

第4章 汽水湖の保全対策に向けて

ここでは次のような構成で汽水湖の水環境を保全するための取組の考え方を整理した。

■4.1 汽水湖の水環境保全に向けての基本的な考え方

◇ここでは汽水湖の水環境保全を実現するための基本的な考え方をとりまとめた。

◇最初の「4.1.1」では汽水湖で想定される主な課題となる現象とその要因を概略的にとりまとめ、それら課題に対する対策等を講じる際に留意しておく必要のある事項を整理した。このとき、主な課題となる現象の例を挙げ、その現象に対して想定される留意点を列挙した。

◇次に「4.1.2」では汽水湖で想定される主な課題とそれらに対する取組(対策等のメニュー)を列挙した。各対策等の考え方は後項「4.2」以降で詳述したが、ここでは取組の基本的な考え方を記載した。このとき、主な課題に対して想定される取組とその取組により期待される効果と留意点を例示した。

■4.2 汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンス

◇対策を講じるときには汽水湖環境の実態(生じている現象とその要因)を捉える必要があり、それらを踏まえて改善ポイントなどを検討する必要がある。

◇そのための手段として検討対象汽水湖のインパクト・レスポンスを作成することが有効である。このため、ここではインパクト・レスポンスの考え方を例示しながら整理した。

■4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標

◇塩分や底層の溶存酸素量(DO)は汽水湖環境に大きく関わり、生物の生息状況を左右することから、対策等を行う際の目安となる。

◇このため、ここでは対策等を講じるときの参考となるよう生物と塩分、底層 DO の関係を整理した。

■4.4 汽水湖の水質保全対策

◇ここでは汽水湖で想定される主な課題に対する各対策の考え方(手法、効果、実施する際の留意点)を整理した。

■4.5 汽水湖における調査

◇ここでは汽水湖環境を把握するために必要な調査(水質調査・底質調査)の考え方を整理した。

◇また対策を実施する際にはモニタリングにより効果や影響を把握し、その状況に応じた順応的な対応が重要である。このため、前項「4.4」で列挙した対策に対するモニタリングの考え方も整理した。

■4.6 湖水流動・水質の数値シミュレーションについて

◇汽水湖の流動・水質現象について、詳細な挙動(時空間的变化も含め)を把握するには数値シミュレーションが有効な手段となり得るが、数値シミュレーションを行う場合に留意すべき事項がある。このため、ここではその留意事項を中心として数値シミュレーションの考え方を整理した。

■4.7 今後の汽水湖の保全対策の推進に向けて

◇今後の汽水湖の保全対策を推進するために必要な事項を整理した。

4.1 汽水湖の水環境保全に向けての基本的な考え方

4.1.1 汽水湖の主な課題とそれらに対する対策時の留意点

[1] 汽水湖の主な課題となる現象とそれら現象に関わる要素

汽水湖は人との関わりが深く、水産業が盛んであるものが多い。しかし、湖の成層形成、底層の貧酸素化、塩分変化などやそれらに伴う様々な現象が水産業などへの影響をもたらしている(図 4.1.1-1)ことから、対策等を行う際にはそれらの特性を留意した対応が必要であると考えられる。

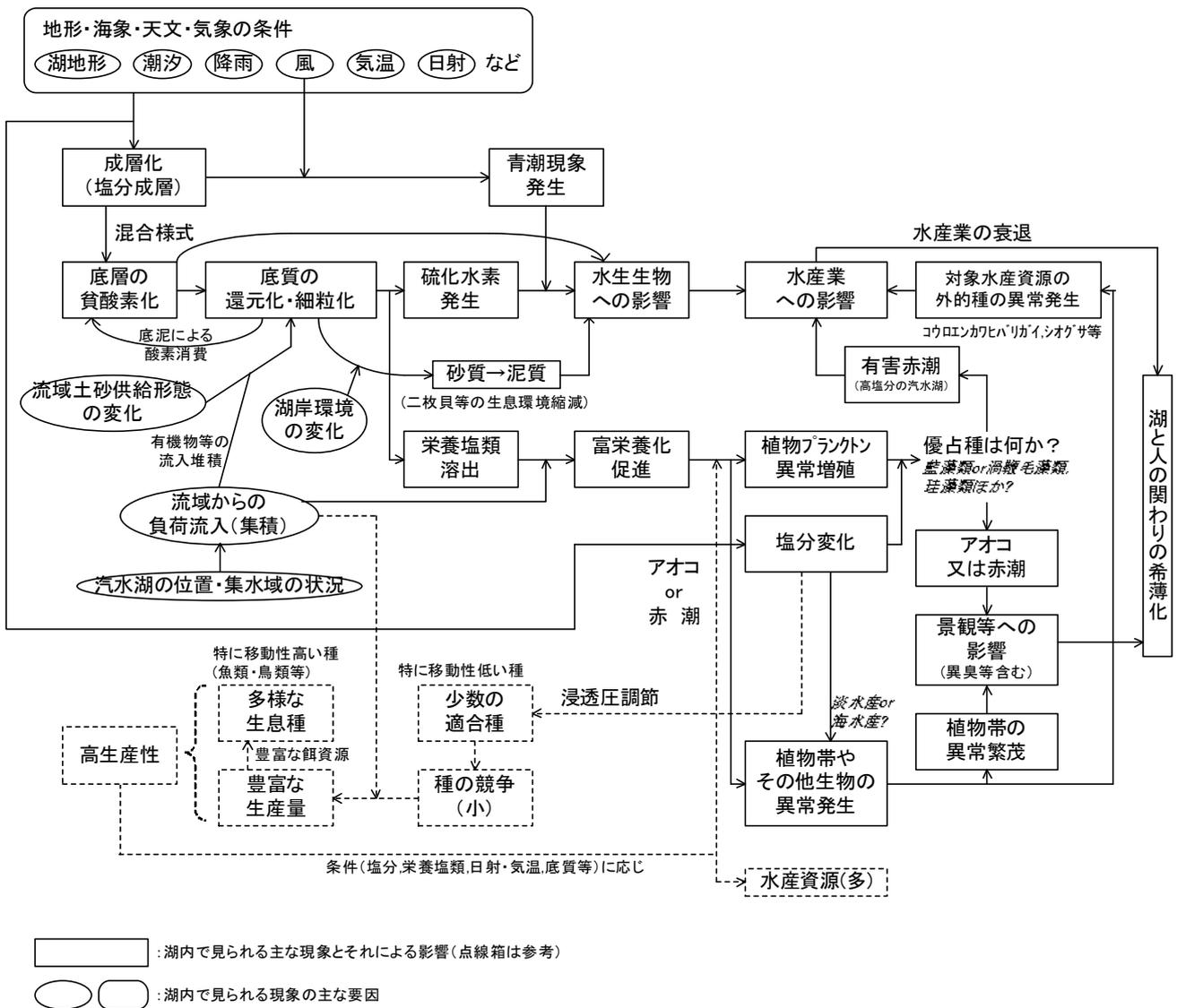


図 4.1.1-1 汽水湖の主な課題となる現象とそれら現象に関わる要素の概念図のイメージ

[2] 汽水湖環境の課題に対する対策時の留意点

汽水湖の対策を講じる際には、対象汽水湖の環境特性（塩分、混合様式、利用状況等）を踏まえ、生じている現象の因果関係を勘案しつつその実態を捉えるとともに、湖沼に関わる人々の利害関係や意見等を調整^{※1}しながら課題の優先順位を決めて、対策の目的・目標を設定することが重要である。また汽水湖は人々と関わりが深い水域であり、その利用状況に応じてニーズも変わってくるのでそのニーズに応えた対応が必要である。

汽水湖環境は、その形成過程が複雑であり、わずかな環境条件の変化により様相を大きく変える可能性があることから、その目指す方向性と相反関係にある影響にも配慮するとともに、順応的に対策等を進める必要がある。

なお、以下に主な課題に対する対策時の留意点を整理した。

※1: 汽水湖は地域住民等へ大きな恵みをもたらし、人々と関わりの深い存在であるとともに、環境の形成過程が複雑である。このことから、住民等の理解・合意形成と協働を得るとともに、広い分野からの学識者・専門家等の意見聴取しながら対策を進めていく必要があり、そのために、計画段階からの住民等の参加、意見の聴取など関わりを深めていくことも重要である。

このとき住民や関係機関等との合意形成を得るためには、計画段階から情報の提示、住民や学識経験者、関係機関等への意見聴取、地域の代表者や学識経験者、関係機関等からなる委員会・打合せによる協議などを図るとともに、住民等の湖沼環境保全に関する意識高揚を促す工夫などが必要である。

(1) 底層の貧酸素化～水産業への影響に対する対策時の留意点

汽水湖の主な課題としては、塩分による成層に伴う底層の貧酸素化が挙げられる。底層の貧酸素化は底泥に蓄積された有機物による酸素消費が原因の一つであるが、汽水湖では塩分による成層に伴って上下層間の密度差が比較的大きくなるため、湖内の混合様式（混合のしやすさ）等が大きく関わっている。

底層の貧酸素化は混合様式等が関わるので自然条件でも生じる側面があるが、水産業が行われている汽水湖では深刻な問題になり得る。底層の貧酸素化は硫化水素の発生などの問題をもたらし、水生生物（水産資源）へ大きな影響を与える。ときには風に伴って硫化水素等を含む底層の無酸素水塊が上昇し、浅瀬に生息する水生生物（水産資源）へ大きな影響を及ぼす青潮の発生が見られる。

底質環境については、植物プランクトン等の死骸などによる有機物が蓄積されるとともに、底層の貧酸素化により有機物の嫌気分解や硫化水素発生などが見られ、また底泥が細粒化することにより、砂質を好むシジミ等の生息環境への影響が懸念される。底泥の細粒化については、流域からの土砂供給形態や湖岸環境の変化なども原因になると考えられる。

一方、汽水湖では塩分が変化するため浸透圧を調節できる限られた種が生息する。そのような生物は、種間の競争が激しくなく、また流域からの多くの有機物や栄養塩類が流入するとともに、それらが湖内に滞留するため生産性が高い。このようなことから、汽水湖では農業用水や上水道用水等の利水が難しいが、水産（漁業・養殖）が盛んであり、人々に多くの恵みをもたらしている湖沼が多い。

しかし、昭和 50 年前後と比べるとシジミ等の漁獲量・養殖量が減少しつつある湖沼が多いことから、それらの維持・回復が地域からの強いニーズになりやすい。漁獲量・養殖量減少の要因としては、漁業従事者の高齢化・減少などのほか、先の底層貧酸素化に伴う水質変化や底質環境悪化などが挙げられる。

このようなことから、水産業の維持・回復という地域からの強いニーズに応えるには、底層の貧酸素化等に伴う影響低減を図る対応や水産資源の生息環境に適した底質改善などが必要であり、そのためには底層の溶存酸素量や塩分等に留意することが重要となる。

なお、以下に底層の貧酸素化に伴う現象例を挙げ、その現象に対して想定される留意点を列挙した。

①青潮による影響が問題化している場合

青潮は、底層の貧酸素水塊が風によって湧昇することで水生生物へ大きく影響（斃死等）を及ぼすものであり、塩淡境界面が比較的高い（水深の浅い）位置にあると生じやすくなる（図 4. 1. 1-2）。

このため、塩淡境界面の位置や底層の貧酸素化の状況等を把握するために、塩分や溶存酸素量等の鉛直分布を捉えておくことが重要である。ただし鉛直分布を捉えるときには底層測定水深の設定や調査地点の選定に留意が必要である（図 4. 1. 1-3）。

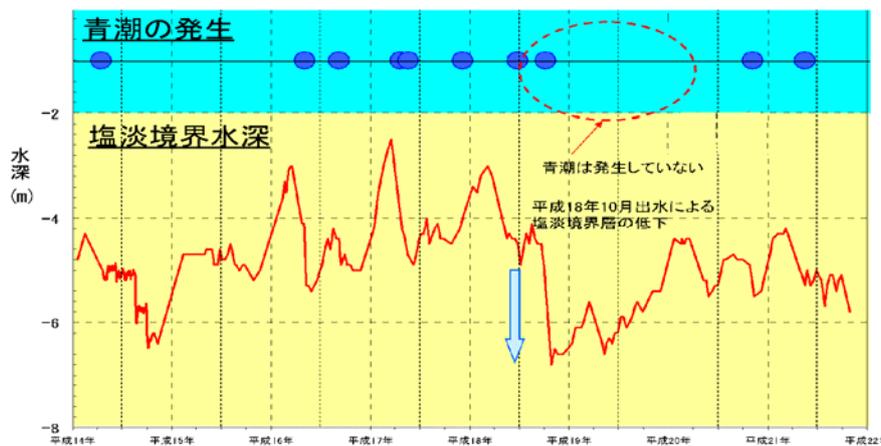
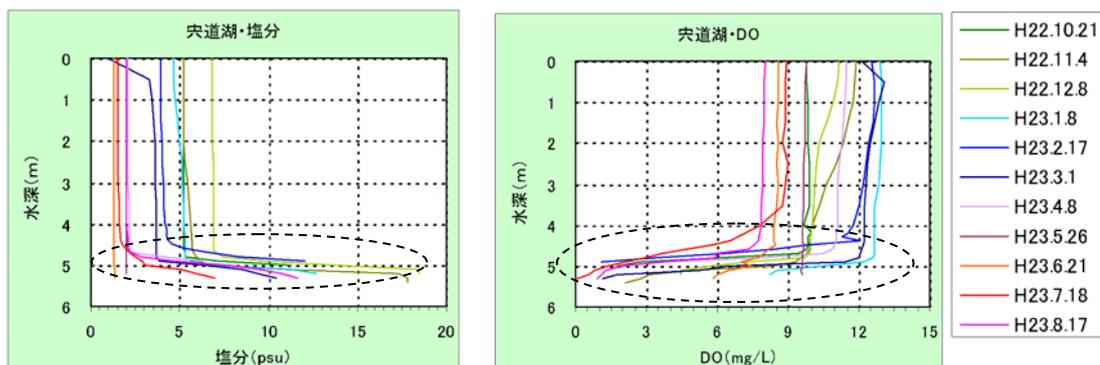


図 4. 1. 1-2 塩淡境界層標高の経時変化とアオコ・青潮の発生状況（網走湖の例）
 ※網走湖水環境改善施策検討委員会(2010)「網走湖水環境改善施策検討最終報告書」PP7-5

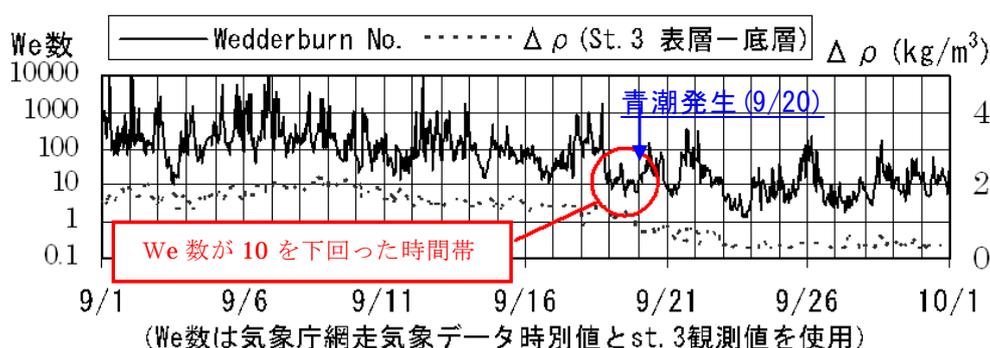


本図は水面から湖底直近まで測定したものであり、塩分成層や底層の貧酸素化が湖底近くに形成されていることを捉えている。ただし最下層の測定水深を湖底上部 1m とするとその状況が把握できない。
 このため、最下層の測定水深は下層の塩分や DO 等を測定する際にはそれらを捉えることができる位置に設定する必要がある。また対象湖の最深部となる地点で鉛直分布の測定を行うことも重要である。

図 4. 1. 1-3 塩分・溶存酸素量鉛直分布（突道湖の例）と鉛直分布把握時の留意点

青潮対策の一つとして塩淡水境界面の位置を下げるために塩分調節を行うことが挙げられる。ただし、塩水遡上抑制に伴って上層塩分が低下したときにアオコが発生するおそれや、シジミ等の稚貝へ影響するおそれが考えられる。このため、そのような対応に際しては、生息する生物の生活史に応じて柔軟に運用することが重要である。

また青潮では風況（青潮の発生をもたらす風向・風速か否か）にも留意が必要である。例えばウェダバーン数は混合の目安になる指標であるが、青潮は風に伴って塩淡水境界面が上昇して生じるものであり、混合しようとする過程であると考えれば、青潮発生の目安になる可能性が想定される。すなわち、塩淡水境界面上昇によりウェダバーン数が小さくなって1になろうとする途中（例えば、図 4.1.1-4 の場合、10 くらいになったときなど）で青潮が生じそうな状況になることが考えられることから、対象汽水湖のウェダバーン数を算出しておき、青潮等を発生しそうな風速等の目安を捉えておくことも考えられる。



本事例では青潮が発生する直前に強い南北方向の風が生じ、ウェダバーン数 We が低下していることから、能取湖では We が 10 以下になると青潮の懸念があると考えられる。

図 4.1.1-4 青潮現象発生前後のウェダバーン数(能取湖の例※1)

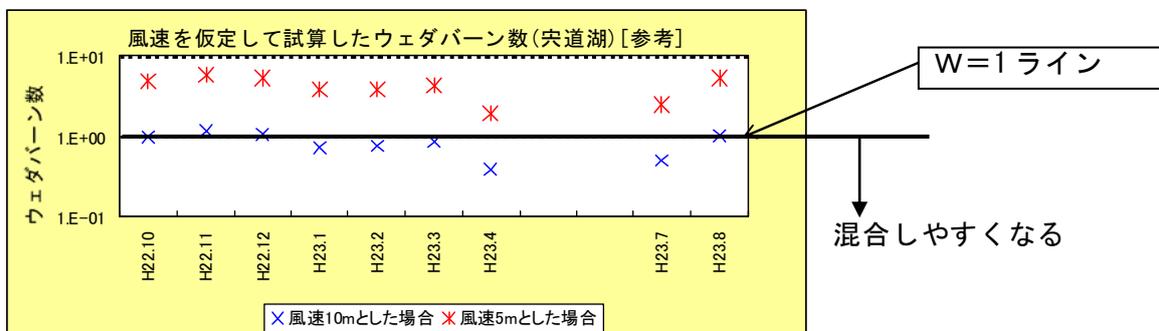
- ※1：須藤 賢哉・大橋 正臣・山本 潤(2011)「水産水域環境の諸問題に対応した水質変動予測手法について」国土交通省北海道開発局・北海道開発技術研究発表会
- ※2：能取湖における青潮現象が生じた平成 20 年 9 月 20 日前後のウェダバーン数 We を算出している。またウェダバーン数 We は水深 19m（能取湖の最大水深 21.2m）を勘案して算出している。

②混合時における底層の硫化水素や栄養塩類等の上層への回帰による影響が問題化している場合

風等により上下層が混合されると、硫化水素や栄養塩類等が上層へ回帰する。この結果、シジミ等の生息場縮減や植物プランクトン増殖等の影響をもたらすおそれがある。

このような影響が懸念されるときには、風況（混合する風速か否か）に留意する必要がある。例えば、対象汽水湖のウェダバーン数を算出しておき、混合しそのような風速等の目安を捉えておくことが挙げられる(図 4. 1. 1-5)。

また前項①と同様に混合前後の塩分や溶存酸素量を把握しておくために、塩分や溶存酸素量等の鉛直分布を捉えておくことも重要である。



本図は風速を 10m/s、5m/s と仮定した場合のウェダバーン数算定した宍道湖の結果例である。宍道湖では、風速が 10m/s 程度になるとウェダバーン数が 1 以下になり、混合しやすくなることが推測される。

図 4. 1. 1-5 風速を 10m/s、5m/s と仮定した場合のウェダバーン数の算定結果 (宍道湖の例)

(2) 植物プランクトンの異常増殖等による影響に対する対策時の留意点

汽水湖では流域からの多くの有機物や栄養塩類が流入することから富栄養化が進行しやすく、植物プランクトンの異常増殖（アオコや赤潮）が生じやすい。また底層の貧酸素化に伴って湖底より栄養塩類等が溶出することが湖の富栄養化を促進する。ただし、植物プランクトンは浸透圧調節の関係から塩分による影響を大きく受けやすいので、塩分の状況に応じて植物プランクトンの優占種も変わり、その種に応じて植物プランクトン異常増殖に伴う問題・課題も異なる。

例えばアオコの要因となる藍藻類は高塩分の環境下では増殖しにくい傾向にある。また海水に近い高塩分の汽水湖では有害性な渦鞭毛藻類（赤潮）の発生により水産資源へ影響をもたらす場合がある。

このことから、汽水湖で植物プランクトンの異常増殖に対する対応を図るときには、栄養塩類のほかに上層の塩分にも留意する必要がある。

なお、以下に植物プランクトン増殖に伴う現象例を挙げ、その現象に対して想定される留意点を列挙した。

①アオコ発生による影響が問題化している場合

植物プランクトンの異常増殖による問題の一つに藍藻類によるアオコ発生が挙げられる。藍藻類の異常増殖は、ときにカビ臭等の影響をもたらすこともある。そのような藍藻類は比較的低い塩分（後述の「4.3.2」参照）の状況下で増殖することから塩分が低下したときにアオコ等が発生することがある。

このため、アオコ発生による影響が懸念されるときには、発生した植物プランクトンの状況やその増殖要因になっている栄養塩類等の水質状況や気象状況（気温・降水量・日射等）のほか、塩分の状況にも留意しておく必要がある。

ただし塩分を増やすとアオコが増殖しにくくなるが、逆に赤潮が発生するおそれがあることや、底層の貧酸素化による影響が促進されるおそれにも留意が必要である。このため、塩分を増やす対応を図る際には、塩分や溶存酸素量等の鉛直分布を捉えておくことも重要となる。

なお植物プランクトン以外にも、低塩分の汽水湖では淡水産のヒシ等の異常繁茂が見られ、景観悪化や航行阻害、底層の貧酸素化促進～悪臭発生等の影響をもたらす場合がある。またシオグサ類等の異常繁茂や塩分の状況に応じ他の生物（コウロエンカワヒバリガイなど）の大発生によりシジミ等の水産資源へ影響を及ぼすおそれがある。

このため、問題対象となる生物の生活史を踏まえつつ、その生息状況に応じながら順応的に塩分管理を行うことが重要である。

②有害性な渦鞭毛藻類（赤潮）発生による影響が問題化している場合

高塩分の汽水湖（特に海水に近い汽水湖）においては、有害性な渦鞭毛藻類（赤潮）発生に伴ってアサリ等の水産資源に対する影響が生じるおそれがある。

このような影響が懸念されるときには、有害性植物プランクトン種の早期特定と発生状況（細胞数等）の把握が重要である。その状況に応じ、細胞密度が低い時期に養殖等の餌止めや養殖種の赤潮からの回避（移動等）を図り、できるかぎり赤潮による被害を低減することが挙げられる。

表 4.1.1-1 は長崎県の赤潮情報の発信基準（目安）であり、細胞数に応じ対応するものである。これは海域が対象のものであるが、*Heterocapsa circularisquama* は浜名湖や加茂湖でも異常発生し、養殖種（アサリやカキ等）へ被害をもたらしている。

表 4.1.1-1 赤潮情報(有害性)の発信基準(目安)の例

赤潮プランクトン	情報発信基準値(cells/mL)		増殖適水温(°C) (最適水温)
	警戒を要する	注意を要する	
シヤットネラ アンディーカ <i>Chattonella antiqua</i>	10	1	20~32.5(25)
シヤットネラ マリーナ <i>Chattonella marina</i>	10	1	20~32.5(25)
シヤットネラ グロボサ <i>Chattonella globosa</i>	100	10	12~26(22)
シヤットネラ オバータ <i>Chattonella ovata</i>	100	10	15~32.5(25~30)
ギムノディニウム ミキモトイ <i>Gymnodinium mikimotoi</i>	500	100	12.5~30(25)
コックロディニウム ポリクリコイデス <i>Cochlodinium polykrikoides</i>	500	50	17~30(25~27.5)
ヘテロシグマ アカシオ <i>Heterosigma akashiwo</i>	10,000	1,000	15~30(15~25)
ヘテロカプサ サーキュラーリスカーマ <i>Heterocapsa circularisquama</i>	50	10	15~30(30)

←浜名湖・加茂湖で
大発生実績有り

警戒 餌止めの励行、生簀移動

注意 ①プランクトンの動向に注意し、餌止めあるいは生簀移動の実効および準備
②淡水浴、薬浴、喰わせ込みを控える

長崎県総合水産試験場 造場環境科
平成17年4月6日

※山砥稔文(2006.9)「赤潮被害防止対策について -有害植物プランクトンの早期識別と増殖特性-」長崎県総合水産試験場ホームページ

(<http://www.marinelabo.nagasaki.nagasaki.jp/news/suisankaihatsu/no94/no94akasio.pdf>)

4.1.2 想定される汽水湖の水環境保全に向けての取組の基本的考え方

[1] 主な課題に対する取組とその基本的考え方

図 4.1.2-1 は前章「3.5 汽水湖の課題（まとめ）」で挙げた課題とそれらの課題に対して想定される汽水湖の水環境保全に向けての取組を整理したものである。

取組については塩分調節や底層貧酸素化抑制、底質改善などの対策のほか、環境影響と塩分等との関係や汽水湖環境のインパクト・レスポンスの把握、モニタリング調査の実施などが挙げられる。

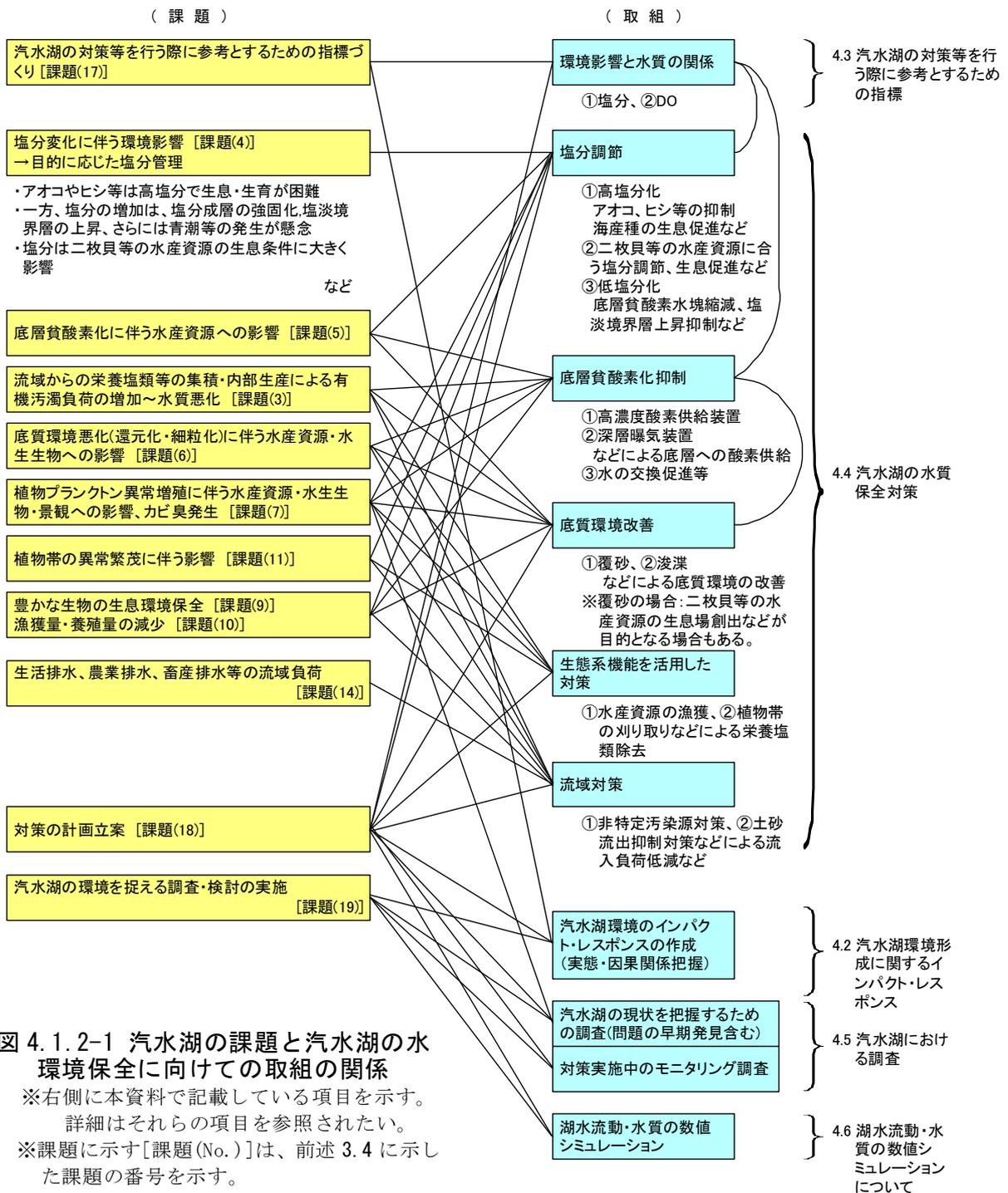


図 4.1.2-1 汽水湖の課題と汽水湖の水環境保全に向けての取組の関係
※右側に本資料で記載している項目を示す。
詳細はそれらの項目を参照されたい。
※課題に示す[課題(No.)]は、前述 3.4 に示した課題の番号を示す。

このような取組を進めるときに重要となるのが取組の実施に伴う効果のみならず、汽水湖環境へ及ぼすおそれのある影響の把握とその低減に努めることである。特に汽水湖では、湖沼環境が変化しやすい特性などから、対策実施時・事後に汽水湖環境への不確実な影響が伴うこともある。また必要に応じて複数の対策の選択を視野に入れて検討することも必要である。

このため、対策に伴う環境変化をモニタリングで捉えつつ、その結果に応じて順応的な対応を図り、ときには対策を見直すことが必要である。また、可能な限り試験的な対応(パイロットケース)を行ってから現場に应用することが重要である。

例えば塩分に着目した取組の一つとして、湖内の塩分調節*がある。生物の塩分に対する浸透圧調節を活用し、植物プランクトンの異常増殖や植物帯の異常繁茂等の低減やシジミ等の水産資源の増加などを目的とした塩分調節が想定される。その場合、生物の塩分に対する耐性等に着目しておく必要がある。

また塩分調節は底層の貧酸素化及びそれに伴う現象(硫化水素発生、栄養塩類の溶出、青潮の発生など)の抑制を目的とし、塩水遡上の抑制を図る場合などもある。その場合、混合様式(塩淡水境界面の位置なども含め)が重要となるので、塩分の鉛直分布に着目した運用が必要になる。

ただし、その塩分変化に伴って別の問題が生じる場合があることに留意が必要である。例えば、高塩分化の管理を行うことにより当初の目的・目標とするアオコ発生抑制を実現したとしても、逆に赤潮が生じるようになったり、成層の促進に伴う底層の貧酸素化の顕著化、塩淡水境界層の上昇に伴う青潮の発生が見られるなど、新たな問題・課題が生じる場合がある。

また湖内塩分が目標値に適合するよう調節できても、その他の要因(底質環境や水温等)が解決しないことで目的・目標が実現しないことが考えられる。このようなときには、塩分調節のほか、底層の貧酸素化抑制対策、覆砂等の底質改善対策などいくつかの対策の組み合わせる必要性が生じる場合もある。

底質環境の改善を図る対策の一つとして浚渫が想定される。しかし、浚渫を行うことにより還元化・細粒化した底質を除去することが期待できる一方、その効果が短期間で明瞭に発現しないことが多く、深掘りすることにより浚渫跡(凹地)が生じ、逆にそこで貧酸素化しやすくなる。

また覆砂により底質環境の改善を図る場合、実施区域やそこに近接する水域で貧酸素化していると、その効果が見込みにくくなることから、底層の貧酸素化抑制対策との組み合わせが必要になる場合もある。

[2] 課題に対して想定される対策の効果や影響の一例

汽水湖の対策については、前述のとおり汽水湖環境やその課題に応じて異なる。ここでは主な課題に対して想定される対策を講じる場合、どのような効果が期待できるか、どのような影響等の留意点があるかを、水産が行われている汽水湖を想定して整理した。どのような課題に対して何をしたら汽水湖環境がどう変化するかを目処を立てるとともに対策の留意点を把握する際に参考にされたい。

なお、対策の手法・効果・留意点の詳細は後述「4.4 汽水湖の水質保全対策」や「4.5 汽水湖における調査」を参照されたい。

表 4.2-1(1) 主な課題に対して想定される取組とその効果や留意点の例

主な課題の例	想定される取組	期待される効果	影響等の留意点
◇底層の貧酸素化とそれに伴う現象(硫化水素発生、青潮発生等)による水生生物への影響	◇底層貧酸素化抑制 ※高濃度酸素供給装置等による底層への酸素供給	◇底層への溶存酸素の供給 →貧酸素化の抑制	◇改善対象容量が大きいので対策規模(基数等)が高む ◇改善対象の優先度検討などが必要
	◇底層貧酸素化抑制 ※滲筋造成や湖口開削等による水交換の促進	◇溶存酸素の高い水の供給・流動促進 →貧酸素化の抑制	◇塩分増加による汽水湖環境の変化が懸念(特に湖口開削) ◇深掘りしすぎるとその掘削跡で貧酸素化が生じる懸念
	◇底質環境の改善 ※浚渫や覆砂	◇還元化された底泥の除去や被覆による底質改善	◇効果の早期発現が見込みにくい(貧酸素化抑制まで至らないおそれあり) ◇底泥の再堆積や再還元化が懸念 ◇浚渫跡の貧酸素化促進等の影響懸念
	◇塩分や溶存酸素量等(鉛直分布)の監視 ※対策実施前後のモニタリング(自動観測機器による連続測定等も含む) ※ウェダバーン数等による混合状況(青潮発生状況含む)の目安の検討	◇影響の早期把握 ◇影響が生じそうなときの条件(風速等)把握 ◇順応的対応のための対策効果・影響の把握	◇測定地点(対象湖の最深部となる地点)や最下層の測定水深等の設定
	◇塩分調節(塩水遡上抑制)	◇塩淡水境界面の位置を下げ下層水塊の湧昇及び硫化水素や栄養塩類等の上層への回帰を抑制 ◇成層の抑制による底層の貧酸素化の低減	◇塩分変化に伴う汽水湖環境の変化による水生生物等への影響が懸念

表 4.2-1(2) 主な課題に対して想定される取組とその効果や留意点の例

主な課題の例	想定される取組	期待される効果	影響等の留意点
◇アオコ等の発生による影響 ※比較的、低塩分の汽水湖*1で該当	◇塩分調節(塩分増加)	◇アオコ等の発生抑制	◇塩分変化に伴う水生生物(淡水産等)への影響 ◇成層強固に伴う底層貧酸素化促進 ◇海産生物の異常発生による影響(赤潮等の発生含む)
	◇底層貧酸素化抑制や底質環境の改善(前述の表 4.2-1(1)等)	◇底層の栄養塩類溶出の抑制	◇改善対象の優先度、対策実施(浚渫等)による影響の低減への配慮
	◇湖内の栄養塩類等の除去 ※シジミ等の懸濁物食者等による浄化作用の活用	◇湖内の栄養塩類等の低減 ◇漁獲等に伴う資源(食糧)の供給	◇浄化作用を有する生物(懸濁物食者等)の生息環境の保全・創出を行わないと効果が見込めない
	◇流域対策 ※流入負荷削減等	◇湖沼への流入する栄養塩類等の低減	◇効果の早期発現が見込みにくい
	◇塩分等(上層)の監視 ※対策実施前後のモニタリング(自動観測機器による連続測定等も含む)	◇順応的対応のための対策効果・影響の把握	◇塩分調節等の対応を行い、底層貧酸素化促進等が懸念される場合、塩分や溶存酸素量等の鉛直分布測定も必要
◇赤潮等の発生による影響 ※有害性植物プランクトン*2による水産資源への影響含む	◇有害性植物プランクトン*2の発生状況(種類や規模等)の監視とその結果に応じた早期対応(養殖の餌止めや生簀移動等)	◇影響の早期予察・拡大防止	◇監視及び情報発信システムの構築が必要
	◇底層貧酸素化抑制や底質環境の改善(前述の表 4.2-1(1)等)	◇底層の栄養塩類溶出の抑制	◇改善対象の優先度、対策実施(浚渫等)による影響の低減への配慮
	◇湖内の栄養塩類等の除去 ※アサリ等の懸濁物食者等による浄化作用の活用	◇湖内の栄養塩類等の低減 ◇漁獲等に伴う資源(食糧)の供給	◇浄化作用を有する生物(懸濁物食者等)の生息環境の保全・創出を行わないと効果が見込めない
	◇流域対策 ※流入負荷削減等	◇湖沼への流入する栄養塩類等の低減	◇効果の早期発現が見込みにくい

*1:アオコの要因になる藍藻類が増殖する低塩分(塩化物イオンで数千mg/L以下)の汽水湖を想定している(後述「4.3.2」参照)。

*2:有害性植物プランクトンは海産性植物プランクトン(前述の表 4.1.1-1 参照)を想定している。このため、有害性植物プランクトンの影響は浜名湖や加茂湖などのような高塩分の汽水湖が該当しやすい。

表 4.2-1(3) 主な課題に対して想定される取組とその効果や留意点の例

主な課題の例	想定される取組	期待される効果	影響等の留意点
◇二枚貝等の水産資源の減少*1 →回復・維持	◇底層貧酸素化抑制 ※水産資源に対する影響要因となる貧酸素水塊への酸素供給等 ※底質環境の改善との複合対策 ※前述の表 4.2-1(1)参照	◇貧酸素化抑制に伴う水産資源への影響低減	◇改善対象容量が大きいので対策規模(基数等)が嵩む ◇改善対象の優先度検討などが必要 ※前述の表 4.2-1(1)参照
	◇底質環境の改善 ※覆砂等による生息場の保全・再生	◇細粒化された底泥表面の砂質化	◇効果の早期発現が見込みにくい ◇底泥の再堆積や再還元化の懸念
	◇流域対策など ※流域の土砂供給対策等 ※底質環境の改善との複合対策	◇底泥の細粒化抑制	◇効果の早期発現が見込みにくい
	◇塩分調節(対象とする水産資源の生息条件を考慮) ※比較的、低塩分の汽水湖*2で該当	◇対象とする水産資源の生息に適合した塩分 ◇対象とする水産資源の外敵種の低減	◇塩分変化に伴う汽水湖環境の変化による水生生物等への影響が懸念
	◇塩分、溶存酸素量等の監視 ※対策実施前後のモニタリング(自動観測機器による連続測定等も含む)	◇順応的対応のための対策効果・影響の把握	◇底層貧酸素化促進等が懸念される場合、塩分や溶存酸素量等の鉛直分布測定も必要
	◇有害性植物プランクトン*3の監視と早期対応 ※前述の表 4.2-1(2)参照	◇影響の早期予察・拡大防止	◇監視及び情報発信システムの構築が必要

*1:例えば、シオグサ類の異常繁茂等によるシジミ等への影響が懸念される場合、対策としてはそれらの刈取りがある。後述の表 4.2-1(4)参照。ただしシオグサ類は幅広い塩分範囲で生息ができるため、塩分による制御は容易ではない(後述「4.3.2」参照)。

*2:塩化物イオンで数千 mg/L 以下の汽水湖を想定している。

*3:有害性植物プランクトンは海産性植物プランクトン(前述の表 4.1.1-1 参照)を想定している。このため、有害性植物プランクトンの影響は浜名湖や加茂湖などのような高塩分の汽水湖が該当しやすい。

表 4.2-1(4) 主な課題に対して想定される取組とその効果や留意点の例

主な課題の例	想定される取組	期待される効果	影響等の留意点
◇植物帯の異常繁茂による影響	◇植物帯の刈り取り	◇植物帯の異常繁茂による影響(貧酸素化や有機汚濁負荷増加、航行障害、景観悪化等)の低減 ◇刈り取った植物帯を再利用すれば資源(肥料等)の供給 ◇対策を通じて*1 住民等の環境保全に関する意識高揚	◇実施に際する負担が大きく*2、実施できる規模を考慮すると期待する効果を得られない可能性があり ◇刈取った植物帯の再利用促進(利用先の需要確保等) *3
	◇塩分調節(塩分増加) ※ヒシ等の淡水産の植物帯が異常繁茂する場合	◇植物帯(淡水産)の異常繁茂の低減	※前述の表 4.2-1(2)参照 ◇塩分変化に伴う水生生物(淡水産等)への影響 ◇成層強固に伴う底層貧酸素化促進 ◇海産生物の異常発生による影響(赤潮等の発生含む)

*1:住民等による刈り取り作業の参加、協働や、刈り取り後の植物帯を堆肥等で活用してもらう際の普及活動時の啓発等により住民等の環境保全に関する意識高揚を図る。

*2:植物帯の刈り取りは重機や人力により作業を進めていく。異常繁殖の状態に陥ると、元に戻すには相当の労力を要することとなる。このため、そのような状態に陥らないよう定期的に刈り取り・間引きを行うなどの対応が必要になる。また刈り取り時期を植物帯が生長する前などにする、住民等の協働を得ながら刈り取り作業を行うなどの工夫により作業負担(経済性の観点を含む)を低減することが考えられる。

*3:植物帯の刈り取りを継続的に行うためには、再利用促進(利用する人を増やすこと)が重要な対応の一つになる。そのためには、啓発イベントや出前講座、広報・PR、情報発信等の普及活動を充実させ、農家等を含む住民等への理解・協働を得る働きに努め、刈り取った植物帯による堆肥の需要拡大等を図ることなどが挙げられる。

4.2 汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンス

汽水湖環境の実態を把握する視点として、環境形成の影響要因を考慮したインパクト・レスポンスを捉えることが重要である。また対策については、その効果を期待できる反面、別の現象（影響）が生じるおそれがあることから、対策後に環境がどのように変化するかなどを把握することも重要であり、インパクト・レスポンスの作成が役立つ。

そのようなインパクト・レスポンスは汽水湖環境形成の因果関係のほか、その途中の道筋を示すことから、汽水湖環境形成に影響を及ぼしている要因を把握するとともに、対策を行う際の改善ポイントを選択し、対策を行ったときどのように環境が変化するかを想定することが概ねできる材料になる。

図 4.2-1 にいくつかの汽水湖（網走湖、宍道湖、湖山池）を例にして想定される汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンス図（推定）を作成した。ここでは淡水湖と比べ汽水湖で特に見られる現象を青色文字で表記した。

このうち、網走湖については、現在、湖口下流に塩分調節堰を設けて塩淡水境界層上昇の抑制を試みているが、対策前における状況で想定される現象のインパクト・レスポンス図を例示した。湖山池については、塩分調節（高塩分化）を図ってアオコやヒシの抑制効果や赤潮発生がモニタリング調査により確認されていることから、対策前後で想定される現象のインパクト・レスポンス図（イメージ(案)）を例示した（詳細は後述の「4.4 汽水湖の水質保全対策」参照）。

図 4.2-1(1)の網走湖では、風に伴う吹送流・静振による下層水塊の上昇、成層に伴う底層の貧酸素化による硫化水素発生や酸素不足が青潮及びそれに伴う生物への影響を引き起こす要因になっていることが考えられる。また問題点の一つであるアオコの発生は、流域からの流入や内部生産により栄養塩類が高いことのほか、塩分が藍藻類に適した条件になることや N/P 比が小さくなることなどにより生じることが伺える。図 4.2-1(1)は塩分調節を行う前の状況を整理したものであるが、今後、塩分調節（塩淡水境界層上昇の抑制）の対策により汽水湖環境がどのように変化していくかを見極めていくことが必要である。

一方、図 4.2-1(3)に示す湖山池の場合、農業用水の利用目的から低塩分化管理を行っていたが、近年、アオコやヒシ対策として塩分調節（高塩分化）の対策を講じるようになった。対策後には潮汐（塩水）流入増加に伴って対策前に異常発生・繁茂していたアオコやヒシが抑制されたことが確認されており、さらにはシジミ等の水産資源増加などが望まれている。その反面、強固な成層形成とそれに伴う底層の貧酸素化や硫化水素の発生、淡水を好む種への影響のほか、赤潮発生などが懸念される。

このことから、汽水湖において対策を講じる場合、対象とする汽水湖について、現状における汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンスを捉えつつ、対策後におけるその変化を検討し、どのような効果や影響が見られるかを事前に見据えるとともに、対策実施中・後にモニタリングによりそれらの状況を把握しながら対策を進めていくことが重要である。

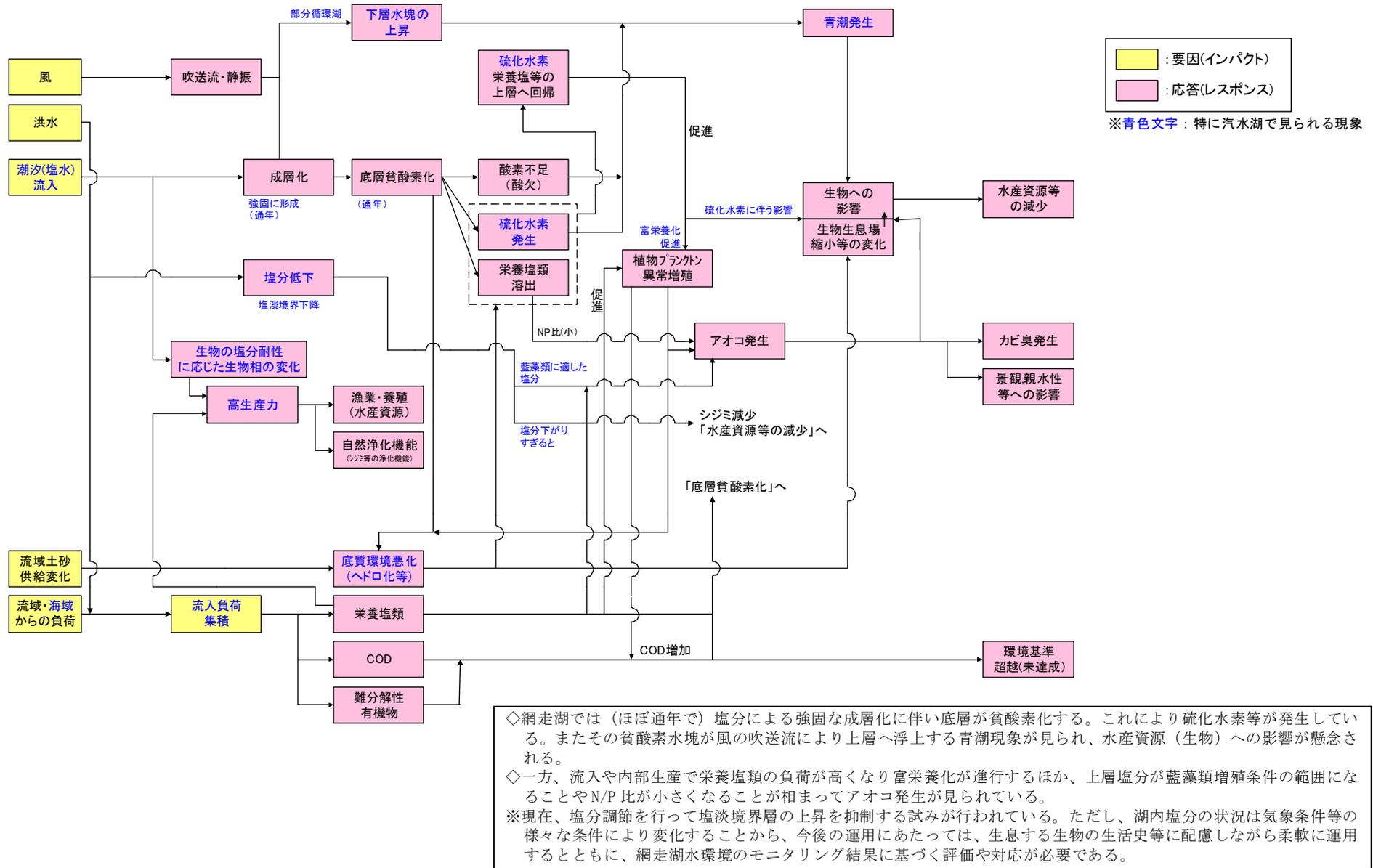
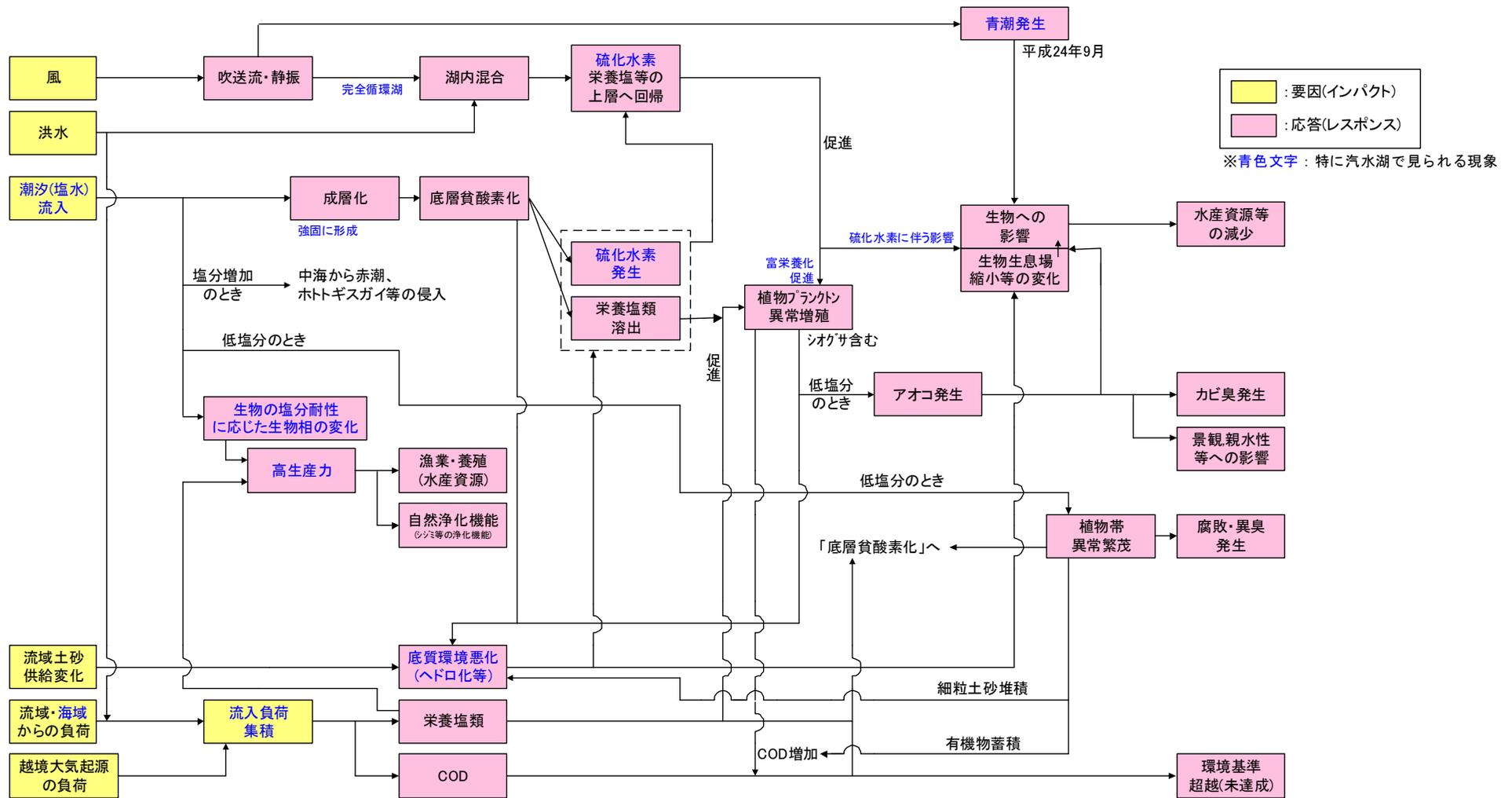


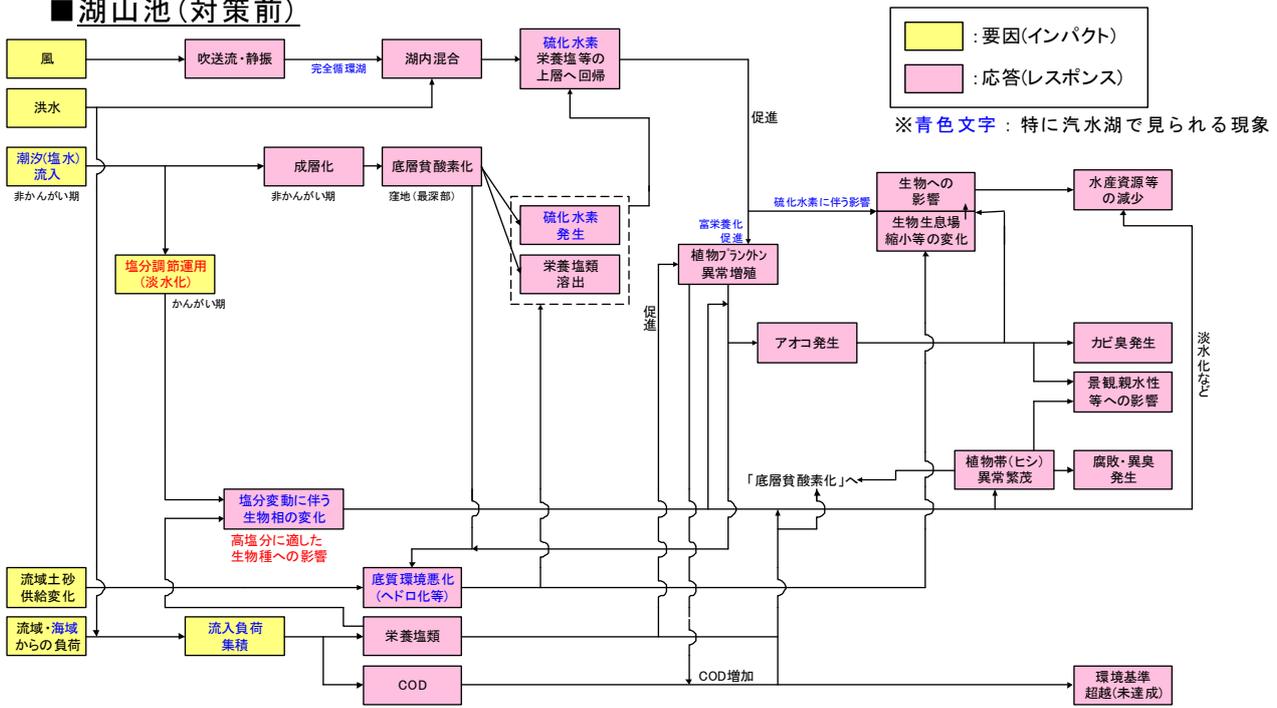
図 4.2-1(1) 汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンスのイメージ(案) [網走湖の例 (塩分調節対策以前)]



◇宍道湖は、通年で1回以上の混合が見られる汽水湖である。
 ◇宍道湖の湖底直上において、貧酸素化現象が見られている。
 ◇水深が浅いため青潮のような現象が見られにくいですが、一時的に中海からの貧酸素水塊の流入による影響はあるほか、平成24年9月には青潮が発生し、多くの魚類が斃死した。
 ◇宍道湖は、流域のほかに越境大気起源の栄養塩類負荷の流入や低塩分の状況などによりアオコの発生が見られている。またシオグサ等の繁茂によるシジミ等への影響も見られている。このほか高塩分時には赤潮・ホトトギスからの進入が見られる。
 ◇シジミ等の水産が盛んであるが、水質悪化や底層環境悪化などにより、昔と比べて生息範囲が縮減され、漁獲量が減少している。

図 4.2-1(2) 汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンスのイメージ(案)[宍道湖の例]

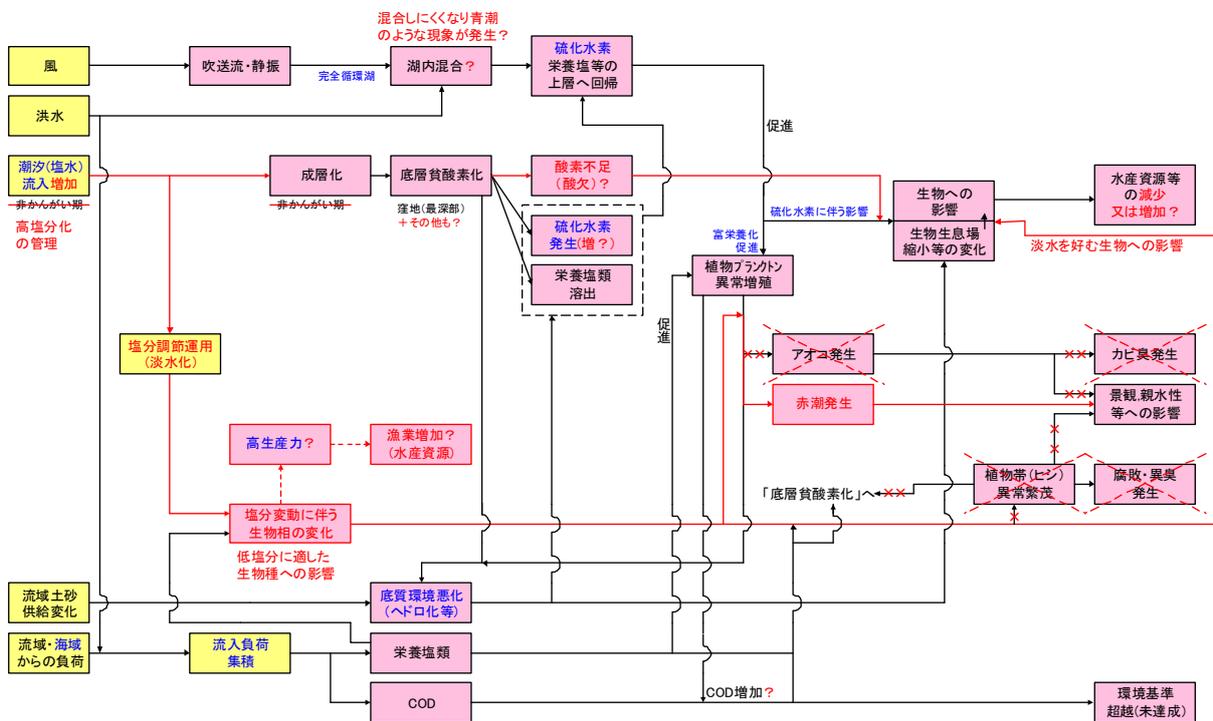
■ 湖山池 (対策前)



◇今までの湖山池は、農業用水の利水目的のため、低塩分化の運用を行っていた。その上、栄養塩類等の流入負荷が高いことから、アオコの発生やヒシの異常繁茂が問題となっていた。また、低塩分化と底質環境悪化に伴い、シジミ等の水産資源も減少していた。

塩分調節(高塩分化)の対策

■ 湖山池 (対策後)



◇対策を講じている湖山池は、アオコの発生やヒシの異常繁茂の低減や、水産資源の回復などを目的とし、水門操作の塩分調節による高塩分化の運用を行っている。この運用により、アオコやヒシの抑制が確認されている。またシジミ等の水産資源の回復が期待される。

◇ただし、塩分増加により強固な成層化に伴う底層の貧酸素化発生とそれに伴う生物などへの影響、カラスガイなどの淡水を好む種への影響が懸念される。また赤潮が一時的に見られた。

◇このため、今後、目標塩化物イオン(2000~5000mg/L)を目安にしつつ、湖内の状況に応じた柔軟な塩分調節が課題である。

図 4.2-1(3) 汽水湖環境形成に関するインパクト・レスポンスのイメージ(案) [湖山池(対策前後)の例]

4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標

4.3.1 汽水湖の目安の必要性

汽水湖の環境基準については、「3.1.1 汽水湖の環境基準達成状況」で水域別達成率に示すとおり、塩分を含む性質上、河川や海域はもとより湖沼全体と比べても低く、環境基準の達成率向上は課題の一つである。

しかし、上水や工水、農水の利用がほとんど見られない汽水湖では、環境基準の確保よりも水産資源の生産性の維持・向上が優先事項となる場合がある。

例えば、神西湖（島根県）の場合、図 4.3.1-1 に示すとおり、COD や TN、TP が高い値で推移し、類型指定の環境基準値(COD：B 類型 5mg/L、TN：IV 類型 0.6mg/L、TP：IV 類型 0.05mg/L)を超えている。行政、地域住民及び事業者が連携し、基準達成へ向けて努められており、その取組と基準達成の実現は重要な課題である。

神西湖ではシジミ等の漁業が盛んな場であるが、コウロエンカワヒバリガイが優占することによりシジミの大量死亡などの水産への被害が見られていた。またシオグサ類の発生による影響もあった。このことから、シジミの生息に関する課題が優先的な懸案事項であった。このため、現在、神西湖ではシジミの生息促進（＝目標）を実現するため、コウロエンカワヒバリガイの増殖を防ぎ、シジミが生息しやすい塩分（＝指標）になるよう調節を行っている。

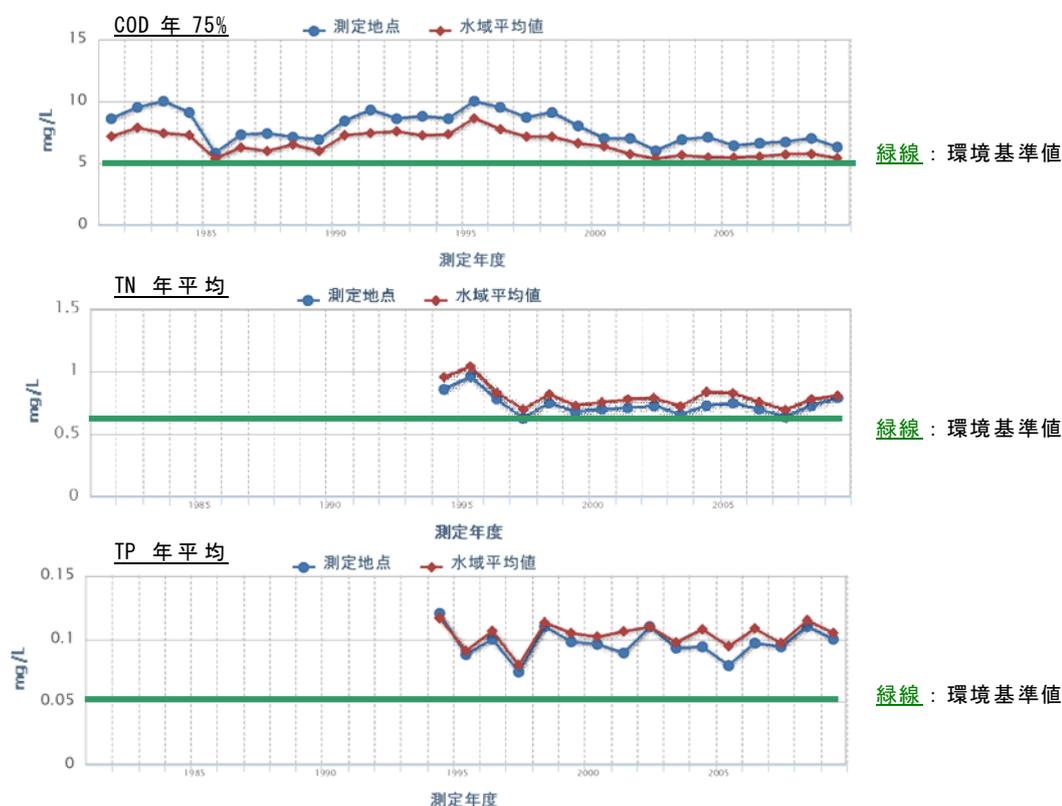


図 4.3.1-1 神西湖の COD、TN、TP 経年変化
※公共用水域水質調査結果より

このように汽水湖では、水産業の維持と発展が主なニーズになっており、水産業への影響が問題となることが多い。このとき汽水湖環境を大きく左右するとともに、水産資源へ与える影響が大きい塩分、硫化水素若しくは浅場における底層の溶存酸素量(DO)が重視されることが想定される。

このことを踏まえると、汽水湖の対策を行うにあたって汽水湖環境を評価するためには、汽水湖の特性(汽水湖水質の形成過程や問題点・課題)を踏まえた汽水湖における参考の目安づくりが課題となる。

このため、汽水湖の対策等を行う際の参考とするための指標について、汽水湖の特徴を踏まえながら、生物生息環境などを見据えた水質を参考の目安として検討し、今後の水環境保全に資することが重要であると考えられる。

4.3.2 参考とするための汽水湖の目安について

汽水湖において、現行の環境基準の COD や TN、TP 以外で環境の状況を把握するための重要な目安は、

- ①水産資源の生産やアオコ・赤潮発生等の汽水湖環境を大きく左右する「塩分」
- ②生物の生息状況を大きく左右する浅場の「底層の溶存酸素量」

が挙げられる。

ただし、硫化水素については、生物へ直接的な影響を与えることから、硫化水素も指標にすることが望ましいが、現状では硫化水素に関する測定技術の開発及び普及やデータ蓄積が十分でない。

その他、汽水湖の指標として実感しやすくシジミの生息条件の一つとなる水温、水質指標として住民がわかりやすく、身近に感じる透明度、水質項目ではないが底質の状況（粒度、TOC 等）なども考えられる。

しかし、水温はシジミの生息にとって重要な条件であるが、湖沼管理において湖内での調整が容易でない。透明度については、汽水湖では懸濁物質が強固な塩分成層界面に残りやすいことから透明度が確保しにくい。また底質はデータ蓄積が課題となる。このようなことから、水温や透明度、底質の状況（粒度、TOC 等）などは、指標になりにくい面があると考えられる。

以上のようなことから、ここでは汽水湖の対策を行う際の参考とするための指標について、汽水湖の特徴や文献、既往調査結果等を踏まえながら、生物の生息環境などを見据えた水質（塩分や溶存酸素量）を参考の目安として検討した。

[1] 塩分

塩分変化は、汽水湖の環境を劇的に変える要因となる。すなわち、汽水湖は、流域または外海のどちらか一方でも淡水もしくは海水の流入出量のバランスが崩れると、微妙な均衡を保ってきた環境が一変する。塩分を調節することにより汽水湖の環境改善を図る動きも見られている。

例えば湖山池では、淡水を好むアオコやヒシの抑制を図るために、水門操作により湖沼を高塩分化する対策が講じられている。この結果、アオコやヒシが抑制されていることが確認されている。その一方、調節後の塩分に適応する植物プランクトンや植物帯が発生する可能性が否めないことから、将来的にそのような植物プランクトンや植物帯に伴ってどのような障害が起こりえるかを検討するために、それらの塩分耐性の目安を把握しておく必要があると考えられる。

すなわち、汽水湖環境の現状を改善させるためには、現状の塩分と環境の状態を把握しつつ、塩分変化によりどのような環境になるのかを鑑みながら、将来の目標・目的の設定を行って対策を進めることが重要である。

◆湖山池（鳥取県）の事例

湖山池では、かつては農業用水としての利用を図るために、低塩分化の管理を行っていた。この結果、特定希少野生動植物のカラスガイなどの生息が見られているが、シジミ等の漁獲量が減少するほか、アオコやヒシの異常発生が見られるようになっていた。このため、現在、高塩分化の管理を行いつつアオコやヒシの対策を図ることとしている。

◆浜名湖（静岡県）の事例

浜名湖では、湖口を1950年代前半からの湖口の改変（導流堤建設等）により、湖内の塩分が上昇しており、1951年頃は塩分が20psu前後であったが、1965年には30psu前後となり（図4.3.2-1）、現在に至っている。このため、浜名湖ではその塩分増加に伴って海域に近い環境を形成するようになり、アサリ（図4.3.2-1）等の高塩分を好む種が増加している。

水産業にとっては、水産重要種が豊漁であった1976～1985年（ノリ養殖を含めれば1971～1985年）頃の時期が最も好適な環境であり、その水産業は外海・高塩分環境を好む種が目立っていた^{*1}。

後藤(2004) ※2 によると「1975 年以前に豊漁であった、ニホンイサザアミ、ウナギ、ウグイ、ボラ、マハゼ、ウキゴリ類等の低塩分の河口や内湾奥部を好む汽水性・強内湾性の魚種が減少している。一方、アサリ(図 4.3.2-1)、クルマエビ類、ワタリガニ類、コノシロ等の中～高塩分の内湾環境や瀬・干潟を好む中内湾性～弱内湾性の魚種はその塩分上昇期に増加している。」と指摘している。

※1:後藤裕康(2011)「浜名湖の浜名湖の環境と生物」環境省 H23 年度 第3回 汽水湖調査検討会資料

※2:後藤裕康(2004)「漁獲量変動からみた浜名湖の漁場環境の変化」静岡県水産試験場研究報告(39), PP31-50.

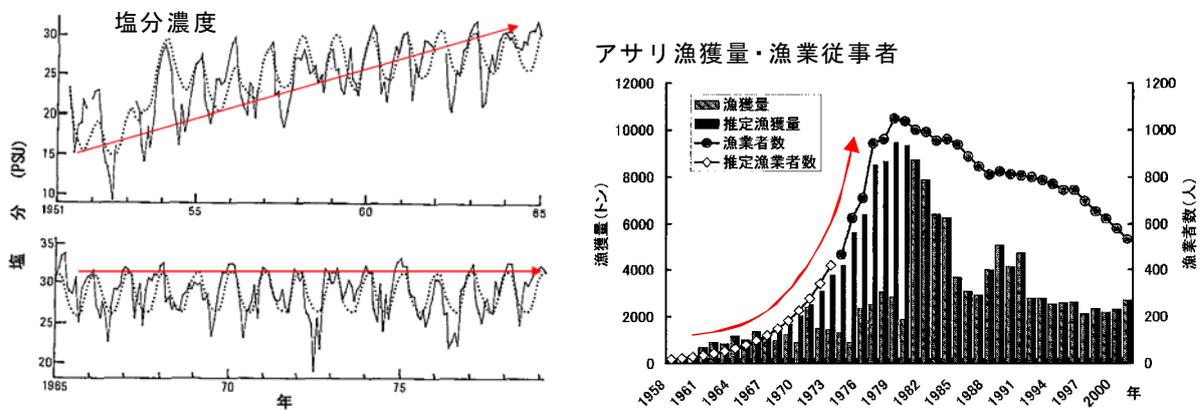


図 4.3.2-1 浜名湖の塩分(左)とアサリ漁獲量・漁業従事者(右)の経年変化

※塩分の図(左図): 松田義弘(1999)「浜名湖のふしぎー内湾の自然と海水の動き」静岡新聞社, PP136.

左図の塩分は湖内全平均のものであり、実線は実測値(静岡県水産試験場浜名湖分場(1980)浜名湖定点観測表より)、点線は計算値を示す。

※アサリ漁獲量の図(右図): 後藤裕康(2004)「漁獲量変動からみた浜名湖の漁場環境の変化」静岡県水産試験場研究報告(39), PP31-50.

右図は近年は乱獲や従事者の変動などにより減少しているが、塩分が上昇した1960～70年代は急増していることを示す。

ここでは、塩分に関する植物プランクトン(アオコ、赤潮の要因種)や植物帯、シジミの生息・生育条件の目安について、既往調査結果や文献等を踏まえてとりまとめた。ただし、その塩分に適用した別の生物による影響が生じる可能性がある。

このため、ここで列挙した塩分はあくまで目安であり、該当する塩分にすることで常に目的・目標が確実に達成できるとは限らないこと、変更後の塩分に適用した別の生物による影響も見据え、対策実施時にはモニタリングを行いながら順応的に対応することに留意する必要がある。

(1)植物プランクトン生息とその塩分の目安

植物プランクトンは塩分に応じて生息する種が変わる。例えば中海・宍道湖を見ると、高塩分の中海では主に赤潮が、低塩分の宍道湖では主にアオコが見られる傾向にある。

ここでは、汽水湖における植物プランクトン調査結果から植物プランクトンの優占種（または多く見られる種）に着目してその調査時の塩分を整理し、アオコや赤潮等の問題を引き起こす植物プランクトンの耐塩分性を取りまとめた。対象としたデータは以下のとおりである。表 4.3.2-1～2 にその結果を整理した。

—整理対象データ—

- 環境省(1993)「第4回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書」
クッチャロ湖、澗沼、加茂湖、佐鳴湖、東郷池、中海、宍道湖、十三湖、小川原湖、浜名湖、湧洞沼、水月湖、大池（南大東島）
- 澗沼（平成17年～21年）
- 北潟湖、久々子湖、水月湖、三方湖（平成22年）
- ホロカヤントウ沼（平成5年）、ポロ沼（平成3年）、濤沸湖（平成5年）
- サロマ湖（平成20年6月～25年5月）
*サロマ湖養殖漁業協同組合ホームページ (<http://saromako.org/>) 掲載の植物プランクトン、塩化物イオン濃度データを参考にした。
- 小川原湖（平成22年4月～23年3月）
- 東郷池（平成17年1月～18年3月、平成24年4月～平成25年3月）
- 湖山池（平成21年1月～23年3月、平成24年4月～平成25年3月）
- 中海・宍道湖（平成18年4月～平成23年3月）

※上記の調査結果を踏まえ優占種(第1～3位)を整理。ただし、第4回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書は、(3位の記載無しのため)第1～2位の優占種とした。

※中海・宍道湖は、確認個体数が数量表示もあったが、CC(非常に多い)、C(多い)、+(普通)、r(希)、rr(非常に希)という整理が多かったため、今回はCC(非常に多い)、C(多い)、 10^6 cell/L以上を対象とした。ただし、藍藻類 *Coelosphaerium kuetzingianum* が中海(本庄含む)で約 $20 \sim 81.7 \times 10^5$ cell/L が確認されているが、優占しているものでなかったのを外した。

1) アオコ発生とその塩分の目安（表 4.3.2-1）

アオコの主要因となる藍藻類については、基本的に低塩分水域で優占しやすい。

例えば、近年、宍道湖でカビ臭を発する原因になった藍藻類 *Coelosphaerium kuetzingianum* は、宍道湖と小川原湖のデータから塩化物イオンが約 4,000mg/L 弱以下で生息が確認されている。

このほか、アオコやカビ臭要因になるおそれのある *Microcystis aeruginosa*、*M. wesenbergii*、*Oscillatoria limnetica*、*Lyngbya limnetica* などの藍藻類は塩化物イオンが概ね 5,000mg/L 以下で優占している。また優占上位に該当しなかったが宍道湖でアオコの要因種となった *M. ichthyoblabe* が確認されたときの塩化物イオンは 1,400～1,600mg/L であった。

なお、今回、種名まで確認されている種を対象としたが、参考としてアオコやカビ臭の発生要因になりやすい *Dolichospermum* (旧 *Anabaena*) 属、*Oscillatoria* 属、*Phormidium* 属を見ると塩化物イオンで約 5,000mg/L 以下で優占しやすいと考えられる。

このことから、湖内塩分については、塩化物イオンで約 5,000mg/L 以上に調節することにより、アオコやカビ臭を抑制することが期待できると考えられる。

表 4.3.2-1 アオコ等の主要因になりやすい藍藻類の優占が確認されたときの塩化物イオンの範囲

類	種	優占しているときの塩化物イオンの目安 (mg/L)	確認されている主な汽水湖
藍藻類	<i>Microcystis wesenbergii</i>	1,000 mg/L以下	ホロカヤントウ沼
	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	3,400 mg/L以下	宍道湖,小川原湖
	<i>Oscillatoria limnetica</i>	1,500 mg/L以下	酒沼,小川原湖
	<i>Lyngbya limnetica</i>	4,800 mg/L以下	久々子湖,水月湖
	(以下、参考)		
	<i>Dolichospermum</i> (旧 <i>Anabaena</i>) 属	4,600 mg/L以下	湖山池,東郷池,三方湖,水月湖,久々子湖
	<i>Oscillatoria</i> 属	3,900 mg/L以下	久々子湖,水月湖
	<i>Phormidium</i> 属	5,300 mg/L以下	酒沼,東郷池

※上表の塩化物イオンは、調査結果に基づいて整理した結果を百の位で四捨五入して表示した。

なお、アオコと塩分に関する知見を見ると、以下のとおり、塩化物イオンが概ね 1,500～3,000mg/L 以上になると、アオコの増殖が抑制されることがいわれている。

◇アオコの増殖が抑制される塩化物イオン

- ・秋山(1982) : 塩化物イオン 2,500～3,000ppm 以上
- ・南條ら(1998): 塩化物イオン 1,500mg/L 以上
- ・中村(1998) : 塩分 3.5psu 以上(塩化物イオン 1,930～1,950mg/L 以上)

以上より、アオコやカビ臭を抑制するには、塩化物イオンを概ね 3,000～5,000mg/L(塩分 5.4～9.0PSU)以上に保つことが有効であると考えられる。

2) 赤潮発生とその塩分の目安

赤潮は景観等への影響をもたらすほか、加茂湖等のように赤潮発生に伴う貧酸素化による魚介類への影響も見られている。赤潮を形成する渦鞭毛藻類の中には魚介類等へ影響を及ぼす有害のものも存在する。赤潮の主因となる渦鞭毛藻類は、低塩分の範囲でも見られているが、海産性のものが多いことから高塩分水域で基本的に生息・増殖している。

Gymnodinium sanguineum は麻痺性貝毒の要因になりやすい渦鞭毛藻類である。これは濤沸湖で確認されており、このときの塩化物イオン濃度が 4,660mg/L であった。また *Prorocentrum micans*、*P. minimum*、*P. triestinum* は魚介類へ直接的に害を及ぼさないが、赤潮形成に伴って周囲で貧酸素化が発生して魚介類へ影響を及ぼすおそれがあるほか、*P. micans* はカキ等の体内に蓄積すると、食用としての害はないが、貝（軟体部）の色が赤く染まる。

珪藻類については、赤潮の要因になりやすい *Skeletonema costatum*、*Cylindrotheca closterium* などが幅広い塩化物イオン濃度の範囲（二千～数千より海水に近い 18,000mg/L 以上）で見られている。

最近、高塩分で管理するようになった湖山池では、*Heterocapsa rotundata*、*Heterocapsa spp.*、*Diplopsalopsis orbicularis*、*Alexandrium sp.* など海産性の渦鞭毛藻類が確認されており、そのときの塩化物イオン濃度は 2,500～7,500mg/L であった。また平成 25 年 8 月には海産性の珪藻類 *Cylindrotheca closterium* が異常発生して赤潮が見られた。

またノリの色落ちの要因になりやすい *Chaetoceros sociale* などは、塩化物イオン濃度 16,000mg/L 以上で生息している。

以上のことから、赤潮等を形成するおそれがある渦鞭毛藻類や珪藻類は、優占するときの塩化物イオンが幅広く、アオコ等の対策として高塩分の環境下にすると発生する場合があると考えられる。

ただし、珪藻類については、赤潮をもたらす原因種になるものもあるが、シジミ等の餌資源になるものも存在するので、珪藻類を低減することは、そのようなシジミ等の餌資源の減少につながるおそれがあることに留意が必要である。

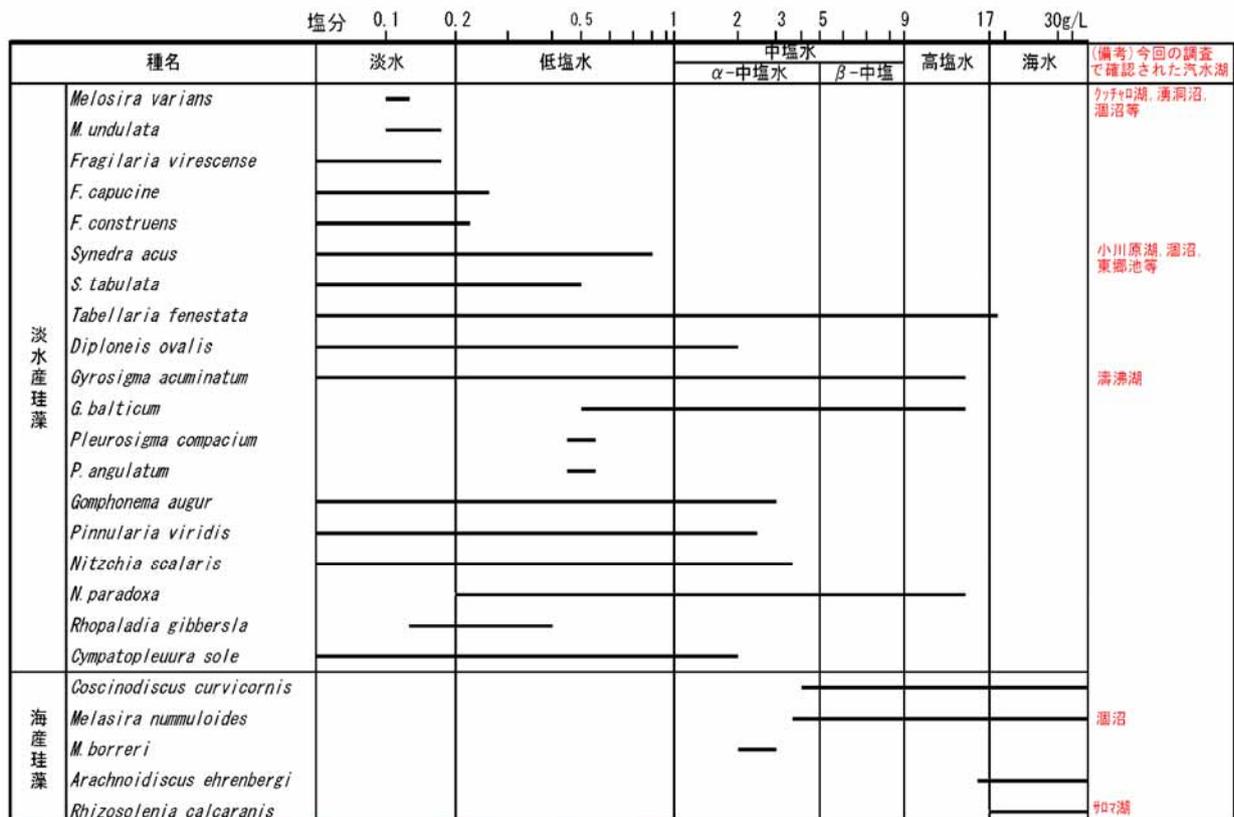
表 4.3.2-2 赤潮等の要因になる渦鞭毛藻類や珪藻類の優占が確認されたときの塩化物イオン濃度の範囲

類	種	優占しているときの塩化物イオンの範囲 (mg/L)	確認されている主な汽水湖
渦鞭毛藻類	<i>Gymnodinium carinatum</i>	4,700	澁沸湖
	<i>Prorocentrum micans</i>	16,700	サロマ湖
	<i>Prorocentrum minimum</i>	4,600 ~ 12,000	中海, 宍道湖
	<i>Prorocentrum triestinum</i>	17,600 ~ 17,800	サロマ湖
	<i>Heterocapsa rotundata</i>	1,400 ~ 17,700	サロマ湖, 東郷池, 湖山池
珪藻類	<i>Skeletonema costatum</i>	1,500 ~ 18,600	サロマ湖, 湊沼, 中海, 宍道湖
	<i>Chaetoceros sociale</i>	17,900 ~ 18,200	サロマ湖
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	5,800 ~ 18,200	サロマ湖, 中海, 湖山池

※上表の塩化物イオンは、調査結果に基づいて整理した結果を百の位で四捨五入して表示した。

参考までに、水野(1971)^{*1}がとりまとめた珪藻類と塩分の関係を表 4.3.2-3 に示す。併せて今回整理したデータの中で確認されている汽水湖を備考欄に加筆した。 β 中塩水～高塩水あたりで淡水産と海水産が概ね区分されているが、藍藻類と比べて珪藻類では淡水産が生息できる塩分の幅が比較的広いと考えられる。

表 4.3.2-3 珪藻類と塩分の関係の例



(備考) は今回とりまとめるために整理したデータで表中の主が確認された汽水湖を参考に記載

※1: 水野寿彦(1971)「池沼の生態学」株式会社 築地書館, PP39.

また図 4.3.2-2 は、近藤ら(1990)が中海における植物プランクトンを対象に現地調査と培養実験から得られたデータを基に塩分との関係をとりとまとめたものである。これを見ると *Microcystis aeruginosa* や *Coelosphaerium kuetzingianum* 等の藍藻類は塩分が概ね 5~10‰と比較的low塩分の範囲で細胞数が多く見られている。しかし *Cyclotella nana* や *Thallassionema nitzschioides* 等の珪藻類や *Prorocentrum minimum* 等の渦鞭毛藻類、*Cryptomonas sp.* の褐色鞭毛藻は藍藻類より高い塩分の範囲で多く見られているが、それらは全体的に見ると生息できる塩分の幅が比較的広いと考えられる。

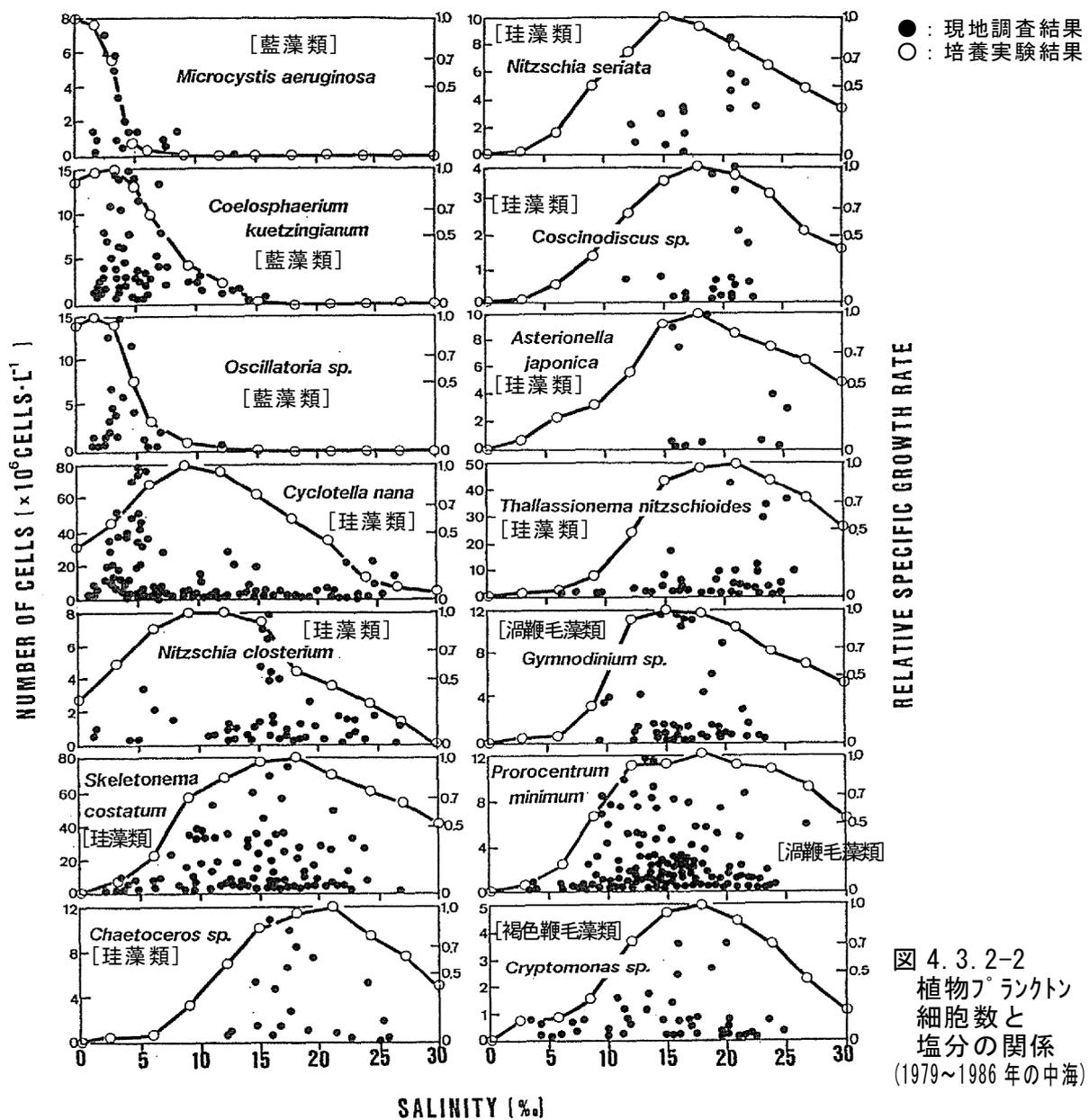


図 4.3.2-2
植物プランクトン
細胞数と
塩分の関係
(1979~1986年の中海)

※Kunio Kondo, Yasushi Seike and Yoshida DATA(1990) "Relationships between phytoplankton Occurrence and Salinity or Water Temperature in Brackish Lake Nakanoumi, 1979-1986" Jpn. J. Limnol 51, 3, PP173~184. (近藤邦男, 清家泰(1990)「汽水湖中海における植物プランクトンの出現と塩分あるいは水温との関係, 1979-1986年[英文]」陸水学雑誌 51, 3, PP173~184.)

(2)植物帯の繁茂とその塩分の目安

ヒシは、三方湖や低塩分管理時の湖山池のように、異常繁茂することにより、悪臭発生、水質や景観の悪化、航行阻害等の問題を引き起こすおそれがある。淡水湖の諏訪湖などでは、刈り取りによりヒシの異常繁茂に伴う影響を低減する対応がとられている。そのような対応は、栄養塩類を湖外へ持ち出すことにもつながるほか、肥料等で使うことにより、資源供給も期待できるが、効率的・効果的に作業を進める必要がある。

しかし、ヒシは基本的に塩水を嫌う傾向にあることから、汽水湖では高塩分化することにより、異常繁茂に伴う影響を低減することが見込まれる。ただし、淡水産のヒシが繁殖しなくなった塩分であっても、その塩分に適用した別の植生が繁茂して影響を及ぼすおそれを否認しない。このことから、塩分調節による対応を図る際には、汽水湖に生育する植物帯の塩分耐性を把握し、塩分変化に伴って繁茂する可能性のある植物帯によりどのような影響が想定されることを検討する必要がある。

山室 (2014) ^{※1} は汽水域に侵入して増殖が問題になる可能性のある沈水植物と浮葉植物が分布する塩分範囲をとりまとめている。淡水産維管束植物 12 種類のうち 10 種類については繁茂できる塩分が 10PSU (塩化物イオン: 約 5,500mg/L) までであり、それ以上の塩分まで繁茂できる淡水産維管束植物はリュウノヒゲモとイトクズモの 2 種類にとどまった (表 4.3.2-3)。網走湖でのリュウノヒゲモや宍道湖のイトクズモの繁茂範囲は他の植物帯よりはるかに少ないことから、弊害を起こす可能性がある淡水産維管束植物を塩分によって調節する観点からは、10PSU (塩化物イオン: 約 5,500mg/L) 以上に保つことが有効であると考えられる。

一方、汽水域に特異的に繁茂するとされているカワツルモは、種類に応じ **10PSU** を超える水域で繁茂する可能性はある。また塩分が 10PSU を超える汽水域で増殖が問題になるほど繁茂する可能性がある維管束植物は、そのカワツルモと海産種のコアマモ、遺伝子型によっては宍道湖のような大群落を汽水域で形成する可能性があるオオササエビモ、弊害を起こすほどの繁茂は報告されていないものの 10PSU でも繁茂できるリュウノヒゲモとイトクズモなどが考えられる。

※1: 山室真澄 (2014) 「日本の汽水湖沼にみられる沈水植物・浮葉植物が繁茂できる塩分範囲」陸水学雑誌 75, PP113~118.

表 4.3.2-3 植物帯の塩分耐性の目安

種名	和名	塩分 (PSU)	塩化物イオン濃度換算 (mg/L)	文献
淡水産				
<i>Egeria densa</i>	オオカナダモ	0 ~ 8	0 ~ 約 4,400	1)
<i>Hydrilla verticillata</i>	クロモ	0 ~ 6.6	0 ~ 約 3,700	2), 3), 4)
<i>Vallisneria asiatica</i>	セキショウモ	0 ~ 5.9	0 ~ 約 3,300	4)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	ヒロハノエビモ	0 ~ 9.7	0 ~ 約 5,400	5), 6), 7)
<i>Potamogeton crispus</i>	エビモ	0 ~ 5.9	0 ~ 約 3,300	4)
<i>Potamogeton pectinatus</i>	リョウノヒゲモ	0 ~ 17.6	0 ~ 約 9,700	8), 9), 10), 11), 12)
<i>Zannichellia palustris</i>	イトクズモ	0 ~ 20.1	0 ~ 約 11,100	12), 13), 14), 15), 16)
<i>Ceratophyllum demersum</i>	マツモ	0 ~ 8	0 ~ 約 4,400	5), 17)
<i>Trapa japonica</i>	ヒシ	0 ~ 5.9	0 ~ 約 3,300	4)
<i>Trapa natans</i>	オニビシ	0 ~ 9	0 ~ 約 5,000	18)
<i>Trapa natans var. pumila</i>	コオニビシ	0 ~ 4	0 ~ 約 2,200	19)
<i>Myriophyllum spicatum</i>	ホザキノフサモ	0 ~ 9.8	0 ~ 約 5,400	5), 6), 9), 12)
海水産				
<i>Zostera japonica</i>	コアマモ	5 ~ 35	約 2,800 ~ 約 19,400	16), 20), 21)

1) Hauenstain and Ramirez (1986), 2) Shields et al. (2012), 3) Miller et al. (2011), 4) Hirayama (2005), 5) Li et al. (2011), 6) Twilley and Barko (1990), 7) Van den Brink et al. (1993), 8) Van Wijk et al. (1988), 9) Van Wijck et al. (1994), 10) Prado et al. (2013), 11) Antunes et al. (2012), 12) Steinhardt and Selig (2009), 13) Lombardi et al. (1996), 14) Greenwood and DuBowy (2005), 15) Steinhardt and Selig (2011), 16) Kondo et al. (2003), 17) Hinojosa-Garro et al. (2008), 18) Walton (1996), 19) Mori (2011), 20) Shafer et al. (2011), 21) Kaldy and Shafer (2013)

※塩化物イオン濃度 (mg/L) = 塩分 (PSU) × 1000 / 1.80655 で概略的に換算 (下2桁を四捨五入)

このほかシオグサ類やオゴノリ、アオサなど海藻の異常繁茂により湖岸に打ち寄せられたこれら海藻の集積腐敗に伴う底層の貧酸素化や悪臭等の発生、シジミやアサリ等の水産資源や景観、船舶航行などへの影響が見られている。

- ◇中海 : オゴノリ, シオグサ類などの増加に伴うアサリ等への影響など^{※2}
- ◇宍道湖 : シオグサ類の繁茂によるシジミ漁場の縮小など^{※3}
- ◇浜名湖 : アオサの繁茂～集積腐敗による底質悪化、アサリ等の生育阻害など^{※4}

※2: 石飛裕, 平塚純一, 桑原弘道 (2011) 「(寄稿) 宍道湖・中海水域の水産業振興に向けた調査研究等の課題」 島根県水産技術センター研究所報 3, PP99-110.

※3: 島根県 (2010) 「第2期宍道湖・中海水産資源維持再生構想 参考資料 事業総括表 (2) ヤマトシジミ資源生態調査 (平成18年度～22年度)」 島根県水産課ホームページ (<http://www.pref.shimane.lg.jp/suisan/kousou.html>)

※4: 蒲郡市 (2011) 「アオサ活用に関する調査報告書」 蒲郡市ホームページ (<http://www.city.gamagori.lg.jp/unit/kikaku/aosa-hokoku.html>)

シオグサについては、最近、宍道湖等で異常繁茂によるシジミ等への影響が懸念されている。ただしシオグサ類は同定するのが難しく、淡水から海水に至る水域で行われた近年の研究^{※5}によると、各塩分範囲で特異に優占する種が認められている。このことから、シオグサ類の繁茂を塩分で制御することは容易でないと考えられる。

※5: Yu-ichiro Hayakawa, Taku Ogawa, Shinya Yoshikawa, Kaori Ohki, Mitsunobu Kamiya (2012) "Genetic and ecophysiological diversity of Cladophora (Cladophorales, Ulvophyceae) in various salinity regimes" Phycological Research 60:PP86~97.

(3)水産資源の対象となる二枚貝の生息とその塩分の目安

主な水産資源の一つであるシジミの生息可能な塩分については、中村（1998）^{※1}によると『水温に関係なく、長期的に生息できる塩分が 1.5～22PSU(塩化物イオンで約 830～12,200mg/L)の範囲にあり、それを逸脱すると水温が上昇するほど塩分耐性が低下する』と指摘している。なお、本文献では、既往の知見を表 4.3.2-4 に示すとおり、整理している。

表 4.3.2-4 シジミの長期的に生息可能な塩分の目安^{※1}

	調査箇所	長期的に生息可能な塩分の目安
朝比奈(1941) ^{※4}	北海道 藻琴湖	・初期発生は 3.1～28.1PSU で可能であり、 その中でも 9.4～21.8 PSU が良好。
田中(1984a) ^{※2}	木曾川 河口域	・水温 27～29℃のとき、3.5～10.5PSU。 ・0.3PSU 以下、21PSU 以上の環境は不適。
石田・石井(1971)	利根川産	・水温 15～23℃のとき、24.2PSU 以上では生 息しない。 ・22PSU 以上の高塩分域より淡水の方が適応 性有り。
佐藤・内田 (1978a, b) 江川(1981)	—	・水温 15～28℃のとき、0～20PSU。淡水で生 息可能。 ・24PSU 以上では、長期生息が不可能。
中村(1998) (実験結果)	宍道湖	・水温に関係なく、1.5～22PSU。 ・0PSU や 22PSU 以上では、水温が上昇するほ ど塩分耐性が低下
馬場(1997) ^{※5} (産卵誘発実験結果)	網走湖	・産卵には 2.3PSU 以上が必要(水温は 22.5℃ 以上)。

シジミの生息に配慮する場合の塩分の目安について、上表における環境不適の範囲(田中(1984a)^{※2})を考慮すると、塩分 0.3～21PSU(塩化物イオンで約 170～11,600mg/L)の範囲が考えられる。

しかし、稚貝については、田中(1984b)^{※3}や中村(1998)^{※1}によると塩分に対する抵抗性が成貝より弱くなることが確認されており、後期発生期、初期稚貝期、後期稚貝期と発生段階が進むにつれてより淡水域で生息可能になることを指摘している。このことから、初期発生を考慮すると朝比奈(1941)^{※4}の 3.1PSU(塩化物イオンで約 1,700mg/L)以上が必要であり、初期発生段階における良好な環境としては 9.4～21.8 PSU(塩化物イオンで約 5,200～12,000mg/L)が望ましいと考えられる。

以上のことから、シジミの生息に配慮する場合の塩分の目安について、塩分が概ね 3.1～21PSU(塩化物イオンで約 1,700～11,600mg/L)である環境が挙げられ、高水温になればその範囲が狭まる(水温 27～29℃のとき 3.5～10.5PSU(塩化物イオンで約 1,940～5,800mg/L))ものと考えられる。

アサリについては、中村（1998）^{※1}によると淡水側 5PSU（塩化物イオンで約 2,800mg/L）以下で生息が不可能であり、生息可能な塩分の範囲が 10～32PSU（塩化物イオンで約 5,500～17,700mg/L）であったと述べている。

またアサリについては、相島（1993）^{※6}による殻長 16mm 稚貝を用いた実験では塩分 10PSU 以下（塩化物イオンで約 5,500mg/L）では潜砂をしなかった。倉茂(1942)^{※7}はアサリの塩分耐性限界が 20PSU（塩化物イオンで約 11,000mg/L）であると指摘している。また水産庁(2008)^{※8}では浮遊幼生が塩分 15PSU（塩化物イオンで約 8,300mg/L）以下では正常に発育せず、20PSU（塩化物イオンで約 11,000mg/L）以上の塩分が必要であり、25PSU（塩化物イオンで約 13,800mg/L）以上の方が望ましいと述べている。

これらのことから、比較的高塩分を好むアサリの生息に配慮する場合の指標の目安としては、塩分が概ね 20PSU（塩化物イオンで約 11,000mg/L）以上である環境が必要であると考えられる。

- ※1: 中村幹雄(1998)「宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* PRIME と環境との相互関係に関する生理生態学研究」島根県水産試験場研究報告 第 9 号, PP78～99.
- ※2: 田中彌太郎 (1984a)「ヤマトシジミの塩分耐性について」養殖研報, 6, PP29～32.
- ※3: 田中彌太郎 (1984b)「ヤマトシジミ稚仔期の形態および生理的特性について」養殖研報, 6, PP23～27.
- ※4: 朝比奈英三 (1941)「北海道に於ける蜆の生態学的研究」日本水産学会誌 10(3), PP143～152.
- ※5: 馬場勝寿 (1997)「網走湖の環境とヤマトシジミの生態について」育てる漁業 No295, (社)北海道栽培漁業振興公社
- ※6: 相島昇(1993)「アサリ稚貝の潜砂行動に及ぼす水温と塩分の影響」福岡県水産海洋技術センター研究報告, 1, PP145～150.
- ※7: 倉茂栄次郎 (1942)「海水塩分の変化に対するアサリの抵抗性」日本海洋学会誌 1, PP29～43.
- ※8: 水産庁 (2008. 2)「干潟生産力改善のためのガイドライン」水産庁, PP94.

(4)まとめ

塩分(塩化物イオン)について、表 4.3.2-5 に示すとおり、目標・目的別に適応する目安をとりまとめた。塩分調節等による対策を講じるにあたっては、目標・目的を適切に見据えるとともに、調節に伴う環境影響も勘案しながら進めることに留意する必要がある。またここで挙げた生物は浅水域で生息することが多いことから、上層の塩分(塩化物イオン)に留意する必要がある。

表 4.3.2-5 目標・目的別の塩分(塩化物イオン(Cl⁻)濃度)の目安

目標・目的	調節塩分
アオコの発生抑制	概ね 5.4～9.0PSU(Cl ⁻ : 約 3,000～5,000mg/L) 以上 ※ただし、赤潮等を形成する渦鞭毛藻類や珪藻類が増殖する可能性有り。
ヒシ等の淡水産植物帯の抑制	概ね 10PSU(Cl ⁻ : 約 5,500mg/L) 以上 ※ただし、カワツルモ、コアマモ、オオササエビモ、リュウノヒゲモとイトクズモなどが繁殖する可能性有り。
シジミの生息	塩分が概ね 3.1～21psu(Cl ⁻ : 約 1,700～11,600mg/L) ※高水温になると範囲が狭まる。例えば水温 27～29℃のとき 3.5～10.5PSU(Cl ⁻ : 約 1,940～5,800mg/L)。
アサリの生息	概ね 20PSU(Cl ⁻ : 約 11,000mg/L) 以上

[2]底層の溶存酸素量

溶存酸素量は、生物の生息状況を大きく左右するものであり、酸欠や硫化水素等による水生生物の斃死に大きく影響を及ぼすものである。汽水湖では淡水湖と異なり塩分により強固に成層しやすく、中にはその成層がほぼ通年存在する部分循環の汽水湖が見られることから、底層の貧酸素化は重要な問題になりやすい。

表 4.3.2-6 は、(社)日本水産資源保護協会(2013.1)で整理している漁場の溶存酸素量の臨界濃度である。

漁場に必要なたん酸素量については、本表では概ね4mg/L以上であると考えられる。

表 4.3.2-6 漁場の溶存酸素量の臨界濃度

1.魚介類の致死濃度		
底生魚類	1.5ml/L	2.1mg/L
甲殻類	2.5ml/L	3.6mg/L
2.魚介類に生理的变化を引き起こす臨界濃度		
魚類、甲殻類	3.0ml/L	4.3mg/L
貝類	2.5ml/L	3.6mg/L
3 貧酸素と底生生物の生理、生態的变化		
底生生物の生存可能な最低濃度	2.0ml/L	2.9mg/L
底生生物の生息状況に変化を引き起こす臨界濃度	3.0ml/L	4.3mg/L
4.漁場形成と底層の酸素の濃度		
底生魚類の漁獲に悪影響を及ぼさない底層の酸素濃度	3.0ml/L	4.3mg/L

※(社)日本水産資源保護協会(2013.1)「水産用水基準第7版(2012年版)」PP17.に右側の数字を加筆。
左側の数字は単位がml/L。右側の数字は単位がmg/Lであり、ml/L×1.429=mg/Lの変換を行っている。

主な水産資源の一つであるシジミの貧酸素耐性について、中村(1998)^{※1}によると次のように述べられている。

シジミは溶存酸素量が1.5mg/L以上では実験期間の30日間でへい死がみられないが、D0が1.0mg/L以下になると20日以上は生存できなくなっている(図3.1.3-7)。また高水温、低塩分、飢餓状態では低酸素に対する耐性が弱くなる傾向がある。宍道湖のシジミは、1m²当たり1000個体以上の高密度で生息しているのは、D0が4mg/L以上の場所である。

このため、シジミ類の生息環境を考える際に溶存酸素量については、概ね4mg/L以上が好ましいと考えられる

※1：中村幹雄(1998)「宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica PRIME* と環境との相互関係に関する生理生態学研究」島根県水産試験場研究報告 第9号, PP78-99.

以上のことから、汽水湖の底層の溶存酸素量については、貧酸素化に伴う生物に対する酸欠等の影響抑制等を図ることに着目すると、約 4mg/L 以上の環境が望ましいと考えられる。

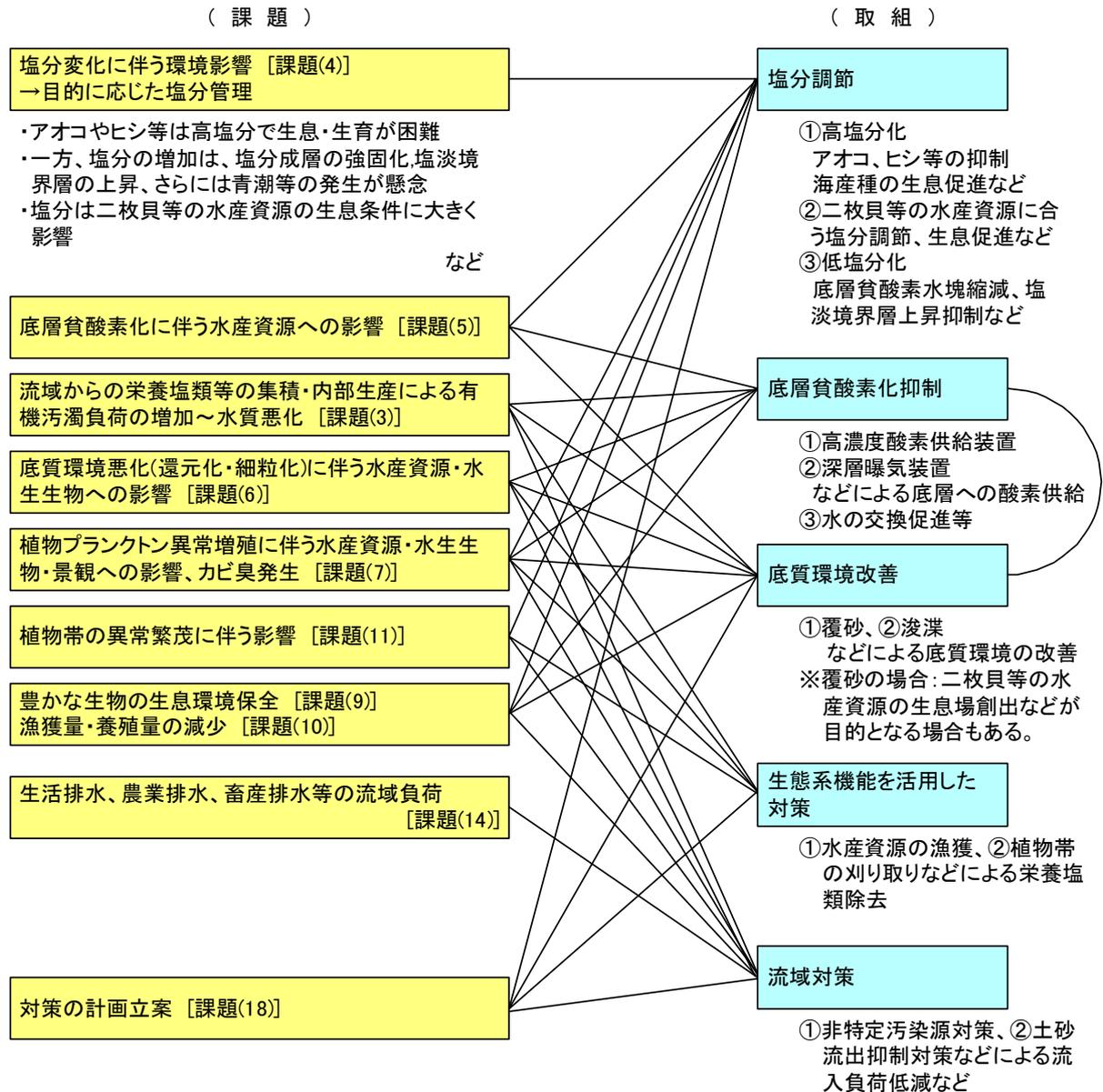
なお、硫化水素と溶存酸素量の関係は、現在、硫化水素の測定技術確立に向けた研究と併せて検討されている。このため、将来、硫化水素の測定技術が確立した後に、硫化水素と溶存酸素量の関係の考察が深まると考えられる。

4.4 汽水湖の水質保全対策

4.4.1 想定される対策メニューの概要

汽水湖の水質保全対策については、汽水湖に与える影響を踏まえると、塩分調節、底層貧酸素化抑制や底質環境改善、生態系機能を活用した対策、流域対策などが考えられる(図 4.4.1-1)。

想定される対策手法について、以下に整理しその概要を表 4.4.1-1 にとりまとめた。



※課題に示す[課題(No.)]は、前述 3.4 に示した課題の番号を示す。

図 4.4.1-1 汽水湖の課題と対策の概要

表 4. 4. 1-1 汽水湖の水質保全対策一覧

種類	塩分調節	底層貧酸素化抑制	底質環境改善	生態系機能を活用した対策	流域対策
目的	<p>◇アオコ発生・ヒシ繁茂抑制</p> <p>◇貧酸素水塊の縮減</p> <p>◇水産資源生息促進</p> <p>など</p>	<p>◇底層の貧酸素化及びそれに伴う水質、底質悪化を抑制</p>	<p>◇底質の悪化(還元化・細粒化)や栄養塩類溶出、硫化水素発生を抑制</p> <p>◇水産資源生息場創出</p>	<p>◇二枚貝等の懸濁物食者が有する浄化機能を活用するほか、水産資源の漁獲等により、湖内の栄養塩類等の除去</p> <p>◇植物帯の刈り取りにより有機汚濁負荷増加の抑制</p>	<p>◇流域からの流入汚濁負荷や流出土砂の削減等により、湖内の水質、底質の悪化を抑制</p>
概要	<p>◇河口部での塩分調節堰設置や湖口の改変により、塩水遡上量を調節。</p>	<p>◇高濃度酸素供給装置や深層曝気装置を設け、成層を破壊せずに底層へ酸素を供給。</p> <p>◇また濡筋の設置や湖口開削により水交換を促進。</p>	<p>◇覆砂により湖底の砂質化を図る。</p> <p>◇浚渫により還元化した堆積土の除去を図る。</p>	<p>◇水産資源の漁獲、植物帯の刈り取りを行うとともに、再資源化(食糧、堆肥等としての活用)も見据える。</p>	<p>◇流入負荷対策(非特定汚染源対策)</p> <p>◇農地等からの土砂流出抑制対策</p>
効果	<p>◇塩分を増やす場合、アオコ、ヒシの抑制 海産種の生息促進など</p> <p>◇塩分を減らす場合、貧酸素水塊縮減、塩淡水境界層上昇抑制など</p> <p>◇水産資源に適合する塩分の調節を行う場合、その生息促進など</p>	<p>◇底層貧酸素化の抑制、それに伴う栄養塩類溶出、硫化水素発生の低減</p> <p>◇底質の還元化抑制</p>	<p>◇底質の還元化、細粒化の改善</p> <p>◇栄養塩類溶出、硫化水素発生の低減</p> <p>◇水産資源等の生息場創出</p> <p>※覆砂の場合、砂質化することにより二枚貝等の水産資源の生息場を創出</p>	<p>◇有機汚濁負荷増加の抑制、栄養塩類等の除去</p> <p>◇食糧や堆肥等の資源の供給</p> <p>◇地域社会の発展</p> <p>◇対策を通じての住民等の水環境保全意識の高揚</p> <p>◇(刈り取り、間引き等による)植物帯の異常繁茂による影響(貧酸素化等)の抑制</p>	<p>◇非特定汚染源対策を行う場合、流入負荷削減</p> <p>◇土砂流出抑制を行う場合、農地等からの土砂流出抑制、栄養塩類の負荷削減</p>
実施する際の留意点	<p>◇塩分変化に伴う現環境の変化が著しいため、対策に伴う影響を適切に把握し、その低減に努めること。</p> <p>◇塩分調整後に目標・目的が実現しても、逆にその塩分に適応した影響が生じるおそれがあることに留意が必要。(例：高塩分化の管理をする場合、アオコを抑制しても逆に赤潮発生、貧酸素化促進など)</p> <p>◇水産資源の生息条件に合う塩分に調節しようとしても、流域からの(淡水)流入量が減少すると、高水温の問題が生じ、さらに海水を入れざるを得ない場合がある。</p> <p>◇常に塩分や汽水湖環境の状況を把握し、順応的に対応(運用)することが重要。</p>	<p>◇自然湖沼の場合、改善対象の規模(容量)が大きくなるため、装置の基数等が大掛かりになるおそれがある。このため改善対象の優先度等を検討する必要がある。</p> <p>◇設置箇所の改善が見られても、隣接した水域から貧酸素水塊の移入により、底泥直上水等への影響が考えられるため、他の対策も含めて他水域の対応が必要の場合がある。</p> <p>◇水産資源等の生息環境再生等を目指した場合は、貧酸素化低減のほか、その他の底質改善対策(覆砂等)との組み合わせが必要になる場合がある。</p> <p>◇濡筋の設置や湖口開削により水交換を促進する場合、塩分変化に伴う環境の変化による影響等に留意が必要。</p>	<p>◇浚渫の場合、逆に水質悪化を伴うおそれがあるため、実施にあたっては、浚渫に伴う影響を適切に把握し、その低減に努めること。</p> <p>(例えば浚渫跡における貧酸素化等)</p> <p>◇覆砂、浚渫ともに、新たな細粒土砂の堆積も想定される。対策後、底質が還元状態にならないよう配慮が必要(底層貧酸素化抑制対策との組み合わせなど)。</p> <p>◇隣接した水域からの貧酸素水塊の移入により、底泥直上水等への影響が考えられるため、実施箇所の選定が大切であるほか、隣接水域の対策も必要である。</p>	<p>◇効果の発現が見えにくく、費用対効果が小さくなるおそれがある。このため、実施中・事後のモニタリング調査を行い、その状況に応じ順応的に進めるとともに、長期的な視野に立って効果を見ていく必要がある。</p> <p>◇植物帯の刈り取り等は、実施に際する負担が大きく、実施できる規模を考慮すると期待する効果を得られない可能性がある。このため、効率的な刈り取り時期の設定や住民等の協働を得ながら刈り取り作業を行うなどにより作業負担の低減や、肥料等としての再利用促進により、継続的に行える工夫が必要。</p> <p>(前述の表 4. 2-1 (4) 参照)</p>	<p>◇効果の発現が見えにくく、費用対効果が小さくなるおそれがある。このため、実施中・事後のモニタリング調査を行い、その状況に応じ順応的に進めるとともに、長期的な視野に立って効果を見ていく必要がある。</p> <p>◇非特定汚染源対策や土砂流出抑制対策等では、住民の理解と協働が必要。</p>

4.4.2 塩分調節の概要

塩分については、浸透圧調節に伴う生物への影響要因になるほか、汽水湖の成層・混合様式、底層の貧酸素化やそれらに伴う水質変化やそれによる生物への影響に大きく関わってくる。

塩分調節の対策^{*}は、そのような塩分と汽水環境の関係に着目してアオコ発生やヒシ等の異常繁茂抑制、水産有用種（二枚貝）の生息促進、底層貧酸素水塊の縮減などを目的とし、河口部での塩分調節堰設置や湖口の改変により塩水遡上量を調節するものである。

効果については、例えば汽水湖を高塩分化(塩水遡上の促進)にすることによりアオコ、ヒシ等の抑制や汽水・海産の水産有用種の生息促進などを図ることが期待できる。一方、低塩分化(塩水遡上の抑制)することにより底層貧酸素水塊縮減、塩淡境界層上昇抑制などを見込むことができる。また水産資源の生息促進を図るために、その生息条件に合う塩分を調節する場合もある。

ただし、塩分を変化させることは汽水湖の環境を大きく変える。また塩分調整後に目標・目的が実現しても、その塩分に適応した汚損生物による影響が生じるおそれがある。例えば高塩分化することによりアオコを抑制することができても、現在の淡水産の生物への影響、赤潮発生や底層貧酸素水塊の拡大などを招くおそれがある。

このことから、塩分調節を行う際には、当該汽水湖の現状や問題点改善の必要性（優先度）、対策に伴う汽水湖環境への影響などを適切に把握した上で計画を立案する必要がある。このとき、汽水湖は人々との関わりが深いことが多いことから、湖沼に関わる人々の利害関係等を調整しながら合意形成のもとに対策を進めていく必要がある。

また対策後の汽水湖環境の変化が大きくなることから、対策実施中はモニタリングを行いながらその状況に応じて対策(運用)の適宜見直しを図るよう順応的な対応が必要である。その影響に応じて別の対策を講じる必要に迫られる場合も想定される。

※塩分調節による対策は、現在、湖山池、東郷池、神西湖、網走湖などで行われており、これらは先駆的な事例になることから、それら対策のモニタリングデータを蓄積することは他の汽水湖でも有効な参考資料になると考えられる。

塩分の調節による対策を行っている湖山池、神西湖、網走湖の事例を示す。

(1) 湖山池の事例

湖山池は、表 4.4.2-1、図 4.4.2-1 に示すとおり、昭和 39 年に洪水逆流、高潮や塩害防止のために水門が完成し、塩分をかんがい期に海水の約 0.5～4% に調節することとなった。その後、昭和 58 年に千代川河口付替工事に伴い、潮汐が千代川を経ずに海域から直接湖山池へ流入することになったことから、塩分が上昇したため、平成元年の農業者・漁業者による塩分管理の合意以降、海水の 2～3% 程度(塩化物イオン 150～300mg/L)で湖山池を管理することとなった。

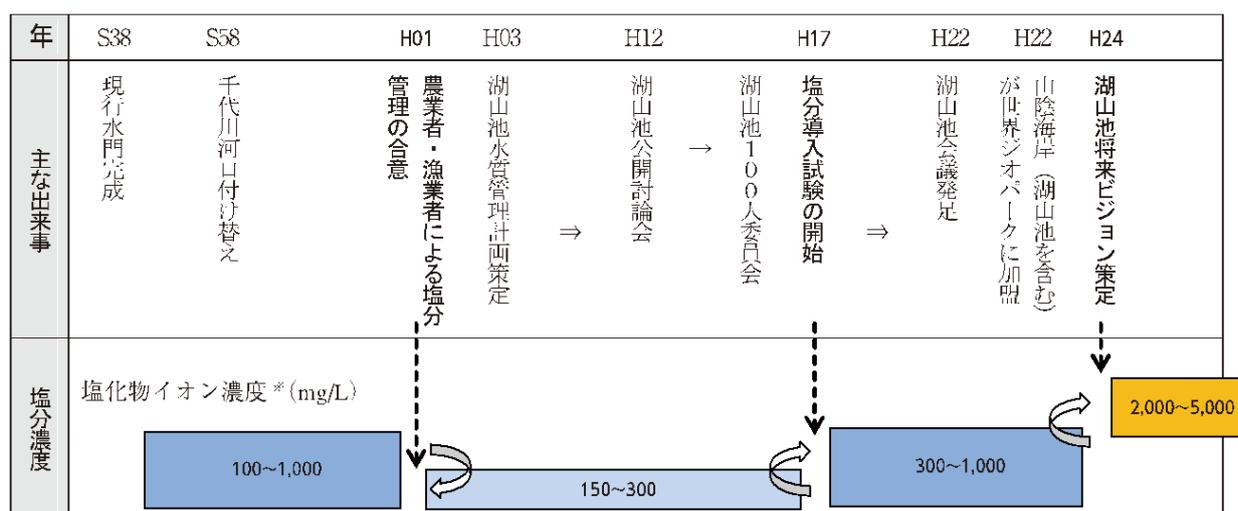
しかし、高度成長に伴い、周辺地域の都市・宅地化など土地利用や生活様式の変化などにより、水質をはじめとする水環境や人々と湖山池の関わり全体に変化が生じてきた。その結果、湖山池との関わりも希薄になるとともに、自然の浄化機能を上回る周辺地域からの汚濁流入によって富栄養化が進み、水質の悪化、アオコ発生やヒシの大量繁茂等の環境悪化が顕在化するようになった(図 4.4.2-2)。一方、漁業不振や水質悪化の問題が顕著となり、“公開討論会”やその後の“湖山池 100 人委員会”において“湖山池を汽水湖として再生すべき”との意見も高まっていた。

このような背景から、再汽水化やアオコ・ヒシの低減を図るために、高塩分化(塩分増加)の対応を行うこととなった。平成 17 年以降、塩分を高める試験運用が開始され、塩化物イオン 150～1,000mg/L まで増加させた。その後、平成 23 年には、湖山池周辺の農業者と鳥取県、鳥取市との間で、湖山池の水を利用しないことを前提とした畑作営農への転換に合意され、今後の湖山池における水環境のあり方を定めた“湖山将来ビジョン”が策定されたことにより、平成 24 年 3 月以降に塩化物イオンを 2,000～5,000mg/L まで引き上げる運用が行われている(図 4.4.2-2、表 4.4.2-2)。

表 4.4.2-1 湖山池の変遷

年月日		経緯
昭和	11	塩害防止のため旧水門を設置（農林省施工）
	38	8月23日 洪水の逆流および高潮防止のため現水門に（建設省施工）
		11月28日 建設省中国地方建設局から鳥取県知事へ水門を引継（灌漑期：海水の0.5～4%程度 非灌漑期：塩分調整なし）
	58	1月13日 千代川河口付替え工事完成 直後に池の塩分濃度が急上昇（海水の6%程度）
		9月14日 湖山池塩水問題検討協議会（会長 野田鳥取大学教授）現状での応急対策として水門操作により塩分濃度調整を行うこととなる。
59	3月30日 河口付替え後の塩分濃度影響にかかる「塩害損失補償の覚書き」を締結（原因者：鳥取県・建設省 補償先：湖東大浜土地改良区・瀬土地改良区）	
元	3月29日	湖山池塩分対策協議会（会長 道上鳥取大学教授）塩分濃度の設定について、農業および漁業関係者それぞれの立場を理解し、11月末を海水の2%程度、春先には海水の3%程度の塩分濃度で合意
	11月～	合意に基づき水門操作による塩分調整開始（海水の2～3%）
平成	2	10月2日 漁業権妨害除去請求訴訟（漁業者らが国を相手に水門の原則解放を請求）
	9	10月21日 原告請求棄却
	10	7月1日 控訴棄却（水門操作に違法性なし。ただし、水門の閉鎖により漁業権が一定の侵害を受けたことは認定）
	11	3月25日 上告棄却（原告敗訴決定）
	12	8月8日 湖山池公開討論会を開催し、汽水湖として自然の姿に戻す、農業用代替水の確保、水質を悪化させない塩分濃度の把握、浄化施策について公開の場で議論
		8月11日 湖山池水質浄化100人委員会（会長 池原範雄氏）を設立し、農業用代替水源の早期確保、適正濃度の議論、塩分導入実証実験の実施報告、新たな水質浄化策の検討および事例報告が、平成21年度までに9回行われた
	17	11月1日～ 塩分導入実証実験の開始（海水の2～3%）
	19	6月1日 湖山池漁協が「湖山池を汽水湖に早期に復元すること」を議会に請願
		10月29日 請願書が再提出され、主旨が採択される
	20	4月1日 第2期塩分導入実証実験の開始（海水の2～4%程度）
		8月 ヒシの大量繁茂で悪臭が問題化し、ヒシ除去作業を追加実施
		10月3日 シラウオのカビ臭問題が発生し、漁協は出荷を見合わせた（～同年10月26日まで）
	21	8月12日 湖山池漁協から魚に異臭があるので水門を開放するよう要望が出される
	22	3～6月 第2期塩分導入実証実験の変更説明（海水の2～5%程度）
6月25日 県・市共同の「湖山池会議」が発足		

※鳥取市ホームページより



※海水の塩分濃度は、19,000～20,000mg/L程度。そのため1,000mg/Lで5%、5,000mg/Lで25%程度の海水が含まれることになる。

図 4.4.2-1 湖山池の塩分の変遷

※鳥取県・鳥取市(2012.1)「湖山池将来ビジョン 恵み豊かで、親しみのもてる湖山池を目指して」

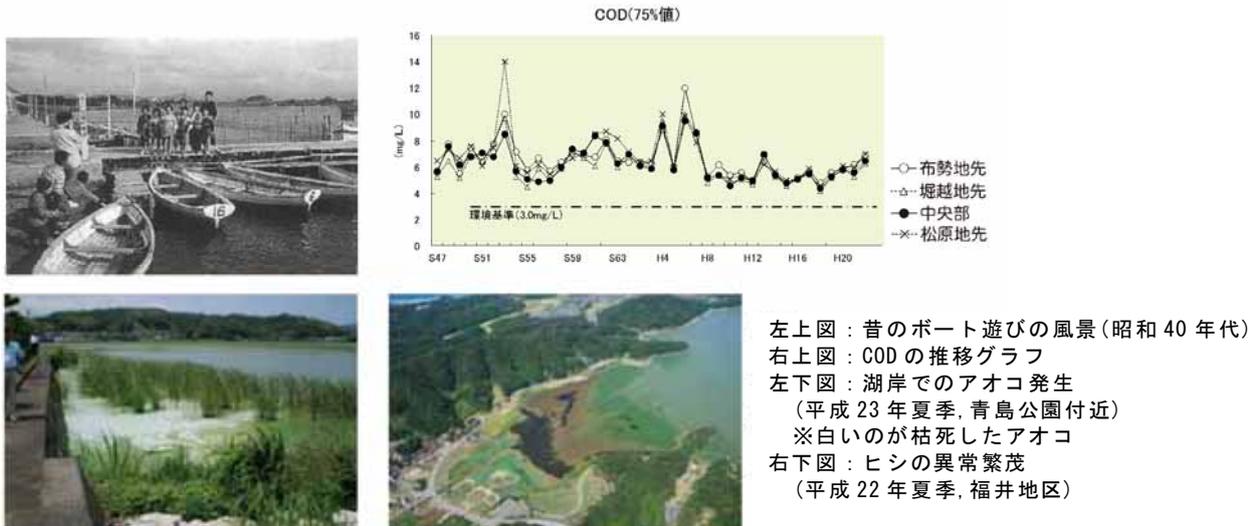


図 4.4.2-2 湖山池のアオコやヒシ大量繁茂、CODの経緯

表 4.4.2-2 湖山池将来ビジョンにおける目指す姿

目標指標	現状の状態
水質	水質の汚濁指標であるCOD、全窒素、全リンとともに環境基準を大幅に上回り、過剰な状態。
透明度	水が緑色や茶色に濁っていて、湖底がはっきり見ることが少ない。⇒「透明度」が悪い。
アオコ・赤潮	富栄養化が原因で夏季には「アオコ」が発生。⇒ 景観悪化や悪臭発生
水草類	「ヒシ」が夏季に大量繁茂する。⇒ ヒシ腐敗に伴う景観悪化、悪臭発生、水質悪化
漁獲量	1960年代から漁獲量が減少。1990年以降は特に低迷。
利用者数	水辺に近づける場所が少なく、水も汚れているので、池を利用する人が少ない。
意識の共有	池の環境・利活用に関する情報が市民の皆様にもうまく伝わっていない。市民の「池に対する意識」が希薄。池の良くないイメージが潜在意識として浸透。



目標指標	目指す姿
水質	魚介類等の適正な資源量を維持しながら、COD、全窒素、全リンが低減した池を目指します。(COD、全窒素、全リンの目標数値は、別途策定する水質管理計画にて決定することとします。)
透明度	岸辺の浅場(水深1~1.5m)では湖底が見える程度の「透明度」の池を目指します。
アオコ・赤潮	アオコや赤潮が大量発生することのない快適な水面が広がる景観の池を目指します。
水草類	湖岸・湖内には種々の水草類が適度に繁茂する調和のとれた池を目指します。
漁獲量	汽水化によりシジミなどの漁業資源が増加した池を目指します。
利用者数	ボート遊び、魚釣り、散策、ジオパーク学習会や自然観察会などで多くの市民や観光客が訪れるような池を目指します。
意識の共有	池の環境・利活用に関する情報を発信して市民の皆様と共有し、世界ジオパークネットワークに加盟認定された自然公園としても貴重な財産であることを再認識して県と市・市民が一緒になって「守り」「育てる」取り組みが活発な池を目指します。



図 4.4.2-3 湖山池の高塩分化による対策

※図 4.4.2-2~3、表 4.4.2-2:鳥取県・鳥取市(2012.1)「湖山池将来ビジョン 恵み豊かで、親しみのもてる湖山池を目指して」

対策の結果については、図 4.4.2-4 に示すとおり、湖内塩分(塩化物イオン)が平成 24 年 2 月～3 月が概ね 500～1,000mg/L で推移していたが、4 月に入ると 1,500mg/L 以上に上昇し、その後、5 月始めに 2,500mg/L 前後、7 月に 4,000mg/L を超えて増加傾向を示していた。11 月頃に 7,000mg/L 前後でピークとなり、それ以降、減少して 12 月末には約 5,500mg/L となっていた。

このため、湖山池の塩分は、ヒシ大繁殖抑制はもとより、アオコ増殖の低減も見込めるレベルにあり、結果としてヒシの消滅やアオコの抑制の効果がみられていた。(ヒシの効果は図 4.4.2-5 参照)

また塩分が高くなることによりシジミ等の水産資源の回復が期待される。

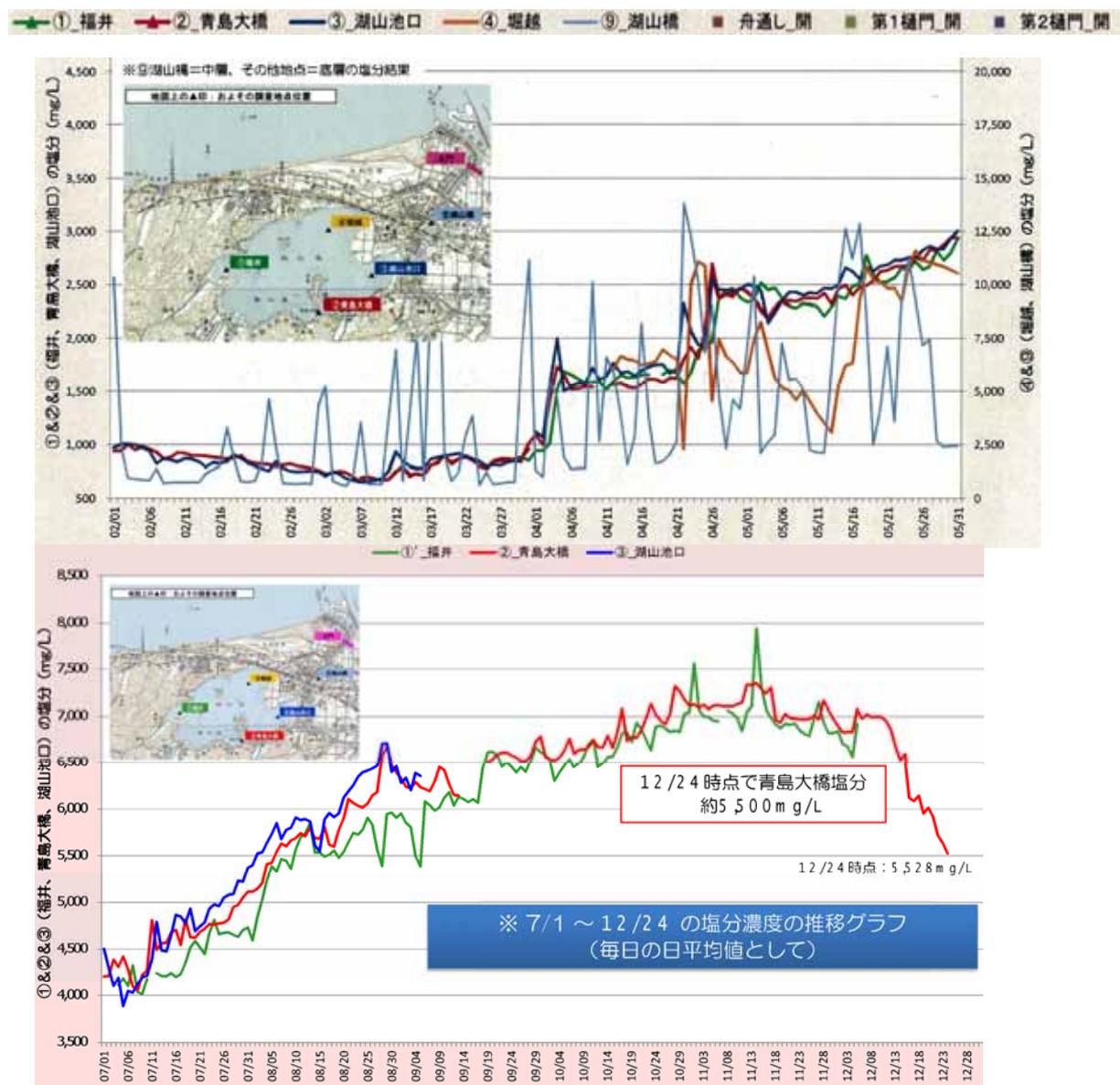


図 4.4.2-4 対策実施時の湖山池(上層)塩分経時変化
(上段：H24.2～5、下段：H24.7～12)

※鳥取県提供資料

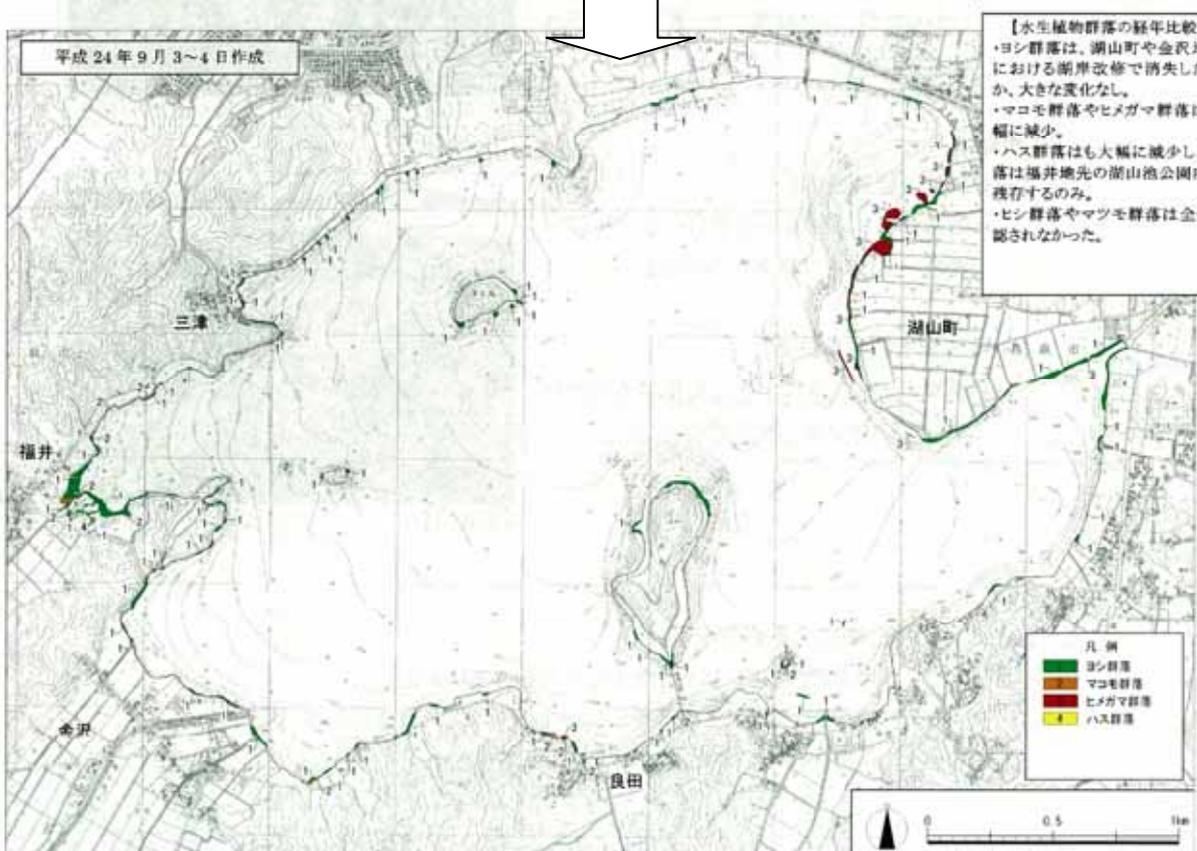
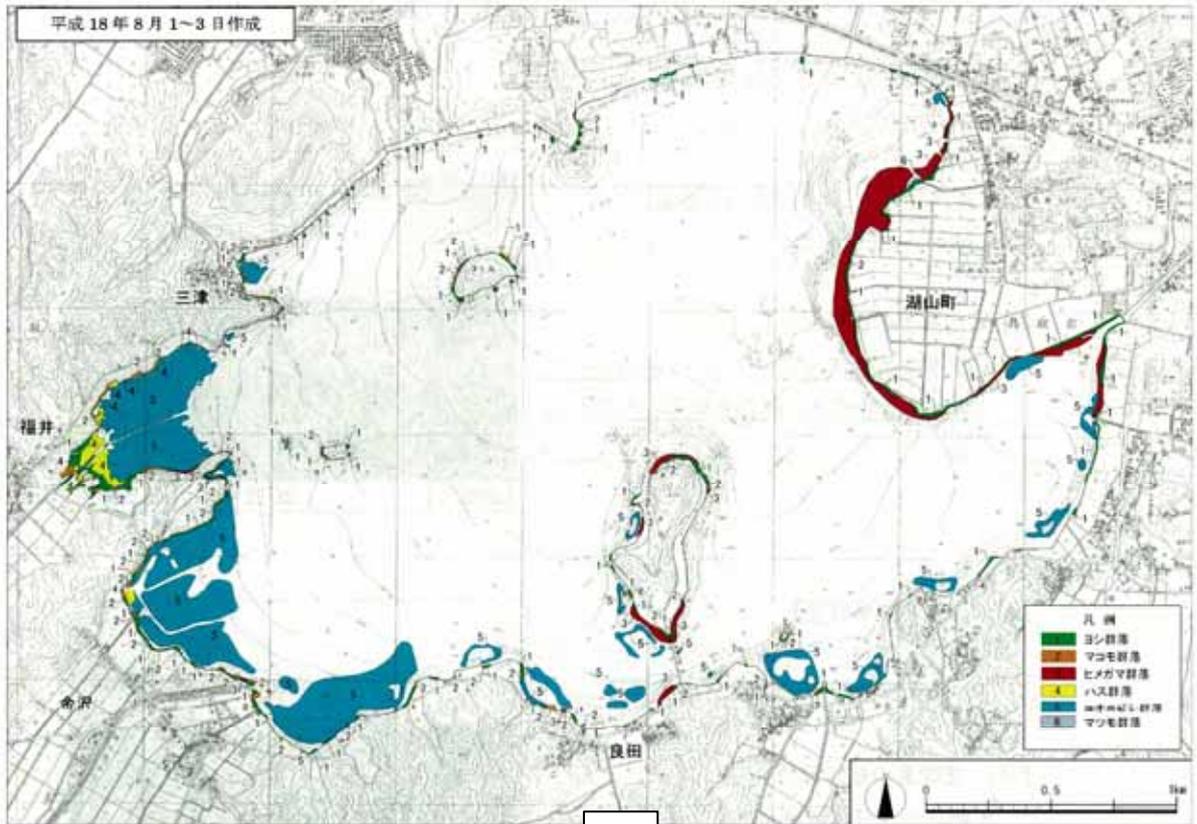


図 4. 4. 2-5 湖山池モニタリング調査結果(対策前後の植物帯分布状況)
 ※鳥取県提供資料

ただし、8月に赤潮の発生が一時的に見られるようになり（図 4.4.2-6）、そのときの優占種は珪藻類 *Cylindrotheca closterium* であった。この珪藻類 *Cylindrotheca closterium* は高塩分水域を好むことから、湖山池の塩分条件（塩化物イオン 5,500～6,000mg/L 程度）に適合したものと考えられる。大貝（1986）^{*1}によると、「*Cylindrotheca closterium* は、10～15‰（塩化物イオンで約 5,500～8,300mg/L）でも増殖している」と述べている。

※1：大貝政治，岩野英樹，星島正樹（1986）「珪藻 *Cylindrotheca closterium* (EHRENBERG) REIMANN et LEWIN の増殖に及ぼす環境諸要因の影響」日本水産学会誌 52(9), PP1635～1640.



図 4.4.2-6 湖山池の赤潮発生状況（鳥取大学附属小学校前付近、H24.8.1）

※鳥取県提供資料

さらに湖山池では対策前から特定希少野生動植物であり、高塩分下の条件を嫌うカラスガイが生息しているため、塩分上昇の対策に伴うカラスガイへの影響低減を図る取組が行われている。

また塩化物イオンが目標（2,000～5,000mg/L）を超えて高くなりすぎていることにより、湖内の強固な成層形成～底層の貧酸素化の促進、及びそれに伴う生物等への影響の促進が懸念されることから、水門による塩分調節方法の設定が課題となっている。



図 4.4.2-7 湖山川水門

以上のように、湖山池の塩分調節対策については、アオコやヒシに対する抑制・低減効果を発揮したことが挙げられるほか、シジミ等の水産資源の回復が期待されるが、高塩分化に伴う低塩分（淡水）を好む生物への影響、貧酸素化促進及びそれに伴う生物等への影響などが懸念されることから、目標の塩化物イオン（2,000～5,000mg/L）を目安にしつつ、状況に応じた柔軟な水門運用（塩分調節）が課題であると考えられる。

なお、湖山池の対策前後における汽水湖環境形成に関して想定されるインパクト・レスポンス（案）について、以上の結果を踏まえて作成した（前述の図 4.2-2(3)参照）。

(2) 神西湖の事例

神西湖は、湖山池とは逆に塩分を低下させる運用を行っている。神西湖は、図 4. 4. 2-8 に示すとおり、平成 8 年度、治水対策を目的として湖口の建切（コンクリートと金網による仕切り）を一部撤去した。その結果、日本海潮位の年々の上昇も相まり、海水流入が増加し、湖内の高塩分化が進んだ。上層部は 10psu 以下であったが、それを超えるようになってきた。水深 1m 層でも 10psu 以下の頻度が減少した。

この塩分変化に伴い、平成 16 年度頃より外来種のコウロエンカワヒバリガイが増殖するようになり、平成 19～20 年度には、コウロエンカワヒバリガイによるシジミの大量死亡の被害が増加した。またシオグサ類の大量繁茂も見られるようになった。一方、神西湖及び差海川では洪水時に下流で浸水するという課題もあったことから、治水対策も必要になっていた。

このような背景から、現在、コウロエンカワヒバリガイの増殖を防ぎ、シジミの生息確保を図るために、島根県が差海川河口に建設した塩分調整堰(図 4. 4. 2-9)により塩分が 10psu 以下になるよう調節運用を行っている。

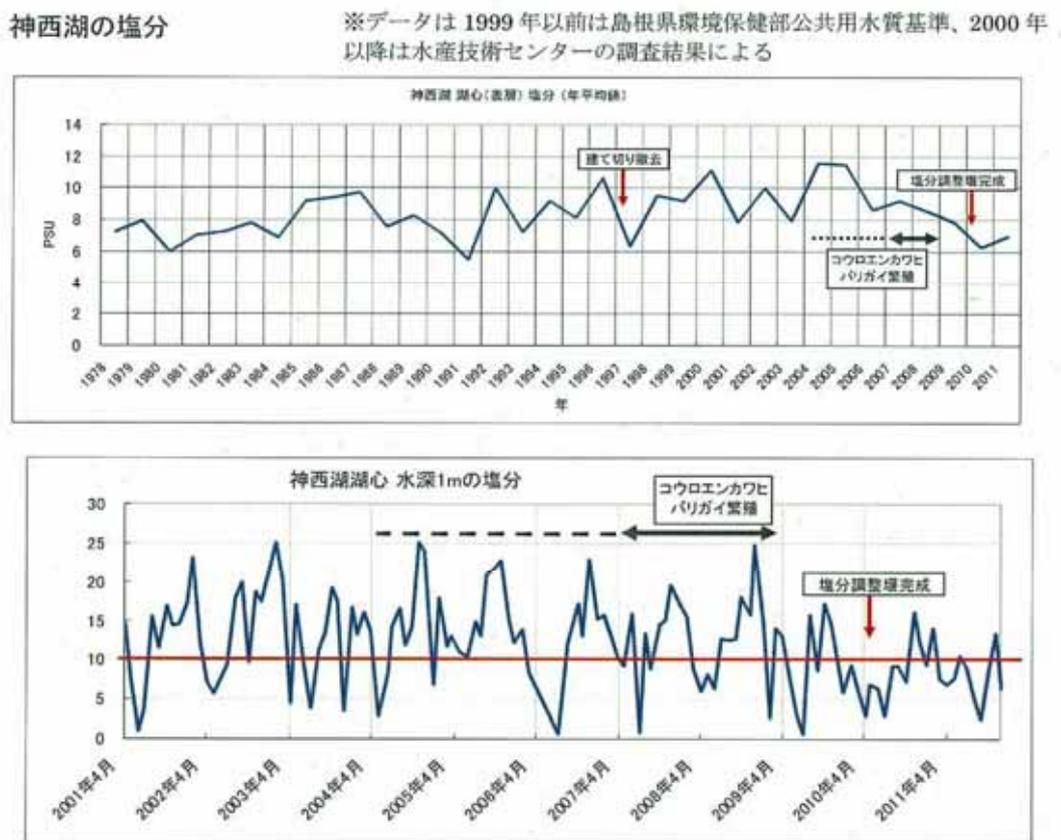


図 4. 4. 2-8 塩分の変遷

※島根県提供資料



図 4.4.2-9 差海川河口の塩分調整堰
 ※島根県提供資料

対策の結果については、前述の図 4.4.2-8 に示すとおり、塩分が低下するようになり、コウロエンカワヒバリガイが減少して見られなくなっていた。

平成 24 年度においては、上層の塩分が 7 月中旬頃までコウロエンカワヒバリガイが抑制される 10psu 以下で推移していた。しかし、それ以降、塩分が 10psu を超えるようになり、最大で 20psu 以上に至る時期が見られた。これは、流域からの(淡水)流入が少なくなり、湖内水温が上昇して 32℃以上となる状況になったことから、高温によるシジミへの影響を懸念し、堰を開けて海水遡上量を増やし、湖内水温を低下させることとしたためである。中村(1998)^{※1}は、高水温域への急激な水温変化は、シジミの生残に重大な影響を与えることを指摘している。このことから、シジミ生息に対して高水温の影響への配慮が必要であると考えられる。

以上のように、湖内のシジミ生息のために適合した塩分に調節する対策について、神西湖の事例は、その効果を発揮することを示しているが、神西湖のように淡水流入河川の流域規模が小さく流量調節できない場合には、運用に対する淡水流入量の影響が大きくなるおそれが課題として挙げられる。

※1: 中村幹雄(1998)「宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* PRIME と環境との相互関係に関する生理生態学研究」島根県水産試験場研究報告 第 9 号, PP78-99.

(3) 網走湖の事例

網走湖は、潮位が高いときにはオホーツク海からの海水が流入するため、湖内上部が淡水層、下部が塩水層の二層構造となる特徴がある汽水湖である。塩水層は重く、高濃度の栄養塩類を含んでおり、淡水層の植物プランクトン等の死骸が沈降して分解されるとき酸素が消費され、貧酸素化状態になっている。

このため、図 4. 4. 2-10 に示すとおり、青潮発生や湖沼の富栄養化に伴うアオコ発生の問題が見られる。図 4. 4. 2-11 に示すとおり、塩淡水境界層の位置が上昇しているときに、強風が伴うと青潮が生じやすい。また、塩淡水境界層の位置が浅いと、上層と下層の接触面が大きくなるため、塩水層の栄養塩類が移流、拡散により淡水層に供給されやすくなり、アオコ発生を促進する。

さらには、塩淡水境界の位置が上昇すると、還元的環境の水塊の範囲が拡大するため、シジミの生息場の縮減～資源量・漁獲量の減少が問題となる(図 4. 4. 2-12)。

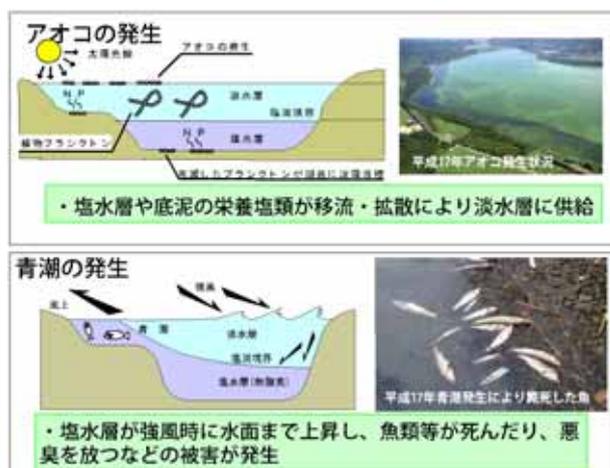


図 4. 4. 2-10
網走湖の水質問題のイメージ
(青潮・アオコの発生)

※国土交通省北海道開発局ホームページより
http://www.mlit.go.jp/river/shingikai_blog/shaseishin/kasenbunkakai/shouinkai/kihonhoushin/060302/pdf/ref1-1.pdf

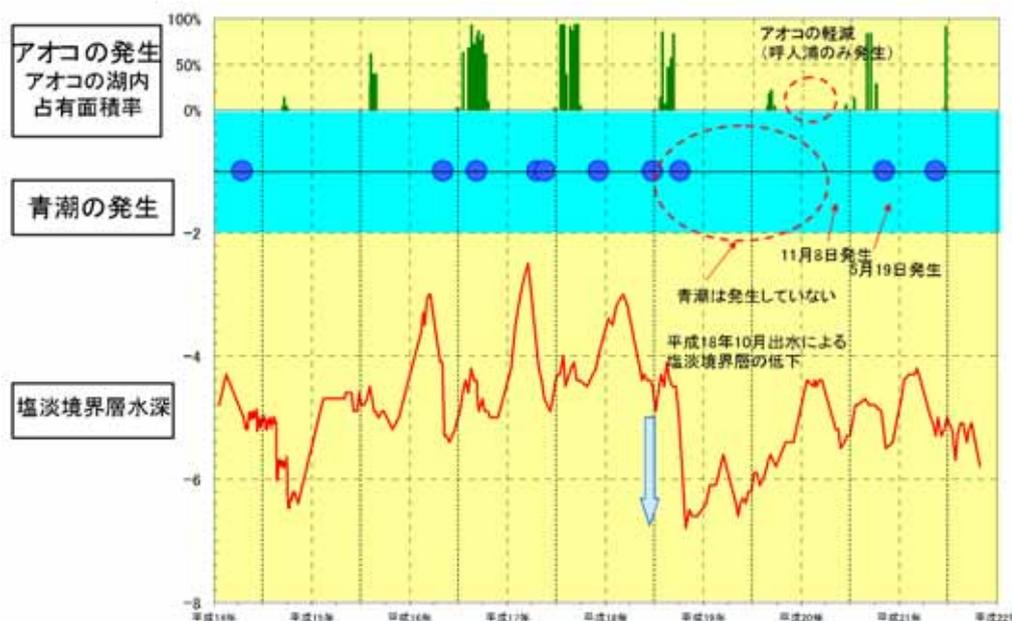


図 4. 4. 2-11 網走湖の塩淡水境界層標高の経時変化とアオコ・青潮の発生状況

※網走湖水環境改善施策検討委員会(2010)「網走湖水環境改善施策検討最終報告書」国土交通省北海道開発局網走開発建設部, PP7-5.

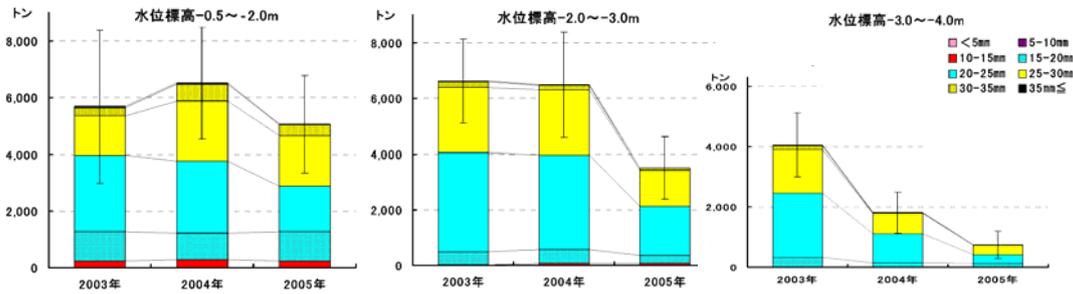


図 4.4.2-12 網走湖の標高別シジミ推定個体数の推移

※田村亮一(2006.3)「網走湖のヤマトシジミの資源—最近の動向について—」地方独立行政法人北海道立総合研究機構 水産研究本部ホームページ, マリンネット北海道 試験研究は今 No. 565 (<http://www.fishexp.hro.or.jp/cont/marine/o7u1kr0000008i0c-att/o7u1kr0000008i8l.pdf>)

以上の背景から、網走湖では、塩淡水境界層の上昇を抑制するために、湖口下流に塩分調節堰を設け、塩水遡上量を調節する対策を図る計画である。その効果を検証するため、平成 18 年 1 月より実験が行われている(図 4.4.2-13(1))。

なお、平成 25 年 3 月には、倒伏ゲートの大曲堰(網走川 KP7.0 地点、図 4.4.2-13(2))が完成しており、その堰による塩分制御が行われている。

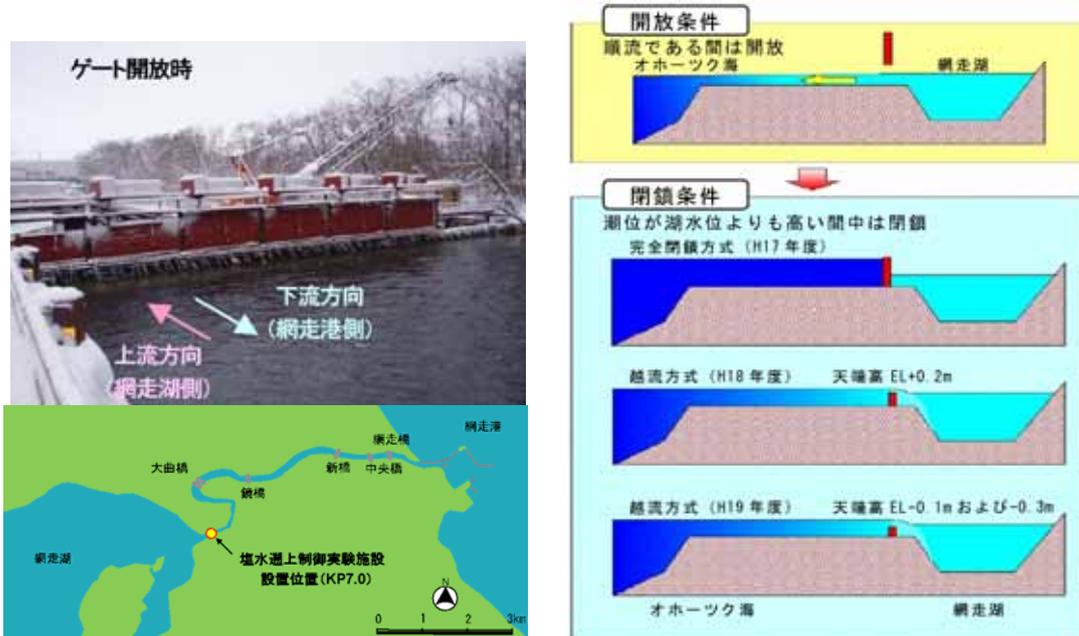


図 4.4.2-13(1) 網走湖塩淡水境界層制御の実験施設と運用の概要

※大田見定ほか(2008)「網走湖塩淡水境界層制御効果と生物環境への影響について—網走湖塩淡水境界層成魚実験について(第2報)—」北海道開発技術研究発表会 H20 年度, 国土交通省北海道開発局



図 4.4.2-13(2) 網走湖塩淡水境界層制御施設(大曲堰)

※坂井一浩ほか(2013)「網走湖水環境改善事業について—大曲堰建設影響評価と運用計画—」北海道開発技術研究発表会 H25 年度, 国土交通省北海道開発局

その結果については、図 4.4.2-14 に示すとおり、平成 18～20 年度の塩淡水境界層の上昇が抑制されていることが伺える。またシジミ資源量も塩分調節後の平成 21 年(2009 年)には回復傾向が見られていた。

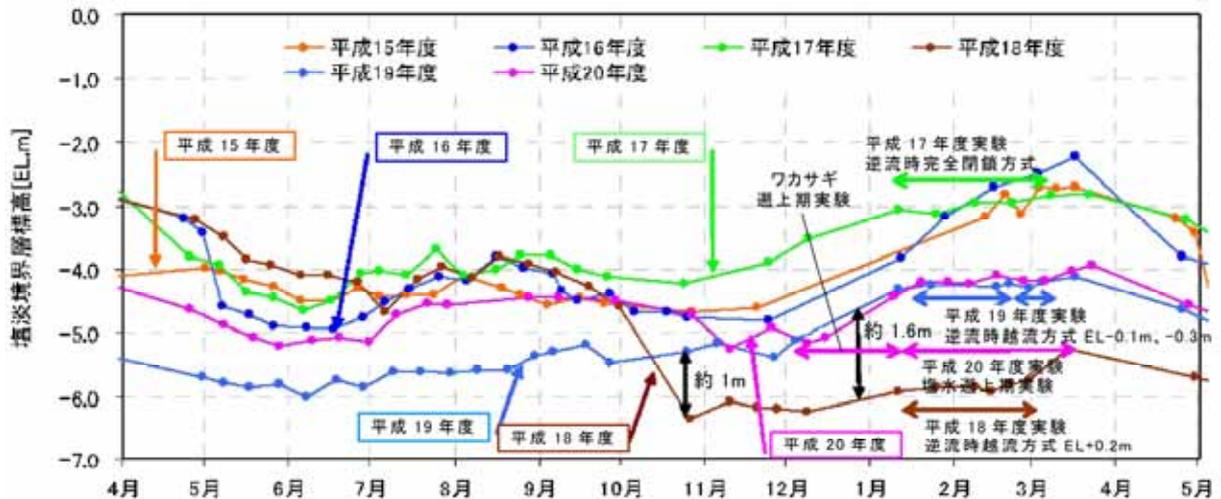


図 4.4.2-14 塩淡水境界層の位置の経時変化

※ 亀井尚ほか(2009)「網走湖塩淡水境界層制御効果と生物環境への影響について—網走湖塩淡水境界層制御実験について(第 3 報)—」北海道開発技術研究発表会 H21 年度, 国土交通省北海道開発局

ただし、湖内塩分の状況は、降雨量の変化による網走湖への流入量の変化、波浪等による下層の巻き上げ等、微妙な気象条件などによっても変わるため、今後の運用にあたっては、生息する生物の生活史等に配慮し、柔軟に運用することが重要であると考えられている。このため、網走湖の塩淡水境界層上昇の抑制に関しては、網走湖水環境のモニタリング結果に基づく検討会での評価や地域関係機関等の意向を踏まえて効果的な運用を進めていくとされている。

4.4.3 底層の貧酸素化抑制

汽水湖では淡水湖と異なり塩分により強固に成層しやすく、中にはその成層がほぼ通年で残る部分循環の汽水湖が見られることから、底層の貧酸素化は重要な問題の一つになりやすい。貧酸素化水塊は、底層に供給される溶存酸素量よりも有機物の分解によって消費される溶存酸素量が多くなることによって形成される。このことから、対策については、底層への酸素供給を増やす方法と、底層での酸素消費を低減する方法となる。

底層への酸素供給を増やす方法としては、酸素供給が塩分成層により妨げになっていることからその成層を解消することが考えられるが、汽水湖内の成層を解消することは、容量が大きすぎることや塩分により上下層の密度差が大きいことなどから容易ではない。考えられる成層低減の対策としては、前述のように塩分遡上量調節を図りながら塩淡境界層の位置を下げて貧酸素水塊の範囲を縮小することなどがある。

また酸素供給を増やす方法としては、機器類により強制的に底層へDOを供給することが挙げられる。底層への酸素供給する装置については、表 4.4.3-1 に示すような高濃度酸素水供給装置や深層曝気循環装置などがあり、同様に底層の貧酸素化問題を抱えるダム湖でも使われている事例が多い。

これらの対策については、底層の溶存酸素量の増加を図ることを目的とし、底層の貧酸素水塊を揚水しながら酸素供給を行って再び底層へ戻すことや、底層の貧酸素水塊へ送気することにより酸素を直接供給することである。この効果については、成層を破壊することなく、底層の貧酸素化を改善できるものであり、事例でもその効果が多く見られている。

ただし、これらの事例はダム湖が多く、天然湖沼では改善対象規模(容量)がダム湖と比べて大きいことから、湖沼全体を対象とする場合に限界があるほか、ダム湖ほど適用されている事例が比較的少ない。湖内の下層全般を対象とする場合、導入基数が増え費用が嵩み、非現実的な規模になる可能性がある。

このことから、これらの対策を実施する際には、必要な規模と実現可能な導入規模、改善対象水域の優先度を考慮しつつ計画を立案する必要がある。例えば改善対象水域を浚渫跡等の窪地などを優先して設定し、局所的に対策を講じる場合もある。また、対策実施水域に隣接した水域から貧酸素水塊の移入により、底泥直上水等への影響が考えられるため、他水域への対応が必要になる場合がある。

また湖口付近に滯筋等を設けて水の交換性を促進させ、底層の貧酸素化を抑制することも挙げられる（湖沼では昭和 61 年～平成 7 年に実施事例有り（「自治体アンケート」）。ただし滯筋を深掘りしすぎると逆に貧酸素化を促進するおそれがある。

このほか、目標・目的に応じてその他の対策と組み合わせる必要がある場合がある。例えば、水生生物の生息環境を再生することを目標・目的とする場合、貧酸素化低減のほか、その他の底質改善対策（覆砂等）と組み合わせが必要になる場合がある。

一方、底層の酸素消費を減らす方法については、基本的に有機汚濁が酸素消費増加の主な要因になっていることから、底質改善対策（浚渫、覆砂等）や流入負荷削減対策（流域対策等）などが挙げられる。ただし、汽水湖においては、流域の最下流に位置する閉鎖性水域であることから、流域からの負荷が集まりやすい特性があるとともに、地形や塩分等の条件に応じ、底層の貧酸素化が自然に生じる可能性があるので、有機汚濁削減だけでは不十分であるおそれがあることに留意が必要である。

表 4.4.3-1 底層への酸素供給する装置

名称	高濃度酸素水供給装置	深層曝気循環装置 (水没式エアリフト型)	深層曝気循環装置 (エアリフト型)
概念図			
概要	<p>底層水を気体溶解装置に取込み、酸素発生装置からの高濃度酸素を溶解させ、同じ密度流または酸素改善を行なう場所へ返送する。吸引、吐出はともに水平に緩やかに行なわれ、密度流に沿って高濃度の酸素水が水平に拡散する。</p>	<p>底層水が揚水され、このとき気泡からの酸素の溶入により、揚水された底層水の溶存酸素量が改善される。 揚水された底層水は、その後下降管によって再び底層へ送水される。</p>	<p>原理は水没エアリフト型と同様。ただし、水上には大きな構造物が出てこない形状となっている。</p>
施工費	約 80,000 千万円/基 (DO 供給量: 50mg/L 以上, 吐出水量 12m ³ /h)	約 60,000 千万円/基 (22kW, 送気量 MAX1.75m ³ /min)	約 60,000 千万円/基 (22kW, 送気量 MAX1.75m ³ /min)
事例	中海(米子湾)、釜房ダム、島地川ダム、三瓶ダム等	野村ダム、阿木川ダム、萩形ダム等	一庫ダム、余呉湖等

※このほか、微細気泡によるマイクロバブルを用いたものがある。しかし、微細気泡を底層水へ溶解させることにより、貧酸素化を低減する原理であるが、規模の問題などから、ダム湖で実運用として用いられた事例は見られていない。

※高濃度酸素水供給装置：(独) 土木研究所・松江土建(株)の特許第 3849986 号

以下は底層への酸素供給を増やす方法の概要である。

(1) 高濃度酸素水供給装置

清家ら(2010)^{※1}は中海の米子湾・安来沖の窪地(300×600m²、中央部水深15m)に高濃度酸素水供給装置を実験的に設置し(2007年は1基、2008～2009年は2基使用)、その効果を把握している。

その研究の中で増木ら(2010)^{※2}によると、図4.4.3-1に示すとおり、米子湾における2箇所の窪地を用いて、安来沖の方に装置を導入し、その後の溶存酸素量の変化の挙動を比較している。設置に関しては、高濃度酸素水を任意の深さで供給できるようにしている。

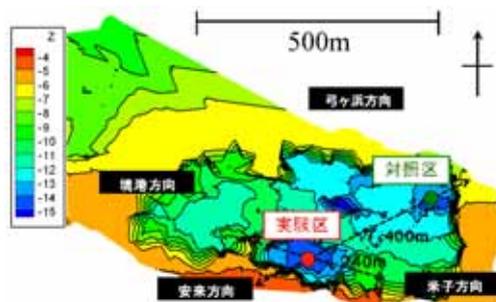


図 4.4.3-1 実験箇所^{※2}

図 4.4.3-2 は、実験区(装置有り)と対照区(装置無し)の溶存酸素量の鉛直分布時系列変化図を示す。また、図 4.4.3-3 は、ある日(2009.4.16)の溶存酸素量の鉛直分布縦横断図を示す。

本図を見ると、実験区(装置有り)の方は、底層の溶存酸素量が10mg/L以上に回復しており、稼働期間中は概ねその状態を保っている。また、実験区の窪地の大半で回復しており、境港～米子方面(図4.4.3-3の上段図)を見ると、底層での移流があるものの、半径100m弱の範囲で高濃度酸素水が供給されていることがわかる。

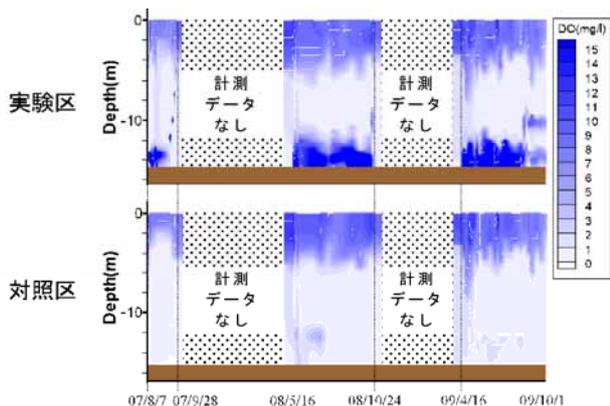


図 4.4.3-2 溶存酸素量鉛直分布時系列変化図^{※2}

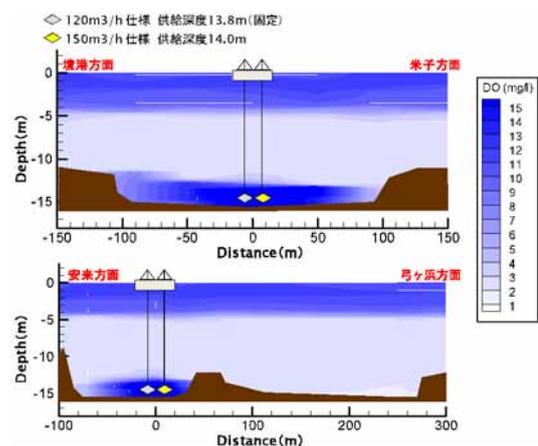


図 4.4.3-3 溶存酸素量鉛直分布縦横断図^{※2}

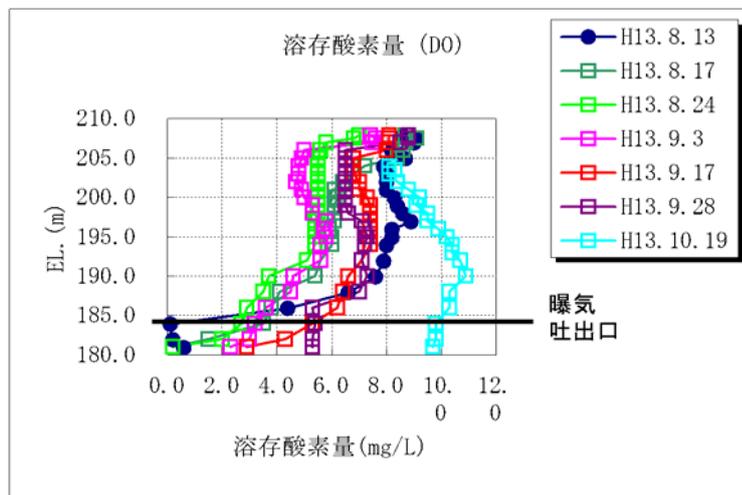
※1: 清家泰ら(2010)「高濃度酸素水生成装置を用いる汽水湖貧酸素水塊の水質改善及び湖底の底質改善」H19～21年度科学研究費補助金[基盤研究(A)]研究成果報告書(研究課題番号 19201016)

※2: 増木新吾・戸島邦哲・若林健一・清家泰(2010)「中海浚渫窪地底層への高濃度酸素水導入の新技术」報告書※1のPP8～20.

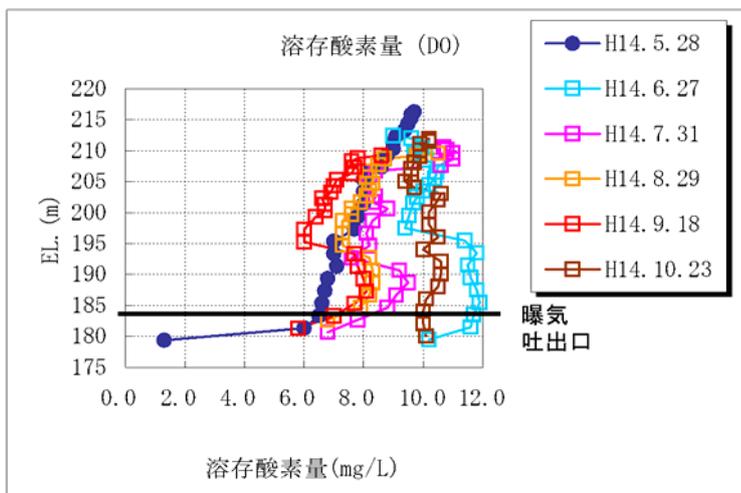
(2) 深層曝気循環装置

深層曝気循環装置は、成層を破壊せずに底層の貧酸素化を低減する対策として、古くからダム湖で多く用いられている。例えば、野村ダムや萩形ダムでは、底層の貧酸素化に伴うマンガンや鉄の溶出、布目ダム、日吉ダムでは硫化水素臭の発生を抑制することを目的として導入されている。

図 4.4.3-4 は、あるダムにおける深層曝気稼働前後の溶存酸素量鉛直分布の変化の事例である。図 4.4.3-4 を見ると、深層曝気稼働前は底層の溶存酸素量が 2mg/L 未満になって貧酸素化していたが、深層曝気稼働に伴って概ね 5mg/L 以上まで回復していることが伺える。また図 4.4.3-4 の上下段を見比べると、貧酸素化が著しくなる前に稼働させる方が底層 DO を維持しやすい可能性が期待できる（上段は底層 DO が 0mg/L 近くにある 8 月半ばから稼働、下段は底層 DO が 0mg/L 近くになる前の 5 月末から稼働）。



調査日	深層曝気装置	表記
H13. 8. 13	稼働せず	●
H13. 8. 17	稼働5日後	□
H13. 8. 24	稼働10日後	■
H13. 9. 3	稼働20日後	□
H13. 9. 17	稼働35日後	■
H13. 9. 28	稼働45日後	□
H13. 10. 19	稼働66日後	■



調査日	深層曝気装置	表記
H14. 5. 28	稼働せず	●
H14. 6. 27	稼働1ヶ月後	□
H14. 7. 31	稼働2ヶ月後	■
H14. 8. 29	稼働3ヶ月後	□
H14. 9. 18	稼働4ヶ月後	■
H14. 10. 23	稼働5ヶ月後	□

図 4.4.3-4 深層曝気装置稼働前後の湖内における溶存酸素量 (DO) 変化の事例

(3) 水交換促進による貧酸素化抑制

潤沼では湖口付近の滞筋が大きく屈曲していることにより流れが分散して弱まり、貧酸素化に伴うシジミへの影響が懸念されていた。このような背景から、水交換の促進、貧酸素化抑制と底質環境の改善、シジミ漁場の機能回復を目的とし、昭和61年～平成7年にかけて流出部に距離1.6km、幅25m、水深3～4m、勾配1/1,600の滞筋を造成した(図4.4.3-5)。「自治体アンケート」によると、工事終了後の平成8、9年に、潤沼上流域でシジミが多く発生した。

ただしこのような滞筋造成は水交換を促進させるが、深掘りしすぎると逆にその掘削跡における貧酸素化を促進するおそれがあることから、そのような影響をもたらさないよう留意する必要があると考えられる。

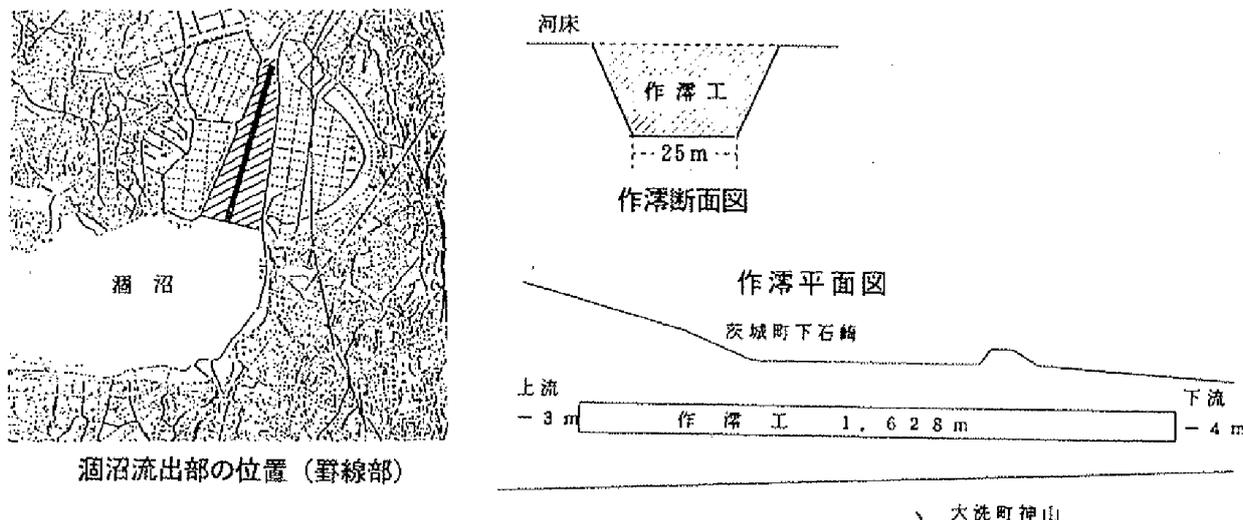


図 4.4.3-5 潤沼の滞筋造成状況

※茨城県提供資料

能取湖においても湖口開削に伴って水交換が促進されたことにより貧酸素化が低減されていることが伺える。

能取湖は、従来、湖口が漂砂により塞がりやすいことから、治水目的で湖口の開削を行っている(昭和49年(1974年)に完了)。開口前は成層している状況にあり、底層の溶存酸素飽和度が低くなっているが、開口後は底層の溶存酸素飽和度が開口前より高い状況になっている(図4.4.3-6)。この開口前後の塩化物イオン(Cl⁻)鉛直分布(図4.4.3-6)を見ると、開口前は塩分成層が見られているのに対し、開口後はその成層が弱くなっている。また堆積物中の有機炭素、窒素、硫黄が開削後に低減しており、最深部 St.3 も徐々に減少している(図4.4.3-7)。

以上のことから、能取湖では湖口開削に伴って水交換が促進され、塩分成層の弱化により貧酸素化が低減したことが考えられる。

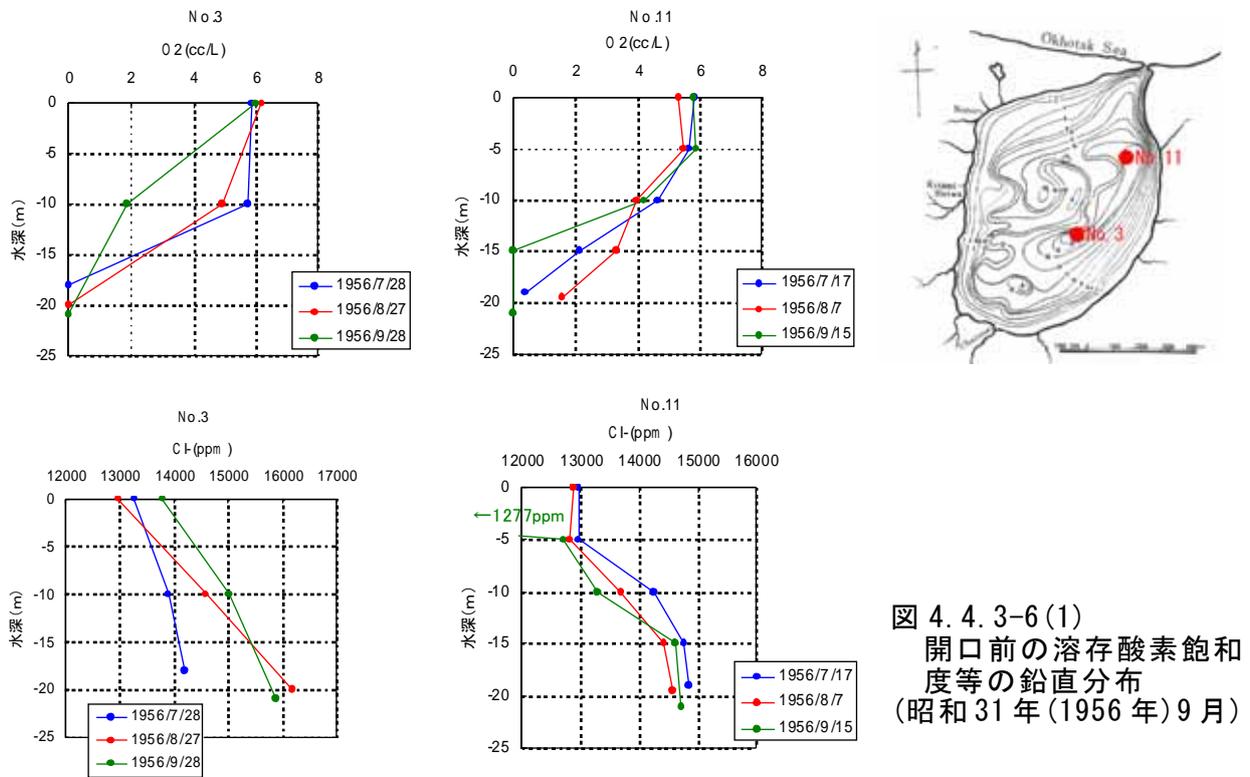


図 4.4.3-6(1)
開口前の溶存酸素飽和度等の鉛直分布
(昭和31年(1956年)9月)

※黒田久仁男, 小原昭雄, 田中正午(1958)「汽水湖の利用 第一報 能取湖の水質について」水産庁北海道区水産研究所研究報告 18, PP23~33. のデータから作成。

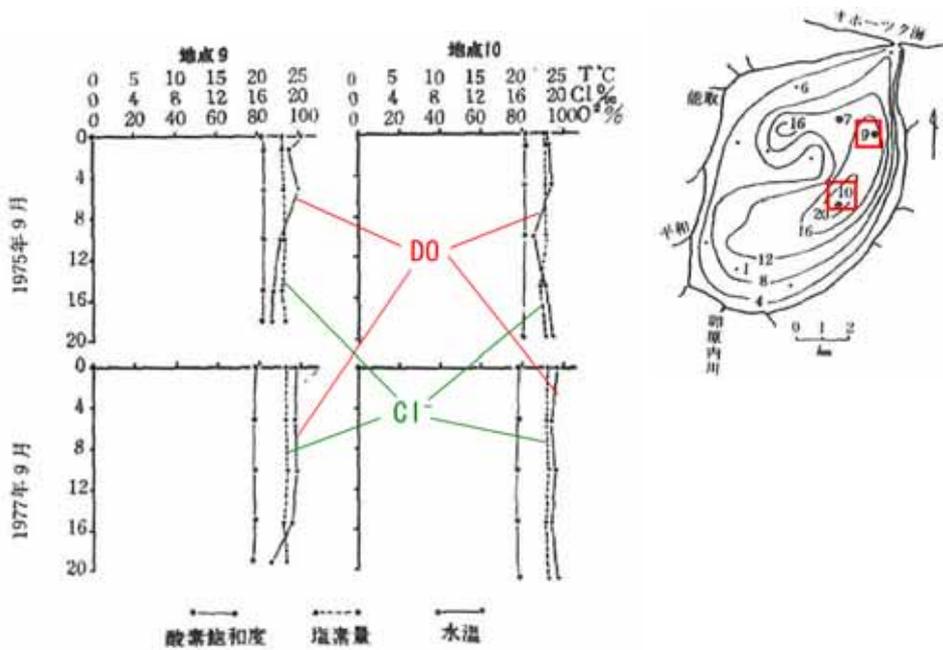


図 4.4.3-6(2) 開口後の溶存酸素飽和度等の鉛直分布
(昭和50年(1975年)9月、昭和52年(1977年)9月)

※中尾繁, 菊池和夫(1978)「能取湖湖口の周年開口による環境変化、特に無生物域の消滅、I. 水質および底質」北海道立水産試験場, 北水試月報 第35巻 第5号, PP5.

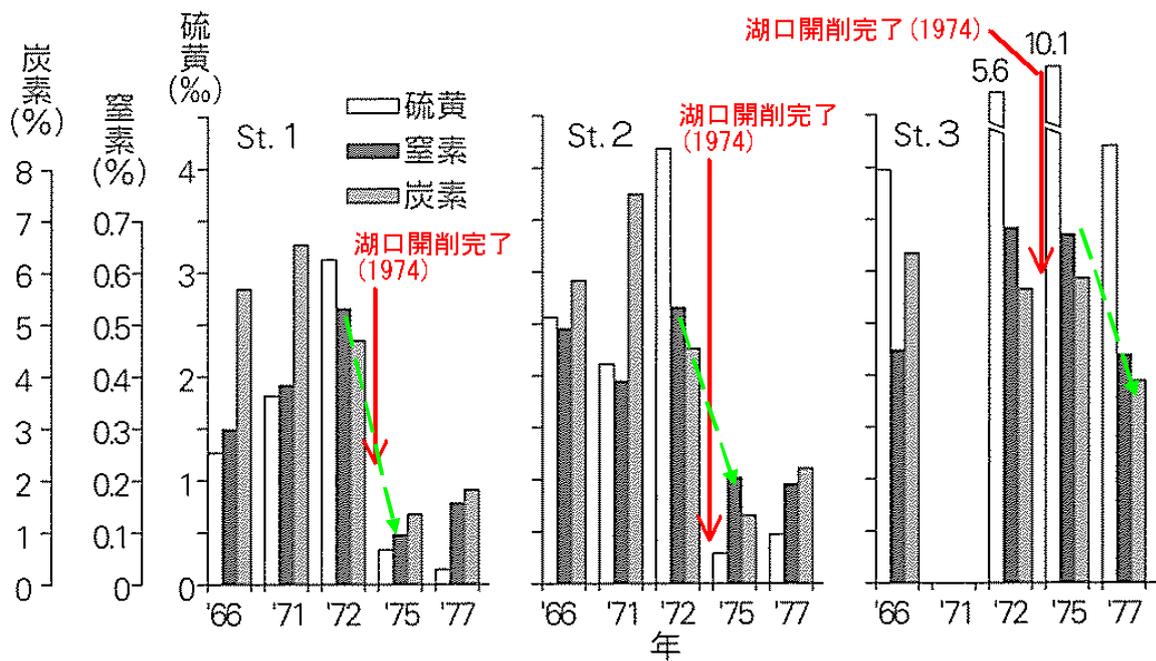


図 4. 4. 3-7 開口前後の堆積物中の有機炭素、窒素、硫黄

※中尾繁, 菊池和夫(1978)「能取湖湖口の周年開口による環境変化、特に無生物域の消滅, I. 水質および底質」北海道立水産試験場, 北水試月報 第35巻 第5号, PP5.

4.4.4 底質環境改善

底質の環境改善を目的とする対策としては、前項で整理した塩分調節、底層の貧酸素化抑制のほか、覆砂や浚渫などが想定される。

ただし、底質の環境悪化が流域の土砂供給形態に起因している場合や流域からの有機汚濁が著しい場合、流域における対策が必要となる。

(1) 覆砂

覆砂については、湖底を砂質化することにより底質環境改善を図ることを目的とし、湖底に砂を撒くものである。

覆砂の事例としては、宍道湖、中海、東郷池などで行われている。

効果については、図 4.4.4-1 に示すとおり、底質・間隙水水質の改善、底泥からの栄養塩類溶出のほか、砂質を好むシジミ等の懸濁物食者の生息場創出～水産資源量(漁獲量)の増加・漁獲に伴う湖内の栄養塩類等の湖外への持ち出し促進、底泥の巻き上げ防止などが期待できる。

ただし覆砂は実施した区域の底質が改善されても、隣接した水域から貧酸素水塊の移入により、底質が再び還元化するなどによる影響が考えられる。また覆砂後に新たな細粒土砂が堆積して再び底質環境が悪化することや、覆砂した底質の形状乱れが懸念される。

このため、対策後に底質が再び還元的環境にならない環境作りに配慮する必要がある。覆砂実施箇所を選定が大切であるほか、その区域以外の底層貧酸素化対策も重要となり、ときには前述した底層貧酸素化抑制対策との組み合わせすることなども想定される。さらに対策後には底質環境の変化(細粒土砂の再堆積や底質の形状乱れなど)を捉えるよう モニタリング を行いながら、その結果に応じて順応的な対応 を図ることが必要である。

また対策前には、底質の現状や汽水湖への流入土砂供給特性などを把握しつつ、覆砂の必要な規模と実現可能な規模、改善対象範囲の優先度を考慮しながら計画を立案する必要がある。

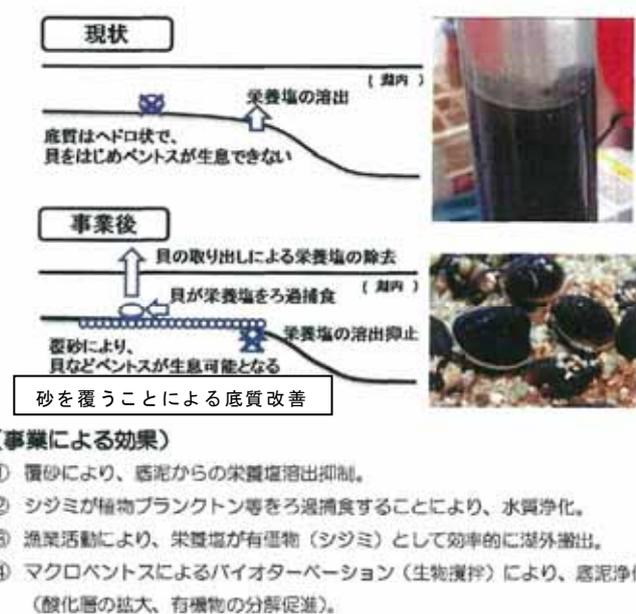


図 4.4.4-1 覆砂とその効果のイメージ
※島根県(2011)「湖沼自然浄化活用事業(宍道湖)の説明資料」

なお、中村（1989）^{※1} は、宍道湖（北西部平田沖）で覆砂実験を行っており、次のようにその結果をとりまとめている。

覆砂区の底質（強熱源量（IL）、COD、硫化物、T-N、T-P）は、覆砂を行っていない対照区の 0.01～0.27 倍、間隙水（亜硝酸態窒素（NO₂-N）、アンモニア態窒素（NH₄-N）、リン酸態リン（PO₄-P））は対照区の 0.07～0.2 倍程度であり、宍道湖のヤマトシジミ生息分布の範囲内にあった。

ただし、直上水の各項目では覆砂区、対照区ともに大きな差異はなく、溶存酸素量（DO）濃度がヤマトシジミの生息限界以下に減少していた。これは湖心部（覆砂区以外の水域）の貧酸素水塊の移動によるものと思われる。

しかし、底生動物については、対照区ではヤマトスピオを優占種とする群集が見られていたのに対し、覆砂区では宍道湖の湖棚部に見られるヤマトシジミを優占種としていた。また、覆砂から 3 年後には、覆砂区に対照区の 35.7 倍の個体数、61.7 倍の重量のヤマトシジミが生息していた。

※1：中村幹雄（1998）「宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica PRIME* と環境との相互関係に関する生理生態学研究」島根県水産試験場研究報告 第 9 号, PP78-99.

また浚渫跡地（窪地）など局所的な底質改善を行う場合、埋立（埋戻し）も対策として想定される。海域では、三河湾や東京湾、大阪湾、名古屋港藤前干潟前面海域、瀬戸内海岩国市地先などで行われている事例があり、中村（2010）^{※2} がその現況をとりまとめている。ただし、埋立は、対象規模やコスト面などから実施が大がかりとなるほか、覆砂と同様、新たな湖底への堆積などにも留意する必要がある。

※2：中村由行（2010）「全国の浚渫窪地の現況と三河湾における埋め戻し修復」水産工学 Vol. 46 No. 3, PP299～233.

(2) 浚渫

汽水湖においては、水質保全やその他(航路確保、湖口(河口)閉塞解消、治水対策等)の目的により浚渫が行われるケースが多い。

水質保全を目的とした浚渫の効果としては、湖底の有機物濃度が高い堆積物を除去することにより、底層の貧酸素化や栄養塩類溶出の低減などが挙げられている。ただし、効果が明瞭化に至っていない汽水湖も多く、そのような中、予算との兼ね合いもあり中断している例もある。「自治体アンケート」においても、効果が明瞭化に至っていない汽水湖が多く見られていた。

また、浚渫やその後の浚渫土廃棄場造成による湖岸の改変に伴う浅水域における自然浄化能力低下、浚渫跡地(窪地)形成に伴う底層貧酸素化等の促進などが懸念される。例えば、中海では米子湾の浚渫跡地(窪地)が底層貧酸素化等の要因の一つにもなっている。

このようなことから、浚渫を実施する際には水質浄化が目的であっても、不用意に行うことにより逆に水質を悪化させてしまう懸念があることに留意する必要がある。このため、浚渫を水質浄化技術の一つとして活用するには、浚渫に伴う影響に関する科学的な研究による裏付けや浚渫に伴う汚濁を防止する対策が必要である。

また、覆砂と同様、対策後に新たな細粒土砂が堆積することや底層の貧酸素化が残っていることなどにより再び底質が還元的環境にならないよう配慮する必要がある。このため、対策前には底質の現状や汽水湖への流入土砂供給特性などを把握しつつ、浚渫の必要な規模と実現可能な規模、改善対象範囲の優先度を考慮しながら計画を立案する必要がある。対策後には底質環境の変化を捉えるようモニタリングを行いながら、その結果に応じて順応的な対応を図ることが必要である。

4.4.5 生態系機能を活用した対策

食物連鎖等の生態系機能を活用した対策（二枚貝等の懸濁物食者による浄化作用やそれらの漁獲など）により有機汚濁負荷増加の抑制や栄養塩類等の湖外への除去などが期待できる。

懸濁物食者であるシジミの浄化能力は、図4.4.5-1に示すとおり、比較的大きいものであるといわれている。山室(2001)は、シジミは植物プランクトンの増殖速度に匹敵する速度で植物プランクトンを取り込むと指摘している。しかも、漁獲や潜水性カモ類等の採餌などにより、シジミに取り込まれた栄養塩類が湖外へ持ち出されるので、湖内の栄養塩類の除去につながる事が考えられる。

また、湖内の植物帯を刈り取ることにより、湖内栄養塩類の除去や有機汚濁負荷増加の抑制、刈り取り後の植生の再利用(堆肥等の活用)、対策を通じての住民等の湖沼水環境保全に関する意識の高揚などが期待できる。このような植生の刈り取りは、中海、網走湖等で行われている。

また湖内植生の異常繁茂による影響（貧酸素化、有機汚濁負荷増加、航行障害等）の低減を目的とし、東郷池、浜名湖、三方湖のほか、琵琶湖や諏訪湖などの淡水湖でも行われている。

例えば、中海においては、図4.4.5-2に示すとおり、湖内の海藻回収、回収後の海藻の堆肥化と肥料としての再利用による取組が行われている。いずれは回収～再利用の物質循環システムを構築するとともに、その未利用資源を活用した地域の産業発展などにつなげていくことを構想している。

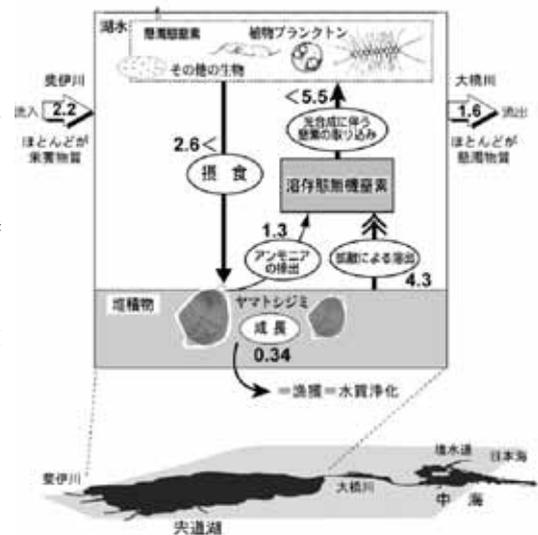


図 4.4.5-1 宍道湖全体のシジミ～植物プランクトン間の窒素収支 (単位：t/日)

※山室真澄(2001)「沿岸域の環境保全と漁業」科学 71-7,PP921-928.

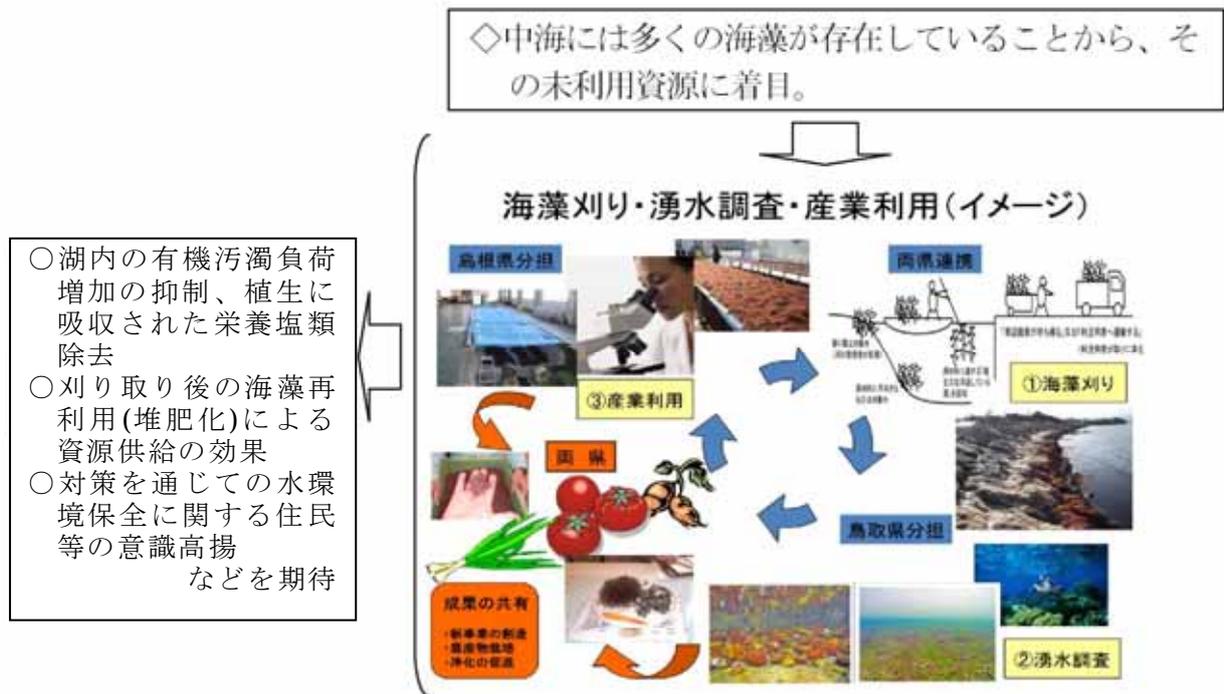


図 4.4.5-2 中海の事例の概要

※鳥取県(2011)「湖沼自然浄化活用事業(中海)の説明資料」に加筆

中海の事例については、平成 23 年に行った結果を見ると、343t 海藻の回収を行い、それに伴い、約 680kg の TN、約 55kg の TP が湖外への持ち出されていることから、その分の栄養塩類の除去が見込まれる(鳥取県資料)。

ただし、その除去量は、表 4.4.5-1 に示すとおり、中海への流入する負荷量の約 0.8 日分と推定されている。このことから、実施規模に応じた水質浄化機能が期待できるが、湖沼全体の水質改善を目的とすると大規模な海藻回収量が必要になり、対策規模を拡大するにしても限界がある。

表 4.4.5-1 海藻回収量とそのときの栄養塩類負荷削減量

概要	TN	TP
海藻の刈取り (回収量 343 t 30~50 日で回収)	負荷削減量 約 680kg (流入負荷量の 0.8 日分)	負荷削減量 約 55kg (流入負荷量の 0.8 日分)

※鳥取県資料

このため、そのような取組を行う際には、水質という一側面だけを考えるのではなく、資源供給や取組を通じての住民の環境保全に関する意識高揚等などの効果にも着目し、長期的な視野で持続的に進めていくことが重要である。これに加え、湖沼全体の水質浄化を目指すには、他の水質対策（流域対策など）も併せて実施し、それらの複合的な効果を期待することが重要である。

また、このような対策を継続的に行っていくためには、作業の安定性、経済性等の観点から、「回収→乾燥→利活用」の流れの安定的な・継続的なシステムの構築が必要である。特に効率的な回収作業、回収後の安定的な乾燥・堆肥化作業及び堆肥の保管（天候等の影響の低減）、堆肥の需要拡大とそれを可能とする単価設定などが課題になる。

4.4.6 流域対策

汽水湖は流域の最下流に当たることから、湖内水質や底質(還元化・細粒化)の改善を図ることを目的とし、流域からの流入水質負荷量の低減や、流入土砂に伴う影響の低減などを図る流域対策があり、要因抑制による根本的な対策として挙げられる。具体的には、流入負荷削減を図る非特定汚染源対策、農地等からの土砂流出抑制や栄養塩類の負荷削減などが挙げられる。

ただし、流域対策の実施に際しては、対象が広範囲に及ぶなどにより効果の発現が見えにくく、費用対効果が小さくなるおそれがあるので、長期的な視野に立って効果を見ていく必要がある。また非特定汚染源対策や土砂流出抑制では、住民の理解と協働が必要となるので、対策を通じて住民等の湖沼環境を保全・再生する意識を高揚させるとともに、自身の生活や地域環境を守るための参加・協働・連携の必要性を浸透させることが重要となる。

(1) 流域からの流入水負荷量の低減

流域の汚染物質の発生源には、工場などからの排水、家庭からの生活排水など排出源を特定しやすい特定汚染源(点源 *Point Source*)と、市街地、農地、森林等からの流出水といった排出源を特定しにくい非特定汚染源(面源 *Non-Point Source*)に分類される。

湖沼流域においては、流域の下水道整備などの対応が進展することにより特定汚染源からの汚濁負荷量は減少傾向にあるものの、非特定汚染源は相対的に削減が進んでいないという課題があることから、全体として湖沼等の水質改善が進んでいない状況にある。

さらには、非特定汚染源を主要因とする地下水の硝酸性窒素等による汚染の問題や、湖沼の水質汚濁要因として近年注目されている難分解性有機物の主要な起源として非特定汚染源が挙げられているなど、その特性や対策の調査・検討や対策の実践が急務となっている。

ただし、非特定汚染源の発生源は広範囲で、しかも負荷流出機構が複雑である特性から、非特定汚染源負荷量の定量化には多くの調査・研究成果が必要であり、特に大量の負荷が発生する降雨時の調査データが乏しく、十分な知見が得られていない状況がある。さらにはその負荷流出の過程では、特定汚染源に比べ汚濁物質濃度が相対的に低濃度であり、しかも排出水量が多いといった特徴から、これまで対策が遅れてきた状況がある。

非特定汚染源対策は大別して、都市地域、農業地域、森林地域での対策に分類され、それぞれの地域特性に合致した対策を選定する必要がある、これら地域別の対策の他に、地域横断的対策として、全体的な事項やソフト対策等も挙げられる(図 4.4.6-1)。

しかし、非特定汚染源対策の実施は、多数の関係当事者(農業者、林業者、地域住民、道路管理者、下水道管理者等)が存在しており、それぞれの施策や方針等に基づき取り組まれているのが現状である。また、その負荷削減効果の発現が早期に明瞭化しにくいこと、費用対効果が小さいおそれがあることなど課題も多い。

このため、今後、必要に応じて経済的な側面を考慮した協働を確保する方策の導入を検討するほか、関係当事者間の理解や協働を得るための仕組みや体制づくりについて具体的に検討するとともに、対策実施時及び実施後のモニタリングを行うことが必要である。すなわち、対策を実施していくにあたっては、

- 対策の継続的な実施に必要な不可欠な住民や関係者等の協働を促進すること。
そのために住民等への理解を深めるとともに意識高揚を図る工夫をすること。
- 対策実施時及び実施後のモニタリングを行いながらその状況を把握し、その状況に応じた順応的な対応を図ること。

が重要となる。

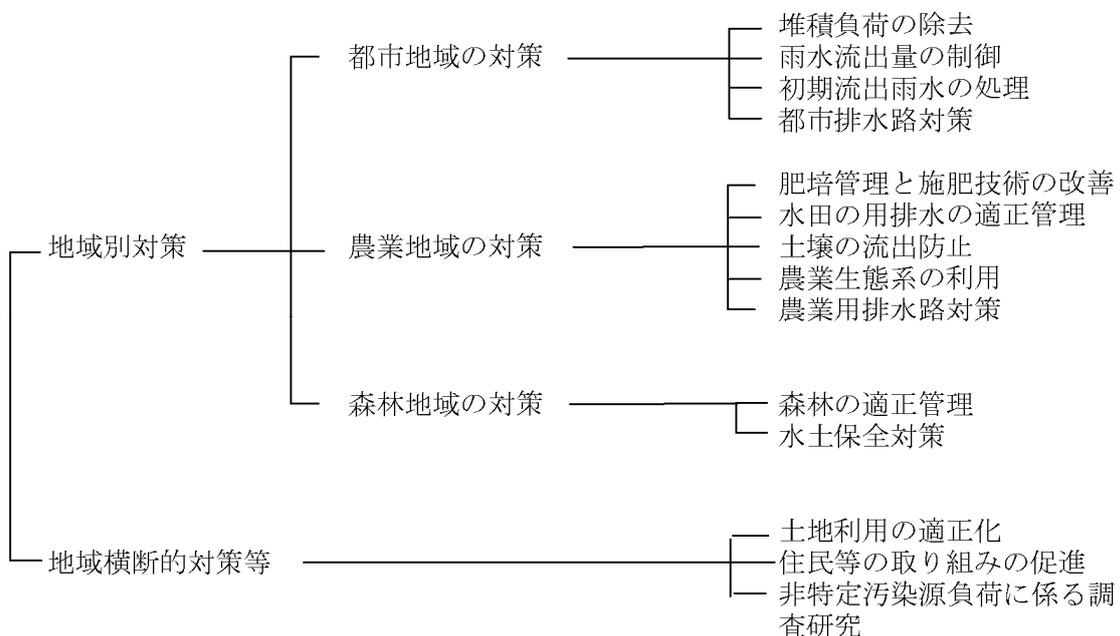


図 4.4.6-1 非特定汚染源対策の分類

表 4.4.6-1 非特定汚染源対策の具体的な方法の例

主な実施地域	対策の分類	具体的な方法
都市地域	堆積負荷の除去	路面の清掃
		雨水枿・管渠等の清掃
	雨水流出量の制御	雨水の地下浸透の促進
		雨水貯留施設の設置・管理の適正化
		合流式下水道における越流量の低減
	初期流出雨水の処理	雨水処理施設の設置・管理の適正化
都市排水路対策	浸透・浄化型水路の整備	
	都市排水路流末での植生浄化	
農業地域	肥培管理と施肥技術の改善	施肥量の適正化
		施肥方法の改善
		肥料資材の改良
		野菜作における輪作の導入
	水田の用排水の適正管理	田植工程の改善
		畦からの漏水防止
		反復利用や循環かんがい
		水管理の改善
		冬季湛水、不耕起移植栽培
	土壌の流出防止	土壌表面の被覆
		防風対策
	農業生態系の利用	休耕田の脱窒、りんの吸着機能の利用
		農業用ため池を活用した浄化
農業用排水路対策	農業用排水路の浚渫	
	浄化型農業用排水路の整備	
森林地域	森林の適正管理	適切な伐採管理の実施
		植林
		森林管理
		負荷削減に寄与する植生の選択
	水土保持対策	水土保持施設の設置
地域横断的対策		土地利用の適正化
		住民等の取り組みの推進
		非特定汚染源負荷に係る調査研究

※出典：環境省(2009)「非特定汚染源対策の推進に係るガイドライン」

(2) 土砂流出抑制対策(流入土砂に伴う影響の低減)

流域の土地利用や河川環境の変動に伴う流入土砂供給形態の変化は、汽水湖の底質への影響(細粒化)の一因になっている可能性が想定される。このような流域土砂に係る問題は様々な要因が絡んでおり、対策による効果の発現が早期に明瞭化しにくいことなどの理由から対策が容易に進まないという課題がある。しかし、このような対策は、要因に対する根本的な改善につながるため、長期的な観点から重要かつ必要なものである。対策としては、例えば、流域の土地利用が畑地等に変わることにより土砂供給形態が変化すること(前述の「3.1.4 底質環境の悪化」を参照)などを勘案すると、農地からの土砂流出抑制などが挙げられる。

例えば環境保全型農業の推進に伴って流域からの濁水(懸濁物質)の流出を抑制する取組も多く見られている(図4.4.6-2)。

環境保全型農業の普及促進と濁水流出防止

水田からの濁水防止を啓発するため、ほ場指導員による現地巡回指導や関係機関と連携して水質保全型農業の普及を図る。(H20から)

【H24事業】
＜水質保全型農業普及拡大事業＞
(1)濁水流出防止キャンペーンの実施(4月下旬～5月)
①八郎湖流域ほ場指導員による巡回指導
(ほ場指導員(2名1組4ブロック)巡回指導 実施面積の把握)
②拡声機登載車による広報巡回

(2)情報発信・啓発
①研修会・講習会 啓発チラシの配布 広報・HP
※H23実績
キャンペーンの実施:H23.4.28～5.20
取組実績:浅水代かき=97% 田植え前水管理=96%



H21.5.7

図 4.4.6-2 住民との関わりに関する取り組み事例
(八郎湖—環境保全型農業の普及促進)

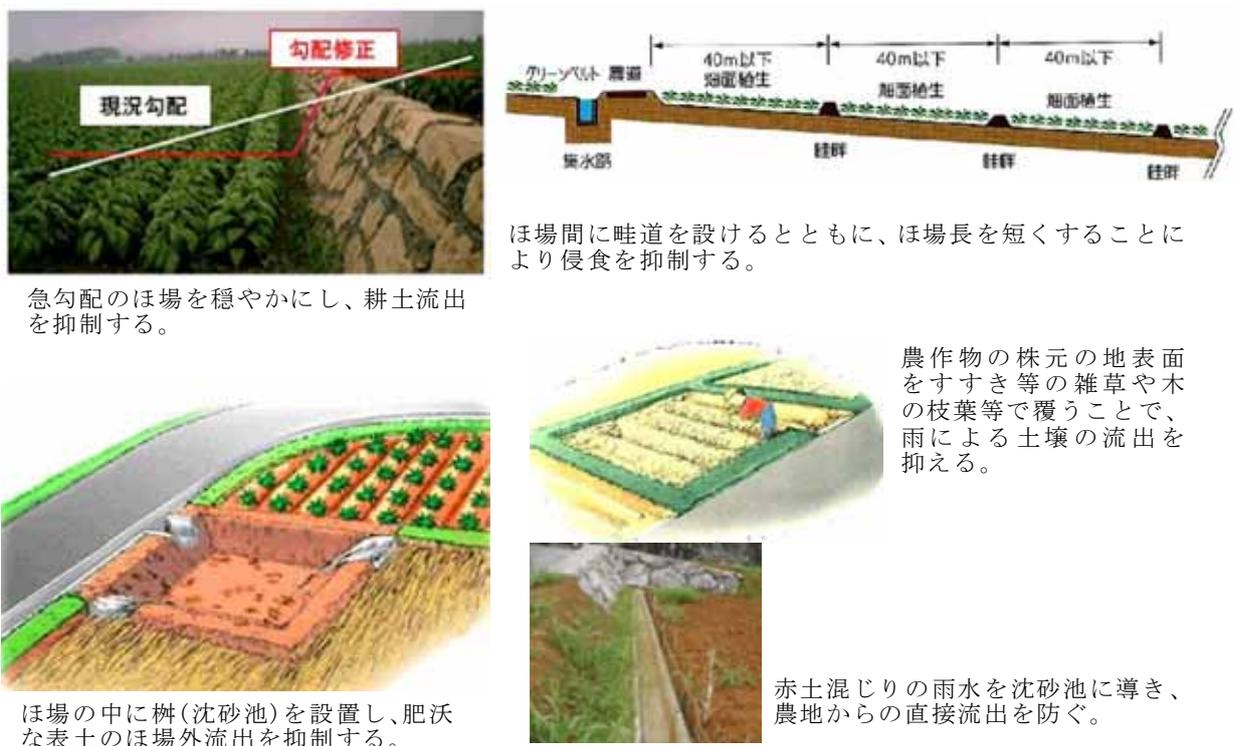
※秋田県生活環境部環境管理課八郎湖環境対策室資料

221

このほか土砂流出を抑制するための対策については、汽水湖の事例ではないが、例えば沖縄地方の赤土等流出防止条例などが有名な例である。

沖縄県においては、土壌の約 7 割を赤色系の特殊土壌が占め、この赤土が河川を通じて周辺海域に流出することにより、サンゴ礁などの自然環境、水産業及び観光産業などにも悪影響が生ずるなど重大な問題となっている。

このため、沖縄県では平成 7 年に「沖縄県赤土等流出防止条例」が施行され、公共事業実施時の表面被覆や沈砂池の設置などの対策や、農地等からの流出対策、赤土等の発生源での流出防止を推進するための調査研究などが進められている(図 4. 4. 6-3)。



急勾配のほ場を穏やかにし、耕土流出を抑制する。

ほ場間に畦道を設けるとともに、ほ場長を短くすることにより侵食を抑制する。

ほ場の中に樹(沈砂池)を設置し、肥沃な表土のほ場外流出を抑制する。

農作物の株元の地表面をすすき等の雑草や木の枝葉等で覆うことで、雨による土壌の流出を抑える。

赤土混じりの雨水を沈砂池に導き、農地からの直接流出を防ぐ。

図 4. 4. 6-3 土砂流出抑制対策の例

※内閣府沖縄総合事務局農林水産部ホームページ(<http://ogb.go.jp/nousui/nns/c2/page2-3.htm>)

4.5 汽水湖における調査

汽水湖の環境は、塩分の変化などにより変化しやすく、その形成過程が複雑である。このことから、汽水湖固有の環境を捉えるための調査を行い、汽水湖の水環境保全を図るための基礎資料とすることが課題である。

このとき、まず水質の状況を把握することが必要であり、季節的、経年的変動を捉えることを見据え、1年以上の通年調査を行うことが重要である。また底質調査についても水質への影響要因になることや長期的な環境などを捉える材料になるので、年1回でも行うことが望ましいことから、併せて整理を行った。

対策実施時・事後においては、モニタリング調査により対策実施に伴う環境の変化を把握しつつ、必要に応じて対策を見直していくことが重要であるので、モニタリング調査の考え方も整理した。

汽水湖における調査手法については、調査目的により内容が変わる面が多い。また対象とする汽水湖において把握したい影響のインパクト・レスポンスを考慮して調査計画を立案することも重要である。

以上のことから、汽水湖で生じる現象やその問題点を把握し、今後の対策に資する目的を見据え、想定される汽水湖における調査の考え方を本項で述べる。

[1] 汽水湖の環境を捉えるための調査

(1) 水質調査

汽水湖環境を捉えるために必要な水質調査について、表 4.5-1 に整理した。

まず汽水湖環境に大きく左右する塩分の測定は必須となる。その測定に際しては鉛直分布を捉え、少なくとも上・下層の2ヶ所以上を測定する必要がある(できれば湖の最深部など)。

底層の貧酸素化の現象を捉えることを目的とした調査の場合、塩分と併せて溶存酸素量(DO)も測定する必要がある、このとき最下層の測定水深の設定に留意することが重要である。また生物へ影響を与える硫化水素(溶存 H_2S)の測定が重要であるが、その測定が容易でないため、少なくとも酸化還元電位(ORP)の測定などが重要である(詳細は表 4.5-1(1)参照)。

植物プランクトンの異常増殖に現象を捉えることを目的とした調査の場合、アオコや赤潮の発生状況を捉えることが重要であり、そのとき発生している平面分布や植物プランクトンの種を特定するとともに、塩分や水温、栄養塩類(TN、TP、無機態のもの)等の調査も必要である。

ただし汽水湖では流域からの汚濁負荷が水質に影響を及ぼすことが想定されるため、湖沼のみならず日頃から平常時及び出水時における主要流入河川の水質調査も行っておくことが重要である。

このほか更なる調査としては、ベントス等の生物調査などが挙げられる。水質データはその調査時の情報になるが、生物は生活史を通じての水質変化に応答する。汽水域では環境の変化が生じやすいことを踏まえると、そこに棲むベントス等の生物調査も併せて行うことにより汽水湖環境を把握するための貴重な基礎情報となる。

表 4.5-1(1) 汽水湖環境を捉えるために必要な水質調査

調査目的	項目	概要
調査全般	塩分	<p>◇塩分は汽水湖環境を特徴づける重要な要素である。このことから、湖内の水理・水質特性、生物(生態系)の状況、その他の特性を把握するために、<u>塩分は重要な測定項目</u>である。</p> <p>◇ただし、汽水湖では塩分による上下層の密度差は大きいため、成層化する湖が多いため、<u>鉛直分布を捉える測定</u>を行う。少なくとも上・下層の2ヶ所以上を測定する必要がある。</p> <p>◇このとき<u>最下層の測定水深^{※1}は底層の状況を捉えられるよう設定することが重要である</u>(湖の最深部などで鉛直分布を捉える)。</p> <p>◇成層化の形成過程等を把握したい場合には、湖口付近から鉛直方向・流下方向に塩分を測定することも有効である(例えば塩水遡上の状況を経時的に捉えるなど)。</p> <p>◇浅水域に生息する二枚貝等の生息環境を把握したい場合には、浅水域を含め平面的に塩分の鉛直分布を捉えることも有効である。</p> <p>◇植物プランクトンの生息状況の生息環境を把握したい場合には、植物プランクトン増殖に左右する塩分について、上層で平面的に捉えることも有効である。</p>
底層の貧酸素化の把握	溶存酸素量(DO)	<p>◇塩分と併せて溶存酸素量(DO)も測定する。</p> <p>◇このとき、塩分と同様に<u>最下層の測定水深^{※1}は底層の状況を捉えられるよう設定することが重要である</u>(以下の項目も同様)。</p>
	硫化水素(H ₂ S) 酸化還元電位(ORP)	<p>◇影響をもたらす<u>溶存 H₂S を直接測定</u>することが重要である。ただし、溶存 H₂S の測定技術が未確立な面がある。</p> <p>◇このため簡易に測定でき、硫化水素の発生のしやすさを示す<u>酸化還元電位(ORP)の測定</u>を行い、底層の還元的環境の状況を捉えておくことが必要である。</p> <p>※硫化水素の測定技術に関する研究の動向に注目して最新の情報を把握するように努めることも望ましい。</p>
	全窒素(TN)・全リン(TP) 無機態窒素(NO ₂ -N, NO ₃ -N, NH ₄ -N)・無機態リン(PO ₄ -P)	<p>◇貧酸素化に伴うリン等の溶出状況を把握するために測定する。ただし<u>無機態の形態</u>で溶出するのでそれを捉えておく。念のため TN、TP の全量も測定しておく。</p> <p>※可能なら溶解性のものも測定しておく。</p>

※1:最下層の測定水深について

湖沼で鉛直方向の水質測定を行う場合、最下層の測定は湖底上部 1m で行われることが多い。しかし図 4.1.1-3 (宍道湖の例) で前述したとおり、上層～湖底上部 1m の測定では底層の貧酸素化状態を把握できないおそれがある。また塩水層は密度が重いことから、塩水層が湖底ストレスに薄く形成されている可能性(例えば何十センチ程度の層)も考えられる。

このため、最下層における塩分や DO 等の測定水深設定にあつては、底層の貧酸素化の状況を的確に捉えることを念頭に、調査計画を立案する前に湖底～その上部 1m の範囲でいくつかの水深を対象に測定するなど(例えば、湖底から 10cm 刻みで測定してみるなど)により適切な水深を検討することが重要である。

※2:更なる調査として、底層 DO や ORP の状況や底質の粒度分布を平面的に捉えることにより、二枚貝等の生息範囲を把握する基礎資料となることが想定される。

表 4.5-1 (2) 汽水湖環境を捉えるために必要な水質調査

調査目的	項目	概要
植物プランクトン異常増殖の把握※2~3	クロフィル a (Chl-a)	<p>◇植物プランクトンの指標としては、Chl-a が一般的に使用されており、<u>上層における Chl-a の測定</u>が必要である。</p> <p>◇ただし通常は湖心等のその湖沼を代表する場で調査を行っていても、植物プランクトン異常増殖が発生しているときにはその発生箇所（顕著化している箇所や影響を及ぼしやすい箇所等）でも測定する必要がある。</p>
	植物プランクトン	<p>◇アオコや赤潮が生じたときは、その発生状況を目視等により平面分布で記録しておくことが重要である。このとき、アオコに関しては、図 4.5-1 に示すような見た目アオコレベルの指標を参考に、どの程度の発生レベルにあったかの記録をしておくことが重要である。</p> <p>◇発生している植物プランクトンの種類や細胞数を捉えておくことが重要である。 例えばアオコの主要因になっている種の状況や、赤潮発生時に有害性植物プランクトンの有無確認などを捉えるために植物プランクトンの調査は重要である。</p>
	全窒素 (TN) ・ 全リン (TP) 無機態窒素 (NO ₂ -N, NO ₃ -N, NH ₄ -N) ・ 無機態リン (PO ₄ -P)	<p>◇植物プランクトン増殖に起因することから植物プランクトンが吸収する無機態窒素 (IN) ・ リン (IP) の状況を把握する。測定水深は植物プランクトンが増殖する上層を</p> <p>◇また湖沼の富栄養化状況を把握するために、全窒素 (TN) ・ リン (TP) も捉えておく。 ※有機態のものは全量から無機態のものを差し引くことで把握できる。</p>
	その他	<p>◇植物プランクトンの増殖には水温も関わることから調査時の水温を併せて測定しておく。</p> <p>◇植物プランクトンは有機物になることから有機汚濁の指標となる COD も測定しておく（可能なら TOC も調査を行う）。</p>

※2:植物プランクトンの増殖には、塩分や底層の貧酸素化に伴って溶出する栄養塩類等も関わってくるが、それらについては前述の表 4.5-1 (1) を参照。

※3:植物プランクトンの増殖には、流域からの汚濁負荷も富栄養化の一因になることから、日頃から平常時及び出水時における主要流入河川の水質調査も行う必要がある。

	
レベル0： アオコ発生は確かめられない。	レベル4： 膜状にアオコが湖面を覆う。
	
レベル1： アオコ発生が肉眼では確認できない。 (ネットで引いたり、白いバットに汲んで良く見ると確認できる)	レベル5： 厚くマット状にアオコが湖面を覆う。
	
レベル2： うっすらとすじ状にアオコの発生が認められる。 (アオコがわずかに水面に散らばり肉眼で確認できる)	レベル6： アオコがスカム状(厚く堆積し、表面が白っぽくなったり、紫・青の縞模様になることもある)に湖面を覆い、腐敗臭がする。
	湖内で一番集積量の多いところ、多い時間帯でその量を以上のようなレベルで分ける。
レベル3： アオコが水の表面全体に広がり、所々パッチ状になっている。	

出典：国立環境研究所「見た目アオコ指標」

<http://www.nies.go.jp/kanko/gyomu/pdf/972302/972302-5-1.pdf>

図 4. 5-1 見た目アオコレベルの指標

(2) 底質調査

汽水湖では、底層が貧酸素化することが多く、そのような還元的環境の状況を把握するためには、底質調査が重要である。

例えば硫化水素発生による水生生物への大きな影響や湖底からの栄養塩類溶出による富栄養化の進行のメカニズムを捉えるために、底質が硫化物、有機物、栄養塩類等をどの程度含んでいるのかなどを把握しておくことが重要である。また底層の貧酸素化対策を講じるとき、どの程度の酸素を供給すればいいかを把握するために、湖底堆積物を使った酸素消費速度試験が必要となる。

このほか底質の細粒化は砂質を好むシジミ等の二枚貝などの生息環境への影響を与える要素になることから、底質の粒度分布（又は含砂率）を測定しておく必要がある。これを平面的に捉えることにより、二枚貝などの生息範囲を把握する基礎資料となることが期待できる。

このため、底質調査については、次表のような調査項目が基本的に挙げられる。

表 4.5-2 底質調査項目の例(底層の貧酸素化及びそれに伴う現象把握を目的にした場合)

	項目
現地観測項目	色相、臭気、酸化還元電位(ORP)等
分析項目	含水率、粒度分布（又は含砂率）、強熱減量、全有機炭素(TOC)、COD、TN、TP、硫化水素* など
その他	湖底の酸素消費速度試験 栄養塩類等の溶出速度試験 など

※現在、硫化水素の測定技術確立に向けた研究が行われている。このため、将来、硫化水素の測定技術が確立した後にそれらデータの蓄積が必要であると考えられる。よって、当面は簡易に測定できる酸化還元電位(ORP)により底質の還元的環境の状況を捉えておく。併せて測定技術に関する研究の動向に注目して最新の情報を把握するように努めることが望ましい。

ただし湖内の底質環境は、流水の流出入状況、湖地形等に影響を受けやすく、場所毎で異なる特性を有することが想定される。また漁場になっている箇所や利用されている箇所など底質環境の保全・改善を優先させる場があることが想定される。

このため、そのような優先箇所や湖地形等に応じた底質環境特性を考慮しつつ複数地点での調査を行いながら底質の状況を平面的に捉えることが望ましい。

このほか、貧酸素化及びそれに伴う現象の低減を図るために、湖底の酸素消費速度や栄養塩類等の溶出速度などの試験を行っておくことが望ましい。そのような結果は対策の検討時に役立つ。

また底質の細粒化が流域からの土砂供給変化により生じており、その状況を把握したい場合、湖内の底質（粒度分布等）のほかに出水時における流入河川の粒度分布などの調査も挙げられる。

堆積物は汽水湖の過去の状態を示す履歴を反映していることから、底質の表層のみならず柱状採取して調査を行い、過去の底層環境の履歴を把握し、将来の環境変化を推測する基礎資料にすることができる。

例えば、全有機炭素（TOC）が挙げられ、主に生物生産性、有機物の分解速度、堆積速度の基礎情報となる。

また全有機炭素（TOC）と併せて全窒素（TN）も測定しておくことにより把握できるC/N比は有機物の起源を推定する基礎情報となる。例えば、流域からの有機物が多い場合、C/N比は河口側で高く、外海側で低くなる。

このほか、全イオウ（TS）も測定しておくことによりわかるC/S比は、還元的環境の状況を把握する基礎情報となる。底層が貧酸素化しやすい環境ではC/S比が1~3(底泥の表面が暗褐色~黒色)、無酸素化状態で硫化水素が水中に存在するような環境(底泥の表面が真っ黒)ではC/S比が1以下という知見がある。

なお、堆積物の上層泥におけるC/S比の例を図4.5-2に示す。これらを見ると、水深があり、底層が貧酸素化傾向にある箇所ではC/S比が低くなっている。

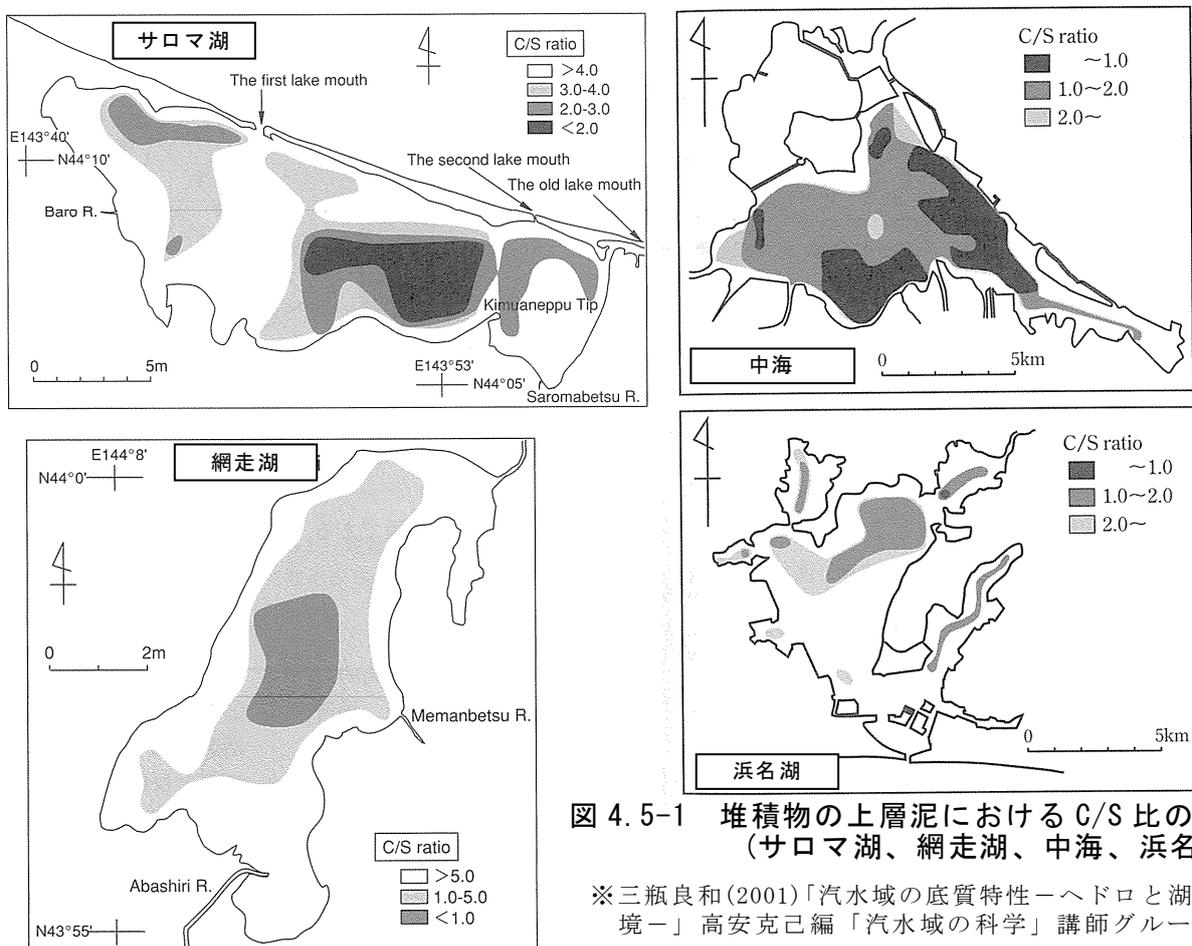


図 4.5-1 堆積物の上層泥における C/S 比の例 (サロマ湖、網走湖、中海、浜名湖)

※三瓶良和(2001)「汽水域の底質特性—ヘドロと湖底環境—」高安克己編「汽水域の科学」講師グループ著

[2] 対策効果を捉えるためのモニタリング調査

対策を実施する際にはその効果や影響をモニタリング調査により把握しながら順応的に対応することが重用である。ここでは「4.4 汽水湖の水質保全対策」で前述した対策を例とし対策時のモニタリング調査の考え方をとりまとめた。

(1) 塩分調節対策の効果把握

汽水湖の環境は、塩分に大きく左右される。このため、汽水湖の望まれる状態を目指して塩分調節を図り、目的とする現象を実現しても、その他の現象による環境影響が生じること(例えば、高塩分化を図り、目標としていたアオコ発生抑制を実現化しても、強固な塩分成層形成に伴う貧酸素化による硫化水素の問題が生じるなど)も考えられる。

このため、その効果や影響を把握するためのモニタリング調査については、前項「[1] 汽水湖の環境を捉えるための調査 (1) 水質調査」で記載した調査を行い、汽水湖の水質状況を把握するとともに、生物調査(アオコ・赤潮等の要因になる植物プランクトンを含む調査)を行うことが望ましい。

このうち、水質調査については、塩分変化や底層の溶存酸素量(DO)、酸化還元電位(ORP)などを自動観測計等を用いて連続観測することが望ましい。このとき混合様式を含めた汽水湖環境を捉えるのに鉛直方向(少なくとも上下層)の測定を行うことが必要である。

ただし、シジミ等の水生生物は還元化しやすい水深の深いところより浅い水域に生息していることから、それらの生息環境の状況を把握するには上層の塩分が重要となる。

生物調査については、塩分変化に伴う影響を受けやすい生物(例えば、高塩分化するときに低塩分を好む重要な種など)の生息・生育状況を把握する必要があり、その影響に応じ、移植等の保全措置を講じることが望ましい。

高塩分化を図っている湖山池の場合、低塩分の条件を好む特定希少野生動物のカラスガイへの影響を低減する取り組みが行われている。

またシジミ等の水産資源の増加を目指している場合には、それらの資源量や生息状況の変化を把握することも挙げられる。

このほかアオコや赤潮等の発生状況、植物プランクトンの生息状況(例えば、優占種がどのように変化したかなど)が挙げられる。

(2) 底層の貧酸素化抑制対策の効果把握

汽水湖の問題点の一つである底層の貧酸素化を抑制する対策としては、前述のとおり、成層を破壊することなく、底層の貧酸素水塊に酸素を供給する対策(高濃度酸素供給装置、深層曝気装置など)が想定される。

その効果を把握するためのモニタリング調査については、まず対策実施前後の底層の溶存酸素量変化(回復の程度)を捉えることが必要である。ただし、汽水湖は元々自然の状態でも貧酸素化する傾向がある。このため、溶存酸素量(DO)回復の目安としては、「**4.3 汽水湖の対策等を行う際に参考とするための指標**」で前述したように生物等への影響(漁業被害等)が生じないレベルまで回復しているかどうかを確認する。

また、底層の貧酸素化は、湖底からの硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出の問題に左右することから、対策実施前後の底層における硫化水素、リンや窒素(TN、TP)のほか、無機態・有機態別、溶存態・懸濁態別)の変化を捉えるモニタリング調査を行うことが望ましい。ただし、硫化水素については、その測定技術の開発及び普及促進が課題となっていること(問題の対象となる遊離 H₂S の測定が容易ではないこと)に留意が必要であり、測定手法等について専門家等のアドバイスなどを受けながら行うことが望ましい。

さらに当該汽水湖における必要基数の妥当性確認や効果範囲の把握などを目的とするときには、装置の設置箇所を中心として距離別に底層の溶存酸素量(DO)等を測定するなども必要である。

(3) 底質環境改善対策の効果把握

汽水湖の底質環境改善を図る対策としては、前述のとおり、覆砂や浚渫などが想定される。それらの効果や影響を把握する調査としては、以下のようなことが想定される。ただし、そのような対策については、効果が早期に発現しにくく、明瞭になりにくくなるおそれがあることに留意する必要がある。

まず、湖底からの硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出の抑制が想定されることから、対策実施前後における底層の溶存酸素量(DO)、硫化水素、栄養塩類等の水質変化、湖底の底質(有機物や栄養塩類等の含有量、粒径など)変化を捉える調査が挙げられる(硫化水素については、前項と同様に測定手法等に留意する必要がある)。このとき、対策実施に伴う変化を捉えるにあたっては、実施区域内外の比較や、対策前後の比較が挙げられる。

このうち、浚渫の場合、掘削後に露呈する底泥の状況(含有量)に応じ、硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出の程度が異なることが想定される。硫化水素や栄養塩類、有機物等の含有量が高い底泥を浚渫することにより上記の効果が期待できるが、逆に掘削後の底泥が掘削前の底泥より高含有量の場合(底泥の下層に高含有量の堆積物が存在する場合)、硫化水素の発生や栄養塩類等の溶出を促進するおそれがある。

このため、浚渫を行うにあたっては、事前に底泥の状況(深度方向の含有量)を捉え、どのくらいの深さまで掘削していいか・しない方がいいかなどを検討する必要がある。このとき、調査負担が大きくなるものの、底泥を対象に深度方向別で栄養塩類等の溶出試験などを行うことにより浚渫深度を把握することも考えられる。

また、浚渫では、浚渫跡の窪地を形成することにより、貧酸素化問題を促進して逆に水質悪化、底質の細粒化をもたらすおそれが想定される。

このため、事前にそのような課題を見据えつつ、浚渫に伴う影響を低減する対応を検討し、事後にそのような問題の有無、影響の低減状況を把握することが重要である。

覆砂や浚渫については、実施後に土砂が再堆積することが想定されるため、一定期間後※に、底泥状況を再調査することが望ましい。

※調査対象汽水湖の流入土砂の状況に応じるが、再堆積の調査時期としては、例えば、比較的規模が大きい出水後や、対策実施後の何年後などが想定される。

(4) 生態系機能を活用した対策の効果把握

汽水湖では、前述のとおり、二枚貝等の懸濁物食者による浄化作用やそれらの漁獲による栄養塩類の除去等が期待される。

その効果を把握するためのモニタリング調査については、まず漁獲によりどの程度の栄養塩類等が除去されたかを把握することが必要である。このため、漁獲された水産資源の量及びそれに含まれる栄養塩類等の測定がモニタリング調査として挙げられる。

(5) 流域対策の効果把握

汽水湖の流域対策としては、前述のとおり、流入水質負荷の低減や、流入土砂の改善を図る対策が想定される。ただし、それらの対策については、効果が早期に発現しにくく明瞭でない可能性があることから、対策実施中や実施後のモニタリング調査を行って状況を把握しつつ、その状況に応じて順応的に進めることが重要であるとくに留意する。

流入水質負荷の低減効果を把握するためのモニタリング調査※については、まず、汽水湖へ流入する河川の水質変化を捉える必要がある。ただし、流入負荷量は、平常時・出水時、人の活動状況(例えば、かんがい期と非かんがい期など)に応じて異なる。また、年毎における気象条件等により大きく変動する。このことから、気象、水文、生物の生活史等のサイクル等を考慮し、少なくとも1年間(通年)での調査を平常時・出水時別、時期別・季節別に実施し、可能な限り3年以上の継続調査を行うことが望ましい。

また、対策による直接的な効果を把握するには、対策を講じている汚濁発生源からの排出負荷量調査などを行い、対策前後の負荷量の変化を捉えることも望ましい。

※詳細は環境省(2009)「非特定汚染源対策の推進に係るガイドライン」などを参照。

流入土砂の改善効果を把握するためのモニタリング調査については、汽水湖の流入河口部やその沖合などの湖底の底質変化を捉えることが必要である。このとき、水産資源となる二枚貝等の生息場になることを期待する場合、湖底における砂質土や泥質土等の平面分布状況（例えば、前述の図 3.1.4-1 の最上段図（p102 参照）などのようなもの）の変化、二枚貝等の資源量や生息状況の変化を把握することも望ましい。

4.6 湖水流動・水質の数値シミュレーションについて

[1] 数値シミュレーションの考え方

汽水湖水環境に関する現状、対策に伴う効果や影響の把握には、既往調査データ等から検討する方法がある。その方法にはウェダバーン数を算出することにより湖内の混合状態を把握したり（前述の 2.2.2(p13~18)参照）、ボックスモデルの観点から塩水遡上量を概算すること（前述の 2.2.4(p31~32)参照）などが挙げられる。また Chl-a、塩分、TN、TP 等に着目した回帰解析等により簡易的に推測するなどの可能性も考えられる。

一方、数値シミュレーション（以下、「シミュレーション」と称す）により汽水湖の流動・水質現象の詳細な挙動（時空間的变化も含め）を把握する方法がある。シミュレーションは、対策を講じる際にその汽水湖環境がどのように変化するか、効果をどの程度得ることができるかなどを机上で検討することができ、定量的な「予測」や「評価」を行う手段の一つになる。

また「予測」や「評価」を行う手段のみならず、湖沼の環境現象の因果関係を把握するための手段にもなることが期待される。現地観測結果のない期間における流動・水質現象の挙動を把握することにより湖沼の流動・水質現象の全体を推測する手段になる可能性がある。

ただし、そこで得られた結果は不確実性を伴うことが十分考えられる。またシミュレーションに際して、影響に大きく関わる実現象（例えば成層化状態など）を再現できていないモデルによる解析や生じている現象の形成過程を適切にモデルへ組み入れていない検討結果は、逆に誤った方向性を導くおそれがある。単に実測値と整合が図れるように検証計算を行ったとしても、条件を変えたときに再現性が確保できず誤った結果を導くこともある。

このような背景を踏まえ、シミュレーションを行う際には、次のような点に留意しながら検討を進める必要があると考えられる。

(1) 経験的な量による概略的な見積（把握）の実施

シミュレーションにおける生態系モデルを構成する式は、経験に基づいて求められてきたものであり、全ての場合に適用されるものではない。特に生物現象は生物自体が持つ可塑性などのモデルでは表現されていない要素に左右されるものである。また物理モデルにおいても利用するモデルが全ての現象を加味したものではないこと、数値的、モデル上の誤差などの様々な誤差を含んでいることから、十分な精度の結果が得られるとは限らない。

このため、モデルを構築するに先立って実測などで経験的に得られている量や評価から四則計算で行える程度の概略的に定量的な見積を行うことが必要である（例えばウェダバーン数による湖内の混合状態の概略的把握（前述の 2.2.2(p13~18)参照）、ボックスモデルに着目した塩水遡上量の概算（前述の 2.2.4(p31~32)参照）など）。またその際に得られた結果の誤差の程度やレベルを推察・検討しておくことも重要である。

(2) シミュレーションモデルの構築

モデル構築にあたっては、まず対象とする場で生じている物理、化学、生物過程の関係を把握することであり、次にそれぞれの量の保存則や相互の関係を組み込むことにより各々の過程をモデル化する。

この際に量的に多い、より重要な過程から階層的にモデル化して影響の小さい過程は省略して計算が行えるようにすることも考えられる。

(3) 計算の手順

- 1) モデル構築においては通常多数の係数（パラメータ）を設定していく必要がある。
このような係数については、初めの段階では可能な限り既往文献・知見・過去の検討結果などを踏まえた一般的な値でそのまま用いて計算を行う。
- 2) シミュレーションは、最も計算手法が確立され、生物的・化学的現象に左右する流動場の計算（水温、塩分、濁りと密度に関わる項目）から始める。このとき、はじめは可能な限り既往文献・知見・過去の検討結果などを踏まえた一般的な値でそのまま用いる係数を使って計算を行い、先だつて行った概略的な見積の結果とどの程度ずれているのか、またシミュレーションで得られている値がそのときの実測値とどのくらい差があるのかを把握する。その差が予測される誤差の範囲に該当する。
- 3) 計算値と実測値の乖離が大きい場合、その差がどの項から生じているのか、またどの係数が結果に対してどの程度影響しているのかを感度分析により検討する。
この作業はモデル式の安定性を確認する上で重要なものであり、モデル式が不安定な場合はその結果の信頼性が低いものとなり、ときには誤った結果を導くおそれがある。
- 4) 上記の過程を各々の係数を変化させることを行うことにより、シミュレーション結果におけるそれぞれの係数に対して予測される誤差の範囲を把握する。
- 5) その後、それぞれの係数について、一般的な値の範囲で変化させながら計算値を徐々に実測値に近づけてモデルの再現性を高めていく。

- 6)次にそれらの過程で得られた流動場を表す式と計算手法が化学的变化や植物プランクトンなどの量に関する式とを連立させたシミュレーションを行う。このとき流動場の計算と同様に上記1)～5)の過程に沿った作業を進めていく。
- 7)この場合においても、対象となる全ての量を一挙に導入するのではなく、影響が大きいもの、確実性の高いものから順次勘案していく。これらの式に含まれている係数についても当初は一般的な値で計算を行い、概略的な見積の結果との乖離を確認していく。またそれぞれの係数を一般的な値の範囲で変化させてシミュレーションを行い、誤差の範囲を把握することも重要である。
- 8)最後に全体の結果を実測値により近づけるために、必要に応じて係数を一般的な値の範囲で変化させて検証計算を行っていく。

(4)計算結果の解釈

シミュレーション結果は、あくまで最も生じそうな結果を定量的に表現しているだけであり、実際に生じる現象はシミュレーションで得られた結果のとおりのもとならないことが多く、シミュレーション結果がある程度の誤差を含めているものであることを想定する必要がある。想定すべき誤差の範囲は、前述の(3)の中の2)や3)で得られた概略的な見積との差や、それぞれの係数を一般的な値の範囲で変化させた場合に得られる結果との差などの程度が考えられる。

このため、結果の解釈では、その誤差の範囲を想定しておくことが重要であり、結果を示すときにもその範囲を併記しておくことも必要である。

またシミュレーション結果に基づいて計画立案した対策等を行う場合、その結果を過信せず、必ずモニタリング調査により対策実施中・後の状況を把握しつつ、その状況に応じた順応的対応を図ることも重要である。

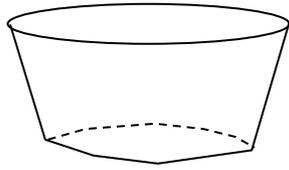
[2] シミュレーションモデルの種類と特徴

湖沼の流動特性や水質特性を把握（再現）するために利用されるシミュレーションモデルには、湖沼の水域分割方法に応じてボックスモデル、鉛直1次元モデル、鉛直2次元モデル、3次元モデル等がある（図4.6-1、表4.6-1）。これらはモデルに応じて取り扱うことのできる現象が異なってくる。またモデルに応じて計算時間、作業負担等も異なり、モデルが高次元になるほどその負担は大きい。モデルの選定は、汽水湖の環境特性や課題等に応じ異なってくる。また表現したい現象と適用するシミュレーションモデルの特性が合致していることとも必要になる。

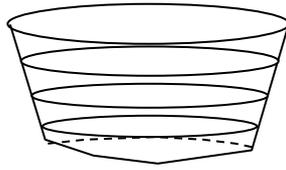
自然湖沼の場合、ダム貯水池と異なって規模が大きい中、湖形状が平面的に広がるとともに、鉛直方向の水質変化も重要となるので、3次元モデルは有効となる。ただし、再現性を確保したシミュレーションモデルを構築するためには、モデルが複雑になるほどその労力も大きく、実測データの充足度も高いものが必要になる。またモデルは高次元になるほど良いものでもなく、計算の目的（何を対象としているのか）、対象とする時空間スケール、対象汽水湖で生じている現象とそれを左右する湖沼地形等の要素、データの充足度、作業負担等を勘案して選定する必要がある。

例えば、再現性の検証データが湖内で流下方向の縦断1測線しかなく、横断方向に全くない場合、3次元モデルによる計算を行っても、平面的に広がる水質分布の再現性は確認できないので、不足している検証データ入手のための調査や不確実性を確認する事後調査等の追加を行うなどの留意が必要である。

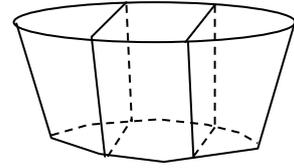
以上のことから、対象汽水湖の環境特性（湖地形、水象、水質等）や課題のほか、表現したい現象及び対象とする時空間スケール、検討結果の使用用途、必要となる入力情報や検証データの充足度、さらに検討に向けての工程や経済性等の実情を踏まえ、適切なモデルを選定するとともにそれに必要な調査等を行いながらモデルを選び構築・解析していく必要がある。



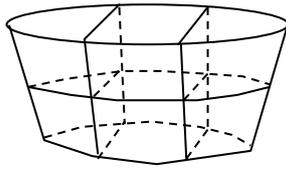
(a) 1ボックス1層モデル



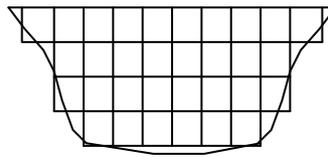
(b) 鉛直1次元モデル



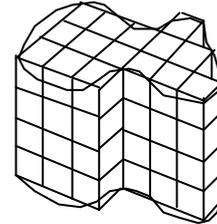
(c) 数ボックス1層モデル



(d) 数ボックス多層モデル



(e) 鉛直2次元モデル



(f) 3次元モデル

図 4.6-1 シミュレーションモデルの水域分割概略図

表 4.6-1 シミュレーションモデルの分類と特徴

		ボックスモデル	鉛直1次元モデル	鉛直2次元モデル	3次元モデル
タイムステップ		—	大	中	極微
計算時間		—	中	大	極大
物質濃度の分布	鉛直	なし	密	密	密
	水平	なし	なし	粗	密
必要データ		小	中	大	極大
特徴		簡易なモデルでマクロ的に予測ができる。貯水池内の水質の平面・鉛直変化を細部にわたっては表現できない。	富栄養化モデルとして長期的な貯水池内の挙動を表現できる。鉛直方向の分布が予測可能であるが、河川縦断方向の変動や滞留部の予測は出来ない。	鉛直方向の分布に加え、河川縦断方向の挙動について表現できるが、それに応じて必要データも多くなり、計算時間が長くなる。	湖内の挙動を細かく表現できる。特に天然湖沼の場合、規模が大きい中、湖形状が平面的に広がるとともに、鉛直方向の水質変化も重要となるので、3次元モデルは有効となる。ただし、境界条件及び検証データが膨大な量必要となるとともに、計算時間が左記より長くなる。

※モデルは計算格子の区分の仕方でも異なる。鉛直方向の計算格子を基準面と水平に設定するレベルモデル（鉛直方向の格子数が水位に応じて可変であり、鉛直方向の格子厚が一定）や鉛直方向の計算格子を水面・海底面にあわせて設定するシグマモデル（格子厚が水位変化に応じて可変であり、鉛直方向の格子数が一定）などがある。

表 4.6-2 は、代表的な湖沼（淡水湖含む）での水質シミュレーションの活用事例を示したものであり、シミュレーションモデルにより、様々な現象が取り扱われていることがわかる。表 4.6-2 では、現象を大まかに分類しているが、青潮は塩水を伴った現象でもあり、貧酸素水塊の挙動でもあるため、“塩分挙動に係わる現象”や“生態系モデル等で取り扱う水質変化を伴う現象”にも分類できる。

表 4.6-2 水質シミュレーションの活用事例

解析対象とする現象		網走湖	小川原湖	霞ヶ浦	琵琶湖	中海・宍道湖
大分類	詳細					
塩分挙動に係わる現象	淡水流入、塩水流入に伴う湖内の流動現象	3次元				
	海水侵入時に生じる流動・湖内の塩分濃度変化		3次元			
	汽水湖における流動解析					3次元
水面および内部界面の振動	静振の解析				平面2	
	内部界面の変動解析				3次元	
	静振の解析	3次元				
	青潮の解析	3次元				
生態系モデル等で取り扱う水質変化を伴う現象	貧酸素水塊の発生	3次元	鉛直2			
	富栄養化(栄養塩、クロロフィルa濃度の変化、アオコ)	3次元	鉛直2	ブロック	3次元	3次元
吹送流	湖内で非一様な風によって生じる流れ		3次元			
	日成層の形成時に風によって生じる流れ			3次元		
	湖内流動解析				3次元	
人為的インパクトに関する解析	浚渫事業、導水事業の効果を試算			ブロック		
	潮止め水門操作時に生じる流れ			平面2		
その他	風波による底泥の巻き上げ			3次元		

ブロック	……ブロックモデル
鉛直1	……鉛直1次元モデル
鉛直2	……鉛直2次元モデル
平面2	……平面2次元モデル
3次元	……3次元モデル

※湖沼技術会(2007)「湖沼における水理・水質管理の技術」国土交通省,PP4-6.

4.7 今後の汽水湖の保全対策の推進に向けて

汽水湖環境が形成される仕組みは複雑である特性から、その実態を把握するには、多くの調査・研究が必要であり、現時点では必ずしも十分な知見が蓄積されているとはいえない。また汽水湖における水質保全の対策についても、十分に効果のある取り組みが実施されているとはいえず、具体的な対策効果等についての知見も不足している状況がある。

保全対策を検討する上での前提となる汽水湖環境の仕組みの把握では、生じている現象にどのような要因が作用しているのか等の知見を調査、蓄積し、他の汽水湖での参考事例になるよう、その情報を共有していくことが必要である。さらに、より正確かつ効率的な調査手法について、その改良・開発に取り組んでいくことが重要である。

また今後、汽水湖における保全対策のより一層の推進を図っていくためには、まずは、その汽水湖でどのような環境を求めるのかを合意形成した上で、実施可能な対策から実践に移していくことはもちろんのこと、同時にモニタリング調査の実施により効果等の定量的なデータを蓄積し、全国的に共有されることが望まれる。

例えば、アオコの抑制を図ることを目的とし、塩分調節(高塩分化)を図る場合、アオコの増殖を抑制できたとしても、逆に赤潮発生や底層の貧酸素化を促進するおそれがある。一方、塩水遡上を抑制する場合、塩淡水境界面の位置を下げることにより青潮等の現象が抑制できたとしても、逆に塩分低下によりシジミ等の減少を及ぼすおそれがあるかもしれない。

水産資源の生息促進を図ることを目的とし、その対象種に適合する塩分調節を図る場合、流域からの淡水流入が渇水のために減少すると、塩水遡上も調節しているため、湖内の水温が上昇してシジミへ影響を及ぼすおそれなどが懸念される。

このような塩分調整の対策を図る場合、汽水湖環境を大きく変化させることが想定されるため、モニタリング調査により実態を定量的に把握しながら、順応的な対応(柔軟な運用)を行っていく必要がある。

またそのような対策時のモニタリングデータは、他の汽水湖で行う場合の先駆的な参考事例につながることも期待できることから、失敗例も含めて蓄積し、積極的に公開していくことが重要である。

このほか、近年では気候変動が見られるようになっており、地球規模でその問題への対応が急務になっている。将来、気候変動に伴って気温や流域の降雨状況、潮位（海水面水位）等が変化していくとしたら、それらによる汽水湖への影響が懸念される。例えば、気温上昇は水温の上昇につながり、水中有機物分解に係る酸素消費速度の増加などをもたらすおそれがある。また海水面水位の上昇が生じた場合、汽水湖の塩分化が進み、現在の汽水湖環境へ影響を及ぼすおそれがある。

このため、気候変動に伴う汽水湖への影響について、持続的な水質等の監視により水環境の変化に注視しつつ、影響に関する調査研究を重ねながら将来の兆候を把握するとともに、想定される影響に対する対策を検討していくことが重要である。