

## 6 流域・沿岸域の改変による海域の物質収支の変化

### 6.1 水質モデルを用いた物質収支の検討

#### 6.1.1 検討概要

##### (1) 検討内容および検討フロー

三河湾を対象に水質モデルによる物質収支の検討を行い、「河川インパクト（負荷量）と海域インパクト（埋立による干潟浄化機能の変化、底質の変化等）の変化」と「海域におけるレスポンス（水質変化）の関係を検討する。検討内容を以下に示し、検討フローを図 6.1.1.1 に示す。

##### ▶ 平均流況時の物質収支の検討

###### ■ 海域での窒素・リンの物質収支計算

水質モデルを用いて平均流況時の物質収支計算を行い（昭和 30 年代、50 年代および現況）、平均流況時の物質収支（窒素・リン、①河川負荷、②湾への直接流入、③内部生産、④干潟での浄化、⑤底泥からの溶出）の経年変化を把握する。

###### ■ 海域でのケイ酸の収支の考察

海域での窒素・リン・ケイ酸の比（特に窒素・リンの増加とケイ酸の減少の関係）に着目し、年代別の水質計算結果（窒素・リン）、実測データ（窒素・リン・ケイ酸）および赤潮発生箇所（湾奥・湾中央等の区分）から海域でのケイ酸の収支の考察を行う。

##### ▶ 出水時の物質収支の検討

水質モデルを用いて出水時の物質収支計算を行い（昭和 30 年代、50 年代および現況）、出水時の栄養塩類の移流・拡散状況、物質収支の平均流況時との差異を把握する。また、出水時の物質収支計算の課題（無機懸濁態の栄養塩類の取り扱い等）を整理する。

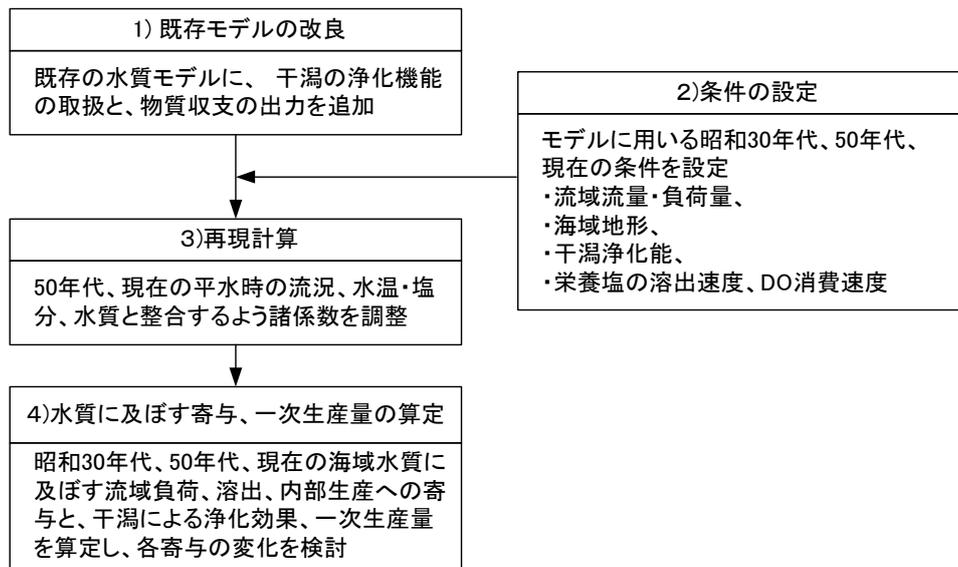


図 6.1.1.1 検討フロー

(2) 解析アウトプット

水質モデルによる計算ケースを表 6.1.1.1 に、年代による物質収支のアウトプットイメージを図 6.1.1.2 に示す。

表 6.1.1.1 水質モデルによる計算ケース

流況	年代	季節	計算ケース数
平均流況時	昭和30年代、昭和50年代、現況	夏季	3ケース
出水時	昭和30年代、昭和50年代、現況	夏季	3ケース

注) 昭和30年代は有機汚濁が小さい時代、昭和50年代は有機汚濁が大きい時代

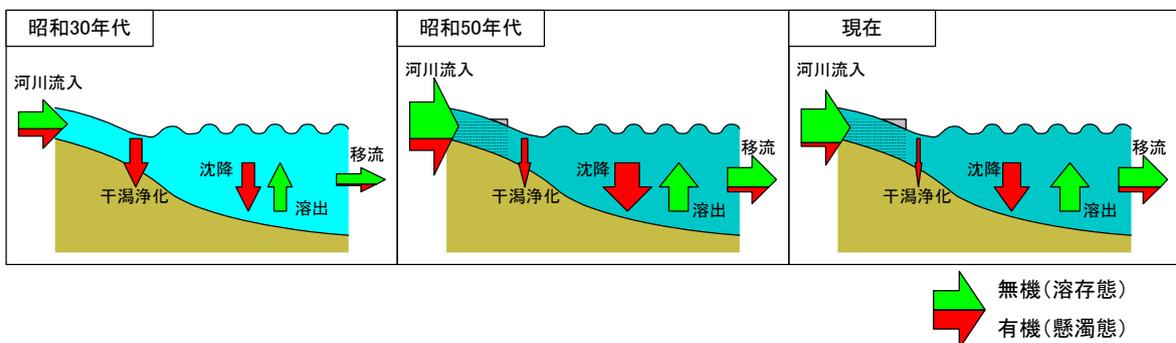


図 6.1.1.2 年代別物質収支のアウトプットイメージ (水質モデルによる解析)

## 6.2 モデル構造

### 6.2.1 流動モデル

#### (1) 基礎方程式

##### 1) 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

$$\frac{D\rho}{Dt} + \rho \operatorname{div} U = 0 \text{ ----- 式 6-1}$$

に対して、溶質の拡散を考慮した以下の式が成立する。

$$\frac{D\rho}{Dt} + \rho \operatorname{div} U = K \nabla^2 C \text{ ----- 式 6-2}$$

また、濃度  $C$  の保存式は以下のようなになる。

$$\frac{DC}{Dt} + C \operatorname{div} U = K \nabla^2 C \text{ ----- 式 6-3}$$

ただし、記号はそれぞれ以下に示すとおりである。

$$\frac{D}{Dt} = \frac{\partial}{\partial t} + u \frac{\partial}{\partial x} + v \frac{\partial}{\partial y} + w \frac{\partial}{\partial z}$$

$$\nabla^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2}{\partial z^2}$$

$$\operatorname{div} = \frac{\partial}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial z}$$

$t$  : 時間

$x, y, z$  : 空間座標 (直交座標系)

$\rho$  : 密度

$U$  : 速度ベクトル

$u, v, w$  : 速度ベクトルの  $x, y, z$  方向成分

$K$  : 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6-2と式6-3から式6-4が導かれる。

$$\operatorname{div} U = 0 \text{ ----- 式 6-4}$$

したがって、密度差が存在する流れの場合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。

## 2) 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。

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(u^2) - \frac{\partial}{\partial y}(uv) - \frac{\partial}{\partial z}(uw) + f_0 v - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial x} dz - \frac{1}{\rho} \cdot \frac{\partial p_0}{\partial x} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left( N_x \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( N_y \frac{\partial u}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( N_z \frac{\partial u}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad \text{----- 式 6-5}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(uv) - \frac{\partial}{\partial y}(v^2) - \frac{\partial}{\partial z}(vw) - f_0 u - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial y} dz - \frac{1}{\rho} \cdot \frac{\partial p_0}{\partial y} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left( N_x \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( N_y \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( N_z \frac{\partial v}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad \text{----- 式 6-6}$$

ここで、

$f_0$	: コリオリパラメータ
$\zeta$	: 平均水面から自由水面までの高さ
$g$	: 重力加速度
$p_0$	: 大気圧
$N_x, N_y, N_z$	: x, y, z 方向の渦動粘性係数

## 3) 熱収支の式

熱についての移流拡散方程式を用いる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial T}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(uT) - \frac{\partial}{\partial y}(vT) - \frac{\partial}{\partial z}(wT) \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left( k_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( k_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( k_z \frac{\partial T}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad \text{----- 式 6-7}$$

ここで、

$T$	: 水温
$k_x, k_y, k_z$	: x, y, z 方向の熱に関する乱流拡散係数

## 4) 塩分収支の式

塩分についての移流拡散方程式を用いる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial S}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(uS) - \frac{\partial}{\partial y}(vS) - \frac{\partial}{\partial z}(wS) \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial S}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial S}{\partial z} \right) \end{aligned} \quad \text{----- 式 6-8}$$

ここで、

$S$  : 塩分

$K_x, K_y, K_z$  :  $x, y, z$  方向の塩分に関する乱流拡散係数

### 5) 状態方程式

塩分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。

$$Cl = S * 0.5535$$

$$\rho = \frac{\sigma_t}{1000} + 1$$

$$\sigma_t = \Sigma_t + (\sigma_0 + 0.1324) \{1 - A_t + B_t(\sigma_0 - 0.1324)\}$$

$$\sigma_0 = -0.069 + 1.4708Cl - 0.001570Cl^2 + 0.0000398Cl^3$$

$$\Sigma_t = -\frac{(T - 3.98)^2}{503.570} \cdot \frac{T + 28.30}{T + 67.26}$$

$$A_t = T(4.7867 - 0.098185T + 0.0010843T^2) \times 10^{-3}$$

$$B_t = T(18.030 - 0.8164T + 0.01667T^2) \times 10^{-6}$$

### (2) マルチレベルモデル密度流モデルの基礎式

基礎方程式式 6-4~式 6-8 をセル内で  $Z$  方向に積分すると、以下のようなマルチレベルモデルの基礎式が得られる。

#### 1) 運動方程式

$$\begin{aligned} \frac{\partial M_k}{\partial t} \cong & -\frac{\partial}{\partial x}(M_k v_k) - \frac{\partial}{\partial y}(M_k v_k) - (uw) \Big|_{z=-H_{k-1}} + (uw) \Big|_{z=-H_k} + f_0 N_k \\ & + \frac{h_k}{\rho_k} \left\{ [\tilde{P}_x]_k - \frac{1}{2} g h_k \frac{\partial \rho_k}{\partial x} \right\} + \frac{\partial}{\partial x} \left( N_x \frac{\partial M_k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( N_y \frac{\partial M_k}{\partial y} \right) \text{----- 式 6-9} \\ & + \frac{1}{\rho} \tau_x^{k-1,k} - \frac{1}{\rho} \tau_x^{k,k+1} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial N_k}{\partial t} \cong & -\frac{\partial}{\partial x}(N_k v_k) - \frac{\partial}{\partial y}(N_k v_k) - (uw) \Big|_{z=-H_{k-1}} + (uw) \Big|_{z=-H_k} - f_0 M_k \\ & + \frac{h_k}{\rho_k} \left\{ [\tilde{P}_y]_k - \frac{1}{2} g h_k \frac{\partial \rho_k}{\partial y} \right\} + \frac{\partial}{\partial x} \left( N_x \frac{\partial N_k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( N_y \frac{\partial N_k}{\partial y} \right) \text{----- 式 6-10} \\ & + \frac{1}{\rho} \tau_y^{k-1,k} - \frac{1}{\rho} \tau_y^{k+1,k} \end{aligned}$$

#### 2) 連続方程式

$$w_k = 0 \quad (k = K) \text{----- 式 6-11}$$

$$w_{k+1} = w_k - \frac{\partial M_k}{\partial x} - \frac{\partial N_k}{\partial y} \quad (k = 2, 3, \dots, K) \text{----- 式 6-12}$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} = w_1 - \frac{\partial M_1}{\partial x} - \frac{\partial N_1}{\partial y} \text{----- 式 6-13}$$

3) 熱収支の式

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(h_k T_k) = & -\frac{\partial}{\partial x}(M_k T_k) - \frac{\partial}{\partial y}(N_k T_k) - (wT)\Big|_{z=-H_{k-1}} + (wT)\Big|_{z=-H_k} \\ & + \frac{\partial}{\partial x}\left(h_k k_x \frac{\partial T_1}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(h_k k_y \frac{\partial T_k}{\partial y}\right) \\ & + \left(k_z \frac{\partial T}{\partial z}\right)\Big|_{z=-H_{k-1}} - \left(k_z \frac{\partial T}{\partial z}\right)\Big|_{z=-H_k} \end{aligned} \quad \text{----- 式 6-14}$$

4) 塩分収支の式

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(h_k S_k) = & -\frac{\partial}{\partial x}(M_k S_k) - \frac{\partial}{\partial y}(N_k S_k) - (wS)\Big|_{z=-H_{k-1}} + (wS)\Big|_{z=-H_k} \\ & + \frac{\partial}{\partial x}\left(h_k K_x \frac{\partial S_1}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(h_k K_y \frac{\partial S_k}{\partial y}\right) \\ & + \left(K_z \frac{\partial S}{\partial z}\right)\Big|_{z=-H_{k-1}} - \left(K_z \frac{\partial S}{\partial z}\right)\Big|_{z=-H_k} \end{aligned} \quad \text{----- 式 6-15}$$

ここで変数の添え字  $k$  は、第  $k$  番目のセルの値を意味する。またセル内の線流量  $M$ ,  $N$  を以下のように定義する。

$$\begin{aligned} M_k & \equiv \int_{-H_k}^{-H_{k-1}} u dz, \quad N_k \equiv \int_{-H_k}^{-H_{k-1}} v dz \\ [\tilde{P}_x]_k & : \\ [\tilde{P}_x] & = -\frac{\partial p_0}{\partial x} - \rho_1 g \frac{\partial \zeta}{\partial x} \\ [\tilde{P}_x]_k & = [\tilde{P}_x]_{k-1} - gh_{k-1} \frac{\partial \rho_{k-1}}{\partial x} \quad (k \geq 2) \end{aligned}$$

y 方向も同様

$h_k$  : 第  $k$  番目のセルの高さ ( $= H_k - H_{k-1}$ )

$\tau_x^{k-1,k}, \tau_y^{k-1,k}$  : 第 1 番目セルと第  $k$  番目セルの間に働く

x, y 方向の剪断力

5) 自由水面上に働く剪断力 (風による粘性応力)

$$\begin{aligned} \tau_x^{0,1} & = \rho_a \gamma_a^2 W_x \sqrt{W_x^2 + W_y^2} \\ \tau_y^{0,1} & = \rho_a \gamma_a^2 W_y \sqrt{W_x^2 + W_y^2} \end{aligned}$$

$\rho_a$  : 空気密度

$\gamma_a^2$  : 海面摩擦係数

$W_x, W_y$  : 風速ベクトルの x, y 方向成分

6) 海底面に働く剪断力

$$\tau_x^{K,K+1} = \rho\gamma_b^2 u_K \sqrt{u_K^2 + v_K^2}$$

$$\tau_y^{K,K+1} = \rho\gamma_b^2 v_K \sqrt{u_K^2 + v_K^2}$$

$\gamma_b^2$ : 底面摩擦係数

7) レベル間に働く剪断力

$$\tau_x^{k-1,k} = \rho\gamma_i^2 (u_{k-1} - u_k) \cdot \sqrt{(u_{k-1} - u_k)^2 + (v_{k-1} - v_k)^2}$$

$$\tau_y^{k-1,k} = \rho\gamma_i^2 (v_{k-1} - v_k) \cdot \sqrt{(u_{k-1} - u_k)^2 + (v_{k-1} - v_k)^2}$$

( $k=2,3,\dots,K$ )

$\gamma_i^2$ : 内部摩擦係数

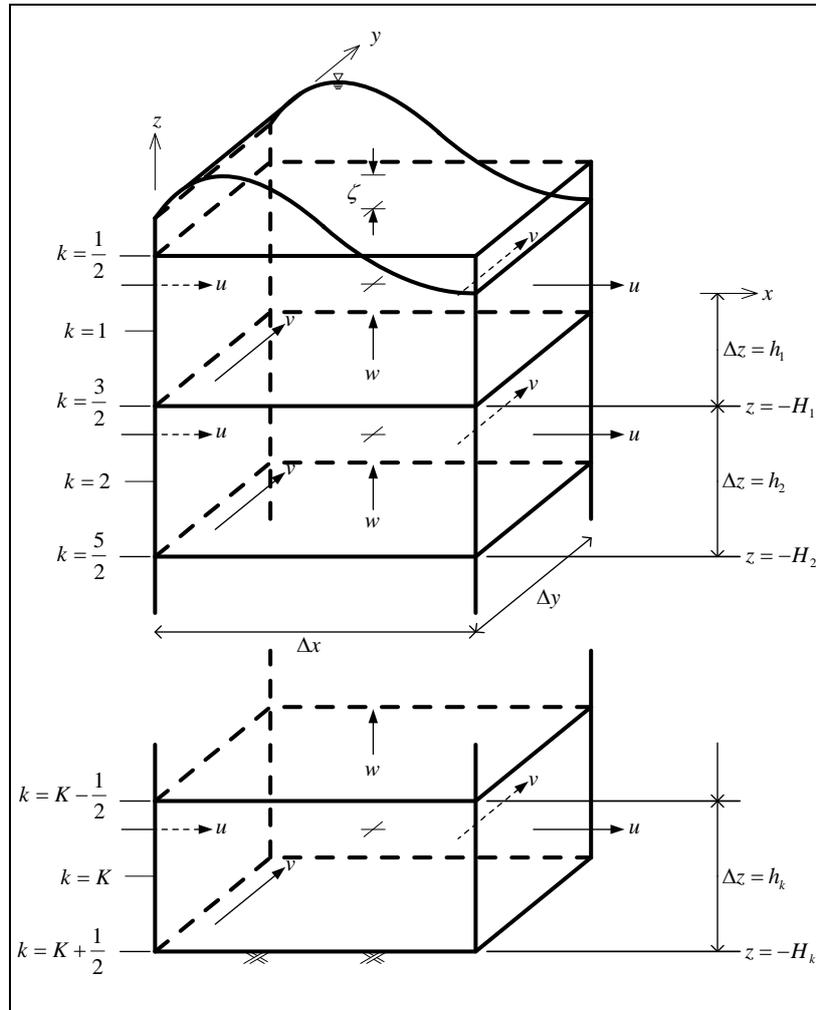


図 6.2.1.1 マルチレベルモデルの座標系と変数の配置

## 6.2.2 富栄養化モデル

### (1) 拡散の方程式

3次元の物質拡散の基礎方程式は、

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{hx} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( D_{hy} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( D_v \frac{\partial c}{\partial z} \right) + S_c \quad \text{式 6-16}$$

である。ここで、

- $S_c$  : 内部変化項
- $c$  : 物質濃度 (g/m<sup>3</sup>)
- $h$  : 水深 (m)
- $u, v, w$  : x, y, z 方向の平均流速成分 (m/s)
- $D_h, D_v$  : 水平、鉛直渦動拡散係数 (m<sup>2</sup>/s)
- $t$  : 時間 (s)

境界条件は水底 ( $z=-h$ ) で、

$$-D_v \frac{\partial c}{\partial z} = R_b \quad \text{式 6-17}$$

ここで、 $R_b$  : 底面からの溶出量 (g/m<sup>2</sup>/s) である。

境界層 ( $z=-h_i$ ) で、

$$D_v \frac{\partial c}{\partial z} \Big|_{z=-h_i} = D_v \frac{c_i - c_{i+1}}{h_i} \quad \text{式 6-18}$$

水面 ( $z=\zeta$ ) で、

$$D_v \frac{\partial c}{\partial z} = 0 \quad \text{式 6-19}$$

式 6-16 をセル内で Z 方向に積分すると次式になる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} (h_k C_k) = & -\frac{\partial}{\partial x} (M_k C_k) - \frac{\partial}{\partial y} (N_k C_k) \\ & - (wC) \Big|_{z=-H_{k-1}} + (wC) \Big|_{z=-H_k} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left( h_k K_x \frac{\partial C_k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( h_k K_y \frac{\partial C_k}{\partial y} \right) \\ & + \left( K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \Big|_{z=-H_{k-1}} - \left( K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \Big|_{z=-H_k} + S_c \cdot h_k \end{aligned} \quad \text{式 6-20}$$

(2) 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 6.2.2.1 のとおりである。

表 6.2.2.1 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)	$P$	$mg\text{-}Chl.a/L$
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。

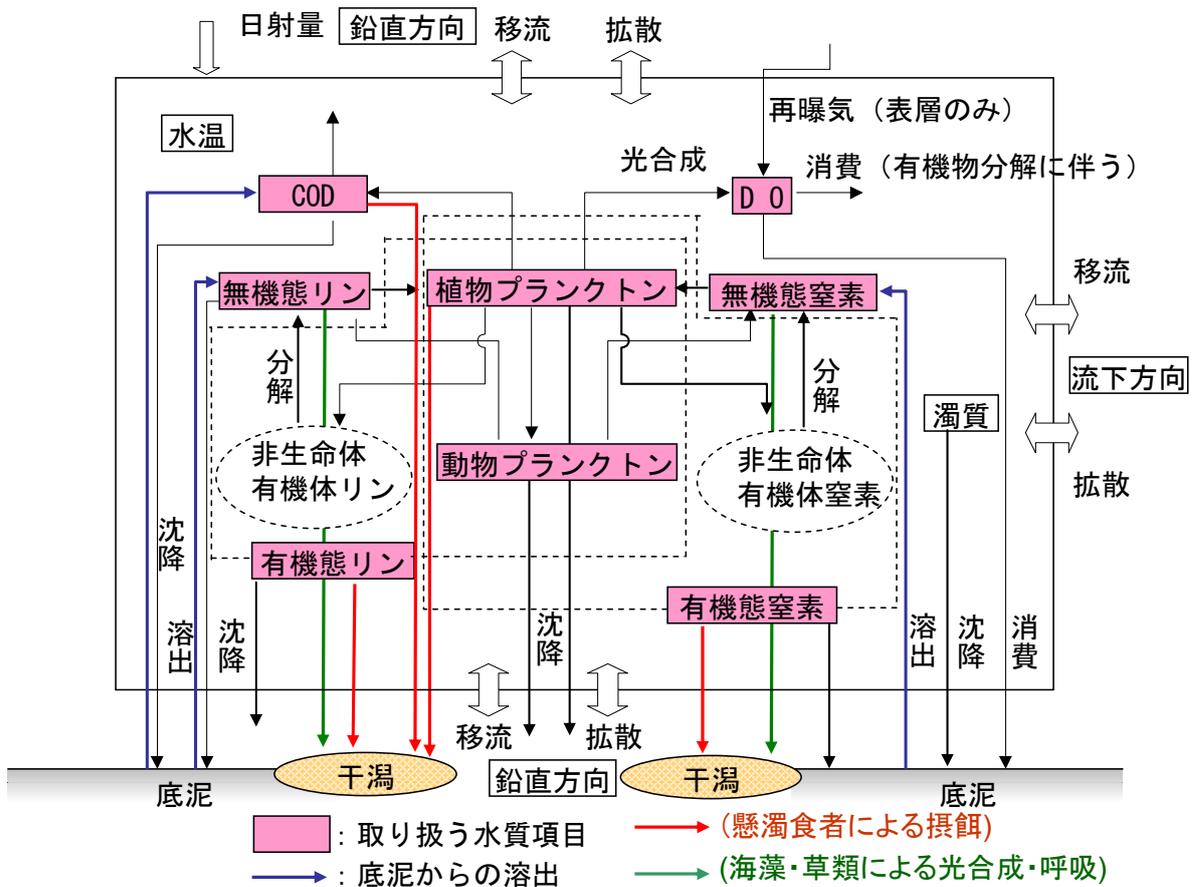


図 6.2.2.1 生態系モデル概念図

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 6-16) の右辺  $S_c$  項となる。以下、図 6.2.2.1 で示したモデルの概念図に基づき、水質項目ごとの発生及び消滅濃度率の算定法を示す。

## 1) 植物プランクトン (Phytoplankton)

植物プランクトンはクロロフィル a で表示される。これは、植物プランクトン個体数を計算する方法に比べ測定者による誤差が少なく、また、有機物生産などを考える場合には光合成の直接の担い手であるクロロフィル a がよい指標となりうるからである。

細胞が無限に増殖しない理由は多く存在するが、一般の環境では、基質や栄養塩の枯渇によるものである。ダム湖、湖沼や湾のように閉鎖性が強く、水が長期に滞留する水域では、植物プランクトンが、律速栄養塩として窒素やリンなどを摂取して、光合成により水中の無機炭素より有機物を合成し増殖する。水域で窒素及びリンの濃度が高くなり植物プランクトンが異常増殖し、これに伴って種々の水質障害が生じる現象は富栄養化とよばれ、水質保全上の重要な問題となっている。

植物プランクトンの細胞 (又は濃度) の増加速度  $dP/dt$  は、単位濃度当たりの増殖速度である比増殖速度  $\mu_P$  を用いて表示される。

$$\frac{dP}{dt} = \mu_P P$$

ここで、 $\mu_P$  は植物プランクトンの比増殖速度、 $P$  は植物プランクトン濃度 ( $\mu\text{g-Chl.a/L}$ ) である。植物プランクトンの比増殖速度に影響する因子としては、日照強度、水温、無機態窒素濃度、無機態リン濃度及びスペース効果を考慮する。

$$\mu_P = \mu_{P_{\max}} \cdot F_T \cdot F_I \cdot F_N$$

ここで、 $\mu_{P_{\max}}$  はその最大比増殖速度、 $F_I$ 、 $F_N$ 、 $F_T$  はそれぞれ日照強度、栄養塩濃度及び温度に関する影響関数である。

光の影響関数  $F_I$  としては照度 (あるいは日射量)  $I$  に関して直線、飽和型又は指数型の近似法のいずれかがよく用いられる。ここで、日照強度効果は植物プランクトン増殖に対する強光阻害を考え、Ditoro らの考えをもとに以下の式 (強光阻害も連続表示) で与える。

$$F_I = \frac{I_z}{I_S} \exp\left(1 - \frac{I_z}{I_S}\right)$$

ここで、 $F_I$  は日照強度とスペース効果による影響の修正係数、 $I_S$  は最大増殖速度を与える最適照度 ( $\text{lux}$ 、あるいは最適日射量)、 $I_z$  は水深  $z$  位置における照度 ( $\text{lux}$ 、あるいは日射量) である。最適照度あるいは最適日射量  $I_S$  は種によって異なるが、2000 ~ 20000  $\text{lux}$  あるいは 300 ~ 350  $\text{cal}/(\text{cm}^2 \cdot \text{day})$  程度の値が日本ではよく用いられる。

光は水中で Lambert-Beer (ランベルト - ベール) の法則に従って減衰する。したがって、水深  $z$  位置における照度  $I_z$  は、

$$I_z = I_0 \exp(-\lambda(\zeta - z))$$

$$\lambda = \lambda_g P + \lambda_h$$

ここで、 $I_0$ は水面における照度 (*lux*、あるいは日射量)、 $z$ は水位、 $\lambda$ は光の減衰係数であり、植物プランクトンによるもの(係数 $\lambda_g$ )と、その他のもの( $\lambda_h$ )とに分ける必要がある。

栄養塩類濃度による影響  $F_N$ は律速栄養塩である無機態窒素及び無機態リンの濃度  $C_{IN}$ 及び  $C_{IP}$ に関する Michaelis-Menten 型の式で近似する。

生物の生育収量は、必須栄養分の中で不足する養分量に支配され、次式で表す。

$$F_N = \frac{C_{IN}}{K_{IN} + C_{IN}} \frac{C_{IP}}{K_{IP} + C_{IP}}$$

ここで、 $K_{IN}$ 及び  $K_{IP}$ は半飽和定数である。

温度条件は微生物増殖・分解や物質変換経路にとって重要である。微生物による変換反応に関与する酵素は蛋白質であり、温度が高いほどその活性は高い一方で蛋白質の変質が生じるため温度の上限があり、至適温度範囲が存在する。水温による影響  $F_T$ は以下の式を適用する。

$$F_T = \frac{T}{T_s} \exp\left(1 - \frac{T}{T_s}\right)$$

ここで、 $\theta$  (=1.02~1.06) : 定数、 $T$ : 水温、 $T_s$ : 最適温度、 $T_s$ :  $\mu_{Pmax}$  を決定したときの基準温度、一般的には  $T_s = 20^\circ\text{C}$ である。

ここに、

$T$  : 水温( $^\circ\text{C}$ )

$\mu_P$  : 植物プランクトン増殖速度(1/day)

$\mu_{Pmax}$  :  $20^\circ\text{C}$ における植物プランクトン最大増殖速度(1/day)

$C_{IN}$  : 無機態窒素濃度(mgN/L)

$C_{IP}$  : 無機態リン濃度(mgP/L)

$K_{IN}$  : 無機態窒素の Michaelis 定数(mgN/L)

$K_{IP}$  : 無機態リンの Michaelis 定数(mgP/L)

$F_T$  : 水温による影響の修正項

$T_s$  : 最適水温 ( $^\circ\text{C}$ )

である。

植物プランクトンの変化速度は増殖速度と死滅速度とを加算した形で示される。したがって、植物プランクトンの増殖活動は一次反応型として次式で表される。

$$S_p = \mu_p P - D_p$$

ここで、 $D_p$ は植物プランクトンの減少である。

植物プランクトンの減少項としては、自己分解項、動物プランクトンによる捕食項及び沈降項を考慮する。動物プランクトンはフィルターフィーダーであり、捕食速度については、動物プランクトン濃度と捕食率（濾水速度  $C_g$ ）に比例するものとし、飽食効果を併せて考慮した。沈降項については現存量に比例して沈殿するものと考えた。

$$D_p = (R_p \theta_p^{T-20} + C_g Z)P - \omega_p \frac{\partial P}{\partial z}$$

$$S_p = \mu_p P - (R_p \theta_p^{T-20} + C_g Z)P + \omega_p \frac{\partial P}{\partial z}$$

動物プランクトンの濾水速度  $C_g$  は温度が上昇するとともに大きくなり、また植物プランクトン濃度が高くなるにつれて減少する。したがって、

$$C_g = C_{g \max} \theta_{Pg}^{T-20} \frac{K_{Pg}}{K_{Pg} + P}$$

ここで、

$D_p$  : 植物プランクトン減少速度(1/day)

$R_p$  : 20°Cにおける植物プランクトン死滅率(1/day)

$\theta_p$  : 植物プランクトン死滅率の温度補正係数

$C_g$  : 動物プランクトンの濾過（捕食）率(L/mgC・day)

$C_{g \max}$  : 20°Cにおける最大濾過率

$\theta_{Pg}$  : 動物プランクトンの濾過率の温度補正係数；

$Z$  : 動物プランクトン濃度(mgC/L)

$K_{Pg}$  : 飽食効果に対する Michaelis 定数( $\mu$ g-Chl.a/L)、動物プランクトンによる植物プランクトンの捕食の半飽和定数

$\omega_p$  : 動物プランクトンの沈降速度(m/day)

である。

## 2) 動物プランクトン (Zooplankton)

動物プランクトン (濃度  $Z$ ) は動物炭素量で表示する。増殖項  $\mu_Z$  については、植物プランクトン捕食によるもののみを考える。捕食では前述のとおり、捕食速度が動物プランクトン濃度と濾水速度に比例するものとして、飽食効果も考慮する。減少項としては自己分解項及び自然死滅を考慮し、大型動物による摂取は考慮していない。また、自泳性を有することから沈降項も考慮しない。したがって、動物プランクトンの変化速度は次式で表される。

$$S_Z = (\mu_Z - R_Z \theta_Z^{T-20} - D_Z)Z$$
$$\mu_Z = \gamma_{PZ} \alpha_Z C_g P$$

ここで、

$\mu_Z$ : 動物プランクトン生成速度(1/day)

$\gamma_{PZ}$ : C/Chl.a 比(mgC/ $\mu$ g-Chl.a)、植物プランクトン量からの動物プランクトン炭素量への換算係数

$\alpha_Z$ : 植物プランクトン同化率 (摂食効率、0.40~0.85)

$R_Z$ : 動物プランクトンの呼吸による分解速度定数(1/day)

$\theta_Z$ : 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

$D_Z$ : 動物プランクトンの自然死滅速度(1/day)

である。

### 3) 無機態窒素 ( $IN$ : Inorganic Nitrogen)

無機態窒素濃度は河川などからの流入量の他、増加項として有機窒素の分解による増加、底泥からの溶出（最下層コントロールボリュームのみ）による増加、さらに植物プランクトンの自己分解による回帰、動物プランクトンの自己分解による回帰があると考えられる。

減少項としては、植物プランクトン増殖に伴う摂取、吸収による減少を考慮する。したがって、無機態窒素の変化速度は次式で表される。

$$S_{IN} = - (\text{植物プランクトンによる摂取}) + (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) \\ + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{非生物体有機態窒素のバクテリアによる分解}) + (\text{底泥からの溶出}) \\ = \gamma_{PN}(-\mu_P + \alpha_{PI}R_P\theta_P^{T-20})P + \gamma_{ZN}\alpha_{ZI}R_Z\theta_Z^{T-20}Z \\ + \kappa_N\theta_{ON}^{T-20}C_{ON} + W_{IN}\theta_{IN}^{T-20}\frac{A}{V}$$

ここで、

$C_{IN}$ : 無機態窒素濃度(mgN/L)

$C_{ON}$ : 非生物体有機態窒素濃度(mgN/L)

$\gamma_{PN}$ : 植物プランクトン中の窒素クロロフィル a(N/Chl-a)比(mgN/ $\mu$ g-Chl.a)、植物プランクトン量からの窒素量への換算係数

$\alpha_{PI}$ : 植物プランクトンの回帰率(0.5)

$\kappa_N$ : 有機態窒素の無機化分解速度(1/day)

$\theta_{ON}$ : 窒素分解速度の温度補正係数

$\gamma_{ZN}$ : 動物プランクトン中の窒素炭素量(N/C)比(mgN/mgC)

$\alpha_{ZI}$ : 動物プランクトンの回帰率(0.5)

$W_{IN}$ : 底泥からの無機態窒素溶出速度(gN/m<sup>2</sup>/day)

$\theta_{IN}$ : 底泥からの無機態窒素溶出速度の温度補正係数

$A$ : 最下層コントロールボリュームに対するの底面積(m<sup>2</sup>)

$V$ : 最下層コントロールボリューム(m<sup>3</sup>)

である。

#### 4) 有機態窒素 ( $ON$ : Organic Nitrogen)

本モデルでは、非生物体有機態窒素を取り扱う。非生物体有機態窒素濃度の変化は流入量及び放流量などからの影響のほかに、増加項として植物プランクトン及び動物プランクトンの自己分解による回帰、動物プランクトンからの排泄、動物プランクトンの自然死滅であり、減少量としては、バクテリアによる無機態窒素への交換、非溶存態の非生物体有機態窒素の沈殿であると考えられる。なお、底泥からの溶出については有機態窒素としての溶出はないものとする。したがって、有機態窒素の変化速度は次式で表される。

$$\begin{aligned}
 S_{ON} = & \text{(植物プランクトンの自己分解による回帰)} + \text{(動物プランクトンからの排泄)} \\
 & + \text{(動物プランクトンの自己分解による回帰)} + \text{(動物プランクトンの自然死滅)} \\
 & - \text{(非生物体有機態窒素のバクテリアによる分解)} + \text{(沈降)} \\
 = & \gamma_{PN}((1-a_{PI})R_P\theta_P^{T-20} + (1-a_z)C_gZ)P \\
 & + \gamma_{ZN}((1-a_{ZI})R_Z\theta_Z^{T-20} + D_Z)Z - \kappa_N\theta_{ON}^{T-20}C_{ON} \\
 & + (1-f_{ON})\omega_{ON}\frac{\partial C_{ON}}{\partial z}
 \end{aligned}$$

ここで、 $\omega_{ON}$ は有機態窒素沈降速度(m/day)、 $f_{ON}$ は溶存態非生物体の有機態窒素成分である。

全有機態窒素：

$$\begin{aligned}
 TON = & \text{(植物プランクトン態窒素)} + \text{(動物プランクトン態窒素)} + \text{(非生物体有機態窒素)} \\
 = & \gamma_{PN}P + \gamma_{ZN}Z + C_{ON}
 \end{aligned}$$

全窒素：

$$\begin{aligned}
 TN = & \text{(植物プランクトン態窒素)} + \text{(動物プランクトン態窒素)} + \text{(非生物体有機態窒素)} + \text{(無機態窒素)} \\
 = & \gamma_{PN}P + \gamma_{ZN}Z + C_{ON} + C_{IN}
 \end{aligned}$$

5) 無機態リン (*IP*: Inorganic Phosphorus)

無機態リン濃度変化については河川からの流入量及び堰から放流量などの影響のほか、有機態リンのバクテリアによる無機態リンへの変換量、底泥からの溶出量、さらに動物プランクトンからの排泄などにより増加する。また減少量については、植物プランクトンの摂取及び、懸濁物に吸着され、沈殿による減少を考える。したがって、無機態リンの変化速度は次式で表される。

$$\begin{aligned}
 S_{IP} = & - (\text{植物プランクトンによる摂取}) + (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) \\
 & + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{非生物体有機態リンのバクテリアによる分解}) + (\text{底泥からの溶出}) + (\text{沈降}) \\
 = & \gamma_{PP}(-\mu_P + a_{PI}R_P\theta_P^{T-20})P + \gamma_{ZP}a_{ZI}R_Z\theta_Z^{T-20}Z \\
 & + \kappa_P\theta_{OP}^{T-20}C_{OP} + W_{IP}\theta_{IP}^{T-20}\frac{A}{V} + (1-f_{IP})\omega_{IP}\frac{\partial C_{IP}}{\partial z}
 \end{aligned}$$

ここで、

$C_{IP}$ : 無機態リン濃度(mgP/L)

$C_{OP}$ : 有機態リン濃度(mgP/L)

$\kappa_P$ : 有機態リンの無機化分解速度 (20°C) (1/day)

$\theta_{OP}$ : 有機態リンの無機化速度の温度補正係数

$W_{IP}$ : 底泥からの無機態リン溶出速度(gP/m<sup>2</sup>/day)

$\theta_{IP}$ : 底泥からの無機態リン溶出速度の温度補正係数

$\omega_{IP}$ : 無機態リンの沈降速度(m/day)

$f_{IP}$ : 溶存態又は吸着されない無機態リン成分

である。

無機態リンが懸濁物に吸着されやすいため、本モデルでは吸着沈殿過程による無機態リンの減少も考慮する。

6) 有機態リン ( $OP$  : Organic Phosphorus)

本モデルでは、非生物体有機態リンを取り扱う。非生物体の有機態リン濃度の変化については河川からの流入・堰及び水門からの放流などの影響のほか、増加項として植物プランクトン及び動物プランクトンの自己分解による回帰、動物プランクトンからの排泄、動物プランクトンの自然死滅であると考えられる。減少項については、有機態窒素と同様にバクテリアによる無機態リンへの変換量、非溶存態の非生物体有機態リンの沈殿を考慮する。なお、底泥からの溶出については有機態リンとしての溶出はないものとする。したがって、有機態リンの変化速度は次式で表される。

$$\begin{aligned}
 S_{OP} = & \text{(植物プランクトンの自己分解による回帰)} + \text{(動物プランクトンからの排} \\
 & \text{泄)} + \text{(動物プランクトンの自己分解による回帰)} + \text{(動物プランクトン} \\
 & \text{の自然死滅)} - \text{(非生物体有機態リンのバクテリアによる分解)} + \text{(沈降)} \\
 = & \gamma_{PP}((1-a_{PI})R_P\theta_P^{T-20} + (1-a_z)C_g Z)P \\
 & + \gamma_{ZP}((1-a_{ZI})R_Z\theta_Z^{T-20} + D_Z)Z - \kappa_P\theta_{OP}^{T-20}C_{OP} \\
 & + (1-f_{OP})\omega_{OP}\frac{\partial C_{OP}}{\partial z}
 \end{aligned}$$

ここで、 $\omega_{OP}$ は有機態リン沈降速度(m/day)、 $f_{OP}$ は溶存態非生物体有機態リン成分である。

全有機態リン：

$$\begin{aligned}
 TOP = & \text{(植物プランクトン態リン)} + \text{(動物プランクトン態リン)} + \text{(非生物体有機態リ} \\
 & \text{ン)} \\
 = & \gamma_{PP}P + \gamma_{ZP}Z + C_{OP}
 \end{aligned}$$

全リン：

$$\begin{aligned}
 TP = & \text{(植物プランクトン態リン)} + \text{(動物プランクトン態リン)} + \text{(非生物体有機態リ} \\
 & \text{ン)} + \text{(無機態リン)} \\
 = & \gamma_{PP}P + \gamma_{ZP}Z + C_{OP} + C_{IP}
 \end{aligned}$$

7) 化学的酸素要求量 ( $COD$ : Chemical Oxygen Demand)

有機物の化学的酸素要求量  $COD$  は水中の易分解性有機物の存在量を示す指標であり、生物では植物、動物のプランクトン、非生物では懸濁態有機物や溶存態有機物のコンパートメントの挙動を知れば  $COD$  の時間変化を知ることができる。ここでは非生物体有機物の  $COD$  変化を次式で表す。

$$\begin{aligned}
 S_{COD} &= (\text{植物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンからの排泄}) \\
 &\quad + (\text{動物プランクトンの自己分解による回帰}) + (\text{動物プランクトンの自然死滅}) - (\text{非生物体有機物のバクテリアによる分解}) + (\text{底泥からの溶出}) + (\text{沈降}) \\
 &= \gamma_{PC}((1-a_{PI})R_P\theta_P^{T-20} + (1-a_z)C_g Z)P \\
 &\quad + \gamma_{ZC}((1-a_{ZI})R_Z\theta_Z^{T-20} + D_Z)Z - \kappa_C\theta_C^{T-20}C_{COD} + W_{COD}\theta_{COD}^{T-20}\frac{A}{V} \\
 &\quad + \omega_C\frac{\partial C_{COD}}{\partial z}
 \end{aligned}$$

ここで、

$C_{COD}$ : 化学的酸素要求量( $\text{mgO}_2/\text{L}$ )

$\gamma_{PC}$ : 植物プランクトンの  $COD$  への換算係数( $\text{mgO}_2/\mu\text{g-Chl.a}$ )

$\gamma_{ZC}$ : 動物プランクトンの  $COD$  への換算係数( $\text{mgO}_2/\text{mgC}$ )

$\kappa_C$ : 有機物分解速度定数( $1/\text{day}$ )

$\theta_C$ : 有機物分解速度定数の温度補正係数

$W_{COD}$ : 底泥からの  $COD$  溶出速度( $\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ )

$\theta_{COD}$ : 底泥からの  $COD$  溶出速度の温度補正係数

$\omega_{COD}$ :  $COD$  の沈降速度( $\text{m}/\text{day}$ )

である。

全  $COD$  :

$$\begin{aligned}
 TCOD &= (\text{植物プランクトン態 } COD) + (\text{動物プランクトン態 } COD) \\
 &\quad + (\text{非生物体有機物 } COD) \\
 &= \gamma_{PC}P + \gamma_{ZC}Z + C_{COD}
 \end{aligned}$$

## 8) 溶存酸素 (DO: Dissolved Oxygen)

溶存酸素  $DO$  の変化は、水塊にすでに含まれている溶存酸素と飽和酸素との差を推進力とする水面からの再曝気、植物プランクトンの光合成作用に伴う溶存酸素の生成、また、有機物分解に伴う消費、底泥における消費などより表すことができる。

植物プランクトンによる光合成作用が活発な場合には、過飽和となる状況がみられ、また、水塊中に有機物が多量に含まれている場合には、低濃度となる富栄養化の影響側面を考える上で重要な水質項目である。

$$\begin{aligned}
 S_{DO} &= (\text{植物プランクトンによる生産}) - (\text{植物プランクトン呼吸}) \\
 &\quad - (\text{動物プランクトン呼吸}) - (\text{非生物体有機物のバクテリアによる分解}) \\
 &\quad + (\text{再曝気}) - (\text{底泥による消費}) \\
 &= \gamma_{PO}(\mu_P - R_P \theta_P^{T-20})P - \gamma_{ZO}R_Z \theta_Z^{T-20}Z - \kappa_C \theta_C^{T-20}C_{COD} \\
 &\quad + \kappa_{Os} \theta_{Os}^{T-20}(C_{DOs} - C_{DO}) \frac{A_s}{V_s} - SOD \theta_{SOD}^{T-20} \frac{A_b}{V_b}
 \end{aligned}$$

ここで、

$C_{DO}$ : 溶存酸素濃度(mgO<sub>2</sub>/L)

$\gamma_{PO}$ : 光合成による溶存酸素生産速度

又は植物プランクトンの  $DO$  への換算係数 (mgO<sub>2</sub>/μg-Chl.a)

$\gamma_{ZO}$ : 動物プランクトンの  $DO$  への換算係数(mgO<sub>2</sub>/mgC)

$SOD$ : Sediment Oxygen Demand—底泥による溶存酸素消費速度(gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/day); 底面のみ

$\theta_{SOD}$ : 底泥による溶存酸素消費速度温度補正係数;

$\kappa_{Os}$ : 再曝気係数 (m/day); 水面のみ

$\theta_{Os}$ : 再曝気係数温度補正係数

$C_{DOs}$ : 飽和溶存酸素濃度(mgO<sub>2</sub>/L)

$A_s, V_s$ : 表層 element の表面積・体積

$A_b, V_b$ : 底層 element の表面積・体積

である。

飽和溶存酸素濃度は、Weiss の式より水温と塩分から計算で求める。

$$\ln O_2 (\text{ml/L}) = A_1 + A_2 (100/T) + A_3 \cdot \ln(T/100) + A_4 (T/100)$$

$$+ S \cdot \{B_1 + B_2 (T/100) + B_3 (T/100)^2\}$$

T: 絶対温度 (K)

S: 塩分

$A_1 = -173.4292$

$B_1 = -0.033096$

$A_2 = 249.6339$

$B_2 = 0.014259$

$A_3 = 143.3483$

$B_3 = -0.0017$

$A_4 = -21.8492$

### 6.3 計算条件の設定

#### 6.3.1 計算対象時期

本調査の計算対象時期は、昭和 30 年代(海域水質悪化前)、昭和 50 年代(有機汚濁が進行し海域水質悪化時)、各計算対象時期(計算対象年度)は表 6.3.1.1 に示すとおり設定する。

表 6.3.1.1 各計算対象年度の設定

年代	海域水質の状況・計算対象年度の設定の考え方		計算対象年度
昭和 30 年代 (海域水質悪化前)	三河湾	■透明度は昭和 35 年頃から急激に低下している。(図 6.3.1.1)	昭和 30 年度 (1955 年度)
昭和 50 年代 (海域水質悪化時)	三河湾	■透明度と COD は、昭和 50 年と 55 年でほぼ同じである。(図 6.3.1.1、図 6.3.1.2)	昭和 50 年度 (1975 年度)
現 況	■水質計算結果の再現データとして「公共用水域水質測定データ」を用いる。同データの現時点での最新年とする。		平成 15 年度 (2003 年度)

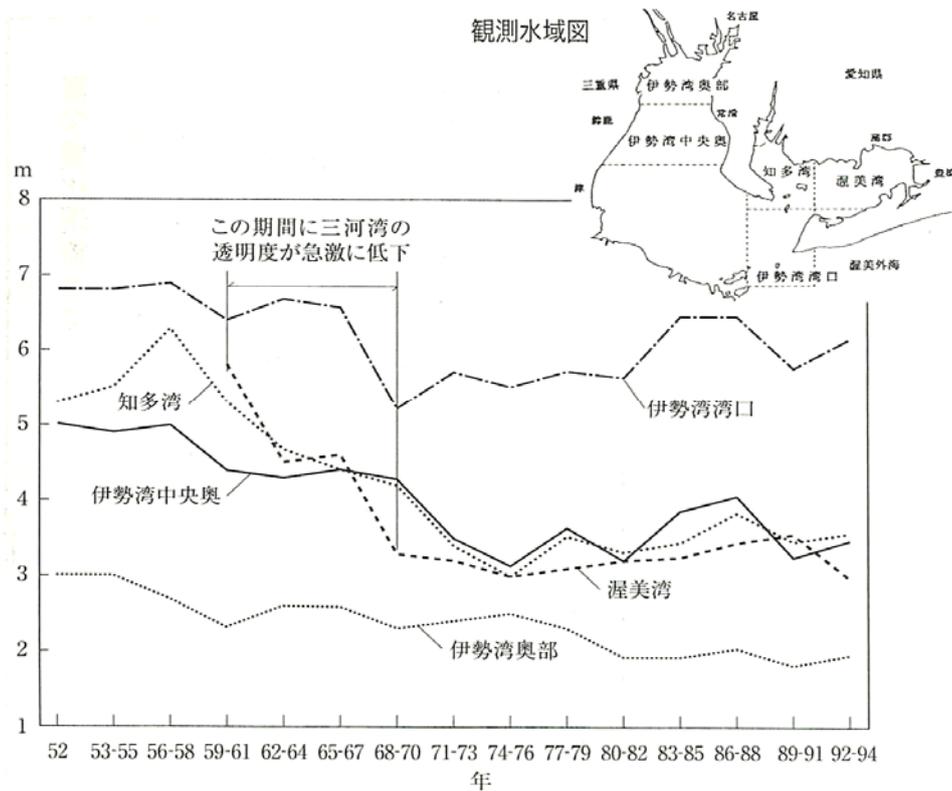


図 6.3.1.1 三河湾の透明度の経年変化

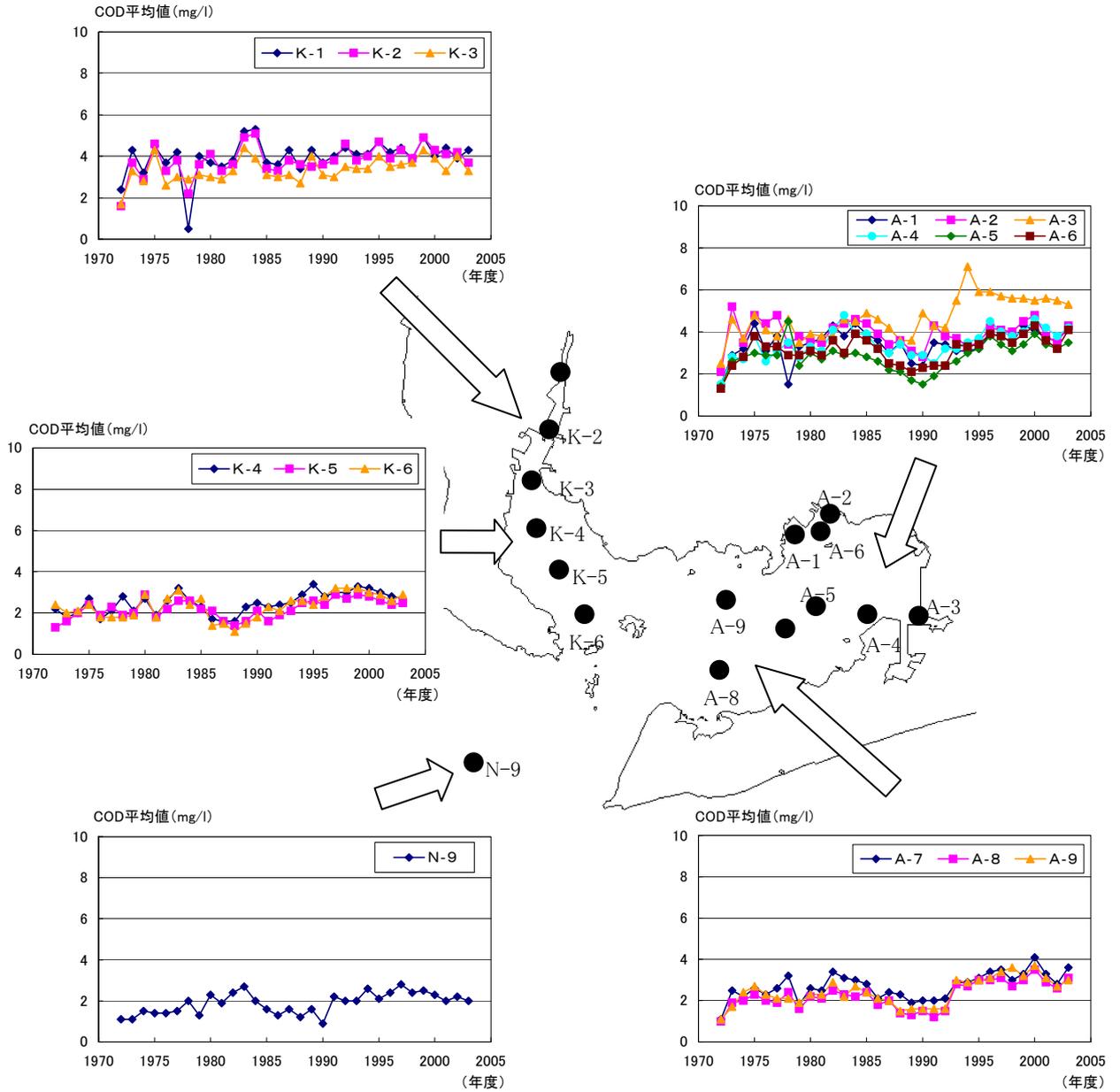


図 6.3.1.2 三河湾のCODの経年変化（表層）

### 6.3.2 地形・水深条件

#### (1) 計算範囲

計算格子は三河湾全域を 300m で設定した。計算範囲の地形および水深については、表 6.3.2.1 に示す資料を基に設定したものである。

三河湾の計算範囲を図 6.3.2.1 に、計算対象年の水深を図 6.3.2.2 に示す

表 6.3.2.1 に 計算対象年と地形・水深に関する資料一覧

計算対象年	地形・水深の基となった資料	出典
現況(平成 15 年)	W1051(H16. 10. 21 刊行, 改補年: H18) W1052(H16. 10. 21 刊行, 改補年: H18) W1056(H16. 2. 26 刊行, 改補年: H17) W1057A(H15. 2. 27 刊行, 改補年: H17) W1057B(H16. 9. 16 刊行, 改補年: H17)	海上保安庁
昭和 50 年	1051(S46. 7. 3 刊行, 最終改補年: S53) 1052(S32. 7. 11 刊行, 最終改補年: S54)	旧版海図については、日本海洋データセンターの非デジタルデータ(マイクロフィルム)を基に設定した。
昭和 30 年	1051(S32. 1. 14 刊行, 最終改補年: S34) 1052(S24. 9. 19 刊行, 最終改補年: S32)	

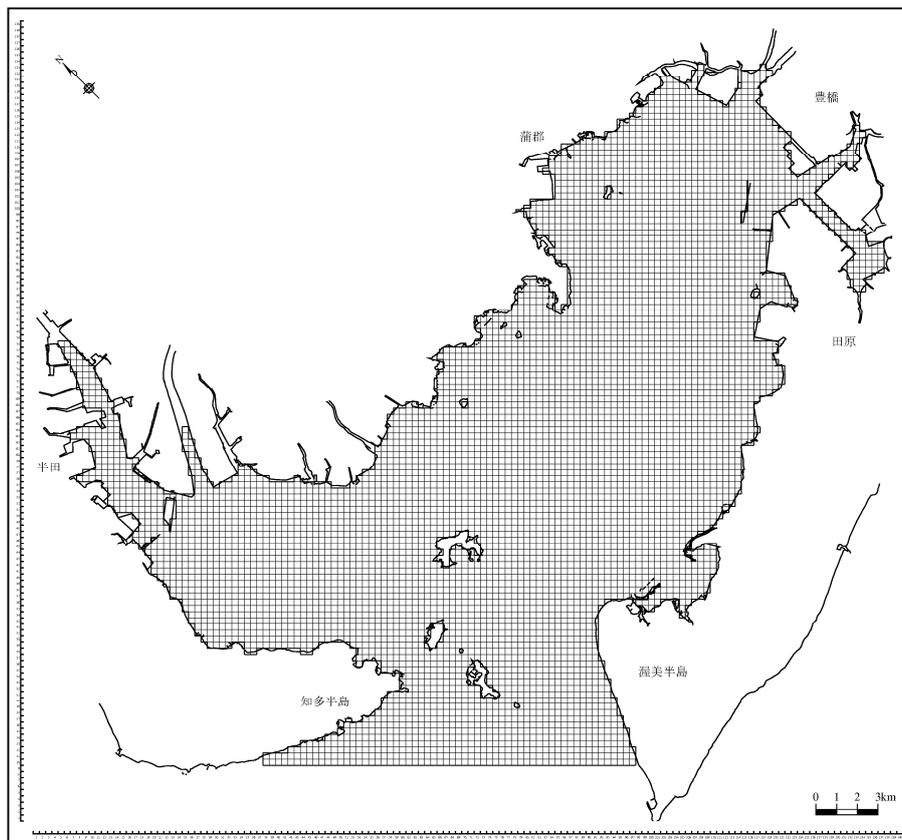
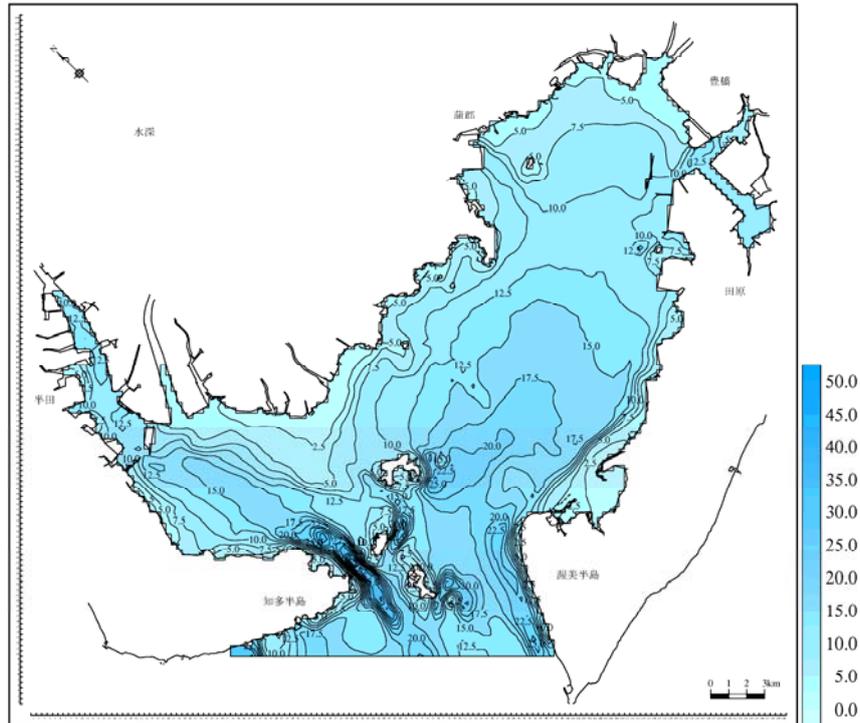
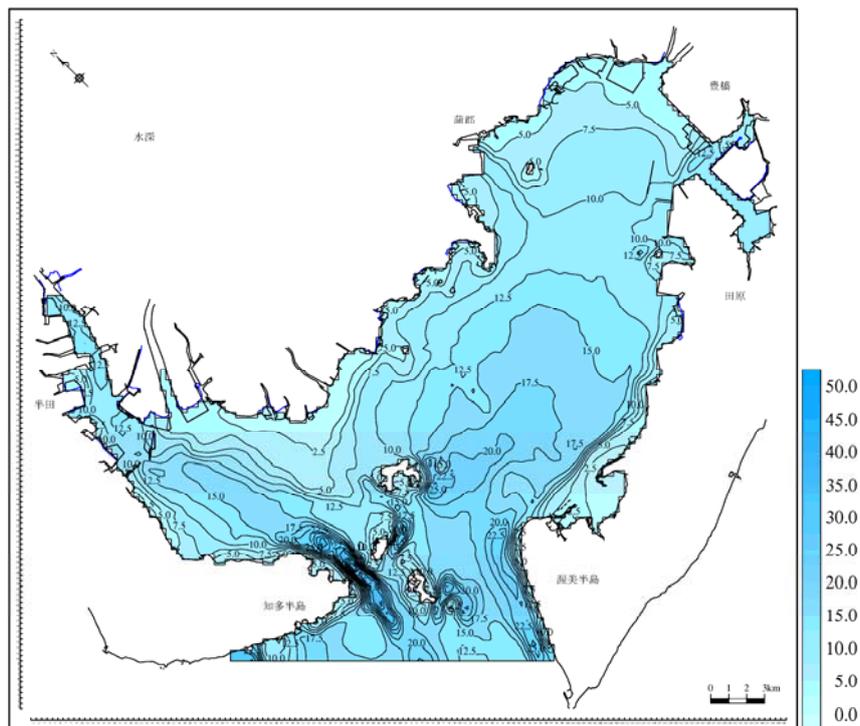


図 6.3.2.1 計算範囲(三河湾、現況[平成 15 年]) 300m 格子



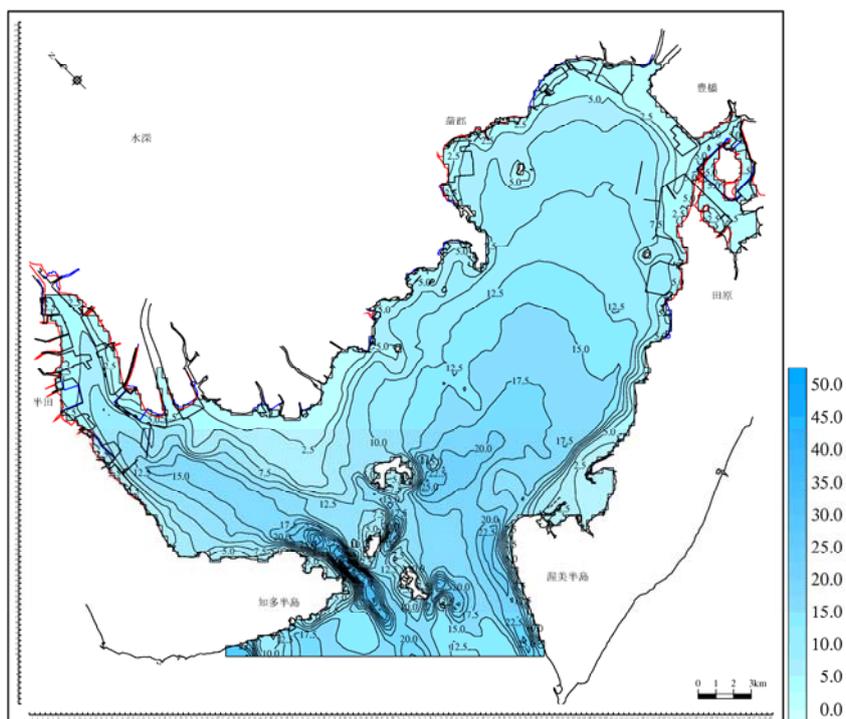
注) 水深は平均水面からの深さを正の値で示している。  
略最低低調面 (海図基準面) は平均水面下 1.30~1.35m である。

図 6.3.2.2(1) 水深(三河湾、現況) 300m 格子



注) 水深は平均水面からの深さを正の値で示している。  
略最低低調面 (海図基準面) は平均水面下 1.30~1.35m である。  
注) 図中の黒線の海岸線が現況、青い線の海岸線が昭和 50 年である。

図 6.3.2.2(2) 水深(三河湾、昭和 50 年) 300m 格子



注) 水深は平均水面からの深さを正の値で示している。  
 略最低低調面（海図基準面）は平均水面下 1.30～1.35m である。  
 注) 図中の黒線の海岸線が現況、赤い線の海岸線が昭和 30 年である。

図 6.3.2.2(3) 水深(三河湾、昭和 30 年) 300m 格子

## (2) 層分割

三河湾の水深は浅く、最も深い佐久島の南部でも-20m 前後であり、平均水深は約-9m となっている。この三河湾の鉛直方向の層分割については、下記のように分割した。

第 1 層	平均水面下 0.0～5.0m
第 2 層	5.0～10.0m
第 3 層	10.0m 以深

### 6.3.3 流動計算の条件

#### (1) 計算条件の概要

流動計算に必要な計算条件を表 6.3.3.1 に示す。

表 6.3.3.1 流動計算の条件

項目	内 容		備 考
対象季節	夏 季	冬 季	
淡水流入量	夏季平均流量	冬季平均流量	
潮汐条件	開境界において、 $M_2$ 分潮の振幅および遅角を設定した		書誌第 742 号 日本沿岸潮汐調和定数表;海上保安庁より伊良湖を参考に設定 (図 6.3.3.1、表 6.3.3.2)
格子間隔	300m		
鉛直層分割	3層		
層 厚	第1層: 平均水面下 0~5m 第2層: 5~10m 第3層: 10m 以深		
タイムステップ	5.0 秒		
計算時間	3,600 時間(150 日間)		
初期値(水温・塩分)	公共用水域水質測定結果等より設定		
境界値(水温・塩分)			
風	考慮しない		
コリオリ係数	$\phi = 34.47^\circ$ として、 $f = 2\omega \sin \phi$		
水平渦動粘性係数 水平渦拡散係数	$5 \times 10^5 (\text{cm}^2/\text{s})$		
鉛直渦動粘性係数 鉛直渦拡散係数	0.01 ( $\text{cm}^2/\text{s}$ )	1.0 ( $\text{cm}^2/\text{s}$ )	
海底摩擦係数	$\gamma_b^2 = 0.0026$		
海面摩擦係数	$\gamma_a^2 = 0.0013$		

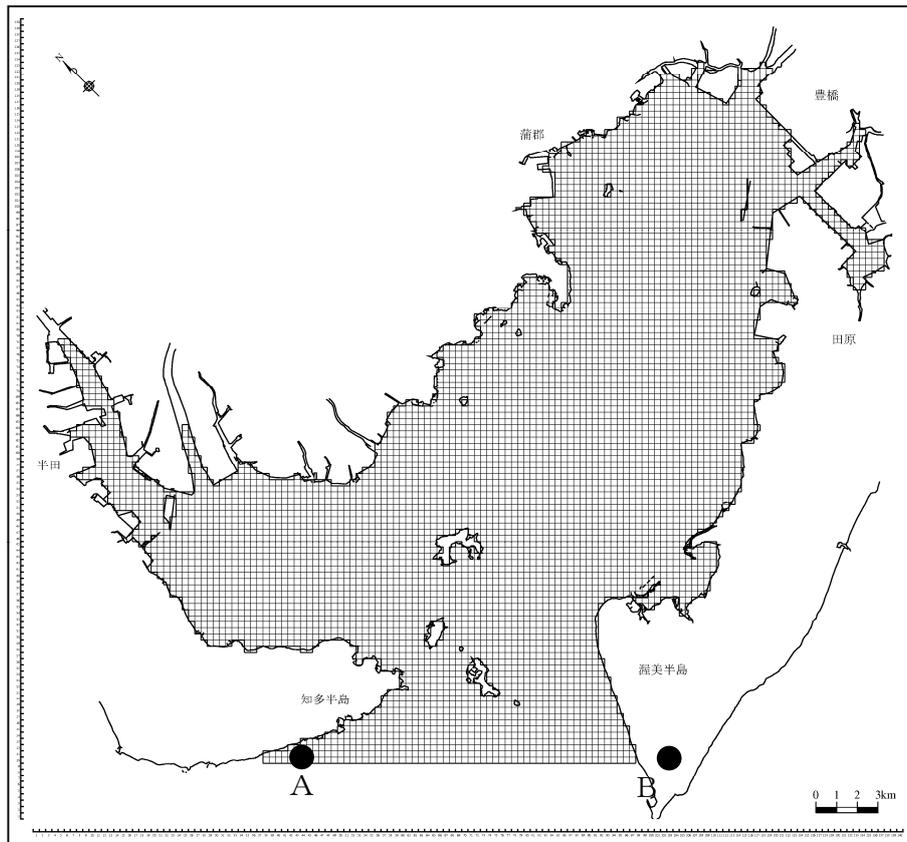


図 6.3.3.1 境界の設定位置

表 6.3.3.2 開境界の  $M_2$  分潮の振幅と遅角

境界の設定位置	振幅(cm)	遅角 (°)
A	53.0	0.0
B	53.0	0.0

注) 図 6.3.3.1 中の端点間(A-B)の境界格子では、端点間を線形で補間した。

(2) 水温・塩分の境界条件および初期値

1) 設定方法

(a) 境界値

三河湾の水質モデル開境界における水温・塩分の境界条件は、図 6.3.3.2 に示す愛知県公共用水域水質測定結果のうち、モデル開境界に近い N-9 の調査結果を用いて設定した。なお、N-9 では上層と中層は測定されているが、下層は測定されていない。そこで、境界値の鉛直分布を考慮するために、上中下層で測定している N-8 の調査結果を参考にして、表 6.3.3.3 に示す方法により境界値の鉛直分布を設定した。

(b) 初期値

水温・塩分の初期値については、図 6.3.3.2 に示す A-8 の調査結果を用いて、計算範囲のすべての格子に同じ値を層ごとに設定した。

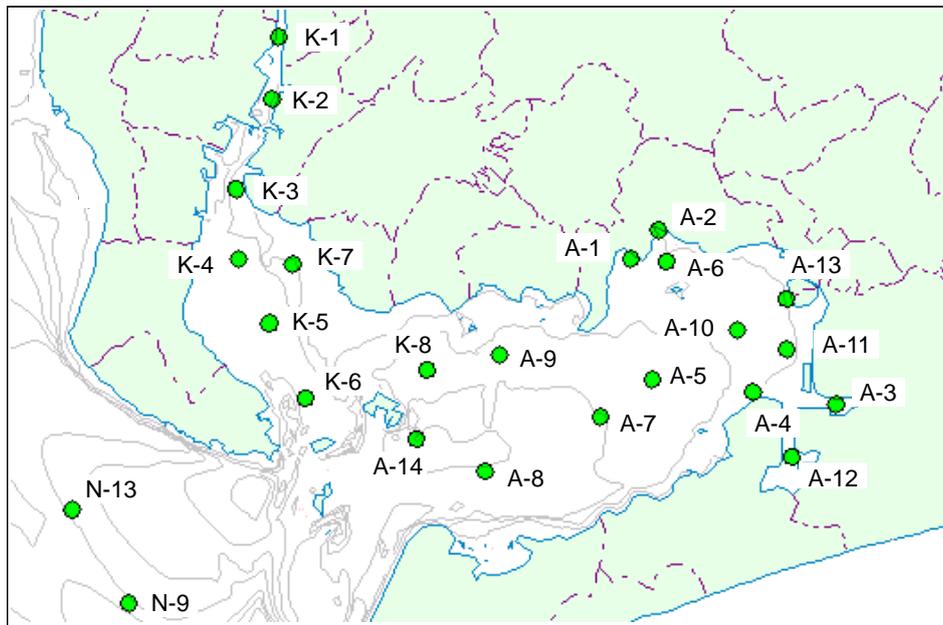


図 6.3.3.2 三河湾及びその周辺における公共用水域調査地点

表 6.3.3.3 初期値、境界値の鉛直的な設定

層	地点
1層 (水深 0~5m)	N-9 の上層
2層 (水深 5~10m)	N-9 の中層
3層 (水深 10m~海底) (最大水深 28m)	N-9 では下層で測定されていないため、次式に基づき、N-9 の中層の値に A-8 の下層/中層比を乗じることにより求めた N-9 の中層 × (A-8 の下層/A-8 の中層)

2) 平成 15 年の設定値

平成 12 年度 (2000 年度) ~平成 16 年度(2004 年度)について、N-9 における上層と中層の水温・塩分の調査結果を図 6.3.3.3 に示す。A-8 における水温度・塩分の調査結果を図 6.3.3.4 に示す。

これをみると、平成 15 年度(2003 年度)の 9 月の塩分値が低く、夏季の出水の影響を受けたものと考えられる。夏季の境界条件としては、水温度、塩分は大規模な出水の影響を受けていないデータで設定することとし、平成 15 年 9 月の上層の塩分データを除き、平成 12~16 年度のデータを用いて設定した。この調査結果から、境界値は N-9、初期値は A-8 を基に設定し、各計算層に設定する水温度・塩分の値を表 6.3.3.4 に示す。

なお、昭和 50 年、昭和 30 年は公共用水域の水質測定結果がないため、ここでは、初期値、境界値は平成 15 年度と等しいものとして設定した。

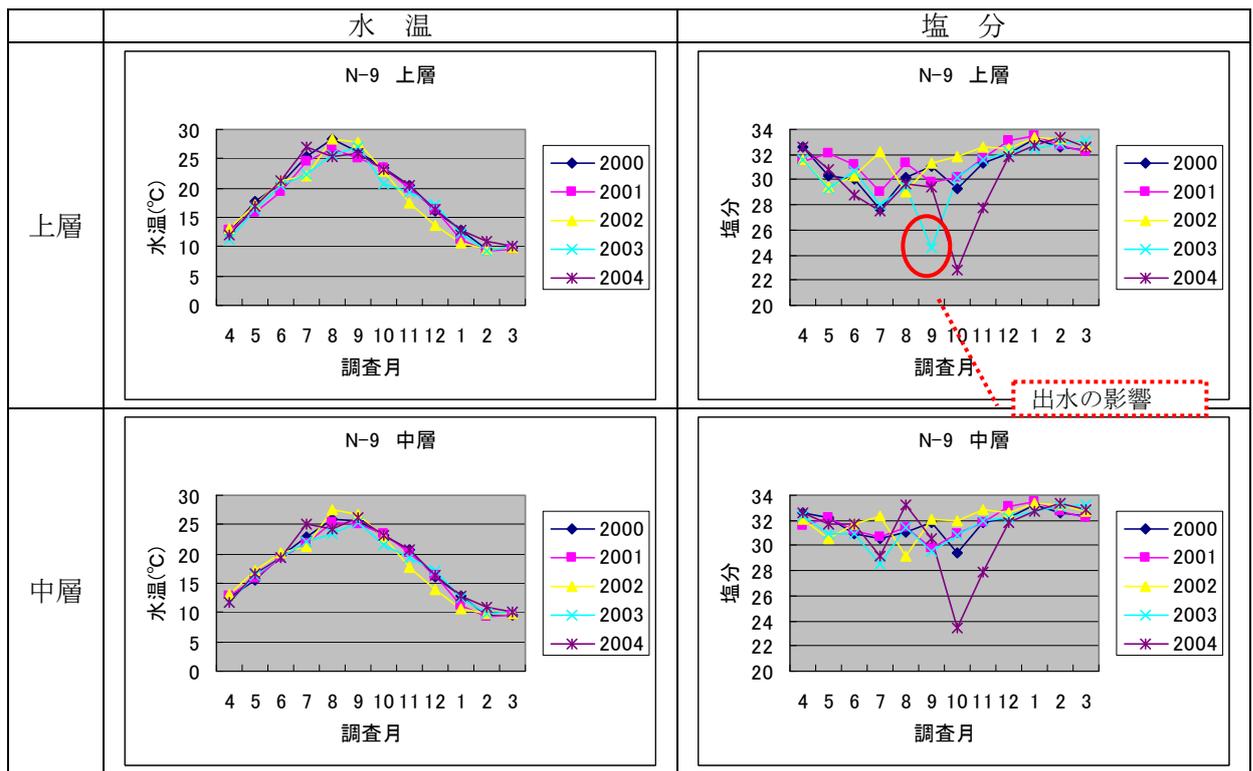


図 6.3.3.3 N-9 における水温度・塩分調査結果 (三河湾)

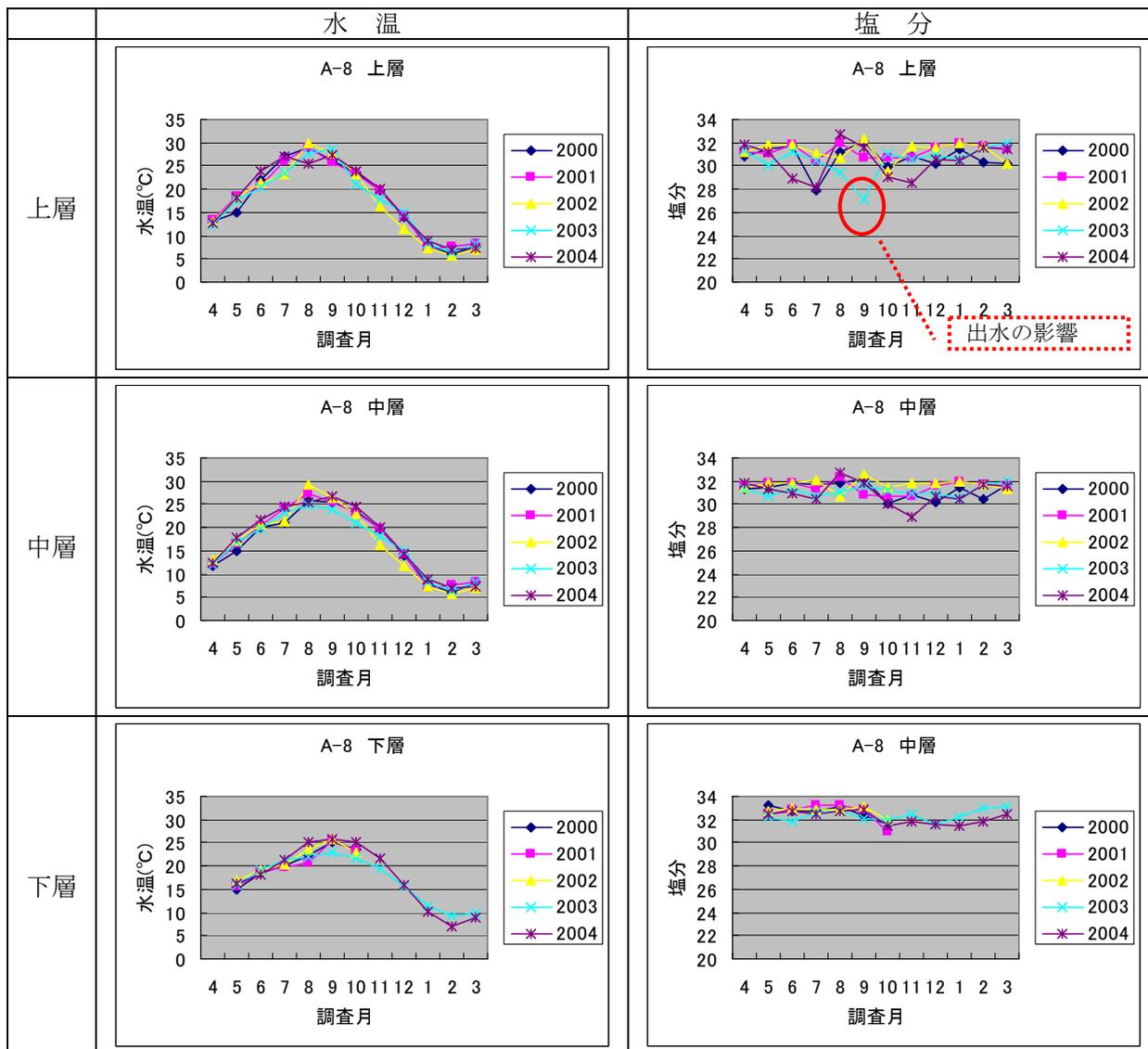


図 6.3.3.4 A-8 における水温・塩分調査結果（三河湾）

表 6.3.3.4 水温と塩分の初期値および境界値

項目	計算層		夏季		冬季	
			水温(°C)	塩分	水温(°C)	塩分
初期値	第1層	0.0~5.0m	26.9	30.7	9.4	31.2
	第2層	5.0~10.0m	25.0	31.6	9.4	31.3
	第3層	10.0m~	22.7	32.8	11.6	31.9
境界値	第1層	0.0~5.0m	26.1	29.6	12.6	32.8
	第2層	5.0~10.0m	24.8	31.0	12.6	32.8
	第3層	10.0m~	22.6	32.2	14.7	33.8

### 6.3.4 水質計算の条件

#### (1) 水質浄化機能

##### 1) 浄化の定義

干潟域における浄化機能を評価するにあたっては、平成17年度業務において干潟域での物質循環と浄化の考え方を整理した。干潟域での物質循環を模式的に示すと図6.3.4.1に示すようになる。なお、ここで示す浮遊系(pelagic ecosystem)とは水中の生態系を指し、底生系(benthic ecosystem)とは底泥中の生態系を表している。各循環過程の概要は以下に示すとおりである。

- (a) 浮遊系を通して系外からの流入
- (b) 浮遊系を通しての系外への流出
- (c) 浮遊系から底生系への移行（二枚貝の摂餌など）
- (d) 底生系から浮遊系への回帰（溶出など）
- (e) 浮遊系内での循環
- (f) 底生系内での循環
- (g) 干潟域からの除去（二枚貝の漁獲、魚類による摂食、鳥の摂餌、脱窒等）

このうち、(c)と(d)は浮遊系と底生系との間の物質のやり取りであり、(c)は浮遊系に対する底生系の水質浄化の役割を、(d)は逆に水質汚濁の役割を示している。

本検討における浄化とは、水中からの物質の除去とし、図6.3.4.1中の(C)の過程をモデルに組み込むこととする。(C)の過程として考慮するものは、二枚貝等の懸濁物食者の摂餌や海藻・海草・付着藻類による光合成・呼吸（栄養塩の固定）である。

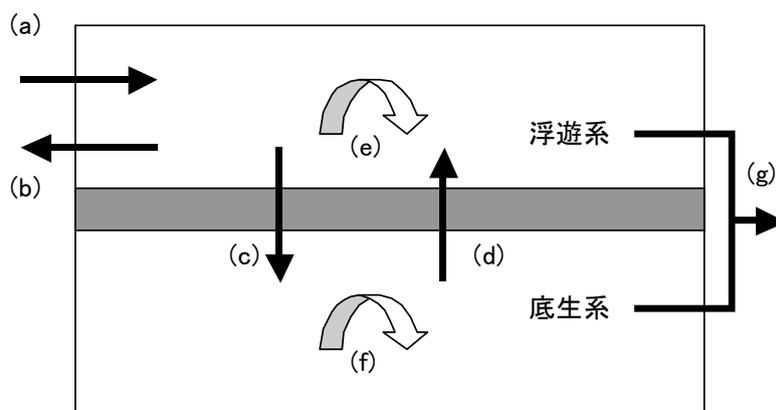


図 6.3.4.1 干潟域での物質循環の模式図

2) 考慮する浄化機能

水質モデルの計算項目と浄化機能の対応を表 6.3.4.1 に整理した。

表 6.3.4.1 干潟域における浄化機能の考慮 [水質モデル計算項目からの整理]

水質モデルの計算項目 (青字の項目が計算項目であり、その他は計算過程の内数である)			浮泥系から底生系への移行に おいて考慮する浄化機能
植物プランクトン (クロロフィル <i>a</i> )			懸濁物食者による摂餌
動物プランクトン (炭素量)			
無機態窒素 (I-N)	アンモニア態窒素、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素		海藻・草類による光合成・呼吸 付着藻類による光合成・呼吸
有機態窒素 (O-N)	懸濁態有機窒素 (PON)	植物プランクトン態窒素	懸濁物食者による摂餌
		動物プランクトン態窒素	
		非生物体有機態窒素 (デトリタス)	懸濁物食者による摂餌
	溶存態有機窒素 (DON)	非生物体有機態窒素	
無機態リン (I-P)	懸濁態無機リン (PIP、海域ではほとんどゼロ)		
	溶存態無機リン (PO <sub>4</sub> -P)		海藻・草類による光合成・呼吸 付着藻類による光合成・呼吸
有機態リン (O-P)	懸濁態有機リン (POP)	植物プランクトン態リン	懸濁物食者による摂餌
		動物プランクトン態リン	
		非生物体有機態リン (デトリタス)	懸濁物食者による摂餌
	溶存態有機リン (DOP)	非生物体有機態リン	
化学的酸素要求量 (COD)	懸濁態 COD (PCOD)	植物プランクトン態 COD	懸濁物食者による摂餌
		動物プランクトン態 COD	
		非生物体有機態 COD (デトリタス)	懸濁物食者による摂餌
	溶存態 COD (DCOD)	非生物体有機態 COD	
溶存酸素 (DO)			

特記 1) 光合成・呼吸については、ネットの値を設定する。

特記 2) 二枚貝（懸濁物食者）の動物プランクトンの摂餌を考慮している研究事例もあるが、一般的に二枚貝の食性は植物プランクトンであるため、本検討では考慮しない。

特記 3) 浄化対象現存量の推定：表 6.3.4.1 に示した浄化対象の水質項目のうち、水質モデル中で分画できないものは、非生物体の有機態窒素、有機態リンおよび有機態 COD である。有機態の浄化計算において必要なものは懸濁態と溶存態の分画であり、浄化対象は懸濁態である（懸濁物食者による摂餌）。本検討では非生物体の有機態窒素、有機態リンおよび有機態 COD 中の各懸濁態含有比を既往調査結果から算定し、懸濁態現存量（浄化対象現存量）を推定する。

### 3) 干潟域の設定

干潟・浅場は海と陸と大気の接する場所として、生物種が豊富で、高い生物生産力を有する場である。干潟と浅場は、水深や底質を判断基準として表 6.3.4.2 のように分類されることが多い。

表 6.3.4.2 干潟・浅場の定義

	定義	根拠
干潟	<ul style="list-style-type: none"> <li>干潮時に露出する砂泥質の平坦な地形</li> <li>潮汐の干満周期により露出と水没のサイクルを繰り返す平坦な砂泥質の地帯</li> <li>概ね「略最低低潮面※(海図の 0m コンター)以浅の海域」にあたる</li> </ul>	一般的な干潟の定義
浅場	<ul style="list-style-type: none"> <li>低潮時に水深 5m を超えない海域</li> <li>常に冠水し太陽光が海底まで届く海域</li> <li>概ね「略最低低潮面下 5m(海図の 5m コンター)以浅の海域」にあたる</li> </ul>	ラムサール条約の定義

※大潮期の干潮面

浄化を担う二枚貝、海藻・海草、付着藻類の生息水深から略最低低潮面よりもう少し深い領域まで、浄化効果が見込まれると考えられる。

三河湾における二枚貝な主要な種はアサリであり、その主漁場は D.L.-5m 以浅となっている。三河湾における干潟と浅場の浄化能力については、鈴木ら(2000)によって干潟・浅場の物質変換を担う二枚貝類等のマクロベントス存在量及びそれらによる PON 除去量は D.L.-3m 以浅の水深にピークがあり、水深が深くなるにつれて低下する傾向にあることが報告されている。

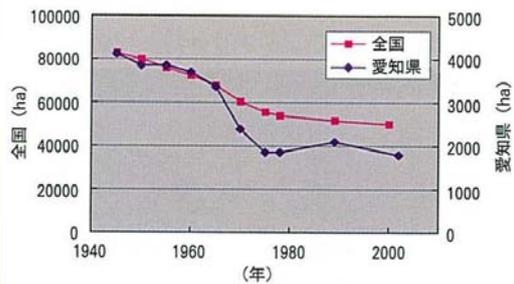
三河湾に生息する主な二枚貝類はアサリであり、アサリは干出する干潟域、及び干出しない水深約 5m 程度までの浅場域のいずれにも生息し、いずれの海域も浄化機能を有するといえることから、本検討において干潟の浄化機能を設定する領域は、平均海面下 5m(A.P.約-4m)以浅の領域とする。

干潟域の設定は、海図を基に図 6.3.4.3 のように設定した。

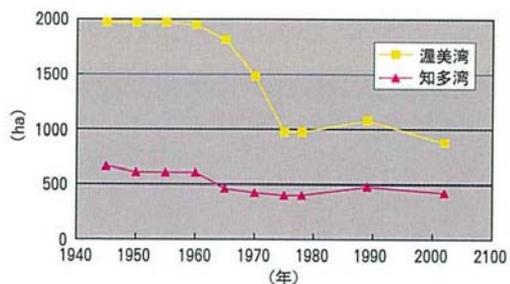
表 6.3.4.3 三河湾における干潟面積と平均海面下 5m(A.P.約-4m)以浅の面積の関係

	干潟面積 (ha)	平均海面下 5m(A.P.約-4m)以浅の面積 (ha)
昭和 30 年	2,600	12,429
昭和 50 年	1,400	8,127
平成 15 年	1,600	7,281

注) 干潟面積の値はグラフ(図 6.3.4.2)からの読み取り値。



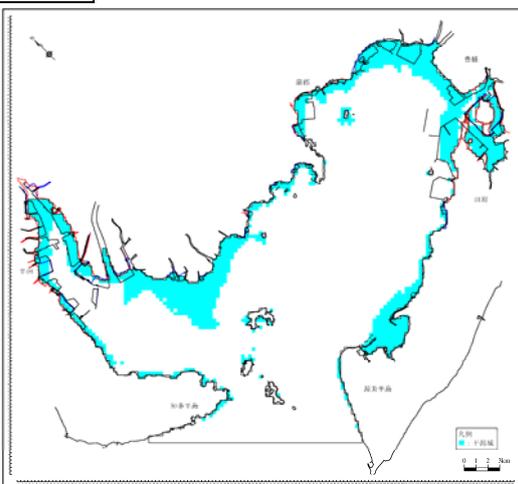
全国及び愛知県における干潟面積の推移



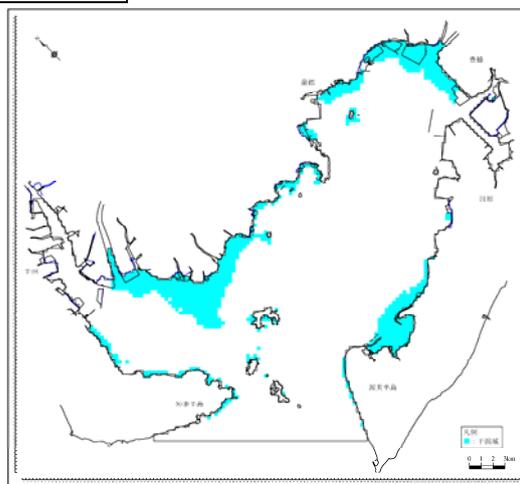
三河湾における海域別干潟面積の推移

図 6.3.4.2 全国および三河湾における干潟面積の変遷(武田ら(2005))

昭和30年



昭和50年代



現況(平成15年)

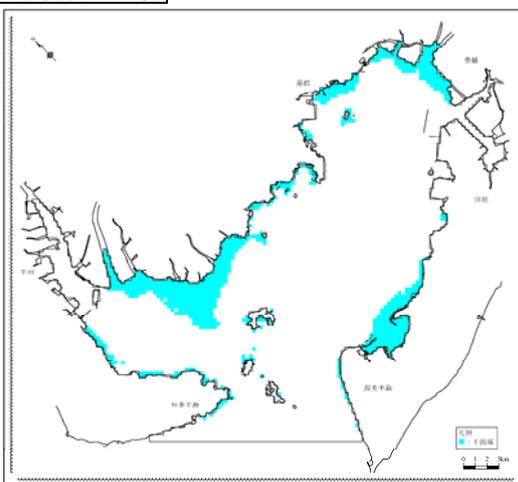


図 6.3.4.3 干潟域の設定 (平均海面下5m(A.P.約-4m)以浅)

#### 4) 干潟域における浄化速度

##### (a) アサリによる浄化速度

アサリの浄化速度は以下の様に設定する。

$$\text{浄化速度}(\text{mg}/\text{m}^2/\text{h}) = \text{水質}(\text{mg}/\text{L}) \times \text{水温依存項 } f(t) \times \text{ろ水速度}(\text{L}/\text{g}/\text{h}) \times \text{現存量} (\text{g}/\text{m}^2)$$

##### (b) 水温依存項

水温依存項は、ろ水速度に対する水温の影響を考慮するための関数であり、以下のように設定した。

$$\text{水温依存項 } f(t) = \exp(Q_{10} \times (t - 25))$$

t = 各タイムステップ、各計算格子で算定される水温(°C)

$$t \leq 25^\circ\text{C} : Q_{10} = 0.0412$$

$$t > 25^\circ\text{C} : Q_{10} = -0.4269$$

出典：漁場保全機能定量化事業報告書（(社) 日本水産資源保護協会、1992年）

##### (c) ろ水速度

アサリ 1g あたりのろ水速度は、青山・鈴木(1997)が三河湾一色干潟で実施したチェンバー実験で得られた値 22.7L/gN/hour (0.10/gWW/hour) を用いた。アサリの殻付湿重量への換算係数は鈴木(2000)より 0.0045(gN/gWW)を用いた。

アサリは干出する干潟や干出しない水深約 5m 程度までの浅場域のいずれにも生息していることから、一日 24 時間ろ水するとした。

アサリのろ過速度についての既往知見

	室内実験				チャンバー実験	実験式等からの推定		
	千葉・大島 (1957)	秋山 (1988)	青山・鈴木 (1997)	細川ら (1996)	青山・鈴木 (1997)	中村(1993) の式	中村ら(2004) の式	
ろ過速度(L/gN/hour)	15.9-35.3	33.8	33.5	16.1-36.3	22.7	31.3	41.4	79.9
(平均値)	26.5			26.2	*st.1			
水温(°C)	22.0	25.0	24.1	20.0	23.8	20.0	25.0	25.0
殻長(mm)	26-41	25-30	20-30	30	20-30	30	30	30
殻付き湿重量(gWW)	7.7	4.2	3.2	5.5	3.2	5.5	5.5	5.5
参考文献	①	①	①	②	①	③		④

注1) 殻付き質量は、殻長から、小沼ら(2002)の貝長と殻付き湿重量の関係により推定

注2) 窒素含有量(gN)は、殻付き質量から、鈴木ら(2000)のアサリ換算係数(0.0045gN/殻付き湿重量)により推定

① 青山裕晃・鈴木輝明(1997): 干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定, 水産海洋研究, 第61巻, 第3号, 265-274

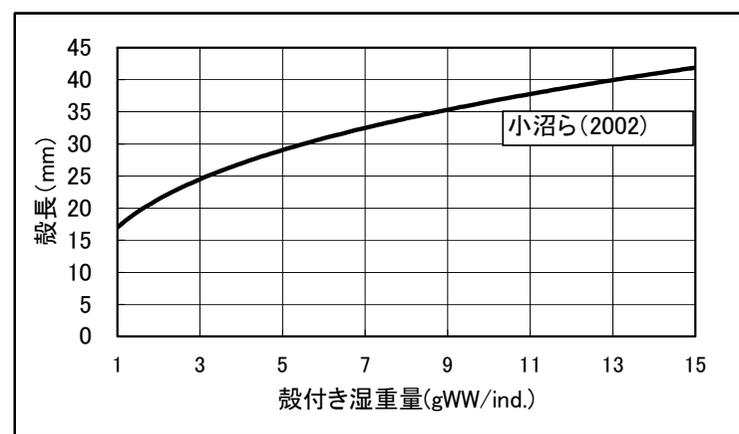
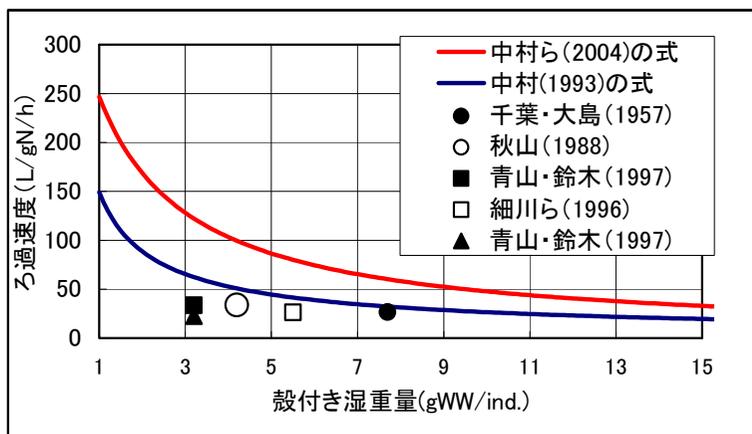
② 細川恭史・木部英治・三好英一・桑江朝比呂・古川恵太(1996): 盤洲干潟(小櫃川河口付近)におけるアサリによるろ水能力分布調査, 港湾技術研究所資料, No.844

③ 中村充(1993): 生態系を活用した海底質の改良技術, ヘドロ, No.58(9), 17-24

④ 中村由行・野村宗広・神尾光一郎(2004): 盤洲干潟周辺海域における底生生物系と浮遊系のカップリングに関する研究, 港湾空港技術研究所報告, 第43巻, 第2号

鈴木輝明・青山裕晃・中尾徹・今尾和正(2000): マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案 - 三河湾浅海部における事例研究 -, 水産海洋研究64(2)

小沼晋・五藤勇樹・中村由行(2002): 成長モデルを用いた東京湾盤洲干潟での二枚貝による懸濁物除去量の推定, 海岸工学論文集, 第49巻



(d) アサリの現存量

アサリの現存量（殻つき湿重量）は、愛知県の農林水産統計資料に基づいて、漁獲量から設定することとした。現況（平成 15 年度）の三河湾および愛知県における年間のアサリ漁獲量は、愛知県全体で 8,890 ton、うち三河湾で 8,718 ton であった。

表 6.3.4.4 三河湾におけるアサリの漁獲量（単位：ton）

	三河湾	愛知県
昭和 30 年	9,709	
昭和 50 年	9,458	9,861
平成 15 年	8,718	8,890

注) 昭和 30 年については、愛知県の漁獲量から三河湾分を分離できなかった。

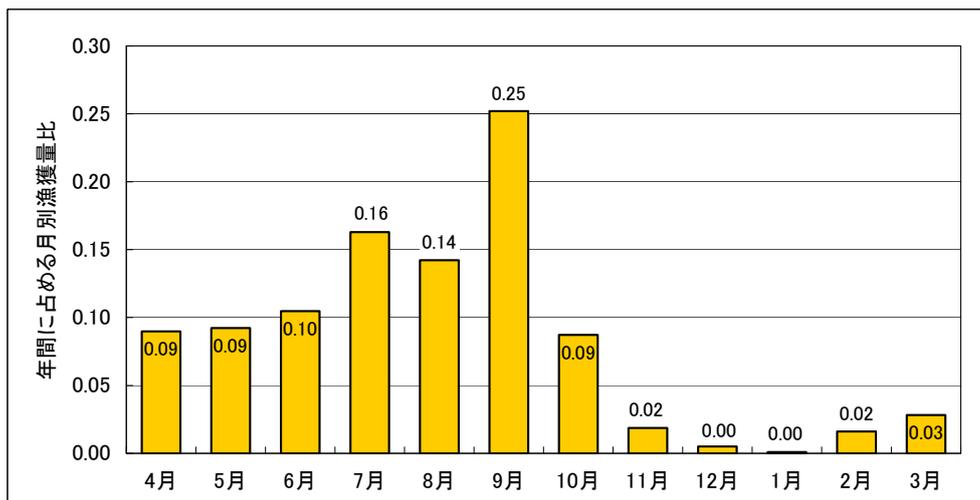
夏季（7～9 月）のアサリ漁獲量は、年間漁獲量に三河湾（知多半島分のみ）におけるの夏季の漁獲割合を乗じて以下のように算出した。

$$\begin{aligned} \text{夏季（7～9 月）のアサリ漁獲量} &= \text{年間漁獲量} \times \text{夏季の漁獲割合の合計} \\ &= 8,718 \times 0.56 \\ &= 4,882 \text{ (ton)} \end{aligned}$$

ここで、年間漁獲量:8,718 (ton)

夏季(7～9 月)の漁獲割合:0.56(図 6.3.4.4)

冬季のアサリ漁獲量は、東京湾における平均の冬季／夏季現存量比（=0.2）から、976 ton（=4,882×0.2）とした。



出典) 愛知県水産試験場提供資料

図 6.3.4.4 三河湾(知多半島)におけるアサリ年間漁獲量に対する月別漁獲量の割合(平成8年度)

現況の現存量は、年間に三河湾におけるアサリ現存量の 70%程度を漁獲しているとのヒアリング結果を受けて、漁獲量のおよそ 1.43 倍（現存量:漁獲量=100:70）を現況の現存量とすることとし、三河湾における夏季のアサリ現存量は 6,974 ton（=4,882/0.7）、冬季の現存量は 1,395 ton（=976/0.7）と推定した。現況の三河湾における季節別アサリ現存量を表 6.3.4.5 に示す。

なお、現存量は漁獲による減少や再生産による増加等によって変化することが考えられるが、ここでは、漁獲による減少と再生産による増加が等しいものと仮定し、上記で算定した季節別アサリ現存量が計算期間を通じて存在しているものとした。

表 6.3.4.5 三河湾における季節別のアサリ現存量（単位：ton）

	夏季
現況	6,974

この三河湾における現況の季節別のアサリ現存量が図 6.3.4.に示す現況（平成 15 年）の干潟・浅場面積（7,281ha）に存在しているとして、単位面積あたりの現存量を算出した（表 6.3.4.6）。

表 6.3.4.6 三河湾におけるアサリの現存量（単位：gWW/m<sup>2</sup>）

	夏季	モデルの採用値
昭和 30 年	391	300
昭和 50 年	582	300
平成 15 年	95.8	95.8

注) 昭和 30 年については、愛知県の漁獲量が三河湾分に等しいとした。

(e) 海草類・海藻類による浄化速度

(f) 三河湾の藻場の変化

三河湾における藻場域の変化を図 6.3.4.5 に、藻場面積の変化を図 6.3.4.6 および表 6.3.4.7 に示す。年別の浄化速度については後述するが、これらの藻場の変化を各年代の計算格子と照らし合わせて、海草類・海藻類による栄養塩の取り込みをモデルで表現する。

平成 15 年：一色干潟の 1994 年の浄化速度を、1987 年頃の藻場域・2002 年頃の藻場面積に設定（ここで、表 6.3.4.7 の三河湾における藻場面積と図 6.3.4.7 の既存資料に基づく藻場域の面積が異なることから、実際の計算においては表 6.3.4.8 にしめす面積換算係数を乗じた値を設定した。以下、各年代とも同様とした。）

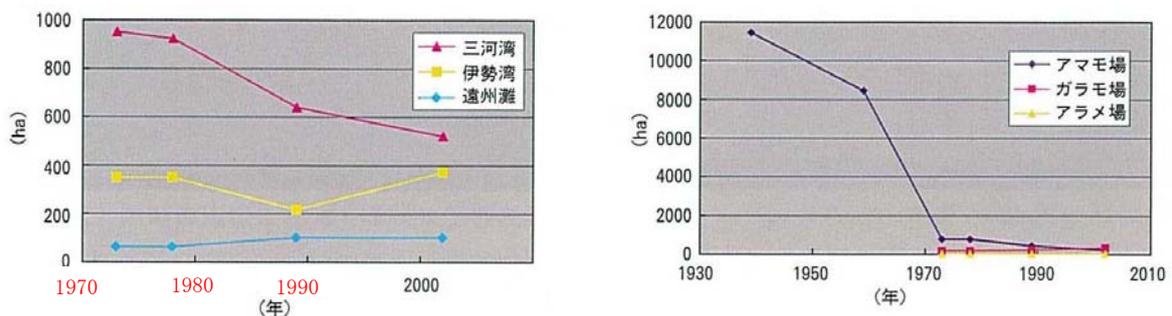
昭和 50 年：一色干潟の 1984 年の浄化速度を、1975 年頃の藻場域・1979 年頃の藻場面積に設定

昭和 30 年：一色干潟の 1984 年の浄化速度を、1955 年頃の藻場域・1955 年頃の藻場面積に設定



図 6.3.4.5 三河湾における藻場の変化

国土交通省中部地方建設局三河港湾工事事務所：取り戻そう豊かな 三河湾



愛知県における海域別藻場面積の推移

注) 出典原図の年代を修正

三河湾における種類別藻場面積の推移

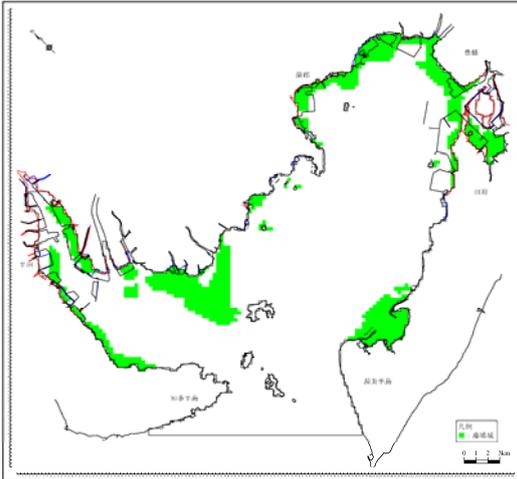
図 6.3.4.6 三河湾における藻場面積の推移 エラー! ブックマークが定義されていません。

表 6.3.4.7 三河湾における藻場面積の変化（単位：ha）

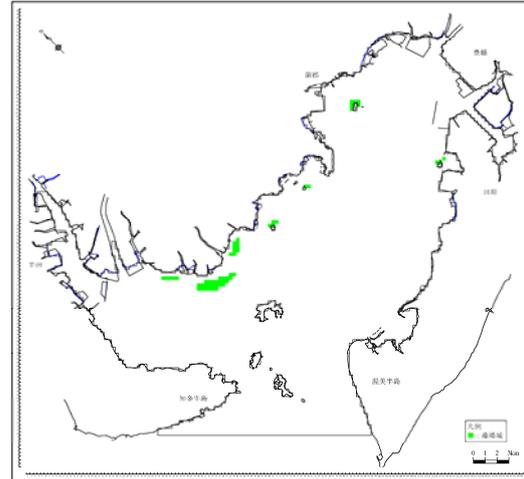
	藻場面積
昭和30年（1955年頃）	9,000
昭和50年（1979年頃）	920
平成15年（2002年頃）	510

注）値はグラフ（図 6.3.4.6）からの読み取り値。

昭和30年



昭和50年代



現況(平成15年)

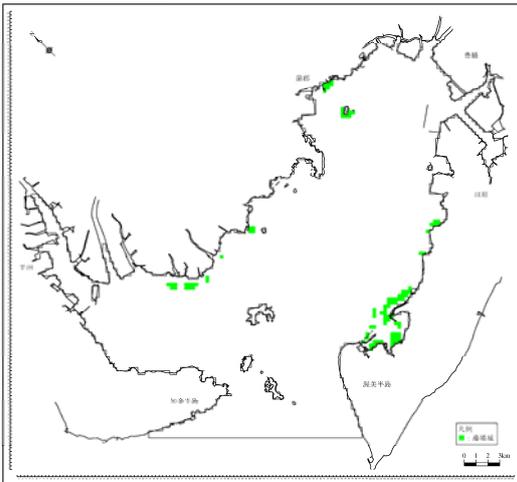


図 6.3.4.7 藻場域の設定（既存資料に基づく）

表 6.3.4.8 三河湾における藻場面積と既存資料に基づく藻場域の面積の関係

	藻場面積 (ha)	既存資料に基づく藻場 域の面積 (ha)	既存資料に基づく藻場域 の面積に対する干潟面積 の比
昭和30年	9,000	9,252	0.97
昭和50年	920	504	1.83
平成15年	510	846	0.60

(g) 海草類・海藻類による I-N の浄化速度

愛知県水産試験場が干潟生態系モデルを用いて行った研究から得られている一色干潟の 1984 年および 1994 年の I-N 浄化速度をもとに設定する (表 6.3.4.9 参照)。

表 6.3.4.9 一色干潟の海草類・海藻類による浄化速度(単位 : mgN/m<sup>2</sup>/day)

項目	1994 年 6 月	1984 年 7 月
海藻・海草による光合成・呼吸 (アナアオサ、アマモ)	4.0	82.9
付着藻類による光合成	13.3	2.2
備考	1994 年 6 月を対象とした既往の結果による	1984 年 7 月を対象とした既往の結果による

(h) 海草類・海藻類による I-P の浄化速度

アナアオサの N/P 比に基づいて、I-N 浄化速度から設定する (表 6.3.4.10, 表 6.3.4.11 参照)。なお、付着藻類による I-P の浄化速度は、レッドフィールド比に基づいて設定する。

表 6.3.4.10 アナアオサに含まれる炭素・窒素・リン含有量と N/P 比 (松川浦)

項目	乾重当たりの比率 (%)	出典
炭素	29.6	地球・人間環境フォーラム(1999)
窒素	2.8	
リン	0.1	
N/P 比	28.0	

表 6.3.4.11 N/P 比から換算した I-P 浄化速度(単位 : mgP/m<sup>2</sup>/day)

項目	1994 年 6 月	1984 年 7 月
海藻・海草による光合成・呼吸 (アナアオサ、アマモ)	0.10	3.00
付着藻類による光合成	1.80	0.30
備考	1994 年 6 月を対象とした既往の結果による	1984 年 7 月を対象とした既往の結果による

注) 付着藻類による浄化速度の換算に使用した N/P 比は Redfield 比(7.2)を用いた

(i) 冬季の海草類・海藻類による浄化速度

冬季については、光合成にかかる水温依存項の式に基づいて、温度による違いを考慮する。

海草類・海藻類の光合成速度は次式によって表される。

$$\text{光合成} = \mu_{\max} \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot f(N, P)$$

ここで、 $\mu_{\max}$ は最大光合成速度(1/day)、 $f(T)$ 、 $f(I)$ 、 $f(N, P)$ は水温( $T$ )、光量( $I$ )、栄養塩( $N, P$ )に依存する項である。水温依存項 $f(T)$ は、指数関数で次式のように表される。

$$f(T) = \exp(Q_{10} \cdot T)$$

$Q_{10}$ ：光合成に関する温度係数(1/°C)

夏季の浄化速度を基に、冬季の浄化速度を求めるには、次式のように夏季と冬季の水温関数の比率を乗じることによって設定することとする。

$$\text{冬季の浄化速度} = \text{夏季の浄化速度} \times \text{冬季の} f(T) / \text{夏季の} f(T)$$

三河湾の水温の条件を、流動計算の境界条件で整理した値を使用して試算すると、

$$\text{冬季の} f(T) / \text{夏季の} f(T) = 1.19$$

となる。この時、夏季の平均水温を 26.9°C、冬季を 9.4°Cを用いた(表 6.3.3.4 の第 1 層の水温の初期値)。

この比率と表 6.3.4.9、表 6.3.4.11 から推定した冬季の窒素の浄化速度を表 6.3.4.12 に示す。

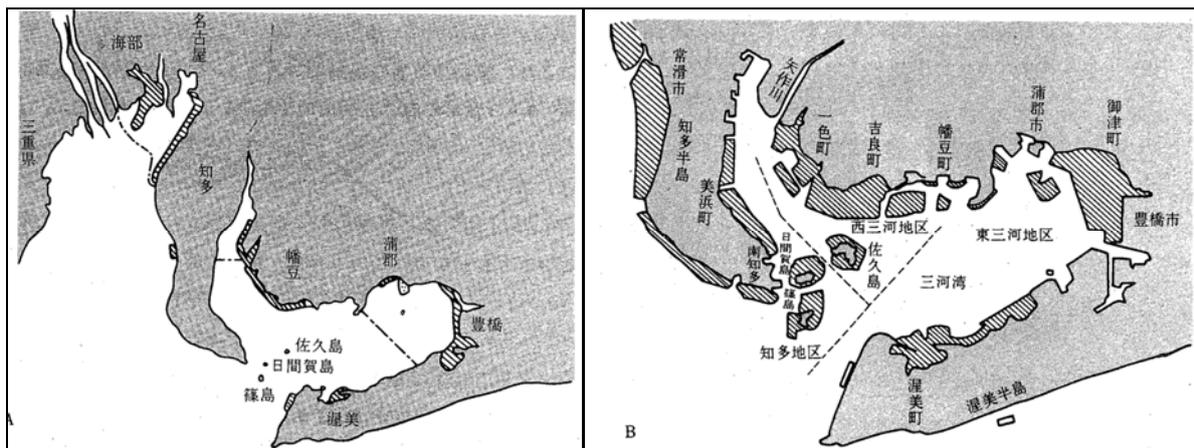
表 6.3.4.12 冬季の海草類・海藻類の浄化速度

項目	浄化となる物質循環機能	1994年6月の 浄化速度から算定	1984年7月の 浄化速度から算定
I-N	海藻・海草による光合成・呼吸 (アナアオサ、アマモ)	4.8	98.7
	付着藻類による光合成	15.8	2.6
I-P	海藻・海草による光合成・呼吸 (アナアオサ、アマモ)	0.12	3.57
	付着藻類による光合成	2.14	0.36
備考		1994年6月の浄化速度 から算定	1984年7月の浄化速度 から算定

(j) ノリによる浄化速度

(k) ノリ漁場の変化

三河湾におけるノリ漁場の変化を図 6.3.4.8 に、三河湾および愛知県におけるノリ(板ノリ)の生産量を表 6.3.4.13 に、ノリ漁場面積の変化を表 6.3.4.14 に示す。ここで、表 6.3.4.14 の三河湾におけるノリ漁場面積と図 6.3.4.8 の既存資料のノリ漁場面積位置に基づく面積が異なることから、実際の計算においては各年代とも表 6.3.4.15 に示す面積換算係数を乗じた値を設定した。



(A : 1951年・3,150ha、 B : 1981年・15,645ha)

図 6.3.4.8 三河湾におけるノリ漁場の変化 (西條八束ら)

表 6.3.4.13 三河湾および愛知県におけるノリ(板ノリ)の生産量 (単位 : 万枚、養殖年度)

	三河湾	愛知県
昭和30年	-	19,983
昭和50年	38,000	63,586
平成15年	41,592	66,732

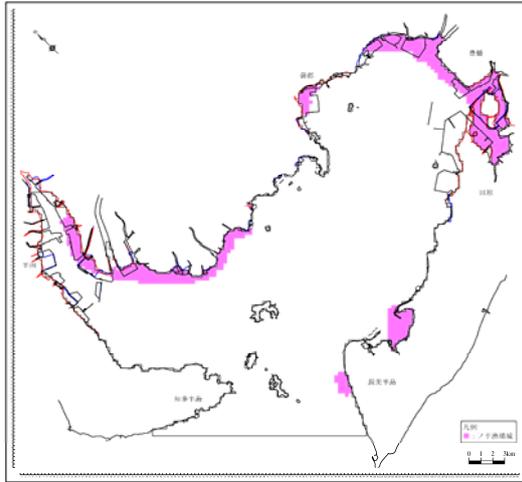
注) 昭和30年の三河湾分は不明。  
養殖年度は、7月～翌年6月。

表 6.3.4.14 三河湾におけるノリ漁場面積の変化 (単位 : ha)

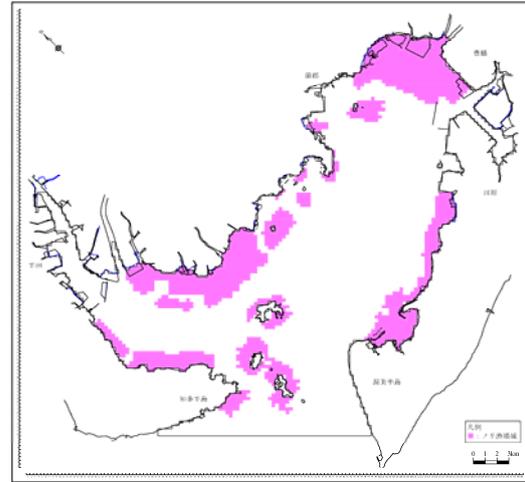
	ノリ漁場面積
昭和30年 (1951年)	3,150
昭和50年 (1981年)	15,645
平成15年 (1981年)	15,645

注) ( ) は、西條らによりノリ漁場面積が示されている年を示す。なお、平成15年のノリ漁場面積は不明のため、昭和50年と同じとした。

昭和 30 年



昭和 50 年代



現況(平成 15 年)

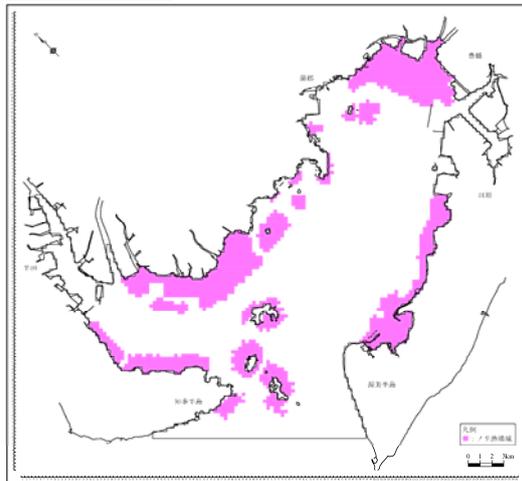


図 6.3.4.9 ノリ漁場域の設定（既存資料に基づく）

表 6.3.4.15 三河湾におけるノリ漁場面積と既存資料に基づくノリ漁場面積の関係

	ノリ漁場面積 (ha)	既存資料のノリ漁場位置に基づく面積 (ha)	既存資料のノリ漁場位置に基づく面積に対するノリ漁場面積の比
昭和 30 年	3,150	4,914	0.64
昭和 50 年	15,645	13,797	1.13
平成 15 年	15,645	13,797	1.13

(1) ノリによる I-N の浄化速度

ノリによる浄化速度(但し冬季)については、三番瀬における I-N 浄化速度(千葉県(1999))に基づいて設定する(表 6.3.4.16 参照)。

表 6.3.4.16 三番瀬における養殖ノリによる光合成・呼吸(単位: mgN/m<sup>2</sup>/day)

項目	I-N 浄化速度
養殖ノリによる光合成・呼吸	3.4

注) 三番瀬全体のフラックス量を1日あたり、単位面積あたりに換算した。

(m) ノリによる I-P の浄化速度

ノリの N/P 比に基づいて、I-N 浄化速度から設定する(表 6.3.4.17, 表 6.3.4.18)。

表 6.3.4.17 ノリに含まれる窒素・リン含有量と N/P 比

項目	値	出典
窒素含有量(%)	6.98	五訂 日本食品標準成分表のたんぱく質量から算定
リン含有量(%)	0.65	五訂 日本食品標準成分表
N/P 比	10.7	(窒素含有量/リン含有量)

表 6.3.4.18 三番瀬における I-N 浄化速度から N/P 比換算した I-P 浄化速度(単位: mgP/m<sup>2</sup>/day)

項目	I-P 浄化速度
養殖ノリによる光合成・呼吸	0.32

## (2) 溶出速度 (COD, I-N, I-P)

### 1) 設定方法

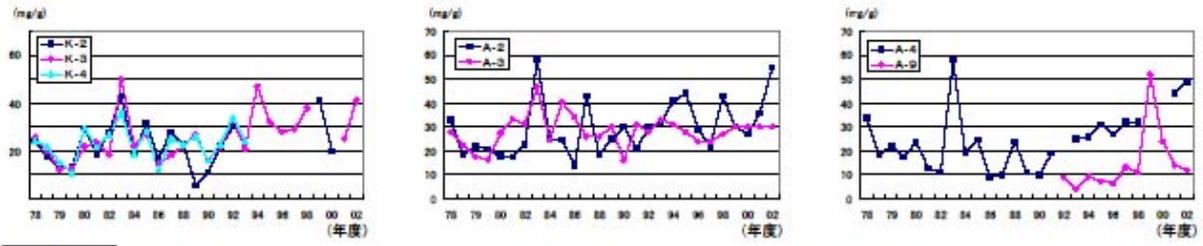
既知の溶出速度と底質分析結果から、底質と溶出速度の関係を得た上で、底質データから溶出速度を推定するために資料収集を実施したが、溶出速度と底質の間には、なんらかの関係はあるものの、間隙水中の濃度拡散の寄与もあり、底質だけで一義的に定義することが困難であると考えられる。

また、図 6.3.4.10 に示す三河湾の底質の変化を経年的にみると、昭和 50 年代以降に底質が改善されたとは言いがたく、概ね横ばいの傾向が伺える。資料収集の中では、溶出速度の実験事例は環境省(2004)のような結果(図 6.3.4.11、表 6.3.4.19 参照)もあるが、これには地点別の値が示されていないこと、地点数が少ない。

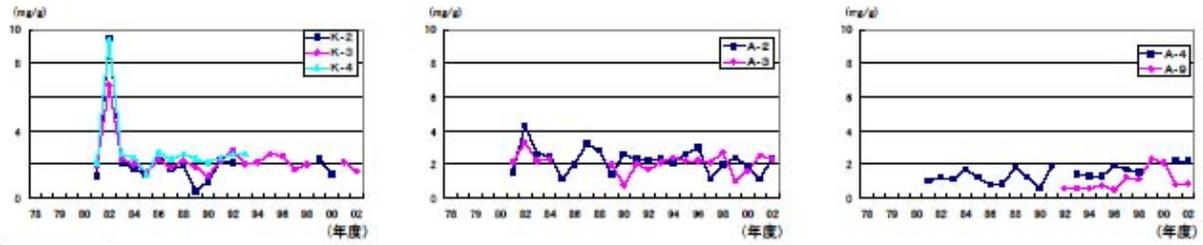
これらのことから、三河湾全域を広域的に調査を実施している運輸省第五港湾建設局(1987)のデータを使用することとする。

干潟域の無機態窒素・リンについては、二枚貝等の影響が大きいことから、上記の設定値と区別して設定する。なお、COD については、干潟域は関係なく設定する(表 6.3.4.20)。

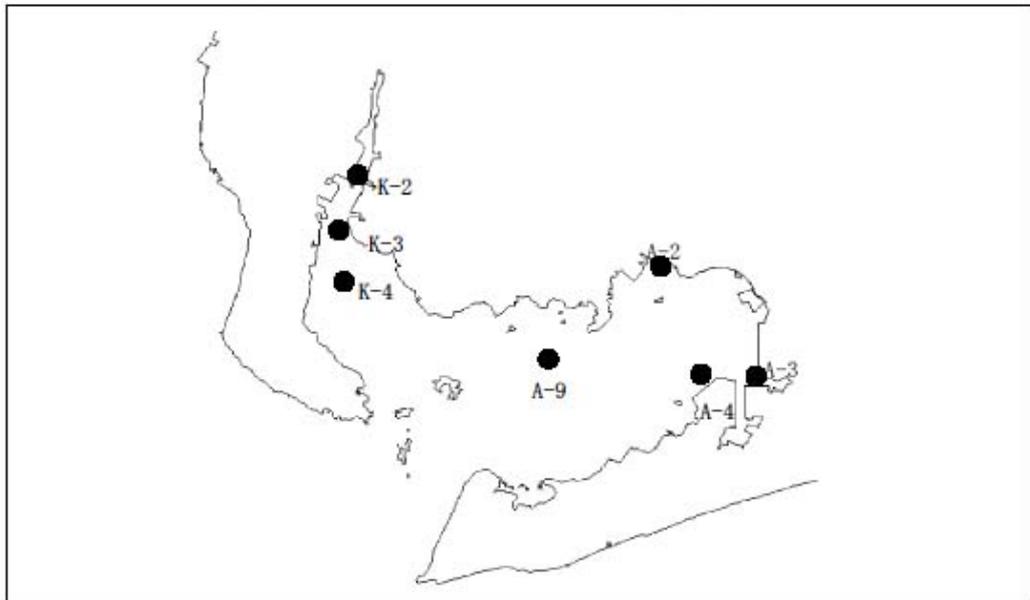
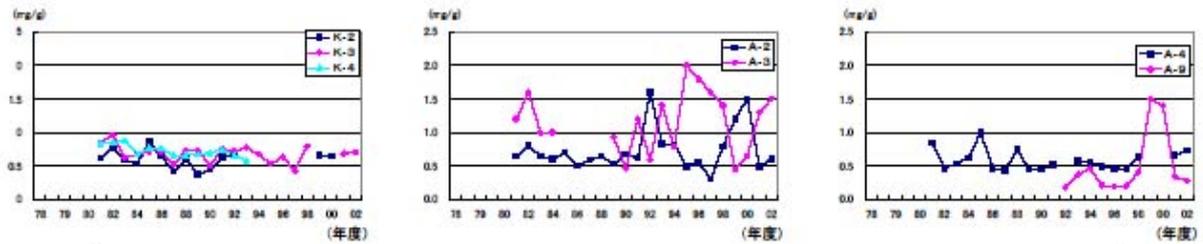
COD



T-N



T-P



出典：公共用水域水質測定結果 愛知県 より作成

図 6.3.4.10 三河湾の底質の経年変化

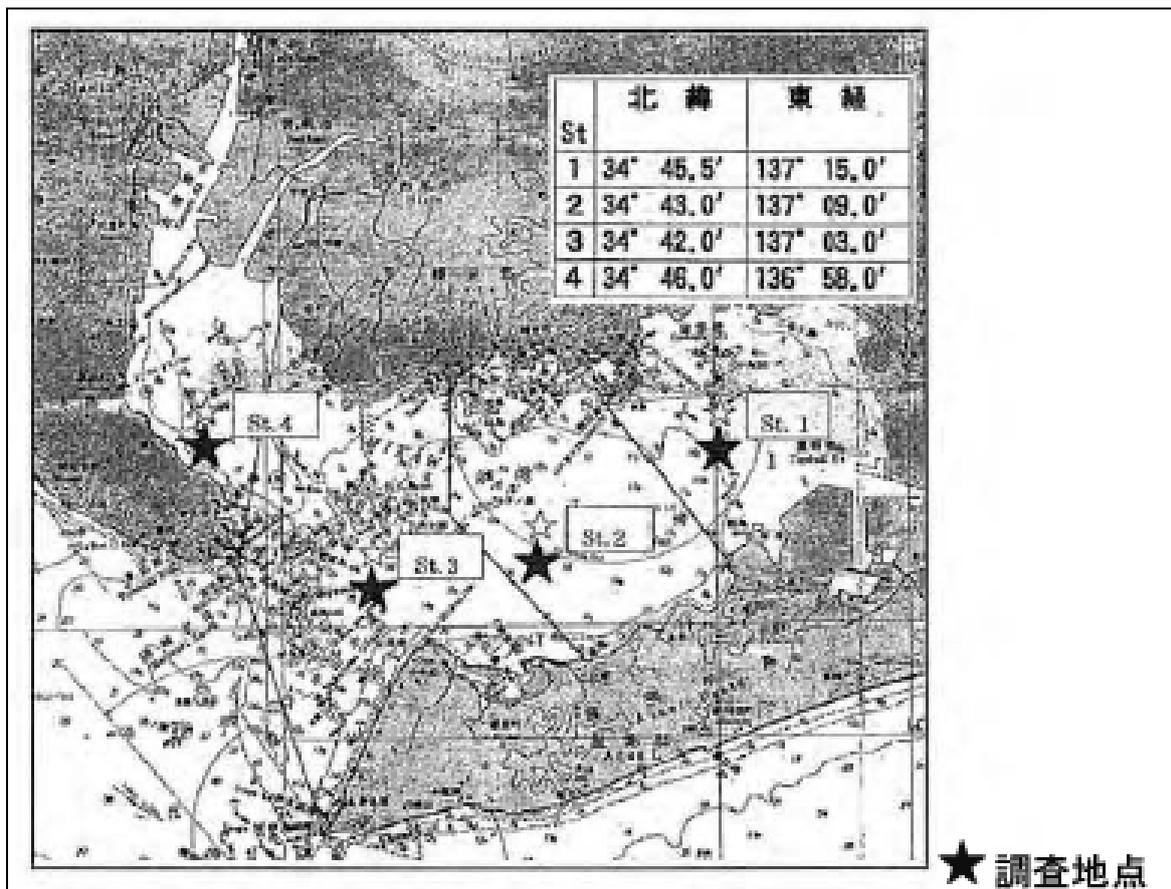


図 6.3.4.11 三河湾の栄養塩類溶出把握実態調査の調査地点 環境省(2004)

表 6.3.4.19 三河湾の溶出速度(単位 : mg/m<sup>2</sup>/day) 環境省(2004)

項目	調査時期	室内実験法		数理モデル法	
		最小～最大	平均	最小～最大	平均
窒素	平成 11 年 8 月	40.9～122	64.0	22.9～62.5	37.8
	平成 12 年 3 月	2.5～27.9	11.6	3.7～9.4	6.1
リン	平成 11 年 8 月	2.7～31.0	15.2	1.8～6.9	4.3
	平成 12 年 3 月	-0.9～4.6	1.0	0.2～0.5	0.3

表 6.3.4.20 溶出速度の設定方法

項目	対象域	平成 15 年度	昭和 50 年度	昭和 30 年度
		夏 季	夏 季	夏 季
I-N の溶出速度	干潟域	既存のモデルによる検討で得られている 1994 年の値	既存のモデルによる検討で得られている 1984 年の値	既存のモデルによる検討で得られている 1984 年の値から年代別のアサリ現存量比で換算
	干潟域以外	運輸省第五港湾建設局(1987)による 1986 年の値		運輸省第五港湾建設局(1987)による 1986 年の値から透明度の経年変化により換算
I-P の溶出速度	干潟域	I-N 溶出速度から Redfield 比で換算	I-N 溶出速度から Redfield 比で換算	I-N 溶出速度から Redfield 比で換算
	干潟域以外	運輸省第五港湾建設局(1987)による 1986 年の値		運輸省第五港湾建設局(1987)による 1986 年の値から透明度の経年変化により換算
COD の溶出速度	全域	運輸省第五港湾建設局(1987)による 1986 年の値		運輸省第五港湾建設局(1987)による 1986 年の値から透明度の経年変化により換算

2) 干潟域における夏季のI-N、I-Pの溶出速度

三河湾・一色干潟を対象とした干潟生態系モデルの検討において、1994年6月および1984年7月の浮遊系と底生系間の無機態窒素の拡散速度が得られており、これを干潟域における現況と昭和50年代の夏季のI-N溶出速度としてそれぞれ設定する。また、ここで得られた窒素の溶出速度は、二枚貝に取り込まれた植物プランクトンやデトリタスのうち、排泄等で水中に回帰する量が大きく寄与していると考えて、昭和30年度については、アサリの現存量比に基づいて設定する。

一色干潟を対象とした干潟生態系モデルは窒素循環モデルであるため、I-Pの溶出速度は不明である。I-N溶出速度は、二枚貝の寄与が大きいと考えられることから、排泄中のN/P比を設定することで、上記のI-N溶出速度からI-P溶出速度に換算することとした。表6.3.4.21に文献から得られるI-Nの溶出速度と推定した三河湾の干潟域におけるI-Pの溶出速度を示す。

表 6.3.4.21 既往文献における拡散フラックスと推定した I-P の拡散フラックス

時 期	I-N(mg/m <sup>2</sup> /day)	I-P(mg/m <sup>2</sup> /day)
1994年6月	89.1	11.4
1984年7月	108.1	15.0

注) リンの溶出速度の換算に使用した N/P 比は Redfield 比(7.2)を用いた

### 3) 干潟域における冬季のI-N、I-Pの溶出速度

干潟域の I-N、I-P 溶出速度は、二枚貝の寄与が大きいと考えられることから、夏季と冬季のアサリの現存量比に基づいて、冬季の現存量に対する 25℃における溶出速度を算出する。水質モデルでは、溶出速度は 25℃における溶出速度に対する水温の関数として与えられており、冬季の現存量に対する 25℃における溶出速度とモデル中で計算される水温に基づいて次式で設定される。

$$\text{溶出速度 (mg/m}^2\text{/day)} = 25\text{℃における溶出速度} \times \theta^{T-25}$$

ここで、 $\theta$  は温度補正係数であり、COD, I-N, I-P に共通で 1.05 とする。この温度依存項を図にすると、図 6.3.4.12 のように表現される。

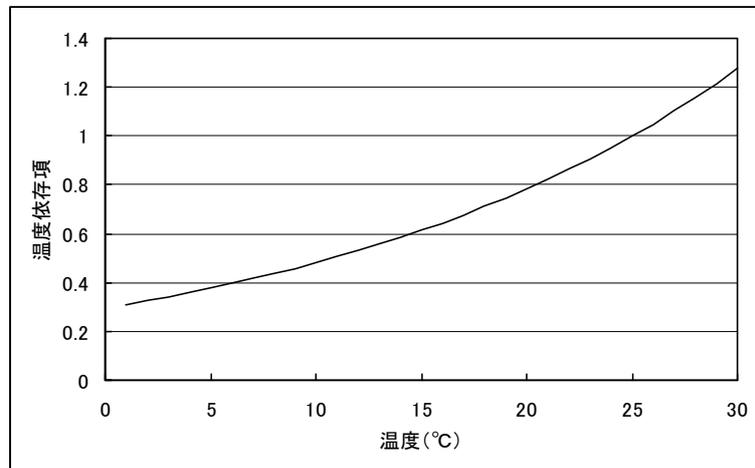


図 6.3.4.12 温度依存項の変化

### 4) 干潟域を除く夏季の溶出速度 (CODは干潟域を含む)

昭和 61 年度の三河湾での溶出速度実験結果において、三河湾内 20 地点の溶出速度が測定されていることから、これに基づいて設定する (図 6.3.4.13、表 6.3.4.22 参照)。

先に述べたとおり、昭和 50 年代と現在では底質が横ばい傾向であることから、溶出速度は昭和 50 年代と平成 15 年は同じとして設定する。また、昭和 30 年代の溶出速度は、溶出速度あるいは底質等のデータがないことから、ここではヒアリング結果を受けて底質や底泥からの溶出速度が水中の懸濁物の沈降量に依存すると考え、水中の懸濁物量の指標として古くからデータのある透明度の変化から推定する。これらから、計算を行う各年代の設定方法をまとめると以下のようになる。

平成 15 年：昭和 61 年の溶出速度と変化していないとして設定

昭和 50 年：昭和 61 年の溶出速度を設定

昭和 30 年：昭和 61 年と昭和 30 年の透明度の変化に基づいて、昭和 61 年の溶出速度か

ら昭和 30 年の溶出速度を推定して設定

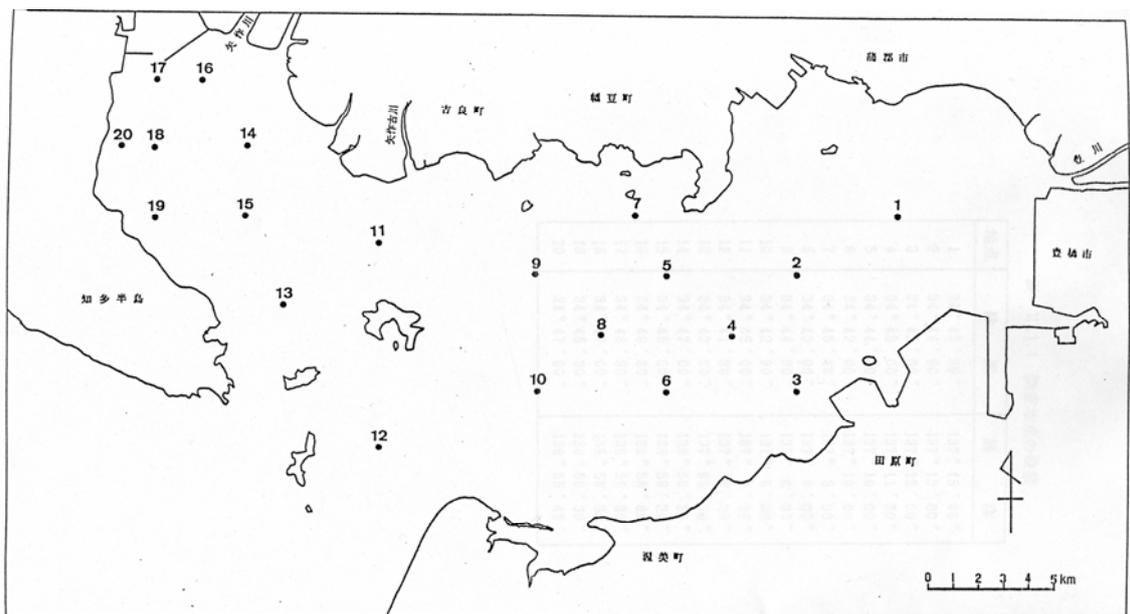


図 6.3.4.13 溶出速度の調査地点

表 6.3.4.22 三河湾の溶出速度(単位 : mg/m<sup>2</sup>/day)

項目 地 点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
COD	140	180	174	120	101	95. 6	136	31. 8	53. 8	33. 8	49. 2	68. 3	37. 1	38. 9	13. 3	120	79. 4	67. 6	58. 1	79. 0
NH <sub>4</sub> -N	14. 9	17. 6	21. 2	19. 6	14. 5	9.7	16. 4	13. 6	17. 8	12. 0	7.4	18. 2	13. 4	9.5	6.3	13. 2	18. 6	14. 0	11. 4	26. 3
PO <sub>4</sub> -P	3.2	4.3	5.3	4.2	4.8	1.3	5.9	1.1	2.5	0.7	1.7	2.5	1.5	1.9	1.4	3.8	2.2	2.8	2.1	8.1

実験条件 : 水温 25°C (運輸省第 5 港湾建設局(1987))

表 6.3.4.22 に示す溶出速度の結果を用いて、図 6.3.4.14 に無機態窒素、リン、COD の分布を作成した。これらの分布状況を勘案しながら、三河湾内を 20 個のブロックに分割して溶出速度を設定した。溶出速度のブロック分割を図 6.3.4.15 に示す。

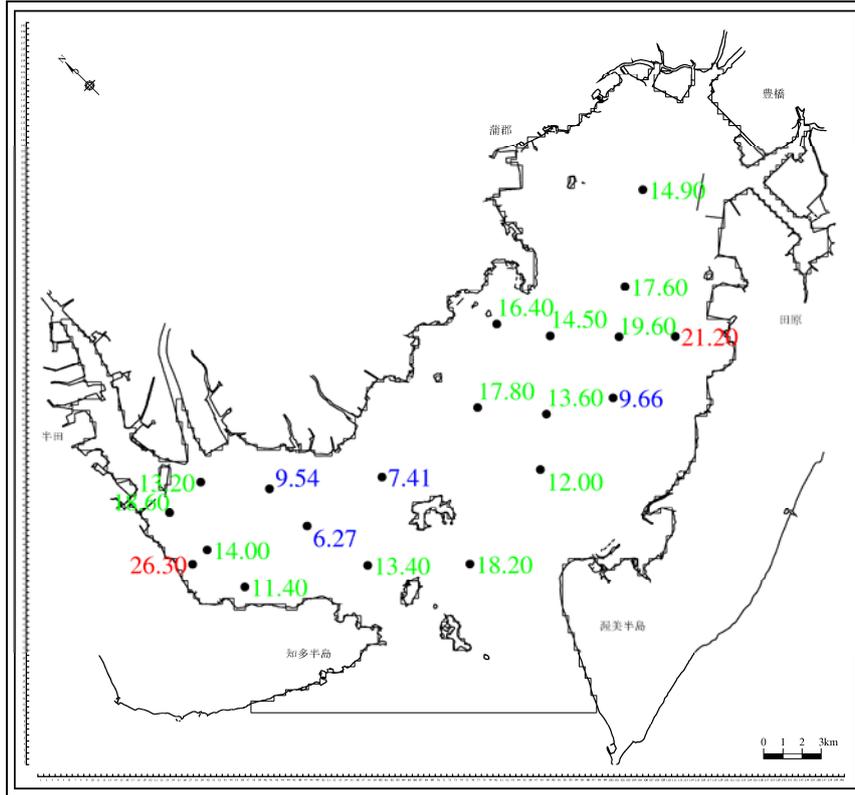


図 6.3.4.14(1) I-N 溶出速度実験結果の分布 (実験水温条件 : 25°C) 単位 : mg/m<sup>2</sup>/day

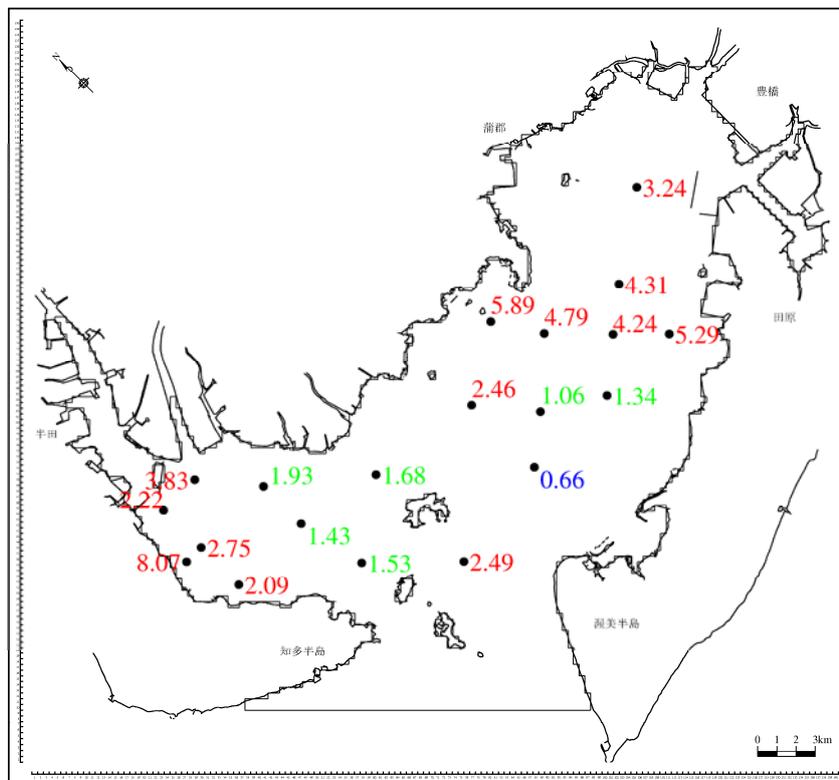


図 6.3.4.14(2) I-P 溶出速度実験結果の分布 (実験水温条件 : 25°C) 単位 : mg/m<sup>2</sup>/day

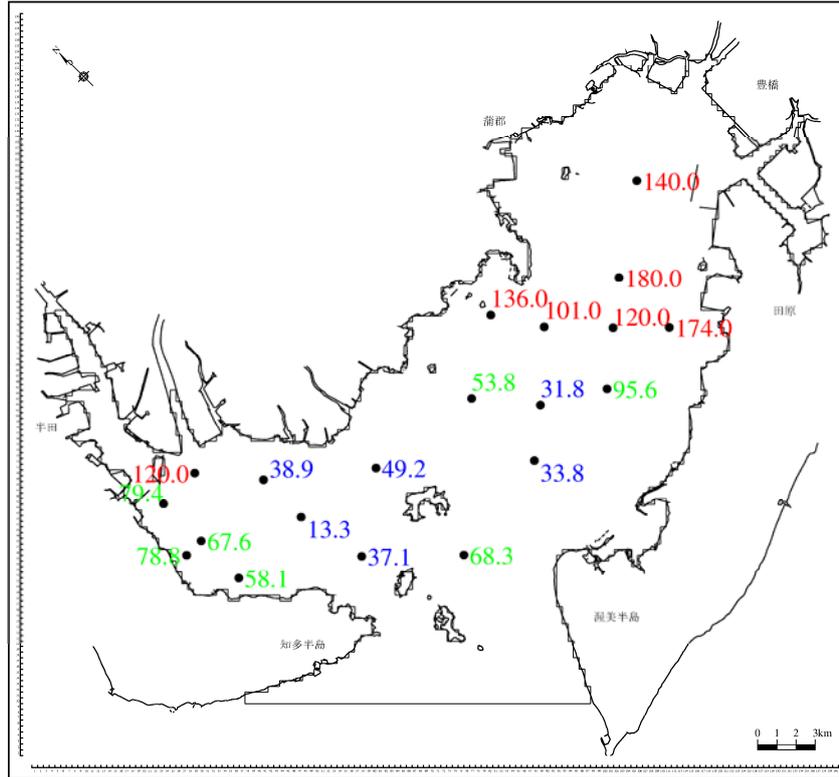


図 6.3.4.14 (3) COD 溶出速度実験結果の分布 (実験水温条件: 25°C) 単位: mg/m<sup>2</sup>/day

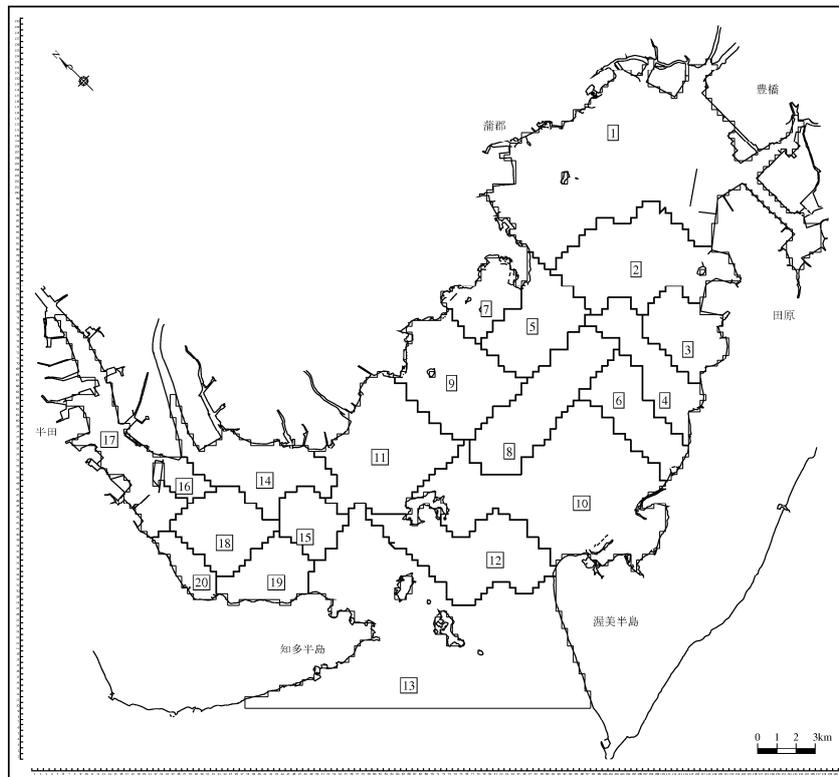


図 6.3.4.15 溶出速度のブロック分割

昭和 30 年の溶出速度の設定については、昭和 61 年と昭和 30 年の透明度の変化に基づいて、昭和 61 年の溶出速度から昭和 30 年の溶出速度を推定して設定することとした。懸濁物量と透明度の関係を明らかにするために、図 6.3.4.16 に平成 15 年度公共用水域水質測定結果のうち三河湾内 22 地点と三河湾湾口付近 2 地点の計 24 地点における毎月の透明度と懸濁態窒素濃度の関係を示す。

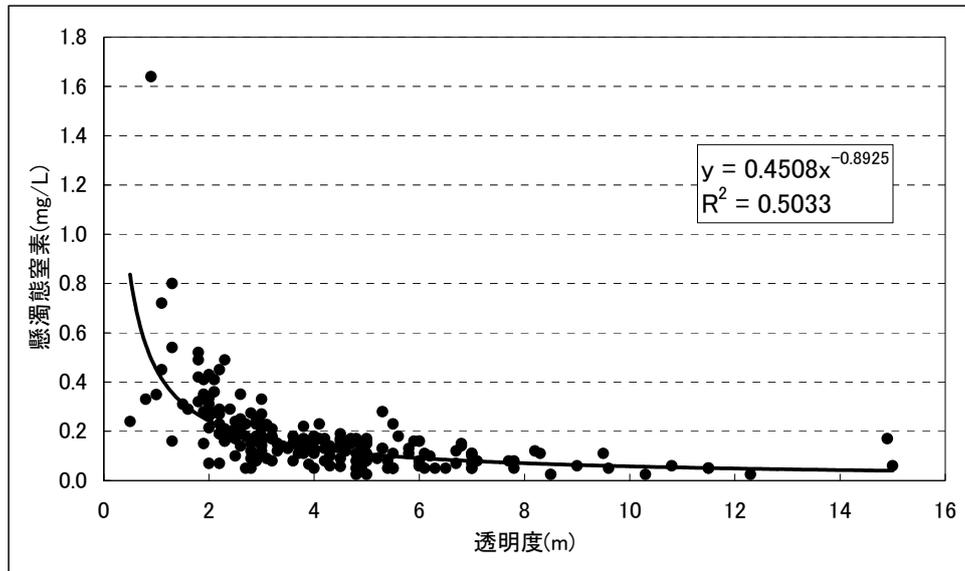


図 6.3.4.16 透明度と懸濁態窒素の関係

図 6.3.4.17 に三河湾における透明度とアマモ場面積の変化を示す。溶出速度調査が行われた昭和 61 (1986) 年には透明度は約 3.2m であったが、昭和 30 (1955) 年にはおよそ 5.5m であった。

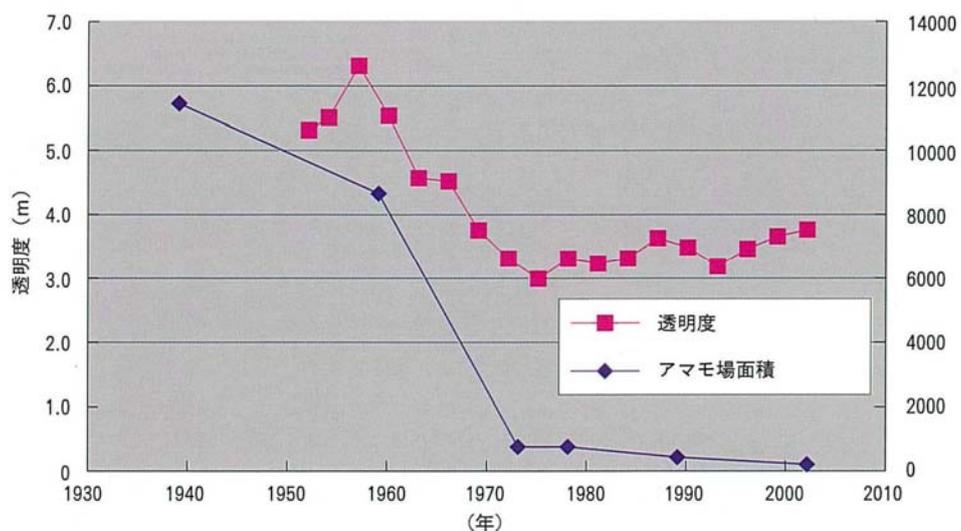


図 6.3.4.17 三河湾における透明度とアマモ場面積の変化 (武田ら (2005))

図 6.3.4.16 の関係式によれば、透明度 3.2m では懸濁態窒素濃度は約 0.16mg/L、同様に透明度 5.5m では 0.10mg/L となり、両者の懸濁物量は昭和 61 年度:昭和 30 年度=1:0.62 となる。この懸濁物量の年代比を用いて、昭和 30 年度の溶出速度を設定する (表 6.3.4.23)。

表 6.3.4.23 昭和 30 年度の三河湾の溶出速度(単位 : mg/m<sup>2</sup>/day)

項目 \ 地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
COD	86.8	112	108	74.4	62.6	59.3	84.3	19.7	33.4	21.0	30.5	42.3	23.0	24.1	8.2	74.4	49.2	41.9	36.0	49.0
NH <sub>4</sub> -N	9.2	10.9	13.1	12.2	9.0	6.0	10.2	8.4	11.0	7.4	4.6	11.3	8.3	5.9	3.9	8.2	11.5	8.7	7.1	16.3
PO <sub>4</sub> -P	2.0	2.7	3.3	2.6	3.0	0.8	3.7	0.7	1.5	0.4	1.0	1.5	0.9	1.2	0.9	2.4	1.4	1.7	1.3	5.0

5) 干潟域を除く冬季の溶出速度 (CODは干潟域を含む)

冬季の溶出速度は、干潟域の I-N, I-P 溶出速度と同様、溶出速度の水温関数に基づいて、モデル内で計算される冬季の水温から設定される。

$$\text{溶出速度 (mg/m}^2\text{/day)} = 25^\circ\text{C における溶出速度} \times \theta^{T-25}$$

(温度補正係数  $\theta$  : 1.05、図 6.3.4.12 参照)

(3) DO消費速度

1) 設定方法

DO 消費速度については、干潟域とそれ以外で設定方法を区分する (表 6.3.4.24)。

表 6.3.4.24 DO 消費速度の設定方法

項目	対象域	平成 15 年度	昭和 50 年度	昭和 30 年度
		夏季	夏季	夏季
DO 消費速度	干潟域	速度関数	速度関数	速度関数
	干潟域以外	DO/P 比	DO/P 比	DO/P 比

2) 干潟域における夏季のDO消費速度

干潟域のベントスの呼吸による DO 消費速度について、マクロベントスが全てアサリとして、次式に基づいてアサリの現存量から干潟域の DO 消費速度を設定する (表 6.3.4.25)。また、アサリの現存量 (表 6.3.4.6) に基づいて DO 消費速度の経年的な変化も考慮する。

$$\text{DO 消費速度 (mg/m}^2\text{/day)} = Q (\text{mgO}_2\text{/g 殻付 WW/hr)} \times \text{現存量 (g/m}^2) \times 24 (\text{hr)}$$

Q : 25°Cでのアサリの酸素消費量 (0.082 mgO<sub>2</sub>/g 殻付 WW/hr) ((社) 日本水産資源保護協会(1994))

表 6.3.4.25 アサリ現存量から推定した夏季の DO 消費速度(単位 : mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/day)

	DO 消費速度
平成 15 年度	350.3
昭和 50 年度	741.0
昭和 30 年度	401.9

### 3) 干潟域における冬季の DO 消費速度

DO 消費速度は、溶出速度と同様に、冬季のアサリ現存量に基づく 25°C における DO 消費速度を基準とする水温の関数として次式によって設定される。

$$\text{DO 消費速度 (mgO}_2\text{/m}^2\text{/day)} = 25^\circ\text{C における DO 消費速度} \times \theta^{T-25}$$

(温度補正係数  $\theta$  : 1.05、図 6.3.4.12 参照)

### 4) 干潟域を除く DO 消費速度

三河湾における既往の速度実験では、DO 消費速度は調査されていない。ここでは、DO 消費速度に影響を受けていると考えられる I-P の溶出速度から DO 消費速度を推定することとする。

細菌等が有機物を分解する際に消費する間隙水中の酸素で、底泥の DO 消費速度が説明されるものと仮定する。ここで、細菌の体組成比を Redfield 比と同じとすると、リン 1mg 取り込む時の酸素消費量は DO/P=143.0 であり、リンの溶出速度から底泥の DO 消費速度を算定する。

**【Redfield の式】**



上式においてリン 1mg を植物プランクトンが取り込まれた時の DO の生成量は

$$\text{DO/P} = 138\text{O}_2/\text{P} = 138 \times 16 \times 2 / 31 \approx 143.0 \text{ である。}$$

三河湾の I-P 溶出速度 (表 6.3.4.22) から算定した夏季の DO 消費速度を表 6.3.4.26 に示す。この方法により、すべての年代について季節別に算定した I-P の溶出速度から DO 消費速度を設定する。

$$\text{DO 消費速度 (mgO}_2\text{/m}^2\text{/day)} = \text{リンの溶出速度 (mg/m}^2\text{/day)} \times 143.0$$

表 6.3.4.26 三河湾の I-P 溶出速度から推定した夏季の D0 消費速度(単位 :  $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{day}$ )

	D0 消費速度
最 小	94.7
最 大	1154.0
平 均	438.3

注) 図 6.3.4.13 に示す 20 地点の統計値であるが、計算では 20 地点のそれぞれの値をブロック分割(図 6.3.4.15)して、計算範囲の条件として設定する。

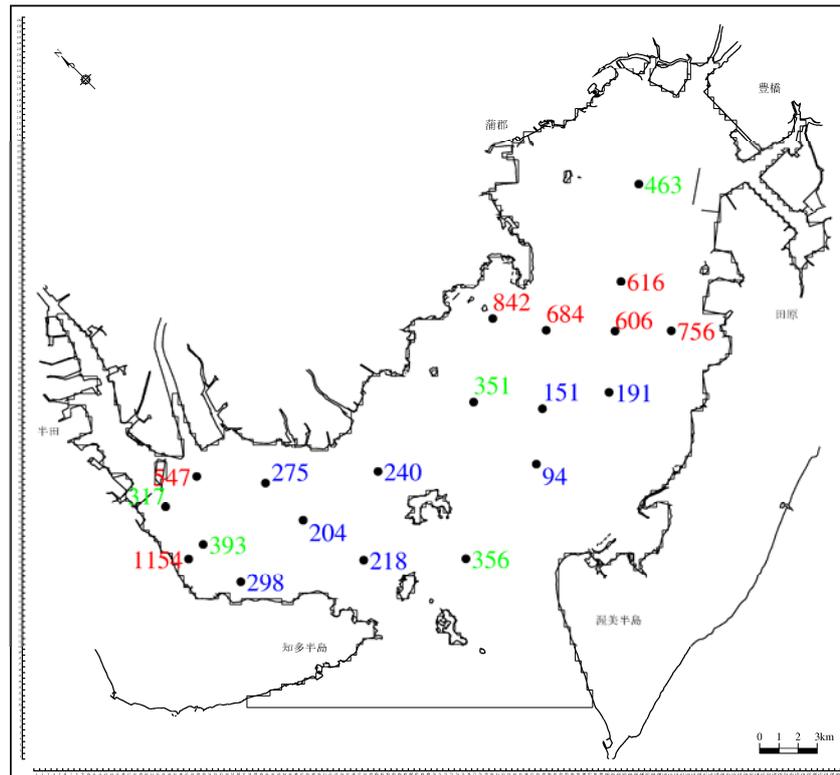


図 6.3.4.18 底泥の D0 消費速度の分布 (実験水温条件 :  $25^{\circ}\text{C}$ ) 単位 :  $\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$

(4) 非生物体有機態の懸濁態含有比

平成 13 年度に国土交通省中部地方建設局三河港湾工事事務所により三河湾における干潟域およびその周辺域の水質調査が実施されている。その調査結果から非生物体有機態の懸濁態含有比を下式により算定し、得られた懸濁態含有比を表 6.3.4.27 に示す。なお、この調査では、懸濁態の非生物体有機態 COD が測定されていないため、POC/TOC を PCOD/COD 比とする。

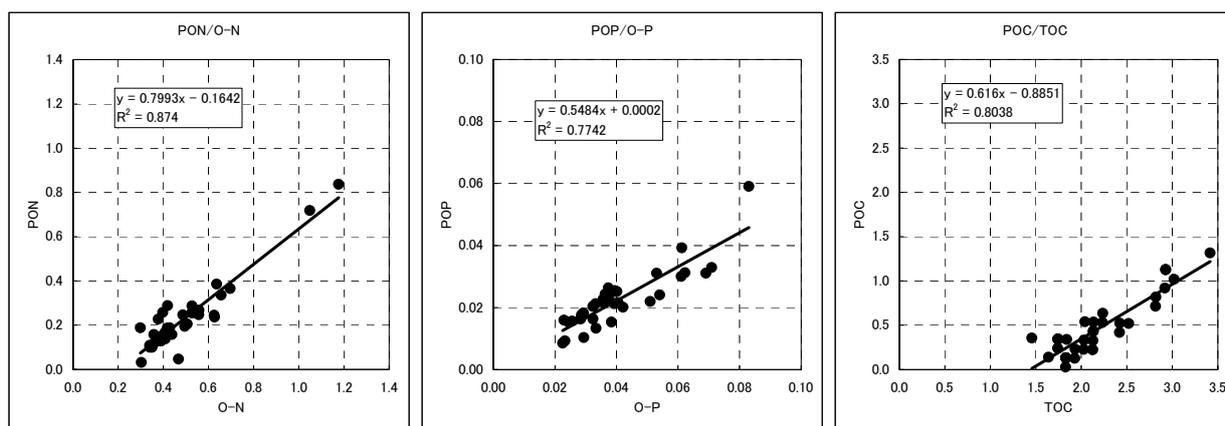
$$\frac{\text{非生物体有機態窒素 (懸濁態)}}{\text{非生物体有機態窒素 (懸濁態+溶存態)}} = \frac{\text{PON} - \text{植物プランクトン態窒素}}{\text{O-N} - \text{植物プランクトン態窒素}}$$

$$\frac{\text{非生物体有機態リン (懸濁態)}}{\text{非生物体有機態リン (懸濁態+溶存態)}} = \frac{\text{POP} - \text{植物プランクトン態リン}}{\text{O-P} - \text{植物プランクトン態リン}}$$

$$\frac{\text{非生物体有機態炭素 (懸濁態)}}{\text{非生物体有機態炭素 (懸濁態+溶存態)}} = \frac{\text{POC} - \text{植物プランクトン態炭素}}{\text{TOC} - \text{植物プランクトン態炭素}}$$

表 6.3.4.27 非生物体有機物の懸濁態含有比

項目	含有比
PON/O-N	0.80
POP/O-P	0.55
PCOD/COD (POC/TOC)	0.62



注) ここで示した O-N, O-P, TOC, PON, POP, POC は、非生物体有機物として植物プランクトン態を差し引いている。なお、動物プランクトン態有機物が測定されていないため、動物プランクトン態の影響は考慮していない。

図 6.3.4.19 非生物体有機物と懸濁態との関係

(5) 境界条件および初期値

1) 設定項目と設定に用いるデータ

設定項目と設定に用いるデータは表 6.3.4.28 に示すとおりである。

初期値については、計算範囲のすべての格子に同じ値を層ごとに設定する。

表 6.3.4.28 境界条件と初期値：設定項目と設定に用いるデータ

モデルで設定する項目	設定データ
植物プランクトン (chl-a)	公共用水域の水質測定結果(平成 11～15 年度の季節別平均)
動物プランクトン(炭素量)	中部国際空港アセス
無機態窒素 (I-N)	公共用水域の測水質測定結果(平成 11～15 年度の季節別平均)の T-N から換算 (表 6.3.4.33、表 6.3.4.34)
有機態窒素 (O-N)	
無機態リン (I-P)	公共用水域の水質測定結果(平成 11～15 年度の季節別平均)の T-P から換算 (表 6.3.4.33、表 6.3.4.34)
有機態リン (O-P)	
化学的酸素要求量(COD)	公共用水域の水質測定結果(平成 11～15 年度の季節別平均)
溶存酸素(DO)	公共用水域の水質測定結果(平成 11～15 年度の季節別平均)

2) 設定に用いた公共用水域の水質測定結果データ

- 境界条件は三河湾のモデル開境界に近い N-9 の公共用水域の水質測定結果を用いて設定し、初期値は三河湾内の水質測定結果の平均値を用いて設定する (図 6.3.4.20)。
- N-9 における水質測定結果 (平成 11～15 年度の季節別平均) の平均値算定する際、特異値は除外した (T-N、COD : 平成 14 年 7 月、T-N : 14 年 7 月、平成 15 年 9 月及び平成 16 年 1 月、DO : 平成 15 年 9 月及び平成 15 年 12 月) (図 6.3.4.21)。
- N-9 では窒素・リン以外は、上層と中層で測定されており、下層のデータが存在しない (表 6.3.4.29)。そこで、境界条件の鉛直分布を考慮するために、上中下層で測定している三河湾の A-8 のデータを参考にして、境界値の鉛直分布を仮定する。鉛直方向の設定方法を表 6.3.4.30 に示す。
- 窒素およびリンについては、N-9 地点、A-8 地点とも上層でしか測定されていないため、以下の方法で設定する。
  - 初期値については「農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究 (昭和 47 年度)」で調査されている無機態窒素の鉛直分布に基づいて補正を行う (図 6.3.4.22、図 6.3.4.23、表 6.3.4.31 参照)。
  - 境界値については、「中部国際空港株式会社、愛知県(1999)：中部国際空港建設事業及び空港島地域開発用地埋立造成事業に関する環境影響評価書」で調査されているデータ (調査地点は図 6.3.4.24 参照) の鉛直分布に基づいて補正を行う (図 6.3.4.25、表

6.3.4.32 参照)。

- 窒素およびリンについて、有機態と無機態の分画方法
  - 初期値については、三河湾内の既往調査のデータから表 6.3.4.33 に示す比率を用いた。
  - 境界値については、既往調査の三河湾の湾口に近いデータから表 6.3.4.34 に示す比率を用いた。
  
- S30 および S50 の境界濃度の設定方法
  - 昭和 30 年代および昭和 50 年代の水質は、公共用水域水質測定結果が少なく、30 年代は存在しない。
  - 透明度は古い年代から整理されており、この透明度の変化に基づいて、現況の水質濃度から推定する（現況:S50=1:1.07、現況:S30=1:0.58）。

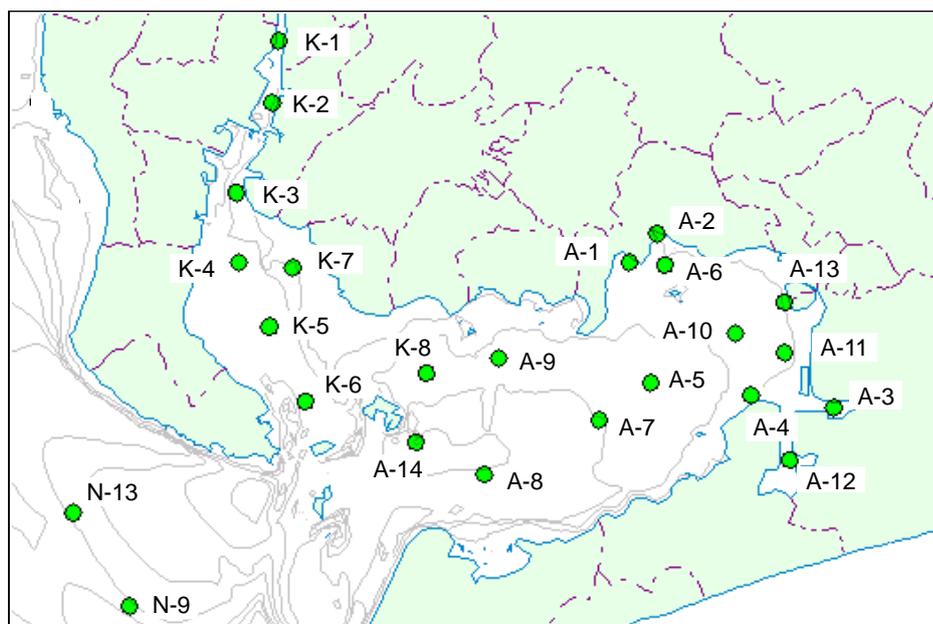


図 6.3.4.20 三河湾およびその周辺における公共用水域調査地点

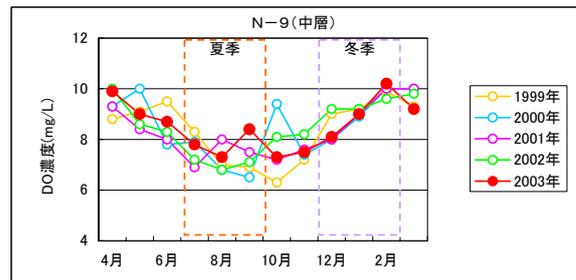
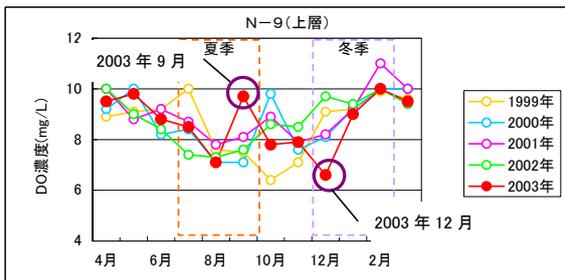
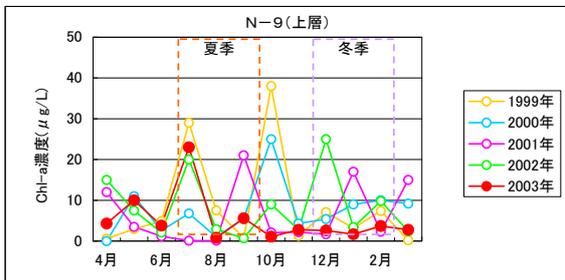
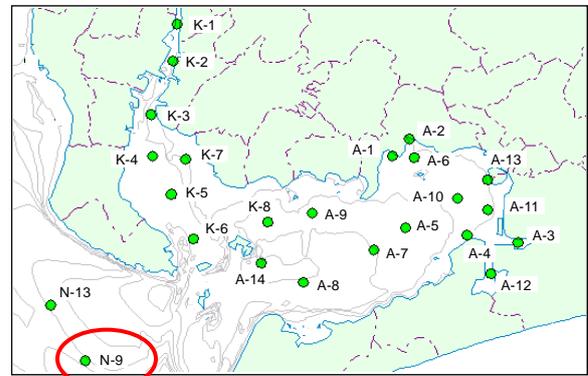
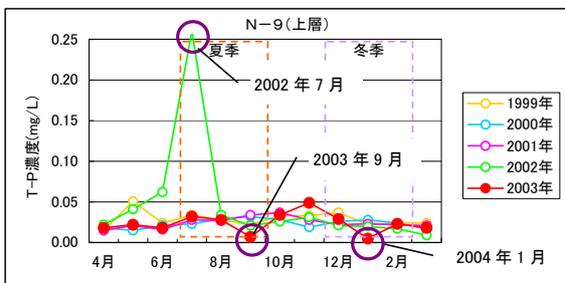
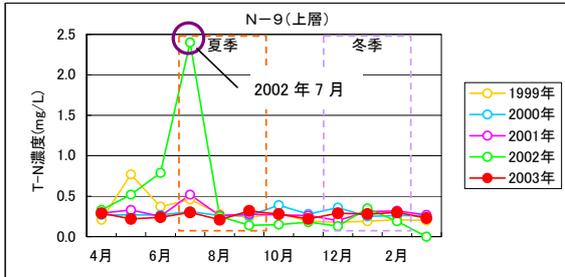
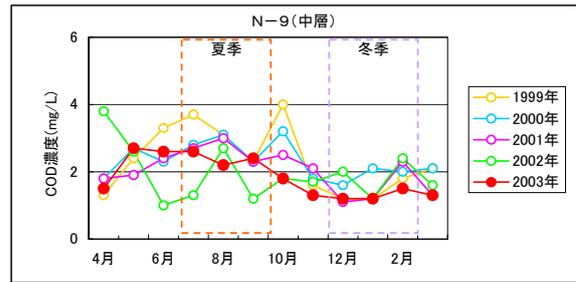
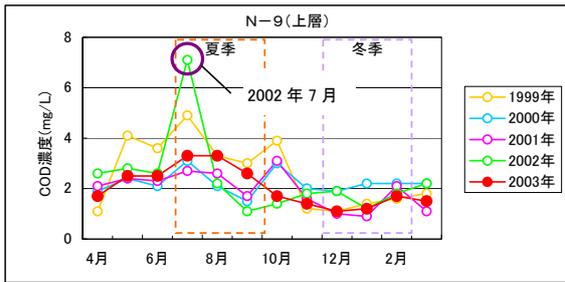


図 6.3.4.21 境界に近いN-9における水質測定結果

表 6.3.4.29 三河湾口周辺にある調査地点の測定層

測定層(測定水深)	N-9	N-13	K-6	A-8	A-14
上層(0m)	○	○	○	○	○
中層(5m)	△	△	×	△	×
下層(底上1m)	×	×	×	△(約19m)	×

注：○全項目測定、△一部項目測定（窒素・リン以外）、×測定なし

表 6.3.4.30 初期値、境界値の鉛直的な設定（窒素およびリンを除く項目）

層	初期値	境界値
1層(水深0~5m)	三河湾内の上層の平均値	N-9地点の上層
2層(水深5~10m)	三河湾内の中層の平均値	N-9地点の中層
3層(水深10m~海底) (最大水深28m)	三河湾内の下層の平均値	N-9地点では下層で測定されていないため、下式に基づき、N-9の中層の値にA-8の下層/中層比を乗じて設定 <sup>注)</sup> N-9中層 × (A-8下層/A-8中層)

注1) 三河湾内の平均値を求める際には港内の奥部などのK-1~3,A-3,12を除いた。

注2) 窒素およびリンについては、N-9地点および三河湾内の地点のほとんどが上層でしか測定されていないため、初期値の2および3層について「農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究(昭和47年度)」で調査されている無機態窒素の鉛直分布に基づいて補正。境界値の2および3層については、中部空港の評価書で調査されている窒素、リンの鉛直分布に基づいて補正した。

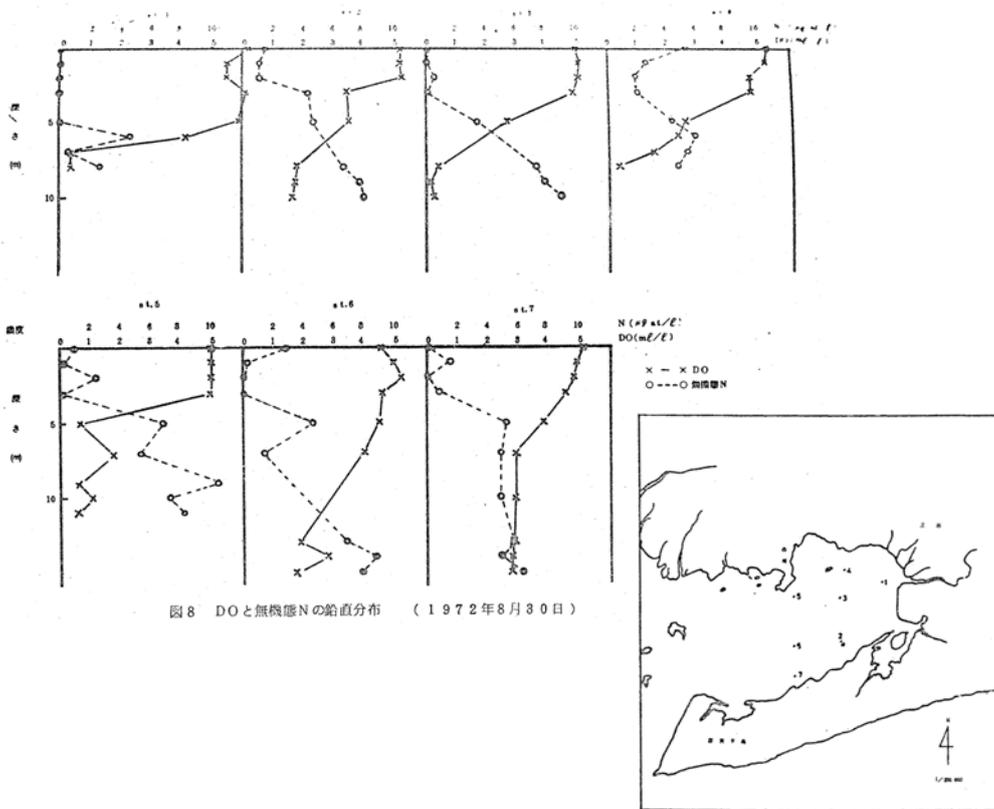
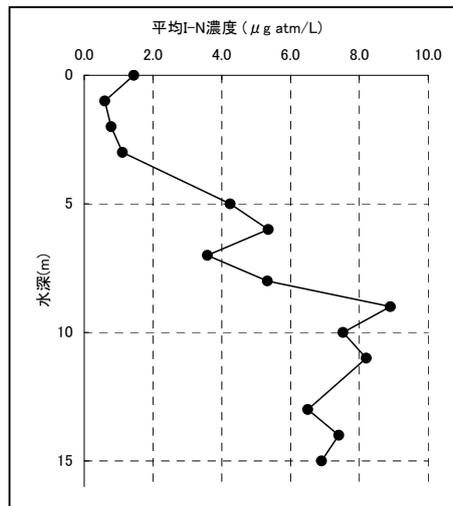


図8 DOと無機態Nの鉛直分布 (1972年8月30日)

図1 東三河湾の観測点図

図 6.3.4.22 東三河湾におけるDOと無機態Nの鉛直分布および調査地点



注) 無機態窒素濃度は、図 6.3.4.22 のグラフ読み取り値を平均した。

図 6.3.4.23 東三河湾における7調査点の平均無機態窒素の鉛直分布

表 6.3.4.31 無機態窒素の鉛直分布に基づく栄養塩の初期値の鉛直的な設定

層	濃度比
1層 (水深 0~5m)	1.00
2層 (水深 5~10m)	3.75
3層 (水深 10m~海底) (最大水深 28m)	4.46

注) 1層の濃度を1としたときの栄養塩濃度の比を示す。

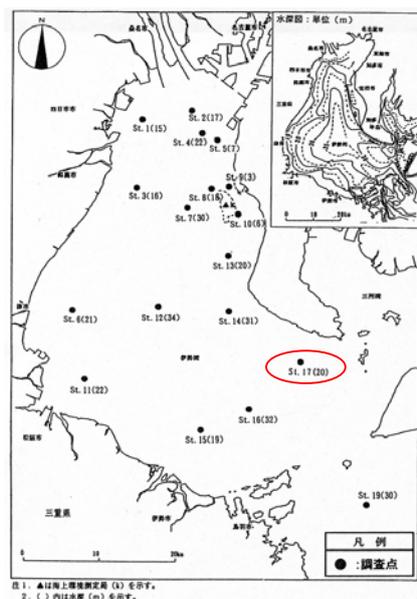
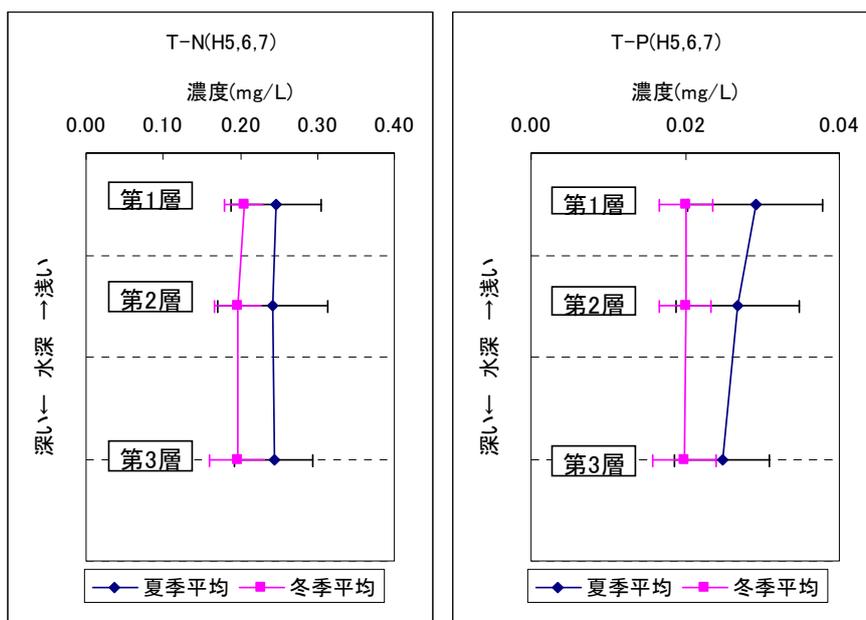


図 6.3.4.24 既往資料における境界に近い調査地点 (St. 17)



注) 平成 5~7 年の 3 カ年も季節平均 (3 ヶ月) の平均値より作成

図 6.3.4.25 St. 17 の窒素、リンの鉛直プロファイル (このプロファイルを N-9 のプロファイルとする)

表 6.3.4.32 St. 17 の鉛直分布に基づく窒素・リンの境界値の鉛直的な設定 (1 層を 1 とした比率)

水質項目		1 層	2 層	3 層
夏季	T-N	1.00	0.98	0.99
	T-P	1.00	0.92	0.85
冬季	T-N	1.00	0.96	0.96
	T-P	1.00	0.99	0.98

表 6.3.4.33 全窒素および全リンに対する有機態、無機態の含有比(初期値の設定に利用)

項目	含有比
O-N/T-N	0.76 (図 6.3.4.26 参照)
I-N/T-N	0.24 (O-N/T-N 比より算出)
O-P/T-P	0.93 (図 6.3.4.26 参照)
I-P/T-P	0.07 (O-P/T-P 比より算出)

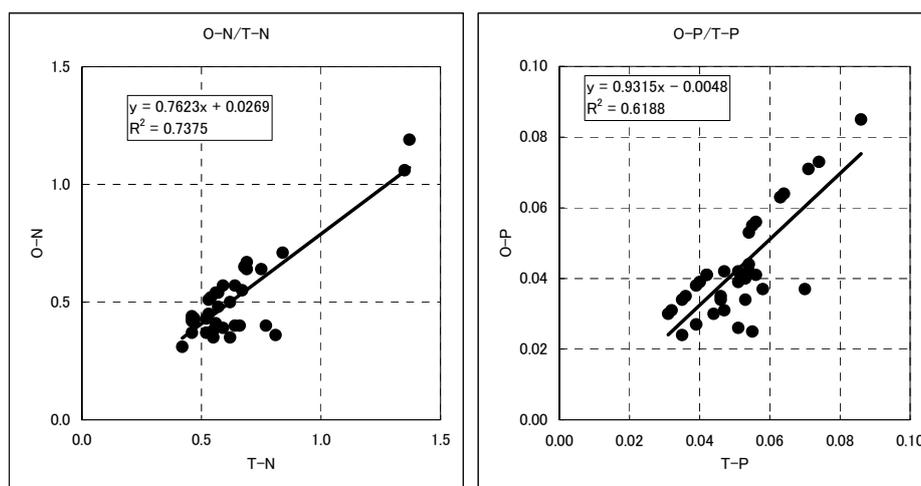


図 6.3.4.26 全窒素および全リンに対する有機態の関係(初期値の設定に利用)

表 6.3.4.34 既往資料における St. 17 の全窒素および全リンに対する  
有機態、無機態の含有比

水質項目		1 層	2 層	3 層
夏季	I-N/T-N 図 6.3.4.27より	0.21	0.26	0.29
	O-N/T-N I-N/T-N より算出	0.79	0.74	0.71
	I-P/T-P 図 6.3.4.27より	0.24	0.28	0.34
	O-P/T-P I-P/T-P より算出	0.76	0.72	0.66
冬季	I-N/T-N 図 6.3.4.27より	0.32	0.30	0.32
	O-N/T-N I-N/T-N より算出	0.68	0.70	0.69
	I-P/T-P 図 6.3.4.27より	0.50	0.49	0.51
	O-P/T-P I-P/T-P より算出	0.50	0.51	0.49

注) 上記データは平成7～平成9年度の調査結果で、第1層は0m層、第2層は5m層、第3層は10m,15m,20m層で、季節別(夏季は7,8,9月、冬季は12,1,2月)のデータより求めた。

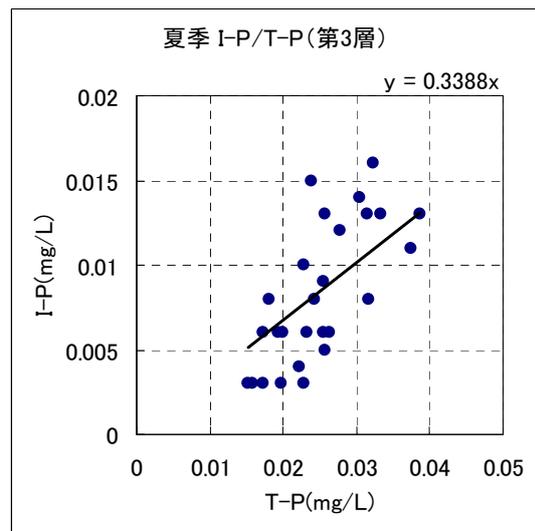
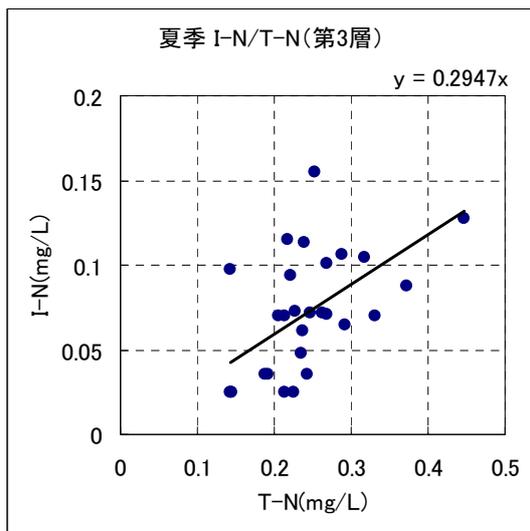
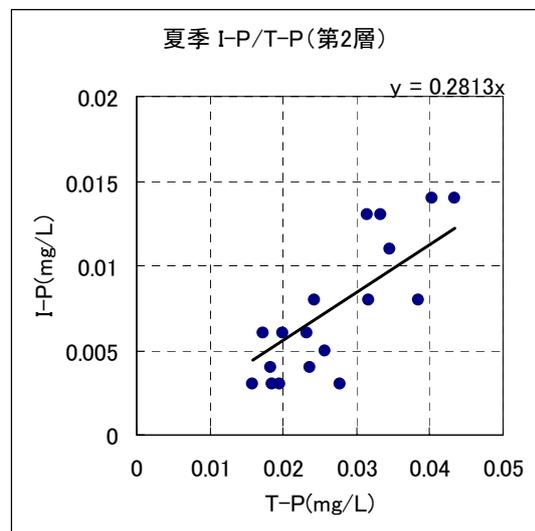
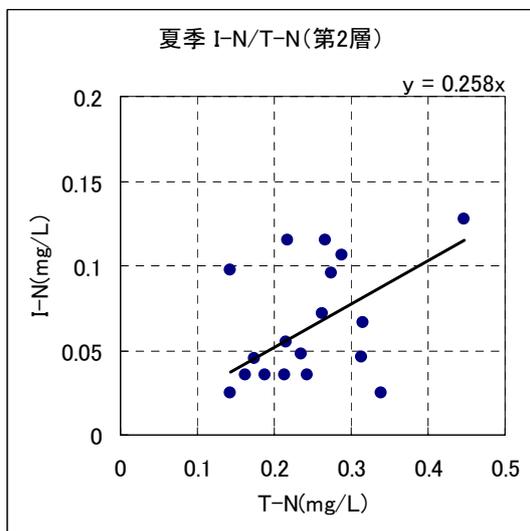
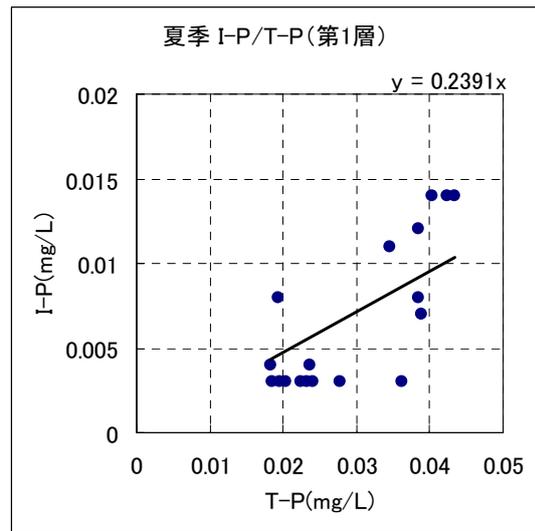
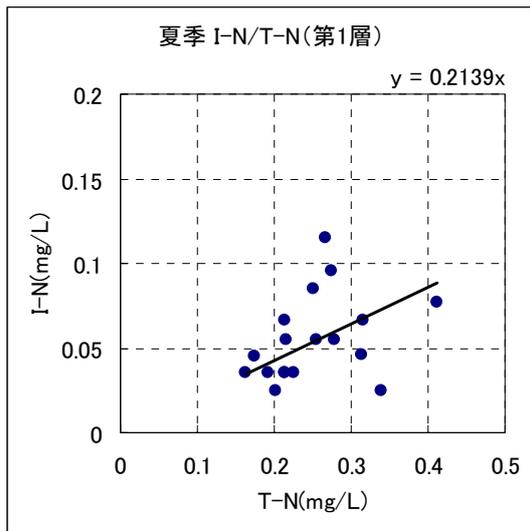


図 6.3.4.27(1) 既往資料における全窒素および全リンに対する無機態の関係 (St. 17、夏季)

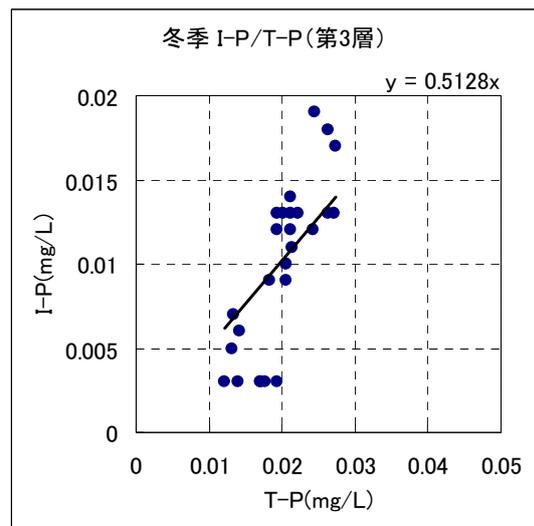
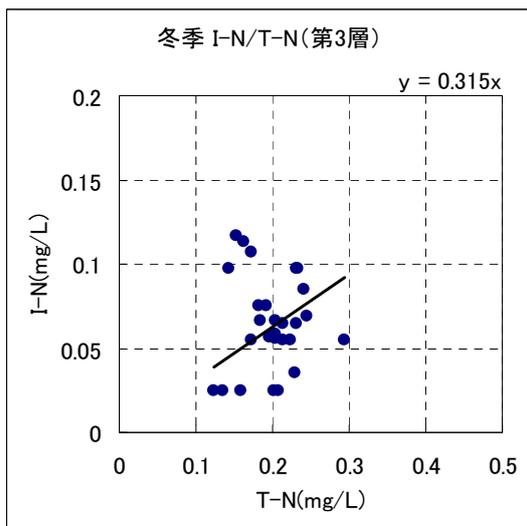
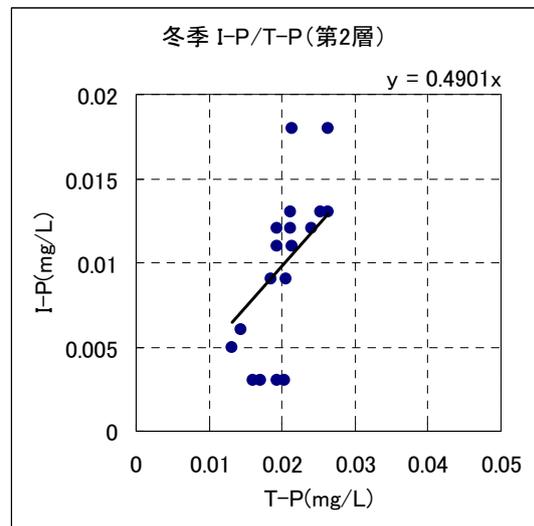
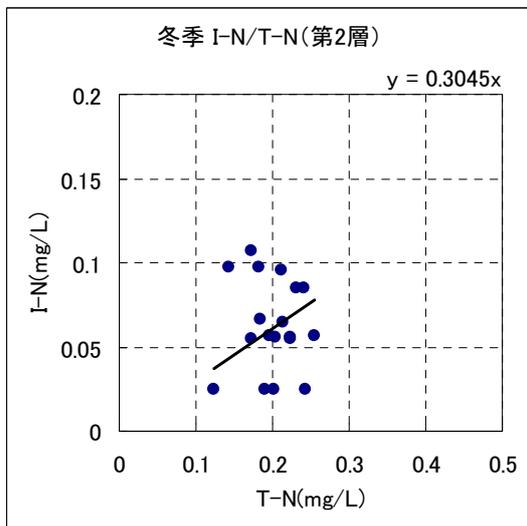
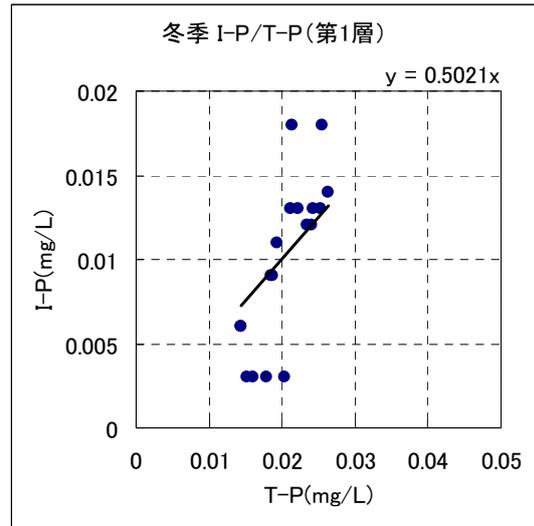
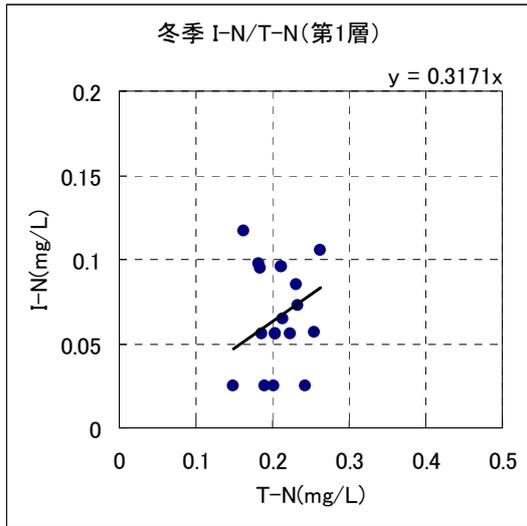


図 6.3.4.27 (2) 既往資料における全窒素および全リンに対する無機態の関係 (St. 17、冬季)

3) 初期値および境界条件の設定値

初期値の設定値を表 6.3.4.35 に、境界値の設定値を表 6.3.4.36 に示す。

表 6.3.4.35 設定する初期値（各年代共通）

項目	単位	夏季			冬季		
		1層	2層	3層	1層	2層	3層
植物プランクトン (Chl-a)	$\mu\text{g-Chl.a/L}$	18.9	15.7	6.2	14.7	14.4	16.0
動物プランクトン(炭素量)	$\text{mgC/L}$	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01
無機態窒素(I-N)	$\text{mgN/L}$	0.07	0.27	0.32	0.10	0.39	0.46
有機態窒素(O-N)	$\text{mgN/L}$	0.23	0.23	0.23	0.33	0.33	0.33
無機態リン(I-P)	$\text{mgP/L}$	0.003	0.012	0.014	0.003	0.010	0.012
有機態リン(O-P)	$\text{mgP/L}$	0.043	0.043	0.043	0.036	0.036	0.036
化学的酸素要求量(COD)	$\text{mgO}_2/\text{L}$	4.0	3.4	3.0	3.7	3.7	2.6
溶存酸素(DO)	$\text{mgO}_2/\text{L}$	8.5	6.6	4.4	10.3	10.3	9.6

注1) 初期値の設定は三河湾の公共用水域の平均値より設定した。但し、閉鎖性の強い衣浦港の奥部(K-1~3)や渥美湾の奥(A-3, 12)は除外した。

注2) 全窒素および全リンから有機態、無機態への分画は、既往資料を基に設定した。

注3) 公共用水域水質の測定では、第2,3層に相当する下層での窒素やリンの結果がほとんどないことから、既往資料の無機態窒素の鉛直分布を参考に、第2層、第3層の無機態窒素、リンの濃度を設定した。有機態窒素、リンは鉛直方向に一様とした。

表 6.3.4.36 水質の境界値（現況）

項目	単位	夏季			冬季		
		1層	2層	3層	1層	2層	3層
植物プランクトン (Chl-a)	$\mu\text{g-Chl.a/L}$	7.0	7.0	3.2	7.3	7.3	6.0
動物プランクトン(炭素量)	$\text{mgC/L}$	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01
無機態窒素(I-N)	$\text{mgN/L}$	0.06	0.07	0.08	0.07	0.07	0.07
有機態窒素(O-N)	$\text{mgN/L}$	0.21	0.19	0.19	0.16	0.15	0.15
無機態リン(I-P)	$\text{mgP/L}$	0.006	0.007	0.008	0.011	0.011	0.011
有機態リン(O-P)	$\text{mgP/L}$	0.020	0.017	0.015	0.011	0.011	0.010
化学的酸素要求量(COD)	$\text{mgO}_2/\text{L}$	2.7	2.5	2.5	1.6	1.6	1.6
溶存酸素(DO)	$\text{mgO}_2/\text{L}$	7.9	7.4	2.3	9.4	9.2	9.2

注1) 境界値は公共用水域 N-9 の平成 11~15 年度の季節別平均から設定した（表中黒で示す値）。

注2) 動物プランクトンは公共用水域水質測定で測定されていないため、中部国際空港アセスの境界条件から設定した（表中緑で示す値）。

注3) 公共用水域水質測定では、N-9 において Chl-a、COD、DO については下層で測定されていないため、公共用水域 A-8 の下層/中層比から下層の値を設定した（表中青で示す値）。

注4) 公共用水域水質測定では、N-9 において窒素およびリンについては中、下層で測定されていないため、既往資料の境界に近い調査地点の鉛直濃度比から、第2層、第3層の全窒素および全リンを設定した（表中橙で示す値）。

注5) 全窒素および全リンから有機態、無機態への分画は、既往資料の境界に近い調査地点の層別の全窒素および全リンに対する有機態、無機態の関係を基に設定した（表中赤で示す値）。

注6) 昭和 30 年代および昭和 50 年代の境界値は透明度の変化に基づき設定した（現況:S50=1:1.07、現況:S30=1:0.58）。

## (6) 諸係数

当該海域の既往計算事例から、植物プランクトンの最大増殖速度、最適日射量、呼吸速度、沈降速度、動物プランクトンに関するパラメータ、有機物の分解速度、沈降速度等を設定した。

モデルのパラメータの設定は、表 6.3.4.37 に示す資料を参考に、再現性を踏まえて設定した。本計算に用いた水質モデルのパラメータを表 6.3.4.38 に示す。このパラメータは平成 15 年を対象とした再現計算で設定したパラメータであり、昭和 30 年、昭和 50 年の計算は同じパラメータを用いた。

表 6.3.4.37 参考資料

資料 1	中田 喜三郎(1993):生態系モデルー定式化と未知のパラメータの推定法ー, Journal of Advanced Marine Technology Conference, Vol.7/8, 99-131
資料 2	気象庁(2001):平年値(統計期間 1971~2000 年)
資料 3	国立天文台ホームページ ( <a href="http://www.nao.ac.jp/">http://www.nao.ac.jp/</a> )
資料 4	田口浩一・中田喜三郎・市川哲也(1999): A 3-D simulation of the lower tropic ecosystem in the Ise-Mikawa Bay estuary using a coupled physical and biochemical model. J. Adv. Mar. Sci. Tech., Vol. 5, No. 1&2, 1999. PP. 49-62
資料 5	運輸省第五港湾建設局三河港工事事務所(1987):昭和 61 年度三河湾物質循環機構調査報告書、昭和 62 年 2 月
資料 6	鈴木輝明・寺澤知彦(1997):富栄養化海域における貧酸素水塊の数値解析による再現と工学的改善効果の検討ー伊勢・三河湾における事例研究ー, J. Adv. Mar. Sci. Tech., Vol. 3, No. 1, 1997. PP. 81-102
資料 7	土木学会(2004):環境工学公式・モデル・数値集, 第 2 編 環境動態, 第 2 章 水環境と生態系
資料 8	堀江毅(1987):海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について, 港湾技術研究所報告, 第 26 巻, 第 4 号, PP. 57-123.

表 6.3.4.38(1) 水質モデルのパラメータ (植物プランクトン)

パラメータ		設定値 夏季	出典
$\lambda_g$	植物プランクトンによる光の減衰係数	0.090	資料1
$\lambda_h$	その他の光の減衰係数	0.640	資料1
$I_s$	最適光量(MJ/m <sup>2</sup> )	8.78	資料1より珪藻と渦鞭毛藻の平均値を設定
$I_0$	平均全天日射量(MJ/m <sup>2</sup> )	15.2	資料2の名古屋地方気象台の季節平均値を設定
$DL$	日長(hour)	14.0	資料3より名古屋における日の出、日の入時刻を参考に設定
$K_{TN}$	無機態窒素濃度の半飽和定数(mgN/L)	0.042	詳細を(1)、(イ)に記載
$K_{TP}$	無機態リン濃度の半飽和定数(mgP/L)	0.003	
$\mu_{Pmax}$	夏季:20℃における植物プランクトンの最大光合成速度(1/day)	2.0	資料1に示されたEppley(1972)による藻類の最大光合成速度を参考に設定
$R_p$	20℃における植物プランクトンの死滅率(1/day)	0.2	詳細を(1)、(エ)に記載
$\theta_p$	植物プランクトンの死滅率の温度補正係数	1.05	
$\omega_p$	植物プランクトンの沈降速度(m/day)	0.3	資料4の値(=0.2m/day)を参考に、水質濃度の再現性を考慮して設定
$\alpha_p$	植物プランクトンの回帰率	0.5	

表 6.3.4.38 (2) 水質モデルのパラメータ (動物プランクトン)

パラメータ		設定値	出典
$\gamma_{PZ}$	植物プランクトンからの動物プランクトン炭素量への換算係数	48.5	資料4
$\alpha_z$	植物プランクトン同化率	0.7	資料1
$R_z$	20℃における動物プランクトンの呼吸による分解速度(1/day)	0.076	詳細を(2)、(イ)に記載
$\theta_z$	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	
$D_z$	20℃における動物プランクトンの自然死滅速度(1/day)	0.15	詳細を(2)、(エ)に記載
$C_{gmax}$	20℃における最大濾水速度(1/mgC/day)	0.8	詳細を(2)、(オ)に記載
$\theta_{Pg}$	動物プランクトンの濾水速度の温度補正係数	1.05	
$K_{Pg}$	飽食効果に対する半飽和定数	0.012	
$\alpha_{ZI}$	動物プランクトンの回帰率	0.5	詳細を(2)、(ウ)に記載

表 6.3.4.38 (3) 水質モデルのパラメータ (窒素)

パラメータ		設定値	出典
$\gamma_{PN}$	植物プランクトンからの窒素量への換算係数	3.05	詳細を(1), (ウ)に記載
$\kappa_N$	20℃における有機態窒素の無機化分解速度 (1/day)	0.020	詳細を(3), (ア)に記載
$\theta_{ON}$	窒素分解速度の温度補正係数	1.05	
$\gamma_{ZN}$	動物プランクトンからの窒素量への換算係数	0.208	詳細を(2), (ア)に記載
$\theta_{IN}$	底泥からの無機態窒素溶出速度の温度補正係数	1.05	詳細を(4)に記載
$W_{IN}$	底泥からの無機態窒素溶出速度 (mg/m <sup>2</sup> /day)	エリア別	資料5を基に設定
$\omega_{ON}$	有機態窒素の沈降速度 (m/day)	0.2	詳細を(3), (イ)に記載

表 6.3.4.38 (4) 水質モデルのパラメータ (リン)

パラメータ		設定値	出典
$\gamma_{PP}$	植物プランクトンからのリン量への換算係数	0.30	詳細を(1), (ウ)に記載
$\kappa_P$	20℃における有機態リンの無機化分解速度 (1/day)	0.020	詳細を(3), (ア)に記載
$\theta_{OP}$	リン分解速度の温度補正係数	1.05	
$\gamma_{ZP}$	動物プランクトンからのリン量への換算係数	0.015	詳細を(2), (ア)に記載
$\theta_{IP}$	底泥からの無機態リン溶出速度の温度補正係数	1.05	詳細を(4)に記載
$W_{IP}$	底泥からの無機態リン溶出速度 (mg/m <sup>2</sup> /day)	エリア別	資料5を基に設定
$\omega_{OP}$	有機態リンの沈降速度 (m/day)	0.2	詳細を(3), (イ)に記載

表 6.3.4.38 (5) 水質モデルのパラメータ (COD)

パラメータ		設定値	出典
$\gamma_{PC}$	植物プランクトンのCODへの換算係数	66.93	詳細を(1), (ウ)に記載
$\gamma_{ZC}$	動物プランクトンのCODへの換算係数	1.46	詳細を(2), (ア)に記載
$\kappa_C$	20℃におけるCODの分解速度(1/day)	0.020	詳細を(3), (ア)に記載
$\theta_{OC}$	COD分解速度の温度補正係数	1.05	
$\theta_{COD}$	底泥からのCOD溶出速度の温度補正係数	1.05	詳細を(4)に記載
$W_{COD}$	底泥からのCOD溶出速度 (mg/m <sup>2</sup> /day)	エリア別	資料5を基に設定
$\omega_{COD}$	CODの沈降速度 (m/day)	0.3	詳細を(3), (イ)に記載

表 6.3.4.38 (6) 水質モデルのパラメータ (DO)

パラメータ		設定値	出典
$\gamma_{OP}$	植物プランクトンのDOへの換算係数	174.6	詳細を(1), (ウ)に記載
$\gamma_{OZ}$	動物プランクトンのDOへの換算係数	3.31	詳細を(2), (ア)に記載
$\theta_{SOD}$	底泥のDO消費速度の温度補正係数	1.05	詳細を(4)に記載
$W_{SOD}$	底泥のDO消費速度 (mg/m <sup>2</sup> /day)	エリア別	資料5をもとにリンの溶出速度から設定
$\kappa_{OS}$	再ばっ気係数 (m/day)	3.0	既往事例 (資料6: 0.15、資料8: 0.50) を参考に、水質の再現性を考慮して設定
$\theta_{OS}$	再ばっ気係数の温度補正係数	1.00	温度依存性はないと仮定

1) 植物プランクトン

(a) 光合成速度の最適温度

夏季の再現計算で設定したパラメータで、冬季の再現計算を実施すると、計算で求められるクロロフィル a 量が、観測値にくらべて濃度レベルが低い傾向であった。そこで、冬季における植物プランクトンの増殖速度の最適温度を 20℃から 15℃に変更を行った。これにより冬季のクロロフィル a の再現性が向上した。

三河湾における植物プランクトンの増殖速度に関しては、中田(1993)によれば表 6.3.4.39 に示す三河湾での珪藻類と鞭毛藻類を対象とした増殖速度の実験結果を示している。これを図に表すと図 6.3.4.30 のような分布となり、中田(1993)では、珪藻類は好適温度範囲が広いこと、鞭毛藻類は 20,25℃で増殖速度が高くなり、一般に暖水期に多く出現することと対応していることを述べている。

表 6.3.4.39 増殖速度の変化

水温(℃)	15	20	25	30	35
珪藻類	1.93	2.21	1.93	2.13	0.0
鞭毛藻類	1.03	1.49	1.49	1.08	0.0

出典：中田(1993)

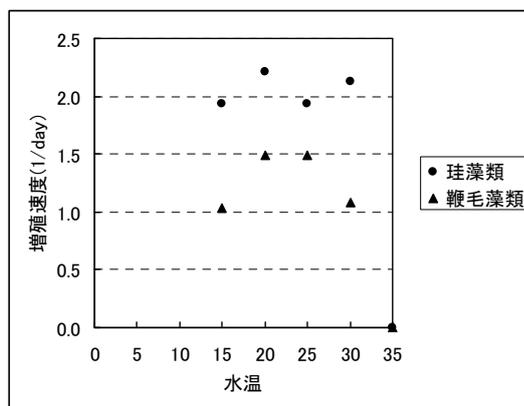


図 6.3.4.28 三河湾における珪藻類、鞭毛藻類の増殖速度の実験結果

上記に関連して、愛知県水産試験場が実施している赤潮発生状況の平成 15 年度の結果(図 6.3.4.29)をみると、鞭毛藻(*Dinoflagellate*)は 5,6 月に出現が多く、珪藻類(*Diatoms*)は 5 月~10 月に発生が多いが、冬季の 1,2 月も発生している状況である。これは上述の中田(1993)が示している珪藻類の増殖に関して好適温度条件が広いことと一致している。

Species Name	Month											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<b>Diatoms</b>												
<i>Skeletonema costatum</i>	■					■	■	■	■	■		
<i>Ceratoceros</i> spp.	■	■					■		■	■	■	
<i>Eucampia zodiacus</i>	■	■	■						■	■		■
<i>Nitzschia</i> spp.		■		■								
<i>Thalassiosira</i> spp.	■	■				■	■	■	■	■		■
<b>Dinoflagellates</b>												
<i>Noctiluca scintillans</i>		■	■		■	■		■		■		
<i>Prorocentrum minimum</i>				■	■	■	■					
<b>Others</b>												
<i>Heterosigma akashiwo</i>					■	■	■					
<i>Mesodinium rubrum</i>					■	■	■					

出典：愛知県水産試験場(2004)

図 6.3.4.29 平成 15 年に伊勢湾、知多湾及び渥美湾で赤潮を形成した主な種の発生状況

(上段：伊勢湾、中段：知多湾、下段：渥美湾)

そこで、本研究における水質モデルの植物プランクトンの増殖に最適な温度は夏季は20℃、冬季は15℃とした。このパラメータで水温の変化に伴う増殖速度は図 6.3.4.30 に示すような変化がモデルで考慮される。

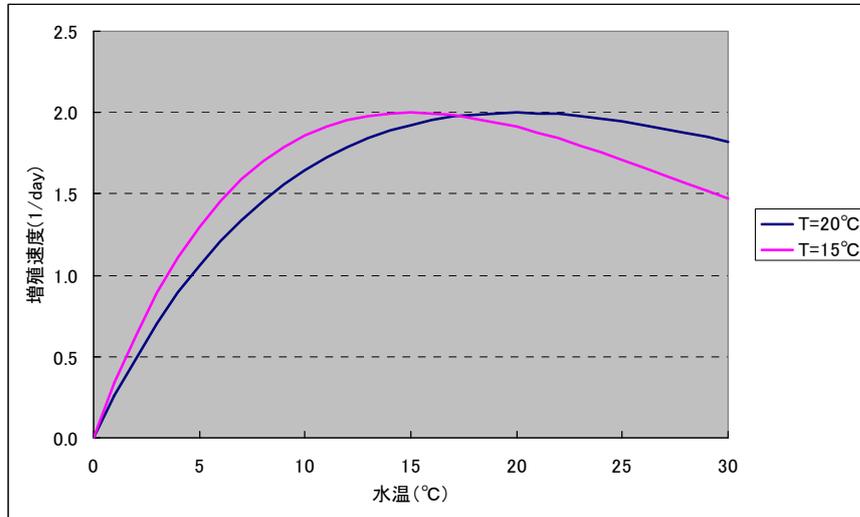


図 6.3.4.30 最適水温の違いによる増殖速度の変化

(b) 窒素、リンの半飽和定数

既往資料では窒素およびリンの半飽和定数は表 6.3.4.40 のような値が示されている。これらの値を参考に、水質の再現性を考慮して設定した。

表 6.3.4.40 半飽和定数の事例

資料	窒素	リン
資料 1	アンモニウム塩 : 0.028 硝酸塩 : 0.014	0.031
資料 4	アンモニウム塩 : 0.021 硝酸塩 : 0.021	0.0062
資料 6	0.042	0.0046

(c) 体組成比

植物プランクトンの体組成比は資料 1 および資料 4 を参考に、

$$C/Chl-a \text{ 重量比} = 48.5, C/P \text{ 重量比} = 161.3, C/N \text{ 重量比} = 15.9 \text{ (資料 4 より)}$$

$$COD/C \text{ 重量比} = 1.38 \text{ (資料 1 より)}$$

$$O_2/C \text{ 重量比} = 3.60 \text{ (資料 4 より)}$$

とし、モデルで使用する植物プランクトンからの窒素量への換算係数は、

$$N/Chl-a = C/Chl-a \div C/N = 48.5 \div 15.9 = 3.05$$

また、植物プランクトンからのリン量への換算係数は、

$$P/Chl-a = C/Chl-a \div C/P = 48.5 \div 161.3 = 0.3$$

とした。

植物プランクトンからの COD 量への換算係数は、

$$\text{COD/Chl-a} = \text{COD/C} \times \text{C/Chl-a} = 1.38 \times 48.5 = 66.93$$

とした。

植物プランクトンの光合成による酸素供給および呼吸による酸素消費は、植物プランクトンの増殖量および現存量と  $\text{O}_2/\text{Chl-a}$  比から求められる。

$$\text{O}_2/\text{Chl-a} = \text{O}_2/\text{C} \times \text{C/Chl-a} = 3.60 \times 48.5 = 174.6$$

#### (d) 死滅率

本研究のモデルで表現している植物プランクトンの死滅率は、既往事例の低次生態系モデルではさらに詳細に枯死、呼吸で表現されているものに該当する。定式化が異なるが、資料 6 に示された枯死速度と呼吸速度を参考にして、本モデルの設定値は水質の再現性を考慮して設定した (図 6.3.4.31)。

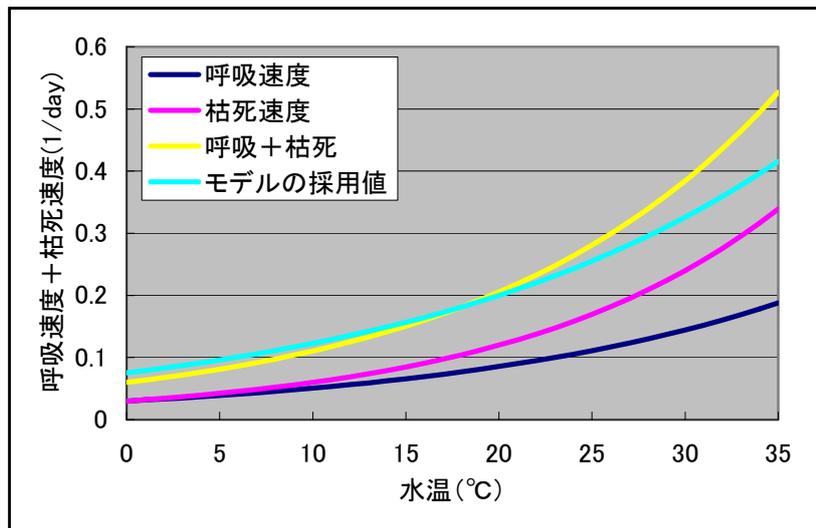


図 6.3.4.31 植物プランクトンの死滅率

#### (e) 回帰率

本研究のモデルで表現されている植物プランクトンの死滅率 (枯死、呼吸) によって無機態の窒素およびリンに回帰する量を定義しているパラメータである。既往事例ではこのような定式化がなされていないため、参考となる値はない。

死滅率で表現されているものは枯死や呼吸であるため、枯死では有機態の窒素とリンに、呼吸では無機態の窒素とリンに回帰すると考える。図 6.3.4.31 に示すように既往事例の呼吸速度 + 枯死速度と呼吸速度の比率をみると、0~35°C の範囲で 0.36~0.5 という比率になる。

本研究では、水質計算の再現性を考慮して 0.5 を採用した。

## 2) 動物プランクトン

### (a) 体組成比

動物プランクトンの体組成比は資料1および資料4を参考に、

C/P 重量比=64.6、C/N 重量比=4.8、(資料4より)

COD/C 重量比=1.46 (資料1より)

O<sub>2</sub>/C 重量比=3.31 (資料4より)

とし、モデルで使用する動物プランクトンからの窒素量への換算係数は、

$$N/C=1\div 4.8=0.208$$

また、動物プランクトンからのリン量への換算係数は、

$$P/C=1\div 64.6=0.015$$

とした。

動物プランクトンからのCOD量への換算係数は、COD/C=1.46とした。

植物プランクトンの呼吸による酸素消費は、動物プランクトンの現存量とO<sub>2</sub>/C比から求められる(O<sub>2</sub>/C=3.31)。

### (b) 呼吸速度

本研究のモデルで表現している動物プランクトンの呼吸速度は、動物プランクトンの排泄量を表現している。定式化は既往事例の低次生態系モデルとは異なるため、設定値を単純に比較できない。そこで、資料1で示された呼吸速度を参考にして、本モデルの設定値は水質の再現性を考慮して設定した(図6.3.4.32)。

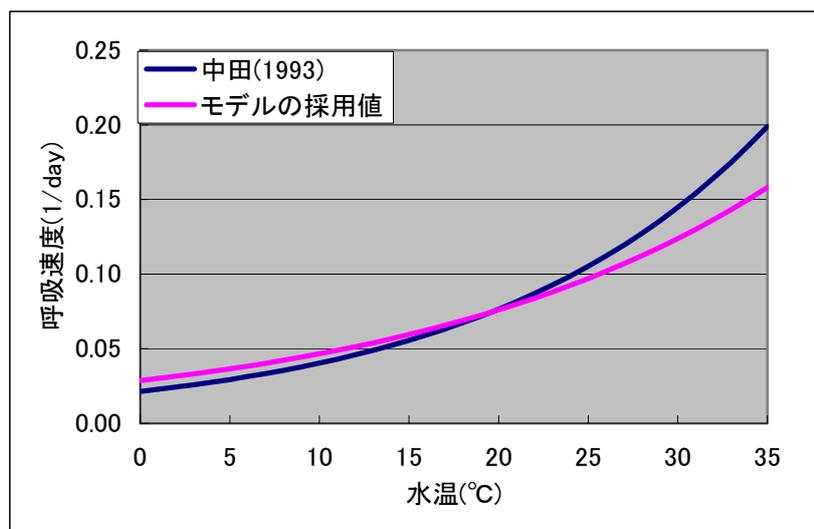


図 6.3.4.32 動物プランクトンの呼吸速度

(c) 回帰率

回帰率は、呼吸速度で表現した動物プランクトンの排泄量のうち、植物プランクトンに寄与する部分が無機態窒素、リンに回帰する割合を表現したものである。

設定値(=0.5)については、水質の再現性を考慮して設定した。

(d) 死滅速度

動物プランクトンの死滅速度について、既往事例(資料6)の水温変化と本研究のモデルの採用値を図 6.3.4.33 に示す。資料6では水温変化に応じて動物プランクトンが自然死亡するような定式化を行っている。本研究のモデルでは水温の変化に関わらず、一定の速度で死滅するとして表現している。

設定値については、水質の再現性を考慮して設定した。

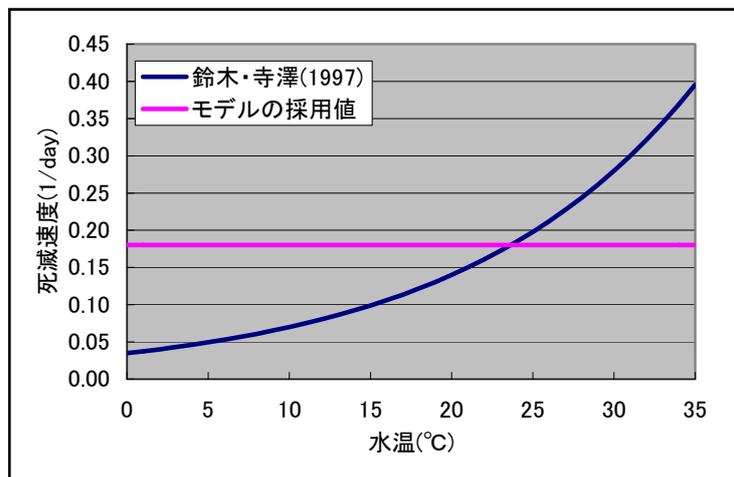


図 6.3.4.33 動物プランクトンの死滅速度

(e) 濾水速度

濾水速度( $C_g$ )は次式で表され、20°Cにおける最大濾水速度( $C_{gmax}$ )、温度補正係数( $\theta_{Pg}$ )、捕食の半飽和定数( $K_{Pg}$ )である。

$$C_g = C_{gmax} \theta_{Pg}^{T-20} \frac{K_{Pg}}{K_{Pg} + P}$$

最大濾水速度については、資料7に示されている動物プランクトンの濾水速度を参考に、水質の再現性を考慮して設定した。温度補正係数(図 6.3.4.34)および捕食の半飽和定数についても、水質の再現性を考慮して設定した。

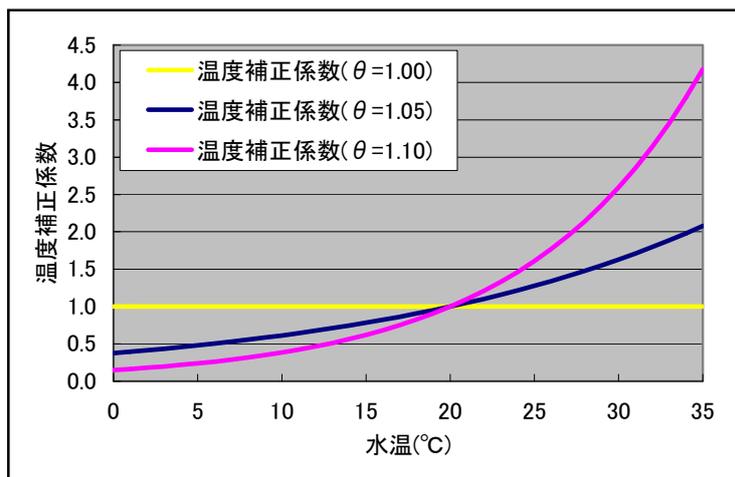
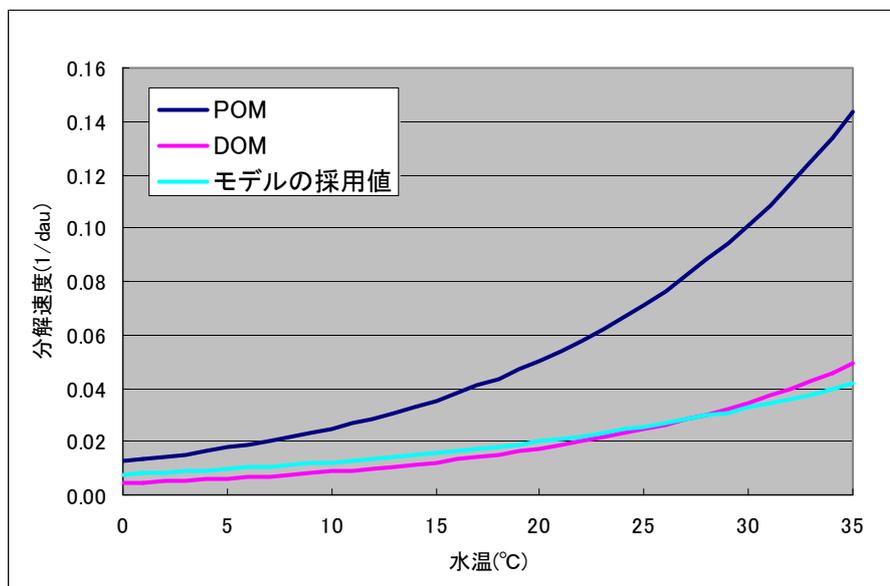


図 6.3.4.34 温度補正係数の設定値の違いによる変化

### 3) 有機物

#### (a) 分解速度

低次生態系モデルの既往事例では、有機物は懸濁態有機物と溶存態有機物に分画されたモデルであり、本研究のモデルとは構成要素と定式化が異なっている。資料1で示されている懸濁態有機物、溶存態有機物の分解速度の温度変化を参考に、本モデルの設定値は水質の再現性を考慮して設定した（図 6.3.4.35）。



(POM : 懸濁態有機物、DOM : 溶存態有機物)

図 6.3.4.35 有機物の分解速度

(b) O-N, O-P, COD の沈降速度

既往資料では懸濁態有機物の沈降速度は表 6.3.4.41 のような値が示されている。これらの値を参考に、水質の再現性を考慮して設定した。

表 6.3.4.41 懸濁態有機物の沈降速度の事例

資料	設定値
資料 1	1.0(m/day)
資料 4	0.5(m/day)
資料 6	0.324(m/day)

4) 溶出速度およびDO消費速度の温度補正係数

溶出速度および DO 消費速度に関する温度補正係数は、既往資料（資料 8）の三河湾の事例をみると、温度補正係数  $\theta$  は COD の場合 1.09、リンの場合 1.04 という係数が示されている。これらの係数による温度補正の違いは図 6.3.4.36 に示すとおりで、 $\theta=1.09$  の場合は水温が高くなると、急激に係数が大きくなる。

本研究では上記の  $\theta$  を参考にして、窒素の溶出や DO の消費についても同様とし、全て  $\theta=1.05$  とした。

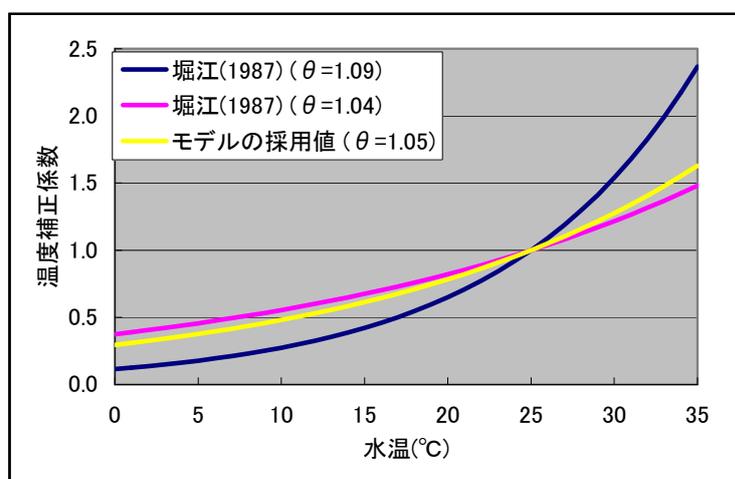


図 6.3.4.36 溶出速度、DO 消費速度の温度補正係数

## 6.4 平均流況時の物質収支の検討

### 6.4.1 流動計算の再現性の検証

平成 15 年の夏を対象にパラメータの設定および再現性の検証を行い、昭和 50 年、昭和 30 年の計算は平成 15 年のパラメータを用いた。

図 6.4.1.1 に流動計算結果から得られた平成 15 年夏季の平均流を示す。平均流は、第 1 層および第 2 層で流出し、第 3 層で流入している傾向が見られた。この傾向は、昭和 50 年と昭和 30 年も同様である。

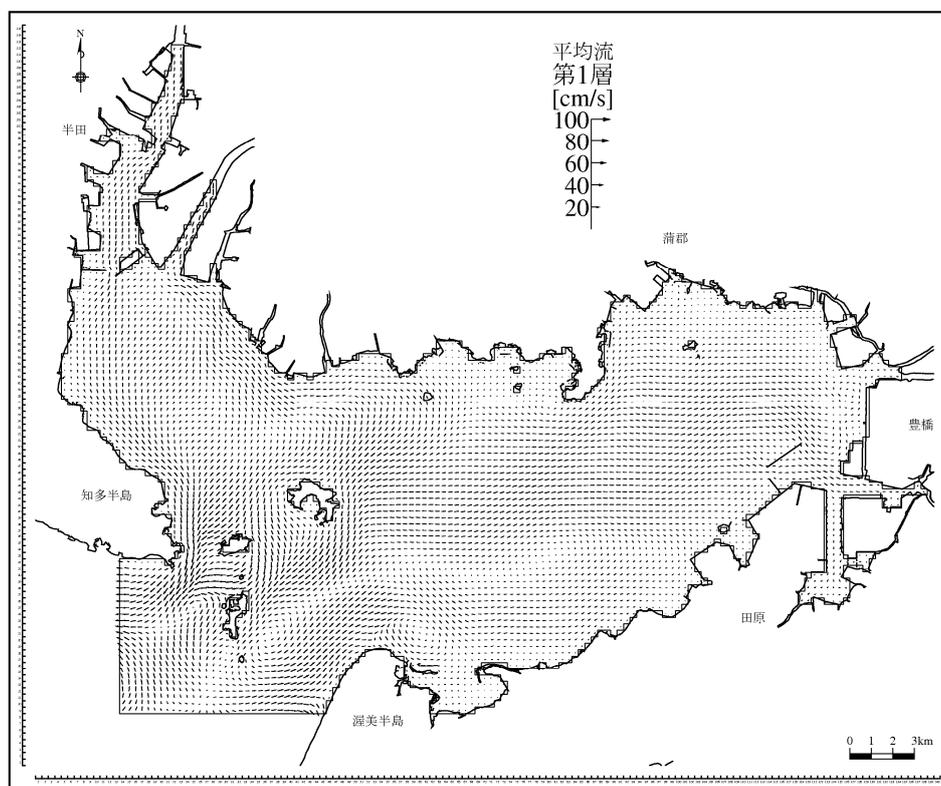


図 6.4.1.1(1) 流動計算結果 (平均流・第1層、平成 15 年夏季)

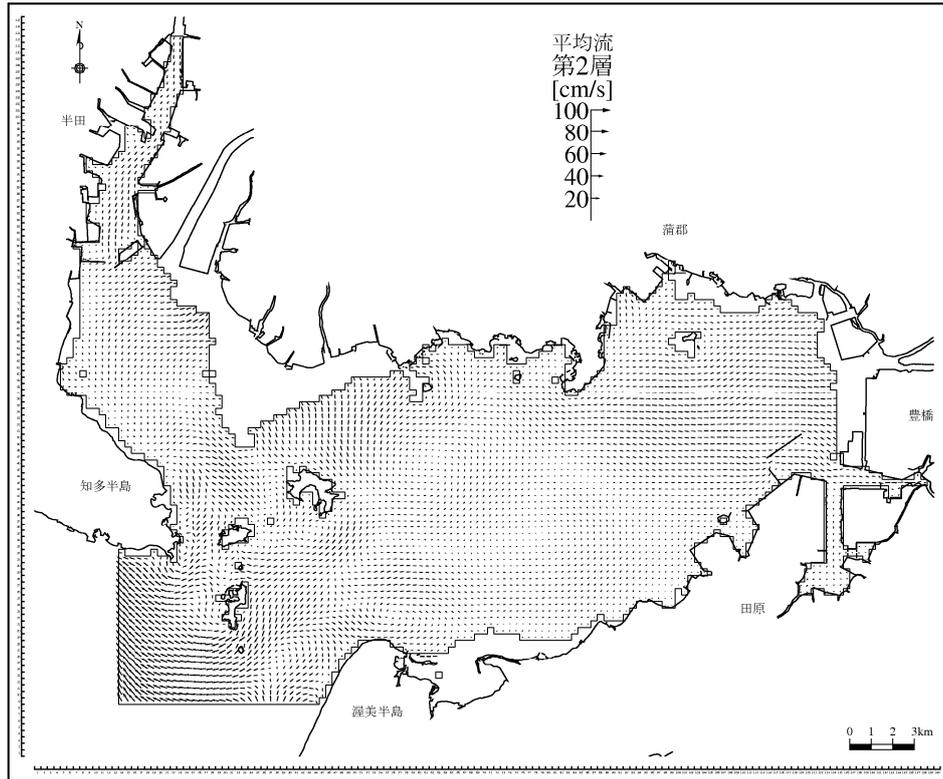


図 6.4.1.1 (2) 流動計算結果 (平均流・第2層、平成15年夏季)

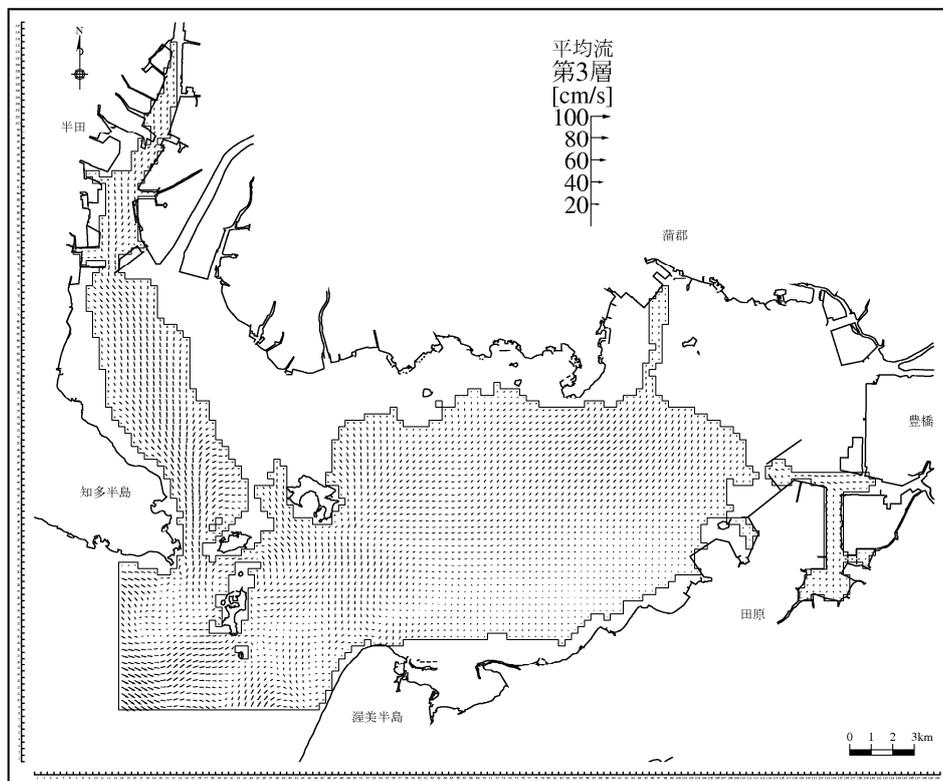
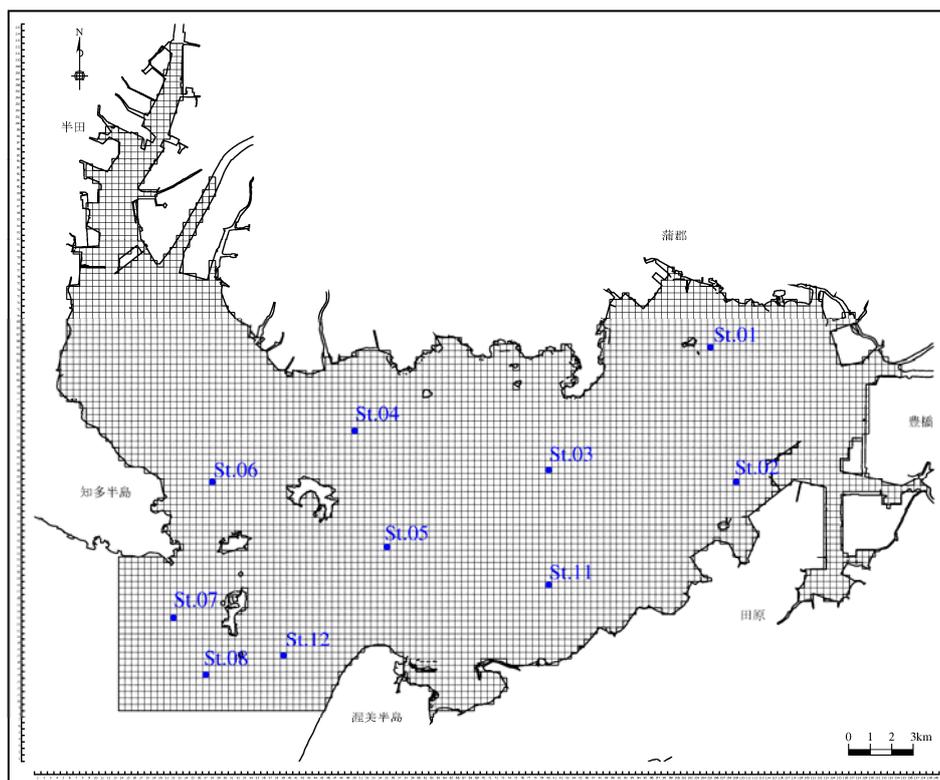


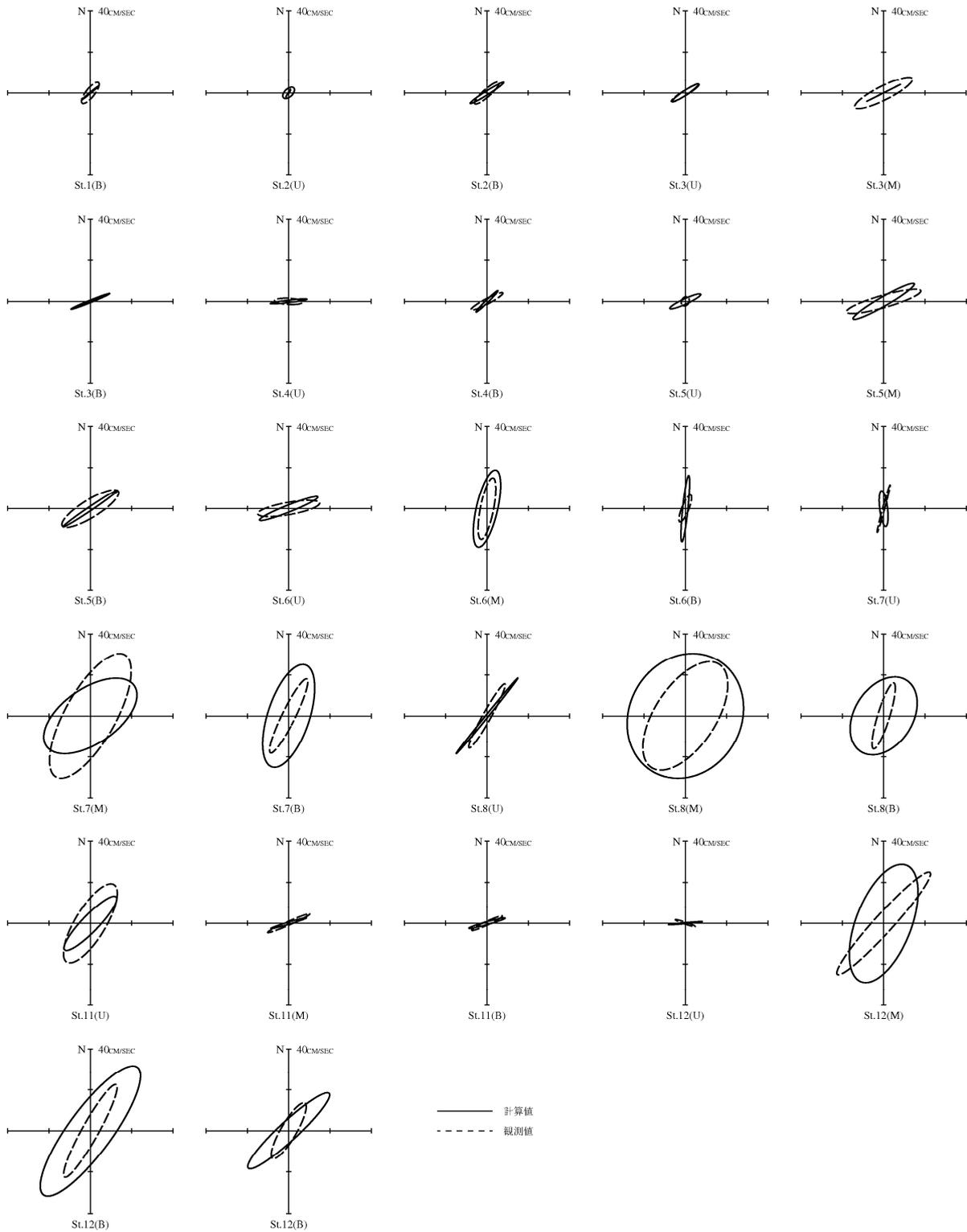
図 6.4.1.1 (3) 流動計算結果 (平均流・第3層、平成15年夏季)

図 6.4.1.2 に示す 10 地点における観測結果と計算結果との潮流楕円の比較を図 6.4.1.3 に示す。計算結果の潮流楕円は、楕円の長軸長さや長軸の方向など概ね観測結果と同様の傾向を示しており、流動計算は、平成 15 年度夏季の平均的な状況を再現しているものと考えられる。



出典)運輸省第五港湾建設局設計室(1979)：伊勢湾水理模型実験場報告 No.15 Mar.1979 三河湾流況調査

図 6.4.1.2 潮流楕円比較点



注) 図中の地点名の後の ( ) について、Uは上層を、Mは中層を、Bは下層をそれぞれ表す。

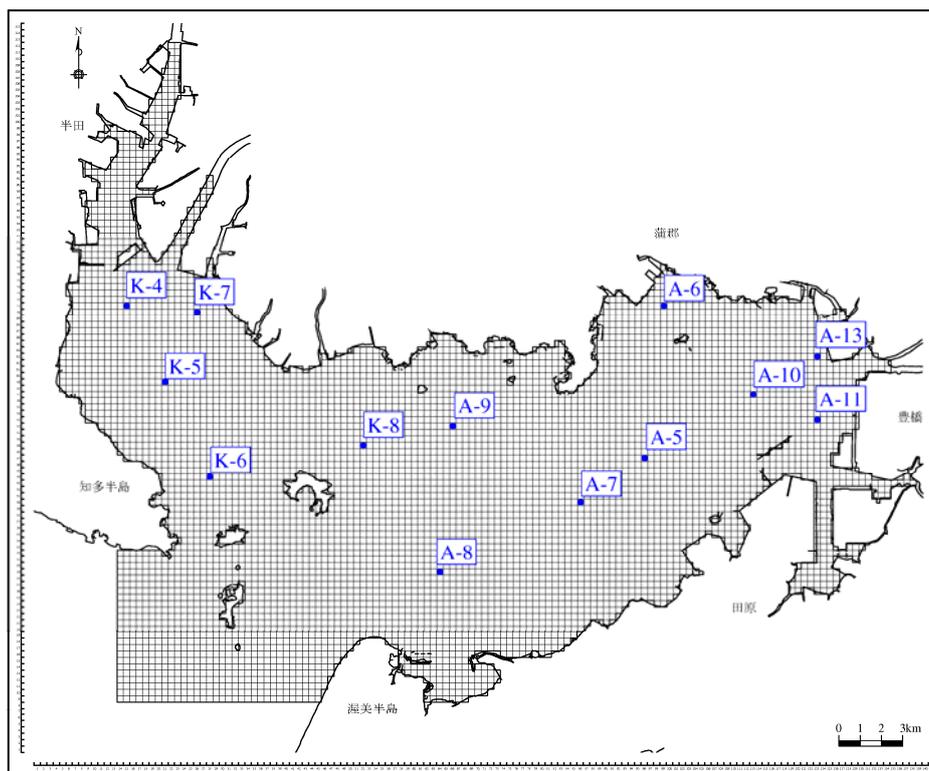
図 6.4.1.3 潮流楕円比較結果 (平成 15 年夏季)

## 6.4.2 水質計算の再現性の検証

平成 15 年の夏を対象にパラメータの設定および再現性の検証を行い、昭和 50 年、昭和 30 年の計算は平成 15 年のパラメータを用いて計算を実施した。

再現性は公共用水域水質測定結果を用いての検証することとし、図 6.4.2.1 に示す公共用水域の水質調査地点における観測結果と計算結果を比較した。比較結果を図 6.4.2.2 に示す。

図 6.4.2.3 に水質計算結果から得られた昭和 30 年度、昭和 50 年度、平成 15 年夏季の COD、T-N、T-P、DO、クロロフィル *a* の濃度分布を示す。



出典：愛知県公共用水域水質測定結果

図 6.4.2.1 水質比較地点

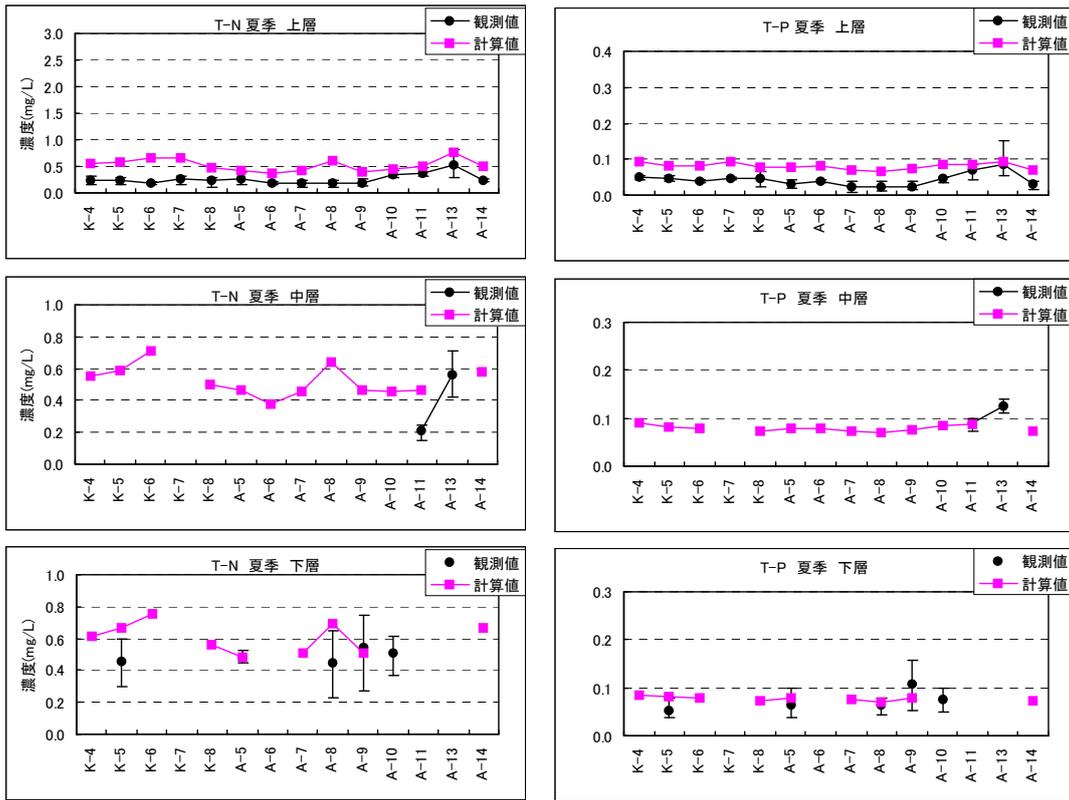


図 6.4.2.2(1) 水質濃度比較結果 (平成 15 年夏季、T-N および T-P)

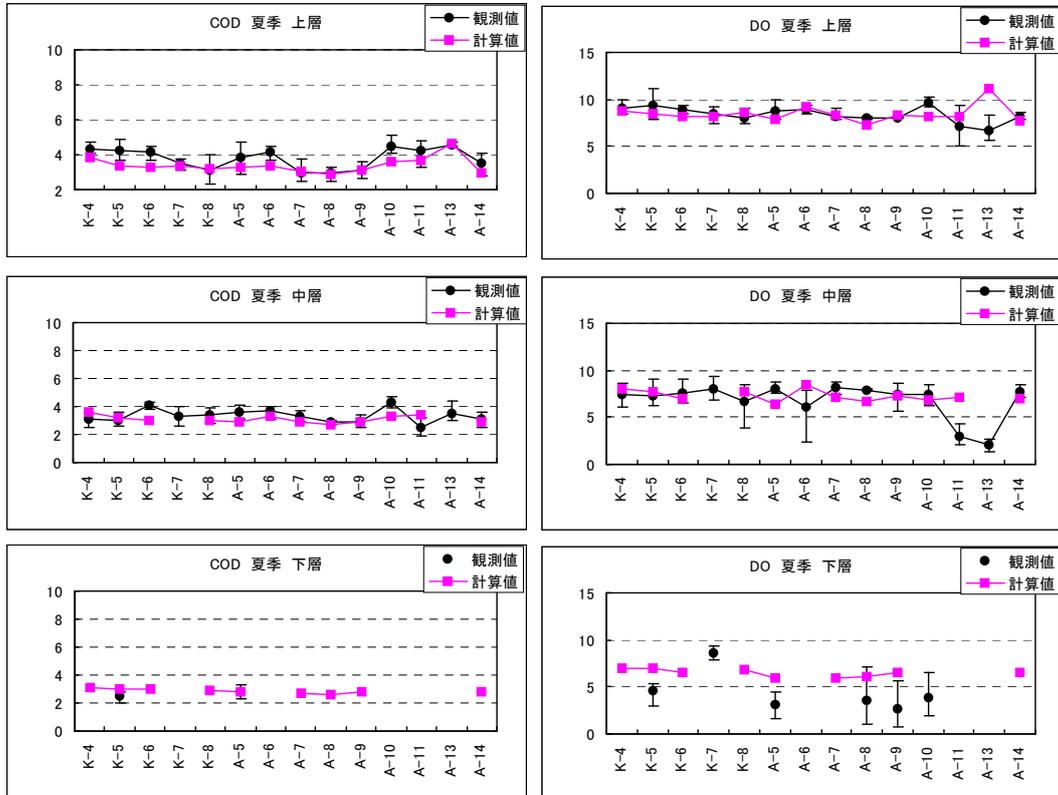


図 6.4.2.2(2) 水質濃度比較結果 (平成 15 年夏季、COD および DO)

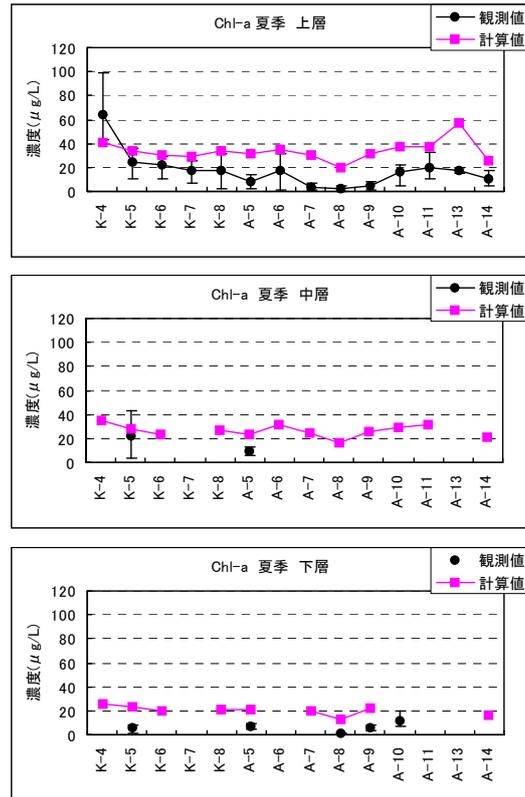


図 6.4.2.2(3) 水質濃度比較結果 (平成 15 年夏季、クロロフィル a)

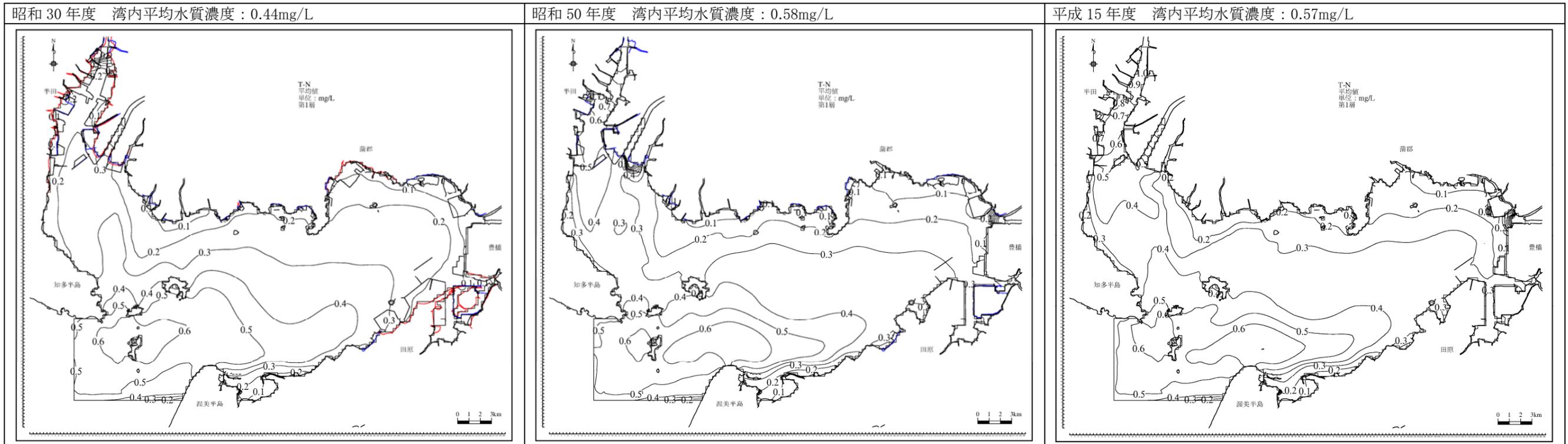


図 6.4.2.3(1) T-Nの濃度分布(夏季 平均流況時、日平均濃度、第1層)

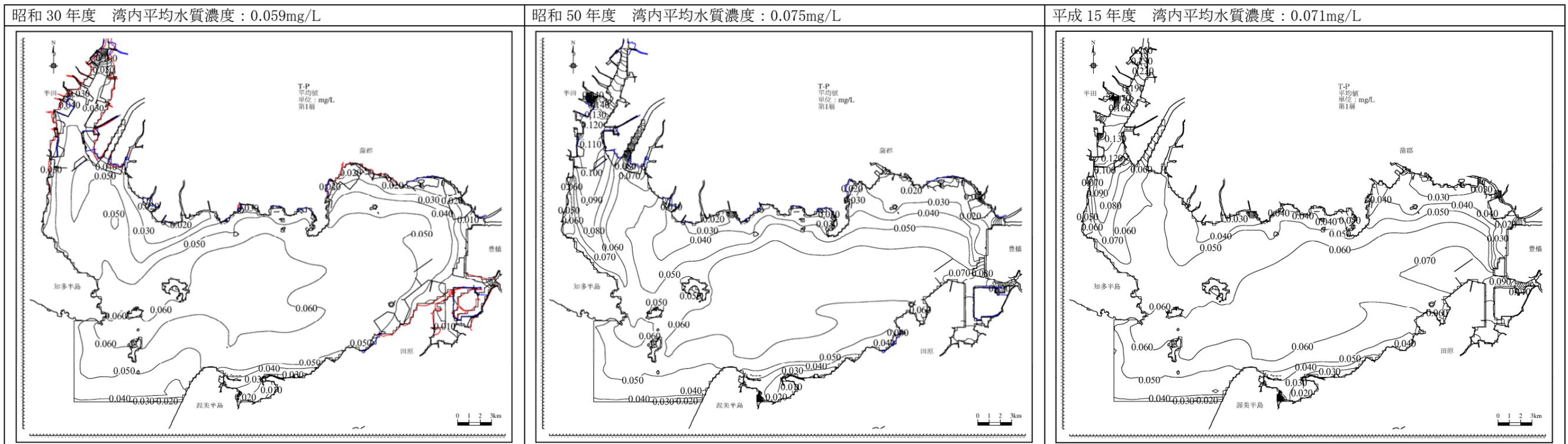


図 6.4.2.3(2) T-Pの濃度分布(夏季 平均流況時、日平均濃度、第1層)

注 「湾内平均濃度」は、K-1~3,A-1~4,A-12 を除く公共用水域水質測定地点の計算値(表層)の平均。

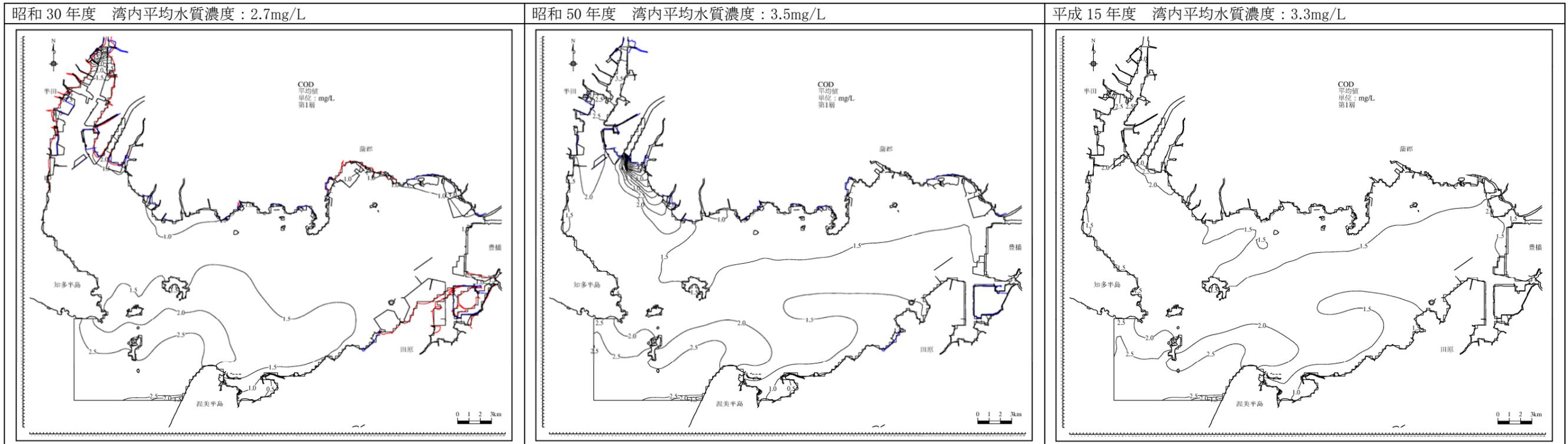


図 6.4.2.3 (3) CODの濃度分布（夏季 平均流況時、日平均濃度、第1層）

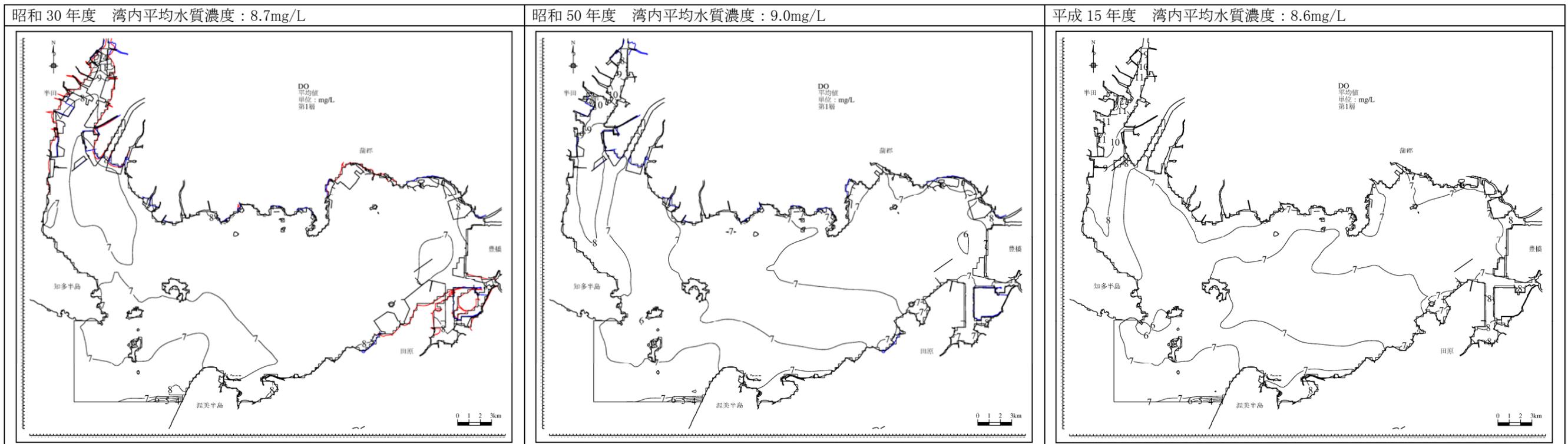
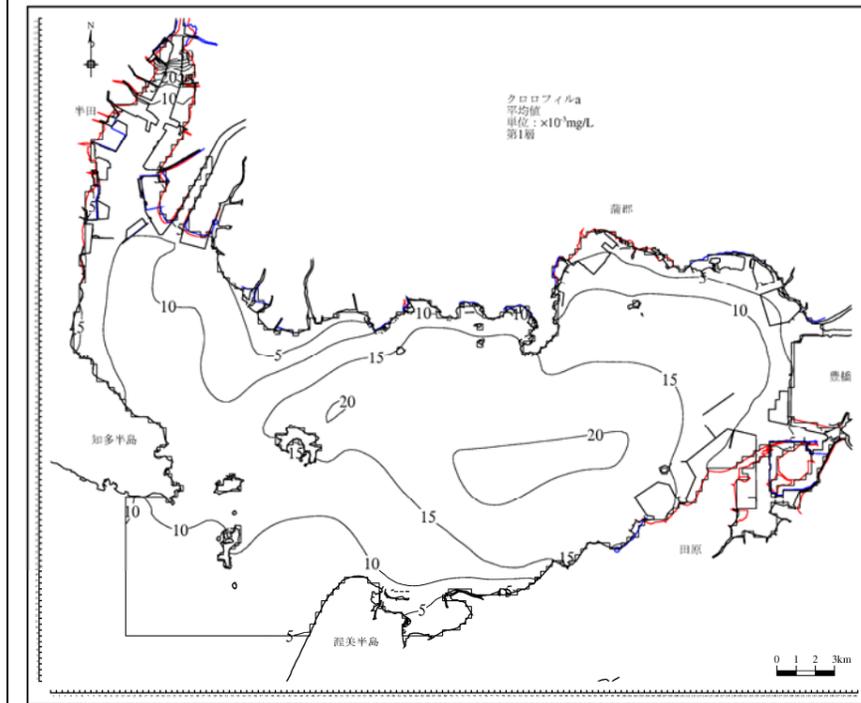


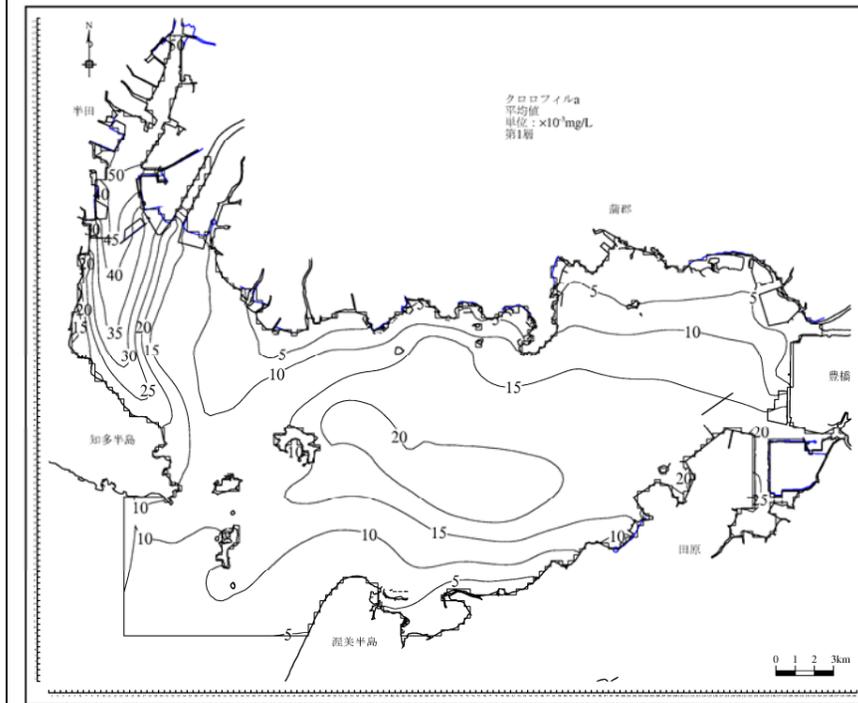
図 6.4.2.3 (4) DOの濃度分布（夏季 平均流況時、日平均濃度、第1層）

注 「湾内平均濃度」は、K-1～3,A-1～4,A-12を除く公共用水域水質測定地点の計算値（表層）の平均。

昭和 30 年度 湾内平均水質濃度：28.8  $\mu$ g/L



昭和 50 年度 湾内平均水質濃度：39.0  $\mu$ g/L



平成 15 年度 湾内平均水質濃度：36.2  $\mu$ g/L

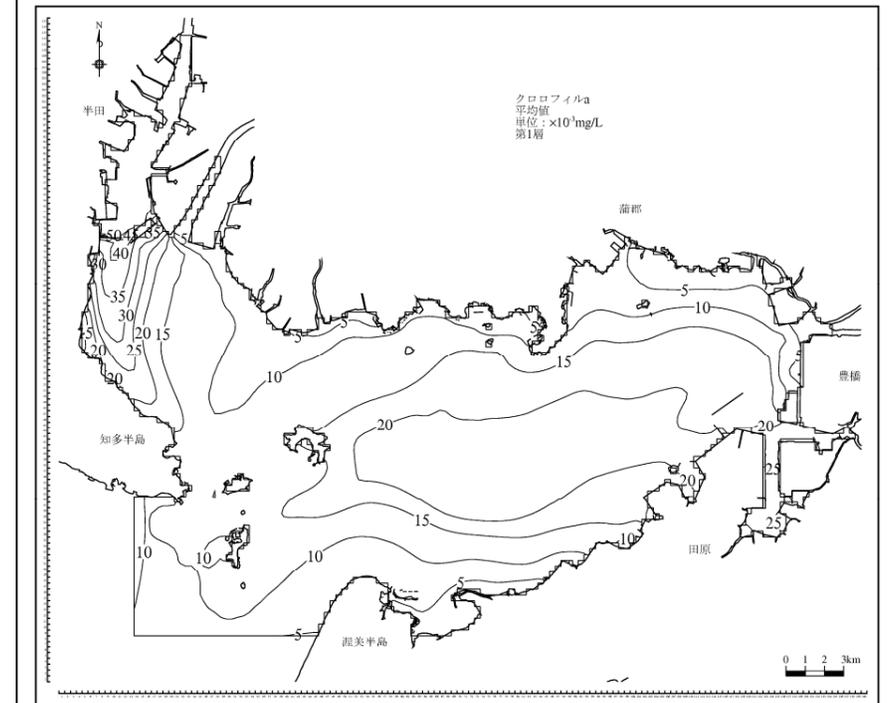


図 6.4.2.3(5) クロロフィル a の濃度分布 (夏季 平均流況時、日平均濃度、第 1 層)

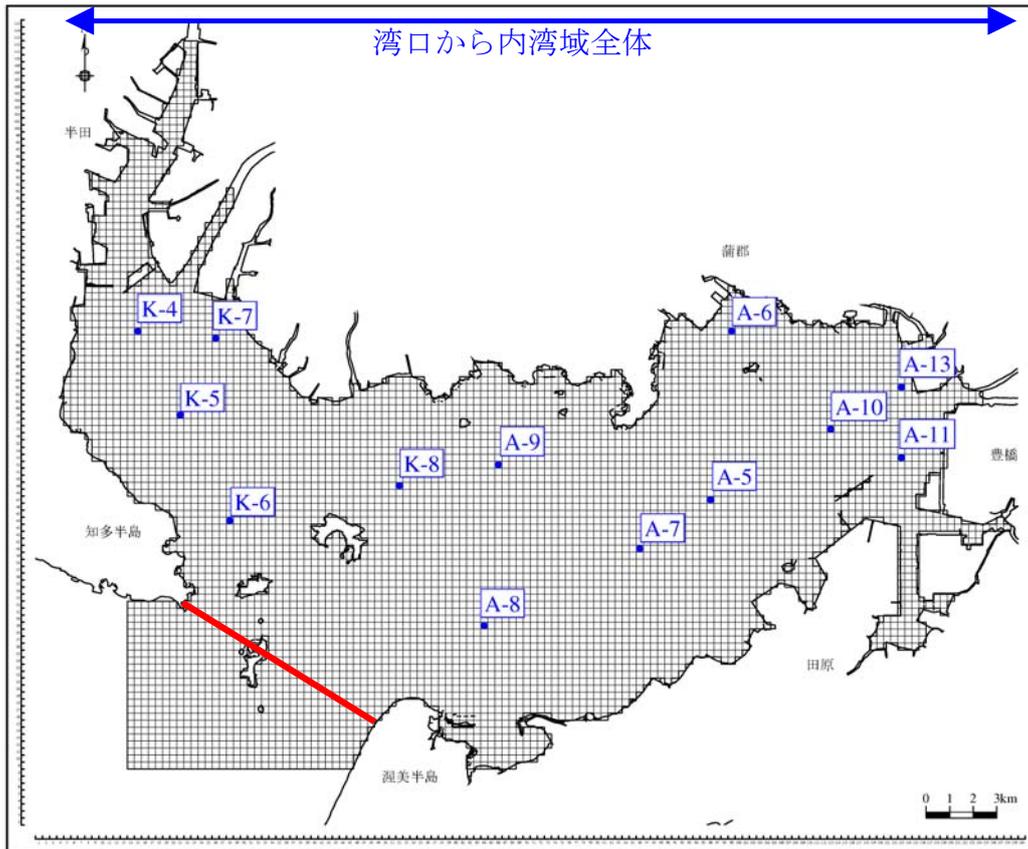
注 「湾内平均濃度」は、K-1~3,A-1~4,A-12 を除く公共用水域水質測定地点の計算値 (表層) の平均。



### 6.4.3 物質収支の検討

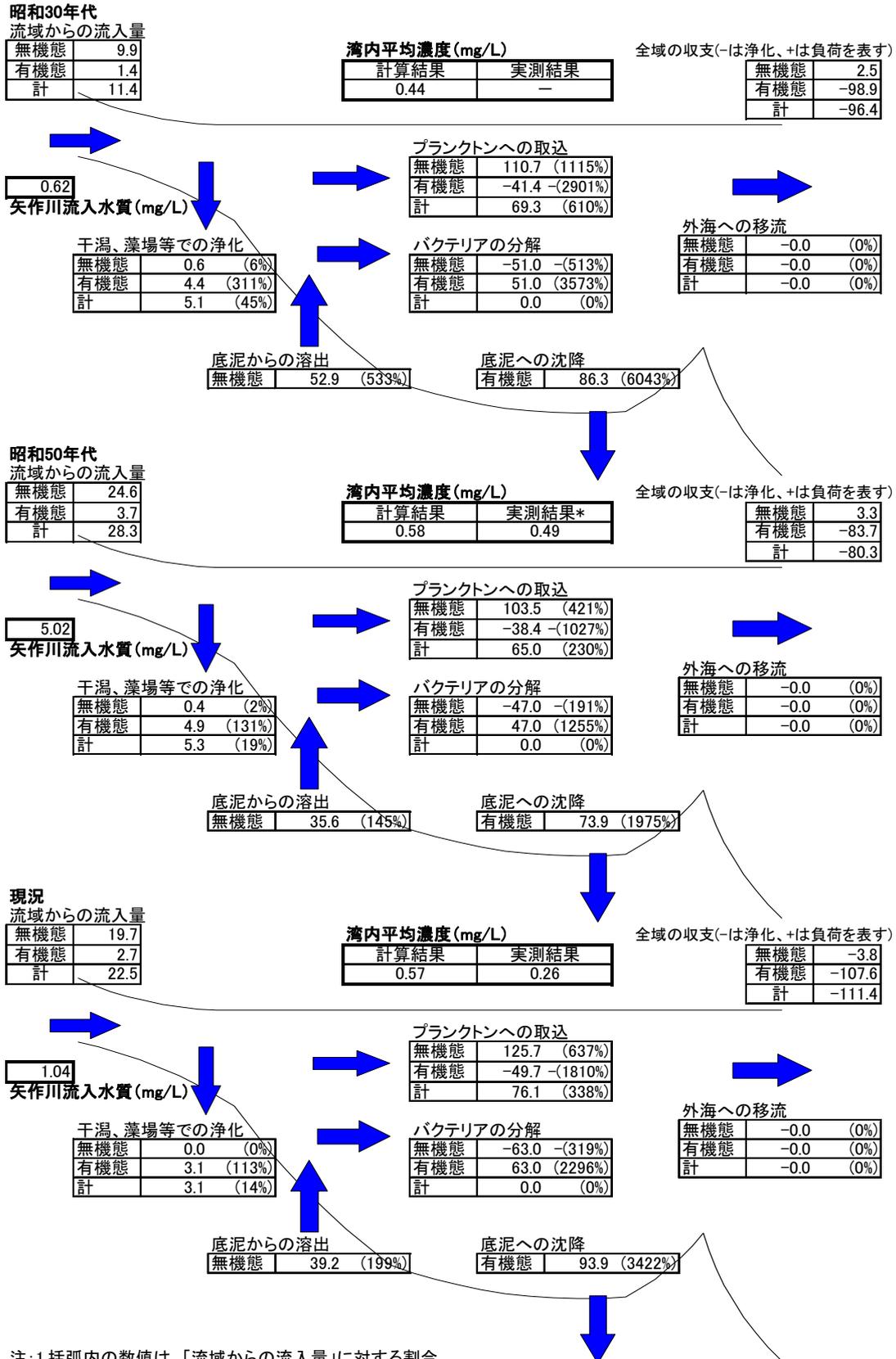
三河湾の湾口から内湾域を対象として（図 6.4.3.1）、物質収支のフラックス量を年代別に比較し、図 6.4.3.2 に示す。ここで、平均流況時の物質収支は 720 時間計算時の最終 24 時間の平均である。結果の概略は次のとおりである。

- 流入負荷に対し、いずれの年代、いずれの物質とも、プランクトンへの取込量が多く、それに伴う細菌による分解、底泥への沈降といった循環量も大きい。
- 海域の水質への寄与は、流域からの流入負荷より湾内の底泥からの溶出、プランクトンへの取込、細菌による分解、底泥への沈降といった循環の寄与が大きい。
- 全域の収支で有機態の浄化量が、非常に大きくなっている。この大部分は底泥への沈降によるものである。
- 干潟、藻場等での浄化のうち、無機態は藻場の海草藻類と干潟の付着藻類が、有機態は干潟の二枚貝が担っている。
- 海草・海藻類による無機態の取込量は昭和 30 年代が最も多く、二枚貝への有機態（植物プランクトンや懸濁態有機物）の取込量は昭和 50 年代が最も多く、現況が最も少ない。この傾向は、埋め立てに伴う干潟域の減少や二枚貝の現存量の経年変化で説明できる。
- プランクトンへの取込、底泥への沈降といった循環量は昭和 50 年代が最も少なく、現況が最も多い。一旦、二枚貝等が増加した後、干潟・藻場等での浄化が失われ、赤潮の発生が増加し、底泥に有機物が堆積して底層の貧酸素化が進行したとされる傾向と一致している。
- 初期値・境界値は、年代別の値が得られなかったため各年代とも現況値を設定しているが、他の物質循環過程に比べてフラックスが小さいことから物質収支に及ぼす影響は大きくないものと考えられる。



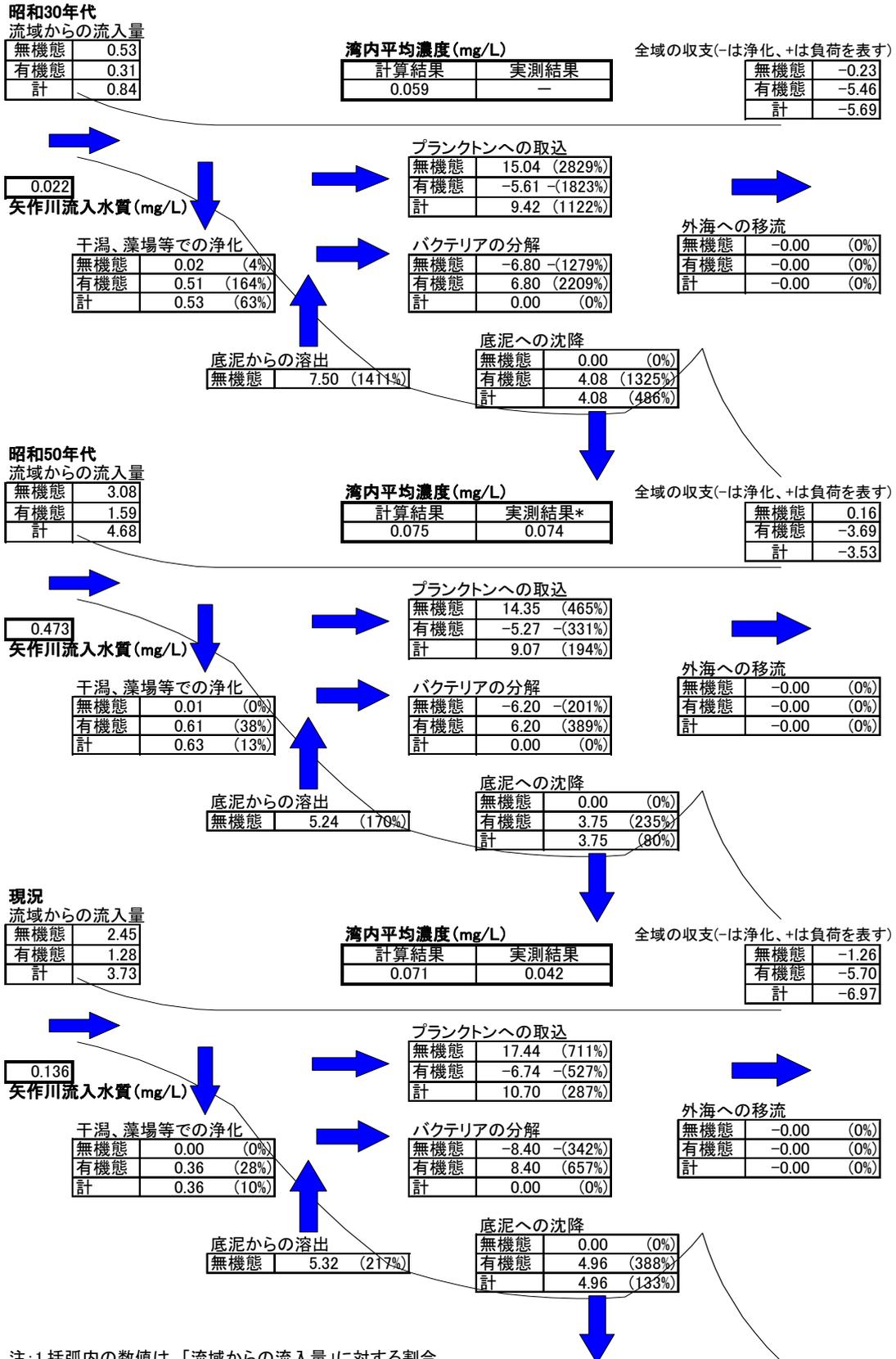
注) 図中の地点は、物質収支の検討において湾内平均濃度の算出に用いた公共用水域水質測定点

図 6.4.3.1 物質収支の算定範囲



注: 1.括弧内の数値は、「流域からの流入量」に対する割合  
 2.「底泥への沈降」、「外海への移流」には、プランクトンに含有されるものも含む。  
 3.「プランクトンへの取込、排出」には、呼吸・死滅にともなう自己回帰分が含まれる。  
 4.「湾内平均濃度」は、K-1~3,A-1~4,A-12を除く公共用水域水質測定地点の表層の平均。  
 5.「湾内平均濃度」の昭和50年代の実測結果は、昭和55年の値。

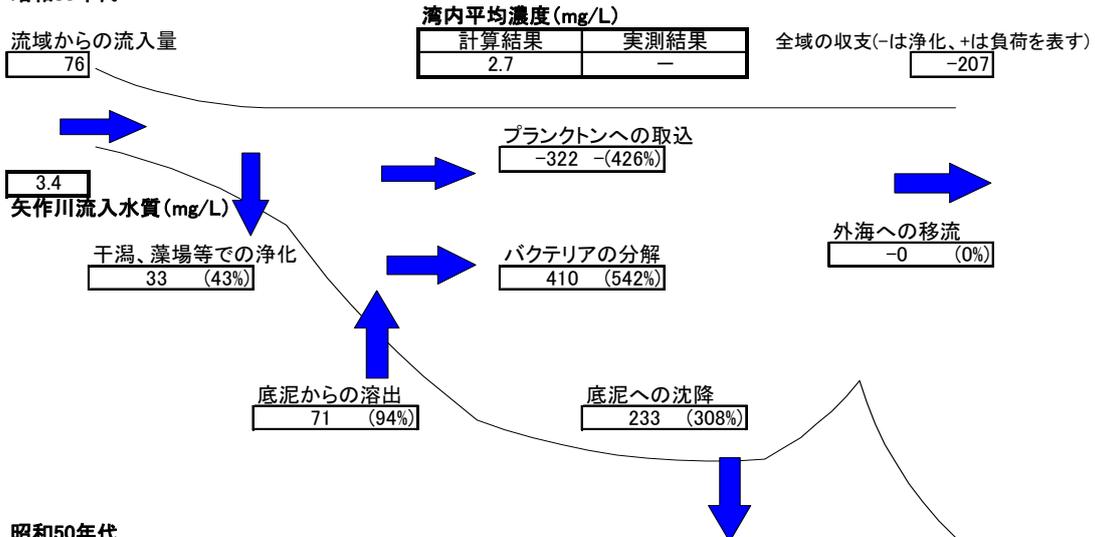
図 6.4.3.2(1) 窒素の物質収支 (夏季 平均流況時、単位: ton/day)



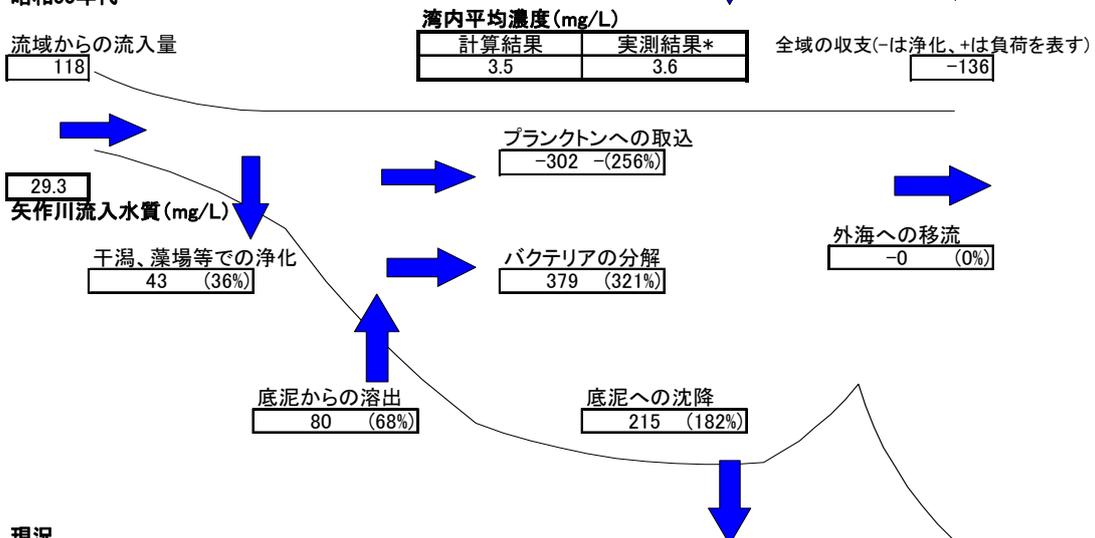
注: 1.括弧内の数値は、「流域からの流入量」に対する割合  
 2.「底泥への沈降」、「外海への移流」には、プランクトンに含有されるものも含む。  
 3.「プランクトンへの取込、排出」には、呼吸・死滅にともなう自己回帰分が含まれる。  
 4.「湾内平均濃度」は、K-1~3,A-1~4,A-12を除く公共用水域水質測定地点の表層の平均。  
 5.「湾内平均濃度」の昭和50年代の実測結果は、昭和55年の値。

図 6.4.3.2 (2) リンの物質収支 (夏季 平均流況時、単位: ton/day)

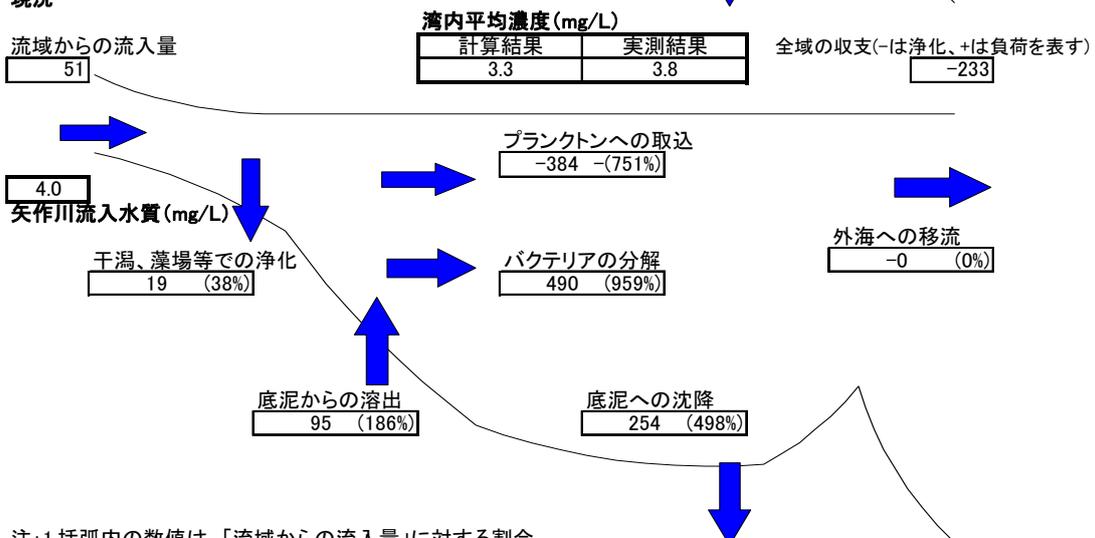
昭和30年代



昭和50年代



現況



- 注: 1.括弧内の数値は、「流域からの流入量」に対する割合  
 2.「底泥への沈降」、「外海への移流」には、プランクトンに含有されるものも含む。  
 3.「プランクトンへの取込、排出」には、呼吸・死滅にともなう自己回帰分が含まれる。  
 4.「湾内平均濃度」は、K-1~3.A-1~4.A-12を除く公共用水域水質測定地点の表層の平均。  
 5.「湾内平均濃度」の昭和50年代の実測結果は、昭和55年の値。

図 6.4.3.2 (3) CODの物質収支 (夏季 平均流況時、単位: ton/day)

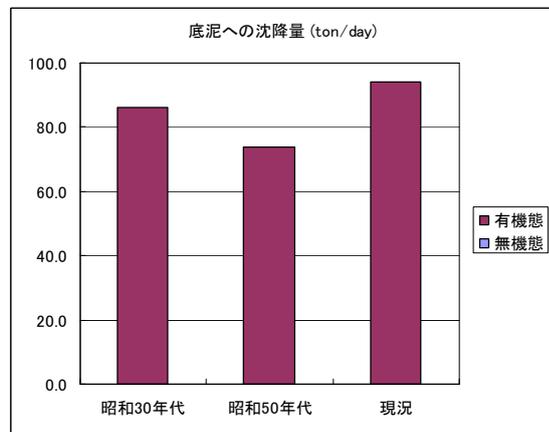
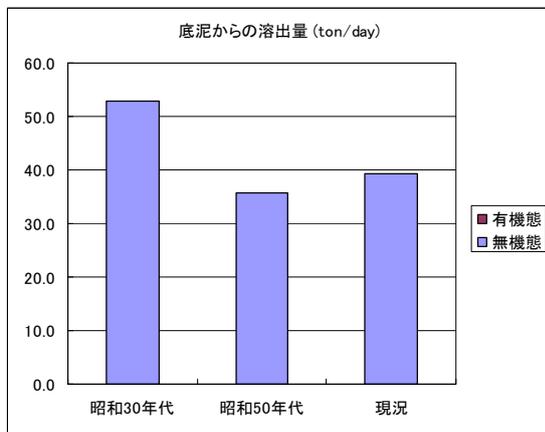
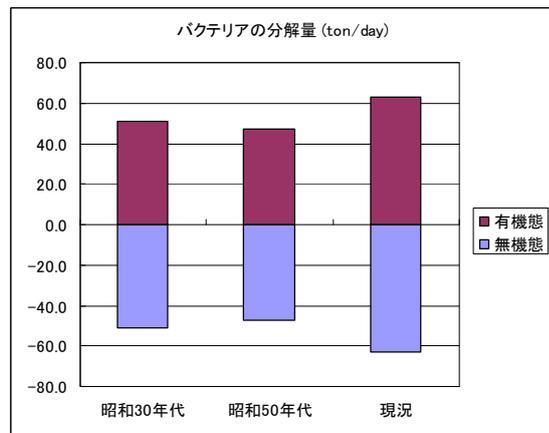
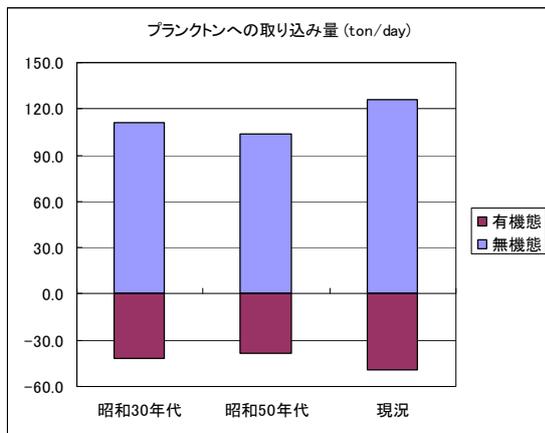
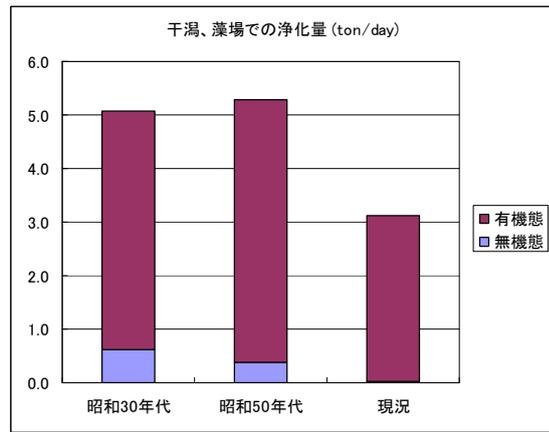
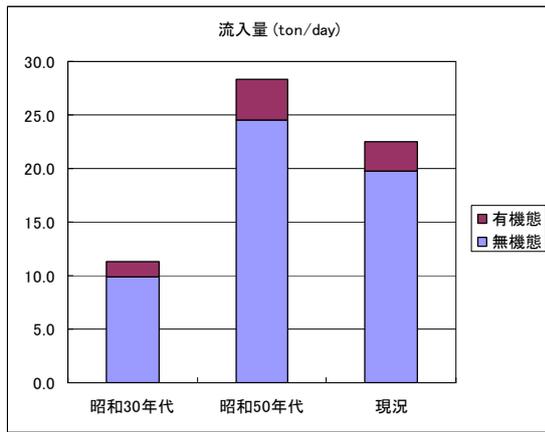


図 6.4.3.3(1) 物質収支の年代別比較 (窒素、夏季 平均流況時)

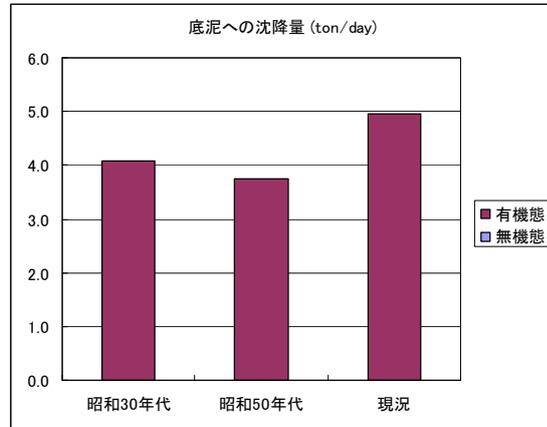
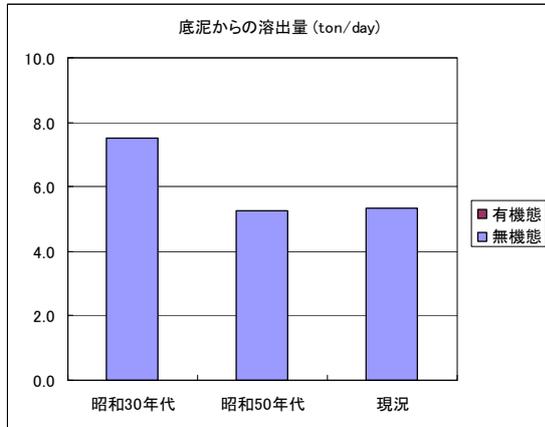
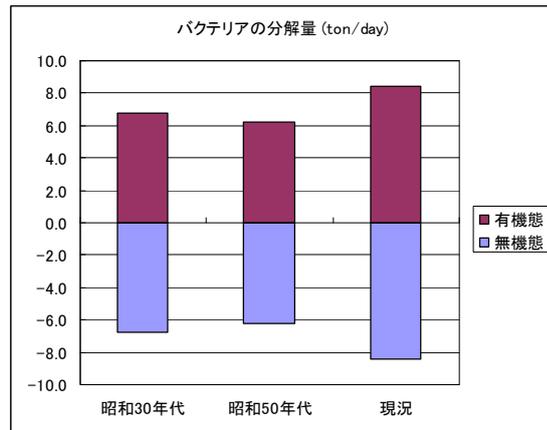
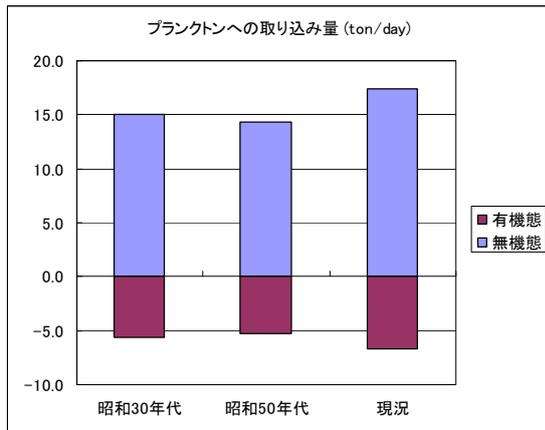
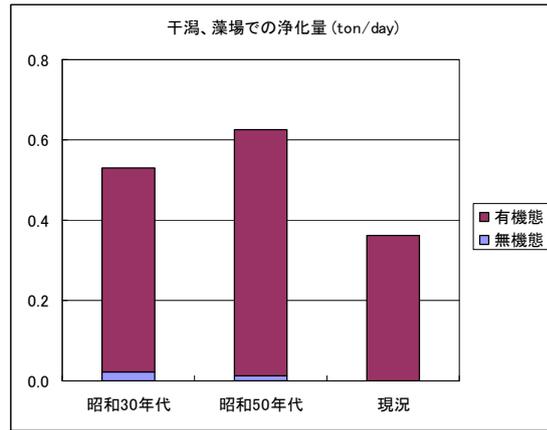
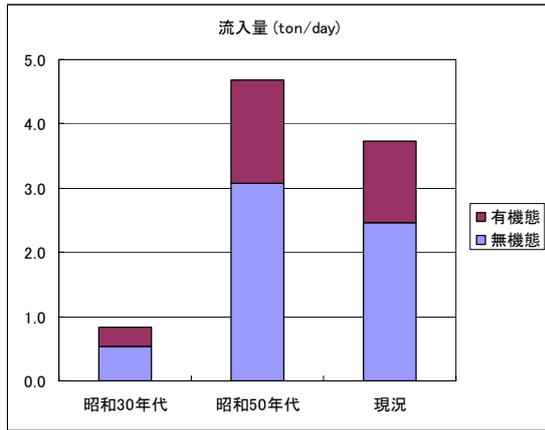


図 6.4.3.3 (2) 物質収支の年代別比較 (リン、夏季 平均流況時)

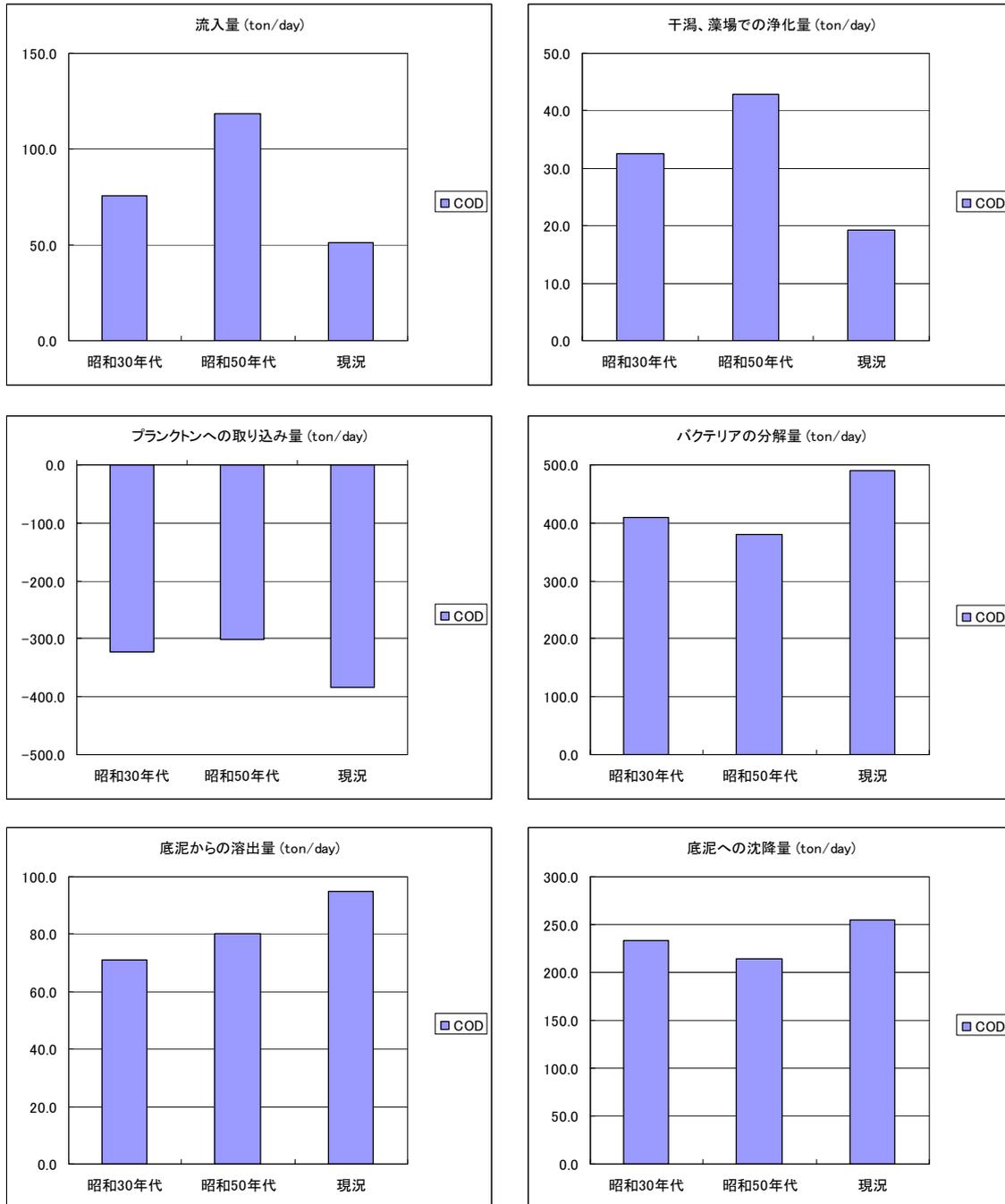


図 6.4.3.3 (3) 物質収支の年代別比較 (COD、夏季 平均流況時)

#### 6.4.4 海域におけるケイ酸の収支に関する考察

今回実施した数値モデル計算の結果を用いて、昭和 30 年、50 年、平成 15 年を対象に、三河湾におけるケイ酸の収支(流入量と植物プランクトンによる摂取量との比較)について検討した。

##### ●ケイ酸の流入負荷量

ケイ酸の流入量は各年代の淡水流入量にケイ酸の河川水質濃度を掛け合わせて算出した。三河湾に流入するケイ酸の負荷量を表 6.4.4.1 に示す。

夏季に限ると、近年のケイ酸流入量は若干の減少傾向にある。

表 6.4.4.1 ケイ酸(溶存態)の流入量

年	淡水流入量	河川 SiO <sub>2</sub> 濃度	SiO <sub>2</sub> 流入量
	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /日	mg/L	kg/day
S30	7.07	13.85	97,961
S50	10.73	10.89	116,796
H15	12.60	7.92	99,792

注：・淡水流入量は夏季(7~9月)における日平均値を用いた。なお、農業用水量も考慮した値である。

・河川 SiO<sub>2</sub> 濃度は、昭和 30 年については小林純(1960)日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究.農学研究,第 48 巻,第 2 号,p63-106.を用い、平成 15 年については「平成 16 年度河川を軸とした底質移動による良好な生態系の保全施策に関する検討調査」における現地調査結果における河川の溶存態ケイ素の平均値を用いた。なお、昭和 50 年については両者の平均値を用いた。

##### ●植物プランクトンによるケイ酸の摂取量

植物プランクトンによるケイ素の摂取量は、数値モデル計算で算定した無機態窒素及び無機態リンの植物プランクトン摂取量(夏季)に、ケイ素まで拡張したレッドフィールド比(C:N:P:Si=106:16:1:16)をあてはめることにより算出した。

その結果を表 6.4.4.2 に示す。

表 6.4.4.2 植物プランクトンによるケイ素の摂取量

年	I-N の植物プランクトン取り込み量(数値モデルによる算定値)		I-P の植物プランクトン取り込み量(数値モデルによる算定値)		Si の植物プランクトン取り込み量(レッドフィールド比をあてはめて算出)	
	g/day	M/day	g/day	M/day	M/day	g/day
S30	45,700,000	3,264,286	6,310,000	203,548	3,264,286	91,400,000
S50	50,700,000	3,621,429	7,060,000	227,742	3,621,429	101,400,000
H15	50,600,000	3,614,286	7,050,000	227,419	3,614,286	101,200,000

注：N の原子量を 14、P の原子量を 31、Si の原子量を 28 として算出した。

●ケイ酸の流入量と植物プランクトンによる摂取量との比較について

ケイ酸の流入量と植物プランクトンによる摂取量との比較を表 6.4.4.3 に示す。

過去の三河湾においては、流入量に比べてプランクトン取り込み量が多く、取り込み量に対する流入量の割合は、昭和 30 年で 50%、昭和 50 年で 54%、平成 15 年で 46%であった。

以上より、三河湾では夏季にケイ酸が枯渇する可能性が示唆され、また、植物プランクトンは河川から流入するケイ酸のみならず、枯死した珪藻からの溶出分についても必須なものとして再利用されている可能性が考えられた。

表 6.4.4.3 ケイ素流入量と植物プランクトンによる摂取量との比較

年	SiO <sub>2</sub> 流入量	Si の植物プランクトン取り込み量	SiO <sub>2</sub> 換算	流入量/取り込み量
	kg/day	kg/day	kg/day	%
S30	97,961	91,400	195,857	50
S50	116,796	101,400	217,285	54
H15	99,792	101,200	216,857	46

注：O の原子量を 16 として算出した。

## 6.5 出水時の物質収支の検討

### 6.5.1 出水時の流動計算結果

図 6.5.1.1 に流動計算結果から得られた出水時の流量ピーク時（出水開始 24 時間後）の流速ベクトルを示す。なお、出水時の流量ピーク時は上げ潮時となっている。

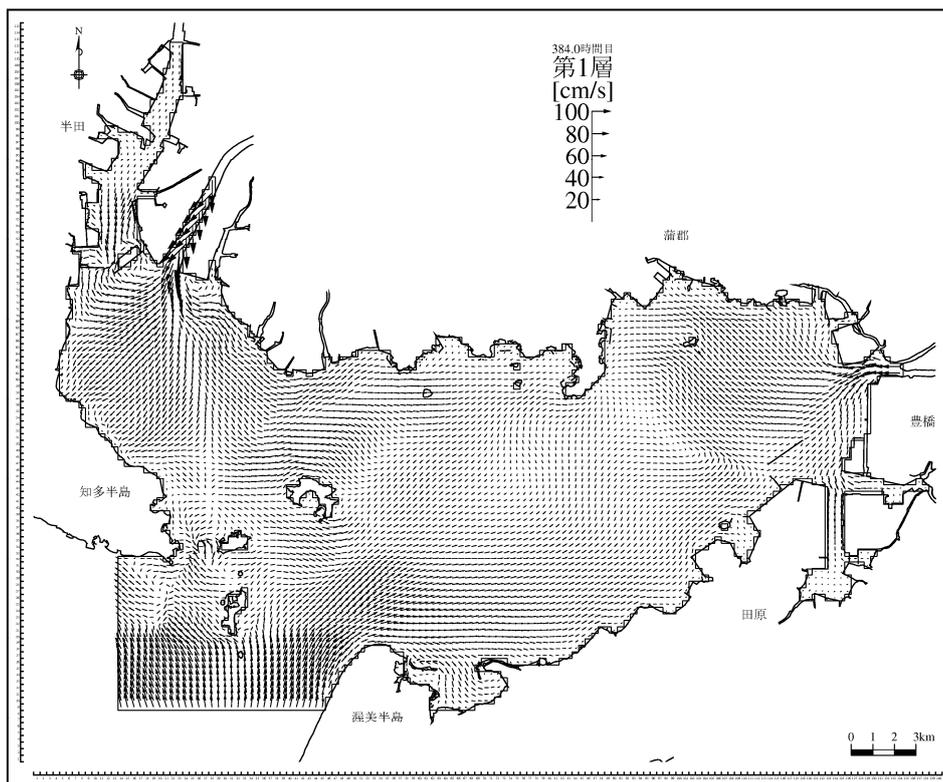


図 6.5.1.1(1) 流動計算結果（流量ピーク時・第1層、平成15年夏季）

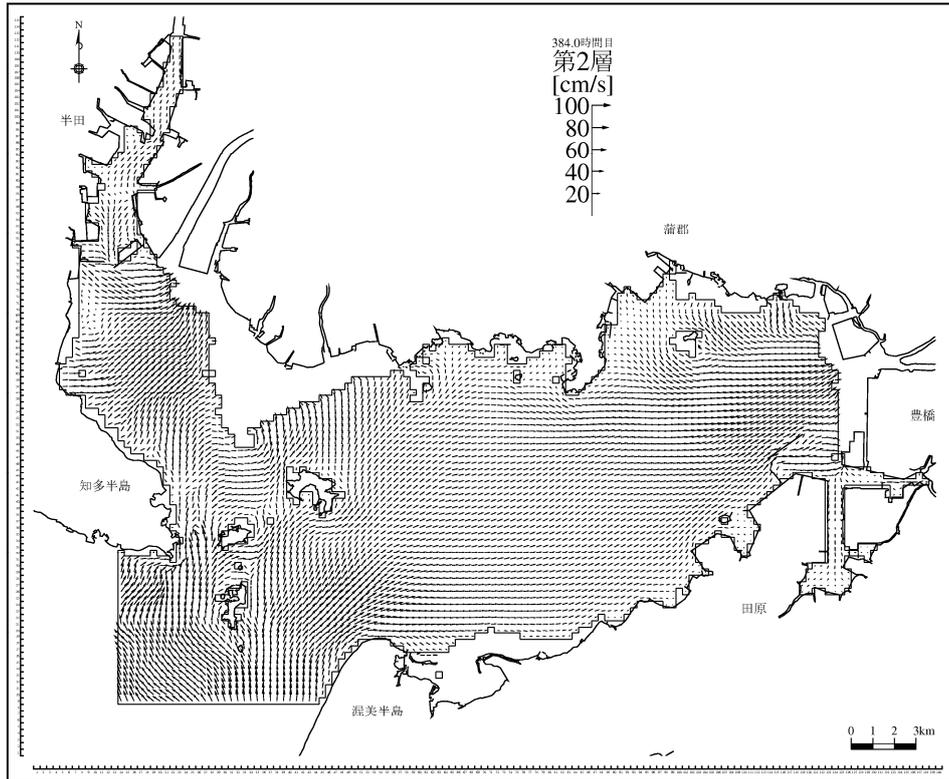


図 6.5.1.1 (2) 流動計算結果 (流量ピーク時・第2層、平成15年夏季)

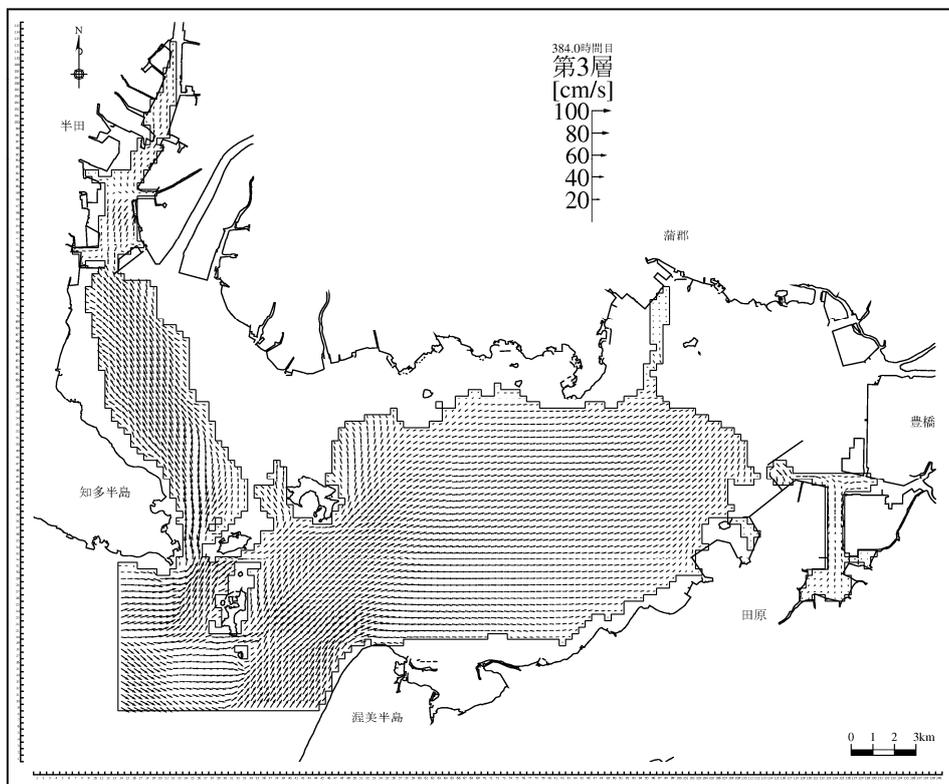


図 6.5.1.1 (3) 流動計算結果 (流量ピーク時・第3層、平成15年夏季)

## 6.5.2 出水時の水質計算結果

### (1) 出水時の水質濃度分布

出水時の水質計算結果から得られた COD、T-N、T-P、DO、クロロフィル *a* の濃度分布を示す。水質濃度分布は図 6.5.2.1 に示す期間（出水ピーク時を含む 24 時間）の平均値の水平分布を作成し、その結果を図 6.5.2.2 に示す。

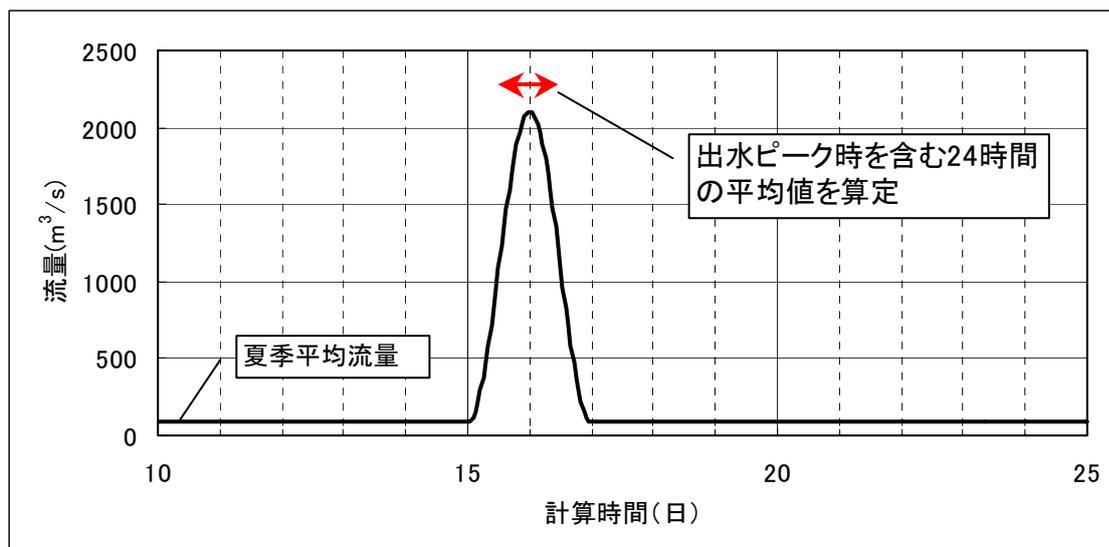


図 6.5.2.1 水質計算結果 (T-N 濃度分布・第1層、現況・出水時)

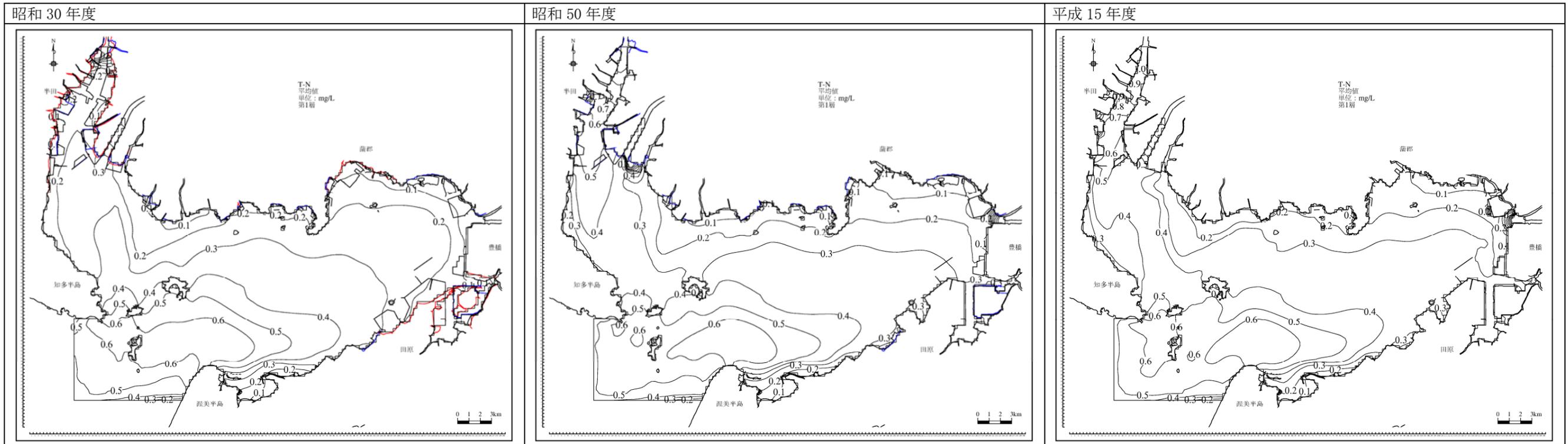


図 6.5.2.2(1) T-Nの濃度分布 (夏季 出水ピーク時を含む1日の平均、第1層)

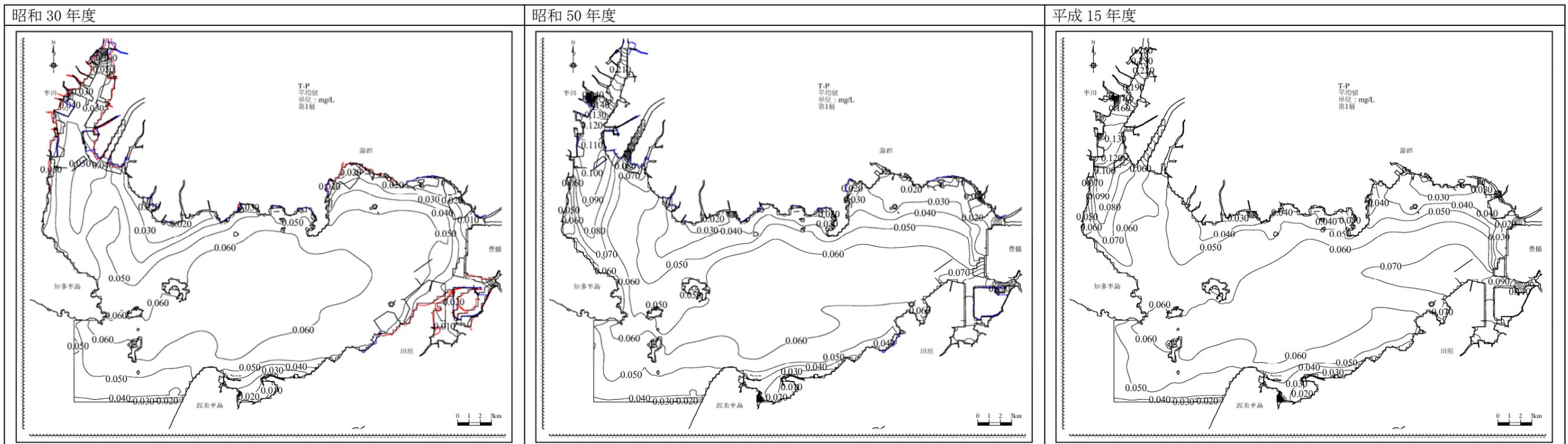


図 6.5.2.2(2) T-Pの濃度分布 (夏季 出水ピーク時を含む1日の平均、第1層)

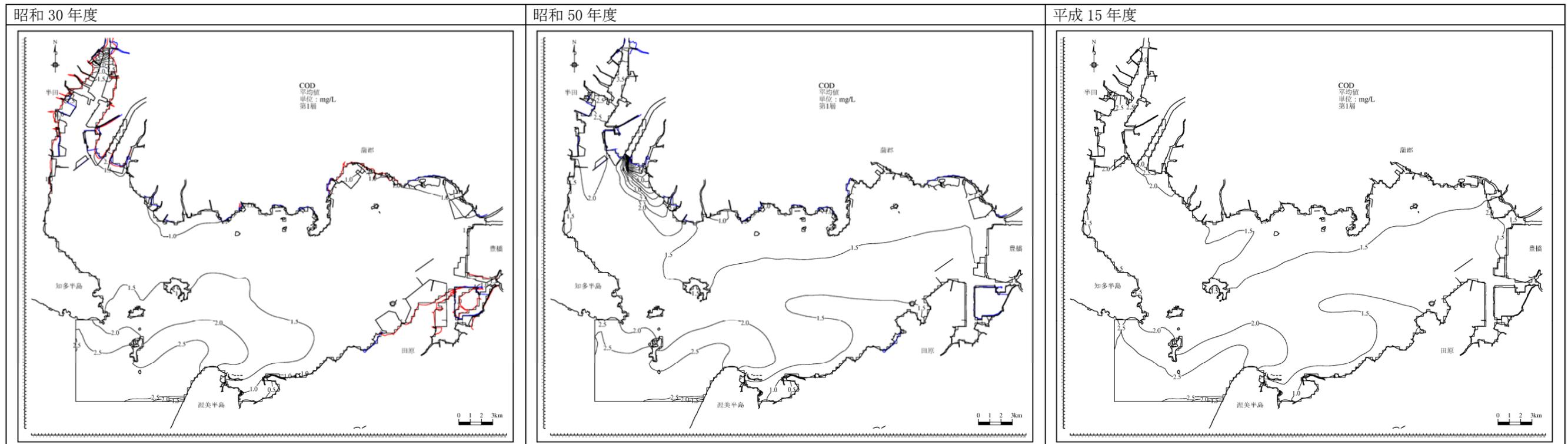


図 6.5.2.2(3) CODの濃度分布（夏季 出水ピーク時を含む1日の平均、第1層）

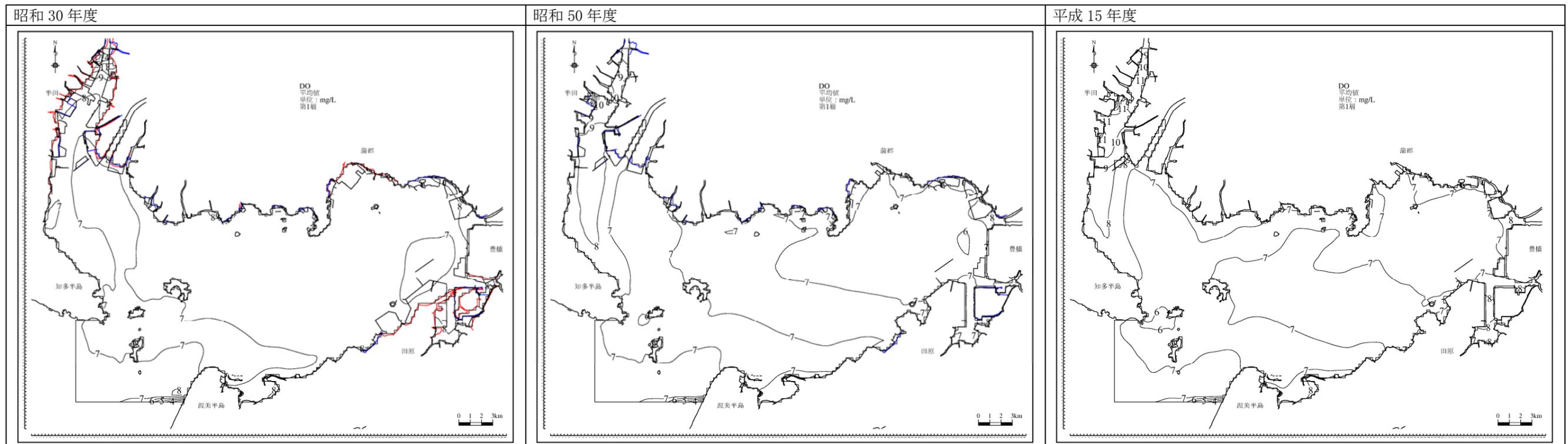


図 6.5.2.2(4) DOの濃度分布（夏季 出水ピーク時を含む1日の平均、第1層）

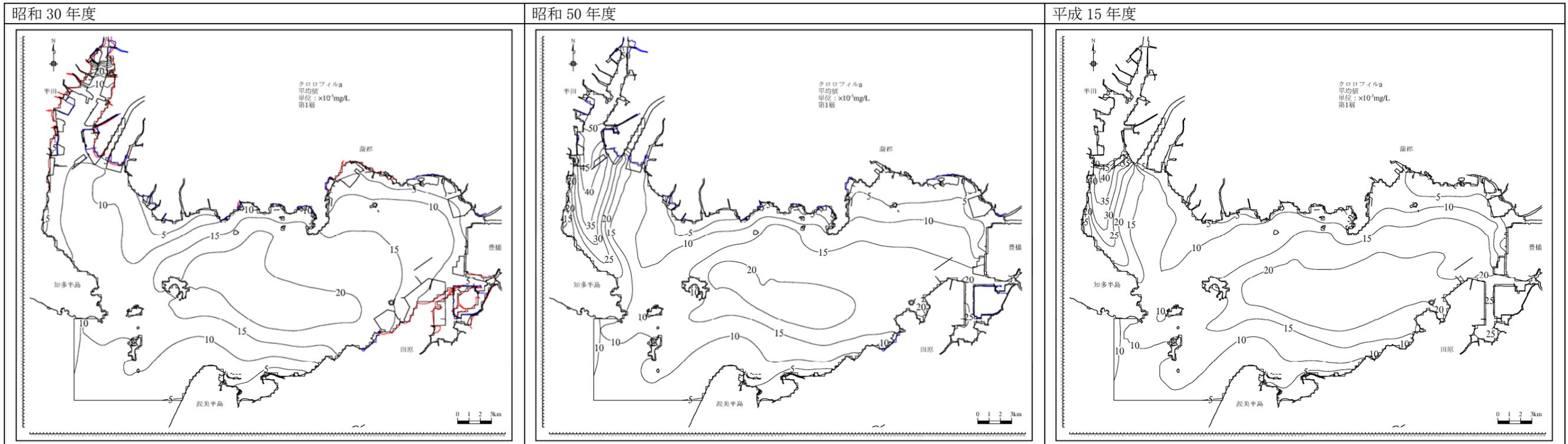


図 6.5.2.2(5) クロロフィル a の濃度分布 (夏季 出水ピーク時を含む1日の平均、第1層)

(2) 出水時の栄養塩類の移流・拡散状況、出水時における水質濃度変化の特徴

図 6.5.2.3 に出水時のハイドログラフと公共用水域水質調査・K-4 地点（図 6.4.2.1）の第 1 層におけるクロロフィル a の経時変化を示す。K-4 地点は矢作川の河口からの出水の影響を直接受ける地点として選定した。

クロロフィル a 濃度は出水に伴って一端低下した後、徐々に濃度が上昇し出水前の濃度を上回っていた。I-N, I-P は出水に伴い海域に供給され、一時的に濃度が高くなっている。これに伴い植物プランクトンの光合成が活発になり、植物プランクトンは増加し、栄養塩のうち無機態リンが光合成に使われている状況となっている。

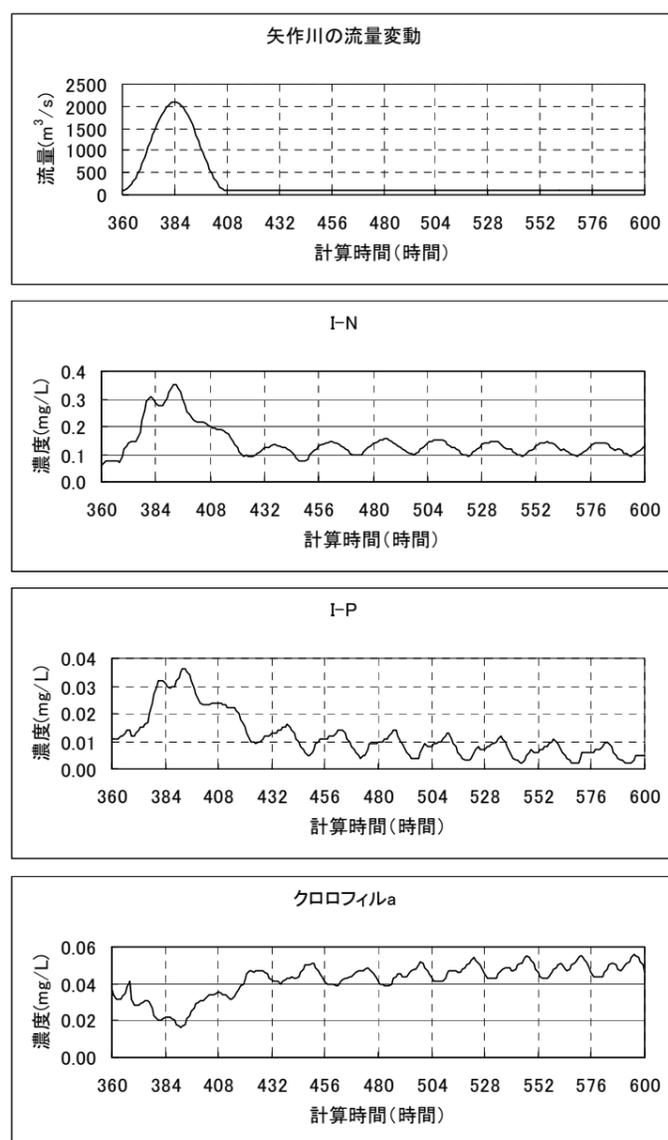


図 6.5.2.3 出水時のハイドログラフと栄養塩とクロロフィル a の経時変化 (K-4 地点、第 1 層)

#### (1) 移流・拡散状況

出水時の移流・拡散状況を把握するため、出水開始から1日ごとの第1層の水質濃度分布をT-N、T-Pについて図6.5.2.4に示す。

平成15年度の矢作川河口のT-Nをみると、出水1日後では0.6mg/Lとなっており、出水前にくらべて出水に伴う負荷の供給によって濃度が上昇している。この傾向は出水2日後(出水終了時)においては、さらに拡散範囲が河口から沖合いに広がっている。その後は、三河湾内のT-N濃度は全体的に出水前よりも高くなっている。この傾向は豊川河口でも同様で、出水ピーク時には河口で0.6~0.7mg/Lの分布で、出水2日後は0.4mg/Lの等値線が沖合いに広がっている。

平成15年度の矢作川河口のT-Pをみると、出水1日後で0.1mg/Lとなっており、T-N同様に河口で濃度が高くなっている。T-PはT-Nと傾向が異なり、出水後の湾全体での濃度の上昇傾向はなく、出水前と比較的同じような分布傾向となっている。

昭和50年度および昭和30年度の計算も、大局的な水質の分布傾向は平成15年度と同様となっており、昭和30年度は平成15年度や昭和50年度よりも負荷量が小さいことから、湾内の水質濃度はT-NやT-Pはやや低い傾向となっている。

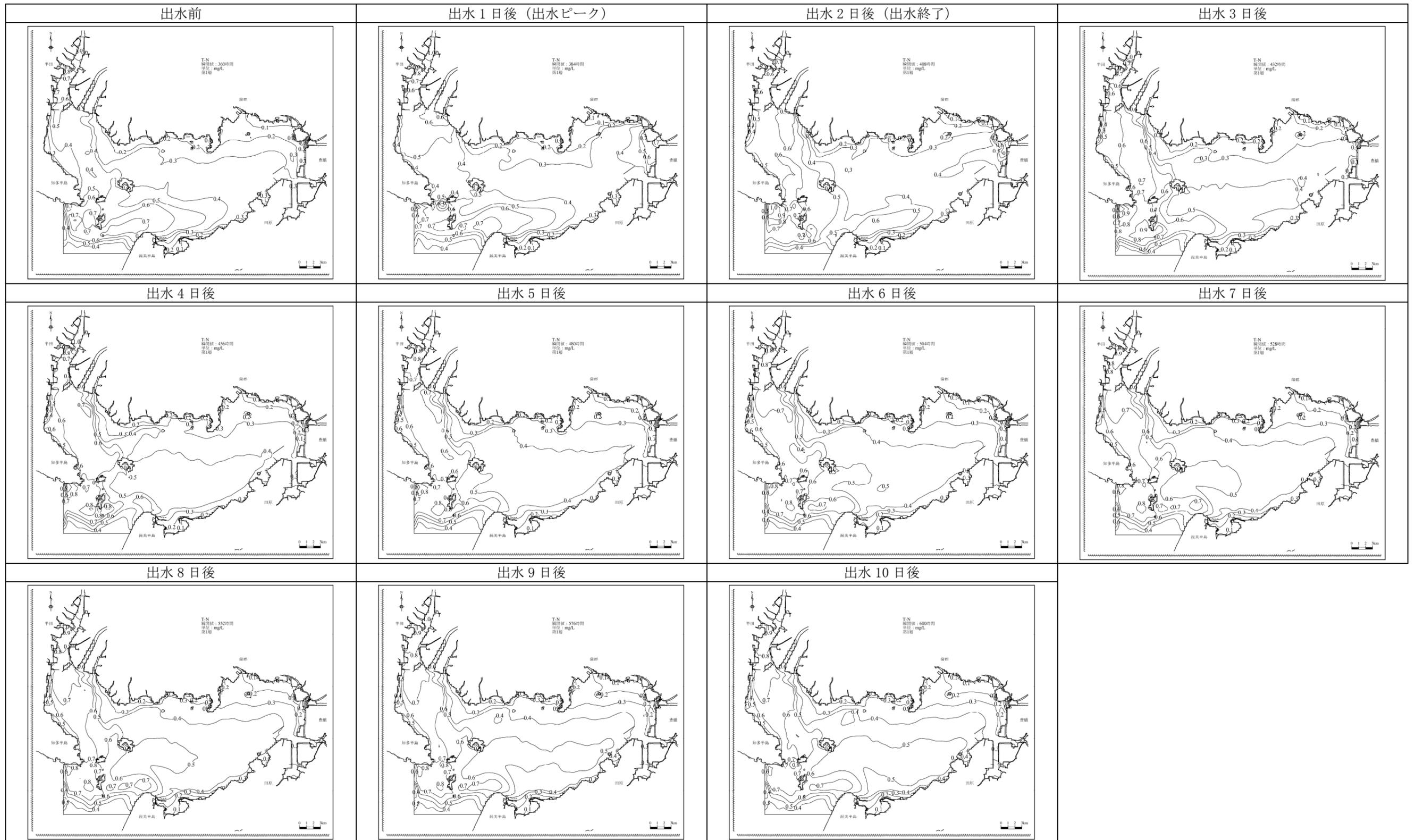


図 6.5.2.4(1) T-Nの移流・拡散状況 (平成15年度、第1層)

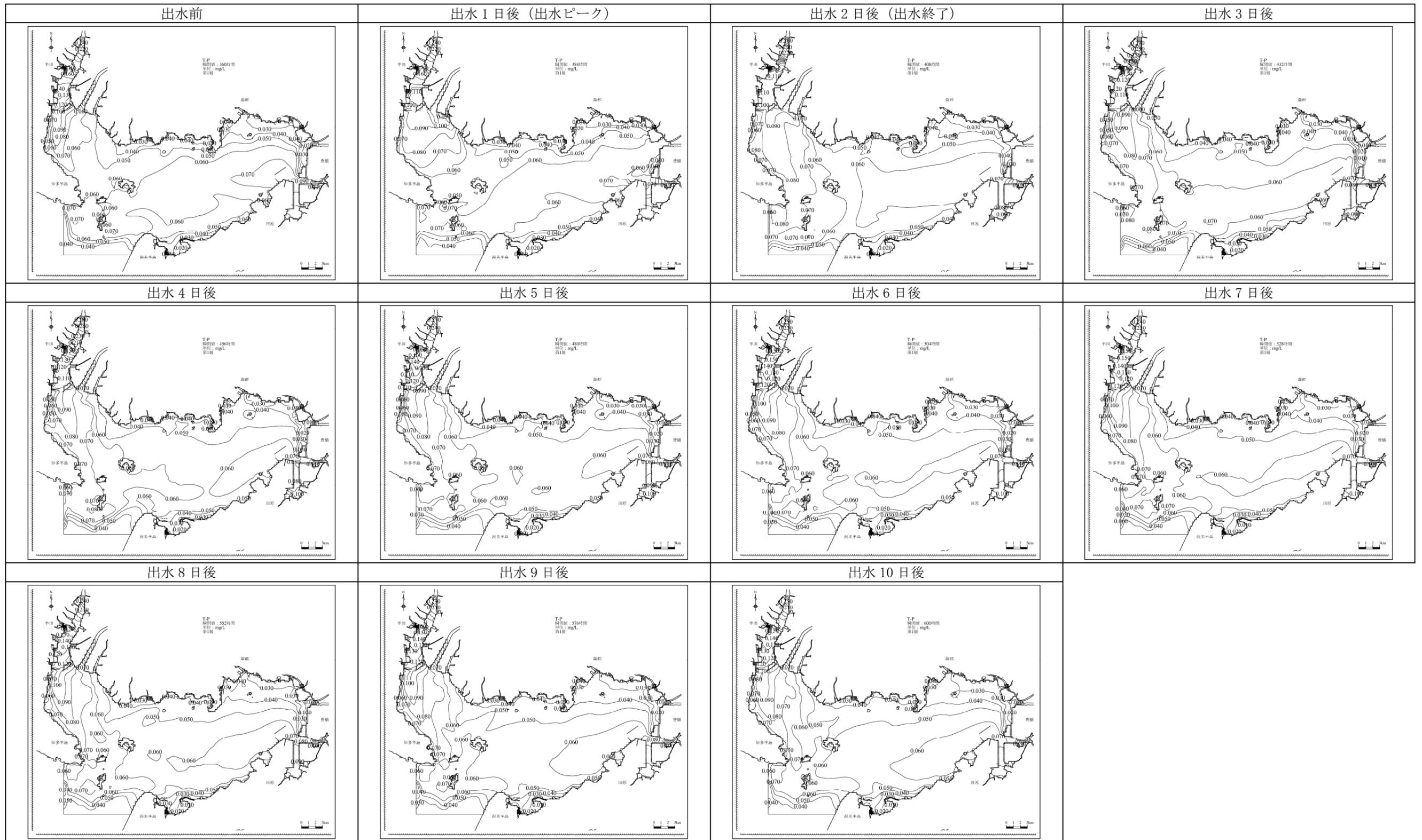


図 6.4.2.4(2) T-P の移流・拡散状況 (平成 15 年度、第 1 層)

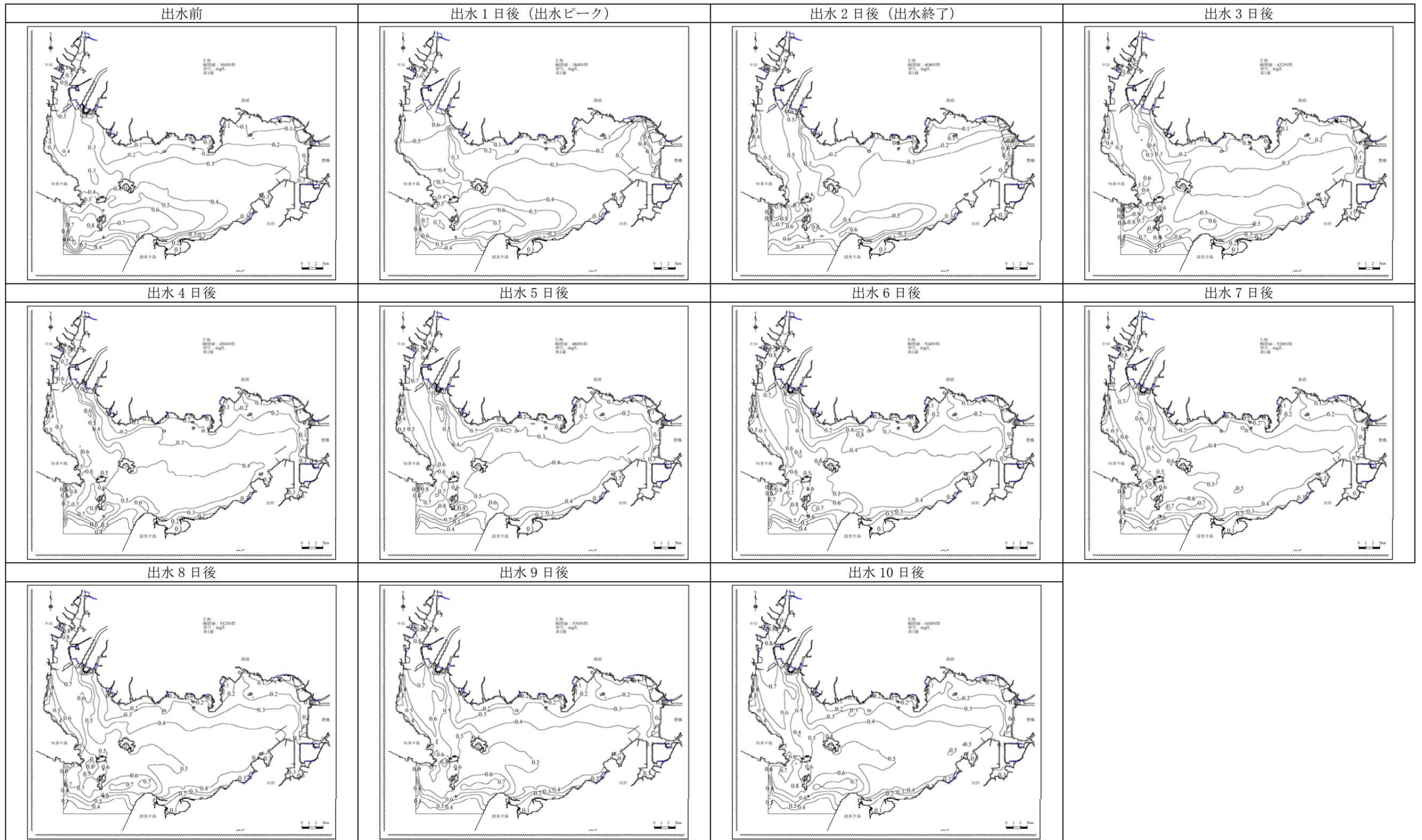


図 6.4.2.4(3) T-Nの移流・拡散状況 (昭和50年度、第1層)

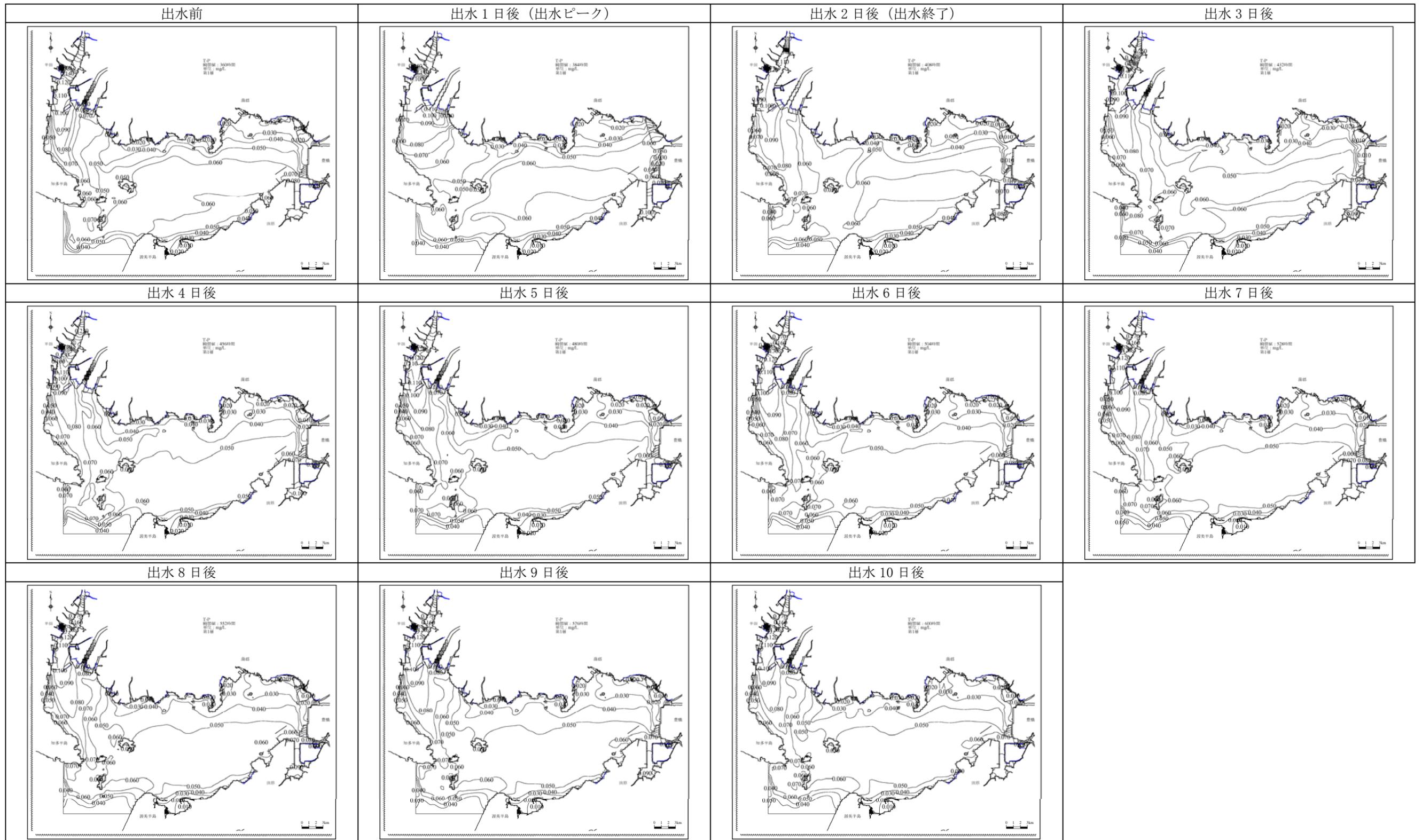


図 6.4.2.4 (4) T-Pの移流・拡散状況 (昭和50年度、第1層)

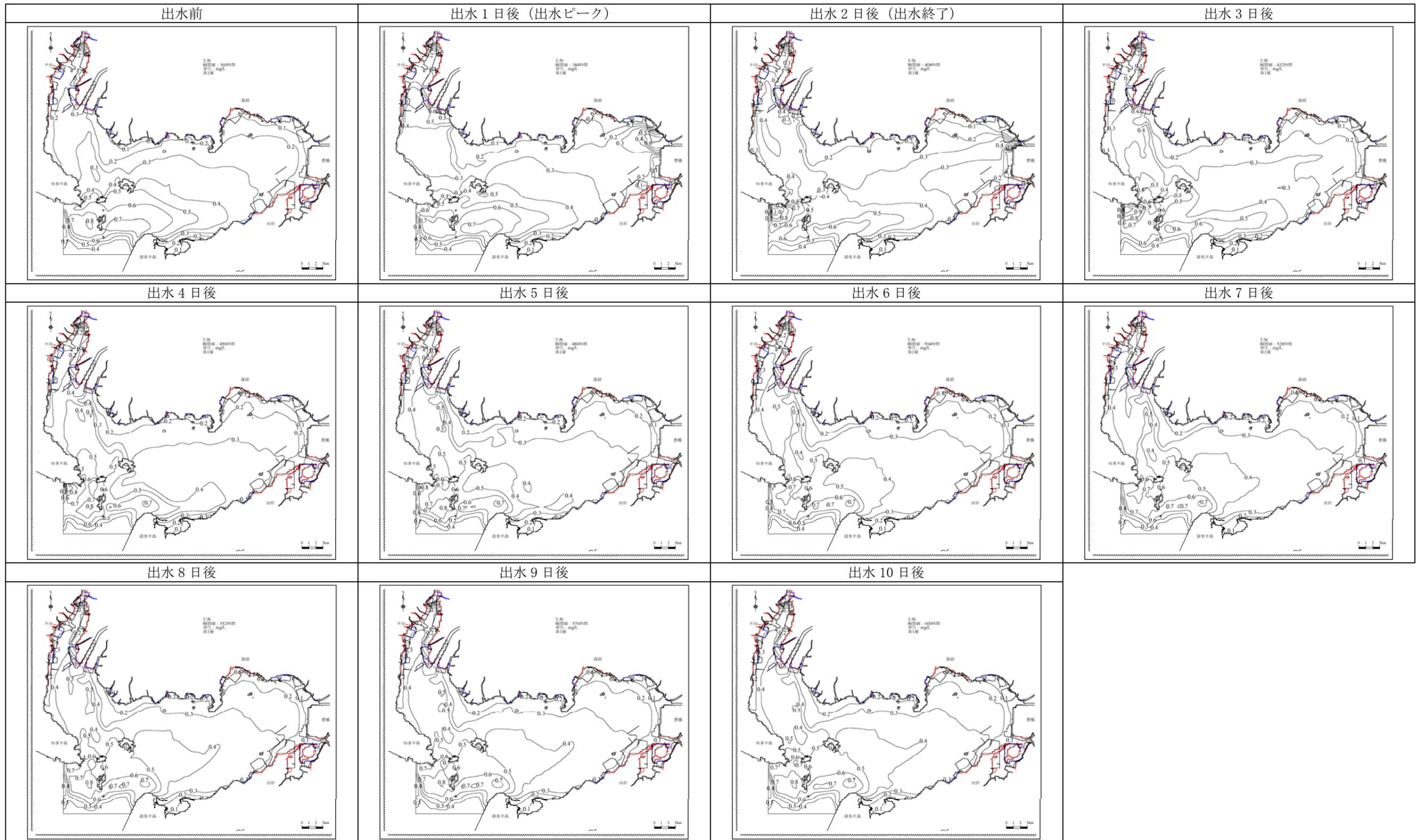


図 6.5.2.4(5) T-Nの移流・拡散状況 (昭和30年度、第1層)

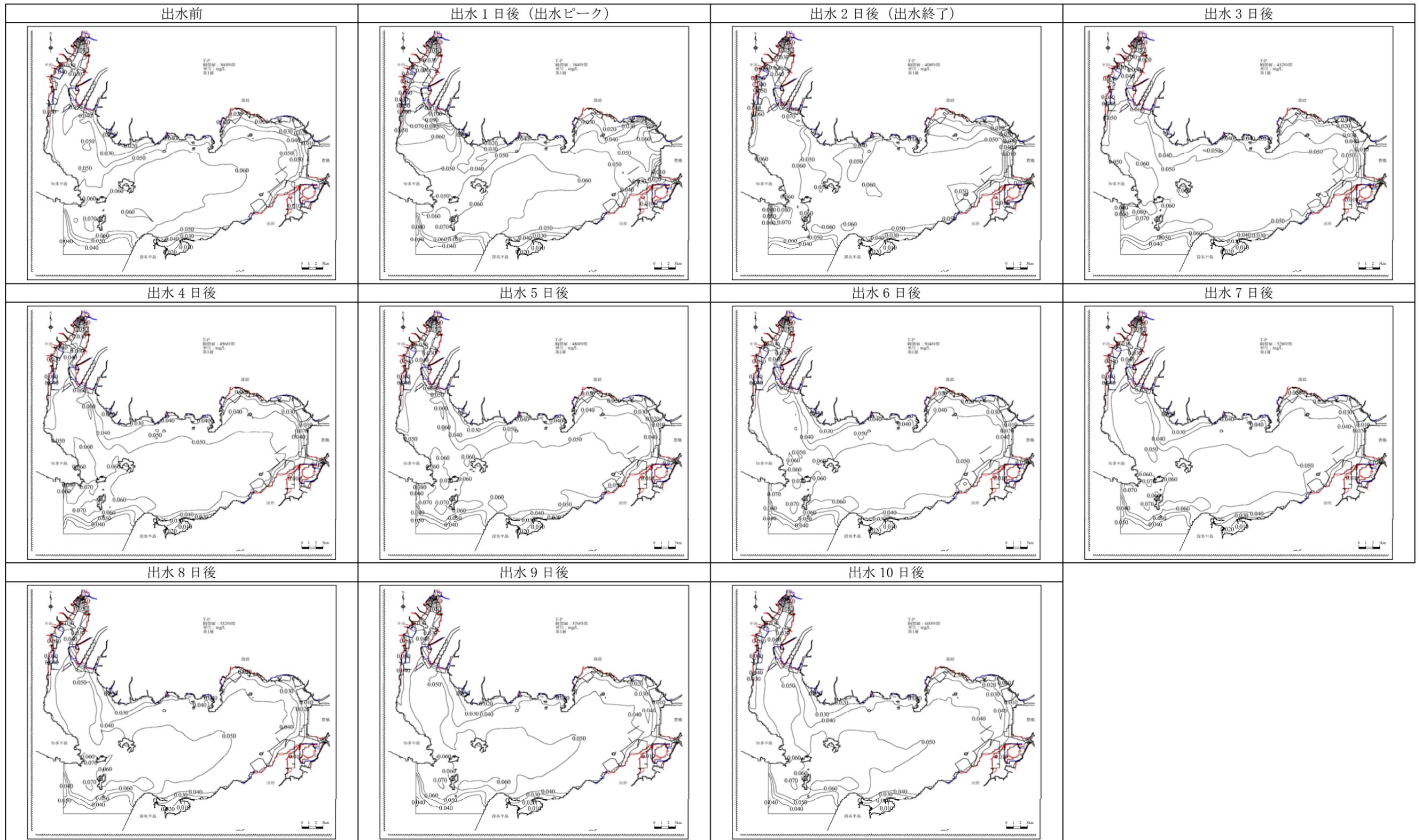


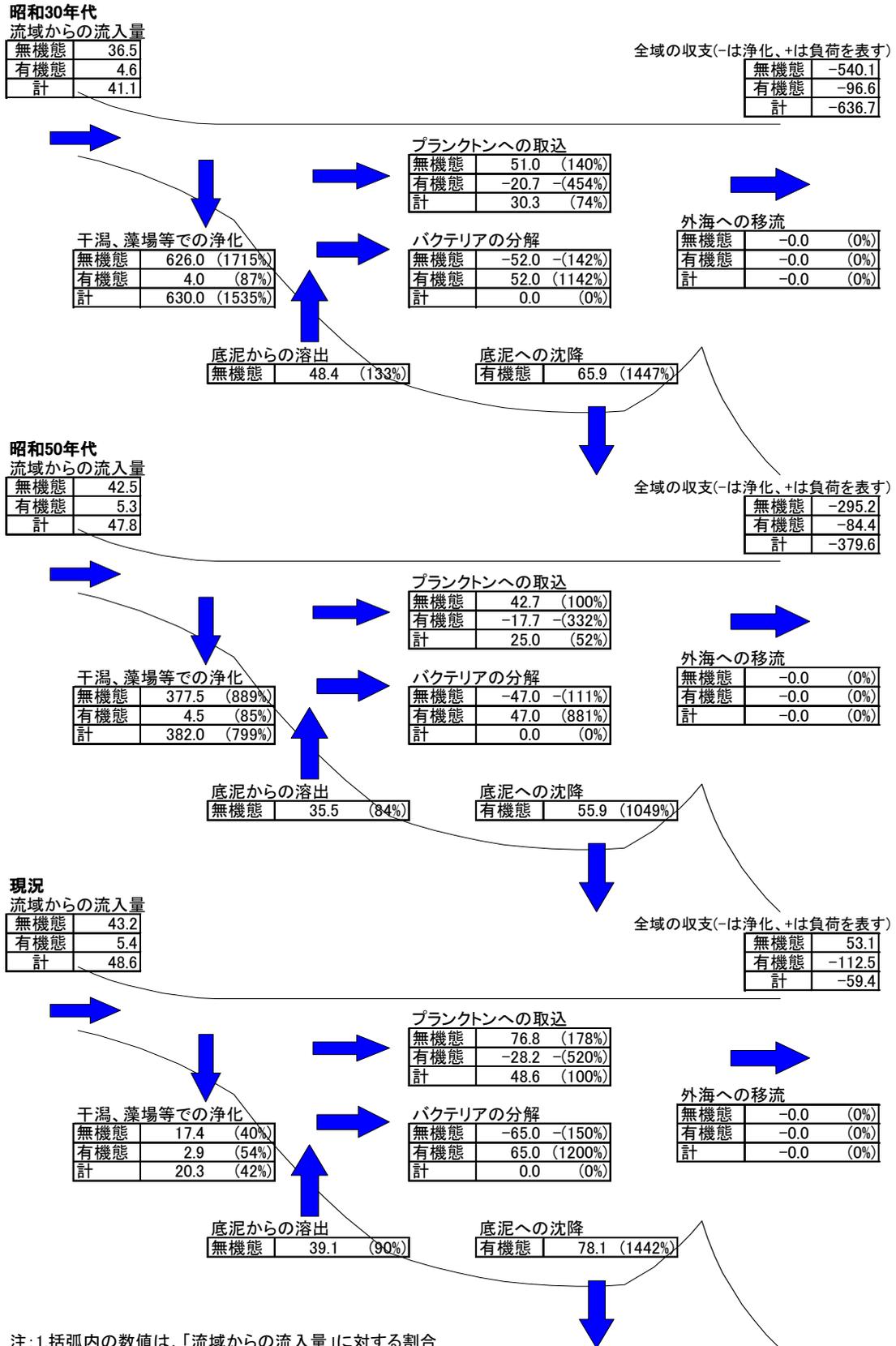
図 6.5.2.4 (6) T-Pの移流・拡散状況 (昭和30年度、第1層)

### 6.5.3 出水時の物質収支の検討

#### (1) 物質収支の年代別の比較

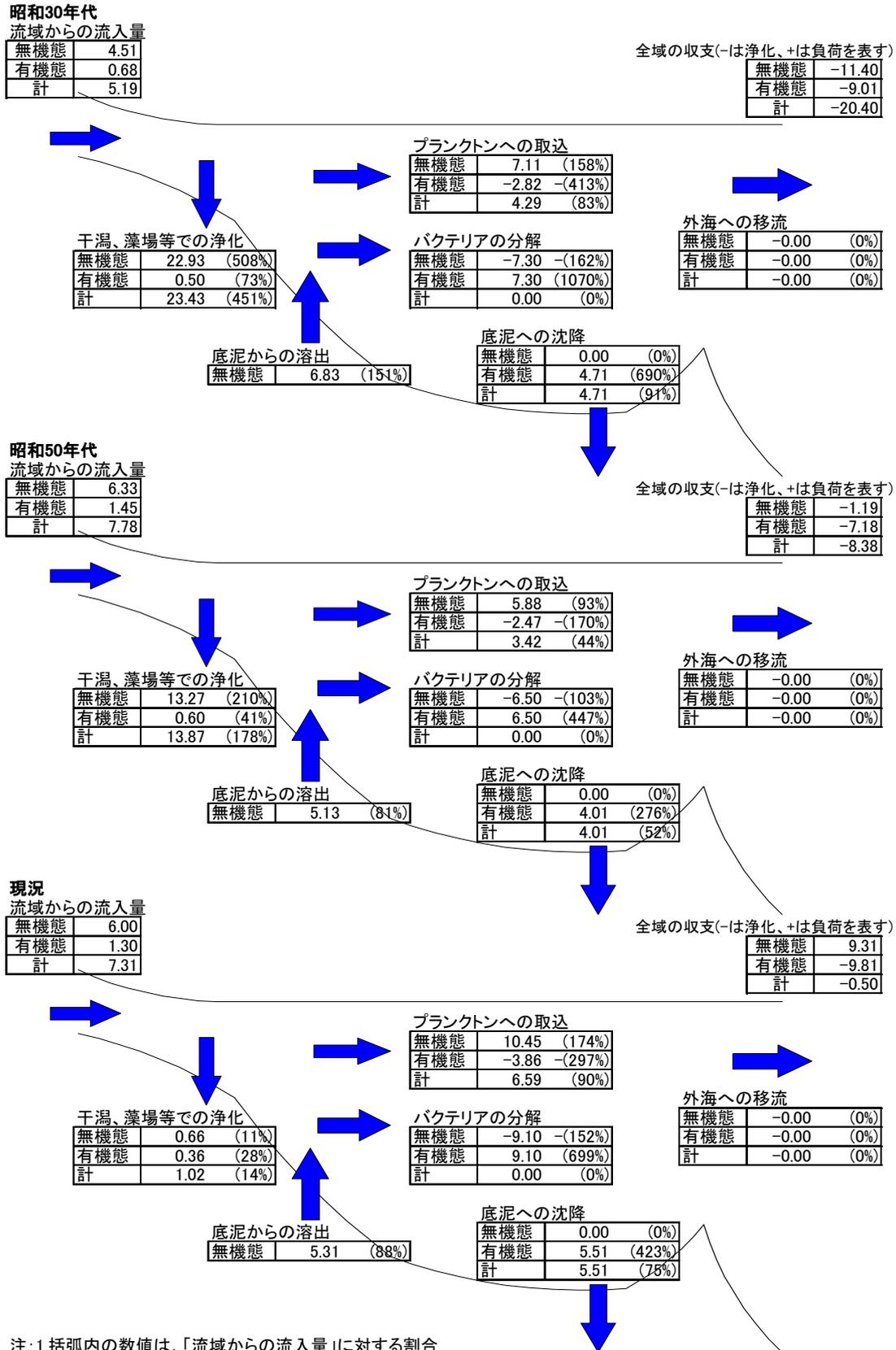
図 6.4.3.1 に示すように三河湾の湾口から内湾域を対象として、出水時の物質収支を年代別に図 6.5.3.1 に示すとともに、物質収支のフラックス量を年代別に比較して図 6.5.3.2 に示す。結果の概略は次のとおりである。

- 年代別の比較結果の傾向は、平均流況時と同様である。
- 流入負荷に対し、いずれの年代、いずれの物質とも、プランクトンへの取込量が多く、それに伴うバクテリアによる分解、底泥への沈降といった循環量も大きい。
- 出水時と平均流況時では、流入負荷量の違いに応じて物質循環量が若干変化しているが、海域の水質への寄与は、流域からの流入負荷より湾内の底泥からの溶出、プランクトンへの取込、バクテリアによる分解、底泥への沈降といった内部の循環の寄与が大きいことから、流入負荷以外のフラックスに明確な違いは見られない。
- 陸域からの流入負荷について、有機態と無機態の比率を適切に設定する事が重要である。



注:1.括弧内の数値は、「流域からの流入量」に対する割合  
 2.「底泥への沈降」、「外海への移流」には、プランクトンに含まれるものも含む。  
 3.「プランクトンへの取込、排出」には、呼吸・死滅にともなう自己帰分が含まれる。

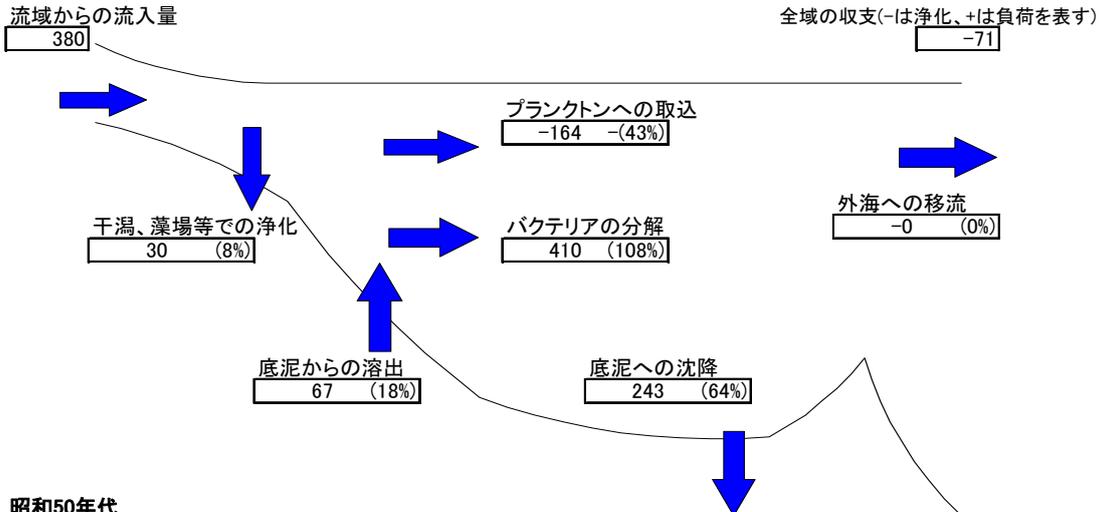
図 6.5.3.1 (1) 窒素の物質収支 (夏季 出水時、単位: ton/day)



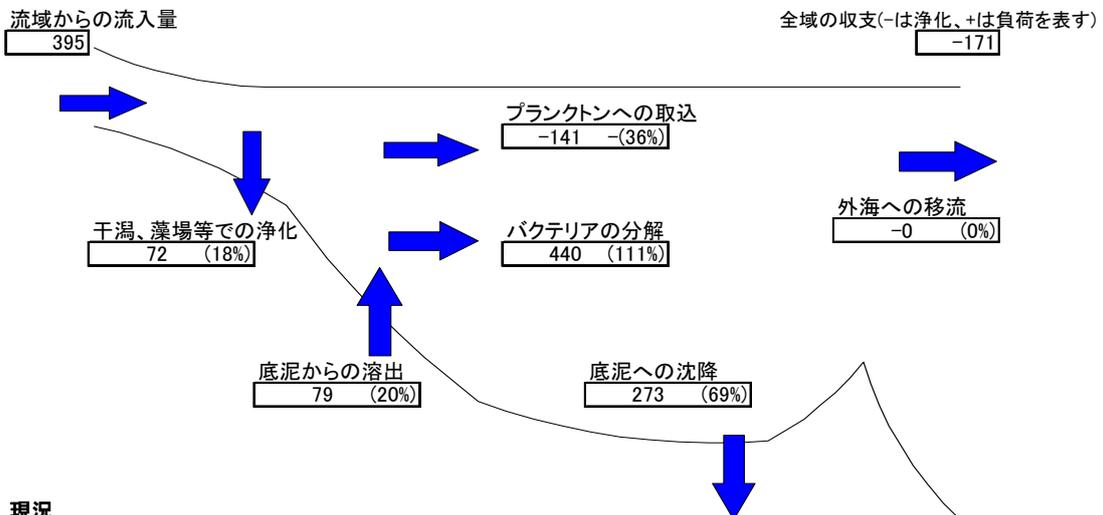
注:1.括弧内の数値は、「流域からの流入量」に対する割合  
 2.「底泥への沈降」、「外海への移流」には、プランクトンに含まれるものも含む。  
 3.「プランクトンへの取込、排出」には、呼吸・死滅にともなう自己帰分が含まれる。

図 6.5.3.1 (2) リンの物質収支 (夏季 出水時、単位: ton/day)

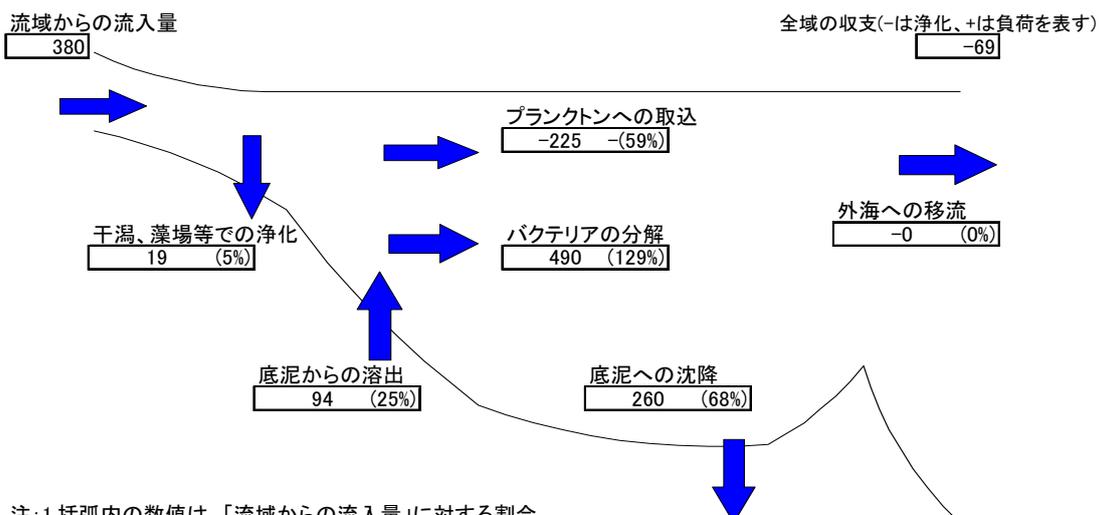
昭和30年代



昭和50年代



現況



注: 1.括弧内の数値は、「流域からの流入量」に対する割合  
 2.「底泥への沈降」、「外海への移流」には、プランクトンに含有されるものも含む。  
 3.「プランクトンへの取込、排出」には、呼吸・死滅にともなう自己回帰分が含まれる。

図 6.5.3.1(3) CODの物質収支 (夏季 出水時、単位: ton/day)

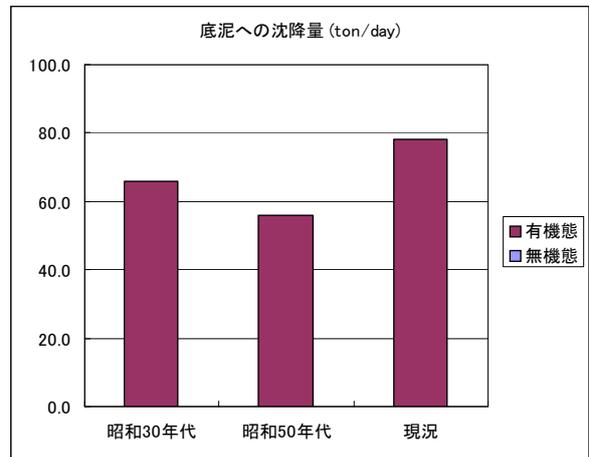
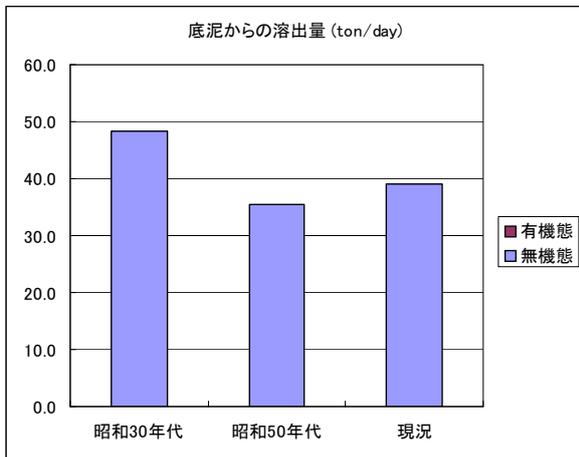
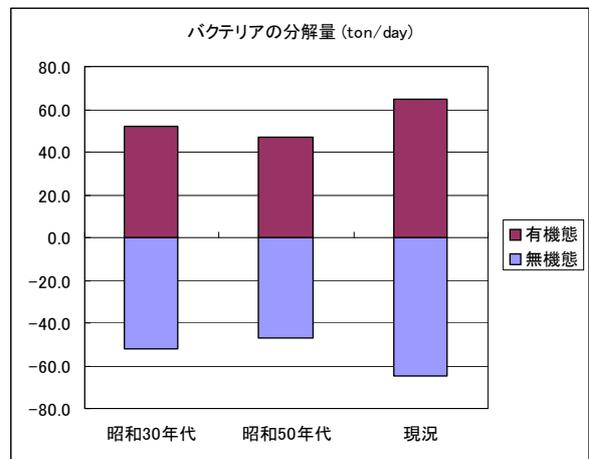
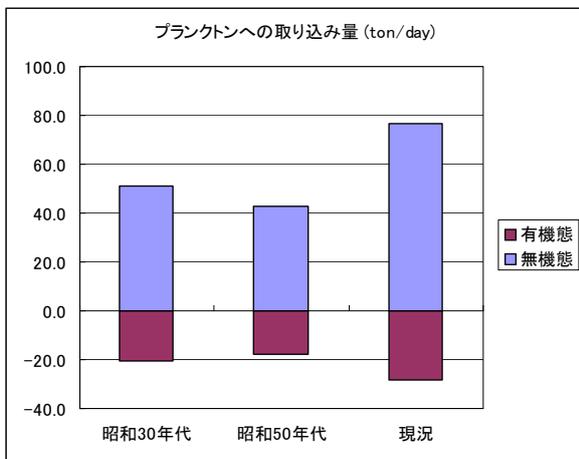
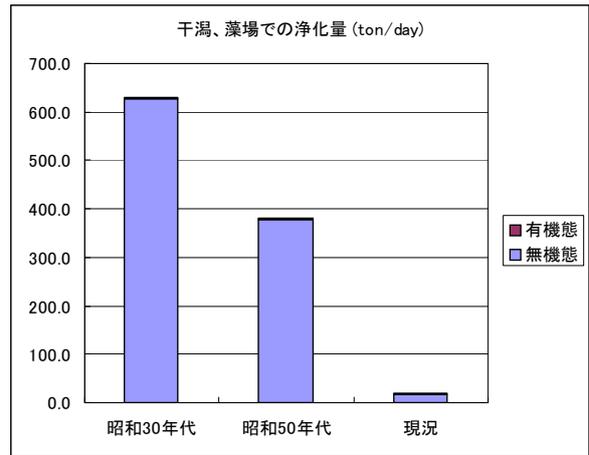
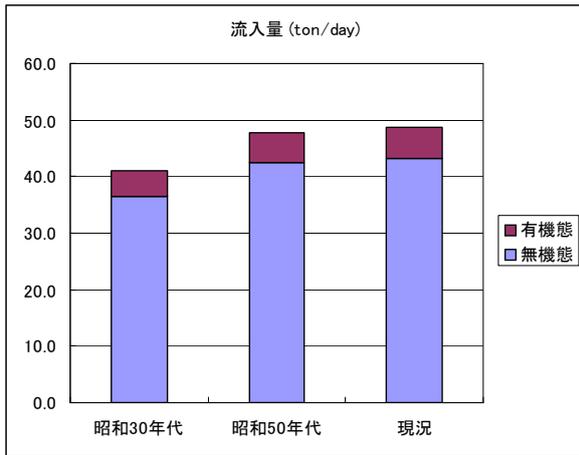


図 6.5.3.2 (1) 物質収支の年代別比較 (窒素、夏季 出水時)

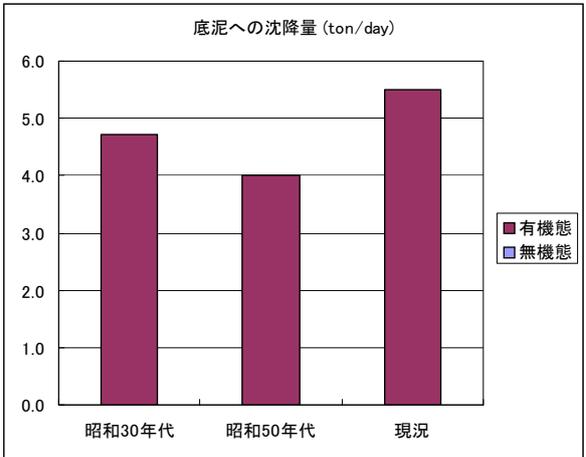
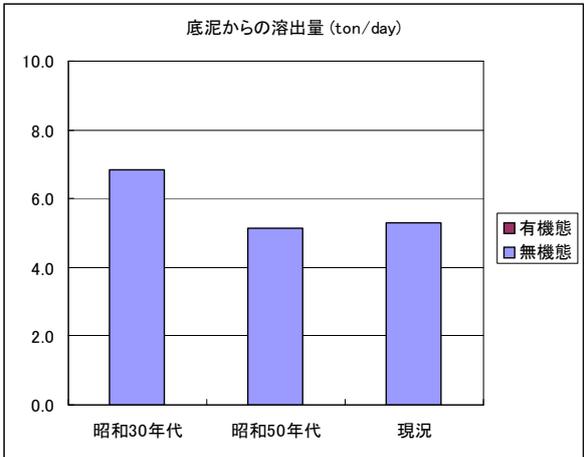
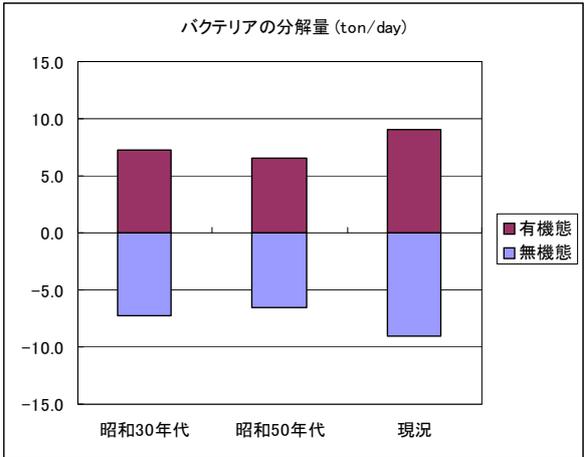
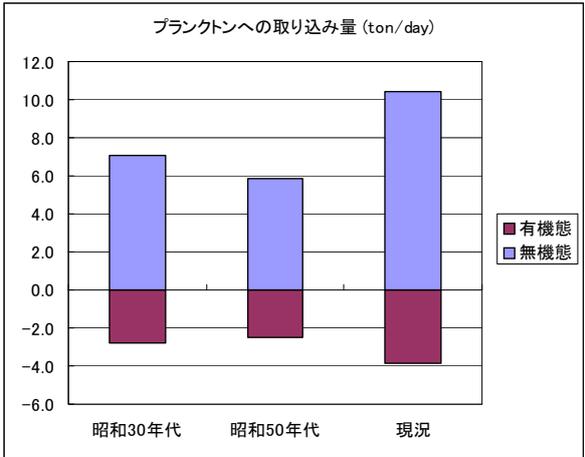
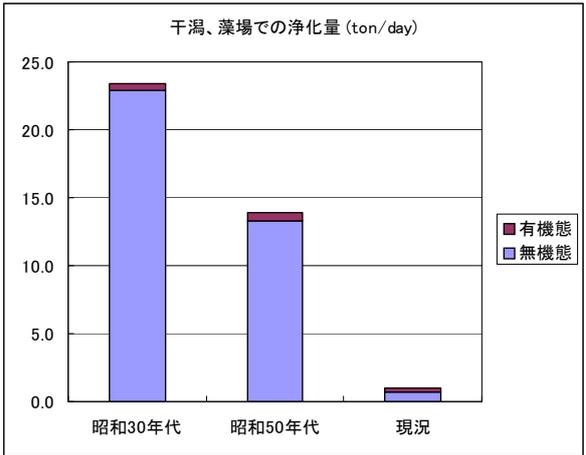
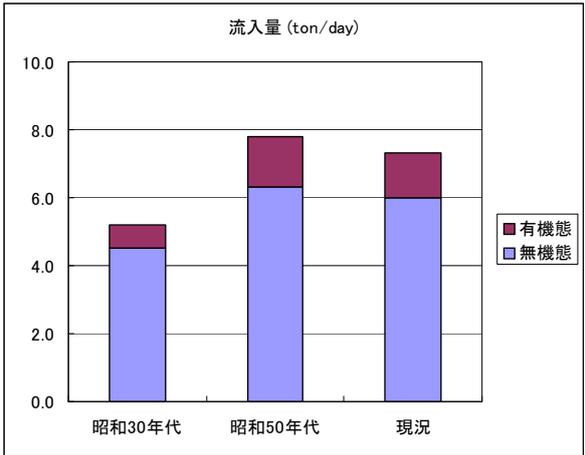


図 6.5.3.2 (2) 物質収支の年代別比較 (リン、夏季 出水時)

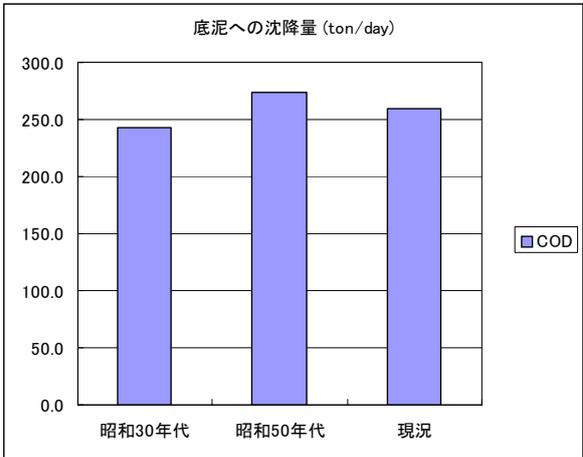
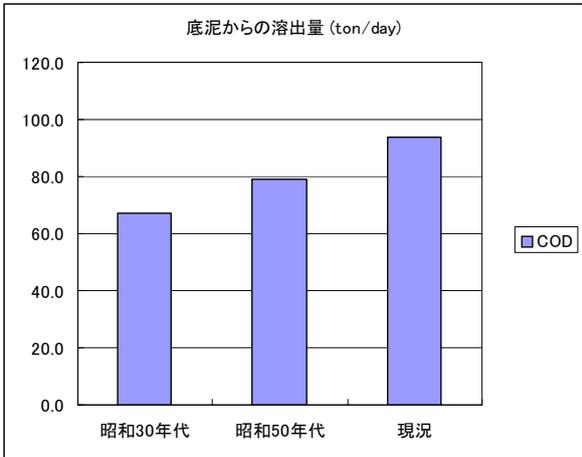
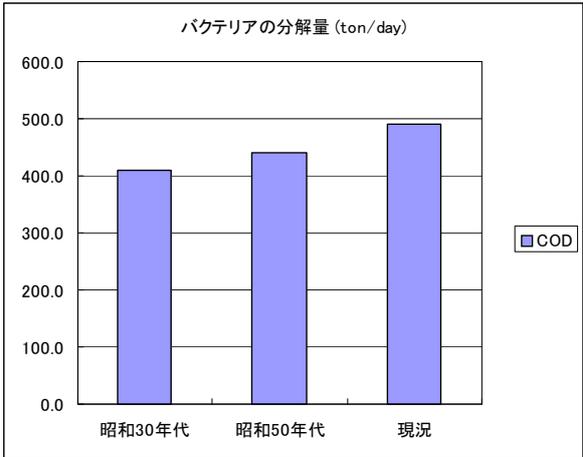
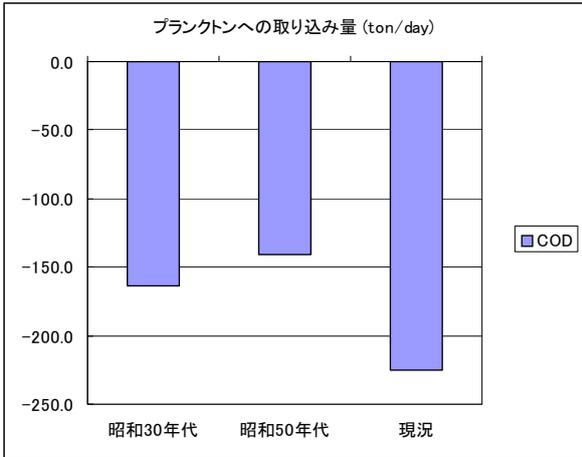
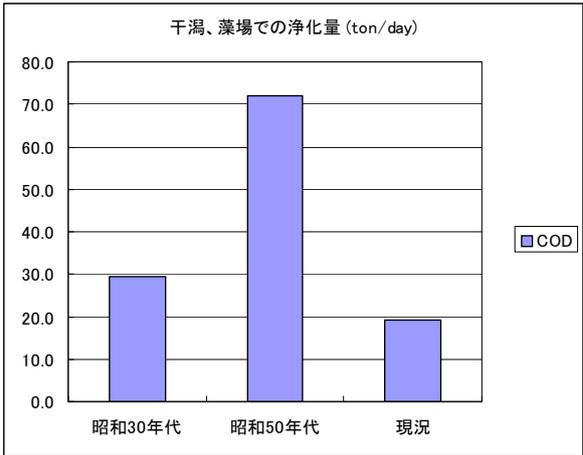
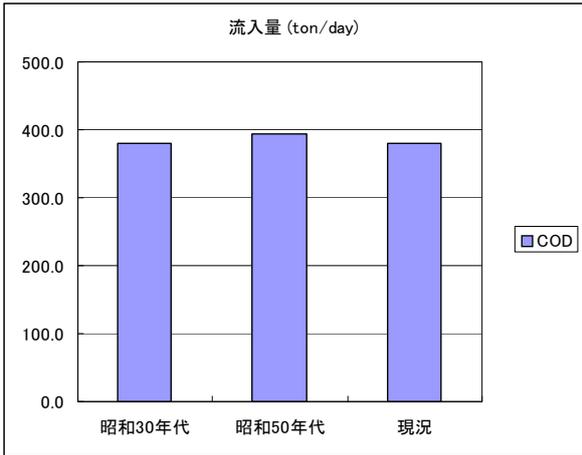


図 6.5.3.2 (3) 物質収支の年代別比較 (COD、夏季 出水時)

## (2) 平均流況時と出水時の物質収支の比較

平均流況時と出水時の物質収支の比較を図 6.5.3.3 に示す。ここで、平均流況時の物質収支は 360 時間計算時の最終 24 時間の平均であり、出水時の物質収支は出水を含む 10 日間の平均である。結果の概略は次のとおりである。

- 平均流況時と出水時では、流入負荷量の違いに応じて物質循環過程が若干変化しているが、水質への寄与は流域からの負荷より内部循環量が大きいことから、負荷以外のフラックスに明確な違いは見られない。
- 流域からの負荷について、有機態と無機態との比率について、適正な値を設定することが重要である。

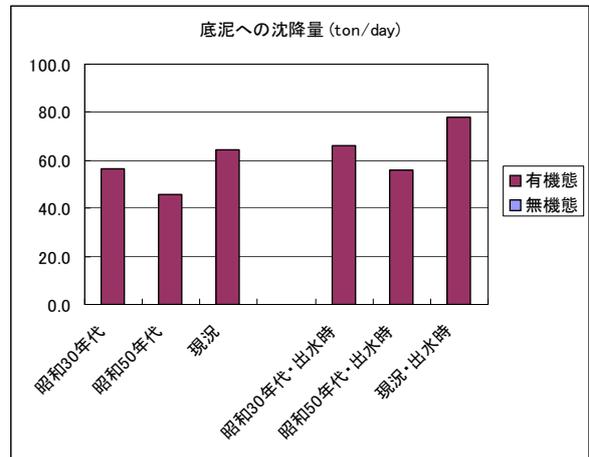
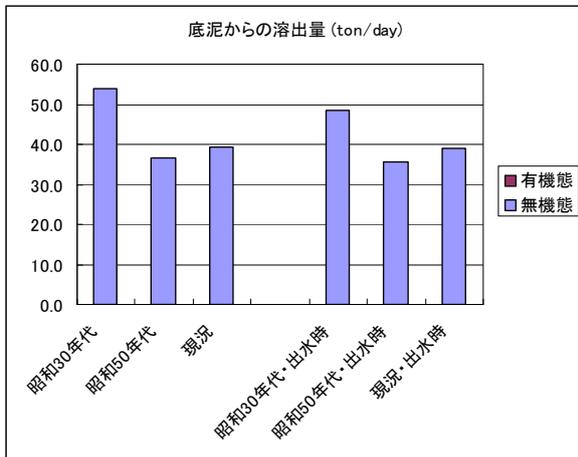
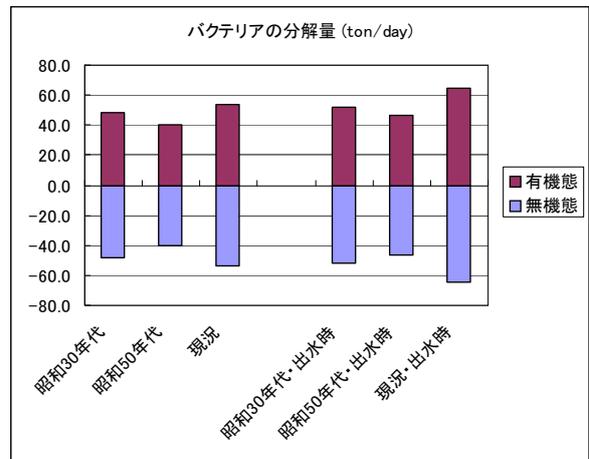
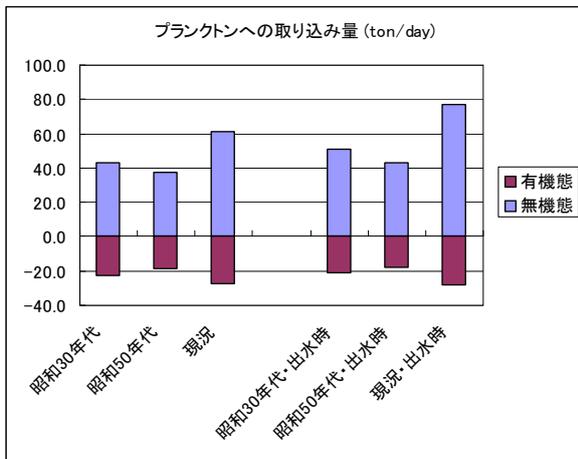
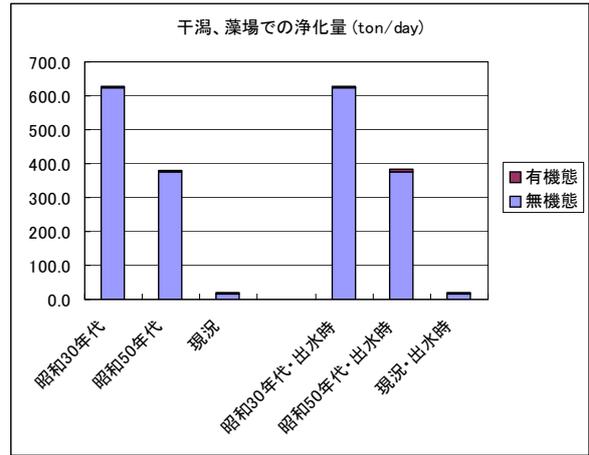
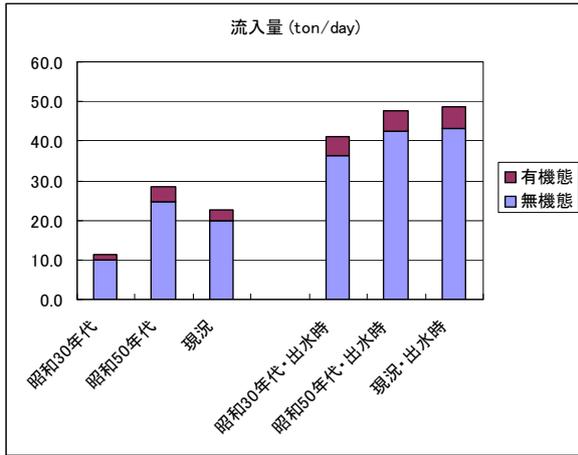


図 6.5.3.3(1) 平均流況時と出水時との物質収支の比較 (窒素)

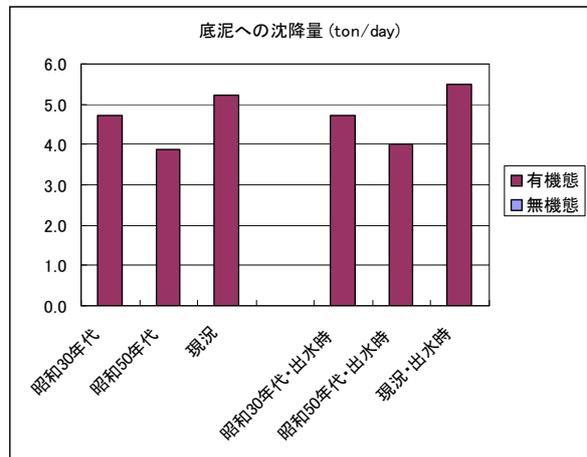
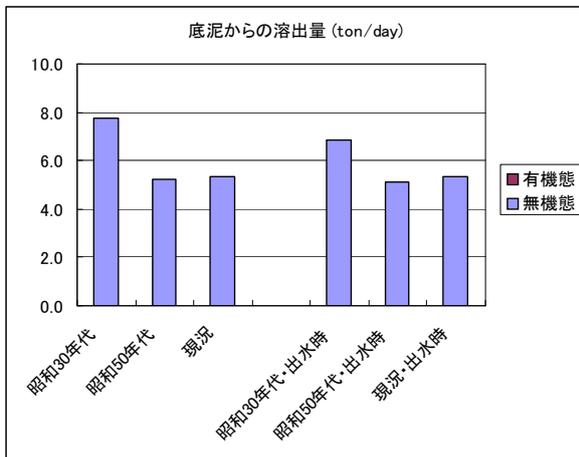
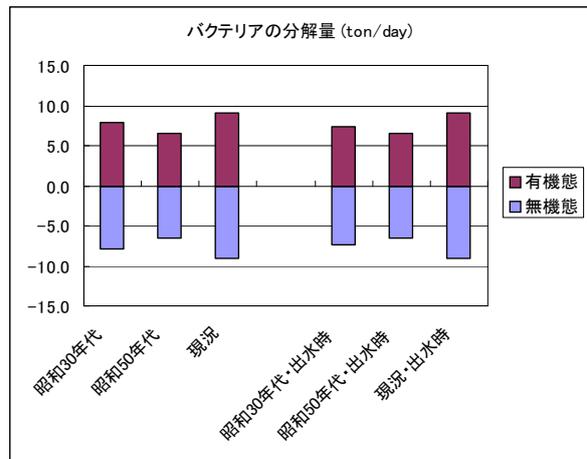
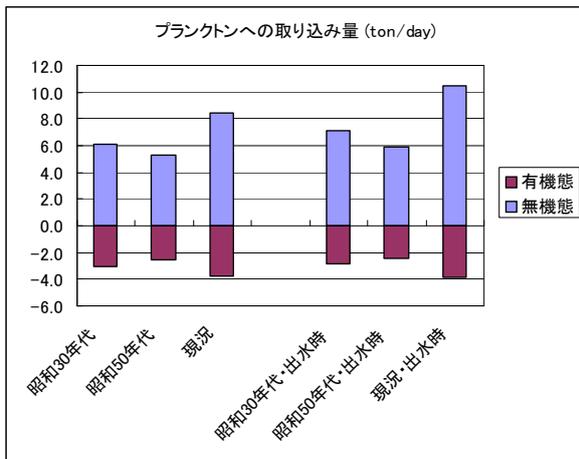
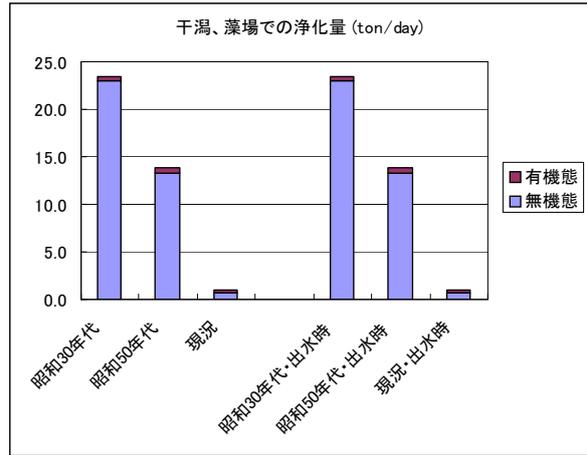
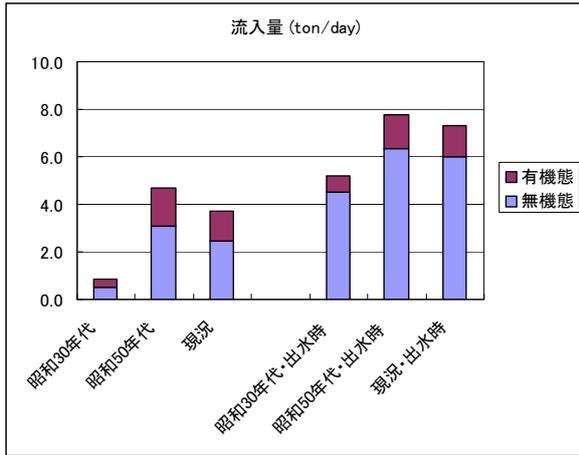


図 6.5.3.3 (2) 平均流況時と出水時との物質収支の比較 (リン)

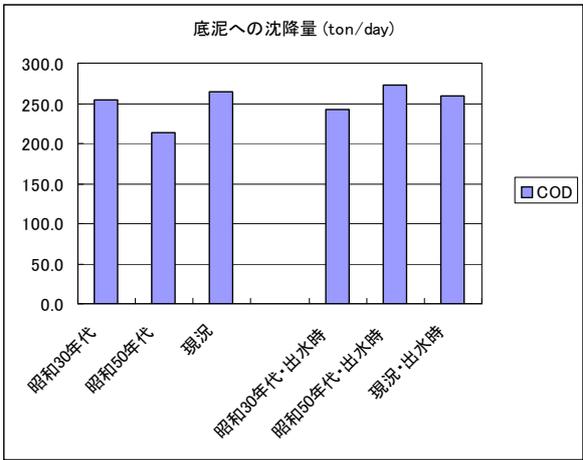
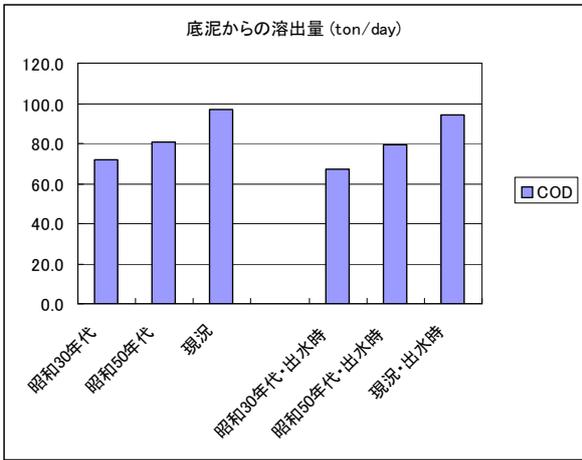
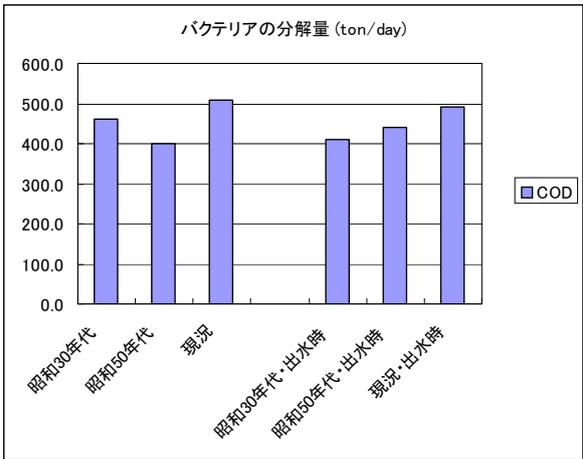
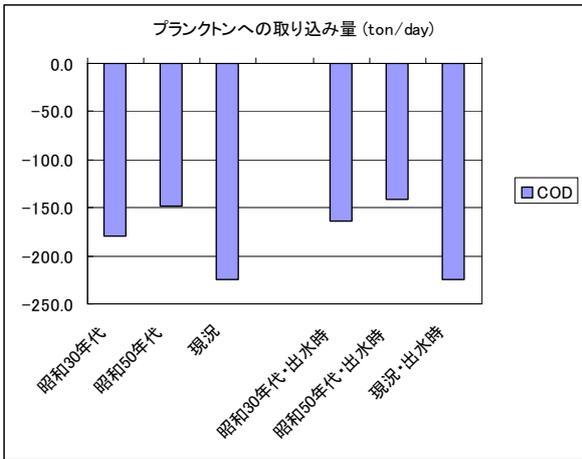
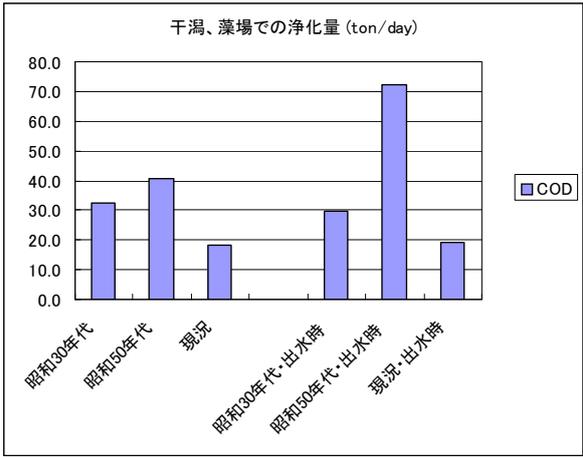
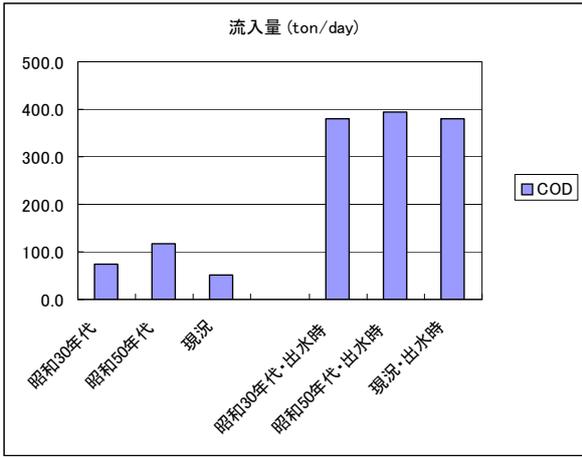


図 6.5.3.3 (3) 平均流況時と出水時との物質収支の比較 (COD)

#### 6.5.4 出水時の物質収支計算に関する今後の課題

##### (1) インパクト－レスポンスを解明する上での課題

これまでの結果をふまえた以下の検討より、インパクト－レスポンスの関係解明のためには、出水時における懸濁態栄養塩（懸濁態有機物、細粒土砂に付着した栄養塩（リン））のインパクト（河川流出、海域での動態）を把握することが重要であることが明らかとなった。

- ・ 年間の栄養塩負荷（COD、T-P, T-N）を平常時と降雨時の区分で比較すると、降雨時の方が多い結果となった。
- ・ 降雨時のCODの増大は、懸濁態有機物由来と考えられる。また、河川水質における懸濁態有機物と無機態有機物の割合は、下水処理場の整備により経年的に変化していると考えられる。
- ・ 海域生物に影響を与える海域での主なインパクトとして、貧酸素水塊の形成、干潟の減少が抽出された。
- ・ このうち、貧酸素水塊の形成については、現在、「貧酸素水塊の形成→溶出量の増加→植物プランクトンの増殖→植物プランクトン（有機物）の底泥沈降→有機物の分解に伴う酸素消費→貧酸素水塊の形成」という、悪循環が形成されていることが明らかとなった。
- ・ さらに、出水時に流出し沿岸域に堆積した懸濁態物質（細粒土砂に付着した栄養塩（主としてリン））から溶出する栄養塩類が、植物プランクトンの増殖に寄与していることが示唆された。

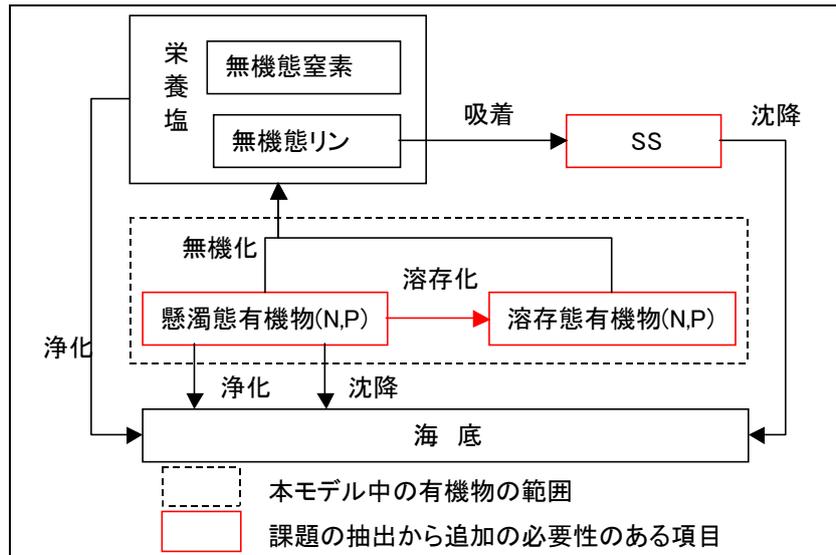
##### (2) 現行水質モデル用いて懸濁態栄養塩のインパクトを検討する上での課題

今回の検討に使用した水質モデルは、有機物と無機物の分画は考慮されているが、懸濁態と溶存態の分画はできない。また、細粒土砂の挙動を把握できるモデルとなっていない。

すなわち、水質モデルの構造上の課題として以下の点が上げられる。

- ① 有機物の懸濁態、溶存態の分画
- ② 細粒土砂の挙動の考慮
- ③ 細粒土砂に吸脱着する無機態リンの挙動の考慮

なお、上記の水質項目の計算は、現在の水質計算（有機態・無機態の扱い）に付加して行うことが望ましい。



注) プランクトンや溶存酸素等とそのパスは省略して表示

図 6.5.4.1 現行水質モデルにおける対する課題に挙げられる項目

### (3) 無機態リンの挙動

上記の課題のうち、特に、重要と考えられる無機態リンの挙動についての現在の知見を以下に整理する。また、無機態リンの挙動の模式図を図 6.5.4.2 に示す。

- ・ 流域から供給される溶存態の窒素は速やかに海域へ流出するが、 $\text{PO}_4\text{-P}$  は細粒土砂に吸着しやすく、平水時は河道及び河口域に沈降することが一般に知られている。
- ・ 細粒土砂に吸着・沈降し河床に堆積した無機態リンは、出水時に巻き上げられ、海域へ流出して沿岸域に微細粒子に付着した状態で堆積する。
- ・ また、溶存態として海域に流出した無機態リンが海水中の細粒土砂に吸着して沈降するプロセスもある。
- ・ 海底に堆積した無機態リンは嫌気状態で海水中に溶出し、底層DO条件（貧酸素水塊の形成状況）で溶出量は変化する。

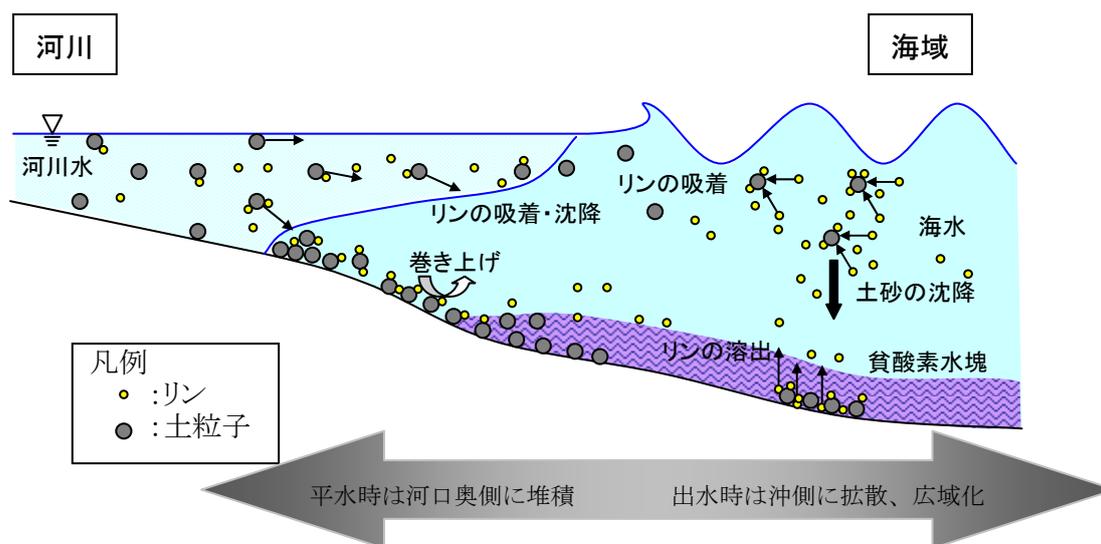


図 6.5.4.2 河川から供給される微細土砂と無機態リンの挙動の一般的な概念

(4) 懸濁態栄養塩を考慮した水質モデルの方向性

懸濁態栄養塩の全挙動や先に述べた貧酸素水塊形成の全プロセスを水質モデルに取り込み、実現象を表現することは、現在の技術レベルでは難しいと考えられ、懸濁態栄養塩を考慮した水質モデルの方向性を以下に整理する。

表 6.5.4.1 水質モデルに考慮する現象と方向性

対象域	現象	水質モデルの方向性
汽水域 より上流	<ul style="list-style-type: none"> <li>流量の増加、負荷の流入</li> <li>流域からの土砂の流入</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>計算の入力条件として与える</li> <li>有機物の懸濁態・溶存態への分画</li> </ul>
汽水域	<ul style="list-style-type: none"> <li>出水による微細粒子の巻き上げ</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>底質巻き上げのモデル化（巻き上げ特性・底質特性現地調査が必要）</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>人為的負荷の流入</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>負荷量や土砂供給量として計算の入力条件として取り扱う内容</li> </ul>
海域	<ul style="list-style-type: none"> <li>出水に伴う懸濁態有機物の増加</li> <li>懸濁態有機物の変化に伴う湾内の物質の沈降量や有機物の分解による栄養塩への変化、生物生産への変化などが変化していく</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>有機物の懸濁態・溶存態への分画</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>細粒土砂に吸着した無機態リンの移流・拡散、沈降</li> <li>海水中での無機態リンの細粒土砂への吸脱着（好氣的条件で吸着、嫌氣的条件で脱着）</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>SS（シルト・粘土分）の考慮</li> <li>無機態リンのSSへの吸脱着の考慮</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>海底に堆積した土砂は、貧酸素水の形成に伴い無機態リンを溶出</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>底質リンの含有量の変化の考慮</li> <li>無機態リンの溶出の考慮</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>底質の悪化にともなって、貧酸素水塊の形成→溶出量の増加→プランクトンの増殖→底泥への沈降→分解に伴う酸素消費→貧酸素水塊の形成</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>DO消費や溶出量の変化は検討可能と考えられるが、赤潮の増加や有機物の沈降・堆積によって底質の質が変化するプロセスまでは、困難と考えられる。</li> <li>とくに赤潮の発生予測の技術は確立されていないため、定性的な評価に留まると考えられる。</li> </ul>
時間 スケール	出水によって、湾内に土砂とともに栄養塩が供給され、それらが海底に堆積し、貧酸素水の形成、栄養塩の溶出という応答があり、これらを検討するタイムスケールは赤潮や貧酸素水の消長の時間スケールとして捉えることが必要であり、数ヶ月のオーダーと考えられる（出水時や平均流況時という区分ではなく、時系列の検討）	

(5) 懸濁態栄養塩を考慮した水質モデルによる検討内容

水質モデルの特徴及び限界を考慮して、検討可能な内容は次のとおりである。なお、検討は負荷条件等に不確実性が伴うことから感度分析で行うことが望ましい。

- 下水道整備等に伴う懸濁態有機物と溶存態有機物の比率変化が海域水質に及ぼす影響
- 細粒土砂に付着した栄養塩（リン）の流出が海域水質に及ぼす影響（主として溶出による）
- 細粒土砂の制御を施策として行った場合の効果の評価

## 6.6 水質モデルの課題

有識者へのヒアリングによる水質モデルに対する指摘事項及び指摘を踏まえた課題を以下に整理した。

### 指摘事項

- 昭和 30 年代、50 年代、それから現況の中で、負荷がどれくらい変わって内部の循環の様子が、特に浅場・干潟というところを介してどれくらい違ってきていて、結果として水質にどのような影響が出ているかという、この 3 つの時代の循環の様子がかなり違っているというところが、うまく出てくればいいだろう。そのためには、夏場の定常計算だけでも、それなりの比較はできるだろう。
- 流況及び物質収支が定常となっていること、及び湾内収支がとれていることを確認する必要がある。
- 現況再現計算については、水質濃度の再現性の検証を精査する必要がある。特に、貧酸素水塊の発生(DO 消費)につながる要素の再現性が重要である。
- 各年代の水質計算結果の相対的關係について、精査する必要がある。
- 淡水流入量に対する農業用水の取水の影響について、検討する必要がある。
- 湾口収支がゼロとなっていることに違和感がある。有機態が流出し、無機態が流入するプロファイルになるのではないか。
- 最近、外海からの負荷の影響について言われているので、検討が必要である。

### 課題

水質計算モデルについて、以下の観点からさらなる検討が必要と考えられる。

- 適切な積分時間の設定（流況及び物質収支の定常性・湾内収支の確認）
- 現況再現計算の再現性の向上
- 境界条件の設定及び外海収支の適切性
- 農業用水の取排水系統の確認（定量的な評価含む）

## 6.7 渥美湾における物質循環状況

貧酸素水塊が大規模発生している渥美湾エリア（夏季）を検討対象とした計算結果を図6.7.1に示す。

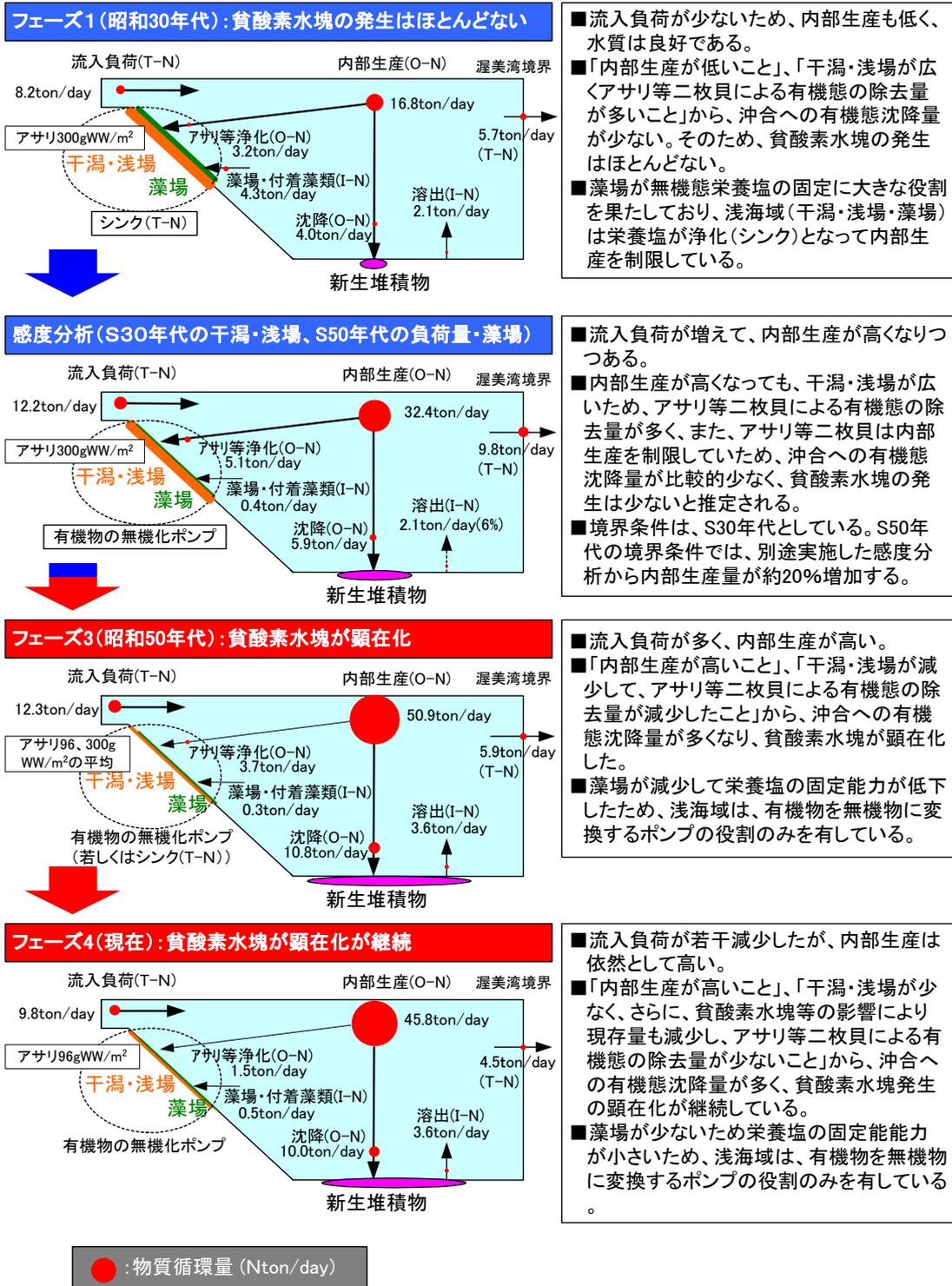


図 6.7.1 水質計算による物質循環量と物質循環像（沿岸域の体質）【渥美湾：夏季】

DO 消費増大の主な要因は、新生堆積物が分解される際の酸素消費であり、貧酸素水塊の増加は、新生堆積物の増加に直接的に関係している。評価軸には新生堆積物の主要因である O-N 沈降量及び内部生産量を用いた。本研究では平均海面下 5m 以浅の領域を浅場と定義しており、O-N 沈降量については、5m 以深であり、生物生態系が豊かな干潟・浅場域以外の海域に沈降する「悪い沈降」を対象としている。

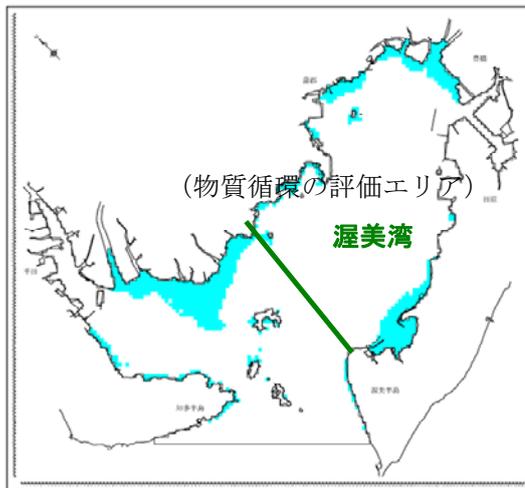


図 6.7.2 物質循環の評価エリア（渥美湾）

## 6.8 仮説の妥当性の検証

- 各年代の水質計算結果から、各フェーズにおける物質循環量を評価した結果、各フェーズで物質循環像（沿岸域の体質）が変化したことがわかった。  
\*「フェーズ2」は、干潟・浅場面積、特に浅場面積の不確実性が高いため計算を行っていない。
- 感度分析の結果、流入負荷量が多くても干潟・浅場におけるアサリ等二枚貝の浄化能（懸濁態有機物の取り込み及び無機化）が高ければ、貧酸素水塊が顕在化しない物質循環を形成できる可能性があることがわかった（図 6.7.1 の「感度分析」と「フェーズ3」の比較。）
- なお、感度分析結果は貧酸素水塊が顕在化していなかったフェーズ2（S40年頃）の物質循環に近いと考えられる。
- 上記の検討結果より、フェーズ2からフェーズ3に移ることで、新生堆積物は顕著に増加したであろうことが推定され、先の仮説を裏付ける結果が得られている。

### 貧酸素水塊の発生要因

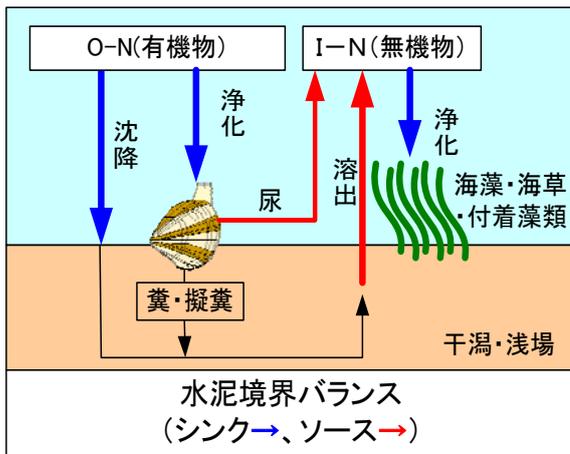
- 貧酸素水塊発生の主な要因は、先に述べたように沖合の底層に堆積する有機物（赤潮由来の新生堆積物）が分解される際の酸素消費である。

### 流入負荷の影響

- 流入負荷量が増大すれば、当然のことながら内部生産が増加して有機物沈降量が増加する。

### 干潟・浅場域の機能

- ◇ アサリ等二枚貝が有機物を摂餌することにより、新生堆積物量を抑制する機能がある。なお、干潟・浅場面積の減少や貧酸素水塊の影響による現存量の低下とともにその機能が低下している。
- ◇ アサリ等二枚貝が有機物（植物プランクトン）を摂餌することにより、植物プランクトン量が減少し、内部生産を制限する効果がある。  
\*内部生産量は植物プランクトンの現存量に依存し、現存量が減少すれば内部生産量も減少する。
- ◇ アサリ等二枚貝は、体内に取り込んだ有機物の一部を尿として排出しており、有機物から無機物に変換するポンプの機能も果たしている。なお、二枚貝が漁獲（系外除去）されれば、その分だけ浄化されることになる。
- ◇ 夏季には、海藻・海草（藻場）や付着藻類は、無機態栄養塩を吸収（固定）している。



干潟・浅場域における

- ・「有機物の沈降（シンク）」
- ・「アサリによる有機物の吸収（シンク）」
- ・「アサリの尿（無機物）による負荷（ソース）」
- ・「底泥からの無機態の溶出（ソース）」
- ・「海藻・海草・付着藻類による無機物の吸収（シンク）」の現象を本研究で考慮した。

アサリ等の現存量のバランスによりシンクかソースになるか、もしくは、有機物を無機物に変換するポンプとしての機能を果たすかが、決まってくる。

図 6.8.1 本研究で考慮した干潟・浅場域での物質循環

- 現状の三河湾は、貧酸素水塊の顕在化によって二枚貝類の減少、干潟・浅場・藻場の浄化機能の低下、赤潮の発生、そして貧酸素化の助長といった負のスパイラルに陥っている。
- この環境を再生するには、従来の水質濃度管理（公共用水域類型指定）に加え、貧酸素水塊の発生を抑制するため、各種施策により正のスパイラルへ転換させていくことが重要である。

\* 正のスパイラル：適正な物質循環による本来の水質浄化機能や生物生産の回復・維持をいう

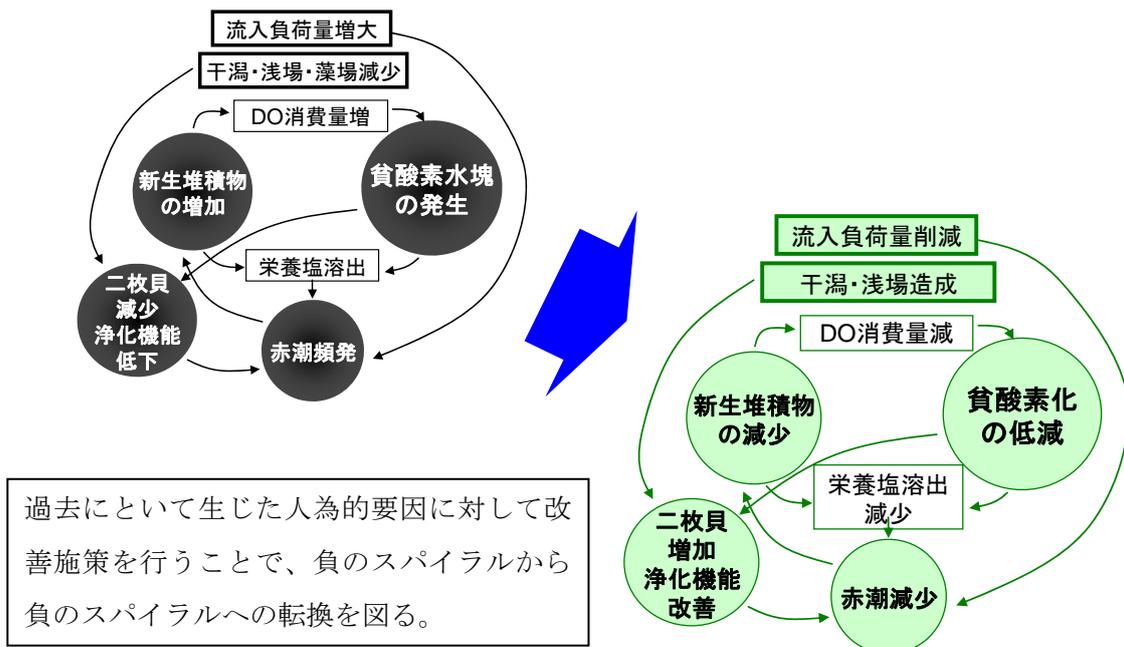


図 6.8.2 負のスパイラルから正のスパイラルへの転換