

## 外海水が沿岸域の生産性に及ぼす影響 「太平洋－厚岸湾－厚岸湖のつながりとは？」

北海道大学大学院環境科学院 博士後期課程 阿部博哉

### 1. 背景・目的

#### 1. 1 沿岸域の生産性の特徴

沿岸域は生物生産性が高い場所として知られている (Ryther, 1969)。特に、汽水域では河川から供給される栄養塩の影響を受け、植物プランクトンによる基礎生産量が高いことが多い (Valiela, 1984)。そのため、このような水域では豊かな生産力を利用して漁業生産が盛んである (Nixon, 1988)。沿岸域は陸域と海域の接点に位置していることから、河川と外洋それぞれの影響を強く受ける。沿岸域では、低次生産を支える栄養塩は「河川水」、「地下水」、「外海水」、「系内での再生産 (内部負荷)」等によって供給される (Jickells, 1998)。但し、基本的には系内で再生産される栄養塩は元々河川水、外海水等から供給されたものである。供給された栄養塩は系内で循環する過程で、海底に堆積 (埋没)、漁獲による取上げ、脱窒 (窒素のみ)、外海への流出を通じて系外へ除去されることになる。

北海道東部太平洋海域 (沖合域) は、親潮系水の流入 (図 1.1-1) による高い生物生産性を示し、わが国でも有数の漁場として知られている (安間ら, 2010)。また、北海道東部太平洋陸棚域 (陸棚域) も生物生産性が高いことで知られ、特にスケトウダラ太平洋系群にとっては重要な索餌海域であり (本田ら, 2003)、また、寒流系コンブの主要な漁場にもなっている (水田, 2003)。沿岸域に目を向けると、北海道東部に位置する厚岸湖及び厚岸湾ではアサリやマガキ、ツブといった二枚貝類やコンブ類の生産が盛んである。しかしながら、沖合域と比較して沿岸域でこのような漁業生産が河川、外洋のどちらから供給される栄養塩に依存しているかは明らかになっていない。

近年、「統合的沿岸域管理 (ICZM : Integrated Coastal Zone Management)」の必要性が広く提唱されている (例えば, Mokhtar & Aziz, 2003 ; Tagliani et al., 2003 ; McKenna et al., 2008)。その考え方として、沿岸の海域と陸域を一体的に捉えて総合的に管理することや、開発・利用、環境・生態系の保全、物質循環の確保の調和等が挙げられている。先にも述べたように、沿岸域は陸 (河川水) と海 (外洋水) の影響をそれぞれ受けるため、系内の生態系がどのように駆動されているかを明らかにすることは重要な課題である。また、このとき、環境の変化を仮想的に表現することができる数値シミュレーションは非常に効果的なツールとなりうる。



図 1.1-1 北海道近海の海流 (<https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/o7u1kr000000dgps.html>)

## 1. 2 厚岸湖・厚岸湾の概要

厚岸湖は北海道東部に位置する汽水湖であり、幅約 500 m の狭い水路により厚岸湾へと続いている (図 1.2-1)。面積は 31.8 km<sup>2</sup>、平均水深は約 1.5 m である。湖の北西部には別寒辺牛川、大別川、尾幌川が流入する。湖口から湖央にかけて、かつてのカキ礁に覆砂をしたアサリ漁場 (人工干潟) が形成されている (図 1.2-2)。また、アサリ漁場と河口部を除く湖内のほぼ全域でマガキの養殖が行われている (図 1.2-2)。二枚貝類養殖は無給餌養殖であることから、二枚貝類の生産性は現場の一次生産に支えられていることになる。滞筋を除き湖内にはアマモやコアマモが広く濃密に分布している (図 1.2-3)。冬季には湖面の一部が凍結する。厚岸湾は幅約 9 km の湾口によって太平洋へとつながっている。面積は 102.6 km<sup>2</sup>、最大水深は湾口部で 25 m 程度である。湾奥の漁港付近及び湾央部でマガキの垂下養殖が行われている。潮位差は大潮時でも 2 m 以下 (microtidal) である。厚岸湖、厚岸湾の閉鎖度はそれぞれ 14.14、1.11 であり ([https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa\\_net/index.html](https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa_net/index.html))、厚岸湖と比べて厚岸湾が開放的な特徴を有することが分かる。

これまで、水質変動や低次生態系を取り巻く物質循環に関する研究は厚岸湖ではいくつか行われてきた (Iizumi et al., 1995 ; Oshima et al., 1999 ; 赤羽ら, 2003 ; 大島ら, 2006 ; Hasegawa et al., 2007 ; Yoon et al., 2011, 2013 ; Abe et al., 2015)。Iizumi et al. (1995) は厚岸湖内で水質の定期観測を行い、塩分が低い地点では硝酸塩とケイ酸塩の濃度が高く、逆に塩分が高い厚岸湾側の地点では栄養塩濃度と植物プランクトン濃度が低いことを示した。また、Yoon et al. (2011) は厚岸湖と厚岸湾の間の炭素フラックスに着目し、アマモ・付着藻類由来の炭素が厚岸湾へと多く流出していることを数値シミュレーションにより明らかにした。一方、厚岸湾に目を向けると、物質循環に関する研究は Taguchi et al. (1997) や Hasegawa et al. (2001) に限られている。また、厚岸沖の太平洋では北海道区水産研究所、東北区水産研究所が調査測線 (A-line) を設定していることもあり ([http://tnfri.fra.affrc.go.jp/seika/a-line/a-line\\_index.html](http://tnfri.fra.affrc.go.jp/seika/a-line/a-line_index.html))、多くの調査結果が報告されている (例えば、田中ら, 1991 ; Yoshimori et al., 1995 ; Kasai et al., 1997 ; Shinada et al., 2001 ; Saito et al., 2002)。

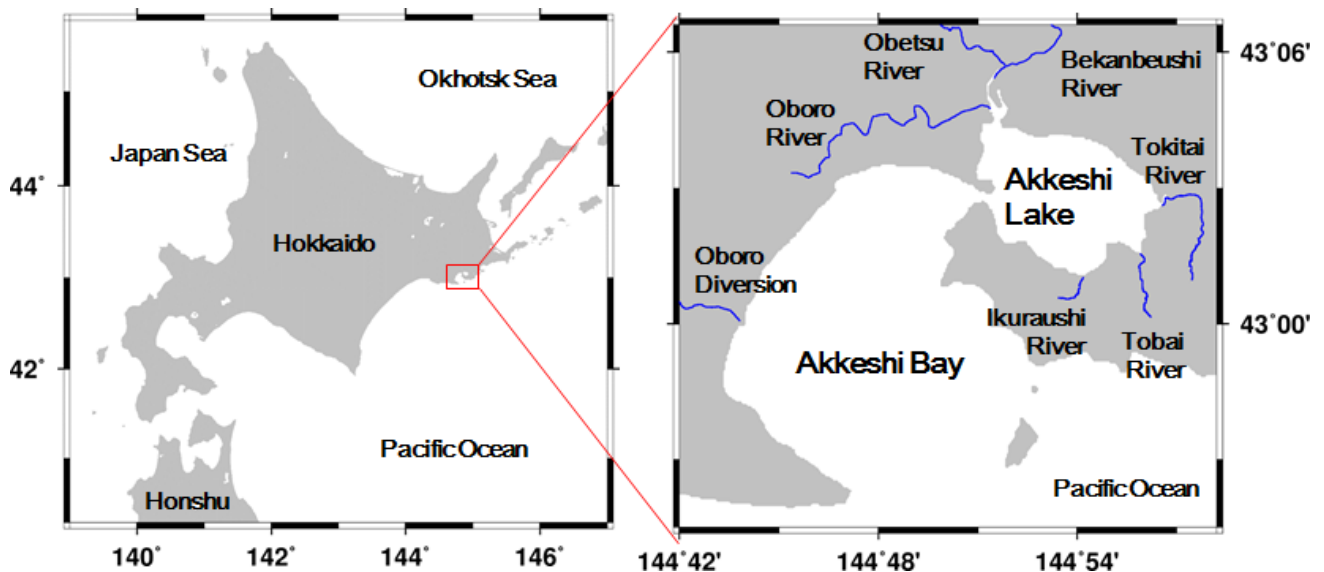


図 1.2-1 研究対象域



図 1.2-2 厚岸湖内における二枚貝類漁場（左：アサリ，右：マガキ）



図 1.2-3 厚岸湖内のアマモ場

### 1. 3 本研究の目的

先に示したように、厚岸湖内の水質変動や流入河川と厚岸湖の関係、そして沖合の生態系の動態についての研究は数多く行われてきた。しかしながら、厚岸湖と外洋である太平洋からのそれぞれの影響を強く受けると考えられる厚岸湾については水質変動に関する研究例は非常に乏しいのが現状である。また、水質の変動要因を明らかにする際には、物質の収支（物質循環）を定量化することが不可欠である。そこで「流入河川→厚岸湖→厚岸湾」及び「太平洋→厚岸湾→厚岸湖」というそれぞれのつながりを明らかにすることが厚岸湾の生態系構造の理解、さらには本地域での沿岸域管理の検討のためには重要である。以上の背景から本研究では、

- 1) 厚岸湾・厚岸湖の水質変動に及ぼす影響を明らかにする
- 2) 厚岸湾・厚岸湖における物質循環過程を定量化する
- 3) 外海水の流入が厚岸湾及び厚岸湖の低次生産性に与える影響について検討する

ことを目的とした。なお、本報告書では 2014 年 1 月から 2015 年 12 月にかけて同地域にて実施した本助成以外の調査結果についても併せて示す。

## 2. 方法

### 2. 1 現地調査

#### 2. 1. 1 調査時期・調査地点

調査を結氷期を除く 2014 年 4 月から 2015 年 12 月にかけて基本的に月 1 回の頻度で実施した(表 2.1.1-1)。調査定点を厚岸湖，厚岸湾，流入河川に設置した(表 2.1.1-2，図 2.1.1-1，2.1.1-2)。また，水質の空間分布をより詳細に捉えるため，3 つの調査測線(厚岸湖河口ライン：河口 AL9N～湖口 AL1，厚岸湾南北ライン：湾口 AB16～湾奥 AB1，厚岸湾東西ライン：湾東 AL7～湾西 AB10)を設定した(図 2.1.1-1)。

表 2. 1. 1-1 調査工程

	2014												2015											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Akkeshi Lake				■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■	■	■	■
Akkeshi Bay				■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■	■	■	■
Akkeshi Bay (Bay mouth)				■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bekanbeushi River				■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■	■	■	■
Obetsu River				■	■	■	■	■	■	■	■	■				■	■	■	■	■	■	■	■	■
Oboro River																■	■	■	■	■	■	■	■	■
Oboro diversion																■	■	■	■	■	■	■	■	■

表 2. 1. 1-2 調査地点の緯度経度

Akkeshi Lake			Akkeshi Bay		
Station	Latitude (degree N)	Longitude (degree E)	Station	Latitude (degree N)	Longitude (degree E)
AL1	43.0433	144.8600	AB1	43.0483	144.8367
AL2	43.0433	144.8850	AB2	43.0361	144.8167
AL3	43.0417	144.8983	AB3	43.0361	144.7889
AL4	43.0317	144.8833	AB4	43.0222	144.8278
AL5	43.0583	144.9017	AB5	43.0222	144.7972
AL6	43.0567	144.8600	AB6	43.0222	144.7667
AL8	43.0567	144.8850	AB7	43.0000	144.8417
AL9	43.0717	144.8600	AB8	43.0000	144.8083
AL1N	43.0480	144.8600	AB9	43.0000	144.7778
AL6N	43.0615	144.8600	AB10	43.0000	144.7500
AL9S	43.0670	144.8600	AB11	42.9806	144.8528
AL9N	43.0762	144.8600	AB12	42.9806	144.8195
St. A (Tidal flat)	43.0437	144.8839	AB13	42.9806	144.7889
St. B (Tidal flat)	43.0422	144.8609	AB14	42.9806	144.7500
			AB15	42.9583	144.8639
			AB16	42.9583	144.8306
			AB17	42.9583	144.8000
			AB18	42.9583	144.7611
River					
Station	Latitude (degree N)	Longitude (degree E)			
Bekanbeushi (RB)	43.1074	144.8918			
Obetsu (RO)	43.0964	144.8618			
Oboro (RQ)	43.0754	144.8174			
Oboro-diversion (RR)	43.0073	144.7008			

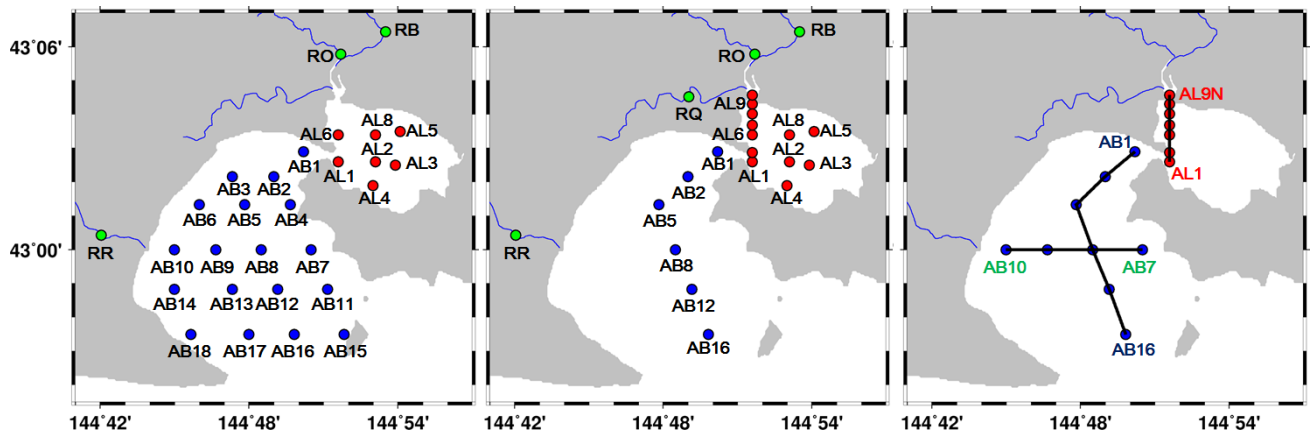


図 2.1.1-1 調査地点（左：2014年，中央：2015年）と調査測線（右：厚岸湖河口ライン，厚岸湾南北ライン，厚岸湾東西ライン）



図 2.1.1-2 河川調査地点の様子（別寒辺牛川，大別川，尾幌川，尾幌分水）

## 2. 1. 2 調査方法

### 1) 厚岸湖・厚岸湾

調査にあたっては北海道大学北方生物圏フィールド科学センター水圏ステーション 厚岸臨海実験所の船舶を使用した。水温、塩分、溶存酸素濃度、蛍光値、濁度を多項目水質計 (RINKO Profiler ASTD102, JFE アドバンテック社製) を用いて海面から海底まで 0.1 m 間隔で測定した。同時に、バケツを用いて表層水を採取した。また、厚岸湾湾口 (AB16) においては水深 22 m (海底上約 3 m) にてバンドン採水器を用いて底層水を採取した。採取した水試料は洗浄済のポリエチレンボトルに分取し、調査終了まで冷蔵保存した。実験室に持ち帰った後、chlorophyll *a* (Chl-*a*) 濃度、栄養塩濃度、懸濁物濃度 SS を測定した。厚岸湾内の地点では透明度板を用いて透明度を計測した。水試料に加えて、厚岸湖のアマモ場内 (AL2, AL4) において表層堆積物を採取し、粒度組成、含水率、Chl-*a* 濃度、間隙水栄養塩濃度を測定した。

### 2) 流入河川

厚岸湖北西部に流入する別寒辺牛川、大別川、尾幌川、厚岸湾西部に流入する尾幌分水の計 4 河川において、橋脚の上もしくは河岸からバケツを用いて表層水を採取した。採取した水試料は洗浄済のポリエチレンボトルに分取し、調査終了まで冷蔵保存した。実験室に持ち帰った後、chlorophyll *a* (Chl-*a*) 濃度、栄養塩濃度、懸濁物濃度 SS を測定した。水温は棒状温度計を用いて現場で測定した。なお、調査は潮汐の影響を避けるため下げ潮時に行った。

## 2. 1. 3 処理・分析方法

### 1) Chl-*a*

定量した水試料を、GF/F フィルター (孔径 0.7  $\mu\text{m}$ , Whatman 社製) 上に濾過捕集し、濾紙を 6 mL の *n, n*-ジメチルホルムアミド (DMF) 溶液に浸出させ (Suzuki & Ishimaru, 1990), 分析まで冷暗所で保存した。抽出した溶液は蛍光光度計 (10-AU, Turner Design 社製) を用いて Welschmeyer 法 (Welschmeyer, 1994) により Chl-*a* 濃度を算出した。

### 2) 栄養塩

水試料を DISMIC フィルター (孔径 0.45  $\mu\text{m}$ , Advantec 社製) で濾過し、濾液を分析まで  $-80^{\circ}\text{C}$  で凍結保存した。また、堆積物試料から遠心分離 (3000 rpm, 15 分間) により間隙水を採取し、水試料と同様に処理した。解凍したサンプルは適宜希釈し、栄養塩自動分析装置 (QuAAtro, BRAN+LUEBBE 社製) を用いて比色定量により栄養塩 (アンモニア態窒素  $\text{NH}_4\text{-N}$ , 亜硝酸態窒素  $\text{NO}_2\text{-N}$ , 硝酸態窒素  $\text{NO}_3\text{-N}$ , リン酸態リン  $\text{PO}_4\text{-P}$ , ケイ酸態ケイ素  $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ) 濃度を算出した (Strickland & Parsons, 1972)。 $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  の三態窒素の合計を溶存態無機窒素 (DIN),  $\text{PO}_4\text{-P}$  を溶存態無機リン (DIP),  $\text{SiO}_2\text{-Si}$  を溶存態ケイ素 (DSi) とした。

### 3) 懸濁物

定量した水試料を、予め重量を測定した GF/F フィルター上に濾過捕集し、少量の蒸留水で洗浄後凍結保存した。その後、凍結乾燥させ、再度フィルターの重量を測定した。濾過前後の重量の差から懸濁物 (SS) 濃度を算出した。

## 2. 2 数値シミュレーション

### 2. 2. 1 モデルの構成

3次元物理-生態系結合モデル（図 2.2.1-1）を用いて流動場と生物化学要素（浮遊系及び底生系）の時間空間変動を計算した。

モデルの計算条件を表 2.2.1-1 に示す。計算期間は冬季の結氷期を除く 2014 年 4 月 1 日から 2014 年 12 月 31 日及び 2015 年 4 月 1 日から 12 月 31 日までとした。ここでは特に断りのない限り 2014 年の結果について説明する。計算領域は厚岸湖及び厚岸湾とし、水平方向に 475 m×475 m の格子に分割した。モデルで設定された厚岸湖及び厚岸湾の面積はそれぞれ 31.4 km<sup>2</sup>, 95.2 km<sup>2</sup> である。各格子における水深は図 2.2.1-2 のとおりである。鉛直方向の解像度は、水柱内は 5 層等分割（ $\sigma$  座標系）、堆積物内は深度 10 cm までを 15 層不等分割（0~5 mm までは 1 mm 間隔、10 mm 以降は 10 mm 間隔）した。

表 2. 2. 1-1 モデルの計算条件

Item			Meteorological parameter	AMeDAS station	Time step	
Horizontal coordinate	Coordinate system	Cartesian coordinate system		Air temperature	Ohta	1 hour
	Grid number	42×23		Wind direction	Ohta	1 hour
	Grid spacing	475 m×475 m		Wind speed	Ohta	1 hour
Vertical coordinate (water column)	Coordinate system	sigma coordinate		Precipitation	Ohta	1 hour
	Division number	5 equidistant layers		Air pressure	Kushiro	1 hour
Vertical coordinate (sediment)	Coordinate system	level coordinate		Relative humidity	Kushiro	1 hour
	Division number	15 layers		Cloud cover	Kushiro	1 day
Calculation period		2014/4/1 - 2014/12/31 2015/4/1 - 2015/12/31		Ohta (43°05.4' N, 144°46.7' E) Kushiro (42°59.1' N, 144°22.6' E)		
Time step	External mode	2 s				
	Internal mode	60 s				
Boundary condition (meteorology)	Temperature, Humidity, Cloudiness, Wind					
	Precipitation, Air pressure (AMeDAS)					
	Solar radiation (Estimated from model)					
Boundary condition (open boundary)	Tide	Calculated from M2, S2, K1, O1				
	Water temperature	FRA-ROMS				
	Salinity	FRA-ROMS				
Boundary condition (river)	Discharge	Estimated from precipitation				
	Water temperature	Estimated from air temperature				

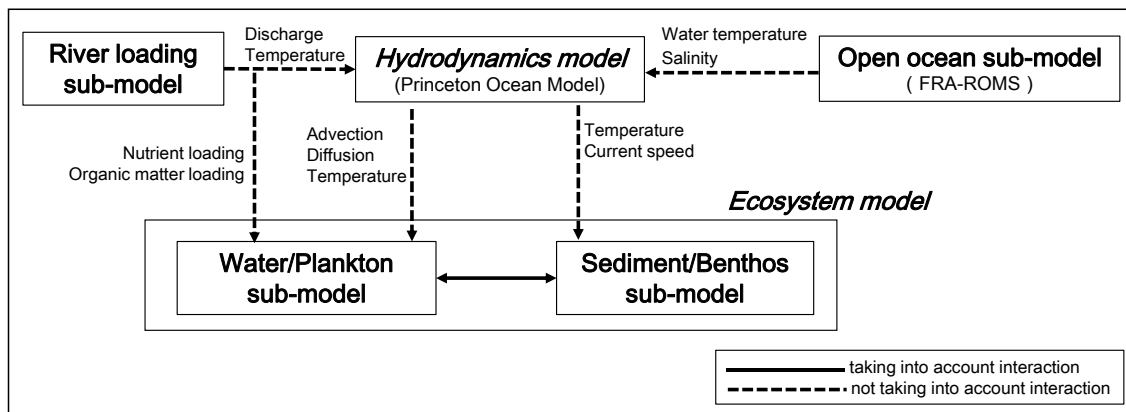


図 2. 2. 1-1 3次元物理-生態系結合モデルの構成

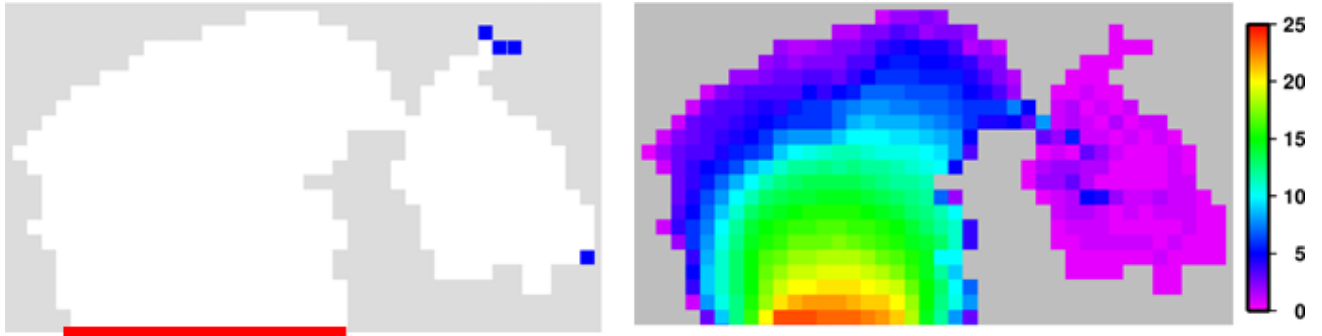


図 2.2.1-2 計算領域（左；—は開境界，■は河川の流入地点）及び設定水深（右；単位は m）

## 2. 2. 2 流動モデル

流動モデルは Princeton Ocean Model (Blumberg & Mellor, 1987) をベースとし、潮汐、河川流入を考慮した。気象データ（気温、相対湿度、雲量、風向風速、降水量、気圧）は気象庁の AMeDAS による 1 時間もしくは 1 日毎の観測値 (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>)、全天日射量は農研機構による全天日射量推定モデル (<http://pc105.narc.affrc.go.jp/solar-radiation/?gui=station&lang=ja>) から引用した。

### 1) 熱収支の計算

海面を通じての熱の出入り  $Q$  ( $\text{cal cm}^{-2} \text{sec}^{-1}$ ) には、太陽からの短波放射  $Q_S$  (short wave radiation)、海洋からの正味の長波放射  $Q_B$  (long wave radiation)、海水と大気の接触面における対流や伝導による顕熱輸送  $Q_H$  (sensible heat transfer)、海水の蒸発による潜熱輸送  $Q_E$  (latent heat transfer) の 4 つの形式があり、以下の式により求められる (Hirose et al., 1996)。熱収支の計算で用いたパラメータを表 2.2.2-1 に示す。

$$Q = Q_S - (Q_B + Q_H + Q_E)$$

$$Q_S = Q_{s0} \cdot \frac{1}{d \cdot \text{len}g} \cdot \frac{1}{86400} \cdot 10^{-4} \cdot 10^6 \cdot \frac{1}{4.19} \cdot (1 - \text{ref})$$

$$Q_B = s \cdot \sigma \cdot (T_w + 273.15)^4 \cdot (0.254 - 0.00495 \cdot E_a) \cdot (1 - c \cdot C) + 4 \cdot s \cdot \sigma \cdot (T_w + 273.15)^3 \cdot (T_w - T_a)$$

$$Q_H = C_a \cdot \rho_a \cdot C_H \cdot (T_w - T_a) \cdot W \cdot 0.1$$

$$Q_E = L \cdot \rho_a \cdot C_E \cdot (q_s - q_a) \cdot W$$

$$E_a = E_s \cdot hu$$

$$E_s = 6.1078 \cdot 10^{7.5 \cdot T_a / (237.3 + T_a)}$$

$$\rho_a = 1.293 \cdot \frac{273.15}{T_a + 273.15} \cdot \frac{P_a}{1013.25} \cdot \left( 1 - 0.378 \cdot \frac{E_a}{P_a} \right)$$

$$q_s = \frac{0.622 \cdot E_s}{P_a - 0.378 \cdot E_s}$$

$$q_a = \frac{0.622 \cdot E_a}{P_a - 0.378 \cdot E_a}$$



表 2.2.2-1 熱収支の計算で用いたパラメータ

Symbol	Definition	Value	Unit
$Q_{s0}$	amount of global solar radiation	calculation	MJ m <sup>-2</sup> day <sup>-1</sup>
$dleng$	day length	calculation	no dimension
$ref$	albedo	0.07	no dimension
$s$	emissivity	0.96	no dimension
$\sigma$	Stefan-Boltzman constant	$5.7 \times 10^{-8}$	W m <sup>-2</sup> K <sup>-4</sup>
$\sigma$	Stefan-Boltzman constant	$1.35 \times 10^{-12}$	cal cm <sup>-2</sup> K <sup>-4</sup> sec <sup>-1</sup>
$T_w$	surface water temperature	calculation	°C
$E_a$	water vapor pressure	calculation	hPa
$c$	cloud cover coefficient	0.65	no dimension
$C$	cloud cover (0-1)	JMA observation	no dimension
$T_a$	air temperature	JMA observation	°C
$C_a$	specific heat of air	0.24	cal g <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup>
$\rho_a$	air density	calculation	kg m <sup>-3</sup>
$C_H$	bulk transfer coefficient of sensible heat	$1.1 \times 10^{-3}$	no dimension
$W$	wind speed	JMA observation	m sec <sup>-1</sup>
$L$	latent heat coefficient	586	cal g <sup>-1</sup>
$C_E$	bulk transfer coefficient of latent heat	$1.1 \times 10^{-3}$	no dimension
$q_s$	saturation specific humidity	calculation	hPa
$q_a$	specific humidity at water surface	calculation	hPa
$E_s$	saturated water vapor pressure	calculation	hPa
$hu$	Relative humidity (0-1)	JMA observation	no dimension
$P_a$	sea-level pressure	JMA observation	hPa

## 2) 気象条件の時間変動

太田における気温、降水量、全天日射量の4月から12月（2014年、2015年）にかけての1日毎の推移と月平均値・月積算値を図2.2.2-1～2.2.2-6に示す。気温は明瞭な季節変化を示し、月平均値は8月が最も高く、12月が最も低かった。月積算降水量は、2014年には6月から8月にかけて多く、2015年には8月から11月にかけて多かった。降水の状況は年によって大きく異なることが分かる。月積算の全天日射量は、2014年には4月、5月に高く、その後減少傾向に、2015年には4月から7月にかけて高く、その後減少傾向にあった。

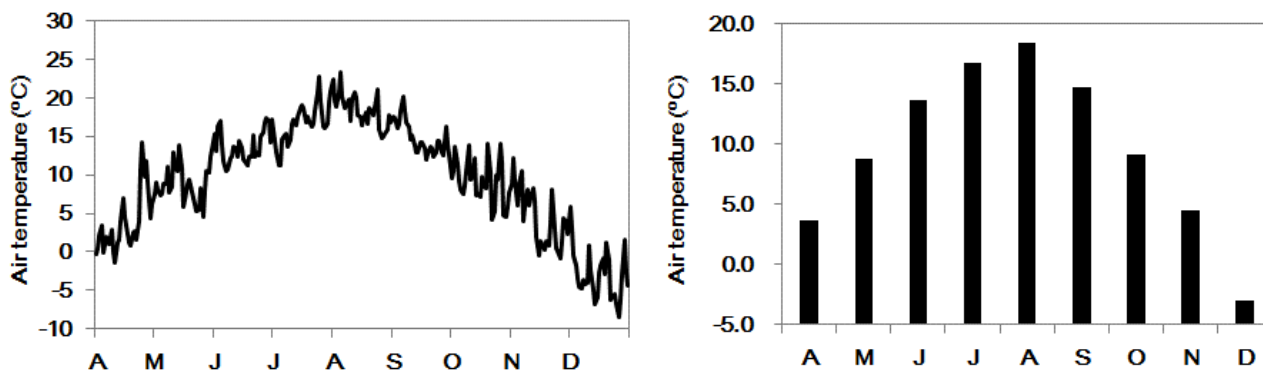


図 2.2.2-1 2014 年 4 月から 12 月にかけての AMeDAS 太田における日平均気温（左）及び月平均気温（右）の実測値

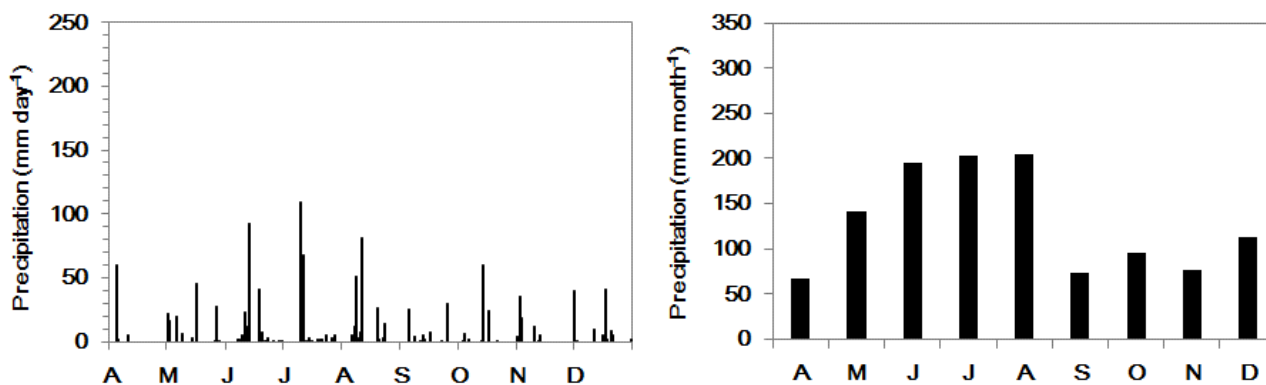


図 2.2.2-2 2014 年 4 月から 12 月にかけての AMeDAS 太田における日降水量（左）及び月降水量（右）の実測値

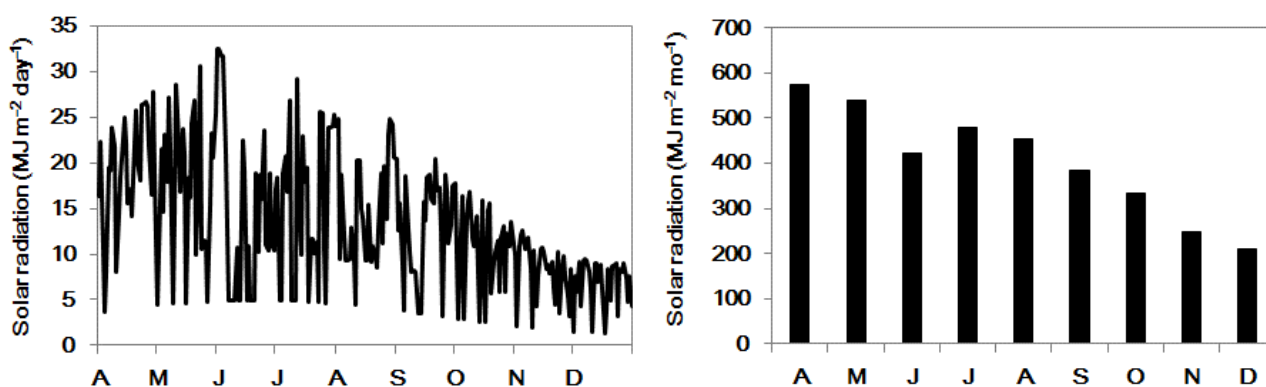


図 2.2.2-3 2014 年 4 月から 12 月にかけての太田における全天日射量の推定値（左）と月積算の全天日射量（右）

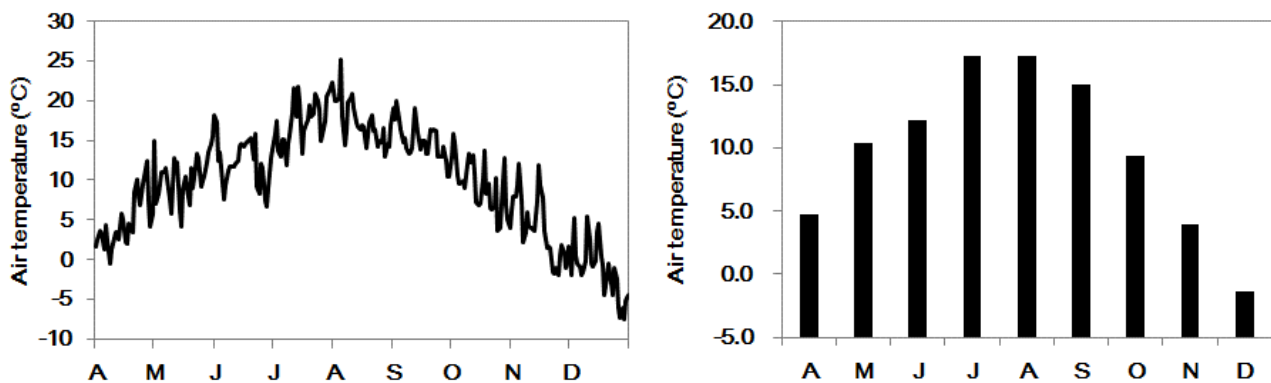


図 2.2.2-4 2015 年 4 月から 12 月にかけての AMeDAS 太田における日平均気温（左）及び月平均気温（右）の実測値

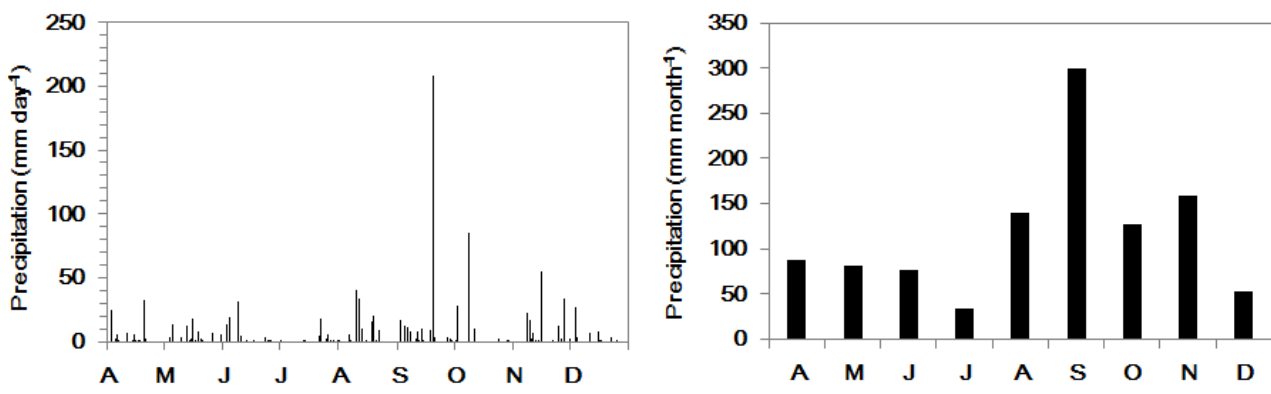


図 2.2.2-5 2015 年 4 月から 12 月にかけての AMeDAS 太田における日降水量（左）及び月降水量（右）の実測値

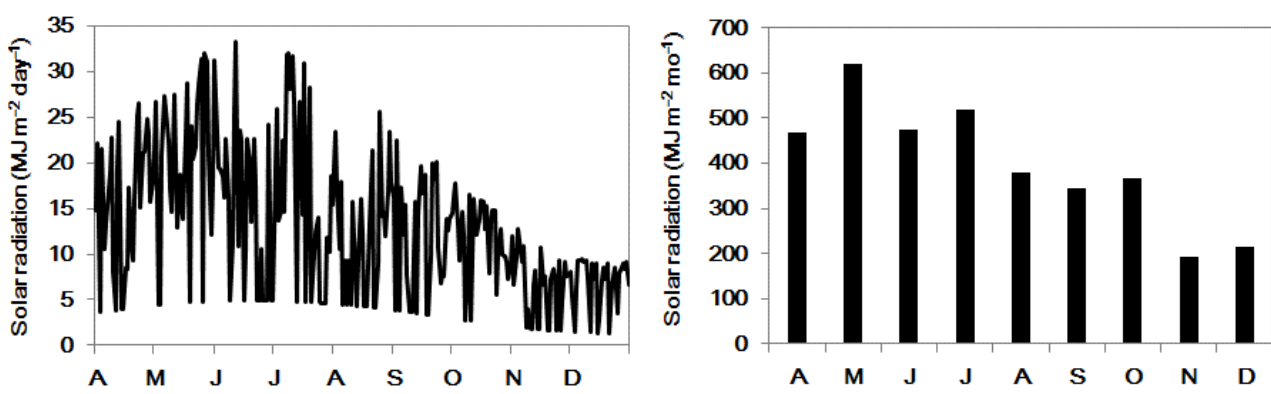
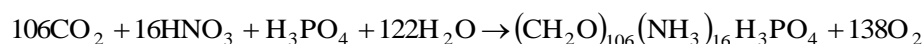


図 2.2.2-6 2015 年 4 月から 12 月にかけての太田における全天日射量の推定値（左）と月積算の全天日射量（右）

## 2. 2. 3 生態系モデル

生態系モデルでは浮遊系と底生系における窒素，リン，溶存酸素の動態を計算する。本モデルの特徴は 1) 浮遊系と底生系の相互作用， 2) 複数の基礎生産者（植物プランクトン，海草類，葉上付着藻類，底生微細藻類，再懸濁した底生微細藻類）， 3) 二枚貝類（アサリ：1年群～5年群，マガキ：1年群～3年群）の個体群動態，を考慮していることである。生態系モデルの変数を表 2.2.3-1 に，相互作用図を図 2.2.3-1 に示す。アサリ，カキ，アマモの分布域は衛星写真もしくは航空写真から設定した（図 2.2.3-2）。

植物プランクトンの光合成による有機物生産（基礎生産）は次式による。



植物プランクトンの光合成は主に光環境，栄養塩濃度（組成比），水温によって支配される。光合成による有機物生産の総量を総生産量（gross production）と呼び，総生産量から植物プランクトン自身の呼吸量を差し引いたものを純生産量（net production）と呼ぶ。植物プランクトンの純生産量は，ある期間内に生産された粒子状有機物の生産量と溶存態有機物の生産量の和である。本研究では「生産性」について議論するが，基礎生産者の一つである植物プランクトンの炭素固定量（基礎生産量）をここでは生産性の指標として取り扱うものとする。なお，植物プランクトンによる炭素の固定量は，窒素ベースで求められた正味の栄養塩の取り込み量に植物プランクトンの炭素－窒素比を乗じることで算出した。

表 2. 2. 3-1 生態系モデルで用いた変数

Variable	Definition	Units	Variable	Definition	Units
<i>Water column</i>			<i>Sediment</i>		
NO <sub>3</sub>	Nitrate	μmol N L <sup>-1</sup>	NO <sub>3sd</sub>	Nitrate	μmol N L <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub>	Ammonium	μmol N L <sup>-1</sup>	NH <sub>4sd</sub>	Ammonium	μmol N L <sup>-1</sup>
PO <sub>4</sub>	Phosphate	μmol P L <sup>-1</sup>	PO <sub>4sd</sub>	Phosphate	μmol N L <sup>-1</sup>
DON	Dissolved Organic Nitrogen	μmol N L <sup>-1</sup>	NH <sub>4ad</sub>	Adsorbed ammonium	mg N g DW <sup>-1</sup>
DOP	Dissolved Organic Phosphorous	μmol P L <sup>-1</sup>	PO <sub>4ad</sub>	Adsorbed phosphate	mg P g DW <sup>-1</sup>
PON	Particulate Organic Nitrogen	μmol N L <sup>-1</sup>	DON <sub>sd</sub>	Dissolved Organic Nitrogen	μmol N L <sup>-1</sup>
POP	Particulate Organic Phosphorous	μmol P L <sup>-1</sup>	DOP <sub>sd</sub>	Dissolved Organic Phosphorous	μmol N L <sup>-1</sup>
PHY	Phytoplankton	μmol N L <sup>-1</sup>	PON <sub>sd</sub>	Particulate Organic Nitrogen	mg N g DW <sup>-1</sup>
SBA	Suspended microphytobenthos	μmol N L <sup>-1</sup>	POP <sub>sd</sub>	Particulate Organic Phosphorous	mg P g DW <sup>-1</sup>
EEL <sub>ag</sub>	Eelgrass (aboveground)	g DW m <sup>-2</sup>	MPB	Microphytobenthos	μg Chl-a g DW <sup>-1</sup> / mg Chl-a m <sup>-2</sup>
EPI	Epiphyte	mg Chl-a m <sup>-2</sup>	EEL <sub>bg</sub>	Eelgrass (belowground)	g DW m <sup>-2</sup>
ZOO	Zooplankton	μmol N L <sup>-1</sup>	MC	Clam	g DW ind. <sup>-1</sup> / ind. m <sup>-2</sup>
OYS	Oyster	g DW ind. <sup>-1</sup> / ind. m <sup>-2</sup>			

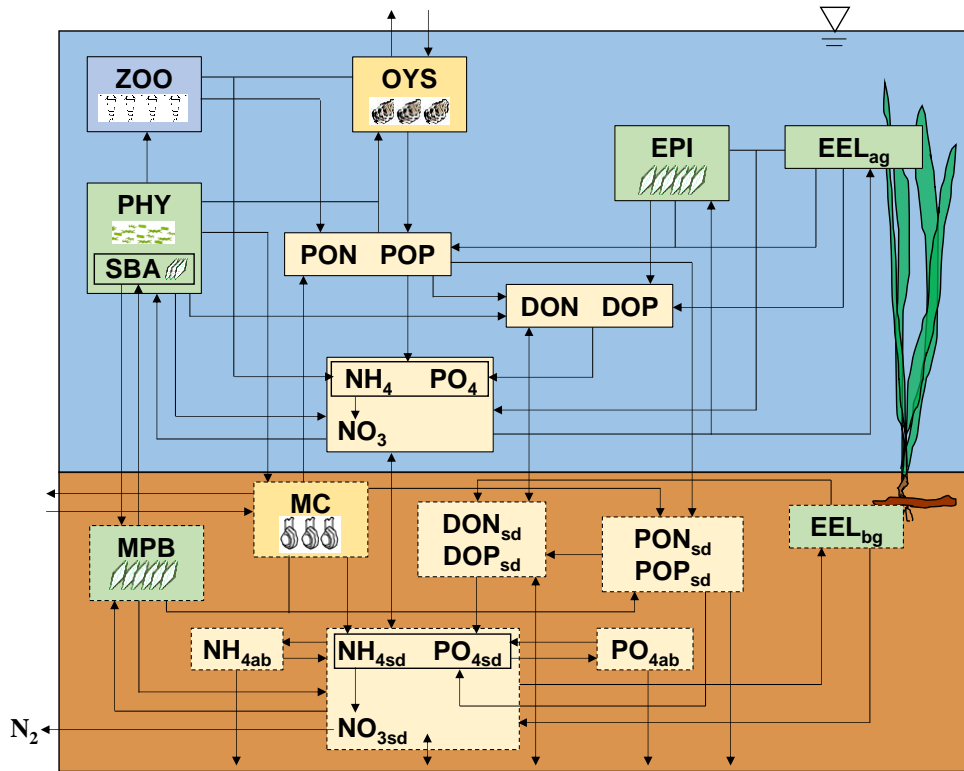


図 2. 2. 3-1 生物化学要素の相互作用図



図 2. 2. 3-2 モデルで設定したアサリ (左), カキ (中央), アマモ (右) の分布域

## 2. 2. 4 河川

流入河川は、厚岸湖の北西部に注ぐ別寒辺牛川、大別川、尾幌川、東部に注ぐトキタイ川の計 4 河川 (図 1.2-1, 2.2.1-2) を対象とした。流量、水温、負荷量の設定方法を以下に記す。

### 1) 流量

融雪期を除く別寒辺牛川の流量  $RD_{Bekan}$  ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) は調査前 3 日間の AMeDAS (太田) の降水量の積算値  $Pr_{120}$  (mm) から以下の式により推定した (Yoon et al., 2011)。大別川、尾幌川、トキタイ川の流量は、算出した別寒辺牛川の流量と各河川の流域面積 (別寒辺牛川:  $378.97 \text{ km}^2$ , 大別川:  $38.68 \text{ km}^2$ , 尾幌川:  $29.30 \text{ km}^2$ ) 比から設定した。なお、融雪期の流量は赤羽ら (2003) を参考にした。

$$RD_{Bekan} = 0.34 \times Pr_{120} + 14.57$$

### 2) 水温

トキタイ川を除く 3 河川の水温は、実測値 (図 3.1.2-1~3.1.2-3) と AMeDAS (太田) の気温の調査前 5 日間の平均値  $AT_{120}$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) との関係 (図 2.2.4-1) から以下の式を導き、1 時間毎の値を推定した。なお、予測した河川の水温が  $0^{\circ}\text{C}$  を下回るときは水温を  $0^{\circ}\text{C}$  とした。

$$RT_{Bekan} = 0.8087 \times AT_{120} + 2.4671$$

$$RT_{Obets} = 0.8381 \times AT_{120} + 2.7205$$

$$RT_{Oboro} = 0.8295 \times AT_{120} + 2.8795$$

モデルで設定した 3 河川の流量と水温を図 2.2.4-2 に示す。なお、トキタイ川の水温は尾幌川と同一の値を用いた。

### 3) 窒素・リン負荷濃度

各河川の栄養塩濃度と PON 濃度は年間の平均値から、DON 濃度は Retamal et al. (2008) から DON/PON を 0.5 として、DOP, POP 濃度はそれぞれ DON/DOP, PON/POP を 10 として (Yoon et al., 2011) として設定した (表 2.2.4-1)。それぞれの物質の負荷量は、濃度と流量を乗じることで算出した。なお、トキタイ川における観測値が得られなかったため、尾幌川と同一の値を用いた。

表 2. 2. 4-1 河川における化学要素の境界条件

River	NH <sub>4</sub> (μM)	NO <sub>3</sub> (μM)	PO <sub>4</sub> (μM)	PON (μM)	POP (μM)	DON (μM)	DOP (μM)
Bekanbeushi	0.88	17.94	0.88	3.40	0.34	1.70	0.17
Obetsu	3.31	47.37	1.30	3.40	0.34	1.70	0.17
Oboro	4.31	23.57	1.24	3.40	0.34	1.70	0.17
Tokitai	4.31	23.57	1.24	3.40	0.34	1.70	0.17

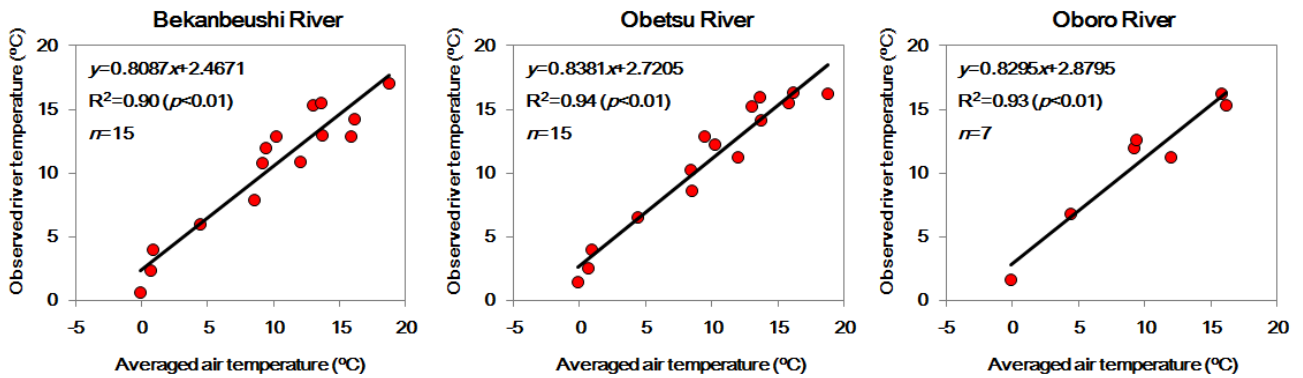


図 2. 2. 4-1 調査前 72 時間の気温の平均値と河川の水温の実測値の関係

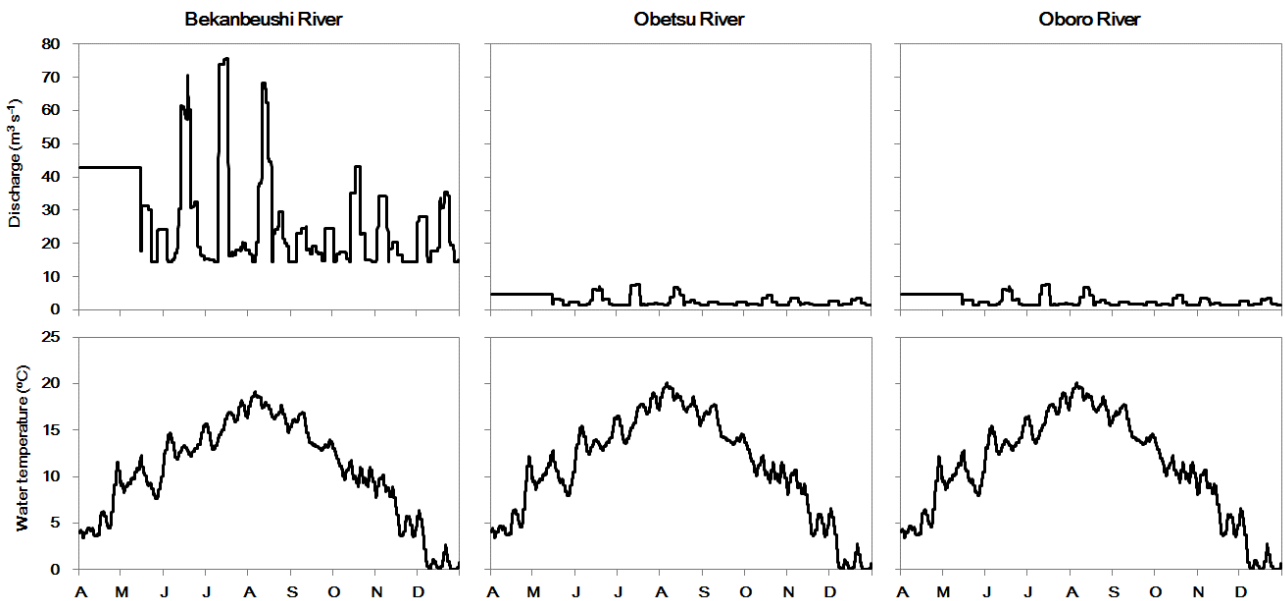


図 2. 2. 4-2 AMeDAS の降水量と気温の観測値からそれぞれ設定した 2014 年 4 月から 12 月にかけての河川流量（上）及び河川水温（下）

## 2. 2. 5 開境界

### 1) 物理要素

開境界の各深度帯における1日毎の水温、塩分はFRA-ROMS (<http://fm.dc.affrc.go.jp/fra-roms/index.html>) の計算値を用いた (図 2.2.5-1)。

### 2) 生物化学要素

開境界におけるPHY, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, DO の濃度は厚岸湾湾口 (AB16) における観測値から、動物プランクトン ZOO 濃度は Yoon et al. (2011), DON 濃度は Hasegawa et al. (2011) に従い、DOP 濃度は DON/DOP を 10 (Yoon et al., 2011) として、SBA は 0 として設定した (表 2.2.5-1)。

表 2. 2. 5-1 開境界における生物化学要素の境界条件

Layer	Month	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	DON	DOP	PHY	SBA	ZOO
		μmol N L <sup>-1</sup>	μmol N L <sup>-1</sup>	μmol P L <sup>-1</sup>	μmol N L <sup>-1</sup>	μmol P L <sup>-1</sup>	μg L <sup>-1</sup>	μg L <sup>-1</sup>	μmol N L <sup>-1</sup>
Upper layer (0-10 m)	Apr	0.11	0.08	0.26	5.37	0.54	5.58	0.00	0.24
	May	0.12	0.15	0.23	5.65	0.57	0.63	0.00	0.18
	Jun	0.04	0.38	0.41	6.20	0.62	1.64	0.00	0.36
	Jul	0.01	0.06	0.39	6.54	0.65	2.28	0.00	1.01
	Aug	0.30	0.58	0.60	6.88	0.69	3.76	0.00	0.45
	Sep	0.60	1.11	0.80	6.79	0.68	6.07	0.00	0.92
	Oct	0.50	3.83	0.81	6.69	0.67	4.75	0.00	0.17
	Nov	0.39	6.55	0.82	6.60	0.66	3.43	0.00	0.17
	Dec	0.39	6.55	0.82	6.60	0.66	0.84	0.00	0.06
	Lower layer (10 m <)	Apr	0.59	1.62	0.57	5.37	0.54	10.62	0.00
May		0.25	1.49	0.59	5.65	0.57	13.27	0.00	0.18
Jun		2.68	5.28	0.96	6.20	0.62	3.25	0.00	0.36
Jul		2.02	2.13	0.70	6.54	0.65	3.39	0.00	1.01
Aug		3.15	1.98	0.77	6.88	0.69	3.76	0.00	0.45
Sep		4.28	1.83	0.84	6.79	0.68	1.69	0.00	0.92
Oct		2.98	5.04	0.93	6.69	0.67	1.61	0.00	0.17
Nov		1.69	8.25	1.03	6.60	0.66	1.53	0.00	0.17
Dec		1.69	8.25	1.03	6.60	0.66	1.09	0.00	0.06

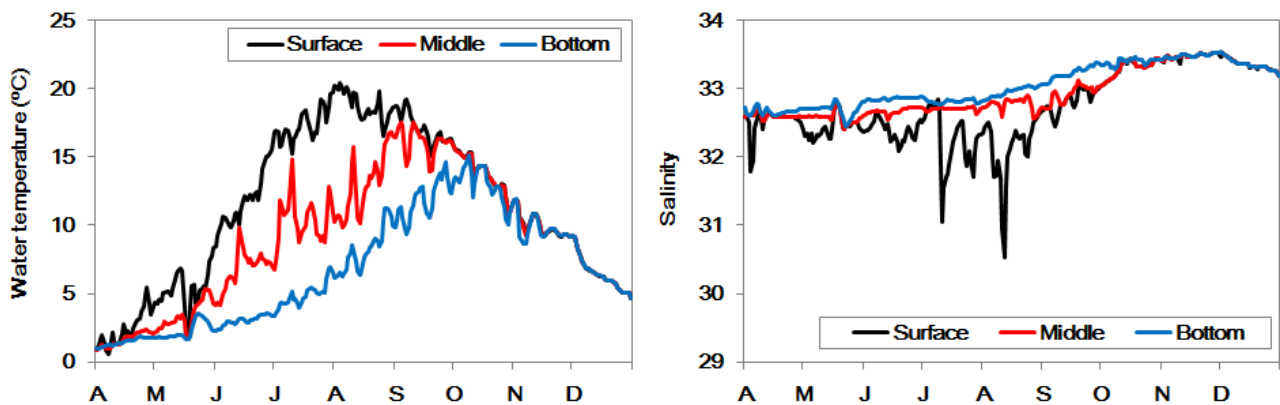


図 2. 2. 5-1 FRA-ROMS から設定した 2014 年 4 月から 12 月の開境界における水温 (左) 及び塩分 (右)



## 2. 2. 6 堆積物

本モデルでは堆積物の深度 10 cm までを考慮している。しかし、堆積物の最下層とそれ以深の間での物質の交換についても計算する必要がある。境界以深における溶存態物質の濃度は季節、地点によらず一定の値とした（表 2.2.6-1）。

表 2. 2. 6-1 堆積物下層での境界条件

NO <sub>3</sub> <sup>1</sup> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> <sup>1</sup> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	PO <sub>4</sub> <sup>2</sup> ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )	DON <sup>1</sup> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	DOP <sup>3</sup> ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )	DO <sup>4, 5</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )
1	200	20	60	6	0

1) Yanada & Maita (2000)

2) Yamazaki (2003)

3) DON/DOP=10 (Yoon et al., 2011)

4) Rysgaard et al. (1994), 5) Nakamura (2010)

## 2. 2. 7 初期条件

3次元での流動場-生態系（水質、底質）のスピナップ計算に先立ち、底質一次元モデル（図 2.2.7-1）を用いてスピナップ計算のための底質の初期値を算出した。この計算は出力値が安定するまで繰り返し行った。その後、この底質モデルの計算結果と表 2.2.7-2 に示す浮遊系の初期値、計算開始日の気象・海象条件を用いて 100 日間のスピナップ計算を実施し、本計算に移った（図 2.2.7-2）。

表 2. 2. 7-1 底質一次元モデルの計算条件

Water temperature (°C)	Solar radiation ( $\text{MJ m}^{-2} \text{day}^{-1}$ )	Day length (-)	Porosity (-)	Sediment density ( $\text{g cm}^{-3}$ )
4.0	14.2	0.53	0.79	2.5

NO <sub>3</sub> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )	DON ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	DOP ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )
2	1	0.1	10	0.1

PON ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	POP ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )	CHL ( $\mu\text{gChl-a L}^{-1}$ )	DO ( $\text{mg L}^{-1}$ )
10	1	5	14

表 2. 2. 7-2 生態系モデル（浮遊系）の初期条件

NO <sub>3</sub> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	NH <sub>4</sub> ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	PO <sub>4</sub> ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )	DON ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	DOP ( $\mu\text{molP L}^{-1}$ )	PHY ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	ZOO ( $\mu\text{molN L}^{-1}$ )	DO ( $\text{mg L}^{-1}$ )
1.0	1.0	0.5	6.0	0.6	5.0	0.1	15.5

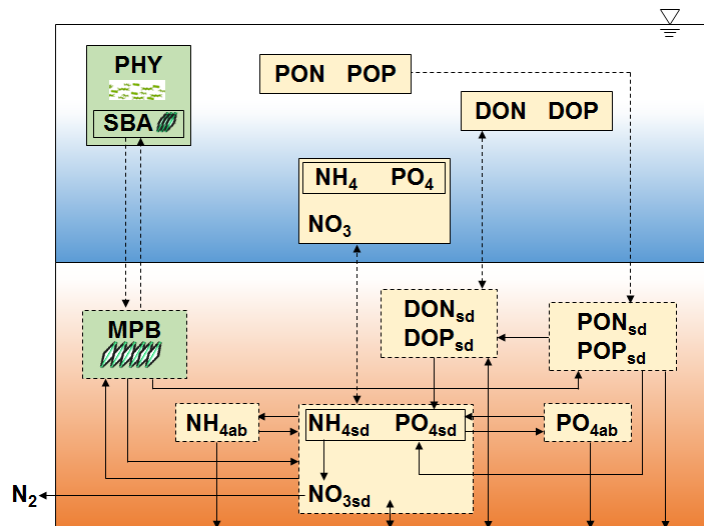


図 2.2.7-1 底質一次元モデルの相互作用図（図中の点線は相互作用を考慮していない）

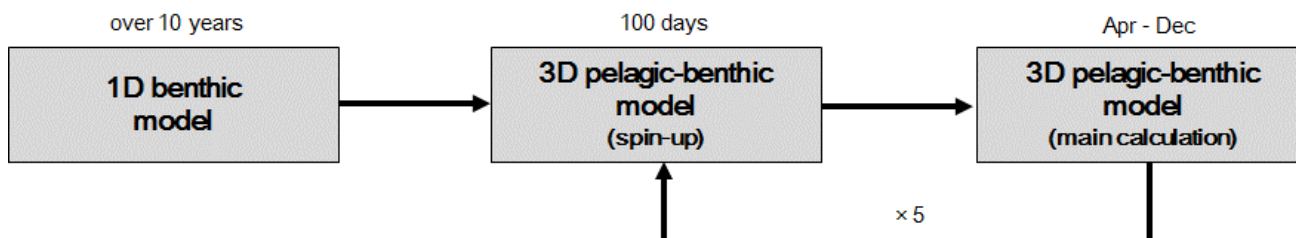


図 2.2.7-2 計算手順

## 2.2.8 計算シナリオ

はじめに、モデルの精度の検証のため 2014 年を対象とした現況計算を行った。その後、流入河川、外洋におけるそれぞれ水質変動が厚岸湖、厚岸湾の水質、低次生産性に及ぼす影響について評価するため、負荷量（負荷濃度）を増減させた場合の計算を行った（表 2.2.8-1）。

表 2.2.8-1 計算シナリオ

Scenario	Year	River water quality	Open ocean water quality	Appraisal content
A	2014	standard	standard	Hindcast (2014)
B	2014	eutrophication	standard	Evaluation of river input
C	2014	oligotrophication	standard	Evaluation of river input
D	2014	standard	eutrophication	Evaluation of open ocean
E	2014	standard	oligotrophication	Evaluation of open ocean

### 3. 結果

#### 3. 1 現地調査

##### 3. 1. 1 厚岸湖・厚岸湾

###### 1) 鉛直分布

水温、塩分の鉛直分布の季節変化の一例を図 3.1.1-1 に示す。水温はほとんどの場合、表層から底層にかけて若干低下する傾向があったものの、鉛直的な水温差による成層の度合いは小さかった。AL9(河口)では塩分が鉛直的に大きく変化し、底層では塩分が 25~30 を超えることもあり、この地点まで海水が流入していることが分かる。AL1 では表層の塩分がやや低くなる傾向があるものの、それ以深では比較的高い塩分を示した。AB8 と AB16 の塩分には大きな差は見られず、概ね一樣な水塊であると考えられた。

###### 2) 水平分布

水質の水平分布の季節変化の一例を図 3.1.1-2 に示す。水温は水深の浅い湖奥の地点ほど、夏季に高く、冬季に低くなる傾向であった。塩分は空間的に大きく異なり、厚岸湖内では河川水の影響が強く見られた。溶存酸素濃度は夏季にやや低い値となった。Chl-*a* 濃度は時空間的に大きな変動がみられた。NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>、SiO<sub>2</sub> 濃度は河口付近で高い濃度であった。NH<sub>4</sub>、PO<sub>4</sub> 濃度は厚岸湾と比較して厚岸湖内で高い値を示した。DIN/DIP は概ね 16 未満、DIN/DSi は常に 1 よりも小さかった。

厚岸湾南北ライン(図 2.1.1-1)上の定点における透明度の平均値(図 3.1.1-3)は湾奥(AB1)で小さく、湾口に向かうにつれ大きな値をとった。

###### 3) 鉛直断面図

図 2.1.1-1 で示した 3 測線(厚岸湖河口ライン、厚岸湾南北ライン、厚岸湾東西ライン)における水温、塩分、溶存酸素濃度、蛍光値(植物プランクトン濃度の指標)の鉛直断面の季節変化の一例をそれぞれ図 3.1.1-4, 3.1.1-5, 3.1.1-6 に示す。

厚岸湖河口ライン：水温は、夏季(7, 8 月)には水深が浅い河口側でやや高く、逆に冬季(11, 12 月)には水深が深い湖口側でやや高かった。塩分には大きな空間変化が見られ、調査時には AL6 よりも河口側では塩分が 25 よりも低い傾向にあった。溶存酸素濃度は全般的に夏季に低くなったものの、貧酸素水塊は見られなかった。蛍光値は夏季には空間的な差異が非常に大きかった。一方、12 月には空間的にほぼ一樣な値を示した。

厚岸湾南北ライン：塩分は湾奥(AB1)の表層で低い値(<30)を示したが、それ以南の地点ではほぼ同様の高い値であった。溶存酸素濃度は概して高く(>6 mg L<sup>-1</sup>)、貧酸素水塊は確認されなかった。蛍光値の分布には大きな時空間変動が見られた。5 月には水深 3 m 前後を境に表層で低かった。9 月には湾央～湾口にかけての水深 2 m 前後で高い値が観測された。

厚岸湾東西ライン：塩分は湾西部で低く、その影響は湾央(AB8)の西側まで及んでいた。溶存酸素濃度は概して高かった(>6 mg L<sup>-1</sup>)。蛍光値は 4 月の水深 4 m 以深で高かった。どの月も東西方向には大きな差は見られなかった。

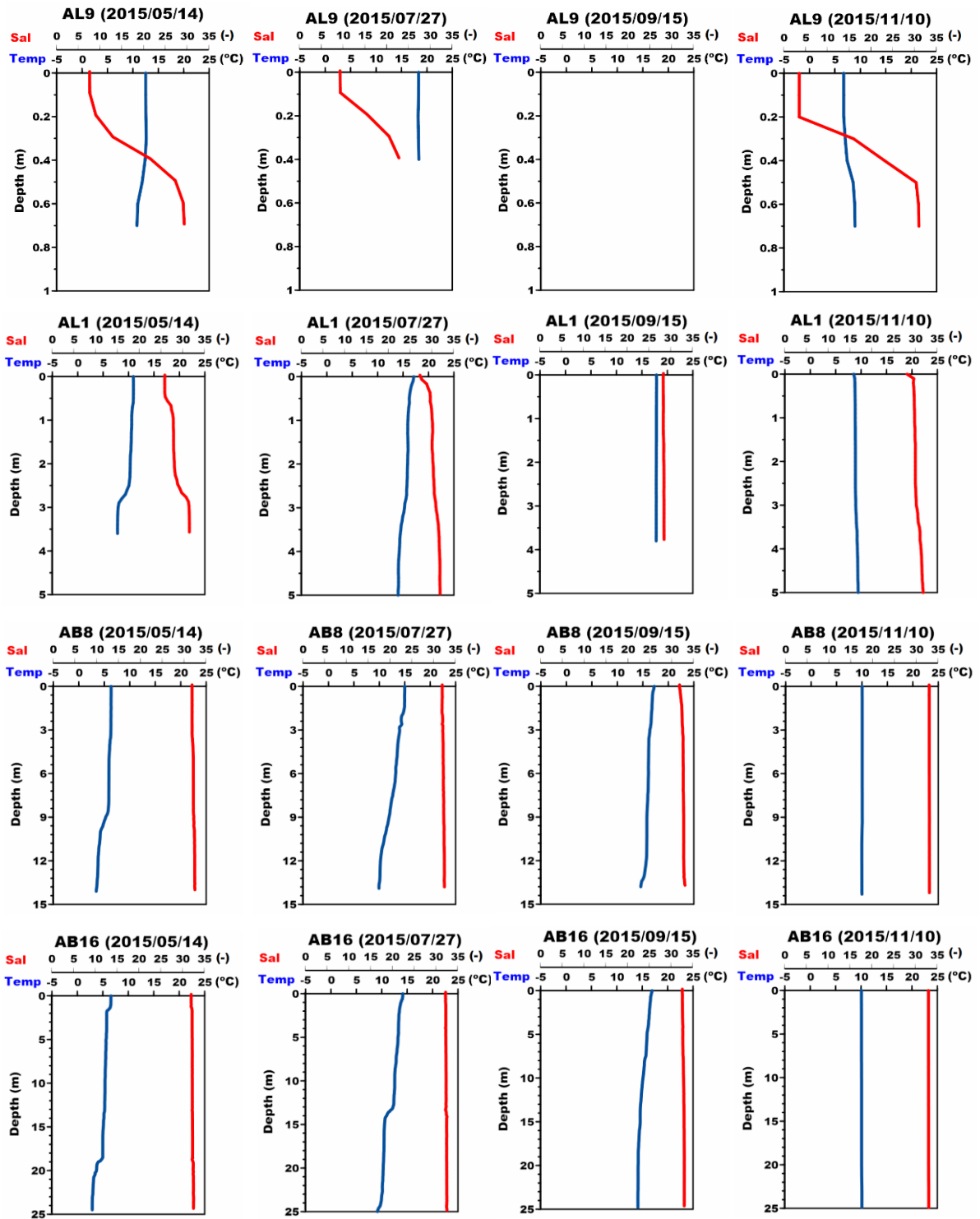


図 3.1.1-1 河口 (AL9), 湖口 (AL1), 湾央 (AB8), 湾口 (AB16) における水温 (—)・塩分 (—) の鉛直分布 (左から, 2015 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)。9 月の AL9 は測器の不具合によるデータの欠損。

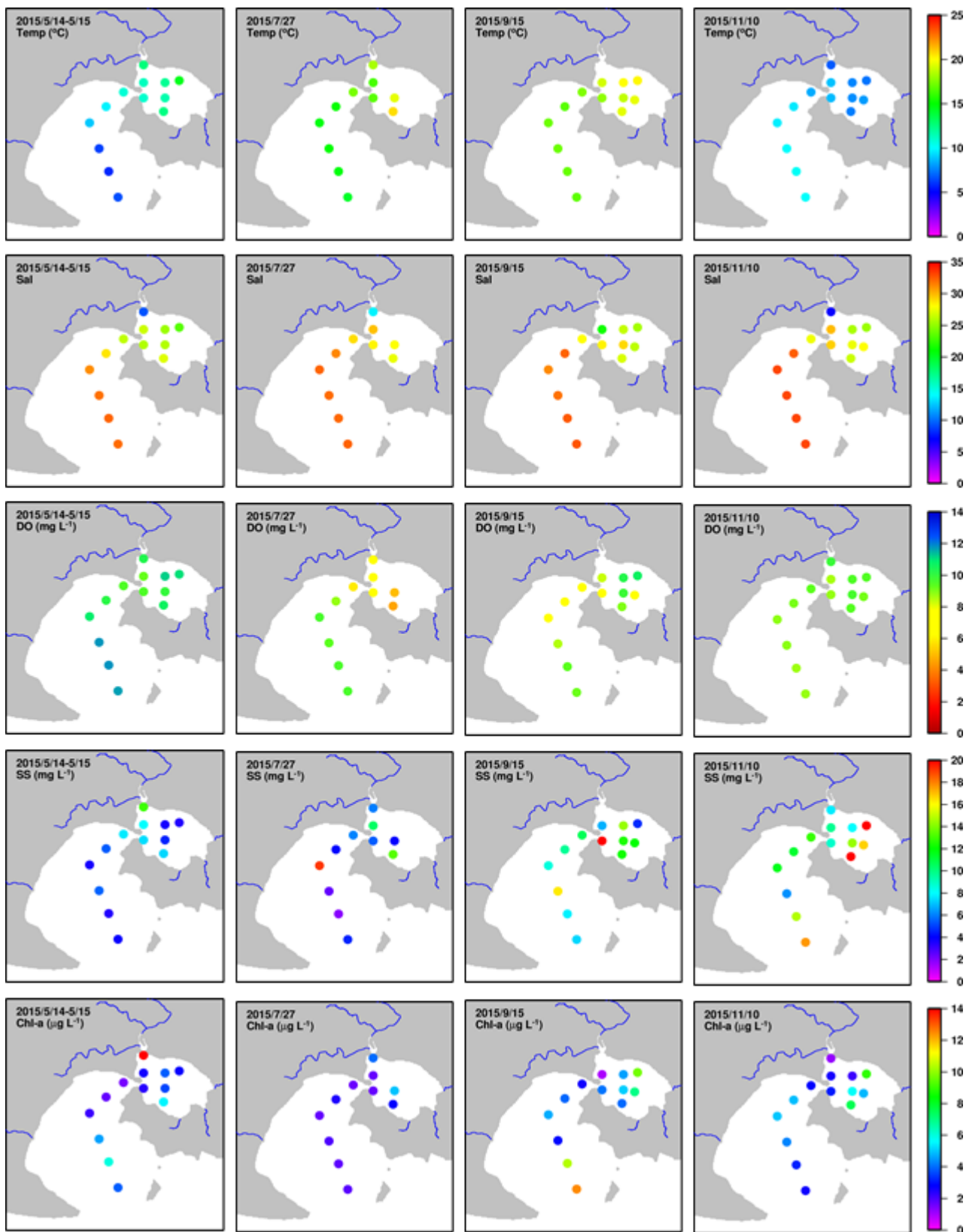


図 3. 1. 1-2 水質（表層での水温，塩分，溶存酸素，懸濁物，Chl-a濃度）の水平分布図  
（左から，2015年5月，7月，9月，11月）

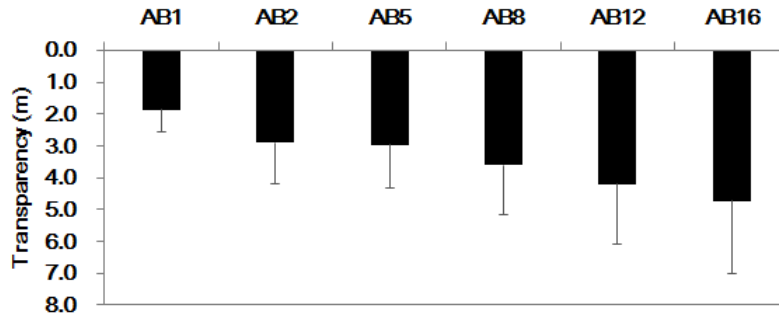


図 3.1.1-3 2014 年から 2015 年にかけての厚岸湾での透明度の平均値 (n=11-16)。  
エラーバーは標準偏差を示す。

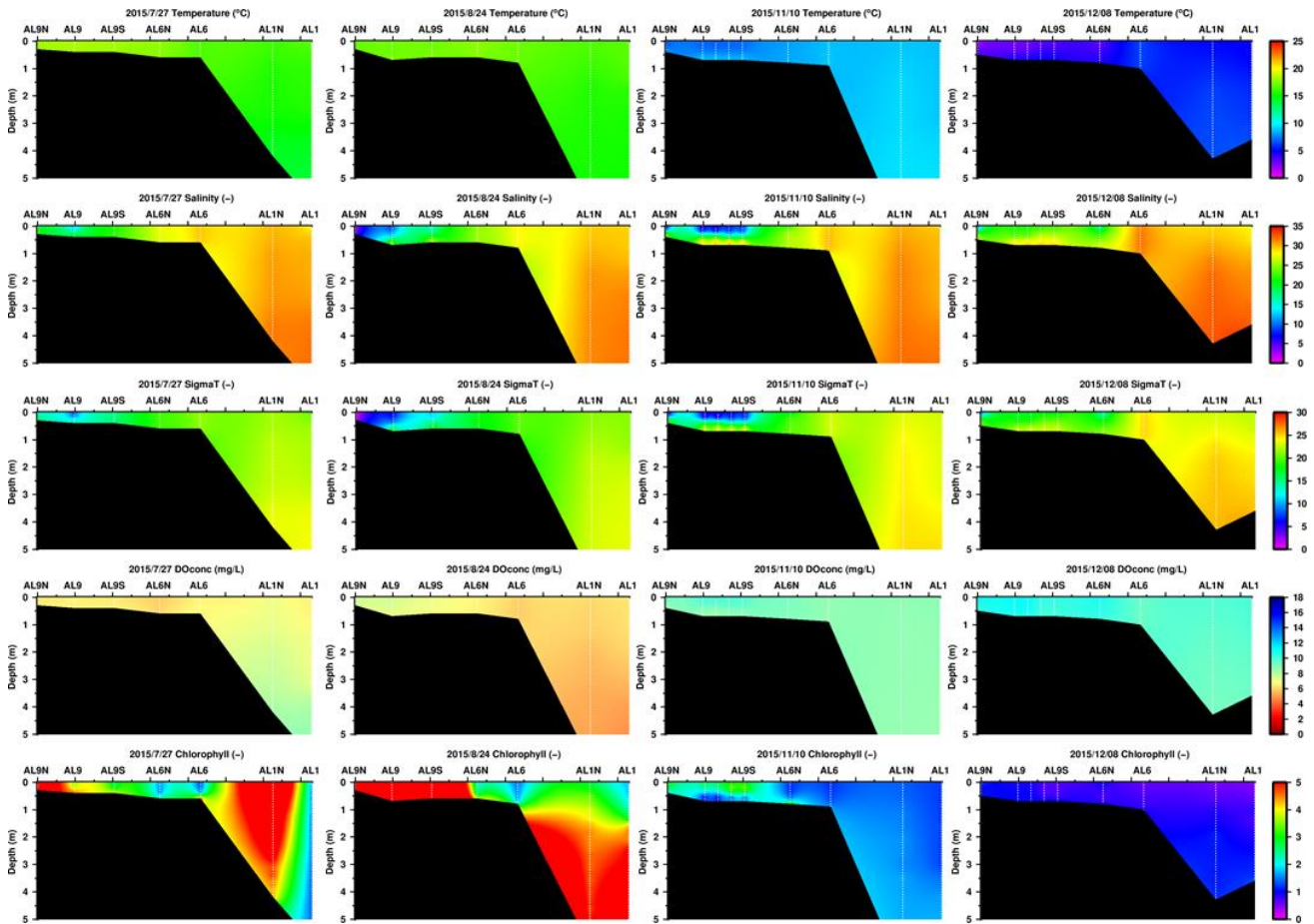


図 3.1.1-4 河口 (AL9N) から湖口 (AL1) にかけての水温・塩分・密度 ( $\sigma_t$ )・溶存酸素濃度 (DO)・  
蛍光値の鉛直断面図 (左から, 2015 年 7 月, 8 月, 11 月, 12 月)

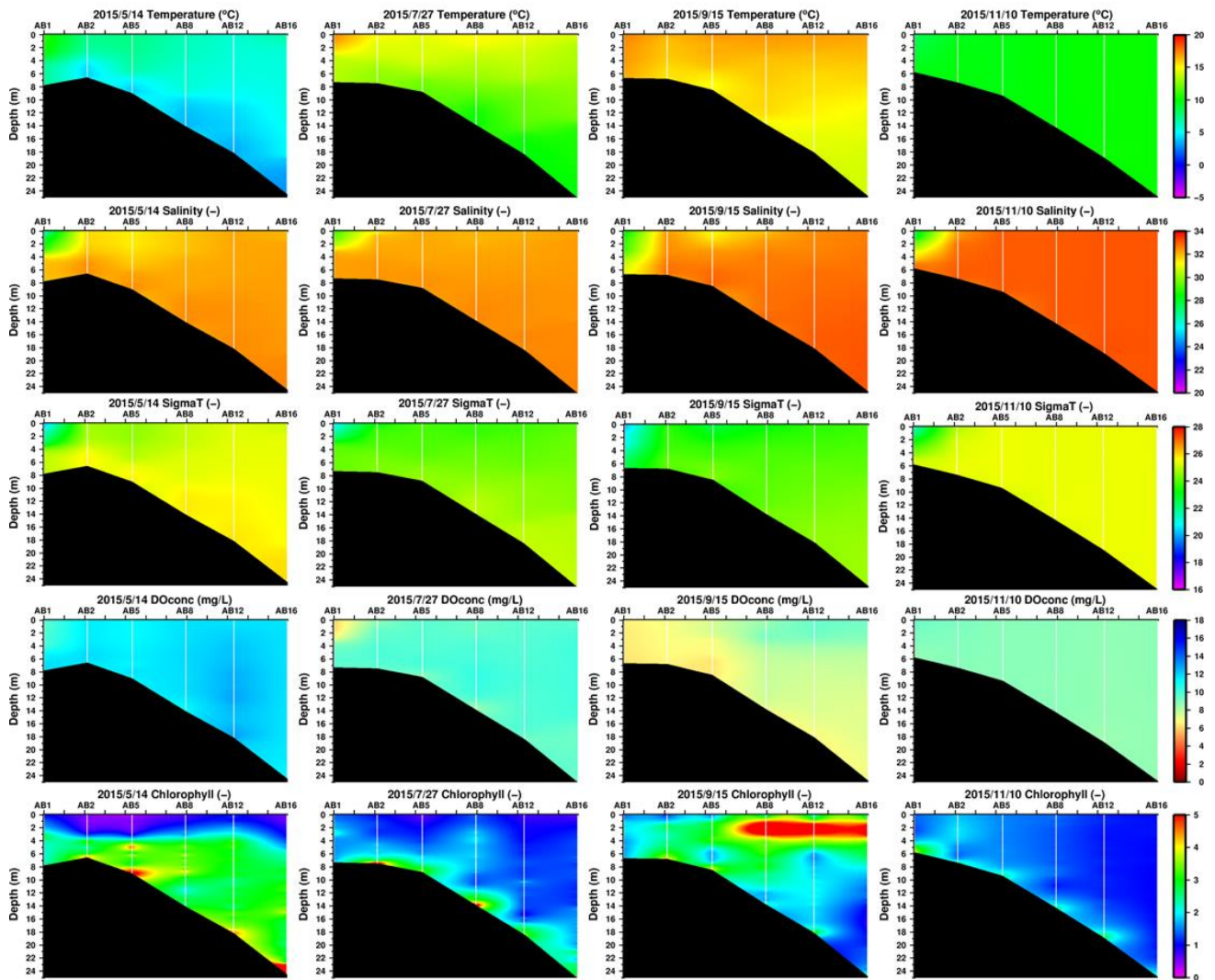


図 3.1.1-5 湾奥 (AB1) から湾口 (AB16) にかけての水温・塩分・密度 ( $\sigma_t$ )・溶存酸素濃度 (DO)・  
 蛍光値の鉛直断面図 (左から, 2015 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)

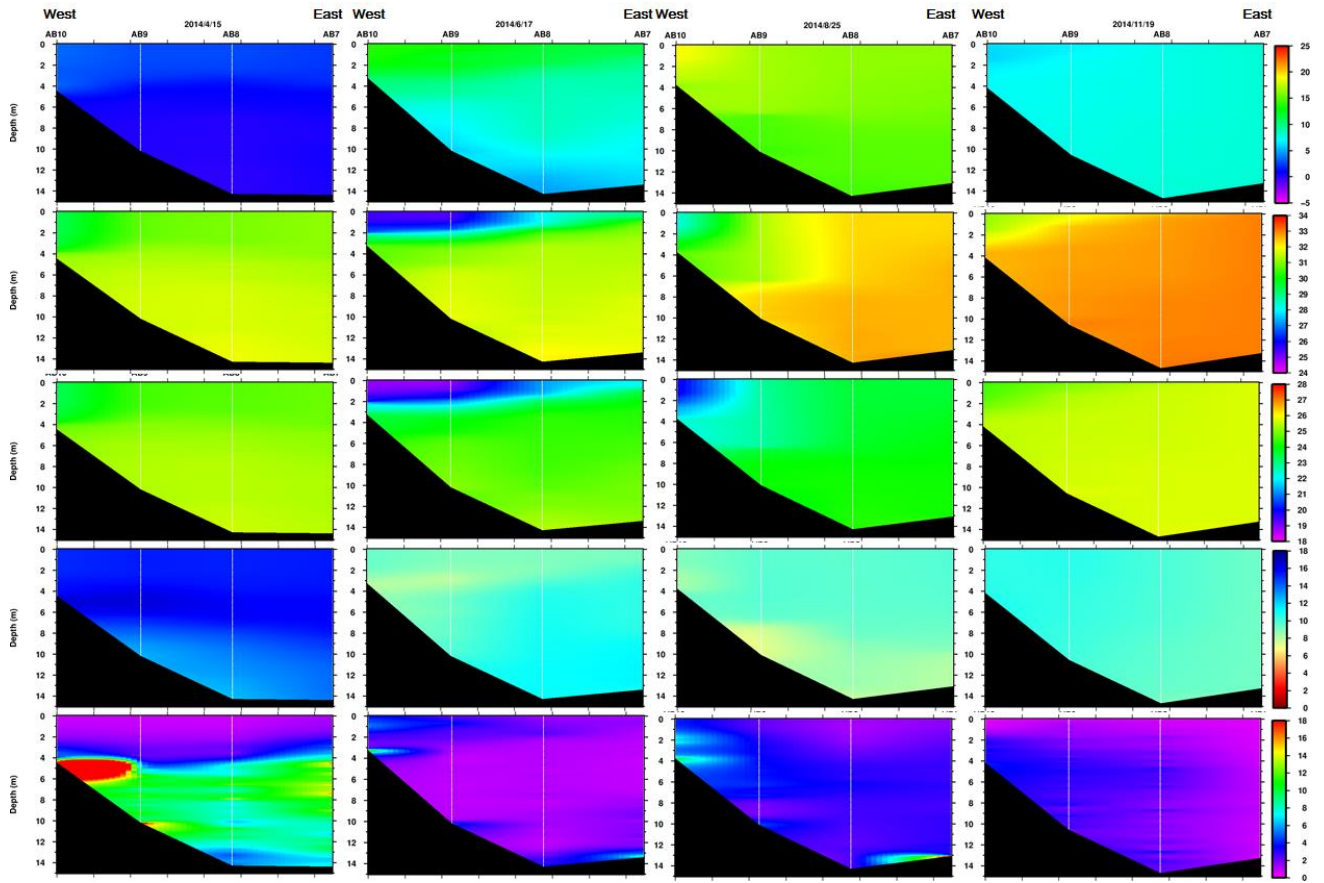


図 3. 1. 1-6 湾西 (AB10) から湾東 (AB7) にかけての水温・塩分・密度 ( $\sigma_t$ )・溶存酸素濃度 (DO)・  
 蛍光値の鉛直断面図 (左から, 2014 年 4 月, 6 月, 8 月, 11 月)



### 3. 1. 2 厚岸湾湾口

湾口 (AB16) における水質の時系列変化を図 3.1.2-1 に示す。表層の Chl-*a* 濃度は 4 月及び 9 月に高かった。一方、底層では 4 月から 5 月にかけて高かった。表層の NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub> 及び NH<sub>4</sub> 濃度は冬季を除いて非常に低い値であった。NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> 濃度はどの調査回も表層より底層の方が高かった。一方、SiO<sub>2</sub> 濃度は底層よりも表層で高い値を示すことがあった。DIN/DIP は常に 16 よりも小さく、特に表層で著しく小さかった。DIN/DSi は一部の調査回の底層を除いて、ほとんどの場合 1 未満であった。

湾口において多項目水質計により測定された水質の時系列変化を図 3.1.2-2 に示す。水温は明瞭な季節変化を示し、8 月から 9 月にかけて最も高かった (>15°C)。一方、最低値は 2 月に観測された (<0°C)。塩分は春季～夏季にかけてやや低い値を示し、秋季に上昇した。密度は 6 月には成層しており、冬季には鉛直的な密度差がほとんどなかった。溶存酸素濃度は概して高かった (>6 mg L<sup>-1</sup>)。蛍光値には明瞭な季節変化がみられ、10 月から 3 月にかけては全層で低い値であった。

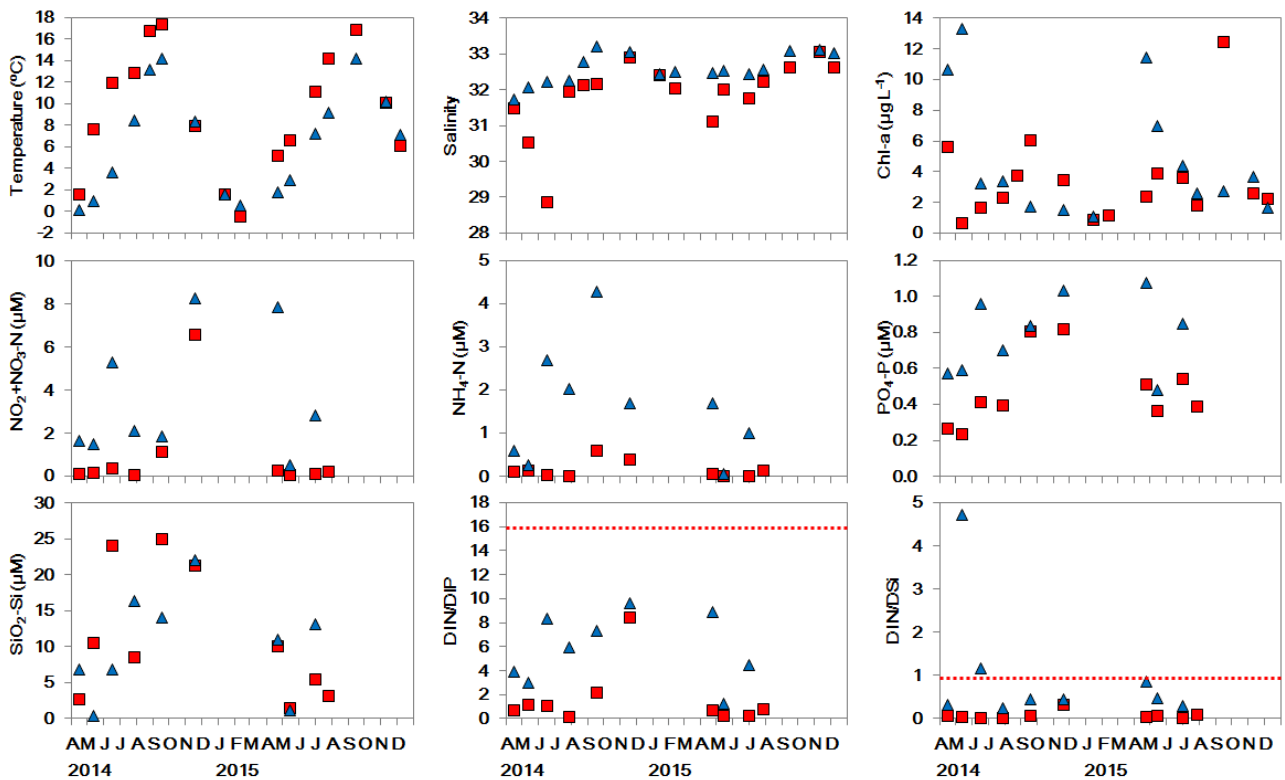


図 3. 1. 2-1 2014 年 4 月から 2015 年 12 月にかけての厚岸湾湾口 (AB16) における水温・塩分・Chl-*a*・栄養塩 (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P, SiO<sub>2</sub>-Si) 濃度・栄養塩組成比 (DIN/DIP, DIN/DSi) の季節変化 (■ : 表層, ▲ : 底層)

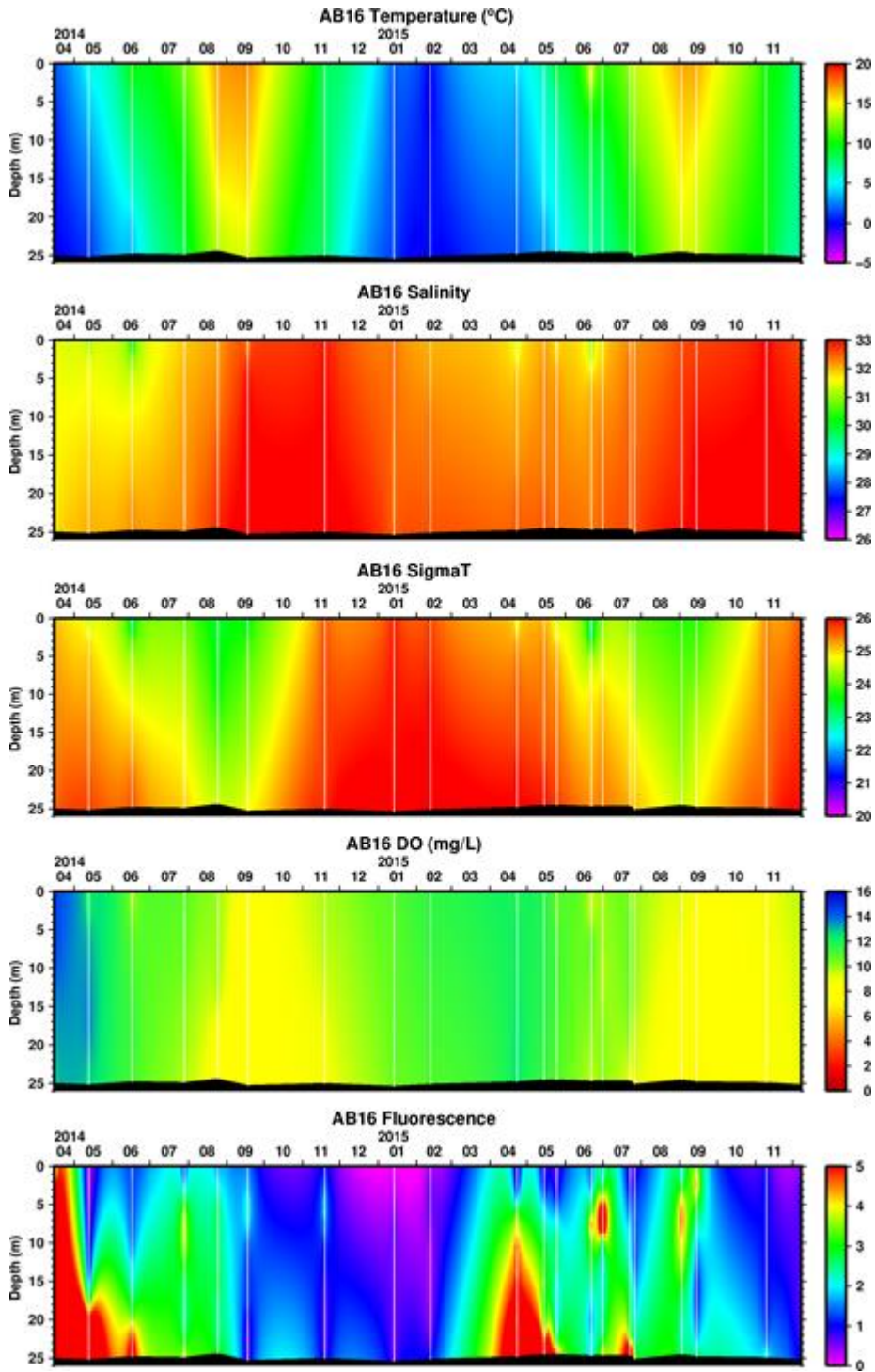


図 3. 1. 2-2 2014 年 4 月 から 2015 年 12 月 に け っ て の 湾 口 (AB16) に お け る 水 温 ・ 塩 分 ・ 密 度 ( $\sigma_t$ ) ・ 溶 存 酸 素 濃 度 (DO) ・ 蛍 光 値 の 時 系 列 変 化

### 3. 1. 3 流入河川

別寒辺牛川，大別川，尾幌川，尾幌分水における 2014 年から 2015 年の水質の時系列変化を図 3.1.3-1～3.1.3-4 に，栄養塩濃度の変動幅及び平均値を表 3.1.3-1 に示す。水温は全河川で顕著な季節変化が見られた。懸濁物濃度は概ね 10 mg L<sup>-1</sup> 未満であった。Chl-*a* 濃度は変動が大きく，明瞭な傾向はつかめなかった。NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub> 濃度は 6 月に低い値となる傾向が見られた。NO<sub>3</sub> 濃度の平均値は大別川で最も高く，NH<sub>4</sub> に関しては尾幌川と大別川で高かった。PO<sub>4</sub> は別寒辺牛川で低く，SiO<sub>2</sub> は尾幌分水で顕著に低かった。

表 3. 1. 3-1 流入河川における栄養塩濃度の最小値，最大値，平均値の比較（2014－2015 年）

River	<i>N</i>	NO <sub>3</sub> (μmolN L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> (μmolN L <sup>-1</sup> )	DIN (μmolN L <sup>-1</sup> )	PO <sub>4</sub> (μmolP L <sup>-1</sup> )	SiO <sub>2</sub> (μmolSi L <sup>-1</sup> )
Bekanbeushi	15	3.05 - 38.23 (17.94)	0.21 - 1.91 (0.88)	3.51 - 39.11 (18.82)	0.44 - 1.79 (0.88)	11.8 - 121.0 (64.7)
Obetsu	15	3.46 - 85.28 (47.37)	0.95 - 9.21 (3.31)	4.44 - 93.99 (50.68)	0.67 - 2.13 (1.30)	18.5 - 214.6 (70.0)
Oboro	6	16.75 - 32.34 (23.57)	1.67 - 8.30 (4.31)	24.08 - 34.65 (27.89)	0.70 - 1.64 (1.24)	23.7 - 200.9 (84.8)
Oboro-diversion	10	2.74 - 27.30 (10.04)	1.07 - 2.51 (1.68)	3.81 - 28.53 (11.72)	0.66 - 2.19 (1.29)	9.4 - 68.8 (34.2)

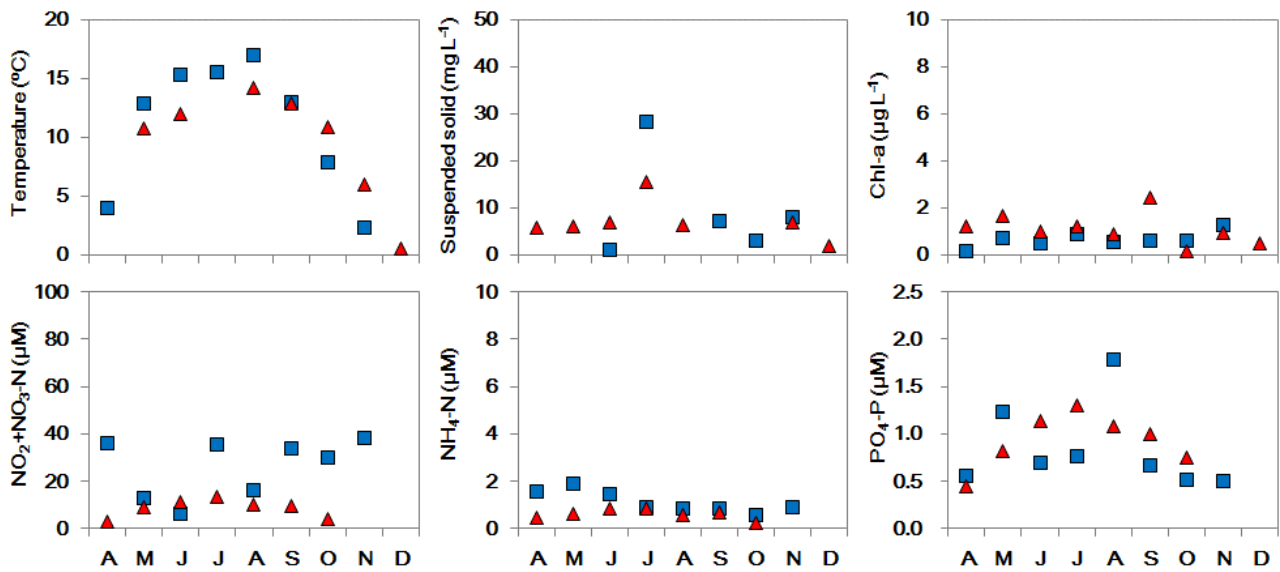


図 3.1.3-1 別寒辺牛川における水温，懸濁物濃度，Chl-*a*濃度，栄養塩濃度の季節変化  
(■ : 2014年, ▲ : 2015年)

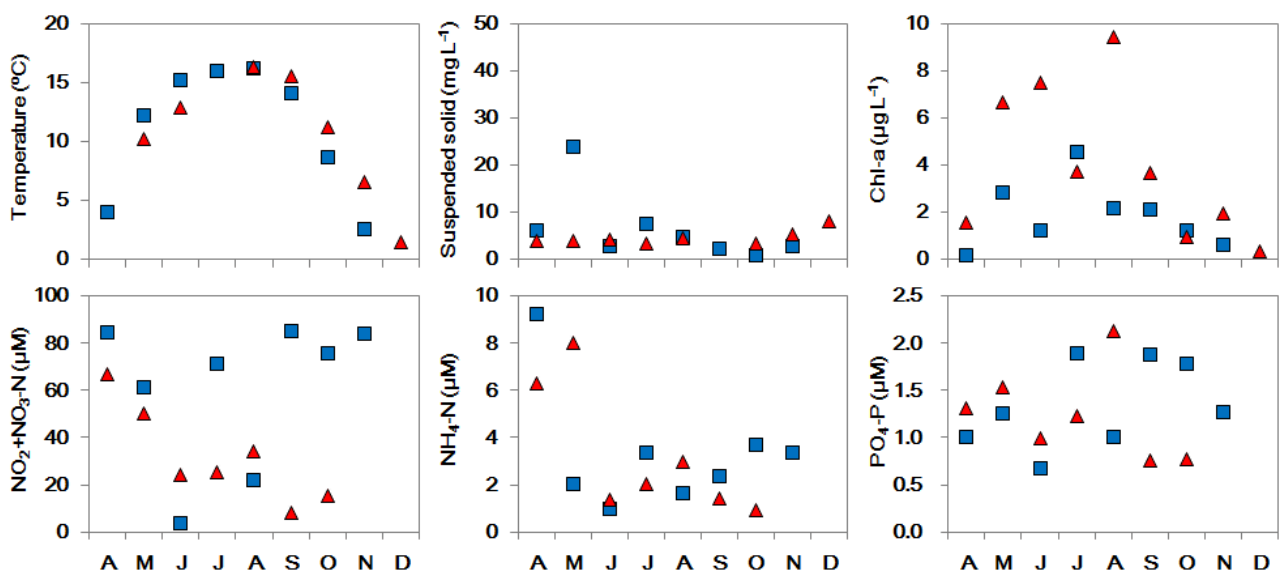


図 3.1.3-2 大別川における水温，懸濁物濃度，Chl-*a*濃度，栄養塩濃度の季節変化  
(■ : 2014年, ▲ : 2015年)

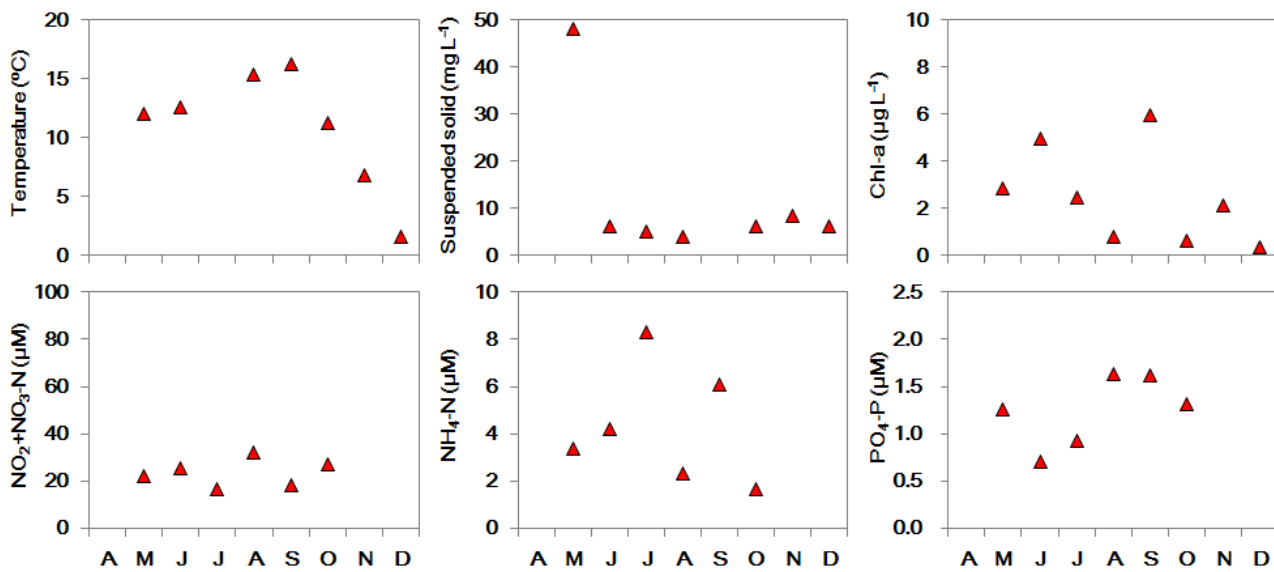


図 3.1.3-3 尾幌川における水温，懸濁物濃度，Chl-a 濃度，栄養塩濃度の季節変化  
(▲ : 2015 年)

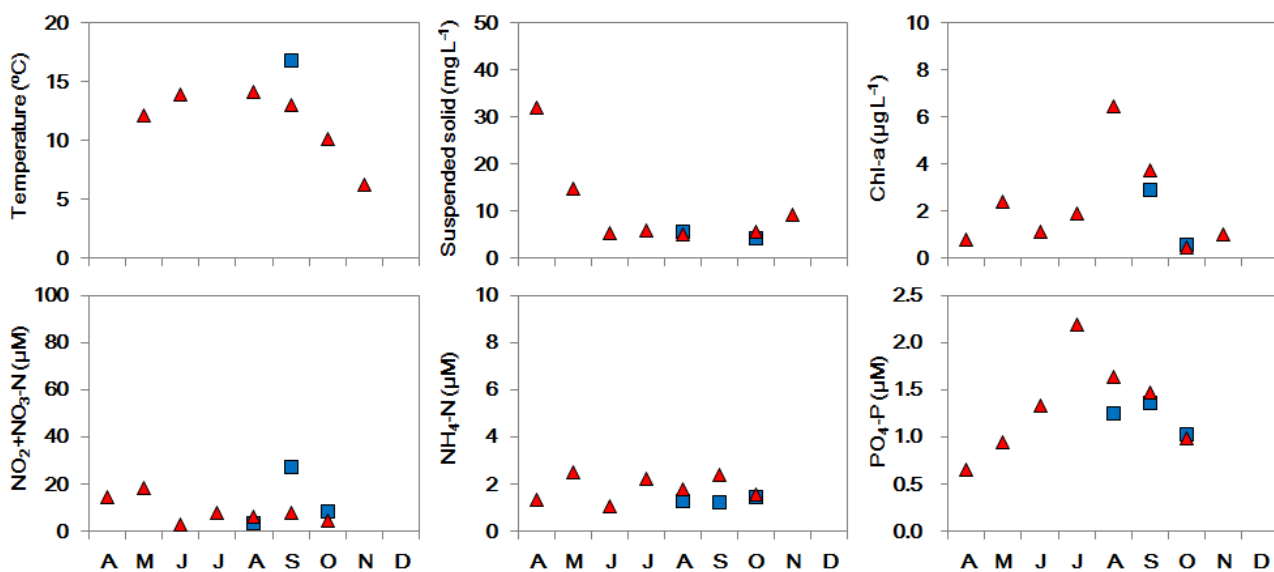


図 3.1.3-4 尾幌分水における水温，懸濁物濃度，Chl-a 濃度，栄養塩濃度の季節変化  
(■ : 2014 年，▲ : 2015 年)

### 3. 2 数値シミュレーション（現況計算）

#### 3. 2. 1 モデルの検証

##### 1) 水質

厚岸湖湖央（AL2）、厚岸湖湖口（AL1）、厚岸湾湾央（AB8）におけるモデルの計算値と観測値の比較を図 3.2.1-1～3.2.1-3 に示す。水温と溶存酸素濃度は計算値と観測値が良く合致しており、高い再現性が得られた。塩分は、厚岸湖内では春季の低塩分、厚岸湾内では 5 月と 6 月に観測された低塩分をモデルで十分に再現できていなかった。各態栄養塩については季節変動を概ね再現できていたが、厚岸湾での  $\text{NH}_4$  濃度を過大評価する傾向にあった。Chl-*a* 濃度は 1 日の中での変動が激しいものの、計算値と観測値は概ね同程度であった。

##### 2) 低次生産性（一次生産量）

Taguchi et al. (1997) は厚岸湾中央における 4 月から 12 月にかけての植物プランクトンの一次生産量を  $107 \text{ g C m}^{-2}$  と見積もっている。モデルでの同地点、同期間の生産量は  $118 \text{ g C m}^{-2}$  であり、同程度の値が本モデルでも示された。

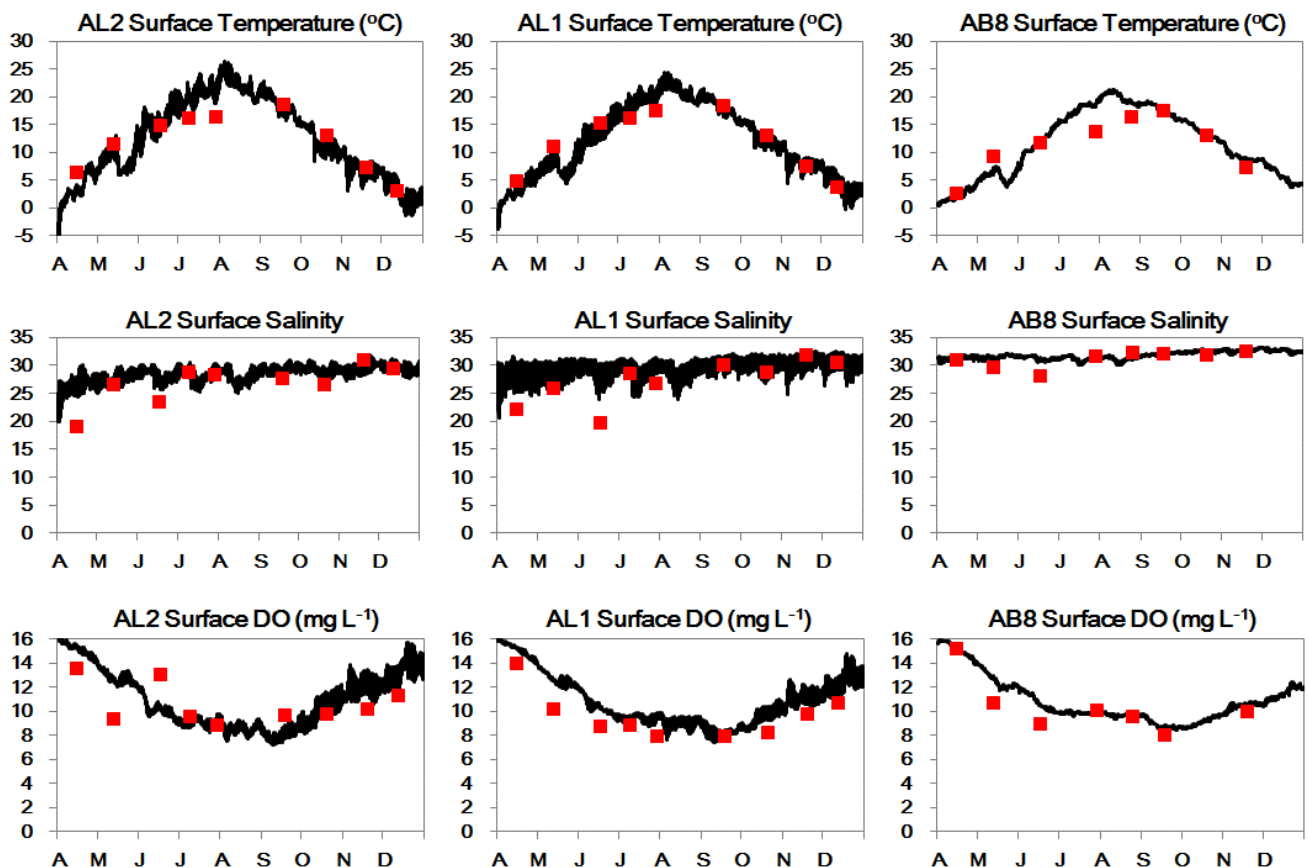


図 3.2.1-1 2014 年 4 月から 12 月の湖央（AL2）、湖口（AL1）、湾央（AB8）における水温・塩分・溶存酸素濃度 DO の計算値（—）と観測値（■）の比較。計算値は表層（1 層目）の 1 時間毎の出力値、観測値は表層での値を示す。

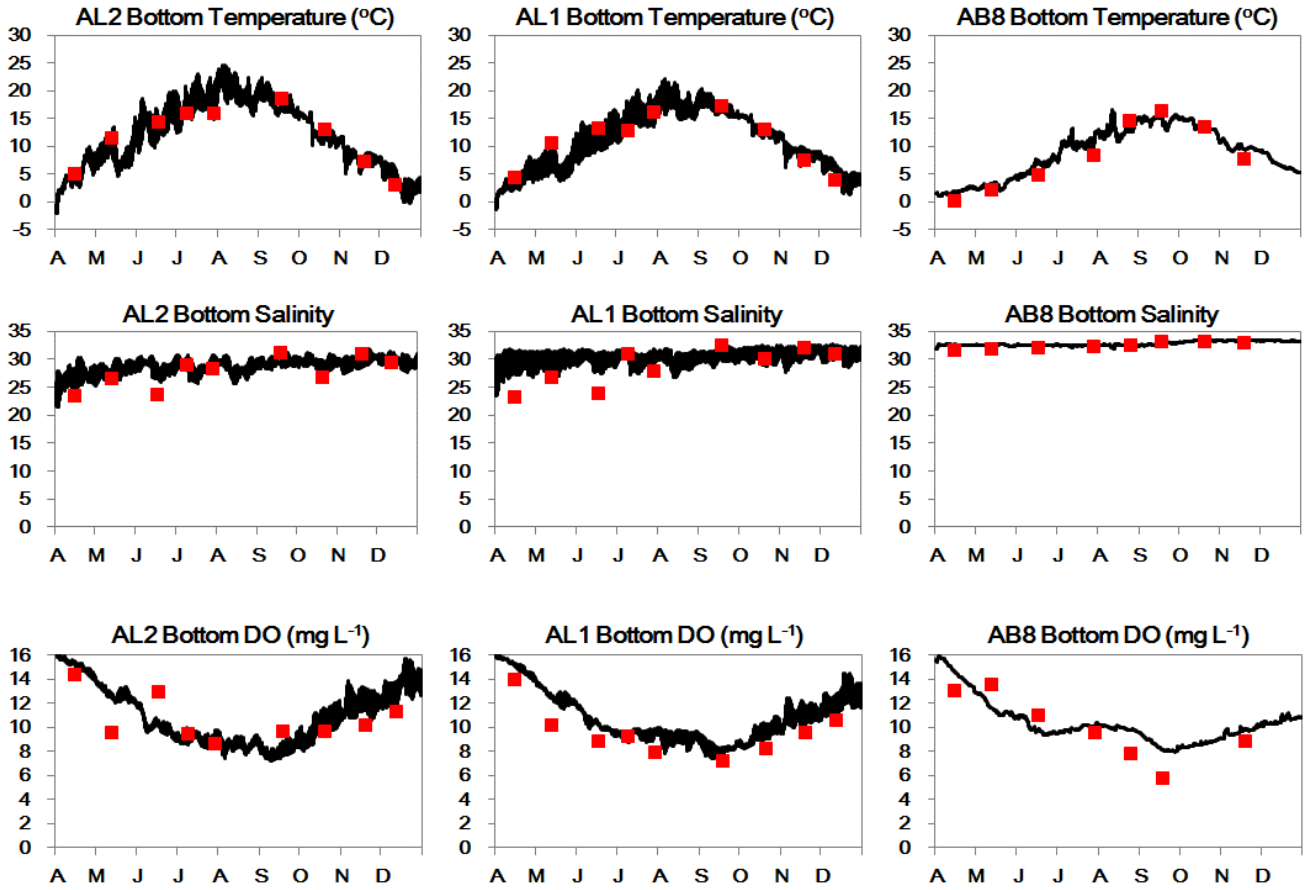


図 3. 2. 1-2 2014 年 4 月から 12 月の湖央 (AL2), 湖口 (AL1), 湾央 (AB8) における水温・塩分・溶存酸素濃度 DO の計算値 (—) と観測値 (■) の比較。計算値は底層 (最下層) の 1 時間毎の出力値, 観測値は底層での値を示す。

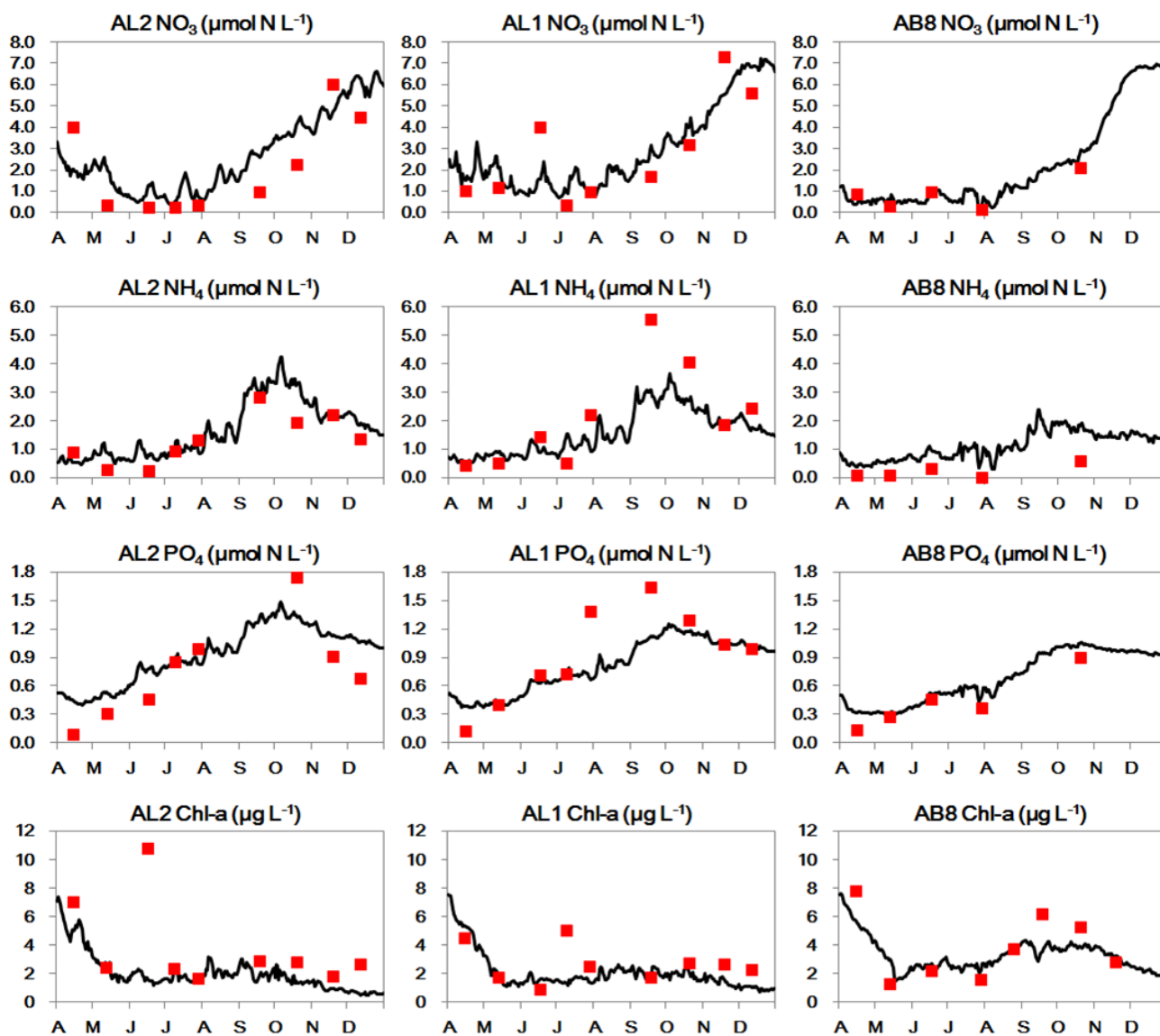


図 3.2.1-3 2014 年 4 月から 12 月の湖央 (AL2), 湖口 (AL1), 湾央 (AB8) における  $\text{NO}_3^- \cdot \text{NH}_4^+ \cdot \text{PO}_4^- \cdot \text{Chl-}a$  濃度の計算値 (—) と観測値 (■) の比較。計算値は表層 (1 層目) の 1 日間の平均値, 観測値は表層での値を示す。



### 3. 2. 2 水質の水平分布

現況計算における水質の水平分布の季節変化の一例を図 3.2.2-1 に示す。塩分は厚岸湖内で河口部を中心に低いものの、湖口付近では厚岸湾との海水交換により塩分の高い水が流入していることが分かる。 $\text{NO}_3$  濃度は河口で高く、春季～秋季にかけては湖口から湾口にかけて濃度が減少した。 $\text{NH}_4$  濃度は春季から初夏にかけて全域で低い値であった。 $\text{Chl-a}$  濃度は湖奥部で高く、それ以外の場所では 4 月を除いて低かった。

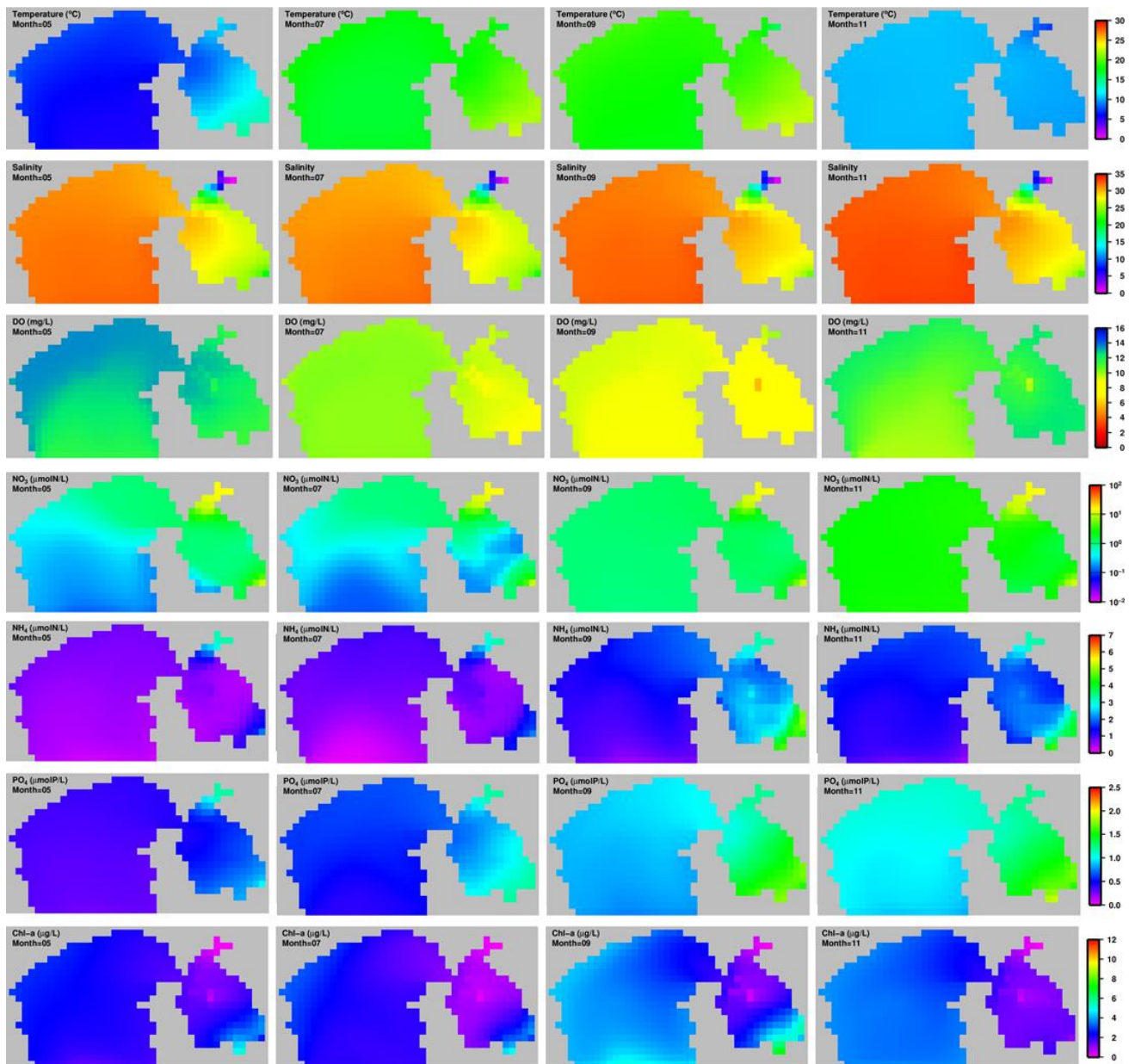


図 3. 2. 2-1 水温・塩分・溶存酸素濃度 DO・ $\text{NO}_3$ ・ $\text{NH}_4$ ・ $\text{PO}_4$ ・ $\text{Chl-a}$  濃度の水平分布の季節変化（2014 年 5 月，7 月，9 月，11 月）の計算値。値は表層（1 層目）の月平均値を示す。

### 3. 2. 3 フラックスの定量化

#### 1) 河川－厚岸湖

河川から厚岸湖への  $\text{NO}_3$ 、 $\text{NH}_4$ 、PON フラックスの日変動を図 3.2.3-1 に示す。河川からの栄養塩フラックスは、河川水中の栄養塩濃度と河川流量の積で求められる。本モデルでは、栄養塩濃度は季節や流量によらず一定の値としている。そのため、図 3.2.3-1 に示したフラックスの変動は、即ち流量の変動を表したものである。河川水中では  $\text{NH}_4$  と比べて  $\text{NO}_3$  濃度が高いため、窒素の栄養塩フラックスでみると、 $\text{NO}_3$  の占める割合が非常に高いことが分かる。

#### 2) 開境界－厚岸湾

開境界（外洋）と厚岸湾の間でのフラックスの日変動を図 3.2.3-2 に示す。 $\text{NO}_3$  フラックスは 4 月から 10 月までは負の値をとり、流出傾向にあった。これは外洋の  $\text{NO}_3$  濃度が非常に低かったためである。11 月には大きく流入に転じているが、これは 10 月から 11 月にかけての開境界での  $\text{NO}_3$  濃度の急激な増加を反映したものである。 $\text{NH}_4$  フラックスは全期間負の値をとり、外洋へと流出していた。季節的には、夏季に高い値を示した。植物プランクトンは、ブルームの影響が残る 4 月上旬には流入し、その後 5 月中旬までは流出した。7 月以降は流入傾向にあった。

#### 3) 厚岸湾－厚岸湖

厚岸湖と厚岸湾の間におけるフラックスの日変動を図 3.2.3-3 に示す。 $\text{NO}_3$  フラックスは冬季の一時期を除いて負の値をとり、厚岸湖から厚岸湾へと流出していた。 $\text{NH}_4$  も湾へと流出する傾向があり、8 月から 11 月にかけて高い値を示した。植物プランクトンフラックスはほとんどの期間で正の値をとり、湾から湖へと流出していることが分かる。

#### 4) 堆積物－水柱

厚岸湖内、厚岸湾内における水柱と堆積物間の栄養塩 ( $\text{NO}_3$ 、 $\text{NH}_4$ 、 $\text{PO}_4$ ) フラックスの日変動をそれぞれ図 3.2.3-4、3.2.3-5 に示す。 $\text{NO}_3$  は冬季を除いて、 $\text{NH}_4$  及び  $\text{PO}_4$  は全期間堆積物から水柱へと供給されていた。フラックスは季節によって大きく変動し、冬季に低かった。

#### 5) 脱窒による窒素除去

厚岸湖内、厚岸湾内、領域全体での脱窒による堆積物からの窒素除去量の日変動を図 3.2.3-6 に示す。ここで脱窒とは、嫌気的条件下において硝酸態窒素が窒素ガスへと還元され大気中に放出される反応である。この反応は、水系から窒素を除去するため浄化の機能を果たす（上田・小倉，1989）。脱窒量は、厚岸湖では夏季に、厚岸湾では冬季に高くなる傾向がみられた。

#### 6) 植物プランクトンによる取り込み

厚岸湖内、厚岸湾内、領域全体での植物プランクトン (PHY) による栄養塩 ( $\text{NO}_3$ 、 $\text{NH}_4$ ) 取り込み量の日変動を図 3.2.3-7 に、 $\text{NO}_3$  と  $\text{NH}_4$  の取り込み量の和に対する  $\text{NO}_3$  の取り込み量の比を図 3.2.3-8 に示す。厚岸湖、厚岸湾ともに  $\text{NO}_3$  よりも  $\text{NH}_4$  の取り込み量が多かった。季節的にみると、 $\text{NH}_4$  の取り込み量は秋季と春季に高い値を示した。

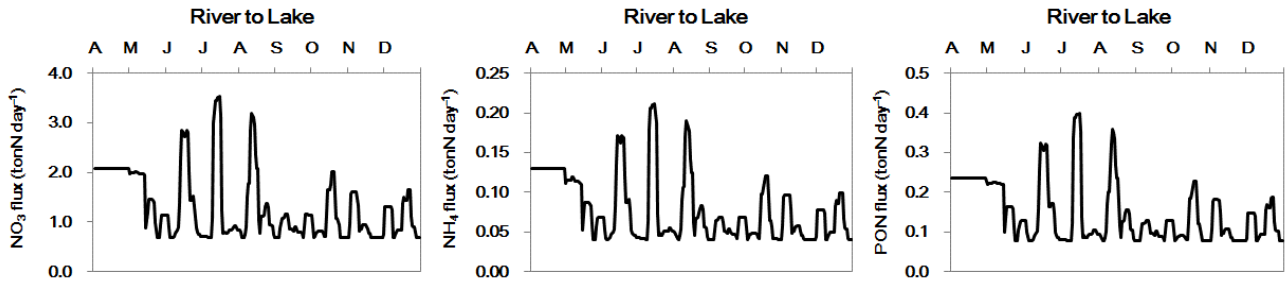


図 3. 2. 3-1 流入河川から厚岸湖への日積算 NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PON フラックスの推移

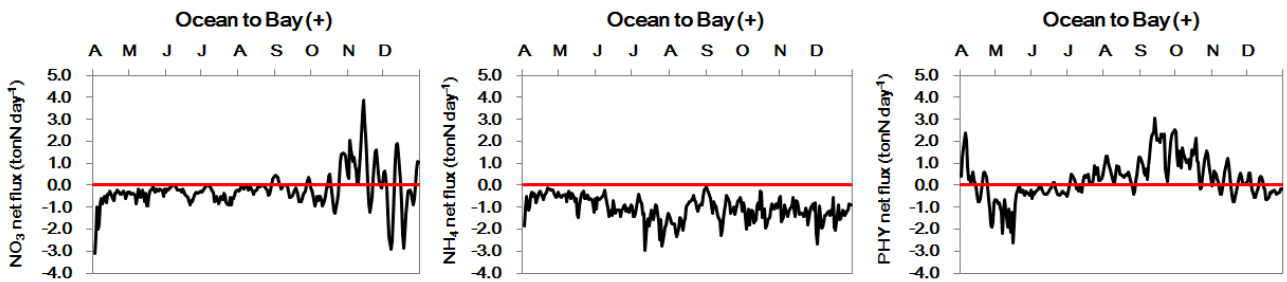


図 3. 2. 3-2 開境界と厚岸湾の間の日積算 NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, 植物プランクトン (PHY) フラックスの推移。正の値は開境界から厚岸湾へのフラックス，負の値は厚岸湾から開境界へのフラックスを表す。

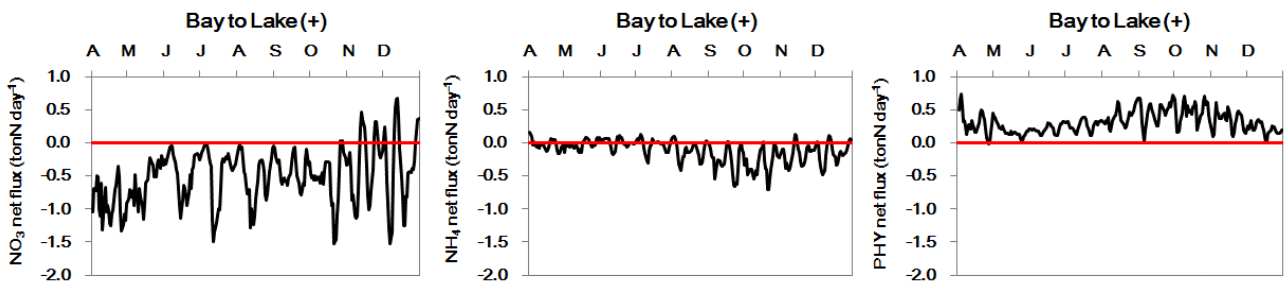


図 3. 2. 3-3 厚岸湖と厚岸湾の間の日積算 NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, 植物プランクトン (PHY) フラックスの推移。正の値は厚岸湾から厚岸湖へのフラックス，負の値は厚岸湖から厚岸湾へのフラックスを表す。

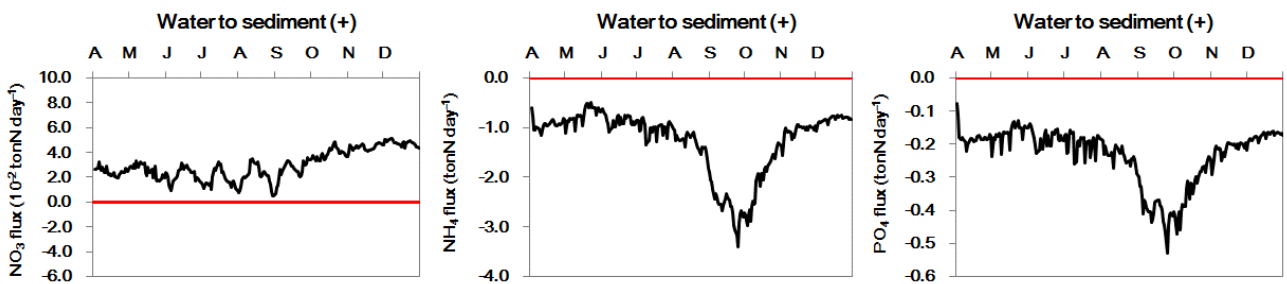


図 3. 2. 3-4 厚岸湖における堆積物－水柱間の日積算の NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> フラックスの推移。正の値は水柱から堆積物，負の値は堆積物から水中へのフラックスを表す。

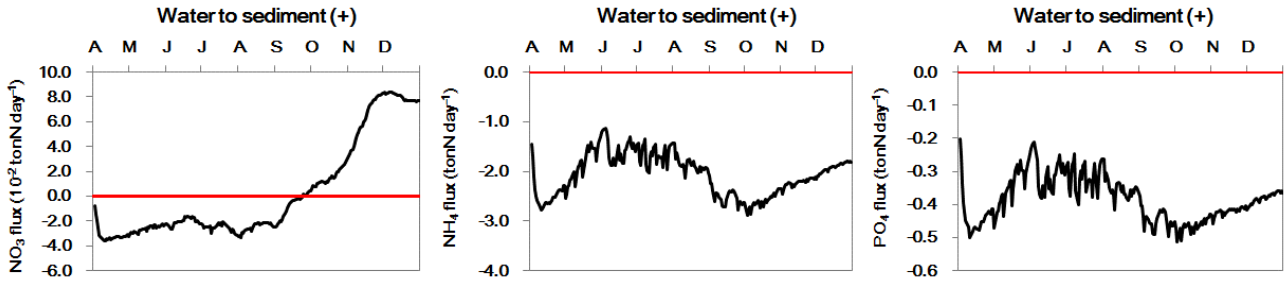


図 3. 2. 3-5 厚岸湾における堆積物—水柱間の日積算の NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> フラックスの推移。正の値は水柱から堆積物，負の値は堆積物から水中へのフラックスを表す。

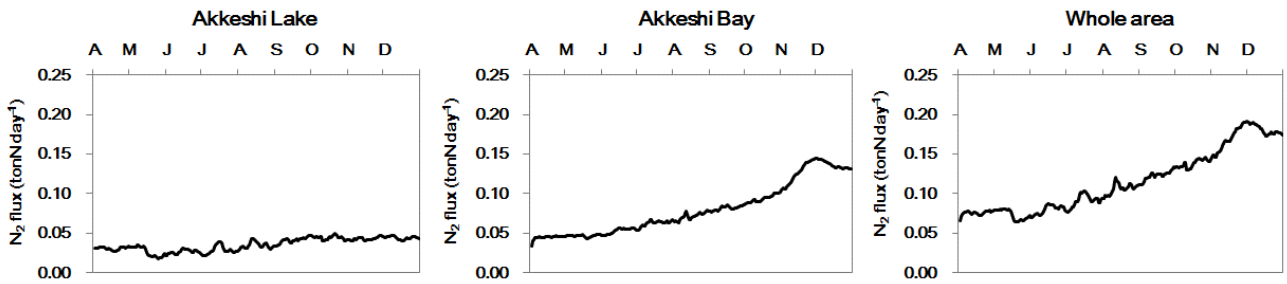


図 3. 2. 3-6 厚岸湖（左），厚岸湾（中央），領域全体（右）における堆積物からの脱窒による日積算の窒素除去量の推移

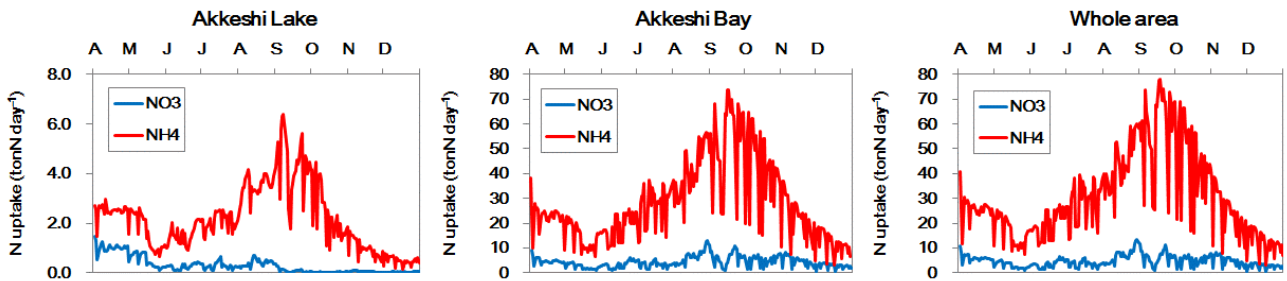


図 3. 2. 3-7 厚岸湖（左），厚岸湾（中央），領域全体（右）における植物プランクトンによる日積算の窒素（NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>）取り込み量の推移

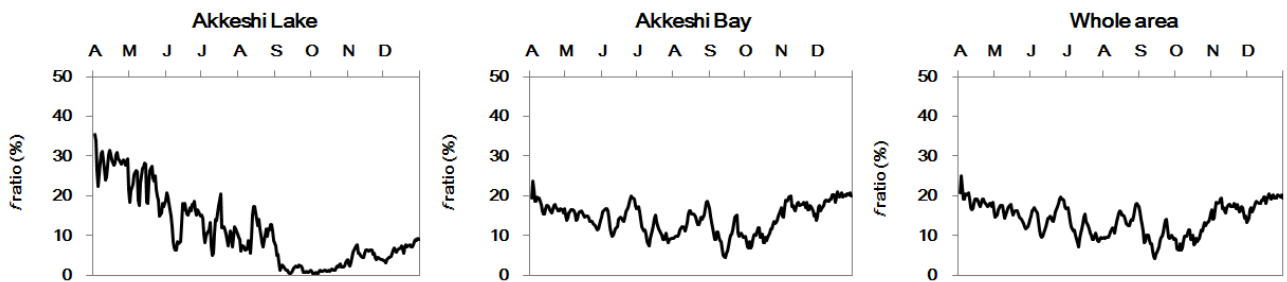


図 3. 2. 3-8 厚岸湖（左），厚岸湾（中央），領域全体（右）における植物プランクトンによる NO<sub>3</sub> の取り込み量の比（*f*比）の推移

### 3. 3 数値シミュレーション（感度解析）

#### 3. 3. 1 水質

表 2.2.8-1 に示した各シナリオにおける「河川から厚岸湖」、「厚岸湖と厚岸湾」、「太平洋と厚岸湾」での栄養塩（NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>）のフラックスを表 3.3.1-1, 3.3.1-2 に示す。河川負荷量の変動に対して NO<sub>3</sub> フラックスは大きく変化し、富栄養化シナリオでは厚岸湖から厚岸湾へと多く流出していることが分かる。一方、NH<sub>4</sub> フラックス量は NO<sub>3</sub> と比べて少なく、また、変動幅も小さかった。

各シナリオでの現況に対する栄養塩（NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>）及び Chl-*a* 濃度の変化率の季節変化を図 3.3.1-1～3.3.1-6 に示す。河川負荷量の変動に対しては冬季を除いて厚岸湖、厚岸湾全域で NO<sub>3</sub> 濃度には大きな変化が見られた。NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> に関しては河口部を除いて湖内、湾内の濃度変化は僅かであった。一方、開境界からの負荷量の変動に対しては厚岸湖内の NO<sub>3</sub> 濃度は大きく変化しなかった。NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub> に関しては厚岸湾で大きく変動し、厚岸湖内でも NO<sub>3</sub> と比較して大きな影響がみられた。

表 3. 3. 1-1 厚岸湖流入河川負荷濃度，開境界負荷濃度を变化させたときの厚岸湖・厚岸湾への年間の NO<sub>3</sub> フラックスの変化

	Standard	River		Ocean	
		Eutrophication (2 times)	Oligotrophication (0.5 times)	Eutrophication (2 times)	Oligotrophication (0.5 times)
River to Lake	251.8	503.6	125.9	251.8	251.8
Bay to Lake	-139.5	-309.0	-57.4	-118.3	-149.7
Ocean to Bay	-54.6	-158.9	-5.1	-50.9	-70.0

Unit: tonN year<sup>-1</sup>

表 3. 3. 1-2 厚岸湖流入河川負荷濃度，開境界負荷濃度を变化させたときの厚岸湖・厚岸湾への年間の NH<sub>4</sub> フラックスの変化

	Standard	River		Ocean	
		Eutrophication (2 times)	Oligotrophication (0.5 times)	Eutrophication (2 times)	Oligotrophication (0.5 times)
River to Lake	18.7	37.4	9.4	18.7	18.7
Bay to Lake	-34.8	-52.1	-26.5	-26.1	-38.5
Ocean to Bay	-288.2	-291.6	-286.6	-497.3	-201.4

Unit: tonN year<sup>-1</sup>

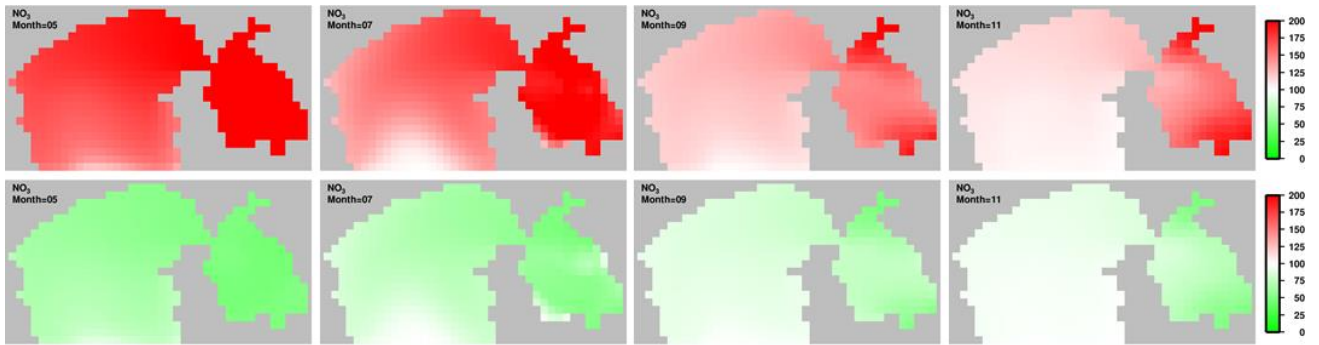


図 3.3.1-1 厚岸湖流入河川負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の  $\text{NO}_3$  濃度の変化率の季節変化 (2014 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

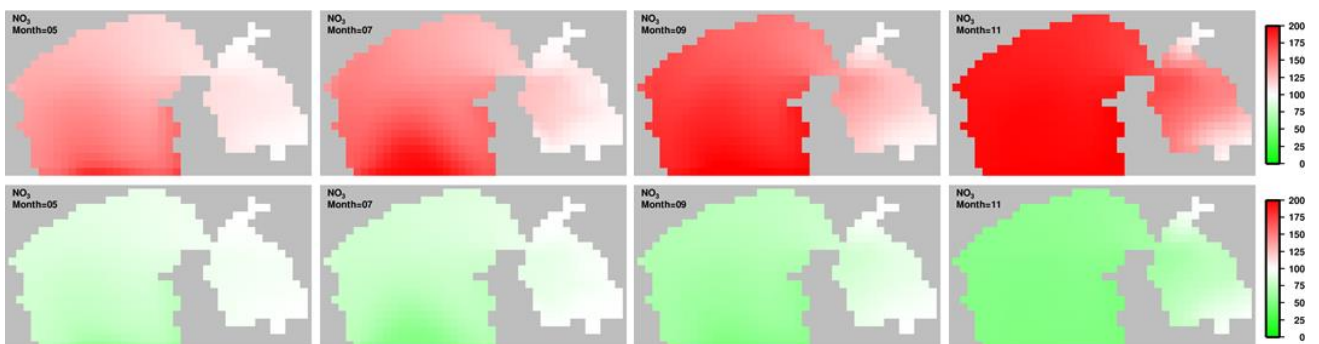


図 3.3.1-2 開境界負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の  $\text{NO}_3$  濃度の変化率の季節変化 (2014 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

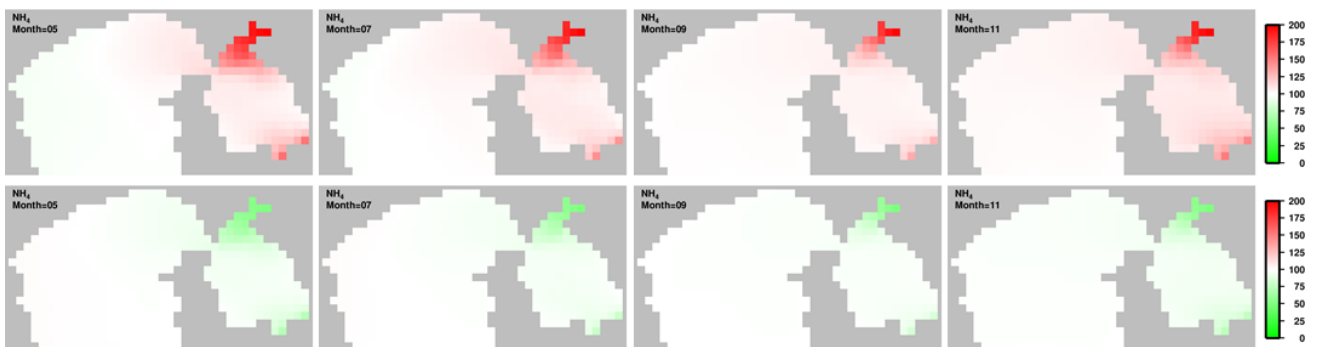


図 3.3.1-3 厚岸湖流入河川負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の  $\text{NH}_4$  濃度の変化率の季節変化 (2014 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

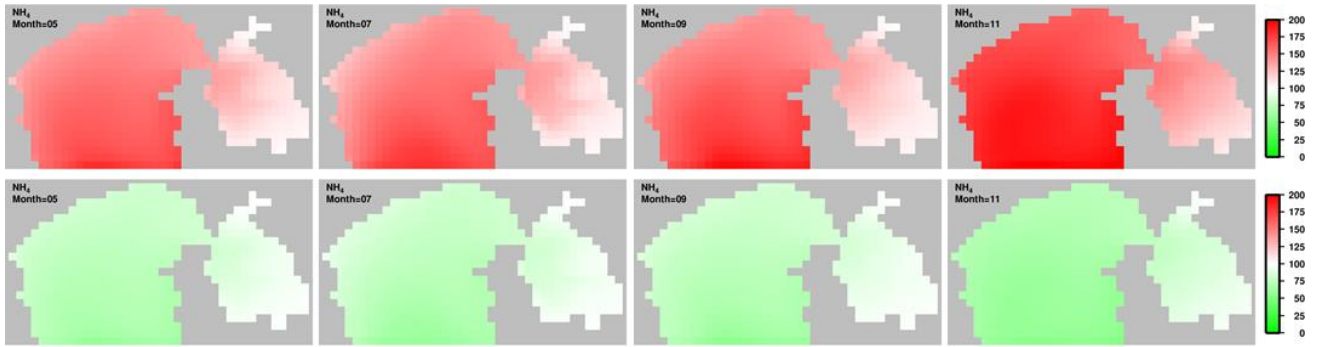


図 3.3.1-4 開境界負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の  $\text{NH}_4$  濃度の変化率の季節変化 (2014年5月, 7月, 9月, 11月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

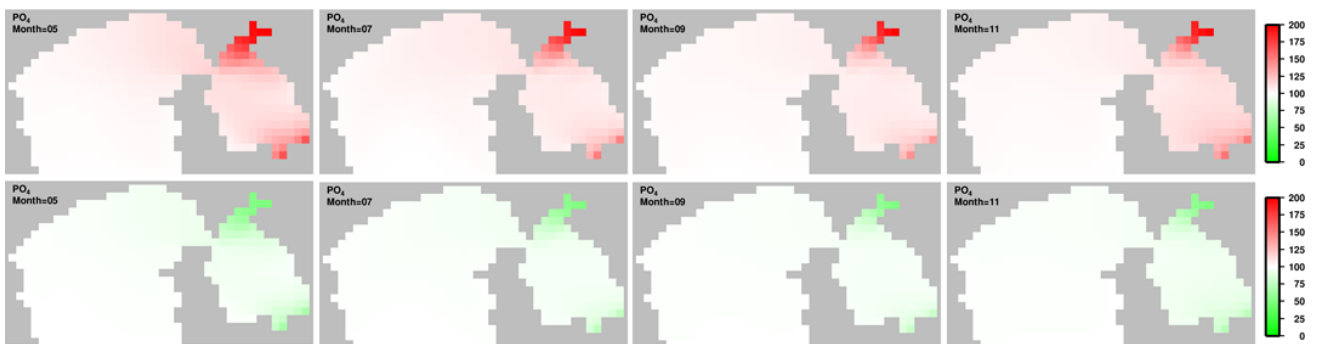


図 3.3.1-5 厚岸湖流入河川負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の  $\text{PO}_4$  濃度の変化率の季節変化 (2014年5月, 7月, 9月, 11月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

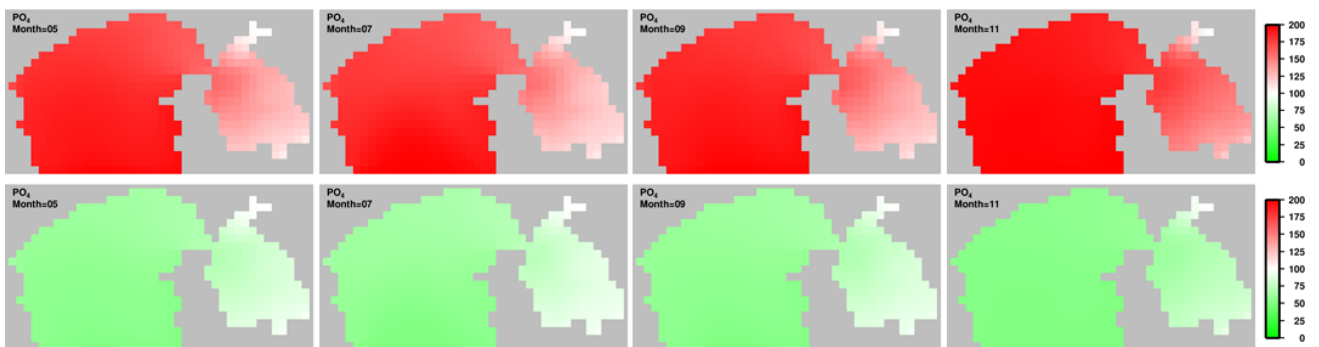


図 3.3.1-6 開境界負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の  $\text{PO}_4$  濃度の変化率の季節変化 (2014年5月, 7月, 9月, 11月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

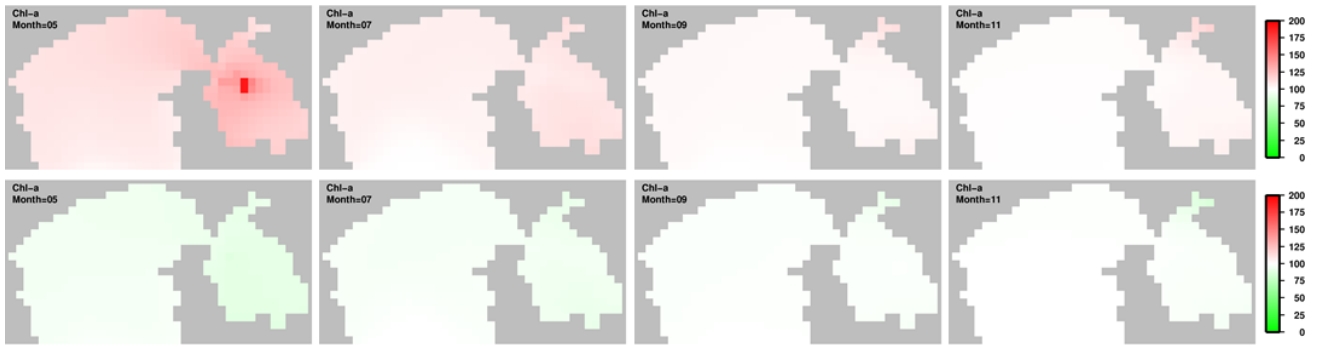


図 3.3.1-7 厚岸湖流入河川負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の Chl-*a* 濃度の変化率の季節変化 (2014 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。

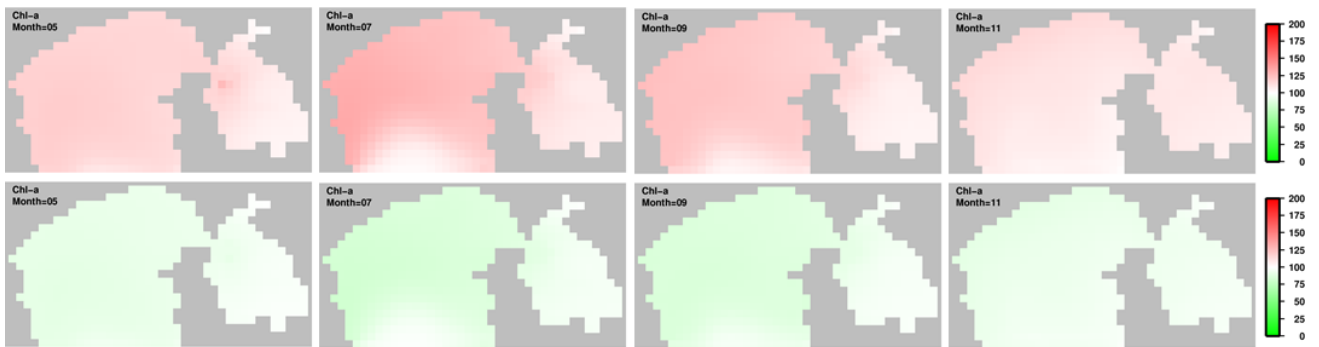


図 3.3.1-8 開境界負荷濃度を变化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の Chl-*a* 濃度の変化率の季節変化 (2014 年 5 月, 7 月, 9 月, 11 月)。上段は富栄養化, 下段は貧栄養化シナリオ。



### 3. 3. 2 低次生産性

表 2.2.6-1 に示した計算シナリオにおける現況に対する微細藻類による基礎生産量の変化率を図 3.3.2-1, 3.3.2-2 に示す。また、年間（4月～12月）の基礎生産量は表 3.3.2-1 のとおりである。流入負荷の変動に対する応答には大きな季節変化がみられ、冬季には現況に対する差が小さかった。河川負荷量の変動に対しては厚岸湖内及び厚岸湾の北岸に沿う地点で影響が強くみられた。一方、開境界の栄養塩濃度の変化に対する厚岸湖の生産量の応答は僅かであった。

表 3. 3. 2-1 厚岸湖・厚岸湾における年間の微細藻類による基礎生産量と現況に対する変化率

		Akkeshi Lake		Akkeshi Bay		Whole area	
Standard		7.27		14.71		21.99	
River	Eutrophication	7.95	109.2 %	15.24	103.6 %	23.18	105.4 %
	Oligotrophication	6.82	93.8 %	14.44	98.2 %	21.26	96.7 %
Open ocean	Eutrophication	7.66	105.3 %	18.22	123.8 %	25.88	117.7 %
	Oligotrophication	7.07	97.2 %	12.41	84.3 %	19.47	88.6 %

Unit: GgC year<sup>-1</sup>

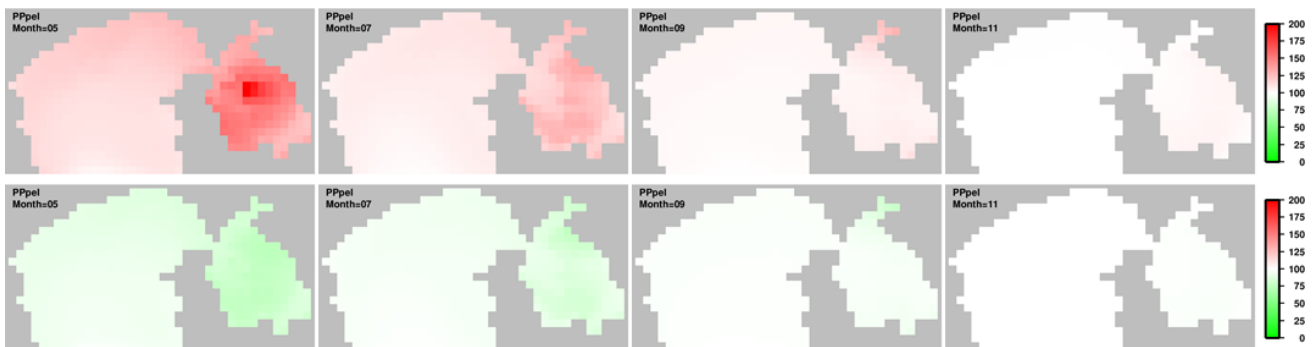


図 3. 3. 2-1 厚岸湖流入河川負荷濃度を変化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の植物プランクトンによる基礎生産量の変化率の季節変化。上段は富栄養化，下段は貧栄養化シナリオ。

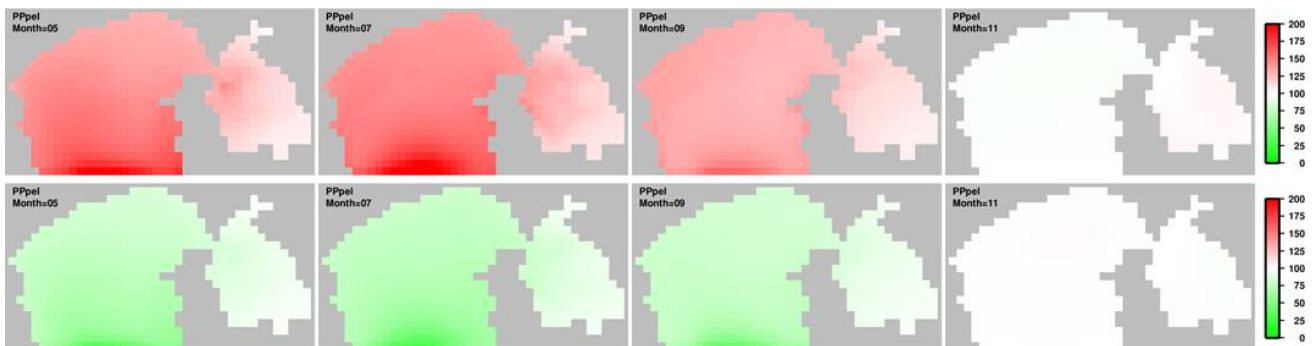


図 3. 3. 2-2 開境界負荷濃度を変化させたときの厚岸湖内と厚岸湾内の植物プランクトンによる基礎生産量の変化率の季節変化。上段は富栄養化，下段は貧栄養化シナリオ。

## 4. 考察

### 4. 1 外海水の水塊構造

厚岸湾に流入する水塊の性質を明らかにするため、厚岸湾湾口（AB16）において海面から海底まで鉛直的に 10cm 間隔で観測された水温、塩分の値を用いて TS ダイアグラムを作成した（図 4.1-1）。一般的に、TS ダイアグラムは水塊の区分に用いられる（例えば、Emery & Meincke, 1986；日下ら, 2009）。本研究では、日下ら（2009）で示された水塊区分と同様の区分を用いた。即ち、大谷（1971）の“沿岸親潮水（COW）”，Takizawa(1982) のオホーツク海における“宗谷暖流水（SW）”，Hanawa & Mitsudera(1986) の沖側の“親潮水（OW）”の区分である（表 4.1-1）。沿岸親潮は低温低塩、宗谷暖流水は比較的高温高塩という特徴を有することが分かる。沿岸親潮の起源はオホーツク海の融氷水であると推測されている（大谷, 1971）。そして、オホーツク海から太平洋への流出した沿岸親潮の水塊は沖合の親潮水よりも低密度であるため、陸棚域に捕捉された沿岸流の形態をとって道東を南下する（清水・磯田, 1999）。オホーツク海において宗谷暖流水は、宗谷海峡から知床半島までほぼ北海道の沿岸に平行で、しかも沖合の水とあまり混合せずに流れている（米田・戸屋, 1986）。親潮は西部亜寒帯循環の西岸境界流である（磯田・岸, 2003）。

全調査回のうち、全層が沿岸親潮の定義に該当するのは 2014 年 4 月、2015 年 1 月、2 月であった。なお、親潮、宗谷暖流水のそれぞれの定義に該当する水塊は本地点では確認されなかった。

2014 年 4 月 15 日と 2015 年 4 月 23 日に観測された水温、塩分の鉛直プロファイルと比較したところ（図 4.1-2）、2014 年の水温、塩分は 2015 年と比べて顕著に低い値であった。このことから、沿岸親潮の接岸状況もしくは強度が年によって大きく異なることが想定される。

根室海峡標津沿岸域では、晩春から晩秋にかけて宗谷暖流水の影響を受けた水が、晩秋から春季には寒流である東樺太海流や親潮水の影響を受けた水が存在する（塩本ら, 2015）。本海域と比べて流入時期が若干異なるものの、よく似た季節変化をしていることが分かる。これは即ち、北海道東部太平洋沿岸域を流れる海流の起源によるものである。

表 4.1-1 用いた水塊区分

Water mass	Coastal Oyashio Water <sup>1</sup> (COW)	Soya Warm Water <sup>2</sup> (SW)	Oyashio Water <sup>3</sup> (OW)
Temperature (°C)	<2	7-20	0-7
Salinity	<33.0	33.6-34.3	33.0-33.7
$\sigma_t$			26.7<

1) Ohtani (1971), 2) Takizawa (1982), 3) Hanawa & Mitsudera (1986)

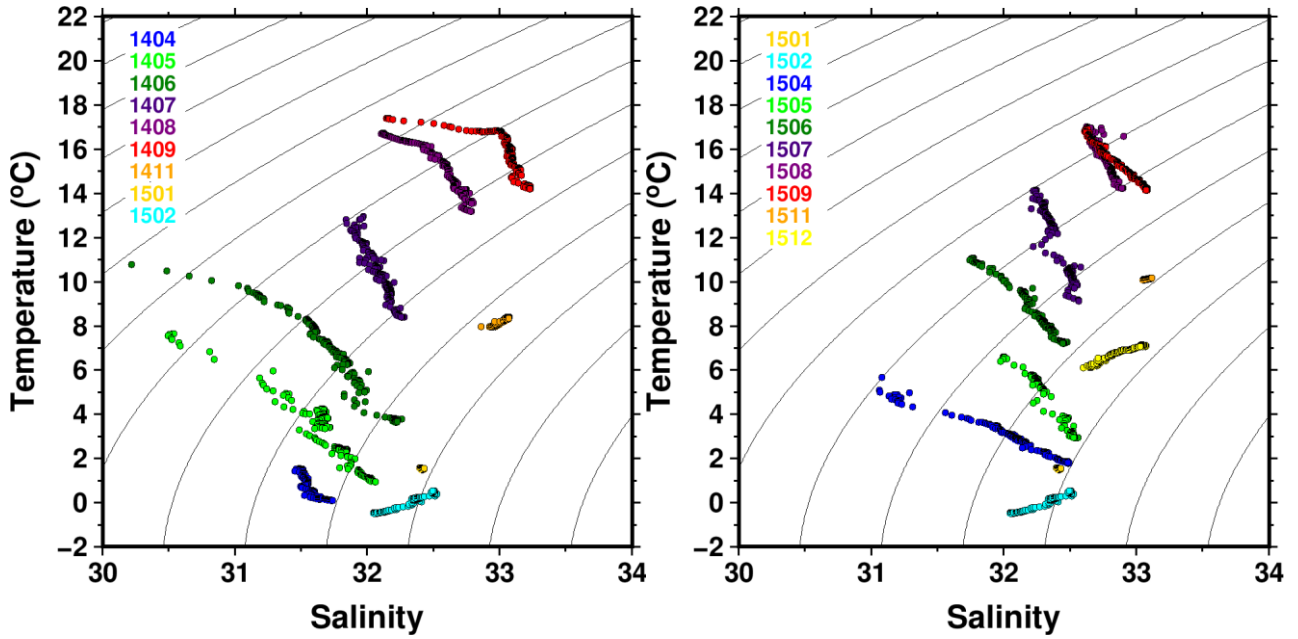


図 4.1-1 厚岸湾湾口 (AB16) における TS ダイアグラムの時系列変化。等値線は  $\sigma_t$  を示す。  
 (左 : 2014 年 4 月 ~ 2015 年 2 月, 右 : 2015 年 1 月 ~ 2015 年 12 月)

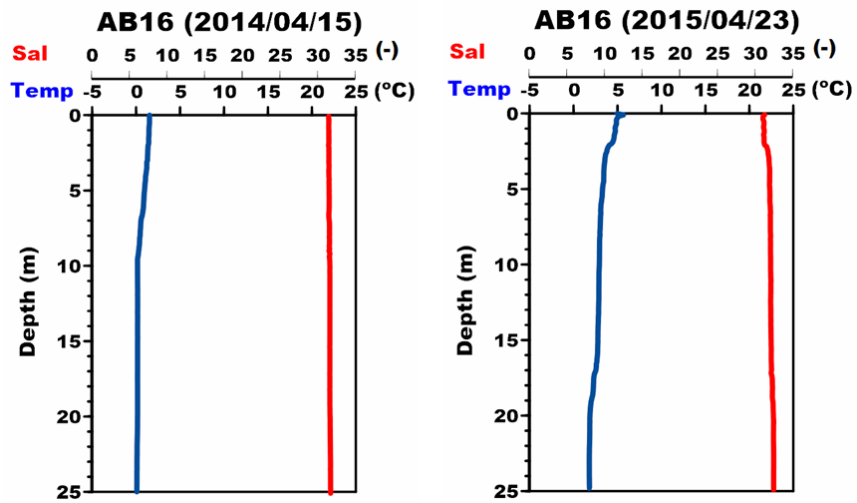


図 4.1-2 厚岸湾湾口 (AB16) における 2014 年 4 月 15 日と 2015 年 4 月 23 日に観測された水温, 塩分の鉛直プロファイルの比較

## 4. 2 河川からの負荷量の見積り

### 1) 土地利用と栄養塩濃度の関係

調査を行った4河川（別寒辺牛川，大別川，尾幌川，尾幌分水）の期間平均の各態栄養塩濃度を図4.2-1に示す。NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>濃度は大別川で顕著に高かった。一方，NH<sub>4</sub>濃度は尾幌川で高い傾向にあった。PO<sub>4</sub>濃度は別寒辺牛川でやや低かったものの，その他3河川は同程度であった。SiO<sub>2</sub>の濃度は尾幌分水で低く，その他3河川では同程度であった。赤羽ら（2003）で示された主な流入河川の流域の土地利用形態を表4.2-1に示す。なお，尾幌分水については詳細なデータが得られなかったため，解析から除外した。農地面積の占める割合は大別川で最も高かった。一般的に河川水中のNO<sub>3</sub>濃度と土地利用形態には強い関係が見られることが知られている。NO<sub>3</sub>濃度は農地の占める割合に比例（森林の占める割合に反比例）することが北海道での研究で報告されており（Woli et al., 2004 ; Ileva et al., 2009），本研究でも同様の傾向が確認された。ケイ酸塩鉱物の風化によって供給されるSiO<sub>2</sub>の濃度は人間活動の影響を受けにくく（Nedwell et al., 1999），本研究でも尾幌分水を除く3河川では有意な差はみられなかった。

### 2) 河川からの栄養塩負荷量

河川水中の平均栄養塩濃度（表3.1.3-1）とモデルで設定した流量（図2.2.4-2）から各河川による淡水と栄養塩の負荷量を算出した（表4.2-2）。どの栄養塩についても別寒辺牛川からの負荷量が最も多かった。但し，NH<sub>4</sub>については別寒辺牛川での濃度が大別川，尾幌川と比べて非常に低かったため，負荷量はそれぞれ別寒辺牛川のそれと比べて40%程度であった。芳村・工藤（2003）は噴火湾（面積2080 km<sup>2</sup>）に流入する8河川及び発電所排水路1か所において，流量及び栄養塩濃度を周年にわたり観測した。その結果，河川から噴火湾への1年間の淡水負荷量は2.1×10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>であり，DIN，PO<sub>4</sub>の負荷量はそれぞれ798 ton N，19.5 ton Pであることを示した。また，門谷ら（2011）は，風蓮川，ヤウシュベツ川，ポンヤウシュベツ川から風蓮湖への年間のDIN，DIPフラックスをそれぞれ529 ton N，58 ton Pと見積もっている。これらの事例を比較すると，酪農業が発達した流域を有する風蓮湖と比較して厚岸湖への栄養塩の流入量は多くないことが分かる。

河川水中の栄養塩濃度について，北海道の他地域との比較を行った（表4.2-3）。データ数は限られるものの，今回示した中では厚岸湖・厚岸湾に流入する河川水の栄養塩濃度は特別高い値はみられなかった。

### 3) 河川からの窒素・リン負荷量

ここでは，溶存態無機物（DIN，DIP）に着目したが，河川水中の溶存態有機物（DON，DOP）濃度も無視できない量存在することが知られている（例えば，Seitzinger & Sanders, 1997）。また，出水時には膨大な量の懸濁物が河川を通じて供給される（田中ら，2003）。そのため，河川からの物質供給については溶存態無機物，溶存態有機物，懸濁物のすべてを定量的に評価することが必要である。

表 4. 2-1 主な流入河川の流域の土地利用形態（赤羽ら，2003）

River	Catchment area land use	Area (km <sup>2</sup> )	Percentage (%)
Bekanbeushi River	woods or bogs	213.90	56.4
	farm	28.85	7.6
	others	136.22	36.0
	total	378.97	
Obetsu River	woods or bogs	13.25	34.3
	farm	25.43	65.7
	total	38.68	
Oboro River	woods or bogs	29.30	100.0
	farm	0.00	0.0
	total	29.30	

表 4. 2-2 各河川からの淡水と栄養塩（NO<sub>3</sub>，NH<sub>4</sub>，PO<sub>4</sub>）の年間（4月から12月）負荷量

	Unit	Bekanbeushi	Obetsu	Oboro	Total
Water discharge	(m <sup>3</sup> year <sup>-1</sup> )	6.65×10 <sup>8</sup>	6.90×10 <sup>7</sup>	5.36×10 <sup>7</sup>	7.87×10 <sup>8</sup>
NO <sub>3</sub> load	(ton N year <sup>-1</sup> )	167.0	45.8	17.7	230.4
NH <sub>4</sub> load	(ton N year <sup>-1</sup> )	8.2	3.2	3.2	14.6
DIN load	(ton N year <sup>-1</sup> )	175.2	49.0	20.9	245.1
PO <sub>4</sub> load	(ton P year <sup>-1</sup> )	18.1	2.8	2.1	23.0

表 4. 2-3 河川水中の栄養塩濃度の平均値の他地域（北海道）との比較

Inflow area	River	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> (μM)	NH <sub>4</sub> (μM)	PO <sub>4</sub> (μM)	SiO <sub>2</sub> (μM)	Reference
Akkeshi Lake	Bekanbeushi	17.9	0.9	0.9	64.7	This study
Akkeshi Lake	Obetsu	47.4	3.3	1.3	70.0	This study
Akkeshi Lake	Oboro	23.6	4.3	1.2	84.8	This study
Akkeshi Bay	Oboro diversion	10.0	1.7	1.3	34.2	This study
Biwase Bay	Biwase	3.5	0.9	0.4	19.3	unpublished data
Funka Bay		24	2.9	0.30	270	Yoshimura & Kudo (2003)
Japan Sea	Teshio	14.3 - 42.9	-	-	-	llea et al. (2009)
Tokachi River	Toshibetsu	24.3-49.2	-	0.22-0.78	229.6-395.6	Iwanami et al. (2013)
Tokachi River	Otofuke	109.1-180.5	-	0.85-1.96	379.3-418.5	Iwanami et al. (2013)
Tokachi River	Satunai	35.4-87.1	-	0.14-0.17	37.5-69.9	Iwanami et al. (2013)
Tokachi River	Shikaribetsu	161.7-202.2	-	0.28-1.40	416.4-547.5	Iwanami et al. (2013)
Tokachi River	Sarubetsu	319.5-428.2	-	0.23-0.43	106.6-289.5	Iwanami et al. (2013)

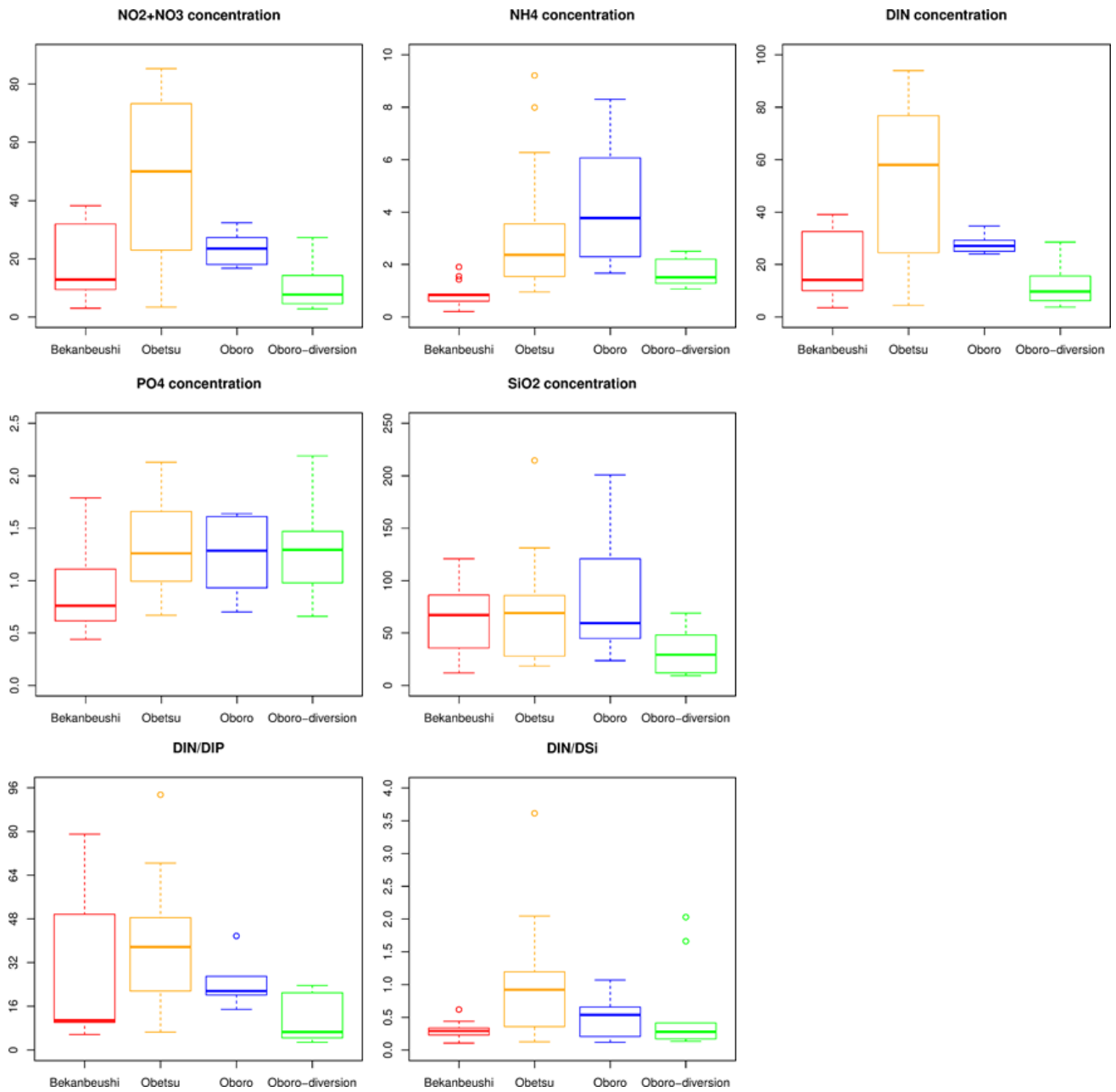


図 4.2-1 各河川の各態栄養塩濃度 (NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, DIN, PO<sub>4</sub>-P, SiO<sub>2</sub>-Si) と栄養塩組成比 (DIN/DIP, DIN/DSi) の箱ひげ図。栄養塩濃度の単位は  $\mu$ M。2014 年から 2015 年の観測値を使用。

#### 4. 3 厚岸湖・厚岸湾の水質変動

厚岸湖内の塩分の水平分布をみると、湖口付近では塩分が高く厚岸湾の海水の流入の影響を強く受けていた。そのため、厚岸湖と厚岸湾での海水交換は少なくないことが分かる。また、別寒辺牛川河口付近においても底層で海水の流入がみられた（図 3.1.1-4）。厚岸湾湾口では、冬季に鉛直混合が活発になり表層から底層まで栄養塩濃度が一様に高くなった。

塩分と対象とする物質の濃度（ここでは栄養塩濃度）の関係（mixing diagram）から、その物質が保存的な挙動を示すかどうかを判定することができる（Officer, 1979; Kemp & Boynton, 1984; Fisher et al., 1988; 松村ら, 2004; Wilkerson et al., 2006）。そこで、図 2.1.1-1 に示した厚岸湾南北ライン及び AL1, AL6 の地点における 2014 年 5 月のデータを用いて mixing diagram を作成した（図 4.3-1）。塩分と  $\text{NO}_2+\text{NO}_3$  濃度、 $\text{SiO}_2$  濃度の間にはそれぞれ負の相関がみられ、海水によって概ね保存的に希釈される挙動を示した。季節的にみると程度の違いはあるものの、 $\text{NO}_2+\text{NO}_3$ 、 $\text{SiO}_2$  の濃度変化には河川からの供給が、 $\text{NH}_4$  と  $\text{PO}_4$  は内部での再生産が大きく寄与していると考えられ、この特徴は Iizumi et al. (1995) と一致する。

微細藻類の組成比は C:N:P:Si = 106:16:1:16 に近い値をとることが知られている（Redfield et al., 1963; Brzezinski, 1985）。問題が指摘されているものの（例えば、山本ら, 2002）、試水中の DIN と DIP, DSi の比（DIN/DIP, DIN/DSi）を、どの元素が微細藻類の増殖に対して制限しているかについての簡便な指標とすることができる（Howarth, 1988; Del Amo et al., 1997; Slomp & Cappellen, 2004; 井上ら, 2005; 菅ら, 2011）。河川水の NP 比についてみると、別寒辺牛川では、大別川では、尾幌川では、尾幌分水では NP 比が 16 を上回り、概してリン制限環境下にあると考えられた。一方、厚岸湖・厚岸湾では河口に近い AL6 を除いて NP 比が 16 を上回ることがほとんどで、概して窒素制限環境下にあると考えられた。また、厚岸湾湾口の表層では DIN/DIP は 16, DIN/DSi は 1 よりも著しく低い値を示し、窒素源が枯渇していることがうかがえる（図 3.1.2-1）。続いて、各態栄養塩の濃度から増殖に関する制限要因を検討する。植物プランクトン（珪藻類）の DIN, DIP, DSi 取り込みの半飽和定数は値が大きいものでそれぞれ  $5.9 \mu\text{mol N L}^{-1}$ ,  $0.68 \mu\text{mol P L}^{-1}$ ,  $1.31 \mu\text{mol Si L}^{-1}$  である（菅ら, 2011）。この半飽和定数を現場の栄養塩濃度と比較すると、栄養塩濃度は DIP, DSi の半飽和定数と比較して DIN のそれを下回ることが多かった。そのため、先に示した栄養塩の組成比と同様に窒素が制限要因であることがうかがえた。一般的に微細藻類の増殖に関しては、淡水域ではリンが制限要因（Nedwell et al., 1999; 井上ら, 2005; Elser et al., 2007）、汽水域の上流部・下流部ではそれぞれリン、窒素が制限要因（Murrell et al., 2007）、海水域では窒素が制限要因となることが多い（Nixon, 1982; Howarth, 1988; Nedwell et al., 1999; Elser et al., 2007）。この傾向は本調査でも同様に確認され、加えてモデルでも塩分勾配に応じた NP 比の変動が再現された。

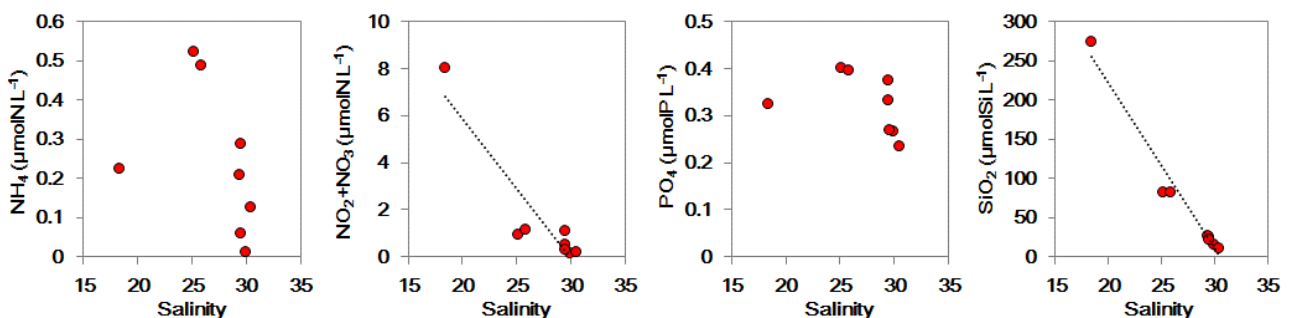


図 4.3-1 塩分と栄養塩 ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2+\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{SiO}_2$ ) 濃度の関係 (2014 年 5 月)

#### 4. 4 厚岸湖・厚岸湾の物質循環

厚岸湖－厚岸湾、厚岸湾－太平洋の間での窒素とリンの輸送量についてみると、どちらも栄養塩は厚岸湾、太平洋へと流出する傾向が示された。冬季を除いて元々の栄養塩濃度が低いため、基本的に栄養塩は厚岸湾から外洋へと流出する傾向にある（図 3.2.3-2）。門谷ら（1991）は大阪湾における窒素の収支を計算し、1日当たりのフラックスは河川流入が 180 ton day<sup>-1</sup>、外洋への流出は 167 ton day<sup>-1</sup>、植物プランクトンによる生産量は 760 ton day<sup>-1</sup>、動物プランクトンによる摂食量は 111 ton day<sup>-1</sup>であることを示した。また、藤原ら（2006）は瀬戸内海における窒素とリンに関して内海と外海の輸送量を見積り、夏季には外海から流入、秋季から冬季にかけては外海へと流出傾向にあることを明らかにした。

堆積物と水柱間での栄養塩フラックスに着目すると、NH<sub>4</sub>と PO<sub>4</sub>は堆積物から水柱へ、NO<sub>3</sub>は水柱から堆積物へと輸送される傾向にあり（図 3.2.3-4, 3.2.3-5）、沿岸域での先行研究（Trimmer et al., 1998）と同様の傾向であった。つまり、堆積物は NH<sub>4</sub>と PO<sub>4</sub>のソース、NO<sub>3</sub>はシンクとして作用していることが分かる。

沿岸域の堆積物中では脱窒により、多くの窒素が大気へと除去され、その量は外部からの負荷量の 20～50%にも達する（Seitzinger, 1988）。厚岸湖・厚岸湾における河川からの窒素負荷量と脱窒量を比較すると、15%程度が窒素ガスとして系外へと流出していた。このことから、沿岸域では脱窒作用を通じて窒素の除去源として寄与していることが分かる。

#### 4. 5 物質循環・栄養塩負荷量と基礎生産量の関係

モデルの結果からは、河川負荷量の増加に対して厚岸湖内の NO<sub>3</sub>濃度は大きく増加するが（図 3.3.1-1）、Chl-*a*濃度にはそれほど際立った変化が生じていない（図 3.1.1-7）。このような応答の差異についての主な要因として、①一次消費者（動物プランクトンや二枚貝類）による高い捕食圧の存在、②植物プランクトンの DIN（NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>）の利用特性の違い、③水温による生長制限の存在、が考えられる。

①一次消費者による高い捕食圧の存在：一次消費者の生産量（主に植物プランクトンの摂食量）は河川負荷量の増加に応じて増えていた（図 4.5-1）。そのため、増殖した植物プランクトンが直ちに摂食されることにより、目立った濃度変化に表れていないことが考えられる。

②植物プランクトンの DIN の利用特性の違い：植物プランクトンは NO<sub>3</sub>よりも NH<sub>4</sub>を選択的に取り込む傾向があることが知られている（Conway, 1977 ; Dortch, 1990）。NH<sub>4</sub>は NO<sub>3</sub>よりも還元的なため、より優先的に植物プランクトンに利用される。これは、NO<sub>3</sub>を利用する場合は細胞内で NO<sub>3</sub>を NH<sub>4</sub>に還元する必要があり、より多量のエネルギーと鉄及び硝酸・亜硝酸還元酵素などが必要となるためである。それにより、本モデルでも Wroblewski (1977) に倣い、NH<sub>4</sub>を選択的に取り込む効果を採用している。河川水中の NH<sub>4</sub>濃度は湖内の濃度とは大きく変わらず、厚岸湖内における NH<sub>4</sub>の主な供給源として内部での再生産が指摘されている（Iizumi et al., 1995）。河川から負荷される窒素は NO<sub>3</sub>が大部分を占めるが（表 4.2-2）、同濃度であれば NO<sub>3</sub>よりも NH<sub>4</sub>の方が生産に寄与することになる。

③水温による生長制限の存在：冬季の低水温時には負荷量の変動に対する Chl-*a*濃度及び生産性の応答は僅かであった（図 3.3.1-7, 3.3.2-1）。このときの栄養塩濃度は高いものの、水温が非常に低いため光合成速度が低く抑えられている。水温制限は指数関数的に応答するように設定しているため、低水温では大きく活性が低下することになる。

負荷量の増加に対して厚岸湖内の生産量も増加しているため、負荷量の変動に対する応答は直接的な



濃度変化が生じにくい可能性のある Chl-a 濃度ではなく基礎生産量という形で評価することが好ましいと考えられる。河川もしくは外洋からの栄養塩負荷量を減少させた場合でも、厚岸湖内の生産性が極端に大きく減少することはなかった。これは、系内の有機物の再生産によるところが大きいと考えられる。水深が浅い海域では、水柱内で有機物が完全に分解されずに海底まで到達しその後、堆積物内で栄養塩へと分解される。間隙水中の NH<sub>4</sub>、PO<sub>4</sub> 濃度は堆積物直上のそれと比べてはるかに高いため、拡散によって水柱に回帰する。つまり、堆積物は有機物のシンクとして、また、栄養塩のソースとして働くことが多い。系外（河川、外洋）からの負荷量が減少したとき、短期的には生産性がある程度維持されるが、長期的には海底からの栄養塩回帰量が減少し、生産性も大きく低下することが考えられる。現在のモデルは結氷期の存在により、4月から12月までの計算しか行うことができない。そのため、今後長期的な動態を計算できるモデルの開発が求められる。

河川からの過剰な負荷により沿岸域の環境が悪化する事例が数多く報告されているため（例えば、Rabalais et al., 1996 ; Cloern, 2001）、水質や低次生産性、高次生産等の変動について考慮し、様々な利害関係者にとっての適切な負荷量について検討することが重要である。

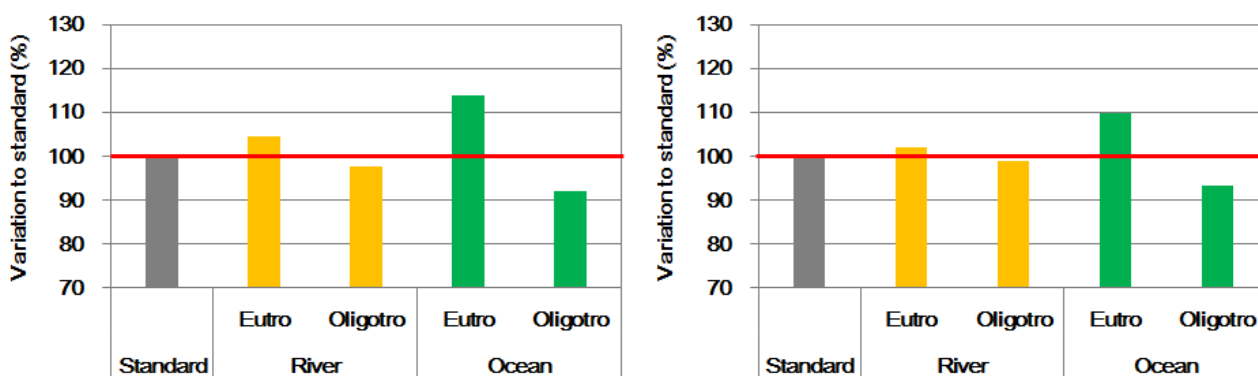


図 4.5-1 負荷量の変動に対する二枚貝類（左：マガキ，右：アサリ）の年間生産量の変化率。現況に対する変化率を示す。

#### 4. 6 沿岸域の生産性の特徴

河川からの栄養塩負荷量と植物プランクトンの基礎生産量の間には正の相関がみられることが湖沼生態系や汽水域生態系（Kemp & Boynton, 1984 ; Nixon & Buckley, 2002）で報告されている。本研究でも仮想的に河川からの負荷量を増加させた場合には生産量が向上した（表 3.3.2-1）。外洋からの栄養塩負荷量と沿岸域の基礎生産量の関係について言及した研究例はみられないが、本研究では開境界の栄養塩濃度を2倍にしたとき生産量は10%程度増加した。これまで、基礎生産量が大きい海域ほど漁獲量が多い傾向がみられることが示されている（Nixon, 1982）。また、この傾向は湖沼でも確認されている（Oglesby, 1977 ; Downing et al., 1990）。そのため、沿岸域の基礎生産量を見積もることは水産資源の管理の上で重要な課題といえ、基礎生産を支えるメカニズムを明らかにすることが不可欠である。

芳村・工藤（2003）は、北海道の噴火湾において河川からの栄養塩負荷量が湾内の基礎生産に与える影響を見積り、噴火湾全体の総生産に対する寄与率は非常に低いことを示した。有機物の分解等により再生された栄養塩による一次生産は「再生生産」、系外から供給された栄養塩による一次生産は「新生産」

と呼ばれる。窒素源として  $\text{NH}_4$  を利用するものを再生生産、 $\text{NO}_3$  を利用するものを新生産とする（但し、厳密には  $\text{NH}_4$  も系外から供給されている）。再生生産と新生産の和に対する新生産の比は  $f$  比と呼ばれるが、ここでは単に  $\text{NO}_3$  と  $\text{NH}_4$  の相対的な取り込み量の概念として取り扱うものとする。一般に、湧昇域を除く外洋においては下層から供給される栄養が有光層内の基礎生産に占める割合（ $f$  比）は 10~20% 程度と言われている。San Francisco Bay では春季のブルーム時には約 50% と高く、それ以外の期間は 20% 前後であった（Wilkerson et al., 2006）。富栄養化した閉鎖的沿岸海域である博多湾では、 $f$  比が 53% と高い割合である（柳・鬼塚, 1999）。本海域では、春季の厚岸湖内を除いて  $f$  比は低く、植物プランクトンの生産は主に再生産された  $\text{NH}_4$  によって支えられていることが分かる。この  $f$  比のバランスは、河川・外洋からの  $\text{NO}_3$ 、 $\text{NH}_4$  の供給や地下茎から堆積物中の豊富な  $\text{NH}_4$  を多く吸収し、水柱に回帰させるアマモ（Oshima et al., 1999）、 $\text{NH}_4$  の排泄速度の大きい懸濁物食性二枚貝（山室, 1992 ; Magni et al., 2000 ; Newell, 2004）の存在の影響を受けて変化するものである。

本研究では、沿岸域の生産に大きく寄与していると考えられる河川と外洋からの栄養塩フラックスを見積もった。しかし、栄養塩の供給源としては河川や外洋だけでなく大気（Scudlark & Church, 1993 ; Prospero et al., 1996）や地下水（SGD ; Zektser & Loaiciga, 1993 ; Moore, 1996 ; Taniguchi et al., 2002 ; Saito & Onodera, 2009）も存在する。特に地下水を通じての沿岸域への栄養塩フラックスが河川に匹敵する（Slomp & Cappellen, 2004 ; Kroeger et al., 2007）との報告もあり、これらの供給量の定量化が栄養塩循環を解明する上での今後の課題である。

## 5. 最後に

厚岸湖、厚岸湾における水質変動は流入河川や外洋の影響を受けるが、その程度は季節や場所によって大きく異なる。また、水質変動は河川水と外海水の単純な混合過程だけではなく、様々な生物化学過程によっても支配される。そのため、河川—厚岸湖—厚岸湾—太平洋という一連の水系を理解するためには、広範囲かつ四季を通じた物理・生物・化学それぞれの観点からの調査の継続が不可欠である。

## 引用文献

- Abe, H., N. Hasegawa, S. Yoon & M.J. Kishi, 2015. Evaluation of Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) growth and microphytobenthos resuspension in a subarctic lagoon in Japan. *Hydrobiologia* 758: 87-98.
- Akabane, H., M.J. Kishi, H. Mukai & H. Iizumi, 2003. The responses of the ecosystem of Akkeshi Lake, an estuary in northern Japan, to nutrients input from terrestrial area. *Bulletin on Coastal Oceanography* 40: 171-179 (in Japanese with English abstract).
- Blumberg A.F. & G.L. Mellor, 1987. A description of a three-dimensional coastal ocean circulation model. In *Three-Dimensional Coastal Models* (eds N.S. Heaps), American Geophysical Union, Washington D.C..
- Boyer, J.N., D.W. Stanley & R.R. Christian, 1994. Dynamics of  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{NO}_3^-$  uptake in the water column of the Neuse River estuary, North Carolina. *Estuaries* 17: 361-371.
- Brzezinski, M.A., 1985. The Si: C: N ratio of marine diatoms: Interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology* 21: 347-357.
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- Conway, H.L., 1977. Interaction of inorganic nitrogen in the uptake and assimilation by marine phytoplankton. *Marine Biology* 39: 221-232.
- Del Amo, Y., O.L. Pape, P. Tréguer, B. Quéguiner, A. Menesguen & A. Aminot, 1997. Impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems. I. Seasonal evolution of nutrient limitation for the diatom-dominated phytoplankton of the Bay of Brest (France). *Marine Ecology Progress Series* 161: 213-224.
- Dortch, Q., 1990. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 61: 183-201.
- Downing, J.A., C. Plante & S. Lalonde, 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1929-1936.
- Elser, J.J., M.E.S. Bracken, E.E. Cleland, D.S. Gruner, W.S. Harpole, H. Hillebrand, J.T. Nagai, E.W. Seabloom, J.B. Shurin & J.E. Smith, 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorous limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135-1142.
- Emery, W.J. & J. Meincke, 1986. Global water masses: summary and review. *Oceanologica Acta* 9: 383-391.

- Fisher, T.R., L.W. Harding, D.W. Stanley & L.G. Ward, 1988. Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 27: 61-93.
- Fujiwara, T., S. Kobayashi, M. Kunii & N. Uno, 2006. Nitrogen and phosphorous in Seto Inland Sea: Their origin, budget and variability. *Bulletin on Coastal Oceanography* 43: 129-136 (in Japanese with English abstract).
- Hanawa, K. & H. Mitsudera, 1987. Variation of water system distribution in the Sanriku coastal area. *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 42: 435-446.
- Hasegawa, T., I. Koike & H. Mukai, 2001. Release of dissolved organic nitrogen by a planktonic community in Akkeshi Bay. *Aquatic Microbial Ecology* 24: 99-107.
- Hasegawa, N., M. Hori & H. Mukai, 2008. Seasonal changes in eelgrass functions: current velocity reduction, prevention of sediment resuspension, and control of sediment-water column nutrient flux in relation to eelgrass dynamics. *Hydrobiologia* 596: 387-399.
- Hirose, N., C.-H. Kim & J.-H. Yoon, 1996. Heat budget in the Japan Sea. *Journal of Oceanography* 52: 553-574.
- Honda, S., O. Shida & O. Yamamura, 2003. Life history of walleye Pollock, *Theragra chalcogramma*, in the coastal Oyashio region of Hokkaido. *Bulletin on Coastal Oceanography* 41: 39-47.
- Howarth, R.W., 1988. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 89-110.
- Iizumi, H. S. Taguchi, T. Minami, H. Mukai & S. Maekawa, 1995. Distribution and variability of nutrients, chlorophyll a, particulate organic matters, and their carbon and nitrogen contents, in Akkeshi-Ko, an estuary in northern Japan. *Bulletin of the Hokkaido National Fisheries Research Institute* 59: 43-64.
- Ileva N.Y., H. Shibata, F. Satoh, K. Sasa & H. Ueda, 2009. Relationship between the riverine nitrate-nitrogen concentration and the land use in the Teshio River watershed, North Japan. *Sustainability Science* 4: 189-198.
- Inoue, K., S. Takeda, K. Okamoto & K. Furuya, 2005. Long-term changes in riverine loadings and bottom-water characteristics in the main basin of Hamana Bay. *Bulletin on Coastal Oceanography* 42: 141-150 (in Japanese with English abstract).
- Isoda, Y. & M.J. Kishi, 2003. A summary of "Coastal Oyashio" symposium. *Bulletin on Coastal Oceanography* 41: 1-3 (in Japanese with English abstract).

- Isoda, Y., H. Kuroda, T. Myousyo & S. Honda, 2003. Hydrographic feature of coastal Oyashio and its seasonal variation. *Bulletin on Coastal Oceanography* 41: 5-12 (in Japanese with English abstract).
- Iwatani, H., T. Wada, K. Sakamoto, I. Kudo & K. Chikita, 2013. Mechanism of nutrient supply from the Tokachi River catchment considering characteristics of discharge and land use. *Journal of Japanese Association of Hydrological Sciences* 43: 3-24.
- Jickells, T.D., 1998. Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science* 281: 217-222.
- Kasai, H., H. Saito, A. Yoshimori & S. Taguchi, 1997. Variability in timing and magnitude of spring bloom in the Oyashio region, the western subarctic Pacific off Hokkaido, Japan. *Fisheries Oceanography* 6: 118-129.
- Kemp, W.M. & W.R. Boynton, 1984. Spatial and temporal coupling of nutrient inputs to estuarine primary production: The role of particulate transport and decomposition. *Bulletin of Marine Science* 35: 522-535.
- Kono, T., M. Foreman, P. Chandler & M. Kashiwai, 2004. Coastal Oyashio of Hokkaido, Japan. *Journal of Physical Oceanography* 34: 1477-1494.
- Kroeger, K.D., P.W. Swarzenski, Wm.J. Greenwood & C. Reich, 2007. Submarine groundwater discharge to Tampa Bay: Nutrient fluxes and biogeochemistry of the coastal aquifer. *Marine Chemistry* 104: 85-97.
- Kusaka, A., T. Ono, T. Azumaya, H. Kasai, S. Oguma, Y. Kawasaki & K. Hirakawa, 2009. Seasonal variations of oceanographic conditions in the continental shelf area off the eastern Pacific coast of Hokkaido, Japan. *Oceanography in Japan* 18: 135-156.
- Magni, P., S. Montani, C. Takada & H. Tsutsumi, 2000. Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Ecology Progress Series* 198: 139-155.
- Maita, Y. & K. Toya, 1986. Characteristics on the distribution and composition of nutrients in subarctic regions. *Bulletin of the Japanese Society of Fisheries Oceanography* 50: 105-113.
- Matsumura, T., T. Ishimaru & M. Imamura, 2004. Benthic flux of phosphorous and seasonal variation of oceanic structures. *Bulletin on Coastal Oceanography* 41: 143-151 (in Japanese with English abstract).
- McKenna, J., A. Cooper & A.M. O'Hagan, 2008. Managing by principle: A critical analysis of the European principles of Integrated Coastal Zone Management (ICZM). *Marine Policy* 32: 941-955.

- Mizuta, H., 2003. Distribution of *Laminaria* species in the coastal Oyashio region and their nutrient requirements. *Bulletin on Coastal Oceanography* 41: 33-38 (in Japanese with English abstract).
- Mokhtar, M.B. & S. Aziz, 2003. Integrated coastal zone management using the ecosystems approach, some perspectives in Malaysia. *Ocean & Coastal Management* 46: 407-419.
- Montani, S., Y. Managaki & S. Shibamura, 2011. The structural changes in biological productivity due to the progress of dairy in Lake Furen. *Bulletin on Coastal Oceanography* 49: 59-67 (in Japanese with English abstract).
- Montani, S., Y. Mishima & T. Okaichi, 1991. Nitrogen and phosphorous circulation and eutrophic feature related with the marine organisms in Osaka Bay. *Bulletin on Coastal Oceanography* 29: 13-27 (in Japanese with English abstract).
- Moore, W.S., 1996. Large groundwater inputs to coastal waters revealed by <sup>226</sup>Ra enrichments. *Nature* 380: 162-164.
- Murrell, M.C., J.D. Hagy, E.M. Lores & R.M. Greene, 2007. Phytoplankton production and nutrient distributions in a subtropical estuary: Importance of freshwater flow. *Estuaries and Coasts* 30: 390-402.
- Nagata, Y., S. Oguma, K. Nagase, K. Aikawa, I. Tanaka, A. Nakata & M. Natsume, 2009. Seasonal variation of the East Hokkaido Coastal Current (the Coastal Oyashio and the East Hokkaido Warm Current). *La mer* 47: 29-42 (in Japanese with English abstract).
- Nakamura, Y., 2010. The role of sediment oxygen demand in formation and development of coastal water hypoxia. *Bulletin on Coastal Oceanography* 48: 17-27 (in Japanese with English abstract).
- Nedwell, D.B., T.D. Jickells, M. Trimmer & R. Sanders, 1999. Nutrients in estuaries. In: Nedwell, D.B. & D.G. Raffaelli (eds) *Advances in Ecological Research: Estuaries* 29. Academic Press, San Diego, CA.
- Newell, R.I.E., 2004. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. *Journal of Shellfish Research* 23: 51-61.
- Nixon, S.W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanologica Acta*: 357-371.
- Nixon, S.W., 1988. Physical energy inputs and the comparative ecology of lake and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 33: 1005-1025.
- Nixon, S.W. & B.A. Buckley, 2002. "A strikingly rich zone"- Nutrient enrichment and secondary production in

coastal marine ecosystems. *Estuaries* 25: 782-796.

Officer, C.B., 1979. Discussion of the behaviour of nonconservative dissolved constituents in estuaries. *Estuarine and Coastal Marine Science* 9: 91-94.

Oglesby, R.T., 1977. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production, and morphoedaphic factors. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 2271-2279.

Ohtani, K., 1971. Studies on the change of the hydrographic conditions in the Funka Bay II. Characteristics of the waters occupying the Funka Bay. *Bulletin of the Faculty of Fisheries Hokkaido University* 22: 58-66 (in Japanese with English abstract).

Oshima, Y., M.J. Kishi & H. Mukai, 2006. Numerical study on nutrient cycles in Akkeshi Estuary focused on the influence of bivalve. *Japanese Journal of Benthology* 61: 66-76 (in Japanese with English abstract).

Oshima, Y., M.J. Kishi & T. Sugimoto, 1999. Evaluation of the nutrient budget in a seagrass bed. *Ecological Modelling* 115: 19-33.

Paerl, H.W. & M.F. Piehler, 2008. Nitrogen and marine eutrophication. In *Nitrogen in the marine environment*: 529-568.

Prospero, J.M., K. Barrett, T. Church, F. Dentener, R.A. Duce, J.N. Galloway, H. Levy, J. Moody & P. Quinn, 1996. Atmospheric deposition of nutrients to the North Atlantic Basin. *Biogeochemistry* 35: 27-73.

Rabalais, N.N., R.E. Turner, Q. Dortch, W.J. Wiseman Jr. & B.K.S. Gupta, 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 29: 386-407.

Redfield, A.C., B.H. Ketchum & F.A. Richards, 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill, M.N. (Ed.), *The Sea.*, Vol. 2. Interscience Publishers, New York, pp. 26-77.

Retamal, L., S. Bonilla & W.F. Vincent, 2008. Optical gradients and phytoplankton production in the Mackenzie River and the coastal Beaufort Sea. *Polar Biology* 31: 363-379.

Rysgaard, S., N. Risgaard-Petersen, N.P. Sloth, K. Jensen & L.P. Nielsen, 1994. Oxygen regulation of nitrification and denitrification in sediments. *Limnology and Oceanography* 39: 1643-1652.

Ryther, J.H., 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* 166: 72-76.

- Saito, M. & S. Onodera, 2009. Characteristics of seasonal NO<sub>3</sub>-N discharge by groundwater in a coastal agricultural catchment. *Japanese Journal of Limnology* 70: 141-151.
- Saito, H., A. Tsuda & H. Kasai, 2002. Nutrient and plankton dynamics in the Oyashio region of the western subarctic Pacific ocean. *Deep-Sea Research II* 49: 5463-5486.
- Scudlark, J.R. & T.M. Church, 1993. Atmospheric input of inorganic nitrogen to Delaware Bay. *Estuaries* 16: 747-759.
- Seitzinger, S.P., 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography* 33: 702-724.
- Seitzinger, S.P. & R.W. Sanders, 1997. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 159: 1-12.
- Shimizu, M. & Y. Isoda, 1999. Flow structure of the coastal Oyashio on the shelf area of Hidaka Bay. *Bulletin on Coastal Oceanography* 36: 163-169 (in Japanese with English abstract).
- Shinada, A., T. Ikeda, S. Ban & A. Tsuda, 2001. Seasonal dynamics of planktonic food chain in the Oyashio region, western subarctic Pacific. *Journal of Plankton Research* 23: 1237-1247.
- Slomp, C.P. & P. van Cappellen, 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impacts. *Journal of Hydrology* 295: 64-86.
- Suga, N., S. Shibanuma, T. Yamada, N. Higaki & S. Montani, 2011. Spatial-temporal distribution and origin of nutrients in the subarctic lagoon of Hichirippu (Hokkaido, Japan). *Oceanography in Japan* 20: 19-36 (in Japanese with English abstract).
- Suzuki, R. & T. Ishimaru, 1990. An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using *N,N*-dimethylformamide. *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 46: 190-194.
- Tagliani, P.R.A., H. Landazuri, E.G. Reis, C.R. Tagliani, M.L. Asmus & A. Sánchez-Arcilla, 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing country. *Ocean & Coastal Management* 46: 807-822.
- Taguchi, S., K. Iseki & T. Kawamura, 1977. The estimation of annual production by phytoplankton in Akkeshi Bay, Japan. *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 33: 97-102.



- Takizawa, T., 1982. Characteristics of the Soya Warm Current in the Okhotsk Sea. *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 38: 281-292.
- Tanaka, K., M. Toyokawa, T. Sawada, T. Yanagisawa & N. Kuroda, 2003. Effects of the soil phosphorous load on the coastal marine environments. *Bulletin on Coastal Oceanography* 40: 131-139 (in Japanese with English abstract).
- Taniguchi, M., W.C. Burnett, J.E. Cable & J.V. Turner, 2002. Investigation of submarine groundwater discharge. *Hydrological Processes* 16: 2115-2129.
- Trimmer, M., D.B. Nedwell, D.B. Sivyer & S.J. Malcolm, 1998. Nitrogen fluxes through the lower estuary of the river Great Ouse, England: the role of the bottom sediments. *Marine Ecology Progress Series* 163: 109-124.
- Ueda, S. & N. Ogura, 1989. Determination of denitrification activity in bottom sediment of Lake Teganuma and its role in selfpurification of the lake. *Japanese Journal of Limnology* 50: 15-24 (in Japanese with English abstract).
- Welschmeyer, N.A., 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography* 39: 1985-1992.
- Wilkerson, F.P., R.C. Dugdale, V.E. Hogue & A. Marchi, 2006. Phytoplankton blooms and nitrogen productivity in San Francisco Bay. *Estuaries and Coasts* 29: 401-416.
- Woli, K.P., T. Nagumo, K. Kuramochi & R. Hatano, 2004. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Science of the Total Environment* 329: 61-74.
- Wroblewski, J.S., A model of phytoplankton plume formation during variable Oregon upwelling. *Journal of Marine Research* 35: 357-394.
- Yamamoto, T., T. Hashimoto, K. Tsuji, O. Matsuda & K. Tarutani, 2002. Spatial and temporal variations of biophilic elements in Hiroshima Bay, Japan, during 1991-2000, with special reference to the deviation of phytoplanktonic C : N : P ratio from the Redfield ratio. *Bulletin on Coastal Oceanography* 39: 163-169 (in Japanese with English abstract).
- Yamamuro, M., 1992. Problems in studying nitrogen cycling through filter-feeding bivalve and phytoplankton: A review. *Japanese Journal of Benthology* 42: 29-38 (in Japanese with English abstract).
- Yanada, M. & Y. Maita, 2000. Regional characteristics of dissolved nitrogen compound concentrations in porewater of marine sediment. *Bulletin of the Society of Sea Water Science, Japan* 54: 234-241.

- Yanagi, T. & G. Onizuka, 1999. Numerical model on the lower trophic level ecosystem in Hakata Bay. *Oceanography in Japan* 8: 245-251 (in Japanese with English abstract).
- Yasuma, H., T. Oshima, S. Honda, K. Miyashita & I. Aoki, 2010. Acoustic biomass estimate of California headlightfish *Diaphus theta*, off eastern Hokkaido, Japan. *Nippon Suisan Gakkaishi* 76: 362-369 (in Japanese with English abstract).
- Yoon, S., Y. Sakanishi & M.J. Kishi, 2011. Estimation of particulate organic carbon flux produced from eelgrass, *Zostera marina* L., in a subarctic estuary of Hokkaido, Japan. *Current Development in Oceanography* 3: 1-32.
- Yoshimori, A., J. Ishizaka, T. Kono, H. Kasai, H. Saito, M.J. Kishi & S. Taguchi, 1995. Modeling of spring bloom in the western subarctic Pacific (off Japan) with observed vertical density structure. *Journal of Oceanography* 51: 471-488.
- Yoshimura, T. & I. Kudo, 2003. Riverine nutrient loadings and their impact on primary production in Funka Bay, Japan. *Oceanography in Japan* 12: 185-193 (in Japanese with English abstract).
- Zektser, I.S. & H.A. Loaiciga, 1993. Groundwater fluxes in the global hydrologic cycle: past, present and future. *Journal of Hydrology* 144: 405-427.

付録 1

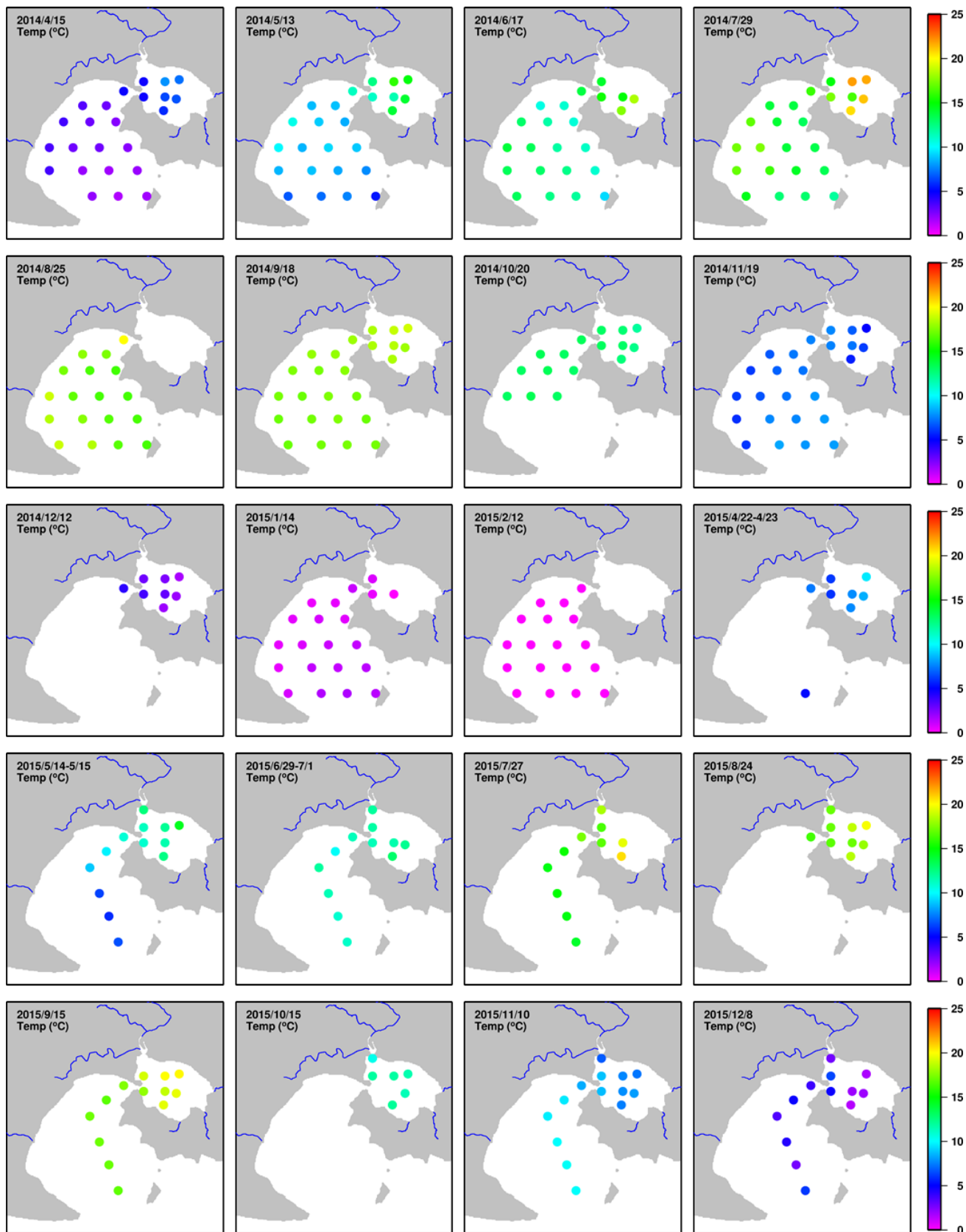


図 1 - 1 表層水温の水平分布 (2014 年 4 月 ~ 2015 年 12 月)

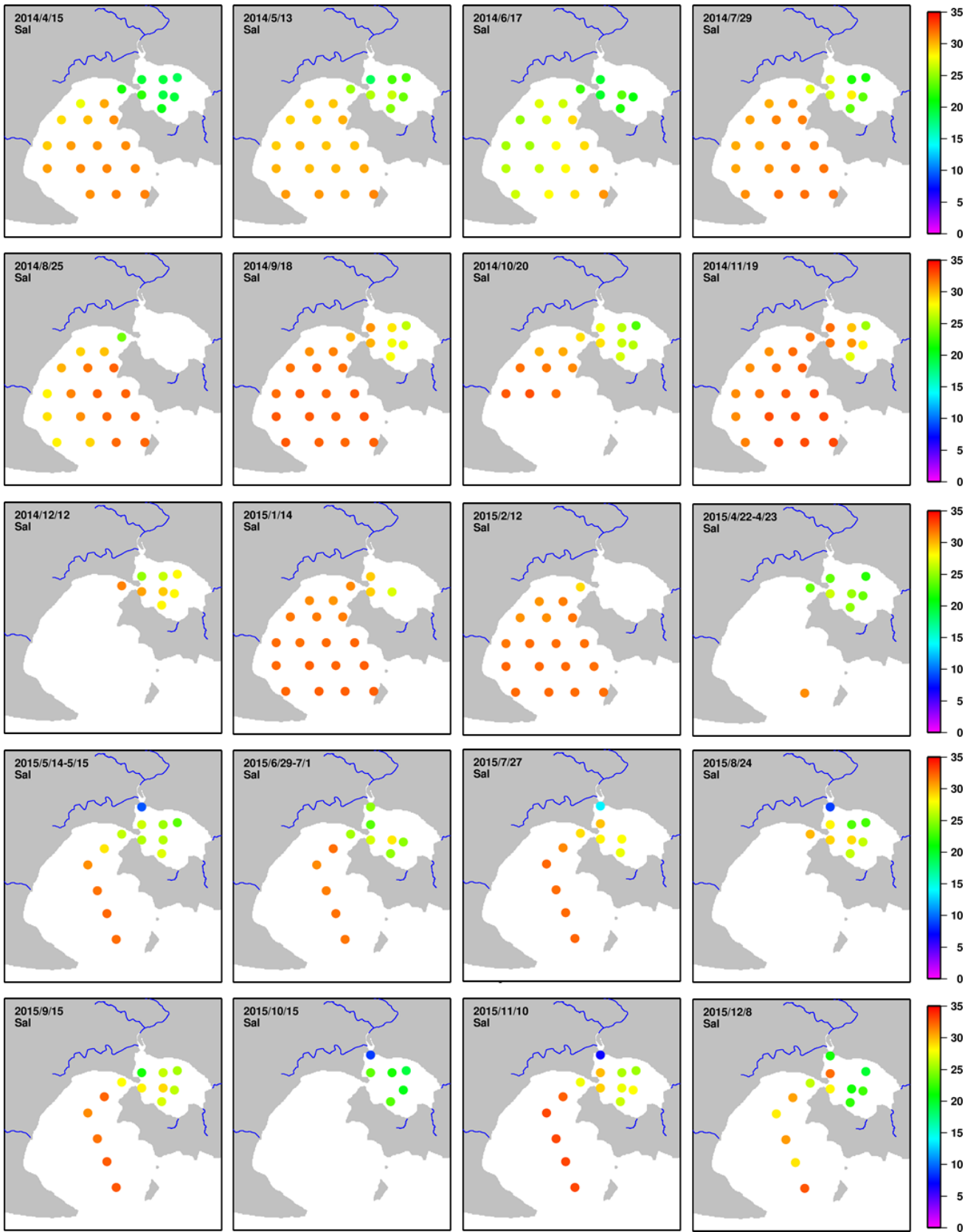


図1-2 表層塩分の水平分布 (2014年4月~2015年12月)

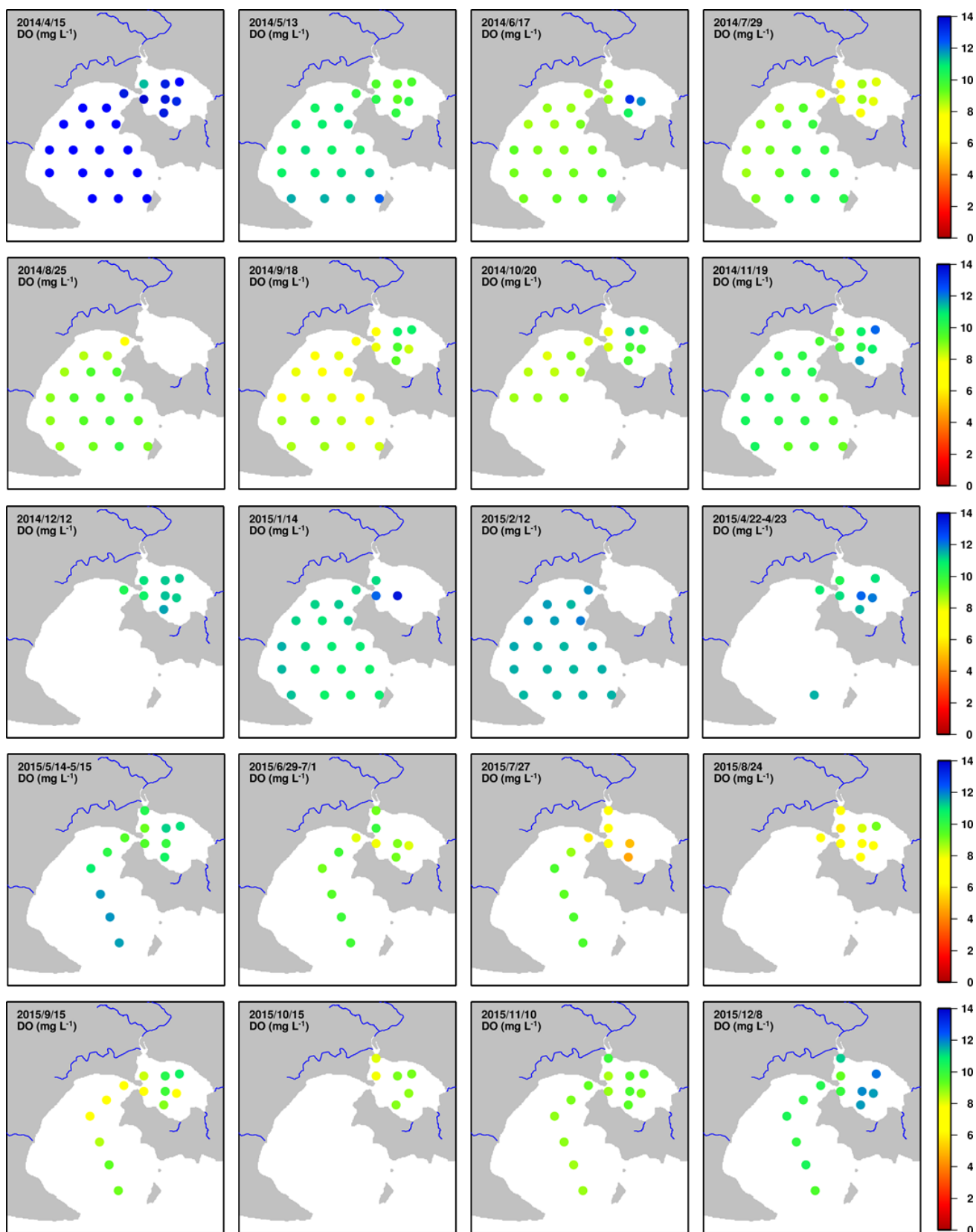


図 1 - 3 表層溶存酸素濃度 (DO) の水平分布 (2014 年 4 月~2015 年 12 月)

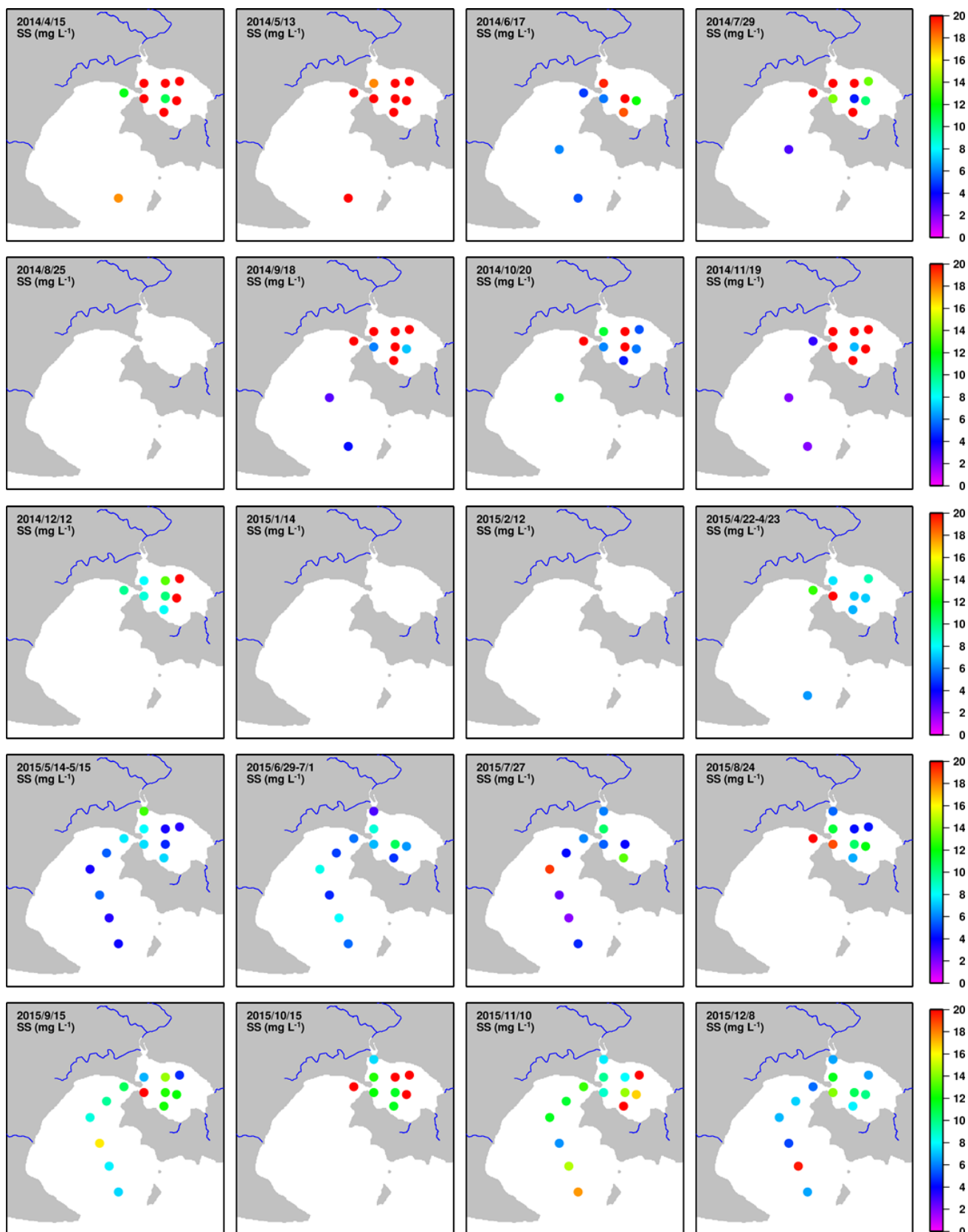


図 1-4 表層懸濁物濃度 (SS) の水平分布 (2014 年 4 月~2015 年 12 月)

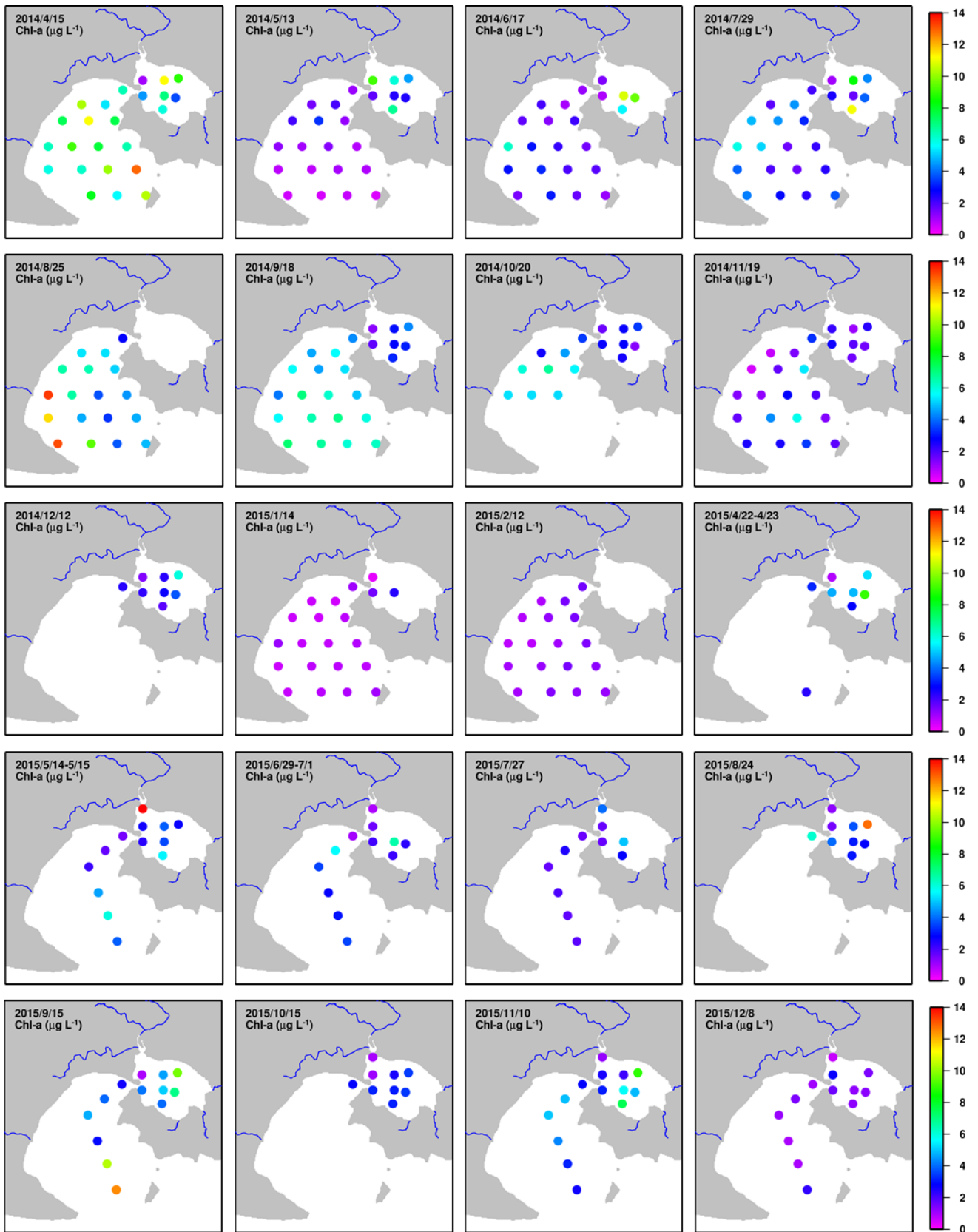


図 1 - 5 表層 Chl-a 濃度の水平分布 (2014 年 4 月 ~ 2015 年 12 月)

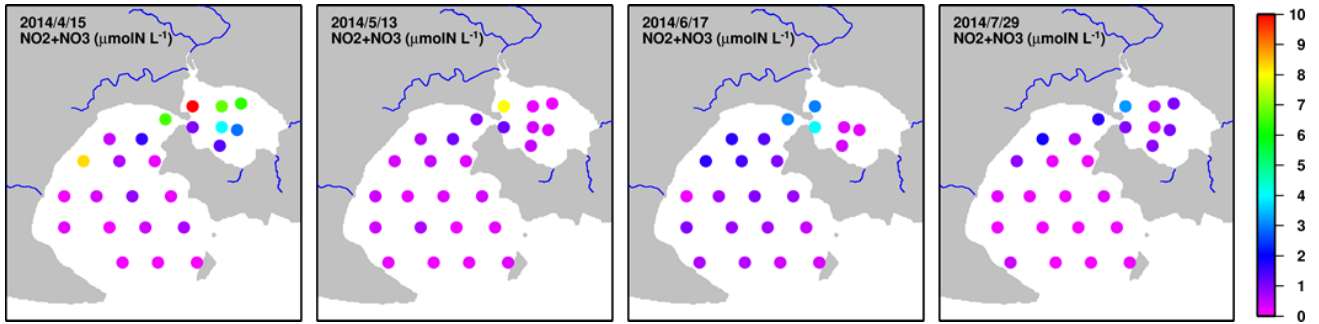


図 1-6 表層 NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub> 濃度の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)

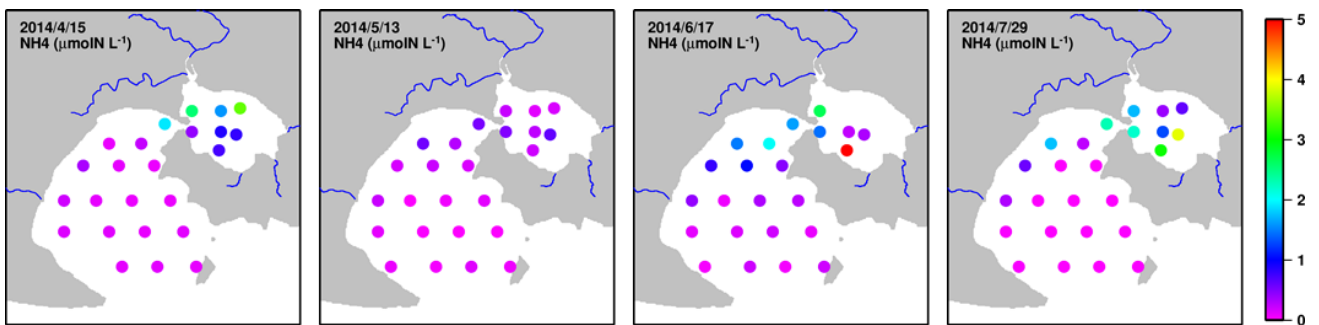


図 1-7 表層 NH<sub>4</sub> 濃度の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)

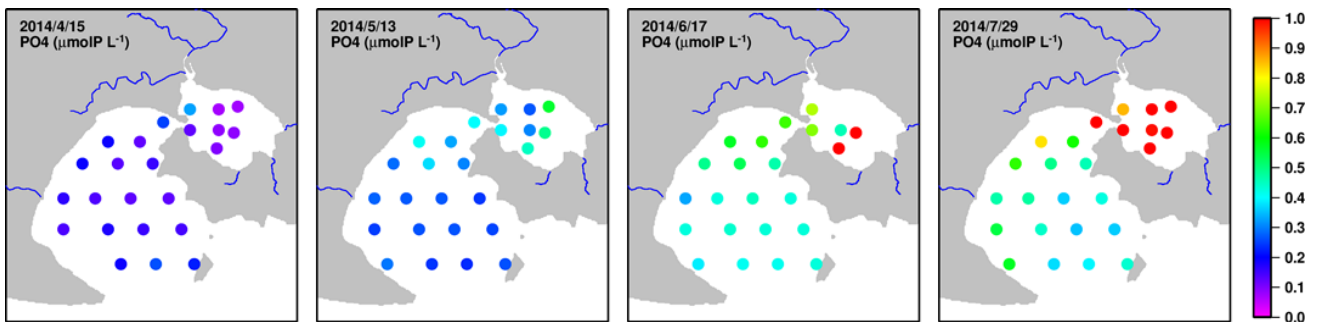


図 1-8 表層 PO<sub>4</sub> 濃度の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)

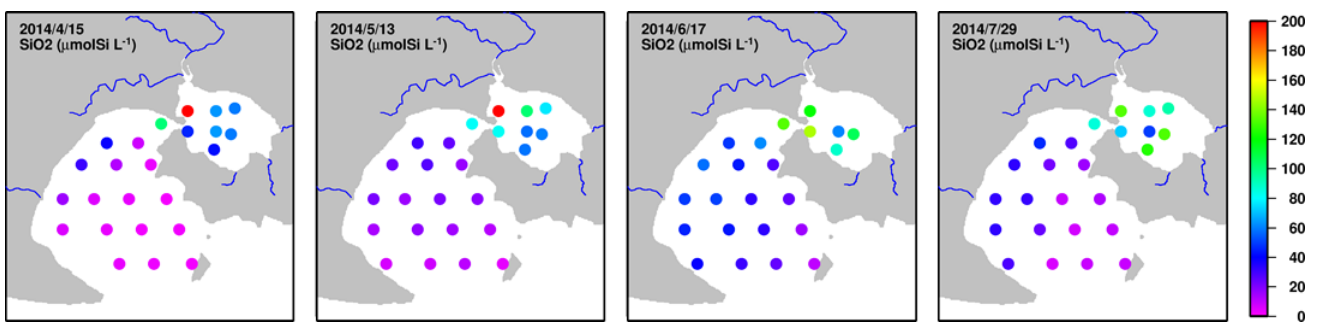


図 1-9 表層 SiO<sub>2</sub> 濃度の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)



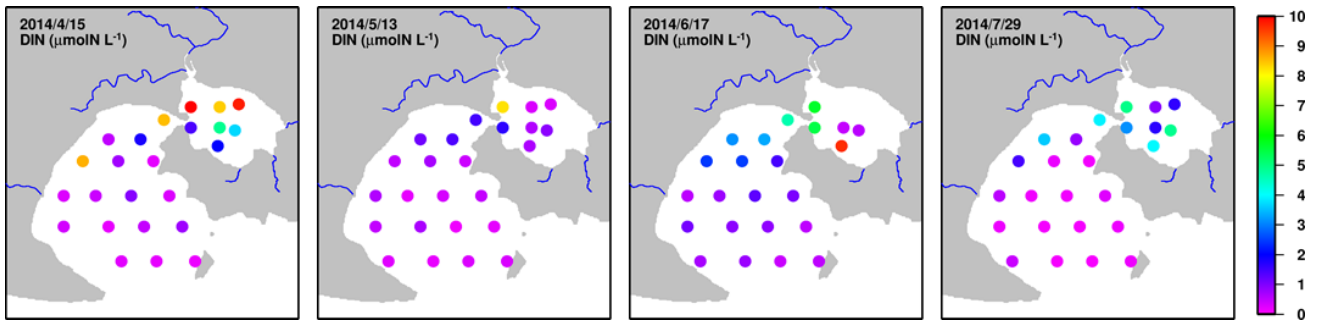


図 1-10 表層 DIN 濃度の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)

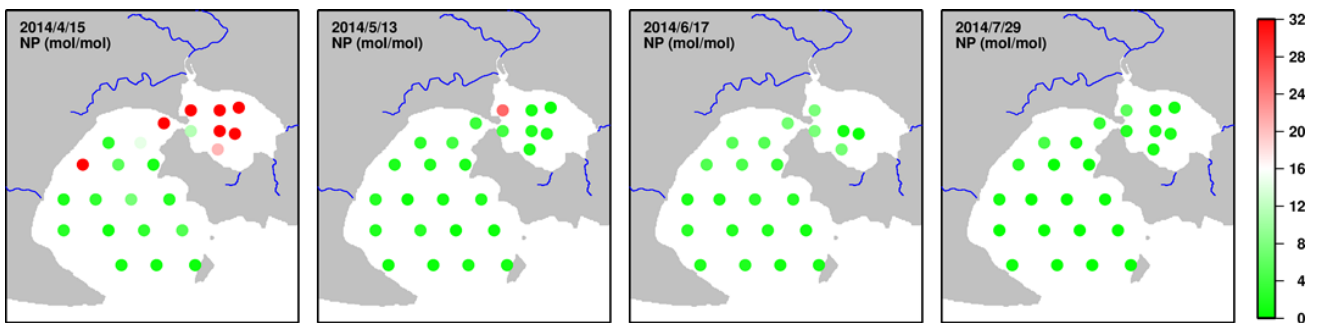


図 1-11 表層 DIN/DIP の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)

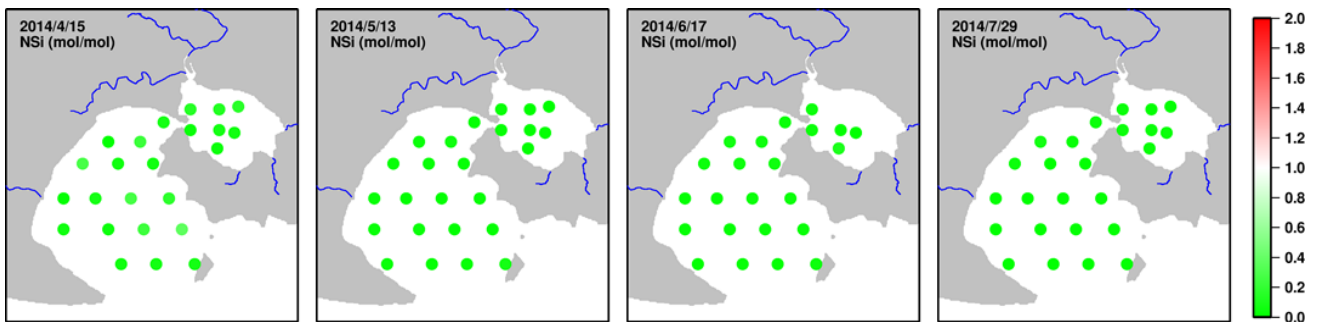


図 1-12 表層 DIN/DSi の水平分布 (2014 年 4 月~2014 年 7 月)

## 付録 2

NO<sub>3</sub> (μmol N L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dNO_3}{dt} = -\text{Photosynthesis of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI) + \text{Respiration of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI) \\ + \text{Nitrification} \pm \text{Diffusion between sediment}$$

NH<sub>4</sub> (μmol N L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dNH_4}{dt} = -\text{Photosynthesis of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI) + \text{Respiration of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI) \\ - \text{Nitrification} + \text{Mineralization of } (PON, DON) - \text{Excretion of } (ZOO, OYS) \\ \pm \text{Diffusion between sediment}$$

PO<sub>4</sub> (μmol P L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dPO_4}{dt} = -\text{Photosynthesis of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI) + \text{Respiration of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI) \\ + \text{Mineralization of } (POP, DOP) - \text{Excretion of } (ZOO, OYS) \pm \text{Diffusion between sediment}$$

DON (μmol N L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dDON}{dt} = \text{Decomposition of } PON - \text{Mineralization into } NH_4 \\ + \text{Extracellular excretion of } (PHY, SBA, EPI, EEL_{ag}) \pm \text{Diffusion between sediment}$$

DOP (μmol P L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dDOP}{dt} = \text{Decomposition of } POP - \text{Mineralization into } PO_4 \\ + \text{Extracellular excretion of } (PHY, SBA, EPI, EEL_{ag}) \pm \text{Diffusion between sediment}$$

PON (μmol N L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dPON}{dt} = -\text{Decomposition into } DON - \text{Mineralization into } NH_4 + \text{Egestion of } (ZOO, OYS) \\ + \text{Mortality of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI, ZOO) - \text{Grazing by } OYS - \text{Settling}$$

POP (μmol P L<sup>-1</sup>)

$$\frac{dPOP}{dt} = -\text{Decomposition into } DOP - \text{Mineralization into } PO_4 + \text{Egestion of } (ZOO, OYS) \\ + \text{Mortality of } (PHY, SBA, EEL_{ag}, EPI, ZOO) - \text{Grazing by } OYS - \text{Settling}$$

PHY ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ )

$$\frac{dPHY}{dt} = \text{Photosynthesis} - \text{Respiration} - \text{Extracellular excretion} - \text{Mortality} \\ - \text{Grazing by (ZOO, OYS, MC)} - \text{Settling}$$

SBA ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ )

$$\frac{dSBA}{dt} = \text{Photosynthesis} - \text{Respiration} - \text{Extracellular excretion} - \text{Mortality} \\ - \text{Grazing by (ZOO, OYS, MC)} + \text{Resuspension} - \text{Settling}$$

ZOO ( $\mu\text{mol N L}^{-1}$ )

$$\frac{dZOO}{dt} = \text{Grazing of (PHY, SBA)} - \text{Excretion} - \text{Egestion} - \text{Mortality}$$

EPI ( $\text{mg Chl-a m}^{-2}$ )

$$\frac{dEPI}{dt} = \text{Photosynthesis} - \text{Respiration} - \text{Extracellular excretion} - \text{Mortality}$$

EEL<sub>ag</sub> ( $\text{g DW m}^{-2}$ )

$$\frac{dEEL_{ag}}{dt} = \text{Photosynthesis} - \text{Respiration} - \text{Extracellular excretion} - \text{Mortality}$$

OYS ( $\text{g DW m}^{-2}$ ;  $\text{gDW ind.}^{-1}$ ;  $\text{ind. m}^{-2}$ )

$$\frac{dOYS}{dt} = \text{Ingestion of (PHY, SBA, PON)} - \text{Excretion} - \text{Egestion} - \text{Reproduction} - \text{Mortality} \\ + \text{Recruitment} - \text{Harvest}$$

Nos ( $\text{mg N g DW}^{-1}$ )

$$\frac{dN_{os}}{dt} = -\text{Decomposition into } DON_{sd} - \text{Mineralization into } NH_{4sd} + \text{Settling of PON} - \text{Sedimentation}$$

NH<sub>4sd</sub> ( $\mu\text{mol N L}^{-1}$ )

$$\frac{dNH_{4sd}}{dt} = +\text{Mineralization of (} N_{os}, DON_{sd} \text{)} - \text{Nitrification} - \text{Adsorption} + \text{Desorption} \\ - \text{Photosynthesis of MPB} + \text{Respiration of MPB} - \text{Uptake of } EEL_{bg} + \text{Respiration of } EEL_{bg} \\ - \text{Excretion of MC} \pm \text{Diffusion}$$

$\text{NO}_{3sd}$  ( $\mu\text{mol N L}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{NO}_{3sd}}{dt} = +\text{Nitrification} - \text{Denitrification} - \text{Photosynthesis of MPB} + \text{Respiration of MPB} \\ - \text{Uptake of EEL}_{bg} + \text{Respiration of EEL}_{bg} \pm \text{Diffusion}$$

$\text{DON}_{sd}$  ( $\mu\text{mol N L}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{DON}_{sd}}{dt} = +\text{Decomposition of } N_{os} - \text{Mineralization into } \text{NH}_{4sd} + \text{Extracellular excretion of (MPB, EEL}_{bg}) \\ \pm \text{Diffusion}$$

$\text{NH}_{4ad}$  ( $\text{mg N g DW}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{NH}_{4ad}}{dt} = +\text{Adsorption} - \text{Desorption} - \text{Sedimentation}$$

$\text{Pos}$  ( $\text{mg P g DW}^{-1}$ )

$$\frac{dP_{os}}{dt} = -\text{Decomposition into } \text{DOP}_{sd} - \text{Decomposition into } \text{PO}_{4sd} + \text{Settling of POP} - \text{Sedimentation}$$

$\text{PO}_{4sd}$  ( $\mu\text{mol P L}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{PO}_{4sd}}{dt} = +\text{Mineralization of } (P_{os}, \text{DOP}_{sd}) - \text{Adsorption} + \text{Desorption} \\ - \text{Photosynthesis of MPB} + \text{Respiration of MPB} - \text{Uptake of EEL}_{bg} + \text{Respiration of EEL}_{bg} \\ \pm \text{Diffusion}$$

$\text{DOP}_{sd}$  ( $\mu\text{mol P L}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{DOP}_{sd}}{dt} = +\text{Decomposition of } P_{os} - \text{Mineralization into } \text{PO}_{4sd} + \text{Extracellular excretion of (MPB, EEL}_{bg}) \\ \pm \text{Diffusion}$$

$\text{PO}_{4ad}$  ( $\text{mg P g DW}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{PO}_{4ad}}{dt} = +\text{Adsorption} - \text{Desorption} - \text{Sedimentation}$$

$\text{DO}_{sd}$  ( $\text{mg L}^{-1}$ )

$$\frac{d\text{DO}_{sd}}{dt} = \\ + \text{Photosynthesis of MPB} - \text{Respiration of MPB} - \text{Respiration of MC} \pm \text{Diffusion}$$

MPB ( $\mu\text{g Chl-a g DW}^{-1}$ )

$$\frac{dMPB}{dt} = +\text{Photosynthesis} - \text{Respiration} - \text{Extracellular excretion} - \text{Mortality} \\ - \text{Resuspension} + \text{Settling of SBA} - \text{Sedimentation}$$

EEL<sub>bg</sub> (g DW m<sup>-2</sup>)

$$\frac{dEEL_{bg}}{dt} = \text{Uptake} - \text{Respiration} - \text{Extracellular excretion} - \text{Mortality}$$

MC (g DW m<sup>-2</sup>; gDW ind.<sup>-1</sup>; ind. m<sup>-2</sup>)

$$\frac{dMC}{dt} = \text{Ingestion of (PHY, SBA)} - \text{Excretion} - \text{Egestion} - \text{Reproduction} - \text{Mortality} \\ + \text{Recruitment} - \text{Harvest}$$

- 分解 (decomposition) : 高分子有機物が低分子有機物に変換される過程。
- 無機化 (mineralization) : 分解過程により生成された低分子有機物が無機物に変換される過程。
- 硝化 (nitrification) : 酸化条件下で硝化細菌により、アンモニア態窒素が亜硝酸態窒素を経て硝酸態窒素へと酸化される過程。
- 脱窒 (denitrification) : 還元的条件下で脱窒細菌により、硝酸態窒素が窒素ガスへと還元される過程。