原 著 [Original article]

霞ヶ浦に入射した光の減衰に対する懸濁物質の影響

—光減衰機構の長期的変遷—

中村剛也^{1,2)}・相崎守弘¹⁾

Effect of Suspended Solid on Light Attenuation in the Shallow and Turbid Lake Kasumigaura, Japan: — Long Term Variation of the Light Attenuation Mechanism —

Koya NAKAMURA^{1,2)} and Morihiro AIZAKI¹⁾

Abstract

In Lake Kasumigaura, the Secchi disk depth (Z_{SD}) showed a significant correlation with the Chl-*a* concentration before 1993. The whiting event (a singular phenomenon of white turbid water) had often been observed in the lake from 1998 to 2006. Therefore, it was suggested that the mechanism of light attenuation in the lake had changed, but subsequent quantitative evaluation was not performed. In this study, we investigated the mechanism for the light environment in the center of Lake Kasumigaura from 1978 to 2010. We divided the vertical attenuation coefficient in surface layer (K_{ds}) into components consisting of the vertical attenuation coefficient of POM (particulate organic matter), tripton, and CDM (colored dissolved matter) + water using multi-regression analysis. We were able to show that K_{ds} is represented by

$$K_{ds} = 0.150 \times \text{POM (mg L}^{-1}\text{)} + 0.070 \times \text{Trypton (mg L}^{-1}\text{)} + 0.321.$$

Therefore, we have concluded that the changes in the light environment in Lake Kasumigaura can be estimated from the concentrations of POM and tripton. In the results, the light environment in the lake divided into 4 stages (Stage I: 1978 to 1992, Stage II: 1993 to 1998, Stage III: 1999 to 2006, Stage IV: 2007 to 2010) with respects to the concentration of POM and tripton, and the light attenuation mechanism of each stage was revealed. From stage I to III, the contribution ratio of tripton to K_{ds} increased with tripton concentration. In particular, in stage III, the light environment in the lake did not affect POM, but did affect tripton. Thus, it was considered that the phytoplankton community in Lake Kasumigaura was strongly limited by light availability during 1999 to 2006.

Key Words : Lake Kasumigaura, K_d (vertical attenuation coefficient for PAR), POM, Tripton, light limitation.

¹⁾ 茨城県霞ヶ浦環境科学センター 300-0023 茨城県土浦市沖宿1853 Ibakraki Kasumigaura Science Center, Tsuchiura 300-0023, Japan

²⁾ 現所属 信州大学アソシエイト研究員 390-8621 長野県松本市旭3-1-1 Current affiliation, Associate Researcher of Shinshu University, Matsumoto, 390-8621, 3-1-1, Japan

摘 要

霞ヶ浦は、1993年から透明度とChl-*a*濃度の変動が乖離し、1998年8月から2006年5月には、湖水が白濁する白濁現象が発生した。そのため、霞ヶ浦では光減衰機構が大きく遷移することが示唆されるが、定量的な評価は行われていない。本研究は、霞ヶ浦に入射した光がどのような成分で減衰していたかを定量的に評価することを目的として、霞ヶ浦湖心における1978年から2010年の入射光減衰成分を、POM（有機態懸濁物）、トリプトン（無機態懸濁物）、有色溶存物質＋水自身に分け、これらの成分から K_{ds} （深度0mから2mにおける表層の鉛直消散係数）がどのように決定されるかを解析した。POMとトリプトン濃度を目的変数、 K_{ds} を説明変数とした重回帰分析を行った。その結果、これらの減衰成分で K_{ds} を推定する以下の式が得られた。

$$K_{ds} = 0.150 \times \text{POM} (\text{mg L}^{-1}) + 0.070 \times \text{Trypton} (\text{mg L}^{-1}) + 0.321$$

POMとトリプトン濃度の変動から、霞ヶ浦の光環境は、ステージⅠ（1978年から1992年）、Ⅱ（1993年から1998年）、Ⅲ（1999年から2006年）、Ⅳ（2007年から2010年）の4つのステージに区分できた。トリプトンの光減衰寄与率は、トリプトン濃度の増加にしたがって、ステージⅠからステージⅢにかけて増加した。特に、ステージⅢでは、POMよりトリプトンが霞ヶ浦の光環境に影響を与えており、このとき、植物プランクトン群集が光制限による影響を強く受けていたことが考えられた。

キーワード：霞ヶ浦、鉛直消散係数、POM、トリプトン、光制限。

（2014年12月26日受付：2015年6月2日受理）

はじめに

水中に入射する光は、水自身の他に、有色の溶存物質や水中に浮遊する植物プランクトン、無機態の懸濁物質による吸収や散乱により、式(1)にしたがって深度に伴って減衰する（Kirk, 2010）。

$$I_z = I_0 \times e^{-K_d \times z} \dots \dots \text{Eq}(1)$$

I_z ：深度 Z_m における光量子量、

I_0 ：水面直下の光量子量、

K_d ：鉛直消散係数。

水中入射光の減衰は、鉛直消散係数（以下 K_d と呼ぶ）によって決定され、 K_d は上述した光の減衰に寄与する物質それぞれの濃度と、比鉛直消散係数によって決まる。そのため、様々な湖沼で、Chl-*a*や濁度、溶存有機物などを単数もしくは複数の説明変数とした回帰式で表し、湖沼へ入射した光の減衰機構を明らかにする試みがされている（Lorenzen, 1980; Megard et al., 1980; Walmsley et al., 1980; Koenings and Edmundson, 1991; Effler et al., 2002; Armengo et al., 2003）。

霞ヶ浦では、1998年9月から10月に湖水が白く濁り、透明度（以下 Z_{SD} と呼ぶ）が著しく低下する現象が発生した（岩崎・外岡, 2000; 春日, 2005）。この現象は白濁現象と呼ばれ、当初、継続期間が2ヶ月間から3ヶ月間であったが、2002年には7ヶ月間続き、2003年から2004年に

かけては16ヶ月間連続観測されるまでに長期化するようになった。その後、霞ヶ浦の白濁現象は2006年5月まで確認された（春日, 2005; 二平・岩崎, 2006; 宇田川・高村, 2007）。この様に、霞ヶ浦の光環境は激しく変化しており、光の減衰に影響する成分も大きく変化したことが考えられる。

1993年以前の霞ヶ浦の Z_{SD} は夏季に0.5 m以下まで低下するものの、冬季には3 m以上に上昇しており、一般的な富栄養湖に見られる季節的な変動を示していた。しかしながら、1993年以降の霞ヶ浦の Z_{SD} は、1 m未満で推移しており、季節的な変動も不明瞭になっている（野内・外岡, 2004）。このような年間を通じた低い Z_{SD} の推移は、霞ヶ浦の全域で確認され、霞ヶ浦からの流入の影響を受ける外浪逆浦においても、2000年以降に見られている。野内・外岡（2004）は、1970年から1992年の期間で見られた Z_{SD} とChl-*a*濃度の正の相関が1993年から2003年の期間では失われたことを示し、 Z_{SD} の低下が植物プランクトンによるものではなく、別の要因によるものであることを示した。この様に、霞ヶ浦では非生物的成分が主要因となって、湖内の光環境が変化していたことが指摘されているものの、光減衰成分毎の減衰寄与率がどのように変化していたかを定量的に示した研究は見られない。

本研究は、霞ヶ浦における光の減衰機構の解明を目

的として、水中入射光を減衰する成分を有機態懸濁物、無機態懸濁物、有色溶存物質+水自身に分けこれらを説明変数として、 K_d を表す回帰式を作成し、各年におけるそれぞれの成分の寄与率を評価した。以上の解析を、1978年から2010年にかけて実施し、霞ヶ浦における光環境の長期的な変遷を明らかにすることとした。

方 法

調査地点と方法

霞ヶ浦（表面積: 168 km^2 , 貯水量: $5.72 \times 10^8 \text{ m}^3$, 最大水深: 7.0 m , 平均水深: 3.4 m ）は、土浦入、高浜入、湖央部、湖尻部の4つの湖盆で構成される浅い過栄養湖である。本研究では、国立環境研究所が公開している霞ヶ浦データベース（国立環境研究所, 2014）から、1978年か

ら2011年3月までの霞ヶ浦湖心（Fig.1; $36^\circ 02.142' \text{N}$, $140^\circ 24.222' \text{E}$ ）のデータを用いて、光環境の長期的な変遷とその要因について解析した。水中の照度は、1978年5月から1981年6月が水中照度計（ラムダ社製、ラムダLI-185）、1981年6月から1983年3月が水中光量子センサー（Licor社製、LI-192S）、1984年4月から1989年3月が球形光量子センサー（Biosphaeral社製、QSP-170）、1989年4月から2010年3月が球形光量子センサー（Licor社製、LI-192SA/B）で測定された。水中の照度は、船上から水面直下（0 m）、0.25 m、0.50 m、0.75 m、1.0 m、1.5 m、2.0 m、3.0 m、4.0 m、5.0 mで測定されており、解析にはその測定値を利用した。

現場で測定された光量子量から相対照度を算出し、 K_d と有光層の深度（以下 Z_{eu} と呼ぶ）を算出した。 K_d は、深度0 mから2 mの表層 K_d （ K_{ds} ）として算出した。これは、

Fig. 1. Study site in Lake Kasumigaura.

図1. 霞ヶ浦と調査地点の概要.

減衰成分の解析に用いる水質のデータが表層（深度 0 m から 2 m）の湖水をカラム採水器で採取した結果であったため、 K_d も表層の値である K_{ds} で検討することとした。また、本研究では水中懸濁物（以下 SS と呼ぶ）を、懸濁有機物質（以下 POM と呼ぶ、本研究では全て植物プランクトンで構成されていると仮定）と懸濁無機物質（以下トリプトンと呼ぶ）に分けて解析した。しかしながら、霞ヶ浦データベースに公開されていたのは SS 濃度のみであり、POM とトリプトンは計算で推定する必要があった。そこで、同データベースで公開されていた懸濁有機窒素（以下 PON と呼ぶ）から POM の推定を行った。ただし、淡水植物プランクトンの PON 含有率は変化し（宝月, 1974）、霞ヶ浦で夏季に出現する *Microcystis* などの藍藻は高い PON 含有率（高村, 1981）となる。そこで、本研究では植物プランクトンの群集構造を標準化するため、春・夏・秋・冬すなわち 3 月から翌年 2 月で年平均化することで、可能な限り優占相の変化による PON 含有率の影響を少なくすることとした。

K_{ds} および Z_{eu} の算出

国立環境研究所が公開している霞ヶ浦データベースの光量子量は、最大で深度 0 m から 5 m までのデータであるが、光量子量が $1 \mu\text{mols m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ 未満になった場合、その深度より深い測定結果は 0 と記載されており、一部の測定日では、2 m より浅い深度においても、0 になっていた。そこで、 K_{ds} は、実測値の深度と測定値を用いた Eq(1) のモデルに対する最小二乗法の回帰分析をすることで決定した。

Z_{eu} は、一般的に、相対照度が 1% までの深度である。そこで、光量子量の実測値と Eq(2) を用いて相対照度 ($I/I_{0\%}$) を求めた。

$$I/I_{0\%} (\%) = I/I_0 \times 100 \cdots \cdots \text{Eq}(2)$$

I_z : 深度 Z_m における光量子量,

I_0 : 深度 0 m における光量子量

Z_{eu} は、Eq (3) を用いて計算した。この時、必要になる $K_{d\text{ eu}}$ は、 $I/I_{0\%}$ の実測値が 1% 未満である場合は、Eq (4) にしたがって算出した。 $I/I_{0\%}$ の実測値が 1 % 以上の場合、実測された最も深い区間の K_d を $K_{d\text{ eu}}$ として算出した。

$$Z_{eu} (\text{m}) = \frac{|\ln(0.01)|}{K_{d\text{ eu}}} \div \frac{4.6}{K_{d\text{ eu}}} \cdots \cdots \text{Eq}(3)$$

$$K_{d\text{ eu}} = \frac{\ln(I_{Z_{eu}}/I_0) - \ln(I_{Z_{eu'}}/I_0)}{Z_{eu} - Z_{eu'}} \cdots \cdots \text{Eq}(4)$$

$Z_{eu} (\text{m})$: 有光層の深度,

$K_{d\text{ eu}}$: 有光層までの鉛直消散係数

$I_{Z_{eu}}/I_{0\%} (\%) : Z_{eu}$ の相対照度,

$I_{Z_{eu'}}/I_{0\%} (\%) : Z_{eu'}$ の相対照度

$Z_{eu'}, Z_{eu''} : I/I_{0\%} = 1 \%$ を挟む実測深度.

霞ヶ浦では、測定日によって、 Z_{eu} が水深よりも深くなる場合があった。本研究では、 Z_{eu} が水深よりも深くなる場合は、水深を Z_{eu} とした。

水中懸濁物質の分割

POM の算出は、霞ヶ浦データベースで公開されている PON と植物プランクトンの乾燥重量に対する N の含有率 6.3% (Redfield, 1958) から、Eq(5) を用いて行った。トリプトン濃度は Eq(6) で算出した。

$$\text{POM} (\text{mg L}^{-1}) = \frac{\text{PON} (\text{mg L}^{-1})}{0.063} \cdots \cdots \text{Eq}(5)$$

$$\text{Trypton} (\text{mg L}^{-1}) = \text{SS} (\text{mg L}^{-1}) - \text{POM} (\text{mg L}^{-1})$$

$\cdots \cdots \text{Eq}(6)$

なお、本研究で用いた SS は、粒子径が $0.7 \mu\text{m}$ 以上の粒子である。

入射光の減衰に対する各光減衰要素の寄与率の算出

Kirk (2010) は、懸濁物質を、植物プランクトン（本研究における POM）とトリプトンとして、水中に入射した光は、これらの物質と有色溶存物質 (CDM)、水自身の散乱・吸収効果を受けて減衰することを示している。本研究も同様に、4 成分で K_{ds} が決定されると仮定した (Eq7)。各成分の鉛直消散係数は、それぞれの比鉛直消散係数と濃度をかけることで得られる。したがって、Eq(7) は、Eq(8) に変換することができる。

$$K_{ds} = K_p + K_T + K_{CDM} + K_W \cdots \cdots \text{Eq}(7)$$

$$K_{ds} = \alpha \times \text{POM} + \beta \times \text{Trypton} + \gamma \times \text{CDM} + 0.039 \cdots \cdots \text{Eq}(8)$$

K_p : POM の鉛直消散係数 (m^{-1}),

K_T : トリプトンの鉛直消散係数 (m^{-1}),

K_{CDM} : CDM の鉛直消散係数 (m^{-1}),

K_W : 水の鉛直消散係数 (0.039m^{-1} ; James and Birge, 1938),

α : POM の比鉛直消散係数 ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$),

β : トリプトンの比鉛直消散係数 ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$),

γ : CDM の比鉛直消散係数 ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$)

霞ヶ浦の Z_{SD} は SS と有意な関係があり（野内・外岡, 2004）、CDM の主な構成成分である溶存有機炭素 (DOC) のデータが公開されている期間が限られていた (Imai et al., 2001)。本研究で、表層の SS 濃度と K_{ds} の相関を検討

したところ、野内・外岡(2004)と同様に、SS濃度と K_{ds} の相関に有意で高い相関が得られた。そのため、有色溶存物質と水の鉛直消散係数($K_{CDM}+K_w$)は一定であると考え、 γ で表すこととし、Eq(9)からPOMおよびトリプトンの比鉛直消散係数 α 、 β と γ を求めた。このとき、POMとトリプトンの光学特性は一定であり、長期的な変化は起きないと仮定した。

$$K_{ds\text{ calc}} = \alpha \times \text{POM} + \beta \times \text{Tripton} + \gamma \cdots \cdots \text{Eq}(9)$$

α 、 β 、 γ は、 K_{ds} を目的変数に、POMおよびトリプトンの濃度を説明変数とした重回帰分析を行うことで得た。重回帰分析には、Kyplot 5.0 (KyensLab社製)を使用した。重回帰分析時には、多重共線性や外れ値の確認を行い、残差については独立性、正規性、等分散性、線形性の解析を行った。変数の多重共線性は同ソフトウェアにより判定した。また、はずれ値に関しては、クックの距離としてこ比で判定した。残差の独立性については、ダービン・ワトソン検定を行い、正規性については正規性Q-Qプロットとシャピロ・ウィルクの検定で確認した。また、残差の等分散性、線形性については、X軸に $K_{ds\text{ calc}}$ 、Y軸に標準化された残差とした散布図を作成して確認した。

K_p および K_T 、 K_{CDM+W} は K_{ds} に各年の光減衰成分の寄与率にかけることで得た。また、各年の光減衰成分の寄与率は、 α 、 β 、 γ の値を用いて計算した $K_{p\text{ calc}}$ および $K_{T\text{ calc}}$ 、 $K_{CDM+W\text{ calc}}$ を $K_{ds\text{ calc}}$ で割ることで得た。

結 果

霞ヶ浦湖心における K_{ds} と Z_{eu} の経年変化

深度0 mから2 mにおける入射光の鉛直消散係数 K_{ds} の季節変化をFig.2に示した。 K_{ds} は、 1.39 m^{-1} から 3.32 m^{-1} の範囲で変動し、最大値は2004年に観測された。1978年から1992年は概ね 2.00 m^{-1} 以下の値で推移し、平均値は 1.86 m^{-1} であった。1993年から2010年にかけては、概ね 2.00 m^{-1} 以上の値で推移しており、 K_{ds} の平均値は 2.64 m^{-1} であった。

Z_{eu} の経年変化をFig.3に示した。 Z_{eu} は、 1.43 m から 4.10 m の範囲で変動した。 Z_{eu} も K_{ds} が 2.00 m^{-1} になった1993年以降は2 m以下で概ね推移していた。

このように、1978年から2010年にかけての霞ヶ浦における光環境は、1993年を境界として、1993年以降は光の減衰が強まった。また、1999年から2006年にかけて、減衰が更に強くなることが示された。

Fig. 2. Annual changes in K_{ds} (vertical attenuation coefficient for PAR) from 1978 to 2010 at the center of Lake Kasumigaura. Annual values were obtained from the average K_{ds} , measured from March to the next February. K_{ds} was calculated with observed values from 0 to 2 m.

図2. 霞ヶ浦湖心における鉛直消散係数 K_{ds} の経年変化. 年平均は3月から翌年2月で計算.

Fig. 3. Annual changes in Z_{eu} from 1978 to 2010 at the center of Lake Kasumigaura. Annual values were obtained from the average Z_{eu} , measured from March to the next February.

図3. 霞ヶ浦湖心における Z_{eu} の経年変化. 年平均は3月から翌年2月で計算.

SS濃度とPOM・トリプトンの濃度の経年変化

深度0 mから2 mにおけるSS濃度とSSの構成成分であるPOMとトリプトン濃度の経年変化をFig.4に示した。SS濃度は、 9.25 mg L^{-1} から 33.2 mg L^{-1} の範囲で変動し、1978年から1992年と1993年から2010年の平均濃度は、それぞれ、 12.7 mg L^{-1} と 21.9 mg L^{-1} であった。また、POMとトリプトン濃度は、1993年から2004年にかけて、それぞれ減少傾向と増加傾向を示し、1999年から2006年はトリプトン濃度がPOM濃度を上回った。このような変動から、POMとトリプトン濃度の傾向によって、霞ヶ浦の経年変化を以下の4つに時代区分した。1978年から1992年の15年間、1993年から1998年の6年間、1999年から2006年の8年間、2007年から2010年の4年間で、

Fig. 4. Annual changes in (a) SS, POM, and tripton concentrations and (b) POM and tripton ratio per SS in the surface layer from 1978 to 2010 at the center of Lake Kasumigaura. Stage I: from 1978 to 1992. Stage II: from 1993 to 1998. Stage III: from 1999 to 2006. Stage IV: from 2007 to 2010.

図4. 霞ヶ浦湖心表層におけるSSおよびPOM、トリプトン濃度の経年変化(a)と組成割合(b)。ステージI: 1978年から1992年。ステージII: 1993年から1998年。ステージIII: 1999年から2006年。ステージIV: 2007年から2010年。

それぞれ、ステージI, II, III, IVとして示すこととした。各ステージのSS濃度は、それぞれ、ステージI: 12.7 mg L^{-1} , ステージII: 17.5 mg L^{-1} , ステージIII: 26.4 mg L^{-1} , ステージIV: 19.4 mg L^{-1} になり、ステージIIとIVは類似した特徴を示した。

POMのSSに対する割合(POM/SS比)は、23.6%から88.1%の範囲で変動した(Fig.4)。ステージIとII, IVのPOM/SS比は、それぞれ64.9%, 61.2%, 61.0%であり、ほぼ同じPOM/SS比を示した。一方で、ステージIIIのPOM/SS比は30.5%であり、他のステージのおよそ半分の値を示した。

各要素の入射光減衰寄与率の経年変化

SS濃度と K_{ds} との関係をFig.5aに示した。表層におけるSS濃度と K_{ds} は、1978年から2010年の全ての年

Fig. 5. Relationship between (a) SS and K_{ds} , (b) POM and K_{ds} , and (c) tripton and K_{ds} . ○: Stage I (1978 to 1992). ◇: Stage II (1993 to 1998). ●: Stage III (1999 to 2006). □: Stage IV (2007 to 2010). The correlation coefficient between SS and K_{ds} was calculated from 1978 to 2010. POM vs K_{ds} and tripton vs K_{ds} were calculated using the dataset of Stage I (○), II (◇), and IV (□) and the dataset of stage III (●), respectively.

図5. 霞ヶ浦湖心におけるSSと K_{ds} との関係。a) SS濃度と K_{ds} , b) POM濃度と K_{ds} , c) トリプトン濃度と K_{ds} 。○: ステージI (1978年から1992年)。◇: ステージII (1993年から1998年)。●: ステージIII (1999年から2006年)。□: ステージIV (2007年から2010年)。SSと K_{ds} との相関係数は1978年から2010年の33年で計算。POMと K_{ds} との相関係数は1999年から2006年を除いた25年(○, ◇, □)で計算。トリプトンと K_{ds} との相関係数は1999年から2006年の8年(●)で計算。

で、有意で高い正の相関を示した($R^2 = 0.82$, $P < 0.001$, $n = 33$)。また、SSを構成する成分であるPOMとトリプトンに対する K_{ds} の相関をFig.5b, cに示した。ステージIII (1999年から2006年)の K_{ds} は、トリプトンに対して、有意で高い正の相関を示し(Fig.5c; $R^2 = 0.87$, $P < 0.001$, $n = 8$)、ステージIIIを除いたステージIとII, IVの K_{ds} は、POMに対して有意で高い正の相関を示した(Fig.5b; $R^2 = 0.76$, $P < 0.001$, $n = 25$)。そこで、霞ヶ浦では、SSを構成するPOMとトリプトンが K_{ds} を制御しているとみなし、Eq(9)を用いてPOMとトリプトンの比鉛直消散係数 α , β と有色溶存物質と水の鉛直消散係数 γ を重回帰分析で決定した。その結果をTable1に示した。 α , β , γ は、それぞれ0.150, 0.070, 0.321が得られた。得られた値を

Table 1. The specific vertical attenuation coefficients for POM and tripton and the vertical attenuation coefficient of CDM + water in Lake Kasumigaura, estimated by multi-regression analysis. The multi-regression analysis used K_{ds} and the concentrations of POM and tripton as objective and explanatory variables, respectively.

表1. 重回帰分析で決定した霞ヶ浦のPOM, トリプトンの光比鉛直消散係数とCDM+水自身の鉛直消散係数.

	Specific Vertical Attenuation Coefficient $m^2 g^{-1}$	Vertical Attenuation Coefficient m^{-1}	P
POM	0.150		<0.001
Tripton	0.070		<0.001
CDM-Water		0.321	<0.01

Fig. 6. Relationship between the calculated vertical attenuation coefficient ($K_{ds\text{ calc}}$) according to Eq. (10) and the observed K_{ds} . a) Relationship between $K_{ds\text{ calc}}$ and the K_{ds} . b) Relationship between the $K_{ds\text{ calc}}$ and the residuals. c) Q-Q plot.

図6. 各成分の鉛直消散係数から計算して求めた鉛直消散係数 ($K_{d\text{ calc}}$) と実測値の K_{ds} との関係. a) $K_{d\text{ calc}}$ と K_{ds} との関係. b) $K_{d\text{ calc}}$ と残差の関係. c) 正規性Q-Qプロット.

Eq(9)に代入し, Eq(10)を得た.

$$K_{ds\text{ calc}} = 0.150 \times \text{POM} + 0.070 \times \text{Tripton} + 0.321 \cdots \text{Eq}(10)$$

本研究で用いた独立変数に多重共線性は示されなかった。外れ値の判定に用いたクックの距離とてこ比では、いずれも問題があるとされる1以上、平均てこ比の3倍以上になる値はなく、外れ値はないと判断した。また、Eq(10)で求めた鉛直消散係数の計算値 ($K_{ds\text{ calc}}$) と実測値 (K_{ds}) の関係をFig.6aに示した。 $K_{ds\text{ calc}}$ と K_{ds} は非常に高い正の相関を示し ($R^2 = 0.94$, $P < 0.001$, $n = 33$), 回帰直線の傾きと切片は、それぞれ1.000, 0.001となった (Fig.6a)。また、 $K_{ds\text{ calc}}$ と残差の関係と正規性Q-Qプロットの結果をFig.6b, cに示した。 $K_{ds\text{ calc}}$ と残差の近似式は傾きと切片は、それぞれ-0.000, 0.000となった (Fig.6b)。正規性Q-Qプロットもほぼ $y = x$ の直線性のある式を示した (Fig.6c)。また、ダービン・ワトソン比は1.85と2.00に近く、残差の等分散性をシャピロ・ウィルク検定した

Fig. 7. Contribution ratio of POM, tripton, and CDM + water for $K_{ds\text{ calc}}$ from 1978 to 2010 at the center of Lake Kasumigaura. The K_p and K_T were calculated for each concentration and specific vertical attenuation coefficient (Table 1). The K_{CDM+W} value was obtained from Table 1. The $K_{ds\text{ calc}}$ was calculated according to Eq. (10).

図7. 霞ヶ浦湖心における各成分の光減衰寄与率の経年変化.

結果は、 $P > 0.05$ であり、「変数は正規分布を示す」という帰無仮説は棄却されなかった。

Eq(10)を用いて算出した $K_{ds\text{ calc}}$ に対する各成分の光減衰寄与率の経年変化をFig.7に示した。POMによる減衰寄与率は、35.3%から81.9%の範囲で変動し、ステージⅢの8年間を除いて、約60%の光がPOMによって減衰していた。一方で、トリプトンの寄与率は、1978年から1992年(ステージⅠ)では概ね20%で推移していたが、1993年から2002年にかけて経年的に増加した。特に、2002年から2005年はトリプトンの寄与率が40%以上で推移した。その結果、1999年から2006年(ステージⅢ)では、各成分の中でトリプトンが最も高い寄与率を示した。しかし、ステージⅣになると、トリプトンの寄与率が大きく減少し、ステージⅠの15年間と同程度である20%前後で推移した。この様に、光減衰成分の寄与率はステージによって変化した。

考 察

重回帰分析の妥当性

本研究では、SSをPOM、トリプトンの2成分として、それぞれの比鉛直消散係数 α 、 β を重回帰分析で決定した。その結果、POMの比鉛直消散係数 α は $0.150 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ であった(Table 1)。植物プランクトンの比鉛直消散係数 k_c ($\text{m}^2 \text{ mg Chl-}a^{-1}$)は、優占する植物プランクトンの種類(大きさや形、色素の種類や含有量など)や生理状態によって、0.011から0.029の範囲で変動し、平均値が0.014であることが示されている(Kirk, 2010)。Reynolds (2006)は、植物プランクトンのChl-*a*含有率をPOMの1%であるとしている。この値を用いて、本研究のPOMの比鉛直消散係数 α をChl-*a*あたりに換算すると、 $0.015 \text{ m}^2 \text{ mg Chl-}a^{-1}$ となり、Kirk (2010)に示された範囲内の値であった。

濁度に関する比鉛直消散係数を示した研究は報告されているが(Walmsley et al., 1980; Koenings and Edmundson, 1991)、トリプトン濃度の比鉛直消散係数に関する報告は非常に少ない。Armengol et al. (2003)は、クロロフィルa、有機態デトリタス、トリプトン、植物プランクトン態粒子を説明変数とした回帰式を作成し、トリプトンの比鉛直消散係数を $0.026 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ としている。この値は、本研究で得られた値と比較すると低い。懸濁粒子による光の減衰は、その粒子の吸収と散乱の影響によって決まることが知られており、本研究とArmengol et al. (2003)の比鉛直消散係数は、これら両方の影響を含む値である。

したがって、トリプトン粒子の色や形状により吸収や散乱は異なることが考えられ、比鉛直消散係数の差異はこれらの影響を反映した結果であると考えられた。また、POMの比鉛直消散係数と比較すると、およそ1/2程度であり、同じ濃度であったとしても光の減衰に対する寄与率は植物プランクトンの半分程度になることが分かった。

CDMの中で最も大きな役割を果たしていると推定される成分は、DOM中のフミン物質などの有色DOMである(Kirk, 2010)。これらの物質は短い波長ほど吸収係数が増加するスペクトルを示し、DOMの濃度はDOCで表す(Kirk, 2010; Wetzel, 2001)。Wetzel (2001)は、DOCが湖沼によって大きく変化することと、DOCが 2.0 mg L^{-1} 以上で、水中に入射した紫外線のような短い波長帯の光が3 m以浅で1%まで減衰することを示している。しかし、本研究で利用した光は光合成有効放射(以下PARと呼ぶ)帯の光であり、PAR帯に対するDOC吸収は、UV帯ほどの強い影響は示さないことが指摘されている(Belzile and Warwick, 2002; Wetzel, 2001)。霞ヶ浦におけるDOCおよびフミン物質の濃度は、それぞれ 3.0 mg L^{-1} 前後、 2.0 mg L^{-1} 前後で推移しており(Imai et al., 2001)、大きな変動はしていなかった。また、残差分析の結果を見ると、残差の独立性と正規性、等分散性、線形性も確認できたため、霞ヶ浦では光の減衰に対するCDMの影響は一定であると考えられた。

霞ヶ浦に入射した光の減衰機構—トリプトン濃度による光の減衰が植物プランクトンに与えた影響—

本研究では、POMとトリプトンの鉛直消散係数や光の減衰寄与率から、霞ヶ浦の光環境をTable 2に示すように、ステージⅠ(1978年から1992年)、Ⅱ(1993年から1998年)、Ⅲ(1999年から2006年)、Ⅳ(2007年から2010年)の4つのステージに区分した。霞ヶ浦では、ステージⅢを除いた期間で、POMと K_{ds} の間に高い相関を得た(Fig.5b)。この時、POMの光減衰寄与率が概ね60%以上で推移していた(Fig.7, Table2)。しかし、トリプトンの光減衰寄与率が40%以上を超えていたステージⅢに該当する8年間は、他のステージで得たPOMと K_{ds} の回帰式から大きく外れ(Fig.5b)、トリプトンと K_{ds} の間に高い相関を得た(Fig.5c)。このことから、霞ヶ浦における光の減衰は、時代によって大きく変化することが明らかになった。

植物プランクトンによって捕捉されるPARの割合は、植物プランクトンの現存量の増加にしたがって上昇す

Table 2. The characteristics of absorbed light and suspended solids in Lake Kasumigaura. K_p : Vertical attenuation coefficient for POM. K_T : Vertical attenuation coefficient for tripton. K_{NP} : Vertical attenuation coefficient for non-phytoplankton (tripton and CDM + water). Z_{eu} : Depth of euphotic layer. K_p , K_T and K_{NP} were calculated by multiplication of the each contribution ratio (Fig.7) with K_{ds} .

表2. 霞ヶ浦における時代別の光減衰と懸濁物質の特徴. K_p : POMの鉛直消散係数. K_T : トリプトンの鉛直消散係数. K_{NP} : 非生物成分の鉛直消散係数 ($K_T + K_{CDM+W}$). Z_{eu} : 有光層. 成分毎の鉛直消散係数 (K_p , K_T , K_{CDM+W}) は各成分の減衰寄与率 (Fig.7) に K_{ds} を掛けて算出.

		Stage I 1978-1992	Stage II 1993-1998	Stage III 1999-2006	Stage IV 2007-2010
K_{ds}	m^{-1}	1.86	2.44	2.81	2.59
K_p	m^{-1}	1.23	1.61	1.18	1.73
$K_p/K_{ds \text{ calc}}$	%	65.3	66.1	42.5	67.1
$K_{NP}(T+CDM+W)$	m^{-1}	0.63	0.82	1.63	0.85
$K_{NP}/K_{ds \text{ calc}}$	%	34.7	33.9	57.5	32.9
K_T	m^{-1}	0.31	0.50	1.30	0.54
$K_T/K_{ds \text{ calc}}$	%	17.1	20.5	45.9	20.5
Z_{eu}	m	2.95	1.95	1.71	1.82
SS	$mg L^{-1}$	12.7	17.5	26.4	19.4
POM	$mg L^{-1}$	8.26	10.6	7.89	11.7
Tripton	$mg L^{-1}$	4.47	6.98	18.5	7.68

る (Jewson, 1977; Megard et al., 1979; Dubinsky and Berman, 1981; Kirk, 2010)。特に, Chl-*a* が約 $100 \mu g L^{-1}$ に達するような富栄養化した湖沼では, 植物プランクトンの光減衰寄与率が50%から80%であることが報告されている (Jewson, 1977; Megard et al., 1979; Dubinsky and Berman, 1981)。したがって, ステージ I や II, IVにおける, 霞ヶ浦の植物プランクトンによる PAR 捕捉効率, 他の富栄養湖と同程度であったと考えられた (Table2)。

各ステージにおける光減衰成分の鉛直消散係数をみると, トリプトンの鉛直消散係数 K_T はステージ I, ステージ II, ステージ IV, ステージ III の順で高くなった。特に, ステージ III では K_T が $1.30 m^{-1}$ まで上昇した (Table2)。植物プランクトンの行う光合成速度は, 光飽和が起きる光量子量に達するまで, 光量子量に依存している (Reynolds, 2006; Kirk, 2010)。そのため, 植物プランクトンの PAR 捕捉効率の変化と積算光合成速度の変動が概ね一致することが示されている (Tilzer, 1983)。成分毎の鉛直消散係数を示した先行研究では, 生物的成分と非生物的成分による鉛直消散係数 K_{NP} ($K_T + K_{CDM+W}$) で議論されている (Megard et al., 1980; 相崎ら, 1981)。 K_{NP} が大きく上昇すると, その影響を受けて植物プランクトンが利用できる光量子量が減少して, 植物プランクトンの増殖が制限されることが推定される。霞ヶ浦では, トリプトン濃度が高いステージ III において Z_{eu} が 2 m 未満にまで浅くなった (Table2)。この時の POM は減少する

傾向を見せており, 他のステージと比較して低濃度で推移していた。これは, トリプトンによる光の遮蔽の影響を受けていたことを反映したものであると考えられた。

Megard et al. (1980) では, Lake Windermere (England) や Lake George (Uganda), Loch Leven (Scotland) における K_{NP} が $0.19 m^{-1}$ から $1.15 m^{-1}$ で変動することを示した。相崎ら (1981) は, 霞ヶ浦を含む日本の 24 湖沼 26 湖盆の K_{NP} が $0.07 m^{-1}$ から $0.88 m^{-1}$ であることを示している。また, 光の減衰成分を 5 成分に分割した Armengol et al. (2003) では, K_T と K_{NP} がそれぞれ $0.08 m^{-1}$ 以下, $0.17 m^{-1}$ 以下で推移することを示している。本研究では, K_{NP} がステージ I においても $0.63 m^{-1}$ であり, ステージ III における霞ヶ浦の K_{NP} は $1.63 m^{-1}$ (変動幅 $1.13 m^{-1}$ から $2.13 m^{-1}$) であった。以上のことから, 霞ヶ浦は非生物的成分による減衰の影響が潜在的に大きく, ステージ III では非生物的要因による光の制限は非常に強いものであったと考えられた。

ステージ II と IV では, トリプトンの K_T の上昇が起きていたものの, POM の光減衰寄与率は約 60% のまま維持されていた (Fig.7, Table2)。これは, POM の鉛直消散係数 K_p も K_T の上昇と共に上昇したためである。上述したように, トリプトンなどの非生物的成分によって光が制限され始めており, 非生物の減衰に植物プランクトンの自己被陰を加えた Z_{eu} は, ステージ I ではおよそ 3 m に達していたが, ステージ II や IV では 2 m 前後ま

で縮小していた (Fig.3, Table2)。最大水深が 7 m の霞ヶ浦では、植物プランクトンの生産がプラスになる Z_{cu} が約 1 m 縮小されることは、植物プランクトン群集に大きな影響を与えると推定された。しかし、これらのステージの POM はステージ I より高くなった。この時、霞ヶ浦では *Planktothrix* が出現しており、高い優占率を示していた (国立環境研究所, 2014)。*Planktothrix* は光が制限された環境で優占することが指摘されている藍藻である (Tilzer, 1987; Reynolds, 2006)。このことから、ステージ II と IV の期間ではトリプトンによる光の遮蔽の影響を受けていたが、光が制限された環境に適応できる種が出現したことで、POM の光減衰寄与率がステージ I と同様に 60% 前後で維持されたと考えられた。

まとめ

本研究によって、1978 年から 2010 年における霞ヶ浦の光減衰機構とその経年変化を明らかにできた。その結果、1978 年から 2010 年における霞ヶ浦の光の減衰は、4 つのステージに分けることができた。霞ヶ浦は、ステージ I から III にかけて K_{ds} が上昇し、ステージ III から IV にかけては減少した。ステージ IV は、ステージ II と同程度の K_{ds} 値であった。この様な K_{ds} の変動要因として、非生物的成分の K_T の上昇が挙げられた。特に、ステージ II から III にかけては、 K_{ds} の変動を支配する主な要因が植物プランクトンからトリプトンに変化し、植物プランクトンの光利用効率や生産層を制限していたことが示された。

謝 辞

本研究は国立環境研究所の霞ヶ浦データベースを利用して頂いた。データベースの利用を許可して頂いた国立環境研究所の皆様ならびにデータベース構築に尽力された方々に対して、深い謝意を表する。

文 献

相崎守弘・大槻晃・福島武彦・河合崇欣・細見正明・村岡浩薺 (1981): 修正カールソン富栄養化状態指標の日本湖沼への適応と他の水質項目との関係. 国立公害研究所報告 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VII) - 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 - 23: 13-31.

- Armengol, J., L. Caputo, M. Comerma, C. Feijoó, J. C. García, R. Marcé, E. Navarro and J. Ordoñez (2003): Sau reservoir's light climate: relationships between Secchi depth and light extinction coefficient. *Limnetica*, 22: 195-201.
- Belzile, C. and Warwick F. V. (2002): Contribution of absorption and scattering to the attenuation of UV and photosynthetically available radiation in Lake Biwa. *Limnology and Oceanography*, 47: 95-107.
- Dubinsky, Z. and Berman T. (1981): Light utilization by phytoplankton in Lake Kinneret (Israel). *Limnology and Oceanography*, 26: 660-670.
- Effler, S. W., M. Perkins, N. Ohrazda, D. A. Matthews, R. Gelda, F. Peng, D. L. Johnson and C. L. Stepchczuk (2002): Tripton, transparency and light penetration in seven New York reservoirs. *Hydrobiologia*, 468: 213-232.
- 宝月欣二 (1974): 生態学講座 13 巻 3 水界生態系. 共立出版, 東京.
- Imai, A., T. Fukushima, K. Matsushige and Y. H. KIM (2001): Fractionation and characterization of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources. *Water Research*, 35: 4019-4028.
- 岩崎順・外岡建夫 (2000): 1999 年 7 月に霞ヶ浦で発生した濁水について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 36: 16-19.
- James, H. R. and E. A. Birge (1938): A laboratory study of the absorption of light by lake waters. *Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts, and Letters*, 31: 1-154.
- Jewson, D. H. (1977): Light penetration in relation to phytoplankton content of the euphotic zone of Lough Neagh, N. Ireland. *Oikos*, 28: 74-83.
- 春日清一 (2005): 霞ヶ浦西浦の白濁は何を示すのか. 霞ヶ浦研究会報, 8: 2-3.
- 菊池健三 (1935): 湖水の水中光度と透明度との関係. 陸水学雑誌, 5: 121-124.
- Kirk, J. T. O. (2010): Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystem 3rd edition. Cambridge University Press, Cambridge.
- Koenings, J. P. and J. A. Edmundson (1991): Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. *Limnology and Oceanography*, 36: 91-105.
- Lorenzen, M.W. (1980): Use of Chlorophyll - Secchi disk

- relationships. *Limnology and Oceanography*, 25: 371-372.
- Megard, R. O., W. S. Combs Jr., P. D. Smith and A. S. Knoll (1979): Attenuation of light and daily integral rates of photosynthesis attained by planktonic algae. *Limnology and Oceanography*, 24: 1038-1050.
- Megrad, R. O., J. C. Settles, H. A. Boyer and W. S. Combs Jr. (1980): Lights, Secchi disk and Trophic States. *Limnology and Oceanography*, 25: 373-377.
- 国立環境研究所 (2014): 霞ヶ浦データベース. <http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/index.html>. 2014年11月7日時点.
- 二平章・岩崎順 (2006): ALOS画像で見た霞ヶ浦の白濁水. <http://www.restec.or.jp/eeoc/alos/fy18/fishery/7.pdf>, 衛星リモートセンシング推進委員会HP.
- 野内孝則・外岡建夫 (2004): 透明度から見た霞ヶ浦北浦の環境変動. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 39: 24-41.
- Poole, H. H. and W. R. G. Atkins (1929): Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom (New Series)*, 16: 297-324.
- Redfield, A. C. (1958): The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, 46: 205-221.
- Reynolds, C. S. (2006): Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- 高村義親・野村和嘩・萩原義司・平松昭・矢木修身・須藤隆一 (1981): 3. 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学的組成. 須藤隆一・矢木修身・岡田光正・合葉修一・高村義親・萩原富司・長南信雄・平松昭・松田智明・野村和輝. 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (IX) *Microcystis aeruginosa* (藍藻類) の増殖特性. 国立公害研究所研究報告, 25: 31-46.
- Tilzer, M. M (1983): The importance of fractional light absorption by photosynthetic pigments for phytoplankton productivity in Lake Constance. *Limnology and Oceanography*, 28: 833-846.
- Tilzer, M. M (1987): Light-dependence of photosynthesis and growth in cyanobacteria: implications for their dominance in eutrophic lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21: 401-412.
- 宇田川弘勝・高村典子 (2007): 霞ヶ浦における湖水白濁現象の原因物質の特定. 陸水学雑誌, 68: 425-432.
- Walmsley, R. D., M. Butty, H. Piepen and D. Grobler (1980): Light penetration and the interrelationships between optical parameters in a turbid subtropical impoundment. *Hydrobiologia*, 70: 145-157.
- Wetzel, R. G. (2001): Limnology: Lake and River Ecosystems 3rd edition. Academic Press, San Diego.