

国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所

港湾空港技術研究所 報告

REPORT OF
THE PORT AND AIRPORT RESEARCH
INSTITUTE

Vol.55 No.2 June 2016

NAGASE, YOKOSUKA, JAPAN

NATIONAL INSTITUTE OF MARITIME,
PORT AND AVIATION TECHNOLOGY

港湾空港技術研究所報告 (REPORT OF PARI)

第 55 卷 第 2 号 (Vol. 55, No. 2) , 2016 年6月 (June 2016)

目 次 (CONTENTS)

1. 高潮津波シミュレータ(STOC)による津波被害解析手法 富田孝史, 本多和彦, 千田優 3 (Numerical Simulation on Tsunami Inundation and Debris Damage STOC ModelTakashi TOMITA, Kazuhiko HONDA, Yu CHIDA)
2. 植生が浅海域の流動場にもたらす影響に関する現地調査と流動モデルによる数値解析茂木博匡, 中川康之, 渡辺謙太, 所立樹, 門谷茂, 桑江朝比呂35 (Field Observations and Numerical Analyses on the Effect of Vegetation on the Hydrodynamics of a Shallow Water Using a New Hydrodynamic ModelHirotsada MOKI, Yasuyuki NAKAGAWA, Kenta WATANABE, Tatsuki TOKORO, Shigeru MONTANI, Tomohiro KUWAE)
3. サンゴ礫混じり土の力学特性—人工配合による再構成試料を使ったパラメトリックスタディー 渡部要一, 金子崇, 佐々真志 61 (Mechanical properties of coral-gravel soil –a parametric study using reconstituted samples–Yoichi WATABE, Takashi KANEKO, Shinji SASSA)
4. 海底液状化土砂流動のダイナミクスと解析法及び実験・現地検証 佐々真志 75 (Submarine Liquefied Flow Dynamics and Their Analytical Framework with Experimental and Field Validations Shinji SASSA)

植生が浅海域の流動場にもたらす影響に関する現地調査と 流動モデルによる数値解析

茂木 博匡*・中川 康之**・渡辺 謙太***・所 立樹***・門谷 茂****・桑江 朝比呂*****

要 旨

海草藻場等では、植生の存在が流動抵抗となって流動場に影響を及ぼすため、有機物輸送や沈降・埋没といった物質循環過程に影響を与える。植生が流動場に与える効果を考慮した上で、有機物埋没速度を定量化することは、植生のある沿岸域が有する気候変動緩和効果のより確実な評価へと繋がる。これまでに植生が流動に及ぼす影響に着目した研究は数多くあるが、実験水槽や現場での囲い込み実験など極めて狭領域なものであった。そこで本研究では、植生が広領域の流動場に与える影響を把握するため、既存の3D沿岸流動モデルに植生抵抗の効果を導入した新たな物理モデルを構築した。さらに、北海道東部に位置する浅く閉鎖性の強い汽水湖である風蓮湖（面積 57.4 km²、平均水深 1~2m）をモデル海域とし、湖面積の 68%に広がる海草場域の有無を考慮したシナリオ計算の結果と観測値との比較により、湖全体の流動場に及ぼす植生の効果について検討した。

その結果、植生によって外洋からの高塩分水の流入が抑制され、一方で河川から流入する淡水は湖奥部に滞留しやすくなり、両水塊の混合が弱まることが示された。粒子追跡手法を用いた解析では、植生によって湖内水と外洋水との海水交換率がおおよそ 34%低下することが示された。また、植生ありのケースでのシミュレーション結果では、現地で観測された結果と同様の鉛直方向にほぼ一様な流れの向きとなるのに対し、植生なしのケースでは表層と底層で逆向きの流れが生じており、植生の存在はエスチャリー鉛直循環流にも影響を及ぼすことが示唆された。さらに、植生域内では流速が 70~89%減衰し、一方で非植生域では流速が増大することから、植生は流速の空間分布にも多大な影響を及ぼすことも示唆された。

本研究における成果は、植生による有機物のトラップ効果を考慮した、内湾スケールの有機物埋没速度の定量化を可能とする。また、植生による波浪や流動エネルギーの減衰効果の評価や、流動・地形変化を踏まえた上で浚渫土砂やリサイクル材を用いた海草藻場再生における適地選定技術への貢献も期待できる。

キーワード：植生抵抗，流動場，流動モデル，数値シミュレーション

* 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究チーム 専任研究員
** 沿岸環境研究領域 沿岸土砂管理研究チームリーダー
*** 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究チーム 研究官
**** 北海道大学 水産科学研究院 海洋環境科学分野 教授
***** 沿岸環境研究領域 沿岸環境研究チームリーダー
〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬3-1-1 国立研究開発法人 港湾空港技術研究所
電話：046-844-5046 Fax：046-844-1274 E-mail：moki-h@pari.go.jp

Field Observations and Numerical Analyses on the Effect of Vegetation on the Hydrodynamics of a Shallow Water Using a New Hydrodynamic Model

Hirotsada MOKI*, Yasuyuki NAKAGAWA**, Kenta WATANABE***
Tatsuki TOKORO***, Shigeru MONTANI**** and Tomohiro KUWAE*****

Synopsis

Submerged aquatic vegetation (SAV) such as seagrass meadows affects the transport and burial of organic matter (OM) because SAV alters hydrodynamics as a drag force. The quantification of OM burial rate in vegetated areas considering the drag effect is critical in terms of quantification of the role of coastal ecosystems in climate change mitigation. Although a number of studies have investigated on the drag force of SAV, the spatial scale of the previous studies was small, e.g., indoor flume experiments and in situ experiments using enclosures with a scale of several meters. Here we performed field observations and developed a new 3-D physical model to investigate the drag force of SAV on current fields. The study site, the Furen Lagoon, is a semi-enclosed brackish lagoon (area: 57.4 km², mean depth: 1~2 m, about 68% is covered with seagrass meadows). Two scenario cases, i.e., “with-SAV” and “without-SAV” were calculated and compared with the observed data.

We found that SAV operated as a drag force interrupted the inflow of saline water and fresh water and reduced mixing of saline water with fresh water. A particle tracking simulation showed that the rate of the whole lagoon water exchange was reduced by ca. 34% in the presence of vegetation. Although the with-SAV case showed a vertically unidirectional flow, which is one of the flow characteristics in the Furen lagoon, the without-SAV case showed an opposite current component direction between the surface and bottom layer, therefore the model showed that SAV influenced the vertical circulation of tidal estuary. Furthermore, the model simulated that SAV affected the distribution of current velocity indicating a decrease (70~89%) in the vegetated area and, in turn, an increase in the unvegetated area.

The 3-D model developed in this study can be used for better quantification of OM burial rate considering the drag effects of SAV on hydrodynamics and waves. Furthermore, the new model is applicable to the restoration projects of seagrass meadows and seaweeds in terms of selection of better sites as an accurate prediction of currents and to the estimation of waves and current energy decreased by vegetation.

Key Words: Drag force of vegetation, current fields, physical model, numerical analysis

-
- * Postdoctoral Researcher, Coastal and Estuarine Environment Group, Coastal and Estuarine Environment Division
 - ** Head, Coastal and Estuarine Sediment Dynamics Group, Coastal and Estuarine Environment Division
 - *** Researcher, Coastal and Estuarine Environment Group, Coastal and Estuarine Environment Division
 - **** Professor, Faculty of Fisheries Science, Hokkaido University
 - ***** Head, Coastal and Estuarine Environment Group, Coastal and Estuarine Environment Division
- 3-1-1, Nagase, Yokosuka, Kanagawa 239-0826, Japan Port and Airport Research Institute
Phone : +81-46-844-5046 Fax : +81-46-844-1274 E-mail : moki-h@pari.go.jp

目 次

要 旨	35
1. まえがき	39
2. 研究方法	39
2.1 対象海域	39
2.2 観測データ	40
2.3 モデル	40
2.4 流動抑制効果	41
2.5 植生分布	43
2.6 ケーススタディ	44
3. 結果	44
3.1 潮位変動	44
3.2 流速の時系列	44
3.3 塩分の時系列	47
3.4 水温の時系列	47
3.5 流速の空間分布	47
3.6 塩分の空間分布	48
4. 考察	49
4.1 植生抵抗が淡水-外洋水混合に及ぼす影響	49
4.2 エスチュアリー循環への影響	51
4.3 流速分布に与える影響と流速減衰率	52
4.4 植生が湖全体の海水交換率に及ぼす影響	52
4.5 植生の分布と成長、及び抵抗係数について	54
4.6 植生が水温に及ぼす影響	55
4.7 モデルの適用範囲について	55
5. あとがき	55
謝辞	56
参考文献	56

1. まえがき

これまで沿岸域は CO₂ の放出源とみなされていたが、植生（海草や海藻などの底生大型植物）の豊富な沿岸域ではむしろ CO₂ の吸収源となりうるということが明らかとなり（Tokoro et al., 2014; Kuwae et al., 2016）、気候変動の緩和効果をもたらすことが期待されている。このような植生のある沿岸域では、海草藻類等の光合成活動が活発であるため、そこで多くの有機物が生産され、さらには沈降・埋没することでブルーカーボン（海洋生態系の光合成などの活動によって固定された炭素）の貯留場所としての機能を果たす（Nellemann et al., 2009）。したがって、植生のある実海域でのブルーカーボンの定量化が、沿岸域における気候変動緩和効果のより確実な定量化に繋がる。また、植生のある沿岸域は高生産をもたらすだけでなく、抵抗力として作用し、流動にも影響を及ぼすことから、有機物の輸送や沈降にも影響を及ぼし、結果的に堆積・埋没速度にも影響を及ぼすことが考えられる（Duarte et al., 2013; Fourqurean et al., 2012）。他にも、土砂鉱物すなわち無機懸濁物質の輸送・沈降による堆積や浸食への影響が考えられ、これらの累積による地形変化の可能性も示唆される（Ward et al., 1984; Koch, 1999; Bouma et al., 2007）。これまで、流動に対して抵抗力がどのような影響を及ぼすかについて、水中の構造物に着目した研究が数多くなされてきた（Bearman and Zdravkovich, 1978; Zdravkovich, 1980; Wolanski et al., 1984; Ingram and Chu, 1987; Triantafyllow and Dimas, 1989a, 1989b; Chen and Jirka, 1995; Sheridan et al., 1995; Sheridan et al., 1997; Lei et al., 1999; Cokgor and Avci, 2001; Hatipoglu and Avci, 2003; Akilli et al., 2004, 2005, 2008; Tognarelli et al., 2008; Akoz et al., 2010; Kahraman et al., 2012; Ozdil and Akilli, 2015）。海草藻類等の水生植物も構造物と同様に流動に影響を及ぼすことから、沈降・再懸濁との関係（Ward et al., 1984; Bouma et al., 2007）、流動との関係（Dunn et al., 1996; Nepf, 1999; Peterson et al., 2004; Low et al., 2005a,b; Ghisalberti and Nepf, 2006; Luhar et al., 2010; Lacy and Wyllie-Echeverria, 2011）など数多くの研究が行われてきた。しかしながら、それらの研究における調査・実験は、室内水槽または実海域での設置型水槽レベルの空間スケールであり、非常に狭領域なものであった。また、水生植物は構造物とは違い柔軟性に富み、さらには成長・衰退によって植生密度・高さが季節的に変化することから、変形がほとんどない構造物と比べて、その可変抵抗の取扱いが難しいという特徴もある。よって、実海域スケールおよび季節変化が含まれる時間スケールで、植生が流動に及ぼ

す影響を評価するには、数値モデルを用いることが合理的であると考えられる。近年、沿岸域の植生が波浪やそれに伴う土砂移動に与える減衰効果を、実海域スケールで評価できるモデルが開発された（Zhang et al., 2012; Hortsman et al., 2013; Liu et al., 2013; Hu et al., 2015; Lapentina and Sheng, 2015）。しかし、これらの研究では低気圧通過時等の数日程度を計算期間としているため、植生の季節的な形態変化は考慮しておらず、一定としている。また、実海域スケールを対象とした物質循環モデルではアマモ等の海草藻類を導入したものは数多くあり（Verhagen and Nienhuis, 1983; Wetzel and Neckles, 1986; Hata and Nakata, 1998; Sohma et al., 2004; Hata et al., 2004; 樽谷ら, 2011; Yoon et al., 2011）、生長・衰退による現存量等の季節変化も与えているが、生物間あるいは生物-化学環境の相互作用のみを考慮しており、生物-物理環境間の相互作用、とりわけ植生が抵抗力として流動場に与える影響は考慮されていない。そこで、本研究ではモデル海域での現地観測を実施するとともに、季節的に可変な抵抗力としての植生が流動に与える影響を実海域スケールで考慮できる新たな三次元（3D）モデルを開発し、植生が沿岸域の流動環境に及ぼす影響を検討した。

2. 研究方法

2.1. 対象海域

本研究では、北海道東部に位置する風蓮湖をモデルサイトとして選定した（図-1）。その理由は、本海域は植生密度が極めて高いこと、および植生域と非植生域が明確に分かれていることから、流れに対する植生抵抗の影響や植生域と非植生域における流れの変化を評価・比較するのに適しているからである。

風蓮湖は東部二カ所において隣接する根室湾と繋がっており、風蓮川・ヤウシュベツ川・ボンヤウシュベツ川・別当賀川の4つの主要河川が流入する閉鎖的な汽水湖となっている。主要河川のうちの3河川（風蓮川・ヤウシュベツ川・ボンヤウシュベツ川）は湖奥に集中しており、湖口から湖奥に向かうにつれて低塩分化する傾向をもつ（門谷ら, 2011）。4河川それぞれの河口部における流域面積を表-1に示す。風蓮川が最大流域面積をもつことから、淡水流入量も風蓮川が最大となっている。また、湖奥から湖口にかけて滞筋が形成されており、湖口付近で最深部となっている（図-1）。この滞筋を除いた場所での水深は極めて浅く、平均 1.0m 程度となっている。この浅海域が風蓮湖面積の大半を占めており、同時に海草が繁茂する植生域となっている。本海域における海草は *Zostera marina* が優占種とな

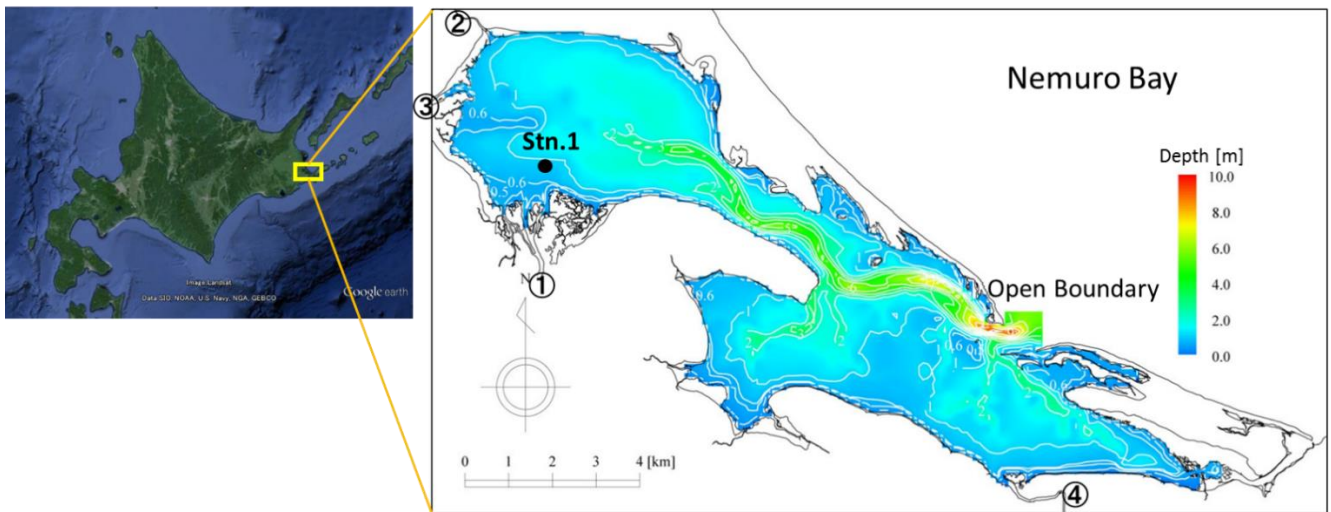


図-1 風蓮湖地形図

(①風蓮川, ②ポンヤウシュベツ川, ③ヤウシュベツ川, ④別当賀川)

表-1 風蓮湖流入河川の河口部における流域面積
(三上ら, 2008)

Feeder River	Basin Area [km ²]
Furen	595.60
Yaushubetsu	158.83
Pon-yaushubetsu	35.01
Bettoga	96.22

っており、風蓮湖面積の 68%を占めている。

2.2. 観測データ

2014年6月～11月に湖奥部の Stn.1 において流速、および塩分の観測を実施した。Stn.1 は、風連湖に流入する河川の中でも最大の流量をもつ風蓮川の河口に位置することから、陸域からの影響や生物活動を把握するため、以前より他の研究プロジェクトにおいても定点とされてきた地点である (門谷ら, 2011; Tokoro et al., 2014; Watanabe and Kuwae, 2015)。本地点において、流速計 (Compact-EM; JFE アドバンテック) を表層 (海面下 20cm) と底層 (底面上 23cm) にそれぞれ 1 台ずつ設置し、30 分間隔 15 秒バーストで観測を行った。塩分においては水温・塩分計 (Compact-CT; JFE アドバンテック) を表層 (海面下 10cm)、潮位については深度計 (Compact-TD; JFE アドバンテック) を底層直上に設置し、それぞれ 10 分ごとに観測を行った。

2.3. モデル

本研究で使用したモデルは、3D 沿岸流動モデルである。本モデルの原型は中田ら (1983) によって開発された後、これまでに多くの改良が施され、浜名湖 (Taguchi and Nakata, 1998)、伊勢湾・三河湾 (Taguchi et al., 1999)、大阪湾 (Taguchi et al., 2002)、東京湾 (Horiguchi et al., 2001)、宍道湖・中海 (Ichikawa et al., 2007)、大村湾 (田口ら, 2014)、アラビア湾 (Azam et al., 2006)、東シナ海 (Ye et al., 2012) など、多様な河口域や沿岸域に応用されてきた実績がある。本モデルは静水圧近似を仮定した 3D 沿岸流動モデルであり、適用範囲は 1～100km スケールの海域である。これまで主に閉鎖性海域を中心に応用されてきた。本研究では田口ら (2014) を基に海草藻類による流動抑制効果を導入し、新たな改良を施した (次節参照)。本モデルの基本構造については田口ら (2014) に詳しいので、ここでは記述を省略する。

計算領域については風蓮湖全域を対象とし、計算期間は観測実施期間と同様に 2014 年の 6 月～10 月とした。6 月 1 日における流動・水温・塩分等を含めた初期値を作成するために、2014 年 5 月の 1 ヶ月間を予備計算期間とした。また、計算タイムステップは 6 秒とした。モデルに適用した地形データは、1981 年に国土地理院が発行した湖沼図 (国土地理院, 2010) をデジタル化し、植生域を最浅部の 1.5m、湖口付近の滞筋を最深部の 9.5m とした。空間解像度は 100m とし、鉛直方向は 6 層に分割した。それぞれの鉛直解像度は 1 層目を 1.25m、2～5 層目を 1.0m、6 層目を 3.5m とした。開境界については風蓮湖東部に位置

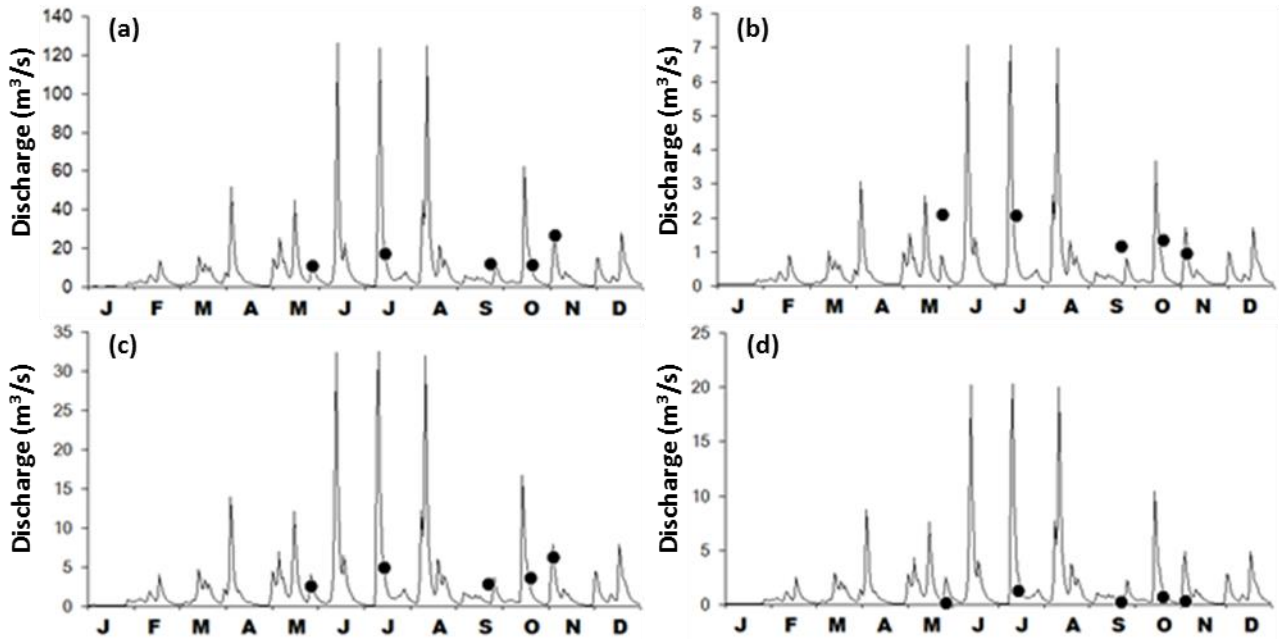


図-2 貯留関数法によって推定した 2014 年における風蓮湖流入河川の流量 (●は現地観測値)
 ((a) : 風蓮川; (b) : ポンヤウシュベツ川; (c) : ヤウシュベツ川; (d) : 別当賀川)

する主要開境界 1 ヶ所を湖口境界とし、ここでの潮位は気象庁による天文潮位 (気象庁, 2014) を与えた。また水温・塩分については、2014 年に本研究の観測によって取得したデータに調和解析を適用して季節変化を正弦曲線で近似し、各時刻の推定値を境界値として用いた。本モデルにおける流入河川については、上述した 4 河川を考慮したが、流量等は観測値が乏しく計算期間中の流量を把握することができないため、貯留関数法 (木村, 1975) を使用し、降水量から全河川の流量を推定した。図-2 に推定値と観測値との比較を示す。推定した河川流量は、全体的に観測値と概ね整合性が確認できるため、6~8 月にみられる出水のピークの推定値も妥当と判断し、モデルへの入力条件とした。気象データ (降水量・気温・相対湿度・日射量・雲量) については、気象庁における AMeDAS データ (気象庁, 2014) を使用した。風蓮湖近隣には別海 (145°7.1'E, 43°22.9'N)、根室 (145°35.1'E, 43°19.8'N) の観測所があり、降水量については別海、相対湿度については根室にて観測されているので、それぞれの地点のデータを使用した。気温については両地点にて観測されているので、両地点の平均値を適用した。雲量については日照時間の平均から作成した。日射量のみ観測値が存在しないため、天文公式で大気外日射量を計算し、大気混濁度を仮定して全天日射量を見積もった。また風速については Stn.1 において測定した海上風速データを用いた高度補正 (近藤,

2000) によって海上 10m の風速を推定したが、観測値に欠測が多いことから、AMeDAS データで補間し、モデルに適用した。なお、日照時間、風速共に根室・別海にて観測されているので、両地点の平均値を使用した。

2.4. 流動抑制効果

本研究では、田口ら (2014) に流動抵抗をバルク的に求めることが可能な新たな抵抗係数を導入し、従来のモデルに改良を施した。前述したとおり、植生が流れに及ぼす影響を評価するために、これまでに様々な抵抗係数等が提案されてきた。しかし、フィッティングパラメータなどがあり (例えば、Kowen and Li, 1980; Kowen et al., 1981; Kowen, 1992)、応用する際には煩雑な実験を実施する必要があるため、数値モデルへの適用は不向きであった。これに対し安瀬地ら (2007) は、植生高さおよび植生密度のみを変数とすることで、流動抵抗をバルク的に求めることが可能な新たな抵抗係数を提案した。

$$n = \frac{A}{B \cdot C} \quad (1)$$

$$A = R^{2/3} \sqrt{\frac{\rho C_D \lambda l_H + C_f}{gh}} \quad (2)$$

$$B = \frac{(al_H)^2}{1 - \exp(-al_H)} \quad (3)$$

表-2 抵抗係数におけるパラメータ一覧

Parameter	Symbol	Unit	Selected Value	Reference
Bottom friction coefficient	C_f	—	0.0026	Applied typical value
Resistance coefficient for vegetation	C_D	—	1	Applied theoretical value in water column having uniform flow
Karman constant	κ	—	0.4	Applied typical value
Leaf length	l_H	cm	Variable	Observation (図-3 (a))
Leaf width	l_W	cm	Variable	Observation (図-3 (b))
Number of leaves	l_N	m^{-2}	4.5	細川ら (2006)
Regression parameter for the number of shoots	l_S	$(mgC/m^2)^{-1}$	0.2236	Observation (図-3 (c))

$$C = \frac{1}{\alpha^2 l_H h} \{1 - \exp(-\alpha l_H)\} + \ln\left(\frac{h}{l_H}\right) - \frac{h-l_H}{h} \left(1 - \frac{1}{\alpha l_H}\right) \quad (4)$$

$$\alpha = \left(\frac{C_D \lambda}{4 \kappa^2 l_H^2}\right)^{1/3} \quad (5)$$

$$\beta = \frac{\alpha l_H}{2} \frac{1 - \exp(-2\alpha l_H)}{[1 - \exp(-\alpha l_H)]^2} \quad (6)$$

$$\lambda = l_W \cdot l_N \cdot l_S \quad (7)$$

ここで、 n は抵抗係数、 h は水深、 R は径深 ($=h$)、 g は重力加速度 ($9.8m/s^2$)、その他のパラメータについては、表-2 に示す通りである。本モデルにおいて、式 (2)、(5) における抵抗係数 C_D は、一様流中に置かれた円柱の一般的なパラメータ $C_D=1$ を適用している。安瀬地ら (2007) は、室田・福原 (1983)、安瀬地・木ノ瀬 (2003) の研究結果を踏まえ、「植生の組織的な揺動現象が顕著でない場合の植生抵抗は、植生高さの増減による変形効果が主となる」と述べている。よって、本研究ではモデルに適用した空間解像度 (100m) から植生の揺動現象よりも植生高さが抵抗に依存すると仮定し、円柱同様に高さによる形態変化を表す $C_D=1$ を適用した。本モデルでは、式 (1) によって推定した抵抗係数を実際には次式による抵抗係数 γ_P に置き換えて流動計算に適用している。

$$\gamma_P = g \cdot n^2 \cdot h^{-1/3} \quad (8)$$

植生による流動エネルギーの減衰は、「流れ剥離」、「底面摩擦」、「多孔質摩擦」の三要素によって決定される (Duarte et al., 2013)。「流れ剥離」は、比較的大きな構造物ではその端部において、比較的小さな構造物では流れの下手側において生じ、渦の発生 (乱れ) によるエネルギー損失を伴う (Duarte et al., 2013)。本モデルでは、抵抗係数 γ_P を考慮することで、植生群の抵抗を評価している。

$$M_k^{m+1} = M_k^m + FX_k^m - \Delta t \cdot \gamma_P \frac{M_k^m}{h_k^m} \sqrt{(u_k^m)^2 + (v_k^m)^2} \quad (9)$$

$$N_k^{m+1} = N_k^m + FY_k^m - \Delta t \cdot \gamma_P \frac{N_k^m}{h_k^m} \sqrt{(u_k^m)^2 + (v_k^m)^2} \quad (10)$$

ここで、 x, y 方向における運動量フラックスを $M_k, N_k (M_k = h_k \cdot u_k, N_k = h_k \cdot v_k)$ 、 k は鉛直層、変量右肩の $m, m+1$ は計算の現在時刻および次時刻 ($m\Delta t, (m+1)\Delta t$)、 h_k は層厚、 u_k, v_k はそれぞれ各層における x, y 方向の流速、 FX, FY は x, y 方向における移流、コリオリ力、渦動拡散の各項をまとめたもので、右辺の最終項が植生群の抵抗を表している。式 (9) と式 (10) は単純な陽解法であるが、抵抗係数 γ_P が大きくなることで流れに対して植生群による大きな抵抗が働くと、 Δt に計算結果が大きく依存することになる。よって、実際には最終項における運動量フラ

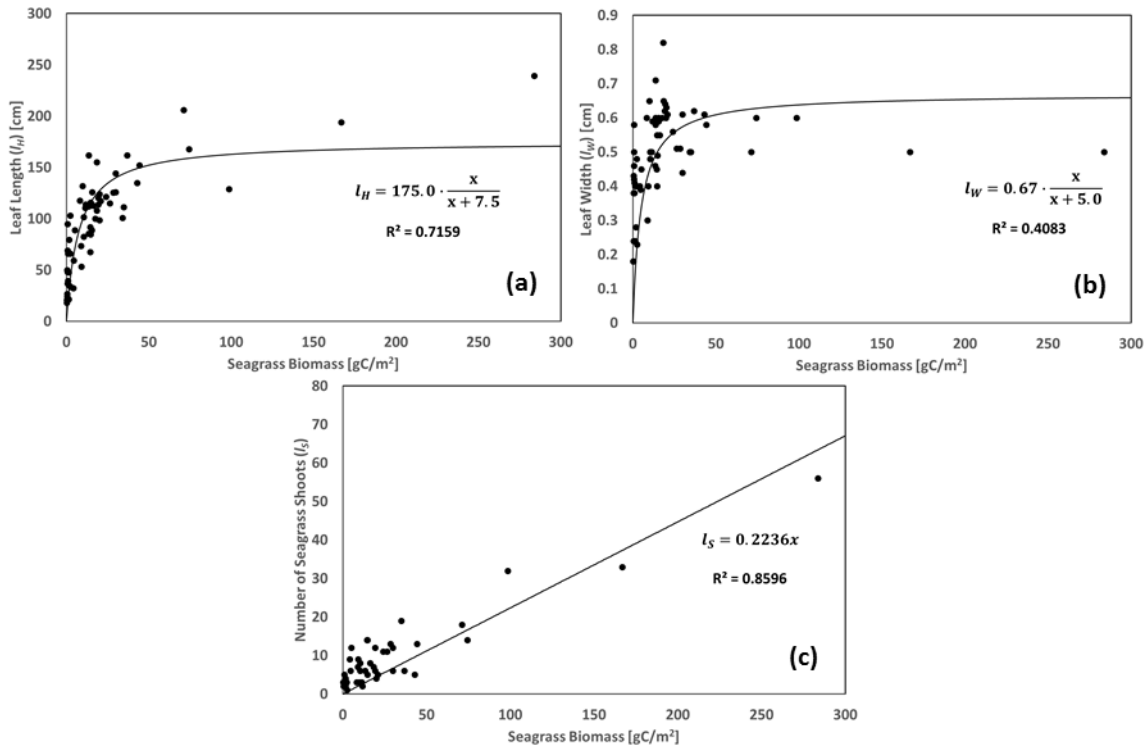


図-3 海草炭素現存量と (a) 葉長, (b) 葉幅, (c) 一株あたりの葉枚数との関係

ックスの差分評価時刻 m を $m+1$ に置き換えることで陰解法化している。

$$M_k^{m+1} = \frac{M_k^m + FX_k^m}{1 + \frac{\Delta t \cdot \gamma_P}{h_k^m} \sqrt{(u_k^m)^2 + (v_k^m)^2}} \quad (11)$$

$$N_k^{m+1} = \frac{N_k^m + FY_k^m}{1 + \frac{\Delta t \cdot \gamma_P}{h_k^m} \sqrt{(u_k^m)^2 + (v_k^m)^2}} \quad (12)$$

式 (11) と式 (12) によって算出された流速から, 本モデルでは植生域・非植生域での流速勾配を表現することで, 植生がもたらす流れ剥離を考慮している。「底面摩擦」については, 式 (11), (12) の摩擦項に式 (1) ~ (8) において算出した植生抵抗を導入することで表現している。

「多孔質摩擦」は, 海草藻類の株密度と剛性および張力によって決定される (Vo-Luong and Massel, 2008). 本モデルでは, この多孔質摩擦を植生による流路断面の縮小率変化 ε_H として次式で見積もった。

$$\varepsilon_H = \max \left[0, 1 - 0.01 \cdot l_N \cdot l_W \cdot \sqrt{l_S} \cdot \min \left(1, \frac{k}{h} \right) \right] \quad (13)$$

葉枚数 l_N は細川ら (2006) を参考に, 1 草本あたり 4.5 枚と一定とした。葉幅と株密度については, 2010 年 9 月 ~ 2011 年 12 月に北海道大学による 風蓮湖での 9 回の坪刈り調査から得られた結果から, 海草炭素現存量と葉幅, 株密度, さらには葉の最大長との関係が図-3 のように確認されたので, 最小二乗法を用いてこれらのパラメータを決定した。また, 剛性と張力に関して本海域での測定データはなく, また定数として設定可能な知見も乏しいため, 本研究では未考慮とし, 葉枚数・葉幅・株密度からの推定を適用した。

2.5. 植生分布

モデルで適用した植生域は, 前述した通り湖内面積の約 68% とした (図-4)。京田ら (2012) は, 人工衛星画像データと海草坪刈りによる現地観測データを用いて, 被度を考慮した分布域の推定を行った。本研究では, 京田ら (2012) を参考に分布域を決定し, 分布には季節変化等を考慮せず不変とした。式 (2) ~ (7) で用いる植生高さ, 海草葉幅および海草シュート数 (単位面積当たりの海草株数) については, それぞれ 2010 年に風蓮湖内 7 地点での

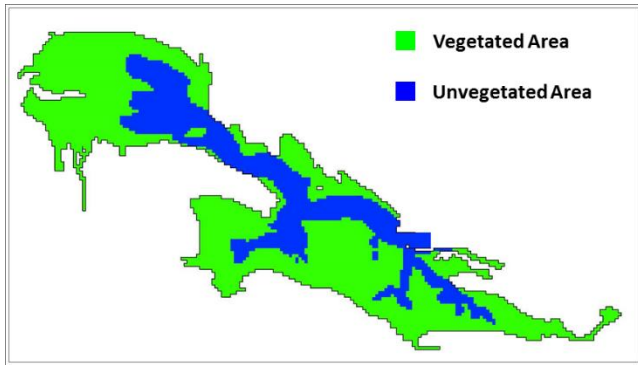


図-4 モデルで適用した植生域

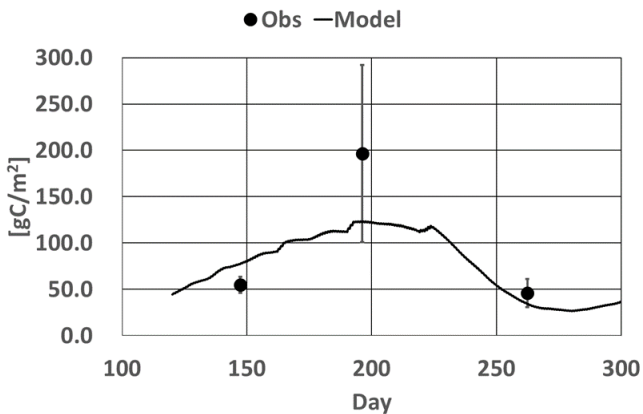


図-5 Stn.1における海草現存量
(エラーバーは標準偏差)

坪刈りによって採取・測定したデータから近似式を導出し、現存量からの推定を行った(図-3)。現存量については生態系モデル(未発表)によって、季節変動を推定した(図-5)。生態系モデルでは、水温、日射量、栄養塩(N,P)、溶存態無機炭素を海草の生長の関数として考慮している。

2.6. ケーススタディ

本研究では、数値計算において植生抵抗が流動に与える影響をより詳細に評価するため、植生ありの場合「with SAV (Submerged Aquatic Vegetation)」と植生なしの場合「without SAV」の2ケースでの計算を行い、観測値との比較を行った。

3. 結果

3.1. 潮位変動

図-6に潮位による水位変動の計算結果を示す。水位変動については、モデルによる計算結果 with SAV, without SAV とともに実測値とほぼ一致した(観測値と計算結果の

重なりを回避するため with SAV は6時間, without SAV は12時間ずらしてある)。ただし、満潮時の潮位について、with SAVの方が全体的に良好な再現性を示したのに対し、without SAVではそれよりも僅かに高くなる傾向が示されている。10月10~15日において、0.75mに達する水位上昇が2回ほど観測されているものの、モデルでは両ケースにおいて再現できず、過小評価となった。干潮時の海面変位について、6~8月に with SAV は過小評価, without SAV は過大評価を示したが、without SAVの方が比較的良好な再現性を示した。9~10月では with SAV は実測値に近く良好な再現性を示した。一方で、without SAV は過大評価となった。

3.2. 流速の時系列

流速において、without SAVでは東西流速、南北流速共に過大評価を示したが、with SAVでは植生効果を考慮することで流速が減衰し、特に東西流速において良好な再現性を示した。また、観測値では表層と底層においてほぼ一樣な流れの向きを示し、with SAVでも同様な傾向が確認できたが、without SAVでは表層と底層で逆向きの流れが生じる(エスチュアリー循環を形成する)ことが分かった。

図-7に表層・底層それぞれの東西流速、南北流速の流向プロットを示す。植生効果を確認するため、図示する期間は風蓮湖の海草が比較的高密度になる6~7月とした。表層(水面下20cm)における実測値は東西流速、南北流速ともに±10cm/s間程度の分布となり、顕著な北東-南西流成分を示した。底層(底上23cm)では表層よりも小さく±5cm/s間の分布を示したが、表層同様に顕著な北東-南西成分を示した。モデルによる計算値では、with SAVにおいて表層・底層の東西流速はそれぞれ±10cm/s、±5cm/s間での分布を示し、良好な再現性を示した。だが、南北流においては表層・底層ともにほぼ0に近い過小評価となった。よって、実測値では北東-南西成分が確認できたが with SAVでは東西流が卓越する結果となった。without SAVにおける表層の流速分布では、with SAVと同様に南北流速が過小評価となり、東西流成分が確認できたが、東西流速はおよそ±20cm/sでの分布となり、実測値の2倍近い過大評価となった。底層の流速成分では東西流速、南北流速ともに-10~5cm/sの分布を示し、どちらも実測値と比べて過大評価となった。また、西-南向き成分が卓越する結果を示した。これらの結果から、表層・底層ともに植生を考慮することで流速が減衰することが確認でき、特に東西流速においては植生効果を考慮することで良好な再現性が示された。

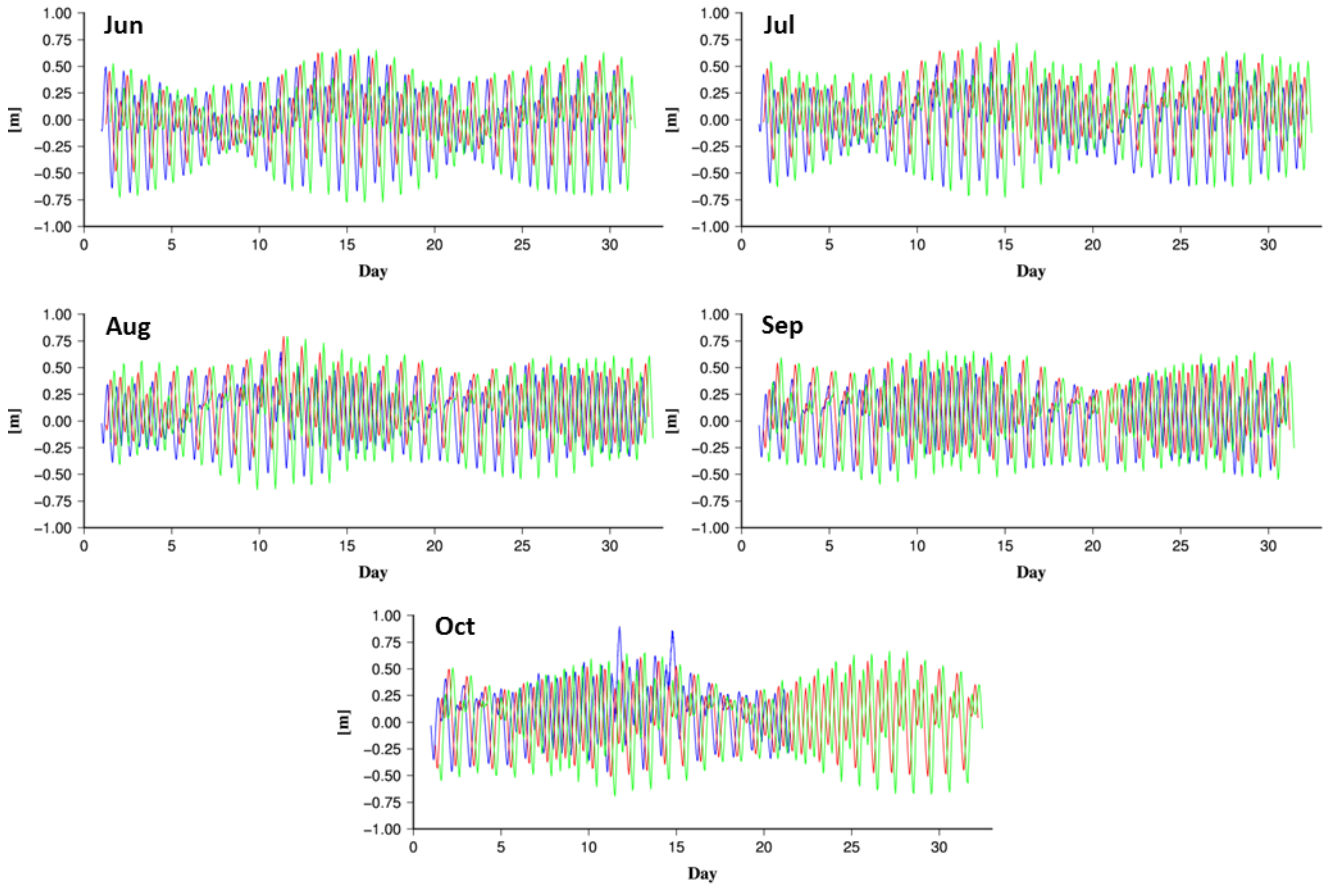


図-6 Stn.1における水位変動（2014年6月～10月）

（青：観測値，赤：計算値 with SAV，緑：計算値 without SAV）

各線の重なりを避けるため with SAV は6時間，without SAV は12時間ずらしてある

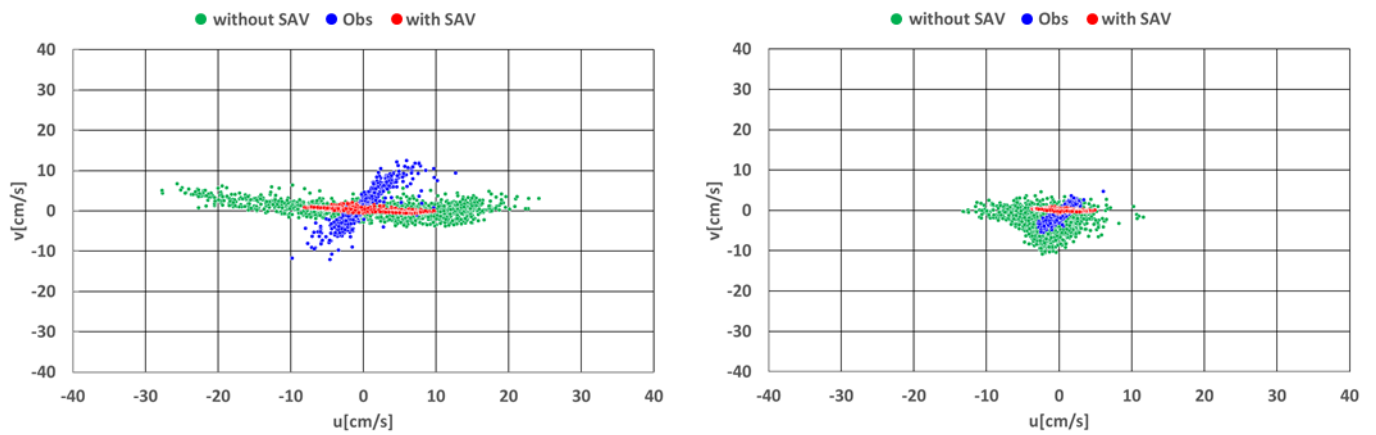


図-7 Stn.1における東西流速（ u ）と南北流速（ v ）の流向プロット（2014年6月～7月）

（左：表層，右：底層，青：観測値，緑：計算値 without SAV，赤：計算値 with SAV）

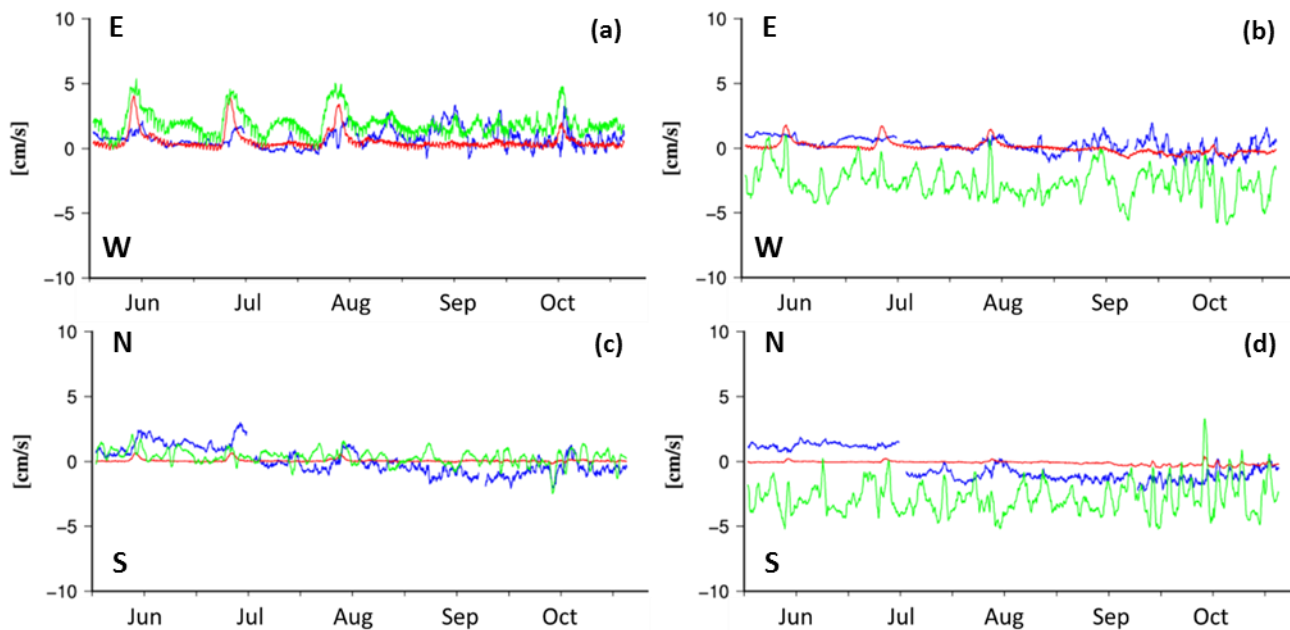


図-8 25時間で移動平均した Stn.1における 2014年6~10月の

(a) 表層の東西流速, (b) 底層の東西流速, (c) 表層の南北流速, (d) 底層の南北流速.

東西流速の+と-の成分はそれぞれ東向きと西向き, 南北流速の+と-の成分はそれぞれ北向きと南向きの流向を示す

(青: 観測値, 赤: 計算値 with SAV, 緑: 計算値 without SAV)

続いて, 表層と底層における流向流速特性からエスチュアリー循環流の特徴をみるため, 25時間で移動平均した東西流速, 南北流速を図-8に示す. ここでは6~10月の結果を示す. まず, 観測値の表層の東西流においては東向き(湖口方面)で, 底層でもほぼ同様の流向が示された. 表層の南北流においては, 7月まで北向きでそれ以降は南向きが卓越し, 底層流においても同様の傾向が示された. よって, 風蓮湖の Stn.1 においては表層・底層共に一様流の観測結果が得られた. 次に数値モデルでは, with SAVにおいて同様に表層・底層で観測値同様にほぼ一様流の傾向が確認できたが, without SAVの場合, 表層の東西流速の場合では観測値と with SAV 同様の東向き成分を示したが, 底層では西向きの流れとなり, 鉛直方向で逆向きの流れとなった. 南北流においても同様で, 表層で北向き, 底層で南向きとなり, ほぼ逆方向の流れとなった. よって, 植生がある場合は, 観測値同様に鉛直方向で一様流を形成するが, 植生がない場合は表層で北-東向き(湖口方面), 底層で南-西向き(湖奥方面)の鉛直方向で逆向きの流れが生じ, 低塩分水が外洋に向かって表層を流れるのに対し, 高塩分水は奥部に向かって底層を流れるエスチュアリー循環を形成することが分かった.

次に各図でみると, 表層の東西流速において, 6~7月には中旬に比較的大きな東向き成分が観測されている(図-

8 (a)). モデル結果においても両ケースにて中旬辺りに同様の東向き成分が出現しているが, やや早いタイミングでの出現となっている. また, 両ケースとも6~7月においては, 比較的良好な再現性が得られたが, without SAVの方が東向き成分にやや過大評価を示した. 8月以降は, 6~7月よりも活発な流速変動が観測されたが, 東向き成分が卓越していた. モデルの計算結果は, 8~9月では観測値に比べ両ケースとも変化が小さかった. また, with SAVの方がより変化量が小さかった. 10月において, with SAVは9月と同様な小さい変化量であったが, without SAVは比較的良好な再現性を示した.

表層の南北流速においては, 6~7月まで北向き成分が卓越していることが観測値によって示された(図-8 (c)). モデルによる計算結果は表層の東西流速における8月以降の結果と同様に, 両ケースとも変化量は小さく, 特に with SAVの方がより小さな変化量を示した. 9月においては南向き成分の卓越, 10月では北向き・南向き成分の交互の出現が観測された. 9月におけるモデルの計算結果は, with SAVでは0に近い小さな変化量を示した. without SAVの方がより大きな変化量が確認されたが, 南向きに卓越する傾向は確認できなかった. 10月においても with SAVでの変化量は小さかったが, without SAVでは南向き・北向き成分の交互の出現が確認され, 比較的良好な再現性を示し

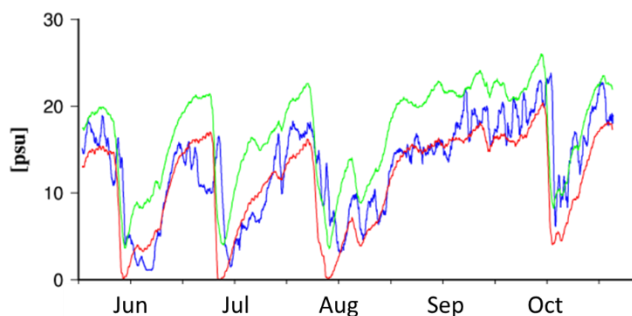


図-9 25時間で移動平均化した
Stn.1における2014年6~10月の表層塩分
(青:観測値,赤:計算値 with SAV,
緑:計算値 without SAV)

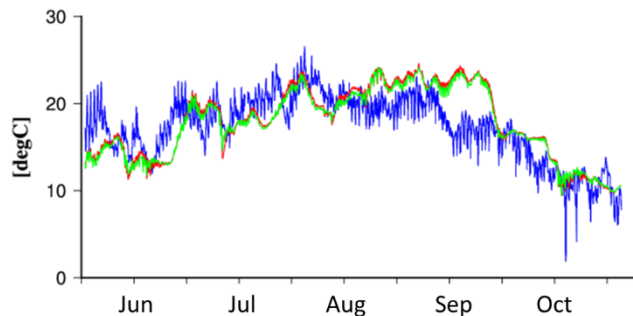


図-10 Stn.1における2014年6~10月の表層水温
(青:観測値,赤:計算値 with SAV,
緑:計算値 without SAV)

た。

底層の東西流速においては、全体的に表層流に比べて0近くに収束し、変化量がかなり小さくなるのが観測によって示された(図-8 (b))。モデルによる計算結果は、with SAVでは変化量が小さく、観測値に近い結果が得られたが、without SAVでは西向き成分が大きく卓越する傾向が示された。

底層の南北流速では、6~7月には北向き成分を示し、8月以降は南向きとなった(図-8 (d))。モデル計算では、with SAVはほぼ0に収束する小さな流速を示したが、比較的観測値に近い結果を示した。without SAVは6~10月全において南向き成分を示した。特に、6,7月において実測データは北向き成分を示したため、without SAVが示した流速は逆向きの成分となった。8~10月は、実測データも同様の南向き成分を示したが、without SAVによるモデル計算の方が過大評価となった。10月におけるwithout SAVの流速は比較的大きな振幅を示し、10日付近では北向き成分を示す、顕著な変動を示した。

3.3. 塩分の時系列

塩分について、without SAVでは全体的に過大評価を示したが、植生効果を考慮したwith SAVでは良好な再現性が示された。図-9はStn.1における6~10月の表層塩分である。9月を除いた他の月では、中旬あたりで大きく塩分が低下する傾向が実測値から確認できる。降雨に伴う大きな出水があったことが原因であるが、数値モデルにおいてもwith SAV・without SAVともにこの低塩分化傾向を捉えている。with SAVは、低塩分化時には過小評価を示したが、それ以外では比較的良好な再現性を示した。特に大きな出水が無かった9月には、顕著に良好な再現性を示した。without SAVにおいては、大きな出水に伴う低塩分化時を

除いて全体的に過大評価を示し、特に顕著な出水の無かった9月では、塩分20以上を保つ過大評価を示した。

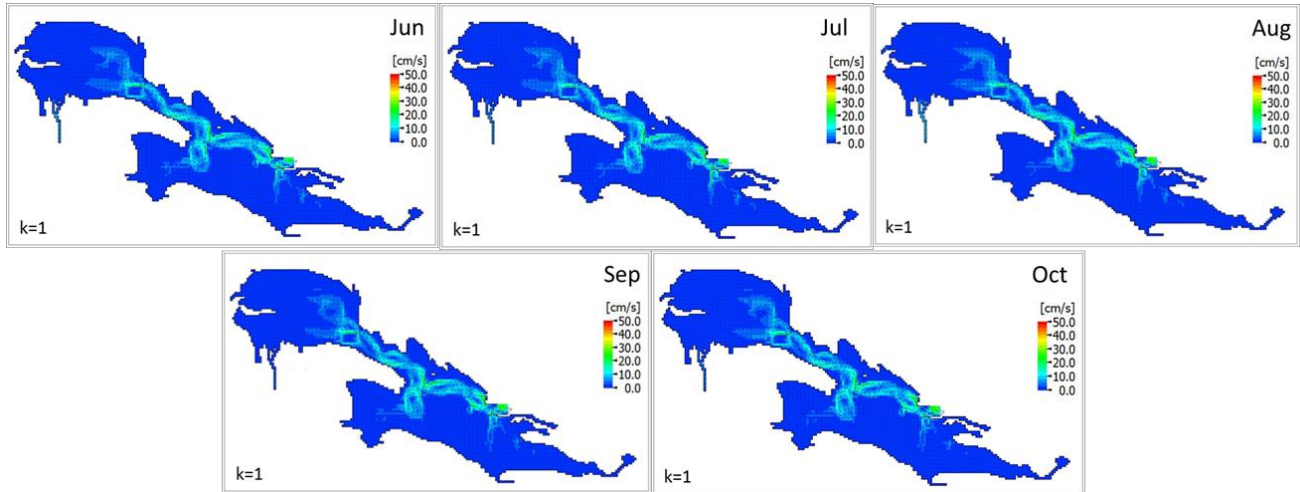
3.4. 水温の時系列

図-10にStn.1における6~10月の表層水温の季節変化を示す。観測結果からは、9月上旬まで徐々に水温が上昇し、それ以降は低下することが確認できる。モデルによる計算結果でも同様な定性的変化は確認できるが、9月に、観測値が20℃から15℃に急激に低下するのに比べ、モデル結果は20℃以上を維持し、10月あたりから15℃近くに急激に低下する差異が確認できた。また、観測値は昼夜の水温変化による日周変動が大きいのが、モデルでは小さかった。with SAVとwithout SAVによる両ケースとの比較では、ほとんど変化はみられなかった。

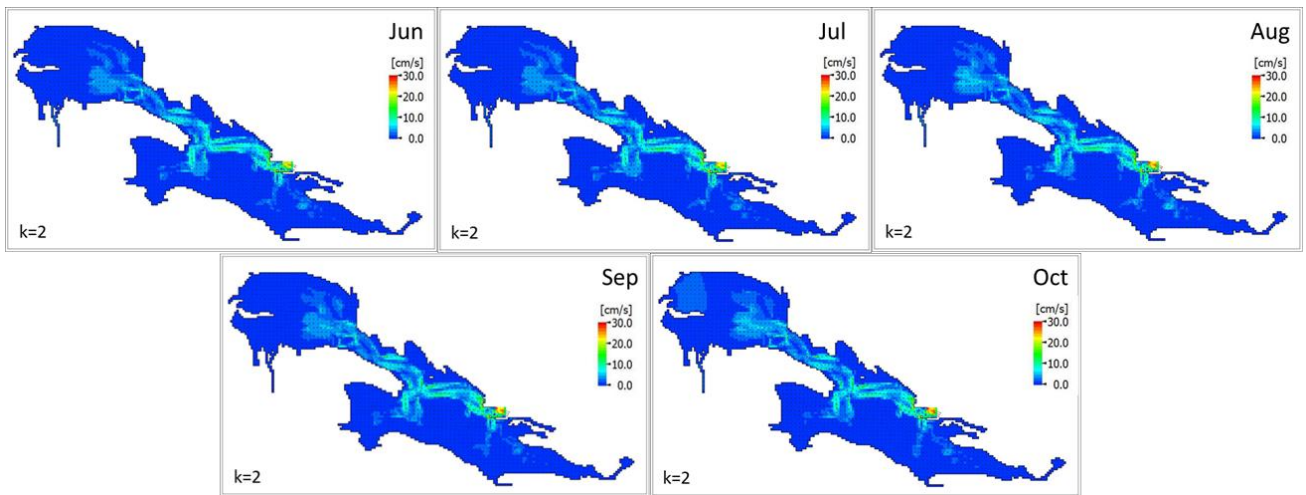
3.5. 流速の空間分布

流速の空間分布では、植生効果を考慮することで、植生域内で流速減衰、非植生域で流速が増大し、with SAVとwithout SAVにおいて流速分布は大きく変化した。

図-11に東西流と南北流を合成した絶対流速(月平均)の平面分布を示す。図-11(a)にwith SAVの表層(k=1)、図-11(b)にwith SAVの鉛直2層目(k=2)、図-11(c)にwithout SAVのk=1、図-11(d)にwithout SAVのk=2、図-12にwith SAVからwithout SAVを差し引いた差分結果を示す。without SAVに比べ、with SAVではk=1・k=2ともに植生域では流速が非常に小さくなった(図-11(a)~(d))。また非植生域である滞筋では、顕著に大きな流速を示した(図-11(a),(b))。without SAVでは、6~10月において本来植生域である湖口南側において比較的大きな流速をもった反時計回りの潮汐残差流が出現した(図-11(c),(d))。また、この特徴はk=1におい



(a) with SAV, k = 1



(b) with SAV, k = 2

図-11 数値モデルによる表層 (k = 1) および鉛直 2 層目 (k = 2) における 2014 年 6~10 月の絶対流速 (月平均) の平面分布

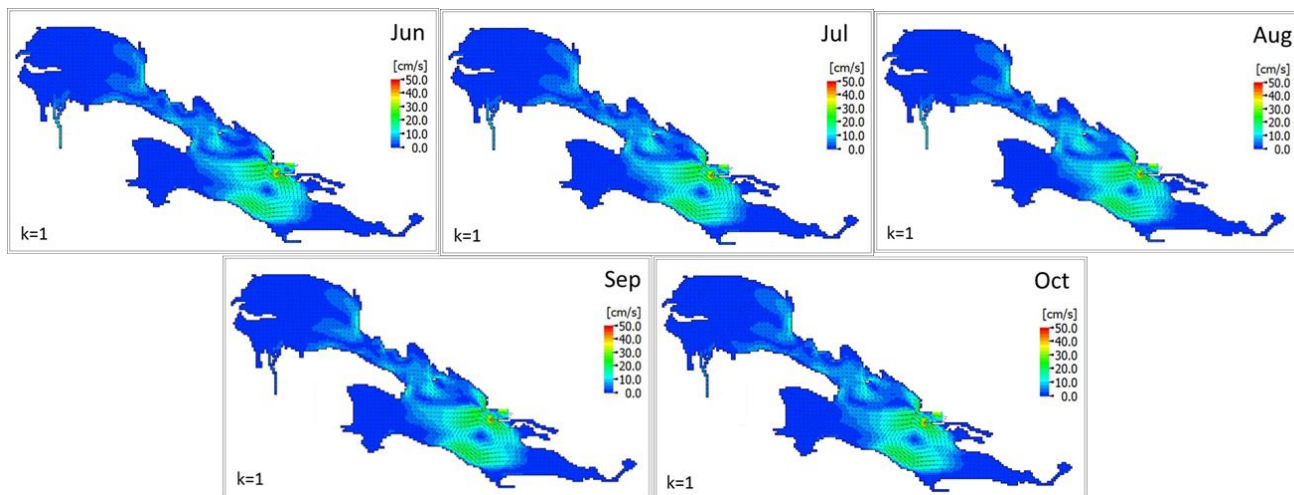
(a) with SAV, k = 1 (b) with SAV, k = 2 (c) without SAV, k = 1 (d) without SAV, k = 2

てより明確に確認できた (図-11 (c)). また、滞筋近辺においても比較的大きな流速が確認できるが、with SAV のような滞筋内で大きく浅海部で小さいというような顕著なコントラストはみられなかった (図-11 (c), (d)). with SAV - without SAV の差分では、植生域全域において with SAV の方が流速の低下が確認でき、特に without SAV において潮汐残差流が出現した湖口南では、with SAV において顕著な流速減衰が確認できた (図-12). 非植生域である滞筋においては、with SAV の方がむしろ流速が増大することが確認できた.

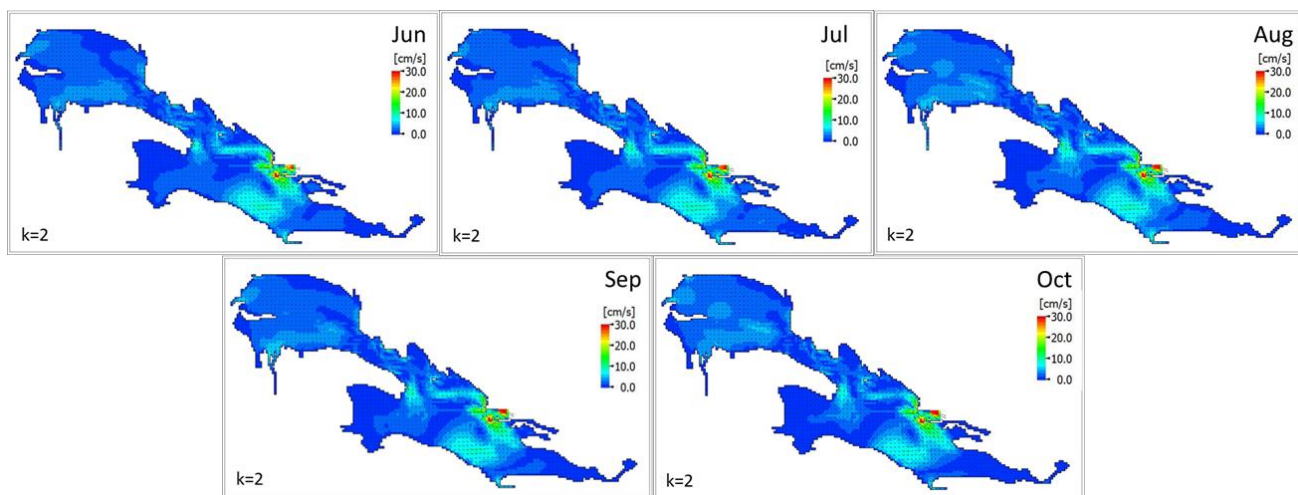
3.6. 塩分の空間分布

植生を考慮することで、植生域内ではより低塩分化、非植生域ではより高塩分化する傾向が確認でき、with SAV と without SAV で塩分の空間分布が大きく異なることがわかった.

図-13 は with SAV と without SAV における塩分 (月平均) の平面分布である. さらに流速同様に、with SAV から without SAV を差し引いた差分結果も図-14 に示す. 河川 4 つのうちの 3 つが流入する湖奥では低塩分となり、湖口に向かうにつれて高塩分となるが、with SAV の方が湖奥においてより低塩分となる傾向を示した (図-13(a)).



(c) without SAV, k = 1



(d) without SAV, k = 2

図-11 (続き)

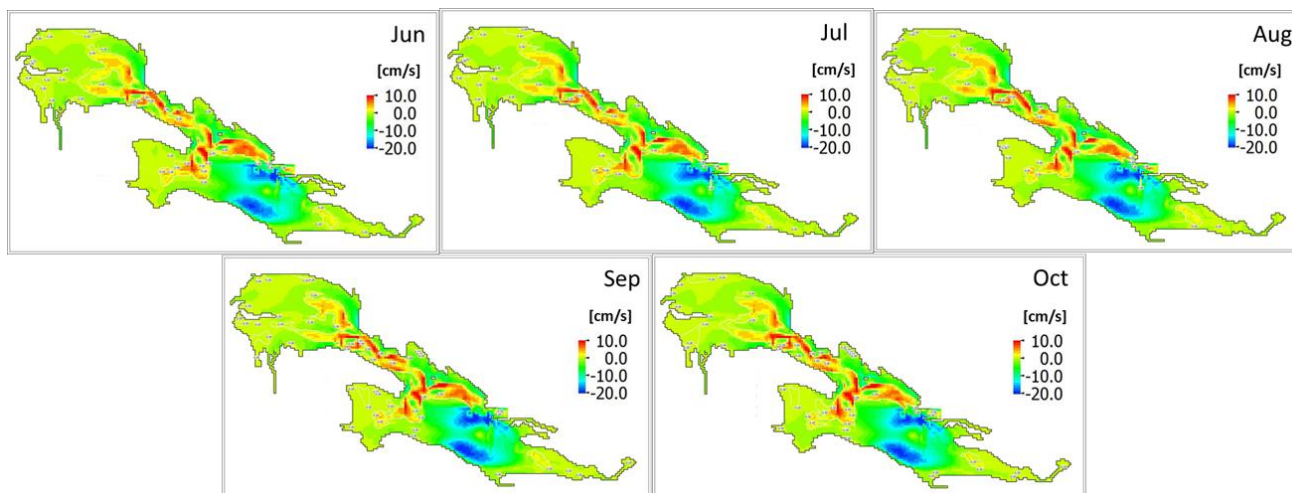
また顕著な出水が確認された 9 月以外の月で特に大きな出水が発生した 6~8 月 (図-2) では、両ケースにおいて湖奥部での低塩分化傾向が示された (図-13 (a)) が、with SAV においてより顕著な低塩分化が確認できた (図-13)。with SAV - without SAV の差分においては、流速分布と同様に with SAV の方が植生域において低塩分化し、非植生域である滞筋付近ではより高塩分化する傾向を示した (図-14)。

4. 考察

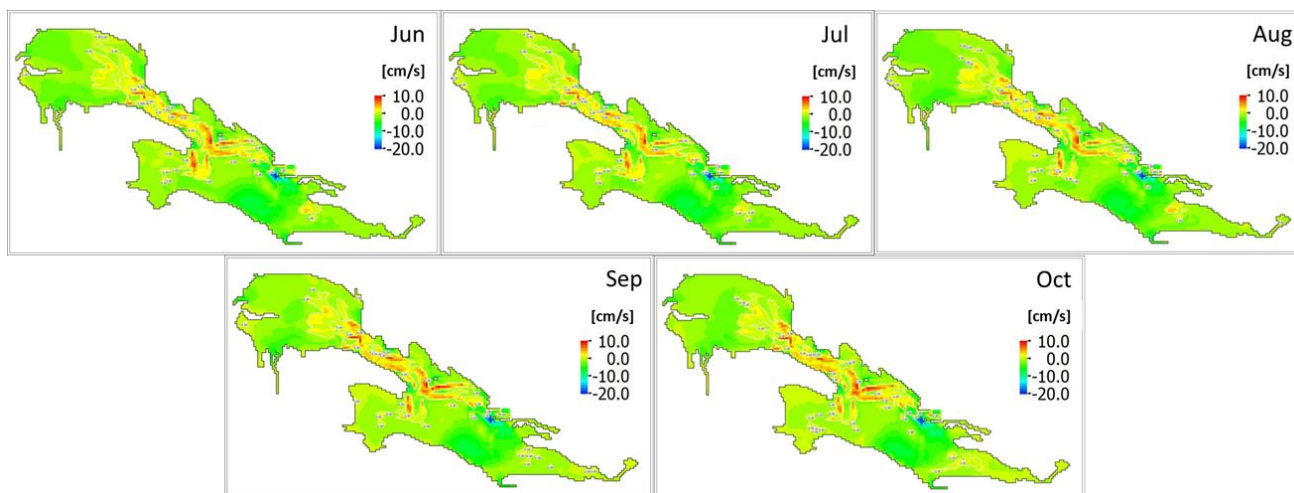
4.1. 植生抵抗が淡水-外洋水混合に及ぼす影響

水位変動において、湖奥部の Stn.1 の上げ潮時では、

with SAV における再現性は良好であったが、without SAV では過大評価となった (図-6)。without SAV では植生が無いことで外洋水の流入が大きくなるが、with SAV では植生が抵抗体として機能することで外洋水の流入を抑制し、比較的実測値に近い結果を得ることができると考えられる。これについては塩分の分布図からも確認できる (図-13)。without SAV よりも with SAV の方が、湖奥部でより低塩分化し、植生によって淡水と外洋水の混合率が低下する傾向を示した。外洋からの高塩分水が植生による流入抑制を受けることで、3 河川が集中する湖奥部において低塩分化が顕著となった。また、同地点の下げ潮時の海面変位においては、without SAV では全期間にわたって過大評価を示し、with SAV では 9~10 月には比較



(a)



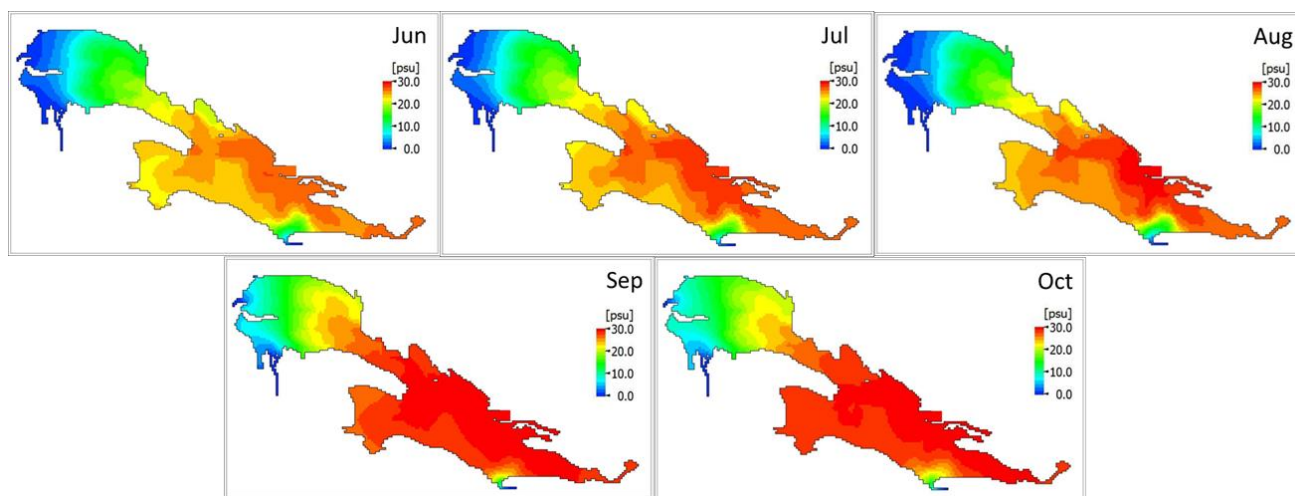
(b)

図-12 2 ケースにおける絶対流速の差分 (with SAV - without SAV)

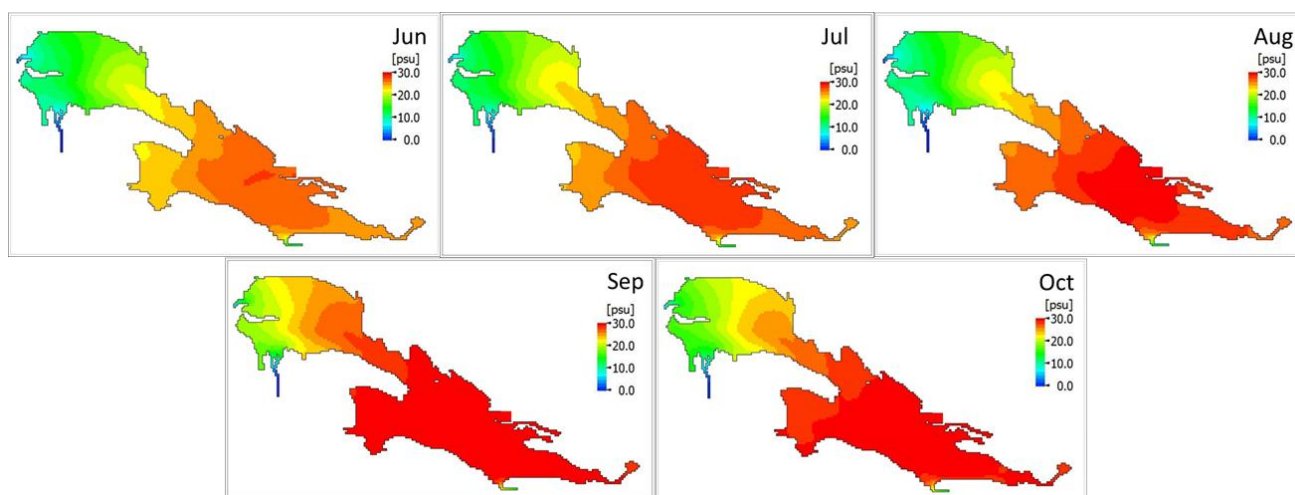
(a) k = 1 (b) k = 2

的良好的な再現性、6～8 月には過小評価を示した (図-6)。without SAV での過大評価は、本来植生域となる湖奥部の水が、上げ潮の場合と同様に植生の抵抗を受けないことにより、実際よりも過大に流出していると考えられる。with SAV における 6～8 月の過小評価は、一年を通して海草現存量が最多になる期間である (特に 6～7 月) ためと考えられる。本モデルの流動に対する植生の抵抗は実際よりも過大に機能している可能性があり、高出水が確認された 6～8 月に淡水を過大に湖奥部に貯留させている可能性がある。6～8 月の高出水時に、with SAV における塩分が過小評価されていることからその可能性を裏付けている (図-9)。

また、図-9 における 6～8 月の高出水の際の低塩分と高塩分の交互のピークで、without SAV において過大評価が示されていることから、上げ潮による外洋水の流入が過大となっている可能性を示している。図-6 において 10 月の 10～15 日あたりにかけて、2 つの水位上昇のピークが観測されたが、モデルでは再現できていない。本モデルでは、開境界からの潮位の外部入力データとしては、予測値である天文潮位データを使用している。よって、これらの突発的なピークが天文潮位には反映されていないことから、このような不一致が生じたと考えられる。



(a)



(b)

図-13 数値モデルによる表層 (k = 1) における 2014 年 6~10 月の塩分 (月平均) の平面分布
(a) with SAV (b) without SAV

4.2. エスチュアリー循環への影響

風蓮湖における流れの特徴は、鉛直方向で流向に差がなく、エスチュアリー循環を示す成分はみられないとの報告がある(山本・牧田, 2007)。今回観測を行った Stn.1 でも東西流速、南北流速ともに同様の特徴が確認できた(図-8)。モデルによる計算でも、with SAV では特に東西流速において表層・底層での一様流を明確に示したが、without SAV では異なる傾向を示した。東西流速から分かるように、表層では湖口(東)向き、底層では湖奥(西)向きの流れとなることから、エスチュアリー循環を形成していることが確認できる。つまり、風蓮湖における鉛直方向一様流という特

徴は植生によって形成されている可能性がある。外洋からの高塩分水が底層に沿って流入し、河川からの淡水が表層に沿って流入することで表層と底層で逆向きの流れが発生するが、塩分の分布図(図-13, 14)からも分かるように、植生を考慮することによって湖奥部はより低塩分化、非植生域である滞筋はより高塩分化することから、植生域への淡水(低密度)と高塩分水(高密度)の流入と混合が抑制され、エスチュアリー循環が形成されずに一様流となっていると考えられる。

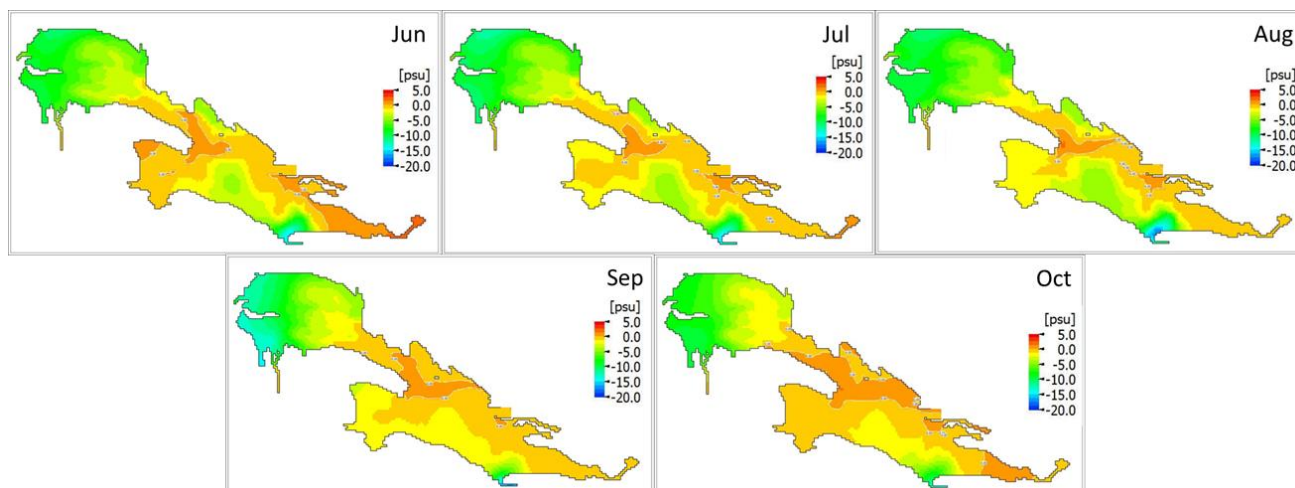


図-14 数値モデル 2 ケースにおける表層 (k = 1) 塩分の差分 (with SAV - without SAV)

4.3. 流速分布に与える影響と流速減衰率

植生を考慮することで、植生域では流速低下、非植生域では流速が増大することがモデルによって示された(図-11, 12)。これについては連続の方程式($\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$)からも説明できるように、植生域内に水が流入しづらくなる代わりに、非植生域への流入量が増加するためである。流速の差分(図-12)と植生分布図(図-4)を比較すると、非植生域の中でも特に植生域に隣接する部分において比較的流速が大きくなっている。前述のとおり、植生域内への水の流入が抑制されることで、隣接する非植生域での流量は大きくなる。また、本モデルにおける植生抵抗は流れに対して底面摩擦(式-11, 12)、断面抵抗(式-13)として機能するが、流れと並行には機能しない(壁面摩擦効果は未考慮である)ため、本研究のような結果になったと考えられる。実際にもこのような現象が発生しているかどうかは、更なる現地調査が必要である。次に、植生による流速の減衰効果について、Lacy and Wyllie-Echeverria (2011)は実海域数地点において観測を行い、40~70%の減衰率を報告している。本モデルでも次式を用いて、without SAV に対する with SAV の植生抵抗による流速減衰率の計算を行った。

$$\text{減衰率} = (1 - V_z^{SAV} / V_z^{NSAV}) \times 100 \quad (14)$$

ここで、 V_z^{SAV} , V_z^{NSAV} はそれぞれ with SAV, without SAV における絶対流速[cm/s]である。本モデルでは、植生抵抗を考慮することによって Stn.1 における流速は表層では平均約 70%、底層では平均約 89%減衰することが示された。既往の研究と比べると、特に底層での減衰率が高い

ことが分かった。この原因については 4.5 節で考察する。

4.4. 植生が湖全体の海水交換率に及ぼす影響

植生域全体が流動場全体に与える影響について、Taguchi et al. (2002) が提案した粒子追跡の一手法を用いて海水交換率の計算を行い、植生が湖全体の海水交換に与える影響を評価した。図-15 に示すように 6~10 月の各月 1 日 0 時に湖奥の 3 河川に約 1000 個ずつ、浮力 0 とした粒子を配置(合計約 3000 個)し、1ヶ月間の追跡計算を行った。粒子が開境界から湖外へ流出することにより、湖奥部の淡水が湖外へ流出するものとし、より早く多くの粒子が湖外に流出することで、海水交換速度が速いと仮定した。with SAV と without SAV における湖内の粒子残留数が目標残留数に達するまでの時間、および下式を用いて海水交換速度の比較を行った。本研究では、目標残留数を初期配置数の 50% (約 1500 個) とした。

植生による海水交換速度の変化率

$$= \left(\frac{WE_{SAV}}{WE_{NSAV}} - 1 \right) \times 100 \quad (15)$$

ここで、 WE_{SAV} , WE_{NSAV} はそれぞれ with SAV と without SAV において湖内の粒子残留数が初期配置数の 50% に達した日を表す。粒子の初期配置時から追跡計算期間とした一ヶ月間の湖内粒子残留数の変化を図-16 に示す。6~8 月および 10 月に出水(6~8 月に出水大)が発生したため、with SAV, without SAV 両ケースにおいて顕著な粒子の減少が確認できた。9 月は計算期間中に両ケースとも

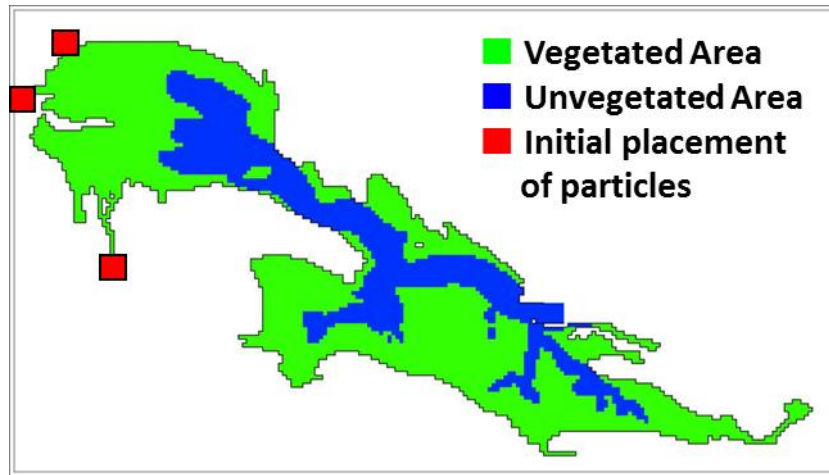


図-15 粒子追跡法における粒子の初期配置

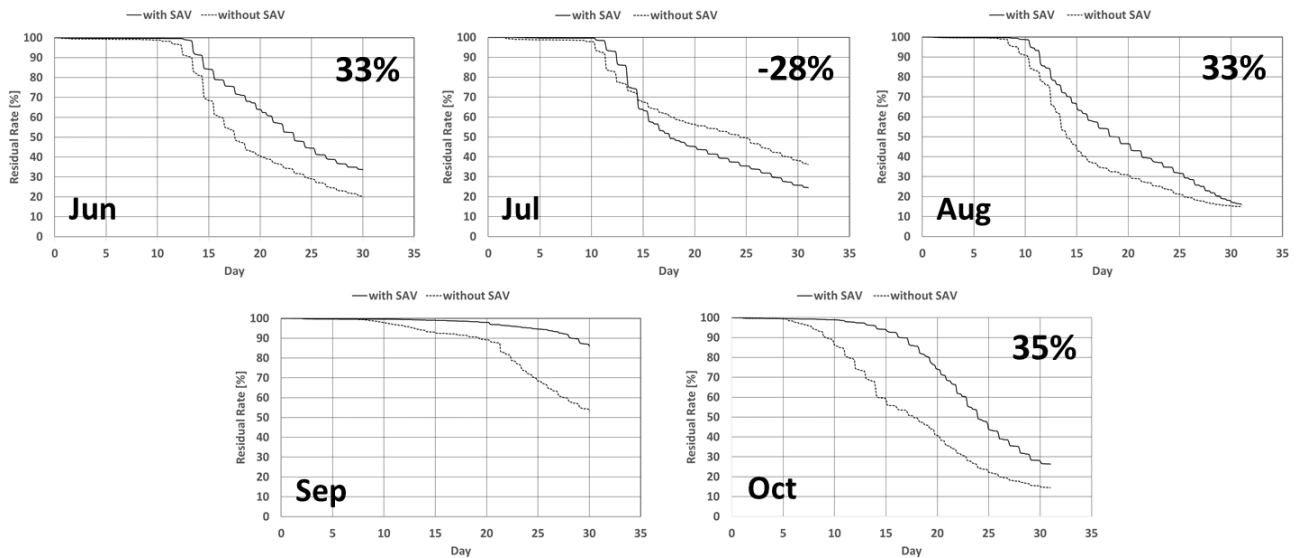


図-16 粒子残留率の変化

(各図右上の数字は without SAV に対する with SAV の目標残留数到達速度の低下率を示す)

目標残留数に達しなかった.他の月と比べて大きな河川出水がなかったためと考えられる.また,6,8,10月では目標残留数への到達は without SAVの方が速く,植生を考慮した with SAVの方が遅くなる顕著な差異が確認できた.この結果から植生によって海水交換率が33~35%低下することが示された.7月では逆に,with SAVの方が without SAVよりも海水交換率が28%増加することが確認できた.この変化については,出水と大潮のタイミングに原因があると考えられる.図-17は,モデルに適用した6~8月における開境界の潮位と風蓮川の出水量である.8月は高出水と大潮がほぼ同時期に迎えているが,6,7月は高出水後に大潮となっている.そして,7月の方が高出水から大潮までの時間が比較的長い.よって,高出水に

よって粒子が湖内に押し出された後,7月の大潮時には粒子が非植生域に近付き,下げ潮によってより湖外へと流出しやすくなったと考えられる.6月は比較的出水の直後に大潮となるため,大潮時には粒子の多くは非植生域から離れた植生域に留まっている.8月は高出水と大潮がほぼ同時に発生するため,大潮時には6月よりもさらに非植生域から離れた植生域内に粒子が留まっている.また,with SAVは without SAVと比べ,植生域内の流速は減衰し,非植生域での流速は増大する(図-12).つまり,with SAVにおいて非植生域へ流れ出した粒子は,浅海域への流入は植生抵抗によって抑制され,非植生域に沿うように大きく移動し, without SAVよりも湖外へ流出しやすくなる.本研究のモデル解析により,風蓮湖では植生によって海水交換

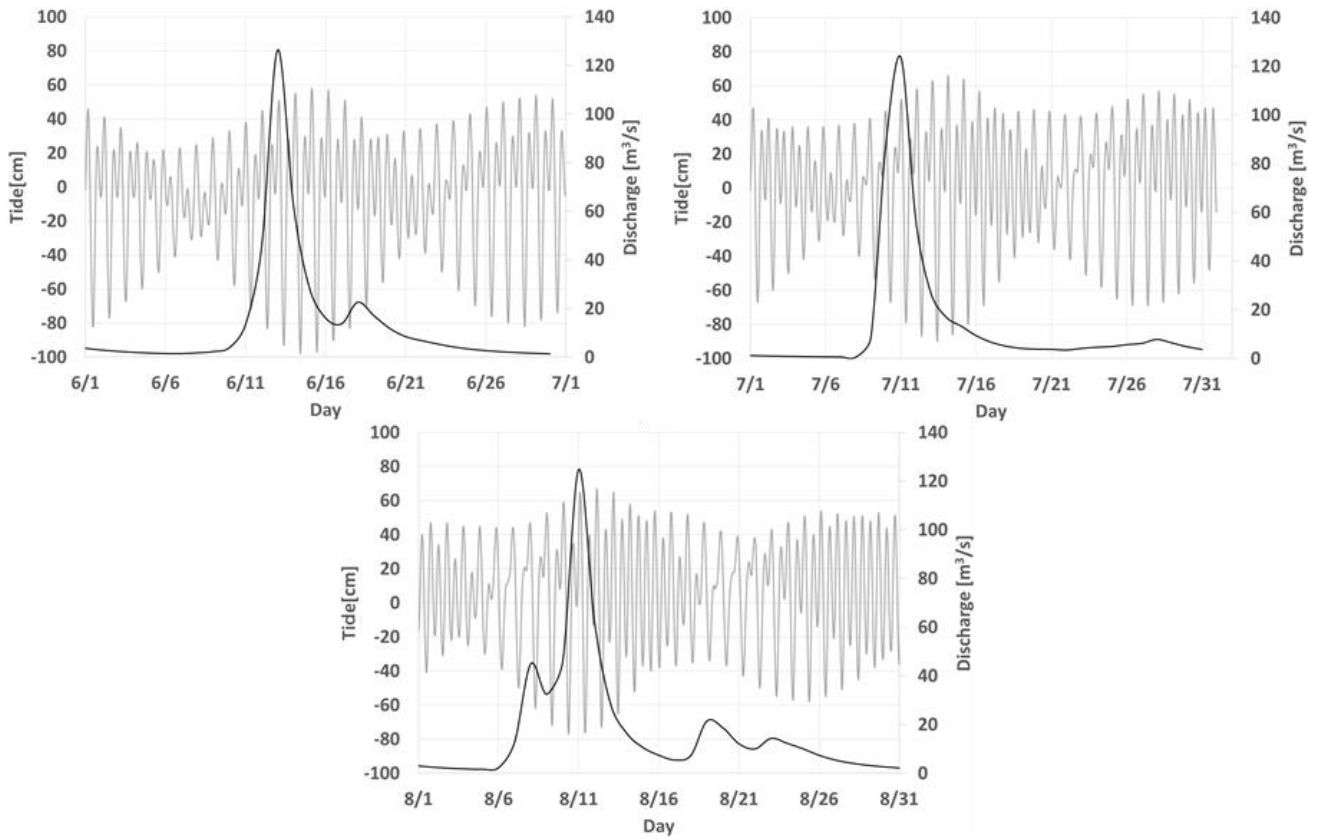


図-17 モデルに適用した開境界の潮位と風蓮川の出水量（2014年6～8月）

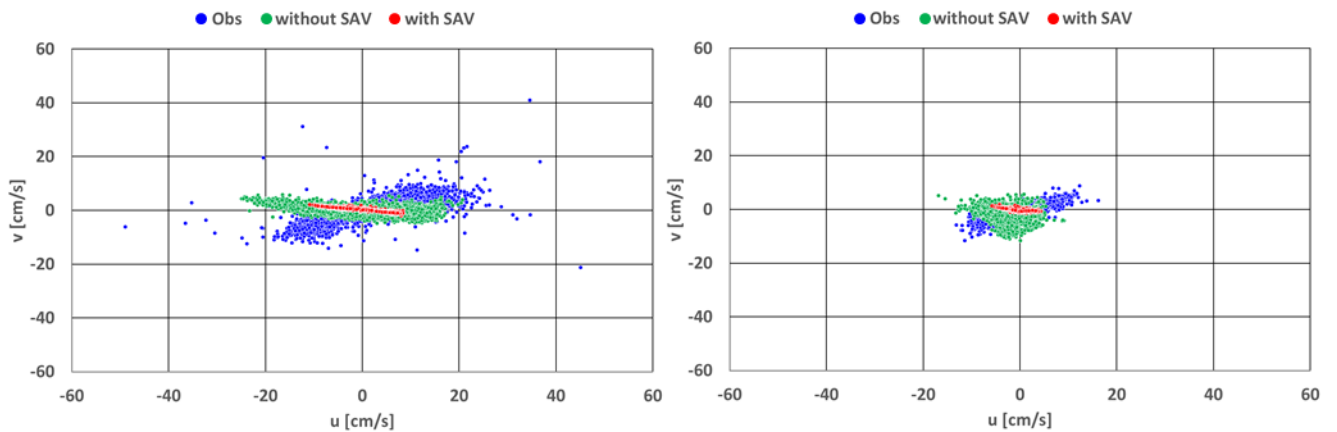


図-18 Stn.1における東西流速 (u) と南北流速 (v) の流向プロット (2014年8月～10月)
(左：表層, 右：底層)

率が低下する一方ではなく、出水や大潮のタイミングによって、むしろ海水交換率が増加する可能性が示されたが、現実に起きている現象かどうかは、現時点では判断できない。よって、新たな観測・解析手法等を導入し、更なる検証が必要である。

4.5. 植生の分布と成長、および抵抗係数について

植生分布においては京田ら(2012)を参考に行っているが、細部については推定に依るところが大きい。流速の分布は植生分布に依存することからも、本モデルの両ケースにおける南北流速の著しい過小評価は、植生分布が原因の一つとなっている可能性がある。また、本モデルにおける地形データは、他にデータがないことから1981年に国土地理

院が作成したものを適用している。本研究での調査およびモデル解析は 2014 年を対象としている。よって、33 年前の地形データを用いていることから、地形変化が生じている場合、その影響は考慮できていない。植生分布・地形調査も今後の課題となる。また、式 (1) における植生抵抗は底面摩擦に比べ、植生効果 (植生高さ) の方が 2 オーダー近く大きな影響を及ぼす。図-18 に 8~10 月における東西流速と南北流速の流向プロットを示す。風蓮湖では例年 8、9 月あたりから海草の減衰が始まる。図-18 から分かるように、東西流速の実測値においては表層では $\pm 20\text{cm/s}$ 、底層では $\pm 10\text{cm/s}$ の分布となり、図-7 (6、7 月における東西流速と南北流速の流向プロット) と比べると、特に東西流速は約 2 倍に流速が大きくなったことが確認できる。しかし、モデル計算 with SAV の南北流速は表層で $\pm 10\text{cm/s}$ 、底層で $\pm 5\text{cm/s}$ 程度となり、実測値と比べて約 1/2 の過小評価であり、without SAV の方がむしろ実測値に近い結果が得られている。本モデルで適用した海草現存量の変化 (図-5) も 8 月以降から現存量の低下が確認できるにも関わらず、流速減衰効果が強く機能しているのは植生高さの推定法に原因がある可能性がある。植生高さについては、前述したとおり坪刈り調査の結果から海草現存量との相関を、最小二乗回帰式を用いて近似した。だが、調査で測定した植生高さは最大長であるため、本研究における回帰式は実際よりも過大評価となっている可能性がある。さらに、本研究での対象海域は海草藻場を含む汽水湖であるが、式 (2)、(5) における抵抗係数 C_D は一様流中に置かれた円柱を対象とした一般的なパラメータ「1」を適用している。安瀬地ら (2007) は、室田・福原 (1983)、安瀬地・木ノ瀬 (2003) の研究成果を踏まえ、「植生の組織的な揺動現象が顕著でない場合の植生抵抗は、植生高さの増減による変形効果が主となる」と述べている。よって、本モデルでは、空間解像度 (100m) から植生の揺動現象よりも植生高さが植生抵抗に依存すると仮定し、円柱同様に高さによる形態変化を表す $C_D=1$ を適用した。だが、Ghisalberri & Nepf (2004) は植生密度 (葉幅・葉枚数・植生間の距離) を関数とし、 C_D を変数として算出する方法を提案している。今後、こちらも検討することで更なる精度向上の可能性がある。

4.6. 植生が水温に及ぼす影響

with SAV と without SAV で表層水温における差異がほとんどなかった (図-10)。浅海域における水温は、流れによる熱輸送よりも大気-海面間の熱収支が支配的であるため、接水気温の情報が重要となる。本モデルにおける大気境界データは、with SAV、without SAV 共に AMeDAS データ (別海と根室の 2 地点間の平均値) を適用しているた

め、ほとんど変化がみられなかった。実測データとの差異については、別海観測所と根室観測所が、風蓮湖からそれぞれ約 13km、26km 離れていることで、風蓮湖における実際の接水気温を反映していないことが原因と考えられる。さらに、本モデルでは大気-海面間の熱交換をバルク的に計算しているが、植生の影響は考慮していない。植生と大気-海面間の熱収支の関係においてはあまりよく分かっていないため、今後検討が必要である。実測データに比べてモデルによる日周変動が小さいのは、AMeDAS による気温データが日平均値であることが原因と考えられる。

4.7. モデルの適用範囲について

「2.3. モデル」で前述した通り、本モデルは 1~100 km のエスチュアリーおよび沿岸域を対象とした 3D 沿岸流動モデルである。これまで、閉鎖性海域を中心に多くの沿岸域に適用された実績がある (Taguchi and Nakata, 1998; Taguchi et al., 1999, 2002; Horiguchi et al., 2001; Azam et al., 2006; Ichikawa et al., 2007; Ye et al., 2012; 田口ら, 2014)。また、本研究では浅海域であり面積の大半を植生域が占める風蓮湖をモデル海域としたが、植生密度が低く、最大水深が 700m に達するような東京湾等でも適用可能であるため、僅かな植生域が湾全体の流動場に及ぼす影響を評価することも可能である。本モデルは浅海域において植生による炭素貯留を実海域スケールで定量化することを最終目的としている。本研究では、植生域全体での流速減衰がモデルで示されたことから、植生域全体が有機物を含む懸濁物質の集積効果として機能する可能性が示唆される。風蓮湖などの植生豊富な海域と比べ、東京湾などは湾全域において植生による炭素貯留効果が比較的低い可能性があること、また東京湾の場合は風蓮湖から約 12° 南側に位置し、沖には暖流の黒潮が流れていることから水温をはじめとした海洋環境が大きく異なる可能性がある。よって、植生が炭素貯留量に及ぼす影響を評価するうえで、両海域を比較することは非常に有効であると考えられる。さらに、東京湾のように縁辺部に植生域がある場合、そのような狭領域を適用範囲とする 3D 流動モデルおよび物質循環モデルを併せて使用することが効果的であると考えられる。

5. あとがき

本研究では、浅海域において植生が流動に及ぼす効果を実海域スケールで解析するため、現地観測と共に流動モデルに植生抵抗を導入した新たな 3D 沿岸流動モデルを構築し、現地観測データとの比較、および実海域全域を非植生域としたケーススタディを行った。主な結果は以下の通り

である。

- (1) 植生によって、外洋からの高塩分水の流入が抑制され、河川から供給された淡水は湖奥部に滞留しやすくなり、高塩分水と低塩分水との混合が低下する可能性が示唆された。パーティクルトラッキングによる解析では、植生によって湖内水と外洋水との海水交換率がおよそ 34%低下することが示された。
- (2) 対象海域とした風蓮湖の流れは、鉛直方向で一様流の特徴をもつ。モデル計算によって植生を考慮した with SAV では一様流の特徴が示されたが、without SAV では底層においては湖奥へ向かう流れ、表層においては湖口へ向かう流れが卓越し、表層と底層において逆向きの流れが形成されることが確認された。よって、風蓮湖における鉛直一様流の特徴は植生による低塩分水と高塩分水の混合率の低下から形成されるかもしれないことから、植生効果はエスチュアリー循環にも影響を及ぼす可能性が示された。
- (3) ケーススタディにより、浅海域が植生を有することで植生域内では流速が 70~89%低下するが、非植生域では流量の保存によりむしろ流速が増大する可能性が示された。また、塩分においても植生域においてより低く、非植生域においてより大きくなった。よって、植生は流速・塩分分布にも大きな影響を及ぼす可能性が示された。
- (4) モデルにおいて、特に南北流速の計算においては不一致があり、計算精度に課題が残されている。本モデルにおける流動への影響としては、植生の効果が強く影響するため、植生分布の更なる調査や、植生高さ等のパラメータを含めた抵抗係数の見直しが今後必要である。また、植生分布が比較的少ない海域では、狭領域の植生域を適用範囲とする 3D 流動モデルなどの導入が有効であると考えられる。

植生が流動に及ぼす影響について、既往の研究では水槽や現場敷地点程度の狭領域での解析が多く、実海域スケールにおいても植生を可変抵抗としない程度の短期間の解析が主であった。本研究では実海域スケールにおいて植生を可変抵抗とした解析を行った。本研究における成果は、植生のある沿岸域の気候変動緩和効果を評価する上で、植生のトラップ効果を考慮した実海域スケールにおける有機物埋没量の定量化を可能とする。また、植生がもたらす流動・波浪エネルギー減衰効果の評価や、流動・地形変化を踏まえた上で浚渫土砂やリサイクル材を用いた海草藻場の再生

における適地選定技術への貢献にも期待できる。

(2016年1月25日受付)

謝辞

本研究で使用したモデルの構築においては、長崎大学(現所属：(株)サイエンスアンドテクノロジー、(株)ハイドロソフト技術研究所)の田口浩一教授、いであ株式会社の畑恭子博士から多大なる御助力を頂いた。また、現地観測においては(有)シーベックの柴沼成一郎氏、北海道大学門谷研究室の学生の皆様(卒業生含む)、(株)エコニクスの森山友雄氏、相内雄大氏、伊藤将孝氏をはじめとした皆様、別海漁業協同組合の小笠原豊氏、港湾空港技術研究所の三好英一氏に御助力頂いた。本論文の作成においては、港湾空港技術研究所の高橋浩二氏、棚谷灯子氏に貴重なコメントを頂いた。最後に、本研究を進めるにあたり、名城大学の中田喜三郎教授からご助言を頂いた。上記の方々に心から謝意を表す。

参考文献

- 安瀬地一作, 木ノ瀬紘一 (2003) : 流れによって変形する植生群を有する流れの解析, 農業土木学会論文集, No.223, pp.47-55.
- 安瀬地一作, 木ノ瀬紘一, 島田正志, 田中忠次 (2007) : 水没した植生群を有する開水路流れの Manning 粗度係数, 農業土木学会論文集, No.248, pp.41-26.
- 気象庁 (2014) : 気象庁ホームページ, <http://www.jma.go.jp/jma/index.html>.
- 木村俊晃 (1975) : 貯留関数法, 河鍋書店, pp.10-35.
- 京田潤一, 細川真也, 渡辺健太郎, 仲岡雅裕, 柴沼成一郎, 門谷茂, 桑江朝比呂 (2012) : 現地観測データと衛星画像を用いた海草藻場の分布域と被度の推定, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.68, 11466-11470.
- 国土地理院 (2010) : 風蓮湖周辺及び温根沼地区湖沼湿原調査報告書, 国土地理院技術資料., D1, No.563, pp.25-36.
- 田口浩一, 刘阳, 叶灵娜 (2014) : 大村湾の貧酸素水塊の消長に関する考察, 海洋理工学会誌, Vol.20, No.1&2, pp.11-27.
- 近藤純正 (2000) : 風, 地表面に近い大気の科学, 東京大学出版, pp.82-108.
- 樽谷賢治, 阿保勝之, 八木宏, 中山哲哉 (2011) : 炭素吸収量評価のための藻場・干潟炭素循環モデルの構築と改良, 平成 22 年度地球温暖化対策推進費委託事業「藻場・干潟の炭素吸収源評価と吸収機能向上技術の開発」報告書.

- 中田喜三郎, 堀口文男, 田口浩一, 瀬戸口康史 (1983): 追波湾の 3 次元シミュレーション, 公害資源研究所彙報 (現産業技術総合研究所), Vol.12, pp.17-36.
- 細川真也, 三好英一, 内村真之, 中村由行 (2006): メソコスム水槽におけるアマモ地上部の現存量と生長・脱落速度の季節変動, 港湾空港技術研究所報告, 第 45 巻, 第 3 号, pp.25-45.
- 三上英敏, 藤田隆男, 坂田康一 (2008): 酪農地帯, 風蓮湖流域河川の水質特性, 北海道環境科学研究センター所報., 第 34 号, pp.19-40.
- 門谷茂, 真名垣友樹, 柴沼成一郎 (2011): 酪農業の進展と風蓮湖の生物生産構造変化, 沿岸海洋研究., Vol.49, pp.59-67.
- 室田明, 福原輝幸 (1983): 水生植物を有する開水路流れの乱流構造に関する実験的研究, 土木学会論文報告集, Vol.338, pp.97-103.
- 山本潤, 牧田佳巳 (2007): 陸域由来の汚濁負荷を考慮した風蓮湖の水質変動予測に向けた試み, 第 50 回北海道開発局技術研究発表会, 海岸工学論文集, 第 54 巻, pp.1006-1010.
- Akilli H, Akar A and Karakus C (2004): Flow characteristics of circular cylinders arranged side-by-side in shallow water, *Flow Meas. Instrum*, Vol.15, No.4, pp.187-197.
- Akilli H, Sahin B and Tumen NF (2005): Suppression of vortex shedding of circular cylinder in shallow water by a splitter plate. *Flow Meas. Instrum*, Vol.16, pp.211-219.
- Akilli H, Karakus C, Akar M, Sahin B and Tumen NF (2008): Control of vortex shedding of circular cylinder in shallow water flow using an attached splitter plate, *J. Fluids Eng. Trans. ASME*, Vol.130, pp.1-11.
- Akoz MS, Sahin B and Akkili H (2010): Flow characteristic of the horizontal cylinder placed on the plane boundary. *Flow Meas. Instrum*, Vol.21, pp.476-487.
- Azam MH, Elshorbagy WA, Ichikawa T, Terasawa T and Taguchi K (2006): A three-dimensional model application to study residual flow in the Arabian Gulf, *ASCE/J. Waterway, Port, Coast. Ocean Eng.*, Vol.132, No.5, pp.388-400.
- Bearman PW and Zdravkovich MM (1978): Flow around a circular cylinder near as plane boundary, *J. Fluid Mech*, Vol.89, pp.33-47.
- Bouma TJ, Duren van AL, Temmerman S, Claverie T, Blanco-Garcia A, Ysebaert T and Herman JMP (2007): Spatial flow and sedimentation patterns within patches of epibenthic structures: Combining field, flume, and modelling experiments. *Cont. Shelf Res*. Vol.27, pp.1020-1045.
- Chen D and Jirka H (1995): Experimental study of plane turbulent wakes in a shallow water layer, *Fluid Dyn. Res*, Vol.16, pp.11-41.
- Cokgor S and Avci I (2001): Hydrodynamic forces on partly buried tandem, twin pipelines in current, *Ocean Eng*, Vol.28, pp.1349-1360.
- Duarte CM, Losada JI, Hendriks EI, Mazarrasa I and Marba N (2013): The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation, *Nature Clim. Change*., Vol.3, pp.961-968.
- Dunn C, Lopez F and Garcia M (1996): Mean flow and turbulence structure induced by vegetation, *Hydraulic Engineering Series*, Vol.51, Dept. of Civil Engineering, Univ. of Illinois at Urbana-Champaign.
- Ingram RG and Chu HV (1987): Flow around island in Rupert Bay: an investigation of the bottom friction effect, *J. Geophys. Res*. Vol.92 (C13), pp.14521-14533.
- Fourqurean WJ, Duarte MC, Kennedy H, Marba N, Holmer M, Mateo AM, Apostolaki TE, Kendrick AG, Krause-Jensen D, McGlathery JK and Serrano O (2012): Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock, *Nature Biogeosci*, Vol.5, pp.293-297.
- Ghisalberti M and Nepf MH (2004): The limited growth of vegetated shear layer, *Water. Resour. Res.*, Vol.40, W07502.
- Ghisalberti M and Nepf MH (2006): The structure of shear layers in flows over rigid and flexible canopies. *Environ. Fluid Mech*. Vol.6, pp.277-301.
- Hata K and Nakata K (1998): Evaluation of eelgrass bed nitrogen cycle using an ecosystem model. *Environ. Model. Softw.*, Vol.13, pp.491-502.
- Hata K, Nakata K and Suzuki T (2004): The nitrogen cycle in tidal flats and eelgrass beds of Ise Bay, *J. Mar. Syst.*, Vol.45, pp.237-253.
- Hatipoglu F and Avci I (2003): Flow around a partly buried cylinder in a steady current, *Ocean Eng*, Vol.30, pp.239-249.
- Horiguchi F, Yamamoto J and Nakata K (2001): A numerical simulation of the seasonal cycle of temperature, salinity and velocity fields in Tokyo bay,

- Mar. Poll. Bull., Vol.43, pp.145-153.
- Horstman EM, Dohmen-Janssen CM and Hulscher SJMH (2013): Modeling tidal dynamics in a mangrove creek catchment in Delft3D, in Coastal Dynamics 2013, edited by P Bonneton and T. Garlan, pp.833-844, Arcachon, France.
- Hu K, Chen Q and Wang H (2015): A numerical study of vegetation impact on reducing storm surge by wetlands in a semi-enclosed estuary, Coastal Eng, Vol.95, pp.66-76.
- Ichikawa T, Aizaki M and Takeshita M (2007): Numerical study on amelioration of water quality in Lakes Shinji and Nakaumi – a coastal brackish lagoon system, Limnology., Vol.8, No.3, pp.281-294.
- Ingram RG and Chu HV (1987): Flow around island in Rupert Bay: an investigation of the bottom friction effect, J. Geophys. Res, Vol.92(C13), pp.14521-14533.
- Kahraman A, Ozgoren M and Sahin B (2012): Flow structure from a horizontal cylinder coincident with a free surface in shallow water flow, Therm. Sci, Vol.16, No.1, pp.93-107.
- Koch EW (1999): Sediment resuspension in a shallow Thalassia Testudinum banks ex Konig bed, Aquat. Bot. Vol.65, pp.269-280.
- Kouwen N and Li R (1980): Biomechanics of vegetative channel linings, J. Hydraulic Division, A.S.C.E., Vol.106, HY6, pp.1085-1103.
- Kouwen N, Li R and Simons BD (1981): Flow resistance in vegetated waterways, Transaction of A.S.C.E., Vol.24, No.3, pp.684-690.
- Kouwen N (1992): Modern approach to design of grassed channels, J. Irrigation and Drainage Engineering, A.S.C.E., Vol.118, No.5, pp.733-743.
- Kuwae T, Kanda J, Kubo A, Nakajima F, Ogawa H, Sohma A and Suzumura M (2016): Blue carbon in human-dominated estuarine and shallow coastal systems, Ambio., doi10.1007/s13280-015-0725-x
- Lacy RJ and Wyllie-Echeverria S (2011): The influence of current speed and vegetation density on flow structure in two macrotidal eelgrass canopies, Limnol. Oceanogr., Vol.1, pp.38-55.
- Lapentina A and Sheng PY (2015): Simulating complex storm surge dynamics: Three-dimensionality, vegetation effect, and onshore sediment transport, J. Geophys. Res. Oceans, Vol.120, pp.7363-7380.
- Lei C, Cheng L and Kavanagh K (1999): Re-examination of the effect of a plane boundary on force and vortex shedding of a circular cylinder, J. Wind Eng. Ind. Aerodyn, Vol.80, pp.263-286.
- Liu H, Zhang K, Li Y and Xie L (2013): Numerical study of the sensitivity of mangroves in reducing storm surge and flooding to hurricane characteristics in southern Florida, Cont. Shelf Res, pp.51-65.
- Low JR, Koseff RJ and Monismith GS (2005a): Oscillatory flow through submerged canopies: 1. Velocity structure, J. Geophys. Res., Vol.110, C10016.
- Low JR, Koseff RJ and Monismith GS (2005b): Oscillatory flow through submerged canopies: 2. Canopy mass transfer, J. Geophys. Res., Vol.110, C10017.
- Luhar M, Coutu S, Infantes E, Fox S and Nepf H (2010): Wave-induced velocities inside a model seagrass bed, J. Geophys. Res., Vol.115, C12005.
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdes L, DeYoung C, Fonseca L and Grimsditch G (2009): Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environmental Programme, GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri AS, Birkeland.
- Nepf MH (1999): Drag, turbulence, and diffusion in flow through emergent vegetation, Water Resour Res, Vol.35, No.2, pp479-489.
- Ozdil TFN and Akilli H (2015): Investigation of flow structure around a horizontal cylinder at different elevations in shallow water, Ocean Eng, Vol.96, pp.56-67.
- Peterson CH, Jr Luetich A, Micheli F and Skilleter AG (2004): Attenuation of water flow inside seagrass canopies of differing structure, Mar. Ecol. Prog. Ser, Vol.268, pp.81-92.
- Sheridan J, Lin JC and Rockwell D (1995): Metastable states of a cylinder wake adjacent to a free-surface, Phys. Fluids, Vol.7, No.9, pp.2099-2101.
- Sheridan J, Lin JC and Rockwell D (1997): Flow past a cylinder close to a free surface, J. Fluid Mech, Vol.330, pp.1-30.
- Sohma A, Sekiguchi Y and Nakata K (2004): Modeling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area, J. Mar. Sys., Vol.45, No3-4, pp.105-142.

- Taguchi K and Nakata K (1998): Analysis of water quality in Lake Hamana using a coupled physical and biochemical model, *J. Mar. Sys.*, Vol.16, pp.107-132.
- Taguchi K, Nakata K and Ichikawa T (1999): A 3-D simulation of long-term variability in the flow field and T-S structure in the Ise-Mikawa Bay estuary, *J. Adv. Mar. Sci. and Tech. Soc.*, Vol.5, pp.37-48.
- Taguchi K, Yamochi S, Oda K, Ishikawa K, Kido K and Nakamura Y (2002): Modelling population dynamics of the pelagic larval shrimp *Metapenaeus ensis* in the Osaka Bay estuary, *Aq. Ecol.*, Vol.36, pp.21-40.
- Tognarelli MA, Taggart S and Campbell M (2008): Actual VIV fatigue response of full scale drilling risers with and without suppression devices. In: Proceeding of the 27th International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering. Portugal.
- Tokoro T, Hosokawa S, Miyoshi E, Tada K, Watanabe K, Montani S, Kayanne H and Kuwae T (2014): Net uptake of atmospheric CO₂ by Coastal submerged aquatic vegetation, *Global Change Biology*, Vol.20, pp.1873-1884.
- Triantafyllou GS and Dimas AA (1989a): The low Froude number wake of floating bluff objects, Internal Report MITSG89-5. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Triantafyllou GS and Dimas AA (1989b): Interaction of two-dimensional separated flows with a free surface at low Froude numbers, *Phys. Fluids*, A1, No.11, pp.1813-1821.
- Verhagen GHJ and Nienhuis HP (1983): A simulation model of production, seasonal changes in biomass and distribution of eelgrass (*Zostera marina*) in Lake Grevelingen., *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol.10, pp.187-195.
- Vo-Luong P and Massel S (2008): Energy dissipation in non-uniform mangrove forests of arbitrary depth, *J. Mar. Syst.*, Vol.74, pp.603-622.
- Ward GL, Kemp MW and Boynton RW (1984): The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine environment. *Mar. Geol.*, Vol.59, pp.85-103.
- Watanabe K and Kuwae T (2015): How organic carbon derived from multiple sources contributes to carbon sequestration process in a shallow coastal system?, *Global Change Biology.*, Vol.21, pp.2612-2623.
- Wetzel LR and Neckles AH (1986): A model of *Zostera marina* L. photosynthesis and growth: simulated effects of selected physical-chemical variables and biological interactions, *Aquatic Botany*, Vol.26, pp.307-323.
- Wolanski E, Imberger I and Heron ML (1984): Island wakes in shallow coastal waters, *J. Geophys. Res.* Vol.89 (C6), pp.10553-10569.
- Ye L, Taguchi T and Zhang S (2012): Characterization of hydrodynamic and sediment transport processes in the East China Sea, *J. Mar. Sys.*, Vol.18, No.2, pp.27-61.
- Yoon S, Sakanishi Y and Kishi JM (2011): Estimation of particulate organic carbon flux produced from eelgrass, *Zostera marina* L., in a subarctic estuary of Hokkaido, Japan, *Current Development in Oceanography*, Vol.3, No.1, pp.1-32.
- Zhang K, Liu H, Li Y, Xu H, Shen J and Rhome J (2012): The Role of mangroves in attenuating storm surges, *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, Vol.102-103, pp.11-23.
- Zdravkovich MM (1980): Intermittent flow separation from flat plate induced by a nearby circular cylinder. In: Proceeding of the 2nd International Symposium on Flow Visualization, pp.265-27

港湾空港技術研究所報告 第55巻第2号

2016.6

編集兼発行人 国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所

発行所 港湾空港技術研究所
横須賀市長瀬3丁目1番1号
TEL. 046(844)5040 URL. <http://www.pari.go.jp/>

印刷所 株式会社シーケン

Copyright © (2016) by MPAT

All rights reserved. No part of this book must be reproduced by any means without the written permission of the President of MPAT

この資料は、海上・港湾・航空技術研究所理事長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部または一部の転載、複写は海上・港湾・航空技術研究所理事長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

CONTENTS

1. Numerical Simulation on Tsunami Inundation and Debris Damage STOC Model	Takashi TOMITA, Kazuhiko HONDA, Yu CHIDA	3
2. Field Observations and Numerical Analyses on the Effect of Vegetation on the Hydrodynamics of a Shallow Water Using a New Hydrodynamic Model	Hirotsada MOKI, Yasuyuki NAKAGAWA, Kenta WATANABE, Tatsuki TOKORO, Shigeru MONTANI, Tomohiro KUWAE	35
3. Mechanical properties of coral-gravel soil –a parametric study using reconstituted samples–	Yoichi WATABE, Takashi KANEKO, Shinji SASSA	61
4. Submarine Liquefied Flow Dynamics and Their Analytical Framework with Experimental and Field Validations	Shinji SASSA	75