

残率は比較できませんが、初期生産放流 399,200 尾、中間育成放流 423,300 尾でした。

ワタカの種苗放流実績を表Ⅲ.2.2-3 に示しました。なお、本モデル事業以前に放流されたワタカ種苗は、育成期間等が異なるため単純に比較できないものの、西の湖には平成 14 年度（2002 年）から平成 17 年度（2005 年）までの 4 年間に合計 1,142,700 尾、南湖には平成 17 年度に 159,100 尾、その他 18,000 尾でした。

表Ⅲ.2.2-3 ワタカの種苗放流実績

		平成18年度	平成19年度	平成20年度		
		中間育成魚	中間育成魚	ふ化仔魚	初期生産魚	中間育成魚
南湖	放流月日	3/1・2	3/4	—	—	11/21
	放流数	224,300	32,300	—	—	109,400
西の湖	放流月日	3/13・14	3/4	7/15～8/5	9/1・16	11/26・28・2/2
	放流数	161,700	89,500	1,017,400	399,200	313,900

(3) 効果検証

(3)-1 モニタリング

i) 導入技術 1 :【湖底耕うん】

①水草採集調査 湖底耕うんが水草の密度と種組成におよぼす影響のモニタリングとして、定点での水草採集調査を実施しました。

南湖の耕うん区の内外で、新たに工夫したスプリングチェーン（事例 N0.15, P.98 参照）を使って採集した調査結果（隔月実施）から、年間の最大値を表Ⅲ.2.2-4 に示しました。初年度には、水深が比較的浅い北耕うん区の最も耕うん頻度が低い試験区で耕うん区外（対照区）よりも密度の高い水草の繁茂が見られました。しかし、2 年目以降は、夏季の猛暑などから耕うん区外では最大採集量が年々増大しましたが、耕うん区内では頻度の低い区でも大幅に少ない採集量でした。また、水深がやや深い南耕うん区では、初年度の耕うん開始直後から採集量が著しく減少しました。

表Ⅲ.2.2-4 南湖の耕うん区内外における水草の最大採集量（※1）

	平成18年度	平成19年度	平成20年度
北耕うん区	1660g（9月）	381g（11月）	916g（9月）
南耕うん区	812g（※2）	138g（9月）	185g（9月）
耕うん区外	910g（11月）	1719g（11月）	3424g（9月）

※1 スプリングチェーン3投(0.76m²相当)による湿潤重量.

※2 湖底耕うん開始前(水草事前除去後)の調査結果(5月).

西の湖においては、本モデル事業以前からジョレン（採集面積 0.4 m²）を使って定期で調査が行われており、平成 17 年（2005 年）9 月には 1 m²あたりに換算して最大 3,925 g / m²、平均でも 1,809 g / m²が採集されていました。しかし、耕うん開始後の平成 18 年（2006 年）9 月の調査では最大でも 135 g / m²と少なく、平成 19 年（2007 年）以降は全く採集されませんでした。

南湖の耕うん区内外で採集された水草の種組成を見ると、当初は 3 分の 1 以上をカナダモ類が占めていましたが、2 年目以降、耕うん区内ではカナダモ類の比率が大幅に縮小するとともに、さまざまな在来種の出現頻度が高くなる傾向がうかがわれました（図 III. 2. 2-21）。

西の湖については、耕うん開始以前に湖面を埋め尽くしていた水草は、ほぼオオカナダモ 1 種で占められていました。

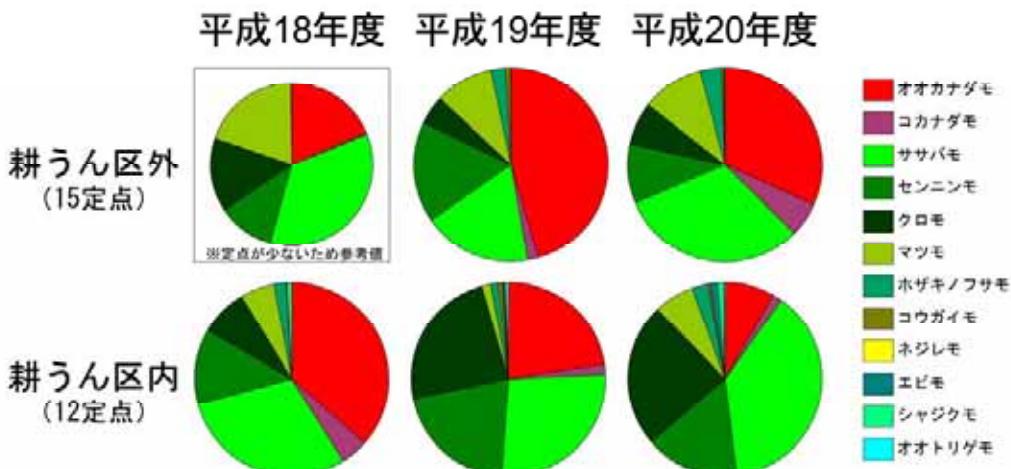


図 III. 2. 2-21 南湖の耕うん区内外において採集された水草の種組成（年間集計）の変化。

②水草魚探調査 水草の現存量のモニタリングとして、南湖の耕うん区とその周辺において魚群探知機（G P S 魚探）を使った水草密度の分布調査（事例 N0. 16, P. 98 参照）を実施しました。

G P S 魚探による連続観測によって得られた水草の密度と位置情報から、パソコンの G I S（地理情報システム）ソフトを使って水草密度の分布地図を作製し、耕うん区内の水草現存量を試験区ごとに推定しました。

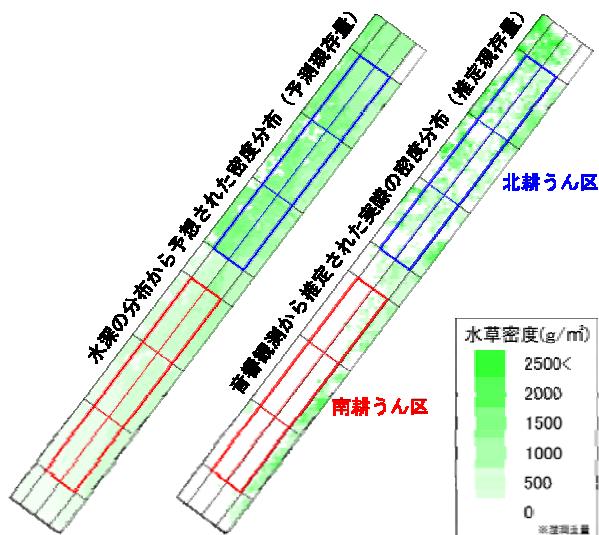


図 III. 2. 2-22 魚探調査によって作製された水草分布地図の一例。

た（推定現存量）。一方、耕うん区外で観測された水草密度と水深の関係から、その時点における水深ごとの平均水草密度を算定し、あらかじめ作製しておいた詳細な湖底地図の深度別面積から、もしも耕うんしなかったとしたら繁茂したことが想定される耕うん区内の水草現存量を試験区ごとに算出しました（予測現存量）。

推定現存量は、耕うん頻度にかかわらず、すべての試験区（各 10ha）で予測現存量よりも少なくなりましたが、その比率は大きくばらつきました。

水草の繁茂が最盛期を迎える 9月末時点における耕うん区全体（120ha）の予測現存量と推定現存量を、年度ごとに表 5 に示しました。予測現存量は、上述の採集調査における耕うん区外の結果と同様に、年々増加する傾向を示しましたが、推定現存量は北耕うん区で年々減少し、両者の差（削減量）は広がる傾向を示しました。各年度の削減量を水草が増加に向かう前半期（4月～9月）の除去量と比較すると、初年度の削減量は半年間の除去量の半分にとどまりましたが、2年目には逆転し、平成 20 年度には 1.6 倍になりました。

表Ⅲ. 2.2-5 南湖耕うん区内の水草の最盛期（9月末）における水深に基づく予測現存量と音響観測に基づく推定現存量の比較（湿潤重量：トン）

	平成18年度		平成19年度		平成20年度	
	予測現存量	推定現存量	予測現存量	推定現存量	予測現存量	推定現存量
北耕うん区	610	462	687	454	625	436
南耕うん区	142	53	253	121	410	197
合 計	752	515	940	575	1035	633
削減量 ^{※1}	237		365		402	
4～9月除去量 ^{※2}	476		326		258	
10～3月除去量 ^{※2}	209		133		87	

※1 削減量（水草のみ）＝予測現存量－推定現存量

※2 湖底耕うんにともなって陸揚げされた水草量（糸状藻類や泥分を含む）

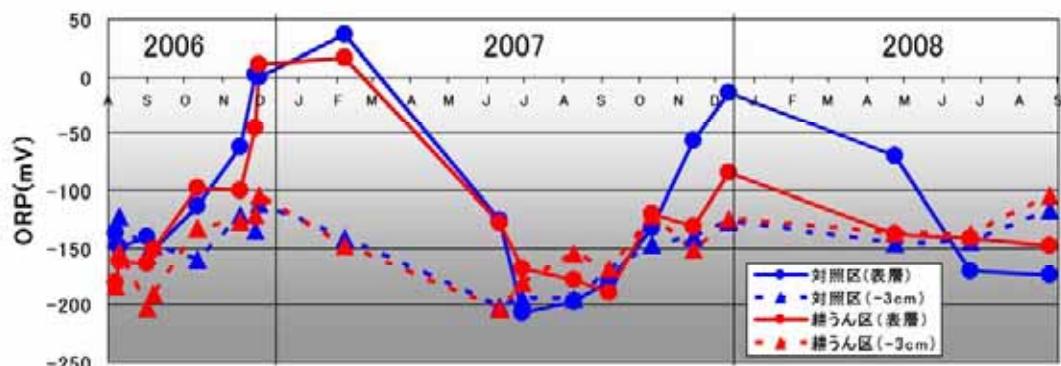
③水象観測 水草の密度と環境要因の関係の簡易なモニタリングとして、上記の水草採集調査と同時に水質チェッカーによる底層水の電気的測定（水温、pH、電気伝導度、濁度、溶存酸素量）と透明度の観測を実施しました。

南耕うん区では、透明度が北耕うんにくらべて低く、沖合で行われている砂利採取の影響を受けていると考えられました。北耕うん区は、透明度が水深を超える場合が多く、透明度と水草密度の関係を把握することはできませんでした。また、水草の密度と溶存酸素の関係については明瞭な傾向が認められませんでしたが、夏季に在来種が多く繁茂していた定点では冬季に電気伝導度がやや高くなる傾向が見られました。

④O R P調査 シジミの資源量を左右する湖底環境の簡易なモニタリングとして、耕うんによる改善効果が期待される底質の酸化還元電位（O R P）の調査を実施しました。

O R P調査は、シジミの種苗放流を実施した南湖の耕うん区とその周辺（対照区）にそれぞれ複数の定点を設け、採取した底質の表層部分とわずかに下層（サンプルの湖底面から約3cm）部分のO R Pを測定しました。底質の採取には、少量の砂でも柱状に採取できる小型のコアサンプラー（事例N0.17, P.100参照）を用いました。

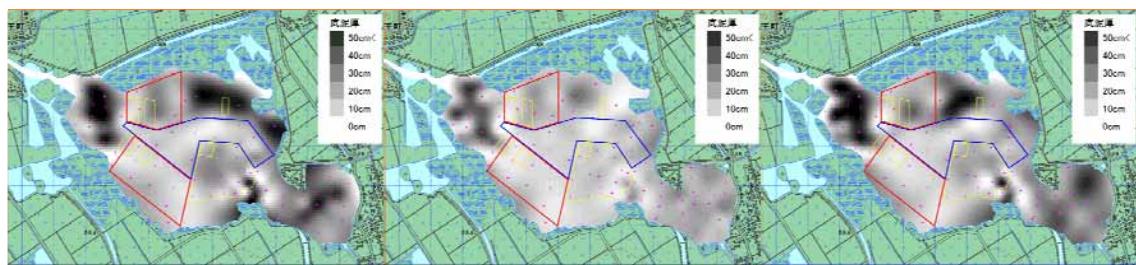
北耕うん区におけるO R Pのモニタリング結果を図III.2.2-23に示しました。測定値は定点ごとに大きくばらつきましたが、平均すると下層のO R Pは年間を通じて-150mV前後でおおむね一定していたのに対し、表層のO R Pは夏季に低く、冬季に高くなる変動を繰り返しました。南耕うん区では、表層O R Pの季節変動はほとんど見られず、下層の値と同様に年間を通じて-100mV以下でした。また、いずれの耕うん区においても、耕うん区内で耕うんの効果を示すような明らかなO R Pの上昇は認められませんでした。



図III.2.2-23 南湖の北耕うん区内外における湖底表層とやや下層のO R Pの推移。

⑤底泥分布調査 西の湖では、湖底耕うんの開始直後から湖全域で水草が著しく減少したため、水草の有無と耕うんがヘドロの堆積におよぼす影響を把握することを目的として、底泥（軟泥）の分布調査を実施しました。

底泥の堆積量は、新たに工夫した湖底貫入計1（事例N0.18, P.101参照）を使って軟泥の厚さを客観的に測定することによって評価しました。測定結果をG I Sソフトを使って地図化したもの図III.2.2-24に示しました。初年度（2006年）は、耕うん区外に比較的厚い泥の堆積が見られましたが、2年目は減少し、分布が平均化されたものと思われました。3年目には耕うん区外にやや泥の堆積が見られ、泥の分布が流动的になっている可能性が示唆されました。



図III. 2. 2-24 西の湖における水草減少後の底泥分布の変化（左から 2006 年、2007 年、2008 年の 12 月調査結果）。

⑥湖底硬度調査 シジミ漁業が行われなくなった南湖の砂地では、底質の硬化が進んでいることが懸念されたことから、湖底硬度の調査を実施しました。

水深が 2m 以上ある南湖の耕うん区周辺では、既製の土壤硬度測定機器が使えないため、新たに工夫した湖底貫入計 2（事例 N.O. 19, P. 102 参照）を使って、シジミの潜砂行動に影響がないと考えられる貫入抵抗 10kg/cm^2 以下の底質の厚さ（貫入深度）を測定しました。その結果、耕うんの有無にかかわらず、ほとんどの地点で貫入深度は 25cm（貫入計の最大値）に達しており、底質の硬化は生じていないと考えられました。

⑦理化学分析 上記のモニタリング結果を補足する資料として、水質や底質に関する一般的な環境指標と植物プランクトン量および底生動物（ベントス）の詳細な分析のため、南湖および西の湖の耕うん区の内外に代表的な定点を設け、四半期ごとに採水・採泥調査を行いました。測定項目および分析方法等は、表III. 2. 2-6 のとおりでした。

表III. 2. 2-6 南湖および西の湖の耕うん区内外の定点における理化学的調査項目

	測定項目	分析方法等
水質	アンモニア態窒素	インドフェノール法
	亜硝酸態窒素	スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアミン法
	硝酸態窒素	ヒドラジン還元一スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアミン法
	全窒素	紫外線吸光光度法
	全リン	ペルオキソニ硫酸カリウム分解法
	クロロフィルa	SCOR/UNESCO法
底質	酸化還元電位	ORP-5041(CUSTOM)
	強熱減量	定法
	酸揮発性硫化物	検知管法
	全窒素	中和滴定法
	全リン	硝酸－硫酸分析法
	ベントス	0.5mm 標準ふるい

ii) 導入技術2：【二枚貝種苗放流】

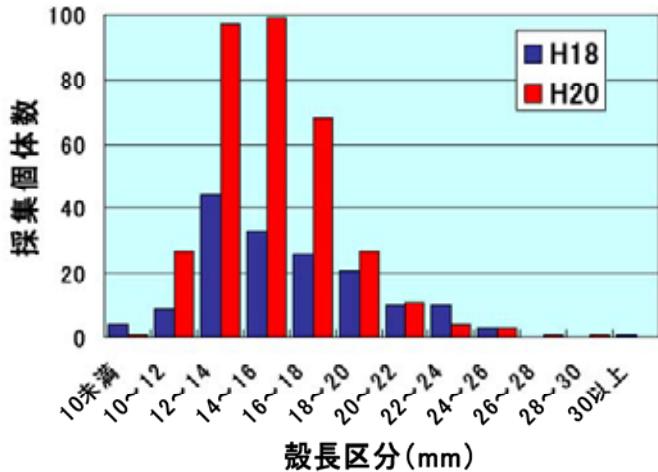
①成貝採集調査 種苗放流による資源回復状況のモニタリングとして、シジミ成貝（おおむね殻長15mm以上）の定点採集調査を実施しました。セタシジミの成長速度から、本モデル事業においては、初年度（2006年夏）に放流したD型仔貝を対象とし、放流年と3年目の平成20年度（2009年1月）とで成貝の生息密度を比較しました。

採集調査は、各耕うん試験区（12区画）の中と耕うん区外の3か所に定点を設け、調査用に製作した定量桁網（採集幅8cm）を1分間曳航することによって行いました。

G P Sによる曳網距離の測定から、各定点での採集面積は2.3～4.6m²でした。

平成18年度（2006年12月）の調査では、1m²あたりに換算して0～14.8個体/m²が採集され、平均は3.4個体/m²でした。平成20年度（2009年1月）の調査では、1m²あたりに換算して0～32.5個体/m²が採集され、平均は5.3個体/m²でした。

定点で採集されたシジミの殻長組成を図III.2.2-25に示しました。平成18年度の殻長組成はなだらかな勾配を描いたのに対して、平成20年度の殻長組成は15mm付近をピークに著しく高い山を描き、初年度に放流したD型仔貝が成長したものである可能性を示しました。これらの成貝の大部分は、底質が泥地である南耕うん区とその周辺の定点で採集されました。

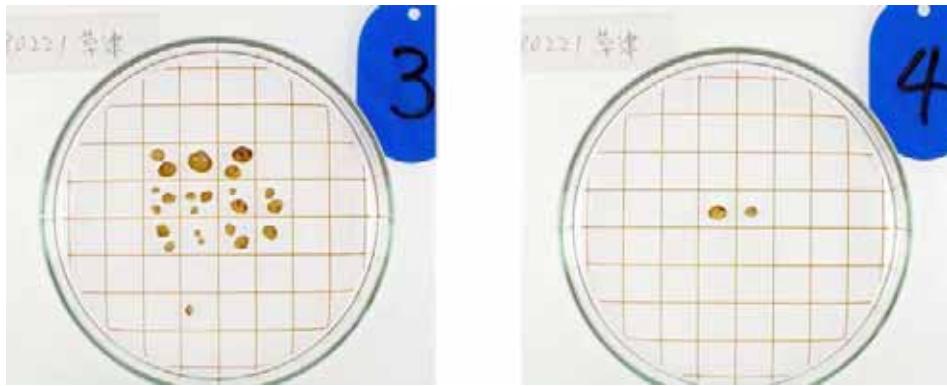


図III.2.2-25 耕うん区内外の定点で採集されたシジミ成貝の殻長組成の変化。

②稚貝採集調査 放流種苗の生残と湖底耕うんの関係のモニタリングとして、耕うん頻度の高い試験区と耕うん区外に放流した種苗を対象に、1～2年目の稚貝（0才貝～1才貝）の採集調査を実施しました。

調査は、平成19年度（2007年夏）にD型仔貝を放流した水域を中心に、2008年2月に耕うん区外から耕うん区内にかけて配置したORP調査の定点で行いました。砂地ではスミス・マッキンタイヤー採泥器（採集面積0.05m²）、泥地ではエクマン・バージ採泥器（採集面積0.025m²）を用いて0.15m²の底質を採取し、メッシュでふるつて殻長約2mm以上のシジミを採集しました。

殻長15mm未満のシジミの生息密度は、北耕うん区では、対照区（耕うん区外）の27個体/m²に対して耕うん区内では167個体/m²（3地点平均）と高く、なかでも殻長



図III. 2. 2-26 北耕うん区の内（左）と外（右）で採集されたシジミ稚貝の一部。

5mm未満が96個体/m²と過半数を占めました。南耕うん区では、耕うん区の内外ともに40個体/m²で、殻長5mm未満は耕うん区内で4個体/m²（3地点平均）が採集されただけでした。

iii) 導入技術3：【多様な植生帯の創出】

①生育状況調査 植栽技術の有効性のモニタリングとして、植栽後のヤナギおよびマコモの活着状況、生長の程度を一月ごとに目視調査しました。

ヤナギは、植栽の2週間後には170本中169本に発根が認められ、162本が枝葉を伸ばしました。その後、翌年（2007年）6月の降雨時を中心に流失が見られましたが、2年目以降は流失せず、平成20年（2008年）10月時点の活着率はヨシ帯造成地の前面で79%（111本）、水路側で47%（16本）でした。樹高は、1年後に最大で1.5mに達し、2年後には半数のものが2m以上に生長しました。

植栽が11月であったマコモは、冬季には湖水位の上昇によっていったん水没しましたが、翌年の4月下旬には植栽時の密度、水深にかかわらず水面に新葉が達し、5月中旬以降、急速に生長しました。また、2年目の冬季には湖水位が上昇しても枯れた植物体が水没することはありませんでした（図III. 2. 2-27）。



図III. 2. 2-27 マコモの植栽後の生育状況と湖水位の関係。

②来遊親魚調査 天然の来遊親魚によるヨシ帯造成地の植生利用状況のモニタリングとして、来遊親魚の捕獲調査と人工産卵基体を用いた産卵確認および植生への産卵状況の目視調査を実施しました。調査は、ヤナギとマコモを植栽した下笠工区の第1工区だけでなく、植栽しなかった第2工区でも実施しました。

来遊親魚は、いずれの工区でもフナ類とコイがわずかに採捕されただけでした。しかし、人工産卵基体へはフナ類、コイ、ナマズの産卵が見られ、さまざまな魚種が産卵に訪れていることが確認されました。植生への産卵は、ヤナギでは認められませんでしたが、マコモでは平成20年（2008年）4月にはじめてニゴロブナの産着卵が確認されました（図Ⅲ.2.2-28）。

なお、いずれの工区においても、魚食性外来魚（オオクチバス、ブルーギル、カムルチー）の親魚および稚魚が捕獲または目撃されました。



図Ⅲ.2.2-28 マコモの水中根（左）および枯葉（右）に産み付けられたニゴロブナ卵。

③標識再捕調査 後背地水田から流下したニゴロブナ稚魚によるヨシ帯造成地の利用状況のモニタリングとして、水田放流魚と識別可能な耳石標識を施したニゴロブナ稚魚（評価用種苗）のヨシ帯造成地内への放流と再捕調査を実施しました。

評価用種苗の放流は水田からの稚魚の流下にあわせて行い、下笠工区の第1工区と第2工区に同数を放流しました。平成18年度の放流は平成18年（2006年）6月27日にそれぞれ36,000尾（平均体長15.8mm）、平成19年度の放流は平成19年（2007年）7月2日にそれぞれ46,000尾（平均体長19.0mm）、平成20年度の放流は平成20年（2008年）7月4日にそれぞれ60,000尾（平均体長14.7mm）でした。

評価用種苗の放流から約2か月のあいだに各種の漁具で採集したヨシ帯造成地内のニゴロブナ稚魚の標識別内訳を表Ⅲ.2.2-7に示しました。平成18年（2006年）は、水田からの流下稚魚数が評価用種苗の放流数の約2倍であったにもかかわらず、ヨシ

表III.2.2-7 ヨシ帯造成地（下笠工区）内で採捕されたニゴロブナ稚魚の内訳

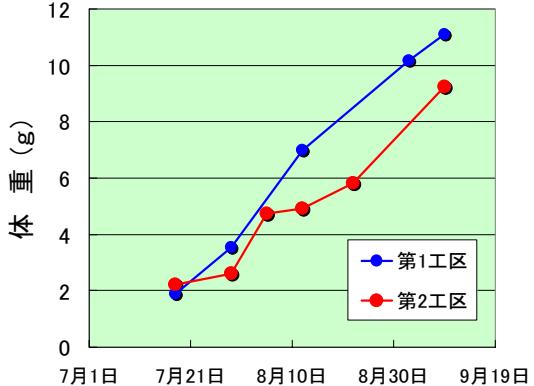
	平成18年度	平成19年度	平成20年度
評価用種苗	214	54	9
水田流下魚	8	1	6
天然魚(無標識)	9	49	9

帯造成地内で採捕された評価用種苗と流下稚魚の比率は 27 : 1 と少なく、ヨシ帯造成地を利用した確率は低いと考えられました。平成 19 年（2007 年）は、水田流下稚魚が 1 尾しか採捕されず、やはり利用率は低いと考えられました。水田流下稚魚数と評価用種苗放流数がほぼ等しかった平成 20 年（2008 年）は、採集総数が少なかったものの、評価用種苗と水田流下稚魚の比率が 3 : 2 と近く、ヨシ帯造成地に多くの流下稚魚が進入したものと考えられました。

④餌料環境調査 ヨシ帯造成地が持つ稚魚の育成機能を評価するため、上記の標識再捕調査と並行して評価用種苗等の成長を追跡調査しました。また、稚魚の餌料となる動物プランクトンの調査も実施しました。

平成 20 年（2008 年）の調査で採捕された稚魚の平均体重の推移を図 III.2.2-29 に示しました。採捕魚は、水田流下稚魚、評価用種苗とともに順調に大型化し、体重は 50 日あまりでおよそ 5 倍に増加しました。また、ヤナギとマコモを植栽した第 1 工区で採捕されたもののほうがやや大きい傾向がうかがわれました。

マコモを植栽したヨシ帯背面（湖岸側）の残存水面の動物プランクトン量は、ヨシ帯前面（沖側）にくらべて圧倒的に多いことが確認されました。



図III.2.2-29 ヨシ帯造成地（下笠工区）内で採捕されたニゴロブナ稚魚の体重の推移（2008 年調査）。

iv) 導入技術 4 :【植物を食べる魚類の放流】

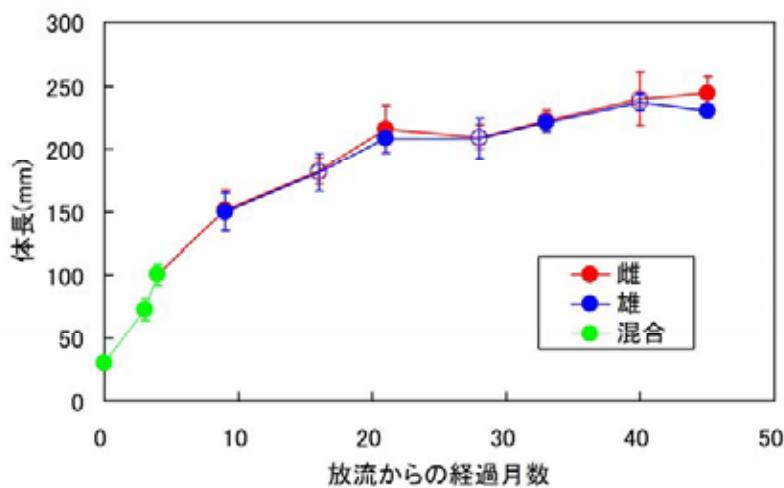
①標識再捕調査 本モデル事業におけるワタカの放流種苗には、すべてアリザリンコンプレクソン（ALC）による耳石標識を施しました。放流サイズは耳石標識のパターンで識別し、放流年度はうろこの年輪から査定しました。また、生残率を推定するため、ひれ切り標識を施した成魚の放流も実施しました。標識魚の再捕は、放流水域周辺の漁協に協力を依頼し、各種漁法による漁獲物に混入するワタカを収集することによって行いました。

放流水域周辺で混獲されたワタカの年級別収集状況を表III. 2. 2-8 に示しました。漁具の選択性から若年魚の漁獲は少ないものの、種苗の放流数に応じて漁獲数が増加し、標識検査からその大部分は放流魚でした。また、西の湖に放流された種苗が流下し、琵琶湖（北湖）沿岸に拡散していることが確認されました。再捕された標識魚の大きさから、放流種苗は約2年で体長200mmに成長することがわかりました（図III. 2. 2-30）。

表III. 2. 2-8 放流水域周辺で漁獲されたワタカの収集状況（累積）

誕生年	西の湖	琵琶湖北湖	琵琶湖南湖
2000	1	1	0
2001	1	0	0
2002	11	2	0
2003	97	111	0
2004	100	372	3
2005	99	663	3
2006	3	0	7

（2008年3月現在）



図III. 2. 2-30 ワタカ標識魚の放流後の成長.

②成熟・食性調査 収集したワタカについて、種苗放流による資源の再生産と水草繁茂抑制の可能性を確かめるための解剖調査を実施しました。

生殖腺の調査では、満2年で雌の89%、雄の98%が成熟していました（平成19年度調査）。また、西の湖では産卵後と思われる個体も再捕されたことから、放流魚が再生産している可能性が示されました。

胃内容物の調査からは、天然水域のワタカが高水温期には主として水草を摂食していること、11月以降の低水温期にも多くの個体が水草や糸状藻類を摂食していることが確かめられました。

(3)-2 評価

i) 導入技術1：【湖底耕うん】

水草採集調査の結果から、定期的な湖底耕うんには水草の密度を低く維持する効果のあることが明らかになりました。また、その効果は砂地（南湖北耕うん区）よりも泥地（南湖南耕うん区、西の湖）、在来の水草よりもオオカナダモの方に顕著に現れることがうかがわれました。

南湖における水草現存量の推定結果からは、湖底耕うんによる水草密度の低減が、たんに水草の除去によって一時的に達成されたものではなく、定期的かつ継続的に実施することによって除去努力量を上回る抑制効果が増大することが示されました。

耕うんの頻度（投入隻数）と水草抑制効果の関係については、試験区間で環境要因が複雑に異なるため、今後データの詳細な解析が必要ですが、周囲が水草帯で囲まれている南湖耕うん区の現状では、耕うんの実施密度を高めても水草を根絶することは難しく、定期的、継続的な実施が不可欠かつ効果的と考えられました。

一方、湖底耕うんが底質におよぼす効果については、直接的な数値（O R Pなど）の変化として捉えることはできませんでした。しかし、西の湖で見られたヘドロ分布の変化や、南湖で見られた水草種類数の増加、底層水の電気伝導度の差など、湖底の環境はオオカナダモ等の減少によって何らかの変化を生じていると考えられます。

ii) 導入技術2：【二枚貝種苗放流】

成貝の調査結果から、南湖の耕うん区では、場所によっては北湖の主要漁場の現状とくらべ遜色のない密度の生息が認められました。このことから、湖底環境の改善と種苗放流によってシジミ漁場を再生できる可能性は十分にあると考えられました。種苗放流による資源の増加は、当初の予想に反して砂地（北耕うん区）よりも泥地（南耕うん区）で大きく、底質よりも水草の量を反映した結果と考えられます。

稚貝の調査結果からは、北耕うん区と南耕うん区とで放流種苗（D型仔貝）の初期の生残に差があることが示唆されました。両者の違いは、おもに底質によるものと考えられますが、殻長5mm以上の生息密度には大きな差が見られなかったことから、そ

の影響はシジミの発育初期に限定的なものである可能性もあります。また、北耕うん区の内外における生息密度の違いは、底質のO R Pに差が見られなかったことから、水草の密度が直接的に影響していることも考えられます。

iii) 導入技術3：【多様な植生帯の創出】

ヤナギの植栽効率は、おおむね50%以上の結果でしたが、初期の活着率は95%と高く、流失は1年目のみに見られたため、植栽時の固定方法を改善することによってさらに高めることが可能と考えられました。順調に伸長したヤナギの根には、ホンモロコの産卵は認められませんでしたが、これは南湖におけるホンモロコ資源の現状からやむを得ない結果といえます。

マコモについては、植栽時の水深や植栽密度にかかわらず、2年目以降旺盛な生長を示したことから、ヨシ苗植栽後のヨシ帯造成地周辺の水面に補完的に用いる植栽として有効と考えられました。また、密度の高い群落を形成するので、コイ科魚類等の産卵基体に適しているのと同時に、ヨシ帯周辺の水面を占有する外来魚などから仔稚魚を保護する効果も期待できます。

ヨシ帯造成地内は、ニゴロブナ稚魚にとって餌料が豊富なことが改めて確認されました。マコモの植栽はその機能をさらに高める効果がある可能性も示唆されました。しかし、後背地水田から流下してきたニゴロブナ稚魚によるヨシ帯造成地の利用率は必ずしも高くなく、整備された農業用排水路の流出部とヨシ帯造成地の地盤とのあいだの連携に何らかの改善が必要であると考えられました。

iv) 導入技術4：【植物を食べる魚類の放流】

ワタカの種苗生産は、産卵時期がほかのコイ科魚類にくらべて盛夏に近く、温度管理が難しいために初期餌料生物の確保に安定性を欠くという課題があるものの、初期生産後の歩留まりは高く、種苗の量産放流は十分可能な魚種と考えられます。

放流後の生残率や資源量については引き続き調査中ですが、これまでに漁獲された個体の大部分は標識魚であり、その数が年々増加していることから、放流前の資源レベルが極めて低かったこと、種苗放流が直接資源の形成につながったことは明らかです。また、すでに放流魚が再生産に参加したことが推測されますが、それに由来する無標識魚の増加はまだ確認されていません。

放流後の成長は、約1年で平均体長が150mmを超える、水槽実験の結果からオオカナダモを盛んに食べることがわかっているサイズに達しました。また、漁獲魚の解剖調査や水槽での実験から、従来いわれていた高水温期だけでなく、低水温期にも少量ながら水草を摂食していることがわかりました。このため、水草が著しく減少した西の湖においては、すでにワタカによる摂食圧がオオカナダモ群落の再生抑止の一因になっていることも考えられます。

(4) フィードバック

i) 『漁場の再生と維持を両立する新技術の実証』

水草の抑制については、湖底耕うんの継続が効果的であることがわかりましたが、効果の発現は水域の環境条件によって大きく異なっていました。このため、改善の努力量が足りなかった場所がある一方で、場所によっては過剰な労力を投入していた可能性も考える必要があります。したがって、今後は改善努力の配分を見直し、「努力量を平均化して環境条件の影響を明確化する」(南湖)、「湖底耕うんを休止して効果の持続期間や他の改善技術の影響を明確にする」(西の湖)などの検討を行い、それぞれの水域の環境条件にあったより効率の高い漁場改善計画の策定をめざす必要があります(フィードバック : A)。

湖底耕うんの効果が認められなかつた底質の改善に関しては、ビーカー内で底泥を搅拌する実験を繰り返した結果、底泥の酸化還元電位 (O R P) を改善(還元状態→酸化状態)するには高い頻度の搅拌が必要であること、たとえ高い頻度で搅拌しても水中の有機物が多い(C O Dが高い)と改善されないことなどがわかりました。また、高い頻度で搅拌し続けた底泥は、C O Dが高い状態から低い状態へ移行すると比較的速やかにO R Pが改善されることが観察されました。このことから、底質の改善には流入負荷の削減という社会的取り組みの強化が重要であることが再確認されるとともに(フィードバック : D)、湖底耕うんも地道に継続する必要があると考えられました。また、底質のモニタリングにあたっては底層水のC O Dも測定項目に加える必要があると考えられました(フィードバック : A)。

シジミの種苗放流による資源の回復に関しては、水草の存在が当初の予想以上に大きな制限要因となっている可能性が示されました。しかし、稚貝の生残状況などから、基本的にはやはり泥地よりも砂地のほうが生存に適していると考えられます。このため、今後は砂地(北耕うん区)の水草抑制に重点をおいて湖底耕うんを継続するとともに、これまで集中放流をしていない区画(耕うん頻度の低かった試験区)についても種苗放流を試み、水草や底質と種苗放流効果の関係を明らかにしていく必要があります(フィードバック : A)。

ii) 『漁場資源涵養に資する生態系の復元に係る新技術の実証』

湖岸植生の多様化に関しては、ヤナギとマコモは植栽によって容易に繁茂させることが可能であることが確認されました。本モデル事業では、植栽技術の検証を目的としていたため、ヤナギの植栽間隔は狭く、将来的には過密になることが予想されます。マコモについても、ヨシとの競合関係などわかっていないことがあります。このため、今後は植栽後の管理方法を検討するとともに、自然のヨシ群落が持つ植生のバランスとその機能に関する知見を収集し、植栽によってめざすべき多様化の目標を設定する必要があります(フィードバック : C)。

水田は、水系の連続性が保たれているかぎりにおいて湖岸植生の一部と見なすことができますが、本モデル事業の結果からは、ヨシ帯造成地との連携が十分とはいえませんでした。これは、陸域を含めた植生帶の連続性が高い資源涵養力を発揮していた可能性について、これまで十分な知見がなく、ヨシ帯造成にあたって後背地との連携をあまり考慮していなかったためと考えられます。このため、今後のヨシ帯造成においては、植生の多様性や後背地の水系との連続性を回復させる技術の導入も視野に入れた計画の策定が望まれます（フィードバック：B）。

ワタカの種苗放流に関しては、確実な放流効果と天然水域での水草の摂食が確認されたことから、当面は資源の回復状況をモニタリングしながら適正な量の放流を継続することが適切と考えられます（フィードバック：A）。また、自然繁殖の実態を調査し、もし再生産力の回復が見られないようであれば、その原因を特定して（フィードバック：E）、将来的には種苗放流に頼らない資源の維持をめざす必要があります。