

**日本陸水学会近畿支部会
第 23 回研究発表会
講演要旨集**



©Izumi Katano

奈 良
2012 年 3 月 4 日

**日本陸水学会近畿支部会
第 23 回研究発表会**

講演要旨集

奈良教育大学

2012 年 3 月 4 日

日本陸水学会近畿支部会第 23 回研究発表会・総会プログラム

場所：奈良教育大学 講義棟1号(L1)

3月4日(日)

10:00 開会あいさつ

(一般講演)

10:15 オヤニラミの捕食行動における水中構造物による障害効果と個体差

○古田尚大¹⁾, 谷田一三²⁾

1) 大阪府立大学 理学部, 2) 大阪府立大学 理学系研究科

10:30 外来魚オオクチバスの根絶を目指した年間漁獲量の推定と利用法の提案

○毛利淳志¹⁾, 谷田一三²⁾

1) 大阪府立大学 理学部, 2) 大阪府立大学 理学系研究科

10:45 Annual variability of biomonitoring metrics: a 10-year case study of benthic macroinvertebrates in a Japanese mountain stream

○Rodnie William P., 谷田一三

大阪府立大学 理学系研究科

11:00 Isolation and characterization of microsatellite markers from the genome of mayfly *Rhithrogena japonica* and their application in population analysis

○Erandi PATHIRANA¹⁾, Eman M. ABBAS¹⁾, Atsushi TAKAYANAGI^{2),3)}, Yasuhiro TAKEMON⁴⁾, Kazumi TANIDA¹⁾, Nobuyoshi SHIMIZU³⁾, Mikio KATO¹⁾

1) Department of Biological Science, Graduate School of Science, Osaka Prefecture University, 2) Department of Molecular Biology, Keio University School of Medicine, Tokyo, 3) Advanced Research Center for GSP, Keio University, 4) Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University

11:30 日本版平均スコア法の紹介と展望

○谷田一三

大阪府立大学大学院理学系研究科

11:45 藻類光合成系の強光に対する反応

○奥村亮, 広谷博史

大阪教育大学

12:00 摂南大学から広がるビオトープネットワーク

○山下大地, 志女木優平, 小笠原祐, 石田裕子

摂南大 理工

12:15 琵琶湖北湖における水循環時の均一水質値を用いた長期水質変動の把握

○木村隆太, 石田裕子, 中室克彦

摂南大・理工

13:30 琵琶湖湖心における Chlorophyll *d* 含有シアノバクテリア *Acaryochloris* spp. の鉛直分布

○成田隆造¹⁾, 大久保智司²⁾, 石川可奈子³⁾, 宮下英明²⁾

1) 京都大・総人, 2) 京都大・院・人環, 3) 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター

13:45 琵琶湖砂浜帯における堆積物間隙水の生元素化合物の分布特性

○天橋望, 辛賢善, 三田村緒佐武

滋賀県立大学 湖沼環境実験施設

14:00 中途停滞水域の形成によるケイ素濃度の変容

○下妻史乃¹⁾, 杉山雅人²⁾

1) 京都大学院 人間・環境学, 2) 京都大学院 地球環境学堂

14:15 びわ湖の深呼吸の仕組み

○堤 康郎

酸素の会

14:45 *Closterium aciculare* var. *subpronum*によるバリウム濃縮

○神田航¹⁾, 池谷仁里²⁾, 宮下英明²⁾, 杉山雅人³⁾

1) 京都大 総合人間, 2) 京都大院 人間・環境, 3) 京都大院 地球環境

15:00 琵琶湖水中の水系フミン物質の季節および深度別の変化

高田明弘¹⁾, ○津田久美子²⁾³⁾, 光嶋克敏⁴⁾, 白井秀門⁴⁾, 北野史子⁵⁾, 原都⁵⁾, 小島礼慈⁵⁾, 杉山裕子⁵⁾, 早川和秀⁶⁾, 藤嶽暢英¹⁾

1) 神戸大院 農, 2) 神戸大 自, 3) 草津市役所環境課, 4) 神戸大 農, 5) 兵庫県立大院 環境人間, 6) 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター

15:15 兵庫県宍粟市ヒノキ林における溶存有機物の挙動の解明

○森谷美奈¹⁾, 原都²⁾, 高橋勝利³⁾, 大手信人⁴⁾, 藤嶽暢英⁵⁾, 山瀬敬太郎⁶⁾, 大橋瑞江¹⁾, 熊谷哲¹⁾, 杉山裕子¹⁾

1) 兵庫県立大 環境人間, 2) 兵庫県立大院 環境人間, 3) 産業技術総合研究所, 4) 東大院 農学生命科学, 5) 神戸大 農, 6) 兵庫県立農林水産技術総合センター

(特別講演)

15:40 *Acaryochloris* 属シアノバクテリアの分子微生物生態学

○大久保 智司

京都大院 人間・環境

(総会)

16:20 研究発表会会場にて

17:05 閉会挨拶

(懇親会)

17:15 奈良教育大学生協にて(19:15 終了予定)

一般講演の時間は、発表12分＋質疑応答の3分の計15分です。

発表時間にはスライドの準備も含まれますので、ご注意ください。

オヤニラミの捕食行動における水中構造物による障害効果と個体差

古田尚大¹⁾・谷田一三²⁾

1)大阪府立大学 理学部 2)大阪府立大学 理学系研究科

1. はじめに

現在の日本の河川環境は、護岸等や三面張り等の人工的な工作物や改変に大きく影響されており、そこに生息する動物の捕食行動にも影響があると思われる。日本在来の淡水魚であるオヤニラミ (*Coreoperca kawamebari*) は、強い肉食性を示し、水生昆虫や甲殻類、小魚を捕食することが知られている。本研究では河川の空間構造が本種の捕食に与える影響について明らかにすること、実験的に明らかにすることを目的にした。そのために、オヤニラミを個体ごとに飼育し、水槽内の構造物の変化が餌を捕食する時間にどのように影響するか実験した。また、個体間の捕食パターンの差についても検証した。

2. 実験方法

2-1. 実験材料

実験には、体長7～9 cm程で雌雄不明のオヤニラミ2個体(X及びYとする)を用いた。オヤニラミは肉食性の淡水魚で、主に水生昆虫や落下昆虫、メダカなどの小型魚を捕食することが知られている。関西以西の本州、四国、九州の大きな川の中流から下流の本流・支流に分布し、水質が清浄で流れの緩やかな場所を好む。特に、ヨシやコウホネな抽水植物の多い場所で、1尾ずつが単独で生息している。このような食性や行動特性をふまえ、餌は冷凍赤虫(ユスリカ幼虫:約5~10mm)を解凍して使用し、実験は個体ごとに実施した。

2-2. 実験環境

水槽には30cm水槽を使用し、水温は恒温槽で25～28℃に設定した。構造物には上述の生息環境を勘案し、底質やヨシ帯などのモデルとして、樹脂製の網とストロー組み合わせた構造物を作成した。

2-3. 実験方法

各水槽にてオヤニラミ2個体を個体ごとに飼育し、飼育環境に順化後実験に供した。個々の魚に解凍した冷凍赤虫10個体を投入し、捕食行動を観察した。餌の投入から9割を捕食するまでの時間を測定(秒以下切り捨て)した。実験回数は、上記の環境下で各々の個体について1日10～20回、少なくとも約1分の間隔を置いて、捕食実験を行った。各個体について以下のそれぞれの環境構造について、それぞれ100回の実験を行った。A.構造物無し、B.ストロー無し・網、C.ストロー低密度・網、D.ストロー高密度・網、の4つの環境構造を設定した。

2-4. 分析法

各環境における個体間の差異については、Mann-Whitneyによる大標本についての検定を行った。また、個体ごとのそれぞれの環境間の差異については、Kruskal-Wallisによる大標本についての検定を行った。

3. 結果と考察

3-1. 実験結果と考察

実験に用いた2個体に共通して、低層の構造物(網)に餌が着底した際、捕食時間が大きく延長する傾向がみられた(図1)。また、中層の構造物(ストロー)間を餌が漂う間の捕食時間については、大きな延長は観察されなかった。これは、着底後の赤虫はほとんど移動しないのに対し、沈降中は構造物間を大きく移動し、オヤニラミが餌を発見しやすい状況にあったと考えられる。この結果から、設置した構造物は、捕食時の物理的な妨げになることより、餌を発見し難くする効果があると思われる。

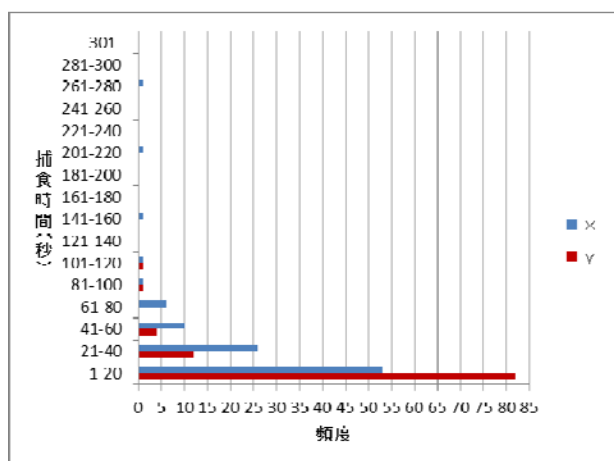


図1. 環境 A における 2 個体の捕食時間
Mann-Whitney の U 検定 $P < 0.001$

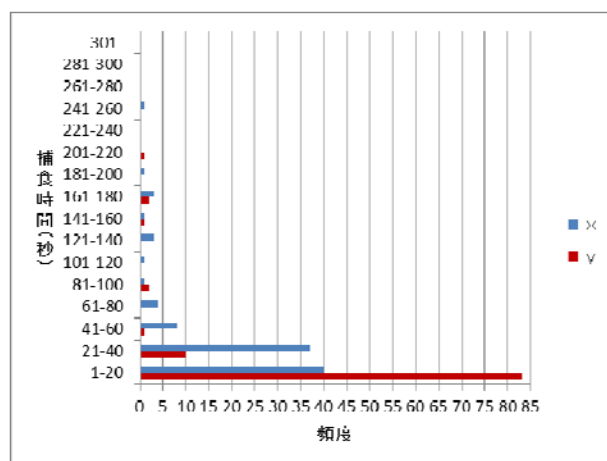


図2. 環境 B における 2 個体の捕食時間
Mann-Whitney の U 検定 $P < 0.001$

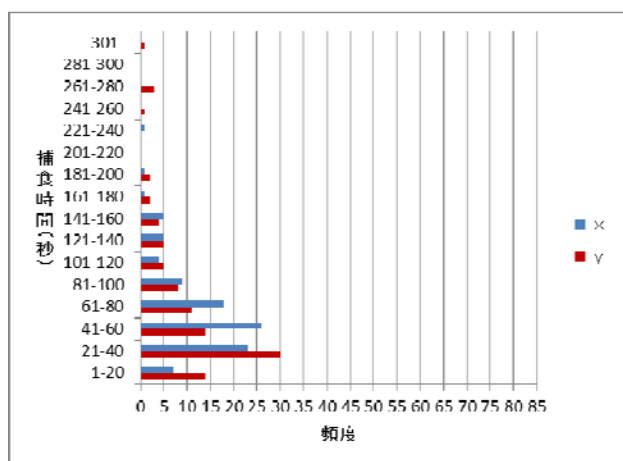


図3. 環境 C における 2 個体の捕食時間
Mann-Whitney の U 検定 $P < 0.001$

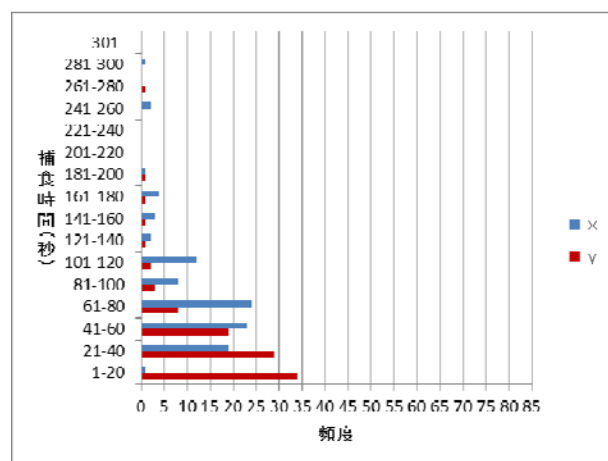


図4. 環境 D における 2 個体の捕食時間
Mann-Whitney の U 検定 $P = 0.4964$

3-2. 個体差について

統計的検定により、A~C の環境下において、個体 Y の捕食能力が高いということが示された。また、低層、中層に構造物が存在する環境 D においては、中層の構造物密度が増加すると、X, Y の捕食能力は共に低い値となり、両者に差が見られなくなるということが判明した(図4)。この実験から、空間構造が複雑化することで、捕食能力の個体差が減少することが、明らかになった。すなわち、水草の生える、凹凸の大きな川底などの複雑な環

境は、捕食能の個体差を軽減し、多くの個体が共存できる空間を提供すると思われる。

外来魚オオクチバスの根絶を目指した

年間漁獲量の推定と利用法の提案

※毛利淳志(大阪府立大学 理学部)・谷田一三(大阪府立大学 理学系研究科)

1. はじめに

全国各地で北米原産の外来魚であるオオクチバスの分布域拡大と、それに付随する在来生物の減少が問題となっている。各水域で駆除・制御が行われているが、根絶させた水域は皆無に近い。本研究では、琵琶湖におけるオオクチバスの個体群存続可能性分析を行い、漁獲圧を組み込むことで根絶を目指した目標年間漁獲量を推定した。

琵琶湖では各水域において駆除・制御が行われているが、継続的な活動は難しく、莫大な費用も問題になっている。ちなみに、堅田漁業協同組合(滋賀県・琵琶湖)で漁獲されたオオクチバスは 4 円/kg で水産加工会社に引き取られ、畜水産物の餌料や農業肥料の原材料として利用されている。本研究では、駆除されたオオクチバスからタウリンとコラーゲンの抽出実験を行い、それらの利用可能性を検討した。また、オオクチバスを食物として利用する方法についても研究した。本研究の目的は、根絶を目指した目標年間漁獲量を推定し、漁獲したオオクチバスの価値を高める利用法を提案することで、オオクチバス駆除活動の強化を図ることである。

2. 研究内容・方法とその結果

(1)根絶を目指したオオクチバスの目標年間漁獲量の推定

琵琶湖における各成長段階の生存率と個体数を調べるために、堅田漁業協同組合で漁獲されたオオクチバスの個体調査を行った。調査は、2011 年 6 月～12 月間に 10 回、合計 481 匹のオオクチバスを個体計測した。その調査により得られたデータから、各成長段階の生存率と個体数を求めた。

琵琶湖におけるオオクチバスの個体群動態を解析し、図に表した(図 1)。この図を基に、琵琶湖におけるオオクチバスの個体群存続可能性分析のプログラムを統計ソフト R を用いて作成し、プログラム内に漁獲圧を組み込んだ。漁獲圧を変動させることで、根絶させるために必要な年数・漁獲量をシミュレーションによって推定した。シミュレーションには、繁殖率、推定生息量、年間漁獲量、各成長段階の生存率と個体数のデータが必要である。繁殖率は文献のデータを、推定生息量と年間漁獲量は滋賀県水産課のデータを、各成長段階の生存率と個体数については前記の個体調査で得たデータを使用した。

各漁獲圧における個体群動態の変動をグラフに表した(図 2、図 3、図 4)。その結果、毎年、その年毎の推定生息量の 35%(初年度の目標年間漁獲量は 131.04t)の漁獲を続ければ、50 年以内に琵琶湖に存在するオオクチバスを根絶させることが可能であるという結果が導き出された。

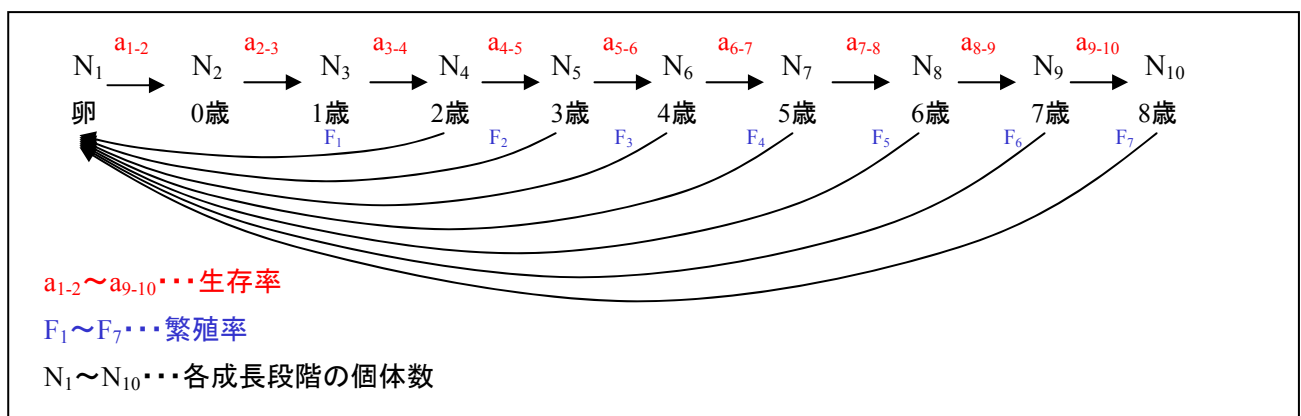


図 1.琵琶湖におけるオオクチバスの個体群動態

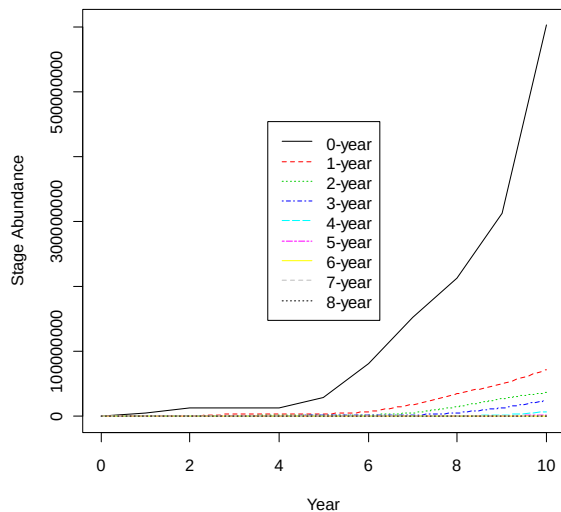


図 2. 個体群動態の変動(漁獲圧=0%)

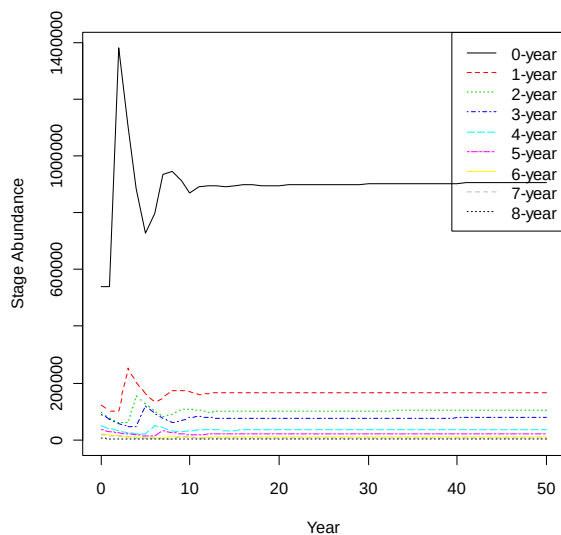


図 3. 個体群動態の変動(漁獲圧=20%)

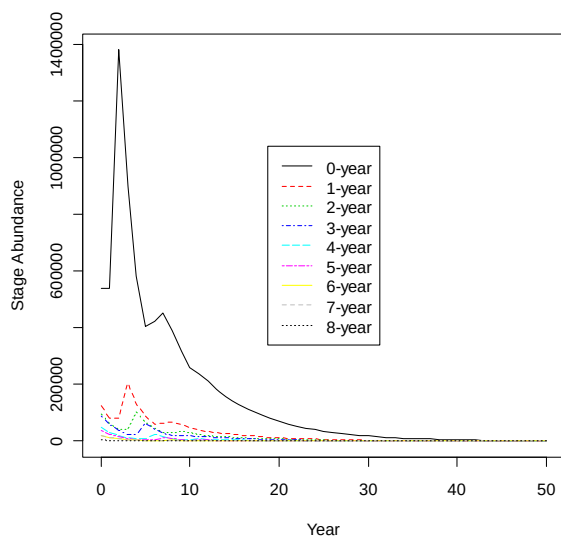


図 4. 個体群動態の変動(漁獲圧=35%)

(2) 価値を高める利用法の検討

①タウリン抽出実験：タウリンは肝臓機能向上・血圧低下作用などの効果があるため、機能性素材としての応用が期待できる。オオクチバスの腹身 200g からタウリンの熱水抽出実験を行った。抽出した粗粉末量は 2.8g と少量で、かつ純度も相当低いと思われるため、産業利用としては不適であると判断した。

②コラーゲン抽出実験：コラーゲンは細胞培養の足場などの医療用素材として利用されている。オオクチバスから採取した鱗 5g を用いて、I 型コラーゲンを抽出した。抽出した I 型コラーゲンは繊維化しなかったため、抽出段階で変性したと考えられる。現時点では医療用素材としての利用は不可能である。しかし、セラピアやマツカサウオなどの鱗からコラーゲンを抽出して産業利用している例があるため、適切な抽出方法を見つけ出せば、オオクチバス鱗由来コラーゲンも利用可能になるかもしれない。

③食物資源利用実験：実際にオオクチバスを調理することにより、オオクチバスを食物資源として利用するときに留意する点を考察した。また、キャットフード利用も検討した。食物資源利用により、価値を高めることは可能であると考えられる。この結果から、新しい利用法によって得られる価値を試算した。その結果、従来の肥料利用よりも 15.06 倍もの価値増加率を算出することができた。

3. 考察

行った 2 つの研究から、今後のオオクチバス駆除活動について考察した

昨年度のオオクチバスの年間漁獲量は 74.4t であり、本研究で推定した目標年間漁獲量と比較すると約 0.57 倍の量である。根絶を目指すために、一刻も早く漁獲圧の増加を行い、推定生息量に対して 35% 近い漁獲圧を毎年かけるべきであると考えられる。

本研究で行った食物資源利用による価値増加率の計算から、従来の肥料利用と比較して 15.06 倍もの価値を算出できることがわかった。本研究で提案した価値を高める利用法を適用し、そこで得た利益で駆除費用を強化し、駆除活動を強化していくことが根絶を目指す上で重要である。

Annual variability of biomonitoring metrics: a 10-year case study of benthic macroinvertebrates in a Japanese mountain stream

※Rodnie William P.; 谷田一三(大阪府立大学・理学系研究科)

1. Introduction

Biological monitoring can be defined as the systematic use of biological responses to evaluate changes in the environment with the intent to use this information in a quality control program (Matthew *et al.*, 1982). The usage of living organisms in evaluating the freshwater ecosystems have various benefits over traditional chemical and microbial water quality analyses because they live almost continuously in the water and react to all environmental stressors including the synergistic combinations of pollutants.

Benthic macroinvertebrates are the most popular and generally used organisms in freshwater biomonitoring because they comprise of a diverse assemblage of long-lived and sedentary species which respond strongly and constantly to anthropological effects on the freshwater ecosystems. Metrics which summarize the characteristics of aquatic invertebrate communities are commonly used to assess the condition of freshwater environment.

In the application of biomonitoring, the natural variability of metrics, or the variability without anthropogenic impact is assumed to be less than that caused by disturbance or restoration project (Mazor *et al.*, 2009). However, the long-term annual variability of commonly used metrics under natural conditions has not been well studied in stream ecosystems (Jackson and Füreder, 2006; Mazor *et al.*, 2009). Biomonitoring programs are unable to attribute improvements or deteriorations in ecological conditions to human interventions without sufficient understanding of annual variability under natural conditions.

Consequently, the overall objective of this present study was to better understand long-term annual variability of biomonitoring

metrics under near natural conditions in a mountain stream. The proximate objectives were: 1) to describe the trends of long-term changes of metrics under near natural conditions; 2) to assess the annual variability of every metric over ten years.

2. Methods

Benthic macroinvertebrates were collected by using Surber Sampler every spring from 1991 to 2000 at Takami Stream in Nara Prefecture (Figure 1). Six replicates from 3 sampling points (each with upper and lower substrate layers) in riffle areas were inspected for each year. All benthic macroinvertebrates were identified to the lowest taxon as possible and enumerated. Metrics: taxon richness; Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) index; biological monitoring working party (BMWP) score; and average score per taxon (ASPT) were then calculated.

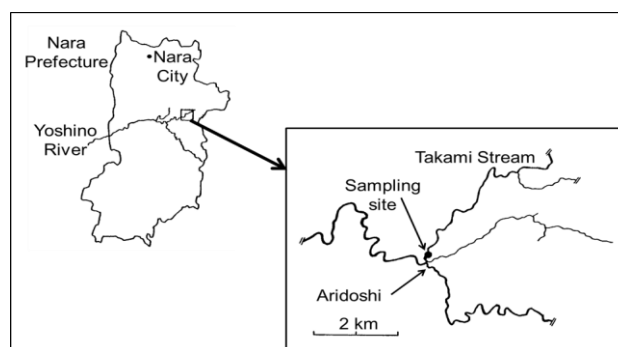


Figure 1 Sampling site at Takami Stream.

In order to describe the trends of long-term changes of metrics, the following methods were carried out: a) graphical analysis of metrics (metrics were plotted against years to assess trends); b) One-way ANOVA (to test significant annual difference of each metric); c) correlation tests where the relationships between metrics and climatic variables such as precipitation, temperature and El Niño-Southern Oscillation were tested.

As for the evaluation of annual variability of every metric over 10 years, the coefficients of variation (CVs) for each metric across years were also calculated.

3. Results and Discussion

A total of 30,602 individuals and 111 taxa of benthic macroinvertebrates from 60 samples collected at fast riffle areas were identified in this 10-year study. The data collected were then used to calculate the biomonitoring metrics.

Taxon richness and EPT index (Figure 2) demonstrated an increasing trend from 1991 to 2000, but the value of both metrics decreased slightly in 1995 and 1998. The BMWP score also showed an increasing trend from 1991 but it dropped in 1995 which later gradually increased again after 1995 (Figure 3). On the other hand, ASPT exhibited a rather stable trend over the 10 years but slightly dropped in 1998 (Figure 4). There was a statistically significant difference in all the metrics values when they were compared between years.

From the correlation tests, only EPT index showed significant negative association with total 6-month precipitation prior to each sampling ($r = -0.655$; $P = 0.040$). This association seems to suggest that precipitation might be a major factor of variability in the benthic macroinvertebrates community at Takami Stream under near natural condition.

As for the annual variability of metrics, all metrics showed low variability (EPT index: 18.99%; BMWP score: 17.73%; Taxon richness: 15.51%; ASPT: 3.15%).

The high scores of metrics (Taxon richness: 37 – 70; EPT index: 22 – 50; BMWP score: 113 – 215; ASPT: 7 – 7.83), the generally increasing but stable trends and the overall low annual variability of metrics demonstrated the stability and effectiveness of these metrics in biomonitoring and also indicated the potential of Takami Stream to be as a reference site for future biomonitoring programs in central and western Japan.

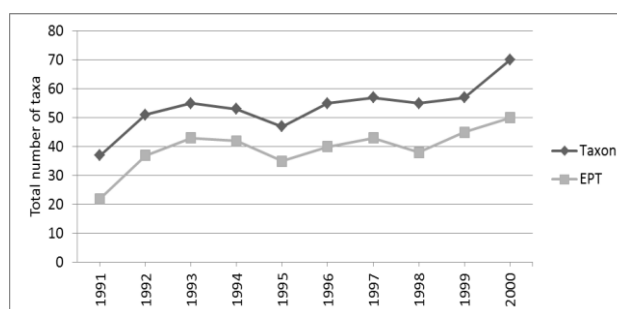


Figure 2 Taxon richness and EPT index.

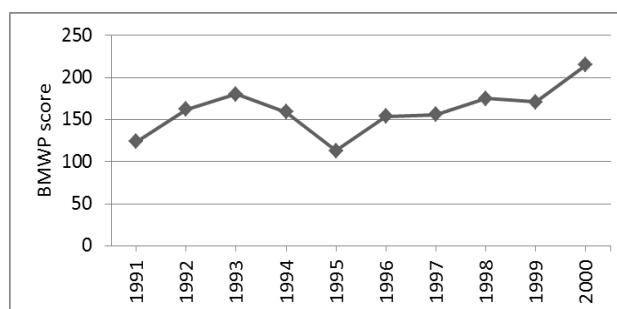


Figure 3 BMWP score for each year.

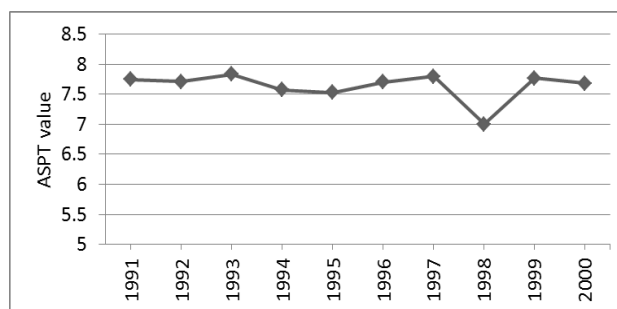


Figure 4 ASPT value during the 10-year study.

4. References

- Jackson, J. K. and Füreder, L., 2006. Long-term studies of freshwater macroinvertebrates: a review of the frequency, duration and ecological significance. *Freshwater Biology* **51**, 591-603.
- Matthews, R. A., Buikema, A. L. J., Cairns, J. J. and Rodgers, J. H. J., 1982. Biological monitoring: Part IIB – Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research* **16**, 129-139.
- Mazor, R. D., Purcell, A. H. and Resh, V. H., 2009. Long-term variability in bioassessments: a twenty-year study from two northern California streams. *Environmental Management* **43**, 1269-1286.

Isolation and characterization of microsatellite markers from the genome of mayfly *Rhithrogena japonica* and their application in population analysis .

*Erandi PATHIRANA¹, Eman M. ABBAS¹, Atsushi TAKAYANAGI^{2,3}, Yasuhiro TAKEMON⁴, Kazumi TANIDA¹, Nobuyoshi SHIMIZU³, Mikio KATO¹

¹Department of Biological Science, Graduate School of Science, Osaka Prefecture University, Japan. ²Department of Molecular Biology, Keio University School of

Medicine, Tokyo, Japan. ³Advanced Research Center for GSP, Keio University, Japan.

⁴Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University, Japan

【Introduction】

Microsatellites are short, tandem repeats of DNA sequence. The high allelic variation in most microsatellites facilitates the comparison of population genetic structure in conspecific populations. Objectives of this study were isolation and characterization of microsatellites in the genome of *Rhithrogena japonica* U'eno (Ephemeroptera: Heptageniidae) to identify suitable polymorphic microsatellite markers, subsequent characterization of genetic structure of local populations of *R. japonica* and finally the analysis of genetic distance between populations to evaluate the effect of geographic distance, physical barriers and time on the population genetic structure.

【Materials and Methods】

Adult *R. japonica* individuals collected from Kii-Nyugawa (a tributary of Kinokawa, Wakayama Prefecture) in 2005 and Kumogahatagawa-Oiwa (a tributary of Kamo River, Kyoto Prefecture) in 2008 were used as source genomic DNA for isolation of microsatellite loci. Genomic DNA from Kii-Nyugawa was digested with *EcoRI* restriction enzyme while that from Kumogahatagawa-Oiwa was digested with *TaqI* restriction enzyme. The resulting restriction fragments were ligated into pUC19 to transform *E. coli* strain JM109. The recombinant plasmids were then cloned and subsequently probed with labeled total genomic DNA and the labeled DNA fragments containing (CA)₂₅ repeats. The positive

clones were sequenced by using ABI377 and ABI3730 DNA Sequencers (Applied Biosystems), and the microsatellites were identified. A preliminary population analysis was then conducted in a local population of *R. japonica* from Kii-Nyugawa in 2005, to estimate the allelic variation of two microsatellite loci (Rja130 and Rja18-1) identified in this study. Thereafter, the microsatellites of Rja18-1 locus of 8 local populations [(Kii-Nyugawa in 2004 (n = 32), 2005 (n = 30), 2007 (n = 33); Kumogahatagawa-Oiwa in 2008 (n = 32), Takatokigawa (Shiga Prefecture) in 2008 (n = 24), Kamitakogawa (Nara Prefecture) in 2009 (n = 16), Honzawagawa - Oosako Dam upstream (Nara Prefecture) in 2009 (n = 32) and Asahikawa - Asahi Dam downstream (Nara Prefecture) in 2010 (n = 58)] of *R. japonica* were amplified by PCR. The resulting DNA fragments were fractionated on a denaturing polyacrylamide gel and the alleles were characterized. Pairwise comparison of genetic difference was performed by Genepop version 4.1 (Rousset, 2008). The genetic distance between each pair of population examined in this study, was assessed by a program gendist incorporated in PHYLIP version 3.66 (Felsenstein, 2006). The genetic relationships of the populations were visualized by TreeView version 1.6.6 (Page, 1996).

【Results and Discussion】

Isolation of repetitive elements ----- We have identified a total of 60 positive clones, so far, by probing with labeled total genomic DNA. Results

of sequencing revealed 2 single nucleotide repeats[(A)₂₃ and (A)₂₅], 5 pure microsatellites[(CT)₂₆, (GA)₁₉, (GA)₂₆, (AGAC)₁₉, and (TCTCTG)₃₁] and 1 compound microsatellite [(GA)₂₂.(CAGAGA)₃₁], each in a distinct clone. The microsatellite sequences appear in GenBank/EMBL/DDBJ International DNA Databases under the accession numbers HM059683, HM059711, EU827088, EU827089, HM059697, FJ826510, FJ826512 and FJ826511, respectively. The other positive clones carried either a minisatellite sequence or an A+T-rich region. Interestingly, the (CA)_n dinucleotide repeat which is one of the most abundant microsatellites in the human genome and many other genomes, was not identified in *R. japonica*, in the present study.

Evaluation of polymorphic microsatellites ----- The preliminary analysis demonstrated a high degree of polymorphism in both Rja130 and Rja18-1 loci, in the Kii-Nyugawa 2005 population. Forty different alleles at the Rja130 locus (FJ826512, (TCTCTG)_n) and 31 different alleles for Rja18-1 locus (EU827088, (CT)_n), were observed in 30 individuals, respectively. Thus, Rja130 and Rja18-1 loci were tentatively identified as suitable microsatellite markers in this study. Characterization of genetic structures of local *R. japonica* populations using Rja18-1 locus, demonstrated a significant difference between 2008 Kumogahatagawa-Oiwa population with all other *R. japonica* populations examined. The 2004 and 2005 Kii-Nyugawa populations were significantly different from Honzawagawa and Kumanogawa populations, in addition to Kumogahatagawa-Oiwa and Takatokigawa populations. Interestingly, there were no significant differences among the Kii-Nyugawa populations collected in 2004, 2005 and 2007. Meanwhile, Kumanogawa population did not demonstrate any significant difference with Honzawagawa and Kamitakogawa populations though the rivers were geographically apart. With regard to Rja130 locus,

all alleles are not characterized yet, as the PCR-amplified fragments from Rja130 locus were highly variable; *i.e.*, ranging from about 200bp to more than 800bp. The alleles were observed in most of the individuals from Kii-Nyugawa, Kumogahatagawa-Oiwa and Takatokigawa populations, with high polymorphisms, while the locus could be amplified by PCR in only 1, 3 and 16 individuals of Honzawagawa, Kamitakogawa and Kumanogawa populations, respectively.

【Conclusions】

Eight microsatellite sequences in total were isolated from the genome of *R. japonica* so far, and Rja18-1 and Rja130 loci were identified as suitable polymorphic markers. Allelic frequency of the Rja18-1 locus was maintained in Kii-Nyugawa population through the years (2004, 2005 and 2007), meaning that the population has not been substituted by others within the period examined and the repeat numbers were stable during transmission. Genetic differences revealed by Rja18-1 polymorphisms in certain population pairs may have occurred owing to the impaired genetic flow between populations as a result of geographic distance and physical barriers.

【References】

- Felsenstein, J. (2006) PHYLIP version 3.66. Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle, USA.
- Rousset, F. (2008) Genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Mol Ecol Resour.* 8, 103-106.
- Page, R.D.M. (1996) TreeView: an application to display phylogenetic trees on personal computers. *Comput Appl Biosci* 12, 357-358.

日本版平均スコア法の紹介と展望

谷田一三(大阪府立大学大学院理学系研究科)

1. はじめに

水質などの河川環境を、生物的にモニタリングする重要性は、世界的にも広く認められている。化学的分析、生物学的アセスメント、バイオアッセイは、欧米などの先進地域では、水評価の基本の三本柱となっている。日本においても、1960年代に津田が名著「汚水生物学」や「水生昆虫学」において、欧米の生物モニタリングの手法を導入した。津田松苗とその学派は、おもに河川の肉眼的（大型）ベントスを使って「河川の指標生物学」を展開した。また、渡辺仁治などは、珪藻などの藻類を対象生物に採用した。しかし、化学分析が公定法・法制化されているのに対して、生物学的アセスメントなどの公定化は遅れている。

津田などの河川底生動物の生物モニタリングの手法は、おもに2つの方向に展開した。一つは、津田がドイツで学んだ「腐水階級」による4階級の判定法で、各階級の指標種を選定し、出現種から水質階級を判定する方法である。もう一つは、「ベック・津田法」と呼ばれる米国のシステムで、汚濁耐性種と非汚濁耐性種を区別し、スコア（1と2）を与え、合計の点数を水質スコアとする手法である。

前者の方法は、現在も「水生生物による簡易水質調査」として、環境省と国土交通省の主導のもとに、全国的に展開されている。後者のベック・津田法は、津田らがまとめた水生昆虫の成書「水生昆虫学」の普及とともに、研究者、自治体の水質管理者などに、広く使われるようになった。

欧米では、腐水階級法の改良や新規の生物指標の開発など、河川ベントスを用いた水質の迅速評価法 Rapid biotic assessment、生物モニタリング Biological monitoring の手法の開発が進められていたが、日本では渡辺などの珪藻を用いた水質評価法 (DAIpo) を別にすれば、河川水質の指標生物学は停滞して感は免れない。

腐水階級法の改良として、御勢などは欧州の水質判定法であるゼリンカマルバン法やパンテルバック法の導入を試みた。ベック・津田法などに比べて格段に改良されていたが、定着しなかった。

2. 日本版平均スコア法

河川生物を使った河川環境判定法には、実に様々

な方法が開発されてきた。研究者の数だけ指標があるとか、米国では州ごとに違っているなどを評されることもある。

種レベルの分類の必要な指数、個々の種の個体数の計数の必要な指数、各種汚濁耐性などの特性の必要な指数など、要求されるレベルも様々である。アウトプットについても、階級を判定するものと点数を示すものとに大別される。ここでは、イギリスで最初に検討され、世界的に広く使われる傾向にある BMWP スコア法(Biological Monitoring Working Party Score System)の日本版を中心に紹介することにする。この方法は、河川の肉眼的（大型）底生動物を対象とし、分類同定については科レベルまでで、個体数の計数は行わずに、科の存否だけを使って、スコアを算出する。

肉眼的無脊椎動物の採集にはDフレームネットと呼ばれる定性的な採集器具（メッシュは0.5 mm）を用いて、河川の瀬において一分間のキック法を3回繰り返して、一つのサンプルとする。科レベルの種類の数え落としのないように採集し、実験室で実体顕微鏡などを用いて同定する。

評価には次に示したスコア表を用いて、平均スコア (ASPT: Average Score per Taxon) を計算する。出現した科のスコアを合計し、それを出現科数で割るという単純なものである。それぞれの科のスコアは1~10であるので、平均スコアもその範囲の値をとる。出現頻度の高い、コカゲロウ、シマトビケラ、ユスリカなどの科などのスコアが、6から7程度と比較的低いために、水質の良好な地点でも平均スコアも8程度を超えることは少ない。

3. 問題点と展望

この日本版平均スコア法は、1996年に環境省の作業部会によって提案された。スコアの制定にあたっては、当時の先進的な地方自治体の研究者が参画し、それなりの科学的基盤に基づいてスコアを決め、採集法を規格化した。しかし、一般市民などを対象にした「水生生物による簡易調査法」は、環境省と国土交通省の統合版も作成され、毎年数十万人の参加を見る帆と普及したのに対して、この平均スコア法は暫定版にとどまり、全国的には展開しなかった。

一昨年からは、講演者も含めた環境省の委員会

改訂が議論されている。また、科レベルの肉眼的ベントスの分類法なども含めて、開発を進めている。この講演では、科ごとの個々のスコアについての問題点とともに、将来の課題や展望も含めて紹介する。

4. 主要参考文献

津田松苗 (1962) 水生昆虫学. 北隆館.

谷田一三 (2010) 河川環境の指標生物学. 北隆館.

表 改訂スコア表 (環境省案 2012)

family/group	科など	スコア案
Ephemeroptera	カゲロウ目	
Shiphonuridae	フタオカゲロウ	8
Dipteromimidae	ガガンボカゲロウ	10
Ameletidae	ヒメフタオカゲロウ	8
Isonychiidae	チラカゲロウ	8
Heptageniidae	ヒラタカゲロウ	9
Baetidae	コカゲロウ	6
Leptophlebiidae	トビイロカゲロウ	9
Ephemerellidae	マダラカゲロウ	8
Caenidae	ヒメシロカゲロウ	7
Potamanthidae	カワカゲロウ	8
Ephemeridae	モンカゲロウ	8
Polymitarcidae	シロイロカゲロウ	8
Odonata	トンボ目	
Calopterygidae	カワトンボ	6
Epiophlebiidae	ムカシトンボ	9
Gomphidae	サナエトンボ	7
Cordulegasteridae	オニヤンマ	3
Plecoptera	カワゲラ目	
Nemouridae	オナシカワゲラ	6
Capniidae	クロカワゲラ	9
Perlodidae	アミメカワゲラ	9
Perlidae	カワゲラ	9
Chloroperlidae	ミドリカワゲラ	9
Hemiptera	カメムシ目	
Aphelocheiridae	ナベブタムシ	7
Megaloptera	ヘビトンボ目	
Corydalidae	ヘビトンボ	9
Trichoptera	トビケラ目	
Stenopsychidae	ヒゲナガカワトビケラ	9
Philopotamidae	カワトビケラ	9
Psychomyiidae	クダトビケラ	8
Polycentropodidae	イワトビケラ	9
Hydropsychidae	シマトビケラ	7
Rhyacophilidae	ナガレトビケラ	9
Hydrobiosidae	カワリナガレトビケラ	9
Glossosomatidae	ヤマトビケラ	9
Hydroptilidae	ヒメトビケラ	4
Phryganopsychidae	マルバネトビケラ	6
Phryganeidae	トビケラ	8

Brachycentridae	カクスイトビケラ	10
Uenoidae	クロツツトビケラ	10
Limnephilidae	エグリトビケラ	8
Apataniidae	コエグリトビケラ	9
Goeridae	ニンギョウトビケラ	7
Lepidostomatidae	カクツツトビケラ	9
Sericostomatidae	ケトビケラ	9
Leptoceridae	ヒゲナガトビケラ	8

Lepidoptera	チョウ目	
Crambidae	ツトガ科	7

Coleoptera	甲虫目	
Dytiscidae	ゲンゴロウ	5
Gyrinidae	ミズスマシ	8
Hydrophilidae	ガムシ	4
Psephenidae	ヒラタドROMシ	8
Dryopidae	ドROMシ	8
Elmidae	ヒメドROMシ	8
Lampyridae	ホタル	8

Diptera	ハエ目	
Tipulidae	ガガンボ	8
Blepharoceridae	アミカ	10
Psychodidae	チョウバエ	1
Simuliidae	ブユ	7
Chironomidae	ユスリカ (腹鰓なし)	6
Chironomidae: Chironomini	ユスリカ族 (腹鰓あり)	1
Tabanidae	アブ	6
Athericidae	ナガラアブ	8

Tricladida	ウズムシ類	
Dugesidae	サンカクアタマウズムシ	7

Mesogastropoda		
Pleuroceridae	カワニナ	8
Basommatophora		
Lymnaeidae	モノアラガイ	3
Physidae	サカマキガイ	1
Ferrissidae	カワコザラガイ	2
Planorbidae	ヒラマキガイ	2
Veberoida		
Corbiculidae	シジミガイ	3
Oligochaeta	ミミズ綱 (エラミミズ)	1
Oligochaeta	ミミズ綱 (その他)	4
Hirudinea	ヒル	2

Crustacea	甲殻類	
Gammaridae	ヨコエビ	8
Anisogammaridae	キタヨコエビ	8
Pontogeneiidae	アゴナガヨコエビ	8
Asellidae	ミズムシ	2
Potamidae	サワガニ	8

藻類光合成系の強光に対する反応

※奥村亮・広谷博史(大阪教育大学)

1. はじめに

藻類は光合成によって、湖沼における一次生産物を作り出し、物質循環における重要な役割を担っている。この生産活動は水質や光環境から、大きな影響を受けると考えられる。近年、強光に対する藻類の環境応答が着目され、強光ストレスに対する防御機能など、様々な藻類の生理作用が解明されてきている。しかし、この強光ストレスが自然環境下に生息する藻類に、どの程度影響を与えているかは、不明なことが多い。そこで、パルス変調クロロフィル蛍光法(PAM法)を用いて、強光ストレスが藻類の光合成反応に与える影響を、野外調査と室内実験の両方から検討することを目的として本研究を行った。

2. 材料と方法

2.1 野外調査

調査は奈良県香芝市にある農業用ため池、旗尾上池と旗尾下池で2010年1月から、2011年12月にかけて行った。下池のみ夏季に藍藻類が多く見られた。

試料水500mLを遠心分離(1880×g, 15分間)で約10mLに濃縮したものを試料とした。これをパルス変調クロロフィル蛍光測定装置(PSI, FLUOROMETER FL3500)を用いて測定した。測定方法はQuenching Analysisを使用した。この他に、水温を測定した。

2.2 室内実験

LED電球を光源に用いて、*Chlorella vulgaris*、微小の藻類、藍藻に強光を長時間照射し、パルス変調クロロフィル蛍光測定を行った。*C. vulgaris*は12h明-12暗、25°C、25μmol/m²sに設定したインキュベーター内で、MBM液体培地にて培養した。微小の藻類は、2011年12月12日に旗尾上池表層水を採取し、それを7枚重ねたガーゼで濾過することで得た。この藻類は細胞径1~4μmの藻類である。これを*C. vulgaris*と同様に培養した。藍藻は旗尾下池で、藍藻が多く見られた2010年9月29日に採取し、*C. vulgaris*と同様に培養した。

▼ 強光照射方法

試料を入れたフタ付きガラス容器を3つ重ね、光源の下に静置した。これにより、異なる光量子密度の強光が試料に照射されるようにした。照射される光量子密度は、光源に近いものから1200μmol/m²s、640 μmol/m²s、120μmol/m²sとなった。

▼ 最大量子収率(Fv/Fm)の時間変化

野外調査と同様にQuenching Analysisで行った。明条件のインキュベーターから取り出した状態を始めに、強光照射開始から10, 35, 60, 80, 100, 120分後に最大量子収率(Fv/Fm)を測定した。この操作を*C. vulgaris*と藍藻は2連、微小の藻類は3連で行った。

▼ 熱放散(NPQ)と実効量子収率(ΦII)の測定

同様にQuenching Analysisで行った。明条件のインキュベーターから取り出した状態を測定し、強光照射開始から60分後に再び測定した。*C. vulgaris*と藍藻は2連、微小の藻類は3連で実験を行った。

3. 結果と考察

3.1 野外調査

▼ 最大量子収率(Fv/Fm)と水温の経月変化

旗尾上池では水温が30°C近い値となった夏季に、Fv/Fmの低下が見られた。これは強光ストレスによる、光合成反応の阻害が起きたためと考えた。また、水温が10°C以下の冬季にも、Fv/Fmの低下が見られたのは、低温ストレスによる影響だと考えた。

旗尾下池では、上池で見られたようなFv/Fmと水温の関係は見られなかった。これは、旗尾下池に強光耐性を持つ、藍藻類が多く存在したためと考えた。しかし、低温ストレスに対しても耐性があるかは報告されておらず、関係はわからなかった。

▼ 最大量子収率(Fv/Fm)と熱放散(NPQ)の関係

旗尾上池、下池ともに、Fv/FmとNPQに対数的な関係が見られた(図1)。このことから、旗尾上池と下池では、光エネルギーを光合成に多く利用しているときほど、熱として多く放散していると考えられた。この熱によるエネルギーの放散は、余剰エネルギーを散逸させる、光合成反応の防御機能だという報告がある。よって、旗尾上池、下池においても、熱放散が防御機能として働いているのではないかと考えられた。

3.2 室内実験

▼ *C. vulgaris*における光合成反応の変化

Fv/Fmは時間変化と共に、強光環境ほど低下した(図2)。特に1200μmol/m²sでは、640, 120μmol/m²sに比べ、大きくFv/Fmが低下した。また、1200μmol/m²sでは、Fv/Fmは低下し続けたが、640,

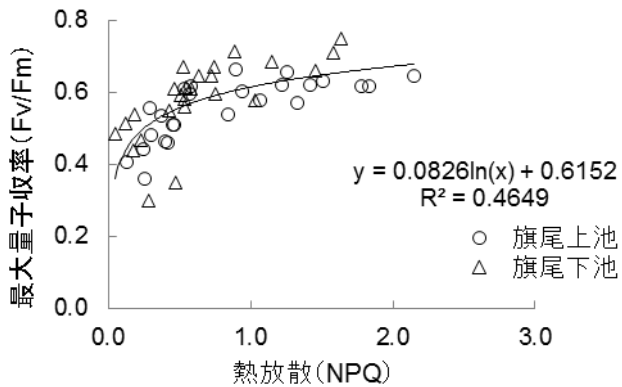


図1 旗尾上池と下池における、Fv/Fm と NPQ の関係

1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ では60分以降ほとんど変化しなかった。このことから、強光照射から60分後の光合成反応の変化を詳しく調べた結果、NPQは1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ と640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ の間で、増減に変化があった(表1)。しかし、全ての強光環境で ΦII に変化は見られなかった。これらのことから、640,1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ の強光環境では、熱放散が防御機能として、よく働いたためNPQが増加したと考えた。また、1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ の強光環境では、熱放散による防御機能が追いつかないほどの阻害が起きたと考えた。つまり、1200と640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ の強光環境の間で、熱放散NPQの上昇から、最大量子収率Fv/Fmの低下へと、強光ストレスへの対応が変化していると考えられた。

▼微小の藻類における光合成反応の変化

1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ 、640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ における、Fv/Fmの低下は同じ程度であった。*C. vulgaris*と同様に、強光照射60分後の変化をみると、NPQ値は全て低下し、640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ の強光環境だけ ΦII に変化があった(表1)。このことから、*C. vulgaris*とは異なる光合成反応を行っていると考えられたが、詳しくはわからなかった。

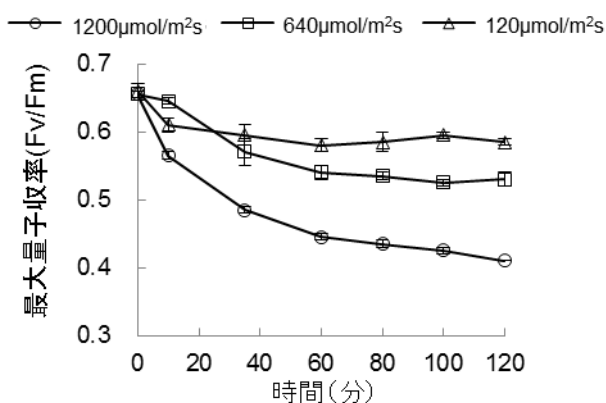


図2 *C. vulgaris* における Fv/Fm の時間変化

▼強光下の藍藻における、光合成反応の変化

640, 1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ では、Fv/Fmはほとんど変化しなかったが、1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ では大きく低下した。このため、耐性のある藍藻でも、強光ストレスにより光合成反応の阻害が起きたと考えられた。同様に60分後の変化をみると、*C. vulgaris*と同様に、全ての強光環境で ΦII に変化はなかったが、NPQ値は全て低下していた(表1)。このことから、藍藻ではすべての強光環境下で、Fv/Fmの低下による光防御機能が働いていると考えられた。

表1 強光照射 60 分後の、光合成反応の変化

(↑は増加, ↓は減少, 数値はその変化値を表す)

	<i>C. vulgaris</i>		
	Fv/Fm	NPQ	ΦII
1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.21	↓-0.36	変化なし
640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.12	↑+0.15	変化なし
120 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.08	↑+0.19	変化なし

	微小の藻類		
	Fv/Fm	NPQ	ΦII
1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.15	↓-0.87	変化なし
640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.18	↓-0.95	↓-0.08
120 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.04	↓-1.30	変化なし

	藍藻		
	Fv/Fm	NPQ	ΦII
1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.15	↓-0.28	変化なし
640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.07	↓-0.21	変化なし
120 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$	↓-0.03	↓-0.05	変化なし

4. まとめ

- 旗尾上池と下池において、最大量子種率(Fv/Fm)と熱放散(NPQ)に、対数的な関係が見られた。
- 室内実験において、*C. vulgaris* は 1200 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ と640 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ の間で、強光への対応が変化していると考えられた。
- 室内実験において、藍藻では全ての光環境で、最大量子収率(Fv/Fm)の低下による防御機能が働いていると考えられた。

摂南大学から広がるビオトープネットワーク

※山下大地・志女木優平・小笠原祐・石田裕子（摂南大・理工）

1. はじめに: 寝屋川市内には市名の由来になった一級河川寝屋川が流れており、農業用水路も市内を網の目状に流れている。これらはかつて水が汚れ、防災上コンクリートで覆われフェンスで仕切られたことによって、人がふれあうことができなくなった。しかし、寝屋川本川における環境整備として、せせらぎ公園、幸町公園など自然に触れ合いやすい場所が整備された。公共下水道の普及、クリーンリバー作戦の継続等、昔の川の姿を取り戻したいという多くの人々の活動が実を結び、以前に比べて水質がかなり改善されてきた。寝屋川市民の活動は、E ボート乗船等河川に親しむ活動、魚の生息状況や植生環境を調べる活動等多岐にわたり、効果的な河川利用を行ってきた。今後も様々な活動を情報発信し、実践を通じた交流活動を行うことで、地域コミュニティの活性化や再生につなげることが大切である。

全国的な学校ビオトープ整備の機運と相まって、寝屋川市内でもいくつかのビオトープが整備されている。その嚆矢となったのは、2002年に完成した点野小学校ビオトープである。続いて、2003年には友呂岐中学校ビオトープが完成した。摂南大学ではこれまで卒業研究の一環として、隣接して流れる寝屋川第四水路を利用して学内に北ビオトープ（現存せず）、南ビオトープ、北西ビオトープを創出した。さらには、学外にも寝屋川市立桜小学校横水路のビオトープ、寝屋川市立第二中学校のビオトープを創出した。2011年度には、水路は違うが同じ淀川の水を水源とする寝屋川市立池田小学校の水辺ビオトープを再生させた。本学のビオトープは、環境工学実験などの授業や、市民向け

のビオトープ見学会などで利用されている。また、我々の研究室では「寝屋川再生ワークショップ」などの淀川水系での流域連携に関する活動にも参加しており、地域住民と意見交換を行い、より良い水辺空間の整備を検討することができる。学内から学外の小・中学校まで、水路を通じて池田地区のビオトープネットワークが形成されており、地域の交流が広がっている。

2. 研究の目的: 本研究では学内ビオトープの現状調査を行い、特性を活かした維持管理をすることで問題点の改善と今後の管理方法・利用方法を見出すことを目的とした。さらに、放置されているビオトープの整備を行い、現状を把握し問題点の改善を行った。

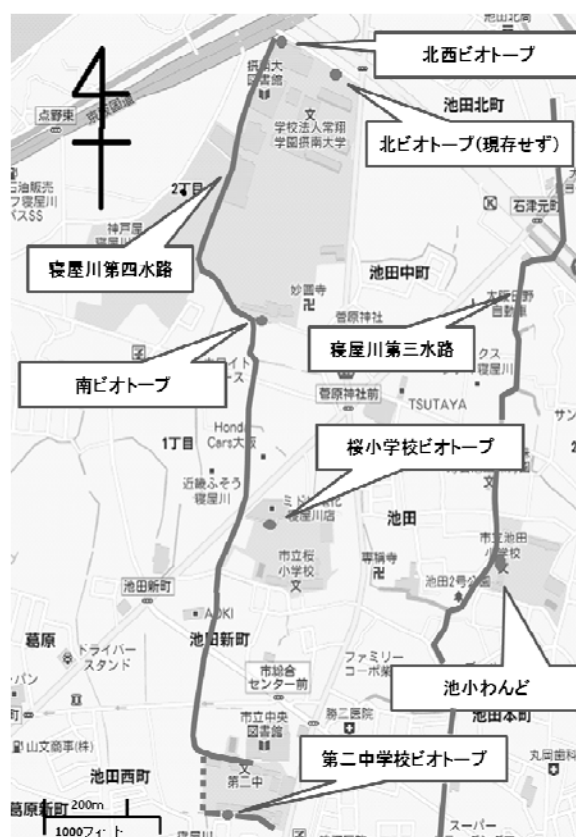


図-1 池田地区のビオトープ配置図

研究の対象としたビオトープは、いずれも淀川から引いた水路を水源としており、生物が自由に出入り出来る設計になっている（図-1）。

3. 研究内容

3.1 維持管理: 寝屋川流域を再現した北西ビオトープは寝屋川第四水路からポンプによって水を汲み、浄化水槽を通して池へと流すシステムであり、整備を怠るとポンプやフィルターが詰まりオーバーフローしてしまう。浄化水槽のフィルターを洗い、溜まったヘドロはスコップでかき出す。取り出したヘドロは乾燥させて土に返すようにしている。より親水性の高い空間を目指すためには、特に遊歩道空間の草刈りが必要である。また草刈りは整備の目的のほか、刈った葉や枝を土に還し本来生育を期待する植物に養分を行き渡らせる目的もある。一方、果樹園を中心とした南ビオトープは里道と接しており、一般市民の方々も利用しているため、草刈りも重要なメンテナンスであると考えられる。ビオトープ内の果樹などは、採光を考えて枝や葉を切る。水辺空間は止水域であるためヘドロが溜まりやすい。定期的に清掃をすることで水環境を改善し、水生生物の多様性効果を上げることが目的としている。

3.2 生物調査: 本年度は、北西ビオトープでは10種、南ビオトープでは11種の魚類が確認された。本年度、北西ビオトープの植生の種数が昨年より減少していることが確認でき、マンリョウ、ユズリハ、クチナシなど計8種の植生を摂南大学枚方キャンパス薬草園から移植し、常緑樹36種、落葉樹29種、草本類65種となった。南ビオトープでは常緑樹20種、落葉樹18種、草本類36種が確認された。

3.3 水質調査: DOは各ビオトープより寝屋川第四水路が高かった（図-2）。北西ビオトープは表-1に示すように、昨年より今年の水質が良くなっている。

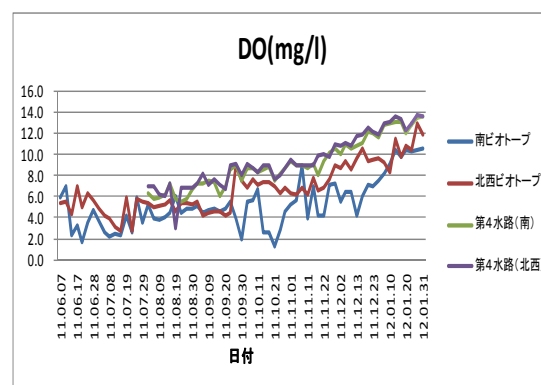


図-2 DO (mg/L) の測定結果

表-1 北西ビオトープにおける昨年度と今年度の水質（平均値）

	気温(℃)	水温(℃)	pH	EC(mS/m)	DO(mg/L)	DO(%)	COD(mg/L)
昨年度	18.7	18.3	7.51	22.90	6.57	69.88	7.52
今年度	19.8	18.0	7.71	17.17	7.35	72.66	5.98

3.4 桜小学校横ビオトープの整備: 寝屋川市立桜小学校横の水路を利用したビオトープは、小学校のほか、家電量販店、運送会社の駐車場に囲まれた敷地にあるため、危険が多く、人が近づきにくいという問題点がある。本年度は、放置されていたビオトープ内の景観を整えるために草刈りを行い、遊歩道空間をつくった。さらに自然の川をイメージした水辺空間を作り整備した。この空間には今後ポンプを使い、水を流す予定である。駐車場を経由せずにビオトープに入れる歩行橋を作成し、ビオトープの入り口に扉を作成することで、駐車場との繋がりを薄くした。扉には竹を張りつけ、存在感があり目立つようにした。

4. 結論: 学内ビオトープは地域の人との触れ合いや、環境教育の場として利用されていることから十分機能していると言える。今後も現状調査をしながらそれぞれの特性を活かして維持管理することが望ましい。摂南大学のビオトープは、水路を通じた池田地区のビオトープネットワークの拠点となっている。さらに、ビオトープづくりを通して、大学生が地域をつなぐネットワークの核となっており、今後も継続して活動することが期待される。

琵琶湖北湖における水循環時の均一水質値を用いた長期水質変動の把握

※木村隆太・石田裕子・中室克彦（摂南大・理工）

1.はじめに：近年，地球温暖化や都市化による気温の上昇が大きな社会問題になっている．気象変動に関する政府間パネル（IPCC）によれば，地球全体の気温が産業革命以降，100 年間で 0.6°C 上昇している．一方，日本においても，この 100 年間で約 1°C の気温上昇が認められている．地球温暖化の影響は，気候変化による気温上昇等がもたらす水河の後退，海水の膨張による海面水位の上昇や，洪水と干ばつの激化などの具体的な事例のほか，陸地，海洋，淡水の生き物，人間生活への影響なども報告されている．水環境への影響としては，気温上昇に基づく河川や湖沼の水温変化も報告されており，水温上昇は水質だけではなく，生態系へ影響を及ぼす事も懸念されている．生態系に対する影響としては，熱帯性キノコの北への拡大，各地のソメイヨシノの開花の早期化や，温帯や熱帯性魚類の北上など多くの報告がなされている．また，琵琶湖においても地球規模の温暖化が，湖水の水温に大きな影響を及ぼすことが予測されている．特にこれは，水循環に対する影響で，湖底の低酸素化が危ぶまれる．琵琶湖は年 1 回循環湖であり，春から夏にかけて表層の水が温められるが，深層の水は冷たいままである．冬期には酸素を多く含んだ表層の水は冷やされ重くなり，深層に沈み込む．この循環で一気に深層の酸素濃度が回復するため，「琵琶湖の深呼吸」と呼ばれる．そのため，暖冬の場合は深呼吸が不完全になり，湖底が酸欠状態に陥ると考えられている．このような地球温暖化が及ぼす影響に関する報告は認められているが，温暖化による河川や湖沼の水温への影響に関する研究はほとんどなされていないのが現状である．我々はすでに琵琶湖北湖の安曇川沖中央地点（図-1）における，1974 年から 2010 年までの 35 年間の気温と水温の関連性を検討し，水温上昇を示すことを明らかにした．そのため今回は，水温上昇による水質に及ぼす影響を評価するための解析方法について，湖水が水循環

し水質が均一になる月の平均水質を用いることによって，琵琶湖北湖の長期にわたる水質成分の挙動を評価しうるか否かについて解析を行った．

2.解析方法：国土交通省琵琶湖河川事務所から，1974 年 1 月から 2010 年 3 月までの安曇川沖中央地点（図-1）において，入手可能な水深 5, 10, 20, 35, 50, 約 60m の水深別水質データを収集し解析した．また，琵琶湖北湖の表層 20 カ所の定点の水質データを用いた．琵琶湖北湖の水温上昇による水質に及ぼす影響を長期にわたり検討するため，pH, DO, BOD, COD, 総リン，総窒素の水質成分の挙動を評価するための解析方法として A～D の 4 つの手法でエクセルを用いて解析した．

- A. 1 年のうち水温が均一となる月を選択した時の平均水質を用いる解析方法
- B. 2 月の平均水質を用いる解析方法
- C. 2 月の琵琶湖北湖の表層 20 地点の平均水質を用いた解析方法
- D. 水深別水質成分の[総重量(mg)/総容量(m^3)]算出方式による平均水質解析方法



図-1 測定地点

3.結果および考察：琵琶湖北湖の水温上昇が水質に及ぼす影響を把握するために、水温および水質成分の経月的な垂直分布について検討した。図-2より安曇川沖中央地点における1～3月の水温の垂直分布が、いずれの深さにおいても均一になることが認められる。

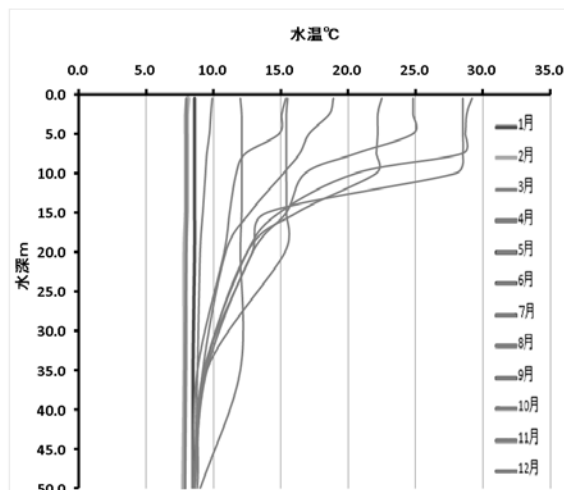


図-2 2010年における水温の垂直分布

この事実は琵琶湖北湖の水循環が一巡したことをあらわしていることが考えられる。水深別水温分布が均一となる月における水深別水質が一定の値を示すならば、表層水だけの測定で琵琶湖北湖の水質を示すことが考えられる。30年間の水温変動をA～Dの4つの手法を用いて比較検討すると、30年間のいずれの挙動も類似していることを示した。この結果から、Aの手法は、30年間の長期にわたる水温の挙動を解析するための1つの手法となりうるということが考えられた。BODとCODにおいて、4つの解析手法により検討した結果（図-3）、30年間のBODとCODの挙動が類似していることが示された。そのため、琵琶湖北湖の長期にわたるBODとCODの挙動を把握するために、Aの手法が有効であることが認められた。さらに、これらの結果は、30年間でBODが減少するのに対し、CODは増加傾向を示す興味深い結果となった。おそらく下水道処理において活性汚泥法で処理されたBODは減少し、処理

することのできないCODは増加したと考えられる。また、pH、DO、総窒素、総リンについて同様の解析を行った結果、pH以外のDO、総窒素、総リンの30年間の挙動は4つの解析方法で類似した結果になった。

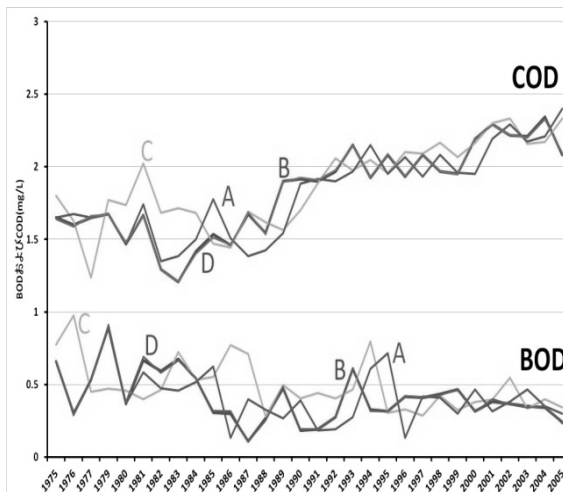


図-3 4つの解析方法を用いたCOD、BODの経年変化

4.まとめ：1年のうち水温が均一となる月を選択した時の平均水質値が、琵琶湖北湖の代表値として用いることが出来るか否かの信頼性を確認する検討を行った。すなわち、水深別水温が均一となる月の平均水質値と、安曇川沖中央地点の2月の水深別水質成分の平均値、琵琶湖北湖約20地点の表層平均値、（総重量（mg）/総容量（m³））算出方式による平均水質を用いる値の3つの解析方法を用いて得られた、pH、DO、COD、BOD、総窒素、総リンの挙動を比較検討した。その結果、pH以外の水質成分はこれら他の3つの評価方法において類似した結果になったため、琵琶湖北湖の水温および水質成分の数十年間の長期にわたる挙動を解析するための1つの方法となりうるということが認められた。1年のうち水温が均一となる月を選択した時の平均水質値が琵琶湖北湖の代表値として用いることが出来ると仮定したことで、琵琶湖北湖の表層水の採水のみで、深層までの水質成分も把握することが可能であることが認められた。そのため採水に手間が省くことができ省コストで調査することができる。

琵琶湖湖心における Chlorophyll *d* 含有シアノバクテリア*Acaryochloris* spp. の鉛直分布

※成田隆造(京都大・総人)・大久保智司(京都大・院・人環)・石川可奈子(滋賀県琵琶湖環境科学研究センター)・宮下英明(京都大・院・人環)

1. はじめに

Acaryochloris spp. は, Chlorophyll *d* (Chl *d*) をもつ唯一の生物であり, 単細胞楕円球形のシアノバクテリアである。Chl *d* を有することから, 波長 700-750 nm の遠赤色光を用いた酸素発生型光合成を行うことができる。これまで *Acaryochloris* spp. のニッチとしては例えば群体ボヤの下面バイオフィームなど, 遠赤色光の優勢する環境が知られており, これらのことから Chl *d* をもつことの適応的意義は遠赤色光を利用した光合成をすることによってニッチを獲得できる点にあるとされてきた。しかし当研究室で行われた琵琶湖北湖湖心部での鉛直方向における植物プランクトン群集構造解析では, 成層期を中心に, 遠赤色光が到達しない水深 40 m 以深から *Acaryochloris* spp. が検出された。これは, Chl *d* をもつことが必ずしも遠赤色光を用いることに有利に働いていないことを示唆した。そこで本研究では琵琶湖北湖湖心部の鉛直方向における *Acaryochloris* spp. の量的分布を調べ, ニッチを明らかにするとともに, その光環境及び, *Acaryochloris* sp. が利用する光を計測することにより, Chl *d* を有することの適応的意義を解明することを目的とした。

2. 方法

2011 年度の夏期 (7, 8, 9 月) に琵琶湖北湖の湖心観測点 N4(図-1)において深度別採水を行うとともに, 湖水中の物理・化学的環境の観測および下方放射スペクトルの計測を行った。採取した湖水は研究室へ持ち帰り, 各深度の湖水それぞれ 1 L ずつを GF/F フィルターを用いて濾過し, 実験に用いるまで -20℃ で保存した。

DNA 抽出には EZ-Beads (AMR Inc.) を用い, 細断した GF/F フィルターをチューブに入れた後, 酸性フェノール中で 30Hz, 640 秒のビーズ破碎を行った。有機相から溶出させた DNA は, クロロホルム-イソアミルアルコール (24:1) を用いて精製した後, イソプロパノール沈殿を行い, TE バッファー (15.625% ホルムアミド, pH 8.0) に溶解した。

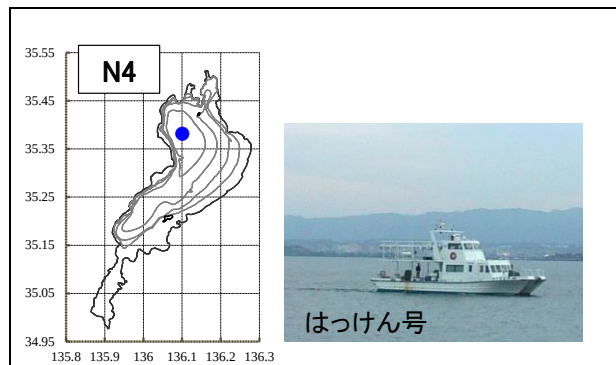


図-1. 琵琶湖湖心における採水地点

調整した DNA 溶液を鋳型として real-time PCR を行い, *Acaryochloris* spp. の 16S rDNA のコピー数, 及び シアノバクテリア/葉緑体の 16S rDNA のコピー数をそれぞれ深度別に定量し, 鉛直分布を求めた。

また上述の DNA 抽出法とは別に, ISOPLANT II (Nippongene) を用いて GF/F フィルター 1/4 程度からも DNA 抽出を行い, PCR-DGGE 法を用いて深度別に *Acaryochloris* spp. の系統型を比較した。

細胞の吸収・励起スペクトルについては, 琵琶湖から分離された *Acaryochloris* sp. 琵琶湖株(図-2)のほか, シアノバクテリア *Synechocystis* sp. PCC6803 及び珪藻 *Aulacoseira granulata* を用いて比較した。

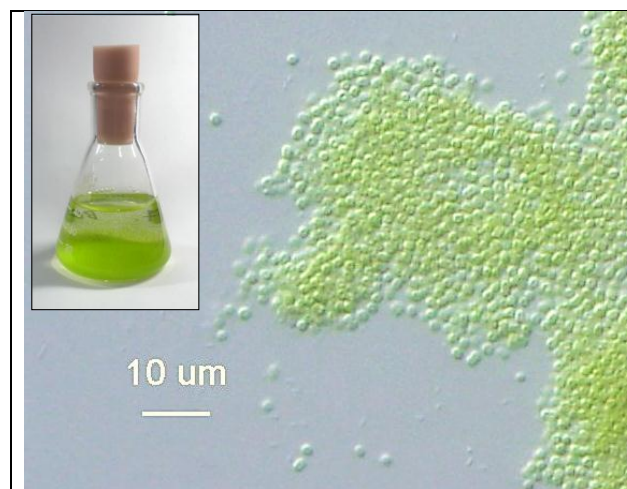


図-2. *Acaryochloris* sp. 琵琶湖株

3. 結果と考察

9/14における浮遊性 *Acaryochloris* spp. 及びシアノバクテリア/葉緑体 16S rDNA の鉛直方向の量的分布を図-2 に、鉛直方向の物理化学的観測データを図-3 にそれぞれ示す。

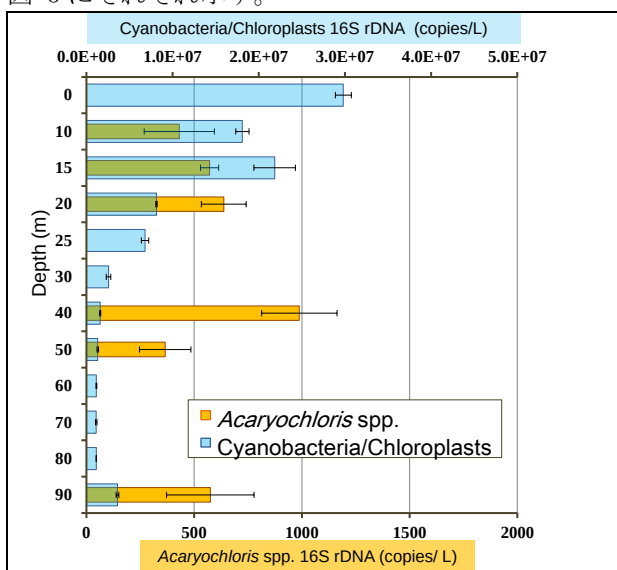


図-2. *Acaryochloris* spp. 及びシアノバクテリア/葉緑体の鉛直方向における量的分布 (9/14)

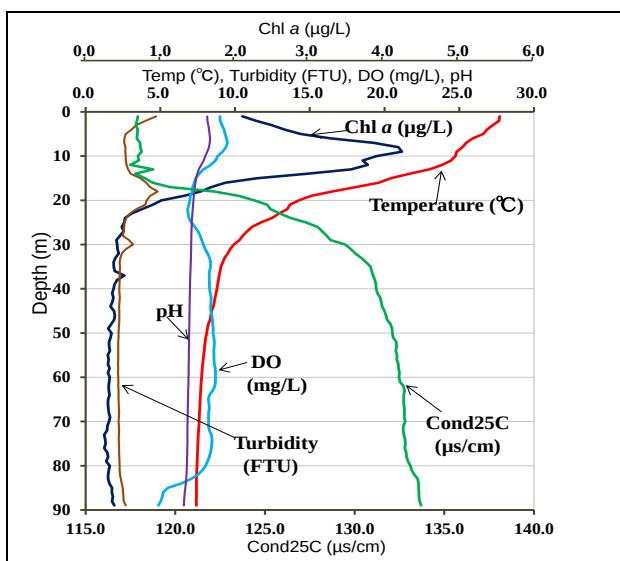


図-3. 鉛直方向の物理化学的観測データ (9/14)

図-2,3 に示されるように、成層期において *Acaryochloris* spp. はクロロフィル極大よりやや深く温度躍層の上方にあたる水深 10-20 m 及び、深水層にあたる水深 40-50 m の異なる深度にそれぞれ分布が見られた。40-50 m については、密度躍層の存在も認められず、またシアノバクテリア/葉緑体の検出量も上方に比べて高くないため、何らかの要因で滞留しているものとは考えられず、従って、富浮遊性 *Acaryochloris* spp. のニッチは水深 10-20 m, 40-50 m にあると考えられた。90 m に検出したもの

については、湖底直上(深度 91 m)であること及び、シアノバクテリア/葉緑体の検出量も 70-80 m に比べて高いことから、沈降した細胞もしくは湖底から浮遊したものを検出していると考えられた。この傾向は 7 月, 8 月にも見られ、層成期には温度躍層の上方と深水層の異なる深度域に浮遊性 *Acaryochloris* spp. がニッチをもつことがわかった。

次に、浮遊性 *Acaryochloris* spp. のニッチである 10 m 以深の下方放射スペクトル及び、*Acaryochloris* sp. 琵琶湖株, *Synechocystis* sp. PCC6803, *Aulacoseira granulata* の吸収スペクトル、励起・蛍光スペクトルを図-4 に示す。

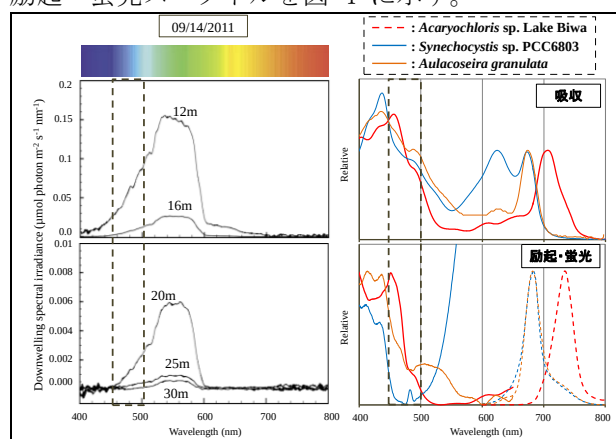


図-4. 左：琵琶湖湖心部における水面下の下方放射スペクトル (9/14), 右：各細胞の吸収スペクトルと励起・蛍光スペクトル

この結果から、*Acaryochloris* sp. はソーレー帯においても 450 nm 付近に他の藻類とは異なる吸収をもち、その光を効率的に光合成に用いていること、また、水中において遠赤色光は表層付近で消失し、水深 10m 以深では波長 450-600 nm の青緑色光が優勢していることがわかった。水深 30 m 以深のスペクトルは検出限界以下であった。

以上の結果から、琵琶湖湖心の水深 10-20 m に存在する浮遊性 *Acaryochloris* spp. は他の藻類が効率的には利用できない波長 450-500 nm の光を効率的に用いてニッチを獲得していることがわかった。これは、Chl *d* を有することの適応的意義が、遠赤色光を用いるだけでなく、波長 450-500 nm の光を吸収・利用しニッチを獲得できる点にあることを示唆する。

また、異なる深度域に見られる *Acaryochloris* spp. はそれぞれ系統型が異なることも示唆されており、海産性のシアノバクテリア *Prochlorococcus* sp. で知られている強光適応型や弱光適応型などの環境型に分化している可能性が示唆されている。

琵琶湖砂浜帯における堆積物間隙水の生元素化合物の分布特性

天橋望・辛賢善・三田村緒佐武（滋賀県立大学 湖沼環境実験施設）

1. はじめに

水域と陸域が接する水陸移行帯は双方の物質循環機能を持ち合わせている重要な場である。特に砂浜帯は、波浪等の物理的变化により表面水が地下浸透する過程において物質の濾過や吸着などの作用を引き起こす。また、多くの底生生物が堆積物と水の境界である堆積物間隙を生育・生息の場とし、微小生物による栄養塩の除去や有機物分解などの生物化学的作用が間隙水の水質形成に重要な役割を果たすことが知られている。

波浪に伴う堆積物間隙水の鉛直混合は、堆積物内の付着藻類などの生物の分布にも影響を与えることが指摘されている。浅水域における付着藻類の多くは底泥の表層数 mm 以浅に生息するが、砂質堆積物には、砂の表面に付着する種だけでなく、砂粒の間隙を鉛直移動する滑走性の付着珪藻が優占しやすい。このような砂浜帯における付着藻類の分布特性が堆積物間隙水の水質形成に影響を与える可能性が高い。

本研究は、琵琶湖砂浜帯における堆積物間隙水の生元素化合物の分布とそれに影響を及ぼす因子を明らかにすることを目的とした。

2. 材料と方法

本研究は、琵琶湖東岸の砂浜帯において粒度（粒径）組成の異なる3地点を調査地とした。2011年3月と8月に、各砂浜帯の堆積物の乾燥（水分）の程度が異なる陸域（L10）、汀線（LW）、水域（W20）の3定点で、堆積物深度0 cm から50 cm までの間隙水を10 cm ごとに採取した（図1）。間隙水の採取にはエアーストーンを設置した塩化ビニールパイプ（内径16 mm）を使用した。採取した間隙水および琵琶湖沿岸水について、水温、電気伝導度、pH、溶存酸素、栄養塩類、溶存有機炭素の濃度を測定した。また、2011年7月、8月および10月には、砂浜帯の3地点において堆積物の柱状試料を採取し、粒径、強熱減量、クロロ

フィル a 濃度を測定した。また、堆積物内の付着藻類の光合成速度と光合成活性を実験室で測定した。さらに、基質の違いによる影響や濃度変動に対する生物的作用を検証するために、分画した堆積物や滅菌した堆積物に湖水を流動させ、流出前後の生元素化合物の濃度を比較した。

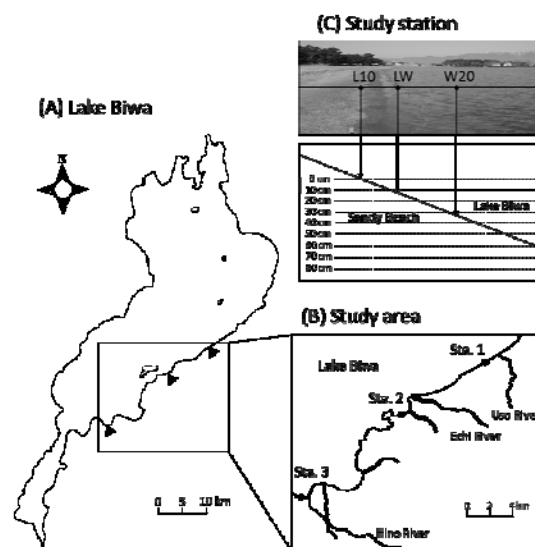


図1. 調査地と調査定点

3. 結果と考察

琵琶湖砂浜帯における陸域定点の堆積物表層の間隙水では、湖水の73–95%の溶存酸素濃度が維持され、波浪によって常に湖水が浸透することで酸素が供給されやすいと考えられた。また、汀線・水域定点では、調査月によって湖水が流動する深度や栄養塩の濃度変動に違いがみられた。例えばSta. 2では、3月には堆積物間隙水のアンモニア態窒素濃度は低く維持されていたが、8月には溶存酸素濃度の低下とともにアンモニア態窒素濃度の増加と硝酸態窒素濃度の減少を示した（図2）。また、調査日以前の2週間の平均風速は3月で1.0–5.4 m、8月で1.8–2.9 mであった。したがって、風速の強い日に波浪による湖水の堆積物間隙への浸透が促進されたことで、堆積物間隙水における栄養塩濃度の物理的な希釈や溶存酸素

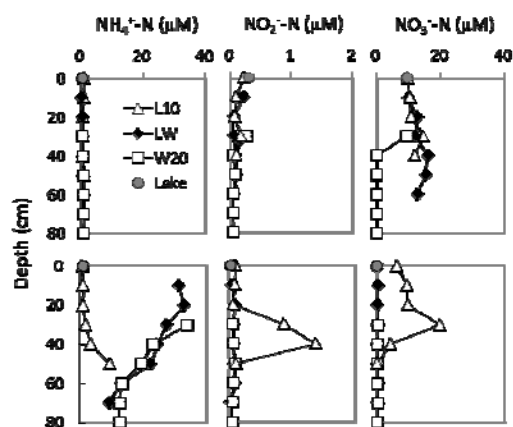


図2. Sta. 2の堆積物間隙水におけるアンモニア態・亜硝酸態・硝酸態窒素の鉛直分布。上図が3月、下図が8月の結果を示す。

の供給をもたらし、微生物活性を高めることでアンモニア態窒素などの栄養塩の取り込み効果を高めた可能性が示唆された。

堆積物深層における栄養塩類の濃度変動は調査地によって異なる傾向を示した(図3)。地点による違いは主に堆積物の性状が影響すると予測される。堆積物の粒度組成はSta. 1では主に粒径2 mm以上の礫、Sta. 2では主に粒径0.25–0.5 mmの中砂、Sta. 3では粒径0.063 mm以上の様々な粒径の砂礫で構成されていた。Sta. 1とSta. 2の堆積物では、有機物量の指標となる強熱減量の深度による変動はほとんどなく、この2地点における間隙水中の栄養塩濃度の違いは粒度による影響を受けやすいと考えられた。つまり、透水性の高いSta. 1の堆積物深層では、アンモニア態窒素濃度

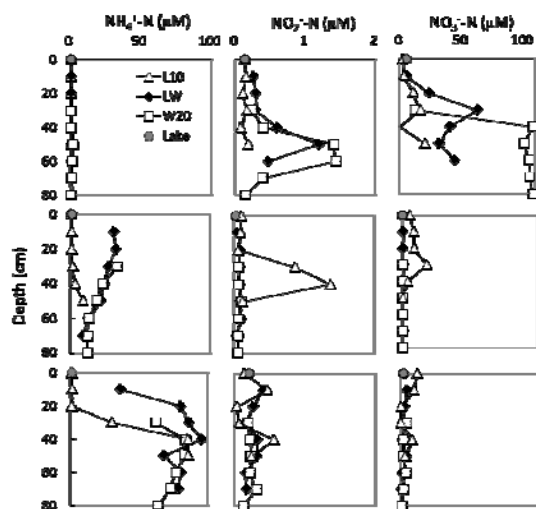


図3. 堆積物間隙水におけるアンモニア態・亜硝酸態・硝酸態窒素の鉛直分布。上からSta. 1、Sta. 2、Sta. 3の結果を示す。

が微生物による取り込みや硝化作用によって減少し、硝酸態窒素として負荷されていることが示唆された。一方で、透水性が低いSta. 2の堆積物深層では、比較的浅い層で還元層が形成されやすく、硝酸態窒素の濃度が著しく減少することを示した。

堆積物内の付着藻類の現存量は砂礫質のSta. 1とSta. 3の堆積物で0.01–0.47 μg/g、細～中砂質のSta. 2の堆積物で0.01–1.43 μg/gであり、粒度の細かい砂質の砂浜では、深い層においても付着藻類の現存量が高く維持される傾向を示した(図4)。堆積物表層における付着藻類の光合成活性はSta. 1で0.9–12.0 mg C/mg chl.a/h、Sta. 2で2.5–9.7 mg C/mg chl.a/h、Sta. 3で0.2–4.9 mg C/mg chl.a/hと測定され、広範囲に変動することを示した。これは、波浪による攪乱や付着基質の不安定性などの条件が付着藻類の分布に影響を及ぼした結果であると考えられた。

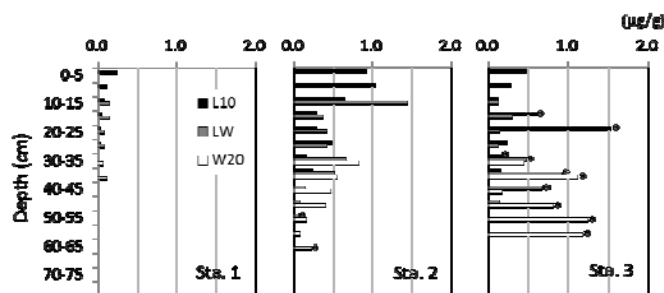


図4. 堆積物試料におけるクロロフィルa濃度の鉛直分布。*はクロロフィル量(クロロフィルa+フェオ色素)に占めるクロロフィルaの割合が30%以下であることを示す。

4. まとめ

波浪による湖水の堆積物間隙への浸透は、湖水の栄養塩濃度を低下させる効果よりも堆積物からの溶出による影響を緩和させる効果の方が大きいことが推定された。砂浜帯では、波浪による攪乱等の条件により、付着藻類は増殖しにくい環境であるが、一部の透水性の低い堆積物で構成される砂浜帯では、生産性の高い堆積物層が存在し、比較的浅い層で酸化層から還元層に移行することで硝酸態窒素の損失先としての働くことのできる場であることが示唆された。

中途停滞水域の形成によるケイ素濃度の変容

※下妻史乃(京都大学院・人間・環境学)・杉山雅人(京都大学院・地球環境学)

1. はじめに

人間活動の活発化が、河川環境や水質に影響を及ぼしてきた。これらの事象の一つに、いわゆる『シリカ欠損』がある。『シリカ欠損』とは、ダム新設により河川流程中に中途停滞水域が形成され、ケイ素濃度が低下することである。

『シリカ欠損』の概要は以下の通りである。ダム新設により河川水が滞留し、中途停滞水域が形成される。懸濁物がダム湖内に沈降・堆積する。すると表層の濁度が低下し、光条件が改善される。このことにより、ダム湖内で植物プランクトンによる基礎生産が活発化し、栄養塩が消費される。そのため、ダム下流域への栄養塩供給量が減少する。栄養塩の中でも特にケイ素は、珪藻類に取り込まれ不定形 Si の殻を形成する。これを Biogenic Silica(BSi)という。この BSi は生物分解を受けず、無機化学的溶解により水中へと回帰する。そのため、他の栄養塩の N・P と比較してダム湖底に貯留されやすい。この結果、ダム下流域の栄養塩組成が変化し、河口・沿岸域における生物群集の種遷移を引き起こす。例えば、植物プランクトン優占種が珪藻類から非珪藻類へと変遷する。この非珪藻類は、赤潮を引き起こす種が多いことから、問題視されている。

しかし、河川水中の栄養塩組成の変動は、単一ダムのみによるものではなく、集水域全体の複合的河川環境の変化が原因であるという意見もある。また、生物ケイ素測定方法上の問題もある。そのため、『シリカ欠損』に対する統一的な結論は未だ得られていない。よって、本研究では、生物ケイ素測定法の確立を行うと共に、シリカ欠損を検証するため河川の水質調査を行うことを目的とした。

2. 方法

BSi の測定に、アルカリ抽出とアルカリ融解の二点法が適用可能かを検討した。二点法による BSi 算

出は、以下の前提の基に成立する。1) BSi は鉱物由来の Si(Lithogenic Silica: LSi)と比較して速やかに抽出されること 2) 懸濁物中の Al は全て鉱物由来であること 3) LSi:Al 比は常に一定でゆるやかにアルカリ抽出されること。これらの前提から、Al を横軸に、Si を縦軸にプロットした図において、アルカリ抽出値とアルカリ融解値を直線で外挿し、y 切片を BSi とした(図 1)。

本研究では、この二点法を琵琶湖堆積物である JLk-1(産業技術総合研究所)に適用した。アルカリ抽出は 0.2 mol/l NaOH 溶液を用い、85℃浸漬で加熱した。アルカリ融解は 10%Na₂CO₃を使用した。

本研究の対象地点は、50 年前の小林(1961)の報告と比較して、溶存態 Si 濃度の減少がみられた木曾川と、その濃度に変化のない長良川とした。木曾川には本流河川に多数のダムがあり、長良川には最下流に堰があるだけでダムはない。主に溶存態 Si、BSi、そして LSi について測定した。

3. 結果と考察

JLk-1 をアルカリ抽出した結果を図 2 に示した。抽出初期に傾きが高いのは、BSi による影響と推定された。しかし、BSi が完全に抽出された後も、LSi:Al 比は抽出時間に伴って 2.04 から 4.25 へと変化した(図 2)。また、アルカリ融解により求めた全 Si:Al 比は、3.00 であった。アルカリ抽出時間により Si:Al 比が変化すると、その点を通る直線の外挿値も変化する。よって、二点法ではアルカリ抽出の抽出時間に大きく依存するため、算出する BSi 濃度に誤差が生じやすいことが示唆された。すなわち、実際の BSi 濃度より、低く見積もってしまいます可能性が高いことが示唆された。

よって、1 つの試料に対して連続的に抽出を行う連続的アルカリ抽出法というものを考案し、個別抽出との相関を取った。個別抽出とは、従来から行わ

れてきた、試料を抽出時間毎に用意してアルカリ抽出する方法のこととした。この連続的アルカリ抽出法と、個別抽出には Si と Al のどちらにも良い相関関係が得られた。従って、均一な試料を多数採取するのが困難な懸濁物試料に対しても、アルカリ抽出法を適用することが可能となった。

連続アルカリ抽出法により、最適な抽出条件を選定するために、試料中の Si と Al 濃度が明確な鉱物試料と珪藻試料を用意した。鉱物試料には標準岩石試料の JG-2(産業技術総合研究所)を、珪藻試料には *Chaetoceros calcitrans*(WDB 環境バイオ研究所)を使用した。鉱物試料をアルカリ抽出した時の Si:Al 比は 3.02 で一定、珪藻試料中の Si 濃度は 1.60 mmol/g であった。よって、外挿する直線の傾きが 3.02、y 切片が 1.60 となればよい。鉱物試料と珪藻試料を 1:1 の割合で混合し、擬似的に懸濁物試料を作成し、これを混合試料とした。これに 120~300 分アルカリ抽出を行った場合、直線の傾きは 3.39、y 切片は 1.58 とよい一致を示した(図 3)。従って、本研究ではアルカリ抽出法の条件を、0.2 mol/l NaOH を使用し、85℃で 120~300 分加熱することに決定した。

上述の連続的アルカリ抽出法を適用し、木曽川および長良川の生物ケイ素濃度を測定した。ダムの上下流において、BSi 濃度の顕著な変化は観測されなかった。この時、木曽川においては N や Si と比較して、P 濃度が極端に低かった。そのため、ダム湖内では P 涸渇状態であり、基礎生産は非常に低いと推定された。同時に、クロロフィル濃度も低いことが確認されている。

溶存態 Si 濃度は、ダムを有する木曽川では 50 年前と比較して減少し、ダムのない長良川では変化はなかった(表 1,2)。また、Si 総量およびの Si の供給源となる懸濁物量もそれぞれ変化した。これは、ダム湖に懸濁物が沈殿・堆積し、水との接地面積および時間が減少したためと推定された。従って、『シリカ欠損』を議論する際には、珪藻による生物学的要因だけではなく、物理・化学的要因も考慮に入れるべきである。

表 1：小林(1961)の報告

小林(1961)	木曽川	長良川
Si 濃度($\mu\text{mol/l}$)	257	201
Si 総量(kt/y)	821	238
懸濁物量(mg/l)	4.3	7.2

表 2：下妻(2012)の報告

下妻(2012)	木曽川	長良川
Si 濃度($\mu\text{mol/l}$)	198	220
Si 総量(kt/y)	758	380
懸濁物量(mg/l)	4.1	13.5

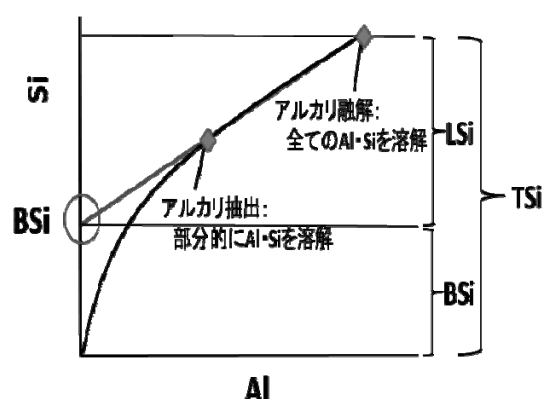


図 1：二点法の原理

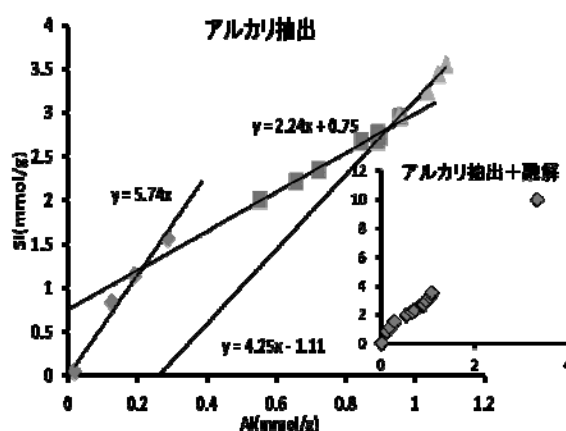


図 2：JLk-1 アルカリ抽出結果(◇：0-20 分，■：40-480 分，▲：720-1440 分)

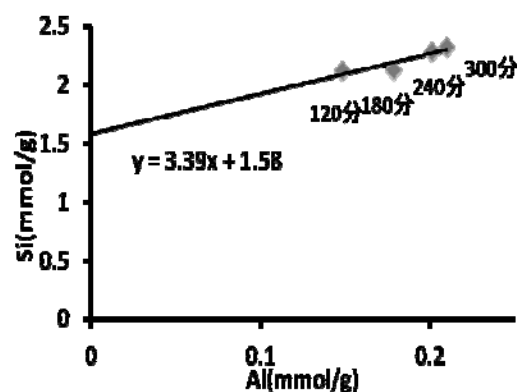


図 3：混合試料のアルカリ抽出結果

びわ湖の深呼吸の仕組み

酸素の会 堤 康郎

1. はじめに

びわ湖北湖深底層の溶存酸素（以後「酸素」という）濃度は、春から夏にかけて水温が成層すると上層から酸素が供給されなくなり徐々に減少する。秋から冬にかけて湖面が冷えると、上層の水は、対流によってその下層の水と混合しながら、しだいに深い層まで達するようになる。そして、湖底近くに残るわずかな水温成層も寒波の到来により破られ、深底層の酸素濃度は一気に回復する。岡本巖氏は、この湖底で1年に1回起きる現象を「びわ湖の深呼吸」と名付けられた。

今回、水質自動測定施設のデーターを中心に解析することで、びわ湖の深呼吸の仕組みについて新たな知見が得られたので報告する。

2. 深層水の酸素濃度変化の仕組み

図1は、冬季において深層にある単位体積を想定し、その酸素濃度の変化の仕組みをイメージしたものである。その仕組みを次のように考えた。酸素を多く含む表層の水塊は、冷やされて沈降しその下層の比較的温度かい水塊と混合してその水温を下げる一方、下層の水塊の一部は沈降水と入れ替わりに上昇する。このような現象が次々と下層に向かって繰り返され深層に酸素を供給する。

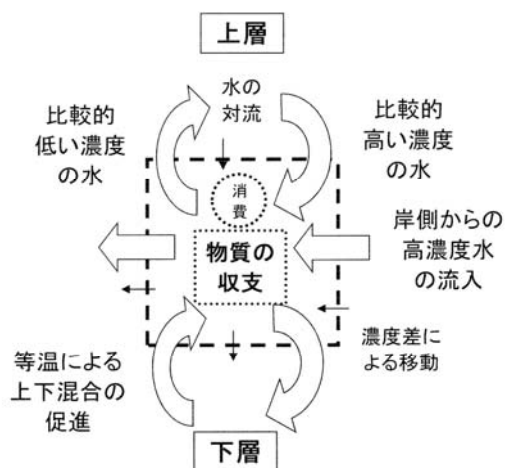


図1 冬季深層水の溶存酸素濃度変化のイメージ

また、沿岸の水塊は、水深が浅いために北西の季節風を受けて鉛直方向に混合しやすく、沖合の水塊と比べて比較的酸素を多く含む冷水となる。この水塊は、密度流になって底に沿って流れ深層に酸素を供給する。この底層での沖に向かう流れは、表層での岸方向への流れの逆流として発達する。

このように主に2つの仕組みで深層にもたらされる酸素の単位体積内での収支により、濃度は増減すると考えた。

3. 方法

滋賀県立衛生環境センター（現滋賀県琵琶湖環境科学研究センター）から提供を受けた水質自動測定施設・琵琶湖北湖湖心局（以後 St.N という）1998 年度の水温、溶存酸素濃度、消散係数のデーターのうち、冬季に注目して解析した。また、同機関が測定された月 2 回の琵琶湖水深別水質調査結果および滋賀県水産試験場の琵琶湖定点定期観測結果についても合わせて解析した。図2に観測地点の位置を示す。

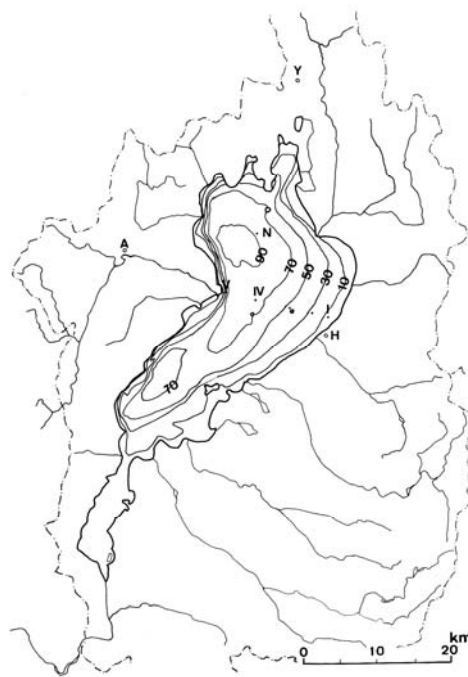


図2 調査地点位置図

4. 結果

(1) 冬季における St.N の水質変化

図3は、1998年度冬季における St.N の表層、中層および深層の水質変化を表したものである。12月から1月にかけて、表層水はその下層の水と混合しながら急速に冷えてゆき、やがて中層の水温と同じになる。この時、中層で酸素濃度の回復が見られる。その後、両層の水は等温層の増加により比較的ゆっくり冷え、2月初旬ついに深層と同水温になる。さらに、2月5日以降、欠測を挟んで、水温はさらに下がる。

この時の彦根における気象の様子を図5に示す。2月3日から5日にかけて強い冬型の気圧配置となり、西北西の風が強く吹いて冷え込み大雪になった。平均気温は2月4日に -2.1°C を記録し、最大風速と降水量のピークは2月3日であった。

ここで一つの疑問が生じる。2月5日以降の水温の急激な低下と酸素の回復にずれがあることである。つまり、これまでこの急激な水温低下により深呼吸が起こったと考えていたが、2月4日に水温が全層で同じになった時に、深層の酸素回復はすでに終わっていたのである。

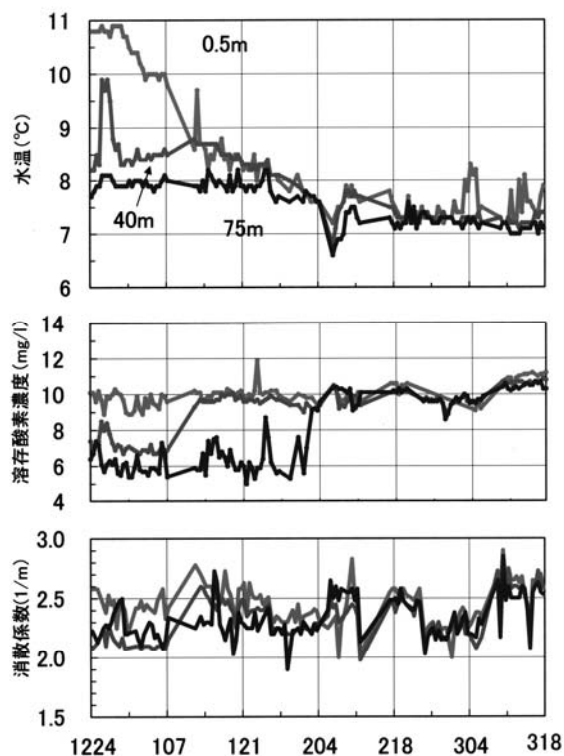


図3 St.N冬季における水深別水質の変化(1998年度)

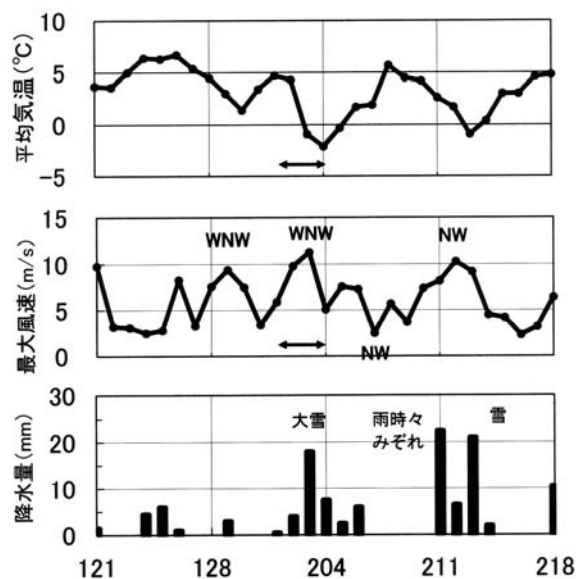


図5 深呼吸前後の気象の変化(彦根、1998年度)

(2) 深呼吸前後の水質の変化

そこで、深呼吸前後を拡大した図を作成して詳しく調べてみることにした(図4)。深層での深呼吸は2月1日から始まり、4日には完成する。その期間は、全層で水温がほぼ同じになった期間でもある。これは、水温の均一化により対流による上下(縦方向)の混合が促進され、酸素を深底層まで行き渡せたためと考える。

次に、欠測を挟んで7日に起きた水温の低下は、深層ほど大きく上層では小さい。一方、酸

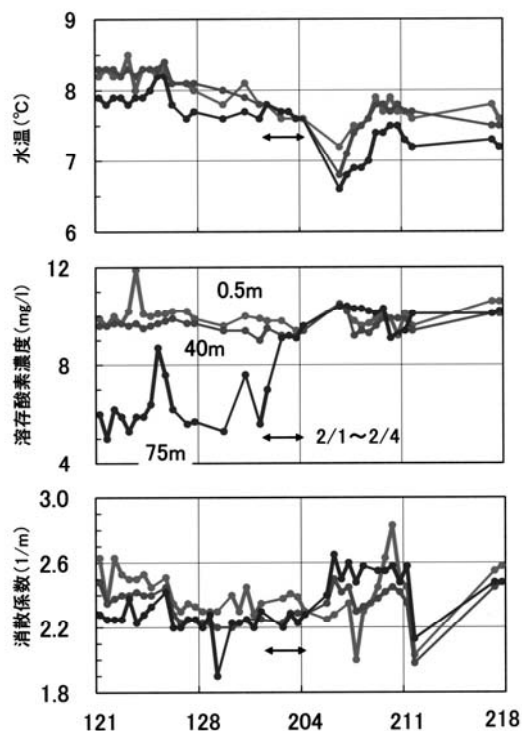


図4 深呼吸前後の水深別水質の変化(St.N、1998年度)

素濃度は全層でほぼ同じ値で上がり、消散係数の増加は深層ほど大きく（濁りが大きく）、表層では小さい。

これらの現象はどう説明ができるだろうか。まず、深層の水温低下は表層の水温の方が高いため、表層からもたらされたものではない。つまり、縦方向の混合ではない。沿岸の水質は沖と比べて低水温、高酸素濃度、高濁度水とすると、岸側から水塊が流入してきたと考えるのが妥当であろう。

(3) 水質の鉛直分布から考える

この考えをさらに検討するために、水質の鉛直分布図を作成してみた（図6）。1月28日から2月2日にかけて深層に残る水温成層はしだいになくなり、4日には全層で均一になる。深層の酸素濃度も、深層の水温に成層がある間は表層中層に比べて低いが、2月2日には、中層と深層水が混合する様子が見られ、4日にはほぼ全層で均一になる。消散係数（濁り）はこの間あまり変化がない。

次に、2月7日に注目すると、水温の鉛直分

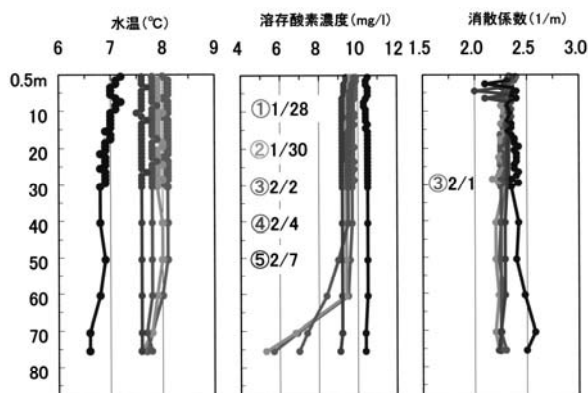


図6 St.NIにおける水質の鉛直分布の変化 その1（1998年度）

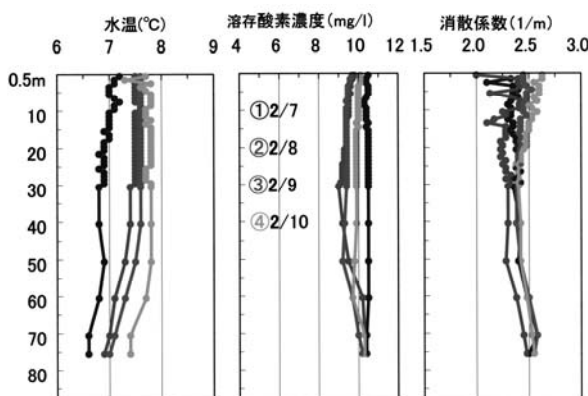


図7 St.NIにおける水質の鉛直分布の変化 その2（1998年度）

布はそれまでと違う形を示し、表層から深層にかけてゆるやかに低下し、その割合は深層ほど大きい。一方、酸素濃度は全層が同じように右にずれて増加し、消散係数は中層から深層にかけて増加している。この現象は、形から見ても、先の上下混合とは別の仕組みで起きたのではないかと推測させる。

さらに、2月7日以降の変化を見るために図7を作成した。7日以降、水温は深層に低水温を残したまま全層で上昇した。酸素濃度は深層の値はあまり変わらず中層、上層で逆に減少し、消散係数は深層ではあまり変化がなかった。これらの変化は、深層では沿岸水の影響が残り、表層、中層では沿岸水の影響がしだいに薄らいだと考えたと説明がつく。

(4) 横断観測から沿岸水の水質をさぐる

はたして、この時の沿岸水の水質は、予想のとおりだろうか。表1に、2月15日の滋賀県水産試験場の琵琶湖定点定期観測における横断側線の水質鉛直分布を示す。2月15日にはすでに深呼吸は終わっているが、この時期の沿岸と沖合の水質の様子を表していると考える。

まず、沿岸の水温は6.5℃と沖合の8℃に比べて1.5℃も低い。沖合のSt.IVでは表層から深層までほぼ均一であるのに対し、St.II、IIIでは、底層の水温が上層に比べて低い。これは、沿岸の冷水が底に沿って流れ下っていることを表すのかもしれない。一方、酸素濃度をみると、沖合は10.5mg/lであるのに対して沿岸は12mg/lと1.5mg/lほど高くなっている。これは、北西の風によって水深の浅い沿岸水がよくかき混ぜられ、酸素を多く含んだ結果と考える。

このように、この時期、沿岸には冷水、高酸素水が存在する。濁りの測定はないが、おそらく底の泥を巻きあげて濁っていると予想する。

表1 横断側線における水質の鉛直分布(1999年2月15日)

m	水温(°C)					溶存酸素濃度(mg/l)				
	V	IV	III	II	I	V	IV	III	II	I
0.5	8.2	8.1	7.8	7.5	6.5	10.8	10.5	10.8	11.3	12.1
10	8.0	8.1	7.8	7.5	6.4	10.5	10.7	11.9	10.9	11.8
20	8.0	8.0	7.8	6.7	(6.0)	(11.0)	10.4	11.0	-	(6.0)
30	(11.0)	8.0	7.8	6.6			10.5	10.9	11.5	
40		8.0	7.4	(22.0)			-	-	(22.0)	
50		8.0	7.2				-	10.9		
60		8.0	(44.0)				-	(44.0)		
70		8.0					-			
80		8.0					10.6			
		(75.0)					(75.0)			

(5) 水深別水質調査結果から考える

これまでの考察を補強するために、St.N の近くで月2回行われている琵琶湖水深別水質調査の結果から、今津沖中央の水温、酸素濃度およびSSの観測結果を図示した。(図8) 水深は約90mでSt.Nよりやや西にあたる地点と思われる。SS(懸濁物)は、一般に孔径 $0.5\sim 1\mu\text{m}$ のフィルターを通過せず、フィルター上に残存する成分と定義され、正確な定量は難しく濁度とは比例しないと言われるが、消散係数の代わりに図化してみた。

まず、1月18日から2月1日にかけて、深層に残る水温成層はしだいに弱くなり、2月15日には全層でほぼ等温になる。深層の酸素濃度も水温成層がある間は上中層に比べて低いが、2月15日には全層でほぼ均一になる。SSは、1月18日から2月15日にかけては顕著な傾向は見られない。

次に、3月1日の水温分布は、前述の時期とはずれるが2月7日にSt.Nでみられたものとよく似た形をしている。酸素濃度も全層で同じように増加している。また、SSも深層で増える傾向を示す。両者の時期のずれは、測定間隔や地点の違いに起因するのかもしれないが、前述の結果と同じ傾向を示す。

(6) 考察

以上の結果から、一連の現象を次のように考えた。2月1日から5日にかけて強まった冬型季節配置で、北湖の水は冷却し、主に縦方向の混合が促進された。その結果、水温が全層で均一化し、そのことが水質の均一化を促進して深底層に酸素を供給した。

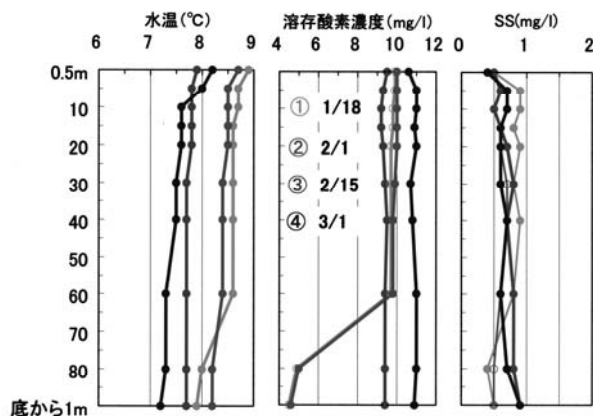


図8 今津沖中央における冬季水質の鉛直分布の変化(1998年度)

次に、北北西の強い季節風により、表層水は東岸に吹き寄せられ、沿岸部の水位はわずかに高まった。それとともに、東岸部は遠浅のため底まで達する混合が起こりやすく、沖合に比べて低水温、高酸素濃度、高濁度の水塊が形成された。底層では冷水が密度流となって底に沿って流れ始めた。この流れは、表層水の反流として、また、沿岸の水位の高まりによる沖方向への圧力勾配によって促進された。

2月6日以降、季節風が弱まることで、沿岸部に吹き寄せられた湖水は、沖に向かって戻る流れとなった。その流れは全層で起こり、沿岸の水質を沖合にもたらした。これは、水温が全層で低下し、酸素濃度は深層だけでなく、全層で同じように増加したからである。その期間は、欠測のため明確ではないが、1、2日と考える。

その後、沿岸水の影響はしだいに小さくなったものの、底層では密度流が存在するため、沿岸水の影響が残った。

5. まとめ

- ・2月1日から4日にかけて起きた「びわ湖の深呼吸」は、強い冬型配置によって引き起こされた、主に鉛直方向の混合(上からの酸素供給)によって起きたと考えられる。

- ・2月5日から7日にかけて起きた急激な水質変化は、沿岸に吹き寄せられていた水が、季節風の弱まりにより、沖合に戻った結果起きたと考えられ、その傾向は深底層ほど大きく、密度流の存在をうかがわせる。この場合の酸素供給は横方向からの流入が優先したと考える。

- ・季節風が弱まった後、全層で沿岸水が沖合にむかう流れはこれまで想定しておらず、冬季のびわ湖北湖の流況を考える上で新たな知見となる可能性がある。

- ・深底層における酸素濃度の年変化を調べると、そのピークは深呼吸直後の2月ではなく3月である。今回の結果から、縦方向からの酸素の供給だけでなく、横方向からの供給、沿岸水の影響を入れて、その原因を考察する必要がある。

[参考文献]

岡本巖編 湖底の酸素はいま 一びわ湖深底部酸素の動態をさぐる一

Closterium aciculare var. *subpronum* によるバリウム濃縮

※神田航(京都大・総合人間)・池谷仁里(京都大院・人間環境)・宮下英明(京都大院・人間環境)・杉山雅人(京都大院・地球環境)

1. はじめに

1992年7月の調査において、それまでの琵琶湖調査では見られなかった湖水表層における溶存態 Ba 濃度の減少が観測された。時期を同じくして琵琶湖水域で、植物プランクトンの緑藻の一種であるミカヅキモ *Closterium aciculare* var. *subpronum* (図1)が大量発生した。この時琵琶湖疏水では水の色が緑色に見え、悪臭が問題になるなど当時の新聞でも報道された。

一方で、ミカヅキモは細胞の両末端液胞に硫酸バリウムの結晶を形成することが報告されている(Brook *et al.*, 1988)。また近年では、放射能汚染の浄化へのアプローチとしてミカヅキモによる Ba の取込を利用した放射性元素 ^{90}Sr の取込の可能性も議論されている(Krejci *et al.*, 2011)。しかしながら、これらの報告は実際の水圏環境への影響を調べているものではない。

本研究ではミカヅキモが実際の水圏環境へどのような影響を与えているのか、藻類による Ba や Sr の取込と水中でのそれら元素の濃度変動という地球化学的な現象の関連について、琵琶湖におけるフィールド観測と、ミカヅキモの培養実験という2つの観点から検証した。

2. 方法

琵琶湖での採水を、1992年7月、1993年6月に行った。Ie-1地点(図2)で、採水は、およそ10mごとの水深で行った。採取した水は採水後12時間以内に孔径0.4 μm のフィルターを用いてろ過し、溶存態成分測定用の試料とした。溶存成分の損失を防ぐため少量の60%硝酸を加え、pHを2以下とし、溶存態 Ba、Sr、Ca、Mg 濃度を測定した。

琵琶湖のプランクトンによる Ba 取込を調べるために、1993年6月にプランクトンネットを用いて懸濁物質を捕集した。孔径20 μm のネットで湖水をろ過して試料を採取した。この試料をフィルターでろ過し、乾燥保存した。乾燥重量を測った後、試料を酸分解して溶解させ、Ba、Sr、Ca、Mg、Al 濃度を測定した。

培養実験は、ミカヅキモ *C. aciculare* var. *subpronum* を使用した。培養液として C 培地を用い

た。ミカヅキモは、25°C、12時間-12時間 明暗周期、光強度 90 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ の人工気象器内で培養した。実験には培養液交換後9日目から14日目の対数増殖期の細胞を用いた。Ba 取込検証のために、C 培地に対して Ba を 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ となるように添加して培養を行った。試験管に培養液を 6 mL ずつ加え、静置培養した。細胞数の計数後、ミカヅキモを含む培養液 5 mL を取り孔径 10 μm のフィルターで自然ろ過し、細胞と培養液とを分離した。培養液に 60% 硝酸を加え、pH を 2 以下にし、冷暗所で保存した。フィルター上に捕捉した細胞はそのまま乾燥保存し、フィルターごと溶解し、0.5 M 硝酸溶液 5 mL とした。ろ過した培養液と細胞試料溶解溶液の濃度を測定した。

ミカヅキモによる濃縮係数を調べるために、培養には琵琶湖水中の溶存態 Ba、Sr、Ca、Mg 濃度比と等しくなるように、Ba と Sr を C 培地に添加した改変 C 培地を用いた。改変 C 培地をガラス瓶に 76 mL 入れ、ミカヅキモを接種し、7 日間培養を行った。培養液 75 mL をニュクリポアフィルターで自然ろ過し、細胞と培養液とを分離した。前述と同様にして培養液とミカヅキモ試料溶解溶液中の濃度を測定した。

元素濃度の測定は全て誘導結合プラズマ発光分光分析装置(ICP-AES)により行った。

3. 結果と考察

Ie-1 地点における 1992 年 7 月の溶存態 Ba 濃度は表層で大きく減少していた(図3)。

Ie-1 地点は琵琶湖の沖中央付近にあり、Ie-1 地点の植物プランクトンの分布は今津沖中央の植物プランクトンの分布とほぼ一致すると考えられる。滋賀県琵琶湖環境科学研究センターのデータによると 1992 年 7 月 6 日の今津沖中央の *C. aciculare* の細胞数は 1000 cells/mL であった。したがって Ie-1 地点の *C. aciculare* の個体数も 1000 cells/mL であると推測された。

ミカヅキモの Ba 取込を調べた。Ba 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ 添加 C 培地でのミカヅキモの増殖曲線と培養液中の溶存態 Ba 濃度、懸濁態 Ba 濃度を測定した。琵琶湖の植物プランクトンと同程度の細胞数になるのは培養実験 6 日目の時であった。

1992 年 7 月の琵琶湖の溶存態 Ba 濃度減少量を

中層の最大濃度と表層の濃度の差により算出した。前述の培養実験 6 日目におけるミカヅキモの細胞数と懸濁態 Ba 濃度から 1 細胞あたりに含まれる Ba 量が求められる。したがって、この 1 細胞中の Ba 量と、先に求めた Ie-1 地点でのミカヅキモ細胞数を用いて、1992 年 7 月の懸濁態 Ba 濃度を算出した。この値は琵琶湖の溶存態 Ba 濃度減少量の実測値と良い一致を示した。このことは 1992 年の琵琶湖における溶存態 Ba 濃度減少がミカヅキモの Ba 吸収によるものであるということを十分に説明している。

1993 年 6 月のプランクトンネットで捕集した懸濁物質中の Ba、Sr、Ca、Mg、Al 濃度を測定した。これらを試料乾燥重量当りの数値に変換し、Al 濃度を用いて地殻由来分を補正した。この補正した値をプランクトン乾燥重量当りの濃度と考え、その濃度と 1993 年 6 月の Ie-1 地点の水深 0 m の溶存態濃度から次式によってプランクトンによる濃縮係数を算出した。

$$\text{濃縮係数 (mL/g)} = \frac{\text{プランクトン乾燥重量濃度 (}\mu\text{g/g)}}{\text{湖水中溶存態濃度 (}\mu\text{g/mL)}}$$

改変 C 培地で 7 日間培養後の培養液、ミカヅキモ細胞それぞれの Ba、Sr、Ca、Mg 濃度を測定した。懸濁態濃度を試料乾燥重量当りの濃度に変換し、この濃度と培養液の溶存態濃度から上述の式を用いてミカヅキモによる濃縮係数を算出した。

琵琶湖プランクトンの濃縮係数とミカヅキモの濃縮係数は非常に良い一致を見せている。したがって 1993 年 6 月のプランクトン濃縮係数は実湖沼での *C. aciculare* の濃縮係数を反映していると言える。

本研究結果により、培養実験と濃縮係数の 2 つの観点から、ミカヅキモが 1992～1993 年に琵琶湖水域で大量発生したことで湖水の溶存態 Ba 濃度を変化させたことが示唆された。また、ミカヅキモによる濃縮実験から、Ba は高い濃縮係数であったのに対して、Sr の濃縮係数は低く、Ca や Mg とほとんど差がないことが分かった。琵琶湖湖水程度の Ba:Sr:Ca:Mg 濃度比において、*C. aciculare* をそのまま湖水中に投入するだけでは放射性元素 ^{90}Sr の除去に効果を上げることは困難と考えられる。ミカヅキモ中で BaSO_4 結晶と Sr の固溶体形成や共同沈殿を引き起こすような処理が出来れば、Ba の濃縮係数の高さから、Sr の除去効果を高めることが期待される。

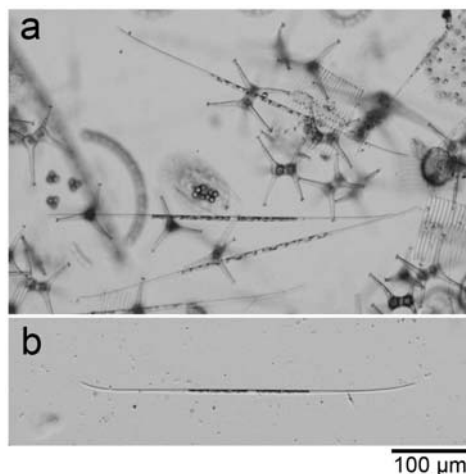


図 1 琵琶湖で採取したミカヅキモ
a: 琵琶湖に生息する植物プランクトン
b: *Closterium aciculare* var. *subprorum*

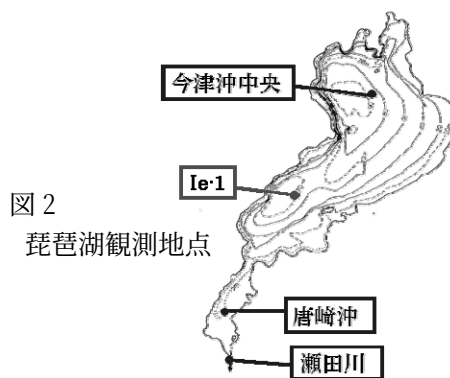


図 2
琵琶湖観測地点

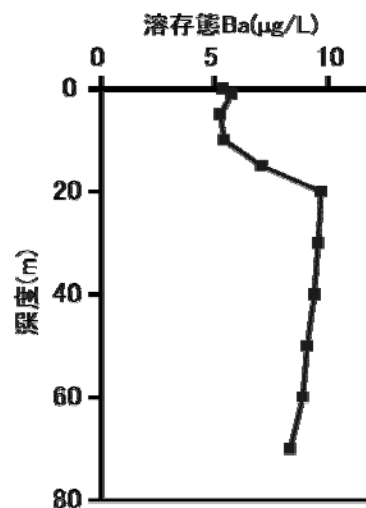


図 3 1992 年 7 月, Ie-1 地点における溶存態 Ba 濃度

琵琶湖水中の水系フミン物質の季節および深度別の変化

高田明弘(神戸大院・農)・*津田久美子(神戸大院・自)*・光寄克敏(神戸大・農)・白井秀門(神戸大・農)・北野史子(兵庫県立大院・環境人間)・原都(兵庫県立大院・環境人間)・小島礼慈(兵庫県立大院・環境人間)・杉山裕子(兵庫県立大院・環境人間)・早川和秀(滋賀県琵琶湖環境科学研究センター)・藤嶽暢英(神戸大院・農)

* 現所属: 草津市役所環境課

1. はじめに

環境基準達成状況の監視という観点において、行政機関では湖沼や海洋の有機物指標として COD(化学的酸素要求量) が用いられている。

1980年代から琵琶湖において COD の漸増傾向が報告されている。図-1 に示すように、易分解性有機物指標である BOD(生物化学的酸素要求量) は減少しているにも関わらず、難分解性有機物指標である COD は増加傾向にある。このことから、難分解性有機物の蓄積が推測されている。そして、同様の現象は日本各地で報告されている。

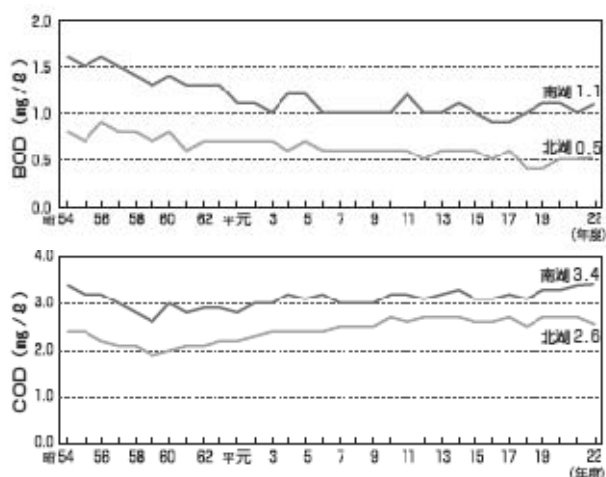


図-1 琵琶湖の BOD 及び COD (年平均値) の推移
(出典: 滋賀県 平成 23 年版環境白書)

一方、AHS (Aquatic Humic Substance; 水系フミン物質) は、DOM (溶存有機物) の主要構成成分であり、COD の主成分であると考えられている。したがって、COD の増加はこの AHS によるものだとも推測されている。

AHS は微量金属との錯体形成を介して陸水生態系における種組成の変化に深く関与しているため、その機能性の要因となる量(濃度)や質(化学構造特性)を解明することは非常に重要である。ところが、これまで AHS の量に関しては具体的な数値は曖昧で、経時的あるいは地点や深度による変化は不明であった。これは、有機物濃度が低い非有色水系

試料にも適用できる高精度な定量法が確立されていなかったためである。

本研究では、高精度な AHS 定量法を新たに開発し、これを用いて日本の代表的な非有色水系である琵琶湖における季節および深度別の AHS 濃度を調査した。

2. 方法

1) 定量法の開発

AHS の樹脂吸着には、反復実験によるデータ精度の向上をねらうためにバッチ法を採用した。樹脂(DAX-8, Supelco)は、粉碎して粒径を揃えた後、ソックスレー等で洗浄し、最終的なコンタミネーションを 0.1 mgC l^{-1} 以下に抑えた。実験器具や試薬を選抜し、ガラス製の器具はクロム硫酸で加温洗浄することにした。

次に、樹脂量、吸着時間および諸条件の規格化を試みた。その結果、樹脂: 溶液量 = 1: 50、吸着時間 = 24 h の条件下で ca. 35 mgC l^{-1} までの AHS を定量できることを確認した。開発した定量法のスキームを図-2 に示す。

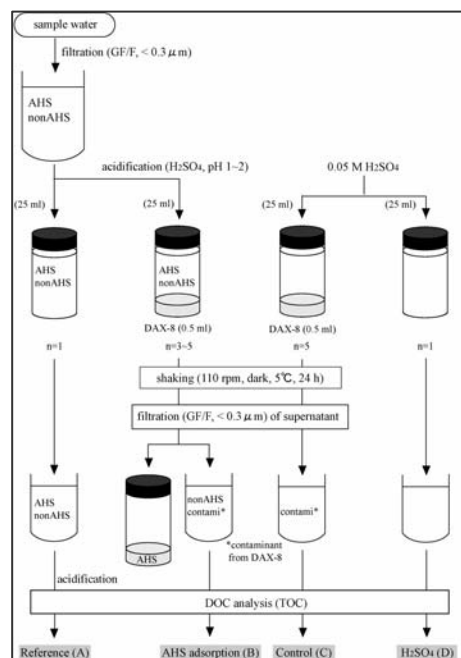


図-2 AHS 定量法のスキーム

2) 琵琶湖 AHS 濃度調査

採水ポイントは琵琶湖北湖の N-4 地点とした。こ

のポイントは水深が 90m ある領域のほぼ中央にあり、流入河川の影響がほとんどないと考えられる。採水は、2010 年春から 2012 年冬まで季節ごとにおこなった（計 8 回）。深度別では、表層 2.5m～底層 90m までの間で、7～9 点採取した。採取した水は冷暗保存で実験室に持ち帰り、0.3 μ m ガラス繊維ろ紙でろ過後、硫酸で酸性化し、定量用試料とした。

3. 結果と考察

2010 年春～2011 年冬の琵琶湖における季節および深度別の AHS 濃度を図-3 に示す。

春の AHS 濃度は表層から底層まで同程度であった。最表層（2.5m）での AHS と DOM の濃度差は非 AHS の量が多いことを表しており、植物プランクトンによる内部生産との関連が示唆される。

夏の AHS 濃度は表層付近（2.5～13m）で値が高く、それ以下では同程度であった。この時期、琵琶湖では水温躍層が深さ 10～20m 付近に形成され、この上下で水温だけでなく潮流や水質に大きな違いが出る事が知られている（近畿地方整備局、1993）。このことから、河川から流入した AHS が湖心の N-4 地点まで到達し、あるいは春に最表層でみられた植物プランクトンによる内部生産物質が AHS に変換され、それが水温躍層付近まで達した可能性が考えられる。

秋の AHS 濃度は全ての深度で同程度であった。これは、水温躍層が崩れ始め上下の水が混合したことによると考えられる。

冬の AHS 濃度は表層から底層にかけて増加する傾向がみられた。これは、表層での内部生産が低下した一方、水の鉛直混合が進み底層に蓄積していた AHS が還元された可能性が考えられる。

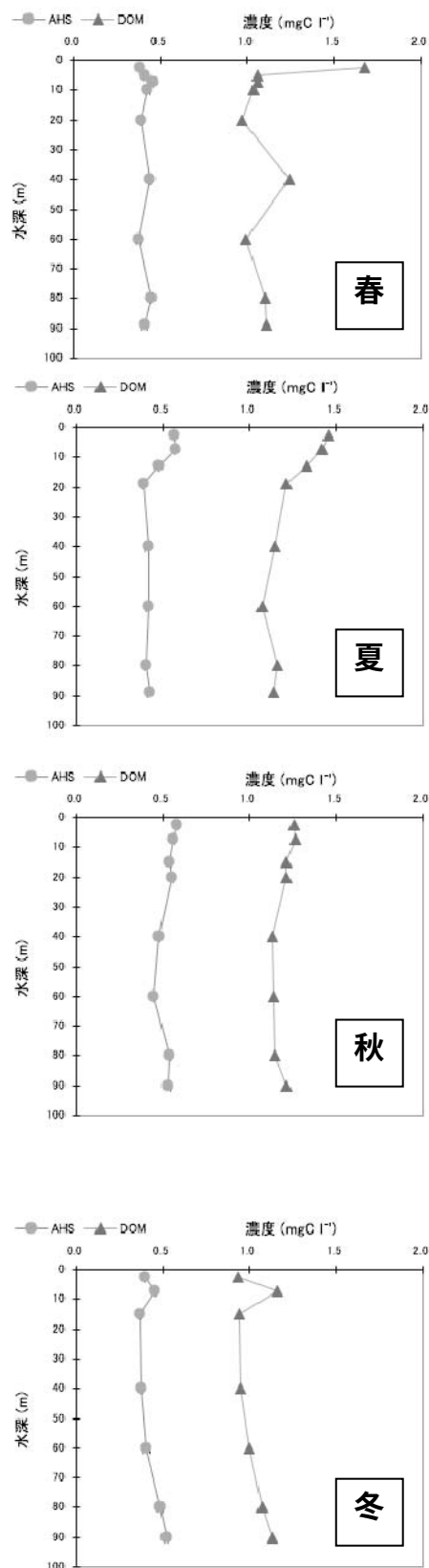


図-3 深度別 AHS・DOM 濃度
上から順に春（2010 年 5 月）、夏（9 月）、秋（11 月）、冬（2011 年 2 月）

兵庫県宍粟市ヒノキ林における溶存有機物の挙動の解明

○森谷美奈¹、原都¹、高橋勝利²、大手信人³、藤嶽暢英⁴、
山瀬敬太郎⁵、大橋瑞江¹、熊谷哲¹、杉山裕子¹
(¹兵庫県立大学環境人間学部、²産業技術総合研究所、
³東京大学大学院農学生命科学研究科、⁴神戸大学農学部、
⁵兵庫県立農林水産技術総合センター)

1. はじめに

溶存有機物(Dissolved Organic Matter : DOM)は、孔径 0.2~1 μ m のフィルターを通過することのできる有機物と定義され、水圏において金属や汚染物質と錯体を形成することなどにより毒性や移動性を変化させる働きを持つ。また、バクテリアの主要なエネルギーであり、生元素の輸送にも関わる。このように DOM は水質を左右する重要な因子のひとつといえる。日本において森林は国土面積の 69% を占めており、先進国の中ではフィンランド(73%)に次いで高い割合である。森林は水源涵養機能を有しており、裸地の 3 倍の貯水能力を持つ。またろ過や吸着作用などにより水質を浄化し、カルシウム、マグネシウムといったミネラル分を調節している。

本研究では、降雨・林内雨から土壌水・渓流水にいたる森林生態系における DOM の変遷を、質的、量的に調査することを目的とした。

2. 方法

試料は兵庫県宍粟市ヒノキ人工林にて 2011 年 7 月に 5 回採取した。主植生は 50 年生のヒノキ、試験地土壌は黒ボク土であった。手製のサンプラを設置し、降雨、林内雨、樹幹流、土壌水(A 層中部、A 層下部、B 層中部、B 層下部)、渓流水を採取した。サンプルは全て 450℃ で 2 時間焼いた GF/F フィルター(孔径 0.7 μ m)で濾過し、測定を行った。

ろ過試料の溶存有機炭素(Dissolved

Organic Carbon : DOC)濃度測定と、三次元励起蛍光スペクトル測定を行った。

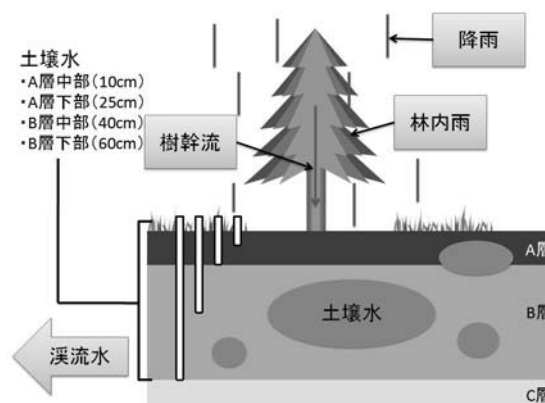


図 1. サンプリング装置設置図

3. 結果と考察

3-1. DOC 濃度の分布

表 1 に DOC 濃度測定の結果を示した。降雨は樹木や林冠に接触する際に DOC を樹体より付加されるため、林内雨、樹幹流では降雨と比較し、非常に高い DOC 濃度となった。これらが注ぎ込む土壌水 A 層中部では、樹幹流とほぼ同じ DOC 濃度を示した。ヒノキ林における樹幹流量は、林内雨量よりも圧倒的に少ないことがわかっている(樹幹流量：4%、林内雨量：約 70%)ため、A 層中部での高い DOC 濃度は、降雨や林内雨が土壌を浸透する過程で落葉や枯枝(リターフォール)由来の DOC を付加されたためだと考えられる。一方、A 層下部では DOC 濃度は急激に減少した。これはアロフェン(ケイ酸アルミニウム)を主成分とする黒ボク土 A 層が腐植物質と非常に強く吸着する

性質を持つためだと考えられる。

表 1. DOC 濃度

サンプル	濃度(mgC/L)
降雨	1.3
林内雨	13.0
樹幹流	31.7
A 層中部 (10cm)	28.4
A 層下部 (25cm)	2.5
B 層中部 (40cm)	3.3
B 層下部 (60cm)	2.6
渓流水	0.7

3-2. 三次元励起蛍光スペクトル測定

降雨、渓流水には明瞭な蛍光ピークが現れなかった。また、土壌水 A 層下部以深についても、腐植様物質ピークは見られたが、深度が変化するに従う蛍光ピークの変化は顕著でなかった。

林内雨ではタンパク様物質ピーク、腐植様物質ピークの両方が観測された。樹幹流及び土壌水 A 層中部ではタンパク様物質ピークは見られなかったが、腐植様物質ピークが見られた。樹幹流と林内雨の蛍光ピーク位置は異なっており、林内雨のピーク位置は A 層中部のそれと類似していた。

A 層中部から A 層下部にかけての蛍光ピークの減少は、DOC 濃度と同じくアロフェンによる有機物の吸着除去作用によるところが大きいと推測される。

4. まとめ

兵庫県宍粟市ヒノキ人工林において、DOM は雨水が樹体と接触する際や、土壌表面でのリターフォールやその分解物を洗いながら浸透する際に付加され、黒ボク土 A 層を通過しながら土壌による吸着作用を非常に強く受けるこ

とにより急激に除去されるなどのダイナミックな変化を受けながら、変質、流出していくことがわかった。

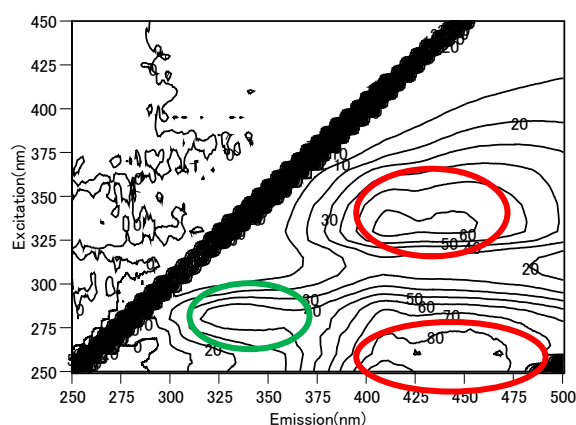


図 2. 林内雨の三次元励起蛍光スペクトル

(腐植様物質ピーク：

Ex/Em=260/410nm、260/435nm

Ex/Em=330/410nm、330/435nm

タンパク様物質ピーク Ex/Em=280/335nm)

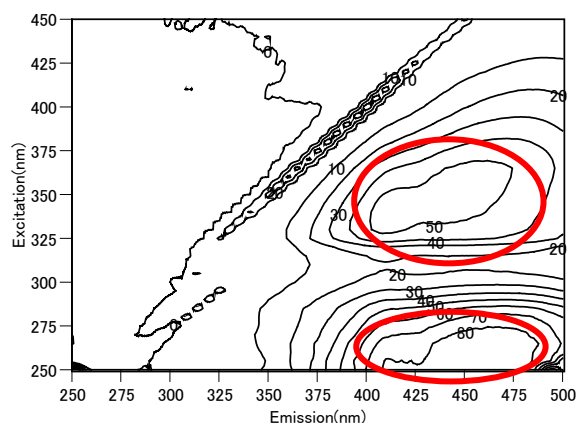


図 3. 土壌水 A 層の三次元励起蛍光スペクトル

(腐植様物質ピーク：

Ex/Em=260/460nm、Ex/Em=330/410nm)

5. 謝辞

本研究は財団法人ひょうご科学技術協会の助成を受けて行われました。

Acaryochloris 属シアノバクテリアの分子微生物生態学

大久保 智司（京都大院・人間・環境）

1. はじめに

光合成は、クロロフィルによって吸収した光エネルギーを化学エネルギーに変換する反応であり、地球上の一次生産の大部分をまかなっている。植物、藻類、シアノバクテリアを含むほとんど全ての酸素発生型光合成生物はクロロフィル (Chl) *a* を主要色素としてもち、波長 400-700 nm の光 (光合成有効放射: PAR) を吸収して光合成を行う。これに対し、*Acaryochloris* 属のシアノバクテリアは唯一 Chl *d* を主要色素としてもち、PAR に加えて波長 700-750 nm の遠赤色光も光合成に利用できる (図-1)。しかし、これまで地球上の光合成一次生産は主に Chl *a* と光合成有効放射による光合成を基に考えられており、Chl *d* による光合成については全く考慮されてこなかった。

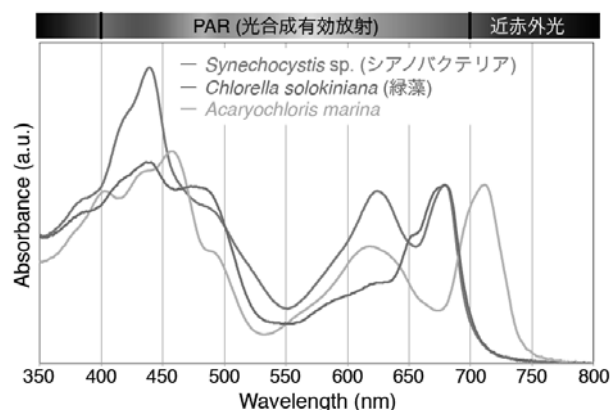


図-1. *A. marina* と一般的なシアノバクテリア、緑藻の細胞の吸収スペクトル

Acaryochloris spp. は発見当初、群体ボヤの共生生物と見なされており、限られた環境にのみ存在する生物と考えられていた。本研究では、分子生物学的手法を用いて *Acaryochloris* spp. の分布と存在量を明らかにすることを目的とした。

2. *Acaryochloris* spp. の分布と遺伝的多様性

シアノバクテリア特異的プライマーを用いたポリメラーゼ連鎖反応・変性剤濃度勾配ゲル電気泳動 (PCR-DGGE) 法により、海藻の表面から *Acaryochloris* spp. の 16S rRNA 遺伝子を検出する方法を確立した。しかしこの方法では、群体ボヤ内に分布する *Acaryochloris* spp. を検出することができなかったため、*Acaryochloris* 特異的プライマーを用いた PCR-DGGE 法を開発した。

この選択的検出方法を用いて、パラオ沿岸で採取した群体ボヤとカイメン、および日本と南アフリカの沿岸で採取した海藻を対象に、それらに付着する *Acaryochloris* spp. の有無とその遺伝的多様性を解析した。また、日本沿岸で採取した石、砂および海水についても同様の解析をおこなった。その結果、全てのサンプルから複数の系統型の *Acaryochloris* spp. が検出された (図-2)。この結果から、*Acaryochloris* spp. は熱帯から亜寒帯の沿岸域に広く分布し、様々な基質に付着していることが示唆された。

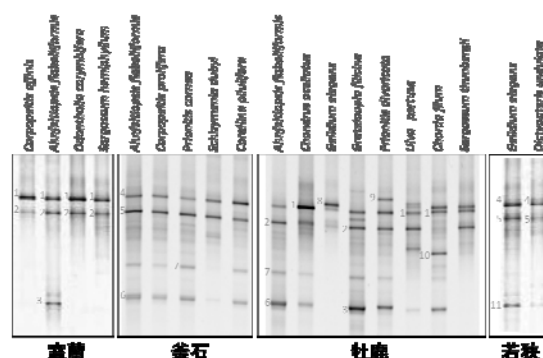


図-2. 海藻から検出された *Acaryochloris* spp. の多様性 (結果の一部)

検出された系統型は全て *Acaryochloris* クレードに帰属し、同クレード内で3つのサブグループを形成した (図-3)。各系統型の間に、付着

基質や生育場所の違いによる系統分化は見られなかった。塩基配列の相同性を比較すると、既知の3分離株を含むサブグループ1は全て互いに98.5%以上の相同性であることから同種であると考えられた。一方、サブグループ2、3は既知の3分離株との塩基配列相同性が94.1-98.0%と低く、少なくとも種レベルで新しい生物である可能性が示唆された。

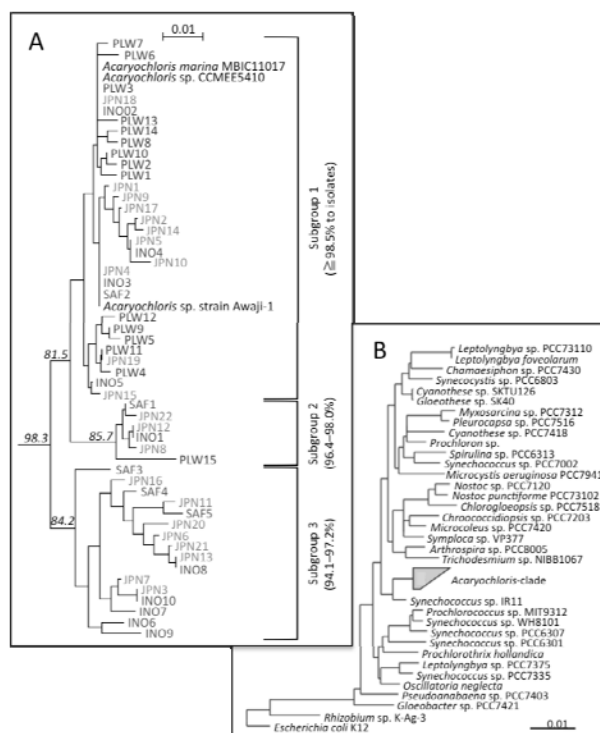


図-3 PCR-DGGE によって検出された系統型の分子系統樹

3. 海藻に検出される Chl *d* の定量

高速液体クロマトグラフィー (HPLC) を用いた Chl *d* の検出・定量法を開発し、日本沿岸および南アフリカ沿岸で採取した海藻について Chl *d* の検出と定量をおこなった。その結果、ほとんどの海藻から、Chl *d* が検出された。検出された Chl *d* 量は海藻 1 g (湿重量) あたり 0.6-25.8 μg で、Chl *a* に対する比率は 0.1-13%、平均すると約 1%であった (図-4)。

また、紅藻から検出される Chl *a* 量は緑藻や褐藻に比べて少なかった。これまで、Chl *d* は一部の紅藻にのみ検出されてきたが、それは紅

藻で Chl *d*/Chl *a* 比が高くなり、検出されやすかったからであると考えられた。

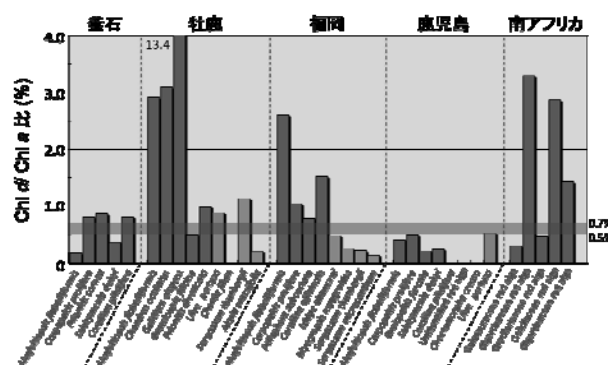


図-4. 海藻から検出された Chl *d*/Chl *a* 比

4. 沿岸の一次生産に対する *Acaryochloris* spp. の寄与

以上の結果から、*Acaryochloris* spp. は発見当初考えられていたような共生生物ではなく、少なくとも熱帯から亜寒帯の沿岸域に広く分布する付着生物であることが明らかとなった。さらに、海藻には Chl *d* が Chl *a* の約 1% 存在しており、Chl *d* が藻場の一次生産に同程度寄与していることが示唆された。したがって、海洋の炭素サイクルにおいてこれまで無視されてきた Chl *d* の寄与を、今後考慮に入れていく必要があると考えられる。

5. 琵琶湖の *Acaryochloris* spp.

最初の発見以来、*Acaryochloris* spp. は海や塩湖といった塩水環境でのみ見つかった。しかし、Kashiyama *et al.* (2008) によって琵琶湖の湖底堆積物中から Chl *d* とその分解物が検出され、淡水環境にも *Acaryochloris* spp. が存在する可能性が示唆された。

そこで我々は、琵琶湖における Chl *d* 生産生物とその生態を解明することを目的として、現在研究を行なっている。本講演では、琵琶湖における研究でこれまでにわかってきたことを紹介する。

日本陸水学会近畿支部会 第 23 回研究発表会 スタッフ

会場世話役	藤井智康 (奈良教育大学)
事務局	2011 年度幹事一同
支部会長	三田村緒佐武 (滋賀県立大学)
庶務幹事	杉山裕子 (兵庫県立大学)
会計幹事	橘 淳治 (大阪府立成美高等学校)
広報幹事	石川俊之 (滋賀大学)
企画・編集幹事	杉山雅人 (京都大学)

表紙写真撮影 片野泉

日本陸水学会近畿支部会 第 23 回研究発表会 講演要旨集

発行	2012 年 3 月 4 日
編集	日本陸水学会近畿支部会幹事一同
事務局	兵庫県姫路市新在家本町 1-1-12 兵庫県立大学環境人間学部 (杉山裕子) 支部会 WEB サイト: http://kinkirikusui.main.jp/
印刷	株式会社 富士印刷
