

琵琶湖における紫外線環境

早川和秀

要約

本プロジェクトでは、琵琶湖へ到達する紫外線量や、紫外線の影響を受けている水質項目の調査を通して、紫外線と琵琶湖の水質との関係について総合的に研究を展開する。プロジェクトの開始にあたり、紫外線計測器を設置して地上での紫外線モニタリングデータの収集を始めた。また、水中の光環境の定期観測を始め、水中紫外線量、それに関連する水質データの収集も開始した。観測初期の結果からは、水中の紫外線と可視光強度が水深に対して指数関数的に減衰する様子が確認された。さらに、その減衰は濁度、溶存有機炭素濃度および有色溶存有機物濃度 (CDOM) と正の相関関係があり、特に CDOM と強い比例関係が見られた。このことから、水中の紫外線の減衰には CDOM による影響が大きいことが明らかとなった。

1. はじめに

過去 30 年間という長期変遷で琵琶湖を見ると、北湖では水中の COD や硝酸イオンの増加などがあり、植物プランクトンの群集組成が変化していることが指摘されている。それらがどのような要因で起こっているかを検討することは、水質保全を考える上で不可欠である。琵琶湖の水質や生態系の変化は、琵琶湖やその集水域での様々な環境変化の結果であるが、それだけでなく地球規模での環境変動も無関係とはいえない。例えば、琵琶湖の湖底水温は上昇傾向にあり地球温暖化との関連性が指摘されている (速水・藤原, 1999)。地球温暖化、オゾンホール、気候変動などの地球規模での環境変動が琵琶湖に影響を及ぼすか否か、また、関係しているとすれば、何がどの程度影響するのかを明らかにすることは水質や生態系の変化にとって必要な研究課題である。

本研究プロジェクトでは、地球規模の環境変動の一つとして、大気オゾン層の減少によって懸念される紫外線増加が琵琶湖へ及ぼす影響について総合的に研究を展開することとした。現状での紫外線環境について科学的知見を集約しながら理解を深め、観測や実験から琵琶湖の紫外線照射の実

態や水質などへの影響について検討する予定である。本稿では、紫外線に関する種々の知見と、本プロジェクトでの取り組みについて紹介する。

2. オゾン層破壊と紫外線の観測

太陽光のうち紫外線と呼ばれるものは波長で 400nm 以下のもので、A 領域紫外線 (UV-A; 波長 315nm~400nm)、B 領域紫外線 (UV-B; 波長 280nm~315nm)、C 領域紫外線 (UV-C; 波長 100nm~280nm) の 3 つに分けられる。C 領域紫外線は空気中の酸素分子とオゾンで遮られて地表には届かない。

紫外線に関する環境問題は、要約すると「成層圏のオゾン層がフロンなどによって破壊されていて、皮膚がんや白内障の原因となる紫外線量が増加することが懸念される」ことである。この紫外線の環境問題は、南極でのオゾンホールの発見によって一般に知られるようになった。成層圏オゾンの全球的な減少傾向は、周期性のある既知の自然変動要因のみでは説明できず、クロロフルオロカーボン (CFC) 等の大気中濃度の増加が主要因であると考えられる。特に、1980 年代以降の南極域上空におけるオゾンホールの発達は、大気中の CFC 等の濃

度増加によると考えることが最も妥当である(環境省, 2006)。

オゾン層保護対策として国際的な取り組みがなされ、「オゾン層を破壊する物質に関するモントリオール議定書」(1987年)を策定、さらにそれに基づくオゾン層破壊物質の生産量等の削減が行われている。先進国では、主要なオゾン層破壊物質の生産が1995年末までに全廃された。その後、成層圏オゾン層の破壊スピードは鈍りつつあるのだが、依然としてオゾン層の破壊状態が続いている。2006年8月の国連環境計画(UNEP)と世界気象機関(WMO)の報告書(UNEP/WMO, 2006)によれば、成層圏オゾン層を破壊する物質量は1992-1994年頃をピークとして減少しているが、オゾン層が回復するまでに緯度30-60度域で65年ほどかかると予測している。また、今回発表された2006年時点でのオゾン層回復の予測年数は、2002年時に予測された年数に比べ、15年ほど回復が遅れる見込みであり、以前よりオゾン層の回復が遅れていることを意味している。日本の気象庁でも、日本上空のオゾン全量が主に1980年代を中心に減少が進んだが、1990年代以降はほとんど変化がないか、増加傾向があっても緩やかなものであるとしている(気象庁, 2006)。このように、現状ではオゾン層の回復が遅れ、地上の生態系は依然として多い紫外線量を受けるリスクにさらされている。

次に、紫外線の実測値について紹介する。実は、成層圏オゾン層の観測に比べ、紫外線量の観測は開始が遅く、1990年代以降に始められたケースが多い。WMOの2003年の報告によれば、南北両半球の中・高緯度にある10か所以上の観測点における年平均の人体に有害な紫外線量は1980年代前半より6~14%増加したと推定されている。ただし、紫外線量は、季節変動、火山活動などの影響があるため、長期的な傾向を解析するには未だ観測データが不十分であるとされる。日本では、気象庁により1990年から紫外線の精密観測が行われていて、長期変動傾向の把握に努力がはらわれている状況に

ある。環境省のオゾン層保護についての検討会では、紫外線観測を開始した1990年以降、国内の紫外線量は増加傾向にあると判断している(環境省, 2006)。ただし、同期間のオゾン全量には減少傾向がみられないことなどから、この増加傾向を雲量の減少など気象の変化やエアロゾル量の減少によるものと推定している。

3. 紫外線と生態系

B領域紫外線(UV-B)は、人体に影響があるといわれ、皮膚、眼、免疫機能への作用が挙げられている。これには紫外線への過度(長期間)の曝露、紫外線強度の曝露、小児期での曝露が関係しているといわれる。「紫外線保健指導マニュアル」(環境省)などにそれらの詳しい紹介があり、インターネットで閲覧できる。

一方、紫外線は農作物や陸上、水圏の生態系にも影響があるといわれる。紫外線の影響を研究した例を挙げると枚挙に暇がない。例えば、環境省が推進する地球環境研究で平成11年度から2年間にわたり「紫外線増加が生物に与える影響の評価」について研究が行われた(田口, 2001)。この中では特に紫外線に対して感受性の高い森林生態系、農作物、海洋生態系などを対象とした。結果について紹介すると、高山帯でのUV-B照射量に対する樹木の生育量は、ある適値を示す逆U字型



写真1 センター屋上に設置した紫外線モニタリング測定装置(左から日射計、UV-A計、UV-B計)

になるとの報告があった。すなわち、ある程度のUV-B照射の積算は樹木の生育を促進させる作用があるが、夏の晴天に恵まれた日のような瞬間的に強い紫外線照射は生育に阻害的に作用する。農作物は生育だけでなく収穫物の品質も評価の対象となるため、紫外線の生育に対する影響評価はさらに複雑になる。一方、海洋生態系では、植物プランクトンに対しては紫外線が細胞内の遺伝子に損傷を与え、それによって光合成阻害、細胞成長阻害が起こることが確認されている。動物プランクトンや魚類などの遊泳力のある成体では、紫外線の強い海洋表層を逃れられるため紫外線の影響は少ない。しかし、海面近くに生息するプランクトンや海洋表面に産みつけられる魚類の浮遊卵は紫外線照射にさらされるため、それらの卵の孵化率と幼生の生残率が紫外線増加と大いに関係がある。

このように紫外線が生物へ与える影響は、生物種、生息環境、ライフサイクル、生理機能によって様々であり、一概にいうことは難しい。ただし、多くの場合にメカニズムとしては、紫外線の照射がDNA遺伝子の損傷を引き起こすことが起点となっていて、生体内の酵素反応の阻害や様々な機能に障害をもたらすといえる。

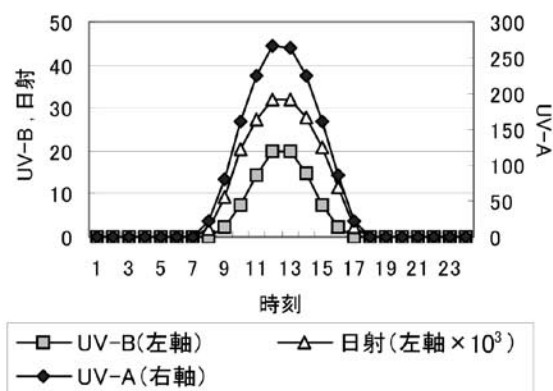


図1 2006.1.1 の紫外線強度(w/m²)
(当センター屋上に設置したセンサーによる)

4. 紫外線と湖沼水質

紫外線は水分子によって吸収、散乱されるため、水中を通過するにしたがい紫外線量は徐々に減衰する。したがって水環境では、紫外線が届く範囲は水面から数mに限られる。また、水中で紫外線は懸濁粒子（例えば植物プランクトンや土壌粒子など）や溶存物質（その多くは有機物）によって吸収、散乱する。したがって、紫外線が到達する深度は、それらの物質の存在量によって変動する。

紫外線が水中の生物へ及ぼす影響については前述したが、生物に限らず水質にとっても変質を起こし得る。例えば、湖水中の溶存有機物には紫外線を吸収して分解する成分が存在する。特に溶存有機物のうち、フミン物質（腐植物質）と呼ばれる成分にはその性質があることが知られる。また、湖水に微量に含まれる人工有機化合物にも、紫外線によって分解消失しているものがある。例えば、石油生成物の微量汚染物質である多環芳香族炭化水素（PAH）には紫外線吸収能がある（Schwarzenbach et al. 2003）。農薬にも紫外線照射で分解しやすい種類のものがある（金沢1992）。このような紫外線の分解作用は、湖沼において定量的に明らかにされている例はあまりなく、琵琶湖においても、どの程度紫外線で有機物が分解しているか明らかになっていない。

琵琶湖における紫外線の研究はあまり行われておらず、短期での琵琶湖に照射される紫外線量についての報告例が見られるに過ぎない（例えばBelzile et al. 2002）。湖水の水質、生物との関係を考えるためには、紫外線の水中透過性や長期での紫外線照射データを検討することが必要であるが、このような研究例はまだ報告されていない。

そこで、本プロジェクトでは、琵琶湖へ到達する紫外線量や、紫外線に影響を受けている水質項目の調査を通して、紫外線と琵琶湖水質との関係について総合的に研究を行う。琵琶湖に到達する紫外線量、水中を透過する紫外線量、琵琶湖の水質で紫外線の影響を受けている物質やその光反応メカニズムについて検討し、紫外線増加による将

来の水質変化の予測につながる基礎的な情報を収集する。3か年の計画で、1) 紫外線モニタリング、2) 湖水溶存有機物と光反応との関係の検討、3) 湖内での微量有害有機化学物質の光分解評価などを行う予定である。

以下は本プロジェクト1年目の報告であり、研究初期での成果であり、その多くはまだ具体的な結論にまで至っていない。

5. 報告(1) 紫外線モニタリング

プロジェクトの1年目として、紫外線のモニタリング、水中紫外線量などの基礎データの収集より開始した。地上での連続した紫外線計測を行うため、新たに装置を購入し、琵琶湖・環境科学研究センター屋上に設置した(写真1)。装置は、英弘精機製、A領域紫外線放射計 MS-212AD、B領域紫外線放射計 MS-212WD であり、データロガサーミックログ 2300A に接続してデータを回収した。参照として全天日射計 MS-402A も同時に設置した。A領域紫外線放射計 MS-212AD は、波長領域 315-400nm、測定範囲 0-100Wm⁻² で紫外放射光を測定できる。B領域紫外線放射計

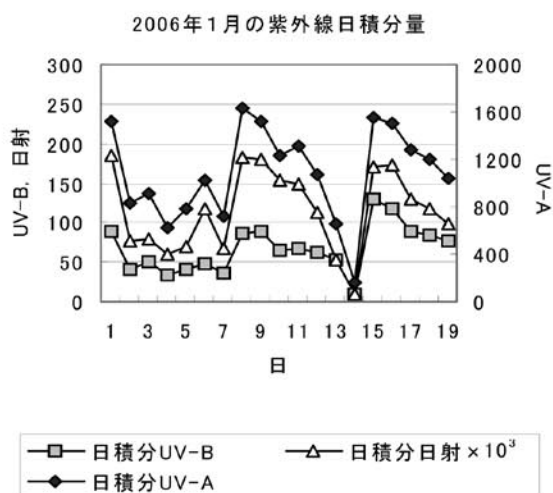


図2 当センター屋上に設置した紫外線センサーによる紫外線日積分量(w/m²)

MS-212WDは、波長領域280-315nmで315nm以上の放射光を取り除く特殊光学系を持ち、測定範囲 0-5Wm⁻²で紫外放射光を測定できる。

センター屋上への設置は2005年12月に行われ、テスト運転を経て、2006年2月より観測を開始した。観測頻度は、1分につき1回の測定を行っている。2006年1月のテスト運転時における1日の経時変動を図1、および日積算紫外線量の推移を図2に示した。

紫外線は太陽高度が高くなる南中時頃に最も強くなる。また、日積算量の推移は、季節による南中高度の違い、天候、大気中の汚染物質などによって左右される。今後、気象データと比較しながら解析を行う予定である。

なお、本プロジェクトは国立環境研究所地球環境研究センターが主催する有害紫外線モニタリングネットワークに参画した。プロジェクトで測定した地上紫外線データは、このネットワークのWebサイトから閲覧できる。

(有害紫外線モニタリングネットワーク [http:// www-cger2.nies.go.jp/ozone/uv/uv.html](http://www-cger2.nies.go.jp/ozone/uv/uv.html))

6. 報告(2) 水中紫外線

湖水中での紫外線量および水質との関係を見るため、琵琶湖で月1回の定期観測および数回にわたる不定期の観測を行い、データを収



写真2 水中紫外線放射計

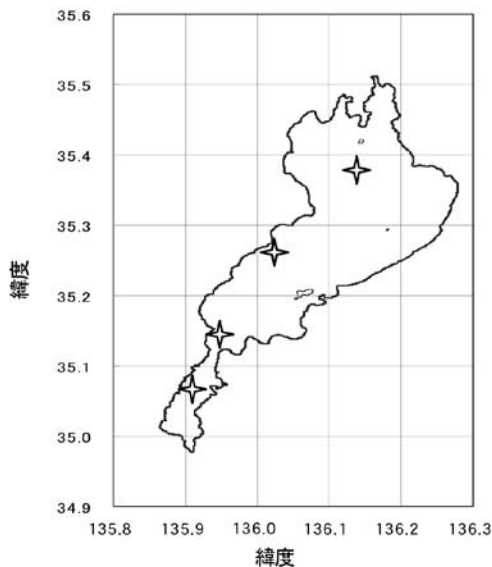


図3 観測地点

した。観測項目は、水温、電気伝導度、水中紫外線量、濁度、懸濁粒子濃度、懸濁態有機炭素濃度、溶存態有機炭素濃度、有色有機物濃度（紫外線吸光度）、蛍光強度、クロロフィル濃度とした。一般物理項目は、水温プロファイラー（F-probe 及び Ocean Seven）により、紫外線量と濁度は水中紫外線放射計 PUV-545（写真2）により観測を行い、その他の項目はニスキン採水器により湖水を採水して研究室に持ち帰り分析を行った。懸濁粒子濃度は、試水をガラス繊維フィルター Whatman GF/F でろ過後、重量測定で、懸濁態有機炭素濃度はそのフィルター試料を Flash EA1112 元素分析計で、溶存態有機炭素濃度は、GF/F ろ液を島津製 TOC-V 全有機体炭素計で、有色有機物濃度（CDOM、または紫外線吸光度）は日立 U-2001 紫外・可視分光光度計で、蛍光強度は日立 F-4500 蛍光分光光度計で、クロロフィル濃度はアセトン-ジメチルホルムスルホキシドでフィルター試料からクロロフィルを抽出した後、ターナー蛍光光度計 TU-10A で分析を行った。観測点を図3に示した。

水中の紫外線と可視光の鉛直分布の一例を図4に示した。水中紫外線量は、水深とともに指数関数的に減衰する分布であり、表層から数mまで

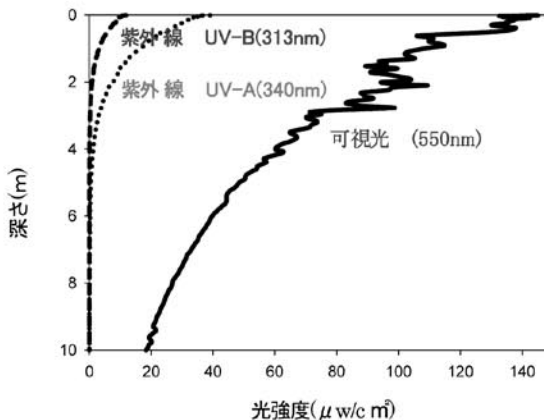


図4 水中の紫外線と可視光の鉛直分布

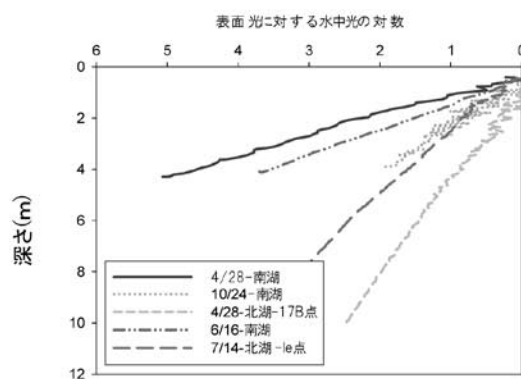


図5 各観測点での可視光の水中減衰

達した。可視光は紫外線よりも水中での透過性がよく、水深の深いところまで届く様子が観察された。水中の紫外線と可視光が減衰する様子は、次のモデル式によって表される(Hargreaves, 2003)。

$$I = I_0 \exp(-kz)$$

I:水中の光強度、 I_0 :水面での光強度、 k :鉛直減衰係数、 z :水深

本研究でも紫外線と可視光の水中減衰は、図5のような対数をとることで直線となる減衰がみられた。さらにこの図に見られるように、紫外線と可視光の減衰は、観測の場所と時期により違っており、琵琶湖水中の光減衰は一定でなく、減衰要因が複数あることを示している。

7. 報告(3) 紫外線を吸収する物質

水中での紫外線が減衰する主な要因には、1) 水分子による吸収、散乱、2) 懸濁粒子による吸収、反射、散乱、3) 溶存態有機物による吸収、散乱が理論上考えられている (Hargreaves, 2003)。

紫外線吸収要因の1つである懸濁粒子は、植物プランクトンなどの生体粒子と土壌や堆積物などに由来する非生物(鉱物)粒子が構成体として考えられる。観測点すべての粒子濃度と植物プランクトンがもつクロロフィル a 濃度を比較すると(図6)、粒子濃度はクロロフィル a 濃度に比例する部分と比例直線から逸脱する部分があることがわかる。このことから、懸濁粒子は生体粒子と鉱物粒子の寄与が観測点や時期により変動することがわかる。

また、水中で紫外線を吸収する要因の1つである溶存有機物については、湖水ろ過水の紫外線吸収スペクトルより推定した(図7)。紫外線吸収スペクトルについては、湖水を Whatman GF/F フィルターにてろ過後、日立紫外可視分光光度計 U-2001 により測定した。河川や湖沼の水中の有機物が紫外線吸収をもつことは古くから知られている(小倉, 1975)が、紫外線吸収物質の組成や溶存有機物量あたりの評価は不明である。琵琶湖水の紫外線吸収スペクトルは、水中の有機物の一般的な報告にあるように、500nm から 300nm にかけて波長が小さくなるにつれて紫外線吸収強度が指

数関数的に増加する形状であった。特徴的であったのは、300nm から 250nm にかけては、スペクトルに肩のような盛り上がりが見られる点である。この部分はアミノ酸類による吸収ではないかと推測される。

海洋学、陸水学では、衛星リモートセンシングの研究分野を中心にこの紫外線吸収溶存有機物を CDOM (Chromophoric Dissolved Organic Matter 直訳は発色溶存有機物であるが、個人的には有色性の方が意味は近いと考える)と呼んで研究が行われている(例えば Vodacek, 1992)。本研究においても、CDOM として取り扱うことにする。CDOM の単位は、紫外線吸収度(吸収係数)で表示される。

CDOM の分布は、北湖の沖帯よりも浅水域である沿岸帯や南湖で紫外線吸収強度が高かった。しかし、溶存有機炭素濃度あたりの紫外線吸収強度で換算すると、北湖今津沖中央で平均 1.2 ± 0.1 (kgCm^{-2})、南湖で 1.4 ± 0.2 とその差は小さかった。今後は、CDOM の起源や組成についても検討を行っていく予定である。

8. 報告(4) 紫外線吸収要因

水中の紫外線減衰の要因について考察するため、減衰係数と各種水質項目との関係を図8に示した。図8に見られるように、濁度、溶存有機炭素濃度、CDOM は、紫外線の鉛直減衰係数と正の相関関係があり、特に CDOM との関係は強い比例関係

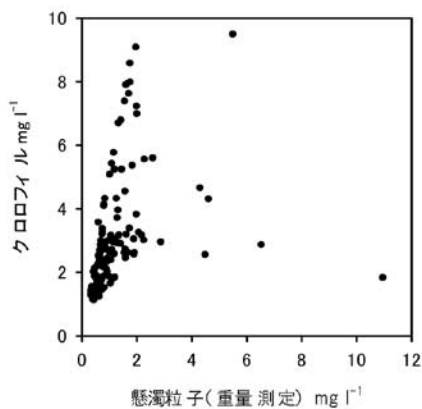


図6 懸濁粒子(SS)とクロロフィル a 濃度の関係

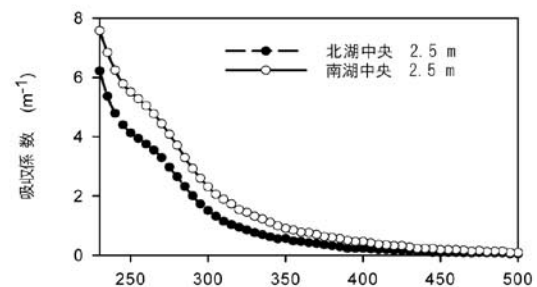


図7 湖水ろ過水の紫外線吸収スペクトル

が見られた。このことから、水中の紫外線の減衰は上に挙げた項目によると考えられ特に CDOM による影響が大きいことが明らかとなった。

さらに、定期観測で溶存有機物の分布と季節変動について調査を行った。定期観測の場所は前記のとおりである。北湖今津沖中央と野洲川河口沖での懸濁粒子（または濁度、SS）と CDOM の経月変動を図 9 に示した。北湖中央では、SS は植物プランクトンの増殖時に増加する傾向が見て取れたのに対し、CDOM の変動はそれに連動することなく、変動幅も小さかった。一方、野洲川河口沖では、SS は小刻みに変動を繰り返しており、植物プランクトンの増殖、湖底泥の巻き上がり、河川濁水の流入など複合的な要因により増減が起きていると考えられた。また、CDOM の変動も大きく、この水域での CDOM が SS 同様、複合的な要因により供給されていることが想像された。

湖水中を透過する紫外線量は CDOM により制御されていることが明らかとなり、CDOM の供給等が紫外線環境の推定にとって重要であるといえる。今後は CDOM の供給要因を探ることが必要である。

9. まとめと今後の課題

平成 17 年度は、本プロジェクトの立ち上げで、紫外線に関する様々な観測を開始したところであり、得られたデータの詳細な解析は行われていないが、初期の結果から概観していくつかの興味深い結果が得られた。特に、琵琶湖水中の紫外線減衰（または透過性）が溶存有機物、さらには有色の溶存有機物によって支配されていることが確認された。今後の課題の 1 つは紫外線を吸収す

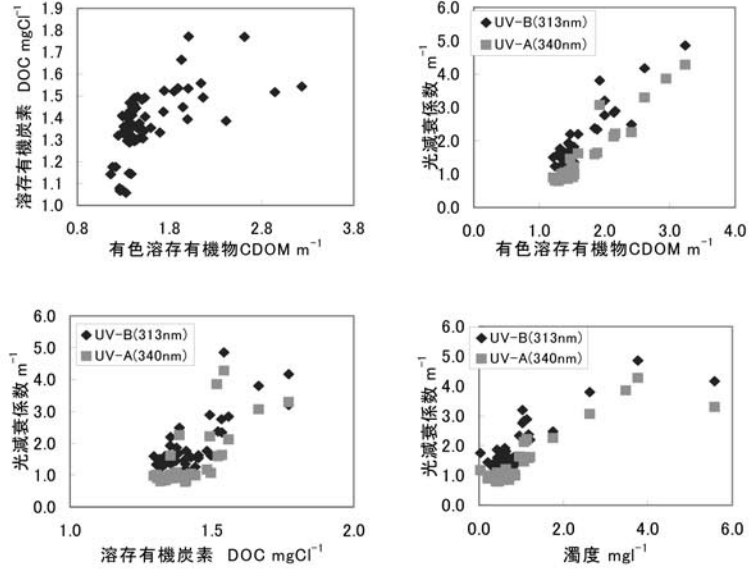


図 8 水中光減衰係数 k と濁度(mg l^{-1})、溶存有機炭素濃度 DOC (mg Cl^{-1})、有色溶存有機物濃度 $a(300)(\text{m}^{-1})$ のそれぞれの関係

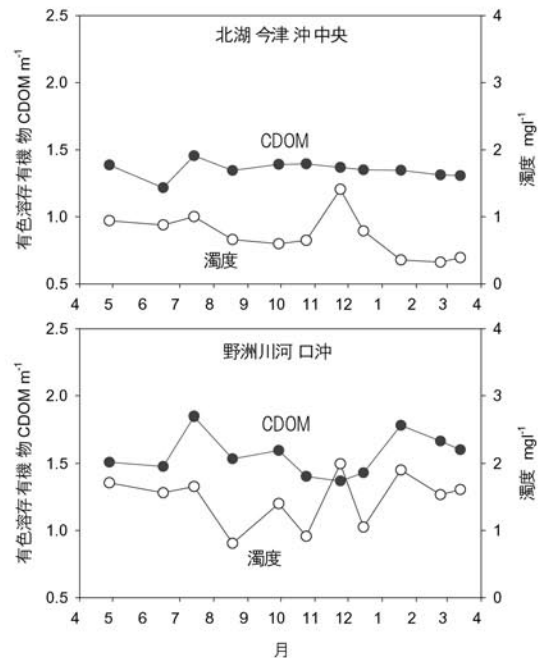


図 9 北湖今津沖中央と野洲川河口沖での濁度(白)と CDOM(黒)の経月変動

る溶存有機物の起源や組成であり、これらの供給や分解消失が琵琶湖の紫外線環境を把握し、今後を予測する上で鍵となる物質である。これには、腐植物質（フミン物質）との関わりを抜きにできない。海洋、陸水学で研究される CDOM は腐植物質に由来する紫外吸収、蛍光性が確認されており、溶存有機物、腐植物質の解析が必要である。

溶存有機物の起源や湖内での変質といった問題は、琵琶湖北湖で過去 20 年間に増加した COD 増加の原因とも絡む問題であり、本プロジェクトで推進される研究により COD 増加の原因を解明するに有用な情報が得られることも期待される。

次年度以降は、得られたデータの詳細な解析はもちろんのこと、紫外線透過性と紫外線が溶存有機物や化学物質に対して及ぼす作用、琵琶湖の生物に対する紫外線リスクの把握について研究を展開する予定である。

参考文献

- 小倉紀雄 (1975) : 天然水および汚濁水の紫外吸収スペクトル—溶存有機物含量の指標として. 水処理技術, 16, 3-8.
- 金沢純 (1992) : 農薬の環境科学 - 農薬の環境中動態と非標的生物への影響. 合同出版.
- 環境省 (2006) : 平成 17 年度オゾン層等の監視結果に関する年次報告書.
- 気象庁 (2006) : オゾン層観測報告 2005.
- 田口哲 (2001) : 紫外線増加が生物に与える影響の評価 環境省地球環境研究総合推進費研究報告書 平成 11~13 年度.
- 紫外線保健指導マニュアル (環境省) Web :
http://www.env.go.jp/chemi/uv/uv_manual.html
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M., Imboden, D. M. (eds.) (2003) : Environmental Organic Chemistry, John Wiley & Sons, NJ.
- Hargreaves, B. R. (2003) : Water column optics and penetration of UVR. In: UV Effects in Aquatic Organisms and Ecosystems. (eds) Helbling, E. W. and Zagarese, H. Advancing chemical sciences, 59-106.
- 速水祐一, 藤原建紀 (1999) : 琵琶湖深層水の温暖化. 海の研究, 8(3), 197-202.
- Belzile C, Vincent WF, Kumagai M(2002) : Contribution of absorption and scattering to the attenuation of UV and photosynthetically available radiation in Lake Biwa. Limnol. Oceanogr. 47,95-107.
- Vodacek, A. (1992) : An explanation of the spectral variation in freshwater CDOM fluorescence. Limnol. Oceanogr. 37(8), 1808-1813.
- 有害紫外線モニタリングネットワーク Web:
<http://www-cger2.nies.go.jp/ozone/uv/uv.html>
- UNEP/WMO (2006) : Scientific assessment of ozone depletion: 2006. Executive summary.