

調整池に繁茂する外来スイレン (*Nymphaea* spp.) のソウギヨ (*Ctenopharyngodon idella*) 導入による抑制

宮野 晃寿*・藤岡 正博**・遠藤 好和**・佐藤 美穂**・諸澤 崇裕***

Control of alien aquatic weeds, water lilies (*Nymphaea* spp.), by introducing grass carp
(*Ctenopharyngodon idella*) in a reservoir.

Akihisa MIYANO*, Masahiro FUJIOKA**, Yoshikazu ENDO**,
Miho SATO** and Takahiro MOROSAWA***

目 次

1. はじめに	48
2. 調査地および方法	50
2-1. 調査地	50
2-2. 調査方法	52
2-3. 統計解析	55
3. 結果	55
3-1. 植被率と水質の変化	55
3-2. 植被率調査終了時のスイレンとソウギヨの状態	59
3-3. 植被率調査終了後のソウギヨ放流区の状態	60
3-4. 遮光ネット実験	61
4. 考察	62
謝辞	66
引用文献	66
Summary	69

* 筑波大学生物資源学類 (現所属: 筑波大学生命環境科学研究科生物資源科学専攻)

** 筑波大学生命環境科学研究科農林技術センター筑波実験林

*** 筑波大学生命環境科学研究科生物圏資源科学専攻

* College of Agrobiological Resource Sciences (Present address: Master's Program in Agro-biological Sciences and Technology, Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba)

** Tsukuba Experimental Forest, Agricultural and Forestry Research Center, Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba

*** Doctoral Program in Biosphere Resource Science and Technology, Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba

1. はじめに

水生植物は、時に大繁茂して人間活動の妨げになることがある。農業用水路で水の流れを妨げたり (Belal 2007)、水力発電施設に悪影響を及ぼしたり (Brönmark and Hansson 2007)、植物プランクトンの発生を抑制して無酸素状態を招く (Catarion et al. 1997) ことが報告されている。過大に繁茂する水生植物は外来種であることが多い。滋賀県の琵琶湖では北米原産の沈水植物であるコカナダモ (*Elodea nuttallii*) とオオカナダモ (*Egeria densa*) が大繁茂して、異臭を放ったり、船舶の航行障害や下流のダムの閉塞をもたらした (中井・浜端 2002)。北米ではユーラシア・アフリカ原産のクロモ (*Hydrilla verticillata*) が池や水路で大発生し、釣りや水上スキーといったレジャー利用価値の低下や船舶の航行障害を引き起こしている (Maceina and Reeves 1996, Smart et al. 1998, Kirk et al. 2000)。熱帯地方原産の浮漂植物であるボタンウキクサ (*Pistia stratiotes*) は西日本を中心に各地の湖沼や河川で野生化し、船の航行や漁労を不可能にしているだけでなく、在来植物の生育地を奪い、本来の水生植物群集を大きく変化させた (角野 2002)。また、外来水生植物は、在来近縁種との交雑を通じて遺伝的攪乱を引き起こす可能性も指摘されている (角野 2004)。

水草の除去や制限の方法は、1) 機械的防除、2) 化学的防除 (除草剤)、3) 生物的防除、の三つに大別できる。機械的防除は刈り取り機や人手で刈り取るもので、コストや労力が大きく、効果も持続しない (Pierce 1983, Catarion et al. 1997, Belal 2007)。除草剤を使った化学的防除は安価で効率的であり、効果がすぐに現れる方法である。しかし、植物プランクトンや他の水生無脊椎動物、魚類、時には人間など、対象外の生物に毒性影響を及ぼす可能性があり、特にかんがい用水として再利用される水域では使えない (Pierce 1983, Belal 2007)。また、そうした問題の少ない除草剤は除草効果が低いことが多い (Catarion et al. 1997)。生物的防除は、一般的に低コストで、効果が持続するという大きな利点がある。かつては化学的防除に比べて環境へのインパクトも小さいと考えられ、世界中で積極的に推進された。しかし、今日では生物的防除はリスクの高い管理手法として厳しい目が注がれている (Simberloff and Stiling 1996)。国内でも、たとえば、沖縄本島や奄美大島に導入されたジャワマンゲース (*Herpestes javanicus*) は、ハブ (*Protobothrops flavoviridis*) やネズミ類の駆除という本来の目的を達成できなかっただけでなく、希少な小動物を捕食するなどの弊害を生じ、現在では外来生物法に基づいて根絶事業が実施されている。つまり、導入した生物 (control agent) を適切に管理できる手段があらかじめ確立されていないと、生物的防除は新たな外来種問題等を引き起こす危険が大きい。

水草の生物的防除には昆虫 (Newman and Biesboer 2000) や巻貝 (大隈ら 1994) が利用されることもあるが、もっとも広く使われているのは、ユーラシア大陸東部原産のコイ科植食魚類であるソウギョ (*Ctenopharyngodon idella*) である。ソウギョの口に歯はないが、喉に丈夫な咽頭歯を持ち、水面に浮いている草を引きずり込み、吸い込んだ植物をちぎり取って摂食する (土屋 1977)。ソウギョは漢字で「草魚」と書き、その名の通り好んで水草を食べるが、セルロースを消化できないため消化率は約50%程度にとどまる (Hestand and Carter 1978, Pierce 1983,

Pípalová et al. 2009)。その結果、ソウギョは大量の水草を食べ、その量は1日で体重の1~1.5倍にもなるとの報告がある(立川 2002)。ソウギョは水草駆除を目的としてヨーロッパ(van Zon 1977, Kirkagac and Demir 2004, Pípalová 2006)や米国(Michewicz et al. 1972, Van Dyke et al. 1984, Blackwell and Murphy 1996, Hanlon et al. 2000)など50ヵ国以上(Belal 2007)に導入されている。特に米国では大きな水域に大量のソウギョが放流されているケースがある(Maceina and Reeves 1996, Smart et al. 1998, Kirk et al. 2000)。また、一部の国や地域ではスポーツフィッシング用(Pierce 1983)や食料資源として(van Zon 1977, Pierce 1983, Sutton and Vandiver 1986, FAO 2004)導入されてきた。

1960年代にソウギョが導入されはじめた当初は、除草効果が大きく、かつ継続し、コストが大幅に減らせる上に深刻な副次効果もない(van Zon 1977, Pierce 1983, Shireman et al. 1986)とされた。しかし、その後、主に三つの懸念が浮上している。一つは、導入先で繁殖して野生化するリスクである。ソウギョの卵は川を100km程度流下しつつ孵化するため(Belal 2007)、日本では孵化以前に海水域に達しない流れを有する利根川水系以外では繁殖しないとされており(宮地ら 1976, 土屋 1977)、海外でも繁殖できる条件は限られているとされる(Pípalová 2006)。しかし、新しい環境に適応して繁殖する可能性も否定できないため、逸出や繁殖を防止する対策が不可欠である。繁殖の問題は稔性のない3倍体を利用することによってほぼ解決できるため、米国では3倍体に限って放流を認めている州が多い(Chilton and Muoneke 1992, Bain 1993)。二つ目に効果の不確実性が挙げられる。放流数が多すぎるとすべての植生がなくなり、少なすぎると駆除したい水草が顕著には減らないことがある。かつて水草の繁茂する湖だった長野県の本栖湖や野尻湖は、大繁茂する水草対策としてソウギョが放流された後、水草が壊滅状態となった(林 2002)。京都府の大覚寺大沢池でも繁茂しすぎた水草除去のためにソウギョが放流されたが、過放流により水草が消滅して池の風景は一変した(真板 2008)。もう一つの問題は、ソウギョの導入、またはその結果としての水草の抑制が他の生物に及ぼす影響、すなわち意図しない間接効果である。海外では濁度の増加(Lembi et al. 1978)や底生無脊椎動物の増加(Leslie and Kobylinski 1985, Bain 1993)、ブルーギル(*Lepomis macrochirus*)の減少(Forester and Lawrence 1978)などが報告されているが、国内では今のところ具体的な報告例はない。

ソウギョを利用した水生植物の抑制には以上のような問題があるが、逆に言うと、最終的な目標が水草を一掃すること、ないしはソウギョの好む水草を選択的に減らすことにあり、繁殖や逸出を防止でき、他の生物種への影響が懸念されないか、必要な場合にはソウギョを回収できるような条件であれば、ソウギョは非常に有効な除草手段となりうるであろう。現時点では、ソウギョは外来生物法に基づく要注意外来生物に指定されている(環境省 2009)ものの、国内ではソウギョの利用や放流に関して特に規制はない。そのため、ソウギョはゴルフ場や民有地の比較的小規模な池での除草用に根強い需要がある。しかし、その導入密度や効果、他の生物への影響などについて学術論文にまとめたものは大隈ら(1984)など、ごく限られている。

筑波大学の筑波キャンパス北地区には、かつての谷津田を掘削・拡張して設けられた調整池である兵太郎池がある(筑波大学施設部 1985)。こうした人工池では作られた当初には植生がない

ため外来種が先に到達して広がってしまいやすい (Smart et al. 1998)。兵太郎池では過去に浮葉植物のスイレン (*Nymphaea* spp.) が観賞用に導入され、現在は池の植物の大部分がスイレンで占められている。スイレンは外来種であり、水底の表面近くに根茎をはわせ、その根茎やそこから伸びる細根がお互いに絡み合ってマット状となって池底を覆う。そのため水の流れが妨げられ、ヘドロが排出されずにさらに堆積し、水深が浅くなる。あまりに浅くなると、調整池の機能を回復するために浚渫などの土木的手法による大規模な補修が必要になってしまい、コストの増大や生物相への大きなダメージを招きかねない。筑波大学農林技術センター筑波実験林では2008年春から兵太郎池の水質と生物相のモニタリングと長期的な環境改善に取り組み始めている (遠藤ら 2010, 遠藤ら 2011)。その一環として、水面全体を覆っているスイレンを制限していく予定である。特に、兵太郎池での水質面で最大の問題である溶存酸素 (DO) 濃度の低下 (遠藤ら 2010) がスイレンの抑制によって緩和されることを期待している。ソウギョの利用は低コストで持続的なスイレン抑制技術として期待されるが、上述の問題のほかに、ソウギョはスイレンをあまり好まず (Sutton and Vandiver 1986, Bonar et al. 2002)、スイレンの栽培池で他の植物を駆除するのに使われることさえある (Santha et al. 1994) ことから、スイレンが摂食されるのかという懸念もある。そこで本研究では、1) 植生としてほとんどスイレンしかない環境下でソウギョによってスイレンの繁茂を抑制できるかどうかを検証することと、2) 本格的・長期的な利用に先立って問題点を抽出すること、3) スイレン抑制の結果としてDO濃度の上昇を期待できるかどうかを確認することを目的とした。

2. 調査地および方法

2-1. 調査地

兵太郎池 (北緯36度 6 分58秒, 東経140度 6 分 2 秒) は、1973年の筑波大学開学に合わせて洪水調整機能をもつ調整池として造成されたもので、筑波キャンパス内で最大の面積2.2haを有している (筑波大学施設部 1985)。流入河川はなく、筑波キャンパス北地区の雨水が4ヵ所から流入し、1ヵ所の排水口から約400m離れた花室川に放水されている。池の東側にはポンプが設置され、池から取水した水を水平距離約60m、高さ3.8m汲み上げてから浅い水路に流し、約100m²の小さな池を経由して兵太郎池に戻っている。兵太郎池のうち通称「ペデ」と呼ばれる歩道の東側は、隣接する植物見本園とともに農林技術センター筑波実験林の管理エリアとなっている。その一部に短辺約11m×長辺約45mで広さ約500m²の囲いを作り、ソウギョ放流区 (調査地) とした (図1)。囲いの2辺は25mm×25mmメッシュのポリエチレン製の網で囲い、残りの2辺は陸地である。網と池底の間からソウギョが逃げないように、網の着底部分のスイレンの根を30cmの幅で刈り取り、おもりの付いた網の底部を池底に埋めた。網の高さは150cmで、上部は水面から50cm出るように杭とロープで固定した。

スイレンの成長を継続調査するコドラート (調査区) として3m×3mのソウギョ排除区 (E1～E6) とソウギョ採食区 (G1～G6) を対にしてソウギョ放流区内に6組設けた (図1)。対と

対の間は1.5m空けた。コドラートは東側、南側に生える木の陰によってスイレンの成長に差が出るのを防ぐためになるべく沖に設けた(図1)。ソウギョ排除区ではソウギョがスイレンを食べられないように周りをポリエチレン製の網(25mm×25mmメッシュ、高さ120cm)で囲んだ。この網にもソウギョ放流区全体を囲う網と同様におもりを付けて、池底も同様の処理を行い、水面からは20cm出るようにした。ソウギョ採食区は網で囲まれていないが、ソウギョ排除区と条件をそろえるために方形区境界部の池底はスイレンの根を刈り取り、四隅に目印として竹の杭を打ち込んだ。これらの作業は、2009年4月1日から始め、4月27日にすべての準備を終えた。

また、ソウギョ放流区の北側に約1.5m離して遮光ネットによるスイレン抑制実験区を設けた。遮光率75%と50%のポリエチレン製遮光ネット(幅2m×長さ6m)各2枚を2009年7月13日にスイレンの上からかぶせて竹の杭で固定し、その間の同面積を対照区とした(図1)。

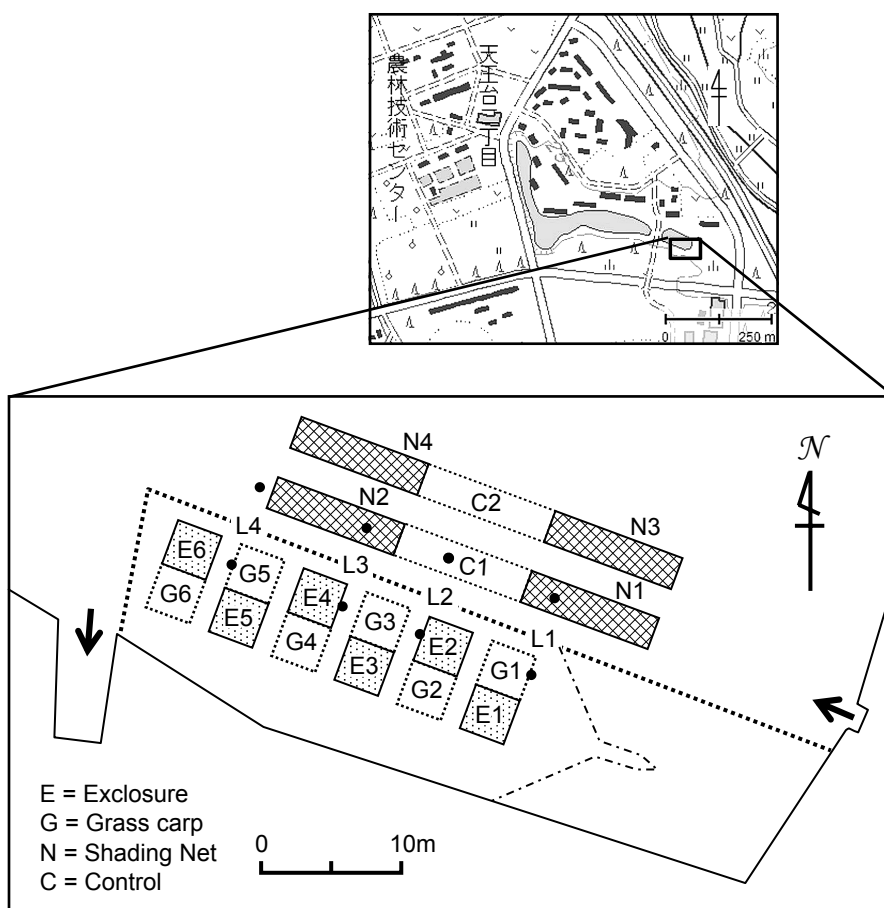


図1. 兵太郎池とソウギョ試験地の位置図

太い点線がソウギョ放流区を囲む網、矢印が水の流れを表す。E1-E6がソウギョ排除区、G1-G6がソウギョ採食区、N1-N4が遮光ネット試験区(N1とN4が50%遮光、N2とN3が75%遮光)、C1-C2が遮光ネット対照区。破線がソウギョ捕獲時に使用した定置網の位置を表す。黒丸は2010年夏のDO濃度と温度の測定地点で、網の点線をはさんで2箇所が対になっており、流れの上流側からL1-L4である。東側と南側は陸地で、樹高10m程度までの木がまばらに生えている。

2-2. 調査方法

2009年5月1日から5月19日にかけて体長約20~60cmのソウギョ36尾を放流した(表1)。各ソウギョには、個体識別のためにヒレの一部を切るかイラストマー(Northwest Marine Technology, Inc.)を注入した(表1)。36尾の合計体重は21,069gで、特に大きい1尾(個体番号11, 体長574mm, 体重3,100g)を除く35尾の平均体長は299mm \pm 50SD, 平均体重は513g \pm 207SDであった。放流時のソウギョの密度は約807尾/ha(472kg/ha)になった。なお、5月2日に1尾のソウギョがカワウ(*Phalacrocorax carbo*)によって捕食された。このカワウは試験研究用に飼育されたのち放されていた個体であったため、捕獲して胃内容物を吐き出させることができた。ソウギョはすでに頭部や腹部が消化され始めており、ヒレによる個体識別はできなかったが、体長は263mmであったことから前日に放流された個体番号10(表1)であった可能性が高い。また7月25日頃、1尾のソウギョがアオサギ(*Ardea cinerea*)によって捕食されているのを著者の一人(遠藤)が確認したが、捕食された個体は不明である。さらに、最大個体であった個体番号11については2009年の9月に借り受け先であるかすみがうら市水族館に返す予定であったが、消失していた。時期や原因は不明である。かすみがうら市水族館には代わりに3個体を10月29日に返却した。したがって、2009年10月29日時点で残っていたソウギョは最大で30尾である。

2009年5月から9月にはスイレンの繁茂状況を、水面を葉が覆っている割合(植被率)で評価した。ソウギョ排除区とソウギョ採食区の写真を2週間ないし3週間に1度の頻度で合計9回(5/1, 5/15, 5/26, 6/12, 6/27, 7/14, 7/31, 8/26, 9/8)撮影した。長さ3.9mのボールにデジタルカメラ(Panasonic, DMC-FX37)を取り付け、コドラートの外側からコドラートの真上にかざしてタイマー機能を使って撮影した(図2a)。日光の水面への反射を防ぐために撮影は日の出直後に行った。また、その前後に各コドラート内でのスイレン開花数を記録し、各コドラート中心のDO濃度および水温を測定した。測定は同じボールにDOメーター(飯島電子工業株式会社, ID-100)を取り付けてコドラートの外側から行った。

各コドラートの植被率は以下のように算出した。ソウギョ排除区の周辺部ではスイレンが囲いの網に押し戻されたことや囲いが完全に正方形でなかったことを考慮し、植被率を測定する範囲を中央部に限定した(図2b)。具体的には、写真を統合画像ビューアーViX(フリーソフト)で1辺がコドラートの80%(面積で64%)になるように正方形で切り取った(図2c)。その画像をビットマップファイル形式で保存し、Adobe Photoshop Elements 6(Adobe Systems)を使ってスイレンの葉で覆われた部分を白に、水面を黒に二階調化した(図2d)。二階調化した画像をPixelCounter(フリーソフト)に読み込んで、白と黒のピクセル数から白のピクセル数の占める割合を求めてスイレンの植被率とした。ソウギョ採食区についても同様にして植被率を求めた。

スイレンの成長がほぼ止まり、一部の葉が黄変し始めた2009年9月8日と9月9日に全てのコドラート内のスイレンの葉を、剪定バサミを用いて葉身と葉柄の境目で刈り取った。葉が半分以上黄変しているものは刈り取りの対象から除外した。水面上に出ている花(蕾や果実を含む)も同様に刈り取った。刈り取った葉と花を屋外で風乾した後、乾燥機で80℃・48時間以上乾燥

表 1. 兵太郎池試験区に放流したソウギョの個体情報

番号	放流日	体長 (mm)	体重 (g)	個体識別	入手先
1	2009/5/1	223	243	背ビレcut	土浦
2	2009/5/1	305	589	左胸ビレcut	土浦
3	2009/5/1	211	163	右胸ビレcut	土浦
4	2009/5/1	258	352	右腹ビレcut	土浦
5	2009/5/1	229	247	左腹ビレcut	土浦
6	2009/5/1	277	429	尻ビレcut	土浦
7	2009/5/1	226	252	尾ビレ下cut	土浦
8	2009/5/1	226	233	尾ビレ上cut	土浦
9	2009/5/1	240	261	右胸ビレcut・右腹ビレcut	土浦
10	2009/5/1	263	359	左胸ビレcut・左腹ビレcut	土浦
11	2009/5/15	574	3100	マークなし	かす
12	2009/5/17	221	220	背ビレcut・尾ビレ上cut	イソ
13	2009/5/17	221	237	背ビレcut・尾ビレ下cut	イソ
14	2009/5/19	341	715	背ビレ	埼玉
15	2009/5/19	343	639	尾ビレ上	埼玉
16	2009/5/19	366	839	左胸ビレ	埼玉
17	2009/5/19	320	524	尾ビレ下	埼玉
18	2009/5/19	334	692	尻ビレ	埼玉
19	2009/5/19	306	514	右胸ビレ	埼玉
20	2009/5/19	318	563	左腹ビレ	埼玉
21	2009/5/19	334	678	右腹ビレ	埼玉
22	2009/5/19	289	428	尾ビレ上・尾ビレ下	埼玉
23	2009/5/19	325	615	背ビレ・尾ビレ上	埼玉
24	2009/5/19	268	359	尻ビレ・尾ビレ下	埼玉
25	2009/5/19	327	576	右胸ビレ・尻ビレ	埼玉
26	2009/5/19	312	530	右胸ビレ・左胸ビレ	埼玉
27	2009/5/19	332	661	右腹ビレ・左腹ビレ	埼玉
28	2009/5/19	321	550	背ビレ・左腹ビレ	埼玉
29	2009/5/19	301	441	尾ビレ上・左腹ビレ	埼玉
30	2009/5/19	346	648	尾ビレ下・右腹ビレ	埼玉
31	2009/5/19	331	646	背ビレ・尾ビレ下	埼玉
32	2009/5/19	293	447	背ビレ・尻ビレ	埼玉
33	2009/5/19	367	803	右胸ビレ・右腹ビレ	埼玉
34	2009/5/19	353	781	左胸ビレ・左腹ビレ	埼玉
35	2009/5/19	374	955	尻ビレ・尾ビレ上	埼玉
36	2009/5/19	359	780	尻ビレ・左腹ビレ	埼玉

個体識別の「cut」はヒレ切り、無表示はピンク色のイラストマー注入処理を表す。

入手先：土浦＝有限会社土浦観賞魚，イソ＝イソップ（東京都杉並区），かす＝かすみがうら市水族館，埼玉＝埼玉県水産流通センター。

させ、乾燥重量を0.01g単位で測定した。また、葉1枚あたりの重量を比較するため、刈り取った各コドラート内のスイレンの葉からランダムに100枚を選んで同様に乾燥重量を測定した。ただし、ソウギョ採食区のG2コドラートではスイレンの葉が78枚しかなかったため、100枚当たりの乾燥重量に換算した。

葉の刈り取り時に、各コドラートの四隅から中心方向に約50cm内側の水深（水面から水底またはマット状になった根茎までの深さ）を計測した。計測には目盛りを付けた測量ポールの先に、ポール先端がヘドロ状の池底へ沈み込むのを防ぐための10cm四方の園芸用鉢底ネットを取りつけたものを用いた。

ほとんどスイレンしか食べられない状況下でソウギョが成長するかどうかを確かめるため、不定期にソウギョ放流区内に定置網を仕掛けてソウギョを捕獲し、体長と体重を測定した。個体を特定できた場合には、放流日以降の体長と体重の増加は直線的であると仮定して1日当たりの成長率を求めた。

ソウギョ放流区の外側に設けた遮光ネット区についても2009年9月9日にソウギョ放流区内のコドラートと同様に葉の刈り取りを行い、乾燥重量を求めた。遮光ネットの外側では外部から光が入って効果が落ちるため、刈り取りの際には外側50cmとそれより内側（1m×5m）を別々に扱い、分析には内側のデータのみを用いた。

以上の調査終了後、2009年の晩秋以降はソウギョ放流区の網やソウギョはそのままにして経過を観察した。スイレンが再び繁茂した翌年の2010年6月21日と7月23日に9時から18時まで3時間ごとに4回、DO濃度と水温を測定した。測定地点は、ソウギョ放流区の長辺の網にそって、網から内側と外側にそれぞれ2.5m離れた4ヵ所とした（図1）。さらに、同年9月7日～9日にはソウギョ放流区内のソウギョ排除用囲い網を取り外し、ソウギョ放流区全域でソウギョが自由に摂食できるようにしてその後の経過を目視で観察した。

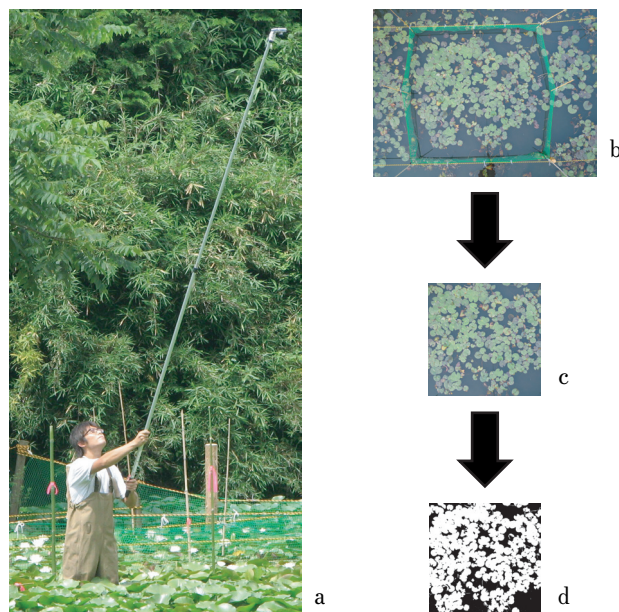


図2. スイレン植被率の計測手順

- a. ポール先端に装着したデジタルカメラによるコドラート真上からの写真撮影の様子、
b. コドラートの写真（ソウギョ排除区の例）、c. 中央部切り出し後の写真、d. 二階調化後の写真。

2-3. 統計解析

ソウギョによるスイレンの摂食がスイレンの植被率等に与える影響については一般化線形混合モデル (generalized linear mixed model, 以下GLMMとする) で解析した。目的変数をスイレンの植被率・開花数・DO濃度のいずれか, 説明変数をコドラートの種類 (ソウギョ排除区・ソウギョ採食区) とし, コドラートの位置による水深や日照の違いと季節変化を考慮するため, コドラート番号と日付をランダム効果とした。開花数とDO濃度の分析では, それぞれ植被率, 植被率と水温を説明変数に加えた。分布族として, 植被率には二項分布, 開花数にはポアソン分布, DO濃度にはガンマ分布を適用した。また, 5月1日の調査開始時 (ソウギョ放流直前) と9月8日の植被率調査最終回のスイレンの植被率については別にとりあげ, ソウギョ排除区とソウギョ採食区の間で植被率に差があるかどうかをWilcoxonの符号順位検定を用いて検定した。

各コドラート内のスイレンの葉の全乾燥重量およびランダムに選んだ100枚の葉の乾燥重量がソウギョ排除区とソウギョ採食区の間で差があるかどうかについてはWilcoxonの符号順位検定を用いて検定した。植被率調査最終回の開花数についても同様に検定した。植被率調査最終回時点でのソウギョ採食区およびソウギョ排除区におけるスイレンの植被率およびスイレンの葉の乾燥重量と水深の関係について, Spearmanの順位相関係数を求めた。

2010年の6月21日と7月23日に計測したDO濃度と水温については, 測定区 (ソウギョ放流区の内側か外側か) と位置 (図1) を説明変数, 日付と時刻をランダム効果とするGLMMで解析した上で, 尤度比検定によって測定区と位置の効果の有意性を検定した。

遮光ネット実験でのスイレンの葉の乾燥重量については, 2種類の遮光ネット (各2区画) に明確な違いがなかったため, 両者を込みにして対照区との違いについて分散分析 (ANOVA) で検定した。

統計解析には統計ソフトR 2.10.1 (R Development Core Team 2009) を用いた。データのばらつきを示すには, 本文と図のいずれにおいても, データが正規分布している場合には標準誤差を, そうでない場合には標準偏差を用いた。

3. 結果

3-1. 植被率と水質の変化

植被率は, ソウギョ放流後2ヵ月ほどはソウギョ排除区とソウギョ採食区で同じように変化した, 3ヵ月目以降では両者とも同じような変化を示したコドラートの対 (3, 5, 6) がある一方で, ソウギョ排除区でソウギョ採食区よりも大きくなるコドラートの対 (1, 2, 4) があった (図3)。植被率調査最終回の植被率は, ソウギョ採食区でソウギョ排除区よりもコドラート間のばらつきが大きかった (変動係数CVは各々0.45と0.03)。全体として, 調査期間を通じてコドラートの種類とスイレンの植被率の間には有意な関係が見られなかった (GLMM, coefficient = -0.42, SE = 0.44, p = 0.34)。調査開始時 (ソウギョ放流直前) には6組中5組で植被率がソウギョ採食区よりもソウギョ排除区で高かった (図3)。採食区には網が張られていないため,

4月のコドラート設置作業時に踏み込んでしまったために差が生じた可能性があるが、統計学的にはコドラートの種類で差はなかった (Wilcoxon signed-rank test, $V=15$, $p=0.44$)。それに対して、植被率調査最終回のスイレンの植被率は、ソウギョ排除区の方がソウギョ採食区に比べてわずかに有意に届かない危険率が高い傾向が見られた (Wilcoxon signed-rank test, $V=20$, $p=0.06$, 図4)。

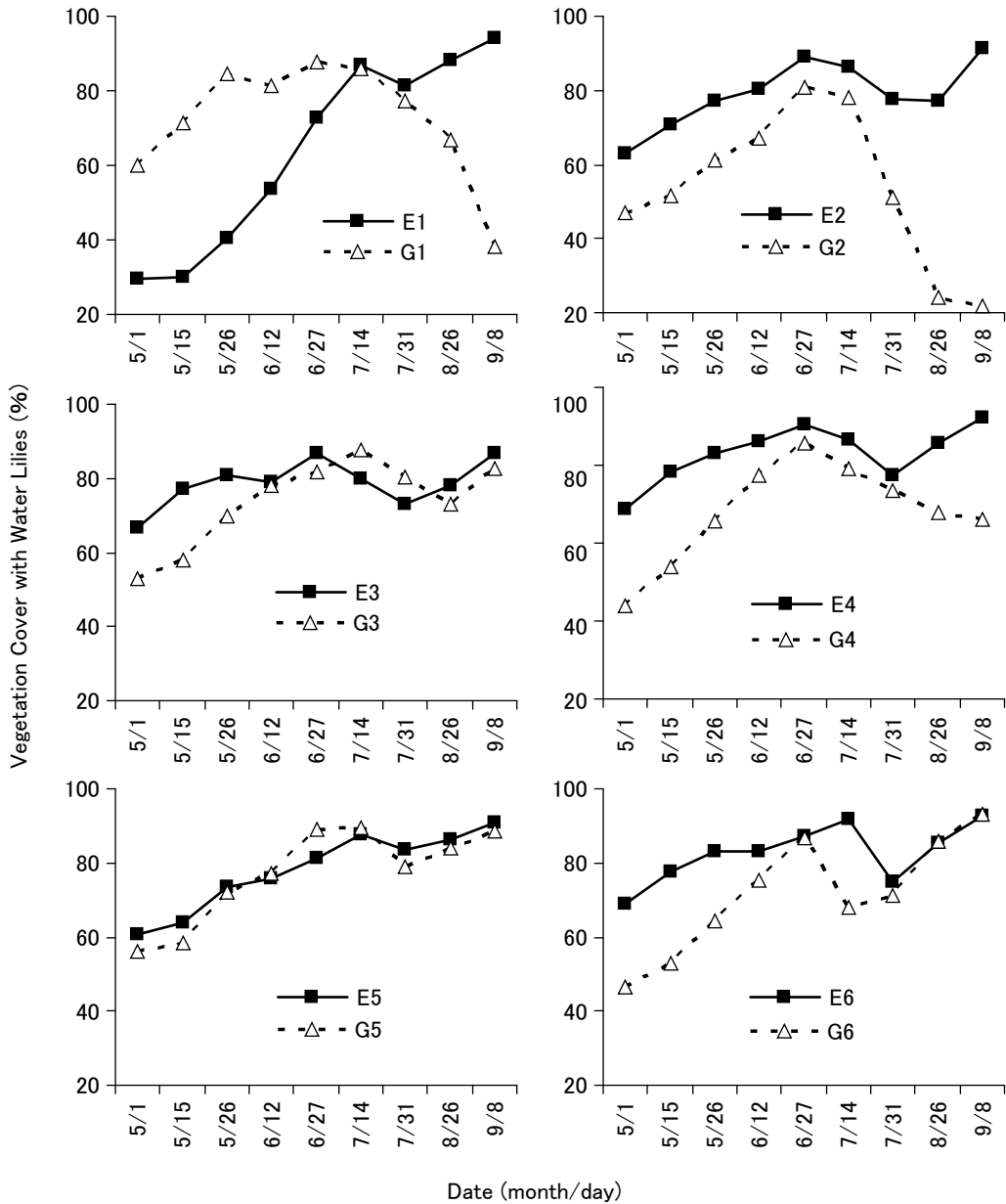


図3. 各コドラートの対におけるスイレン植被率の季節変化

E1～E6がソウギョ排除区, G1～G6がソウギョ採食区を表す。

DO濃度はソウギョ排除区とソウギョ採食区で、ともに5月から7月にかけて低下し8月以降はやや上昇したのに対し、水温はどちらの区でもDO濃度とほぼ逆転する季節変化を示した(図5)。GLMMによる解析の結果、水温とDO濃度に負の相関が見られた(coefficient=-0.21, $p<0.001$, 表2)が、ソウギョ排除区とソウギョ採食区の間ではDO濃度に違いは見られなかった(coefficient=-0.12, $p=0.29$, 表2, 図5)。また、DO濃度と植被率の間にも関係は見られなかった(coefficient=-0.28, $p=0.51$, 表2)。

スイレンの開花数は、6月から7月にピークを迎える明確な季節変化を示したが、ソウギョ排除区とソウギョ採食区の間ではスイレンの開花数には違いが見られなかった(coefficient=-0.05, $p=0.40$, 表3, 図6)。

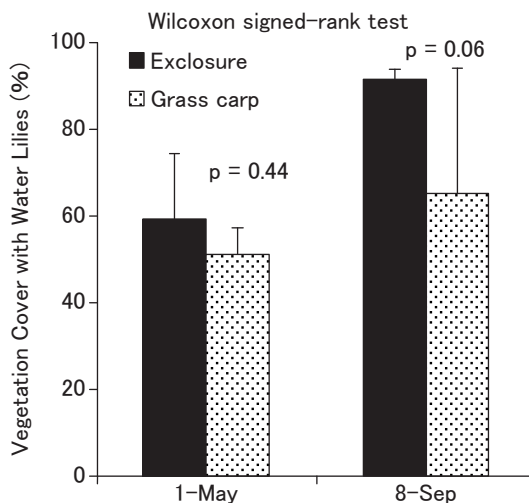


図4. ソウギョ放流直前と植被率調査終了時におけるスイレンの植被率
エラーバーは標準偏差, Exclusionがソウギョ排除区, Grass carpがソウギョ採食区を表す。

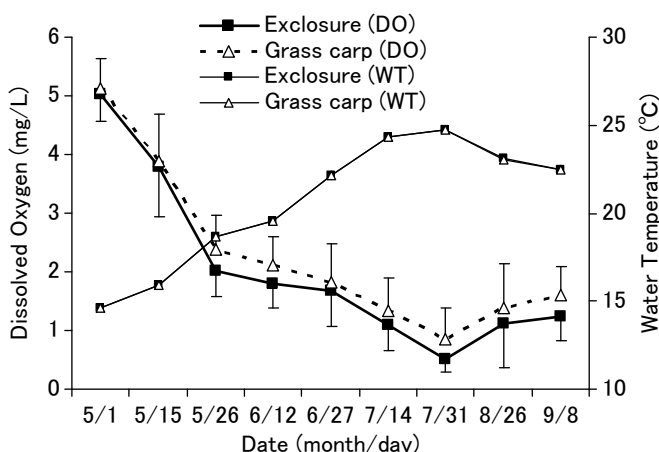


図5. ソウギョ排除区とソウギョ採食区における溶存酸素(DO)濃度と水温(WT)の季節変化
エラーバーは標準誤差(水温については0.1℃前後と小さいため表示せず)。

表 2. 溶存酸素 (DO) 濃度 (mg/ℓ) についての一般化線型混合モデルの結果

説明変数	係数	SE	P値
コドラートの種類			
ソウギョ排除区	0.00		
ソウギョ採食区	-0.12	0.11	0.29
スイレン植被率	-0.28	0.42	0.51
水温	-0.21	0.02	< 0.001

コドラート間のばらつきと季節変化を考慮するため、コドラート番号と日付をランダム効果とした。分布族にはガンマ分布を用いた。

表 3. スイレン開花数についての一般化線型混合モデルの結果

説明変数	係数	SE	P 値
コドラートの種類			
ソウギョ排除区	0.00		
ソウギョ採食区	- 0.05	0.06	0.40
スイレン植被率	2.15	0.45	< 0.001

コドラート間のばらつきと季節変化を考慮するため、コドラート番号と日付をランダム効果とした。分布族にはポアソン分布を用いた。

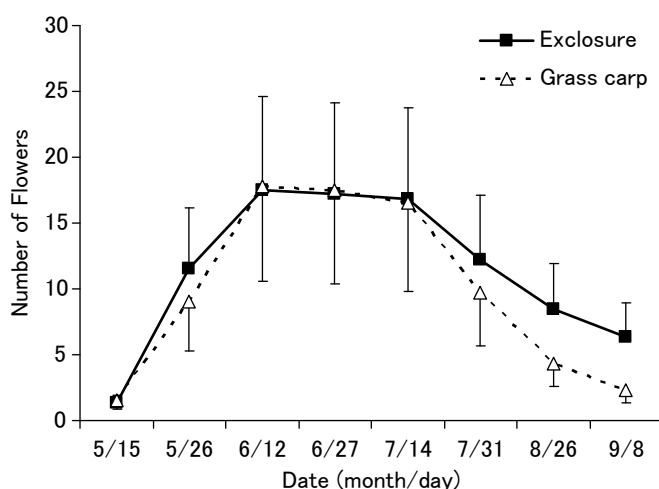


図 6. ソウギョ排除区とソウギョ採食区におけるスイレン開花数の季節変化

エラーバーは標準誤差。

3-2. 植被率調査終了時のスイレンとソウギヨの状態

スイレンの葉の乾燥重量はソウギヨ排除区でソウギヨ採食区よりも重かった (Wilcoxon signed-rank test, $V=21$, $p < 0.05$, 図7)。ランダムに選んだ100枚の葉の乾燥重量には、コードラートの種類間で違いは見られなかった (Wilcoxon signed-rank test, $V=16$, $p=0.31$, 図7)。植被率調査終了時の開花数は、有意に近い危険率でソウギヨ排除区の方がソウギヨ採食区より多かった (Wilcoxon signed-rank test, $V=15$, $p=0.059$)。

植被率調査最終回のスイレンの植被率と水深の関係について、ソウギヨ排除区では相関がなかったが (Spearman's rank-correlation coefficient = 0.11, $S=31$, $p=0.83$)、ソウギヨ採食区では、サンプル数が少なく有意ではないものの、負の相関を示した (Spearman's rank-correlation coefficient = -0.71, $S=60$, $p=0.13$, 図8)。同様に、スイレンの葉の乾燥重量と水深の関係についても、ソウギヨ排除区では相関がなかったが (Spearman's rank-correlation coefficient = 0.08, $S=32$, $p=0.92$)、ソウギヨ採食区ではサンプル数が少なく有意ではないものの、負の相関を示した (Spearman's rank-correlation coefficient = -0.77, $S=62$, $p=0.10$, 図9)。

放流後半年以内に再捕獲できたソウギヨは7尾で、そのうち個体識別ができたのは5尾にとどまった。この5尾のソウギヨの体長・体重から求めた1日当たりの体長変化率は0.25mm/day \pm 0.25SD (-0.07~0.63mm)、体重変化率は0.53g/day \pm 0.53SD (-0.11~1.11g) であった。

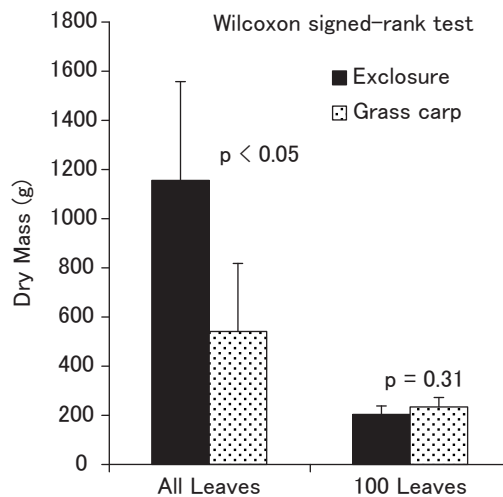


図7. 植被率調査終了時点 (2009年9月8日) でのスイレンの葉の乾燥重量

エラーバーは標準偏差, Exclosureがソウギヨ排除区, Grass carpがソウギヨ採食区を表す。100 Leavesは、各コードラートからランダムに選んだ100枚の重量。

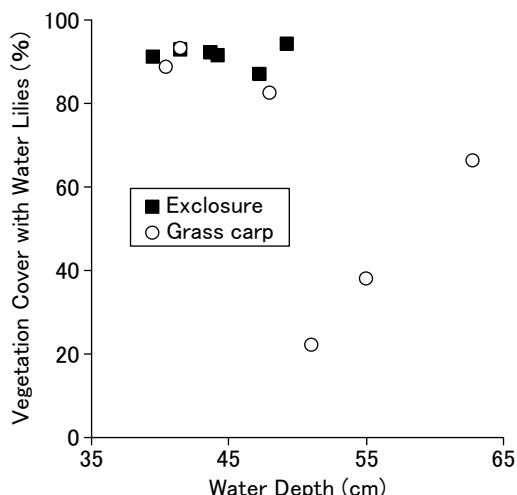


図 8. 植被率調査終了時点（2009年 9 月 8 日）での水深とスイレン植被率の関係

黒四角がソウギョ排除区、白丸がソウギョ採食区を表す。

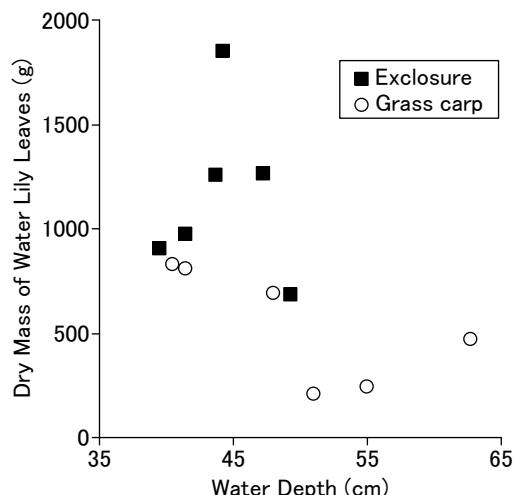


図 9. 植被率調査終了時点（2009年 9 月 8 日）での水深とスイレンの葉の乾燥重量の関係

黒四角がソウギョ排除区、白丸がソウギョ採食区を表す。

3-3. 植被率調査終了後のソウギョ放流区の状態

ソウギョ放流区の景観的变化を図10に写真で示す。ソウギョを放流し始めた直後の2009年5月2日にはソウギョ放流区内でスイレンがほぼ均等に葉を水面上に広げ始めていた（図10a）。植被率の最終調査直前である2009年9月3日には網で囲ったソウギョ排除区以外では水面上のスイレンの葉は少なくなっていた（図10b）。スイレンは晩秋には葉を枯らしてしまうため、冬の間はいったん開水面となり、ソウギョは水温の低下とともにほとんど観察されなくなった。2010年の4月にスイレンの新芽が出始める頃、ソウギョも活動を始めた。放流後約1年と4ヵ月が経過した2010年9月1日にはソウギョ排除区内以外のソウギョ放流区内ではスイレンの葉はほぼみられなくなった（図10c）。このため、9月7日～9日にソウギョ排除区の囲いを撤去した。その後1ヵ月余り経過した2010年10月15日には、ソウギョ放流区周辺ではスイレンが水面を覆っていたが、囲いを外した元ソウギョ排除区内も含めて、ソウギョ放流区ではスイレンがほぼ消失して全体が開水面となった（図10d）。

ソウギョ放流から1年余りが経過した2010年の6月21日と7月23日には、スイレンが消失したソウギョ放流区内で、スイレンが繁茂したままの外側よりもDO濃度が有意に高く（尤度比検定, $p < 0.001$ ）、水温も有意に高かった（尤度比検定, $p < 0.001$, 図11）。また、循環ポンプからの流れ込み口から近いほどDO濃度（尤度比検定, $p < 0.001$ ）も水温（尤度比検定, $p < 0.01$ ）も有意に高かった（図11）。



図10. ソウギヨ放流から1年半におけるソウギヨ放流区の景観的变化

- a. 2009年5月2日 (ソウギヨ放流開始直後), b. 2009年9月3日 (スイレン刈り取り調査直前),
c. 2010年9月1日 (ソウギヨ放流から1年4ヵ月後, ソウギヨ排除区の網撤去直前),
d. 2010年10月15日 (ソウギヨ排除区の網撤去から36日後)。

3-4. 遮光ネット実験

真夏の2ヵ月足らずの遮光ネット設置により, 50%遮光の2区画 (458g, 1,131g) と75%遮光の2区画 (401g, 492g) では対照区 (2,746g, 2,536g) よりもスイレンの葉の乾燥重量は有意に減少した (ANOVA test, $F=58.3$, $p < 0.01$)。ランダムに選んだ100枚の葉の乾燥重量も, 有意水準に達しなかったが, 対照区 (163g, 174g) よりも遮光ネット区 (115g, 112g, 94g, 153g) で軽い傾向があった (ANOVA test, $F=6.84$, $p=0.059$)。

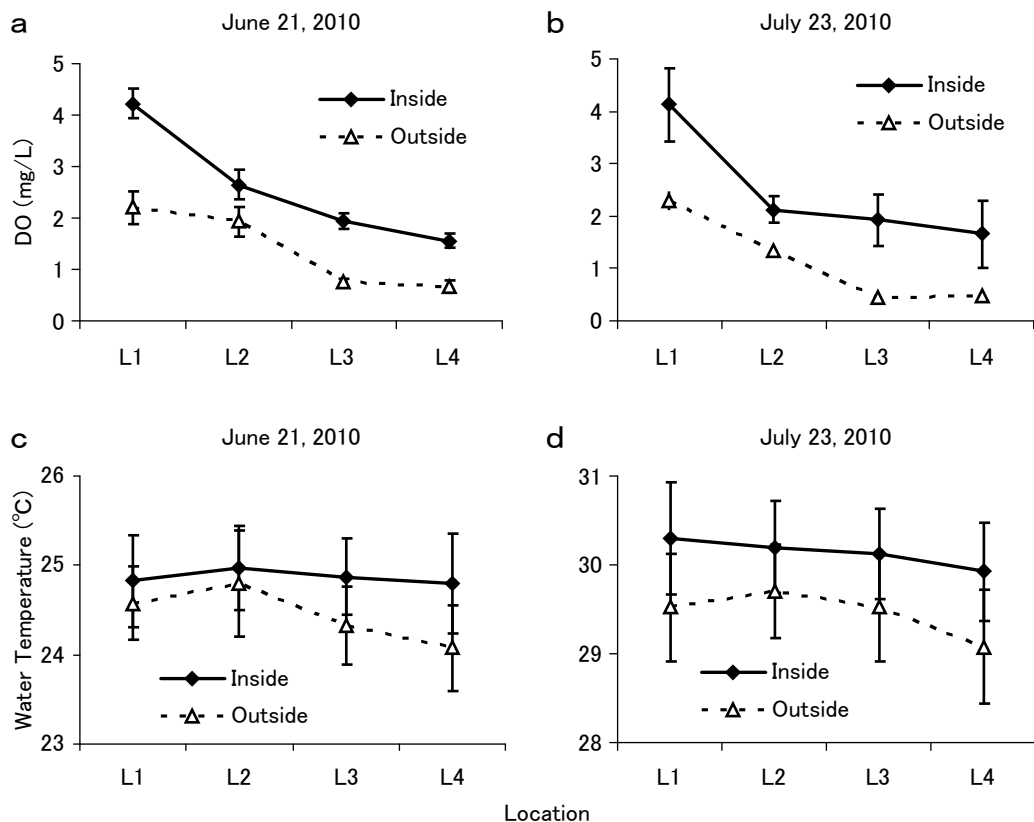


図11. スイレン消失後のソウギョ放流区内側とスイレンが茂ったままの外側におけるDO濃度と水温

- a. 2010年6月21日のDO濃度, b. 2010年7月23日のDO濃度, c. 2010年6月21日の水温, d. 2010年7月23日の水温。エラーバーは標準誤差。位置は、ポンプによる循環流の流れ込み口に近い側からL1～L4（図1参照）。

4. 考察

ソウギョ放流から4ヵ月後の2009年9月の時点で、スイレンの葉の乾燥重量はソウギョ排除区でソウギョ採食区より有意に重かった（図7）。また、調査開始時の植被率にはソウギョ排除区とソウギョ採食区において差はなかったが、調査最終回ではソウギョ排除区よりもソウギョ採食区においてスイレンの植被率が低くなる傾向が見られた（図4）。また、開花数にも同様の傾向があった（図6）。これらのことから、約4ヵ月のソウギョによるスイレンの摂食はスイレンの現存量に負の影響を与えたと言える。

葉の乾燥重量に比べて植被率には明確に差が現れなかったが、これはスイレンの葉が重なって茂るためと考えられる。ソウギョ排除区では、スイレンは葉が水面を覆い尽した後も他の葉に覆いかぶさるように成長を続けた。一方で、ソウギョ採食区では、ソウギョに摂食されて水面が一

時的に現れても、重なっていた葉が広がり水面が再び覆われていた。つまり、ソウギョ排除区ではソウギョ採食区よりも立体的にスイレンが繁茂するため、ソウギョ採食区でスイレンの摂食が相当に顕著でない限りは、乾燥重量に差があったとしても植被率には差が出なかったと考えられる。

2009年9月時点でのソウギョ採食区の植被率がコドラート間でばらつきが大きかった(図3)原因としては水深が考えられる。赤沼・宮川(2005)は、スイレンは比較的浅めの水深を好むので、池などでも50cm以下にすると生育がよいと述べている。本研究の結果でも、植被率と水深の間(図8)、およびスイレンの葉の乾燥重量と水深の間(図9)には、有意ではなかったものの負の相関が見られた。このことから、ソウギョによるスイレンの摂食がスイレンに与える影響は水深の深い場所で顕著に現れるため、コドラート間のばらつきが大きくなったと考えられる。ただし、本研究では、水深は「水面から水底またはマット状になった根茎までの深さ」としたので、ソウギョ排除区ではいずれのコドラートでもマット状の根茎までの深さが測定されたのに対して、ソウギョ採食区では一部のコドラートでスイレンの根茎が衰退して本来の水底まで測定棒が達したために水深が大きく計測され、ばらつきが大きくなった可能性もある。

ソウギョの成長は早く、桜井(1994)によると、孵化後およそ5年で10kg、8年で20kg程になる。本研究では体長・体重とも増加はしているものの、増加率は1日約0.5gと小さかった。これはスイレンがソウギョの好物ではない(Sutton and Vandiver 1986, Bonar et al. 2002)ことに加え、スイレンの葉の他に食べるものが少なく栄養が偏ったり餌資源の絶対量が不足していた可能性が考えられる。餌となる植物がなくなるとソウギョの肥満率も生存率も悪化することが知られている(Kirk et al. 2000)。なお、本研究では捕獲が困難であったことやヒレ切りとイラストマーによる個体識別が不完全であったために、個体別の成長は少数個体についてしか把握できなかった。成長率にマイナスの値があったのは計測誤差ないしは個体識別の誤判定の可能性がある。

本研究では放流後1年半でほとんどすべてのスイレンはソウギョに食べ尽くされた(図10)。今回のソウギョ放流密度は約807尾/ha(472kg/ha)であった。捕食などの影響で実際の密度はこれより低かったので、関東地方の気候条件下では、1haあたり数百尾の密度であれば丸1年もすれば嗜好性の低いスイレンでもすべて食べ尽くされると思われる。サウジアラビアの農業水路での実験では3尾/m²(30,000尾/ha)で1年以内にすべての水生植物が消失した(Belal 2007)。一方、北米では植生1haあたり7.5尾ですべての沈水植物がなくなった例がある(Blackwell and Murphy 1996)が、広い水域に放す場合には植生1haあたり20–60尾程度がふつうである(Leslie et al. 1983, Maceina and Reeves 1996, Kirk et al. 2000)。この場合、ソウギョが好む植物であっても除草目的を達するのに数年かかるケースが多い。スイレンはソウギョにとっては嗜好性の低い植物(Sutton and Vandiver 1986, Bonar et al. 2002, Pípalová 2006)なので高めの密度が必要であるが、スイレンが消失するまでの時間やソウギョの成長からは、今回の密度はやや高すぎたかもしれない。

今回の試験では、遮光ネットによってもスイレンの繁茂を抑制できることがわかった。遮光ネットは2m幅×6mで1,700円程度(100m²あたり約1.4万円)、と比較的安価である。しかし、夏の

約50日という試験期間では遮光ネットではスイレンを除去できなかった。長期間設置すれば効果を期待できるが、風雨にさらされる環境で長期に維持するのは難しい上に広い面積を覆うのは景観的にも好ましくなく、使える場面は限られるだろう。なお、スイレンの葉100枚あたりの重さはソウギョ採食区とソウギョ排除区では違わなかったのに対して、遮光ネット区ではその対照区よりも有意に軽くなった。これは、ソウギョによる採食では採食されなかったスイレンの葉には影響がなかったのに対して、遮光ネットの場合にはすべての葉の成長が抑制されたためと考えられる。

筑波実験林では2007年9月に外部業者に委託してバックホーやクレーン付きトラックなどの重機と人手でスイレンを除去したことがある。この時には約400m²のスイレンを根茎ごと完全に除去するのに延べ25日人、63万円余りを要している（100m²あたり約15.8万円）。それに対してソウギョは1尾1,500円から4,000円ほどであり、今回の放流密度で100m²あたり約1.8万円であった。逸出防止策のコストはかかるものの、長期間にわたって効果が期待できるので、コストははるかに安い。

外来種であるスイレンの繁茂をソウギョを使うことで比較的安価に抑制することができることは証明された。しかし、スイレンの根茎はまだ一部が残っていることに加えて、兵太郎池ではスイレンの種子は大量に浮遊しており、仮にいったんスイレンを除去できても、ソウギョを回収すればふたたびスイレンが繁茂する可能性が高い。一方でソウギョがいるかぎりは別の植生を導入したりすることもできない。ソウギョの寿命は10年以上（Kirk and Socha 2003, Pípalová 2006, Dibble and Kovalencko 2009）と長いので、一部のソウギョを回収して密度を下げたり、池の一部にソウギョの侵入できないエリアを設けるといった管理が必要になるだろう。ソウギョを除草目的に使う場合、ただ放流するだけでは野尻湖などの例にみられるように、ソウギョを使って適切な植生状態に調整するのは難しい（Bain 1993, Kirk et al. 2000, Dibble and Kovalencko 2009）ことや広い水域に放たれたソウギョを捕獲するのはきわめて難しい（Chilton and Muoneke 1992, Pípalová 2006）ことを認識しておくべきである。本試験地はわずか500m²の広さであるが、定置網等を使ってこれまでに捕獲できたのは一部の個体のみである。兵太郎池の場合、いざとなれば池の水を抜いてソウギョを回収できるが、そうした条件のないところではソウギョの利用は控えるべきである。

逸出や繁殖、植生の過剰破壊といったリスクのため、最近では多くの研究者はソウギョを除草に使うことに否定的である（Dibble and Kovalencko 2009）。米国ではソウギョを開放水域に放流することは大部分の州で禁止されており、繁殖しない3倍体ソウギョについても放流するには許可が必要な州が多い（Bain 1993）。仮に適切な回収手段がある場合でも、逸出防止策が必要である。今回、ソウギョ放流区の仕切り網は水面から約50cm上まで伸ばしていたので、逸出の形跡はない。しかし、回収のためにソウギョ排除区内に一時的に追い込んだソウギョは、追い込まれると水面から約20cmの高さの網を飛び越えることがあった。Masser (2002)は、ソウギョがジャンプして逸出するのを防ぐためには、予測される最高水面より少なくとも30cm上まで網やスリットを高くするよう推奨している。

野外ではソウギョが捕食されてしまうことがある。日本では主な捕食者としてカワウやアオサギなどの鳥類とオオクチバス (*Micropterus salmoides*) が挙げられる。本研究中に体長263mmのソウギョがカワウに捕食され、海外でもほぼ同サイズまでカワウに攻撃されている (Adámek et al. 2007)。オオクチバスからソウギョの捕食を防ぐには全長450mm以上が必要との報告もある (Shireman et al. 2006)。したがって、捕食のリスクが高いところでは防鳥ネットを張るか1歳以上のなるべく大きい個体を用いるのが安全であろう。

スイレンが繁茂するとDO濃度が下がるメカニズムとしては三つ考えられる。まず、スイレンの葉が水面を覆うと植物プランクトンや沈水植物が生育できず、酸素が供給されなくなる。スイレン自身は光合成で生じた酸素を地下茎に送るか大気中に放出するので水中へは酸素をほとんど供給しない。二つ目に、空気と水面の接触面積が減ることや風による水面かく乱が減ることで空気中の酸素が水中に取り入れられる機会が減少する。三つ目に、繁茂した葉柄や根茎が水の動きを妨げることで酸素に富む水が行き渡らなくなる。スイレンではないが、同じ浮葉植物のアサザ (*Nymphoides peltata*) に覆われた水面がさらに消波施設で囲まれていると湖底では酸欠が生じやすいことが指摘されている (社団法人霞ヶ浦市民協会 2003)。本研究では、ソウギョを放流した2009年にはソウギョ排除区とソウギョ採食区の間でDO濃度に有意な違いがみられなかった (図5) が、2010年にはソウギョによってスイレンが消失した場所でスイレンが繁茂した場所よりもDO濃度が有意に高かった (図11)。一般的に水温が高いほどDO濃度が低下するが、2010年にはスイレンが消失した場所ではおそらく日射の影響で水温が高かったにもかかわらずDO濃度が高かった。ソウギョによってスイレンが消失してから植物プランクトンや沈水植物の顕著な増加は観察されていない。一方で、ごく緩いながらも雨水の流入と排水やポンプによって水が流れている (図1)。2010年にはポンプからの流れ込み口から排水口にかけてDO濃度が有意に低下していた (図11) ことから、スイレン消失エリアでDO濃度が向上したのは、空気との接触機会が増加した効果よりも、水の動きが回復した効果が大きかったと推測される。2009年にそうした効果がみられなかったのは、各コドラートの大きさが3 m×3 mと小さく、交互に配置されていたためかもしれない。

本研究はソウギョ放流から1年半時点での経過報告であり、ソウギョの放流やその結果生じるスイレンの衰退が他の生物へ及ぼす影響はまだ不明である。調査地の兵太郎池に流入しているのは雨水だけなので、窒素やリンの濃度やCOD (化学的酸素要求量) はそれほど高くない (遠藤ら 2010)。したがって、スイレンがなくなってもアオコの大発生につながる危険は少ないと考えられる。しかし、兵太郎池にはフナ類 (*Carasius* sp.) やコイ (*Cyprinus carpio*)、ドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*)、スジエビ (*Palaemon paucidens*) などの水生動物やバン (*Gallinula chloropus*)、マガモ (*Anas platyrhynchos*)、コガモ (*Anas crecca*) などの水鳥類も生息している (遠藤ら 2011)。狭いながらもヨシ原もある。ソウギョの成長やスイレンの消失がこれらの生物にどのような影響を与えるのか、慎重にモニタリングしていくことが大切であろう。

謝辞

本研究の主要部分は、藤岡の指導と遠藤・佐藤・諸澤の協力のもとで宮野が卒業研究として実施したものである。演習林報告に投稿するにあたり、宮野の卒業論文を元にして、その後に筑波実験林の教職員で実施してきた調査データも加えて主に藤岡が書き改めた。

筑波大学生命環境科学研究科の院生諸氏や筑波大学生物資源学類の学生諸氏、筑波大学農林技術センター非常勤職員の上條さち子氏には調査や分析、原稿作成等に多大なる協力をいただいた。国立環境研究所の高村健二氏には原稿を読んでいただき、貴重な意見をいただいた。また、かすみがうら市水族館の西川卓男氏には展示用の貴重なソウギョをお借りした。宮野が卒業論文をとりまとめるにあたっては筑波大学生命環境科学研究科の中村徹教授と上條隆志准教授にもご指導頂いた。これらの方々に心より感謝します。

引用文献

- 赤沼敏春・宮川浩一 (2005) 水の妖精－睡蓮と蓮の世界. エムピージェー, 横浜.
- Adámek, Z., Kortan, J. and Flajšhans, M. (2007) Computer-assisted image analysis in the evaluation of fish wounding by cormorant [*Phalacrocorax carbo sinensis* (L.)] attacks. *Aquacult. Int.* 15:211-216.
- Bain, M. B. (1993) Assessing impacts of introduced aquatic species: grass carp in large systems. *Environ. Manage.* 17:211-224.
- Belal, I. E. H. (2007) Controlling aquatic weeds in a Saudi drainage canal using grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.). *J. Food Agr. Environ.* 5:332-336.
- Blackwell, B. G. and Murphy, B. R. (1996) Low-density triploid grass carp stocking for submersed vegetation control in small impoundments. *J. Freshwater Ecol.* 11:475-484.
- Bonar, S. A., Bolding, B. and Divens, M. (2002) Effects of triploid grass carp on aquatic plants, water quality, and public satisfaction in Washington State. *North American J. Fisheries Manage.* 22:96-105.
- Brönmark, C. and Hansson, L. (2007) 湖と池の生物学：生物の適応から群集理論・保全まで. 占部城太郎 (監訳), 共立出版, 東京, pp. 276-277.
- Catarion, L. F., Ferreira, M. T. and Moreira, I. S. (1997) Preferences of grass carp for macrophytes in Iberian drainage channels. *J. Aquat. Plant Manage.* 35:79-83.
- Chilton, E. W., II and Muoneke, M. I. (1992) Biology and management of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*, Cyprinidae) for vegetation control: a North American perspective. *Rev. Fish Biol. Fisher.* 2:283-320.
- Dibble, E. D. and Kovalenkko, K. (2009) Ecological impact of grass carp: a review of the available data. *J. Aquat. Plant Manage.* 47:1-15.

- 遠藤好和・佐藤美穂・藤岡正博・安井さち子・諸澤崇裕・小粥隆弘 (2011) 筑波大学構内兵太郎池の水生生物相. 筑大演報 27:71-85.
- 遠藤好和・佐藤美穂・藤岡正博 (2010) 筑波大学構内兵太郎池における水質の季節変化. 筑大演報 26:29-41.
- FAO (2004) Cultured Aquatic Species Information Programme. *Ctenopharyngodon idellus*. Text by Weimin, M. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ctenopharyngodon_idella/en (最終確認日2010年11月26日).
- Forester, T. S. and Lawrence, J. M. (1978) Effects of grass carp and carp on populations of bluegill and largemouth bass in ponds. Trans. Amer. Fish. Soc. 107:172-175.
- Hanlon, S. G., Hoyer, M. V., Cichra, C. E. and Canfield, D. E., Jr (2000) Evaluation of macrophyte control in 38 Florida lakes using triploid grass carp. J. Aquat. Plant Manage. 38:48-54.
- 林秀剛 (2002) 信州の湖沼～魚食魚ブラックバスと草食魚ソウギョによる攪乱. 日本生態学会 (編) 「外来種ハンドブック」, 地人書館, 東京, pp. 262-264.
- Hestand, R. S. and Carter, C. C. (1978) Comparative effects of grass carp and selected herbicides on macrophyte and phytoplankton communities. J. Aquat. Plant Manage. 16:43-50.
- 角野康郎 (2002) ボタンウキクサ～ホテイアオイをしのぐ繁殖力. 日本生態学会 (編) 「外来種ハンドブック」, 地人書館, 東京, p. 202.
- 角野康郎 (2004) 水草ブームと外来水生植物. 用水と廃水 46: 63-68.
- 環境省 (2009) 要注意外来生物リスト. 魚類. 環境省自然環境局野生生物課外来生物対策室. http://www.env.go.jp/nature/intro/loutline/caution/list_gyo.html (最終確認日2010年11月27日).
- 社団法人霞ヶ浦市民協会 (2003) 河川整備基金助成事業「霞ヶ浦における沿岸帯, 特に砂浜と浅瀬の生態学的機構に関する研究」報告書. 財団法人河川環境管理財団, 東京.
- Kirk, J. P., Morrow, J. V., Jr, Killgore, K. J., de Kozlowski, S. J. and Preacher, J. W. (2000) Population response of triploid grass carp to declining levels of hydrilla in the Santee Cooper Reservoirs, South Carolina. J. Aquat. Plant Manage. 38:14-17.
- Kirk, J. P. and Socha, R. C. (2003) Longevity and persistence of triploid grass carp stocked into the Santee Cooper Reservoirs of South Carolina. J. Aquat. Plant Manage. 41:90-92.
- Kirkagac, M. and Demir, N. (2004) The effects of grass carp on aquatic plants, plankton and benthos in ponds. J. Aquat. Plant Manage. 42:32-39.
- Lembi, C. A., Ritenour, B. G., Iverson, E. M. and Forss, E. C. (1978) The effects of vegetation removal by grass carp on water chemistry and phytoplankton in Indiana ponds. Trans. Amer. Fish. Soc. 107:161-171.
- Leslie, A. J., Jr. and Kobylinski, G. J. (1985) Benthic macroinvertebrate response to aquatic

- vegetation removal by grass carp in North-Florida reservoir. *Florida Scientist* 48:220-231.
- Leslie, A. J., Jr., Nall, L. E. and Van Dyke, J. M. (1983) Effects of vegetation control by grass carp on selected water-quality variables in four Florida lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 112:777-787.
- Maceina, M. J. and Reeves, W. (1996) Relations between submerged macrophyte abundance and largemouth bass tournament success on two Tennessee River impoundments. *J. Aquat. Plant Manage.* 34:33-38.
- 真板昭夫 (2008) エコツーリズムによる文化遺産の持続的管理と利用の最前線: ソウギョバスターズの実践事例. *ワイルドライフ・フォーラム* 13: 12-15.
- Masser, M. P. (2002) Using grass carp in aquaculture and private impoundments. SRAC Publication No. 3600. USDA.
- Michewicz, J. E., Sutton, D. L. and Blackburn, R. D. (1972) The white amur for aquatic weed control. *Weed Sci.* 20:106-110.
- 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦 (1976) ソウギョ. 原色日本淡水魚類図鑑. 全改訂新版. 保育社, 東京, pp. 152-154.
- 中井克樹・浜端悦治 (2002) 琵琶湖～外来種に席卷される古代湖. 日本生態学会 (編) 「外来種ハンドブック」, 地人書館, 東京, pp. 265-268.
- Newman, R. M. and Biesboer, D. D. (2000) A decline of Eurasian watermilfoil in Minnesota associated with the milfoil weevil, *Euhrychiopsis lecontei*. *J. Aquat. Plant Manage.* 38: 105-111.
- 大隈光善・千蔵昭二・矢野雅彦 (1984) 筑後川下流域のクリーク雑草「チクゴスズメノヒエ」の生態と防除. 第5報. 草種間競合の利用と草魚による防除. *雑草研究* 29: 214-219.
- 大隈光善・福島裕助・田中浩平 (1994) スクミリングガイの水田雑草食性と水稻苗の食害防止. *雑草研究* 39: 109-113.
- Pierce, B. A. (1983) Grass carp status in the United States: a review. *Environ. Manag.* 17:151-160.
- Pípalová, I. (2006) A review of grass carp use for aquatic weed control and its impact on water bodies. *J. Aquat. Plant Manage.* 44:1-12.
- Pípalová, I., Květ, J. and Adámek, Z. (2009) Limnological changes in a pond ecosystem caused by grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) low stocking density. *Czech J. Anim. Sci.* 54:31-45.
- R Development Core Team (2009) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- 桜井善雄 (1994) 続・水辺の環境学—再生への道をさぐる. 新日本出版社, 東京.
- Santha, C. R., Martyn, R. D., Neill, W. H. and Strawn, K. (1994) Control of submersed weeds by

- grass carp in waterlily production ponds. J. Aquat. Plant Manage. 32:29-33.
- Shireman, J. V., Colle, D. E. and Canfield, D. E., Jr. (1986) Efficacy and cost of aquatic weed control in small ponds. J. Am. Water Resour. As. 22:43-48.
- Shireman, J. V., Colle, D. E. and Rottmann, R. W. (2006) Size limits to predation on grass carp by largemouth bass. Tran. Amer. Fish. Soc. 107:213-215.
- Simberloff, D. and Stiling, P. (1996) Risks of species introduced for biological control. Biol. Conserv. 185-192.
- Smart, R. M., Dick, G. O. and Doyle, R. D. (1998) Techniques for establishing native aquatic plants. J. Aquat. Plant. Manage. 36:44-49.
- Sutton, D. L. and Vandiver, V. V., Jr. (1986) Grass carp: A fish for biological management of hydrilla and other aquatic weeds in Florida. Bulletin 867, Dept. Fisheries and Aquacultural Sciences, Univ. of Florida.
- 立川賢一 (2002) ソウギョ〜水草をバクバク食う大食漢. 日本生態学会 (編)「外来種ハンドブック」, 地人書館, 東京, p. 111.
- 土屋実 (1977) ソウギョの生態およびソウギョによる水生雑草防除の展望. 雑草研究 22: 1-8.
- 筑波大学施設部 (1985) 筑波大学の施設・環境計画: 計画建設の12年の記録. 筑波大学施設部施設環境計画室, つくば.
- Van Dyke, J. M., Leslie, A. J. and Nall, L. E. (1984) The effects of the grass carp on the aquatic macrophytes of four Florida lakes. J. Aquat. Plant. Manage. 22: 87-95.
- van Zon, J. C. J. (1977) Grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) in Europe. Aquat. Bot. 3:143-155.

Summary

Alien floating-leaved plants, water lilies (*Nymphaea* spp.), have overspread a reservoir in the main campus of the University of Tsukuba. We released 36 grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) of about 20-60 cm in standard length (21,069 g of total weight) in an experimental enclosure of 446 m², of which density is 807 grass carp per hectare, in May 2009. The vegetation cover did not decline significantly during the first four months, but the dry mass of water lily leaves was significantly reduced. By the second summer water lilies have almost been eradicated by grass carp. Dissolved oxygen increased in the enclosure after water lilies disappeared probably because of improved water flow. No dead grass carp was found, but a grass carp of 263 mm in standard length was predated by a great cormorant (*Phalacrocorax carbo*). The growth rate of grass carp, 0.5 g per day, was much smaller than reported, suggesting that water lilies are unpalatable for grass carp. Our two-year study has proved that grass carp can be an efficient biological agent to eradicate water lilies provided that their

escape from the waterbody is completely prevented.

(2011年 1 月14日 受理)