

課題名	B-0908 降雨に伴う流量増大時の栄養塩多量流入に対する内湾生態系の応答に関する研究
課題代表者名	井上 隆信 (豊橋技術科学大学大学院工学研究科建築・都市システム学系教授)
研究実施期間	平成21～23年度
累計予算額	30,800千円(うち23年度 9,900千円) 予算額は、間接経費を含む。

## 研究体制

- (1) 流域からの流入負荷機構の解明に関する研究(豊橋技術科学大学、愛知県環境調査センター)
- (2) 栄養塩循環及び赤潮・貧酸素水塊発生機構の解明に関する研究(豊橋技術科学大学、愛知県水産試験場)
- (3) アマモ場・アサリ漁場の水質浄化機能の解明に関する研究((独)水産総合研究センター)
- (4) 赤潮、貧酸素水塊の発生抑制手法の提案に関する研究(豊橋技術科学大学)

## 研究概要

### 1. はじめに(研究背景等)

陸域からの汚濁負荷は、特定汚染源と非特定汚染源に分けられるが、各種規制により非特定汚染源からの負荷の比率が高くなってきている。非特定汚染源からの負荷の特徴としては、降雨に伴う流量増大時に負荷が増大すること、特にリンで懸濁態の比率が高くなることがわかってきている。しかし、中小河川等での流出負荷に関する研究事例は少ない。

一方、典型的な閉鎖性水域である伊勢湾は、東京湾、瀬戸内海とともに総量規制が実施されているが、環境基準の達成率は東京湾、瀬戸内海にくらべて低くなっている。伊勢湾の一部である三河湾では、赤潮や貧酸素水塊はむしろ悪化する傾向にあり、特に貧酸素水塊が元となって発生する苦潮(青潮)は、豊川河口域でアサリの大量死を引き起こしている。このため、このような大量死を防止し、内湾の生態系を保全することが、緊急の課題となっている。

閉鎖性水域においては、降雨後に水環境が大きく変化すると考えられるが、降雨前後の水質変化については明確にはなっていない。伊勢湾では、伊勢湾再生に向けた取り組みが実施されているが、栄養塩流入負荷や、流入後の内湾での挙動に関して調査研究事例が少ないことが指摘されている。このため、内湾の環境保全のためには、流域からの栄養塩の詳細かつ正確な流入負荷機構及び海域内での応答に関して、明確に示すことが求められている。

### 2. 研究開発目的

本研究では、赤潮、貧酸素水塊の発生を抑制し、三河湾に健全な生態系を回復するための科学的な根拠に基づく具体的な手法を提案することを最終目的とする。具体的には、降雨に伴う流量増大時の栄養塩の流入が赤潮、貧酸素水塊の発生に寄与していることを実測調査とモデルによって明らかにすること、生態系において重要なアマモ場、アサリ漁場への影響及び役割を明らかにするための研究を実施する。

まず、三河湾東奥部への栄養塩の流出負荷が多い河川を選定して、降雨時観測を実施し、降雨時の水質変化を明らかにする。これらの調査結果をもとにして、三河湾東奥部に流入する栄養塩の年間流出負荷量を算定することと、降雨時も含めた栄養塩の濃度変化を再現可能なシミュレーションモデルを構築することを行う。

次に、三河湾東奥部において、降雨直後の集中観測としての河川水拡散調査、豊川河口部浅海域から三河港内の河川影響域の水質変動、特に降雨や風による変動特性を把握することを目的とした定点観測および連続観測を実施し、降雨に伴う急激な汚濁負荷があった時の湾奥への淡水・栄養塩流入と海域での拡散、赤潮の発生、および底層の貧酸素化を明らかにする。

さらに、三河湾東奥部海域に形成されているアマモ場およびアサリ漁場の現時点における分布特性を把握することで、栄養塩浄化機能への寄与を明らかにするとともに、貧酸素水塊発生予測手法の精度向上を計るとともに、形成阻害要因を把握し、場の拡大・造成の可能性を示す。

これらの研究成果に基づいて、栄養塩挙動と赤潮、貧酸素水塊発生の時間的な変化を再現可能なシミュレーションモデルを構築する。このシミュレーションモデルを用いて、種々の対策を実施した場合の効果を検証し、

効果的な抑制手法の提案を行うことを目的とした。

### 3. 研究開発の方法

#### (1) 流域からの流入負荷機構の解明に関する研究

三河湾東奥部に流入するすべての38河川で定期調査を実施し、流出負荷量の多い河川を抽出する。抽出した河川を対象として、降雨時調査を含む詳細調査を実施し、年間の流出負荷量を算定する。これらの調査結果を基にして、気象データ、土地利用、高度、点源からの排出負荷量を入力データとして、コンパートメントモデルにより、1時間単位の栄養塩の流出負荷量を溶存態と懸濁態別に算定可能なモデルを構築する。

#### (2) 栄養塩循環及び赤潮・貧酸素水塊発生機構の解明に関する研究

三河湾東奥部において、降雨前と降雨後数日間隔で3-4回の調査、夏季には一週間間隔での水質調査を実施し、定点での栄養塩濃度、クロロフィルa(Chl-a)濃度等の測定を行う。これらの調査に加えて、三河湾内の流動、生態系シミュレーションの検証用基礎データとするために三河湾全体の水質調査も実施する。また、夏季には、豊川および港内からの物質輸送を捕えるために、クロロフィル蛍光値、塩分、水温、溶存酸素(DO)、水圧、流速を測定可能な連続観測用の機器を設置し、観測を実施する。これらの観測結果をもとに降雨時および降雨後の栄養塩等の濃度変化を明らかにする。

#### (3) アマモ場・アサリ漁場の水質浄化機能の解明に関する研究

三河湾におけるアマモおよびアサリの生活史、現存量、及び、アマモ場およびアサリ漁場の形成阻害要因に関する調査研究資料を収集し、既往知見の整理を行う。明確にならなかった情報に関しては、潜水観察調査、物理環境観測機器による連続観測調査、船上から機器を投入して広範囲に情報を取得する移動観測調査を実施して明らかにする。三河湾におけるアマモ場およびアサリ漁場の水質浄化機能およびこれを拡大・強化する造成技術と事例について整理を行い、GIS(地理情報システム)に既往知見を載せ、地形情報と現状の利用状況を可視的に比較対比する。また、既往造成技術の適用範囲および経済正当を考慮し、現状でも比較的实现可能な造成範囲を明らかにし、三河湾東奥部におけるアマモ場およびアサリ漁場の拡大の可能性について検討する。

#### (4) 赤潮、貧酸素水塊の発生抑制手法の提案に関する研究

流動シミュレーションの数値モデルとしては、沿岸域に適用される一般的な3次元非定常傾圧流動モデル(マルチレベルモデル)を用いて流速、潮位、水温・塩分の時空間分布を予測する。水質生態系シミュレーションモデルは、既存の生態系モデルを基本として、干潟域やアマモ場における浄化機能を組み込んだモデルを構築する。このモデルの陸域からの栄養塩と淡水の流入に関しては、河川からの栄養塩流入負荷モデルを組み込む。このモデルの再現性を確認した後に、赤潮、貧酸素水塊の発生を抑制するための現実で実現可能な手法を提案し、その抑制効果を予測する。

### 4. 結果及び考察

#### (1) 流域からの流入負荷機構の解明に関する研究

三河湾東奥部に流入する河川の定期調査結果を基に、河川別の栄養塩流出負荷量を算定した。流域面積は、豊川が70%と大部分を占めており、次に大きい梅田川でも4%である。豊川は、豊川用水によって取水され、主に流域の農地で利用されている。この利用された水は、再び豊川に戻るのではなく、流域の中小河川を通じて三河湾に流入しているため、豊川の流量比率が51%になり、流域面積の比率より小さくなった。T-N負荷量では、豊川の比率は流量比率より小さく31%、T-Pではさらに小さく8%であった。これに対して、梅田川はT-N負荷量で11%、T-P負荷量で12%となり、T-Pでは豊川より大きくなっている。汐川も同様に、T-Nで9%、T-Pでは23%になっている。これらは、豊川の栄養塩濃度が低いのに対して、梅田川や汐川を含む中小河川の栄養塩濃度が高いためである。三河湾東奥部に流入する一級河川は豊川だけであり、流量や水質の観測が実施されていることから、今まで、三河湾のモデルの入力には一級河川のみが使用されていた。しかし、一級河川だけの流入負荷では、過小評価であり、中小河川からの栄養塩流入負荷を正確に算定する必要があることがわかった。

梅田川水系の浜田川における降雨時調査の結果の一例を示すと、初期流量は $0.64\text{m}^3/\text{s}$ 、流量のピークは $30.5\text{m}^3/\text{s}$ であり、約48倍の流量となった。これに対して、SSの初期濃度、ピーク濃度は、 $4.0\text{mg}/\text{L}$ 、 $880\text{mg}/\text{L}$ で約220倍の濃度で流出していた。T-Nはそれぞれ $9.6\text{mg}/\text{L}$ 、 $16\text{mg}/\text{L}$ で約1.7倍の濃度、T-Pはそれぞれ $0.76\text{mg}/\text{L}$ 、 $5.7\text{mg}/\text{L}$ で約7.5倍の濃度となっていた。他の観測でも同様の傾向が得られ、流量と濃度の積である負荷量では、さらに降雨時の流出負荷が大きいことがわかった。

これらの調査結果より求めた流出負荷量について環境省の平成16年度発生負荷量等算定調査報告書から求めた各河川の発生負荷量の算定値と比較すると、梅田川、豊川等では降雨時を考慮した流出負荷量は発生負荷量よりも大きくなり、特に梅田川は窒素で約3.8倍、リンでは約4.0倍となり、現在の原単位による発生負荷量は過小評価の可能性があった。

栄養塩流出負荷シミュレーションモデルはコンパートメントモデルを用い、水分流出モデルにより計算した各層からの水分流出量に栄養塩濃度を推定する式を加えて、溶存態、懸濁態別に算定可能な構造とした。SSの流出量は土地利用に応じて算出方法を使い分け、土地利用が建設用地の場合は路面堆積モデル、それ以外の土地利用の場合はLQ式を用いて算出した。P-N、P-Pの流出量はそれぞれSSの中に一定の割合で存在していると仮定し、SSの流出量に一定の比率を乗じて算出した。また、これらの土壌層から流出した栄養塩は水分流出モデルと同様に落水方向のメッシュの河川層に流入し運搬されることとした。点源からの窒素、リン流出は環境省による発生負荷量等算定調査報告書の値を用いた。このデータは市町村、流入する河川(支流)ごとに発生源別の負荷量が記載されているので点源からの窒素、リン流出量を当該メッシュの河川層に加えた。観測結果に適合するようにパラメータフィッティングをし、その値を用いて他の観測結果で検証を行い、一部適応できない降雨形態があるが、概ね精度よくT-N、T-P負荷量を算定できる流出負荷モデルを構築した。

この流出負荷モデルを用いて、年間流出負荷量に占める各土地利用からの負荷量割合を算出した結果、T-N、T-Pとも畑地等からの流出割合が高い結果となった。

## (2) 栄養塩循環及び赤潮・貧酸素水塊発生機構の解明に関する研究

調査結果から、降雨2日後には表層塩分が低下し、塩分低下域では栄養塩、Chl-aの増加がみられた。降雨5日後には塩分分布、栄養塩分布、Chl-a分布は降雨前とほぼ同じ状態へと戻っていた。また、降雨2日後に減少し、5日後にはまだ増加していなかった底層の栄養塩が降雨9日後には増加していた。特に、降雨2日後に植物プランクトンが増加した豊川河口沖を中心としてDIN、DIPともに増加していた。このことから降雨後わずか2日前後でプランクトンが急増し、赤潮となり5日後には枯死し、9日目には無機化に至ったことが示唆された。以上のように、本調査により、降雨に伴う出水による栄養塩の供給、プランクトンの増殖、底層の貧酸素化現象をとらえることができた。

また、降雨2日後に貧酸素水塊が縮小したが、その後再び拡大した。降雨後の貧酸素水塊の縮小については水塊の動きや鉛直混合の影響が考えられる。塩分鉛直分布によると降雨2日後の塩分は2m以浅に極小がみられたが、底層でも低下していた。2010年は降雨後の9月13日から14日にかけてと17日に渥美湾北部で苦潮発生が報告されている。したがって、降雨前調査から降雨後調査が実施されるまでの期間に、前線がもたらす北西風によって北部海域において苦潮が発生し、底層での塩分低下および貧酸素水塊の縮小が生じたと考えられた。拡大については表層でのChl-aの増減や底層でのDIN、DIPの増加からみて有機物の分解による底層での酸素消費がより強く反映されたとみられる。夏季の渥美湾の底層では、水温の高さと有機物供給の多さにより酸素消費速度が大きく、貧酸素水塊形成がすみやかに進むことが示唆された。本研究海域は1970年代の大規模な埋め立てにより1200 haの干潟・浅場が消失した海域であり、干潟・浅場の底生生物群集による懸濁物除去機能の喪失が底層への有機物供給増大と急激な貧酸素化に大きく影響していると考えられる。

河口および港内での定点観測において、DO濃度は無酸素状態から過飽和状態まで急激な変化をしており、夏季の浅海域の水質変化は東西方向の水塊移動の影響を大きく受けていることが示唆された。また、未解明な部分はあるが、港湾内に形成された大規模な貧酸素水塊が周辺海域に影響を及ぼしていることは否定できないことが明らかとなった。

## (3) アマモ場・アサリ漁場の水質浄化機能の解明に関する研究

2009年度、2010年度の冬季、2012年度の夏季から冬季までの観測結果と、当該海域を漁場とする漁業者からの聞き取り等も情報も加えると、三河湾のアマモ場は、基本的には多年生の生活史を呈すると考えられた。冬季において栄養株が消失した場合でも、2011年度夏季に観察されたように、実生株から地下茎を伸長させ、その結果として濃密なアマモ場が急速に回復し、夏季においても場所によっては維持され、冬季には栄養株として残存した。夏季に維持される条件としては、海水の濁りによる光合成阻害が生じないことであると推察された。したがって、このような場所においてアマモ場は夏季においても維持され、栄養塩を吸収し、貧酸素水塊発生抑制に寄与するものと考えられた。

三谷アマモ場における形成阻害要因として、最大シールズ数0.23を観測し、アマモ場の形成には厳しい環境条件で、波浪が形成阻害要因のひとつであった。それが消波堤により軽減され、その背後にアマモ場が維持されていると考えられた。アマモの残存機構は、シールズ数値より、地下茎を何らかのアンカー材に絡ませているものと考えられ、おそらく、アンカー材としては三河湾の主要水産物であるアサリ等の埋性二枚貝類が寄与している

ものと予想された。海水の濁りに関しては、2011年夏季に消波堤背後海域で急激な衰退が認められたこと、同時期に同地点で海水の濁りによりアマモの光合成を行うに十分な光量が到達しなかったと考えられる期間が比較的長期に続いたことから、夏季における形成阻害要因となっていたと考えられる。しかしながら、近隣の開放域ではアマモ場は維持されていたことから、この海水の濁りによる光合成阻害を要因としたアマモ場の急激な衰退は、局所的な現象であったと推察される。開放性の高い海域であれば形成されたアマモ場は夏季においても維持され、栄養塩を吸収し、貧酸素水塊発生抑制に寄与するものと考えられる。なお、冬季においても比較的低い状況が観察されたことから、光合成阻害がこの時期の形成阻害要因として否定できない。

三河湾におけるアマモの生息適正水深は、本調査の結果、おおむね3m以浅であった。そこで、三河湾全体の海底地形から水深3m以浅の海域の分布を求めた結果、総面積55km<sup>2</sup>、うち東部9km<sup>2</sup>、西部46km<sup>2</sup>であった。三河湾における干潟面積は15.49km<sup>2</sup>、藻場面積は6.38km<sup>2</sup>となっている。アマモ場分布予想域の総面積は概算で全藻場面積の約8割、5km<sup>2</sup>と推定された。3m以浅で、アマモ場が形成されていないところが、人為的アマモ場造成手法適用可能な地点となる。一方、3m以浅海域分布図に、三河湾内に設定されているアサリ区画漁業権の範囲、および漁港の位置を重ね合わせ、さらに各漁港データにアサリ陸揚げ量を加えて検討した結果、三河湾内に分布する3m以浅海域はほとんど全てがアサリ漁場として利用されていることが推察された。

#### (4)赤潮、貧酸素水塊の発生抑制手法の提案に関する研究

再現性について、検討した結果、水温については、計算値と観測値は概ね整合した結果となり、7-8月の成層した水塊の状況から9月に混合していく様子が再現された。塩分については、表層は一部不一致も認められるものの、概ね河川流量に応じた変化を示しており、地点ごとの特徴が合理的に再現されていた。底層塩分については計算値が観測値よりも低い値で推移しているなど一部の不一致もみられたが、全体的に計算値は観測値と比較して概ね整合した結果となった。出水時においても、河川からの淡水が湾口に向かい拡散している様子が再現できた。

水質項目については、表層Chl-aや底層DOの再現性に一部不一致がみられたが、激しく変動する観測値に対して概ね季節傾向を捉えており、底層DOが低い時期にDINやPO<sub>4</sub>-Pなどの栄養塩濃度が高く、また強風時に貧酸素水塊が解消されるなど、生態系要素の動態や地点ごとの特徴が合理的に再現された。

赤潮、貧酸素水塊抑制手法の一つとして、河川からの負荷量が半減することを仮定し、河川における栄養塩(DIN、PO<sub>4</sub>-P)と有機物(POC、DOC)の負荷量を1/2に設定した。この条件変更以外は、再現シミュレーションと全く同様の計算条件として、2009年7月～9月までの計算を行った。計算結果では、出水時にDINの減少がみられ、その時期にChl-aやDOも減少している結果となった。また、出水時の変化分布によると、豊川河口においてChl-aは最大10μg/L程度、梅田・柳生川河口において最大4μg/L程度減少していた。また、アマモ場を含む干潟を、造成可能な場所で造成したシナリオで、同様のシミュレーションした結果、造成干潟域における懸濁物食者による有機懸濁物の除去および栄養塩排泄により、全体的にChl-aが減少し栄養塩が増加する結果となった。それらに伴い、底泥への有機物の沈降が減少するものと予測され、特に豊川河口付近でDOが増加する結果となった。また、出水時の変化分布によると、豊川河口においてChl-aは最大6μg/L程度、梅田・柳生川河口において最大2μg/L程度減少していた。これらの結果から、流域からの栄養塩流入負荷の削減と、アマモ場を含む干潟再生が、赤潮、貧酸素水塊の発生には有効であることがわかった。

### 5. 本研究により得られた主な成果

#### (1)科学的意義

降雨時の流出負荷を含めた年間の流出負荷量を精度高く算定する手法を確立し、梅田川に適用して算出することができた。また、これまで観測がなされていなかった、降雨時前後の水質変化について、降雨に伴う出水による栄養塩の供給、プランクトンの増殖、底層の貧酸素化現象を時系列的にとらえることができ、河川が流入する港湾域の貧酸素水塊と栄養塩濃度の状態を明らかにできた。アマモ場に関しては、これまでに単年生であるとされてきた三河湾東奥部のアマモ場が多年生の生活史を呈し、夏季の栄養塩浄化に寄与する可能性が高いことを明らかにできた。

コンパートメントモデルを用いて、水分流出モデルの各流出水の栄養塩濃度を推定する手法で、溶存態と懸濁態に分けた栄養塩流出モデルを構築することができた。この流出負荷モデルを三河湾の生態系モデルに組み込むことで、これまで困難であったChl-a濃度の再現が可能になった。開発した生態系モデルを用いて、負荷量の削減とアマモ場を含む干潟の造成効果を検討した結果、赤潮、貧酸素水塊の発生抑制に有効であることがわかった。

#### (2)環境政策への貢献

国土交通省中部地方整備局が事務局をしている伊勢湾再生会議において、本研究結果を受けて降雨時の流出負荷が重要との認識になり、伊勢湾流域陸域モニタリング計画の策定に本研究結果が貢献し、実際に伊勢湾に流入する一級河川での降雨時流出負荷調査が実施されている。

三河湾内の豊川河口域は、干潟の保全、アサリ漁場の確保、水質浄化機能の維持、港湾開発との両立など、近年の内湾環境問題を代表するいくつかの課題を有しており、伊勢湾再生会議でも重要な場所であると認識されている。三河湾東奥部のアマモ場の形成阻害要因が波浪であることを明らかにし、安価で容易なアマモ群落形成手法が適用できる可能性を示したこと、生態系シミュレーションモデルを用いて、負荷量の削減とアマモ場を含む干潟の造成が赤潮、貧酸素水塊の発生抑制に有効であることを示すことができ、伊勢湾再生推進会議において、「健全な伊勢湾」、「活力のある伊勢湾」を再生するための科学的裏付け根拠として利用する予定である。

## 6. 研究成果の主な発表状況

### (1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) 陸 眞姫、青木伸一、井上隆信、杉山佳幸：土木学会論文集B2(海岸工学), Vol. 66, No. 1, 361-365 (2010)  
「エスチュアリー循環による河口浅海域への栄養塩輸送に関する研究」
- 2) 青木伸一、矢部泰貴、Syamsidik、陸眞姫、井上隆信：土木学会論文集B2(海岸工学), Vol. 67, No. 2, I\_356-I\_360(2011)  
「内湾河口部浅海域の夏期の水塊構造と流れの特性」
- 3) Yuk J.H. and S. Aoki: Proc. of the 34th IAHR World Congress, 1165 - 1171 (2011)  
“Estuarine circulation and associated material transport in shallow waters around a river mouth”
- 4) 田中康平、青木伸一、Ernawaty Rasul、井上隆信：土木学会論文集B2(海岸工学), Vol. 68, No. 2 (採択済)(2012)  
「河湾奥での貧酸素水塊の発達特性と港湾域の影響について」

### (2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) 井上隆信、長屋圭治、横田久里子、氷見啓樹：第44回日本水環境学会年会(2010)  
「栄養塩流出モデルを用いた豊川における発生源別年間流出負荷量の算定」
- 2) 横田久里子、井上隆信、堀之内陽子、対馬孝治、堀雅彦：土木学会第65回年次学術講演会(2010)  
「三河湾湾奥への河川からの栄養塩流出負荷の評価」
- 3) 堀雅彦、井上隆信、横田久里子、対馬孝治、堀之内陽子：平成22年度土木学会中部支部研究発表会(2011)  
「三河湾湾奥への河川からの栄養塩流出負荷」
- 4) 近藤紘司、井上隆信、横田久里子：平成22年度土木学会中部支部研究発表会(2011)  
「三河湾における流入河川の懸濁態炭素と窒素の流出特性」
- 5) 矢部泰貴、青木伸一：平成22年度土木学会中部支部研究発表会(2011)  
「豊川河口沖の水塊構造に関する研究」
- 6) 森中悠真、横田久里子、井上隆信：第45回日本水環境学会年会(2011)  
「梅田川流域における畑地からの栄養塩流出特性の解明」
- 7) 横田久里子、井上隆信、下山諒、横川雅成：第23年度土木学会全国大会(2011)  
「梅田川における栄養塩年間流出負荷量の算出」
- 8) 東倉弘晃、井上隆信、横田久里子、長屋圭治：平成23年度土木学会中部支部研究発表会(2012)  
「梅田川における栄養塩流出モデルの開発」
- 9) 田中康平、青木伸一、Ernawaty Rasul：平成22年度土木学会中部支部研究発表会(2012)  
「三河湾湾奥部での貧酸素水塊の挙動に関する研究」
- 10) 助川由宇、横田久里子、井上隆信、大久保陽子：第46回日本水環境学会年会(2012)  
「愛知県豊橋市西ノ川への畑地からの栄養塩の流出」
- 12) 大曾根佑弥、井上隆信、横田久里子、第46回日本水環境学会年会(2012)  
「三河湾湾奥流域の栄養塩流出モデルによる汚濁負荷量の算定」
- 13) Ernawaty RASUL, TakanobuINOUE, Shinichi AOKI, Kuriko YOKOTA, The 46th annual Conference of

Japan Society on Water Environment (2012)

“Spatial distribution of nutrient in the eastern part of Mikawa Bay”

## 7. 研究者略歴

課題代表者: 井上 隆信

北海道大学大学院工学研究科修士課程修了、博士(工学)、現在、豊橋技術科学大学大学院工学研究科教授

研究参画者

(1): 井上 隆信 (同上)

(2) 1): 青木 伸一

1957年生まれ、大阪大学大学院工学研究科博士前期課程修了、工学博士、大阪大学工学部助手、現在、豊橋技術科学大学大学院工学研究科教授

2): 森口 朗彦

1961年生まれ、北海道大学大学院工学研究科修士課程修了、博士(工学)、現在、(独)水産総合研究センター 水産工学研究所水産土木工学部主幹研究員

3): 奥田 仁志

1952年生まれ、名古屋大学工学部合成化学科卒業、愛知県職員、現在、愛知県環境調査センター東三河支所長

4): 柘植朝太郎

1984年生まれ、三重大学大学院生物資源学研究科博士前期課程修了、生物資源学修士、現在、愛知県水産試験場

**B-0908 降雨に伴う流量増大時の栄養塩多量流入に対する内湾生態系の応答に関する研究**  
**(1) 流域からの流入負荷機構の解明に関する研究**

豊橋技術科学大学大学院工学研究科  
愛知県環境調査センター東三河支所

井上隆信  
奥田仁志

平成21～23年度累計予算額：12,030千円（うち、平成23年度予算額：3,801千円）  
予算額は、間接経費を含む。

**【要旨】** 降雨時には、平常時と比べて流量が増加するだけでなく栄養塩濃度も高くなることから、降雨時の栄養塩負荷量は多くなることがわかってきている。しかし、十分に流出負荷機構が解明されているわけではなく、内湾の生態系に与える影響を考えた場合、流入負荷量を正確に評価することは重要である。三河湾東奥部（渥美湾）に流入する河川では、一級河川の豊川の流量が多いが、栄養塩流入負荷では、梅田川、汐川、浜田川の比率が高いことを明らかにした。また、梅田川と浜田川を対象として、降雨時を含めた調査を実施し、年間の流出負荷量の算定を行い、流量の連続データが得られていない中小河川においても、降雨時の調査結果を用いて、降雨時を考慮した年間流出負荷量を算定した。伊勢湾の総量規制で用いられている点源のデータと面源の原単位から各河川の発生負荷量を算出し、流出負荷量と比較した。LQ式を用いて精度高く推計できた梅田川では、流出負荷量は、発生負荷量の窒素で3.8倍、リンで4.0倍となり、発生負荷量を大幅に上回った。また、発生負荷量は平水時の観測値から算定した流出負荷量とほぼ同程度の値となり、発生負荷量には降雨時の流出負荷が考慮されていないことがわかった。栄養塩流出負荷モデルに関しては、コンパートメントモデルを用いて、気象データ、土地利用データ、高度データを入力データとして、水分流出モデルを決定し、水分流出モデルの各流出水に栄養塩濃度を推定する式を付加することで、溶存態と懸濁態別に推計するモデルを構築した。このモデルを用いて、土地利用別の流出負荷量を算定したところ、梅田川流域では畑地等からの流出負荷の比率が高く、降雨量や降雨強度などによって異なるが、窒素で50%程度、リンでは70～80%程度と見積もられた。

**【キーワード】** 流入負荷、降雨時、非特定汚染源、窒素、リン

## 1. はじめに

河川から内湾への栄養塩の流出負荷量は、降雨時に流量とともに濃度も高くなることから平水時と比べて大きくなる<sup>1)</sup>。内湾への流入負荷量の算定には、降雨時の流出負荷を精度よく求める必要があるが、降雨時の水質変化に関する研究例は少ない。また、非特定汚染源からの流出負荷が多いことも指摘されている<sup>2)</sup>。このため、降雨時も含めた観測事例を増やすとともに、降雨時の観測には多大な労力が必要なことから、降雨時の流出負荷も含めたシミュレーションモデルの開発も重要になる。また、降雨時に増大する栄養塩の排出源についても明らかにする必要がある。

## 2. 研究開発目的

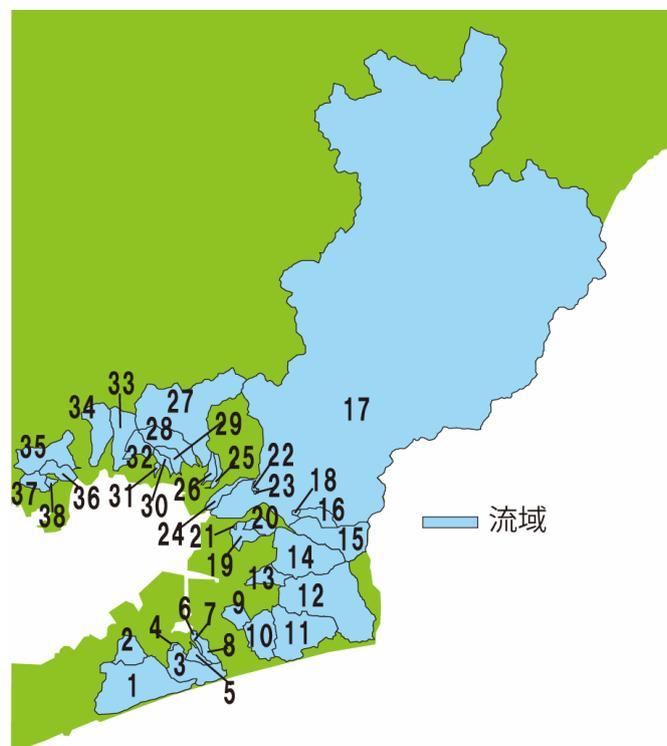
渥美湾への栄養塩の流出負荷が多い梅田川水系において、降雨時観測を実施し、降雨時の水質変化を明らかにする。これらの調査結果をもとにして、渥美湾に流入する栄養塩の年間流出負荷量を算定することと、降雨時も含めた栄養塩の濃度変化を再現可能なシミュレーションモデルの構築を行うことも目的とした。

## 3. 研究開発方法

### (1) 河川からの栄養塩流出負荷調査

まず、渥美湾に流入するすべての38河川で定期調査を実施した。調査河川の流域を図(1)-1に示した。定期調査では、平水時に月1回の観測を行った。

定期調査の結果、流入負荷量が多かった梅田川（流域12）及びその支川である浜田川（流域11）を対象として、2010年と2011年に詳細調査を実施した。梅田川での降雨時調査は、2010年4月～10月の期間中に実施した。豊橋の日降雨量が10mmを越えるものをターゲットにし、降雨開始から降雨の影響がなくなるまでを1時間間隔で採水を行った。調査日に関しては表(1)-1に豊橋の降水量と共に示す。浜田川では、定期採水時調査を2009年5月～2011年7月の間、月1回の頻度で実施し、降雨時調査を2009年9月15日～16日（イベント1）、9月29日～30日（イベント2）、10月7日～8日（イベント3、台風時）、12月10日～12日（イベント4）、2010年10月29日～31日（イベント5、台風時）、12月13日～14日（イベント6）、2011年5月10日～13日（イベント7）、5月26日～30日（イベント8、台風時）、6月16日～17日（イベント9）および7月19日～21日（イベント10、台風時）の計10回実施した。



図(1)-1 定期調査対象河川の流域と流域番号

表(1)-1 梅田川降雨時調査の調査日  
(2010年)

調査日	総降雨量(mm)
4/12～13	11.0
4/20～21	16.5
4/22～23	39.0
4/27～28	47.0
5/11～12	5.5
6/15～16	52.0
6/18～19	71.0
6/23～24	26.0
7/3～4	29.5
7/11～12	11.0
7/29	42.0
8/11～12	49.5
9/16～17	61.0
9/28～29	81.0
9/30～31	19.0
10/9～10	81.5
10/28～29	39.0
10/30～31	114.0

水質の分析項目は、懸濁物質濃度(SS)、全窒素(T-N)、溶存態窒素(D-N)、硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N)、亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N)、アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)、全リン(T-P)、溶存態リン(D-P)、リン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P)である。懸濁態窒素(P-N)及び懸濁態リン(P-P)については、それぞれT-NからD-Nを、T-PからD-Pを差し引いて求めた。

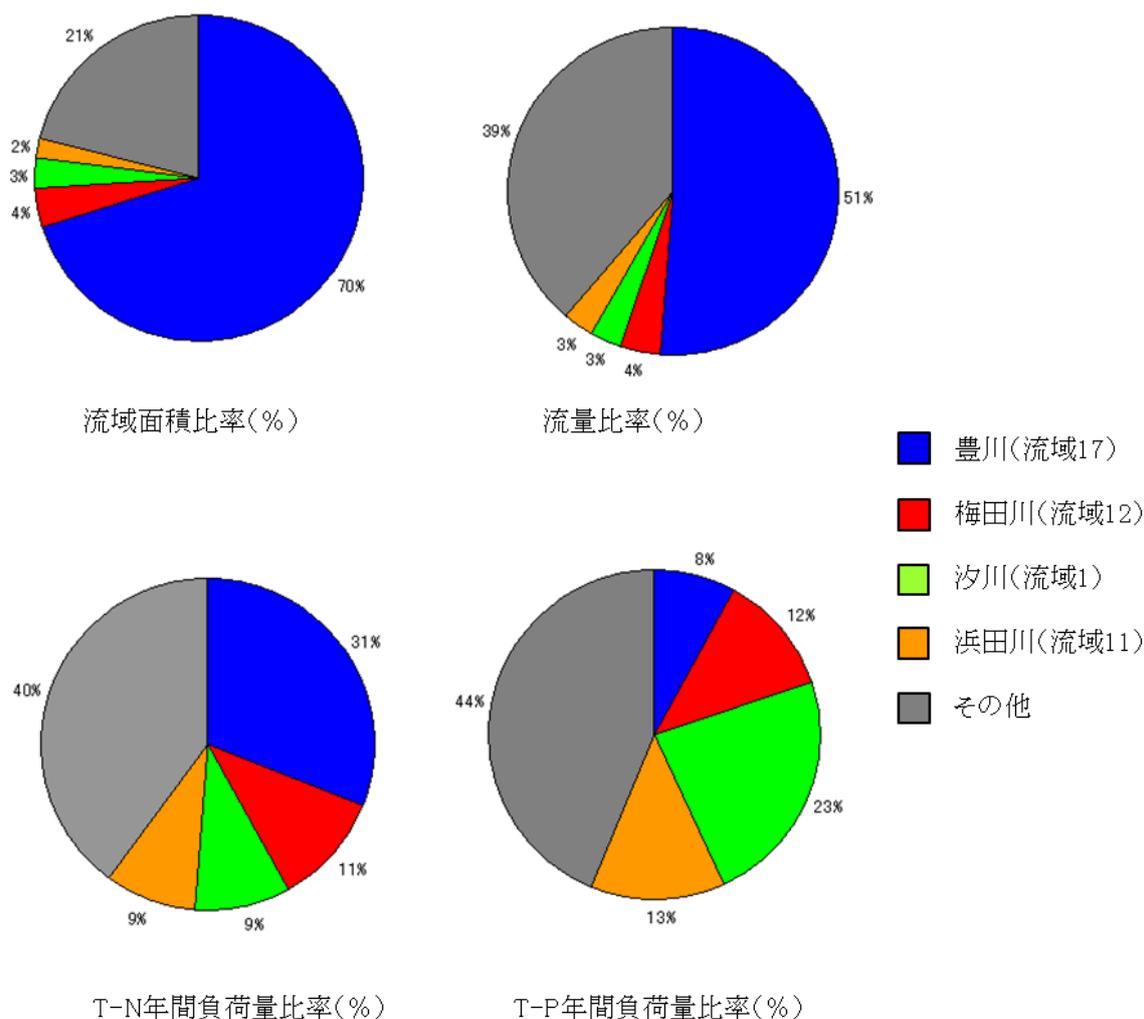
## (2) 河川からの流出負荷モデルの構築

梅田川を対象として、流出負荷モデルの構築を行った。気象データ、土地利用、高度、点源からの排出負荷量を入力データとして、コンパートメントモデルにより、1時間単位の栄養塩の流出負荷量を溶存態と懸濁態別に算定可能なモデルとした。

## 4. 結果及び考察

### (1) 河川からの栄養塩流出負荷調査

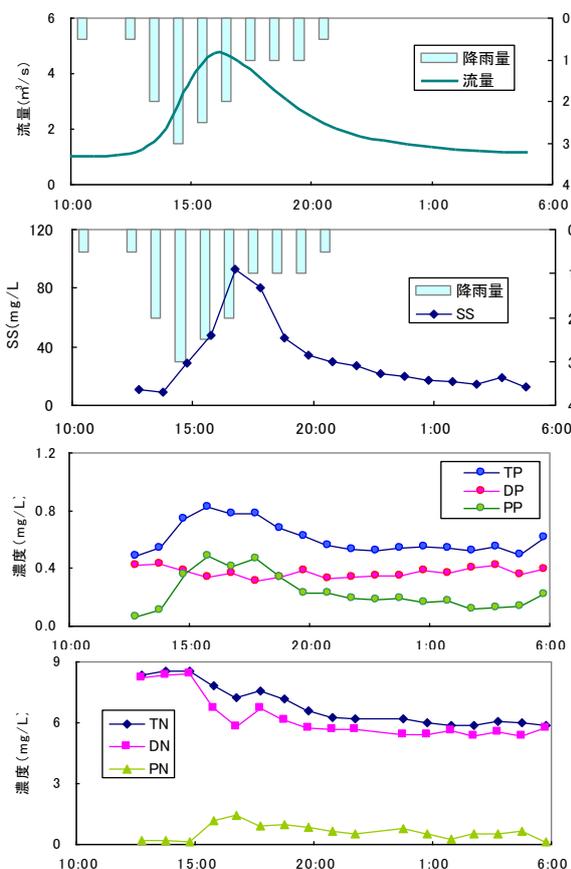
渥美湾に流入する河川の定期調査結果を基に、河川別の栄養塩流出負荷量を算定した。その結果を、流域面積、流量と共に図(1)-2に示す。流域面積は、豊川(流域17)が70%と大部分を占めており、次に大きい梅田川でも4%である。流量は豊川の比率が51%になり、流域面積の比率より



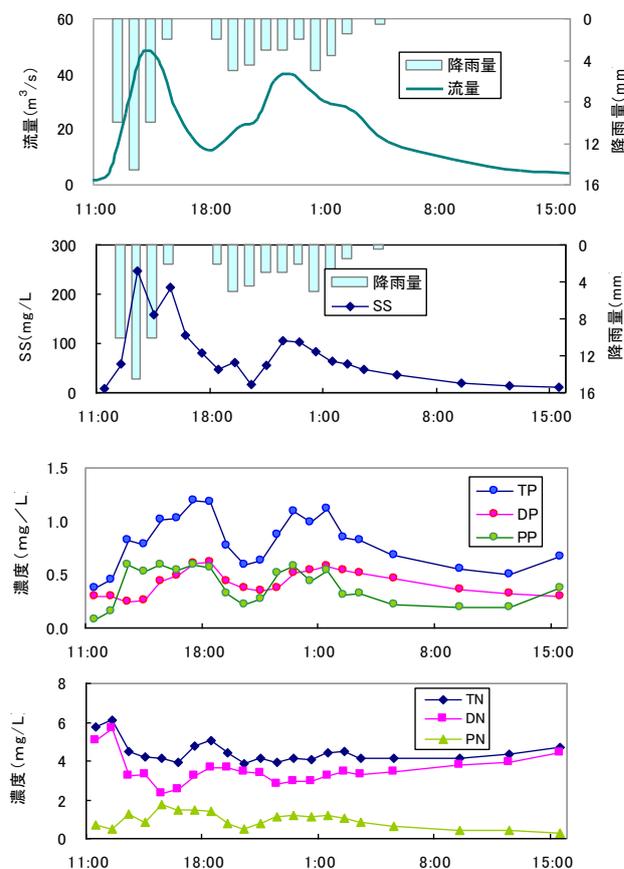
図(1)-2 渥美湾栄養塩流入負荷量、流域面積、流量の比率

小さくなっている。これは、豊川は、豊川用水によって取水され、主に流域の農地で利用されている。この利用された水は、再び豊川に戻るのではなく、流域の中小河川を通じて三河湾に流入している。このため、豊川の流量比率が流域面積比率より小さくなったものと考えられる。T-N負荷量では、豊川の比率は流量より小さく、31%になった。また、T-Pではさらに小さく、8%であった。これに対して、梅田川はT-N負荷量で11%、T-P負荷量で12%となり、T-Pでは豊川より大きくなっている。汐川（流域1）も同様に、T-Nで9%、T-Pでは23%になっている。これらは、豊川の栄養塩濃度が低いのに対して、梅田川や汐川を含む中小河川の栄養塩濃度が高いためである。渥美湾に流入する一級河川は豊川だけであり、流量や水質の観測が実施されていることから、今まで、三河湾のモデルの入力には一級河川のみが使用されていた。しかし、一級河川だけの流入負荷では、過小評価であり、中小河川からの栄養塩流入負荷を正確に算定する必要があることがわかった。

梅田川での降雨時の水質変化の一例として、図(1)-3に2010年4月20日の降雨による水質の経時変化を示した。降雨に伴い流量が増加すると、SS濃度が増加し、P-N濃度、P-P濃度が高くなった。これに対して、溶存態のD-N、D-P濃度は減少している。これは、溶存態栄養塩濃度が高いため、降雨によって希釈される影響が大きいことによると考えられる。また、窒素では、懸濁態栄養塩よりも溶存態栄養塩濃度が高いためT-N濃度はD-N濃度と同様の傾向を示したのに対して、リンは懸濁態の濃度が高いためT-P濃度はP-P濃度と同様の変化を示した。図(1)-4には、2010年6月18日の降雨時調査の結果を示す。この降雨では、いったん止んだ後再び降雨があったため、二山にな



図(1)-3 4月20日の降雨時の水質変化

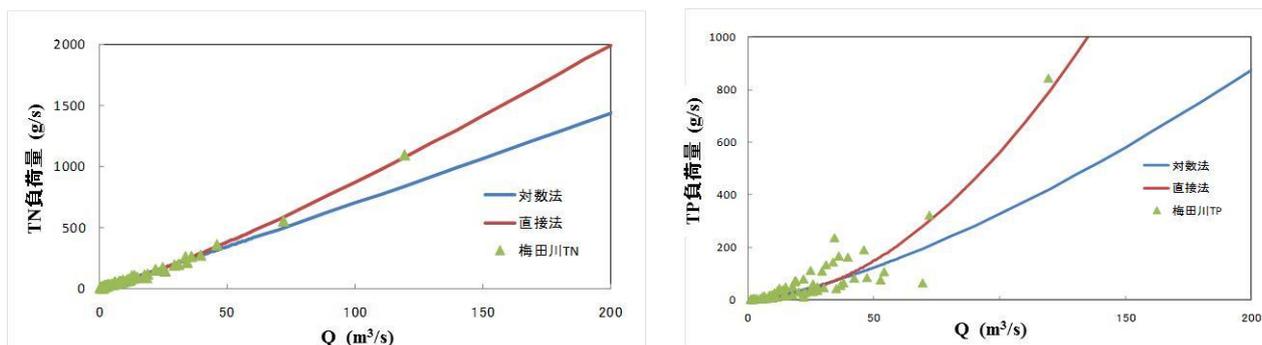


図(1)-4 6月18日の降雨時の水質変化

っているが、それに対応して、SS濃度と懸濁態栄養塩濃度についても二山になっている。他の降雨時においても同様の傾向が見られ、降雨に伴う流量増大時には、特にリンで負荷量が大きくなるのが本調査結果でもわかった。

流出負荷量の算定手法には種々の手法があるが、LQ式の対数法(推定方法②)と直接法(推定方法③)について、梅田川のデータを用いて比較検討を行った。また、比較のために、流量・濃度一定法(推定方法①)についても年間負荷量を算定した。図(1)-5には、流量とT-NとT-Pの負荷量の関係と推定方法②と推定方法③のLQ曲線を示した。また、表(1)-2には、LQ式のパラメータを示した。推定方法②、③の相関係数はT-Nでともに0.99、T-Pで推定方法②が0.89、推定方法③が0.90と高く、これらの近似曲線の実際の流量一負荷量をプロットした点との相関性は高い。しかし、高流量時の対応を見ると推定方法③のほうが、より適応していると考えられる。流出型は、一般にn値によって、洗い出し型( $n>1$ 、流量増加に伴い、濃度増加する)、希釈型( $n<1$ 、流量増加に伴い、濃度低下する)及び濃度一定型( $n=1$ 、濃度がほぼ一定)の3型に分類される。n値についてはT-N、T-P推定方法②、③共に $n>1$ であり、洗い出し型であった。他の中小河川では、流量の連続データが測定されておらず、また、十分な降雨時調査も実施できなかったが、降雨に伴う流量増大時に観測を実施し、一雨降雨の負荷量を算定した。この一雨降雨の負荷量と降雨量の関係から、他の降雨時の負荷量を推定し、基底負荷量に加算する手法(推定手法④)で、負荷量の算定を行った。

表(1)-3には、推定方法①(流量・濃度一定)、推定方法②(LQ式対数法)、推定方法③(LQ式直接法)、推定方法④(基底流出負荷に降雨時流出負荷を加算)で求めた年間負荷量と流量を示した。T-Nの流出負荷量は、推定方法②及び③のLQ式による算定値が高くなった。推定方法①を求めるための定期調査は平水時に実施していることから、流量もLQ式に比べて一桁低くなっており、降雨に伴う負荷量の増加分が含まれていないためと考えられる。推定方法④は、降雨時の負荷量を考慮しているが、降水量が多い場合の負荷量増加を十分反映できていないため、LQ式による負荷量より小さくなったと考えられる。LQ式による負荷量では、推定方法②が大きくなった。指数nの値は、推定方法③が推定方法②より、T-N、T-Pとも大きく、流量増大時には推定方法③の流出負荷量が大きくなった。逆にcの値は推定方法②が大きく、平水時の負荷量は推定方法②で大きくなった。2009年度の流出負荷量では、降雨時よりも平水時の寄与分が大きかったため、このような結果となった。



図(1)-5 流量とTN、TP負荷量の関係

表(1)-2 LQ式の係数(推定方法②、③)

	推定方法②(対数法)		推定方法③(直接法)	
	c	n	c	n
TN	5.86	1.03	3.39	1.20
TP	0.47	1.42	0.08	1.93

表(1)-3 梅田川の推定方法別流出負荷量と流量

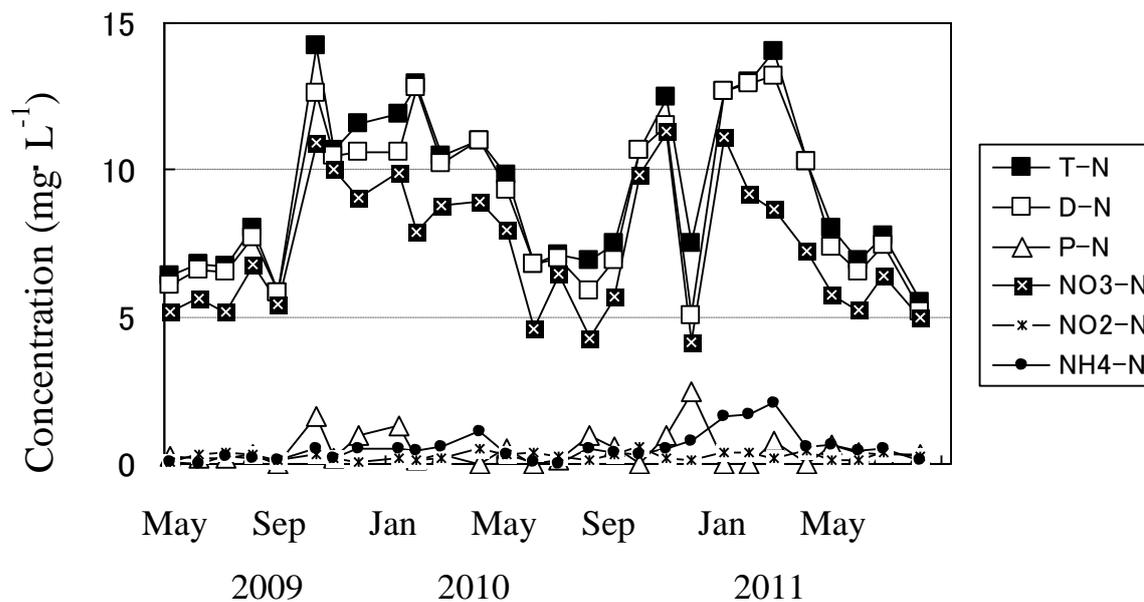
2009年度	推定方法①	推定方法②	推定方法③	推定方法④
TN(t/year)	271	1449	1212	756
TP(t/year)	18	276	171	84
Q(m³/year)	$4.6 \times 10^7$	$2.3 \times 10^8$	$2.3 \times 10^8$	-

次に浜田川での観測結果について示す。2009年5月から2011年7月までの間、月1回実施した平水時調査の結果について、図(1)-6及び図(1)-7に各月の濃度変化を示した。平水時においてはT-N、T-Pに対するD-N、D-Pが占める割合が高く、D-N中の $\text{NO}_3\text{-N}$ が占める割合及びD-P中の $\text{PO}_4\text{-P}$ が占める割合も共に高かった。浜田川のT-N、T-P濃度は渥美湾における海域の環境基準(Ⅲ類型：T-N濃度0.6mg/L、T-P濃度0.05mg/L)の10倍以上の値であった。T-N、D-N、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は冬季に上昇する傾向にあり、流量の多い時期にはT-N、D-N、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は低下し、P-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は増加する傾向にあった。

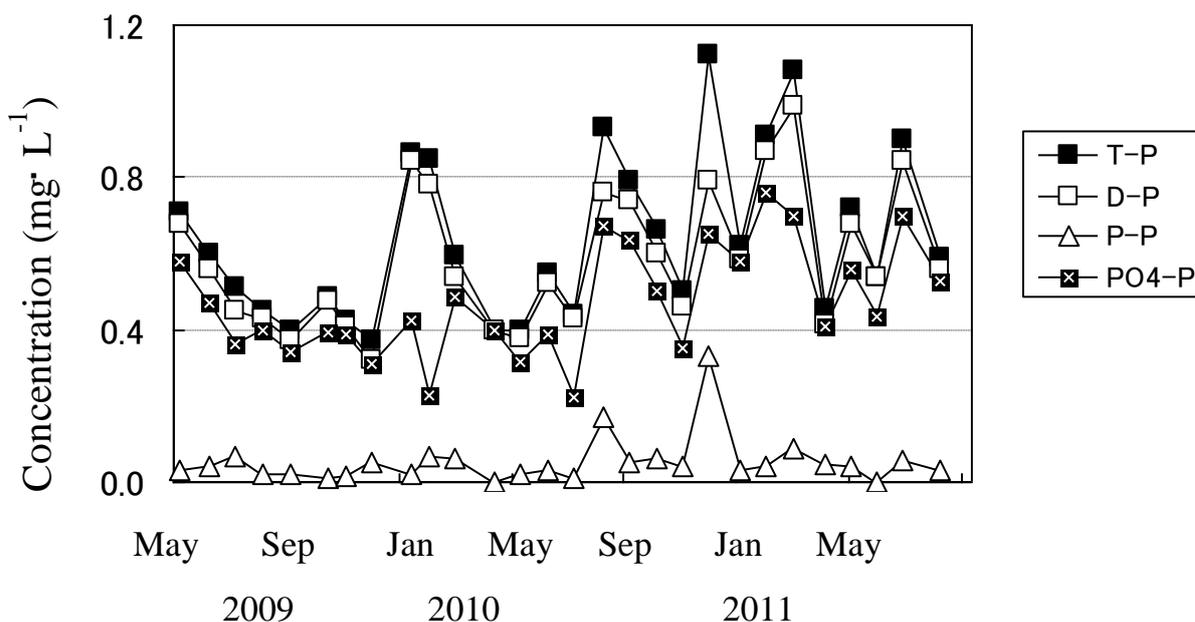
降雨時調査の例として、2010年10月29～31日の降雨時の降水量、流量、SS、各態窒素、各態リンの濃度変化を図(1)-8に示した。総降雨量は72.5mmで10月30日5時に最大時間降雨12.0mmであった。29日10時の初期流量は $0.64\text{m}^3/\text{s}$ 、流量のピークは $30.5\text{m}^3/\text{s}$ であり、約48倍の流量となった。流出率を降水量と降雨時の流量の増加から求めると、流出率は約58%であった。SS濃度のピークは流量のピークとほぼ同時刻であり、SSの初期濃度、ピーク濃度は、 $4.0\text{mg}/\text{L}$ 、 $880\text{mg}/\text{L}$ で約220倍の濃度で流出していた。T-Nの初期濃度、ピーク濃度はそれぞれ $9.6\text{mg}/\text{L}$ 、 $16\text{mg}/\text{L}$ で約1.7倍の濃度となっていた。D-Nの初期濃度は $8.9\text{mg}/\text{L}$ であったが、流量のピーク時に $6.6\text{mg}/\text{L}$ まで減少した。P-Nは初期濃度、ピーク濃度はそれぞれ $0.66\text{mg}/\text{L}$ 、 $9.7\text{mg}/\text{L}$ で約15倍になっていた。このときTNに占めるP-Nの割合は61%と高かった。T-Pの初期濃度、ピーク濃度はそれぞれ $0.76\text{mg}/\text{L}$ 、 $5.7\text{mg}/\text{L}$ で約7.5倍の濃度となっていた。DPの初期濃度、ピーク濃度はそれぞれ $0.70\text{mg}/\text{L}$ 、 $1.4\text{mg}/\text{L}$ で約2.0倍となっ

ていた。P-Pの初期濃度、ピーク濃度はそれぞれ0.06mg/L、4.7mg/Lで約78倍となっていた。このときT-Pに占めるP-Pの割合は82%と高かった。

これらの調査結果をもとにして、年間流出負荷量を求めるために、河川の負荷量－流量曲線（LQ式）を平水時及び降雨時のデータをプロットして作成した。一般的にLQ式は、 $L=c \cdot Q^n$ で表される。Qは比流量（ $m^3/s/km^2$ ）、Lは比流出負荷量（ $g/s/km^2$ ）、c、nは係数である。得られたLQ式のc値とn値を表(1)-4に示した。TN負荷量はn値がほぼ1であった。D-N負荷量のn値は1よりわずかに小さく、希釈型であることがわかった。P-N負荷量のn値は1より大きく、洗い出し型であったが、相関はT-N及びD-N負荷量に比べ悪かった。T-P、D-P及びP-P負荷量のn値はいずれも1より大きく、洗い出し型であった。特に、P-P負荷量のn値は1.90と強度の洗い出し型を示し、降雨流出時に多量の負荷が流出することがわかる。

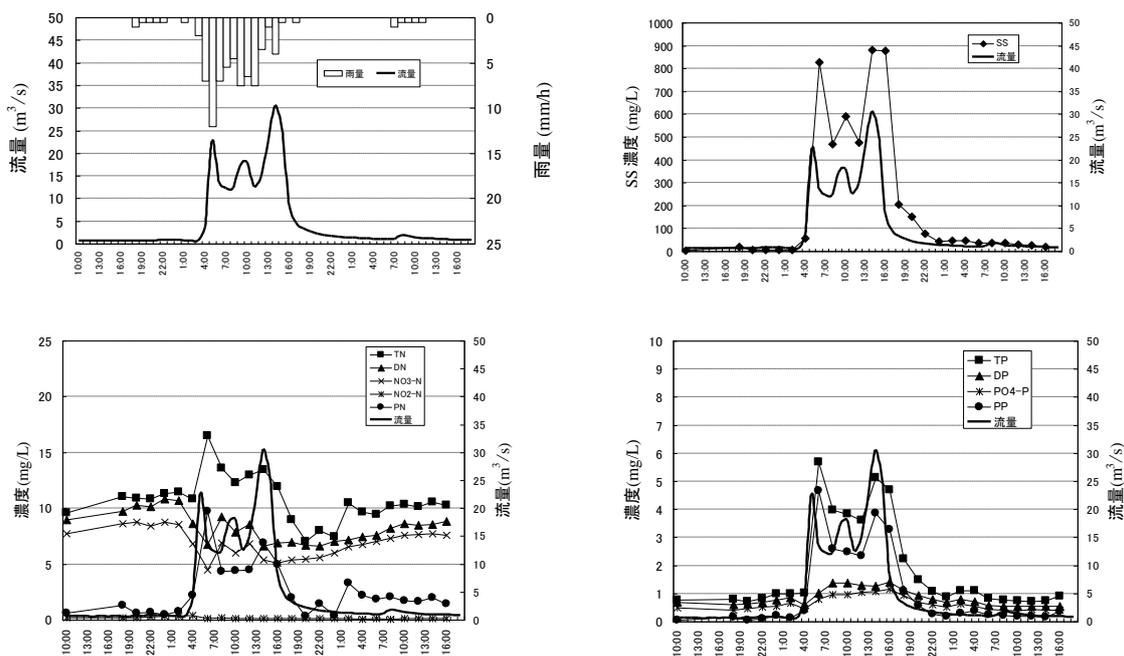


図(1)-6 月別の平水時各態窒素濃度の推移



図(1)-7 月別の平水時各態リン濃度の推移

これらの調査結果より求めた流出負荷量について、図(1)-9には、環境省の平成16年度発生負荷量等算定調査報告書から求めた各河川の発生負荷量の算定値、推定方法①と降雨時を考慮した推定による流出負荷量を窒素とリンについて示した。降雨時を考慮した推定方法は、複数回の降雨時調査を実施できた梅田川と豊川では推定方法③による負荷量を、他の河川では推定方法④の負荷量を示した。窒素の発生負荷量は降雨時の流出負荷が含まれていない推定方法①と同程度であったが、梅田川、豊川、西の川（流域10）+浜田川では降雨時を考慮した流出負荷量は発生負荷量



図(1)-8 降雨時の水質濃度変化(2010年10月29-31日)

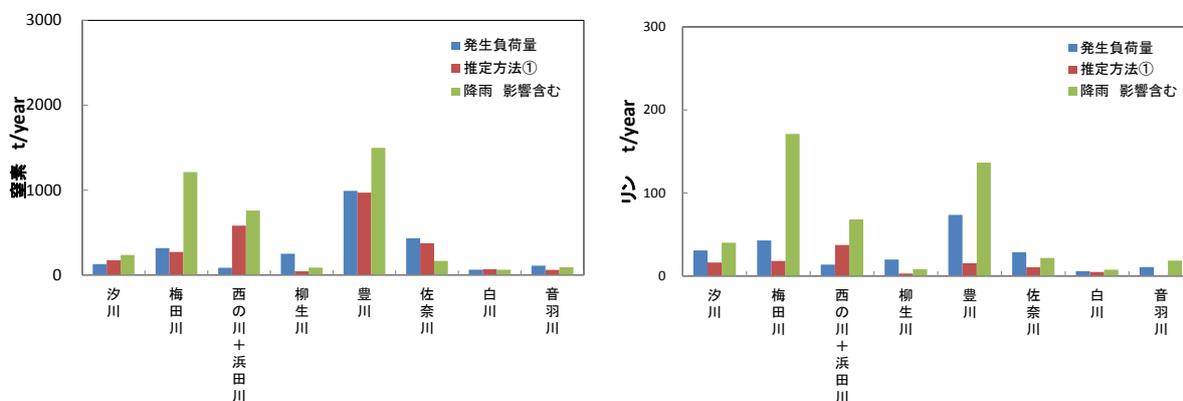
よりも大きくなり、特に梅田川は約3.8倍となり、現在の原単位による発生負荷量は過小評価の可能性がある。リンの発生負荷量は推定方法①より大きい、降雨時を考慮した負荷量よりも小さくなった。特に、梅田川では、発生負荷量の約4.0倍となった。

(2)河川からの流出負荷モデルの構築

流域の各データを求めるためにまず、GIS(ArcGIS9.3、ESRI)を用いて計算流域を決定し、500mメッシュに区切った。流域は数値地図25000(空

表(1)-4 LQ式のパラメータと相関係数

項目	n	c
T-N	1.02	9.34
D-N	0.86	4.85
P-N	1.72	5.10
T-P	1.47	3.57
D-P	1.24	1.29
P-P	1.98	2.57



図(1)-9 各河川の発生負荷量と流出負荷量の推定値

間データ基盤)の50mメッシュ標高を基に落水方向を求め、順流部の再下端で水位計を設置している畑ヶ田橋の集水域を計算した。各メッシュのデータ(降雨量、気温、風速、日射量、日照時間、湿度)をメッシュごとに入力し、各メッシュの周囲4方向のメッシュとの標高を比較し最も勾配のある方向へ水が流れるとしてメッシュ間の落水方向を求めた。

本研究では土壌部分を鉛直方向にA、B、Cレイヤの3層、河川部分にRレイヤを想定した水分流出モデルとした。土壌部分のA、B、Cレイヤにはそれぞれ水平方向、鉛直方向の流出があり水平方向の流出はすべて落水方向に従い、次のメッシュのRレイヤに流入することとした。鉛直方向の流出はA、Bレイヤの場合、その下層のレイヤが水で飽和していなければ下層のレイヤに移動するものとした。Cレイヤの鉛直方向の流出はそのまま地下水になることとした。また、降水による水分はAレイヤにのみ流入し、Aレイヤに水が存在する場合はAレイヤから蒸発、Aレイヤに水がなくBレイヤに水がある場合はBレイヤから蒸発するものとし、A、Bのどちらのレイヤにも水がない場合、蒸発はないものとした。また、流域内に用水が存在するため該当するメッシュのAレイヤに入力した。各メッシュの蒸発量は地表面における熱収支式を用いて計算した。

流量の計算では豊川で用いられたパラメータを初期値として与えた。愛知県によって行われている流量観測結果と、1時間ごとの観測水位から水位流量曲線を用いて1時間ごとの流量を算出しその値を観測流量とした。この値と一致するように梅田川の未知のパラメータ値(水平・鉛直透水係数 $\alpha$ )を試行計算により求め、このパラメータ値を用いて2008年の梅田川における流量を計算しモデルの適応性を検証した。また、2008年の流量に一致するパラメータ値を求める際に以下の評価基準を用い、各基準で誤差が最小となるようにした。

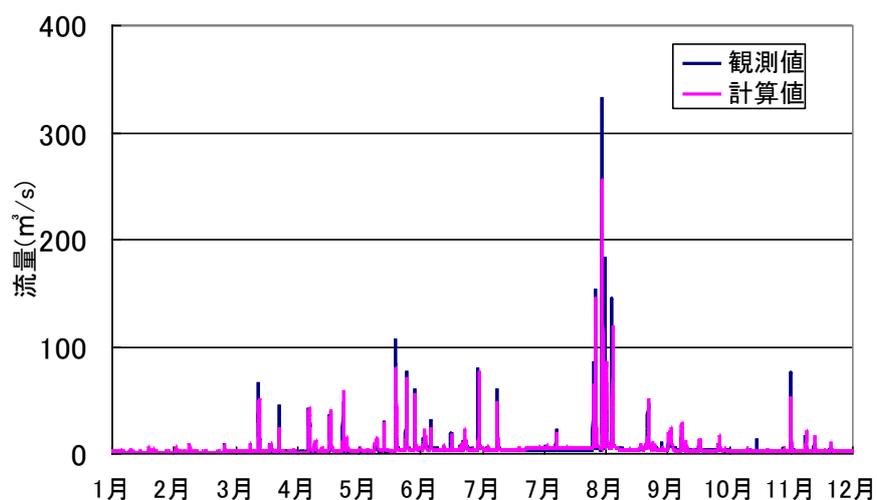
1) 平均2乗誤差平方根 
$$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (Q_{ot} - Q_{st})^2}$$

2) 相対誤差の平均2乗平方根 
$$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n \frac{(Q_{ot} - Q_{st})^2}{Q_{ot}^2}}$$

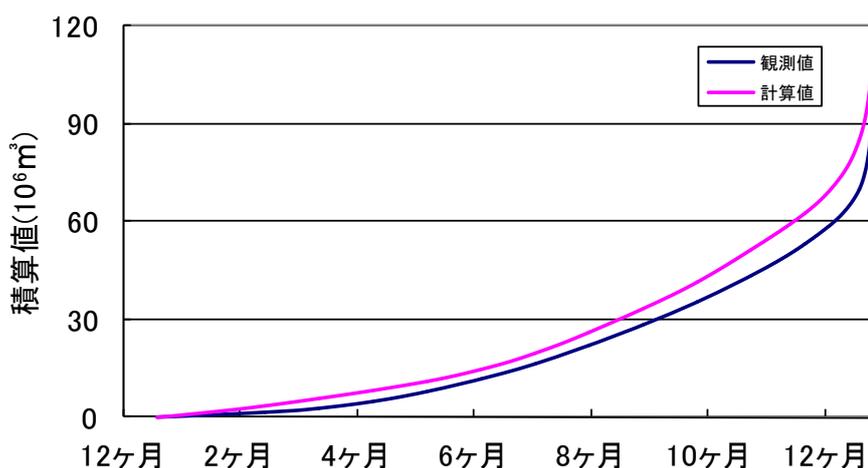
ここで、 $n$ :データ数、 $Q_{ot}$ :流量の観測値(m/sec)、 $Q_{st}$ :流量の計算値(m/sec)である。

まず、2008年の流量をシミュレーションし、観測値に最も適合する未知のパラメータの値を求めた。図(1)-10に評価基準によりフィッティングした2008年の年間流量計算結果、図(1)-11にその積算流量を示す。ここでの結果はもっとも再現できている平均2乗誤差平方根のみ示す。平水時や小さな降雨ピークについてはどの評価基準を用いても精度よく再現できたといえる。しかし、8月の大きな洪水の前後にある洪水ピークについては相対誤差の平均2乗平方根を用いると精度よく再現できない結果となった。モデルに入力する降雨データとしてはレーダーアメダス解析雨量を用いているが、このデータは1時間雨量であり、計算ステップは1分なので1時間の降雨量を1分間の降雨量に換算して用いている。そのため、1時間より短期間の間に集中して降雨があった場合は実際のピーク流量より小さい計算値となる可能性がある。そのため今回のように大きな洪水ピーク前後にこのような差が発生したと考えられる。

これらより、平均2乗誤差平方根を用いた場合、低水時の流量を若干過大評価したがピーク流量、年間総流量は最も精度よく再現できることがわかった。また、栄養塩の多くは降雨時に流出することが報告されている。そのため平均2乗誤差平方根を用いてフィッティングを行ったパラ



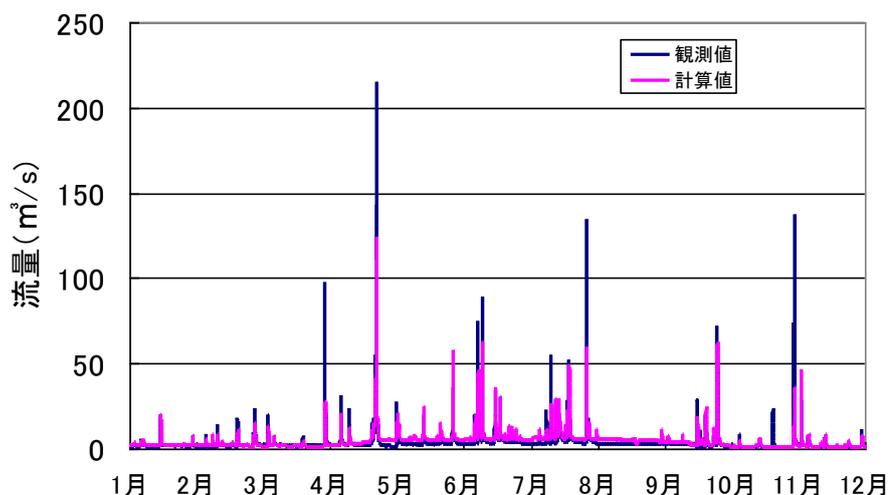
図(1)-10 平均2乗誤差平方根を用いた流量算出結果



図(1)-11 平均2乗誤差平方根を用いた積算流量

メータ値を栄養塩流出モデルに使用することとした。

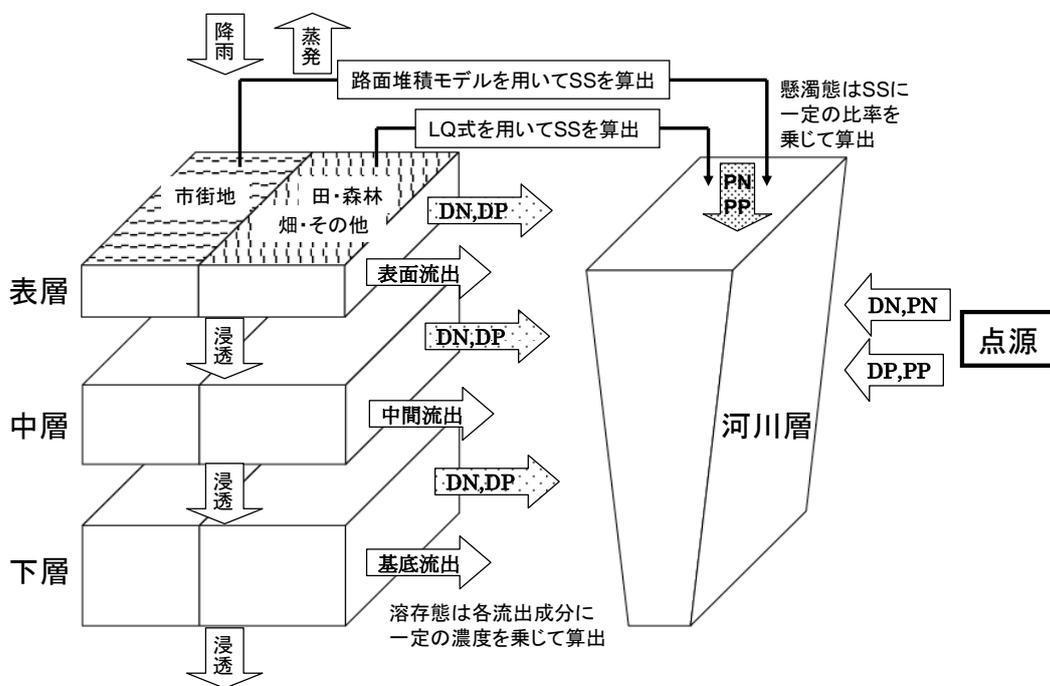
次に平均2乗誤差平方根を用いて2008年の流量にフィッティングさせたパラメータ値を用いて2009年の流量を計算し水分流出モデルの精度を検証した。図(1)-12は2009年の年間流量の再現結果である。これを見ると、平水時や小さな流量ピークは精度よく再現できているが年数回の大きな洪水ピークは実測流量より小さな計算結果となった。特に、観測値で $100\text{m}^3/\text{s}$ を超える洪水ピークは再現率が低い結果となった。これは先ほどのパラメータフィッティングの際に起こったデータ間隔によるものが原因と考えられる。実際に、4月14日と8月10日は同程度の降雨が豊橋気象観測台にて観測されているが前者は降雨の集中が見られたが、後者は少量の雨が長時間続くものだった。したがって、4月の降雨では再現性が低くなる結果となった。



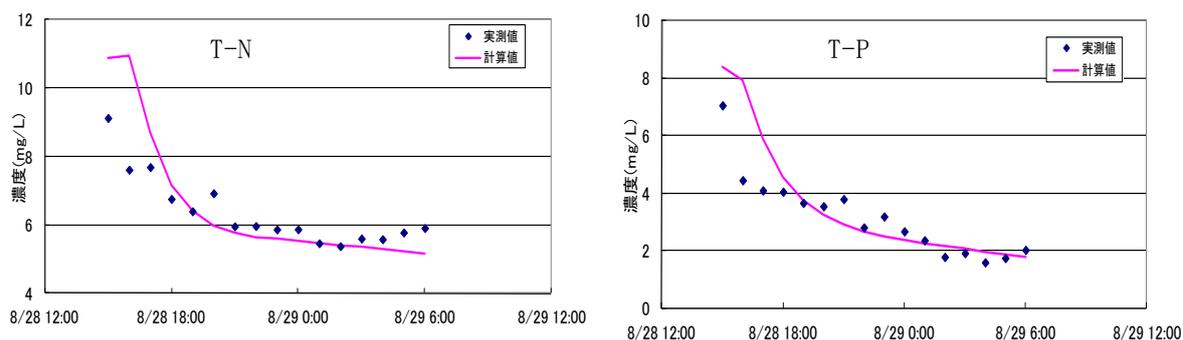
図(1)-12 2009年年間流量算出結果

前述の水分流出モデルにより計算した各層からの水分流出量を基に栄養塩流出モデルを構築した。図(1)-13にモデルの概要を示す。栄養塩流出モデルで計算対象とした物質はD-N、P-N、D-P、P-P、SSである。D-N、D-Pの流出量は各層の各土地利用からの水平方向の水分流出成分に一定の濃度を乗じて算出した。

SSの流出量は土地利用に応じて算出方法を使い分けて算出した。土地利用が建設用地の場合は路面堆積モデル、それ以外の土地利用の場合はLQ式を用いて算出した。P-N、P-Pの流出量はそ



図(1)-13 栄養塩流出モデルの概要



図(1)-14 降雨時におけるパラメータフィッティング結果

れぞれ SS の中に一定の割合で存在していると仮定し、SS の流出量に一定の比率を乗じて算出した。ここで、D-N と P-N の合計を T-N、D-P と P-P の合計を T-P とした。また、これらの土壌層から流出した汚濁物質は水分流出モデルと同様に落水方向のメッシュの河川層に流入し運搬されることとした。点源からの窒素、リン流出は環境省による発生負荷量等算定調査報告書の値を用いた。このデータは市町村、流入する河川（支流）ごとに発生源別の負荷量が記載されているので点源からの窒素、リン流出量を当該メッシュの河川層に加えた。

水分流出モデルによって算出した各層からの流量を基に、栄養塩流出モデルによって D-N、P-N、D-P、P-P、SS の流出量を算出した。栄養塩流出モデルのパラメータは畑地等以外のパラメータは過去の研究より豊川の栄養塩流出モデルの値を用いた。畑地等については降雨時にあわせてフィッティングを行うことにした。降雨時のフィッティングは 2008 年 8 月 28 日の降雨時調査結果をもとに行った。ここで、パラメータ数を減少させるため路面堆積負荷流出モデルに関するパラメータは文献値を用いた。図(1)-14 に 2008 年 8 月 28 日の降雨におけるパラメータフィッティングの結果を示す。T-N、T-P ともにおおむね実測と一致した。

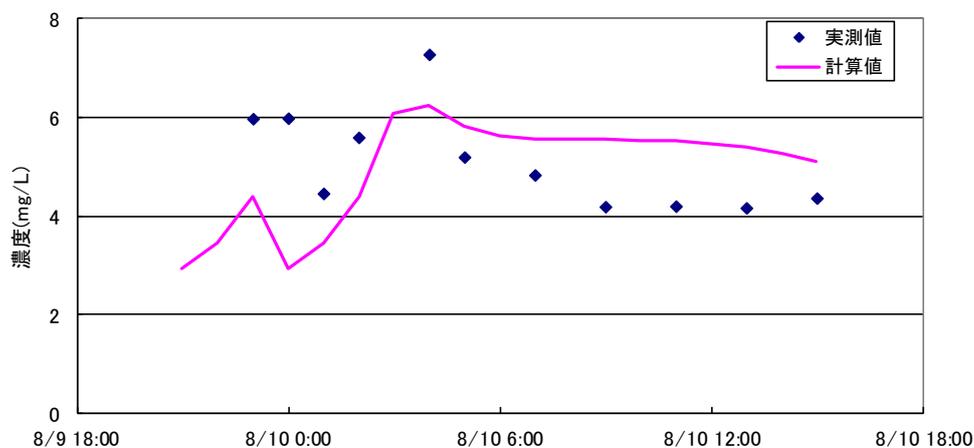
次に、2008 年 8 月 28 日の降雨時水質にフィッティングさせたパラメータ値を用いて 2009 年 8 月 10 日と 2009 年 10 月 7 日の降雨時水質を計算し、モデルの再現性を検証した。8 月 28 日の降雨は時間雨量が 60mm を超え 226mm/日にも達する大きな降雨イベントだったのに対し、2009 年 8 月 10 日の降雨は最大時間雨量 32mm、44mm/日、2009 年 10 月 7 日の降雨は最大時間雨量 10mm、58mm/日とかなり異なる降雨形態である。図(1)-15～図(1)-21 に 2009 年 8 月 10 日、図(1)-22～図(1)-28 に 2009 年 10 月 7 日の降雨時水質の再現結果を示す。

まず、2009 年 8 月 10 日の結果では、T-N、T-P、SS をみると T-P、SS については実測値の挙動とよく一致しているが、T-N については降雨の降り始めでの濃度が低下していることがわかる。また、P-N、P-P は概ね実測値に一致したが、D-N、D-P は過小評価する結果となった。D-P については、降雨時の挙動の再現は成功しているが全体的な濃度が低く、D-N については、雨の降り始めでの濃度低下が再現できていない。そのため、特に T-N の再現性の低下が起こる結果となった。これは、降雨期間が短いと入力された値の影響が大きくなり、実際の濃度低下時刻よりも早い段階で濃度が減少してしまうためである。

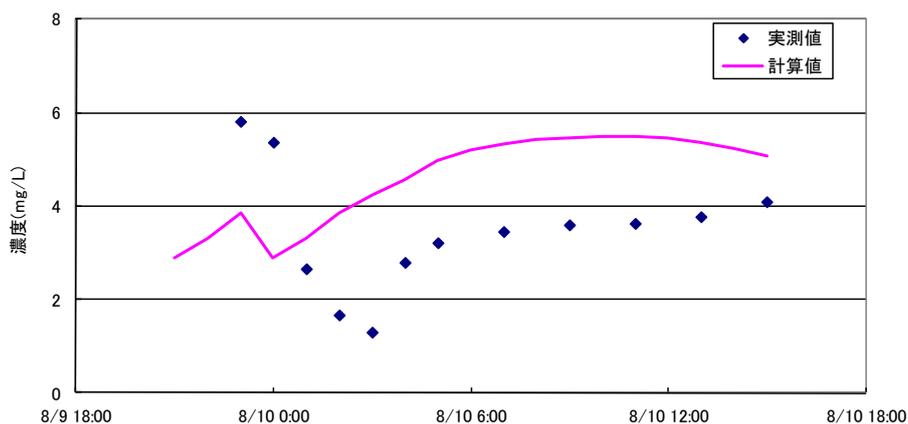
次に 2009 年 10 月 7 日の結果では、P-N、D-P、SS の値に再現性の低下が見受けられた。これは降雨自体が少量であり、モデル内での計算の際に表面層からの水分が鉛直方向より水平方向に多

く移動したためである。さらに、表面流出よりも中間流出や基底流出から多くの栄養塩が流出するため、相対的に濃度が低下したと考えられる。これによりこの栄養塩流出モデルは、降雨の形態により再現性に差が出るのがわかった。しかし年間で換算するとこの差は非常に小さいものであるため年間負荷量算出の際は大きな影響はないものと判断した。

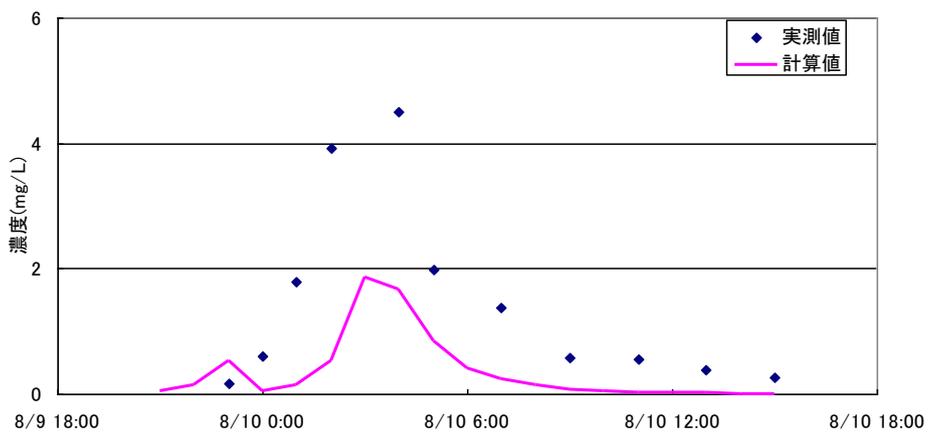
今回2つの大きく異なる降雨時水質を計算したがT-P、SSはどちらも精度よく再現することができた。D-N、D-Pは一方の降雨時で過小評価する結果となったが、年間で換算するとこの差は非常に小さいものであるため、どちらの降雨時においてもT-N、T-Pは実測値とよく一致している。よって、一部適応できない降雨形態があるが、概ね精度よくT-N、T-P負荷量を算定できることがわかった。



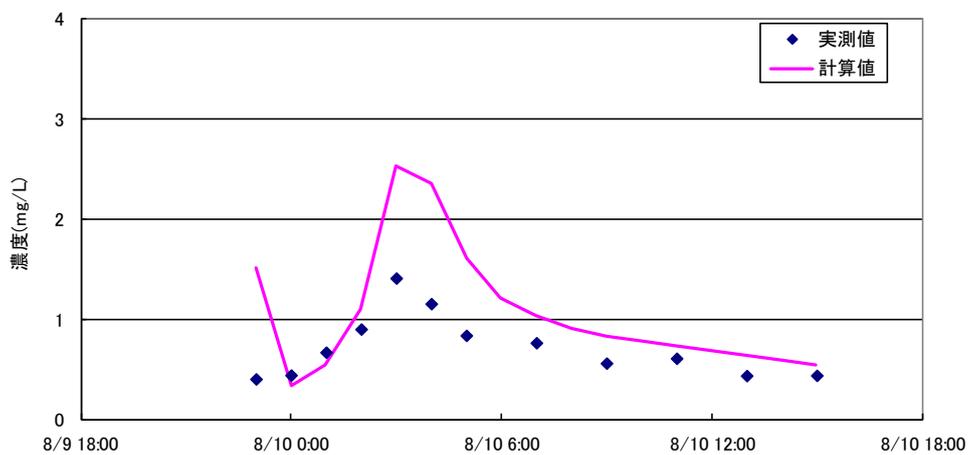
図(1)-15 T-N 2009/8/10 検証結果



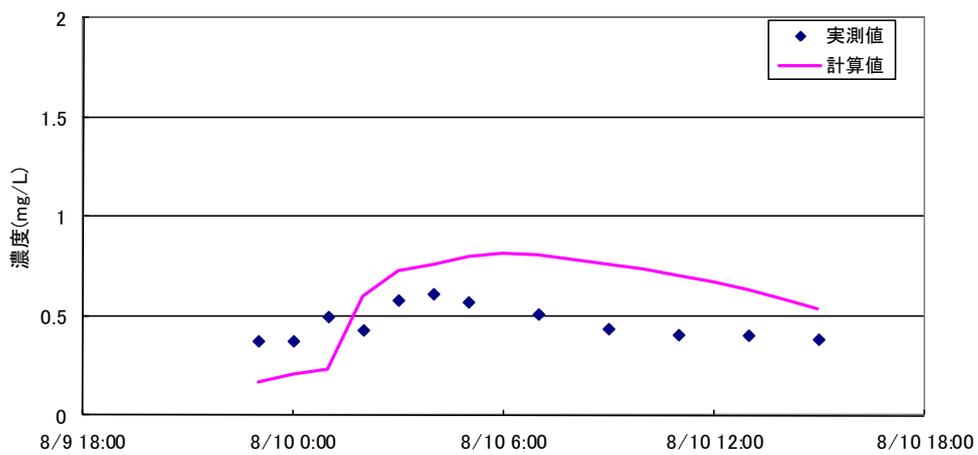
図(1)-16 D-N 2009/8/10 検証結果



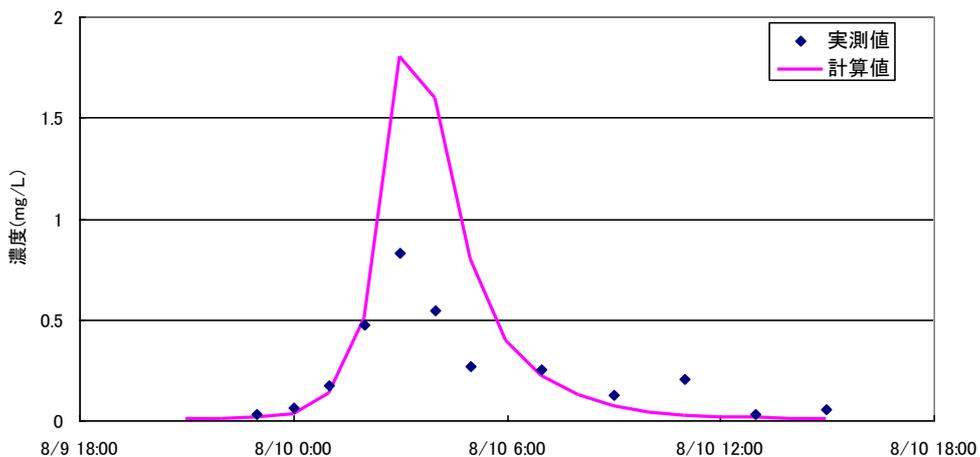
図(1)-17 P-N 2009/8/10 検証結果



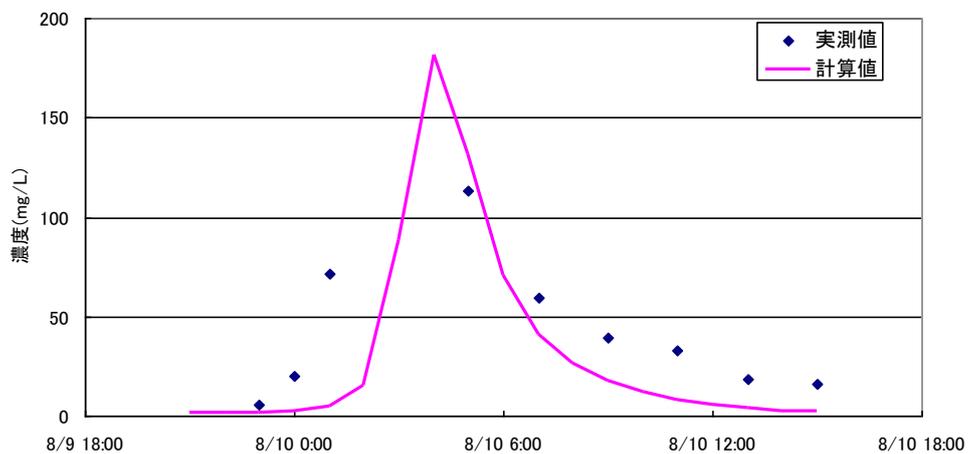
図(1)-18 T-P 2009/8/10 検証結果



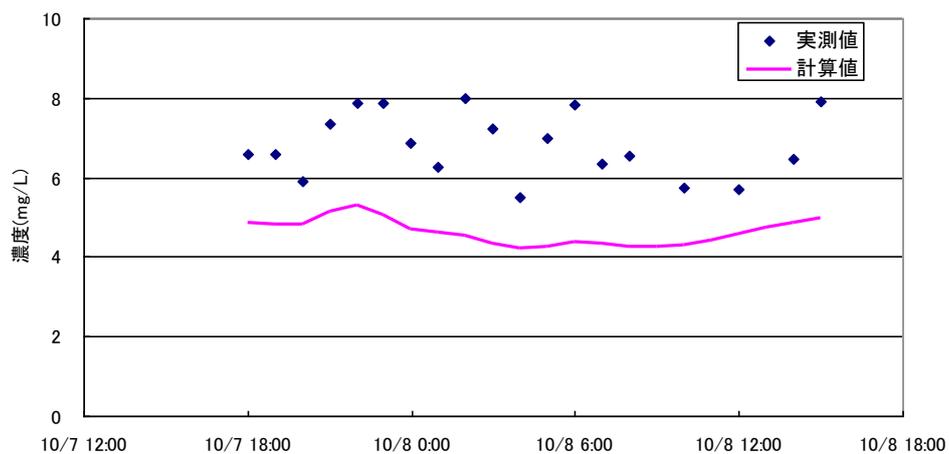
図(1)-19 D-P 2009/8/10 検証結果



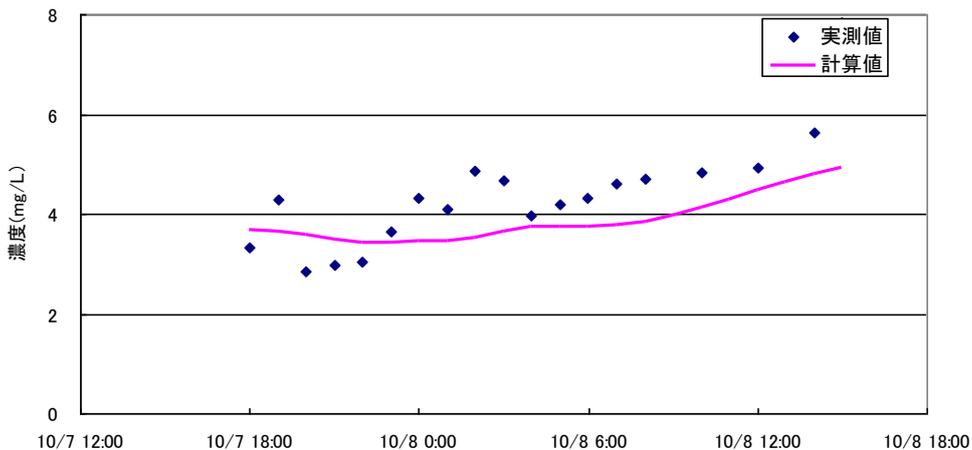
図(1)-20 P-P 2009/8/10 検証結果



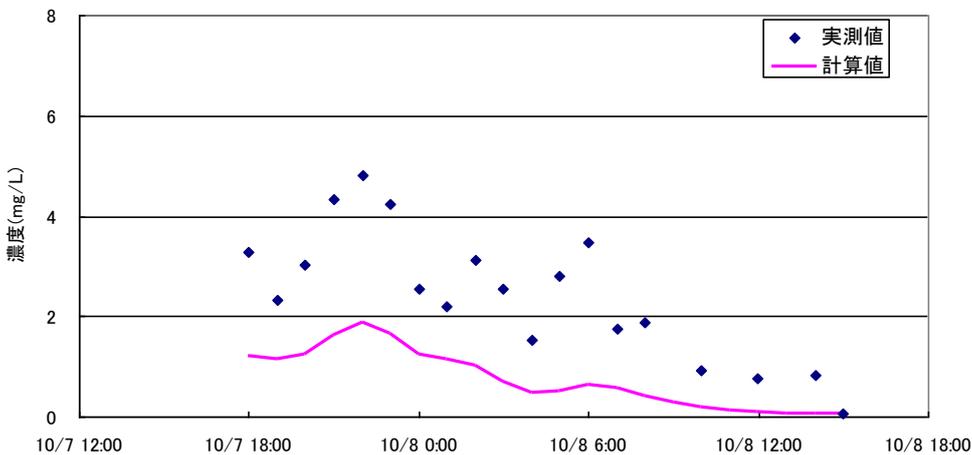
図(1)-21 SS 2009/8/10 検証結果



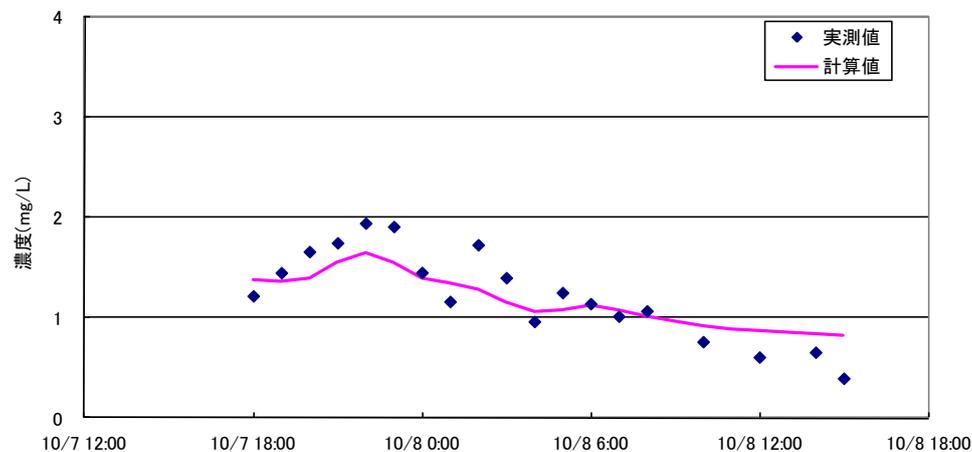
図(1)-22 T-N 2009/10/7 検証結果



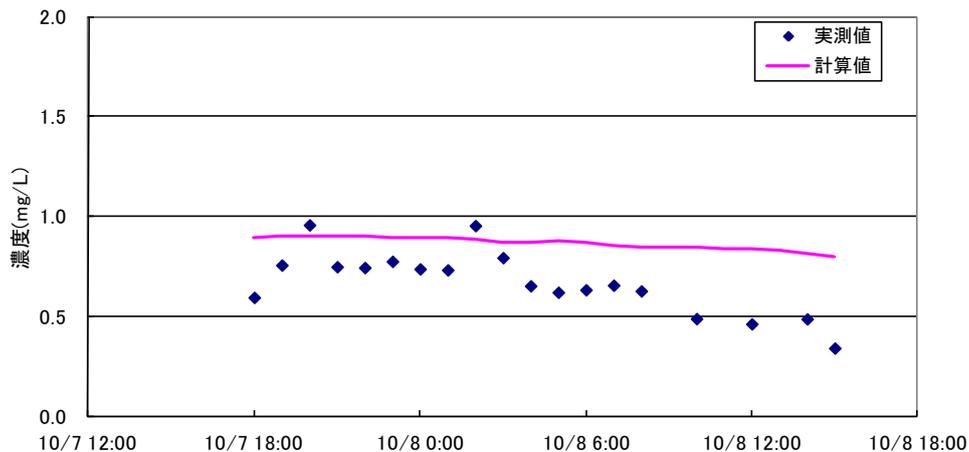
図(1)-23 D-N 2009/10/7 検証結果



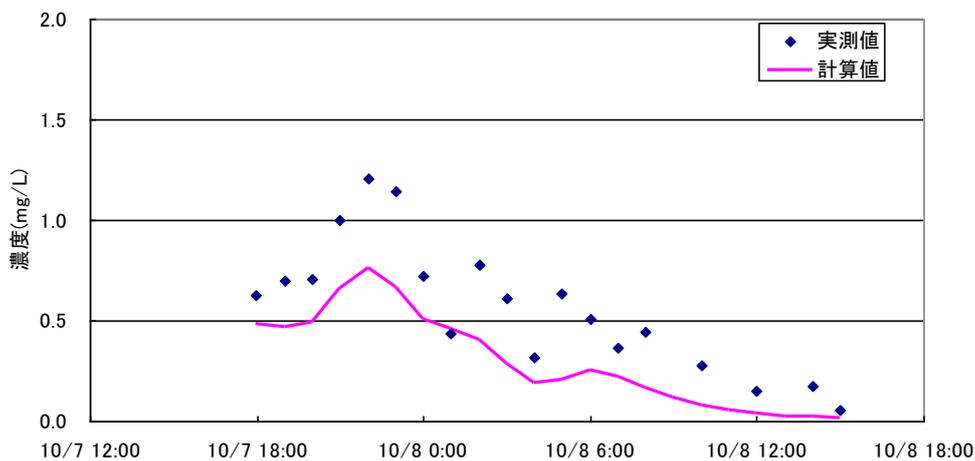
図(1)-24 P-N 2009/10/7 検証結果



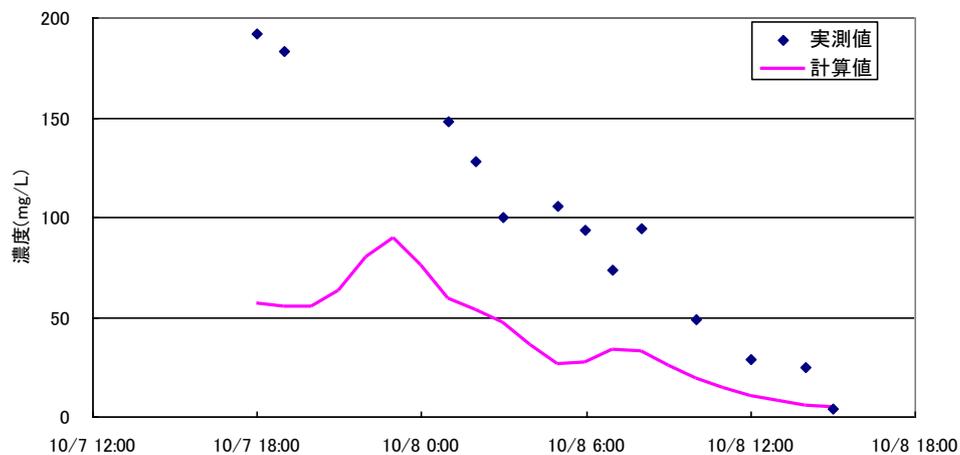
図(1)-25 T-P 2009/10/7 検証結果



図(1)-26 D-P 2009/10/7 検証結果



図(1)-27 P-P 2009/10/7 検証結果



図(1)-28 SS 2009/10/7 検証結果

この流出負荷モデルを用いて、年間流出負荷量に占める各土地利用からの負荷量割合を算出し、表(1)-5を示す。どの年も T-N、T-P は畑地等からの流出割合が高い結果となった。特に懸濁態での流出量が多く、リンは年間負荷量の約 50% を占めており、水質汚濁の主な要因になっていると考えられる。梅田川流域では農業が盛んであり、流域内の 55% は農用地である。そのため、大きな降雨時には畑地等から多くの懸濁物が流出しその中に含まれる懸濁態リンが大きな流出源になっている可能性がある。また、2008 年、2009 年共に市街地からの面積あたり TN 流出量が多く注目すべきことである。これは、2009 年において晴天が続いた後に中規模の降雨イベントが複数回発生しており、路面上に堆積している栄養塩が多く流出したことが原因であると考えられる。

表(1)-5 土地利用別年間流出負荷量の比較(%)

	2008 年	田	畑地等	荒地	森林	市街地	その他
T-N	8.6	54.9	6.8	0.1	29.2	1.2	
D-N	7.7	29.6	4.4	0.1	29.2	0.5	
P-N	0.8	25.3	2.3	0.0	0.0	0.0	
T-P	5.3	79.4	0.9	0.0	14.4	0.2	
D-P	4.4	17.0	0.3	0.0	14.4	0.0	
P-P	0.9	62.4	0.6	0.0	0.0	0.0	

	2009 年	田	畑地等	荒地	森林	市街地	その他
T-N	13.2	47.4	5.8	0.1	33.0	1.4	
D-N	10.6	32.6	5.0	0.1	33.0	0.5	
P-N	2.7	14.8	0.7	0.0	0.0	0.0	
T-P	11.3	68.0	0.6	0.0	20.0	0.3	
D-P	7.7	22.9	0.4	0.0	20.0	0.0	
P-P	3.6	45.1	0.2	0.0	0.0	0.0	

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

閉鎖性水域の総量規制、湖沼水質全計画に基づく総量削減計画では、原単位を用いて面源からの流出負荷量を算出している。降雨時には流量が大きく変化するだけでなく、栄養塩濃度も大きく変化する。この降雨時の流出負荷を含めた年間の流出負荷量を精度高く算定する手法を確立し、梅田川に適用して算出することができた。また、コンパートメントモデルを用いて、水分流出モデルの各流出水の栄養塩濃度を推定する手法で、溶存態と懸濁態に分けた栄養塩流出モデルを構築することができた。

### (2) 環境政策への貢献

国土交通省中部地方整備局が事務局をしている伊勢湾再生会議において、本研究結果を受け

て降雨時の流出負荷が重要との認識になり、伊勢湾流域陸域モニタリング計画の策定に本研究成果が貢献し、実際に伊勢湾に流入する一級河川での降雨時流出負荷調査が実施されている。また、伊勢湾シミュレータへの陸域からの流入負荷に本モデルで算定した結果を用いることになっている。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない

<その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない

### (2) 口頭発表（学会等）

- 1) 井上隆信、長屋圭治、横田久里子、氷見啓樹：第44回日本水環境学会年会（2010）  
「栄養塩流出モデルを用いた豊川における発生源別年間流出負荷量の算定」
- 2) 横田久里子、井上隆信、堀之内陽子、対馬孝治、堀雅彦：土木学会第65回年次学術講演会（2010）  
「三河湾湾奥への河川からの栄養塩流出負荷の評価」
- 3) 堀雅彦、井上隆信、横田久里子、対馬孝治、堀之内陽子：平成22年度土木学会中部支部研究発表会（2011）  
「三河湾湾奥への河川からの栄養塩流出負荷」
- 4) 近藤紘司、井上隆信、横田久里子：平成22年度土木学会中部支部研究発表会（2011）  
「三河湾における流入河川の懸濁態炭素と窒素の流出特性」
- 5) 森中悠真、横田久里子、井上隆信：第45回日本水環境学会年会（2011）  
「梅田川流域における畑地からの栄養塩流出特性の解明」
- 6) 横田久里子、井上隆信、下山諒、横川雅成：第23年度土木学会全国大会（2011）  
「梅田川における栄養塩年間流出負荷量の算出」
- 7) 助川由宇、横田久里子、井上隆信、大久保陽子：第46回日本水環境学会年会（2012）  
「愛知県豊橋市西ノ川への畑地からの栄養塩の流出」
- 8) 東倉弘晃、井上隆信、横田久里子、長屋圭治：平成23年度土木学会中部支部研究発表会（2012）  
「梅田川における栄養塩流出モデルの開発」

### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

**(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）**

特に記載すべき事項はない

**(5) マスコミ等への公表・報道等**

特に記載すべき事項はない

**(6) その他**

特に記載すべき事項はない

**8. 引用文献**

- 1) Takanobu Inoue, Senichi Ebise: Runoff Characteristics of COD, BOD, C, N and P Loadings from Rivers to Enclosed Coastal Seas, Marine Pollution Bulletin, 23(EMECS'90), 11-14, 1991
- 2) 井上隆信: 非特定汚染源の原単位の現状と課題, 水環境学会誌, 26(3), 131-134, 2003

## (2) 栄養塩循環及び赤潮・貧酸素水塊発生機構の解明に関する研究

豊橋技術科学大学大学院工学研究科  
愛知県水産試験場

青木伸一  
拓植朝太郎

平成21～23年度累計予算額：8,237千円（うち、平成23年度予算額：2,338千円）  
予算額は、間接経費を含む。

**【要旨】** 渥美湾において、降雨に伴う急激な汚濁負荷があった時の湾奥への淡水・栄養塩流入と海域での拡散、赤潮の発生、および底層の貧酸素化を明らかにすることを目的として降雨直後の集中観測として河川水拡散調査を実施した。2009年、2010年両年の降雨前後の塩分分布、栄養塩分布、クロロフィルa分布から、豊川からの出水の影響は河口に近い渥美湾北部で顕著であることが明らかとなった。また、降雨後集中観測により、河川水とともに供給された栄養塩は植物プランクトンの多寡によって異なるものの、比較的短時間で減少することを明らかにした。降雨後2日後調査において栄養塩の濃度は上昇するものの、それ以外の多くの測点においてDIN濃度が低く、元素比をRedfield比と比較するとリンや珪素に対して窒素が少ないことから、夏季の渥美湾においては主に窒素によって植物プランクトンの増殖が制限されていることが示唆された。2010年調査において降雨後わずか2日前後でプランクトンが急増し、赤潮となり5日後には枯死し、9日目には無機化に至ったことが示唆された。また、本調査においては降水量が10～30mm程度で塩分低下も見られなかったことから、移流・拡散よりも植物プランクトンの増加を含め、水域内での循環がより強く反映されたことが示唆された。夏季の渥美湾の底層では、水温の高さと有機物供給の多さにより酸素消費速度が1.2mg/L/dと大きく、貧酸素水塊の形成が速やかに進むことが示唆された。河口および港内での定点観測において、D<sub>O</sub>濃度は無酸素状態から過飽和状態まで急激な変化をしており、夏季の浅海域の水質変化は東西方向の水塊移動の影響を大きく受けていることが示唆された。また、未解明な部分はあるが、港湾内に形成された大規模な貧酸素水塊が周辺海域に影響を及ぼしていることは否定できないことが明らかとなった。

**【キーワード】** 赤潮、貧酸素水塊、淡水流入、エスチュアリー循環、栄養塩濃度

### 1. はじめに

内湾に流入する河川の河口部に広がる干潟および浅海域は、生物生産や内湾の物質循環において非常に重要な役割を担っている。豊川河口部に位置する六条潟は三河湾全体のアサリ生産を支える稚貝の生育の場であり、河口周辺の浅海域を含めて内湾の生態環境を維持する上で適切に保全すべき重要な海域である。また、渥美湾に位置する三河港内にはいくつかの中小河川が流入しており、これらからの大きな栄養塩負荷や港内の水質悪化が湾内の赤潮や貧酸素水塊発生の要因になっていることが指摘されている。しかしながら、このような水域は河川からの間欠的な淡水流入や沖合底層の貧酸素水塊の影響を強く受けるため、特に夏期は時間的・空間的に環境変化が

大きく、環境改善の基礎情報となる実態把握が難しい水域である。

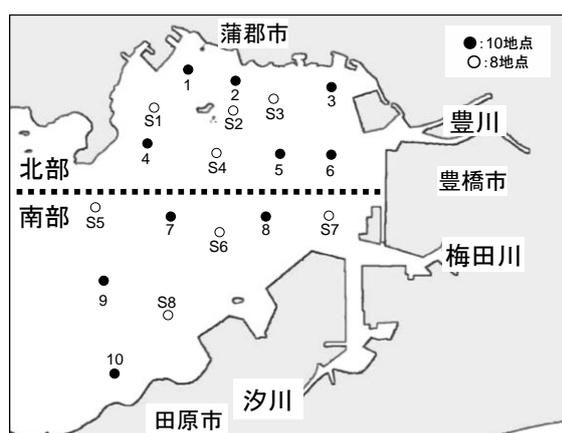
## 2. 研究開発目的

本サブテーマでは、まず渥美湾において、降雨に伴う急激な汚濁負荷があった時の湾奥への淡水・栄養塩流入と海域での拡散、赤潮の発生、および底層の貧酸素化を明らかにすることを目的とし、降雨直後の集中観測として河川水拡散調査を実施した。さらに、豊川河口部浅海域から三河港内の河川影響域の水質変動、特に降雨や風による変動特性を把握することを目的とした定点観測および連続観測を実施した。

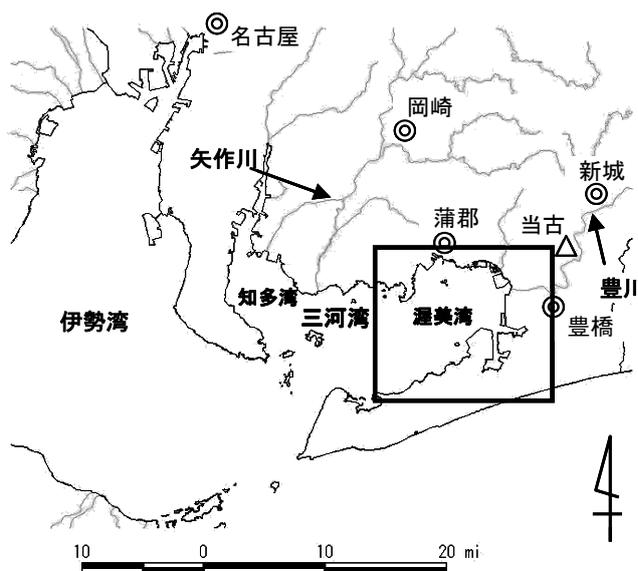
## 3. 研究開発方法

### (1) 河川水拡散調査

2009年および2010年の調査は、8-9月の降雨時に、それぞれ降雨前と降雨後数日間隔で3-4回実施した。調査日は2009年においては8月26日、9月14日及び9月24日、2010年は、9月7日、9月10日、9月13日及び9月17日とした。図(2)-1に調査点および調査項目を示した。調査点は渥美湾奥部に18地点設定し、●地点では採水を表底層の2層で行い、栄養塩(溶存態無機窒素:DIN、溶存態無機リン:DIP、溶存態珪素(2010年のみ):DSi)およびクロロフィルa量も調査した。試水は表層においては採水バケツ、底層(海底直上1m)においてはバンドーン型採水器を用いて採水した。水温、塩分、溶存酸素は多項目水質計(SeaBird社、19plus V2)を用いて測定した。DIN、DIP、DSi及びクロロフィルa量はガラス繊維ろ紙(Whatman GF/C)を用いて試水を吸引濾過後、栄養塩は自動分析装置AACS III (Bran+Luebbe社製)によって測定し、クロロフィルa量は蛍光光度法によって測定した。また、植物プランクトン数は、固定していない海水1mLを検鏡し直接計数した。



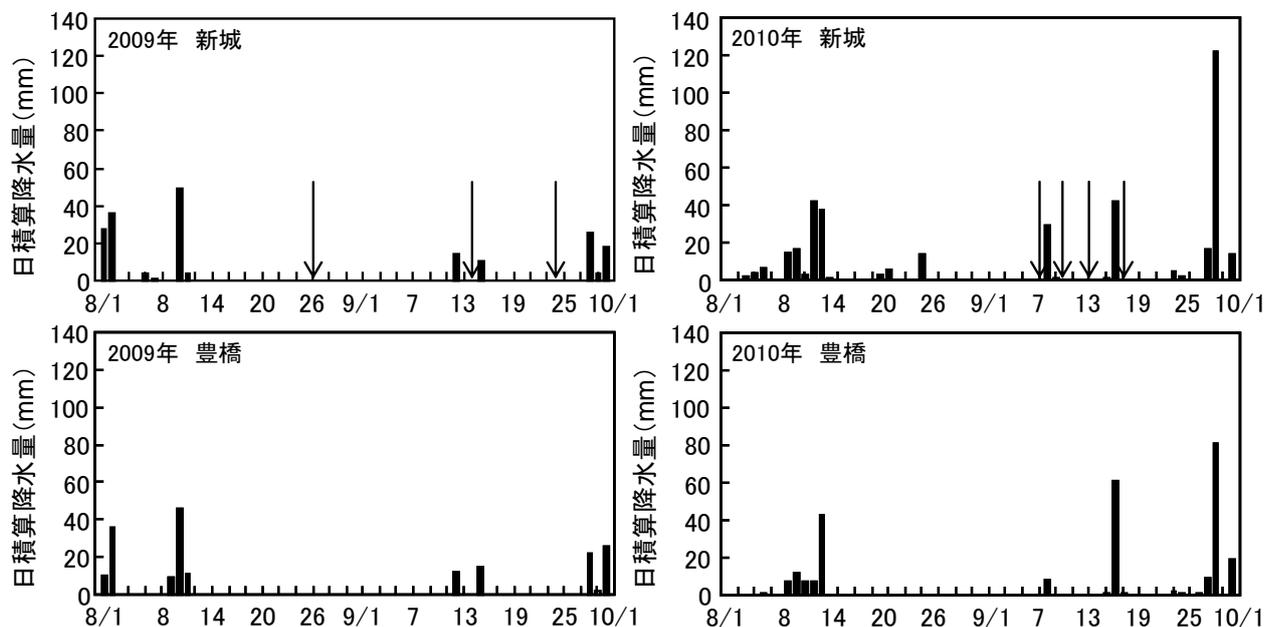
●:水温,塩分,DO,栄養塩類,クロロフィルa  
○:水温,塩分,DO



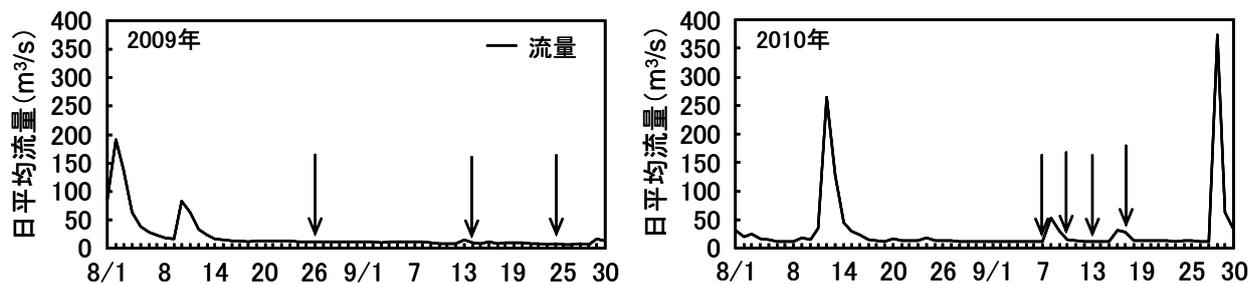
図(2)-1 調査地点および調査項目

図(2)-2の降水量のデータは気象庁アメダスより引用した。また、以下で示す豊川の日平均流量は国土交通省豊川河川事務所提供のデータを用いた(図(2)-3)。風向および風速データは測点7に設置されている愛知県水産試験場所有の自動観測ブイのデータを用いた(図(2)-4)。

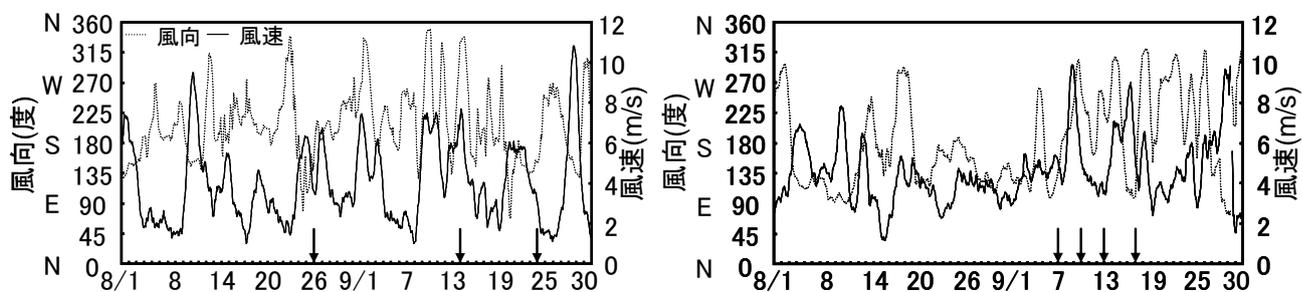
2011年の調査は平成23年6月27日の降雨に合わせて降雨当日(6月27日)、降雨2日後(6月29日)、降雨7日後(7月4日)の3回実施した(図(2)-5)。調査地点は渥美湾奥部に18地点設定し、●地点では採水を表底層の2層で行い栄養塩、クロロフィルa量も調査した(図(2)-6)。取得データ、他に実施した赤潮調査、貧酸素調査の結果を利用し、まとまった降雨に伴う汚濁負荷が三河湾でどのように赤潮発生、貧酸素化を引き起こすかに着目して考察した。水質調査項目は、●地点で水温、塩分、DO、T-N(全窒素)、T-P(全リン)、DIN(溶存態無機窒素)、DIP(溶存態無機リン)、DSi(溶存態珪素)、クロロフィルa、PON(懸濁態有機窒素)、POC(懸濁態有機炭素)を、○地点では、水温、塩分、DO、植物色素(センサー値)を計測した。これらの調査に加えて、三河湾内の流動、生態系シミュレーションの検証用基礎データとするために、6月16日、7月1~5日、7月15日に三河湾全体の水質調査を実施した。また、6~8月に渥美湾3地点において、風向風速及び気温、表層及び底層の水温、塩分、DOを1時間毎に測定した。観測は、水産試験場が保有する三河湾自動観測ブイで行った。



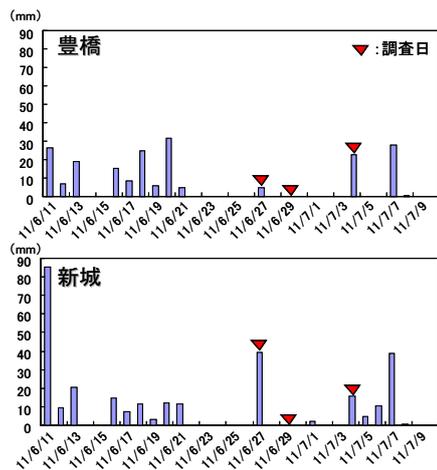
図(2)-2 2009年および2010年8~9月の新城市と豊橋市における日積算降水量  
(気象庁アメダスより、矢印は観測日を示す)



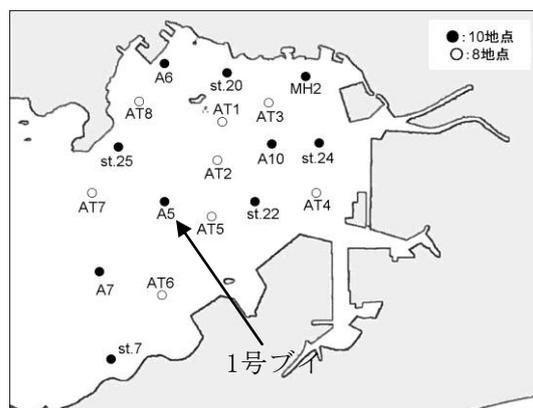
図(2)-3 2009年および2010年8～9月の豊川市当古における豊川の日平均流量 (\*矢印は観測日を示す)



図(2)-4 2009年(左)および2010年(右)8～9月の1号ブイにおける風向・風速 (毎正時における2分間のスカラー平均) \*矢印は観測日を示す



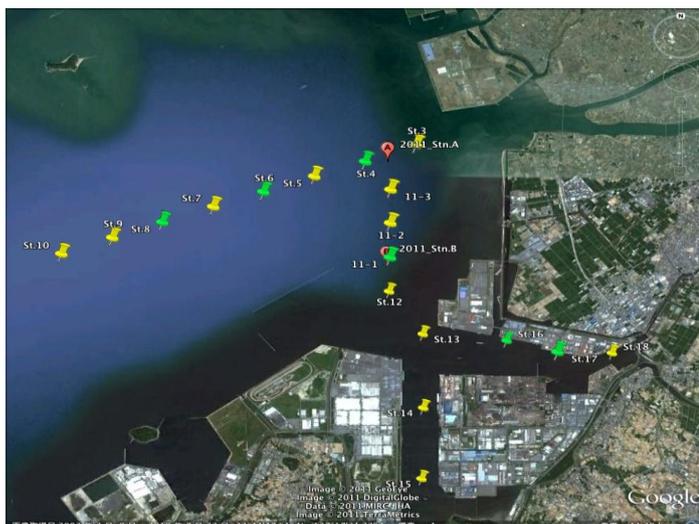
図(2)-5 2011年の豊橋市および新城市の日降水量



図(2)-6 2011年の調査地点図

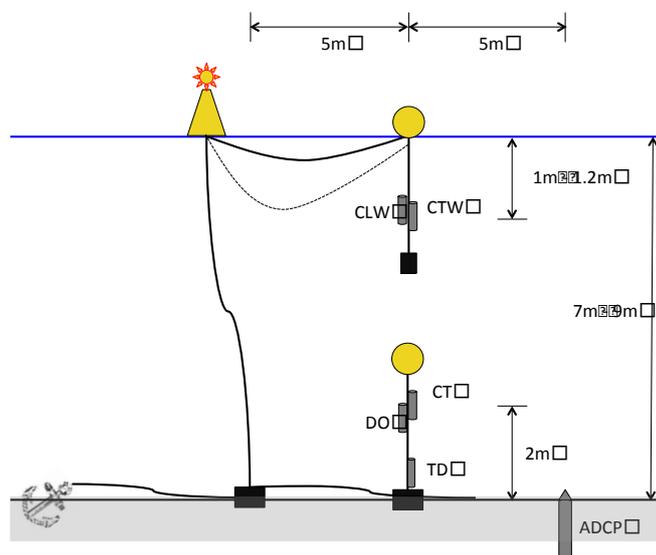
## (2) 河口および港内での定点観測調査

2011年には、図(2)-7に示す地点で7月4日から9月26日までの約3ヶ月間、一週間間隔で計13回水質調査を実施した。観測点は豊川河口から沖に向けて約1km間隔で8点 (St. 3~St. 10)、豊川河口から港の入口まで南北ライン上に5点 (A~St. 12)、港湾水路内に6点 (St. 13~St. 18) の計19点を設定した。観測では、投入型水質計 (ASTD、JFEアドバンテック社製) を用いて、塩分、水温、クロロフィル濃度、濁度、溶存酸素濃度の鉛直プロファイルを計測するとともに、各地点で海表面下1mおよび海底上1mの水深から海水を1Lサンプリングし、栄養塩濃度などの水質分析を実験室に持ち帰り実施した。



図(2)-7 水質観測地点 (Stn. 12-18が港内観測点)

さらに、豊川および港内からの物質輸送を捕えるために、7月18日から9月30日の期間において、上記の定期的な観測に加えて観測点のA点とB点 (St. 11-1と同一) に連続観測用の機器を設置した。機器の設置状況を図(2)-8に示す。クロロフィル蛍光値、塩分、水温、D0などの水質項目は10分間隔、水圧は1分間隔で計測・記録した。流速プロファイルについては、鉛直方向に1m間隔で1分平均流速を10分間隔で観測・記録した。



図(2)-8 連続観測機器の設置概要

CLW : クロロフィルa濃度・濁度計、CT(W) : 塩分・水温計、  
DO : 溶存酸素濃度計、TD : 水圧計、ADCP : 流速プロファイラー

## 4. 結果及び考察

### (1) 河川水拡散調査

#### 1) 降雨量および豊川の流量の変動

図(2)-2より、2009年の8月1日から8月11日までの期間には度々降雨があり8月10日に最大となる、豊橋市で46 mm、新城市で49.5mmの降雨が観測された。そこから9月12日（豊橋市で12mm、新城市で14.5 mm）まで降雨はなかった。その後は9月15日に降雨があり、9月末の3日間には豊橋市で49 mm、新城市で47.5mmの降雨が観測された。2010年の8月1日から8月13日までの期間には度々降雨があり、8月11日、12日の2日間で、豊橋市で49.5mm、新城市で79mmの降雨が観測された。8月14日から8月24日までは新城市のみで降雨が観測された。そこから9月8日（豊橋市で8mm、新城市で29.5mm）まで降雨はなかった。その後は9月16日にまとまった降雨があり、9月末まで度々降雨が観測された。

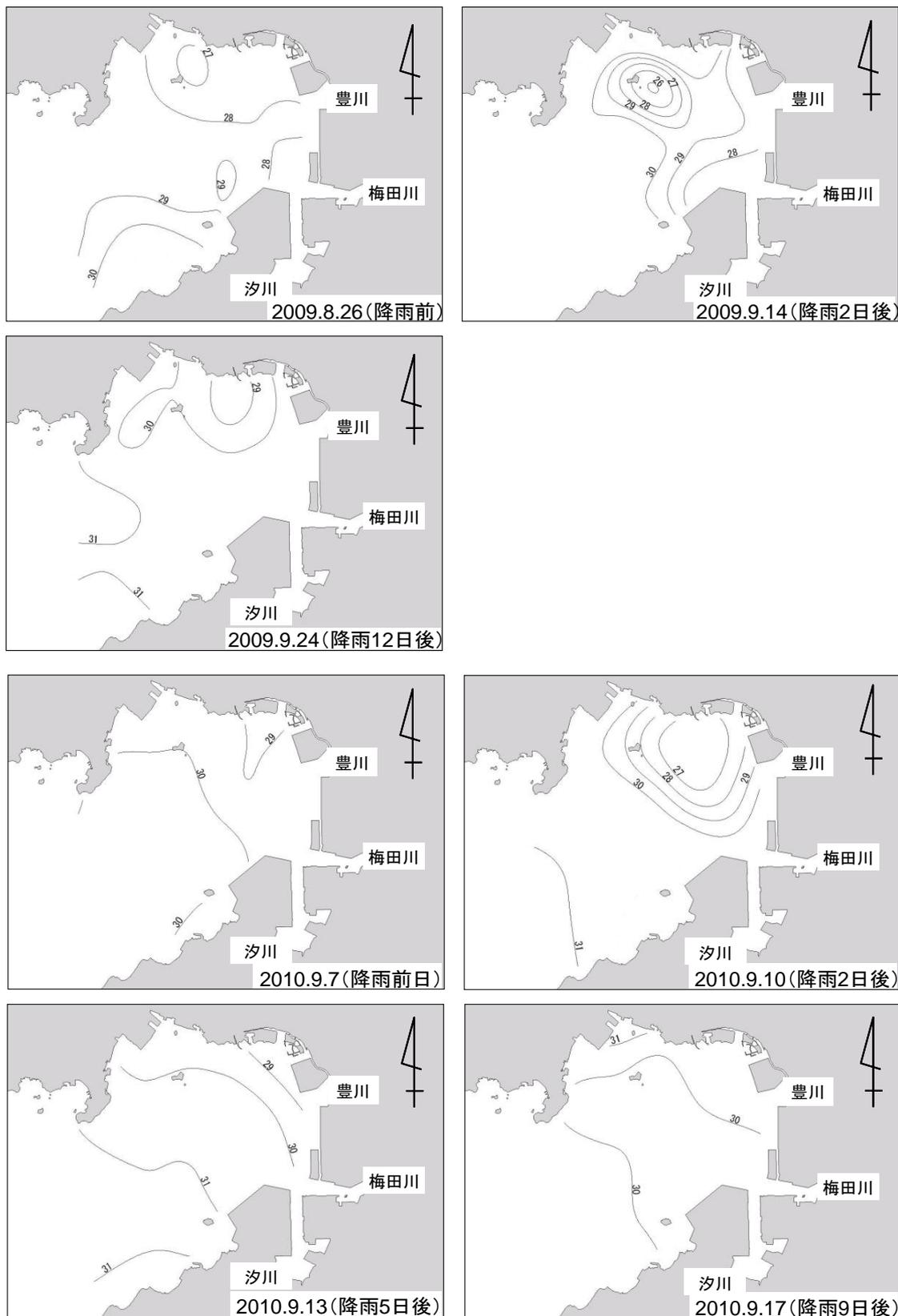
図(2)-3に示した豊川の日平均流量は降雨と連動しており、短期間に大きく変動した。2009年の流量は8月2日に最大の190 $\text{m}^3/\text{s}$ となり、その後2日間で急激に減少したが、8月10日に急増し83  $\text{m}^3/\text{s}$ に達した。それ以降は50 $\text{m}^3/\text{s}$ 以下で推移した。観測日の前後は降雨がなかったため、10 $\text{m}^3/\text{s}$ 程度で推移していたが、9月13日に15  $\text{m}^3/\text{s}$ まで増加した。2010年の豊川の日平均流量は8月12日に263 $\text{m}^3/\text{s}$ に達し、その後2日間で50 $\text{m}^3/\text{s}$ 以下まで急激に減少した。それ以降は降雨後調査の2日前の9月8日に53  $\text{m}^3/\text{s}$ まで増加し、その後はしばらく50  $\text{m}^3/\text{s}$ 以下で推移したが、9月28日に観測期間最大の374 $\text{m}^3/\text{s}$ まで急増し、その後急激に減少した。

#### 2) 風向および風速の変動

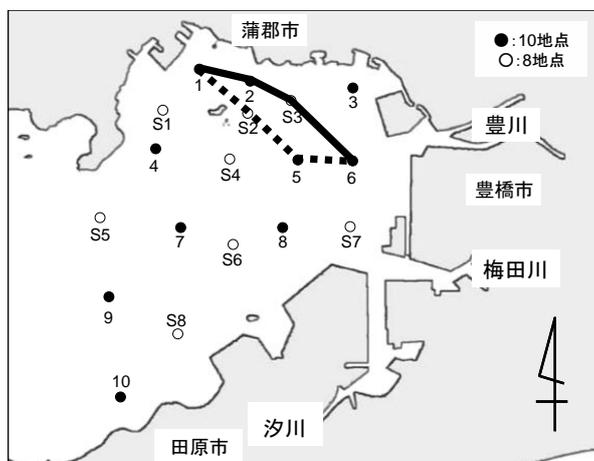
図(2)-4に示すように、風向は南方向が中心で度々西から北西に変わった。風速は1から11 $\text{m}/\text{s}$ の間で推移した。2009年の観測日前後では9月9日から11日頃にかけて風が強まり、北西風が7 $\text{m}/\text{s}$ 前後で吹いた。2010年の観測日周辺では、9月8日から9日にかけて7~10 $\text{m}/\text{s}$ の強い風が吹いていた。風向は当初は南から南東であったが9月9日に入ると北西に転じた。また14日から16日にかけても風が強まり、7 $\text{m}/\text{s}$ 前後で推移した。風向は当初は北西風が吹き15日頃からは南東に転じた。

#### 3) 塩分の変動

図(2)-9に2009年および2010年の調査時の表層塩分の分布を示した。2009年の降雨前調査時は、北部ほど塩分が低い傾向がみられた。一方、2010年の降雨前調査時の塩分水平分布は、比較的均一な状態であった。降雨2日後調査時には2009、2010年ともに豊川河口の沖を中心に低塩分域がみられた。しかし、2009年は降雨前調査から2週間以上降雨がなかった影響で全体的に塩分は上昇していた。それ以後は2009、2010年ともに短期間で局所的な低塩分域は消滅した。図(2)-10に実線および破線で示した断面に沿って、2009年および2010年の調査時の塩分鉛直分布を図(2)-11に示した。断面は表層塩分の低下が大きかった地点を通るように、2009年は測点1、S2、5、6の4点、2010年は測点1、2、S3、6の4点で作成した（図(2)-10）。降雨前の塩分鉛直分布は2009年においては豊川の対岸側で塩分が低く表層から底層まで比較的均一な状態だった。また、豊川河口側では成層していた。2010年においては全体的に成層していた。降雨2日後には2009、2010年ともに2m以浅で出水の影響が強く見られ、下層では成層も緩やかになっていた。2009年の降雨12日後には塩分が上昇し、比較的均一な状態となった。一方、2010年においては降雨5日後には塩分が上昇し、降雨前の成層した状態に戻り、降雨9日後には5日後よりも更に塩分が上昇し、成層が強まった。



図(2)-9 2009年および2010年の調査時の表層塩分の分布



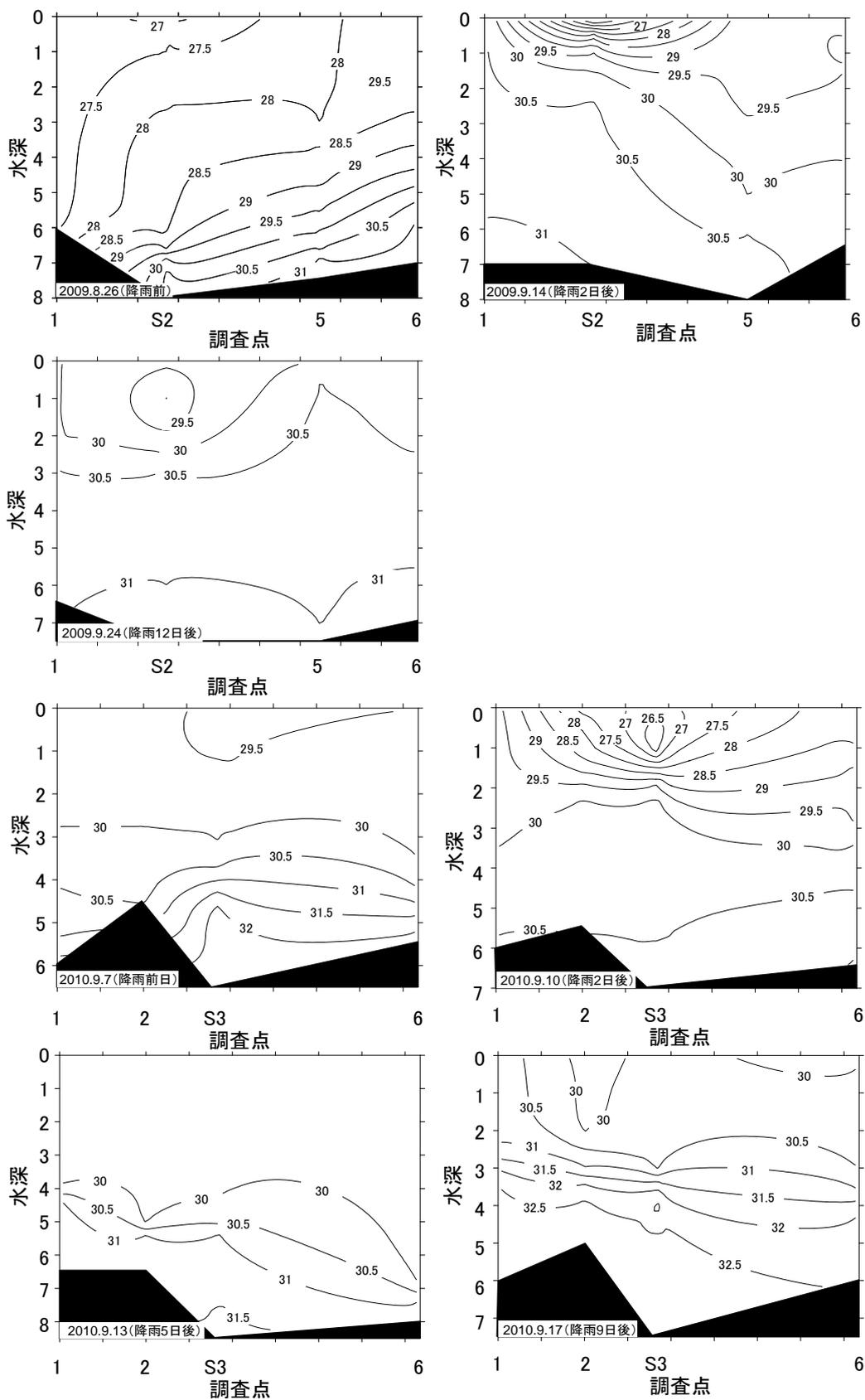
図(2)-10 鉛直分布の断面ライン（破線は2009年、実線は2010年に対応）

#### 4) DINの変動

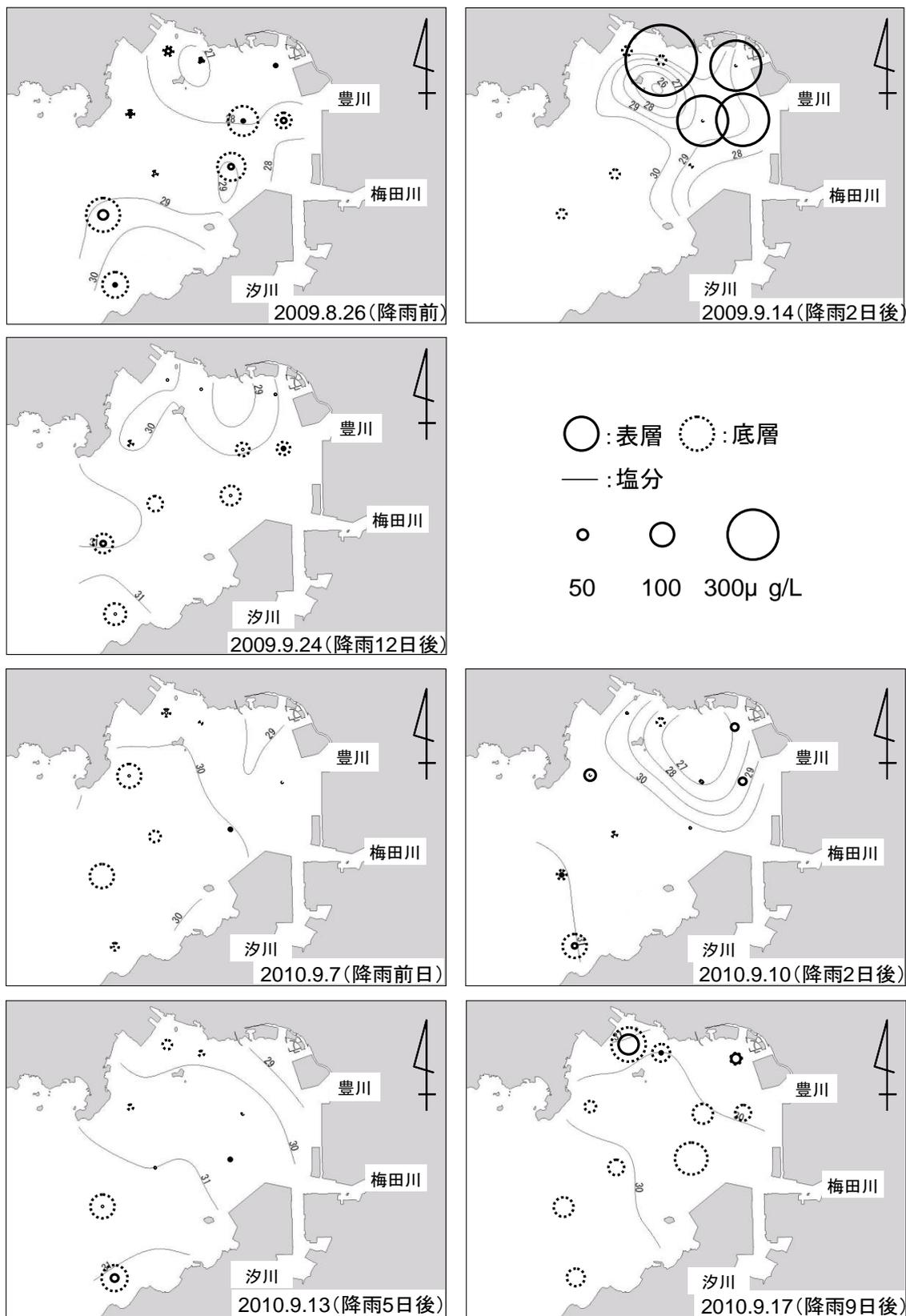
図(2)-12に2009年および2010年の調査時の表底層のDIN分布を示した。降雨前の表層DINは両年とも少なく、全地点で $50 \mu\text{g/L}$ 以下だった。特に2010年は全点 $20 \mu\text{g/L}$ 以下だった。一方、底層DINは両年ともに表層と比較すると多く、 $100 \mu\text{g/L}$ 以上の測点もみられた。降雨2日後の表層DINは両年とも豊川河口沖で増加した。2009年の増加は大きく、最大で $418 \mu\text{g/L}$ だったが、2010年の増加は2009年に比べるとかなり少なく、最大で $53 \mu\text{g/L}$ だった。また、両年とも底層DINは一部を除いて減少した。それ以降の表層DINは2010年の降雨9日後調査時の北部海域の一部を除いて $50 \mu\text{g/L}$ 以下だった。一方、底層DINは降雨2日後よりも増加しており、2010年調査では降雨後日数の経過とともに増加する傾向がみられた。

#### 5) DIPの変動

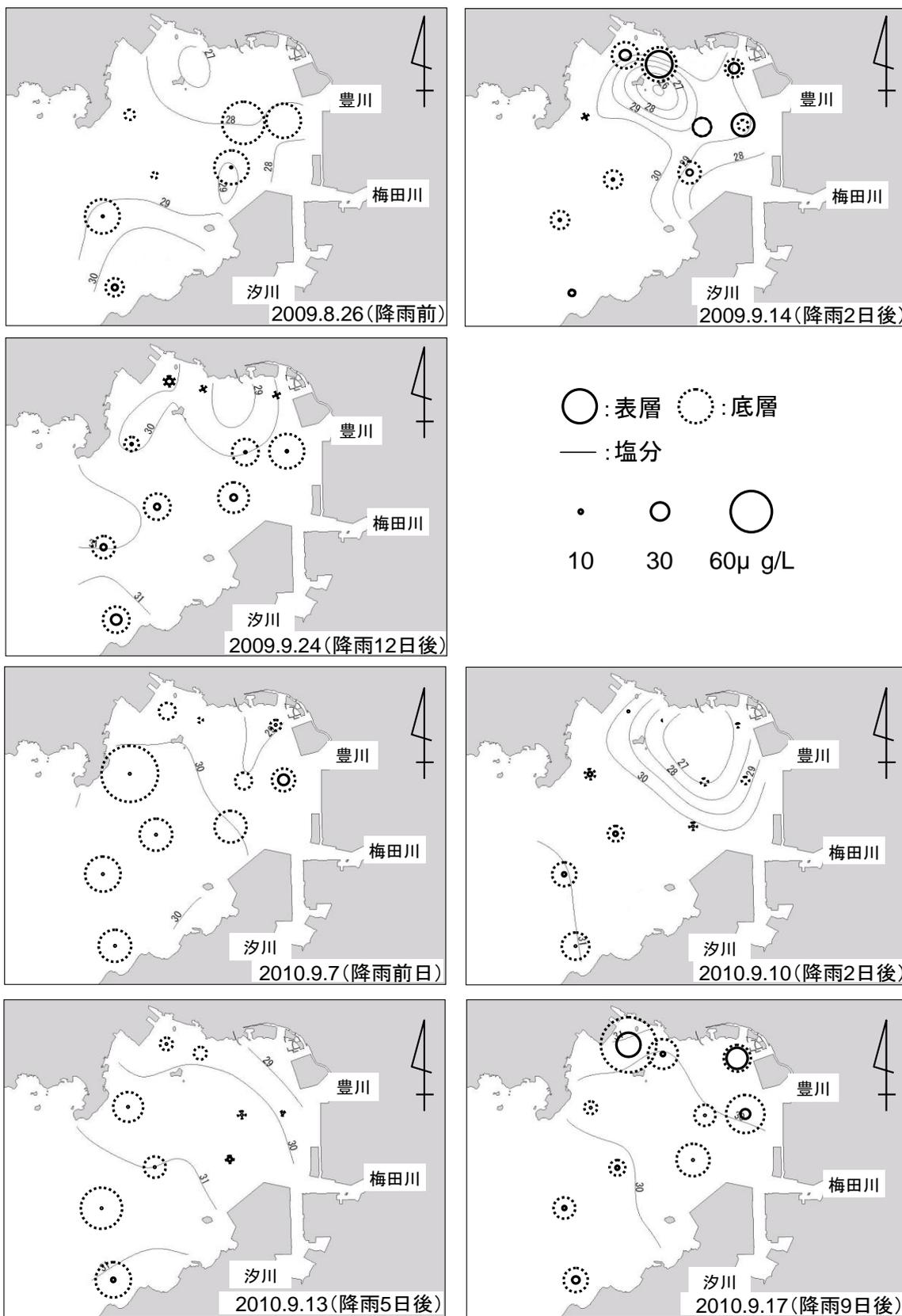
図(2)-13に2009年および2010年の調査時の表底層のDIP分布を示した。DIPの変動はDINとは異なり、2009年と2010年で傾向に大きな違いがあった。降雨前の表層DIPは両年ともに少なく、2010年の豊川河口近傍を除いて $13 \mu\text{g/L}$ 以下であった。一方、底層DIPは両年ともに表層と比べると多いが、北部海域で少ない傾向がみられた。降雨2日後の表層DIPは、2009年は豊川河口沖で増加がみられたが、2010年は降雨前と大きな差はなかった。底層DIPは2009年の北部海域では増加したが、その他では減少していた。2009年の降雨12日後のDIPは降雨2日後に大きく増加した海域で急激に減少しており、その他では降雨2日後とほぼ同等だった。一方、底層DIPは降雨前よりも増加していた。2010年の降雨5日後の表層DIPは、降雨前や降雨2日後と大きな変化はなかった。底層DIPは南部海域を中心として増加した。降雨9日後のDIPは、表底層ともに北部海域を中心に増加した。



図(2)-11 2009年および2010年の調査時の塩分鉛直分布



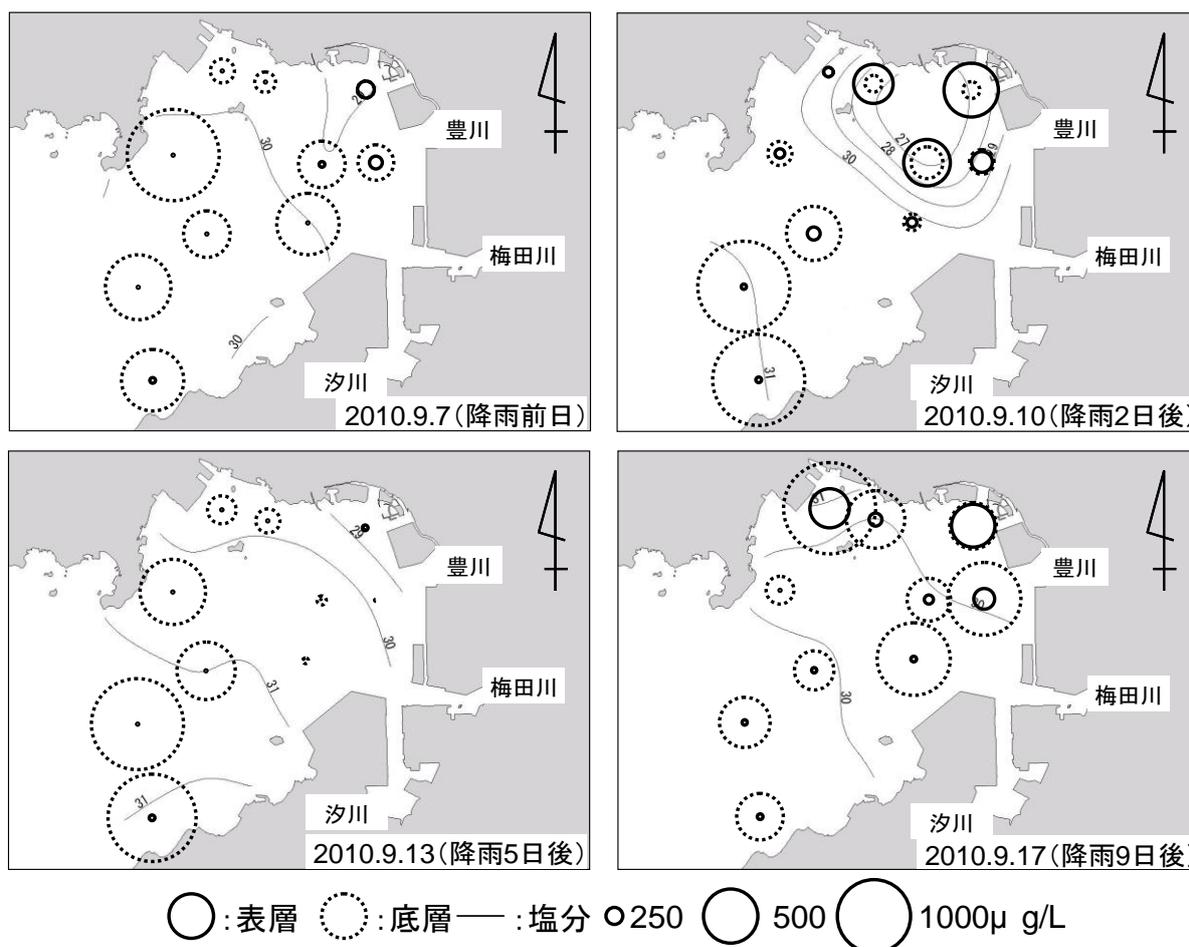
図(2)-12 2009年および2010年の調査時の表層塩分と表底層のDIN分布



図(2)-13 2009年および2010年の調査時の表層塩分と表底層のDIP分布

## 6) DSiの変動

図(2)-14に2010年の調査時の表底層のDSi分布を示した。降雨前の表層DSiは、全点で $60 \mu\text{g/L}$ 以上存在していた。また、底層DSiは全地点で $250 \mu\text{g/L}$ 以上の濃度で存在し、 $1000 \mu\text{g/L}$ を越える測点もあった。降雨2日後の表層DSiは豊川河口に近い地点の表層で大幅に増加した。一方、底層DSiは北部から中央部にかけて減少した。そして降雨5日後の表層DSiは再び降雨前の水準に戻った。また、底層DSiは北東部で低下した。降雨9日後の表層DSiは北部を中心に増加した。底層DSiは南部を除いて増加した。



図(2)-14 2010年の調査時の表層塩分と表底層のDSi分布

## 7) 各栄養塩の元素比の変動

表(2)-1に調査期間の各栄養塩の元素比を示した。2009年の降雨前の表層のDIN:DIP比は、北部海域でリンが枯渇しており、DIN:DIP比がRedfield比の16を上回ったが、南部海域ではDINが枯渇状態であり16未満だった。降雨2日後には陸水の影響が強い海域でDINが増加し、DIN:DIP比が16を上回っていた。降雨12日後にはDINが枯渇したためDIN:DIP比が低下した。底層では、降雨前における北部海域の一部を除きDIN:DIP比が16を下回った。2010年の降雨前の表層のDIN:DIP比は、DIN

が枯渇しているため、ほとんどの測点で16を下回った。降雨2日後には陸水の影響が強い海域でDIN:DIP比が16以上に上昇した。それ以後の降雨5日後や12日後にはDINが枯渇して降雨前同様、ほとんどの測点でDIN:DIPが16を下回った。底層においては全点でDIN:DIPが16を下回った。また、DSiについては度々、DSi:DIP比がRedfield比の16を下回ったが、DSi:DIN比がRedfield比の1未満になることはなかった。

表(2)-1 各観測時の栄養塩の元素比（モル比）\*灰色はDIN:DIP比が16以上

2009/8/26(降雨前)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	∞	392.56	155.63	20.63	35.52	286.10	6.16	8.12	13.15	3.19
	底層	65.69	25.98	13.40	4.18	4.35	3.31	3.82	5.37	6.50	8.26
2009/9/14(降雨2日後)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	1.05	22.73	31.40	1.02	22.00	19.57	0.67	0.22	0.01	0.80
	底層	3.32	2.69	1.05	1.06	1.22	0.22	4.51	1.96	4.52	0.96
2009/9/24(降雨12日後)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	0.52	5.32	2.04	4.11	0.17	2.91	1.37	3.16	0.45	2.42
	底層	1.59	0.87	2.43	5.25	5.34	4.83	6.54	7.06	9.47	8.33
2010/9/7(降雨前)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	15.16	17.14	0.61	2.82	13.32	0.69	2.99	12.31	1.01	5.09
	底層	3.51	4.23	0.22	2.80	0.04	0.93	2.81	0.84	4.63	1.91
DSi/DIN	表層	1.64	5.32	59.71	4.31	7.55	17.85	5.24	2.27	15.45	4.14
	底層	4.15	7.44	70.40	5.48	658.09	14.70	5.12	22.10	3.86	9.18
DSi/DIP	表層	24.83	91.11	36.14	12.15	100.54	12.26	15.67	28.00	15.61	21.08
	底層	14.57	31.44	15.49	15.30	23.69	13.60	14.40	18.62	17.88	17.53
2010/9/10(降雨2日後)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	4.71	10.46	64.92	13.18	40.30	41.67	3.16	5.58	4.72	9.85
	底層	4.44	11.57	0.77	1.48	3.33	0.70	2.58	1.63	2.81	6.07
DSi/DIN	表層	4.76	41.25	6.48	1.12	10.73	2.66	4.60	3.31	2.65	1.10
	底層	4.45	2.33	31.77	10.78	6.77	26.98	9.09	7.90	8.71	3.84
DSi/DIP	表層	22.46	431.55	420.54	14.75	432.31	110.70	14.53	18.50	12.50	10.85
	底層	19.77	26.94	24.57	15.93	22.57	18.89	23.47	12.84	24.45	23.31
2010/9/13(降雨5日後)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	0.15	45.02	3.59	0.70	2.78	2.25	4.86	5.19	4.11	8.94
	底層	4.79	2.74	1.99	1.59	2.96	0.74	0.79	0.56	4.17	4.80
DSi/DIN	表層	137.48	3.53	43.96	18.55	4.86	4.35	2.33	2.12	2.86	1.27
	底層	4.36	6.40	23.48	13.48	4.64	11.96	31.03	21.18	5.53	4.92
DSi/DIP	表層	20.04	158.84	157.82	12.94	13.53	9.81	11.36	11.00	11.74	11.32
	底層	20.89	17.50	46.77	21.50	13.73	8.85	24.50	11.93	23.07	23.60
2010/9/17(降雨9日後)		北部						南部			
測点		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
DIN/DIP	表層	5.04	4.19	3.31	0.68	0.37	0.22	1.27	0.08	0.04	0.17
	底層	4.30	3.89	3.10	5.98	6.21	3.02	6.22	6.26	5.80	5.31
DSi/DIN	表層	3.25	5.26	5.98	17.49	60.61	94.16	10.75	188.96	289.79	61.21
	底層	4.07	5.08	5.89	3.48	3.50	6.54	3.90	3.47	3.99	3.98
DSi/DIP	表層	16.36	22.01	19.78	11.98	22.40	21.08	13.65	14.18	11.17	10.62
	底層	17.54	19.79	18.24	20.80	21.72	19.75	24.29	21.72	23.14	21.15

## 8) 植物プランクトンの増減

図(2)-15に、2009年および2010年の調査時の表底層のクロロフィルa分布を示した。赤潮については明確な基準はないが、本県においてはクロロフィルaが30 mg/m<sup>3</sup>を越えた場合は赤潮としている。降雨前の表層クロロフィルaは両年ともに北部海域で高かった。また、底層クロロフィルaも表層とほぼ同じ傾向であった。降雨2日後には、両年ともに豊川河口沖で増加しており、特に2010年は最高46 mg/m<sup>3</sup>まで増加し、*Leptocylindrus danicus*や*Pseudo-nitzschia spp.*を主体とした珪藻類による赤潮が確認された。また、底層クロロフィルaも表層とほぼ同じ傾向であった。

2009年においては降雨12日後に河口近傍でクロロフィルa濃度が更に増加し、その海域では*Chaetoceros spp.*や*Leptocylindrus danicus*を主体とした赤潮が確認された。また、底層クロロフィルaは全体的に減少した。2010年においては降雨5日後の表層クロロフィルaは、降雨2日後に増加した海域で減少した。底層クロロフィルaは北部海域の一部を除いて降雨前、2日後と同程度であった。そして降雨9日後の表層クロロフィルaは、豊川河口域近傍で高い傾向を示した。底層クロロフィルaは全体的に減少した。

## 9) 底層溶存酸素の変動

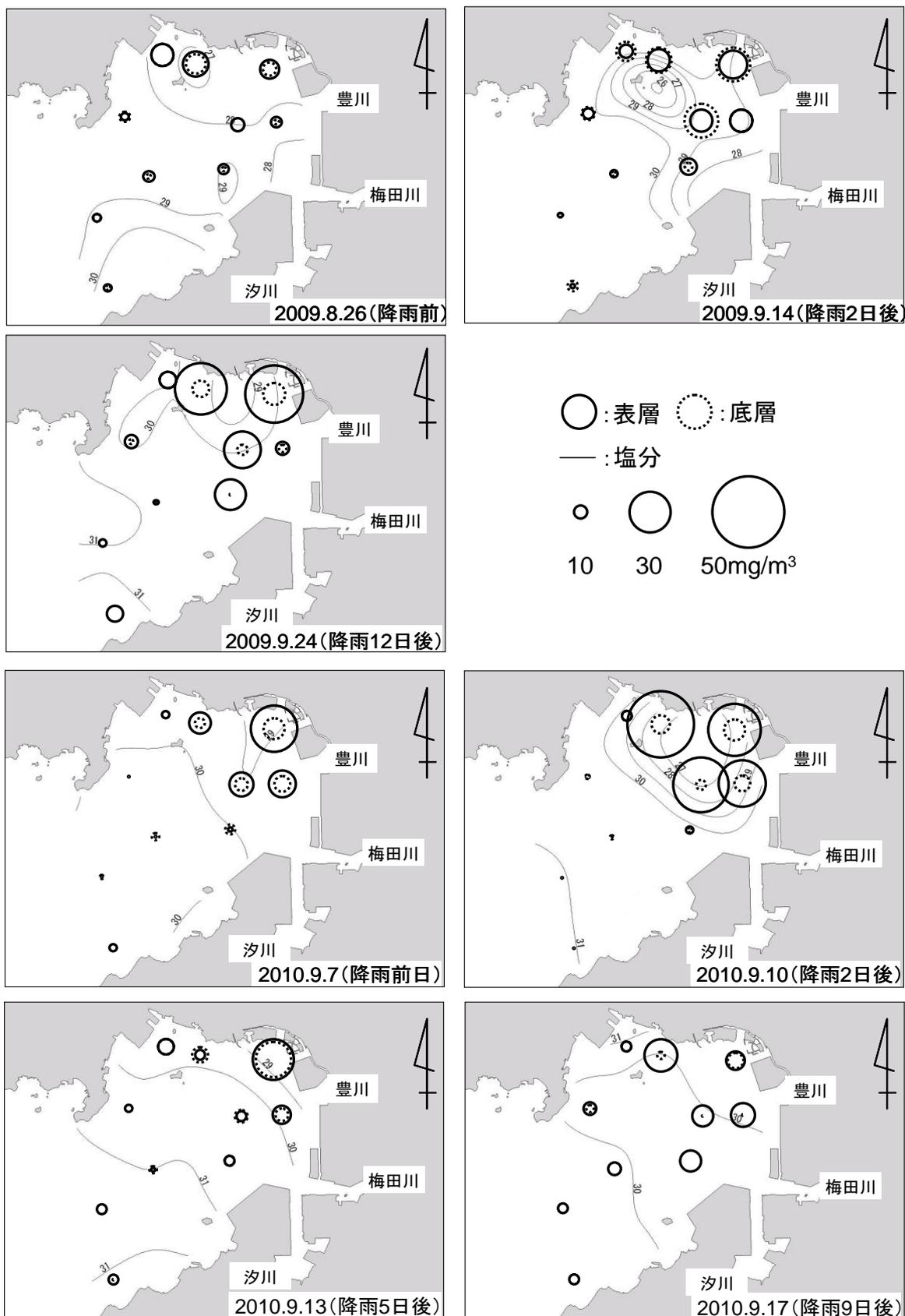
図(2)-16に、2009年および2010年の調査時の底層溶存酸素の分布を示した。溶存酸素飽和度30未満の海域を貧酸素水塊と定義すると、どちらの年も降雨2日後に貧酸素水塊が縮小した。また、2009年は降雨12日後、2010年は降雨5日後にはほぼ降雨前と同様の状態に戻った。2010年の降雨9日後には、湾の北部から東部沿岸に沿うように形成されていた。

## 10) 2011年の調査結果

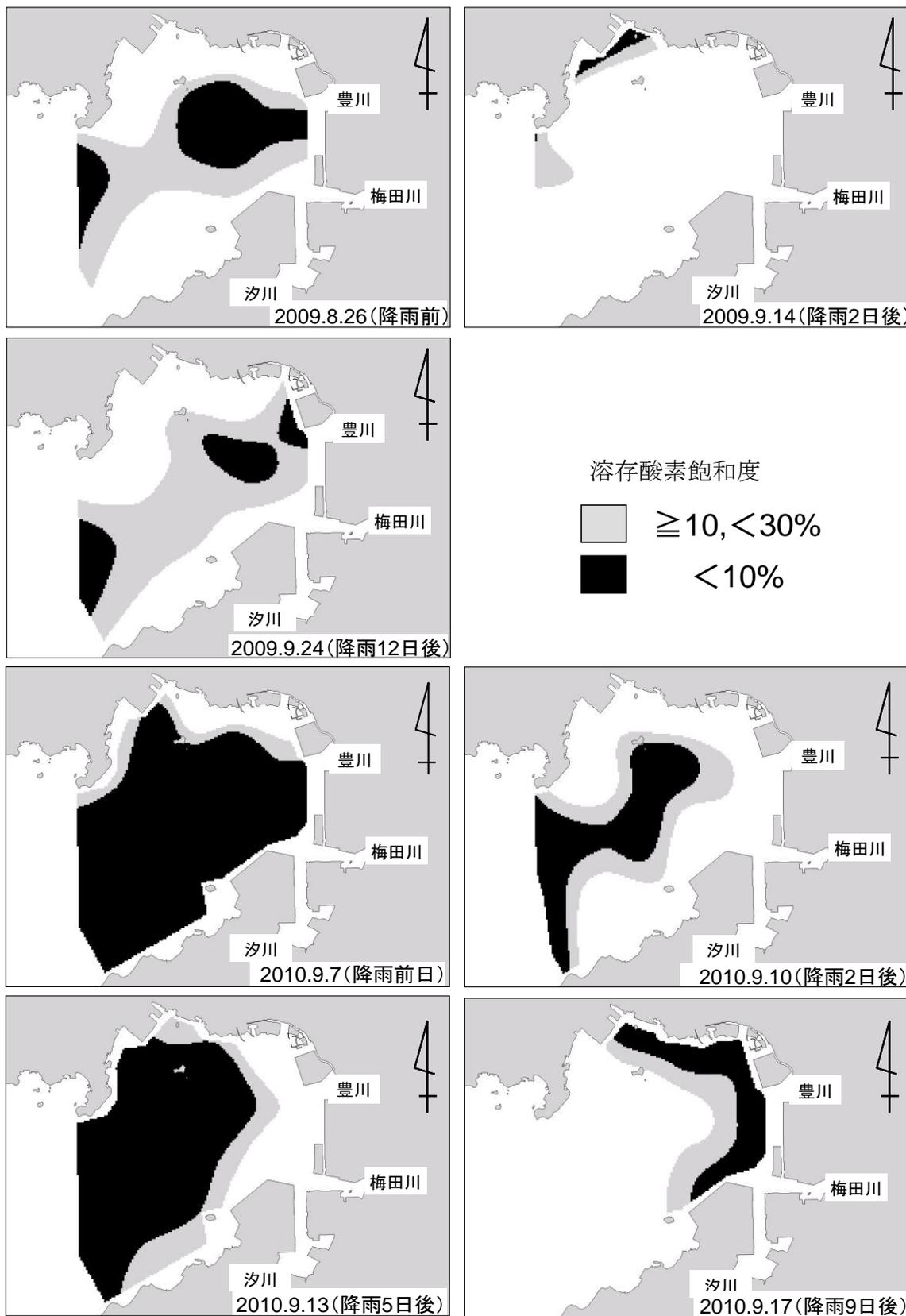
図(2)-17に降雨前後の表層塩分分布を示す。降雨当日である6月27日には、調査海域の北部で表層塩分が低く、南部側ほど高い傾向を示した。降雨2日後の6月29日には北部で塩分が上昇していた。しかし、豊川河口周辺では降雨前と同様低かった。降雨7日後の7月4日には再び北部で表層塩分が低下した。

図(2)-18に降雨前後の表底層のDIN濃度分布を示した。表層DINは降雨日においては全地点で20 μg/l以下とほぼ枯渇していたが、降雨2日後には豊川河口に近く、塩分がやや低かったSt. 24で急激に増加した。そして降雨7日後にはA10で増加した。底層DINは降雨日においては調査海域の中央部が高く、奥部では表層と同様枯渇状態であった。降雨2日後もほぼ同様であった。そして降雨7日後には全体的に増加した。

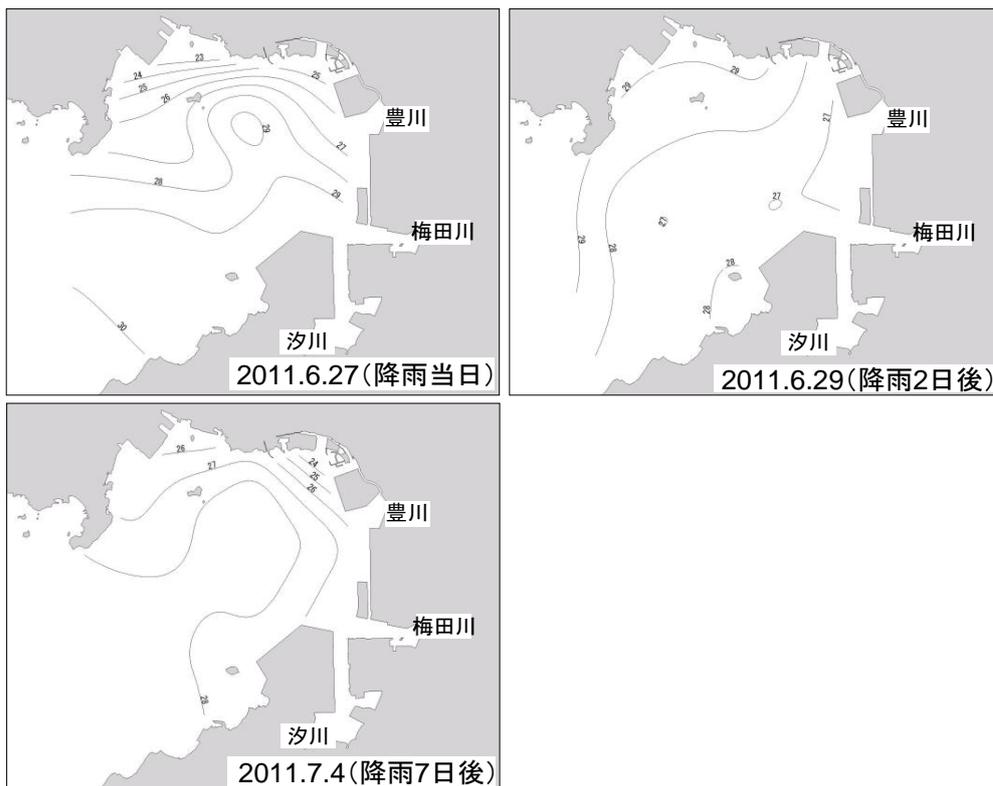
図(2)-19に降雨前後の表底層のクロロフィルa濃度分布を示した。表層クロロフィルa濃度は降雨日においては塩分の低い調査海域の北部で高かった。降雨2日後には豊川河口に近いSt. 24を除き、低下した。そして降雨7日後には再び塩分の低い北部で増加した。底層クロロフィルaは降雨当日には北部が高く、降雨2日後には中央部で増加した。そして降雨7日後には再び北部で増加した。



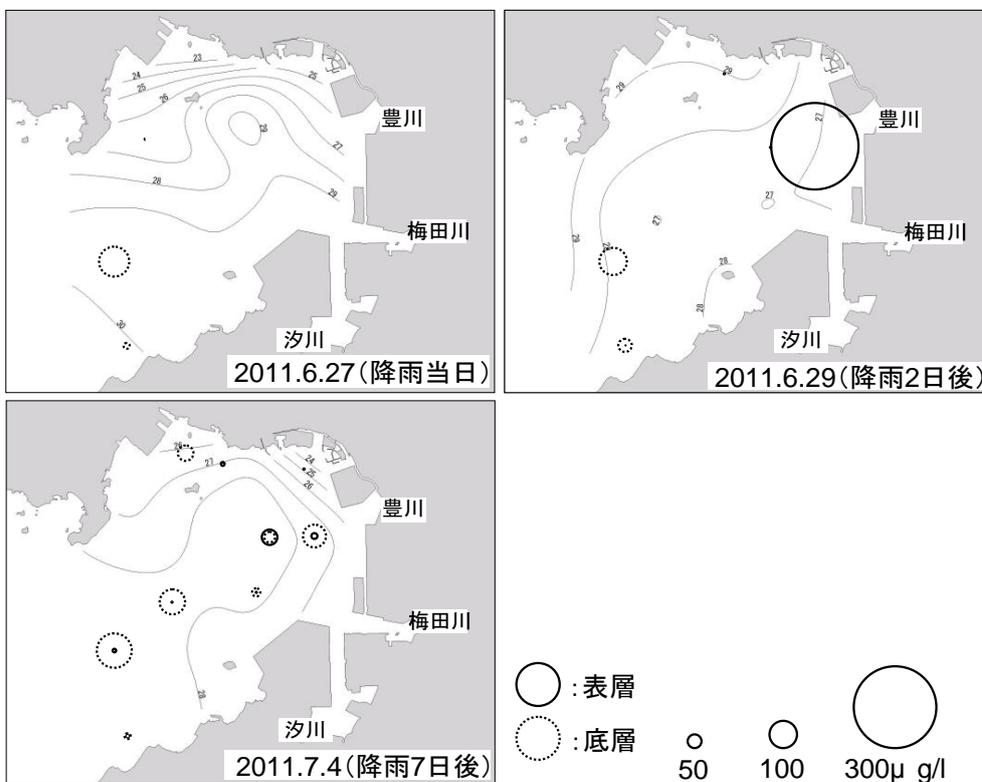
図(2)-15 2009年および2010年の調査時の表層塩分と表底層のクロロフィルa分布



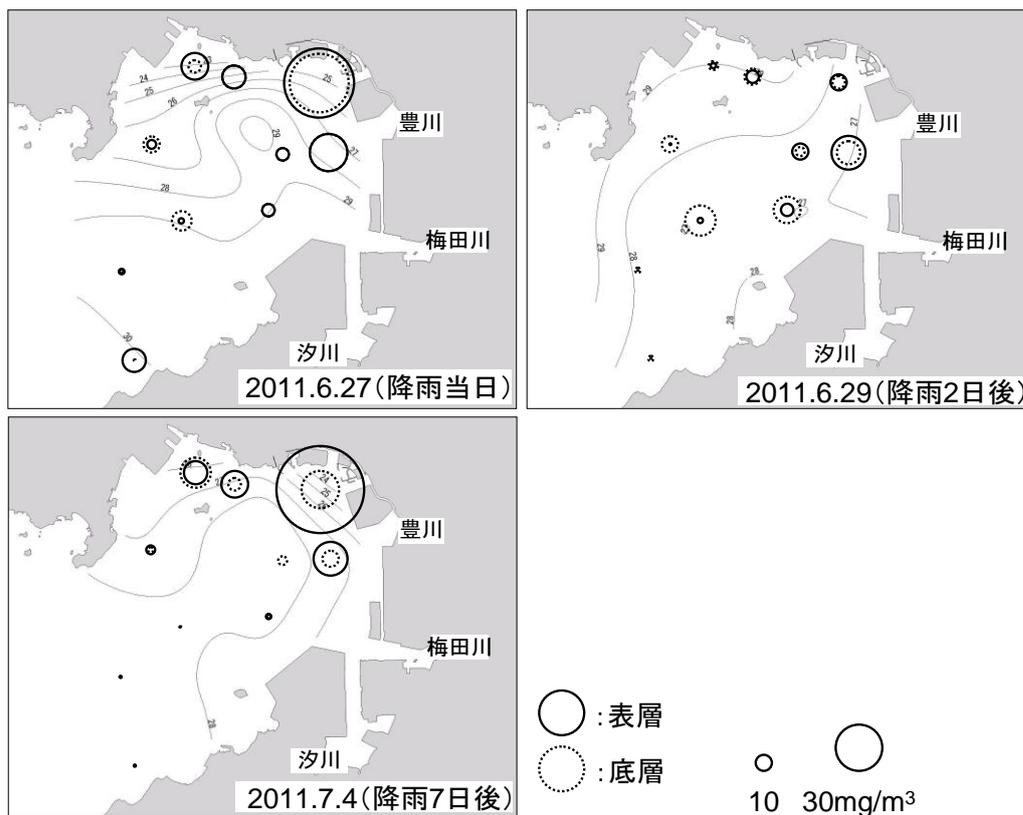
図(2)-16 2009年および2010年の調査時の底層溶存酸素の分布



図(2)-17 降雨前後の表層塩分分布



図(2)-18 降雨前後のDIN分布



図(2)-19 降雨前後のクロロフィルa分布

#### 10) 考察

降雨前の表層DIN、DIPは2009、2010年ともに降雨が2週間ほどなかった影響により少なかったが(図(2)-12、図(2)-13)、クロロフィルa濃度は北部海域で $10 \text{ mg/m}^3$ 以上あった(図(2)-15)。従って、北部海域においては、降雨前においても何らかの形で栄養塩が供給され、植物プランクトン現存量が維持されていたと考えられる。北部海域は水深が浅いところが多く、風や潮汐の影響を受けやすいと考えられる。加えて、底層の栄養塩も南部に比べ少ない。これらのことから平時から風などで引き起こされる湧昇や鉛直混合によって表層へと栄養塩が供給されている可能性がある。また、北部海域には豊川や中小河川が多く存在し、平時でも南部に比べ塩分が低い傾向があり、豊川や中小河川からの栄養塩供給の影響も考えられた。いずれにしても北部海域において植物プランクトン現存量が高く維持されているということは、降雨に伴う急激な栄養塩の流入増大によって短時間で赤潮が引き起こされる要因となっていると考えられる。2009、2010年両年の降雨前後の塩分分布、栄養塩分布、クロロフィルa分布から、豊川からの出水の影響は河口に近い渥美湾北部で顕著であった(図(2)-11～図(2)-15)。また、流軸からやや北側にずれた位置で塩分が低下した。これはコリオリの力によるものと推測される。

両年ともに底層の貧酸素水塊は降雨2日後に縮小した(図(2)-16)。2009年は降雨前後の調査間隔が広く、各項目の短期的な変化をとらえていないが、2010年は2-4日間隔で調査が行われたため、降雨前後の短期間の変化をとらえることができた。ここでは2010年の変化について推定する。降雨後の貧酸素水塊の縮小については水塊の動きや鉛直混合の影響が考えられる。塩分鉛直分布に

よると降雨2日後の塩分は2 m以浅に極小がみられたが、底層でも低下していた(図(2)-11)。愛知県水産試験場所有の自動観測ブイ(図(2)-1、測点7)によると、2010年は降雨日の9月8日から9日にかけて北西風が7~10 m/sで吹いていた。また、渥美湾においては夏季に北西風が吹くと北部海域において苦潮が発生しやすいことが知られており、実際に2010年は降雨後の9月13日から14日にかけてと17日に渥美湾北部で苦潮発生が報告されている。したがって、降雨前調査から降雨後調査が実施されるまでの期間に、前線をもたらす北西風によって北部海域において苦潮が発生し、底層での塩分低下および貧酸素水塊の縮小が生じたと考えられた。

降雨2日後の表層においては、塩分低下域で栄養塩が増加したが、降雨5日後以降の調査結果では表層の栄養塩がほぼ枯渇していた。このことから河川水とともに供給された栄養塩は、植物プランクトンの多寡によって異なるものの、比較的短期間で減少することが明らかになった。海域における植物プランクトンの制限栄養塩は窒素である場合が多いとされる。本研究においては、降雨2日後を除いて多くの測点においてDIN濃度が低く、元素比をRedfield比と比較するとリンやシリカに対して窒素が少なかった。このことから夏季の渥美湾においては主に窒素によって植物プランクトンの増殖が制限されていると考えられた。2009年時の調査では、降雨2日後には塩分低下域でDINが大幅に増加していたが、2010年時にはわずかな増加がみられる程度であった。その要因としては、2010年の降雨前調査時のDINが全地点において $20 \mu\text{g/L}$ 以下と枯渇状態であり、強い窒素制限になっていた所へN:P比の高い河川水が流入したため、元々2009年よりも多かった植物プランクトンに急速に吸収されてしまったことが考えられた。また、2010年において降雨2日後に塩分低下が顕著であった北部海域においては、クロロフィルa濃度が増加した一方、リンが枯渇しておりDIN:DIP比がRedfield比よりも高くなっていた。Fisher et al.<sup>1)</sup>はチェサピーク湾ではダムからの陸水放流が少ない夏季においては窒素が植物プランクトンの制限栄養塩であるが、雪解けによりダムからの放流が多い春には湾内のDIN濃度が上昇し、それに伴う植物プランクトンの増加により窒素制限からリン制限にシフトすることを報告している。本研究においては塩分低下域でN:P比が上昇した。豊川下流(吉田大橋)の2010年度における栄養塩の平均濃度はDINが $75.7 \mu\text{M}$ 、DIPが $1.2 \mu\text{M}$ である。ここから算出されたDIN:DIP比は63でRedfield比の16(モル比)を大幅に上回っている。このことから降雨前には長期間雨が降らないことや海水の成層によって窒素制限下におかれていた植物プランクトン群集が、降雨に伴うRedfield比16を大きく上回る陸水の流入によって増殖し、リンを活発に吸収した結果、N:P比が上昇したと考えられた。このパターンは雪解けと降雨というイベントの違いはあるが、チェサピーク湾で捉えられた窒素からリンへの制限栄養塩のシフトと同様であると考えられる。

2010年にはDSiも測定した。DSiは珪藻類において必須の栄養塩であり、河川上流域において岩石の風化作用により溶出し、地下水を通じた土壌からの流出を経て河川から海域へと供給されている。また、海底堆積物からのDSiの再生産速度はDINやDIPに比べて遅く、供給に関しては河川への依存性が高い。近年、流域開発によるDSi濃度およびDSi:DIN比の低下が世界各地で報告されており、その結果として珪藻から鞭毛藻などへの卓越種の変化、さらに高次生態系への影響が懸念されている。日本においては土壌の質や降水量の多さからDSi濃度は高く、DSiの溶解度が低下し、降水量も少なくなる冬季を除けばシリカ欠損はおきにくいと考えられる。しかし、三河湾においても冬季には珪藻類が優占する限界濃度とされる $2 \mu\text{M}$ (約 $56 \mu\text{g/L}$ )を下回ることがある。また、三河湾に流入する大河川の1つである矢作川下流のDSi:DIN比は0.74~4.3の間で変化し、平均では

2.3であったとされている。本研究結果ではDSi濃度はDINと比較すると観測期間を通じて多く、常にDSi:DIN比は1以上だった。DIPに対してはDSi:DIP比が16を下回るケースもあったが、DSi濃度が56  $\mu\text{g/L}$ を下回ったのは赤潮発生後である降雨5日後の豊川河口沖のみであった。これらのことから、DSiがDINと比べて豊富に存在していたため、降雨後は珪藻類の赤潮が発生したと考えられた。

2010年の調査結果によると、降雨2日後には表層塩分が低下し、塩分低下域では栄養塩、クロロフィルaの増加がみられた。そして降雨5日後には塩分分布、栄養塩分布、クロロフィルa分布は降雨前とほぼ同じ状態へと戻っていた。また、降雨2日後に減少し、5日後にはまだ増加していなかった底層の栄養塩が降雨9日後には増加していた。特に、降雨2日後に植物プランクトンが増加した豊川河口沖を中心としてDIN、DIPともに増加していた。このことから降雨後わずか2日前後でプランクトンが急増し、赤潮となり5日後には枯死し、9日目には無機化に至ったことが示唆された。

以上のように、本調査により、降雨に伴う出水による栄養塩の供給、プランクトンの増殖、底層の貧酸素化現象をとらえることができた。これを他の海域と比較すると、広島湾の事例では降雨直後に河川水流入による塩分低下に伴って栄養塩が大幅に増加し、その後は激減した。また、クロロフィルaは降雨前には13  $\text{mg/m}^3$ だったが、降雨直後には減少し5  $\text{mg/m}^3$ となり、集中降雨から10日後に大幅に増加して65  $\text{mg/m}^3$ となり赤潮が発生していた。伊勢湾の事例でも、降雨直後の栄養塩の増加とクロロフィルaの減少がみられ、出水後1週間で植物プランクトンのブルームが起こり栄養塩の枯渇が確認された。本研究の結果では、栄養塩の増減や植物プランクトンのブルームに関しては前述の例とほぼ同様であったが、降雨直後のクロロフィルaの減少はみられなかった。杉本ら<sup>2)</sup>は塩分低下域とクロロフィルaの減少域がよく一致していることや、河口近傍での塩分とクロロフィルaの間に高い正の相関があることから、河川の影響が特に強い海域では、植物プランクトンの増減が捕食や増殖速度等に伴う生物学的な要因よりも、移流・拡散に伴う物理的な要因によって支配されている可能性を指摘している。本研究の調査時の降水量は10~30 mm程度であり塩分低下域でも塩分は25以上であった。一方、広島湾の例では降水量が調査前に337 mm降雨があり塩分が10以下まで低下していた。また、伊勢湾の例では出水後観測の直前1週間に降水量は101 mmあり、塩分は15以下まで低下していた。これらのことから、本研究の場合は降水量が少なかったため河川水の流入量も前述の2例と比べると少ないため、移流・拡散よりも植物プランクトンの増加を含め、水域内での循環がより強く反映されたのではないかと考えられた。

今回の渥美湾調査では降雨2日後に2009年、2010年ともに貧酸素水塊が縮小したが、その後再び拡大した。縮小については水塊の動きや鉛直混合の影響が考えられるが、拡大については表層でのクロロフィルaの増減や底層でのDIN、DIPの増加からみて有機物の分解による底層での酸素消費がより強く反映されたとみられる。2010年の測点1を例に挙げると、降雨2日後には溶存酸素飽和度68%(4.4  $\text{mg/L}$ )まで回復し、降雨5日後には再び12.1%(0.8  $\text{mg/L}$ )まで減少した。つまり3日間で3.6  $\text{mg/L}$ 減少したことになり、日換算すれば1.2  $\text{mg/L/d}$ で減少したことになる。鈴木ら<sup>3)</sup>は三河湾沿岸域においてD0濃度の連続観測を行い、D0濃度の急激な減少を捉え、その時の見かけの酸素消費速度を0.59  $\text{mg/L/d}$ であると計算している。また、箕・藤原<sup>4)</sup>はシミュレーションにより伊勢湾底層水の6月、9月の酸素消費速度をそれぞれ平均0.11 $\text{mg/L/d}$ 、0.08 $\text{mg/L/d}$ と計算している。今回得られた酸素消費量の1.2  $\text{mg/L/d}$ は三河湾の過去の例の2倍、伊勢湾の例の10倍以上である。酸素消費速度は水温と正の相関があると言われており、これはバクテリアの活性が高くなり有機物分解活性、すなわち消費速度が大きくなるためと考えられている。渥美湾は伊勢湾に比して浅く底

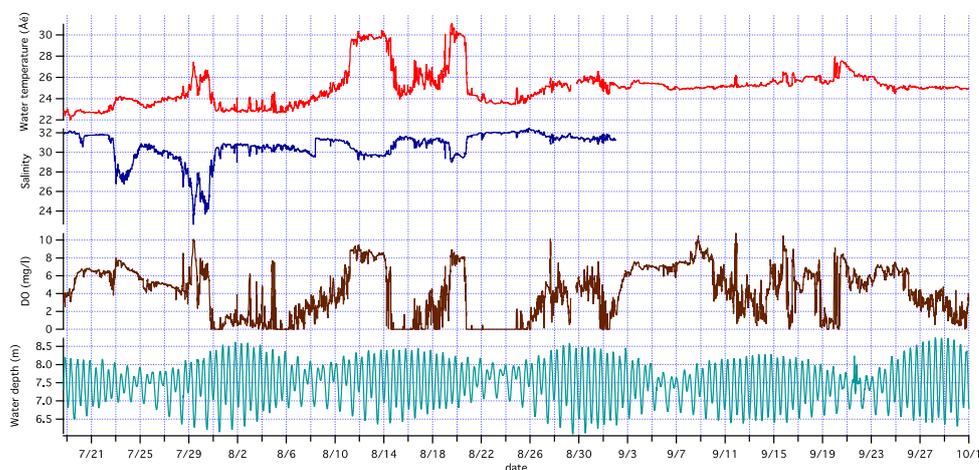
層水温も高い。さらに和久ら<sup>5)</sup>は、三河湾における浚渫窪地での観測により、膨大な有機物の沈降フラックスがもたらされることによって酸素消費速度が著しく増加することを報告している。測点1は降雨直後に赤潮が発生していた測点にも近く、赤潮が波及していた可能性があり、その場合表層で生産された大量の有機物粒子が底層に沈降、堆積し酸素消費速度を増加させたと考えられる。以上のことから、夏季の渥美湾の底層では、水温の高さと有機物供給の多さにより酸素消費速度が大きく、貧酸素水塊形成がすみやかに進むことが示唆された。本研究海域は1970年代の大規模な埋め立てにより1200 haの干潟・浅場が消失した海域であり、干潟・浅場の底生生物群集による懸濁物除去機能の喪失が底層への有機物供給増大に大きく影響していると考えられる。

## (2) 河口および港内での定点観測調査

まず、観測点AおよびBでの連続観測結果について示す。図(2)-20はA点の底層(海底から2m上)における水温、塩分、DO濃度、水深の変化を示したものである。期間中(7月18日～9月30日)の底層DOの分布を見ると、DO濃度は無酸素状態から過飽和状態である8～10mg/Lまで急激な変化を示している。その急激な変化に対応するように底層の水温、塩分の両方で同じような変化が起きている。したがって、DOの急激な変化の要因は、密度(水温、塩分)の異なる水塊(底層水)が移動してきたか、もしくは塩分が低く水温が高い表層水との混合が行われたことを示唆している。

また、AおよびB点での連続観測データがほぼ同じ変化を示していたことから、南北方向には水塊構造の変化(水塊の移動)が小さいと考えられた。このことは、夏期の浅海域の水質の変化は東西方向への水塊移動の影響を大きく受けていることを示唆している。

断面的に水塊構造を見るために、定点観測によって得られる水温、塩分、海水密度( $\sigma_T$ )、DO等のコンター図を作成した。断面としては、図(2)-21に示すSt. 3～St. 10、A～St. 15、A～St. 18の3つのラインの縦断を対象とした。DO濃度の空間的な分布を見るために、8月1日および8月22日のA～St. 18ラインのコンター図を図(2)-22および図(2)-23に示す。8月1日のDOの図をみると、豊川河口部表層ではDO濃度が高く、港内では表層まで貧酸素水が広がっていることがわかるが、これは夏期には比較的頻繁に見られる水塊構造である。一方、8月22日には港内での貧酸素化が一層進み、豊川河口付近(六条潟前面)まで張り出していることがわかる。この状態が港湾の貧酸素水塊の移動によって形成されたものであるかどうかは未解明であるが、港湾内に形成された大規模



図(2)-20 A点での底層における連続観測結果(水温、塩分、DO、水位)

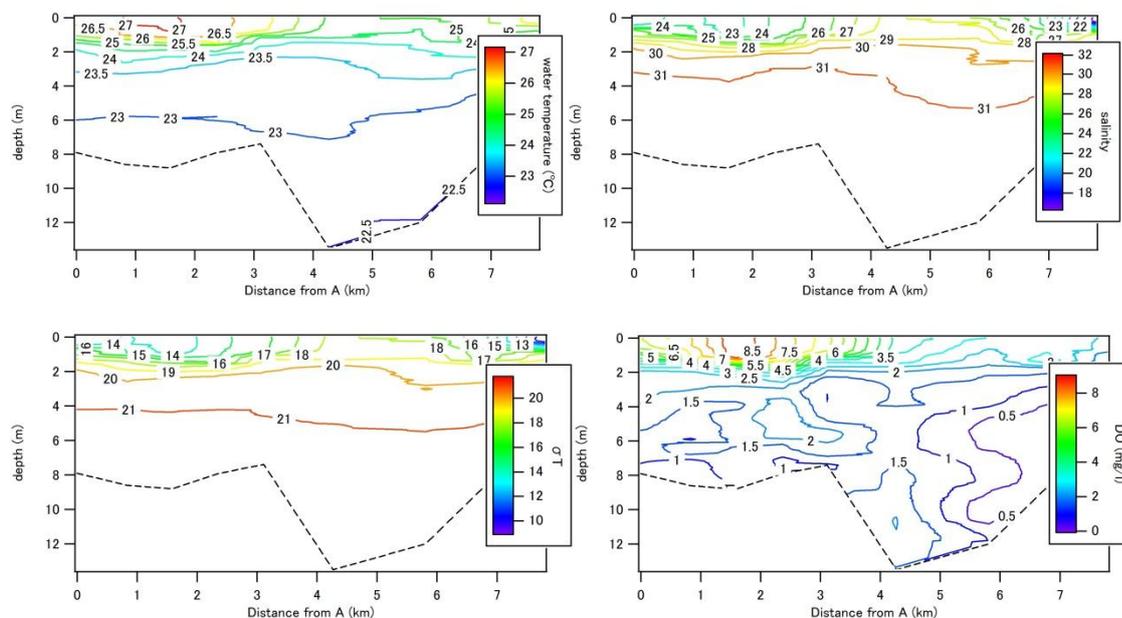
な貧酸素水塊が周辺海域に影響を及ぼしていることは否定できない。

図(2)-24～図(2)-27は、定点観測による表層(海面下1m)と底層(水底上1m)のDIN、DIP、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4$ の変化を示したものである。図中には、豊川河口に位置するSt. 3、最も沖合のSt. 10、港内のSt. 12、港奥のSt. 15およびSt. 18での値をプロットしてある。これらの図より、港内部は港外部に比べて栄養塩濃度が全体的に高くなっていることがわかる。特に、貧酸素水塊が表層にまで広がっている8月1日および8月後半には表層でも非常に大きな栄養塩濃度が現れている。これは、港内における鉛直混合によることが考えられる。



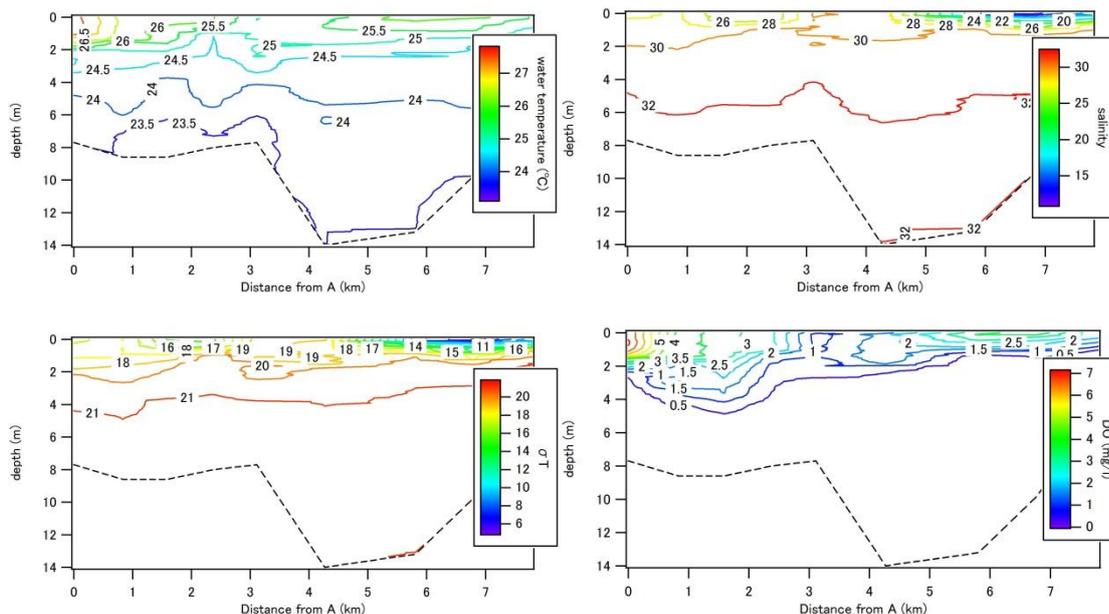
図(2)-21 コンターを作成した断面のライン

図(2)-28および図(2)-29は観測期間中の表層と底層のDINとDIPを観測点ごとに平均をとって示したものである。これらの図からも、港内側の観測点(St. 12-18)では全体的に栄養塩濃度が高くなっていることがわかる。特に、港内側では表層で高い濃度を示していることが確認できる。これは、港奥部が汐川および梅田川の河口部に位置することが大きな理由であると思われるが、港内の貧酸素化に関連して底層で栄養塩の溶出が進み、それが鉛直混合により表層に輸送されることも大きく寄与しているものと考えられる。

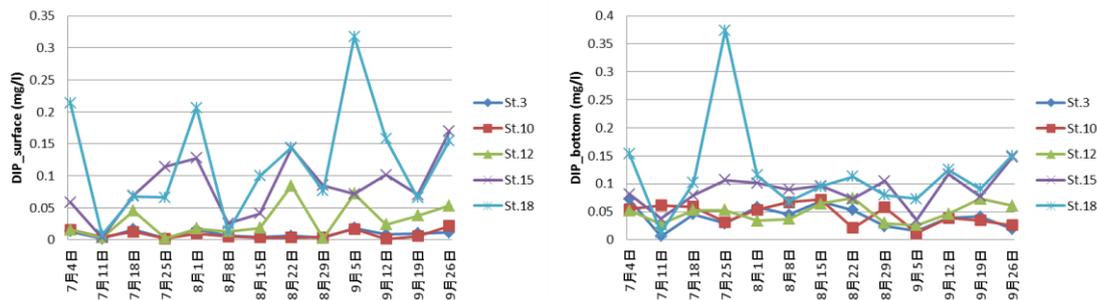


図(2)-22 A～St. 18ラインのコンター(8月1日)

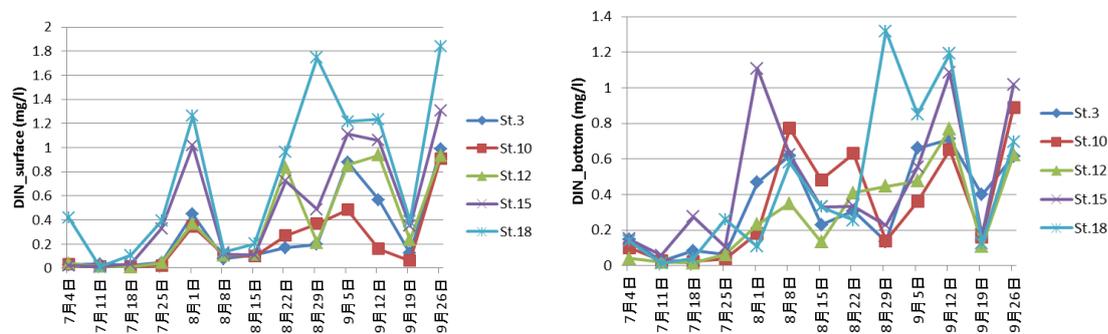
左上:水温(°C)、右上:塩分、左下: $\sigma T$ 、右下:DO(mg/L)



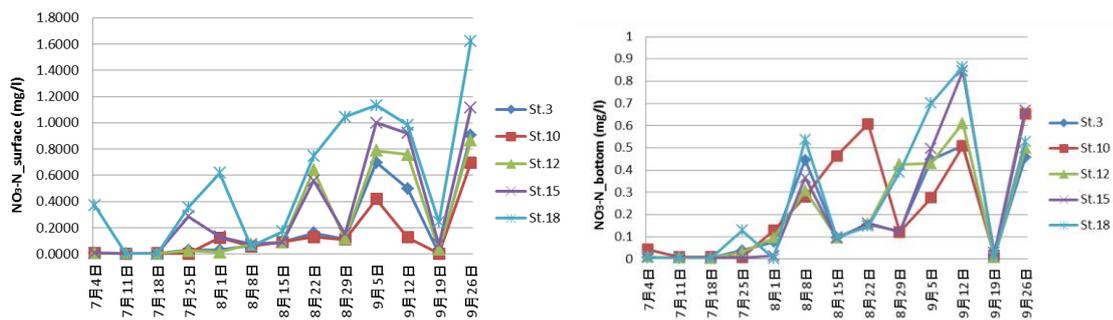
図(2)-23 A~St. 18ラインのコンター (8月22日)  
 左上：水温(°C)、右上：塩分、左下： $\sigma T$ 、右下：DO(mg/L)



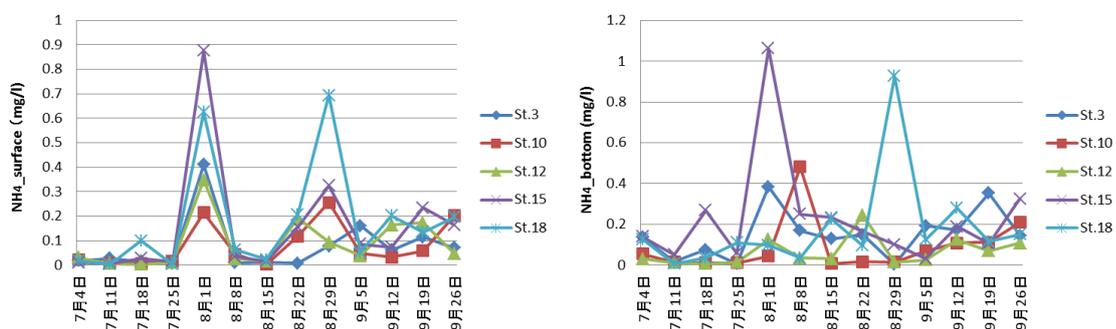
図(2)-24 定点観測におけるDIPの変化 (左：表層、右：底層)



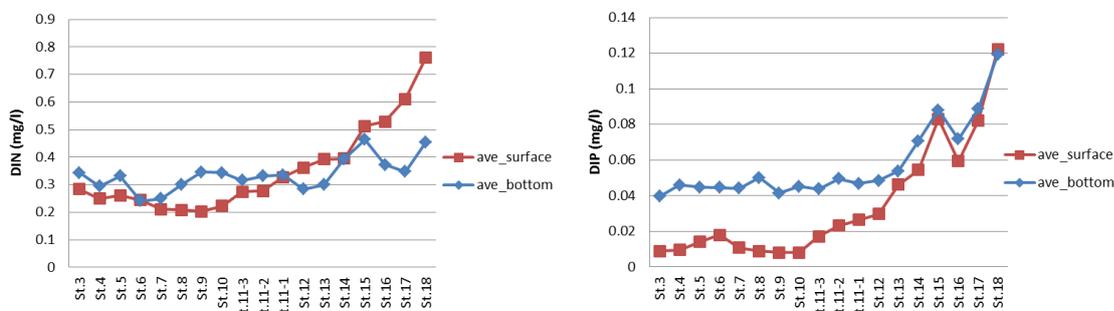
図(2)-25 定点観測におけるDINの変化 (左：表層、右：底層)



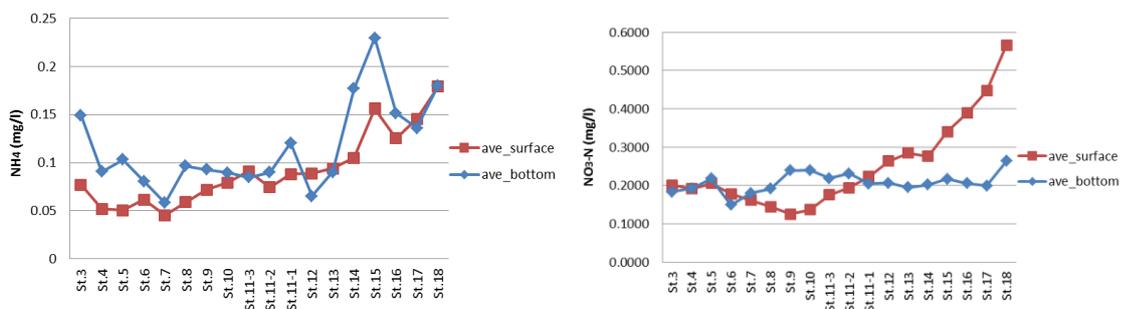
図(2)-26 定点観測におけるNO<sub>3</sub>-Nの変化 (左：表層、右：底層)



図(2)-27 定点観測におけるNH<sub>4</sub>の変化 (左：表層、右：底層)



図(2)-28 DINとDIPの表層と底層における平均値の地点別変化



図(2)-29 NH<sub>4</sub>とNO<sub>3</sub>-Nの表層と底層における平均値の地点別変化

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

本研究では、降雨に伴う出水による栄養塩の供給、プランクトンの増殖、底層の貧酸素化現象を時系列的にとらえることができた。また、河川が流入する港湾域の貧酸素水塊と栄養塩濃度の状態を明らかにした。内湾に流入する河川の河口部に広がる浅海域は、湾全体の生物生産や物質循環において非常に重要な役割を担っているが、河川からの間欠的な淡水流入の影響や沖合の底層貧酸素水塊の影響によって時間的・空間的に環境変化が大きく、その実態把握が難しい。本研究は、生態系にとって貴重な港湾域を含めた湾奥部浅海域を適切に保全するために必要な科学的データの取得、現象の解明において意義のあるものである。

### (2) 環境政策への貢献

三河湾内の豊川河口域は、干潟の保全、アサリ漁場の確保、水質浄化機能の維持、港湾開発との両立など、近年の内湾環境問題を代表するいくつかの課題を有しており、市民の関心も高く、環境省をはじめ、国土交通省や水産庁も政策的に注目している海域である。なかでも、干潟・浅海域の生産性に関わる河口域の栄養塩動態を明らかにすることや、隣接する港湾域の影響を明らかにすることは今後も研究を推進すべき重要な課題であり、本研究の成果は今後の政策課題解決に活かせるものである。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない。

## 7. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上发表

<論文(査読有り)>

- 1) 陸 眞姫、青木伸一、井上隆信、杉山佳幸：土木学会論文集B2(海岸工学), Vol. 66, No. 1, 361-365 (2010)

「エスチュアリー循環による河口浅海域への栄養塩輸送に関する研究」

- 2) 青木伸一、矢部泰貴、Syamsidik、陸眞姫、井上隆信：土木学会論文集B2(海岸工学), Vol. 67, No. 2, I\_356-I\_360 (2011)

「内湾河口部浅海域の夏期の水塊構造と流れの特性」

- 3) Yuk J.H. and S. Aoki: Proc. of the 34th IAHR World Congress, 1165 - 1171 (2011)

“Estuarine circulation and associated material transport in shallow waters around a river mouth”

- 4) 田中康平、青木伸一、Ernawaty Rasul、井上隆信：土木学会論文集B2(海岸工学), Vol. 68, No. 2 (採択済) (2012)

「三河湾奥での貧酸素水塊の発達特性と港湾域の影響について」

<その他誌上发表>

- 1) 柘植朝太郎、大橋昭彦、山田智、岩田靖宏、石田基雄：愛知県水産試験場研究報告第17号 (2012)

「三河湾東部、渥美湾における赤潮および貧酸素水塊形成に及ぼす降雨に伴う河川水流入の影響」

**(2) 口頭発表 (学会等)**

- 1) 矢部泰貴、青木伸一：平成22年度土木学会中部支部研究発表会 (2011)  
「豊川河口沖の水塊構造に関する研究」
- 2) Ernawaty RASUL, TakanobuINOUE, Shinichi AOKI, Kuriko YOKOTA, The 46<sup>th</sup> annual Conference of Japan Society on Water Environment (2012)  
“Spatial distribution of nutrient in the eastern part of Mikawa Bay”
- 3) 田中康平、青木 伸一、Ernawaty Rasul：平成22年度土木学会中部支部研究発表会 (2012)  
「三河湾湾奥部での貧酸素水塊の挙動に関する研究」

**(3) 出願特許**

特に記載すべき事項はない。

**(4) シンポジウム、セミナーの開催 (主催のもの)**

特に記載すべき事項はない。

**(5) マスコミ等への公表・報道等**

特に記載すべき事項はない。

**(6) その他**

特に記載すべき事項はない。

**8. 引用文献**

- 1) Fisher, T.R., Peele, E.R., Ammerman, J.W. and Harding, L.: Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. Mar. Eco. Prog. Ser., 82, 51-63, 1992
- 2) 杉本亮・笠井亮秀・山尾理・藤原建紀・木村琢磨:伊勢湾における河川流量の変動に伴う懸濁態有機物の変化, 水産海洋研究, 68(3), 142-150, 2004
- 3) 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正: 底層の貧酸素化が内湾浅海底生物群集の変化に及ぼす影響, 海の研究, 7(4), 233-236, 1998
- 4) 笈茂穂・藤原建紀:伊勢湾の栄養塩動態:非保存的变化の季節変動, 海の研究, 16(6), 437-453, 2007
- 5) 和久光靖・橋口晴穂・栗田貴代・金子健司・宮向智興・青山裕晃・向井良吉・石田基雄・鈴木輝明: 三河湾の浚渫窪地における粒子状物質の特異的な集積機構, 海の研究, 20(1), 1-17, 2011

### (3) アマモ場・アサリ漁場の水質浄化機能の解明に関する研究

(独)水産総合研究センター

水産工学研究所 水産土木工学部 生物環境グループ 森口 朗彦

平成21～23年度累計予算額：7, 257千円（うち、平成23年度予算額：2, 321千円）  
予算額は、間接経費を含む。

[要旨] 渥美湾において、栄養塩浄化機能を発揮する二大要素はアマモ場とアサリ漁場であり、その正確な評価が貧酸素水塊発生予測手法の精度を向上させる。またアマモ場とアサリ漁場の造成・拡大が海域の栄養塩浄化機能を強化し、貧酸素水塊発生抑制対策となる。特にアマモ場に関しては、三河湾における調査・研究事例は少なく、評価が困難であった。本研究では、渥美湾に形成された天然アマモ場において生息状況等の観察調査を行い、アマモの生活史を把握することで、アマモ場が栄養塩浄化に寄与することを確認した。また、物理環境の観測調査を行うことで、形成阻害要因を明らかにした。これら新たな知見と既往の知見を整理・検討することで、水質浄化機能発生予測手法の高度化とアマモ場・アサリ漁場の造成・拡大による貧酸素水塊発生抑制対策の検討に資する情報を提供した。

[キーワード] アマモ場、アサリ漁場、三河湾、栄養塩、形成阻害要因、造成

#### 1. はじめに

河川から流入した栄養塩を吸収するのは光合成を行う植物であるが、三河湾では海水中を浮遊する植物プランクトンと沿岸海底に着生する海草類であるアマモ (*Zostera marina*) がその役を担っていると考えられる。植物プランクトンが栄養塩を吸収することで増殖し、大量発生すると貧酸素水塊の発生を誘引するが、海底に埋生するアサリ (*R. philippinarus*) を主体とする二枚貝類が餌料として吸収する。すなわちアマモおよびアサリは三河湾において栄養塩を海水中から海底に固定する働き、換言すれば水質浄化機能を発揮する二大要素であり、その正確な評価が貧酸素水塊発生予測手法の精度を向上させることは明らかである。また、アマモ草体の群落であるアマモ場は「海のゆりかご」とも称されるように、海域の生物多様性を保全する環境資源であり、水産資源増殖の取組の一環として、造成・拡大が図られている。アサリは言うまでもなく三河湾における主要水産物である。その漁獲を行うアサリ漁場は貴重な水産基盤であり、古くから維持・拡大の取組が行われている。これらアマモ場・アサリ漁場の拡大の取組は三河湾の栄養塩浄化機能を増強するという側面もあり、貧酸素水塊発生抑制対策となることから、こちらの視点からの評価も必要である。

#### 2. 研究開発目的

研究対象海域である渥美湾に形成されているアマモ場およびアサリ漁場の現時点における分布

特性を把握することで、栄養塩浄化機能への寄与を明らかにし、貧酸素水塊発生予測手法の精度向上を計るとともに、形成阻害要因を把握し、場の拡大・造成の可能性を示唆することで、貧酸素水塊発生抑制対策の構築の取組に資する。

### 3. 研究開発方法

#### (1) 三河湾におけるアマモ・アサリの生活史および現存量の把握

三河湾におけるアマモおよびアサリの生活史および現存量に関する調査研究資料を収集し、既往知見の整理を行った。明確にならなかった情報に関し、現地観察調査を実施した。調査は湾全域を対象とするのは困難なことから、三河湾における代表的な地点を調査地点として設定し、主に潜水観察調査により生息状況とその時間的な変動について把握した。

#### (2) 形成阻害要因の解明

三河湾におけるアマモ場およびアサリ漁場の形成阻害要因に関する調査研究資料を収集し、既往知見の整理を行った。明確にならなかった情報に関し、現地観測調査を実施した。調査は1)と同地点において、物理環境観測機器により場の状況を把握した。必要に応じ、機器を観測地点に設置して1点の情報を長期間取得する連続観測調査と、船上から機器を投入して広範囲に情報を取得する移動観測調査を行った。

#### (3) 水質浄化機能と強化の可能性の示唆

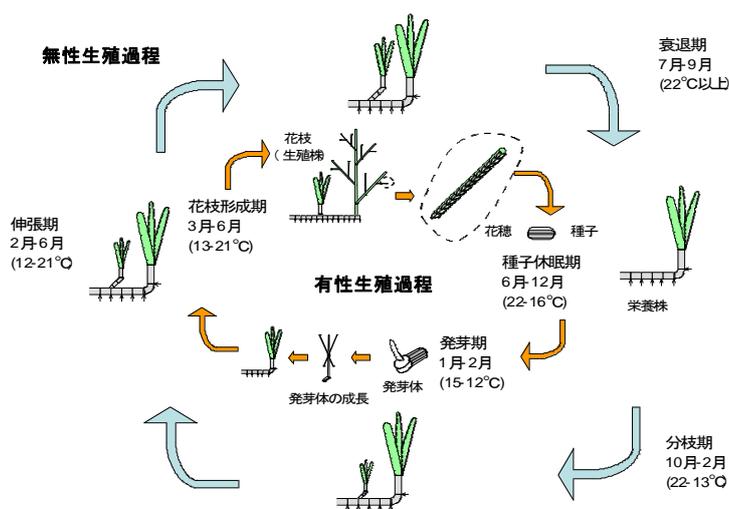
三河湾におけるアマモ場およびアサリ漁場の水質浄化機能およびこれを拡大・強化する造成技術と事例について整理を行った。これらの情報を元に渥美湾における拡大の可能性について検討した。手法としてはGIS（地理情報システム）に既往知見を載せ、地形情報と現状の利用状況を可視的に比較対比し、また既往造成技術の適用範囲および経済正当を考慮し、現状でも比較的实现可能な造成範囲について示唆した。

### 4. 結果及び考察

#### (1) 三河湾におけるアマモ・アサリの生活史および現存量の把握

##### 1) 既往資料および調査実施事項の整理

アマモは顕花植物であり、花枝に種子を形成して散布し、群落の拡大を図る。この再生産過程は有性生殖過程と呼ばれ、種子から出芽し形成した草体を実生株と称する。同時にアマモは地下茎を分枝し、底質上を匍うように伸張して、その地下茎より別の草体を形成する。この再生産過程は無性生殖過程と呼ばれ、この草体は栄養株と称される。これら一連のアマモの生活史は、神奈川県の小田和湾における詳細な調査報告がある<sup>1)</sup>（図(3)-1）。これによると、無性生殖過程においては12月まで種子は休眠、1月か



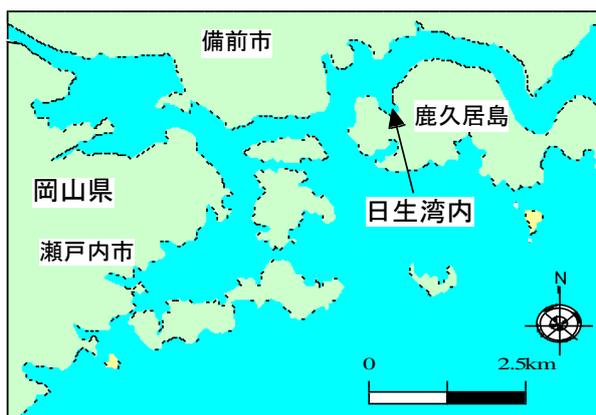
図(3)-1 アマモ生活史の一例<sup>1)</sup>

ら2月にかけて出芽し、実生株は成長を開始する。その後、地下茎を伸長により株数を増やすことでアマモ場を形成するが、3月から6月にかけて種子を内包する花枝を形成、その後、草体および花枝は枯死し、6月から12月の間は、放出された種子の形で休眠期に入る。無性生殖過程においては、10月から2月にかけて地下茎が分枝し、栄養株の成長が始まり、2月から6月にかけては有性生殖同様の過程でアマモ場が形成されるが、7月から9月にかけて草体の長さ（葉丈長）が小さくなり株数が減少する衰退期に入る。ただし、アマモ場としての外観は維持される。アマモ場を維持する機構として、一般に有性生殖・無性生殖の一方の過程が顕在化する。有性生殖過程により維持されるアマモ場は、年に一度アマモ場が消失することから「単年生アマモ場」と呼ばれる。無性生殖過程により維持されるアマモ場は、通年草体が観察されることから「多年生アマモ場」と呼ばれる。

著者らが瀬戸内海で観察調査した事例では、岡山県備前市日生湾内アマモ場では単年生、山口県周防大島町逗子ヶ浜地先アマモ場では多年生を呈していた（図(3)-2、図(3)-3）。地形的な特徴として、日生地先は湾奥で閉鎖性が高く、逗子ヶ浜地先では開いた海岸で開放性が高い。また逗子ヶ浜地先アマモ場では、8月中アマモ場は維持され、衰退期は9月以降となる場合が多かった<sup>2)</sup>。

海域におけるアマモ場による貧酸素水塊発生の抑制機能の評価に際し、単年生か多年生か、衰退期がいつ始まるかは重要な要因となる。貧酸素水塊が多発する夏季にアマモ場が残存していなければ、栄養塩を吸収し貧酸素水塊の発生を抑制する機能が発揮されない。三河湾におけるアマモの生活史に関する調査資料は把握できなかった。唯一、三河湾アマモ場の光合成特性を調べた資料<sup>3)</sup>の考察の部分に、「1年生（著者注：単年生）の特徴が強く」との既述があった。調査は2000年から2001年に行われていた。三河湾におけるアマモの現存量については、上述の資料<sup>3)</sup>に既述があったが、2000年および2001年の情報であり、アマモ場の形成状況は経年的に大きく変化する<sup>2)</sup>。

アサリの生活史に関しては多くの調査研究が行われており、その有用な情報は行政機関の行う増殖場造成計画の指針として取りまとめられている<sup>4)</sup>。三河湾は我が国数のアサリ生産地であることから、調査研究も多く三河湾が対象となっている。これによると、アサリは海水中に放卵・



図(3)-2 日生湾地形図



図(3)-3 逗子ヶ浜地形図

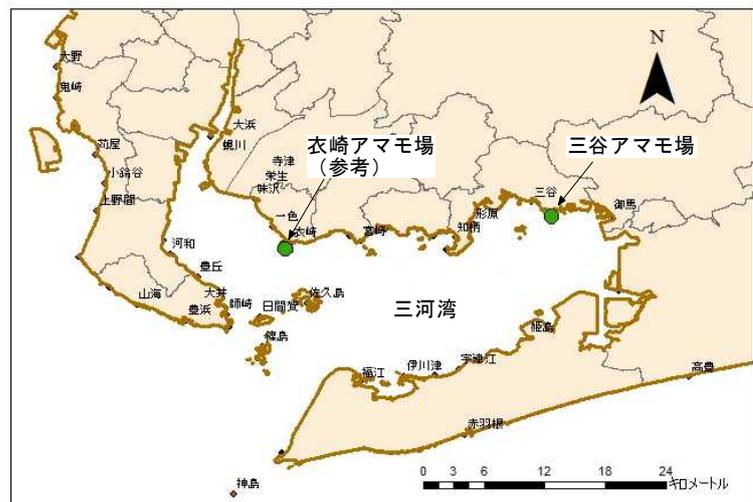
放精して受精する。受精後、ふ化した幼生は2週間程度の浮遊期を経て海底に着底して稚貝となる。寿命は5年以上とも言われるが、三河湾では1年あまりで殻長30mmに成長し、大部分は漁獲される。三河湾における産卵期は4～11月と長く、また漁獲を目的として稚貝過密域からの稚貝の移送、散布も行われていることから、貧酸素水塊発生による大量斃死などが生じなければ、アサリは年間を通じて安定して分布していると考えられる。近年の現存量に関する資料は、三河湾西部におけるものではあるが詳細な調査資料がある<sup>5)</sup>。

以上より、本研究課題においては、アマモの生活史と現存量を推定するための現地調査を実施することとした。

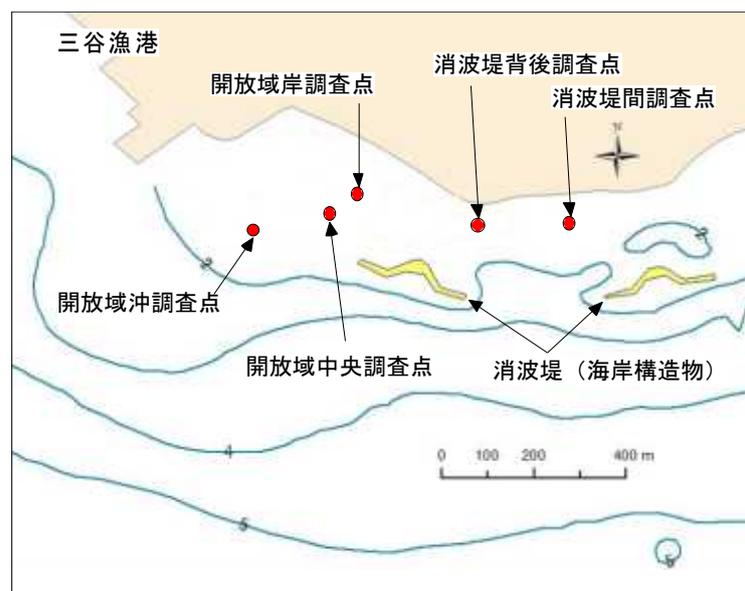
## 2) 調査結果と考察

調査対象海域は、調査事例<sup>3)</sup>のある三谷漁港地先天然アマモ場（以降、「三谷アマモ場」）周辺とした。当該アマモ場は渥美湾北岸近傍に位置し（図(3)-4、図(3)-5）、海岸線にほぼ並行に2基設置された消波堤うち、西側の1基の背後域に形成される。聞き取り等により、アマモ場が形成されると予想される範囲の内部に消波堤背後域調査地点を、同水深帯のアマモ場外部に消波堤間調査地点を設定し、この2地点を重点的に調査した。また、消波堤西側の開放域においては、海岸線にほぼ垂直に水深の異なる調査点を3点設定し、追加調査を行った。

調査時期は、2009年度、2010年度にはアマモの生活史を把握するため、冬季に実施した。この時期に栄養株が確認されると多年生、実生株が観察されると単年生との推定が可能となる。2011年度においては、アマモ場の貧酸素水塊発生の抑制に寄与するか、すなわち貧酸素水塊が多発する時期まで維持されるか、また分布密度や葉丈長がどの程度まで成長するかを把握するため、夏季において調査を実施し、冬季においても維



図(3)-4 調査対象海域位置図



図(3)-5 調査対象海域地形図と調査地点

持状況についての追加調査を行った。

調査方法は、主にスキューバ装置を用いた潜水観察によった。また、アマモ場の形成範囲を広域に確認するため、海面からの視認調査および音響探査機による間接的な調査も併用した。

2009年度第1回目の観察調査は2009年12月8日に実施した。消波堤背後は、水深2.2m、底質は砂と貝殻で形成されていた。アマモの被度は約75%であった（写真(3)-1）。また、アオサ（被度5%）、オゴノリ（被度1%）が観察された。アサリの生息も観察された。消波堤間調査地点は、水深2.3mと消波堤背後調査地点とほぼ同等であり、底質も同じく砂と貝殻で形成されていた。アマモは、ごく短小な株がわずかに見られた程度であった。アマモの地下茎の存在は確認されなかった。アオサ（被度20%）、シオグサ属（ハネモ）（被度1%）、オゴノリ（被度30%）が観察された。

第2回目の観察調査は2009年12月26日に実施した。消波堤背後調査地点は、水深2.4m、底質は砂と貝殻で第1回調査時点と大きな変化はなかった。アマモの被度も約75%と前回と同様であったが、栄養株と実生株が確認された（写真(3)-2）。また、アオサ（被度5%）、オゴノリ（被度1%）が見られる。アサリの生息も観察された。消波堤間地点は、水深2.4mと消波堤背後調査地点とほぼ同等であり、底質も同じく砂と貝殻で形成されていた。アマモは被度5%未満であったが、前回観察時点よりは増加しており、30cm四方程度の小群落が点在していた。アオサ（被度5%）、シオグサ属（ハネモ）（被度1%）、オゴノリ（被度20%）が観察された。消波堤背後調査地点より少ないがアサリも観察された（写真(3)-3）。

第3回目の観察調査は2010年2月10日に実施した。消波堤背後調査地点は、水深2.2m、底質は砂と貝殻で前回調査時点と大きな変化は



写真(3)-1 消波堤背後調査地点の  
アマモ生育状況



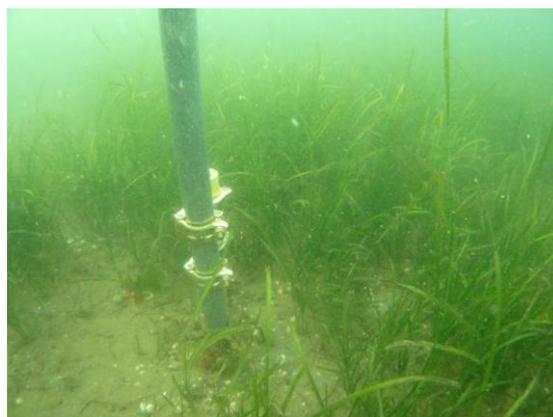
写真(3)-2 消波堤背後調査地点の  
アマモ生育状況  
(2009年12月26日)



写真(3)-3 消波堤間調査地点の  
海底面の状況  
(2009年12月26日)

なかった。アマモの被度は約70%と前回よりも若干ではあるが減少していたが、葉長は前回よりも成長していた（写真(3)-4）。また、アオサ（被度5%）、オゴノリ（被度1%）が観察された。珪藻由来の赤潮の層が観察された。消波堤間調査地点は、水深3.2mと、前回調査時点とは異なり三谷内より1m深くなっていた。底質は同じく砂と貝殻で形成されていた。アマモ等の生物に関しては、前回調査時点と変化は認められなかったが、近くで底質改良工事が実施されており、濁りが発生していた。

2010年度第1回目の調査は11月13日に実施した。消波堤背後調査地点においては、水深2.2mであり、底質は砂と貝殻で前年度調査時点と大きな変化はなかった。昨年度多量に観察された栄養株は全く確認されなかった。アマモは実生株が点在するのみで、被度<1%と判断された（写真(3)-5）。平均的な葉長は約60mmであり、数本採取し実生株であることを確認した（写真(3)-6）。消波堤間調査地点においては、水深3.1mであり、前年度最終観察時と同様、消波堤背後地点より1m程度深い状況であった。アマモは、視界の範囲に5本程度が確認できるのみで、被度<0.1%と判断された（写真(3)-7）。



写真(3)-4 消波堤背後調査地点の  
アマモ生育状況  
(2010年9月10日)



写真(3)-5 消波堤背後調査地点の  
アマモ生育状況  
(2010年11月13日)



写真(3)-6 消波堤背後調査地点の  
アマモ実生株  
(2010年11月13日)



写真(3)-7 消波堤間背後調査地点の  
海底面の状況  
(2010年11月13日)

2回目の調査は2010年12月17日に実施したが、消波堤背後調査地点、消波堤間調査地点ともに状況に大きな変化は見られなかった。ただし、開放域岸調査地点付近において、比較的密度の高い実生株の群落を確認した（写真(3)-8）。

3回目の調査は2011年2月14日に実施したが、消波堤背後調査地点、消波堤間調査地点ともに状況に大きな変化は見られなかった。前回、開放域岸調査地点付近において観察された比較的密度の高い実生株の群落の被度が約50%であることを確認した。

2011年度夏季における調査は6月から8月にかけて3回実施した。消長に関する観察調査結果を図(3)-6に示した。海表面上からの目視観察により被度および分布域を概観し、図化した。目視において被度50%以上と判断される範囲を密生区、1%以上を疎生区とした。また各調査点において、アマモの被度を計測した結果を表(3)-1に示した。アマモ場は6月末までは西消波堤背後から三谷漁港東側の開放域にかけて密生していたが、その後、7月から8月にかけて消波堤背後域では急激に衰退したが、開放域では8月末まで濃密な群落が維持された。

アマモによる栄養塩吸収機能を把握するためには、アマモの生育状況を目視による被度ではなく単位面積当たりの株数と平均の葉丈長を求める必要がある。消波堤背後域調査地点では6月27日と7月27日の2回、開放域岸調査地点では2月27日に計測したが、消波堤背後域において6月計測時は株密度152株/m<sup>2</sup>、平均葉



写真(3)-8 開放域岸調査地点で確認された比較的密度の高い実生株群落 (2011年12月17日)



図(3)-6 2011年度三谷漁港地先アマモ場消長観察結果

表(3)-1 各調査地点被度

調査地点\月日	2011/2/14	6月27日	7月27日	8月30日
消波堤背後	<1%(実生株)	40%	1%	1%
開放域岸	50%(実生株)	—	75%	75%
開放域中央	—	—	50%	—
開放域沖	—	—	90%	—

注) —は調査未実施

表(3)-2 アマモ生育状況

調査地点 調査日時	消波堤背後 6月27日	消波堤背後 7月27日	開放域岸 7月27日
被度(%)	40	1	75
株密度(shoots/m <sup>2</sup> )	152	20	196
平均葉丈長(mm)	880	400	448

丈長880mmであったのに対し、7月計測時は衰退し、20株/m<sup>2</sup>、400mmとなっていた。開放域岸では7月計測時まで株密度は維持され、196株/m<sup>2</sup>であったが、葉丈長は448mmと消波堤背後域と同程度となっていた(表(3)-2)。

2012年2月27日には、冬季におけるアマモの残存状況を確認する調査を行った。音響探査機器であるサイドスキャンソナー(LOWRANCE社製 Structure Scan)を用いてアマモ場の位置を特定し、吊り下げ型水中カメラ(葵ソニック社製 CA-18)により海底面の状態を動画として記録した。天候の影響で開放域周辺のみ調査となったが、アマモは栄養株として広い範囲に残存していた(写真(3)-8)。また、開放域沖調査地点の皿に沖側にもアマモが分布している状況を確認した。



写真(3)-9 開放域岸調査地点で確認された  
栄養株群落  
(2012年2月27日)

以上の結果をもってアマモの生活史について検討するには調査期間が短いことは明白である。しかしながら当該海域を漁場とする漁業者からの聞き取り等も情報も加えると、基本的には多年生の生活史を呈すると考えて良いと思われる。2010年度冬季の急激な衰退は、同年度夏季が記録的猛暑であったことが影響している可能性も考えられ、環境条件によっては単年生の生活史となると予想される。前述の岡山県と山口県における比較でも示したように、地形的に閉鎖性が高く、夏季において海水の濁り等により光合成活動が阻害されるなど生存条件が厳しい海域においてアマモは単年生の生活史を呈し、逆に開放性が高い海域では多年生を呈すると考えられる。三河湾は、近年養殖ノリの色落ち対策の調査が実施されていることから推察されるように<sup>5)</sup>、年間を通じては栄養塩濃度が低下し、透明度が高くなってきているのであろう。2000年には同地点のアマモは単年生の特徴が大きいとの報告があることから<sup>5)</sup>、単年生から多年生への変遷の過渡期にあることの推察が可能である。ただし、ある海域において環境条件の変化によりアマモの生活史が遷移したという調査観察事例は確認できない。

冬季において栄養株が消失した場合でも、2011年度夏季に観察されたように、実生株から地下茎を伸長させ、その結果として濃密なアマモ場が急速に回復し、夏季においても場所によっては維持され、冬季には栄養株として残存する。夏季に維持される条件としては、2010年度の調査で

はその地点の開放性が高いこと、すなわち海水の交換が良好で、おそらくは海水の濁りによる光合成阻害が生じないことであると推察された。したがって、このような場所においてアマモ場は夏季においても維持され、栄養塩を吸収し、貧酸素水塊発生抑制に寄与するものと考えられる。寄与する草体量としては、2011年7月に開放域岸地点で計測された株密度96株/m<sup>2</sup>、葉丈長は448mmを最大値と取ることができる。

## (2) 形成阻害要因の解明

### 1) 既往資料および調査実施事項の整理

アマモ場の形成阻害要因は、神奈川県の小田和湾<sup>1, 6)</sup>や瀬戸内海<sup>7, 8)</sup>において調査研究が行われている。これらによると、主なものは波浪等による底質の不安定化による流失および海水の濁りによる光量子不足や葉上への浮泥の堆積による光合成阻害、また常時ではないが植食性魚類による食害等が報告されている。一般に光合成阻害は内湾奥部のような閉鎖性の高い海域、底質の不安定化による流失は海水浴場として利用されているような開放性の高い海域で認められる。三河湾においてはアマモの光合成特性について検討した事例はあるが<sup>3)</sup>、アマモの形成阻害要因の観点からの調査研究事例は見当たらない。

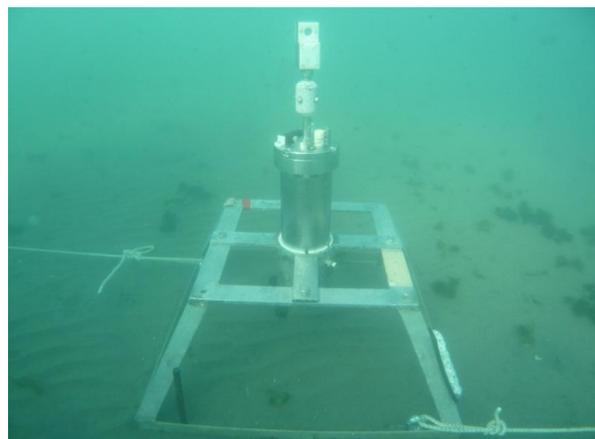
アサリ漁場の形成阻害要因、すなわち漁獲量の減少の要因は、松川ら<sup>9)</sup>により総括されている。これによると、1894年以前の形成阻害の基本となる要因としては、漁場の埋め立ておよび貧酸素水塊の発生にあるとしている。また、1984年以降においては、基本構造は変わっていないが、過剰な漁獲や気候変動、食害などの影響が明らかになったとしている。その全ての要因について三河湾においても言及されている。また、本研究全体の目的も、貧酸素水塊発生によるアサリの大量斃死の抑制であることから、三河湾におけるアサリ漁場の形成阻害要因は明らかであることが前提となっている。

したがって本研究課題においては、三河湾におけるアマモ場の形成阻害要因を明らかにするための現地調査を行うこととした。

### 2) 調査結果と考察

調査対象海域は前節と同様に三谷アマモ場とし、底質の不安定性の原因となる波浪・流動および光合成阻害の指標となる光量子量について観測機器を用いて計測した。

波浪等の観測は、消波堤間調査地点および消波堤背後調査地点で実施した。消波堤間調査地点では、アマモ場が形成されない原因を詳細に把握するため、波高・流速・水温が同時に計測できる多項目観測装置（アイオーテック社製WaveHunter04 WH-302）を専用の架台に取り付け海底面に設置した（写真(3)-10）。消波堤背後調査地点においては、場所によって大きく値の異なる波浪についてのみ、消波堤間調査地点と比較検討ができるよう、小型波高計（アレ



写真(3)-10 WaveHunter04 WH-302 設置状況

ック電子社製 Compact-WH) を用い、海底面に打ち込んだ市販の単管パイプに単管パイプ用ジョイント金具を用いて海底に固定した(写真(3)-11)。波浪による底質の不安定性がアマモ場の形成に大きく影響する時期は、単年生アマモ場にあつては種子が着底して後、出芽し、未熟な地下茎で海底面に着生する実生株期であり、多年生アマモ場にあつては、衰退期を越え、地下茎の分枝、成長が始まる分枝期にあると考えられる。また草体がやや成長し、大きな流体力を受ける初期成長期も流失の可能性が大きい。したがって2009年度においては、種子出芽および地下茎分枝期として2009年12月の約1ヶ月間と、初期成長期として2010年2月の約1ヶ月間、観測を行った。



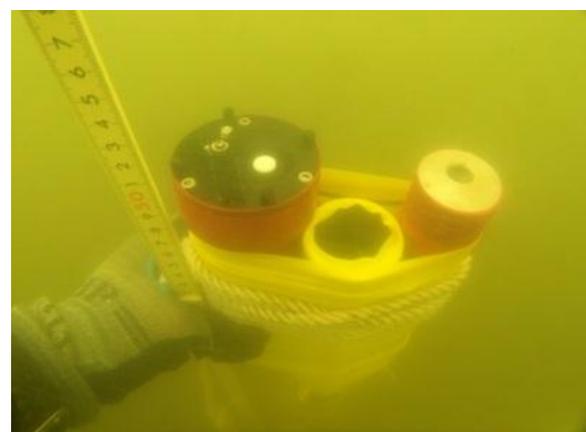
写真(3)-11 Compact-WH 設置状況

2010年度は、2009年度に種子出芽および地下茎分枝期として設定した12月に既に実生株および栄養株の初期成長が確認されたことから、開始時期を早め、かつ一部が重なるよう11月初旬から12月中旬までとした。また、消波堤背後域のみ、光量子量の調査と合わせ、伸張期から衰退期にあたる2011年6月下旬から8月下旬までの間に実施した。機器の設定は両観測機器とも同様で、2時間ごとに20分間、0.5秒間隔でデータを取得した。各観測が終了した時点で機器よりデータを回収し、各項目について解析した。

また、後述する底質の安定性の指標であるシルズ数を計算するため、およびアマモの生育環境の指標となることから、両調査地点において底質を採取し、組成を分析した。分析項目としては、粒度組成、土粒子密度、含水比、強熱減量、全炭素(TOC)、全窒素(TN)、全リン(TP)とした。

光量子に関する調査は、船上から計測機器を投入し、水深方向の光量子密度分布を把握する鉛直分布計測調査と、海底に観測機器を設置し、固定観測点において光量子密度を連続的に測定する連続観測調査の2つの手法を用いた。鉛直分布計測調査には光量子密度と水深を同時に測定する水深・光量子計(アレック電子社製 Compact-CTQ)を用いた。調査時期は、波浪の影響と比較するため、波浪観測調査を実施した2009年12月8日、2010年1月29日、2011年2月14日の3回とした。調査地点は、消波堤間調査地点および消波堤背後調査地点とした。

連続観測調査には、機器はワイパー付き光量子計(アレック電子社製 Compact-CQ)を用い、消波堤背後域調査地点において、センサー部が三谷アマモ場の最浅部と水深が一致するよう海底面より0.5m上部に設置した(写真(3)-12)。また、当該海域近隣に位置する愛知県水産試験場建屋屋上に光量子計(アレック電子社製 Compact-CTQ)を設置し、海表面に照射される



写真(3)-12 Compact-CQ(左)とCompact-WH(右)設置状況

光量子密度を計測した。両機器とも2時間毎に2分間、0.5秒間隔でデータを取得した。調査期間は、海中の光量子密度については海水の濁りが大きいと予想される夏季の状況を把握するため、2011年6月下旬から8月下旬の間とした。また、海表面に照射される光量子密度については、使用機器の記憶容量等との関係から2011年6月下旬から7月下旬にかけてとした。

波浪等の観測結果および底質分析結果より、シールズ数を算定し、アマモ場の形成制限要因の指標とした。

シールズ数 $\Psi$ とは、底質粒子が波や流れなどによって受ける底面せん断力に関する無次元数であり、次式により定義される。

$$\Psi = \frac{1}{2} \frac{f \bar{U}_w^2}{(s-1)gD}$$

ここで、 $f$ ：摩擦係数、 $\bar{U}_w$ ：波動流速の境界層外縁での最大値、 $s$ ：底質の比重、 $g$ ：重力加速度、 $D$ ：底質の粒径である。

実際的な算定はいくつか提案されているが、丸山らが小田和湾のアマモ場において適用した手法を用いた<sup>2)</sup>。流れ単独の場合のシールズ数及び波単独の場合のシールズ数を個別に計算し、共存する場合のシールズ数は波のシールズ数の一周平均と流れのシールズ数との合計としている。これはエネルギーレベルで同等の値とするための措置としている。具体的な計算方法は下記のとおりである。

① 流れ単独の場合のシールズ数 $\Psi$

$$\Psi = \frac{1}{2} \frac{u_*^2}{(s-1)gD}$$

$$\frac{U}{u_*} = 5.75 \log_{10} \left( \frac{h}{D} \right)$$

ここで、 $U$ ：平均流速を鉛直方向に平均した値、 $u_*$ ：摩擦速度である。

② 波単独の場合のシールズ数 $\Psi_m$ およびその一周平均 $\bar{\Psi}_m$

$$\hat{\Psi}_m = 0.5\Psi_m$$

$$\Psi = \frac{1}{2} \frac{u_*^2}{(s-1)gD}$$

$$u_* = \sqrt{0.5f_w \hat{u}_b^2}$$

ここで、 $f_w$  : Jonssonの摩擦係数<sup>3)</sup>、 $\hat{u}_b$  : 波の底面摩擦流速振幅である。

Jonssonの摩擦係数 $f_w$ は次式で求められる。

$$\frac{a_{bm}}{D} < 1.57 \quad \text{のとき、}$$

$$f_w = 0.30$$

$$\frac{a_{bm}}{D} \geq 1.57 \quad \text{のとき、}$$

$$\frac{1}{4}\sqrt{f_w} + \log_{10}\left(\frac{1}{4}\sqrt{f_w}\right) = -0.08 + \log_{10}\left(\frac{a_{bm}}{D}\right)$$

$$\text{ただし、} a_{bm} = \frac{H}{2 \sin(kh)}$$

ここで、 $a_{bm}$  : 底面における水粒子の最大軌道半径、 $H$  : 波高、 $k$  : 波数 ( $= \frac{2\pi}{L}$ 、 $L$  : 波長) である。

### ③ 波・流れ共存場の場合のシールズ数 $\Psi^*$

$$\Psi^* = \Psi + \bar{\Psi}_m$$

シールズ数は、値が大きいほど、底質の不安定であることを示すことから、波浪等の物理環境要因がアマモ場の形成の限界となっている場での限界値を示す指標として用いられている。丸山らは<sup>6)</sup>、造波水路を用いた室内実験を行い、アマモ地下茎が底質内より露出する深さまで底質が浸食される条件として、シールズ数 $\Psi^* < 0.08$ を示した。これは、実生株のように、アマモ草体が単独で維持できる条件を示していると考えられる。一方、森口ら<sup>8)</sup>は実際にアマモ場内外における底質の浸食の状況を観測し、アマモがアマモ場として群落を形成している場合は、地下茎を底質上にシート状となるまで張り巡らせることで、自らが底質の安定化機能を発揮し、さらに厳しい条件下でもアマモ場の形成ははかられることを示した。このときの、アマモ場形成の限界値としてシールズ数 $\Psi^* < 0.12$ を提示している。また、さらに波浪の厳しい海域においても、 $\Psi^* < 0.27$ 程度までは地下茎が礫等のアンカー材を保持することで維持される状況が確認されている。

波浪観測調査の結果、2009年度種子出芽および地下茎分枝期の観測（2009年12月）において、

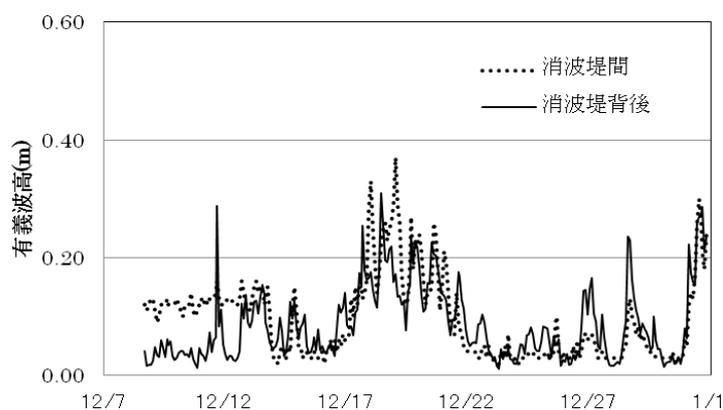
最大有義波高を観測したのは、消波堤間調査地点では、12月19日であり、その値は有義波高0.37m、有義波周期4.8秒であった。消波堤背後調査地点においては、12月18日であり、その値は有義波高0.31m、有義波周期3.5秒であった（図(3)-7、図(3)-8）。波高は消波堤間調査地点の方が大きくなる傾向が認められたが、消波堤背後調査地点が大きい時間帯もあった。周期は消波堤間調査地点が常に大きい傾向を示した。平均流速は消波堤間のみの観測であるが、12月20日に0.11m/sが観測された（図(3)-9）。水温は約13℃から約8℃まで漸減していく傾向が確認された（図(3)-10）。

2009年度初期成長期の観測（2010年2月）においては、有義波高・有義波周期は出芽・成長期の観測よりも小さい結果となった。平均流速は信頼できるデータを得ることができなかった。

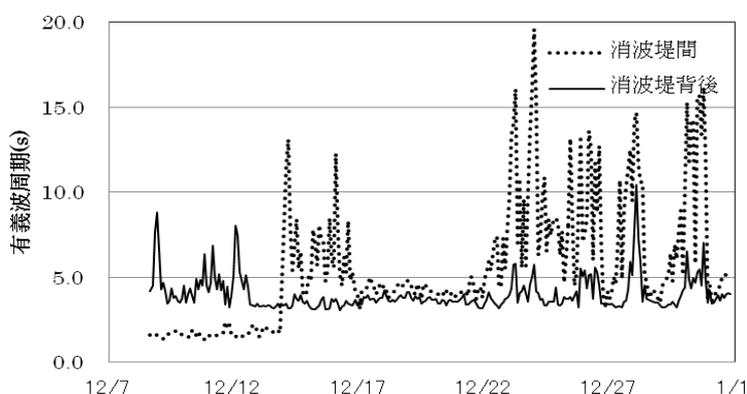
水温は約7℃から大きな変化は示さなかった。

2010年度種子出芽および地下茎分枝期（2010年11月）においては、有義波高・有義波周期、平均流速、2009年度種子出芽および地下茎分枝期の観測結果とほぼ同等であり、季節が早いことから水温が高く、約16℃から約11℃まで漸減していく他は、特に特徴的な傾向は見いだせなかった。

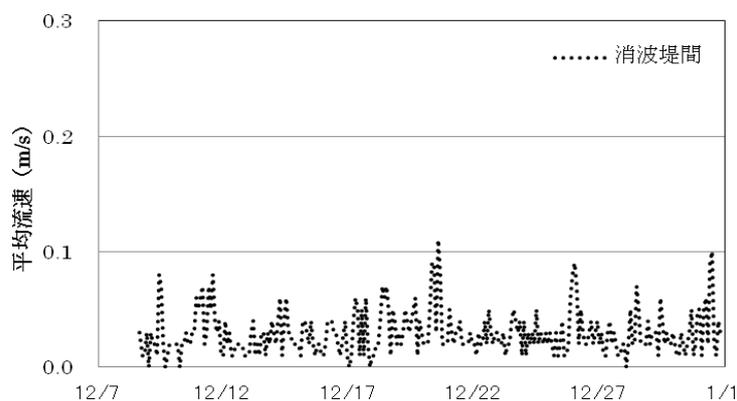
2011年度伸張期から衰退期



図(3)-7 有義波高観測結果（2009年12月）



図(3)-8 有義周期観測結果（2009年12月）

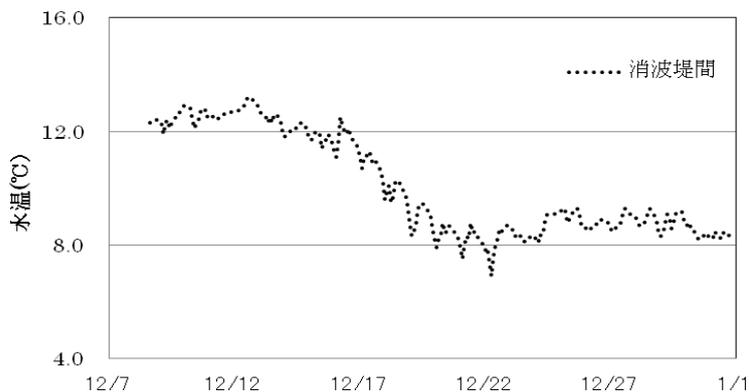


図(3)-9 平均流速観測結果（2009年12月）

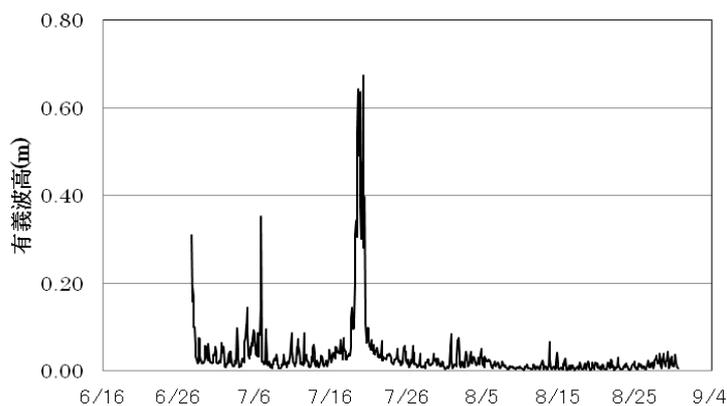
(2011年6月下旬から8月下旬)においては、有義波高が最大0.68mを観測し、これまでの観測結果を大きく上回った(図(3)-11)。

2009年12月8日に消波堤間調査地点および消波堤間調査地点において採取した底質の粒度分析結果を図(3)-12に示した。参考値として過去において前述の岡山県日生湾内アマモ場、山口県周防大島町逗子ヶ浜地先アマモ場において採取した底質、および2009年12月7日に図(3)-4に示した三河湾西部に位置する衣崎漁港地先に形成された天然アマモ場(以降、「衣崎アマモ場」)のアマモ場内外で採取した底質について示した。なお、衣崎アマモ場は三谷アマモ場とは異なり、近隣に海岸構造物等はない。消波堤背後および衣崎アマモ場の底質は、全体として逗子ヶ浜地先より粒度は小さく、日生湾内より大きい。分布も逗子ヶ浜に近い傾向を示した。消波堤間調査地点の底質のみ、逗子ヶ浜よりやや大きく、均一性の低い分布を示した。

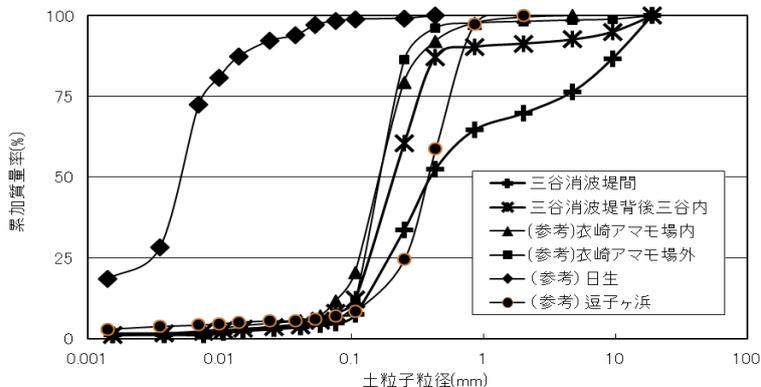
底質の組成分析結果を表(3)-3に示した。中央粒径、密度、含水比、強熱減量およびTCの各項目で、三河湾の底質は逗子ヶ浜と同等か、あるいは日生と逗子ヶ浜の間で逗子ヶ浜に近い値を示した。TNとTPに関しては日生および逗子ヶ浜より小さく、特にTNでは日生に比し



図(3)-10 水温観測結果(2009年12月)



図(3)-11 有義波高観測結果  
(消波堤背後調査地点 2011年6月下旬~8月下旬)



図(3)-12 底質粒度分布分析結果

表(3)-3 底質組成分析結果

区分	単位	消波堤 間	消波堤 背後	(参考)			
				衣崎外	衣崎内	日生	厨子ヶ浜
中央粒径	mm	0.388	0.232	0.169	0.169	0.005	0.375
密度	g/cm <sup>3</sup>	2.69	2.69	2.68	2.69	2.51	2.68
含水比	%	24.7	31.2	31.7	27.2	177.9	37.8
強熱減量	%	1.7	1.7	1.3	1.5	10.7	1.3
TC	mg/g.dry	3.3	2.7	2.8	3.0	8.9	1.4
TN	mg/g.dry	0.60	0.54	0.51	0.53	22.02	2.40
TP	mg/g.dry	0.13	0.13	0.16	0.17	0.45	0.22
N/P 比		4.62	4.15	3.19	3.12	48.46	10.71
N/C 比		0.18	0.20	0.18	0.18	2.48	1.74
P/C 比		0.039	0.048	0.057	0.057	0.051	0.162

て小さい逗子ヶ浜の値の20%程度であった。このため、一般に適正值が10程度とされるN/P比が三河湾の底質では3.12から4.62となっており、窒素成分の低い底質であることがわかる。

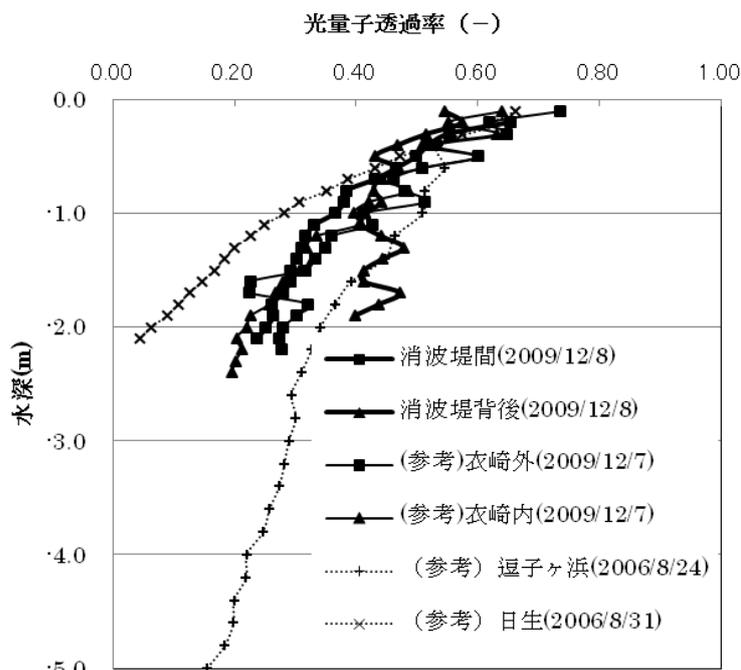
有義波高およびシールズ数の各観測期間における最大値と、発生時の有義周期および平均水深を表(3)-4に示した。なおシールズ数に関しては、消波堤間観測地点の観測結果において流れに起因する値の寄与が著しく小さかったこと、および既往のアマモ場におけるシールズ数算定結果においても流れに起因する値の寄与が小さいことが示されていることから<sup>8)</sup>、波浪に起因する値を示した。冬季におけるシールズ数の値は、2009年度に生じた0.08が最大で、アマモが草体単独で維持される限界値に達している。2011年度夏季に生じた0.22の値は、密生することで着底基質を安定化させ群落を維持する0.12を上回り、地下茎が礫等のアンカー材を保持することで維持する0.27に近い。

表(3)-4 観測期間内最大有義波高およびシールズ数

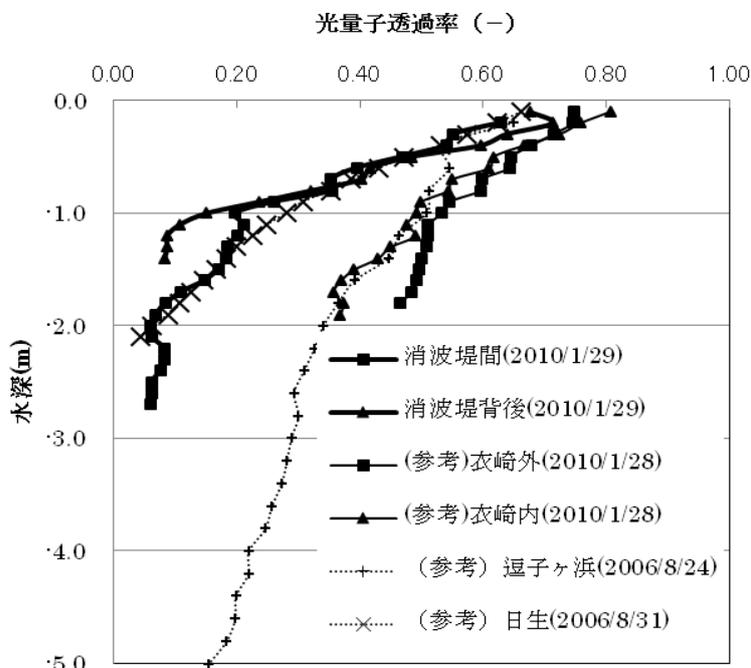
調査地点	観測期間	最大有義波高 (m)	有義波周期 (s)	平均水深 (m)	最大シールズ数 (-)
消波堤間	2009 年度冬季	0.37	4.8	2.5	0.08
	2010 年度冬季	0.45	3.9	2.8	0.01
消波堤背後	2009 年度冬季	0.30	3.5	2.5	0.03
	2010 年度冬季	0.19	3.3	2.0	0.02
	2011 年度夏季	0.68	3.8	2.1	0.23
(参考)衣崎外	2009 年度冬季	0.54	3.9	2.4	0.08
	2010 年度冬季	0.84	4.4	2.0	0.22
(参考)衣崎内	2009 年度冬季	0.30	3.8	2.6	0.10
	2010 年度冬季	0.97	4.5	2.4	0.30

光量子鉛直分布計測調査で得られた値より、各水深における光量子密度を調査開始時に海表面直上で計測した光量子密度で除した光量子透過率を求め、各調査の結果を図(3)-13から図(3)-15に示した。比較のため、参考値としてほぼ同時期に計測した衣崎アマモ場内外の値、および過去において計測した逗子ヶ浜および日生湾内で夏季において計測した値を示した。2009年12月8日においては、消波堤間調査地点では逗子ヶ浜および日生の中間程度の値、消波堤背後調査地点では海底面付近で逗子ヶ浜より大きい光量子透過率を示していたが、2010年1月29日には両地点ともに日生と同程度か

それ以上に光量子透過率は低下していた。2011年2月14日においても光量子透過率は日生とほぼ同等であった。同じ三河湾内の衣崎アマモ場の値と比較すると、2009年12月8日において衣崎量調査地点は逗子ヶ浜と日生の値のほぼ中間で、消波堤間調査地点とほぼ同様の傾向を示した。一方、2010年1月29日においては消波堤間調査地点、消波堤背後調査地点ともに光量子透過率が低下したのに対し、衣崎量調査地点ともに光量子透過率は上昇しており、異なった傾向を示した。2011年2月14日においては、4地点ともに逗子ヶ浜と日生の中間程度の値となっており、ほぼ同様の傾向を示した。

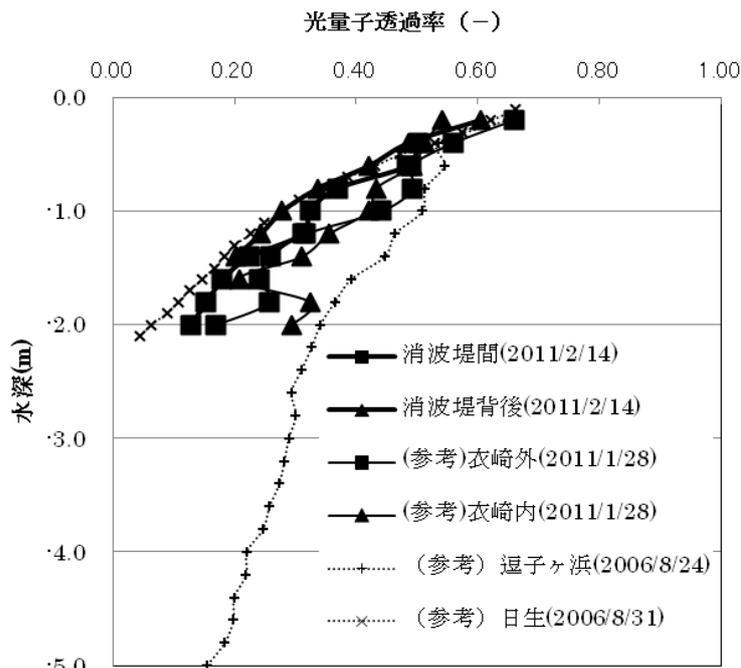


図(3)-13 光量子透過率鉛直分布計測結果 (2009年12月8日)

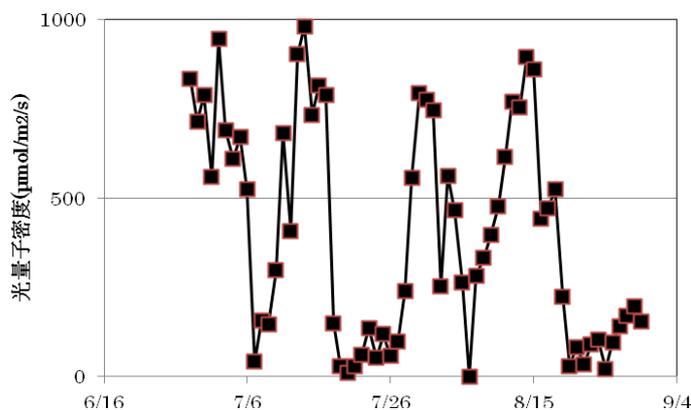


図(3)-14 光量子透過率鉛直分布計測結果 (2010年1月29日)

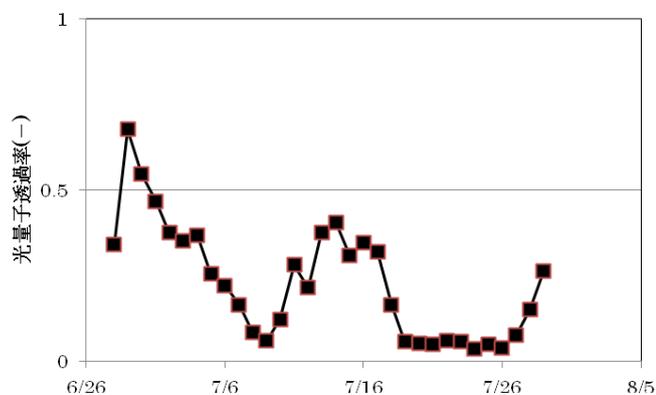
2011年6月28日から8月30日の間に消波堤背後調査地点において実施した光量子連続観測調査において得られたデータより、観測期間内毎正午の値を図(3)-16に示した。7月下旬および8月下旬の2回、光量子密度が比較的長期間低下する状況が認められた。同データを海表面に照射する光量子密度で除した透過率を図(3)-17に示した。海表面に照射する光量子の観測データは6月28日から7月29日までのみであるので、図(3)-16と図(3)-17の時系列間隔は一致しないが、海中の光量子密度の減少時期と光量子透過率の低下時期は一致している。このことから海中の光量子密度の減少が、曇天等による日射量の低下ではなく、海水の濁り等による光量子の透過障害が原因であることがわかる。さらに同データより、観測期間内各日におけるアマモ飽和光量以上照射時間を図(3)-18に示した。玉置ら<sup>10)</sup>に準じ、アマモ飽和光量子密度は $100 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ および $300 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ とした。また、アマモの維持・成長に必要な1日の必要照射時間について3時間としているが、今回の観測が2時間毎であったことから、4時間を目安とした。その結果、観測開始から7月中旬までは、おおむね必要な光量があったが、7月中～下旬にかけて光量は低下し、飽和光量子密度を $300 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ とした場合では10日間、必要な光量が得られていなかったと推察される。その後、8



図(3)-15 光量子透過率鉛直分布計測結果  
(2011年2月14日)



図(3)-16 毎正午の光量子密度(2011年6月28日～8月30日)



図(3)-17 毎正午の光量子透過率(2011年6月28日～7月29日)

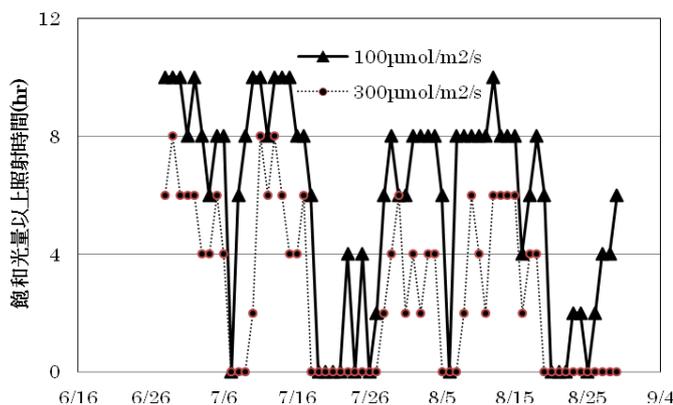
月上から中旬にかけて光量は増加したが、8月下旬には再度の低下が観測された。なお、この観測値は海水中の値であり、玉置ら<sup>10)</sup>が指摘するように、葉上に堆積した浮泥による光量子透過阻害を考慮したアマモ葉直上に直接照射されるものではない。

以上の結果より、三谷アマモ場における形成阻害要因について考察する。まず波浪に関しては、最大シールズ数が0.23を記録し、アマモ場の形成には厳しい環境条件

であることは明らかである。ただし最大シールズ数が認められたのは夏季における観測であり、前述のようにアマモ場の形成に波浪が大きく影響するのは、種子出芽および地下茎分枝期である冬季である。しかしながら、内湾における波浪の発達条件が風速と吹送距離、すなわち地形条件であることを勘案すると、最大シールズ数を生じた波浪と同等のものが冬季にも発生する確率が高い。観測期間が限られていたことから、観測期間外に大きな波浪が発生した可能性も考えられる。したがって三谷アマモ場においては、波浪が形成阻害要因のひとつであり、それが消波堤により軽減され、その背後にアマモ場が維持されていると考えられる。アマモの残存機構は、シールズ数値より瀬戸内海鳴門市地先に形成されたアマモ場で観察されたように<sup>11)</sup>、地下茎を何らかのアンカー材に絡ませているものと考えられる。参考として示した衣崎アマモ場においても最大シールズ数が0.3と非常に大きいにもかかわらずアマモ場は維持されていたことから、その残存機構は三谷アマモ場と同様であり、地域特性があるものと推察される。おそらく、アンカー材としては三河湾の主要水産物であるアサリ等の埋在性二枚貝類が寄与しているものと予想されるが、断定はできない。

海水の濁りに関しては、2011年夏季に消波堤背後海域で急激な衰退が認められたこと、同時期に同地点で海水の濁りによりアマモの光合成を行うに十分な光量が到達しなかったと考えられる期間が比較的長期に続いたことから、夏季における形成阻害要因となっていたと考えられる。しかしながら、近隣の開放域ではアマモ場は維持されていたことから、この海水の濁りによる光合成阻害を要因としたアマモ場の急激な衰退は、局所的な現象であったと推察される。すなわち消波堤背後域は閉鎖性が高く外海との海水交換が小さいことから、海水の濁りが停滞し、この状況が当該箇所のアマモ場の衰退を招いたのであろう。したがって、開放性の高い海域であれば形成されたアマモ場は夏季においても維持され、栄養塩を吸収し、貧酸素水塊発生抑制に寄与するものと考えられる。

なお、冬季においても比較的低い状況が観察されたことから、光合成阻害がこの時期の形成阻害要因として否定できない。明らかにするには2011年度夏季に実施した調査と同等のものが必要があるが、漁業者等からの聞き取りでは、冬季において海水の濁った状態は夏季ほど長期化しないとの情報もあり、現時点では波浪ほど大きく影響しないと考えている。



図(3)-18 各日における飽和光量子以上照射時間  
(2011年6月28日～7月29日)

### (3) 水質浄化機能と強化の可能性の示唆

#### 1) 既往資料および調査実施事項の整理

三河湾における栄養塩収支を取り扱った研究事例では<sup>12)</sup>、アマモ場の影響は考慮されておらず、またアサリの分布も同様としている。精度向上を図るためには、アマモおよびアサリの分布を把握するとともに、アマモ場・アサリ漁場の拡大の可能性を考察していく必要がある。

三河湾のアマモ場面積は、1978年から1990年にかけて約20%減少しているとの報告がある<sup>13)</sup>。さらに1955年頃までは沿岸の至る所にアマモ場は存在したが、1969年中頃から始まった埋め立て等によりその大部分が消失したとの記述も見られる<sup>14)</sup>。

アサリ漁場が減少したもっとも大きな要因は、既に整理したように<sup>9)</sup>生息に適した水深帯の海域における埋め立て行為である。本研究で対象海域としている渥美湾においては、1967年から1996年の間に1,785haの海域が埋め立てられている<sup>15)</sup>。

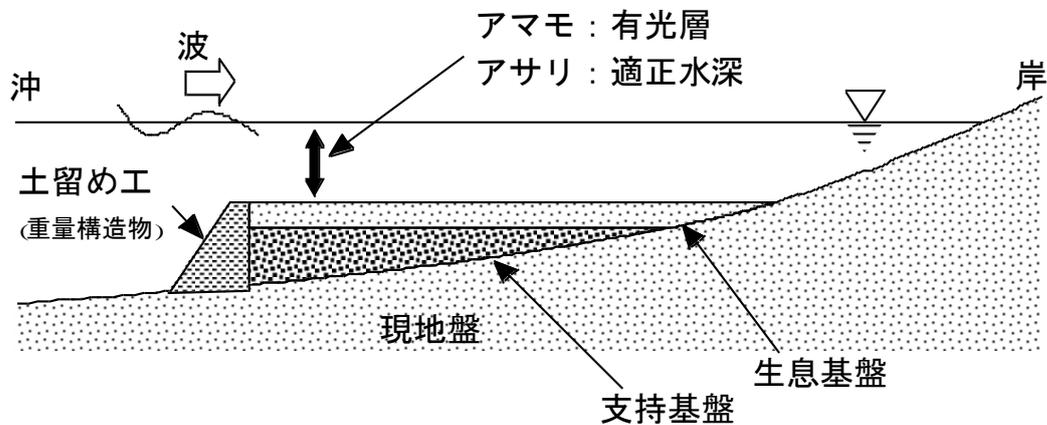
アマモは、顕花植物の一種であり、直接栄養塩を吸収し光合成により草体を形成し、時期が来ると草体の大部分は枯死し、流失する。アサリは、餌料としてプランクトンを濾過食することで間接的に海水中より栄養塩を吸収し、漁獲されることで海域外へと除去される。アマモによる光合成のための栄養塩の吸収およびアサリによるプランクトン濾過食による間接的な栄養塩の吸収は、海水あるいは海底質から一時的に栄養塩を除去する。この作用は一般に速度で表され、たとえばアマモ一個体当たりのアンモニア態窒素、硝酸態窒素、リン酸態リンの吸収速度として、それぞれ26.6、33.1、4.1  $\mu\text{M dry-wt}^{-1} \text{day}^{-1}$ との報告がある<sup>16)</sup>。なお、アマモは底質内部に地下茎を有する。この地下茎による底質からの栄養塩吸収速度は明らかになっていない。また、枯死したアマモは流れ藻となって海流等の外力により移送される。これらのうち大部分は、陸上に打ち上げられるか深部へと流失すると予想され、海域への栄養塩の再負荷は小さいものと考えられることができる。アマモ草体（地上部）の窒素含有量は1.6%~3.0%が報告されている<sup>17)</sup>。

アサリによる海水中からの栄養塩除去速度は、アサリの濾水速度×海水中のプランクトン濃度により求めることができる。水温25℃で測定された単位重量あたりの濾水速度は、殻長が大きいほど低下し、殻長20-24.9mmでは軟体部湿重量1gあたり3.78L/hrであるが、25-29.9mmでは1.58L/hr、30-34.9mmでは1.19L/hr、35-39.9mmでは0.83L/hrと報告されている<sup>18)</sup>。アサリの漁獲は、明らかに海域外への移動である。アサリの窒素含有量は0.0045gN/殻付き湿重量が報告されている<sup>19)</sup>。

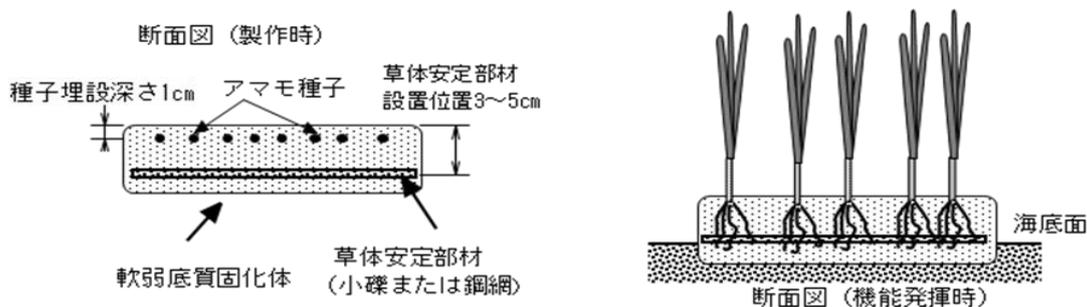
以上の情報から、アマモ場・アサリ漁場の面積およびアマモ・アサリの生息密度が明らかになれば対象海域全体の栄養塩浄化機能を求めることができる。このうち生息密度については、アマモに関しては上述の調査での結果があり、アサリについては既に整理したように既往資料<sup>5)</sup>がある。したがって、面積について把握・検討する必要がある。

一方、アマモ場を拡大するための工学的手法は、地盤を人工的に造成する方法と既往の地盤の上にアマモ草体を移植する方法に大別される。適用は当該海域におけるアマモ場の形成阻害要因により決定される。前者は、造成海域がアマモ生育の適正水深より深く海水の濁り等により海底付近まで十分な太陽光が達しないことで生じる光合成阻害が要因である場合に適用される。具体的な工法として、現有地盤をかさ上げする人工地盤を造成する方法が用いられる(図(3)-19)<sup>20)</sup>。本手法は大規模な土木工事を必要とし、莫大な費用を要する。後者は、造成海域がアマモ生育の適正水深にあるにもかかわらず波浪によりアマモの着生基質である海底砂泥が攪乱され、草体が流失あるいは種子の着底が阻害されることが要因である場合に適用される。様々な工法が提案さ

れているが、海域条件による適用基準が明確にされているのは(独)水産総合研究センター水産工学研究所で開発された軟弱底泥固化体にアマモ種子を播種し着生基質として用いた手法（以下、「固化体による手法」）のみである(図(3)-20)<sup>21)</sup>。当該手法は、材料入手の容易さや製作の簡便さなどの特徴も持ち、費用負担が小さく、導入が容易である。



図(3)-19 人工地盤造成工法概要断面図



養殖場等の軟弱底泥に固化剤を混和（重量比2～5％）

粒子間の結合力を高めて着生基質を安定化



実施例（出芽時）



（実施例）群落形成時

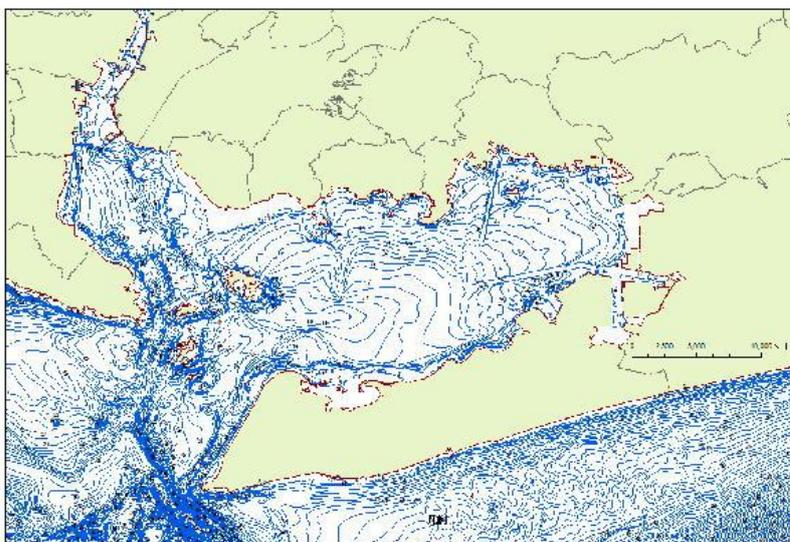
図(3)-20 固化体による手法の概要



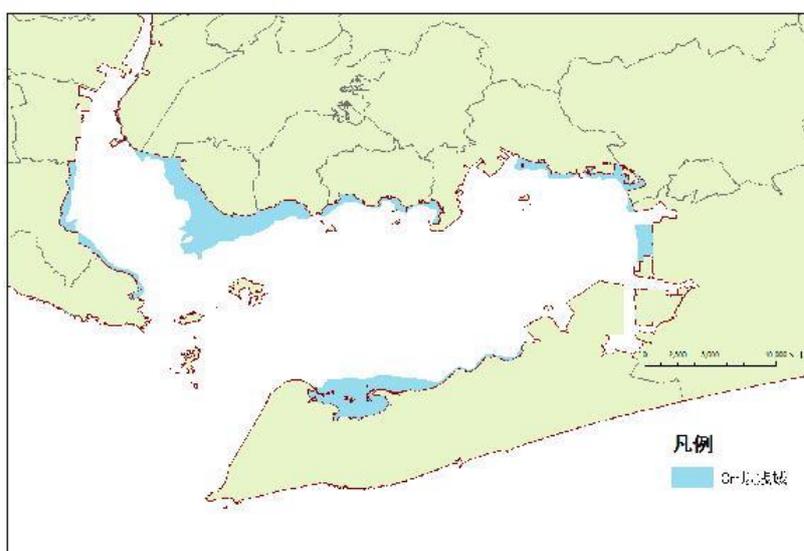
以上の情報を整理すると、渥美湾におけるアマモ場・アサリ漁場の栄養塩浄化機能を把握するためには、当該海域においてアマモ・アサリの生息適正水深にある範囲を求め、アマモ場の形成状況・アサリ漁場としての利用状況との情報を重ね合わせることで、アマモ場・アサリ漁場の総量を把握する必要がある。造成の可能性に関しては、経済性を考慮し、人工地盤等の大規模な土木工事を必要としない手法の適用性について検討することとした。アマモ場に関しては、本研究の成果により、当該海域における形成阻害要因が波浪であり、適正水深にあり開放性の高い海域において形成されたアマモ場は夏季まで維持され、栄養塩吸収に寄与することが明らかとなっている。したがって、造成手法としては簡易かつ経済的な固化体による方法を適用することとし、適正水深にあり開放性も高いがアマモ場が形成されていない海域をアマモ場造成可能海域とし、その範囲を造成可能区域として示すこととした。アサリ漁場に関しても、適正水深であるがアサリ漁場として利用されていない海域を求め、アサリ稚貝の散布による容易な手法でアサリ漁場形成を図ることができる範囲を造成可能面積として示すこととした。検討手法としては、散見する情報をGIS(地理情報システム)において表現し、視覚的に比較検討することとした。

## 2) 調査結果と考察

三河湾におけるアマモの生息適正水深は、本調査の結果、おおむねD.L.=0~-3mであった。アサリの生息適正水深は、愛知県水産試験場の調査<sup>5)</sup>によると、アマモと同じくおおむねD.L.=0~-3mとなっていた。そこで、三河湾全体の海底地形から水深3m以浅の海域の分布を求めた。GISソフト(ESRI社製 ArcGIS)において三河湾海岸線および行政境界<sup>22)</sup>および等深線<sup>23)</sup>を重ね合わせ(図(3)-23)、GISソフトの機能により水深D.L.=0~-3mの範囲を抽出した。その結果、図(3)-24に示す分布が得られた。



図(3)-23 三河湾海岸線と等深線



図(3)-24 三河湾3m以浅海域分布



干潟分布図

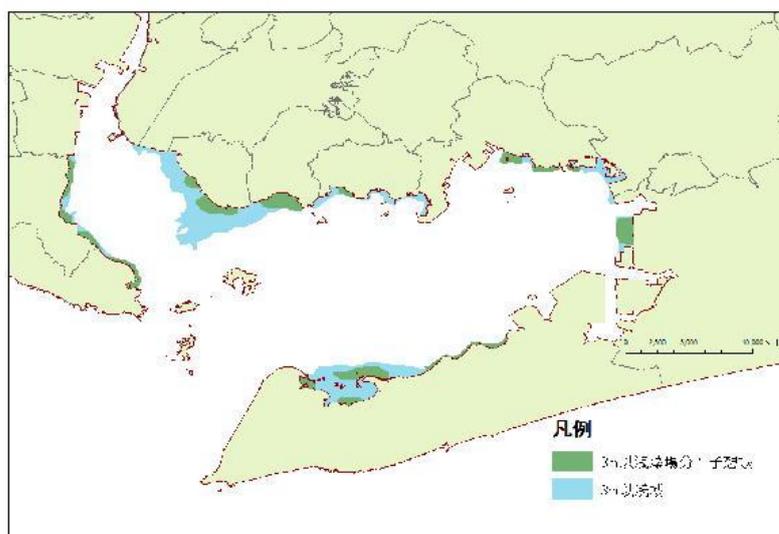
藻場分布図

図(3)-25 三河湾における干潟および藻場の分布<sup>24)</sup>

これにより、三河湾の3m以浅海域は総面積55km<sup>2</sup>、うち東部9km<sup>2</sup>、西部46km<sup>2</sup>であった。

三河湾流域圏会議の資料<sup>24)</sup>によると、三河湾における干潟面積は15.49km<sup>2</sup>、藻場面積は6.38km<sup>2</sup>、水深5m以浅の浅場面積は117km<sup>2</sup>となっている。藻場は岩礁性の藻場と主にアマモ場である砂泥性藻場に大別されるが、藻場の分布域が湾口部の離島付近以外はおおむね干潟の分布域に一致していることから(図(3)-25)、この部分をアマモ場の分布域と仮定すると、その面積は概算で全藻場面積の約8割、5km<sup>2</sup>と推定された。図(3)-25右の藻場分布図と上記で得られた3m以浅海域分布図を重ね合わせ、アマモ場分布予想域図を得た(図(3)-26)。ただし、図に表示されているアマモ場分布予想域の総面積は、上述の資料に基づく面積である5km<sup>2</sup>よりも大きい。このことからアマモ場分布面積は図により得られた予想面積により既往資料に基づく面積を案分し、東部1.5km<sup>2</sup>、西部3.5km<sup>2</sup>が得られた。

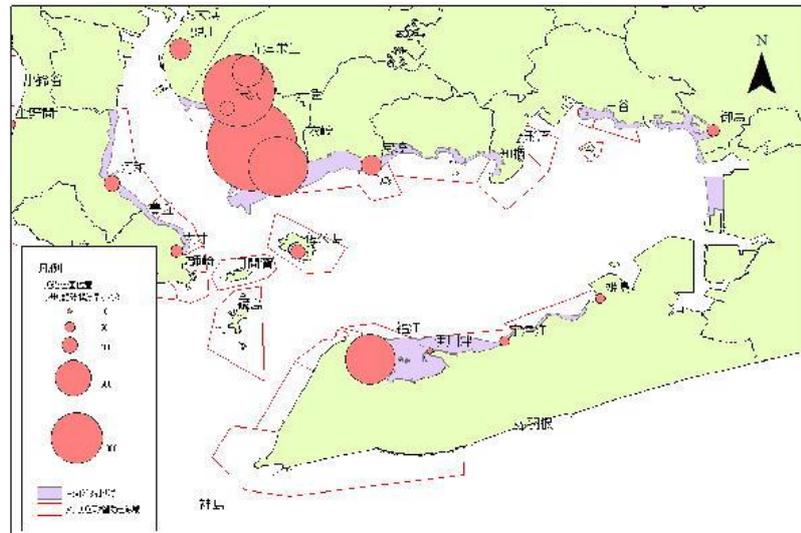
栄養塩吸収機能強化のため人為的アマモ場造成手法適用範囲は、図(3)-26に示した分布予想域の内、実際にはアマモ場が形成されていない箇所および予想域以外の3m以浅海域となる。固化体によるアマモ場造成手法は、他のアマモ草体を移植する手法と同様、着生基質である固化体を確実に海底面に設置する必要がある<sup>21)</sup>。したがって、市民活動等による作業の



図(3)-26 三河湾アマモ場分布予想域図

場合は大潮の最干潮時に設置する方法が考えられるが、造成可能範囲は汀線付近に限られる。潜水作業者の協力が得られる場合、あるいは経済的な余裕があり潜水作業員の雇用が可能な場合、適用可能範囲はさらに拡大する。

図(3)-26に示した3m以浅海域分布図に、三河湾内に設定されているアサリ区画漁業権の範囲<sup>25)</sup>、および漁港の位置<sup>22)</sup>を重ね合わせ、さらに



図(3)-27 三河湾アマモ場分布予想域図

各漁港データ<sup>26)</sup>にアサリ陸揚げ量を加え、円の大ききでその値を図示した(図(3)-27)。本図より、3m以浅海域とアサリ区画漁業権設定海域はほぼ一致している。また湾北東部の漁業権が設定されていない3m海域においても、この海域内に位置する御馬漁港においてアサリの陸揚げがあることから、アサリ漁場として利用されていると考えられる。最東部に位置する漁業権が設定されていない3m以浅海域は、六条干潟と称される干潟を含み、三河湾全体に移送・散布するアサリ稚貝の供給場として重要な役割を担っている。以上より、三河湾内に分布する3m以浅海域はほとんど全てがアサリ漁場として利用されていることが推察される。また、稚貝の散布等の簡易な方法でアサリ漁業を拡大することは困難であり、現状以上の拡大を図るためには大規模な土木工事を伴う手法が必要となると考えられる。ただし、今回の手法では外的要因による現状のアサリ漁場の生産性の変動については検討されていない。貧酸素水塊発生によるアサリ大量斃死防止対策や機能の低下したアサリ漁場における作濘等の環境改善により、三河湾の主要水産物であるアサリの安定供給対策を進めることが重要であることは論を待たない。

## 5. 本研究開発により得られた成果

### (1) 科学的意義

これまでに単年生であるとされてきた渥美湾のアマモ場が多年生の生活史を呈し、夏季の栄養塩浄化に寄与する可能性が高いことを明らかにした。

### (2) 環境政策への貢献

渥美湾のアマモ場の形成阻害要因が波浪であることを明らかにし、安価で容易なアマモ群落形成手法が適用できる可能性を示した。

## 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

## 7. 研究成果の発表状況

**(1) 誌上発表**

<論文(査読あり)>

特に記載すべき事項はない

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 森口朗彦・山田 智・保田 章・村田祐介・井上隆信・青木伸一：平成23年度日本水産工学会  
 学術講演会学術講演論文集，19-20(2011)  
 「三河湾三谷漁港および衣崎漁港地先におけるアマモ場形成阻害要因現地調査」

**(2) 口頭発表(学会等)**

特に記載すべき事項はない

**(3) 出願特許**

特に記載すべき事項はない

**(4) シンポジウム、セミナーの開催(主催のもの)**

特に記載すべき事項はない

**(5) マスコミ等への公表・報道等**

特に記載すべき事項はない

**8. 引用文献**

- 1) 川崎保夫・山田貞夫・本多正樹：電源立地点の藻場造成技術の開発第10報播種によるアマモ造成法，電力中央研究所報告，U88030，1-21，1988
- 2) 森口朗彦・高木儀昌・寺脇利：離れ島状に形成されたアマモ場の消長と波浪環境，海洋開発論文集，20，971～976，2004
- 3) 吉田 司・芝 修一・前川行幸・阿部真比古・鈴木輝明・高倍昭洋：三河湾三谷町地先におけるアマモ場の光合成特性，水産工学，42(3)，239-244，2006
- 4) 増殖場造成計画指針編集委員会：沿岸漁場整備開発事業増殖場造成計画指針ーヒラメ・アサリ編ー(平成8年度版)，社団法人全国沿岸漁業振興開発協会，315，1997
- 5) 愛知県水産試験場：矢作河口～吉田海域におけるアサリ現存量調査業務実施報告書，2009
- 6) 丸山康樹・五十嵐由雄・石川雄介・川崎保夫：電源立地点の藻場造成技術の開発第8報-アマモ場造成適地の砂地盤安定度の推定手法-，電力中央研究所報告，U8769，1-24，1998
- 7) 吉田吾郎・新村陽子・寺脇利信：瀬戸内海のアマモ場 ～その役割と現状～，第1回瀬戸内海水産フォーラム成果集，1-4. 2005
- 8) 森口朗彦・高木儀昌・仲宗根琢磨・吉川浩二・團 昭紀・和泉安洋：分布特性の異なる2つのアマモ場における物理環境現地観測，水産工学研究所技報，21，1-12，1999
- 9) 松川康夫・張 成年・片山知史・神尾浩一郎：我が国のアサリ漁獲量激減の原因について，日

- 本水産学会誌, 74(2), 137-143, 2008
- 10) 玉置 仁・西嶋 涉・新井省吾・寺脇利信・岡田光正：アマモ生育に及ぼす葉上浮泥の影響、水環境学会誌, 22(8), 663-667, 1999
  - 11) 團 昭紀・森口朗彦・三橋公夫：鳴門地先におけるアマモ場と底質および波浪との関係, 水産工学, 34(3), 299-304, 1998
  - 12) 中田喜三郎：三河湾における貧酸素水塊形成過程の数値解析, 水産技術, 46, 147-154, 2009
  - 13) 国土交通省中部地方整備局名古屋港湾空港技術調査事務所：伊勢湾環境データベース, [http://www.isewan-db.go.jp/ise-kankyo/B2b\\_1.asp](http://www.isewan-db.go.jp/ise-kankyo/B2b_1.asp)
  - 14) 愛知県水産試験場：海のゆりかご～アマモ場～, 月刊水試ニュース, 396, 2009
  - 15) 青山裕晃：三河湾における海岸線の変遷と漁場環境, 愛知水試研報, 7, 7-12, 2000
  - 16) 水野 豪・森田晃央・奥村育恵・倉島 彰・前川行幸：アマモ場の栄養塩吸収能力の評価, 藻類, 57(1), 44, 2009
  - 17) 寺脇利信・玉置 仁・西村真樹・吉川浩二・吉田吾郎：広島湾におけるアマモ草体中の炭素および窒素総量, 水産総合研究センター研究報告, 4, 24-32, 2002
  - 18) 秋山章男：底生生物の挙動と食物連鎖、潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究, 農林水産技術会議事務局, 東京, 82-102, 1988
  - 19) 鈴木輝明・青山裕晃・中尾徹・今尾和正：マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案、三河湾浅海部における事例研究, 水産海洋研究, 64, 85-93, 2000
  - 20) マリノフォーラム 21 : アマモ場造成技術指針, 78, 2001
  - 21) 森口朗彦・高木儀昌・山野井英夫：養殖場底泥固化体のアマモ着生基質としての再利用工法に関する実海域実証試験, 海洋開発論文集, 23, 417-422, 2007
  - 22) 国土地理院：数値地図2500, (財)日本地図センター, 2008
  - 23) M7002 Ver. 2.0 遠州灘, 海底地形デジタルデータM7000シリーズ (シェープファイル), (財)日本水路協会
  - 24) 三河湾流域圏会議：MIKAWAデータベース, <http://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/kaigi/mikawawan/mikawadb/index.html>
  - 25) 愛知県共同・区画漁業権図, 愛知県, 2009
  - 26) 平成18年度漁港の港勢集, 水産庁, 2003

#### (4) 赤潮、貧酸素水塊の発生抑制手法の提案に関する研究

豊橋技術科学大学大学院工学研究科

井上隆信

平成21～23年度累計予算額：3,276千円（うち、平成23年度予算額：1,440千円）  
予算額は、間接経費を含む。

**【要旨】** 三河湾では、毎年貧酸素水塊が発生している。この主な原因としては、流域から流入する栄養塩と底泥から溶出する栄養塩を用いて植物プランクトン等が異常に増殖して形成された赤潮が沈降し、死滅分解することによる。赤潮の発生を抑制すれば、結果として貧酸素水塊の発生は抑制されることになる。このため、流域からの栄養塩流入とそれに伴う三河湾内での水質変化を統一的に考える必要がある。渥美湾の各河川の流域の土地利用を統計データより求めたところ、最も流域面積が大きい豊川では森林の面積が76%を占めているのに対して、栄養塩の流出負荷量が多い梅田川、西の川では畑地の面積比率が42%、68%と大きくなっていった。このため、畑地からの流出負荷量の削減が最も重要であると考えられた。また、森林は、畑地に比べて単位面積当たりの流出負荷量は少ないものの、広大な面積を占めていることから、負荷削減の効果は大きなものとなる。これらのことから、流域からの負荷削減とアマモ場・アサリ漁場の栄養塩浄化機能を強化することを赤潮、貧酸素水塊発生抑制手法として選定した。また、負荷削減対策の効果を評価するためのシミュレーションモデルについては、栄養塩濃度の濃度変化が再現可能なシミュレーションモデルの構築を行い、降雨時の淡水流入に伴う塩分濃度の減少を再現できた。

**【キーワード】** 赤潮、貧酸素水塊、発生抑制手法、栄養塩、植物プランクトン

##### 1. はじめに

三河湾では、毎年夏季には貧酸素水塊が発生している。この主な原因としては、流域から流入する栄養塩と底泥から溶出する栄養塩を用いて植物プランクトン等が異常に増殖して形成された赤潮が沈降し、死滅分解することによると考えられる。このため、赤潮の発生を抑制すれば、結果として貧酸素水塊の発生は抑制されることになる。また、赤潮が発生しても底層への酸素供給量が多ければ貧酸素水塊の形成を抑制することができる。このため、流域からの栄養塩流入とそれに伴う三河湾内での水質変化を統一的に考える必要がある。また、赤潮、貧酸素水塊の削減手法の効果を比較検討するためには、流入負荷から赤潮、貧酸素水塊形成までのシミュレーションモデルの構築が必要になる。

##### 2. 研究開発目的

本サブテーマは、サブテーマ(1) 流域からの流入負荷機構の解明に関する研究、サブテーマ(2) 栄養塩循環及び赤潮・貧酸素水塊発生機構の解明に関する研究、サブテーマ(3) アマモ場・アサリ漁場の水質浄化機構の解明に関する研究の各サブテーマの研究成果に基づき、降雨前後に三河

湾における栄養塩濃度分布、赤潮、貧酸素水塊の発生状況の調査結果を用いて、栄養塩挙動と赤潮、貧酸素水塊発生の時間的な変化を再現可能なシミュレーションモデルを構築する。このシミュレーションモデルを用いて、種々の対策を実施した場合の効果を検証し、効果的な抑制手法の提案を行う。

### 3. 研究開発方法

#### (1) モデルの概要

##### 1) 流動シミュレーション

流動シミュレーションの数値モデルは、沿岸域に適用される一般的な3次元非定常傾圧流動モデル（マルチレベルモデル）を用い、静水圧近似した流れの運動方程式、流量連続式、熱・塩分保存式および状態方程式に基づいて、流速、潮位、水温・塩分の時空間分布を予測するものである<sup>1)</sup>。数値モデルの計算式は、以下のように表される。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial M_k}{\partial t} + (\mathbf{v} \cdot \nabla) M_k + (w)_{-H_{k-1}} - (w)_{-H_k} - f_0 k \times M_k \\ &= \frac{h_k}{\rho_k} \left( \psi_k - \frac{1}{2} g h_k \nabla \rho_k \right) + [\nabla \cdot (A_H \nabla)] M_k + \left( A_z \frac{\partial v}{\partial z} \right)_{-H_{k-1}} - \left( A_z \frac{\partial v}{\partial z} \right)_{-H_k} \quad (1) \end{aligned}$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} = w_1 - \nabla \cdot M_1, \quad w_{k-1} = w_k - \nabla \cdot M_k \quad (2 \leq k \leq K-1) \quad (2)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} (h_k \theta_k) + \nabla \cdot (M_k \theta_k) + (w \theta)_{-H_{k-1}} - (w \theta)_{-H_k} \\ &= [\nabla \cdot (h_k K_H \nabla)] \theta_k + \left( K_z \frac{\partial \theta}{\partial z} \right)_{-H_{k-1}} - \left( K_z \frac{\partial \theta}{\partial z} \right)_{-H_k} \quad (3) \end{aligned}$$

ここで、 $h_k$  ( $k=1, 2, \dots, K$ ) は第 $k$ 層の厚さ、 $H_k$ は第 $k$ 層下端の深度、 $\mathbf{v} = (u, v)$  は流れの水平速度成分、 $w$ は鉛直成分、 $\zeta$ は潮位、 $\rho$ は海水密度、 $\theta$ は水温および塩分、 $M_k = h_k \cdot \mathbf{v}_k$ は第 $k$ 層内の体積輸送、 $\nabla$ は水平傾度演算子、 $g$ は重力加速度、 $f_0$ はコリオリ係数、また $A_H$ 、 $K_H$ と $A_z$ 、 $K_z$ はそれぞれ水平および鉛直方向の渦粘性、渦拡散係数である。そして、(1)式の $\psi_k$ は第 $k$ 層の水平圧力勾配を表す。海水密度を記述する状態方程式に対しては、Knudsen式を適用した。

水温解析の際の海面からの冷却または加熱による交換熱量 $Q_0$ は次のようにした。

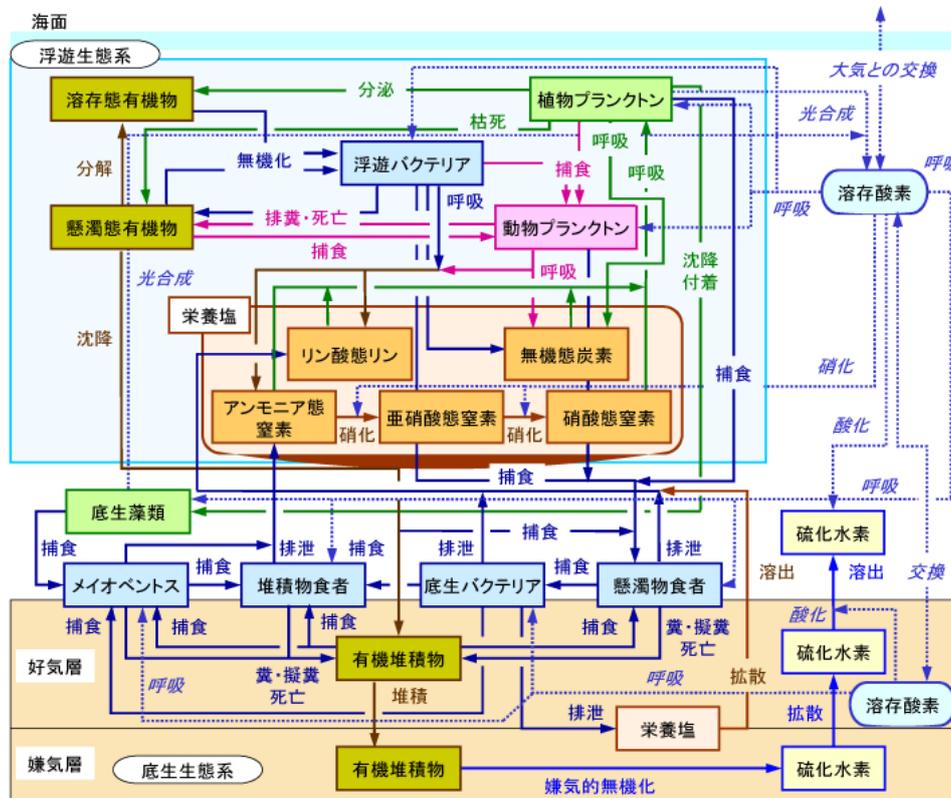
$$Q_0 = Q_s - Q_b - Q_h - Q_e \quad (4)$$

ここで、 $Q_s$ は輻射量 (cal/cm<sup>2</sup>/s)、 $Q_b$ は海表面からの逆輻射量、 $Q_h$ は顕熱量（対流により大気と海面の間を出入りする熱交換量）、 $Q_e$ は潜熱量（蒸発・凝縮による熱移動量）である。

##### 2) 水質生態系シミュレーション

伊勢湾や東京湾の解析において実績のある既存の生態系モデル<sup>2)</sup>を基本として、干潟域やアマモ場における浄化機能を組み込んだモデルを構築した（図(4)-1）。

浮遊生態系と底生生態系とのやり取りについては、底生生物（懸濁物食者や堆積物食者）の活動や有機堆積物の分解による酸素消費と、これに付随した栄養塩の生成過程、および堆積層—海底直上層での溶存物質の移流拡散により表現した。



図(4)-1 水質生態系モデルの概念図

各要素のモデル化について、簡単に概略を示す。

① 堆積物食者

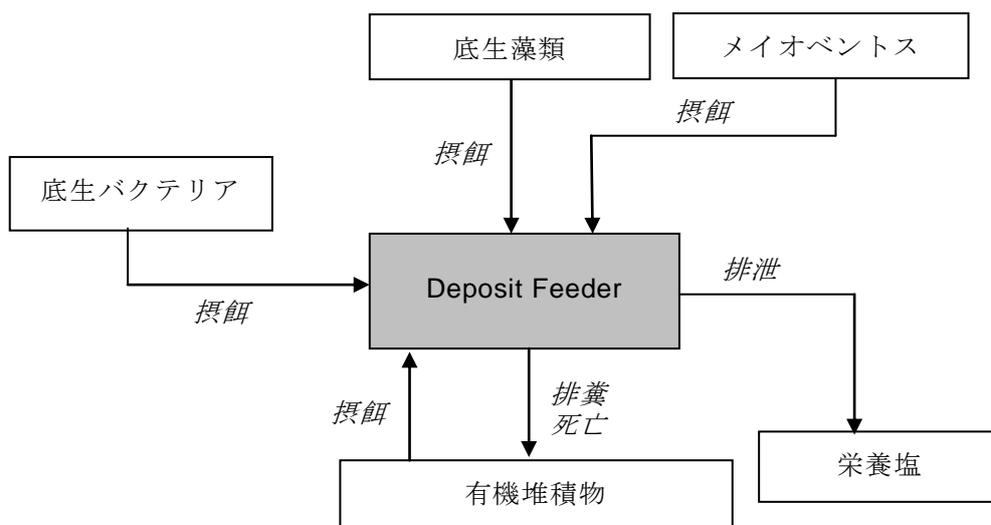
ゴカイなどの堆積物食者は、基本的に以下のようにモデル化した(図(4)-2)。

Deposit Feeder = 摂餌(底生藻類 + メイオベントス + 底生バクテリア + 有機堆積物)  
 - 排糞 - 呼吸(排泄) - 自然死亡

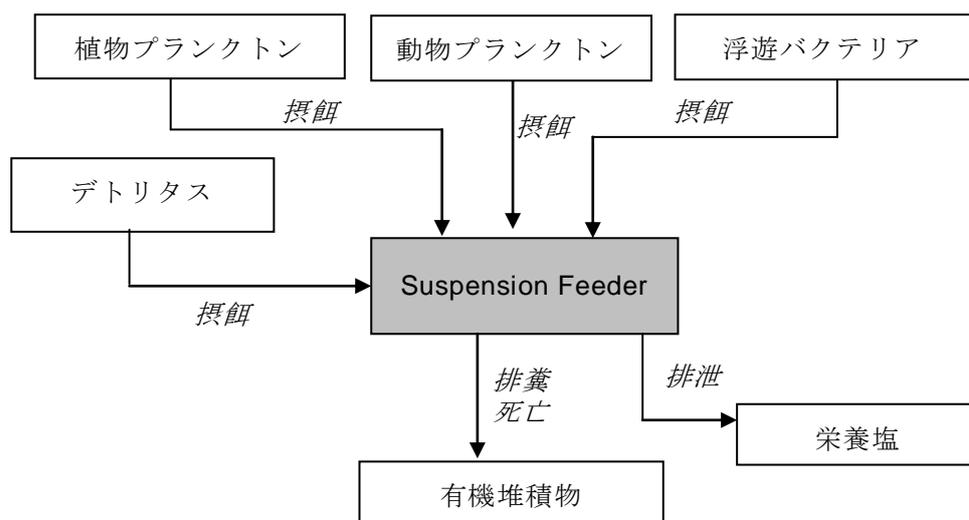
② 懸濁物食者

二枚貝(アサリ)などの懸濁物食者は、基本的に以下のようにモデル化した(図(4)-3)。

Suspension Feeder = 濾過食(植物プランクトン + 動物プランクトン  
 + 浮遊バクテリア + デトリタス)  
 - 排糞 - 呼吸(排泄) - 自然死亡



図(4)-2 堆積物食者モデルの概念図



図(4)-3 懸濁物食者モデルの概念図

## ③ メイオベントス

メイオベントスは、基本的に以下のようにモデル化した(図(4)-4)。

Meiobenthos = 摂餌(底生藻類 + 底生バクテリア + 有機堆積物)

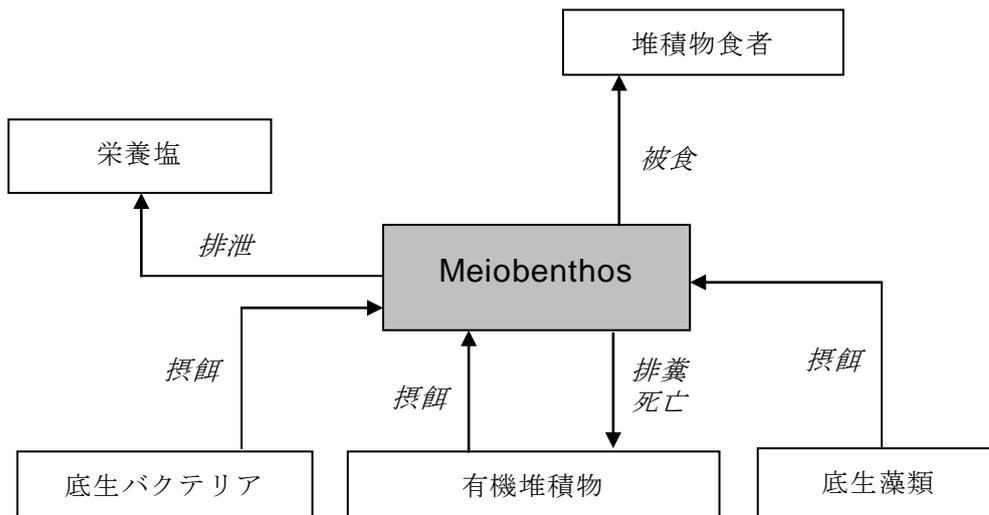
– 堆積物食者による被食 – 排糞 – 呼吸(排泄) – 自然死亡

## ④ 底生バクテリア

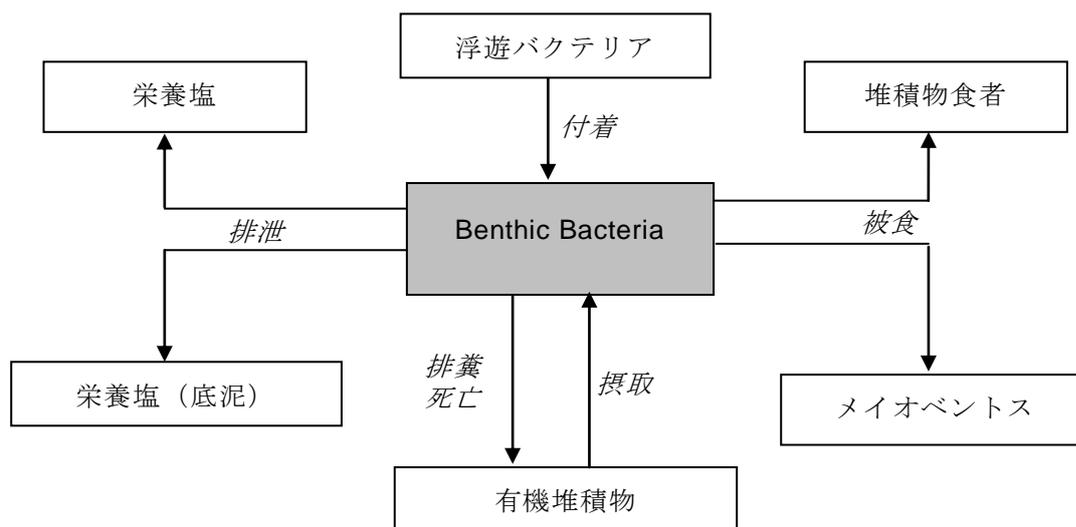
底生バクテリアは、基本的に以下のようにモデル化した(図(4)-5)。

Benthic Bacteria = 有機堆積物の摂取 + 浮遊バクテリアの付着

– 被食(堆積物食者 + メイオベントス) – 呼吸(排泄) – 自然死亡



図(4)-4 メイオベントスモデルの概念図



図(4)-5 底生バクテリアモデルの概念図

## ⑤ アマモ

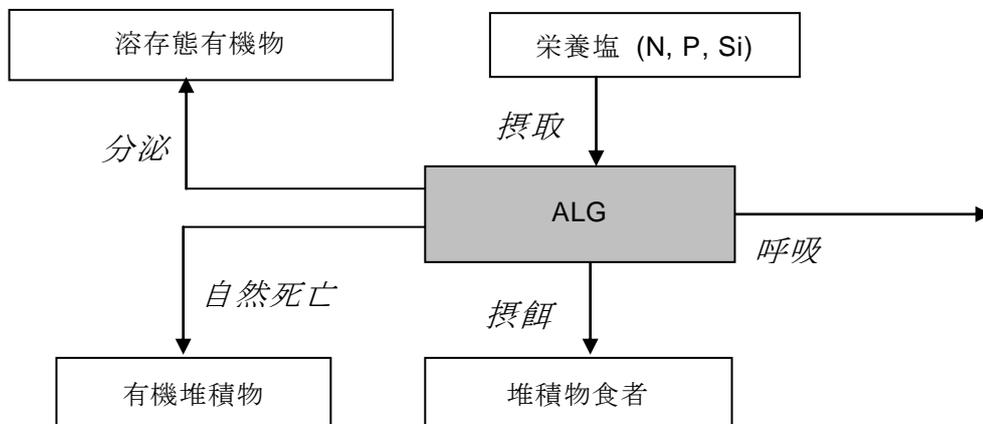
アマモは、基本的に以下のようにモデル化した(図(4)-6)。

ALG=光合成成長-分泌-呼吸-摂餌-自然死亡

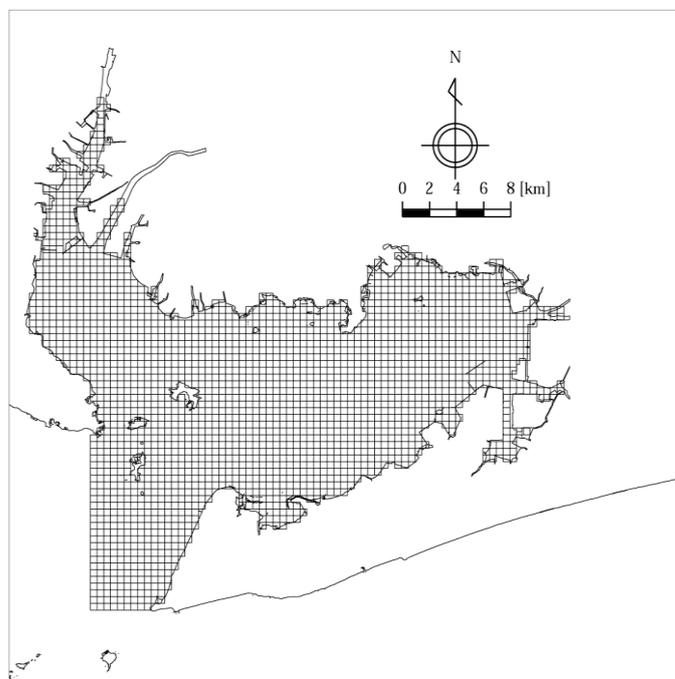
## (2) 計算条件

## 1) 三河湾全域における流動シミュレーション

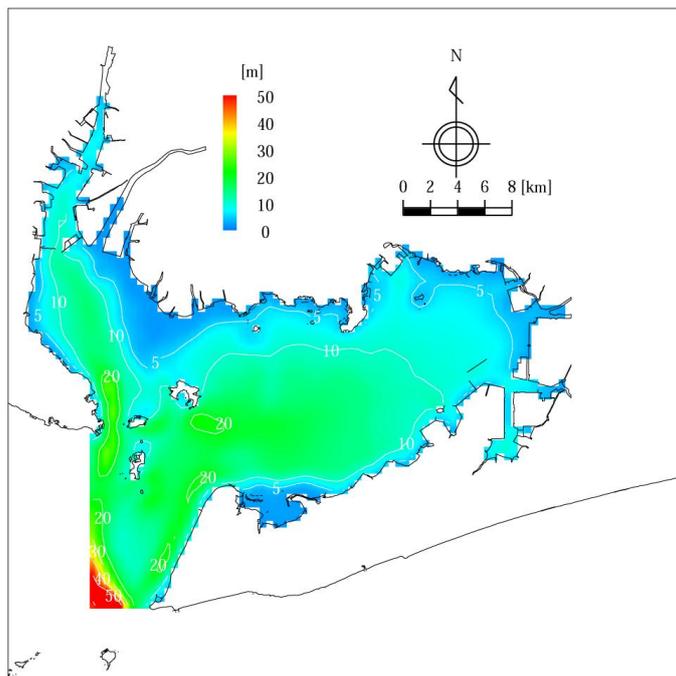
シミュレーションの計算範囲は三河湾全域を対象とし、500 mの水平メッシュ分解能とした(図(4)-7)。鉛直層区分については、最低1 mピッチで13層の区分を設けた。海底地形は、海図(日本水路協会)と電子海図に基づき、海岸地形と水深を設定した(図(4)-8)。



図(4)-6 アマモモデルの概念図



図(4)-7 三河湾全域の計算範囲と格子分割 (500 mメッシュ)



図(4)-8 シミュレーションに設定した三河湾の水深分布

2) 渥美湾における流動シミュレーション

対象海域をはじめ格子分割、水深、鉛直層区分および解析期間など基本条件は、三河湾全域における流動シミュレーションの設定に準拠する形で設定した（表(4)-1）。

表(4)-1 渥美湾における流動シミュレーションの設定諸元

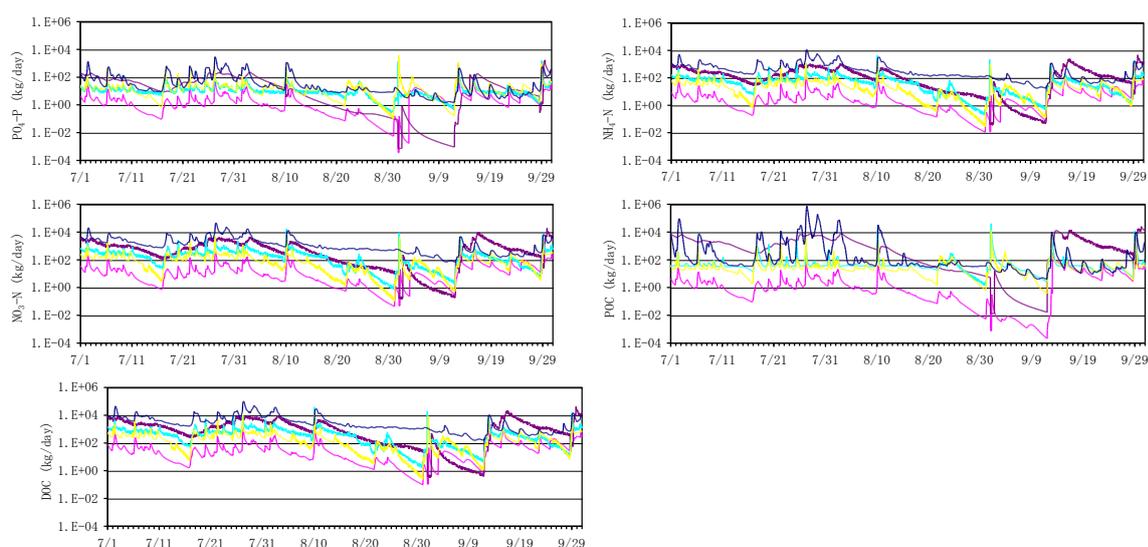
項目	設定値	
計算範囲	渥美湾（東西20 km×南北20 km）	
水平方向メッシュ幅	100 mメッシュ	
鉛直層区分	三河湾全域と同様。	
流況再現期間	2009年7月1日0時 ～ 9月30日24時	
計算の時間刻み	5 秒	
境界条件	側面境界の位置に対応する三河湾全域の計算結果から潮位、水温・塩分を設定。	
流入河川流量	計算範囲に流入する河川として、14河川（汐川、知原川、紙田川、波入川、梅田・柳生川、豊川、白・佐奈川、音羽川、紫・丹下川、勝川、西田川、落合川、捨石川および中野・袋川）の流量を考慮	
気象要素	三河湾全域と同様に、毎時の気温、降雨量、相対湿度、日射量、雲量および風向・風速を設定。	
諸係数	コリオリ係数	$8.24 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$
	海面摩擦係数	風速の関数
	海底摩擦係数	0.0026
	水平渦粘性係数 渦拡散係数	10772 $\text{cm}^2/\text{s}$
	鉛直渦粘性係数 渦拡散係数	乱流モデルにより算出

## 3) 水質生態系シミュレーション

対象海域をはじめ計算期間、水深、鉛直層区分など基本条件は、渥美湾における流動シミュレーションの設定と同じとしたが、水平方向の格子分割のみ1 kmとした。海域の流れ場（水平、鉛直流速）は、流動シミュレーション結果を1 kmメッシュに変換した（表(4)-2）。

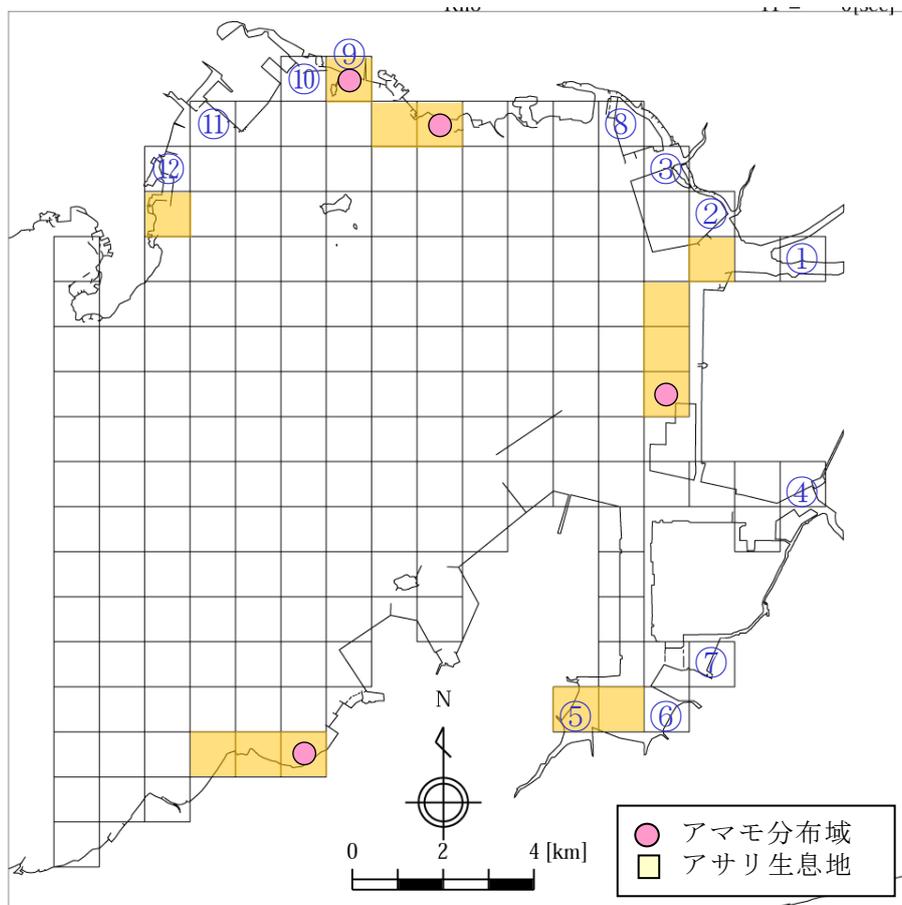
表(4)-2 水質生態系シミュレーションの設定諸元

項目	設定値
計算範囲	渥美湾（東西20 km×南北20 km）
水平方向メッシュ幅	1 kmメッシュ
鉛直層区分	流動シミュレーションと同様
堆積層の鉛直層区分	第1層 0 ~ 0.1 cm      第7層 2.2 ~ 3 cm
	第2層 0.1 ~ 0.3 cm    第8層 3 ~ 4 cm
	第3層 0.3 ~ 0.6 cm    第9層 4 ~ 5 cm
	第4層 0.6 ~ 1 cm      第10層 5 ~ 6.5 cm
	第5層 1 ~ 1.5 cm      第12層 6.5 ~ 8 cm
	第6層 1.5 ~ 2.2 cm    第10層 8 ~ 10 cm
水質再現期間	2009年7月1日0時 ~ 9月30日24時
計算の時間刻み	300 秒
境界条件	境界近傍に位置するA-5地点の観測データを使用し、時間内挿により時間毎の値を設定
流入負荷量	流動シミュレーションと同様、14河川（汐川、知原川、紙田川、波入川、梅田・柳生川、豊川、白・佐奈川、音羽川、紫・丹下川、勝川、西田川、落合川、捨石川および中野・袋川）の負荷量を考慮（図(4)-9）
アマモ場	別途実施された調査結果に基づき、4地区について初期現存量を設定（図(4)-10）
アサリ生息場	過去の知見に基づき、初期現存量を設定（図(4)-10）



図(4)-9 シミュレーションに設定した流入負荷量

— 豊川、— 佐奈川、— 音羽川、— 汐川、— 柳生・梅田川。



図(4)-10 シミュレーションに設定したアマモ場、アサリ生息場および負荷地点  
 負荷地点：①豊川、②佐奈川、③音羽川、④梅田・柳生川、⑤汐川、⑥知原川、⑦紙田・波入川、  
 ⑧紫・丹下・勝川、⑨西田川、⑩落合川、⑪捨石川、⑫中野・袋川

#### 4. 結果及び考察

##### (1) 三河湾全域における流動シミュレーション

###### 1) 水温・塩分の再現性

2009年7月1日～9月30日の流動シミュレーション結果より、全湾調査の観測結果を利用して、水産試験場の調査地点（図(4)-10）の水温・塩分の再現性を検証した（図(4)-13）。

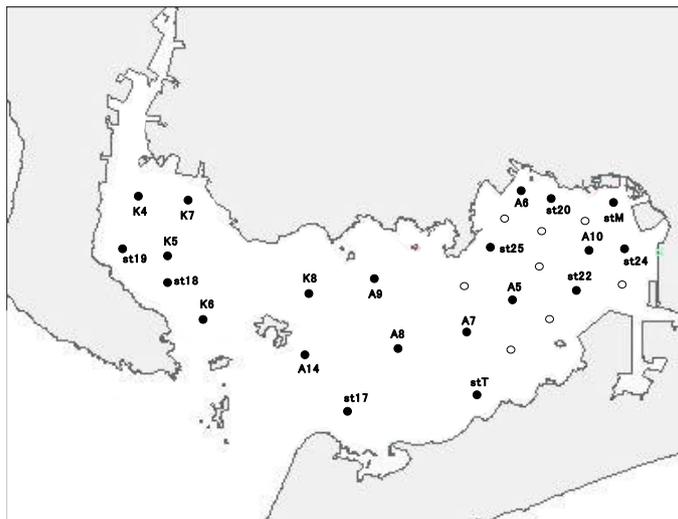
水温については、計算値と観測値は概ね整合した結果となり、7-8月の成層した水塊の状況から9月に混合していく様子が再現されていた。

塩分については、表層は一部不一致も認められるものの、概ね河川流量に応じた変化を示しており、地点ごとの特徴が合理的に再現されていた。

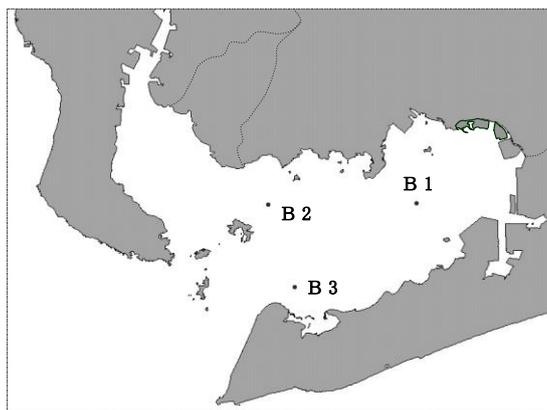
###### 2) ブイ（水温、塩分）の再現性

2009年7月1日～9月30日の流動シミュレーション結果より、ブイによる連続観測調査地点（図(4)-12）の観測結果を利用して、水温、塩分の再現性を検証した（図(4)-14）。

全体的に計算値は観測値と比較して概ね整合した結果となったが、底層塩分については計算値が観測値よりも低い値で推移しているなど、一部の不一致もみられた。



図(4)-11 三河湾海域調査地点図（全湾調査地点 21 点、奥部調査は東部 10 点で実施）



図(4)-12 連続観測地点

## (2) 渥美湾における流動シミュレーション

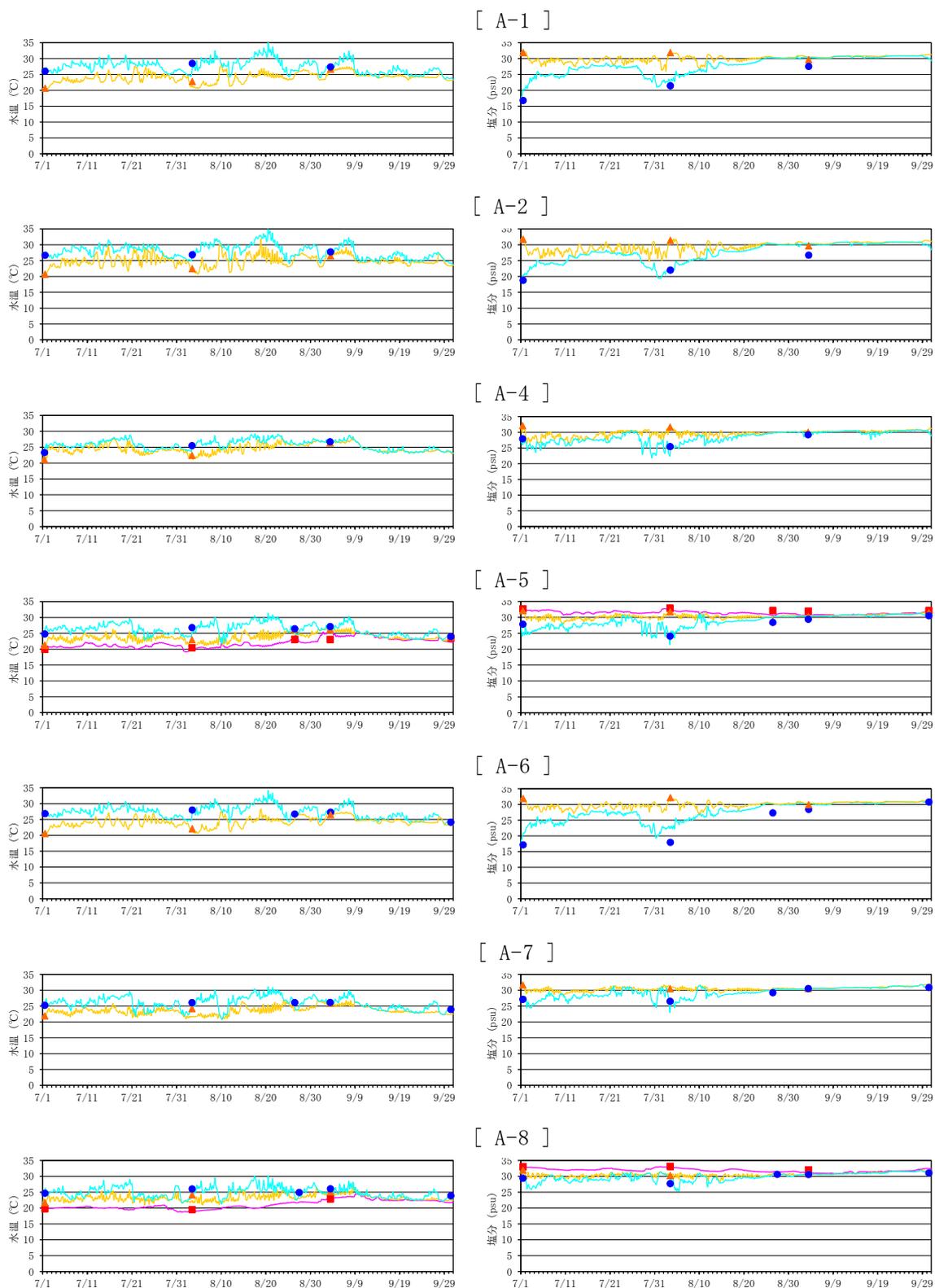
### 1) 水温・塩分の再現性

湾奥調査を代表して4地点（A5、A6、A7、A10）について、調査時刻における水温・塩分観測値と計算結果とを比較して、鉛直分布の再現性を検討した（図(4)-15）。

調査日時の鉛直分布については、計算結果は観測地と概ね合致しており良い再現性であり、成層期から混合期への特徴に応じた結果であった。しかし、8月26日の比較については、表層塩分において不一致がみられた。

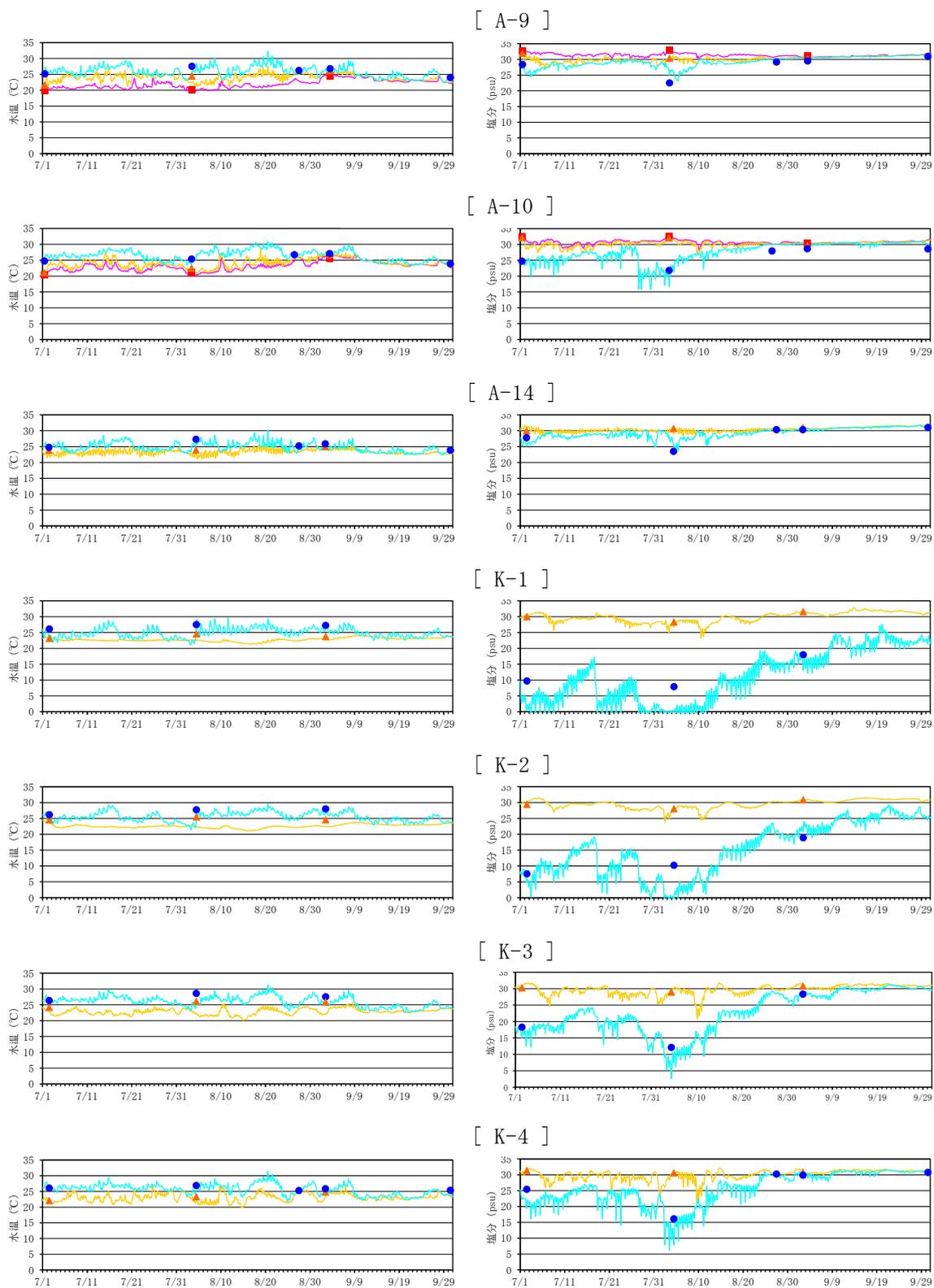
### 2) 出水時における水温・塩分、流れの分布

シミュレーション結果を代表して、出水時（2009年8月3日12時）における表層（計算の第1層：0～2 m）の水平分布を図(4)-16に示した。図に示した時刻は低潮時から上げ潮時に向かう時にあたるものの、河川からの淡水が湾口に向かい拡散している様子がみられた。水温は、北部海域ほど高くなる湾奥部の特徴を示す分布となっていた。



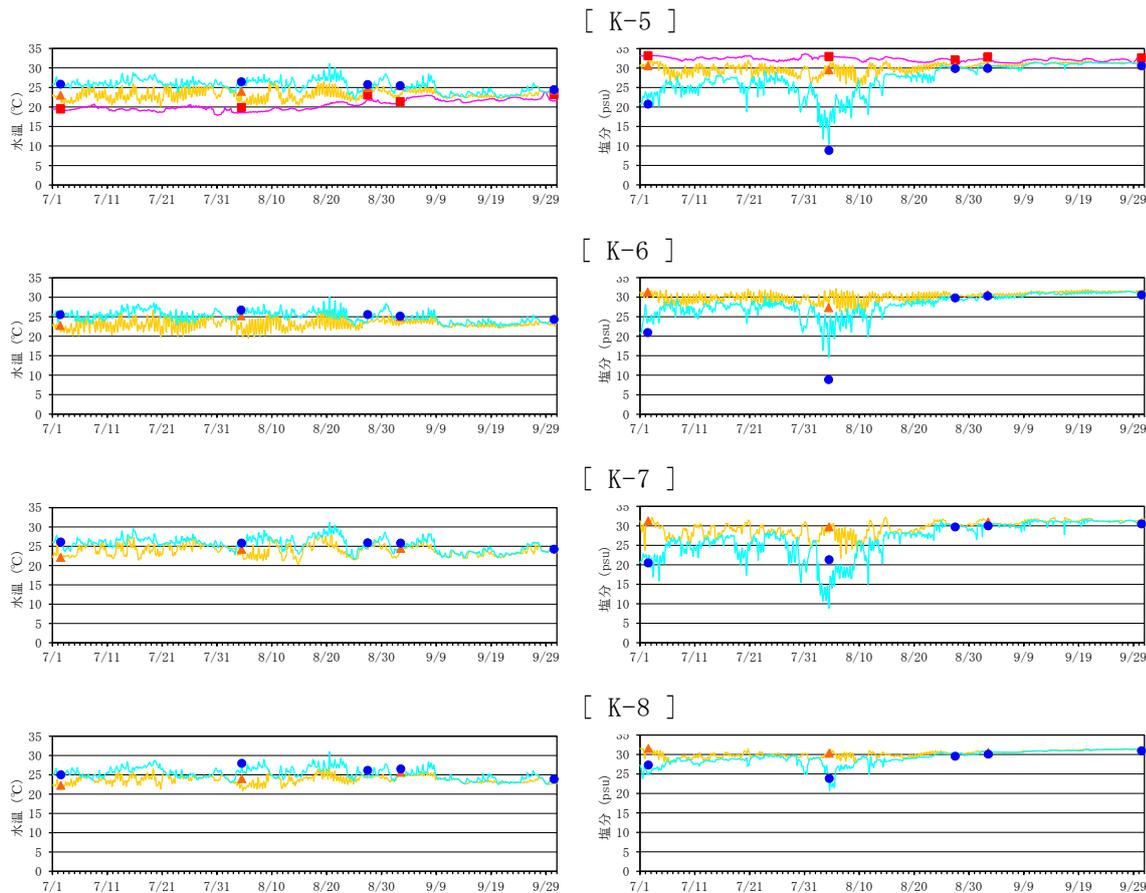
図(4)-13 全湾調査地点における水温・塩分観測値と計算値との比較

●表層観測、▲5m観測、■底層観測、—表層計算、—5m計算、—底層計算。



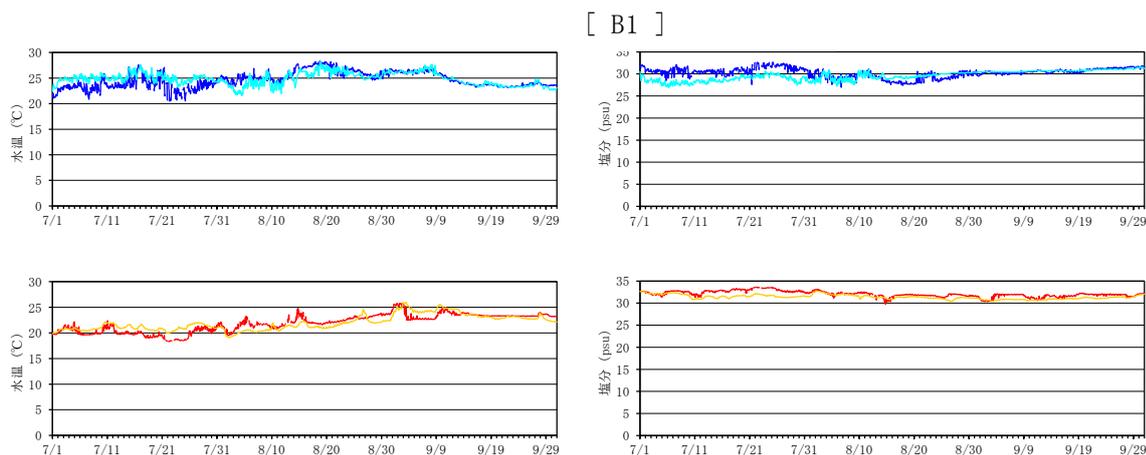
図(4)-13(続き) 全湾調査地点における水温・塩分観測値と計算値との比較

●表層観測、▲5m 観測、■底層観測、—表層計算、—5m 計算、—底層計算。



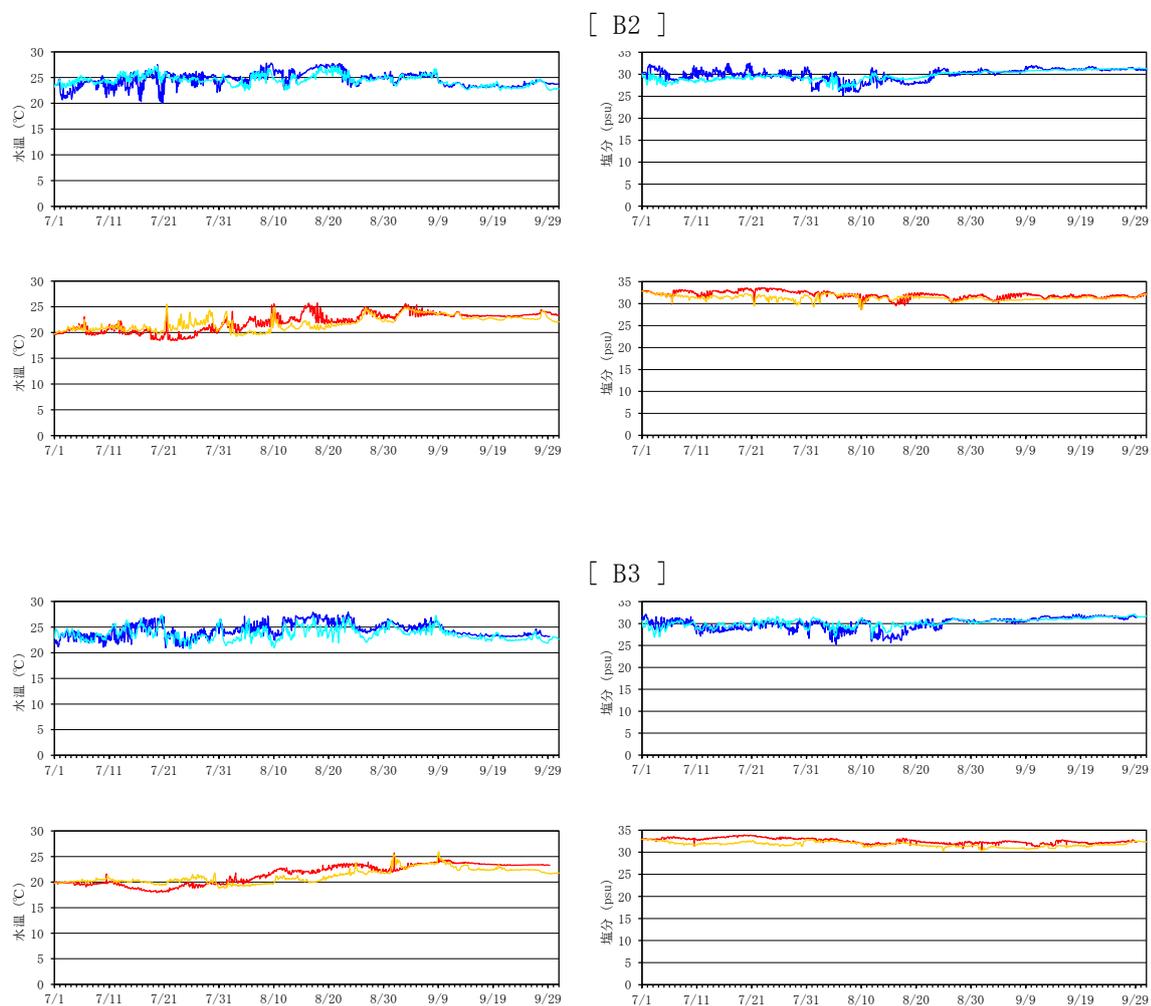
図(4)-13(続き) 全湾調査地点における水温・塩分観測値と計算値との比較

● 表層観測、▲ 5m 観測、■ 底層観測、— 表層計算、— 5m 計算、— 底層計算。



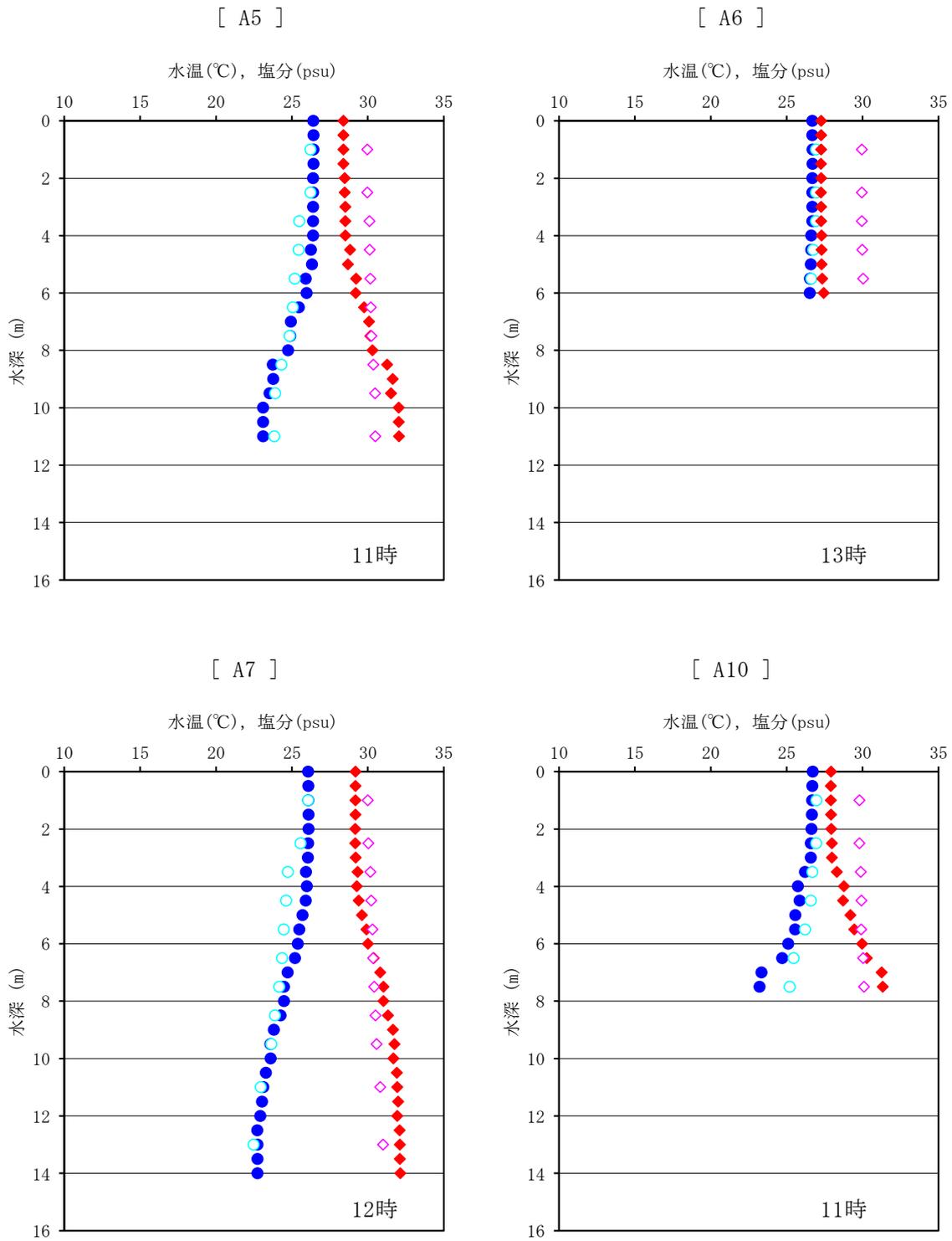
図(4)-14 ブイにおける観測値と計算値との比較

— 表層計算、— 表層観測、— 底層計算、— 底層観測。



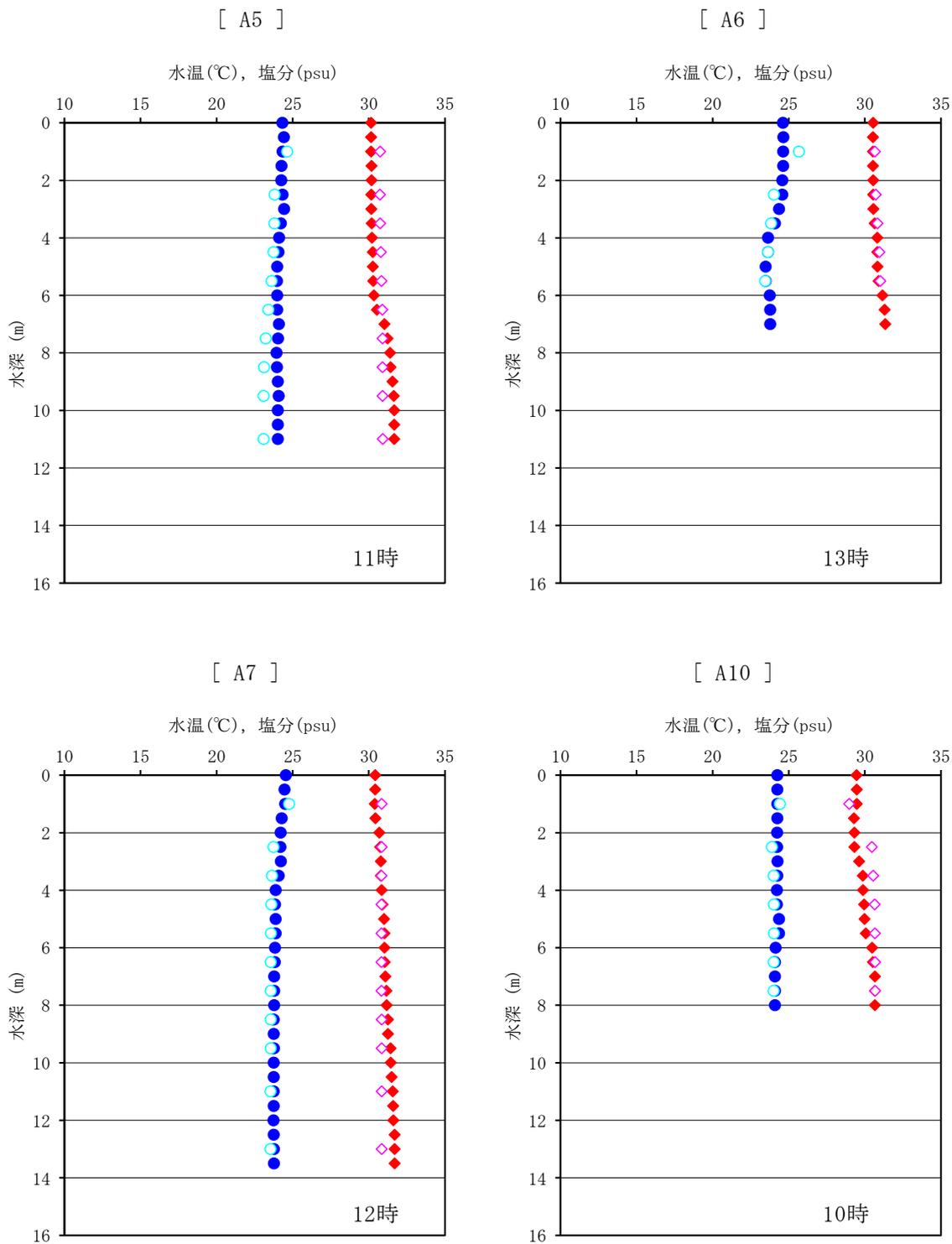
図(4)-14(続き) ブイにおける観測値と計算値との比較

— 表層計算、— 表層観測、— 底層計算、— 底層観測。



図(4)-15 湾奥調査における水温・塩分の観測値と計算値との比較 (2009年8月26日)

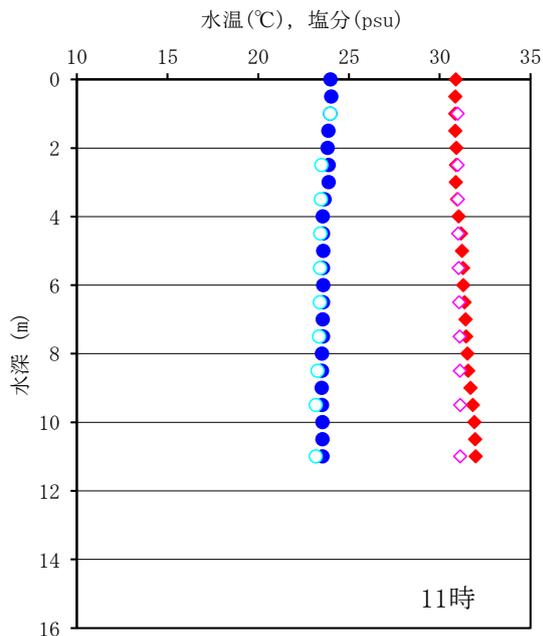
● : 水温観測、○ : 水温計算、◆ : 塩分観測、◇ : 塩分計算.



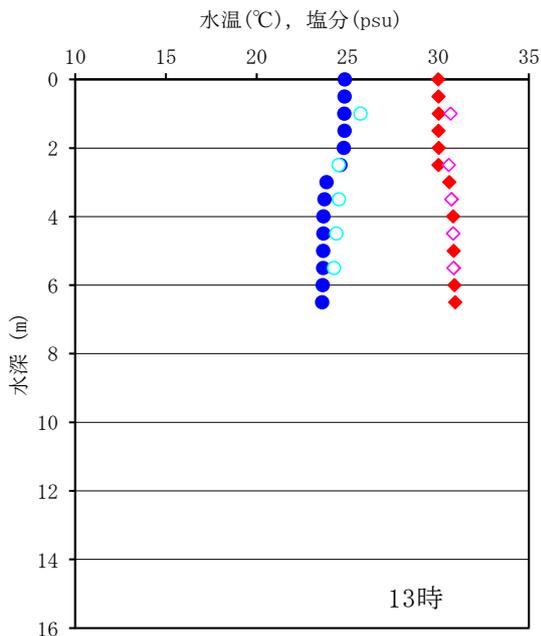
図(4)-15(続き) 湾奥調査における水温・塩分の観測値と計算値との比較 (2009年9月14日)

● : 水温観測、○ : 水温計算、◆ : 塩分観測、◇ : 塩分計算.

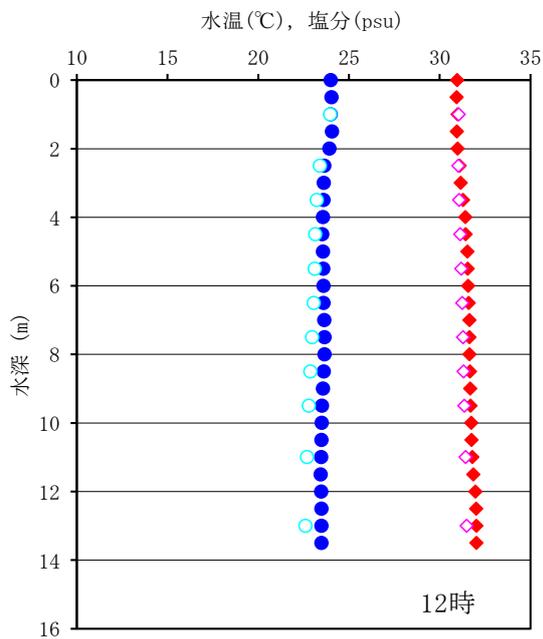
[ A5 ]



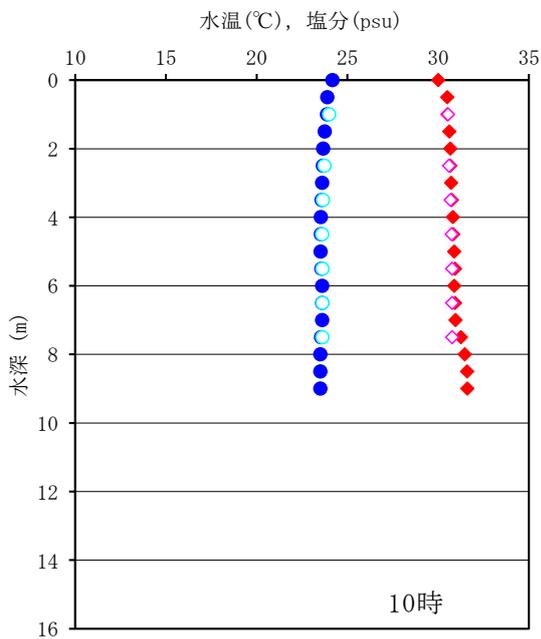
[ A6 ]



[ A7 ]

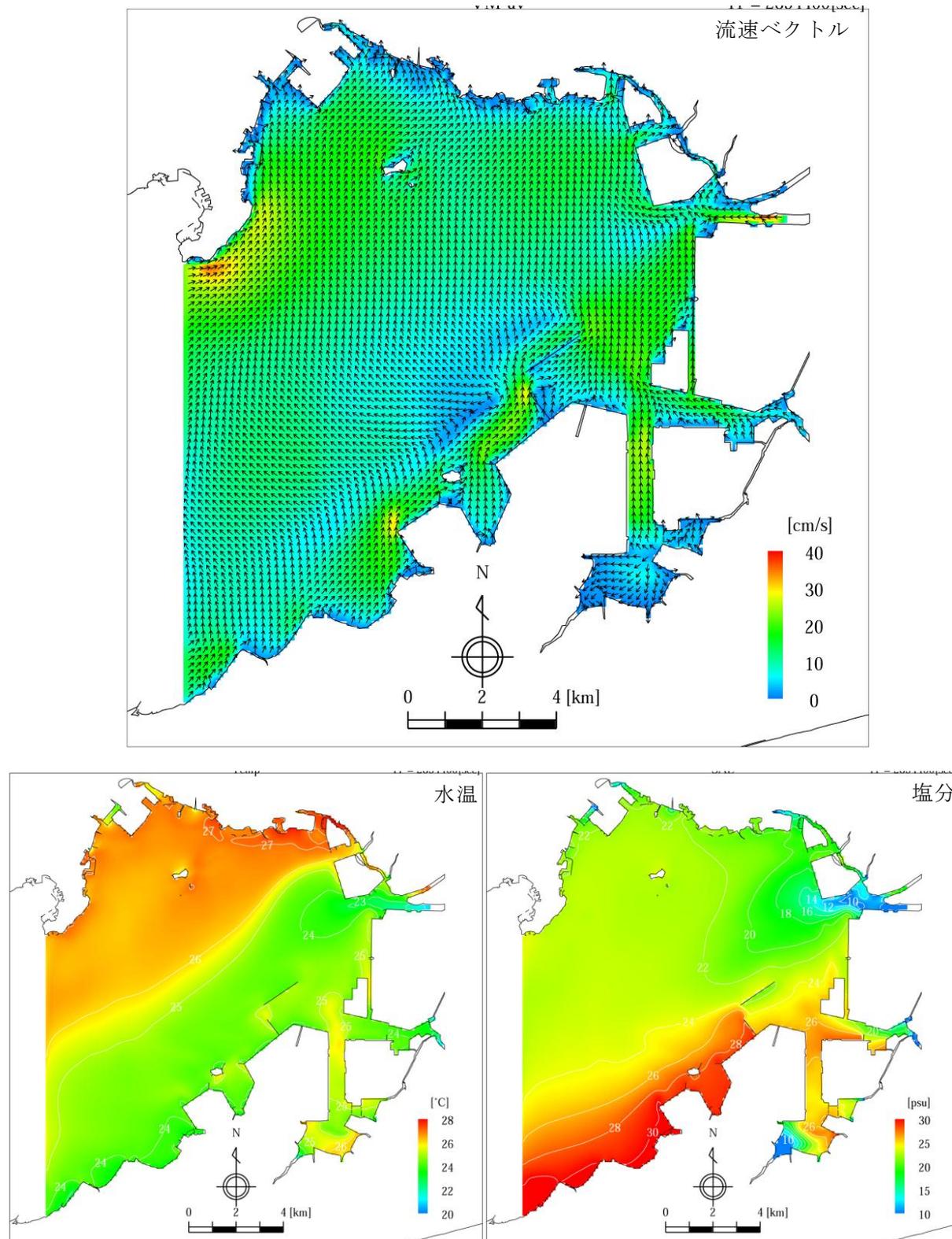


[ A10 ]



図(4)-15(続き) 湾奥調査における水温・塩分の観測値と計算値との比較 (2009年9月24日)

● : 水温観測、○ : 水温計算、◆ : 塩分観測、◇ : 塩分計算.



図(4)-16 出水時における湾奥部豊川河口域の分布 (2009年7月29日12時の表層分布)  
流速ベクトルについて流向は矢印(200 m おき)、流速は色で示している。

### (3) 水質生態系シミュレーション

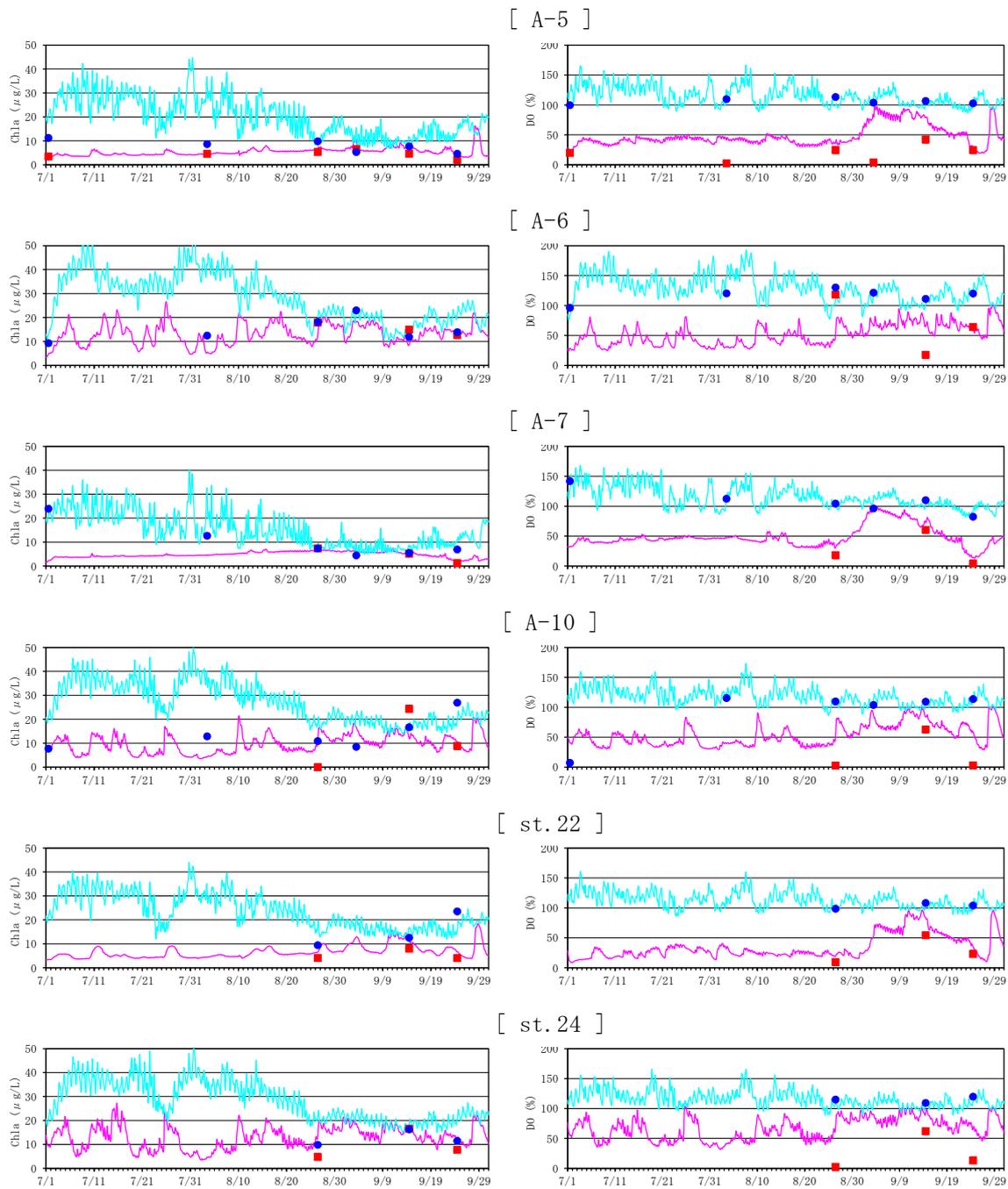
#### 1) 水質項目の再現性

2009年7月1日～9月30日の水質生態系シミュレーション結果より、渥美湾における水質調査観測結果を利用して、水質項目（Chl-a、DO、DIN、 $PO_4$ -P）の再現性を検証した（図(4)-17）。

表層Chl-aや底層DOの再現性に一部不一致がみられたが、激しく変動する観測値に対して概ね季節傾向を捉えており、底層DOが低い時期にDINや $PO_4$ -Pなどの栄養が高く、また強風時に貧酸素水塊が解消されるなど、生態系要素の動態や地点ごとの特徴が合理的に再現された。

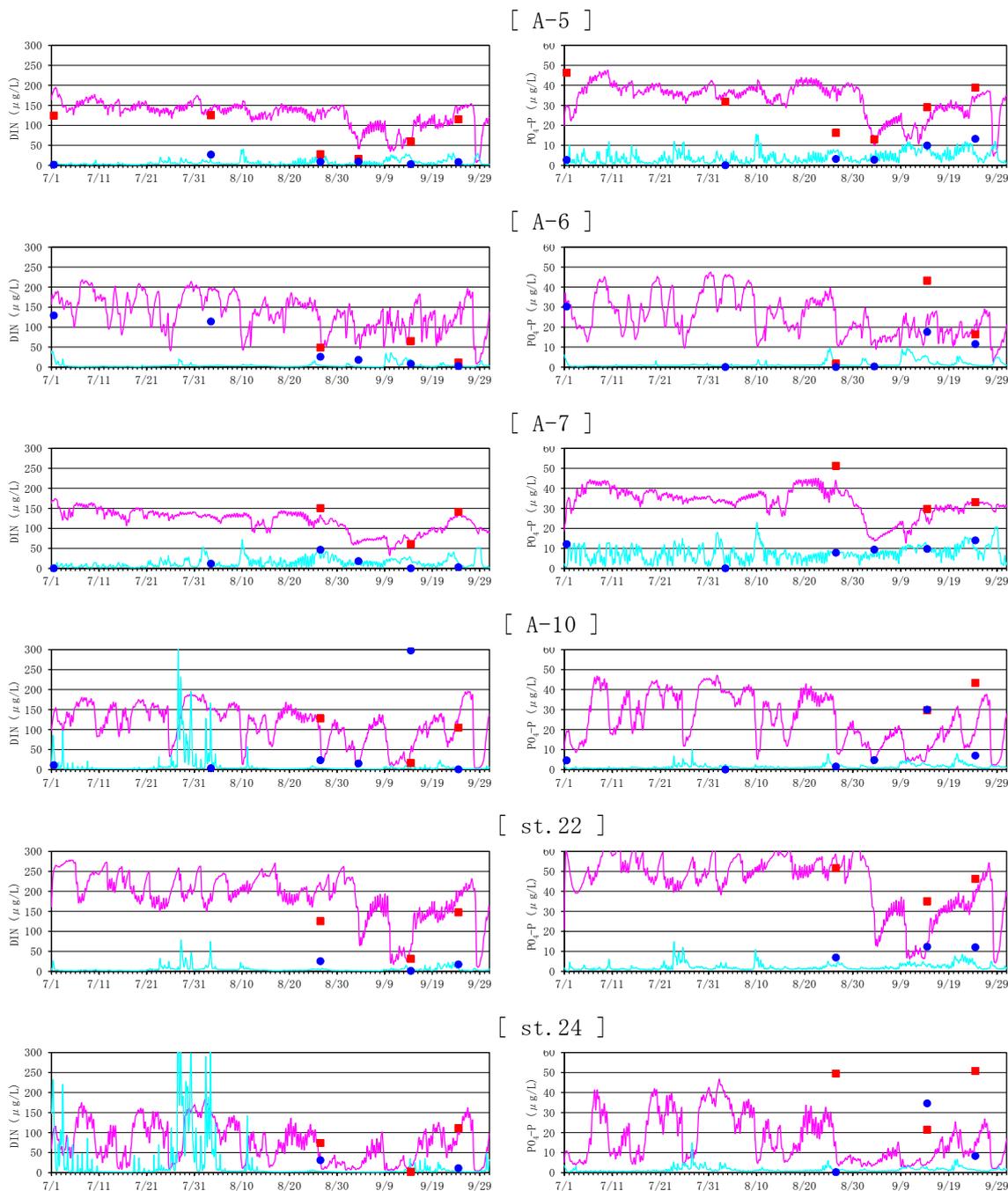
#### 2) 出水時における水質の分布

シミュレーション結果を代表して、出水時（2009年8月3日12時）における表層（計算の第1層：0～2 m）のChl-aとDINの水平分布について、図(4)-18に示した。河川からの出水に伴い、高濃度の栄養塩（DIN）が湾口に向かい拡散している様子がみられた。Chl-aは、北部海域ほど高くなる湾奥部の特徴を示す分布となっていた。



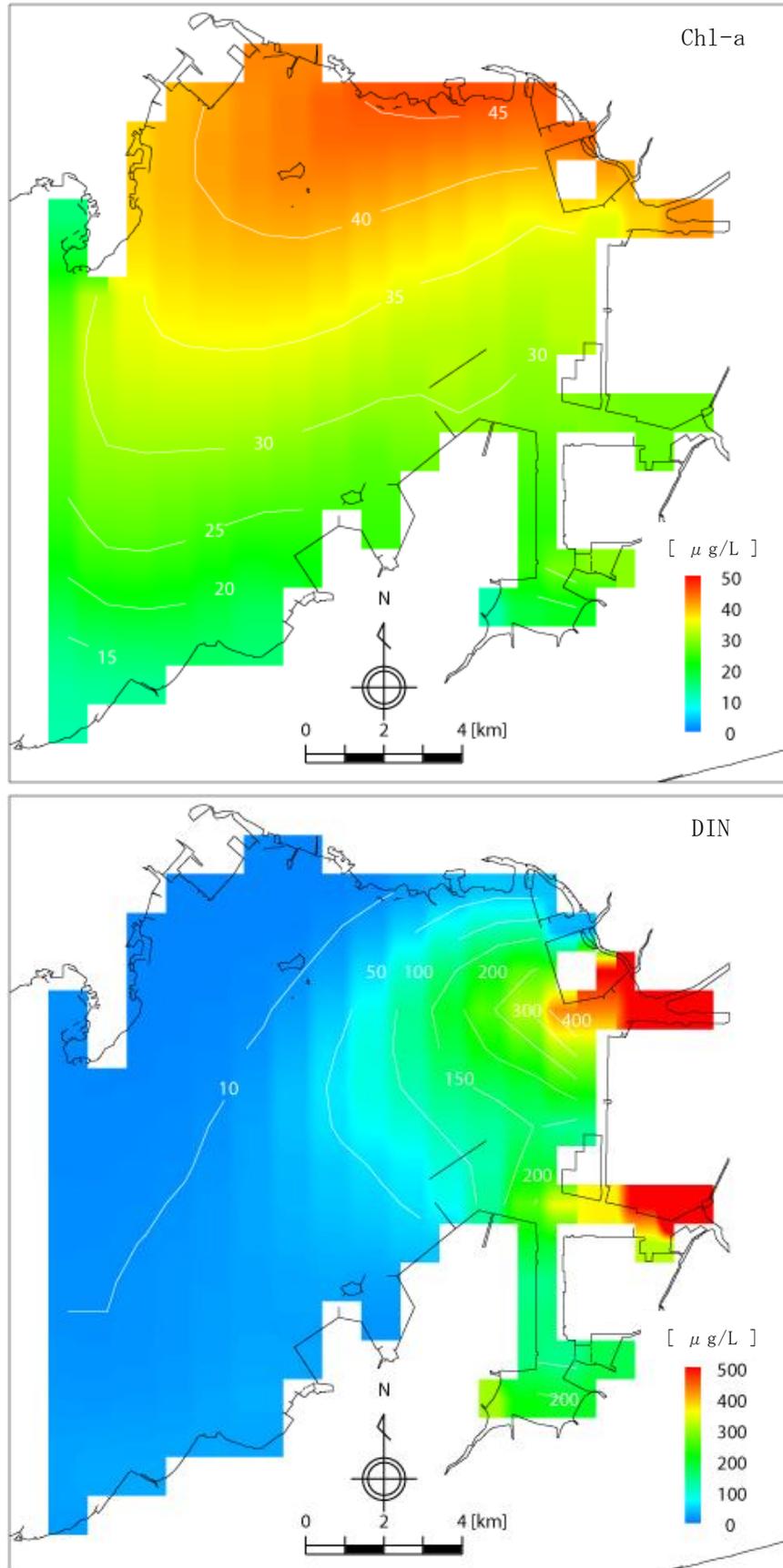
図(4)-17 湾奥調査地点における水質観測値と計算値との比較 (Chl-aとDO)

● 表層観測、■ 底層観測、— 表層計算、— 底層計算.



図(4)-17(続き) 湾奥調査地点における水質観測値と計算値との比較 (DINとPO<sub>4</sub>-P)

●表層観測、■底層観測、—表層計算、—底層計算。

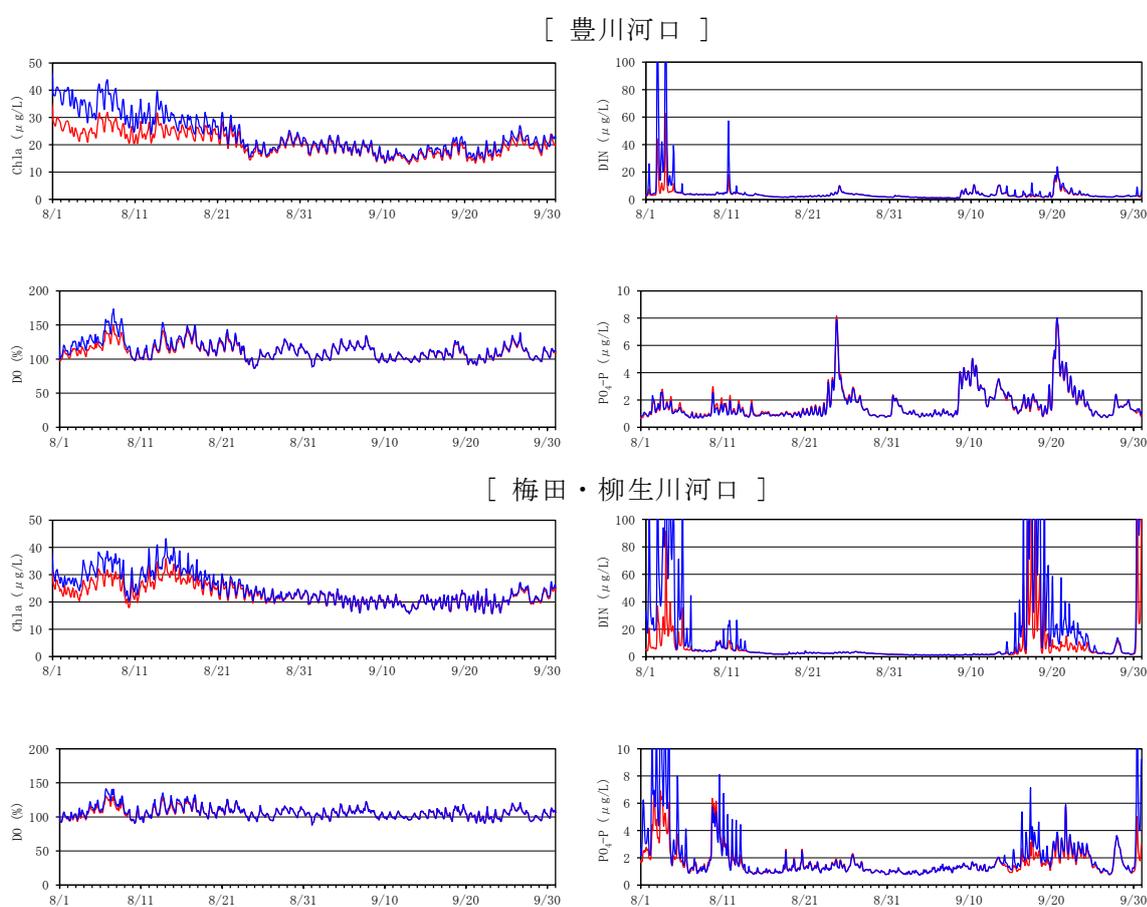


図(4)-18 出水時における水質分布 (2009年8月3日12時の表層)

## 3) 負荷量を半分に設定したシナリオシミュレーション

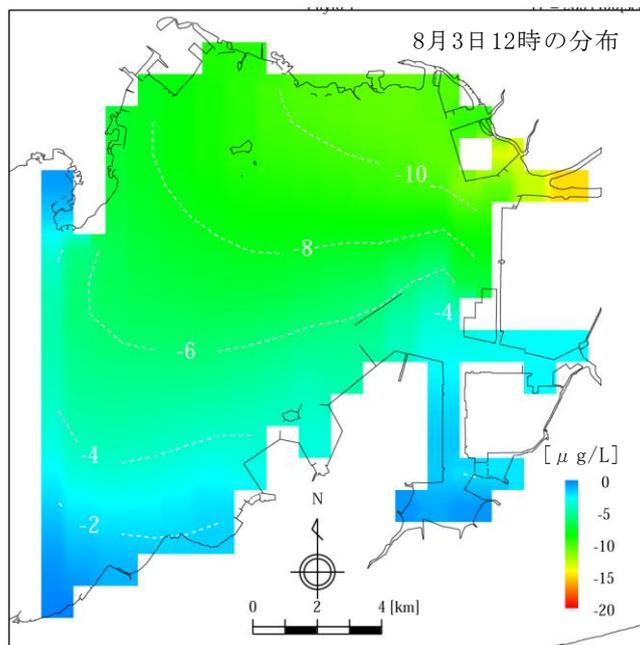
河川からの負荷量が半減することを仮定し、河川における栄養塩（DIN、 $PO_4\text{-P}$ ）と有機物（POC、DOC）の負荷量を1/2に設定した。この条件変更以外は、再現シミュレーションと全く同様の計算条件として、2009年7月～9月までの計算を行った。

計算結果より、豊川および梅田・柳生川河口における表層濃度の比較を図(4)-19に、出水時（2009年8月3日12時）における表層（計算の第1層：0～2m）のCh1-a濃度の変化分布を図(4)-20にそれぞれ示した。これによると、出水時にDINの減少がみられ、その時期にCh1-aやDOも減少している結果となった。また、出水時の変化分布によると、豊川河口においてCh1-aは最大 $10\mu\text{g/L}$ 程度、梅田・柳生川河口において最大 $4\mu\text{g/L}$ 程度減少していた。



図(4)-19 負荷量半分シミュレーション結果より豊川と梅田・柳生川河口の比較（表層）

— 現況計算、— シナリオ計算。

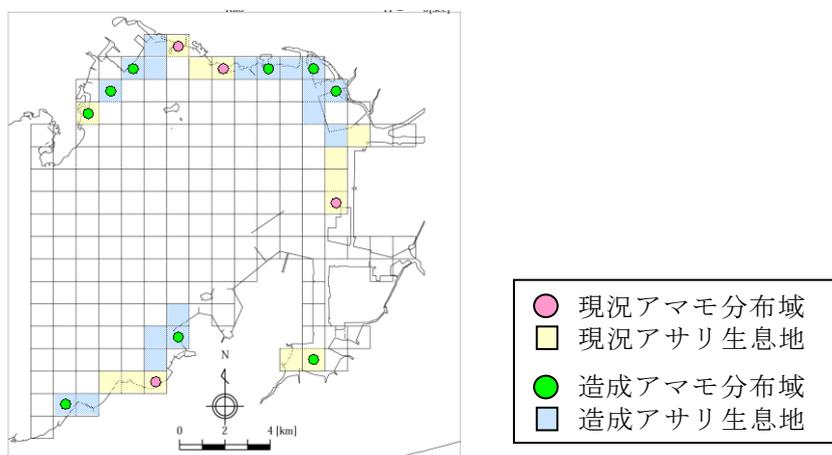


図(4)-20 負荷量半分シミュレーション結果より表層のChl-a変化（シナリオー現況）

#### 4) アマモ場を含む干潟を造成したシナリオシミュレーション

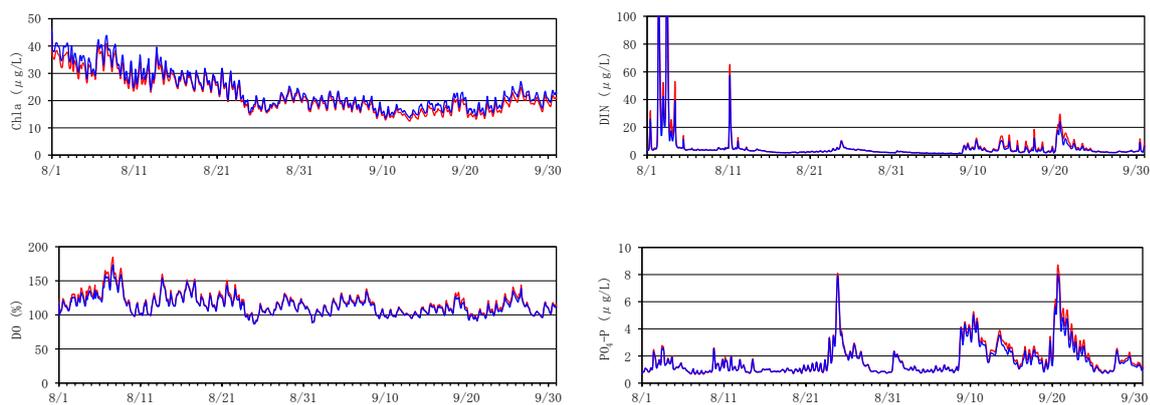
アマモ場を含む干潟造成を仮定し、図(4)-21のような造成地を設定した。この条件変更以外は、再現シミュレーションと全く同様の計算条件として、2009年7月～9月までの計算を行った。

計算結果より、豊川および梅田・柳生川河口地点における表層濃度の比較を図(4)-22に、出水時（2009年8月3日12時）における表層（計算の第1層：0～2m）のChl-a濃度の変化分布を図(4)-23にそれぞれ示した。これによると、造成干潟域における懸濁物食者による有機懸濁物の除去および栄養塩排泄により、全体的にChl-aが減少し栄養塩が増加する結果となった。それらに伴い、底泥への有機物の沈降が減少するもの予測され、特に豊川河口付近でD0が増加する結果となった。また、出水時の変化分布によると、豊川河口においてChl-aは最大 $6\mu\text{g/L}$ 程度、梅田・柳生川河口において最大 $2\mu\text{g/L}$ 程度減少していた。

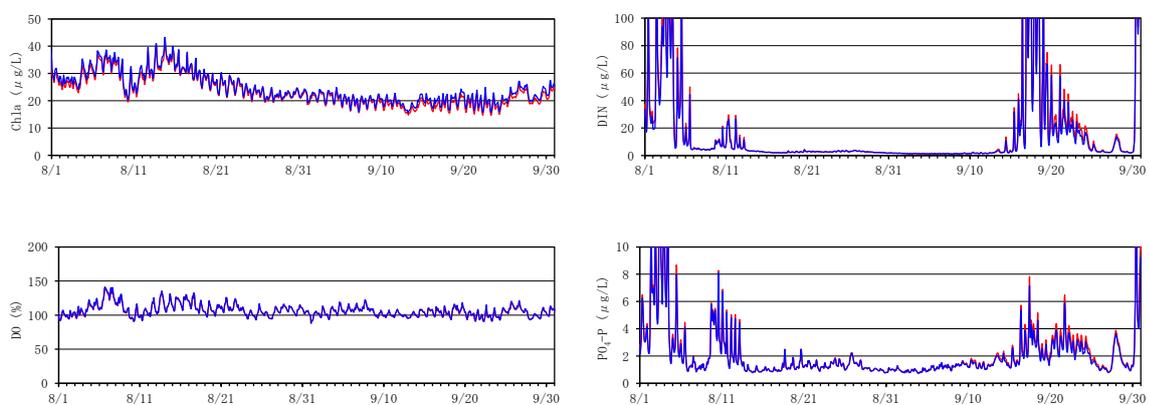


図(4)-21 シナリオシミュレーションに設定した造成箇所

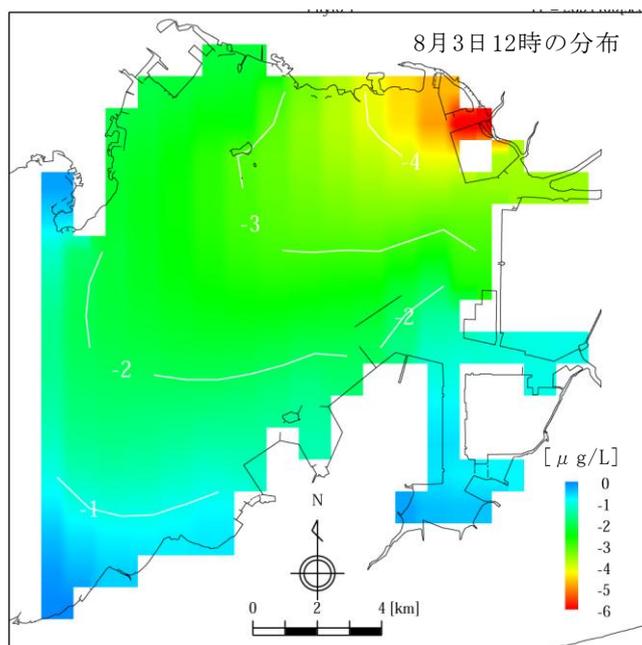
[ 豊川河口 ]



[ 梅田・柳生川河口 ]



図(4)-22 干潟造成シミュレーション結果より豊川と梅田・柳生川河口の比較 (表層)  
 — 現況計算、— シナリオ計算.



図(4)-23 干潟造成シミュレーション結果より表層のChl-a変化 (シナリオー現況)

#### (4) 赤潮、貧酸素水塊抑制手法の提案

シミュレーションモデルを用いて、実現可能性のある赤潮、貧酸素水塊発生の抑制抑制手法について検討した。実現可能性の観点から、負荷量の削減とアマモ場を含む干潟の再生について検討を行った。流域からの流入負荷量を削減した場合の効果では、負荷量を半減するとChl-a濃度で豊川河口は $10 \mu\text{g/L}$ 、梅田・柳生川河口は $4 \mu\text{g/L}$ の削減効果が見込まれた。一方、アマモ場を含む干潟を造成した場合には、豊川河口付近でD0の上昇がみられ、Chl-a濃度も豊川河口は $6 \mu\text{g/L}$ 、梅田・柳生川河口は $2 \mu\text{g/L}$ の削減効果が見込まれた。地道ではあるが、流域からの栄養塩流入負荷の削減と、アマモ場を含む干潟再生が、赤潮、貧酸素水塊の発生には有効であることがわかった。

### 5. 本研究により得られた成果

#### (1) 科学的意義

中小河川を含む流域からの流入負荷を三河湾の生態系モデルに組み込むことで、これまで困難であったChl-a濃度の再現が可能になった。この生態系モデルを用いて、負荷量の削減とアマモ場を含む干潟の造成効果を検討した結果、赤潮、貧酸素水塊の発生抑制に有効であることがわかった。

#### (2) 環境政策への貢献

国土交通省の中部地方整備局を事務局とした、伊勢湾再生推進会議において、「健全な伊勢湾」、「活力のある伊勢湾」を再生するための科学的裏付け根拠として利用する予定である。

### 6. 国際共同研究等の状況

特に記載すべき事項はない

### 7. 研究成果の発表状況

#### (1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

特に記載すべき事項はない

<その他誌上発表(査読なし)>

特に記載すべき事項はない

#### (2) 口頭発表(学会等)

- 1) 大曾根佑弥、井上隆信、横田久里子、第46回日本水環境学会年会(2012)  
「三河湾湾奥流域の栄養塩流出モデルによる汚濁負荷量の算定」

#### (3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

- 1) 中田喜三郎（1993）内湾環境のシミュレーション. 横山長之総合編集「海洋環境シミュレーション -水の流れと生物-」, 白亜書房, 85-112.
- 2) Taguchi K., Nakata K., Ichikawa T., (1999b) A 3-D simulation of the lower trophic in the Ise-Mikawa Bay estuary using a coupled physical and biochemical model. Journal of Advanced Marine Science and Technology Society, 5(1&2), 49-62.

## **Research of Effects in Inner Bay Ecosystem by Increased Nutrient Inputs during Rain Events**

Principal Investigator: Takanobu INOUE

Institution: Toyohashi University of Technology  
1-1 Hibarigaoka, Tempaku-cho, Toyohashi, Aichi 441-8580,  
JAPAN  
Tel: +81-532-44-6852 / Fax: +81-532-44-6831  
E-mail: inoue@ace.tut.ac.jp

Cooperated by: National Research Institute of Fisheries Engineering, Aichi  
Environmental Research Center, Aichi Fisheries Research Institute

[Abstract]

Key Words: Red tide, Hypoxia, Nutrients, Eutrophication

Among the rivers flowing into the inner part of Atsumi Bay, the eastern part of Mikawa Bay, the amount of discharge from Toyo River was dominant while the nutrient loads from Umeda River, Shio River, and Hamada River were large.

To develop a nutrient load model, in which dissolved and particulate nutrients were estimated separately, a runoff model based on meteorological data, land use data, and altitude data was determined using a compartment model and the individual runoff water was calculated using the formula for predicting the nutrient concentrations. In the Umeda basin, it was estimated that the runoff loads from agriculture fields were large and contributed to approximately 50% of the nitrogen and 70-80% of the phosphorus entering the river, depending on the amount or intensity of rain fall.

The influence of the river discharge was investigated with the distribution of chlorophyll-a and nutrients at an offshore area of the Toyo River mouth in Atsumi Bay during the summer season. DIN and DSi concentrations increased in the northern part of Atsumi Bay, where salinity was low, two days after the rain. The increase in nutrients supply triggered the phytoplankton bloom in the same area. Dissolved oxygen in the bottom layer was increased after the rain. This may be due to a vertical mixture of waters induced by the wind, which increased during the period of rain. Dissolved oxygen in the bottom layer quickly declined to the same level as before the rain in five days after the rain. It might be suggested that the oxygen consumption rate was accelerated by the increase of mineralization of particulate organic matter derived from the phytoplankton bloom.

The observation of the life cycles of eelgrass revealed that the eelgrass beds developed in the eastern part of the Mikawa Bay played an important role in removing

nutrients. Besides this, the investigation on the physical environment around the eelgrass beds showed the constraints of their growth. By comparing these data with the previous studies, the prediction of water purification with eelgrass as well as the strategies for the reduction of hypoxia would be improved.

Chlorophyll-a concentrations could be estimated in the model of ecosystems in the Mikawa Bay based on runoff loads from the basin. The reduction of nutrient loads from the basin and the restoration of tidal flats including eelgrass beds were useful for preventing the occurrence of red tide and hypoxia.

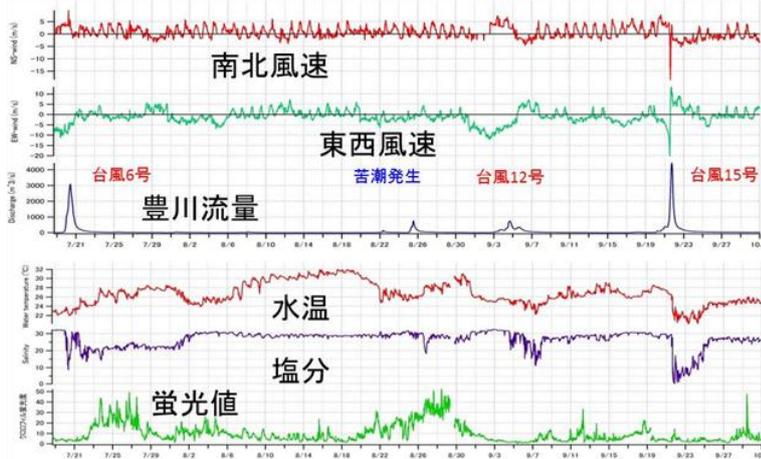
# 【B-0908】降雨に伴う流量増大時の栄養塩多量流入に対する内湾生態系の応答に関する研究

## 目的・手法

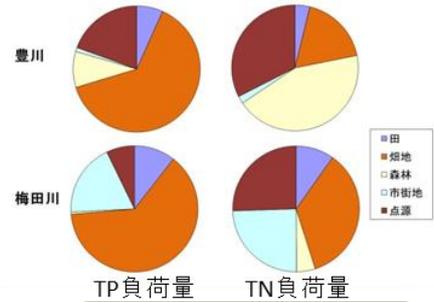
- ・降雨に伴う流量増大時の栄養塩流入負荷の把握
- ・流入栄養塩により湾内生態系の応答の把握
- ・アマモ場・アサリ漁場の浄化機能と再生可能性の評価

フィールド調査とシミュレーションモデルによる解析

↓  
赤潮・貧酸素水塊発生抑制手法の提示

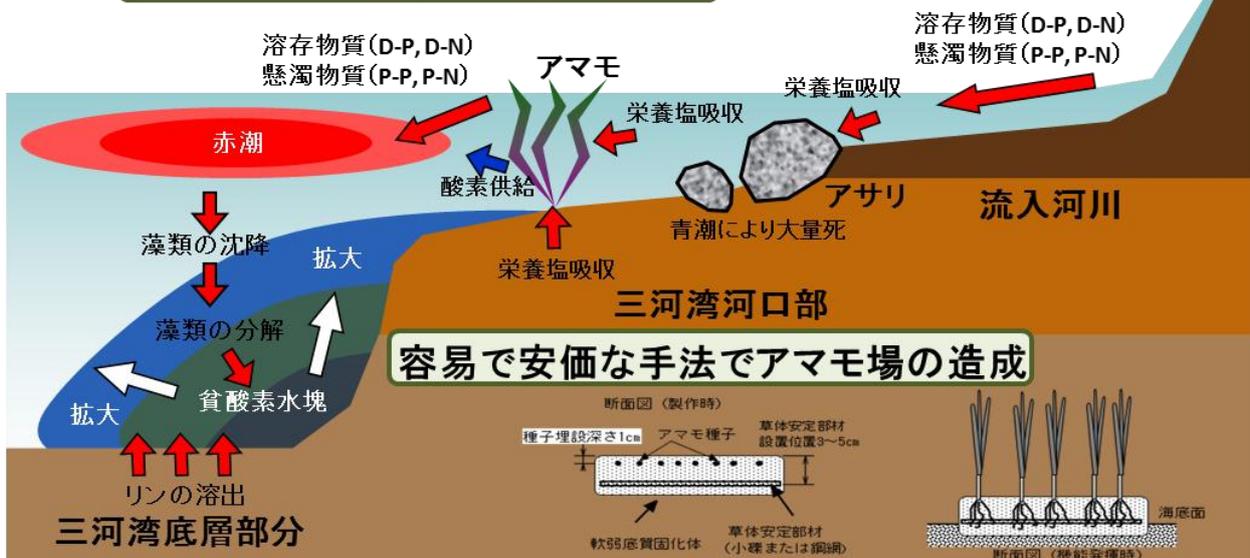


### 発生源別流出負荷量



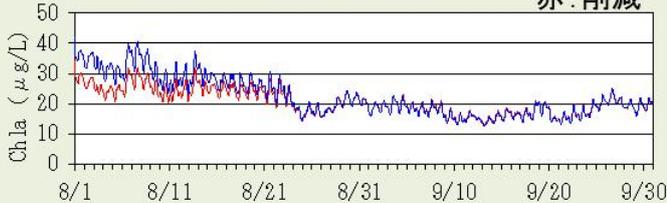
面源特に畑地から降雨時に流出

降雨後に蛍光値(藻類量)が増加



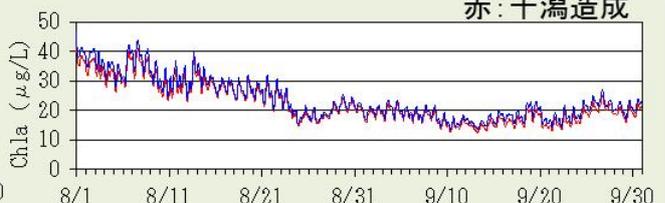
容易で安価な手法でアマモ場の造成

### シミュレーション結果



流入負荷を半減すると  
→ Chl-aは10µg/L程度減少

青: 現況  
赤: 削減



アマモ場を含む干潟を造成すると  
→ Chl-aは6µg/L程度減少

青: 現況  
赤: 干潟造成