

将来の農林水産業を支える技術開発プロジェクト  
「宍道湖・中海再生プロジェクト」

# 宍道湖保全再生協議会 研究概要報告書



平成 30 年 3 月

島根県農林水産部水産課

## 目次

### はじめに

#### 第1章 宍道湖の環境動態

- 1) 宍道湖における流動数値シミュレーションモデルの改良 1-9
- 2) 宍道湖および神西湖における光合成色素分析による植物プランクトン組成 10-20
- 3) 宍道湖への有機汚濁負荷となり得る斐伊川河岸植生の特性 21-28
- 4) 宍道湖堆積物の有機物濃度とそこに住む動物の近年の変化 29-36

#### 第2章 ヤマトシジミの生理・生態

- 1) ヤマトシジミの好適餌料の推定および数値シミュレーションによるヤマトシジミ浮遊幼生の輸送・  
生残実験 37-44
- 2) 宍道湖におけるヤマトシジミの摂餌、排出と消化に関する研究 45-55
- 3) 宍道湖におけるヤマトシジミ等が含有する脂肪酸に関する研究 56-63
- 4) ヤマトシジミ資源の推移と環境要因 64-72
- 5) ヤマトシジミに対する貧酸素及び硫化水素の影響 73-81

#### 第3章 ヤマトシジミと環境

- 1) 塩分が影響する宍道湖ヤマトシジミの稚貝数増加と成長速度 82-84
- 2) ヤマトシジミの移動に関する流動実験および浅場造成と水草が流動に及ぼす影響 85-92
- 3) 宍道湖におけるヤマトシジミ稚貝の移動実態と水草類が移動に及ぼす影響 93-102

#### 第4章 宍道湖ヤマトシジミ統合モデルの構築 103-112

#### まとめと残された課題 113-118

## はじめに

島根県では、平成 18 年に「宍道湖・中海水産資源維持再生構想」を策定し、汽水域の特性や環境・生態系との関連を重視した「環境保全型の漁業」の推進を図るため、ヤマトシジミ（以下、シジミ）資源の永続利用やワカサギ、シラウオ資源の回復と維持など様々な施策を展開してきました。その後、平成 23 年からは、「宍道湖・中海水産資源維持再生構想」の方向性を継承した「第 2 期宍道湖・中海水産資源維持再生構想」および「新たな農林水産業・農山漁村活性計画」に基づき、宍道湖では「漁業の維持増大」を目指したシジミ資源の維持・増大や有用魚介類の資源回復手法の確立など様々な取組みを継続して進めてきました。

宍道湖におけるシジミ漁獲量は、昭和 40 年代後半から 60 年代にかけて 1 万トンを超える水揚げがありましたが、平成に入って漁獲規制が次第に強化されたこともあり、緩やかに減少を続けました。そして、平成 18 年豪雨の影響によるシジミ大量へい死以降、シジミ資源が変調を来し、宍道湖漁業協同組合による休漁日の増加や漁業者一人一日当たりの漁獲量上限を引き下げるなど漁獲規制の強化を行ってきたにも関わらず、漁獲量は減少し続け、平成 19 年には 5,000 トンを切り、平成 23 年には 2,200 トンとなり、漁獲量日本一の座から転落し、平成 24 年には過去最低の 1,700 トンまで落ち込みました。

そこで、島根県では、平成 24 年度から山室真澄東京大学教授を座長とする県内外の汽水域の環境及び生物の専門家 11 名で構成される「宍道湖保全再生協議会」を組織し、総合的なアプローチによりシジミ資源の急減の原因や宍道湖で近年起こっている様々な現象の原因を科学的に解明し、その結果に基づいて宍道湖の復活につながる提言を行うことを目指しました。幸いにも本協議会が活動を開始して 2 年目になる平成 25 年秋にはシジミ資源が急回復し、また近年発生していた様々な現象についても科学的な解明が進みました。

本書では、このプロジェクトにより解明された事柄の概要を報告し、それらに基づいてシジミを始めとする水産資源や宍道湖の生態系の保全・再生に向けた提言を行います。なお、プロジェクトの個別の研究結果の詳細については別途報告を取りまとめていますので、農林水産部水産課または水産技術センター内水面浅海部内水面科にお問い合わせください。

なお、これらの問題の解決のためには河川管理者である国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所や島根県環境政策課の協力が不可欠であったことから、これらの機関の関連試験研究事業や委員会などとも連携して研究活動を推進しました。ここに感謝の意を表します。

表 宍道湖保全再生協議会委員名簿

所属	職名	氏名	任期
東京大学大学院新領域創成科学研究科	教授	山室 真澄	2012～2017年
海上・港湾・航空技術研究所港湾空港技術研究所	グループ長	井上 徹教	2012～2017年
埼玉大学大学院理工学研究科	教授	浅枝 隆	2012～2017年
静岡県立大学食品栄養科学部	教授	谷 幸則	2012～2017年
北海道大学大学院水産科学研究院	教授	笠井 亮秀	2012～2017年
島根大学エスチュアリー研究センター	教授	矢島 啓	2012～2017年
水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所	グループ長	浜口 昌巳	2012～2017年
島根大学エスチュアリー研究センター	特任教授	清家 泰	2012～2017年
島根大学教育学部	教授	大谷修司	2012～2017年
NPO 法人自然と人間環境研究機構	理事長	石飛 裕	2012～2013年
宍道湖漁業協同組合	参事	高橋 正治	2012～2017年

※ 所属・職名：平成30年3月1日現在

関係機関および事務局

	機関名	氏名	備考
関係機関	国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所	西尾 正博	オブザーバー
	島根県保健環境科学研究所	神谷 宏	オブザーバー
	島根県環境生活部環境政策課		
	島根県水産技術センター		
事務局	島根県農林水産部水産課		

# 第1章 穴道湖の環境動態

# 宍道湖における流動数値シミュレーションモデルの改良

井上 徹教（海上・港湾・航空技術研究所港湾空港技術研究所）

## 目的と内容

宍道湖ではその地理的環境上、大橋川からの塩水進入が不定期に起こり、密度成層の発達に伴い底層貧酸素水塊が形成される。特に宍道湖では密度成層形成時の底層厚さが比較的薄く、貧酸素化の速度が速いという特徴がある。宍道湖内の貧酸素水塊の形成に関して、数値シミュレーションによる既往の解析には Nakata et al. (2004), Ichikawa et al. (2007), 溝山ら (2011)などが挙げられ、一定の成果が得られている。しかし、それらでは流動モデルとして静水圧モデルが採用されており、大橋川からの塩水進入の再現性に問題があるとされている。本稿では宍道湖内における貧酸素水塊形成にとって重要な過程である塩水進入に伴う密度成層場の形成、塩水塊の輸送および密度成層の破壊過程の再現を目的として、非静水圧 (Full3D) モデルを用いた数値シミュレーションを行った。

## モデルの設定

本研究では、田中ら(2010)が開発した流動モデルを用いる。このモデルでは流動場の計算に対して非静水圧モデルが採用されており、宍道湖内の密度成層形成過程の主たる駆動力である密度流、および陸風の吹送に伴う湧昇現象などの計算に有利であるとされている。計算条件として、計算格子は水平方向 200m または 400m、鉛直方向 10cm のレベル座標系 (図 1 参照) とした。開境界条件として、西岸の斐伊川河口からは国土交通省水管理・国土保全局の水文水質データベースより上島における流量を、東岸の大橋川においては国土交通省出雲河川事務所による水温塩分の鉛直観測データを与えた。乱流モデルには、水平方向は Smagorinsky モデル、鉛直方向は複数のモデルを採用し、比較検討した。気象条件として、風速・風向については国土交通省出雲河川事務所による湖心観測所のデータを使用し、日射量・大気圧・気温・水蒸気圧・降水量については松江気象台の観測データを使用し、計算領域で水平方向に一様与えた。

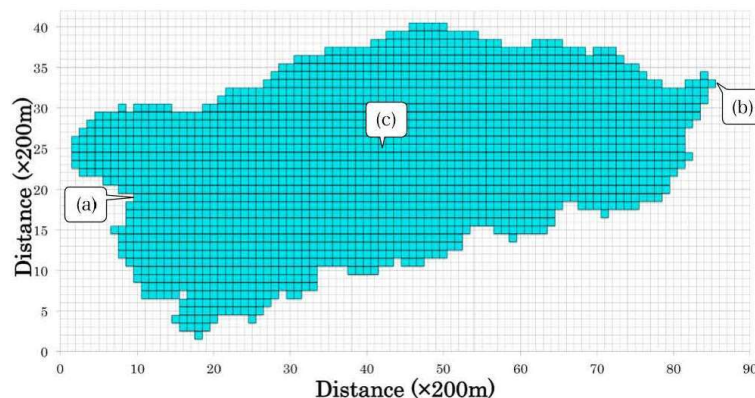


図 1 200m 計算格子。(a)は斐伊川流量設定地点、(b)は大橋川流速・塩分設定地点、(c)は宍道湖湖心であり、国土交通省により水質・気象の観測が行われている。

## 考察

### 1. 宍道湖内への塩水進入

大橋川からの高濃度塩水の流入形態として、図2のように、大きく3形態あることがわかった。以下、それぞれの流入形態に対して、風との関連性を元に考察する。

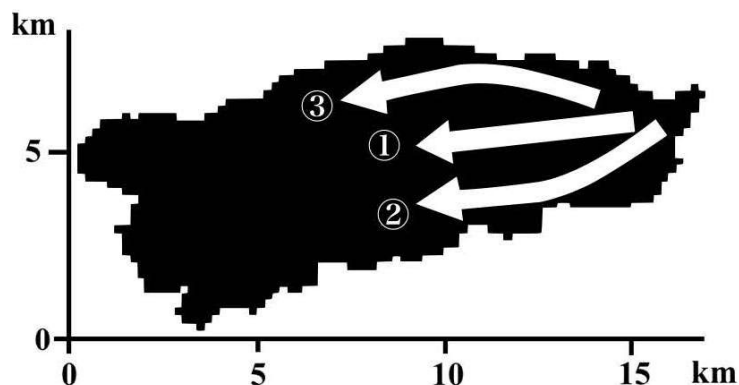


図2 代表的な塩水の流入形態の概念図

#### ① 大橋川から湖心に向けて直進して流入する形態

2009年の計算結果において、宍道湖に侵入した塩分水塊が、図2の①のように大橋川から直進して宍道湖湖心に到達するまでの期間を抽出し、その期間の方位別の風の発生頻度および方位別の平均風速を調べた(図3)。その結果、西南西の風が卓越している時に、①のような形態をとることが分かった。ただし、後述する②や③の形態と比較して方位別の平均風速については目立った特徴は無く、一般的な風場であることがわかる。また、宍道湖への塩水流入形態としても①のような流入形態を取ることが最も多く、最も一般的な流入形態であるといえる。

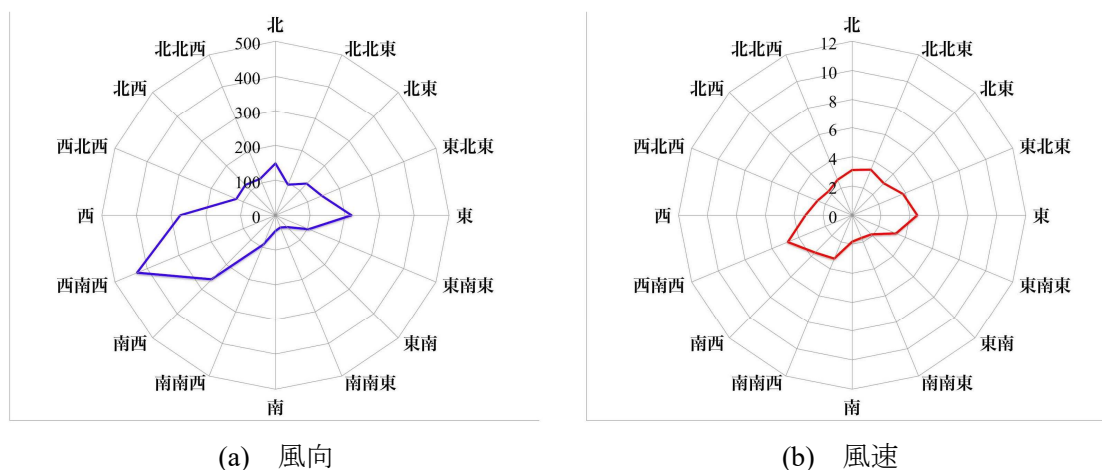


図3 ①の形態の際にみられる風向風速

#### ② 大橋川から南岸に偏って流入する形態

②は宍道湖の南岸に偏って塩水が流入する形態であるが、このような流入形態をとる期間は風の発生頻度は南南西・南西が多く、次いで南の風が多かった(図4)。それぞれの方位における平

均風速は全ての方位で平均風速が 10m/s 程度であることが分かった。ここで宍道湖での一般的な風場では南寄りの風は比較的発生頻度が少ないことを考慮すると、塩水が②のような流入形態をとることは稀であり、発生頻度はそれほど多くはないことが予想される。

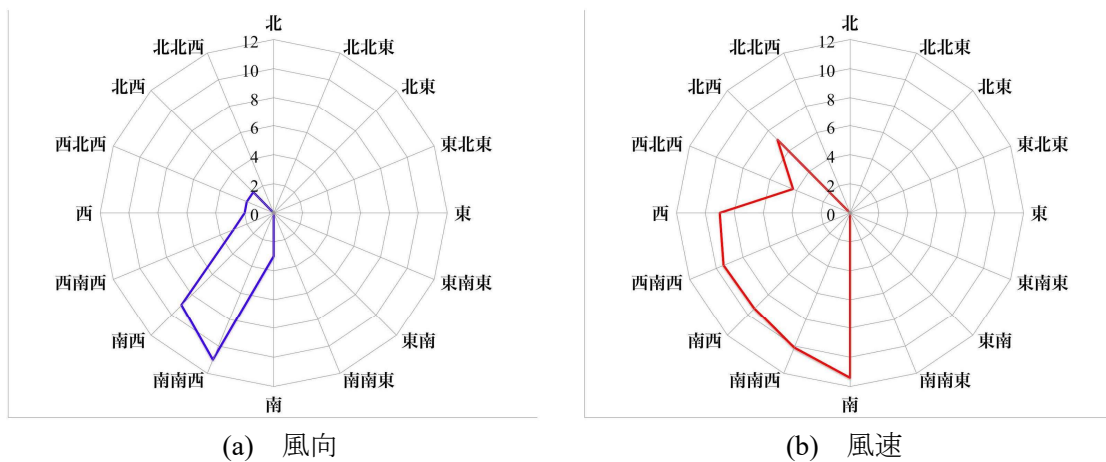


図 4 ②の形態の際にみられる風向風速

## ② 大橋川から北岸に偏って流入する形態

③は宍道湖北岸に偏って塩水が流入する形態であり、計算結果からこのような進入形態の発生頻度は比較的多いことが分かった。また、②と同様に、特定の方向における風との関連が高いことが分かった。まず方位別の発生頻度を見てみると（図 5(a)）、西風が卓越しているほか西南西・西北西の風の発生頻度が両方とも西風の約半分程度の頻度で発生しており、③の期間中はほぼこの 3 方向の風で占められていた。次にこの 3 方向の平均風速を見てみると（図 5(b)）、全て 10m/s 程度となっており、これ以下の風速では塩水進入経路の偏りは見られなかった。宍道湖への塩分の流入形態の差異は平均風速が 10 m/s というのが 1 つの指標となることが示唆される。

西風が強い時に水塊が北寄りになるのは、コリオリ力によるものと予想される。即ち、西風が湖面を吹き抜ける時、コリオリ力によって表面水が南寄り偏向するために、それを補完するために底層水は北岸寄りへと向かい、結果として流入した塩水も北岸寄りへと偏って流入すると推測される。宍道湖では東西方向の風、特に西方向の風が卓越しているため、強風時には比較的③のような流入形態をとりやすいと考えられる。

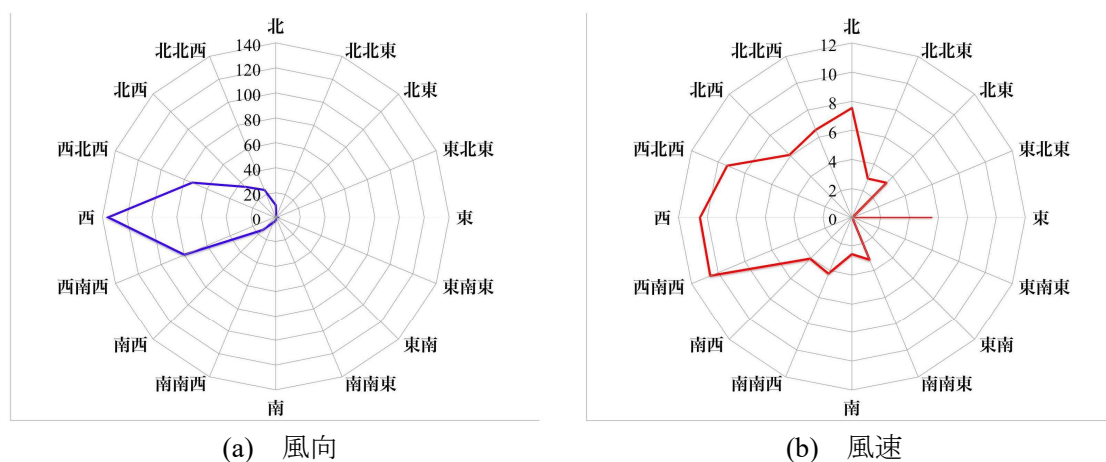
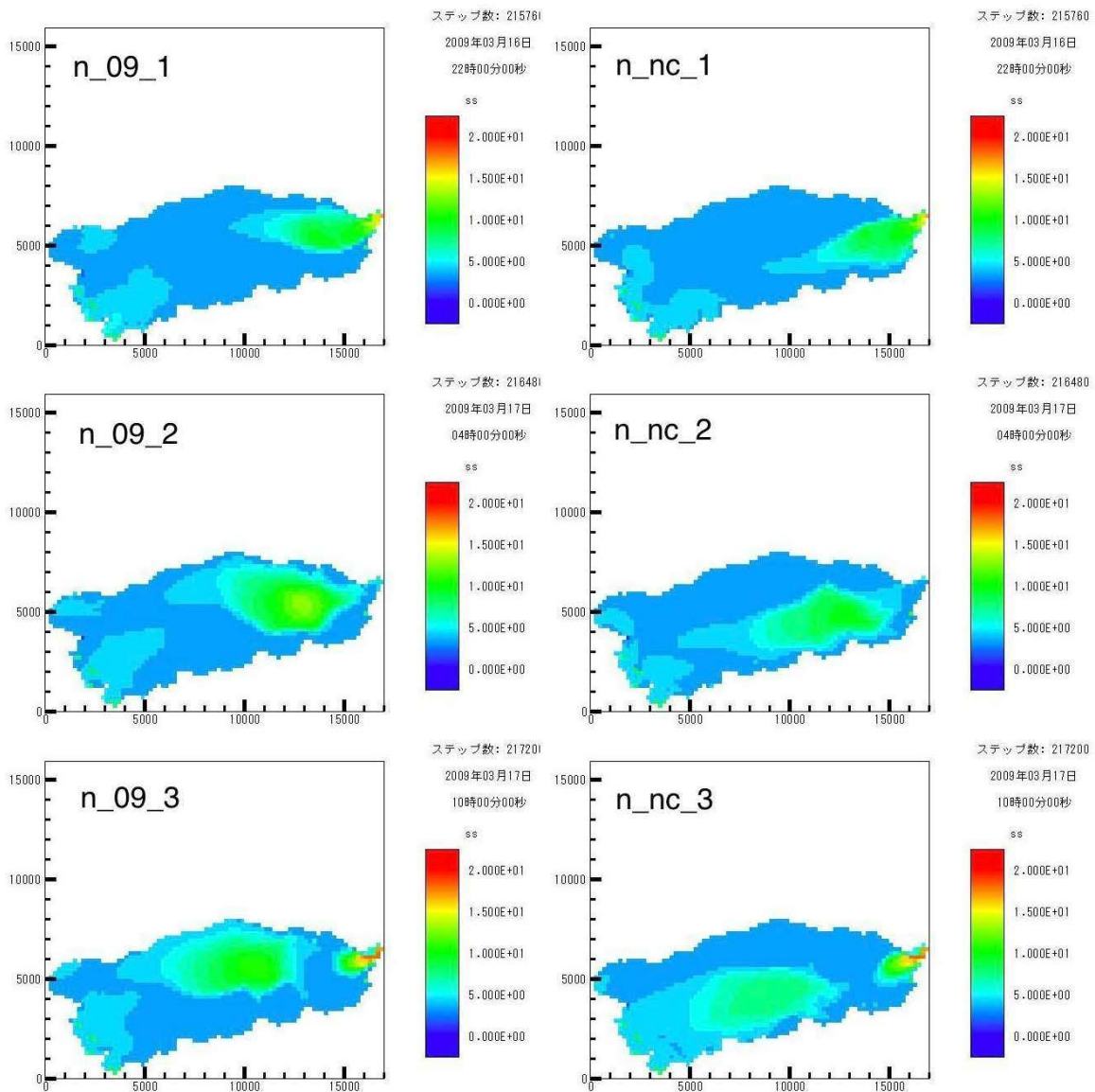


図 5 ③の形態の際にみられる風向風速



ここで、コリオリ力の作用について検証するため、コリオリ力を考慮しない状態での計算も行い、塩水の侵入形態に差があるかどうか確かめる。図 6(a)はコリオリが考慮されている場合に北岸に偏って塩水が流入する時期の塩分水平分布の 3 時間毎の計算結果、図 6(b)は同時期のコリオリ力を 0 とした場合の計算結果である。コリオリ力の影響を考慮していない計算結果 (図 6(b)) では、塩水は西南西方向へ流入していた。この原因として、コリオリ力の影響が無い場合は表層水が西南西からの風により東岸へ吹送され、湖底では西南西方向への流れが生じ、流入する塩水は北方向へ偏向せず直進的に西南西方向へ流入するためと考えられる。



(a) コリオリ力有り

(b) コリオリ力無し

図 6 塩水流入経路に対するコリオリ力の影響

## 2. 風による塩水塊の混合と移動

宍道湖へ流入した高塩分水塊を駆動する要因は主に風起因の吹送流であることが現地観測等の結果から断片的に知られている。貧酸素水塊の元となる高塩分水塊の生成・消滅についても風と

相関があることもよく知られた事実であるが、ここでは計算によって得られた湖心塩分の時系列変化と底層塩分の水平分布から、どのように塩分成層が移動し、また消滅するのかを詳細に調べた。

高塩分水塊の消滅について湖心における塩分の計算結果をみると、風に煽られた直後に塩分が下がる場合は、塩分の水平分布を見ると湖心から他のエリアに移動した場合であり、湖心で鉛直拡散により高塩分水塊が消滅することはなかった。高塩分水塊は風に煽られながら徐々に拡散していくが、特に強風時に湖岸においては湧昇しながら混合し、湖心ではなく湖岸部で底層から消滅する様子が確認できた(図7)。また、斐伊川から大規模な出水がある場合はそれによっても高塩分水塊が消滅することが分かった。ただし、完全に高塩分水塊が消滅することはほとんどなく、消滅する前に新たな塩水塊と結合し、底層には2ヶ月以上に渡って高塩分水塊が存在することも確認された。この場合、底層に高塩分水塊が長期間存在していることから溶存酸素濃度がかなり低下していることが予想されるが、これは、貧酸素化した高塩分水塊が消滅すること無く宍道湖の湖底を移動していることを意味し、幅広く湖内の生物に影響を与えている可能性がある。

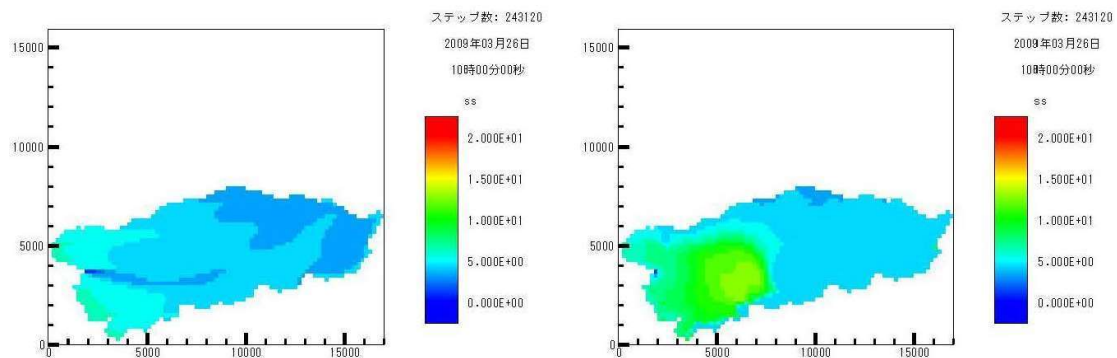


図7 風による高塩分水塊の輸送と混合の様子(左は表層, 右は底層の塩分を示す)

以下では、仮想的な風環境を入力した計算結果から、宍道湖での風条件下と塩水混合との関係を調べた。計算方法は平均塩分が5psuの宍道湖内底層に厚さ約30cm程度、塩分15psuの高塩分水塊を配置し、単純なモデル風を与えて高塩分水塊の応答を追った。

宍道湖では東方向と西南西方向の風が卓越しており、高塩分水塊の解消に大きく影響すると推測される風速10m/s以上の強風は東方向ではほとんど発生していないため、ここでは西南西の風を採用した。西南西の風においては、風速4m/sの風が最も発生頻度が多いため、これをモデル風の1つとした。また高塩分水塊の解消には一定方向に風が連続的に吹き続けることも重要であると推測され、西南西の風の風速別連続吹送時間を確認した。これより、現実的に発生しうる連続吹送時間は約29時間であり、この時の風速は13m/sであった。また、発生頻度・風速・連続吹送時間全てにおいて中程度の8m/sの風も計算対象とし、結果として与えるモデル風は、宍道湖において実際に発生しうる風を、2009年の宍道湖湖心における風向・風速の観測データから選定した以下のものを用いた。

検証期間は風の入力終了後91時間まで(風の入力開始から120時間)とし、風の入力開始6時間後、16時間後、28時間後、また風の入力終了後91時間後の湖底塩分の水平分布を確認した。

(1) 4m/s の西南西の風を 29 時間連続で入力

風速 4m/s の西南西の風は、宍道湖において最も頻繁に発生する風であり、この水域における恒常風と考える事ができる。しかし、高塩分水塊の解消能力という視点で図 8 を見ると、顕著な解消能力に期待はできないことがわかる。29 時間連続して発生しても、高塩分水塊はその形状を保ったまま湖心から殆ど移動することはなく、その後 91 時間経過した後も殆ど塩分に変化はなかった。そのため、一時的に湖底へ酸素を供給するといった働きも小さいものと考えられる。また 2009 年においては、風速 4m/s の西南西の風は連続的に発生したとしても 6 時間程度であり、このような風が高塩分水塊の解消に大きく影響している可能性は低いと考えられる。

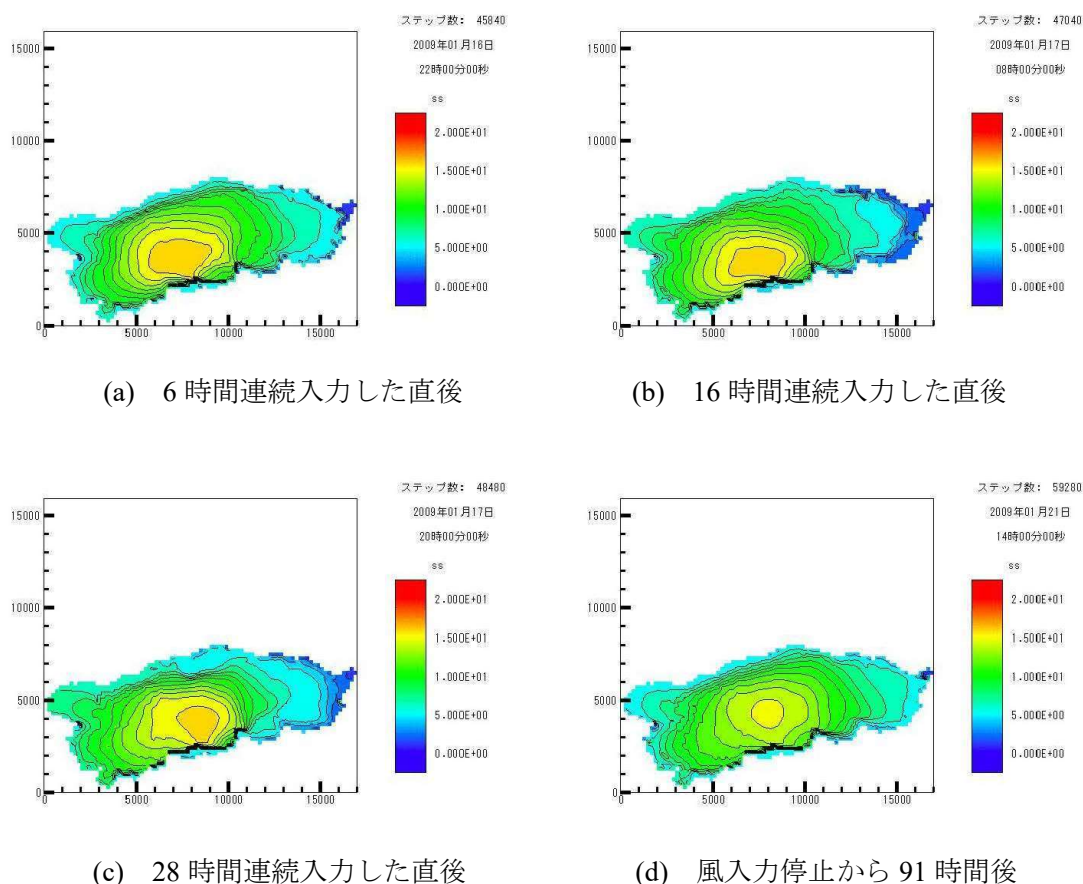


図-8 風速 4 m/s の西南西の風を入力した場合の湖底塩分水平分布

(2) 8m/s の西南西の風を 29 時間連続で入力

まず図 9(a)をみると、風速 8m/s の場合は風入力 6 時間後で風速 4m/s の風が 29 時間連続的に発生した時よりも高塩分水塊を西へ移動させている事が分かる。次に(b)を見ると、高塩分水塊は宍道湖の西側半分まで輸送され、湖心付近では塩分濃度が低くなっていることが分かる。このとき、湖心へは表層から酸素の供給があると考えられ、仮に湖心にあった高塩分水塊が貧酸素化していたとすると、湖底への酸素供給回復といった働きが期待でき、湖内環境へ重要な役割を果たしている可能性がある。

2009 年の例では風速 8m/s の風の連続吹送時間は最大 16 時間程度であったが、更に連続的に吹送した場合について(c)より考察する。(b)と比較して高塩分水塊の分布に顕著な変化は見られない

が、高塩分水塊の濃度や規模は小さくなっており、この地点において風により鉛直混合が生じているものと考えられる。このため、風速 8m/s の風については、高塩分水塊をある一定の浅い水深までは輸送する能力があり、その水深に到達すると鉛直混合により高塩分水塊を解消することができるものと思われる。風の入力終了後の塩分は風速 4m/s の結果と比較すると、湖底塩分の低濃度化が進行しており、ある程度の高塩分水塊の解消能力はあるものと考えられる。

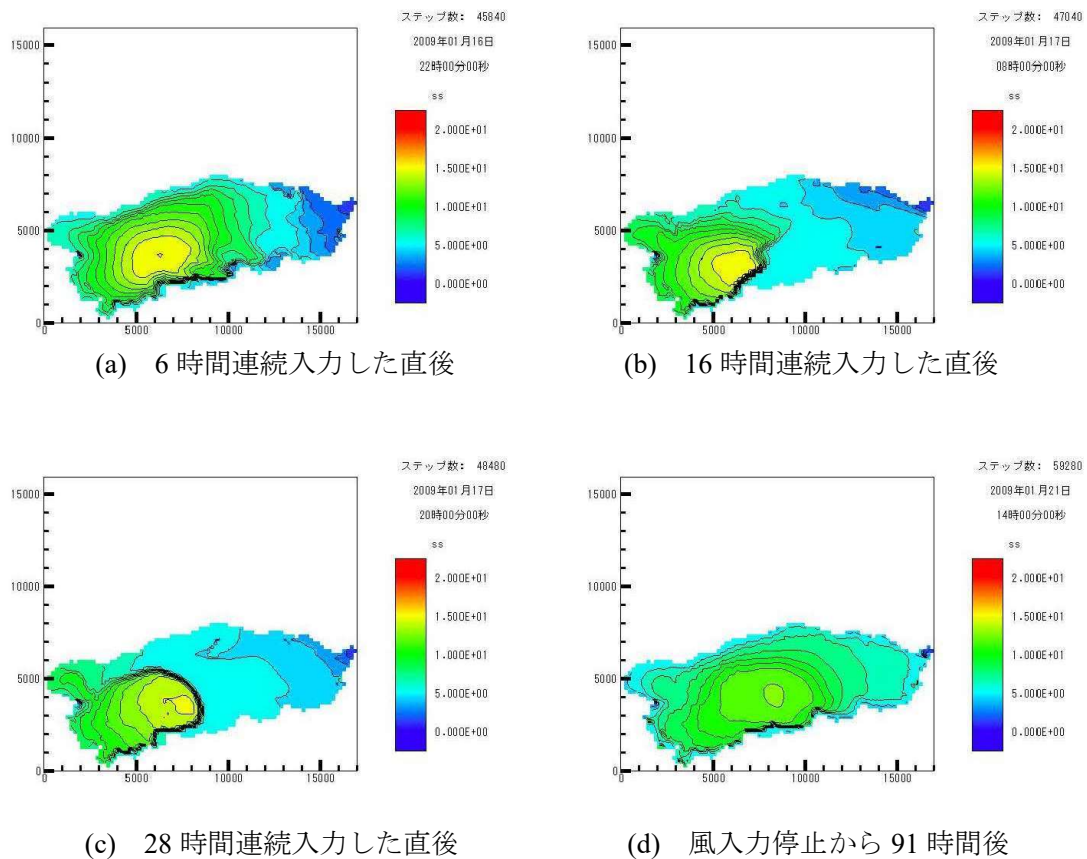


図9 風速 8m/s の西南西の風を入力した場合の湖底塩分水平分布

### (3) 13m/s の西南西の風を 29 時間連続で入力

風速 13m/s の風は宍道湖に発生する風速の中で比較的大きく、また発生頻度は少ないが一度発生すると同一方向へ長時間吹送するため、高塩分水塊の解消能力は高いと考えられる。実際、図 10(a)より 6 時間で、風速 8m/s の風が長時間発生した時と比較しても高濃度の塩水がさらに縮小していることがわかる。(b)、(c)と時間が進行するにつれて湖底から塩分水塊が殆ど消滅しており解消能力の高さが伺えるが、この時は西岸から湧昇が生じており、高塩分水塊が貧酸素化しており還元的な環境となっている場合、湖表面において青潮を発生させる可能性もある。この程度の風速の風は長期間発生しなくとも瞬間的に発生するだけで湖底の塩分環境に影響を与えることが考えられ、宍道湖においては特に西南西方向では風速 13m/s 程度の風が比較的多く発生することから、高塩分水塊は基本的に宍道湖の西方において解消されることが多いと考えられる。

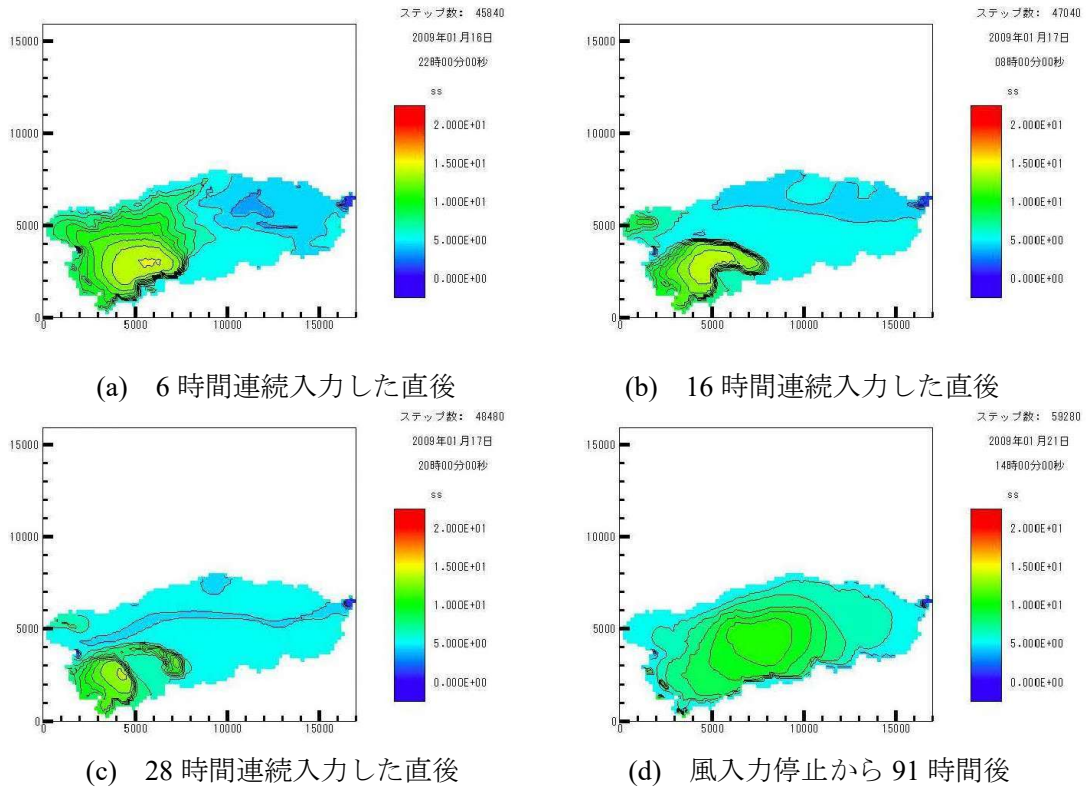


図 10 風速 13m/s の西南西の風を入力した場合の湖底塩分水平分布

### 3. 大橋川拡幅の影響

大橋川の拡幅を疑似的に再現する目的で、大橋川接続部（東端）のセルを1個から2個に変化させた計算も行った（図 11 参照）。

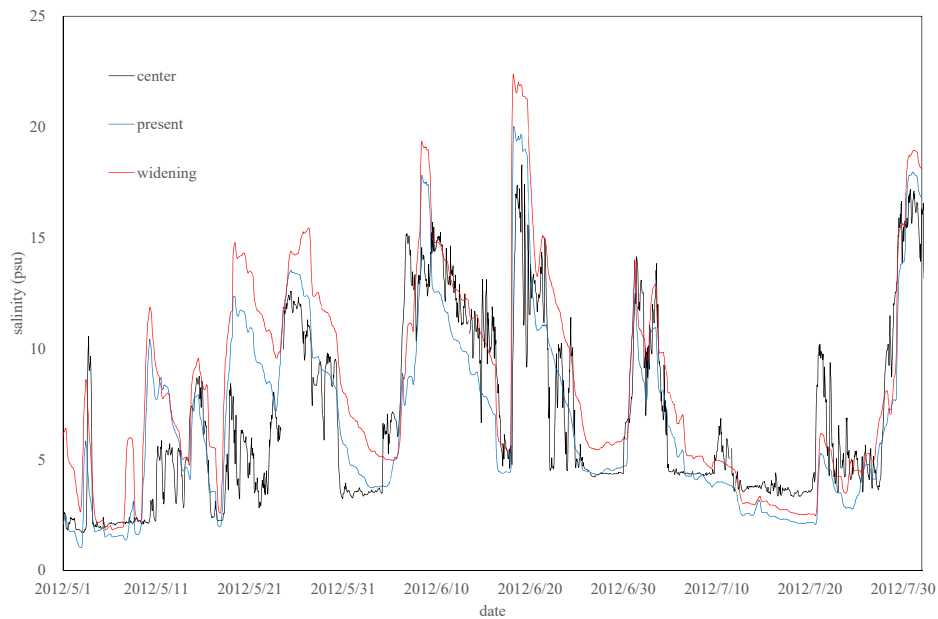


図 11 大橋川拡幅を模擬した計算結果

大橋川の川幅を広げた計算結果（図 10 中の赤線）では現況（図 10 中の青線）よりも塩分が上昇している。これは大橋川から進入する塩水量が増えたためと考えられ、大橋川拡幅により宍道湖内の総体的な塩分は上昇することが示唆される。一方、鉛直拡散に伴う底層塩分の低下の様子は、塩水進入量の違いにかかわらず同様の低下傾向を示している。これは塩水進入量が増えた場合でも、塩分は変化がないため、密度成層の強度はほとんど変化しないことが理由と考えられる。気候変動に伴う海面上昇などの影響により、より高塩分の水塊進入がある場合には、密度成層の強化に伴う成層構造の長期化、底層貧酸素の進行などが予想される。

## まとめ

本研究では、宍道湖内の塩水塊を含む物理場のシミュレーション精度の向上を目的とした検討を行った。

- ・入力ファイルの再整理を行った
- ・5種の乱流0方程式モデルの比較を行い、Nakamuraらによるモデルを採用することとした
- ・鉛直粘性および拡散については、水面摩擦係数を見直すことで再現性が向上した
- ・水温下降時における堆積物への熱拡散の重要性が示された
- ・融雪期の河川流量の設定の注意点を示した
- ・大橋川拡幅により湖内塩分は総体的に上昇するが、成層強度の変化は少ないことが予想された

一方、以下の課題については未解決である。図 5 において、5月11日頃や5月21日頃の塩分は過大評価となっている。大橋川における塩分上昇は見られ、この期間の風は弱く、湖心に塩水収入が到達しない理由が現時点では見いだされない。逆に7月15日頃の塩分は過小評価となっている。7月7日から9日にかけては斐伊川流量は最大  $957\text{m}^3/\text{s}$  にまで流量が増加しており、現場塩分がそれほど低下していない原因が不明である。

# 宍道湖および神西湖における光合成色素分析による植物プランクトン組成

谷 幸則（静岡県立大学）

## 背景

ヤマトシジミは、島根県宍道湖や神西湖において重要な水産対象種である。2006年夏季のヤマトシジミの斃死が認められ、その資源量が大きく減少し、2009年までに緩やかな回復を見せた。2010年以降、再び減少傾向に転じ、2012年の春季には、1997年の資源量調査開始以降、資源量全体として2万トンを下回り、最低の資源量を記録し、2013年の春季まで低資源量が継続した。一方、2013年秋季における資源量調査では、ヤマトシジミの急激な回復が報告され、それ以降は2016年秋季まで高い資源量（資源量全体で6万トン前後）が維持されている。しかしながら、ヤマトシジミの資源加入量は、2013～2014年の高水準に比較して、2015年～2016年は低水準であることが示唆されており、今後の漁獲対象ヤマトシジミ資源量の減少が心配されていた。2017年の春季には、シジミ資源量は一時的に4万トンまで落ち込み、その後、6万トン以上まで回復した。このように宍道湖におけるシジミ資源量の変化が大きく、その要因ははっきりしてない。

このようなヤマトシジミ資源量増減の要因の一つとして、餌となる植物プランクトン組成の量的、質的な変動が考えられる。ヤマトシジミは、主として植物プランクトンなどを含む懸濁態を捕食している。一般的に、植物プランクトンによって一次生産された有機物に対する高次捕食者の利用効率は、その「餌の質」によって規定されることが示されている。例えば、珪藻などの多価不飽和脂肪酸（特に $3\omega$ 系）やフィトステロールの含有量が高い植物プランクトンは、高次捕食者にとって利用効率が高い（餌として高い質）(Arts, M.T. et al. 2009)。一方、高等生物に一般的に必須な成分である $3\omega$ 不飽和脂肪酸やステロール類を藍藻類はほとんど含有しないため、食物連鎖を通じた高次捕食者へのエネルギー移動効率が低いことが知られており、水圏生態系への食物連鎖に重要な影響を及ぼすことが報告されている(国土交通省 2015)。実際に、宍道湖で単離された *Synechocystis* sp. をヤマトシジミに採餌させた場合、珪藻採餌に比較して成長率の低下や稚貝生存率の大幅な低下が認められた(向井ほか 2016)。これらの結果から、ヤマトシジミの資源量に対し、植物プランクトン種の相対比やその存在量（特に藍藻の優占割合）が大きな影響を与えていることが示唆されている。よって宍道湖における植物プランクトン組成の網羅できる定量的なデータの集積すること、また、それに対する宍道湖のヤマトシジミ資源量の増減の対応性を調べる必要がある。神西湖は、島根県内において宍道湖に次ぐヤマトシジミ産地である。神西湖におけるヤマトシジミの成長速度は、宍道湖に比較して2～3倍速いことが示されており、この差は、植物プランクトンの質や量によって説明されている(三室ほか 2006)。

植物プランクトンにおいてカロテノイド類は、主に細胞内の葉緑体あるいは葉緑体様の器官に存在しており、主として光合成における集光補助色素として機能している。植物プランクトンが有するカロテノイド種類は藻類系統的（綱レベル）に分類でき、ある種の構造を有するカロテノイドは特定植物プランクトン綱に特有である(三室ほか 2006, Bellinger, E.G. et al. 2010, Jeffrey, S.W. et al. 1997)。このような背景から、カロテノイドの相対濃度は、植物プランクトン綱の相対量を示す化学指標に利用できる。また、Chlorophyll *a*濃度は、酸素発生型光合成をおこなう植物プランク

トンの全体を示す指標として利用することができる。

本研究では、島根県宍道湖を対象湖沼としヤマトシジミ資源量が大幅に減少した2012年春季から、資源量の回復（2012年夏季以降）、高い資源量維持期間（2012年秋季～2017年春季）までの期間における植物プランクトン組成と総量をカロテノイド組成とChlorophyll *a*濃度を指標として見積もった。また、宍道湖湖心表層については、島根県保健環境科学研究所から以前に提供を受けた試料（2008年～2010年）及び島根県保健環境科学研究所で採取後に冷凍保存されていた試料（2011～2012）について分析し、2008年から2017年3月までの9年にわたる連続した植物プランクトン組成を調べ、シジミ資源量の経年変化と比較した。

### 実験方法

本研究では、汽水湖である島根県宍道湖・大橋川及び神西湖内の島根県水産技術センターが設定したヤマトシジミ生育条件調査定点（宍道湖5か所、大橋川1か所、神西湖2か所、図1, 2）において2012年5月から2017年3月までに月1回湖水を採取した。宍道湖は湖心を除き、2m台の沿岸部において表層水および底層水を採水した。神西湖は水深が50～100cmの沿岸部で、底上30cmの湖水を採水した。採水した湖水の規定量をGF/Fガラス繊維フィルターで吸引ろ過し、植物プランクトンを含む懸濁物を捕集した。捕集した懸濁物からアセトンでクロロフィル色素及びカロテノイドを抽出し、フォトダイオードアレイ検出器付の高速液体クロマトグラフィーで分析した。

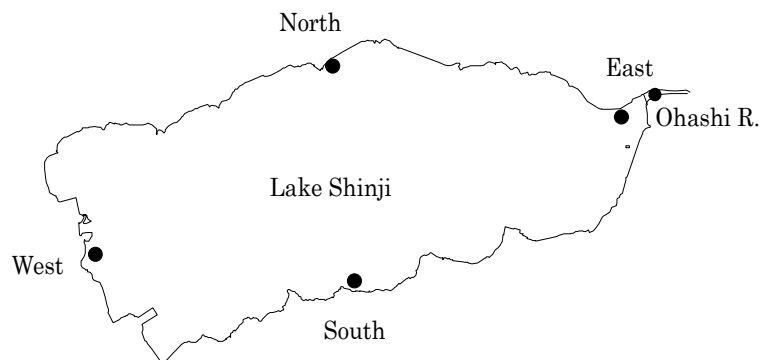


図1 宍道湖における試料採取地点（West, North, East, South, Ohashi R.）

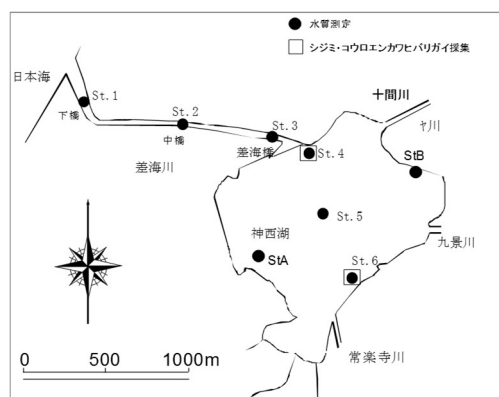


図2 神西湖における試料採取地点（St.4, St.6）



## 結果と考察

図3には神西湖 (St.4, St.6) における総Chlorophyll *a*濃度, 総カロテノイド濃度及びカロテノイド相対濃度の経月変化を示す. 宍道湖西岸(West), 東岸(East), 北岸(North), 南岸(South), において2012年5月から2017年3月までに月1回で採取した表層水および底層水についての塩分濃度, 総Chlorophyll *a*濃度, 総カロテノイド濃度及びカロテノイド相対濃度の経月変化を図4-7に示し, 大橋川における結果を図8に示す.

### 3.1 宍道湖における光合成色素

宍道湖から検出されたカロテノイドとして, 藍藻に由来するzeaxanthin, echinenone,  $\beta$  - carotene, 主として珪藻に由来するfucoxanthin, 19' - hexanoyloxyfucoxanthin, diadinoxanthin, 緑藻に由来するlutein, violaxanthin, クリプト藻に由来するalloxanthin, 渦鞭毛藻クリプト藻に由来するperidinineがカロテノイドとして検出され(三室ほか 2006, Bellinger, E.G. et al. 2010, Jeffrey, S.W. et al. 1997), 宍道湖における多様な植物プランクトンによる一次生産が示された.

### 3.2 神西湖における色素濃度とカロテノイド組成 (図3)

ヤマトシジミ資源量が豊富である神西湖 (図2) では, 2012年の調査開始以降, 周年, 珪藻由来色素が主であった. 神西湖は, 塩分が8~15‰内にコントロールされており, この塩分濃度が夏季でも珪藻の優占をもたらす一要因であると考えられた. 総クロロフィル濃度, 総カロテノイド濃度(後述)ともに, 宍道湖よりも高い傾向にあり, 夏季でもある程度の植物プランクトン密度が保たれている. 向井ほか(2016)によると, 神西湖のヤマトシジミの成長速度は, 宍道湖に比較して2~3倍速いことが示され, 餌としての植物プランクトンの質と量がヤマトシジミ成長速度に適していることが示された. また, 同報告によると, 神西湖は, 生息密度, 漁場面積当たりの漁獲量が, 宍道湖に比較して, 2.1倍, 5.8倍と見積もられている. 神西湖における餌として有用な珪藻主体の植物プランクトン組成とヤマトシジミによる採餌速度をわずかに上回る一次生産速度 (光合成) による植物プランクトン密度の維持が, ヤマトシジミの高い資源量維持に重要な役割を果たしていることが推察できる.

### 3.3 宍道湖地点別の色素濃度の経月変化

西岸 (West) (図4) は, 宍道湖への最大流入河川である斐伊川の流入河口にもっとも近い地点である. 本研究をおこなった地点の中で, 流入する淡水の影響を最も受けやすく, 塩分濃度も他の地点よりも低い傾向にある. 2016年において総カロテノイド濃度, 総クロロフィル *a*濃度は, 年間通して10 $\mu$ g/l以下と低く推移した. これは, ヤマトシジミ資源量が回復した2013年以降のレベルが継続している状況であると考えられた. カロテノイド相対比では, 2016年1月に緑藻由来のカロテノイドが約50%, 7月, 11月は, 渦鞭毛藻由来のperidinineが高い傾向にある他は, 珪藻由来のカロテノイドが主であった. 長期的にみると, 2012年夏季に藍藻による優占 (アオコとして観測) が認められたが, 2012年10月以降では, 藍藻由来のカロテノイドは, ほとんど検出されず, 夏季においても珪藻主体の植物プランクトン組成が維持されていた.

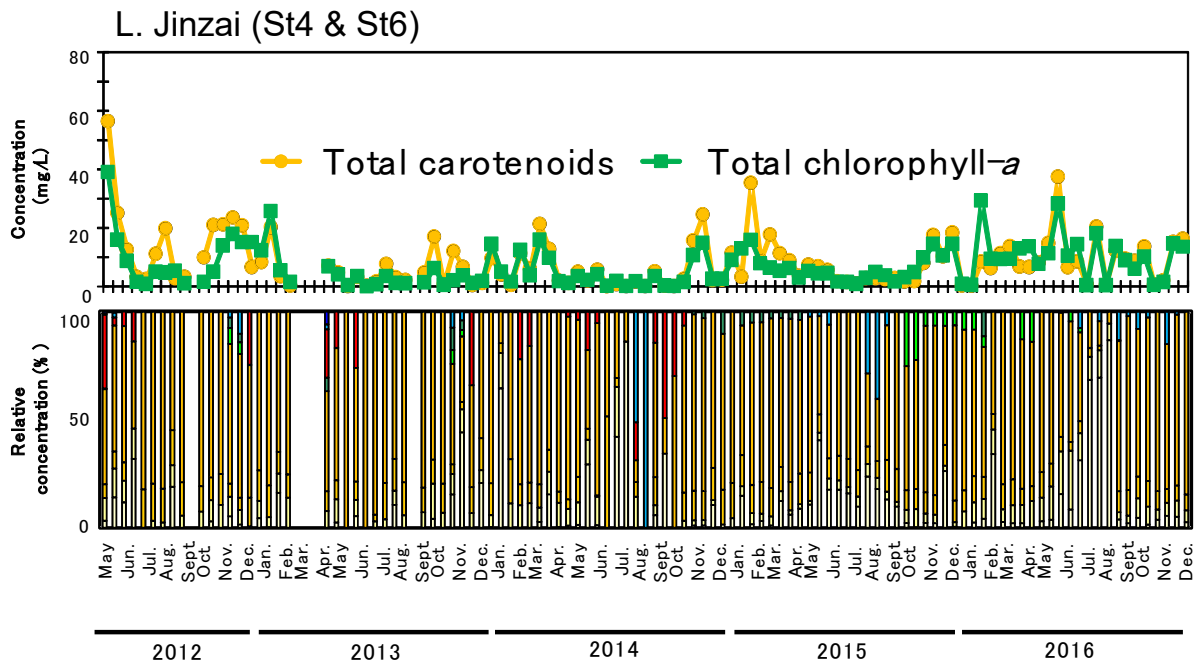


図3 神西湖における総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度（上段），カロテノイド相対濃度の季節変動（下段）。

北岸（North）（図5）における長期的な変化として、2012年10月以降、珪藻を主体とした植物プランクトン組成が維持されていることは、他の地点と共通する。2016年の総カロテノイド濃度、総クロロフィルa濃度は、ヤマトシジミ資源量が回復した2013～2015年に比較して高い濃度で推移した。特に2016年9月は、高い色素濃度を示した。2016年9月、11月、12月は、peridininの相対濃度が高く渦鞭毛藻が優占していることが示された。

東岸（East）（図6）は大橋川の流出口に近く、2012年10月や2013年4月など突出して高い塩分濃度がしばしば観測され、大橋川を遡上した塩分の高い中海湖水が流入したことを反映していると推察された。それに対して、全湖的に塩分濃度の低い2014～2016年春季は、低い塩分濃度を示しており、大橋川経由での高塩分水の遡上が生じていないことが示唆された。長期的な植物プランクトン組成変化は、他の地点と同様であった。特に、2016年は、Peridinin濃度が高い傾向にあり、渦鞭毛藻が珪藻とともに主たる優占植物プランクトンであった。

南岸（South）（図7）は、宍道湖南岸の来待地域であり、同じ南岸の宍道地区、玉湯地区と共に、ヤマトシジミ密度が宍道湖沿岸の中でも最も高い地点の一つである。島根県水産技術センターの調査によると、ヤマトシジミ重量密度は、資源量回復前の2013年春で約1000 g/m<sup>2</sup>、資源量が回復した2013年秋季には、5000 g/m<sup>2</sup>を超え、その資源回復率は500%に及んだ。カロテノイドの相対組成は、他の地点と同様であり、植物プランクトン組成の全湖的な同時性を示していた。2013年、2014年、2015年ともに春季から秋季における総カロテノイド濃度、総クロロフィルa濃度は低く、本地点の高いヤマトシジミ資源量を反映していると考えられた。2016年7月、11月、12月は、peridinin相対濃度が高く、渦鞭毛藻が主体であった。

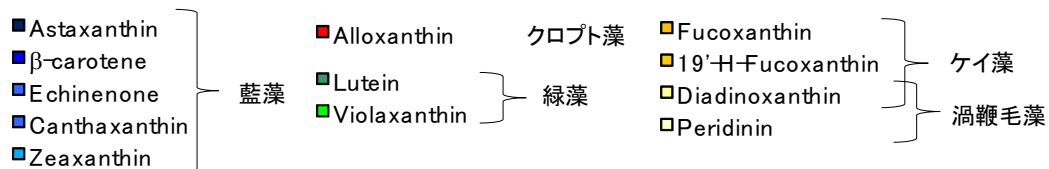
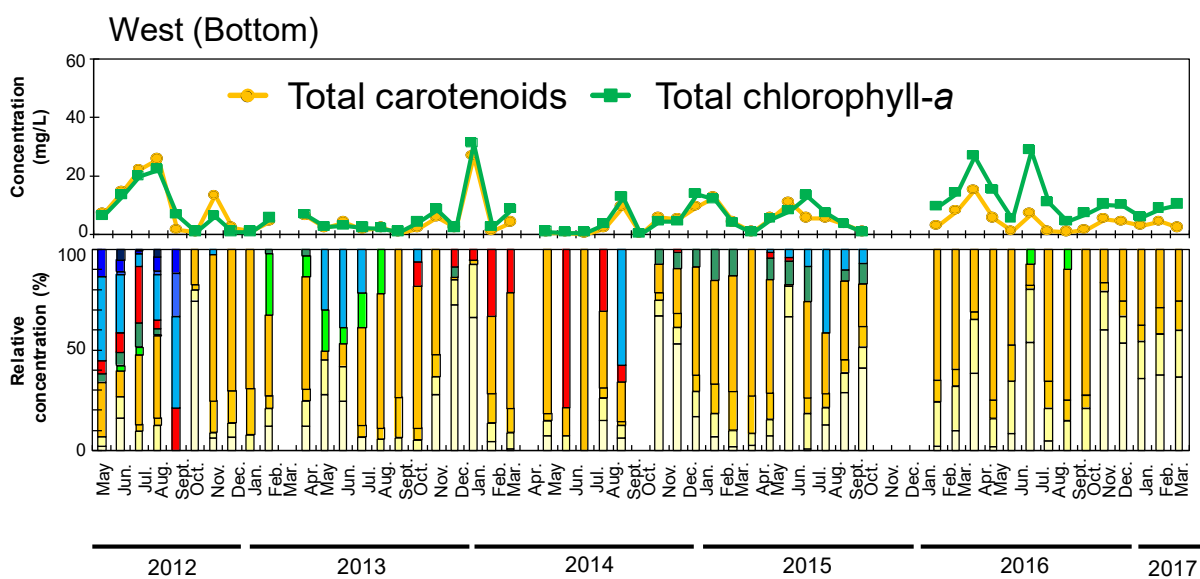
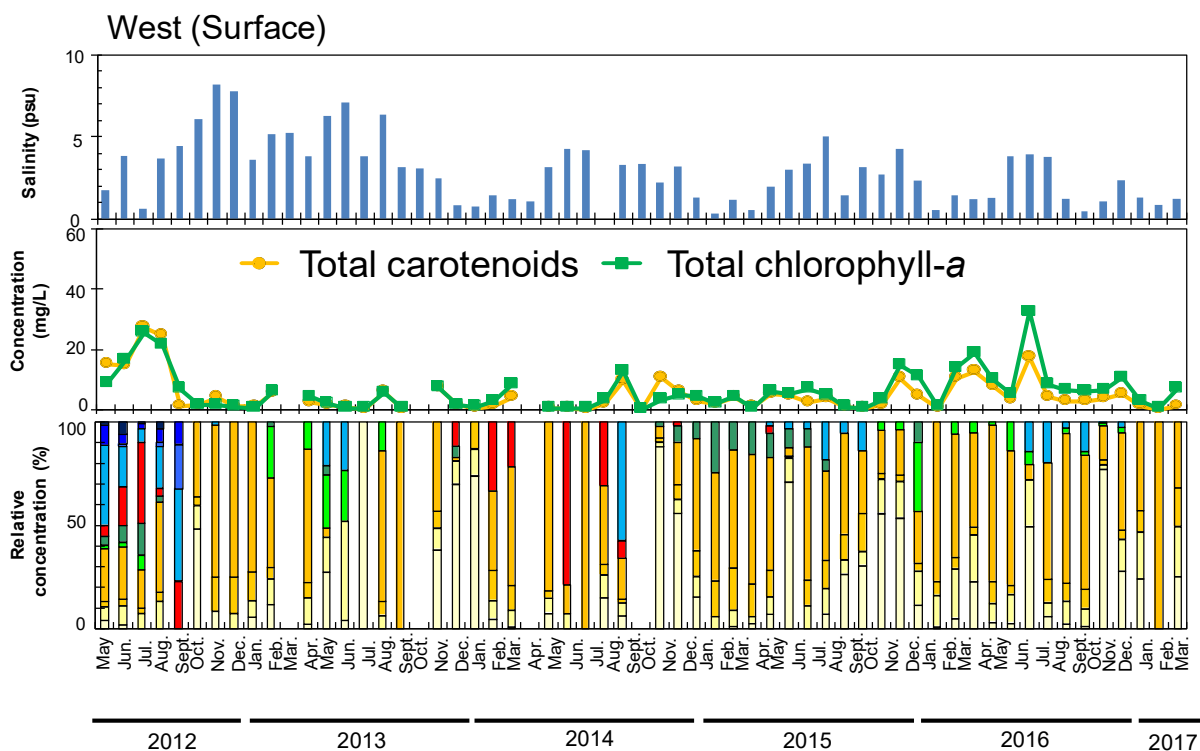


図4 宍道湖 (West) における表層水 (上段) の塩分濃度, 総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度, カロテノイド相対濃度の季節変動と底層水 (下段) の総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度, カロテノイド相対濃度の季節変動.



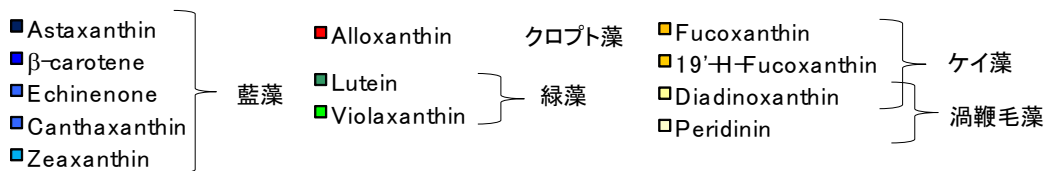
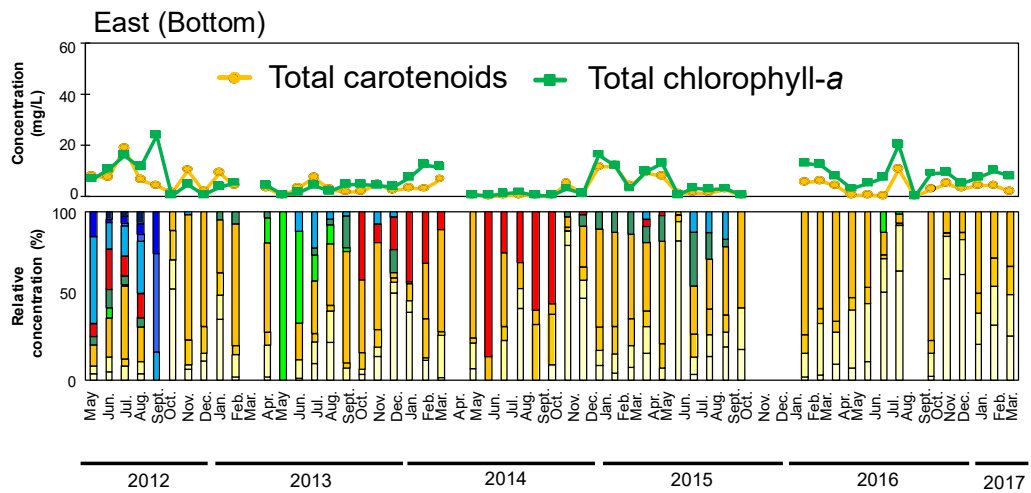
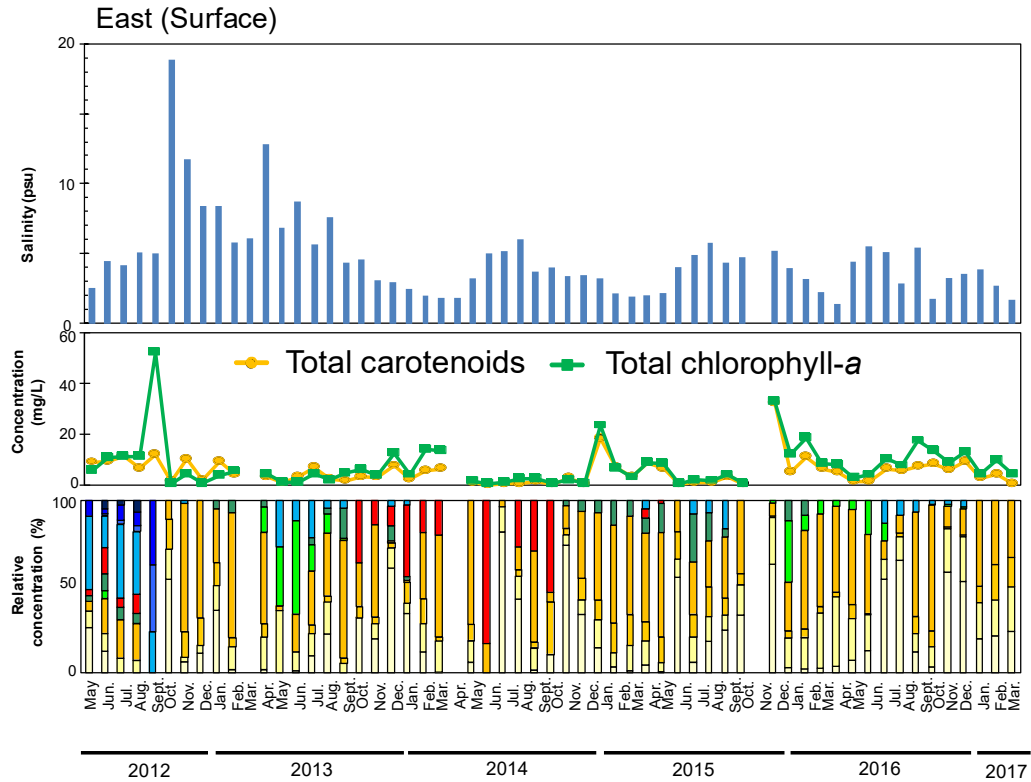


図 6 宍道湖 (East) における表層水 (上段) の塩分濃度, 総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度, カロテノイド相対濃度の季節変動と底層水 (下段) の総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度, カロテノイド相対濃度の季節変動.

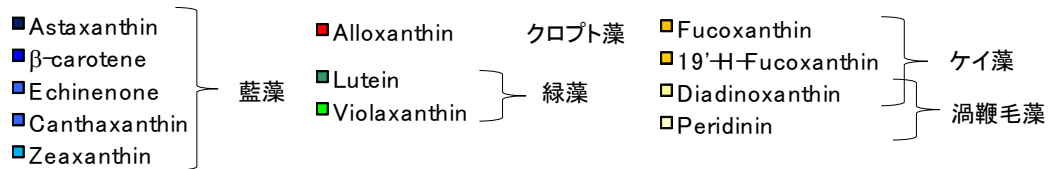
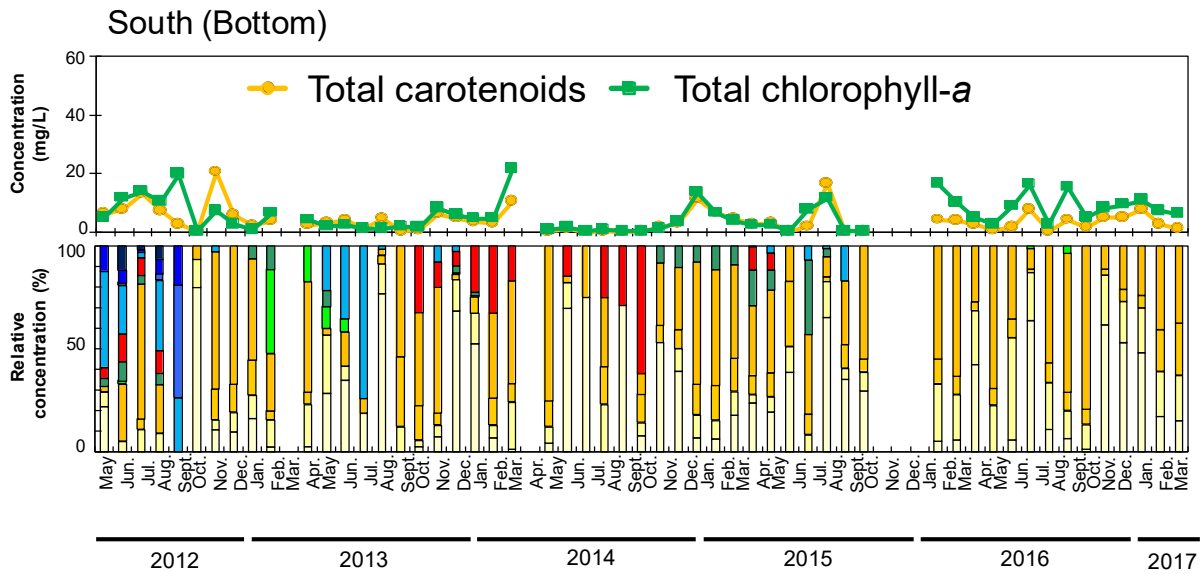
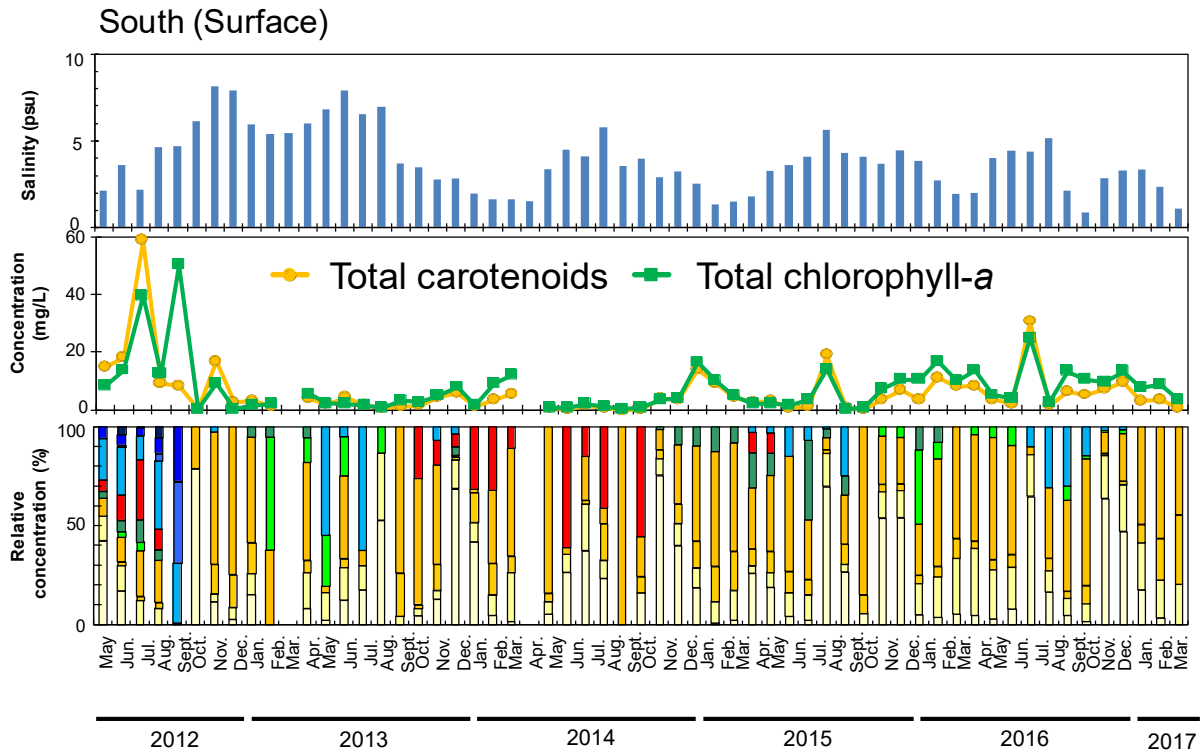


図7 宍道湖 (South) における表層水 (上段) の塩分濃度, 総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度, カロテノイド相対濃度の季節変動と底層水 (下段) の総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度, カロテノイド相対濃度の季節変動。

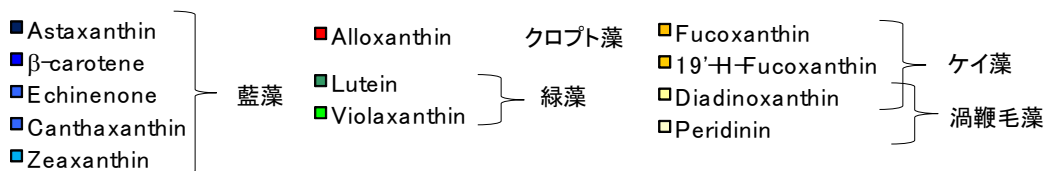
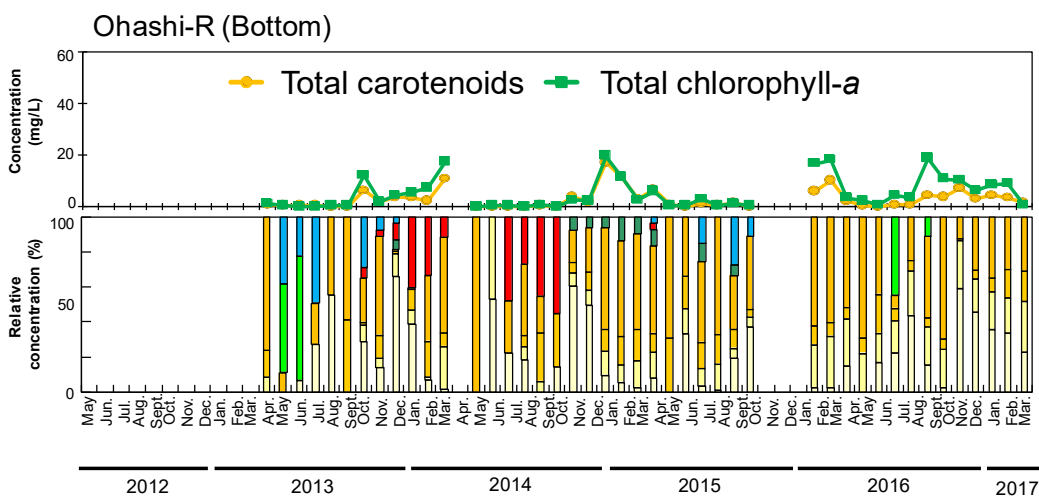
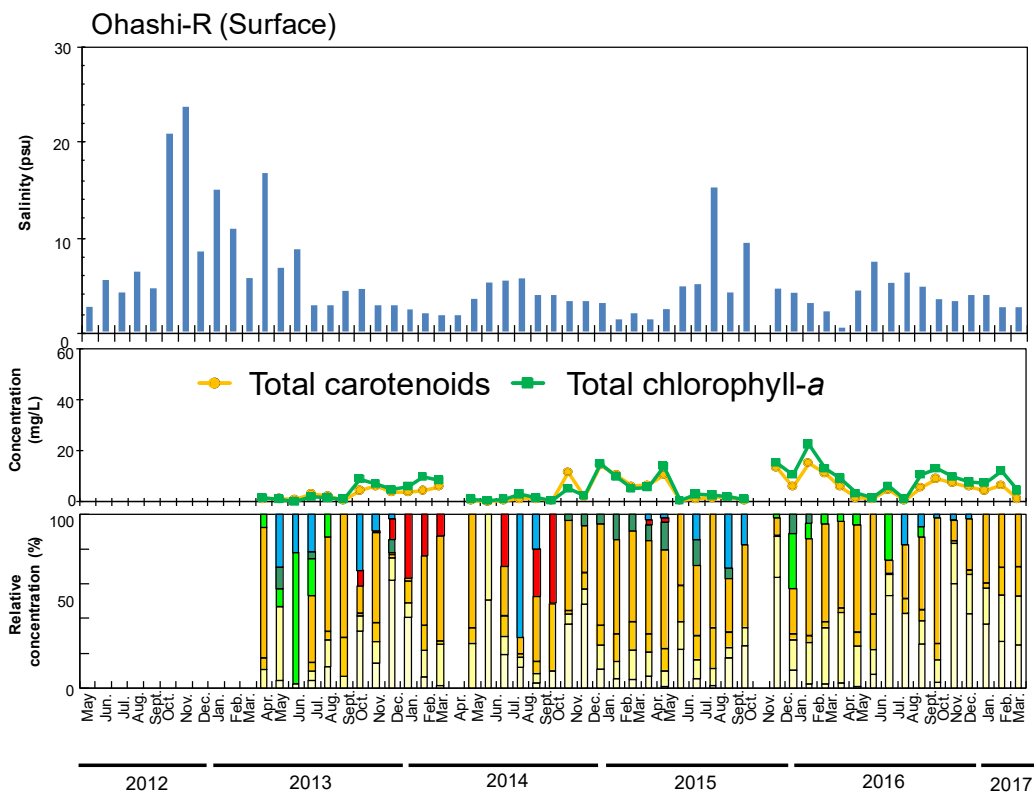


図8 大橋川における表層水（上段）の塩分濃度，総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度，カロテノイド相対濃度の季節変動と底層水（下段）の総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度，カロテノイド相対濃度の季節変動. 塩分濃度（上段），総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度（中段），カロテノイド相対濃度の季節変動（下段）.

大橋川（松江大橋下）（図8）では、2102年においては、20‰を超える高い塩分濃度がしばしば観測され、大橋川を經由した高塩分水の遡上が認められた。しかしながら、2103年夏以降は、一部を除いて、すべての月で低い塩分濃度を示しており、大橋川經由の高塩分水の遡上が減少していることが示唆された。長期的に見た植物プランクトン組成は、宍道湖内とほぼ同様であった。

宍道湖湖心（図9）は水深があり、底質も泥であるためヤマトシジミは生息していない。しかしながら、植物プランクトン組成の長期的な変動は、前述の沿岸部地点ほぼ同様であるため、湖心における植物プランクトン組成は、宍道湖内の植物プランクトン組成を代表していると考えられる。宍道湖におけるヤマトシジミ資源量の長期的変動をみると、2005年秋季に高かった資源量（資源量全体7万トン以上）が、2007年春季までに急激に落ち込んだ（資源量全体5万トン以上）。その後、2009年秋季までに資源量全体9万トンまで回復した。しかしながら、その後、2013年春季までに資源量全体2万トンまで急激に低下し、漁獲対象貝の資源量は、壊滅的に低下した。一方、2013年春季から、2013年秋季にかけて資源量の急激な回復（資源量全体で7万トン程度）が認められ、その後は、高止まりしている状況にある。これらのヤマトシジミと植物プランクトン組成の長期的な変動の関係性を調べるため、2008年から宍道湖湖心表層で測定した色素データの再解析と冷凍保存した試料の測定を行い、2008年6月から2016年12月までの月データを得た（一部試料の欠測有）。2008年及び2009年は、藍藻由来のzeaxanthinが主たるカロテノイドとして検出される月があった（2008年6、10、11月、2009年7,8,9月）。しかしながら、2008年、2009年とも、いわゆるアオコの発生は認められていない。大谷ら(2008)による顕鏡観察から、2008年6月～12月において、ピコ藍藻である*Synechocystis* sp.の優占が報告されている。また、同様に、2009年7～10月の間も*Synechocystis* sp.の優占が確認されている(崎ほか 2009)。よって、色素分析による藍藻由来カロテノイドは、アオコを形成しない*Synechocystis* sp.によると判断される。2008年～2009年は、藍藻が優占している夏季でも、珪藻の存在が認められ、藍藻が単独的に優占することはなかった。

一方、2010年9月、2011年9月、2012年9、10月は、藍藻由来の色素がほぼ単独的に優占する期間が存在した。2010年8月中旬以降に*Microcystis* cf. *ichthyoblabe*によるアオコが大発生し、翌3月下旬までアオコの存在が認められた(崎ほか 2010)。この結果と色素組成から、2010年の9月には、アオコ形成藍藻による単独的な優占であったと推察され、この期間は珪藻他の植物プランクトンはほとんど存在していなかった。同様に、2011年8～12月まで(野尻ほか 2011)、2012年9月(野尻ほか 2012,野尻ほか 2014)において、*Microcystis* sp.もしくは、*Microcystis* cf. *ichthyoblabe*によるアオコの形成が認められており、これらのアオコ形成藍藻により他の植物プランクトン種はほとんど存在できなかったと推察された。ヤマトシジミの消長が、植物プランクトン組成を主原因と仮定すると、アオコ形成種*Microcystis* spp.の場合、単独的に優占する場合があります。これがヤマトシジミ資源量の減少に関与していると推察された。一方、アオコを形成しないピコ藍藻の場合には、珪藻等の他の植物プランクトンもある程度の割合で共存できるため、ヤマトシジミ資源量の減少には、それほど関与しないと考えられた。2012年冬季以降は、2013年8月に藍藻色素の優占はあるもの(顕鏡観察では、この時期は*Synechococcus* sp.と*Synechocystis* sp.の優占(中島ほか 2013,野尻ほか 2014))、アオコ形成種の藍藻の単独的な優占は認められていない。宍道湖の他の地点と同様に、夏季でも珪藻を主体とした植物プランクトン組成が維持されている。

*Microcystis* 属は、底層中で越冬し、翌年再度湖水へと回帰する現象が知られている(Preston et al. 1980, Reynolds, C. 2006)。宍道湖で *Microcystis* 属が優占した 2010～2012 年までと、それ以降の冬季



の塩分濃度に注目すると、2012年から2013年にまたがる冬季において、全湖的に塩分が高い傾向にあった。測定期間中、この期間のみ冬季の塩分濃度が優位に高い。この高い塩分濃度が、底質中における *Microcystis* 生細胞の残存率を低下させ、2013年における湖水への回帰を大幅に減少させたのかもしれない。

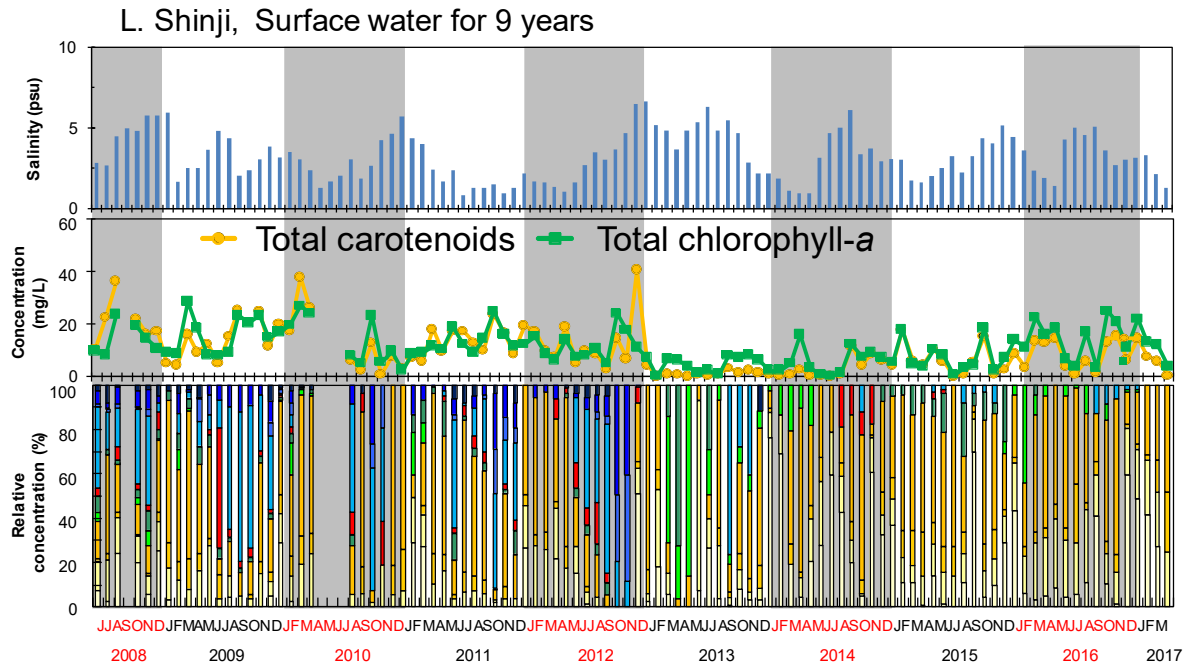


図9 宍道湖湖心における表層水の塩分濃度，総カロテノイド濃度・総 Chlorophyll-a 濃度，カロテノイド相対濃度の季節変動。

## まとめ

宍道湖における光合成色素であるカロテノイド濃度を指標として植物プランクトン量を種別ごと複数年にわたって見積もることによって、その季節変動を明らかにした。特に今回は、2008年からの湖心表層における植物プランクトン組成変化を明らかにし、ヤマトシジミ資源量の消長との関連性を議論した。宍道湖では、アオコを形成しないピコ藍藻 (*Synechiosystis* spp.) (2008~2009年)とアオコ形成藍藻 (特に *Microcystis* spp.) では、共存植物プランクトン種に対する影響 (栄養競争, 光競争) の度合いが異なる可能性が考えられ、特に後者は、他の共存植物プランクトン種の共存を完全に排除している可能性が示唆された。これらの影響により、ヤマトシジミ資源量が大きく変動しているのかもしれない。2012年から2013年にまたがる冬季は、塩分濃度が全湖的に高く、底質で越冬する *Microcystis* spp. の生細胞の残存率を下げ、2013年春季から夏季期間の湖水への回帰を防いだ可能性が示唆された。

# 宍道湖への有機汚濁負荷となり得る斐伊川河岸植生の特性

浅枝隆（埼玉大学）

## 背景・目的

斐伊川の河岸では近年、オニグルミ、オオタチヤナギ等の樹木や、セイタカヨシなどの草本類の繁茂が著しい。これらの植生は洪水時に流出し宍道湖に流入し、未分解の枯死体は有機汚濁負荷となって湖底の酸欠を加速し、分解される際には栄養塩を供給することで宍道湖の植物プランクトンを増加させる。また宍道湖や流入河川では、近年、沈水植物（根が底にあり、草体が水中にある植物）の旺盛な繁茂が見られる。これらの枯死体も有機汚濁負荷となり、湖底や川底の酸欠を招く可能性がある。

そこで本研究ではこれらの植物の実態調査と有機物負荷の見積もりを行った。

## 研究成果

### 1. 河岸植生の実態

#### セイタカヨシの特性

斐伊川は中流域河床が砂で構成されていることが日本の他の河川と異なる点である。斐伊川に大量に繁茂するセイタカヨシは本州中部以南の砂地盤に生えるイネ科の植物で、茎の直径 3cm 程度と太く、密生して生え、洪水時にも倒伏しないことから治水上の問題は大きい。図 1 に宍道湖から 14km 上流の右岸での観測によって得られたセイタカヨシとヨシの地上部と地下部の年間の変動を示した。ヨシの地上部は冬季には枯死するのに対し、セイタカヨシの地上部は残存するため、ヨシの地上部バイオマスが 8 月にピークを迎えるのに対し、セイタカヨシの地上部バイオマスのピークは 10 - 11 月となり、量もヨシが 2500kgDW/m<sup>2</sup> であるのに対し、セイタカヨシの場合には 6000kgDW/m<sup>2</sup> 程度と、ヨシよりはるかに大きくなる。また地下部に関しては、ヨシが 9 月頃から減少に転じるのに対し、セイタカヨシでは 11 月頃から急激に減少する。これらの結果から通常の河川に多いヨシと比較し、斐伊川に多いセイタカヨシでは有機物生産量が 2 倍程度となり、また、洪水に対する影響も極めて大きいことが予想される。

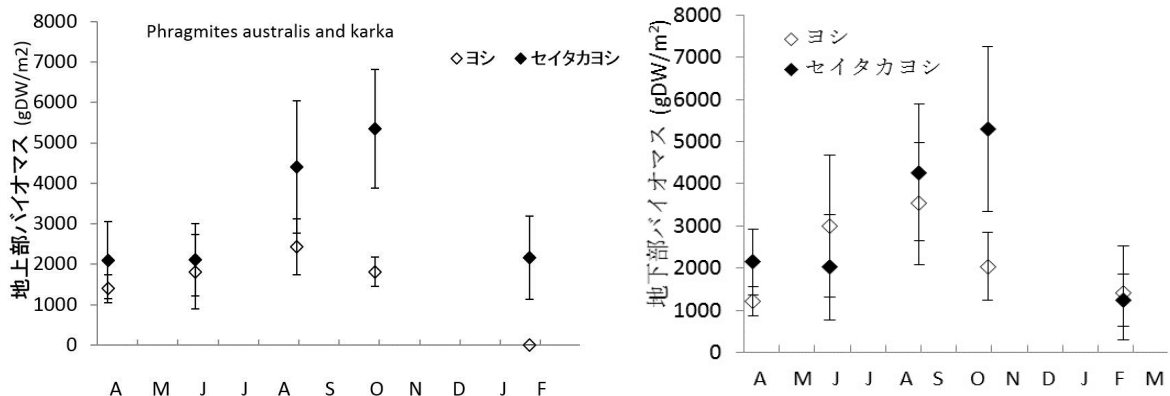


図 1 ヨシ及びセイタカヨシの年間のバイオマスの変動  
左：地上部，右：地下部

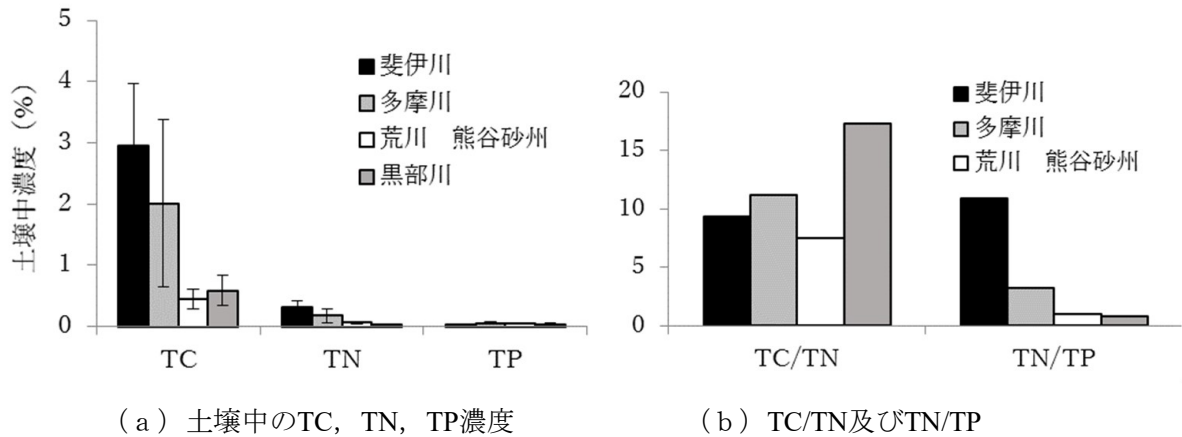


図2 いくつかの河川における河岸土壌栄養塩濃度

### 河岸土壌の栄養塩濃度

セイタカヨシの高い生産性を支えている原因として、河岸土壌の栄養塩濃度がある。図 2(a)及び(b)に上記、植生採取地点において採取された土壌中の TC (全有機炭素), TN (全窒素), TP (全リン) の濃度、及びそれらの比を他の河川と比較して示した。TC/TN はいずれも河川においても概ね~10 程度であるものの、斐伊川、多摩川は、TC, TN 濃度が高い。特に斐伊川においては TC/TN は 10 程度と、多摩川と比較しても相対的に窒素が多い。通常の礫河床河川では、TC 濃度は 0.5% 程度、TN 濃度は 0.05% 程度である。また、TN/TP は日本の河川では概ね 1 程度であるが、斐伊川は窒素濃度が極めて高いことから、TN/TP も極めて高い。斐伊川におけるセイタカヨシの高い生産量は高濃度の窒素量に支えられていると考えられる。また斐伊川の河岸土壌の窒素が極めて高いのは、越境大気負荷の影響と考えられる。

草本植生のバイオマス量は、概ね、土壌水分量を規定する土壌粒径と土壌中の窒素濃度に依存する。図 3 は日本のいくつかの河川で採取された草本類バイオマスと土壌中窒素濃度との関係である。中抜き印で示したものは粗い粒径の土壌、中詰め印で示したものは砂-シルト土壌の場所である。粗い破線でしめしたものは大型のイネ科植物群落での傾向を示しているが、斐伊川の場合、他の河川の延長上にはあるものの、群を抜いて高いバイオマスになっている。

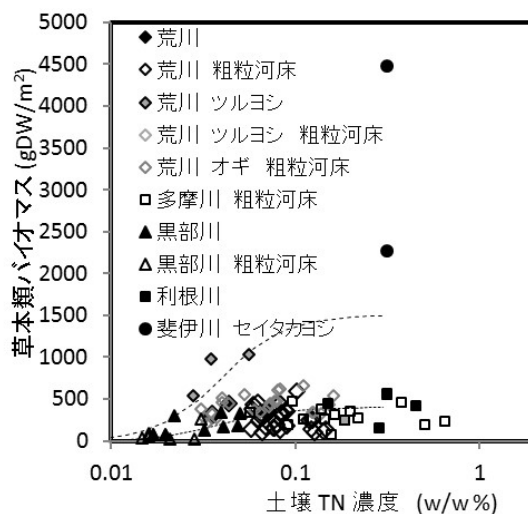


図3 いくつかの河川における土壌TN濃度と草本類バイオマスの関係

### 河岸植生流出による宍道湖内有機物量の変化

図4に、宍道湖の上流25kmが洪水により水深2m程度で冠水した場合に、流失する植生の計算値を示す。この場合、宍道湖にはほぼ30,000tonの有機物が流入し、このほとんどが宍道湖に堆積すると考えられる。その場合、平均390gDW/m<sup>2</sup>の有機物が堆積することになる。これは密な草原のバイオマスに相当する量で、その大半はヨシ（オギを含む）もしくはセイタカヨシである。

ヨシやセイタカヨシの好気状態での分解係数kは、0.0045/day程度である。そのため、1年間で分解される有機物量は24200ton、その有機物残存量は $\sim 30000 \cdot \exp(-0.0045 \cdot 365) = 5800\text{ton}$ 程度になる。また、この分解で消費される酸素量は、年間の溶存酸素消費量：13000ton=38mg/Lであり、1日当たり0.1mg/Ldayとなる。

分解に伴う年間の窒素溶出量は、240ton=0.7mg/Lとなる。なお、5年後の有機物残存量は8.1tonである。5年に1度こうした大洪水がある場合には、湖底の有機物量は洪水ごとにこの割合で増加する。

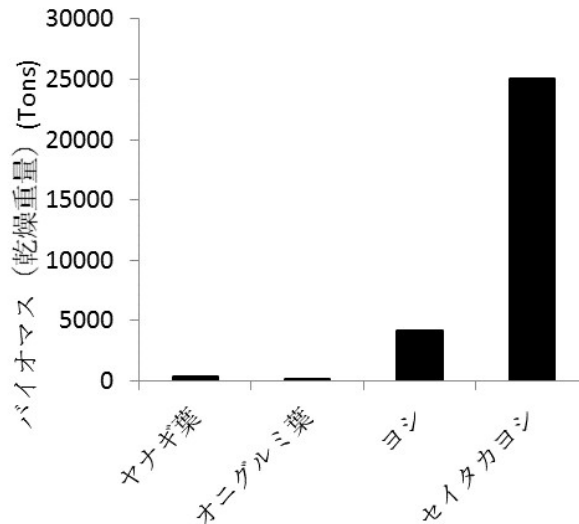


図4 宍道湖上流25km区間における洪水時の植生流出量

### 沈水植物の増殖

近年は宍道湖内だけでなく斐伊川及びその支流河川において大量の沈水植物の繁茂が見られる(図5)。これらは1980年代には見られなかった現象である。



図5 斐伊川支流における沈水植物繁茂状況

沈水植物の増殖は河川内において環境ストレスが減少し、枯死割合が減少するとともに増殖率が増加した結果として生じたと考えられる。通常、環境ストレスが増加すると植物体内に活性酸素が生成され、酸化ストレスが増加する。そのため沈水植物を増加させた環境ストレス要素を特定するには、水域での対象となる環境ストレス強度を測定するとともに、植物体内の酸化ストレス度を計測することが求められる(Zaman and Asaeda 2014)。

活性酸素には、スーパーオキシド、過酸化水素、ヒドロキシルラジカル、一重項酸素が存在するが、この中で比較的安定に長時間存在するのは過酸化水素のみである。そのため、ここでは過酸化水素の濃度の測定を通じて、環境ストレスの強度を見積もった。

通常、河川内で最も明瞭な環境ストレス因子は流速である。一方で、光強度が強い場合には、光合成のPSIIの過程において、大量の活性酸素を発生させる。そのため、まずはそれらの比較を行うことにした(Atapaththu and Asaeda 2015)。

河川内に生育する沈水植物を、明処理、30分間の暗処理を施した後に採取した。また、同地点で、1m×1mのコドラート中のバイオマスを採取、乾燥重量を求めた。分析に用いたサンプルについては、ドライアイスで冷凍、実験室に運搬、過酸化水素濃度、抗酸化酵素として、アスコルビン酸ペルオキシダーゼ(APX)、カタラーゼ(CAT)を測定、さらに、クロロフィル濃度を分析した。さらに、電磁流速計を用いて、周辺の流速を測定した。

オオカナダモ、ヤナギモ、オオササバモ、ツルイトモの雑種などが繁茂していたが、ここでは、いくつかの河川で応用に生育が確認されたオオカナダモに限って分析を行った。

図6は80%水深での乱流強度に対し、植物体中の過酸化水素の値を示したものである。乱流強度の増加とともに、植物体内に過酸化水素の濃度は一義的に増加する。平均流速に対しては、こうした明瞭な関係はみられなかったことから、実験室での結果と同様に、河川内の乱流強度が大きな環境ストレスになっていることが予測される。(Ellawata et al 2014, Atapaththu et al 2015, Atapaththu and Asaeda 2015)

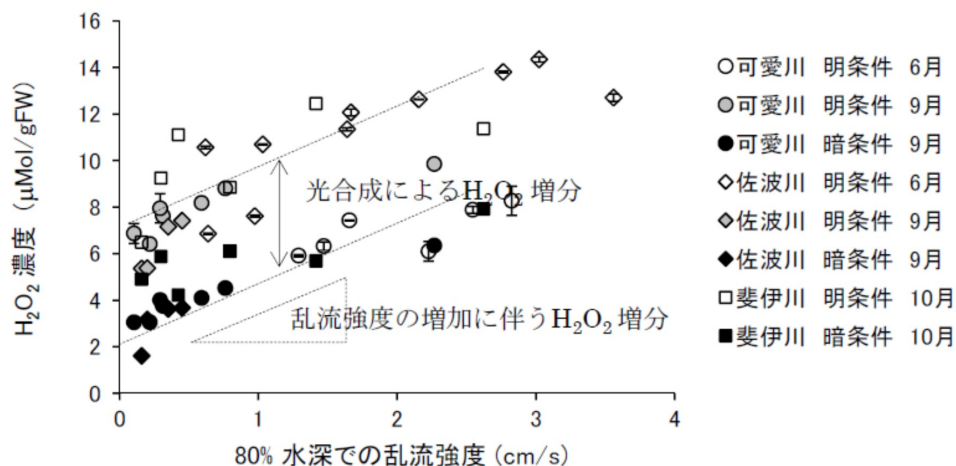


図6 各河川、各月の80%水深での乱流強度と植物体内過酸化水素濃度との関係

また、図7にみられるように、過酸化水素の増加とともに、光合成器官は破壊されるため、クロロフィル濃度は低下し、バイオマスの低下を招いている。

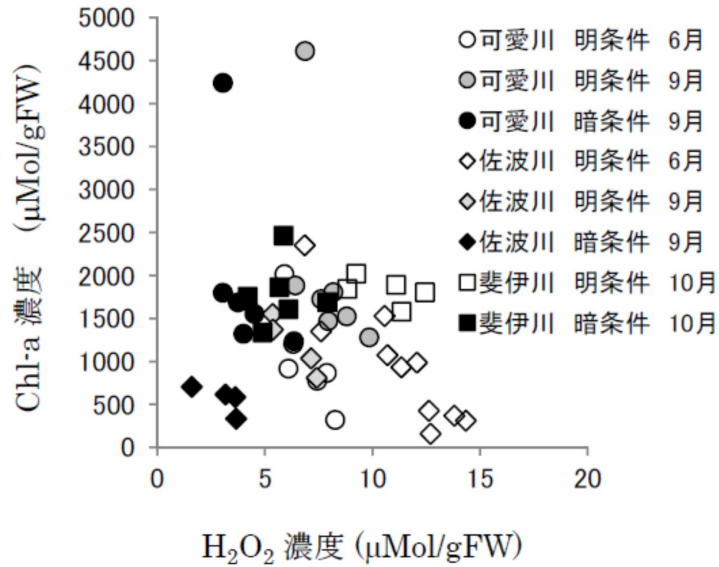


図7 各河川，各月の植物体中過酸化酸素濃度とクロロフィル a 濃度との関係

以上のことから図8に示されるように，水中の乱流強度の増加とともにバイオマスが減少することがわかる。

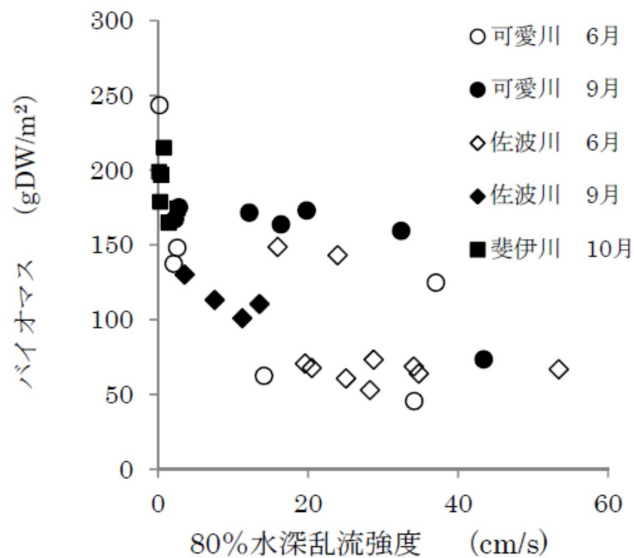


図8 オオカナダモのバイオマスと80%水深乱流強度と関係

以上の結果より，河川内では，乱流強度が重要な環境ストレスとして作用しており，乱流強度が高くなることで，沈水植物にかかる環境ストレスが増加，大量の活性酸素が生成され，クロロフィル濃度を低下させている．光合成の過程においても強光ストレスにより活性酸素は生成されるものの，このレベルの乱流強度でもそれを上回る活性酸素が生成され，細胞，色素体等を破壊，増殖が抑えられてきたと考えられる．

なお、乱流強度と  $\text{H}_2\text{O}_2$  濃度との関係より、それぞれのストレスによる過酸化水素増加割合は、

光合成ストレス  $2 - 4\mu\text{gH}_2\text{O}_2/\text{gFW}$  ( $0.02 \sim 0.03\mu\text{gH}_2\text{O}_2/\text{gFW}/\mu\text{Mol}/\text{m}^2/\text{s}$ )

乱流ストレス  $2\mu\text{gH}_2\text{O}_2/\text{gFW}/\text{cn}/\text{s}$

その他のストレス  $3 - 6\mu\text{gH}_2\text{O}_2/\text{gFW}$

と求められ、光合成時の強光ストレスによる活性酸素の生成量と比較しても、通常の乱流によるストレスの割合が極めて高いことが分かる。すなわち、河川においては、沈水植物の増殖制御において、河川流速中の乱流成分が最も支配的な役割を果たしていることを示している。

佐波川や江の川上流の可愛川は本来雨の少ない地域であり、昔から取水堰が多く建設されている。しかし、近年、堰の改修、湛水域の大型化等で湛水域の割合は拡大している。一方、斐伊川においては、堰の建設は瀬戸内側の河川ほどではないものの、河川改修による掘削が多く進められてきた(図 9,10)。このような場合、低水時の法線形状については必ずしも十分考慮されるわけではなく、低水時には各所に湛水域が生じている(図 11)。また、この地域の河川に限らず、高度成長期には大量の砂利採取が行われた。その後、上流の山岳地域の緑化(図 11)、堰やダム建設により以後の礫の供給が行われないことから、砂利採取による河道内の礫の不足は現在も続いている。さらに、その後の礫の移動により、河床低下、礫の不足は、掘削箇所ばかりではなく、広域に広がっている。その結果、特にこの地域の多くの河川では従来の瀬が消失し、乱流を生成する機能が失われ、河道は、連続した淵が続く形態を呈している(図 12)。こうしてつくられた湛水域が沈水植物の発生源になっていることが予想される。



江の川 (可愛川)



佐波川 (島地川)



### 斐伊川本川及び支川の湛水域

図 9 各河川の堰及び湛水域

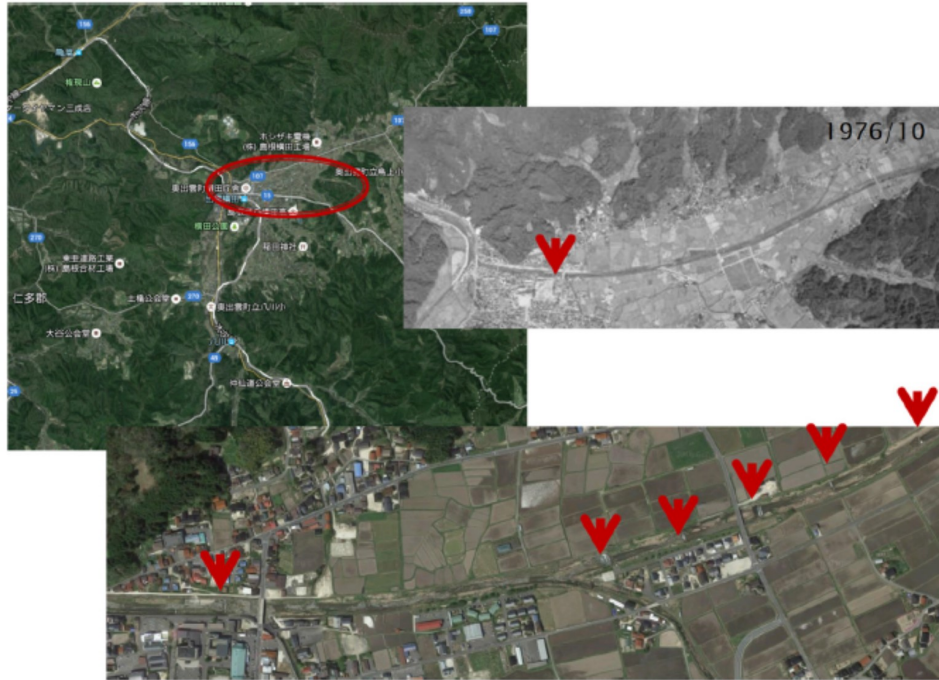


図 10 取水堰の新築（斐伊川上流）

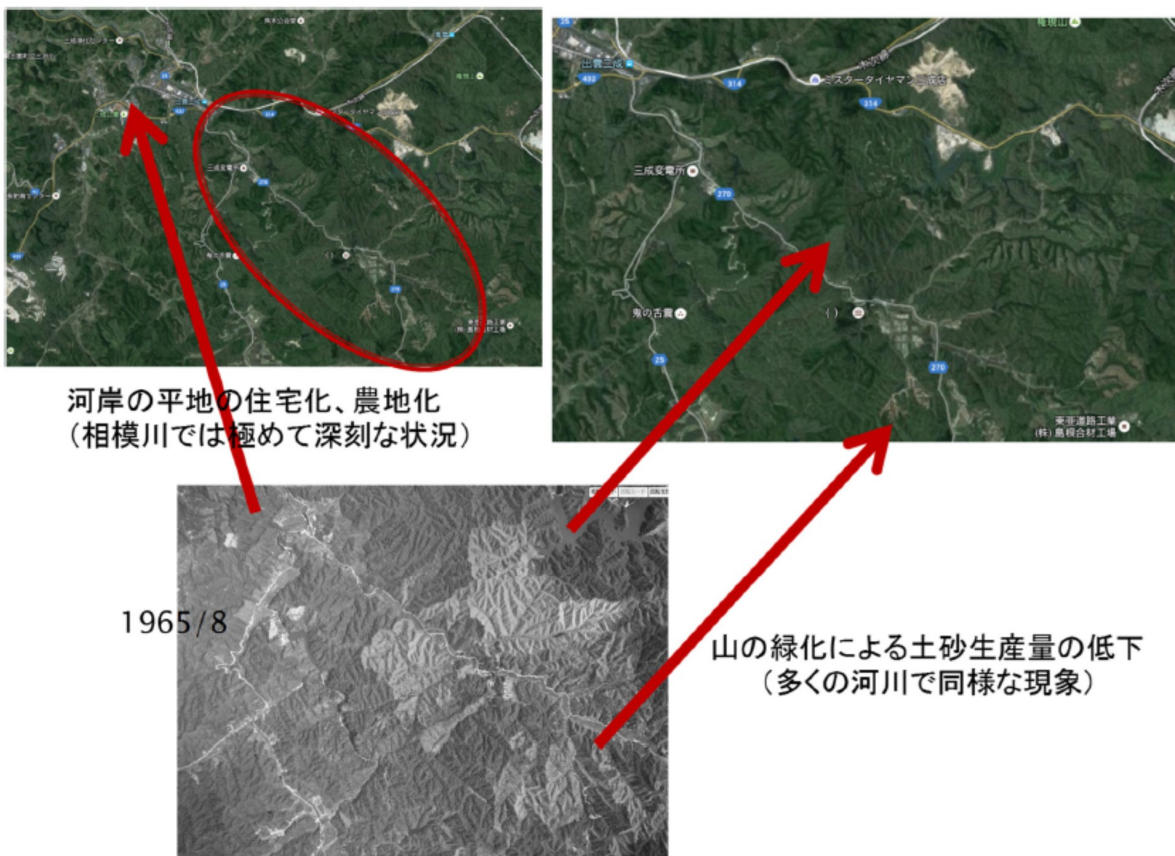
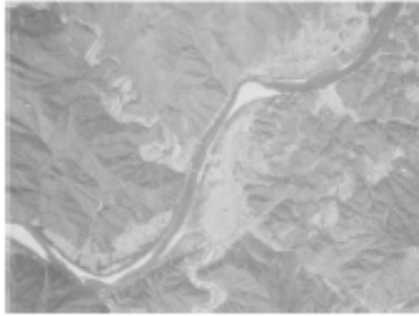
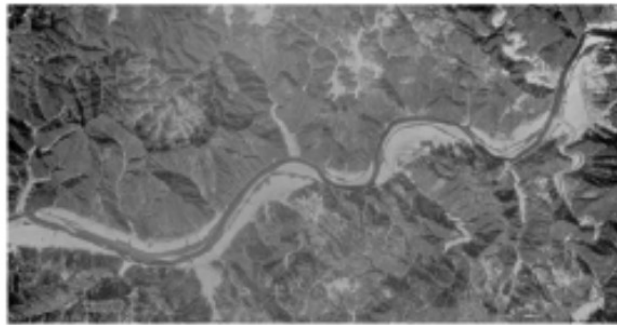


図 11 山岳地域の緑化（斐伊川上流）





江の川 因原付近



江の川 石見川越付近

図 12 瀬が消失した状況（江の川）

【研究担当者・連絡先】 浅枝 隆・e-mail : [asaeda@mail.saitama-u.ac.jp](mailto:asaeda@mail.saitama-u.ac.jp)

# 宍道湖堆積物の有機物濃度とそこに住む動物の近年の変化

山室真澄（東京大学・産業技術総合研究所）

## 背景・目的

本協議会が結成された主な理由は、ヤマトシジミ漁の不振だった。宍道湖以外の指定湖沼（例えば琵琶湖や諏訪湖など）でも漁獲量が減少しており、その原因として負荷削減により貧栄養化した為とする見解もある。

貧栄養化はNixon（2009）によって「Oligotrophication (noun) – a decrease in the rate of supply of organic matter to an ecosystem. 貧栄養化（名詞）生態系への有機物供給速度が減少すること」と定義されている。例えば年間有機物流入負荷量は、1年あたりの有機物供給速度と解釈できる。しかし宍道湖での有機物供給はこれだけではなく、宍道湖内部で植物が光合成によって生産する有機物の単位時間当たりの量も見積もる必要があるが、過去から現在まで比較できるデータは宍道湖には存在しない。

そこで本研究では2つの方法で、宍道湖で貧栄養化が起きているのか検討することにした。ひとつは堆積物の有機物濃度が、シジミが1万トン以上漁獲されていた1980年代から今日に至るまでどのように変化したかの検討である。湖水に供給される有機物が多ければ、たとえその有機物を動物が食べるにしても、動物の身に同化されるのは約1割で、残りの9割は排出される。従って、食べ残りが蓄積する表層堆積物中の有機物濃度を過去と現在で比較すれば、貧栄養化の有無を判断できる。

もうひとつは底生動物の密度の比較である。宍道湖では1982年夏に多数の地点で底生動物密度調査が行われている。この結果と現在とを比較することで、間接的に貧栄養化の有無を推定することができる。特に植物プランクトン起源の有機物を含む懸濁物を濾過して食べるオオユスリカは、1980年代の宍道湖では大量に羽化が生じて問題になっていたが、近年では大量羽化は全く起こっていない。同様のオオユスリカの激減は琵琶湖や諏訪湖でも起こっていて、これも貧栄養化が原因との見解がある。そこで本研究では特にオオユスリカに注目して、既報のレビューも行った。

## 研究成果

### 1. 1980年代から現在にいたる宍道湖表層堆積物中有機物濃度の変化

宍道湖では1982年に500m四方のグリッドで設けられた248地点で採泥が行われ、強熱減量を測定している。この1982年の調査を含む、ある程度面的な情報を得られる堆積物調査の概要を表1にまとめた。1982年は700°Cで4時間燃焼後に3時間放熱（オープン：2h / デシケーター：1h）させ秤量していた（中村ほか1982）。1997年は①乾燥サンプルを約1.5g秤量、②110°Cで2時間乾燥、③30分間デシケーター内で放冷、④秤量、⑤600°Cで2時間強熱、⑥30分間デシケーター内で放冷、⑦秤量（中村ほか1999）し、減量分を測定していた。

表 1 宍道湖で過去に報告された強熱減量の測定方法

調査年	資料名	地点数	採泥方法	採取層の票 層からの深 さ範囲(cm)	燃焼温度 (°C)	燃焼時間 (h)
1982	島根県水産試験 場昭和 57 年度事 業報告	248	エックマンバージ	0-2	700	5
1997	島根県水産試験 場事平成 9 年度 業報告	81	スミス-マッキンタイヤー	0-2	110 / 600	2 / 2

このように同じ「強熱減量」であっても燃焼温度や燃焼時間が異なっているため、比較して有機物濃度の増減を検討することはできない。そこで本研究では新たに図 1 で示す 15 地点で堆積物を採取し、元素分析計によって測定した有機炭素濃度と、表 1 に記載されたそれぞれの方法で測定された強熱減量との関係式を求めることで、過去に行われた強熱減量の値を有機炭素濃度に換算して、表層堆積物中有機炭素濃度の経年変化を比較した。

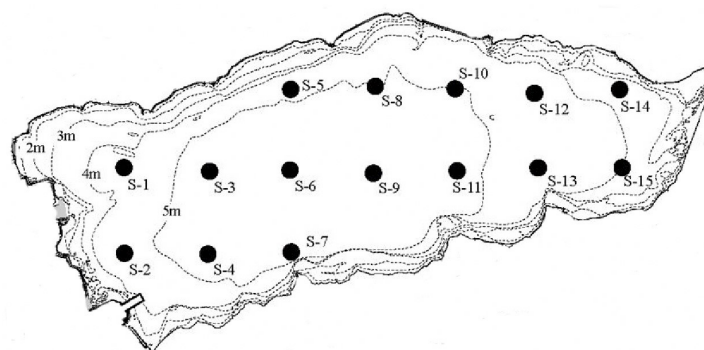


図 1 有機物濃度の比較を行った地点の位置

その結果、緯度経度では同じ位置だったものの採泥時の水深が 3 年間で一致しなかった S-5 と S-7 を除くと、斐伊川河口に当たる S-1 と S-2 以外の全地点で 1982 年より 1997 年の方が堆積物の有機炭素濃度が低くなり、1997 年から 2016 年にかけては増加していた。また S-5 と S-7 を除く 13 地点中 9 地点において、2016 年が最も有機炭素濃度が高かった (図 2)。

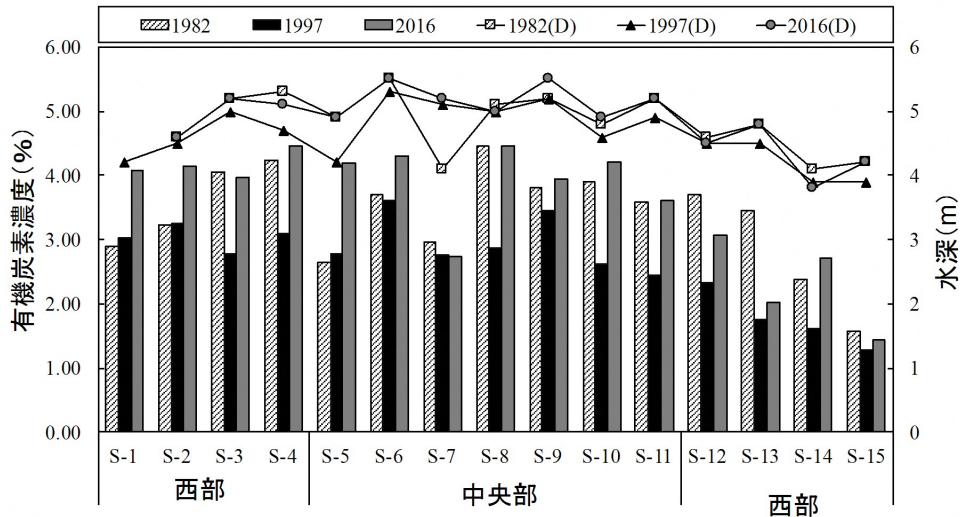


図2 各地点における1982・1997・2016年の有機炭素濃度(%)と測定時の水深. 棒グラフが有機炭素濃度, 折れ線グラフ(Dで示した)が水深を示す.

このよう湖底表層堆積物からは, 近年の宍道湖では貧栄養化ではなく, 逆に富栄養化が過去20年で進んでいる可能性が強くなった. そこでより正確に比較する為に, Yamamuro (2000) が1996年に採泥した方法と同じ位置と方法で表層堆積物を採取し, またその傾向が宍道湖固有なのか, 宍道湖と隣接する中海とも共通するかを確認するために, Yamamuro (2000)が中海で採取したのと同じ地点でも堆積物を採取し, 同様に比較した. 採泥は2017年8月に, 宍道湖で14地点, 中海で10地点, Yamamuro (2000)で採取した地点と同じ場所で採泥を行った(図3).

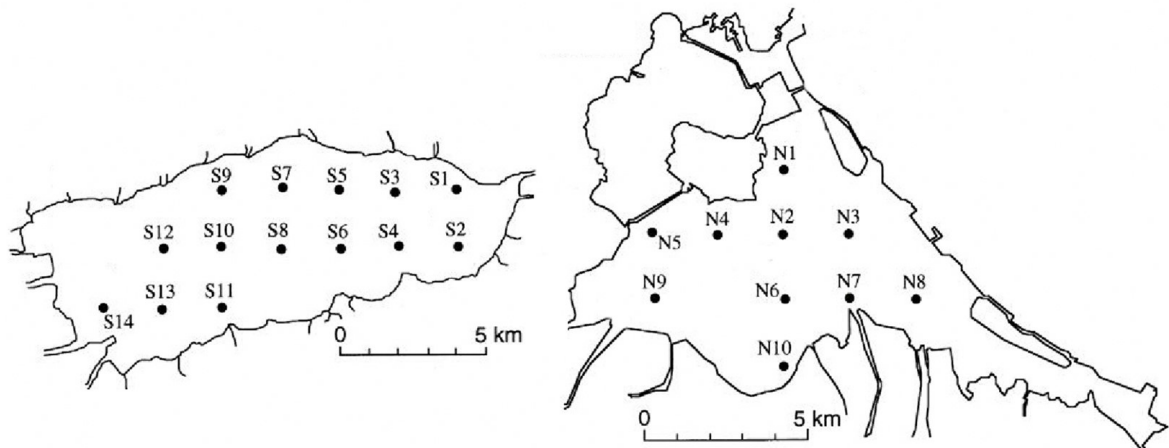


図3 1996年10月と2017年8月に採泥を行った地点. 左: 宍道湖 右: 中海

2017年8月に採取した堆積物の各地点での平均値を, Yamamuro (2000) に記載されている1996年10月に採取された堆積物の値と比較した(表2). 宍道湖では1996年よりも2017年の方が, 有機炭素・窒素・リン全てにおいて濃度が増加していた. 増加割合は有機炭素で平均1.6倍, 窒素で1.8倍, リンで1.3倍であった. ただし「対応のあるt検定」の結果では, リンの増加は有意ではなかった. 最も増加していた地点は有機炭素・窒素・リン全てにおいて, 湖心にあたるS8だ

った。

中海でも平均値で見ると有機炭素が 1.1 倍、窒素も 1.1 倍、リンが 1.2 倍と、2017 年の方が 1996 年より大きい濃度を示した。しかしいずれの元素についても「対応のある t 検定」の結果では有意差は認められなかった。

以上から宍道湖では貧栄養化は起こっておらず、むしろ堆積物中有機物濃度は増加していた。中海では 1996 年と 2017 年の値がほぼ同様であったことから、宍道湖での増加は系統誤差ではない。

表 2 宍道湖と中海の表層堆積物における有機炭素・窒素・リン濃度の 1996 年と 2017 年の比較。  
p 値は対応のある t 検定の結果を示す。

	有機炭素(重量%)			窒素(重量%)			リン(重量%)		
	1996(a)	2017(b)	b/a	1996(a)	2017(b)	b/a	1996(a)	2017(b)	b/a
宍道湖									
S1	1.5	2.6	1.7	0.19	0.38	2.0	0.57	0.80	1.4
S2	1.1	1.8	1.6	0.13	0.25	2.0	0.46	0.59	1.3
S3	2.2	3.3	1.5	0.28	0.46	1.6	0.62	0.82	1.3
S4	1.9	2.9	1.5	0.23	0.42	1.8	0.52	0.76	1.5
S5	2.6	4.3	1.7	0.33	0.68	2.1	0.68	0.99	1.5
S6	2.5	3.8	1.5	0.31	0.48	1.6	0.55	0.87	1.6
S7	2.8	4.5	1.6	0.36	0.67	1.9	0.72	0.96	1.3
S8	1.5	4.3	2.9	0.17	0.66	3.9	0.50	0.99	2.0
S9	2.3	3.7	1.6	0.28	0.50	1.8	0.68	0.84	1.2
S10	3.1	3.8	1.2	0.40	0.55	1.4	0.67	0.77	1.2
S11	2.7	3.2	1.2	0.31	0.43	1.4	0.73	0.82	1.1
S12	3.0	2.7	0.9	0.36	0.32	0.9	0.79	0.69	0.9
S13	2.6	4.5	1.7	0.31	0.57	1.8	0.69	0.97	1.4
S14	2.8	3.9	1.4	0.29	0.42	1.5	1.8	1.1	0.6
平均	2.3	3.5	1.6	0.28	0.48	1.8	0.71	0.86	1.3
p 値	<0.0001			<0.0001			0.073		
中海									
N1	2.7	3.1	1.1	0.30	0.39	1.3	0.49	0.72	1.5
N2	3.3	3.3	1.0	0.39	0.43	1.1	0.48	0.73	1.5
N3	2.9	3.3	1.1	0.32	0.37	1.2	0.68	0.69	1.0
N4	2.8	3.1	1.1	0.34	0.39	1.1	0.60	0.69	1.2
N5	4.0	3.8	0.9	0.54	0.57	1.0	0.69	0.77	1.1
N6	3.3	3.6	1.1	0.38	0.41	1.1	0.59	0.67	1.1
N7	3.1	4.3	1.4	0.32	0.38	1.2	0.53	0.56	1.1
N8	4.1	3.0	0.7	0.49	0.31	0.6	0.55	0.59	1.1
N9	2.6	3.1	1.2	0.30	0.38	1.3	0.48	0.64	1.3
N10	3.0	3.8	1.3	0.31	0.47	1.5	0.76	0.61	0.8
平均	3.2	3.4	1.1	0.37	0.41	1.1	0.59	0.67	1.2
p 値	0.221			0.161			0.048		

## 2. 1980 年代から現在にいたるオオユスリカを中心とした大型底生動物の変化

宍道湖では 1982 年夏季に 500m 四方毎に設けられた 248 地点で採泥が行われ、主な大型底生動物の分布と個体数、湿重量が調べられている。ここで大型底生動物とは、目合い 0.5mm の篩いの上に残った動物を差し、これより小さいものはメイオベントスと呼ばれる。1982 年夏季に行われた調査結果の一部は Yamamuro et al. (1990) として公表されているが、オオユスリカ (*Chironomus plumosus*) を含むユスリカ類など、個体数が多い種類でも一部は一般には公表されていない。図 4

は、一般には公開されていない修士論文（山室 1986）に掲載されたオオユスリカの 1982 年夏季における分布と、Yamamuro et al. (1990)で公表された多毛類ヤマトスピオの分布を比較したものである。オオユスリカは淡水流入河川が接続する西部に多く分布するのに対し、ヤマトスピオは中海水が逆流する大橋川が接続する東部に多く分布している。

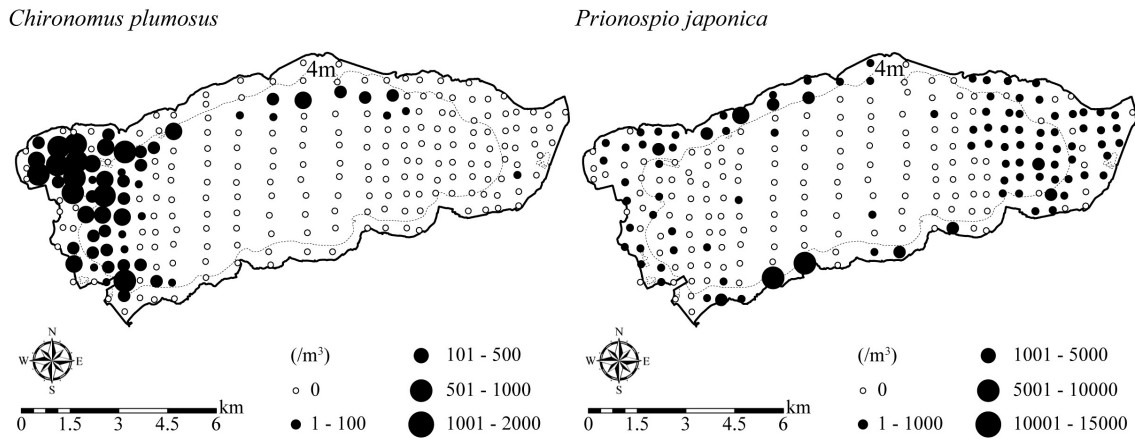


図4 1982年夏季に行われた調査でのオオユスリカの分布（左）とヤマトスピオの分布（右）。

このように汽水域の底生動物は塩分の影響を強く受けるので、宍道湖の東部と西部から合計 39 地点を選び、2016 年 8 月 4 日と 5 日に採泥を行った。図 5 は 1982 年におけるオオユスリカの分布結果から、2016 年にも調査を行った地点のみ示した図である。東部に多く西部に少ない状況は、これら 39 地点でも十分把握できることが分かる。

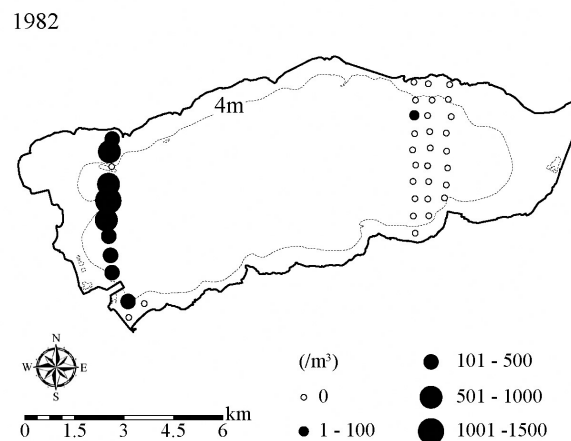


図5 1982年夏の宍道湖におけるオオユスリカの分布のうち、2016年にも採取した地点のみ抽出した図。

採泥方法は 1982 年と同様、エクマンバージ型採泥器かスミスマッキンタイヤー型採泥器を用いて各地点 0.1m<sup>2</sup>分採取し、0.5mm の篩で篩った残りを 10% の中性ホルマリンで固定し、実験室に持ち帰った。実験室では双眼実体顕微鏡を用いて底生動物を選別し、同定に供した。

表3に2016年に採取された主要底生動物の種名等と採取総数を示した。一部の多毛類（環形動物）については1982年以降の研究の進展により種名が変更されているが、1982年に採取されたものと同種である。*Chironomus* 属の1種はオオユスリカではないことが確認できたので、2016年はオオユスリカは全く採取されなかったことになる。

表3 2016年夏季に採取された主な底生動物

種名	日本語表記	旧同定名	総数
環形動物			
<i>Prionospio japonica</i>	ヤマトスピオ		5125
<i>Notomastus</i> sp.	<i>Notomastus</i> 属の一種		14
<i>Hediste</i> sp.	カワゴカイ属の一種	<i>Neanthes japonica</i>	101
<i>Laonome albicingillum</i>	ヒガタケヤリムシ	<i>Potamila</i> sp.	474
Oligochaeta gen. spp.	貧毛類数種		545
節足動物			
<i>Cyathura muromiensis</i>	ムロミスナウミナナフシ	キクチスナウミナナフシ	8
Tanypodinae gen. spp.	モンユスリカ亜科数種		722
<i>Chironomus</i> sp.	<i>Chironomus</i> 属の1種		3

表4では、1982年に1m<sup>2</sup>当たり10個体以上採取された底生動物について2016年と比較した。節足動物はオオユスリカが採取されなかっただけでなく、モンユスリカ亜科のユスリカやムロミスナウミナナフシも激減していた。環形動物では多毛類のヤマトスピオとヒガタケヤリムシの密度が増加していたが、カワゴカイはほぼ同様、*Notomastus* 属の1種と貧毛類は激減していた。主要底生動物の平均密度の合計は、1982年が1m<sup>2</sup>あたり662個体であったのに対し、2016年は179個体であった。

表4 1982年夏に宍道湖で優占していた底生動物の1982年夏と2016年夏の1m<sup>2</sup>あたりの平均個体数の比較

動物名/年	1982	2016
<u>節足動物</u>		
オオユスリカ	121	0.0
Tanypodinae亜科ユスリカ類	125	19
ムロミスナウミナナフシ	30	0.2
<u>環形動物</u>		
ヤマトスピオ	88	131
イトゴカイ科の1種	101	0.4
ヒガタケヤリムシ	4.2	12
カワゴカイ属の1種	5.1	2.6
貧毛類	188	14

底生動物の平面分布を1982年と2016年で比較すると、環形動物では1982年に淡水側（西部）に多く分布していた低鹹汽水種 *Notomastus* sp.と淡水種である貧毛類が、東西両側で生息密度を減

小さらせていた。これに対して、中～高鹹汽水種であるヤマトスピオとヒガタケヤリムシは 1982 年より 2016 年の方が、東西に関わらず生息密度が増加していた。一方、節足動物では中～高鹹汽水種であるムロミスナウミナナフシの分布が東西にかかわらず減少していた。また 1982 年には高塩分側（東部）に多く分布していたモンユスリカ亜科のユスリカ幼虫も 2016 年の密度は 1982 年より減少していた。

オオユスリカは、かつて国内外の富栄養化湖沼で大量に羽化し、迷惑害虫とみなされていた（平林ほか、1991）。このため 1990 年代までの宍道湖では、国土交通省出雲河川事務所によって宍道湖湖心での底生動物定期調査に加え、1990～1992 年にはユスリカに特化した調査を行っていた。また 1993 年以降は湖心を含む 5 地点で底生動物調査を行っている。これらの資料から、今回の調査で全く採取されなかったオオユスリカについて、いつから生息が見られなくなったのか検討した。その結果、宍道湖では 1992 年までは住民から苦情が出るほどオオユスリカが生息していたが、1993 年 4 月以降、突然生息しなくなった。その後、1998 年と 1999 年には 1992 年以前程度の密度でオオユスリカの生息が見られたが、2000 年以降は出現しても痕跡的な状態で今日に至っていることが分かった。

宍道湖でオオユスリカ幼虫の激減が生じた 1993 年の前年に当たる 1992 年に、日本で初めてネオニコチノイド系殺虫剤が登録され、使用が開始された（表 5）。ネオニコチノイド系殺虫剤は昆虫に選択的に毒性を発揮するため、有機リン系殺虫剤と比べ人を含む哺乳類や、鳥類・爬虫類への安全性は高いとされる。また植物体への浸透移行性を持ち、さらに残効も長いことから、害虫予防や殺虫剤の散布回数削減につながるとされる。しかし残効が長いことは、環境に流出したときに分解・消滅まで時間がかかるということでもある。

表 5 日本で使用されている主なネオニコチノイド系殺虫剤とその登録年

成分	登録日
イミダクロプリド	1992/11/4
アセタミプリド	1995/11/28
ニテンピラム	1995/11/28
チオメタキサム	2000/8/15
チアクロプリド	2001/4/26
クロチアジニン	2001/12/20
ジノテフラン	2002/4/24

オオユスリカの減少原因がネオニコチノイド系殺虫剤であったとしたら、昆虫類が含まれる節足動物が生息塩分範囲に関わらず減少していたことや、節足動物以外でも淡水から低鹹汽水性の底生動物が減少していたことも、水田からの殺虫剤供給の影響と解釈できる。また 1. で明らかになったように、宍道湖の堆積物中有機物濃度からは、1990 年代から現在に向かって貧栄養化したとは考えられない。従って、殺虫剤が原因で底生動物が減少したとする仮説は、堆積物の結果と矛盾しない。

底生動物の減少はそれを餌とする水産対象魚類の減少をもたらすとともに、節足動物が水産対象種である場合、その減少をもたらす可能性がある。宍道湖におけるエビ類と魚類の漁獲量を見ると（図 6）、1992 年から 1993 年にかけてエビ類のみに明確な減少が生じており、これについてもネオニコチノイド系殺虫剤が原因である可能性がある。



幸い、ヤマトシジミについては1993年に明確な減少は生じておらず、ネオニコチノイド系殺虫剤の影響は現時点で生じていないと考えられる。しかしヤマトシジミの漁獲がまた激減したときに、他の水産対象種が豊富に漁獲できることが、宍道湖における漁業の持続可能性の点で非常に重要である。今後は流域で使用されている殺虫剤が宍道湖生態系に与える影響も、水産資源保全の観点から進める必要があるだろう。

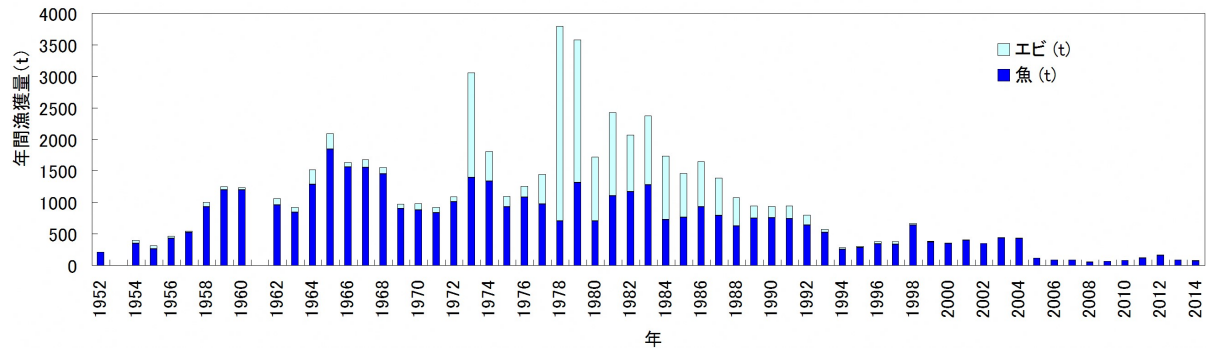


図 6 宍道湖におけるエビ類と魚類の年間漁獲量の推移。宍道湖漁業協同組合のデータ (<http://shinjiko.jp/relays/download/?file=/files/libs/96/20150604091741688.xls>) から作成。

## 第2章 ヤマトシジミの生理・生態

# ヤマトシジミの好適餌料の推定および数値シミュレーションによる ヤマトシジミ浮遊幼生の輸送・生残実験

笠井亮秀（北海道大学）

## 1. ヤマトシジミの好適餌料の推定

### 背景・目的

2010年以降、宍道湖のシジミ資源量は減少を続け、2012年春季には約15,000トンにまで落ち込んだ。しかしながら、2013年春季から秋季にかけてシジミ資源はかつてないほど急激に回復し、2013年10月の調査では資源量は72,000トンと極めて高い水準となった。この要因として、春～秋にかけて塩分が6～8psu程度と高い状態が続き、シジミにとって餌料価値の高い珪藻が優占しやすかったことが挙げられている。

そこで宍道湖内で発生する植物プランクトンである珪藻、藍藻、緑藻の3種を餌料として与え、ヤマトシジミの成長を比較することにより、珪藻が好適な餌料となっているのか、検討した。ヤマトシジミが植物プランクトンを同化しているのか否かについては、安定同位体分析により確認した。

### 研究成果

各給餌区の肥満度（＝軟体部湿重量/（殻長×殻幅×殻高）×1000）の平均値の推移を図1に示す。試験開始時の肥満度は平均0.09であった。藍藻給餌区では試験開始21日目までの肥満度の変化は小さかったが、40日目に0.08、60日目以降は0.07に低下し、試験開始時の肥満度より小さい値となった。緑藻給餌区では試験開始6日間から11日目までと40日目が0.10、21日目と60日目が0.11、90日目で0.09となり、試験終了時には試験開始時の肥満度平均値とほぼ同じ値となった。珪藻給餌区は実験開始後しばらく変化が小さかったが、60日目で0.11、90日目で0.12と上昇した。

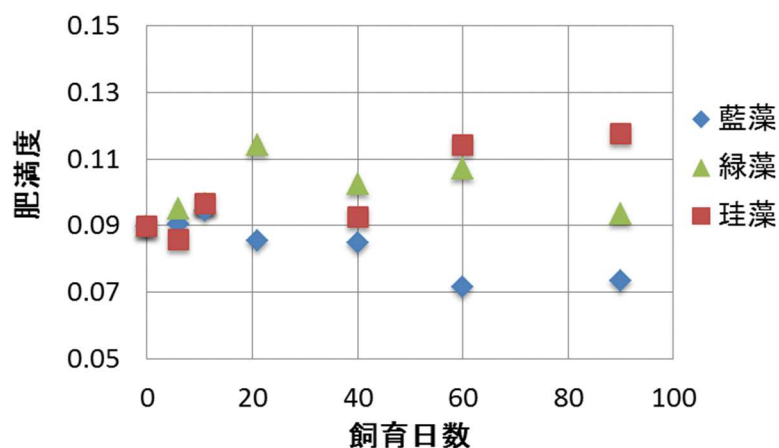


図1 各給餌区の肥満度

餌料として用いた藍藻 (*Synechocystis* spp), 緑藻 (*P. minusuculum*), 珪藻 (*T. pseudonana*) の $\delta^{15}\text{N}$  と $\delta^{13}\text{C}$  の平均値はそれぞれ, 1.0‰と - 21.7‰, 3.4‰と - 15.9‰, 1.5‰と - 19.3‰であった. 給餌区別のヤマトシジミの同位体比の平均値の推移を図 2 に示す.  $\delta^{15}\text{N}$  は, いずれの給餌区においても変化は小さかったが, 珪藻給餌区においては, 40 日目以降低下し, 90 日目には 7.5 となった. また $\delta^{13}\text{C}$  は, いずれの給餌区においても時間とともに上昇したが, 緑藻給餌区の上昇が最も大きかった.

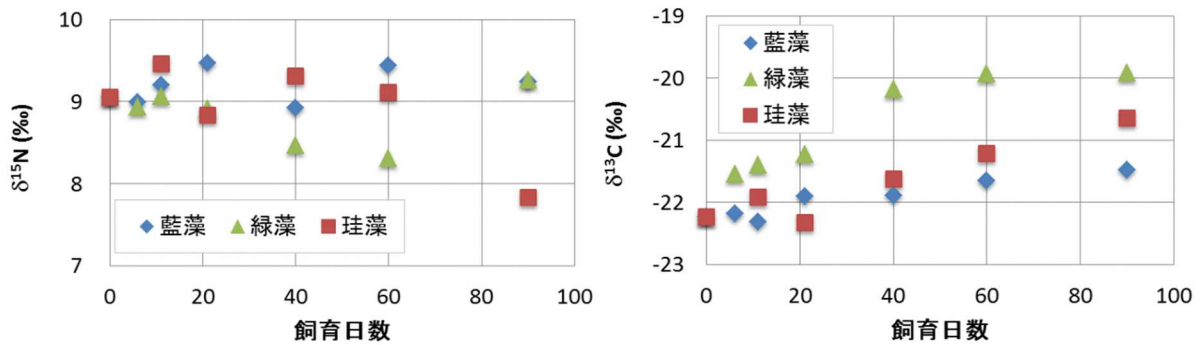


図 2 ヤマトシジミ筋肉組織の同位体比の変化

図 3 にヤマトシジミの同位体比と軟体部成長率の関係を示す. 藍藻区はほとんど成長しておらず, むしろ軟体部が縮小してしまっており, 同位体比にも変化は見られない. 緑藻区はやや成長した個体もあり, 成長率のよい個体は同位体比もやや変化している. 一方, 珪藻区は 3 種の餌の中で最も成長率が良く, 同位体比にも明らかな変化が見られた.

餌料の同位体比を考慮すれば, ヤマトシジミは珪藻は十分同化できているものの, 藍藻はあまり同化していないと推察され, 珪藻が最適な餌料であると考えられる. これは 2013 年に宍道湖で珪藻が増加し, ヤマトシジミ資源量が増加したと矛盾しない.

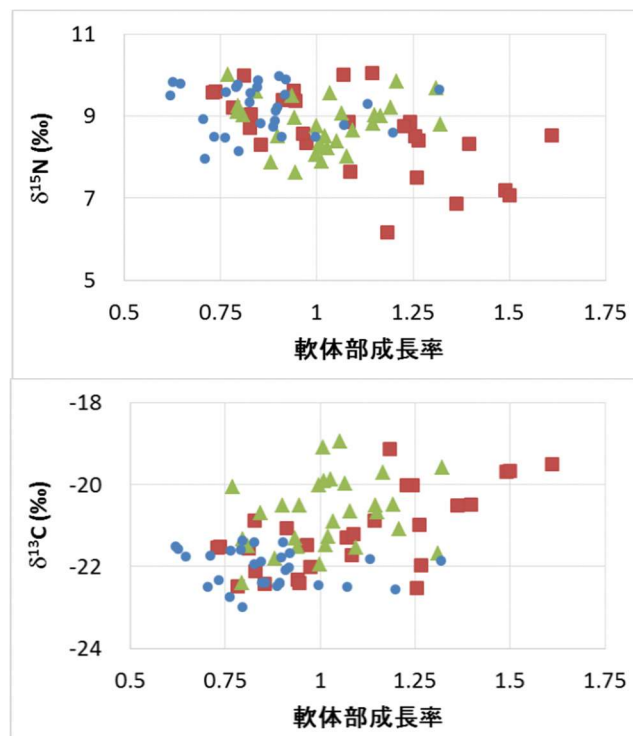


図 3 ヤマトシジミの同位体比と軟体部成長率の関係

## 2. 数値シミュレーションによるヤマトシジミ浮遊幼生の輸送・生残実験

### 背景・目的

ヤマトシジミは他の水圏動物と同様に多産であり、卵幼生期の生残がその後の資源量を大きく左右する。そして卵や幼生は浮遊しているため、その生残や成長には生息域の流動が大きな影響を及ぼす。そこで、数値実験により宍道湖でのヤマトシジミ浮遊卵・幼生の移動をシミュレーションし、産卵場所と着底場所の関係を検討した。

### 研究成果

シミュレーションによって得られた卵幼生の分布と生残率の時間変化を図4に示す。北岸から放流した場合、放流後3日間程度は放流地点付近に留まっており動きは小さい(図4-1)。北岸では東岸や西岸よりも塩分が6を下回っている期間が長いため(図5)、放流直後から生残率は下がりはじめる。その後、粒子は南下し中央付近から一旦東岸へ運ばれたのちに、約6日目から強い西向きの流れによって輸送・分散され、湖全体に分布するようになる。

南岸から放流した場合も、放流後1.5日間程度は南岸付近に留まっている(図4-2)。その後徐々に東進し南東部を中心に分布したのち、3.5日目ほどから西方へと分布を広げる。南岸でも塩分が6を下回っている期間が長く、放流直後に生残率は低下する。

西岸から放流した場合は、放流後いったん北に流され、2日間程度湖の北部に分布する。その後強い流れによってすみやかに湖全体に分布するようになる(図4-3)。底層の塩分は北岸や南岸よりは高いため(図5)、生残率はそれらよりも良い傾向にある。

東岸から放流したケースでは、2日間程度南岸下層の流れによってゆっくりと西進する(図4-4)。しばらく南東部を中心に分布するが、その後西向きの流れに乗り湖西部にまで達する。中海から宍道湖に流入する高塩水により塩分は比較的高く保たれているので、4つのケースの中では最も生残率が良い。

粒子の放流位置が大きく異なっているにもかかわらず、いずれのケースにおいても放流後1週間以内で宍道湖全体に粒子が拡散するという結果となった。流動シミュレーションの結果によると、大橋川から流入した高塩分水は、約1日で西岸に達する。よって、一旦この下層の西向きの流れに乗れば、1日以内に粒子の分布は大きく変化する。宍道湖の面積に対し流動が十分に大きいため、浮遊期間中にシジミの幼生は湖内全域に輸送される可能性があり、その後の着底は流動というよりも、むしろ底質の環境に依存していると思われる。

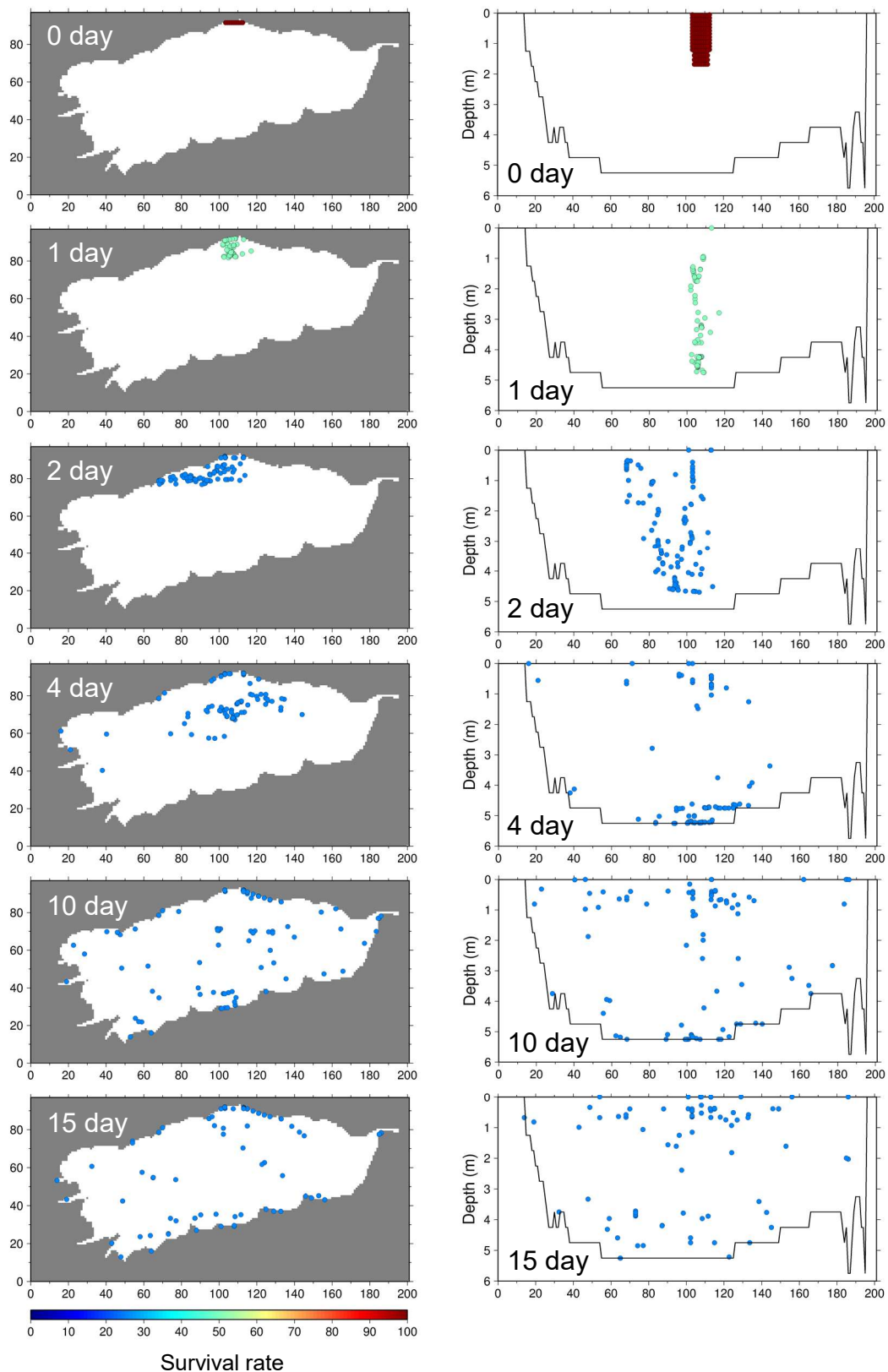


図 4-1 宍道湖北岸に放流した粒子の水平分布（左図）と鉛直分布（右図）。  
粒子の色は生残率を表す

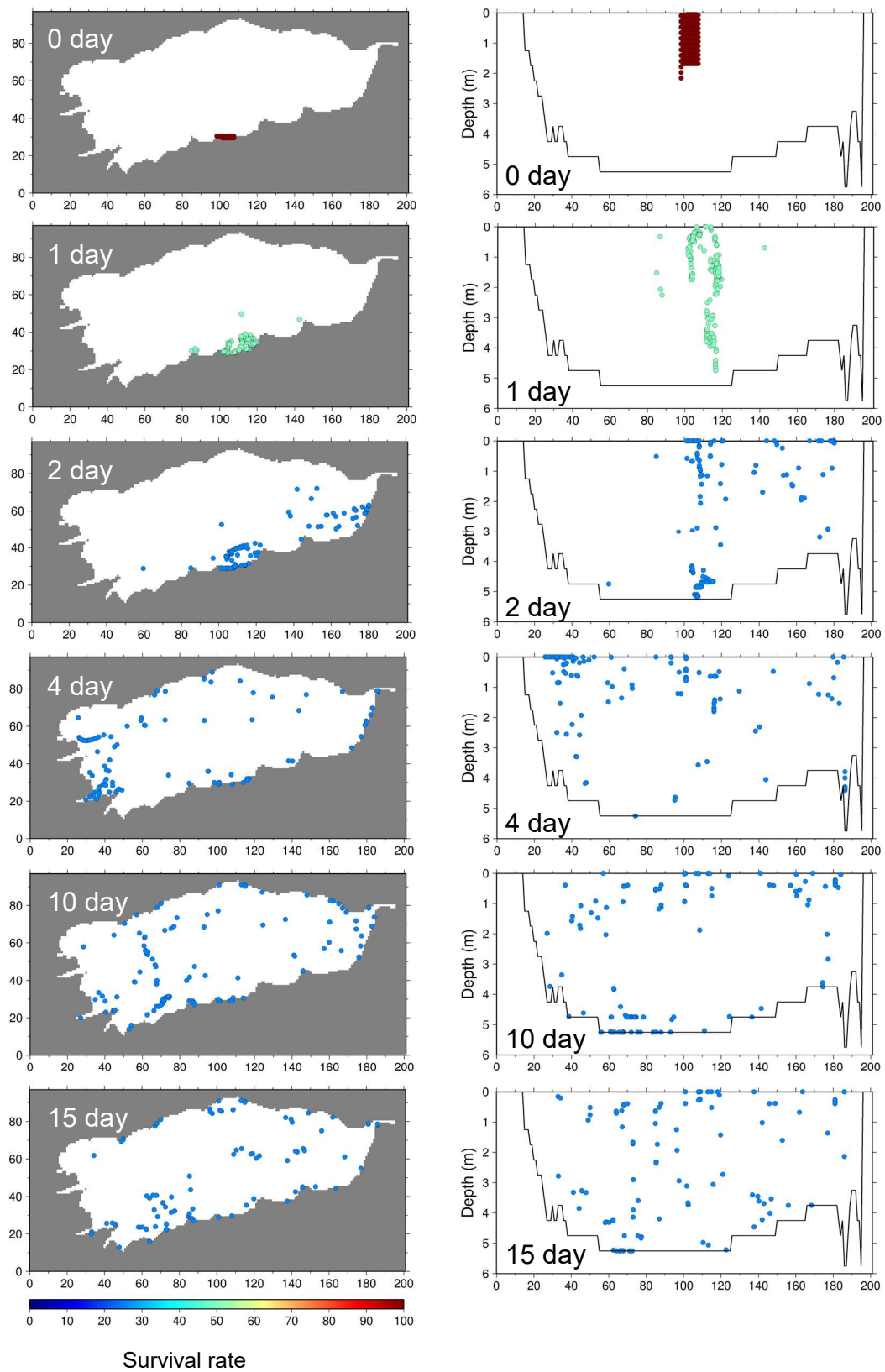


図 4-2 宍道湖南岸に放流した粒子の水平分布（左図）と鉛直分布（右図）.  
 粒子の色は生残率を表す

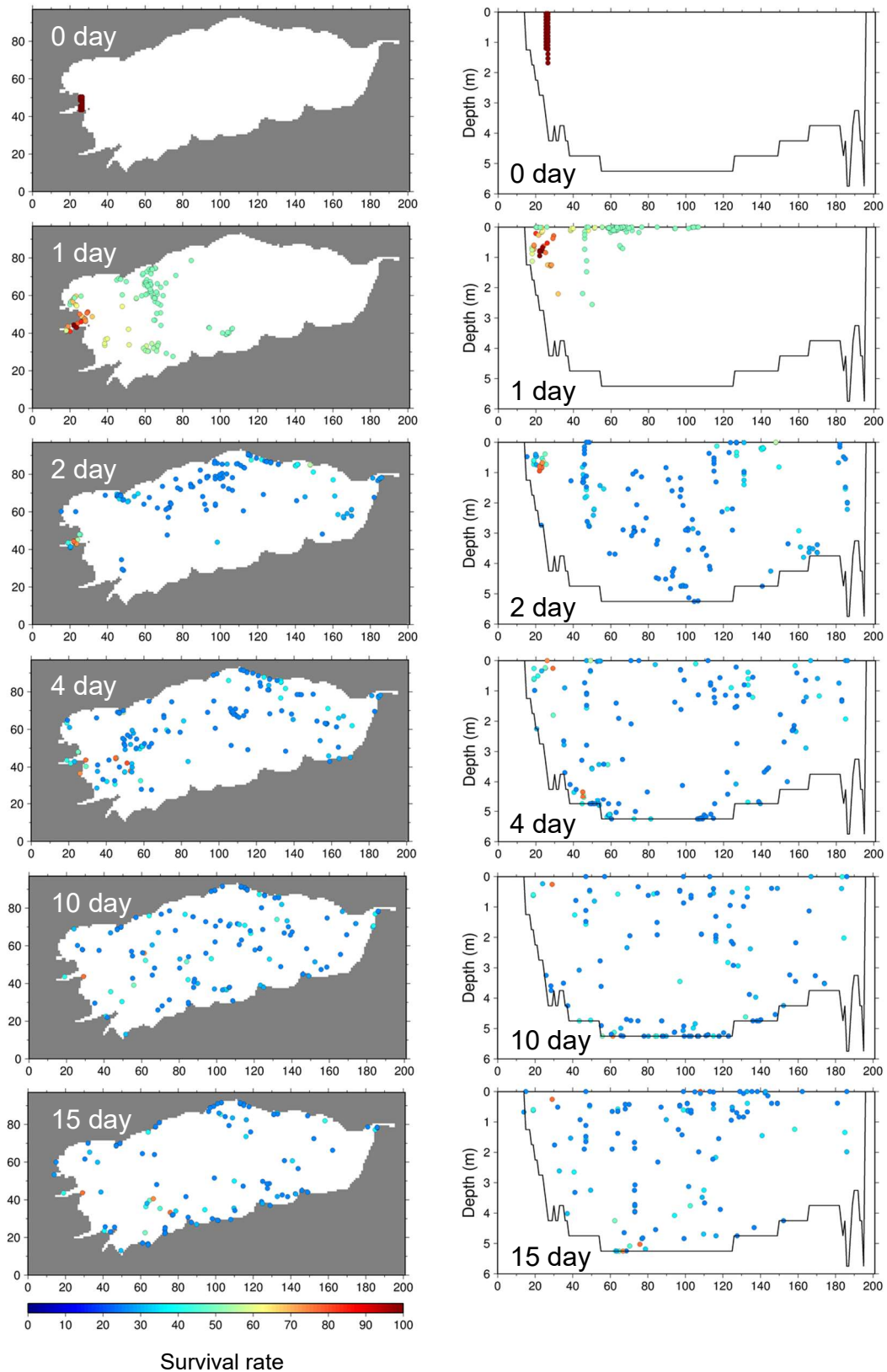


図 4-3 宍道湖西岸に放流した粒子の水平分布（左図）と鉛直分布（右図）.  
粒子の色は生残率を表す



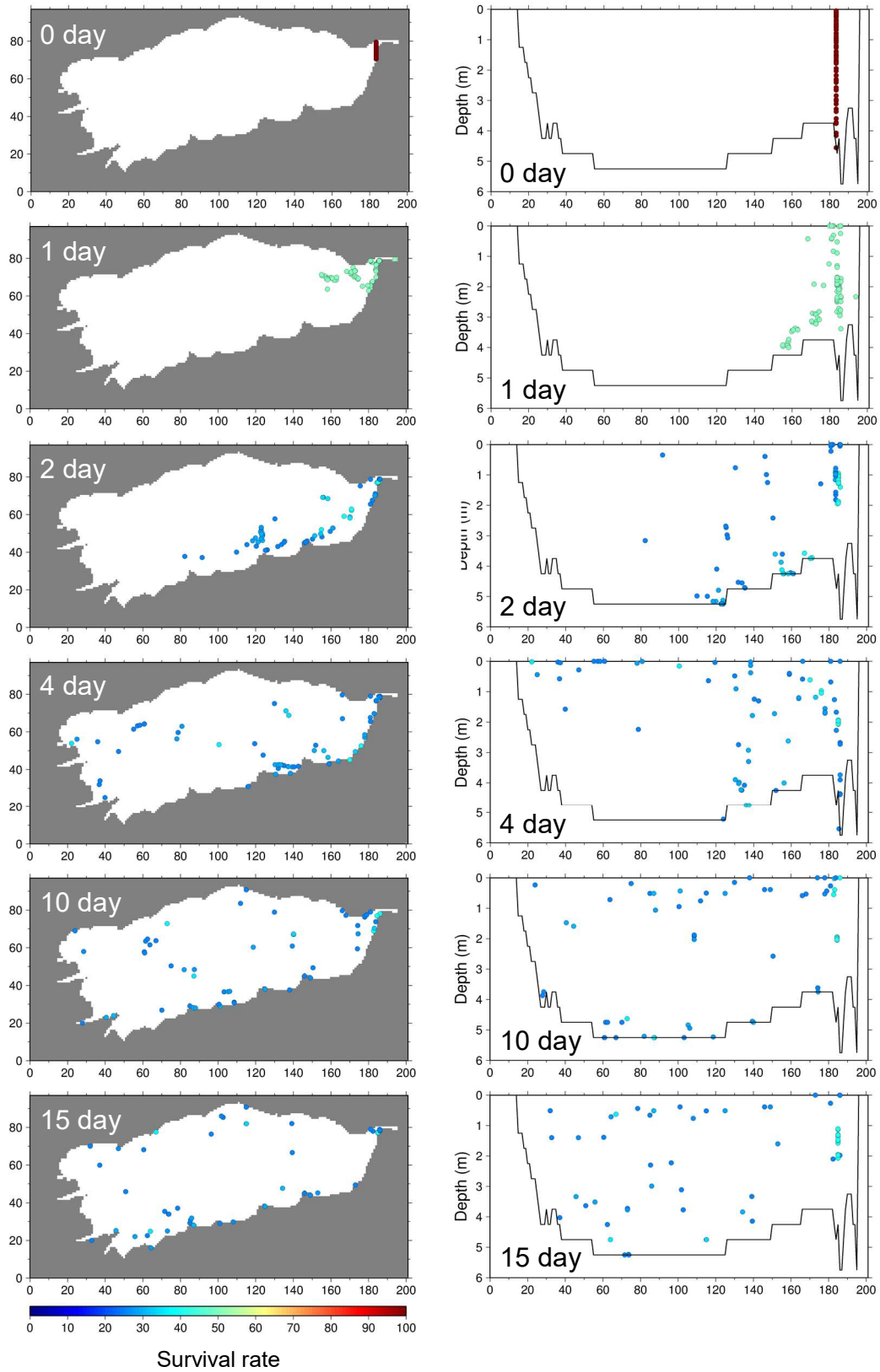


図 4-4 宍道湖東岸に放流した粒子の水平分布（左図）と鉛直分布（右図）．  
粒子の色は生残率を表す

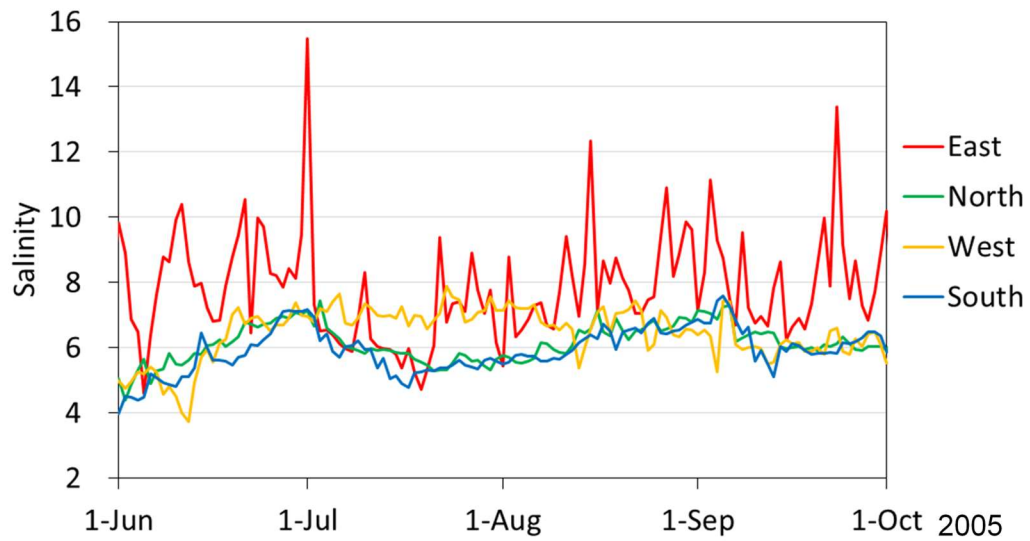


図 5 流動モデルによって得られた宍道湖東岸，北岸，西岸，南岸の水深 1.75m における塩分の時間変化

# 宍道湖におけるヤマトシジミの摂餌、排出と消化に関する研究

大谷修司（島根大学教育学部）

## 背景・目的

ヤマトシジミは汽水域において優占し、宍道湖では最も重要な漁業資源となっている。しかし、ヤマトシジミの宍道湖での資源量は平成 22 年から 24 年にかけて連続して減少傾向にあり、その原因解明を様々な角度から行う必要があった。シジミの資源量が減少した原因として、餌となる植物プランクトン、塩分、水温、貧酸素、硫化水素等の要因が挙げられ、このような環境要因についての研究では様々な研究機関や大学等で調査が行われている。また、ヤマトシジミの摂餌・消化・排出過程の研究についても調査は行われてきているが（大谷ほか 2004, 秦ほか 2007）、まだ明らかになっていない点が残されている。そこで、宍道湖産ヤマトシジミの排出物と解剖観察から微細藻類を中心としたヤマトシジミの摂餌、排出と消化過程について研究を行った。

## 研究成果

### 1. 宍道湖の代表的な植物プランクトンの増殖実験

平成 25 年度はヤマトシジミの摂餌実験に用いるために、大谷が継代培養していた宍道湖産の藍藻 *Cyanobium* sp., *Microcystis ichthyoblabe*, *Coelosphaerium* sp., 珪藻 *Thalassiosira pseudonana*, *Cyclotella atomus*, 緑藻 *Pseudodictyosphaerium minusculum*, *Monoraphidium circinale* について、20°C, 12 時間 : 12 時間明暗周期, 照度 1700~2000lux の条件で培養を行った。培地には 3%に調整した IMK 培地（和光純薬工業）を用い、本培地 200ml を含む 300ml の三角フラスコで静置培養を行った。なお、*Coelosphaerium* sp.のみ CA 培地 80ml を含む 100ml の三角フラスコを用い、*T. pseudonana* についてはエアレーションを行った。培養期間は平成 25 年 7 月 1 日~7 月 25 日とした。細胞数の計測は、トーマの血球計算盤にて、3 回計測し、その平均値を求めた。

表1. 宍道湖産植物プランクトンの細胞密度(色素分析、同位体比分析用)

種名	培養株名	細胞密度
<i>Cyanobium</i> sp.	ESS-1-2	44.08 x10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Coelosphaerium</i> sp.	G2	9.10 x10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Coelosphaerium</i> sp.	G2	6.76 x10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Microcystis ichthyoblabe</i>	GS-1	13.94 x10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	SC-1	1.53 x 10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Cyclotella atomus</i>	SC-6	0.27 x 10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Pseudodictyosphaerium minusculum</i>	NS-17	10.51 x10 <sup>6</sup> cells/ml
<i>Monoraphidium circinale</i>	SO4-2	4.22 x10 <sup>6</sup> cells/ml

その結果、表 1 に示すようにどの株も 1ml あたり 100 万細胞を超える増殖を確認した。細胞の

径が約 1  $\mu\text{m}$  の藍藻 *Cyanobium* sp. は 1 ml あたり 4400 万細胞まで増殖した。ただし、珪藻の *C. atomus* は 1 ml あたり 27 万細胞と他の種類に比べて細胞密度が低く、見た目も色が薄かった。珪藻の *T. pseudonana* はエアレーションをすると静置培養にくらべてかなり増殖が良くなるが、*C. atomus* は培養液の色が赤褐色になり増殖もよくならなかった。

ヤマトシジミの餌に供するために藍藻の *Cyanobium* sp. について 3% に調整した IMK 培地を 4L 含むプラスチックボトルを用いて、毎日一回の攪拌を行い上記と同じ条件で培養したところ  $1.08 \times 10^7$  cells/ml まで増殖させることができた。インキュベーターの上段と下段に同じように培養を行ったが、下段のほうが増殖がよく、上段は増殖が抑えられていた。本種はインキュベーターから出して、窓のブラインドからもれる弱光の条件でも、増殖をつづけて色が濃くなることから、強光で増殖が抑えられる可能性がある。

## 2. カーミン顆粒懸濁液を用いたヤマトシジミの解剖方法の検討

ヤマトシジミの軟体部はそれぞれの器官が複雑に絡み合っており、また、消化管は細く透明であることから、そのままの状態での解剖は難しい。そこでカーミン顆粒懸濁液を用いて消化器官のみを染色を行い、明瞭に消化器官が観察できる方法の検討を行った。宍道湖西岸より採集したヤマトシジミを実験に用いた。3% に調整した人工海水溶液 1L にカーミン（和光純薬工業；カルミン）0.1 g を入れよく攪拌し、カーミン顆粒懸濁液を作製した。カーミン顆粒懸濁液 150 ml を径 8 cm、深さ 4.0 cm の深底ガラスシャーレに注ぎ、水槽から素手で取り出したヤマトシジミを深底ガラスシャーレ内に 1 個体入れた。2016 年 7 月 8 日～2016 年 7 月 21 日の実験では実験室内で静置し、2016 年 10 月 13 日以降の実験は人工気象器内にて 20°C、暗所で静置した。

実験開始 1 時間半から 5 時間後では、棒状やひも状の腸管を通過したとみられる赤色の糞を排出した。また、シャーレ内の水が透き通っており、ほとんどのカーミン顆粒が取り込まれた結果、ほぼ透明になったと考えられる。カーミン顆粒を摂餌させた場合、口、胃、腸管まで開始 26 分以内に取り込まれ、開始 1 時間半から 2 時間半後には、中腸腺及び桿晶体囊にも取り込まれることがわかった。しかし、個体による時間差はあると考えられた。このように、カーミン顆粒懸濁液は軟体部を死滅させずに、不明瞭であった消化管を鮮明に染色でき、容易に解剖を行うことが出来た。この方法はヤマトシジミの解剖と腸管観察有効であった。

## 3. 野外から採集したヤマトシジミの摂餌・排出・消化過程

大谷ほか（2004）は、神西湖人工池のヤマトシジミの糞は、擬糞、未消化糞、消化糞の 3 種類に分類されることを報告している。擬糞は入水管より排出され、内容物は消化されず、未消化糞は、こん棒状で、消化管を通過するが、内容物は未消化のまま排出される。消化糞は、ひも状であることが多く、内容物は消化され褐色顆粒を含んでいる。また、糞を排出した時間からヤマトシジミに摂餌や消化排泄にリズムがある可能性を示唆している。そこで本実験は、宍道湖産ヤマトシジミの食性を消化管の解剖を行わず、排出物の観察及び時間の記録を行い、宍道湖産でも同様の結果が得られるかどうか調べた。

宍道湖西岸において、平成 26 年 5 月、7 月、8 月及び平成 28 年 9 月、10 月、11 月に殻長約 20 mm のヤマトシジミを採集し、実験室に持ち帰った。宍道湖水を 0.45  $\mu\text{m}$  のメンブレンフィルターで濾過し、湖水から植物プランクトンを除去し、その水を用いて絶食状態でヤマトシジミに糞を

排出させた。平成 26 年はプラスチック容器(径 7.5 cm, 高さ 6.0 cm), 平成 28 年は径 8 cm, 高さ 4 cm の深底ガラスシャーレを用いた。容器内に濾過底層水 150 ml 加え, ヤマトシジミの排出物を, 暗所で時間経過を記録しながらパスツールピペットを用いて採集した。最初はその都度採集し, その後は約 3 時間おきに排出物を採集し, 排出物の形態, 植物プランクトンの有無, 細菌の有無, 消化の程度などについて顕微鏡観察を行い, 排出物の区分を試みた。排出物は採集後, 数時間以内に顕微鏡で観察したが, 1 - 2 日後に観察した場合もあった。排出物の保存方法は, スライドガラスの上に取りカバーガラスをかけずに, 水で湿らせたキムワイプを敷いたシャーレ内に置き, 冷蔵庫にて保存した。その場合の排出物の形態は, 採集直後の形態と変わらなかった。

神西湖人工池での結果(大谷ほか 2004), 宍道湖(秦ほか 2007)と同様に, 今回の宍道湖西岸から採集したヤマトシジミの排出物は入水管から排出される擬糞と, 出水管から排出される未消化糞, 消化糞の 3 種類に区分された。

### 1) 平成 26 年度

擬糞は実験開始の数分後から排出され, 砂粒を多く含み, 色は濃い茶色で壊れやすく形は様々であった。擬糞内には約 250  $\mu\text{m}$  の羽状珪藻など藻類は原型を留め, アメーバ状細胞や鞭毛虫が観察された。未消化糞は実験開始後の 6 時間後から翌日に見られ, 形は樽型が多く, 稀にひも状も観察された。未消化糞には細菌は観察されず, 羽状珪藻や藍藻 *Coelosphaerium* sp. が多く観察できた。消化糞は開始翌日夕方から徐々に見られ, 形はひも状であった。輪郭に粘膜があり鞭毛を持つ原生動物が多く見られた。消化糞は大部分が褐色顆粒からなり, 生きた細菌も観察された。また, 生きた状態の珪藻 *Cyclotella* がしばしば観察されたが量は多くはなかった。

これら 3 種類の排出物の特徴は, 大谷ほか(2004)と同様であった。しかし, 神西湖人工池に比べると, 宍道湖では, 消化糞に植物プランクトンが混ざりやすい傾向が伺えた。また, これら 3 種類の排出物の経時的な排出順も擬糞, 未消化糞, 消化糞の順で大谷ほか(2004)と同様であった。

### 2) 平成 28 年度

全体の傾向として, 実験開始から擬糞, 未消化糞, 次いで消化糞の順に排出した。擬糞, 未消化糞は時間がたつにつれ排出しなくなり, その後は消化糞のみを排出した。消化糞の排出された時間は, 個体差はあるものの, 開始 4 - 9 時間後に排出されることが多かった。また, 消化糞は夜間に排出することがほとんどで, 少量の未消化の微細藻類を含むことが多かったが, 時間経過毎にその量は少なくなっていった。日中は何も排出しないことが多く, 9 月, 10 月と比較して特に 11 月の実施実験では何も排出しない時間が長かった。糞内に含まれる微細藻類は, 植物プランクトンが多く含まれるが, すべての実施日において底生性藻類の羽状珪藻が多く含まれていた。このようにヤマトシジミは植物プランクトンの他に底生性藻類を取り込んでおり, 排出物が排出される順番や排出時間は大谷ほか(2004)が神西湖人工池で行った実験とほぼ同様の結果となった。しかし, 消化糞には神西湖人工池と比較して, 植物プランクトンが多く含まれる傾向があった。

### 3) ヤマトシジミの排出物の分類

ヤマトシジミの排出物は, 神西湖人工池におけるヤマトシジミの排出物の特徴(大谷ほか 2004)

に今回の観察結果を加え、これまでと同様に擬糞、未消化糞、消化糞に区別した。

### 擬糞

形態は不定形で輪郭は不明瞭、大きさは数 mm. 無機物粒子（径が約 500  $\mu\text{m}$ ）やデトリタス、珪藻の遺骸などを含んでおり、消化作用を受けていない微細藻類を大量に含む。アメーバ状細胞が藻類コロニーに混在しており、アメーバ状細胞は時々植物プランクトンを取り込む場合がある。

### 未消化糞

形態はこん棒状からひも状、糞の縁には薄い膜が有り、太さは 400 - 600  $\mu\text{m}$ 、長さは 750 - 2400  $\mu\text{m}$ 。時々先端が細くなり、消化糞と類似した形態をもつ。未消化糞はカバーガラスをかけて軽く押しつぶすと均一に広がる傾向がある。未消化糞には角のあるデトリタスと消化作用を受けていない微細藻類が多く含まれ、未消化糞中の無機物粒子は径が約 50  $\mu\text{m}$  と擬糞に比較し小さい。

### 消化糞

形態はひも状で（稀にこん棒状）、先端が細くなることが多い。半透明または不透明で褐色から黒褐色、大きさは 100-300  $\mu\text{m}$ 、長さ 1.5 - 9 mm. 消化糞はカバーガラスをかけて軽く押しつぶすと細かい断片に分かれる傾向がある。消化糞内には、excretory spheres (Owen 1955) と類似した形態の褐色小球体（径 6-10  $\mu\text{m}$ ）が含まれ、また、それが分解したと考えられる褐色微粒子（径 0.5-3  $\mu\text{m}$ ）が消化糞の大部分をなす。この報告では褐色小球体と褐色微粒子をあわせて褐色顆粒と表した。角のあるデトリタスは少なく、未消化の微細藻類を含む場合がある。生きた細菌類が多く存在し、中には運動性のない細菌類も観察される。鞭毛を有す原生動物が時々見られる。また、消化糞中には角のある半透明の結晶状の構造物が観察される。

## 4. 植物プランクトン単一種摂餌実験

### 1) 平成 28 年度

宍道湖から分離した植物プランクトン単一種をヤマトシジミに与え、その挙動を解剖実験と直接観察により明らかにした。本実験では宍道湖西岸で採集したヤマトシジミを用いた。採集後、プラスチック容器内にて 1 週間無給食で飼育し、水は 1 日 1 回換水した。1 週間後、3‰に調整した人工海水溶液 150 ml を径 8 cm、深さ 4 cm の深底ガラスシャーレに注ぎ、植物プランクトン単一種培養液を 20 ml 注いだ。その後水槽から取り出したヤマトシジミを深底ガラスシャーレ内に 1 個体入れた。ヤマトシジミの植物プランクトン単一種以外の摂餌を防ぐため、深底ガラスシャーレに入れる前に殻の表面をキムワイプで軽く拭いた。実験は人工気象器内にて 20°C、暗所で静置した。解剖後、中腸腺、桿晶体囊及び桿晶体、腸管を切り取り、プレパラートを作製し顕微鏡で観察を行った。また、ヤマトシジミの排出物を、時間経過を記録しながらパスツールピペットを用いて採集した。排出物の形態、植物プランクトンの有無、細菌の有無、消化の程度などについて顕微鏡観察を行い、排出物の区分を試みた。本実験に用いた藻類は、藍藻 *Cyanobium* sp.(ESS-1-2-8 株, 図 1A)、珪藻 *Thalassiosira pseudonana* (SC-1 株, 図 1B)、緑藻 *Monoraphidium circinale* (SO4-2 株, 図 1C)、の 3 種類で、20°C、12 時間 : 12 時間明暗周期、約 1000-1500 lux の条件で 3‰に調整した IMK 培地を 100 ml~250 ml 含む三角フラスコで約 1 ヶ月静置培養を行った。

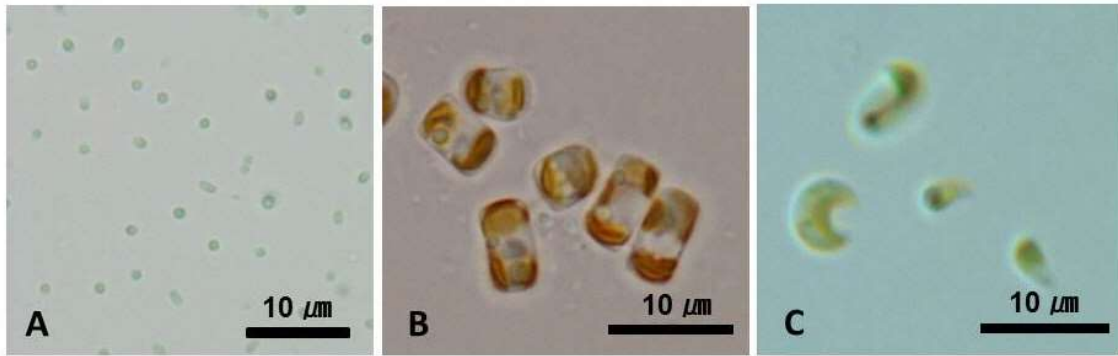


図1. A, 藍藻 *Cyanobium* sp. 細胞は球形から楕円体。細胞の径は約1 µm, 長さ1-2.5 µm。B, 珪藻 *Thalassiosira pseudonana*。細胞は茶筒型で、殻径は約3-5.5 µm, 殻長4.5-7 µm。外殻(細胞壁)の主成分は珪酸質。C, 緑藻 *Monoraphidium circinale*。栄養細胞は三日月型で、先端は細く、細胞全体がややねじれる。細胞の径は1.5-3 µm, 湾曲した細胞全体の長さ約5-6 µmで細胞壁はセルロースからなる。

A. 藍藻 *Cyanobium* sp., ESS1-2-8 株, 2016年11月実施。

開始約1時間後で中腸腺内に多数の細胞が形状を保ったまま入っていることが確認できた。開始後12時間では、暗緑色ひも状の糞を排出した(図2A)。本種の細胞が青緑色のまま消化されず多数含まれていたが、細菌や原生動物は観察されなかった(図2B)。これらのことから未消化糞と判断した。開始約24時間後では中腸腺内は茶褐色の消化細胞が増え、褐色のひも状の糞を排出した。消化糞の特徴である褐色顆粒と原生動物、未消化の本種の細胞を多数含むことから消化糞と未消化糞の混合した糞と判断した(図2C)。



図2. 藍藻 *Cyanobium* sp. を摂餌した場合の糞。2016年11月実施。A, B, 実験開始12時間後の未消化糞。全体はひも状で、暗緑色。拡大すると未消化の青緑色の細胞が多数観察された。C, D, 実験開始24時間後。未消化糞と消化糞の混在した糞。全体は褐色ひも状。内容物は褐色顆粒と未消化の細胞が混在していた。

B. 珪藻 *Thalassiosira pseudonana*, SC-1 株, 2016 年 11 月実施.

開始約 1 時間後では中腸腺内には珪藻の殻は見られず, 細胞内容物のみが取り込まれていた. 桿晶体に付着していた細胞は殻のみのものを多数確認することができた. 実験開始 7 時間後には褐色ひも状の糞を排出した. この糞には消化糞に特徴的な褐色顆粒が多かったが (図 3A), 未消化の細胞を多数含み, 緑色励起光では未消化の細胞の葉緑体のクロロフィル自家蛍光が残っていた (図 3B). これらのことから消化糞と未消化糞の混ざったものと判断した. 実験開始 24 時間後に褐色のひも状の糞を排出した. 内容物は褐色顆粒からなり, 原生動物が周囲に存在したことから消化糞と判断した.

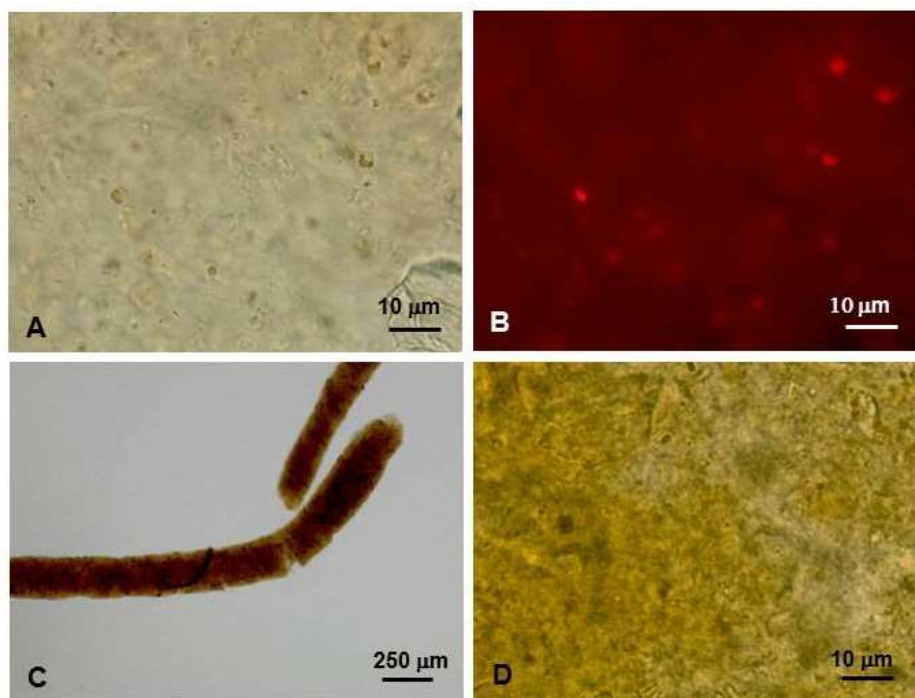


図3. 珪藻 *Thalassiosira pseudonana* を摂餌した場合の糞. 2016年11月実施. A, 実験開始7時間後の消化糞と未消化糞の混在した糞. 褐色顆粒が多く, 未消化の細胞を多数含んでいた. B, Aに緑色励起光を照射した像. 全体は蛍光が弱い, 未消化細胞の葉緑体クロロフィル自家蛍光が残っていた. C, D, 実験開始24時間後の消化糞. 内容物は褐色顆粒からなり, 原生動物が周囲に存在した.

C. 緑藻 *Monoraphidium circinale*, SO4-2 株, 2016 年 11 月実施.

開始約 30 分後で中腸腺内に多数の細胞が形状を保ったまま入っていることが確認できた. 中腸腺内では, 透明球形の細胞に本種の細胞が取り込まれており, また, 時間が経過するにつれて細胞が消化されたと考えられる褐色顆粒が増加することから, この透明細胞内で消化がおこなわれていることが推察された. 実験開始 7 時間後では濃緑色ひも状の糞を排出した. これは未消化の細胞を多数含んでいたが (図 4A), 原生動物が観察されたことから, 未消化糞にわずかに消化糞が混ざった糞と判断した. 緑色励起光を照射すると葉緑体のクロロフィル自家蛍光が強く残っていた (図 4B). 開始約 24 時間後では中腸腺内の消化細胞は茶褐色になり, 細胞の形状は見られなかった. 排出物は 24 時間後でも未消化糞だった. 実験開始 26 時間半後, 褐色顆粒と未消化の細胞を多数含んでいた (図 4C). 緑色励起光を照射すると葉緑体のクロロフィル自家蛍光が強く残っていた. これらのことから未消化糞と消化糞の混ざったものと判断した. (図 4D).



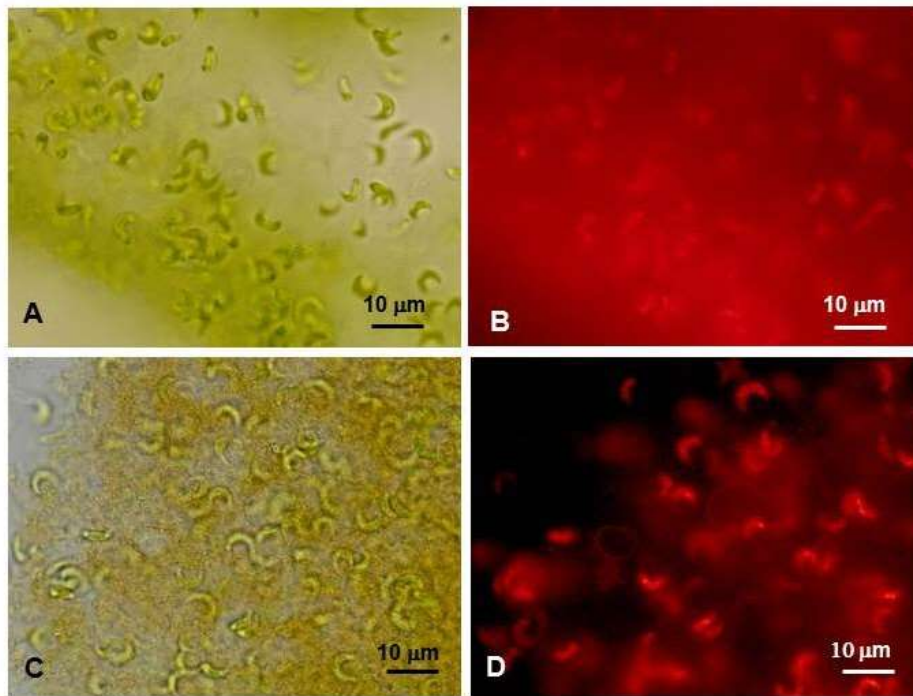


図4. 緑藻*Monoraphidium circinale*を摂餌した場合の糞。2016年11月実施。A, 実験開始7時間後。未消化糞にわずかに消化糞が混ざった糞。B, Aに緑色励起光を照射した像。葉緑体のクロロフィル自家蛍光が強く残っていた。C, 実験開始26時間半後の未消化糞と消化糞の混在した糞。褐色顆粒と未消化の細胞を多数含んでいた。D, Cに緑色励起光を照射した像。葉緑体のクロロフィル自家蛍光が強く残っていた。

以上の結果より、ヤマトシジミは藍藻，緑藻，珪藻ともに消化できると考えられた。緑藻が形状を保ったまま中腸腺内に取り込まれたことから，ヤマトシジミの消化細胞ではセルロース分解酵素を分泌することが示唆された。一方，珪藻は細胞内容物のみ取り込まれていたことから，桿晶体で珪藻細胞のすりつぶしが行われること，ヤマトシジミは中腸腺に取り込む際に有機物・無機物を選択して取り込むことが示唆された。

中腸腺への取り込まれた時間経過は，緑藻 *M. circinale* の場合は実験開始 30 分以内，藍藻 *Cyanobium* sp. の場合と珪藻 *T. pseudonana* の場合は実験開始 1 時間後であった。しかし，消化糞を最も早く排出したのは珪藻 *T. pseudonana* の場合であり，実験開始 7 時間後には，未消化の細胞を中量含む消化糞を排出した。実験開始 24 時間後には消化糞が排出された。藍藻 *Cyanobium* sp. の場合では実験開始から 24 時間後に消化糞と未消化糞が混在した糞を，緑藻 *M. circinale* の場合で実験開始から 26 時間後に消化糞と未消化糞が混在した糞を排出した。今回の実験結果からは，3 種の植物プランクトンの中で珪藻が最も消化速度が速く，利用しやすいのではないかと推察された。

## 2) 平成 29 年度

今年度はこれまで摂餌した数  $\mu\text{m}$  サイズの種類とは異なり，中海から分離した殻径約 180  $\mu\text{m}$  サイズの珪藻 *Coscinodiscus* sp.を摂餌したのでその結果を報告する。

2017 年 5 月 17 日に中海白鳥海岸から採集された湖水試料から，珪藻 *Coscinodiscus* sp.を 5 月 26

日にピペット洗浄法により分離し、クローン培養株 (NCD-5 株) を作成した。培地には IMK 培地を用い、人工海水は人工海水 SP を用いた。この人工海水は約 30% であり、これを 1/2 (約 15%) に希釈し培地を作成した。培養条件は 20°C, 12 時間 : 12 時間明暗周期, 約 1500 lux とした。摂餌実験のため約 15% の IMK 培地 100 ml を含む三角フラスコ 2 本で同様の培養条件で約 1 ヶ月培養し、細胞を集め、50 ml に集積した。この培養液を良く攪拌し 20  $\mu$ l を採取し細胞数を 3 回計測した。細胞数の平均は 1700 cells/ml であった。実験に用いたヤマトシジミは 2017 年 10 月 10 日に宍道湖から採取し実験までの約 1 週間絶食させた。10 月 23 日摂餌実験のため、内径 8 cm, 深さ 4 cm のガラスシャーレに 150 ml の 5.7 mS/cm 人工海水を加え、同じものを 7 個用意し、そこにヤマトシジミ 1 個体ずつを入れた。ピペットを用いて培養液 1 ml を 4 回与え合計 4 ml を摂餌した (No.7 のみ 3 ml)。*Coscinodiscus* sp. の細胞ははすぐに沈降するのでパストールピペットで適宜水流を起こして攪拌した。実験は培養室の直射光が当たらない場所 (約 300 lux) で行い、実験開始時の水温は 20.9°C であった。

### 実験開始当日 (10 月 23 日)

摂餌開始約 2 時間後、16 時 20 分、7 個体の内、6 個体が不定形の排出物を排出していた。No.3 個体の排出物は褐色、不定形で *Coscinodiscus* sp. の細胞は全く消化を受けておらず、また殻が破壊された細胞はなかった。中には葉緑体が残った細胞や、原形質分離をおこした細胞や、原形質が細胞外に出た細胞があった。これらのことからこの排出物を擬糞と判断した。

16 時 53 分に糞を No.3 と No.4 個体が排出した。No.4 個体が排出した糞を図 5 に示す。No.4 個体は 15 時 10 分に摂餌開始なので摂餌後約 1 時間 40 分後の糞で、褐色ひも状で、外側に粘膜が

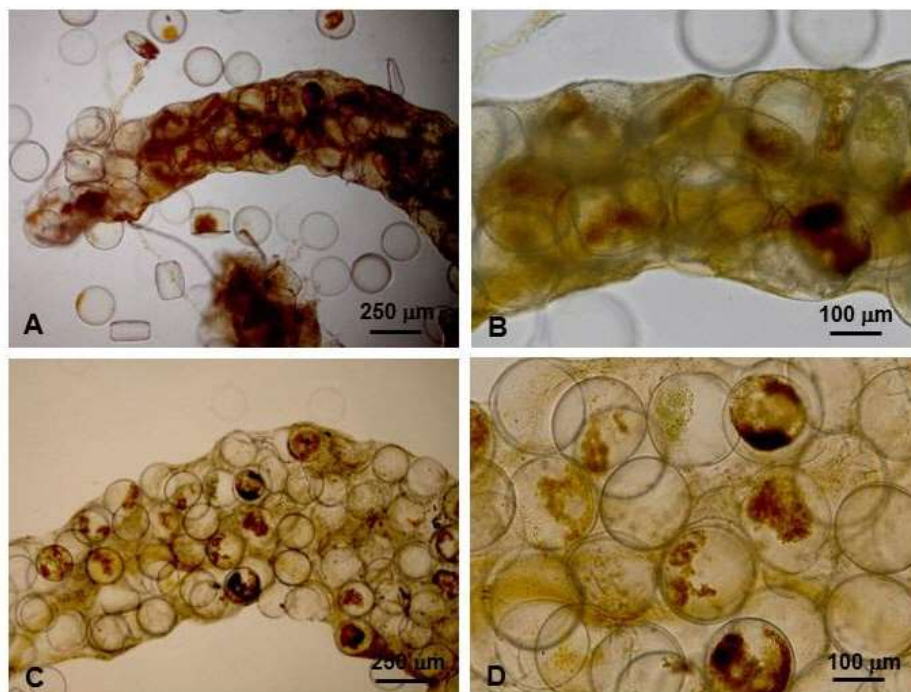


図5. ヤマトシジミ No.4 個体が排出した未消化糞 (2017 年 10 月 23 日, 16 時 53 分)。太さ約 500  $\mu$ m。A, B, カバーガラスなし。周囲に膜があり、殻が破壊されていない細胞が多数密集していた。C, D, カバーガラスのため細胞間隙が少し広がった未消化糞。細胞の内部に原形質を有す細胞が多く存在した。

あり、太さ約 500  $\mu\text{m}$  であった。内側には *Coscinodiscus* sp.の細胞がぎっしりと詰まっており、消化管を経由したにもかかわらず、*Coscinodiscus* sp.の殻はまったく破壊されていなかった(図 5A-D)。このように消化作用を受けず、糞の外側に粘質の膜があることから未消化糞と判断した。

実験開始約 5 時間後 (19 時 25 分) No.6 個体が長さ 4.2 mm、太さ 200  $\mu\text{m}$  の暗褐色の糞を排出した(図 6A)。この糞は No.4 個体が 16 時 53 分に排出した未消化糞と大きく異なり、*Coscinodiscus* sp.の殻は細かく破壊され、糞内部には褐色の葉緑体の分解物と考えられる粒子も多く含んでいた(図 6C, D)。桿晶体解剖の結果、桿晶体に *Coscinodiscus* sp.の殻が付着していたことから、これらは桿晶体で破壊された *Coscinodiscus* sp.と判断した。また、消化糞に存在する細菌や原生動物を含んでいないことも未消化糞と判断した。20 時 15 分に No.7 個体が不定形の擬糞を排出した。実験開始 6 時間半後いずれの個体も排出がなく、観察を終了した。

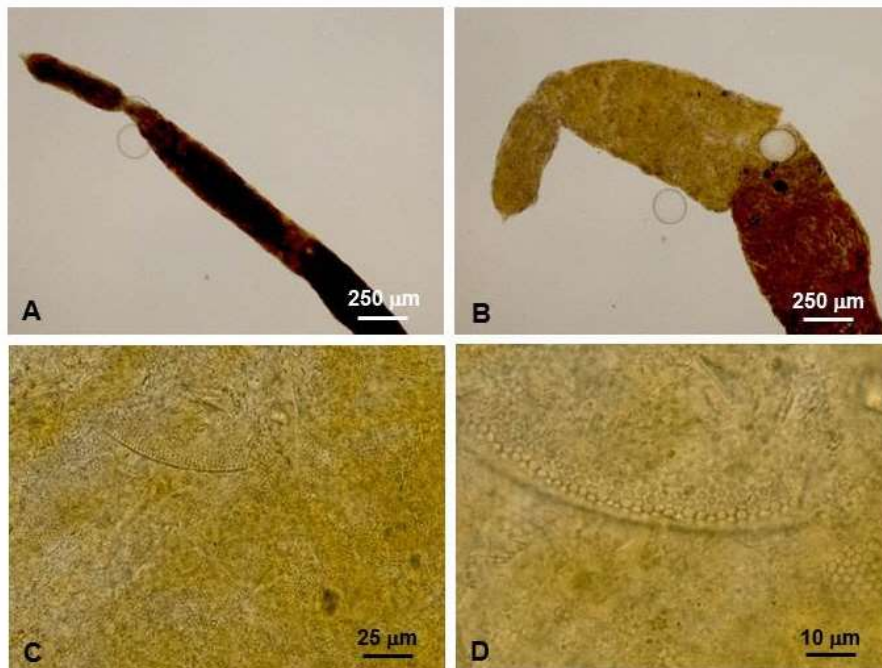


図6. ヤマトシジミNo.6個体が排出した未消化糞(2017年10月23日, 19時25分)。暗褐色で長さ 4.2 mm, 太さ200  $\mu\text{m}$ 。A, カバーグラスなし。未消化糞の周囲には薄い膜があった。B-D, カバーグラスあり。B, カバーグラスのため少し広がった未消化糞。C, D, 細かく破壊された殻と茶色の原形質からなり、消化糞に存在する細菌や原生動物は観察されなかった。

### 実験開始二日目 (10月24日)

No.6 個体が 8 時 24 分、暗褐色のひも状で先細となる、長さ 4 mm、幅 140  $\mu\text{m}$  と長さ 2.3 mm、と太さ 170  $\mu\text{m}$  の糞を 2 本排出していた。いずれも褐色の顆粒とともに *Coscinodiscus* sp.の破片が多く観察された。消化糞に特徴的な細菌や原生動物を含まないことから、中腸腺で消化されることなく、桿晶体で破壊された未消化糞と判断した。

No.6 個体が実験開始後約 22 時間 (12 時 15 分) に褐色ひも状の長さ 2.5 mm、太さ 180  $\mu\text{m}$  と長さ 3 mm、太さ 200  $\mu\text{m}$  (図 7A) の糞を排出していた。どちらも約 1  $\mu\text{m}$  の褐色顆粒からなること(図 7C)、細菌や原生動物を含むこと(図 7D) から消化糞と判断した。

No.6 個体が 17 時 50 分に褐色ひも状の長さ 8mm、太さ 170  $\mu\text{m}$  の糞を排出した。褐色の顆粒からなること、細菌を含むこと、白色半透明の破片を含むことから消化糞と判断した。まれに *Coscinodiscus* sp.の破片が混ざることがあった。

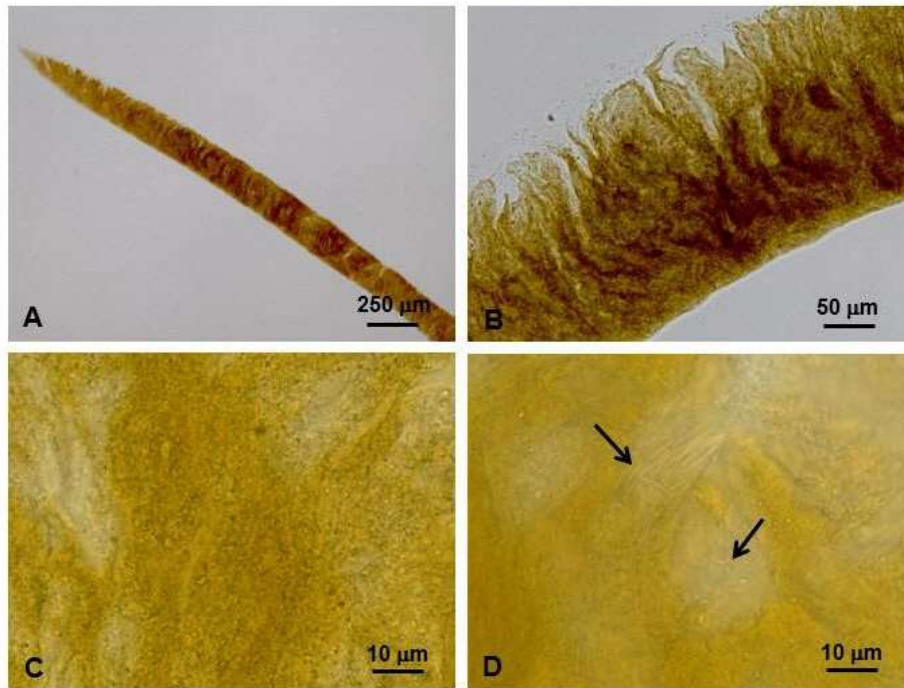


図7. ヤマトシジミNo.6個体が摂餌約22時間後(2017年10月24日12時15分)に排出した消化糞。褐色で長さ3 mm, 太さ200  $\mu\text{m}$ 。A, カバーガラスなし。褐色の細長い棒状で先細。B-D, カバーガラスあり。B, カバーガラスのため少し広がった消化糞で粘液が縞状に観察された。C, 拡大すると褐色の約1  $\mu\text{m}$ の顆粒からなっていた。D, 原生動物(上左側矢印)や細菌(下右側矢印)が観察された。

### 実験開始3日目(10月25日)

No.6 個体が8時45分褐色のひも状, 長さ1.4 mm, 太さ270  $\mu\text{m}$  と長さ1.9 mm, 太さ100  $\mu\text{m}$  の糞を排出した。褐色の径1-2  $\mu\text{m}$  の顆粒があること, 細菌を含むこと, 白色半透明の破片を含むことから消化糞と判断した。昨日の昼から続けて消化糞が確認されたことから実験を終了した。

*Coscinodiscus* sp.を与えた実験では, これまでのヤマトシジミの摂餌実験(大谷ほか 2004)と同様に, 摂餌開始後最初に排出されたものは不定形の消化作用を全くうけていない擬糞であった。入水管から取り込まれた *Coscinodiscus* sp.の細胞の一部は消化管に取り込まれることなく, 擬糞として入水管から排出された。

続いて全く未消化の *Coscinodiscus* の細胞が粘液質に包まれ排出されたが, これまでの報告(大谷ほか 2004)と同様に周囲に粘膜で包まれて, 細胞が消化されておらず未消化糞と判断された。その後粘液質に包まれ, 桿晶体によってすりつぶされたと考えられる *Coscinodiscus* sp.の破壊された殻, 破壊された葉緑体等, 原形質からなる糞を排出した。これは, 細菌や原生動物を含んでおらず, 消化作用をうけていない未消化糞と判断した。 *Thalassiosira pseudonana* は殻径が3-5  $\mu\text{m}$  と小さく, このような殻が破壊された糞を見逃していた可能性がある。今回は *Coscinodiscus* sp.の細胞が約170-190  $\mu\text{m}$  と大きいため, 今まで認識されることのなかった桿晶体で破壊された殻を含む排出物を容易に観察することができたと考えられる。これまでには桿晶体ですりつぶされた珪藻は殻を除く原形質が中腸腺に移動し消化されることを報告してきたが, 今回の結果は, 破壊された消化可能な原形質も一部が中腸腺に入ることなく, 破壊された殻とともに排出されることが示された。

今回 *Coscinodiscus* sp.摂餌後約22時間で消化糞がヤマトシジミから排出され, *Thalassiosira pseudonana* 摂餌実験の約24時後とほぼ同じ結果が得られた。緑藻の *Monoraphidium circinale* の場

合は 24 時間後でも未消化糞が排出されており、26 時間後も消化糞に未消化の細胞が混ざっていた。*M. circinale* の場合、細胞壁はセルロースでできており、桿晶体ですりつぶされることなく中腸腺に取り込まれ、消化細胞で細胞ごと消化されたことが推察された。緑藻はそのため消化に時間がかかり、珪藻に比べ消化糞の排出が珪藻よりも遅いことが推察される。*Coscinodiscus* sp. のように大型種であっても珪酸質の殻は桿晶体で破壊され、原形質のみが中腸腺に取り込まれることから、植物プランクトンの細胞壁の組成がヤマトシジミの消化吸収に影響を与えていることが考えられる。

ヤマトシジミの消化管に取り込むことができる最大の大きさは、神西湖の人工池の調査から大谷ら (2004) は排出物中の最大の生物が 150  $\mu\text{m}$  長のワムシであったことから 150  $\mu\text{m}$  と報告していたが、今回の実験で *Coscinodiscus* sp. は径が 170 -191  $\mu\text{m}$  あり、少なくともこのサイズまでは取り込むことが今回の実験で示された。このサイズの珪藻の消化過程を解剖による中腸腺や桿晶体、排出物の顕微鏡観察から明らかにしたのは我々の知る限り初めてである。報告者の一人である勢村は 2012 年~2013 年にかけて宍道湖水の塩分が 7-8psu で推移したとき、*Coscinodiscus* 属の種が宍道湖でも観察されたこと、そのときにヤマトシジミの現存量が増加したことを報告している。自然界でもヤマトシジミは約 200  $\mu\text{m}$  サイズの浮遊珪藻を利用しているかもしれない。今後、宍道湖で植物プランクトンの種組成をモニタリングし、同時にヤマトシジミの解剖や排出物の観察から、宍道湖におけるヤマトシジミの食性を明らかにし、資源管理に研究成果を活かしていきたい。

## おわりに

本研究によって得られた知見は、1) 消化管の観察には、カーミン顆粒による染色が有効であること、2) 宍道湖の野外から採集したヤマトシジミの食性を、季節を変え時間経過毎に明らかにしたこと、3) 植物プランクトン単一種を摂餌させ、中腸腺や桿晶体の直接観察で植物プランクトンの消化過程を観察し、それぞれの植物プランクトンの消化の特性を明らかにしたこと、があげられる。特に 3) の研究は我々の知る限りこれまで知られていない初めての試みである。今回の研究により、ヤマトシジミの摂餌、排出と消化過程で明らかになった点がいくつかあるが、今後も実験する植物プランクトンの種類を増やし、さらに研究を続ける必要があると考える。

【研究担当者・連絡先】 大谷修司・e-mail : ohtani2458@edu.shimane-u.ac.jp

(共同研究者) 石橋圭子 (島根大学教育学部), 大木智世 (島根大学教育学研究科)

南里敬弘 (東京大学大学院新領域創成学研究科), 勢村均 (島根県水産技術センター)

# 宍道湖におけるヤマトシジミ等が含有する脂肪酸に関する研究

島根県保健環境科学研究所

## 背景・目的

宍道湖にはヤマトシジミが多量に存在し、炭素・窒素・リンなどの物質循環に大きな影響を与えていると考えられる。そのため、ヤマトシジミの生態については多くの研究成果があるが、未だ解明されていないことも多い。中でも生物の成長、繁殖、環境応答に必要な不可欠とされている脂肪酸の含有量等についての報告は少ない。

そこで本研究では、ヤマトシジミの脂肪酸量、脂肪酸組成が生育環境によってどのように変化するのかを調べるために、餌として単離培養した3種類の植物プランクトンを用いたヤマトシジミの飼育実験と、宍道湖内のヤマトシジミの脂肪酸モニタリング調査を行った。

## 1. 植物プランクトンを餌に用いたヤマトシジミの飼育実験

### (1) 実験方法

2016年12月に宍道湖で採取したヤマトシジミを10日間馴致飼育（餌無しで飼育）したのちに5～10mm（以下、稚貝）、10～15mm（以下、中間）、15～20mm（以下、成貝）の殻長ごとに仕分けした。

そして殻長ごとに、それぞれ珪藻 *Thalassiosira pseudonana*（以下、珪藻）、緑藻 *Pseudodictyosphaerium minusculum*（以下、緑藻）、藍藻 *Cyanobium* sp.（以下、藍藻）を給餌する区画を設けた。なお、ヤマトシジミの個体数は、稚貝は30個体、中間、成貝は20個体とした。飼育条件は、水温20℃、曝気下で行った。また、給餌は1日2回朝と夕方に与え、1度の給餌量は餌の総脂肪酸量が約750μgになるように調整して与えた。

ヤマトシジミの脂肪酸分析は、ヤマトシジミの殻長と軟体部湿重量を測定後、105℃で8時間乾燥させ乾燥重量を測定した。その後、幼貝は10個体分、中間、成貝は5個体分の乾燥身をまとめて乳鉢でホモジナイズし、ヤマトシジミの粉末をルツボに移して再び8時間乾燥させた。そして乾燥したヤマトシジミの粉末の一部を測り取り10mL蓋つき試験管に入れ、抽出溶媒としてメタノール1mLとクロロホルム2mLを加えて、0℃で15分間超音波抽出（SIBATA ULTRASONIC CLEANER SU-9TH）を3回行った。抽出液は窒素気流下、45℃で乾固するまで溶媒を留去した後、ヘキサンを0.5mL、0.5mol HCl-CH<sub>3</sub>OH水溶液を2mLで再溶解させ、よく攪拌し75℃のヒートブロックで2時間反応させた。反応終了後、十分に冷却した反応液に超純水3mL、ヘキサン2mLを加え十分に攪拌したのちに、ヘキサン相を分取し、再び反応液にヘキサン2mLを加え十分に攪拌したのちにヘキサン相を分取した。分取した溶液は、窒素気流下、45℃で1mLまで濃縮し、内部標準物質として Methyl tricosanoate 溶液（10mgL<sup>-1</sup>）を50μL添加し、ヘキサンで1mLにメスアップした。その後、GC-MS（株）島津製作所製QP2010）で測定した。リテンションタイムから各脂肪酸の同定を行い、各脂肪酸の含有量を計算した。なお本研究では、標準物質のリテンションタイムに該当しないピークはすべて除去した。測定回数は3回で各脂肪酸量のCVが10%未満になるまで測定した。

なお、測定した脂肪酸は以下のように分類される。

- I.  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸
  - DHA (C22 : 6)
  - DPA (C22 : 5)
  - EPA (C20 : 5)
  - Stearidonic acid (C18 : 4)
  - $\alpha$ -linolenic acid (C18 : 3)
- II.  $\omega$ -6 不飽和脂肪酸
  - Arachidonic acid (C20 : 4)
  - Dihomo- $\gamma$ -linolenic acid (C20 : 3)
  - Eicosadienoic acid (C20 : 2)
  - $\gamma$ -linolenic acid acid (C18 : 3)
  - Linoleic acid (C18 : 2)
- III. モノ不飽和脂肪酸
  - Nervonic acid (C24 : 1)
  - Erucic acid (C22 : 1)
  - Eicosenoic acid (C20 : 1)
  - Oleic acid (C18 : 1)
  - Vaccenic acid (C18 : 1)
  - Palmitoleic acid (C16 : 1)
  - Myristoleic acid (C14 : 1)
- IV. 飽和脂肪酸
  - Lignoceric acid (C24 : 0)
  - Behenic acid (C22 : 0)
  - Arachidic acid (C20 : 0)
  - Stearic acid (C18 : 0)
  - Palmitic acid (C16 : 0)
  - Myristic acid (C14 : 0)

また、植物プランクトンの脂肪酸は植物プランクトンの培養液をガラスフィルターGF/F で濾過後、濾紙裁断しヤマトシジミの脂肪酸抽出、測定と同じ方法で測定した。

## (2) 結果及び考察

### ① 餌の脂肪酸含有量・組成

餌の各脂肪酸含有量 (図 1) と各  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸含有量 (図 2) を示す。珪藻、緑藻は多価不飽和脂肪酸 ( $\omega$ -3 不飽和脂肪酸,  $\omega$ -6 不飽和脂肪酸) を多く含有していたが、藍藻はほとんど多価不飽和脂肪酸を含有していなかった。また、珪藻と緑藻では含有している  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸の種類が異なり、珪藻は高度不飽和脂肪酸 (DHA, DPA, EPA) を含有しているのに対して、緑藻は高度不飽和脂肪酸をほとんど含有せず、不飽和度の高くない Stearidonic acid や  $\alpha$ -linolenic

acid を多く含有していた。

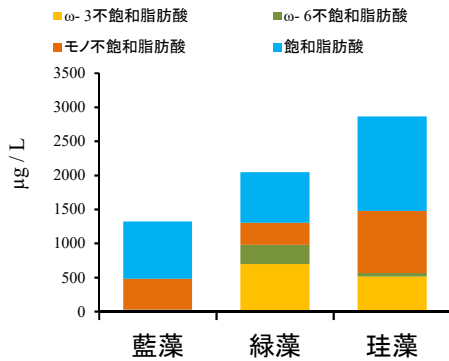


図1 植物プランクトンの各脂肪酸含有量

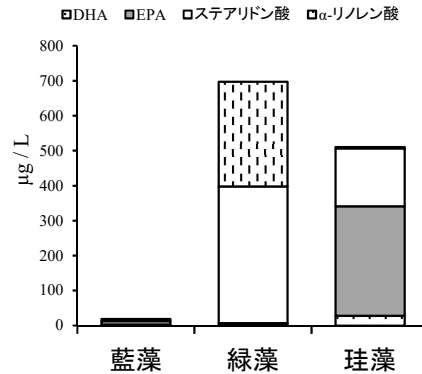


図2 植物プランクトンの各 ω-3 不飽和脂肪酸含有量

## ② ヤマトシジミの脂肪酸含有量・組成

各サイズの乾燥重量 1g あたりのヤマトシジミの各脂肪酸組成 (図 3) と各脂肪酸含有量 (図 4), と各 ω-3 不飽和脂肪酸量 (図 5) を示す。

ヤマトシジミの脂肪酸組成を解析すると, 各サイズで各脂肪酸の割合はほぼ同じとなった。特にモノ不飽和脂肪酸の割合は, 各サイズの給餌後のヤマトシジミでも, 0 日目のヤマトシジミとほとんど変わらなかった。餌として用いた珪藻, 藍藻のモノ不飽和脂肪酸の割合は約 32%, 約 34%で, ヤマトシジミ (約 10~15%) に比べて高いが, 給餌前後でヤマトシジミのモノ不飽和脂肪酸の割合は大きく変化しなかった。このことから, ヤマトシジミは餌の脂肪酸を直接同化するだけでなく, 生合成により摂取した脂肪酸をより不飽和度の高い脂肪酸に変換し, 同化していることが示唆された。

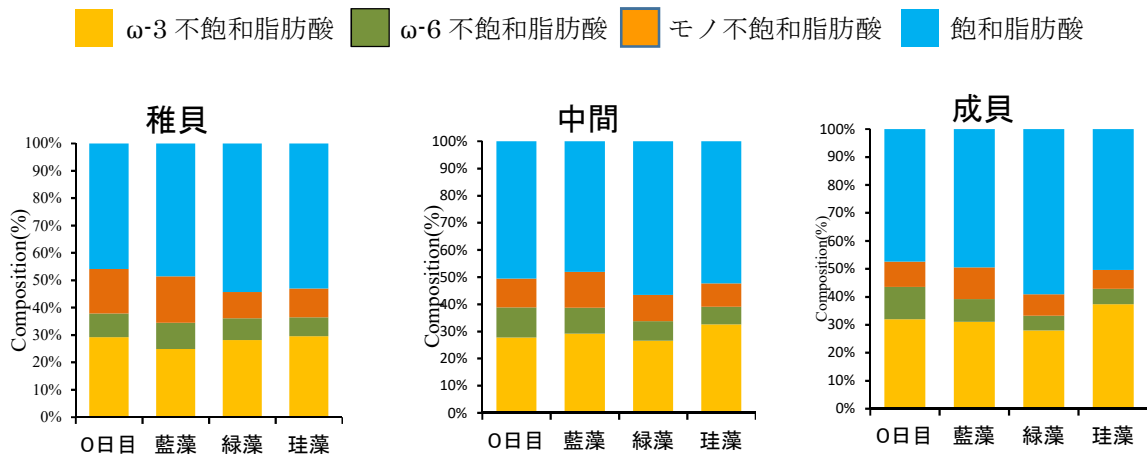


図3 ヤマトシジミの脂肪酸組成

ヤマトシジミの脂肪酸含有量を解析すると, 各サイズで珪藻を給餌したヤマトシジミの総脂肪酸量が最も多く, 藍藻を給餌した場合が最も少なかった。したがって, 今回の実験では珪藻が最も良い餌と考えられた。



また、高度不飽和脂肪酸を含まない緑藻を給餌したヤマトシジミの高度不飽和脂肪酸量が各サイズで増加していることから、ヤマトシジミは稚貝から成貝までの各成長段階で多価不飽和脂肪酸から高度不飽和脂肪酸を生合成できることが示された。

しかし、多価不飽和脂肪酸をほとんど含まない藍藻を給餌した場合、成貝は多価不飽和脂肪酸量（高度不飽和脂肪酸量も含む）が増加したが、稚貝や中間ではほとんど増加しなかった。これらのことからヤマトシジミは成貝になると飽和脂肪酸、モノ不飽和脂肪酸から多価不飽和脂肪酸を生合成できるが、稚貝や中間では飽和脂肪酸、モノ不飽和脂肪酸から多価不飽和脂肪酸を生合成する能力が低いもしくは有しておらず成長段階で生合成能力を獲得することが示唆された。

今回の研究結果から、ヤマトシジミが稚貝や中間の頃に多価不飽和脂肪酸を含まない植物プランクトンが優占すると、ヤマトシジミの成長の遅れが起こると考えられる。

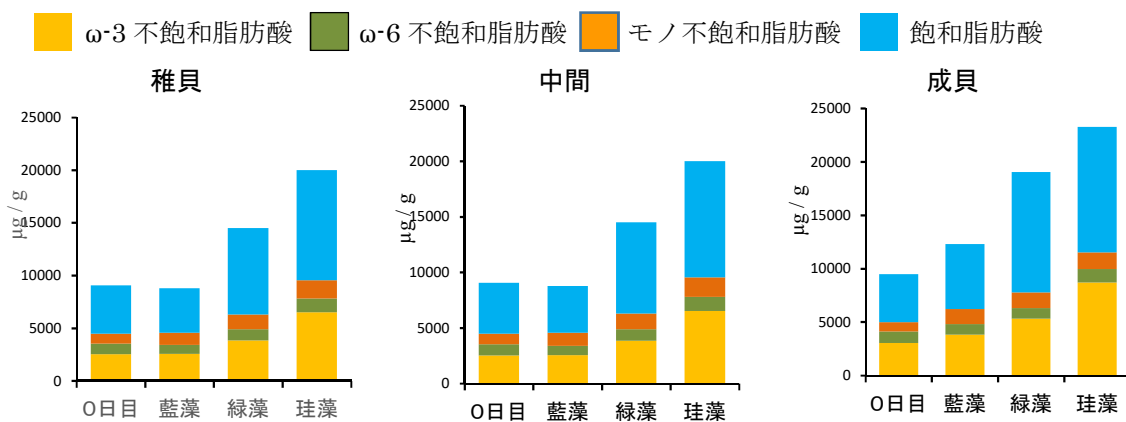


図4 ヤマトシジミの各脂肪酸含有量

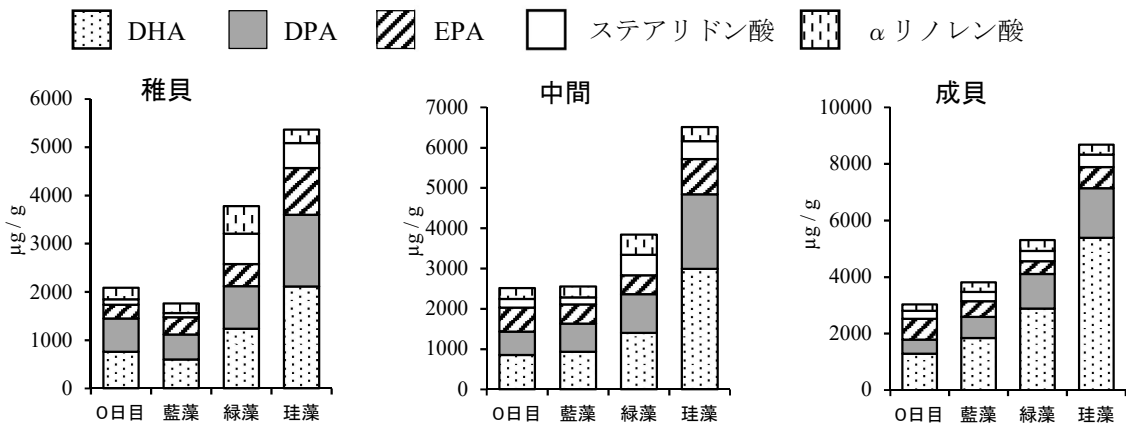


図5 ヤマトシジミの各 $\omega$ -3不飽和脂肪酸含有量

## 2. ヤマトシジミの脂肪酸モニタリング調査

### (1) 実験方法

2017年4月～2017年12月に月に1度、宍道湖4地点、大橋川2地点でヤマトシジミをSM型採泥器を用いて採取した(図6)。また、湖水中の植物プランクトンの脂肪酸含有量を調べるために、同じ月に宍道湖湖心で表層水を採水した。

ヤマトシジミの脂肪酸分析は、ヤマトシジミの殻長と軟体部湿重量を測定後、105℃で8時間乾燥させ乾燥重量を測定した。その後、10匹分の乾燥身をまとめて乳鉢でホモジナイズし、ヤマトシジミの粉末をルツボに移して、再び8時間乾燥させた後に前述の給餌実験と同じ方法で分析した。

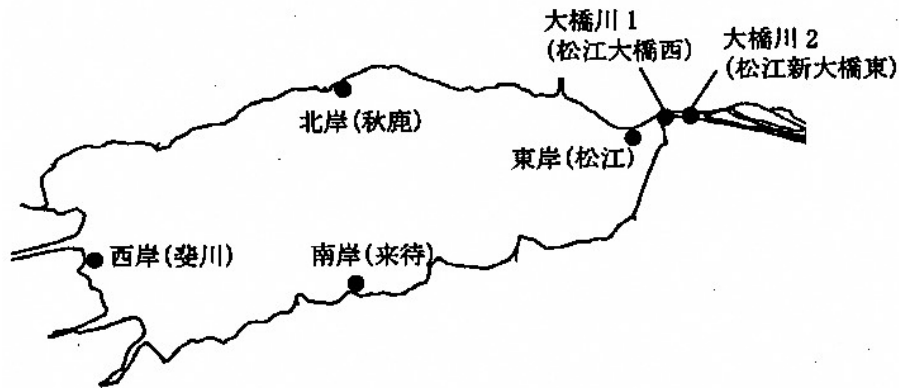


図6 ヤマトシジミの採取地点

## (2) 結果及び考察

各地点のヤマトシジミの脂肪酸含有量の経月変化と湖水中の植物プランクトンの脂肪酸含有量を示す(図7)。

脂肪酸含有量は地点や月ごとで大きく異なっていた。

月ごとの各地点のヤマトシジミの脂肪酸組成と湖水中の植物プランクトンの脂肪酸組成を示す(図8)。各地点のヤマトシジミの脂肪酸組成は各月において概ね似た傾向を示していたが、湖水中の植物プランクトンの脂肪酸組成と比較すると大きく異なる月が多く、給餌実験と同様にヤマトシジミは餌の脂肪酸を直接同化していないと考えられた。

ヤマトシジミの脂肪酸組成は、水温の高い夏場には融点が高い飽和脂肪酸やモノ不飽和脂肪酸の割合が高く、水温が低くなるにつれて徐々に飽和脂肪酸やモノ不飽和脂肪酸の割合が低くなる傾向があった。

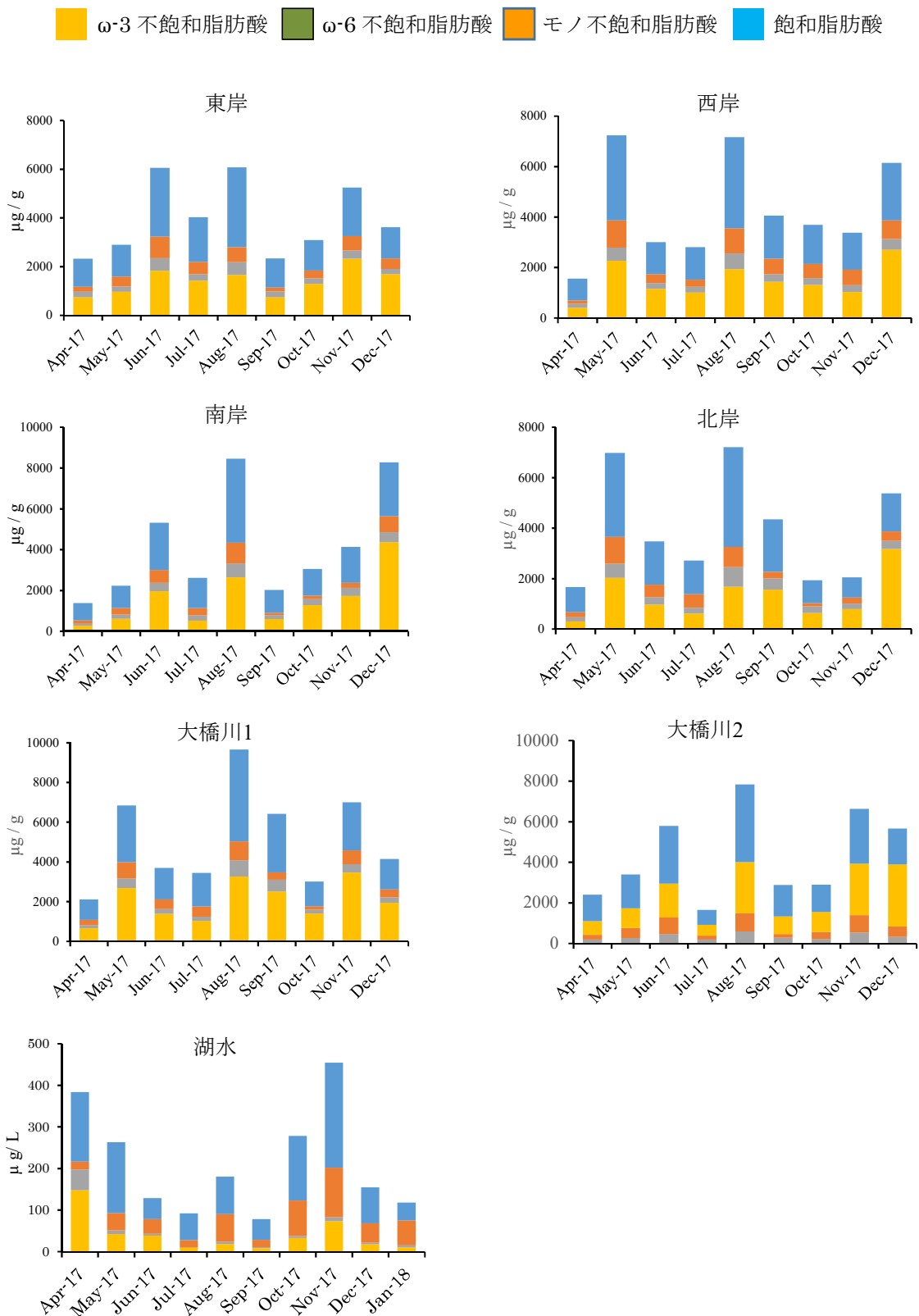


図7 各地点のヤマトシジミの脂肪酸含有量と湖水中の植物プランクトンの脂肪酸含有量の経月変化

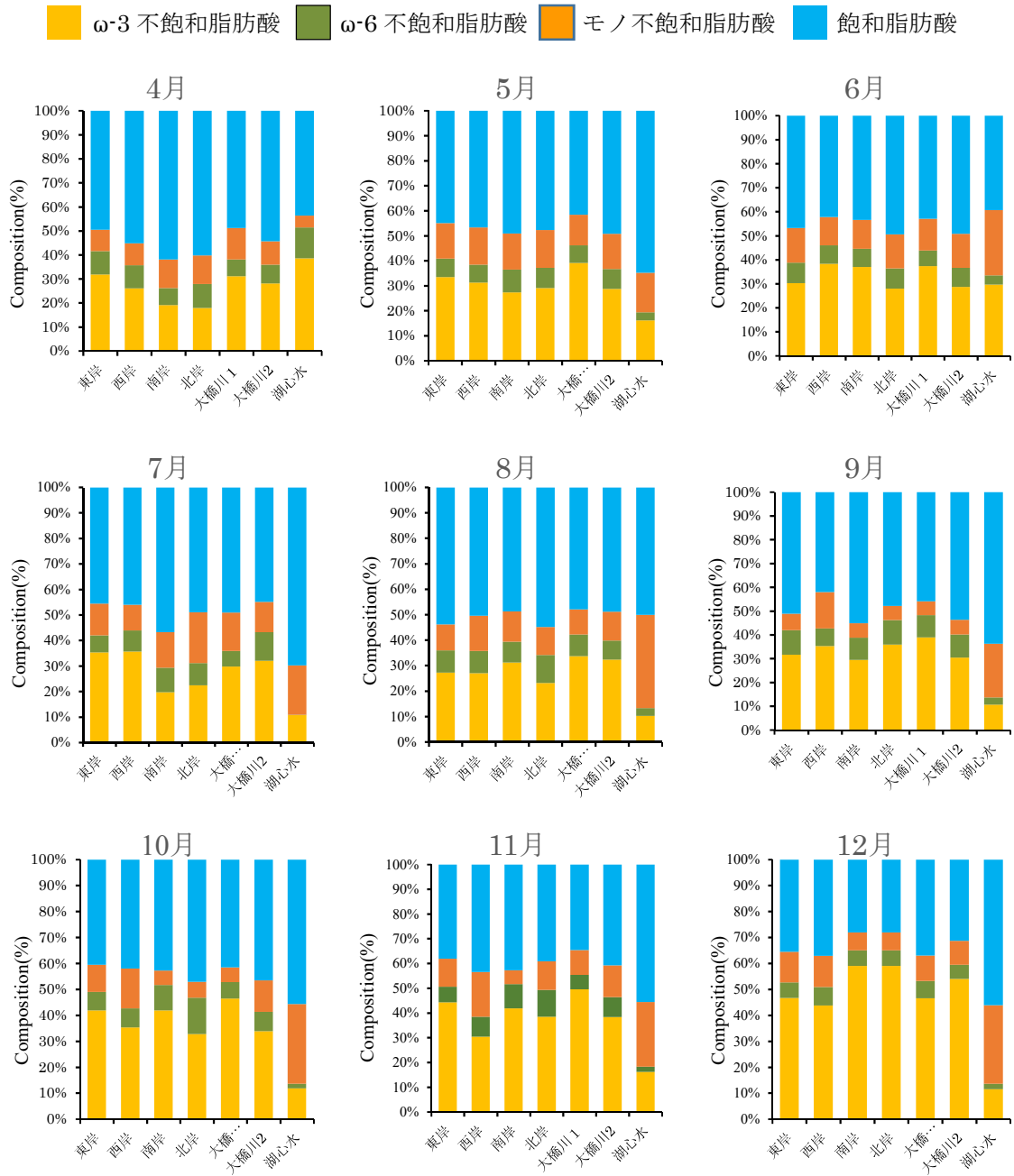


図8 月ごとの各地点におけるヤマトシジミの脂肪酸組成と湖水中の植物プランクトンの脂肪酸組成

## まとめ

ヤマトシジミの脂肪酸組成は水温により変動し、水温が高い夏季は融点の高い飽和脂肪酸やモノ不飽和脂肪酸の割合が高く、水温が低い冬季は融点の低い多価不飽和脂肪酸の割合が高くなる傾向が示された。

ヤマトシジミは餌から摂取した脂肪酸から、より不飽和度の高い脂肪酸を生合成していることが明らかになった。このヤマトシジミの脂肪酸生合成能力は成長段階で異なり、成貝は飽和脂肪酸やモノ不飽和脂肪酸から高度不飽和脂肪酸を含む多価不飽和脂肪酸を生合成することができる。一方で、稚貝は多価不飽和脂肪酸から高度不飽和脂肪酸を生合成することはできるが、飽和脂肪酸やモノ不飽和脂肪酸から高度不飽和脂肪酸を生合成する能力が低いもしくは有していないことが示唆された。そのため稚貝の頃に多価不飽和脂肪酸を含有しない植物プランクトンが長期間優占した場合、稚貝の成長阻害が起きやすくなると考えられる。

また、高度不飽和脂肪酸を含有する植物プランクトンを給餌したときに最もヤマトシジミの脂肪酸含有量が増加したことから、ヤマトシジミの餌としては高度不飽和脂肪酸をより多く含有している植物プランクトンが好適であると考えられる。

【研究責任者・連絡先】 神谷 宏・e-mail : kamiya-hiroshi@pref.shimane.lg.jp  
(共同研究者) 嵯峨友樹, 狩野好宏, 松尾 豊 (島根県保健環境科学研究所)

### 背景・目的

昭和40年代後半から60年代にかけて1万トンを誇った宍道湖のヤマトシジミ（以下、シジミ）漁獲量は平成に入って漁獲規制が次第に強化されたこともあり緩やかに減少を続けた。そして2006年の豪雨の影響によるシジミ大量斃死以降資源が変調を来し、宍道湖漁業協同組合による休漁日の増加や漁獲量規制の強化といった資源保護の取り組みにも拘らず、2012年春には資源量が過去最低水準の15,000tあまりとなり、漁獲量は過去最低の1,700tとなったが、2013年秋には一転して資源量が急増し約72,000tと調査開始以来最高値となった。

既存の宍道湖のシジミに関する調査研究では、このような資源の変動の説明が困難であり、加えて初期生活史についても不明な点が多かったことから、シジミの生活史および資源変動要因についてより一層の調査研究を行う必要が生じた。そのため、水産技術センターを中心とするグループではヤマトシジミの生活史と資源変動要因を解明するための調査研究を行った。

### 研究内容

#### 1) 2010年以降のシジミ資源の変動の推移とその要因

水産技術センターで毎年定期的実施しているシジミ資源量調査結果とシジミモニタリング調査結果から、2008年～2014年のシジミ資源の変動の推移を解析し、今までに得られた植物プランクトン、水鳥などの研究成果を基に、シジミ資源の変動要因を推定した。

#### 2) 各種植物プランクトンのシジミにとっての餌料価値

宍道湖に普通に出現する3種の植物プランクトン（藍藻 *Cyanobium* sp. と緑藻 *Pseudodictyosphaerium minusculum*, および珪藻 *Thalassiosira pseudonana*）を異なる成長段階のシジミに人為的に投与し、それぞれの植物プランクトンの餌料価値を推定した。また、2010年～2012年にアオコを形成した *Microcystis ichthyoblabe* (GS-1株) をシジミが摂取可能かどうか実験した。

#### 3) シジミ浮遊幼生の動態と母貝量・浮遊幼生量・着底稚貝量の関係

シジミの浮遊幼生について高塩分時（2013年）と通常塩分時（2016年）において産卵盛期の水平分布の推移から、発生・ふ化場所と移動分散の推定を行った。また、産卵誘発の機構を推定した。さらに調査で得られた母貝量、浮遊幼生出現量、着底稚貝量の関係を推定した。

#### 4) 雑種ツツイトモの塩分耐性（予備試験）

2014年以降宍道湖内で大幅に増加したツツイトモのシュート及び殖芽の塩分耐性を試験した。ちなみに宍道湖に繁茂するツツイトモは、人間環境大学 藤井伸二教授によって雑種と査定されたので、本報告では雑種ツツイトモと表記する。

## 研究成果

### 1. 2010年以降のシジミ資源の減少要因

#### 1) シジミ資源量の推移と新規加入および成長

図1に2008年～2014年の6月と10月の資源重量，資源個体数を示す。シジミ資源量は2008年から2009年には，春から秋に増加し，秋から翌年春には減少したものの，前年春に比べるとやや増加していた。しかし，2010年春は前年秋から22,000 t減少した上，春から秋にかけて変化がなく，資源の増加がほとんどなかった。

翌2011年春には2010年秋に比べて約21,000 t減少した。2011年は春から秋にかけて資源量が約13,000 t程度増加したが，前年秋からの減少分は回復できなかった。さらに翌2012年の春にかけて約18,000 t減少したため，春の資源量は調査開始以来最低の約15,000 tとなった。春から秋にかけては約8,000 t増加したものの，秋の資源量としてはやはり最低の約23,000 tとなった。2012年は重量に比べて個体数の増加が少ない傾向があった。しかし，2012年秋から2013年春にかけての減少量は約6,000 tと少なく，2013年春には資源個体数が前年秋の2倍近くの約1,100億個に増加した。さらに秋にかけて成長が早く重量が大幅に増加したため，秋の資源量は約72,000 tと調査開始以来最高値となった。

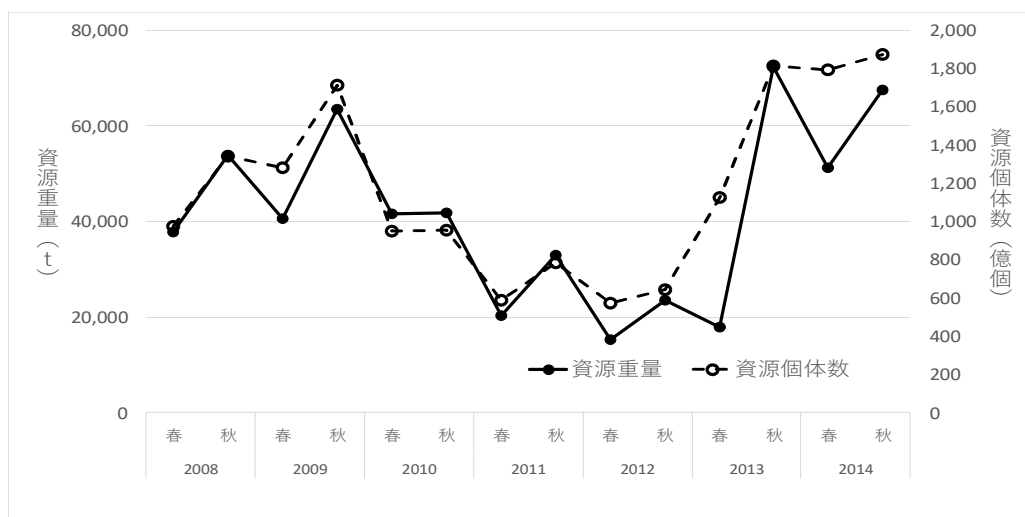


図1 2008～2014年の資源重量および資源個体数の推移

すなわち，2010年から2012年にかけてのシジミ資源の急減を稚貝の新規加入の成否と成長速度に着目してみると，例年，秋から翌年春にかけて起きる資源量の減少に加え，2010年には成長が鈍化し，さらに2010年から2012年にかけて新規加入が低調であったことが原因と推察された。また，2013年以降の資源の急増は，2012年秋から2013年春にかけて個体数がほぼ倍増したことで，個体の急激な成長に伴う重量の増加があったためと推定された。

#### 2) 資源変動を招いた環境要因

##### (1) 秋から翌年春にかけての減少

###### A. 湖底環境の悪化の可能性

湖底埋設カゴでシジミを飼育した実験によれば，通常冬季の湖底では環境悪化によるシジミの

斃死は見られない。しかし、資源が減少した 2010 年～2012 年のアオコ発生時には冬季湖底にダム状に不活性化したアオコの沈殿が観察されており、実験的に確認されてはいないがアオコが長期間大発生した場合にはシジミが沈殿物に埋まることで悪影響を及ぼす可能性があったと考えられる。

## B. 潜水ガモ類による捕食

宍道湖には冬季、多数の渡り鳥が飛来するが、その中には貝類を捕食するキンクロハジロやスズガモといった潜水ガモ類も 1 万羽以上飛来する（環境省）。そのため、秋から翌年春までのシジミ減少量のうち捕食の寄与が相当あると考えられる。しかし、カモ類は湖内でシジミを捕食する効率が一定以下に低下すると別な水域へ移動すると考えられることから、シジミ資源に壊滅的な影響を及ぼすことはないとされる。

冬季の減耗については、上記のような要因が考えられたが、過去にはその都度資源が回復しており、2010 年～2012 年に起こった、連続的な減少例は見当たらないことから、今回の減少要因としては以下に説明するシジミの新規加入と成長の不調が主と考えられる。

## （2）新規加入と成長の不調を引き起こすと推定される原因

### A. 植物プランクトン組成

#### a. 組成の推移と餌料価値

色素分析による植物プランクトンの季節変動（谷 2017）によれば、2009 年以降、2012 年までシジミの成長期にあたる 6～10 月には藍藻が卓越していた。さらに 2010 年 8 月から翌年 3 月までアオコが大発生し、続く 2011 年 8 月から 12 月、2012 年 9 月にもアオコの発生が見られた。さらに光合成色素の分析からアオコ形成藍藻は他種植物プランクトンの増殖を阻害している可能性が示唆された。

シジミへの植物プランクトン投与試験では、シジミは藍藻、緑藻、珪藻いずれも摂取・消化するが、藍藻の中でもアオコ形成藍藻種は摂取されなかった（本報告 2-3）-(2)参照。さらに藍藻は小型で摂取や消化に時間が掛るが珪藻は藍藻に比べて大型で消化が早かった（大谷 2017）。このことから、2009 年～2012 年の餌料条件がシジミの成長に影響を与えた一因と考えられた。

一方、2012 年 11 月から 2013 年にかけては、2013 年 8 月に一時的に藍藻が優占した他は珪藻を主体とした植物プランクトン組成が維持されており、湖内でしばしば優占する珪藻より大型で 1 細胞あたりの餌料価値が高いと考えられる中海由来の珪藻の *Skeletonema* 属や *Coscinodiscus* 属も出現した（野尻ほか 2014）。このことが 2013 年にシジミの成長が良かった原因と考えられる。

#### b. 植物プランクトンの種組成に影響を及ぼす環境要因

##### ・塩分

図 2 に 2009 年～2013 年の宍道湖湖心上層の水温と塩分の推移を示す。6 月から 10 月にかけての湖心の塩分は、2009 年から 2012 年 9 月までは低く、それ以降は高くなっている。谷 (2017) の結果と対比すると、塩分の低い年には藍藻が卓越し、高い年には珪藻が卓越する傾向がある。また、8 - 15PSU と宍道湖より塩分濃度の高い神西湖では、周年珪藻が卓越していること(谷 2017) から、塩分濃度が高い方が珪藻が卓越し易いと考えられる。



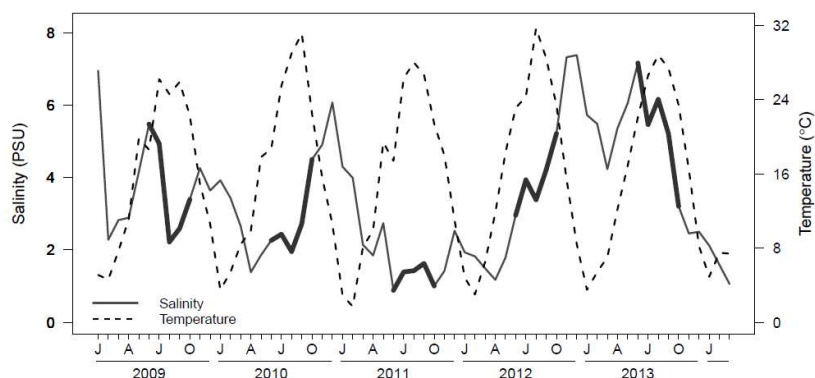


図2 宍道湖湖心上層の水温（点線）と塩分（実線）. 6～10月の塩分は太線で示した.  
石飛ほか（2016）より引用.

さらに宍道湖では湖水のTN：TP比の長期低下傾向により藍藻が卓越しやすくなっているが、2013年には5月～7月は風が強く、そのため湖水が攪拌され、底層の貧酸素化を防ぎ、湖底からのリンの溶出が減少したと考えられる（清家 2014）。これがTN：TP比に影響し、珪藻卓越の一因となった可能性がある。

#### B. 産卵期の塩分濃度

ヤマトシジミの正常な初期発生には最低で 3.5PSU の塩分が必要であるとされている（朝比奈 1941）が、2010年から2012年前半までは暖候期の塩分濃度が低かったことから、2010年前半や2011年の浮遊幼生発生量に悪影響を与えた可能性がある。

## 2. 各種植物プランクトンのシジミにとっての餌料価値

### 1) シジミ浮遊幼生および着底稚貝に対する餌料価値

表1に各種植物プランクトンを浮遊幼生に与えた場合の殻長成長速度、浮遊期間、着底率（浮遊幼生が着底して稚貝になる割合）、着底から実験終了までの稚貝の生残率をまとめ、それらから、総合的に着底の成否を判断した結果を示す。

緑藻区では着底率が他の区より劣ったものの、その他の項目では、珪藻区と緑藻区が藍藻区や無餌料区に比べて殻長成長速度は速く、浮遊期間は短く、生残率は高かった。浮遊期間が短いと無効分散の確率が低くなり、着底後の生残率が高いことより多くの稚貝の加入が期待されることから、珪藻や緑藻は浮遊幼生や着底稚貝に対しては餌料価値が高いと考えられた。

表1 各種餌料を与えた場合の成長速度、浮遊期間、着底率、生残率

実験区	成長速度 ( $\mu\text{m}/\text{日}$ )	浮遊期間 (日)	着底率 (%)	43日目生 残率 (%)	評価
珪藻	6.51	7	54.1	78.8	成功
緑藻	6.99	8	30.7	82.5	ほぼ成功
藍藻	1.62	10	50.2	49.1	失敗
無餌料	1.25	14	67	33.2	失敗

## 2) シジミ成貝に対する餌料価値

笠井 (2016) との共同研究成果によれば、給餌期間中の肥満度は、藍藻給餌区では低下し、緑藻給餌区ではほぼ横ばい、珪藻給餌区では増加した。

また、餌料の同位体比を考慮すれば、ヤマトシジミは珪藻は十分同化できているものの、藍藻はあまり同化していないと推察され、珪藻が最適な餌料であると考えられるとの結果を得ている。

## 3) シジミ稚貝に藍藻を投与した場合

### (1) 藍藻 *Cyanobium* sp. を高密度でシジミ稚貝に投与した場合の餌料価値

殻長 5.5mm 前後のシジミ稚貝に藍藻 *Cyanobium* sp. を 700 万細胞/mL 給餌し飼育したところ、よく成長したことから、ヤマトシジミ稚貝にとって生食 (摂食・同化吸収) 可能な食物源であることが明らかになった。

しかし、前述の初期着底稚貝には 124 万細胞/ml、成貝には 88 万細胞/ml と、本実験に比べて少ない量を投与した場合には *Cyanobium* sp. は餌料として有効に利用されていない結果が得られていることから、*Cyanobium* sp. が餌料として有効に利用されるには細胞密度が非常に高い場合か、あるいはシジミが有効に利用できる成長段階がある可能性が考えられる。今後、シジミに対する餌料価値を正確に推定するためには、シジミの成長段階や餌料密度、飼育条件などを細かく設定して再実験を行うことが必要と考えられる。

### (2) シジミ稚貝に対するアオコ形成種 *Microcystis ichthyoblabe* (GS1 株) の餌料価値

殻長 6.4mm 前後のシジミ稚貝を対象にアオコ形成種を給餌して飼育したところ、無給餌の稚貝と同様、ほとんど成長しなかったことから、シジミ稚貝はアオコ形成種 *M.ichthyoblabe* を生食できないと考えられた。また、アオコ形成時には他種の植物プランクトンが排除されることが報告 (谷 2017) されていることから、2010 年～2012 年のアオコ発生時にはシジミが利用できる植物プランクトンがほとんどなかった可能性がある。

なお、1) 2) は元東京大学大学院新領域創成科学研究科南里敬弘博士の成果である。

## 3. シジミ浮遊幼生の水平分布と分散過程

### 1) ヤマトシジミ浮遊幼生の水平分布—通常塩分時と高塩分時の相違—

通常塩分時の例として、2016 年の浮遊幼生水平分布の推移、高塩分時の例として 2013 年の水平分布の推移を述べる。なお、出現した幼生は便宜上人工飼育試験結果から、初期幼生：ふ化後 1 日目で殻長 140 $\mu$ m 以下、中期幼生：ふ化後 2-4 日目で殻長 150~170 $\mu$ m、後期幼生：ふ化後 5 日目から着底時期までの殻長 180 $\mu$ m 以上、に区分して解析した。

図 3 に 2016 年 6 月～8 月下旬の幼生水平分布を示す。6 月下旬の産卵初期には幼生は大橋川や宍道湖東部でふ化、出現し、時期が移るにつれて湖内全域に出現する傾向があることが分かった。

また、大橋川接続部に設置した流向流速計のデータと幼生のステージ別分布状況から、幼生分布は流動に影響され、大橋川から宍道湖への水の流入があるときには幼生がそれに乗って西部へ輸送されると推定され、笠井 (2016) のシミュレーション結果を裏づけた。

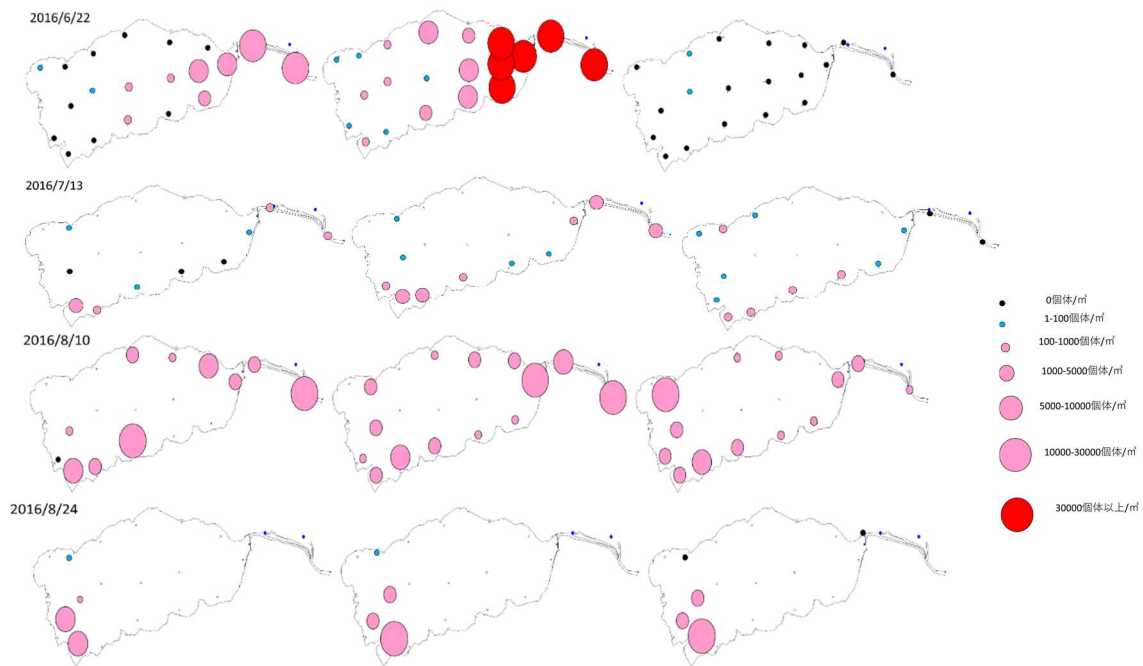


図3 通常塩分時（2016年）のシジミ浮遊幼生水平分布の推移  
（左から「初期」「中期」「後期」幼生の水平分布）

一方、塩分濃度の高かった2013年は図4に示すように産卵期前半に大橋川や宍道湖東部には浮遊幼生が出現せず、西部での産卵・ふ化が多かったと推定された。大橋川・東部での産卵・ふ化が多かったと推定されたのは7月中旬から8月であり、通常塩分の年と異なった。

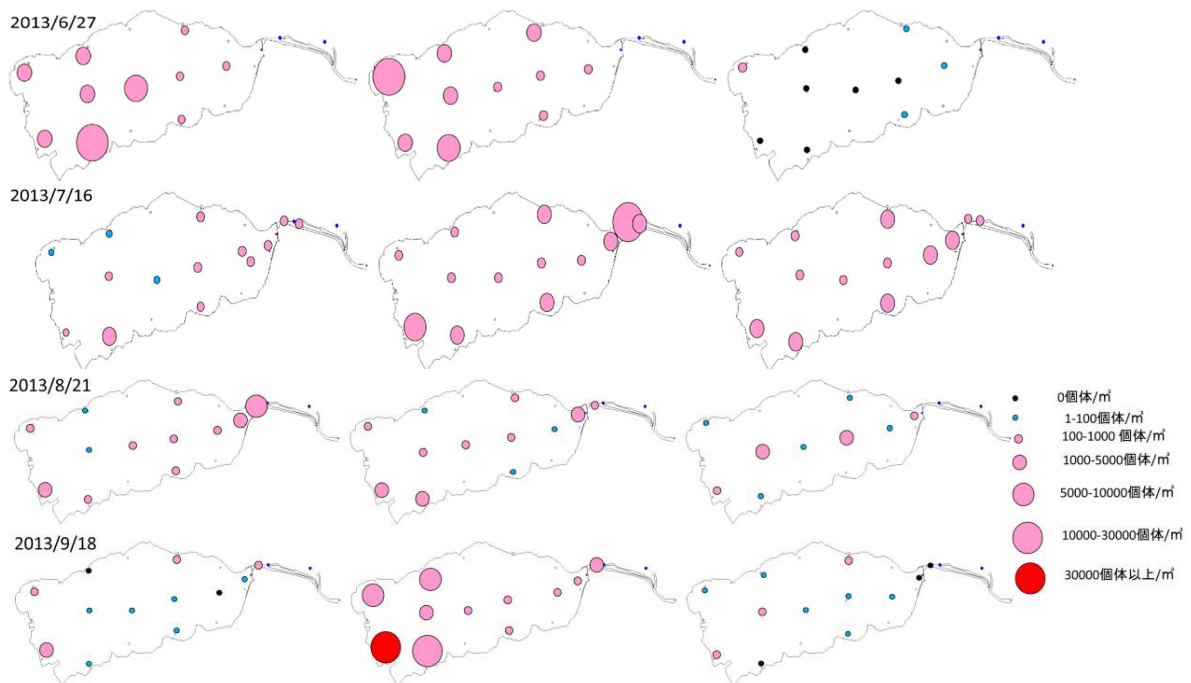


図4 高塩分時（2013年）のシジミ浮遊幼生水平分布の推移  
（左から「初期」「中期」「後期」幼生の水平分布）

### 3) 産卵誘発の機構

以上の通常塩分時と高塩分時の幼生分布の相違は、湖内の塩分分布の相違と関連すると考えられる。当センターの貧酸素調査結果によれば、図5に示すように、通常塩分時では6月から7月にかけて塩分濃度の高い水が大橋川から侵入し、東部底層の塩分が高くなり、さらに塩分変動することで東部・大橋川のシジミ母貝が産卵誘発され、母貝量も多いことから最初に大規模産卵が起こる。高塩分水は8月にかけてさらに湖内に流れ込み、8、9月には広く中央部に分布し、風の影響を受けて湖内浅所に這い上がり、産卵刺激となることから湖内各所で幼生がふ化し、出現すると考えられる。一方、高塩分時には早い時期から塩分が湖内全域に入り込み、その刺激により全域で産卵が誘発されやすくなったため、最初に湖内に幼生が出現したと考えられる。

従って、母貝は水温条件が整っていれば、流入した高塩分水の這い上がりにより産卵誘発され、浮遊幼生の分布パターンに影響すると考えられる。

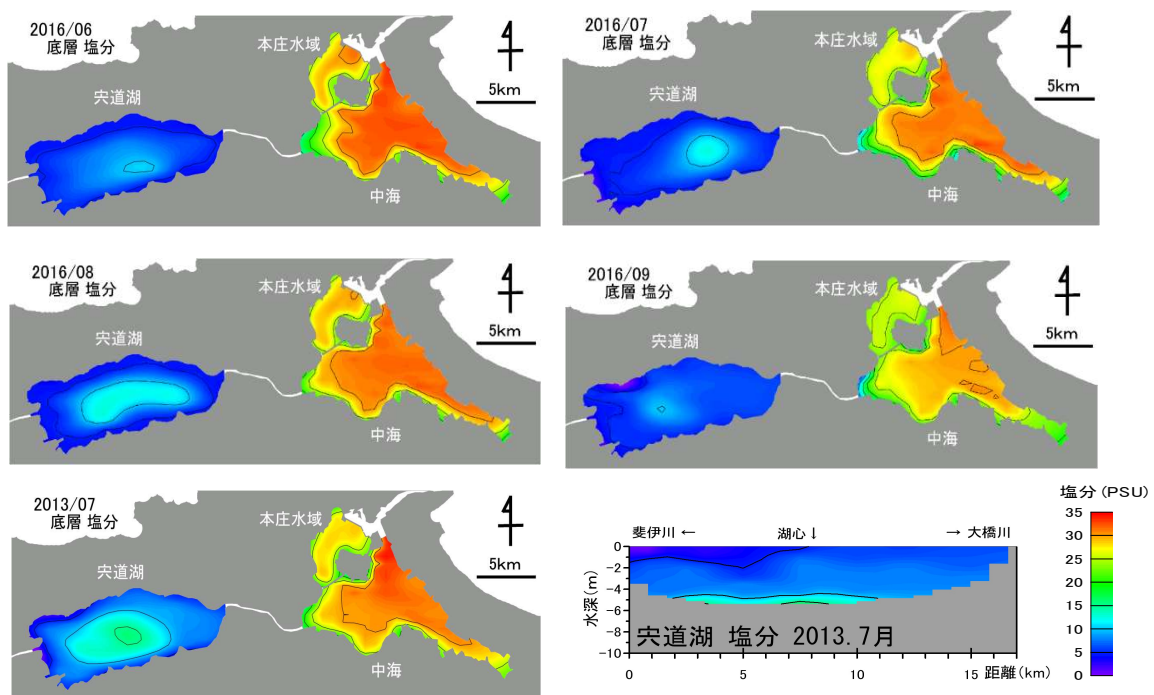


図5 通常塩分時（2016年）と高塩分時（2013年）の湖内塩分の分布（各月とも月始めに観測）

### 4) 母貝量・浮遊幼生出現量・着底稚貝量の関係

データの揃っている2012～2016年の母貝量、浮遊幼生量、着底稚貝量の関係を検討した。母貝量は6月の資源量調査から推定された殻長12mm以上のシジミ重量(t)とした。浮遊幼生量は宍道湖漁協青年部による幼生調査において平均1個体/m<sup>3</sup>以上出現した期間の幼生数の平均値を用いた。ただし、2016年は青年部による採集回数が少なかったため、水産技術センターのデータも加えた。着底稚貝数は、毎月のシジミモニタリング調査時とその前後に得られた湖内東西南北の距岸2-5m, 20-30m, 水深2mおよび3mで採集された稚貝のうち、殻長400μm以下の稚貝の平均個数とした。

2012年～2016年の母貝量、幼生数、着底稚貝数を図6に示した。

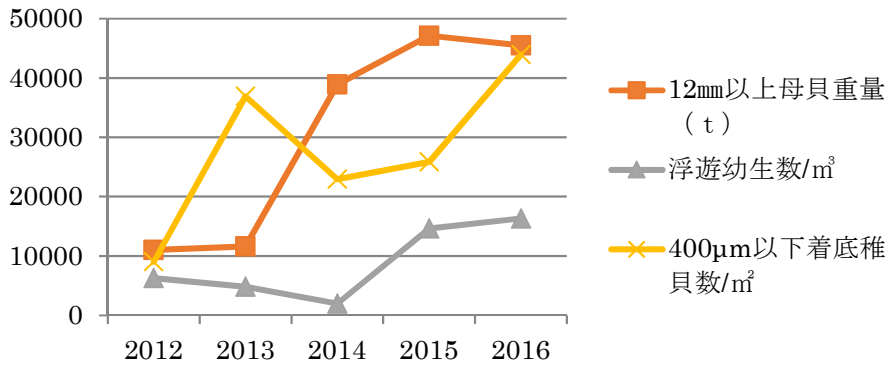


図6 2012年～2016年の母貝量，幼生数，着底稚貝数

殻長 12 mm以上の母貝量は，2012 年，2013 年は横ばいであったが，2014 年に急激に増加し，2015 年に最も多くなったが，その後若干減少した．浮遊幼生密度は，2012 年～2014 年には 10,000 個体/m<sup>3</sup>以下であり，2014 年に最も低かったが，2015 年 2016 年には 10,000 個体/m<sup>3</sup>を超えた．着底稚貝密度は 2013 年に急増し，2014 年，2015 年に一旦低下した後 2016 年に再び増加した．

12 mm以上母貝重量，浮遊幼生密度，着底稚貝密度のいずれの組み合わせでも相関は見られなかったが，着底稚貝密度と浮遊幼生密度が 3,000 個体/m<sup>3</sup>を超えた旬の数とは図 7 に示すように比較的関連が見られた．宍道湖などの汽水湖は環境変動が激しいため，汽水域を生活場所とするシジミは加入機会が多い方が繁殖に有利と考えられるので，このような傾向が見られた可能性がある．ただし，加入が成功するための要因は塩分，餌料，流動，着底場の性状，シジミ密度，などが考えられるが，どの要因が最も重要か現時点では明確ではない．

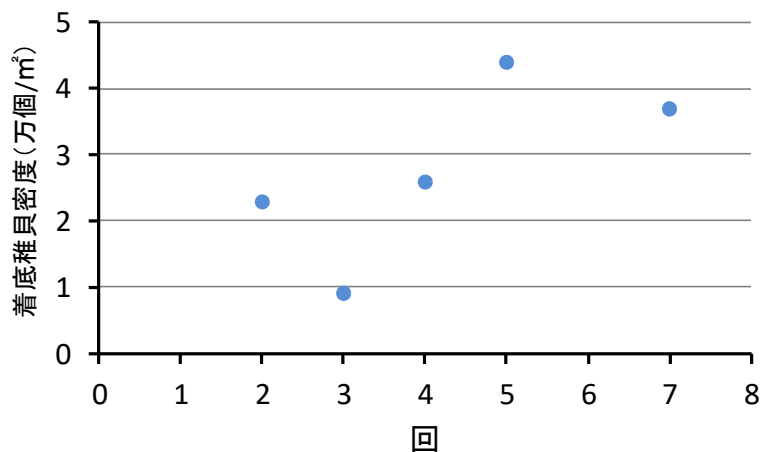


図7 着底稚貝密度と 3,000 個体/m<sup>3</sup>以上の浮遊幼生の出現旬数の関係

#### 4. 雑種ツツイトモの塩分耐性

塩分濃度 0, 2, 4, 6, 8, 10PSU の培養水に養分としてハイポネックスを添加し，草体は夏季に室温で，殖芽は 2018 年 2 月に採集して 20°C で培養し，草体は伸長度，殖芽は発芽開始日数と発芽率を観察した．

##### 1) シュートの塩分耐性

培養水温は，26.8°C～28.8°Cであった．図 8 に 2 回の各塩分濃度での平均シュート長の推移を

示す。おおむね 0～6PSU の低塩分側で良く伸張し、8, 10PSU の高塩分側で停滞ないし草体が溶けたようになって短縮する傾向があった。特に 10PSU ではほとんどの場合停滞ないし短縮となった。

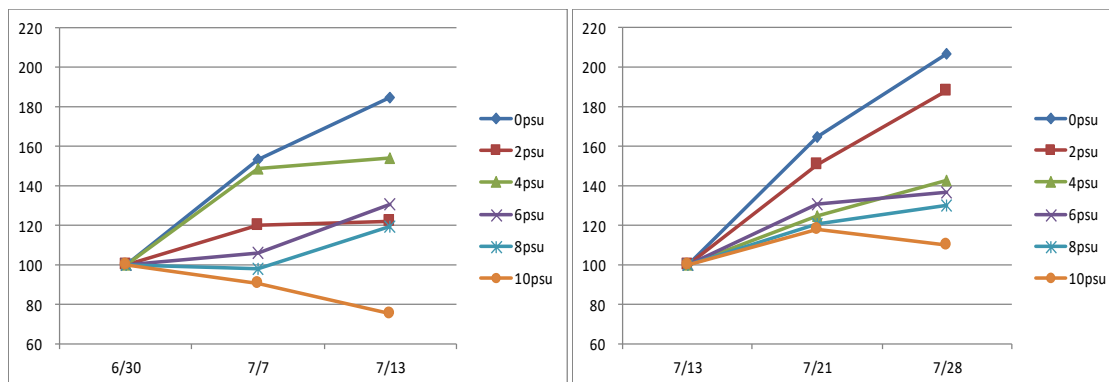


図 8 シュートの平均全長 (mm) の推移 (左 : 1 回目, 右 : 2 回目)

## 2) 殖芽の塩分耐性

図 9 に培養日数と殖芽の発芽本数の推移を示す。

発芽開始時期は塩分濃度が 0～4PSU では 2 日目, 6～8PSU で 3 日目, 10PSU で 4 日目と塩分濃度が高いほど遅かった。また, 発芽本数は, 塩分濃度が 0～6PSU では 38～40 本とほとんどの殖芽が発芽したが, 8PSU では 28 本, 10PSU では 18 本と発芽本数が少なくなった。しかし, 今回はシュートや殖芽の取り扱い方, 実験設定など改良すべき部分が多いと考えられたので, 結論を導くには今後実験回数を重ねる必要がある。

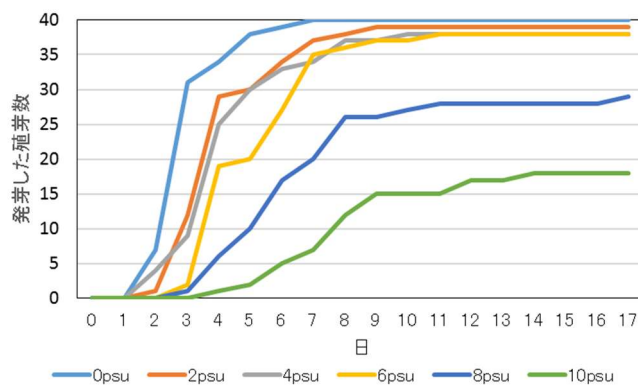


図 9 殖芽の発芽本数の推移 (縦軸本数, 横軸培養日数)

【研究責任者・連絡先】 勢村 均・e-mail : [suigi-naisuimen@pref.shimane.lg.jp](mailto:suigi-naisuimen@pref.shimane.lg.jp)

(共同研究者) 若林英人・向井哲也・福井克也・曾田一志・内田浩・石田健次・岡本満 (島根県水産技術センター)、南里敬弘 (東京大学大学院新領域創成科学研究科)

# ヤマトシジミに対する貧酸素及び硫化水素の影響

管原庄吾（島根大学大学院総合理工学研究科）

清家 泰（島根大学エスチュアリー研究センター）

## 1. 宍道湖における硫化水素の挙動

### 背景・目的

宍道湖は、海水と淡水が入り混じる汽水湖である。宍道湖に海水（高塩水）が流入すると、その高塩水は湖底を這うように湖盆部まで移動し、成層化（低塩分層と高塩分層の2層構造が形成）する。この様に、密度や物質分布の大きな鉛直勾配が湖底近傍にのみ偏在するような構造を“底成層”と呼び、これは宍道湖特有の現象である（図1）。

2012年に行った宍道湖における硫化水素の平面分布調査（島根県環境政策課からの受託研究）において、宍道湖湖心の湖底直上水中から約22mgS/Lの硫化水素が検出された。また、湖心の底泥中から約140mgS/Lの硫化水素が検出されたことから、湖心の直上水から検出された硫化水素は、宍道湖湖心付近の湖底泥から溶出した可能性が極めて高い。このことから、底成層のモニタリングの重要性が見いだされた。そこで、底成層に着目し、観測を行った。

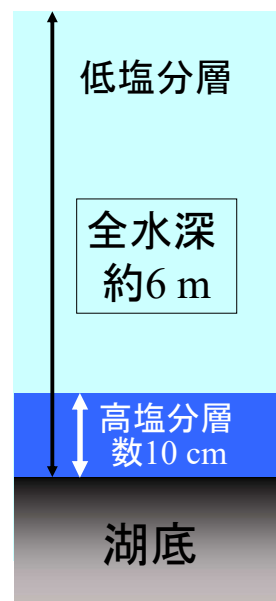


図1 底成層のイメージ図

### 結果

潜水作業によりアクリルパイプを用いて採水し、底泥から5cm層の硫化水素を測定した結果、2012年8月と2016年8月に極めて高濃度の硫化水素を検出した（図2）。しかし、同じ8月でも2014年と2015年は、硫化水素はほとんど検出されなかった（2013年8月は欠測）。

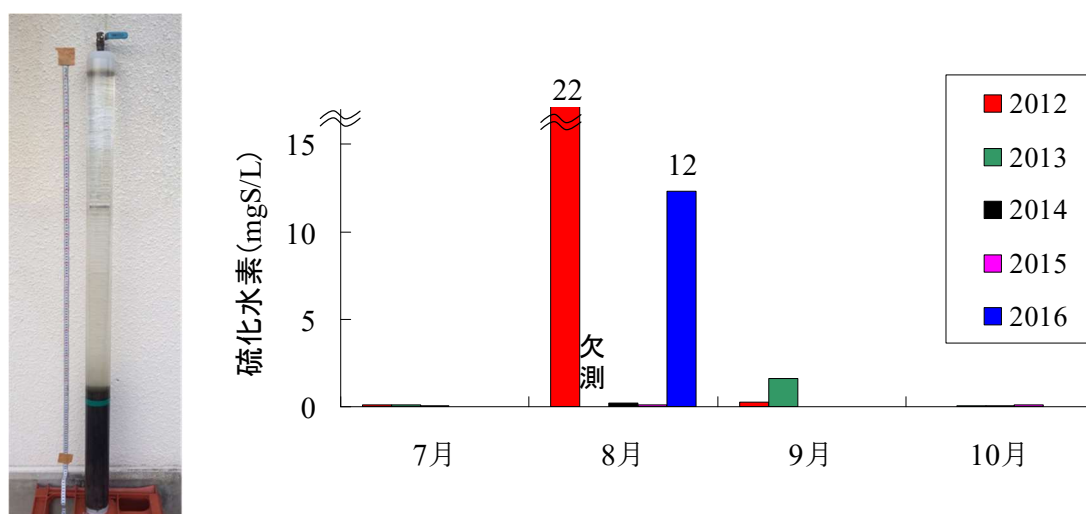


図2 アクリルパイプを用いて採水した様子（左）、2012年から2016年の7月から10月までの湖底上5cm層における硫化水素濃度の変化（右）

# 1) 底成層の発達と破壊

## 背景・目的

2週間に1回の頻度で底成層の観測を行い、底成層形成時と破壊後の水質を比較した。

## 結果

調査は、2014年7月から8月にかけて2週間に1回頻度で行った。7月24日は、湖底に近づくにつれて塩分が多少上昇していたことから、湖底付近に弱い底成層が形成していた。溶存酸素(DO)は、湖底に近づくにつれて減少したものの、湖底直上水でも60%程度あり、硫化水素はほとんど検出されなかった。8月7日は、表層と底層の塩分差が大きくなっていったことから、7月24日に比べると底成層が発達しており、湖底付近が無酸素・還元化し、硫化水素が約0.2mgS/L検出された。溶存無機態窒素(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)は、その大部分がNH<sub>4</sub><sup>+</sup>の形で存在し、湖底付近で約1000μg/L検出した。また、リン酸態リン濃度も湖底に近づくにつれて上昇し、湖底付近で約800μg/L検出した。8月21日は、底成層はみられず、湖底まで酸素が供給されていた。また、高濃度で蓄積していた栄養塩濃度も減少していた。8月7日から8月21日の間に台風11号の影響で強風が長時間観測されたことから、底成層が破壊された要因は“長時間の強風”だと考えられる。よって、底成層が破壊されると底層環境が改善されることが分かった。

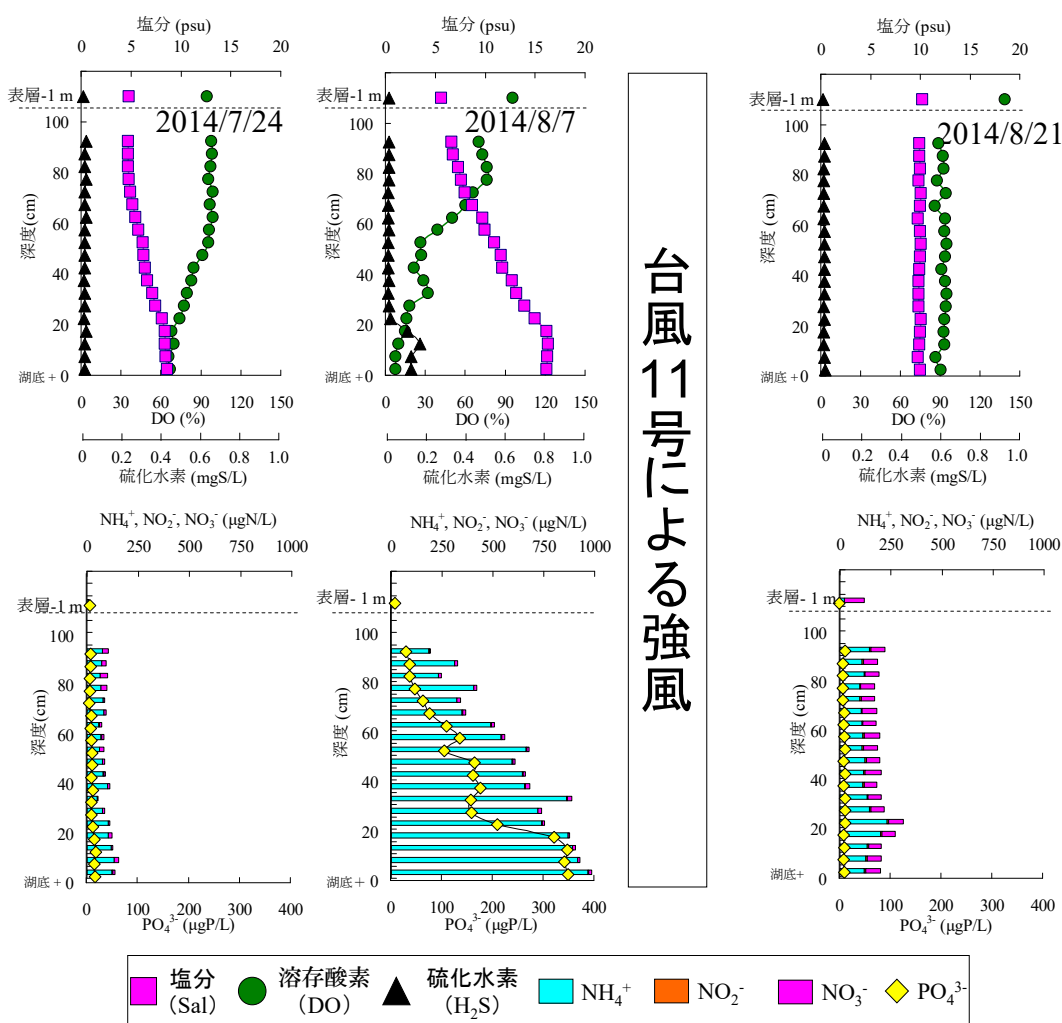


図3 塩分、溶存酸素、硫化水素及び栄養塩（窒素、リン）の鉛直分布



## 2. ヤマトシジミの殻長別硫化水素耐性

### 背景・目的

2012年9月、宍道湖の西岸において青潮が発生した。青潮とは、硫化水素を含む水塊が風等の影響で浅場に一気に湧昇する現象であり、青潮が発生すると湖面が乳白色や青白色を呈すことから“青潮”と呼ばれている。このときの青潮の原因となった硫化水素は、2012年8月に宍道湖湖心で観測された硫化水素である可能性が極めて高いことから（図2参照）、この青潮によって、ヤマトシジミが一時的に高濃度の硫化水素に曝された可能性がある。そこで、室内実験において殻長別硫化水素耐性実験を行った。

※硫化水素耐性試験に用いる試験水の調整方法と硫化水素耐性試験の方法を独自に開発し、その方法を用いて殻長別硫化水素耐性試験を行った（図4）。



図4 硫化水素耐性試験の様子

### 実験方法

殻長は1-2mm, 6.5mm, 10mm 及び20mm のシジミ 5 個体をガラスシリンジに入れ、試験水（塩分 5psu, 25°C, 有酸素区, 貧酸素区 (DO<20%), 硫化水素 10mgS/L 区, 硫化水素 30mgS/L 区, 最終 pH を 7 又は 8 に調整) を入れて密栓した (n=5)。毎日新しい試験水に交換し、実験期間は最長 14 日間とした。

### 結果（概要）

- ・硫化水素が存在すると早く死亡に至った。
- ・硫化水素濃度が高ければ高いほど先に死亡した。
- ・殻長別にみると成貝（殻長 20mm）の方が早く死亡に至った。
- ・硫化水素に曝されても 2 日間は 100% 生存（データは示していない。）
- ・貧酸素区では、成貝のみ実験期間内に全滅した。

表 1 殻長別硫化水素耐性試験結果

実験区	死亡時間 (日)	殻長(mm)							
		1		6.5		10		20	
		pH 7	pH 8	pH 7	pH 8	pH 7	pH 8	pH 7	pH 8
有酸素	LT 50	-	-	-	-	-	-	-	-
	LT 100	-	-	-	-	-	-	-	-
0 mgS/L (貧酸素)	LT 50	-	-	-	-	-	-	9	9
	LT 100	-	-	-	-	-	-	11	11
10 mgS/L	LT 50	9	9	5	5	5	5	5	5
	LT 100	12	13	8	8	8	6	6	6
30 mgS/L	LT 50	5	6	4	4	4	4	4	4
	LT 100	7	8	5	6	5	6	4	4

LT50 は半数死亡時間, LT100 は全数死亡時間を意味する.

### 1) 成貝のみ実験期間中に全滅した要因の解明【貧酸素区】

#### 背景・目的

殻長別硫化水素耐性実験において、貧酸素区の殻長 20mm のみ実験期間中に全滅した。水交換時のアンモニア態窒素と硫化水素に着目すると、シジミが活着している間はほとんど検出されなかったのに対し、死亡時には試験水中から高濃度のアンモニア態窒素と硫化水素が検出された（図 5）。このことから、このアンモニア態窒素と硫化水素は、ヤマトシジミの死亡時に殻腔内から放出されたと推察した。そこで、この仮説を実証するため、殻腔内のアンモニア態窒素と硫化水素を実測することとした。なお、ヤマトシジミから得られる体腔液の液量が極めて微量であったため、通常の方法では硫化水素の分析が出来なかった。そこで、試料量が微量でも硫化水素を測定できるように新規に手法を開発し、その手法を用いて分析した。

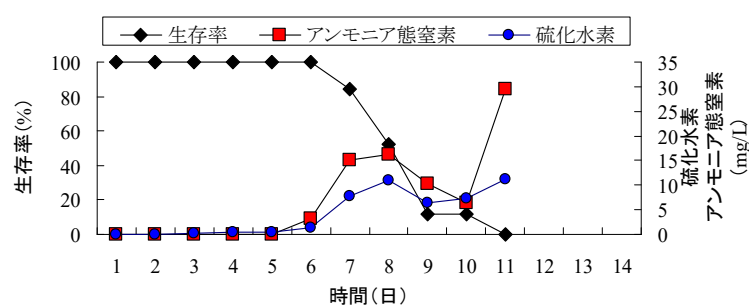


図 5 ヤマトシジミの生存率と試験水中アンモニア態窒素と硫化水素濃度

#### 実験方法

殻長 20mm のシジミ 5 個体をガラスシリンジに入れ、試験水（塩分 5psu, 水温 25°C, pH8, 貧酸素 (DO<20%)）をいれて密栓し、経時的にアンモニア態窒素と硫化水素を定量した (n=5)。水交換は毎日行った。

#### 結果

貧酸素条件下でヤマトシジミを飼育した結果、体腔液や軟体部から高濃度のアンモニア態窒素

が検出された (図 6 左). 通常, 二枚貝はアンモニアを尿として排出するが, 貧酸素に曝されたことで尿を排出できず, 殻腔内に蓄積したと考えられる. また, 尿毒症で死亡した可能性も示唆された.

硫化水素については, 飼育 1 日後は体腔液から硫化水素が検出されたものの, 試験水中からは検出されなかった (図 6 右). このことから, ヤマトシジミの死亡時に検出された硫化水素の由来はアンモニアと同様にヤマトシジミの殻腔内である可能性が極めて高い.

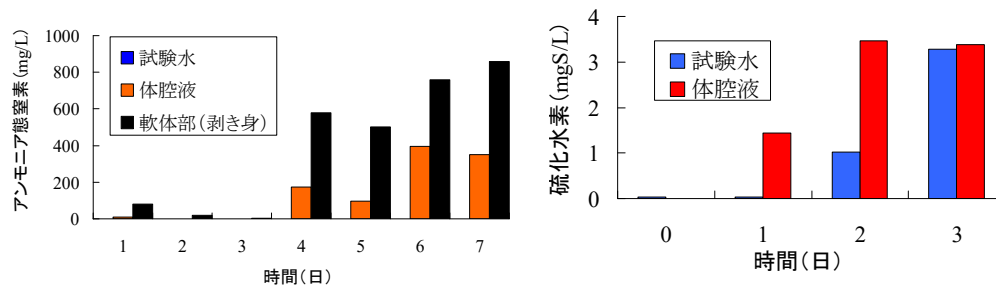


図 6 アンモニア態窒素 (左) と硫化水素濃度の変動 (右)

## 2) アンモニアと硫化水素の毒性比較試験

### 背景・目的

アンモニアと硫化水素は共に毒性物質である. 硫化水素は分子状  $H_2S$  が最も強いとされており, アンモニアは分子状  $NH_3$  が最も強いとされている (図 7). 硫化水素とアンモニアは, pH によって存在割合が変わり, 硫化水素は pH の低下に伴い  $H_2S$  の割合が上昇する. 逆にアンモニアは pH の上昇に伴い  $NH_3$  の割合が上昇する. そこで, ヤマトシジミが貧酸素に加え硫化水素 and/or アンモニアに曝された場合, どのぐらい死亡が早まるかを確かめる実験を行った.

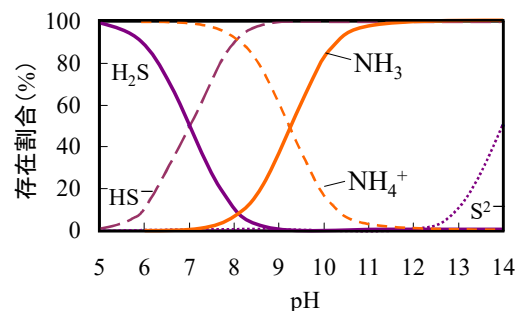


図 7 pH による硫化水素とアンモニアの存在割合

### 実験方法

殻長 20mm のシジミ 5 個体をガラスシリンジに入れ, 試験水 (塩分 5psu, 水温 25°C, pH8, ①貧酸素 (貧酸素区), ②貧酸素+アンモニア態窒素 (10mg/L) (アンモニア区), ③貧酸素+硫化水素 (10mg/L) (硫化水素区), ④貧酸素+アンモニア態窒素 (10mg/L) +硫化水素 (10mg/L) (混合区) を入れて飼育した (n=5). 水交換は 1 日 1 回行った.

### 結果

貧酸素区よりもアンモニア区の方が先に死亡したことから, アンモニアの毒によって死亡が早まったと考えられる (図 8). しかし, 硫化水素とアンモニアの混合区と硫化水素のみを添加し

た硫化水素区の死亡時間がほとんど変わらなかったことから、アンモニアの毒性よりも硫化水素の毒性が強いことが示唆された。

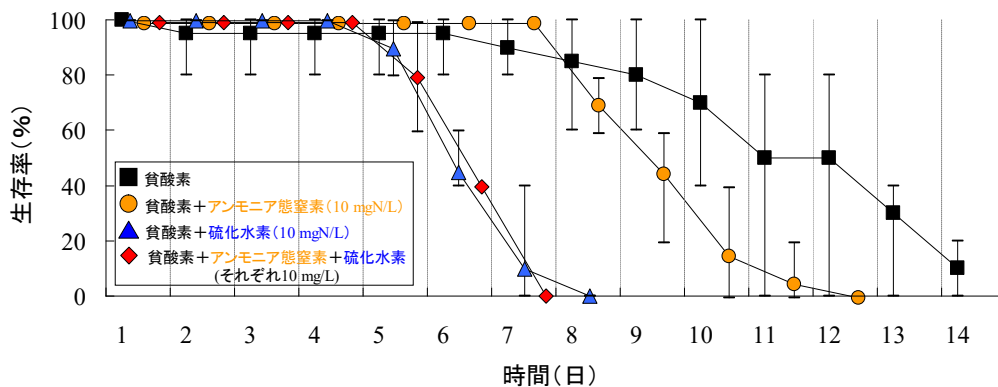


図8 生存率の時系列変化

### 3) 硫化水素区において成貝が先に死亡した要因の解明

#### 背景・目的

硫化水素区において成貝が先に死亡した要因を解明するため、水交換時（開始 24 時間後）の試験水中硫化水素濃度に着目した。硫化水素 10mgS/L 区と 30mgS/L 区の 24 時間後の硫化水素濃度は、殻長 20 mm 区のみ大幅に減少しており、その濃度はそれぞれ 1.3mgS/L 及び 9mgS/L だった（図 9）。硫化水素濃度が減少した要因を確かめるため、次の実験を行った。

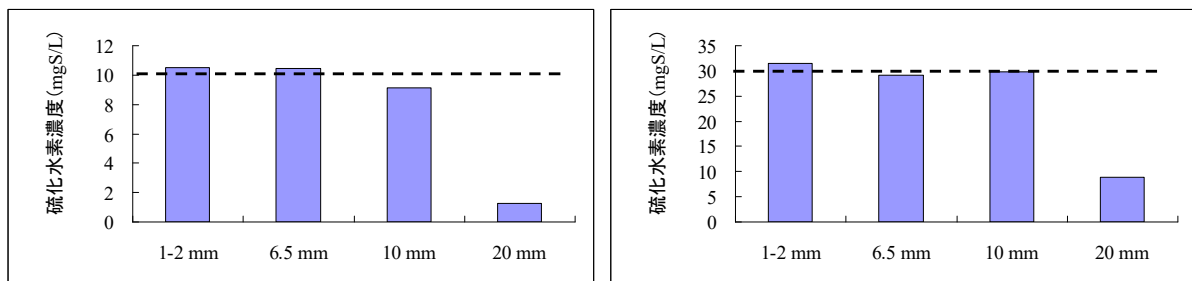


図9 硫化水素 10mgS/L 区（左）と 30mgS/L 区（右）の試験水中硫化水素濃度

#### 実験方法

①軟体部（剥き身）3つ、②殻3つ、③生きたシジミ（殻長 20 mm）3 個体をそれぞれガラスシリンジに入れ、試験水（塩分 5 psu、水温 25°C、pH8、初期硫化水素濃度 23 mg/L）をいれて密栓し、経時的に硫化水素を定量した。

#### 結果

試験水を経時的に採水して硫化水素濃度を定量した結果、生きたシジミ区のみ硫化水素濃度が減少していた（図 10）。このことから、試験水中の硫化水素濃度が減少したのは、硫化水素が殻や軟体部に吸着したからではなく、生きたシジミの何らかの活動によって引き起こされた現象だと分かった。

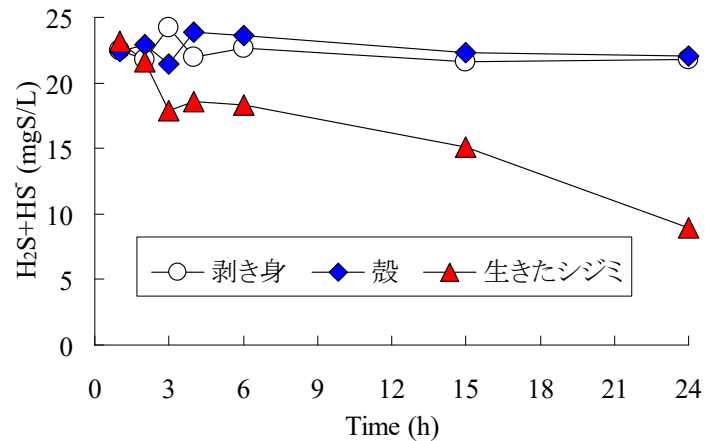


図 10 硫化水素濃度の時系列変化

#### 4) 試験水中の硫化水素が減少した要因の解明

##### 背景・目的

先の実験において硫化水素が減少した要因を解明するため、ヤマトシジミが硫化水素環境下でも濾水活動を行っているかと仮説を立て、その検証を行った。硫化水素環境下での濾水実験はこれまで例が無かったことから、独自に開発して実験を行った。

##### 実験方法

殻長 20mm のシジミ 3 個体をシリンジに入れ (n=3)、試験水 (塩分 5psu, 水温 25°C, 染色剤と硫化水素を添加し, pH8 に調整) を入れて密栓した。経時的に採水し、染色剤と硫化水素濃度を定量した。

##### 【結果】

開始 120 分後の染色剤の濃度は、開始直後よりも大幅に減少していたことから、硫化水素環境下でも濾水を行っていることが明らかとなった (図 11, 図 12)。また、硫化水素濃度も減少していたことから、ヤマトシジミの濾水によって硫化水素が減少したと考えられる。よって、硫化水素耐性試験において、硫化水素区が先に死亡したのは、ヤマトシジミが硫化水素環境下で濾水を行い、その時に硫化水素も取り込んだためだと考えられる。

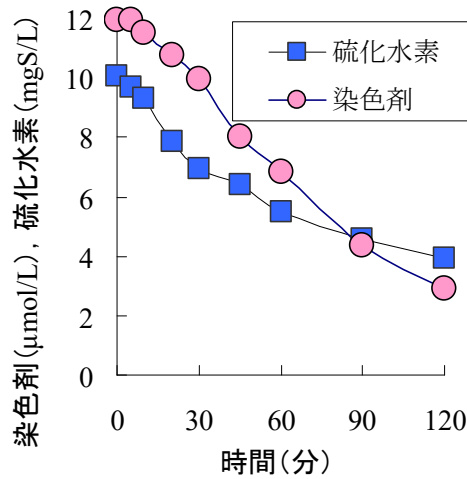


図 11 染色剤と硫化水素濃度の時系列変化



図 12 染色剤の濃度変化. (左) 開始直後, (右) 120 分後

## 5) 硫化水素発生抑制剤の開発

### 【背景・目的】

硫化水素を生成する硫酸還元細菌は、pH を上昇させることで、その活性が下がることが分かっている。そこで、pH を上昇させて硫化水素の発生を抑制するペレットを開発することとした。

### 【結果】

まず、pH をどこまで上げれば硫酸還元細菌の活性が失活するかを確認したところ、pH8.5 以上に上げれば良いことが分かった (図 13)。pH が上がりすぎるとアンモニア態窒素が毒性の高い NH<sub>3</sub> になり、シジミに弊害が予想されることから、pH を上げる物質には水酸化マグネシウム (宇部マテリアルズ (株) 社製) を用いることとした。

硫化水素発生抑制剤には、ヤマトシジミの殻を高温

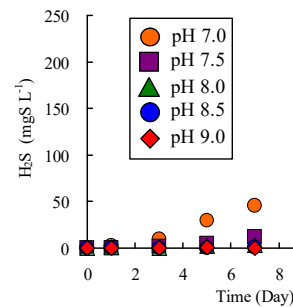


図 13 硫酸還元細菌に及ぼす pH の影響

処理後，粉末化したものに水酸化マグネシウム及びマグネシウム化合物に水を加えて乳濁させた．その後，型に流し込んで乾燥させた（図 14）．



図 14 硫化水素発生抑制剤の製作フロー

室内実験にてその効果を検証したところ，対照区と比較すると硫化水素の発生が 5 分の 1 だった（図 14）．また，本抑制剤の大きさは 8 mm であり，鋤簾（11 mm）に引っかからないため，シジミ漁場への散布も可能である．

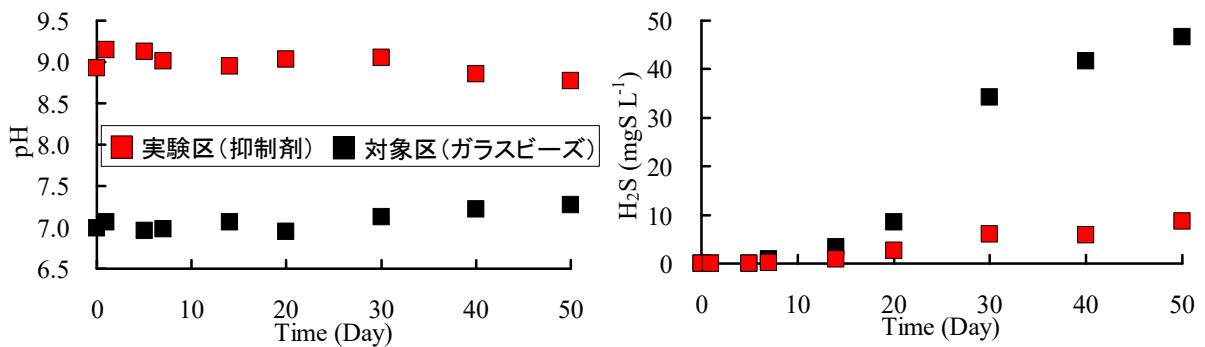


図 14 硫化水素発生抑制剤の検証実験結果

【研究担当者・連絡先】 菅原庄吾・清家 泰・e-mail : suga@riko.shimane-u.ac.jp

## 第3章 ヤマトシジミと環境



# 塩分が影響する宍道湖ヤマトシジミの稚貝数増加と成長速度

石飛裕（特定非営利活動法人自然と人間環境研究機構）

## 背景と目的

宍道湖のヤマトシジミの資源量は 2010 年冬季から減少が始まり，2012 年には通常時の半分以下にまで大きく減少した．このため，宍道湖シジミの漁獲量は日本一の座から転落し，シジミ漁師をはじめとする関係者の経済的な問題を引き起こした．この事態に対し 2012 年に宍道湖保全再生協議会が設置され，どうしてシジミ資源量が減ったのかを明らかにし，どうすれば資源量が回復するかを探るための学術的な調査研究が始まった．

このような時には，普通，ヤマトシジミそのものに的を絞った研究が行われがちである．協議会はより広い観点から，宍道湖の物理的環境，多様な植物プランクトンの発生要因，シジミの餌に適した植物プランクトン，生まれたシジミの湖内での移動状況などの様々な調査研究が行われた．我々は，塩分と植物プランクトンの種類が大きく変動する宍道湖で，どんな時にシジミの数が增えるのか，また，大きくなるのかを研究した．

## 方法

宍道湖では，島根県水産技術センターによりヤマトシジミの資源調査が行われている．宍道湖全域の調査地点で 6 月と 10 月に，深さ別にヤマトシジミの数と大きさを調べ，この結果から資源量を推定する．東西南北の 4 地点ではこの調査が毎月行われており，稚貝から成貝までの大きさ別の数が記録されている．2011 年 4 月から 2014 年 3 月までの 3 年間の東西 2 地点のデータを使用し，数と大きさの変化を追跡した（図 1）．

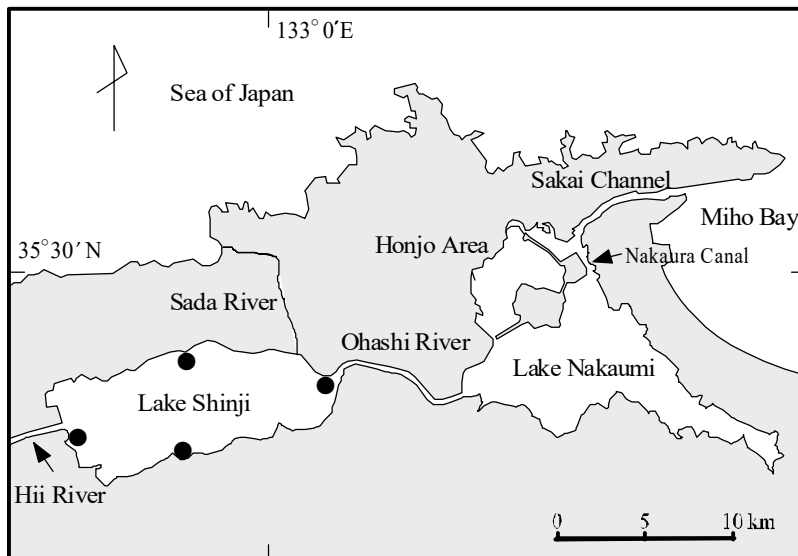


図 1 宍道湖・中海水域の概要図．黒丸は毎月のシジミ調査地点．今回の解析では大橋川に近い東岸と，斐伊川に近い西岸の調査データを用いた（石飛ほか(2016)から引用）

シジミの大きさは殻長（貝殻の横幅）で表す．採取した砂泥まじりの検体から篩を使って殻長 0.7mm 以上のシジミを取り出し，それぞれの殻長を測定する．いくらの大きさのシジミが何個あ

るか分かる。殻長を横軸、個数を縦軸とする分布図（殻長ヒストグラム）に描くと、昨年生まれと今年生まれのシジミは大きさが違うので、ピークが異なる分布図が得られる。毎月の分布図を比較すると、それぞれのピークが成長に従って右側（大きくなる向き）に動く。また、小さなシジミのピークの出現から新たな稚貝の加入が分かる。これから、それぞれのグループの成長速度と新規加入を推測する。実際は、正確な解析を行うため、殻長ヒストグラムを複合正規分布関数に分解して検討した。

こうして得られたヤマトシジミの稚貝加入と成長速度について、年毎の水温・塩分・植物プランクトンの変動と対比し、稚貝加入と成長速度に影響する要因について検討した。

## 研究結果

ヤマトシジミは年によって差はあるものの、観測した3年間のいずれも5月から9月に大きく成長した。また、6月中旬から9月下旬にわたる産卵盛期の前半に着底した稚貝は、11月までに平均殻長5mm程度に成長し、冬季は成長しなかった。他方、後半に着底した稚貝は、11月までに平均殻長2mm未満になることが分かった。東岸の例を図2に示す。詳しく見ると、成長速度は全体的に2011年が小さく2013年が大きかった。また、稚貝出現の回数が2011年は1回だけである。

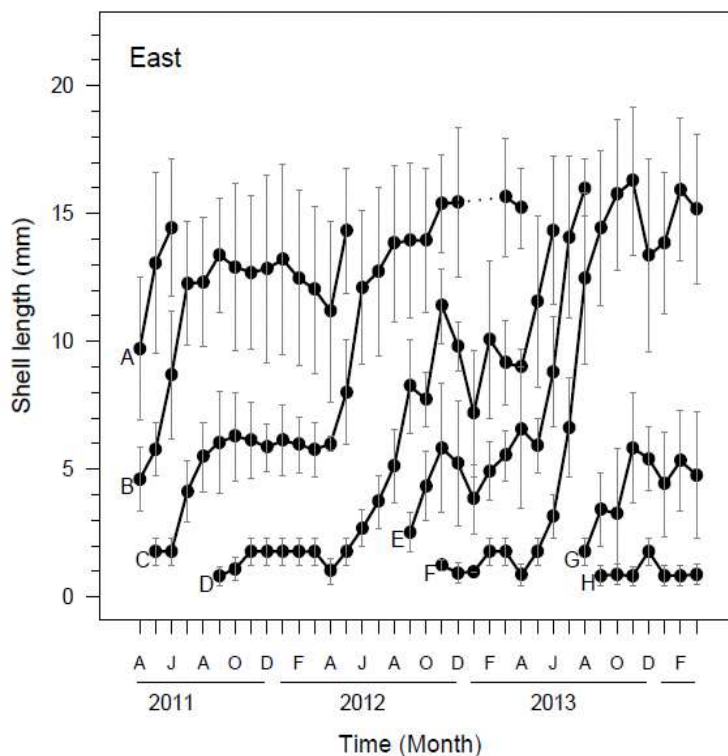


図2 宍道湖東岸でのヤマトシジミの成長.2011年と2013年では大きく異なる。また、塩分の低い2011年(D)は1回、高い2012年(E,F)と2013年(G,H)には2回の稚貝加入が見られる。2012年(E)と2013年(G)の産卵期前半に出現した稚貝は11月頃には殻長5mm程度に成長。縦軸は殻長、横軸は月。年初のF(2月)からA(4月)と2ヶ月毎に表記(石飛ほか(2016)から引用)

どんな時にこれが起きたのか。図3に宍道湖の塩分の推移を示す。暖候期に宍道湖上層の塩分が3.5PSUより低かった2011年は、産卵盛期前半生まれの稚貝が出現せず、全体的に成長速度が低かった。暖候期の塩分が高かった2013年は、産卵盛期前半生まれの稚貝が宍道湖の東岸と西岸で多数出現し、全体的に大きく成長した。ヤマトシジミの初期発生は3.5PSUより低い塩分では進

みにくいとされている。また、国土交通省出雲河川事務所の調査では、2011年の6月から10月まで藍藻プランクトンが発生していたが、2013年の同時期にはシジミの餌として良く、高塩分時に発生しやすいとされる珪藻プランクトンが連続して発生していた。

宍道湖におけるヤマトシジミの複数回の稚貝加入と早い成長は、湖水の塩分が高い時に起きることが分かった。

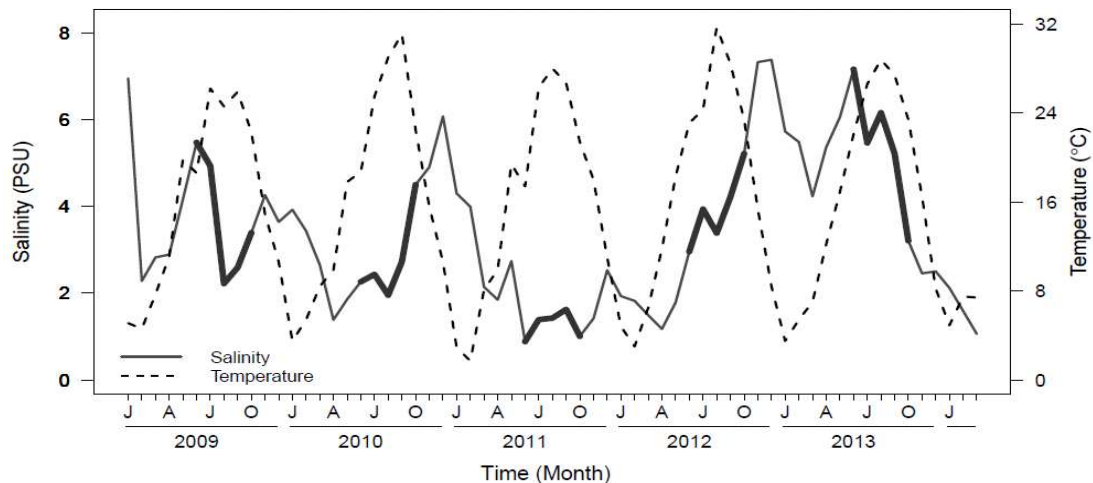


図3 宍道湖湖心上層の水温（点線）と塩分（実線）. 6～10月の塩分は太線で示した. 左側の縦軸は塩分（海水が35PSU）、右側の縦軸が水溫. 横軸は月. 年初からJ（1月）、A（4月）、J（7月）、O（10月）と3ヶ月毎に表記.

水溫は毎年同様に変動するが、塩分は年毎に大きく異なることが分かる.

（石飛ほか(2016)から引用）

## おわりに

稚貝の複数回の加入によりヤマトシジミの数が増加し、加えて成長速度が大きければ、資源量は急速に増加する。実際、2013年の資源量調査では、宍道湖のヤマトシジミ資源量は6月の約18,000トンから10月の約72,000トンへと急速に回復した。この要因となった産卵期前半における多数の稚貝の出現、および餌として良いとされる珪藻プランクトンの連続発生はいずれも高塩分に関係していた。どうしてこうなるのか。今後どうすれば良いのか。これらについてさらに詳細な研究を進め、いつ起きるか分からない資源量の激減に対し事前の準備をしておく必要があると思われる。

【研究担当者・連絡先】石飛 裕・e-mail : [yu-ishitobi@mable.ne.jp](mailto:yu-ishitobi@mable.ne.jp)

（共同研究者）勢村 均・若林英人・向井哲也（島根県水産技術センター）

山室真澄・南里敬弘（東京大学大学院新領域創成学研究科）

森脇晋平（自然と人間環境研究機構）、神谷 宏（島根県保健環境科学研究所）

# ヤマトシジミの移動に関する流動実験および浅場造成と水草が流動に及ぼす影響

矢島啓（島根大学エスチュアリー研究センター）

## 背景・目的

宍道湖におけるヤマトシジミの生息場環境において、浅場と水草は大きな影響を与えると考えられる。また、ヤマトシジミの湖内での移動条件はよく分かっていない。そこでまず、ヤマトシジミの移動に関する条件を室内実験から明らかにするとともに、浅場造成が水環境に与える影響を明らかにし、さらに近年問題となっている水草の繁茂が水環境に与える影響を現地調査から明らかにした。

## 研究成果

### 1. ヤマトシジミの移動に関する研究

ヤマトシジミの着底後の移動に関する研究例は少ないが、ヤマトシジミと同じ二枚貝であるアサリを対象としたものは多く存在する。しかし、一般的には二枚貝を砂粒子として扱った評価であり、生体的行動は加味されていない。生体的行動の中でも、潜砂や足を出すこと以外に、二枚貝やシジミ属の生物の一部は無色の粘液を分泌し、それを帆のように利用して移動を誘発させることが分かっている。そこで、生体的行動の中でも粘液分泌に着目し、循環水路を用いた室内実験を行い、粘液を分泌しているヤマトシジミが底面を移動する際の流れによる底面せん断応力（物体を移動させる力）を算出することで、ヤマトシジミの粘液分泌が移動に与える影響について調べた。

#### （1）実験の概要

室内実験の概略図を図1に示す。全長10m・幅30cm・高さ30cmの水路を用いた。水路は、側面が透明なガラス張りで下流端に傾斜を変えることができる堰が設置されている。3cmの高さの木板を水路底に設置し、上・下流に約7度のスロープをつけた。また、木板上に中央粒径0.189mmの宍道湖沿岸部の砂を一面に取り付けた。流速計は、木板上3cmの位置で観測できるよう固定した。粘液を分泌していないヤマトシジミは、その腹が流下方向に向くように設置した。また、粘液を分泌している個体は、粘液が流れを受けて流れに対する向きが決まるため、流れに対する面を考慮しないものとした。

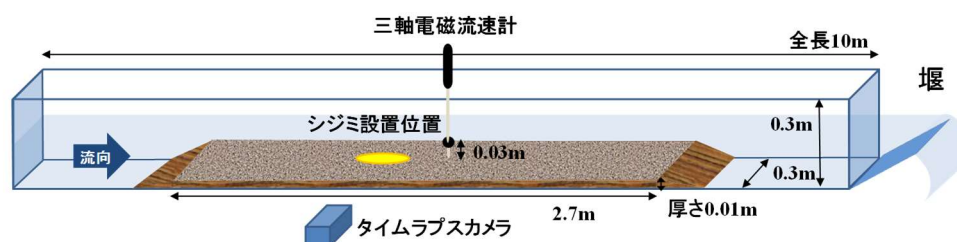


図1 実験概略図

## (2) ヤマトシジミの移動評価

実験では移動開始時の流速を用いて算出された底面せん断応力を実験値 $\tau$ とし、ヤマトシジミを土粒子として扱った時の理論上の掃流移動限界値を $\tau_0$ とした。移動評価の基準は、実験値と理論値の比 $\tau/\tau_0$ とした。なお、粘液分泌時の実験については、複数のシジミをバットに入れ振動を与え、粘液の放出が確認できた個体を実験に用いた。実験は一定流量のもと、下流の堰高を操作することで流速を変化させ、ヤマトシジミの移動を目視とカメラで確認した。

図2にヤマトシジミの移動形態のイメージを示す。粘液を出していない個体の移動形態は、底面を転がりながら移動する掃流移動となるのに対し、粘液を分泌している個体は、底面を転がることなく流下方向に向かって引きずられるという移動形態であった。図3に粘液を食紅で着色し可視化したものを示す。この粘液は、水流を受けることでその長さを伸ばし、最長で30cm以上まで伸びることを目視にて確認した。

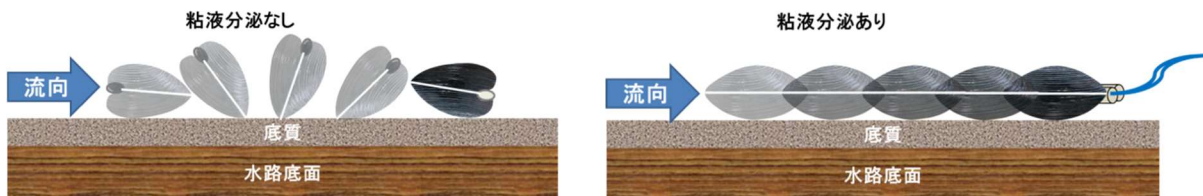


図2 粘液分泌時の移動形態の差異



図3 食紅を用いて着色し可視化した粘液の様子

## (3) 実験から得られたヤマトシジミの移動限界

水路実験と合わせて、ヤマトシジミの密度測定も行った。その結果、ヤマトシジミの密度は殻長の増加に伴い増加する傾向であった（比重 $y$ と殻長 $x$ (cm)の回帰式： $y=0.0061x+1.5323$ )。これは、ヤマトシジミの成長に伴い殻の厚さが増し、ヤマトシジミ貝殻内の空隙が減少するためであると考えられる。

移動評価は、ヤマトシジミの平均殻長が5, 10, 15mm程度となるように、3.2~7.5mm, 7.5~12.5mm, 12.5~19mmの3つのグループに分類しデータを整理した。水路実験により得られたヤマトシジミの移動開始時の底面せん断応力を $\tau$ 、砂粒子を想定したヤマトシジミの掃流限界値を $\tau_0$ として、それらの比 $\tau/\tau_0$ を殻長とともにプロットした結果を図4に示す。粘液未分泌個体の場合、殻長の分類ごとの $\tau/\tau_0$ の平均値は殻長5mmのグループでは1.05、殻長10mmのグループでは0.72、殻長15mmのグループでは0.81となった。殻長5mmサイズでは砂粒子に対する理論式

とほぼ同等な評価であり、殻長の増加に伴い理論式は実際の挙動を過大評価する傾向にあった。粘液分泌個体の場合、殻長の分類ごとの  $\tau/\tau_0$  の平均値は、殻長 5mm のグループでは 0.29、殻長 10mm では 0.18 であり、殻長 15mm のグループでは粘液を放出することは無かった。粘液を放出することで、砂粒子とみなしたときの理論値の 20~30% の力で容易に移動できることが分かった。

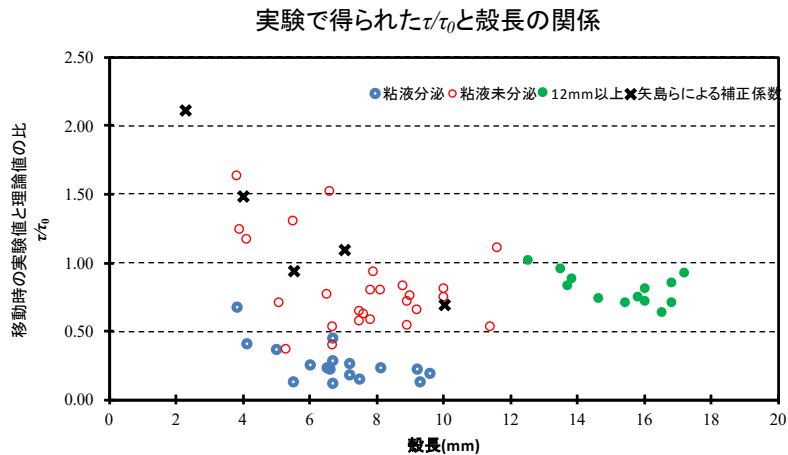


図 4 ヤマトシジミの移動実験から得られた殻長と移動限界の関係

## 2. 浅場造成と植生が水環境に与える影響

数値解析モデルを用いて、宍道湖における浅場造成と植生がヤマトシジミの生息場の水環境に与える影響を評価した。

### (1) 浅場整備に伴う波浪場変化の評価

根尾地区の浅場整備断面を対象に、波浪推算モデル SWAN を用いて数値解析的に、浅場整備前後の断面を用いた波浪場の変化を評価した。浅場整備前後の断面は、図 5 の最上部に示すとおりであり、汀線方向の 100m は一様な湖底高とする 2 次元場を設定した。

計算を実行するにあたり必要な境界における波浪条件は、宍道湖全体を対象にした 2012 年 1 年間の SWAN の計算において、境界付近のメッシュにおける最大波高を示したときの条件（有義波高 0.533m、最大周期 2.437 秒）を与えた。また、水位は宍道湖の平均水位 TP.0.229m

（HP.+0.3m）とした。

得られた計算結果を図 5 に示す。浅場区間が始まると同時に有義波高は急激に減少するが、湖底におけるせん断応力では、浅場整備後の方が増加している区間があることが分かった。

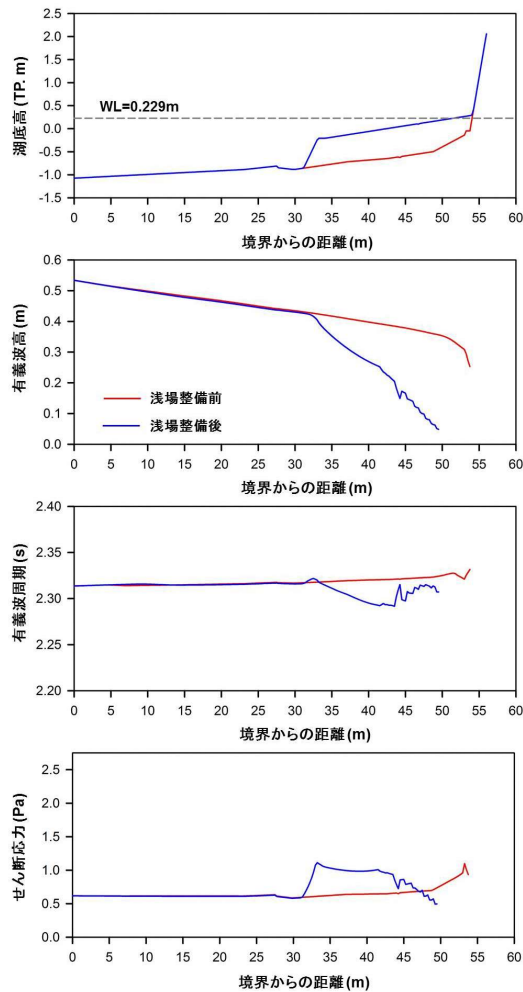


図5 浅場整備断面を考慮した有義波高・有義波周期・せん断応力の評価

## (2) 宍道湖における底質の安定性

宍道湖全体を対象に行った長期の波浪推算計算結果から、底質の安定性についての評価を行った。計算条件は、浅場整備の前後および整備後で植生があることを考慮した3ケースである。ここで評価に用いる沿岸方向のエネルギーフラックスとは、波浪推算で得られた波浪をもとに、湖岸線上を波が左右のどちらの方向に向かうエネルギーが卓越するかをあらわしたものである。このエネルギーフラックスは底質の安定性だけでなく、植生との関係も指摘されていることから湖沼環境を把握する重要な指標といえる。計算結果は、+の値であれば沖に向かって左から右へ、-の値であれば右から左への方向に評価し、それぞれの向きに漂砂が卓越しているものと考えられる。

2012年を対象にして得られたエネルギーフラックスを図6に示す。松江北および松江南地区では大橋川方向へのエネルギーフラックスが大きく、底質も安定しないことがわかる。次に玉湯地区も大橋川方向へのエネルギーフラックスが大きい。それ以外の地区のエネルギーフラックスは小さく、浅場整備に適している地区であることが分かる。

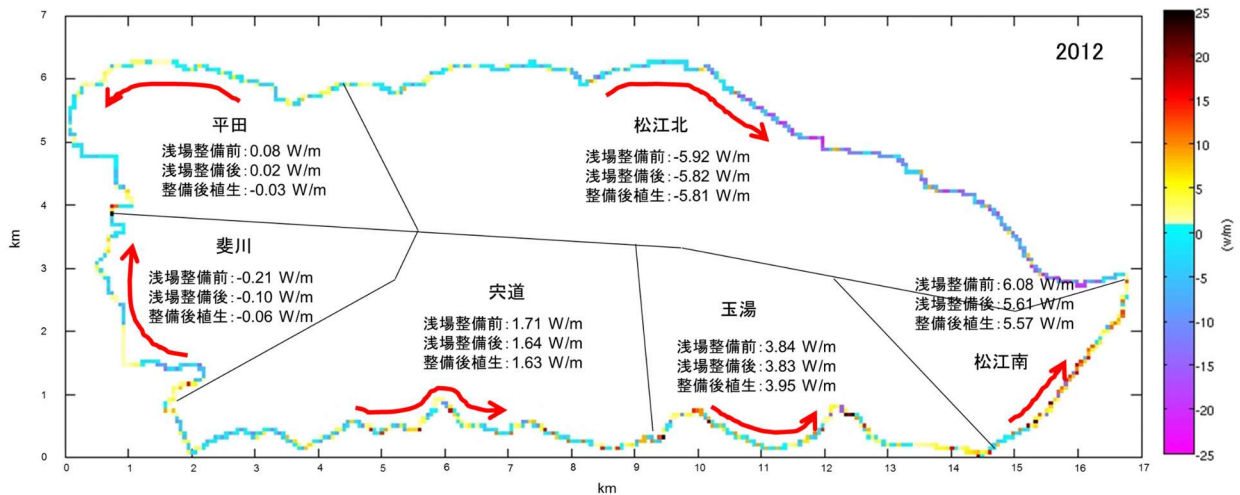


図6 宍道湖沿岸における沿岸方向の年平均エネルギーフラックス

### (3) 浅場整備と植生が湖水の濁度に与える影響

宍道湖における浅場整備と植生が湖水の濁度に与える影響の評価を行った。計算は、波浪推算モデル SWAN に底質移動の流動モデル ELCOM-CAEDYM を組み合わせて行った。設定条件として、初期の底質については、浅場整備直後はシルト分以下の細かい粒径の土砂はないものと考えられる。したがって、浅場整備の前後、植生の有無と初期の底質堆積の有無を考慮した表1に示す4ケースをもとに、2012年の1年間の計算を行った。

表1 濁度の長期シミュレーションにおける設定ケース

ケース	湖岸条件	植生	初期の底質堆積
Case1-1	浅場整備後	あり	なし
Case1-2	〃	あり	浅場整備地区：なし 浅場未整備地区：あり
Case2	〃	なし	あり
Case3	浅場整備前	あり	あり

湖内全体を評価対象として、1時間ごとに出力した濁質の量を示すSS（浮遊物質）値を用いて、最大地点SS（水平間隔60mの計算メッシュの最大値）、最大湖内平均SS、年平均湖内SS、湖内平均SSが25mg/L以上となる時間（1時間ごとにカウントした回数を日単位としたもの）の4つの項目で評価し、表2に整理した。

この結果から、最大地点SS、最大湖内平均SS、年内平均SS $\geq$ 25mg/Lはいずれのケースにおいても大きな違いはなく、浅場整備直後を想定したケース(Case1-2)の濁度が低く、浅場にシルト分以下の細かな粒径が堆積すると(Case1-1)、浅場整備前(Case3)より濁度が上昇していることが分かる。これはさきに示したとおり、浅場を整備すると湖底におけるせん断応力が整備前より増加する区間が生じることによる。また、浅場整備後に植生のあるCase1-1は、整備後に植生のないCase2より若干濁度は低下しているもののその効果は小さい。ただし、湖内平均SS $\geq$ 25mg/Lの



日数については、浅場整備直後を想定した Case1-2 の日数が他のケースとして比較して小さく、浅場整備地区における底質の管理を行えば、濁度の低減効果が得られることを示唆している。

表 2 湖内全体における濁度の評価

	Case1-1	Case1-2	Case2	Case3
最大地点 SS (mg/L)	192.6	189.6	194.4	191.7
最大湖内平均 SS (mg/L)	39.2	36.8	39.4	38.4
年平均湖内 SS (mg/L)	11.0	9.6	11.1	10.4
湖内平均 SS $\geq$ 25mg/L (day)	12.1	9.9	12.1	11.4

### 3. 水草の繁茂が水環境に与える影響

近年宍道湖で問題となっているシオグサやオオサエビモといった水草の繁茂が、ヤマトシジミの生育環境場の水質に与える影響を調べた。

#### (1) 調査の概要

調査地点は、松江市玉湯町湯町（図 7）に、水生植物繁茂地区 St.1（水深約 1.5m）と未繁茂地区 St.2（水深 1.7m）の 2 地点を設定した。調査は、流況、波浪、濁度、DO（溶存酸素）、水温および塩分の観測を 2017 年 7 月 1 日から 9 月 15 日にかけて行った。



図 7 湯町東港西側沖 調査地点

#### (2) 水草の有無による流況と水質への影響

一般的な傾向として、水温の日周変動による日中の水温上昇および低下に伴い DO も同様な変化傾向を示していた。水草繁茂地区 St.1 の DO は対象区 St.2 より高いことが多く、両地点の DO が高くなる時間帯は過飽和状態が多くみられ、植物プランクトンや水草による光合成の影響があ

ると考えられた。強風時にはどちらの地点でも貧酸素状態は生じていなかった。濁度については、St.2での濁度データが取得できなかったが、St.1では15cm程度の波高が生じて、濁度の大きな上昇はみられず、水草が底質の巻き上げを抑制している可能性があった。以下に、水質の悪化が懸念される弱風時の流況と水質について述べる。

8月8日～8月21日の風が弱かった時の状況を図8及び図9に示す。図8(上)に示すように概ね5 m/s以下の弱い風が継続するときには、図8(中)に示すように、St.1の波高は約7cm以下、St.2の波高は約10cm以下であった。また、図8(下)に示すように、St.1、St.2の湖底上50cmの流速はともに約1cm/sでほぼ一定であった。このとき、図9(下)に示すようにSt.1とSt.2ともに湖底上2cmのDOは低下した。ただし、St.2よりSt.1の方が低下傾向が大きく、貧酸素状態が6日以上継続(8月16日～8月21日)した。また、図9(上)に示すSt.1において、日射量がほぼ600w/m<sup>2</sup>以下と弱く、湖底上2cmと50cmの水温差が1℃以下のときには、3 m/s以上の風速で1 mg/L程度までDOは上昇するが(8月9日～8月13日)、最大日射量が800w/m<sup>2</sup>以上と大きく、それ以上の水温差があるときには、ほぼDOが0 mg/Lの状態が継続した(8月16日～8月21日)。図9(下)に示す湖底上2cmの水温に着目すると、St.1はSt.2よりも水温が低く、水草による日射の遮蔽効果がみられた。

#### まとめと提言

本研究では、これまであまり知られていなかったヤマトシジミの粘液分泌時の移動に関する条件を室内実験で明らかにするとともに、浅場造成が波浪場や底質の安定性などの水環境に与える影響を明らかにした。さらに、近年問題となっている水草の繁茂が、ヤマトシジミの生息場である湖底付近の水質に与える影響を明らかにした。

実際の宍道湖におけるヤマトシジミの移動状況は明らかでないものの、室内実験の結果から、粘液分泌などの生体行動を考慮してヤマトシジミの移動を捉えることが重要である。本研究では、湖内の底質の安定性は示されたが、今後は、砂粒子の安定性だけでなく、ヤマトシジミの生体行動を考慮し、湖内の連続性を考えた浅場造成を行うことにより、ヤマトシジミにより好適な生息場を創出できる可能性がある。さらに、水生植物の繁茂は水深の浅い場所でも長期的に貧酸素化を招く可能性があるため、今後は、水生植物の適正管理(効率の良い部分伐採等)についても検討する必要がある。

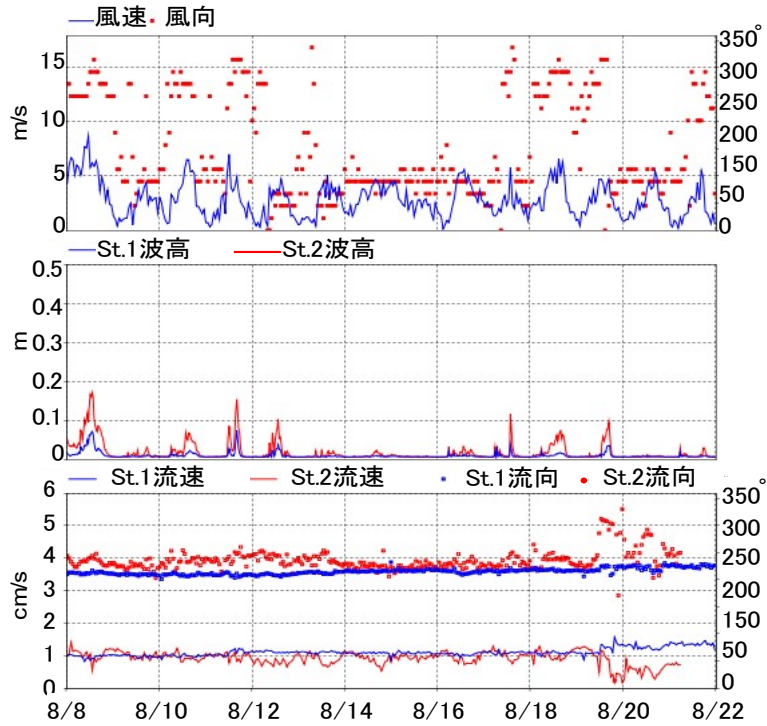


図8 弱風時の風況・波高・流況（8月8日～8月21日）  
 (St.1：繁茂地区, St.2：未繁茂地区)

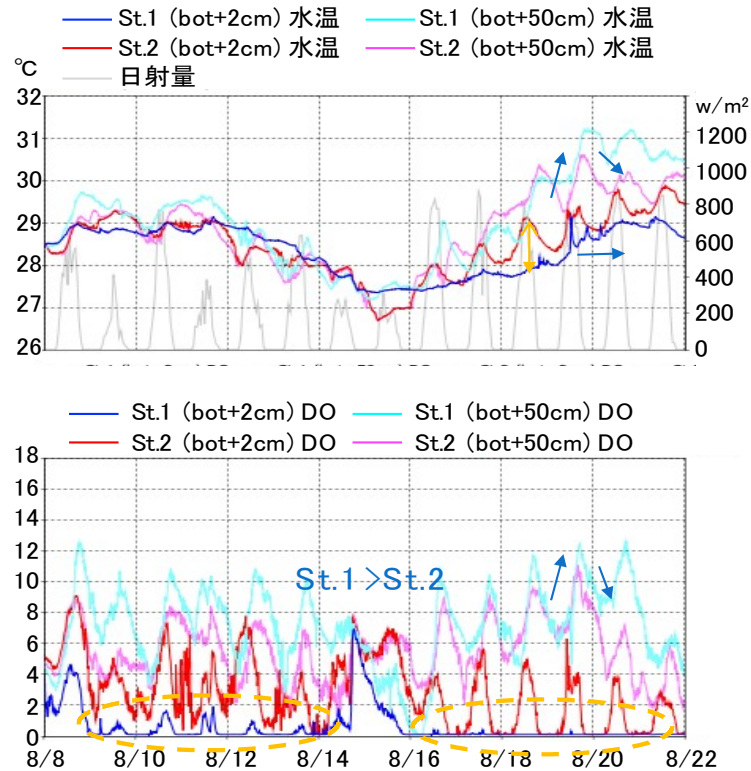


図9 弱風時の水質（8月8日～8月21日）（St.1：繁茂地区, St.2：未繁茂地区）

【研究担当者・連絡先】 矢島 啓・e-mail：yajima@soc.shimane-u.ac.jp

# 宍道湖におけるヤマトシジミ稚貝の移動実態と水草類が移動に及ぼす影響

浜口昌巳（水産研究・教育機構 瀬戸内海区水産研究所）

## 背景・目的

ヤマトシジミ、アサリ、マガキなどほとんどの二枚貝は卵から孵化した後、水中を漂う浮遊幼生として成長し、その後、底質や岩等に着底して稚貝となる。宍道湖のヤマトシジミ漁業は宍道湖内で生まれ育った資源を漁獲しているために、資源再生のためにはこの浮遊幼生期と稚貝期の調査が必要である。しかし、浮遊幼生や稚貝は1mmにも満たないほど小さく、これまでそれらの詳細な調査研究は行われてこなかった。そこで、本課題では島根県水産技術センター内水面浅海部内水面科と共同でヤマトシジミの浮遊幼生と稚貝の調査を行った。調査は5年間実施し、最初の3年間では稚貝が宍道湖内のどこに、どれだけいるのか？や、その移動分散過程を検証した。後半の2年間では、近年、宍道湖内で繁茂超量や面積が拡大している水草類が、ヤマトシジミ稚貝に及ぼす影響を調べた。

## 研究成果

### 1) 宍道湖内における着底稚貝の分布調査

浮遊幼生の調査は主に島根県水産技術センターと宍道湖漁業協同組合によって調査を行い、我々の課題ではそれ以降の着底初期稚貝の分布を調べるための調査を行った。稚貝の分布調査は、産卵期を中心に複数回行った。2013年度は図1に示す緯度・経度により格子状に設定した宍道湖内101か所の地点で稚貝の分布状況を調べた。2014-2015年はこのうち稚貝が分布していた浅場の37箇所で調査を行った。

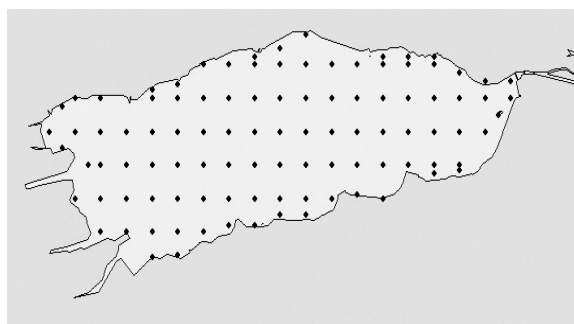


図1. 宍道湖内の稚貝分布調査地点

稚貝調査のうち、宍道湖内で稚貝密度が最も高かった2013年のヤマトシジミのすべてのサイズの稚貝数を図2に着底初期稚貝の分布を図3に示す。稚貝の最大の密度は8/28-29の東側の地点 St.98 で10cm<sup>2</sup>あたり4824個となり、2013年は極めて高密度で着底していたのではないかと考えられる。なかでも、2013年の最大の特徴は、過去の予備調査では稚貝数が少なかった西側でも10cm<sup>2</sup>あたり1000個を超える密度で稚貝が分布していたことである。一方、10cm<sup>2</sup>あたり着底直後の稚貝は通常年では産卵期が終了している11月まで見られたことから、産卵期が長かったのではないかと考えられる。そのことは2014年、2015年では8-9月以降は着底直後の稚貝

が見られなかったことから裏付けられる。次いで、稚貝分布と宍道湖の水深等の関係について検討した。

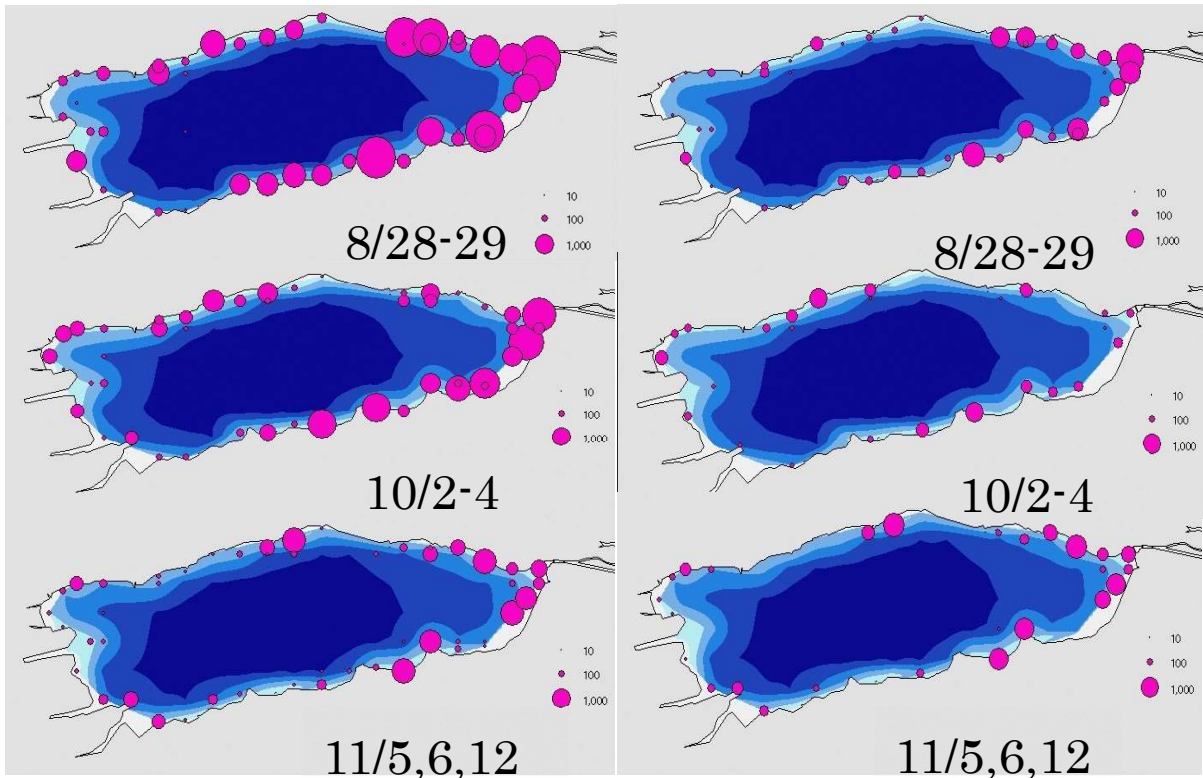


図2. 10cm<sup>2</sup>あたりのヤマトシジミの全てのサイズの稚貝の分布

図3. 10cm<sup>2</sup>あたりのヤマトシジミ着底直後の稚貝の分布

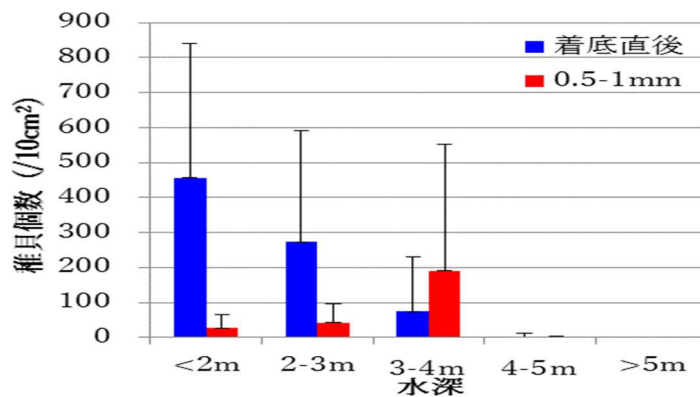


図4. 宍道湖内の稚貝の成長に伴う分布水深の変化

着底直後の稚貝は水深が浅いほど密度が高かったが、殻長0.5~1mmの稚貝は水深3-4mの方が、密度が高く、0.5mmを境に稚貝の分布水深が変化する可能性がある(図4)。なお、これ以上のサイズとなると水深間の明瞭な差が無くなり、深場から浅場にかけて広く分布していた。この傾向は3年間同じであり、宍道湖では稚貝は最初に水深2mより浅い砂場に着底し、殻長0.5mmを超えると何らかの機構により3-4mの深場に移動しているのではないかと推測される。この稚貝の水深帯の変化であるが、どの程度の距離を移動することになるのであろうか。稚貝の

すみ分けについて、分布が水深にのみ規定され、また、メッシュ調査定点間の最短距離を移動すると仮定し、かつ、両者の水深条件（3m以浅⇒3～4m）を満たす組み合わせを検索したところ、2013年の101定点の調査結果から12ヶ所が該当することが明らかとなった。この定点間の距離を国土地理院の測量計算サイト <http://surveycalc.gsi.go.jp/sokuchi/surveycalc/bl2stf.html> で直線距離を算出した。

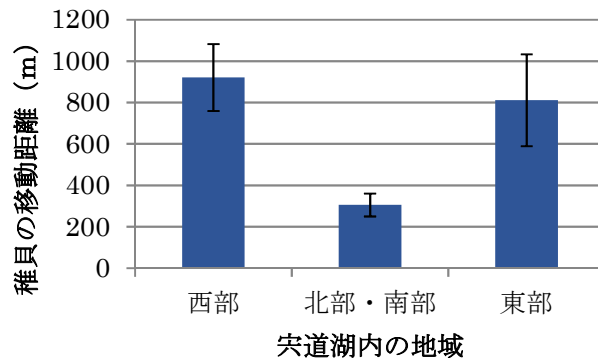


図 5. 着底直後から殻長 0.5～1mm になる間の稚貝の移動距離（推定値）

その結果、着底直後から殻長 0.5～1mm になる間の稚貝の移動距離は宍道湖内平均で 662m となった。これを地域毎に検討すると湖底の傾斜が緩やかな東部と西部ではそれぞれ 811m, 921m, 湖底の傾斜が急な北部と南部で 305m となり地域間で差があることが明らかとなった（図 5）。

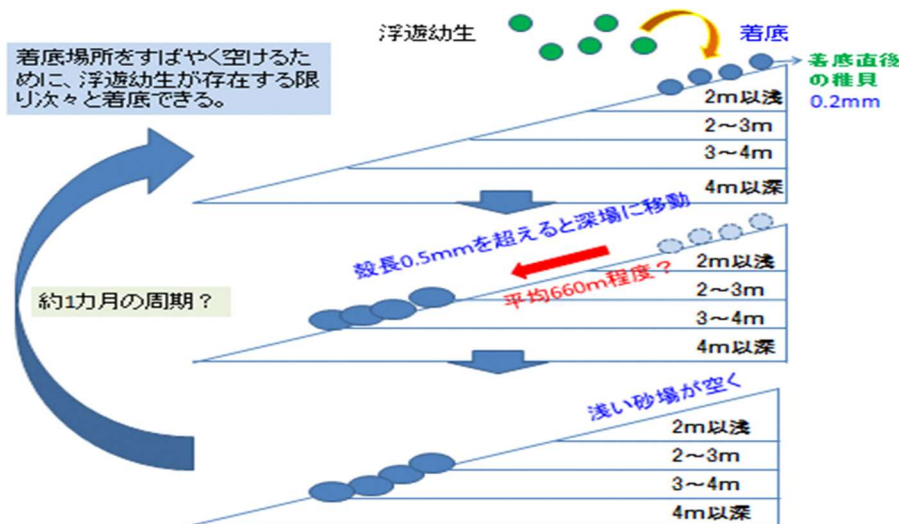


図 6. 宍道湖におけるヤマトシジミの着底初期の稚貝の動態

今回はいくつかの仮定をおいているので現実とは異なる可能性があるが、稚貝の水深帯別のすみ分けを説明するためには、稚貝はかなりの距離を移動しなければいけないことが明らかとなった。

これらの結果から解明された宍道湖のヤマトシジミの初期生態を図 6 に示す。浮遊期を終え、着底する場所は浅場の砂場であり、次いで、殻長 0.5～1mm に成長した稚貝は何らかの物理要因によって約数百メートルほど移動して深場に移送される。したがって、宍道湖でヤマトシジミの

資源を維持するためには2m以浅の砂場の保全に加え、3-4m程度の深さまでの間の場の保全も必要となると考えられる。

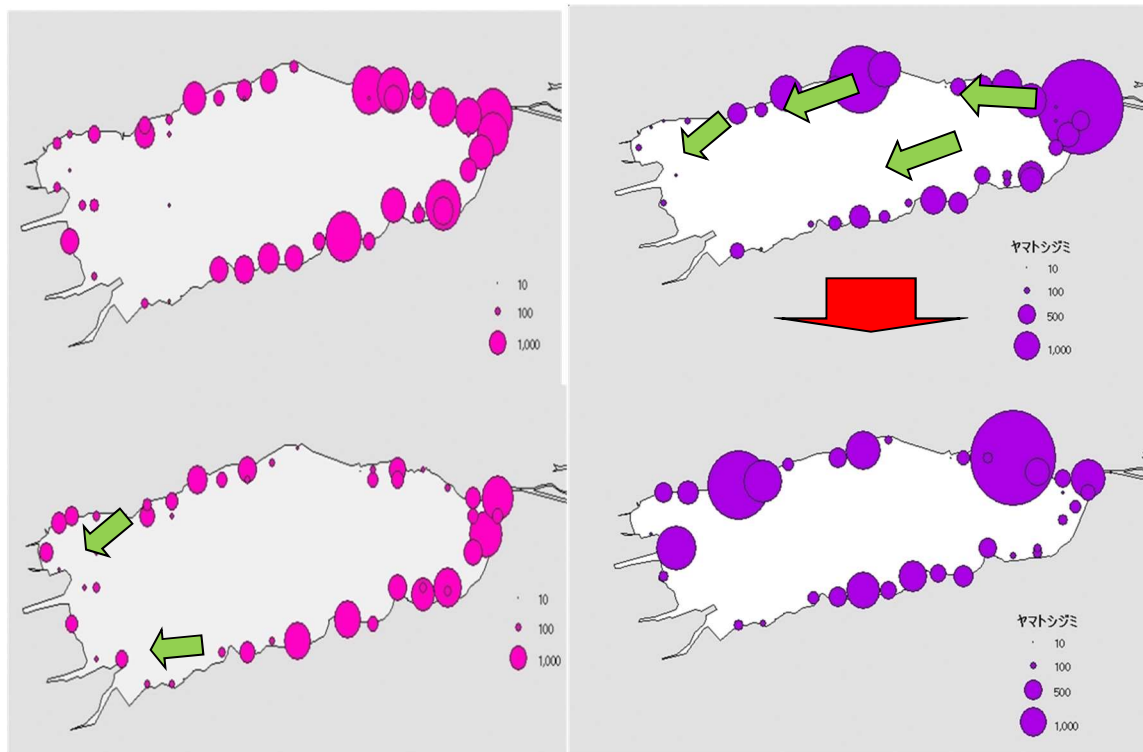


図7. 2013年（左）と2014年（右）の宍道湖内の稚貝の分布状況（上：8月，下：10月）  
緑の矢印は推定される稚貝の移動方向。

一方、3年間の稚貝の分布調査の結果から稚貝は東から西に向けて水平方向にも移動する可能性が示唆された（図7）。特に西岸では、3年間の調査では着底初期の稚貝は極めて少なかったが、常に優良な漁場が形成されている。本課題の結果から、その漁場形成の一端として、他所に着底した稚貝が移動分散し、西岸の漁場が形成されるのではないかと、ということが示唆された。そこで、2014～2015年にかけては、稚貝を移動させる物理環境について野外や室内実験での検証を行った。まず、宍道湖の流れでは日単位では熱対流による流れが生じるため、日単位での稚貝分布の変化を調べたが、変化が無く、その後、波高や流れ等の観測機器類を設置して連続観測と稚貝の分布状況を調べた結果、1ヶ月に一度程度生じる波により稚貝は水平、垂直方向に移動分散することが明らかとなった。

## 2) ヤマトシジミ稚貝に及ぼす水草類の影響評価

2015年ごろから宍道湖内ではオオササビモやツツイトモが、ヤマトシジミの稚貝にとって重要な生息場所である水深2mより浅い砂場を中心に急激に増加しており、ヤマトシジミ稚貝に影響を与えることが懸念された。そこで、2016-2017年はこれらにシオグサを加え、ヤマトシジミ稚貝に及ぼす影響を水草類が高密度で繁茂していた南岸の玉湯地区でSCUBA潜水により実施した。オオササエビモとツツイトモはパッチ状に分布するため、まず、水草がパッチ状に分布する砂地で水草パッチ区と水草の生えていない裸地区の比較を行った。その結果、オオササエビモもツツイトモもパッチ状に分布している場合には、底質環境やヤマトシジミ稚貝の密度には影響が

無いことが明らかとなった。

しかし、水草の繁茂していない砂地では、前述したように水深の浅い場所ほどヤマトシジミ稚貝は多かったが（図8左）、水草帯では水草が高密度で繁茂する浅場では、ヤマトシジミ稚貝は有意に減少し、本来、浅場に多いという宍道湖の稚貝の分布パターンが変化していることが明らかとなった（図9左）。それに対し、巻貝類の分布は水草の有無に関係なく1-2mの範囲内では水深が深くなるほど密度が上昇した（図8右、9右）。

これらの結果から、ヤマトシジミ稚貝の分布は水草繁茂の影響を受けることが明らかとなった。しかし、前述したように水草類がパッチ状に分布している場所ではほぼ影響が無いので、水草がどの程度の密度になると底質環境やヤマトシジミ稚貝に影響がでるかを調べた。

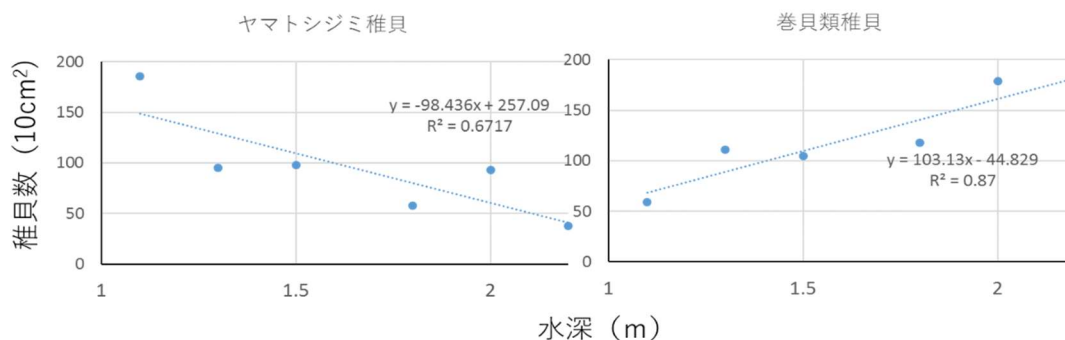


図8. 水草の繁茂していない砂地における水深とヤマトシジミおよび巻貝類稚貝密度の関係

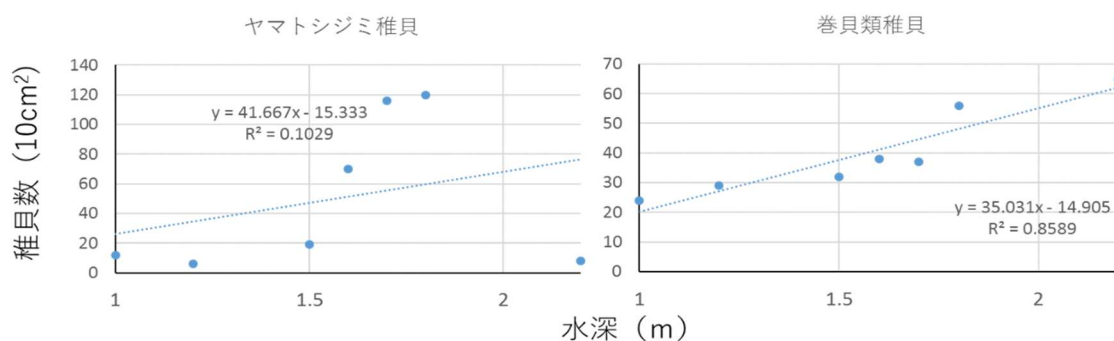


図9. 水草帯における水深とヤマトシジミおよび巻貝類稚貝密度の関係

調査は玉湯地区で行い、オオササエビモとツツイトモの混生水草帯でほぼ同じ水深帯で周辺の砂地を含めた約3mの仮想コドラ-トを設定し、計算上の被度から図10に示す低密度、中密度、高密度の3段階の密度の異なる場所を設定し、近接する裸地区を対照として底質環境やヤマトシジミの稚貝密度の調査を行った。



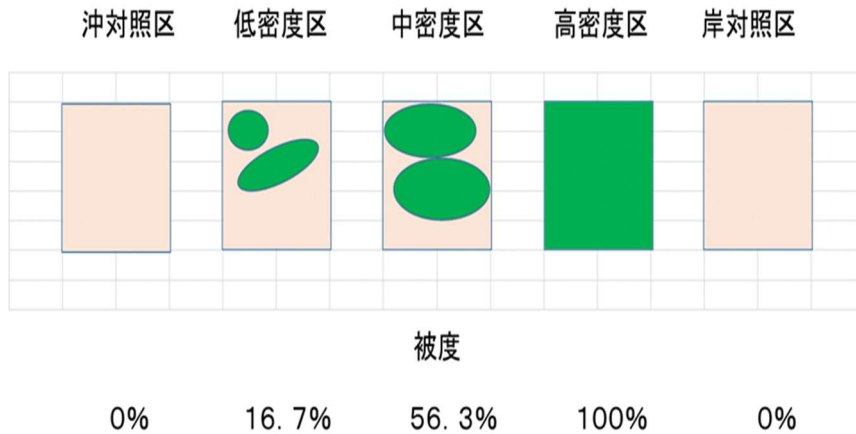


図 10. 水草密度と底質環境およびヤマトシジミ稚貝の関係の調査区

各区の底質の環境指標である酸化還元電位 ORP (図 11 左) と泥分率 (図 11 右) を示す. どちらも沖対象から中密度区まで変化がなかったが, 高密度区と, 岸対象区では ORP は有意に低下した. 泥分率も同様に高密度区と岸対象区で有意に上昇していた. これらの結果から, 水草の密度が約 50%以上の上昇すると底質への影響が出るのではないかと考えられた. また, 高密度の水草帯の后背地となる水深 1m 程度の浅場は水草の繁茂量は少なくても, 何らかの環境悪化させる要因の影響を受けていることも明らかとなった.

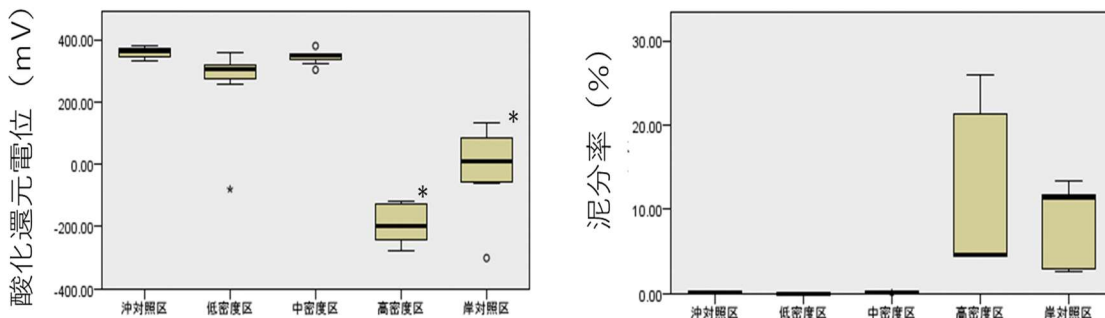


図 11. 各区の底質の ORP(左)と泥分率の比較 (右)

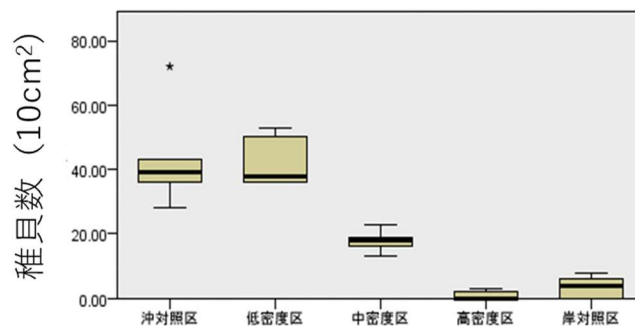


図 12. 各区のヤマトシジミ稚貝密度の変化

一方, ヤマトシジミの稚貝の密度は, 図 12 に示すように, 図 11 に示した底質環境が変化していない中密度から低下する傾向にあり, 高密度区と岸対象区ではほぼゼロであった. このように, 水草は 50%程度以上の被度となるとヤマトシジミ稚貝の密度を減少させる効果があること

が明らかとなった。ヤマトシジミの着底初期は、泥分率の低いきれいな砂を好む傾向があり、泥分率の上昇は着底を阻害すると考えられる。しかし、今回の結果から、底質への影響がない中密度区でも稚貝数の低下が確認されたことから、水草のヤマトシジミ稚貝への影響は、底質環境の改変以外の影響もあるのではないかと考えられた。そこで、底質の影響のない採苗器を用いて水草類の影響調査を行った。

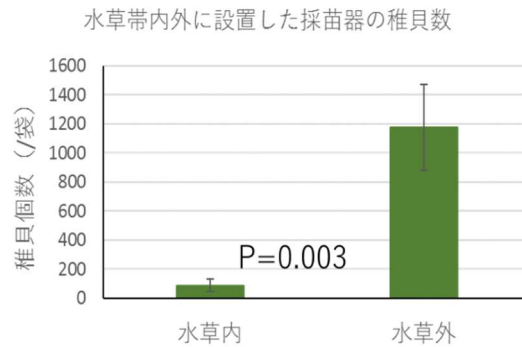


図 13. 水草帯内外に設置した採苗器のヤマトシジミ稚貝数の比較

その結果は図 13 に示すが水草帯内部に設置した採苗器のヤマトシジミ稚貝数は水草帯外より有意に少なかった。これらのことから、水草によるヤマトシジミ稚貝数の減少は、高密度になると底質の悪化による着底阻害もあるが、さらに、水草帯による流速低減効果により幼生フラックスを低下させ、結果的には稚貝数が減少するのではないかと考えられた。いずれの場合でも、これまで宍道湖内でヤマトシジミ稚貝にとって重要な生息場所であった浅い砂場が水草によって影響を受けていることが明らかとなった。さらに、2017 年は前年度と同じ玉湯地区で水深 1-3m までの間でライントランセクトを設定し、ライン上の水深 3m, 2.5m, 2m, 1.5m, 1m 程度の地点に調査点を設定して調査した。加えて、高密度水草帯の内外に溶存酸素量（以下 DO とする）、流速、波高計等を設置して、高密度水草帯内における環境状況を調査した。

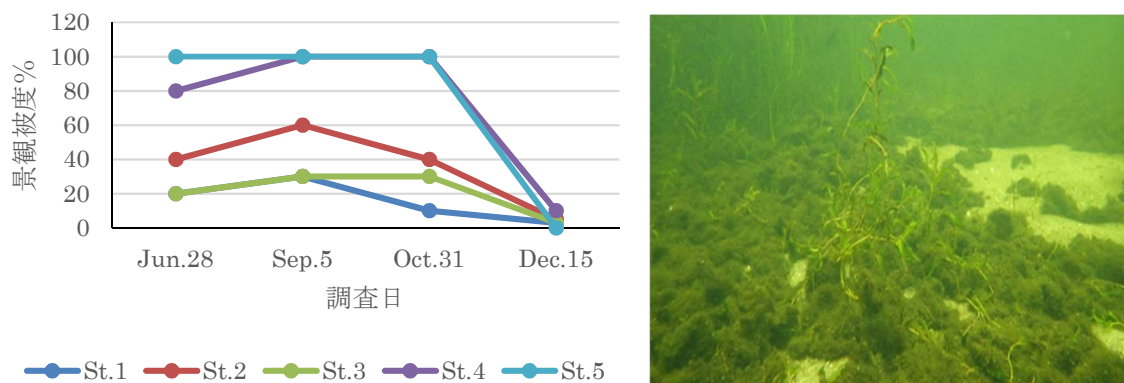


図 14. 各調査地点の景観被度の季節変化と湖底に堆積するシオグサ類

各調査地点の景観被度および調査時に撮影した湖底に堆積するシオグサ類を図 14 に示す。今回調査したライン内の各地点の一部は昨年度の調査点とほぼ同じであるが、昨年度と同じ場所でも被度は今年の方が高く、水草帯が確実に拡大していると考えられた。各定点の景観被度は 10/31 までほぼ横ばいか、少し減少する程度であったが、10/31-12-15 の間に急激に減少し、12/15 では

それまで被度 100%であった St.5 ではほぼ 0 となっていた。次に、ツツイトモ、オオササエビモ、シオグサ類、アオノリ類の 4 つの分類群の乾燥重量を計測した結果を図 15 に示す。

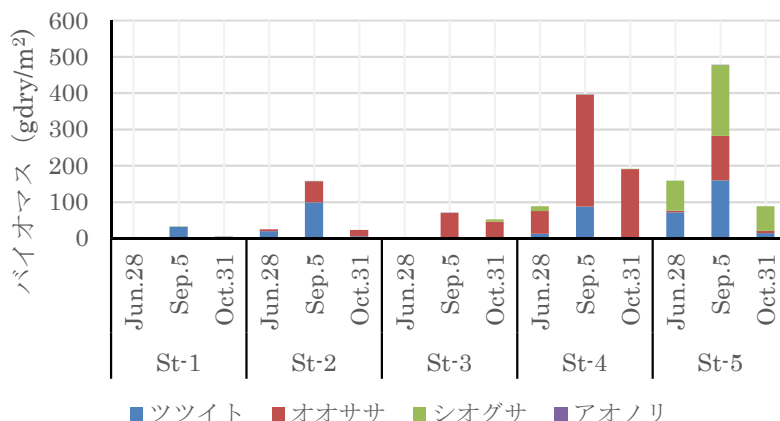


図 15.各調査点の 4 種類の水草類のバイオマス

ツツイトモ、オオササエビモ、シオグサ類、アオノリ類のバイオマスを見ると、ツツイトモは幅広い水深帯に出現するが、オオササエビモは水深 1.5-2.5m、シオグサ類は水深 1.5m 程度の場所多く、アオノリ類は図 15 ではわかりにくいですが水深 2m に多かった。

この結果から、シオグサ類は水深 1.5m 程度の浅い場所に高密度に分布しており、また、湖底での堆積量も多いことが確認された。次に、それぞれの場所でのヤマトシジミ稚貝の密度を調べた結果を図 16 に示す。ヤマトシジミ稚貝は水深 2m 程度の St.3 に集中分布しており、水深 3m の St.1 や水深 1.5m 程度の St.5 ではほとんど分布していなかった。昨年度と比較すると、水深 2.5m 地点でのヤマトシジミの稚貝密度が低下していた。

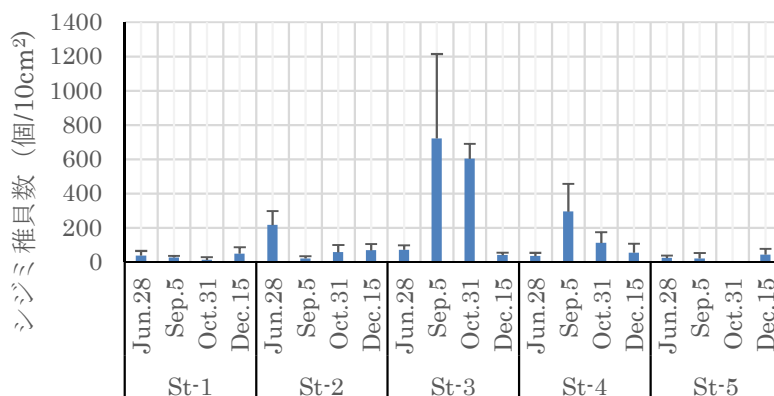


図 16. 各調査地点のヤマトシジミ稚貝密度の変化

このうち St.5 では何が起こっていたのであろうか？連続観測の結果から 8 月中に観測された弱風時の St.5 の流状況と水質を図 17 に示す。2017 年度は年間を通じて風が強く、風速 5m/s 以上の風が吹くと波によるかく乱が強くなり、St.5 でも DO は低下することは無かった。しかし、風速 5 m/s 以下では St.5 では DO の低下が顕著であり、これに表層と下層の水温差が 1°C 以上となると貧酸素水塊が形成されていた。特に、St.5 では 8/16~8/22 にかけて一週間程度、底質から 2cm で DO はほぼ 0 となったが、St.4 では断続的に DO が上昇し、常時 0 となることは無かった。

St.5: 植生繁茂地区  
St.4: 植生なし地区

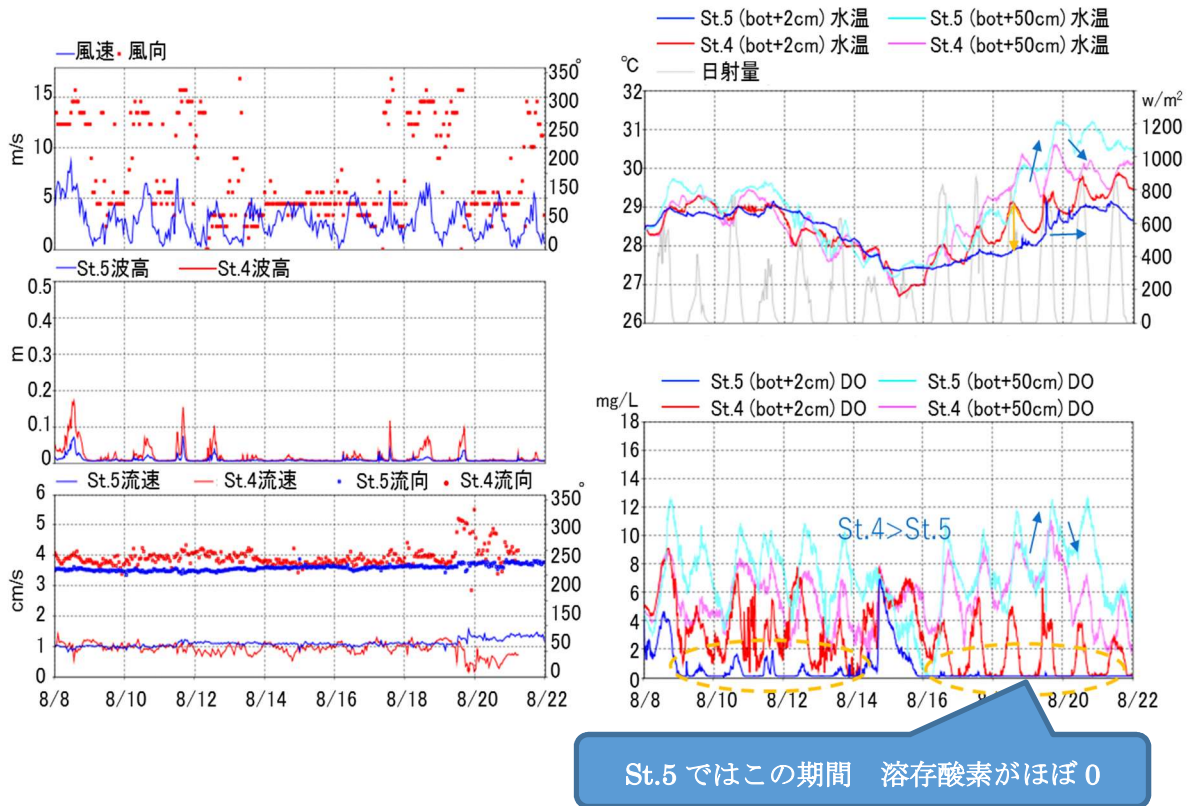


図 17. 弱風時の流況と水質

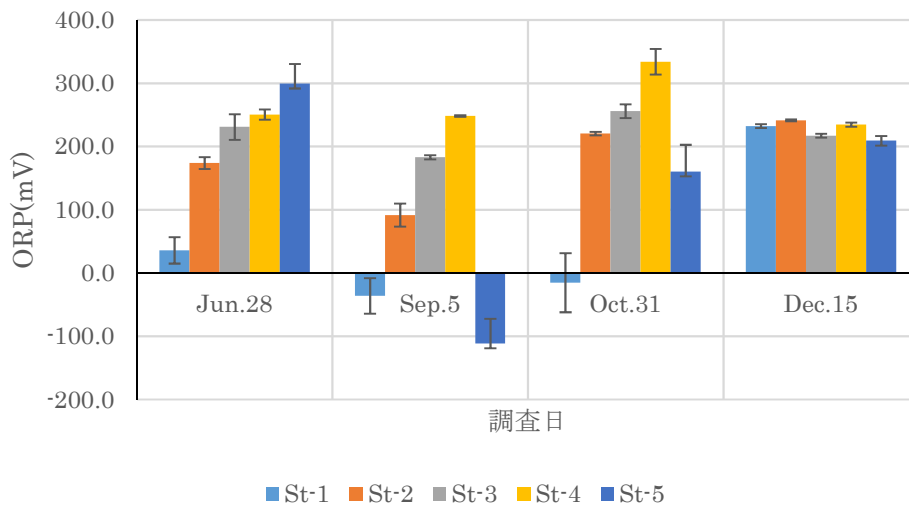


図 18. 各調査定点の底質の酸化還元電位 (ORP) の変化

次に、今回調べた底質の環境指標のうち酸化還元電位 (ORP) の結果を図 18 に示す。酸化還元電位は有機物の負荷が増加し、腐敗等が進むと低下する。St.5 で測定された ORP は 9/5 以外の調査日では酸化状態であったが、9/5 だけ急激に還元状態が進んでおり、それ以前に急激に環境が悪化したことを示している。これは先に観測した 8 月後半の貧酸素水塊の発生と関連してい

るのではないかと考えられる。一方、水深3mのSt.1では恒常的に有機物負荷があり、ORPが低い傾向を示した。宍道湖の深場では恒常的に貧酸素水塊が発生しているが、今回のSt.1のデータは宍道湖の深場所発生している現象の一つであろう。

前述したように水草による流れの低減効果により浮遊幼生の水草帯内への侵入が抑制され、それによって水草帯内では稚貝は少ないのではないかと考察したが、2017年の観測結果から、仮に水草帯内に着底したとしても、そのなかで、夏場に風が弱い日が続くなどの条件依存的に発生する局所的な貧酸素水塊によって稚貝がへい死する可能性もあることが示唆された。他方では、浅場が水草に覆われることにより、ヤマトシジミの稚貝は2~3m付近に着底するようになったと考えられるが、今年度のデータでは3mではヤマトシジミの稚貝は少なかった。この原因としては、水草の増加により、有機物負荷量が増加し、深場の環境も悪化している可能性がある。2017年の観測結果から、ヤマトシジミの稚貝はORPが高く、硫化物量および泥分率が少ないきれいな砂地を好むことが明らかとなったが、このような環境が水草の増加によって悪化して減少しているのではないかと考えられる。以上の結果から、今後、水草が増加すると、ヤマトシジミの着底にふさわしい浅い砂場が減少し、資源加入が減少する可能性がある(図19)。

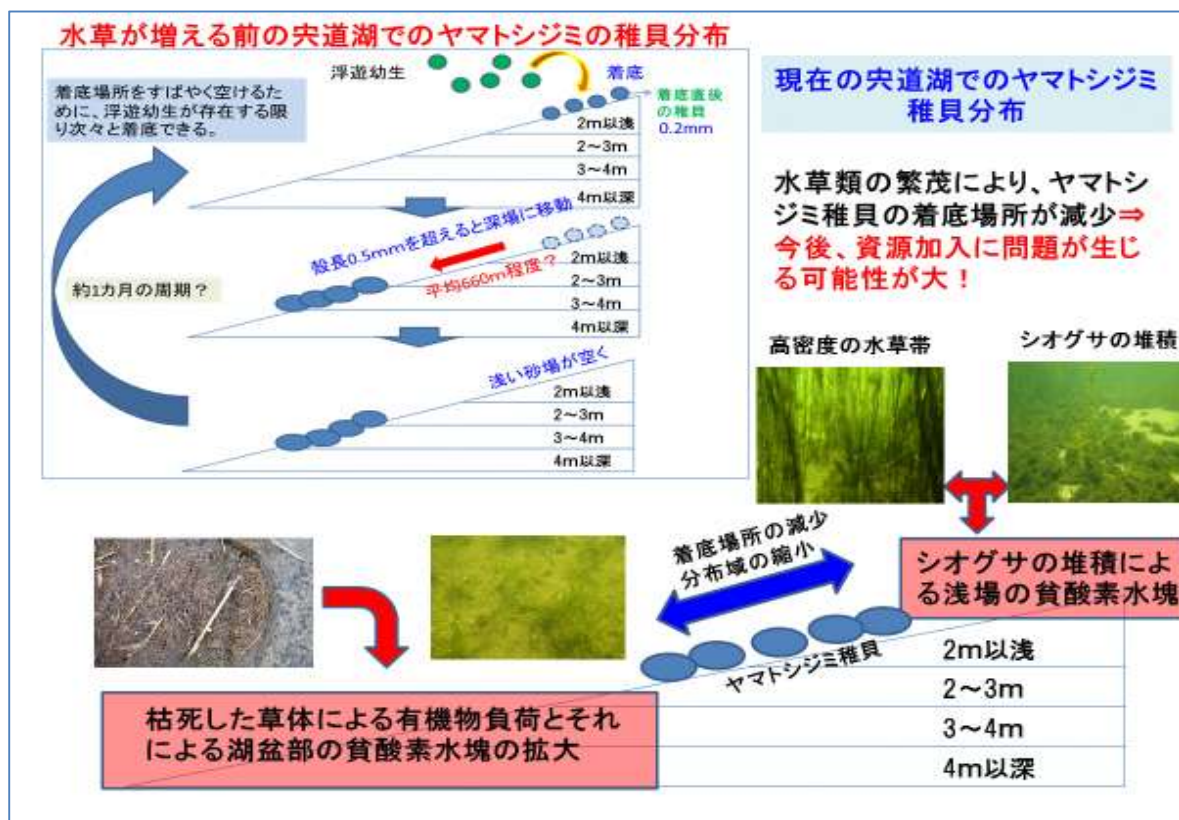


図 19. 本課題の調査結果まとめ

【研究担当者・連絡先】 浜口昌巳・e-mail : masami@fra.affrc.go.jp  
(共同研究者) 矢島 啓 (島根大学エスチュアリー研究センター)

## 第4章 宍道湖ヤマトシジミ統合モデルの構築

# 宍道湖ヤマトシジミ統合モデルの構築

島根県水産技術センター

## 背景・目的

宍道湖では底生動物バイオマスの9割以上を二枚貝のヤマトシジミが占めており、塩分が変化した際にヤマトシジミの捕食、成長、死亡がどう変化するかを反映できなければ現実的なモデルにならないことが判明している。このような背景を受け、宍道湖における生態系モデルを完成させることを目指している。ここでは、「塩分変化に応答する植物プランクトン種の交代とヤマトシジミの代謝活性を考慮した生態系モデル」と「餌環境の変化に応答するヤマトシジミの成長を考慮した生態系モデル」をそれぞれ構築し、この二つの生態系モデルを統合することにより、「宍道湖ヤマトシジミ統合モデル」を構築することを目的とした。

## 研究成果

### 1. 塩分変化を再現する流動モデルの構築

本研究では島根県第6期湖沼水質保全計画における流動シミュレーションモデルを使用した。ただし、このモデルは宍道湖における塩分の再現性が十分でないという問題があったため、再現性を向上することを目的として、大橋川上流地点（松江）における塩分の連続観測データ（出雲河川工事事務所）をシミュレーション格子の同一地点に強制的に与えることと、宍道湖の鉛直座標において底面近傍の層数を増やす対応を行った。その結果、第6期湖沼水質保全計画時より宍道湖湖心における塩分濃度の上昇が見られた（以下、この検討ケースをCASE-2とする）。

さらに、2012年9月19日に観測された宍道湖西岸の青潮の再現を目的として、①大橋川上流地点における塩分の連続観測データが得られている計算格子を境界位置として、宍道湖のみを計算対象とし、②宍道湖の鉛直座標において層数を32層[CASE-2]から89層（0.1mピッチ）[CASE-3]に増やす変更を行った。

今回の検討(CASE-3)の計算領域を図1に、CASE-3とCASE-2の検討における鉛直座標の層分割を図2に示す。

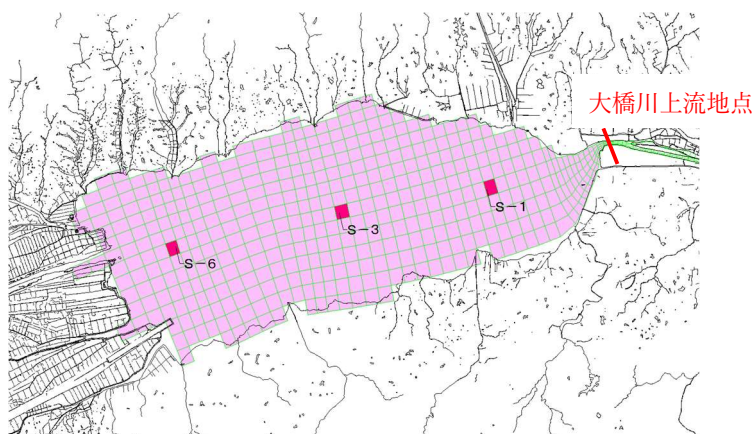


図1 CASE-3における計算領域

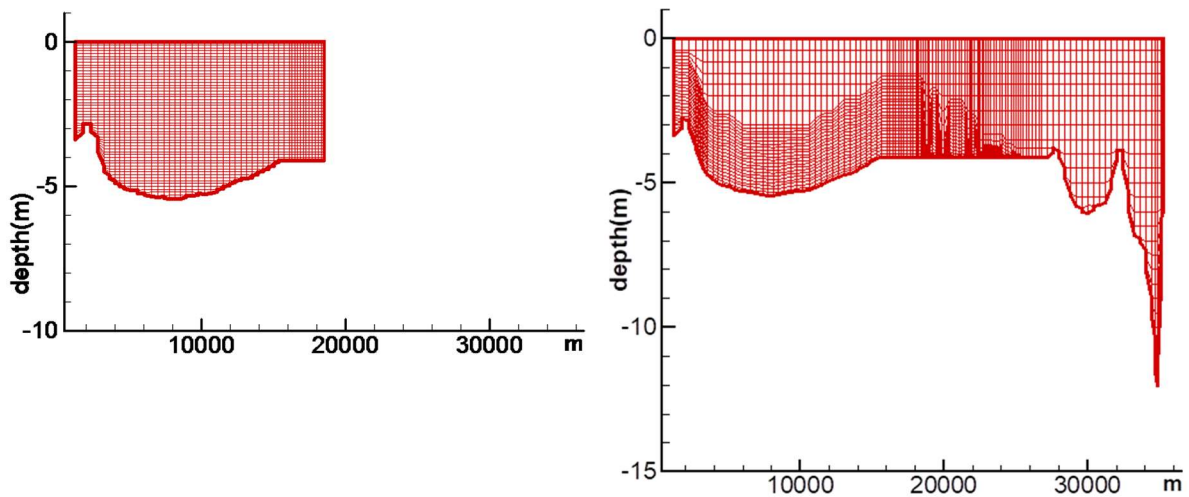


図2 CASE-3 (左) と CASE-2 (右) の検討における鉛直座標の層分割

計算条件を見直したところ、宍道湖湖心 (図1のS-3地点) で得られた水温・塩分の連続観測結果と計算結果との時系列比較では (図3,4), CASE-3の計算結果はCASE-2よりも観測値により近づいた。

また、連続観測結果と計算結果との整合性を示す客観指標値 (相関値R) を比較したところ、下層塩分の相関値Rは、CASE-2の0.724からCASE-3の0.812へ上昇を示した。

さらに、図1のS-1,S-3,S-6地点の公共用水域水質測定の水温・塩分値について、計算値との比較を行ったところ、CASE-3の計算結果はCASE-2よりも観測値により近づくデータが多かった。

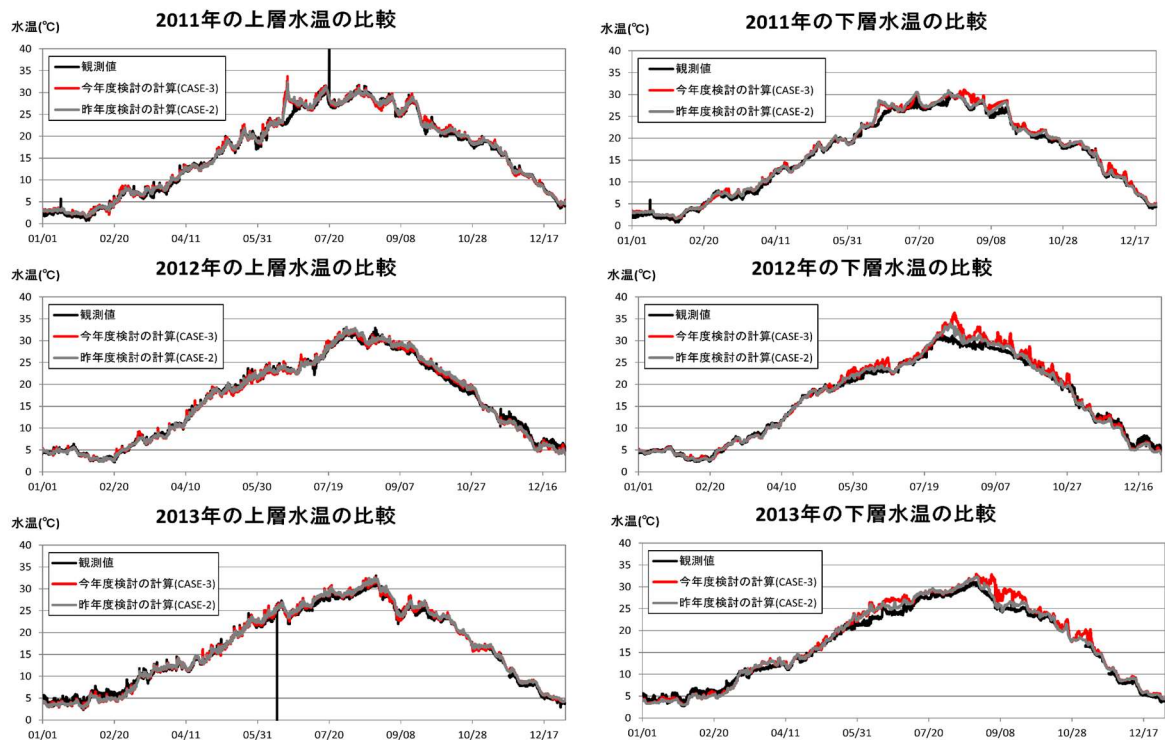


図3 観測値 (宍道湖湖心 (S-3) の連続計測) と計算結果の比較 (水温)



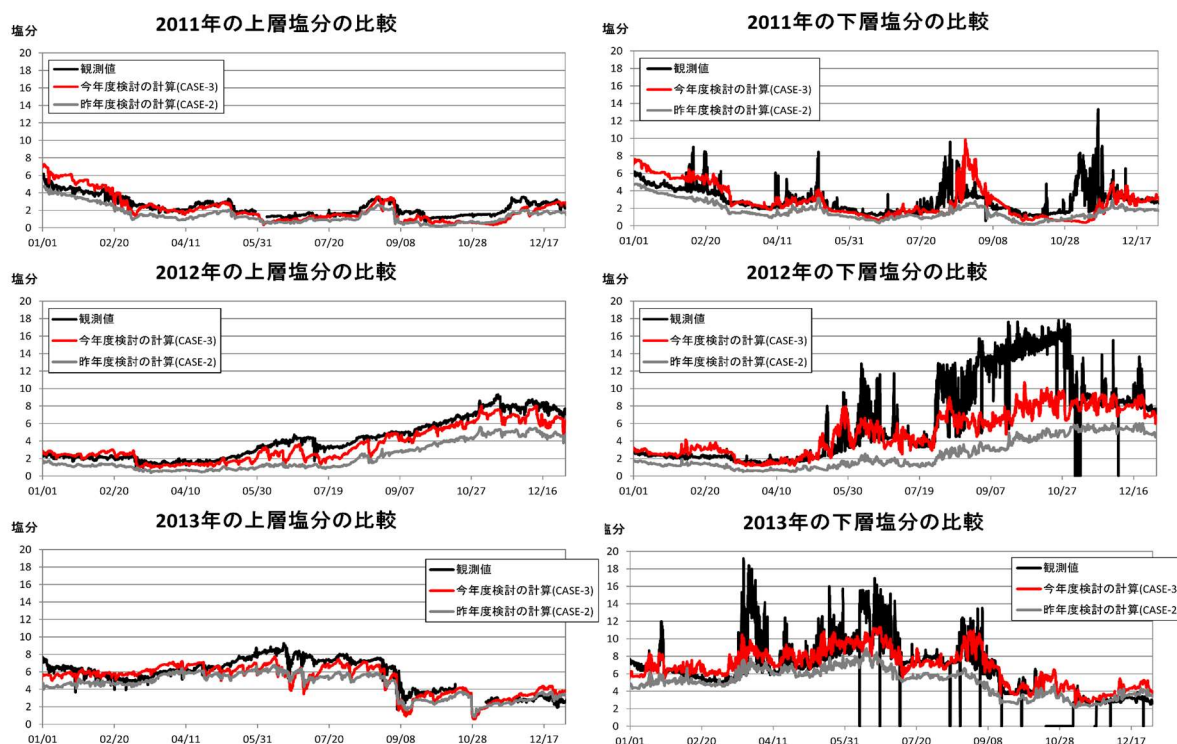


図4 観測値（宍道湖湖心（S-3）の連続計測）と計算結果の比較（塩分）

次に、宍道湖西岸沿岸域において2012年9月19日に観測された青潮の現象が本計算において再現されているか確認を行った。

底層の高塩分の層厚は夏季の貧酸素水塊の形成と関連深いと考えられることから、2012年9月における島根県水産技術センターの調査結果と計算結果との整合性を確認し、層厚は概ね整合していた。また、宍道湖西岸十四間川の青潮発生時の観測結果（増木ら；2013）と比較したところ、西岸への湧昇のタイミングが数時間早い傾向は見られるものの、この日に青潮が観測された要因と考えられる吹風流に起因する流動場と塩分分布、DO濃度分布については概ね再現されたと考えられた。

## 2. 塩分変化に応答するヤマトシジミの代謝活性を考慮した生態系モデルの構築

2012年と2013年のヤマトシジミ資源量の急激な変動の要因として、餌料源である植物プランクトン種の交代に着目し、その種の交代が塩分濃度の違いによって引き起こされたものではないかとの考察がある。

そのため、ここでは島根県の第6期湖沼水質保全計画において構築された水底質結合生態系モデル（以下「既存モデル」）を基本とし、塩分に起因する植物プランクトン種の交代と、植物プランクトン種交代の影響を受けたヤマトシジミの成長を考慮した生態系モデルを構築し、上記の流動モデルの結果を用いてテストランを行った。

### 1) 既存モデルの改変

植物プランクトンについて、既存モデルでは植物プランクトンは1種類のみであったが、本モデルではラン藻と珪藻の2種類とした。

宍道湖において、2012 年はアオコが発生しているのに対し、2013 年はアオコの発生は見られず、これは塩分の違い（2012 年は 4PSU、2013 年は 8PSU）によるものと考えられている。また、2012 年、2013 年の宍道湖の色素濃度の相対値についても 2012 年 9 月まではラン藻が優占し、その後は珪藻が優占種となっていること（本報告書第 1 章 2）、2013 年春季から秋季にかけてシジミ資源量が約 4 倍になっていること（本報告書第 2 章 4）から、以下の仮定に基づいてモデルの構築を行った。

なお、表 1 の光合成活性係数は、光、水温、栄養塩の関数と同じように光合成速度に乘じられる。

表 1 珪藻とラン藻の光合成活性の違いに関する仮定

植物プランクトン 1	植物プランクトン 2
珪藻	ラン藻
<ul style="list-style-type: none"> <li>塩分 4PSU 未満で光合成活性 1/2</li> <li>塩分 4-8PSU で光合成活性 3/4</li> <li>塩分 8 以上で光合成活性 1</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>塩分 8PSU 未満で光合成活性 1</li> <li>塩分 8PSU 以上で光合成活性 1/2</li> </ul>

さらに、既存のモデルではヤマトシジミの餌の選択性や餌による成長の違いはモデル化されていない。そこで、本モデルではヤマトシジミの餌の選択性は考慮せず、餌となる珪藻とラン藻でヤマトシジミの成長に差を設け、珪藻の場合は「高い成長」、藍藻の場合は「低い成長」としてモデル化を行った。

## 2) 生態系モデルのテストランに用いたヤマトシジミ資源量分布

生態系モデルのテストランに用いたヤマトシジミ資源量は、「ヤマトシジミの資源量分布データ整理業務報告書」にまとめられている 8 地区 4 水深帯のデータを用いた。流動計算格子に対応した地区分割は図 5 に示すとおりである。また、資源量推定時の 8 地区 4 水深帯の水域面積と計算格子上の 8 地区 4 水深帯の水域面積を表 2 にそれぞれ示す。湖沼計画時の計算格子はヤマトシジミ資源量が相対的に多い 2m 以浅の格子数が表 2 (1) と比べて少なかったため、計算格子の水深についても見直して流動計算を実施した。

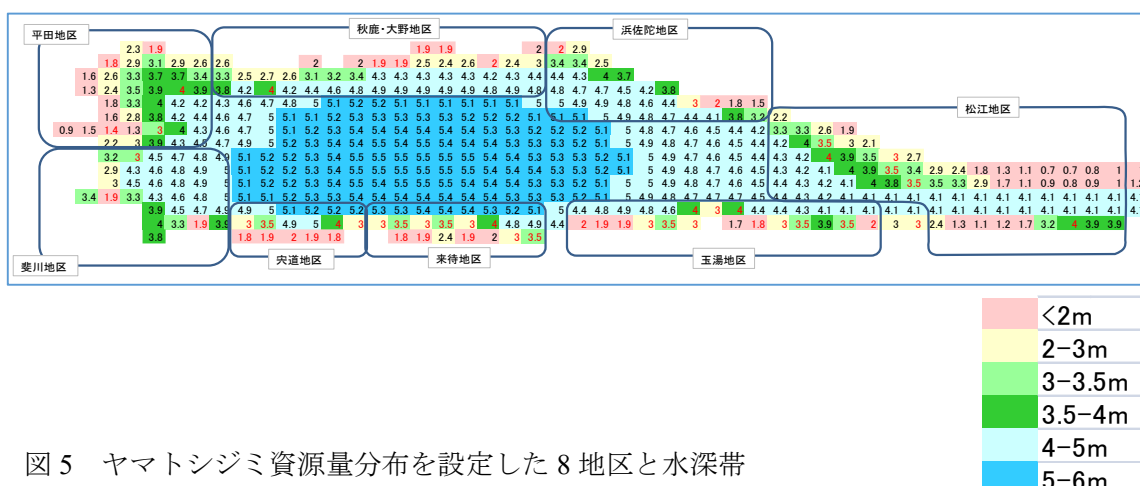


図 5 ヤマトシジミ資源量分布を設定した 8 地区と水深帯

表 2 (1) 資源量推定時における 8 地区 4 水深帯の面積

単位：km<sup>2</sup>

	松江	浜佐陀	秋鹿・大野	平田	斐川	宍道	来待	玉湯	Total
0.0-2.0m	1.47	0.63	1.26	1.59	0.33	0.78	0.6	1.03	7.69
2.1-3.0m	1.1	0.48	1.28	1.39	0.29	0.26	0.72	0.66	6.18
3.1-3.5m	1.19	0.37	0.38	0.93	0.77	0.14	0.45	0.53	4.76
3.6-4.0m	1.56	0.47	0.59	1.39	0.5	0.12	0.18	0.52	5.33
Total	5.32	1.95	3.51	5.3	1.89	1.3	1.95	2.74	23.96

表 2 (2) 計算格子上での 8 地区 4 水深帯の面積

単位：km<sup>2</sup>

	松江	浜佐陀	秋鹿・大野	平田	斐川	宍道	来待	玉湯	Total
0.0-2.0m	2.9	0.6	1.3	1.6	0.3	0.8	0.6	1.0	9.1
2.1-3.0m	1.9	0.5	1.4	1.4	0.3	0.3	0.8	0.6	7.4
3.1-3.5m	1.6	0.5	0.6	1.0	0.8	0.2	0.5	0.5	5.6
3.6-4.0m	1.6	0.6	0.3	1.4	0.6	0.2	0.2	0.5	5.4
Total	8.0	2.2	3.7	5.4	2.1	1.4	2.1	2.6	28.0

計算の初期値に用いた 2012 年春季（6 月）の 8 地区 4 水深帯のシジミ窒素現存量は以下の方法によって窒素現存量を算出した（図 6）。

$$\text{シジミの初期値（窒素）} = \text{殻付き湿重量} \times 0.195 \times 0.0147$$

$$C/N \text{比} = 5.0$$

### 3) 生態系モデルのテストラン

2012・2013 年の気象場・流動場・流入負荷・境界条件を用いて生態系モデルのテストランを行った。塩分濃度の違いによる植物プランクトン 2 種の出現応答とその出現比率の違いによるヤマトシジミの成長（資源量）応答を確認するため、植物プランクトンの初期比率は、両年とも 0.5 : 0.5 とし、ヤマトシジミの初期現存量も両年とも 2012 年春季の値を設定した。

植物プランクトンの出現比率計算結果を見ると、初期比率 0.5 : 0.5 で計算を開始した後、2012 年は 8 月まで珪藻の比率が減り藍藻の比率が増えているのに対し、2013 年は珪藻が緩やかに増加し続けている。この傾向は谷の報告（本報告書第 1 章 2）と同様であり、塩分濃度 4PSU と 8PSU を指標として光合成活性を段階的に変化させた単純なモデル式でよく追従している。この植物プランクトン出現比率を受けて、ヤマトシジミ現存量計算結果を見ると、2012 年と 2013 年でヤマトシジミの現存量の変化傾向が異なる結果となっている。2012 年は初期値に対して 8 地区 4 水深帯平均で約 9 倍、2013 年は約 22 倍に現存量が増加している。これは、本テストランでは漁獲と鳥による捕食を考慮していないためであるが、それらの減耗項を加味しないポテンシャルと考えることができる。本モデル構築では餌となる植物プランクトンの種類によって成長（同化効率）が変わるとしているだけであるため、この現存量の増加割合の差は両年の計算に用いた塩分濃度（流動計算）の差に起因するものであると言える。

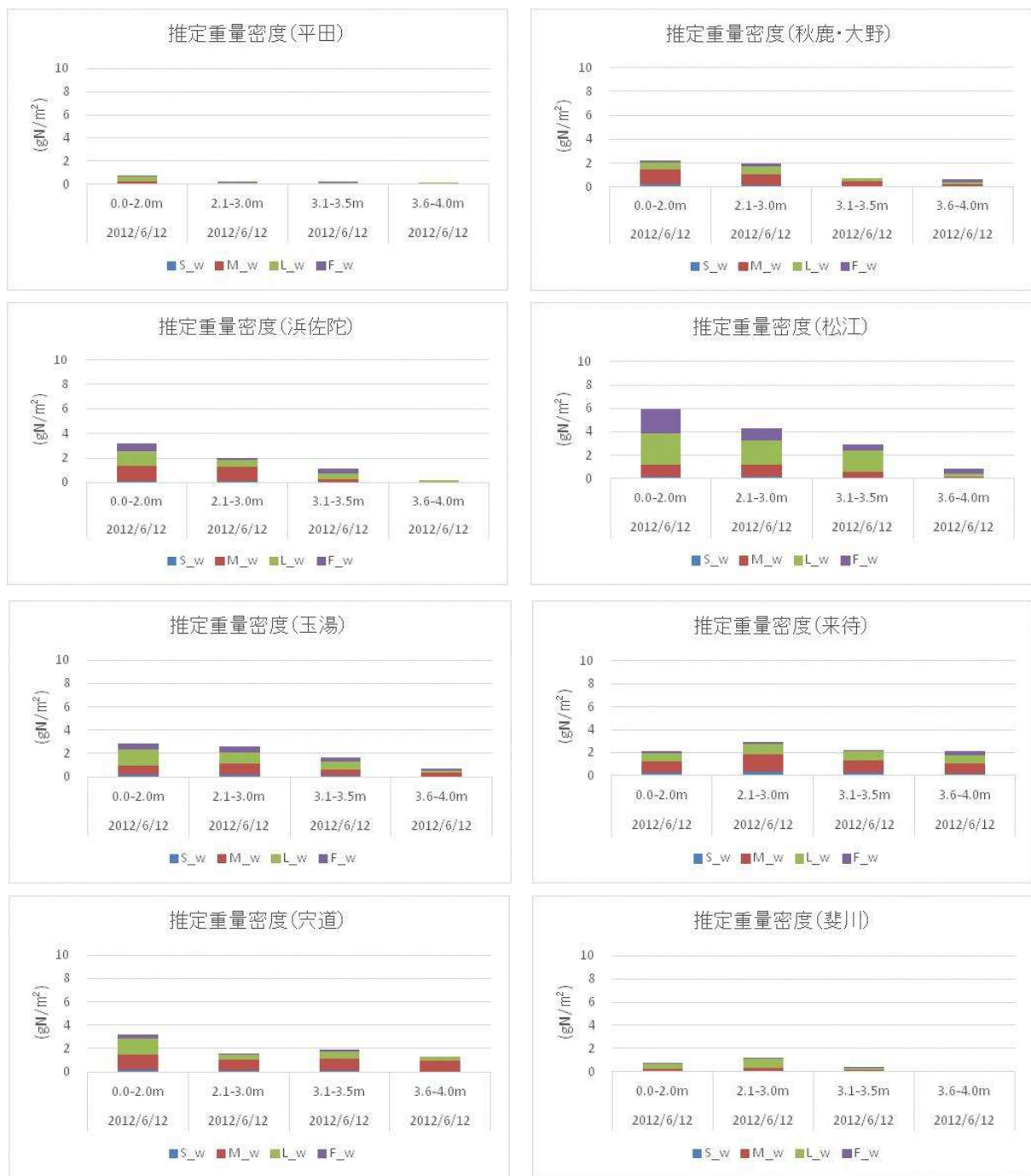


図 6 2012 年 6 月の推定窒素重量 (計算初期値)

### 3. 餌環境の変化に応答するヤマトシジミの成長を考慮した生態系モデルの構築

従来の浮遊系-底生系結合生態系モデルでは生物は全て現存量 (炭素量) として表し、大きさや個体数の区分はしていない。このため、対象とする生物の平均的な代謝速度を設定し、現存量の増減で再現および予測計算結果の評価を行っている。

ここでは、年による塩分の差に起因する植物プランクトン優占種の違いが宍道湖のヤマトシジミの成長、資源量、漁獲量に及ぼす影響について数値シミュレーションモデルを用いて再現することを目的としていることから、ヤマトシジミを殻長 1mm ごとの個体群として成長を考慮する

村山モデルの考え方を従来のモデルに組み込んだ新しい宍道湖生態系モデルを構築することとした。

### 1) 月初階級別殻幅組成 (2~33mm) と新規加入の個数の設定

計算に用いる資源量の初期値は、毎年秋 (10月) に実施する資源量調査 (殻長ごとの個体数と重量) から得られる資源量を用いた。殻長 2mm サイズへの新規加入量については、着底稚貝調査結果の 6 月の値を参考に設定。産卵による疲弊は新規加入個数に依らず、5-6 月に 12mm 以上個体の体重の 20% を減耗させることとした。また、殻長と重量の関係式については、村山モデルで用いられている各年度の式から平成 23 年春の式を適用した。

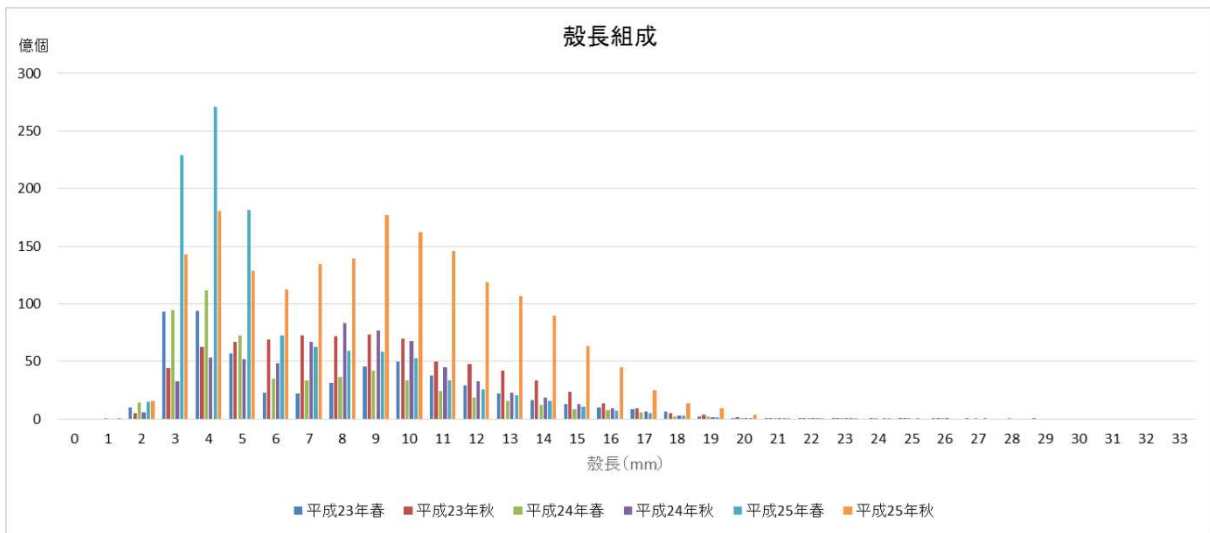


図 7 資源量調査から得られた殻長ごとの個体数

### 2) 階級別月間漁獲係数 (F), 水揚げされない漁獲死亡 (FG), 自然死亡係数 (M), 鳥類の捕食 (Mb) の設定

階級別月間漁獲係数 (F) は、月別資源量に対する月別漁獲量の比率とし、月別資源量については 6,10 月は資源量調査結果より、実測値のない他の月は内挿により求めた。

水揚げされない漁獲死亡係数 (FG) は、機械搔きで鋤簾の目から抜けた個体の死亡割合 13% (勢村 2014) を 5-7 月は漁獲死亡係数 F に上乘せすることとした。自然死亡係数 (M) については、向井 (2015) より殻幅 10mm 未満は 0.316, 殻幅 10mm 以上は 1.340 とした。また鳥類によ

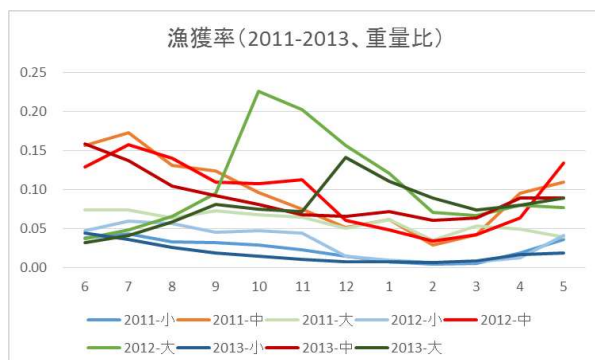


図 8 年別月別銘柄別の漁獲率の推移

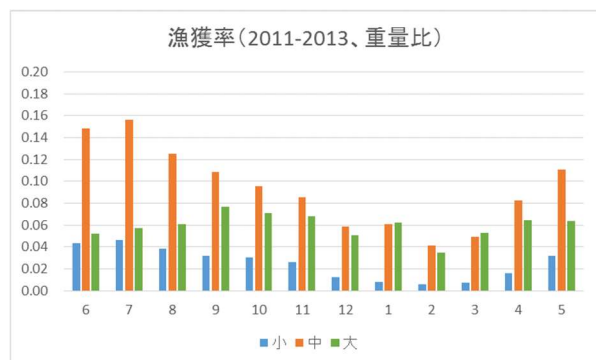


図 9 月別銘柄別の漁獲率の推移

る捕食 (Mb) は殻長 5~27mm のシジミがキンクロハジロ, スズガモにより被食されるとして, 以下の重量分を被食量として扱った (水産技術センター; 未発表) .

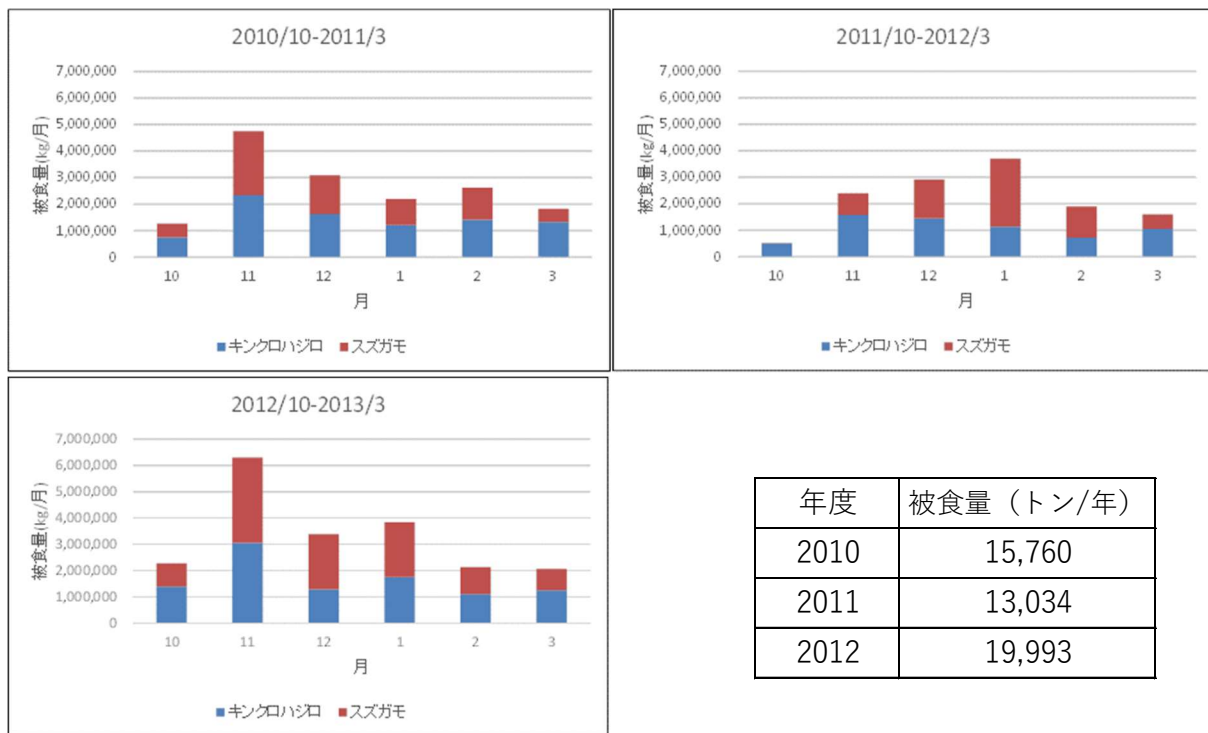


図 10 鳥類による被食量 (左上: 2010 年度、右上: 2011 年度、左下: 2012 年度)

### 3) 成長量

殻長毎の個体重量の変化については, 以下の式により求めた.

$$\text{殻長の個体窒素重量の変化} = \text{摂餌量} - \text{排糞} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄}$$

摂餌量の算出には中村ほか (2001) の式を用いた. また, 排糞量は摂餌量×0.3, 排泄量は摂餌量×0.1+軟体部重量×0.03 とした (中村; 1998) .

## 4. 宍道湖ヤマトシジミ統合モデルの構築と適用

### 1) 宍道湖ヤマトシジミ統合モデルの構築と再現性試験

#### (1) 塩分による植物プランクトンの優占種の変化

本モデルにおいて, 宍道湖のヤマトシジミにとってアオコは成長に寄与しない無効餌料として いる. 有効餌料 (珪藻等) と無効餌料 (アオコ) は, 生産における水温の反応と塩分濃度に対する 反応が異なっている. 図 11 に示した有効餌料の存在比率は, 各年の初めに有効餌料と無効餌 料を 1:1 として計算を開始し, 1 年間計算した結果を示している. これによると, 2012 年の夏季 の上層は有効餌料の存在比率が低く, 2013 年夏季は存在比率が高い結果となっている. 宍道湖 北岸における色素濃度と相対値の季節変化 (本報告書第 1 章 2) によると, 2012 年の春は藍藻と 珪藻が半々であり, 夏季は藍藻が優占し, 2013 年の春から夏においては珪藻類が優占してい

た。2012 年秋季から冬季にかけての珪藻の回復が本計算では十分ではないが、2012 年と 2013 年の春から夏にかけての出現傾向は概ね再現されている。

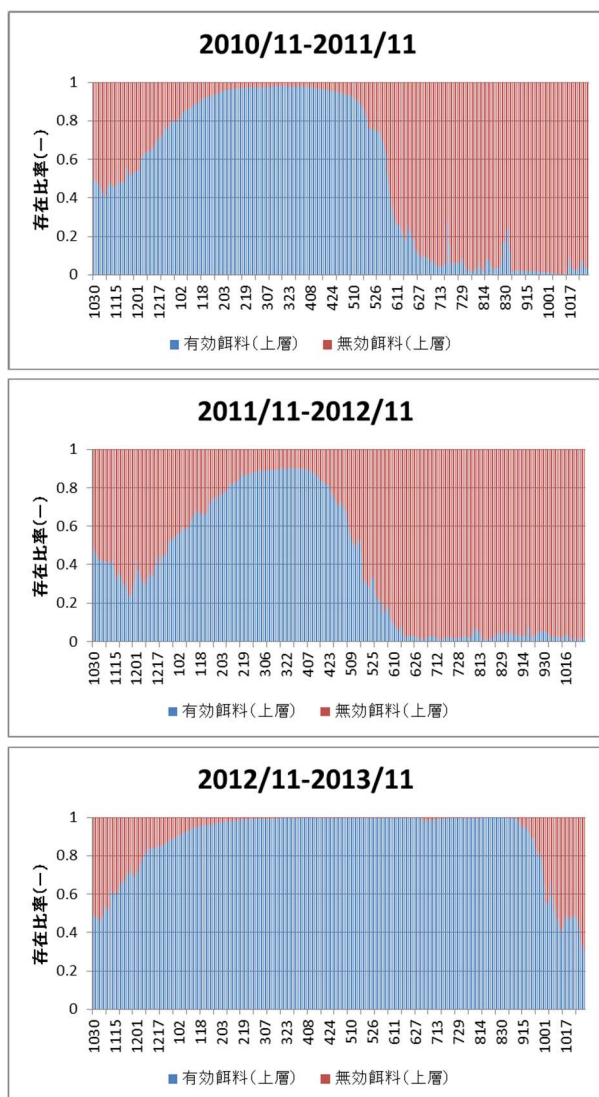


図 11 モデルにおけるヤマトシジミにとっての有効餌料存在比率（日平均値）

## (2) ヤマトシジミ資源量，漁獲量の計算結果

宍道湖におけるヤマトシジミの漁獲については、主に資源保護の観点から一日あたりの上限値を設けており、計算期間中の上限値は箱 2 箱分（約 90kg）とされていた。実際の漁獲量を漁業者数を 250 人、月の漁業日数を 16 日として割り戻した時の一日当たりの漁獲量を図 12 に示す。感度解析として、この制限をなくした計算を資源が大きく回復した 2013 年ケースについて行った。その結果、漁獲個数は 6 倍弱となり、主に 20mm 以上のサイズの体重が増加することにより漁獲量は約 7 倍となった。資源量は漁獲サイズの個体数が減少し小さいサイズが増加したことにより個体数は増加するものの資源量は若干の減少となる予測結果となった。



図12 実漁獲量より推定した1日当たりシジミ漁獲量の推移

表3 感度解析結果

		実測値				2013年 感度解析結果
		2010/10	2011/10	2012/10	2013/10	
資源量	億個	954	767	641	1,815	制限なし 1,559 54,601 35 206 596 16,943 20,076
	トン	43,875	30,841	22,170	77,943	
漁獲量	トン		2,431	1,701	1,649	
被食量	トン		15,011	14,796	20,971	
		計算結果			2013/10	
		2011/10	2012/10	2013/10		
資源量	億個	676	654	1,483	1,559	
	トン	30,856	21,008	67,983	54,601	
漁獲個数	億個	10	10	6	35	
死亡個数	億個	275	241	299	206	
被食個数	億個	293	325	595	596	
漁獲量	トン	2,482	1,967	2,384	16,943	
被食量	トン	14,089	14,721	20,076	20,076	

### まとめ

今回構築した宍道湖ヤマトシジミ統合モデルは、宍道湖における餌環境の変化やヤマトシジミの成長およびシジミ漁業による漁獲の取上げ、鳥類による被食、ヤマトシジミの自然死亡と新規加入を考慮した総合的な生態系モデルとなった。本モデルの運用により宍道湖の環境変化に応じたヤマトシジミ資源の将来予測が可能となったことから、本モデルでの将来予測を漁業者が実施する漁獲管理方策にどのように活用していくのか検討する必要がある。

今後、予測精度を高めるため、詳細な漁業情報の追加やモデルのチューニングは課題として残るが、宍道湖におけるヤマトシジミ資源を有効かつ持続的に利用し、漁業収入の向上を目指すため、どのような漁獲管理が可能か、漁業関係者と共に検討していきたい。

【研究責任者・連絡先】 勢村 均 ・ e-mail : [suigi-naisuimen@pref.shimane.lg.jp](mailto:suigi-naisuimen@pref.shimane.lg.jp)  
 (共同研究者) 畑恭子 (いであ株式会社) ・ 内田 浩 (島根県水産技術センター)



まとめと残された課題

## まとめと残された課題

---

山室真澄（東京大学・産業技術総合研究所）

### はじめに

「宍道湖保全再生協議会」は、2012～2017年度の6年間の予定で発足しました。発足した2012年の宍道湖では、宍道湖の漁業に直接間接に影響する深刻な「異変」が多発していました。まずヤマトシジミ漁獲量が急減していました。原因として様々なことが言われていましたが、2008年頃から水草が繁茂するようになっていたことから、「濁ってプランクトンが多い状態から透明で水草が多い状態にレジームシフトした結果」との見解もありました。ただし2012年には水草の大繁茂とアオコの大発生が同時に起こっていました。同じく水草で、水質浄化作用があるとされていたヨシの枯死体が、出水後に大量に鋤簾にかかる事態も発生していました。2007年頃には、採れたシジミがカビ臭により販売できませんでした。これはラン藻類の1種が原因と分かりましたが、ではなぜ宍道湖でラン藻が増えるようになったのかは不明なままでした。さらにはシジミだけでなく、宍道湖七珍として身近な漁獲対象だったワカサギやウナギ、テナガエビも採れなくなっていました。

ここではまず、上記の異変の原因として本協議会が達した結論や解明できなかったことをまとめます。次に考え得る対策と、対策を行う上での課題を紹介します。

### 協議会の研究でわかったこと

#### 1. ヤマトシジミの増減は、塩分によって珪藻かラン藻のどちらが優占するかで決まる

2010年から2012年にかけて急減した宍道湖のヤマトシジミ資源量は、2013年の秋に急速に回復した。本報告書1-2によると、2010年から2012年にかけての宍道湖では植物プランクトンとしてラン藻類が優占していたが、2013年には珪藻が優占していた。また宍道湖よりもシジミが速く成長する神西湖では、対象期間中、常に珪藻が優占していた。これらのことからヤマトシジミの餌となる植物プランクトンがラン藻か珪藻かで、シジミの成長速度や資源量が増減したと考えられたことから、飼育実験が行われた。

本報告書2-4によると、シジミの浮遊幼生のうち珪藻・緑藻を与えられた個体は、ラン藻を与えられた、もしくは何も与えられなかった個体より速く成長し、浮遊期間が短く、生残率が高かった。また本報告書2-1の成貝を使った実験によると、ラン藻はほとんど同化されておらず、緑藻は同化されていたが、最もよく同化されていたのは珪藻だった。ラン藻、緑藻、珪藻を与えてから消化糞が排出されるまでの時間を比較した本報告書2-2の実験でも、最も速く消化糞が排出されたのは珪藻だった。さらに本報告書2-3の稚貝・成貝・その中間の3サイズを用いた実験によると、殻長15mmまでのシジミはラン藻だけ摂食すると多価不飽和脂肪酸を合成できず、成長が阻害される可能性があることが分かった。このようにシジミにとってラン藻は珪藻と比べて餌としての価値はるかに劣ることが複数の異なる実験で共通して示された。

餌の価値が異なることが原因かどうかは未定であるが、塩分が高いとヤマトシジミは成長が早いだけでなく、稚貝の加入が複数回起こることも確認された（本報告書 3-1）。

宍道湖でラン藻と珪藻のどちらが優占するかは塩分で決まることが、現時点ではほぼ確実に考えられる。2012年夏はラン藻が優占し、特にアオコが発生した。この時の塩分は約4 PSUであった。これに対し珪藻が優占した2013年夏は、その倍の8 PSUだった。ただしどの塩分以上、もしくは以下でラン藻か珪藻かが分かれるという明瞭な塩分は、現段階では特定できていない。またある塩分以上だと必ず珪藻が優占するかについても、宍道湖より高塩分の中海で発生している渦鞭毛藻との競合関係が分かっていないため、現段階では特定できない。

従来、塩分がヤマトシジミに与える影響については、発生期（例えば卵割時や浮遊幼生期）の塩分耐性が注目されていた。しかし本報告書 2-1 のモデル計算で、たとえ宍道湖の塩分が浮遊幼生発生には低すぎる塩分であっても、塩分が高めの東岸から西岸に浮遊幼生が供給される結果となった。またこのような現象が実際に起こっていることが、本報告書 2-4 での観測で確認された。従って宍道湖においてシジミの増減を決めるのは、産卵数ではなく、餌の状態（ラン藻か珪藻か）による生活史初期（例えば定着まで）の生残率や初期成長速度の増減であると結論された。

## 2. シジミ資源量が少ないときは、鴨類による捕食の影響が大きい可能性がある

ヤマトシジミの増減は餌の状態（ラン藻か珪藻か）に影響されることが分かったことから、本研究ではラン藻類を無効餌料とし、ラン藻と珪藻の塩分に対応した活性（例えば塩分 8PSU 以上では珪藻の活性は1に対してラン藻の活性は1/2）を設定した上で、シジミ資源の減少因子としてこれまで考慮されてこなかった鴨類による捕食量も組み込んでシミュレーションを行った。また、ヤマトシジミにとっての有効餌料（珪藻等）の存在比率、水温・塩分についてもシミュレーションを行い、観測値との比較を行った（本報告書第4章）。その結果、2011年10月から2012年10月にかけての資源量の急減（シミュレーションでは30856→21008トンに対し、実測値は30841→22170トン）と翌2013年10月にかけての急回復（シミュレーションでは67983トンに対し、実測値は77943トン）を再現することに成功した。また漁獲量についても2011年から2013年の年間漁獲量がそれぞれ2431、1701トンであるのに対し、シミュレーションでは2482、1967トンと、再現性は良好だった。

このとき、必要カロリー量から計算した鴨類による捕食量は、2011年から2013年がそれぞれ15011、14796、20971トンであった。特に2012年については資源量が22170トンであったことから、資源量の多くを鴨が捕食していると推定された。幸い2013年にかけて高塩分による珪藻類の優占によってシジミ資源が回復したが、仮に塩分が低いままで2013年もラン藻類が優占していた場合、宍道湖のシジミ資源は鴨類の捕食によって激減していた可能性が示唆された。

一方、2013年のようにシジミ資源量が急激に増大したのちに餌環境が悪化して加入量の減少や成長速度の低下などが起こる場合には、鴨類の捕食によるシジミ個体数の間引きが密度効果の影響を軽減する役割を果たすこともあり得ることが、漁獲制限をなくした感度解析結果から明らかになった。

### 3. 水草の繁茂はヤマトシジミ稚貝の移動を妨げ、局所的貧酸素化により資源減少を招く

宍道湖では人が立てる深さに降りて鋤簾を使ってヤマトシジミを漁獲する場合もあるが、多くは人が立てない深さで船上から鋤簾を引いて漁獲する。もしそのような人為的攪乱が激しいところに稚貝が好んで定着していたら、資源の初期減耗をもたらすはずである。

本報告書 3-3 では、殻長 0.2mm までの稚貝は水深 2m より浅いところに定着し、殻長 0.5mm になると、1 ヶ月に一度程度生じる波により、水平・垂直方向に移動分散すると推定した。移動・分散が本報告書 3-2 で報告されている粘液を使った能動的な移動が主なのか、受動的なものが大部分であるのかは未解明であるが、いずれにしても移動には水平・垂直方向の流れが必要であり、浅場造成や水草の繁茂がその流動状況に大きな影響を与えることが本報告書 3-2 で指摘された。

特に水草の繁茂については、稚貝が定着する浅場において底質の悪化を招かない程度の繁茂であっても、湖流の改変などの影響により稚貝の定着を阻害していることが分かった(本報告書 3-3)。さらには水草起源有機物の増加による貧酸素化によって、ヤマトシジミ資源量の減少をもたらす可能性が指摘された(本報告書 3-3)。

水草が繁茂するようになった原因が植物プランクトンの減少というレジームシフトではないことは、2012 年夏にアオコと水草の繁茂が起こったことから明らかである。ではなぜ宍道湖で水草が繁茂するようになったかの原因として、それまで水草の繁茂を抑制していた除草剤使用量が減少したことが考えられた(山室ほか, 2014)。2013 年夏の塩分である 8 PSU は異常繁茂が報告されている水草のほとんどが繁茂できない塩分であることが既に報告されていた(山室, 2014)。宍道湖で繁茂している水草のうち、オオササエビモは淡水種の雑種であるが、ツツイトモ(絶滅危惧種)とされている種については、山室(2014)では「塩分耐性不明」とされていた。再生協議会の研究で、宍道湖で繁茂しているツツイトモとされていた植物はツツイトモを片方の親とする雑種であることがわかり、その塩分耐性については、8 PSU 以上で殖芽の発芽が抑制されることが分かった(本報告書 2-4)。

### 4. 斐伊川河岸にはヨシなどの植物起源有機物が蓄積されているが、斐伊川放水路により極端な流入は回避できると考えられる

近年、斐伊川の出水後にヨシの枯死体が大量に鋤簾にかかる事態が発生している。当初は湖岸に植栽されたヨシが起源と考えられたが、本報告書 1-3 により、河道に繁茂する植生起源の有機物が、湖岸植生起源を凌駕することが明らかになった。

斐伊川河道における河岸植生は、越境大気負荷(Miyazako et al. 2015)により硝酸塩やリンを含んだ雨が降ることもあり、他地域の河川よりバイオマスが圧倒的に多い(本報告書 1-3)。ただし斐伊川放水路の運用が開始されたので、河道に蓄積された有機物が出水時に宍道湖に大量に流入する事態は回避できると考えられる(菅原ほか, 2016)。

一方、平水時の負荷については放水路での操作が及ばないことから、先述の越境大気負荷が集水域を含む宍道湖に与える影響は回避できない(Miyazako et al. 2015)。近年、過去にはアオコが発生しなかった塩分でアオコが発生する原因は、越境大気負荷による湖水の N/P 比の低下が主な原因と考えられるが、本研究ではその実証には至っていない。

## 5. 農薬がシジミ以外の漁獲対象種を減少させた可能性がある

宍道湖に限らず、近年、平野部の多くの湖沼で漁獲量が激減している。その原因として、海域で言われているように、負荷削減による貧栄養化が取りざたされている。しかし、特に宍道湖においては、湖水のCOD値が減少している事実はない。一方で、公共用水域のモニタリングには堆積物は含まれていない。魚の多くが底生動物を餌としていることから、本報告書1-4では、底生動物の餌と密接に関わる、湖底堆積物の有機物濃度の経年変化を解析した。

その結果、宍道湖では1980年代から1990年代においては負荷削減対策により底質中有機物濃度が減少したが、以後は増加していたことが分かった。同時に比較した中海の分析値から、その原因は分析誤差ではないことが確認された（本報告書1-4）。

餌となる有機物が減少していないにも関わらず、1980年代と比較して、シジミを除く宍道湖の大型底生動物の生息密度は、顕著に減少していた。特に節足動物の減少が著しく、オオユスリカ幼虫は1982年には1㎡当たり100個体以上生息していたのが、2016年には全く採集されなかった。出雲河川事務所が過去に行ったユスリカ調査報告書から、オオユスリカ幼虫が採取されなくなったのは1993年以降であることが分かった。さらに、出雲河川事務所が毎月宍道湖湖心で行っている動物プランクトンの調査でも、1993年から10年間、動物プランクトンの激減状態が継続していたことが分かった。

日本で初めてネオニコチノイド系殺虫剤が登録されたのが、イミダクロプリドの1992年11月である。1993年は宍道湖におけるエビ類の漁獲量も顕著に減少し、2001年以降のエビ類の年間漁獲量は10トン未満の状態が続いている。（本報告書1-4）。ユスリカ幼虫や動物プランクトン、エビ類は魚類の餌として重要であることから、宍道湖でシジミ以外の漁獲量が減った一因として、ネオニコチノイド系殺虫剤の使用が考えられた。

### 考え得る対策と課題

ここではヤマトシジミ資源の維持・増加対策を提案する。

ヤマトシジミ資源の減少の原因は、餌となる植物プランクトンとしてラン藻が優占したことであった。従って、ラン藻が優占しないような塩分にするのが、有効な対策と考えられる。また、宍道湖では水草が繁茂するとシジミ資源が減少する可能性が示唆された。宍道湖に繁茂する水草のうちオオササエビモは淡水種と考えられ、またツツイトモ雑種は塩分が8PSU以上だと繁殖が阻害される可能性があることが分かった。

これらの観点からは、2013年8月に実際に起こった、塩分が8PSU程度に宍道湖の塩分を引き上げることが望ましい。実際、塩分が8PSUであった2013年8月には、懸念されていた貧酸素化の増強や、ホトトギスガイの侵入・繁殖も見られなかった。宍道湖ではかつて、大正時代に大橋川を改変することにより、塩分が増加したことがある。本報告書で数値シミュレーションを行った結果でも、大橋川の川幅を広げることにより、宍道湖の塩分は上昇した（本報告書1-1）。

ただし現時点でのシミュレーションは大橋川の塩分や流量を入力して宍道湖の状態を再現しており、日本海での潮位を入力することで宍道湖の塩分を再現できるモデルはまだ存在しない。今後の気候変動によって海面が現在より高い状態が続いた場合、現状を元に改変した予定塩分より

も高くなってしまいう可能性がある。従って大橋川の改変によって塩分を上昇させる場合には、洪水時の流下を妨げることがなく、高塩分水の逆流量を調節できるような改変を行う必要がある。

さらに、高塩分水の調節ができた場合でも、貧酸素化の問題が残っている。2013年は高塩分になると同時に成層が発達しないような強風が続いたために、貧酸素化しなかった。宍道湖の塩分を8PSUにした場合、最低どれくらいの風が常に吹いている必要があるかは、現段階では分かっていない。また分かったとしても風を制御することはできない。従って、現在より塩分を高くすることでラン藻類が優占しにくい宍道湖の状態にするのであれば、少なくともより精緻なシミュレーションモデルを構築することによって、どのような場合に宍道湖で貧酸素化が生じるのか、その弊害はシジミの生息範囲に及ぶのかが予測できるようになる必要があるだろう。

一方、本報告書1-2では、冬季に高塩分になることでラン藻の繁茂が抑制される可能性が示唆されている。冬季であれば成層しても貧酸素化がゆるやかであり、また風による混合も頻繁であることから、いつの時点にどの塩分であればラン藻が優占しないかについても検討を進める必要がある。

現状では塩分をコントロールすることは難しいため、宍道湖の現実の塩分に対応した植物プランクトンの変化に応じて、将来のシジミ資源を予測して適切な資源管理を進めることが当面の課題になる。今回得られた研究成果の一つとして、シジミ資源量の変動を予測するシミュレーションモデルの構築がある（本報告書4）。このモデルを用いてシジミ資源量を予測し、その資源量に合わせて漁獲量を調整することで、シジミ資源の最適な利用法を検討することが可能となった。

今回構築したモデルは2012年春から夏にかけてのラン藻類の優占や、2013年春から夏における珪藻類の優占状況を概ね再現できたことでシジミ資源量の再現にも成功し、さらにはCODなどの水質項目についても、観測値との時系列比較において整合性が確認された。本モデルは環境因子のひとつとして二枚貝の代謝を詳細に組み込むという世界でも初めての試みを行い、その結果、資源変動だけでなく、環境も精度良く再現できた。将来的には日本海での潮位から宍道湖の塩分を再現できるモデルを構築することで、地球温暖化による海面水位の変動に伴う、塩分を含む宍道湖の水質予測も精度良く行えるようになることが望まれる。当面は本モデルの運用により、現状の塩分状況のもとでの科学的な資源予測に基づいた漁業管理に転換し、宍道湖のヤマトシジミ漁業が安定的な漁獲体制が構築されることを期待したい。

塩分を当面高めることができない場合、水草による弊害の拡大が懸念される。これについては、当面は刈り取りを行うしか対策はない。どれくらい刈り取るかについて、貧酸素化やシジミの移動を妨げない最低限の範囲を数値シミュレーションなどによって推定するべきとの意見もある。しかし現実問題として、刈り取りを行うには水草がどこにあるかが確認できなければならない。濁度が高い宍道湖においては、湖上から見えるようになるまで育った時点で、既に貧酸素化が始まっている。従って水草対策としては、当面はこれまでのような刈り取りを行うのと平行して、水草の生活史（いつ殖芽が生長を始め、どのような水温でどれくらいの速度で伸び、いつ殖芽を形成するのかなど）を解明する必要がある。その上で、効果的な刈り取り方法を検討すべきだろう。

塩分を高め、水草の繁茂を抑制したとしても、解決されない問題が残されている。それは、塩分が宍道湖より高い神西湖でも問題になっている、シオクサの繁茂である。シオクサという名称から塩分が高いところで繁茂すると思われがちだが、シオクサ（Cladophora属）と呼ばれる緑藻

は複数種あり、淡水から海水まで分布する。なぜ近年、シオクサが宍道湖や神西湖で増えるようになったか原因が解明されていないので、現状で行える対策は除去のみである。平塚ら（2006）は、1950年代頃まで宍道湖で行われていた採草漁に関する聞き取りを行っているが、当時、シオクサが繁茂していたとの証言はないことから、富栄養化が原因かもしれない。しかし、シオクサではないが底生緑藻の繁茂は貧栄養湖沼の代表であるバイカル湖をはじめ世界のいくつかの大湖沼で起こっており、世界的にも未解明の問題である。解決策を見いだすには、本協議会で行ってきたような総合研究の継続が必要だろう。

## おわりに

宍道湖で生じている、かつて「異変」とされた問題のかなりの部分について、6年間にわたる研究の結果、科学的に原因を特定することができました。それが可能になったのは、本協議会が日本全国から、水産に限定しない広い分野の専門家を招き、毎年それぞれの研究成果を報告書にまとめた上でその内容の確認と次に解明すべきことを議論し、行政担当者とともに知見を共有してきたからだと思います。

この6年間で解決できなかった課題は、世界でもまだ解明できていない問題です。即ち、宍道湖で解明されていない課題は、世界共通の課題でもあると言えるでしょう。例えばネオニコチノイド系殺虫剤が産業に弊害を与えているかについて、ミツバチの大量死の原因ではないかと言われていますが、実証はされていません。先述のようにシオクサ問題は、世界のいくつかの大湖沼で起こっている底生緑藻類の異常繁茂と類似の現象ですが、なぜ底生緑藻だけが異常繁茂するかについて確定した知見は未だ提示されていません。

そのような観点から宍道湖の問題を世界の問題と捉えた国内外の研究者、特に若手研究者が地元の関係者の支援を受けて新たな研究を展開することで、宍道湖に関する知見がさらに広がり、宍道湖がよりよい状態で次世代に継承されるような体制が今後も何らかの形でこの島根県で継続されることを期待しています。座長の私自身、大学の卒業論文のテーマとして宍道湖の大型底生動物の研究に取り組んでから約40年間にわたり、多くの方々からそのような支援を頂けたことで宍道湖の様々な側面を研究し、世界に向かって成果を発信し続けることができました。

本協議会の座長を退任するに当たり、お世話頂いた多くの宍道湖関係者の方々にお礼申し上げます。

将来の農林水産業を支える技術開発プロジェクト  
「宍道湖・中海再生プロジェクト」

## 宍道湖保全再生協議会研究概要報告書

編集・発行

島根県農林水産部水産課

〒690-8501

島根県松江市殿町 1 番地

TEL : 0852-22-5312 FAX : 0852-22-5929

e-mail : [tobiuo@pref.shimane.lg.jp](mailto:tobiuo@pref.shimane.lg.jp)

※ 本報告書の無断の転載及び複写を禁じます。