

3章 水草をめぐる南湖生態系の現況と課題

3-1 水草（沈水植物）の湖沼生態系での役割と水草の管理について

永田貴丸

Abstract:

湖沼生態系において、水草は周辺の環境因子（水質や湖流など）や他生物と密接にかかわり合う。湖沼生態系での水草の役割を整理すると、水草は、水中の濁度や栄養塩を低下させるが、密集すると湖流を停滞させ、その間接影響で湖底付近の溶存酸素濃度が低下する。一方、水草は、他生物の産卵基質、餌資源、生息場所、隠れ場になる。

琵琶湖では、人間活動への水草大量繁茂の悪影響を軽減するため、人為的な水草管理が実施されている。本章で整理した知見から、水草の役割は、湖沼生態系でなくてはならないものであるが、一方では現存量が高くなりすぎると周辺環境へ悪影響が出ることが分かる。水草と周辺の環境因子、水草と他生物との関係を崩さないように水草の人為的管理を進めるためには、水草、環境因子、他生物のモニタリングが必要にある。本章は、こういった周辺環境や他生物に配慮した今後の水草管理のための貴重な知見となるだろう。

1. はじめに

湖沼生態系において水草は、重要な構成要員であり、周辺の環境因子や他生物と密接なかわりを持っている。一般的には、水草の増加に伴って、水中微粒子の沈降速度が増加し、再懸濁が起こりにくくなると言われている

(Søndergaard and Moss, 1998)。これは、水草が水流や湖流による水の攪拌を緩衝するためであり、水中に懸濁態として存在する栄養塩の減少につながる。一方、水草と他生物との関係では、水草が増えると魚類や付着性の動植物が増える (Diehl and Kornijów, 1998; Jones et al., 1998)。水草は、水中に葉や茎などで定着可能な空間を提供し、そこは水底より水面に近いので、光や栄養塩などを効率的に利用できる。この結果として、水草の増加に伴って付着藻類が増え、さらにはそれを摂食する巻貝類などの付着性動物が

豊富になる。

琵琶湖では、水草が大量繁茂し、人間活動に悪影響が出ているため、人為的な管理が求められている。しかし、水草は、一方的にデメリットをもたらすものではなく、その存在や働きがメリットになることもある。ここでは、湖沼生態系での水草の役割や他生物との関係にかかわる知見を、世界の既存文献を元に整理し、水草管理について考察する。

2. 水草と環境因子との関係

水草は、自らが水中に立って空間を占めることだけでなく、光合成や呼吸などの同化・代謝活動で様々な環境因子（光、溶存酸素、栄養塩など）に影響を及ぼす。過去から多くの研究者が水草と環境因子との関係に着目し、研究を行ってきた。これまでの報告を表 1 に示す。

表 1 水草(沈水植物)が影響を与える非生物学的な環境因子

| 影響を受ける環境因子 | 仕組み | 引用 |
|--------------------|--|--|
| 光 | ・水草が遮光して湖底に光が届かなくなる。 | Owens et al. 1967; Van den Berg et al. 1998 |
| 水温 | ・密集した水草が覆いとなって遮光し、湖底の水温が低くなる | Dale and Gillespie 1977; Carpenter and Lodge 1986 |
| 湖流 | ・水草が流れを妨げる | Carpenter and Lodge 1986 |
| 溶存酸素 | ・草体が流れを妨げることで水の環境が悪くなり、湖底付近の水塊が貧酸素になる ・水草が光合成の過程で生成して放出する ・枯死した草体の分解で消費される | Haga et al. 2006 Ondok et al. 1984 Godshalk and Wetzel 1978; Wang et al. 2013 |
| 濁度 | ・流れを妨げることで湖流による底質の侵食作用を緩和し、その結果として沈降速度が高まる | Barko and James 1998; Van den Berg et al. 1998 |
| 栄養塩(窒素、リン) | ・水草が流れを妨げることで水の循環が悪くなり、湖底付近の水塊が貧酸素になった場合、底質からリンが溶出する ・底質や水中の栄養塩を根や葉から吸収する ・枯死した草体から放出される | Barko and James 1998 Robach et al. 1995; Barko and James 1998 Wang et al. 2013 |
| 溶存有機炭素(タンパク質、糖質など) | ・水草が光合成で生成した炭素の一部を草体から放出する ・枯死した草体の分解で生じる | Søndergaard 1981 Godshalk and Wetzel 1978; Carpenter and Lodge 1986 |
| 無機炭素(二酸化炭素など) | ・水草の光合成や呼吸により、消費あるいは放出される | Ondok et al. 1984 |

水草の環境因子への影響は、①草体自体による妨害、あるいは緩衝によるもの、②水草の生命活動（光合成や呼吸）や枯死後の腐敗の作用によるもの、この2パターンがある。①の場合で影響を受ける環境因子では、光、水温、湖流、溶存酸素、濁度、栄養塩がある（表1）。これらの環境因子の中でも、影響を受ける仕組みが異なる。例えば、光や湖流は、草体によって、直接、妨害や緩衝作用を受け、水中内の強度が変化する。強度の減衰率は、水草の密度や植被率の増加に伴って高くなる（Van den Berg et al., 1998）。一方、水温、濁度、溶存酸素、栄養塩は、光や湖流が草体によって妨げられ、その変動によって間接的に影響を受ける。これらの環境因子も（栄養塩を除く）、水草の密度や植被率の増加に伴って、減少量が多くなる。栄養塩リンの溶出量は、水草の密度や植被率が高くなり、底層の貧酸素水塊が発達するほど増加する。Haga et al. (2006)では、湖内の地点ごとの水草の分布密度の違いが、環境因子の湖内における単位（強度、量、濃度など）の不均一性を誘引すると示唆している。

②水草の生命活動（光合成や呼吸）や枯死後の腐敗の作用によって、影響を受ける環境因子は、溶存酸素、栄養塩、溶存有機炭素、無機炭素である（表1）。これらも、①の場合と同様に、水草の現存量の増加にともなって、受ける影響が強くなる。水草の生命活動が昼夜で異なることから（昼は光合成による影響が強く、一方、夜は呼吸による影響が強い）、昼夜で環境因子の反応が異なるのも一つの特徴である（腐敗による作用は、昼夜で比較的同じ）。一般的な知見としては、無機炭素である二酸化炭素の反応で、昼は光合成による吸収の比率が高く、夜は呼吸による放出の比率が高くなることから、昼夜での草体周辺の濃度勾配が異なる（Ondok et al., 1984）。また、草体は生成した有機炭素の >10%を放出し、その溶存有機炭素は、微生物など

によってすぐに利用されると考えられている（Carpenter and Lodge, 1986）。

3. 水草と他生物との関係

水草は、魚やプランクトンなどの他生物と密接な関係を持っている。水草と他生物との関わりは、主に下記の①-④のカテゴリーに分別できる（図1）。一方、図には示さなかったが、⑤番目の作用で水草は他生物へ悪影響を与える。

① **産卵基質**: 産卵基質としては、魚類（コイ科など）や貝類（サカマキガイ科など）が草体を利用する（中村, 1969; 千葉ら, 1979; 紀平ら, 2009）。サカマキガイが、カナダモなどへゼラチン質に包まれた卵塊を産み付けると報告がある。

② **餌資源**: 餌資源としては、鳥類（オオバン属など）、魚類（コイ科など）、甲殻類（ザリガニ科など）、水生昆虫（鱗翅目など）、貝類（腹足綱など）などの多くの生物が草体を利用する（中村, 1969; Lodge et al., 1998; Lodge, 1991; Matsuzaki et al. 2009; 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 2011）。水草とこれらの生物の現存量には密接な関係があり、水草が減ると現存量が低下する生物もいる（鳥類: Mitchell and Perrow, 1998）。琵琶湖では、水草と水鳥（オオバンなど）の分布や食性との関係性が報告されている（浜端ら, 1996; 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 2011）。水草は湖沼生態系の重要な餌資源としての役割を果たしている。

③ **生息場所**: 生息場所として利用する生物は、I 草体に付着（掴まる）して生活する生物グループと、II 密集する水草帯の中で生活する生物グループに分かれる。Iには、貝類（腹足綱）、水生昆虫（イトトンボ科など）、

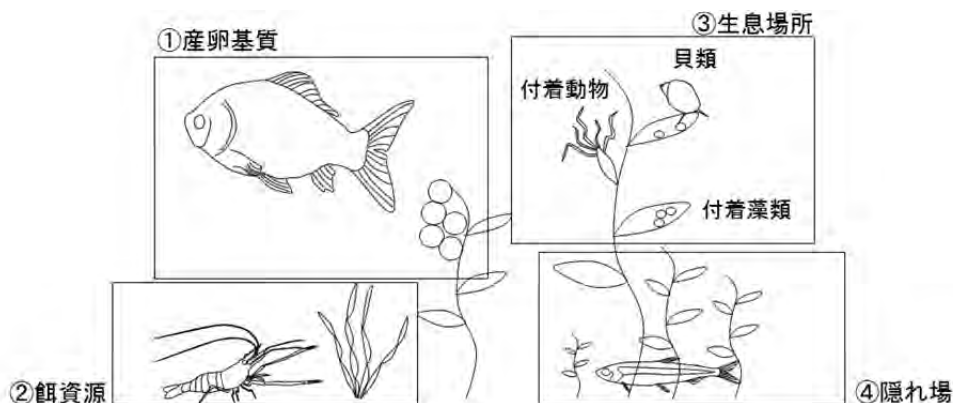


図1 水草と他生物の関係。他生物を主体にした場合のかかわり方。

刺胞動物（ヒドラ科など）、動物プランクトン（枝角類など）、付着藻類（珪藻類など）、菌類など非常に多くの生物が含まれる（川村, 1986; Fairchild, 1981; Jones et al., 1998; 川合ら, 2005; 紀平ら, 2009）。馴染みのある生物としては、イトトンボのヤゴや、サカマキガイだろう。II の水草帯の中で生活する生物は、魚類（ハゼ科やコイ科など）、甲殻類（ザリガニ科など）になる（上田, 1970; 千葉ら, 1979）。また、多くの魚種の仔稚魚は、水草帯を棲家にし、動物プランクトンなどを餌にして成長することが知られている（平井, 1971）。

- ④ **隠れ場**: 隠れ場としては、魚類、甲殻類、動物プランクトンなどが水草帯を利用する（Heck and Thoman, 1981; Jeppesen et al., 1998; Persson and Crowder, 1998; Manatunge et al., 2000）。水草の回避場所としての役割については、室内実験や野外調査の結果に基づいた報告が多くある。それら報告では、水草帯に隠れることによって、被食者は捕食者から身を隠せ、受ける捕食圧を低下させることが可能と述べている。しかし、水草帯の中で生活している別な捕食者も存在するため、被食者にとって必ずしも水草帯が安全とは言えない（de los Angeles Gonzalez Sagrario and Balserio, 2003）。
- ⑤ **他生物への悪影響**: 水草が他生物へ悪影響を与える報告がある。一般的な知見としては、水草と植物プランクトンとの関係で、水草がアレロパシー作用のある科学物質を産出・放出することによって植物プランクトンの増殖が阻害される（Søndergaard and Moss, 1998）。水中栄養塩の競合や遮光効果でも、水草は植物プランクトンの増殖を抑制する。この植物プランクトンの増殖の抑制効果と、前述した濁度の減少効果によって水中の透明度が増加する。
- 密集した水草は、湖底に棲む底生動物（貝類など）の増殖も妨げる（Rasmussen, 1988）。これは、底生動物が主に沈降した植物プランクトンを餌にするため、餌資源量の減少（水草による植物プランクトンの増殖の抑制効果によるもの）が底生動物の衰退に寄与していると考えられる（林ら, 1966）。また、水草が、有機物（動植物プランクトンの死骸など）の湖底への沈降を屋根の様な働きで妨げ、その結果として底質への有機物の供給が低下することも一つの原因になるかもしれない（Komijów and Moss, 1998）。

4. 湖沼生態系での水草の役割と水草の管理について

琵琶湖では、水草の大量繁茂で人間活動へ悪影響が生じているため、水草除去事業など、人為的な水草管理が実施

されている。水草を人為的に管理するうえで注意しなければならないのは、水草と周辺環境因子、水草と他生物とのかわり合いを理解し、それらの関係を崩さないようにすることである。例えば、周辺環境因子との関係では、水草は底質や水中の栄養塩を根や葉から吸収するため（表1）、湖内の水草を除去しすぎると、底質や水中の栄養塩濃度が高い状態が続く可能性がある。これに対して、水草の大量繁茂を放置すると、湖流を停滞させ、湖底付近の水塊が貧酸素になり、底生動物などに悪影響が生じる。また、他生物との関係では、水草は、他生物の①産卵基質、②餌資源、③生息場所、④隠れ場となるため（図1）、水草の過度な除去は避けるべきである。この様に、人為的な水草管理（除去事業など）は、実施することで周辺環境因子が改善に向かう場合と、周辺環境因子や他生物にとって悪影響を及ぼす場合がある。そのため、人為的な水草の管理の是非については、研究者の間でも意見が分かれる。これは、水草と周辺環境因子や他生物との関係を崩さず、水草が持つ栄養塩吸収能力などの機能を最大限に活かす最適な水草の現存量、繁茂面積についての知見が、これまでの研究で得られていないからだろう。

人為的な水草管理を行うにあたり、水草と周辺環境因子や他生物との関係を極力崩さないようにする1つの方法は、水草を残す場所と人為的管理によって除去を行う場所を区別することである。例えば、魚類が沿岸域の水草に産卵する特性を考慮し、魚類の産卵に悪影響を与えないように沿岸域の水草は残し、除去対象を沖帯の水草に限定することである。また、水草と他生物との関係に配慮するため、他生物の成長や摂食などの活性が上がる春～秋には、人為的な水草除去を控えるのも一つの手であろう。

滋賀県は、琵琶湖総合保全整備計画（マザーレイク 21 計画）第2期改訂版（滋賀県, 2012; 以下マザーレイク 21 計画）において、2050年頃の琵琶湖とその流域のあるべき姿を定めている。その中では、琵琶湖の望ましい水草群落面積は20-30 km²（目標値）であるとしている。この20-30 km²は、1930年～1950年代における琵琶湖の水草群落面積であり、その時代には魚介類などの生物が豊かで、人間活動にも支障がなかったことから目標値に定められた。水草の人為的な管理を進めるうえで、この様に既存知見での評価と目標値設定を行うことが望ましい。しかし、2012年における水草の発育不良のように、水草の現存量は気候や植物プランクトンの影響によって急に低下することもある（サイエンスレポート34参照）。そのため、モニタリングで現状把握を行いつつ除去の必要性を適宜判断する方が良いだろう。

引用文献

- Barko, J. W. and W. F. James (1998) Effect of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 197-214.
- Carpenter, S. R. and D. M. Lodge (1986) Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquat. Bot.*, 26: 341-370.
- Dale, H. M. and T. J. Gillespie (1977) The influence of submersed aquatic plants on temperature gradients in shallow water bodies. *Can. J. Bot.*, 55: 2216-2225.
- de los Angeles Gonzalez Sagrario, M. and E. Balserio (2003) Indirect enhancement of large zooplankton by consumption of predacious macroinvertebrates by littoral fish. *Arch. Hydrobiol.* 158: 551-574.
- Diehl, S. and R. Komijów (1998) Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 24-46.
- Fairchild, G. W. (1981) Movement and Microdistribution of *Sida crystalline* and other littoral Microcrustacea. *Ecology*, 62: 1341-1352.
- Godshalk, G. L. and R. G. Wetzel (1978) Decomposition of aquatic angiosperms. *Aquat. Bot.*, 5: 281-354.
- Haga, H., M. Ashiya, T. Ohtsuka, M. Matsuda, A. Tuji, K. Baba, S. Numahata and T. Yamane (2006) Relationship between dissolved oxygen concentration of bottom water and macrophyte biomass in the southern basin of Lake Biwa, Japan. *Jpn. J. Limnol.*, 67: 23-27 in Japanese with English abstract.
- 浜端悦治, 沼田真 (1996) 場のつながりからみた湖沼生態系。景相生態学, 39-48.
- 林一正, 森主一, 東怜, 川那部浩哉 (1966) 貝類。びわ湖生物資源調査団中間報告, pp 605-707.
- 平井賢一 (1971) びわ湖内湾の水生植物帯における仔稚魚の生態 II。金沢大学教育学部紀要, 20: 59-71
- Heck, K. L., Jr. and T. A. Thoman (1981) Experiments on predator-prey interactions in vegetated aquatic habitats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 53: 125-134.
- Jeppesen, E. T. L. Lauridsen, T. Kairesalo and M. R. Perrow (1998) Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 91-114.
- Jones, J. I., B. Moss and J. O. Young (1998) Interaction between periphyton, nonmolluscan invertebrate, and fish in standing freshwaters. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 69-90.
- 紀平肇, 松田征也, 内山りゅう (2009) 日本産淡水貝類図鑑。①琵琶湖・淀川産の淡水貝類。Pisces.
- 川合禎次, 谷田一三 (2005) 日本産水生昆虫。東海大学出版会。
- 川村多實二 (1986) 日本淡水生物学。北隆館。
- Komijów, R. and B. Moss (1998) Vertical distribution of in-benthos in relation to fish and floating-leaved macrophyte populations. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 227-232.
- Lodge, D. M. (1991) Herbivory on freshwater macrophyte. *Aquat. Bot.*, 41: 195-224.
- Lodge, D. M., G. Cronin, E. van Donk and A. J. Froelich (1998) Impact of herbivory on plant standing crop: comparisons among biomes, between vascular and nonvascular plants, and among freshwater herbivore taxa. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 149-174.
- Manatunge, J. T. Asaeda and T. Priyadarshana (2000) The influence of structural complexity on fish-zooplankton interactions: a study using artificial submerged macrophytes. *Environ. Biol. Fish.*, 58: 425-438.
- Matsuzaki, S. S., N. Usio, N. Takamura and I. Washitani (2009) Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia* 158: 673-686.
- Mitchell, S. F. and M. R. Perrow (1998) Interaction between grazing birds and macrophytes. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 175-196.
- 中村守純 (1969) 日本のコイ科魚類。資源科学研究所業績第 1198, 財団法人資源科学研究所。
- Ondok, J. P., J. Pokorny and J. Kvet (1984) Model of diurnal changes in oxygen, carbon dioxide and bicarbonate concentrations in a stand of *Elodea Canadensis* Michx. *Aquat. Bot.*, 19: 293-305.
- Owens, M., M. A. Learner and P. J. Maris (1967) Determination of the biomass of aquatic plants using an optical method. *J. Ecol.*, 55: 671-676.
- Persson, L. and L. B. Crowder (1998) Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 3-23.
- Rasmussen, J. B. (1988) Littoral zoobenthic biomass in lakes, and its relationship to physical, chemical, and trophic factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 1436-1447.
- Robach, F., I. Hajnsek, I. Eglin and M. Trémolières (1995) Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? *Acta bot. Gallica*, 142: 719-731.
- 滋賀県(2012) マザーレイク 2 1 計画第 2 期改定版: 琵琶湖総合保全整備計画。
<http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai/mother21/top.html>
- 滋賀県琵琶湖環境科学センター (2011) 琵琶湖岸の環境変遷カルテ, 滋賀県琵琶湖環境科学センター。
- Søndergaard, M. (1981) Kinetics of extracellular release of ¹⁴C-labelled organic carbon by submerged macrophytes. *OIKOS*, 36: 331-347.
- Søndergaard, M. and B. Moss (1998) Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 115-132.
- 千葉泰樹, 伊東正夫, 八木久則, 吉原利雄, 山中治 (1979) 葎地・藻場帯の水産生物調査。滋賀水試研報, 31: 57-75.
- 上田常一 (1970) 日本淡水エビ類の研究。園山書店。
- Van den Berg, M. S., H. Coops, M. L. Meijer, M. Scheffer and J. Simons (1998) Clear water associated with a dense *Chara* vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, the Netherlands. In: *The structuring role of submerged macrophytes in lakes* (eds. Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard and K. Christoffersen) Springer Verlag New York, pp 339-352.
- Wang, B., F. Li and Z. Fan (2013) Nutrient release during the decomposition of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata*). *J. Food Agric. Environ.*, 11: 2567-2572.

3-2 水草に対する県民意識

井上栄壮

Abstract:

琵琶湖生態系の課題のうち、南湖の沈水植物（水草）繁茂に対する県民意識を把握するため、第44回滋賀県政世論調査においてアンケート調査を行った。琵琶湖で最もよく行く地域は「南湖」が37.1%で最も高く、その地域で主に行う活動は「散歩、風景を眺めるなどの気分転換」、「観光、趣味のドライブ」が大部分を占め、多くの県民にとって湖内の様子は目につきにくいと考えられる。琵琶湖で見たことのある生き物は多岐にわたり、このうち最もよい印象のものは「水鳥類」、「在来魚」、「ヨシ」、最も悪い印象のものは「外来魚」、「漂着流れ藻」、「『びわこ虫』などの小虫」であった。「水中の水草」は、よい印象、悪い印象の両方とも関心が低く、湖岸で目につきやすい「漂着流れ藻」となって初めて不快に感じる県民が多い様子が浮き彫りになった。琵琶湖の環境に関わることのうち「琵琶湖岸、湖内のゴミ（流れ藻を除く）」が最も多かったことから、ゴミや流れ藻のない、湖岸の美観向上を望む県民のニーズが高いと考えられる。

1. はじめに

沈水植物（水草）の適度な繁茂は、魚類等の産卵や発育、生息の場となり、水質の浄化にも寄与するなど、重要な役割を担っている。しかし、現在の南湖における水草の大量繁茂は、従来の自然環境や生態系を大きく変貌させ、また漁業や船舶航行の障害、腐敗に伴う臭気の発生など人間活動にも支障を出しており、様々な形で悪影響が発生して、大きな問題となっている

（水草繁茂に係る要因分析等検討会，2009）。水草管理のあり方の検討においては、事業部局、専門家等による議論に加えて、さまざまな立場の県民の意識を集約し、県民のニーズを取り入れることも必要である。

本研究では、琵琶湖生態系の様々な課題のうち、水草に対する県民意識の概要を把握し、南湖における課題を整理した。

2. 方法

県民意識の把握にかかるアンケート調査は、2011年6月、滋賀県広報課による第44回滋賀県政世論調査において、調査票の郵送による無記名方式で行った（滋賀県広報課，2011）。県内在住の満20歳以上の男女個人（外国人を含む）について、選挙人名簿および外国人登録票から層化二段無作為抽出法により3,000人を抽出した。県内の市町を7地域に分類した地域別の抽出数が異なるため、有効回収数に集計ウェイトを加重し補正した規正標本数を基数として集計を行った。

3. 結果

有効回収数は1,664件、有効回収率は55.5%、規正標本数は3,186件となった。回答者の性別は、全体で

は男性48.5%、女性50.2%、不明・無回答1.3%で、年齢は60歳代23.0%、50歳代20.3%、40歳代17.9%、30歳代14.8%、70歳以上14.0%、20歳代9.6%、不明・無回答0.4%であった。

琵琶湖で最もよく行く地域は、「南湖」が37.1%と最も高く、「湖東」、「湖北」、「湖西」の順で、地域別ではそれぞれの地域に最も近い琵琶湖によく行くと回答していた。また、その地域で主に行う活動（3つまで選択）については、「散歩、風景を眺めるなどの気分転換」が49.2%と最も高く、「観光、趣味でのドライブ（自動車、オートバイ）」38.6%が続き、この2項目が大部分を占めた。

琵琶湖で見たことがある生き物（選択数無制限）については、「ヨシなど、水辺に生えている草」が65.7%と最も高く、次いで「カモ類、コハクチョウなどの水鳥類（カワウを除く）」が61.8%、「ブラックバス、ブルーギルなどの外来魚」56.6%、「コイ、フナ、アユなどの在来魚」53.1%の順となった。

琵琶湖で見たことがある生き物のうち、最もよい印象の生き物（1つ選択）は、「不明・無回答」36.7%を除くと、「カモ類、コハクチョウなどの水鳥類（カワウを除く）」が26.3%と最も多く、次いで「コイ、フナ、アユなどの在来魚」14.4%、「ヨシなど、水辺に生えている草」9.9%の順となった。また、その理由（1つ選択）については、「カモ類、コハクチョウなどの水鳥類（カワウを除く）」では「見た目がよい、かわいい」が47.8%で半数近くを占め、「コイ、フナ、アユなどの在来魚」では「身近である、親しみがある」が51.2%で半数を超えた。「ヨシなど、水辺に生えている草」では「他の生き物の役に立っている」が45.8%と半数近くを占めた。

一方、最も印象の悪い生き物（1つ選択）については、「不明・無回答」40.2%を除くと、「ブラックバス、ブルーギルなどの外来魚」が22.9%と最も高く、次いで「水辺に溜まった流れ藻」16.5%、「ハエ、カ、『びわこ虫（ユスリカ）』など、1cmより小さい陸上の昆虫」11.3%の順となった（図1）。また、その理由（1つ選択）については、「ブラックバス、ブルーギルなどの外来魚」では「他の生き物の害になる」が76.3%で大多数を占め、「水辺に溜まった流れ藻」では「不潔感がある、汚い」が58.5%で半数を超えた。「ハエ、カ、『びわこ虫（ユスリカ）』など、1cmより小さい陸上の昆虫」では「不潔感がある、汚い」が37.4%と最も高く、次いで「人の生活に害がある」35.0%の順となった。

近年の水草の状況については、「分からない」が48.2%で半数近くを占め、「増えている」「とても増えている」が合計32.3%、「減っている」「とても減っている」が合計5.7%となった（図2）。また、「増えている」「とても増えている」と回答した人について、水草が増えて最も困ることは「流れ藻が増えて汚い、臭い」が53.5%と半数以上を占めた。

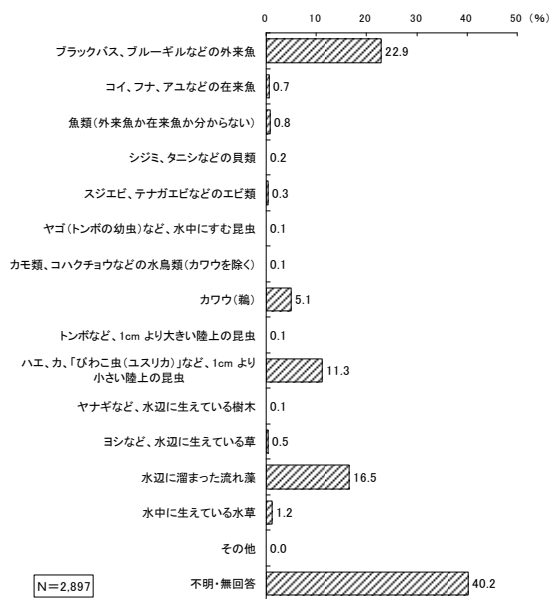


図1 琵琶湖で最も印象の悪い生き物についての回答(1つ選択)

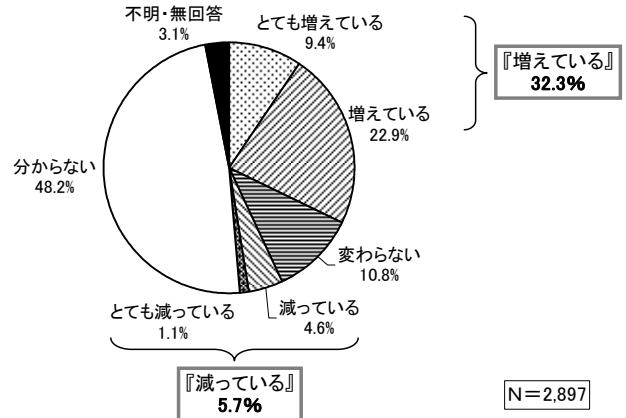


図2 近年の水草の状況についての回答(1つ選択)

琵琶湖の環境に関わることで重要な問題（3つまで選択）については、「琵琶湖岸のゴミ（流れ藻を除く）」が58.6%と最も高く、次いで「ブラックバス、ブルーギルなど水中の外来動物」が49.7%、「琵琶湖の水質」が43.3%の順となった。

4. 考察

4-1 科学的視点からの考察

琵琶湖で最もよく行く地域は、「南湖」が37.1%で最も高かった。すなわち、居住者人口が多い南湖岸の景観悪化は県民意識に反映されやすいといえる。また、その地域で主に行う活動は、「散歩、風景を眺めるなどの気分転換」、「観光、趣味のドライブ」が大部分を占め、多くの県民にとって湖内の様子は目につきにくいと考えられる。琵琶湖で見たことのある生き物は多岐にわたり、このうち最もよい印象のものは「水鳥類」、「在来魚」、「ヨシ」、最も悪い印象のものは「外来魚」、「漂着流れ藻」、「『びわこ虫』などの小虫」であった（図1）。「水中の水草」は、よい印象、悪い印象の両方とも関心が低く、湖岸で目につきやすい「漂着流れ藻」となって初めて不快に感じる県民が多い様子が浮き彫りになった。これは、近年の水草の増減について「分からない」が「増えている」を上回り、水草が増えて困ることについて「流れ藻が増えて汚い、臭い」が最も多かったことからもうかがえる（図2）。琵琶湖の環境に関わることのうち「琵琶湖岸、湖内のゴミ（流れ藻を除く）」が最も多かったことから、ゴミや流れ藻のない、湖岸の美観向上を望む県民のニーズが高いと考えられる。

4-2 政策的視点からの提言に向けて

湖岸の宅地、公園、観光地やレジャースポットなど、多くの人が集まる場所で、ゴミや流れ藻などの漂着物

を除去したり、漂着物のもととなるゴミや水草を減らすための取り組みを、いっそう進めることが県民の満足度向上につながる。水草を管理する上で、流れ藻除去に力を注げば県民の満足度が向上しやすいと考えられる。

また、水草の大量繁茂は、漁業者や船舶運航者にとっては、生業にかかわる大きな障害となっている。一方、魚類などの生息場所、生育場所として重要な沿岸の水草帯、水草繁茂による透明度の上昇など、水草の良い面も考慮しつつ、適切に管理する必要がある。

謝辞

第 44 回滋賀県政世論調査において本研究のアンケート調査を実施させていただくとともに、ご協力とご支援をいただいた、滋賀県広報課県民の声担当の皆様には感謝いたします。

引用文献

滋賀県広報課（2011）第 44 回滋賀県政世論調査．滋賀県広報課，大津，182pp.

水草繁茂に係る要因分析等検討会（2009）水草繁茂に係る要因分析等検討会 検討のまとめ．水草繁茂に係る要因分析等検討会，大津，15+14pp.

本調査は、滋賀県広報課が実施した「第 44 回滋賀県政世論調査」において、琵琶湖環境科学研究センター、琵琶湖博物館、滋賀県立大学の 3 機関連携による琵琶湖統合研究の一環として「琵琶湖の生態系」をテーマとして提案し、選考の結果、採用されアンケート調査を実施したものです。本文章は調査結果を抜粋要約したものに考察などを加筆したものです。さらに詳しい調査結果は第 44 回滋賀県政世論調査報告書をお読みください。

3-3 流れ藻の漂着とその要因

井上栄壮・永田貴丸・西野麻知子

Abstract:

台風接近・通過後に漂着流れ藻の分布調査を実施した。その結果、2011年7月の台風6号通過後には南湖沿岸でほぼコカナダモ1種で構成された流れ藻の大量漂着がみられた。一方、2011年9月の台風15号通過後には多くの地点で目立った漂着はなく、流れ藻を構成する水草種はさまざまであった。2013年9月の台風18号通過後には、約1mの水位上昇とともに、流れ藻を含む多量の漂着物が湖岸全域で確認された。広範囲にわたって除去の要請を受ける、あるいは除去の必要があると判断される事態が生じた場合には、公平かつ効率よく除去作業を進めるため、除去にあたる場所の優先順位を決定する手順を整理し、限られた機材や人員を集中的に投入する必要があると考えられる。

1. 南湖における流れ藻の問題点

南湖では、大量に繁茂した水草が景観を悪化させたり、流れ藻となって湖岸に漂着した水草が腐敗により悪臭を発生させることがある。この問題の対策として、水面まで達するほどに繁茂する水草の表層刈り取りや根こそぎ除去、湖岸に漂着する流れ藻の回収が実施されているが、生態系保全、費用対効果の観点から、その対策行為は必要最小限にとどめることが求められる。そのためには、沿岸域における水草繁茂および流れ藻の地理的分布を把握する必要がある。

流れ藻の漂着規模は、水草の繁茂状況、気象条件、地形等、さまざまな要因と関連すると考えられるが、南湖沿岸における漂着流れ藻の分布については、これまで実態が把握されていなかった。本項では、南湖沿岸で漂着流れ藻の分布について現地調査を実施した結果について報告する。

2. 研究の方法

沿岸域における流れ藻の漂着は、大型台風の接近・通過後に実施した。各調査地点において漂着流れ藻が集積した場所を選び、流れ藻が集積した区域の水際から沖側末端までの距離を測定した。また、流れ藻を構成する水草種の割合を目視で判定した。

3. 結果および科学的視点からの考察

2011年の大型台風としては、7月20日に台風6号が、9月21日に台風15号が、それぞれ最も接近した。

7月の台風6号通過後には、各地で流れ藻の大量漂着がみられ、一部の地点では水際から沖側約20mまで流れ藻が集積する状況が広範囲にわたっていた(図1)。また、漂着流れ藻の大部分がコカナダモ1種で構成されており、その他の水草種は稀であった。これは、

コカナダモが夏季に「切れ藻」となって栄養生殖する時期に大型台風が接近したことが原因と推測される。

一方、9月の台風15号通過後には、一部の地点で漂着流れ藻の集積がみられたが、多くの地点で目立った漂着はなかった(図2)。また、漂着流れ藻はさまざまな水草種で構成されており、種構成も地点によってさまざまであった。

2012年は大型台風の接近・通過がなかったが、2013年9月15日～16日に台風18号が接近・通過し、大雨および下流域の洪水抑制のための洗堰全閉操作による記録的な水位上昇(1日で約1m上昇)をもたら

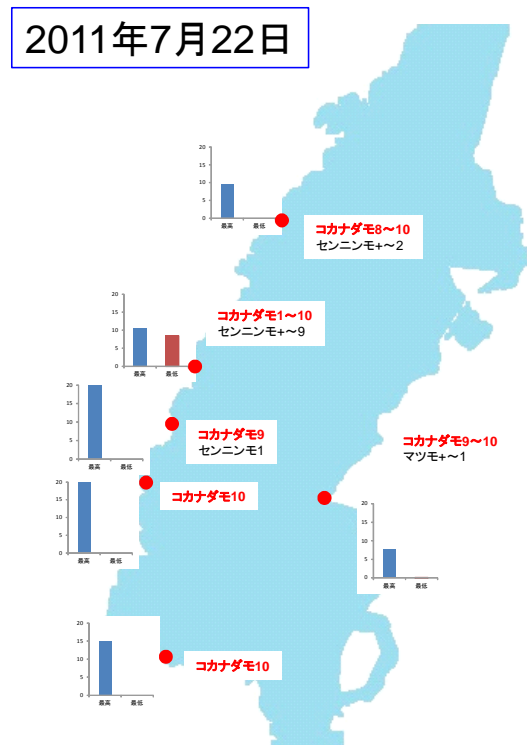


図1 2011年台風6号通過後の流れ藻分布(集積部分の水際から沖側末端までの距離)と種構成。

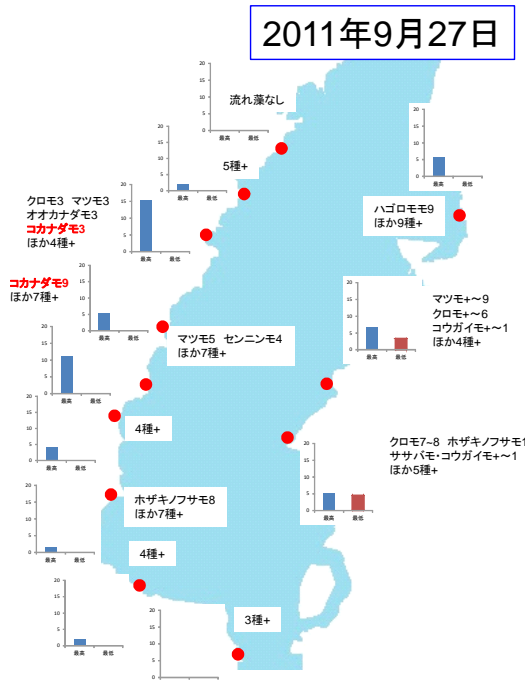


図2 2011年台風15号通過後の流れ藻分布(集積部分の水際から沖側末端までの距離)と種構成。

した(図3)。この時、湖岸全域で流れ藻を含む多量の漂着物が確認されたが、漂着流れ藻の集積幅の測定については、著しい水位上昇および濁水により湖岸での作業が危険であったため、目視による観察にとどめた(写真1)。漂着流れ藻の水草種構成は、全般にクロモが多いようであったが、2012年9月の台風15号通過後と同様に、その他のさまざまな種も含まれていた。

2011年の2例から、漂着流れ藻の分布や漂着規模は、台風の時期によっても変化することが示唆された。今後も調査を継続し、漂着流れ藻が集積しやすい場所や地域を明らかにする必要がある。



写真1 2013年台風18号による漂着流れ藻の除去作業(2013年9月17日)。

3. 政策的視点からの提言に向けて

大型台風の通過後は、時に大量の流れ藻が湖岸に漂着する。多くの県民が集まる、湖岸付近の住宅地や公園等では、漂着流れ藻による景観悪化だけでなく、腐敗による悪臭発生を防ぐため、すみやかに除去する必要がある。これまで、水草刈り取り専用船や人力による除去を行ってきたが、2013年9月の台風18号通過による漂着物の痕跡は、現在(2014年1月)も湖岸の至る場所で確認できる。広範囲にわたって除去の要請を受ける、あるいは除去の必要があると判断される事態が生じた場合には、公平かつ効率よく除去作業を進めるため、除去にあたる場所の優先順位を決定する手順を整理し、限られた機材や人員を集中的に投入する必要がある。

引用文献

国土交通省近畿地方整備局 琵琶湖河川事務所 <<http://www.biwakokasen.go.jp/graph2/csvlist.html>>

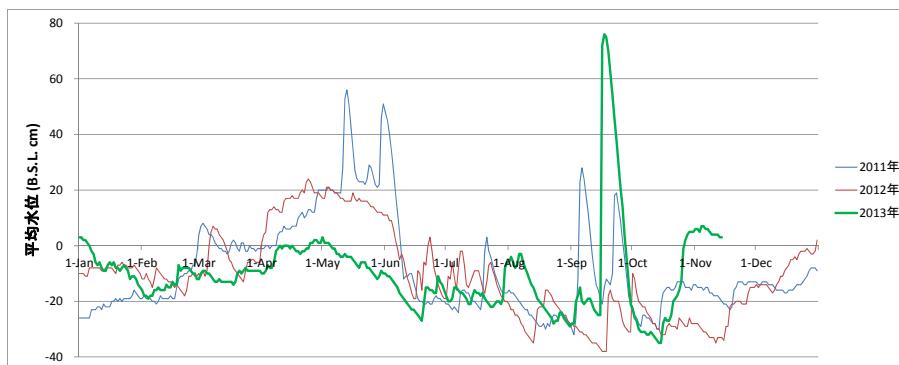


図3 2011年～2013年の琵琶湖水位(国土交通省近畿地方整備局 琵琶湖河川事務所 HP データより作図)

3-4 南湖の水草の変遷と環境要因

石川可奈子・芳賀裕樹¹・永田貴丸・井上栄壮

Abstract:

琵琶湖南湖における最も古い水草の調査記録では1930年代後半南湖の全湖底のほとんどが沈水植物に覆われ背丈の低い水草が多かったと記されている。Haga (2011)は、その後の水草の変遷を3つのステージに分けて説明している。第1期(～1958年)、水草が常時南湖の湖底の約半分の面積に繁茂していた。第2期(1963～1994年)、水草の現存量は極めて少なかった。第3期(1995～2011年)、水草が著しく回復した。第1期から第2期にかけての移行期間の減少は、湖水の富栄養化と琵琶湖総合開発の工事に伴う濁水が原因であり、第2期の減少期から第3期の増加期に移行した原因は、1994年の濁水の後、植物プランクトンの減少、琵琶湖総合開発の終了に伴う濁水の減少、透明度の上昇等が水草の回復とともにスパイラルに起きたことが原因と考えられている。さらに、2000年以降、水草の現存量は第1期よりはるかに多くなり、大量繁茂した水草は様々な弊害を生じ、2009年以降、大規模な水草除去事業が行われた。すると、2012年、水草の現存量は第1期と同レベルにまで急激に減少した。水草除去量は、水草現存量の5%程度であったため、環境要因について検討したところ、2012年は、例年になくクロロフィルa量、SSが高く、透明度が低かったことから、植物プランクトンのブルームは南湖の水草を一気に衰退させる原因になりやすいと推察された。

1. はじめに

琵琶湖南湖は、表面積51.6km²(芳賀2006)、最大水深7mの浅い湖である。山口(1943)は、1935年から南湖において水草(本稿では沈水植物)調査を始め、1938年からの再調査および1941年からの琵琶湖沿岸部調査結果を元に当時の沈水植物の生育限界深度は概ね水深10mで水草が湖底全面を覆っていたと報告されているが、その後、南湖の水草はしばしば劇的に変化を見せてきた。特に、近年では、水草が大量繁茂して人間生活に様々な障害を引き起こすようになったため、人為的に水草除去事業も行っている。本章では、南湖の水草の変遷、特に現存量の大規模な変化と環境要因の関係を振り返る。

2. 南湖における水草の長期変化

南湖において現存する水草の定量的な記録は1936年が最も古く、その後の現存量および種組成の変化は図1にまとめたとおりである。Haga(2011)は、琵琶湖南湖の水草の変遷は、3つのステージに分かれると述べている。

第1期(～1950年代)、南湖は全面的に水草で被われ、さらに水深4mよりも浅いところでは、常時水草が繁茂していたようである(山口1938, 1943, 滋賀県水産試験場1954, 生嶋ほか1962)。これらの情報をもとに、芳賀ほか(2006)は、南湖において水草が常時繁茂している面積を算出したところ27km²と算出し、

南湖の面積の約半分くらいであったと記した。また、1958年の滋賀県水産試験場の実態調査では、23km²であった(滋賀県水産試験場1954, 生嶋ほか1962)。そして、芳賀ほか(2006)は、山口(1938)のデータから算出した1936年の水草現存量を3940t(乾燥重量以下、重量は乾燥重量で示す)と算出した。一方、滋賀県水産試験場は1958年の水草現存量を553tと発表しており、かなり少ないが、調査が11月に実施され、年間の最大量を示していないためと考えられた。生嶋(1966)によると、水草の現存量は8月末か9月の初旬に最大に達すると言われている。種組成は、1936年当時、7種類(マツモ *Ceratophyllum demersum*, ネジレモ *Vallisneria asiatica* var. *biwaensis*, センニンモ *Potamogeton maackianus*, コウガイモ *Vallisneria denseserrulata*, クロモ *Hydrilla verticillata*, イバラモ *Najas marina*, ホザキノフサモ *Myriophyllum spicatum*)が全水草の現存量の80%を占めていた(山口1938)。すべての種類は似たような量で307～838tであった。

第2期(1963～1994年)は、南湖における水草の現存量は少なかった。1969年は、僅かに復活したものの、繁茂面積と現存量は7.1km²と802tであった(滋賀県水産試験場1972)。そして、1974年の調査でもこれらの値が、9.5km², 1350tであった。そして、第2期には、コカナダモ *Elodea nuttallii* とオオカナダモ *Egeria densa* の外来種2種が出現し、繁茂面

¹ 滋賀県立琵琶湖博物館

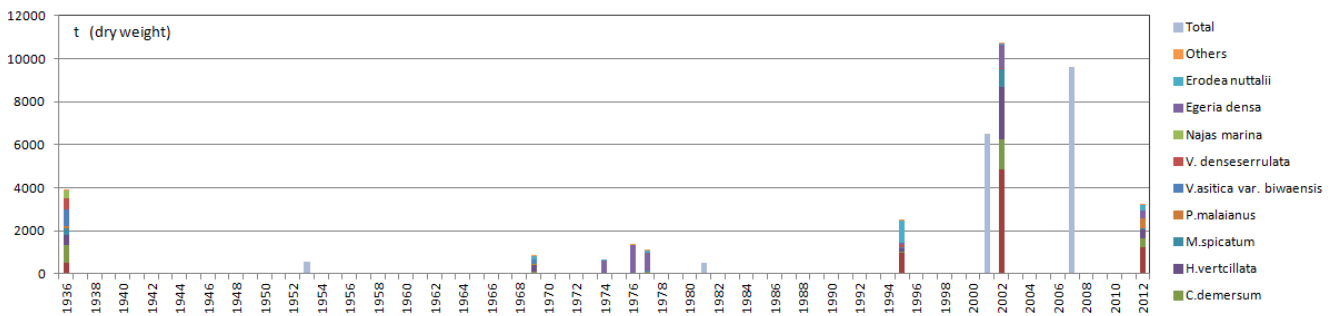


図1 南湖の水草現存量の変遷

積を拡大させた。これらの2種は、1944～1977年の期間、全水草現存量の96%以上を占めていた(谷水・三浦 1976; 水資源開発公団 1977a, b)。

第3期(1994年～)、水草は爆発的に拡大した。2002年まで繁茂面積と現存量が共にほぼ直線的に増加し(43 km², 10735 t)、その後、2007年47 km²に至るまで繁茂面積は次第に拡大した(芳賀・大塚 2008)。一方、南湖の水草現存量は2002年から2007年(9630 t)の間は顕著な増加はみられなかった(芳賀・石川 2011)。芳賀ほか(2006)は、2002年9月、4種の在来種(センニンモ、クロモ、マツモ、ホザキノフサモ)と、外来種のオオカナダモは、それぞれ全水草現存量の88%と10%を占めていたと報告している。センニンモの現存量は4種の在来種の中でも最も多く、45%を占めていた。また、糸状藻類も504 t存在し、全体で6番目に多かった。このような糸状藻類の増加は、第1期および第2期では注目されてない現象であった。

3. 水草現存量の大規模な変化と環境要因

第1期から第2期(1963～1994年)への移行に関する原因について、生嶋(1966)は、富栄養化と1963年に南湖の北東部に位置する木浜の干拓工事に伴う高濃度の濁水が原因で、水草繁茂面積と現存量は、それぞれ0.6 km²と11 tにまで減少したと指摘した。

次に、第2期から第3期(1994年～)への移行に関する原因は、水草繁茂に係る要因分析検討会(2009)による検討の結果、1994年9月に生じた記録的な大渇水(-1.29m BSL)がきっかけとなり、水位低下により湖底に到達する光の強さの増加→水草の増加→植物プランクトンの減少、琵琶湖総合開発の終了に伴う濁水の減少→透明度の上昇→水草の増加といった減少のスパイラルが起きたためとまとめられた。ここで、浜端(2005)は、水位低下によって湖底に強い光があた

ると、水草の繁殖が促され、植物プランクトンが優占する濁った水の系から水草が優占する澄んだ水の系へとカストロフィックなシフトを引き起こす可能性があり(Scheffer et al. 2001)、そのモデルに当てはまる現象と考えた。一方、芳賀・大塚(2008)は1994年の水位低下時は透明度が低下し、湖底に強い光があたった可能性がないと反論している。きっかけは何れにせよ、第3期の水草の現存量は第1期よりも大幅に増えている。これほどの水草の成長を促すには、両期間の間に、水中または湖底の栄養塩の著しい増加が想像されるが、第1期の時代は栄養塩に関する十分なデータが存在しないため、第3期の大量繁茂の要因は未解明な部分が残されたままである。

4. 2012年における水草現存量の減少

2002年以降5年ごとに南湖52地点において、コドラートを用いたつぼ刈り調査による水草の現存量把握を行ってきた(芳賀・石川 2014)。すると、2002年、2007年は南湖全体の現存量に有意な変化はなかったが、2012年は2007年の約1/3程度にまで減少した(図1)。魚探を用いた南湖全域における水草高の月別変化(図2)を見ると、2012年の水草高は3月から2011年よりも低い兆候が見られ、5月の急速な伸長期にはその差が決定的となった。また、7月以降も伸長が見られないままであった。2012年に水草が突発的に減少した原因として考えられる要因に、1)水草除去事業の効果、2)気象および水質等環境条件の変化等があげられるが、1)については3-5章の報告にて効果が示されているが、水草除去量としては多い年(2011年)でも、生えている水草の5%くらいで、エリアも主に中央部であったため、南湖全体の水草が減少する直接的な主要因とは考えにくいと、環境要因について検討した。

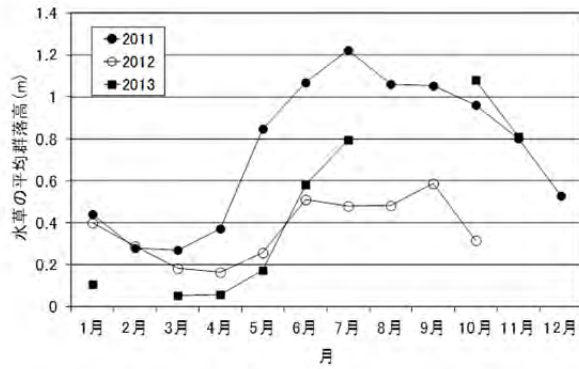


図2 南湖における水草の平均群落高の変化 (2011年～2013年)

水草の生育に関わる環境項目のモニタリングデータを、図3に示した。透明度、クロロフィル a、SS、水温は、国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所および滋賀県琵琶湖環境科学センターによる南湖20地点の定期観測での平均値を用いた。また、気温、日照時間は気象庁アメダス(大津)の月平均値および月累計時間を用いた。水位、放流量は、国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所にて測定されたデータを用いた。2012年4月、5月、7月～10月は他の年に比べて透明度は顕著に低く、水草の成長に必要な光が十分に届いてなかったことがわかった。また、

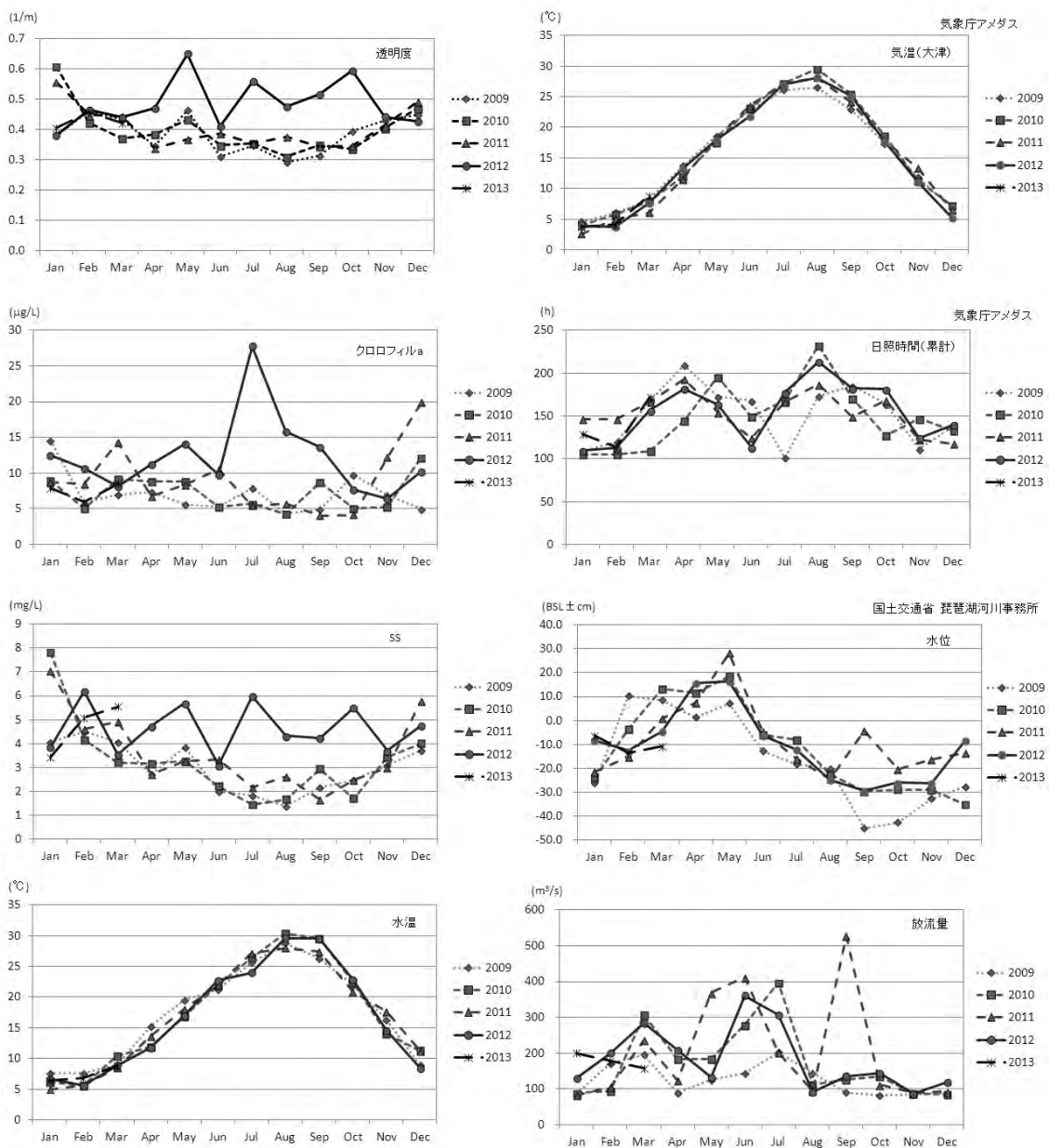


図3 2012年と例年の南湖における環境要因の違い

同時期にクロロフィル a 量、SS も顕著に高かった。透明度の低下の原因を探るため、20 地点における透明度とクロロフィル a 量、SS との相関関係を調べたところ、2012 年 5 月、10 月を除き有意な相関関係が見られた ($n=20$, $p<0.01$)。5 月は淡水赤潮の原因となる植物プランクトンのウログレナ アメリカーナが南湖北部でブルームを起し、10 月は夏にブルームを起したアオコが部分的に残ったため、クロロフィル a 量が極端に高くなる地点がみられ、有意な相関関係が得られなかった。一方、気温、水温、日照時間、水位、放流量は 2012 年が他の年に比べて大きく異なる現象は見られなかった。

このような状況から、2012 年南湖における水草の減少は、気象や水位よりも、植物プランクトンの大量発生およびそれに伴う濁りの増加で透明度が低下した影響と考えられた。すなわち、5 月に北湖からのウログレナ アメリカーナ、7 月に北湖からのスタウラストルムの流入、9 月～10 月のアオコの大量発生による透明度低下である。

近年、水草は大量繁茂して様々な障害を起し、除去する事業が精力的に行われてきたが、2012 年の事例においても、植物プランクトンのブルームが生じた際に南湖全体の水草が一気に減少する事例が観測され、水草を急激に減少させる要因になりやすく、今後とも注目すべき関係といえるだろう。水草の管理は、慎重なモニタリングとともに順応的に実施されることが重要である。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、3 機関連携研究において貴重な意見およびアドバイスをいただきました滋賀県立大学浜端悦治准教授に謝意を表します。

文献

- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folks & B. Walker (2001) Catastrophic shifts in ecosystem. *Nature*, 413:591-596.
- 芳賀裕樹 (2006) 琵琶湖南湖の面積について. *陸水学雑誌* 67:123-126.
- Haga, H (2011) Long-term changes of submerged macrophytes in the South Basin of Lake Biwa. In Kawanabe, H., M. Nishino, M. Maehata (Eds.) *Lake Biwa: Interactions between nature and people*. 175-178. Springer.
- 芳賀裕樹・大塚泰介・松田征也・芦谷美奈子 (2006) 2002 年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量と種組成の場所による違い. *陸水学雑誌* 67:69-79.
- 芳賀裕樹・大塚泰介 (2008) 琵琶湖南湖の沈水植物の分布拡大はカタストロフィックシフトで説明可能か?. *陸水学雑誌* 69:133-141.
- 芳賀裕樹・石川可奈子 (2011) 2007 年夏の琵琶湖南湖に

- おける沈水植物の現存量分布および 2002 年との比較. *陸水学雑誌* 72:81-88.
- 芳賀裕樹・石川可奈子 (2014) 2012 年夏の琵琶湖南湖の沈水植物の現存量分布ならびに 2002, 2007 年との比較. *陸水学雑誌* 75:107-111.
- 浜端悦治 (2005) 琵琶湖の沈水植物群落. *滋賀県琵琶湖研究所報* 22:105-119
- 生嶋功・古川優・池田准蔵 (1962) 琵琶湖の水生高等植物の現存量. *千葉県文理学部紀要* 3(4):483-494.
- 生嶋功 (1966) 水草班中間報告 琵琶湖の水生高等植物. *びわ湖生物資源調査団中間報告(一般調査の部)*:313-341.
- 滋賀県水産試験場 (1954) 琵琶湖水位低下対策 (水産生物) 調査報告書. 昭和 28 年度総合開発調査 1-11.
- 滋賀県水産試験場 (1972) 昭和 44 年度琵琶湖沿岸帯調査報告書 9-16, 53-74.
- 谷水久利雄・三浦泰蔵 (1976) びわ湖における沈水植物群集に関する研究 1 南湖における侵入種オオカナダモの分布と生産能. *生理生態*, [琵琶湖問題研究機構研究報告] 17:283-290.
- 水資源開発公団 (1977a) 南湖植生現況調査 (その 1) 報告書. 水資源開発公団 pp11.
- 水資源開発公団 (1977b) 南湖植生現況調査 (その 2) 報告書. 水資源開発公団 pp137.
- 水草繁茂に係る要因分析検討会 (2009) 水草繁茂に係る要因分析検討会検討のまとめ. 滋賀県, pp 15.
- 山口久直 (1938) 琵琶湖南部に於ける高等水生植物の生態分布. *生態学研究* 4:17-26.
- 山口久直(1943)琵琶湖の水草 琵琶湖沿岸帯生物群聚の研究 1. *陸水学雑誌* 13:92-104.

3-5 水草除去の比較対照実験

永田貴丸・井上栄壮・石川可奈子・西野麻知子¹

Abstract:

琵琶湖南湖に大量繁茂した水草(沈水植物)の管理として、現在では船に装着したマンガン(貝曳き漁具)での根こそぎ除去が行われている。しかし、この根こそぎ除去は、非常に労力が掛かる作業である。本研究では、効率的な水草の除去に向けて、水草の除去時期と除去強度(作業船の隻数)を検討する野外実験を行った。実験の結果から、2月に水草除去を実施すると、水草の群落高を6月まで低く保つことができる可能性が示された。一方、6月は水草の現存量が高いため、船1隻/4haの除去強度では十分に水草を除去できず、除去強度を高めないと水草群落高を低下させることができなかった。水草除去の効率、および、在来魚の産卵時期を考慮すると、水草の除去作業は、水草の現存量が少ない時期(冬季~5月頃)に実施することが望ましいのではないかと考えられた。しかし、今回の調査から得られた情報だけではまだ不十分であり、今後さらに調査を行い、水草除去の効率的な方法、時期について検討していく必要がある。

1. はじめに

琵琶湖南湖では水草(沈水植物)が大量に繁茂しており、船の航行障害、湖流の妨げによる湖底の低酸素化など、様々な悪影響をもたらしている(芳賀、2009、2012; 金子ら、2012)。人間と水生生物にとっての適切な水草の繁茂状態を探るため、多くの研究者が研究を続けてきた。芳賀(2012)によると、富栄養化以前の1936年の琵琶湖南湖では、水草の現存量は近年(2007年)の約1/3であり、水草の種組成も背丈の低い種(コウガイモやネジレモなど)が多くみられた。当時は、水産資源が豊富で、水草繁茂による人間活動への障害がなかったことから、富栄養化以前の1930年代から1950年代の繁茂状態が望ましいと考えられた(芳賀ら、2006; 芳賀、2009、2012; 水草繁茂に係る要因分析等検討会、2009)。

滋賀県では、琵琶湖総合保全整備計画「マザーレイク21計画第2期改定版」において琵琶湖南湖の水草の管理目標を定め(1930年代から1950年代の繁茂状態)、水草の除去事業を実施している(滋賀県、2012)。水草除去には、船に装着したマンガン(貝曳き漁具)を用いているが、作業には労力が非常に掛かる。そのため、除去を効率的に行う必要がある。本研究では、水草除去の効率化に向けて、除去の時期と除去強度(作業船の隻数)について検討する野外実験を実施した。

2. 方法

2-1 実験区の設定

2011年6月に琵琶湖南湖の雄琴沖(約600m沖)に実験区を設置した(総面積0.64km²)。実験区として、

2つの小区画(200m×200m; 1小区画の面積4ha)からなる大区画を2つ設け、その大区画をA、Bとした。小区画は、それぞれA1とA2、B1とB2とした(図1)。B1とB2は、本実験を開始する4ヶ月前の2011年2月に、滋賀県漁業協同組合連合会が水草の除去事業を実施した区域内に入るように設定した。しかし、滋賀県漁業協同組合連合会によって実施された水草除去の除去強度(単位面積あたりの作業船の隻数)は、把握できなかった。

2012年には、雄琴沖の実験区に4つの小区画(縦×横、200m×200m; 1小区画の面積4ha)からなるE区画を新たに設けた(図2)

2-2 除去の時期と除去強度の検討

2011年6月以降の実験区での水草除去は、滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課によって実施された。水草除去には、貝曳き漁具マンガンを用いた(図3)。滋賀県による通常の除去事業では、4haの面積あたり作業船3隻を投じて水草を除去している。本実験では、労力の省力化の可否を検討するため、県の通常の除去事業より投じる作業船の隻数を少なくし、4haの面積あたり作業船1隻で水草の除去を行った。水草の除去は、2011年6月にはA2とB2の区画内、2012年2月にはEの全区画内でそれぞれ実施した。水草の除去時期と除去強度の詳細は、表1に示す。

また、除去強度の違いによる6月の除去効果を調べるため、2012年6月にE2とE3区画内の水草を作業船3隻/4haで除去した。この船の隻数は、県での通常の事業と同じである。

水草除去の効果を調べるため、除去前後でA、B、E区画をまたぐように東西に船を航行させ(南北50m

¹びわこ成蹊スポーツ大学

3章 水草をめぐる南湖生態系の現況と課題

間隔)、船に設置した魚群探知機 (LOWRANCE HDS-10, Lowrance Electronics) で水草群落を撮影した。調査は、水草除去の前と後の3週間以内に実施した。除去前調査日、除去日、除去後調査日の詳細は、表1に示す。撮影した画像から、image J ver. 1.46r (U. S. National Institutes of Health) を用いて水草群落高を求め、除去の前後で比較した。

表1 水草の除去時期と除去強度(作業船の隻数)

| 水草の除去時期 | 除去強度 | 備考 |
|-----------------------------------|---------|----------------------------|
| 2011年6月 | 船1隻/4ha | 県の事業の1/3の隻数 (除去区画A2とB2) |
| 除去前調査 6/9, 除去 6/23・24, 除去後調査 7/4 | | |
| 2012年2月 | 船1隻/4ha | 県の事業の1/3の隻数 (除去区画E1～E4) |
| 除去前調査 1/16, 除去 2/1, 除去後調査 2/13 | | |
| 2012年6月 | 船3隻/4ha | 県の事業と同じ隻数 (除去区画E2とE3) |
| 除去前調査 6/8, 除去 6/26・27, 除去後調査 7/13 | | |

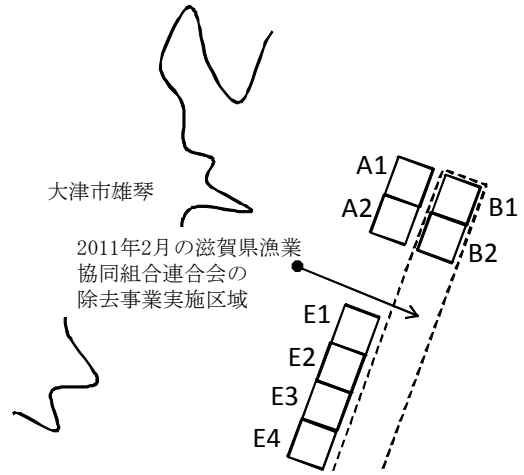


図2 2012年の実験区



図3 水草除去に用いた貝曳き漁具マンガン

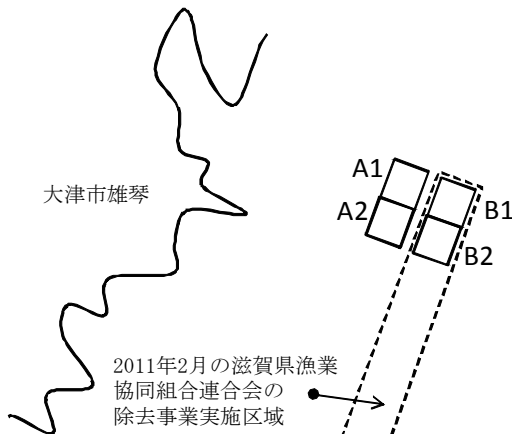


図1 2011年の実験区

3. 結果と考察

<①: 2月の除去効果について>

2011年6月に各実験区の水草群落高を調べた結果、同年の2月に滋賀県漁業協同組合連合会が除去を実施したB1とB2実験区の方が、除去しなかったA1とA2区画より水草群落高が低かった(約1/2程度, 図4)。県漁連の除去強度(単位面積あたりの船の隻数)は把握できなかったが、本結果から、除去事業によって水草群落高を低下させることができることが分かった。また、この水草調査は除去の約4ヶ月後であったことから、2月に除去を実施すると、約4ヶ月後の6月まで水草群落高を低く維持できる可能性が示された。

一方、6月以降の水草群落高の経月変化を、2月に水草除去を実施した実験区(B1)と実施しなかった実験区(A1)で比較すると、7月には両実験区において群落高に差がみられなくなった(図5)。このことから、2月の除去によって水草群落高を低く維持できるのは、長くとも6月までであり、年間を通じて水草群落高を低く維持するためには、再び除去を実施しな

ければならないと考えられた。

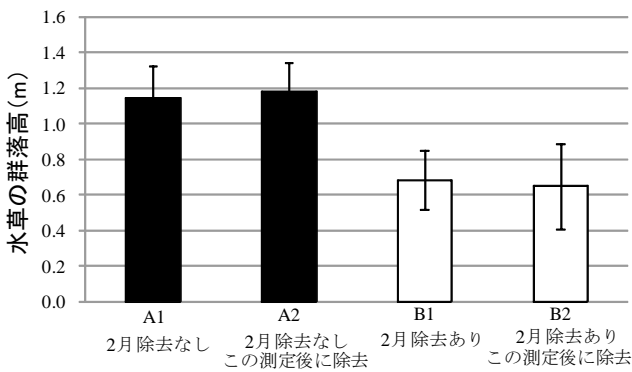


図4 2011年6月の除去前の水草群落高 平均±SD

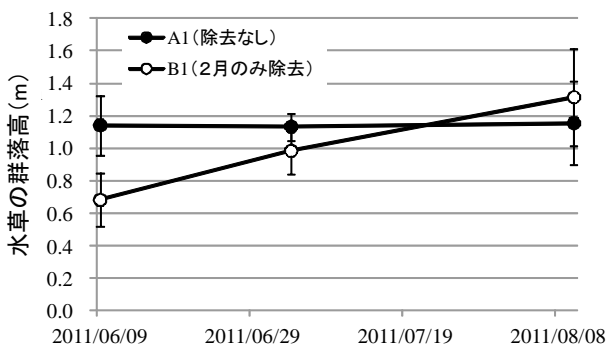


図5 2011年2月に水草除去を実施した実験区 (B1) と、除去を実施しなかった実験区 (A1) における水草群落高の経月変化 水草群落高 平均±SD

<②：6月の除去効果について>

2011年2月に県漁連が水草除去を実施しなかった実験区 A2 において、6月に1回、船1隻/4haの強度で水草を除去した。その結果、A2 の水草群落高は、除去なしの A1 と差がなく、除去によって水草群落高を下げるができなかった (図 6)。本研究で水草除去に用いたマンガンは (図 3)、繁茂期で水草の現存量が高い時期には、除去効率が低下すると指摘されている (西居, 2011)。これは、密集した水草によってマンガンの爪の部分湖底まで十分に届かないこと、あるいは、爪の部分に大量の水草が絡まるため、マンガンでは湖底から水草を引き抜けないことが原因と考えられる。本実験結果はそれを支持するように思われた。しかし、2011年6月に実施した本実験では、滋賀県による通常除去事業の1/3の強度 (船の隻数1/3, 表1) で水草を除去している。そのため、6月に通常事業の強度で水草を除去した場合、群落高を低下させることができるのかを評価する必要がある。次項④において、その検証を試みた。

<③：2月と6月の計2回の除去について>

全項①で記したように、県漁連が2月に水草除去を行った実験区では、除去なしの実験区より水草群落高が6月まで低かった (図5)。しかし、7月にはその効果は消え、除去しなかった場所と同程度まで水草群落高が伸長していた。本実験では、2月除去の影響で群落高を低く維持できていた実験区 B2 において、船1隻/4haの強度で6月に再び水草除去を行った。

実験の結果、除去後における実験区 B2 の水草群落高は、除去なしの A1 とほとんど同じであった (図6)。除去前における B2 の水草群落高は、除去なしの A1 の半分程度であった。それにもかかわらず、除去によって水草の群落高を低下させることができなかったのは、船1隻/4haの強度では、水草を十分に除去できなかったためと考えられる。本実験では、6月の再除去と水草群落高との関係を評価できなかった。今後、効率的な水草管理に向けて、除去強度、再除去の時期、除去頻度の関係をさらに調査していくことが望まれる。

前述したように、水草群落高が約0.5m程度の時の2011年6月において、船1隻/4haの強度で実験区 B2 の水草を除去しても、群落高の低下がみられなかった (図6)。これに対し、群落高が同程度の時の2012年2月において、実験区 E1-E4 の水草を同じ強度で除去した結果、群落高を下げる事ができた (図7)。両時期とも群落高が同程度であったにもかかわらず、6月では除去効果がみられなかったのは、おそらく現存量 (密度や重量) が異なっていたためと考えられる。群落高は、現存量を必ずしも反映しておらず、本実験では水草の現存量を求めなかった。今後は、水草の現存量を評価し、現存量と除去強度との関係の解析を行い、その結果から適正な除去強度を決めることが必要であろう。

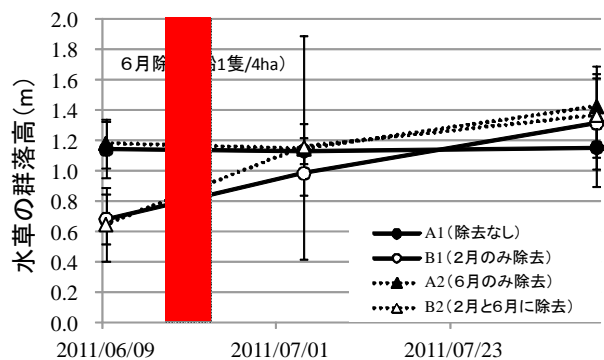


図6 実験区における水草群落高の経月変化 水草群落高 平均±SD

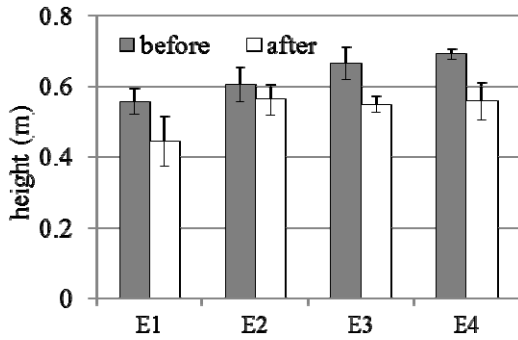


図7 2012年2月の除去前後における水草群落高平均±SD (作業船1隻/4ha)

<④：除去強度について>

前項③に記述したように、2012年2月において実験区E1-E4の水草を船1隻/4haの強度で除去した結果、除去後に水草群落高が低くなった(図7)。この除去強度は、県の実施する通常事業の1/3の強度であったことから(表1)、冬季には省力化で船の隻数を減らしても、水草群落高を下げる事ができると考えられた。しかし、本結果は、冬季における除去強度が、船1隻/4haで十分であることを示している訳ではない。今後は、除去強度と、群落高を低く保つことができる期間との関係を明らかにすることが必要である。

2012年6月において、県の通常事業と同じ除去強度(船3隻/4ha)でE2とE3区画内の水草を除去した。その結果、除去後では、水草の群落高が約1/3程度まで低くなった(図8)。これにより、除去強度(船の隻数)を増やせば、水草の現存量が高くなる6月であっても、除去の効果で群落高を下げる事ができると分かった。しかし、2012年では、南湖の透明度の低下により、水草の現存量が例年に比べて低かった(サイエンスレポート3-4参照)。従って、夏季に水草の群落高を下げるためには、船3隻/4haの強度で十分であるのかを今後再検証する必要がある。

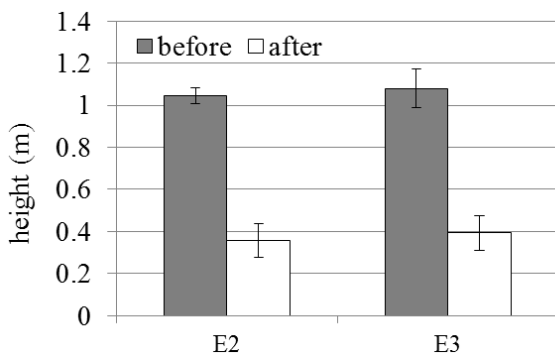


図8 2012年6月の除去前後における水草群落高平均±SD (作業船3隻/4ha)

<総合考察>

除去強度の影響については検証が必要であるが、2月に水草除去を行うことで、水草群落高を6月頃まで低く保つことができる可能性が示された(図5)。これは、冬季の除去では、越冬している草体や、水草の越冬芽を除去するため、効果的に春以降の水草の成長を阻害できたのではないかと考えられる。しかし、7月にはその効果は薄れ、群落高は除去していない場所と同程度になった。そのため、群落高を低く保つためには、7月までに再び除去を実施する必要がある。本研究では、低い強度(船1隻/4ha)で6月に再度除去を行ったが、水草群落高を低く保つことができなかった(図6)。これは、除去強度が低すぎたためと考えられる。

本研究により、水草の現存量が高くなる6月でも、除去強度を増やせば水草群落高を下げる事ができると分かった(図8)。しかし、その実験結果が得られた2012年は、水草の現存量が例年に比べて低かった(サイエンスレポート3章-4参照)。そのため、水草の現存量と除去強度の関係性を今後再評価し、その結果から除去強度を決める必要がある。

西居(2011)が指摘しているように、水草の現存量が高い時期には、マンガンの水草除去効率が低下する。南湖では、例年5~10月に水草群落高が高くなるため(サイエンスレポート3-4参照)、現存量もこの時期に多くなる。本稿では結果を省略したが、2011年8月に船1隻/4haで水草除去を行った場合でも、6月の結果と同様に、水草群落高を下げる事ができなかった。このような結果から、南湖では、水草の現存量が高くなる5~10月に十分に水草群落高を下げるためには、水草除去に大きな労力が必要になると考えられる。効率的に水草群落高を低く保つためには、現存量が高い時期に労力を増やして除去強度を高めるより、冬季の除去で春季の水草の成長を抑制し、水草の現存量が高くなる前に再び除去を行うことが賢明と考えられる。本研究では、2月と6月での水草除去の効果を検証したが、南湖では5~10月に群落高が高くなることと報告されているため、再除去の月として6月以前の5月や4月を考慮に入れても良いと思われる(サイエンスレポート3-4参照)。一方、本研究では検証しなかったが、水草の繁茂状態が衰退期に入る11月頃の除去を検討することも必要と思われる。水草は、衰退期には枯死し始め、群落高や現存量が徐々に減少する(サイエンスレポート3-4参照)。従って、草体だけでなく、枯死した水草も効率的に除去できる可能性が

ある。また、秋季以降には、産卵で水草を利用する水生生物がほとんどいないため、秋季以降（冬季含む）の除去は、水生生物へのマイナス影響が小さいのではないかと考えられる（中村, 1969; 千葉ら, 1979; 紀平ら, 2009）。

4. 謝辞

本研究は、滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課、淡海環境保全財団、滋賀県漁業協同組合連合会の方々のご協力により実施しました。皆様のご協力に深く感謝致します。

参考文献

- 金子有子・東善広・佐々木寧・辰巳勝・橋本啓史・須川恒・石川可奈子・芳賀裕樹・井上栄壮・西野麻知子 (2012) 湖岸生態系の保全・修復および管理に関する政策課題研究。In: 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 平成20～22年度 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター pp 113-149.
- 紀平肇, 松田征也, 内山りゅう (2009) 日本産淡水貝類図鑑。①琵琶湖・淀川産の淡水貝類. Pisces.
- 滋賀県(2012) マザーレイク 2 1 計画第 2 期改定版: 琵琶湖総合保全整備計画。
<http://www.pref.shiga.jp/biwako/koai/mother21/top.html>
- 千葉泰樹, 伊東正夫, 八木久則, 吉原利雄, 山中治 (1979) 葭地・藻場帯の水産生物調査. 滋賀水試研報, 31: 57-75.
- 中村守純 (1969) 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所業績第 1198, 財団法人資源科学研究所.
- 西居直史 (2011) 南湖における水草対策について. 平成 23 年度近畿地方整備局研究発表会論文集 調査・計画・設 I 部門, pp 1-5.
- 芳賀裕樹 (2009) 琵琶湖の水草問題. 水環境学会誌, 32: 22-24.
- 芳賀裕樹 (2012) 南湖の水草 (沈水植物) 繁茂. In: 琵琶湖ハンドブック改訂版 滋賀県琵琶湖環境部環境政策課, pp 168-169.
- 芳賀裕樹・大塚泰介・松田征也・芦谷美奈子 (2006) 2002 年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量と種組成の場所による違い. 陸水学雑誌, 67: 69-79.
- 水草繁茂に係る要因分析等検討会 (2009) 水草繁茂に係る要因分析等検討会検討のまとめ.

3-6 水草の大量繁茂による水の停滞と湖底の貧酸素水塊、そして水草除去による回復

石川可奈子・芳賀裕樹¹

Abstract:

琵琶湖南湖では大量繁茂した水草による湖流の停滞および湖底の貧酸素化が問題となっている。そこで、滋賀県等による大規模な水草除去事業が実施されている。その有効性を評価するため、水草除去事業の前後に水草の現存量および湖底直上の溶存酸素濃度 (DO)、湖流観測を実施した。大規模な水草除去事業が行われる前の2007年9月の水草現存量は9623 t(乾重量)であり、南湖全体の27%は、湖底直上のDOが 2 mg L^{-1} 未満であった。そして5年後の2012年9月に同調査を実施したところ、水草現存量は1/3程度に減少し、貧酸素水塊も解消していた。2011年6月～10月に実施した超音波ドップラー流速計(ADCP)による下層流速と湖底直上DOの関係から、琵琶湖南湖では、湖底直上のDOが 2 mg L^{-1} 以上を維持するには、約 3 cm sec^{-1} 以上の流速が必要であることがわかった。また2012年8月～9月に、貧酸素水塊を形成しやすい際川沖の湾内と湾外でロガー式流速計・DO計を用いた連続観測と湖底直上のDO分布調査を実施したところ、湾入部の水草除去の前後で湾内の流向が逆転し、DOの回復がみられた。水草は群落を形成し一様な分布を示さないため水草現存量とDOおよび湖流の関係は極めて複雑であるが、増えすぎた水草によって形成された湖底の貧酸素水塊は、水草除去で下層流速を保つことにより解消可能であることが現場観測実験により示された。

1. 背景と目的

1994年以降、琵琶湖南湖では水草が大量繁茂するようになり、近年、南湖の水の流れに変化が生じている(金子ほか2008, 2011)。沿岸部には水草帯によって湖水の停滞域が形成され、湖底付近の貧酸素化が問題となっている(芳賀ほか2006)。そこで、水草現存量と湖水の動き、湖底DOの3者の関係について明らかにするため、現地調査を行った。さらに、貧酸素を形成するエリア、湖流の停滞域において、水草を除去することで回復が可能かを検討した。

2. 方法

2-1 南湖全域の水草現存量調査

2007年9月3日～7日および5年後の2012年9月3日～6日、南湖52地点(図1○印)において、水草現存量を調べるため50cm×50cmのコドラート内のつぼ刈りを、1地点あたり3回実施した。得られた水草は持ち帰り、種類別に仕分けし、乾燥重量を測定した。

2-2 南湖全域の湖流観測

2007年4月4日～5日(水草が繁茂していない季節)および2007年9月27日～28日(水草が繁茂する季節)、赤野井湾と雄琴を東西に結ぶライン上(図1)において、ADCP(Acoustic Doppler Current Profilers: 超音波ドップラー型流向流速計: RDI社製ワークホースMonitor型1200kHz)を用いた層別流向流速を観測した。

さらに、2011年6月14日、7月15日、8月26日、9

月16日、10月3日、11月4日、2012年1月19日、2月24日、9月20日、10月15日に、南湖15地点(図1: St. 23～St. 37)において、ADCPを用いた層別の流向流速を調査した。

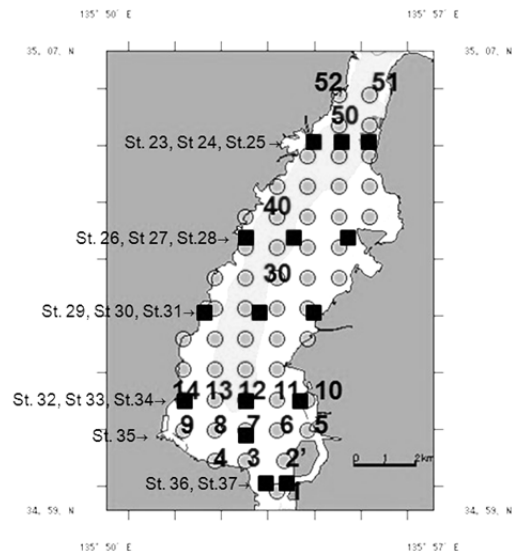


図1 南湖の水草現存量および湖底直上溶存酸素と湖流観測の地点図

○はコドラートによる水草現存量および湖底直上溶存酸素濃度調査地点
■は湖流観測地点、

¹ 滋賀県立琵琶湖博物館

2-3 南湖全域の湖底直上 DO 測定

2007年9月3日～7日、水草現存量を把握するためのつぼ刈り調査と同時に、溶存酸素計(HORIBA 社製 U20)を用いて湖底直上 30cm における溶存酸素濃度の測定を行った。また、2012年9月3日～6日、2007年9月と同様の地点において蛍光式溶存酸素計(Hach 社製 HQ40d, LD0101)を用いて湖底直上 30cm における溶存酸素濃度を測定した。

2-4 際川沖 DO および流向流速調査

水草の繁茂により湖岸に閉鎖水域が形成されている際川沖の湾に着目し 22 地点を設置し(図 2: St. 1～St. 22)、2011年6月4日、7月14日、8月17日、9月10日、9月28日、10月20日、11月28日、2012年1月18日、2月22日、7月26日、9月12日、9月25日に湖底直上 30cm における DO を、蛍光式溶存酸素計(Hach 社製 HQ40d, LD0101)を用いて測定するとともに、ADCP を用いて層別流向、流速の測定を行った。また、2012年7月25日～8月27日(水草除去前)および2012年9月1日～10月29日(水草除去後)には、湾の中央部(水草帯の沿岸側)と湾の外(水草帯の外側)に防水型温度計測ロガー(Onset 社製 Tidbit v2 UTBI-001)を湖底から 0, 0.3, 0.5, 1, 2, 3m、湖面に付加した係留系を設置し、ロガー式 DO 計(RBR 社製 XL-200-DO/T 型)を用いて連続的に湖底直上 50cm の DO を測定、小型メモリー流速計(JFE アドバンテック社製 COMPACT-EM)を用いて湖底直上 50cm の流向流速を測定した。

2-5 水草の除去

水草除去は、滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課の事業として、表 1 のとおり実施された。また、そのエリアを

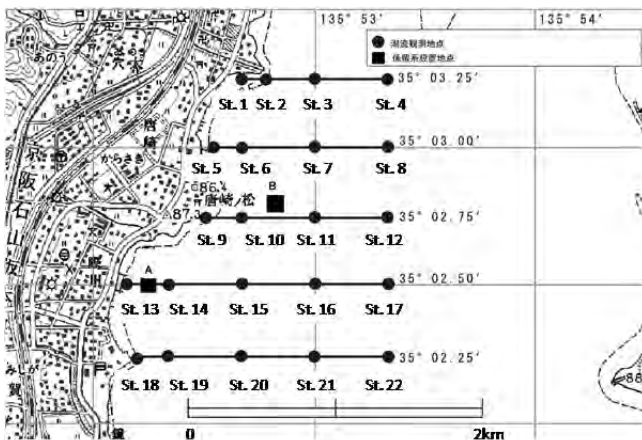


図 2 際川沖における観測地点図

図 3 (南湖全体)、図 4 (際川沖) に示した。

3. 結果

3-1 水草現存量と優占種

南湖全体の水草現存量は、52 地点のつぼ刈り調査結果から、2007年9月は 9623 t(乾重量)であったが、2012年9月は 3264 t(乾重量)で約 1/3 に減少した(芳賀・石川 2011, 芳賀・石川 2014)。2007年は、センニンモ、オオカナダモ、マツモの順に優占したが、2012年はセンニンモ、ササバモ、クロモの順で、上記の沈水植物と区別して測定した糸状藻類を含めると、2007年に優占第 4 位であった糸状藻類は、2012年には優占第 2 位に順位を上

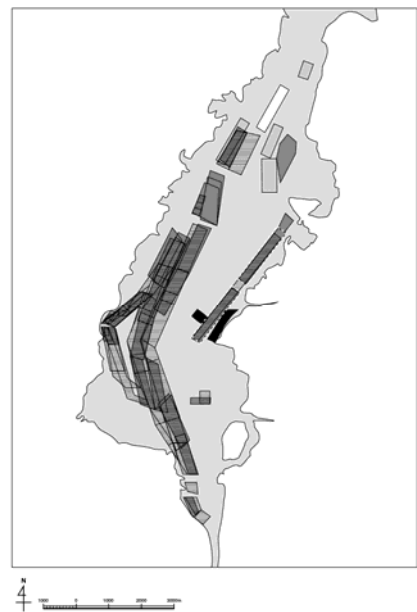


図 3 水草除去エリア図(南湖全体)

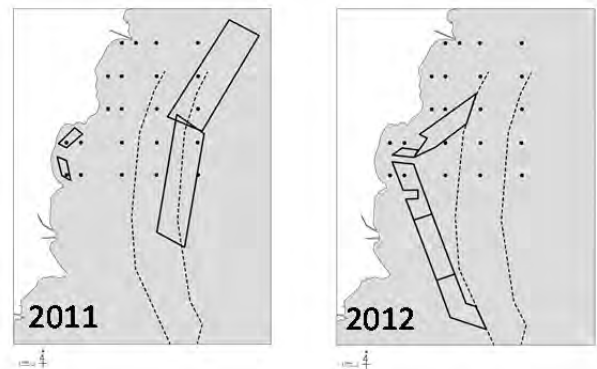


図 4 水草除去エリア図(際川沖)

実線：沿岸除去試験区 点線：沖合除去区域
2011 年は大量水草で沿岸に船が入れず沖合除去区を拡大

表1 水草除去事業の実績

| Year | Month | Area | Dominant species | Wet weight (t) |
|------|-------------|-----------------------------------|---|----------------|
| 2009 | 11 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 88.7 |
| | 12 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 91.7 |
| 2010 | 1 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 46.8 |
| | 2 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 40.3 |
| | 3 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 71.3 |
| | 7 | Ogoto | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 144.2 |
| 2011 | 1 | Karasuma | <i>E. densa</i> | 117.4 |
| | 2 | Konohama | <i>E. densa</i> | 176.9 |
| | 2 | Biwako-Hashi | <i>E. densa</i> | 65.9 |
| | 2 | Karasuma | <i>E. densa</i> | 44.7 |
| | 3 | Konohama | <i>E. densa</i> | 312.7 |
| | 3 | Biwako-Hashi | <i>E. densa</i> | 73.8 |
| | 3 | Karasuma | <i>E. densa</i> | 245.5 |
| | 5 | Shina | <i>Filamentous algae, P. maackianus</i> | 155.0 |
| | 5 | Shina | <i>P. maackianus, E. densa</i> | 42.0 |
| | 5 | Shina | <i>P. maackianus, E. densa</i> | 42.6 |
| | 6 | Karasaki | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 117.1 |
| | 6 | Ogoto | <i>P. maackianus, E. densa</i> | 23.8 |
| | 6 | Shina | <i>Filamentous algae, P. maackianus</i> | 141.3 |
| | 6 | Shina | <i>P. maackianus, E. densa</i> | 61.5 |
| | 7 | Sakamoto | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 91.9 |
| | 7 | Saigawa | <i>P. maackianus, C. demersum</i> | 131.4 |
| | 7 | Saigawa | <i>P. maackianus</i> | 11.1 |
| | 8 | Karasaki | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 172.6 |
| | 8 | Saigawa | <i>P. maackianus</i> | 16.2 |
| | 8 | Sakamoto | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 124.8 |
| | 8 | Saigawa | <i>P. maackianus, C. demersum</i> | 16.2 |
| | 8 | Ogoto | <i>P. maackianus, E. nuttallii, H. verticillata</i> | 13.2 |
| | 8 | Saigawa | <i>P. maackianus, C. demersum</i> | 142.8 |
| | 9 | Karasaki | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 194.9 |
| | 9 | Yanagasaki | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 197.4 |
| | 9 | Ohmi-Hashi | <i>E. densa</i> | 266.8 |
| | 10 | Akanoi | <i>N. nucifera</i> | 35.2 |
| 10 | Akanoi | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 883.6 | |
| 10 | Akanoi | <i>C. caroliniana</i> | 1.8 | |
| 10 | Zeze | <i>P. malaianus</i> | 22.4 | |
| 11 | Akanoi | <i>N. nucifera</i> | 23.8 | |
| 11 | Zeze | <i>P. malaianus</i> | 6.3 | |
| 11 | Nagisa-koen | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 266.9 | |
| 11 | Yanagasaki | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 206.7 | |
| 2012 | 1 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 52.6 |
| | 2 | Ogoto | <i>E. densa</i> | 70.2 |
| | 2 | Ogoto | <i>P. maackianus etc.</i> | 9.7 |
| | 2 | Yabase | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 9.7 |
| | 2 | Saigawa | <i>P. maackianus, E. densa</i> | 88.0 |
| | 2 | Shina | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 59.2 |
| | 2 | Shina | <i>P. maackianus, E. densa</i> | 82.7 |
| | 4 | Saigawa, Zeze | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 627.7 |
| | 5 | Saigawa, Zeze | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 203.1 |
| | 5 | Sakamoto, Zeze | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 368.3 |
| | 5 | Karasaki, Zeze | <i>P. maackianus, E. densa, P. malaianus</i> | 265.2 |
| | 6 | Sakamoto, Saigawa, Zeze | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 67.1 |
| | 6 | Saigawa, Zeze | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 64.9 |
| | 6 | Saigawa, Zeze | <i>P. maackianus, P. malaianus</i> | 127.2 |
| | 6 | Yanagasaki, Saigawa, Zeze | <i>E. densa, P. maackianus</i> | 63.6 |
| | 6 | Nagisa-koen, Zeze | <i>E. densa, P. malaianus</i> | 71.3 |
| | 6 | Yanagasaki, Zeze, Ogoto | <i>E. densa, E. nuttallii, P. malaianus, P. maackianus etc.</i> | 50.5 |
| | 6 | Nagisa-koen, Yabase, Zeze | <i>E. densa, P. malaianus</i> | 63.8 |
| | 6 | Ohmi-Hashi, Zeze | <i>E. densa</i> | 64.0 |
| | 7 | Shina | <i>E. densa, E. nuttallii, C. demersum, P. malaianus</i> | 197.4 |
| | 8 | Ogoto, Saigawa | <i>P. maackianus, C. demersum</i> | 65.2 |
| 10 | Saigawa | <i>P. maackianus, C. demersum</i> | 17.0 | |
| 11 | Ogoto | <i>P. maackianus, C. demersum</i> | 20.0 | |

げた。2007年～2012年の間に多くの種で現存量が減少したが、ササバモのみ342t(乾重量)から454t(乾重量)にまで、わずかに増加した。

3-2 湖底直上溶存酸素濃度

南湖52地点において2007、2012年9月の湖底直上30cmでの溶存酸素濃度(DO)の分布の変化を示した(図5)。2007年9月は、2mg L⁻¹未満の貧酸素の地点が52地点中14地点で全体の27%であったのに対し、2012年は52地点中0地点となった。

3-3 南湖全域での湖水の停滞状況

水草が大量に繁茂していた2007年に、ADCPを用いて東西ライン上で測定した。赤野井湾および雄琴を横切る東西ラインの断面図を図6に示した。湖底付近の水草群落が繁茂した時(9月)は、植生が抵抗になって流れが測定できないほど湖水が停滞しており、その上側で水草

の隙間に強めの乱れた流れが出る部分(太点線枠A)、水草群落がより過密な状況で表水層でも水が流れなくなっている部分(中太点線枠B)、さらに、水草の大きな群落があり、それより岸側は、水の流れの主流からはずれて、水草が少なくとも水の動きが見られない部分(細点線枠C)の3タイプの状況が確認できた。

2011年、2012年に南湖15地点における流速(鉛直方向平均値、下層)を表2に示した。調査期間中の鉛直方向平均流速は、0.5～14.5 cm sec⁻¹の範囲にあり、調査日ごとの平均では、1.6～4.3 cm sec⁻¹であった。地点ごとにみると、最南の西側St. 36で最も鉛直方向平均流速が大きくなりやすく、最北の西側St. 23で最も小さい傾向、次いで東岸のSt. 31, St. 34で小さい傾向がみられた。また、下層流速は、0.2～10.2 cm sec⁻¹の範囲にあり、調査日ごとの平均では、1.3～3.7 cm sec⁻¹であった。地点ごとにみると、西岸St. 26で最も小さかった。

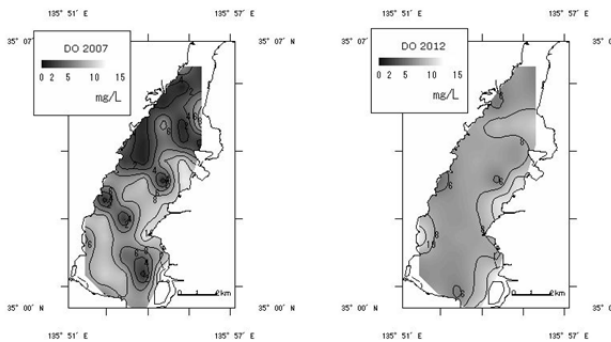


図5 湖底直上溶存酸素濃度の変化(2007年および2012年9月)

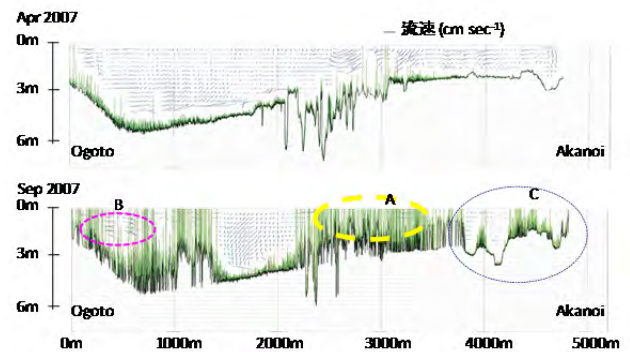


図6 水草繁茂時のADCPによる湖流断面図(赤野井-雄琴ライン)

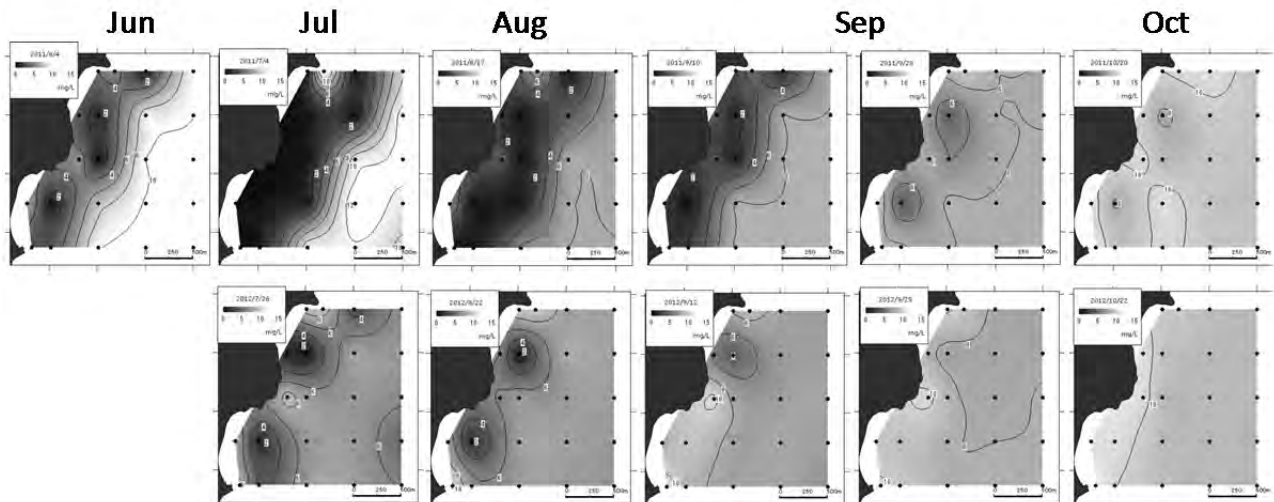


図7 際川沖溶存酸素分布の変化(上段:2011年 下段:2014年)

表 2 南湖 15 地点の流速の変化

単位:cm sec⁻¹

| 地点 | 日付 | 2011/6/14 | 2011/7/15 | 2011/8/26 | 2011/9/16 | 2011/10/3 | 2011/11/4 | 2011/12/7 | 2012/1/19 | 2012/2/24 | 2012/9/20 | 2012/10/15 |
|--------|------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| St. 23 | 全層平均 | 2.9 | 1.8 | 0.9 | 1.4 | 3.8 | 1.3 | 1.4 | 0.7 | 1.0 | 2.6 | 1.6 |
| | 下層 | 2.0 | 1.4 | 1.1 | 1.6 | 0.2 | 0.7 | 1.8 | 0.5 | 2.6 | 3.1 | 2.2 |
| St. 24 | 全層平均 | 7.1 | 3.0 | 2.3 | 5.3 | 3.6 | 2.9 | 3.5 | 2.7 | 3.8 | 5.6 | 3.7 |
| | 下層 | 3.4 | 3.2 | 1.7 | 1.4 | 2.3 | 1.4 | 2.8 | 1.6 | 3.7 | 4.6 | 1.2 |
| St. 25 | 全層平均 | 1.4 | 3.0 | 1.3 | 1.0 | 2.4 | 2.4 | 1.8 | 2.1 | 4.0 | 1.9 | 1.1 |
| | 下層 | 2.1 | 4.2 | 0.8 | 0.7 | 5.2 | 2.2 | 1.5 | 0.4 | 0.9 | 1.4 | 2.4 |
| St. 26 | 全層平均 | 3.2 | 4.1 | 2.0 | 3.7 | 1.5 | 2.5 | 2.8 | 2.6 | 2.2 | 4.7 | 1.5 |
| | 下層 | 0.7 | 6.7 | 3.1 | 1.6 | 2.2 | 0.8 | 2.2 | 1.7 | 2.1 | 1.6 | 0.7 |
| St. 27 | 全層平均 | 6.2 | 1.3 | 2.1 | 3.7 | 2.5 | 1.9 | 1.3 | 1.1 | 1.4 | 2.0 | 1.9 |
| | 下層 | 4.2 | 2.8 | 2.5 | 2.9 | 2.0 | 0.9 | 1.4 | 0.7 | 1.2 | 3.4 | 0.7 |
| St. 28 | 全層平均 | 1.7 | 1.7 | 1.4 | 6.3 | 1.6 | 1.2 | 1.6 | 1.4 | 2.7 | 1.7 | 1.3 |
| | 下層 | 4.3 | 2.4 | 2.0 | 7.3 | 1.7 | 0.9 | 1.8 | 2.1 | 2.4 | 1.1 | 0.7 |
| St. 29 | 全層平均 | 1.4 | 2.6 | 3.7 | 3.1 | 1.9 | 1.0 | 2.3 | 1.0 | 2.5 | 1.7 | 0.8 |
| | 下層 | 0.5 | 2.0 | 1.7 | 2.4 | 1.8 | 0.6 | 1.6 | 0.9 | 1.7 | 1.1 | 1.0 |
| St. 30 | 全層平均 | 5.4 | 3.7 | 1.2 | 1.2 | 1.9 | 1.9 | 1.5 | 0.8 | 1.0 | 3.6 | 1.5 |
| | 下層 | 7.8 | 3.2 | 1.6 | 2.1 | 2.1 | 1.0 | 3.0 | 0.6 | 3.3 | 2.2 | 2.1 |
| St. 31 | 全層平均 | 0.5 | 2.0 | 2.6 | 2.7 | 0.8 | 1.6 | 1.9 | 1.1 | 4.1 | 0.9 | 2.7 |
| | 下層 | 0.5 | 1.8 | 1.4 | 2.1 | 0.5 | 1.7 | 1.1 | 2.5 | 3.2 | 0.8 | 1.9 |
| St. 32 | 全層平均 | 4.5 | 4.8 | 2.8 | 2.7 | 0.6 | 0.9 | 1.0 | 1.5 | 1.9 | 5.0 | 6.5 |
| | 下層 | 1.1 | 4.1 | 4.1 | 1.1 | 0.7 | 0.6 | 1.6 | 2.5 | 1.6 | 4.0 | 6.9 |
| St. 33 | 全層平均 | 3.7 | 2.3 | 3.7 | 1.9 | 2.3 | 1.0 | 1.6 | 1.0 | 1.8 | 4.4 | 2.1 |
| | 下層 | 7.5 | 1.1 | 4.4 | 2.8 | 1.6 | 1.5 | 3.3 | 1.5 | 1.9 | 1.9 | 2.9 |
| St. 34 | 全層平均 | 4.0 | 1.2 | 2.7 | 1.4 | 1.7 | 0.9 | 1.4 | 1.0 | 2.5 | 1.4 | 2.0 |
| | 下層 | 3.2 | 0.8 | 1.2 | 2.0 | 1.7 | 1.7 | 1.1 | 3.3 | 1.5 | 0.3 | 3.2 |
| St. 35 | 全層平均 | 6.9 | 1.4 | 1.7 | 2.6 | 1.2 | 1.5 | 1.0 | 1.4 | 1.8 | 5.7 | 2.8 |
| | 下層 | 6.0 | 1.3 | 3.7 | 2.6 | 1.2 | 3.1 | 3.3 | 0.3 | 1.5 | 2.2 | 0.6 |
| St. 36 | 全層平均 | 14.5 | 8.5 | 3.5 | 8.3 | 9.2 | 2.4 | 2.4 | 2.7 | 7.7 | 13.9 | 3.6 |
| | 下層 | 10.5 | 4.1 | 2.4 | 6.9 | 7.7 | 0.4 | 1.8 | 1.5 | 5.8 | 9.3 | 1.3 |
| St. 37 | 全層平均 | 1.2 | 1.3 | 1.8 | 3.4 | 2.6 | 2.3 | 1.0 | 3.3 | 2.6 | 2.7 | 1.6 |
| | 下層 | 2.1 | 1.3 | 2.3 | 3.0 | 2.4 | 2.0 | 2.2 | 3.9 | 1.9 | 2.1 | 2.1 |

表 3 際川沖 22 地点の流速の変化

単位:cm sec⁻¹

| 地点 | 日付 | 2011/6/4 | 2011/7/14 | 2011/8/17 | 2011/9/10 | 2011/9/28 | 2011/10/20 | 2011/11/28 | 2012/1/18 | 2012/2/22 | 2012/7/26 | 2012/9/12 | 2012/9/25 |
|--------|------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| St. 1 | 全層平均 | 1.9 | 0.8 | 1.2 | 0.7 | 1.5 | 1.9 | 0.6 | 0.5 | 1.6 | 1.9 | 1.1 | 1.6 |
| | 下層 | 1.9 | 0.8 | 2.0 | 0.8 | 0.9 | 1.8 | 1.0 | 0.3 | 3.3 | 2.5 | 1.5 | 0.8 |
| St. 2 | 全層平均 | 1.6 | 1.2 | 1.1 | 2.6 | 2.7 | 1.4 | 0.8 | 0.6 | 1.7 | 2.9 | 1.2 | 1.6 |
| | 下層 | 0.7 | 1.6 | 1.3 | 2.1 | 1.8 | 1.1 | 1.2 | 0.1 | 2.1 | 0.7 | 1.8 | 2.2 |
| St. 3 | 全層平均 | 4.7 | 1.5 | 1.3 | 5.7 | 5.5 | 0.9 | 0.7 | 2.1 | 1.2 | 4.6 | 1.8 | 2.2 |
| | 下層 | 2.3 | 1.0 | 1.5 | 3.0 | 4.6 | 2.2 | 0.9 | 2.4 | 0.3 | 2.2 | 1.0 | 1.8 |
| St. 4 | 全層平均 | 5.1 | 1.9 | 2.7 | 7.6 | 10.6 | 2.2 | 0.7 | 2.8 | 1.6 | 6.8 | 2.4 | 4.2 |
| | 下層 | 1.9 | 1.2 | 2.2 | 5.0 | 7.8 | 1.8 | 2.2 | 3.0 | 1.3 | 1.3 | 1.9 | 3.7 |
| St. 5 | 全層平均 | 1.7 | 1.2 | 1.7 | 1.9 | 3.6 | 1.6 | 1.2 | 1.4 | 1.0 | 1.4 | 1.2 | 1.5 |
| | 下層 | 1.5 | 1.6 | 2.0 | 1.2 | 3.7 | 1.5 | 1.7 | 1.7 | 1.4 | 2.3 | 0.5 | 1.5 |
| St. 6 | 全層平均 | 1.5 | 1.1 | 1.4 | 2.9 | 2.3 | 2.2 | 0.5 | 1.3 | 1.0 | 2.6 | 1.6 | 2.3 |
| | 下層 | 1.1 | 1.1 | 0.9 | 2.4 | 1.7 | 1.7 | 0.6 | 0.8 | 1.1 | 1.8 | 1.5 | 3.2 |
| St. 7 | 全層平均 | 6.9 | 1.7 | 3.2 | 6.4 | 9.1 | 1.5 | 0.7 | 2.4 | 1.8 | 4.5 | 1.3 | 6.1 |
| | 下層 | 4.9 | 1.0 | 2.2 | 2.9 | 5.9 | 0.8 | 0.6 | 2.3 | 1.1 | 1.1 | 0.9 | 4.8 |
| St. 8 | 全層平均 | 8.2 | 2.1 | 3.2 | 10.8 | 11.0 | 2.0 | 2.0 | 1.0 | 3.0 | 7.6 | 1.2 | 6.8 |
| | 下層 | 3.0 | 2.4 | 5.6 | 5.7 | 8.1 | 1.9 | 1.3 | 0.7 | 2.7 | 1.6 | 1.2 | 4.5 |
| St. 9 | 全層平均 | 1.0 | 1.1 | 1.4 | 1.6 | 3.2 | 3.6 | 1.3 | 1.4 | 1.8 | 1.6 | 1.6 | 2.4 |
| | 下層 | 2.0 | 0.7 | 0.5 | 1.5 | 2.2 | 2.6 | 2.4 | 1.7 | 0.7 | 2.1 | 2.2 | 1.6 |
| St. 10 | 全層平均 | 1.4 | 1.3 | 1.6 | 5.6 | 6.1 | 4.0 | 0.9 | 2.3 | 2.3 | 3.1 | 1.9 | 4.4 |
| | 下層 | 1.3 | 0.6 | 2.4 | 2.2 | 4.0 | 1.7 | 1.1 | 0.9 | 1.8 | 0.2 | 1.6 | 2.4 |
| St. 11 | 全層平均 | 6.2 | 2.3 | 3.1 | 8.9 | 11.3 | 2.3 | 1.8 | 2.4 | 2.9 | 5.4 | 2.1 | 4.7 |
| | 下層 | 6.4 | 1.3 | 2.8 | 5.8 | 8.4 | 1.4 | 2.0 | 1.6 | 2.7 | 2.7 | 1.0 | 1.6 |
| St. 12 | 全層平均 | 8.0 | 3.0 | 2.1 | 5.3 | 6.9 | 2.4 | 1.8 | 1.1 | 2.3 | 6.9 | 1.1 | 5.7 |
| | 下層 | 6.4 | 2.4 | 1.8 | 3.2 | 4.3 | 2.8 | 1.0 | 1.5 | 1.1 | 1.7 | 0.2 | 3.8 |
| St. 13 | 全層平均 | 1.7 | 1.7 | 1.5 | 1.8 | 1.9 | 0.8 | 0.7 | 1.3 | 1.0 | 1.9 | 0.9 | 2.1 |
| | 下層 | 0.9 | 3.2 | 1.8 | 1.4 | 1.4 | 1.3 | 2.1 | 1.0 | 1.8 | 1.5 | 1.2 | 2.3 |
| St. 14 | 全層平均 | 2.0 | 1.3 | 1.4 | 0.9 | 1.4 | 1.2 | 1.3 | 1.3 | 1.7 | 2.7 | 2.4 | 1.8 |
| | 下層 | 1.8 | 0.6 | 1.8 | 0.8 | 0.6 | 1.0 | 1.3 | 0.2 | 1.2 | 1.9 | 2.9 | 2.0 |
| St. 15 | 全層平均 | 2.2 | 3.1 | 1.4 | 4.4 | 6.9 | 1.5 | 0.9 | 1.8 | 2.3 | 2.9 | 1.6 | 1.9 |
| | 下層 | 4.0 | 2.1 | 1.3 | 2.2 | 1.4 | 2.1 | 2.7 | 1.1 | 1.3 | 5.6 | 1.4 | 1.1 |
| St. 16 | 全層平均 | 7.6 | 2.6 | 3.8 | 10.7 | 10.9 | 2.3 | 1.5 | 2.7 | 2.7 | 3.0 | 1.2 | 1.1 |
| | 下層 | 4.4 | 0.8 | 5.0 | 4.2 | 7.2 | 3.1 | 0.8 | 2.6 | 2.2 | 3.4 | 0.1 | 3.2 |
| St. 17 | 全層平均 | 8.0 | 2.3 | 2.3 | 7.5 | 7.8 | 2.1 | 0.9 | 0.8 | 2.0 | 7.0 | 2.2 | 3.3 |
| | 下層 | 3.9 | 1.8 | 1.5 | 2.7 | 4.2 | 3.3 | 0.3 | 1.6 | 2.2 | 2.5 | 1.3 | 4.8 |
| St. 18 | 全層平均 | 2.8 | 1.1 | 1.0 | 2.6 | 4.0 | 1.7 | 1.6 | 1.0 | 1.1 | 3.6 | 3.5 | 3.4 |
| | 下層 | 1.6 | 0.5 | 1.3 | 1.2 | 3.9 | 1.5 | 1.9 | 0.8 | 0.4 | 3.7 | 1.9 | 2.1 |
| St. 19 | 全層平均 | 2.3 | 1.0 | 2.1 | 4.9 | 1.8 | 1.5 | 1.2 | 1.7 | 2.8 | 2.9 | 3.7 | 4.1 |
| | 下層 | 2.9 | 0.4 | 2.1 | 0.7 | 2.0 | 1.1 | 0.8 | 2.1 | 4.1 | 1.5 | 6.1 | 1.1 |
| St. 20 | 全層平均 | 3.7 | 3.7 | 2.6 | 9.4 | 8.1 | 1.8 | 1.0 | 2.1 | 1.3 | 4.0 | 2.9 | 3.9 |
| | 下層 | 3.5 | 3.5 | 2.0 | 1.6 | 3.7 | 2.5 | 0.6 | 1.7 | 0.7 | 5.1 | 0.2 | 5.9 |
| St. 21 | 全層平均 | 6.6 | 4.9 | 2.8 | 7.4 | 9.3 | 2.2 | 1.4 | 1.5 | 2.4 | 3.5 | 3.0 | 1.5 |
| | 下層 | 6.3 | 2.8 | 3.5 | 3.5 | 6.8 | 1.9 | 1.7 | 0.6 | 0.4 | 6.1 | 2.5 | 2.1 |
| St. 22 | 全層平均 | 6.8 | 3.4 | 1.9 | 5.7 | 4.3 | 2.2 | 1.3 | 1.6 | 1.3 | 3.8 | 3.4 | 2.7 |
| | 下層 | 4.7 | 1.2 | 2.0 | 3.4 | 1.1 | 3.1 | 1.4 | 2.0 | 0.7 | 4.2 | 2.9 | 3.8 |

3-4 際川沖の溶存酸素濃度の変化

際川沖 22 地点における湖底直上 30 cm の溶存酸素濃度の変化を図 7 に示した。2011 年は水草繁茂で除去船が沿岸に入れず、湾奥部と沖合の除去になったため(図 4 左)、6 月 4 日から 9 月 10 日まで沿岸に大規模な貧酸素水塊の形成がみられた。その後、9 月の下旬から回復がみられた。

一方、2012 年は 7 月 26 日、8 月 22 日で部分的に貧酸素水塊がみられたが、9 月になると回復していた。

3-5 際川沖の湖水の停滞状況

際川沖 22 地点における流速(鉛直方向平均値、下層)を表 3 に示した。調査期間中の鉛直方向平均流速は、0.5 ~ 11.3 cm sec⁻¹ の範囲にあった。また、調査期間中の下層流速は、0.1 ~ 8.4 cm sec⁻¹ の範囲にあり、調査日ごとの平均下層流速は、1.2 ~ 3.9 cm sec⁻¹ の範囲であった。地点ごとにみると、1.3 ~ 3.0 cm sec⁻¹ の範囲にあり、湾の外側 St. 8 で最も流速が大きく、湾の中央部 St. 14 で最も流速が小さくなる傾向がみられた。

湾の中央部(水草帯の沿岸側 A 地点)と湾の外(水草帯の外側 B 地点)に設置した係留系による水温、湖底直上 50cm の溶存酸素(飽和度)、流向流速を図 8 に示し

た。鉛直平均水温は、2012 年 8 月 12 日から 9 月 16 日までの期間(水草除去のために係留系を一旦引き揚げた期間 8 月 27 日 10:00 ~ 9 月 1 日 12:00 を除く)、A 地点では、27.9 ~ 30.7°C で、B 地点では、27.8 ~ 30.6°C の範囲にあり、調査範囲での最低水温は 8 月 17 日 3:00 ~ 4:00 B 地点の 27.2°C で、最高水温は、8 月 18 日 13:00 B 地点の 32.1°C であった。

同期間中の湖底直上 50cm における酸素飽和度は、A 地点では、21 ~ 119% の範囲で変動し、B 地点では 54 ~ 107% の範囲で変動した。期間を通じて A 地点では平均 93.4%、B 地点では平均 96.9% であった。

湖底直上 50cm における流速は、A 地点では 0 ~ 9.8 cm sec⁻¹ の範囲で変動し、B 地点では 1 ~ 14.3 cm sec⁻¹ の範囲で変動し、平均値はそれぞれ 0.9 cm sec⁻¹、5.6 cm sec⁻¹ であった。

流向は、A 地点では水草除去前の 8 月 12 日 ~ 8 月 27 日は北向きが卓越していたが、水草除去後の 9 月 1 日以降は、南向きが卓越した。B 地点では、水草除去前は南 ~ 南東が卓越していたが、水草除去後は南向きが卓越した。

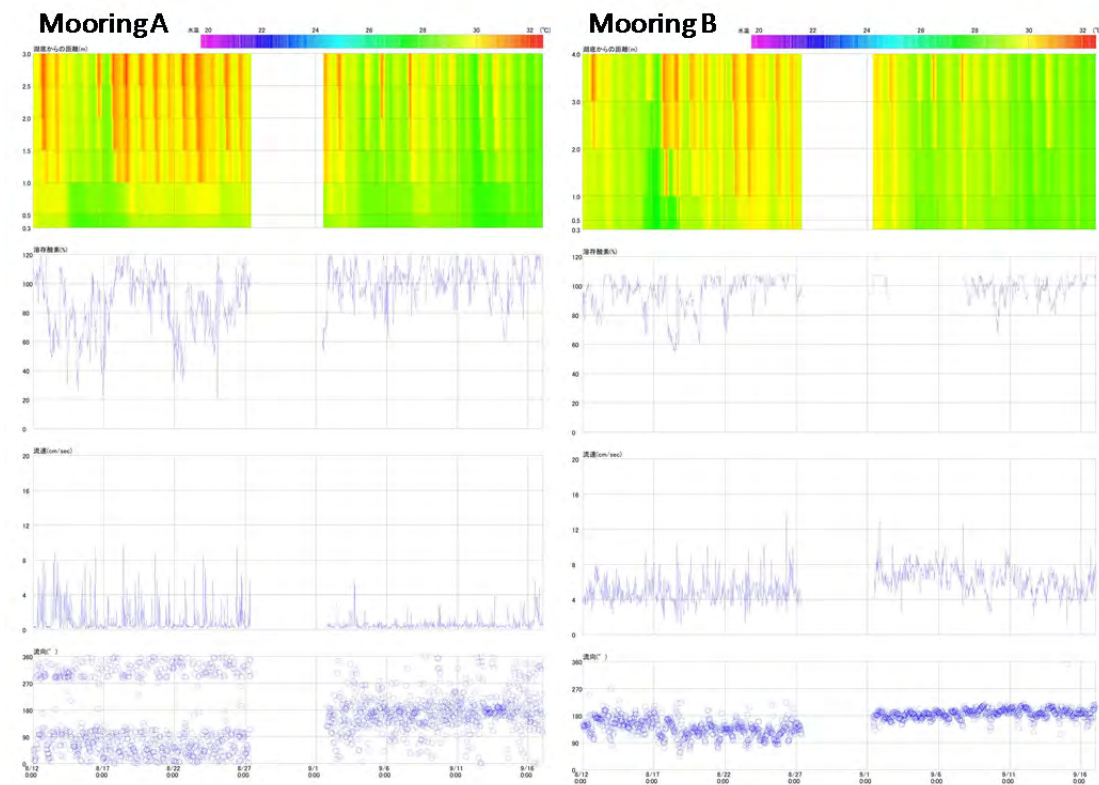


図 8 際川沖における係留系を用いた水温、溶存酸素、流向流速の変化

4. 考察

4-1 湖底直上 30cm の溶存酸素濃度と水草現存量との関係について

2007年9月の水草の現存量と湖底直上30cmと溶存酸素の関係、図9にプロットした。水草の現存量が多いところで、溶存酸素が低い傾向がみられた。しかし、水草がなくても溶存酸素が低い地点もあった。

酸素は、水草による夜間の呼吸や湖底の泥の有機物が分解するときに消費される。そのため、水草の大きな群落があると、それより岸側では、水草が少なくても水が停滞することで貧酸素になる場合がある。そのため、南湖全体に緩やかな水の動き(湖流)が形成されることが、貧酸素水塊を形成しないために重要であると考えられた。

また、湖底直上30cmと溶存酸素の関係について、水深、流速、水草量、各種別水草量、ラン藻濃度について溶存酸素との関係を重回帰分析で検討したところ、次のような有意なモデル式が得られた。

$$\text{湖底直上の溶存酸素濃度} = 0.00964 \times \text{センニンモ現存量} + 7.80$$

(R=0.412, n=52, P<0.01)

貧酸素水塊の形成には、最優占種であるセンニンモの影響が大きいと示唆された。センニンモは湖底に大きな群落を形成するタイプ的水草で、増えすぎたことによって水の動きを妨げ、昼間であっても酸素が供給されにくい状態を作ったと考えられた。芳賀(2006)は、2002年9月に南湖全体84地点で同様の調査および解析を行っており、その時はオオカナダモ、ホザキノフサモ、センニンモと水深を説明変数とする重回帰式が得られた。最優占種のセンニンモに対するオオカナダモとホザキノフサモの割合は、2002年9月は、それぞれ22.6%と17%であ

ったのに対し、2007年9月は22.6%と4%となり、ホザキノフサモの割合は5年間で減少していた。また、センニンモの分布は2002年9月と2007年9月で大きく変化していなかったが、オオカナダモは、2002年に多かった地点で2007年に減少し、2002年に少なかった地点で2007年に増加するなどの分布の変化があった。

4-2 水草除去による貧酸素水塊の回復について

2009年度に開催された国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所および滋賀県による「水草繁茂に係る要因分析検討会検討のまとめ(水草繁茂に係る要因分析検討会2009)」に基づき、増えすぎた水草の当面の管理として、1930年代～1950年代の繁茂面積や種組成および現存量を望ましい状態と考え、滋賀県ではその後、大規模なマンガンおよびハーベスターを用いた水草除去事業を実施してきた。多い年で約6000t(2011年)の湿重量の除去があった(図1)。そこで、水草除去事業の前後、2007年9月と2012年9月の貧酸素状況を比較すると、2mg/L未満の貧酸素の地点が52地点中14地点から、2012年は52地点中0地点まで減少し、水草の現存量の減少と同様に貧酸素エリアが大幅に縮小しており、水草除去が酸素の回復に影響していると推察された。日本水産資源保護協会(2000)では、海洋の内湾漁場で夏季に維持されるべき溶存酸素濃度の下限を4.3mg/Lとしている。芳賀ほか(2006)ではこれにもとづき、2002年9月に南湖84地点で観測した湖底直上10cmにおける溶存酸素の状態を調べ、全体の43%が4.3mg/Lよりも低く、南湖南部、北西部に貧酸素水塊が広がっていたことを示している。2007年9月(湖底直上30cm)についても4.3mg/Lよりも低い地点は、全体の35%を占めていたが、2012年9月は0%になり(図5)、継続して漁場として望ましくない状態であった貧酸素エリアが、2007年～2012年の5年間に大きく改善された。

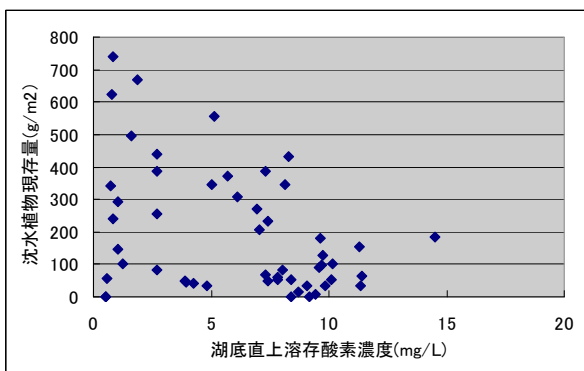


図9 水草の現存量と湖底直上DOとの関係

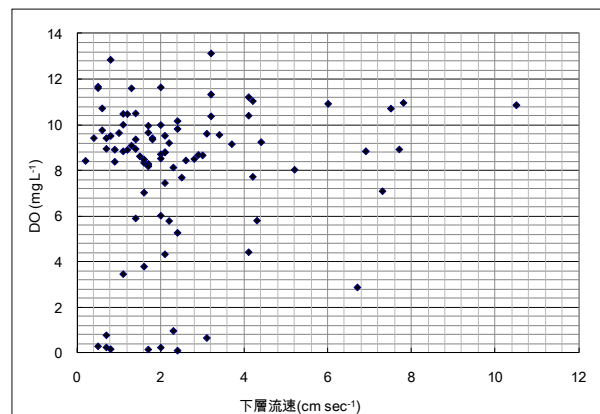


図10 南湖における湖底直上DOと下層流速の関係

さらに、南湖において貧酸素水塊を形成しやすい場所（際川沖）において、水草除去の前後を比較すると、2011年度は水草除去の前後で大きな溶存酸素の回復は見られず、台風の後には回復が見られた。一方、2012年度は、水草除去の前後で溶存酸素の回復が見られた。2011年は、水草の量が多すぎて除去のための船が水草帯に侵入することができなかったため、十分な量の水草除去ができなかったが、2012年は南湖全体で水草の生長が数年のうちで最も穏やかだったこと（3-4参照）に加え、春からの継続的な水草除去により除去量が多くなったことが効果の差があらわれたと考えられた。

4-3 貧酸素水塊の解消に必要な下層湖流

2011年6月～10月に調査した南湖15地点の下層流速と湖底直上30cmにおける溶存酸素濃度の関係を図10に示した。すると、溶存酸素濃度が 2 mg L^{-1} 未満の貧酸素水塊は、 3.1 cm sec^{-1} 以上の湖流がある地点では形成されていない。遠藤ほか(1982)によると、琵琶湖南湖の恒流は $2 \sim 3 \text{ cm sec}^{-1}$ であるため、南湖本来の流れが全体的にあるなら、深刻な貧酸素水塊を形成することはないだろうと考えられる。泥の酸素消費量によって将来的に必要な流速は変化するだろうが、現時点においては貧酸素水塊の解消に必要な下層流速の目安として利用できるだろう。

水草は群落を形成し一様に繁茂するわけではないため、水草の現存量と湖底の溶存酸素および水の動きの関係は極めて複雑である。また、水草は本来、光合成により湖水中に酸素を供給する働きをする。しかしながら、本研究では、増えすぎた水草によって湖流が停滞し、湖底に貧酸素水塊が形成する、また、水草が適正な量に戻るとこれらの障害が解消するということを、現場観測によって確認した。このような報告はこれまでになく、今後の水草管理の一助として活用されることが期待される。

文献

- 遠藤修一・岡本巖・伴伊久夫・岡本拓夫（1982）びわ湖における流況の連続観測（Ⅱ）—南湖の流況特性— 滋賀大学教育学部紀要 自然科学 32:67-83.
- 金子有子・東善広・辰己勝・佐々木寧・栗林実・石綿進一・井上栄壮・小林貞・石川可奈子・芳賀裕樹・西野麻知子（2008）湖岸生態系の保全・修復および管理に関する政策課題研究—平成19～20年度(2007～2008年度)中間報告— 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 No.5 :55-81.
- 金子有子・東善広・石川可奈子・井上栄壮・西野麻知子編（2011）琵琶湖岸の環境変遷カルテ 琵琶湖環境科学研究センター pp47.
- 日本水産資源保護協会（2000）水産用水基準（2000年版）21-23.
- 芳賀裕樹・芦谷美奈子・大塚泰介・松田征也・辻彰洋・馬場浩一・沼畑里美・山根毅（2006）琵琶湖南湖における湖底直

上の溶存酸素濃度と沈水植物群落現存量の関係について 陸水学雑誌 67:23-27.

芳賀裕樹・石川可奈子（2011）2007年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量分布および2002年との比較 陸水学雑誌 72:81-88.

芳賀裕樹・石川可奈子（2014）2012年の琵琶湖南湖の沈水植物現存量分布ならびに2002年、2007年との比較 陸水学雑誌 75:107-111.

水草繁茂に係る要因分析検討会(2009) 水草繁茂に係る要因分析検討会検討のまとめ 滋賀県 pp15.

3-7 底生生物相と水草の関係

井上栄壮・永田貴丸・西野麻知子¹

Abstract:

南湖の底生動物の現状と水草繁茂との関係を明らかにするため、2011年から2013年まで、南湖の9定点で水草および底生動物を採集した。底生動物は、全調査期間を通してミミズ類が優占し、次いでユスリカ類が多かった。シジミ類等の二枚貝類は少なく、採集された個体のほとんどは幼貝であった。8月の底生動物の生息密度は、水草が最も少なかった2012年に最も高く、水草が最も多かった2011年に最も少なかった。水草の繁茂量と底生動物の生息密度との間に有意な負の相関が認められたことから、ある程度、水草除去により底生動物相の回復が期待される。しかし、シジミ等の二枚貝類は1960年代から減少し続けていることから、二枚貝類の増加のためには、今後、外来シジミ類の動態に注意しつつ、富栄養化が進んだ時期からの堆積物や、湖底にマット状に広がるリングピア等、その他の底質環境についても調査を進める必要がある。

1. 背景と目的

かつて、南湖ではシジミ漁が盛んであり、豊かな漁場であった(林ら, 1966)。また、1960年代には、南湖の底生動物は沿岸帯に水生昆虫類の生息密度が高く、ミミズ類は低密度であった(津田ら, 1966)。その後、1970年代から、1990年代まで、水草の減少とともにアカムシユスリカやオオユスリカの生息密度が増加し、富栄養化や泥質化との関連が指摘されている(西野, 2001)。しかし、1994年の濁水をひとつの契機として南湖の水草が増加に転じ(水草繁茂に係る要因分析等検討会, 2009)、同時にアカムシユスリカやオオユスリカの生息数も減少した(Inoue et al., 2012)。

本研究では、2011年から2013年まで、南湖の底生動物の現状と水草繁茂との関係を明らかにすることを目的として調査を実施した。

2. 方法

2011年から2013年まで、各年5月、8月に南湖の9定点で水草および底生動物を採集した。水草の採集には、有刺鉄線を長さ約50cmの金属棒に巻きつけ、ロープを接続した器具(水草チェーン)を使用した。各定点において、水草チェーンを湖内に3回投げ入れて採集した水草を持ち帰り、種別に分別した後、乾燥重量を測定した。底生動物については、エクマン・バージ採泥器(開口部15cm×15cm)で底質を採集し、目合250 μ mのネットでふるった後、同定・計数した。

3. 結果

水草については、2011年、2012年、2013年ともに、5月では各定点とも水草の乾燥重量は少なかった(図1)。2011年8月は同年5月より増加し、9定点におけ

る合計乾燥重量ではセンニンモ 2461.7g、コカナダモ 1493.0g、マツモ 989.6gの順に多かった。2012年8月は、南西部の1地点を除いて同年5月と同程度の地点が大半であり、合計乾燥重量ではセンニンモ 941.3g、マツモ 89.9g、糸状藻類 82.0gの順であった。2013年5月には、2012年5月より水草が少なかったが、8月には2011年と2013年の中間程度まで増加し、合計乾燥重量ではクロモ 1746.1g、マツモ 923.8g、センニンモ 533.8gの順であった。

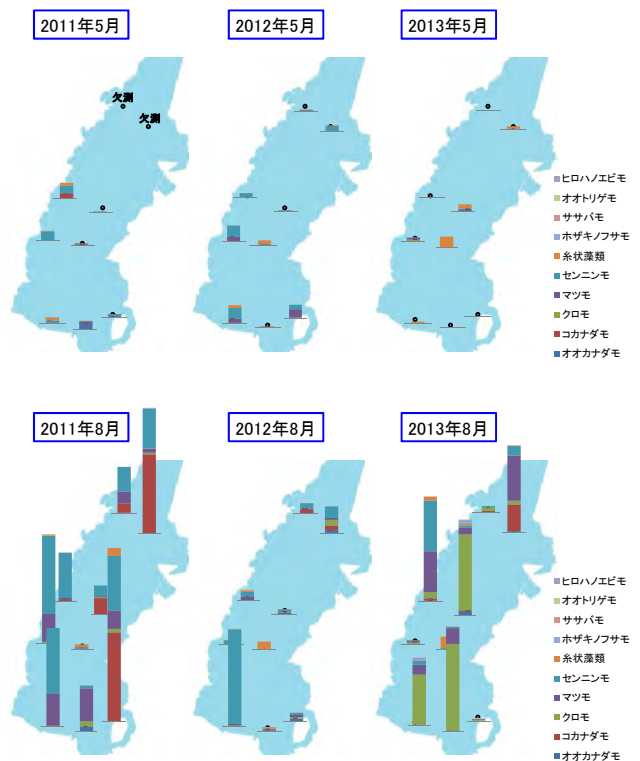


図1 南湖9定点における水草の種構成と水草チェーンによる半定量採集量(乾燥重量相対値)。

¹ びわこ成蹊スポーツ大学

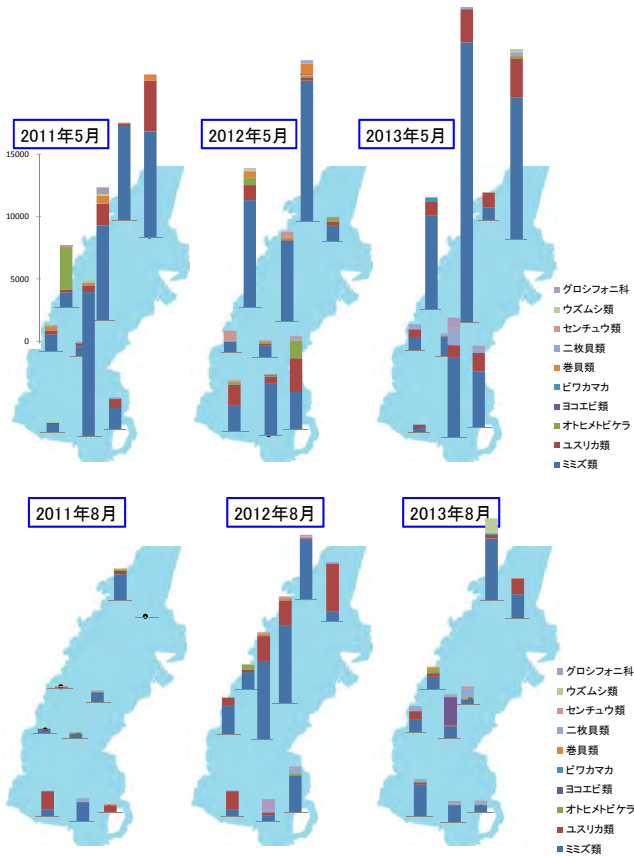


図2 南湖9定点における底生動物の種構成と生息密度(エクマン・バージ採泥器による定量採集)。

底生動物については、全調査期間を通して、ミミズ類が最も多く、次いでユスリカ類が多かった(図2)。2011年8月には、5月より底生動物が大幅に減少したが、2012年8月には、同年5月からの減少量が少なかった。2013年8月の生息密度は、同年5月からの減少量が2011年と2012年の中間程度であった。

水草繁茂量と底生動物生息密度との関係については、2011年～2013年の5月調査結果については有意な相関は認められなかったが、8月調査結果については有意な負の相関が認められた ($t=27, R=0.454, p=0.017$) (図3)。また、底生動物で優占したミミズ類の生息密度についても、水草繁茂量との間に有意な負の相関が認められた ($t=27, R=0.428, p=0.026$)。

二枚貝類の生息密度は、地点・時期による変動が大きいですが、2011年5月には平均30個体/m²、全定点で140個体/m²以下であったのに対し、2013年5月には平均247個体/m²、2013年8月には一部の定点で700個体/m²以上となり、増加傾向が認められた(図4)。採集された個体は、大部分がシジミ類の幼貝であった。

4. 考察

4-1 科学的視点からの考察

2012年夏季には、主に植物プランクトンの増加による透明度の低下によって、水草の成長が抑制されたと考えられる(3-4 南湖の水草の変遷と環境要因 参照)。このとき、夏季の底生動物の生息密度が比較的高かった理由として、増加した植物プランクトンが湖底に堆積し、これを摂食するミミズ類、ユスリカ類の餌条件が良好となったためと考えられる。ただし、南湖のユスリカ類については、水草に付着して生活する種が多く(Inoue et al, 2012)、底質中に生息するオオユスリカ等の生息密度は低い。一方、水草が増加すると底生動物の生息密度が低下する理由として、特にセンニンモのように湖底付近で繁茂する水草が、局所的な低酸素化を引き起こす(3-6 水草の大量繁茂による水の停滞と湖底の貧酸素水塊、そして水草除去に

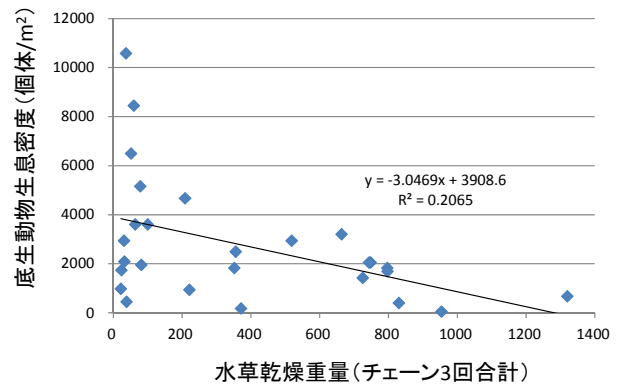


図3 南湖9定点における2011年～2013年の8月の水草繁茂量(水草チェーン3回採集、合計乾燥重量)と底生動物生息密度(エクマン・バージ採泥器による定量採集)との関係。

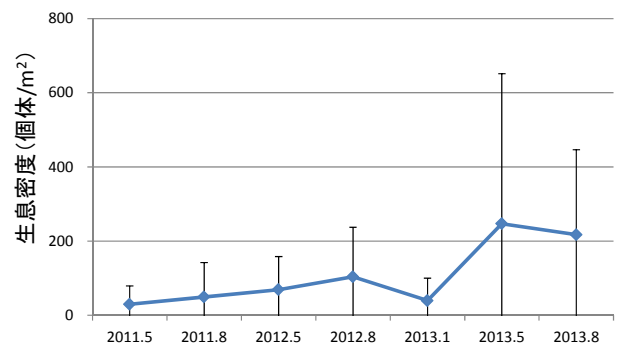


図4 南湖9定点における二枚貝類の平均生息密度(エクマン・バージ採泥器による定量採集)。

よる回復 参照) ことが考えられる。

また、近年、一部の水域で、湖底でマット状に繁茂する糸状藍藻リングビア *Lyngbya wollei* が増加傾向にある。底生動物への影響については不明であり、今後明らかにする必要がある。

南湖の底生動物相は、主にミミズ類が優占しており、貝類、特にシジミ類等の二枚貝類の生息密度が低い。貝類の生息密度については、エクマン・バージ採泥器の採集面積が小さいため過小評価となっている可能性があるが、現在の湖底環境では成貝まで成長することが困難と考えられる。また、シジミ類については、南湖においてもタイワンシジミ等の外来種の侵入が確認されている(石橋・古丸, 2003)。シジミ類は貝殻の形態や色彩の個体差が大きく、正確な種の同定には、倍数性・精子鞭毛数の観察、遺伝子解析等が必要である(石橋・古丸, 2003; 水戸・荒西, 2010)。本研究ではシジミ類を一括して扱ったが、今後、外来シジミ類の動態にも注意が必要である。

4-2 政策的視点からの提言に向けて

8月の水草繁茂量と底生動物の生息密度との間に有意な負の相関が認められたことから、水草を除去することで、ある程度、底生動物相の回復が見込まれる。

しかし、現状では南湖の底生動物相は主にミミズ類が優占しており、その他の底生動物は二枚貝類を含めて生息密度が極めて低い。シジミ類については1960年代から減少が続いており(1-2「南湖」とは何か? 参照)、水草繁茂だけが減少要因ではないと考えられる。二枚貝類の増加のためには、今後、外来シジミ類の動態に注意しつつ、富栄養化が進んだ時期からの堆積物や、湖底にマット状に広がるリングビア等、その他の底質環境についても調査を進める必要がある。

引用文献

- 林一正・森主一・東玲・川那部浩哉・近畿地方建設局(1966) 貝類班中間報告. びわ湖生物資源調査団中間報告, 607~707.
- Inoue, E. (2012) Chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) of Lake Biwa, with emphasis on the changes in recent years. In: Lake Biwa: Interactions between nature and people (eds Kawanabe, H., Nishino, M. and Maehata, M.), Springer, New York, pp 113-116.
- 石橋亮・古丸明(2003) 琵琶湖淀川水系、大和川水系におけるタイワンシジミの出現状況. *Venus*, 62, 65~70.
- 水戸鼓・荒西太士(2010) 高梁川水系における *Corbicula* シジミの分子分類解析. *陸水学雑誌*, 71, 193~199.
- 水草繁茂に係る要因分析等検討会(2009) 水草繁茂に係る要因分析等検討会 検討のまとめ. 水草繁茂に係る要因分析等検討会, 大津, 15+14pp.

- 西野麻知子(2001) 琵琶湖のユスリカと大発生する種. In: ユスリカの世界(近藤繁生・平林公男・岩熊敏夫・上野隆平 編), 培風館, 東京, pp 2-11.
- 津田松苗・川合禎次・鉄川精・御勢久右衛門・近畿地方建設局(1966) 底生動物班中間報告. びわ湖生物資源調査団中間報告, 518-534.

3-8 南湖における固有沈水植物ネジレモの遺伝的多様性

金子有子・中川昌人¹・西野麻知子²

Abstract:

琵琶湖固有の沈水植物であるネジレモ（トチカガミ科セキショウモ属）の南湖集団を対象としてアロザイム酵素多型による集団の遺伝構造の解析を行った。全体では集団間の遺伝的分化の程度は低く、広く遺伝子流動が行われていることが示された。また、湖岸に沿った緩やかな遺伝的分化が認められ、湖岸に沿った水の流れ及び浅水域に生育する本種の生態特性との関連が示唆された。

1. 研究の背景

琵琶湖の沈水植物群落は1930年代以降、人間活動に伴う環境条件の変化によって、生育面積や種構成を変化させてきた。特に、南部の副湖盆として成立する南湖では、1930～1950年代には湖底全域を比較的小型の沈水植物群落が被い尽くしていたが、1964年の琵琶湖大橋建設と埋立て等による激減をはじめ、1970～1980年代には大きく衰退していた。1994年の水位低下を機に増加してきたが、2012年には再び激減したと報告されている（水草繁茂に係る要因分析等検討会2009; 浜端2013）。このような群落の変遷は個々の種の集団の遺伝的構造にも影響を及ぼしていると予測されるが、具体的な検証はなされていない。

2. 研究目的

本研究では南湖のネジレモ集団を対象にアロザイム酵素多型を用いた集団遺伝構造の解析を行う。ネジレモは、1930～1960年代末までは琵琶湖で最も出現頻度の高い優占種であったが（山口1938; 滋賀県水産試験場1972等）、浚渫や地形改変による浅水域の減少等に伴い、1980年代半ばには琵琶湖全域で減少が確認され出現頻度は6位となり（浜端1991）、1994年以降も減少傾向にある。1994年以降増加した種はセンニンモ、クロモや外来種のオオカナダモ等比較的背景が高く泥～砂泥の湖底に生える数種で、比較的背景の低いネジレモ、コウガイモ、イバラモ等は逆に減少している（水資源機構琵琶湖開発総合管理所2009）。2002年にはネジレモの優占度は10位になっており、固有分布する希少種として現状把握が必要である。

3. 研究方法

3-1 調査種と材料の採取

ネジレモ (*Varisneria asiatica* Miki var. *biwaensis* Miki) はトチカガミ科セキショウモ属に属し、10～50 cm程度の葉身をもつ比較的小型の沈水

植物である。主に水深0～2 mの範囲に生育し、砂質域では琵琶湖のほぼ全域で分布が確認されている（水資源機構琵琶湖開発総合管理所2009）。2011年9～11月に南湖の13地点においてネジレモの葉身を採集した（図1）。2 m以上の間隔を空け、可能な限り異なる群落から採集した。

3-2 電軌泳動

電気泳動はShiraishi (1988) に従い、ポリアクリルアミドゲル電気泳動法により行った。明瞭で解釈可能な染色パターンは10酵素種で得られ、14遺伝子座を解析することができた。

3-3 データ解析

遺伝的多様性については、各サンプルの10酵素14遺伝子座での遺伝子型データから多遺伝子型遺伝子型を求めた。各集団のクロンの多様性の指数としてシン普森指数 (Simpson 1949) を計算した。また、集団のサンプル数によるバイアスを排除したパラメータである遺伝子多様度 (Allelic richness [A_R]; El-Mousadik and Petit 1996) も求めた。

遺伝的分化については、根井の遺伝子多様度指数

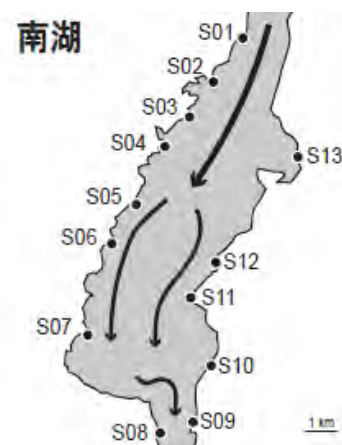


図1. 採集地点図。矢印は湖流の方向を示す（金子ほか2009参照）。略号は表1を参照。

¹ 岡山県農林水産総合センター

² びわこ成蹊スポーツ大学

(H_T , H_S , G_{ST} ; Nei 1973) の解析を多型な遺伝子座に関して行い、複数の遺伝子座による推定値として、集団間での各指数の平均を求めた。また、集団間の遺伝的分化の程度を表す指数である G_{ST} については遺伝子座ごと、全体の値それぞれについて χ^2 乗検定を行った (Workman and Niswander 1970)。集団の遺伝子頻度から根井の遺伝距離 (Nei 1972) を全ての集団の組み合わせに対して計算した。得られた距離行列に基づいて近隣結合法 (Saitou and Nei 1987) による類似図を作成した。

4. 結果

4-1 クローンの多様性

全 282 サンプルに 165 のクローンが認められた (表 1)。単一のクローンから成る集団はなく、集団当たり平均 12.7 クローンがみられた。シン普森指数は 0.782 から 0.972 の値を取り、坂本で最も低く、大正川河口で最も高かった。また、アレクシッチ値は 1.49~1.24 の範囲で、草津川で最も低く、大正川河口で最も高かった (中川ほか、2014)。

4-2 遺伝的分化

ネジレモ南湖集団の持つ遺伝的変異量のうち、7.0%が集団間、93.0%が集団内に保持されていた。また、根井の遺伝距離から得られた距離行列に基づく近隣結合法による遺伝的類似度では、琵琶湖南部の東岸集団、南湖南部の集団がそれぞれクラスターを形成していた (図 2; 中川ほか、2014)。

表 1 調査集団と遺伝的多様性

| 集団の略号地域名 | サンプル数 | クローン数 | シン普森指数 | アレクシッチ値 |
|--------------|-------|-------|--------|---------|
| S01 堅田漁港 | 15 | 10 | 0.943 | 1.27 |
| S02 天神川河口 | 30 | 18 | 0.949 | 1.38 |
| S03 北雄琴 | 23 | 15 | 0.949 | 1.28 |
| S04 大正寺川河口 | 23 | 18 | 0.972 | 1.49 |
| S05 大宮川河口 | 30 | 21 | 0.968 | 1.40 |
| S06 坂本 | 11 | 5 | 0.782 | 1.29 |
| S07 柳が崎 | 20 | 9 | 0.874 | 1.31 |
| S08 膳所 | 16 | 8 | 0.883 | 1.34 |
| S09 近江大橋東詰 | 32 | 15 | 0.933 | 1.24 |
| S10 帰帆北橋 | 13 | 5 | 0.833 | 1.27 |
| S11 草津川河口 | 29 | 14 | 0.916 | 1.24 |
| S12 BIYOセンター | 20 | 14 | 0.937 | 1.32 |
| S13 赤野井 | 20 | 13 | 0.947 | 1.36 |
| 合計 | 282 | 165 | | |
| 平均 | 21.7 | 12.7 | 0.914 | 1.32 |
| (SE) | 1.9 | 1.4 | 0.016 | 0.02 |

5. 考察

5-1 遺伝的多様性

クローン多様性は 0.9 以上の集団が約 7 割を占め、種全体及び集団毎にみてもネジレモは比較的高い遺伝的変異をもつ植物であると考えられた。ネジレモは雌雄異株性であるが、外交配による有性繁殖が比較的広く行われていると考えられた。また、遺伝的多様性を維持する上で、南湖のネジレモ集団の中では、大正川河口と大宮川河口の地域の重要度が最も高かった。

5-2 遺伝的分化

遺伝的類似度において、南湖東岸の集団と南湖南部の集団がそれぞれまとまる傾向がみられたことから、ネジレモは湖岸に沿って緩やかに分化していることが示唆された。ネジレモは花粉、種子、越冬芽のいずれも水散布されるため、遺伝子流動は水の動きを介したものと考えられる。湖岸に沿った遺伝子流動と集団のまとまりは、湖流や沿岸域での水を介した遺伝子流動と、この種の浅水域に生息するという生態特性の相互作用によって形成されていると考えられた。

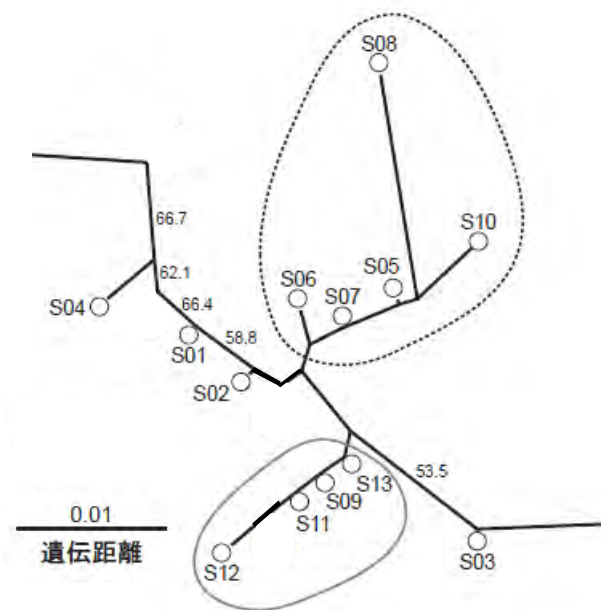


図 2. 集団間の遺伝距離にもとづく近隣結合法 (Saitou and Nei, 1987) による遺伝的類似図。枝上の数値は 1000 回ブートストラップでの支持確率を示す (50%以上の数値のみ表示) (中川ほか、2014)

引用文献

- El Mousadik A, Petit RJ (1996) High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree (*Argania spinosa* (L.) Skeels) endemic of Morocco. *Theoretical and Applied Genetics* 92: 832-839
- 浜端悦治 (1991) 琵琶湖の沈水植物群落に関する研究 (1) - 潜水調査による種組成と分布-. 日本生態学会誌 41: 49-63.
- 浜端悦治 (2013) 減り続けるのか? 琵琶湖南湖の沈水植物群落. 琵琶湖統合研究「南湖生態系の総合的・順応的管理に関する研究」中間発表会講演要旨集 7-9.
- 金子有子ほか (2009) 湖岸生態系の保全・修復および管理に関する研究-平成19~20年度(2007~2008年度)中間報告. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告 5: 55-85.
- 水草繁茂に係る要因分析等検討会 (2009) 水草繁茂に係る要因分析等検討会検討のまとめ. 国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所.
- 水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2009) 琵琶湖沈水植物図説.
- 中川昌人・金子有子・西野麻知子 (2014) 琵琶湖南湖における固有種ネジレモの遺伝的変異と遺伝子流動. 保全生態学研究 19 巻 1 号.
- Nei M (1972) Genetic distance between populations. *American Naturalist* 106: 283-292.
- Nei M (1973) Analysis of gene diversity in subdivided populations. *PNAS* 70: 3321-3323.
- 滋賀県水産試験場 (1972) 昭和 44 年度琵琶湖沿岸帯調査報告書. 滋賀県.
- Saitou N, Nei M (1987) The neighbour joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution* 4: 406-425.
- Shiraishi S (1988) Inheritance of isozyme variation in Japanese 5 black pine, *Pinus thumbergi* Parl. *Silvae Genetica* 37: 93-100.
- Simpson EH (1949) Measurements of diversity. *Nature* 168: 688.
- Workman PL, Niswander JD (1970) Population studies on southwestern Indian tribes. II. Local genetic differentiation in the Papago. *American Journal of Human Genetics* 22: 24-49.
- 山口久直 (1938) 琵琶湖南部における高等水生植物の生態分布. 生態学研究 4: 17-26.
- * 本研究は、中川・金子・西野 (2014) に原著論文として掲載されています (引用文献参照)。本報告はその内容を抜粋したものです。

