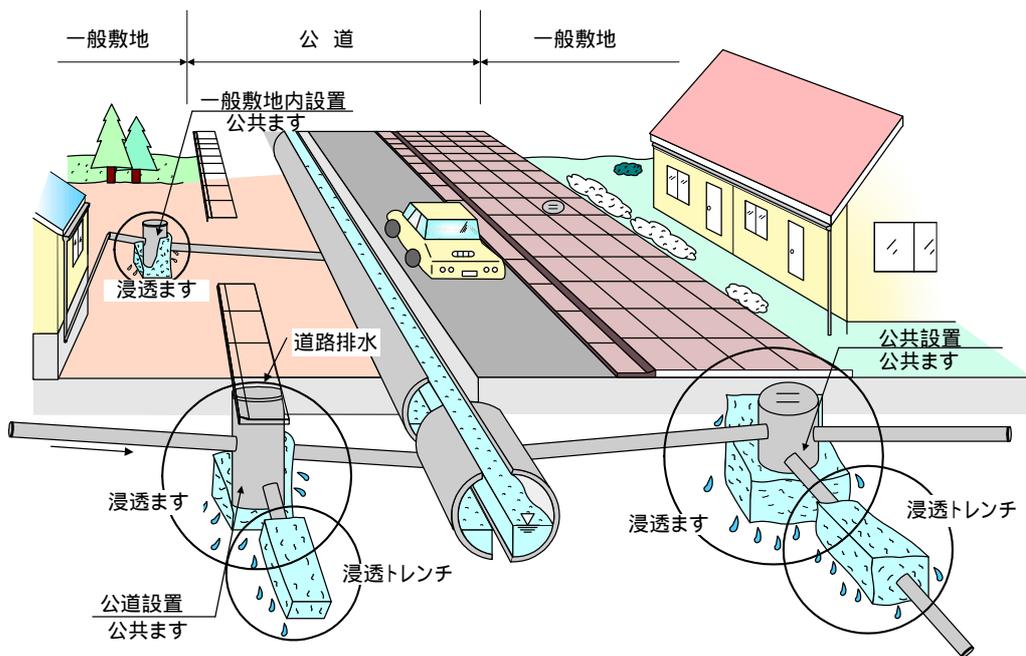


図- 3.2.2.54 浸透施設の整備イメージ

(下水道雨水浸透技術マニュアル 2001年6月, (財)下水道新技術推進機構)

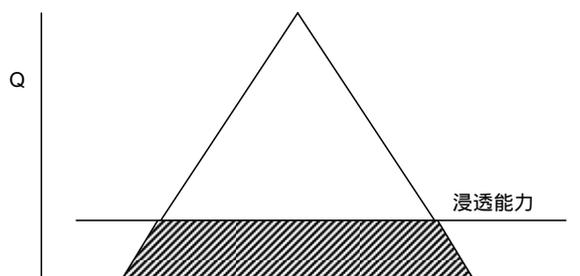


図- 3.2.2.55 浸透による効果のイメージ

a) 流量設定

仮想モデル地区における各管路の流量を設定するにあたり、市販の分布型流出解析ソフトを利用した。

検討対象降雨は図-3.2.2.56 に示す降雨(総降雨量 22.5mm)とし、浸透施設の整備による効果は 5mm/hr 相当得られるものとして、浸透整備地区における有効降雨を修正した。

上記の有効降雨で、浸透を考慮した流出計算を行うと、浸透施設を整備した B 地区からの流出は図-3.2.2.57 に示すように減少し、その下流にある分水人孔への流入量および放流量も減少することとなる(図-3.2.2.58,3.2.2.59 表-3.2.2.7)。

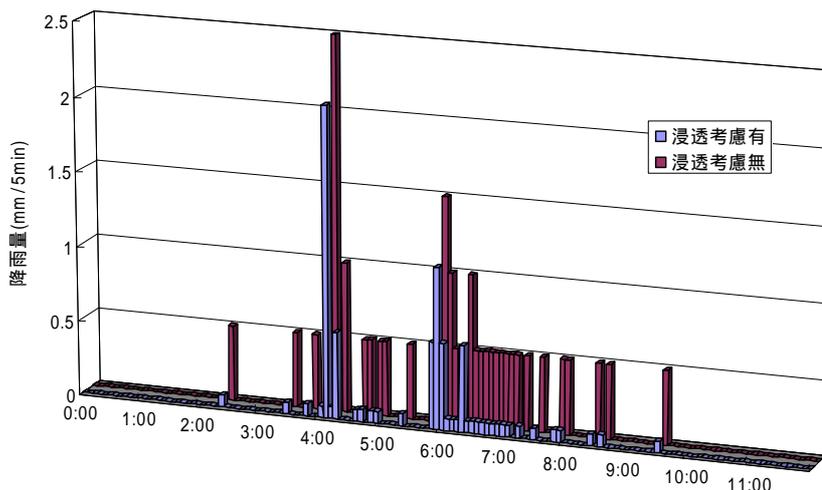


図- 3.2.2.56 浸透効果を考慮した有効降雨

表- 3.2.2.7 浸透による放流量の削減効果

	B 地区からの 流出量(m3)	分水人孔への 流入量(m3)	分水人孔における 放流量(m3)
対策前	6,090	8,599	4,246
浸透整備する場合	2,789	5,304	1,575
削減率	54%	38%	63%

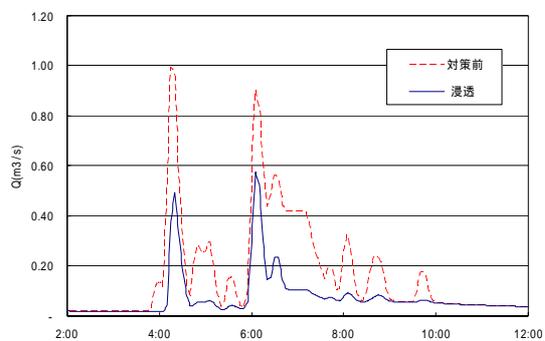


図- 3.2.2.57 対策地区からの流出量

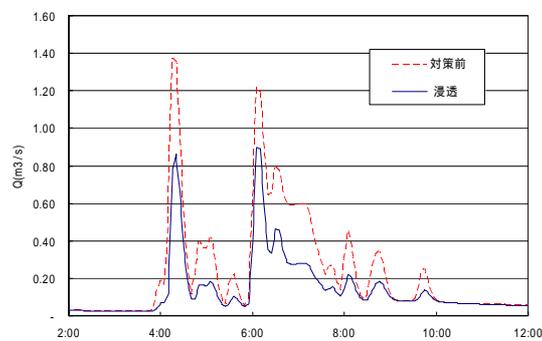


図- 3.2.2.58 分水人孔への流入量

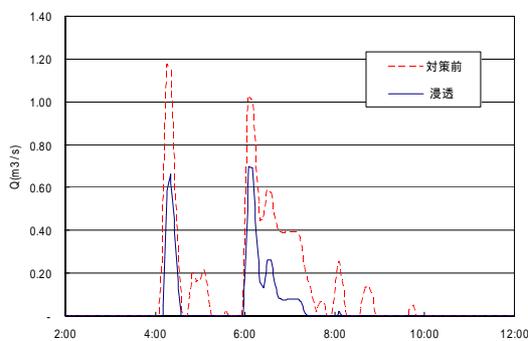


図- 3.2.2.59 吐口における放流量

b) 汚濁負荷シミュレーションのパラメータ

シミュレーションに必要なパラメータを表-3.2.2.8、3.2.2.9 に示す。

表- 3.2.2.8 日発生負荷量

	BOD	COD	SS	T-P	T-N
日発生負荷量 (kg/day/ha)	8.86	6.02	7.67	0.165	1.51
初期管路内堆積負荷量 Pp0(kg/ha)	4.43	3.01	3.84	0.083	0.76

表- 3.2.2.9 路面モデルパラメータ

	BOD	COD	SS	T-P	T-N
初期路面等残存負荷量 Ps0 (kg/ha)	0.0	2.847	4.804	0.0	0.0
路面等残存負荷流出係 数 K (1/mm)	0.0	0.156	0.3970	0.0	0.0
補給係数 a (g/s/ha)	0.0	0.01648	0.0278	0.0	0.0
限界降雨強度 rc (mm)	0.0	2.0	2.0	0.0	0.0

c) 汚濁負荷シミュレーションによる浸透効果の評価

分布型汚濁負荷シミュレーションの結果を図-3.2.2.60～3.2.2.62 及び表-3.2.2.10 に示す。

B 地区からの負荷量等の計算結果をみると(図-3.2.2.60)は、いずれの汚濁負荷も負荷量の流出ピークが遅れていることが分かる。しかし、B 地区から流出した汚濁負荷の総量には大きな違いは見られない(表-3.2.2.10)。

これは、浸透の効果により流量が減少したため、負荷量のグラフで初めのピーク負荷量が減少し、その分、二つ目のピークで負荷量が増加しているためである。これにより全体の負荷流出量には大きな違いが表れなかった。

また、下流の分水人孔への流入(図-3.2.2.61)も B 地区からの流出と同様に大きな違いは見られないが、分水人孔からの放流負荷量(図-3.2.2.62)は、浸透の効果により減少した流量の影響が大きく表れている。

浸透により減少した B 地区からの流量(ベースカット)の分、遮集管へ送られる負荷量が増え、河川へ放流される負荷量が 4 割程度となっていることがわかる(表-3.2.2.10)。

表- 3.2.2.10 浸透による放流量の削減効果

		B 地区からの 流出負荷量 (kg)	分水人孔への 流入負荷量(kg)	分水人孔における 放流負荷量(kg)
BOD	対策前	253	350	155
	対策後	222	319	91
	削減率	12%	9%	41%
COD	対策前	203	280	128
	対策後	164	241	70
	削減率	19%	14%	45%
SS	対策前	367	515	263
	対策後	293	441	179
	削減率	20%	14%	32%
T-P	対策前	5.16	7.09	3.21
	対策後	4.55	6.47	1.88
	削減率	12%	9%	41%
T-N	対策前	48	65	30
	対策後	42	60	18
	削減率	12%	8%	39%

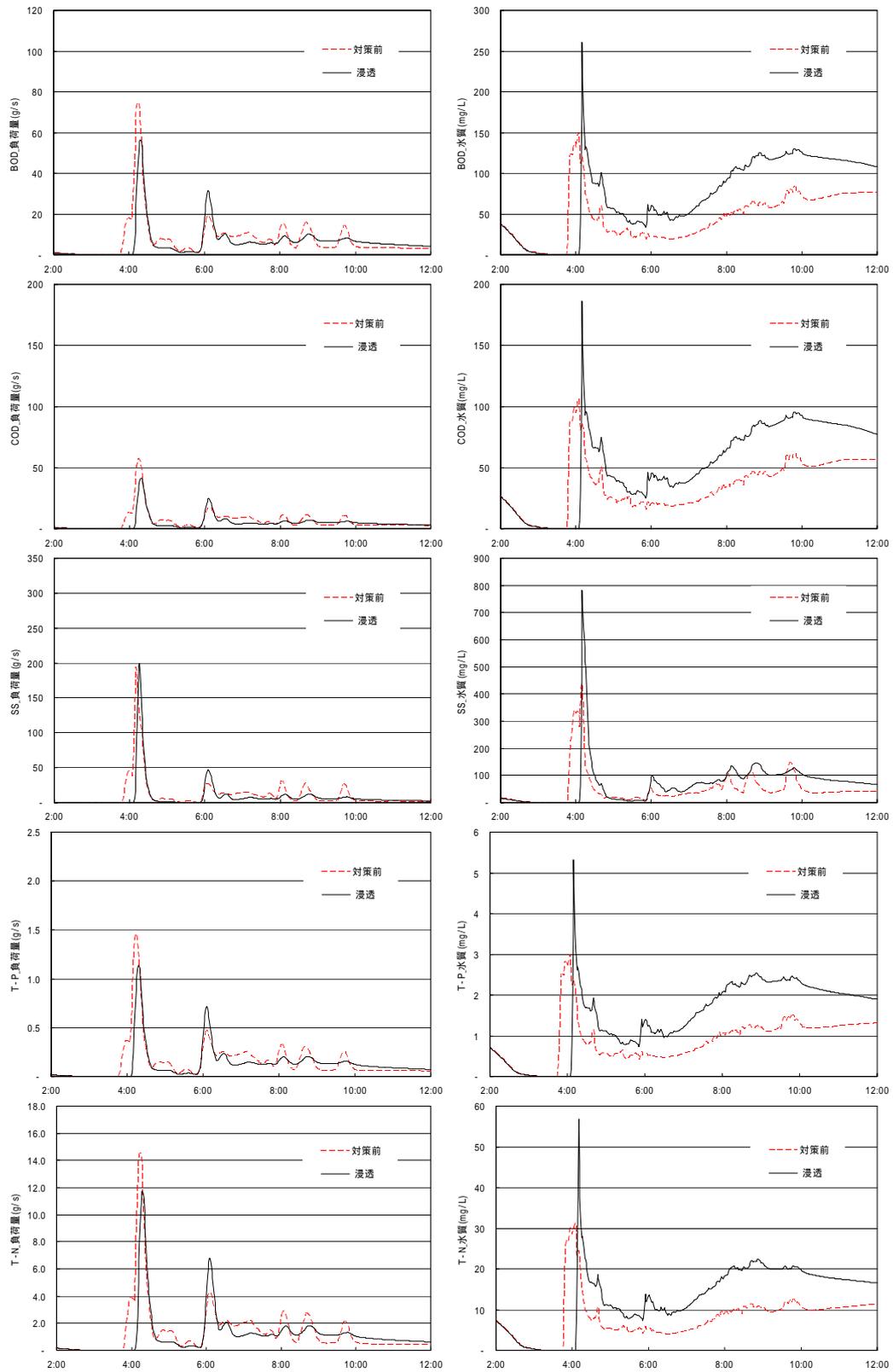


図- 3.2.2.60 B地区からの流出汚濁負荷

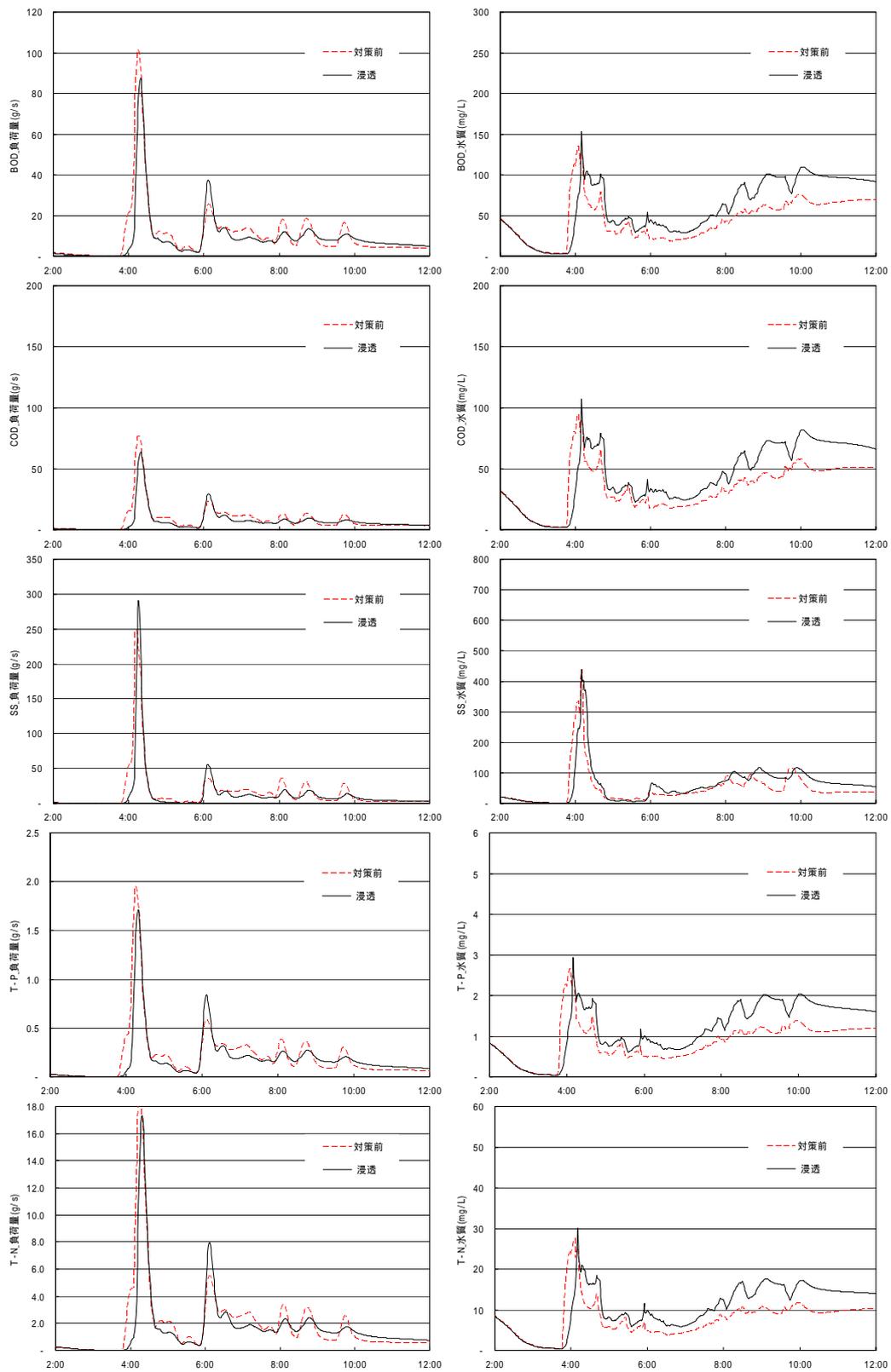


図- 3.2.2.61 分水人孔への流入汚濁負荷

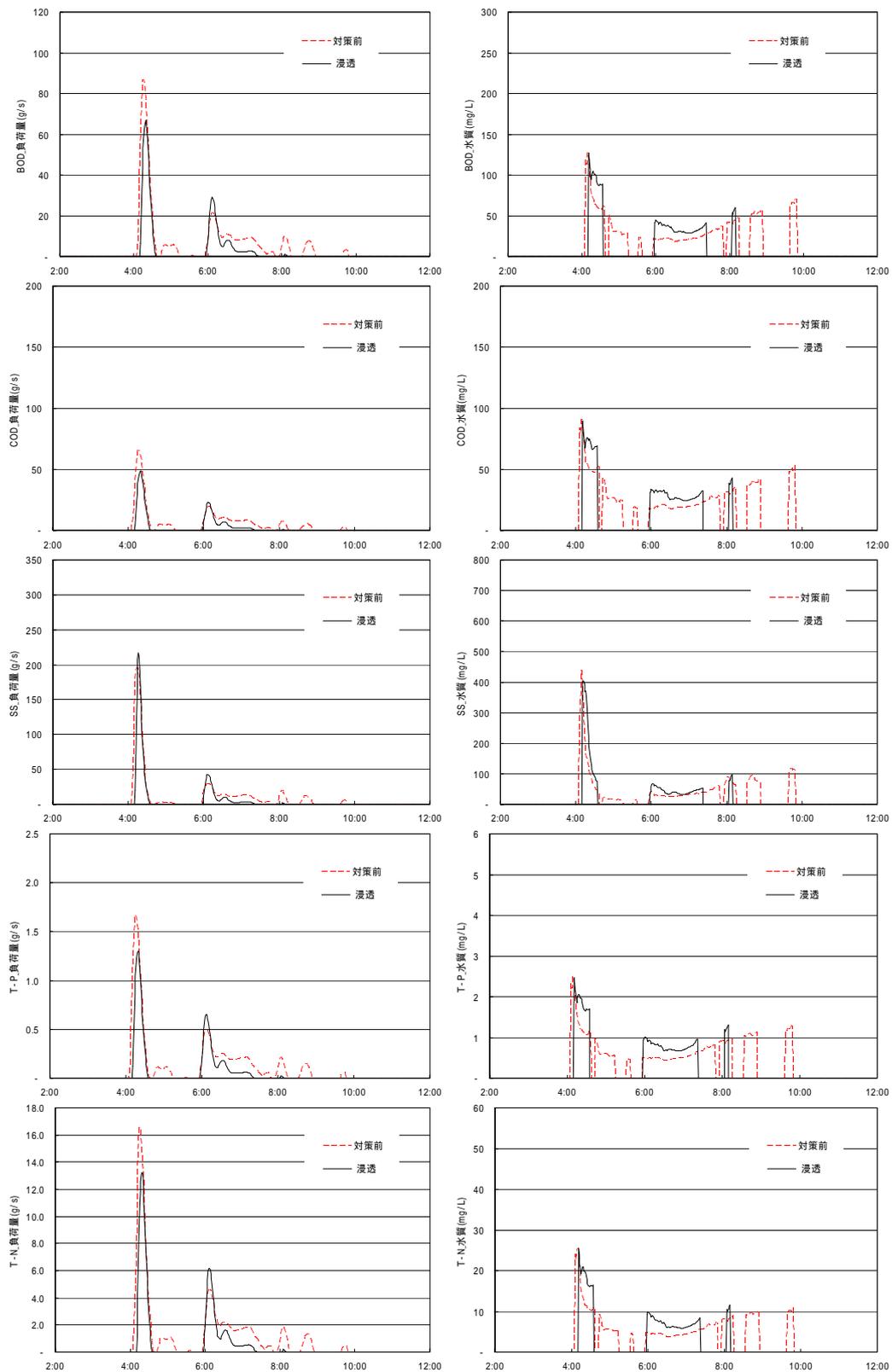


図- 3.2.2.62 分水人孔における放流汚濁負荷

3) 滞水池の整備

ここでは、対策地区 B の流出点に滞水池を設置した場合の例を示す。

雨水滞水池は、雨水吐き室、ポンプ場からの未処理下水あるいは遮集雨水の一部を貯留または沈殿し、貯留した雨天時下水を降雨終了後、処理場等に送水して処理を行うことにより、公共用水域等へ排水される雨天時負荷量等の削減を図る施設である（合流式下水道改善対策指針と解説 2002 年版、(社)下水道協会）。

一般に雨水滞水池の形式は、流入開始条件と放流条件の違いにより分類される。

ここでは、図-3.2.2.63 に示すタイプの滞水池を想定する。

この滞水池では、下水流入量が遮集管渠能力を上回ると雨水滞水池に流入し、雨水滞水池が満水になるとそれ以後の流入下水は、公共用水域に直接放流されるものである。

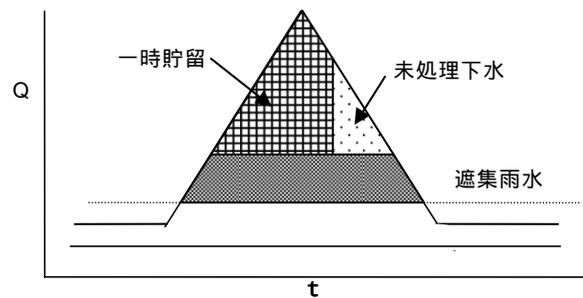


図- 3.2.2.63 ハイドログラフとの関係

a) 流量設定

降雨及び各管路の流量は浸透施設の場合と同じとした。

対策施設の滞水池の設定にあって、ここでは、B 地点における流量が晴天時最大流量 (0.06m³/s) の約 3 倍となった時 (0.18m³/s) に越流が始まる堰を設定し、滞水池には越流した分、貯留できる設定とした。滞水池を考慮した流出計算を行うと、滞水池を設置した B 地区からの流出量はピークカットにより、図-3.2.2.64 に示すように減少し、その影響を受けて下流の分水人孔での放流量も減少することとなる（図-3.2.2.65, 3.2.2.66, 表-3.2.2.11）。

なお、この降雨の場合、滞水池への流入量は 880m³ であった。

表- 3.2.2.11 浸透による放流量の削減効果

	B 地区からの 流出量(m ³)	分水人孔への 流入量(m ³)	分水人孔における 放流量(m ³)
対策前	6,090	8,599	4,246
滞水池を設置した場合	5,209	7,719	3,367
削減率	14%	10%	21%

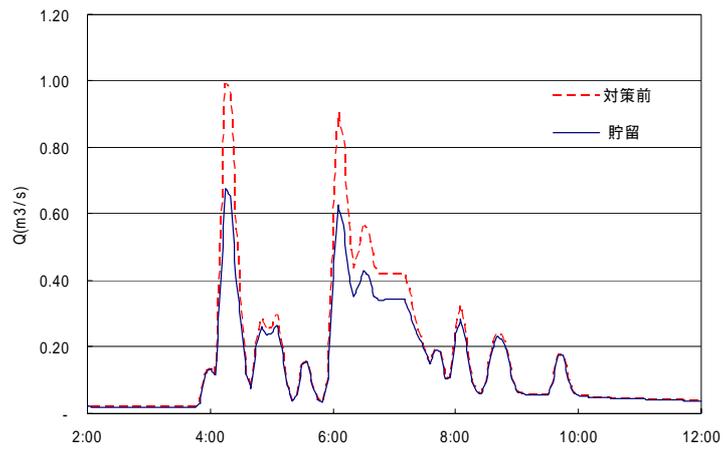


図- 3.2.2.64 対策地区からの流出量

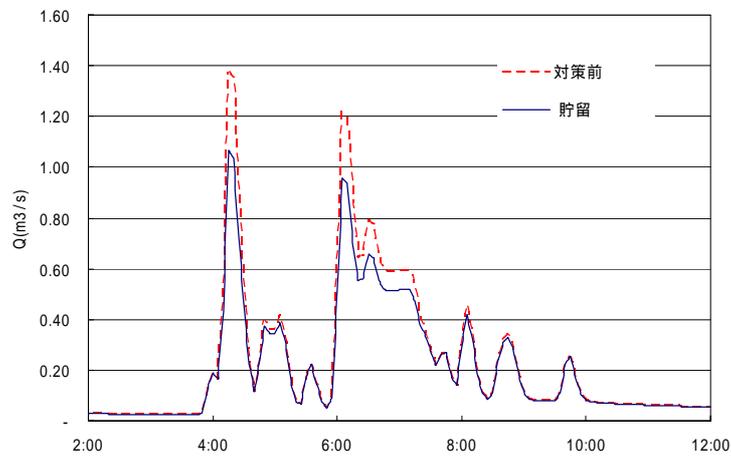


図- 3.2.2.65 分水入孔への流入量

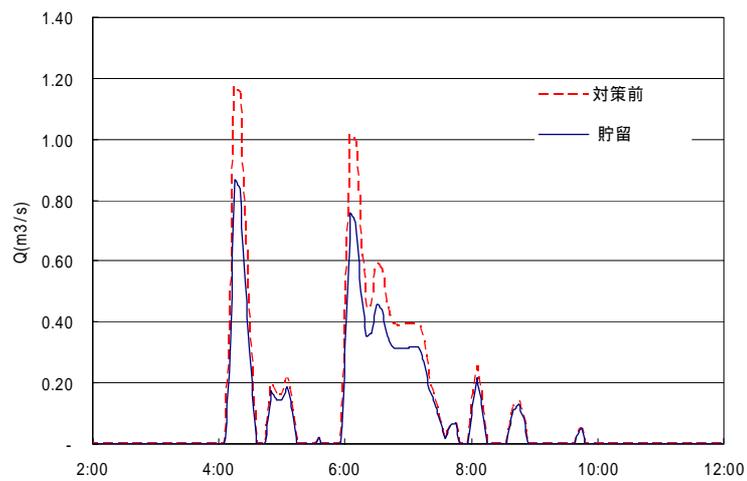


図- 3.2.2.66 吐口における放流量

b) 汚濁負荷シミュレーションによる浸透効果の評価

汚濁負荷シミュレーションのパラメータは、先に示した浸透の場合と同様とし、分布型汚濁負荷シミュレーションを行った。

その結果を表-3.2.2.12 及び図-3.2.2.67～3.2.2.69 に示す。

B 地区の計算結果をみると（図-3.2.2.67，表-3.2.2.12）B 地区から流出する負荷量は約 8 割減少していることがわかる。特にファーストフラッシュの減少が顕著である。

分水人孔へ流入する汚濁負荷と放流される汚濁負荷をみると（図-3.2.2.68，3.2.2.69）B 地区からの流出負荷とは異なり、非対策地区からの汚濁負荷ピークの影響により、ファーストフラッシュが顕著であることがわかる。

ピークカットを行う滞水池の設置により、河川へ放流される負荷量が 6 割程度となっていることがわかる(表-3.2.2.12)。

なお、滞水池を設置しピークカットを行う場合、浸透の場合と異なり、ピークのズレは見られない。

表- 3.2.2.12 貯留による放流量の削減効果

		B 地区からの 流出負荷量 (kg)	分水人孔への 流入負荷量(kg)	分水人孔における 放流負荷量(kg)
BOD	対策前	253	350	155
	対策後	48	145	55
	削減率	81%	59%	64%
COD	対策前	203	280	128
	対策後	55	144	59
	削減率	73%	49%	54%
SS	対策前	367	515	263
	対策後	87	277	138
	削減率	76%	46%	47%
T-P	対策前	5.16	7.09	3.21
	対策後	0.96	2.89	1.12
	削減率	81%	59%	65%
T-N	対策前	48	65	30
	対策後	9	27	10
	削減率	82%	59%	65%

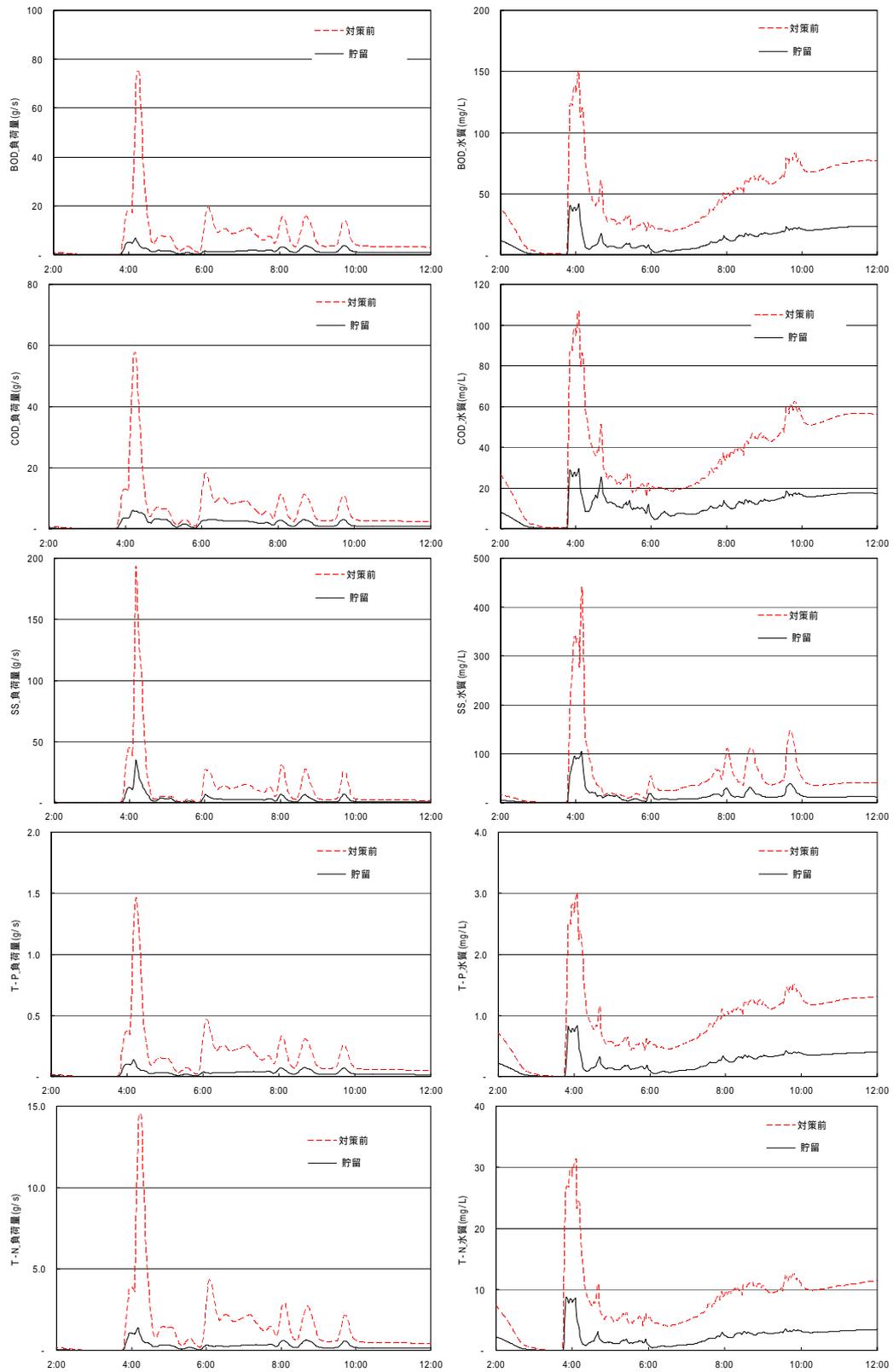


図- 3.2.2.67 B地区からの流出汚濁負荷

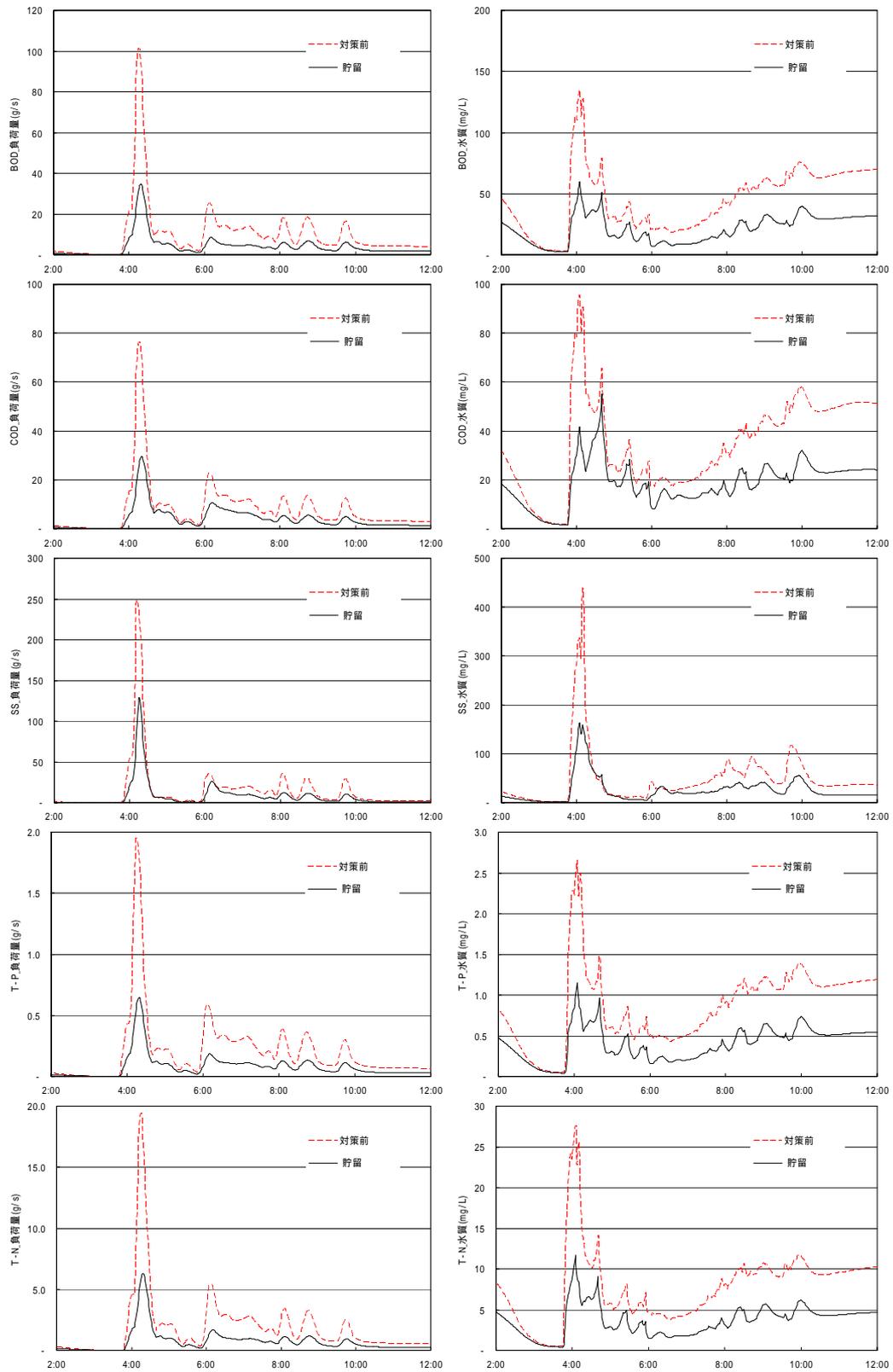


図- 3.2.2.68 分水人孔への流入汚濁負荷

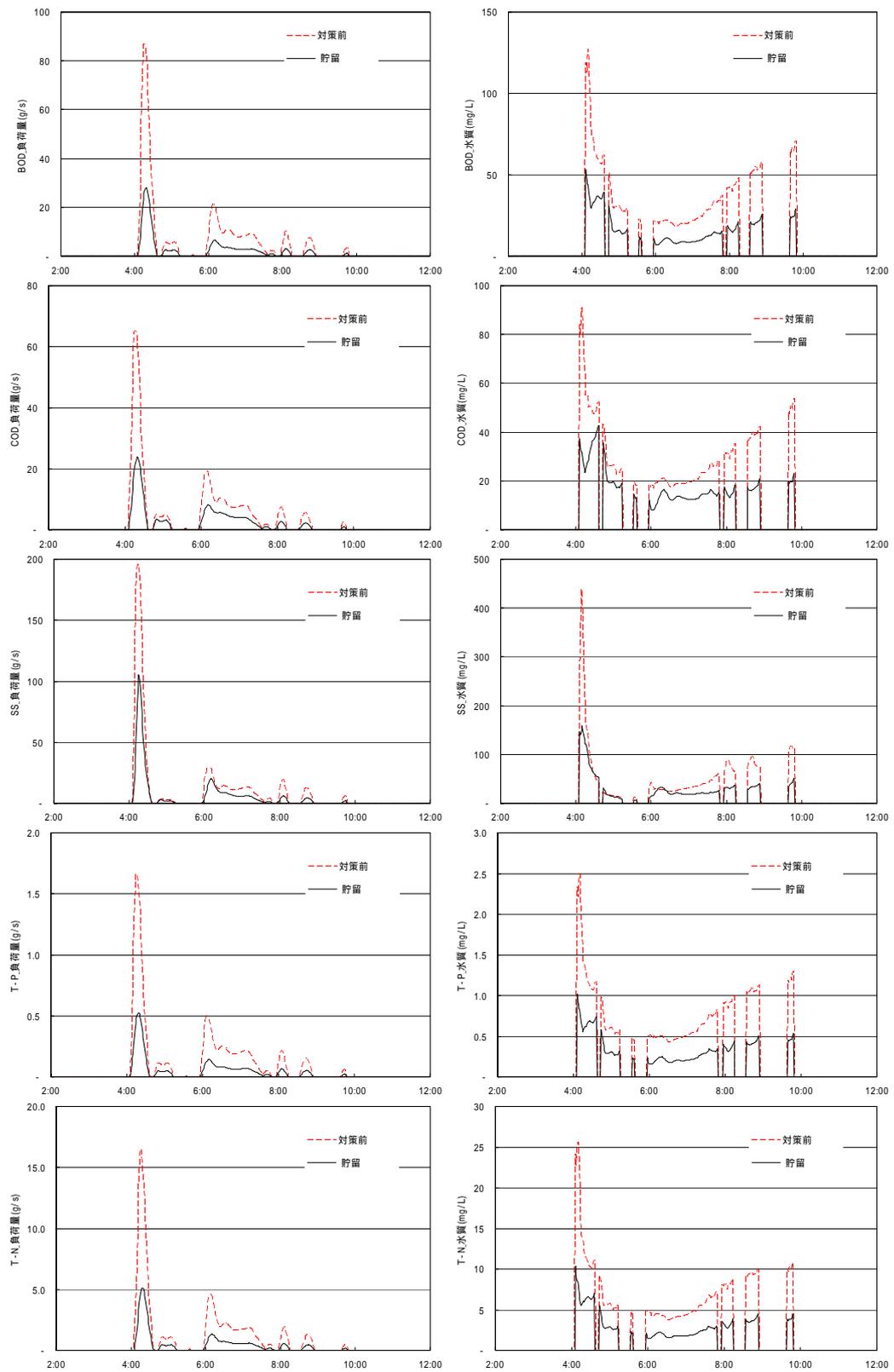


図- 3.2.2.69 分水人孔における放流汚濁負荷

4) 分流化

ここでは、現状合流で整備されている対策地区 B を分流化した場合の例を示す。

分流化は、合流式下水道を污水管路と雨水管路に分離するもので、公共用水域等に未処理放流等が放流されることを防止するものであり、合流区域全域を分流化する完全分流化と区域の一部を分流化する部分分流化がある（合流式下水道改善対策指針と解説 2002年版、(社)下水道協会）。

また、分流化の手法として、污水管を新設し、既存の合流管を雨水管として利用する場合と、雨水管を新設し、既存の合流管を污水管として利用する場合がある。

ここでは対策地区 B に雨水管を新設する部分分流を想定する。

a) 流量設定

降雨及び各管路の流量は浸透施設の場合と同じとした。

分流化は現状合流式で整備されている下水管を污水管として利用し、雨水は新設する別系統で排水することを想定した。

したがって、分流で整備した場合の B 地点における雨天時流量は污水のみとなり、晴天時流量と同様となる（図-3.2.2.70、表-3.2.2.13）。

また、その下流の分水人孔では、非対策地区からの雨天時流量のみによる越流が生じることとなる（図-3.2.2.71、3.2.2.72、表-3.2.2.13）。

表- 3.2.2.13 部分分流による放流量の削減効果

	B 地区からの 流出量(m3)	分水人孔への 流入量(m3)	分水人孔における 放流量(m3)
対策前	6,090	8,599	4,246
部分分流で整備した場合	1,301	3,815	371
削減率	79%	56%	91%

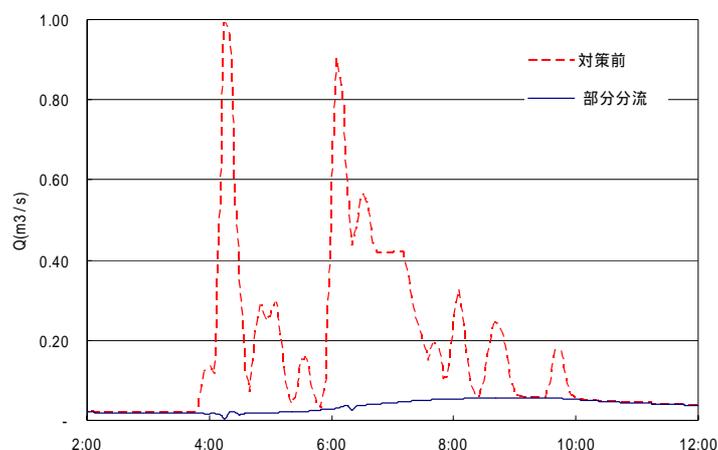


図- 3.2.2.70 対策地区からの流出量

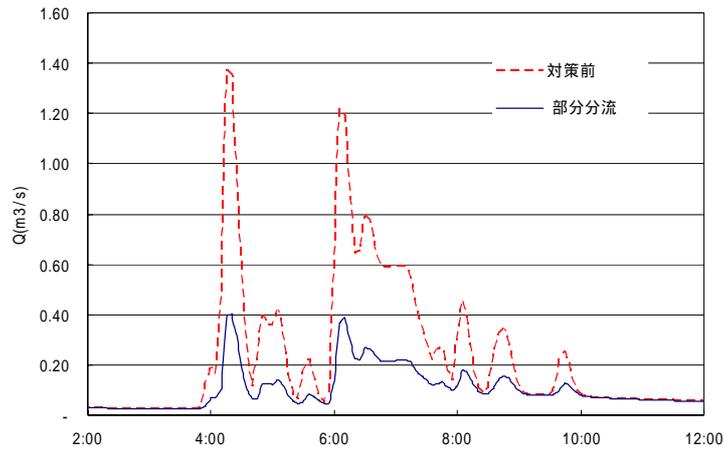


図- 3.2.2.71 分水人孔への流入量

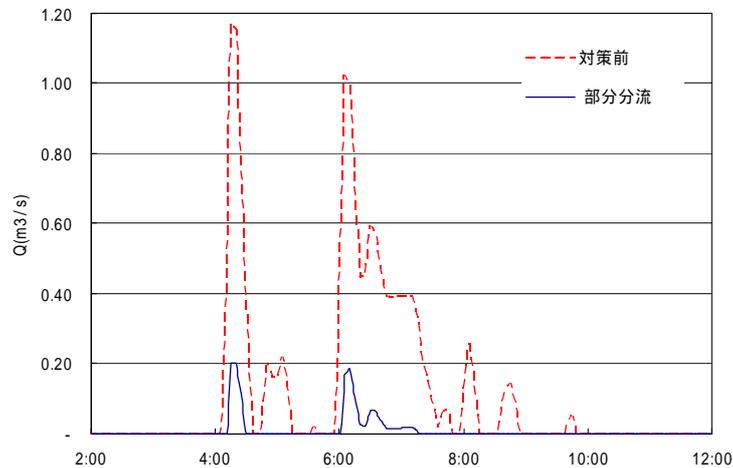


図- 3.2.2.72 吐口における放流量

b) 汚濁負荷シミュレーションによる分流化効果の評価

汚濁負荷シミュレーションのパラメータは、先に示した浸透の場合と同様とし、分布型汚濁負荷シミュレーションを行った。

B地区の計算結果をみると(図-3.2.2.73, 表-3.2.2.14) B地区から流出する負荷量は3割程度減少していることがわかる。これは、雨天時流量に伴う負荷流出の増加が無くなったためである。

分水人孔へ流入する汚濁負荷と放流される汚濁負荷をみると(図-3.2.2.74, 3.2.2.75) 非対策地区(A地区)からのファーストフラッシュの影響が見られるが、対策地区からの流量減少により負荷流出量は減少していることがわかる。

なお、滞水池を設置した場合と比較すると、滞水池を設置した場合、対策地区からの汚濁負荷は滞水池に入る汚濁と分水人孔に入る汚濁負荷に分けられるが、部分分流の場合、対策地区からの汚濁負荷はすべて分水人孔へ流入することになる。

このため、分水人孔へ流入する汚濁負荷の絶対量は部分分流の場合の方が多くなるが、

部分分流では雨天時流量自体が減少し、越流水自体が減少することから、放流される汚濁負荷の絶対量は部分分流の方が低くなる。

表- 3.2.2.14 部分分流による放流量の削減効果

		B 地区からの 流出負荷量 (kg)	分水人孔への 流入負荷量(kg)	分水人孔における 放流負荷量(kg)
BOD	対策前	253	350	155
	対策後	193	290	18
	削減率	24%	17%	88%
COD	対策前	203	280	128
	対策後	136	225	15
	削減率	33%	20%	88%
SS	対策前	367	515	263
	対策後	181	371	43
	削減率	51%	28%	84%
T-P	対策前	5.16	7.09	3.21
	対策後	4.01	5.93	0.37
	削減率	22%	16%	89%
T-N	対策前	48	65	30
	対策後	37	55	4
	削減率	22%	16%	88%

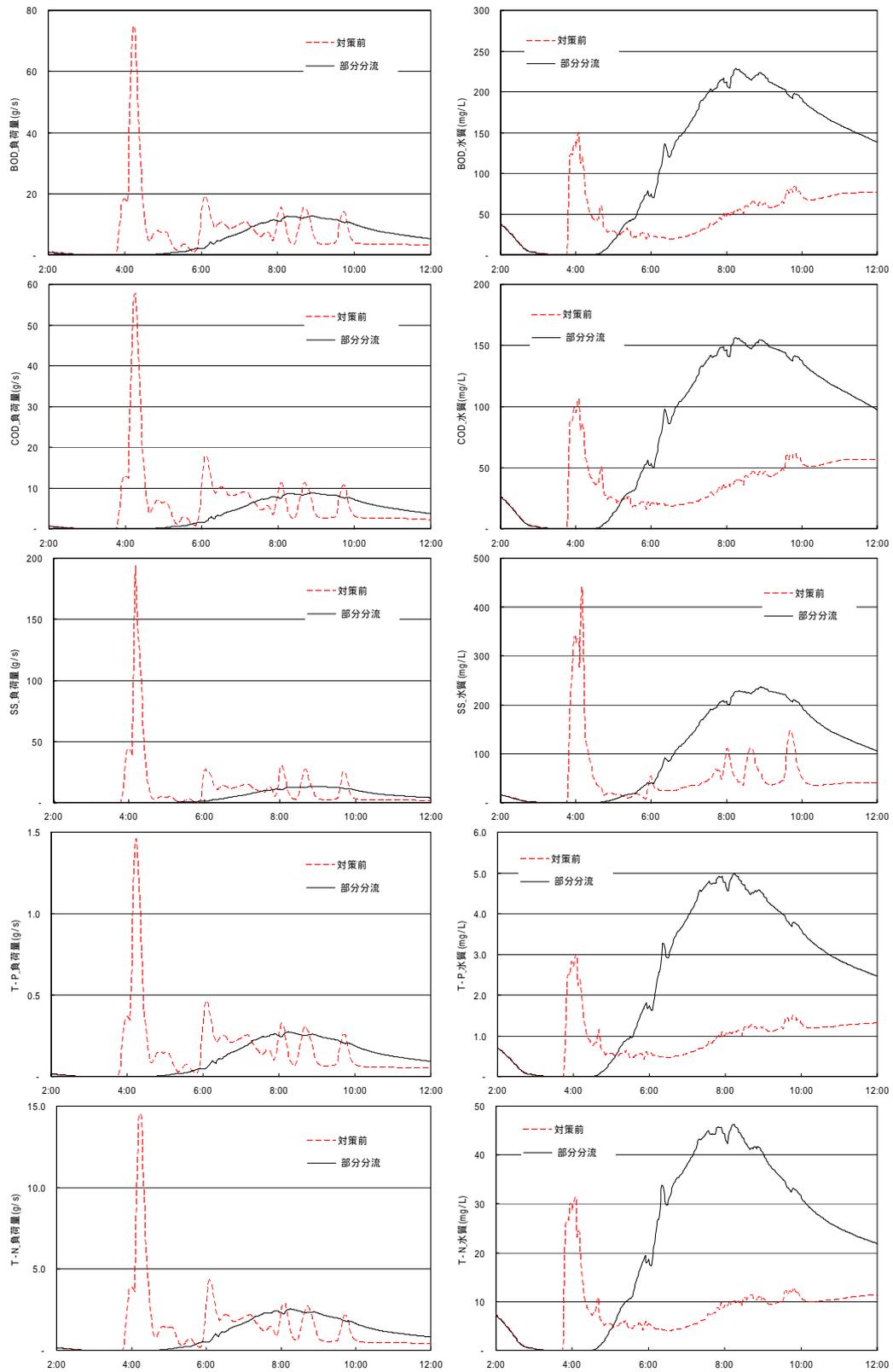


図- 3.2.2.73 B地区からの流出汚濁負荷

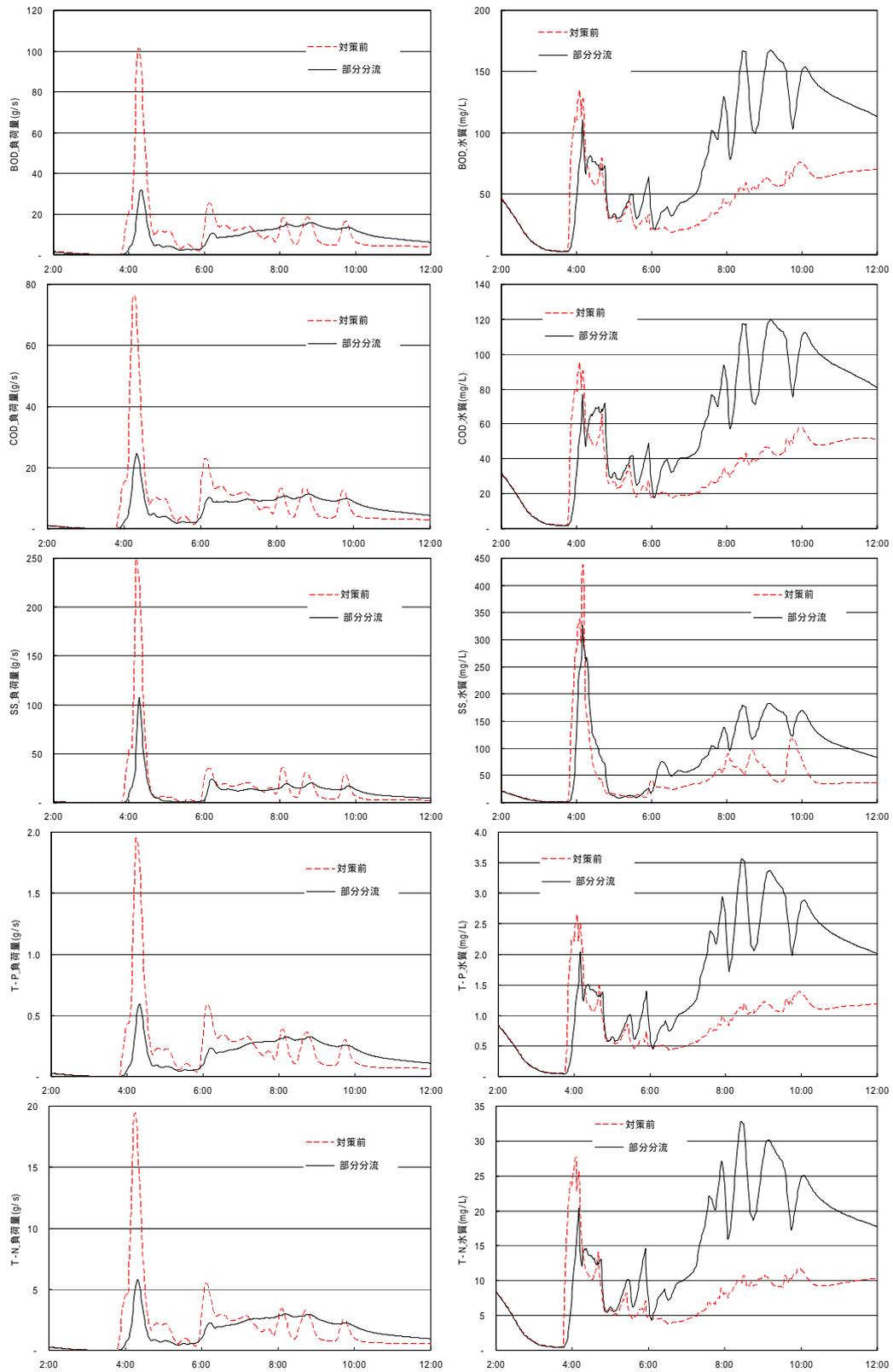


図- 3.2.2.74 分水人孔への流入汚濁負荷

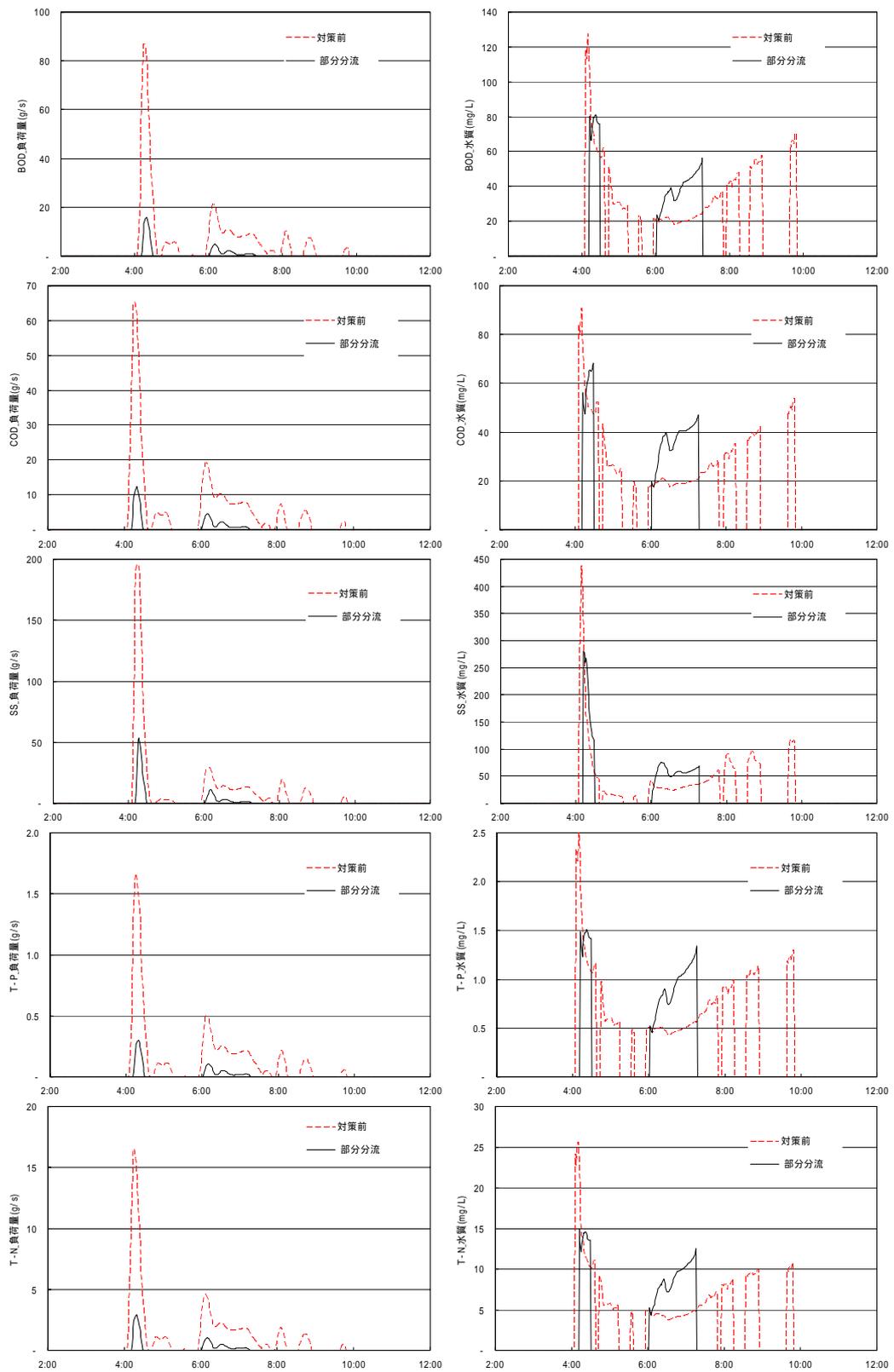


図- 3.2.2.75 分水人孔における放流汚濁負荷

(5) 統合解析モデルによる流出汚濁負荷量の予測

ここでは、合流式下水道からの汚濁負荷解析モデルでの解析結果利用の応用例として、東京湾内水質モデルとの統合について検討を行い、合流式下水道からの汚濁負荷の海域における状況について検討した。

本検討で使用する東京湾内のモデルは、「3.2.1 流域圏を対象とした水物質循環モデル」で東京湾に適用した流動・水質モデルの移流拡散計算部分を使用した。なお、本検討においては、移流拡散のみの計算とするため、生態系モデルで用いる内部変化項（生産、分解および沈降に係わる項）を使用しないこととし、水質項目は、大腸菌群数を対象とし、濃度変数は整数化を行うこととした。

1) 東京湾周辺における合流式下水道の状況

表-3.2.2.15 に東京湾周辺において、合流式下水道を採用する都市の状況を示す。東京湾周辺にある 14 の都市の内、分流式を採用しているのは千葉県のパ安市、袖ヶ浦市の 2 都市のみであり、12 の都市で合流式下水道が採用されている。

詳細な汚濁負荷量を算出するには、各合流式下水道流域の汚濁負荷量を算出する必要があるが、ここでは、東京湾周辺の合流域から流出する汚濁負荷は、横須賀市の合流域から流出する汚濁負荷量を計算した値と同等の汚濁負荷が東京湾に流入するものし、各合流域の面積を基に算出した。

表- 3.2.2.15 東京湾周辺における合流式下水道採用都市と処理場 6)

流入地点	放流先	流入合流面積(ha)	集水都市	対象処理場	各集水面積(ha)
C-1	東京湾	298	富津市	君津富津終末処理場	298
C-2	東京湾	67	木更津市	木更津下水道処理場	67
C-3	東京湾	941	千葉市	中央浄化センター	941
C-4	東京湾	133	習志野市+船橋市	高瀬下水道処理場	133
C-5	東京湾	741	習志野市	津田沼浄化センター	741
C-6	東京湾	1,257	船橋市+市川市	西浦下水処理場	1,257
C-7	真間川	282	市川市	菅野終末処理場	282
T-1	荒川 東京湾	22,206	東京都	中川処理場	539
			東京都	小菅処理場	1,633
			東京都	葛西処理場	4,893
			東京都	新河岸処理場	10,474
			東京都	砂町処理場	4,667
T-2	隅田川	9,129	東京都	三河島処理場	3,936
			東京都	小台処理場	1,687
			東京都	落合処理場	3,506
T-3	東京湾	3,000	東京都	芝浦処理場	3,000
T-4	東京湾	12,000	東京都	森ヶ崎処理場	12,000
Y-1	東京湾	1,995	川崎市	入江崎環境センタ	1,995
Y-2	鶴見川	5,736	横浜市	港北下水処理場	2,000
			川崎市	加瀬環境センター	1,586
			横浜市	北部第一下水処理場	2,150
Y-3	東京湾	4,705	横浜市	神奈川下水処理場	4,705
Y-4	東京湾	300	横浜市	中部下水処理場	300
Y-5	東京湾	2,119	横浜市	南部下水処理場	2,119
Y-6	東京湾	1,500	横浜市	金沢下水処理場	1,500
Y-7	東京湾	651	横須賀市	下町浄化センター	651
Y-8	東京湾	159	横須賀市	追浜浄化センタ	159
Y-9	平作川	345	横須賀市	上町浄化センター	345
計		67,563			67,563

2) 計算ケース

計算対象とする降雨は、Y市のA浄化センターにおける2003年1月1日から2003年1月31日までの降雨データ(2003年10月9日~2004年1月31日は欠損)を日降雨量として集計し、降雨全体の80%に相当する20~30mmの降雨より1降雨、降雨全体の95%に相当する80~70mmの降雨より1降雨、の大小2降雨を選定した(図-3.2.2.76 3.2.2.77)。

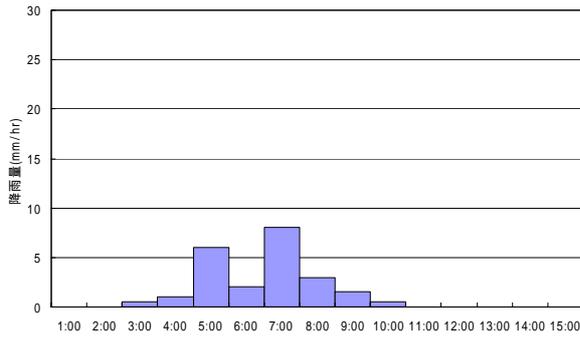


図- 3.2.2.76 降雨 1

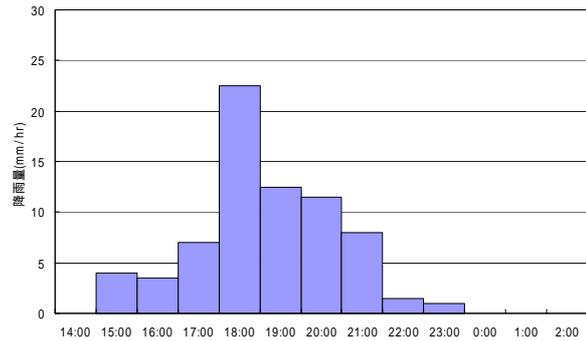


図- 3.2.2.77 降雨 2

流出量の違い及び潮位と流出のタイミングの違いによる移流拡散を比較するため、計算ケースを次のとおりに設定した。

〔計算ケース〕

- ・ case1-1：降雨 1（総降雨量 22.5mm）大潮日合流
- ・ case1-2：降雨 1（総降雨量 22.5mm）小潮日合流
- ・ case2-1：降雨 2（総降雨量 71.5mm）大潮日合流
- ・ case2-2：降雨 2（総降雨量 71.5mm）小潮日合流

3) 計算結果

a) 湾内の拡散

case2-1 の東京湾内での移流拡散状況を図-3.2.2.78 に示す。

case1-1 及び case1-2（総降雨量 23mm）の合流ケースでは、河口部や埋立地周辺の閉鎖的な水域では、沖合への拡散が弱く、比較的長い時間この水域にとどまっているが、開放的な水域では比較的速く拡散するという特徴がある。また、大潮日の合流（case1-1）と小潮日の合流（case1-2）で比較すると、前者の方が初期の拡散速度が大きいですが、合流後約 13 日経過後（半月周潮後）の拡散範囲は両者とも同程度である。

case2-1 及び case2-2（総降雨量 71.5mm）についても、閉鎖的水域と開放的水域の拡散の相対的な傾向は case1-1 及び case1-2 と同様であるが、拡散範囲は case1-1 および case1-2 に比べて広い。

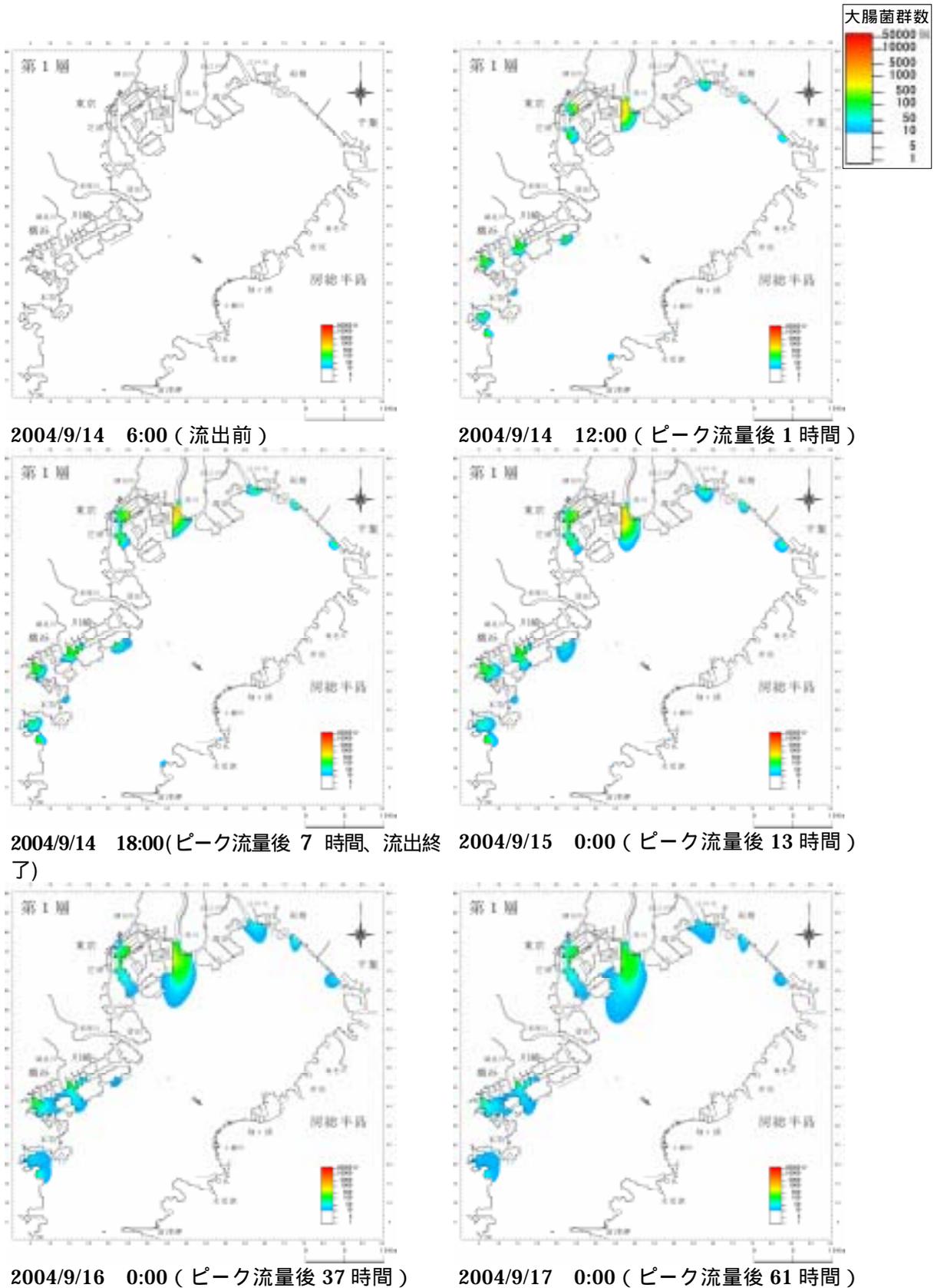


図- 3.2.2.78 (1) 大腸菌群数計算結果 (case2-1 : 降雨 2【71.5mm】 大潮日合流)

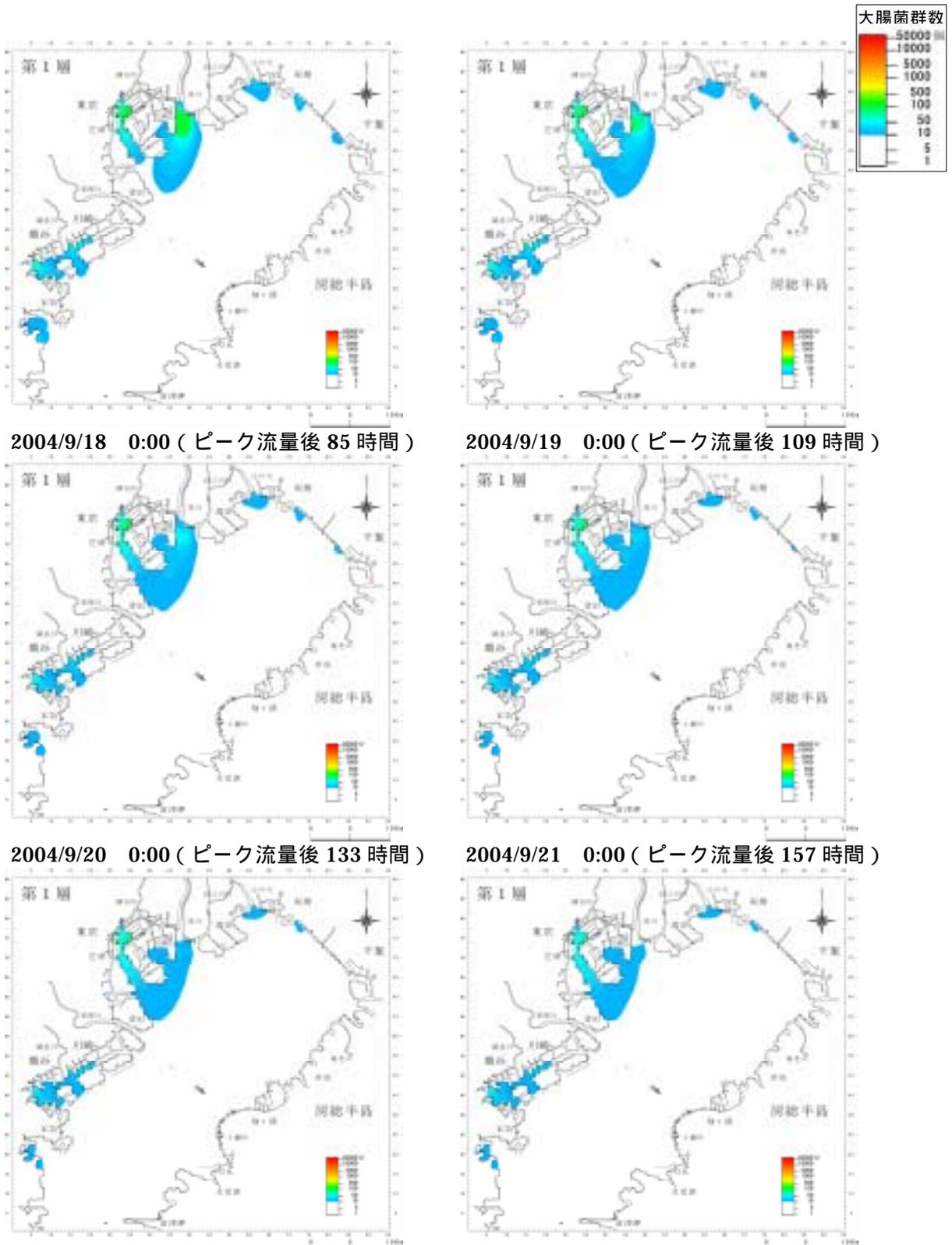


図- 3.2.2.78 (2) 大腸菌群数計算結果 (case2-1: 降雨 2【71.5mm】 大潮日合流)

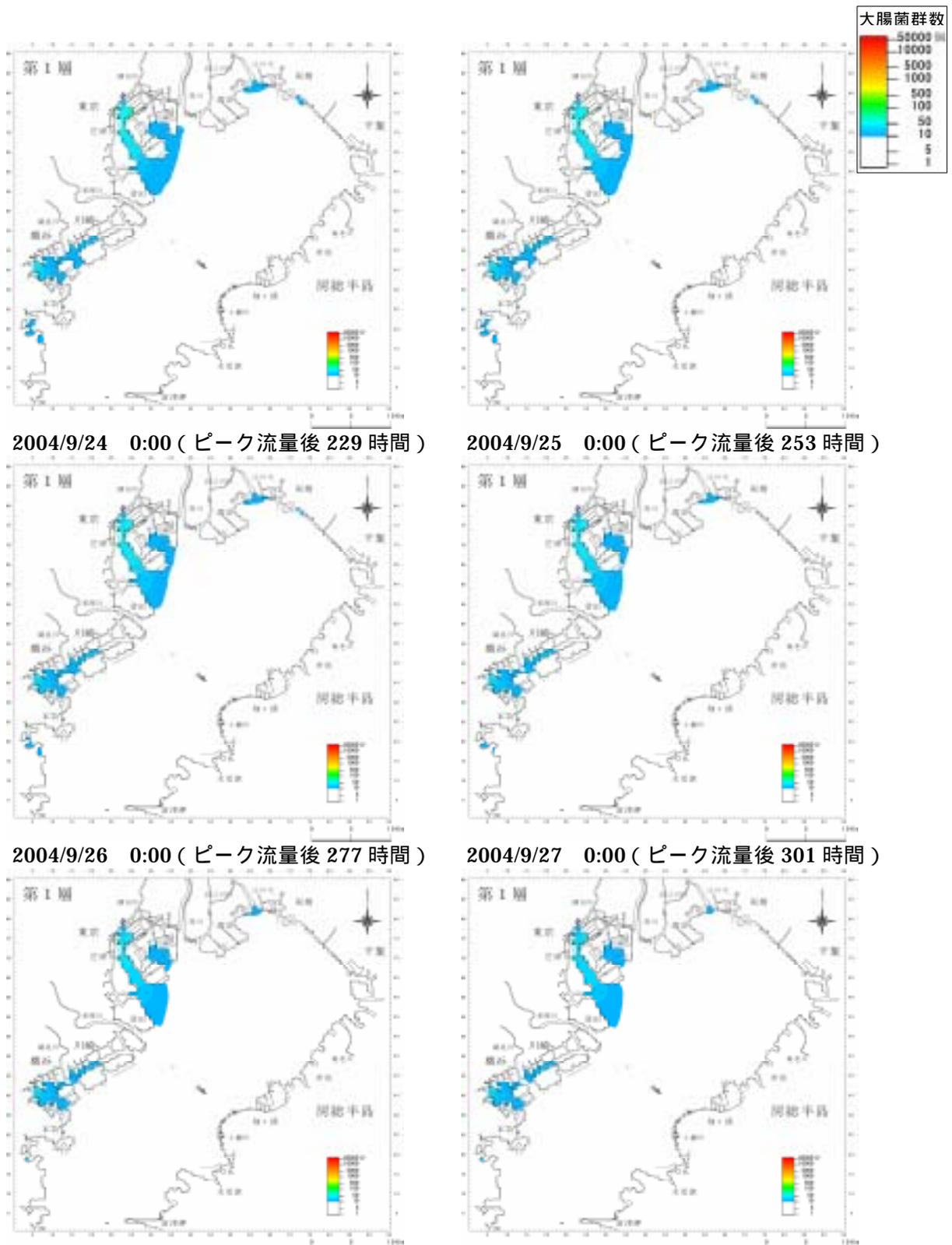


図- 3.2.2.78(3) 大腸菌群数計算結果 (case2-1: 降雨 2【71.5mm】 大潮日合流)

b) 河口部（荒川、隅田川）での時系列変化

case1-1 における St-5（隅田川河口部）、St-8（荒川河口部）、東京湾 3（三番瀬沖）及び東京湾 5（いなげの浜沖）での大腸菌群数の時系列変化を図-3.2.2.80、3.2.2.81 に示す。

case1-1 及び case1-2 では、大腸菌群数は河口部付近において潮位振幅に応じて徐々に減衰していく。また、case1-1 の場合、東京湾 3（三番瀬沖）や東京湾 5（いなげの浜沖）の地点までは流出水は到達していない。

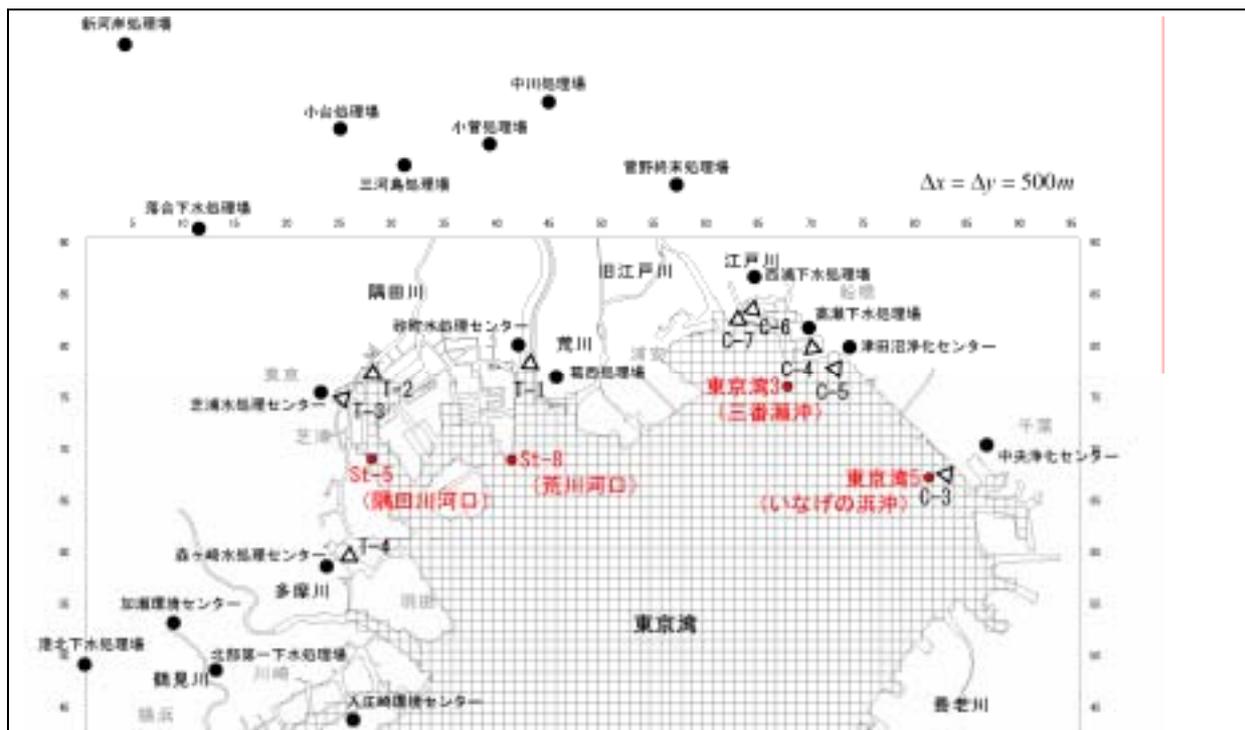


図- 3.2.2.79 時系列変化表示地点

case1-1: 降雨 1 [23mm] 大潮日合流

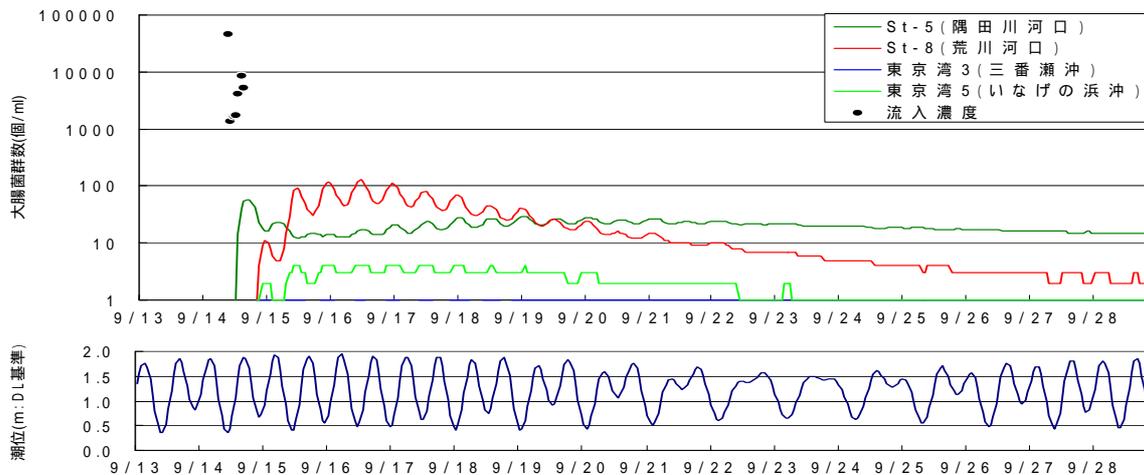


図- 3.2.2.80 大腸菌群数の時系列変化



case1-1 2004/9/18 0:00 (ピーク流量後 85 時間)



case2-1 2004/9/18 0:00 (ピーク流量後 85 時間)

図- 3.2.2.81 東京湾北岸における拡散領域

(6) おわりに

近年、合流式下水道からの未処理放流水等による公共用水域の水質汚濁の問題が顕著化してきている。また、栄養塩類の閉鎖性水域への影響が深刻となっており、赤潮等の被害が毎年発生している。しかしながら、合流式下水道からの汚濁負荷流出についてこれまで使用されてきた解析モデルである土研モデルは、栄養塩類を対象としていなかった。また、合流式下水道の雨天時越流水に関する個々の対策効果を評価しようとしても、従来のモデルでは的確に解析結果を得ることは困難であった。

このような背景から、これまで解析できなかった窒素、リン、大腸菌群数について、モデル化を行い、合流式下水道からの汚濁負荷流出量の解析が可能になった。

また、合流式下水道越流水の与える影響及び個々の施策をよりの確に評価する分布型汚濁負荷モデルを開発し、その活用事例を具体的に紹介すると共に、他のモデルとの統合により流域圏での広い汚濁負荷の解析が可能となることを示した。

しかしながら、今回開発した分布型土研モデルは、既存の集中型の土研モデルをベースにしているため、全ての現象を同一の定数で表現することは困難であり、現在の管渠モデルは完全混合型モデルで、完全混合の条件が適用できない環境下での評価は困難である。また、エンジン部分の開発を優先しているため、入出力などの面において市販ソフトに比較し見劣りするといった課題も残っている。

これら課題の解決については、プログラムソースの公開に伴い、今後利用者による解析プログラム改良が可能となり、より多くの方々に本モデルが利用されることによりさらに良いモデルへ進化することを期待するものである。

参考文献

- 1) 「下水道事業の手引き 平成16年版」, (財) 全国建設研修センター
- 2) 「合流式下水道越流水対策と暫定指針」, 1982年版, 日本下水道協会
- 3) 「流出解析モデル利活用マニュアル」, 1999年3月, (財) 下水道新技術推進機構
- 4) 「細密数値情報(10mメッシュ土地利用)1994年版」(国土地理院)
- 5) 下水道雨水浸透技術マニュアル 2001年6月, (財) 下水道新技術推進機構
- 6) 「下水道統計 平成15年版」, 日本下水道協会

3.2.3 生態系予測モデルの開発

(A)陸域生態系モデル

(1)はじめに

戦後の経済発展により、日本の都市やその近郊では、人口の集中や産業の発展による急速な市街化が進められてきた。例えば、東京都心から半径 60km の範囲では、昭和 51 年から平成元年までの 13 年間に、東京 23 区に匹敵する面積の森林や農耕地が、市街地やゴルフ場等へ改変された¹⁾。市街化により住宅地や道路などのインフラが充実し、人々の生活の利便性は向上したが、それと引き替えに、野生動物が生息地としていた自然林や二次林、湿地などは消失や縮小または分断化が進行していった。そのため、かつて人々の身近に暮らしていた野生動物の多くの種は次第に姿を消し、生き残った種や個体群もその生存が脅かされる状態となっている。

今後、失われた自然環境や野生動物の生息地を回復し、人間と野生動物が共存できる自然共生型の社会を築くためには、生態系の保全や創出を盛り込んだインフラ整備の実施が必要である。それを効率的に実施するためには、まず、現状の野生動物の生息地の分布を把握することが重要である。しかし、広範囲における野生動物の生息分布を現地調査で把握することは大変な費用と時間がかかり、現実的には困難である。

本研究では、現状の野生動物の生息地の分布を、広範囲かつ面的に把握する手法を構築することを目的として、GIS（地理情報システム）を活用した陸域生態系モデルの構築を行った。

(2)陸域生態系モデル

1)陸域生態系モデルの概要

ここでいう陸域生態系とは、哺乳類、鳥類などの、主に陸上で生活している種を対象としている。本研究で構築した陸域生態系モデル（以下「モデル」という）とは、種の生息空間に関する既存知見や、植生・地形等の環境要素を組み合わせ、生息可能な環境を備えた生息適地（以下「潜在生息地」という）を抽出・図化し、現状の潜在生息地の面的な分布や、潜在生息地としての質が高い地域を把握するモデルのことである。本研究では、広範囲かつ面的に潜在生息地を把握するため、モデルの構築から潜在生息地の抽出・図化までの一連の作業はすべて GIS²⁾を用いて実施した。

2)事例地とモデルを構築する種の選定

本研究における事例地は、長野県と山梨県を含む関東地方を対象とした。モデルを構築する種は、奥山地域、農村・里山地域、都市地域などさまざまな特徴を持った地域に生息する種のうち、これらの地域（生息環境）を代表する種、生息環境や行動圏などの生態特性が既に把握されている種から検討して、哺乳類 2 種、鳥類 2 種を選定した（表-3.2.3.1）。

表-3.2.3.1 モデルを構築した種

主な生息範囲	モデルを構築した種
奥山地域	ツキノワグマ
里地・里山地域	ニホンリス、サシバ
都市地域	シジュウカラ

(3)モデルの構築と潜在生息地の抽出

1)ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*)

a)ツキノワグマの生態

ツキノワグマは、頭胴長 110～130cm、体高 50～60cm、体重 40～130kg の哺乳類であり、植物食傾向の強い雑食で、春は各種の草本の新芽、木本の新芽や花、夏は各種の草本、ササ類のタケノコ、イチゴやサクラの液果、秋はブナ科の堅果を重要な植物としている³⁾。本州、四国の冷温帯落葉広葉樹(ブナ林)を中心に生息しているが、九州では絶滅した可能性が高く、四国でも絶滅が危惧されている⁴⁾。そのため環境省では、下北半島、紀伊半島、九州地方、四国山地、西中国地域のツキノワグマを絶滅の恐れのある地域個体群として指定している⁵⁾。また、本研究の事例地である関東地方の各自治体においても、埼玉県で絶滅危惧類⁶⁾、東京都で地域限定種(西)⁷⁾、山梨県で要注目種⁸⁾、長野県で絶滅のおそれのある地域個体群(中信高原・八ヶ岳の個体群)⁹⁾として指定され、各地で保護の対象としている。

b)潜在生息地に関する既存知見

モデルの構築には、ツキノワグマの潜在生息地に関する既存知見を用いた¹⁰⁾¹¹⁾。これらの研究では、植生とツキノワグマの生息確率について調べられており、ブナ林、ブナ・ミズナラ林、自然低木林(ミヤマナラ林)、コナラ林、スギ植林において、生息確率が高い結果が示されている。ただし、コナラ林、スギ植林については、季節的出現域であることが述べられている。また、ツキノワグマを保護するために必要な生息地の面積として、好適な環境におけるツキノワグマの生息密度(0.1～0.2頭/km²)から、個体群 50～100 頭分の生息地を確保するための生息地面積として、250～1,000km²が算出されている。

c)モデルの構築

モデルの構築と潜在生息地の抽出範囲は、ツキノワグマの生息環境や行動圏などの生態特性を考慮して、広域スケール(1/20 万相当の基盤情報を主に利用)と、中域スケール(1/5 万相当の基盤情報を主に利用)とした。なお、広域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲は、長野県と山梨県の一部を含む関東地方全域とし、中域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲は、関東地方の荒川流域とした。

図-3.2.3.1 に広域スケールにおけるツキノワグマのモデル構築手順を示す。初めに、現存植生図(1/50,000)から、潜在生息地となりうるブナ林やブナ・ミズナラ林などの植生タイプを抽出し、既存知見¹¹⁾で示された植生タイプの生息確認率を適合度(SI₁)として設定した(表-3.2.3.2)。なお、ここに示されていない植生タイプについては、類似の植生タイプの適合度(SI₁)を当てはめた。次に、現存植生図(1/50,000)と道路データ(1/25,000)から生息評価基盤図を作成して樹林面積を算出した。さらに、既存知見¹¹⁾を参考に、樹林面積が 250 km² 以上の場合は適合度(SI₂) 1.0、250 km²～0 km²の場合は適合度(SI₂) 1.0～0 を設定して、樹林面積ごとの適合度を算出した(図-3.2.3.2)。最後に、植生タイプに関する適合度(SI₁)と樹林面積に関する適合度(SI₂)を統合し(SI₁×SI₂)、100m×100m メッシュごとに適合度を算出して、潜在生息地を抽出する手順とした。

中域スケールにおけるモデルの構築手順では、生息評価基盤図を作成するにあたり、現存植生

図(1/50,000)では表現できない対象種の生息適地となり得る樹林地を補うため、衛星画像(ASTER:15m解像度)から樹林地を抽出して小規模な緑地を補完したこと、潜在生息地を50m×50mメッシュごとに適合度を算出したこと以外は、広域スケールのモデル構築と同様の手順とした(図-3.2.3.3)。

d)潜在生息地の抽出結果

構築したモデルを用いて、広域スケールおよび中域スケールの2種類の潜在生息地を抽出した。その結果、広域スケールでは、群馬県や栃木県の北部、埼玉県西部といった、事例地の山間部に適合度が0.4~0.6となる潜在生息地が分布していることがわかった。また、関東地方南部などの都心部やその近郊には、そのような潜在生息地が分布していないことがわかった(図-3.2.3.4)。また、中域スケールでは、荒川流域西部である、秩父山地周辺に適合度が0.4~0.6となる潜在生息地が分布し、荒川流域の東側にはそのような潜在生息地が分布していないことがわかった(図-3.2.3.5)。

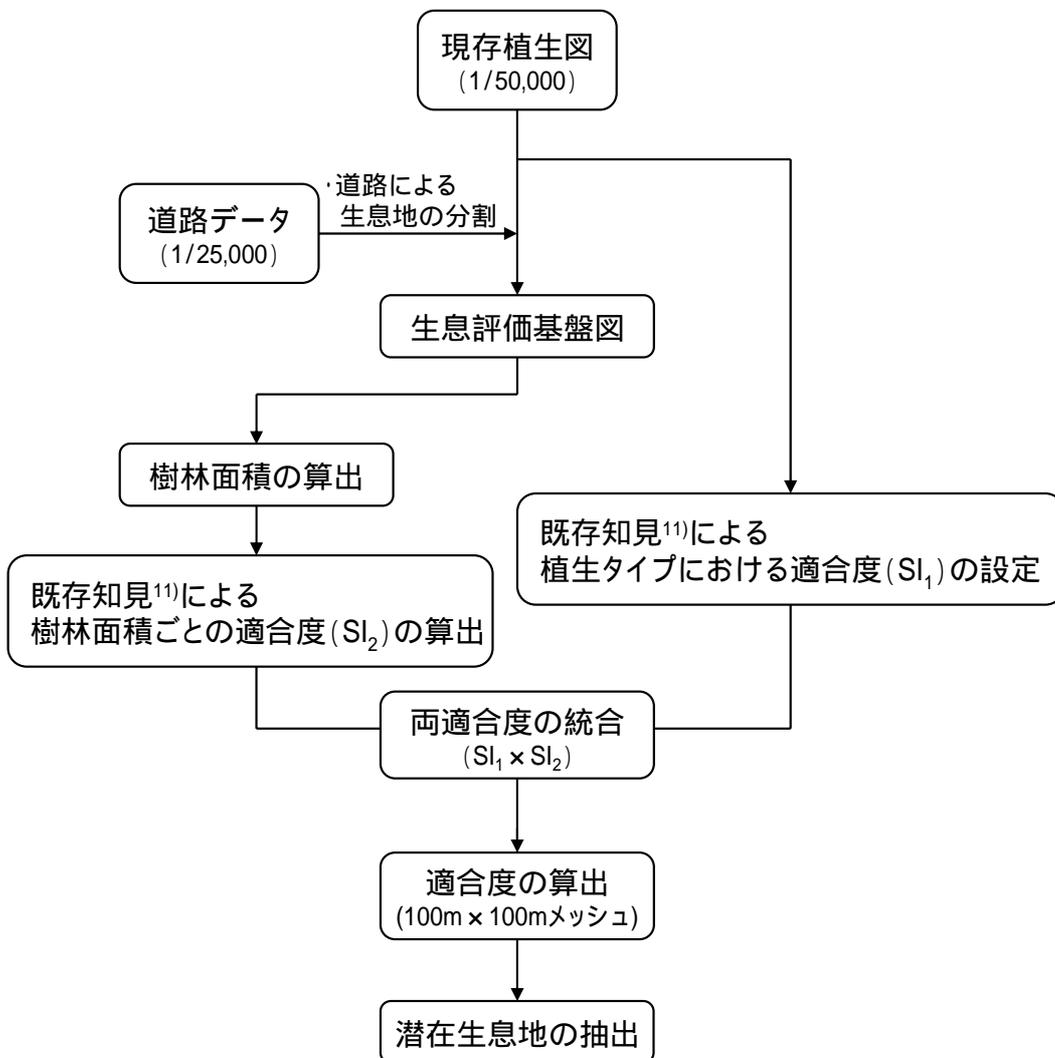


図-3.2.3.1 ツキノワグマの生息地予測モデル構築手順(広域スケール)

表-3.2.3.2 植生タイプの適合度例

植生タイプ	適合度
ブナ林	0.6
ブナ・ミズナラ林	0.4
自然低木林	0.5
コナラ林	0.2
スギ植林	0.1
ササ自然草地	0.1
竹林	0.0

注) 既存知見¹¹⁾の生息確認率を適合度 (SI_1) として設定

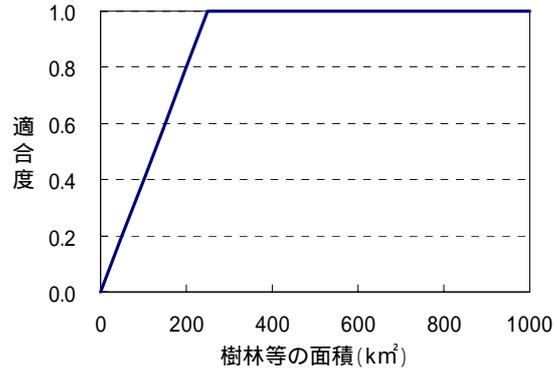


図-3.2.3.2 既存知見¹¹⁾から作成した樹林等の面積に関する適合度 (SI_2)

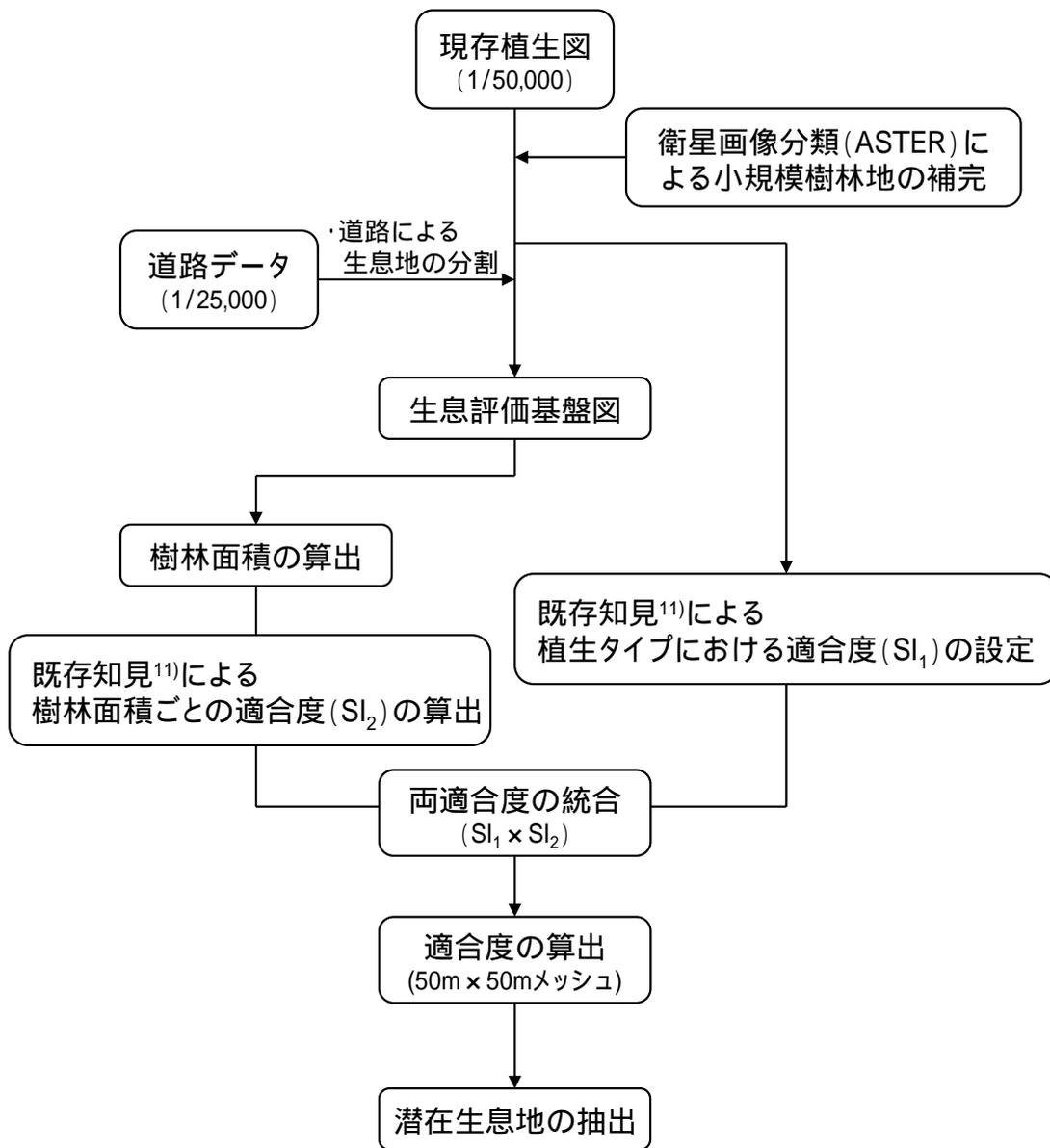


図-3.2.3.3 ツキノワグマの生息地予測モデル構築手順 (中域スケール)

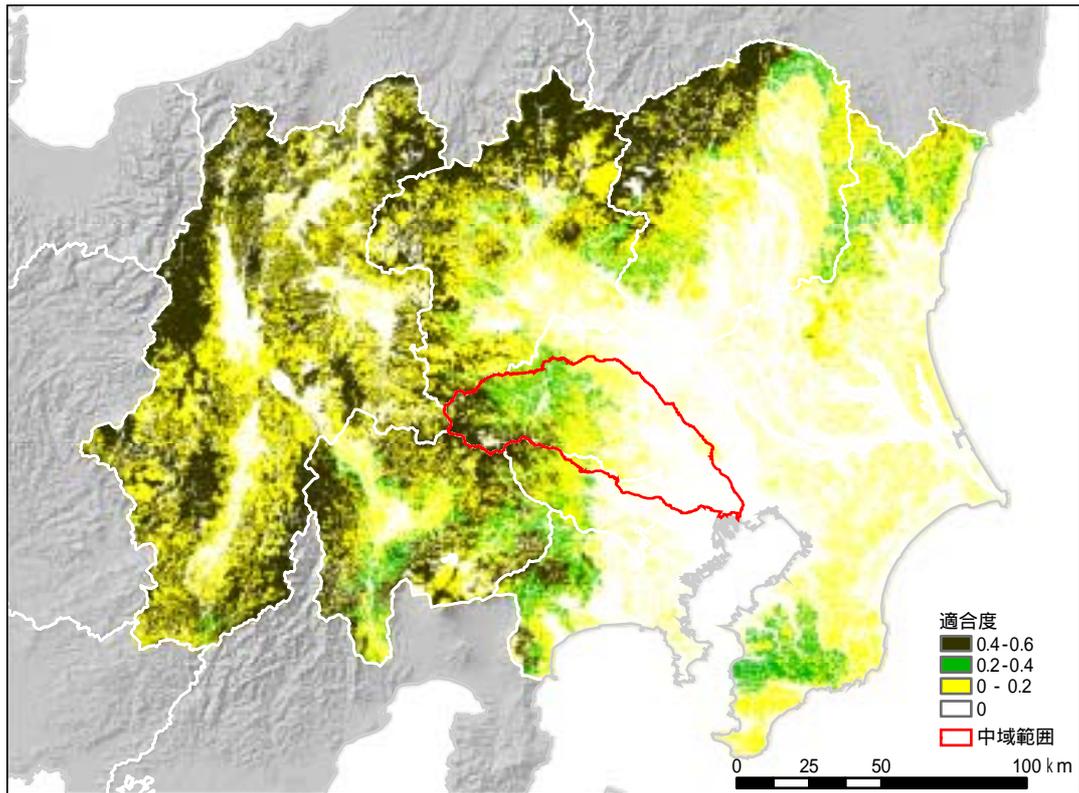


図-3.2.3.4 広域スケールにおけるツキノワグマの潜在生息地。なお、赤枠は中域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲を示す

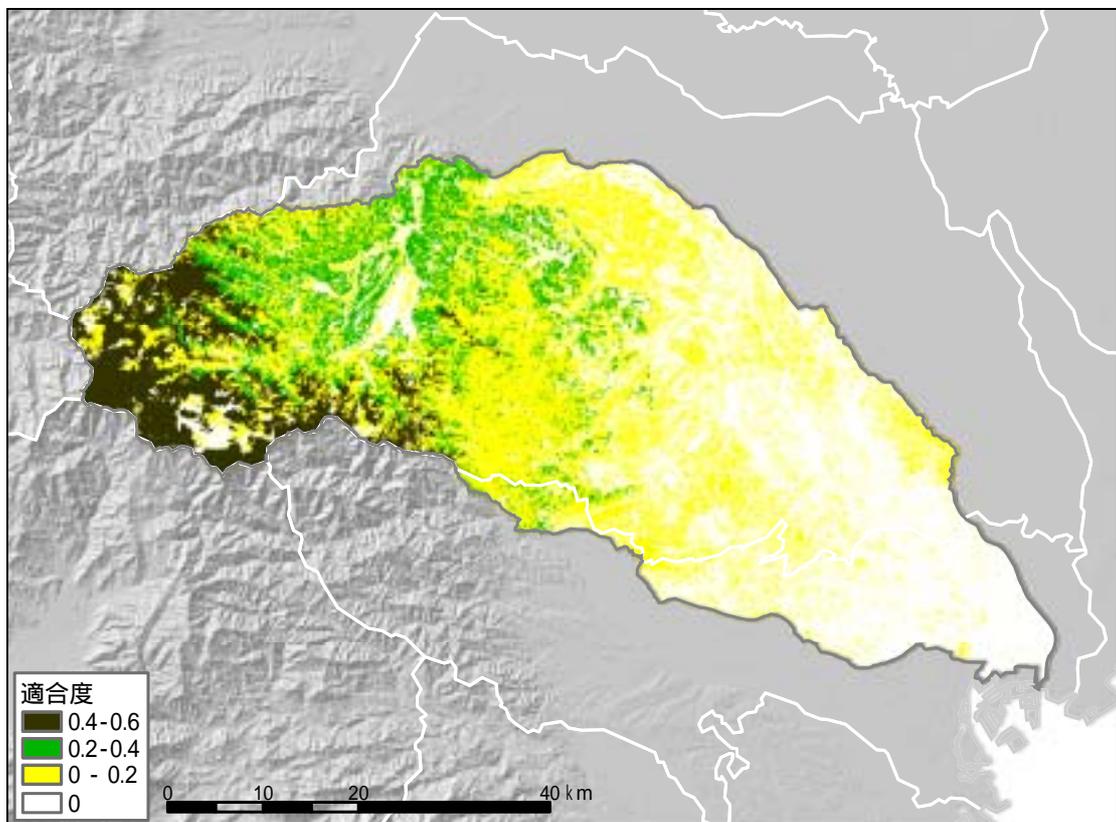


図-3.2.3.5 中域スケールにおけるツキノワグマの潜在生息地

2)ニホンリス (*Sciurus lis*)

a)ニホンリスの生態

日本の固有種であるニホンリスは、頭胴長 18～22cm、尾長 15～17cm、耳長 25～28mm、体重 210～310g の哺乳類である¹²⁾。平野部から亜高山帯までの森林に生息するが、低山帯のマツ林に多く、おもに樹上で活動し、種子、果実、キノコ、昆虫、小鳥の卵などを採食する¹³⁾。本州以南に生息するが、本州の中国地方以西には少なく、九州における近年の確実な生息情報はないため、環境省では、四国地方を除く中国地方以西では絶滅の恐れのある地域個体群として指定している⁵⁾。また、本研究の事例地における各自治体でも、茨城県で希少種¹⁴⁾、千葉県で要保護生物¹⁵⁾、埼玉県で地帯別危惧⁶⁾、東京都で地域限定種(南)および希少種(西)⁷⁾として指定し、保護の対象としている。

b)潜在生息地に関する既存知見

モデル構築には、ニホンリスの潜在生息地に関する既存知見を用いた¹⁶⁾。この研究では、茨城県水戸市とその郊外においてニホンリスの生息環境の調査とその解析が行なわれており、「孤立林の面積」、「最も近いソースエリアからの距離」、「孤立林内の常緑樹林面積」、「ソースエリアとの間の幹線道路の本数」、「ソースエリアとの連続性」といった生息地の分断化に関する指標を用い、ロジスティック回帰式(表-3.2.3.3)によりニホンリスの生息確率を算出している。

本研究では、以下に示した既存知見¹⁶⁾のロジスティック回帰式を用いて潜在生息地を抽出した。

既存知見¹⁶⁾で示されているロジスティック回帰式

$$\cdot \text{生息確率 } P = \exp(y) / [1 + \exp(y)]$$

P は y をパラメータとする生息確率 (y については表-3.2.3.3 を参照)

c)モデルの構築

モデルの構築と潜在生息地の抽出範囲は、生息環境や行動圏などの生態特性を考慮して、中域スケール(1/5万相当の基盤情報を主に利用)と、小域スケール(1/1万相当の基盤情報を主に利用)とした。なお、中域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲は、関東地方の荒川流域とし、小域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲は、荒川支川の小平川、芝川流域の2種類とした。

図-3.2.3.6 に中域スケールにおけるニホンリスの生息地予測モデルの構築手順を示す。初めに現存植生図(1/50,000)と衛星画像(ASTER: 15m 解像度)および道路データ(1/10,000)から生息評価基盤図を作成し、樹林地およびソースエリアとなる樹林地(20ha以上)を抽出する。次に、既存知見¹⁶⁾で重要な環境要素であった樹林地の面積と、その樹林に最も近いソースエリアからの距離を算出する。さらに、抽出した樹林に対して、とに関するロジスティック回帰式を用い、50m×50mメッシュごとに各環境要素における生息確率を算出する。最後に、環境要素ごとに算出した生息確率を平均して、ニホンリスの潜在生息地を抽出する手順とした。なお、既存知見¹⁶⁾では、質的および空間スケールにおいて、本研究のモデル構築と異なるベースマップ(現存植生図など)を用いていること、環境要素ごとにロジスティック回帰式による生息確率を推定し、生息確率が統合されていないことから、本研究では、環境要素ごとに算出

した生息確率を平均して潜在生息地を抽出するモデルとした。

また、小域スケールにおけるモデルの構築手順では、生息評価基盤図を作成するにあたり、航空写真の判読によりGIS化した相観植生図(1/10,000)と、道路データ(1/10,000)を使用する。次に、既存知見¹⁶⁾より、とに加え、「最も近いソースエリアとの間にある幹線道路の本数」と「ソースエリアとの連続性」を重要な環境要素とし、それぞれの環境要素におけるロジスティック回帰式を用いて10m×10mメッシュごとの生息確率を算出して平均値を出し、ニホンリスの潜在生息地を抽出する手順とした(図-3.2.3.7)。

表-3.2.3.3 環境要素ごとにおけるロジスティック回帰式¹⁶⁾を用いた生息確率の算出

環境要素	環境要素記号	y	Waldの ²	危険率
孤立林の面積(ha)	AREA	$-1.317 + 0.116 \times \text{AREA}$	9.84	0.0017
ソースエリアからの距離(m)	DIST.SOURCE	$0.971 - 0.003 \times \text{DIST.SOURCE}$	12.35	0.0004
孤立林内の常緑樹林面積(ha)	EVERGREEN	$-0.818 + 0.132 \times \text{EVERGREEN}$	5.37	0.0205
最も近いソースエリアとの間にある幹線道路の本数(本)	ROAD	$0.352 - 0.461 \times \text{ROAD}$	7.34	0.0066
ソースエリアとの連続性(0 or 1)	CONTINUITY	$-2.015 + 2.626 \times \text{CONTINUITY}$	18.91	<0.0001

出典:「村田(2001)水戸市周辺域の孤立化した森林におけるニホンリス *Sciurus lis* の生息分布」を改変

表-3.2.3.4 環境要素ごとにおけるロジスティック回帰式¹⁶⁾のモデルへの適用方法

環境要素	適用方法	取得方法
樹林地の面積 ^{注1)} (ha)	40ha未満の樹林を対象とする。なお、40ha以上の樹林は生息確率1.0を適用する。	40ha未満の樹林地のパッチの面積を算出する。
ソースエリアからの距離(m)	20ha以上の樹林地については、距離0mを適用する。	20ha未満の樹林地から最も近いソースエリアまでの距離を算出する。
孤立林内の常緑樹林面積(ha)	土地状況図ではアカマツ林が識別されないため、当該式は使用しない。	
最も近いソースエリアとの間にある幹線道路の本数(本)	幅員13m以上の道路を対象とする。中域スケールでは、解析処理が困難であるため、使用しない。	当該孤立林に最も近いソースエリアとの間にある道路の本数を算出する。
ソースエリアとの連続性(0 or 1)	距離が40m未満では1、それ以上では0を適用する。中域スケールでは、40mの距離を把握できない解析精度のため、使用しない。	樹林地からの40mバッファと、孤立林とをオーバーレイ解析することで判別する。

注1) 既存知見では、孤立林と記載されているが、本研究のモデルでは、樹林とみなし、樹林パッチを孤立林とする

注2) ロジスティック回帰式は表-3.2.3.3を参照

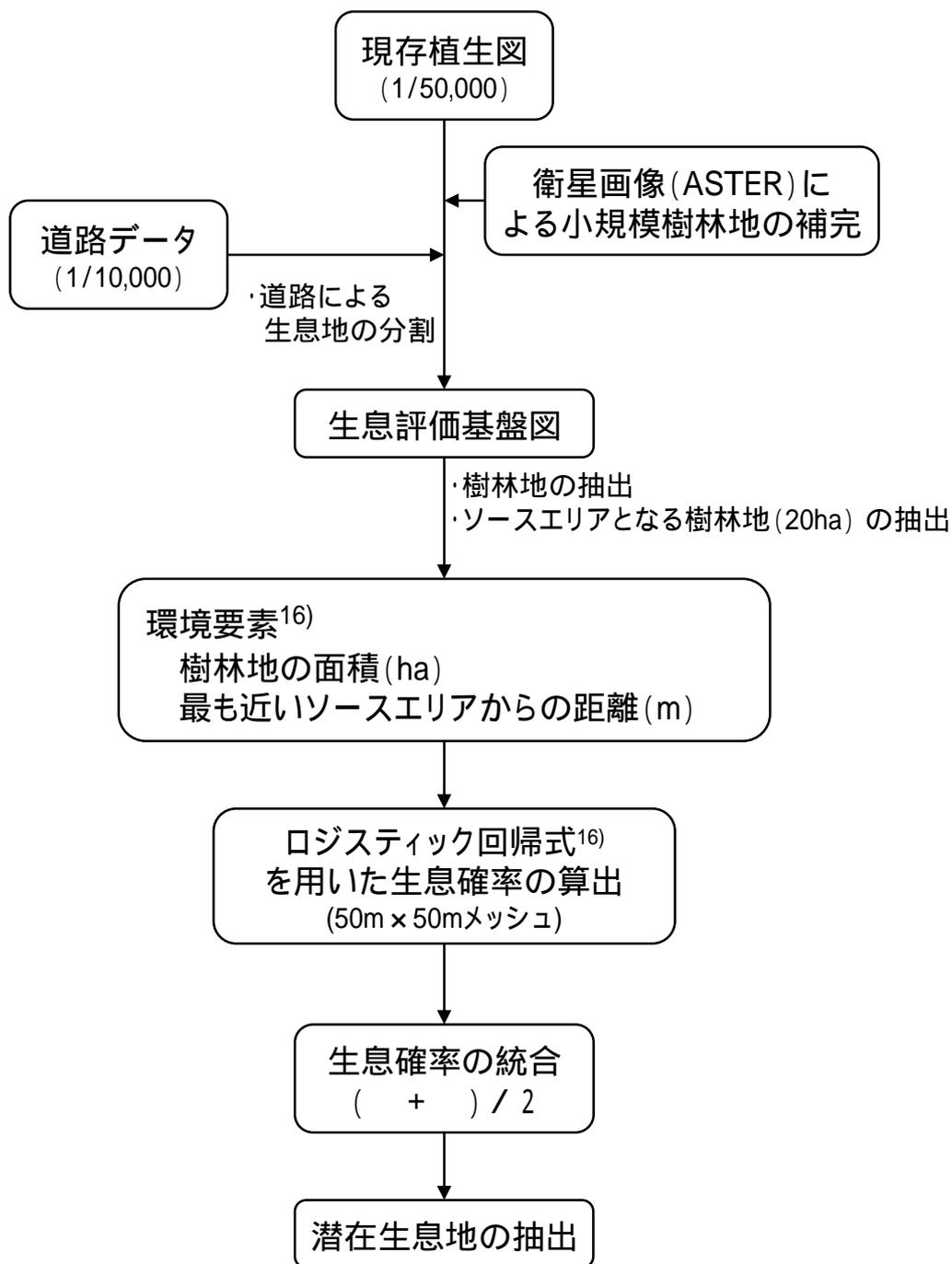


図-3.2.3.6 ニホンリスの生息地予測モデル構築手順（中域スケール）

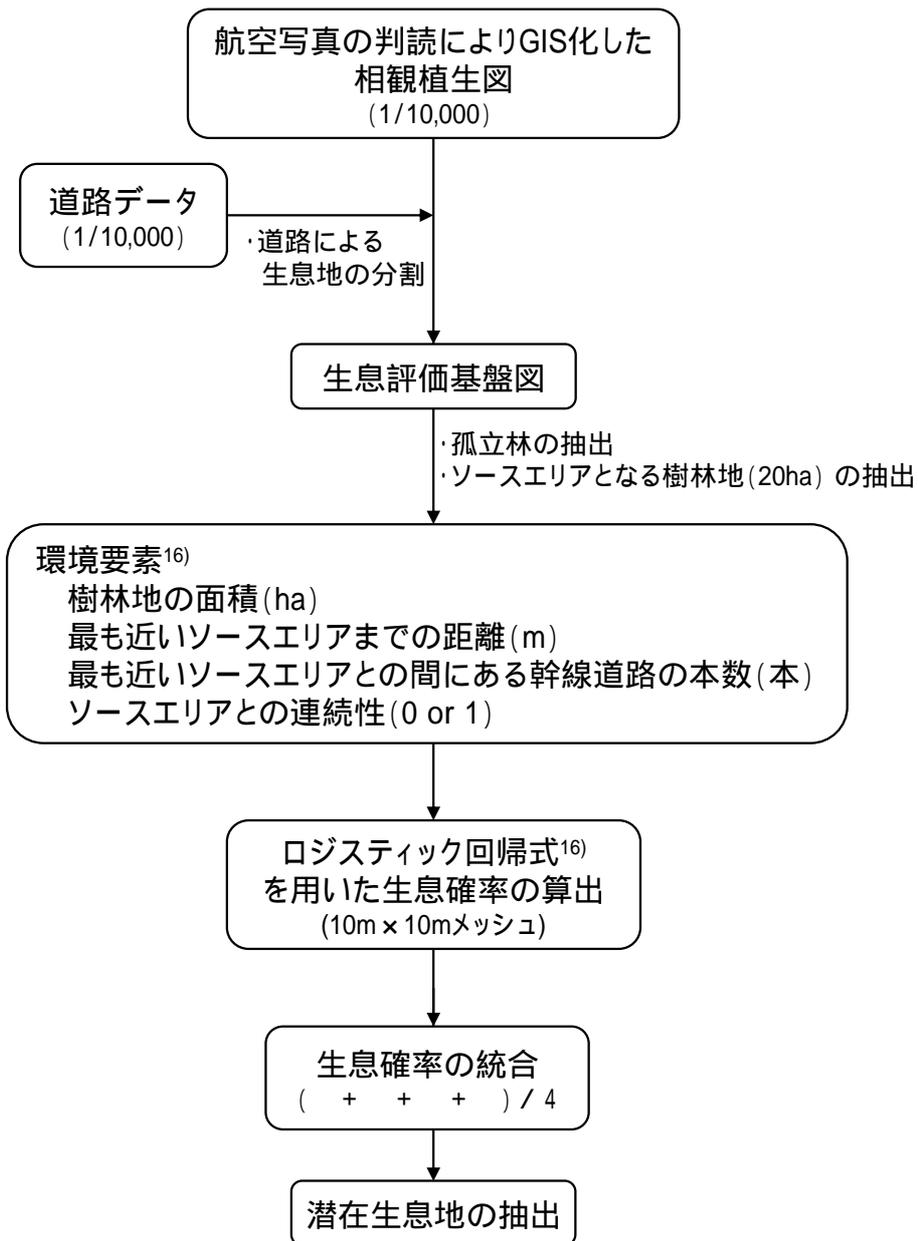


図-3.2.3.7 ニホンリスの生息地予測モデル構築手順（小域スケール）

d) 潜在生息地の抽出結果

構築したモデルを用いて潜在生息地を抽出した。中域スケールでは、荒川流域の西側に生息確率が0.75以上となる潜在生息地が分布し、荒川流域の東側には、そのような潜在生息地は少ないことがわかった（図-3.2.3.8）。また、小域スケールでは、小畔川流域の西側に生息確率が0.75以上となる潜在生息地が分布しているが、芝川流域にはそのような潜在生息地はほとんど分布していないことがわかった（図-3.2.3.9）。

小畔川流域と芝川流域における潜在生息地について、図-3.2.3.8（中域スケール）と図-3.2.3.9（小域スケール）で比較したところ、両スケールで生息確率に違いが見られた。これは、両スケールで構築したモデルが違うことや、生息確率を算出するメッシュサイズが違うことなどが理由として考えられた。

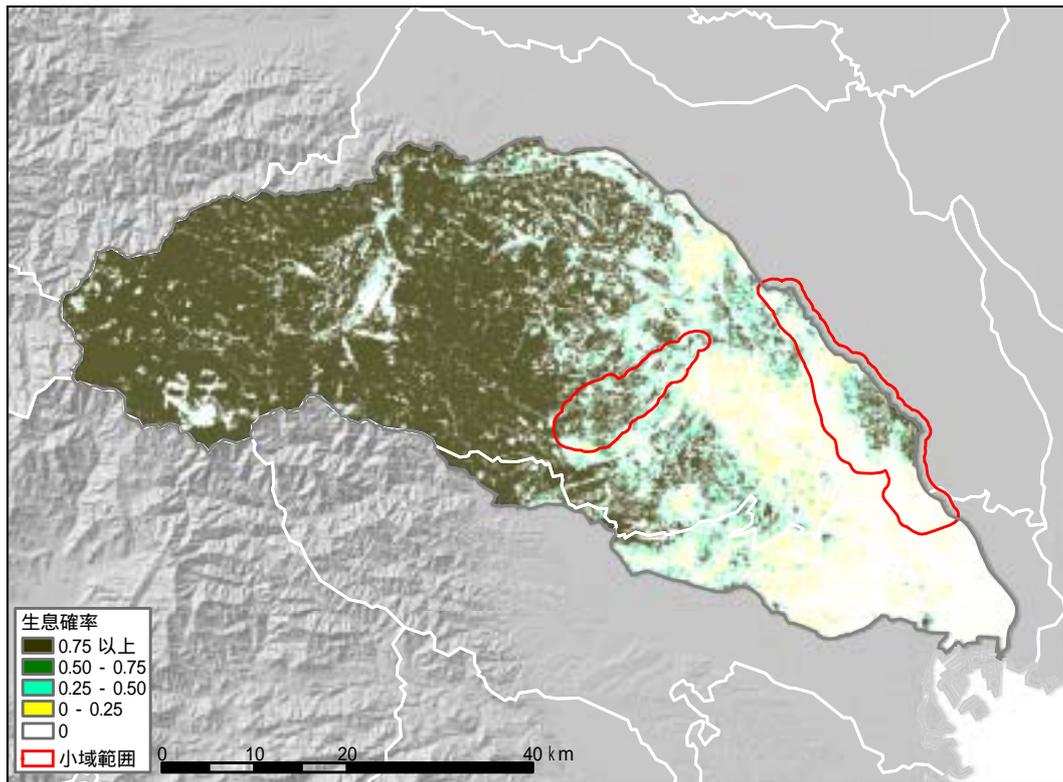


図-3.2.3.8 中域スケールにおけるニホンリスの潜在生息地。なお、赤枠は小域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲を示す（赤枠左：小畔川流域、赤枠右：芝川流域）

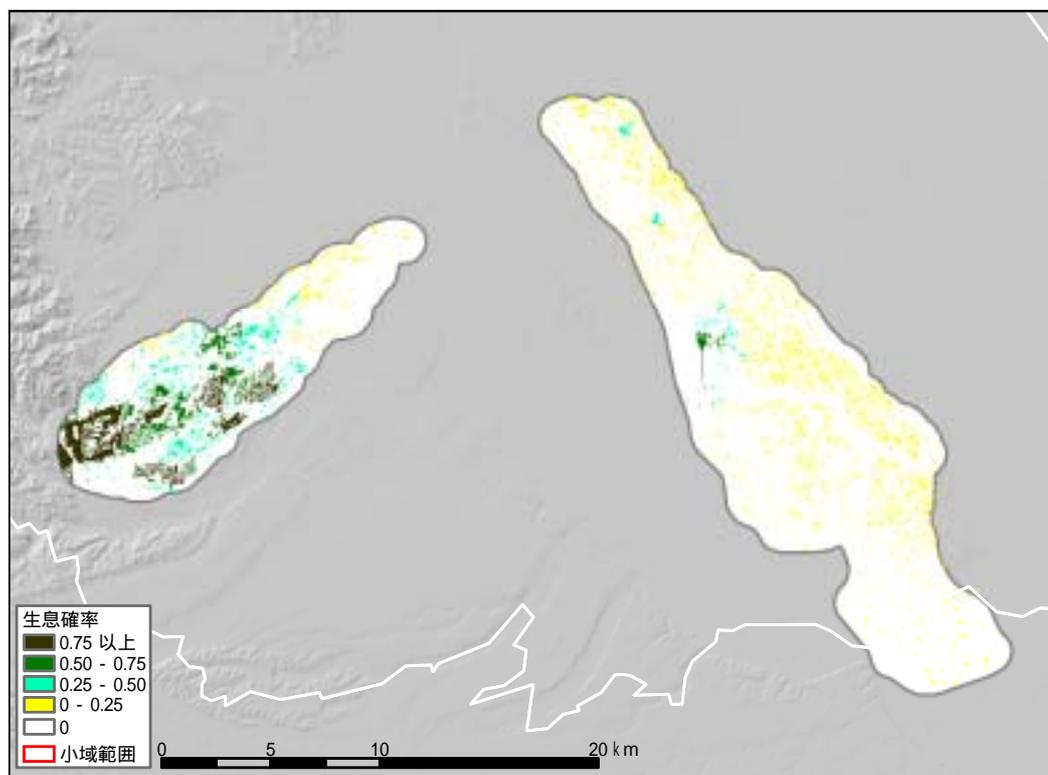


図-3.2.3.9 小域スケールにおけるニホンリスの潜在生息地（左：小畔川流域、右：芝川流域）

3) サシバ (*Butastur indicus*)

a) サシバの生態

サシバは、全長が雄 47cm、雌 51cm、翼開長が 115cm の猛禽類であり¹⁷⁾、東北地方（青森県を除く）以南の平地および低山の林で繁殖し、東南アジアで越冬する¹⁸⁾。おもな生息地は、丘陵地から標高 800m くらいの山地であり、山の斜面にアカマツ林、雑木林、スギ・ヒノキ林、伐採地などがあり、谷に水田や畑などが入り込んだ場所に好んですむ¹⁹⁾。カエル類、ヘビ類といった両生類・爬虫類や昆虫類をおもな食物とし、里地に代表される二次的自然における生態系の頂点に位置する動物である²⁰⁾。しかし、近年個体数の減少が指摘され²¹⁾、本研究の事例地における各自治体では、群馬県で絶滅危惧種²²⁾、埼玉県で絶滅危惧 B 類⁶⁾、千葉県で重要保護生物¹⁵⁾、東京都で C ランク（区、北南）および B ランク（西）⁷⁾、山梨県で準絶滅危惧⁸⁾、長野県で絶滅危惧類⁹⁾として指定し、各地で保護の対象としている。

b) 潜在生息地に関する既存知見

モデル構築には、サシバの潜在生息地に関する 2 つの既存知見を用いた²³⁾²⁴⁾。

1 つめの既存知見は²³⁾、大阪府河内長野市および栃木県馬頭町の 2 地域において、サシバの営巣環境、テリトリー、食性、繁殖行動、繁殖成功率について調査したものである。調査は、河内長野市で 1997 年から 1998 年にかけて確認した 52 カ所の営巣地、馬頭町で 1989 年から 2001 年にかけて確認した 48 カ所の営巣地について行われている。営巣木の樹種は、大阪府河内長野市の調査地では、アカマツが 50% を占め、残りはアカマツ、クロマツ、ゴヨウマツ、スギ、ヒノキ、モミであった。一方、栃木県馬頭町の調査地では、84% がアカマツであり、残りはスギであった。調査地の植生タイプとしては、両調査地ともに、スギ・ヒノキ人工林、アカマツ林、落葉広葉樹林が挙げられている。営巣地の標高およびテリトリー内の標高については、両調査地区において差違がみられ、河内長野市では、平均 256m（標高 155m～520m）、馬頭町では、平均 231m（標高 130m～340m）であった。また、営巣地から水田までの距離についても示されており、長野河内市では 81%、馬頭町では 94% が 300m 以内に営巣地があり、営巣地と水田との間で密接な関係があることが示されている。隣接ペアの巣間距離については、各調査地における差異が認められ、河内長野市で平均 1,083m、馬頭町では、1,645m と、テリトリーの大きさによる相違（河内長野市で平均 122ha、馬頭町で平均 234ha）であることが指摘されている。

2 つめの既存知見²⁴⁾は、千葉県手賀沼流域の谷津田においてサシバの分布と谷津田の環境要因の調査を行ったものである。環境要因としては、谷津田の面積、谷津田の周囲長、谷津田に接する斜面林の面積、谷津田に接する斜面林の周囲長、谷津田の耕作面積、谷津田の非稲作面積とサシバの生息の有無についての関連性についての解析を行っている。その結果、生息確認地点では非生息確認地点に比べ、谷津田の面積、谷津田に接する斜面林の面積、稲作面積が大きく、谷津田の周囲長、斜面林に接する谷津田の周囲長が長いことが示されている。

サシバは、繁殖期に渡来する夏鳥であり、アカマツやスギなどの大径木に営巣し、水田などの開けた環境で、両生・は虫類や大型の昆虫類を採餌するといった生態特性をもっている。そこで本研究では、サシバの潜在生息地として、営巣地となりうる樹林（潜在的営巣場所）および営巣地に近い水田（潜在的採餌場所）を抽出するモデルを構築した。

c)モデルの構築

潜在生息地の抽出対象範囲は、生息環境や行動圏などの生態特性を考慮して、関東地方の千葉県周辺と設定した。

本研究で構築したサシバの生息地予測モデルの構築手順を図-3.2.3.10に示す。潜在的営巣場所の抽出では、サシバの営巣地は主に低山の樹林で確認されていることから、標高が340m以下で、かつ面積が22ha以上の樹林を抽出した。なお、標高については既存知見²³⁾で示されている、馬頭町の営巣地の最高標高340mを抽出基準とし、樹林の面積については、既存知見²⁴⁾で示されているサシバが確認された地点での最小の斜面林面積である22haを抽出基準とした。次に、面積が22ha以上の抽出した樹林のうち、水田から近い距離にある樹林を潜在的営巣場所(評価2とする)として抽出した。なお、水田からの距離については、既存知見²³⁾で示されている、81%以上の営巣地が含まれた300mを抽出基準とした。

潜在的採餌場所の抽出については、潜在的営巣地として評価した樹林地の近傍にある水田を潜在的採餌場所(評価1とする)として抽出した。潜在的営巣地から水田までの距離については、既存知見²³⁾における、馬頭町の調査地で示された巣間距離の半分(800m)に含まれる水田とした。

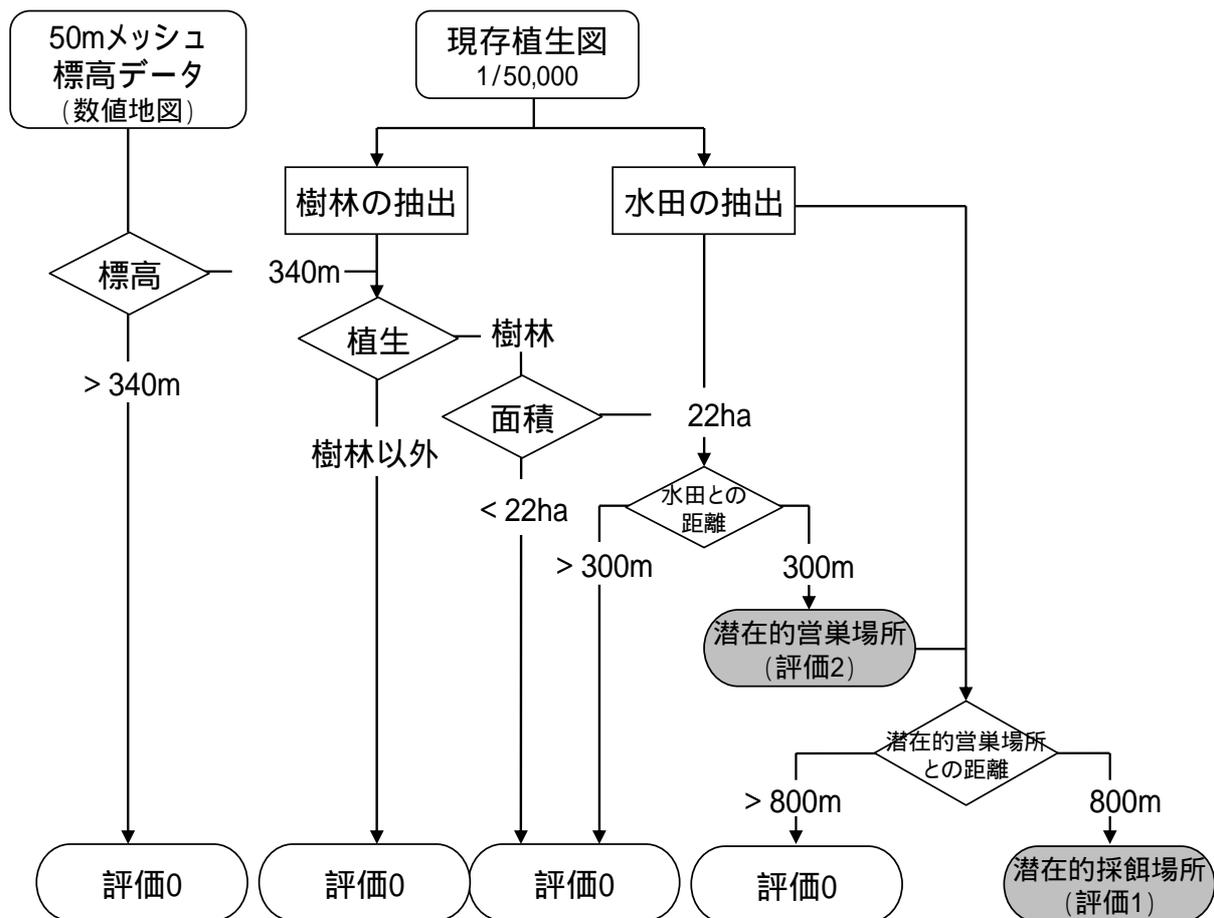


図-3.2.3.10 サシバの生息地予測モデル構築手順

d) 潜在生息地の抽出結果

構築したモデルを用いて潜在生息地を抽出した。その結果、潜在生息地の抽出対象範囲において、谷戸地形が現存する可能性の高い場所に潜在生息地として評価された潜在的営巣場所および潜在的採餌場所が分布していることが明らかとなった。(図-3.2.3.11)。

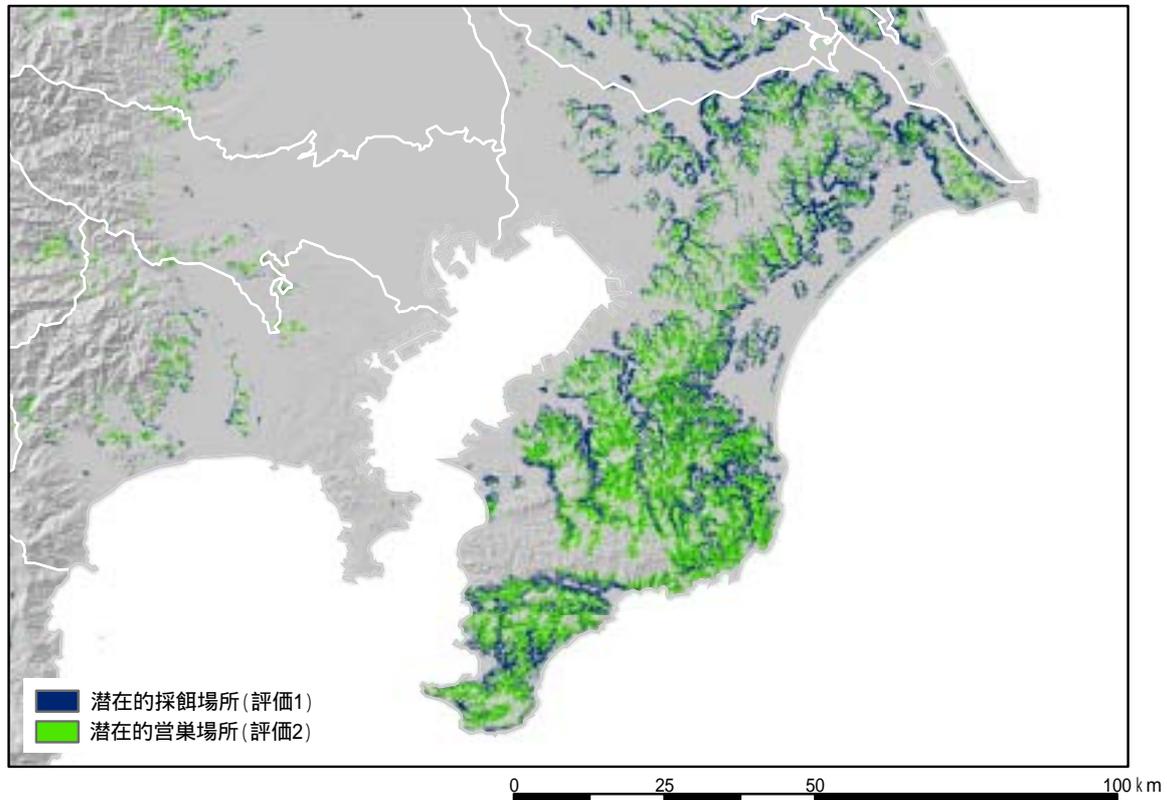


図-3.2.3.11 サシバの潜在生息地

4) シジウカラ (*Parus major*)

a) シジウカラの生態

シジウカラは、全長 14.5cm、翼開長 22cm の小鳥であり²⁵⁾、低地から低山帯の落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、針葉樹林、針広混交林にすみ、ブナ原生林から山地の二次林、樹木の多い公園や人家にまで幅広く生息する²⁶⁾。そのため、人々に馴染み深い種といえる。現在、環境省や本研究の事例地における各自治体では、保護の対象には指定されていない。

b) 潜在生息地に関する既存知見

モデル構築には、シジウカラの潜在生息地に関する既存知見を用いた²⁷⁾。この研究では、空中写真から作成した緑地(読み取り精度 0.5m)を用いたファインスケールでシジウカラの生息について解析を行ったものである。解析では、緑地および周辺の土地利用等から得られる変数から、シジウカラの生息確率に影響を与えると考えられる変数を分析したうえで、もっとも当てはまりが良いモデルとして、樹冠面積、形状指数を独立変数としたロジスティック回帰でモデル化している。

本研究では、以下に示した既存知見²⁷⁾のロジスティック回帰モデル(緑地のみ)を用いて潜在生息地を抽出した。

既存知見²⁷⁾で示されたロジスティック回帰モデル(緑地のみ)

・ 生息確率 $P = \exp(y) / [1 + \exp(y)]$

$y = -9.554 + [3.097 \times \text{樹冠面積の常用対数} (\text{m}^2)] + [-3.844 \times \text{形状指数} (K)]$

形状指数 $(K) = L / 2\sqrt{S}$ L : 周囲長、 S : 面積

c) モデルの構築

モデルの構築と潜在生息地の抽出範囲は、生息環境や行動圏などの生態特性を考慮して、中域スケール(1/5万相当の基盤情報を主に利用)と、小域スケール(1/1万相当の基盤情報を主に利用)とした。なお、中域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲は、関東地方の荒川流域とし、小域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲は、荒川支川の小平川、芝川流域の2種類とした。

図-3.2.3.12に中域スケールにおけるシジュウカラの生息地予測モデルの構築手順を示す。初めに現存植生図(1/50,000)と衛星画像(ASTER: 15m解像度)および道路データ(1/10,000)から生息評価基盤図を作成し、樹林地や緑地を抽出する。そして、それらの面積や辺長から形状指数を算出する。ただし、形状指数が概ね3以上になると、どんなに大きな樹林地でも、生息確率が0に近い値となってしまうため、面積10ha以上の樹林地・緑地に関しては「形状指数」を加味せず、生息確率を1.0とした。これは、樋口ほか(1982)において、10ha以上の樹林地の生息確率が1.0と報告されており²⁸⁾、本モデルにおいても、10ha以上の樹林地については、形状指数1.0(円形)の場合で生息確率0.994、形状指数1.2(1:2の長方形)の場合で生息確率0.988と、ほぼ1.0に近い値が得られたことから、10ha以上の樹林地の生息確率は1.0とした。最後に、既存知見²⁶⁾における緑地のみをロジスティック回帰モデルを適用して、50m×50mメッシュごとの生息確率を算出し、シジュウカラの潜在生息地を抽出する手順とした。

また、小域スケールにおけるモデルの構築手順では、生息評価基盤図を作成するにあたり、航空写真の判読によりGIS化した相観植生図(1/10,000)と道路データ(1/10,000)のみを使用したこと、潜在生息地を10m×10mメッシュで抽出したこと以外は、中域スケールのモデルと同様の手順とした(図-3.2.3.13)。

d) 潜在生息地の抽出結果

構築したモデルを用いて潜在生息地を抽出した。中域スケールでは、荒川の上流である流域の西側に生息確率が0.75以上となる潜在生息地が広く分布しており、荒川の中流から下流となる流域の東側にも、そのような潜在生息地が点在していることがわかった(図-3.2.3.14)。また、小域スケールでは、小平川流域の西側に、生息確率が0.75以上となる潜在生息地が分布しているが、芝川流域にはそのような潜在生息地はほとんど分布していないことがわかった(図-3.2.3.15)。

小平川流域と芝川流域における潜在生息地について、図-3.2.3.14(中域スケール)と図-3.2.3.15(小域スケール)で比較したところ、両スケールで生息確率に違いが見られた。これ

は、両スケールで生息確率を算出するメッシュサイズが違うことが理由として考えられた。

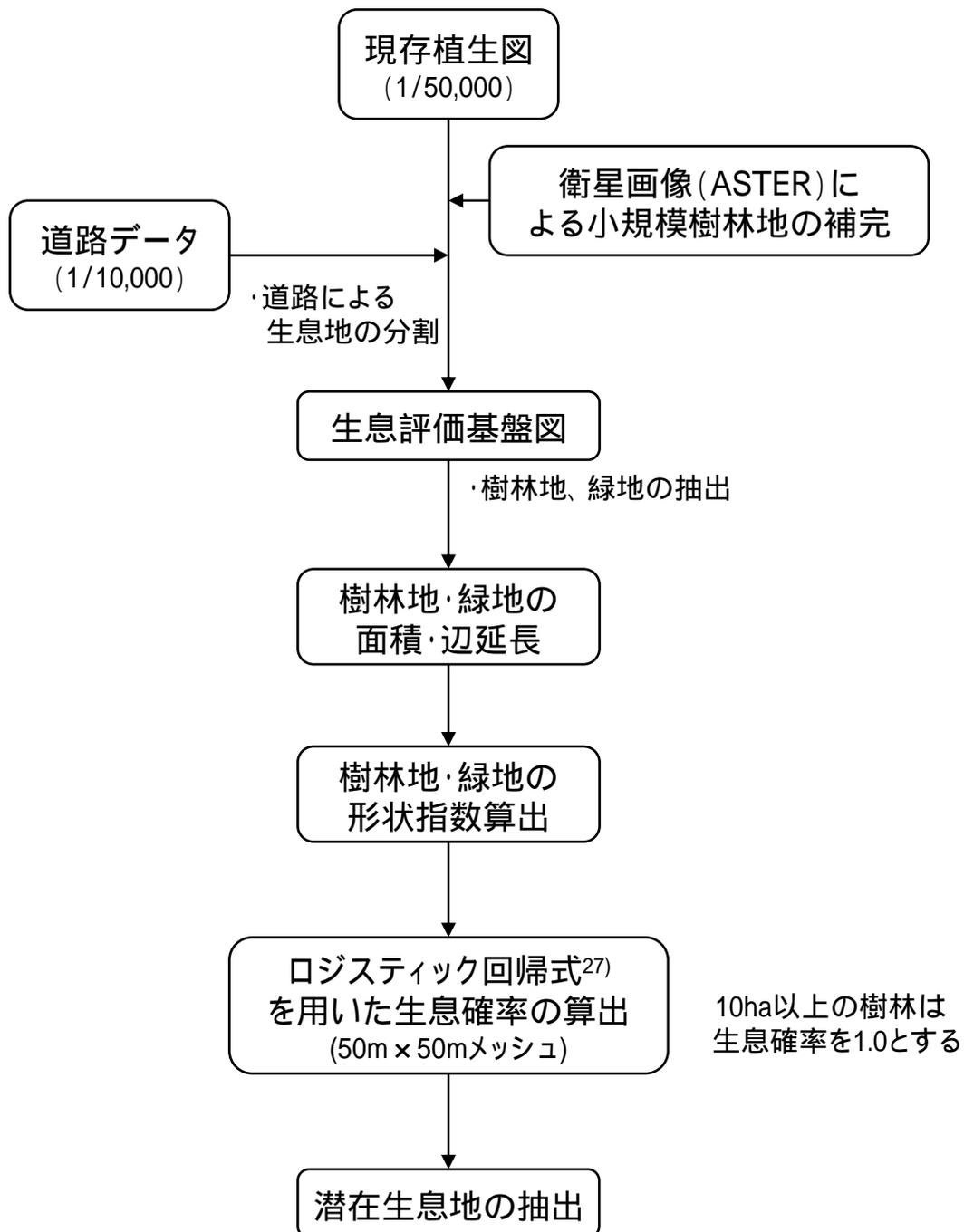


図-3.2.3.12 シジュウカラの生息地予測モデル構築手順（中域スケール）

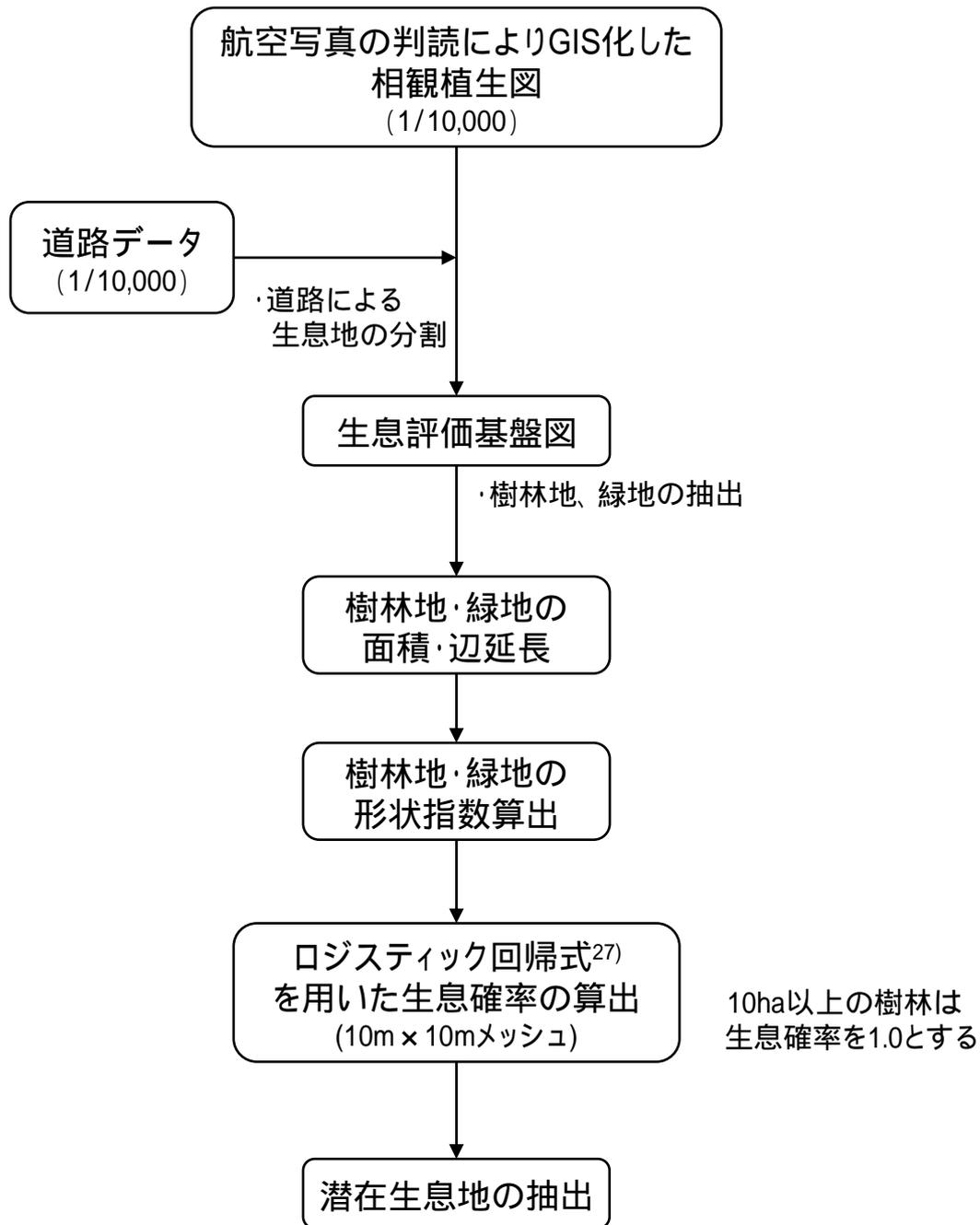


図-3.2.3.13 シジュウカラの生息地予測モデル構築手順（小域スケール）

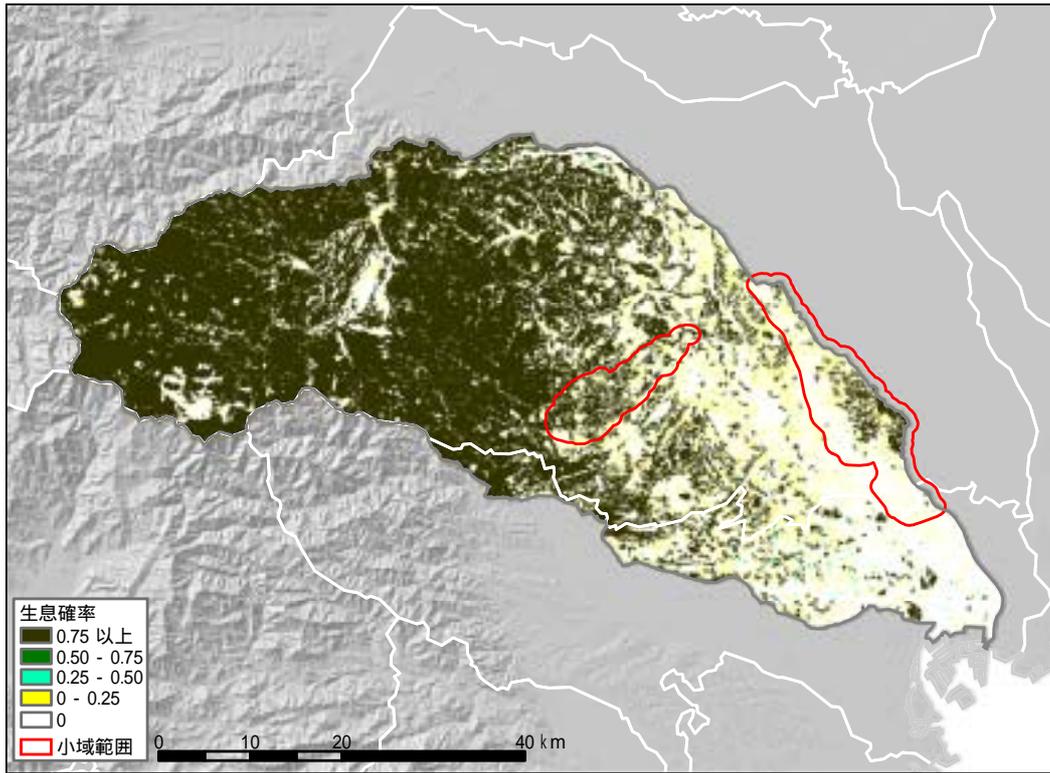


図-3.2.3.14 中域スケールにおけるシジュウカラの潜在生息地。赤枠は小域スケールにおける潜在生息地の抽出範囲を示す(赤枠左：小畔川流域、赤枠右：芝川流域)

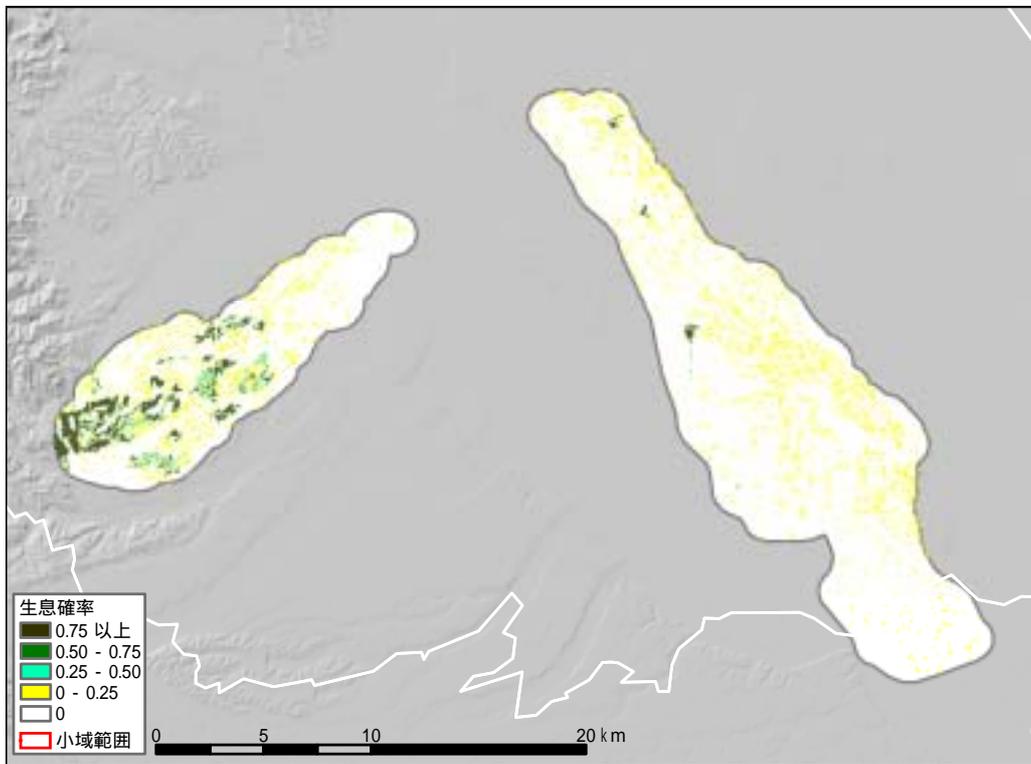


図-3.2.3.15 小域スケールにおけるシジュウカラの潜在生息地(左：小畔川流域、右：芝川流域)

(4)まとめ

本研究では、ツキノワグマ、ニホンリス、サシバ、シジュウカラの4種類の野生動物について、種の生息空間に関する既存知見や、植生・地形等の環境要素を組み合わせることで生息地予測モデルを構築し、潜在生息地を抽出した。その結果、広範囲における潜在生息地の面的な分布や、質の高い地域の抽出が可能であることを示すことができた。また、環境省によってツキノワグマ、ニホンリス、シジュウカラの生息が確認された地域²⁹⁾(3次メッシュデータ)を、本研究で抽出した潜在生息地と重ね合わせたところ、広域スケールや中域スケールでは、適合度0.4以上または生息確率0.75以上の潜在生息地で9割程度の重なりが確認できた。本研究で構築したモデルは、現時点で得られた既存知見に基づいて構築しているため、完成されたモデルには至っていない。今後は、モデルの適合度や生息確率の統合の方法などについて、生息状況の現地調査により再検討し、モデルの改良やその検証を重ねることが必要である。

野生動物の生息地をモデル化して評価する手法については、近年、各種の学術研究が蓄積されつつあり、多様な手法が試みられている。本研究で構築したモデルのタイプは、知見から得られた生息必要条件を、模式化して設定した対象種のSI(適性指数)を組み合わせ、好適な生息地をHSI³⁰⁾などで評価する手法(本研究で構築した、ツキノワグマの生息地予測モデル)

生息情報と環境因子の関係を統計的手法により解析し、その結果得られた回帰式等を適用する手法(本研究で構築した、ニホンリス、シジュウカラ、サシバの生息地予測モデル)に大きく区分することができる。さらに、具体的なモデルの構築手法で分類すると、HSIモデル、ロジスティック回帰モデル、ツリーモデルに分類される(表-3.2.3.5)。モデルの構築手法によって、それぞれ長所、短所があるため、モデルの利用目的や得られるデータに適したものを選択する必要がある。今後、より詳しい生態情報が得られることでモデルがより実状に則したものになること、また、モデル構築の研究が進展することで、より精度の高いモデルの構築手法が築かれることが期待される。

表-3.2.3.5 生息地予測モデル構築手法別の長所、短所

モデルの構築手法	本研究でモデルを構築した種	長所	短所
HSIモデル	・ツキノワグマ	・モデルの修正が容易	・広域スケールでの事例が少ない
ロジスティック回帰モデル	・ニホンリス ・シジュウカラ	・確率値で示されるため結果の解釈が容易	・モデル式の修正が困難 ・ラスタデータでの適用が困難
ツリーモデル	・サシバ	・モデルの修正が容易 ・ラスタベースでの適用が容易 ・対象種の生息地の評価過程がわかりやすい	・客観的な閾値が必要 ・広域スケールでの知見が少ない

参考文献

- 1)環境庁編：平成5年版環境白書総説，大蔵省印刷局，1995．
- 2)ESRI ArcView3.2，8.3 (Spatial Analyst)
- 3)羽澄俊裕：ツキノワグマ，日本動物大百科第1巻哺乳類，株式会社平凡社，pp.144～147，1996．
- 4)米田政明：ツキノワグマ，日本の哺乳類，東海大学出版会，pp.113，1994．
- 5)環境省自然環境局生物多様性センター：生物多様性情報システム，(<http://www.biodic.go.jp/>)，平成17年11月現在．
- 6)埼玉県：改訂埼玉県レッドデータブック2002 動物編，(<http://www.pref.saitama.lg.jp/>)(平成17年11月現在)
- 7)東京都環境局：都版レッドデータブック(東京都の保護上重要な野生生物種 - 1998年版 -)，(<http://www.metro.tokyo.jp/>)，(平成17年11月現在)
- 8)山梨県：山梨県レッドデータ，(<http://www.pref.yamanashi.jp/pref/index.jsp>)，(平成17年11月現在)．
- 9)長野県：長野県版レッドリスト(脊椎動物編)，(<http://www.pref.nagano.jp/index.htm>)，(平成17年11月現在)．
- 10)日本野生動物保護センター：昭和58年度環境審査調査(動物調査)，1983．
- 11)石井信夫・由井正敏：林業と野生鳥獣の共存に向けて，(株)日本林業調査会，1994．
- 12)西垣正男・川道武男：ニホンリス，日本動物大百科第1巻哺乳類，株式会社平凡社，pp.70～73，1996．
- 13)石井信夫：ニホンリス，日本の哺乳類，東海大学出版会，pp.84，1994．
- 14)茨城県：茨城県版レッドデータブック<動物編>，(<http://www.pref.ibaraki.jp/>)，(平成17年11月現在)．
- 15)千葉県：千葉県の保護上重要な野生生物-千葉県レッドデータブック-動物編，(<http://www.pref.chiba.jp/index.html>)，(平成17年11月現在)．
- 16)村田晴子：水戸市周辺域の孤立した森林におけるニホンリス *Sciurus lis* の生息分布，東京農工大学2000年度修士論文，2001．
- 17)財団法人日本鳥類保護連盟：鳥630 図鑑，pp.62，1994．
- 18)森岡照明・叶内拓哉・川田隆・山形則男：サシバ，図鑑日本のワシタカ類，文一総合出版，pp.172～183，1995．
- 19)小島幸彦：サシバ，日本動物大百科第3巻鳥類，株式会社平凡社，pp.157～162，1996．
- 20)武内和彦・鷲谷いづみ・恒川篤史：里山の生態学，東京大学出版会，2001．
- 21)森下英美子・樋口広芳：文献調査にもとづく夏鳥の減少，夏鳥の減少実態調査報告，pp.1～10，東京大学渡り鳥研究グループ，1999．
- 22)群馬県：群馬県の動物レッドリスト (<http://www.pref.gunma.jp/>)(平成17年11月現在)．
- 23)小島幸彦：サシバの生態，サシバの生態等に関する勉強会資料(未発表)，2003．
- 24)東淳樹、時田賢一、武内和彦、恒川篤史：千葉県手賀沼流域におけるサシバの生息地の土地環境条件，農村計画論文集，18(別冊)：pp.253-258．1999．

- 25)財団法人日本鳥類保護連盟：鳥 630 図鑑，pp.272，1994．
- 26)中村登流：シジュウカラ，原色日本野鳥生態図鑑陸鳥編，株式会社保育社，pp.126，1995．
- 27)橋本啓史・夏原由博：ロジスティック回帰を用いた都市におけるシジュウカラの生息環境適合度モデル，ランドスケープ研究，Vol65,No5，pp.539-542，2002．
- 28)樋口広芳・塚本洋三・花輪伸一・武田宗也：森林面積と鳥の種数との関係，Strix 1，pp.70-78，1982．(<http://www.wing-wbsj.or.jp/strix/strix001/index.html> でダウンロード可能，平成 17 年 11 月現在)．
- 29)環境省：第 5 回自然環境保全基礎調査（生物多様性調査，種の多様性調査第 1 期，平成 9，平成 10 年度）．
- 30)U.S. Fish and Wildlife Service. Standards for the development of habitat suitability index models. 103 ESM. U.S. Fish and Wildlife Service, Division of Ecological Service, 1981．(<http://www.fws.gov/policy/ESMindex.html> でダウンロード可能，平成 17 年 11 月現在)．

(B) 水域生態系モデル

(1) 研究の背景

高度成長期以降、各地の干潟や河川で埋め立てや護岸工事などが進められてきたことにより、水質や環境の悪化、生物やその生息・生育場の減少などの問題が生じてきた。例えば、東京湾を例にとると、埋め立てにより干潟の90%以上、東京湾の総面積の20%が消失したとされ、かつてはごく普通に見られていたアサリやアマモも、現在は限られた地域でしか確認されていない¹⁾。

こうした経緯をふまえ、干潟や河川本来の姿を取り戻すため、1997、1999年に河川法、海岸法が改正され、「環境や生態系への配慮」という視点が加えられた。また、各地で干潟の造成や従来生息・生育していた種の植え付けなど様々な取り組みも行われている^{2)・3)}。

このような取り組みの効果をより高め、本来の生態系を回復させ、自然共生型の社会を築いていくためには、さまざまな取り組みによる水域生態系への影響を予測、評価し、さらなる取り組みへ反映させていくことが重要である。

本研究においては、流域・都市再生施策による水域生態系への影響、効果を評価できる水域生態系モデルの作成を行った。

(2) 本研究における水域生態系モデルの開発目標

本研究において作成する水域生態系モデル(以下「モデル」という)は、生物の数量的変化を予測するものではなく、施策による水域の物理環境の変化、及び生物の生息・生育場としての適性の変化を評価できるものとした。そこで、ハビタット評価手続き(HEP: Habitat Evaluation Procedures)で用いられているハビタット適性指数(HSI: Habitat Suitability Index)をベースにモデルを作成した。HEPの概要については、次項に記す。また、モデルの構築から検討結果の図化までの一連の作業はGISを用いて実施した。

なお、本研究においては、閉鎖性水域である東京湾と霞ヶ浦、及び東京湾に流入する大川である多摩川、荒川を対象とした。ここでは、このうち東京湾、霞ヶ浦、多摩川について示す。

(3) 水域生態系モデルの概要

1) HEPとは⁴⁾

本研究では、HEPで用いられているHSIをベースとし、生活史ごとの生息・生育場の条件、餌条件、産卵場条件等の知見、過去から現在までの生息・生育状況の変化等のデータをもとにモデルを作成した。

HEPは、指標種にとっての生息・生育場の価値を、場の質、量(面積)、時間によって定量化する手法である。ここで場の質を表すものがHSIであり、指標種の生息・生育に大きく影響する環境要因を抽出し、その要因ごとに適性指数(SI: Suitability Index)を推定し、それらを結合させることによって算出する(図-3.2.3.16)。SIとは、対象とする種の生息・生育状況を左右する環境要因について、生息・生育環境としての適性さの程度を0.0から1.0までの幅で示したもので、SI=0.0は全くふさわしくない環境であることを、SI=1.0

は好ましい環境であることを示す。

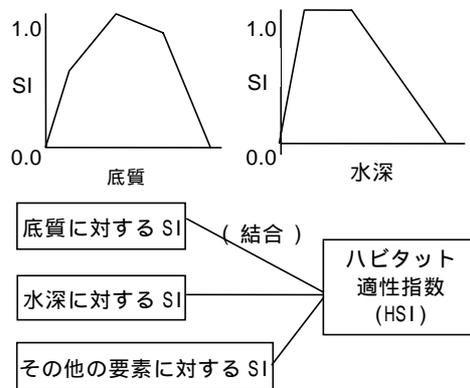


図- 3.2.3.16 生息・生育場のハビタット適性指数作成概念

生息・生育場の質については HSI で表現できるが、事業実施予定地と代替地とを比較する場合などには、HSI の値に対象地の面積を乗じて、対象地全体の生息・生育場としての価値を定量化する。

この手法は、アメリカにおいて 1976 年に第 1 版が作成された。当時アメリカでは、魚類野生動物調整法の改正(1958 年)、国家環境政策法の施行(1970 年)を受け、開発事業が野生生物に与える影響や保全措置の効果を評価する手法が強く求められていた。そこで、生物学者や州政府機関職員等から成る委員会の勧告を受け、下記の 4 点を満たす影響評価手法であることを目指して作成が進められた。

アメリカ全土の様々なプロジェクトに適用できる、標準的な手法であること
事業等による影響の度合や、必要とされる代償量を測定し、代替案を比較、評価するための定量的な方法であること

自然という市場に馴染みにくい資源を評価するため、非金銭的な観点から評価できる方法であること

生物個体群の変動ではなく、その土地全体が持つ個体群を支える力を評価できる方法であること

こうして開発された初期の HEP は、ハビタットの質について主観的に測定されるなどの課題があったが、その後ハビタットの質の定義の明確化や、再現性の向上を目指した改良が進められた。現在利用されているのは、1980 年に完成した第 3 版である。

日本においても、環境保全策の効果を定量的に示すことができ、事業実施の際の合意形成ツールとしての活用が期待できることなどから近年注目されている手法であり、本研究においてもこの手法に基づいたモデルの作成を行った。

2) 指標種選定の考え方

生態系モデルにおける指標種は、表- 3.2.3.6 に示す観点から選定した。

表- 3.2.3.6 生態系モデルにおける指標種選定の観点

カテゴリー	観 点
環境代表性	<ul style="list-style-type: none"> ・多くの生物種が生息・生育する場所(エコトーン)を代表できること ・分布が極めて狭い範囲に特定されないこと
環境要求性の幅と情報量	<ul style="list-style-type: none"> ・生息・生育場の基盤(底質)と直接的な関連性をもつこと ・ハビタットに対する特有の選択性があること ・生息・生育条件に関する多くの情報があること
将来的な利用適性	<ul style="list-style-type: none"> ・在来種であること、あるいは、固有性があること ・一般の人々になじみが深く、自然再生のシンボルとなり得ること ・生息・生育状況が比較的容易に確認できること

3) 環境因子の抽出

生物にとって必要となる環境因子は複数であることが多く、それら複数に渡る環境因子のうち生息・生育状況を左右すると考えられる代表的なものを抽出してモデル化した。これらの代表的な各環境要因の選定については、学術論文収集や専門家ヒアリングなどを実施し、指標種に対する影響が大きいと考えられる環境要因を選定した。

4) 環境現況データの作成

任意の場(地理的に区切られた範囲)において、その「場」が対象生物にとってどれだけ好適であるかを評価するためには、その場が持つ環境特性をあらかじめ把握しておく必要がある。そこで、対象となる水域ごとに環境特性にかかるデータを表- 3.2.3.7に示す通り整理し、GIS データベースとして整理した。

表- 3.2.3.7 環境現況データの整理方法

東京湾		湾内の水深データをベースとして 250m メッシュデータを作成し、そのメッシュ規格にあうよう各環境測定データをメッシュデータとして作成した。なお、各環境現況データはほとんどがポイントデータであるため、IDW(Inverse Distance Weighting)法によって補間し、メッシュ展開の計算を行うことで、水質・底質のメッシュデータを作成した。
霞ヶ浦	ヨシ群落、沈水植物、浮葉植物、オオヨシキリ	湖岸を距離標で区切る形で作製したラインデータとして整理した。また、環境現況データはほとんどがポイントデータであるため、各点の間は補間計算を行い、ラインデータに展開した。
	ヤマトシジミ、シラウオ、ワカサギ	250m メッシュデータを作成し、そのメッシュ規格にあうよう各環境測定データをメッシュデータとして作成した。
多摩川、荒川		河川を距離標で区切る形で作製したラインデータとして整理した。また、環境現況データはほとんどがポイントデータであるため、各点の間は補間計算を行い、ラインデータに展開した。

5) HSI の算出

整備した環境特性にかかるデータを SI モデルに入力することで、任意の場における各環境因子に対する SI を算出し、それらを総合的に結合することで HSI を算出する。SI の結合は通常、各 SI の積、最小値選択、幾何平均、算術平均などの手法をとる。そこで、それら 4 つの手法によるそれぞれの HSI 値と実測値とを比較検討することにより、最も高い再現性を持つ手法について検討した。

(4) インターフェイスの整備

1) 開発方針

作成したモデルを用い、各環境要因を変化させた場合等の生息・生育環境の変化の程度を把握するための解析インターフェイスを開発することとした。プラットフォームとしては Arc GIS 9.0 を想定した。その他必要な環境として、Microsoft Windows XP、Microsoft Excel(2002 以上)、HD 空き容量 500MB 以上、メモリ 512MB 以上を想定した。

2) インターフェイス

解析インターフェイスは、東京湾、霞ヶ浦、多摩川、荒川の水系ごとに用意されており、GIS をプラットフォームとしている(図- 3.2.3.17)。

インターフェイス上では、「モデル選択」及び「シミュレーション」を行うことができ、各 SI モデルを変更した場合の HSI の変化、対象水域全体もしくは選択範囲における環境現況データを変更した場合の HSI の変化が検討できる。

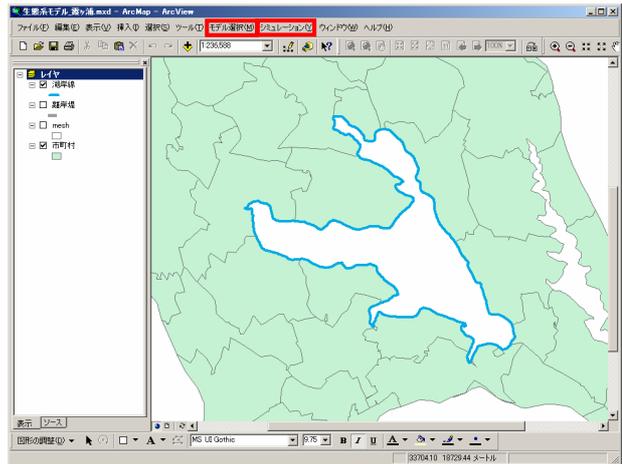


図- 3.2.3.17 インターフェイスの表示例

3) 入力データ

モデルへの入力データは、環境要因の実測値をもとに作成された環境データと、SI モデルのパラメータがある。環境データは、それぞれメッシュデータやラインデータとしてエクセルに整備されており、それらを GIS 上に読み込むことによって計算を行っている。これらのデータについては、GIS インターフェイス上で範囲を指定し(図- 3.2.3.18左)、変更することが可能である(図- 3.2.3.18右)。また、各環境要因の SI モデルについてもエクセル上で整理されており、容易に変更することが可能である。

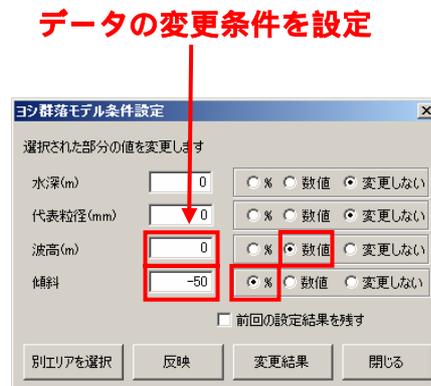
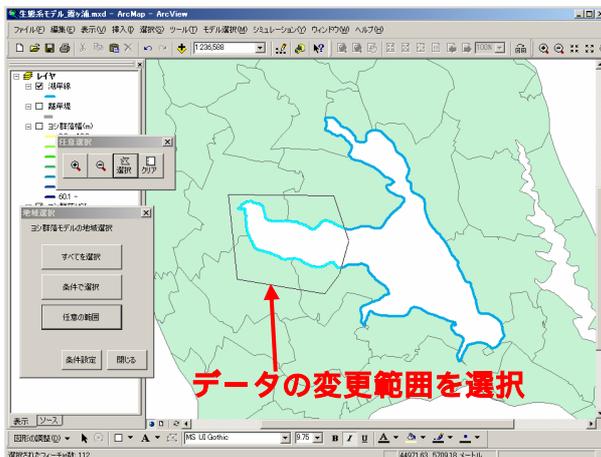


図- 3.2.3.18 環境データの変更方法(左：変更範囲選択画面、右：条件設定画面)

4) 可視化

GIS プラットフォームからは、変更後の環境データを、現況データとともに表示することができる(図- 3.2.3.19)。また、変更後の環境データを用いて SI、HSI を計算し、その結果を表示することができる。シミュレーション結果の表示は、変更前と変更後の HSI が比較できるように並べて表示される(図- 3.2.3.20)。

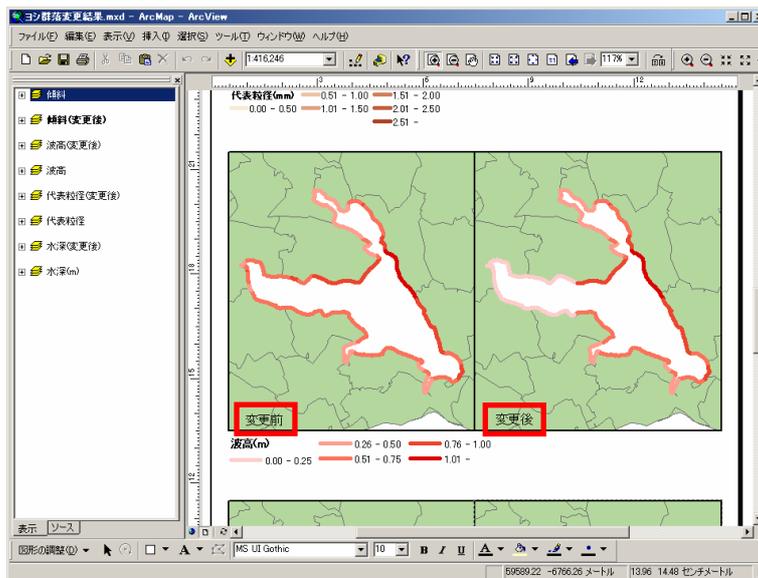


図- 3.2.3.19 変更後の環境データの表示例

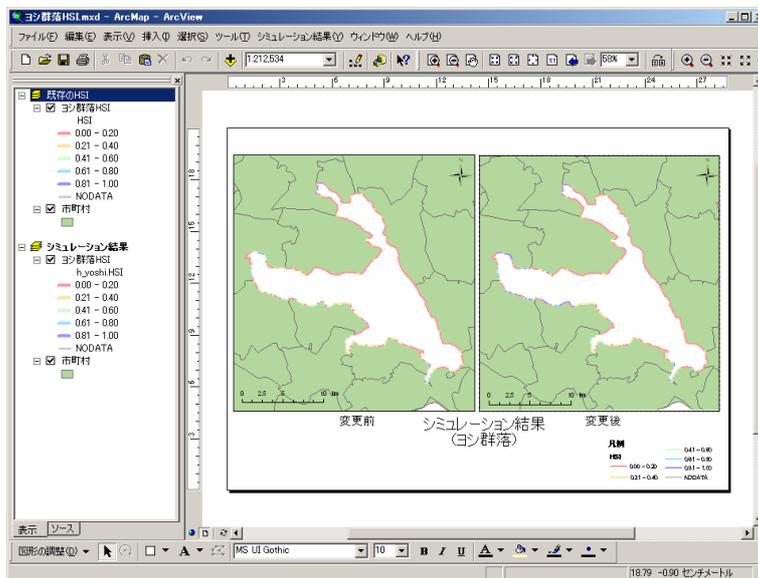


図- 3.2.3.20 環境データ変更後の HSI 算出結果の表示例

5) GIS 上での具体的な操作

GIS 上での具体的な操作手順は、巻末の DVD 資料に示す通りである。

(5) 東京湾を対象にした検討

1) 指標種の選定

東京湾における生物の生態と生息・生育環境の特徴を踏まえ、以下のように水域生態系予測モデルの指標種の選定を行った。表- 3.2.3.8に、東京湾において選定した指標種と、その代表する環境類型区分について示した。

表- 3.2.3.8 東京湾において選定した指標種

指標種	環境類型区分	環境類型区分との関係
アマモ	干潟とそこに連続する浅場	波の穏やかな砂泥地の漸深帯で、光量が十分に届く内湾に生育する。
ワカメ	護岸構造物で囲まれた海	本来、岩礁に生育するが、護岸構造物の直立壁にも群落を形成する。
イシガレイ	干潟とそこに連続する浅場 河口にみられる干潟 人工的な干潟	着底稚魚は、河口域や波打ち際の水深1m以浅の砂泥海底で生活する。
チゴガニ	干潟とそこに連続する浅場 河口にみられる干潟 人工的な干潟	河口、干潟の砂泥底の高潮付近に生息する本種は、開放的な泥底干潟部に生息する代表的な動物である。
アサリ	干潟とそこに連続する浅場	干潟と漸深帯にかけて生息する代表的な種である。
ダイシャクシギ	干潟とそこに連続する浅場	規模の大きい干潟を指標するとともに、各干潟の最大範囲までを指標する鳥類である。

以下に、アマモとアサリについて結果を示す。

2) アマモ

a) 環境要因の選定

表- 3.2.3.9に東京湾のアマモについて検討した環境要因の一覧を示す。

表- 3.2.3.9 東京湾のアマモについて検討した環境要因一覧

環境要因	選定・非選定	要因を表現する因子	人為的改変やダイナミズムとの関係
砂面変動	非選定	シールズ数	・土砂供給の変化 ・港湾施設による流況変化
水深	選定	水深	・埋め立てによる砂泥浅場の縮小
水質	水温	水温	-
	水中光量	水中光量	・汚濁負荷の流入
	塩分	塩分	・河川水の流入
底質	粒度組成	泥分率	・土砂供給の変化・港湾施設による流況変化
	栄養塩	無機態窒素	・汚濁負荷の流入 富栄養化
	生育阻害物質	全硫化物	・汚濁負荷の流入 富栄養化 貧酸素水塊

b) 適性指数(SI)の検討

表- 3.2.3.10に各環境要因の適性指数(SI)の決定理由を、図- 3.2.3.21にその結果を示す。

表- 3.2.3.10 適性指数の決定理由

環境要因	適性指数(SI)の決定理由
水深	干出の観点からは、干出していない場所が適していることから、干出しない朔望平均干潮位相当水深が限度と思われる。生育水深は、内湾では浅く、外洋では深くなる傾向があり、波浪、砂面変動の観点から安定的に群落が存在するのは、概ね平均潮位下 2m 以深と判断される。既往報告 ^{5)・6)} を踏まえ、ここでは、干出と砂面変動の観点から周年に渡り干出しないと考えられる水深 1.2m を適性値 0.0 とし、平均潮位下 2m 以深を適性値 1.0 とした。
水中光量	アマモの生育環境因子として水中光量を検討する際の対象時期は、青潮が発生し始め透明度が最も低い 6～7 月時期とした。また文献情報 ^{5)・7)} に基づき、2.1 E/m ² /day 以下を適性値 0.0、3.0 E/m ² /day 以上を適性値 1.0 とした
塩分	文献情報 ^{5)・8)} に基づき、ここでは、成長が抑制される 11‰以下、及び生育に不適とされる 40‰以上を適性値 0.0 とし、発芽率が良好であるとされる 17～34‰を適性値 1.0 とした。
泥分率 (シルト・粘土分率)	文献情報 ⁹⁾ に基づき、ここでは、泥分率 30%以下を適性値 1.0、30%以上を適性値 0.0、砂泥分が 80%以下を適性値 0.0、80%以上を適性値 1.0 とした。なお、東京湾沿岸では、ほぼ全域で砂泥分率が 90%以上であることから、本モデルでは泥分率を採用して検討するものとし、生育因子として差異を示しにくい砂泥分率については扱わないこととする。

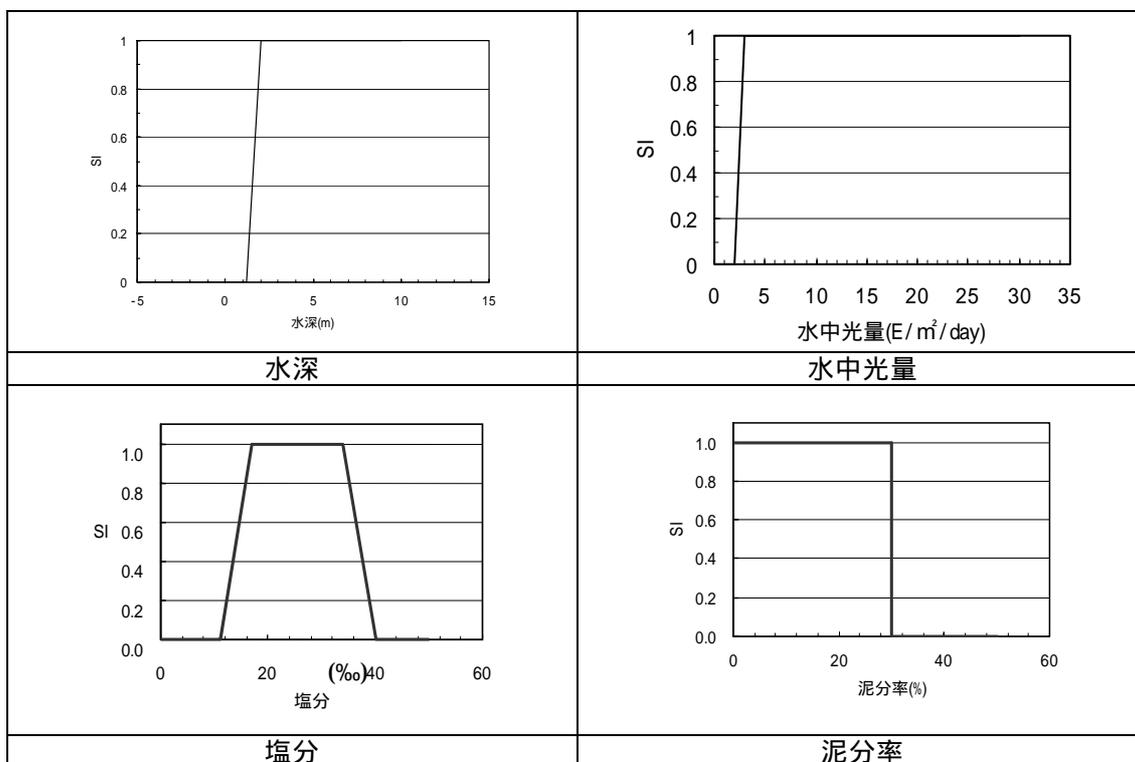


図- 3.2.3.21 適性指数の検討結果

c) ハビタット適性指数(H S I)の検討

各環境要因の適性値は、実海域における水温、塩分等の他の環境要因も含めた生育実態に基づくものであるが、実測データが不足しているため、どの環境要因がアマモの生育環境として支配的であるのか判断するには至っていない。よって、ここではアマモの生育に対する各因子の影響が同等と仮定してSIの積をHSIとした。

$$HSI = SI_{\text{水深}} \times SI_{\text{水中光量}} \times SI_{\text{塩分}} \times SI_{\text{泥分率}}$$

アマモの現況分布と、本モデルによるHSI分布の比較を図-3.2.3.22に示す。これらを比較すると、三番瀬等の東京湾奥の浅場における再現性は概ね良いと考えられる。ただし、良好なアマモ場として知られている盤州干潟については、HSIは低いままであり、十分な再現性を確保できていないと考えられる。

これは、底質の現存データの密度が粗いため、特に良好な環境である浅場の底質を十分に再現出来ていない故に生じる現象であると推察される。

今後、再現性を更に向上させることを考えた場合には、水深データと同様、浅海部において観測密度の濃い底質データを用い、環境現況の再現性の向上を図る必要があるものと推察される。

特に浅場は東京湾内においてスポット的に好適な環境を呈していると考えられることから、湾内をマクロの視点で捉えたデータでは再現性に疑問がある場合がある。よって、干潟環境に着目して調査した際のデータなどにより、底質データの補完を行うことが望ましい。

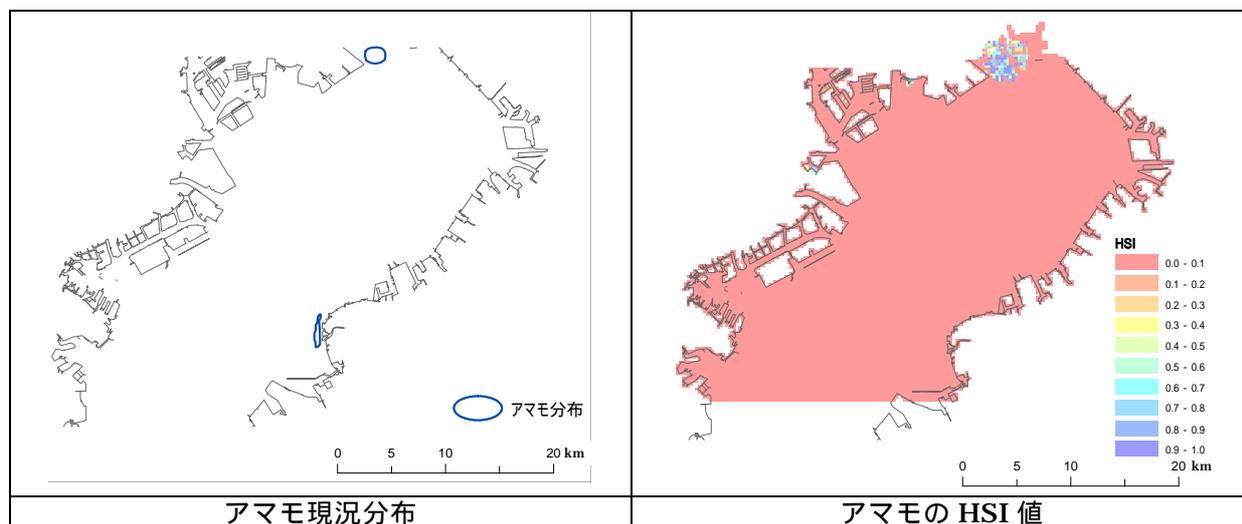


図-3.2.3.22 アマモの現況分布と HSI 値の比較

3) アサリ

a) 環境要因の選定

表- 3.2.3.11に東京湾のアサリについて検討した環境要因の一覧を示す。

表- 3.2.3.11 東京湾のアサリについて検討した環境要因一覧

環境要因		選定・非選定	要因を表現する因子	人為的改変やダイナミズムとの関係
水深		選定	水深	・埋め立てによる砂泥浅場の縮小
水質	水温	非選定	水温	-
	DO	選定	青潮発生時(7~9月)のDO最低値	・汚濁負荷の流入 富栄養化 貧酸素水塊
	塩分	非選定	最降雨月(9月)の塩分	・河川水の流入
底質	有機物量	選定	強熱減量	・汚濁負荷の流入
	生息阻害物質	選定	全硫化物	・汚濁負荷の流入 富栄養化 貧酸素水塊
	好気性	非選定	酸化還元電位	・汚濁負荷の流入 富栄養化 貧酸素水塊
	粒度	非選定	泥分率(シルト・粘土分率)	・土砂供給の変化・埋め立てによる砂泥浅場の縮小・港湾施設による流況変化
選定		中央粒径		

b) 適性指数(SI)の検討

表- 3.2.3.12に各環境要因の適性指数(SI)の決定理由を、図- 3.2.3.23にその結果を示す。

表- 3.2.3.12 適性指数の決定理由

環境要因	適性指数(SI)の決定理由
水深	文献情報 ¹⁰⁾ より、まず干出に弱いことが大きく寄与するとされることから、干出しない朔望平均干潮位相当水深付近の水深 1.2m を、また調査結果の平均値から水深 3.0m を適性値 1.0 とした。三番瀬の調査結果において生息水深が+1.5m ~ 10.2m(A.P.)の範囲であったと報告されていることから ¹¹⁾ 、このデータを生息範囲の上下限として設定することとした。なお、ここで A.P.は T.P.に変換し、+0.4m(T.P.)を上限、水深 11.3m(T.P.)を下限とし、それぞれ適性値 0.0 とした。
DO	実験により求められた致死酸素量より、1mg/L を適性値 0.0 として設定した ¹²⁾ 。また、水産用水基準において、海域の望ましい水質条件として示されている 6mg/L 以上を、適性値 1.0 とした。
強熱減量	文献情報 ^{11)・13)} より、0.5%以下、9%以上を適性値 0.0 とし、また 2.1~3.4%を適性値 1.0 とした。
全硫化物	水産用水基準で示されている阻害的影響がではじめる濃度である 0.9mg/g までを適性値 1.0 とした。また、実験結果 ¹⁴⁾ で示されたアサリの生存限界より、2.4 mg/g(乾泥)以上を適性値 0.0 とした。
中央粒径	文献情報 ^{11)・14)} より、ここでは、三番瀬において生息密度が極大を示した 0.202mm から、実験において全数が潜砂する(生存できることを意味する)0.55mm までの間を適性値 1.0 とした。また、三番瀬における実測値から、0.016mm 以下で生息が確認されなかったこと、また実験において潜砂時間が長期化することが報告されている(長時間潜砂出来ないことは、斃死を意味する)ことから、0.016mm の近似値として 0.0mm を、また 4.2mm 以上を適性値 0.0 とした。

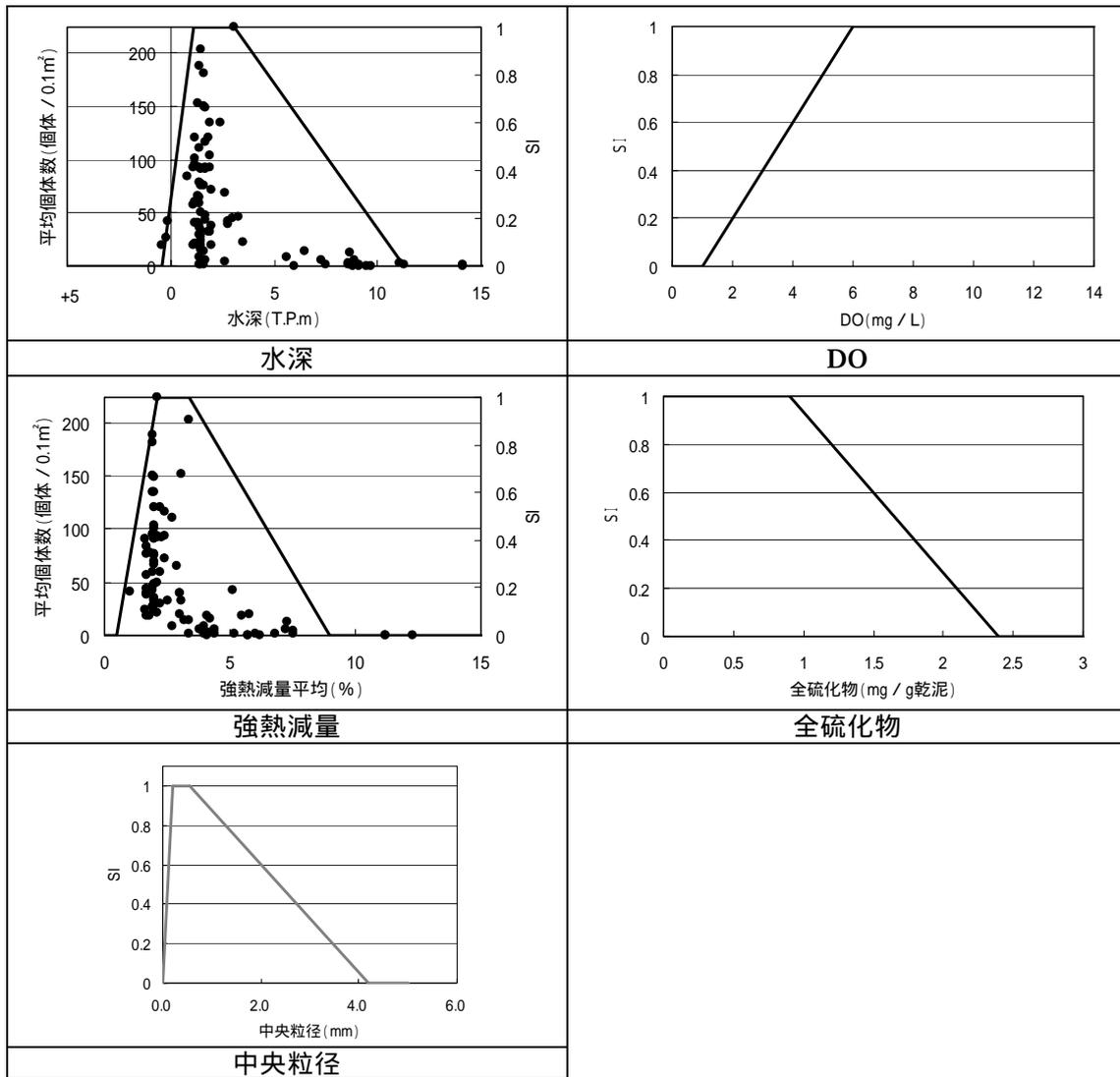


図- 3.2.3.23 適性指数の検討結果

c) ハビタット適性指数(H S I)の検討

積、最小値選択、幾何平均、算術平均の4手法により、すべてのSIを用いた場合のHSI値算出を試行した結果、本データについては算術平均による算出値がもっとも説明率が高かった。しかし、算術平均によるHSI値はアサリの生息場として適さないところについても高い値を示した。本モデルの使用目的が主に場の評価であることを考えると、説明率の高さと共に、現況の再現性の高さが評価されるべきであると考えられる。従って、東京湾におけるアサリのHSIモデルとして算術平均の次に説明率が高く、現況再現性も高かった積を用いることとした。

$$HSI = SI_{\text{水深}} \times SI_{\text{DO}} \times SI_{\text{強熱減量}} \times SI_{\text{全硫化物}} \times SI_{\text{中央粒径}}$$

アサリの現況分布と、本モデルによるHSI分布の比較を図- 3.2.3.24に示す。これらを比較すると、三番瀬等の東京湾奥の浅場における再現性は概ね良い。一方、盤州干潟のHSIは、多少高くは示されるものの三番瀬等湾奥部に比較して低く、再現性に乏しい。こ

これは、底質の現況データの精度に起因するものと推察される。今後、更にモデルを改良して再現性を更に向上させることを考えた場合、アサリの生息地である浅海部における環境現況の再現性の向上を図る必要があるものと推察される。特に浅場は東京湾内においてスポット的に好適な環境を呈していると考えられることから、湾内をマクロの視点で捉えたデータでは再現性に疑問がある場合がある。よって、干潟環境に着目して調査した際のデータなどによるデータ補完を行うことが望ましい。

また、横浜付近にみられる HSI の高いエリアは、データの信頼性を除いて考えた場合、アサリ生息場としてのポテンシャルを有するものと考えられる。東京湾西岸に張り巡らされた水路脇の小面積の干潟ではアサリ等が生息することが知られており、臨海部の公園とあいまって市民の憩いの場として機能している。横浜付近の HSI が高いエリアにおいても、干潟としての整備を行うことで市民の憩いの場となる可能性が示唆される。

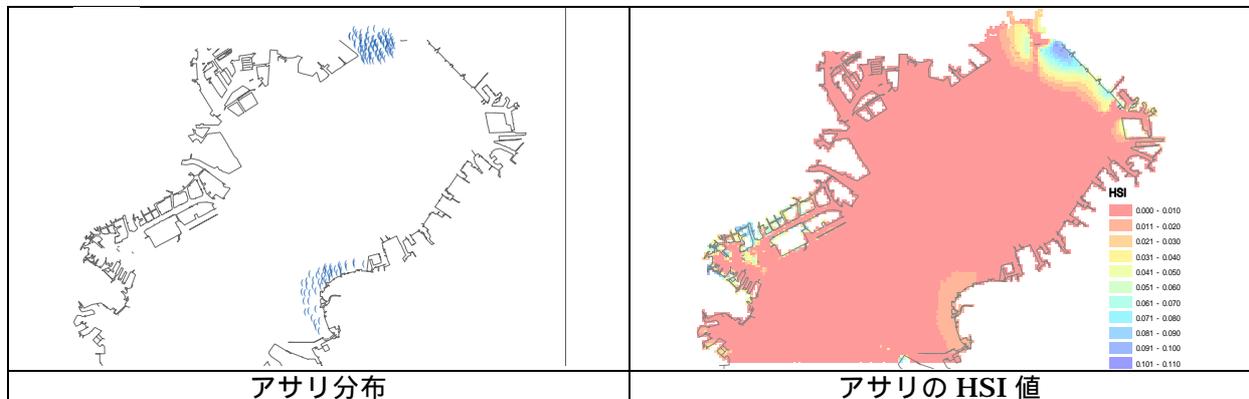


図- 3.2.3.24 アサリの現況分布と HSI 値の比較

(6) 霞ヶ浦を対象にした検討

1) 指標種の選定

霞ヶ浦における生物の生態と生息・生育環境の特徴を踏まえ、以下のように水域生態系予測モデルの指標種の選定を行った。表- 3.2.3.13に、霞ヶ浦において選定した指標種と、その代表する環境類型区分について示した。

表- 3.2.3.13 霞ヶ浦において選定した指標種

指標種	環境類型区分	環境類型区分との関係
ヨシ群落	水辺移行帯の植生	水辺移行帯に生育する代表的な群落である。
ヤマトシジミ	浅場の泥底	河川下流域などの泥底干潟部に生息する代表的な動物であり、かつての霞ヶ浦には多く生息していた種である。
シラウオ	浅場の砂地	浅場の砂地に産卵する。
ワカサギ	浅場の砂礫地	浅場の砂礫地に産卵する。
オオヨシキリ	水辺植生により供給される生息地	水辺に近いヨシ群落を主な営巣地とする。
浮葉植物	水辺移行帯の植生	水辺移行帯に生育する代表的な植生である。
沈水植物	水辺移行帯の植生	水辺移行帯に生育する代表的な植生である。

以下に、ヨシ群落について結果を示す。

2) ヨシ群落

a) 環境要因の選定

表- 3.2.3.14に霞ヶ浦のヨシ群落について検討した環境要因の一覧を示す。

表- 3.2.3.14 霞ヶ浦のヨシ群落について検討した環境要因一覧

環境要因	選定	要因を表現する因子	人為的改変やダイナミズムとの関係
水深	選定	水深	・浚渫や護岸工事などによる浅場の減少
水際	非選定	水際線からの距離	・浚渫や護岸工事などによる浅場の減少
傾斜角	選定	傾斜角度	・浚渫や護岸工事などによる遠浅な水辺環境の減少
底質	選定	代表粒径	・堆積、侵食作用による生育基盤となる底質の変化
波浪	選定	春季最大有義波高	・沈水植物などの減少に伴う波浪の影響の増大
流水	非選定	河川流入点からの距離	・フラッシュによる土壌の流出

b) 適性指数(SI)の検討

表- 3.2.3.15に各環境要因の適性指数(SI)の決定理由を、図- 3.2.3.25にその結果を示す。

表- 3.2.3.15 適性指数の決定理由

環境要因	適性指数(SI)の決定理由
水深	観測データ ¹⁵⁾ を元に、水深 2.0m 以深は適性値 0.0 とし、水深 1.2m から標高 0.2m までは適性値 1.0、標高 0.5m 以上は適性値 0.0 とした。
湖岸勾配	文献情報 ¹⁶⁾ からは定量的な記述が得られなかったが、なだらかな湖岸に発達し急深な地域には少ないこと、抽水植物帯の幅と湖岸勾配の間に有意な相関が確認されていることを基に、観測データ ¹⁵⁾ から検討した結果、ヨシ群落幅が大きい傾向を示した湖岸勾配 0.00 ~ 0.01 の間を適性値 1.0 とし、半減する値である 0.03 では適性値 0.5、また最高値付近の 0.15 以上を適性値 0.0 とした。
代表粒径	文献情報 ¹⁷⁾ から、細砂(0.2mm)以下の細かい粒子において良好な活着率を示すとされている。また観測データ ¹⁵⁾ から読み取ったヨシ群落幅と代表粒径との関連性からも、細砂(0.2mm)付近においてヨシ群落幅が大きいことがみとれる。よって、代表粒径 0.0 ~ 0.2mm までを適性値 1.0 とした。0.2mm 以上の粒径については、観測データから、ヨシ群落幅と代表粒径との関連をみると、1.0mm までの間でほぼ半減することから、1.0mm を適性値 0.5、それ以上については 2mm を適性値 0.2、5.0mm を適性値 0.1 とし、最高値に近い 9.0mm において適性値 0.0 とした。
波高	文献情報 ¹⁸⁾ からは定量的な値は得られなかったものの、抽水植物帯幅と波高には有意な関係があるとされた。よって、観測データ ¹⁵⁾ より、春季最大波高 0.0 ~ 0.3m までを適性値 1.0 とし、0.8m を適性値 0.8、1.2m を適性値 0.0 とした。

c) ハビタット適性指数(HSI)の検討

積、最小値選択、幾何平均、算術平均の 4 手法により、すべての SI を用いた場合の HSI 値算出を試行した結果、本データについては積による算出値がもっとも説明率が高かった。従って、霞ヶ浦におけるヨシ群落の HSI モデルとして次の式を用いることとした。

$$HSI = SI_{\text{水深}} \times SI_{\text{湖岸勾配}} \times SI_{\text{代表粒径}} \times SI_{\text{波高}}$$

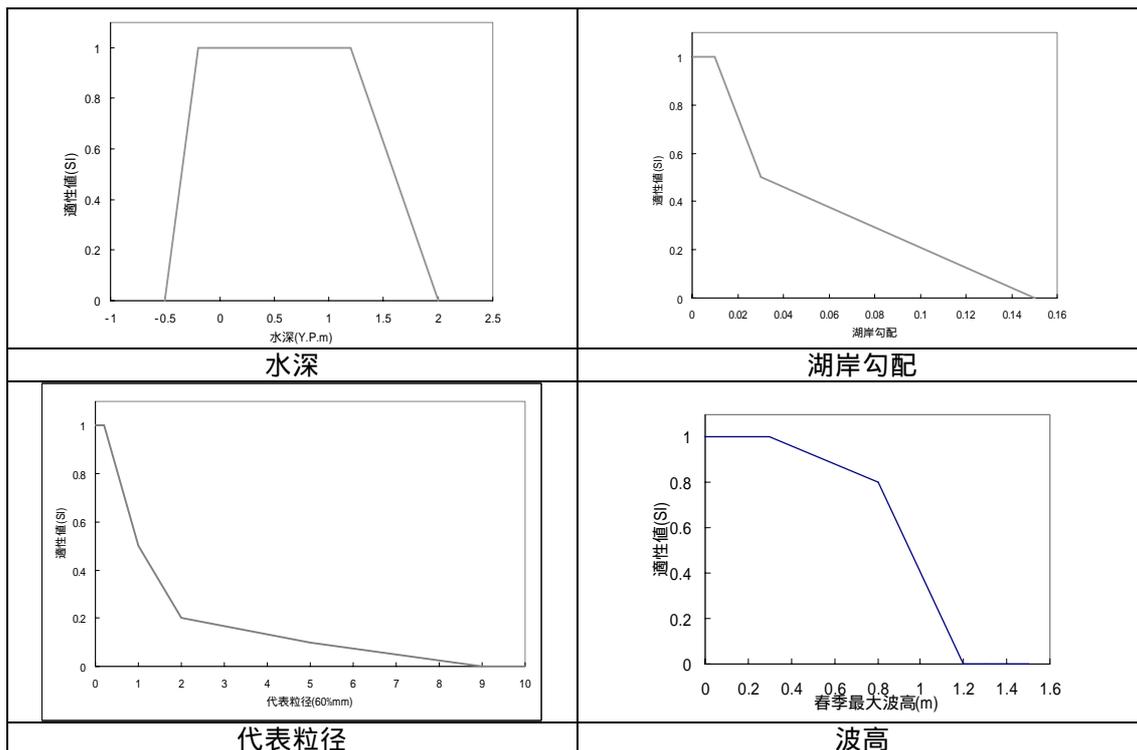


図- 3.2.3.25 適性指数の検討結果

本モデルによる HSI 分布状況と現況分布データ(ここではヨシ群落幅を現況データとして考察する)との比較を行うと、ほぼ全域において再現性は概ね良いと考えられる(図-3.2.3.26)。これは観測データが多く、かつデータの持つばらつきが相対的に少なかったことが要因として挙げられる。

なお、今後、更にモデルの再現性の向上を目指すためには、たとえば現在湖岸勾配と群落幅から水深値を求めているものを、深浅測量図面から読みとった実測値を用いる、底質調査を実施して代表粒径を実測する等によりラインごとの環境データをより現実的なものに置き換える等の策が考えられる。

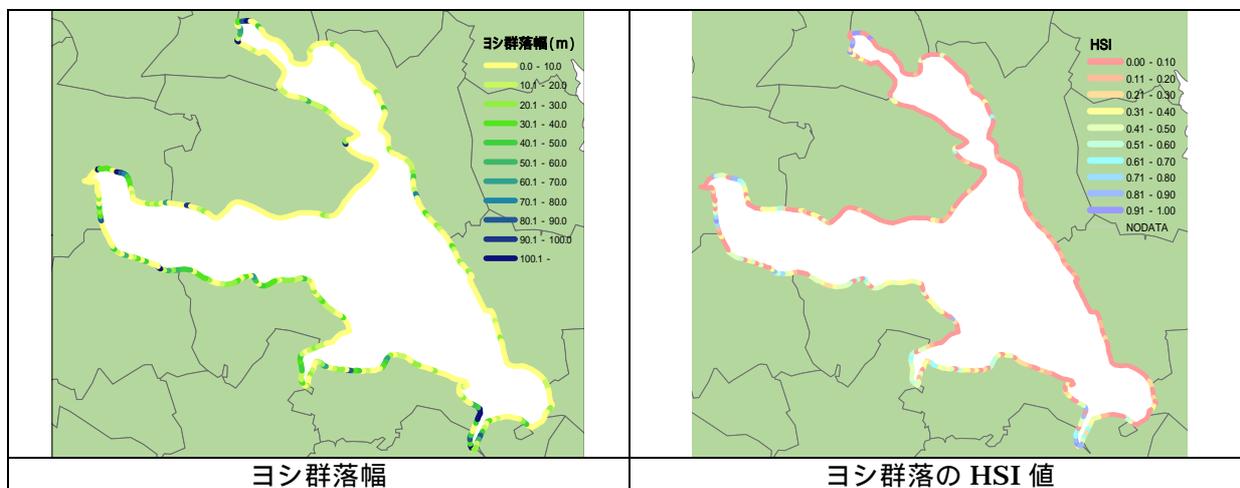


図- 3.2.3.26 ヨシ群落の現況分布と HSI 値の比較

(7) 多摩川を対象にした検討

1) 指標種の選定

多摩川における生物の生態と生息・生育環境の特徴を踏まえ、以下のように水域生態系予測モデルの指標種の選定を行った。表- 3.2.3.16に、多摩川において選定した指標種と、その代表する環境類型区分について示した。

表- 3.2.3.16 多摩川において選定した指標種

指標種	環境類型区分	指標種と環境類型区分との関係
モクズガニ	海との生態的つながり	通し回遊種であり、成体の生息場所(河川域)と繁殖場所(汽水・海域)がつながっている必要がある。また、アユのように放流が盛んではないため、本種の生息は河川と海との連続性を反映していると考えられる。
チゴガニ	河口干潟	河川下流域の泥底干潟部に生息する代表的な動物であり、河口付近の水辺移行帯を反映する種と考えられる。
メダカ	下流域の周辺水域とのつながりをもつ止水域	河川の止水域や水たまり、水田とその小水路、浅い池沼などに生息しており、河川下流域の環境を反映する種と考えられる。
カワラノギク	中流域の礫河原	中流域の氾濫原礫河原を反映する種だと考えられる。
ホトケドジョウ	上流域の冷水性環境	冷水性で湧水のあるような環境に生息する代表的な動物であり、河川上流域を反映する種と考えられる。
ヤマメ	上流域	河川上流に生息する代表的な冷水性魚類であり、河川上流域の環境条件を反映する種と考えられる。
カジカ	中流域	河川中流域に生息する代表的な底生魚であり、河川中流域の環境条件を反映する種と考えられる。
マハゼ	下流域	河川下流域～河口部に生息する代表的な底生魚であり、河川下流域～河口部の環境条件を反映する種と考えられる。

以下に、ヤマメについて結果を示す。

2) ヤマメ

a) 環境要因の選定

表- 3.2.3.17に多摩川の子ヤマメについて検討した環境要因の一覧を示す。

表- 3.2.3.17 多摩川の子ヤマメについて検討した環境要因一覧

環境要因	選定	要因を表現する因子	人為的改変やダイナミズムとの関係
水温	選定	水温	-
水質	非選定	BOD	・人為的な有機物量の増加
底質	選定	代表粒径	・ダム下流河川における河床のアーマー化
水深	選定	水深	・土砂流出や流況の平滑化に伴う瀬淵構造の単調化に伴う水深の減少
流速	選定	流速	・瀬淵構造の単調化の進行による流況の単調化

b) 適性指数(SI)の検討

表- 3.2.3.18に各環境要因の適性指数(SI)の決定理由を、図- 3.2.3.27にその結果を示す。

表- 3.2.3.18 適性指数の決定理由及び検討結果

環境要因	適性指数(SI)の決定理由
水温	文献情報 ¹⁹⁾ から、生息限界値として、多摩川での既往採取歴の最低水温である0.8 を下限として、また生存が危うくなる水温である25 以上を適性値0.0とした。また、好適範囲として、摂餌が活発となる15~20 までを適性値1.0とした。
底質	文献情報 ^{20), 21)} から、成魚は底質が礫、石及び岩盤床の場所で生息可能と思われるが、産卵場所における礫の大きさが1~3cm であることから粒径1cm 以上の礫及び石を適性値1.0 とし、シルト(泥)の粒径を適性値0.0とした。なお、底質型と粒径の対応関係は河川水辺の国勢調査マニュアル ²²⁾ によった。
水深	文献情報 ²⁰⁾ から、0.2m 以下を適性値0.0とした。また、産卵期に限定せず一般的な成魚の生息水深の記載がある情報 ²³⁾ として、鬼怒川上流唐滝沢における報告値である0.4m 及び成魚の生息水深の最深値であるとされる2.0m の情報を採用し、0.4m 以深を適性値1.0とした。
流速	文献情報のうち、産卵に関するもの以外の成魚の一般的な流速に関する情報としては、中村 ²⁰⁾ による情報が最も詳しい。よって、本モデルでは、中村により検討された結果を用いるものとする。成魚が生息する流速として0.6~1.7m/s を適性値1.0とした。また、同様に、成魚の生息範囲外となる0.0m/s 及び1.9m/s を適性値0.0とした。

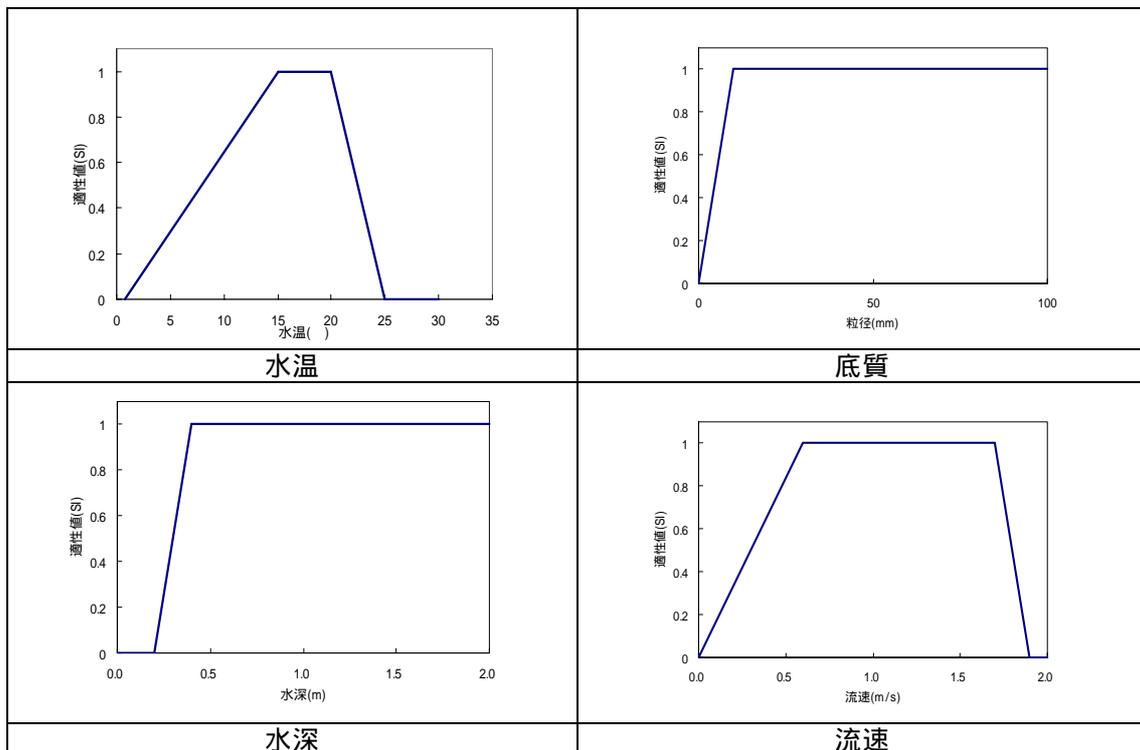


図- 3.2.3.27 適性指数の検討結果

c) ハビタット適性指数(H S I)の検討

積、最小値選択、幾何平均、算術平均の4手法により、すべてのSIを用いた場合のHSI値算出を試行した結果、本データについてはどの手法を用いても、説明率が低いことが推察された。HSIモデルは評価に用いられることを考慮すると、説明率が異ならないのであれば、考えるすべての環境要因(SI)をとりこむよりも、より少ないSIを用いたHSIモデルの方が効率的であると考えられる。そこで、今回考慮したSIの全ての組合せについて、積によるHSI値を算出して比較した。その結果、本データにおいては、水温・底質・水深の3つの環境要因を用いたHSIモデルの説明率が、相対的には高いことが推察された。従って、多摩川におけるヤマメのHSIモデルとして次の式を用いることとした。

$$HSI = SI_{\text{水温}} \times SI_{\text{底質}} \times SI_{\text{水深}}$$

ただし、モデル構築検討に用いたデータ(河川水辺の国勢調査等)に対する説明率は0.0531と低い。この理由として、文献情報から得られた各環境因子のSIに比べ、現地調査の際に観測された周辺環境の観測値のばらつきが大きいことが挙げられる。この理由としては、観測データ母数が十分でないこと、また多摩川の環境の変動が相対的に大きいという特性を持つ可能性があること等が考えられる。なお、本モデルによるHSI分布状況と現況分布データを比較すると、HSIの高い地域を中心とし、低い地域にまで分布帯状に分布している様子が見てとれるが(図-3.2.3.28)、これも説明率の低さを現しているものである。今後は、更に現地観測データの母数を十分に多くしたうえでの集計を行い、説明率を上げていくことが重要である。

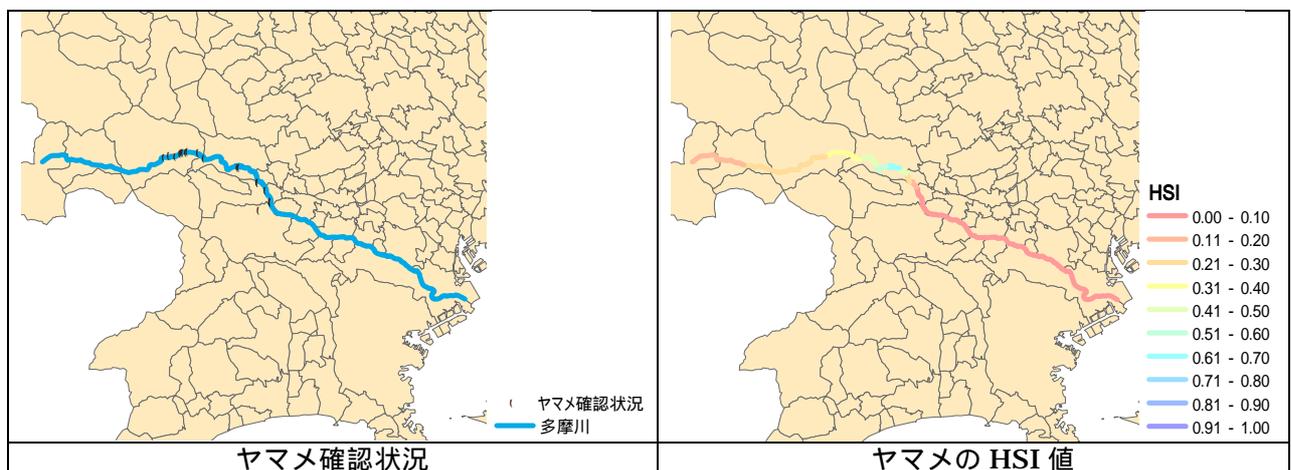


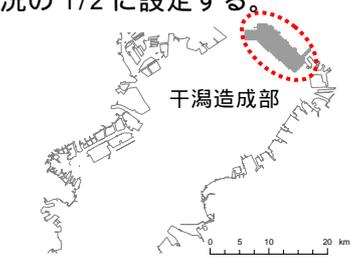
図- 3.2.3.28 ヤマメの現況分布と HSI 値の比較

(8) 施策への適用法

1) 東京湾

東京湾における環境改善施策とそのモデル上での設定方法を表- 3.2.3.19に、施策実施によるアマモ、アサリの HSI 値の変化を図- 3.2.3.29、図- 3.2.3.30に示す。

表- 3.2.3.19 東京湾における施策とその設定方法

	施策	設定方法	結果
アマモ	干潟造成	図に示す干潟部(花見川河口沿岸域)の水深を現況の 1/2 に設定する。 	<ul style="list-style-type: none"> ・盤州干潟で広範囲にわたり高い値を示した他、葛西臨海公園前面海域においても高い値を示した。 ・三番瀬の HSI が更に高くなる傾向を示した。 ・干潟造成部の HSI の上昇は一部のみにとどまった。
	底質改善	全域の底質を SI = 1.0 相当に設定する。	
	水中光量回復	全域の水中光量を現況の 2 倍に設定する。	
アサリ	干潟造成	アマモと同様に干潟を設定する。	干潟造成部、特に浅水部において HSI が高くなった。

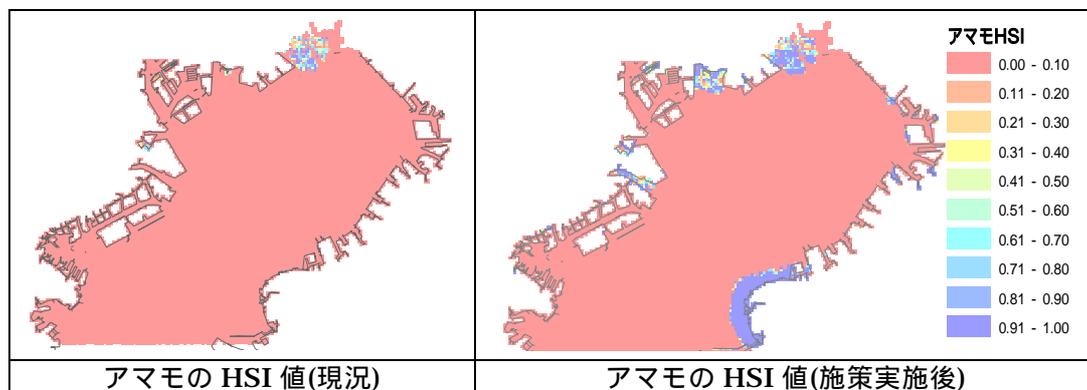


図- 3.2.3.29 施策実施前後におけるアマモの HSI 値の比較

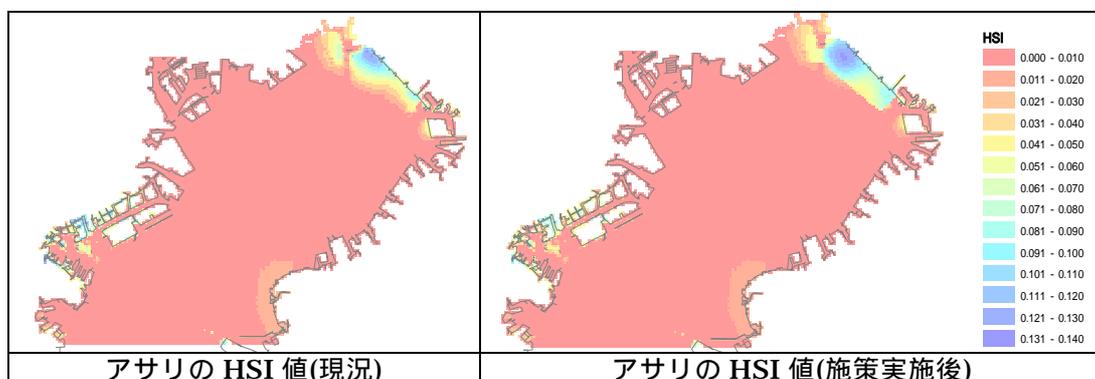


図- 3.2.3.30 施策実施前後におけるアサリの HSI 値の比較

2) 霞ヶ浦

霞ヶ浦における環境改善施策とそのモデル上での設定方法を表- 3.2.3.20に、各施策実施によるヨシ群落の HSI 値の変化を図- 3.2.3.31に示す。

表- 3.2.3.20 霞ヶ浦における施策とその設定方法

施策	設定方法	結果
湖岸の緩傾斜化	湖岸全域で湖岸勾配を現況の 1/2 に設定する。	全体的に HSI が高くなる傾向を示すが、その効果は湖西側で特に顕著である。
波高の減少策	離岸堤既設箇所(図中の黒線)の波高を 0m に設定する。	設置箇所の HSI が高くなる傾向を示す。
	湖岸全域で波高を 0m に設定する。	現在では波高が高く生育環境として適さない東岸において、広範囲にわたり生育環境改善効果がみられる。

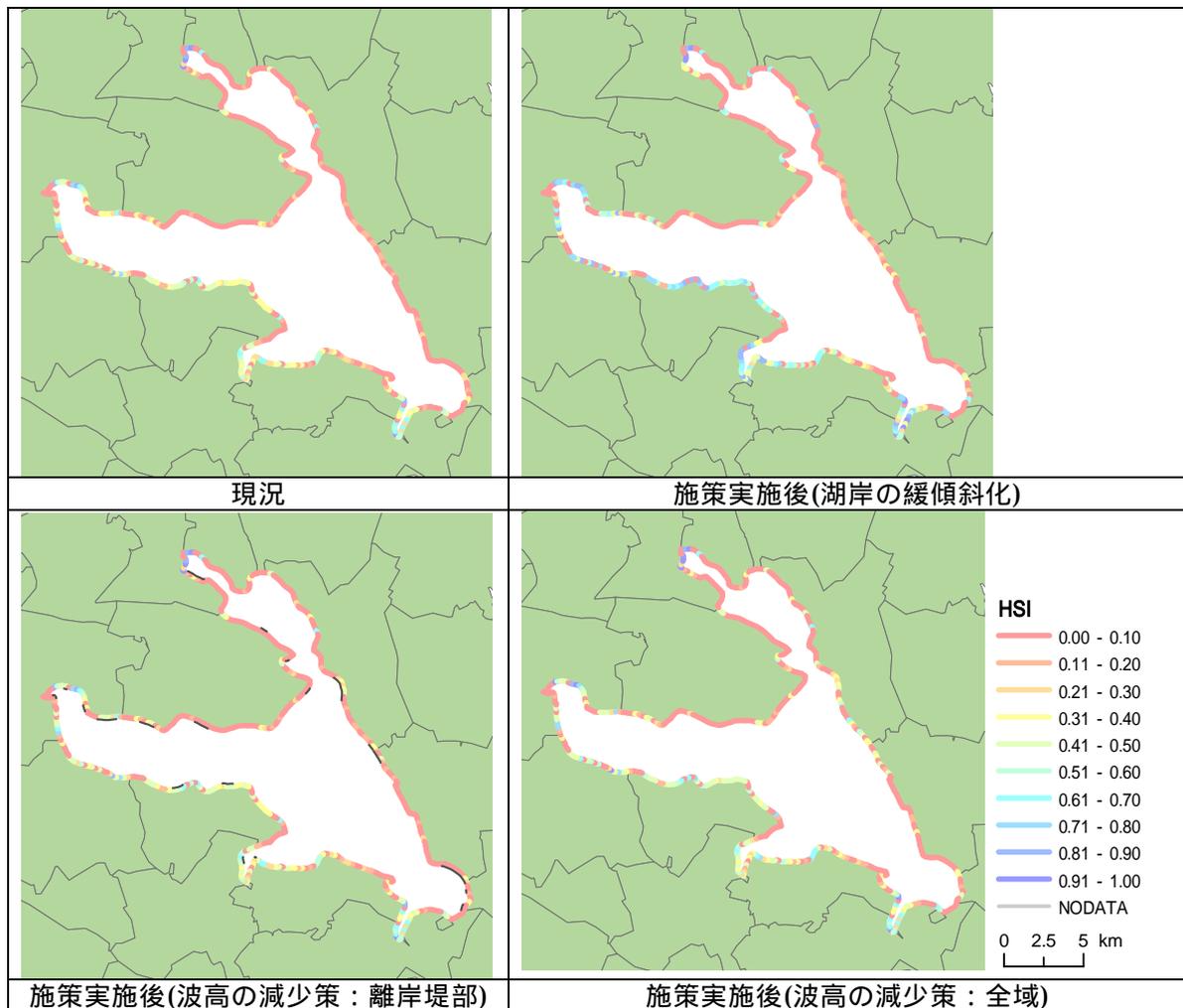


図- 3.2.3.31 施策実施前後におけるヨシ群落の HSI 値の比較

(9) まとめ、今後の課題

本研究では、東京湾、霞ヶ浦、多摩川、荒川を対象として、HEP で用いられている HSI をベースとした水域生態系モデルを作成し、水域毎に数種ずつ選定した指標種に適用を試みた。その結果、大まかながら対象水域の各指標種に対する生息・生育場としての適性が評価できた。

また、計算のプラットフォームとして GIS を用いることで、面データ、ラインデータ、ポイントデータといった様々な形態の環境情報データについて HSI の計算に用いることを容易にした。計算に用いた各種データを GIS データベースとして整備し、インターフェース上で容易に各種設定(検討対象エリアの選択、物理環境などの変更)ができるようにすることで、今後新たな調査結果、知見等が得られたときのモデル改良を容易にした。また、検討結果を GIS のインターフェース上で表示することにより、生息・生育場としての適性の変化などが一目でわかりやすくなっていることから、合意形成ツールとしての活用が期待できる。

また、東京湾、霞ヶ浦については、干潟の造成や湖岸勾配の緩傾斜化など環境改善施策の実施による効果を生息・生育場としての適性の変化として表現することができ、施策評価ツールとしての可能性を示すことができた。

今後の課題としては、モデルの精度の向上があげられる。現時点では、生物分布や物理環境に関する実測データや、環境要因と生息・生育条件との関係に関する知見などが少なく、再現性が低い種やエリアがあった。また、魚類などの移動距離が大きい生物の場合、分布状況の実測データと物理環境データとの相関が低くなる可能性がある。モデルの予測精度の向上を図るためには、こうしたデータを充実させることが必要と考えられる。これらのデータを収集することで、環境要因と生物の生息・生育との関係がより明確になり、また、それらの関係を用いた生息・生育場の評価についても精度を高めることが可能であると考えられる。

参考文献

- 1) 風呂田利夫：東京湾の干潟の過去と現状，東京湾の水質管理と環境ホルモン - 東京湾の干潟・浅場・アマモ場の維持と保全 - (第 4 回東京湾統合沿岸域管理研究シンポジウム講演要旨集)，pp5-7，2004.
- 2) 東京湾河口干潟保全検討会：東京湾河口干潟保全再生検討報告書(平成 16 年 3 月)，pp4，283，291，2004.
- 3) NPO 三番瀬：HP(<http://www.sanbanze.com/npo/>)，「アマモすくすくプロジェクト」
- 4) (財)日本生態系協会：環境アセスメントはヘップ(HEP)でいきる - その考え方と具体例 - ，pp30-38，2004.
- 5) 川崎保夫・飯塚貞二・後藤弘・寺脇利信・渡辺康憲・菊池弘太郎：アマモ場造成法に関する研究，電中研研報総合報告 U14，1988.

- 6) 道家章生・井谷匡志・葭矢護：舞鶴湾におけるアマモ群落の特徴-II，京都府立海洋センター研究報告第 22 号，pp29-35，2000.
- 7) 川崎保夫・石川雄介・丸山康樹：アマモ場造成の適地選定法，沿岸海洋研究ノート 27，pp136-145，1990.
- 8) Phillips, R.C. : Planting guidelines for seagrasses. : Coastal Engineering Technical Aid No. 80-2 : U.S. Army Corps of Engineers Coastal Engineering Research Center, Fort Belvoir, Virginia, pp.28，1980a.
- 9) 日本水産資源保護協会：アマモ類，環境が海藻類に及ぼす影響を判断するための「判断基準」と「事例」，pp38-47，1992.
- 10) 網尾勝：アサリの環境について，水産資源保護協会月報 217，pp4-11，1992.
- 11) 千葉県土木部・企業庁：市川二期地区・京葉港二期地区計画に係る補足調査結果報告書，現況編 III(海生生物)，1999
- 12) 柿野純：青潮によるアサリへい死原因について 酸素水および硫化物の影響，千葉水試研報 49，pp1-6，1982.
- 13) 新保裕美・田中昌宏・池谷毅・越川義功：アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル，海岸工学論文集 47，pp1111-1115，2000.
- 14) 高橋清孝・佐藤陽一・渡辺競：アサリの生存限界に関する実験的検討，宮城県水産試験場研究報告 11，pp44-58，1986.
- 15) 藤原宣夫・西廣淳・中村圭吾・宮脇成生：霞ヶ浦湖岸植生帯の変遷とその地点間変動要因，国土技術政策総合研究所資料第 136 号，2003.
- 16) 立花吉茂：琵琶湖の湖岸に分布するヨシとその特性について，関西自然保護機構会報 21，pp125-131，1999.
- 17) 桜井善雄・芋木新一郎・上野直也・渡辺義人：ヨシ植栽地の土壌条件に関する実験的検討，水草研究会会報 38，pp2-5，1989.
- 18) 宮脇成生，西廣淳，中村圭吾，藤原宣夫：霞ヶ浦湖岸植生帯の衰退とその地点間変動要因，保全生態学研究，Vol.9, No.1，pp45-56，2004.
- 19) 加藤憲司：ヤマメ・アマゴその生態と釣り，つり人社，pp130-133，1990.
- 20) 中村俊六：河川魚類の「生息場適性基準」データベースのための調査研究報告書，河川整備基金助成事業，2001.
- 21) 丸山隆：ヤマメとイワナの比較生態学的研究 I.由良川上谷における産卵床の形状と立地条件，日本生態学会誌 31，日本生態学会，pp269-284，1981.
- 22) 建設省河川局河川環境課監修：平成 9 年度版 河川水辺の国勢調査マニュアル [河川版]，1997.
- 23) 久保田仁志・中村智幸・丸山隆・渡邊精一：小支流におけるイワナ、ヤマメ当歳魚の生息数、移動分散および成長，日本水産学会誌 67(4)，日本水産学会，pp703-709，2001.