

## 厚岸湖における物質循環の評価 ―数値シミュレーションによる解析―

北海道大学大学院 環境科学院 阿部博哉

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 厚岸臨海実験所 伊佐田智規

### 1. 研究目的

#### 沿岸域の特徴

陸と海の接点に位置する沿岸域は淡水と海水が混じり合う複雑な環境をもち、水深が浅いため水柱と堆積物を通した物質の交換が盛んである。沿岸域は外洋域と比較して生産性が高い水域であるが (Ryther, 1969), 同時に人間活動の影響を強く受ける場所でもある。沿岸域では、河川負荷の増大や河川改変による水質悪化 (清木ら, 1998), 貧酸素水塊の発生とそれに伴う二枚貝類の大量死 (武田・石田, 2007; 平野ら, 2010), 海草藻場の減少 (山北ら, 2005) など、様々な問題が報告されてきた。

#### 数値シミュレーションの利点

環境劣化を修復・軽減していくためには、生態系の相互作用を定量的に評価し、物質循環形態を把握することが重要であると考えられる。このような問題に対して、物理・生物・化学過程の相互作用を表現できる数値シミュレーション (生態系モデル) は、環境に対する生態系の応答を機構的に解明できる有効なツールとして利用されてきた (e. g., 赤羽ら, 2003; 北澤ら, 2003)。生態系モデルの利点として重光・山中 (2011) は、①「観測データを説明するための仮説」の妥当性検討への使用, ②観測データの内挿・外挿および収支計算への使用, ③「観測されていないデータに対する知見」を得ることへの使用を挙げている。

#### 目的

厚岸湖には干潟や広大な海草藻場が存在し、生産性が高いことが知られている。生態系の構造を把握する上で窒素やリンといった元素の挙動 (物質循環) を明らかにすることは重要であり、数値シミュレーションはそれらを定量的に見積もる際の有益なツールとなりうる。これまで厚岸湖にはいくつかの生態系モデルが適用されてきた (赤羽ら, 2003; 大島ら, 2006; Yoon et al., 2011)。しかしながら、これらのモデルは浮遊生態系のみを対象としており、沿岸域で重要な役割を果たす底生系については十分に考慮されていない。そこで、水柱―堆積物間の物質の挙動を考慮した新たなモデル (浮遊―底生系結合モデル) を開発した。

本研究では、現場観測および数値シミュレーションの 2 つの手法により厚岸湖の物質循環を把握し、今後想定される環境 (気候) の変化に対する生態系の応答について検討することを目的とした。

## 2. 方法

### 2.1 現地調査

#### 2.1.1 調査時期・調査地点

調査を2014年6月, 9月, 11月, 12月に行った。調査地点を厚岸湖および流入河川(別寒辺牛川, 大別川)に設定した(図2-1-1)。

#### 2.1.2 調査・分析方法

水温, 塩分, 溶存酸素濃度は水質計(RINKO Profiler ASTD102, JFEアドバンテック)を用いて海面から海底まで0.1m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。採取した水試料はchlorophyll a (Chl-a)濃度と栄養塩濃度, 懸濁物質濃度を測定した。

海水試料126mLをGF/Fフィルター(Whatman, 孔径 $0.7\mu\text{m}$ )上に濾過捕集し, 濾紙を*N,N*-ジメチルホルムアミド溶液に浸出させ, 冷暗所で一昼夜放置し, 色素を抽出した。抽出した溶液は蛍光光度計(Turner Designs, 10-AU)で定量した(Suzuki & Ishimaru, 1990)。

海水試料をディスマックフィルター(ADVANTEC, 孔径 $0.45\mu\text{m}$  セルローズアセテートフィルター)にて加圧濾過し, 分析まで凍結保存した。溶存栄養塩(硝酸態窒素 $\text{NO}_3\text{-N}$ , 亜硝酸態窒素 $\text{NO}_2\text{-N}$ ア態窒素, リン酸態リン $\text{PO}_4\text{-P}$ , ケイ酸態ケイ素 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ )は, Strickland & Parsons (1972)の方法に準じてオートアナライザー(Autoanalyzer II, Bran+Lubbe)を用いて比色定量した。

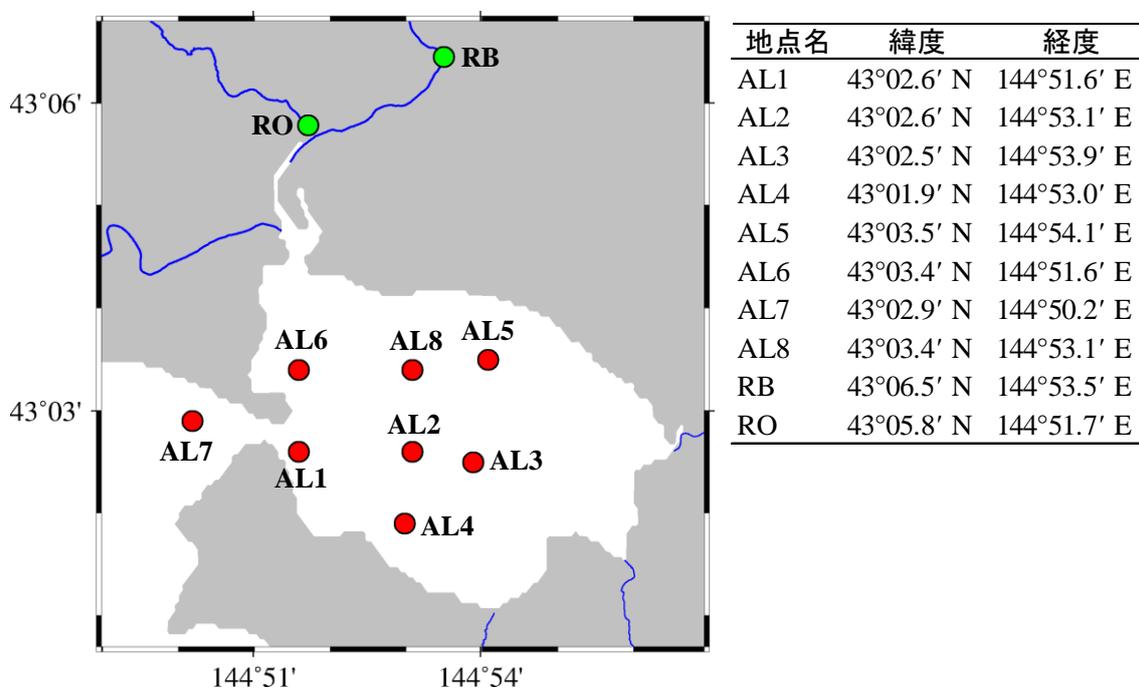


図 2-1-1 調査地点と緯度経度

## 2.2 数値モデル

### 2.2.1 モデルの構成

厚岸湖および厚岸湾を対象とし（図 2-2-1）、3次元物理 - 生態系結合モデルを適用した。本モデルでは河川は湖北西部からの流入のみを考慮している。なお、生態系モデルは Yoon et al. (2013) をもとに、底生系を考慮した新たなモデルを作成した（図 2-2-2）。

### 2.2.2 計算条件

モデルの計算条件を表 2-2-1 に示す。計算期間は 2014 年 4 月～12 月を対象とし、結氷期間は取り扱っていない。厚岸湖および厚岸湾を水平方向に 500 m の格子に、水柱は鉛直方向に 4 層に分割した。堆積物内は深度 10 cm までを計算の対象とし、鉛直方向に 15 層に分割した。分割幅は 0.1 cm～1 cm とし、堆積物表層付近は濃度勾配が生じやすいことから分割幅を小さくした。なお、堆積物内の水平方向の物質交換は無視した。

厚岸湖におけるアサリ、カキ、アマモの分布域を図 2-2-3 のように設定した。流入河川の流量・水温は Yoon et al. (2011) から、開境界における FRA-ROMS からそれぞれ設定した（図 2-2-4、2-2-5）。AMeDAS 太田（43° 05.4' N, 144° 46.7' E）における気温と降水量の実測値、全天日射量の推定値はそれぞれ図 2-2-6、2-2-7 の通りである。

現況の水底質環境の把握及びアマモ場の果たす役割、カキ養殖が与える影響、河川負荷の影響について検討するために以下の 7 つのケースについて計算を行った。

①現況（スタンダード）、②アマモ・付着藻類無、③付着藻類無、④カキ養殖量 4 倍、⑤カキ養殖量 0.25 倍、⑥河川負荷量 4 倍、⑦河川負荷量 0.25 倍

表 2-2-1 モデルの計算条件

項目			項目	観測点	時間間隔
平面座標系	座標系	直交座標系	気温	太田	1時間
	格子数	42×23	湿度	釧路	1日
	格子幅	500 m	雲量	釧路	1日
鉛直座標系	座標系	σ座標系	風向	太田	1時間
	分割数	4層等分割	風速	太田	1時間
計算期間	2014年4月1日～12月31日		降水量	太田	1時間
タイムステップ	外部モード	1 s			
	内部モード	30 s			
気象条件	気温, 湿度, 雲量, 風向, 風速 (AMeDAS <sup>※1</sup> )				
	全天日射量 (全天日射量推定モデル <sup>※2</sup> )				
境界条件 (河川)	流量	降水量 (AMeDAS) から推定			
	水温	気温 (AMeDAS) から推定			
境界条件 (外洋)	潮汐	主要4分潮 (M2, S2, K1, O1)			
	水温・塩分	FRA-ROMS <sup>※3</sup>			

※1 <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>

※2 <http://pc105.narc.affrc.go.jp/solar-radiation/?gui=station&lang=ja>

※3 <http://fm.dc.affrc.go.jp/fra-roms/index.html>

表 2-2-2 河川条件

Element	Unit	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
NO <sub>3</sub>	μmolN L <sup>-1</sup>	72.27	12.84	6.05	70.75	15.96	67.81	59.80	76.45	76.45
NH <sub>4</sub>	μmolN L <sup>-1</sup>	3.09	1.91	1.43	1.76	0.83	1.66	1.10	1.76	1.76
PO <sub>4</sub>	μmolP L <sup>-1</sup>	1.12	1.24	0.69	1.53	1.79	1.34	1.03	0.99	0.99
DON	μmolN L <sup>-1</sup>	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00
DOP	μmolP L <sup>-1</sup>	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
PON	μmolN L <sup>-1</sup>	9.73	6.59	4.89	10.76	3.87	6.59	4.08	4.85	2.32
POP	μmolP L <sup>-1</sup>	0.97	0.66	0.49	1.08	0.39	0.66	0.41	0.49	0.23

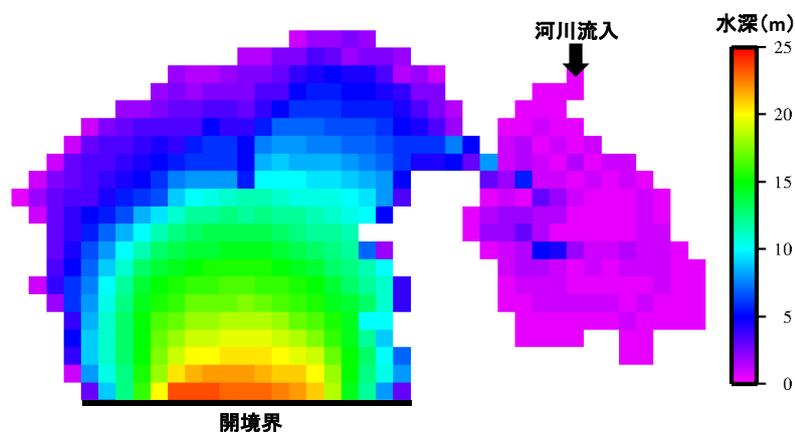


図 2-2-1 モデルの計算領域および設定水深

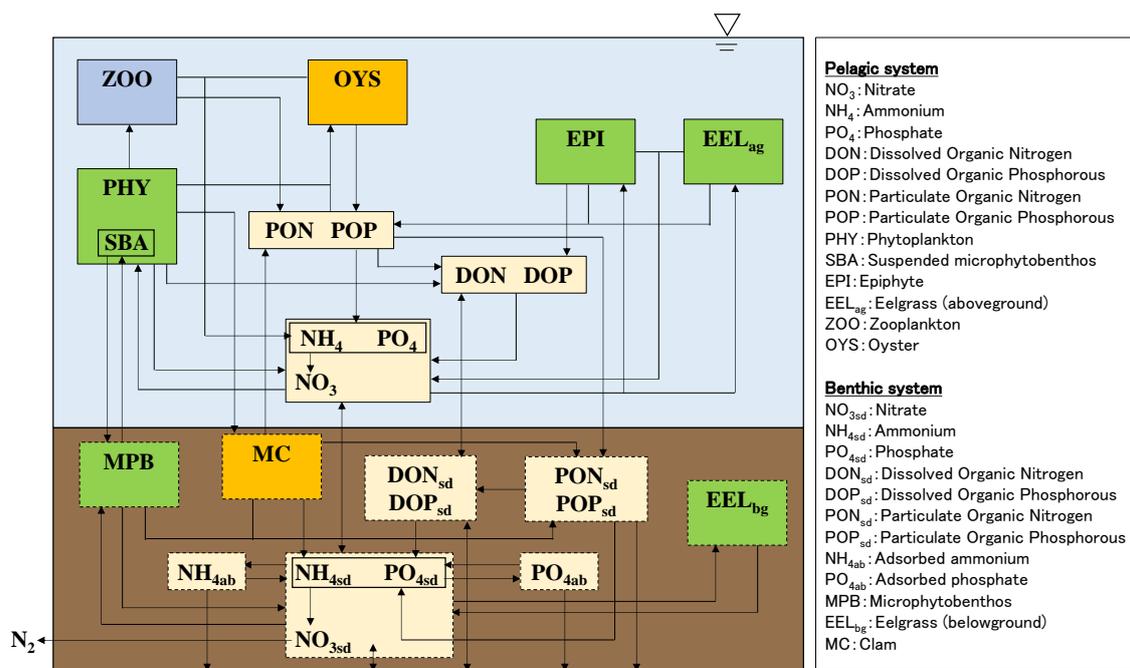


図 2-2-2 モデル変数と生物化学要素の相互作用図

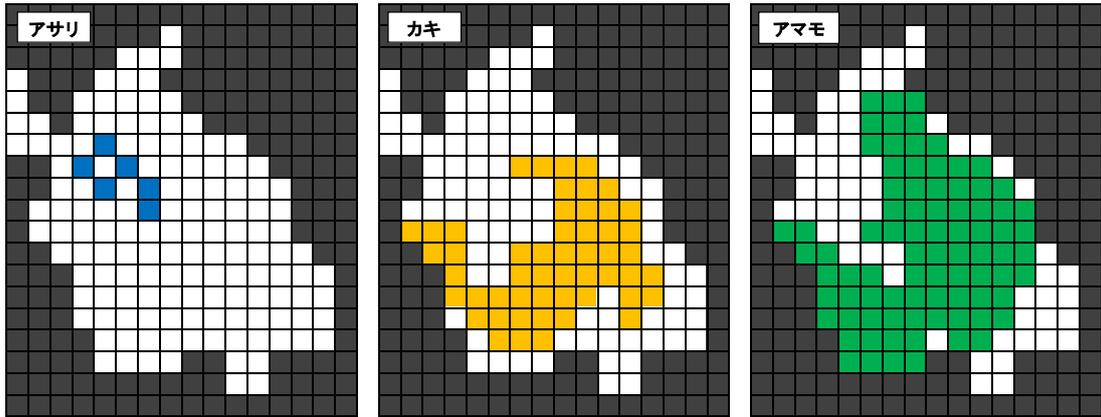


図 2-2-3 モデル上でのアサリ・カキ・アマモの分布域

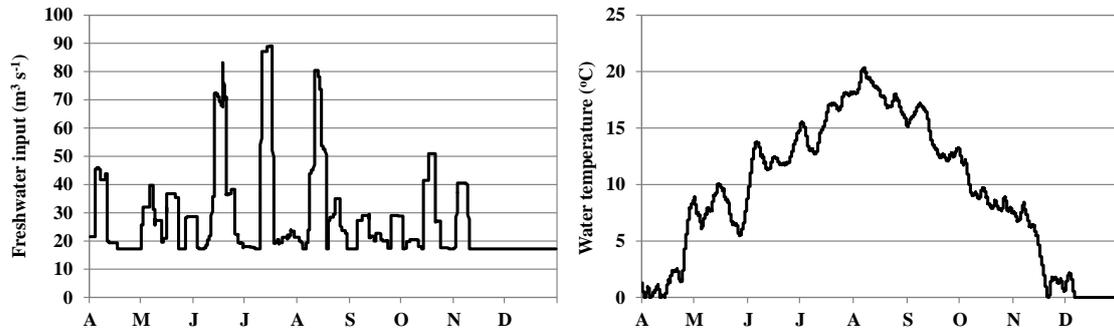


図 2-2-4 AMeDAS の観測値から設定した河川流量（左）および水温（右）

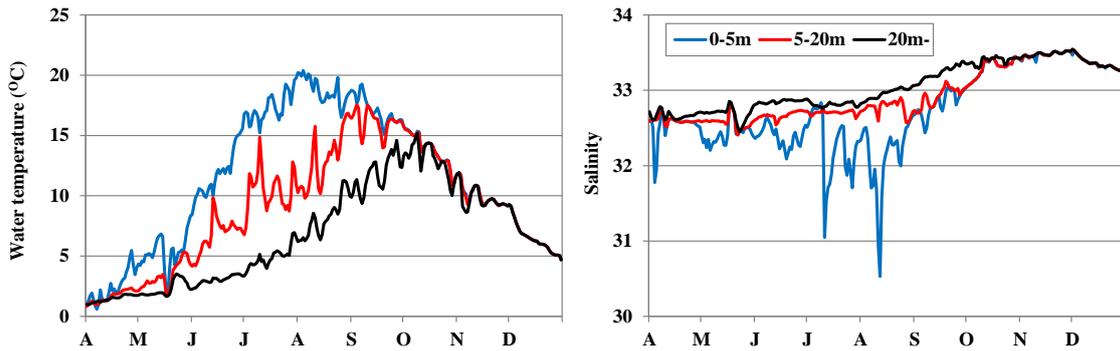


図 2-2-5 FRA-ROMS から設定した開境界の水温（左）および塩分（右）

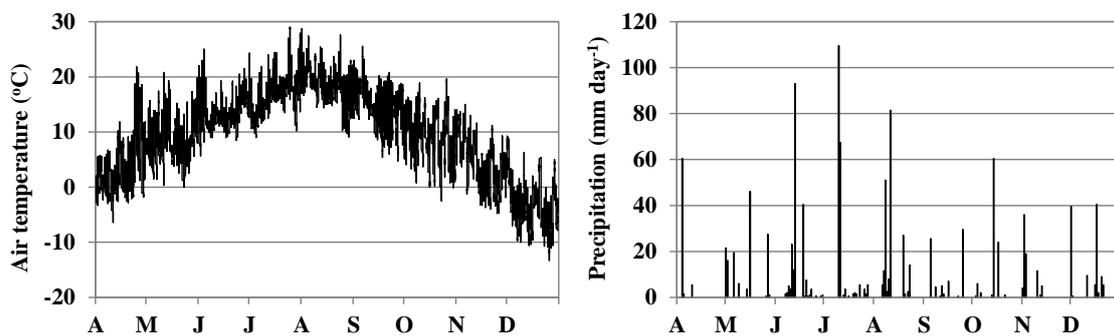


図 2-2-6 AMeDAS 太田における気温と降水量の実測値

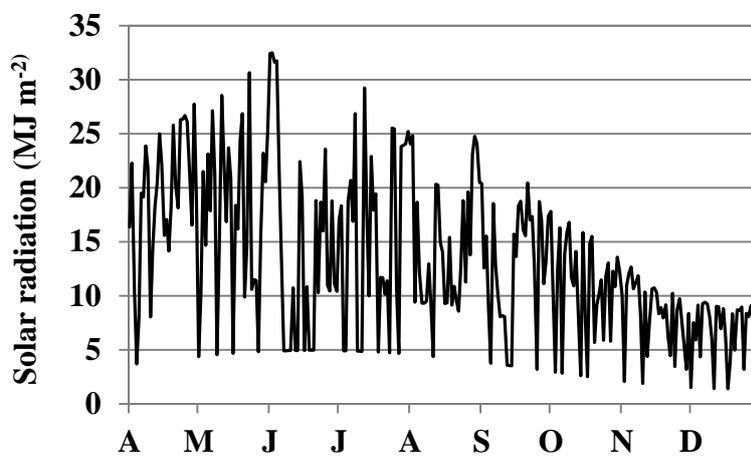


図 2-2-7 太田における全天日射量の推定値

### 3. 結果・考察

#### 3.1 現地調査

AL2, AL4, AL6, AL7 における水温と塩分の鉛直分布の季節変化を図 3-1-1 に示す。水深の浅い地点ではほとんどの場合表層と底層の水温、塩分の差が小さくよく混合された状態であった。一方水深が比較的深い AL7 では水温の低下に伴い次第に表層と底層の水温、塩分の差が小さくなった。

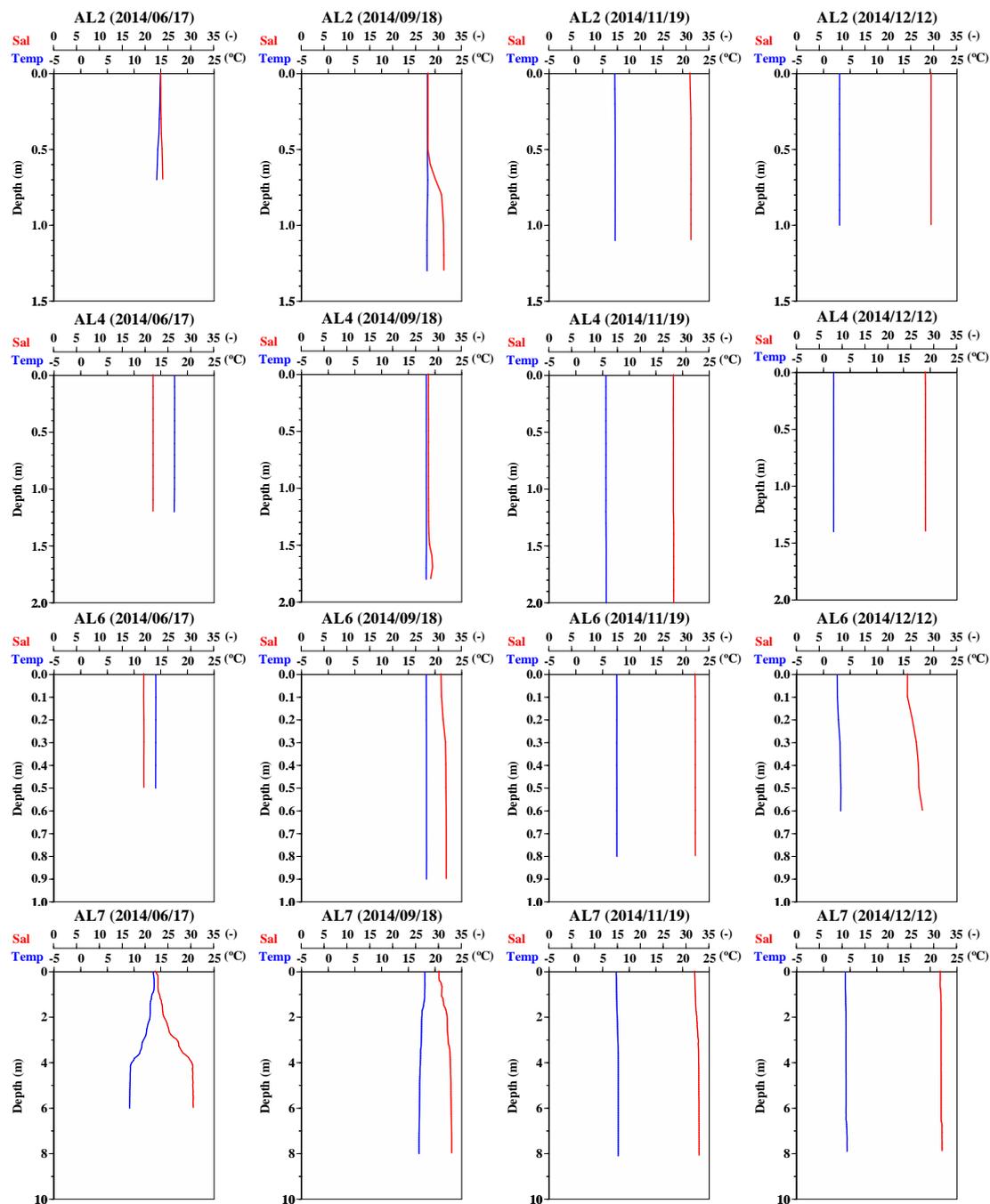


図 3-1-1 水温、塩分の鉛直分布の季節変化 (AL2, AL4, AL6, AL7)

水温、塩分、溶存酸素濃度 DO、Chl-a 濃度の季節変化を図 3-1-2 に示す。水温には明確な季節変化が見られた。厚岸湖内では空間的な差は大きくないものの、湖の奥側の地点ほど、夏季に高く、冬季に低かった。塩分は 6 月に低く、これは調査数日前の降雨の影響を強く受けているためである。その他の調査時期には明確な季節変化は見られなかった。溶存酸素濃度はどの調査時期にも高く、貧酸素状態は確認されなかった。Chl-a 濃度は時空間的な変動が大きく、特に 6 月には湖口付近と中央付近では値が大きく異なった。厚岸湖内では堆積物やアマモ葉上の基質に付着する底生微細藻類や付着藻類が高い割合で水柱に再懸濁していることが報告されており (Kasim & Mukai, 2006), 水柱の Chl-a 濃度の不均一性はその現象を強く受けているものと推察される。

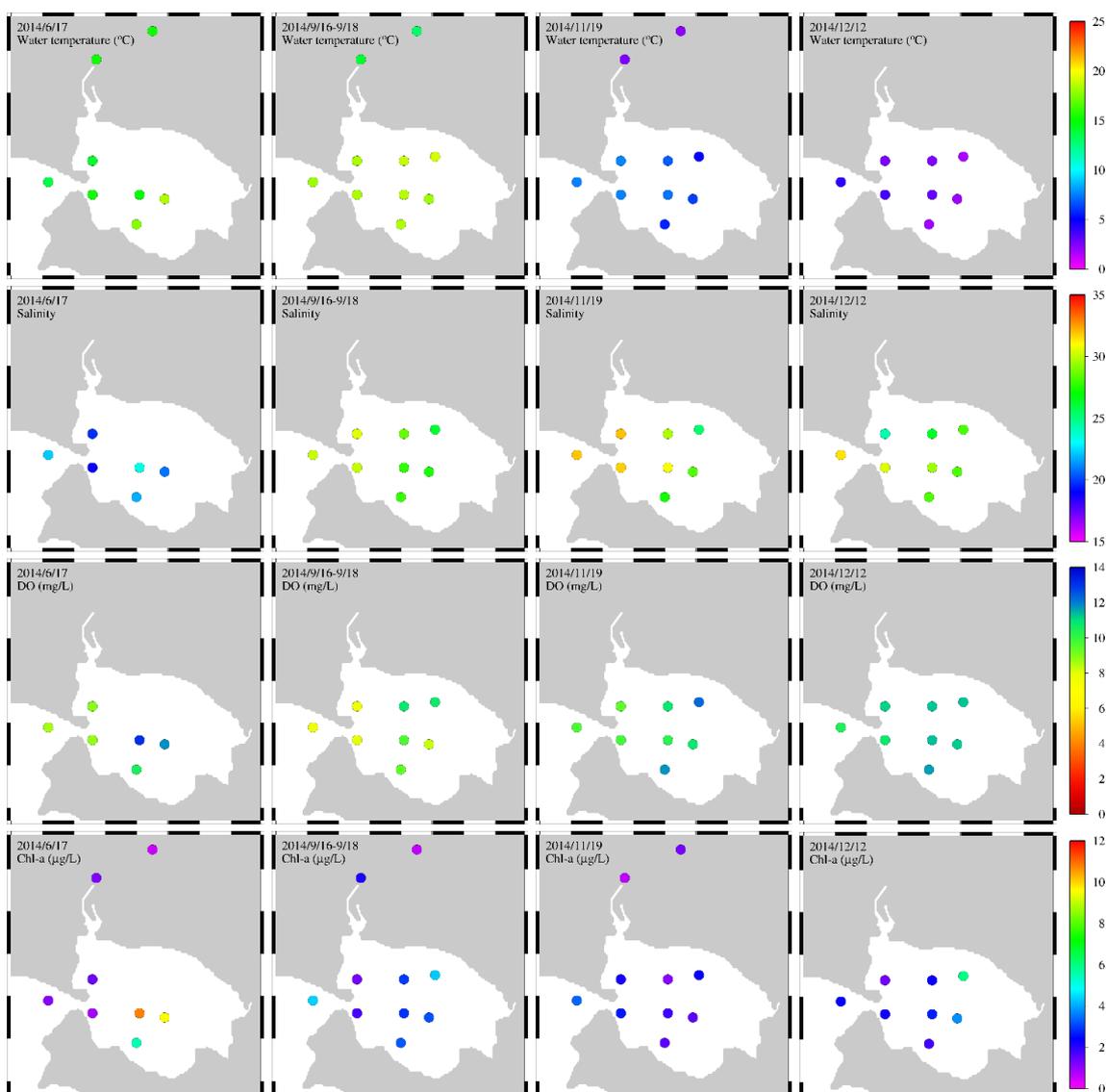


図 3-1-2 水質 (水温, 塩分, DO, Chl-a) の季節変化

栄養塩濃度 ( $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ ) の季節変化を図 3-1-3 に示す。 $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は河川水中で特に高い値を示した。厚岸湖内で比較すると、11 月、12 月に比較的高い値であった。 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は 9 月に高い濃度を示したが、11 月、12 月には比較的低かった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度は  $\text{NH}_4\text{-N}$  と同様に 9 月に高く、11 月、12 月に低かった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  ともに河川水中で極端に高い値を示すことはなかった。DIN ( $\text{NO}_2+\text{NO}_3+\text{NH}_4$ ) 濃度と  $\text{PO}_4$  濃度の比は Redfield 比 (16:1) よりも低いことがほとんどで、窒素制限下であった。

水平分布の特徴から、厚岸湖内では  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$  は河川,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$  は内部生産が主な供給源であることが示唆され、この特徴は Iizumi et al. (1995) で示されたものと同じであった。厚岸湖は河川だけでなく、厚岸湾からの海水交換も生じているため、今後は湾からの物質の供給についても評価することが不可欠である。

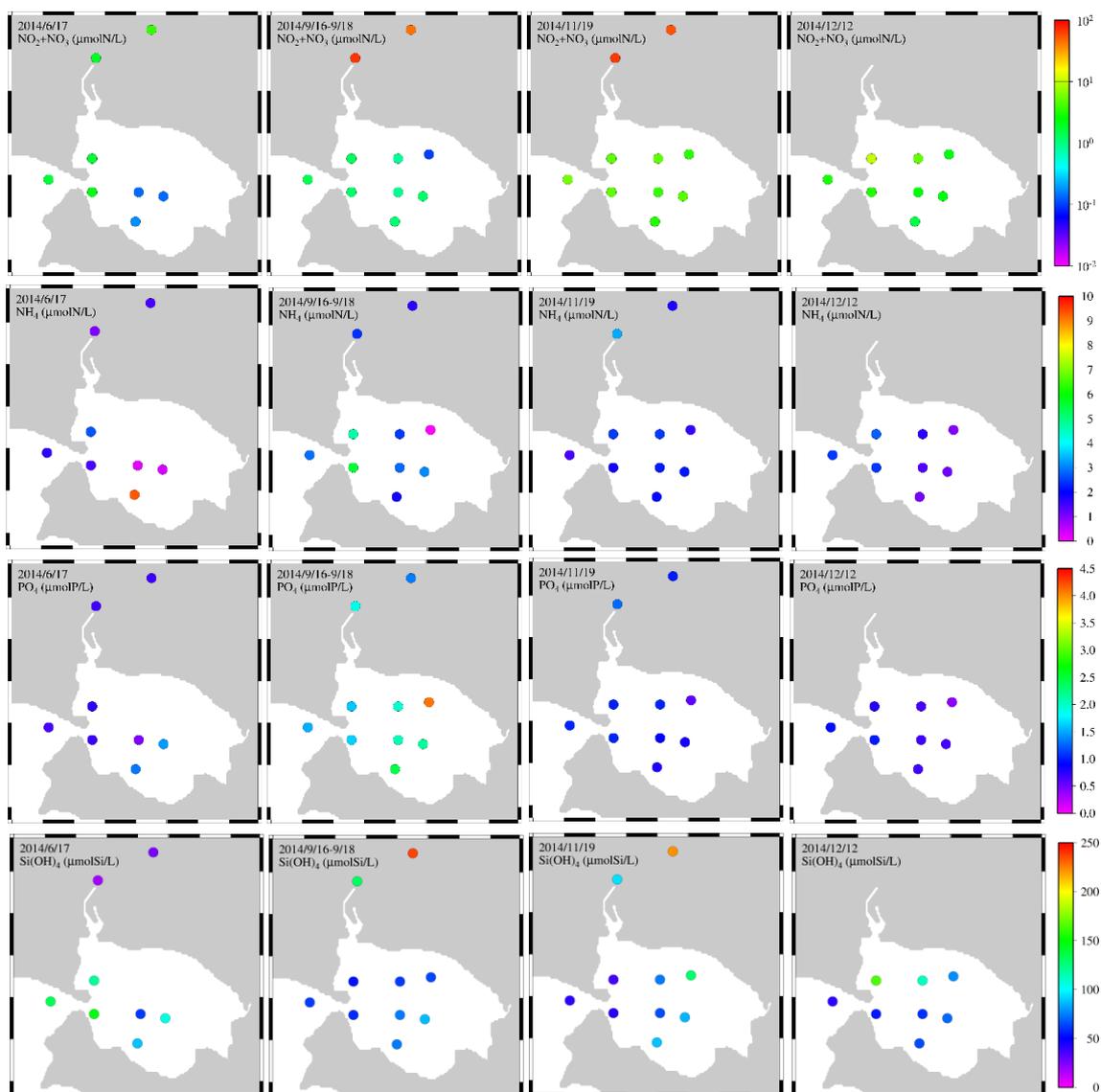


図 3-1-3 栄養塩濃度 ( $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ ) の季節変化

## 3.2 数値モデル

### 3.2.1 現況

AL2における水質（水温、塩分、Chl-a, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>）の時間変化を図3-2-1に示す。水温は気温に対応した季節変動を示した。塩分の変動は小さく、30前後で推移した。Chl-a濃度は4月～5月にかけて最も高く、その後減少するものの、8月～9月にかけてやや増加した。その後は比較的低い値で推移した。NO<sub>3</sub>濃度は9月まで低かったが、それ以降は徐々に増加した。NH<sub>4</sub>濃度は4月から9月下旬にかけて緩やかに増加し、その後減少した。PO<sub>4</sub>濃度はNH<sub>4</sub>と同様に4月から9月下旬にかけて増加し、その後は同程度の値で推移した。AL5ではAL2と比較して窒素態の栄養塩濃度が低かったが、水質の季節変動は概ね同様のものがあった（図3-2-2）。

厚岸湖全体の水質（水温、Chl-a, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>）、底質（TN, Chl-a）の季節変化を図3-2-3に示す。水温には明確な季節変化がみられた。空間分布に着目すると、夏季には湖奥で特に水温が高く、逆に冬季は湖奥で低かった。Chl-a濃度は冬季に低い値を示した。夏季には湖奥で特に高い値であった。このとき、NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>濃度が高く、水温と栄養塩の条件が好適であったため、他の区域と比較して高いChl-a濃度につながった。NO<sub>3</sub>濃度は河口付近で高く、季節的にみると湖全体では冬季に高かった。PO<sub>4</sub>濃度は4月に低く、その後徐々に増加する傾向であった。底質のChl-a現存量は季節的にみると夏季にやや高くなる傾向であった。空間分布に着目すると、アサリの分布域（図2-2-3）と重なる地点で他と比較して高い現存量を示した。これは、底生微細藻類の増殖に際して光、栄養塩の条件がより好適であったためである。底質のTN濃度はアマモや付着藻類の枯死量が多くなる秋季に高かった。

### 3.2.2 アマモ場の有無による水質の変化

アマモ場の有無による水質（Chl-a, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>）、底質（TN, Chl-a）の季節変化（6月平均、12月平均）の比較を図3-2-4に示す。

アマモと付着藻類を考慮せず計算を行ったところ、水柱の栄養塩濃度は増加し、特に6月と比べて12月はその傾向が顕著であった。栄養塩環境の好適化に伴い水柱のChl-a濃度も若干増加した。底質のTNは、現況計算では夏季～秋季にかけて高くなるが、アマモ場がない場合、秋季～冬季にかけて低くなった。このことから、アマモ場由来の有機物の沈降が底質のTN濃度に大きく寄与していることが分かる。湖内に広く分布するアマモ場が、水柱および底質に大きな影響を与えており、その役割について適切に評価することが必要である。

これまで、アマモ場の果たす役割として、二酸化炭素の吸収源、栄養塩の吸収、高次捕食者の餌料の供給源、流速の減少、堆積物の安定化、隠れ場の提供等が報告されている（e.g., Nienhuis & Groenendijk, 1986; de Boer, 2007; McGlathery et al., 2007; Hasegawa et al., 2008）。実際、今回の調査時にもアマモが密に生育している場所では裸地と比較して透明度が高かった。本モデルでは考慮していないが、アマモ場の堆積物は粒径が細かいため、風波等により再懸濁しやすい環境にある。高密度のアマモの存在により、流速の減少や堆積

物の安定化が作用していると考えられる。アマモ場が存在しない場合、堆積物の再懸濁が促進され濁度が増加し、海底面に到達する光量が減少することが想定される。

### 3.2.3 カキ養殖量の増減による水質の変化

カキの養殖量を変化させたときの水質 (Chl-a, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>), 底質 (TN, Chl-a) の季節変化 (6月平均, 12月平均) の比較を図 3-2-5 に示す。

養殖量を増加させた場合, Chl-a 濃度はカキの分布域と重なる地点で大幅に減少していることが分かる。カキ (マガキ: *Crassostrea gigas*) は濾過食性二枚貝類であり, 水柱の有機物を濾過摂食する。カキの存在により植物プランクトン群集には大きな摂餌圧が与えられている。養殖量を減少させた場合, 12月には底質の TN が湖奥側で高くなった。これは, カキが水柱の有機物を捕捉する量が減り, 海底に沈降する有機物 (特に付着藻類由来の有機物) が増加したことが大きな要因である。

沿岸域に高密度で生息する二枚貝類が物質循環に与える影響として, 高い濾過能力, 排泄に伴う栄養塩類の再生, 排泄物の堆積 biodeposition 等が報告されている (e.g., Kaspar et al., 1985; Newell, 2004)。カキの養殖量を大幅に変化させた場合には, 現況と比較して水底質環境が大きく変わることが想定され, カキ個体の成長率と環境の両方の視点から適正な養殖量について議論することが不可欠である。

### 3.2.4 河川負荷量の増減による水質の変化

河川からの負荷量を変化させたときの水質 (Chl-a, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>), 底質 (TN, Chl-a) の季節変化 (6月平均, 12月平均) の比較を図 3-2-6 に示す。

負荷量を増加させた場合, NO<sub>3</sub> 濃度は河口付近で特に高い値を示した。NH<sub>4</sub> 濃度も同様の傾向を示したが, どちらも湖全体で極端に高い濃度になることはなかった。その結果を受け, Chl-a 濃度にもそれほど大きな変化はみられなかった。底質の TN 濃度は河川からの有機物量の増加を反映し, 河川の影響を強く受ける湖の北西部でやや高い値となった。負荷量を減少させた場合, Chl-a 濃度にはそれほど顕著な減少は確認されなかった。これらの結果を踏まえると, 河川負荷量の増加によって極端な富栄養化が生じる可能性は低いと考えられる。

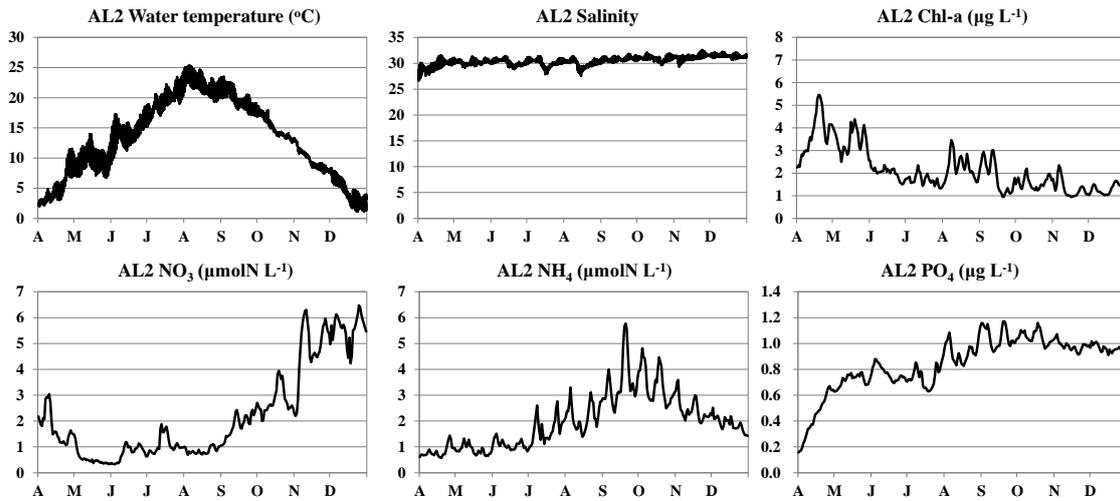


図 3-2-1 AL2における水質（水温，塩分，Chl-a，NO<sub>3</sub>，NH<sub>4</sub>，PO<sub>4</sub>）の時間変化  
 （水温，塩分は表層の1時間毎，その他は表層の1日平均の値。  
 横軸は4月1日からの経過日数）

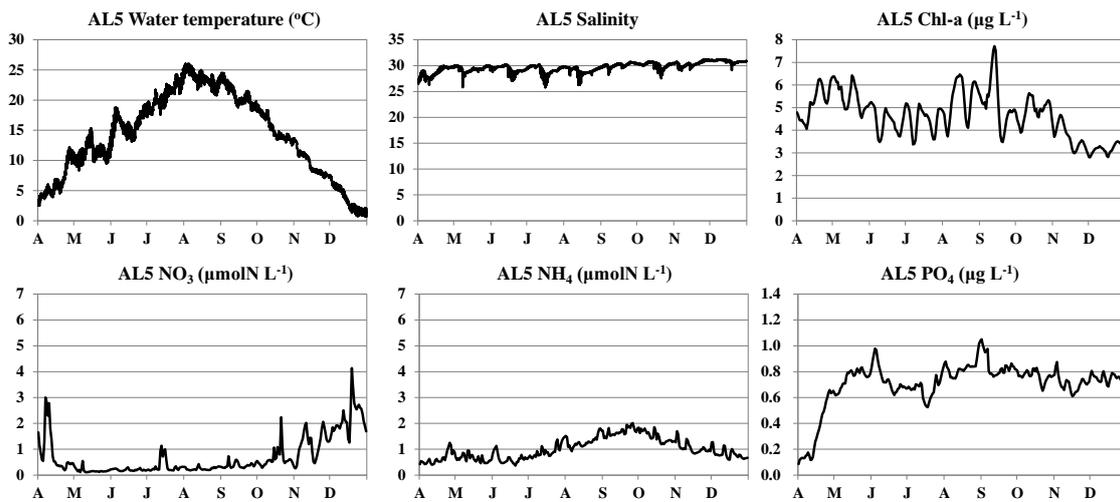


図 3-2-2 AL5における水質（水温，塩分，Chl-a，NO<sub>3</sub>，NH<sub>4</sub>，PO<sub>4</sub>）の時間変化  
 （水温，塩分は表層の1時間毎，その他は表層の1日平均の値。  
 横軸は4月1日からの経過日数）

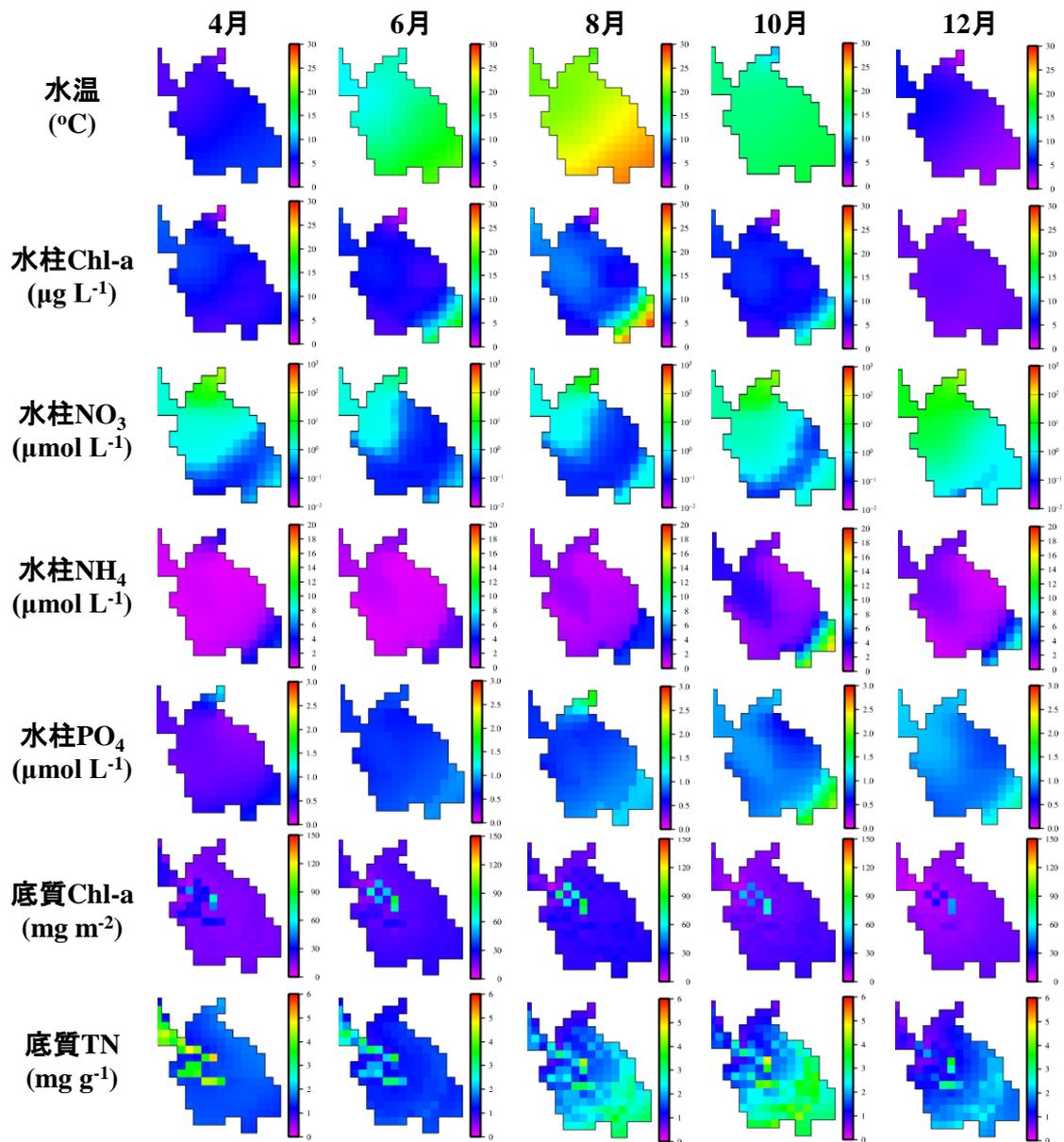


図 3-2-3 現況計算による厚岸湖における水質（水温，Chl-a，NO<sub>3</sub>，NH<sub>4</sub>，PO<sub>4</sub>）及び底質（TN，Chl-a）の季節変化（表層の月平均値）

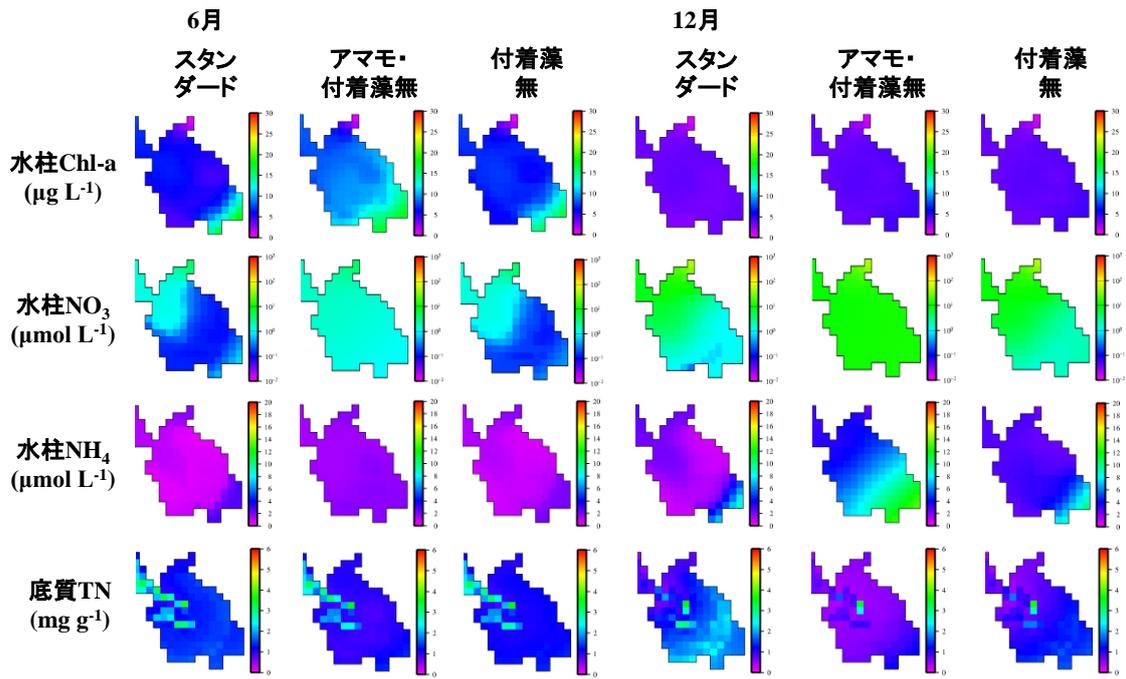


図 3-2-4 アマモ場の有無による厚岸湖の水底質環境の比較 (6月平均, 12月平均)

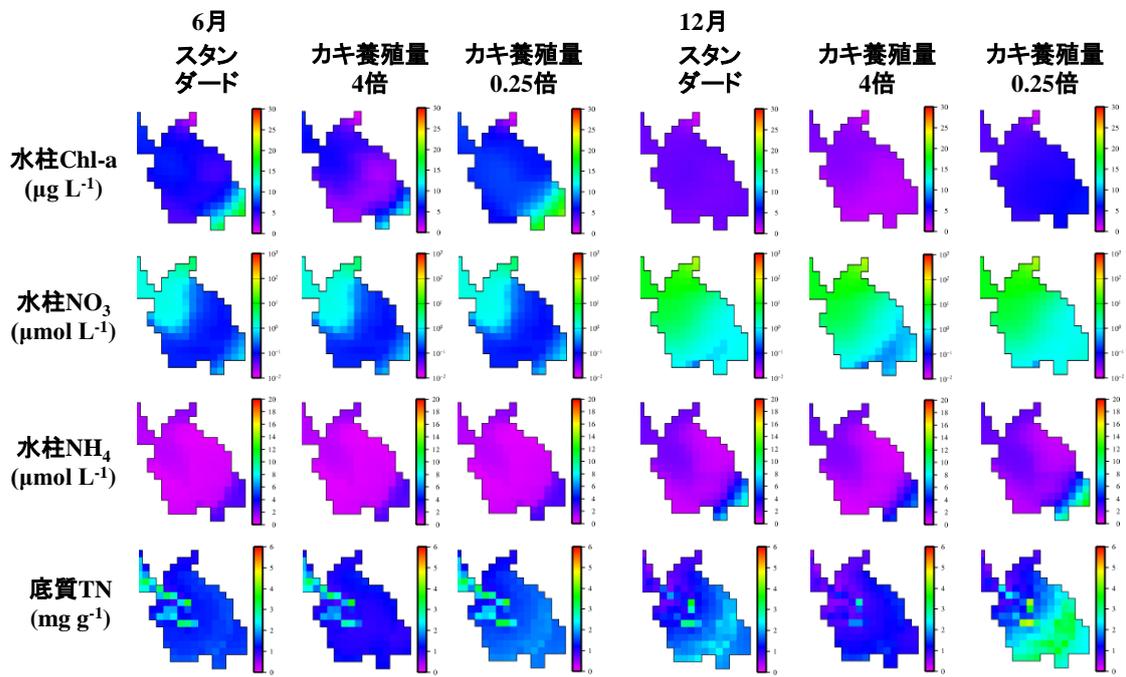


図 3-2-5 カキ養殖量の変化による厚岸湖の水底質環境の比較 (6月平均, 12月平均)

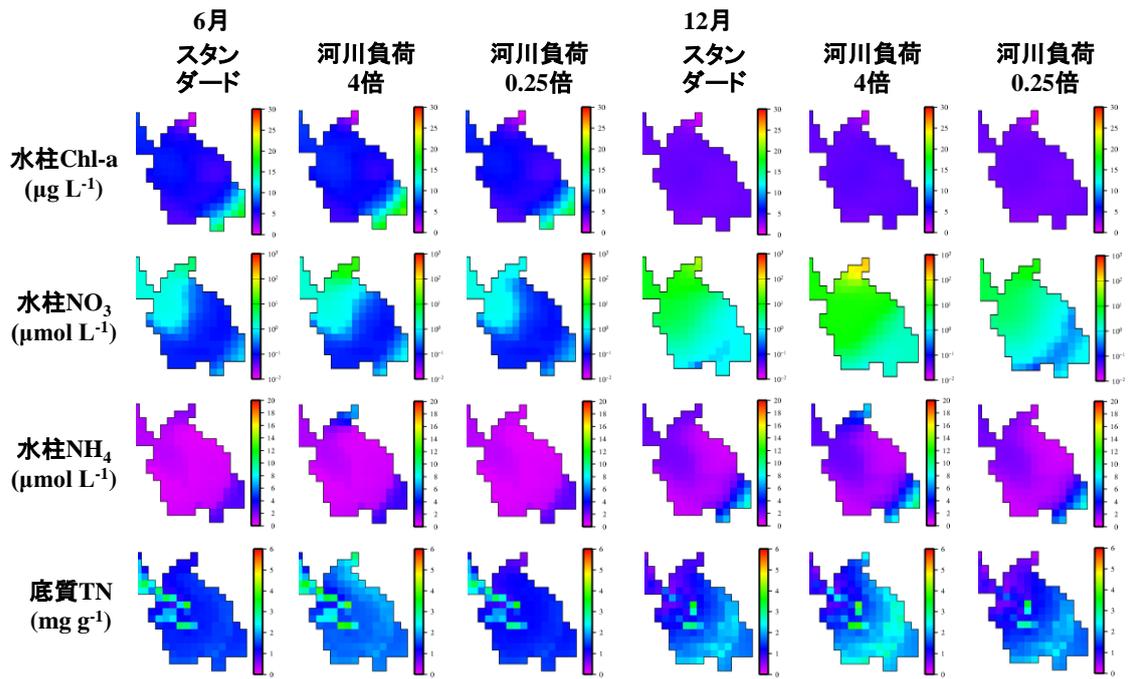


図 3-2-5 河川負荷量の変化による厚岸湖の水底質環境の比較 (6月平均, 12月平均)

## 引用文献

- Akabane, K., 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).
- de Boer, W.F., 2007. Seagrass-sediment interactions, positive feedbacks and critical thresholds for occurrence: a review. *Hydrobiologia* 591: 5-24.
- 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.
- 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.
- Hirano, K., J. Higano, H. Nakata, A. Shinagawa, T. Fujita, M. Tokuoka & K. Kogo, 2010. An experiment for preventing mass mortality of cultured short-neck clams due to hypoxia formation during summer in Isahaya Bay. *Fisheries Engineering* 47: 53-62 (in Japanese with English abstract).
- Kasim, M. & H. Mukai, 2006. Contribution of benthic and epiphytic diatoms to clam and oyster production in the Akkeshi-ko Estuary. *Journal of Oceanography* 62: 267-281.
- Kasper, H.F., P.A. Gillespie, I.C. Boyer & A.L. MacKenzie, 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. *Marine Ecology* 85: 127-136.
- Kitazawa, D., S. Tabeta & M. Fujino, 2003. Response of water quality to the amount of matters inflow in Tokyo Bay. *Bulletin on Coastal Oceanography* 40: 159-169.
- 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, and estuary in northern Japan. *Bull. Hokkaido Natl. Fish. Res. Inst.* 59: 43-64.
- McGlathery, K.J., K. Sundbäck & I.C. Anderson, 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series* 348: 1-18.
- 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.
- Nienhuis, P.H. & A.M. Groenendijk, 1986. Consumption of eelgrass (*Zostera marina*)

- by birds and invertebrates: an annual budget. Marine Ecology Progress Series 29: 29-35.
- 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).
- Ryther, J.H., 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. Science 166: 72-76.
- Seiki, T., Y. Komai, T. Koyama, O. Nagafuchi, Y. Hino & K. Murakami, 1998. Shift of the circumstances in effluent pollutant loads and water pollution in the Seto Inland Sea. Journal of Japan Society on Water Environment 21: 780-788 (in Japanese with English abstract).
- Strickland, J.D.H. & T.R. Parsons, 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2nd Edition. Bull. Fish. Board Can. 167, 310 pp.
- 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.
- Takeda, K. & M. Ishida, 2007. Mass mortality of the short-necked clam, *Ruditapes philippinarum*, caused by a niga-shio (bitter-tide) in Mikawa Bay and dissolved oxygen deficiency in a borrow pit. Journal of Advanced Marine Science and Technology Society 12: 51-58 (in Japanese with English abstract).
- Yamakita, T., M. Nakaoka, A. Kondoh, M. Ishii & Y. Shoji, 2005. Long-term spatial dynamics of a seagrass bed on the Futtsu tidal flat in Tokyo Bay, Japan. Japanese Journal of Conservation Ecology 10: 129-138 (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.