

課題名	B-0909 リモートセンシングを活用した水域における透明度分布の高頻度推定手法の開発
課題代表者名	福島 武彦（筑波大学大学院 生命環境系 環境創生モデリング分野 教授）
研究実施期間	平成21～23年度
累計予算額	28,449千円（うち23年度 9,449千円） 予算額は、間接経費を含む。

研究体制

(1)リモートセンシングを活用した水域における透明度分布の高頻度推定手法の開発(筑波大学)

研究概要

1. はじめに(研究背景等)

湖沼、海域の水質環境基準にはCODが用いられているが、CODについてはその意味するものが不明確であること、水域の目標として妥当であるか、などの指摘があり、他に代わるべき指標がないかの検討が続いている。その第一候補として、市民にわかりやすく、測定が容易であり、また親水性、生態系等の観点で意味ある評価がなされる、といった観点から、透明度が挙げられている。一方、国、地方の財政緊縮に伴い、水質モニタリングの経費削減も行われていて、従来の方式による水質モニタリング体制の維持は難しくなっている。こうした状況から、透明度という水域での光環境の状態を表現する水質指標の特性を明らかにするとともに、簡易かつ安価な手法で時間、空間変化特性を精度高く測定し、さらに水環境改善への方向を科学的に提示することが求められている。また、劣化しつつあるアジア地域の環境、及び地球環境の保全の観点でも、沿岸域から地域海スケールでの水質モニタリングが要望されていることは論を待たない。

透明度に関しては、19世紀より様々な解析、実験、現地観測が行われ、科学的原理、測定の問題点などがまとめられてきている。また、水中粒子などの固有光学特性(Inherent Optical Property: 以下IOP)と透明度などの現地での光学特性(Apparent Optical Property: 以下AOP)を結びつける解析がなされていて、測定条件の影響を受けやすい透明度をより頑健性の高い(ロバストな)方法で推定することが検討されている。さらに最近では、衛星画像を利用して透明度の推定を行う研究が進んでおり、従来の重回帰分析による手法に加え、まず消散係数(K_d)を推定し、その後透明度を予測するという2段階方式が提案され、実水域に適用され始めている。衛星画像としても、従来の高空間解像度(30 m)、低時間解像度(16日)のLandsat/TMから、中空間解像度(300-1000 m)、高時間解像度(1-3日)のMODIS、SeaWiFS、MERIS(波長解像度も相対的に高い)の利用に移行し始めている。

以上から、透明度などの光環境に関わる水質項目について、衛星画像を利用して空間分布を高頻度に測定する手法を開発することは極めて価値が高いものといえる。しかし、水質基準は全国ベースのものであり、また改善方向が明確に示されないといけない。すなわち、下記の点に注意しておく必要がある。1)現在までに提案された衛星画像から透明度を予測する手法はすべて水域限定のものであった。こうした手法を全国レベルで活用するためには、その水域の水質特性を入力変数として加味する形で、すべての水域に適用可能な手法として構築しておく必要がある。2)対象水域の特性から、透明度改善に向けて何をなすべきかを的確に示すことができるようにする必要がある。

2. 研究開発目的

透明度といった水域の光環境に関わる水質指標の空間分布を高頻度で推定する手法を開発することを目標とする。なお、Case I水域(植物プランクトンが粒子の大部分を占める水域)では、水質推定方式はほぼ確立されているので、本研究の対象はCase II水域(植物プランクトン以外に無機濁質、溶存有機物が光環境に大きな影響を及ぼしている水域)とした。

1)MERISを利用して透明度を推定する方法を確立する。我々はCase II水域を対象に、SDA法(Spectral Decomposition Algorithm)を提案し、植物プランクトン、無機濁質、溶存有機物濃度を独立に予測できることを示している。ここでは、これ以外の方式も含めて水質成分ごとの濃度を推定するとともに、それらをもとに透明度を推定する方式を構築し、反射率からダイレクトに透明度を予測する方式との精度比較を行う。

2)画像解析による透明度推定方法が現実の水域でどの程度の精度を有するかを調べるために、基本的には既往の水質観測データベースを活用する。しかし、時間変動の激しい場においては高頻度の透明度観測データが検証データとして必要である。このため、水中放射照度測定装置を湖沼、海域に設置し、 K_d の連続測定を行う。また、同時に水サンプルを採取してIOPを測定し、透明度や K_d といったAOPとの関係を解析する。また、 K_d の鉛直分布の測定を行い、それと表面反射率の関係を解析することから、逆に反射率から水質、透明度を

予測する際の問題点を明らかにし、その解決方法を提案する。

- 3) 各水域の透明度が植物プランクトン量(クロロフィル(Chl)aで表現)、植物プランクトン以外の粒子(トリプトンと呼ぶ)、色付き溶存有機物(以下、CDOM)のどれに支配されているかを、IOPや水質濃度から推定する方式を確立する。この結果をもとに、各水域で透明度を改善するために必要な対策案を提示できるようにする。
- 4) 水域の光環境を表現する項目をいくつか(透明度、Black Disc Visibility、 K_d …)を取り上げ、それらの測定方法、精度、意味するもの、などの観点から水質指標としての特質を明らかにする。

3. 研究開発の方法

(1) 現地観測と測定

日本の6つの湖沼(霞ヶ浦、琵琶湖、諏訪湖、猪苗代湖、白樺湖、白駒池)、東京湾、中国の滇池、計8水域を対象として調査を行った(図1)。霞ヶ浦では2009年7月から2010年6月にかけて、月に1-2回(全12回)、26地点で集中調査を行った(図2)。また2010年11月6日に、霞ヶ浦に流入する主要な10河川で試水採取した。琵琶湖では12地点において、計5回の集中調査を行った(図2)。

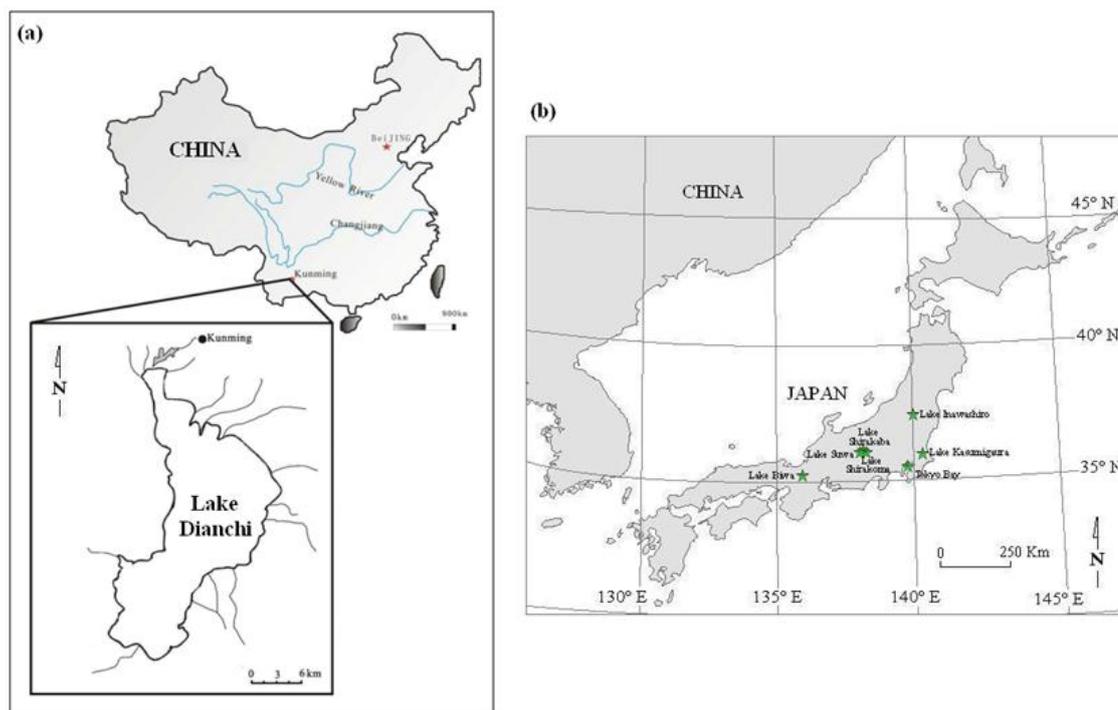


図1. 調査対象水域の位置図 (a)中国 (b)日本

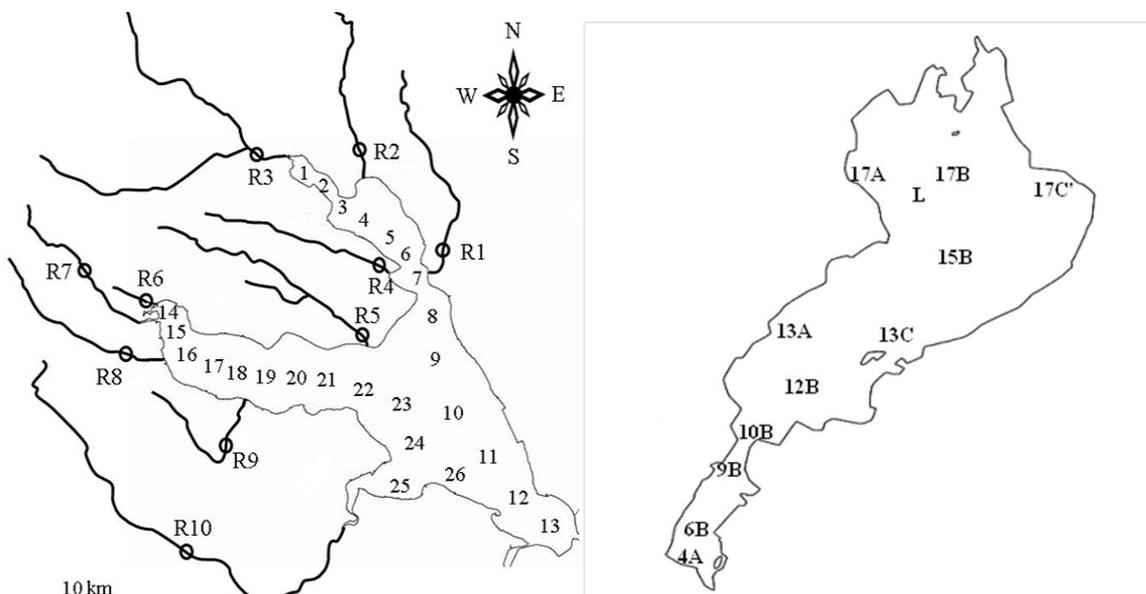


図2. 霞ヶ浦(左)および琵琶湖(右)における調査地点

その他の水域では、東京湾で2回の調査で延べ18個、中国の滇池で2回の調査で延べ9個の調査地点、諏訪

湖、猪苗代湖、白樺湖、白駒池では1回の調査でそれぞれ10個、2個、1個、1個の調査地点でデータを得た。

観測調査では、水面からの反射スペクトル、透明度および K_d を測定した。また試水のChl濃度、懸濁物(SS)濃度、有機態・無機態懸濁物(それぞれOSSおよびISS)濃度、トリプトン濃度、溶存態有機炭素(DOC)濃度、色素組成、各水中基本成分の吸収係数および各水中基本成分の単位濃度あたりの吸収係数(特定吸収係数)を分析した。観測調査に併せ、透明度等を含む水の光環境を、連続的に評価する手法を検討するため、2009年11月17日から9日間、茨城県に位置する霞ヶ浦の湖心観測所にて、 K_d の連続観測を実施した。

(2) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発 (SAMO-LUT (Semi-Analytical Model Optimizing and Look-Up Tables) 法)

特定のバンドにおける反射率(ないしは反射率比)と成分濃度の関係を、観測結果から評価すると共に、以下のような繰り返し探索戦略をとることによって、水中基本成分濃度の推定を検討した。

ステップ1: 衛星データから選択された水中各基本成分の濃度に対応する指標を計算する。

ステップ2: 推定モデルを用いて、水中各基本成分の濃度の初期値 ($[Chl-a]_0$ 、 $[TR]_0$ 、 $[CDOM]_0$) を計算する。

ステップ3: 水中各基本成分の濃度の初期値を用いて、LUT (Lookup Table) から水中各基本成分の濃度を推定するための新たなモデルを探し出す。そして、探し出した推定モデルを用いて、水中各基本成分の濃度を新たに計算し ($[Chl-a]_1$ 、 $[TR]_1$ 、 $[CDOM]_1$)、初期値を代替する。

ステップ4: ステップ3での作業を繰り返し、毎回新たに計算した水中各基本成分の濃度と前回で計算した濃度と比較し、その差が十分小さくなれば(例えば変化5%以下)、繰り返しを終了する。最後の水中各基本成分の濃度値は最終結果として出力する。

(3) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発 (RMIM (Relaxed Matrix Inversion Method))

従来の単位濃度あたりのIOPs(特定固有光学特性; SIOPs)を必要とする水中基本成分濃度推定モデルとしてMIM(Matrix Inversion Method)に対し、本研究では、SIOPsを必要としないRMIMについても検討した。従来法では、水中基本成分濃度が未知変数である一方、RMIMでは、水中基本成分濃度を入力変数とし、SIOPsを未知変数とする。すなわち、RMIMにより水中基本成分濃度と反射率からSIOPsを推定し、このSIOPsとMIMを用いて、水中基本成分濃度を推定した。

(4) 大気補正モデルの開発

衛星データに記録された分光反射率は、主に大気中のRayleigh散乱、エアロゾルによる散乱と、散乱光の透過率、水からの反射光からなる(式(1)):

$$\rho_t(\lambda) = \rho_r(\lambda) + \rho_{as}(\lambda) + \epsilon(\lambda)\rho_w(\lambda) \quad (1)$$

ここで $\rho_t(\lambda)$ は衛星データの反射率、 $\rho_r(\lambda)$ はRayleigh散乱、 $\rho_{as}(\lambda)$ はエアロゾルによる散乱、 $\epsilon(\lambda)$ は散乱光の透過率、 $\rho_w(\lambda)$ は水からの反射光である。これらパラメーターの内、 $\rho_{as}(\lambda)$ が未知変数であり、これが求まることで大気補正が可能となるが、低濁度水域と異なり、高濁度水域では $\rho_{as}(\lambda)$ の推定にいくつかの問題を抱えている。波長760nmと900nm付近には、大気中の酸素と水蒸気による強い吸収が存在するため、760nmと900nm付近における光の透過率は、水域に関わらず低い。そのため、760nmと900nm付近の $\epsilon(\lambda)\rho_w(\lambda)$ を0と仮定し、式(1)から760nmと900nm付近のバンドの $\rho_{as}(\lambda)$ を求めることが可能である。そこで、本研究では、酸素と水蒸気の吸収帯である、760nmと900nm付近のバンドに着目し、高濁度水域における大気補正を行った。

(5) 衛星画像から透明度を推定する手法の開発

本研究では、2つの半理論分析モデル(Statistical-modelとBand-model)と、現地観測で得た基本成分の光学的特性(SIOPs)などを用いて、透明度を予測するモデル(準解析モデル)を、以下のように提案した。尚、モデルの構築には、現地観測結果に併せ、琵琶湖(琵琶湖環境科学研究センター測定)および霞ヶ浦(国立環境研究所測定)の水質測定データベースを用いた

湖沼の透明度に影響を及ぼす水中光学基本成分は、植物プランクトン(Chl-a濃度で表現)、トリプトン、溶存有機物(DOC濃度で表現)、純水である。そのため、Statistical-modelでは透明度を以下の式で推定した。

$$SD^{-1} = a_1 \times [Chl-a] + a_2 \times [Tr] + a_3 \times [DOC] + b_1 \quad (2)$$

ここで、 $[Chl-a]$ 、 $[Tr]$ 、 $[DOC]$ はそれぞれの濃度を、 a_1 、 a_2 、 a_3 、 b_1 は、各成分濃度と透明度で求めた回帰係数

を示す。

Band-modelでは、式(2)における各水中基本成分濃度を、それぞれに対応するバンドの反射率($Rrs(\lambda)$)、ないしは反射率比に代替した。代替するバンドの波長帯は、低濁度水域と高濁度水域で異なるため、それぞれの水域ごとに以下の式を用い、透明度を推定した。

$$\text{低濁度水域: } SD^{-1} = m_1 \times Rrs(B5) / Rrs(B3) + m_2 \times Rrs(B5) + m_3 \times Rrs(B2) / Rrs(B1) + n_1 \quad (3)$$

$$\text{高濁度水域: } SD^{-1} = p_1 \times Rrs(B9) / Rrs(B7) + p_2 \times Rrs(B9) + p_3 \times Rrs(B7) / Rrs(B5) + q_1 \quad (4)$$

ここで、B1、B2、B3、B5、B7、B9はそれぞれMERISのバンド1(407-417 nm)、バンド2(437-447 nm)、バンド3(485-495 nm)、バンド5(555-565 nm)、バンド7(660-670 nm)、バンド9(703.75-713.75 nm)である。 m_1 、 m_2 、 m_3 、 n_1 および p_1 、 p_2 、 p_3 、 q_1 は、それぞれ低濁度、高濁度の水域に対応した回帰係数である。本研究では、MERISのバンド9(両種類のモデルが利用している最長の波長帯)での離水輝度(Lu)と同じ波長帯でのセンサーのノイズ輝度(noise equivalent radiance、NE Δ L)の比で、低濁度と高濁度水域を区別した。

準解析モデルでは、現地観測で得た基本成分の光学的特性(SIOPsなど)を用いて構築した。

(6) 上記手法の霞ヶ浦、琵琶湖への適用とその他水質の推定

透明度は、Statistical-modelとBand-modelにより推定した。霞ヶ浦におけるBand-modelは、高濁度水域用のモデル(式(4))とした。琵琶湖は、低濁度水域と高濁度水域が混在するため、Lu/NE Δ L比により高濁度/低濁度水域を分け、高濁度水域では式(4)を、低濁度水域では式(3)をBand-modelとして用いた。

霞ヶ浦の水中成分濃度は、SAMO-LUT法により推定した。琵琶湖では、Chl-a濃度、SS濃度、CDOMの440nmにおける吸光度($a_{CDOM}(440)$)を、MERIS case II water processorから得た。トリプトン濃度は、推定されたChl-a濃度とSS濃度から、DOC濃度は、DOC濃度と $a_{CDOM}(440)$ の関係式から算出した。

(7) 透明度変化特性の解析と成分寄与の評価

霞ヶ浦、琵琶湖での透明度を含む水質に関する既往の調査結果および現地観測結果をまとめたデータベース、およびこれらの調査に対応したMERIS衛星画像(雲などの多い日を除く)を収集し、霞ヶ浦の透明度の長期変化傾向を調べた。また、Statistical-modelと準解析モデルを用いて透明度を推定し、各水中基本成分の透明度への寄与を、透明度の逆数に占める各成分の寄与率として計算し、評価した。尚、植物プランクトンはChl-a濃度を指標とした。トリプトン濃度は、Chl-aとSSとの関係式から算出した。またCDOMは、DOC濃度と $a_{CDOM}(440)$ から求めた $a_{CDOM}(\lambda)$ として評価した。こうした結果をもとに、透明度改善手法を提案した。

(8) 水中粒子の光吸収、散乱特性の測定とモデル化

霞ヶ浦を対象に植物プランクトン、トリプトン、CDOMの特定吸収係数(それぞれ a_{ph}^* 、 a_{trp}^* 、 a_{CDOM}^*)の時・空間的な変動を解析し、パラメーター化を行った。 a_{trp}^* に関しては、トリプトン濃度、SS濃度それぞれに対応する a_{trp}^* を求めた(それぞれ $Trp-a_{trp}^*$ 、 $SS-a_{trp}^*$)。また併せて、特定吸収係数の変動要因として、 a_{ph}^* はパッケージ効果と補助色素効果について、 a_{trp}^* は粒子サイズ、有機物/無機物組成および起源について、 a_{CDOM}^* は起源について、評価、解析を行った。

(9) 水中光学情報の鉛直分布

Kdや水中基本成分は、水柱で鉛直方向に不均一な分布を示すことがあるため、これらの鉛直分布を琵琶湖にて観測し、光学情報と水中基本成分濃度の関係に対する、それぞれの鉛直分布の影響を解析した。

(10) 水域の光環境を表現する指標に関する考察

光環境を表現する指標として、白色板、および白色と黒色が交互に並んだ板(白/黒色板)で測定した透明度と、深度増加に伴う水中照度の減少速度を表わすKdについて、測定精度や時間といった項目を比較した。

4. 結果及び考察

(1) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発

現地観測で得た反射スペクトルから、SAMO-LUT法によりChl-a濃度(範囲は60-120 mg m⁻³程度)、トリプトン濃度(範囲は18-37 g m⁻³程度)、CDOM濃度(範囲は0.2-1.7 m⁻¹程度)を推定した結果、推定誤差はそれぞれ3.37 mg m⁻³、1.81g m⁻³、0.21m⁻¹、相関係数は0.78以上であり、従来手法と比較して高い精度が得られた。

RMIMによるSIOPsの推定は、2008年8月7日のデータに対して行った。得られたSIOPsを用いて推定したChl-a濃度(範囲は40-80 mg m⁻³程度)、トリプトン濃度(範囲は6-12 g m⁻³程度)、および $a_{CDOM}(440)$ (範囲は

0.9–1.3 m^{-1} 程度)と、その実測値を比較した結果、推定誤差はそれぞれ 7.5mg m^{-3} 、 1.5 g m^{-3} 、 0.14m^{-1} と、良好な結果が得られたが、別の時期に適用すると一部のデータで大きな誤差が確認された。これは、SIOPsの時期的な変動が影響したと考えられる。RMIMの精度向上には、SIPOsの変動が小さくなるよう、時期を分けた適用が必要と考えられる。

(2) 大気補正モデルの開発

提案した大気補正法を検証するために、3時期のMERISデータ(2007年10月24日中国滇池、2008年8月7日日本霞ヶ浦、2009年3月13日中国滇池)を本研究の手法で大気補正し、MERISデータと同時期に現地測定した反射スペクトル(中国滇池6地点、日本霞ヶ浦11地点)と比較した。大気補正した衛星データと現地観測で得た反射スペクトルは、高い相関($R = 0.94$)と1に近い傾き(0.92)を示し、本手法により精度よく大気補正が行えることが確認された。しかし、本手法ではエアロゾルの影響をいくぶん過小評価することが推測された。

(3) 衛星画像から透明度を推定する手法の開発

霞ヶ浦のデータベースで求めたStatistical-modelは、1日間の集中調査によるデータセットの場合、 R^2 は0.66–0.85、長期間のデータセットを用いた場合の R^2 は0.50前後と、長期間にわたるデータセットで精度が低かった。各データセットから得たモデルの回帰係数は、トリプトン、CDOMにおいて大きく異なり、回帰式を算定する地点、期間などを考慮した適用の重要性が示唆された。

長期モニタリング結果に対するStatistical-model、集中調査結果に対する準解析モデル、および長期モニタリング結果に対する準解析モデルの R^2 は、いずれも0.5以上であった。特に集中調査結果に対しては準解析モデルが、長期モニタリング結果に対しては、Statistical-modelが高い適合度を示した。また、本研究のStatistical-modelは、SSを植物プランクトンとトリプトンに分けて構築したが、これにより、SSを分離せずに構築した従来のモデルよりも、高い相関係数が得られた。

Band-modelにより推定した透明度と実測値を比較した結果、相関係数は低濁度水域で0.91、高濁度水域で0.77と、良好な結果を示した。両方の水域のRMSEはそれぞれ0.06、 0.26 m^{-1} であった。低濁度と高濁度水域を合わせた結果を図3に示す。両方の水域の結果を併せた場合、相関係数、RMSE、MNB、NRMSはそれぞれ0.96、 0.24 m^{-1} 、9.5%、34.9%であり、従来、報告されている透明度推定モデルよりも高い精度が確認された。これは、低濁度と高濁度水域に対してそれぞれの有効な波長帯が異なるからと考えられる。

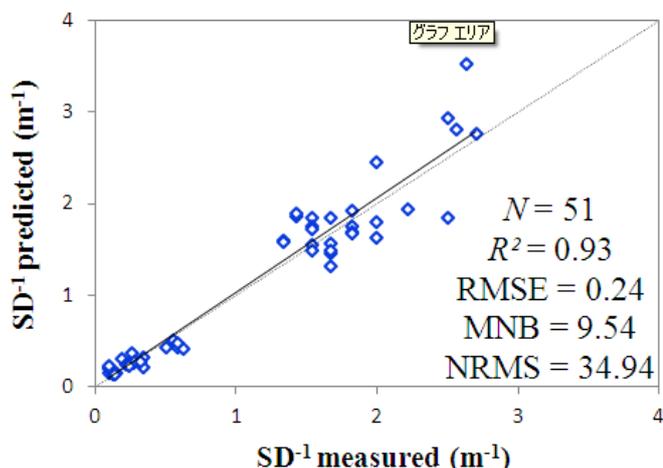


図3. 低濁度と高濁度水域を合わせた透明度推定モデルの検証結果

(4) 上記手法の霞ヶ浦、琵琶湖への適用とその他水質の推定

1) 透明度

Band-modelおよびStatistical-modelによる透明度の推定値を、実測値と比較した結果を表1に示す。霞ヶ浦の透明度は両モデルで、琵琶湖の透明度はBand-modelで有意な相関を示し、これらのモデルで透明度の時・空間的な変動を表現できることが確認された。また相関係数とRMSEから、霞ヶ浦の透明度は、Band-modelによりStatistical-modelよりも高い精度で推定ができることが示された。

Band-modelで高い精度が確認された理由としては、各バンドの反射率からダイレクトに透明度を推定したためと思われる。一方、Statistical-modelでは、バンドの反射率から水中成分濃度を推定し、その水中成分濃度から透明度を予測するため、透明度を推定するプロセスがBand-modelより一つ多く、各段階のエラーが透明度推定値に積算されたためと考えられる。

Band-modelで推定した透明度の空間分布を評価した結果、霞ヶ浦、琵琶湖共に空間的に不均一な分布を示した。特に琵琶湖の透明度空間分布は明確な傾向を示し、南湖と北湖東岸で透明度が低かった。透明度実測値の空間分布も同じ傾向を示し、推定値の空間分布と良く一致したことから、Band-modelによる琵琶湖の透明度推定は、現地透明度の空間分布を良く再現している事が確認された。

表1. 霞ヶ浦および琵琶湖における、透明度推定値と実測値の比較 (N ; データ数)

	N	R	p	RMSE
Lake Kasumigaura				
SD (Band-model)	92	0.52	< 0.001	0.14 m
SD (Statistical-model)	75	0.49	< 0.001	0.16 m
Lake Biwa				
SD (Band-model)	24	0.60	< 0.005	1.9 m
SD (Statistical-model)	52	0.16	-	4.0 m

2) 水中基本成分濃度

霞ヶ浦におけるChl-a濃度の推定値は、実測値と有意な相関を示し ($N = 91$, $R = 0.63$, $p > 0.001$)、Chl-a濃度の変動をSAMO-LUT法により評価できることが確認された。SAMO-LUT法によるChl-a濃度 (範囲は20-170 mg m^{-3} 程度) の推定精度は、RMSEとして23.4 mg m^{-3} であった。一方、トリプトン濃度およびDOC濃度の実測値と推定値の間に、有意な相関は確認されなかった。この様な、トリプトン濃度、DOC濃度の推定精度の低さは、Statistical-modelによる透明度の推定精度の低下に寄与したと考えられる。トリプトン濃度とDOC濃度の推定精度が低くなった理由としては、大気補正のエラーが考えられる。

琵琶湖のChl-a濃度、DOC濃度は、共に実測値と推定値で有意な相関を示さなかったことから、MERIS case II water processorによる琵琶湖のChl-a濃度および a_{CDOM} の推定が、困難であることが確認された。琵琶湖におけるChl-a濃度およびDOC濃度の推定結果は、大気補正のエラーの影響を軽減するようデータの選別を行っている。そのため、大気補正の問題よりも、水中基本成分濃度の推定アルゴリズムのエラーが、琵琶湖におけるChl-a濃度、DOC濃度の低い推定精度に影響した可能性がある。また、表層における濃度実測値と、水柱積算光学情報である衛星画像データとで、光学および濃度情報の深度範囲が異なるため、鉛直方向に不均一な濃度分布を示す琵琶湖では、濃度推定精度が低下したと考えられる。DOC濃度に関しては、 a_{CDOM} の変動も影響したと考えられる。今後は、琵琶湖の水中成分濃度を推定するため、水中成分の鉛直分布や a_{CDOM} の変動を考慮した、琵琶湖に適した濃度推定アルゴリズムの検討が必要と思われる。

(6) 透明度変化特性の解析と成分寄与の評価

準解析モデルにより、水中基本成分の各水域における透明度への影響割合を評価した結果、どの水域でも、トリプトン>クロロフィルa>CDOMの順番に影響割合が低下した。また、準解析モデルによる評価は、SIOPsの与え方などの問題は残るものの、影響割合評価に際しては適切な答えを出しているのではないかと考えられた。

(7) 透明度推定結果をもとにした、水質改善方法の提案

図4には、琵琶湖、霞ヶ浦において、Statistical-model、準解析モデルを利用して得られた各成分の透明度の逆数への寄与割合を示す。

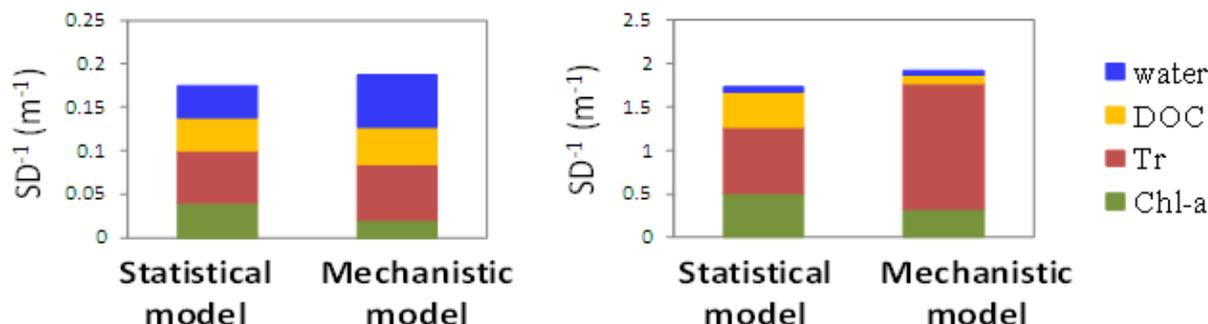


図4. 琵琶湖(左)と霞ヶ浦(右)における、各成分が透明度の逆数に寄与する割合の比較

両湖において、透明度への寄与が最も大きい水中基本成分はトリプトンであり、既往の論文と一致した。琵琶

湖では流域から運ばれた懸濁物、霞ヶ浦では巻き上がった底泥などがその原因物質と考えられ、流域からの懸濁物を効率的に除去できる内湖や巻き上げ量を抑える沈水植物の繁茂などが透明度改善に効果的と推測された。トリプトンに次いで寄与が大きい成分は、琵琶湖の解析モデルを除くと、Chl-aの寄与が大きい。栄養塩対策が重要であることを示している。琵琶湖では、CDOMの寄与も無視できなく、特に流入河川水中の溶解有機物質の影響と考えられるが、自然起源も多いことから、その削減は簡単ではないと推測される。

(8) 水中粒子の光吸収、散乱特性の測定とモデル化

各種モデルに用いられている、重要な波長の値 (a^*_{ph} ; 440, 675nm, a^*_{trp} ; 440nm, a^*_{CDOM} ; 440nm) について各特定吸収係数の変動を解析した。解析結果として、各特定吸収係数の変動、および変動を考慮して得たパラメータを表2に示す。 a^*_{ph} (440)、 a^*_{ph} (675)および a^*_{trp} (440)は有意な時間変動を示した一方、 a^*_{CDOM} (440)は有意な空間変動を示した。各変動を考慮して特定吸収のパラメータ化を行った結果、変動の小さい値が得られた。

a^*_{ph} (440)の変動は、パッケージ効果と補助色素効果の両方が影響していたが、僅かながらにパッケージ効果が優位的に影響していた。霞ヶ浦の植物プランクトン組成は季節的な変動を示しており、プランクトン種によって細胞サイズや色素組成が異なる。このような植物プランクトン相の季節変動が、 a^*_{ph} (440)の時間変動に寄与したと考えられる。 a^*_{trp} (440)の変動に対し、粒子サイズの影響は確認されなかった一方、トリプトンに占める有機物の割合と a^*_{trp} (440)の間に有意な相関が得られた。しかし、有機物の割合だけでは a^*_{trp} (440)の全変動が説明できず、トリプトンの無機物組成(特に鉄含有量)が大きな変動要因として推測された。 a^*_{CDOM} (440)は空間変動を示し、霞ヶ浦に流入する河川水の影響が大きい地点で、高い a^*_{CDOM} (440)が得られたが、これは高い a^*_{CDOM} (440)を示す陸起源CDOMの流入に大きく起因していた。

表2. 各特定吸収係数で得られたパラメータ

変動		全データ平均	Aug. 2009–April. 2010 and Jun. 2010	May 2010
a^*_{ph} (440)	時間変動 (5月に高い)	0.028±0.009	0.025±0.005	0.043±0.007
a^*_{ph} (675)		0.018±0.005	0.016±0.003	0.025±0.002
		全データ平均	Sep. 2009–Jan. 2010	Aug. 2009 and Feb.–Jun. 2010
SS- a^*_{trp} (440)	時間変動 (9-1月に高い)	0.067±0.014 m ² g ⁻¹	0.082±0.018 m ² g ⁻¹	0.058±0.009 m ² g ⁻¹
Trp- a^*_{trp} (440)		0.079±0.022 m ² g ⁻¹	0.094±0.023 m ² g ⁻¹	0.066±0.011 m ² g ⁻¹
		全データ平均	上流域 (St. 1, 2)	下流域 (St. 3-26)
a^*_{CDOM} (440)	空間変動 (上流で高い)	0.294±0.083m ² gC ⁻¹	0.459±0.151m ² gC ⁻¹	0.284±0.065m ² gC ⁻¹

(9) KdおよびChl-a濃度の鉛直プロファイルと透明度

琵琶湖のChl-a濃度は、時期により不均一な鉛直分布を示し、水深の増加に伴うChl-a濃度の増加や、表層での極大値などが観察された。Chl-a濃度と同様に、 Kd_{443} でも不均一な鉛直分布が観察された。 Kd と透明度の経験式を得るため、しばしば表層の Kd (Kd (surface))と透明度の実測値が用いられてきたが、本研究では透明度は Kd (surface)と有意な相関を示さなかった一方、 Kd (透明度)と有意($p < 0.001$)な負の相関を示し、その相関係数も高い値を示した。以上の結果から、表層の Kd (surface)を用いるよりも、水柱積算光学情報である Kd (透明度)を使用した方が、より精度の高い Kd /透明度経験式が得られることが確認された。リモートセンシングによるChl-a濃度推定モデルでは、440 nm付近の水中光学特性が広く用いられている。そこで表層のChl-a濃度 ($Chl-a$ (surface))と Kd_{443} (透明度)、および透明度水深までの平均Chl-a濃度 ($Chl-a$ (透明度))と Kd_{443} (透明度)の関係を解析した結果、 $Chl-a$ (surface)/ Kd_{443} (透明度)、および $Chl-a$ (透明度)/ Kd_{443} (透明度)は共に正の相関を示したが、それぞれの相関係数は0.61、0.84と、 $Chl-a$ (透明度)/ Kd_{443} (透明度)で高い値が示された。以上のように、本研究によりChl-aの鉛直分布を考慮することが、 Kd_{443} との関係式を得る上で重要であることが示された。

(10) Kdの連続観測

本研究では、水中分光放射照度計を用いた2つの水深の放射照度同時測定により、各波長の K_d を連続観測した。9日間を通した K_d の時間変化は僅かであったが、霞ヶ浦では強風イベントによる底泥の巻き上げ(透明度の低下)や、動物プランクトンの急増に伴う透明度の上昇など、数日スケールで透明度が急変することがある。本研究において、 K_d と透明度の間に、有意な相関が確認されている事から、この様な透明度の一時的な変化も、 K_d の連続観測によって把握することが可能と思われる。

(11) 水域の光環境を表現する指標に関する考察

4) 光環境を表現する指標の比較

光環境を表現する指標として、透明度(白色板、白/黒色板)および K_d について、その特徴を表3に示す。

表3. 光環境を表現する指標の比較

特徴	透明度(白色透明度板)	透明度(白色/黒色透明度板)	K_d
外観			
値段	数万円	数万円	数百万円
測定時間	1-2分	1-2分	準備 10分 観測 5分
精度 (変動係数)	低い (5.6-17.4%) ※環境(天候や波)の影響、個人差 大	低い (7.7-13.4%)	高い (0.9-4.4%)
科学的な情報価値 (他分野への応用)	低い ※精度の低さ、透明度に影響する要因の多様さによる	低い	高い ※透明度、水中植物の光合成、 水域の一次生産などに関連
データの蓄積 (データベース、定期観測での 測定頻度など)	多い	ほとんどない (海外の湖沼で多い)	SD(白色板)に比べて 少ない
親しみやすさ (認知度、理解しやすさ)	高い	高い (理解しやすい)	低い

表の変動係数は、本研究結果から得た。透明度は、値段、測定時間の点から、安く、簡単に観測ができる水質指標だと言えるが、水環境を維持・管理する上で、科学的な価値は低いというデメリットも存在する。 K_d は、観測機材が値段や必要とされる知識・スキルの多さから、一般的な定期観測項目に追加することが困難であるが、その測定精度は高く、また水質のみならず、光を吸収する物質の評価や、水中の生態系・化学反応など、多くの分野に応用でき、水質変化の原因や、水質変化による環境への影響に対して、包括的な評価を可能とする。そのため、水環境の維持・管理の上で、行政的・科学的価値は非常に高いと思われる。以上のように、光環境を表わす指標として、透明度と K_d は相反する特徴を有しているため、光環境を一つの指標に頼って評価するのではなく、複数の指標で多角的に水の光環境を表わすことが重要と思われる。

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

衛星画像から透明度を推定する手法に関して、1)高濁度、低濁度水域に分け、それぞれダイレクトに透明度を推定する方式、2)高濁度水域を対象にChl-a、トリプトン、CDOM濃度を推定し、それらから透明度を推定する

方式を提案した。この結果、透明度、Chl-aなどの季節的な変化を大まかには再現しうることを示した。

なお、不一致が見られるのは、大気補正がうまくいっていないと考えられる場合で、どのような場合にも対応する大気補正方法を開発することが今後に残された大きな課題である。また、日本の様々な湖沼、海域で光反射スペクトルを測定するとともに、水中粒子の光吸収特性を明らかにし、モデル化したので、今後のリモートセンシング活用の基礎が出来た。

(2) 環境政策への貢献

霞ヶ浦に対しては、茨城県と衛星画像解析データを茨城県環境科学センターのホームページに公開することで合意し、こうしたデータを環境研究機関での活用への道を拓いた。また、霞ヶ浦、琵琶湖の長期モニタリングデータを用いて、Chl-a、トリプトン、CDOM濃度と透明度の逆数との関係を統計モデル、解析モデルを構築した。こうしたモデルを用いると3成分の透明度への寄与割合を定量的に計算できることになり、従来は透明度改善に向けてどのような対策をすればよいのか明確ではなかったが、今後は対象水域の特性に合わせてどのような施策が有効であるかを科学的に提示できるようにした。また、透明度等、水域の水環境を表現する指標の特性を明らかにして、透明度を環境基準項目とする場合に注意すべき事項を示した。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) B. Matsushita, W. Yang, J. Chen and T. Fukushima: J. Remote Sensing Soc. Japan, 29, 653-664 (2009)
“Possibility of improving three-band model for different phytoplankton species in Case II water: evidences from three experiments”
- 2) Y. Oyama, B. Matsushita, T. Fukushima, T. Nagai and A. Imai: Int. J. Remote Sens, 31, 1605-1623 (2010)
“Testing the spectral decomposition algorithm (SDA) for different phytoplankton species by a simulation based on tank experiments”
- 3) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen, T. Fukushima and R. Ma: IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. Letters, 7, 655-659 (2010)
“An enhanced three-band index for estimating chlorophyll-a in turbid Case II waters: Case studies of Lake Kasumigaura, Japan and Lake Dianchi, China”
- 4) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: Remote Sens. Environ, 115, 1247-1259 (2011)
“Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables”
- 5) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: IEEE Trans. Geosci. Remote Sens, 49, 3381-3392 (2011)
“A relaxed matrix inversion method for retrieving water constituent concentrations in Case II waters: the case of Lake Kasumigaura, Japan”
- 6) J. Zhu, J. Chen, B. Matsushita, W. Yang and T. Fukushima: Int. J. Remote Sens. 33, 3713-3732 (2012)
“Atmospheric correction of ENVISAT/MERIS data over Case II waters: the use of black pixel assumption in oxygen and water vapor absorption bands”
- 7) B. Matsushita, W. Yang, P. Chang, F. Yang and T. Fukushima: ISPRS J. Photogram. Remote Sens., 69, 74-87 (2012)
“A simple method for distinguishing global Case-1 and Case-2 waters using SeaWiFS measurements”
- 8) M. M. Terrel, T. Fukushima, B. Matsushita, K. Yoshimura and A. Imai: Limnology
“Long-term light environment variability in Lake Biwa and Lake Kasumigaura, Japan: Modeling approach. Limnology” (in press)
- 9) K. Yoshimura, N. Zaitzu, Y. Sekimura, B. Matsushita, T. Fukushima and A. Imai: Hydrobiologia
“Parameterization of chlorophyll a-specific absorption coefficients and effects of their variations in a highly eutrophic lake: A case study at Lake Kasumigaura, Japan” 691, 157-169 (2012)

<その他の誌上発表(査読なし)>

- 1) 福島武彦・松下文経: 衛星画像による湖沼評価. 遺伝, 63-6, 73-79, 2009.
- 2) 福島武彦・松下文経: 東アジア湖沼水質モニタリング. 水環境学会誌, 35-2, 43-47, 2012.

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) B. Matsushita, W. Yang, J. Chen and T. Fukushima: AGU2009, San Francisco, USA (2009)
“Applicability of three-band model for estimating chlorophyll-a concentration in two Asian lakes (Lake Kasumigaura, Japan and Lake Dianchi, China)”
- 2) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: AGU2009, San Francisco, USA (2009)
“An improved three-band semi-analytical model based on MERIS channels for estimating chlorophyll-a in highly turbid waters”
- 3) JBONワークショップ, 東京 (2009)
「衛星画像による湖沼と流域評価」
- 4) 全国湖沼環境保全対策推進協議会 平成21年度湖沼環境保全セミナー特別講演, つくば (2009)
「湖沼と流域の環境解析」
- 5) 霞ヶ浦の長期モニタリング研究(国立環境研究所地球環境モニタリング), つくば (2009)
「リモートセンシングを用いた湖沼水質と流域特性評価」
- 6) W. Yang, B. Matsushita, and T. Fukushima: Proceedings of the 48th spring conference of the remote sensing society of Japan, 29-30, Tsukuba, Japan (2010)
“Remote estimation of water constituent concentrations in case II waters using a sample-based matrix inversion method”
- 7) JBONワークショップ, 東京 (2010)
「リモートセンシング手法を日本・アジア地域の湖沼の生物多様性解析に利用できるか？」
- 8) M. Terrel, T. Fukushima, and B. Matsushita: 第75回日本陸水学会 (2010)
“Influence of optically active substances on the light field in inland waters in terms of Secchi depths”
- 9) 吉村和也, 松下文経, 福島武彦: 第75回日本陸水学会 (2010)
「Case II水域におけるQuantitative Filter Technique (QFT)を用いた懸濁物の吸光度測定」
- 10) W. Yang, B. Matsushita, T. Fukushima, and K. Yoshimura: Asian Workshop on Ocean Color (AWOC) and The 7th Korea-Japan Workshop on Ocean Color Remote Sensing (KJWOC), Hakodate, Hokkaido, Japan (2010)
“Retrieval of water constituent concentrations in Case II waters by a relaxed matrix inversion method”
- 11) 吉村和也, 福島武彦, 松下文経: 第76回日本陸水学会 (2011)
「非植物プランクトン性懸濁物とその吸光度」
- 12) M. M. Terrel, T. Fukushima, B. Matsushita, K. Yoshimura and W. Yang: 第76回日本陸水学会 (2011)
“A quasi-analytical approach to predict Secchi depth using simulated MERIS data”
- 13) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: AGU2011, San Francisco, USA (2011)
“Performance evaluation of the semi-analytical ocean color model GSM01 in Case 1 and Case 2 waters”
- 14) K. Yoshimura, N. Zaitzu, Y. Sekimura, B. Matsushita, T. Fukushima and A. Imai: ASLO Aquatic Sciences Meeting, Otsu, Shiga, Japan (2012)
“Parameterization of chlorophyll a-specific absorption coefficient and effects of their variation in a highly eutrophic lake: a case of Lake Kasumigaura, Japan”
- 15) W. Yang, B. Matsushita, K. Yoshimura and T. Fukushima: ASLO Aquatic Sciences Meeting, Otsu, Shiga, Japan (2012)
“An enhanced quasi-analytical algorithm for retrieving inherent optical properties of turbid inland waters”

7. 研究者略歴

課題代表者: 福島 武彦

1952生まれ、東京大学工学部卒業、工学博士、国立公害研究所研究員、広島大学工学部教授、現在、筑波大学生命環境系教授、

研究参画者

(1): 福島 武彦(同上)

(2): 松下文経

1968生まれ、北海道大学大学院地球環境科学研究科修了、地球環境学博士、筑波大学生命環境科学研究科講師、現在、筑波大学生命環境系准教授

B-0909 リモートセンシングを活用した水域における透明度分布の高頻度推定手法の開発

筑波大学 大学院生命環境系
共同研究者： 同上
同上

教授 福島武彦
准教授 松下文経
非常勤研究員 吉村和也

平成21～23年度累計予算額：28,449千円

(うち、平成23年度予算額：9,449千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨] 水質モニタリング経費の削減、水質改善の対策案の提示などを目的として、リモートセンシング手法により湖沼、内湾での透明度、藻類、無機濁質、溶存有機物の分布を高頻度に推定する方法を開発した。

(1) リモートセンシング手法による衛星画像から透明度の推定方法の開発
様々な水域を対象に、いくつかのモデルにより透明度分布を推定し、測定結果との比較を行うことから、それぞれの手法の精度を評価した。また、衛星画像と現地での反射スペクトルの比較などから、大気補正の方式を提案した。

(2) 現地での光消散係数の連続測定と実験室での固有光学特性の測定
波長別消散係数測定システムで連続測定を行った。また、様々な湖沼、内湾で定期的に水サンプルを採取し、実験室において、植物プランクトン、無機濁質、溶存有機物各成分の分光吸収、散乱係数といった固有光学特性 (IOP) を測定するとともに、透明度などの見かけ光学特性 (AOP) を測定した。また、トリプトンの測定方法を開発した。

(3) 衛星画像による透明度、藻類、無機濁質、溶存有機物の分布の推定
MERISといった高頻度衛星画像を利用し、(1)、(2) で得られたモデル、基本粒子特性をもとに水質分布を推定し、実測値との比較を行って良好な結果を得た。

(4) 水質改善対策の提案、および水質指標としての評価
各水域のIOP、AOP、及び植物プランクトン、無機濁質、溶存有機物濃度、といった情報をもとに、透明度改善のために有効な対策が何であるかを明らかにする手法を確立し、いくつかの水域で例示した。また、水域の光環境を表現する項目のいくつかについて、測定方法、精度、意味するもの、などの観点で比較した。

[キーワード] リモートセンシング、透明度、水質、衛星画像、湖沼・海域

1. はじめに

湖沼、海域の水質環境基準にはCODが用いられているが、CODについてはその意味するものが不明確であること、水域の目標として妥当であるか、などの指摘があり、他に代わるべき

指標がないかの検討が続いている。その第一候補として、市民にわかりやすく、測定が容易であり、また親水性、生態系等の観点で意味ある評価がなされる、といった観点から、透明度が挙げられている。一方、国、地方の財政緊縮に伴い、水質モニタリングの経費削減も行われていて、従来の方式による水質モニタリング体制の維持は難しくなっている。こうした状況から、透明度という水域での光環境の状態を表現する水質指標の特性を明らかにするとともに、簡易かつ安価な手法で時間、空間変化特性を精度高く測定し、さらに水環境改善への方向を科学的に提示することが求められている。また、劣化しつつあるアジア地域の環境、及び地球環境の保全の観点でも、沿岸域から地域海スケールでの水質モニタリングが要望されていることは論を待たない。

透明度に関しては、19世紀より様々な解析、実験、現地観測が行われ、科学的原理、測定の問題点などがまとめられてきている。また、水中粒子などの固有光学特性（Inherent Optical Property: 以下IOP）と透明度などの現地での光学特性（Apparent Optical Property: 以下AOP）を結びつける解析がなされていて、測定条件の影響を受けやすい透明度をより頑健性の高い（ロバストな）方法で推定することが検討されている。さらに最近では、衛星画像を利用して透明度の推定を行う研究が進んでおり、従来の重回帰分析による手法に加え、まず消散係数（ K_d ）を推定し、その後透明度を予測するという2段階方式が提案され、実水域に適用され始めている。衛星画像としても、従来の高空間解像度（30 m）、低時間解像度（16日）のLandsat/TMから、中空間解像度（300-1000 m）、高時間解像度（1-3日）のMODIS、SeaWiFS、MERIS（波長解像度も相対的に高い）の利用に移行し始めている。

以上から、透明度などの光環境に関わる水質項目について、衛星画像を利用して空間分布を高頻度に測定する手法を開発することは極めて価値が高いものといえる。しかし、水質基準は全国ベースのものであり、また改善方向が明確に示されないといけない。すなわち、下記の点に注意しておく必要がある。1）現在までに提案された衛星画像から透明度を推定する手法はすべて水域限定のものであった。こうした手法を全国レベルで活用するためには、その水域の水質特性を入力変数として加味する形で、すべての水域に適用可能な手法として構築しておく必要がある。2）対象水域の特性から、透明度改善に向けて何をなすべきかを的確に示すことができるようにする必要がある。

2. 研究開発目的

透明度といった水域の光環境に関わる水質指標の空間分布を高頻度で推定する手法を開発することを目標とする。なお、Case I水域（植物プランクトンが粒子の大部分を占める水域）では、水質推定方式はほぼ確立されているので、本研究の対象はCase II水域（植物プランクトン以外に無機濁質、溶存有機物が光環境に大きな影響を及ぼしている水域）とした。

- 1) MERISを利用して透明度を推定する方法を確立する。我々はCase II水域を対象に、SDA法（Spectral Decomposition Algorithm）を提案し、植物プランクトン、無機濁質、溶存有機物濃度を独立に推定できることを示している。ここでは、これ以外の方式も含めて水質成分ごとの濃度を推定するとともに、それらをもとに透明度を推定する方式を構築し、反射率からダイレクトに透明度を推定する方式との精度比較を行う。

- 2) 画像解析による透明度推定方法が現実の水域でどの程度の精度を有するかを調べるために、基本的には既往の水質観測データベースを活用する。しかし、時間変動の激しい場においては高頻度の透明度観測データが検証データとして必要である。このため、水中放射照度測定装置を湖沼、海域に設置し、 K_d の連続測定を行う。また、同時に水サンプルを採取してIOPを測定し、透明度や K_d といったAOPとの関係を解析する。また、 K_d の鉛直分布の測定を行い、それと表面反射率の関係を解析することから、逆に反射率から水質、透明度を推定する際の問題点を明らかにし、その解決方法を提案する。
- 3) 各水域の透明度が植物プランクトン量（クロロフィルaで表現）、植物プランクトン以外の粒子（トリプトンと呼ぶ）、色付き溶存有機物（以下、CDOM）のどれに支配されているかを、IOPや水質濃度から推定する方式を確立する。この結果をもとに、各水域で透明度を改善するために必要な対策案を提示できるようにする。
- 4) 水域の光環境を表現する項目をいくつか（透明度、Black Disc Visibility、 K_d ...）を取り上げ、それらの測定方法、精度、意味するもの、などの観点から水質指標としての特質を明らかにする。

3. 研究開発方法

(1) 現地観測と測定

1) 観測

日本の6つの湖沼（霞ヶ浦、琵琶湖、諏訪湖、猪苗代湖、白樺湖、白駒池）、東京湾、中国の滇池（Lake Dianchi）、計8水域を対象として調査を行った（図1）。上記水域のうち、特に霞ヶ浦と琵琶湖では複数の観測点で集中的に調査を行った。霞ヶ浦および琵琶湖の調査地点を図2に示す。霞ヶ浦では2009年7月から2010年6月にかけて、月に1-2回（全12回）、26地点で表層水を採取した。また併せて、2010年11月6日に、霞ヶ浦に流入する主要な10河川（図2のR付き数字）で試水を採取した。琵琶湖では図2の12地点において、計5回の調査を行った。その他の水域では、東京湾で2回の調査で延べ18個、中国の滇池で2回の調査で延べ9個の調査地点、諏訪湖、猪苗代湖、白樺湖、白駒池では1回の調査でそれぞれ10個、2個、1個、1個の調査地点でデータを取得した。観測調査では、水面からの反射スペクトル、透明度および K_d を、以下のように測定した。また採取した試水は、一部をWhatman GF/Fフィルター（孔径0.7 μ m）でろ過し、試水と併せてフィルター試料およびろ液を得た。これらの試料は実験室に持ち帰った後、クロロフィル（Chl）濃度、懸濁物（SS）濃度、有機態・無機態懸濁物（それぞれOSSおよびISS）濃度、トリプトン濃度、溶存態有機炭素（DOC）濃度、色素組成、各水中基本成分の吸収係数および各水中基本成分の単位濃度あたりの吸収係数（特定吸収係数； a^* ）について、以下のように分析した。

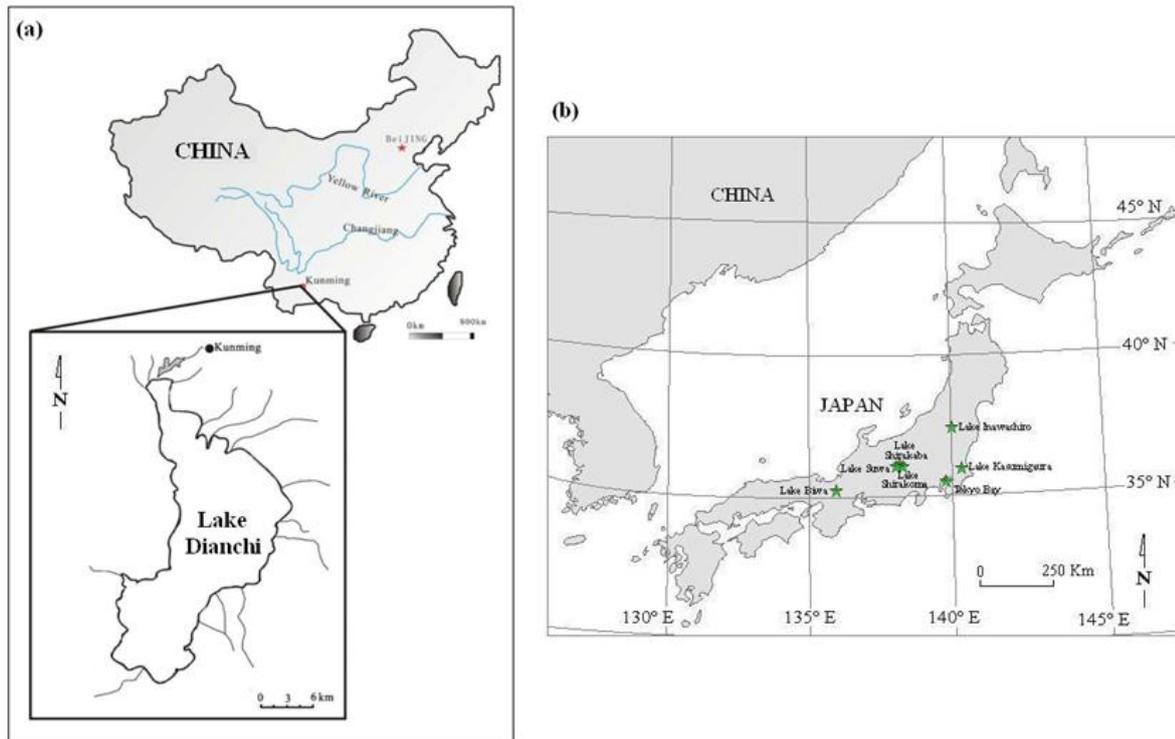


図1. 調査対象水域の位置図 (a)中国 (b)日本

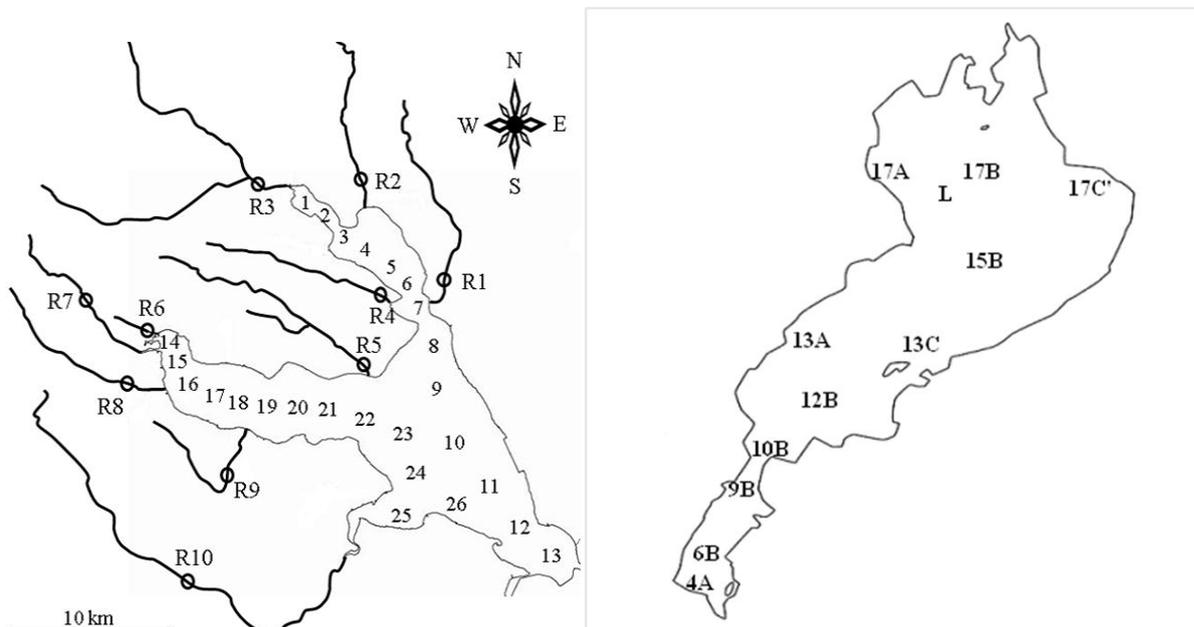


図2. 震ヶ浦(左) および琵琶湖(右)における調査地点

2) 反射スペクトルの測定

それぞれの調査地点に対して、アメリカASD社製のFieldSpec HandHeldを用いて、水面直上から上向き(反射エネルギー $L_u(\lambda)$)、太陽からの下向き(エネルギー $E_d(\lambda)$)、下向きの天空光

($L_{sky}(\lambda)$) を測定した。測定した波長範囲は325nm~1075 nm、波長間隔は 1 nmであった。測定値から以下の式を用いて、水面直上のリモートセンシング反射率を計算できる：

$$R_{rs} \approx \left(\frac{L_u(\lambda)}{E_d(\lambda)} - \frac{r_{sky} \times L_{sky}(\lambda)}{E_d(\lambda)} \right) \times Cal(\lambda) \times 100 \quad (1)$$

ここで $Cal(\lambda)$ は標準灰色板の校正係数である。 r_{sky} は空気-水面における天空光の反射率で、0.022~0.025の範囲で変動するといわれているので、本研究では0.024とする。それぞれの水域から採集してきた水面直上のリモートセンシング反射率の平均値を図3に示す。

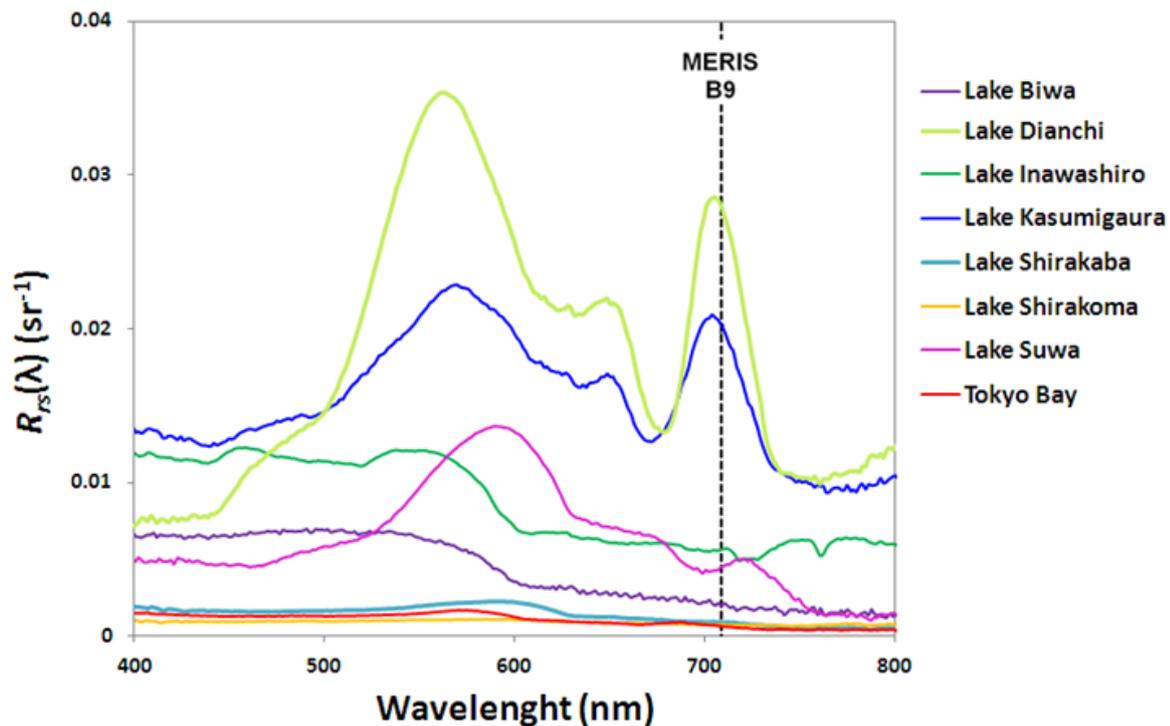


図3. それぞれの水域から採集してきた水面直上のリモートセンシング反射率の平均値

3) 透明度

透明度は、直径30cmのセッキー板を用い、測定した。測定は太陽光の変化の影響を受けないよう、日陰となっている水面にて行った。透明度は、透明度板が見えなくなる水深および見え始める水深の平均とした。

4) K_d

a. 測定

水中放射照度は、データロガーに接続した水中分光放射照度計(共に Satlantic社製)で測定した。本研究で用いた水中分光放射照度計は、波長443 nm、555 nm、669 nmの放射照度、及び光合成有効放射照度 (PAR; 400-700 nm) の測定が可能である。 K_d は式 (2) を用いて算出した。

$$E_{z2} / E_{z1} = e^{-K_d (Z2-Z1)} \quad (2)$$

ここで Z_1 、 Z_2 は水中分光放射照度計の水深、 E_{z_1} 、 E_{z_2} は水深 Z_1 、 Z_2 における放射照度である。式(2)より、各波長の K_d (K_d_{443} 、 K_d_{555} 、 K_d_{669} 、 K_d_{PAR})を求めた。

b. 連続観測

K_d と透明度の有意な相関は、これまでに多く報告されている。透明度は、現地で人の手により測定される必要がある一方、水中放射照度の測定は、データロガーを用いることにより、長期間の無人連続観測が可能である。そのため、 K_d の連続観測は、透明度等を含む水の光環境を、連続的に評価できる可能性がある。そこで本研究では、2009年11月17日から25日までの9日間、茨城県に位置する霞ヶ浦の湖心観測所にて、 K_d の連続観測を実施した。水中放射照度は、2つの水中分光放射照度計（共にSatlantic社製）を、50cm間隔でデータロガーに接続し、異なる2水深の値を測定した。この水中分光放射照度計を、上部のセンサーが水深0.5mとなるよう、ブイに連結し、霞ヶ浦湖心観測所に係留した。湖心観測所の影の影響を避けるため、水中照度計一式は、観測所の南西角から1mほど外側に係留した。測定機器、及び設置状況を図4に示す。

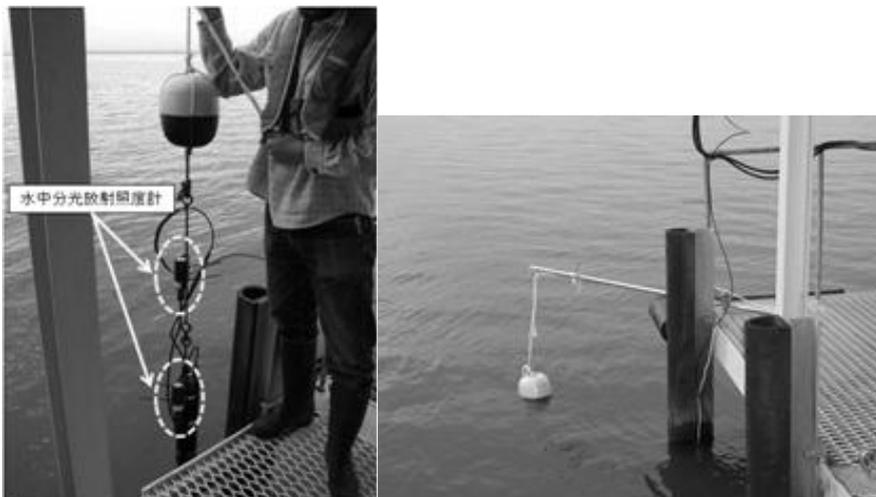


図4. ブイに連結した2つの水中分光放射照度計（左）とその設置状況（右）

測定は毎日4:00-17:45の間、15分間隔で実施した。水中分光放射照度は、15分おきの観測ごとに430-440回測定し、異常値を10%除いたデータの平均値を放射照度の測定値とした。 K_d は、得られた2水深の放射照度から式(2)を用いて算出した。

5) Chl濃度、SS濃度、OSS濃度、ISS濃度、トリプトン濃度、DOC濃度

Chl濃度は、SCOR-UNESCO (1966)¹⁾に従い、Chl-a、Chl-b、Chl-cを測定した。SS濃度は、試水をろ過して得たフィルター試料を乾燥後、秤量し、フィルター重量を減じて求めた。このフィルター試料は次いで500°C (3 hours)で燃焼し、その減量をOSS濃度とした。ISS濃度は、SS濃度とOSS濃度の差とした。トリプトン濃度は、SSと植物プランクトン性有機物 (Phytoplanktonic Suspended Solid; PSS)の差として算出した。PSSの推定には、OSSとChl-a濃度の、式(3)に表わされる経験式を用いた。

$$\text{OSS} = d \times [\text{Chl-a}] + c \quad (3)$$

ここで式(3)はChl-a濃度とOSS濃度の相関式であり、dは傾き、cは切片、[Chl-a]はChl-a濃度を表わす。上記モデルにおいて、OSSの変動はプランクトン量の変動によるものと仮定し、PSSを $d \times [\text{Chl-a}]$ として求めた。

DOC濃度は、ろ液について全有機体炭素計（TOC-VCSH、島津製作所製）により測定した。

6) 色素組成

カロテノイド色素の濃度は、主要な7種類のカロテノイド（ペリジニン、フコキサンチン、アロキサンチン、ジアトキサンチン、ルテイン、ゼアキサンチン、 β -カロテン）について、高速液体クロマトグラム/PDA検出器（島津製作所製）により濃度を測定し、その合計をカロテノイド色素濃度として求めた。分析条件はYoshimura et al. (2012)²⁾に従った。

7) 水中基本成分の吸収係数および特定吸収係数

CDOMの吸光度(OD)は、ろ液に対して紫外・可視分光光度計（島津製作所製、UV-3100）により測定した。CDOMの吸収係数(a_{CDOM})は、得られたODから次式に従い求めた。

$$a_{\text{CDOM}}(\lambda) = 2.303 \times \text{OD}(\lambda) / L \quad (4)$$

ここでLは光路長（石英セルの幅。単位はm）である。

植物プランクトンとトリプトンの吸収係数（それぞれ a_{ph} 、 a_{trp} ）は、Quantitative Filter Technique (QFT)により、フィルター試料に対して積分球を付けた紫外・可視分光光度計（島津製作所製、UV-3100）で測定した（Yoshimura et al. (2012)²⁾参照）。まず、SSを捕集したフィルターの吸光度(ODf_p)を測定後、懸濁粒子中の色素を、メタノールによりフィルター試料から抽出した。フィルター上の抽出残渣はトリプトンであり、この吸光度(ODf_{trp})も同様に測定した。フィルターの多重散乱による光路長増幅効果を補正するため、得られたODfは以下の式に従いODsへと変換した。

$$\text{ODs}(\lambda) = a \times \text{ODf}(\lambda) + b \times \text{ODf}(\lambda)^2 \quad (5)$$

ここでaおよびbは、ODsとODfの経験的な関係式から得られる係数であり、湖沼により固有の値をとる。本研究では霞ヶ浦の場合、aおよびbはそれぞれ0.442、0.200と求められた。SSおよびトリプトンについて求めたODsは、次式に従い吸収係数に変換した。

$$a(\lambda) = 2.303 \times \text{ODs}(\lambda) / \text{GL} \quad (6)$$

ここでGLは、幾何学的光路長（m）であり、ろ過した試料容積（ m^3 ）をろ過面積（ m^2 ）で除した値である。植物プランクトンの吸収係数(a_{ph})は、得られたSSの吸収係数と a_{trp} の差として求めた。植物プランクトン、トリプトンおよびCDOMの特定吸収係数（それぞれ a^*_{ph} 、 a^*_{trp} 、および a^*_{CDOM} ）は、 a_{ph} 、 a_{trp} 、および a_{CDOM} を、それぞれChl-a、トリプトン、DOC濃度で除して求めた。

(2) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発 (SAMO-LUT (Semi-Analytical Model Optimizing and Look-Up Tables) 法)

1) 手法の問題点と対象水域

水中基本成分の濃度を推定するための半理論半経験的な手法がいくつか提案されている。一般的に、これらの手法は2つのステップによって構成されている。第一は、水中基本成分の特定固有光学特性 (SIOPs) を明らかにしておき、これらのSIOPsを理論的に分析し、求めたい水中基本成分の固有光学特性変化のみに関連する指標を開発する。第二は、第一のステップで提案した指標と求めたい水中基本成分の濃度との関係を回帰分析で経験的に見つける。この方式は推定精度が高く、操作が簡便などの特徴があるため注目されている。しかし、この方式には2つの問題点が残されている。(a)推定モデルの作成はサンプリングデータに強く依存するため、サンプリングデータに地点の特徴や分布の偏りを含めば、作成した推定モデルの適応性に限界がある。(b)提案した指標にはいくつかの仮定が含まれている。しかし、これらの仮定は全ての水域で適切とは限らない。ここでは研究対象地域を霞ヶ浦とし、水中基本成分濃度の推定モデルの構築を検討した。

2) 特定後方散乱係数の測定 (生物光学モデル)

水面直下のリモートセンシング反射率は以下の式で表せる：

$$R_{rs}(\lambda, 0^-) = \frac{f}{Q} \times \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (7)$$

ここで $a(\lambda)$ と $b_b(\lambda)$ はそれぞれ総吸収係数と総後方散乱係数である。 f は太陽天頂角の関数で、以下の式で表せる：

$$f = 0.975 - 0.629\mu_0 \quad (8)$$

ここで μ_0 は太陽天頂角、直達光と散乱光の比率に依存する。 Q は幾何因子と呼ばれ、一般的に3から4の間を変動する。水面直下のリモートセンシング反射率から以下の式を用いて水面直上のリモートセンシング反射率に変換できる：

$$R_{rs}(\lambda, 0^+) = 0.544R_{rs}(\lambda, 0^-) = 0.544 \frac{f}{Q} \times \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (9)$$

総吸収係数は以下の式のように展開できる：

$$a(\lambda) = a_w(\lambda) + [\text{Chl } -a] \times a_{ph}^*(\lambda) + [\text{TR}] \times a_{tr}^*(\lambda) + [\text{CDOM}] \times a_{CDOM}^*(\lambda) \quad (10)$$

ここで[Chl-a]と [TR] はそれぞれChl-aとトリプトンの濃度である。[CDOM]は波長440nmにおけるCDOM吸収係数である。 $a_w(\lambda)$ は純水の吸収係数である。 $a_{ph}^*(\lambda)$ 、 $a_{tr}^*(\lambda)$ および $a_{CDOM}^*(\lambda)$ はChl-a、トリプトンおよびCDOMの特定吸収係数である。 $a_{CDOM}^*(\lambda)$ は以下の指数関数で表現される：

$$a_{CDOM}^*(\lambda) = \exp[-S_{CDOM}(\lambda - 440)] \quad (11)$$

ここで S_{CDOM} はCDOMの吸収スペクトルの形状を表す因子であり、本研究では現地データより0.0157とする。また、 $a_{tr}^*(\lambda)$ は $a_{CDOM}^*(\lambda)$ と同様、以下の指数関数で表せる：

$$a_{tr}^*(\lambda) = a_{tr}^*(440) \times \exp[-S_{tr}(\lambda - 440)] \quad (12)$$

ここで $a_{tr}^*(440)$ は波長440 nmにおけるトリプトンの特定吸収係数である。 S_{tr} はトリプトンの特定吸収スペクトルの形状を表す因子である。本研究では、 $a_{tr}^*(440)$ と S_{tr} をそれぞれ0.0683、0.0115とする。

同様に、総後方散乱係数は以下のように展開できる：

$$b_b(\lambda) = b_{b,w}(\lambda) + [\text{Chl} - a] \times b_{b,ph}^*(\lambda) + [\text{TR}] \times b_{b,tr}^*(\lambda) \quad (13)$$

ここで $b_{b,w}(\lambda)$ は純水の後方散乱係数であり、文献から引用できる。

3) SIOPsの推定

植物プランクトン、トリプトン、CDOMのSIOPsは、QFT (3. - (1) - 7) 参照) を用いて測定できるが、植物プランクトンとトリプトンの特定後方散乱係数の測定法はまだ確立されていない。本研究では、生物光学モデルを用いて、以下の式より、まず植物プランクトンとトリプトンの合計特定後方散乱係数を求めた：

$$b_{b,p}(\lambda) = \frac{R_{rs}(\lambda, 0^+) \times a(\lambda)}{0.544 f/Q - R_{rs}(\lambda, 0^+)} - b_{b,w}(\lambda) \quad (14)$$

そして、「3 - (1) - 5)」に従い、植物プランクトンとトリプトンの割合を求めた。「3 - (1) - 5)」の式 (3) のd値は、観測データの経験式から、0.148とした。最後に、求めた植物プランクトンとトリプトンのSSに占める割合を用いて、式 (14) の結果から植物プランクトンとトリプトンの特定後方散乱係数を分けた。水中基本成分の特定光学特性を図5に示す。

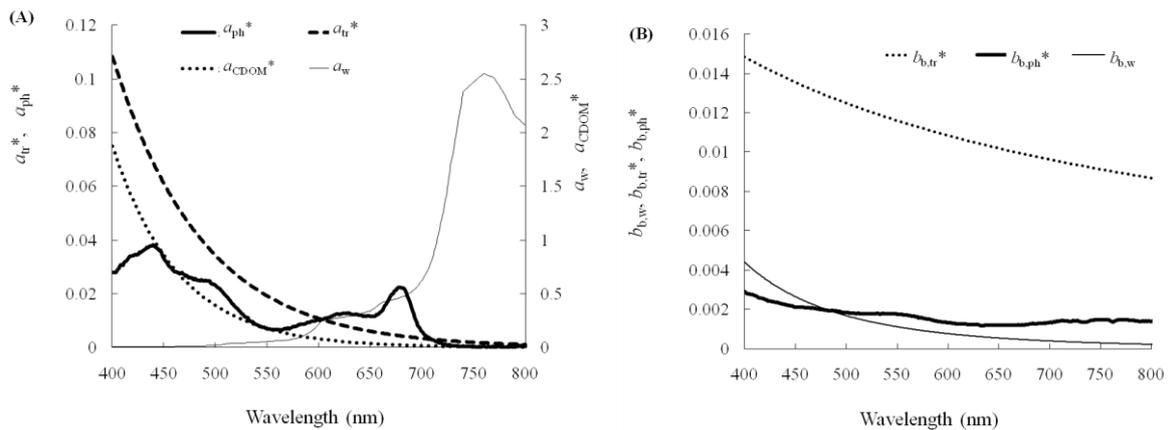


図5. 植物プランクトン、トリプトン、CDOMおよび純水の特定固有光学特性 (A) 吸収係数、(B) 後方散乱係数

推定した水中基本成分の特定光学特性を検証するために、これらの水中基本成分の特定光学特性と生物光学モデルを用いて別の地点の水面直上のリモートセンシング反射率をシミュレーションし、実測値と比較した。その結果を図6に示す。この図から、シミュレーションの反射率と実測の反射率とよく一致していることがわかる。

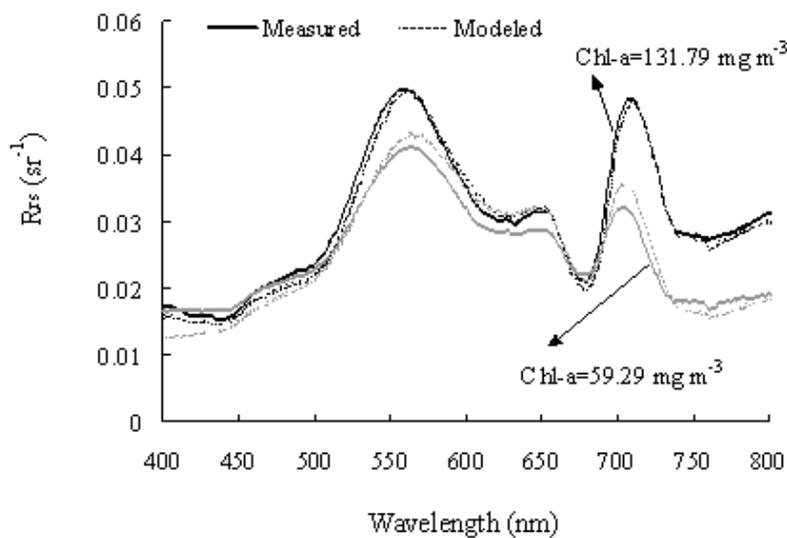


図6. シミュレーションの反射率と実測の反射率の比較 (濃い実線はChl-a=131.79 mg m⁻³地点の実測値、濃い破線はChl-a=131.79 mg m⁻³地点のシミュレーション値、薄い実線はChl-a=59.29 mg m⁻³地点の実測値、薄い破線はChl-a=59.29 mg m⁻³地点のシミュレーション値)

4) 指標の選択

単バンドの反射率より、各水中基本成分の特定固有光学特性に基づいて提案された指標は、対応する水中基本成分濃度の変化を強調できるため、有効性が高いと考えられる。そこで、本研究では、先行研究に基づいて以下の3つの指標を選定した：

- (a) $R_{rs}(b_{10})/R_{rs}(b_7) - R_{rs}(b_{10})/R_{rs}(b_9)$;クロロフィルa濃度の推定
- (b) $R_{rs}(b_{10})$;トリプトン濃度の推定
- (c) $R_{rs}(b_7)/R_{rs}(b_5)$;CDOM濃度の推定

ここで b_5 、 b_7 、 b_9 、および b_{10} はそれぞれMERISのバンド5 (555-565 nm)、バンド7 (660-670 nm)、バンド9 (703.75-713.75 nm)、バンド10 (750-757.5 nm) である。

5) 繰り返し探索戦略

現実的な問題としては、衛星データのある画素で覆われている水域に対して、水中各基本成分の濃度がどれもわからないため、衛星データから計算した指標に最適な推定モデルの選択は困難である。そこで、本研究では以下のような繰り返し探索戦略をとることによって、この問題を解決した。

ステップ1: 衛星データから選択された水中各基本成分の濃度に対応する指標を計算する。

ステップ2: 推定モデルを用いて、水中各基本成分の濃度の初期値 ($[Chl-a]_0$ 、 $[TR]_0$ 、 $[CDOM]_0$) を計算する。

ステップ3: 水中各基本成分の濃度の初期値を用いて、LUT (Lookup Table) から水中各基本成分の濃度を推定するための新たなモデルを探し出す。そして、探し出した推定モデルを用いて、水中各基本成分の濃度を新たに計算し ($[Chl-a]_1$ 、 $[TR]_1$ 、 $[CDOM]_1$)、初期値を代替する。

ステップ4: ステップ3での作業を繰り返し、毎回新たに計算した水中各基本成分の濃度と前回で計算した濃度と比較し、その差が十分小さくなれば (例えば変化5%以下)、繰り返しを終了する。最後の水中各基本成分の濃度値は最終結果として出力する。

繰り返し回数を変化させた結果、10回の繰り返しがあれば十分な出力精度が得られることがわかった。

(3) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発 (RMIM (Relaxed Matrix Inversion Method))

SAMO-LUT法を対象水域へ適用する際、対象水域のSIOPsが必要だが、SIOPsは観測項目として一般的ではない。一方、多くの湖沼ではChl-a濃度、SS濃度 (トリプトン濃度への変換可)、DOC濃度 (440nmでのCDOMの吸収係数への変換可) がデータベース化されている。さらに衛星画像も、人工衛星が定期的に地球表面を観測しており、入手が容易である。これらのデータを利用すれば、従来、測定されていなかったSIOPsの推定が可能になり、さらにこの推定したSIOPsとSAMO-LUT法を合わせることで、観測日以外の水中基本成分濃度分布の推定も可能となる。水中基本成分濃度を推定する従来のSIOPsを必要とする方法としてMIM (Matrix Inversion Method)、およびSIOPsを必要としないRMIMについて、モデルごとに以下に述べる。

1) MIM (Matrix Inversion Method)

「(2) - 2)」における、式 (10) と式 (13) を式 (7) に代入し、書き換えをすれば、以下の式になる。

$$\frac{r_{rs}(\lambda)}{f} = \frac{[\text{Chl-a}]b_{b,ph}^*(\lambda) + [\text{TR}]b_{b,tr}^*(\lambda) + b_{b,w}(\lambda)}{[\text{Chl-a}](a_{ph}^*(\lambda) + b_{b,ph}^*(\lambda)) + [\text{TR}](a_{tr}^*(\lambda) + b_{b,tr}^*(\lambda)) + [\text{CDOM}]a_{CDOM}^*(\lambda) + a_w(\lambda) + b_{b,w}(\lambda)} \quad (15)$$

固有光学特性と反射率は波長によって変化するが、水中基本成分の濃度は波長に依存しない。従って、j 番目のバンドにおける式 (15) は以下の式へ書き換えできる。

$$\begin{aligned} & [\text{Chl-a}] \cdot \left(a_{ph}^*(\lambda_j) \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} - b_{b,ph}^*(\lambda_j) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} \right) \right) \\ & + [\text{TR}] \cdot \left(a_{tr}^*(\lambda_j) \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} - b_{b,tr}^*(\lambda_j) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} \right) \right) \\ & + [\text{CDOM}] \cdot a_{CDOM}^*(\lambda_j) \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} \\ & = b_{b,w}(\lambda_j) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} \right) - a_w(\lambda_j) \frac{r_{rs}(\lambda_j)}{f} \end{aligned} \quad (16)$$

M個のバンドがあれば式 (16) を以下のマトリクスに書き換えできる。

$$\begin{aligned} & \begin{bmatrix} a_{ph}^*(\lambda_1) \frac{r_{rs}(\lambda_1)}{f} - b_{b,ph}^*(\lambda_1) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_1)}{f} \right) & \dots\dots \\ \vdots \\ a_{ph}^*(\lambda_M) \frac{r_{rs}(\lambda_M)}{f} - b_{b,ph}^*(\lambda_M) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_M)}{f} \right) & \dots\dots \end{bmatrix}_{M \times 3} \begin{bmatrix} [\text{Chl-a}] \\ [\text{TR}] \\ [\text{CDOM}] \end{bmatrix}_{3 \times 1} \\ & = \begin{bmatrix} b_{b,w}(\lambda_1) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_1)}{f} \right) - a_w(\lambda_1) \frac{r_{rs}(\lambda_1)}{f} \\ \vdots \\ b_{b,w}(\lambda_M) \left(1 - \frac{r_{rs}(\lambda_M)}{f} \right) - a_w(\lambda_M) \frac{r_{rs}(\lambda_M)}{f} \end{bmatrix}_{M \times 1} \end{aligned} \quad (17)$$

式 (17) から、バンドでの反射率および水中基本成分のSIOPsが3つ以上分かれば、Chl-a濃度、トリプトン濃度および440nmでのCDOMの吸収係数を求められることが分かる。

2) SIOPsが必要ない手法の開発：RMIM

従来MIM手法を利用する際に、SIOPsの情報が不可欠である。従って、SIOPsの情報がない水域に対して、MIMの利用はできない。この制限を緩めるために、RMIMを提案する。

従来MIMは、SIOPsを既知のパラメーター、水中基本成分の濃度を未知変数としている。同様に、数地点の水中基本成分の濃度が事前に分かれば、SIOPsを未知変数にすることも可能である。この場合、式 (15) を以下の式に書き換えできる。

$$\begin{aligned}
& a_{\text{ph}}^*(\lambda) \cdot [\text{Chl} - a] \frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} + a_{\text{tr}}^*(\lambda) \cdot [\text{TR}] \frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} + a_{\text{CDOM}}^*(\lambda) \cdot [\text{CDOM}] \frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} + a_{\text{w}}(\lambda) \cdot \frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} \\
& + b_{\text{b,ph}}^*(\lambda) \cdot [\text{Chl} - a] \left(\frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} - 1 \right) + b_{\text{b,tr}}^*(\lambda) \cdot [\text{TR}] \left(\frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} - 1 \right) + b_{\text{b,w}}(\lambda) \cdot \left(\frac{r_{\text{rs}}(\lambda)}{f} - 1 \right) = 0
\end{aligned} \tag{18}$$

N個のサンプルがあれば、i番目のサンプルのj番目のバンドに対して、式(18)を以下の式に書き換えできる。

$$\begin{aligned}
& a_{\text{ph}}^*(\lambda_j) \cdot [\text{Chl} - a]_i \frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f} + a_{\text{tr}}^*(\lambda_j) \cdot [\text{TR}]_i \frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f} + a_{\text{CDOM}}^*(\lambda_j) \cdot [\text{CDOM}]_i \frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f} \\
& + b_{\text{b,ph}}^*(\lambda_j) \cdot [\text{Chl} - a]_i \left(\frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f} - 1 \right) + b_{\text{b,tr}}^*(\lambda_j) \cdot [\text{TR}]_i \left(\frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f} - 1 \right) \\
& = b_{\text{b,w}}(\lambda_j) \left(1 - \frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f} \right) - a_{\text{w}}(\lambda_j) \frac{r_{\text{rs},i}(\lambda_j)}{f}
\end{aligned} \tag{19}$$

式(19)をマトリクスの形で書き換えれば以下になる。

$$\begin{bmatrix} [\text{Chl} - a]_1 \frac{r_{\text{rs},1}(\lambda_j)}{f} & \dots & \\ \dots & \dots & \\ [\text{Chl} - a]_N \frac{r_{\text{rs},N}(\lambda_j)}{f} & \dots & \end{bmatrix}_{N \times 5} \begin{bmatrix} a_{\text{ph}}^*(\lambda_j) \\ a_{\text{tr}}^*(\lambda_j) \\ a_{\text{CDOM}}^*(\lambda_j) \\ b_{\text{b,ph}}^*(\lambda_j) \\ b_{\text{b,tr}}^*(\lambda_j) \end{bmatrix}_{5 \times 1} = \begin{bmatrix} b_{\text{b,w}}(\lambda_j) \left(1 - \frac{r_{\text{rs},1}(\lambda_j)}{f} \right) - a_{\text{w}}(\lambda_j) \frac{r_{\text{rs},1}(\lambda_j)}{f} \\ \vdots \\ b_{\text{b,w}}(\lambda_j) \left(1 - \frac{r_{\text{rs},N}(\lambda_j)}{f} \right) - a_{\text{w}}(\lambda_j) \frac{r_{\text{rs},N}(\lambda_j)}{f} \end{bmatrix}_{N \times 1} \tag{20}$$

式(20)から、5個以上の水サンプルがあれば、SIOPsを推定できることが分かる。式(20)で推定したSIOPsを従来の方法で測定したSIOPsと区別するため、ESIOPs (Estimated SIOPs) と呼ぶ。ESIOPsを推定できれば、従来のMIM (式(17)) を他の地点へ適用することは可能となる。

3) シミュレーションデータに基づくRMIMの有効性の評価

RMIMの有効性を評価するために、100組の分光反射スペクトルをHydrolightによって作成した。Chl-a濃度、トリプトン濃度、440nmでのCDOMの吸収係数をそれぞれ0-20mg m⁻³、0-25 g m⁻³、0-0.5 m⁻¹の範囲で変化させた。ランダムに抽出した10組の分光反射スペクトルはESIOPsの推定に、残り90組の分光反射スペクトルは精度検証に利用した。

(4) 大気補正モデルの開発

衛星データを利用する際に、最大の問題点は、現地の分光反射スペクトルと比べ、衛星データに記録された分光反射スペクトルに水塊からの情報以外に大気の影響も入っているため、そのまま利用できないことである。すなわち、衛星データを利用する前に、大気補正を行う必要がある。大気中の光放射伝達モデルに基づいて開発された大気補正モデル (例えば6S) があるが、補正精度を保証するために一般的には入手できない詳細な大気情報を必要とする。また、陸域と違って、

水域における長波長域からの反射は、水による強い吸収があるため、殆どない。この特徴を利用し、大気の影響（特に大気中エアロゾルの存在量）を衛星データから推定できる。現在、Case I水域のための大気補正モデルが存在しているが、Case II水域においてまだ確立されていない。本研究では、Case II水域のための大気補正モデル開発と透明度分布の推定を目指す。

衛星データに記録された分光反射率は、以下のように示される：

$$\rho_t(\lambda) = \rho_r(\lambda) + \rho_{as}(\lambda) + \rho_{ra}(\lambda) + T(\lambda)\rho_g(\lambda) + t(\lambda)\rho_{wc}(\lambda) + i(\lambda)\rho_w(\lambda) \quad (21)$$

ここで $\rho_r(\lambda)$ 、 $\rho_{as}(\lambda)$ 、 $\rho_{ra}(\lambda)$ はそれぞれ大気中の分子による散乱（Rayleigh散乱）、大気中のエアロゾルによる散乱、両者の相互作用による散乱である。 $T(\lambda)$ 、 $t(\lambda)$ はそれぞれ大気の直達光と散乱光の透過率である。 $\rho_g(\lambda)$ は水面による反射、 $\rho_{wc}(\lambda)$ は白波による反射、 $\rho_w(\lambda)$ は水塊による反射である。一般的に、 $\rho_{ra}(\lambda)$ 、 $\rho_g(\lambda)$ 、 $\rho_{wc}(\lambda)$ の影響は無視できるため、式（21）は式（22）に書き換える：

$$\rho_t(\lambda) = \rho_r(\lambda) + \rho_{as}(\lambda) + i(\lambda)\rho_w(\lambda) \quad (22)$$

$\rho_r(\lambda)$ に関しては、理論的な補正式がほぼ確立されているため、 $\rho_{ra}(\lambda)$ を求めれば、大気補正は可能となる。

Case I水域は植物プランクトンが懸濁物の大半を占める水域と定義されている（例えば、殆どの外洋水域）。Case I水域では、波長750nm以上の光は殆ど水塊により吸収されるため、水塊からの反射率はゼロと仮定できる。すなわち、以下の式は成り立つ：

$$\rho_{as}(\lambda) = \rho_t(\lambda) - \rho_r(\lambda) - i(\lambda)\rho_w(\lambda) = \rho_t(\lambda) - \rho_r(\lambda) \quad (\lambda \geq 750\text{nm}) \quad (23)$$

一方、Gordon & Wang³⁾は、異なる2波長におけるエアロゾルによる散乱の比と両波長の差の関係を指数関数で表せると提案した：

$$\varepsilon(\lambda_i, \lambda_j) = \exp [c(\lambda_j - \lambda_i)] = \rho_{as}(\lambda_i) / \rho_{as}(\lambda_j) \quad (24)$$

ここで λ は波長である。 c は光学幾何位置に依存するが、波長には依存しない定数である。以上によって、波長750nm以上の2つの衛星バンドを利用すれば、まず式（23）から $\rho_{as}(\lambda_i)$ と $\rho_{as}(\lambda_j)$ を求め、次に、式（24）を利用すれば、 c を求めることができる。そして、式（24）を利用して、任意波長帯域でのエアロゾルによる散乱が求められる。

Case II水域は植物プランクトン以外の無機懸濁物や溶存有機物(DOC)などの物質も多く含む水域と定義されている（例えば、大半の湖沼水域や沿岸水域）。このような水域においては、式（23）が成り立つ波長帯域はさらに長波長側へ移動しなければならない。Case II水域に適切な波長帯域は1240nmから2130 nmまでの波長域となる。しかし、この手法には2つの問題点がある。第一は、殆どの水色衛星センサーには、波長1000 nm以上のバンドが存在しないこと。第二は、波長1000 nm以上の衛星データのSNR（Signal-Noise Ratio）は著しく低くなるため、大気補正の効果は低いこと

である。そこで、本研究では、酸素と水蒸気の吸収帯バンドを利用した新たな大気補正法を提案する。

大気中の分子による吸収帯を調べてみると、波長760nm付近に酸素、波長900nm付近に水蒸気による強い吸収帯が存在することがわかる。これは、波長760nmと900nm付近における大気の透過率が非常に低い（すなわち、 $t(\lambda) \approx 0$ ）ことを意味している。一方、MERISセンサーは波長760 nmと900nm付近にバンドを持っている（バンド11と15）。従って、Case II水域において、水中懸濁物による波長760 nmと900nm付近での反射があっても、この波長帯での大気の透過率が低いため、 $t(760)\rho_w(760)$ と $t(900)\rho_w(900)$ もほぼゼロとなる。すなわち、Case II水域においても、MERISのバンド11と15からのデータであれば、式（23）は成り立ち、式（24）による大気補正を行うことも可能となる。

（5）衛星画像から透明度を推定する手法の開発

湖沼の透明度を衛星データから推定する研究が多く行われてきたが、経験式に基づいたものがほとんどで、他の湖沼への適用は困難である。例えば、植物プランクトンがSSの大半を占める湖沼に対して開発されたモデルを、植物プランクトン以外にISS、CDOMも存在する湖沼へ適用する際に、両湖沼のIOPsが大きく異なるため、有効波長の選定やモデルの方式なども大きく異なり、透明度の推定に大きな誤差をもたらす。従って、多くの湖沼へ適用できる一般的なモデルを開発するために、経験式ではなく、理論・半理論分析に基づいたモデルの提案が必要となる。本研究では、2つの半理論分析モデル（Statistical-modelとBand-model）と、現地観測で得た基本成分の光学的特性（SIOPsなど）を用いて、透明度を推定するモデル（準解析モデル）を、以下のように提案した。

表1 解析に用いたデータベース

	Lake Biwa northern basin	Lake Kasumigaura
Database	Lake Biwa Environmental Research Institute (LBERI)	National Institute for Environmental Studies (NIES)
Homepage	http://www.lberi.jp	http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/index.html
Period	Apr 1998-Mar 2008	Apr 1988-Mar 2007
Temporal resolution	monthly	monthly
Number of points	28 stations	10 stations
Measurement Method	Chl-a	ethanol (5ml) extraction (4°C 10 h) and analyzed spectrophotometrically by Nusch (1980)
	TSS	pre-combusted GF/F filters
	DOC	High temperature combustion method
		methanol (10ml) extraction (3°C 12 h) 、centrifugated (3000 rpm 10 min) and analyzed spectrophotometrically by SCOR-UNESCO (1966)
		pre-combusted (450°C 4 h) Whatman GF/F filters
		High temperature combustion method

モデルの構築には日本の6つの湖沼（琵琶湖、霞ヶ浦、諏訪湖、猪苗代湖、白樺湖、白駒池）、東京湾、中国の滇池の計8個の水域で実施した調査結果を用いた。併せて、1998-2007年度の琵琶湖（琵琶湖環境科学研究センター測定）、1988-2006年度の霞ヶ浦（国立環境研究所測定）の各月1回の水質測定データを、解析対象の長期モニタリングデータベースとして用いた。データベースの参照先およびその測定項目、測定方法などを表1に示す。

1) Statistical-model

一般的に、湖沼の透明度に影響を及ぼす水中光学基本成分は4種類がある。すなわち、植物プランクトン（クロロフィルa濃度で表す）、トリプトン（植物プランクトン以外の懸濁物）、溶存有機物（DOC: dissolved organic carbonで表す）、純水である。従って、一般的なケースの湖沼の透明度は以下の式によって求められる。

$$SD^{-1} = a_1 \cdot [\text{Chl-a}] + a_2 \cdot [\text{Tr}] + a_3 \cdot [\text{DOC}] + b_1 \quad (25)$$

ここで、[Chl-a]、[Tr]、[DOC]はそれぞれ植物プランクトン、トリプトン、DOC濃度である。 a_1 、 a_2 、 a_3 、 b_1 は回帰係数で、それぞれ水中光学基本成分に関連する。例えば、純水の場合、[Chl-a]、[Tr]、[DOC]はゼロとなり、透明度は定数の $1/b_1$ になる。植物プランクトンのみが存在する水域の場合、[Tr]、[DOC]はゼロとなり、透明度は $1/(a_1 \cdot [\text{Chl-a}] + b_1)$ となる。従って、式(25)は一般的な推定モデルとして、任意の水域への適用が可能となる。

2) Band-model

衛星データから透明度を推定するために、水中光学基本成分の濃度のあるバンド（波長帯）のリモートセンシング反射率（ $Rrs(\lambda)$ ）或いは複数バンドの Rrs の組合せで代替する必要がある。先行研究によって、低濁度の水域における[Chl-a]、[Tr]、[DOC]の推定には、MERISのバンド5と3の Rrs 比、バンド5の Rrs 、バンド2と1の Rrs 比、それぞれ有効である(O'Reilly et al. 1998⁴⁾、Aiken et al. 1995⁵⁾、Carder et al. 1999⁶⁾。一方、高濁度の水域における[Chl-a]、[Tr]、[DOC]の推定には、MERISのバンド9と7の Rrs 比、バンド9の Rrs 、バンド7と5の Rrs 比、それぞれ有効である(Moses et al. 2009⁷⁾、Ammenberg et al., 2002⁸⁾。従って、式(25)は以下の2つの式に書き換えることができる。

$$SD^{-1} = m_1 \cdot \frac{Rrs(B5)}{Rrs(B3)} + m_2 \cdot Rrs(B5) + m_3 \cdot \frac{Rrs(B2)}{Rrs(B1)} + n_1 \quad (26)$$

$$SD^{-1} = p_1 \cdot \frac{Rrs(B9)}{Rrs(B7)} + p_2 \cdot Rrs(B9) + p_3 \cdot \frac{Rrs(B7)}{Rrs(B5)} + q_1 \quad (27)$$

ここで、B1、B2、B3、B5、B7、B9はそれぞれMERISのバンド1（407-417 nm）、バンド2（437-447 nm）、バンド3（485-495 nm）、バンド5（555-565 nm）、バンド7（660-670 nm）、バンド9（703.75-713.75 nm）である。 m_1 、 m_2 、 m_3 、 n_1 および p_1 、 p_2 、 p_3 、 q_1 は回帰係数で、それぞれ低濁度、高濁度の水域に対応する。また、 m_1 、 m_2 、 m_3 および p_1 、 p_2 、 p_3 はそれぞれ水中光学基本成分に関連するが、 n_1

と q_1 は、式(25)の b_1 と異なって、純水の情報のみではなく、4つの水中光学基本成分の混合情報が含まれている。これは、[Chl-a]、[Tr]、[DOC]はゼロとなっても、それぞれ対応しているRrsとRrs比はゼロになることがないからである。以上のRrsおよびRrs比は、一般水域の固有光学特性の理論解析に基づいて選定されたため、式(26)と(27)も一般的な推定モデルとして、任意の水域への適用が可能となる。

3) 準解析モデル

現地観測で得た基本成分の光学的特性(SIOPsなど)を用いて、透明度を推定するモデルを構築した(Terrel et al. (in press))。モデル化にあたっては、以下のような仮定を用いた。

- i) 水質は透明度水深まで混合して一様である。なお、Kd鉛直分布の測定結果から、霞ヶ浦ではこの仮定がほぼ成り立つが、琵琶湖では幾分、成り立たず、モデル推定に誤差を生じることが予測された。
- ii) 吸光係数、散乱係数は水、植物プランクトン、トリプトン、CDOMの、それぞれ吸光係数、散乱係数の和で表現され、植物プランクトン、トリプトン、CDOM個々の吸収係数は、それぞれの濃度にSIOPsを乗じたもので計算されるとした。
- iii) 透明度にはビーム光消散係数($c = a + b$)とKdが影響する。KdにはKirk (1984)⁹⁾による式で与え、a、b、および太陽光に関する条件で決まるものとした。太陽光に関する情報は、測定日、時間をもとに計算した。また、Kd推定式中のパラメータ K_μ にはBowers et al. (2000)¹⁰⁾による式を用いた。
- iv) 水中への入射光スペクトルとしては現地での測定結果 $E(\lambda)$ を与え、また人間の目の感度の波長依存性($M(\lambda)$ と可視光波長範囲 λ_1 、 λ_2)を考慮した。
- v) 目の識別係数である β は、実測透明度と推定透明度の値が合うよう決定した。SIOPs実測期間(集中調査)については、霞ヶ浦では9.1-9.5、琵琶湖では6.3-6.8の数値が得られた。また、このSIOPsを用いて長期モニタリングデータベースに当てはめた場合は、霞ヶ浦では10.1、琵琶湖では9.8の数値が得られた。この数値は従来の報告値6~10の範囲にほぼ入る。

4) 低濁度と高濁度水域の区分

低濁度と高濁度水域では、Chl-a、トリプトン、DOC濃度を推定する有効な波長帯が異なるため、両水域での透明度推定モデルも異なる。また、同一の湖沼においても、場所によって属する水域の種類が異なる場合も考えられる。従って、任意の画素に対して、適切な透明度推定モデルを選定する必要がある。このため、衛星データから低濁度と高濁度水域の区分方法が必要となる。

水中基本成分の混合状態が複雑な水域におけるChl-a、トリプトン、DOC濃度の推定には、赤～近赤外域までの長い波長帯の方が有効であることが広く知られている。一方、その混合状態が簡単な水域は、複雑な水域の一つの特例と考えられるため、複雑な水域で開発されたモデルは簡単な水域にも適用できる。しかし、多くの簡単な水域と、一部の複雑な水域は、低濁度水域に属し、近赤外波長域でSNR(Signal-Noise-Ratio)値が低すぎるため、より短い波長帯(青～緑)を利用しなければならない。そのため、本研究では低濁度と高濁度水域において、それぞれ異なるモデルを開発した。本研究では、MERISのバンド9(両種類のモデルが利用している最長の波長帯)での離水輝度(Lu)と同じ波長帯でのセンサーのノイズ輝度(noise equivalent radiance、NE Δ L)の比で

低濁度と高濁度水域を区別した。すなわち、 $L_w/NE\Delta L > 100$ （図7には $L_w/Noise$ で表す）の水域は高濁度水域とし、そうではない水域は低濁度水域とする。透明度を推定するモデルのフローチャートを図7に示す。

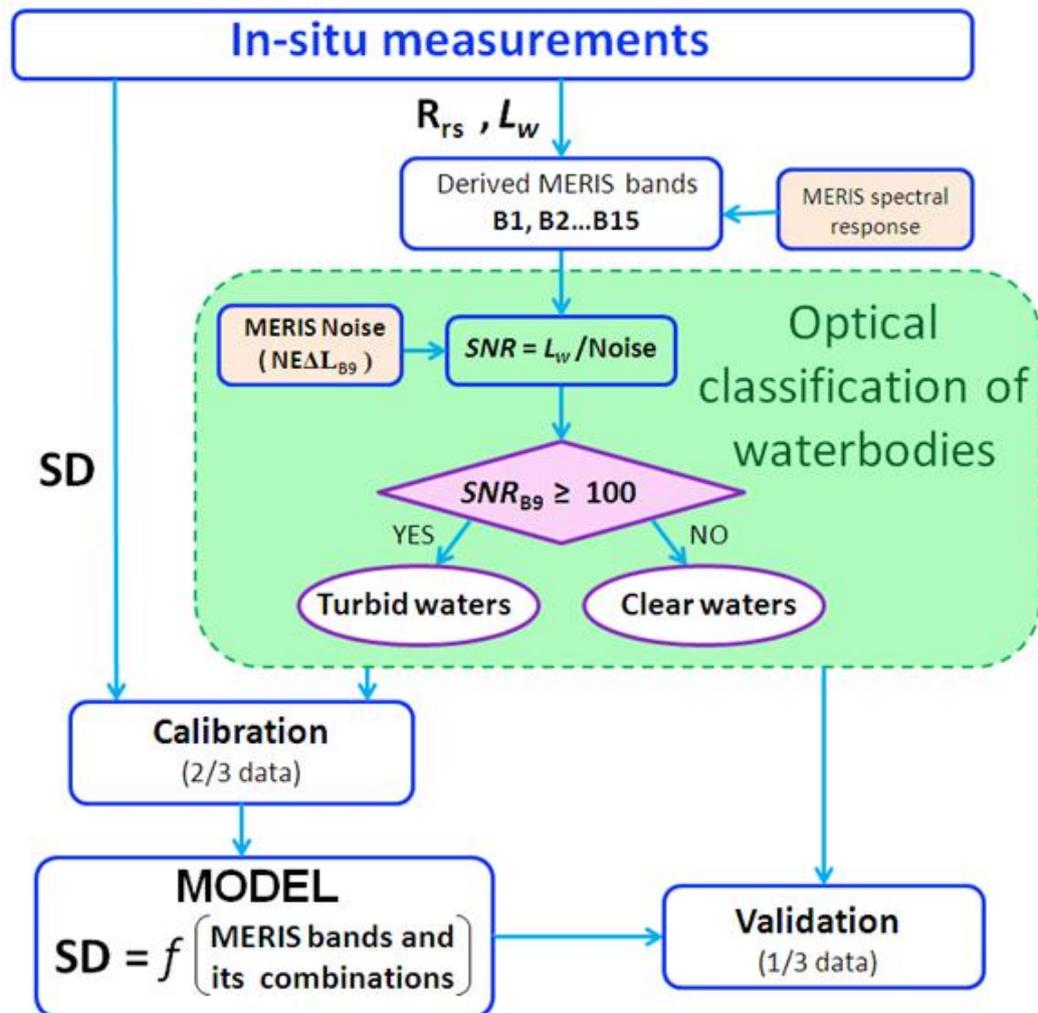


図7. 透明度を推定するモデルのフローチャート

(6) 上記手法の霞ヶ浦、琵琶湖への適用とその他水質の推定

1) 衛星画像データ、現地観測データの取得

霞ヶ浦および琵琶湖の透明度、水中成分濃度は、MERISの衛星画像データから推定した。MERIS衛星画像データの空間解像度は、 $300\text{m} \times 300\text{m} / \text{pixel}$ である。霞ヶ浦の衛星画像データは、2007年1月9日から2010年12月20日にかけて70枚、琵琶湖の衛星画像データは、2003年11月26日から2010年9月5日にかけて69枚を用いた。衛星画像データは、幾何補正を行った後、大気補正を行った。霞ヶ浦における大気補正は、高濁度水域用に開発された「4 - (3)」に従った。琵琶湖の衛星画像データは、琵琶湖と水質、環境が類似していると思われるヨーロッパの湖沼において、広く用いられているMERIS case II water processorを用い、大気補正した。

透明度、水中成分濃度の推定値は、国立環境研究所および琵琶湖環境科学研究センターのデータベースにある実測値、および霞ヶ浦および琵琶湖における現地調査結果と比較した。

2) 透明度、水中成分濃度の推定

霞ヶ浦および琵琶湖の透明度は、水中成分濃度を入力変数に用いるStatistical-modelと、バンドの反射率を入力変数とするBand-modelの、2種類の半理論分析モデルにより推定した。「3-(5)-1) および2)」における式(25)、(26)および(27)のモデル係数は、「4-(4)」で高濁度水域と低濁度水域それぞれで検討して得た値を用いた。透明度推定に用いた各モデルの係数を表2に示す。霞ヶ浦の透明度は、高濁度水域用の係数を用いた。また琵琶湖は、本研究で調査した観測点を含む広範囲が低濁度水域であるが、一部、沿岸部に高濁度水域が存在するため、「3-(5)-4)」に従い、Lu/NEΔL比により、1枚の衛星画像データ内で高濁度/低濁度水域を分け、高濁度水域の透明度は、霞ヶ浦と同様に高濁度水域用の係数を、低濁度水域の透明度は、低濁度水域用の係数を用い、推定した。

表2. 透明度推定に用いたモデルの係数

Statistical-model	a ₁	a ₂	a ₃	b ₁
Clear water	0.0137	0.100	0.031	0.040
Turbid water	0.0086	0.043	0.170	0.055
Band-model	m ₁ /p ₁	m ₂ /p ₂	m ₃ /p ₃	n ₁ /q ₁
Clear water	0.4760	7.2264	-0.5037	0.1012
Turbid water	-0.0331	33.6604	-0.5705	1.4862

霞ヶ浦の水中成分濃度は、SAMO-LUT法により推定した。琵琶湖のChl-a、SS濃度は、MERIS case II water processorから得た。トリプトン濃度は、推定されたChl-a、SS濃度から、「3-(1)-5)」に従い求めた。DOC濃度は、以下の式に従い、算出した。

$$a_{\text{CDOM}}(440) = [\text{DOC}] \times a^*_{\text{CDOM}}(440) + e \quad (28)$$

ここで、 $a^*_{\text{CDOM}}(440)$ および e は、それぞれ $a_{\text{CDOM}}(440)$ とDOC濃度の回帰直線の傾きと切片である。 $a_{\text{CDOM}}(440)$ は、MERIS case II water processorにより得た。また、 $a^*_{\text{CDOM}}(440)$ と e は、琵琶湖で行った調査結果からそれぞれ0.1693、-0.0410とした。

透明度の実測値と、半理論分析モデルによる推定値の比較は、霞ヶ浦でSt. 6、8、10、11、13、17 および20を、琵琶湖でSt. 12B、15B および 17Bを対象に行った。また、現地の水質は、数日スパンで変化する。そのため、衛星画像の撮影日と、観測日の差が4日間以内のデータについて、推定値と実測値の比較を行った。

(7) 透明度変化特性の解析と成分寄与の評価

1) 透明度データベースの作成

霞ヶ浦、琵琶湖、東京湾での透明度を含む水質に関する既往調査結果をまとめたデータベースを作成した(表3に霞ヶ浦の例を示す)。筑波大学が行った調査結果も含んでいる。また、それらの調査に対応したMERIS衛星画像(雲などの多い日を除く)を収集した。これらをもとに、霞ヶ浦の透明度の長期変化傾向を調べた。

表3. 水質データベース 霞ヶ浦 (KSM) ○はすべてのデータが存在、◎は一部のデータが存在することを示す。最右欄の () 中の数字は水質観測日と衛星観測日が何日離れているかを示す

Lake	Date	St.	Spectra	SD	Chl-a	SS	DOC	a	CDOM 0.45	c	(*)Meris Image	
KSM K1-1	1977/5-1988/	1	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	monthly	2	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	NIES	3	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	DATABASE	4	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		6	-	◎	◎	◎	-	-	-	-	-	
		7	-	◎	◎	◎	-	-	-	-	-	
		8	-	◎	◎	◎	-	-	-	-	-	
		9	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		11	-	◎	◎	◎	-	-	-	-	-	
		12	-	◎	◎	◎	-	-	-	-	-	
	KSM K1-2	1988/4 - 2002	1	-	○	○	○	○	-	-	-	-
		monthly	2	-	○	○	○	○	-	-	-	-
NIES		3	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
DATABASE		4	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
		6	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
		7	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
		8	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
		9	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
		11	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
		12	-	○	○	○	○	-	-	-	-	
KSM K1-3		2003/1 - 2008	1	-	○	○	○	-	-	-	-	-
		monthly	2	-	○	○	○	-	-	-	-	-
	NIES	3	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	DATABASE	4	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		6	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		7	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		8	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		9	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		11	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		12	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	KSM K2-1	1955 - 1976	2	-	○	◎	◎	-	-	-	-	-
		monthly IBARAKI DATABASE										
KSM K2-2	1977 - 1987	1	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	monthly	2	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	IBARAKI	3	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
	DATABASE	4	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		5	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		6	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		7	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		8	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		9	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		10	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
		11	-	○	○	○	-	-	-	-	-	
KSM K2-3	1988 - 2009	1	-	○	○	○	◎	-	-	-	70 images downloaded	
	monthly	2	-	○	○	○	-	-	-	-	4/5/2004-	
	IBARAKI	3	-	○	○	○	-	-	-	-	2008/12/31	
	DATABASE	4	-	○	○	○	◎	-	-	-		
		5	-	○	○	○	-	-	-	-		
		6	-	○	○	○	◎	-	-	-		
		7	-	○	○	○	-	-	-	-		
		8	-	○	○	○	-	-	-	-		
		9	-	○	○	○	-	-	-	-		
		10	-	○	○	○	-	-	-	-		
		11	-	○	○	○	◎	-	-	-		

2) 水質成分への分離

水中光環境に影響を及ぼす成分として、植物プランクトン、トリプトン、CDOMを考えているので、各種水質からそれらを推定しなければならない。植物プランクトンはChl-aを指標として表した。トリプトンは、「3 - (1) - 5)」に従い求めた。霞ヶ浦のNIES データセットとIbaraki データセットについて、それぞれ全データを用いてChl-aとSSとの関係を調べてみると、相関は有意となるものの、両者のばらつきは大きかった。これは、トリプトンの変化がかなり大きいこと

と、式 (3) の傾き d が、藻類種の変化により季節的に異なる値を持つことが原因と推測される。このため、各月ごとに相関を求め、相関の高い場合だけを用いて d の推定を行った。表4にはしきい値となる相関係数の有意水準を0.01とした場合の、各月ごとの d の値を示す。3、9、10月に高い傾向が見られる。植物プランクトンを培養して、分析して d を計算したところ、藍藻の*Microcystis aeruginosa*では0.139、珪藻の*Cyclotella meneghiniana*では0.290程度となった。霞ヶ浦では夏に藍藻、冬に珪藻が卓越することが多く、表2の値のうち、1、2、11、12月の値が低いことを除くと、こうした統計解析結果と藻類培養試験結果の d 値がよく対応していることがわかった。

次に、CDOMについては、測定値があまり多くないので、ここでは式 (28) を用い、DOC濃度から推定した。データベースの値から、 $a^*_{\text{CDOM}}(440)$ は0.3327となったので、この係数を用いてDOCから a_{CDOM} を推定した。

表4. 各月ごとの d 値

d											
Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
0.166	0.170	0.222	0.184	0.175	0.186	0.158	0.173	0.220	0.262	0.146	0.125

3) 透明度推定結果をもとにした、透明度改善方法の提案

透明度推定モデルとしては、Statistical-modelと解析モデルを併用した。また、そうしたモデル構築に際しては、1988-2006年度の1998-2007年度の琵琶湖（琵琶湖環境科学研究センター測定）、霞ヶ浦（国立環境研究所測定）の各月1回の水質測定データを、解析対象の長期モニタリングデータベースとした。以上に加え、筑波大学が実施したSIOPsの測定を含む琵琶湖11地点で集中調査と霞ヶ浦26地点での集中調査結果も利用した。詳細は、Terrel et al. (in press)¹¹⁾に記載したとおりである。こうして構築されたモデルを用いて、透明度の逆数に占める各成分の寄与率を計算し、それぞれの成分の透明度への寄与割合とした。

(8) 水中粒子の光吸収、散乱特性の測定とモデル化

a^*_{ph} 、 a^*_{trp} 、 a^*_{CDOM} は、各種モデルの重要な係数となるため、霞ヶ浦を対象にこれら特定吸収係数の時・空間的な変動を解析し、パラメーター化を行った。 a^*_{trp} に関しては、トリプトン濃度、SS濃度それぞれに対応する a^*_{trp} を求めた（それぞれ $\text{Trp-}a^*_{\text{trp}}$ 、 $\text{SS-}a^*_{\text{trp}}$ ）。また併せて、特定吸収係数の変動要因について評価した。

1) a^*_{ph} の変動要因の解析

a^*_{ph} の変動は、パッケージ効果と補助色素効果に支配されることが広く知られている。パッケージ効果は、細胞内における葉緑体（すなわち色素）の、重なりあいによって生じる効果であり、細胞内の色素濃度が高い、または細胞が大きいと、この効果によって a^*_{ph} が過小評価される。補助色素効果は、Chl-a以外の色素（特にカロチノイド類）が存在することで生じる、 a^*_{ph} の過大評価である。

本研究では、霞ヶ浦の a^*_{ph} の変動に対する、両効果の影響を評価した。パッケージ効果を評価

する一つの手法として、パッケージ効果係数 ($Q_a^*(\lambda)$) が用いられている。 $Q_a^*(\lambda)$ は、以下の式により与えられる。

$$Q_a^*(\lambda) = a_{ph}(\lambda) / a_{sol}(\lambda) \quad (29)$$

ここで、 $a_{ph}(\lambda)$ は細胞内に含まれた状態の色素に由来する吸収係数であり、QFTで得た値である。 $a_{sol}(\lambda)$ は溶液として存在する（すなわちパッケージ効果が無い状態の）色素の吸収係数である。そのため、パッケージ効果が大きいほど $Q_a^*(\lambda)$ は理論的な最小値である0に近づき、パッケージ効果が小さいほど、理論的最大値である1に近づく。Chl-aは440 nm付近と675 nm付近に吸収ピークを示す一方、カロテノイド系色素は、440 nm付近でのみ吸収を示す。純粋なChl-aの $a_{sol}(675)$ は $0.0207 \text{ m}^2 \text{ mg Chl-a}^{-1}$ と報告されている。本研究で得た675 nmにおける $a_{ph}(\lambda)$ は、主にChl-aに由来するため、以下の式により $Q_a^*(675)$ を得た。

$$Q_a^*(675) = a_{ph}(675) / 0.0207 \quad (30)$$

補助色素効果は、Chl-a以外の（主にカロテノイド系色素の）光吸収による効果であり、Chl-a濃度に対し、カロテノイド系色素濃度が増加すると、 a_{ph}^* が過大評価される。そのため、本研究では補助色素効果をカロテノイド系色素濃度/Chl-a濃度比 (Car/Chl-a比) として評価した。すなわち、Car/Chl-a比が大きいほど、 a_{ph}^* が過大評価されたことになる。

2) a_{trp}^* の変動要因の解析

a_{trp}^* の変動に対する粒子サイズの影響を実験的に評価するため、湖心 (St. 10) から底泥を採取し、泥中の色素をメタノールで抽出・除去することで、トリプトン試料を得た。トリプトン試料は、超音波で破碎し、粒子サイズの異なるトリプトン試料を得た。粒子サイズは、粒度分布計 (SALD-3100、島津製作所製) により確認した。得られたトリプトン試料の粒度分布を図8に示す。平均粒径は、3.3、4.1、6.3 および 9.8 μm であった。

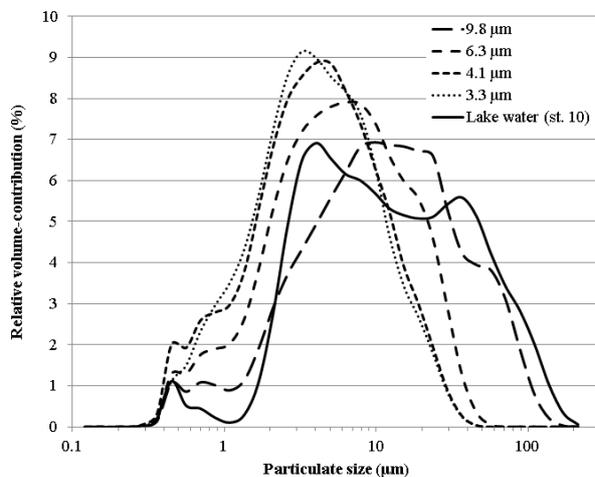


図8. トリプトン試料の粒度分布。霞ヶ浦湖水中のSSの粒度分布を併せて示す。

3) a^*_{CDOM} の変動要因の解析

CDOMの吸収特性は、腐植物質等の陸起源CDOMと、湖沼内の有機物の分解で生じる自生性CDOMとで、異なることが予想される。 a^*_{CDOM} の変動に対する、CDOMの起源の影響を調べるため、霞ヶ浦に流入する河川水の a^*_{CDOM} を測定すると共に、自生性CDOMを得るため、植物プランクトンの分解実験を行った。分解実験には、霞ヶ浦の優占種の一つである *Cyclotella meneghiniana* (NIES-803, *C. meneghiniana*)を用いた。分解実験は、無菌的にCSi培地で培養 (15°C、12h light/12h dark) した *C. meneghiniana* に、霞ヶ浦湖水を孔径0.7 μm のフィルターでろ過して得たる液を、バクテリア群集として接種し、暗所 (15°C) で30日間保持して行った。分解開始から10日後、30日後の試料を回収し、そのろ液について a^*_{CDOM} を測定した。

(9) 水中光学情報の鉛直分布

琵琶湖などの温度躍層が発達する水域では、水中基本成分 (特に植物プランクトン) は鉛直方向へ不均一に分布する。そこで K_d も同様に、水柱での鉛直分布が不均一であることが推測されたため、琵琶湖において、 K_d や水中基本成分濃度の鉛直分布を観測し、 K_d と水中基本成分濃度や透明度について解析した。観測は2009年11月9日、2010年2月3日、9月6日、2011年3月7日、10月12日の計5回、琵琶湖の3地点 (St.12B、17B、L) で実施した。水中放射照度は、水中分光放射照度計 (共にSatlantic社製) を、船上から水深20mまで徐々に沈ませながら測定した。 K_d は式(2)に従い求めた。

(10) 水域の光環境を表現する指標に関する考察

光環境を表現する指標として、白色板、および白色と黒色が交互に並んだ板 (白/黒色板) で測定した透明度と、深度増加に伴う水中照度の減少速度を表わす K_d について、測定精度や時間といった項目を比較した。白色板による透明度の測定精度を確認するため、福島県の曾原湖、毘沙門沼および小野川湖の各1地点で12名が、霞ヶ浦の4地点 (St. 6、10、13および17) で6名が測定を行った。また、白/黒色板の測定精度は、霞ヶ浦の前述した4地点における、6名の測定結果から評価した。 K_d は、測定する波長で値が変わるため、代表的な443、555、669 nmと光合成有効照射 (PAR) の K_d (それぞれ K_{d443} 、 K_{d555} 、 K_{d669} および K_{dPAR}) について、上記霞ヶ浦の4地点で繰り返し測定し (3回)、測定精度を評価した。 K_d の測定は、「3 - (1) - 4)」に従った。

4. 結果及び考察

(1) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発 (SAMO-LUT法)

1) シミュレーションデータによる検証

提案した手法のメカニズムを検証するために、ノイズが含まれていないシミュレーションデータを用いた。検証用のシミュレーションデータはモデルの構築用のシミュレーションデータと異なって、別途で1000個のサンプルをランダムに生成した。この結果、本手法は良いメカニズムを有するものと考えられた。

2) 現地測定データによる検証

提案した手法の適用性を検証するために、現地調査により採集したデータを用いて本手法の推定精度を調べた。その結果を図9に示す。Chl-a濃度、トリプトン濃度、CDOM濃度の推定誤差はそれぞれ 3.37 mg m^{-3} 、 1.81 g m^{-3} 、 0.21 m^{-1} 、相関係数は0.78以上であった。シミュレーションデータを用いた検証結果と比べ、精度が低くなった。その理由は、現地データには測定誤差（例えば、スペクトルを測定する際の天気や波、船の揺れなど）が含まれている可能性があると考えられる。しかし、従来の手法よりかなり精度がよいことがわかった。

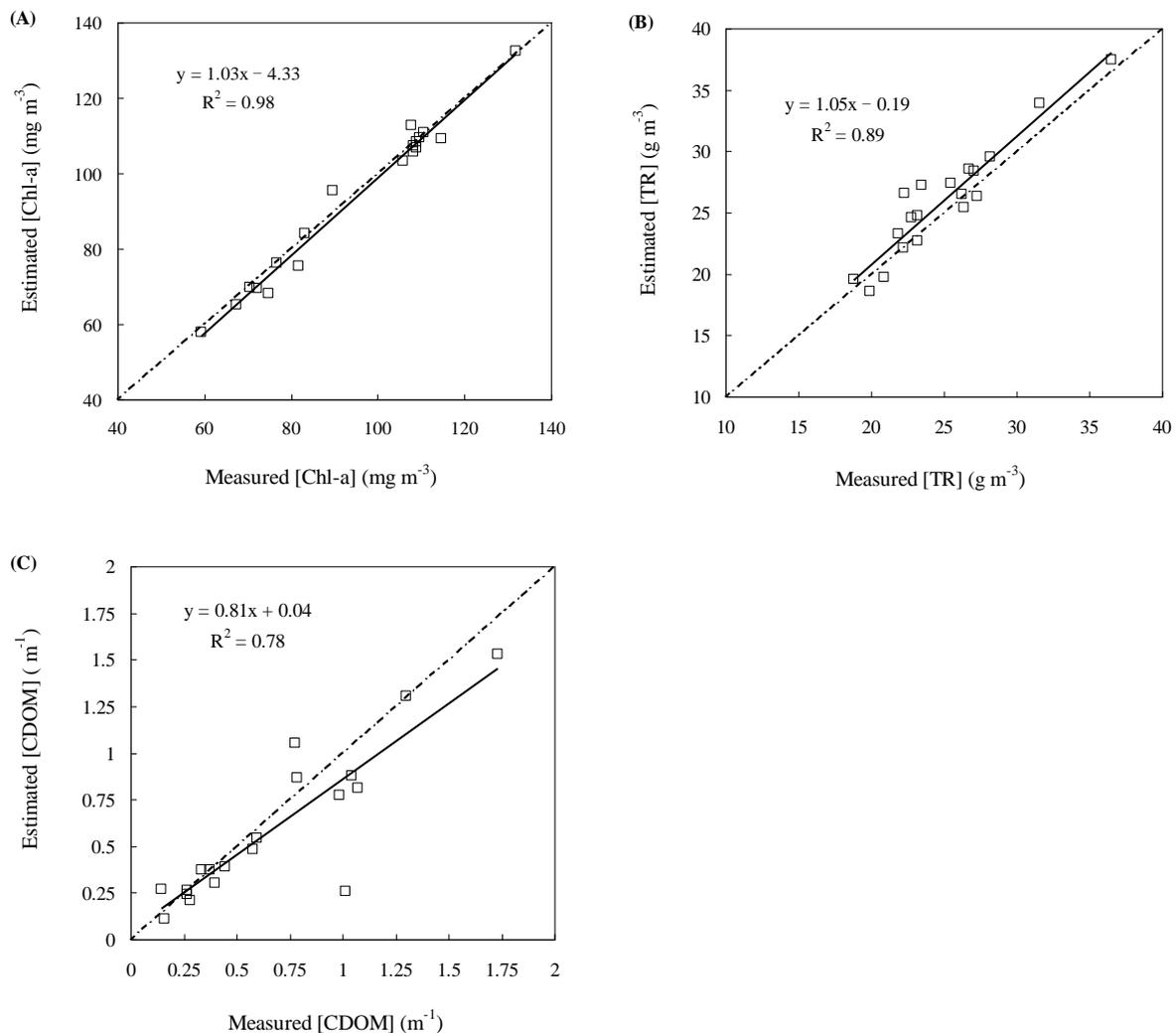


図9. 現地データを用いた推定値と測定値真値の比較。(A) Chl-a、(B) トリプトン、(C) CDOM

(2) 水中基本成分濃度の推定モデルの開発 (RMIM)

1) シミュレーションデータに基づくMIMとRMIMの比較

RMIMの有効性を評価するために、Gaussianノイズ、および不十分な大気補正によるエラー (AC error) を異なるレベルで含む分光反射スペクトルについて、MIMとRMIMとで比較した。Gaussianノイズの影響は両手法で大差なかった。大気補正のエラーに対する両手法の精度は、エラーの程度の増加に伴い、減少したが、RMIMで誤差は小さく、高い精度が得られた (図10)。これは、RMIM

で推定したESIOPsに、SIOPsの情報のみならず、大気補正の不十分さに関する情報も含まれていたためと考えられる。従来、大気補正に関わる多くの研究がなされてきたが、いまだ高濁度水域における十分な補正法が確立されていない。そのため、このようなRMIMの性質は、大気補正が困難な水域において非常に有効と思われる。

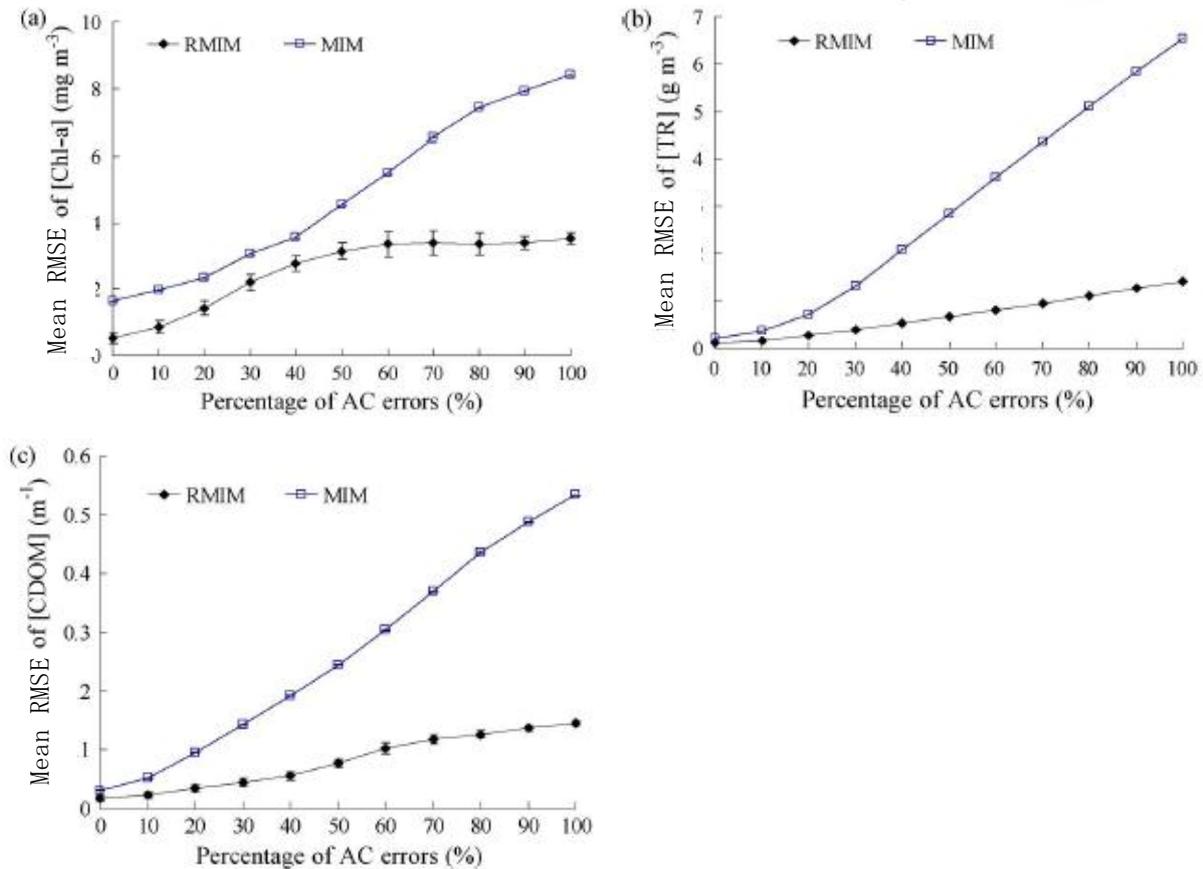


図10. MIMとRMIMのChl-a濃度推定精度に対する、大気補正によるエラーの影響。(a) Chl-a濃度、(b)トリプトン濃度、(c) a_{CDOM} (440)

2) MERISデータを用いたRMIMの精度評価

RMIMの精度評価のため、RMIMで推定したChl-a濃度、トリプトン濃度、および a_{CDOM} (440)と、その実測値を比較した(図11)。ESIOPsの推定には2008年8月7日の一部のデータを使用した。図11から、2007年9月と2008年8月の推定値は実測値と良く一致した。Chl-a濃度、トリプトン濃度、および a_{CDOM} (440)の推定誤差はそれぞれ 10.2mg m^{-3} 、 1.9g m^{-3} 、 0.31m^{-1} 未満であった。しかし、2010年5月の推定値は大きな誤差を示し、Chl-a濃度、トリプトン濃度、および a_{CDOM} (440)の推定誤差はそれぞれ 27.6mg m^{-3} 、 9.5g m^{-3} 、 0.54m^{-1} であった。RMIMで推定される水中基本成分濃度の精度が、時期により異なる理由として、SIOPsの時間的な変動が考えられる。図12には過去28年間(1980年~2008年)で平均した各月の藻類の優先種を示す。図12から、優先する植物プランクトン種が季節により異なることが明らかである。植物プランクトン種構造の変化は、植物プラン

クトンのSIOPsを変化させると十分に考えられる。このような時期的なSIOPsの変動が、RMIMの精度に影響したと考えられるため、RMIMにはSIOPsの変動が小さくなるよう、時期を分けた適用が必要と思われた。

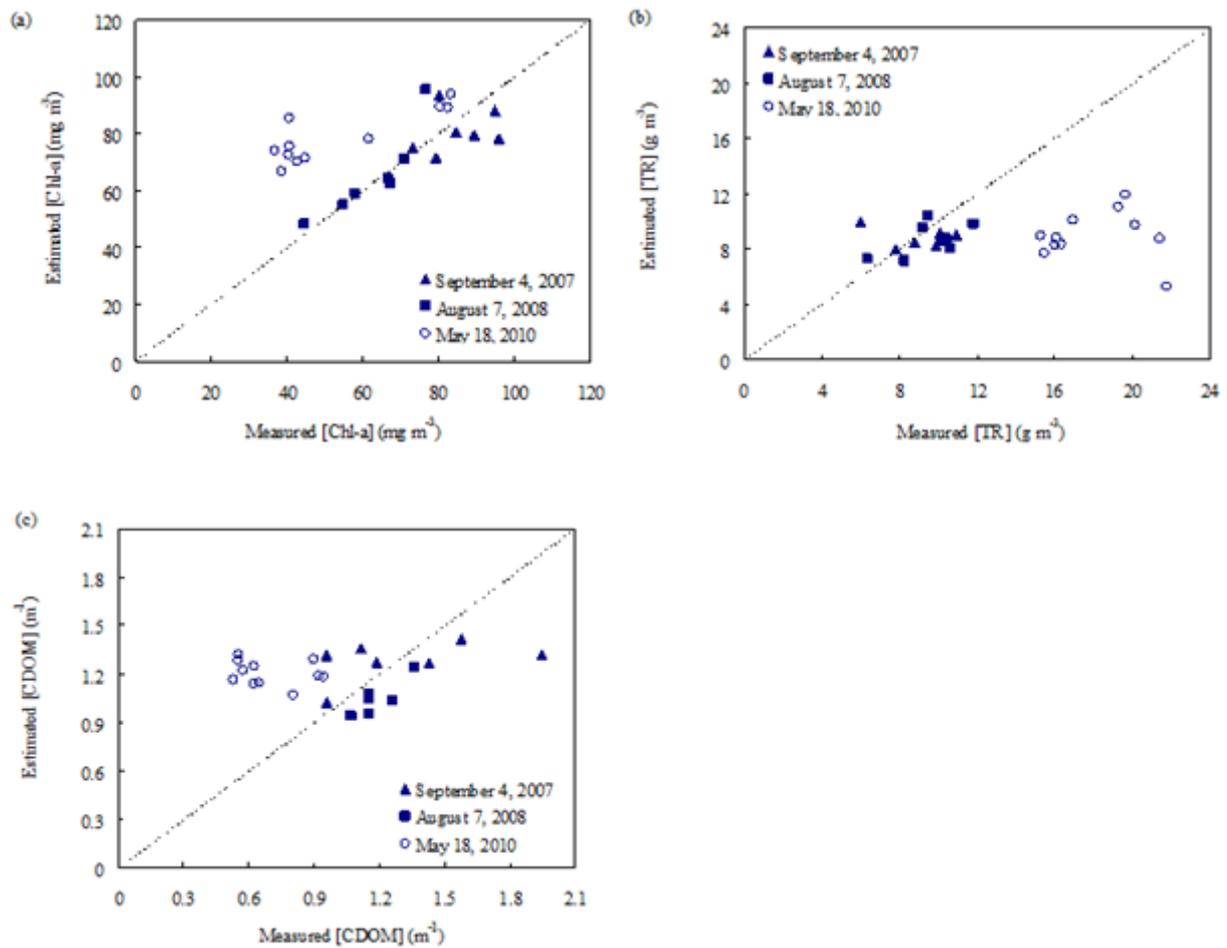


図11. RMIMを用いた推定値と実測値の比較。(a)Chl-a、(b)トリプトン、(c) CDOMの吸収係数

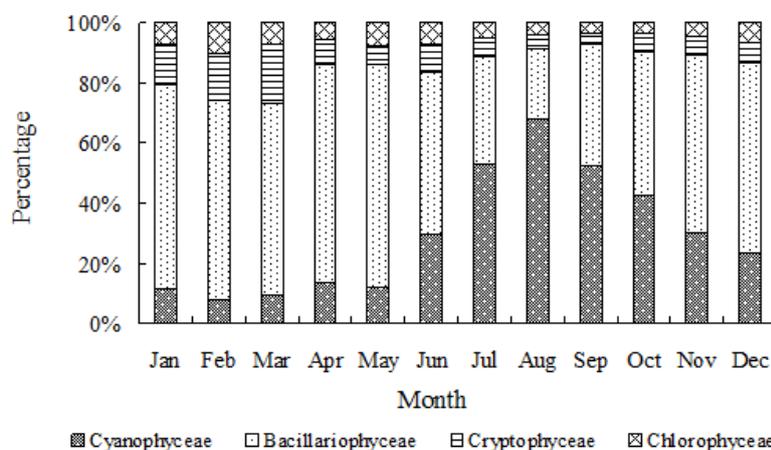


図12. 霞ヶ浦における4つの藻類優先種の月平均割合（1980年～2008年）

(3) 大気補正モデルの開発

提案した大気補正法を検証するために、3時期のMERISデータ（2007年10月24日中国滇池、2008年8月7日日本霞ヶ浦、2009年3月13日中国滇池）を用いた。また、MERISデータの取得とほぼ同時に現地調査によって、湖水の分光反射特性も測定した（中国滇池6地点、日本霞ヶ浦11地点）。図13には現地で測定した湖水の分光反射率と本研究で提案した大気補正法を用いて補正したMERISデータからの対応画素の分光反射率との比較結果を示している。その結果、2つのデータセットからの反射率は良い一致を示したので、本手法はかなりの補正精度を有するものと考えられた（相関係数は約0.94、傾斜は0.92、切片は0.01であった）。また、現地の分光反射率に比べて、大気補正済みのMERISデータからの分光反射率は波長域全体に渡って、やや過大の推定傾向が見られた。これは、本手法を用いて推定したエアロゾル影響はやや過小となっているものと考えられる。波長域560nm～709nmにおいては、高い精度の大気補正ができた（相関係数>0.94、傾斜 \approx 1、切片<0.01）。しかし、波長412.5 nm、442.5 nmおよび754 nmにおいては、大気補正の精度は低かった。

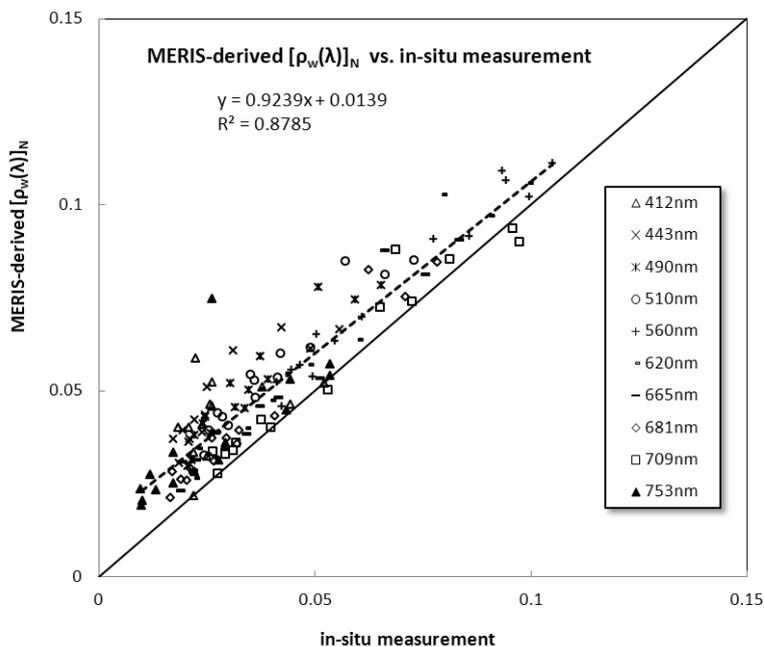


図13. 現地で測定した分光反射率と大気補正済みのMERISデータからの分光反射率の比較

(4) 衛星画像から透明度を推定する手法の開発

1) 低濁度と高濁度水域の区分

「3-(5)-4)」に従い、Lu/NEΔL比により8個の湖沼・湾から採集してきた154個のデータを低濁度と高濁度2つのグループに分けた（図14）。その結果、滇池と霞ヶ浦で採集したすべてのデータを高濁度グループ（82個）、その他の水域から採集してきたデータを低濁度グループ（72個）に分類した。

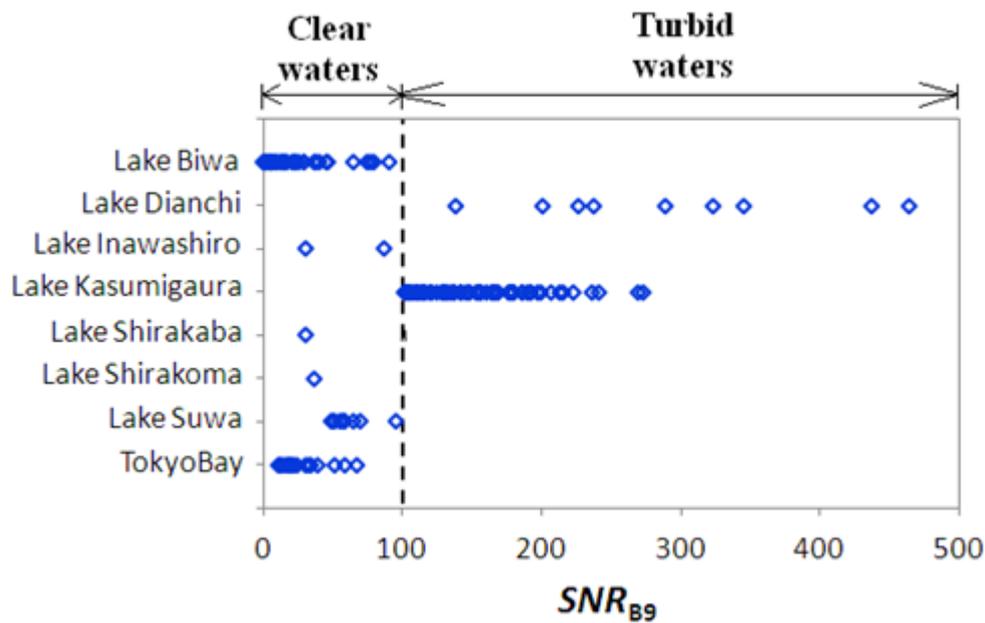


図14. 採集したデータのSNR

2) 透明度推定モデルの構築 (Statistical-model) と、準解析モデルとの比較

表5には霞ヶ浦の様々なデータベースでそれらを求めたStatistical-modelを示す。1日間の集中調査で得た測定値で構成されるデータセットの R^2 は0.66-0.85と高く、RMSE (Root Mean Square Error) も0.2以下と小さいが、長期間のデータベースを用いた場合の R^2 は0.50前後と低く、RMSEは0.4以上と大きく、精度があまり高くないことがわかる。また、それぞれの回帰係数はデータベースごとにより異なっている。まず、1日間の集中調査で得た測定値で計算した3つのデータベースに対する結果では、25あるいは26地点でのデータを用いているものの、独立変数の変動幅があまり大きくなく、回帰係数の推定に誤差をもたらしたのではないかと考えられる。一方、長期間のデータを用いた場合には、植物プランクトンに対する両者の回帰係数はだいたい同程度となるが、トリプトン、CDOMに対するそれは両者でかなり異なる。こうした統計的手法の場合、回帰式を算定する地点、期間なども結果に影響を及ぼすため、適用にあたっては注意が必要となる。

表5. 統計的方法による透明度推定式

	Linear Model	N	Chl-a	Tripton	acdom(440) ¹	Constant	R ²	α	RMSE _{calc}	MNB	NRMS
7/8/2008	$SD^1 = a_1 * (OAS_1) + a_2 * (OAS_2) + a_3 * (OAS_3) + b_1$	25	0.0002	0.0049	0.5624	0.9285	0.66	<0.001	0.0933	-0.3582	6.1284
1/9/2009		26	0.001	0.0312	0.5923	0.4254	0.81	<0.001	0.2056	-1.0215	9.9752
15/12/2009		26	0.0063	0.063	0.1358	0.399	0.85	<0.001	0.0855	-0.3928	7.041
1988-2002		1616	0.0091	0.0387	0.0100	0.6191	0.59	<0.001	0.409	-5.438	24.244
1988-2009		575	0.0092	0.0975	0.2220	0.0608	0.42	<0.001	0.822	-11.319	37.105

長期モニタリング結果に対するStatistical-model、集中調査結果に対する準解析モデル、および長期モニタリング結果に対する準解析モデルの適用結果を、それぞれ図15、16、17に示す。

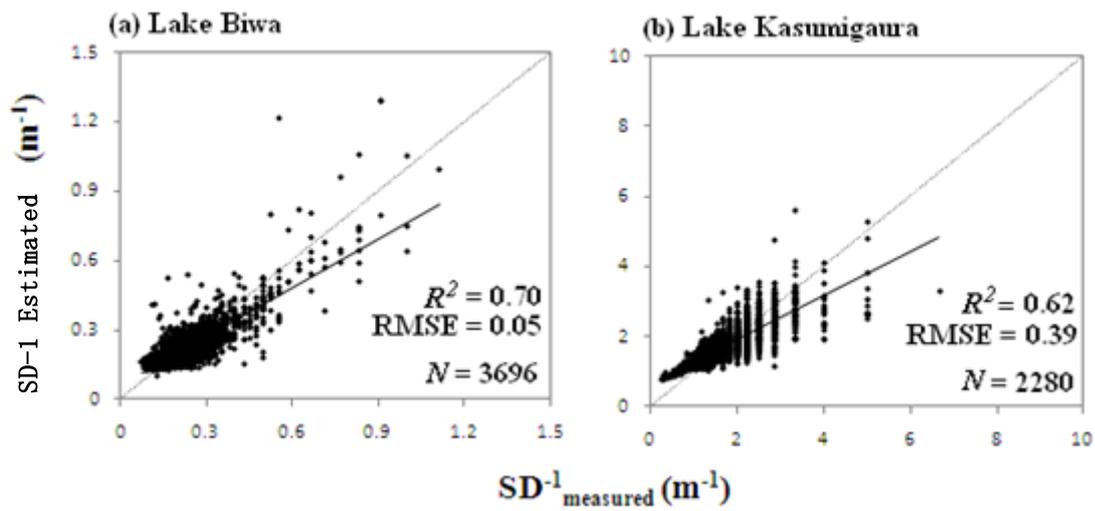


図15. Statistical-modelによる透明度の実測値と推定値の関係（長期モニタリングデータ）

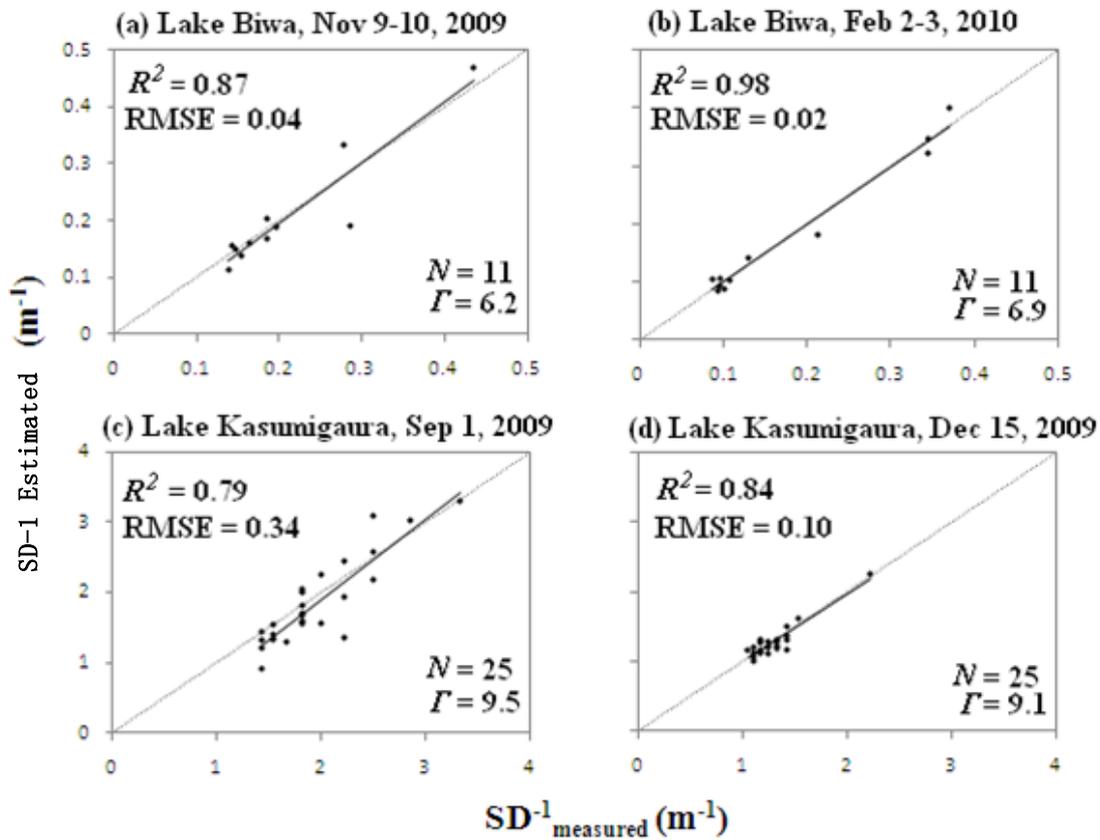


図16. 準解析モデルによる透明度の実測値と推定値の関係（集中調査結果）

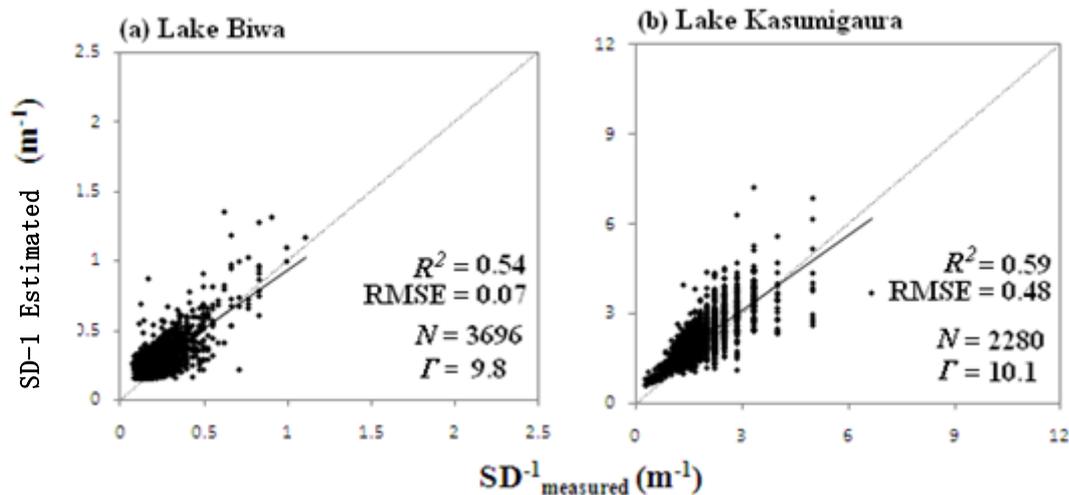


図17. 準解析モデルによる透明度の実測値と推定値の関係（長期モニタリングデータ）

どの結果も R^2 は0.5以上であり、特に集中調査結果に対する準解析モデルの適用結果では極めてよい推定結果が得られた。また、長期モニタリング結果に対しては、準解析モデルよりStatistical-modelの方が高い適合度を示したが、SIOPsを一定とした準解析モデルでも相応の結果が得られた。Statistical-modelを用いた従来の研究結果と比較して、今回のStatistical-modelでは高い相関係数が得られたが、その理由としてはSSを植物プランクトンとトリプトンに分けたことが挙げられよう。両者を分離せず、SSとDOCを独立変数としたStatistical-modelでは、推定値と実測値の相関係数がかなり小さくなることから、この効果の大きさがわかる。

3) 透明度推定モデルの構築 (Band-model)

各グループ（低濁度と高濁度グループ）から3分の2のデータをランダムに抽出し、透明度推定モデルの構築に使用した。その結果を表6と図18に示す。

表6. 透明度推定モデルの係数、決定係数およびRMSE

Waterbody	m1/p1	m2/p2	m3/p3	n1/q1	R^2	RMSE (m^{-1})
Clear	0.408	5.902	-0.332	0.029	0.83	0.06
Turbid	0.028	35.030	-0.659	1.431	0.60	0.26

低濁度水域での透明度推定モデルの相関係数は0.91であり、高い値を示した。それに対して、高濁度水域での透明度推定モデルの相関係数はやや低かった（0.77）。両推定モデルのRMSEはそれぞれ $0.06 m^{-1}$ 、 $0.26 m^{-1}$ であった。

理論的には、[Chl-a]、[Tr]、[DOC]いずれの濃度も増加するに連れて透明度が低くなる。また、それぞれの成分に対応しているRrs或いはRrs比も濃度と正の相関をもつものを選定したため、透明度推定モデル（式（26）および（27））の係数 m_1 、 m_2 、 m_3 および p_1 、 p_2 、 p_3 は正の値とならなければならない。しかし、表6の m_3 と p_3 は負の値となっている。これは、モデル構築の際に使用したデータの制限（例えば、データの代表性、値の変動範囲、測定誤差など）によるものと考えられる。

すなわち、モデルの形式および関連指標の選定は理論解析に基づいたが、モデル係数の決定は現地データによる回帰分析に基づいているため、式(26)と(27)のモデルは、半理論・半経験的なものである。従って、より頑健なモデルを構築するためには、もっとデータの蓄積が必要となる。

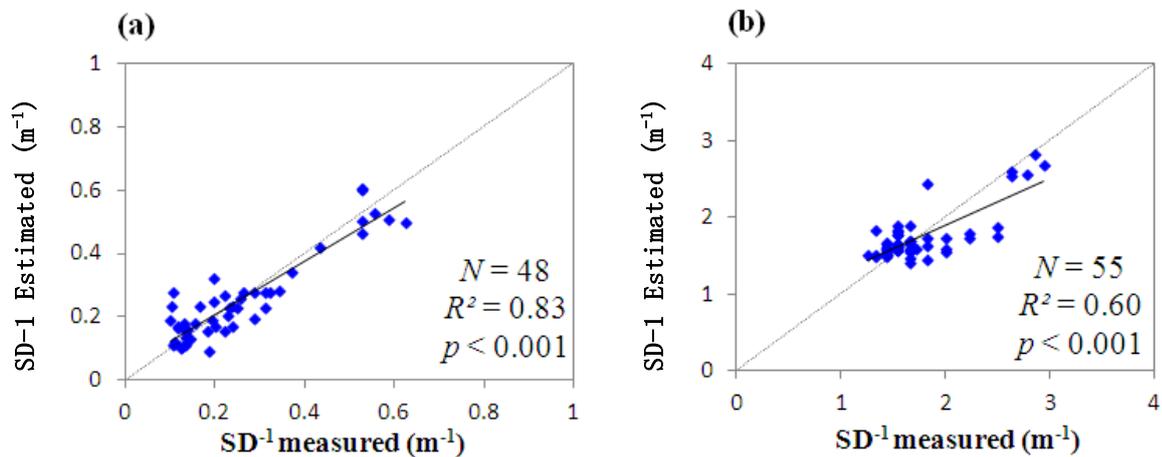


図18. 透明度推定モデルのキャリブレーション結果(a)低濁度水域 (b)高濁度水域

各グループで残された3分の1のデータを用いて、Band-modelの検証を行った。その結果を図19に示す。透明度推定モデルの相関係数は、高濁度水域より低濁度水域の方が高かったが（低濁度水域0.90 vs高濁度水域0.77）、相対誤差は高濁度水域の方が低かった（高濁度水域16.9% vs 低濁度水域47.5%）。また、低濁度水域では全体的にやや過大推定の傾向が見られた(MNB=15.8%)。

低濁度と高濁度水域を合わせた透明度推定モデルの検証結果を図20に示す。相関係数、RMSE、MNB、NRMSはそれぞれ0.96、0.24 m⁻¹、9.5%、34.9%であった。

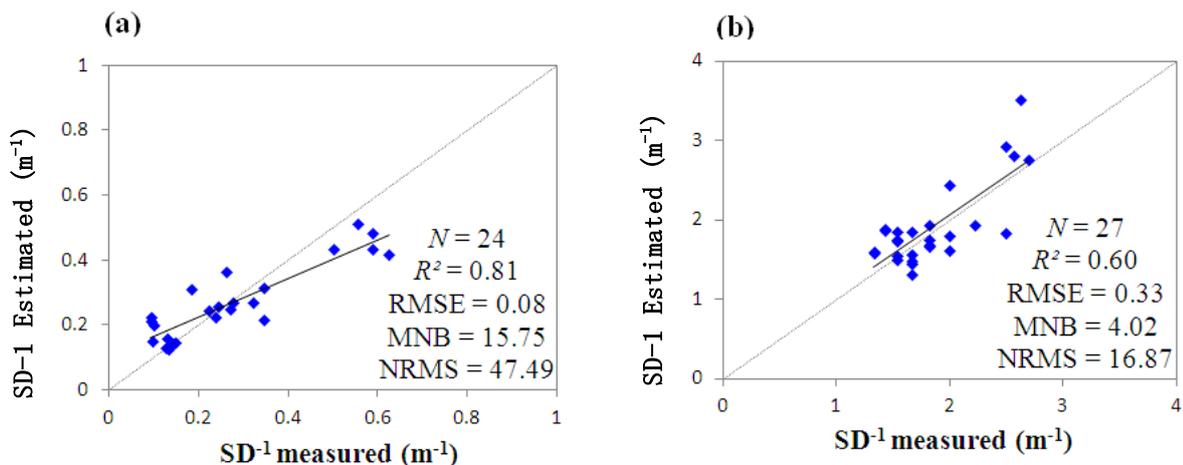


図19. 透明度推定モデルの検証結果(a)低濁度水域 (b)高濁度水域

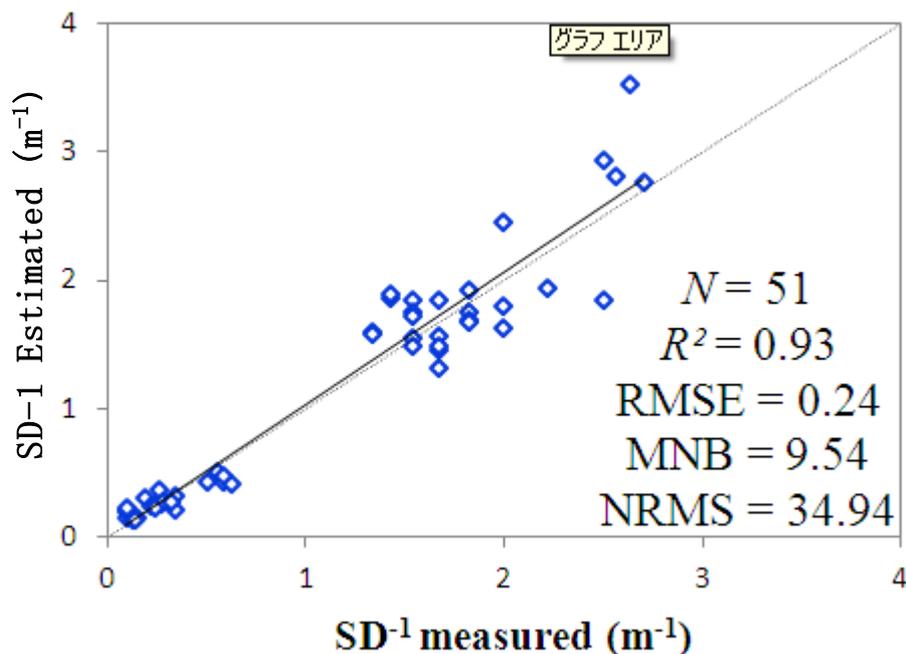


図20. 低濁度と高濁度水域を合わせた透明度推定モデルの検証結果

先行研究で提案された14個の透明度推定モデルとの比較を行った。公平な比較を行うために、同じデータセットを用いて従来の14個の透明度推定モデルの係数を重回帰分析で求め、それぞれのモデルの検証を行った。その結果を表7に示す。表7からは、本研究で提案した透明度推定モデルの相関係数は最も高く、誤差は最も小さい結果が得られた。また、低濁度と高濁度水域を分けた場合は透明度の推定精度が高いことが判った。これは、低濁度と高濁度水域に対してそれぞれの有効な波長帯が異なるからと考えられる。

表7. 先行研究で提案された透明度推定モデルとの比較結果

Author(s)	MERIS band&band-ratio indices	All data				Clear				Turbid			
		R ²	RMSE (m)	MNB (%)	NRMS (%)	R ²	RMSE (m)	MNB (%)	NRMS (%)	R ²	RMSE (m)	MNB (%)	NRMS (%)
This study	B5/B3, B5/B1/B2, B9/B7, B9/B7/B5	0.93	1.54	-1.87	23.84	0.81	2.25	-2.48	30.49	0.60	0.09	-1.34	16.43
Nas et al., 2010	B3/B7, B3	0.12	2.91	150.23	201.70	0.01	2.97	43.66	89.11	0.50	0.08	2.02	15.56
Mancino et al., 2009	B7/B5, B3/B5, B3, B3/B3	0.70	1.69	27.28	145.58	0.48	2.15	17.78	43.97	0.50	0.08	2.01	15.55
Wu et al., 2009	B7	0.40	2.89	36.88	96.50	0.01	3.10	20.21	74.91	0.53	0.08	1.02	14.92
Kabbara et al., 2008	B3, B5	0.73	2.18	16.88	62.50	0.54	2.29	8.20	40.55	0.53	0.08	1.02	14.55
Kratzer et al., 2008	B3/B6	0.49	6.00	34.05	108.24	0.39	3.18	10.86	46.80	0.00	0.11	2.26	22.92
Olmanson et al., 2008	B3/B7, B3	0.24	3.13	46.17	108.44	0.01	3.09	20.33	74.57	0.54	0.08	1.01	14.74
Wu et al., 2008	B3, B7	0.54	2.56	27.07	78.25	0.26	2.92	13.82	56.69	0.53	0.08	1.02	14.92
Alparslan et al., 2007	B3/B5, B7/B10	0.54	2.10	56.61	252.56	0.65	1.77	8.45	53.27	0.54	0.08	1.80	14.25
Sass et al., 2007	B7	0.22	2.73	113.44	235.67	0.00	2.98	43.87	90.08	0.49	0.08	2.04	15.87
Hellweger et al., 2004	B7	0.45	3.02	29.50	77.04	0.02	3.11	19.90	73.47	0.51	0.08	1.05	14.85
Lillesand et al., 2004	B3/B7	0.00	3.36	62.14	125.04	0.00	3.10	20.59	75.88	0.05	0.11	2.09	21.45
Kratzer et al., 2003	B3/B5	0.44	2.44	39.66	112.01	0.44	2.41	10.91	51.66	0.00	0.11	2.27	23.01
Koponen et al., 2002	(B4-B10)/(B9-B10)	0.03	3.06	192.67	218.87	0.02	2.96	44.72	93.79	0.02	0.11	4.29	22.64
Giardino et al., 2001	B3/B5	0.50	2.19	93.72	220.84	0.38	2.35	23.14	56.88	0.01	0.11	4.40	23.62

(5) 上記手法の霞ヶ浦、琵琶湖への適用とその他水質の推定

1) データの選別

衛星画像データは、日付や地点により、雲など大気の影響を受け、大気補正で大きなエラーを生じることがあるため、この様なデータは、解析から除外する必要がある。Statistical-modelで透明

度を推定する場合、水中成分濃度が入力変数として必要である。水中成分濃度は衛星画像データから推定しているが、大気補正のエラーにより、両湖沼で負の推定値が確認されたため、このようなデータは解析から除外した。

琵琶湖におけるBand-modelでは、大気補正のエラーが大きい短波長域（バンド1、2、3）を用いており、水中成分濃度の推定と同様、異常な透明度推定値が得られる可能性がある。そこで、Band-modelで用いられている、Chl-a、トリプトン、CDOM濃度に対応するバンドのRrs比、ないしはバンドのRrs（それぞれバンド5/バンド3、バンド5、バンド2/バンド1）と、透明度の関係を検査した（図21）。

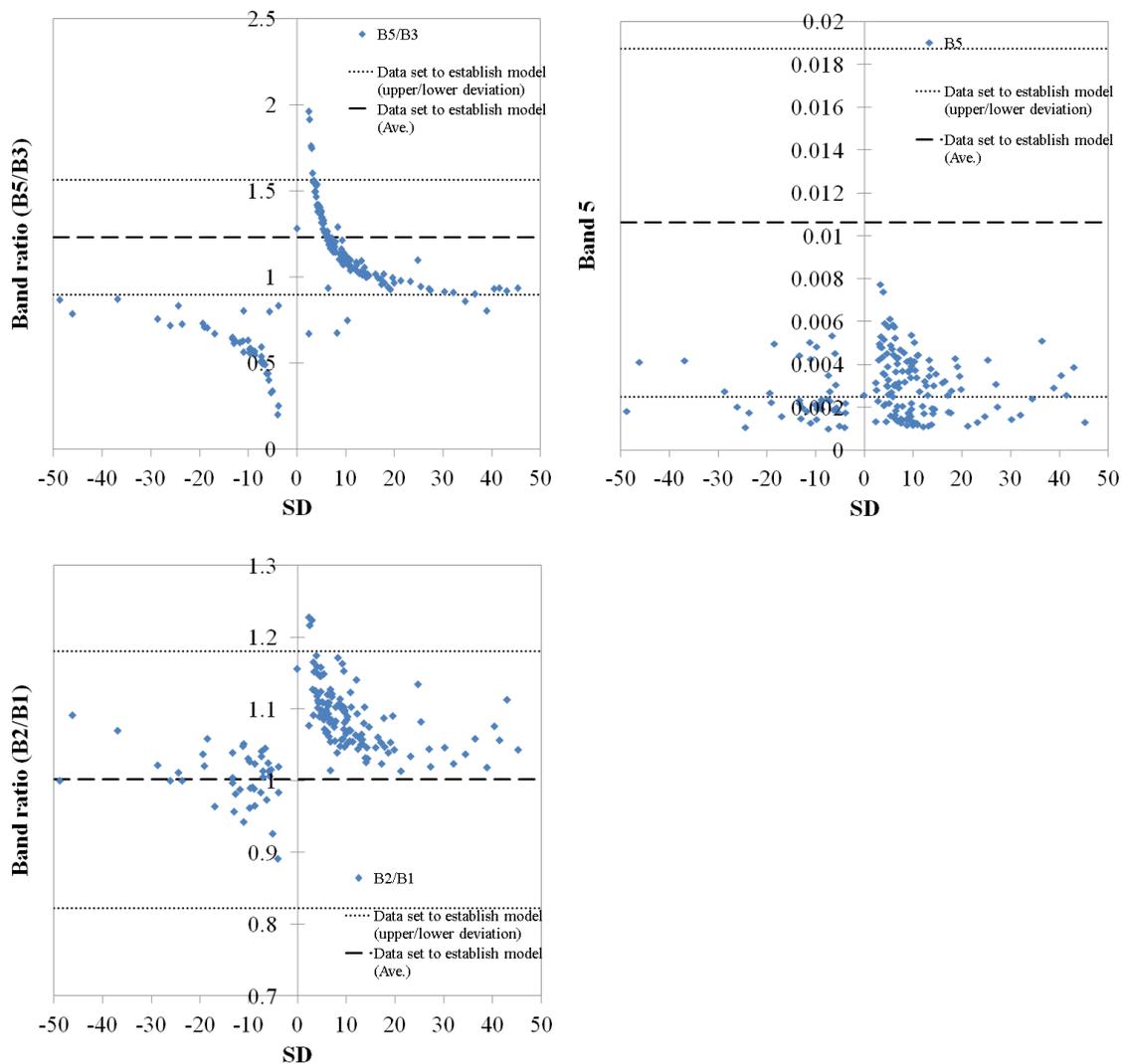


図21. Chl-a、トリプトン、CDOM濃度に対応するバンドの反射率の比、ないしはバンドの反射率（それぞれバンド5/バンド3、バンド5、バンド2/バンド1）と、透明度の関係。破線はBand-modelの構築時に使用したデータセットの、バンドの反射率比、ないしは反射率の平均値を、点線はその標準偏差を示す。

透明度は、バンド5のRrs、またはバンド2/バンド1のRrs比に関わらず、大きく分散していた。

一方、Chl-aを表わすバンド5/バンド3のRrs比が小さい値になるほど、透明度は顕著に大きい値、または負の値を示し、透明度とバンド5/バンド3のRrs比の間に、明らかな関連性が確認された。特にバンド5/バンド3のRrs比が1.0以下の場合、透明度は数十m以上、ないしは負の値となる。以上の結果は、大気補正のエラーによりバンド3のRrsが過大評価され、バンド5/バンド3のRrs比が小さくなることで、透明度推定値が顕著に過大評価されることを示している。一方、バンド5/バンド3のRrs比が大きい値となった場合、透明度は過小評価されるが、そのエラーは図21に示されるように、小さい。

琵琶湖におけるBand-modelの構築に用いたデータセットのバンド5/バンド3のRrs比は平均1.23（標準偏差の範囲は0.90-1.56）であるのに対し、衛星画像データのバンド5/バンド3のRrs比は0.2-0-1.97と、大きく分散していた。以上の結果は、大気補正のエラーが、バンド5/バンド3のRrs比に大きく影響し、透明度の推定値に大きなエラーを引き起こすことを示唆している。そこで、大気補正のエラーを含んだデータを省くため、琵琶湖ではバンド5/バンド3のRrs比が1.1-1.4のデータについて、実測値と、Band-modelによる推定値を比較した。一方、霞ヶ浦のBand-modelでは、大気補正のエラーが小さい、バンド5よりも長い波長のRrsを用いているため、Rrs比によるデータの選別は行わなかった。

透明度の実測値と、半理論分析モデルによる推定値の比較は、上述のデータ選別を行い、さらに衛星画像の撮影日と、観測日の差が4日間以内のデータについて行った。解析に用いた衛星画像データ、および実測データの日付と透明度を、表8にまとめる。

表8. 透明度推定値と実測値の比較に用いたデータセット（琵琶湖）（Band-modelではバンド5/バンド3比が1.1-1.4のデータを、Statistical-modelでは水中成分濃度が正の値であったものを選択。）

st. 12B						st. 17B					
Band model		Statistical model		Measured		Band model		Statistical model		Measured	
Date	SD(m)	Date	SD(m)	Date	SD(m)	Date	SD(m)	Date	SD(m)	Date	SD(m)
2004/3/16	5.9	2004/3/16	6.0	2004/3/15	4.4	2004/3/16	4.9	2004/3/16	4.6	2004/3/15	8.1
		2004/4/5	8.0	2004/4/5	7.3			2004/5/26	9.6	2004/5/24	3.8
		2004/5/26	11.1	2004/5/24	3.2			2004/6/14	13.4	2004/6/14	7.4
		2004/6/14	11.9	2004/6/14	8.2			2004/7/6	12.7	2004/7/5	5.4
		2004/7/6	10.8	2004/7/5	3.9			2005/5/17	7.6	2005/5/16	6
2005/5/17	5.4	2005/5/17	6.6	2005/5/16	4.1			2006/5/21	6.9	2006/5/22	9.2
		2006/5/21	6.4	2006/5/22	9.2			2006/8/6	11.4	2006/8/7	7.4
		2006/8/6	12.2	2006/8/7	6.3			2006/9/3	8.7	2006/9/4	7.3
		2006/9/3	9.6	2006/9/4	7.8			2006/9/22	11.2	2006/9/19	5
		2006/9/22	11.6	2006/9/19	6			2007/5/9	6.3	2007/5/7	7.3
		2007/5/9	9.8	2007/5/7	7.6			2007/5/22	11.3	2007/5/21	9.8
2007/5/22	9.6	2007/5/22	8.5	2007/5/21	7.1			2007/6/4	13.0	2007/6/4	9
		2007/6/4	12.3	2007/6/4	8.2	2007/12/2	6.1			2007/12/3	7.2
2007/12/2	7.5			2007/12/3	7.3			2008/5/22	5.4	2008/5/26	5.9
		2008/5/22	7.8	2008/5/26	6.7	2008/9/16	9.6	2008/9/16	6.5	2008/9/16	8.6
		2008/6/13	8.2	2008/6/16	4.8	2008/12/15	9.6			2008/12/15	8.6
		2008/9/16	7.2	2008/9/16	7.8	2009/1/28	4.5			2009/1/26	7.7
2008/12/2	5.3			2008/12/1	4.6	2009/4/8	4.2	2009/4/8	5.6	2009/4/6	6.8
2008/12/15	12.0			2008/12/15	8.8			2009/4/18	10.8	2009/4/20	5.7
2009/1/28	9.5			2009/1/26	9.2			2009/5/10	8.8	2009/5/11	6.7
2009/3/17	3.9	2009/3/17	4.6	2009/3/16	6.1	2009/5/20	4.9	2009/5/20	5.5	2009/5/18	5.5
2009/4/8	3.1	2009/4/8	4.7	2009/4/6	4.4			2009/9/5	14.6	2009/9/7	7
		2009/4/18	8.7	2009/4/20	4.1	2009/10/16	7.0	2009/10/16	7.0	2009/10/19	5.6
		2009/5/10	7.9	2009/5/11	3.4	2009/11/7	4.7			2009/11/9	7.2
		2009/5/20	13.8	2009/5/18	5.7						
		2009/9/5	11.0	2009/9/7	7						
2009/10/16	5.3	2009/10/16	4.6	2009/10/19	5.4						
2009/11/7	8.3			2009/11/9	5.4						

st. 15B					
Band model		Statistical model		Measured	
Date	SD(m)	Date	SD(m)	Date	SD(m)
		2004/4/5	9.1	2004/4/5	8.3
		2004/7/6	10.1	2004/7/5	3.9
		2006/8/6	12.3	2006/8/7	7.2
		2006/9/3	8.8	2006/9/4	7.5
		2007/5/9	7.2	2007/5/7	7.8
		2007/6/4	12.4	2007/6/4	8.9
2007/12/2	9.1			2007/12/3	7.5
2008/12/2	8.6			2008/12/1	7
2009/4/8	3.6	2009/4/8	4.8	2009/4/6	5.6
		2009/5/10	7.5	2009/5/11	4.7
		2009/9/5	15.3	2009/9/7	7.4
2009/11/7	4.5			2009/11/9	6.5

2) 透明度実測値と推定値の比較

霞ヶ浦の透明度実測値と、Band-modelによる推定値の経時変化を図22に、実測値とStatistical-modelによる推定値の経時変化を図23に示す。霞ヶ浦の透明度実測値は、平均で0.66m（変動幅; 0.30-1.00m）であった。Band-modelによる透明度推定値は、平均で0.63m（変動幅; 0.45-0.74m）であり、実測値と非常に近似した透明度が、Band-modelにより推定された。透明度の実測値とBand-modelによる推定値の経時変化は、部分的な差異はあるものの、ピーク時期の重なり（St. 6の2009年1月や12月など）が多く確認され、透明度の変動についても、Band-modelでよく再現された。また、Statistical-modelによる推定値は、平均で0.55m（変動幅; 0.38-0.82m）であり、透明度が実測値よりもやや過小評価された。また、透明度の実測値と推定値の経時変化は、部分的な一

致は認められたが、ピーク時期がずれる、ないしはピークが確認されないなど、変動の一致性は Band-model に比較して低かった。

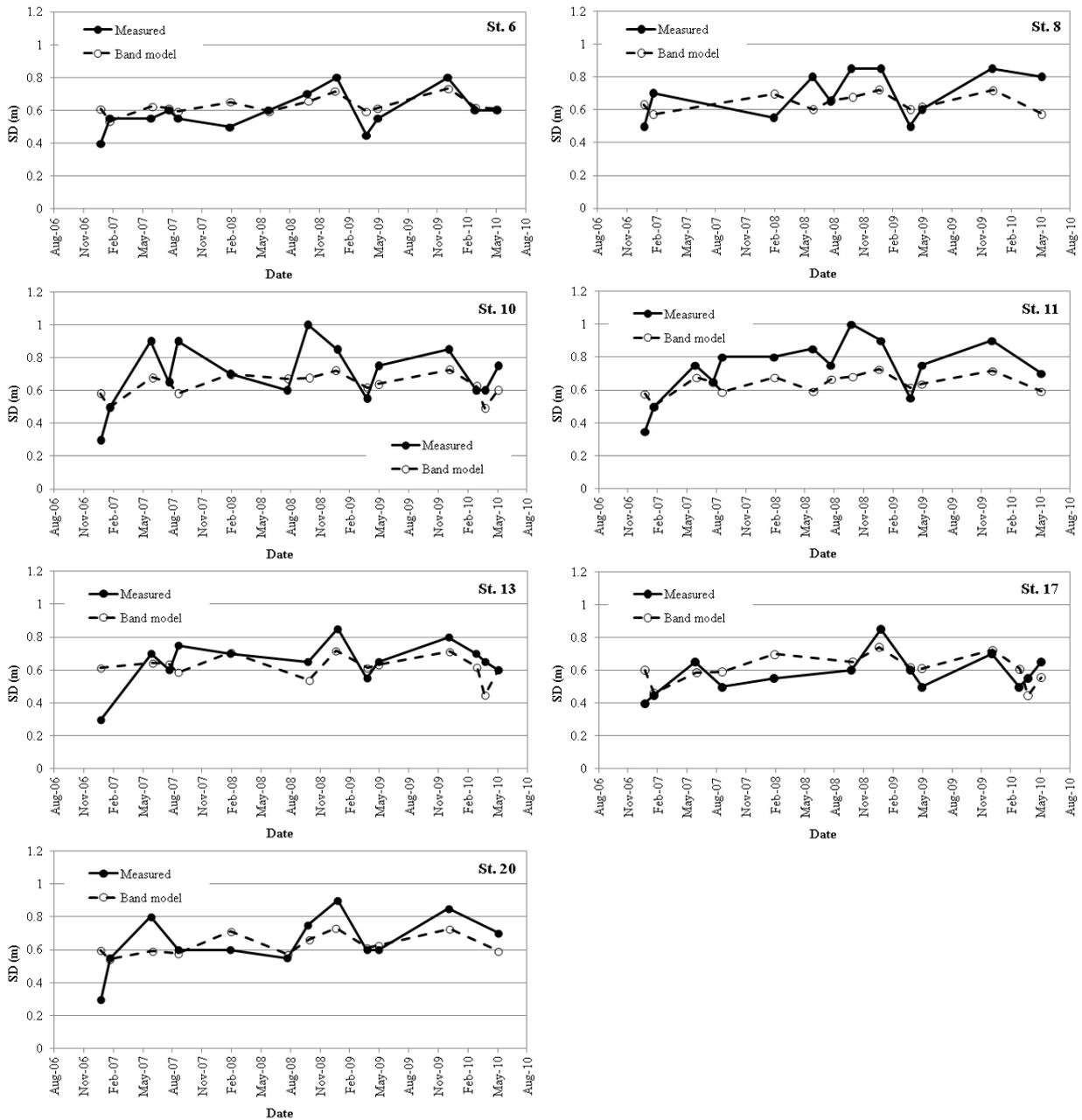


図22. 霞ヶ浦の透明度。実測値と Band-model による推定値の経時変化。

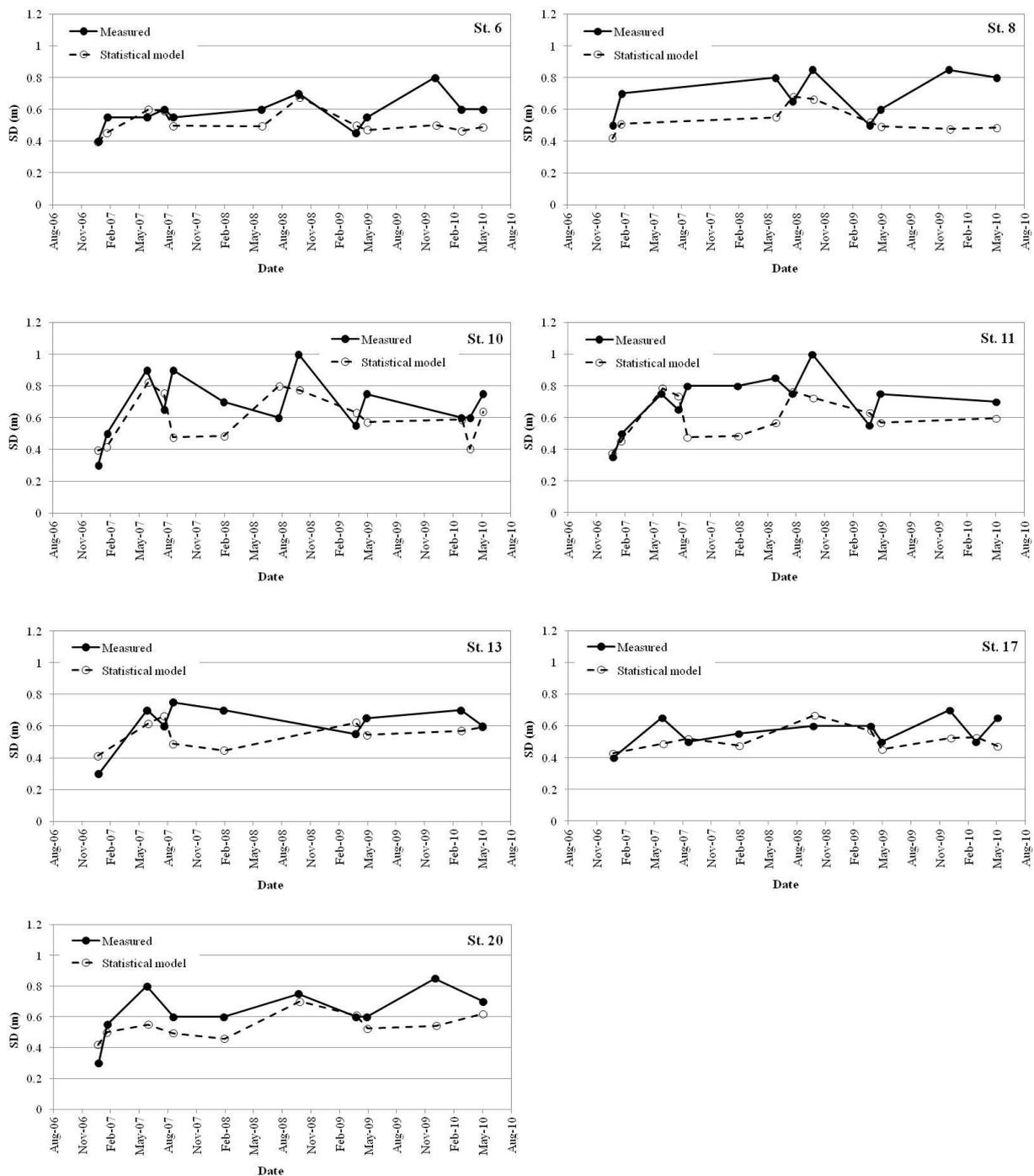


図23. 霞ヶ浦の透明度。実測値とStatistical-modelによる推定値の経時変化。

琵琶湖の透明度実測値とBand-modelによる推定値の経時変化を図24に、実測値とStatistical-modelによる推定値の経時変化を図25に示す。透明度の平均値は実測値で6.5m（変動幅；3.2-9.8m）、Band-modelで6.6m（変動幅；3.1-12.0m）、Statistical-modelで9.1m（変動幅；4.6-15.3m）と、Band-modelで実測値と同程度の値が得られた一方で、Statistical-modelで透明度が過大評価される傾向にあった。Band-modelは、St. 12Bの2008年12月、2009年1月のピークなど、実測値の変動を良く再現した一方で、Statistical-modelによる推定値の変動は、実測値の変動と一致しなかった。

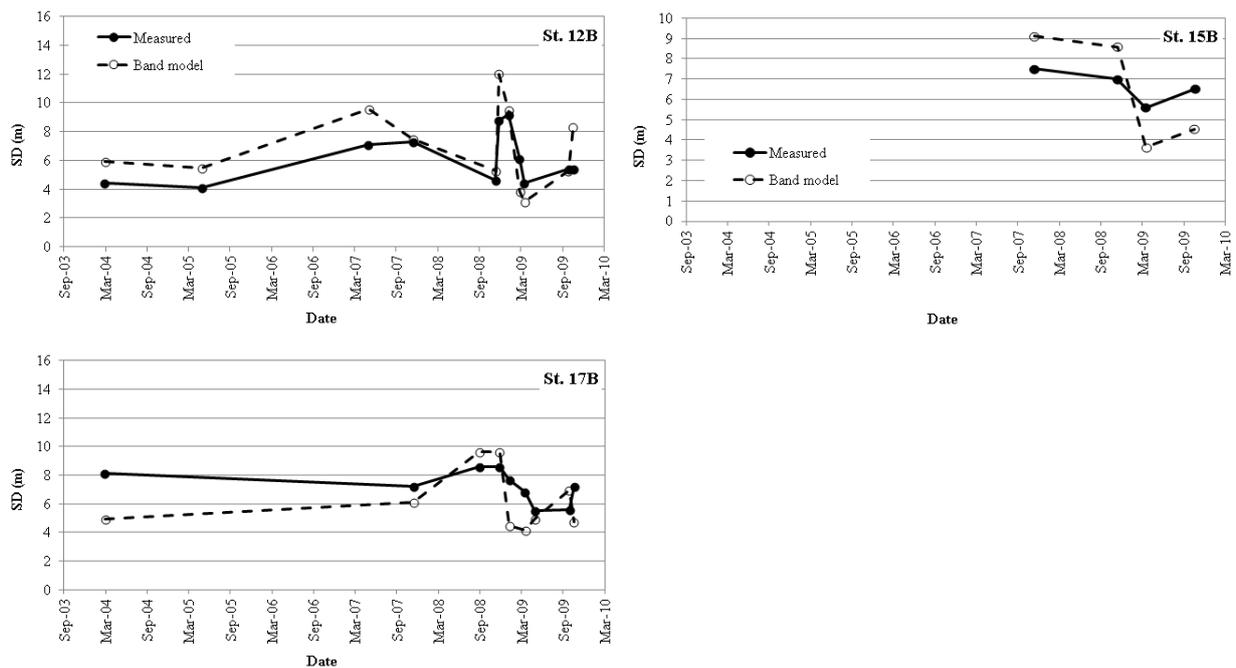


図24. 琵琶湖の透明度。実測値とBand-modelによる推定値の経時変化。

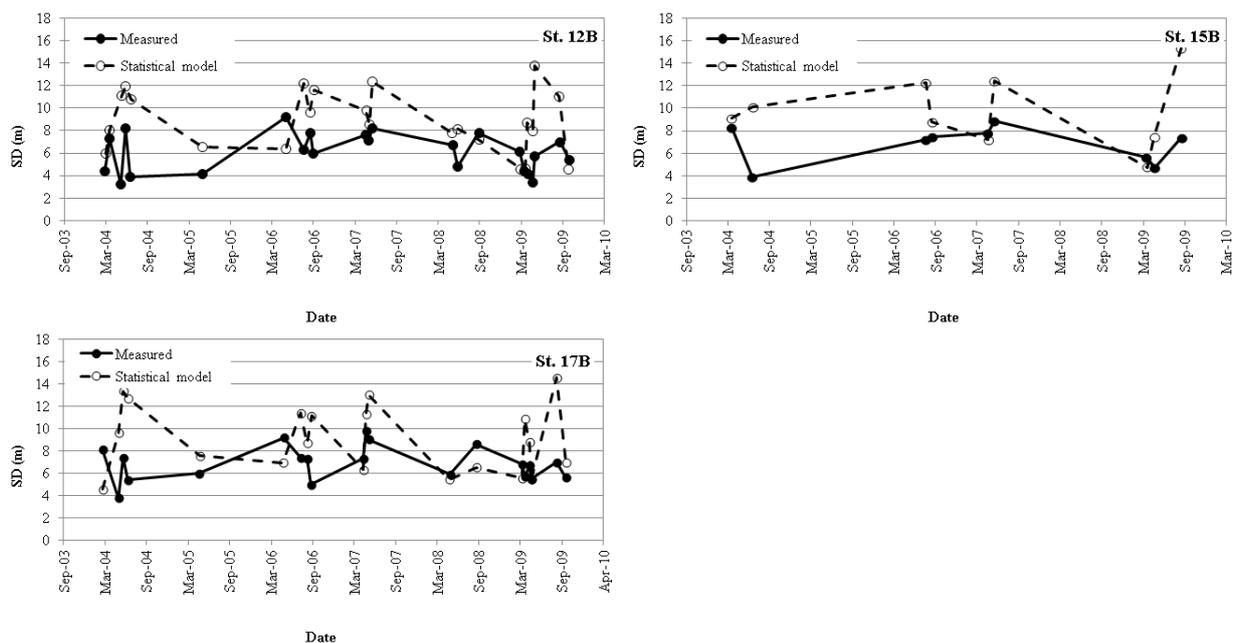


図25. 琵琶湖の透明度。実測値とStatistical-modelによる推定値の経時変化。

Band-modelおよびStatistical-modelによる透明度の推定値と、実測値の相関を、霞ヶ浦および琵琶湖それぞれで評価した(図26)。併せて、推定精度として実測値との相関係数(R)、 p 値、Root mean square error (RMSE)を表9にまとめる。霞ヶ浦の透明度の変動は、Band-model、Statistical-model共に、有意に再現することができたが、 R 値はBand-model (0.52)でStatistical-model (0.49)よりも高い値が得られた。また、RMSEに関しても、Statistical-modelの0.16mに比べ、Band-modelで0.14mと、Band-modelでやや高い精度が得られた。

Band-modelによる琵琶湖の透明度の推定値は、実測値と有意な相関を示し（表9）、琵琶湖の透明度の変動は、Band-modelで再現できることが確認された。一方、Statistical-modelによる透明度推定値は、実測値と有意な相関を示さなかった。RMSEは、Band-modelで1.9 m、Statistical-modelで4.0 mと、Band-modelで高い精度が確認された。以上の結果から、両湖沼共に、透明度の推定にはBand-modelが有用であることが示された。

Band-modelで高い精度が確認された理由としては、各バンドの反射率からダイレクトに透明度を推定したためと思われる。一方、Statistical-modelでは、バンドの反射率から水中成分濃度を推定し、その水中成分濃度から透明度を推定するため、透明度を推定するプロセスがBand-modelより一つ多く、各段階のエラーが最終プロダクトである透明度に積算され、精度がBand-modelよりも低下したと考えられる。Statistical-modelの精度向上には、より多くのデータを用いてモデルを構築し、モデル係数の精度を上げると同時に、水中成分濃度の推定モデルについても、改良する必要があると思われる。また、琵琶湖のBand-modelで、霞ヶ浦よりも p 値が高かった（相関が低かった）理由としては、モデルに短波長のバンド帯（バンド1、2および3）を用いているため、大気補正のエラーが、琵琶湖で霞ヶ浦よりも大きく影響したためと考えられる。今後、モデルに使用するバンドの波長帯を考慮することでも、モデル精度の向上が期待される。

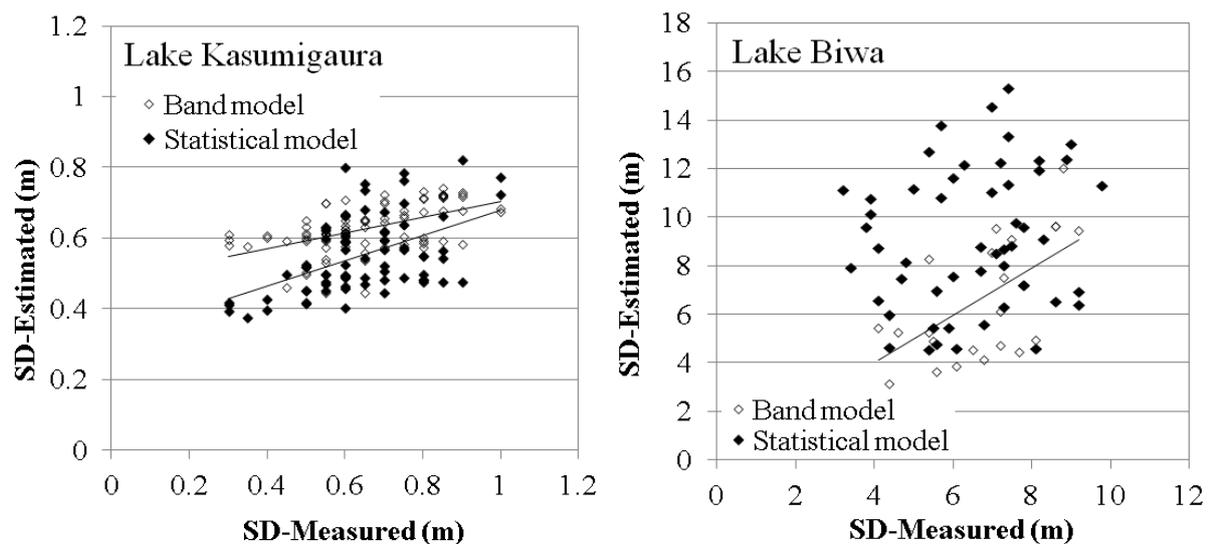


図26. 透明度推定値と実測値の比較

表9. 透明度推定精度一覧。Nは解析に用いたデータ数を表わす。

	N	R	p	RMSE
Lake Kasumigaura				
SD (Band-model)	92	0.52	< 0.001	0.14 m
SD (Statistical-model)	75	0.49	< 0.001	0.16 m
Lake Biwa				
SD (Band-model)	24	0.60	< 0.005	1.9 m
SD (Statistical-model)	52	0.16	-	4.0 m

3) 透明度の空間分布

霞ヶ浦で、Band-modelにより推定された透明度の空間分布を図27に示す。2007年1月9日から2010年12月20日にかけての衛星画像データの内、水域の大部分が雲で覆われた画像は省いた。上記期間において、64枚の透明度の空間分布を得ることができ、頻度良く、透明度空間分布が得られることが確認された。

透明度は、2007年3月や2008年10月のように、St. 6のある高浜入りやSt.17のある土浦入りと、St. 10のある湖心付近で、異なる透明度が示されるなど、日によって空間的に不均一な分布が確認された。図の観測点における透明度推定値について分散分析を行った結果、有意な空間変動が確認された ($p < 0.0001$)。透明度の実測値も、推定値と同様に有意な空間変動を示しており ($p < 0.0001$)、上記結果と一致した。以上の結果から、Band-modelを用いた霞ヶ浦の透明度推定は、透明度の空間分布を評価する上で、非常に有用であることが示された。

高浜/土浦入りと湖心で、しばしば異なる透明度が示された一方、上流/下流、湖心/その他水域とで、透明度の変化に明確な傾向は認められなかった。これは、植物プランクトンの増減の他、強風時の底泥の巻き上がり、降雨による河川を介した土砂の流入など、一時的・局地的な要因が、透明度の不均一な分布に寄与したためと考えられる。今後、上記環境要因と、Band-modelで得た透明度空間分布を解析することで、透明度の空間分布に及ぼす環境要因について、評価が可能と思われる。

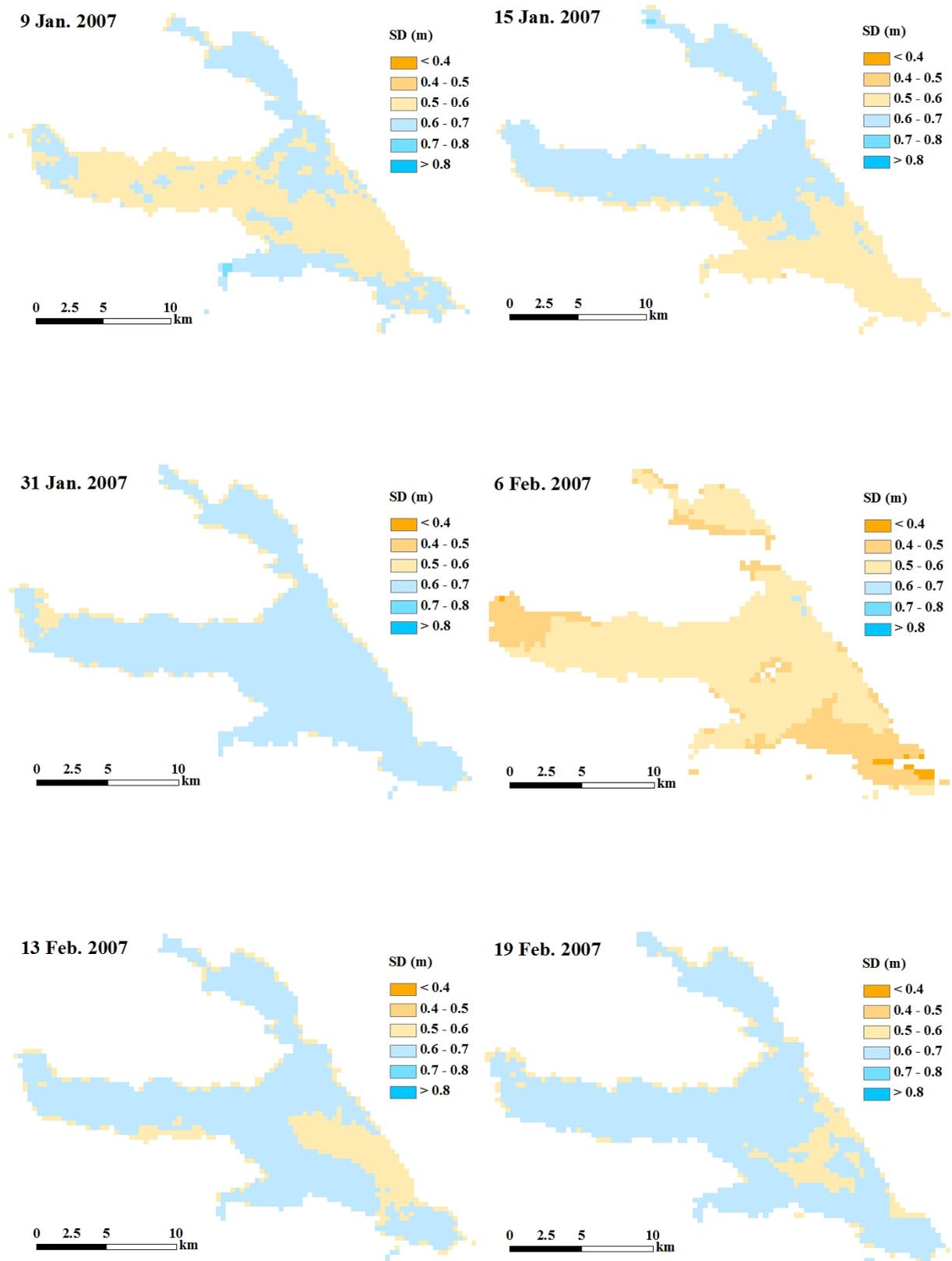


図27-1. 霞ヶ浦の透明度空間分布

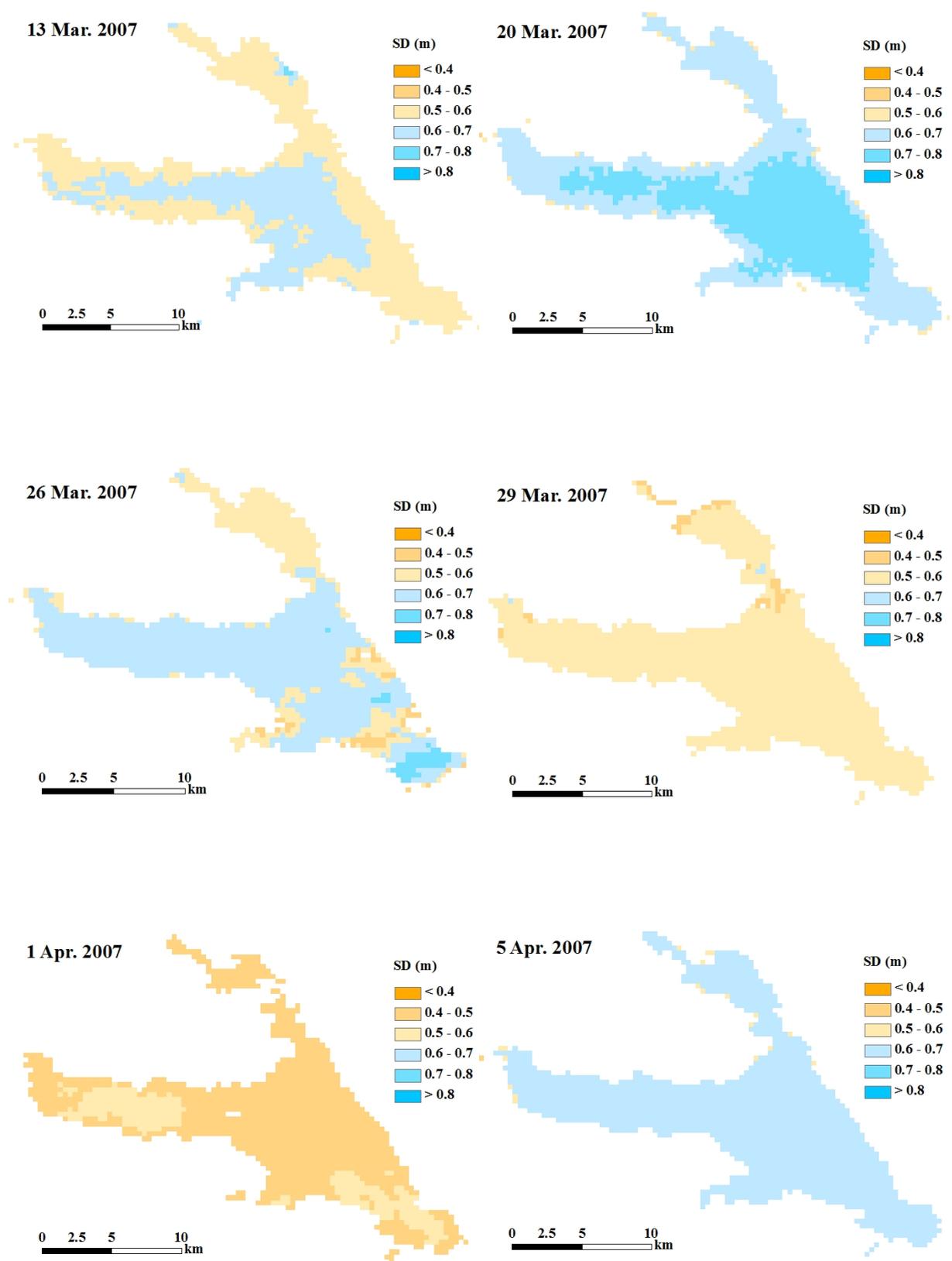


図27-2. 霞ヶ浦の透明度空間分布

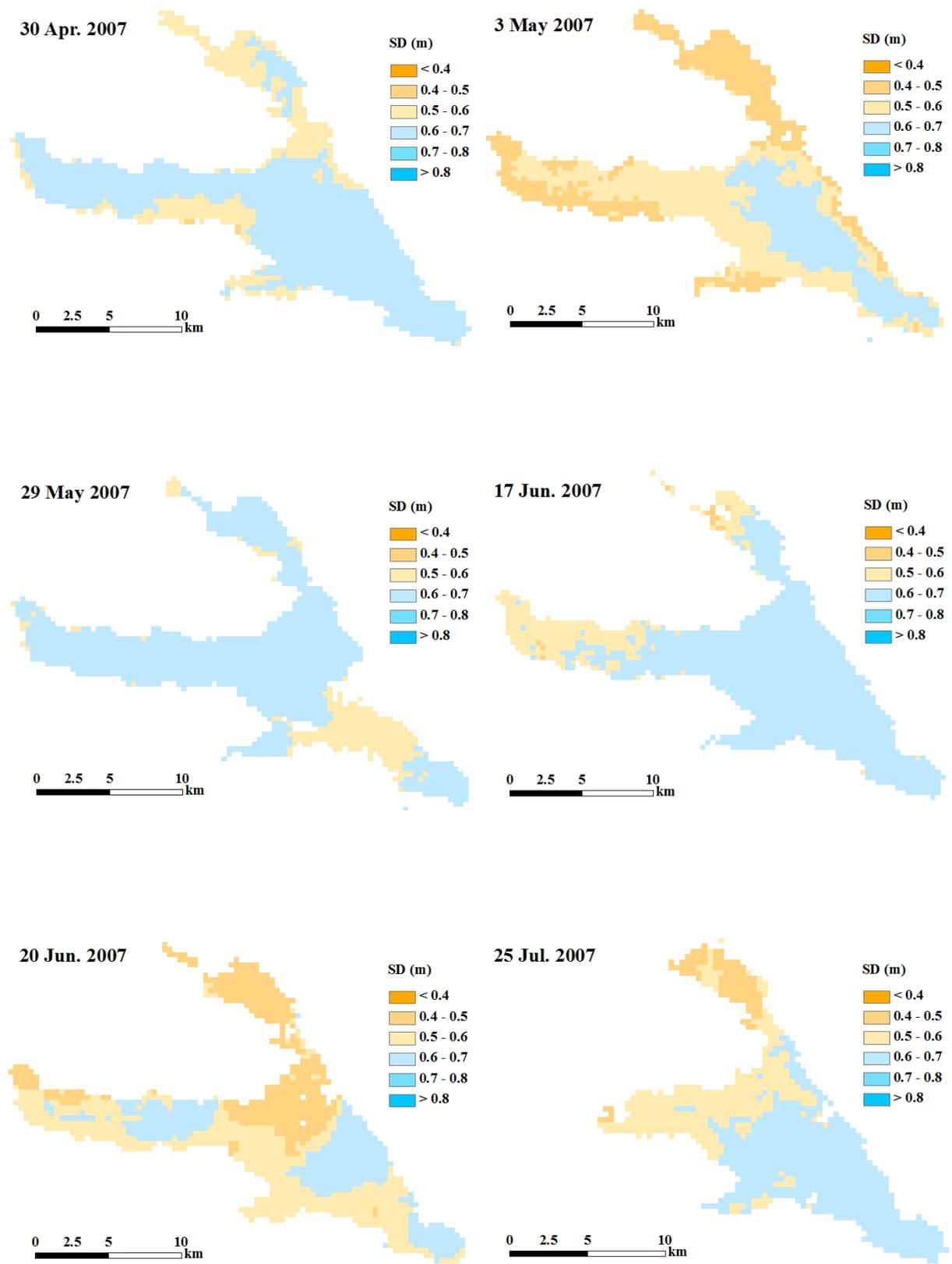


図27-3. 霞ヶ浦の透明度空間分布

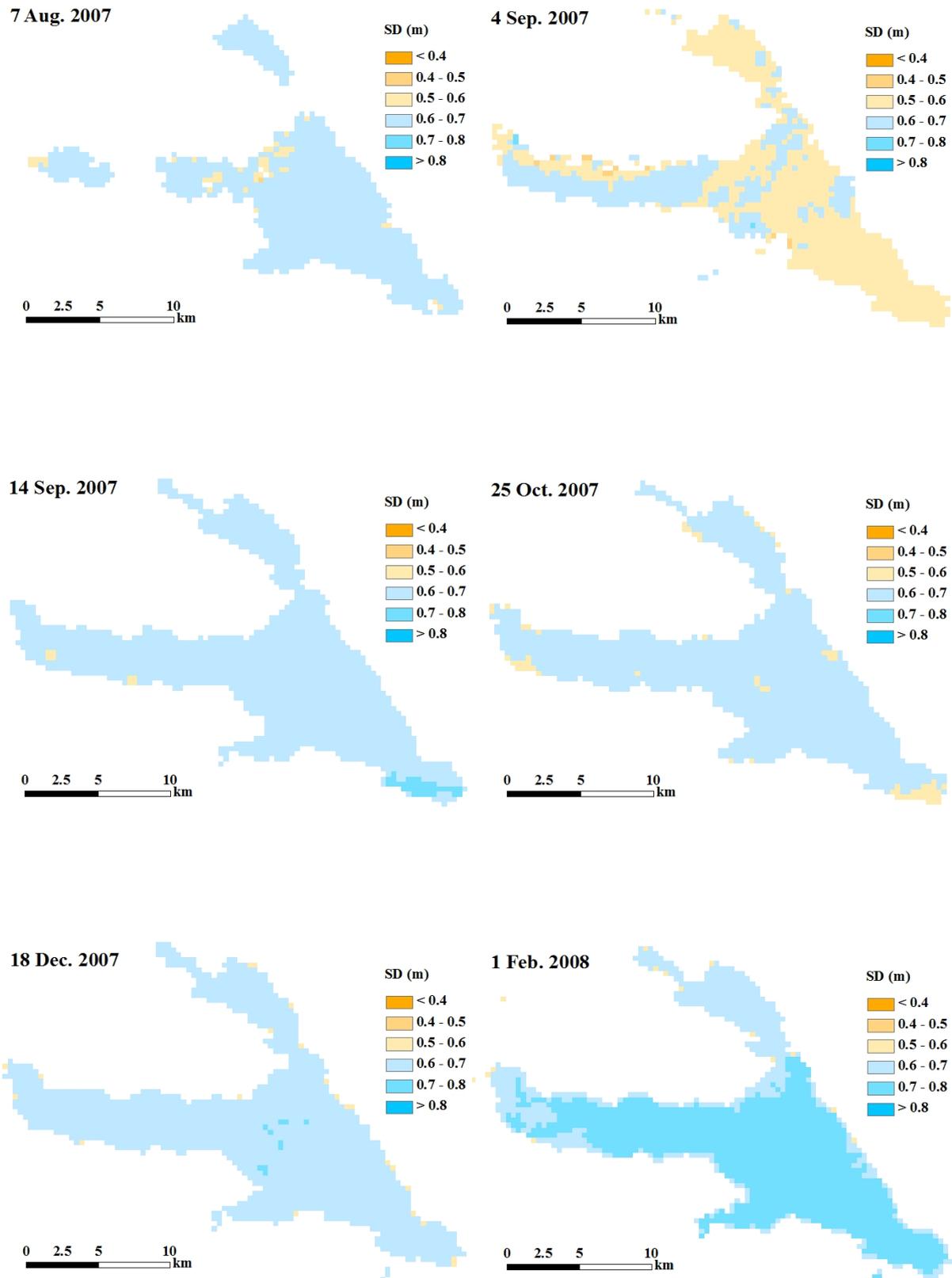


図27-4. 霞ヶ浦の透明度空間分布

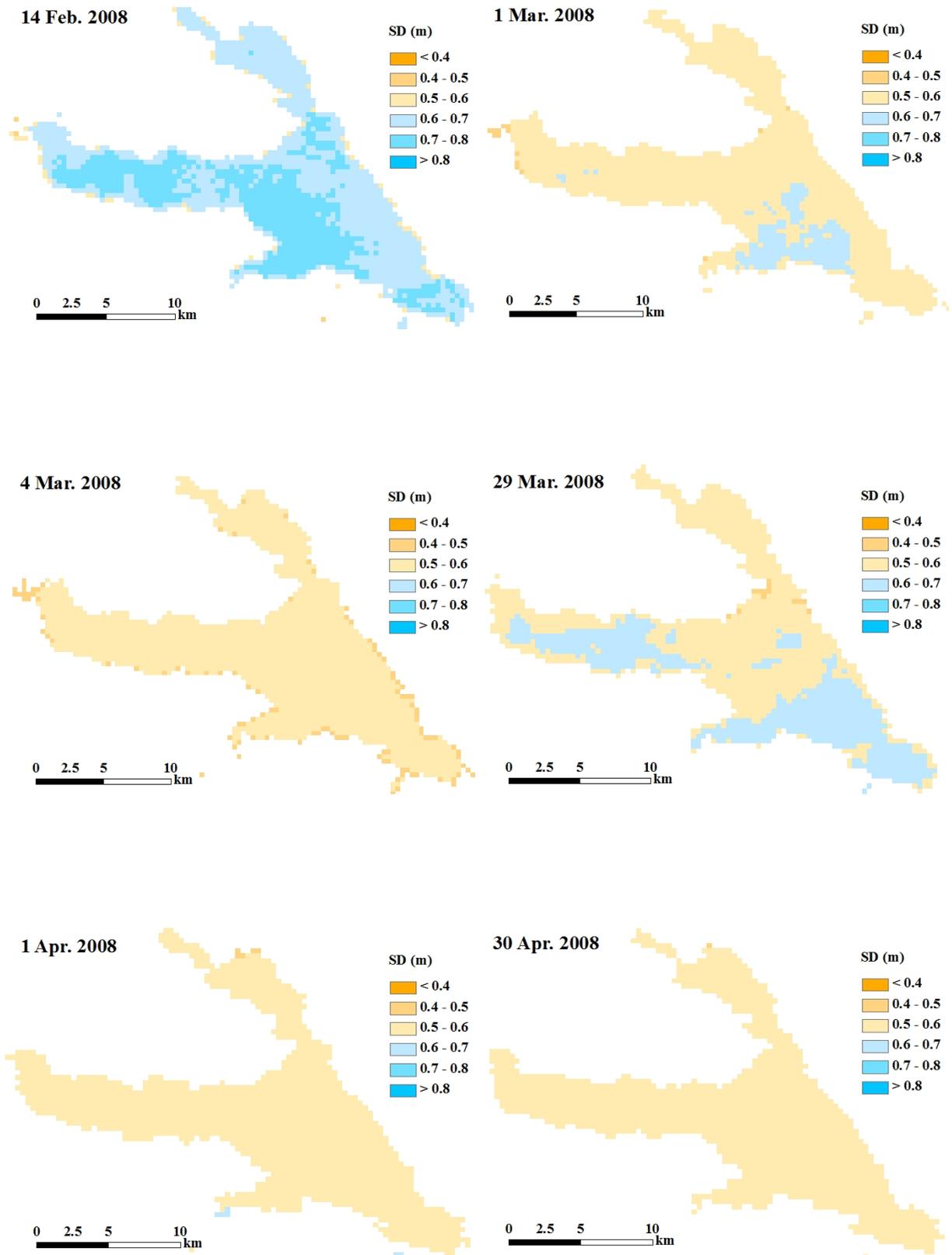
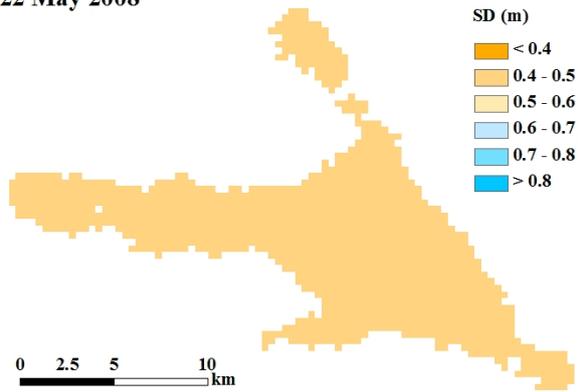
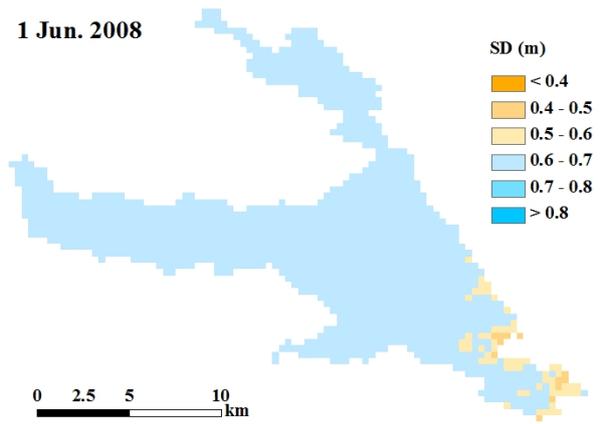


図27-5. 霞ヶ浦の透明度空間分布

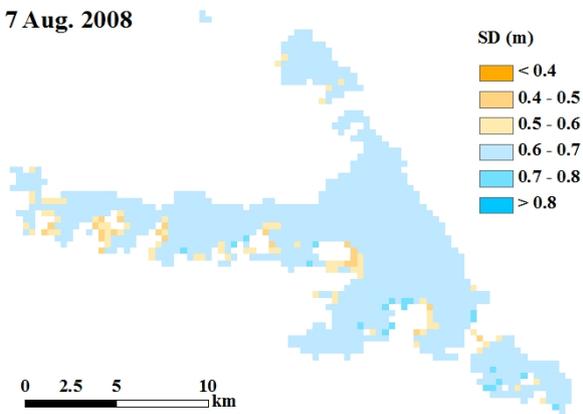
22 May 2008



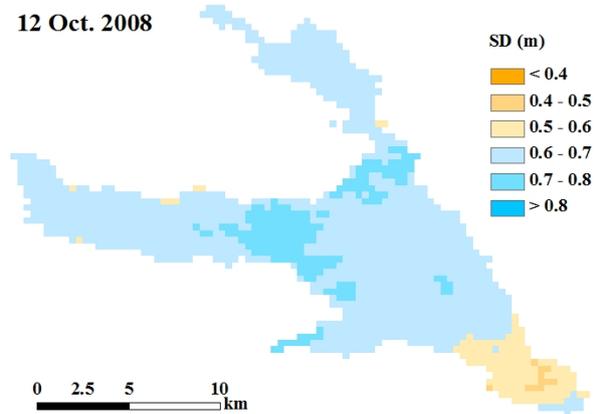
1 Jun. 2008



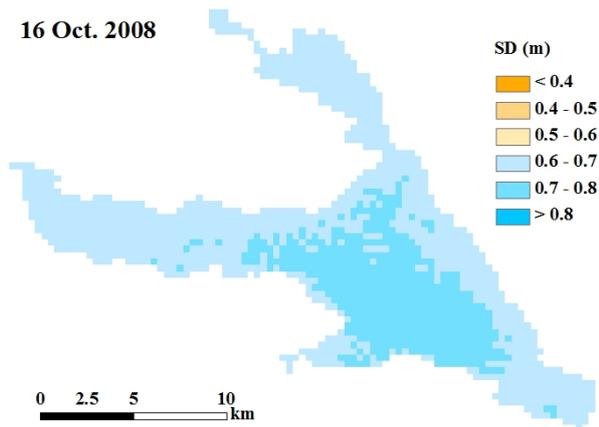
7 Aug. 2008



12 Oct. 2008



16 Oct. 2008



28 Oct. 2008

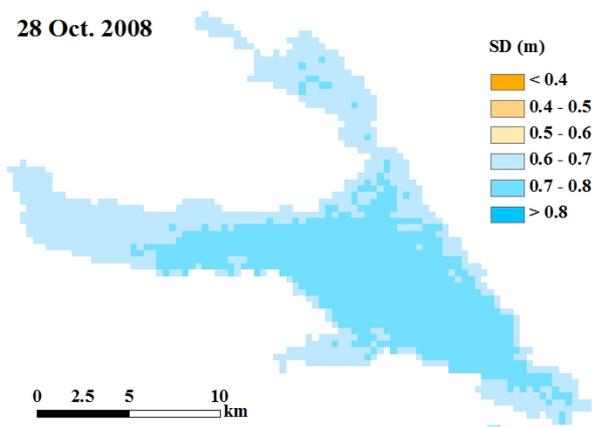


図27-6. 霞ヶ浦の透明度空間分布

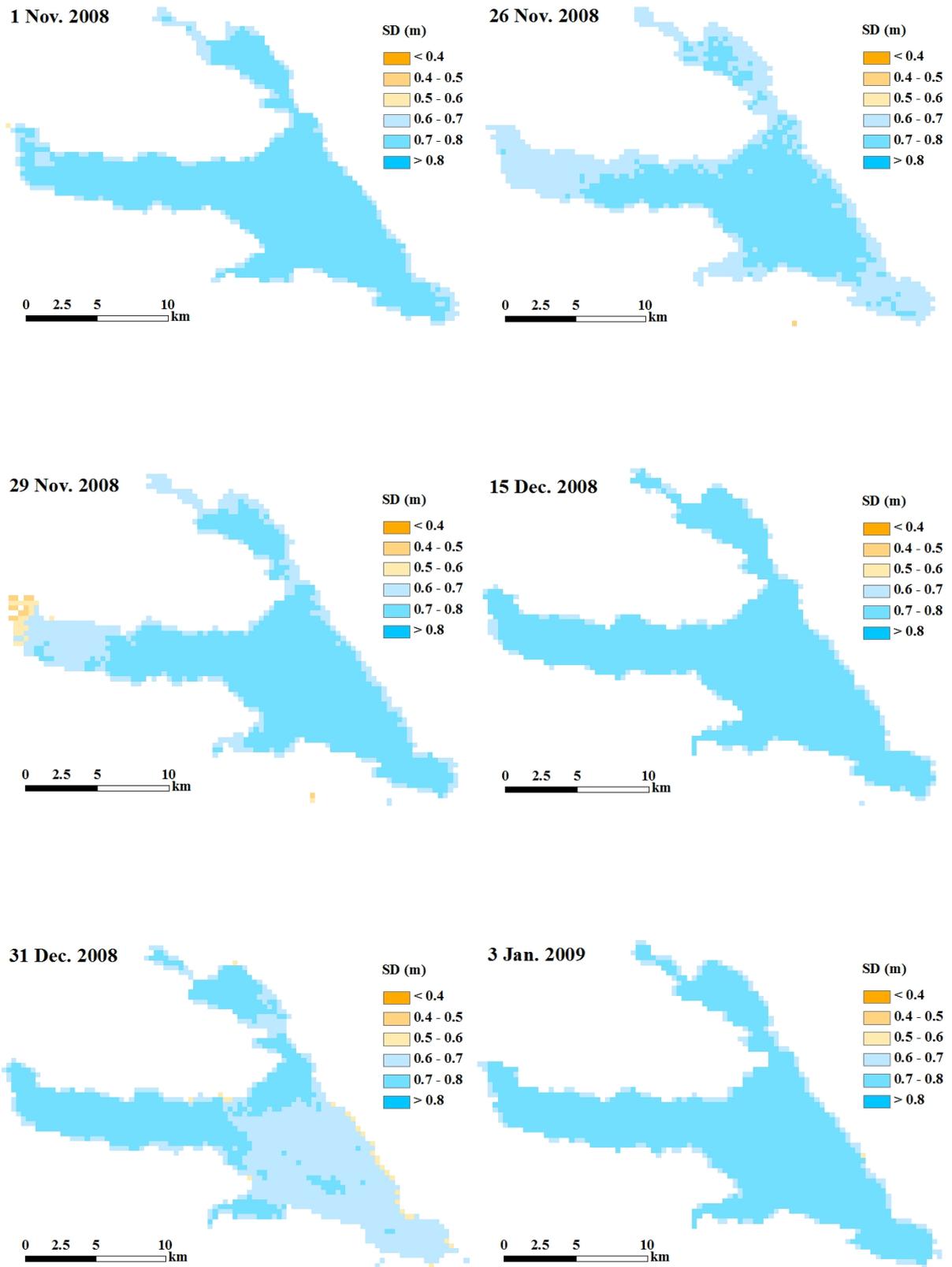


図27-7. 霞ヶ浦の透明度空間分布

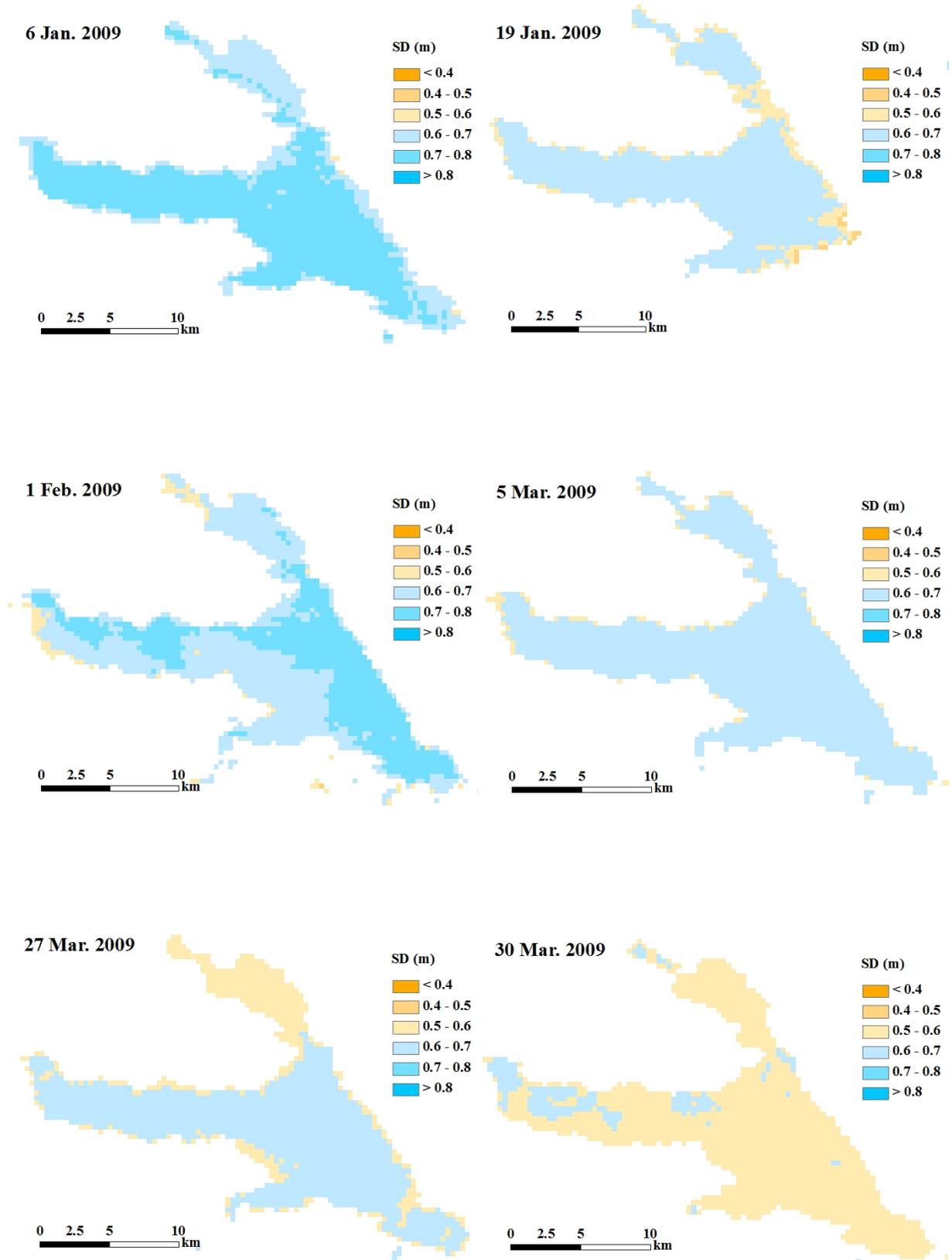


図27-8. 霞ヶ浦の透明度空間分布

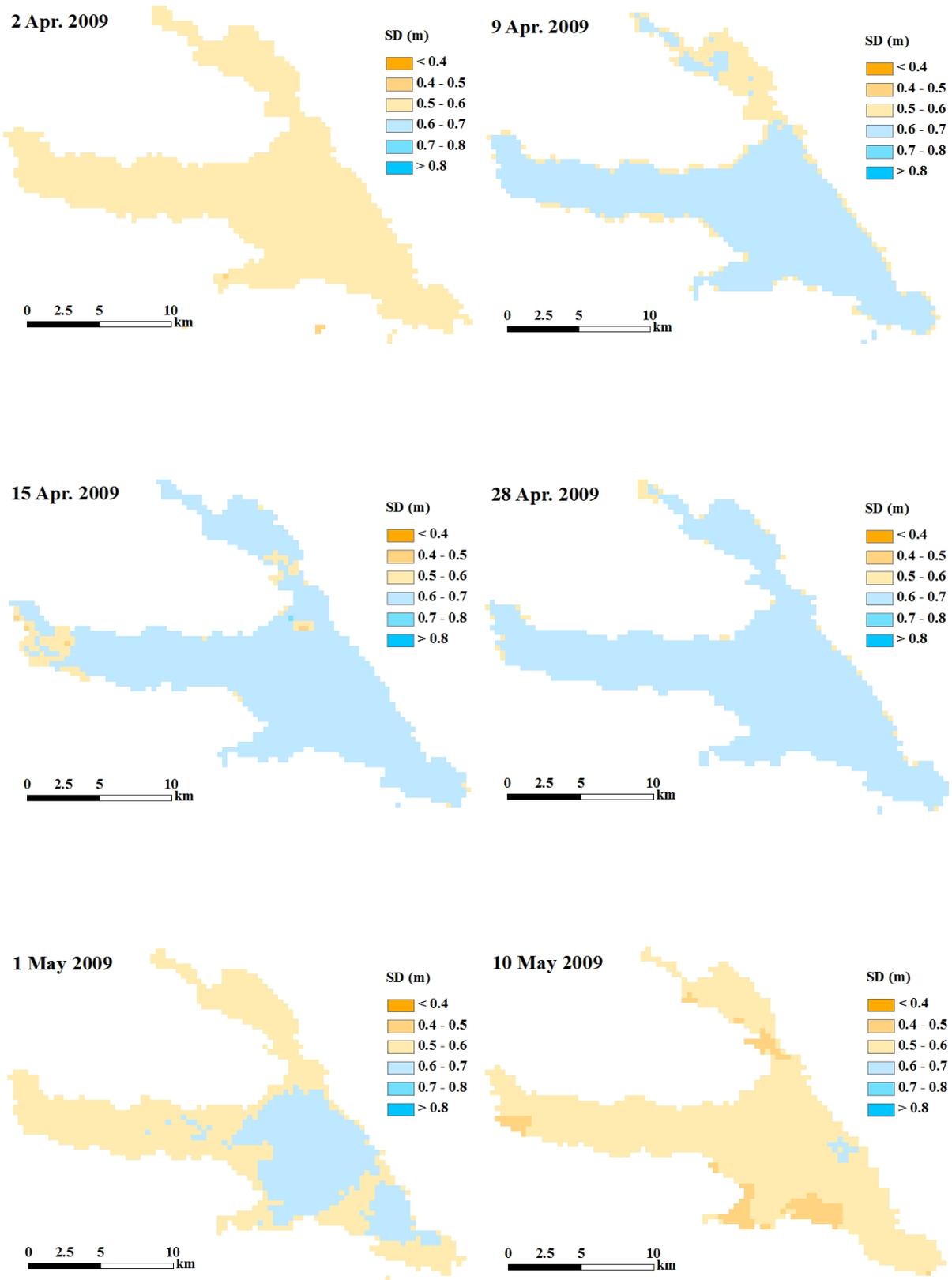


図27-9. 霞ヶ浦の透明度空間分布

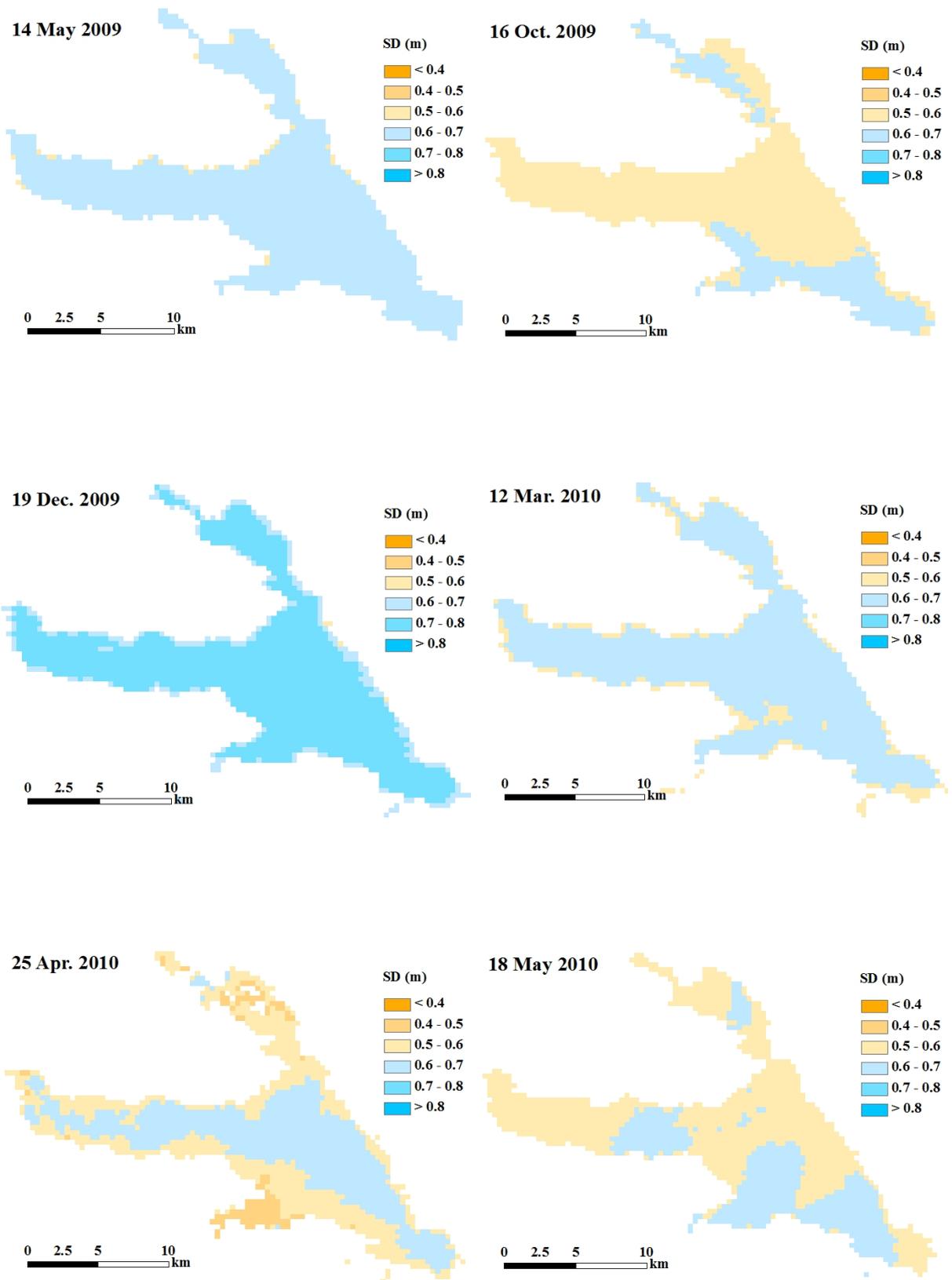


図27-10. 霞ヶ浦の透明度空間分布

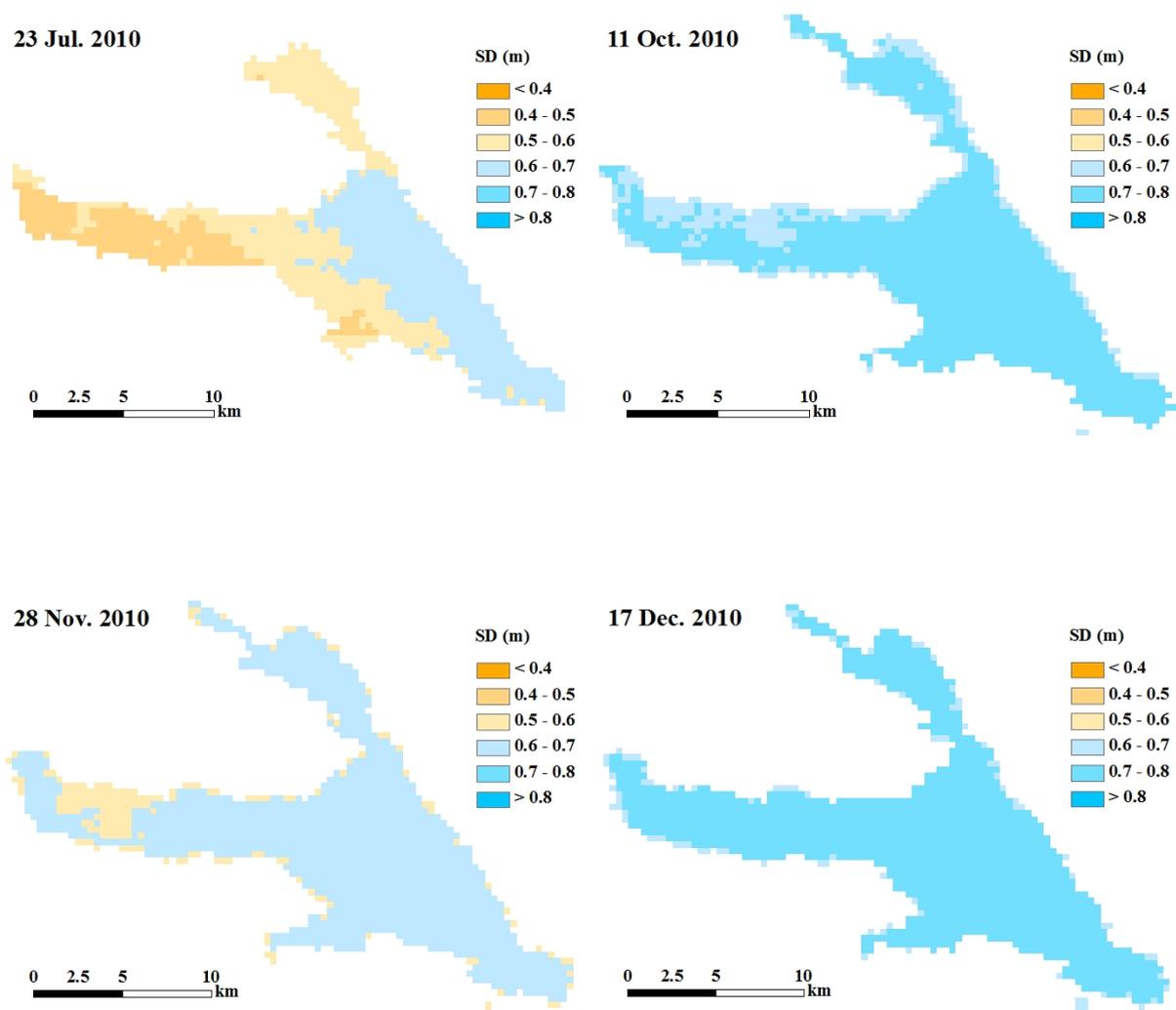


図27-11. 霞ヶ浦の透明度空間分布

琵琶湖におけるBand-modelを用いた透明度推定は、大気補正のエラーの影響を強く受ける。特に、バンド5/バンド3のRrs比が1.0以下の衛星画像データは、透明度が数十mにまで至る、非現実的な値となる。そこで、琵琶湖の透明度の空間分布は、大気補正のエラーが顕著に大きいデータを省くため、バンド5/バンド3のRrs比が1.0以上のデータについて、Band-modelを用い推定した（図28）。また、水域の大半を雲が覆っているデータも、解析から除いた。

琵琶湖の透明度は、霞ヶ浦に比較して空間的に大きな変動を示した。特に、南湖と北湖東岸の透明度は低くなる傾向にあった。観測調査で測定した、St. 13A（北湖南部の西岸）とSt. 13C（北湖南部の東岸）の透明度は、それぞれ $8.0 \pm 1.4\text{m}$ 、 $6.3 \pm 1.3\text{m}$ であり、西岸ほど高い透明度が得られた。また、南湖の透明度実測値は $3.0 \pm 0.4\text{m}$ であり、北湖より顕著に低かった。このように、実測値と推定値で、透明度の空間分布に同じ傾向が観察された。以上の結果から、Band-modelによる琵琶湖の透明度推定は、現地透明度の空間分布を再現できている事が確認された。

2005年5月17日や2007年4月29日、5月3日の空間分布に見られるように、琵琶湖西岸付近の透明度は、いくつかの衛星画像データで値が得られなかった。これは、西岸付近では顕著にバンド5/

バンド3比が減少し、データの選別時に、除去されたためである。西岸付近でバンド5/バンド3比が顕著に減少する原因については、太陽光の入射角と衛星のセンサー角度の問題、西岸と他水域との間における大気の不均一性などが考えられるが、現在、調査中である。一方、2003年11月26日や2008年11月29日、12月15日のように、琵琶湖の広範囲で透明度分布の評価ができたデータも存在する。また、西岸付近のデータが欠損していても、西岸の沖合から東岸沿岸にかけての透明度分布は、多くのデータで得られている。この様に、一部の水域や日付によって透明度が欠損する問題は残されているが、琵琶湖の大部分の水域（特に湖の中央部から東岸）で、Band-modelにより観測データと同様の透明度空間分布を再現できることが確認された。

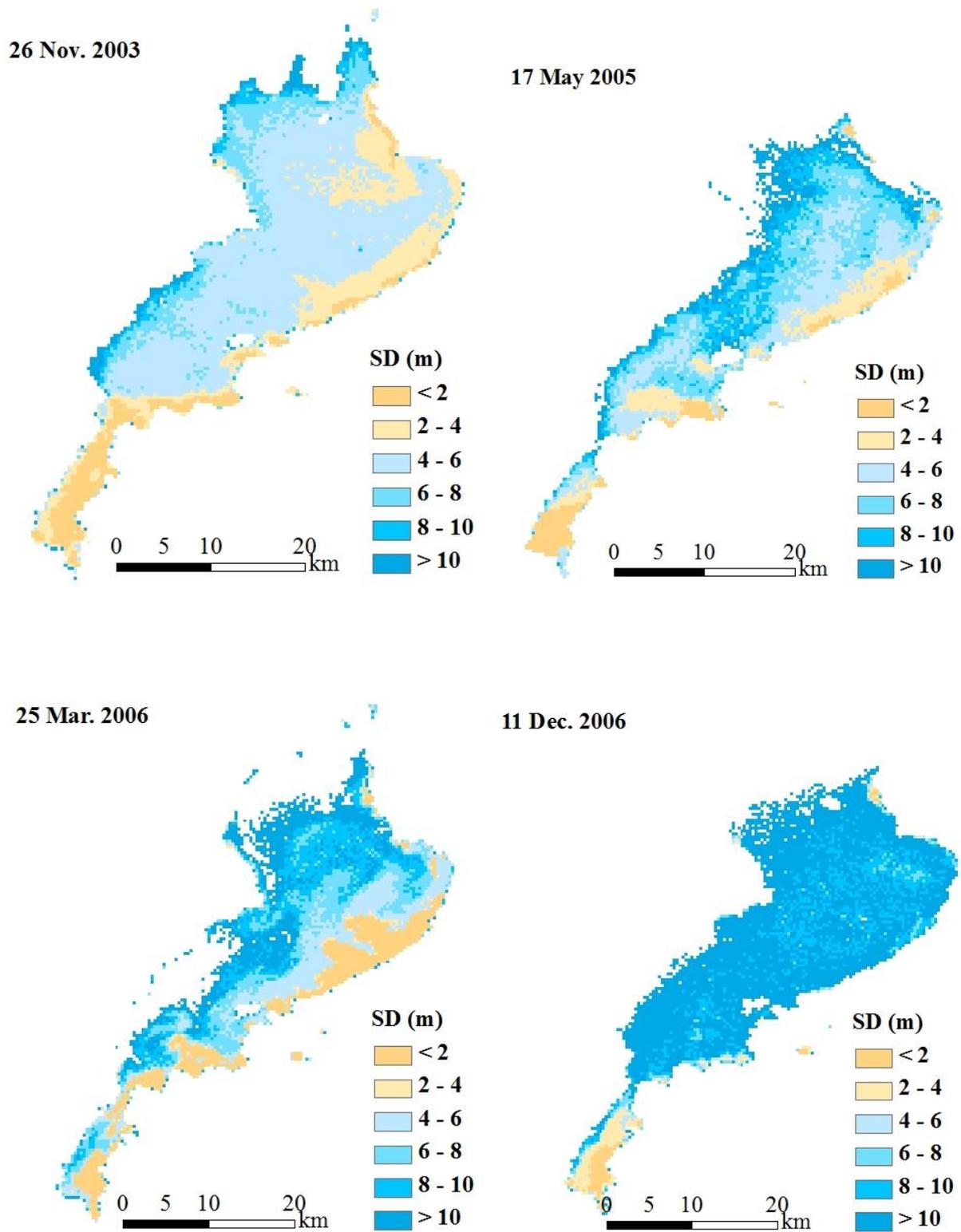
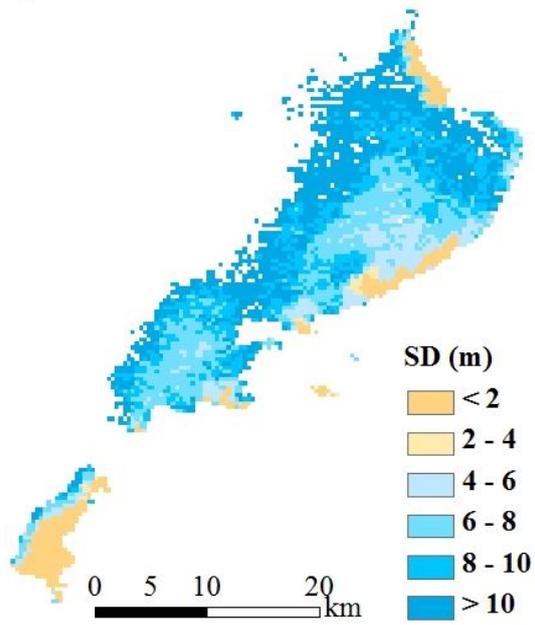
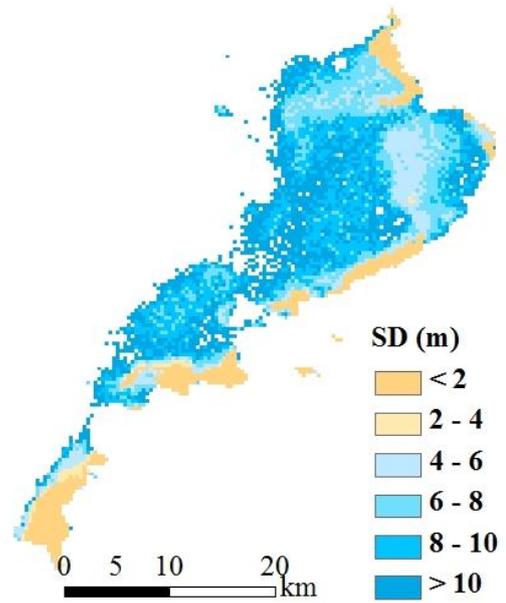


図28-1. 琵琶湖の透明度空間分布

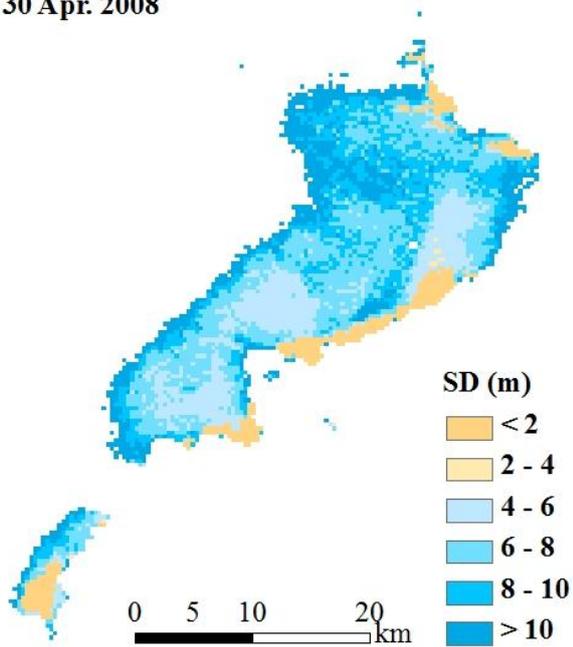
29 Apr. 2007



3 May 2007



30 Apr. 2008



6 May 2008

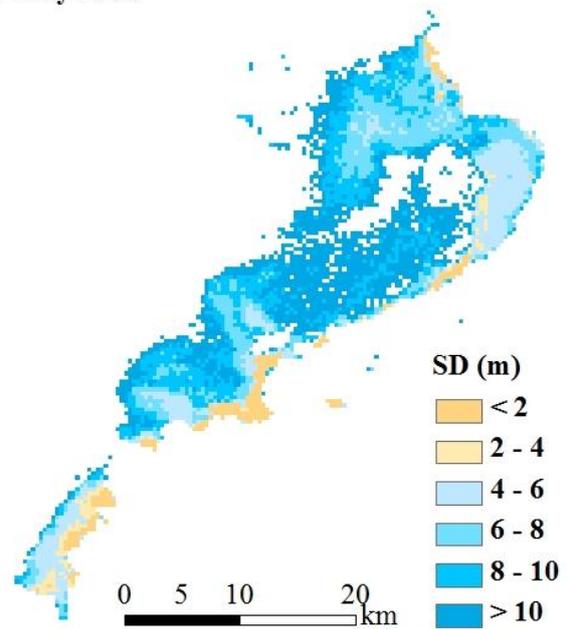
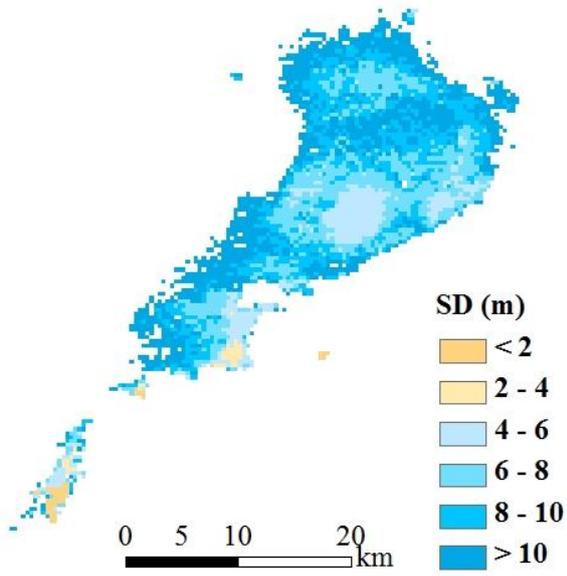
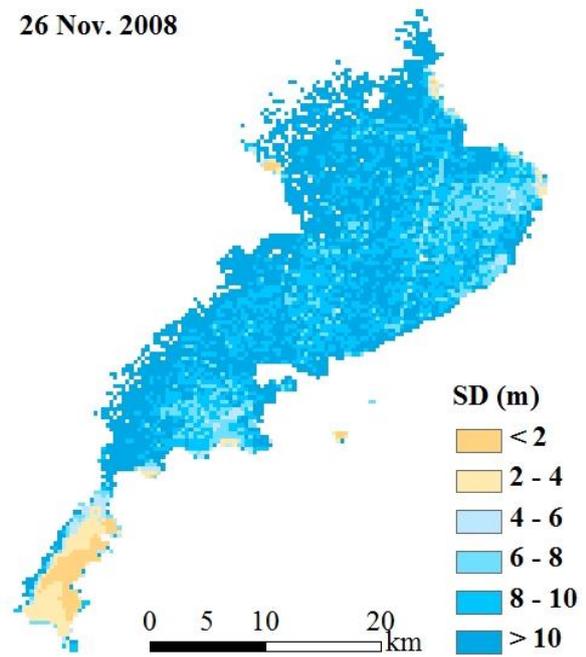


図28-2. 琵琶湖の透明度空間分布

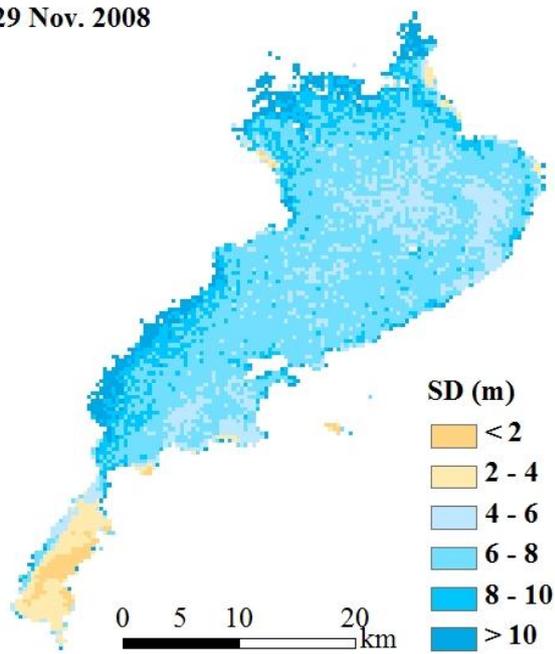
16 Sep. 2008



26 Nov. 2008



29 Nov. 2008



15 Dec. 2008

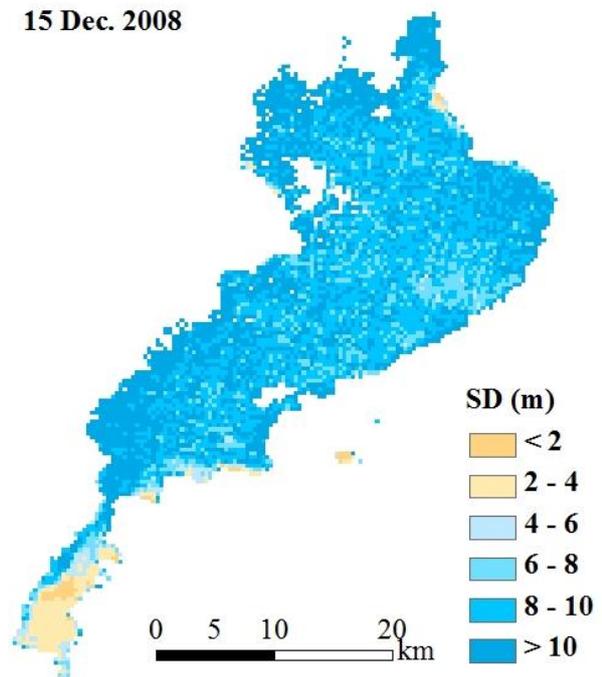
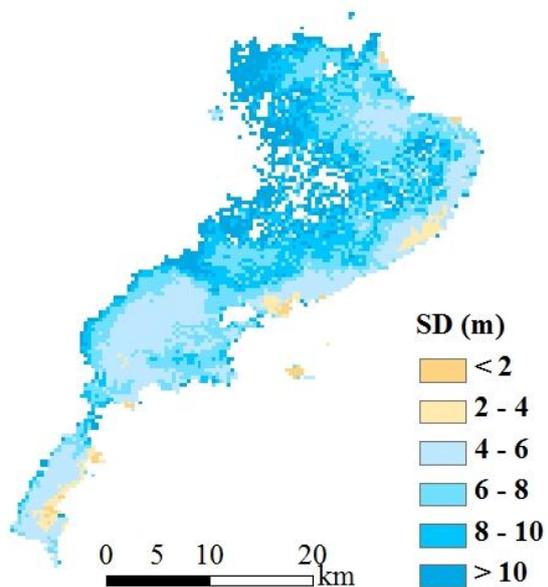
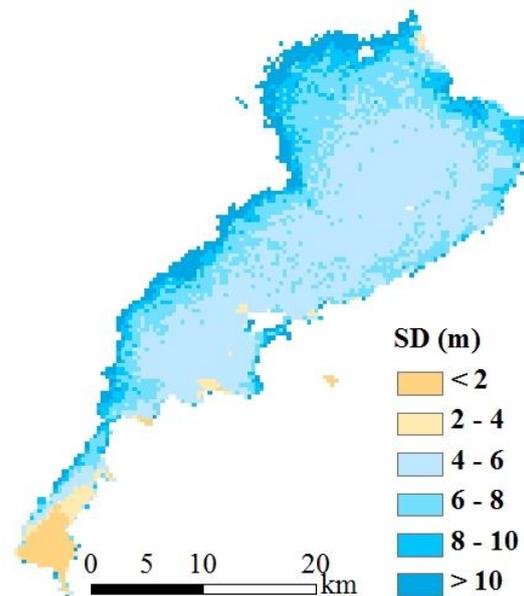


図28-3. 琵琶湖の透明度空間分布

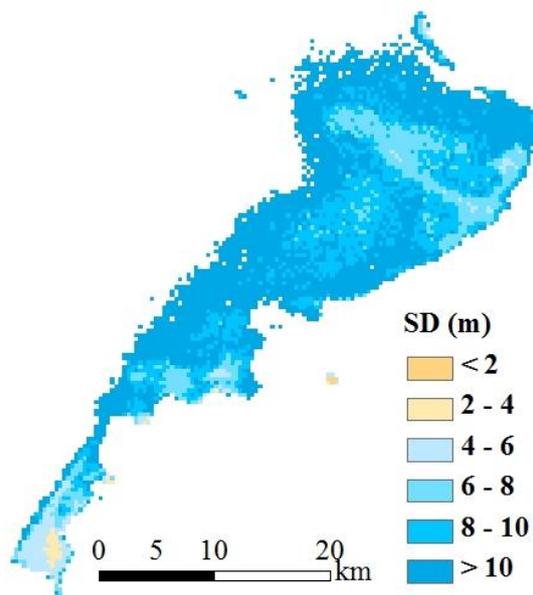
11 Apr. 2009



16 Oct. 2009



29 Oct. 2009



30 Mar. 2010

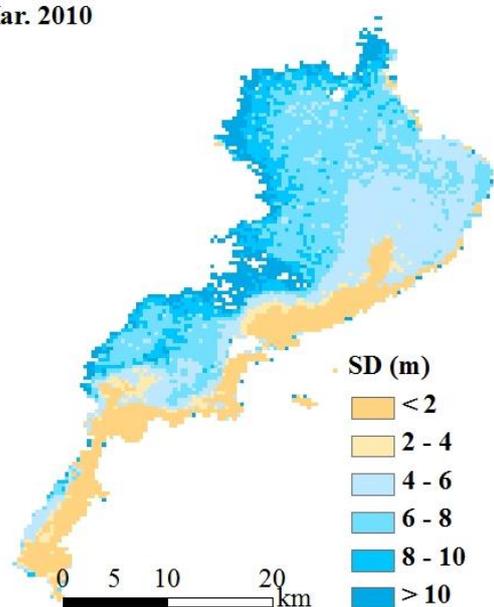


図28-4. 琵琶湖の透明度空間分布

4) 水中成分濃度

霞ヶ浦における水中成分濃度の実測値と推定値の経時変化について、Chl-a濃度を図29に、トリプトン濃度を図30に、DOC濃度を図31に示す。

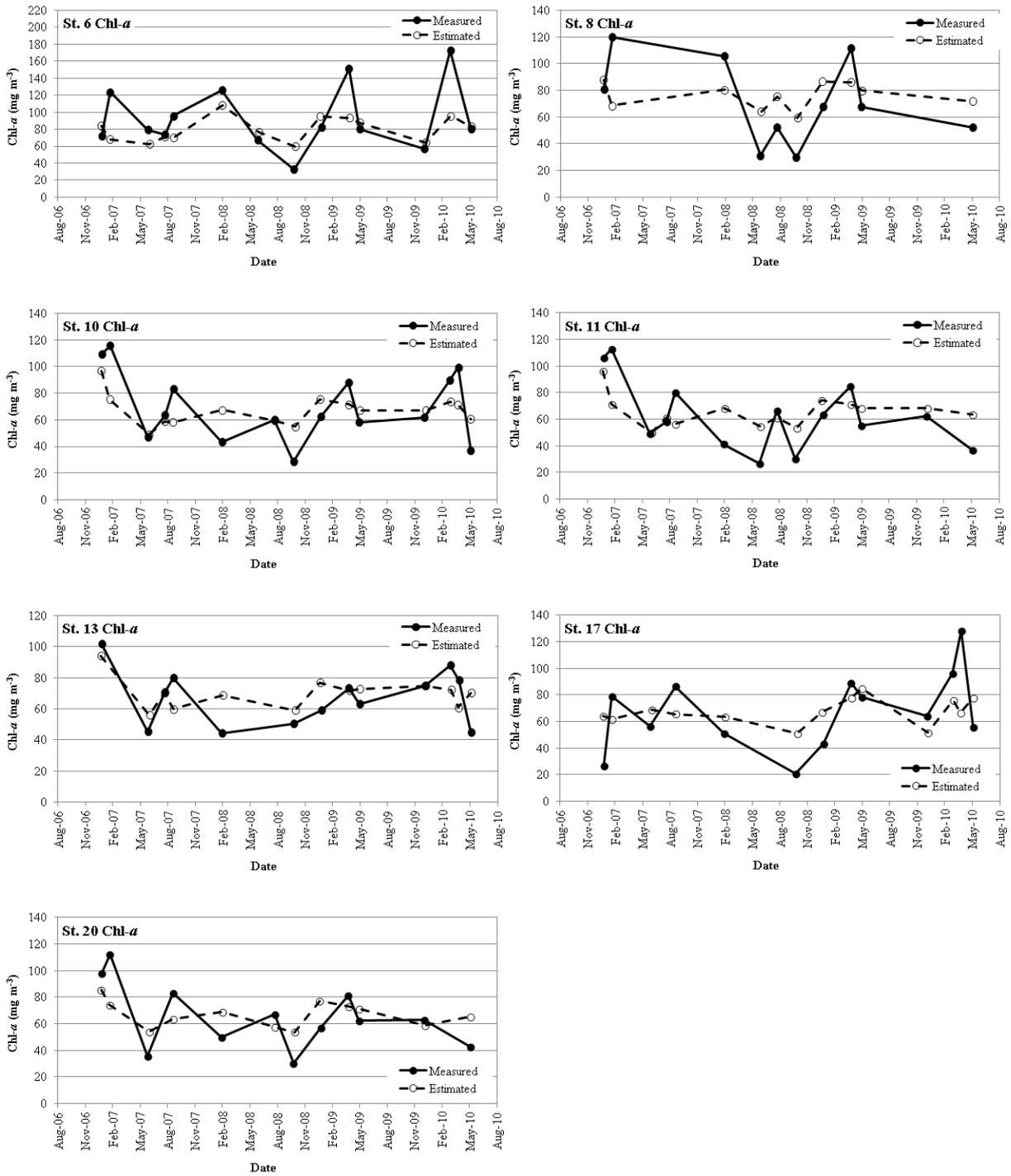


図29. Chl-a濃度の実測値と推定値の比較 (霞ヶ浦)

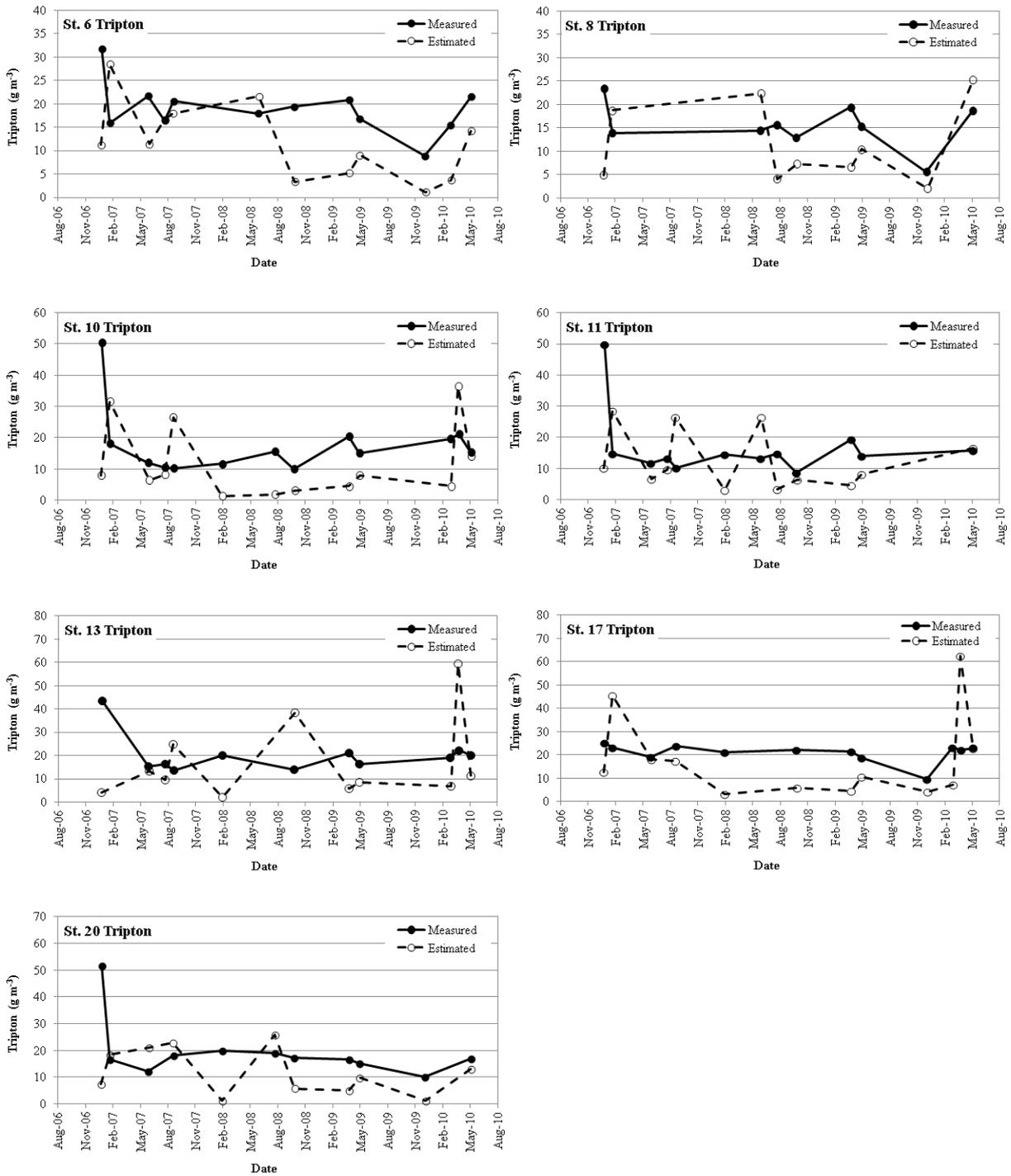


図30. トリプトン濃度の実測値と推定値の比較 (霞ヶ浦)

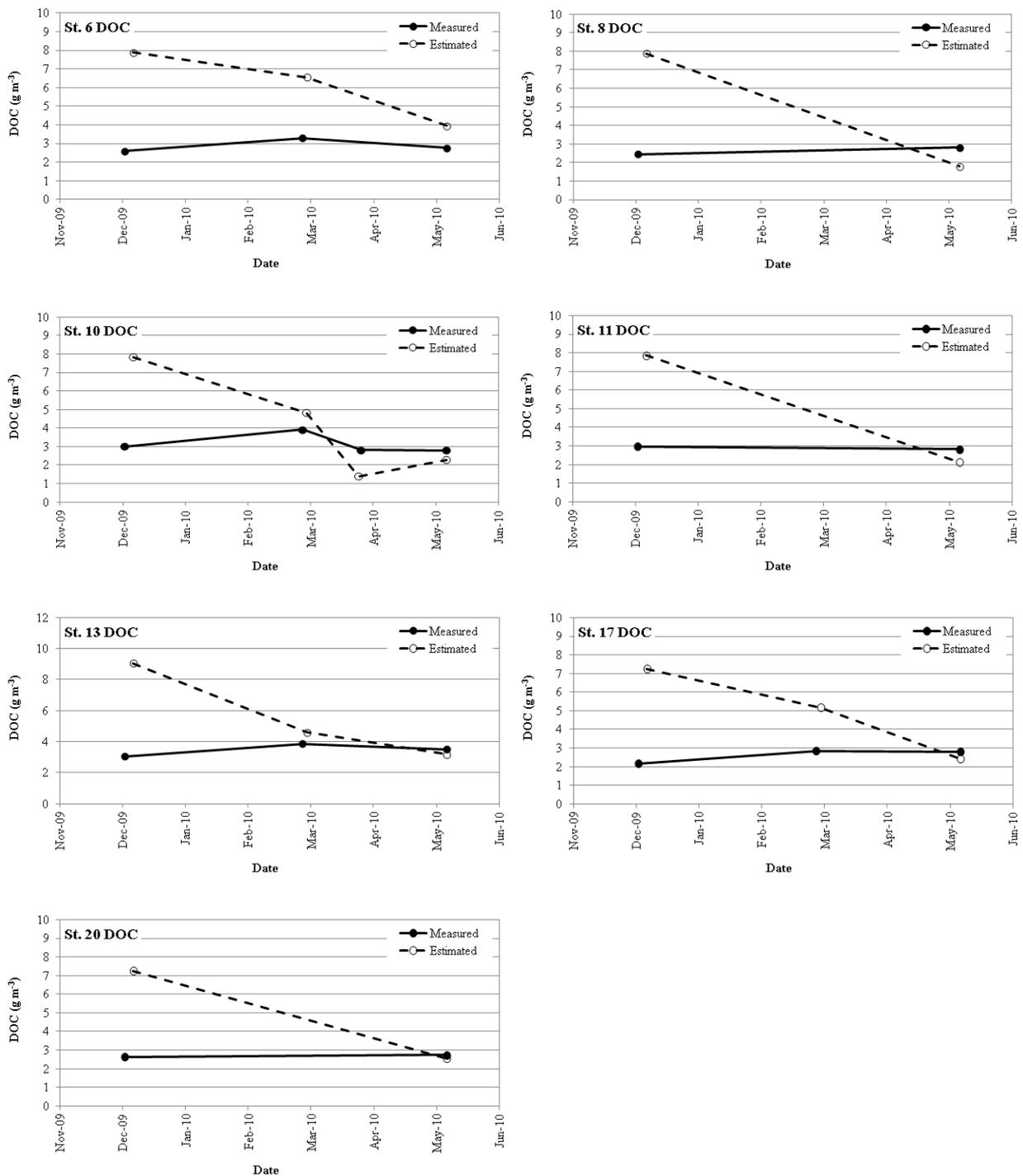


図31. DOC濃度の実測値と推定値の比較（霞ヶ浦）

実測値と推定値は、St. 6、10、11、13、17および20の結果について比較した。Chl-a濃度の推定値 ($70.3 \pm 11.9 \text{ mg m}^{-3}$) は、実測値 ($71.0 \pm 29.0 \text{ mg m}^{-3}$) と同程度の濃度を示した。Chl-a濃度の経時変化は、実測値と推定値で部分的な差異はあるものの、実測値で観察されたピークが多く再現されていた。一方、トリプトン濃度は実測値で $18.5 \pm 8.3 \text{ g m}^{-3}$ 、推定値で $13.5 \pm 12.3 \text{ g m}^{-3}$ と、推定値で過小評価される傾向にあった。また、トリプトン濃度の経時変化は、実測値と推定値で異なり、

実測値は2007年1月10日と2010年5月18日を除いて、全体的に大きな変動を示さなかった一方、推定値は複数の明瞭なピークを示した。DOC濃度は、2009年12月12日を除き、実測値と推定値で類似した値が得られたが、実測値はほぼ一定の値を示した一方、推定値は大きく変動した。

水中成分濃度の推定値と実測値の分布図を図32に示す。

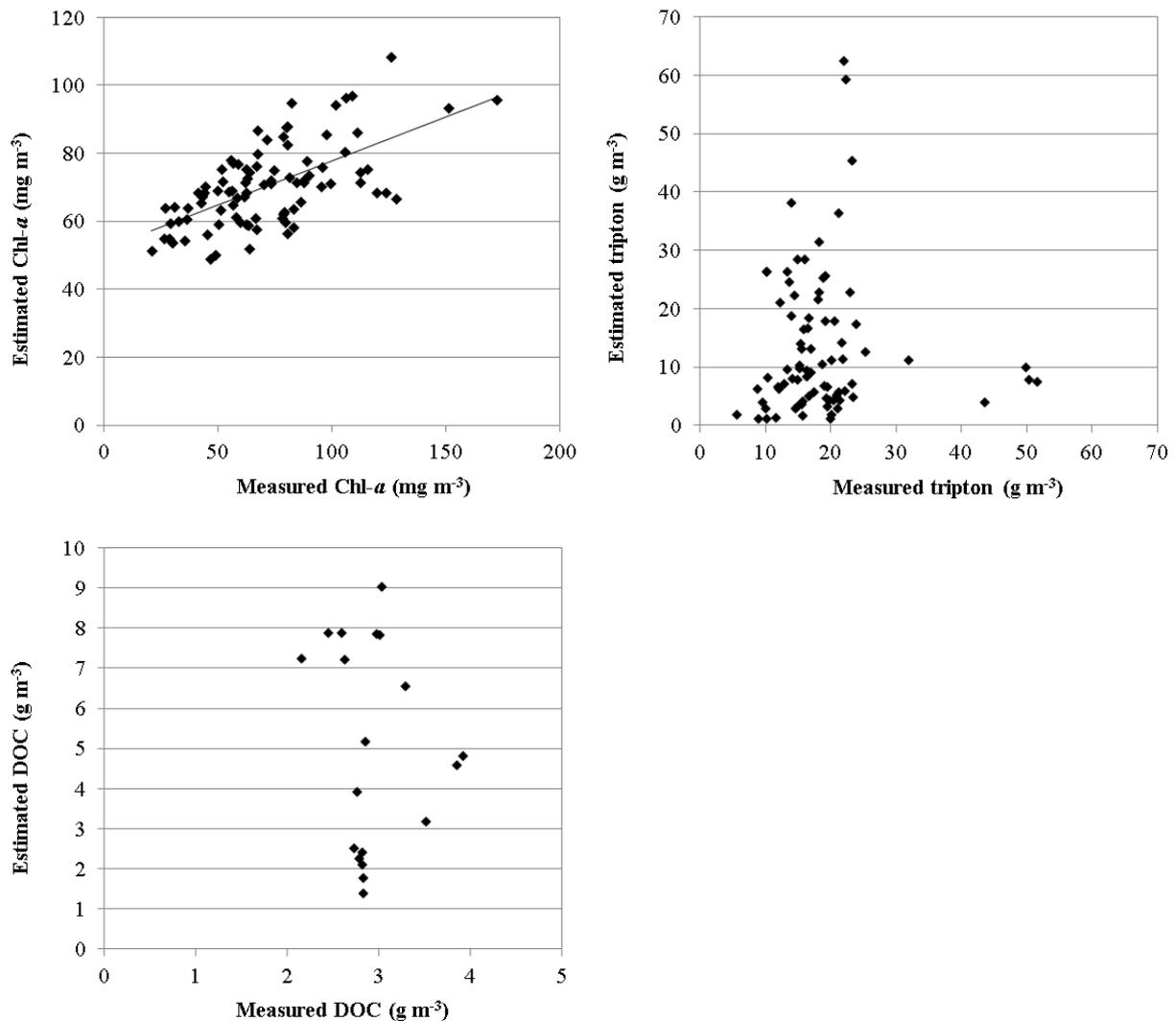


図32. Chl-a濃度（左上）、トリプトン濃度（右上）、DOC濃度（左下）の推定値と実測値の分布図（霞ヶ浦）

Chl-a濃度の推定値は、実測値と有意な相関を示し（ $N = 91$ 、 $R = 0.63$ 、 $p > 0.001$ ）、SAMO-LUT法によりChl-a濃度の変動を表現できる事が確認された。SAMO-LUT法によるChl-a濃度の推定精度は、RMSEとして23.4 mg m⁻³であった。一方、トリプトン濃度およびDOC濃度の実測値と推定値の間に、有意な相関は確認されなかった。この様な、トリプトン濃度、DOC濃度の推定精度の低さは、Statistical-modelによる透明度の推定精度の低下に寄与したと考えられる。

トリプトン濃度とDOC濃度の推定精度が低くなった理由としては、大気補正のエラーおよびSAMO-LUT法による水中成分濃度推定モデルのエラーの二つが考えられる。しかし、SAMO-LUT

法により、現地の反射スペクトルから水中成分濃度を推定した結果、良好な結果が得られている（4-（1））。そのため、衛星画像データとしての反射スペクトルを、現地の反射スペクトルに変換する大気補正に問題があると考えられる。透明度の推定に用いたBand-modelは、SAMO-LUT法と同じバンドを使用しており、良好な推定結果を得ている。Band-modelの良好な結果は、各バンドの反射率に問題があったとする上記考察と矛盾するが、これは恐らく、大気補正のエラーに対する感度が、Band-modelとSAMO-LUT法で異なるためと考えられる。今後は、大気補正について更なる検討、改良が必要と考えられる。

琵琶湖のSt. 12B、15Bおよび17Bにおける、水中成分濃度の実測データと推定結果をChl-a濃度（図33）、DOC濃度（図34）について比較した。トリプトン濃度は、琵琶湖のSS濃度が非常に低く、その正確な実測値が公開されていないため、実測値と推定結果の比較は行わなかった。Chl-a濃度は実測値、推定値ともに、数～十数 mg m^{-3} と、同程度の濃度を示した。しかし、2007年12月の各地点で実測値と推定値のピークが一致したことを除き、その経時変化は一致しなかった。DOC濃度の推定値は、全データで実測値の4-85%の値を示し、本研究で用いた手法は、DOC濃度を過小評価することが確認された。また、実測値、推定値それぞれ異なる経時変動を示していた。

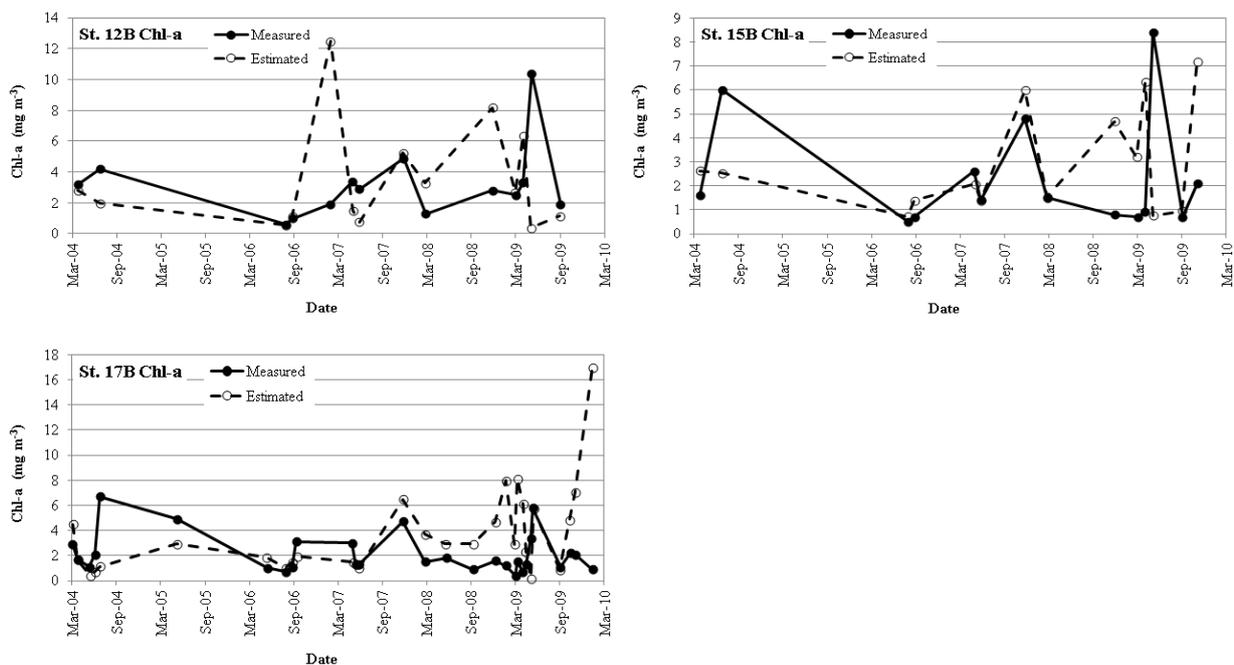


図33. Chl-a濃度の実測値と推定値の比較（琵琶湖）

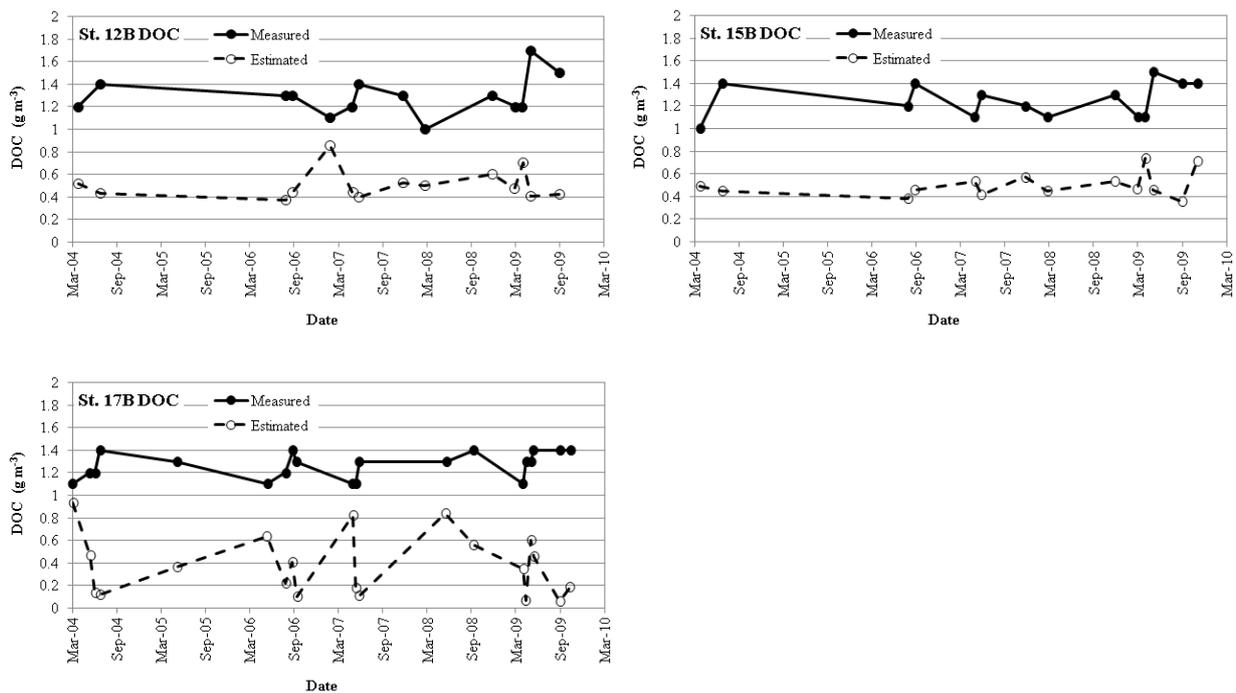


図34. DOC濃度の実測値と推定値の比較（琵琶湖）

水中成分濃度の、実測値と推定値の分布図を図35に示す。Chl-a濃度、DOC濃度共に、実測値と推定値で有意な相関を示さなかった。以上の結果から、MERIS case II water processorによる琵琶湖のChl-a濃度の推定およびMERIS case II water processorで得た a_{CDOM} と、式4を用いたDOC濃度の推定が、困難であることが確認された。

琵琶湖におけるChl-a濃度およびDOC濃度の推定結果は、透明度と同様にバンド5/バンド3のRrs比によるデータの選別を行っている。そのため両成分の推定において、大気補正のエラーが影響した可能性は低い。Chl-a濃度およびDOC濃度を得るための a_{CDOM} の推定に用いたMERIS case II water processorは、琵琶湖と同様にCase II水域に分類されるヨーロッパの湖沼で広く使われている、一般的なアルゴリズムである。しかし、琵琶湖の水中成分の光学特性と濃度の関係は、ヨーロッパの場合と異なる可能性がある。そのため、アルゴリズムのエラーが、Chl-a濃度やDOC濃度の推定における低いパフォーマンスに影響した可能性がある。今後は、琵琶湖固有のChl-a濃度/DOC濃度の推定アルゴリズムを検討する必要があると思われる。

実測値と推定値の差に影響を及ぼした他の要因としては、実測値と衛星画像データが有する、光学および濃度情報の深度範囲が考えられる。Chl-a濃度およびDOC濃度の実測値は、表層水から得られている。一方、衛星画像データが有する水面からの反射スペクトルは、光が届く水深までの水柱から水面上まで反射してきた（すなわち、水柱で積算された）光学情報である。琵琶湖のChl-a濃度は、霞ヶ浦と異なり水柱で不均一に分布している。成層する時期は、表層の数倍のChl-a濃度が表層以深で確認されている（4 - (9) - 1）。この様に、水中成分が鉛直方向に不均一な分布を示す場合、実測される表層濃度と、衛星画像データが有する、濃度を反映した水柱積算光学情報の間に、大きな差が生じる。そのため、実測値と衛星画像データが有する、光学および濃度情報の深度範囲の違いも、琵琶湖におけるChl-a濃度、DOC濃度の実測値/推定値間の差に、

影響したと考えられる。

DOC濃度の実測値/推定値の差に関しては、 a^*_{CDOM} の変動の影響も考えられる。本研究の a^*_{CDOM} は、実測結果から定数として設定したが、その時・空間変動に関する検討は不十分である。霞ヶ浦に関しては、空間的に変動することが分かっており、空間を分割することで精度の高い a^*_{CDOM} を設定することが可能であった（4 - (8) - 1）。したがって、琵琶湖の実際の a^*_{CDOM} が時・空間的に変動していた場合、式4の a^*_{CDOM} も、時期や水域を考慮して設定する必要がある。今後は、琵琶湖の水中成分濃度を推定するため、水中成分の鉛直分布や a^*_{CDOM} の変動を考慮した、琵琶湖に適した濃度推定アルゴリズムの検討が必要と思われる。

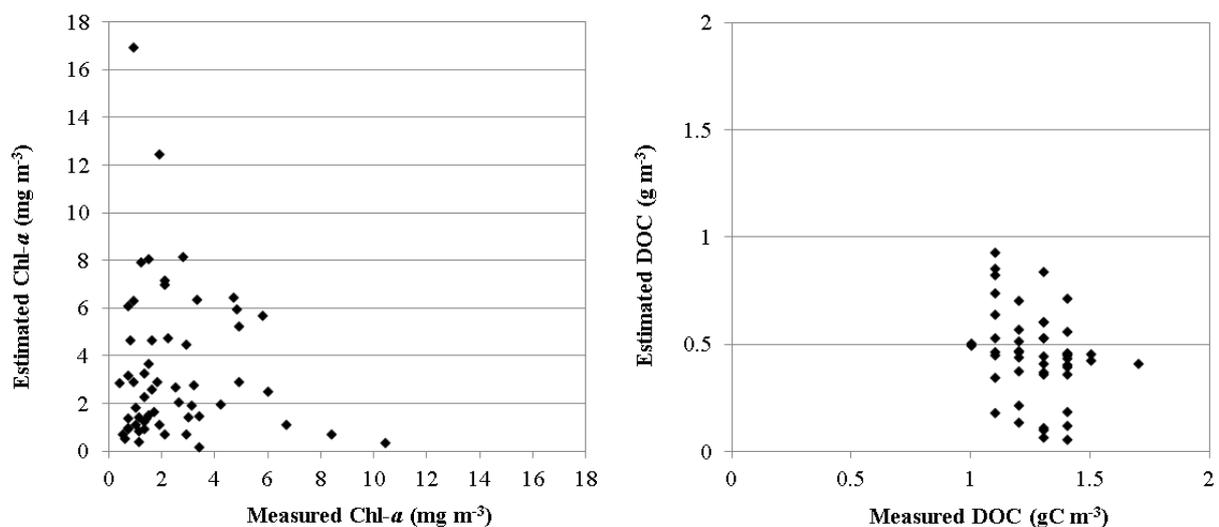


図35. Chl-a濃度（左）、DOC濃度（右）の推定値と実測値の分布図（琵琶湖）。

（6）透明度変化特性の解析と成分寄与の評価

透明度変動にどの成分変動の影響が大きいかを検討した。解析にはGlobal sensitivity analysis (GSA)を用いた。この方法は、推定式と各成分の変動幅が与えられた時、Monte Carlo法により各成分の変動がどの程度推定値の変動をもたらすかを統計的に解析するものである。表10には各データセットにおけるクロロフィルa、トリプトン、CDOMの変動幅を示す。変動割合の推定結果を、準解析モデルについては図36に、Statistical-modelについては図37に示す。

Statistical-modelでは、それぞれのデータセットに対する透明度推定式が大きく異なるため、変動割合の推定結果はそれぞれで異なっている。特に、CDOMの影響が大きく見えるケースがあるところに特徴がある。一方、準解析モデルでは、どのケースでも、トリプトン、クロロフィルa、CDOMの順番に影響割合が低下する。こちらの方式の方が、SIOPsの与え方などの問題は残るものの、影響割合評価に際しては適切な答えを出しているのではないかと考えられる。

表10. 各データセットでの各成分の変動範囲

Parameters	Unit	EMC	EMC	EMC	NIES	IBARAKI
		7/8/2008	1/9/2009	15/12/2009	1988-2002	1988-2009
		N=25	N=26	N=26	N=1616	N=575
SD	m	[0.5 - 0.75]	[0.3 - 0.7]	[0.45 - 0.95]	[0.2 - 3.8]	[0.1 - 2.5]
Chl-a	μgl^{-1}	[45 - 133]	[39 - 118]	[45 - 82]	[1 - 352]	[5.6 - 288.8]
Tripton	mgl^{-1}	[5 - 15]	[11 - 53]	[1.5 - 20]	[0 - 78.6]	[0 - 43.7]
a_{CDOM(440),DOC}	mgl^{-1}	[0.8 - 1.8]	[0.8 - 1.8]	[0.6 - 1.5]	[1.2 - 7.7]	[1.8 - 7.9]

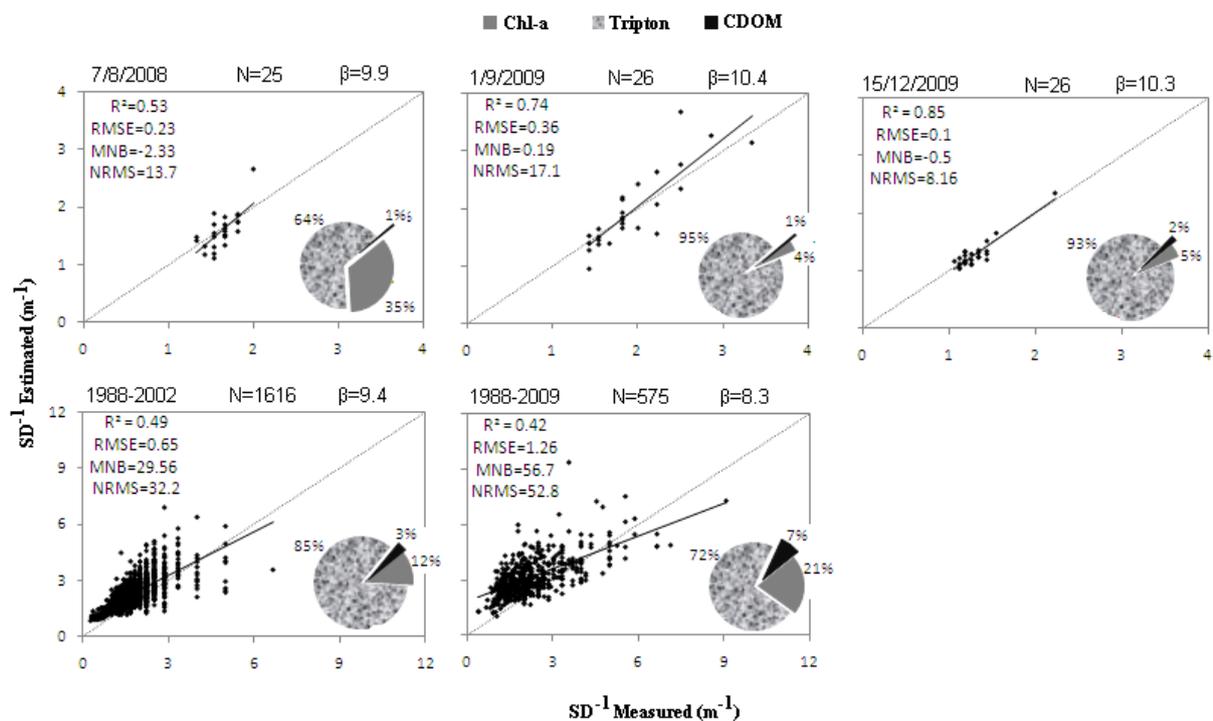


図36. 実測の透明度と準解析モデルで推定された透明度の比較。透明度変動に占める各成分の影響割合も合わせて示す

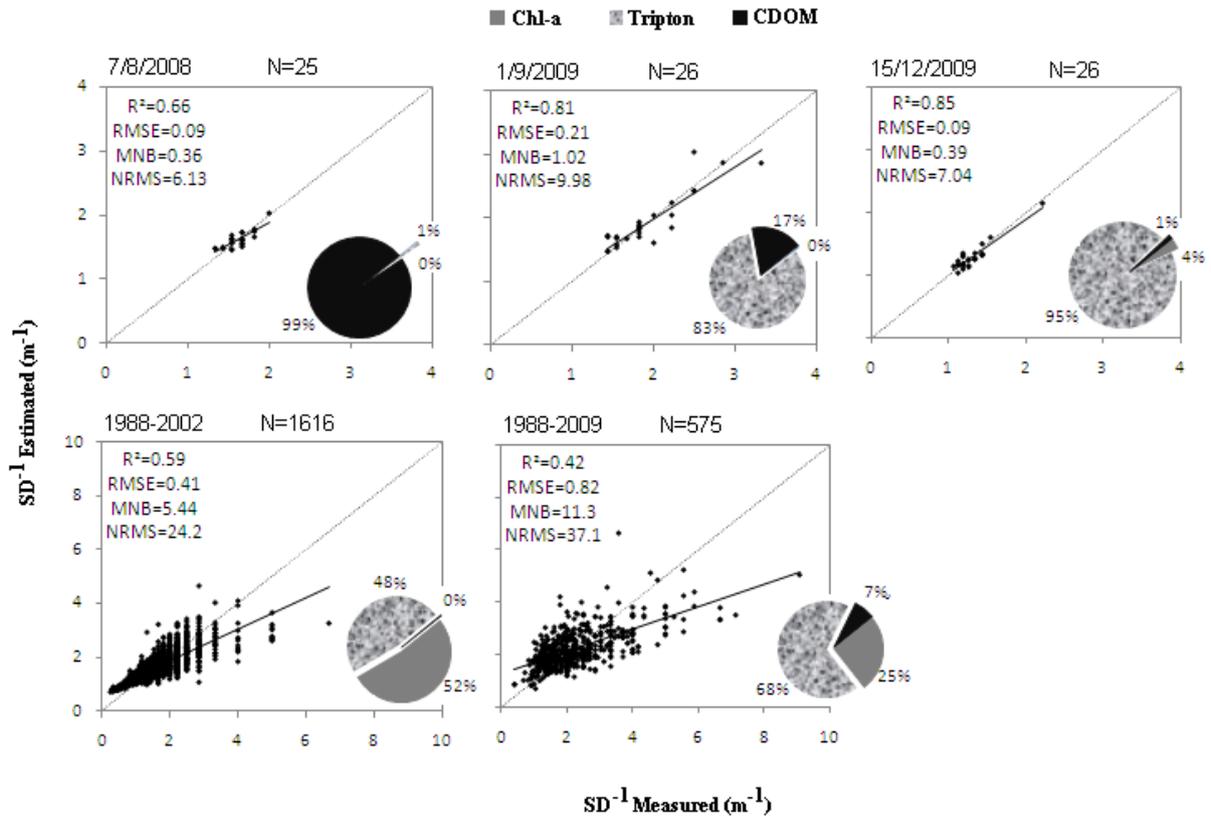


図37. 実測の透明度とStatistical-modelで推定された透明度の比較。透明度変動に占める各成分の影響割合を示す

(7) 透明度推定結果をもとにした、水質改善方法の提案

図38には、琵琶湖、霞ヶ浦において、Statistical-model、解析モデルを利用して得られた各成分の透明度の逆数への寄与割合を示す。

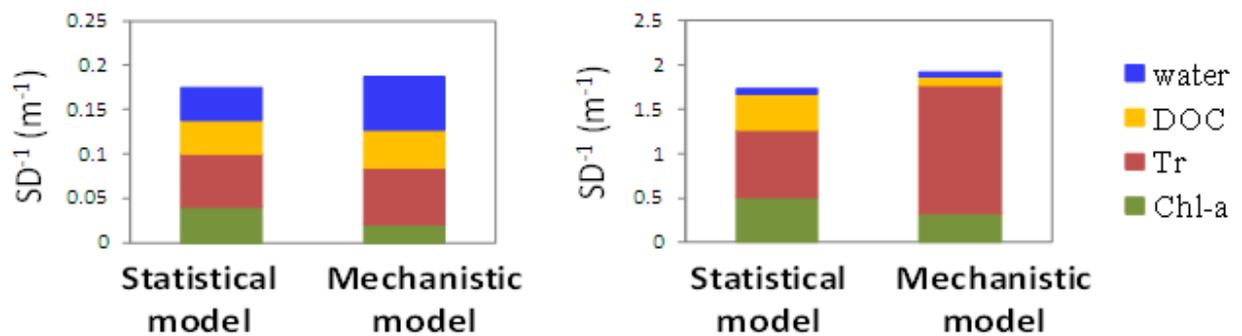


図38. 琵琶湖（左）と霞ヶ浦（右）における、透明度に寄与する割合の比較

琵琶湖においては両モデルともトリプトンの寄与率が35%程度となる。霞ヶ浦ではトリプトンの寄与がStatistical-modelで43%、解析モデルで75%と推定された。これらから、トリプトンが両湖において、透明度への寄与が最も大きくなったが、これは既往の論文でも指摘されたことと一致している。琵琶湖では流域から運ばれた懸濁物、霞ヶ浦では巻き上がった底泥などがその原因物

質と考えられ、流域からの懸濁物を効率的に除去できる内湖や巻き上げ量を抑える沈水植物の繁茂などが透明度改善に効果的と推測された。トリプトンに次いで寄与が大きい成分は、琵琶湖の解析モデルを除くと、Chl-aの寄与が大きい。栄養塩対策が重要であること示している。琵琶湖では、CDOMの寄与も無視できなく、特に流入水中の溶存有機物質の影響と考えられるが、それらの多くは自然起源であることから、その削減は簡単ではないと推測される。

(8) 水中粒子の光吸収、散乱特性の測定とモデル化

1) 特定吸収係数の時・空間変動

各水中基本成分の特定吸収係数の変動として、空間(地点間)変動を図39に、時間変動を図40に示す。

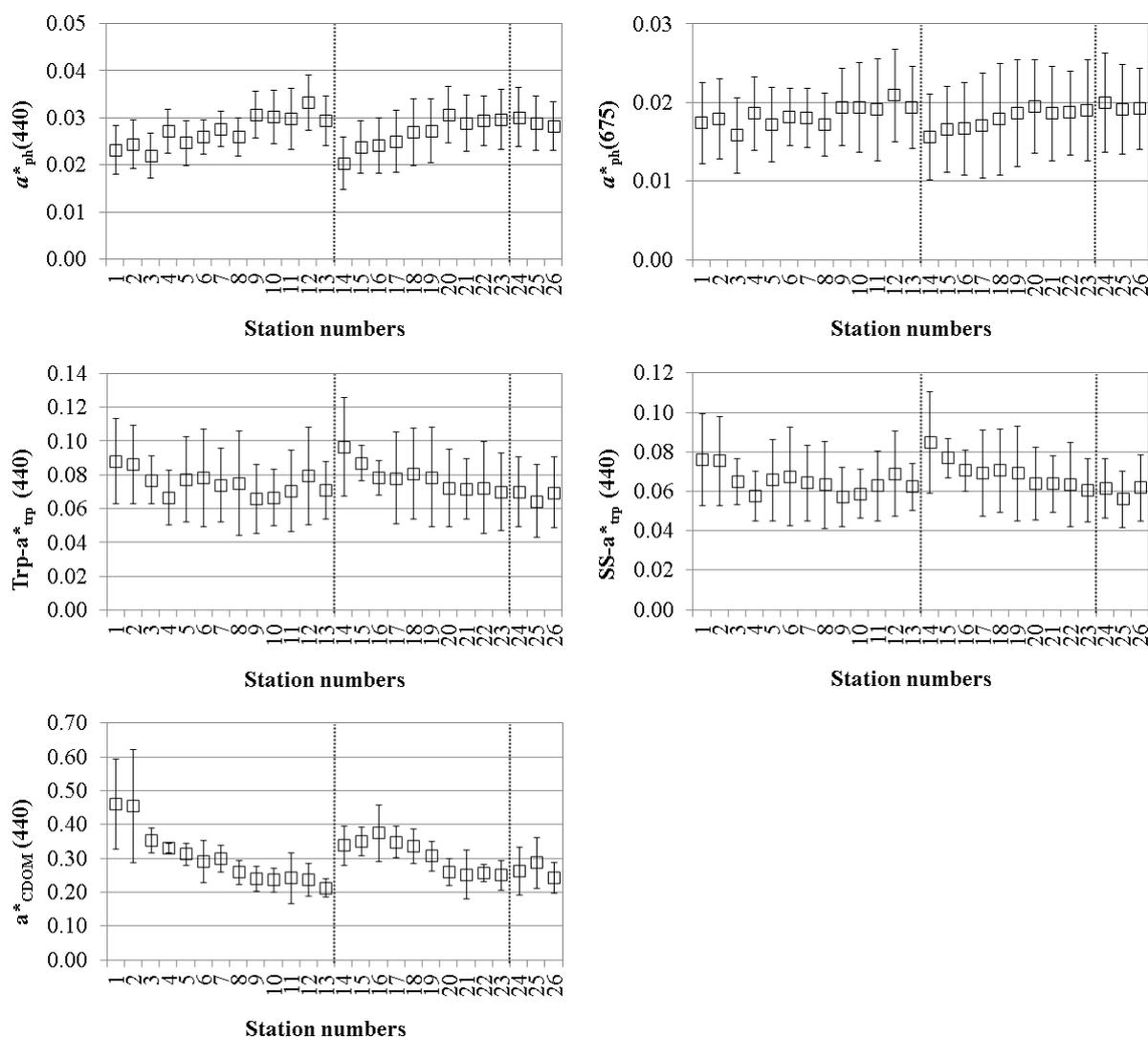


図39. $a^*_{ph}(440)$ 、 $a^*_{ph}(675)$ 、 $Trp-a^*_{trp}(440)$ 、 $SS-a^*_{trp}(440)$ および $a^*_{CDOM}(440)$ の空間変動。霞ヶ浦の3つの異なる水域は、St.13-14、St.23-24の間の破線により分ける。

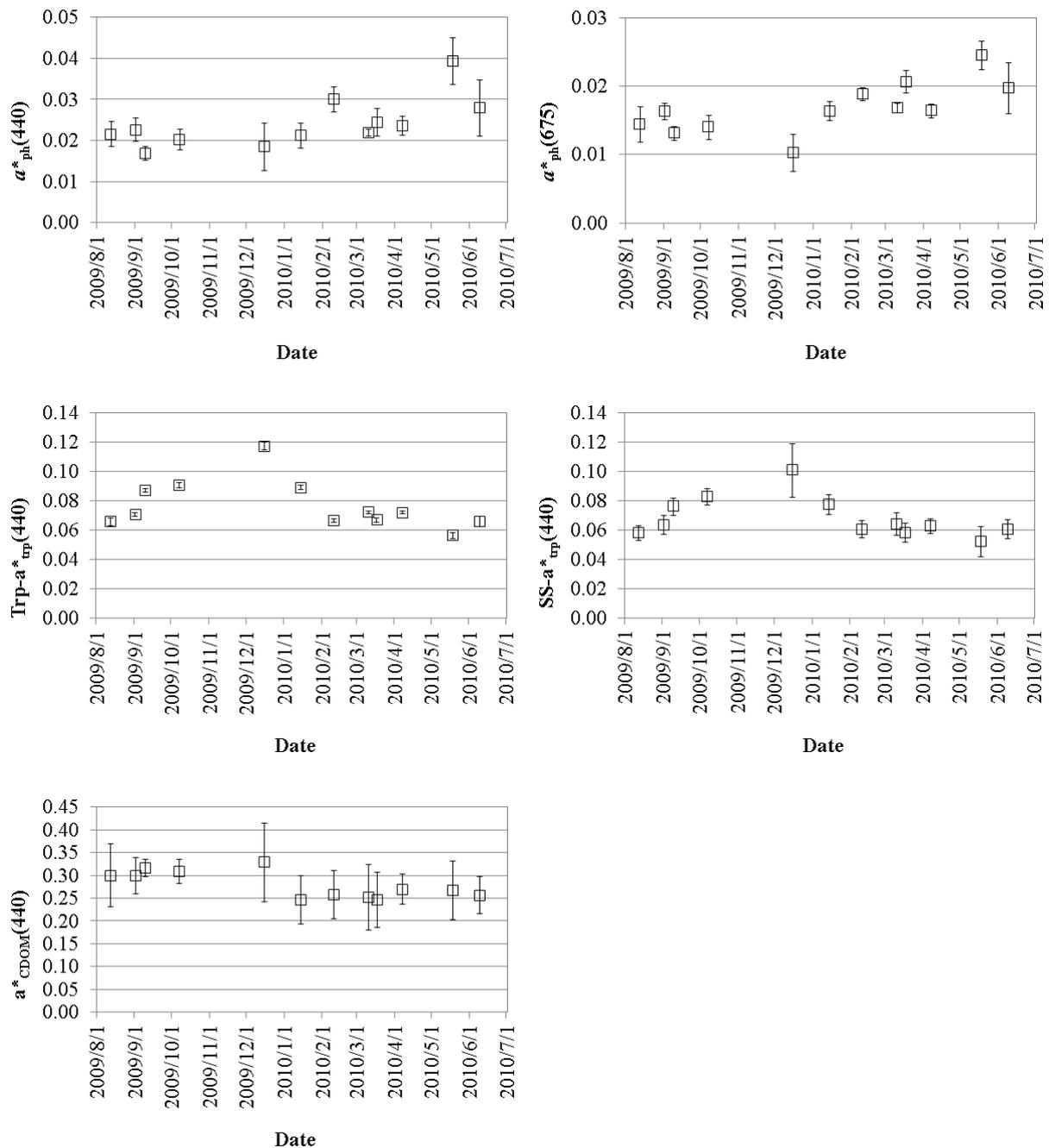


図40. $a^*_{ph}(440)$ 、 $a^*_{ph}(675)$ 、 $Trp-a^*_{trp}(440)$ 、 $SS-a^*_{trp}(440)$ および $a^*_{CDOM}(440)$ の時間変動

各種モデルに用いられている、重要な波長の値 (a^*_{ph} ; 440、675 nm、 a^*_{trp} ; 440 nm、 a^*_{CDOM} ; 440 nm) について各特定吸収係数の変動を解析した。 $a^*_{ph}(440)$ および $a^*_{ph}(675)$ の空間変動は、上流域(観測点(St.) 1-8、およびSt. 14-19)に比較して、下流域(St. 9-13、およびSt. 20-26)で比較的高い値を示したが、分散分析の結果、有意な空間変動は確認されなかった。これは各地点におけるエラーバーが、地点間との差よりも大きいためである。一方、 $a^*_{ph}(440)$ は、夏季(8月)から初春(4月)にかけて、ほぼ一定の値を示し、 $0.017-0.030 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1}$ であった。その後、5月に非常に高い値($0.039 \pm 0.006 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1}$)を示し、6月には値が減少した。分散分析の結果、有意($P < 0.001$)な季節変動が認められた。

Trp- a^*_{trp} (440)、SS- a^*_{trp} (440)ともに、上流から下流にかけて減少する傾向にあったが、観測点ごとの変動が大きく、有意な変動は確認されなかった。Trp- a^*_{trp} (440)、SS- a^*_{trp} (440)の季節変動は、夏季(8月)から秋季(10月)にかけほぼ一定の値(0.030-0.038 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)、12月から1月にかけて高い値(0.051-0.040 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)、2月以降は低い、ほぼ一定の値(0.027-0.035 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)を示した。以上の時間変動はSS- a^*_{trp} (440)にも認められた。分散分析の結果、Trp- a^*_{trp} (440)、SS- a^*_{trp} (440)ともに有意($P < 0.01$)な季節変動が認められ、冬季(12-1月)に他の季節よりも高い値を示すことが確認された。以上から、Trp- a^*_{trp} (440)およびSS- a^*_{trp} (440)の変動は、主に季節的な要因に支配されている事が確認された。

a^*_{CDOM} (440)は a^*_{ph} (440)、 a^*_{trp} (440)と異なり、一年を通して一定の値(0.37-0.50 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)を示し、分散分析においても有意な時間変動は確認されなかった。一方で、上流から下流へかけた有意($P < 0.01$)な減少が確認された。

2) 特定吸収係数のパラメタリゼーション

各水中成分の特定吸収係数は、吸収係数と成分濃度をつなぐ重要なパラメーターとして、多種のモデルに用いられている。パラメタリゼーションした特定吸収係数の波長は、モデルでの重要性を考慮し、 a^*_{ph} で440 nmと675 nm、Trp- a^*_{trp} 、SS- a^*_{trp} および a^*_{CDOM} で440 nmとした。

a^*_{ph} (440)、 a^*_{ph} (675)、Trp- a^*_{trp} (440)およびSS- a^*_{trp} (440)は、有意な時間変動を示したため(4- (8) - 1)、時期を分けてパラメタリゼーションを行った(表11)。各特定吸収係数において、時期を分けることにより、変動の小さいパラメーターを得られた。

a^*_{CDOM} (440)は空間変動を示し、高浜入り(St. 1およびSt. 2)で他水域よりも有意に高い値を示したため(4- (8) - 1)、高浜入りと他水域に分けて a^*_{CDOM} (440)のパラメタリゼーションを行った(表11)。その結果、高浜入りと他水域で大きく異なる a^*_{CDOM} (440)が得られた。特に、高浜入りの a^*_{CDOM} (440)は、全データの平均値の約1.6倍の値を示した。以上の結果は、霞ヶ浦で a^*_{CDOM} (440)をモデルの係数として用いる場合、空間変動を考慮することが非常に重要であることを示している。高浜入りの a^*_{CDOM} (440)は、大きな変動を示したが、これは腐植物質といった陸起源CDOMの、河川を介した流入が季節によって大きく変動することによると考えられる。しかし、St. 1およびSt. 2は、高浜入り奥のごく一部であり、その他水域は霞ヶ浦の大半を占める。以上から、本研究により高浜入りを除いた霞ヶ浦の広範囲の水域で、変動の少ない a^*_{CDOM} (440)が得られた。

表11. 各特定吸収係数で得られたパラメーター

変動		全データ平均	Aug. 2009-April. 2010 and Jun. 2010	May 2010
a^*_{ph} (440)	時間変動 (5月に高い)	0.028±0.009	0.025±0.005	0.043±0.007
a^*_{ph} (675)		0.018±0.005	0.016±0.003	0.025±0.002
		全データ平均	Sep. 2009-Jan. 2010	Aug. 2009 and Feb.-Jun. 2010
SS- a^*_{trp} (440)	時間変動 (9-1月に高い)	0.067±0.014 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$	0.082±0.018 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$	0.058±0.009 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$
Trp- a^*_{trp} (440)		0.079±0.022 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$	0.094±0.023 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$	0.066±0.011 $\text{m}^2 \text{g}^{-1}$

表11. 各特定吸収係数で得られたパラメーター (つづき)

変動	全データ平均	上流域 (St. 1、 2)	下流域 (St. 3-26)
$a^*_{\text{CDOM}}(440)$ 空間変動 (上流で高い)	$0.294 \pm 0.083 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$	$0.459 \pm 0.151 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$	$0.284 \pm 0.065 \text{ m}^2 \text{ gC}^{-1}$

表12-1, 12-2には、本研究で得られた、霞ヶ浦における各波長の特定吸収係数一覧をまとめる。 $a^*_{\text{ph}}(\lambda)$ 、 $a^*_{\text{trp}}(\lambda)$ については時間変動を、 $a^*_{\text{CDOM}}(\lambda)$ は空間変動を考慮してある。

表12-1. 霞ヶ浦の $a^*_{\text{ph}}(\lambda)$ 一覧 (All season other than May)

Wavelength (nm)	$a^*_{\text{trp}}(\lambda)$	標準偏差	Wavelength (nm)	$a^*_{\text{trp}}(\lambda)$	標準偏差
350	0.011	0.005	526	0.009	0.003
354	0.011	0.005	530	0.008	0.002
358	0.011	0.004	534	0.007	0.002
362	0.012	0.004	538	0.007	0.002
366	0.012	0.004	542	0.007	0.002
370	0.013	0.004	546	0.006	0.002
374	0.014	0.004	550	0.006	0.002
378	0.015	0.004	554	0.005	0.002
382	0.016	0.004	558	0.005	0.002
386	0.016	0.004	562	0.005	0.002
390	0.017	0.004	566	0.005	0.002
394	0.017	0.004	570	0.005	0.002
398	0.018	0.004	574	0.005	0.002
402	0.018	0.004	578	0.005	0.002
406	0.019	0.004	582	0.005	0.002
410	0.020	0.005	586	0.005	0.002
414	0.021	0.005	590	0.006	0.002
418	0.022	0.005	594	0.006	0.002
422	0.022	0.005	598	0.006	0.002
426	0.023	0.005	602	0.006	0.002
430	0.024	0.005	606	0.006	0.002
434	0.025	0.005	610	0.007	0.002
438	0.025	0.005	614	0.007	0.002
442	0.025	0.005	618	0.007	0.002
446	0.023	0.005	622	0.008	0.002
450	0.022	0.005	626	0.008	0.002
454	0.020	0.005	630	0.008	0.002
458	0.019	0.004	634	0.008	0.002
462	0.019	0.004	638	0.008	0.002
466	0.018	0.004	642	0.008	0.002

470	0.018	0.004	646	0.008	0.002
474	0.017	0.004	650	0.008	0.002
478	0.016	0.004	654	0.008	0.002
482	0.016	0.004	658	0.009	0.002
486	0.016	0.004	662	0.011	0.002
490	0.016	0.004	666	0.013	0.002
494	0.015	0.004	670	0.015	0.003
498	0.015	0.004	674	0.016	0.003
502	0.014	0.003	678	0.016	0.003
506	0.013	0.003	682	0.016	0.003
510	0.012	0.003	686	0.014	0.003
514	0.011	0.003	690	0.011	0.002
518	0.010	0.003	694	0.007	0.001
522	0.009	0.003	698	0.005	0.001

表12-2. 霞ヶ浦の $a^*_{ph}(\lambda)$ 一覧 (May)

Wavelength (nm)	$a^*_{CDOM}(\lambda)$	標準偏差	Wavelength (nm)	$a^*_{CDOM}(\lambda)$	標準偏差
350	0.017	0.005	526	0.016	0.004
354	0.017	0.005	530	0.015	0.003
358	0.017	0.005	534	0.014	0.003
362	0.018	0.005	538	0.013	0.003
366	0.018	0.005	542	0.012	0.003
370	0.020	0.005	546	0.011	0.002
374	0.021	0.005	550	0.010	0.002
378	0.023	0.005	554	0.009	0.002
382	0.024	0.005	558	0.008	0.002
386	0.025	0.005	562	0.008	0.001
390	0.026	0.005	566	0.007	0.001
394	0.026	0.005	570	0.007	0.001
398	0.027	0.005	574	0.008	0.001
402	0.029	0.005	578	0.008	0.001
406	0.030	0.006	582	0.008	0.001
410	0.032	0.006	586	0.008	0.001
414	0.034	0.006	590	0.009	0.001
418	0.036	0.006	594	0.009	0.001
422	0.037	0.006	598	0.009	0.001
426	0.039	0.006	602	0.009	0.001
430	0.040	0.007	606	0.010	0.001
434	0.042	0.007	610	0.010	0.001
438	0.043	0.007	614	0.011	0.001
442	0.043	0.007	618	0.011	0.001
446	0.041	0.007	622	0.012	0.001
450	0.038	0.007	626	0.012	0.001
454	0.036	0.007	630	0.013	0.001

458	0.034	0.007	634	0.013	0.001
462	0.033	0.006	638	0.013	0.001
466	0.032	0.006	642	0.013	0.001
470	0.031	0.006	646	0.012	0.001
474	0.030	0.006	650	0.012	0.001
478	0.029	0.006	654	0.013	0.001
482	0.029	0.006	658	0.014	0.001
486	0.029	0.006	662	0.016	0.001
490	0.028	0.006	666	0.020	0.002
494	0.028	0.005	670	0.023	0.002
498	0.027	0.005	674	0.025	0.002
502	0.025	0.005	678	0.026	0.002
506	0.024	0.005	682	0.025	0.002
510	0.022	0.004	686	0.022	0.002
514	0.021	0.004	690	0.017	0.001
518	0.019	0.004	694	0.012	0.001
522	0.018	0.004	698	0.008	0.001

表13-1. 霞ヶ浦のTrp-a*_{trp}(λ)一覧(Sep.-Jan.)

Wavelength (nm)	a* _{trp} (λ)	標準偏差	Wavelength (nm)	a* _{trp} (λ)	標準偏差
350	0.183	0.050	526	0.047	0.011
354	0.179	0.049	530	0.045	0.011
358	0.175	0.047	534	0.044	0.010
362	0.170	0.045	538	0.043	0.010
366	0.166	0.044	542	0.042	0.010
370	0.161	0.042	546	0.041	0.010
374	0.157	0.041	550	0.040	0.009
378	0.153	0.039	554	0.039	0.009
382	0.148	0.037	558	0.038	0.009
386	0.144	0.036	562	0.037	0.009
390	0.140	0.035	566	0.036	0.008
394	0.137	0.034	570	0.035	0.008
398	0.133	0.033	574	0.035	0.008
402	0.130	0.032	578	0.035	0.008
406	0.126	0.031	582	0.034	0.008
410	0.123	0.030	586	0.034	0.008
414	0.120	0.029	590	0.033	0.007
418	0.116	0.028	594	0.032	0.007
422	0.112	0.027	598	0.032	0.007
426	0.108	0.026	602	0.031	0.007
430	0.104	0.025	606	0.031	0.007
434	0.099	0.024	610	0.030	0.006
438	0.095	0.023	614	0.030	0.006
442	0.092	0.022	618	0.030	0.006

446	0.088	0.021	622	0.029	0.006
450	0.084	0.020	626	0.028	0.006
454	0.082	0.020	630	0.028	0.006
458	0.078	0.019	634	0.027	0.006
462	0.075	0.018	638	0.027	0.005
466	0.073	0.018	642	0.026	0.005
470	0.071	0.017	646	0.026	0.005
474	0.068	0.017	650	0.026	0.005
478	0.067	0.016	654	0.025	0.005
482	0.065	0.016	658	0.025	0.005
486	0.063	0.016	662	0.025	0.005
490	0.061	0.015	666	0.025	0.005
494	0.059	0.014	670	0.025	0.005
498	0.057	0.014	674	0.023	0.004
502	0.055	0.014	678	0.022	0.004
506	0.054	0.013	682	0.021	0.004
510	0.052	0.013	686	0.020	0.004
514	0.050	0.012	690	0.019	0.004
518	0.049	0.012	694	0.019	0.004
522	0.048	0.012	698	0.017	0.003

表13-2. 霞ヶ浦のTrp-a*_{Trp}(λ)一覧(Feb.-Aug.)

Wavelength (nm)	a* _{CDOM} (λ)	標準偏差	Wavelength (nm)	a* _{CDOM} (λ)	標準偏差
350	0.128	0.031	526	0.034	0.006
354	0.125	0.030	530	0.033	0.006
358	0.122	0.028	534	0.033	0.006
362	0.119	0.027	538	0.032	0.006
366	0.116	0.026	542	0.031	0.006
370	0.113	0.025	546	0.030	0.006
374	0.110	0.023	550	0.030	0.005
378	0.107	0.022	554	0.029	0.005
382	0.104	0.021	558	0.029	0.005
386	0.101	0.020	562	0.028	0.005
390	0.098	0.019	566	0.028	0.005
394	0.095	0.018	570	0.027	0.005
398	0.093	0.017	574	0.027	0.005
402	0.091	0.017	578	0.027	0.005
406	0.089	0.016	582	0.026	0.005
410	0.086	0.015	586	0.026	0.004
414	0.084	0.015	590	0.026	0.004
418	0.081	0.014	594	0.025	0.004
422	0.078	0.013	598	0.025	0.004
426	0.076	0.013	602	0.025	0.004
430	0.072	0.012	606	0.024	0.004

434	0.069	0.012	610	0.024	0.004
438	0.067	0.011	614	0.024	0.004
442	0.064	0.011	618	0.023	0.004
446	0.062	0.010	622	0.023	0.004
450	0.060	0.010	626	0.023	0.004
454	0.058	0.010	630	0.023	0.004
458	0.056	0.009	634	0.022	0.004
462	0.054	0.009	638	0.022	0.003
466	0.052	0.009	642	0.021	0.003
470	0.051	0.009	646	0.020	0.003
474	0.049	0.008	650	0.020	0.003
478	0.048	0.008	654	0.020	0.003
482	0.046	0.008	658	0.019	0.003
486	0.045	0.008	662	0.019	0.003
490	0.044	0.008	666	0.019	0.003
494	0.042	0.007	670	0.018	0.003
498	0.041	0.007	674	0.018	0.003
502	0.040	0.007	678	0.017	0.003
506	0.039	0.007	682	0.016	0.002
510	0.038	0.007	686	0.016	0.002
514	0.037	0.006	690	0.016	0.002
518	0.036	0.006	694	0.015	0.002
522	0.035	0.006	698	0.015	0.002

表14-1. 霞ヶ浦のSS- $a^*_{\text{tp}}(\lambda)$ 一覧 (Sep.-Jan.)

Wavelength (nm)	$a^*_{\text{tp}}(\lambda)$	標準偏差	Wavelength (nm)	$a^*_{\text{tp}}(\lambda)$	標準偏差
350	0.160	0.043	526	0.041	0.009
354	0.157	0.042	530	0.039	0.009
358	0.153	0.040	534	0.038	0.008
362	0.149	0.038	538	0.037	0.008
366	0.145	0.037	542	0.036	0.008
370	0.141	0.035	546	0.036	0.008
374	0.137	0.034	550	0.035	0.007
378	0.133	0.032	554	0.034	0.007
382	0.129	0.031	558	0.033	0.007
386	0.126	0.029	562	0.032	0.007
390	0.122	0.028	566	0.032	0.007
394	0.119	0.027	570	0.031	0.006
398	0.116	0.026	574	0.031	0.006
402	0.114	0.025	578	0.030	0.006
406	0.110	0.025	582	0.030	0.006
410	0.108	0.024	586	0.029	0.006
414	0.104	0.023	590	0.029	0.006
418	0.101	0.022	594	0.028	0.006

422	0.098	0.021	598	0.028	0.005
426	0.094	0.020	602	0.027	0.005
430	0.090	0.020	606	0.027	0.005
434	0.087	0.019	610	0.026	0.005
438	0.083	0.018	614	0.026	0.005
442	0.080	0.018	618	0.026	0.005
446	0.077	0.017	622	0.025	0.005
450	0.074	0.016	626	0.025	0.005
454	0.071	0.016	630	0.025	0.004
458	0.068	0.015	634	0.024	0.004
462	0.066	0.015	638	0.023	0.004
466	0.064	0.014	642	0.023	0.004
470	0.062	0.014	646	0.022	0.004
474	0.060	0.013	650	0.022	0.004
478	0.058	0.013	654	0.022	0.004
482	0.057	0.013	658	0.022	0.004
486	0.055	0.013	662	0.022	0.004
490	0.053	0.012	666	0.022	0.004
494	0.051	0.012	670	0.021	0.004
498	0.050	0.011	674	0.020	0.003
502	0.048	0.011	678	0.019	0.003
506	0.047	0.011	682	0.018	0.003
510	0.046	0.010	686	0.018	0.003
514	0.044	0.010	690	0.017	0.003
518	0.043	0.010	694	0.016	0.003
522	0.042	0.009	698	0.015	0.003

表14-2. 霞ヶ浦のSS-a*_{TP}(λ)一覧 (Feb.-Aug.)

Wavelength (nm)	a* _{CDOM} (λ)	標準偏差	Wavelength (nm)	a* _{CDOM} (λ)	標準偏差
350	0.113	0.027	526	0.030	0.005
354	0.111	0.026	530	0.029	0.005
358	0.108	0.025	534	0.029	0.005
362	0.105	0.023	538	0.028	0.005
366	0.103	0.022	542	0.028	0.005
370	0.100	0.021	546	0.027	0.005
374	0.097	0.020	550	0.027	0.005
378	0.094	0.019	554	0.026	0.004
382	0.091	0.018	558	0.025	0.004
386	0.089	0.017	562	0.025	0.004
390	0.086	0.016	566	0.025	0.004
394	0.084	0.015	570	0.024	0.004
398	0.082	0.014	574	0.024	0.004
402	0.080	0.014	578	0.024	0.004
406	0.078	0.013	582	0.023	0.004

410	0.076	0.013	586	0.023	0.004
414	0.074	0.012	590	0.023	0.004
418	0.072	0.012	594	0.022	0.004
422	0.069	0.011	598	0.022	0.004
426	0.067	0.011	602	0.022	0.003
430	0.064	0.010	606	0.022	0.003
434	0.061	0.010	610	0.021	0.003
438	0.059	0.009	614	0.021	0.003
442	0.057	0.009	618	0.021	0.003
446	0.055	0.009	622	0.021	0.003
450	0.053	0.008	626	0.020	0.003
454	0.051	0.008	630	0.020	0.003
458	0.049	0.008	634	0.019	0.003
462	0.047	0.008	638	0.019	0.003
466	0.046	0.007	642	0.019	0.003
470	0.045	0.007	646	0.018	0.003
474	0.043	0.007	650	0.018	0.003
478	0.042	0.007	654	0.018	0.003
482	0.041	0.007	658	0.017	0.003
486	0.040	0.007	662	0.017	0.002
490	0.038	0.006	666	0.017	0.002
494	0.037	0.006	670	0.016	0.002
498	0.036	0.006	674	0.016	0.002
502	0.035	0.006	678	0.015	0.002
506	0.034	0.006	682	0.014	0.002
510	0.033	0.006	686	0.014	0.002
514	0.032	0.005	690	0.014	0.002
518	0.032	0.005	694	0.013	0.002
522	0.031	0.005	698	0.013	0.002

表15-1. 霞ヶ浦の $a^*_{\text{CDOM}}(\lambda)$ 一覧 (St. 1および2)

Wavelength (nm)	$a^*_{\text{CDOM}}(\lambda)$	標準偏差	Wavelength (nm)	$a^*_{\text{CDOM}}(\lambda)$	標準偏差
350	1.816	0.507	526	0.159	0.069
354	1.708	0.481	530	0.153	0.068
358	1.611	0.458	534	0.147	0.061
362	1.509	0.433	538	0.141	0.064
366	1.418	0.410	542	0.136	0.059
370	1.334	0.388	546	0.130	0.058
374	1.251	0.363	550	0.127	0.056
378	1.174	0.340	554	0.119	0.054
382	1.105	0.326	558	0.115	0.052
386	1.037	0.302	562	0.110	0.051
390	0.973	0.283	566	0.104	0.050
394	0.919	0.272	570	0.103	0.050

398	0.866	0.254	574	0.097	0.046
402	0.818	0.239	578	0.095	0.044
406	0.769	0.230	582	0.090	0.042
410	0.721	0.212	586	0.087	0.044
414	0.682	0.204	590	0.082	0.039
418	0.642	0.193	594	0.082	0.039
422	0.605	0.188	598	0.075	0.036
426	0.568	0.179	602	0.071	0.037
430	0.537	0.171	606	0.072	0.036
434	0.502	0.161	610	0.067	0.032
438	0.470	0.152	614	0.064	0.033
442	0.448	0.150	618	0.063	0.034
446	0.421	0.143	622	0.061	0.031
450	0.398	0.137	626	0.060	0.028
454	0.380	0.132	630	0.061	0.031
458	0.357	0.127	634	0.057	0.029
462	0.339	0.122	638	0.053	0.027
466	0.322	0.116	642	0.052	0.028
470	0.306	0.114	646	0.049	0.026
474	0.290	0.108	650	0.049	0.026
478	0.278	0.107	654	0.047	0.023
482	0.263	0.101	658	0.045	0.024
486	0.252	0.099	662	0.043	0.021
490	0.243	0.097	666	0.044	0.024
494	0.230	0.093	670	0.042	0.021
498	0.221	0.087	674	0.039	0.019
502	0.209	0.086	678	0.038	0.020
506	0.200	0.080	682	0.037	0.020
510	0.193	0.080	686	0.035	0.020
514	0.182	0.075	690	0.031	0.016
518	0.176	0.074	694	0.030	0.016
522	0.167	0.072	698	0.029	0.017

表15-2. 霞ヶ浦の $a^*_{CDOM}(\lambda)$ 一覧 (St. 1および2を除くその他水域)

Wavelength (nm)	$a^*_{CDOM}(\lambda)$	標準偏差	Wavelength (nm)	$a^*_{CDOM}(\lambda)$	標準偏差
350	1.134	0.216	526	0.098	0.030
354	1.065	0.204	530	0.093	0.029
358	1.000	0.193	534	0.091	0.028
362	0.936	0.183	538	0.086	0.027
366	0.878	0.172	542	0.083	0.026
370	0.825	0.163	546	0.080	0.026
374	0.774	0.154	550	0.076	0.025
378	0.726	0.144	554	0.073	0.024
382	0.683	0.137	558	0.070	0.023

386	0.641	0.129	562	0.068	0.022
390	0.603	0.122	566	0.066	0.022
394	0.569	0.115	570	0.063	0.021
398	0.537	0.109	574	0.061	0.021
402	0.508	0.105	578	0.059	0.020
406	0.479	0.099	582	0.056	0.020
410	0.450	0.094	586	0.054	0.019
414	0.424	0.090	590	0.052	0.019
418	0.400	0.085	594	0.050	0.018
422	0.376	0.081	598	0.048	0.018
426	0.353	0.078	602	0.046	0.018
430	0.332	0.074	606	0.046	0.017
434	0.312	0.070	610	0.044	0.017
438	0.293	0.067	614	0.043	0.016
442	0.276	0.064	618	0.042	0.016
446	0.260	0.061	622	0.041	0.016
450	0.245	0.058	626	0.040	0.016
454	0.231	0.056	630	0.039	0.015
458	0.219	0.053	634	0.038	0.015
462	0.208	0.051	638	0.037	0.015
466	0.198	0.049	642	0.035	0.014
470	0.188	0.047	646	0.033	0.013
474	0.178	0.046	650	0.033	0.013
478	0.169	0.044	654	0.032	0.012
482	0.161	0.043	658	0.031	0.012
486	0.153	0.042	662	0.030	0.012
490	0.146	0.040	666	0.029	0.012
494	0.139	0.039	670	0.029	0.012
498	0.133	0.037	674	0.028	0.011
502	0.127	0.036	678	0.027	0.012
506	0.122	0.035	682	0.026	0.011
510	0.116	0.034	686	0.025	0.011
514	0.112	0.033	690	0.023	0.011
518	0.106	0.032	694	0.022	0.010
522	0.102	0.030	698	0.020	0.010

3) a^*_{ph} の変動要因

海洋の a^*_{ph} は、Chl-a濃度に伴って変動することが多く報告されている。これは水域の栄養塩状態が、Chl-a濃度の他にも、 a^*_{ph} の変動を支配するパッケージ効果と補助色素効果に影響するためである。すなわち、貧栄養な海域ではChl-a濃度が低くなると同時に、細胞サイズの増大（パッケージ効果の低減）、Car/Chl-a比の増加（補助色素効果の増加）が生じ、結果として a^*_{ph} が増加するためである。また、富栄養な海域では、上記とは逆の現象（Chl-a濃度の増加、細胞サイズの縮小、補助色素の割合の低下）が生じる。一方、霞ヶ浦は常に富栄養な環境にあるため、 a^*_{ph} とChl-a濃度

の関係は、海洋と異なる可能性がある。Chl-a濃度に対する $a^*_{ph}(440)$ の変動を示す(図41)。 $a^*_{ph}(440)$ はChl-a濃度の増加に伴い有意に減少し($p < 0.01$, $R = 0.29$)、海洋における $a^*_{ph}(440)$ とChl-a濃度の関係と同じ傾向を示した。しかしその相関係数は、従来報告されている値よりも低く、霞ヶ浦の $a^*_{ph}(440)$ とChl-a濃度の相関は、海洋よりも弱いことが確認された。これは、2009年10-12月のデータが、低いChl-a濃度かつ低い $a^*_{ph}(440)$ 値を示した事による。以上の結果は、一部の $a^*_{ph}(440)$ が、Chl-a濃度から独立して変動している事を示唆する。

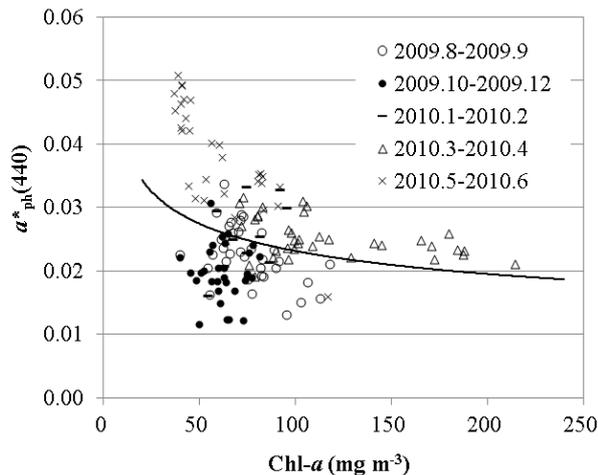


図41. Chl-a濃度に対する $a^*_{ph}(440)$ の、観測期間ごとの変動。シンボルは観測した期間を示す。

そこで、Chl-a濃度に対する、パッケージ効果を表す $Q_a^*(675)$ とCar/Chl-a比の変動を検討した(図42)。

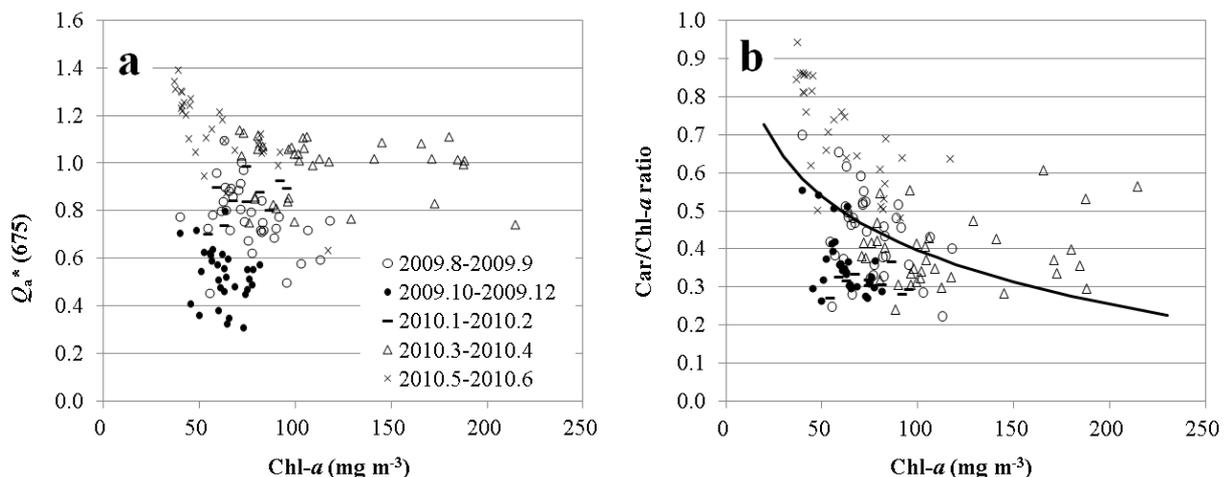


図42. Chl-a濃度に対する、観測期間ごとの $Q_a^*(675)$ (a) とCar/Chl-a比 (b) の変動。

$Q_a^*(675)$ とChl-a濃度の間には、有意な相関が確認されなかった。また、Car/Chl-a比はChl-aと有意な相関を示したが($p < 0.01$)、データの多くが近似曲線から大きく分散していた。特に2009年10-12月のデータは、他の時期よりも、Chl-a濃度に対する $Q_a^*(675)$ とCar/Chl-a比が低かった。以上の結果から、霞ヶ浦のパッケージ効果と補助色素効果は、時期によってChl-a濃度から独立して変

動したことが確認された。また、2009年10-12月の低いChl-a濃度かつ低い $a^*_{ph}(440)$ 値は、高いパッケージ効果と低い補助色素効果により、Chl-a濃度に対して低い $a^*_{ph}(440)$ を示したことが確認された。 $a^*_{ph}(440)$ の $Q_a^*(675)$ に伴う変動を図43に示す。 $a^*_{ph}(440)$ は、パッケージ効果が小さくなるにつれ、増加することが確認された。近似曲線は指数関数で良く表わされ、以下の式を得た。

$$a^*_{ph}(440) = 0.0099 \times \exp [1.0753 \times Q_a^*(675)] \quad (31)$$

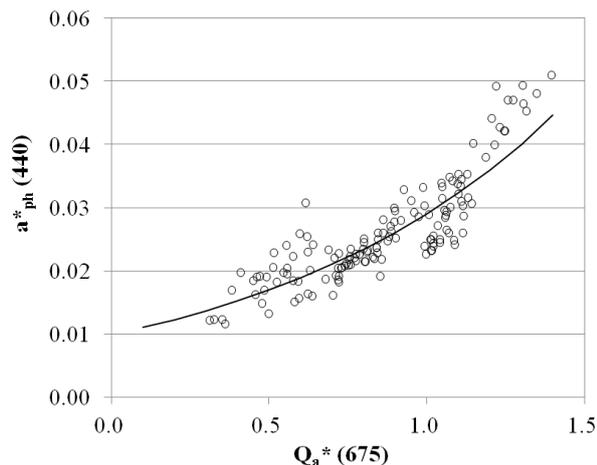


図43. 全データにおける、 $Q_a^*(675)$ に対する $a^*_{ph}(440)$ の変動。実線は近似曲線（式（31））を示す。

しかし図43の $a^*_{ph}(440)$ の変動は、パッケージ効果と補助色素効果の双方に支配される。そのため、 $a^*_{ph}(440)$ の変動に対する、両効果の寄与を定量的に評価するには、どちらかの効果が同程度のデータを抽出し、抽出したデータ群について、残りの効果の影響を評価することが必要となる。そこで、本研究では補助色素効果が同程度のデータを抽出するため、Car/Chl-a比の頻度分布を確認した結果、Car/Chl-a比が0.3-0.4のデータが最も多かった（図44、 $N = 51$ ）。

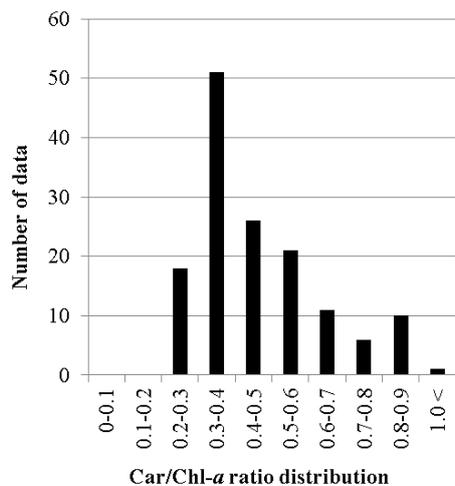


図44. Car/Chl-a比の頻度分布

このCar/Chl-a比が0.3-0.4のデータグループは、同程度の補助色素効果を受けていると考えられ、このデータグループの $a^*_{ph}(440)$ の変動は、パッケージ効果だけに由来すると考えられる。Car/Chl-a比が0.3-0.4のデータグループにおける、 $a^*_{ph}(440)$ の $Q_a^*(675)$ に伴う変動を図45に示す。 $a^*_{ph}(440)$ は $Q_a^*(675)$ の増加に伴い値が大きくなり、その関係は指数関数でよく表わされた（式（32））。

$$a^*_{ph}(440) = 0.0130 \times \exp [0.6976 \times Q_a^*(675)] \quad (32)$$

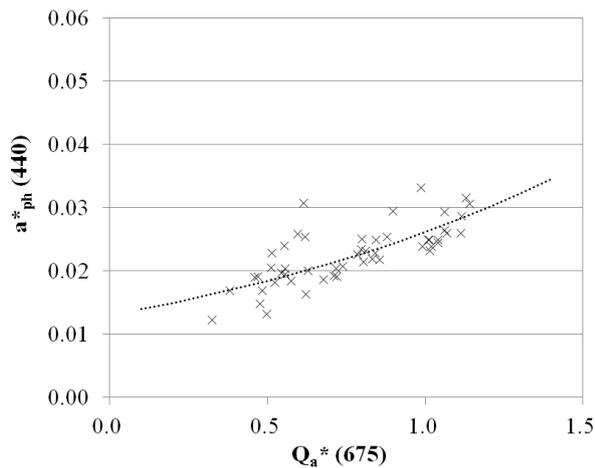


図45. Car/Chl-a比が0.3-0.4のデータグループにおける、 $Q_a^*(675)$ に対する $a^*_{ph}(440)$ の変動。破線は近似曲線（式（32））を示す。

式31における $a^*_{ph}(440)$ の変動は、両効果による一方、式32における $a^*_{ph}(440)$ の変動は、パッケージ効果による。そこで、本研究で得られた $Q_a^*(675)$ の最大値（1.39）と最小値（0.31）を式31、32に外挿した結果、両効果による $a^*_{ph}(440)$ の変動幅は $0.030 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1}$ 、パッケージ効果による変動幅は $0.018 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1}$ と、全変動の60%がパッケージ効果による変動と推定された。以上から、霞ヶ浦ではパッケージ効果が優占的に $a^*_{ph}(440)$ の変動に寄与している事が示唆された。霞ヶ浦の植物プランクトン組成は季節的な変動を示しており、プランクトン種によって細胞サイズや色素組成が異なる。この様な植物プランクトン相の季節変動が、 $a^*_{ph}(440)$ の時間変動に寄与したと考えられる。

4) Trp- a^*_{trp} の変動要因

Trp- a^*_{trp} の変動には、粒子サイズとトリプトンを構成する成分の組成が影響することが報告されている。そこでまず、粒子サイズの影響を評価するため、霞ヶ浦の底泥から作製した、粒子サイズの異なるトリプトン試料について、Trp- a^*_{trp} を測定した（図46）。各粒子サイズのトリプトン試料は、同じ底泥から作製しているため、その有機物/無機物比、無機物組成は、同じである。各粒子サイズのトリプトン試料は、同程度のTrp- a^*_{trp} を示し、試料間で有意な差が確認されなかった。霞ヶ浦湖水のトリプトンの粒子サイズは、トリプトン試料の粒子サイズの範囲内であることから、霞ヶ浦のTrp- a^*_{trp} の変動に対し、トリプトンの粒子サイズは大きく影響しないことが確認された。

トリプトンの有機物含量の増加に伴い、Trp- a^*_{trp} は減少することが報告されている。そこで、トリプトンの有機物含量に対するTrp- a^*_{trp} の変動を解析した（図47）。Trp- a^*_{trp} は有機物含量の増

加に伴い、有意に減少し ($p < 0.01$)、従来の報告と一致した。以上から、トリプトンの有機物含量は、 $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ の変動に寄与する一つの要因であることが示された。しかしながら、 $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ と有機物含量の関係において、多くのデータが近似直線から大きく分散していた。また、近似直線の傾きは、 $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ の全変動を説明するには小さい。以上から、有機物含量の他に、 $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ の変動に寄与する要因が存在する事が示唆された。近年、 a^*_{tp} が高いトリプトンは、鉄含有量が高いとの報告があり、トリプトンの無機物組成が、 $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ の変動に大きく寄与した可能性がある。

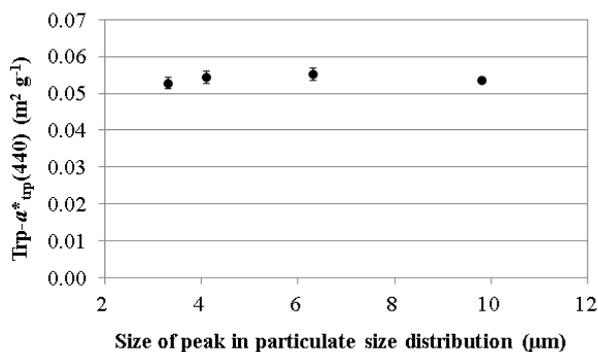


図46. 各粒子サイズのトリプトン試料の $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ 。X軸の粒子サイズは、トリプトン試料の粒度分布でピークが確認されたサイズ (図8) を示す。

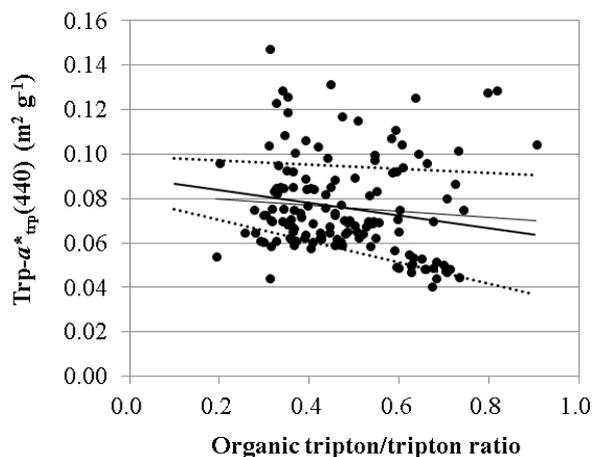


図47. トリプトンの有機物含量に伴う $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ の変動。実線は近似直線を、破線は近似直線の95%信頼区間を示す。

霞ヶ浦のトリプトンは、湖内で生産された生物のデトリタス (自生性トリプトン) と、河川を介して運ばれる土砂粒子 (陸起源トリプトン) に由来する。そこで、自生性/陸起源トリプトンの $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ を評価した (図48)。湖水の $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ は、 $0.0076 \pm 0.0022 \text{ g m}^{-3}$ である一方、河川水の $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ は $0.1459 \pm 0.0744 \text{ g m}^{-3}$ であり、河川水で湖水よりも顕著に高い $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ が確認された。霞ヶ浦に流入する河川水中のSSは、湖水よりも高濃度に鉄を含んでいる事が報告されている。このような、霞ヶ浦に流入する河川水中のSSの高い鉄含有量と、河川水の高い $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ は、従来、指摘されている鉄含有量と $\text{Trp-a}^*_{\text{tp}}$ の関係に一致する。また、灌漑期には河川水中のSSの鉄含有量が増加する事も

報告されている。そのため、河川から流入する陸起源トリプトンの、無機物組成（特に鉄含有量）の季節的な変動が、湖水の $\text{Trp-a}^*_{\text{trp}}$ の時間変動に大きく寄与している可能性がある。以上から、霞ヶ浦の $\text{Trp-a}^*_{\text{trp}}$ の変動は、主にトリプトンの無機物組成（特に鉄含有量）に由来することが示唆された。今後、 $\text{Trp-a}^*_{\text{trp}}$ の変動要因をより明らかにするには、トリプトンの無機物組成と $\text{Trp-a}^*_{\text{trp}}$ の変動について、さらなる検討が必要と思われる。

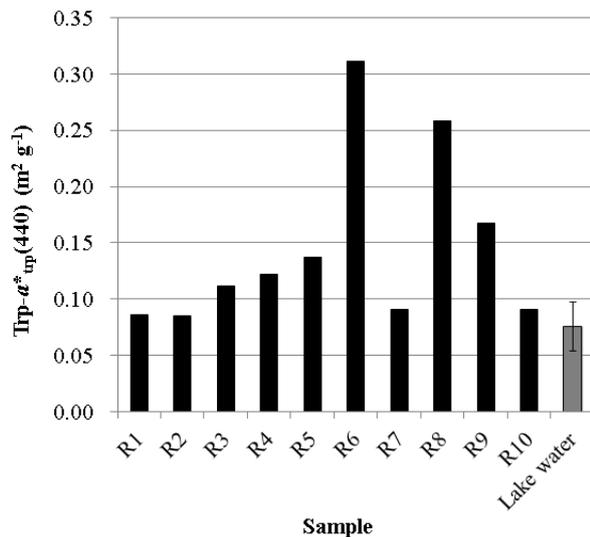


図48. 湖水および河川水中のトリプトンの $\text{Trp-a}^*_{\text{trp}}$

5) a^*_{CDOM} の変動要因

外洋では、時・空間的な変動の少ない a^*_{CDOM} 値が多く報告されている。これは、外洋は陸起源物質の影響が少なく、CDOMは主に植物プランクトンなど有機物の分解に由来するためである。一方、有機物分解（自生性CDOM）の他に、腐植物質など陸域のCDOM（陸起源CDOM）の影響を強く受ける霞ヶ浦では、 a^*_{CDOM} の空間変動が確認され、特に高浜入りのSt. 1とSt. 2で顕著に高い値が確認された（4 - (8) - 1）。そこで自生性/陸起源CDOMの a^*_{CDOM} を比較するため、河川水および植物プランクトンの分解実験を行った培地について、 a^*_{CDOM} を測定した（図49）。湖水の a^*_{CDOM} は $0.294 \pm 0.082 \text{ g m}^{-3}$ であったのに対し、河川水の a^*_{CDOM} は $0.760 \pm 0.280 \text{ g m}^{-3}$ であった。また自生性CDOMである、分解実験で得た培地の a^*_{CDOM} は $0.061 \pm 0.027 \text{ g m}^{-3}$ であり、湖水および河川水より顕著に低い値を示した。以上の結果から、陸起源CDOMは自生性CDOMよりも a^*_{CDOM} が高いことが確認され、霞ヶ浦の上流域（特に湾として比較的閉鎖的なSt. 1とSt. 2）で確認された高い a^*_{CDOM} 値は、河川を介した陸起源CDOMの流入によることが示された。

霞ヶ浦のSt. 1とSt. 2では、顕著に高い a^*_{CDOM} が確認された一方、その他大部分の水域では、ほぼ一定の a^*_{CDOM} が得られている。これは、河川を介した陸起源CDOMの流入量に対し、霞ヶ浦湖水中のCDOM量が非常に大きいためと考えられる。実際、霞ヶ浦における湖水の滞留時間は、200日程度であり、河川水の流入量に対し、霞ヶ浦の貯水量は非常に大きい。この様に大きなCDOMプールである湖水と混合した陸起源CDOMは、速やかに希釈されるため、陸起源CDOMによる a^*_{CDOM} の増加効果は、上流域のごく限られた、閉鎖的な水域に限定されたものと考えられる。

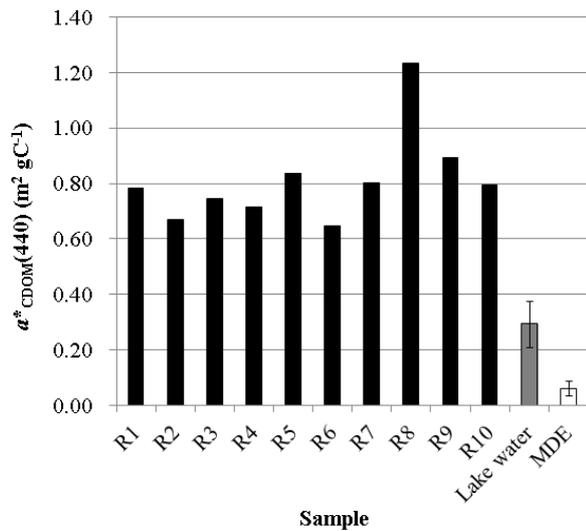


図49. 湖水、河川水および分解実験で得た培地の a^*_{CDOM} 。MDEは分解実験で得た培地を示す。

(9) K_d およびChl-a濃度の鉛直プロファイルと透明度

1) Chl-a、および K_d の鉛直分布

琵琶湖で観測したChl-a濃度、およびChl-aによる光吸収が顕著な443 nmにおける K_d (K_{d443})の鉛直分布の一部を、それぞれ図50に示す。Chl-a濃度の鉛直分布は、時期により不均一な鉛直分布を示し、2010年9月6日には全観測点で水深の増加に伴うChl-a濃度の増加が、2011年3月7日のSt. 12Bでは表層での極大値が観察された。Chl-a濃度と同様に、 K_{d443} でも不均一な鉛直分布が観察された。一般的に、夏季には成層が発達し、鉛直方向に水が混合せず、Chl-a濃度のピークは栄養塩が豊富で光が十分に届く成層付近に出現する。一方、冬季は水の鉛直方向への混合が起き、より光量の高い表層で高いChl-a濃度が観察される。このように、Chl-a濃度や K_d といった水質指標は、表層の情報と水柱積算情報で異なるため、現地の水質をリモートセンシングで解析するには、水柱の積算情報が重要であることが示された。

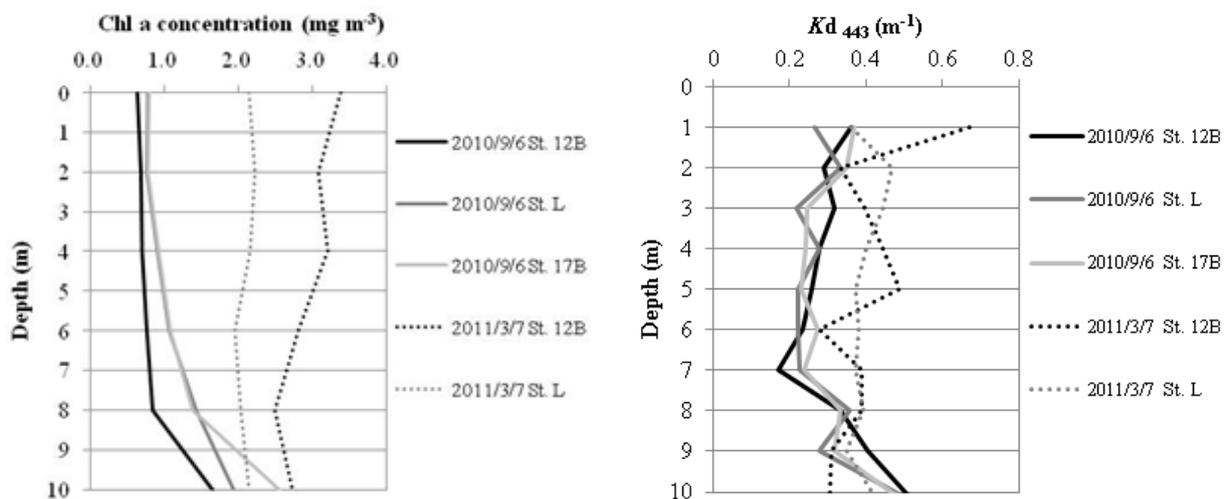


図50. 琵琶湖で観察されたChl-a濃度（左）と K_{d443} （右）の鉛直分布

2) 透明度とKd、Chl-a濃度の、表層情報と水柱積算情報の比較

透明度をモニタリングする手法として、リモートセンシングにより水域のKdを求め、その後、Kdと透明度の経験式から透明度を推定するモデルがある。Kdと透明度の経験式を得るため、しばしば表層のKdと透明度の実測値が用いられてきた。しかし図50ではKdの不均一な鉛直分布が示されており、経験式に大きな誤差を与える可能性がある。表層のKd (surface)、および透明度の水深の平均値として求めたKd (透明度)と、透明度の相関を図51に示す。回帰分析の結果、Kd(surface)は透明度と有意な相関を示さなかった一方、Kd(透明度)と透明度は有意($p < 0.001$)な負の相関を示し、その相関係数も高い値を示した。以上の結果から、表層のKdを用いるよりも、水柱積算光学情報であるKd (透明度)を使用した方が、より精度の高いKd/透明度経験式が得られることが確認された。

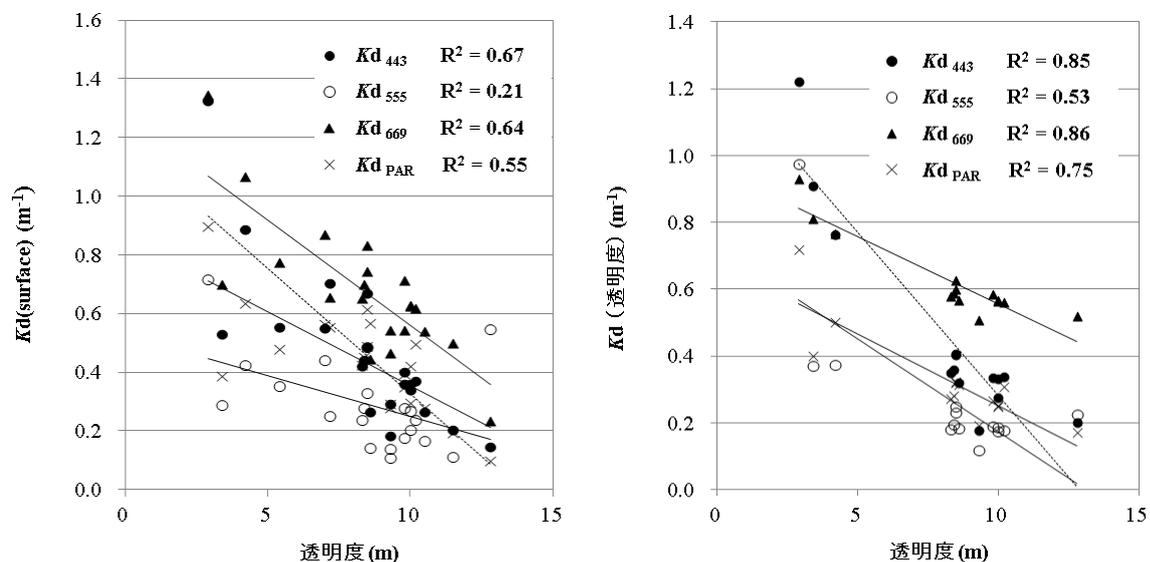


図51. Kd(surface) (上)、およびKd(透明度) (下) と透明度の関係

リモートセンシングによるChl-a濃度推定モデルでは、Chl-aが440 nm付近に大きな吸収ピークを有する事から、440 nm付近の水面反射率や水中光学特性が広く用いられている。そこでChl-a (surface)/Kd₄₄₃(透明度)、およびChl-a (透明度)/Kd₄₄₃(透明度)の関係を琵琶湖について解析し(図52)、Chl-a濃度の不均一な濃度分布がKd₄₄₃(透明度)との関係に与える影響を評価した。Chl-a (surface)/Kd₄₄₃(透明度)、およびChl-a (透明度)/Kd₄₄₃(透明度)は共に正の相関を示し、Chl-a濃度の増加に伴い、Kd₄₄₃(透明度)が増加することが確認された。しかしそれぞれの相関係数は0.61、0.84と、Chl-a (透明度)/Kd₄₄₃(透明度)で高い値が示された。以上の結果から、Chl-aの鉛直分布を考慮することで、Kdとのより明確な関係式を得られることが示された。

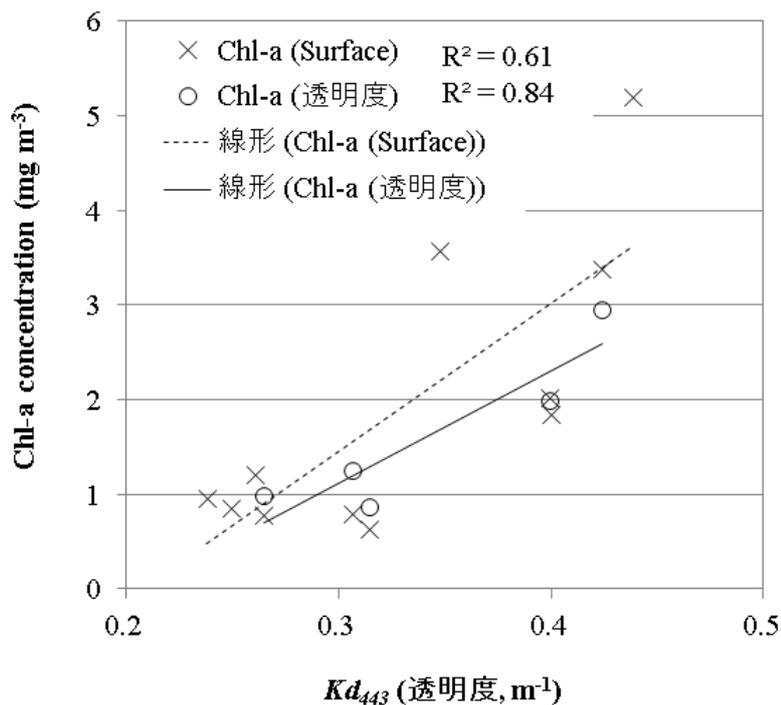


図52. Chl-a (surface)/ Kd_{443} (透明度)、およびChl-a (透明度)/ Kd_{443} (透明度)

(10) Kd の連続観測

水中分光放射照度の連続測定により得られた、各波長の Kd の時間変化を図53に示す。 Kd_{443} は、他の波長の Kd よりも高い値を示したが、これは短波長域において大きな吸収を持つ水中の粒子や有色溶存物質が高濃度で存在したためと思われる。

Kd の日中の変化では、2009年11月17日の Kd_{PAR} のように、時折シャープなピークが観測されたが、これは恐らく風浪や、近くをボートが通過するなど、センサーが捉える放射照度に一時的なイベントが生じたためと思われる。しかし、全体としてその変動は僅かであり、安定な値が得られた。このように、水中分光放射照度計を用いた2つの水深の放射照度同時測定により、各波長の Kd を連続観測することが可能となった。9日間を通した Kd の時間変化では、 Kd_{443} において、11月20日に他の観測日より僅かながら高い値が確認された。このような経日変化は、他の波長の Kd にも観測された。各波長における Kd の平均値と変動は、それぞれ $Kd_{443} = 4.8 \pm 0.2\ m^{-1}$ 、 $Kd_{555} = 2.0 \pm 0.1\ m^{-1}$ 、 $Kd_{669} = 2.6 \pm 0.2\ m^{-1}$ 、 $Kd_{PAR} = 2.4 \pm 0.2\ m^{-1}$ と、その時間変化は僅かであった。しかし、強風イベントによる底泥の巻き上げ（透明度の低下）や、動物プランクトンの急増に伴う透明度の上昇など、数日スケールで透明度が急変することがある。 Kd_{PAR} と透明度の間に、有意な相関が確認されていることから、このような透明度のイベントリーな変化も、 Kd の連続観測によって把握することが可能と思われる。

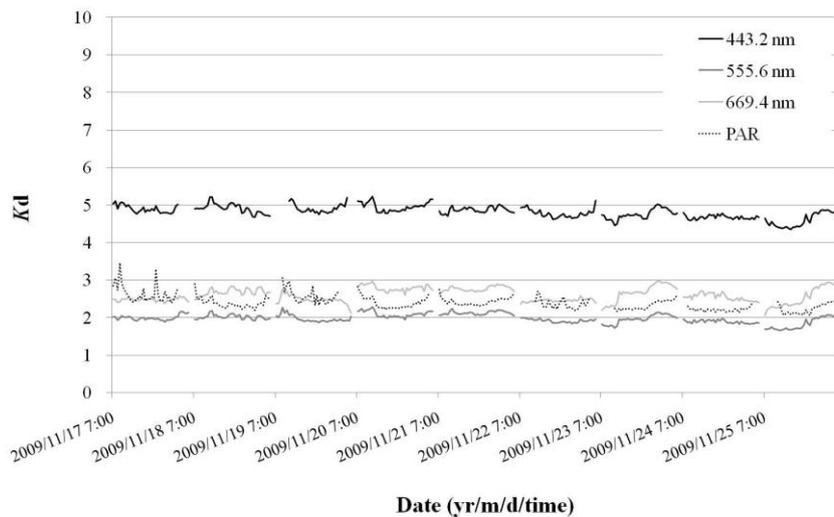


図53. 霞ヶ浦において水中分光放射照度の連続測定により得られた各波長のKdの時間変化（2009年11月17日-25日に観測）

（1 1）水域の光環境を表現する指標に関する考察

1）白色板および白/黒色板による、透明度の比較

霞ヶ浦の4地点において、白色板および白/黒色板で測定した透明度の平均値を表16に示す。

表16. 霞ヶ浦の4地点において、白色板および白/黒色板で測定した透明度の平均値、標準偏差および変動係数

湖沼		平均値 (m)	標準偏差 (m)	変動係数 (%)
霞ヶ浦 (白色板)	St. 6	0.88	0.15	17.4
	St. 10	0.95	0.10	10.1
	St. 13	0.91	0.12	12.9
	St. 17	0.78	0.07	8.8
	霞ヶ浦 (白/黒色板)	St. 6	0.83	0.11
	St. 10	0.93	0.11	11.6
	St. 13	0.84	0.10	12.3
	St. 17	0.73	0.06	7.7
福島県3湖沼 (白色板)	曾原湖	3.2	0.4	13.2
	毘沙門沼	5.5	0.8	15.1
	小野川湖	3.5	0.2	5.6

白色板による測定値は0.78-0.95 m、白/黒色板による測定値は0.73-0.93 mであり、白/黒色板で3-8%低い透明度が観測された。白色板と白/黒色板による透明度測定値の分布図を、図54に示す。両方の透明度板による測定値は、有意な相関を示し ($p < 0.001$)、白/黒色板においても、白色板と同様の、透明度の変化を観測できることが確認された。一方、近似直線の傾きから、白/黒色板

で測定した透明度は、白色板による測定値の平均で6%過小評価されることが示された。

白/黒色板は、白色部分と黒色部分のコントラストが強く、よりはっきりと白色部分が観察できる（深くまで視認できる）という、経験的な理由により、海外の湖沼で広く使われているが、本研究ではこの経験的な理由と異なる結果を得た。観測者の感想から、透明度板は霞ヶ浦の場合、白色部分の面積が大きいほど、視認しやすかった。透明度は、理論的には透明度板からの反射光と、透明度板の周囲の水中からの反射光が、等しくなる深度である。そのため、霞ヶ浦のように高濁度な水域では、水中成分による散乱光が強く、白色部分を視認する上で、黒色部分とのコントラストよりも、水中成分の散乱光と、白色部分の反射光の強度の違いが大きく影響した可能性がある。今後、白色板と白/黒色板の、観測結果の違いについて明らかにするには、さらに多水域で観測、検証実験等を行う必要があるが、霞ヶ浦に関しては、白/黒色板よりも白色板で、白色部分の視認が容易であることが確認された。

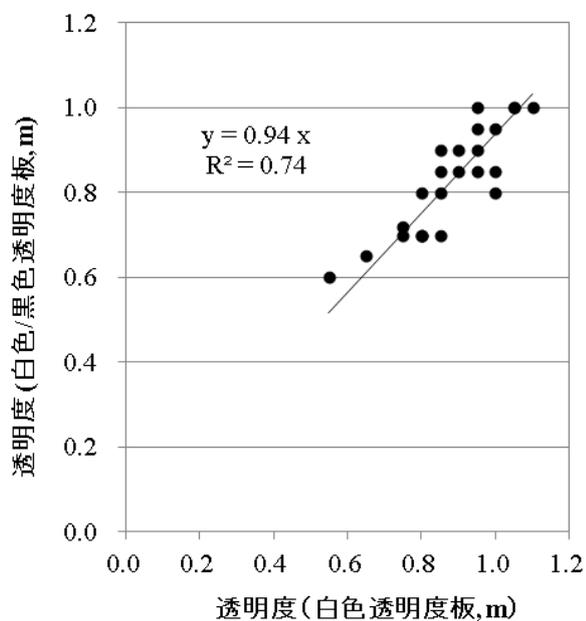


図54. 白色板と白/黒色板による透明度測定値の分布図

2) 透明度の測定精度

霞ヶ浦の4地点および福島県の3湖沼（曾原湖、毘沙門沼および小野川湖）の各1地点における、白色板を用いた透明度測定結果を図55に示す。また、それぞれの透明度平均値、標準偏差、変動係数を表12に併せて示す。霞ヶ浦における4地点の透明度は、0.78-0.95 mと各地点で同程度の値が確認された一方、その変動係数は8.8-17.4 %と、地点によって大きく異なる値を示した。また、曾原湖、毘沙門沼および小野川湖の透明度は、それぞれ3.2、5.5、3.5 mであり、曾原湖と小野川湖で同程度の透明度が得られたが、曾原湖と小野川湖の透明度の変動係数は、それぞれ13.2%、5.6%と、測定値の変動が約2倍異なった。霞ヶ浦の4地点、ないしは曾原湖と小野川湖における観測者は同じであったことから、測定値の変動の違いは、天候（雲の被覆、波浪）や測定した時間（太陽光の入射角）、水色、水中成分の組成の違い等の影響を受けたと考えられる。

霞ヶ浦における4地点の、白/黒色板を用いた透明度測定結果を図56に、透明度平均値、標準偏差、変動係数を表12に併せて示す。白/黒色板で測定した透明度の標準偏差は0.06-0.11 m、変動係数は7.7-13.4%であり、白色板（標準偏差=0.07-0.15 m、変動係数は8.8-17.4%）と同等の値を得た。以上から、白色板と白/黒色板で、透明度測定の精度に大きな差がないことが示された。

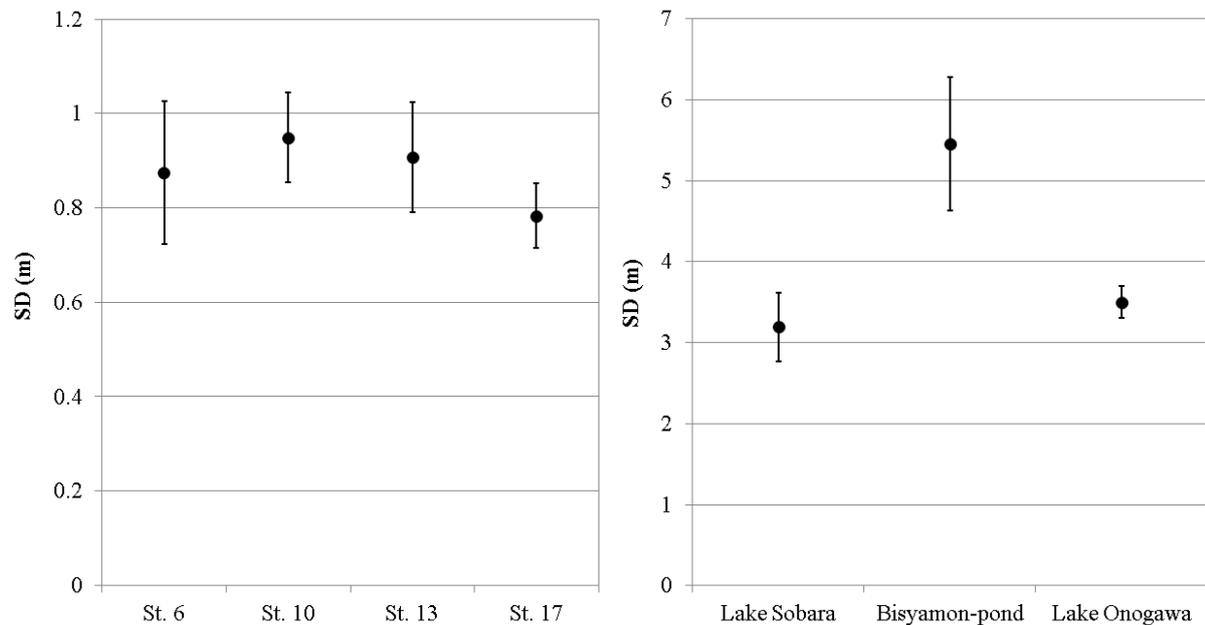


図55. 霞ヶ浦の4地点（左）および福島県の曾原湖、小野川湖、毘沙門沼（右）における、白色板による透明度測定結果。エラーバーは標準偏差を示す

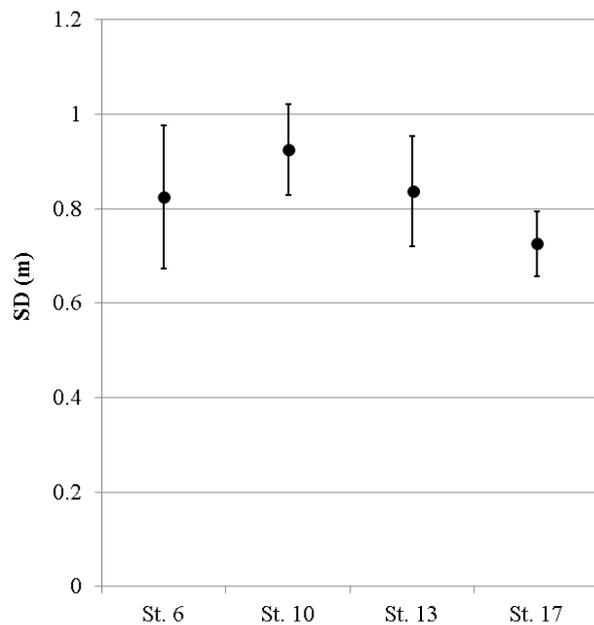


図56. 霞ヶ浦の4地点における、白/黒色板による透明度測定結果。エラーバーは標準偏差を示す

3) K_d の測定精度

霞ヶ浦の4地点で繰り返し測定した、各波長（443 nm、555 nm、669 nm、PAR）の K_d 平均値、標準偏差および変動係数を表17に示す。 K_d の変動誤差は0.02-0.18 m^{-1} 、変動係数は0.9-4.4%であった。変動係数は、St. 10で他の地点よりも高い値が確認されたが、これは観測中に太陽の一部に雲がかかり、水中照度が深度に関わらず変動したためと思われる。このような観測中の光環境の変化がなかった他の地点では、変動係数はおおむね2%以下であった。

表17. 各観測地点における K_d の平均値、標準偏差および変動係数

地点	測定波長 (nm)	平均 (m^{-1})	標準偏差 (m^{-1})	変動係数 (%)
St. 6	443 nm	4.47	0.04	0.9
	555 nm	1.51	0.02	1.4
	669 nm	2.27	0.05	2.1
	PAR	1.80	0.03	1.6
St. 10	443 nm	4.13	0.18	4.4
	555 nm	1.39	0.05	3.4
	669 nm	2.15	0.09	4.1
	PAR	1.71	0.08	4.4
St. 13	443 nm	4.46	0.04	1.0
	555 nm	1.50	0.02	1.6
	669 nm	2.26	0.05	2.2
	PAR	1.79	0.04	2.0
St. 17	443 nm	5.00	0.08	1.7
	555 nm	2.06	0.03	1.4
	669 nm	2.69	0.04	1.5
	PAR	2.37	0.03	1.1

4) 光環境を表現する指標の比較

光環境を表現する指標として、透明度（白色板、白/黒色板）および K_d について、その特徴を表18に示す。表の変動係数は、本研究結果から得られた値である。

透明度は、白色板、白/黒色板ともに値段、測定時間の点から、安く、簡単に観測ができる水質指標だと言える。また観測に必要な道具も直径30cmの板と錘、ロープ程度であり、特別な知識、スキルを必要としないことから、容易に調査項目に加えることが可能である。白色板による透明度は、各地の湖沼の定期観測で広く、長期間にわたり観測されており、その時・空間的な変動を評価する上でも有用な指標と考えられる。また透明度は、科学に親しみの無い人でも、直感的に水質を理解できる、数少ない指標の一つである。一方、透明度の測定精度は低く、僅かな水質の変化や差を評価するには困難な指標である。加えて、透明度に影響を及ぼす要因が多様であるため、透明度だけで、水質変化の要因や、透明度の変化に伴う生態系や環境への影響を評価することが困難であり、水環境を維持・管理する上で、行政的・科学的な価値は低いというデメリットも存在する。

K_d は、観測機材が高価であり、サイズが透明度板よりも大きく、必要とされる知識・スキルが多いことから、各湖沼の一般的な定期観測項目に追加することが、透明度に比べて困難である。そのためデータの蓄積が少なく、過去に遡って水質の変動を評価する、ないしは湖沼間で比較することが難しい。また、水質の一般的な指標性としても、認知が困難な指標と思われる。しかし、その測定精度は高く、また測定する光の波長が選択的であるため、水の透明さのみならず、光を吸収する物質の評価や、光を利用する水中の生態系・化学反応など、多くの分野に応用でき、水質変化の原因や、水質変化による環境への影響に対して、包括的な評価が可能である。そのため、水環境の維持・管理の上で、行政的・科学的価値は非常に高いと思われる。

以上のように、光環境を表わす指標として、透明度と K_d は相反する特徴を有している。それぞれの指標が有するメリットは、科学的な知見を社会に還元する過程において、重要な特徴である。そのため、光環境を一つの指標に頼って評価するのではなく、複数の指標で多角的に水の水環境を表わすことが重要と思われる。

表18. 光環境を表現する指標の比較

特徴	透明度 (白色透明度板)	透明度 (白色/黒色透明度板)	K_d
外観			
値段	数万円	数万円	数百万円
測定時間	1-2分	1-2分	準備 10分 観測 5分
精度 (変動係数)	低い (5.6-17.4%) ※環境(天候や波)の影響、個人差 大	低い (7.7-13.4%)	高い (0.9-4.4%)
科学的な情報価値 (他分野への応用)	低い ※精度の低さ、透明度に影響する要因の多様性による	低い	高い ※透明度、水中植物の光合成、水域の一次生産などに関連
データの蓄積 (データベース、定期観測での測定頻度など)	多い	ほとんどない (海外の湖沼で多い)	SD(白色板)に比べて少ない
親しみやすさ (認知度、理解しやすさ)	高い	高い (理解しやすい)	低い

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

衛星画像から透明度を推定する手法に関して、1) 高濁度、低濁度水域に分け、それぞれダイレクトに透明度を推定する方式、2) 高濁度水域を対象にChl-a、トリプトン、CDOM濃度を推定し、それらから透明度を推定する方式を提案した。この結果、透明度、Chl-aなどの季節的な変化を大まかには再現しうることを示した。なお、不一致が見られるのは、大気補正がうまくいっていないと考えられる場合で、どのような場合にも対応する大気補正方法を開発することが今後に残された大きな課題である。また、日本の様々な湖沼、海域で光反射スペクトルを測定するとともに、水中粒子の光吸収特性を明らかにし、モデル化したので、今後のリモートセンシング活用の基礎が出来た。

(2) 環境政策への貢献

霞ヶ浦に対しては、茨城県と衛星画像解析データを茨城県環境科学センターのホームページに公開することで合意し、こうしたデータを環境研究機関での活用への道を拓いた。また、霞ヶ浦、琵琶湖の長期モニタリングデータを用いて、Chl-a、トリプトン、CDOM濃度と透明度の逆数との関係についての統計モデル、解析モデルを構築した。こうしたモデルを用いると3成分の透明度への寄与割合を定量的に計算できるようになり、対象水域の透明度改善に向けてどのような施策が有効であるかを科学的に提示できるようにした。また、透明度等、水域の水環境を表現する指標の特性を明らかにして、透明度を環境基準項目とする場合に注意すべき事項を示した。

6. 国際共同研究等の状況

1. JSPS二国間交流事業（申請中）、科研費基盤(B)海外学術調査

「リモートセンシングを活用した湖沼と流域の環境観測」

センター長Tri Widiyanto他・インドネシア陸水研究センター・インドネシア

インドネシアの数湖沼の調査を行い、リモートセンシングによる水質解析、湖沼流域の不浸透域面積率の推定などを共同で行っている。

アジア地域で特徴的な高濁度湖沼での水質観測方式を確立することを目標としている。

2. JST戦略的国際科学技術協力推進事業・中国との協力事業（申請中）

「リモートセンシング手法による湖沼富栄養モニタリングシステムの構築：日本- 中国における典型的な湖沼の比較研究」

中国科学院南京地理湖沼研究所馬榮華教授他

霞ヶ浦と太湖でのリモートセンシングを活用した水質汚染対策技術の共同開発

富栄養化した湖沼でのリモートセンシングを活用した管理技術の一般化を目指している。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

< 論文 (査読あり) >

- 1) B. Matsushita, W. Yang, J. Chen and T. Fukushima: J. Remote Sensing Soc. Japan, 29, 653-664 (2009)
“Possibility of improving three-band model for different phytoplankton species in Case II water: evidences from three experiments”
- 2) Y. Oyama, B. Matsushita, T. Fukushima, T. Nagai and A. Imai: Int. J. Remote Sens, 31, 1605-1623 (2010)
“Testing the spectral decomposition algorithm (SDA) for different phytoplankton species by a simulation based on tank experiments”
- 3) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen, T. Fukushima and R. Ma: IEEE Trans. Geosci. Remote Sens. Letters, 7, 655-659 (2010)
“An enhanced three-band index for estimating chlorophyll-a in turbid Case II waters: Case studies of Lake Kasumigaura, Japan and Lake Dianchi, China”
- 4) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: Remote Sens. Environ, 115, 1247-1259 (2011)
“Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables”
- 5) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: IEEE Trans. Geosci. Remote Sens, 49, 3381-3392 (2011)
“A relaxed matrix inversion method for retrieving water constituent concentrations in Case II waters: the case of Lake Kasumigaura, Japan”
- 6) J. Zhu, J. Chen, B. Matsushita, W. Yang and T. Fukushima: Int. J. Remote Sens. 33, 3713-3732 (2012)
“Atmospheric correction of ENVISAT/MERIS data over Case II waters: the use of black pixel assumption in oxygen and water vapor absorption bands”
- 7) B. Matsushita, W. Yang, P. Chang, F. Yang and T. Fukushima: ISPRS J. Photogram. Remote Sens., 69, 74-87 (2012)
“A simple method for distinguishing global Case-1 and Case-2 waters using SeaWiFS measurements”
- 8) M. M. Terrel, T. Fukushima, B. Matsushita, K. Yoshimura and A. Imai: Limnology
“Long-term light environment variability in Lake Biwa and Lake Kasumigaura, Japan: Modeling approach” (in press)
- 9) K. Yoshimura, N. Zaitso, Y. Sekimura, B. Matsushita, T. Fukushima and A. Imai: Hydrobiologia
“Parameterization of chlorophyll a-specific absorption coefficients and effects of their variations in a highly eutrophic lake: A case study at Lake Kasumigaura, Japan” 691, 157-169 (2012)

< 査読付論文に準ずる成果発表 > (「持続可能な社会・政策研究分野」の課題のみ記載可。) 特に記載すべき事項はない。

<その他の誌上発表（査読なし）>

- 1) 福島武彦・松下文経：衛星画像による湖沼評価．遺伝，63-6，73-79，2009.
- 2) 福島武彦・松下文経：東アジア湖沼水質モニタリング．水環境学会誌，35-2，43-47，2012.

(2) 口頭発表（学会等）

- 1) B. Matsushita, W. Yang, J. Chen and T. Fukushima: AGU2009, San Francisco, USA (2009)
“Applicability of three-band model for estimating chlorophyll-a concentration in two Asian lakes (Lake Kasumigaura, Japan and Lake Dianchi, China)”
- 2) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: AGU2009, San Francisco, USA (2009)
“An improved three-band semi-analytical model based on MERIS channels for estimating chlorophyll-a in highly turbid waters”
- 3) 福島武彦、JBONワークショップ、東京 (2009)
「衛星画像による湖沼と流域評価」
- 4) 福島武彦、全国湖沼環境保全対策推進協議会 平成21年度湖沼環境保全セミナー特別講演、つくば (2009)
「湖沼と流域の環境解析」
- 5) 福島武彦、霞ヶ浦の長期モニタリング研究（国立環境研究所地球環境モニタリング）、つくば (2009)
「リモートセンシングを用いた湖沼水質と流域特性評価」
- 6) W. Yang, B. Matsushita, and T. Fukushima: Proceedings of the 48th spring conference of the remote sensing society of Japan, 29-30, Tsukuba, Japan (2010)
“Remote estimation of water constituent concentrations in case II waters using a sample-based matrix inversion method”
- 7) 福島武彦、JBONワークショップ、東京 (2010)
「リモートセンシング手法を日本・アジア地域の湖沼の生物多様性解析に利用できるか？」
- 8) M. Terrel, T. Fukushima, and B. Matsushita: 第75回日本陸水学会 (2010)
“Influence of optically active substances on the light field in inland waters in terms of Secchi depths”
- 9) 吉村和也、松下文経、福島武彦：第75回日本陸水学会 (2010)
「Case II水域におけるQuantitative Filter Technique (QFT)を用いた懸濁物の吸光度測定」
- 10) W. Yang, B. Matsushita, T. Fukushima, and K. Yoshimura: Asian Workshop on Ocean Color (AWOC) and The 7th Korea-Japan Workshop on Ocean Color Remote Sensing (KJWOC), Hakodate, Hokkaido, Japan (2010)
“Retrieval of water constituent concentrations in Case II waters by a relaxed matrix inversion method”
- 11) 吉村和也、福島武彦、松下文経：第76回日本陸水学会 (2011)
「非植物プランクトン性懸濁物とその吸光度」
- 12) M. M. Terrel, T. Fukushima, B. Matsushita, K. Yoshimura and W. Yang: 第76回日本陸水学会 (2011)
“A quasi-analytical approach to predict Secchi depth using simulated MERIS data”
- 13) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: AGU2011, San Francisco, USA (2011)

“Performance evaluation of the semi-analytical ocean color model GSM01 in Case 1 and Case 2 waters”

14) K. Yoshimura, N. Zaito, Y. Sekimura, B. Matsushita, T. Fukushima and A. Imai: ASLO Aquatic Sciences Meeting, Otsu, Shiga, Japan (2012)

“Parameterization of chlorophyll a-specific absorption coefficient and effects of their variation in a highly eutrophic lake: a case of Lake Kasumigaura, Japan”

15) W. Yang, B. Matsushita, K. Yoshimura and T. Fukushima: ASLO Aquatic Sciences Meeting, Otsu, Shiga, Japan (2012)

“An enhanced quasi-analytical algorithm for retrieving inherent optical properties of turbid inland waters”

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

特に記載すべき事項はない

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない

(6) その他

特に記載すべき事項はない

8. 引用文献

1) SCOR-UNESCO: UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology 1, Paris, France, 11-18 (1966)

“Determination of photosynthetic pigment in seawater”

2) K. Yoshimura, N. Zaito, Y. Sekimura, B. Matsushita, T. Fukushima and A. Imai: Hydrobiologia, 691, 157-169 (2012)

“Parameterization of chlorophyll a-specific absorption coefficients and effects of their variations in a highly eutrophic lake: A case study at Lake Kasumigaura, Japan”

3) H. R. Gordon and M. Wang: Applied Optics, 33, 443-452 (1994)

“Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: A preliminary algorithm”

4) O'Reilly J E, Maritorena S, Mitchell B G, Siegel D A, Carder K L, Garver S A, Kahru M, McClain C: Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS, Journal of Geophysical Research 103 (C11): 24937-24953, (1998)

5) Aiken, J, Moore G F, Trees C C, Hooker S B, Clark D K: The SeaWiFS CZCS-type pigment algorithm, In S. B. Hooker & E. R. Firestone (Eds.), NASA technical memorandum 104566, SeaWiFS technical

report Series 29:1– 32, (1995)

6) Carder K L, Chen F R, Lee Z P, Hawes S K, Kamykowski D: Semianalytic Moderate-Resolution Imaging Spectrometer algorithms for chlorophyll-a and absorption with bio-optical domains based on nitrate-depletion temperatures, *Journal of Geophysical Research* 104:5403–5421, (1999)

7) W. J. Moses, A. A. Gitelson, S. Berdnikov, and V. Povazhnyy: "Satellite estimation of chlorophyll-a concentration using the red and NIR bands of MERIS—The Azov sea case study," *IEEE Geosci. Remote Sens. Lett.*, vol. 6, no. 4, pp. 845-849, (2009).

8) P. Ammenberg, P. Flink, T. Lindell, D. Pierson, and N. Strombeck: "Bio-optical modelling combined with remote sensing to assess water quality," *Int. J. Remote Sens.*, vol. 23, no. 8, pp. 1621-1638, (2002).

9) J. T. O. Kirk: *Limnol. Oceanogra.* 29, 350-356 (1984)

“Dependence of relationship between inherent and apparent optical properties of water on solar altitude”

10) D. G. Bowers, G. E. L. Harker, P. S. D. Smith and P. Tett: *Est. Coast. Shelf Sci.* 50, 717-726 (2000)

“Optical properties of a region of freshwater influence (The Clyde Sea)”

11) M. M. Terrel, T. Fukushima, B. Matsushita, K. Yoshimura and A. Imai: *Limnology*

“Long-term light environment variability in Lake Biwa and Lake Kasumigaura, Japan: Modeling approach. *Limnology*” (in press)

Development of High-Frequency Monitoring Method for Distributions of Transparency in Waters using Remote Sensing

Principal Investigator: Takehiko Fukushima

Institution: Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba

1-1-1 Tennodai, Tsukuba-City, Ibaraki 305-8572, JAPAN

Tel: +81-29-853-4210 / Fax: +81-29-853-4210

E-mail: fukusima@sakura.cc.tsukuba.ac.jp

[Abstract]

Key Words: Transparency of water, Secchi depth, Satellite images, Phytoplankton, Tripton

The goal of this study is to develop the method for estimating the distributions of transparency in case II waters using satellite images with high temporal resolution. A robust technique should be constructed with as little as possible field observation for the satellite images e.g. MERIS, MODIS whose temporal resolutions are 1 to 3 days.

(I) Two approaches to predict Secchi depth (SD) have been examined successfully using MERIS data; (1) direct SD estimation using the satellite reflectance data through classifying the targeted water bodies into turbid or clear waters and then applying one of the respective estimation models which have been calibrated by the observed data taken in 13 lakes and Tokyo Bay, and (2) in turbid water bodies, firstly estimation of the components (phytoplankton, tripton, and CDOM) and secondly estimation of SD using the concentrations of these components and the statistical model constructed based on the long-term monitoring data. Then, the predicted SD results were validated using the monitoring data obtained in Lakes Kasumigaura and Biwa and the high-frequent horizontal SD distributions in these lakes were estimated and discussed.

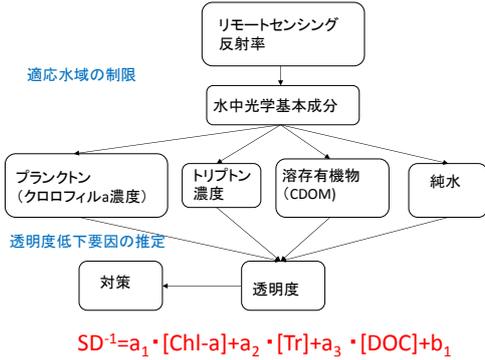
(II) Using the SD estimation model based on the three components, the influences of these components on SD were compared and tripton was considered to be the most influential one on SD in Lakes Kasumigaura and Biwa.

(III) The continuous measurement of light attenuation coefficients (K_d) has been done for around ten days at the center of Lake Kasumigaura and the measurement system could be applicable to the validation of the SD monitoring using the satellite data.

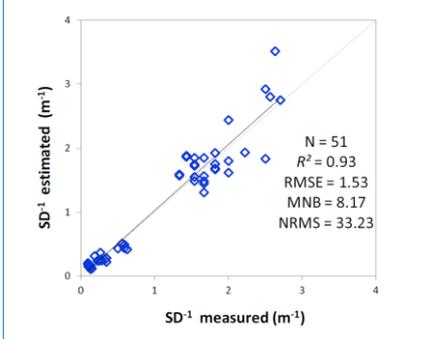
(IV) The temporal and spatial variations in SIOPs (Specific Inherent Optical Properties) were analyzed in Lake Kasumigaura. SIOPs of phytoplankton changed seasonally; those of tripton varied with particle size; and those of CDOM decreased longitudinally. The SIOPs and the vertical profiles of K_d

measured in 13 lakes and Tokyo Bay were summarized as the database. In addition, a new method to estimate the amount of tripton was proposed and successfully applied to Lakes Kasumigaura and Biwa. Finally, the measurement precision was evaluated using the data on *SD* and *K_d* in several lakes measured by around 10 peoples and the appropriate monitoring system for light environment in water bodies was discussed.

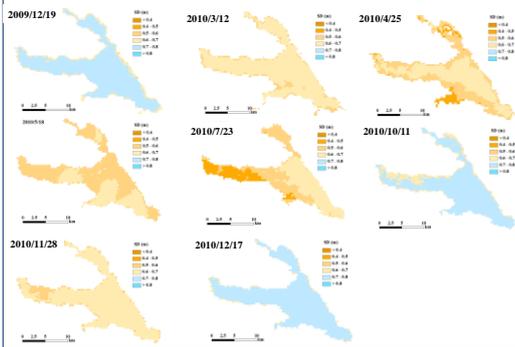
A. リモセンによる透明度推定アルゴリズム (本研究の方法)



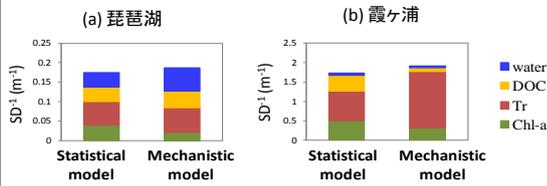
全領域での適合度



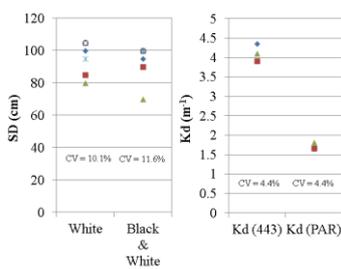
透明度分布 (霞ヶ浦)



C. 透明度を悪化させている要因→ 透明度を回復するための対策



D. 水中光環境評価方法の精度比較



A-2. 衛星画像反射率→各成分情報→透明度

◆ Chl-a 推定モデル (二波長指標):

For turbid waters $Chla = p \times [R_{rs}(B_9) / R_{rs}(B_7)] + q$

For clear waters $Chla = p \times [R_{rs}(B_5) / R_{rs}(B_3)] + q$

◆ トリプトン推定モデル:

For turbid waters $Tr = m \times R_{rs}(B_9) + n$

For clear waters $Tr = m \times R_{rs}(B_5) + n$

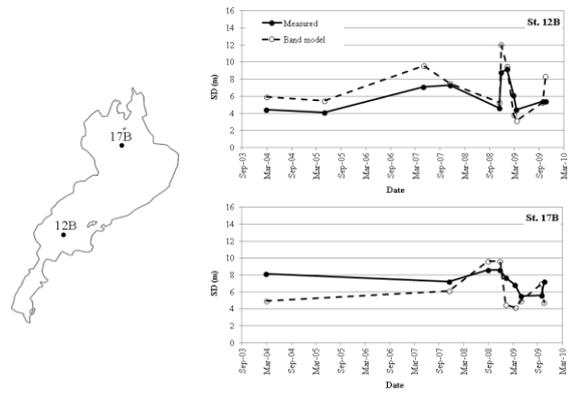
◆ CDOM推定モデル:

For turbid waters $a_{CDOM}(440) = a \times [R_{rs}(B_7) / R_{rs}(B_5)] + b$

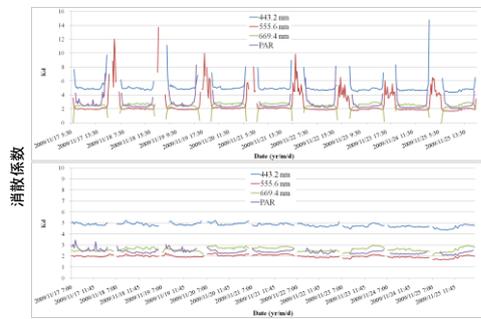
For clear waters $a_{CDOM}(440) = a \times [R_{rs}(B_1) / R_{rs}(B_2)] + b$

$B_1, B_2, B_3, B_5, B_7,$ and B_9 はそれぞれ MERIS バンド 1 (412 nm), 2 (443 nm), 3 (490 nm), 5 (560 nm), 7 (665 nm) and 9 (705 nm)

透明度経時変化 (琵琶湖)



B. 消散係数 経日変化 (霞ヶ浦)



2009. 11. 17-25; 霞ヶ浦 St. 10 (湖心観測所)

連続観測による、消散係数の経時・経日変化が観測

トリプトン測定方法 (トリプトンとメタノール不溶画分)

重量分析	無機態懸濁物	有機態懸濁物
Gons-model	トリプトン	PSS
QFT	メタノール不溶	メタノール可溶

