

学位論文 2018年度

沿岸域における微生物ループを再現した数値シミュレーションモデルの  
開発と生物生産性の拡大に資する施策の在り方に関する研究

(Response of pelagic food web structure to nutrients concentration changes in coastal embayments)

横浜国立大学 都市イノベーション学府

指導教官 中村由行

永尾 謙太郎



## 目 次

1. 研究の背景 .....	1
2. 研究の目的 .....	5
3. 研究の構成と研究フィールド .....	5
4. 既往の研究 .....	7
4.1 微生物群集の食物連鎖に関する既往の知見 .....	7
4.2 沿岸域の食物連鎖（生産構造）に関する既往の研究 .....	10
4.3 沿岸域における数値シミュレーションモデル（生態系モデル）に関する既往の研究 .....	11
5. 現地観測による微生物群集の食物連鎖（微生物ループ）の実態把握 .....	17
5.1 微生物群集の観測手法について .....	17
5.2 微生物群集の存在状況 .....	19
6. 微生物ループを考慮した数値シミュレーションモデルの開発 .....	28
6.1 適用する数値シミュレーションモデル（通称：伊勢湾シミュレーター）の概要 .....	28
6.2 数値シミュレーションモデルの改良点 .....	32
6.3 再現性の確認 .....	52
7. 窒素・リン濃度に対する食物連鎖の応答性の把握 .....	93
7.1 シアノバクテリアの発生に伴う転送効率の低下量 .....	93
7.2 窒素・リン濃度の変化に伴う生産量の応答 .....	94
8. 貧酸素水塊の縮小と生物生産性の維持・拡大を両立するため施策検討 .....	97
8.1 伊勢湾・三河湾の窒素・リンの長期変化 .....	97
8.2 窒素・リンの変動に係る水質・底質などの長期変化 .....	100
8.3 現状の窒素・リンの収支の算定 .....	113
8.4 下水処理場における栄養塩の管理運転の有効性の評価 .....	123
9. 本研究の結論 .....	155



## 要 旨

1979年から始まった水質総量削減により、陸域から沿岸へのCOD・窒素・リンの流入削減が行われている。しかしながら沿岸域の貧酸素水塊の発生規模は長期的にみて縮小傾向がみられず、貝類や底魚類の漁獲量は近年著しく減少している。これらは閉鎖性の強い日本沿岸での共通の課題となっているが、現時点では沿岸域の窒素・リン濃度レベルと生物生産性および貧酸素水塊の発生規模の関係性は明らかとされていない。

本研究は伊勢湾を対象とした浮遊生態系を構成する微生物群集とそれらの窒素・リン濃度に対する応答性に関する観測結果を基に、沿岸域の生物生産性の評価に資する数値シミュレーションモデルを開発するとともに、生物生産性や貧酸素水塊を指標として、それらの変動メカニズムや施策による応答性を検討したものである。

第5章では2014年から2016年に行われた現地観測結果を基に、浮遊生態系を構成する植物プランクトン、動物プランクトン、原生動物、細菌といった微生物群集の存在量およびその季節変化を明らかとした。とくにANFの発生の有無が、せん毛虫の捕食対象種の変化を介し、HNF、*synechococcus* sp.および細菌の現存量の変化に大きく寄与していることがわかった。また窒素・リン濃度の増加に伴って大型のマイクロサイズの植物プランクトンは増加し、逆にシアノバクテリアである*synechococcus* sp.は窒素・リン濃度が低下した時期および海域において増加する傾向が捉えられた。とくに*synechococcus* sp.はT-Nが約0.3mg/L、T-Pが約0.03mg/L以下の条件で増加する傾向にあることがわかった。

第6章では観測結果を基に微生物群集の食物連鎖（捕食—被食関係）を再現する数値シミュレーションモデルの開発を行った。これまでモデルの課題は計算パラメーターの不確実性にあっただが、観測された微生物群集が定常状態にある仮定した代数計算を用いて捕食—被食フラックスを定量化し、それらを検証値とし計算パラメーターの最適化を行った。

第7章では開発した数値シミュレーションモデルを用いて、伊勢湾の生物生産性の変動メカニズムを明らかとした。現状の伊勢湾ではclassical-food-webが優占しているが、今後窒素・リン濃度がさらに低下した場合、一次生産に占めるシアノバクテリアの生産量が大きくなることを受け、食物連鎖に占めるmicrobial-food-webの割合が高くなった結果として、一次生産から二次生産に至る転送効率が低下することを明らかとした。さらに今後、水質総量削減によって貧酸素水塊の発生規模の縮小を目指した場合、貧酸素水塊の発生規模の減少には、その減少率よりも大きな一次生産量・二次生産量の減少が伴うことが予測され、沿岸域の生物生産性のさらなる低下が危惧された。

第8章では貧酸素水塊の縮小と生物生産性の維持・拡大を両立するため施策検討として、これまでの伊勢湾の窒素・リンの長期的な変化について観測結果および計算結果に基づいた考察を行ったうえで、沿岸域において生物生産性の向上に対して有効性が高いと考えられる施策について数値シミュレーションモデルを用いて評価を行った。具体的には下水処理場における栄養塩の管理運転および浅場・干潟造成を組み合わせた施策展開の有効性を示した。

これらの成果が閉鎖性の高い沿岸域での環境改善施策に対して有益な情報となることを期待したい。

## 1. 研究の背景

我が国では海域の富栄養化対策として、1979年より行われている水質総量削減によって閉鎖性水域の窒素・リンの環境基準の達成率は着実に向上している<sup>1)~3)</sup>。しかしながら、依然として貧酸素水塊や青潮といった水生生物への影響は改善されていない<sup>4)</sup>。伊勢湾・三河湾では曾根ら<sup>5)</sup>が整理した貧酸素水塊の面積の長期変化（図 1.1）をみても、1970年以降、貧酸素水塊の縮小傾向は確認できない。他方では水質総量削減により全国の沿岸域において窒素やリンの負荷量は減少したものの、同時に生物の生産力が減少した原因となっているとの指摘もある<sup>6)</sup>。閉鎖性水域のひとつである伊勢湾・三河湾においても、海域の窒素・リン濃度は2005年頃から低下傾向にあり（図 1.2）、採貝・小型底引き網といった湾内産の漁獲量は減少の一途を辿っている（図 1.3）。現時点で海域の窒素・リン濃度の減少と生物資源の減少の因果関係は不明であるが、生物資源の回復に向けて三河湾では2017年より下水処理水のリン濃度を増加させる試験的な取り組みが始められた<sup>7)</sup>。このような下水処理施設における栄養塩（リン・窒素）の管理運転は、瀬戸内海・有明海を中心としてすでに多くの取り組み事例が報告されており<sup>8)</sup>、関係機関によって効果の検証作業が行われているところである。

このような現状において、「瀬戸内海環境保全特別措置法の一部を改正する法律」<sup>9)</sup>が成立し、瀬戸内海における栄養塩類（リン・窒素）の減少、偏在等の実態の調査、それが水産資源に与える影響に関する研究その他の瀬戸内海における栄養塩類の適切な管理に関する調査及び研究に努めるといった検討方針が示された。さらに環境省では新たな水質環境基準として底層溶存酸素量が取り入れられる<sup>10)</sup>など、海域の環境管理の在り方は近年大きく変化している。

このような背景において、閉鎖性水域における今後の海域管理にあたって重要な視点は、湾内の貧酸素化を助長せず、生物生産性を維持・拡大するために最適な流入負荷量を設定・管理することであると考えられる。

図-2 伊勢・三河湾における貧酸素水塊 (DO 飽和度 30%以下) 面積の推移

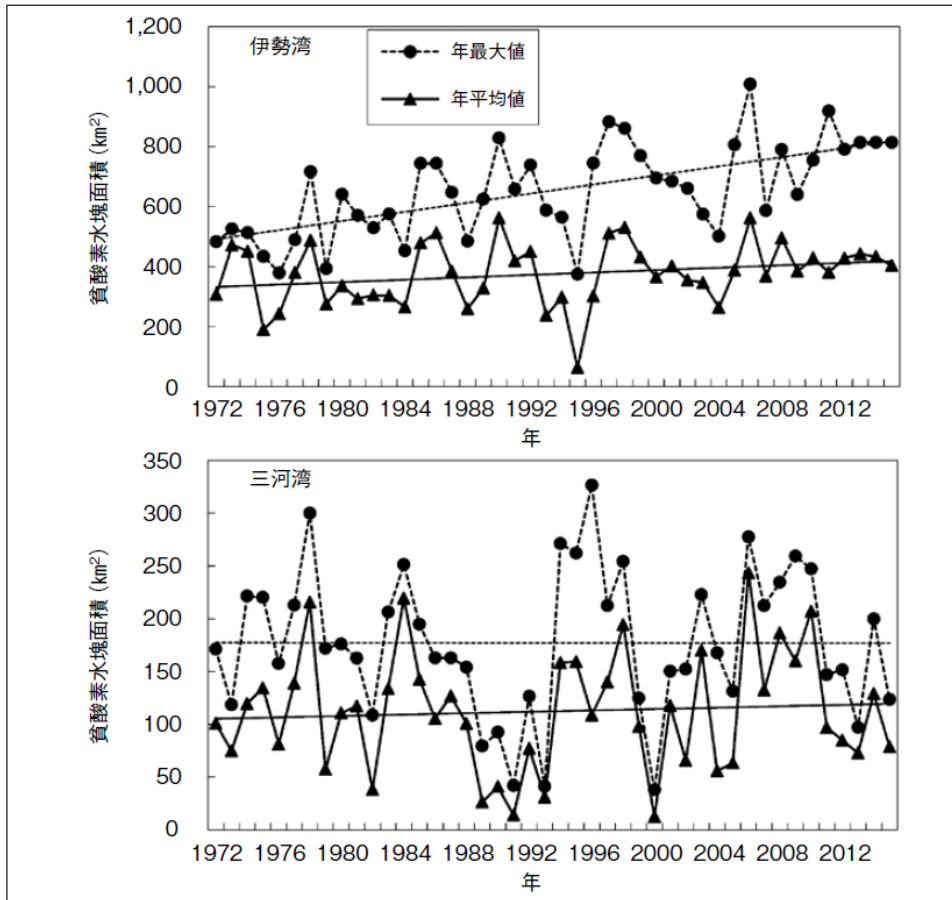


図 1.1 曾根ら(2016)による伊勢湾・三河湾の貧酸素水塊の面積の長期変化

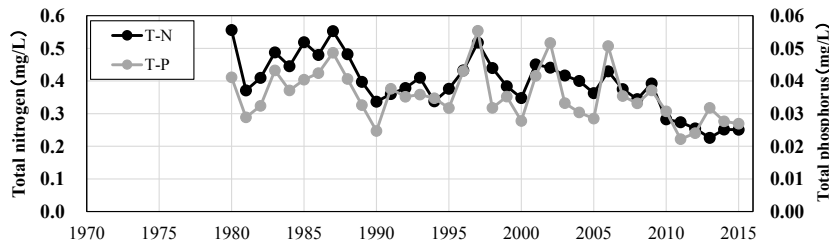


図 1.2 伊勢湾の窒素・リン濃度の長期変化 (出典: 広域総合水質調査結果)

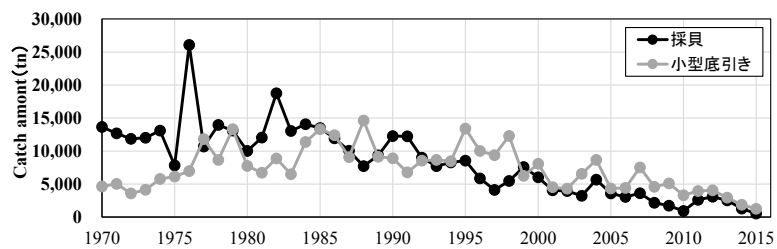


図 1.3 三重県の採貝・小型底引き網の漁獲量の長期変化

そもそも海域での生物の生産力を支える食物連鎖には、珪藻などのサイズが比較的大きい植物プランクトンが光合成により成長し、それを動物プランクトンが捕食するclassical-food-webと、細菌やピコナノサイズの植物プランクトンが成長し、それを原生動物・せん毛虫が捕食し、さらにそれらを動物プランクトンが捕食するmicrobial-food-webの2つが存在することは古くから知られている<sup>11)</sup>。一方で2つの食物網の存在状況と高次生物の生産力との関係性には未だ不明な点が多い。そのため海域での生物生産性の回復にあたっては、湾内の栄養レベルの変化に対し、これら2つの食物網がどのように応答し、二枚貝や魚類などの高次生物の生産性がどのような影響を受けるかを事前に把握することが重要となる。しかしながら日本沿岸の生物資源量の低迷に対して、沿岸域の食物連鎖の実態を把握し、沿岸域の栄養塩（窒素・リン）濃度に食物網がどのように応答するかを検討した研究事例は乏しく、今後の水質総量削減の有り方などの新たな行政施策を検討するには科学的な知見が不足している状況にある。

このような沿岸域の環境管理には、沿岸域における炭素・窒素・リン・酸素など物質循環を再現した数値シミュレーションモデル（生態系モデル）が用いられてきた。先に示した最適な流入負荷量を設定・管理を実現するためには、数値シミュレーションモデルでの事前の予測・評価が必要不可欠となる。数値シミュレーションモデルは当初、水中の動・植物プランクトンの成長過程のみを再現し、そこから水質濃度（COD・窒素・リン）の変化を予測するモデル<sup>12)</sup>が主流であったが、近年は水質・底質・底生生物・海草・海藻類の相互作用までを考慮したモデルが開発され、貧酸素水塊の発生機構の解明や環境改善施策の評価に用いられている<sup>13)~15)</sup>。とくに港湾空港技術研究所にて開発された数値シミュレーションモデル<sup>15)</sup>（通称：伊勢湾シミュレーター）は先に示したclassical-food-webとmicrobial-food-webをモデル内で表現し、かつ貧酸素水塊の形成に係る現象を密にモデル化した最新鋭のモデルである。

これら近年の数値シミュレーションモデルは海域で生じる素過程が詳細かつ厳密にモデル化されており、現象の把握・理解に貢献するところが多いことがメリットではあるが、生物群集の各々の成長に係る多くの不確実性の高い計算パラメーターを必要とするため、予測結果の信頼性・再現性を確保することが難しい点がデメリットとなると考えられる。モデルには最新の知見が取り入れられ物質循環の細部までモデル化が可能となっている一方で、それに見合った検証材料となるべき観測データが不足しているため計算パラメーターに十分に最適化された値が用いられているとは言えない状況にあるためである。とくに沿岸域では動物プランクトン等による一次生産者にかかる摂食圧が物質循環を大きく左右していると考えられている<sup>16)</sup>が、これらの生物に関する観測データが圧倒的に不足しているのが現状である。

このように沿岸域の生物生産性の向上にむけて有効な対策を講じるには、観測観測によって食物連鎖の実態を把握するとともに、それらを用いて食物連鎖と貧酸素水塊の両者の形成機構を再現できる数値シミュレーションモデルの開発が必要となると考えられる。



## 第1章：参考文献

- 1) 伊勢湾再生推進会議：伊勢湾再生行動計画（第二期），  
[http://www.cbr.mlit.go.jp/kikaku/sai\\_ise/pdf/koudou\\_02\\_keikaku.pdf](http://www.cbr.mlit.go.jp/kikaku/sai_ise/pdf/koudou_02_keikaku.pdf), pp.19-20, 2017.
- 2) 大阪湾再生推進会議：大阪湾再生行動計画（第二期）平成28年度の取り組み成果，  
<https://www.kkr.mlit.go.jp/plan/suishin/seika28.pdf>, pp.25, 2017.
- 3) 広島湾再生推進会議：広島湾再生行動計画（第二期），  
<https://www.cgr.mlit.go.jp/chiki/Hiroshimawan/pdf/second/keikaku2.pdf>, pp.12, 2017.
- 4) 山室真澄，石飛裕，中田喜三郎，中村由行：貧酸素水塊—現状と対策，生物研究社，2013.
- 5) 曾根亮太，蒲原聡，鈴木輝明：内湾環境の現状とより豊かな海とするための課題，月間下水道，Vol.39, No.8, 2016.
- 6) 山本民治：瀬戸内海の栄養塩管理～持続的な海藻養殖にむけて～，海洋と生物，37(3)，生物研究社，pp.207-208，2015.
- 7) 中日新聞記事：2017-9-17.
- 8) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部：下水放流水に含まれる栄養塩類の能動的管理のための運転方法に係る手順書（案），<http://www.mlit.go.jp/common/001105123.pdf>, pp.17, 2015.
- 9) 環境省ホームページ，[http://www.env.go.jp/water/heisa/-setonaikai\\_law\\_rev/kaiseiho-gaiyo.pdf](http://www.env.go.jp/water/heisa/-setonaikai_law_rev/kaiseiho-gaiyo.pdf)
- 10) 環境省 水・大気環境局：水質汚濁に係る生活環境の保全に関する環境基準の見直しについて（答申），<http://www.env.go.jp/press/101764/28679.pdf>, 2015.
- 11) Azam, F., Fenchel, T., Field, J. G., Gray, J. S., Meyer-Reil, L. A. and Thingstad, F.: The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea, *Marine Ecology-Progress Series*, 10, pp.257-263, 1983.
- 12) 例えば，堀口文男，中田喜三郎：沿岸生態系モデルの実海域への応用—山口西部海域の場合—，資源と環境，2，pp.61-92，1993.
- 13) A. Sohma, Y. Sekiguchi, and K. Nakata: Modelling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area, *Journal of Marine Systems*, 45, pp.105-142, 2004.
- 14) 永尾謙太郎，竹内一浩：浮遊系-底生系結合生態系モデルを用いた有明海での貧酸素水塊形成機構の支配要因の解析，海洋理工学会誌，Vol. 16, No.2, pp.59-91, 2010.
- 15) 田中陽二，中村由行，鈴木高二朗，井上徹教，西村洋子：微生物ループを考慮した浮遊生態系モデルの構築，港湾空港技術研究所報告，第50巻，第2号，pp.3-68, 2011.
- 16) T. Suzuki, K. Ishii, K. Imao and Y. Matsukawa: Box Model Analysis on Phytoplankton Production and Grazing Pressure in a Eutrophic Estuary, *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, Vol.43, pp.261-275, 1987.

## 2. 研究の目的

本研究の目的は、低迷する日本沿岸の生物資源量に対して、現状の食物連鎖の実態、とくに窒素・リン濃度に対する一次生産および二次生産の応答性を把握し、得られる知見に基づき沿岸域の環境管理に資する数値シミュレーションモデルの開発を行うとともに、貧酸素化を助長せず生物生産性を拡大するための沿岸域の窒素・リンの適切な管理手法など今後の施策の在り方を提案することとする。

## 3. 研究の構成と研究フィールド

本研究の構成を図 3.1 に示す。まず第 5 章では微生物群集に関する現地観測結果を収集・整理し、食物連鎖の実態について把握を行った。第 6 章では第 5 章で得られた知見を活用して沿岸域の食物連鎖の実態を再現できる数値シミュレーションモデルの構築を行った。つぎに第 7 章では構築した数値シミュレーションモデルを用いた感度解析により沿岸域の窒素・リン濃度の増減が食物連鎖にどのような変化をもたらすか把握を行った。最後に第 8 章では、窒素・リンの濃度の増減に係る環境因子（陸域からの負荷量・底質など）の過去から現在に至る変遷を踏まえて、生物生産性を維持・拡大するための施策の在り方について検討した。

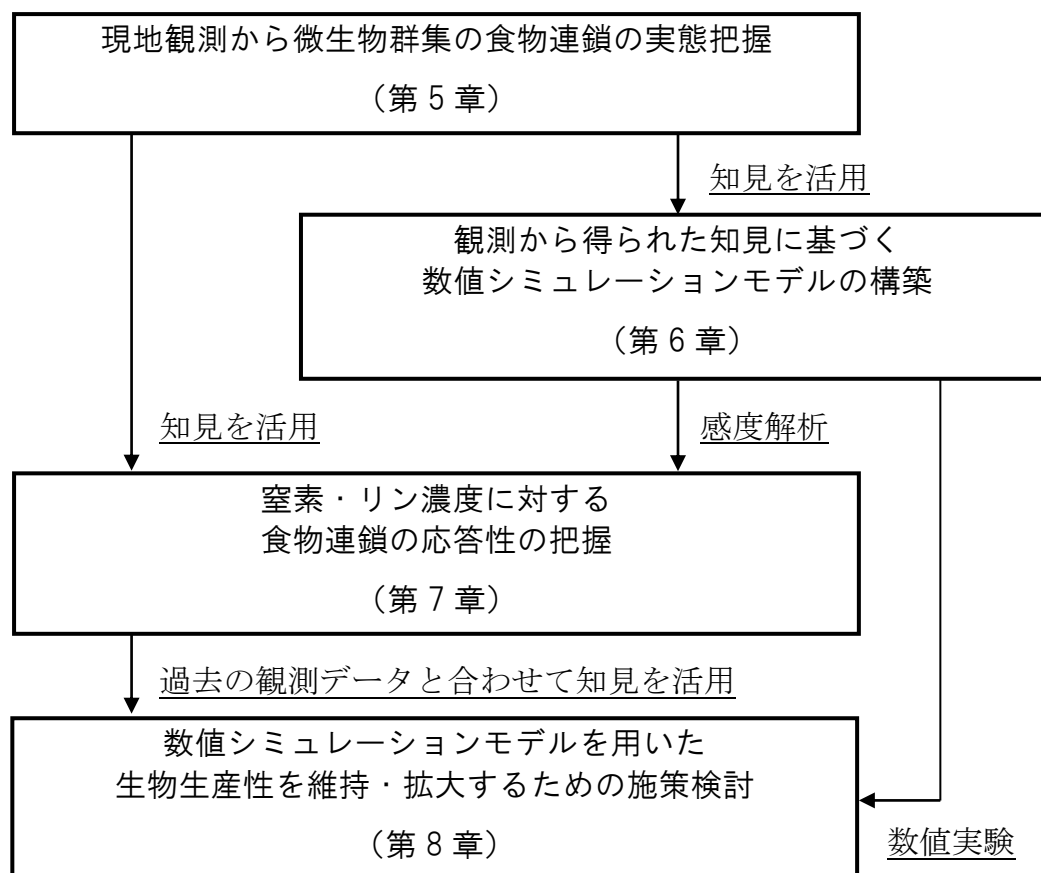


図 3.1 本研究の構成

本研究で対象としたフィールドは図 3.2 に示す伊勢湾・三河湾とした。研究の背景にて示した沿岸域の生物資源量の減少は日本沿岸の共通の課題であるが、伊勢湾・三河湾でも図 3.3 に示すように漁獲量の減少が顕在化している。伊勢湾・三河湾の特徴は国・自治体による沿岸域の水質等のモニタリング網が非常に充実している点であり、幅広い解析が可能であると考えられる。とくに本研究で解析に用いた観測データの主たるものは中部地方整備局 港湾空港部より提供を受けた。なお伊勢湾・三河湾を対象に実施した研究成果は東京湾・瀬戸内海など他の沿岸域にも適用・応用できるものと考えられる。



図 3.2 本研究の対象フィールド

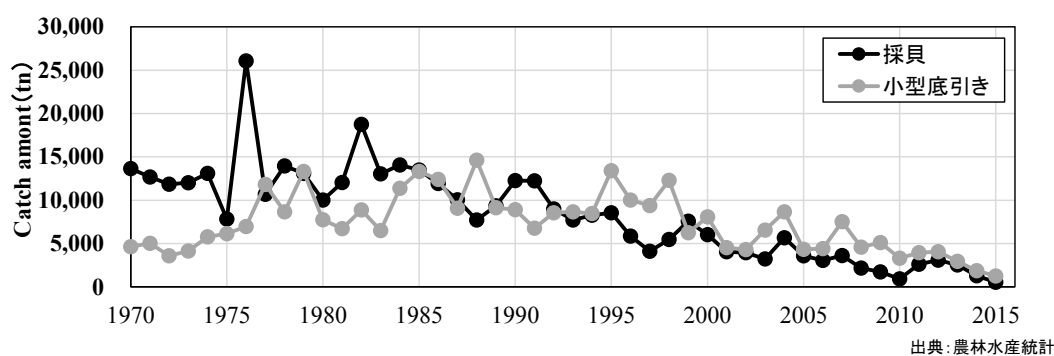


図 3.3 三重県の採貝・小型底引き網による漁獲量の推移

## 4. 既往の研究

### 4.1 微生物群集の食物連鎖に関する既往の知見

沿岸域の食物連鎖を支える微生物群集には植物プランクトンのほかに、動物プランクトンや原生動物、細菌などが存在し、これらの微生物群集の「捕食—被食」の関係によって食物連鎖が構成されている。この中で分解者である細菌は有機物を分解する存在として考えられてきたが、Azam *et al.*<sup>1)</sup>は溶存態有機物を最近群集が利用して増殖することを出発点とする食物連鎖の存在を示した。細菌によって固定されたエネルギーは、細菌を捕食する原生動物（HNF(Heterotrophic-nanoflagellates), Ciliate など）の存在により二次生産へと繋がっている。細菌の生産速度は植物プランクトンの光合成速度の20~30%<sup>2)</sup>に相当し、食物連鎖に対して無視できない量となることが示されてきた。なお後述する図4.4に示す生物生産過程が定量された事例では細菌から始まる食物連鎖は無視されている。本研究で仮定した生物生産過程を図4.1に示す。

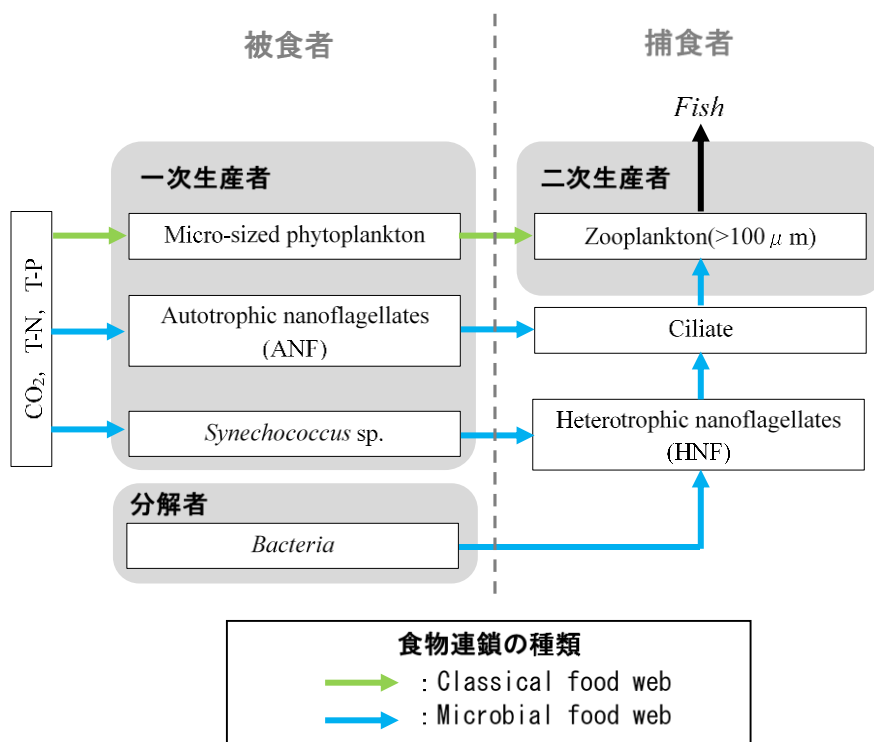


図 4.1 本研究で仮定した生物生産過程

この生産過程は田中ら<sup>3)</sup>の数値シミュレーションモデルのモデル構造に準じたものである。本研究では比較的大型の植物プランクトン (Micro-sized phytoplankton) を起点とする生産構造をClassical food webと呼び、それ以外のANF(Heterotrophic-nanoflagelates)やシアノバクテリア、バクテリアを起点とする生産構造をMicrobial food webと呼ぶものとした。

これら沿岸域の富栄養化・貧栄養化問題に関連した微生物群集の現存量の観測事例としては、M. Šolić *et al*<sup>4)</sup>がアドリア海を対象に下水処理施設が完成する前後で微生物群集の現存量を観測し、水質環境の変化に伴って微生物群集の存在状況も劇的に変化したことを示している。

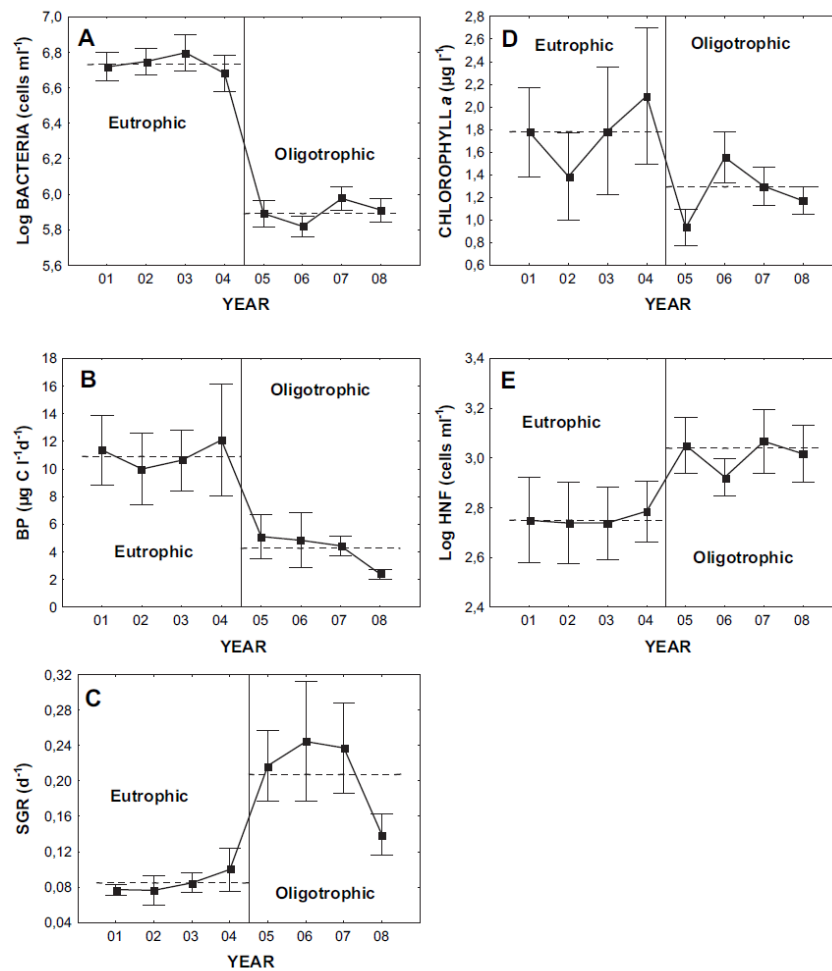


Fig. 4. Annual means (mean ± SE) of bacterial abundance (A), bacterial production (B), bacterial specific growth rate (SGR) (C), chlorophyll a (D) and HNF abundance (E) throughout the study period. Average values (dashed lines) statistically significantly differed (Student's *t*-test;  $P < 0.05$  for chl *a*;  $P < 0.01$  for all other parameters) in eutrophic (2001–2004) and oligotrophic (2005–2008) periods.

図 4.2 M. Šolić *et al* による微生物群集の現存量・生産速度の下水処理場の完成前後での変化

Ulrike-GB<sup>5)</sup>は貧栄養状態にある北部の紅海を対象に同様な微生物群集を測定し、捕食-被食の実態を観測から把握している。日本沿岸では福留ら<sup>6)</sup>が1995年、1996年において伊勢湾での微生物群集の現存量の観測を行い生産構造の把握を試みている。福留らは図4.3に示すように、生産構造をバクテリア・synechococcus sp.・ANFを起点とするMicrobial food webと大型の植物プランクトンを起点とするGrazing food webに区分し季節変化を定量化している。全体的にはGragin food webが主体であるが、季節によってはMicrobial food webが優占する時期が存在することを示している。

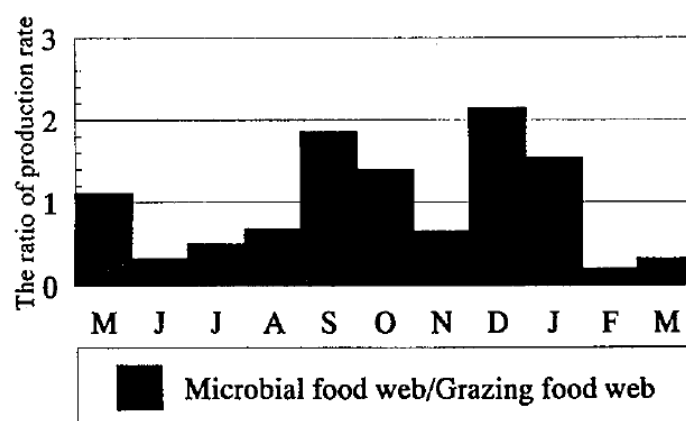


Fig. 9 The ratio of production rate of microbial food web and grazing food web.

Producer: microbial food web (Bacteria, *Synechococcus*, ANF, and Phytoplankton (ESD:10 $\mu$ m or less)), grazing food web (Phytoplankton (ESD: above 10 $\mu$ m)).

図 4.3 福留らにより定量化された生産構造の季節変化

さらに岩本ら<sup>7)</sup>は広島湾においてHNF・ANFなどのMicrobial food webを構成する生物の現存量を測定しており、西嶋<sup>8)</sup>は大阪湾の長期的な動物プランクトン・せん毛虫(Ciliate)のデータを基に、二次生産量の長期変化を推定し、大阪湾ではせん毛虫の現存量が近年減少傾向にあることを明らかとしている。

このように沿岸域の食物連鎖を構成する微生物群集の現存量の観測、およびそこから推定される生産構造に関する調査・研究は多くはないもの先行研究が存在し、数値シミュレーションモデルの開発にあたっては貴重な情報となる。

## 4.2 沿岸域の食物連鎖(生産構造)に関する既往の研究

日本沿岸において一次生産から二次生産、三次生産に至る食物連鎖を定量的に評価した研究としては、上<sup>9)~10)</sup>が現地観測結果に基づき、瀬戸内海の生産構造(図4.4)を定量的に評価した事例がある。上は図4.4(左図)の微生物群集の現存量を観測している。さらに一次生産量を<sup>13</sup>C法で、二次生産量を種別の比成長速度を観測された現存量に乗じて算出している。その他、三河湾においてT.Suzuki *et al.*<sup>11)</sup>は、生物調査およびボックスモデルによる解析を行い、植物プランクトンの現存量の変動要因を検討し、動物プランクトンとマイワシによる植物プランクトンの摂餌が植物プランクトンの現存量の変動に支配的であったことを定量的に示している。日本沿岸域においてこのような生産構造を定量的に算定した事例は非常に少ない。

Trophic Relations in Seto Inland Sea

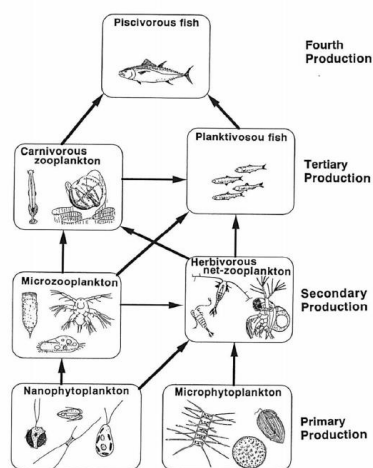


Fig. 1 Schematic representation of the trophic relations in the Seto Inland Sea.

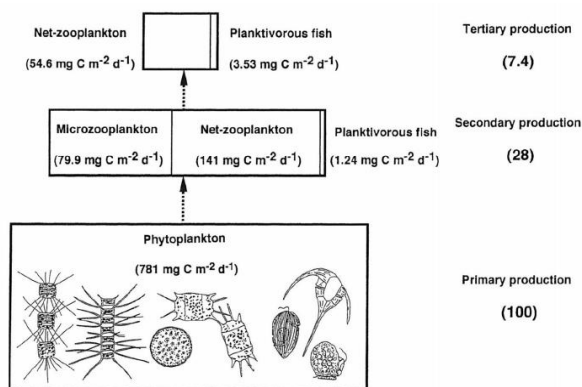


Fig. 10 Simplified trophic structure of the pelagic ecosystem in the Seto Inland Sea<sup>1)</sup>. The compartment area of each trophic level represents roughly the relative magnitude of production rate. The transfer efficiencies from primary producers to secondary and tertiary producers are shown on the right.

図 4.4 上(1999)が仮定した生物生産過程の概略図(左)と定量化された生産構造の転送効率(右)

### 4.3 沿岸域における数値シミュレーションモデル(生態系モデル)に関する既往の研究

沿岸域の水質管理に用いられる数値シミュレーションモデルのうち、Azam *et al.*<sup>1)</sup>により微生物群集の食物連鎖の概念が示されて以降、Classical food web と Microbial food web を区分した形で食物連鎖を再現したモデルリングが行われており、とくにERSEM IIを用いた北海での食物連鎖の動態解析<sup>12)</sup>はそれ以降のモデル開発に大きな影響を与えた。

その後、計算機の向上によってモデルの空間解像度の向上はもちろんのこと、より詳細に現象をモデル化した数値シミュレーションモデルが開発されてきた。Nakata and Doi<sup>13)</sup>は図 4.5 に示すように、栄養塩（窒素、リン、ケイ素）、有機物、植物プランクトン、動物プランクトン、細菌からなる生態系モデルを用いて全球レベルでの海洋炭素収支を解析した。

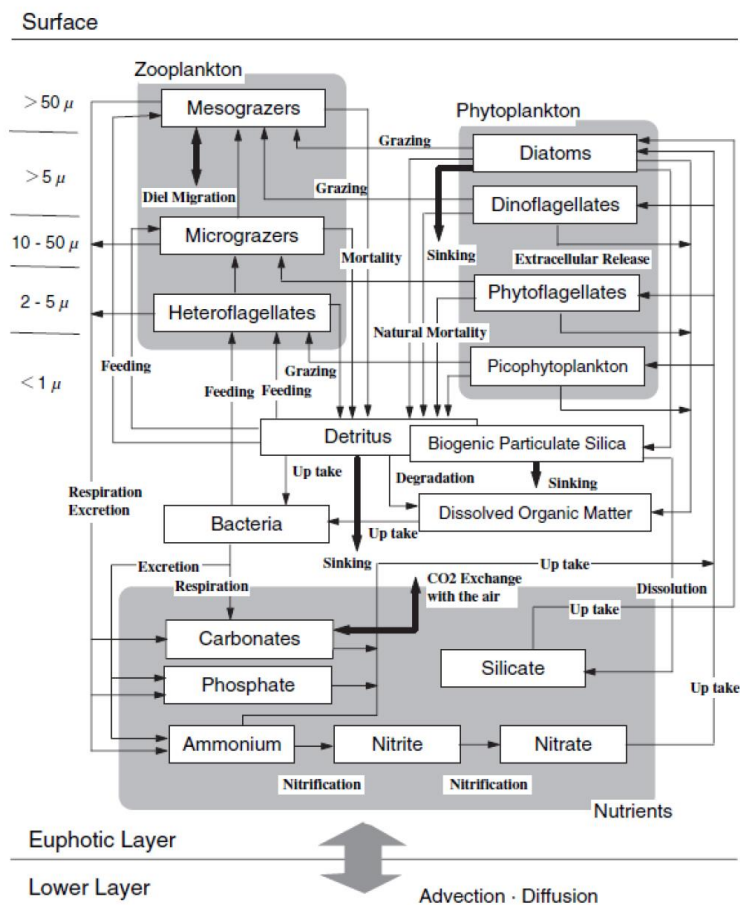


図 4.5 Nakata and Doi(2006)の数値シミュレーションモデル



Chen *et al.*<sup>14)</sup> は図 4.6 に示すように、貧栄養湖の食物連鎖の解析のため、生物サイズに基づく細菌、動物プランクトン、植物プランクトンの捕食—被食関係をモデル化している。さらに加藤ら<sup>15)</sup>は図 4.7 に示す微生物群集の捕食—被食関係をモデル化し、細菌が食物連鎖に及ぼす影響が大きいことを示した。

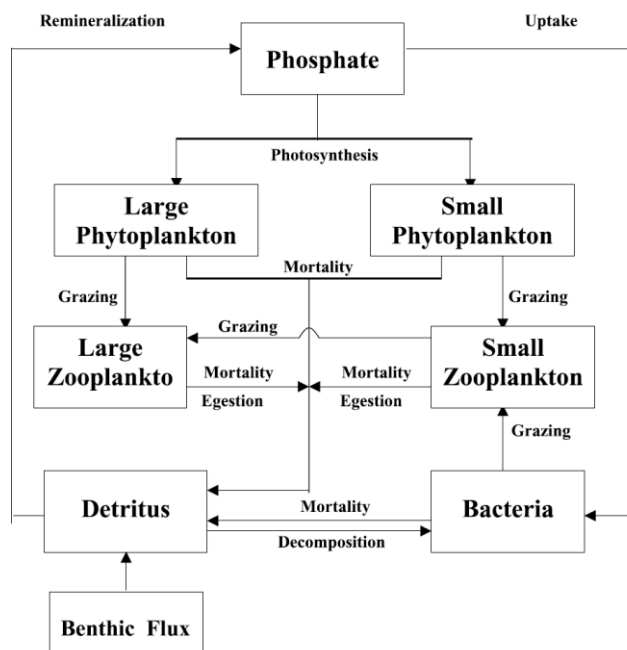


Figure 4. Schematic of the lower trophic level food web model used in this study.

図 4.6 Chen et al(2004)の数値シミュレーションモデル

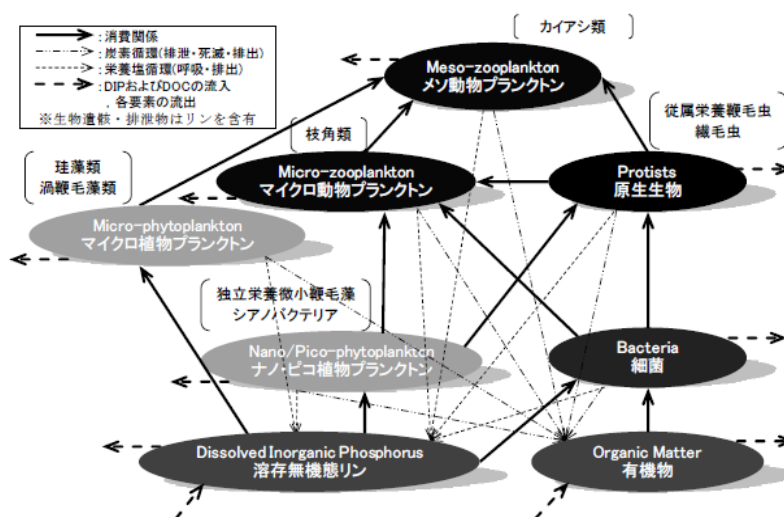


図-1 構築した概念的食網モデル

図 4.7 加藤ら(2014)の数値シミュレーションモデル

図 4.5～図 4.7 に示した数値シミュレーションモデルは、微生物間の捕食—被食の考え方や栄養塩（窒素・リン）の摂取・排出の考え方に多少の違いがあるが、当然ながらそれ以上にモデルの用途・開発の目的に差異があり、その目的を達成するためのモデル仕様の設計・開発が行われている。

本研究で目的とする沿岸域の生物生産性の拡大にあたって、考慮しなければならない事象として、一次生産・二次生産などの生産性だけでなく、沿岸域の生物に影響を与えている貧酸素水塊の挙動が挙げられる。例えば、図 4.8 に示す相馬ら<sup>16)</sup>の数値シミュレーションモデルでは、食物連鎖については単純化されたモデルを用いているものの、有機物を分解性別に区分し還元物質（ODU：Oxygen Demand Unit）を計算コンパートメントに導入するなど貧酸素水塊の挙動を再現するために必要な事象について詳細にモデル化されており、沿岸域の貧酸素水塊の挙動の解析には優れていると言える。

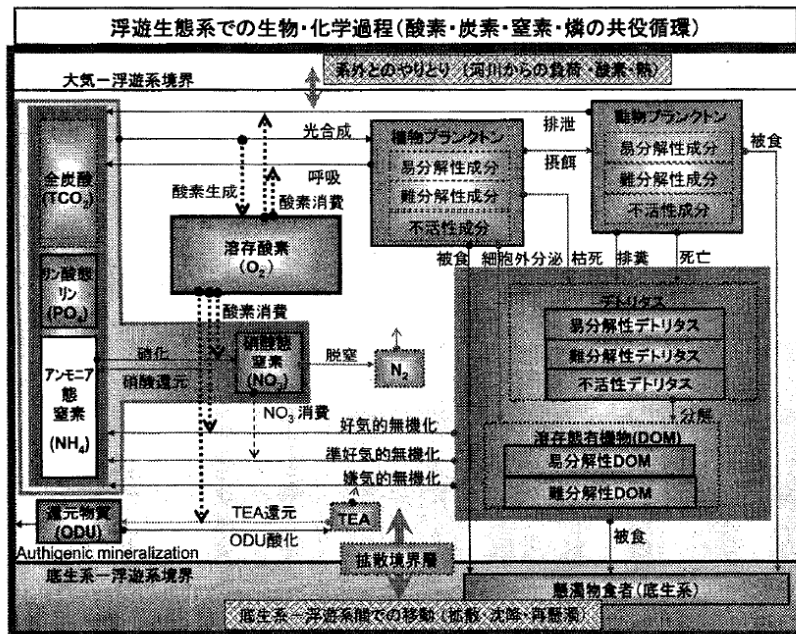


図 4.8 相馬ら(2008)の数値シミュレーションモデル

さらに M.A.Penta et al.(2010)<sup>17)</sup>は近年の貧酸素化に係るモデル化に関する研究のレビューを通じて、3次元の物理・化学・生物学的な結合モデルは貧酸素化に伴う海洋生態系の応答性を評価するうえでは非常に有効なツールであるが、これまでは低次栄養段階に焦点が当てられたものが多く、生態系を評価する上では今後高次栄養段階を組み入れることが必須であることを示している。

田中らの数値シミュレーションモデル<sup>3)</sup>は沿岸域の食物連鎖と貧酸素水塊の形成に係る現象の両者が詳細に組み込まれており、現時点、閉鎖性の強い沿岸域での生物生産性の拡大に向けた検討にはもっとも優れたツールであると考えられ、今後さらに魚類などの高次栄養段階を組み入れたモデルへ拡張できる素過程がモデル化されていると考えられる。

そこで本研究ではこの田中らの数値シミュレーションモデル<sup>3)</sup>をベースとし、現地観測結果で得られた新たな知見をモデル式等して導入するとともに、現地観測結果を用いた詳細の検証のもと、生物生産性と貧酸素水塊の両面を解析できる数値シミュレーションモデルを開発することを試みた。

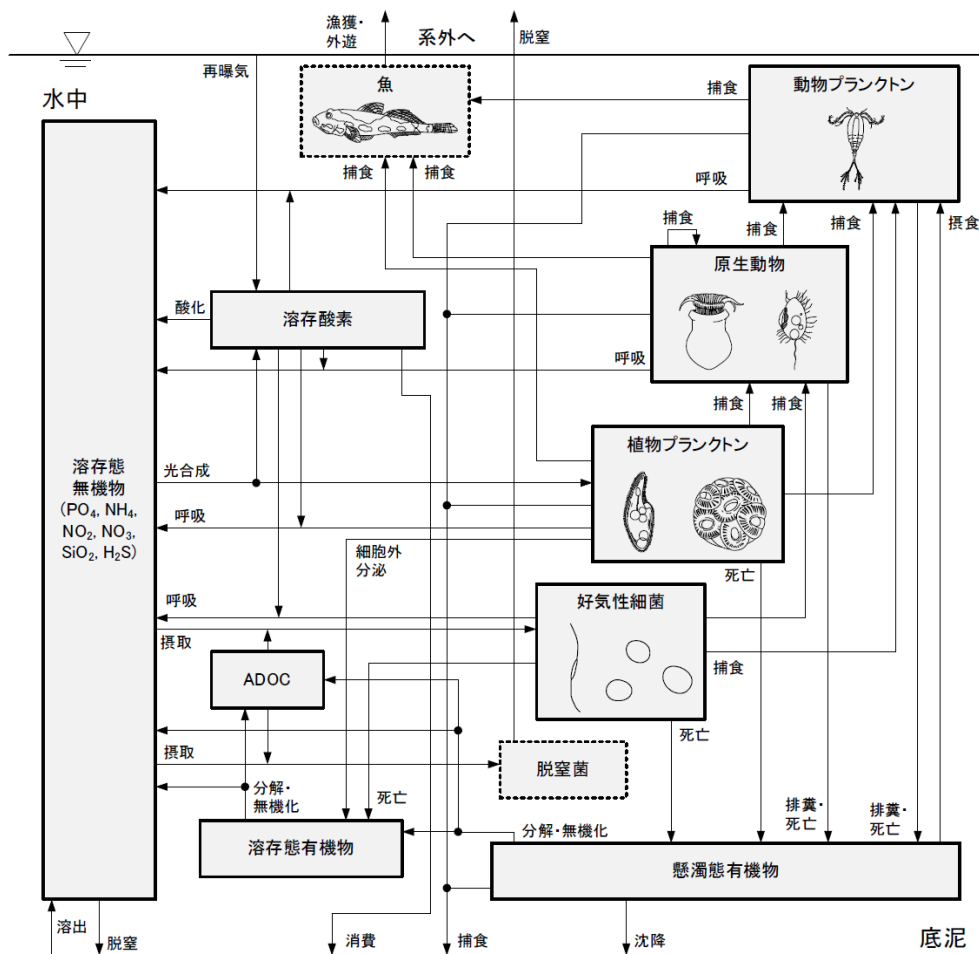


図 4.9 田中ら(2011)の数値シミュレーションモデル

## 第4章 参考文献

- 1) Azam, F., Fenchel, T., Field, J. G., Gray, J. S., Meyer-Reil, L. A. and Thingstad, F.: The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea, *Marine Ecology-Progress Series*, 10, pp.257-263, 1983.
- 2) Cole, J. J., Findlay, S., and Pace, M. L.: Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems; A cross-system overview, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 43, pp.1-10., 1988
- 3) 田中陽二, 中村由行, 鈴木高二朗, 井上徹教, 西村洋子: 微生物ループを考慮した浮遊生態系モデルの構築, 港湾空港技術研究所報告, 第50巻, 第2号, pp.3-68, 2011.
- 4) Šolić, M., Krstulović, N., Kušpilić, G., Nincević Gladan, Ž., Bojanic, N., Šestanović, S., Šantić, D., Ordulj, M.: Changes in microbial food web structure in response to changed environmental trophic status: A case study of the Vranjic Basin(Adriatic Sea), *Matine Environmental Re-search*, 70, pp.239-249, 2010.
- 5) Ulrike-G. Berninger and Stephen A. Wickham: Response of the microbial food web to manipulation of nutrients and grazers in the oligotrophic Gulf of Aqaba and northern Red Sea, *Marine Biology*, 145, pp.1017-1032., 2005.
- 6) 福留真樹, 畑恭子, 中田喜三郎: 1995年5月～1996年3月の伊勢湾における細菌, *Synechococcus*, ANF, HNF, 植物プランクトン, ネット動物プランクトンの変動と相互の関係, *海洋理工学会誌*, Vol.6, No.1&2, pp.59-72, 2000.
- 7) 岩本典子, 今井一郎, 上真一: 夏季の広島湾における細菌と従属栄養性微小鞭毛虫類の出現密度の変動, *Bulletin of Plankton Society of Japan*, Vol.40, No.1, pp.55-66. 1993.
- 8) 西嶋渉: 瀬戸内海における栄養塩濃度管理方法の開発, 環境省環境研究総合推進S-13, 持続可能な沿岸海域の実現を目指した沿岸海域管理手法の開発, 平成28年度公開成果発表会資料, p.8-9, 2016.
- 9) Uye.S and T.Shimazu: Geographical and seasonal variations in abundance, biomass and estimated production rates of meso- and macrozooplankton in Inland Sea of Japan, *J.Oceanogr.*, 53, pp.529-528., 1997.
- 10) 上真一: 瀬戸内海の低次生産過程 —プランクトンから漁業生産—, 「海の環境と生物」特集, *日本海水学会誌*, 第53巻, 第4号, 1999.
- 11) Suzuki.T, K.Ishii, K.Imao and Y.Matsukawa: Box model analysis on phytoplankton production and grazing pressure in a eutrophic estuary, *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, Vol.43, pp.261-275., 1987.
- 12) J.G. Baretta-Bekker, J.W.Baretta, W.Ebenhoh: Microbial dynamics in marine ecosystem model ERSEM II with decoupled carbon assimilation and nutrient uptake., *Journal of Sea Research*, 38, pp.195-211. 1997.
- 13) K.Nakata and Doi. T: Estimation of primary production in the ocean using a physical-biological coupled ocean carbon cycle model, *Environmental Modelling and Software*, 21(2), pp.204-228, 2006.
- 14) Chen, C., Wang, L. Qi, J., Liu, H., Budd, J. W., Schwab, D. J., Beletsky D., Vanderploeg, H., Eadie, B., Johengen, T., Cotner, J. and Lavrentyev, P. J. : A modeling study of benthic detritus flux's impacts on heterotrophic processes in Lake Michigan, *Journal of Geophysical Research*, 109, 2004
- 15) 加藤伸悟, 増田貴則: 微生物食物連鎖を含む概念的植物網モデルの構築と細菌が食物網動態に及ぼす影響, *土木学会論文集G(環境)*, Vol.70, No.7, III\_398-III\_401, 2014.
- 16) 相馬明郎, 関口泰之, 桑江朝比呂, 中村由行: 東京湾の底生系における酸素消費メカニズム—内湾複合生態系モデルの解析—, *海岸工学論文集*, 第55巻, pp.1206-1210, 2008.

- 17) M.A.Pena, S. Katsev, T.Oguz and D. Gilbert: Modeling dissolved oxygen and Hypoxia, Biogeosciences 7, pp.933-957, 2010.

## 5. 現地観測による微生物群集の食物連鎖(微生物ループ)の実態把握

第5章では2014年から2016年の期間において、伊勢湾における現状の食物連鎖の実態を現地観測により明らかとすることを目的とした。

### 5.1 微生物群集の観測手法について

図5.1に示す伊勢湾の湾奥から湾口に至るライン上の5測点において、図5.2に示す微生物群集(魚類を除く)を対象にした観測が2014年4月から2016年3月にかけて月1回ないし年4回の頻度で行われた。メソ動物プランクトンの採取は北原閉鎖式定量ネット(NXX13, 網目100 $\mu$ m)を用いて、海表面から海面下5.0mまでの鉛直曳きで行った。採取した試料はホルマリンで固定し、試料を実験室に持ち帰り、静置沈殿等の前処理を行い凝縮した。凝縮した試料から一部を分取し計測に供し、実体顕微鏡下で種別の個体数を計測した。さらに種別に必要な部位の長さを測定し、重量と長さの関係式<sup>1)</sup>を用いて炭素量に変換した。マイクロサイズの植物プランクトン、せん毛虫、ANF(独立栄養性微小鞭毛虫類)、HNF(従属栄養性微小鞭毛虫類)、*synechococcus* sp.の採取はバンドーン採水器を用いて、海面下0.5m、海面下2m(または5m)の2層で行った。採水後、船上にて試料をグルタルアルデヒドで固定し、メソ動物プランクトンと同様の前処理を行った。マイクロサイズの植物プランクトンは光学顕微鏡下で種別の細胞数を計測したのち炭素量に換算<sup>2)</sup>した。せん毛虫については採取された種群のうち、サイズが小さく北原閉鎖式定量ネットでは採取されない鞭毛虫類、せん毛虫、橈足類の中のCopepoda(nauplis)を対象として種別の個体数を計測し、メソ動物プランクトンと同様の手法にて炭素量に変換した。ANF、HNF、*synechococcus* sp.の計数および炭素量への変換方法については福留らの手法<sup>3)</sup>に準じた。細菌についてはバンドーン採水器を用いて採水後、暗所保冷にて実験室に持ち帰り、全菌数を計測<sup>4)</sup>したのち、20fgC/ind.<sup>5)</sup>を用いて炭素量に変換した。

微生物群集の観測に合わせて、多項目水質計(AAQ: JFE アドバンテック)を用いて水温・塩分を、さらにバンドーン採水器を用いて採水した試料を実験室に持ち帰り、炭素・窒素・リン類(TOC, DOC, T-N, T-P, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-Pなど)を測定した。炭素・窒素・リン類の測定はJIS K 0102 試験方法に準じた。

なおこれら観測結果は伊勢湾漁業影響調査委員会<sup>6)</sup>において取得されたものを基としており、国土交通省 中部地方整備局 港湾空港部により貸与いただいた。

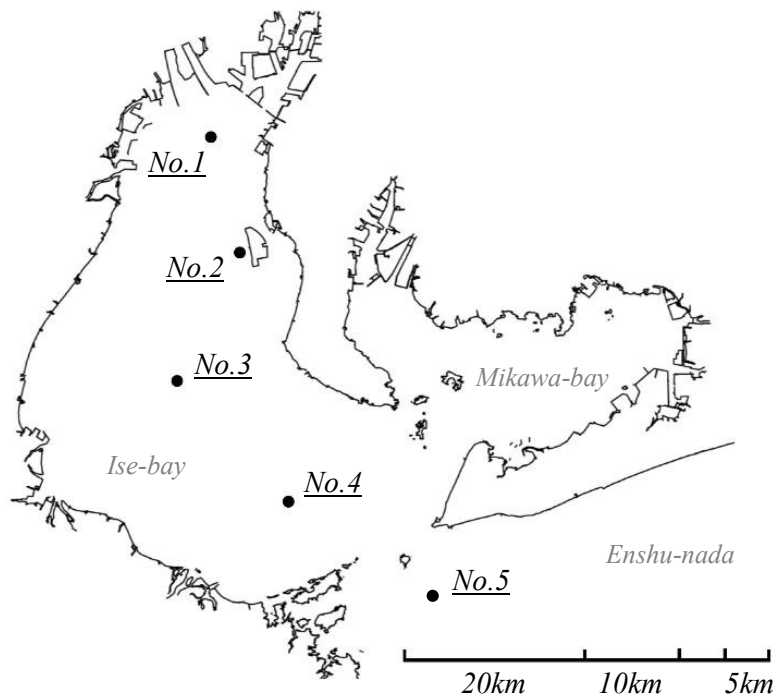


図 5.1 観測地点

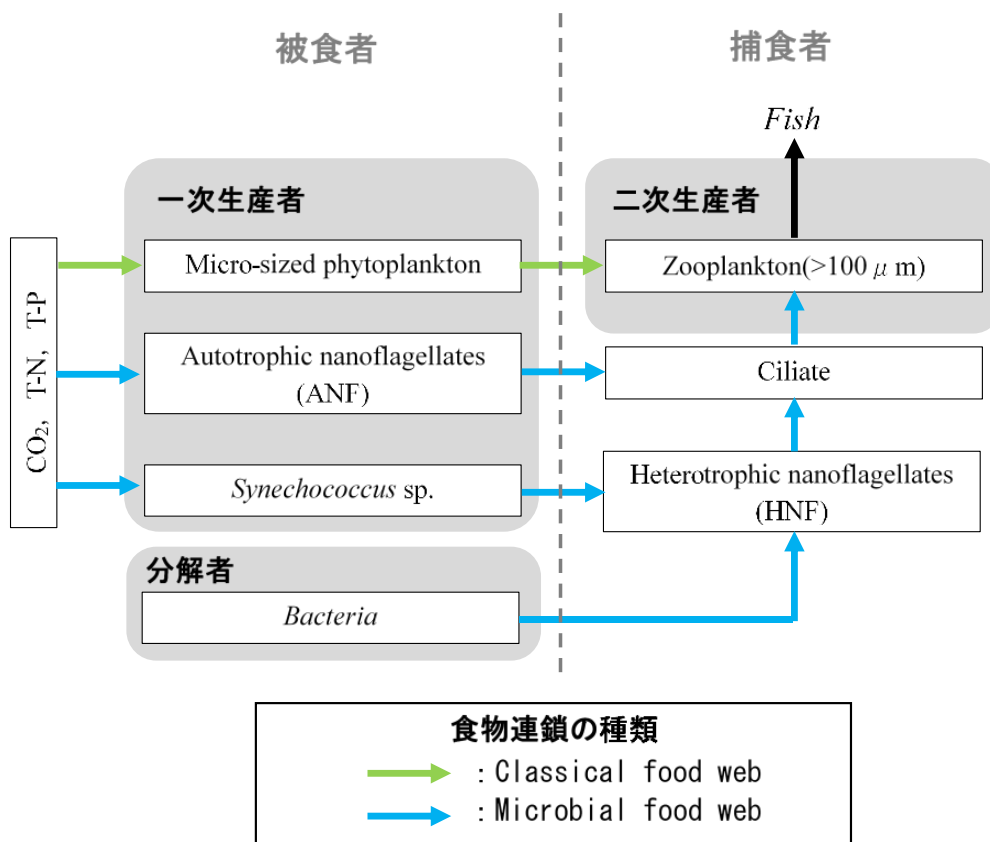


図 5.2 微生物群集の捕食-被食の関係  
(図中の→は本研究で想定した微生物間の捕食-被食関係)

## 5.2 微生物群集の存在状況

### 5.2.1 微生物の平均的な現存量分布

解析にあたり水深 0.5m, 水深 5.0m (または 2.0m) の 2 層で分析された結果を平均したものをも水深 0~5m の代表値として扱った。微生物群集の観測結果を図 5.3 に示す。珪藻・渦鞭毛藻といったマイクロサイズの植物プランクトンは最大 2251 $\mu\text{gC/L}$  (No.1 にて), 湾の年平均値として 253 $\mu\text{gC/L}$  と, 観測した微生物のなかで当然ながら最も現存量が多く, 2 か年ともに春季・夏季に高くなる傾向を示した。次いで現存量が多いのはメソ動物プランクトンであり, 最大 272 $\mu\text{gC/L}$  (No.3 にて), 湾の年平均値として 48 $\mu\text{gC/L}$  と, マイクロサイズの植物プランクトンと同様に春季・夏季に高くなる傾向にあった。マイクロサイズの植物プランクトンとともに, メソ動物プランクトンの餌料となるせん毛虫は, 最大 43 $\mu\text{gC/L}$ , 湾の年平均値が 10 $\mu\text{gC/L}$  (No.3 にて) であった。

その他の微生物を湾の年平均値として大きい順にならべると, 細菌 (31 $\mu\text{gC/L}$ ), ANF (12 $\mu\text{gC/L}$ ), *synechococcus* sp. (10 $\mu\text{gC/L}$ ), HNF (3 $\mu\text{gC/L}$ ) の順であり, マイクロサイズの植物プランクトンに比べると約 1~12% の現存量であった。また ANF と HNF は類似した季節変化を示しており, 2014 年は春季に, 2015 年は春季から夏季に現存量が増加した。*synechococcus* sp. については, 2014 年はほとんど発生しなかったが, 2015 年には比較的長期的に発生していたといった特徴があった。



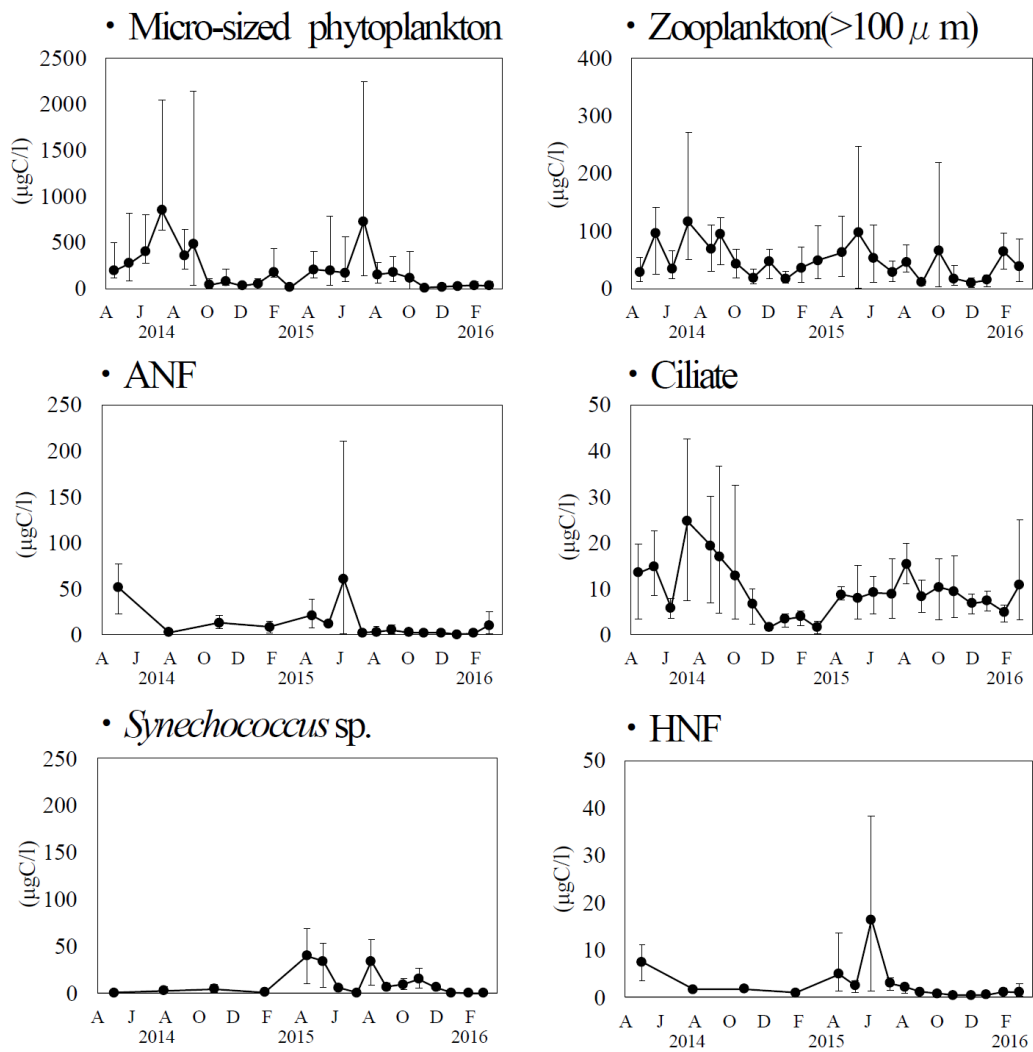


図 5.3 水深 0~5m での微生物群集の経時変化  
 (●:No.1~No.4 の 4 測点の平均値, エラーバー:4 測点の最小・最大)

## 5.2.2 微生物群集の縦断分布の特徴

図 5.1に示す伊勢湾の湾奥から湾口に至るライン上の5地点：湾奥から湾口に至る微生物群集現存量の縦断分布を図 5.4に示す。伊勢湾では湾奥に木曾三川・名古屋市等の主たる負荷源があることを受け、珪藻を中心としたマイクロサイズの植物プランクトンは湾奥で高く、湾口に向かって減少する傾向にあった。対照的にシアノバクテリアである*synechococcus* sp.は湾奥で低く湾口付近で高い傾向にあった。動物プランクトンはすべての年において湾奥で低く、湾中央付近で極大となる特徴があった。この点については広島湾でも同様の特徴が捉えられている<sup>7)</sup>。湾奥では餌料となる植物プランクトンが高いにも関わらず動物プランクトンが増殖しない要因として、河口域では低塩分環境によって動物プランクトンの成長が抑制されるとともに魚類による高い捕食の影響を受ける<sup>8)</sup>ためであると推測される。図 5.5は全測点の観測結果を用いて動物プランクトン現存量と塩分の関係性を示したものであるが、本観測結果からも湾奥の低塩分環境が動物プランクトン現存量の低減に寄与していることが示唆された。図 5.6はせん毛虫の現存量はマイクロサイズの植物プランクトンの現存量と弱い正の相関関係 ( $r=0.43$ )にあった。

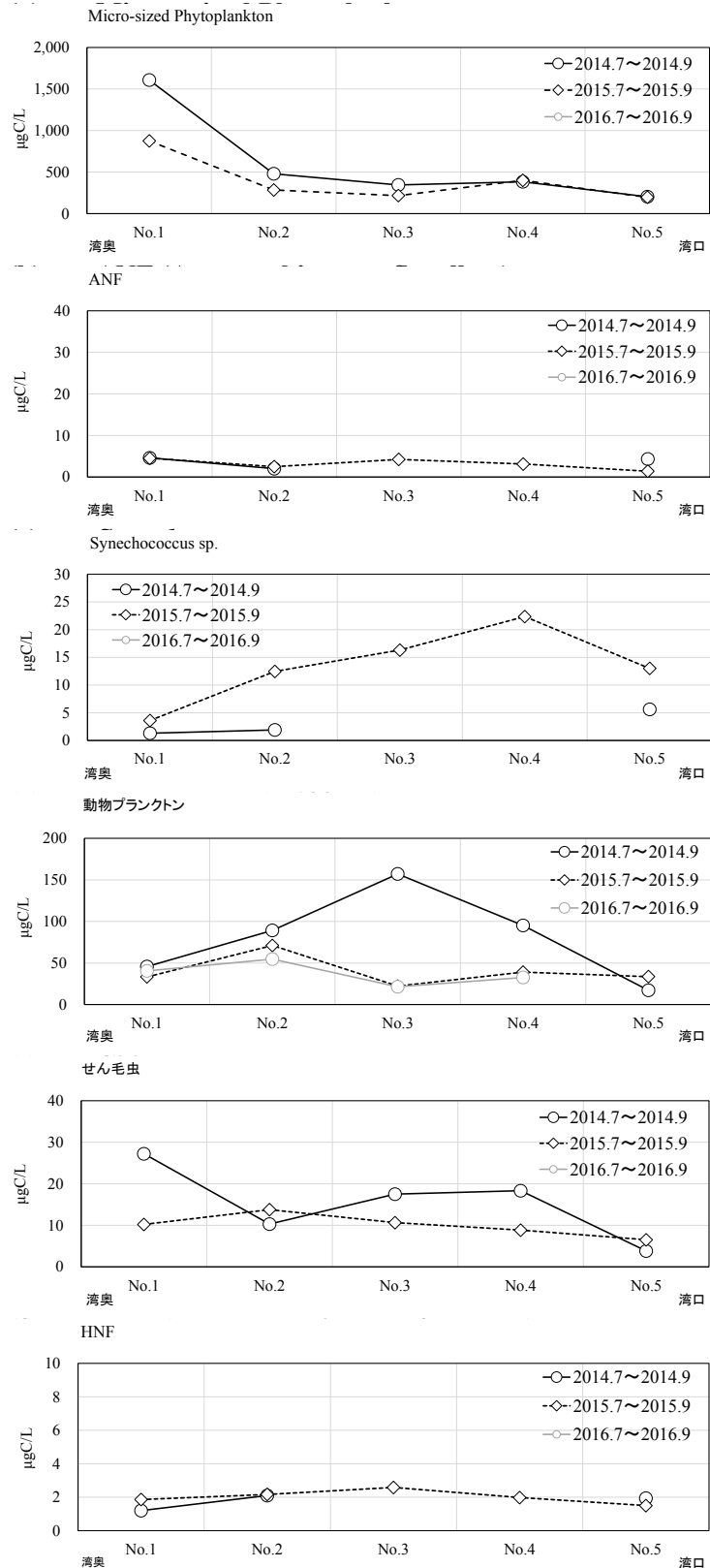


図 5.4 湾奥から湾口に至る水深 0~5m 層における微生物群集の縦断分布 (7~9月の平均値)

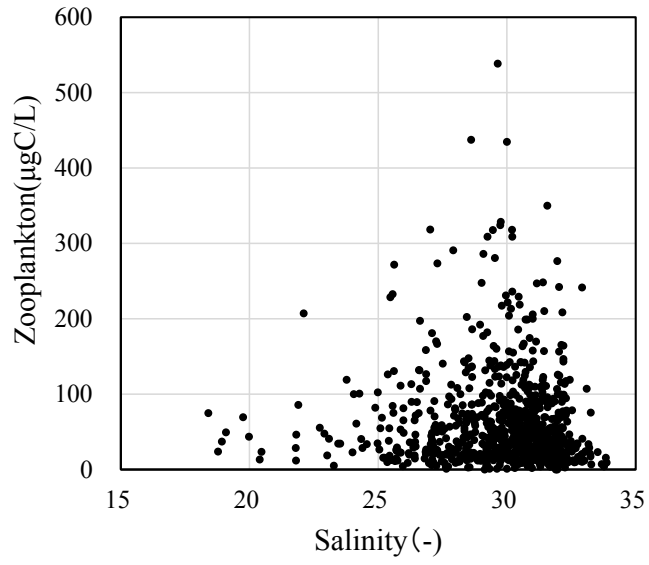


図 5.5 動物プランクトン現存量と塩分の関係  
(水深 0~5m 層の平均値間での比較)

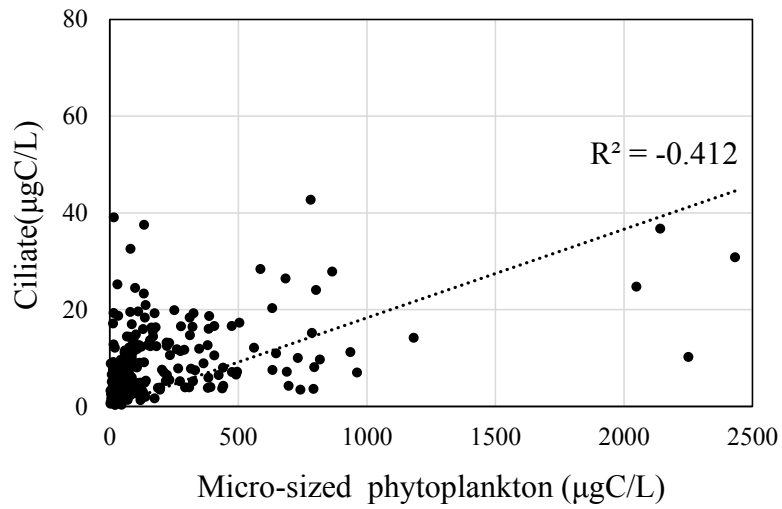


図 5.6 セン毛虫とマイクロサイズの植物プランクトンの現存量の相関性

### 5.2.3 微生物間の相互関係

図 5.3 および図 5.7(a)に示すように ANF と *synechococcus* sp. は同時期に発生することではなく、一見すると栄養塩の競合関係にあるように見える。しかしながら *synechococcus* sp. は HNF から強い捕食を受けており、HNF の存在により *synechococcus* sp. は増殖が制限されていることが伺える (図 5.7(b)). 同様のことは HNF とせん毛虫の関係でも確認される (図 5.7(c)). これらのことからせん毛虫による HNF への捕食圧が高い場合、*synechococcus* sp. は HNF の捕食から逃れ、現存量が増加していると考えられる(トップダウンコントロール). さらにせん毛虫は HNF よりも ANF の捕食嗜好性が強いことが知られており<sup>9)</sup>、本観測結果でも ANF が約 20 $\mu\text{gC/L}$  以上では HNF への捕食圧が低下していることが伺える(図 5.7(d)). これらを踏まえると、ANF と HNF の類似した季節変化(図 5.3)および ANF と *synechococcus* sp. が同時期に発生することがない現象(図 5.7(a))については、ANF が増加することで、せん毛虫の捕食対象が HNF から ANF に変化し、捕食を逃れた HNF が増加し、その結果として *synechococcus* sp. が減少した一連の食物連鎖の現れと推測される。

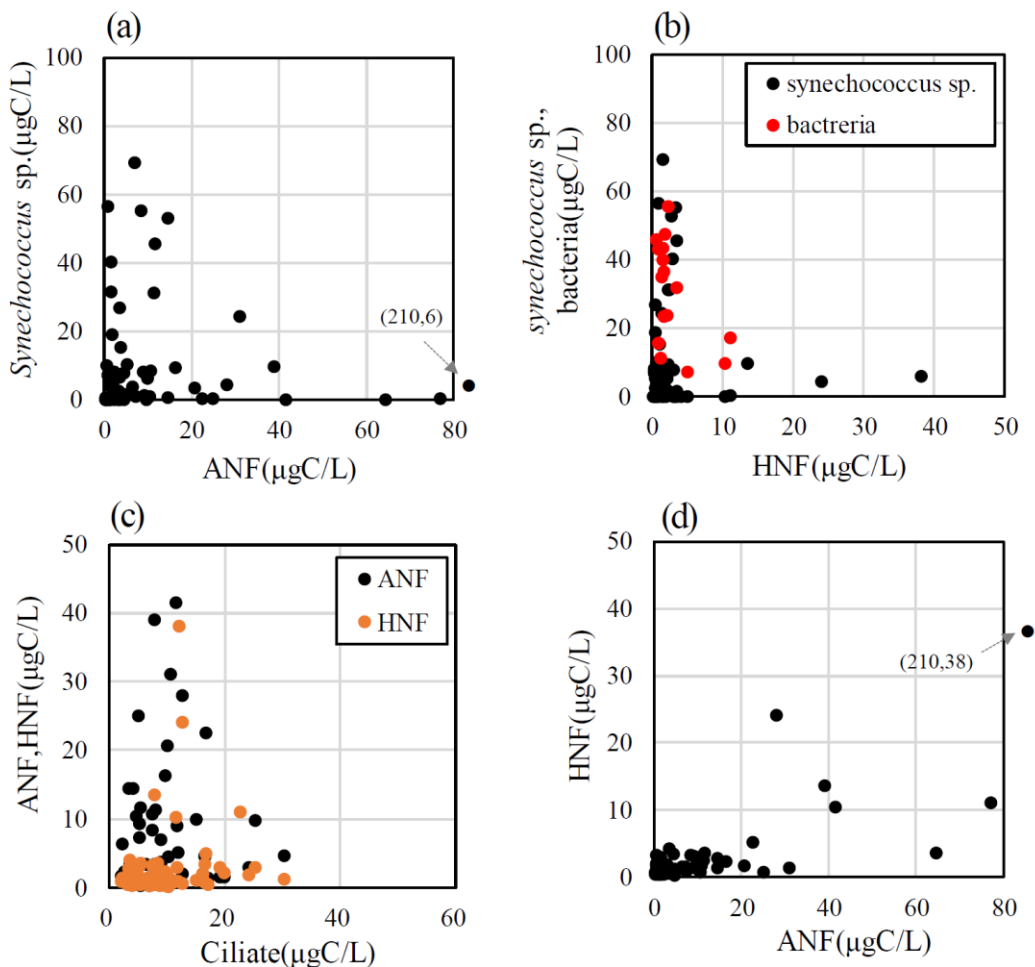


図 5.7 微生物間の相互関係

#### 5.2.4 窒素・リン濃度と発生する植物プランクトン種の関係

図 5.8は炭素固定を行う微生物の現存量とT-N, T-Pの関係性を整理したものである。マイクロサイズの植物プランクトンの現存量はT-N, T-Pと正の相関があり、逆に*synechococcus* sp.はT-Nが約0.3 mg/L, T-Pが約0.03mg/L以下の環境で発生している状況が明瞭に捉えられた。これら2つに比較して、ANFの現存量にはT-N, T-Pとは明瞭な関係が見い出せなかった。図 5.8についてDIN, DIPを横軸にとった同様の整理もおこなったが、窒素・リンの供給から植物プランクトンの生産に至る過程の中で、観測がどのタイミングで実施されたかによって両者の関係性は大きく変化した。そのため、窒素・リン濃度に対応する微生物群集の変化を考察するには、窒素・リンの形態変化にとらわれないT-N, T-Pでの整理が望ましいと考えられた。

高い栄養塩濃度下で*synechococcus* sp.が発生しない要因は、図 5.7を基に論じたとおり植物プランクトンの生産量が高く餌料が豊富な環境ではCiliateが嗜好性の低いHNFを捕食しないことを受け、HNFが*synechococcus* sp.に強い捕食圧をかけるためと考えられる。逆に栄養塩濃度が低下した環境では、餌料が少なくなったCiliateは嗜好性の低いHNFを捕食せざるを得なくなる。この時、*synechococcus* sp.はHNFからの捕食圧を逃れることができ、急速に増殖するものと考えられる。*synechococcus* sp.は低濃度の栄養塩下でも炭素固定が可能である<sup>10</sup>ことも上記の現象を後押ししていると考えられる。

図 5.2に示したように*synechococcus* sp.は直接には動物プランクトンに捕食されないため(=microbial-food-web), その発生が多くなると一次生産量に対する二次生産量の割合(転送効率)を低下させることになる(第7章にて論述)が、図 5.8を基に考えるとT-Nが約0.3mg/L, T-Pが約0.03mg/L以下となった時点から、この転送効率の低下が生じ始めるものと推測された。この濃度は窒素・リンの環境基準Ⅱ類型と一致する。

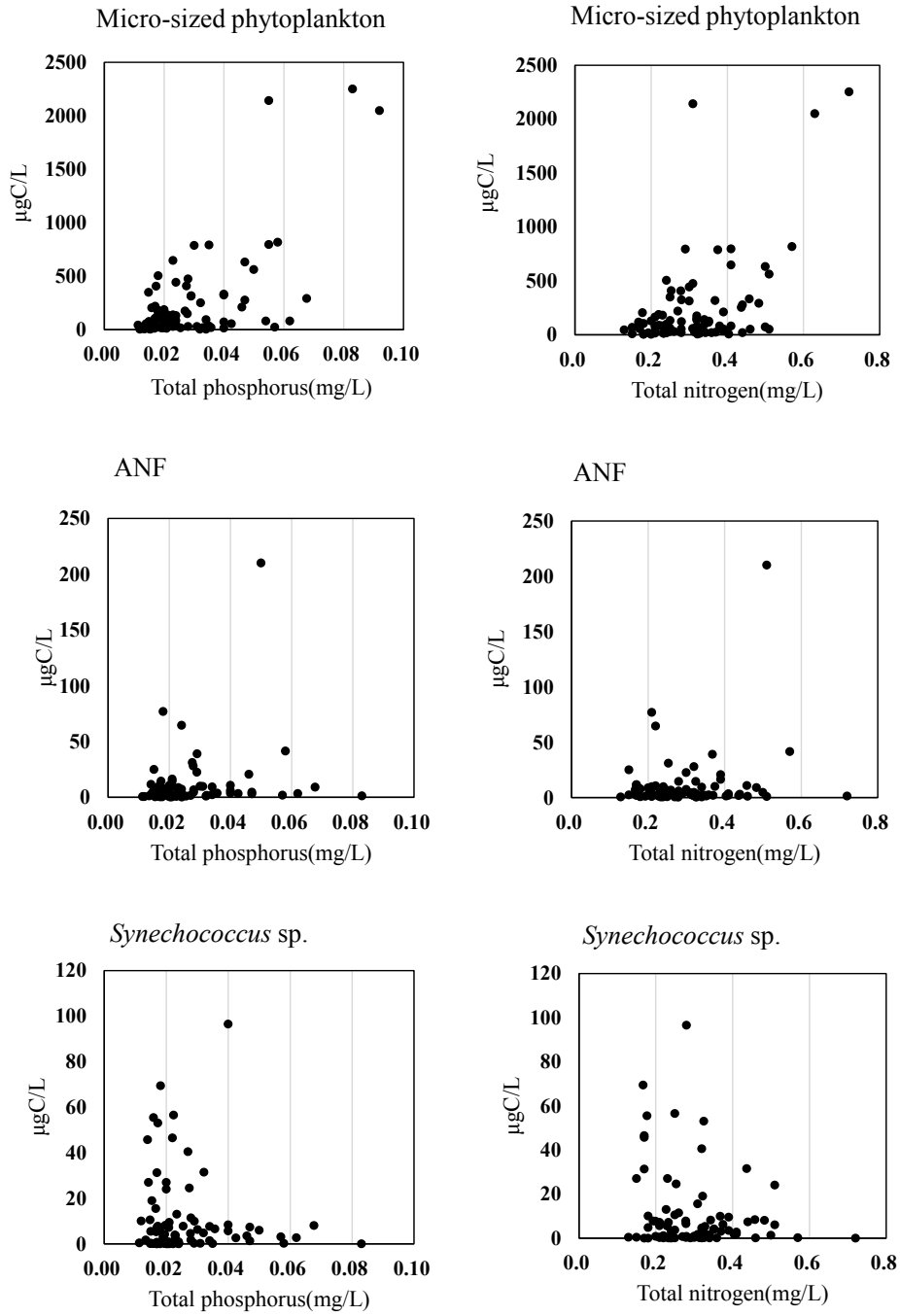


図 5.8 T-N・T-P と発生する植物プランクトン種の関係  
(水深 0~5m 層の平均値間での比較)

## 第 5 章 参考文献

- 1) 日本海洋学会編：沿岸環境調査マニュアル〈底質・生物篇〉，恒星社厚生閣，1986.
- 2) 吉田健一：東京湾における植物プランクトン群集の長期変動と環境との関係，東京海洋大学博士論文，2009.
- 3) 福留真樹，畑恭子，中田喜三郎：1995 年 5 月～1996 年 3 月の伊勢湾における細菌，*Synechococcus*，ANF，HNF，植物プランクトン，ネット動物プランクトンの変動と相互の関係，*海洋理工学会誌*，Vo.6, No.1&2, pp.59-72, 2000.
- 4) 日本海洋学会編：沿岸環境調査マニュアルII 4-1-1，恒星社厚生閣，2008.
- 5) Lee, S. and Fuhrman J.A.: Relationship between biovolume and bio-mass of naturally derived marine bacterioplankton., *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 6, pp.1298-1303, 1987.
- 6) 中部地方整備局港湾空港部ホームページ: <http://www.pa.cbr.mlit.go.jp/>
- 7) 西嶋渉：瀬戸内海における栄養塩濃度管理方法の開発，環境省環境研究総合推進 S-13，持続可能な沿岸海域の実現を目指した沿岸海域管理手法の開発，平成 28 年度公開成果発表会資料，p.8-9，2016.
- 8) Dube, A., Jayaraman, G., Rani, R.: Modelling the effects of variable salinity on the temporal distribution of plankton in shallow coastal lagoons., *J. Hydro-environment Res.*, Vol. 4, pp.199–209, 2010.
- 9) Šolić, M., Krstulović, N., Kušpilić, G., Nincević Gladan, Ž., Bojanic, N., Šestanović, S., Šantić, D., Ordulj, M.: Changes in microbial food web structure in response to changed environmental trophic status: A case study of the Vranjic Basin(Adriatic Sea), *Matine Environmental Re-search*, 70, pp.239-249, 2010.
- 10) Kretz, C. B., Bell, D. W., Lomas, D. A., Lomas, M. W. and Martiny A. C.: Influence of growth rate on the physiological response of marine *Synechococcus* to phosphate limitation, *Frontiers in microbiology*, Vol.6, Article85, 2015.



## 6. 微生物ループを考慮した数値シミュレーションモデルの開発

第6章では、第7章・第8章において伊勢湾における環境変化のメカニズムの解析、改善施策の有効性の評価を行うにあたり、第5章で把握された微生物群集の食物連鎖の実態および伊勢湾での貧酸素水塊の挙動を再現できる数値シミュレーションモデルの開発を行うことを目的とした。

### 6.1 適用する数値シミュレーションモデル(通称:伊勢湾シミュレーター)の概要

伊勢湾シミュレーターは港湾空港技術研究所が主体となって開発した3次元の数値シミュレーションモデルであり、流動・水質・底質・底生生物・海草類を予測の対象としている。流動場の予測には非静水圧近似式が適用されており、浚渫窪地からの青潮の湧昇といった再現に優れていると考えられる。伊勢湾シミュレーターの流動場の予測手法の詳細については田中<sup>1)</sup>らの報告を参照されたい。

伊勢湾シミュレーターによる水質・底質・底生生物・海草類の予測の概念図を図6.1を示す。浮遊系—底生系を結合した生態系モデルであり、有機物を分解性別に区分したMulti-Gモデル<sup>2)</sup>が採用されているとともに、底泥による酸素消費はFossing et al.<sup>3)</sup>を参考にした利用できる電子受容体の変化を考慮した有機物の段階的無機化反応を採用されており、貧酸素水塊の形成過程に係る素過程が密にモデル化されている。また浮遊生態系の微生物群集については、捕食—被食の関係において機能別にわけた複数種の植物プランクトン・動物プランクトン・原生動物・好気性細菌を計算コンパートメントとして考慮でき、図5.2に示した食物連鎖を再現することが可能である。魚類は現存量を予測することはできないが、魚類による動・植物プランクトンの捕食量を外部から入力することが可能である。伊勢湾シミュレーターは港湾空港技術研究所の専用サイト<sup>4)</sup>より無償ダウンロードが可能である。

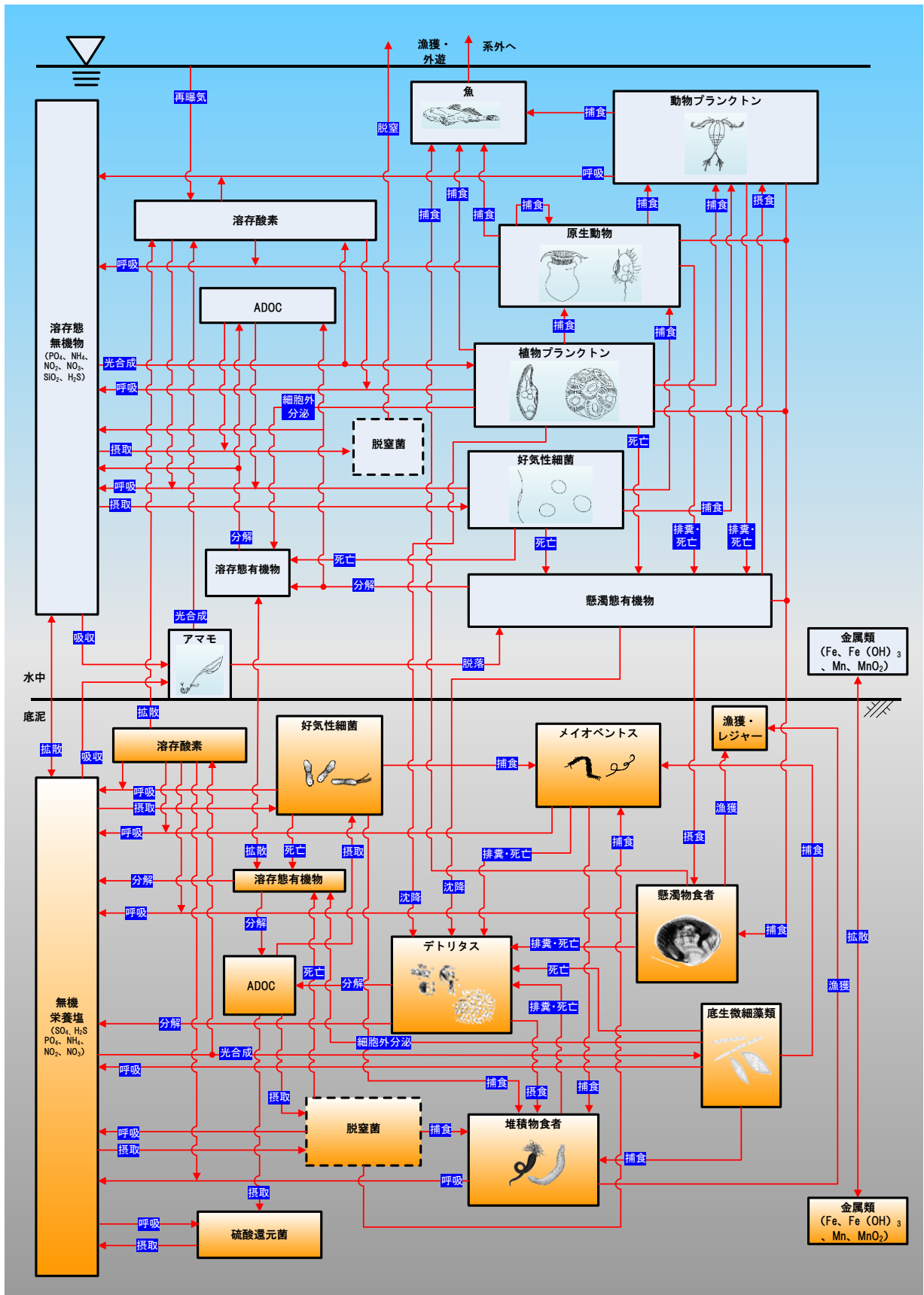


図 6.1 伊勢湾シミュレーターが考慮する計算コンパートメントと物質循環図

伊勢湾シミュレーターの予測項目を表 6.1 に示す。伊勢湾シミュレーターの浮遊生態系のモデル式などの詳細は田中ら<sup>5)</sup>を参照されたい。表 6.1 および図 6.1 では底質・底生生物を計算コンパートメントにした詳細底生生態系モデルの例であるが、伊勢湾シミュレーターではこれら底生系を簡易的に再現した標準底生生態系モデルを採用することも可能である。

表 6.1(1) 予測項目の一覧(水質)

分類		記号	単位	種類数	鉛直移動
植物プランクトン	炭素量	$PHY_i$	$\text{molC m}^{-3}$	$N_{PHY}$	○
	余剰窒素量	$SQN_i$	$\text{molN m}^{-3}$	$N_{PHY}$	○
	余剰リン量	$SQP_i$	$\text{molP m}^{-3}$	$N_{PHY}$	○
動物プランクトン		$ZOO_j$	$\text{molC m}^{-3}$	$N_{ZOO}$	○
懸濁態有機物	懸濁態有機炭素	$POC_k$	$\text{molC m}^{-3}$	$N_{DEC}$	○
	懸濁態有機窒素	$PON_k$	$\text{molN m}^{-3}$	$N_{DEC}$	○
	懸濁態有機リン	$POP_k$	$\text{molP m}^{-3}$	$N_{DEC}$	○
溶存態有機物	利用可能溶存態有機炭素	$ADOC$	$\text{molC m}^{-3}$	1	×
	溶存態有機炭素	$DOC_l$	$\text{molC m}^{-3}$	$N_{DEC}$	×
	溶存態有機窒素	$DON_l$	$\text{molN m}^{-3}$	$N_{DEC}$	×
	溶存態有機リン	$DOP_l$	$\text{molP m}^{-3}$	$N_{DEC}$	×
好気性細菌		$BAC_m$	$\text{molC m}^{-3}$	$N_{BAC}$	×
原生動物		$PZ_n$	$\text{molC m}^{-3}$	$N_{PZ}$	×
無機態栄養塩	リン酸: $\text{PO}_4^{3-}$	$PO_4$	$\text{molP m}^{-3}$	1	×
	アンモニア: $\text{NH}_4^+$	$NH_4$	$\text{molN m}^{-3}$	1	×
	亜硝酸: $\text{NO}_2^-$	$NO_2$	$\text{molN m}^{-3}$	1	×
	硝酸: $\text{NO}_3^-$	$NO_3$	$\text{molN m}^{-3}$	1	×
	ケイ酸: $\text{SiO}_2$	$SiO_2$	$\text{molSi m}^{-3}$	1	○
	硫化水素: $\text{H}_2\text{S}$	$H_2S$	$\text{molS m}^{-3}$	1	×
金属類	溶存態第一鉄: $\text{Fe}^{2+}$	$Fe$	$\text{molFe m}^{-3}$	1	×
	水酸化第二鉄: $\text{Fe}(\text{OH})_3$	$FeOH_3$	$\text{molFe m}^{-3}$	1	○
	溶存態マンガン: $\text{Mn}^{2+}$	$Mn$	$\text{molMn m}^{-3}$	1	×
	二酸化マンガン: $\text{MnO}_2$	$MnO_2$	$\text{molMn m}^{-3}$	1	○
溶存酸素: $\text{O}_2$		$DO$	$\text{molO}_2 \text{ m}^{-3}$	1	×
アマモ	シュート面積	$DS$	$\text{shoot m}^{-2}$	1	×
	シュートバイオマス	$BS$	$\text{molC shoot}^{-1}$	1	×

表 6.1(2) 予測項目の一覧(底質・底生生物)

分類		記号	単位	変数の種類*
べントス	メイオべントス	<i>MEI</i>	molC m <sup>-3</sup>	微小生物系
	堆積物食者	<i>MDF</i>	molC m <sup>-2</sup>	マクロべントス系
	懸濁物食者	<i>MSF</i>	molC m <sup>-2</sup>	マクロべントス系
細菌	底生好気性細菌	<i>BBA</i>	molC m <sup>-3</sup>	微小生物系
	底生脱窒菌	<i>BDNB</i>	molC m <sup>-3</sup>	微小生物系
底生微細藻類		<i>BMA</i>	molC m <sup>-3</sup>	微小生物系
デトリタス	デトリタス(炭素)	<i>DETC<sub>k</sub></i>	molC kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
	デトリタス(窒素)	<i>DETN<sub>k</sub></i>	molN kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
	デトリタス(リン)	<i>DETP<sub>k</sub></i>	molP kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
溶存態有機物	利用可能溶存有機炭素	<i>BADOC</i>	molC m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	溶存態有機炭素	<i>BDOC<sub>l</sub></i>	molC m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	溶存態有機窒素	<i>BDON<sub>l</sub></i>	molN m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	溶存態有機リン	<i>BDOP<sub>l</sub></i>	molP m <sup>-3</sup>	溶存物質系
無機態栄養塩	リン酸:PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<i>BPO<sub>4</sub></i>	molP m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	アンモニア:NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<i>BNH<sub>4</sub></i>	molN m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	亜硝酸:NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<i>BNO<sub>2</sub></i>	molN m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	硝酸:NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<i>BNO<sub>3</sub></i>	molN m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	硫化水素:H <sub>2</sub> S	<i>BH<sub>2</sub>S</i>	molS m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	硫酸:SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<i>BSO<sub>4</sub></i>	molS m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	土粒子吸着態リン:PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	<i>BSPO<sub>4</sub></i>	molP kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
	土粒子吸着態アンモニア:NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<i>BSNH<sub>4</sub></i>	molN kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
	鉄吸着態リン:PO <sub>4</sub>	<i>BFPO<sub>4</sub></i>	molP kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
金属類	溶存態第一鉄:Fe <sup>2+</sup>	<i>BFe</i>	molFe m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	水酸化第二鉄:Fe(OH) <sub>3</sub>	<i>BFeOH<sub>3</sub></i>	molFe kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
	溶存態マンガン:Mn <sup>2+</sup>	<i>BMn</i>	molMn m <sup>-3</sup>	溶存物質系
	二酸化マンガン:MnO <sub>2</sub>	<i>BMnO<sub>2</sub></i>	molMn kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
	硫化鉄:FeS	<i>BFeS</i>	molFe kg <sup>-1</sup>	粒状物質系
溶存酸素:O <sub>2</sub>		<i>BDO</i>	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	溶存物質系

## 6.2 数値シミュレーションモデルの改良点

伊勢湾シミュレーターを本研究に適用するにあたり、現地観測により得られた微生物群集の食物連鎖の実態や水質濃度の再現性を確保するため、一部のモデル式の改良および計算パラメーターの最適化を行った。

### 6.2.1 モデル式の改良

#### (1) 動物プランクトンの成長に係るモデル式の改良

##### 1) 塩分による制限

図 5.5 に示した動物プランクトン現存量と塩分の関係を再現するため、本研究では後述する動物プランクトンの魚類による被食効果も踏まえて、観測結果の再現性を鑑み、式(1)：図 6.7 に示す塩分制限項を動物プランクトンの捕食速度に乗じた。

$$f(S) = \max(0.0, (1.0 - 4.0 \cdot ((25.0 - s)^{2.5} / (25.0)^{1.5})) \quad s < 25 \quad (1)$$

ここで  $s$  は塩分である。

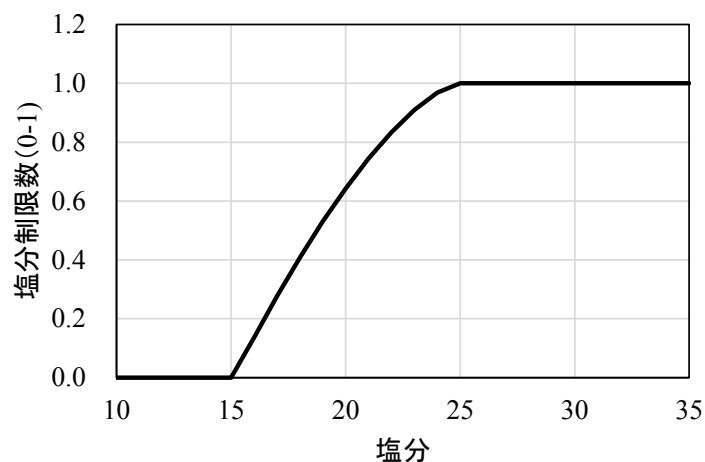


図 6.2 動物プランクトンの捕食に係る塩分制限項

## 2) 貧酸素水塊による制限

動物プランクトンの捕食活動は溶存酸素濃度に影響を受け<sup>6)</sup>、貧酸素水塊は植物プランクトンにかかる捕食圧を低下させ、さらなる植物プランクトンの増加を招く。図 6.3 に動物プランクトン個体数の鉛直分布を示すが、動物プランクトンは表層付近に多く存在している状況が確認された。これは表層付近に植物プランクトンなどの餌料が多く存在することや、貧酸素水塊からの忌避行動<sup>7)</sup>が反映された結果であると考えられる。図 6.4 は図 6.3 に示した動物プランクトンの現存量と溶存酸素濃度を7~9月の期間において層別に比較した結果である。本観測結果においても動物プランクトンが貧酸素水塊を忌避もしくは貧酸素水塊に暴露して死亡している可能性が示唆された。

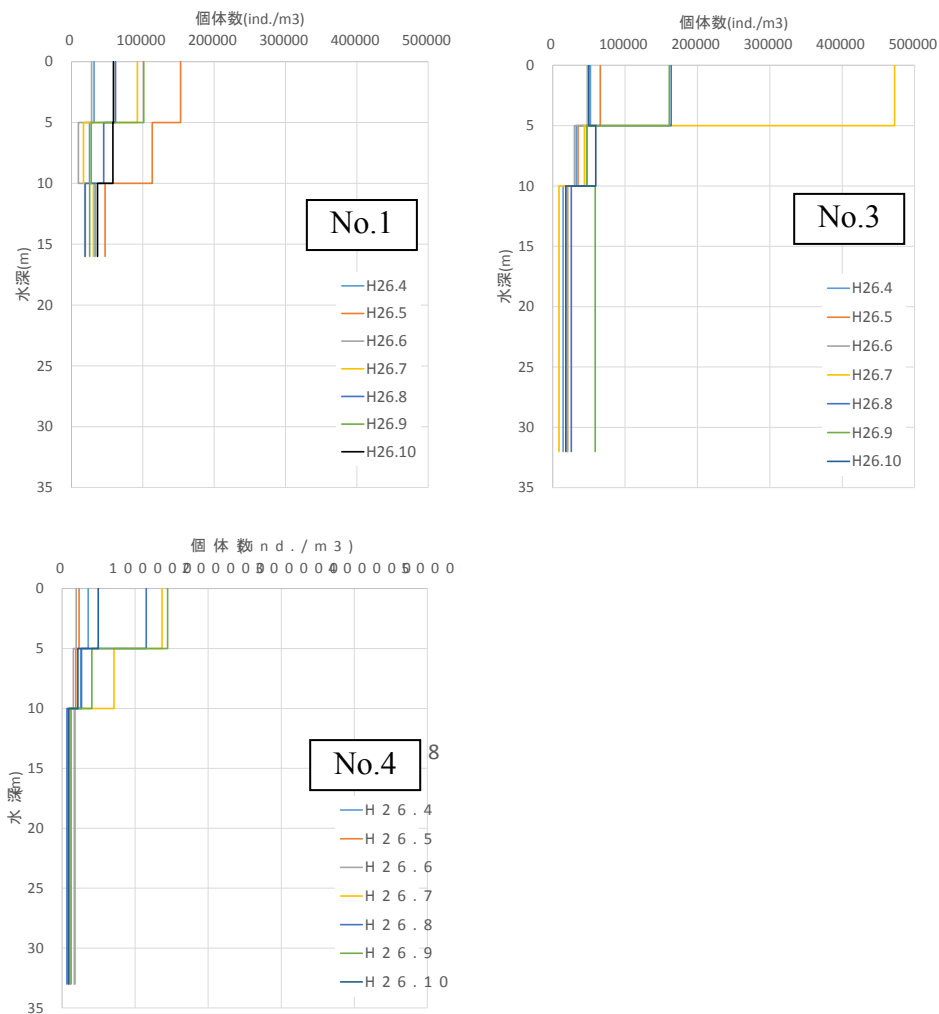


図 6.3 動物プランクトン個体数の鉛直分布の観測結果

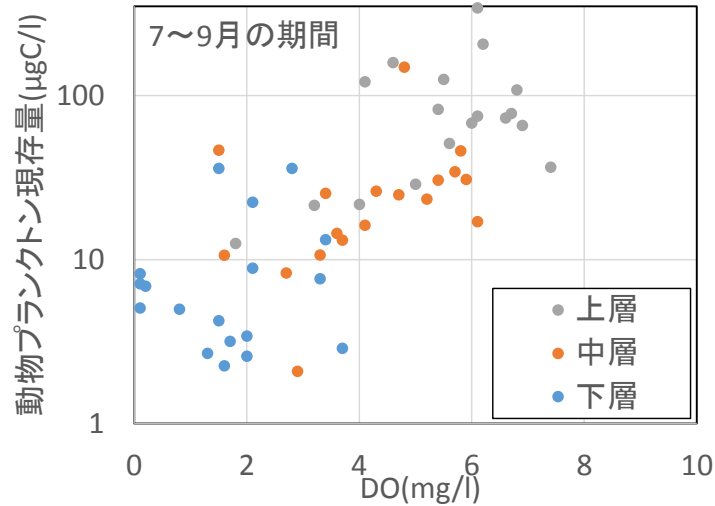


図 6.4 動物プランクトン現存量と溶存酸素濃度の関係(観測結果)

この機構の再現にあたり(2)(3)式のモデル式を取り入れた。(2)式は動物プランクトンの捕食速度の制限数  $f_{feed}$  [0-1]であり、(3)式は M. B. Decker et al. <sup>6)</sup>による動物プランクトンの活動と溶存酸素濃度の関係性を調べた実験結果を参考に設定した貧酸素水塊による直接的な死亡速度  $v_z$ である。式中の諸係数については観測された動物プランクトン現存量の再現状況を鑑み設定した。

$$f_{feed}(-) = \frac{DO}{DO + K_{feed}} \quad (2)$$

$$v_z(1/s) = 1.16 \times 10^{-5} \cdot \max[0.0, (-0.4 \cdot DO + 1.0)] \quad (3)$$

ここで、 $DO$ は溶存酸素濃度、 $K_{feed}$ は捕食に対する溶存酸素の半飽和濃度( $mg/l$ ) = 0.5である。なおせん毛虫、HNFへの影響については(2)式のみを考慮した。

### 3) 動物プランクトンの魚類による被食・転送

伊勢湾シミュレーターにおける動物プランクトンに係る物質循環を図 6.5 に示す。

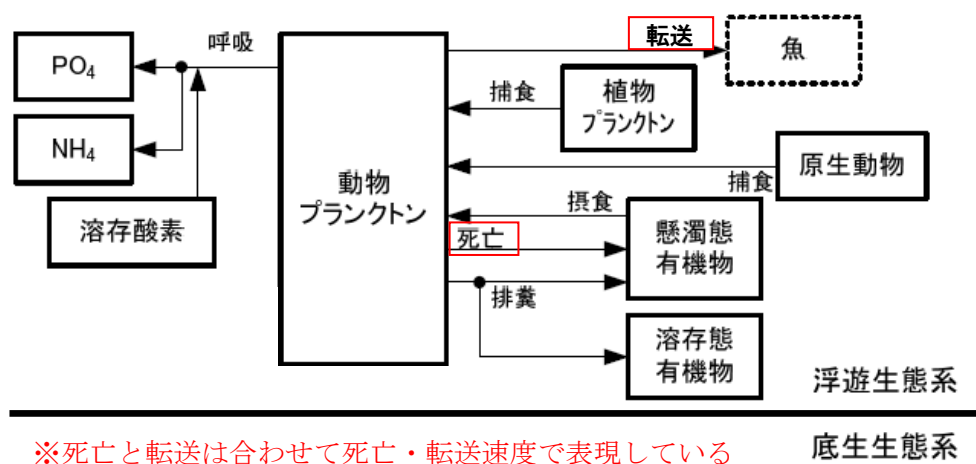


図 6.5 動物プランクトンに係る物質循環

動物プランクトンの自然死亡と魚類への転送については、両者を合わせて死亡転送量として式(4)に示すように動物プランクトンの現存量の2乗に比例させたモデル式を適用した。

この死亡転送速度  $\gamma_{zoo}$  に転送率(0.1)を乗じた値は、魚類などの高次生物の純成長に等しいと仮定し系外に除去し、残り(0.9)はデトリタスになるものとした。ここで死亡転送速度  $\gamma_{zoo}$  は、伊勢湾でのイワシ類の動物プランクトン摂餌量(中部地方整備局：未公表資料)を参考に、 $2.52(\text{m}^3 \text{gC}^{-1} \text{day}^{-1})$ を採用した。

$$\text{死亡転送量}(\text{gC}/\text{m}^3/\text{day}) = \gamma_{zoo} \cdot ZOO^2 \quad (4)$$



## (2) せん毛虫の捕食に係るモデル式の改良

伊勢湾シミュレーターではせん毛虫のように 2 種以上の微生物を捕食するものについては、嗜好性は基本的に捕食対象生物の現存量比に従うように設計されている。

図 5.7 に示したせん毛虫の ANF への嗜好性を再現するため、式(5)(6)に示すように、 $\omega_{grazing\_HNF}$  というパラメーターを用いて、ANF 現存量が  $20\mu\text{gC/L}$  以上存在する場合には HNF 現存量の 2 割を捕食対象とし、ANF 現存量が  $20\mu\text{gC/L}$  以下の場合においては HNF 現存量の全量を捕食対象とするようモデルを改良した。

$$[Ciliate_{grazing\_ANF}]:[Ciliate_{grazing\_HNF}] = \langle ANF \rangle : \langle HNF \rangle \times \omega_{grazing\_HNF} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \langle ANF \rangle \geq 20\mu\text{gC/l} & : \quad \omega_{grazing\_HNF} = 0.2 \\ \langle ANF \rangle < 20\mu\text{gC/l} & : \quad \omega_{grazing\_HNF} = 1.0 \end{aligned} \quad (6)$$

ここで  $[Ciliate_{grazing\_ANF}]$  はせん毛虫の ANF 捕食量、 $[Ciliate_{grazing\_HNF}]$  はせん毛虫の ANF 捕食量、 $\langle ANF \rangle$  は ANF の現存量、 $\langle HNF \rangle$  は HNF の現存量である。

### (3) 植物プランクトンの成長に関するモデル式の改良

伊勢湾での観測結果においてマイクロサイズの植物プランクトンの優占種はスケルトネマ (Skeletonema spp.) であった。伊勢湾シミュレーターでは植物プランクトンの成長に対しては指数関数型の温度係数が採用されているが、図 6.6 に示すように Deneb Karentz<sup>8)</sup>は室内実験によりスケルトネマの成長に対して最適な水温帯が存在していることを示している。

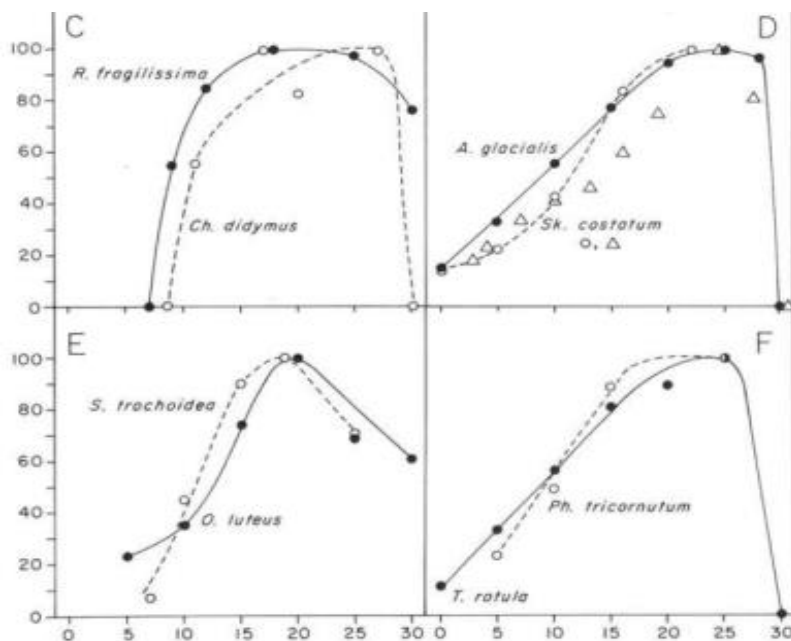


図 6.6 スケルトネマを対象に光合成速度と水温の関係性を把握した実験結果<sup>6)</sup>

そこで本研究では式(7)に示す植物プランクトンの光合成速度を最適水温型に変更した。

$$f_{opt}(T) = \exp\{\beta(T - T_{opt})\} \cdot \left\{ \max\left(0, \frac{T_{max} - T}{T_{max} - T_{opt}}\right) \right\}^{\beta(T_{max} - T_{opt})} \quad (7)$$

ここで  $T_{opt}$  は最適水温 (°C),  $T_{max}$  は活動限界温度 (°C),  $\beta$  は温度係数 (°C<sup>-1</sup>) であり, これらの計算パラメーターは計算結果と観測結果の整合性を鑑み, 図 6.7 に示すように決定した。

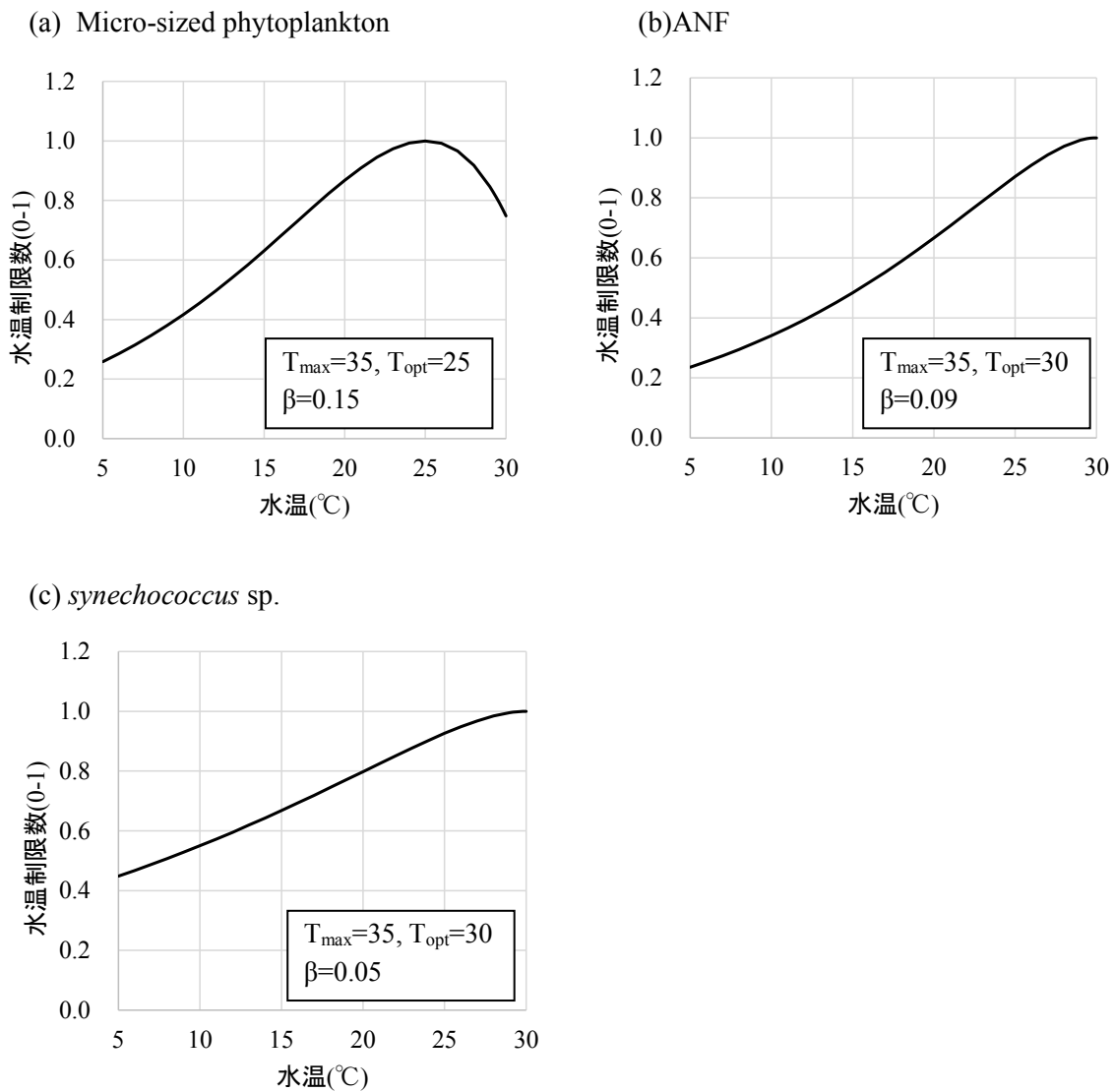


図 6.7 植物プランクトンの水温依存性のモデル化

#### (4) 底泥による酸素消費・栄養塩の溶出に関するモデル式の改良

伊勢湾シミュレーターでは底泥内での物質循環と水-底泥間のフラックスを計算するため、簡易な底生系モデル（標準底生系モデル）を用いることができる。標準底生系モデルは沈降フラックスに対応して、水-底泥間のフラックス（酸素消費速度など）が決まる形である。底泥の間隙水と直上水との拡散フラックスなどは考えない。仮定として、底泥に沈降してきた有機物は、瞬間的にある割合だけ分解されるとみなしている。図 6.8 に示すように POC の沈降フラックス場合は、直上水の酸素・硝酸の消費フラックスと硫化水素の溶出フラックスに変換される（反応は酸素→硝酸→硫化水素の順番）。PON、POP の沈降フラックスの場合は、それぞれアンモニアの溶出とリン酸の溶出フラックスに変換される。

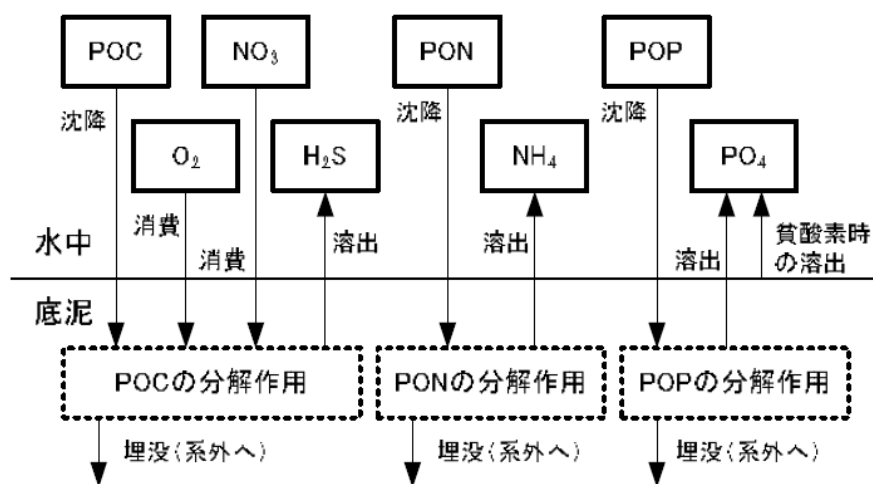


図 6.8 伊勢湾シミュレーターの標準底生系モデルの概念図

本研究では観測値と計算値の比較を通じて、より現場の状況を再現するため、底泥による酸素消費過程ならびに底泥への沈降フラックスの算定方法について改良を行った。

### 1) 底泥による酸素消費過程

田中らりの定式化では、懸濁物食者の呼吸を除くと、底泥の酸素消費は式(8)に示すように有機物の沈降フラックスに対する消費と定常的な消費の2項で計算され、沈降フラックスに対する消費は水温に依存し、定常的な消費は水温に関わらず一定値を採用していた。これは底泥へ沈降する有機物の分解率が水温に依存すると仮定されたものである。

$$(\text{底泥の酸素消費フラックス}) = (\text{沈降フラックスに対する消費}) + (\text{定常的な消費}) \quad (8)$$

本研究では式(9)に示すように、有機物の分解率は有機物の質の問題であるためバクテリアの水温による活性の違いよりも沈降する有機物の質に強く依存すると考え水温に依存しないよう改良し、逆に定常的な消費は底泥に蓄積された有機物を分解・無機化するバクテリアの呼吸量が水温に大きく依存すると考え水温依存性を持たせるよう改良した。

酸素消費フラックス ( $g\ m^{-2}\ s^{-1}$ )

$$\begin{aligned} &= (\text{酸素消費に寄与する有機炭素の沈降フラックス} \times \text{分解に伴う酸素消費係数}) \\ &+ (DO_{const} \times \min[1.0, \exp[0.04 \times (T - 30.0)]) \end{aligned} \quad (9)$$

ここで、酸素消費に寄与する有機炭素の沈降フラックスは、分解性別に区分された有機物の沈降フラックスに個々の分解率を乗じ算出される。分解率には、(易分解性：準易分解性：難分解性) = (0.95：0.05：0.00)を採用した。分解に伴う酸素消費係数は  $3.01(g\ g^{-1})$ である。また  $DO_{const}$  は定常的な酸素消費速度であり  $0.5\ g\ m^{-2}\ s^{-1}$ とした。Tは水温である。

## 2) 沈降フラックスの算定方法

図 6.9 は観測データで得られた底質の有機物濃度および硫化物濃度と底質の空隙率の関係を示したものである。この図より底質濃度は空隙率（すなわち底質の含水量）により大きく左右されていることがわかる。

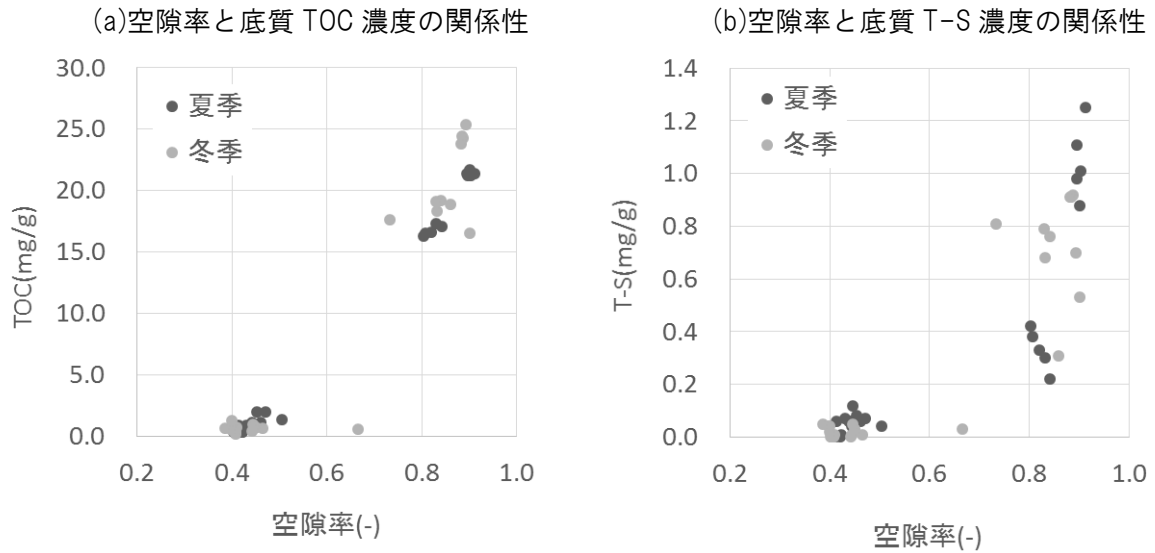


図 6.9 底質の有機物・硫化物量と空隙率の関係性  
(出典:伊勢湾漁業影響調査結果)

底質の空隙率（底質の含水量）は、図 6.10 に示すように底質中の細粒分であるシルト・粘土含有率によって規定されている。シルト・粘土分は、流れ・波による外力が比較的小さい場所に沈降・集積する特徴があるが（図 2.19 のように水深が深い場所は外力が小さい場所となることが多い）、現在、伊勢湾シミュレーターではシルト・粘土の沈降・集積過程はモデルに加味されていないため、底質の有機物量の平面分布が再現できないものと推測される。

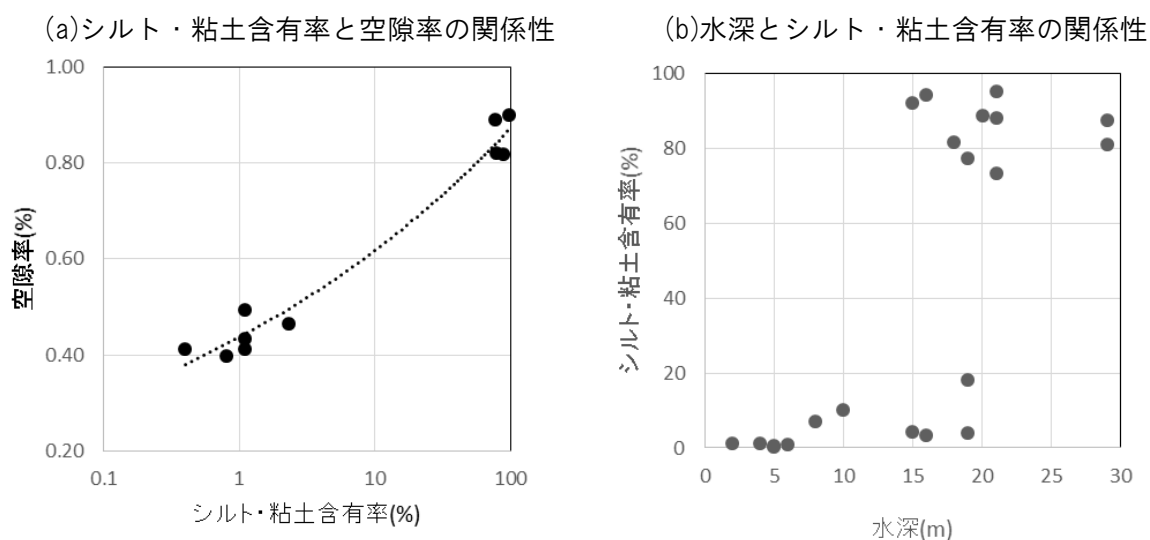


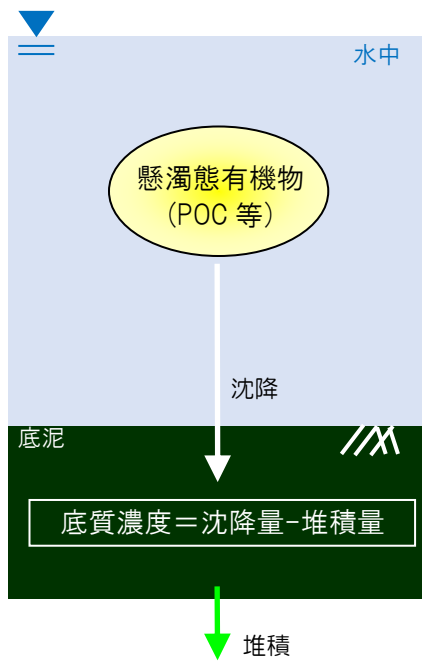
図 6.10 空隙率とシルト・粘土含有率およびシルト・粘土含有率と水深の関係性  
 （出典：伊勢湾漁業影響調査結果）

現状の伊勢湾シミュレーターが再現している有機物の沈降・集積から底泥深部への堆積に至る過程は、図 6.11 a)に示すように流れ・波等の外力には関係なく、一定の沈降速度にて有機物が底泥に沈降するようモデル化されている。外力に応じた有機物の沈降・集積過程の違いを再現するためには図 6.11 b)に示すように外力に応じて有機物の沈降が抑制されることや、一度堆積した有機物が再懸濁する過程をモデルで再現する必要がある。一方で、底泥の再懸濁過程をモデルに考慮するには多大な労力が必要になるため、簡易的な手法として外力が大きい場所では沈降量が少なくなる機構を簡易的のみを再現することとし、式 (10)のように沈降速度を外力の関数とした。

$$\text{沈降速度のモデル式： } w_s = w_0 \cdot \left( 1 - \frac{\tau}{\tau_{dc}} \right) \quad (10)$$

ここで  $w_s$  は最下層の有機物の沈降速度、 $w_0$  は静水時の沈降速度、 $\tau$  は底面せん断応力、 $\tau_{dc}$  は沈降に係る限界せん断応力で底質濃度の再現性を鑑み  $0.005(\text{N}/\text{m}^2)$  とした。

a)モデルで再現している現象



b)モデルで再現していない現象

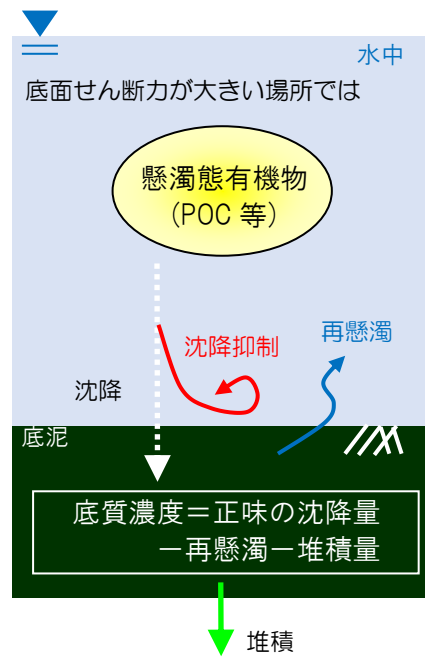


図 6.11 水中と底泥間での粒子状有機物のやり取りに関するモデル化の状況



式(10)を考慮することによって変化した計算値を図 6.12 に示す。なお本研究では詳述していないが、図 6.12 は伊勢湾シミュレーターの詳細底生生態系モデルを用いた計算値である。未だ積分時間が十分ではなく、底泥深部までは式(10)への変更による影響が及ばないため、表層泥濃度の比較を行った。底質濃度は湾口付近の地点 17~19 で低下し、三重県津市沿岸の地点 15, 16 で上昇するなど観測値の分布傾向に近づく結果が得られた。

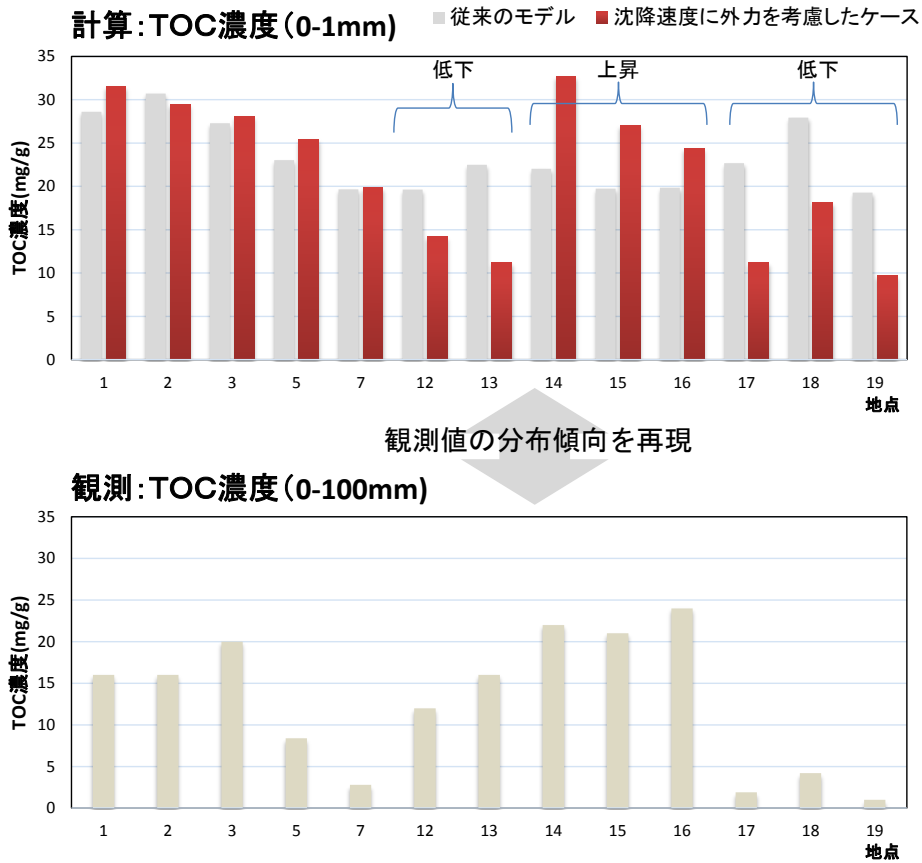
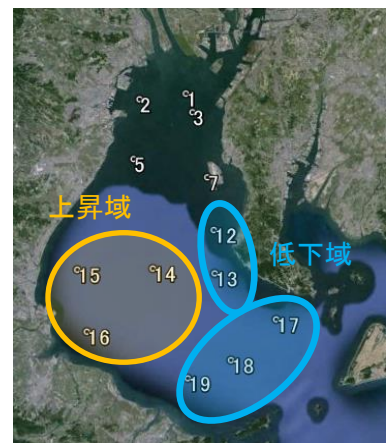


図 6.12 沈降速度に外力の作用を考慮した場合の底質濃度の再現状況  
(未だ積分時間が十分ではないため、計算値は泥層 0-1mm 層の濃度を用いて比較した)



### (5) アサリなどの懸濁物食者の成長に関するモデル式の改良

本研究ではアサリなどの懸濁物食者が与える水質変化について、図 6.13 に示すように懸濁物食者の現存量は固定値（境界値）として与え、植物プランクトン・懸濁態有機物の摂餌および呼吸による水質変化、すなわち二枚貝類の有機物の無機化機能を再現することとした。

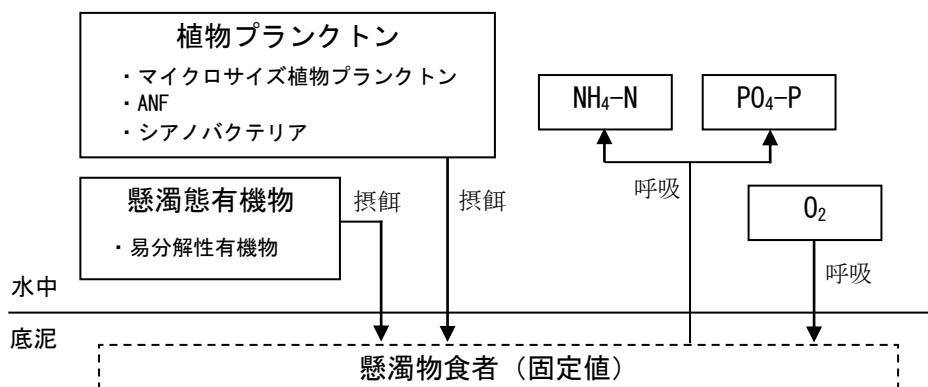


図 6.13 モデルで考慮した懸濁物食者を介した物質循環

懸濁物食者による植物プランクトンの捕食： $J_{phy2Msf,i}$  ( $\text{gC m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )は次式のように表される。

$$J_{phy2Msf,i} = -\eta^{PHY,i} \cdot U_{phy2Msf,i} \cdot R_{MSF} \quad (11)$$

ここで  $\eta^{phy,i}$  は植物プランクトンの選好係数(-),  $U_{phy2Msf,i}$  は植物プランクトンの選択率(-),  $R_{MSF}$  は懸濁物食者の摂餌速度( $\text{gC m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )である。植物プランクトンの選択率  $U_{phy2Msf,i}$  は各植物プランクトンの現存量に比例して配分するものとした。

懸濁物食者の摂餌速度  $R_{MSF}$  は次式のように定式化を行った。

$$R_{MSF} = F \cdot \Pi \quad (12)$$

ここで  $F$  は単位面積あたりの懸濁物食者の濾水速度( $\text{m s}^{-1}$ ),  $\Pi$  は懸濁物食者の餌料濃度( $\text{gC m}^{-3}$ )である。餌料濃度は植物プランクトン現存量と易分解性有機物量の合計値となる。

単位面積あたりの懸濁物食者の濾水速度  $F$  は最適水温型の温度関数を用いて次式のように定式化した。

$$F = \alpha_{Feed} \cdot f_{opt}(T_{opt}, T_{Max}, \beta_{Feed}) \cdot MSF \quad (13)$$

ここで  $\alpha_{Feed}$  は懸濁物食者あたりの最大濾水速度( $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{gC}^{-1}$ ),  $T_{opt}$  は懸濁物食者の最適温度( $^{\circ}\text{C}$ ),  $T_{max}$  は懸濁物食者の活動限界温度( $^{\circ}\text{C}$ ),  $\beta_{Feed}$  は摂餌速度の温度係数であり、最適水温型の関数は式(7)に従う、 $MSF$  は懸濁物食者の現存量( $\text{gC m}^{-2}$ )である。

懸濁物食者の呼吸量  $B_{Resp}$  は静止呼吸と活動呼吸を考え、次式のように定式化を行った。

$$B_{Resp} = B_{RespR} + B_{RespA} \quad (14)$$

ここで  $B_{respR}$  は懸濁物食者の静止呼吸( $\text{gC m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ),  $B_{RespA}$  は懸濁物食者の活動呼吸( $\text{gC m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )である。

静止呼吸は次式のように定式化を行った。

$$B_{RespR} = \alpha_{RespR} \cdot \exp(\beta_{RespR} \cdot T) \cdot \frac{DO}{DO + K_{RespR}} \quad (15)$$

ここで  $\alpha_{RespR}$  は静止呼吸速度( $\text{s}^{-1}$ ),  $\beta_{RespR}$  は呼吸速度の温度係数,  $T$  は水温( $^{\circ}\text{C}$ ),  $DO$  は直上の溶存酸素( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $K_{RespR}$  は溶存酸素の半飽和定数( $\text{mg L}^{-1}$ )である。

活動呼吸は次式のように定式化を行った。

$$B_{RespA} = \alpha_{RespA} \cdot R_{MSF} \cdot MSF \quad (16)$$

ここで  $\alpha_{RespA}$  は摂餌に伴う活動呼吸の割合である。

これら呼吸に伴う酸素・窒素・リンのフラックスは次式で表される。

$$\begin{aligned} \text{呼吸に伴う酸素消費フラックス} &= -TOD \cdot B_{resp} \\ \text{呼吸に伴う NH}_4\text{-N フラックス} &= NC_{Ratio} \cdot B_{resp} \\ \text{呼吸に伴う PO}_4\text{-P フラックス} &= PC_{Ratio} \cdot B_{resp} \end{aligned} \quad (17)$$

ここで  $TOD$  は懸濁物食者の炭素量に対する酸素要求量( $\text{g g}^{-1}$ ),  $NC_{Ratio}$  は懸濁物食者の N/C 比( $\text{g g}^{-1}$ ),  $PC_{ratio}$  は懸濁物速射の P/C 比( $\text{g g}^{-1}$ )である。用いた計算パラメーターを表 6.2 に示す。

表 6.2 懸濁物食者による水質変化の予測に用いた計算パラメーター

計算項目	単位	設定値
$\eta^{physi}$ 植物プランクトンの選好係数	(-)	(マイクロサイズ植物プランクトン: ANF: シアハクテリア) = (1.0, 1.0, 1.0)
$\alpha_{Feed}$ 懸濁物食者あたりの最大濾水速度	( $\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{gC}^{-1}$ )	水温 $>10^{\circ}\text{C}$ : $1.97 \times 10^{-6}$ 水温 $<10^{\circ}\text{C}$ : 0.0
$T_{opt}$ 懸濁物食者の最適温度	( $^{\circ}\text{C}$ )	22.0
$T_{max}$ 懸濁物食者の活動限界温度	( $^{\circ}\text{C}$ )	32.0
$\beta_{Feed}$ 摂餌速度の温度係数	(-)	0.2
$\alpha_{RespR}$ 静止呼吸速度	( $\text{s}^{-1}$ )	$1.62 \times 10^{-8}$
$\beta_{RespR}$ 静止呼吸速度の温度係数	(-)	0.0693
$K_{RespR}$ 溶存酸素の半飽和定数	( $\text{mg L}^{-1}$ )	0.5
$\alpha_{RespA}$ 摂餌に伴う活動呼吸の割合	(-)	0.2
$TOD$ 懸濁物食者の炭素量に対する酸素要求量	( $\text{g g}^{-1}$ )	3.3
$NC_{Ratio}$ 懸濁物食者の N/C 比	( $\text{g g}^{-1}$ )	0.2
$PC_{ratio}$ 懸濁物速射の P/C 比	( $\text{g g}^{-1}$ )	0.014

## 6.2.2 計算パラメーターの最適化

図 6.14 に示す微生物群集のすべての現存量が観測され、それらが定常状態にあると仮定した場合、魚類による動物プランクトンの捕食量ならびに各微生物の枯死・呼吸・排糞等の減耗量が与えられると、微生物群集の生産量および微生物間の捕食-被食量は代数的に算出できる。

まず微生物群集の現存量の変化は次頁の式(18)~(24)により再現されると仮定した。つぎに微生物群集の現存量は観測値を与条件とし定常状態を仮定する。自然死亡・枯死量は、式(25)に示す田中ら<sup>9)</sup>・永尾ら<sup>9)</sup>のモデル式・計算パラメーターを用いて観測日の水温から推定した。最後に表 6.3 に示す計算パラメーターを用い、式(26), (27)を含めすべての式を連立させることで、微生物群集の生産量および捕食-被食量の変数量(式内の [ ] の変数)を算定した。このような未知のパラメーターの推定については一般化された手法である(例えば、中田<sup>10)</sup> )。

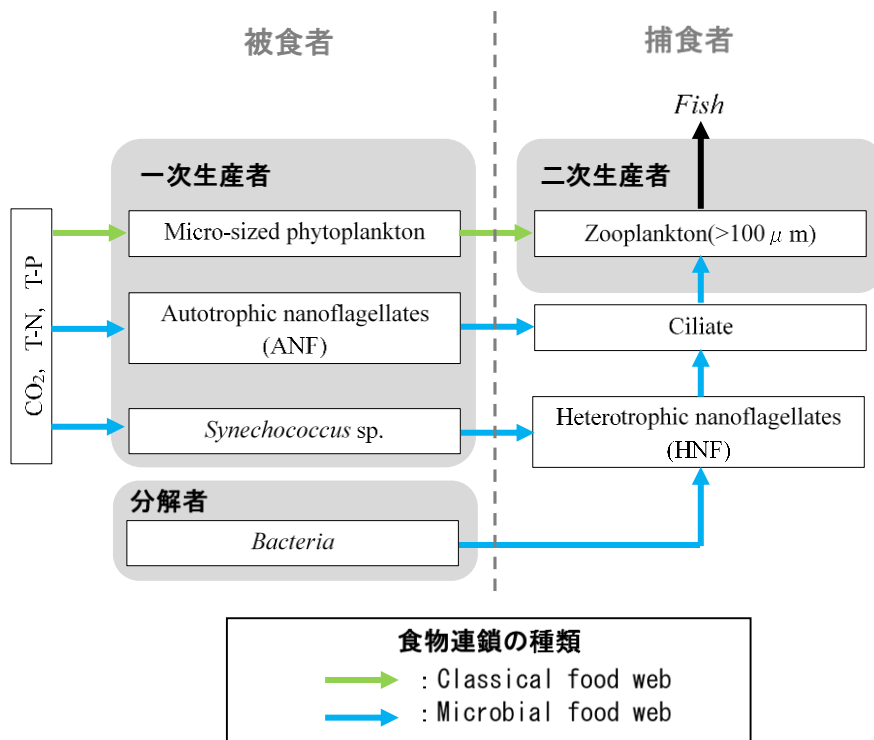


図 6.14 微生物群集の捕食-被食の関係  
(図中の→は本研究で想定した微生物間の捕食-被食関係)

$$d\langle ZOO \rangle / dt = -Fish_{feeding} + ([ZOO_{grazing\_PHY}] + [ZOO_{grazing\_Ciliate}]) \times e_{ZOO} - ZOO_{mortality} = 0 \quad (18)$$

$$d\langle PHY \rangle / dt = -[ZOO_{grazing\_phy}] + [PHY_{Net-pro.}] - PHY_{mortality} = 0 \quad (19)$$

$$d\langle Ciliate \rangle / dt = -[ZOO_{grazing\_Ciliate}] + ([Ciliate_{grazing\_ANF}] + [Ciliate_{grazing\_HNF}]) \times e_{Ciliate} - Ciliate_{mortality} = 0 \quad (20)$$

$$d\langle ANF \rangle / dt = -[Ciliate_{grazing\_ANF}] + [ANF_{Net-pro.}] - ANF_{mortality} = 0 \quad (21)$$

$$d\langle HNF \rangle / dt = -[Ciliate_{grazing\_HNF}] + ([HNF_{grazing\_Syn.}] + [HNF_{grazing\_BAC}]) \times e_{HNF} - HNF_{mortality} = 0 \quad (22)$$

$$d\langle Syn. \rangle / dt = -[HNF_{grazing\_Syn.}] + [Syn_{Net-pro.}] - Syn_{mortality} = 0 \quad (23)$$

$$d\langle BAC \rangle / dt = -[HNF_{grazing\_BAC}] + [BAC_{growth}] - BAC_{mortality} = 0 \quad (24)$$

$$BIO_{mortality} = \alpha_{mort} \cdot \exp(\beta_{mort} \cdot T) \cdot \langle BIO \rangle \quad (25)$$

ここで<ZOO>はメソ動物プランクトンの現存量, <PHY>はマイクロサイズの植物プランクトンの現存量, <Ciliate>はせん毛虫の現存量, <ANF>はANFの現存量, <HNF>はHNFの現存量, <Syn.>のSynechococcus sp.の現存量, <BAC>は細菌の現存量である. なお <BIO>は微生物群集の総称である. またメソ動物プランクトンとせん毛虫のように, 2種の微生物を捕食するものについては, 式(27)~(27)に示すように捕食対象微生物の現存量比に応じて捕食量の配分が決まると仮定した. ただし前述のとおり, せん毛虫によるANFとHNFの捕食については強い嗜好性が観測結果より確認されたため, 嗜好係数: $\omega_{grazing\_HNF}$  (0~1の値) を考慮した.

$$[ZOO_{grazing\_phy}]:[ZOO_{grazing\_Ciliate}] = \langle PHY \rangle : \langle Ciliate \rangle \quad (26)$$

$$[Ciliate_{grazing\_ANF}]:[Ciliate_{grazing\_HNF}] = \langle ANF \rangle : \langle HNF \rangle \times \omega_{grazing\_HNF} \quad (27)$$

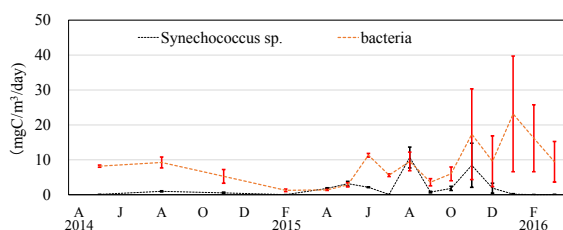
表 6.3 予測項目の一覧(水質)

変数	内容
$ZOO_{grazing\_PHY}$	ZOOによるPHYの捕食
$ZOO_{grazing\_Ciliate}$	ZOOによるCiliateの捕食
$PHY_{Net-pro.}$	PHYの純生産
$Ciliate_{grazing\_ANF}$	CiliateによるANFの捕食
$Ciliate_{grazing\_HNF}$	CiliateによるHNFの捕食
$ANF_{Net-pro.}$	ANFの純生産
$HNF_{grazing\_Syn.}$	HNFによるSynechococcus sp.の捕食
$HNF_{grazing\_BAC}$	HNFによるBacteriaの捕食
$Syn.Net-pro.$	Synechococcus sp.の純生産
$BAC_{growth}$	細菌の成長
$Fish_{feeding}$	魚類によるZOOの捕食= 魚類の純成長量 (0~20 [mgC/m <sup>2</sup> /day] ) <sup>11)</sup> ／総成長効率 (0.1) <sup>12)</sup>
$e_{zoo}$	ZOOの成長効率 (0.43) <sup>13)</sup>
$ZOO_{mortality}$	ZOOの自然死亡 ( $\alpha_{mortality}=0.054$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>
$PHY_{mortality}$	PHYの枯死 ( $\alpha_{mortality}=0.02$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>
$e_{Ciliate}$	Ciliateの成長効率 (0.43) <sup>13)</sup>
$Ciliate_{mortality}$	Ciliateの自然死亡 ( $\alpha_{mortality}=0.054$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>
$ANF_{mortality}$	ANFの枯死 ( $\alpha_{mortality}=0.02$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>
$e_{HNF}$	HNFの成長効率 (0.34) <sup>13)</sup>
$HNF_{mortality}$	HNFの自然死亡 ( $\alpha_{mortality}=0.054$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>
$Syn.mortality$	Syn.の自然死亡 ( $\alpha_{mortality}=0.02$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>
$BAC_{mortality}$	細菌の自然死亡 ( $\alpha_{mortality}=0.1$ [1/day], $\beta_{mortality}=0.0693$ ) <sup>9)</sup>

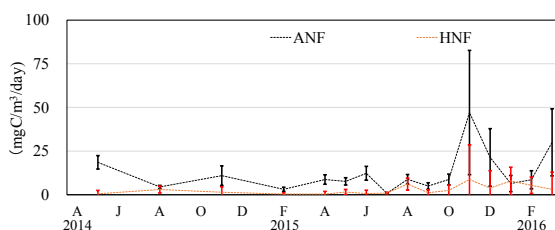
※成長効率：捕食に対する排糞・呼吸を差し引いた成長量の比率

微生物群集の生産量および捕食-被食量の推定結果を図 6.15 に示す。推定結果は図 5.1 に示す No.1~4 の 4 測点の平均現存量(図 5.3 の●)を用いて推定された水深 0~5m 層内で生じた循環量であり，エラーバーは既往の知見の範囲内で魚類による動物プランクトンの捕食量が高いと仮定した場合と，低いと仮定した場合の変化幅を示している。

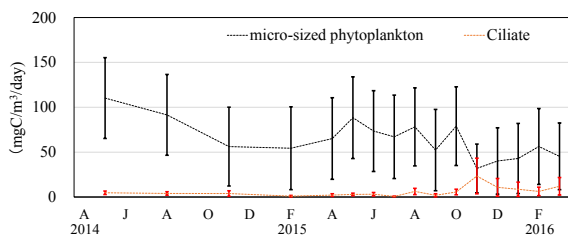
(a) Net production by photosynthesis



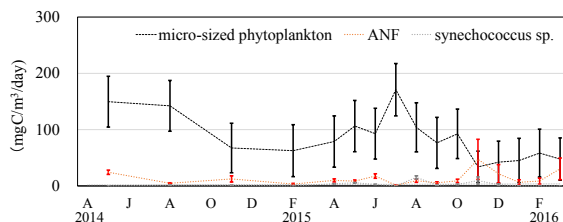
(b) Grazing by zooplankton



(c) Grazing by Ciliate



(d) Grazing by HNF



(e) growth of Bacteria

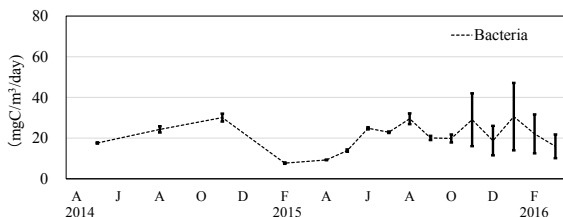


図 6.15 微生物群集の生産量および捕食-被食量の推定結果  
 (結果は水深 0~5m 層における湾の平均的な値で，エラーバーは魚類への転送量を 0~20mgC/m<sup>2</sup>/day と仮定した場合の変動幅である)

得られた0~5m層内での植物プランクトンの純生産量は季節的に 0.04~1.12 gC/m<sup>2</sup>/dayで変動し、4測点での年平均値は0.51 gC/m<sup>2</sup>/dayであった（図 6.15(a)に5mを乗じて算定）。藤原ら<sup>14)</sup>は伊勢湾において6~10月に一次生産量（総生産量）を試算している。結果について伊勢湾全域で平均的にみると一次生産量はおよそ0.5~2.0 gC/m<sup>2</sup>/dayであり、総生産量と純生産量の差異（呼吸量・細胞外分泌）を加味すると、本推定手法と藤原ら<sup>14)</sup>の推定結果は概ね一致すると考えられる。

これまで海域での微生物群集の捕食-被食量に関する知見は限られていたが、図 6.15を検証材料とし海域の食物連鎖を再現できる数値モデルの構築が可能と考えられる。

永尾ら<sup>9)</sup>が示した計算パラメーターを基本として、微生物群集の現存量、生産量および捕食-被食量の再現を図るため、表 6.4に示すように代表的な計算パラメーターを再調整した。なお観測値と計算値の比較は次章にて詳述する。*synechococcus* sp.は低濃度の栄養塩下でも光合成が可能であるという知見<sup>15)</sup>に基づき、栄養塩摂取の半飽和値を低く変更した。ANFの栄養塩摂取の半飽和値については知見が乏しいため、マイクロサイズの植物プランクトンの半飽和値と*synechococcus* sp.の半飽和値の中間的な値を採用した。また捕食者のイブレフ定数を観測された微生物群集の現存量と捕食量を踏まえ変更した。

表 6.4 最適化した計算パラメーター

変数	計算パラメーター	単位	値
<i>Micri-size phyto plankton</i>	最大光合成速度	1/s	5.81×10 <sup>-5</sup>
	最適水温	°C	25.0
	DIP摂取時の半飽和定数	molP/m <sup>3</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
	DIN摂取時の半飽和定数	molN/m <sup>3</sup>	5.00×10 <sup>-3</sup>
ANF	最大光合成速度	1/s	4.24×10 <sup>-5</sup>
	最適水温	°C	30.0
	DIP摂取時の半飽和定数	molP/m <sup>3</sup>	1.00×10 <sup>-4</sup>
	DIN摂取時の半飽和定数	molN/m <sup>3</sup>	1.00×10 <sup>-3</sup>
<i>Synechococcus sp.</i>	最大光合成速度	1/s	2.35×10 <sup>-5</sup>
	最適水温	°C	30.0
	DIP摂取時の半飽和定数	molP/m <sup>3</sup>	5.00×10 <sup>-5</sup>
	DIN摂取時の半飽和定数	molN/m <sup>3</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
<i>Meso zooplankton</i>	0°Cでの最大捕食速度	1/s	1.88×10 <sup>-6</sup>
	イブレフ定数	m <sup>3</sup> /molC	6.00×10 <sup>1</sup>
<i>Ciliate</i>	0°Cでの最大捕食速度	1/s	2.16×10 <sup>-6</sup>
	イブレフ定数	m <sup>3</sup> /molC	8.00×10 <sup>2</sup>
HNF	0°Cでの最大捕食速度	1/s	2.00×10 <sup>-6</sup>
	イブレフ定数	m <sup>3</sup> /molC	1.20×10 <sup>3</sup>



## 6.3 再現性の確認

第 5 章の現地観測で得られた知見および数値シミュレーションモデル（伊勢湾シミュレーター）の改良を踏まえ、数値シミュレーションモデルの再現性を確認した。

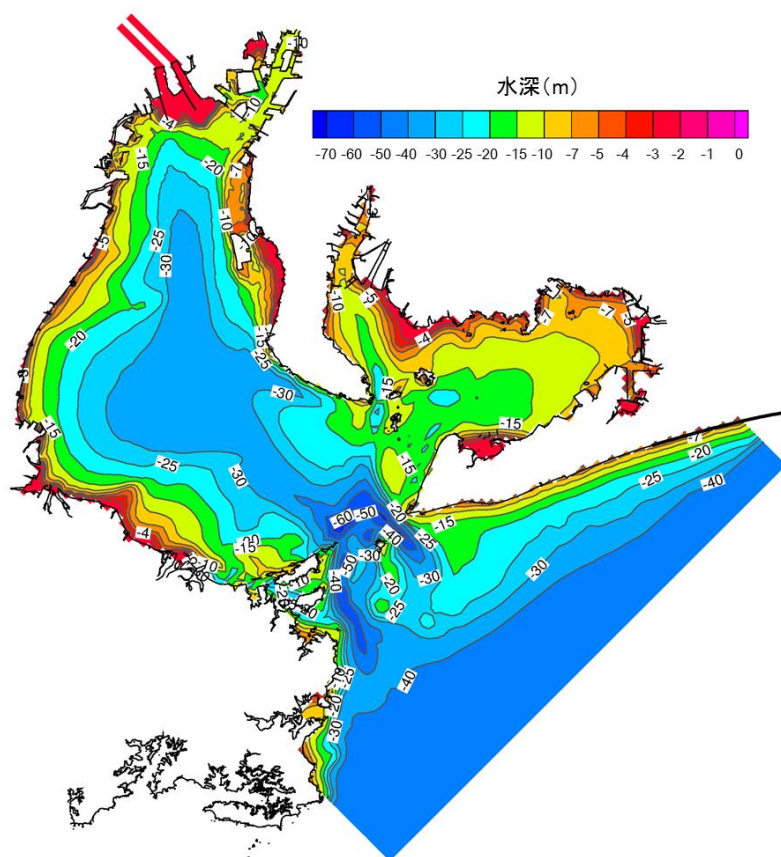
### 6.3.1 計算条件の設定

#### (1) 計算期間の設定

計算期間は観測が行われた 2014 年 4 月から 2016 年 3 月の 2 か年とした。

#### (2) 地形の設定

入力条件として作成した地形（水深）を図 6.16 に示す。



#### データの出典

- ・伊勢湾全域 : M7000 (遠州灘 ver2.0, 日本水路協会)
- なお、上記データに加え、下記のデータにより補足した。
- ・名古屋港周辺 : 海上保安庁発行海図 (平成 23 年 6 月発行, 日本水路協会)

図 6.16 設定した海岸線および水深

### (3) 計算格子の設定

水平格子には図 6.17 に示すように 1600m の正方格子を採用した。鉛直方向には表 6.5 に示すように全 28 層に区分した。

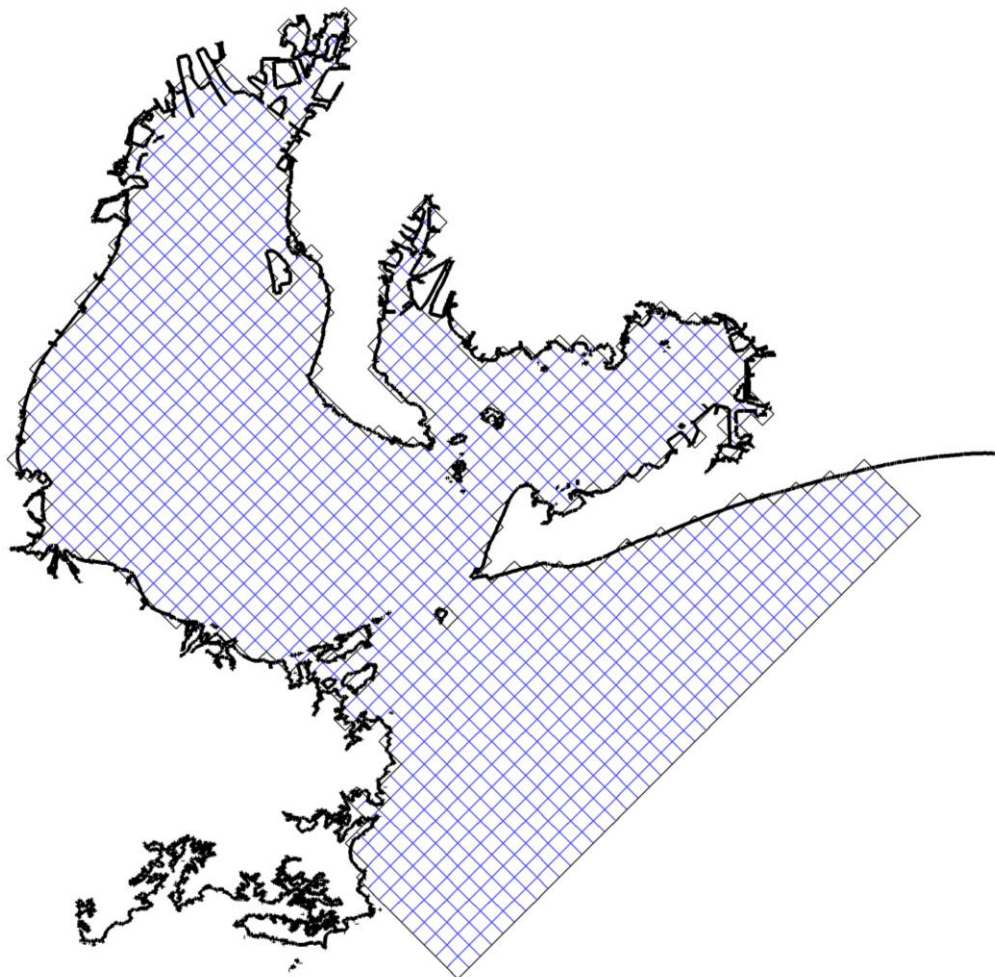


図 6.17 水平格子 1600m の計算格子の設定

表 6.5 鉛直方向の計算格子

層数	水深	層数	水深
3層	0.0~1.0m	16層	21.0~23.0m
4層	1.0~2.0m	17層	23.0~25.0m
5層	2.0~3.0m	18層	25.0~27.0m
6層	3.0~4.0m	19層	27.0~29.0m
7層	4.0~5.0m	20層	29.0~31.0m
8層	5.0~7.0m	21層	31.0~33.0m
9層	7.0~9.0m	22層	33.0~35.0m
10層	9.0~11.0m	23層	35.0~37.0m
11層	11.0~13.0m	24層	37.0~39.0m
12層	13.0~15.0m	25層	39.0~41.0m
13層	15.0~17.0m	26層	41.0~50.0m
14層	17.0~19.0m	27層	50.0~70.0m
15層	19.0~21.0m	28層	70.0~100.0m

※第 1,2 層は潮位が上昇時のみ用いられる予備の格子

#### (4) 湾口潮位の設定

潮位の境界条件は、外洋での長周期成分を含む主要 14 分潮 (Sa, Ssa, Mm, MSf, Mf, Q1, O1, P1, S1, K1, N2, M2, S2, K2)の潮汐に、験潮所で観測された潮位偏差を加えたものを用いた。開境界で与えた潮汐の調和定数を表 6.6 に示す。

表 6.6 開境界で与えた潮汐の調和定数

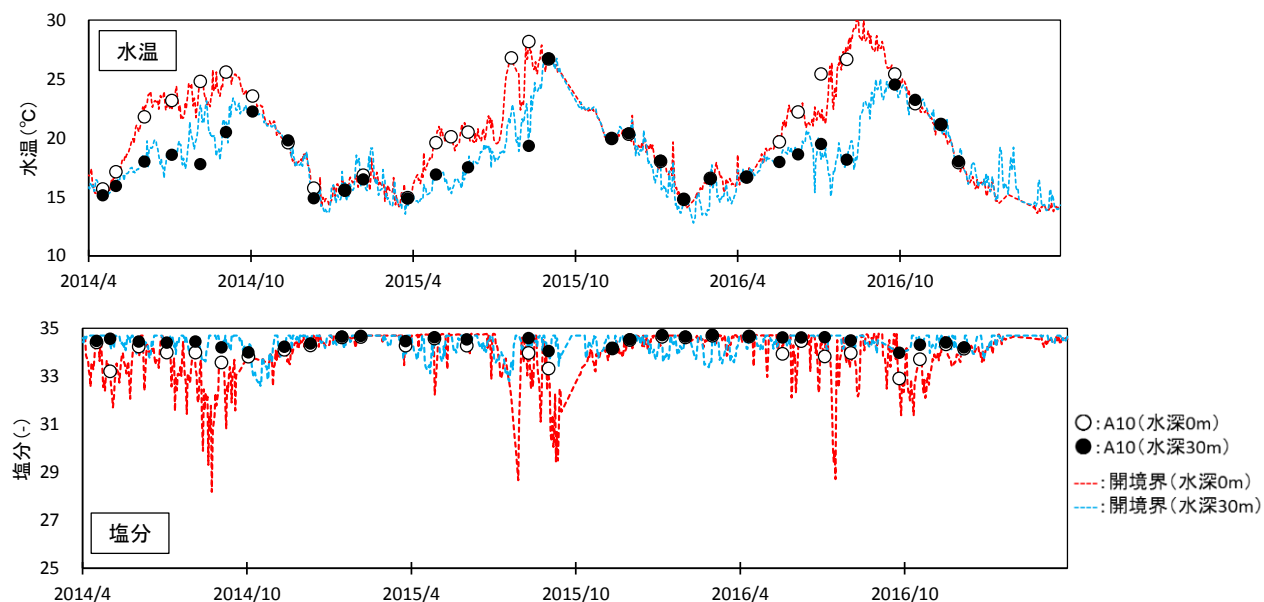
分潮	振幅 (cm)	位相 (deg)	分潮	振幅 (cm)	位相 (deg)	分潮	振幅 (cm)	位相 (deg)
Sa	12.0	148.2	Q <sub>1</sub>	3.5	149.3	N <sub>2</sub>	7.8	156.8
Ssa	2.4	39.9	O <sub>1</sub>	16.5	155.3	M <sub>2</sub>	43.7	162.9
Mm	1.1	112.5	P <sub>1</sub>	7.2	175.8	S <sub>2</sub>	19.9	185.6
MSf	0.9	76.2	S <sub>1</sub>	0.7	4.4	K <sub>2</sub>	5.5	183.4
Mf	0.9	136.8	K <sub>1</sub>	22.0	179.7			

## (5) 湾口水質の設定

水温・塩分の開境界条件は、湾口付近に観測地点が位置する愛知県水産試験場が月 1 回実施している沿岸定線調査の結果（地点 A10），および国土交通省が実施している伊勢湾湾口での自動観測ブイによる 30 分毎の水温・塩分の連続調査結果を基に作成した。

（図 6.18）

開境界水温，塩分の作成にあたっては，まず月 1 回の沿岸定線調査の観測データを湾口ブイの観測値を用いて時間方向に補間し，1 日ごとのデータを作成した．なお，水深 30m 以深には湾口ブイの観測値が存在しないため，水深 30m 以深の層はすべて水深 25m の湾口ブイのデータを用いて補間処理を行った．



※境界条件は各層に与えているが，図中では水深 0m，30m の値のみを例示している。

図 6.18 境界条件として設定した湾口の水温・塩分

また、炭素・窒素・リン等の水質濃度は、伊勢湾漁業影響調査での湾口付近の観測地点における月1回の観測データを線形補間し、1日ごとのデータとして設定した。また、表 6.7 に示す分画比（一定値）を乗じることで、有機物を分解速度別に分画した。

表 6.7 開境界での水質濃度に関する分画比

分画	割合
懸濁態有機物中の易分解性	0.50
懸濁態有機物中の準易分解性	0.20
懸濁態有機物中の難分解性	0.30
溶存態有機物中の易分解性	0.05
溶存態有機物中の準易分解性	0.20
溶存態有機物中の難分解性	0.75

表 6.8 湾口水質濃度の設定に微生物の現存量(一定値)

微生物	μgC/l
珪藻	78.27
ANF	6.10
シアノバクテリア	2.51
動物プランクトン	4.08
好気性細菌	32.08
せん毛虫	11.83
HNF	1.43

## (6) 気象の設定

気象条件の作成方法の概要を表 6.9 に示す。

表 6.9 気象条件の作成方法の概要

項目	記号	使用したデータ	空間分布の考慮	欠測値の補間方法
光量[-]	$I_d$	名古屋	× (一様)	線形補間
大気放射量[W/m <sup>2</sup> ]	$L_d$	二宮ほか(1996)に従い推定	× (一様)	-
大気圧[hPa]	$P_a$	名古屋 (海面気圧)	× (一様)	線形補間
気温[°C]	$T_a$	アメダスセントレア 伊勢湾モニタリングブイ (3カ所) 三河湾モニタリングブイ (3カ所)	○	アメダスデータは線形補間 ブイデータはアメダスデータを参考に補間
海上風速の X 成分 [m/s]	$W_x$	メソ数値予報モデル GPV	○	線形補間
海上風速の Y 成分 [m/s]	$W_y$			
水蒸気圧[hPa]	$e$	名古屋 (蒸気圧)	× (一様)	線形補間
降水量[mm/hr]	$Rain$	アメダスセントレア (降水量)	× (一様)	線形補間

### 1) 大気放射量の推定方法

大気放射量を直接測定しているデータは伊勢湾周辺では存在しない。そこで二宮ら<sup>15)</sup>に従い、表 6.10 に示す名古屋地方気象台の取得可能なデータから推算した。具体的な推算手順を図 6.19 に示す。

表 6.10 大気放射量の推算に必要な気象データ

項目	記号	使用したデータ	欠測値の補間方法
日射率[-]	$SD$	名古屋 (日照時間[h])	線形補間
気温[K]	$T$	名古屋 (気温[°C])	線形補間
露点温度[°C]	$TD$	名古屋 (露点温度)	線形補間
降水量[mm/hr]	-	アメダスセントレア (降水量) ※降雨時かどうかの判断に使用	線形補間

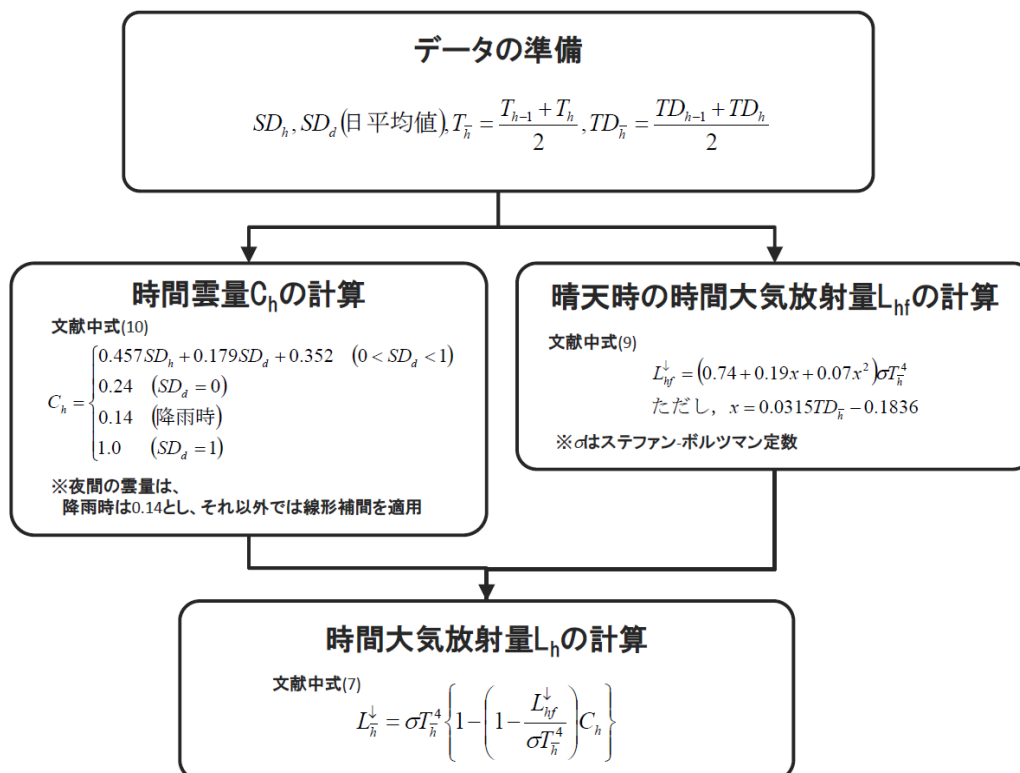


図 6.19 大気放射量の推算手順

## 2) 気温の空間分布の推定方法

気温の空間分布の設定にあたっては、アメダスセントレア、伊勢湾モニタリングブイ（湾奥，湾央，湾口）および三河湾のブイ（1～3号）による観測データを空間補間し、海上気温の空間分布を推定した。空間補間については、距離に応じた重み付け平均法（分散を10kmとした正規分布による重み）を用いた。

### 3) 風の空間分布の推定方法

伊勢湾における海上風は、局地的な地形や気圧配置の影響により、複雑な空間変化を示すと考えられる。このため、アメダスやモニタリングブイ等の限られた地点の観測データでは、海上風の正確な空間変化を捉えられない可能性がある。

上記を踏まえ、海上風の空間分布を推定するにあたっては、メソ数値予報モデル GPV (以下、MSM-GPV と略記)<sup>16)</sup>を使用した。MSM-GPV は、気象庁のメソ数値予報モデルの初期値として用いられる客観解析データであり、図 6.20 に示すように気温、風、気圧、湿度、雲量等の気象要素が 5km メッシュ、3 時間毎に記録されている。

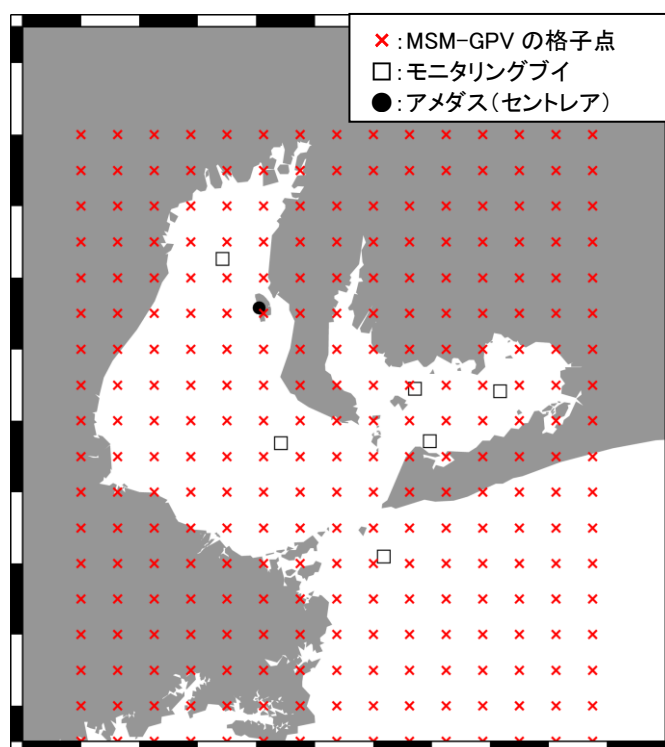


図 6.20 MSM-GPV の格子点と風況観測地点の比較

MSM-GPV に収録されている伊勢湾内の地上 10m の風向・風速データを収集した。

MSM-GPV は 3 時間毎のデータであるため、時間方向に線形補間を行い 1 時間毎の風向・風速データを作成した。作成した 1 時間毎のデータを空間補間し、伊勢湾における海上風の空間分布を推定した。空間補間については気温の場合と同様に、距離に応じた重み付け平均法（分散を 2.5km とした正規分布による重み）を用いた。



(7) 河川流量・負荷量の設定

1) 一級河川

一級河川の流量は、各河川の水位データから H-Q 式を用いて推定した。河川水位は水文水質データベース<sup>17)</sup>より、表 6.11 に示す観測所のデータを収集した。

表 6.11 シミュレーションで考慮する一級河川

		基準観測所												
河川		揖斐川	揖斐川	揖斐川	木曾川	庄内川	長良川	豊川	矢作川	榑田川	雲出川	鈴鹿川	鈴鹿川	宮川
観測所		烏江	高湊	万石	笠松	枇杷島	墨俣	当古	米津	榑田橋	雲出橋	河原田	高岡	岩出

一級河川の負荷量は、以下の L-Q 式から推定した。推定に用いた L-Q 式の諸係数を表 6.12 に示す。

$$L(g/s) = a \cdot Q(m^3/s)^b$$

なお、一級河川の水温については、表 6.11 に示す観測所のデータを基に設定した。塩分は 0 と設定し、溶存酸素濃度は設定した水温和塩分における飽和値とした。

表 6.12 一級河川のL-Q式の諸係数

	L:COD(g/s)	L:T-N(g/s)	L:T-P(g/s)
揖斐川	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 4.407 b= 0.852	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 1.287 b= 0.960	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.1594 b= 0.7781
木曾川	Q(m <sup>3</sup> /s) < 144.4 a=38.490 b= 0.420	Q(m <sup>3</sup> /s) < 361.9 a=10.680 b= 0.500	Q(m <sup>3</sup> /s) < 468.9 a= 0.7480 b= 0.4660
	144.4 < Q(m <sup>3</sup> /s) < 454.0 a= 0.240 b= 1.440	361.9 < Q(m <sup>3</sup> /s) < 581.3 a= 0.010 b= 1.670	468.9 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.0200 b= 1.2000
	454.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.430 b= 1.350	581.3 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.590 b= 1.040	—
庄内川	Q(m <sup>3</sup> /s) < 30.7 a=38.490 b= 0.420	Q(m <sup>3</sup> /s) < 20.2 a=10.680 b= 0.500	Q(m <sup>3</sup> /s) < 17.5 a= 0.7500 b= 0.4700
	30.7 < Q(m <sup>3</sup> /s) < 126.9 a= 0.390 b= 1.760	20.2 < Q(m <sup>3</sup> /s) < 402.6 a= 1.080 b= 1.260	17.5 < Q(m <sup>3</sup> /s) < 200.3 a= 0.0400 b= 1.5000
	126.9 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 9.620 b= 1.100	402.6 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 2.660 b= 1.110	200.3 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.2100 b= 1.1900
長良川	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 7.107 b= 0.776	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 2.694 b= 0.797	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.1170 b= 0.8140
豊川	Q(m <sup>3</sup> /s) < 200.0 a= 2.280 b= 0.947	Q(m <sup>3</sup> /s) < 400.0 a= 1.820 b= 0.878	Q(m <sup>3</sup> /s) < 200.0 a= 0.0160 b= 1.1450
	200.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.011 b= 1.981	400.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.019 b= 1.591	200.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.0004 b= 1.8430
矢作川	Q(m <sup>3</sup> /s) < 500.0 a= 1.387 b= 1.213	Q(m <sup>3</sup> /s) < 300.0 a= 2.472 b= 0.758	Q(m <sup>3</sup> /s) < 400.0 a= 0.0700 b= 1.0210
	500.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.008 b= 2.043	300.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.021 b= 1.609	300.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.0010 b= 1.7320
櫛田川	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 1.737 b= 1.023	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.880 b= 1.022	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.0138 b= 1.0849
雲出川	Q(m <sup>3</sup> /s) < 259.0 a= 2.011 b= 1.133	Q(m <sup>3</sup> /s) < 166.0 a= 1.157 b= 0.947	Q(m <sup>3</sup> /s) < 70.0 a= 0.0220 b= 0.9720
	259.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.004 b= 2.252	166.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.119 b= 1.392	70.0 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.0016 b= 1.5880
鈴鹿川	Q(m <sup>3</sup> /s) < 9.9 a= 2.164 b= 0.934	Q(m <sup>3</sup> /s) < 9.9 a= 4.229 b= 0.816	Q(m <sup>3</sup> /s) < 9.9 a= 0.0805 b= 0.7236
	9.9 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.238 b= 1.959	9.9 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.639 b= 1.509	9.9 < Q(m <sup>3</sup> /s) a= 0.0075 b= 1.7884
宮川	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.700 b= 1.107	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.780 b= 0.949	Q(m <sup>3</sup> /s) = 常時 a= 0.0490 b= 1.2372

## 2) 中小河川

中小河川の流量および負荷量の作成方法の概要を表 6.13 に示す。作成方法の詳細については、次頁以降に示す。

表 6.13 中小河川からの流量・負荷量の作成方法の概要

流量	データの出典	アメダスによる降水量および各河川の流域面積
	入力条件の作成方法	中小河川の流域面積に、最寄りのアメダス観測地点での降水量と流出係数：0.5 を乗じたものを中小河川からの流量とした。
負荷量 (河川水質)	データの出典	環境省による「平成 25 年度および平成 27 年度 水質総量削減に係る発生負荷量等算定調査業務報告書」で算定された年間負荷量 (COD, T-N, T-P) を基に作成
	入力条件の作成方法	<ol style="list-style-type: none"> <li>① 最寄りのアメダス地点での降水量と流域面積から各河川の流量を算定</li> <li>② 上記資料に記載されている年間負荷量を、①で算定した流量で除することにより、河川ごとに負荷濃度を算定</li> <li>③ ②で算定した濃度が常に一定であると仮定し、各日の流量を乗じることで、日々の負荷量 (COD, T-N, T-P) を推定</li> <li>④ ③で算定した負荷量 (COD, T-N, T-P) に分画比率 (一定の係数) を乗じて、溶存態/懸濁態, 無機態/有機態に分配</li> </ol>

シミュレーションで考慮した中小河川の負荷量は、環境省より提供を受けた「平成25年度および平成27年度 水質総量削減に係る発生負荷量等算定調査業務報告書」に関するデータを基に設定した。なお、シミュレーションで考慮した中小河川は、上記資料に記載のある二級河川およびその他の流入河川に対応している。

流量および負荷量は、以下に示す手法で算定した。また、水温は近隣の二級河川と同じ値とし、塩分は0、溶存酸素濃度は設定した水温と塩分における飽和値とした。

#### 【流量】

降水量と流域面積から、降水が全て河川により流出すると仮定するとともに、基底流量の考え方を導入し、以下のように算定した。

$$(\text{流量}) = (\text{基底流量}) + (\text{変動流量})$$

$$(\text{基底流量}) = (\text{年降水量の50\%}) \times (\text{各河川の流域面積}) \times \text{流出係数}$$

$$(\text{変動流量}) = (\text{各日の日降水量の50\%}) \times (\text{各河川の流域面積}) \times \text{流出係数}$$

※流出係数は0.5とした

#### 【負荷量】

「平成25年度および平成27年度 水質総量削減に係る発生負荷量等算定調査業務報告書」に掲載されている発生負荷量データに流達率を乗じた値を流量で除することにより河川ごとに負荷濃度を算定した。この濃度が常に一定であると仮定し、各日の流量を乗じたものを日々の負荷量とした。第8章で後述するが、流達率（陸域で発生した負荷量が流域まで到達する割合）は炭素で1.0、窒素で0.5、リンで1.0とした。

#### <“その他の流入河川”の取り扱い>

“その他の流入河川”に関しては、愛知県で近隣に二級河川があるものは、負荷量を該当の二級河川に足し合わせた。愛知県で近隣に二級河川がないものは、地図上から河川または水路の位置を複数箇所特定し、負荷量を均等に分配した。この場合の流量は、愛知県内の他の二級河川における、(流量/負荷量比)の平均値に、負荷量をかけて求めた。三重県の“その他の流入河川”は、三重県内の9つの二級河川に負荷量を均等に分配した。

### 3) 分画の設定

算定した負荷量に表 6.14 に示す分画比（一定値）を乗じることで、COD, T-N, T-P を溶存態/懸濁態，無機態/有機態に振り分けた。なお，プランクトン・原生動物等の微生物は 0 とした。

表 6.14 河川流入負荷の分画(by weight)

分画	割合	分画	割合
DIP/T-P	0.80	PCOC/COD	0.23
POP/(TOP)	0.68	POC/PCOD	0.86
PON/(TON)	0.26	DOC/DCOC	0.93
DIN/T-N	0.73	易分解性	0.10
NH <sub>4</sub> -N/DIN	0.42	準易分解性	0.50
NO <sub>3</sub> /(NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> )	0.97	難分解性	0.40

(8) 初期値の設定

2011年11月の公共用水域水質調査結果 N-8 地点および浅海定線調査 11 地点における観測値等を用いて初期値(表 6.15)を作成し、この初期値で2011年11月～2014年3月時点まで事前の計算(助走計算)を行い、その最終出力結果を本業務の初期値とした。

表 6.15 計算に用いた初期値(平成 2011 年 11 月 1 日時点)

項目		単位	値
水温		℃	20.0
塩分		psu	32.0
植物プランクトン	炭素量	molC m <sup>-3</sup>	2.0×10 <sup>-2</sup>
	余剰窒素量	molN m <sup>-3</sup>	5.4×10 <sup>-4</sup>
	余剰リン量	molP m <sup>-3</sup>	3.2×10 <sup>-5</sup>
動物プランクトン		molC m <sup>-3</sup>	1.0×10 <sup>-3</sup>
懸濁態有機物	懸濁態有機炭素	molC m <sup>-3</sup>	1.4×10 <sup>-2</sup>
	懸濁態有機窒素	molN m <sup>-3</sup>	2.8×10 <sup>-3</sup>
	懸濁態有機リン	molP m <sup>-3</sup>	2.5×10 <sup>-5</sup>
溶存態有機物	利用可能溶存態有機炭素	molC m <sup>-3</sup>	0.0
	溶存態有機炭素	molC m <sup>-3</sup>	7.8×10 <sup>-2</sup>
	溶存態有機窒素	molN m <sup>-3</sup>	1.6×10 <sup>-2</sup>
	溶存態有機リン	molP m <sup>-3</sup>	1.4×10 <sup>-4</sup>
好気性細菌		molC m <sup>-3</sup>	2.0×10 <sup>-3</sup>
原生動物	せん毛虫	molC m <sup>-3</sup>	1.0×10 <sup>-3</sup>
	HNF	molC m <sup>-3</sup>	1.5×10 <sup>-3</sup>
無機態栄養塩	リン酸態リン	molP m <sup>-3</sup>	6.1×10 <sup>-4</sup>
	アンモニア態窒素	molN m <sup>-3</sup>	2.9×10 <sup>-4</sup>
	亜硝酸態窒素	molN m <sup>-3</sup>	2.5×10 <sup>-4</sup>
	硝酸態窒素	molN m <sup>-3</sup>	1.5×10 <sup>-3</sup>
	ケイ酸	molSi m <sup>-3</sup>	1.7×10 <sup>-2</sup>
	硫化水素	molS m <sup>-3</sup>	0.0
金属類	溶存態第一鉄	molFe m <sup>-3</sup>	0.0
	水酸化第二鉄	molFe m <sup>-3</sup>	0.0
	溶存態マンガン	molMn m <sup>-3</sup>	0.0
	二酸化マンガン	molMn m <sup>-3</sup>	0.0
溶存酸素		molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	2.2×10 <sup>-1</sup>

(9) 計算パラメーター

生物・水質の予測に用いたパラメーターを表 6.16 に示す。

表 6.16(1) 計算パラメーター(珪藻に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
最大光合成速度(最適水温型)	s <sup>-1</sup>	5.81×10 <sup>-5</sup>
植物プランクトンの最適水温	°C <sup>-1</sup>	25.0
植物プランクトンの最適光量	W m <sup>-2</sup>	99.07
光合成に対する余剰栄養塩の制限比	-	0.2
光合成に対する細胞外分泌の割合	-	0.135
細胞外分泌割合のクロロフィル係数	Lμg <sup>-1</sup>	2.01×10 <sup>-3</sup>
0°Cでの最大呼吸速度	s <sup>-1</sup>	2.31×10 <sup>-7</sup>
呼吸速度の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	5.24×10 <sup>-2</sup>
呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	6.25×10 <sup>-2</sup>
自然死亡速度	s <sup>-1</sup>	2.31×10 <sup>-7</sup>
最大リン摂取速度	s <sup>-1</sup>	4.17×10 <sup>-4</sup>
リン摂取の半飽和定数	molP m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
最大細胞内リン保持量のサブシステムクオタに対する比	-	2.0
最大窒素摂取速度	s <sup>-1</sup>	1.39×10 <sup>-4</sup>
アンモニア摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-3</sup>
亜硝酸摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-3</sup>
硝酸摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-3</sup>
最大細胞内窒素保持量のサブシステムクオタに対する比	-	2.0
アンモニアによる硝酸摂取の抑制係数	m <sup>-3</sup> molN <sup>-1</sup>	1.462×10 <sup>3</sup>
定常な沈降速度	m s <sup>-1</sup>	-2.31×10 <sup>-6</sup>
日周期鉛直移動の上昇速度	m s <sup>-1</sup>	0
日周期鉛直移動の下昇速度	m s <sup>-1</sup>	0
上昇を始める時刻	hour	6.0
上昇を終わる時刻	hour	18.0
植物プランクトンのサブシステムクオタの N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.33×10 <sup>-1</sup>
植物プランクトンのサブシステムクオタの P/C	molP molC <sup>-1</sup>	6.67×10 <sup>-3</sup>
植物プランクトンのサブシステムクオタの S i /C	molSi molC <sup>-1</sup>	0
植物プランクトンの O <sub>2</sub> /C	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.40
植物プランクトンの Chl.-a/C	mgL <sup>-1</sup> (molC m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>	240.0
植物プランクトンの分解速度別の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.930 0.020 0.050

表 6.16(2) 計算パラメーター(ANFに関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
最大光合成速度	s <sup>-1</sup>	4.24×10 <sup>-5</sup>
植物プランクトンの最適水温	°C <sup>-1</sup>	30.0
植物プランクトンの最適光量	W m <sup>-2</sup>	99.07
光合成に対する余剰栄養塩の制限比	-	0.2
光合成に対する細胞外分泌の割合	-	0.135
細胞外分泌割合のクロロフィル係数	Lμg <sup>-1</sup>	2.01×10 <sup>-3</sup>
0°Cでの最大呼吸速度	s <sup>-1</sup>	3.47×10 <sup>-7</sup>
呼吸速度の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	5.24×10 <sup>-2</sup>
呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	6.25×10 <sup>-2</sup>
自然死亡速度	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>	3.00×10 <sup>-4</sup>
最大リン摂取速度	s <sup>-1</sup>	4.17×10 <sup>-4</sup>
リン摂取の半飽和定数	molP m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-4</sup>
最大細胞内リン保持量のサブシステムクオタに対する比	-	2.0
最大窒素摂取速度	s <sup>-1</sup>	1.39×10 <sup>-4</sup>
アンモニア摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-3</sup>
亜硝酸摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-3</sup>
硝酸摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-3</sup>
最大細胞内窒素保持量のサブシステムクオタに対する比	-	2.0
アンモニアによる硝酸摂取の抑制係数	m <sup>-3</sup> molN <sup>-1</sup>	1.462×10 <sup>3</sup>
定常な沈降速度	m s <sup>-1</sup>	0
日周期鉛直移動の上昇速度	m s <sup>-1</sup>	0
日周期鉛直移動の下昇速度	m s <sup>-1</sup>	0
上昇を始める時刻	hour	6.0
上昇を終わる時刻	hour	18.0
植物プランクトンのサブシステムクオタの N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.33×10 <sup>-1</sup>
植物プランクトンのサブシステムクオタの P/C	molP molC <sup>-1</sup>	6.67×10 <sup>-3</sup>
植物プランクトンのサブシステムクオタの S i /C	molSi molC <sup>-1</sup>	0
植物プランクトンの O <sub>2</sub> /C	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.40
植物プランクトンの Chl.-a/C	mgL <sup>-1</sup> (molC m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>	240.0
植物プランクトンの分解速度別の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.930 0.020 0.050



表 6.16(3) 計算パラメーター(シアノバクテリアに関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
最大光合成速度	s <sup>-1</sup>	2.35×10 <sup>-5</sup>
植物プランクトンの最適水温	°C <sup>-1</sup>	30.0
植物プランクトンの最適光量	W m <sup>-2</sup>	99.07
光合成に対する余剰栄養塩の制限比	-	0.2
光合成に対する細胞外分泌の割合	-	0.135
細胞外分泌割合のクロロフィル係数	Lμg <sup>-1</sup>	2.01×10 <sup>-3</sup>
0°Cでの最大呼吸速度	s <sup>-1</sup>	3.47×10 <sup>-7</sup>
呼吸速度の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	5.24×10 <sup>-2</sup>
呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	6.25×10 <sup>-2</sup>
自然死亡速度	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
最大リン摂取速度	s <sup>-1</sup>	4.17×10 <sup>-4</sup>
リン摂取の半飽和定数	molP m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-5</sup>
最大細胞内リン保持量のサブシステムクオタに対する比	-	2.0
最大窒素摂取速度	s <sup>-1</sup>	1.39×10 <sup>-4</sup>
アンモニア摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
亜硝酸摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
硝酸摂取の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-4</sup>
最大細胞内窒素保持量のサブシステムクオタに対する比	-	2.0
アンモニアによる硝酸摂取の抑制係数	m <sup>-3</sup> molN <sup>-1</sup>	1.462×10 <sup>3</sup>
定常な沈降速度	m s <sup>-1</sup>	0
日周期鉛直移動の上昇速度	m s <sup>-1</sup>	0
日周期鉛直移動の下昇速度	m s <sup>-1</sup>	0
上昇を始める時刻	hour	6.0
上昇を終わる時刻	hour	18.0
植物プランクトンのサブシステムクオタの N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.33×10 <sup>-1</sup>
植物プランクトンのサブシステムクオタの P/C	molP molC <sup>-1</sup>	6.67×10 <sup>-3</sup>
植物プランクトンのサブシステムクオタの Si/C	molSi molC <sup>-1</sup>	0
植物プランクトンの O <sub>2</sub> /C	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.40
植物プランクトンの Chl.-a/C	mgL <sup>-1</sup> (molC m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>	240.0
植物プランクトンの分解速度別の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.930 0.020 0.050

表 6.16(4) 計算パラメーター(動物プランクトンに関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
植物プランクトン捕食の選好係数 (珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	1,0,0,0
懸濁態有機物摂食の選好係数:(易分解, 準易分解, 難分解)	-	1,0,0
原生動物捕食の選好係数:(せん毛虫, HNF)	-	1.0,0
好気性細菌捕食の選好係数	-	0
0°Cにおける植物プランクトンの最大捕食速度	s <sup>-1</sup>	2.20×10 <sup>-6</sup>
動物プランクトンの温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
捕食に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	3.13×10 <sup>-2</sup>
動物プランクトンのイブレフ定数		6.00×10 <sup>1</sup>
飼料濃度の下限値	molC m <sup>-3</sup>	8.36×10 <sup>-3</sup>
植物プランクトンの同化効率:(珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	0.7,0,0,0
懸濁態有機物の同化効率:(易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.7,0,0
原生動物の同化効率:(せん毛虫, HNF)	-	0.7,0
好気性細菌の同化効率	-	0
分解速度分画 k 種の同化効率 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	8.75×10 <sup>-1</sup> 4.81×10 <sup>-5</sup> 0
排糞・残渣量のうち, 懸濁態有機物に配分される割合	-	0.5
0°Cにおける静止呼吸速度	s <sup>-1</sup>	1.09×10 <sup>-7</sup>
静止呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
捕食活動に対する活動呼吸の割合	-	0.2
動物プランクトンの自然・被食死亡速度	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>	3.50×10 <sup>-4</sup>
動物プランクトンの N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.20×10 <sup>-1</sup>
動物プランクトンの P/C	molP molC <sup>-1</sup>	3.88×10 <sup>-3</sup>
動物プランクトンの呼吸量に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.24
動物プランクトンの分解速度別の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.930 0.020 0.050

表 6.16(5) 計算パラメーター(せん毛虫に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
0°Cでの捕食速度	s <sup>-1</sup>	2.16×10 <sup>-6</sup>
原生動物の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
原生動物のイブレイフ定数	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup>	8.00×10 <sup>2</sup>
飼料濃度の下限値[molC m <sup>-3</sup> ]	molC m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-4</sup>
植物プランクトン捕食の選好係数 (珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	0.02,0,1,0
原生動物捕食の選好係数:(せん毛虫, HNF)	-	0,1
好気性細菌捕食の選好係数[-]	-	0
原生動物の植物プランクトン捕食に対する同化効率 (珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	0.7,0,0.7,0
原生動物の原生動物捕食に対する同化効率	-	0,0.7
原生動物の好気性細菌捕食に対する同化効率	-	0
分解速度分画k種の同化効率 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	8.75×10 <sup>-1</sup> 4.81×10 <sup>-5</sup> 0
捕食に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
排糞・残渣量のうち, 懸濁態有機物に配分される割合	-	0.33
0°Cにおける静止呼吸速度	s <sup>-1</sup>	3.12×10 <sup>-7</sup>
静止呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
捕食活動に対する活動呼吸の割合	-	0.2
自然死亡速度	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>	5.00×10 <sup>-5</sup>
原生動物の N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.20×10 <sup>-1</sup>
原生動物の P/C	molP molC <sup>-1</sup>	3.88×10 <sup>-3</sup>
原生動物の呼吸量に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.24
原生動物の分解速度別の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.930 0.020 0.050

表 6.16(6) 用いた計算パラメーター(HNFに関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
0°Cでの捕食速度	s <sup>-1</sup>	2.00×10 <sup>-6</sup>
原生動物の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
原生動物のイブレフ定数	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup>	1.20×10 <sup>3</sup>
飼料濃度の下限値[molC m <sup>-3</sup> ]	molC m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-4</sup>
植物プランクトン捕食の選好係数 (珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	0,0,0,1
原生動物捕食の選好係数:(せん毛虫, HNF)	-	0,0
好気性細菌捕食の選好係数[-]	-	1.0
原生動物の植物プランクトン捕食に対する同化効率 (珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	0.0,0.0,0.0,0.7
原生動物の原生動物捕食に対する同化効率	-	0.0,0.0
原生動物の好気性細菌捕食に対する同化効率	-	0.7
分解速度分画 k 種の同化効率 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	8.75×10 <sup>-1</sup> 4.81×10 <sup>-5</sup> 0
捕食に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
排糞・残渣量のうち, 懸濁態有機物に配分される割合	-	0.33
0°Cにおける静止呼吸速度	s <sup>-1</sup>	2.47×10 <sup>-7</sup>
静止呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
捕食活動に対する活動呼吸の割合	-	0.2
自然死亡速度	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>	6.00×10 <sup>-5</sup>
原生動物の N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.20×10 <sup>-1</sup>
原生動物の P/C	molP molC <sup>-1</sup>	3.88×10 <sup>-3</sup>
原生動物の呼吸量に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.24
原生動物の分解速度別の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.930 0.020 0.050

表 6.16(7) 用いた計算パラメーター(脱窒に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
硝酸の摂取速度	molC m <sup>-3</sup> s <sup>-1</sup>	5.00×10 <sup>-9</sup>
脱窒菌の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
脱窒に対する ADOC の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	5.00×10 <sup>-3</sup>
脱窒に対する硝酸の半飽和定数	molN m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-3</sup>
脱窒に対するリンの半飽和定数	molP m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-4</sup>
脱窒菌の活動限界溶存酸素濃度	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	6.25×10 <sup>-2</sup>
脱窒菌の N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.97×10 <sup>-1</sup>

表 6.16(8) 用いた計算パラメーター(好気性細菌に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
0°Cでの ADOC の最大摂取速度	s <sup>-1</sup>	2.85×10 <sup>-5</sup>
好気性細菌の温度活性係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
好気性細菌が活動を停止する溶存酸素濃度	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	3.13×10 <sup>-3</sup>
摂取活動に対する ADOC の半飽和定数	molNm <sup>-3</sup>	3.69×10 <sup>-3</sup>
摂取活動に対する窒素の半飽和定数	molNm <sup>-3</sup>	7.14×10 <sup>-4</sup>
摂取活動に対するリンの半飽和定数	molPm <sup>-3</sup>	3.23×10 <sup>-4</sup>
0°Cでの有機物の最大分解速度 (易分解, 準易分解, 難分解)	s <sup>-1</sup>	5.00×10 <sup>-5</sup> 1.00×10 <sup>-6</sup> 5.00×10 <sup>-8</sup>
0°Cでの溶存態有機物の最大分解速度 (易分解, 準易分解, 難分解)	s <sup>-1</sup>	3.00×10 <sup>-3</sup> 5.00×10 <sup>-5</sup> 2.00×10 <sup>-7</sup>
ADOC の同化効率	-	0.50
0°Cにおける死亡速度	m <sup>3</sup> molC <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup>	3.00×10 <sup>-4</sup>
死亡速度の温度係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
好気性細菌が死亡したときに懸濁有機物になる割合	-	0
好気性細菌の N/C	molN molC <sup>-1</sup>	1.97×10 <sup>-1</sup>
好気性細菌の P/C	molP molC <sup>-1</sup>	2.01×10 <sup>-2</sup>
好気性細菌の呼吸量に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.75
好気性細菌の分解速度の存在割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	molC molC <sup>-1</sup>	0.930 0.020 0.050

表 6.16(9) 用いた計算パラメーター(嫌気性細菌に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
0°Cでの嫌気性細菌による有機物の最大分解速度 (易分解, 準易分解, 難分解)	s <sup>-1</sup>	5.00×10 <sup>-8</sup> 5.00×10 <sup>-10</sup> 1.00×10 <sup>-11</sup>
0°Cでの嫌気性細菌による溶存態有機物の最大分解速度 (易分解, 準易分解, 難分解)	s <sup>-1</sup>	1.00×10 <sup>-6</sup> 5.00×10 <sup>-8</sup> 1.00×10 <sup>-10</sup>
嫌氣的分解の温度係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
嫌気性細菌の活動限界溶存酸素濃度	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
懸濁態有機物の好氣的分解に対する溶存態無機物生成の割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.6 0.6 0.6
懸濁態有機物の嫌氣的分解に対する溶存態無機物生成の割合 (易分解, 準易分解, 難分解)	-	0.6 0.6 0.6
懸濁態有機物の沈降速度 (易分解, 準易分解, 難分解)	m s <sup>-1</sup>	2.3×10 <sup>-5</sup> 2.3×10 <sup>-5</sup> 2.3×10 <sup>-5</sup>

表 6.16 (10) 用いた計算パラメーター(栄養塩に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
0°Cでのアンモニアの酸化反応速度	s <sup>-1</sup>	6.25×10 <sup>-7</sup>
アンモニアの酸化反応速度の温度係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
アンモニアの酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
0°Cでの亜硝酸の硝化反応速度	s <sup>-1</sup>	2.50×10 <sup>-6</sup>
硝化反応速度の温度係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
硝化反応に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
ケイ酸の沈降速度	m s <sup>-1</sup>	0
0°Cでの硫化水素の酸化反応速度	s <sup>-1</sup>	2.00×10 <sup>-4</sup>
反応速度の温度係数	°C <sup>-1</sup>	6.93×10 <sup>-2</sup>
硫化水素の酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.00×10 <sup>-3</sup>
酸化反応（アンモニア→亜硝酸）に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molN <sup>-1</sup>	1.5
硝化反応（亜硝酸→硝酸）に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molN <sup>-1</sup>	0.5
硫化水素の酸化反応に対する酸素消費割合	molO <sub>2</sub> molS <sup>-1</sup>	2.0
液相のシュミット数[-]	-	558

表 6.16 (11) 用いた計算パラメーター(その他水質に関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
湾に固有のクロロフィル量に依存しない消散係数	m <sup>-1</sup>	0.35
消散係数パラメーター1	m <sup>-1</sup> (μgL <sup>-1</sup> ) <sup>-1</sup>	0.0088
消散係数パラメーター2	m <sup>-1</sup> (μgL <sup>-1</sup> ) <sup>-2/3</sup>	0.054
計算開始時刻と午前零時との時刻差	s	0

表 6.16 (12) 用いた計算パラメーター(標準底生系モデルに関するパラメーター)

計算項目	単位	設定値
分解速度分画 k 種の最大分解率： (易分解, 準易分解, 難分解)	-	1.00, 0.05, 0.00
分解率の温度依存係数	°C <sup>-1</sup>	0.00
懸濁態有機炭素を分解するのに必要な酸素	molO <sub>2</sub> molC <sup>-1</sup>	1.13
溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
定常的な底泥の酸素フラックス	molO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	-1.81×10 <sup>-7</sup> ×min(1.0, exp(0.04×(temp - 30.0)))
懸濁態有機炭素を分解するのに必要な硝酸	molN molC <sup>-1</sup>	1.19×10 <sup>-1</sup>
沈降有機物の分解速度に対する硝酸の半飽和定数	molN molC <sup>-1</sup>	7.0×10 <sup>-4</sup>
懸濁態有機炭素を分解するのに必要な硫化物	molS molC <sup>-1</sup>	5.0×10 <sup>-1</sup>
無酸素状態でのリン酸の最大溶出速度	molP m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	3.73×10 <sup>-9</sup>
リン酸が底泥から溶出する限界の溶存酸素濃度	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.09×10 <sup>-1</sup>
懸濁物食者の植物プランクトン捕食の選好係数 (珪藻, 大型珪藻, ANF, シアノバクテリア)	-	1.0, 1.0, 1.0, 1.0
懸濁物食者あたりの最大ろ過速度	m <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup> molC <sup>-1</sup>	2.36×10 <sup>-5</sup>
懸濁物食者の最適温度	°C	22.0
懸濁物食者の活動限界温度	°C	32.0
懸濁物食者の摂食速度の温度係数	°C <sup>-1</sup>	0.2
懸濁物食者の動物プランクトン捕食の選好係数	-	0.0
懸濁物食者の原生動物捕食の選好係数：(せん毛虫, HNF)	-	0.0, 0.0
懸濁物食者の N/C 比	molN molC <sup>-1</sup>	1.71×10 <sup>-1</sup>
懸濁物食者の P/C 比	molP molC <sup>-1</sup>	5.42×10 <sup>-3</sup>
懸濁物食者の静止呼吸速度	s <sup>-1</sup>	1.62×10 <sup>-8</sup>
懸濁物食者の静止呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数	molO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup>	1.56×10 <sup>-2</sup>
懸濁物食者の捕食に対する活動呼吸の割合	-	0.2



### 6.3.2 観測値と計算値の比較を通じた再現性の検証

観測値と計算値の比較を通じて、数値シミュレーションモデルの再現性の検証を行った。

#### (1) 流れの再現性

比較に用いた観測値は伊勢湾において電磁流速計により約 1 か月間の流向・流速の観測結果である。潮流の再現性として、M2 分潮を例に観測値と計算値の比較を図 6.21 に示す。また 1 か月間の平均流の比較を図 6.22 に示す。

計算値は観測値の特徴、伊勢湾内の潮流および平均流を概ね再現していると考えられる。

【潮流橢円 (M<sub>2</sub>分潮)】

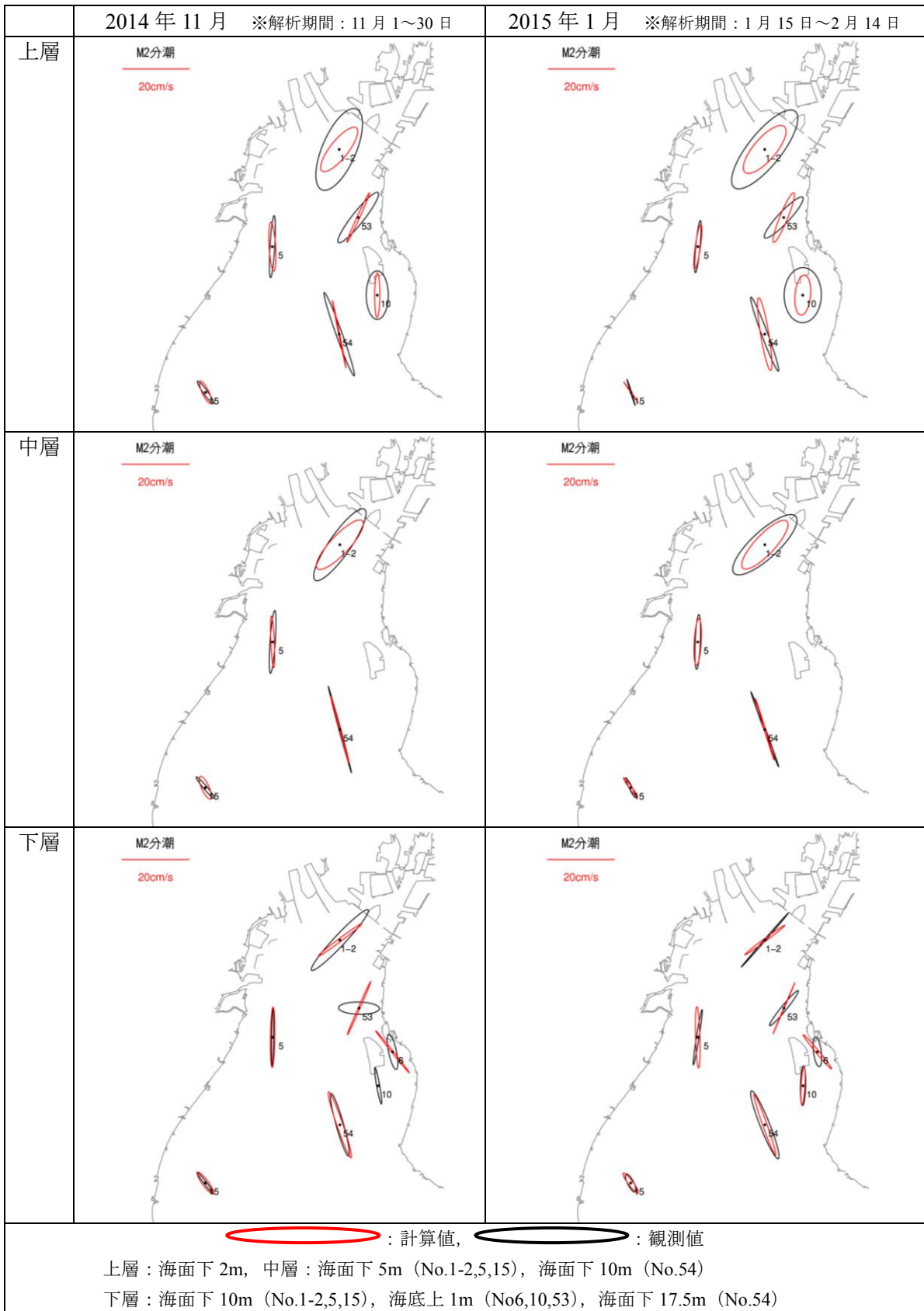


図 6.21 潮流橢円の再現状況(M<sub>2</sub>分潮)  
(観測値出典:伊勢湾漁業影響調査)

【平均流況】

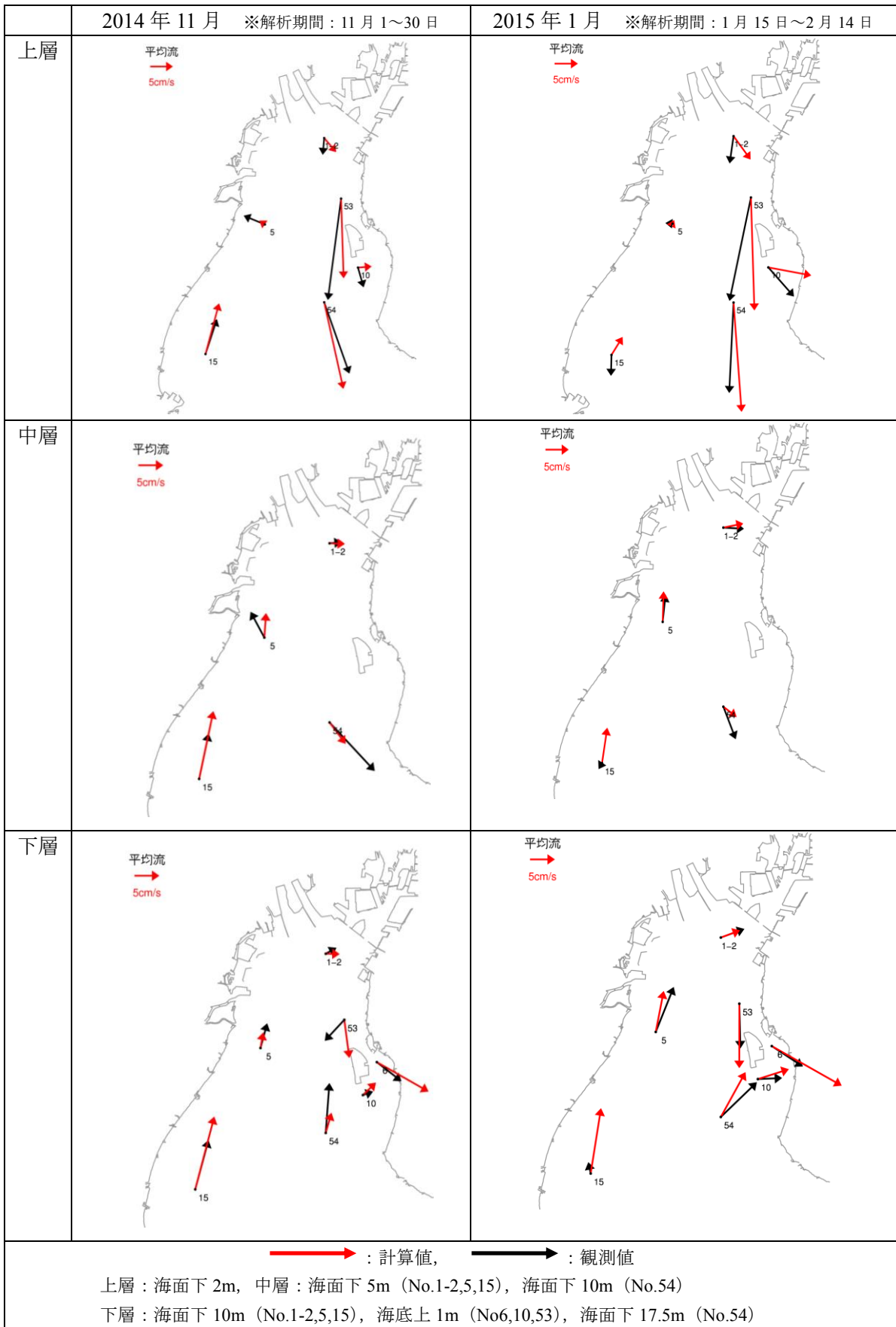


図 6.22 平均流の再現状況

## (2) 水温・塩分の再現性

図 6.23 に示す自動観測ブイで測定された水温・塩分と計算値を比較し、図 6.24 に示す。計算値は伊勢湾・三河湾の水温・塩分の季節変化や成層状況をよく再現している。

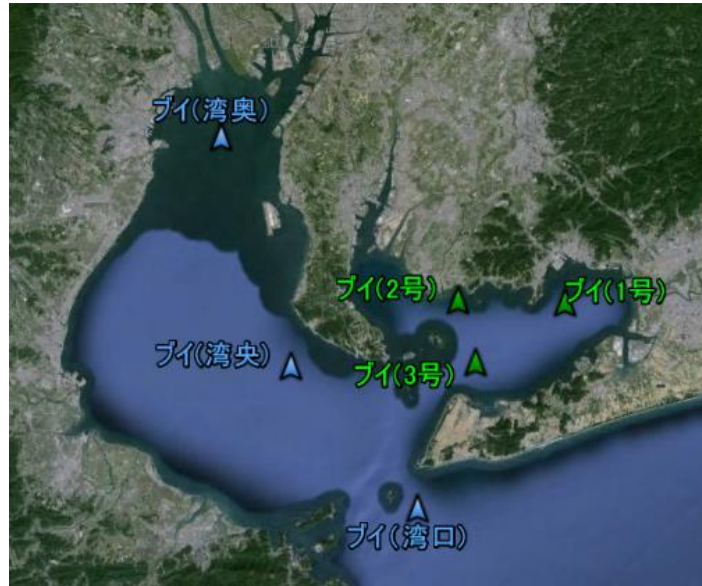


図 6.23 伊勢湾・三河湾にある自動観測ブイ

【伊勢湾モニタリングブイとの比較】

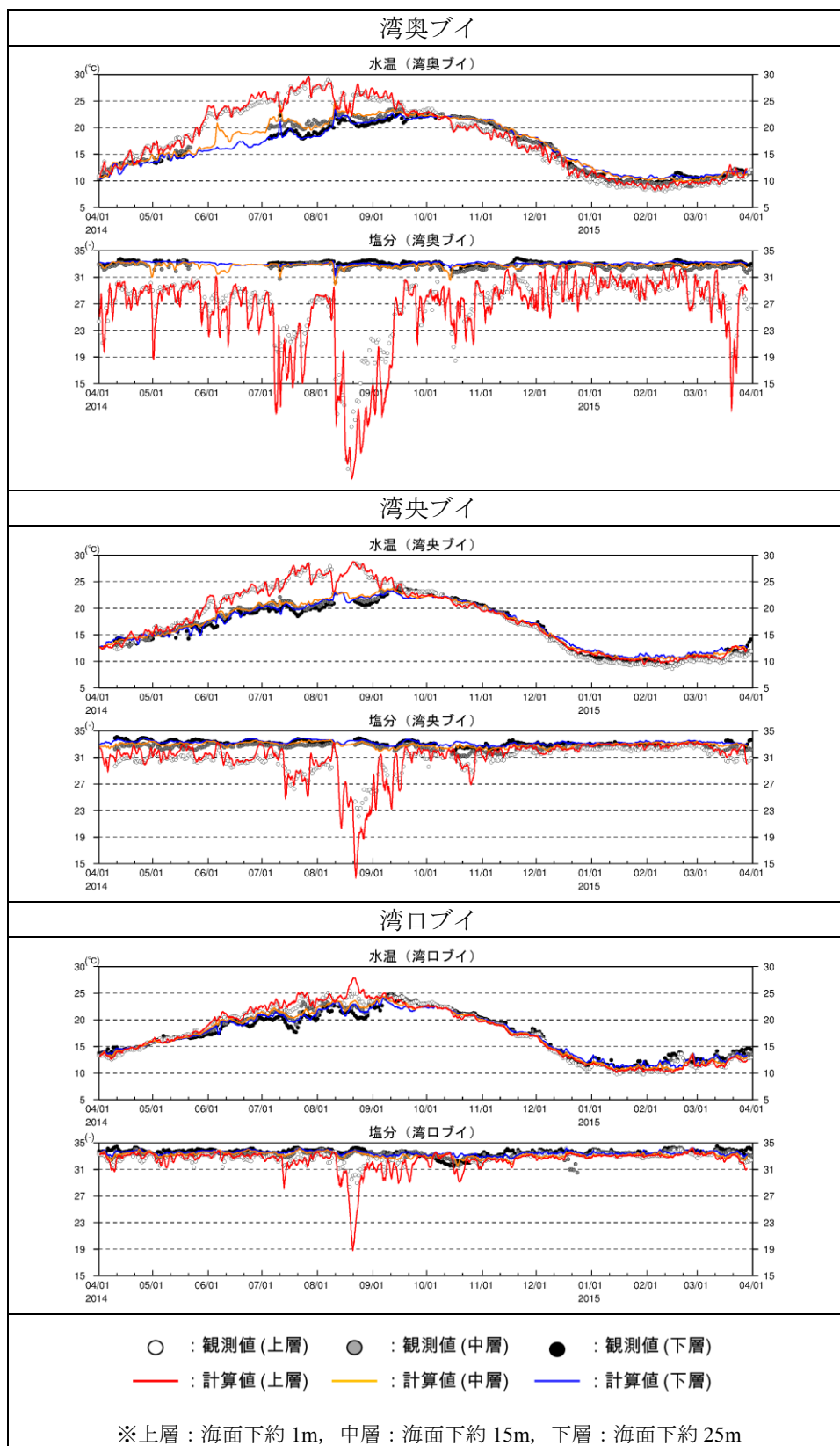


図 6.24(1) 伊勢湾モニタリングブイとの比較

【三河湾海況自動観測ブイとの比較】

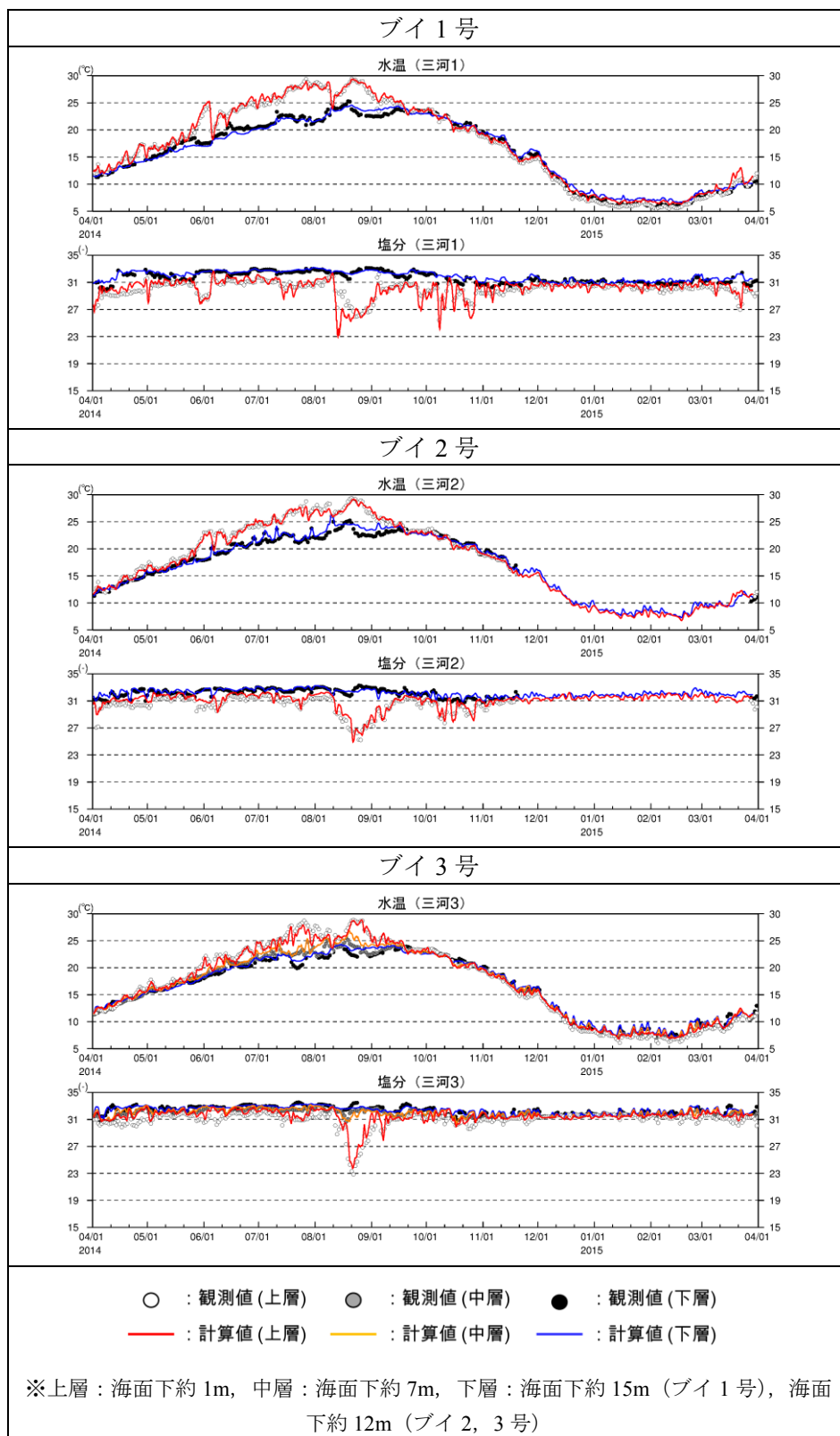


図 6.24(2) 三河湾海況自動観測ブイとの比較

### (3) 貧酸素水塊の再現性

貧酸素水塊の再現性として、図 6.25 には伊勢湾湾奥ブイにおける溶存酸素の連続観測結果と計算値の比較を示す。

貧酸素水塊の形成・消滅時期やその厚みを計算値はよく再現している。

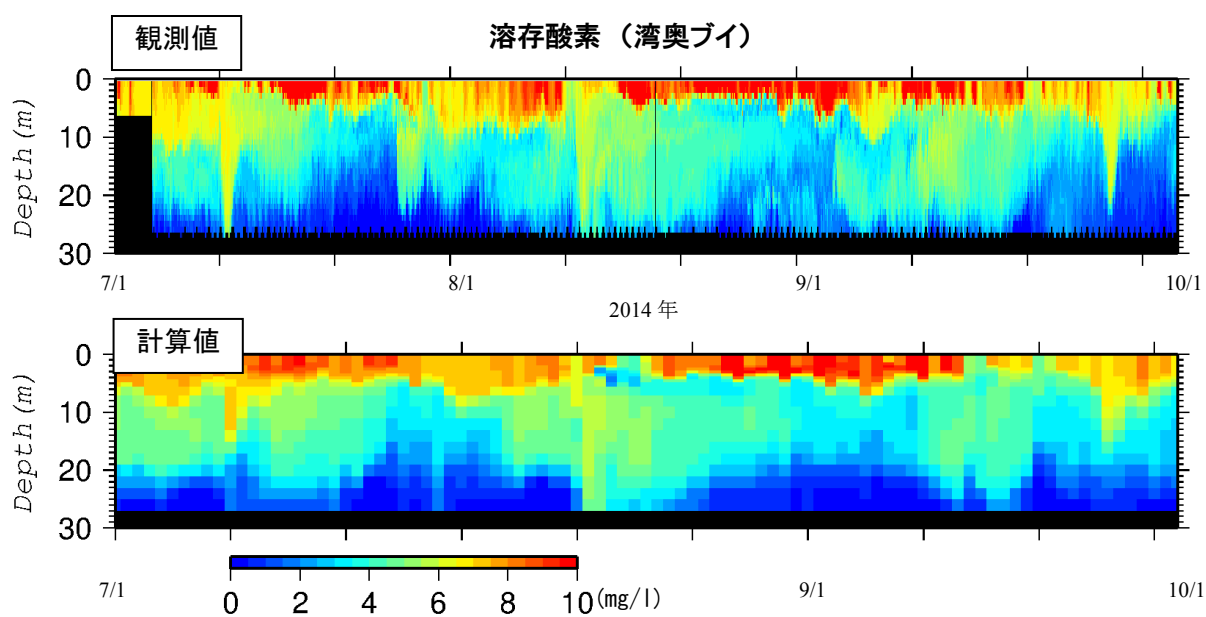


図 6.25 貧酸素水塊の形成状況の再現状況



#### (4) 水質の再現性

窒素・リンなどの水質の再現性の検証として、図 6.26 に示す伊勢湾内の観測地点において測定された栄養塩類の観測値と計算値を比較し、図 6.27 に示す。栄養塩類の季節変化や表層底層の濃度差の特徴を計算値は概ね再現している。

またリン類を例に懸濁態・溶存態・無機態・有機態の形態別に観測値と計算値を比較し、図 6.28 に示すが、窒素・リンの存在状況を形態別のみた場合の再現性も良好であった。

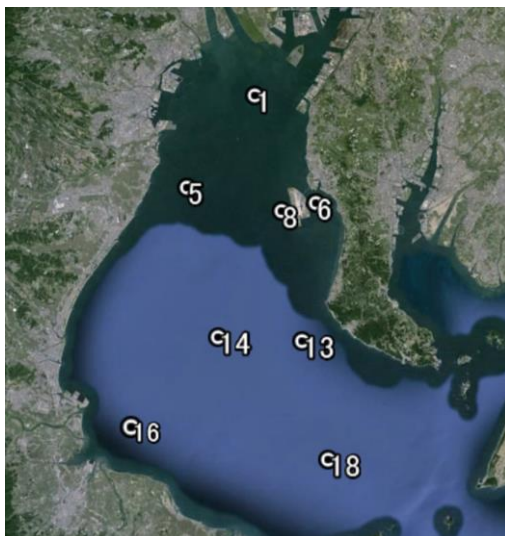


図 6.26 窒素・リンなどの水質の比較地点  
(観測値出典:伊勢湾漁業影響調査)



【NO<sub>3</sub>-N】

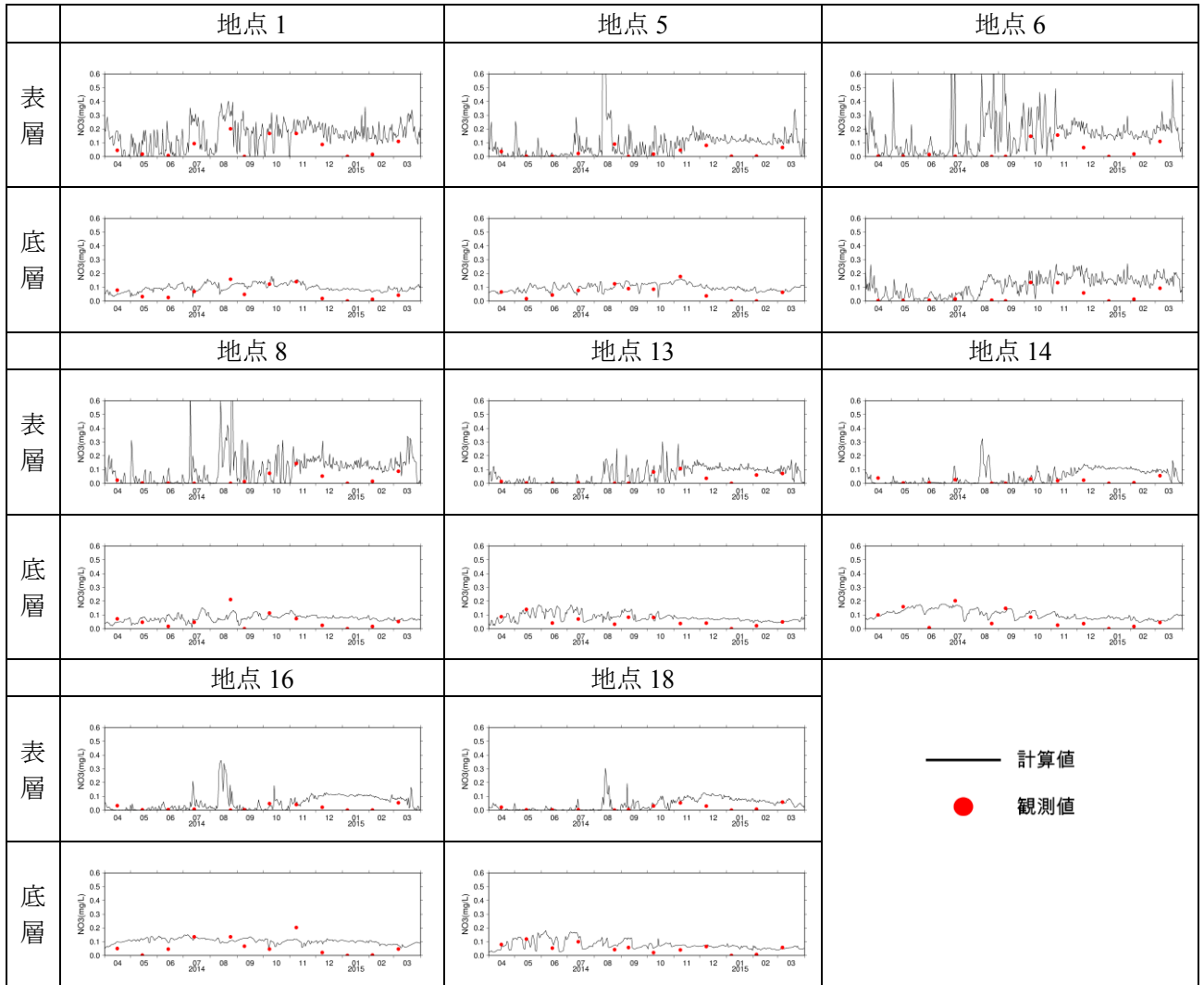


図 6.27(1) 栄養塩類の観測値と計算値の比較(NO<sub>3</sub>-N)

【NH<sub>4</sub>-N】

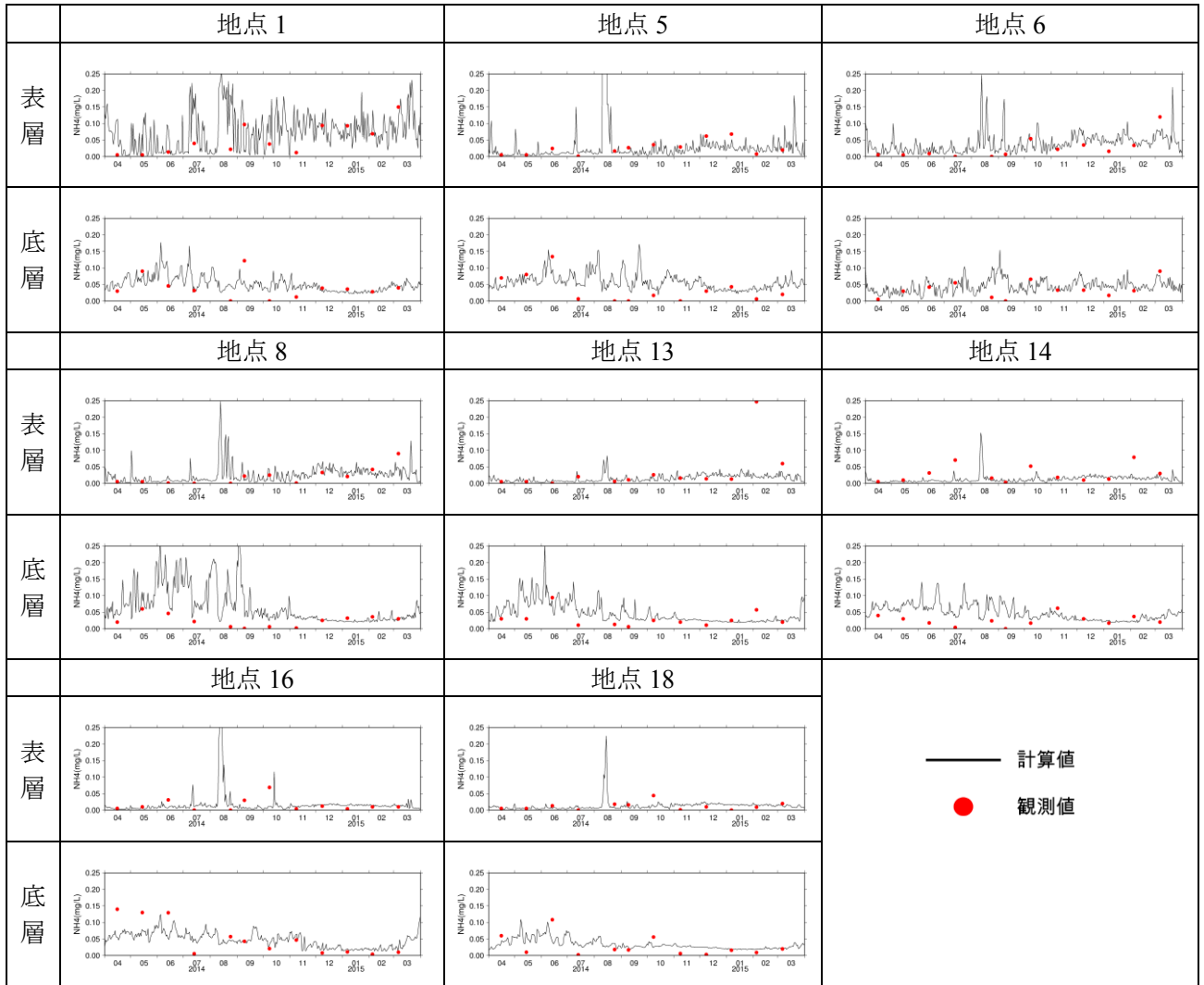


図 6.27(2) 栄養塩類の観測値と計算値の比較(NH<sub>4</sub>-N)

【PO<sub>4</sub>-P】

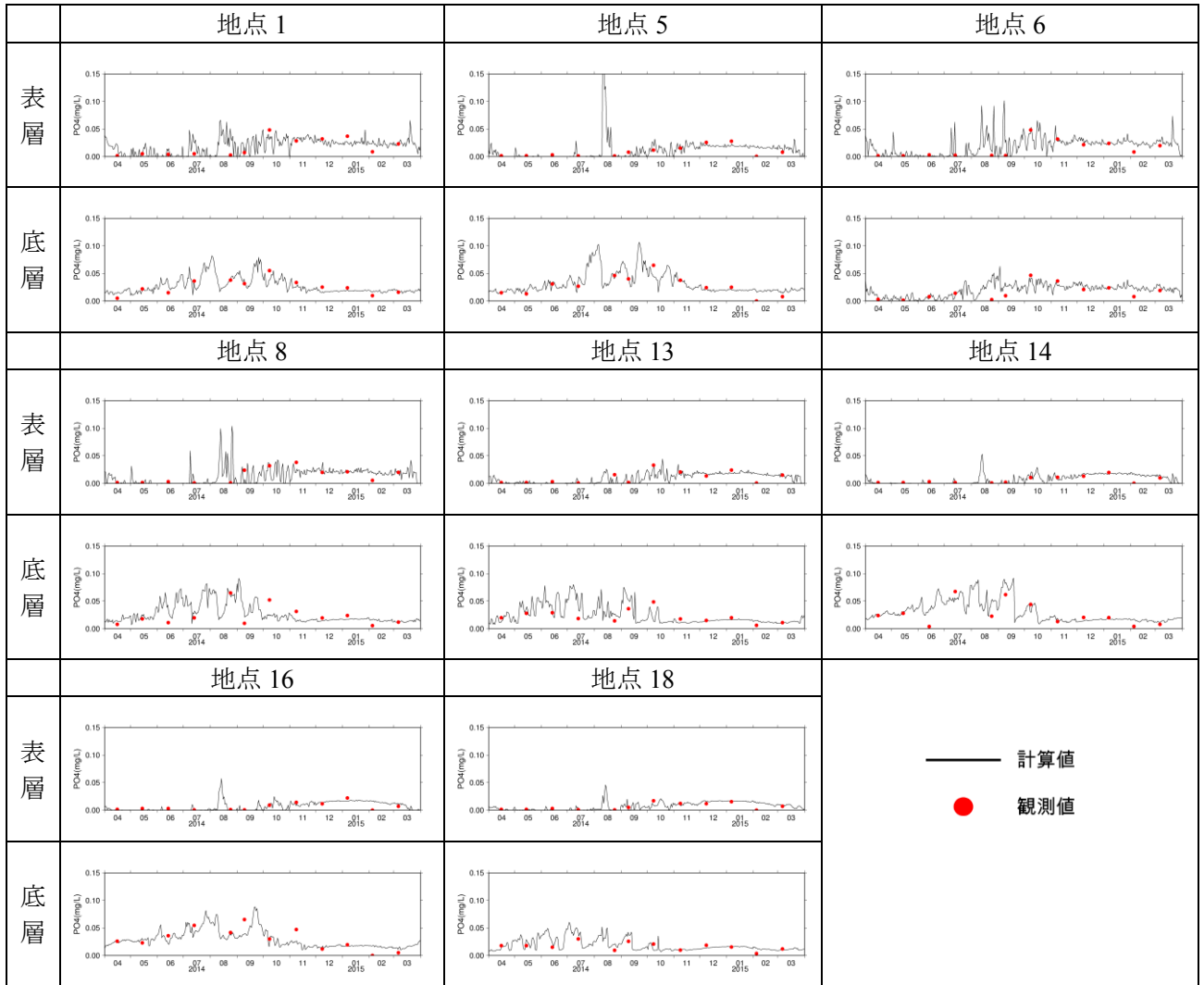
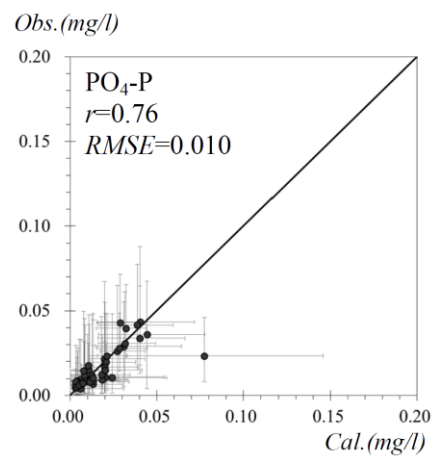
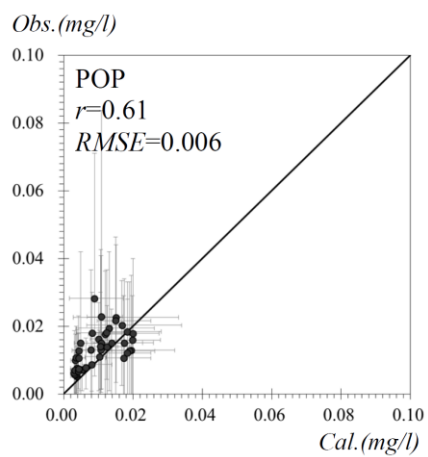
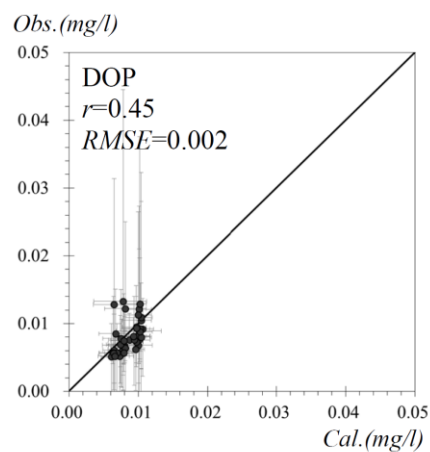
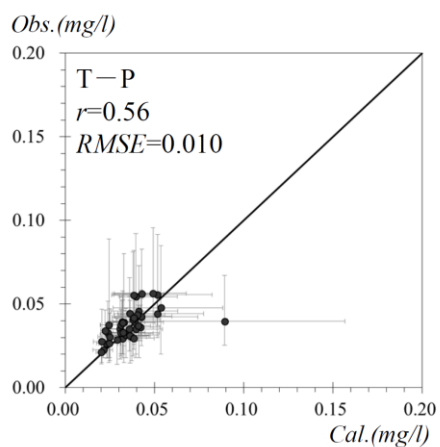


図 6.27(3) 栄養塩類の観測値と計算値の比較(PO<sub>4</sub>-P)



図内の●は伊勢湾で複数ある観測地点・観測層毎の検証期間中の平均値であり、エラーバーは最大・最小を表す。

図 6.28 リン類の観測値と計算値の相関性

## (5) 微生物群集の再現性

微生物群集の再現性として、図 5.2 に示した観測地点 No.2 における微生物群集の観測値と計算値の比較を図 6.29 に示す。

HNF は計算値が観測値よりも過大となる場合がみられたが、その他の微生物については平均的な現存量やその季節変動を概ね再現できていると考えられる。前述した ANF と HNF の正の相関関係や、ANF の増加に伴い *synechococcus* sp. が低下する機構は概ね再現できている。

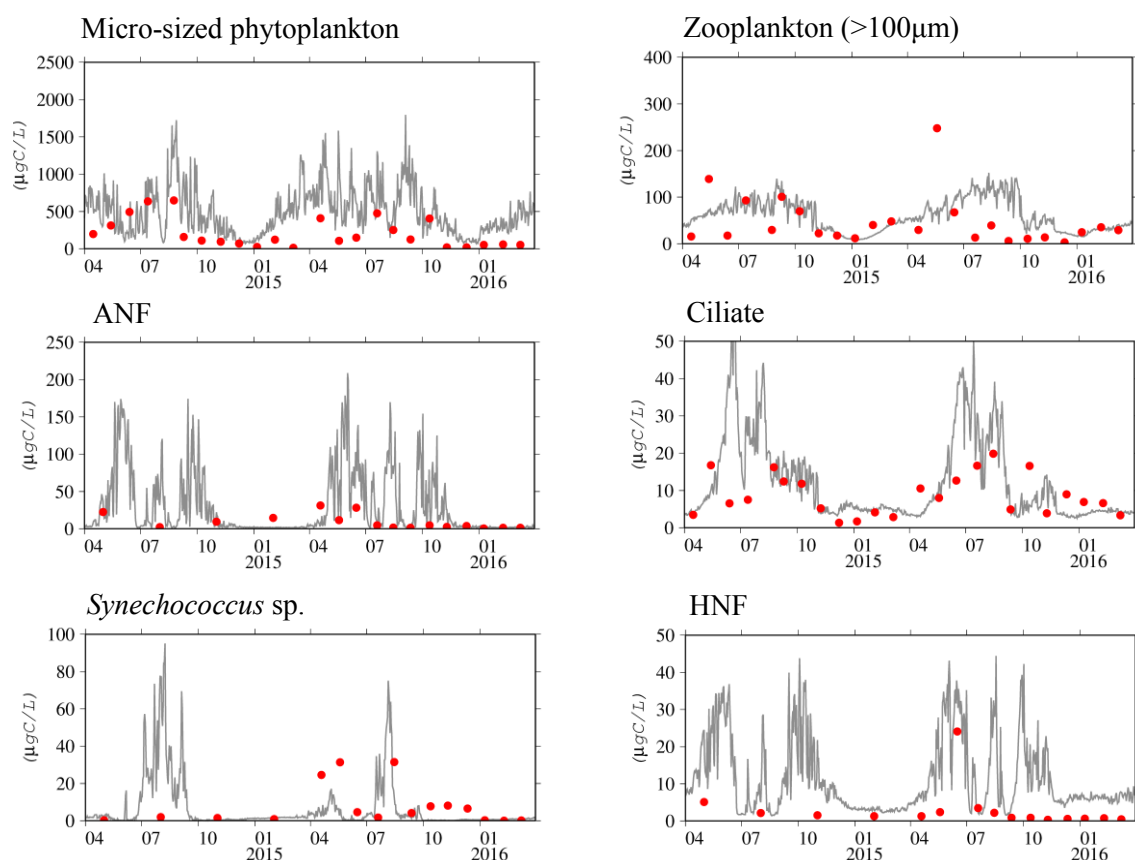
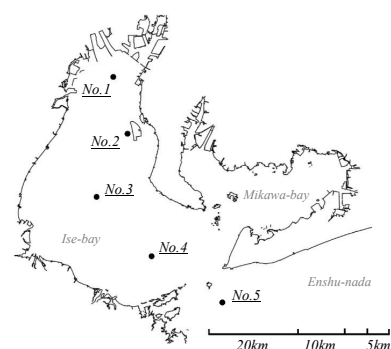


図 6.29 No.2 における微生物群集の現存量の再現状況

( — : 計算値, ● : 観測値 )



微生物群集の現存量の湾奥から湾口に至る縦断分布について、計算値と観測値を比較し図 6.30 に示す。ここで縦軸は、2014年・2015年7～9月における水深0～5m層における地点別の平均現存量を用いて、湾内5地点の平均値との各地点の現存量比を整理したものである。先に示したマイクロサイズの植物プランクトンが湾奥で高く、逆に *Synechococcus* sp. は湾中央・湾口で高い傾向が計算値でも再現されている。

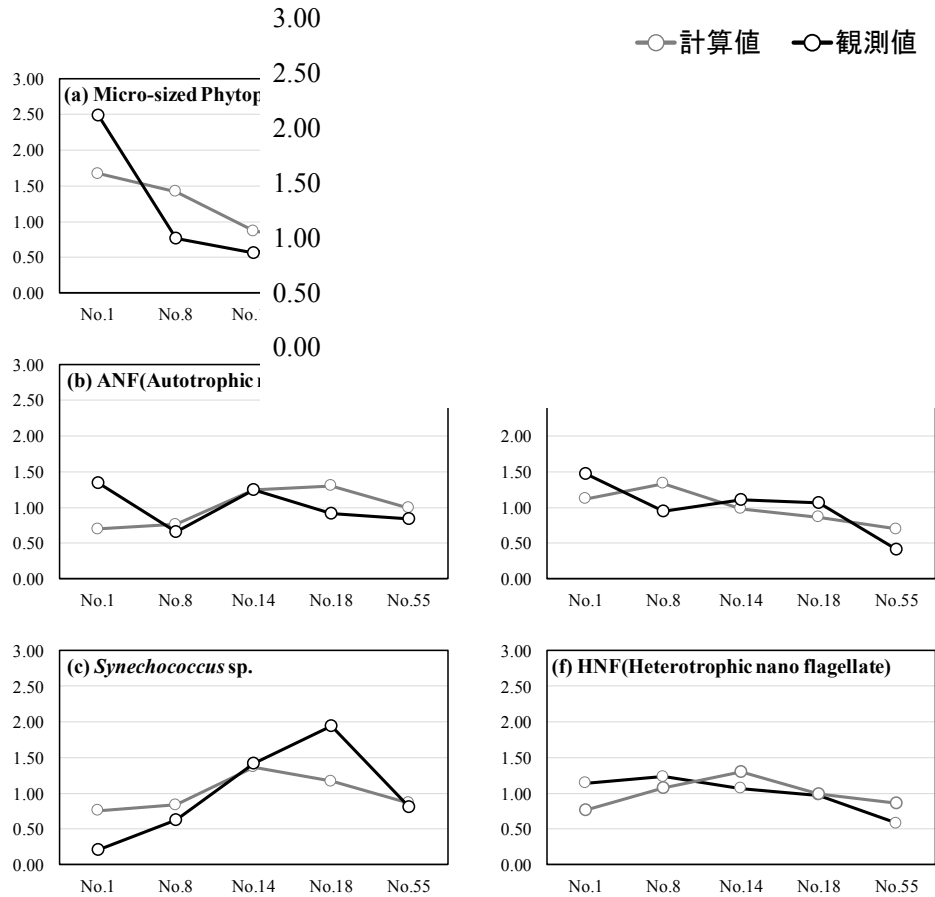
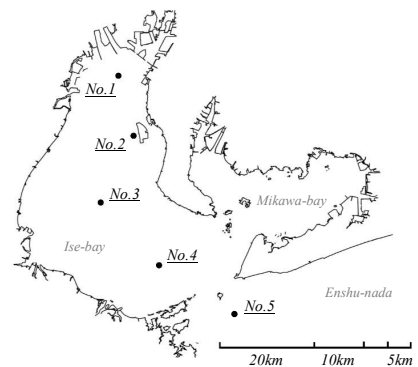


図 6.30 微生物群集の現存量の計算値と観測結果の比較

(縦軸は、2014・2015年7～9月における水深0～5m層における地点別の平均現存量を用いた湾内5地点の平均値との各地点の現存量比である)



微生物間の捕食—被食の再現として、図 5.2 に示した観測地点 No.3 における微生物群集の観測値と計算値の比較を図 6.31 に示す. ANF が減少すると同時に Ciliate による捕食対象が HNF に変化する. それを受けて急速に HNF が低下し、その後に *Synechococcus* sp.が増殖し始めるといった観測結果から推測された食物連鎖が良く再現されていることがわかる.

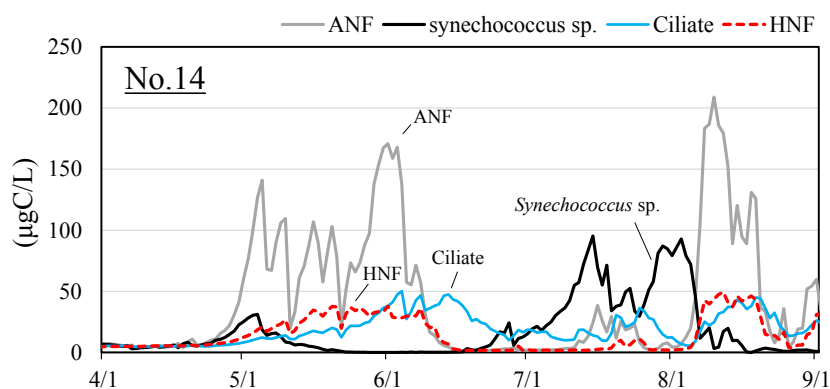
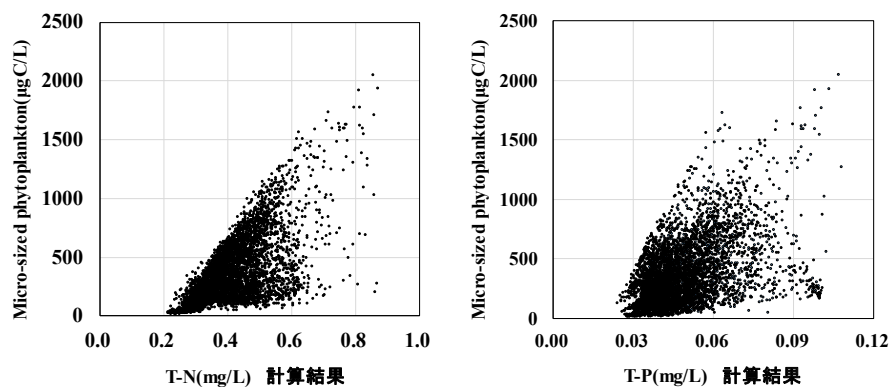


図 6.31 数値モデルによる微生物間の捕食-被食に伴う現存量の非定常な変動の再現(No.3 での計算結果)

(6) 窒素・リン濃度と発生する植物プランクトン種の関係性の再現性

図 6.32 は 2014 年・2015 年を対象に計算された窒素・リン濃度とマイクロサイズの植物プランクトンおよび *Synechococcus* sp. の現存量の関係性を図 5.1 の 5 地点において整理したものである。図 5.8 に示した観測値で得られた傾向を計算値は良く再現している。

(a) Micro-sized Phytoplankton



(b) *Synechococcus* sp.

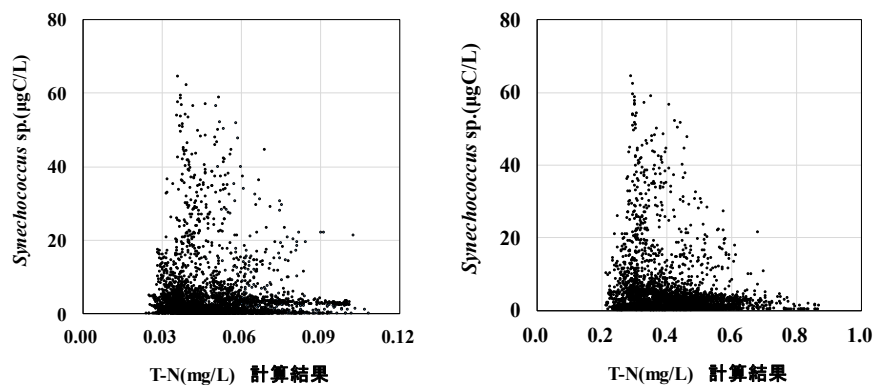


図 6.32 窒素・リン濃度と植物プランクトン種の変遷に関する再現(計算値)



## 第6章 参考文献

- 1) 田中陽二, 鈴木高二朗: 密度流・湧昇流の計算を目的とした三次元沿岸域流動モデルの開発について, 港湾空港技術研究所報告, 第49巻, 第1号, pp.3-25., 2010.
- 2) Westrich J.T. and R.A. Berner: The role of sedimentary organic matter in bacterial sulfate reduction: The G model tested, *Limnol. Oceanogr.*, 29 (2), pp.236-249., 1984.
- 3) Fossing, H., P. Berg, B. Thamdrup, S. Rysgaard, H.M. and Nielsen Sdrensen, K. Nielsen: A model set-up for an oxygen and nutrient flux model for Aarhus Bay (Denmark), National Environmental Research Institute Ministry of the Environment/DenmarkN, ERI Technical Report, No.483, 2004.
- 4) 港湾空港技術研究所 環境環境情報研究グループ: <https://www.pari.go.jp/unit/kaikj/is/>
- 5) 田中陽二, 中村由行, 鈴木高二朗, 井上徹教, 西村洋子: 微生物ループを考慮した浮遊生態系モデルの構築, 港湾空港技術研究所報告, 第50巻, 第2号, pp.3-68, 2011.
- 6) M. B. Decker, D. L. Breitburg, J. E. Purcell: Effects of low dissolved oxygen on zooplankton predation by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*, *Mar Ecol Prog Ser* 280, pp.163-172, 2004.
- 7) Julie E. Keister and Loren B. Tuttle: Effects of bottom-layer hypoxia on spatial distributions and community structure of mesozooplankton in a sub-estuary of Puget Sound, Washington, U.S.A, *Limnol. Oceanogr.*, 58(2), pp.667-680., 2013.
- 8) Deneb Karentz and Theodore J. Smayda: Temperature and seasonal occurrence patterns of 30 dominant phytoplankton species in Narragansett Bay over a 22-year period(1959-1980), *Marine Ecology*, Vol.18, pp.277-293, 1984.
- 9) 永尾謙太郎, 田中陽二, 中田喜三郎, 恩田充: 伊勢湾での詳細な観測データに基づく微生物を含めた物質循環解析, 土木学会論文集 B2(海岸工学), 71(2), I\_1411-I\_1416, 2015.
- 10) 中田喜三郎: 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.8, pp.99-138, 1993.
- 11) 上真一: 瀬戸内海の低次生産過程ープランクトンから漁業生産へー, 日本海水学会誌, 第53巻, 第4号, pp.241-247, 1999.
- 12) 水産庁漁港漁場整備部: 水産基盤整備事業費用対効果分析のガイドラインー参考資料ー (オンライン), [http://www.jfa.maff.go.jp/j/gyoko\\_gyozyo/g\\_hourei/pdf/2016051301.pdf](http://www.jfa.maff.go.jp/j/gyoko_gyozyo/g_hourei/pdf/2016051301.pdf), 2016.
- 13) 加藤伸悟, 増田貴則: 微生物食物連鎖を含む概念的食網モデルの構築と細菌が食網動態におよぼす影響, 土木学会論文集 G(環境), Vol.70, No.7, III\_389-III\_401, 2014.
- 14) 藤原建紀, 山尾理, 高橋鉄哉, 笠井亮秀, 杉山陽一, 原田一利: 一次生産量の時空間分布の算定手法, 海岸工学論文集, 第46巻, pp.1211-1215, 1999.
- 15) Kretz, C. B., Bell, D. W., Lomas, D. A., Lomas, M. W. and Martiny A. C.: Influence of growth rate on the physiological response of marine *Synechococcus* to phosphate limitation, *frontiers in microbiology*, Vol.6, Article85, 2015.
- 16) 二宮秀興, 赤坂裕, 松尾陽: AMeDAS のデータを用いた時刻別大気放射量の推定法, 空気調和・衛星工学論文集 No.60, pp.133-144, 1996.
- 17) 一般財団法人気象業務支援センター ウェブサイト (<http://www.jmbasc.or.jp/hp/online/f-online0c.html>)
- 18) 国土交通省 ウェブサイト (<http://www1.river.go.jp/>)

## 7. 窒素・リン濃度に対する食物連鎖の応答性の把握

### 7.1 シアノバクテリアの発生に伴う転送効率の低下量

窒素・リン濃度の低下に伴い *synechococcus* sp.が発生した 2015 年の計算結果に対し、モデル上で microbial-food-web に係るパスをすべて切り、すなわち図 6.1 の ANF・*synechococcus* sp.・Ciliate・HNF をモデル上は考慮せず、2015 年の環境下で classical-food-web のみが生じたと仮定した計算を別の実施し、両者の生産量の違いを比較した(表 7.1)。

microbial-food-web の発生時は、発生しない場合に比べ一次生産量(純炭素生産量)は若干大きくなるが、逆に二次生産量(動物プランクトンの総捕食量)は約 18%減少すると推測された。現実的には感度解析のように microbial-food-web がゼロとなることはないが、窒素・リン濃度が増加すると食物連鎖に占める microbial-food-web の割合が相対的に少なることは確かである。これらから窒素・リン濃度の低下は一次生産量の低下だけでなく、相対的な microbial-food-web の寄与が増加し、一次生産から二次生産に至る転送効率の低下に繋がることがわかる。観測結果を踏まえると、伊勢湾では海域の T-N が 0.3mg/L、T-P が 0.03mg/L 以下を下回る時期からこのような現象が生じるものと考えられる。海域には *synechococcus* sp. と同じ栄養段階に属し、モデルでは考慮していないシアノバクテリアも存在することから表-1 の試算結果よりも実際の二次生産量の減少はさらに大きい可能性がある。

表 7.1 microbial-food-web の発生の有無による生産量の変化  
(伊勢湾全域, 2015 年夏季:7-9 月平均)

計算ケース	生産量(gC/m <sup>2</sup> /day)	
	一次生産	二次生産
1.実際の 2015 年の状況	<b>0.76 (6%*)</b>	<b>0.24</b>
2.仮に microbial-food-web をゼロとした状況	<b>0.75 (0%)</b>	<b>0.29</b>

※括弧内の%は全一次生産量に占める *synechococcus* sp.の生産量の割合である。

## 7.2 窒素・リン濃度の変化に伴う生産量の応答

陸域からの窒素・リンの流入負荷量の変化に伴う海域の一次生産量・二次生産量の変化を把握するため、感度解析として2014年・2015年の状況を再現した計算結果をベースとして、任意に流入負荷量（流量は変えず水質濃度のみ）を増減させた計算を実施した。流入負荷量の増減の設定は、伊勢湾における2004年以降の実際の発生負荷量の推移<sup>1)</sup>が流入負荷量の増減に等しいと仮定を置き、2014年・2015年の流入負荷量に図 7.1の比率を乗じた計5ケースとした。ここで図 7.1内の2016年・2024年の値は2004年から2014年までの発生負荷量の減少勾配から外挿したものである。流入負荷量以外の風や河川流量等の境界条件はすべて2014年・2015年の状況を再現した条件と同一とした。

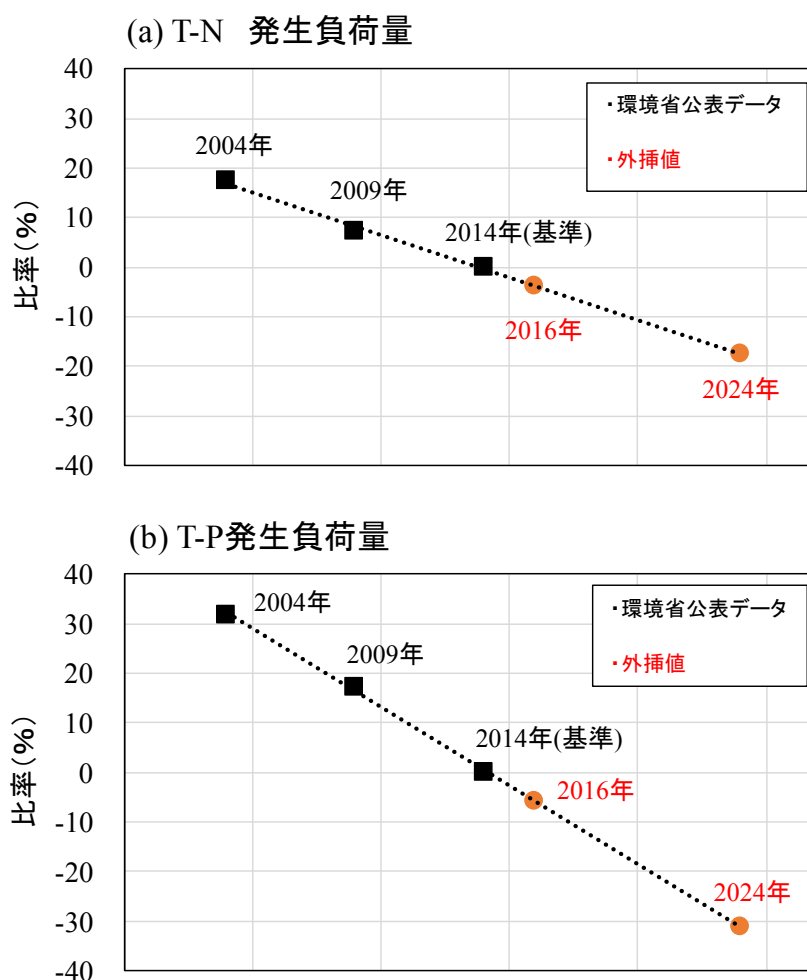


図 7.1 微生物群集の伊勢湾における発生負荷量の推移<sup>1)</sup>

感度解析の結果として、図 7.2 にリンの流入負荷量の変化に対する一次生産量・二次生産量の変化を示す。縦軸は 2014 年を基準とした各年代における生産量の比率である。流入負荷量の減少に比例して一次生産量も減少する状況が予測されており、2004 年や 2014 年に至る 10 年間の水質総量削減で約 15% の一次生産量を低下させる効果があったと推測される。さらに今後の流入負荷量の減少が図 7.1 に従うとすると、2024 年には 2014 年の一次生産量より約 20% の減少が見込まれる。一方で、二次生産量は 2004 年から 2014 年までは一次生産量とほぼ同様の勾配で減少するが、2016 年・2024 年と流入負荷量の減少に伴って、一次生産量よりも強い勾配で減少していることがわかる。これは先に示したように窒素・リン濃度の低下に伴って、図 7.3 に示すように一次生産に占めるマイクロサイズの植物プランクトン量が低下し、食物連鎖に占める microbial-food-web の割合が高くなるためである。

図 7.4 には同様の感度解析結果として、伊勢湾全域での海底への有機炭素の沈降量と貧酸素水塊の面積の変化を示すが、流入負荷量の減少に伴う一次生産と二次生産の減少率に比較すると、その減少率は小さいことがわかる。

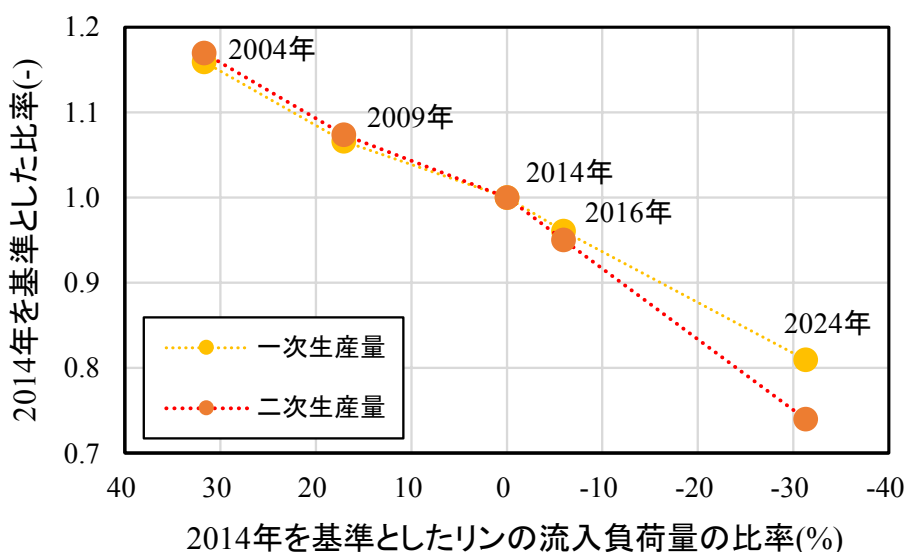


図 7.2 流入負荷量の変化に伴う一次・二次生産量の変化  
(伊勢湾全域の夏季:平均値)

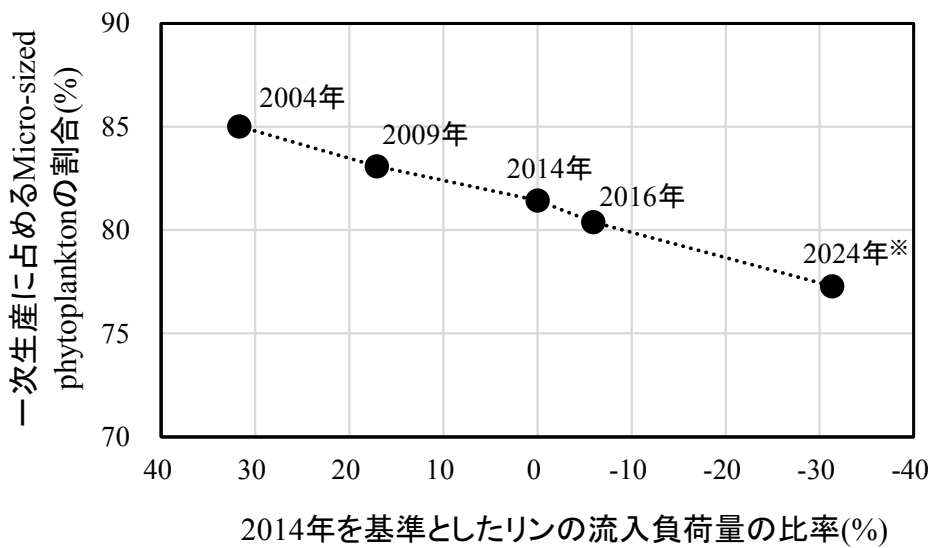


図 7.3 一次生産に占めるマイクロサイズの植物プランクトンの割合の変化

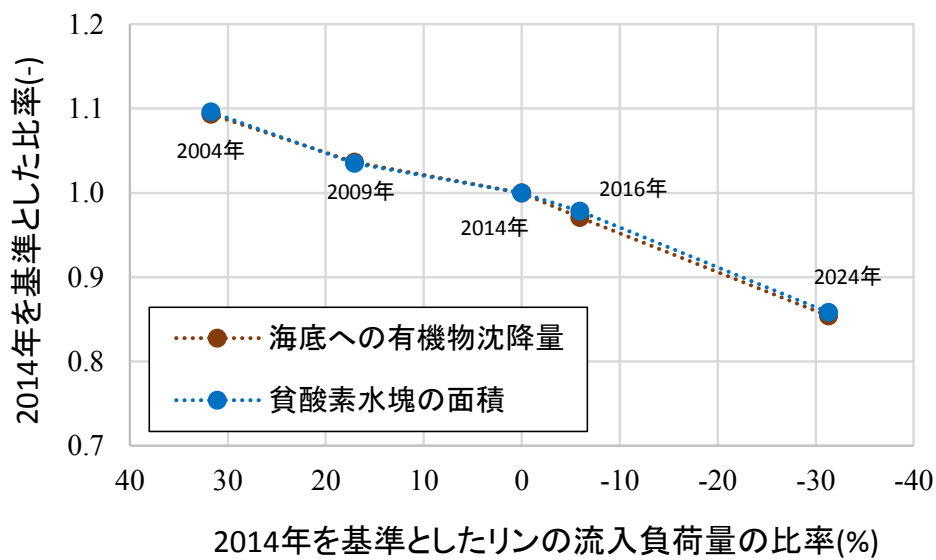


図 7.4 流入負荷量の変化に伴う海底への有機物の沈降量および貧酸素水塊の面積の変化  
(伊勢湾全域の夏季:平均値)

## 8. 貧酸素水塊の縮小と生物生産性の維持・拡大を両立するため施策検討

第5章・第7章ではT-Nが約0.3mg/L、T-Pが約0.03mg/Lを下回った時期・海域において、発生する植物プランクトンが小型化し、一次生産から二次生産に至る転送効率が低下することを示した。伊勢湾・三河湾においては、水質総量削減において陸域からの窒素・リンの流入負荷量は減少している。このような現状を踏まえ、第8章では貧酸素水塊の発生規模の縮小と生物生産性の維持・拡大を両立するための施策の在り方について検討を行った。

### 8.1 伊勢湾・三河湾の窒素・リンの長期変化

1980年代から現在に至るまで観測が継続して行われている広域総合水質調査結果を用いて、伊勢湾・三河湾の表層水（海面下0.5m）のT-N・T-P濃度の推移を年代別の平均値として整理し図8.1に示す。伊勢湾では2010年代に大きくT-N・T-Pが低下し、湾奥を除く多くの観測地点においてT-Nが0.3mg/L、T-Pが0.03mg/Lを下回っていることがわかる。

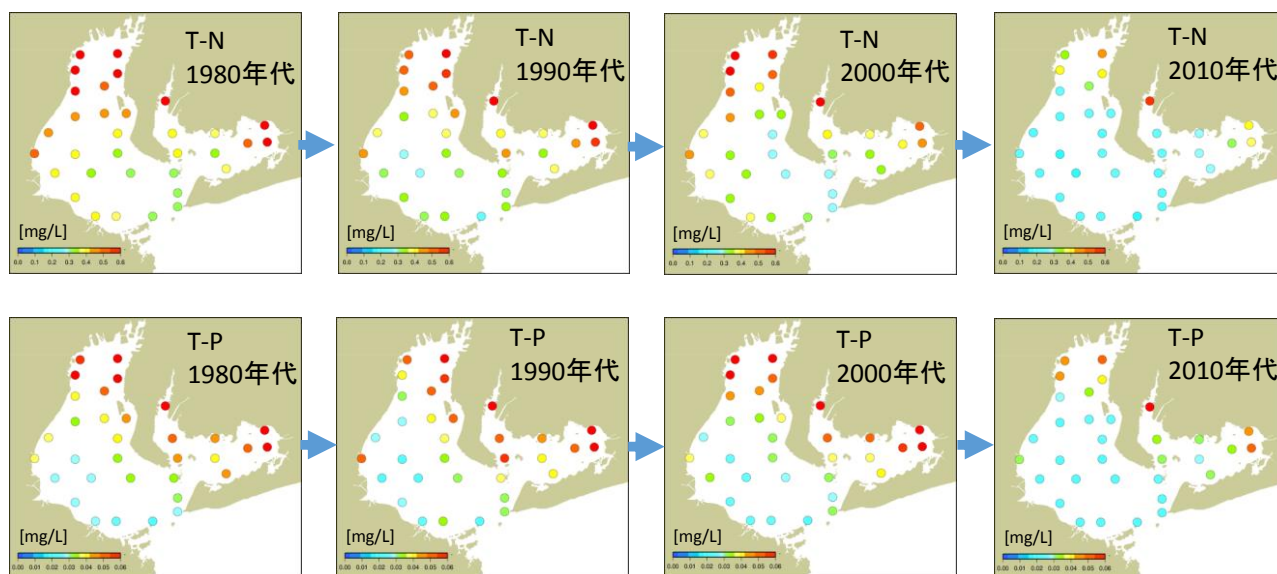


図 8.1 伊勢湾・三河湾における表層水の T-N・T-P の長期変化

さらに図 8.2に示すように広域総合水質調査結果の観測地点を任意に5つのエリアに区分し、エリア別に平均した T-N・T-P の経年変化を図 8.3 に示す。

伊勢湾・三河湾ともに 1980 年から 2016 年までを全体的にみると減少傾向にあり、とくに 2010 年以降、窒素・リンともに顕著に低下している。

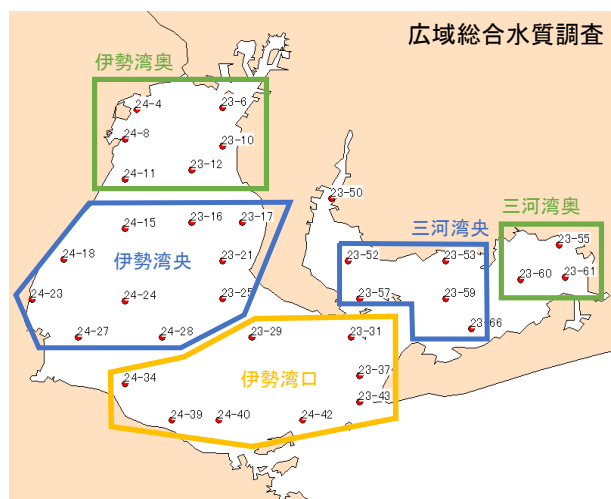


図 8.2 広域総合水質調査の観測地点と本研究でのエリア区分

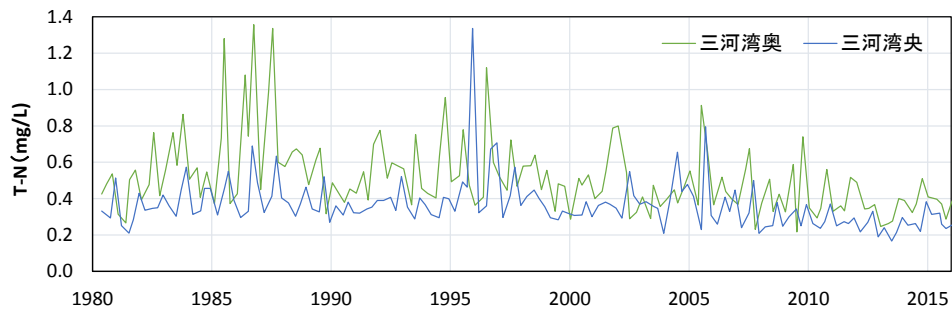
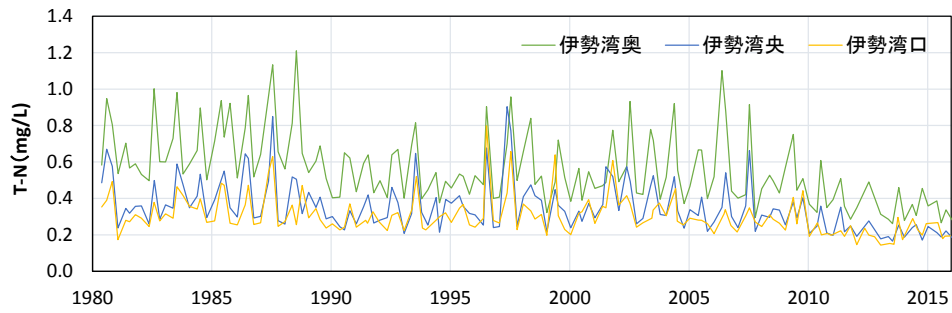


図 8.3(1) 広域総合水質調査結果:エリア別の全窒素(T-N)の推移

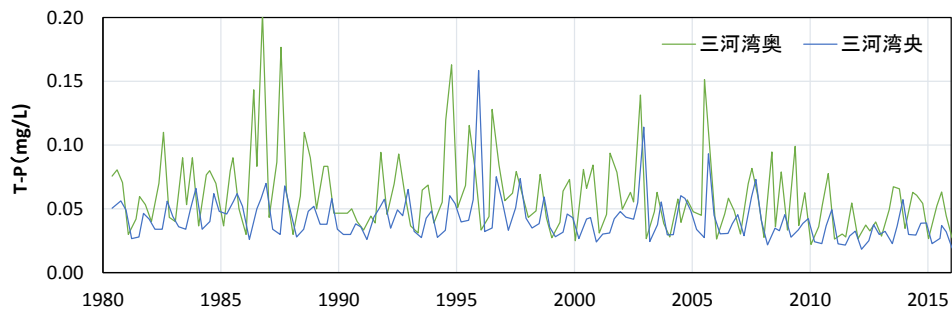
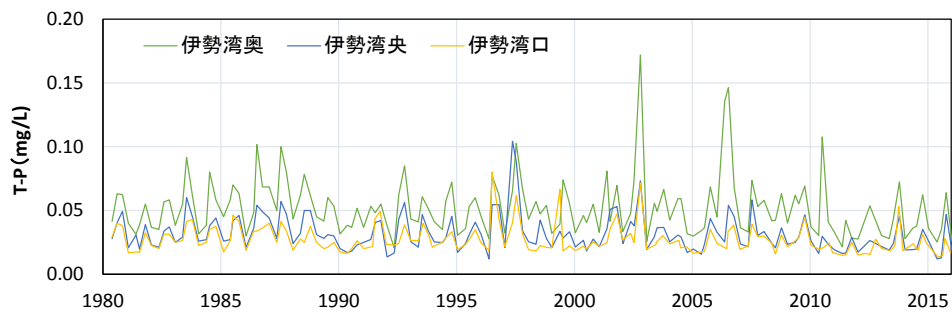


図 8.3(2) 広域総合水質調査結果:エリア別の全窒素(T-P)の推移



## 8.2 窒素・リンの変動に関する水質・底質などの長期変化

### 8.2.1 発生負荷量の変化

環境省により整理されている伊勢湾・三河湾流域での発生負荷量の推移を図 8.4 に示す。水質総量削減の効果により発生負荷量は年々減少する傾向にある。

また主要河川別に 2014 年度の発生負荷量を整理したものを図 8.4(1)に、その発生負荷量の 2004 年度からの減少率を図 8.4(2)に示す。

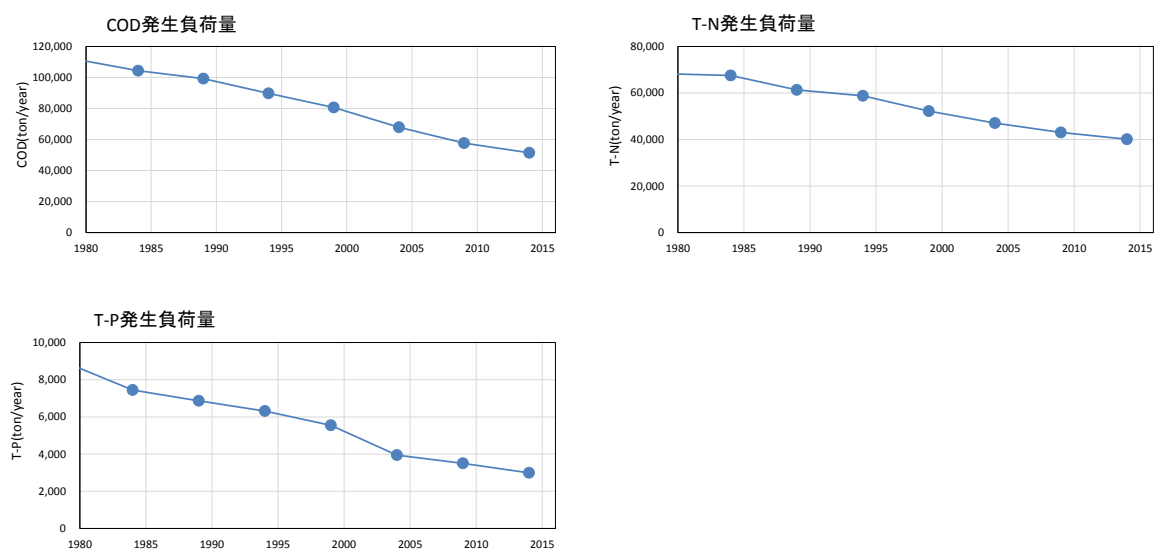


図 8.4 伊勢湾・三河湾の発生負荷量の推移

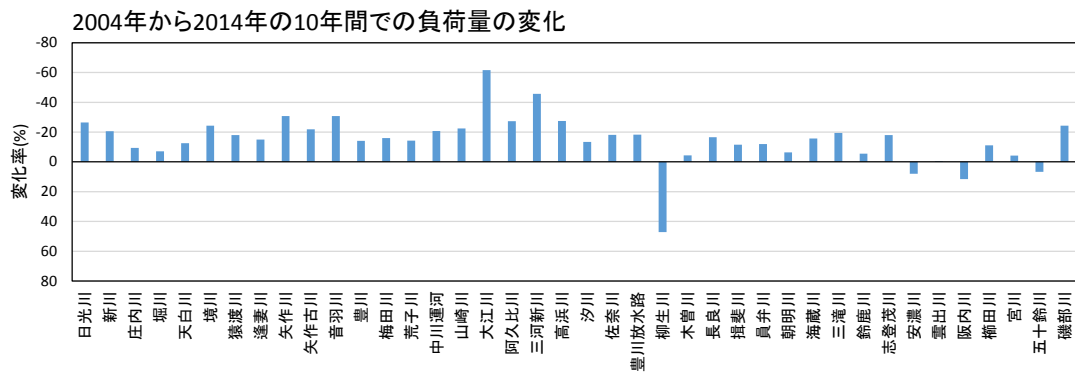
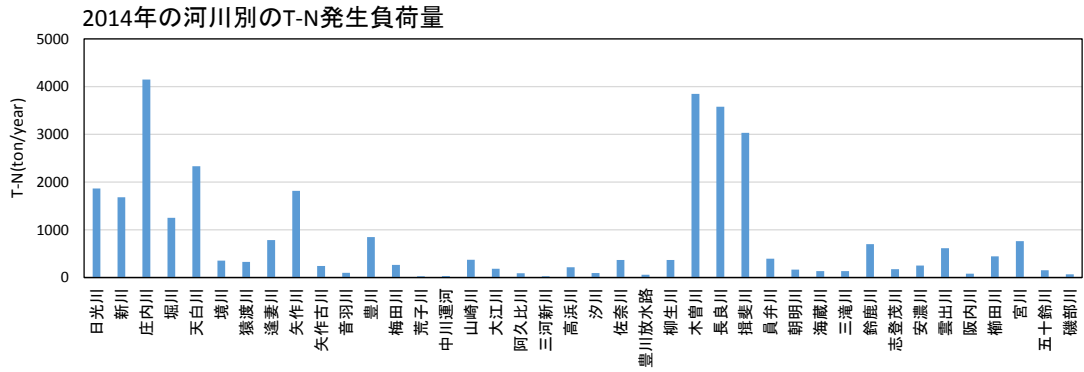


図 8.5(1) 主要河川別の T-N 発生負荷量(2014 年)と過去 10 年間での変化率

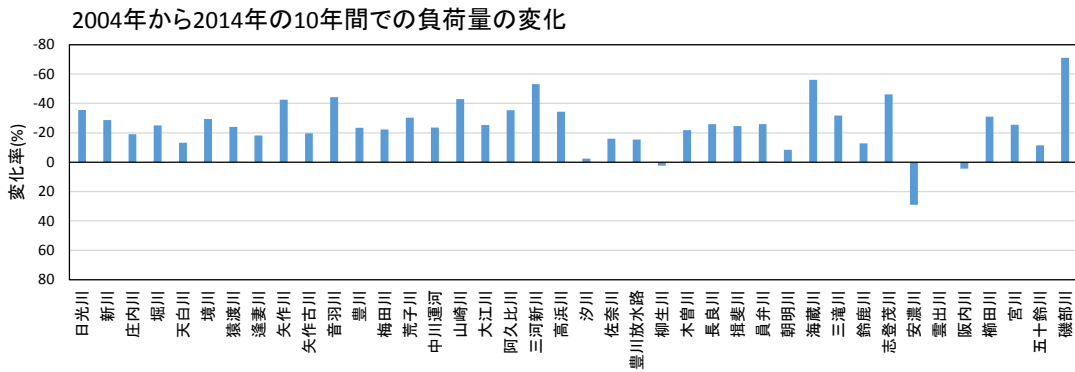
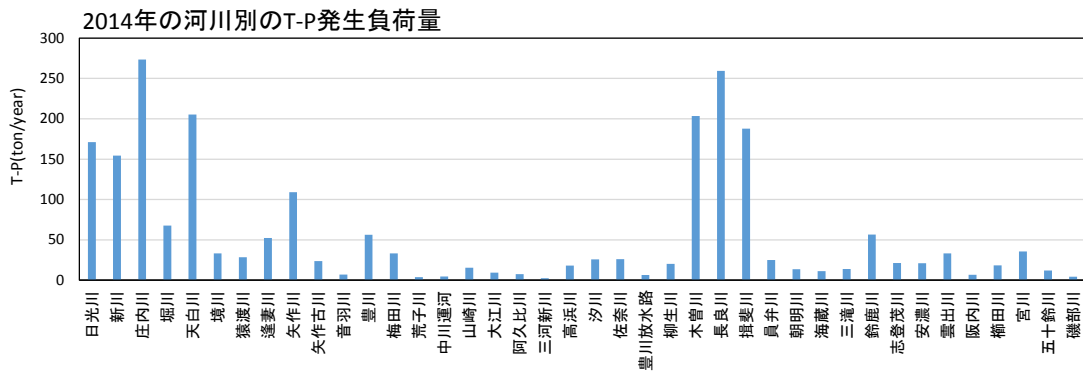
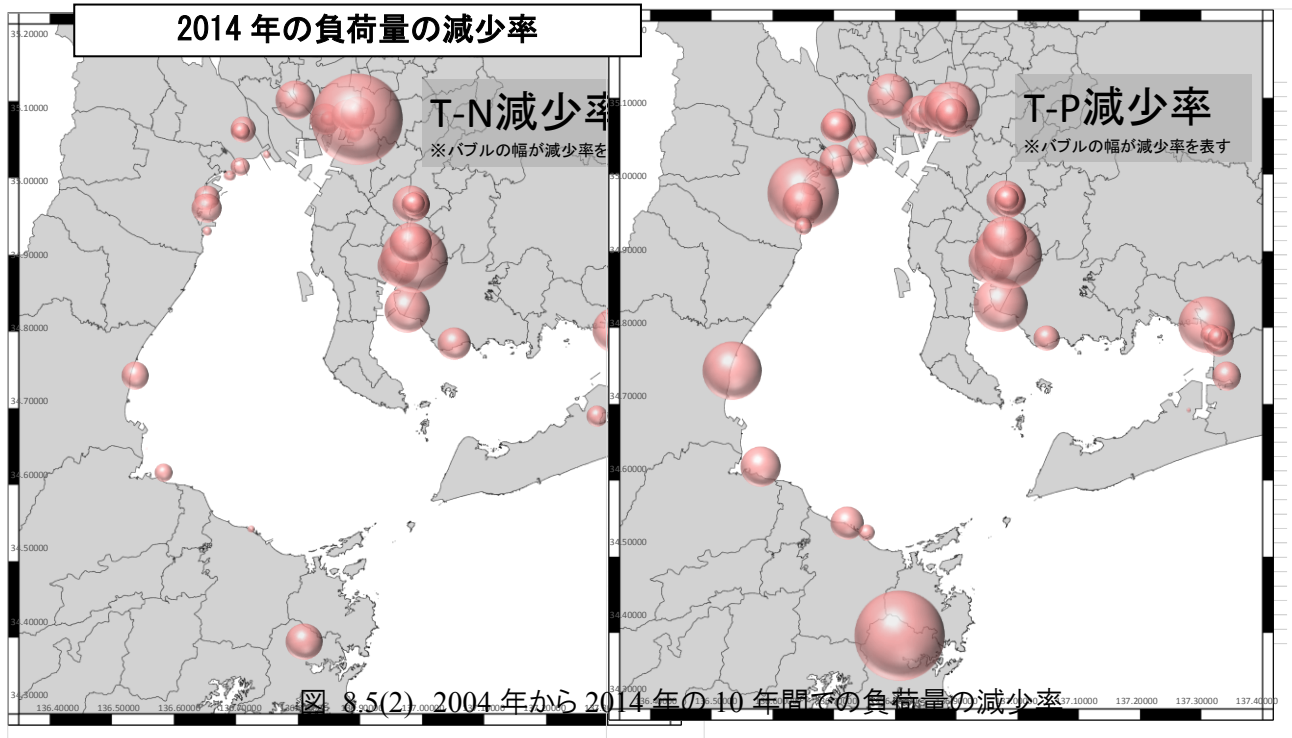
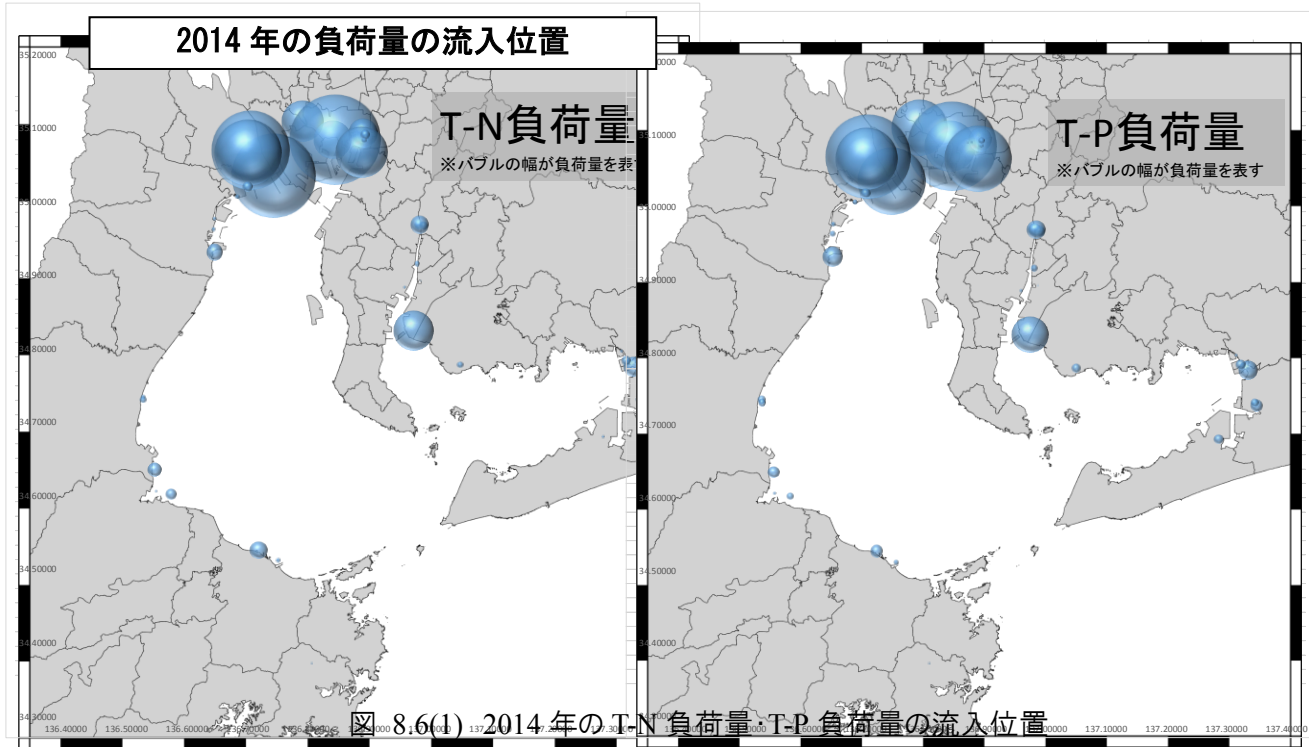


図 8.5(2) 主要河川別の T-P 発生負荷量(2014 年)と過去 10 年間での変化率

図 8.5 に示した T-N, T-P の負荷量の流入位置と近年 10 年間で減少率を図 8.6 に示す。現状の流入負荷量の大部分が伊勢湾奥に集中していることがわかる。一方で、近年 10 年間における負荷量の減少率はいずれも場所で多きな差異はないのが特徴である。



## 8.2.2 外洋水質濃度の変化

外洋水の窒素・リン濃度の変化として、広域総合水質調査結果における伊良湖水道付近の2地点の底層における水質の推移を図8.7に示す。外洋水のT-N、T-Pは近年、低下傾向にある。また長期的にみるとT-N・T-Pが1990年代に一旦低下し、2000年代に増加する傾向は、図8.3に示す湾内のT-N・T-Pの経年変化と整合する。

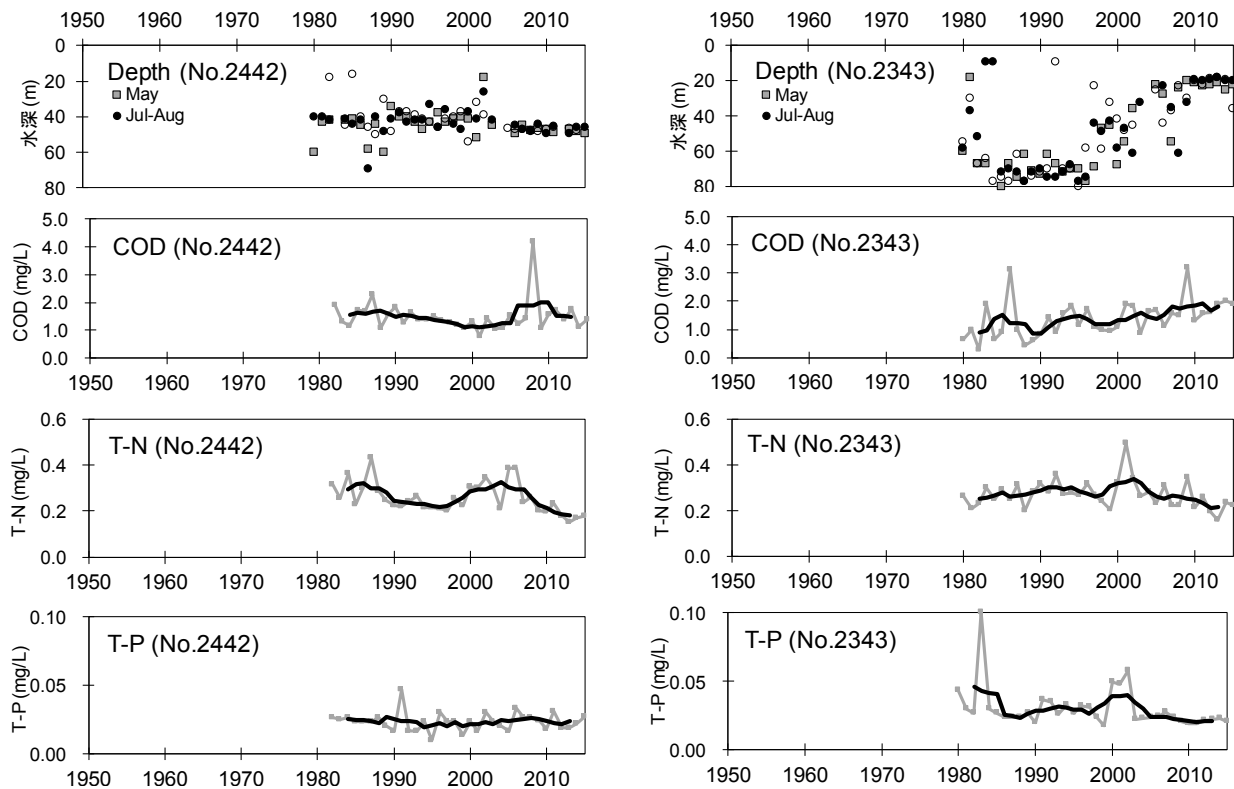
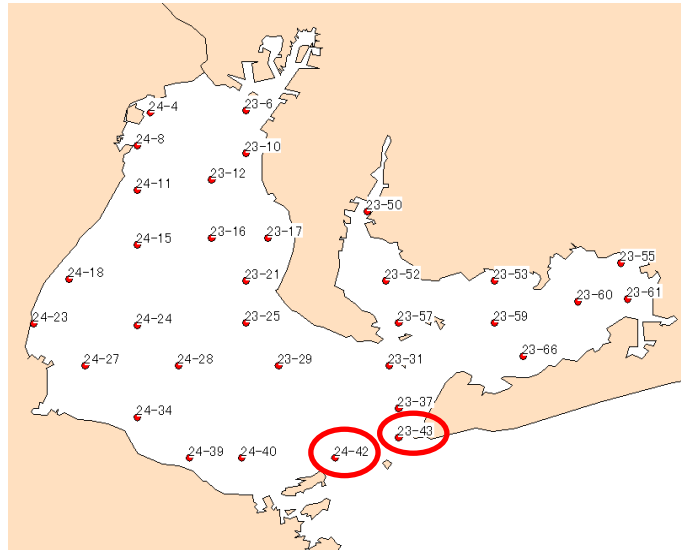


図 8.7 広域総合水質調査における外洋に近い地点における底層水質の推移

### 8.2.3 底質の変化

図 8.8 に示す公共用水域水質調査の整理地点における底質の強熱減量, T-N, T-P の経年変化を図 8.9 に示す. 強熱減量, T-N, T-P は, 三河港内の地点を除くと減少傾向, または横ばいであった.

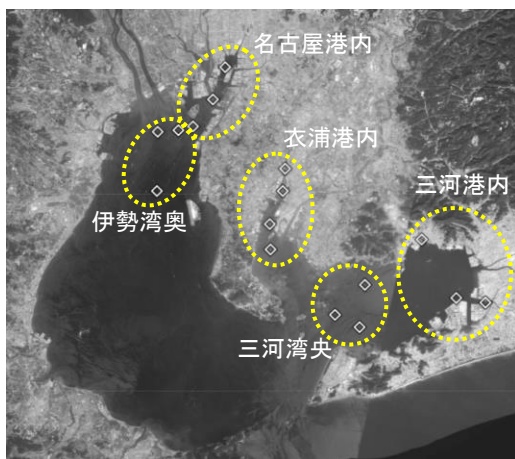


図 8.8 公共用水域水質調査の整理地点

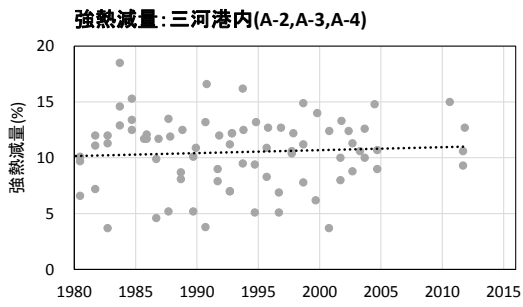
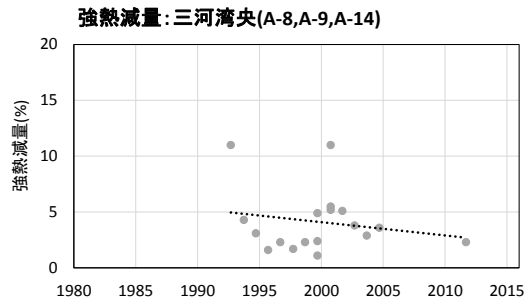
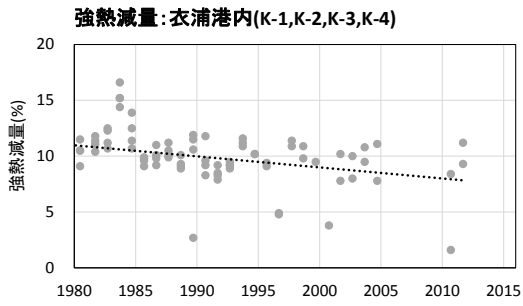
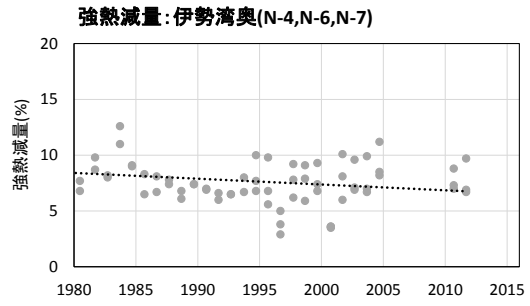
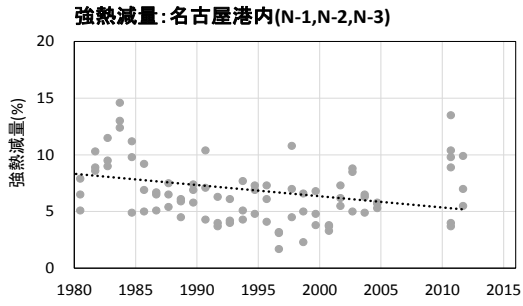


図 8.9(1) 公共用水域水質調査(底質):エリア別の強熱減量の推移

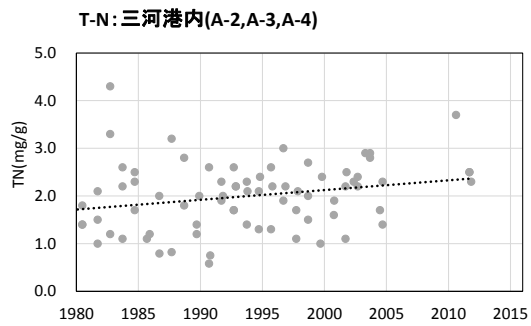
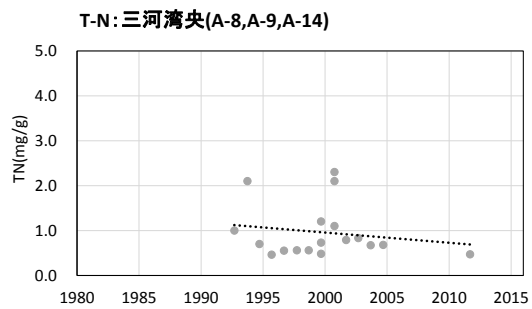
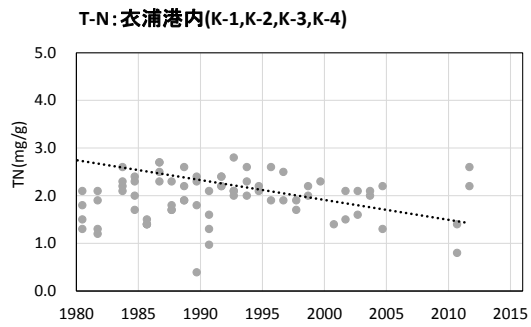
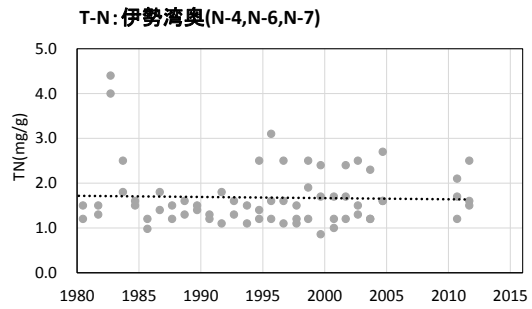
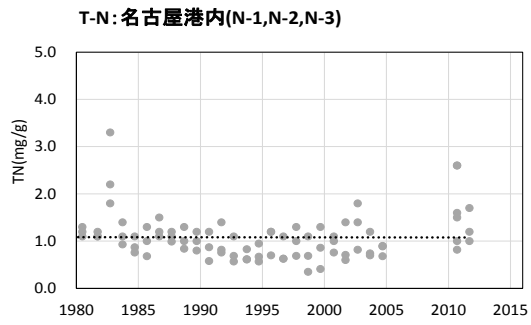


図 8.9(2) 公共用水域水質調査(底質):エリア別の T-N の推移

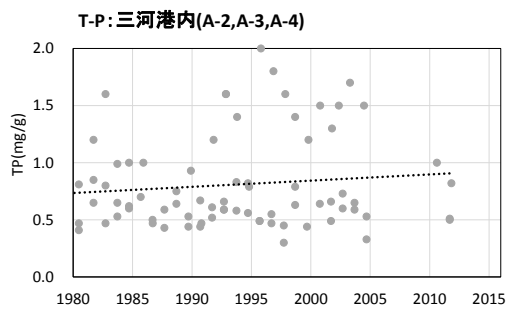
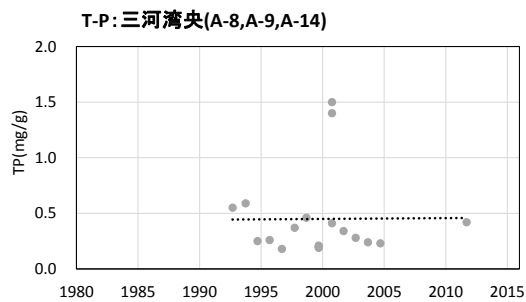
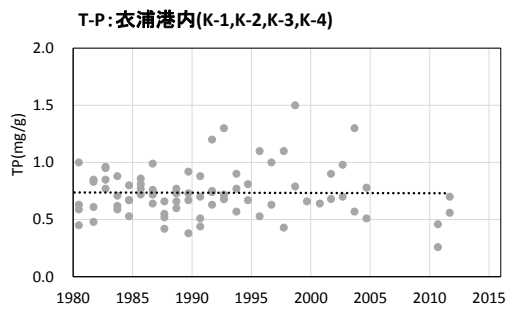
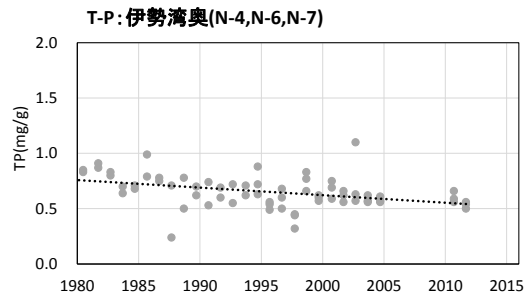
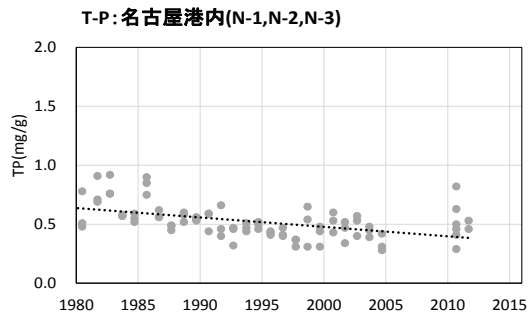


図 8.9(3) 公共用水域水質調査(底質):エリア別の T-P の推移



## 8.2.4 クロロフィル a の長期変化

クロロフィル a は T-N・T-P の変動要因ではないが、逆に T-N・T-P が変化したことによってどのような変化を受けているかを長期的な視点で整理した。図 8.2 に示したエリア別に整理したクロロフィル a の経年変化を図 8.10 に示す。伊勢湾奥では減少が顕著ではないが、伊勢湾中央・湾口、三河湾奥・湾口では過去に比べ 2010 年代は濃度が低い傾向にある。

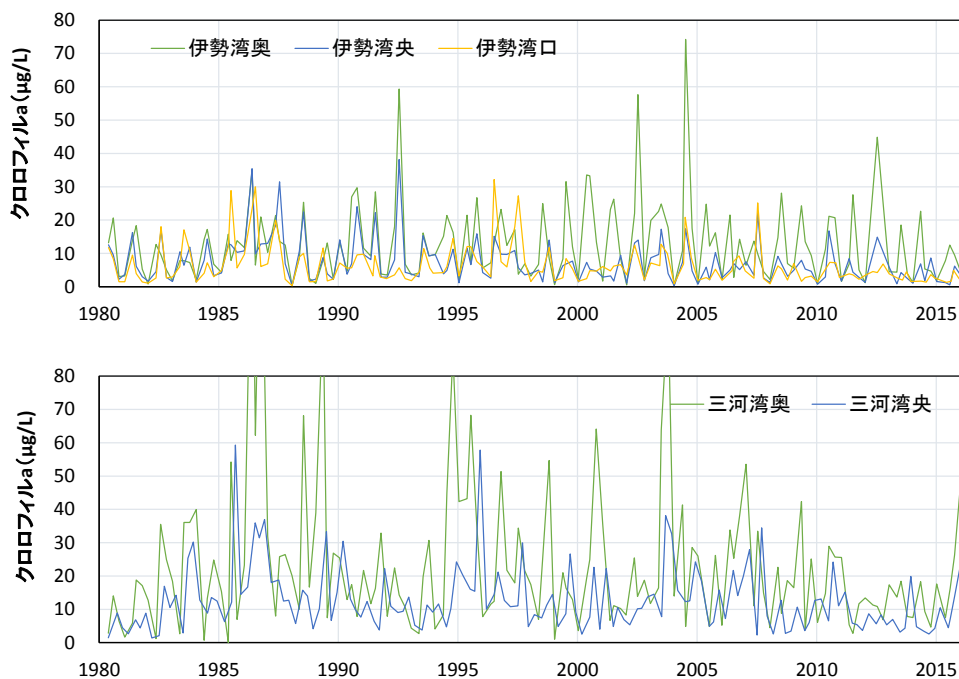


図 8.10 広域総合水質調査結果:エリア別のクロロフィル a の推移

T-N・T-P とクロロフィル a の相関関係について、エリア別・年代別に整理し図 8.11 に示す。T-N, T-P とクロロフィル a には正の相関が確認される。

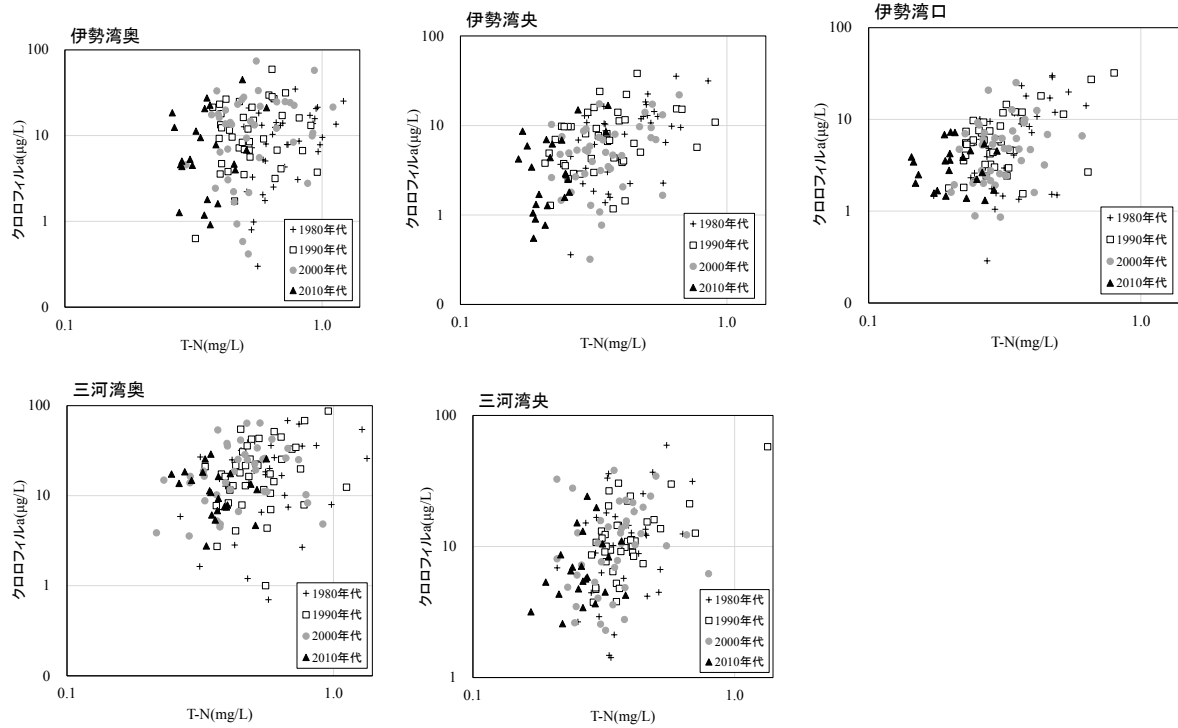


図 8.11(1) エリア別・年代別に整理した全窒素(T-N)とクロロフィル a の相関関係

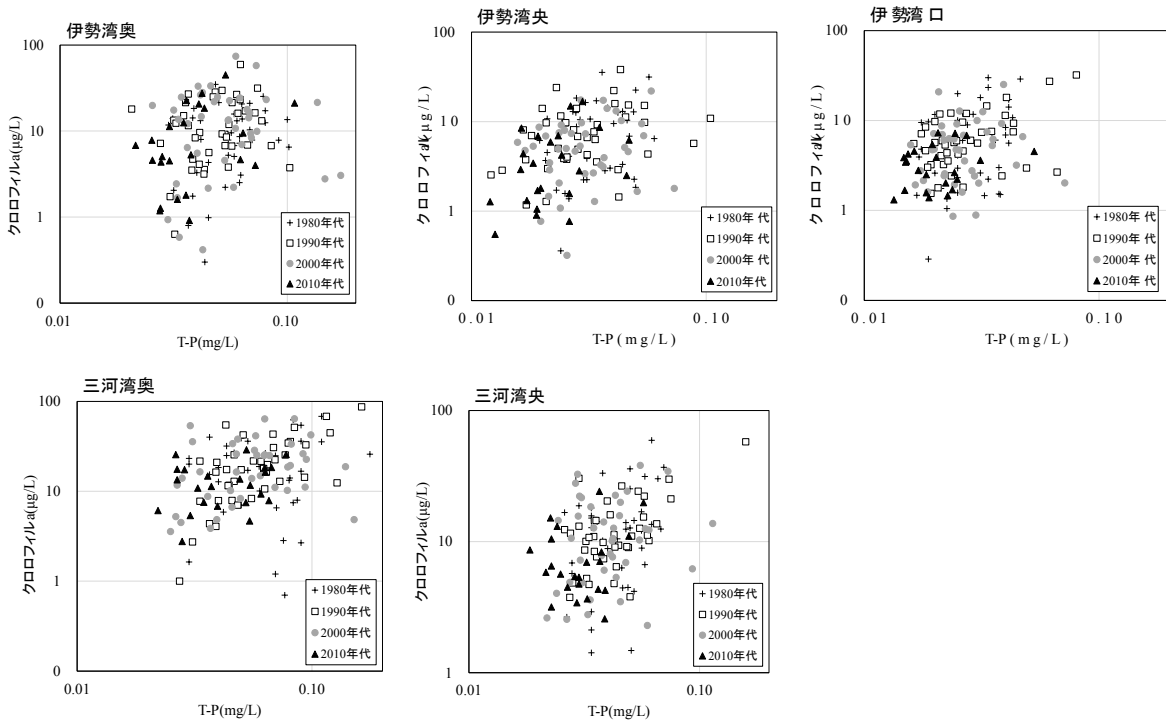


図 8.11(2) エリア別・年代別に整理した全リン(T-P)とクロロフィル a の相関関係

図 8.11 の T-N・T-P のクロロフィル a の正の相関図に対して、直接近似式による増加の傾き（勾配）を求めた。その傾き（勾配）の年代変化を図 8.12 に示す。

伊勢湾奥を除く、エリアでは 1980 年代から 2010 年代にかけて勾配は減少する傾向にある。T-N・T-P に含まれる植物プランクトンが利用可能な分画（すなわち無機態窒素・リン）が減少している可能性を示唆している。伊勢湾と三河湾を比較すると、三河湾のほうが増加の傾きが大きい。伊勢湾奥のみ、他のエリアと逆の傾向を示している要因は不明である。（捕食圧の変化か）

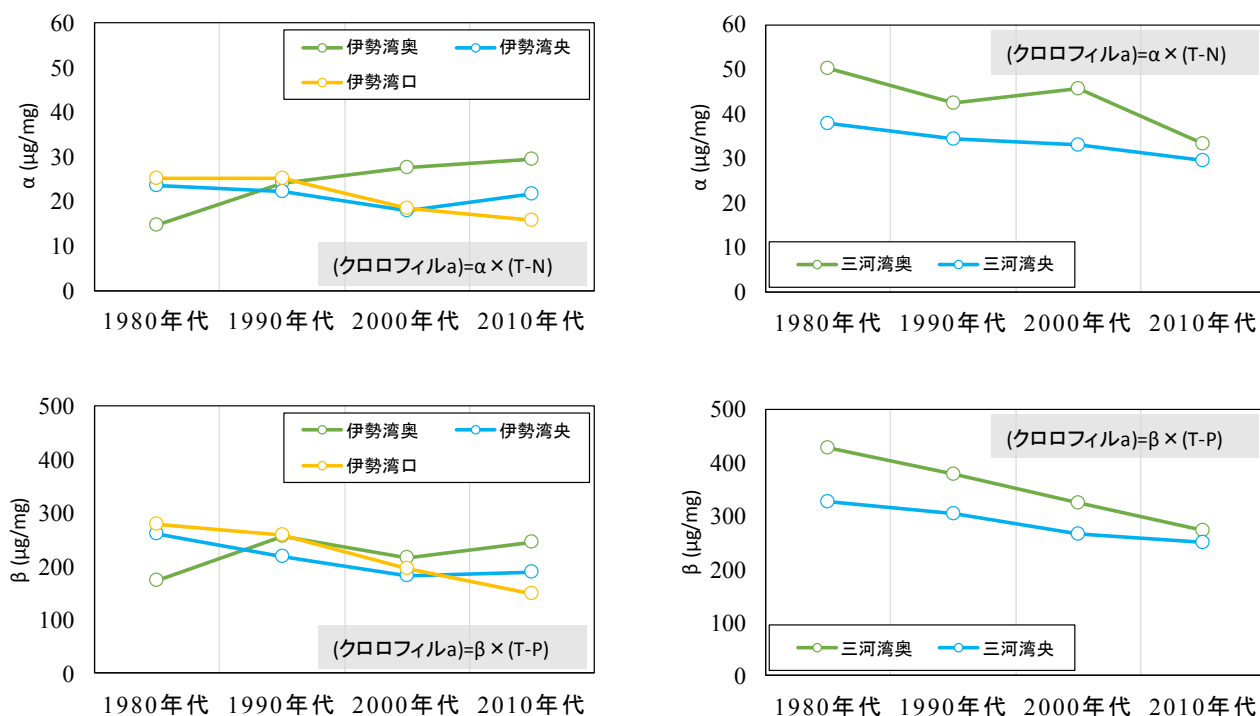


図 8.12 窒素・リンに応答したクロロフィル a の増加の傾き(勾配)の年代変化

## 8.2.5 漁獲量の変化

クロロフィル a の整理と同様の視点で整理した農林水産統計による三重県・愛知県の水産統計による魚種別漁獲量の推移を図 8.13 に示す。1980 年代および 90 年代に多かった、まいわしが 2010 年代に入り回復傾向にある。ひらめ・かれい類は継続的な減少傾向にある。いかなご類は、2016 年から 2018 年にかけて 3 年連続の禁漁（三重県）状態である。あさりは 2013 年または 2014 年頃から急速に減少にある。

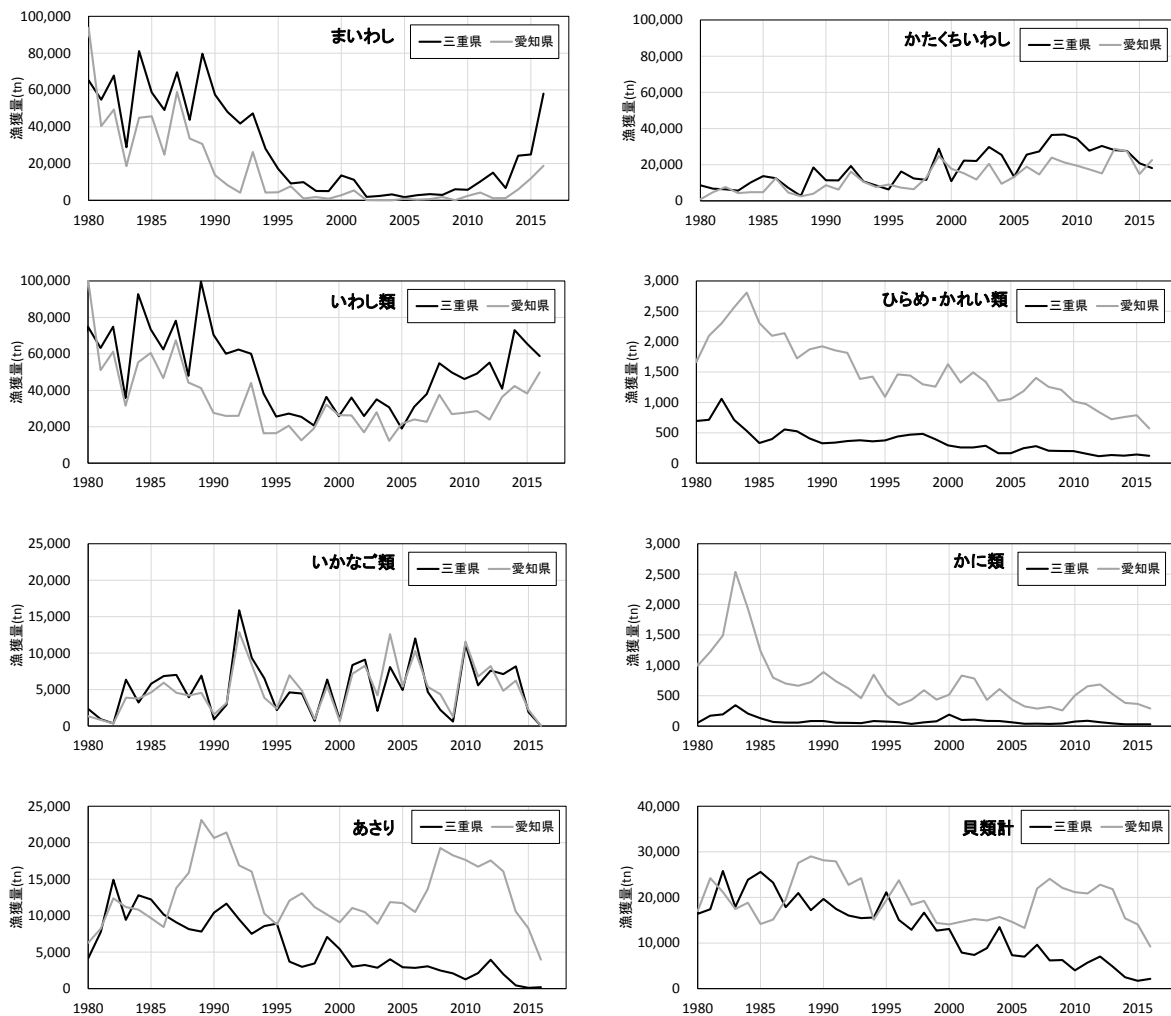


図 8.13 三重県・愛知県の漁獲量の推移

参考として、先に示したアサリの漁獲量を地先別に整理し、その周辺の T-N 濃度の相関を図 8.14 に示す。ここで整理した結果は 1980 年から 2015 年のデータであり、T-N 濃度の年平均値とその 2 年後のアサリ漁獲量を対比するケースを示す。(この対比補法がもつとも相関係数が良くなった) T-N 濃度とアサリ漁獲量には正の相関関係があることが分かる。

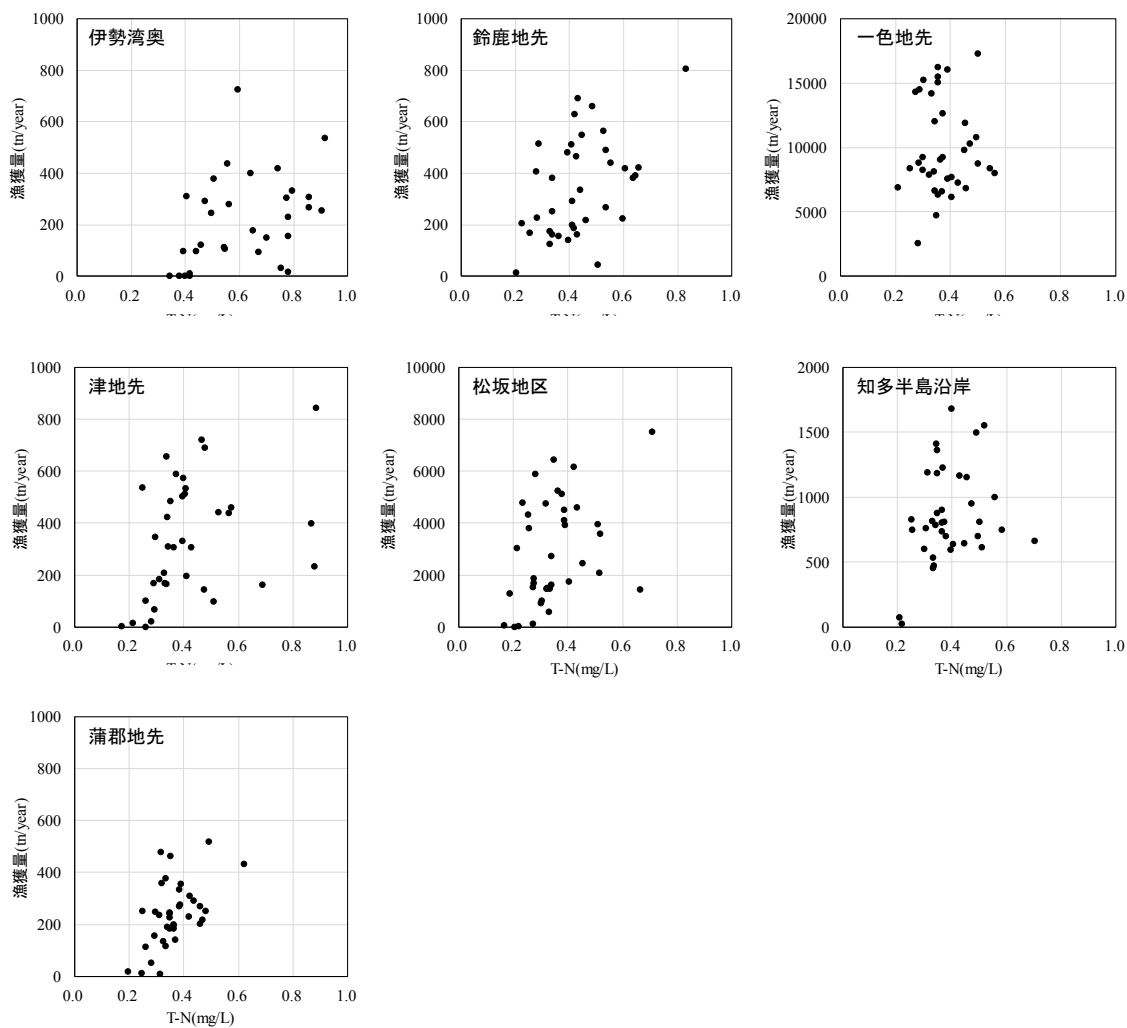


図 8.14 地先別のアサリの漁獲量と T-N の相関関係  
(農林水産統計資料 と広域総合水質調査結果の年平均値の対比)

### 8.3 現状の窒素・リンの収支の算定

伊勢湾における生物生産性の拡大に向けた施策検討を行うにあたり、現状の伊勢湾・三河湾の窒素・リン濃度がどのように成り立っているかを把握するため、図 8.15 に示す手順にて窒素・リンの伊勢湾での物質収支を数値シミュレーションモデルの計算結果を利用して算定した。

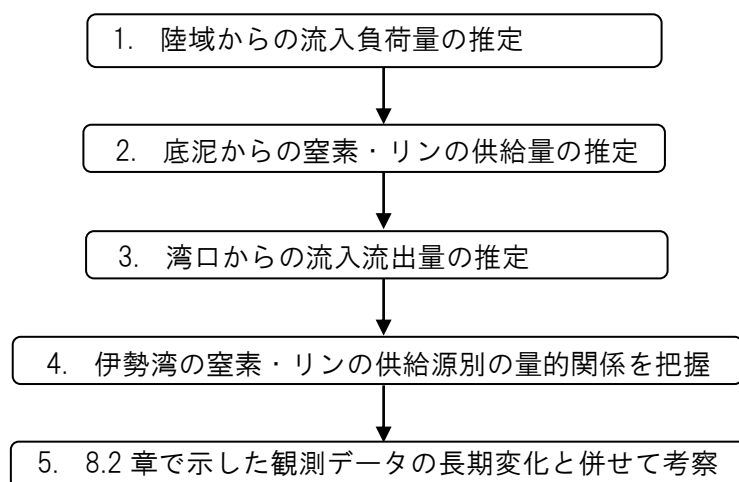


図 8.15 流入負荷量の算定方法のフロー図

### 8.3.1 陸域からの流入負荷量の推定

陸域からの正確な流入負荷量の算定は表 8.1 に示す手法により実施した。一級河川は L-Q 式は流入負荷量の推定精度が高いと考えた。一方で中小河川からの流入負荷量の算定に用いた発生負荷量（環境省）は陸域で発生する負荷量そのものを算定したものであり、海域に流入するまでの過程で系外に流出するものも含まれていると考えられる。そのため、陸域で発生した窒素・リンが海域に流入するまでの流達率を任意に変更し、発生負荷量に流達率を乗じたものを流入負荷量として用いた。

数値シミュレーションにより検討したケースを表 8.2 に示す。

表 8.1 流入負荷量の算定方法

負荷源	負荷量の算定方法	検討内容
一級河川	表 6.12 に示した L-Q 式にて算定	L-Q 式（国土交通省）は流入負荷量の推定精度が高いと考え、正值として用いる。
中小河川	図 8.4～図 8.6 の発生負荷量に流達率を乗じて算定	不確実性の流達率について 0-1 の範囲で任意に変更し、湾内の T-N, T-P の再現性がもっとも高くなる流達率を算定した。

表 8.2 流達率の算定にあたり検討したケース

ケース名	条件の設定方法
Case0	一級河川，中小河川の窒素・リンの負荷量をゼロとする
Case1	中小河川の流達率として，窒素：1.00，リン：1.00 とする
Case2	中小河川の流達率として，窒素：0.50，リン：0.50 とする
Case3	中小河川の流達率として，窒素：0.75，リン：0.75 とする

2014年度の伊勢湾・三河湾の T-N, T-P の観測値と計算値を年平均値として比較した。観測値と計算値の整合性を評価する指標には RMSE(Root Mean Square Error)を採用した。

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (28)$$

ここで n は観測値の数,  $x_i$ ,  $y_i$  は計算値および観測値を示す。

表 8.12 に示した計算ケース毎に RMSE を整理し, 表 8.3 に示す。T-N では Case2 が, T-P では Case1 がもっとも RMSE がゼロに近く観測値と計算値の整合性が高いことが分かる。

もっとも整合性が高かったケースでの T-N, T-P の観測値と計算値の相関性を図 8.16 に示す。

表 8.3(1) T-Nの観測値と計算値の RMSE

ケース	Case0	Case1	Case2	Case3
伊勢湾	0.2776	0.1620	0.0800	0.1174
三河湾	0.2966	0.1677	0.1345	0.1516

表 8.3(2) T-Pの観測値と計算値の RMSE

ケース	Case0	Case1	Case2	Case3
伊勢湾	0.0305	0.0123	0.0128	0.0125
三河湾	0.0382	0.0140	0.0202	0.0178



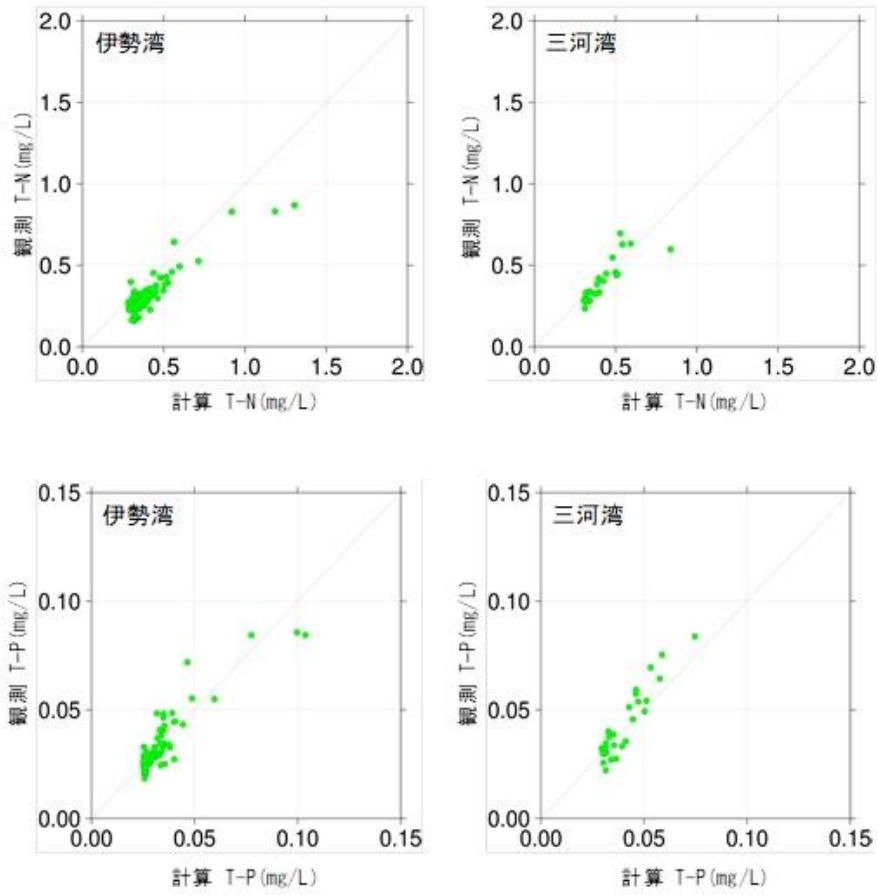


図 8.16 伊勢湾・三河湾の T-N・T-P の計算値と観測値の比較

このようにして算定した陸域からの流入負荷量の2014年度時点の算定結果を図 8.17に示す。2014年度時点において伊勢湾・三河湾への流入負荷量は窒素で 35,600 ton/year, リンで 3,100 ton/year と推測された。これらの結果は環境省が公表している伊勢湾・三河湾流域の窒素・リンの全発生負荷量と概ね整合するものであった。(図 8.18)

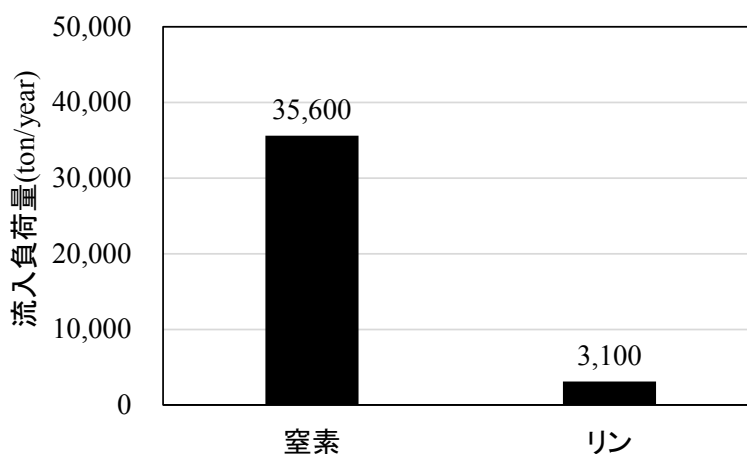


図 8.17 陸域から伊勢湾・三河湾への流入負荷量の推定結果(2014年現在)

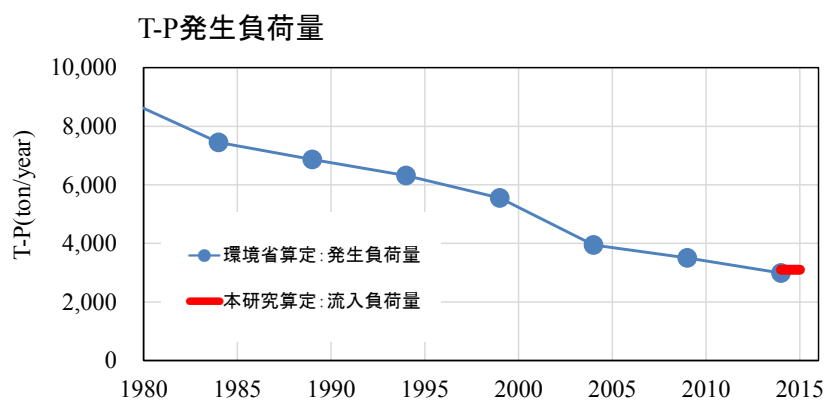
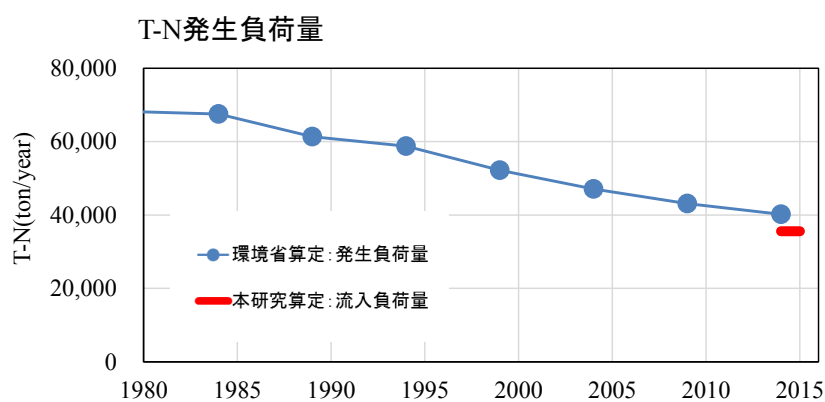


図 8.18 陸域から伊勢湾・三河湾への流入負荷量と発生負荷量の比較

### 8.3.2 底泥からの供給量の推定

底泥からの窒素・リンの供給量の推定にあたっては、数値シミュレーションモデル（伊勢湾シミュレーターの標準底生系モデル）を用いた。図 8.19 に底泥からの窒素・リンの溶出量の算定方法を示す。水中からの有機物の沈降水量に応じて底泥からの栄養塩の溶出量が決まる構造である。リンについては貧酸素化に応じた溶出も考慮されている。

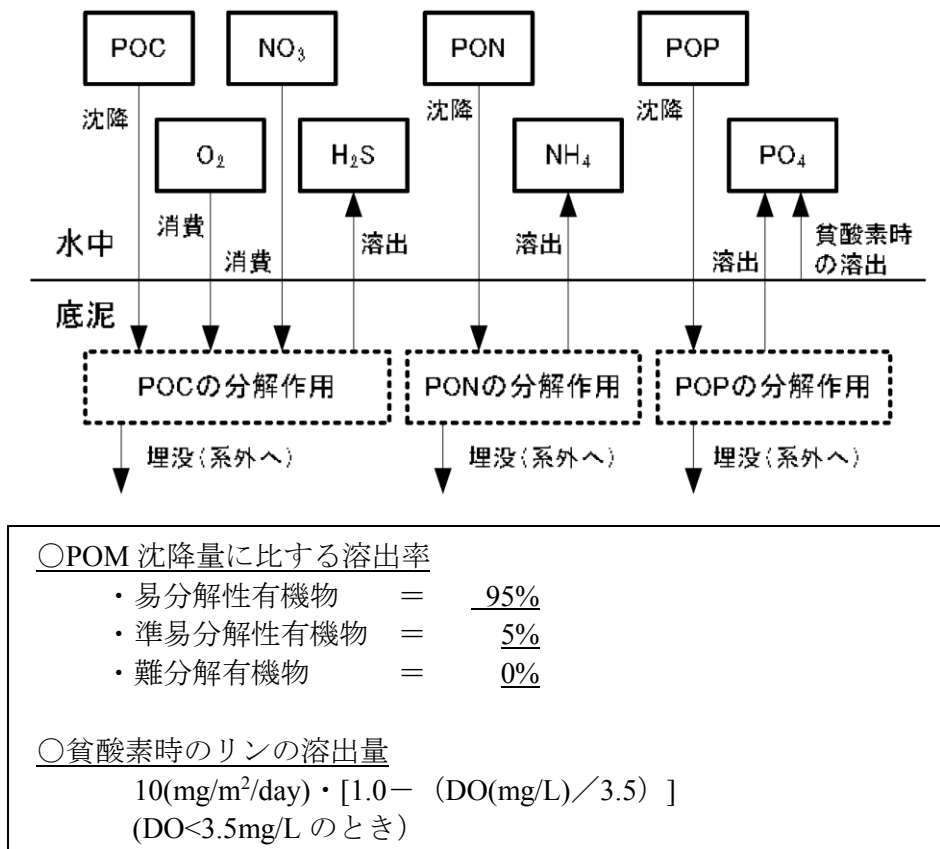


図 8.19 底泥からの窒素・リンの溶出量の算定方法

算定された底泥からの窒素・リンの供給量を表 8.4 に示す。2014 年度現在，底泥からは窒素で 17,100 ton/year，リンで 2,900ton/year の溶出量であると算定された。

表 8.4 伊勢湾・三河湾における底泥からの窒素・リンの溶出量

	窒素 (ton/year)	リン (ton/year)
底泥 (溶出)	+17,100	+2,900 (+800)

※括弧内( )の数字は溶出量のうち，貧酸素化に伴って溶出する成分

さらに感度解析として貧酸素化に伴う底泥からのリンの溶出成分を強制的にゼロとした計算を実施したところ，底泥からのリンの溶出量は 2,900 ton/year から 2,100 ton/year までに低下した。このことから底泥からのリンの溶出には貧酸素化に伴う成分が大きいことがわかる。

### 8.3.3 湾口からの流入出量の推定

湾口からの窒素・リンの流入出量の推定にあたっては、図 8.20 に示す湾口ラインを通過する窒素・リンの移流フラックスを1時間毎の計算値から集計した。

集計結果を図 8.21 に示す。湾外から湾内へ窒素・リンが流入する季節と流出する季節があることがわかるが、表 8.5 に示すように 2014 年度の1年間で集計すると湾内から湾外へ流出する量が

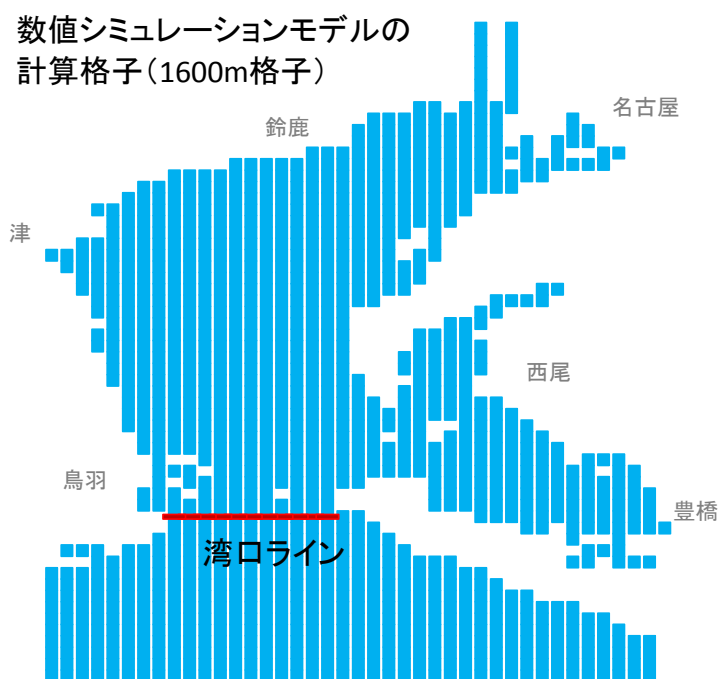


図 8.20 伊勢湾口を通過する窒素・リンの通過量を算定したライン

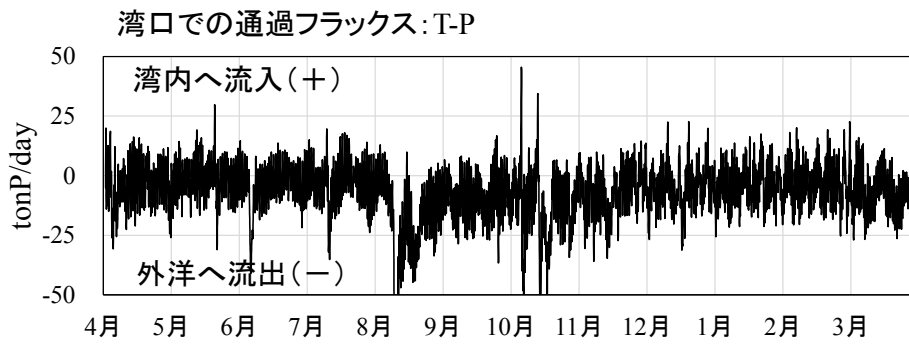
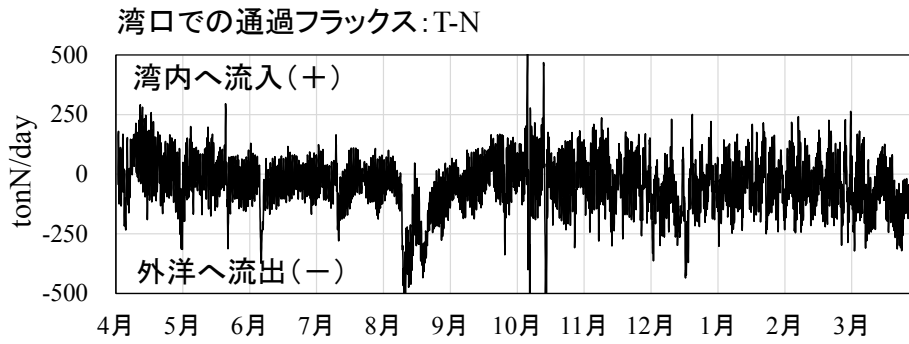


図 8.21 湾口での窒素・リンの通過フラックス

表 8.5 湾口からの窒素・リンの流入出量の算定結果

	窒素 (ton/year)	リン (ton/year)
湾口 (流入)	-15,700	-2,400

※プラス (+) は年間平均として伊勢湾への負荷, マイナス (-) は伊勢湾から流出することを表す.

### 8.3.4 伊勢湾・三河湾の現状における窒素・リン収支についての考察

数値シミュレーションモデルを用いて算定した伊勢湾・三河湾における窒素・リンの発生源別の流入・流出量を表 8.6 に示す。長期的な観測データも踏まえると、現状の窒素・リンの低下には、同時期に行われた水質総量削減による陸域発生負荷量の減少（図 8.4）がもっとも支配的に作用したと推測される。

表 8.6 伊勢湾・三河湾における窒素・リンの発生源別の流入・流出

	窒素 (ton/year)	リン (ton/year)
陸域	+35,600	+3,100
底泥（溶出）	+17,100	+2,900
湾口（流入）	-15,700	-2,400

## 8.4 下水処理場における栄養塩の管理運転の有効性の評価

### 8.4.1 下水処理場における栄養塩の管理運転について

#### (1) 栄養塩の管理運転のねらい

これまでの下水道事業では、公共用水域の水質保全のために、汚水処理施設の普及、高度処理施設の整備が進められてきた。一方で窒素・リンは水生生物の生息・生育にとって欠かせないものである。先に示したように近年の漁獲量の急減などを受けて、陸域・海域の物質循環（窒素・リンの循環）のバランスを適切に保つことで豊かな海の再生、生物の多様性の保全を目指すことが求められている。このような背景のもと、有明海・播磨灘などの海域では下水放流水に含まれる窒素・リンの能動的な管理（栄養塩の管理運転）が実施されている。

栄養塩の管理運転は、水質環境基準の達成・維持が担保できること、地先の周辺水質等への大きな影響が想定されないことを確認した上で、必要に応じて下水処理放流先の養殖業等に配慮し、下水処理水中の窒素・リン濃度を上げることで不足する栄養塩を供給することで地域のニーズに応じた豊かな海の実現を目指すものである。



## (2) 先行事例

栄養塩の管理運転を行うことになったきっかけは、全国でも有名なノリの養殖場を有する有明海における平成12年度のノリの大不作であった。これを契機に、ノリ養殖場を有する大牟田市と国土交通省が調査・研究を始め、大牟田市の南部浄化センターおよび北部浄化センターにおいて平成16年12月より季節別の栄養塩の管理運転が開始された。その後、図8.22に示すように有明海・瀬戸内海においては、複数の処理場で栄養塩の管理運転が行われてきた。

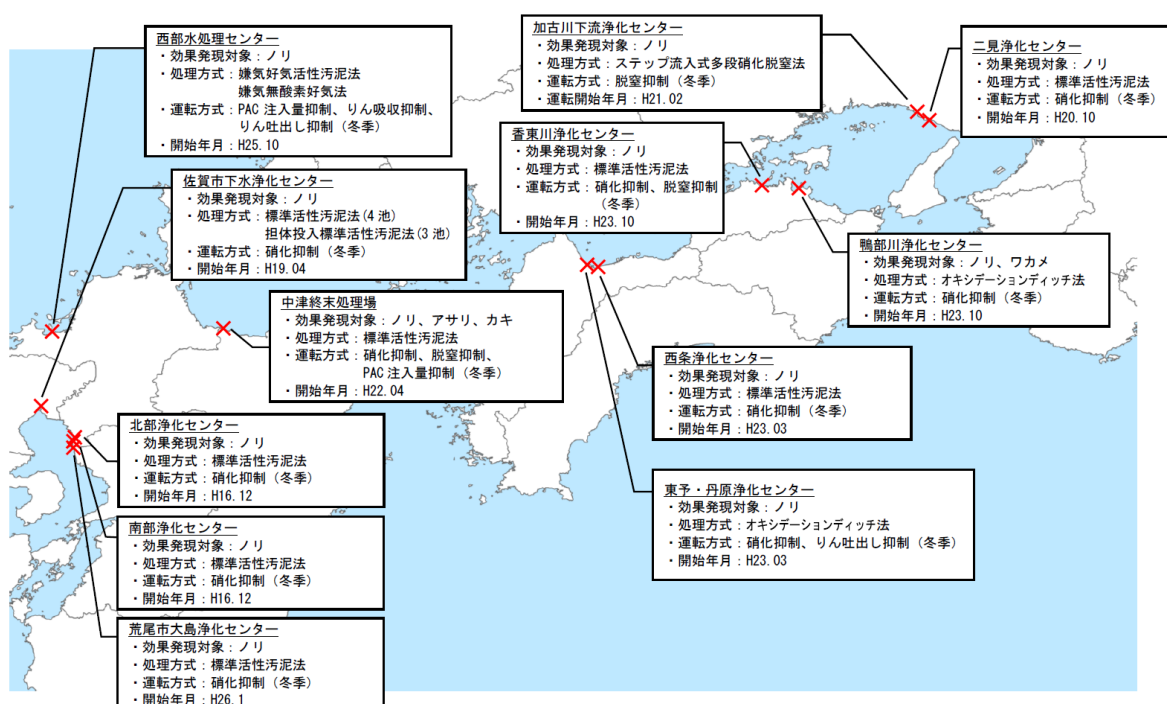


図 8.22 栄養塩の管理運転を実施している処理場(平成25年度末までの集計)<sup>1)</sup>

## 8.4.2 流域下水道からの流入負荷量について

### (1) 愛知県・三重県の下水处理場について

愛知県・三重県の下水处理施設を表 8.7 に示す。本研究において栄養塩の管理運転の実施を想定した事業場は比較的規模の大きい流域下水道とした。

表 8.7(1) 愛知県における下水処理場の一覧

	都道府県	事業名	市町村	処理場名
1	愛知県	流域下水道	-	矢作川浄化センター
2				境川浄化センター
3				衣浦西部浄化センター
4				衣浦東部浄化センター
5				豊川浄化センター
6				五条川左岸浄化センター
7				日光川上流浄化センター
8				五条川右岸浄化センター
9				日光川下流浄化センター
10				新川東部浄化センター
11		公共下水道	名古屋市	堀留水処理センター
12			名古屋市	熱田水処理センター
13			名古屋市	伝馬町水処理センター
14			名古屋市	西山水処理センター
15			名古屋市	山崎水処理センター
16			名古屋市	岩塚水処理センター
17			名古屋市	千年水処理センター
18			名古屋市	名城水処理センター
19			名古屋市	鳴海水処理センター
20			名古屋市	柴田水処理センター
21			名古屋市	打出水処理センター
22			名古屋市	宝神水処理センター
23			名古屋市	守山水処理センター
24			名古屋市	植田水処理センター
25			豊橋市	野田処理場
26			豊橋市	中島処理場
27			豊橋市	富士見台処理場
28			豊橋市	高根処理場
29			豊橋市	豊南処理場
30			豊橋市	五並処理場
31			一宮市	東部浄化センター
32			一宮市	西部浄化センター
33			瀬戸市	西部浄化センター
34			瀬戸市	水野浄化センター
35			春日井市	高蔵寺浄化センター
36			春日井市	勝西浄化センター
37			春日井市	南部浄化センター
38			津島市	津島市下水終末処理場
39			豊田市	鞍ヶ池浄化センター
40			蒲郡市	蒲郡市下水浄化センター
41			常滑市	常滑浄化センター
42			東海市	東海市浄化センター
43			知多市	南部浄化センター
44			尾張旭市	東部浄化センター
45			尾張旭市	西部浄化センター
46			日進市	北部浄化センター
47			日進市	南部浄化センター
48			田原市	田原浄化センター
49			田原市	赤羽根浄化センター
50			田原市	渥美浄化センター
51			長久手町	長久手浄化センター
52			東栄町	東栄浄化センター

表 8.7(2) 三重県における下水処理場の一覧

	都道府県	事業名	市町村	処理場名		
53	三重県	流域下水道	-	北勢沿岸流域下水道		
54				北部浄化センター		
55				北勢沿岸流域下水道		
56				南部浄化センター		
57				中勢沿岸流域下水道		
58				雲出川左岸浄化センター		
59				中勢沿岸流域下水道		
60				松坂浄化センター		
61				宮川流域下水道		
62				宮川浄化センター		
63				公共下水道	津市	中央浄化センター
64					津市	千里ヶ丘浄化センター
65		津市	浜田浄化センター			
66		津市	雲林院浄化センター			
67		津市	高宮浄化センター			
68		津市	棕本浄化センター			
69		四日市市	日永浄化センター第1系統			
70		四日市市	日永浄化センター第2系統			
71		四日市市	日永浄化センター第3系統			
72		四日市市	日永浄化センター第4系統			
73		伊勢市	五十鈴川中村浄化センター			
74		桑名市	長島浄化センター			
75		名張市	中央浄化センター			
76		鳥羽市	相差浄化センター			
77		志摩市	坂崎浄化センター			
78		志摩市	的矢浄化センター			
79		志摩市	神明浄化センター			
80		志摩市	船越浄化センター			
81		志摩市	迫塩松浄化センター			
82		伊賀市	上野新都市浄化センター			
83		伊賀市	柘植浄化センター			
84		伊賀市	せせらぎ浄化センター			
85	伊賀市	希望ヶ丘浄化センター				
86	伊賀市	島ヶ原浄化センター				
87	木曾岬町	東部地区クリーンセンター				
88	明和町	明和浄化センター				
89	大台町	クリーンピア宮川				
90	南伊勢町	船越浄化センター				
91	南伊勢町	五ヶ所・切原・飯満浄化センター				
92	御浜町	阿田和クリーンセンター				

## (2) 流域下水道の位置

伊勢湾・三河湾に存在する流域下水道を図 8.23、表 8.8 に示す。本研究ではこれら流域下水道の浄化センター（公共下水道を除く）からの放流水の水質濃度を増加させる栄養塩の管理運転を想定し、数値シミュレーションモデルを用いてその有用性と留意点について検討を行った。

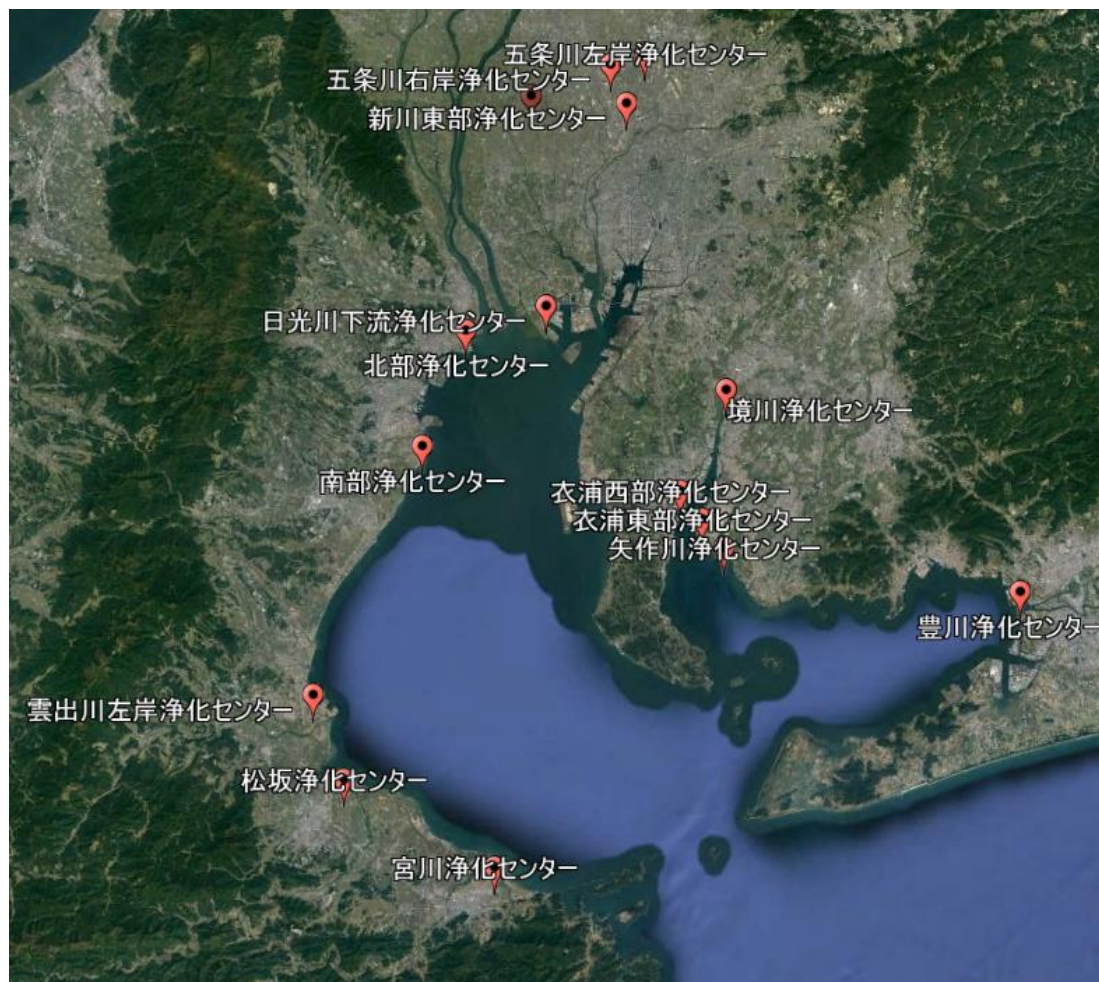


図 8.23 伊勢湾・三河湾流域に存在する流域下水道

表 8.8 伊勢湾・三河湾流域に存在する流域下水道

	流域下水道処理場		
伊勢湾	五条川左岸浄化センター	五条川右岸浄化センター	新川東部浄化センター
	日光川下流浄化センター	北部浄化センター	南部浄化センター
	雲出川左岸浄化センター	松坂浄化センター	宮川浄化センター
三河湾	境川浄化センター	衣浦西部浄化センター	衣浦東部浄化センター
	矢作川浄化センター	豊川浄化センター	

### (3) 流域下水道処理場からの放流水の窒素・リン濃度

下水処理場における処理量（放水量）および COD，窒素，リン濃度を表 8.9 に示す。ここで処理能力は各浄化センターのホームページ等から引用した。処理量，COD，窒素，リン濃度については，豊川浄化センターについてはホームページ<sup>2)</sup>上の公表値，三重県の浄化センターについては，三重県がとりまとめている「みえの下水道」<sup>3)</sup>を基に設定した。その他の浄化センターでは公表値が得られなかったため，表 8.10 に示すように公表値が得られた浄化センターでの値を参考に仮定値を設定・適用した。

表 8.9 流域下水道の放水諸元

		処理能力	処理量 (m <sup>3</sup> /day)	リン (mg/L)	窒素 (mg/L)	COD (mg/L)
愛知県	矢作川浄化センター	263,800	171,470	0.50	7.0	7.5
	境川浄化センター	194,200	126,230	0.50	7.0	7.5
	衣浦西部浄化センター	84,600	54,990	0.50	7.0	7.5
	衣浦東部浄化センター	31,100	20,215	0.50	7.0	7.5
	豊川浄化センター	100,000	74,585	0.45	7.0	8.0
	五条川左岸浄化センター	91,200	59,280	0.50	7.0	7.5
	日光川上流浄化センター	68,600	44,590	0.50	7.0	7.5
	五条川右岸浄化センター	30,000	19,500	0.50	7.0	7.5
	日光川下流浄化センター	24,100	15,665	0.50	7.0	7.5
	新川東部浄化センター	13,390	8,704	0.50	7.0	7.5
	新川西部流域下水道	4,400	2,860	0.50	7.0	7.5
三重県	北勢沿岸流域下水道北部浄化センター	148,000	90,610	0.70	7.3	7.3
	北勢沿岸流域下水道南部浄化センター	60,000	38,519	0.60	4.6	7.6
	中勢沿岸流域下水道雲出川左岸浄化センター	40,200	23,955	0.70	8.8	7.8
	中勢沿岸流域下水道松阪浄化センター	39,000	26,152	0.30	7.7	6.4
	宮川流域下水道宮川浄化センター	26,800	15,417	0.40	6.6	6.6

※黒字は公表値，赤字は本研究における推定値である。

表 8.10 処理量および放流水質濃度の推定にあたっての仮定値

設定内容	仮定値
処理能力に対する実処理量	0.65
放流水のリン濃度	0.50
放流水の窒素濃度	7.00
放流水のCOD濃度	7.50

#### (4) 流域下水道からの負荷量

表 8.9 を基に流域下水道処理場からの窒素・リンの負荷量を算定し表 8.11 に示す。流域下水道処理場からの負荷量は、全負荷量の窒素で約 6%，リンで約 9%となっている。

表 8.11 流域下水道からの窒素・リンの負荷量

	流域下水道 処理場	その他	合計（全負荷量）
陸域からの窒素負荷量 (ton/year)	2,022	33,578	35,600
陸域からのリン負荷量 (ton/year)	280	2,820	3,100

### 8.4.3 栄養塩の管理運転による海域の応答性の評価

#### (1) 伊勢湾における一次生産に対する窒素・リンの制限要因

伊勢湾・三河湾において栄養塩の管理運転を検討するにあたって、一次生産に対して窒素・リンのいずれかが制限要因になっているかを把握するため、図 8.24 に示す広域総合水質調査地点における 1980 年から 2015 年の無機態窒素と無機態リンの比率を整理した。

N/P 比の経年変化を図 8.25 に示すが、いずれの地点も近年は一次生産に対してリンが制限要因になっている。ただし窒素制限になる時期もあり、とくに湾奥から湾口に向かうにつれて窒素制限が強くなる傾向にあった。

そのため栄養塩の管理運転に際して、窒素またはリンのみの放流水濃度を増加させれば必ず一次生産が増加するわけではなく、管理運転時点における海域の N/P 比によって窒素・リンのいずれか、または両者を放出すべきかは異なる。

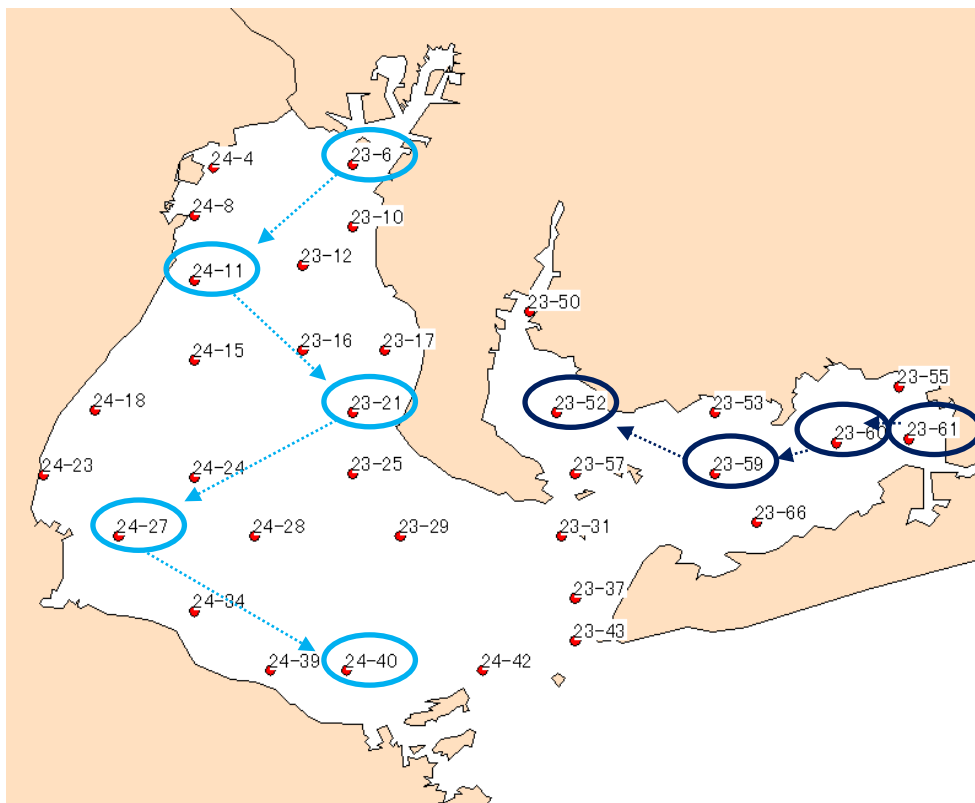


図 8.24 広域総合水質調査地点におけるN/P比の抽出地点

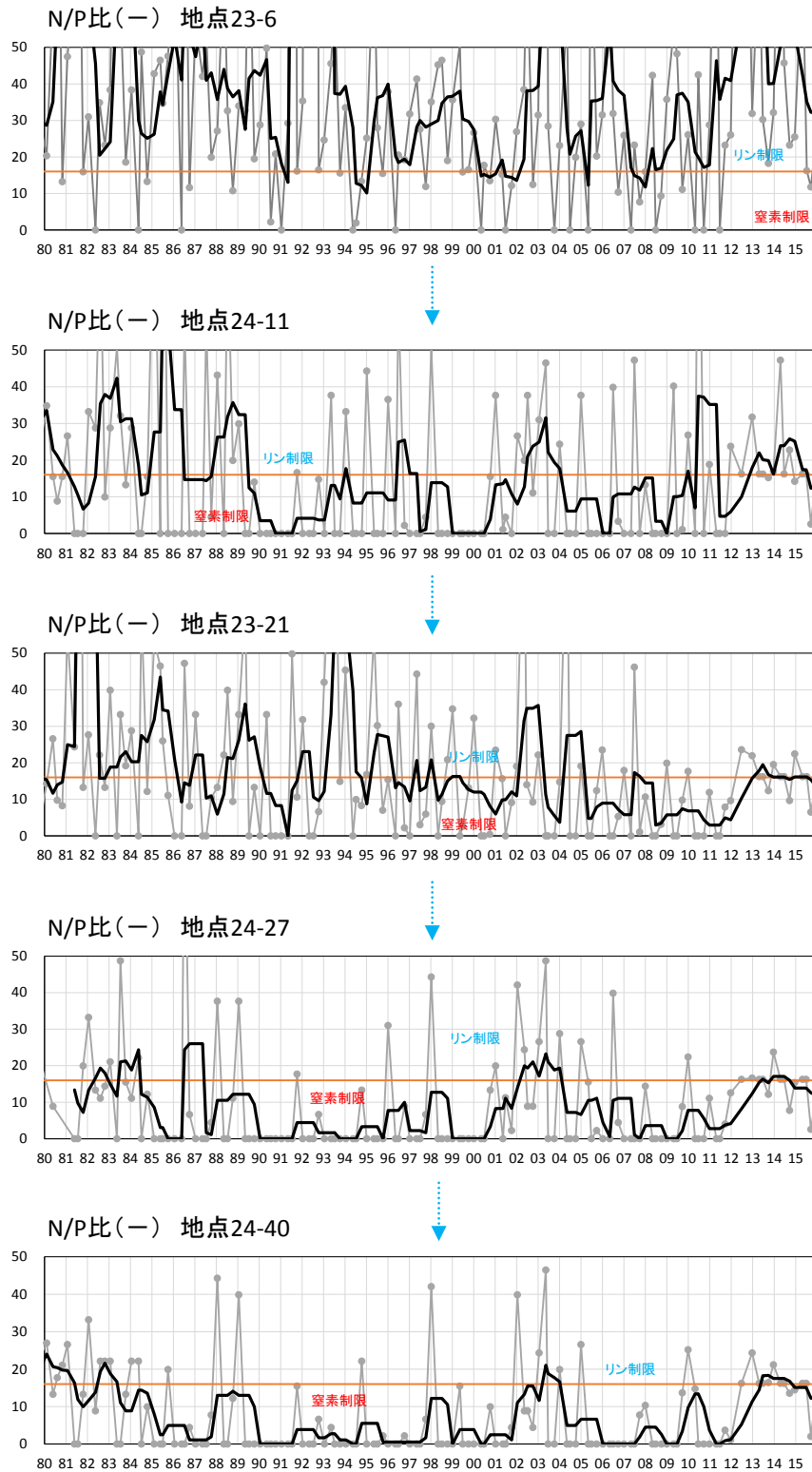


図 8.25(1) 伊勢湾における N/P 比の経年変化  
 (灰線:年4回の生データ, 黒線:年平均値)



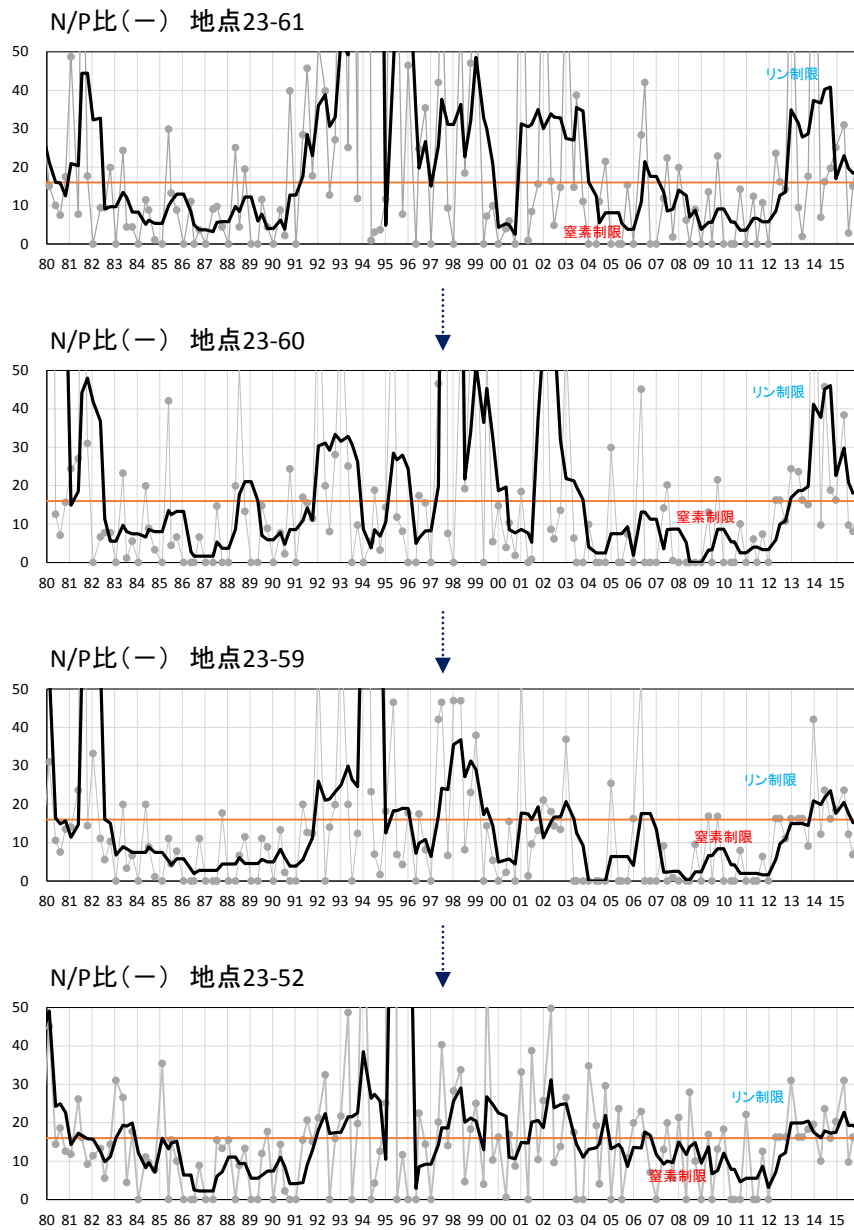


図 8.25(2) 三河湾における N/P 比の経年変化  
 (灰線:年4回の生データ, 黒線:年平均値)

## (2) 栄養塩の管理運転の有効性・留意点の評価手法

### 1) 栄養塩の管理運転を模した下水処理場の放流水の窒素・リン濃度の設定

数値シミュレーションモデルを用いて、栄養塩の管理運転を模した条件において海域環境の変化を予測するにあたり、管理運転時における下水処理場からの放流水の水質濃度を設定する必要がある。

図 8.26 には豊川浄化センターでの処理前の流入水と処理後の放流水での窒素・リン濃度の変化を示す。全リン濃度は処理前後で約 10 分の 1 になっていることがわかる。

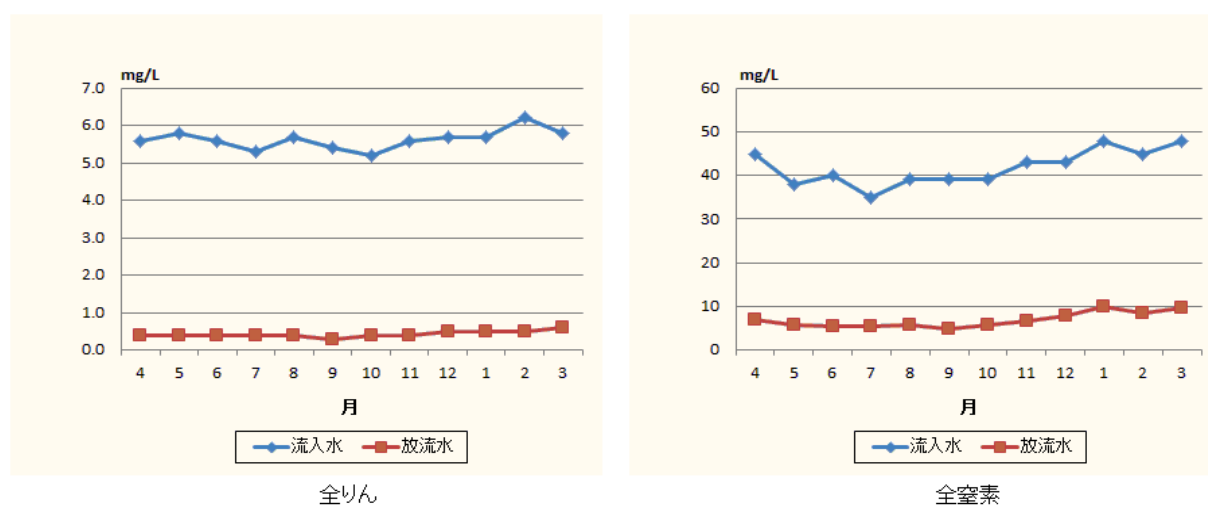


図 8.26 豊川浄化センターにおける放流水の下水処理前後の濃度

図 8.25 に示した伊勢湾・三河湾の N/P 比の経年変化において、近年はリン制限になっていること、加えて湾奥から湾口に向かうにつれて窒素制限が強くなる傾向にあったことを踏まえ、本研究では表 8.12 に示すように現況を含む計 7 ケースの数値実験を実施した。

まず現況は 2014 年度の現実を再現したケースであり、常時管理運転は 1 年を通じて管理運転を実施したケース、期間管理運転は夏季が現状でも栄養塩が比較的高いことを踏まえて 10 月から 3 月の期間のみ管理運転を実施することを想定したものである。さらに放流水のリン濃度を現状の 2 倍、4 倍、8 倍に増加させることを想定した。このとき窒素は植物プランクトンの N/P 比（レッドフィールド比）をリン濃度の増分に乘じた濃度とした。すなわち下水処理場からの放流水自体の N/P 比を植物プランクトンの成長・生産に適した値として放出することを仮定した。表 8.12 における陸域からの負荷量を図 8.27 に示す。

なお窒素・リンの有機態・無機態・懸濁態・溶存態への分画比率は表 6.14 に示すように河川水を対象に設定した値と同値とした。

表 8.12 下水処理場からの放流水の窒素・リン濃度の仮定値

	全流域下水道での放流水濃度の増分
現況	2014 年度（管理運転なし）
常時管理運転 (4~3 月：通年)	リン濃度×2.0 倍，窒素濃度はリン増分×16 倍（モル比）
	リン濃度×4.0 倍，窒素濃度はリン増分×16 倍（モル比）
	リン濃度×8.0 倍，窒素濃度はリン増分×16 倍（モル比）
期間管理運転 (10~3 月：秋季・冬季)	リン濃度×2.0 倍，窒素濃度はリン増分×16 倍（モル比）
	リン濃度×4.0 倍，窒素濃度はリン増分×16 倍（モル比）
	リン濃度×8.0 倍，窒素濃度はリン増分×16 倍（モル比）

表 6.14(再掲) 河川流入負荷の分画(by weight)

分画	割合	分画	割合
DIP/T-P	0.80	PCOC/COD	0.23
POP/(TOP)	0.68	POC/PCOD	0.86
PON/(TON)	0.26	DOC/DCOC	0.93
DIN/T-N	0.73	易分解性	0.10
NH <sub>4</sub> -N/DIN	0.42	準易分解性	0.50
NO <sub>3</sub> /(NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> )	0.97	難分解性	0.40

**常時管理運転時の負荷量**

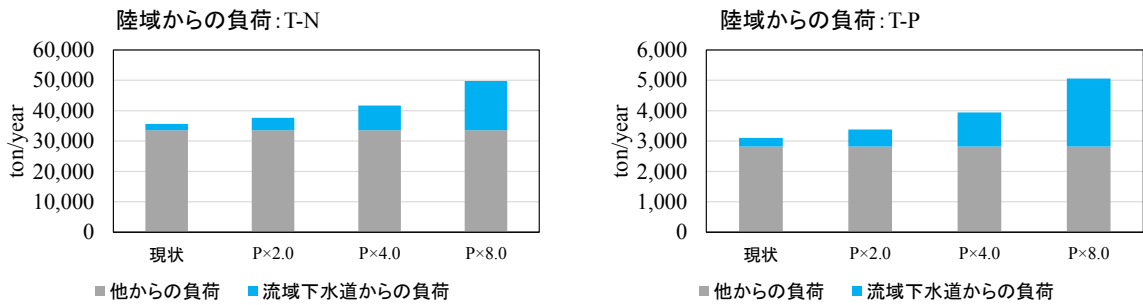


図 8.27(1) 常時管理運転時の陸域からの流入負荷量の比較  
(■:流域下水処理場を除く流入負荷量, ■:各計算ケースの流域下水処理場からの負荷量)

**期間管理運転時の負荷量**

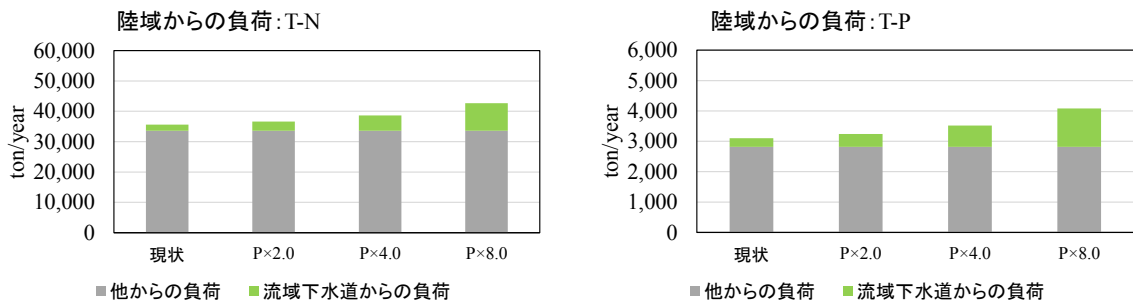


図 8.27(2) 期間管理運転時の陸域からの流入負荷量の比較  
(■:流域下水処理場を除く流入負荷量, ■:各計算ケースの流域下水処理場からの負荷量)

2) 準高次生物・高次生物の取り扱い

栄養塩の管理運転時においては、窒素・リン濃度の増加に伴い一次生産が増加し、それらを餌料とする動物プランクトン・二枚貝類（準高次生物）・魚類（高次生物）が増加し、二枚貝類の濾水や魚類の漁獲や移動等を通じた有機物の系外除去量（生物浄化量）も増加すると考えられる。

本数値シミュレーションモデルでの、これらの準高次生物・高次生物の取り扱い手法について、動物プランクトンは予測変数であるが、二枚貝類の資源量は固定値として扱った。手法の詳細は 6.2.1 (1) ,6.2.1 (5) (p.32~45)を参照されたい。

### 3) 二枚貝類(懸濁物食者)の現存量の設定方法

三重県・愛知県の漁獲統計(農林水産省)から2014年~2015年の市町村別のアサリ漁獲量を収集し、アサリ漁獲量の5倍が二枚貝類の資源量に相当し、さらに各市町村で漁獲されたアサリはその前面に位置する干潟・浅場(水深5m以浅)で漁獲されているという2つの仮定を置き、計算条件となる二枚貝類の現存量を設定した。算定した伊勢湾・三河湾の二枚貝類の全資源量は1772 tonCであった。ここで二枚貝類の湿重量から炭素量への変換には、むき身の乾燥重量/湿重量に0.047, 炭素重量/乾燥重量に0.436を用いた。

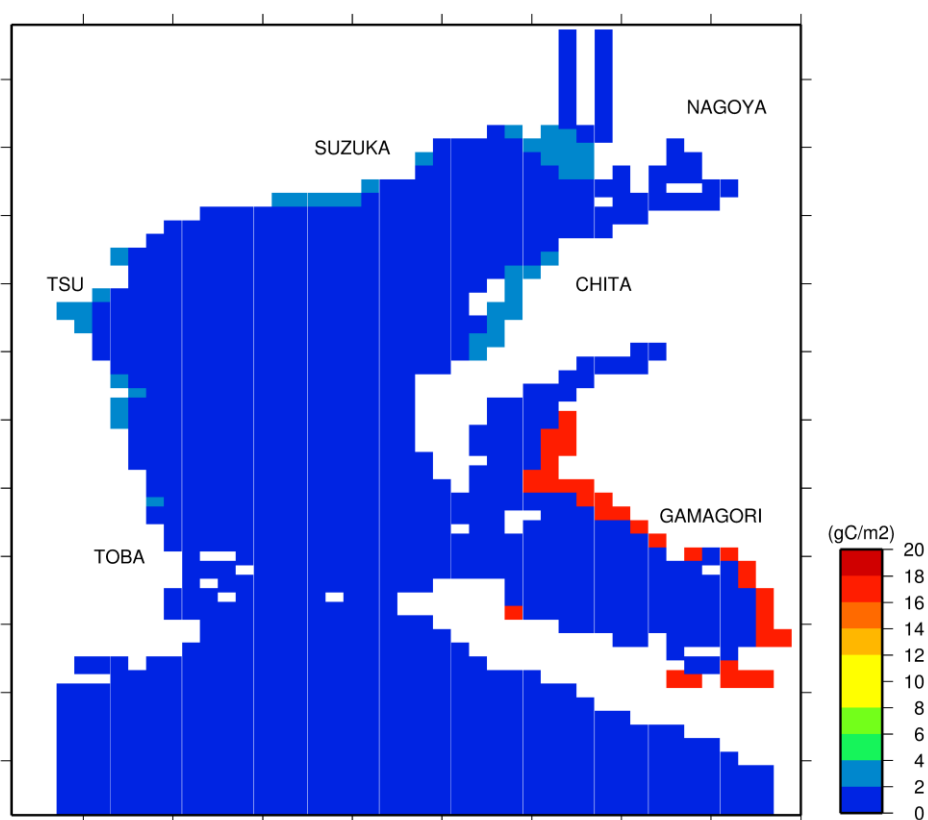


図 8.28 二枚貝類の現存量の設定値

### (3) T-N・T-P 濃度の変化

栄養塩の管理運転時の表層 T-N, T-P の変化を図 8.29, 図 8.30 に示す。

5 章で示したように海域の T-N が約 0.3mg/L, T-P が約 0.03mg/L を下回る海域において一次生産から二次生産に至る転送効率が減少し始める。これを踏まえると、管理運転によって T-N が 0.3mg/L, T-P が 0.03mg/L を上回る海域が増加している様子が見てとれる。常時管理運転、期間管理運転ともにリン濃度を 4 倍にしたケース以降、上記の海域が明瞭に増加している。さらに図 8.14 に示したようにアサリ等の二枚貝類に対しても T-N・T-P 濃度の増加は資源量の増加に繋がると示唆される。

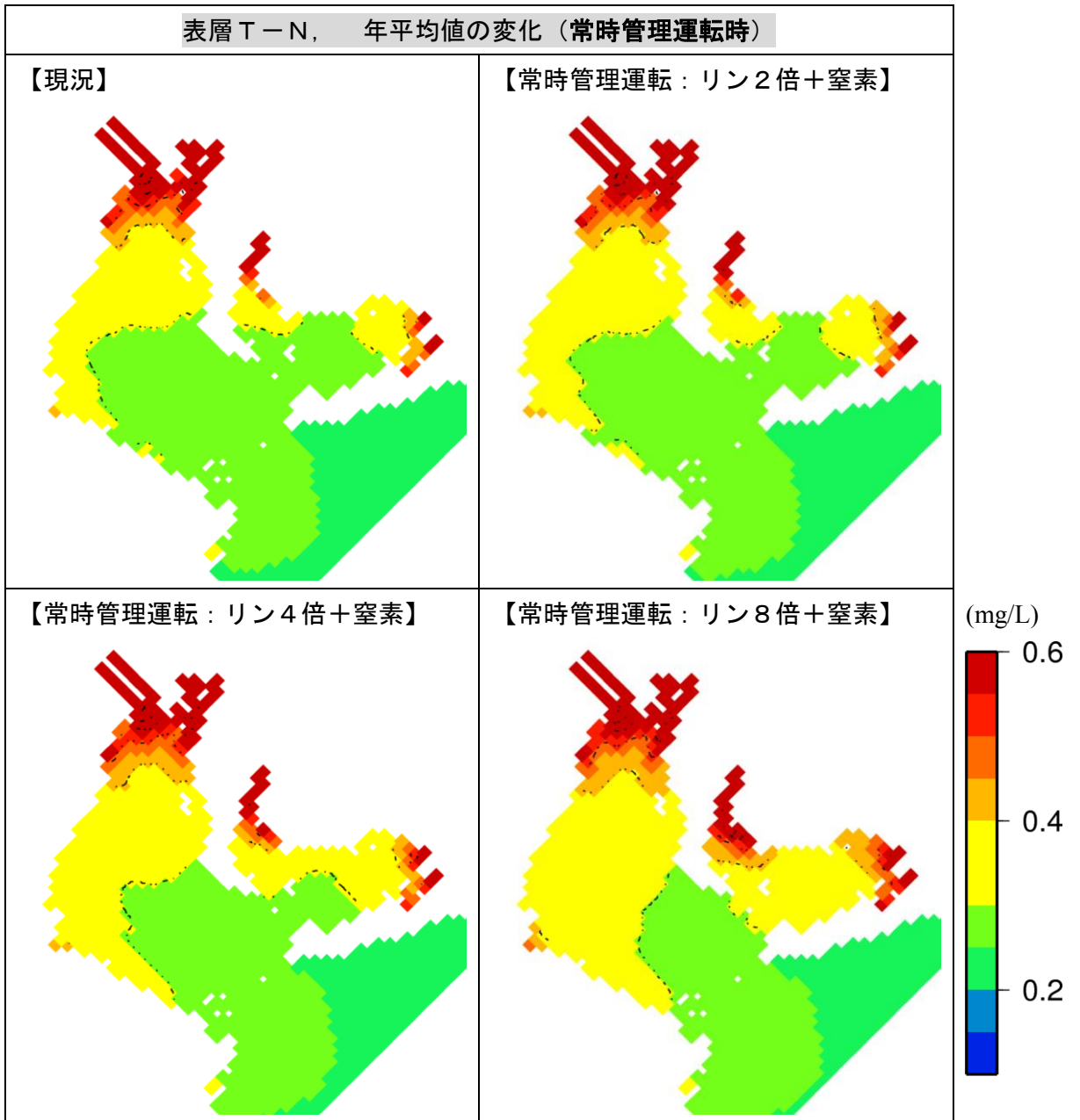


図 8.29(1) 常時管理運転時の表層T-N濃度(年平均値)の変化

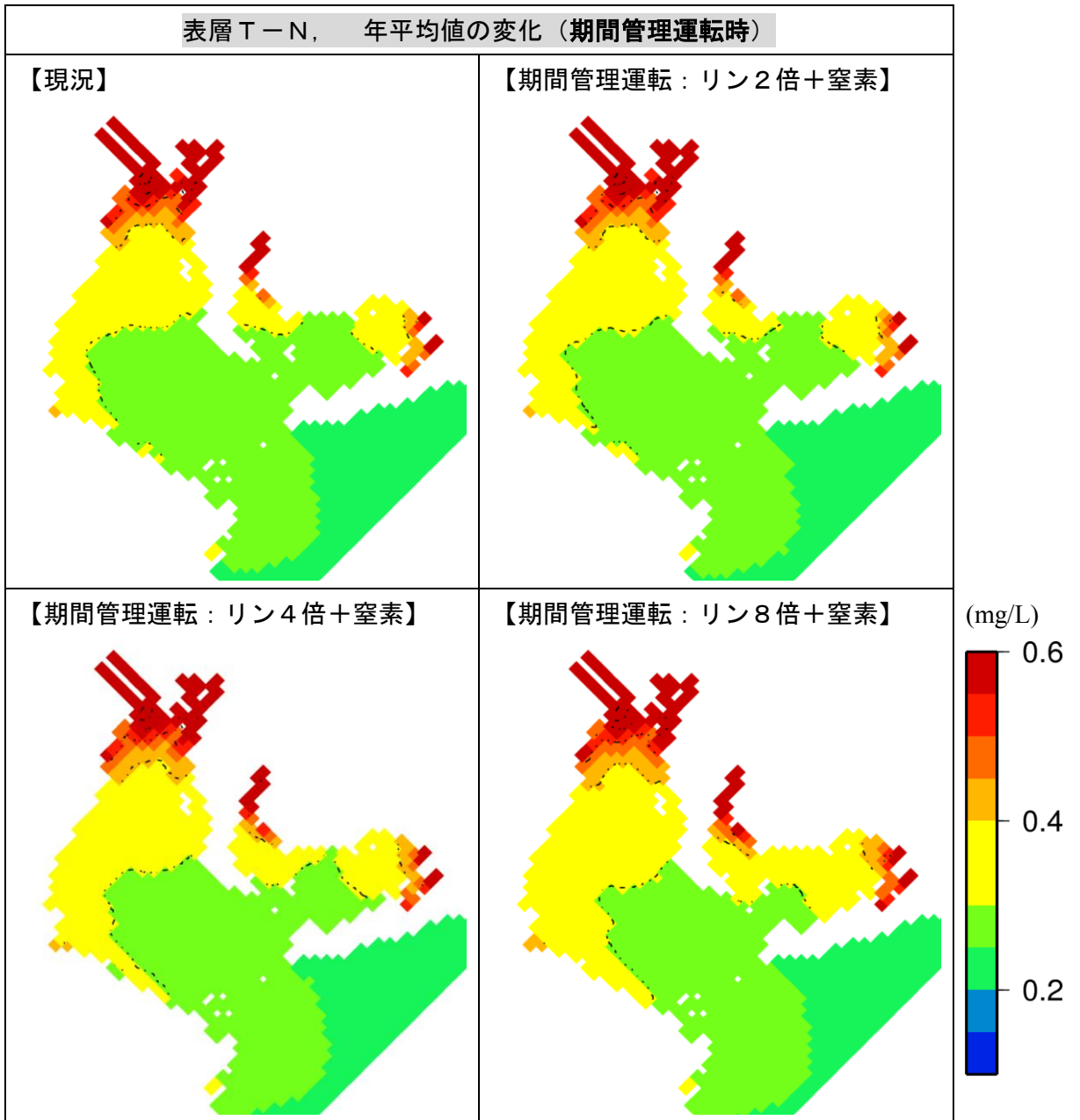


図 8.29(2) 期間管理運転時の表層T-N濃度(年平均値)の変化



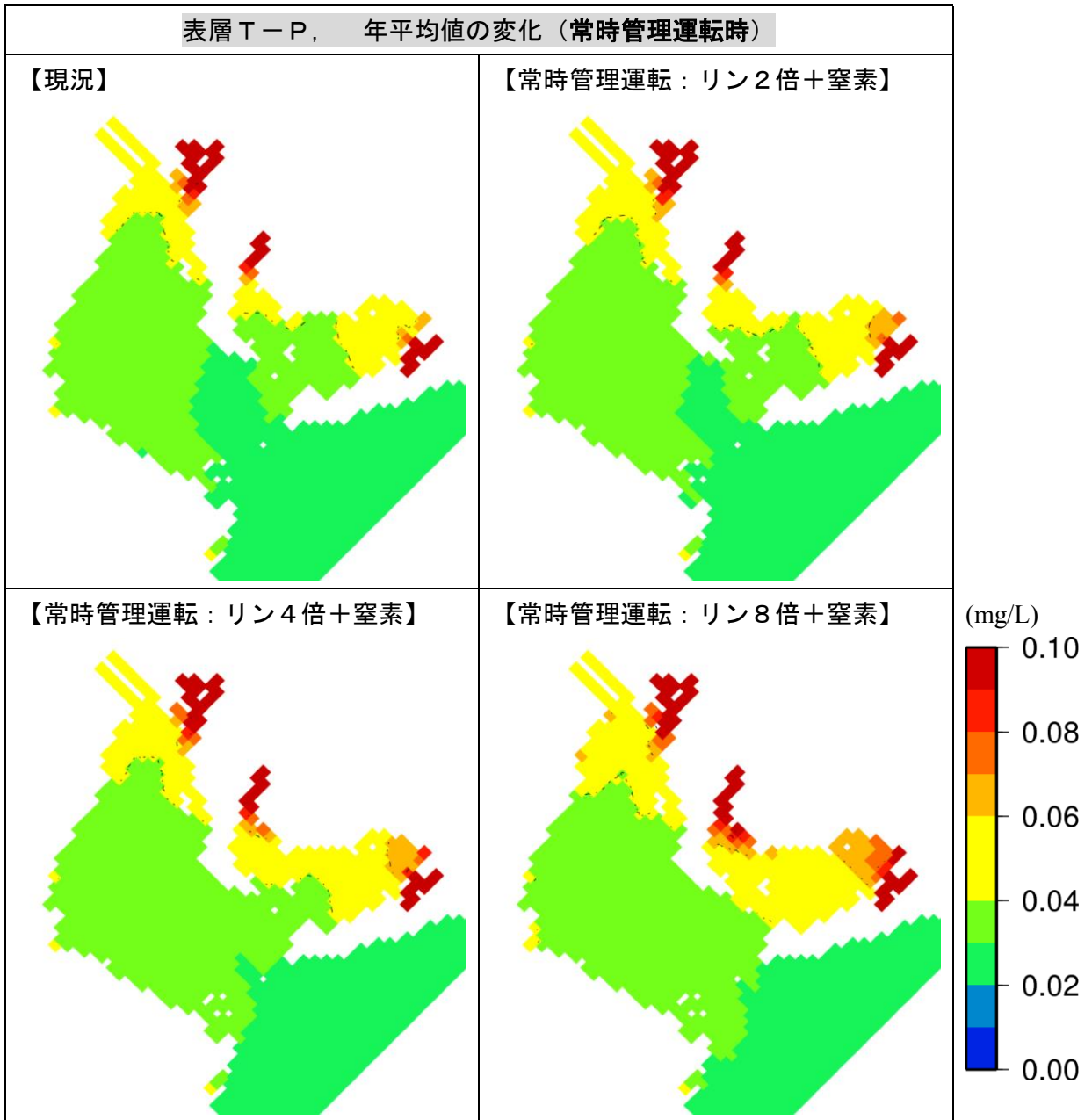


図 8.30(1) 常時管理運転時の表層T-P濃度(年平均値)の変化

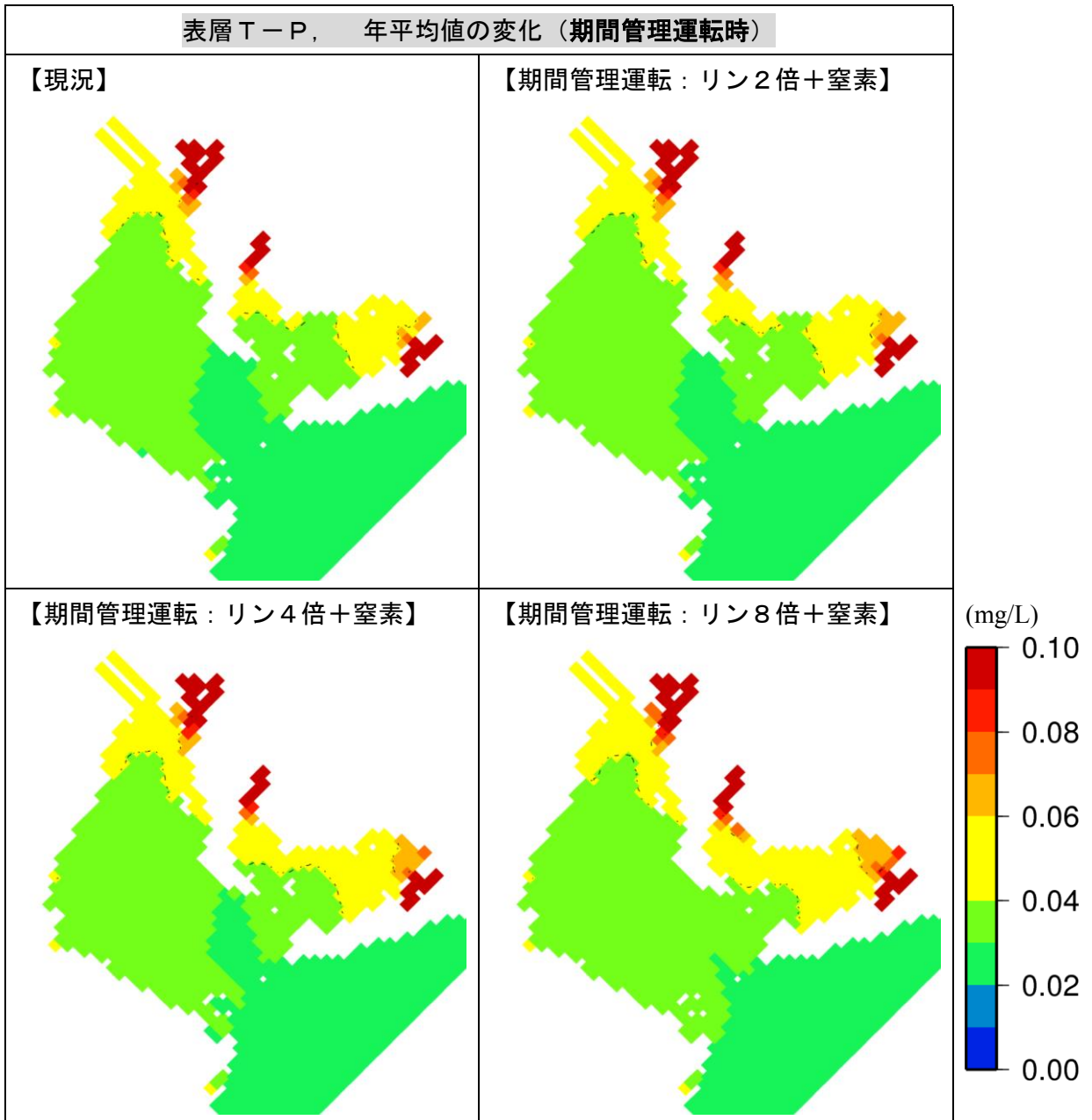


図 8.30(2) 期間管理運転時の表層T-P濃度(年平均値)の変化

#### (4) 一次生産・二次生産の変化

栄養塩の管理運転時における伊勢湾・三河湾での一次生産量および二次生産量（年間平均値）の変化を図 8.31 に示す。

栄養塩の管理運転によって、一次生産量を有意に増加させることができることがわかる。さらに常時管理運転では一次生産量を上回る二次生産量の増加率が見込まれる。

一方で、期間管理運転では一次生産量は増加するものの、常時管理運転ほどの二次生産量の増加は見込めない。これは動物プランクトンが高水温の夏季に増加するためであり、期間管理運転において夏季に栄養塩が供給されないことが原因である。

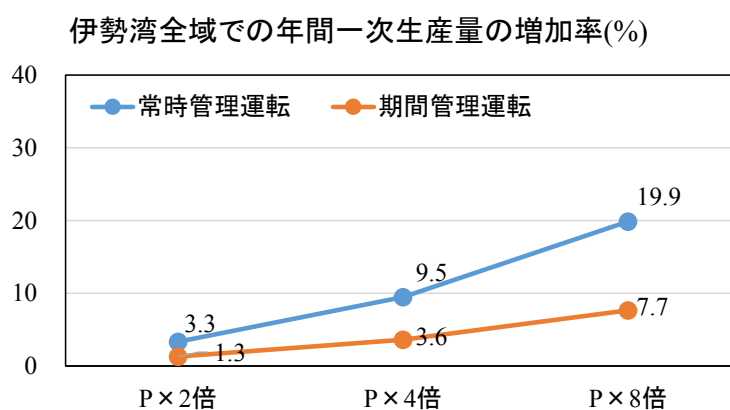


図 8.31(1) 伊勢湾全域における年間平均値での一次生産量の変化

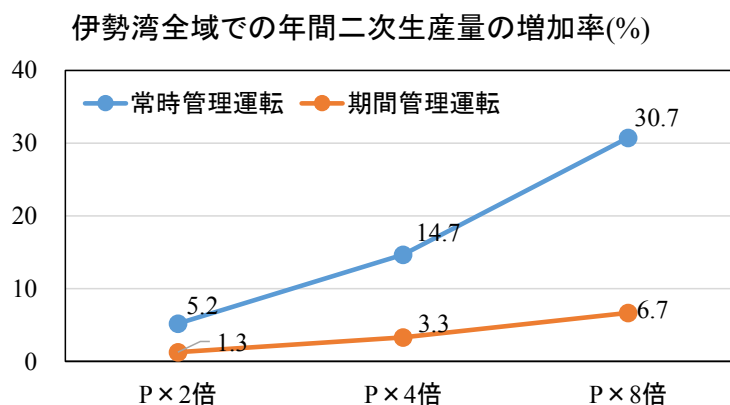


図 8.31(2) 伊勢湾全域における年間平均値での二次生産量の変化

#### 8.4.4 懸念される貧酸素水塊の拡大に関する検討

##### (1) 生産された有機物が高次生物に利用されない場合

栄養塩の管理運転時における伊勢湾・三河湾での貧酸素水塊の面積の拡大の有無として、まず一次生産量の増加が生じても、それを摂餌する代表的な高次生物である二枚貝類が増加しない場合を想定した場合の結果を図 8.32 に示す。

生産された有機物が高次生物に利用されない場合は、図 8.33 に示すように海底へ沈降する有機物量が増加し、海底での酸素消費量の増大、貧酸素水塊の拡大を引き起こすことになる。なお本研究では貧酸素水塊は溶存酸素濃度が 2mg/L を下回った水塊と定義した。

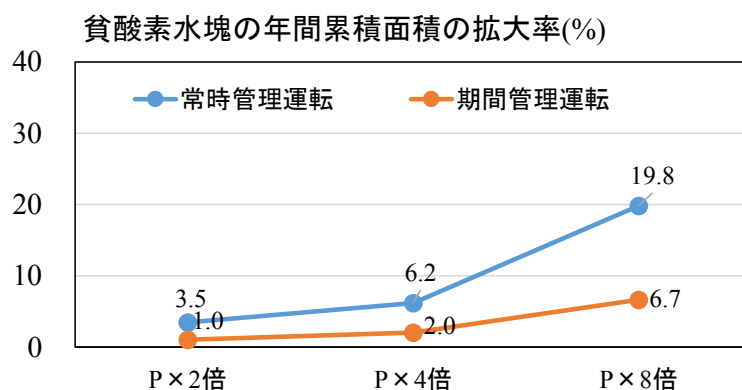


図 8.32 伊勢湾・三河湾での貧酸素水塊の面積の拡大率

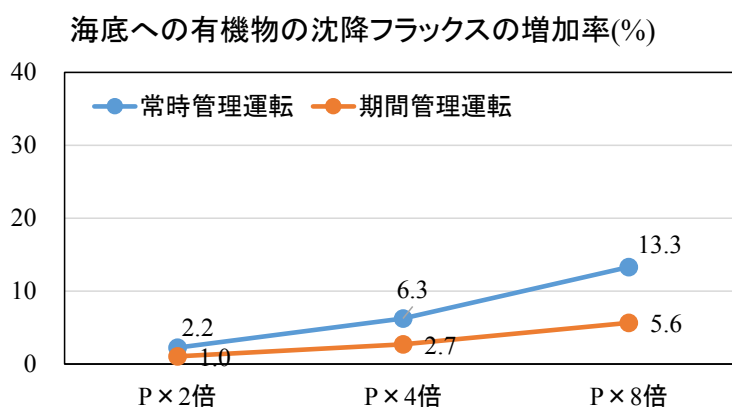


図 8.33 伊勢湾・三河湾での海底への有機物の沈降フラックスの増加率

## (2) 期待される二枚貝類資源の増加量の試算

本研究では図 8.34 に示した栄養塩の管理運転によって増加した海底へ有機物の沈降量から推測される二枚貝類資源の増加量を試算した。

二枚貝類資源量の増加量の試算方法は下記の通りである。

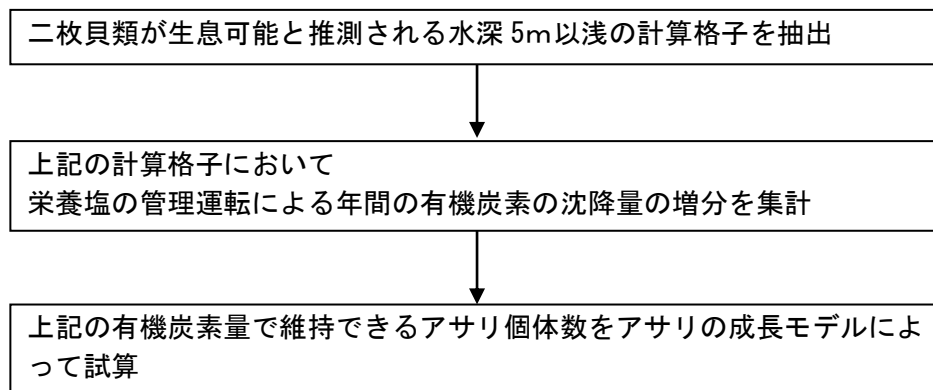


図 8.34 二枚貝類資源の増加量の試算方法

1) アサリの成長モデルについて

アサリの成長モデルについては、花町ら(2010)<sup>4)</sup>の個体成長モデルを適用した。  
個体の成長速度  $G$  については式(22)を用いた。

$$G = Ass - Res \quad (29)$$

ここで  $Ass$  は同化量 ( $\text{gC day}^{-1} \text{ ind}^{-1}$ )、 $Res$  は異化量( $\text{gC day}^{-1} \text{ ind}^{-1}$ )を表している。  $Ass$ ,  $Res$  については式(23)～(25)で計算される。

$$Ass = W^{(1-1/3p)} \cdot G_{max} \cdot f_{gT}(T) \cdot \min\left(1, \frac{F}{F^*}\right) \quad (30)$$

$$Res = W \cdot r_{max} \cdot f_{rT}(T) \quad Res < Ass \quad (31)$$

$$Res = Ass \quad Res \geq Ass \quad (32)$$

ここで、 $G_{max}$  は炭素重量の最大成長速度( $\text{g C}^{1/3p} \text{ day}^{-1}$ )、 $r_{max}$  は炭素重量の最大呼吸速度( $\text{day}^{-1}$ )、 $T$  は温度( $^{\circ}\text{C}$ )、 $f_{gT}(T)$ 、 $f_{rT}(T)$ はそれぞれ成長、呼吸の温度依存項目、 $\min(1, F/F^*)$ は成長の餌濃度依存項目、 $F$  は餌濃度( $\mu\text{gC L}^{-1}$ )、 $F^*$ は制限餌濃度( $\mu\text{gC L}^{-1}$ )である。

$F^*$ については、式(26)で表される。

$$F^* = \frac{W^{(1-1/3p)} \cdot G_{max} \cdot f_{gT}(T) \cdot \varepsilon_T}{W^q \cdot V_f \cdot f_{vt}(T) \cdot AssE \cdot \varepsilon_F} \quad (33)$$

ここで、 $V_f$ は最大濾水速度( $\text{L (g-C}^q)^{-1} \text{ day}^{-1}$ )、 $f_{vt}(T)$ は濾水速度の温度依存項、 $q$  は乾重-最大濾水速度換算係数、 $\varepsilon_T$ はアサリ軟体部の熱量( $\text{J g C}^{-1}$ )、 $\varepsilon_F$ は餌の熱量( $\text{J g C}^{-1}$ )、 $AssE$  は同化効率である。成長、呼吸及びろ過の温度依存項  $f_{gT}(T)$ 、 $f_{rT}(T)$ 及び  $f_{vt}(T)$ の計算は式(26)を使用した。

$$f_{jT}(T) = \left(\frac{T_{mj} - T}{T_{mj} - T_{oj}}\right)^{\beta_j(T_{mj}-T_j)} e^{\beta_j(T-T_{oj})} \quad (j = g, r, V) \quad (34)$$

計算に用いた計算パラメーターは表 8.13 に示す。

表 8.13 アサリの成長モデルに用いた計算パラメーター<sup>4)</sup>

モデル定数	説明	値	単位
$a$	湿重-殻長換算係数	0.00019	gWW mm <sup>-3</sup>
$b$	乾重-湿重換算係数	0.0603	gDW gWW <sup>-p</sup>
$p$	乾重-湿重換算係数	0.9368	無次元
$c$	炭素重量-乾重換算係数	0.436	gC gDW <sup>-1</sup>
$G_{max}$	炭素重量最大成長速度	0.005775	gC <sup>1/3p</sup> day <sup>-1</sup>
$\gamma_{max}$	炭素重量最大呼吸速度	0.00656	day <sup>-1</sup>
$q$	濾水速度・炭素重量に関する係数	0.32	無次元
$\epsilon_T$	アサリのエネルギー量	44036.7	Jg C <sup>-1</sup>
$\epsilon_F$	餌のエネルギー熱量	84991	Jg C <sup>-1</sup>
$T_{mG}$	成長の最大温度	32	°C
$T_{oG}$	成長の最適温度	25	°C
$\beta_G$	成長の温度係数	0.2	°C <sup>-1</sup>
$T_{mr}$	呼吸の最大温度	35	°C
$T_{or}$	呼吸の最適温度	23.4	°C
$\beta_r$	呼吸の温度係数	0.17	°C <sup>-1</sup>
$T_{mV}$	濾水の最大温度	32	°C
$T_{oV}$	濾水の最適温度	28	°C
$\beta_V$	濾水の温度係数	0.2	°C <sup>-1</sup>
$V_f$	最大濾水速度	0.036	m <sup>3</sup> (gC <sup>9</sup> ) <sup>-1</sup> day <sup>-1</sup>
$AssE$	アサリの同化効率	0.5	無次元

花町ら (2010) <sup>4)</sup>のアサリの成長モデルを用いて、10月1日に着底したアサリを対象にその後の成長過程を計算した。計算時のクロロフィル a は餌料不足に陥らない濃度として常に 10 $\mu$ g/L を与え、水温は伊勢湾奥部における実際の水温 (日別値) を与えた。

計算結果を図 8.35 に示す。アサリ 1 個体が漁獲サイズの成貝に至るまでに必要な有機炭素量を把握することを目的として、アサリの漁獲サイズを 0.2gC/ind (殻長 10cm 程度) と仮定し、図 8.35 から漁獲サイズに至るまでに必要な餌料を累積同化量から算定した。

その結果、アサリ 1 個体が必要な餌料は 0.22 (gC/ind/year) と推測された。

### アサリの成長モデルでの試算

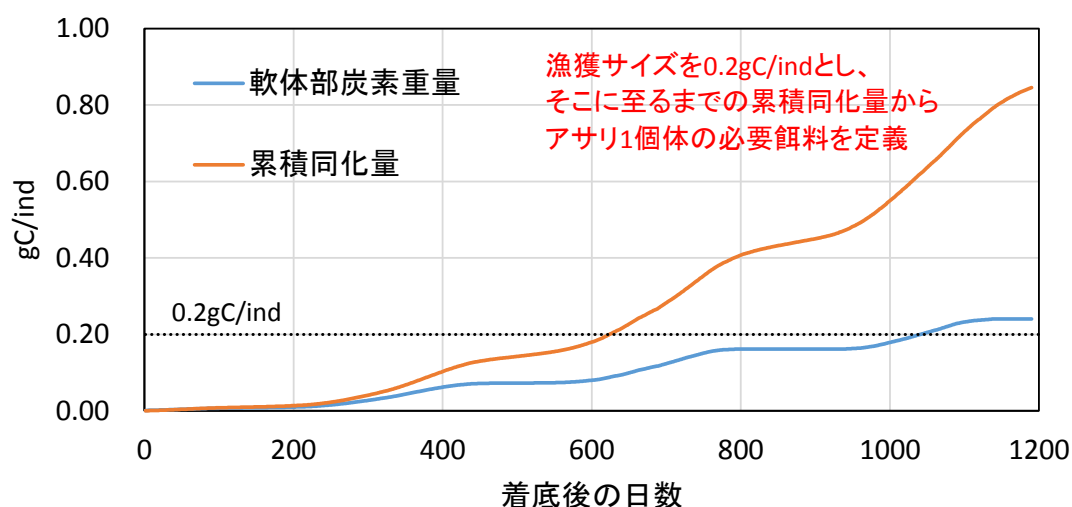


図 8.35 アサリの成長モデルによるアサリの成長過程の計算結果

上記の結果を用い、式(28)を用いてアサリを例に二枚貝類の個体数の増加数を試算した。

$$\text{栄養塩の管理運転による二枚貝類の個体数の増加数(ind/m}^2\text{)} = \text{Int(水深 5m 以浅での有機炭素の年間増加量(gC/m}^2\text{/year)} \div 0.22(\text{gC/ind/year}))$$

(35)



ここでは栄養塩の管理運転としてリン濃度 2 倍のケースに着目し、式(28)で試算した栄養塩の管理運転による二枚貝類の個体数の増加量を図 8.36 に示す。さらにこの個体数の増加量から伊勢湾・三河湾における二枚貝類の増加量を集計したものを表 8.14 に示す。

リン濃度 2 倍（+窒素濃度：リン増分×16 倍(モル比)）を想定した管理運転において期待される二枚貝類の資源量の増加は、常時管理運転で現状比 11%増加，期間管理運転で現況比 5%となると推測された。

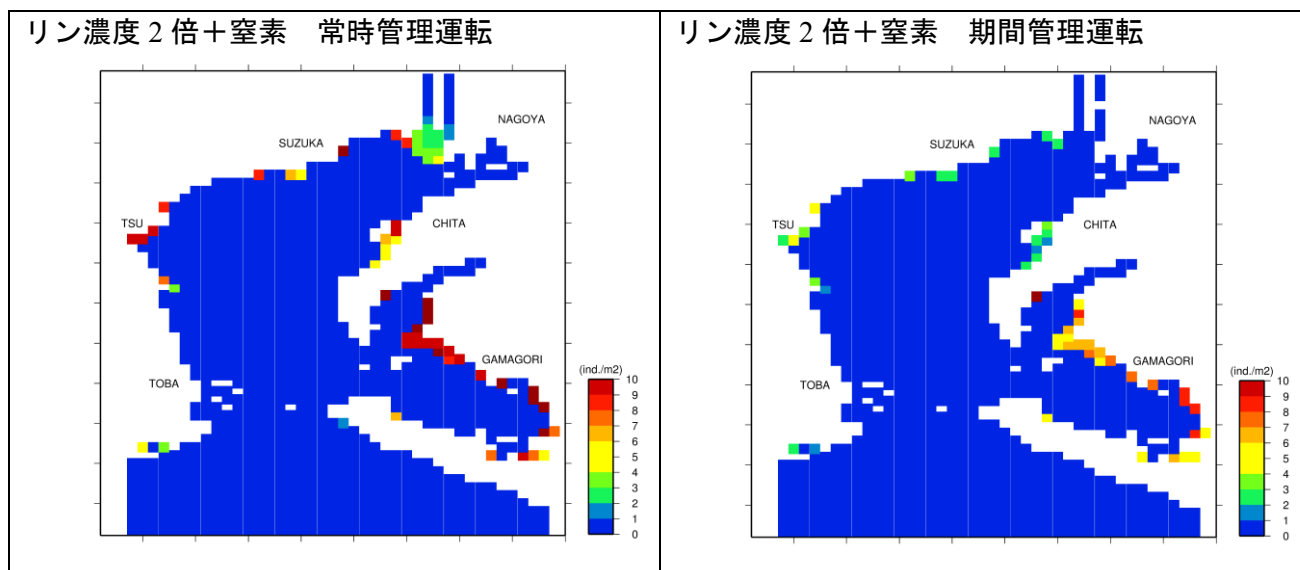


図 8.36 栄養塩の管理運転による二枚貝類の個体数の増加量

表 8.14 栄養塩の管理運転により期待される二枚貝類の増加量

	現況の二枚貝類の 資源量	期待される増加量 リン 2 倍+窒素, 常時管理運転	期待される増加量 リン 2 倍+窒素, 期間管理運転
(tonC)	1,772	194	83
(tonW.W.)	86,500	9,453	4,035

※二枚貝類の変換では、1 個体の平均重量に 7.4g，むき身の乾燥重量/湿重量に 0.047，炭素重量/乾燥重量に 0.436 を用いた。

### (3) 二枚貝類の増加（浄化効果）を踏まえた貧酸素水塊の変動量の試算

図 8.36, 表 8.14 に示した二枚貝類の資源量の増加分を数値シミュレーションの入力条件として再設定し、伊勢湾・三河湾における貧酸素水塊の面積の拡大率を算定した。計算結果を図 8.37 に示す。

二枚貝類の増加を踏まえると貧酸素水塊の面積の拡大率は減少するが、依然として栄養塩の管理運転前後で貧酸素水塊の面積は増加する傾向にあった。

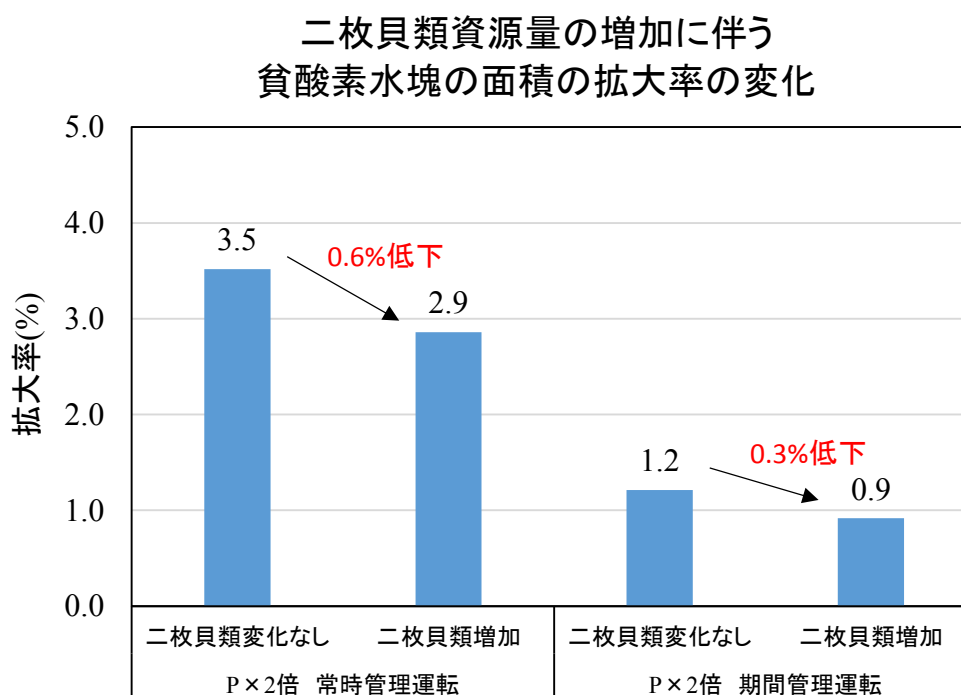


図 8.37 二枚貝類の資源量増加を考慮した場合における  
栄養塩の管理運転時の貧酸素水塊の拡大率

#### (4) 生物生息場となる干潟・浅場の必要性

栄養塩の管理運転は、一次生産量・二次生産量を増加させるなど海域の生産性向上に有効な施策であるが、それら生産された有機物が二枚貝類や魚類に利用されなければ余剰した有機物が海底へ沈降し、貧酸素水塊を助長することが数値シミュレーション結果から示唆された。

貧酸素水塊が発生しない干潟・浅場では、余剰した有機物を利用する準高次生物・高次生物が自然と増加するものと考えられる。前章ではこのようなエリアを水深 5m 以浅のエリアと定義し、さらに生物浄化を担う準高次生物・高次生物として二枚貝類の増加を想定し貧酸素水塊の拡大の有無を検討した。結果としては、自然の営力で二枚貝類の浄化量の増加した場合においても、依然として貧酸素水塊の面積が拡大すると予測された。

この結果は生物生産性を拡大するために栄養塩を海域に供給したとしても、現状の伊勢湾・三河湾に貧酸素水塊が発生しない浅海域が不足しており、有機物を準高次・高次生物に転換できる場がないことを示すものである。仮に本計算において水深 5m 以浅のエリアがもっと多く存在していれば二枚貝類の増加量、すなわち生物による水質浄化力が高くなり、栄養塩の管理運転時の貧酸素水塊の拡大は生じなかったと考えられる。

このようなことを踏まえると、栄養塩の管理運転は生物の生息場、ここでは貧酸素水塊が発生しない浅海域の創出と両輪で検討する必要があるといえる。図 8.38 は栄養塩の管理運転時の現況からの有機炭素の沈降量の増加域を示すものであるが、有機物の沈降量が高い海域において干潟・浅場を創出することがより効果的な施策となると考えられる。

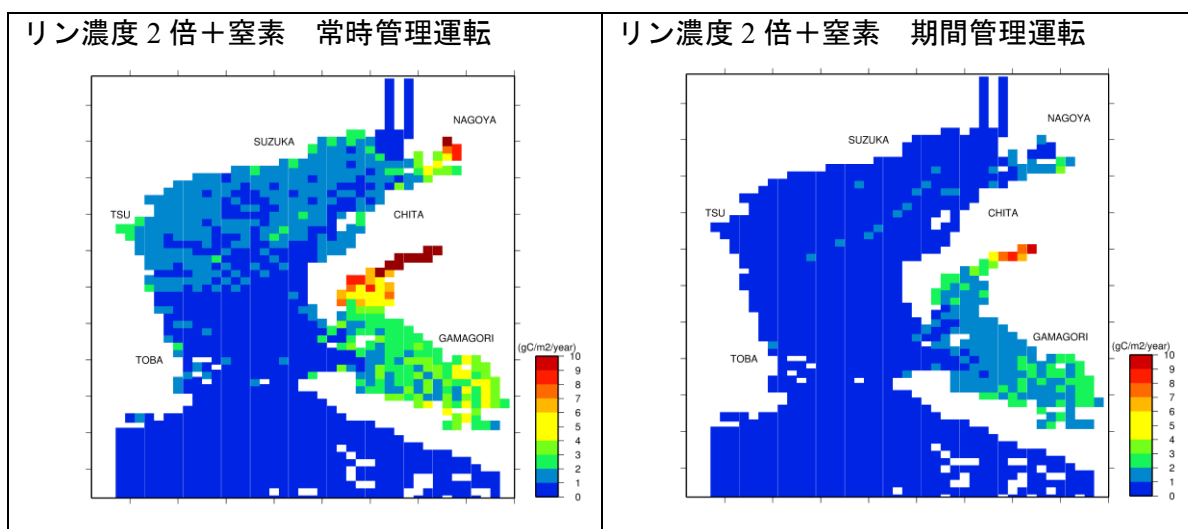


図 8.38 栄養塩の管理運転前後における有機炭素の海底への沈降量の増分

#### 8.4.5 栄養塩の管理運転と干潟・浅場の造成の複合による改善効果の予測

これまでの検討結果を踏まえ、リン濃度を2倍とした栄養塩の管理運転に加え、図 8.39 にて●で示すエリアにおいて浅場を造成したケースでの環境変化を予測した。浅場造成場所は栄養塩の管理運転により T-N・T-P 濃度および有機炭素の海底への沈降量の増加が顕著であった湾奥エリアとした。浅場造成面積は総計 5,120ha となる。表 8.15 に実施した計算ケースを示す。

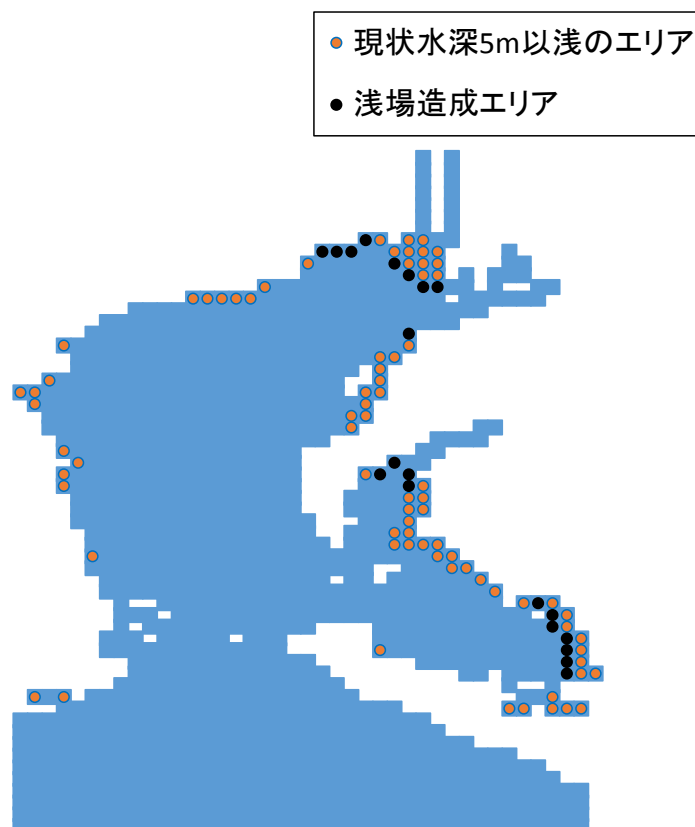


図 8.39 想定した浅場造成エリア

表 8.15 栄養塩の管理運転と浅場造成の複合施策として実施したケース

	施策の内容
複合ケースA	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 常時管理運転 (4~3月: 通年) リン濃度×2.0倍, 窒素濃度はリン増分×16倍 (モル比)</li> <li>・ 湾奥での 5,120ha の浅場造成</li> </ul>
複合ケースB	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 期間管理運転 (10~3月: 秋季・冬季) リン濃度×2.0倍, 窒素濃度はリン増分×16倍 (モル比)</li> <li>・ 湾奥での 5,120ha の浅場造成</li> </ul>

国分ら<sup>9)</sup>が行った伊勢湾でのアサリの資源量調査によると、伊勢湾湾奥部においては 100 個体/m<sup>2</sup> 以上の生息密度が確認されていることから、本研究では造成した浅場では 100 個体/m<sup>2</sup> の二枚貝類が生息するものと仮定した。

また評価結果の解釈を単純化するため本計算では浅場造成後の水深の変化は考慮しなかった。すなわち水深・地形は現状と同じでアサリ生息密度のみが変化したケースを実施した。

図 8.40 に複合ケース A および B における貧酸素水塊の面積の拡大率の変化を示す。複合ケース A および B ともに貧酸素水塊の拡大率は低下しているが、複合ケース A では依然として管理運転によって貧酸素水塊の面積が 0.8%増加するのに対して、複合ケース B は現況よりも貧酸素水塊は 1.8%減少すると予測された。

浅場造成面積と貧酸素水塊の面積の変化が線形的な関係にあると仮定すると、栄養塩の管理運転による貧酸素水塊の拡大率をゼロとするには、リン 2 倍・常時管理運転のケースでは貧酸素化しない浅場が 7,100ha 程度、リン 2 倍・期間管理運転のケースでは浅場が 2,200ha 必要と推測される。このことは湾内の生物生息場の面積によって許容できる T-N・T-P 濃度が増加することを示唆するものである。なおこのとき前述した条件設定では二枚貝類の資源量は 2 万トンから 6 万トン程度増加する試算となる。

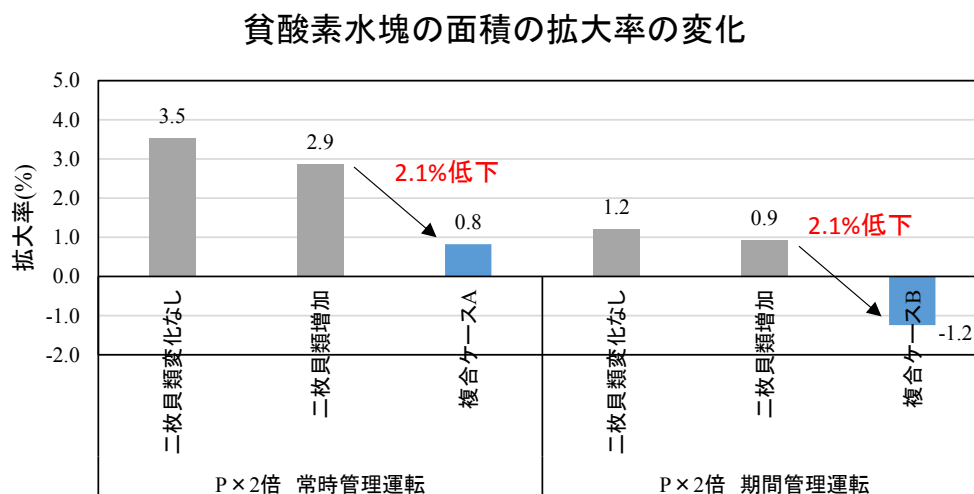


図 8.40 複合ケースにおける現況からの貧酸素水塊の拡大率の変化

#### 8.4.6 下水処理場における栄養塩の管理運転の有効性の評価

伊勢湾ではこれまでは生物の多かった既存の浅場・干潟においても近年生物がいなくなったとの漁業者の声がある。本研究結果においても T-N・T-P 濃度の減少の影響として、T-N 濃度約 0.3mg/L, T-P 濃度約 0.03mg/L 以下になると浮遊生態系の生産構造に変化が生じ、一次生産から二次生産への転送効率が減少する点、さらにはアサリの漁獲量と T-N・T-P 濃度に正の相関がみられている点などが挙げられた。

さらには伊勢湾でのアサリの餌料不足の実態や栄養塩の管理運転に関する実証試験の結果が整理された鈴木<sup>6)</sup>の知見も踏まえると、生物の生産性の拡大には栄養塩の管理運転がもっとも有効な施策であることは間違いない。

しかしながら、栄養塩の放流先前面に生物生息場が無い貧酸素化するエリアでは、栄養塩の管理運転により増加した植物プランクトンがや動物プランクトンや二枚貝類等の生物に利用されず、貧酸素化を助長する危惧がある。

このようなエリアでの貧酸素水塊の発生抑制と生物生産性の拡大の両立には、栄養塩の管理運転とともに生息場所の確保が合わせて必要である。

本研究では、伊勢湾・三河湾のすべての流域下水道での栄養塩の管理運転を想定し、一次生産・二次生産・二枚貝類資源の増加効果を試算した。また貧酸素水塊の抑制にあたっては現状でも T-N・T-P 濃度が比較的高く、かつ流域下水道の放流先にもなっている伊勢湾・三河湾の湾奥エリアでの浅場造成によって生物生産性の拡大と貧酸素水塊の発生抑制が両立できることを示した。

## 第8章 参考文献

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部: 下水放流水に含まれる栄養塩類の能動的管理のための運転方法に係る手順書(案), 平成 27 年 9 月
- 2) 豊川浄化センターホームページ:  
<https://www.pref.aichi.jp/soshiki/higashimikawa-kensetsu/0000043050.html>
- 3) 三重県県土整備部下水道課: みえの下水道 (2015-2016)
- 4) 花町優次, 東博紀, 樋渡武彦, 水野知巳, 村上正吾, 木幡邦男: 成長モデルを用いた伊勢湾伊勢地区におけるアサリ資源量の変動要因の推定, 水工学論文集, 第 54 巻, 2010.
- 5) 国分秀樹, 羽生和弘: アサリの生活史における伊勢湾奥部港湾区域の重要性, 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol.74, No.2, I\_1249-I\_1254., 2018.
- 6) 鈴木輝明: 浚渫砂を利用した大規模干潟・浅場造成と今後の栄養塩管理の必要性-三河湾を例として-, 水環境学会誌, Vol.41(A), No.8, pp.256-261, 2018

## 9. 本研究の結論

1979年から始まった水質総量削減により、陸域から沿岸へのCOD・窒素・リンの流入削減が行われており、沿岸域の窒素・リン濃度は確実に減少している。本研究では沿岸域の窒素・リン濃度レベルと生物生産性および貧酸素水塊の発生規模の関係性の解明を目的に、伊勢湾を対象として浮遊生態系を構成する微生物群集とそれらの窒素・リン濃度に対する応答性に関する観測結果を基に、沿岸域の生物生産性の評価に資する数値シミュレーションモデルを開発した。生物生産性や貧酸素水塊を指標として、それらの変動メカニズムや施策による応答性を開発した数値シミュレーションモデルにより検討した。本研究で得られた知見を下記に示す。

第5章では2014年から2016年に行われた現地観測結果を基に、浮遊生態系を構成する植物プランクトン、動物プランクトン、原生動物、細菌といった微生物群集の存在量およびその季節変化を明らかにした。

- ・窒素・リン濃度の増加に伴って大型のマイクロサイズの植物プランクトンは増加し、逆にシアノバクテリアである *synechococcus* sp. は窒素・リン濃度が低下した時期および海域において増加する傾向が捉えられた。
- ・とくに *synechococcus* sp. は T-N が約 0.3mg/L, T-P が約 0.03mg/L 以下の条件で増加する傾向にあることがわかった。
- ・このような窒素・リン濃度の変化に伴う一次生産者の変化として、高い栄養塩濃度下で *synechococcus* sp. が発生しない要因は、植物プランクトンの生産量が高く餌料が豊富な環境では Ciliate が嗜好性の低い HNF を捕食しないことを受け、HNF が *synechococcus* sp. に強い捕食圧をかけるためと考えられた。逆に栄養塩濃度が低下した環境では、餌料が少なくなった Ciliate は嗜好性の低い HNF を捕食せざるを得なくなる。この時、*synechococcus* sp. は HNF からの捕食圧を逃れることができ、急速に増殖したものと考えられた。*synechococcus* sp. は低濃度の栄養塩下でも炭素固定が可能であることも上記の現象を後押ししていると推測された。
- ・動物プランクトンはすべての年において湾奥で低く、湾中央付近で極大となる特徴があった。湾奥では餌料となる植物プランクトンが高いにも関わらず動物プランクトンが増殖しない要因として、河口域では低塩分環境によって動物プランクトンの成長が抑制されるとともに魚類による高い捕食の影響を受けるためであると推測された。

第6章では観測結果を基に微生物群集の食物連鎖(捕食—被食関係)を再現する数値シミュレーションモデルの開発を行った。これまでモデルの課題は計算パラメーターの不確実性にあったが、観測された微生物群集が定常状態にある仮定した代数計算を用いて捕食—被食フラックスを定量化し、それらを検証値とし計算パラメーターの最適化を行った。

- ・観測で得られた知見を基に、せん毛虫の ANF の嗜好性、動物プランクトンの貧酸素化



に対する耐性など微生物群集に係る新たなモデル式を提案した。

- ・さらにこれまで知見が乏しかった微生物群集の生産量および捕食－被食関係を代数計算により定量的に推定し、微生物ループの再現性を確保するための数値シミュレーションモデルの計算パラメーターを提示した。
- ・計算値と観測値の比較により、開発した数値シミュレーションモデルは観測で得られた微生物群集の平均的な現存量やその季節変動、窒素・リン濃度の変化に伴う一次生産者の変化ならびに貧酸素水塊の形成状況等の水質環境を概ね再現できることを確認した。

第7章では開発した数値シミュレーションモデルを用いて、伊勢湾の生物生産性の変動メカニズムを明らかとした。

- ・2015年を例にすると、microbial-food-webの発生時は、発生しない場合に比べ一次生産量（純炭素生産量）は若干大きくなるが、逆に二次生産量（動物プランクトンの総捕食量）を約18%減少させていると推測された。
- ・また現状の伊勢湾ではclassical-food-webが優占しているが、水質総量削減を継続し沿岸域の窒素・リン濃度がさらに低下した場合、一次生産に占めるシアノバクテリアの生産量が大きくなることを受け、食物連鎖に占めるmicrobial-food-webの割合が高くなる結果として、一次生産から二次生産に至る転送効率が大幅に低下することを明らかとした。
- ・さらに水質総量削減による貧酸素水塊の発生規模の減少率は、一次生産量・二次生産量の減少率よりも小さいことが明らかとなった。

第8章では貧酸素水塊の縮小と生物生産性の維持・拡大を両立するため施策検討として、これまでの伊勢湾の長期的な環境変化について観測結果および計算結果に基づいた考察を行ったうえで、沿岸域において有効性が高いと考えられる施策について数値シミュレーションモデルを用いて評価を行った。

- ・現状の伊勢湾の窒素・リン濃度を構成している陸域負荷・底泥負荷・外洋負荷の3つの負荷源の寄与を定量化し、下水処理場における栄養塩の管理運転による伊勢湾の窒素・リン濃度の管理の可能性を示した。
- ・下水処理場の栄養塩の管理運転と窒素・リン濃度が比較的高い湾奥での浅場・干潟の造成の両輪で施策を推進することが伊勢湾の生物生産性を高めるうえでは有効であることを示した。

これらの本研究における成果が閉鎖性の高い沿岸域での環境改善施策に対して有益な情報となることを期待したい。

## 謝 辞

まず始めに本研究を進めるにあたり、貴重な観測データをご提供頂いた中部地方整備局 港湾空港部に感謝いたします。また本データの取得にご尽力された全国水産技術者協会およびいであ株式会社、また関係する協力会社の皆様にも併せて御礼申し上げます。

中村由行教授には、私が通学する機会がなかなか作れない状況にも関わらず、メール等で研究に関する打ち合わせのアポイントメントを急に依頼させて頂いても常に快く時間を設けて頂きました。打ち合わせでは幅広い視点から様々なアドバイスを頂きました。学会発表の際は、あまり発表練習をしない私に「聞き手に失礼の無いように発表練習はしっかりやるべき」とご指導をいただいた事をよく記憶しています。お酒の席のご指導ではありましたが、その後、プレゼンテーションの際には毎回練習を重ねるようになり、今は発表を楽しめるようになってきました。準備していたオーストラリアでの学会発表のエントリーが、母の永逝と重なった際も「今は研究の事は忘れなさい」と、後日別の国際学会をすぐに手配していただいた事も印象に残っています。研究のゼミや打ち合わせでももう少し議論ができる時間が作ればと今更ながら後悔しています。

中田喜三郎教授には、研究・仕事の垣根なく伊勢湾シミュレーターに関する貴重なアドバイスを幾度となく頂きました。とくに私が微生物ループを研究テーマとするきっかけとなったサイズ別の植物プランクトンの観測の必要性についてもご教示を頂きました。また本学位論文の外部審査委員もお引き受け頂きました。

水環境研究室の鈴木先生、比嘉先生には、ゼミにて研究内容について貴重なアドバイスを頂きました。両先生が研究室の学生を指導する様子を垣間見ることができ、研究者・指導者として心構えも勉強させて頂きました。

都市イノベーション学府の勝地先生、田中先生にはお忙しい中、本学位論文の副査を担当して頂き、誠に有難うございました。

港湾空港技術研究所 井上徹教グループ長には伊勢湾シミュレーターに関するアドバイスを頂いたほか、博士課程への進学に際しては激励のご連絡を頂き大変に心を動されるものがありました。

東京久栄（株）の矢代幸太郎氏とは社会人博士課程の同級生として多くの情報交換をさせて頂きました。矢代さんのおかげで通学や研究のモチベーションが維持できました。

また本研究を進めるにあたり、いであ株式会社より通学時間を頂きましたこと御礼申し上げます。また同社の鶴島大樹氏、小山悠人氏には伊勢湾シミュレーターの運用に際してデータ整理等のご協力頂きました。ここに感謝申し上げます。

最後になりましたが、本来家族を支えるべき社会人でありながら、入学金・授業料を工面して頂いた家族の理解があって博士号を取得できました。この経験によって家族に少しでも恩返しができるようこれから長く邁進していきたいと思えます。

