

3)底質電位センサーを用いた現場調査

実施機関・担当者名：

水産研究・教育機構 水産技術研究所 伊藤克敏、伊藤真奈、持田和彦
香川県水産試験場 吉田 誠

【背景・目的】

近年の養殖場環境は、環境負荷の少ない餌料の開発や高成長系統の作成など養殖技術の高度化により改善傾向にある。一方、海底地形や海流等により局所的に底質の有機汚濁が進行し、貧酸素水塊発生要因となる海域が存在する。また、世界的に広がる環境に対する意識の高まりから、水産従事者も MEL (マリンエコラベル) や ASC (水産増殖管理協議会) 等各種認証制度を積極的に取得する傾向になりつつあるものの、認証の取得には環境への配慮が必須であり、特に底質環境が問題となるケースが多い。今後増加するであろう国内外の需要を見据えた水産生産の拡大のためにも、簡便で正確な底質環境モニタリング手法の開発が喫緊の課題である。

養殖漁場環境の維持・改善には、現場の環境を正確に把握することが肝要である。水質に関しては、各種計器の進歩によりリアルタイムで現場の状況を把握することが可能となっている。一方、底質環境調査については、実際に現場に赴き、採泥および各種分析を実施するなど非常に労力と時間がかかるのが現状である。これまで一般的な底質環境測定項目の一つである底質電位 (ORP) は採泥後、船上にてスナップショットの電位を計測するのみであったが、本課題では、魚類飼育場海底下に底質電位センサーを常時設置し、魚類飼育に伴う底質電位の変動を連続的に測定した。得られた底質電位測定結果と、現在基準として定められている AVS (酸揮発性硫化物) や COD (化学的酸素要求量) および底生生物等の環境指標との関係性を明らかにすることで、新たなモニタリング手法としての可能性を検証するとともに、ガイドラインにおける底質環境分析方法の基準化に資することを目的とした。

【方法】

(1) 底質電位センサー設置方法の最適化

(i) 電位センサー埋設深度の検討

底質電位はセンサーを埋設する深度により値が大きく変化することが予想される。そこで、水産研究・教育機構廿日市庁舎にて海水かけ流し式の水槽に底質を敷設し、埋設深度を 2 mm (n=5)、5 mm (n=5)、10 mm (n=3) および 20 mm (n=3) となるように設計したガラス電極 (フッ素ドープ酸化スズ (FTO) 電極) (図 1-1) を底質に設置した。有機物負荷 (養殖餌料: 18 g/m²) に伴う電位変動を経時的に計測するとともに、各層の電位および酸揮発性硫化物 (AVS) を測定し、それらの挙動から最適な埋設深度を検討した。



図 1-1 埋設深度を調整したガラス電極

(ii) 電位センサーの設置方法の最適化

実海域における底質は砂、礫、泥など硬度が様々であり、海底下に電位センサーを同一条件で設置するには、底質の状態に応じて設置する装置の重さ、および浮力を最適化する必要がある。そこで、砂および泥の底質に対応した電位センサー装置の仕様を検討した。

(2) 魚類飼育場海底下における底質電位の連続計測および環境指標の計測

(i) 底質電位の連続計測と環境指標の定期調査

香川県水産試験場地先において魚類飼育を行っている地点（試験区）および養殖を行っていない地点（対照区）を設定し、各地点3つのサイトに底質電位センサーを設置するとともに、定期的に底質調査を実施した（図1-2）。電位センサーは2022年6月に現地に設置し、15分間隔で連続的に電位データを取得するとともに、水温についても連続的に測定し、標準水素電極をゼロ基準とした電位（Eh）の補正に供した。溶存酸素（DO）はサーモン飼育試験が開始された2022年12月から試験区および対照区の表層、2m層および海底直上（20cm）にそれぞれ設置

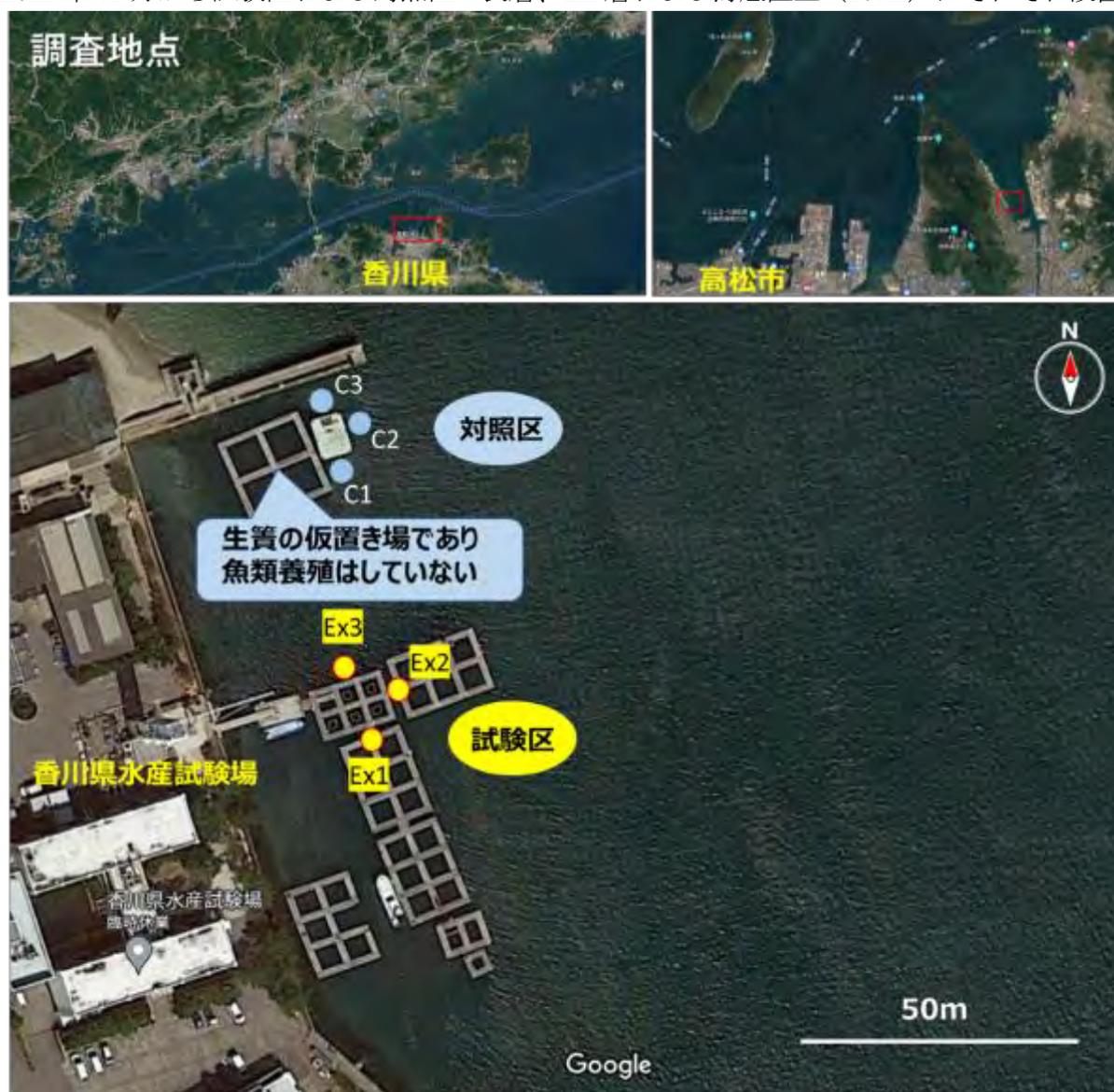


図1-2 香川県水産試験場地先における調査地点

し、連続計測を実施した。定期調査は2022年6月から1か月ごとに実施し、底質はエクマンバ
ージ採泥器を用いて採泥し、船上にて小型のコアサンプラーを用いて表層から1cm層をサンプ
ルとした。底質は既報に従い酸揮発性硫化物量（AVS）、化学的酸素要求量（COD）、pHおよび
底生生物（底生動物および細菌群集）を測定した。海水中CODについては、試験区および対照
区の表層水および直上水（海底から50cm）を北原式採水機により採水し分析に供した（表1-1）。
底生生物調査は、ソーティングによる調査に加え、DNAによる解析を行った。ソーティングに
よる生物同定は、試験区については地点Ex1, Ex2, Ex3の底質を合一し、対照区については対照
区C1および対照区C2, C3に分けて実施した。サンプルは篩によりマクロベントス(1mm<)およ
びメイオベントス（150μm-1mm）に分けて10%ホルマリンにて固定した後、同定作業に供し
た。底生生物のDNA解析については各処理区0.25g(湿重)の底質からDNA抽出キット(DNeasy
PowerSoil Pro kit, QIAGEN)を用いてDNAを抽出し、細菌群集には16SrRNA遺伝子(V3-V4領
域)、底生動物にはリボソーム18SrRNA遺伝子(V8領域)をターゲットとしたアンプリコンシ
ーケンス解析を実施した。得られたシーケンスデータから代表配列を取得し、GreenGenes
（16SrRNA遺伝子）およびSILVA（18SrRNA遺伝子）のデータベースを元に系統推定を行っ
た。

(i) 海面魚類飼育施設周辺における環境調査

電位センサーを現場に設置するには、魚類飼育が筏からどの程度の範囲で影響を及ぼすかを

表 1-1 香川県水産試験場地先に設定した対照区および試験区における調査項目

調査手法	測定試料	測定項目	備考
連続計測	底質(0-0.5cm)	・底質電位	現場設置型電位計測器
		海水	
		・水温 ・酸素濃度	水温ロガー 酸素ロガー
定期調査	底質(0-1cm)	・含水率	
		・強熱減量	
		・AVS	検知管法
		・COD	
		・pH	
		・底生生物	
			顕微鏡による生物同定
			マクロベントス 1mm<
			メイオベントス 150μm-1mm
			DNA解析による生物同定
		菌叢解析 16SrRNA遺伝子V3-V4領域を対象としたアンプリコンシーケンス解析	
		底生動物 18SrRNA遺伝子解析	
海水	・COD	表層水および海底直上水(50cm)	

把握し、設置地点を定める必要がある。そこで、香川県水産試験場地先にて魚類飼育を行っている筏
を中心に東西100m・南北100mのラインで10m毎に定点を設け、底質・水質調査を実施した
（図1-3）。底質はエクマンバージ採泥器を用いて採取し、表層から2cm層をサンプルとした。
水質は多項目水質計を用いて水温・溶存酸素・塩分濃度を水深10cm毎に計測した（表1-2）。な

お、調査時期による環境変動を検討するため、調査は2022年9月および11月に実施した。



図 1-3 ライン調査測定地点

表 1-2 香川県水産試験場地先において実施したライン調査測定項目

調査手法	測定試料	測定項目	備考						
定期調査 (2022年9月および11月)									
	底質(0-2cm)								
		・含水率							
		・強熱減量							
		・AVS	検知管法						
		・COD							
		・底生生物							
			DNA解析による生物同定						
			菌叢解析	16SrRNA遺伝子V3-V4領域を対象としたアンプリコンシーケンス解析					
			底生動物	18SrRNA遺伝子解析					
	海水								
		・水温							
		・溶存酸素							
		・塩分濃度							

(iii) 底質電位と環境指標との関係

上記(2) (i) (ii) で得られた実海域における底質電位と環境指標との相関性を精査した。

【結果および考察】

(1) 底質電位センサー設置方法の最適化

(i) 電位センサー埋設深度の検討

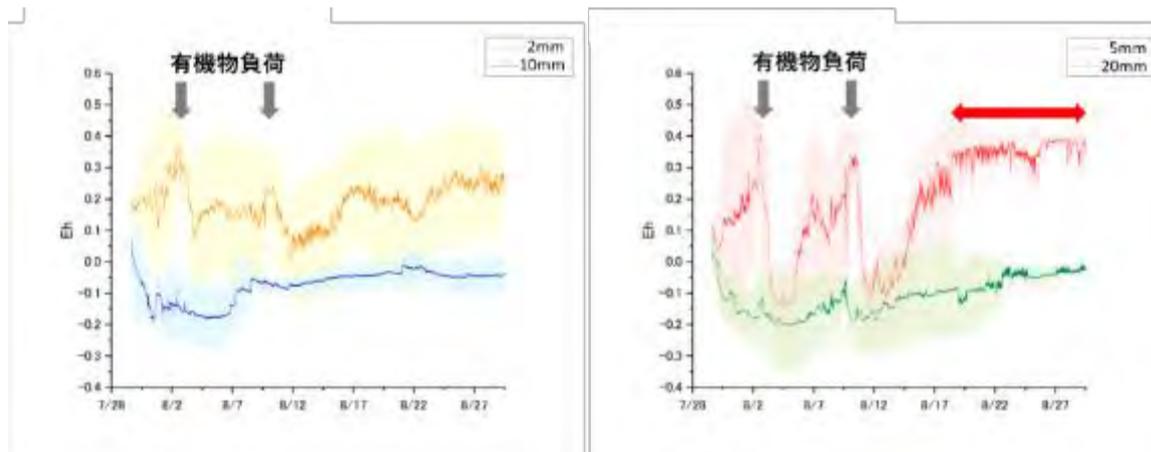


図 1-4 埋設深度の異なるガラス電極を用いた底質電位(Eh)測定結果

有機物負荷に伴う電位の変化をガラス電極センサーの埋設深度別に図 1-4 に示した。各グラフの実線は平均値を示し、同色の薄い色の帯が標準偏差を表している。埋設深度 2 mm (図 1-4 左図：黄色) および 5 mm (図 1-4 右図：赤色) では電位測定開始から Eh の値が 0.1V 以上と正の値を示し酸化的な底質環境であった。両深度の電位は、2 回の有機物負荷直後に低下し、その後 10 日間程度で有機物負荷前と同程度まで回復が認められた。一方、埋設深度 10 mm (図 1-4 左図：青色) および 20mm (図 1-4 右図：緑色) では測定開始直後から電位は 0V~-0.2V と低く、還元的な状態で推移した。また、有機物負荷に対する応答性が低く、電位の変動は深度 2 mm および深度 5 mm と比較して小さかった。測定開始時の深度 2 mm および 5 mm の電位は、

表 1-3 深度別酸揮発性硫化物量(AVS)および底質電位(Eh)の測定結果

埋設深度	試験開始時		試験終了時	
	AVS (mg/g-dry)	Eh(V)±SD	AVS (mg/g-dry)	Eh(V)±SD
2 mm	0.036	0.202 ± 0.132	0.047	0.273 ± 0.103
5 mm	0.071	0.132 ± 0.284	0.065	0.387 ± 0.020
10 mm	0.103	-0.068 ± 0.094	0.102	-0.038 ± 0.043
20 mm	0.100	-0.116 ± 0.085	0.147	-0.025 ± 0.007

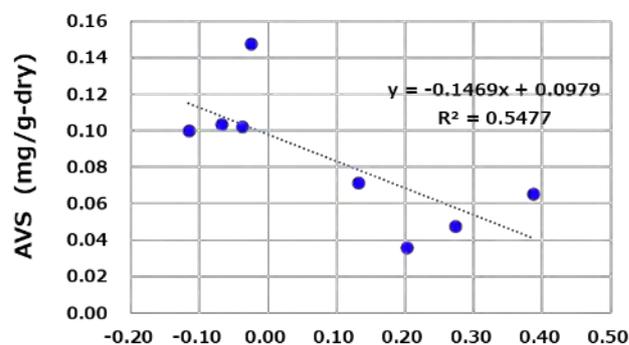


図 1-5 深度別に測定した AVS と Eh の関係

電極設置地点間での差が大きく、底質表層部には電位低値箇所がモザイク状に点在することが

示唆された。深度 2 mm は表層水の影響を大きく受けるため地点によるバラツキは試験終了時まで大きいままであったのに対し、深度 5 mm では測定終了時にはバラツキは少なくなり 5 mm 層の電位を安定的に取得できると考えられた。

表 1-3 に試験開始および終了時の各深度の AVS および電位の計測結果を示した。試験開始時の 20 mm を除き、深度が深くなるほど AVS が高値を示し、0-2 mm 層と比べ 0-20 mm 層では約 3 倍高い値を示した。また Eh と AVS の相関を検討した結果、電位が下がるほど AVS の値が上昇する負の相関が認められた (図 1-5)。5 mm 層では試験終了時に AVS の低下が認められた。これは、試験終了前 10 日間程度の期間 (図 1-4 右図：赤両矢印) において Eh が 0.3V 以上の高い値を維持していたことから、底質が酸化的となり、AVS が低下したと考えられた。

以上の結果から有機物負荷に対する応答性が高く、地点間のバラツキが少ない深度 5 mm を最適埋設深度とし、野外調査では表層 5mm の電位を計測することとした。

(ii) 電位センサーの設置方法の最適化

図 1-6(a)に野外底質電位センサーの装置一式を示した。観測地点では作用極(FTO 電極)を固定した錘を海底下に沈め、参照電極 (Ag/AgCl KCl)を海水につけることで電位計測が可能となる。採泥の必要が無く、データロガーを用いることで連続的に底質電位の挙動を把握することができる。図 1-6(b) に示した作用極を固定した錘が砂を想定した装置であり、図 1-6(c)が泥を想定した装置である。泥場では作用極の沈降を防ぐため、錘を 2kg→1kg にするとともに作用極部材の浮力強化のため両翼に沈降防止のストッパーを設けた。図 1-6(d)および(e)は実際の現場に設置した様子を水中カメラで写した写真であり、砂および泥の底質において、作用極が適切な埋設深度 5 mm まで到達し、定位していることが確認できる。図 1-7 は砂および泥の底質に対応した電位センサー装置の模式図を表したものであり、今後ロガーをデータ送信機に変更することで、リアルタイムでの底質電位測定が可能となる。

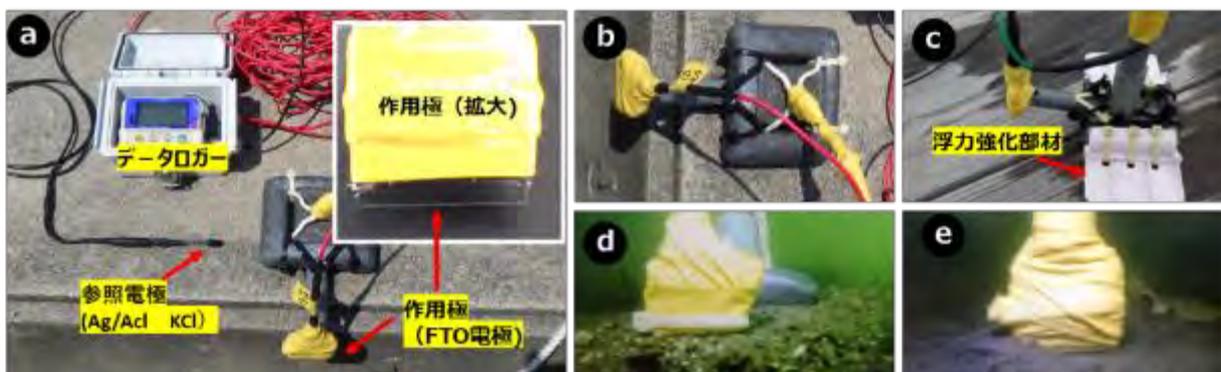


図 1-6 現場設置型底質電位センサー装置一式 (a) および砂 (b,d)・泥 (c,e)の底質に対応した電位センサー (作用極：ガラス電極)

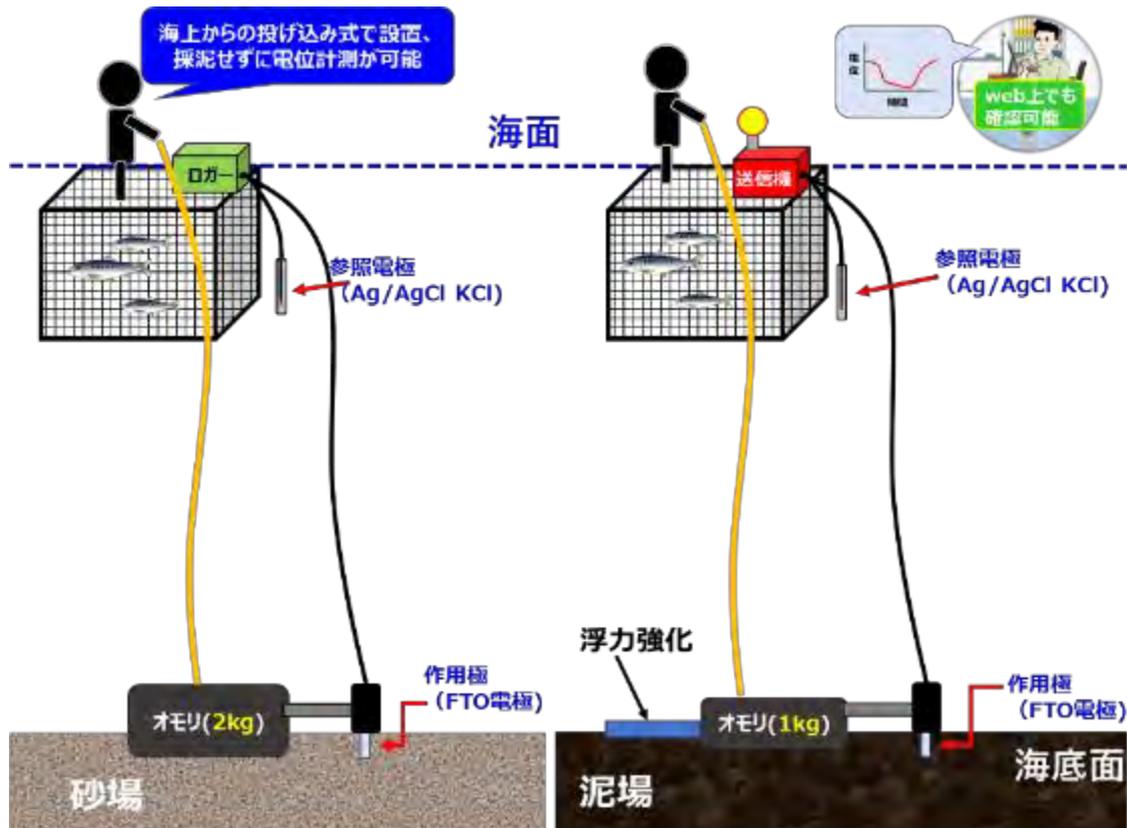


図 1-7 砂・泥の底質に対応した電位センサー装置の模式図(注：
ロガーと送信による方法はどちらでも対応可能

(2) 魚類飼育場海底下における底質電位の連続計測および環境指標の計測

(i) 底質電位の連続計測と環境指標の定期調査

図 2-1 に香川県水産試験場地先において魚類飼育を行っている地点（試験区：Ex）および魚類飼育を行っていない地点（対照区：Control(C)）に設定したサンプリングサイトを示した。試験区から対照区までは直線距離で 50 m であり、各区に設定した 3 つのサイト間は 10 m 程度の距離である。なお、対照区横の筏では魚類飼育は行っていない。図 2-1 右図に 2022 年 9 月に



図 2-1 香川県水産試験場地先に設定したサンプリングサイトおよび 2022 年 9 月に対照区（Control）および試験区（Ex）で採取した底質の写真

各サイトで採取した底質の写真を示した。試験区は3サイト共に泥質であり、サイト間に大きな差異は認められなかった(図2-1左図下段)。一方、対照区では各サイト間で底質の性状に大きな違いがあり、試験区に近いC1の底質は試験区の底質と同様に泥質であり、試験区からの距離が離れるほど泥質から砂質になる傾向が認められた(図2-1左図上段)。

図2-2に各サイトにて定期的に調査したAVS、底質COD、水質COD、強熱減量および海底直上水の海水温を示した。試験区(Ex1, Ex2, Ex3)のAVSの値は3サイトとも同じ挙動を示し、

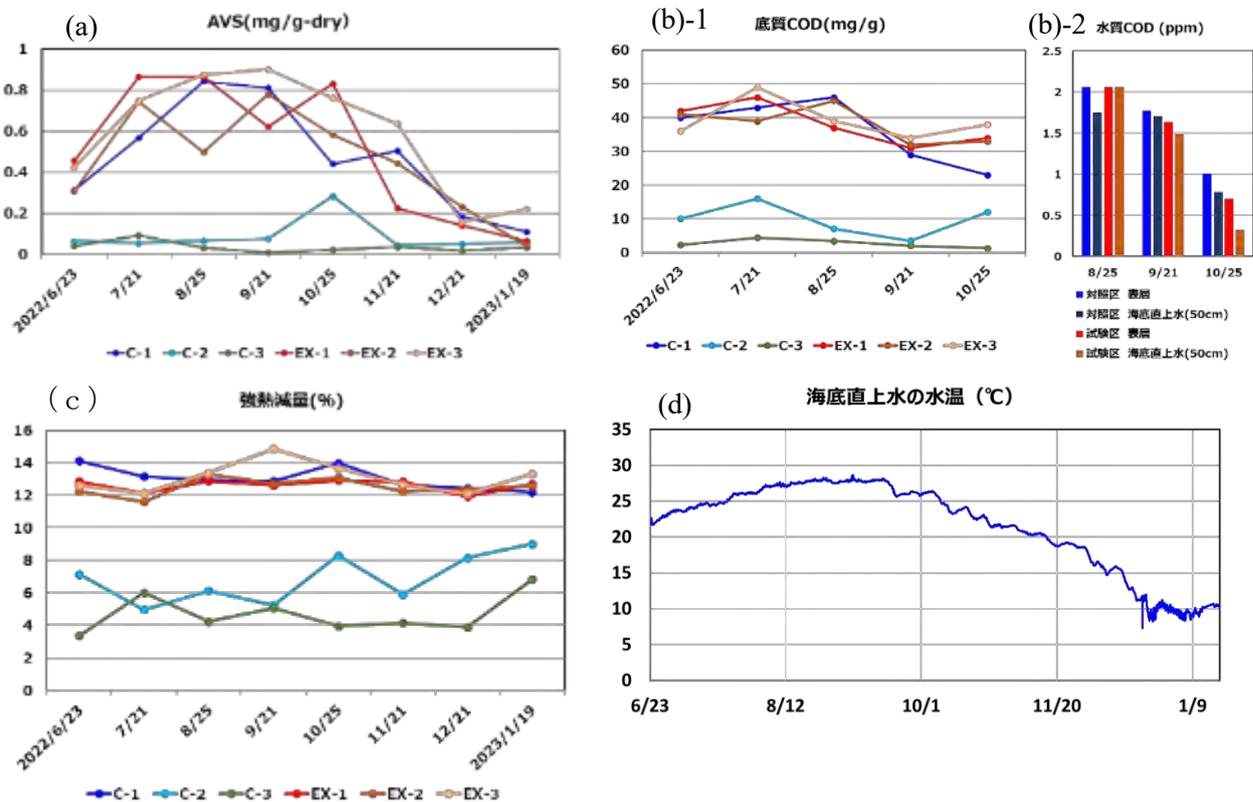


図2-2 対照区(Control: C)および試験区(Ex)の各サイトにおけるAVS(a)、底質COD((b)-1)、水質COD((b)-2)、強熱減量(c)および海底直上水の海水温(d)

調査開始の6月から7月に上昇後、9月まで高い値で推移し、その後減少した。対照区ではC1(図2-2左図上段:青色)のみ試験区と同様の高い値で推移した。C2,C3のAVSは10/25のC2(図2-2左図上段:水色)以外は水産用水基準の0.2mg/g-dryを下回る値であり、C1とは明確な違いが認められた。試験区および対照区C1サイトのAVS値の推移は海水温(図2-2右図下段)の推移と同様の傾向を示した。底質CODおよび強熱減量はAVSと同様に試験区の3サイトおよびC1で高値を示し同じ挙動を示した。底質CODは10/25までの結果ではあるが、AVSと同様に水温の低下と共に値が低下する傾向が認められた。一方、強熱減量に関しては冬季に値の低下は認められず、C2,C3サイトでは2023/1/19に最大値を示した。これは、香川県水産試験場では12月よりサーモン飼育が開始されており、給餌量が増加したことによるものと推察された。一方、有機物負荷が増加したにも関わらず、AVSの上昇は認められなかった。この要因として、後述の結果にて示すように水温低下による酸素濃度の上昇したこと(図2-10)や、微生物代謝が低下したことが要因と考えられた。本サイトでは前年度も冬季にサーモン飼育が実施されており、夏期のAVS上昇は前年度に蓄積された有機物の分解が高水温によって促進されたことに起因すると考えられた。

本課題では対照区として3サイトを設定したが、C1は隣接するC2、C3とは有機汚濁指標の推移が明らかに異なっていた。この要因として、潮の流れ等を精査する必要があるものの、10/25の水質CODが試験区よりも対照区で値が高い(図2-2(b)-2)ことから、潮の流れによって試験区から有機物が流入していることが示唆された。また、試験区の水深は3サイト共に5mとほぼ同程度であったのに対し、対照区の水深はC1、C2、C3で5.5m、4.9m、4.1mとC1サイトの水深は若干ではあるが他の2サイトに比べ深く、有機汚濁が堆積しやすい地形であることも一つの要因であると考えられた。

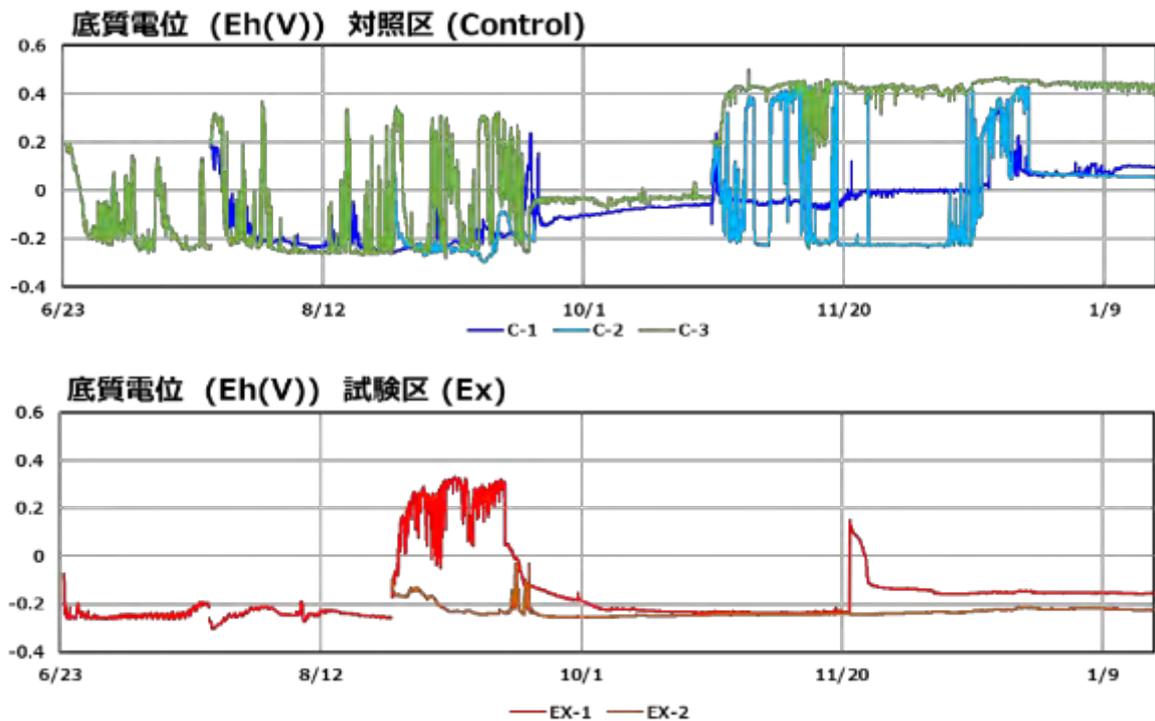


図 2-3 対照区 (control) 区および試験区 (Ex) 区に設置した底質電位センサーによる底質電位(Eh)の連続計測の結果

図 2-3 に対照区および試験区に設置した底質電位センサーによる底質電位(Eh)の連続計測の結果を示した。なお、試験区 Ex-3 は、ロガー水没による影響でデータの正確性が担保できないことから結果を削除した。試験区の底質電位の値は Ex-1 の 9 月を除いて約-0.2V と底質環境は還元的な状態で推移した。9 月に生じた電位のブレは台風 14 号が 9/14 に香川県に最接近しており、海底の電位計に物理的な影響が与えられたことによるものと考えられた。一方、対照区では AVS 等の底質有機汚濁の指標が最も低かった C3 (図 2-3 上段：緑色) の電位が他のサイトに比べ高値を示した。同サイトでは、試験開始の 6 月から 10 月にかけては電位の変動が大きく、10 月下旬からは安定して 0.4V 程度と酸化的な環境で推移した。C2 (図 2-3 上段：水色) は C3 よりも電位の変動が大きく、電位が安定している期間が短期間であった。有機汚濁の指標が試験区と同等であった C1 (図 2-3 上段：青色) サイトでは、9 月までは試験区と同じ電位の推移を示したがその後、電位の急激な上下変動を示した後、緩やかに値が上昇した。

対照区および試験区における底質電位連続測定の結果、底質の電位は有機汚濁が進行したサイトでは、定常的に負の値で還元的に安定していた。また、C3 に代表される様に汚染指標値が低い地点では、水温が低下する冬季において電位は正の値で安定し底質環境は酸化的であるこ

とが明らかとなった。一方で、水温が高い夏季では有機汚濁の指標値がそれほど高くない地点において電位は大きく変動はする傾向が認められた。

本課題において連続的に底質電位を計測した結果、実海域では電位が負の値もしくは正の値で定常的に推移する環境と、短時間で大きく変動する環境が存在することが明らかとなった。現状、電位の測定は現場においてスナップショットの電位を計測するのみであり、その値が定常状態なのか、変動過程にあるのか判断することは困難である。電位のように変動が大きいパ

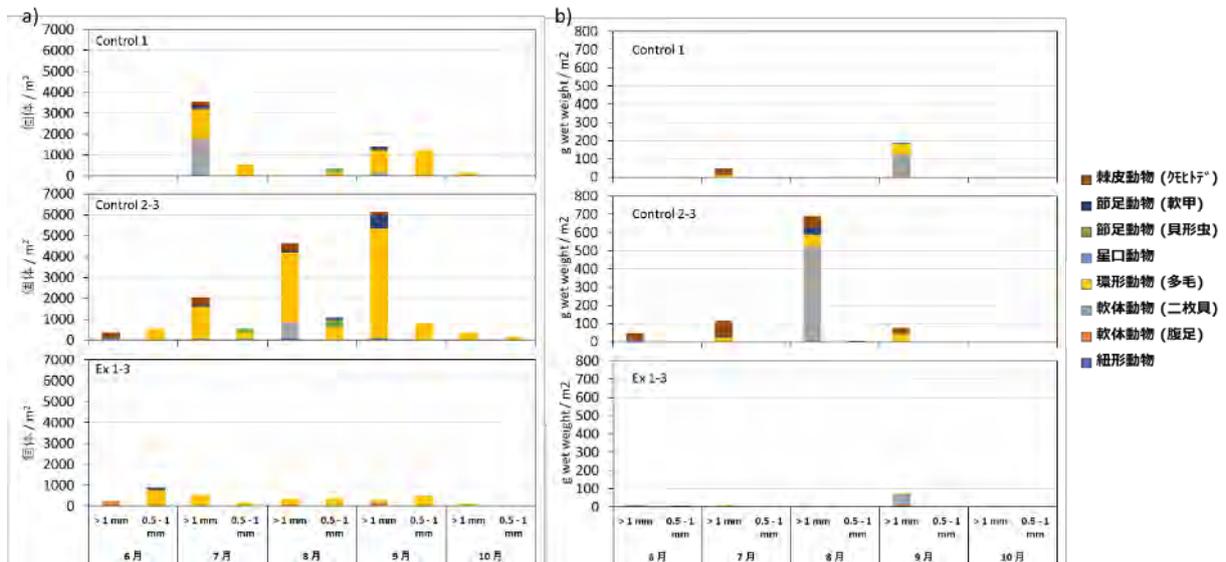


図 2-4 調査期間における底生動物の個体数 a)および湿重量 b)

ラメーターはスナップショットの値のみで判断せず、継続的にモニタリングを実施することで、場の環境をより正確に捉えることが可能であると考えられた。

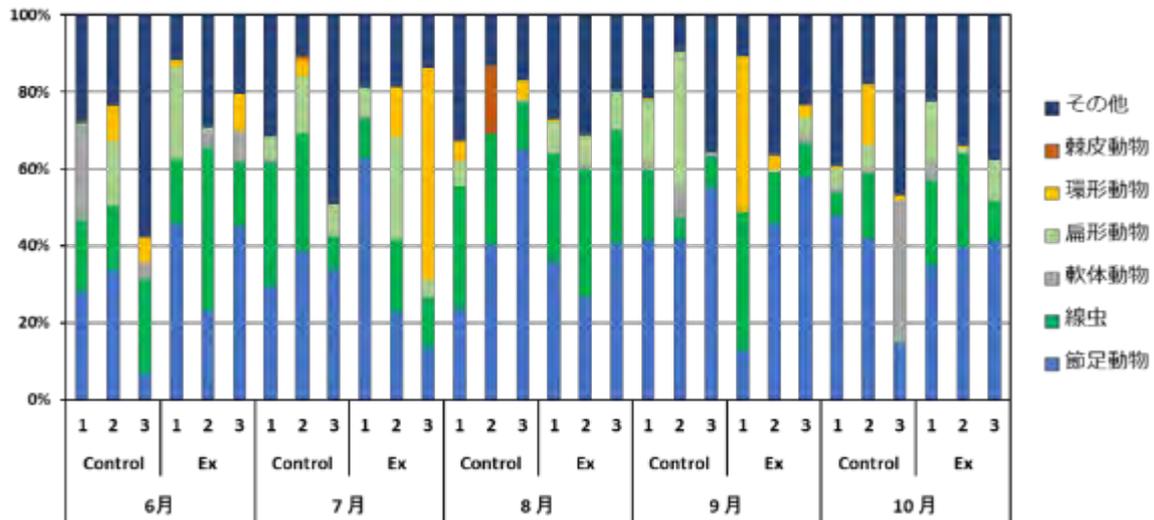


図 2-5 18rRNA 解析により検出された動物群を 100%とした時の各分類群の割合

ソーティングによる底生動物調査の結果、6-10月までの期間中、いずれの地点（6月のC1を除く）においても底生動物の生息が確認された（図 2-4）。同定の結果、合計 6 門 8 綱 19 目 37 科 51 種の底生動物が採集され、環形動物門が 31 種と最も多く、次いで節足動物が 12 種、軟体動物が 4 種であった。各サイト別で見ると、平均出現種数は C1、C2、C3 および Ex でそれぞれ 4.6、11.8 および 4.8 と有機汚濁が進行していない C2、C3 で高い傾向が認められ、8 月および 9 月の C2-C3 区で 20 種と

最も多く最大生物種数を記録した。底生動物の個体数は調査期間を通して環形動物（多毛類）が多く、出現種数と同様にC2,C3（8-9月）で高く（図2-4）、Ex区では常に低値を示した。

ソーティングによる底生生物調査は、多くの労力を必要とする。そこでより簡便な調査方法を模索するため、底質から抽出した環境遺伝子を用いた18SrRNA遺伝子解析を実施した。18SrRNAに基づいた解析では、検出された動物群の中でも、節足動物が最も多く、線虫がそれに続いた（図2-5）。ソーティングによる生物同定解析で優占していた環形動物は検出されたものの、ソーティングによる生物調査の個体数および湿重量との相関は認められなかった。しかしながら、調査期間を通してしてみるとソーティングによる生物調査にて同定された生物種は18SrRNA解析においても種レベル、且つ高い頻度にて検出されたことから（表2-1）、18SrRNA解析は場の底生動物の種組成を

表2-1 各地点における底生動物の出現種数

分類群	目	年月 試験区 サイト	6月			7月			8月			9月			10月			
			Cont	Ex														
紐形動物	舌紐虫	生物同定																
	18SrRNA																	
軟体動物	新生腹足	生物同定				1												
	18SrRNA																	
	イガイ	生物同定																
	18SrRNA																	
環形動物	カハゴカイ	生物同定				2	1	2	3	5	1	4	5	2	2			
	18SrRNA																	
	イソ	生物同定	1	1		3	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	
	18SrRNA																	
	ヒメジロカイ	生物同定				1	1			1	1	1	1					
	18SrRNA																	
	スズメ	生物同定				1	2	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
	18SrRNA																	
	コブ	生物同定				1				1		1	1	1	1	1	3	
	18SrRNA																	
	ワタリアザガイ	生物同定								1								
	18SrRNA																	
	イトガイ	生物同定					1	1		3			2				1	
	18SrRNA																	
マガガイ	生物同定				1			1	2			1						
18SrRNA																		
ナメ	生物同定				1							1						
18SrRNA																		
星口動物	フカサシ	生物同定				1												
	18SrRNA																	
節足動物	ミナゴカイ	生物同定								1								
	18SrRNA																	
	薄甲	生物同定				2					1	1						
	18SrRNA																	
棘皮動物	閉殻尾(オビヒ)	生物同定				1				1			2					
	18SrRNA																	
合計出現種数	生物同定				3	6	1	11	7	2	2	5	1	19	5	1	6	
18SrRNA					4	7	4	6	1	3	1	4	1	1	3	2	5	

・「生物同定」はソーティングによる底生動物調査の結果、「18SrRNA」は遺伝子解析の結果を示す
 ・「赤字」は生物同定および18SrRNA解析の両方にて検出されたことを示す

質的に評価するためには有用な手法の一つであると考えられた。今回は0.25gと微量な底質から抽出したDNAを鋳型としたが、底質のサンプル量を増加させることによりソーティングによる生物調査とのギャップが埋まる可能性もあると考えられる。なお底生動物の環境遺伝子解析は1検体1万円程度で実施可能である。

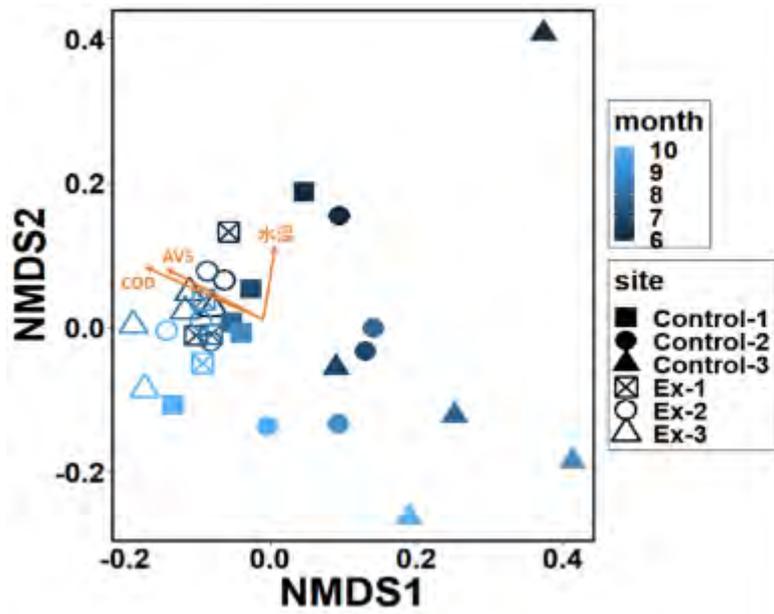


図 2-6 非計量多次元尺度法 (NMDS)による底質細菌群集の類似性と環境要因との関係

次に、底質環境と細菌群集との関係を明らかにするため、16SrRNA 遺伝子をターゲットとした細菌群集解析を実施した。Unweighted UniFrac distance を用いた非計量多次元尺度法 (NMDS)により細菌群集の類似度を解析した結果、試験区の細菌群集は C1 と類似していたのに対し、C2 および C3 とは異なる群集構造を示した (図 2-6)。環境因子 (AVS、底質 COD、直上水水温およびサンプルリング月) との関係を見てみると、AVS、COD および水温と関係性が認められ(図 2-6)オレンジ矢印, $p < 0.05$ 中でも AVS および COD との相関が高かった ($p < 0.001$)。

次に、嫌気的環境で有機物を分解し、硫化水素を形成する硫酸還元菌 4 門 (Desulfobacteriales、Desulfuromonadales、Desulfarculales および Desulfovibrionales) が占める合計存在割合を図 2-7 a) に示した。調査期間中、AVS が常に高値を示した Ex および Control-1(6 月を除く) では、硫酸還元菌群が占める割合はいずれも 13%以上を占めていたことから、硫酸還元菌の活性によって、底質の AVS が上昇したものと推察された。次に Campylobacteriales 目 Helicobacteraceae 科の存在割合を図

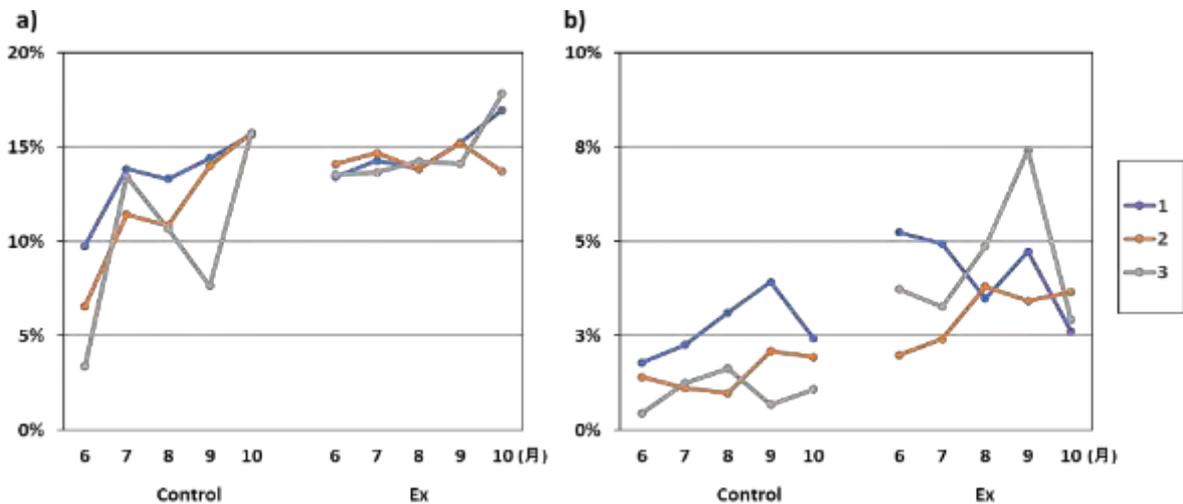


図 2-7 各処理区における硫酸還元菌群 a)およびCampylobacteriales 目 Helicobacteraceae 科の存在割合 b)

2-7b)に示す。本科の存在割合は C2, C3 に比較して Ex 区で高い存在割合を示した ($q < 0.05$)。本科

はスズキ目の消化管内で比較的多く検出される他 (Yoshida et al., 2022)、サーモン養殖場底泥においても優占していることが報告されており (Karlsen et al., 2017)、本漁場において養殖の影響を評価する際の一指標となりうることが示唆された。

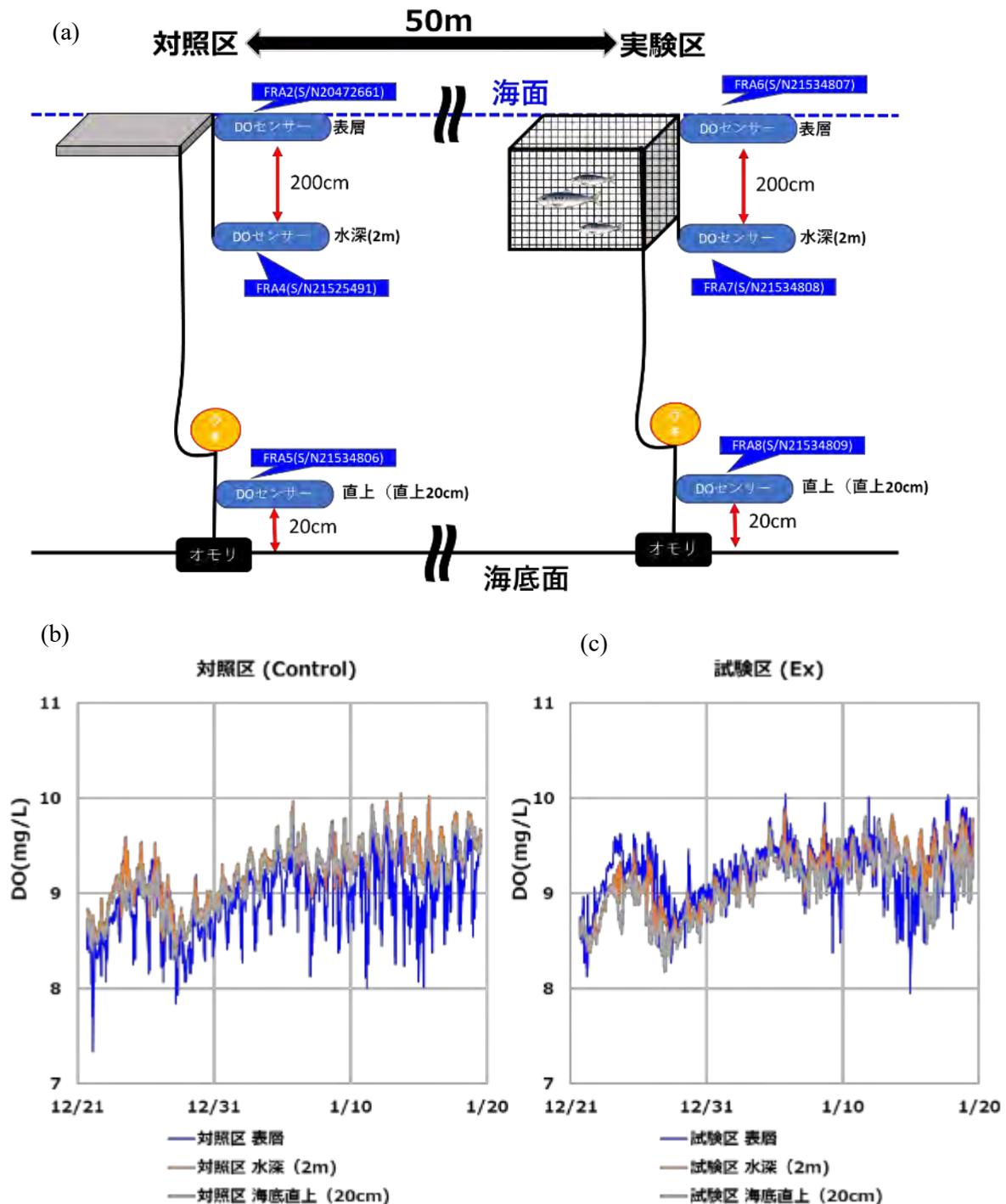


図 2-8 対照区および試験区に設置した酸素ロガーの模式図 (a) および、対照区 (b) および試験区 (c) で2022/12-2023.1に計測した各水深における溶存酸素 (DO) の経時変化。

図 2-8 に対照区および試験区に設置した酸素ロガーの装置模式図を示すとともに、2022/12-2023/1

に計測した各水深における溶存酸素 (DO) の経時変化を示した。試験区では対照区に比べ水深 2 m および海底直上水が表層よりも低い傾向が認められた。これは、香川県水試では 12 月よりサーモン 飼育を開始しており、飼育魚の酸素消費に伴い DO が低下したものと考えられた。

(ii) 海面魚類飼育施設周辺における環境調査

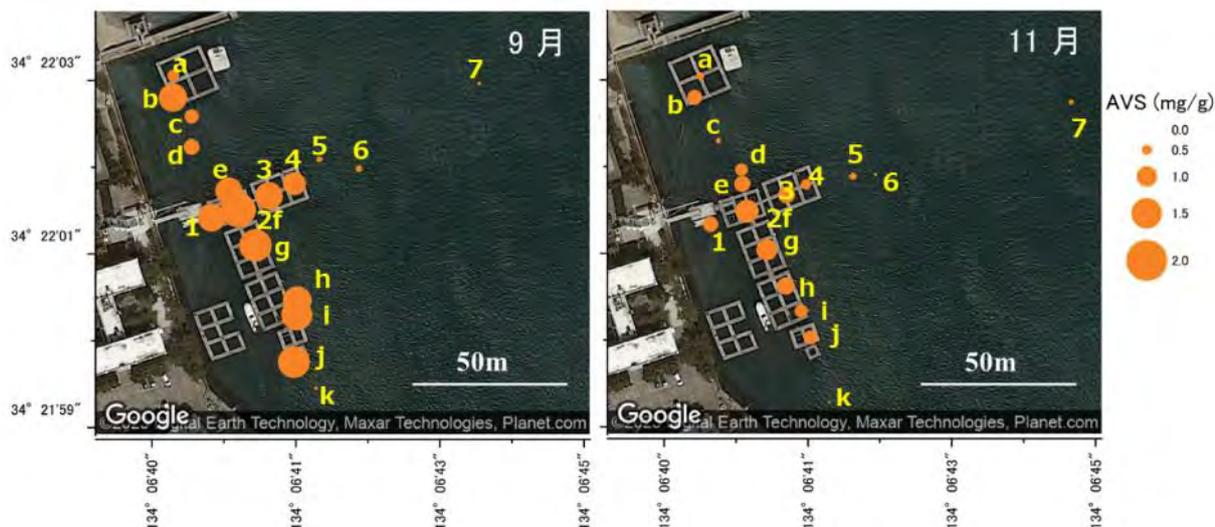


図 2-9 香川県水産試験場先で実施したライン調査における 2022 年 9 月および 11 月の AVS 測定結果

ライン調査における AVS 測定の結果、地点 b を除き、魚類飼育を実施している筏の直下で高い傾向が認められた (図 2-9)。筏に隣接した地点の 9 月の AVS 値をそれぞれ比べてみると地点 e→d では 1.31→0.77 mg/g-dry、地点 4→5 では 1.11→0.28 mg/g-dry、地点 j→k では 1.54→0.18 mg/g-dry と筏から 10 m 離れることで AVS が低下していた。減少率には大きな違いが認められ、有機汚濁の底質への拡散に違いがあることが明らかとなった。香川県水産試験場先においては、有機汚濁の拡散は東西方向よりも南から北方向へ分散していると考えられた。季節変化を見てみると、魚類飼育筏の直下および北側の地点 a,b,c,d において、11 月の AVS は、9 月に比べて大きく低下した。一方で、9 月の調査においても比較的低い値を示した地点 k,5,7 については、AVS の値の変動は小さく、本調査地域における恒常的な値であることが示唆された。

図 2-10 に 9 月および 11 月に実施した水質測定結果を示した。測定は 17 全地点において実施したが、代表値として、中心地点 (2f)、端の地点 (a,k,7) の DO、水温および塩分濃度の結果を示す。9 月は 2 m 層に躍層が認められ、DO は表層から底層に向かい 8 mg/L から 5 mg/L まで値が低下した。一方 11 月は海底直上まで、DO の値は一定で 7 mg/L 程度と高い値を示してい

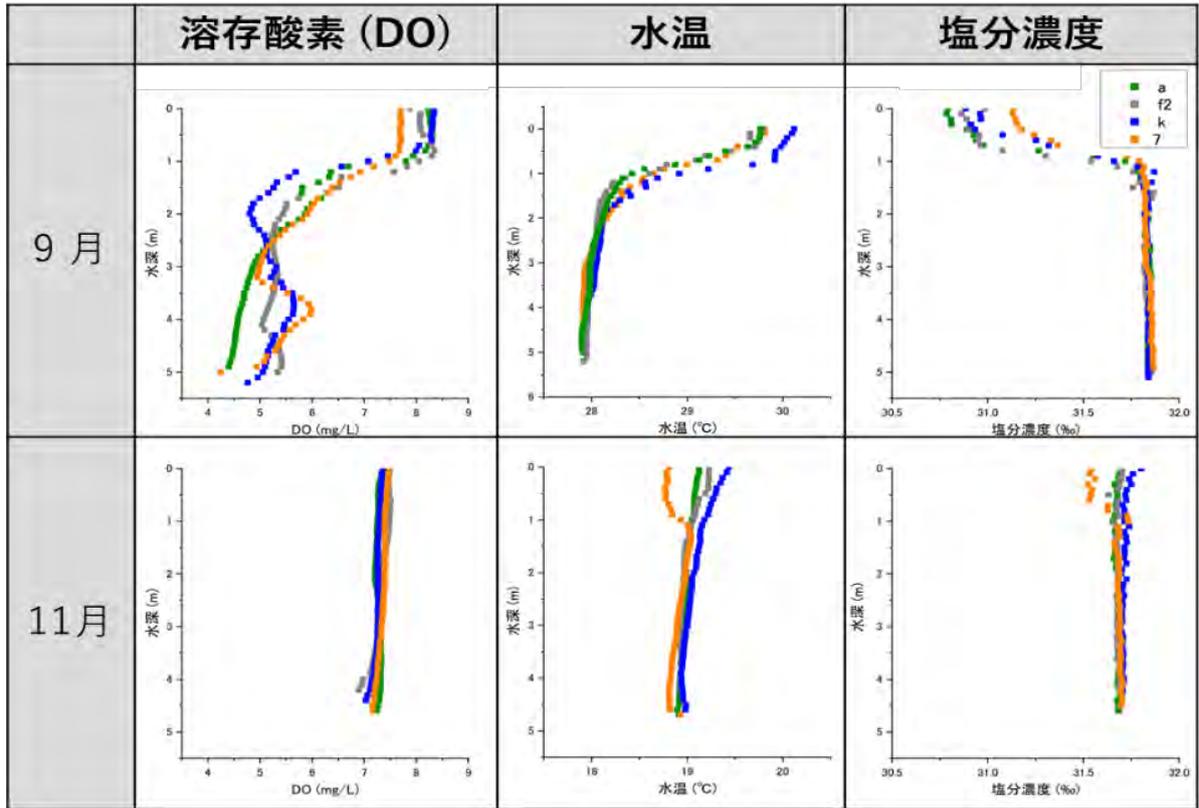


図 2-10 2022 年 9 月および 11 月に実施したライン調査水質測定結果

た。このことから 9 月から 11 月にかけてみとめられた AVS の減少は、底層 DO の上昇が一因であると考えられた。

ライン調査の結果、水質に関しては本調査の範囲内において季節変動はあるものの地点間には違いは認められなかった。一方、底質は地点間により魚類飼育の影響が大きく異なっていた。本調査地点は水深 5 m と比較的浅く、魚類飼育筏から底質への汚染拡大は限定的であるということ、また、分散に関しては魚類飼育筏からの方向によって違いが生じることが明らかとなった。

(iii) 底質電位 (Eh)と環境指標との関係

図 2-11 に本調査において得られた Eh (底質採取時のスナップショットの値) と環境指標との関係性について検討した結果を示した。Eh は底質 COD、AVS および強熱減量等の有機汚濁の指標と負の相関が認められ、現場設置型底質電位センサーから得られた Eh データの有効性が示された。また、底生生物の個体数については Eh との相関性は低いものの、底質の有機汚濁指標 (AVS、COD および強熱減量) と負の相関 ($r < -0.5, p < 0.01$) があることから、これまでの報告 (Yokoyama 2002, Hargrave et al., 2008) と同様、有機汚濁の進行に伴い底生動物の個体数、湿重量および出現種数はいずれも減少することが示された。

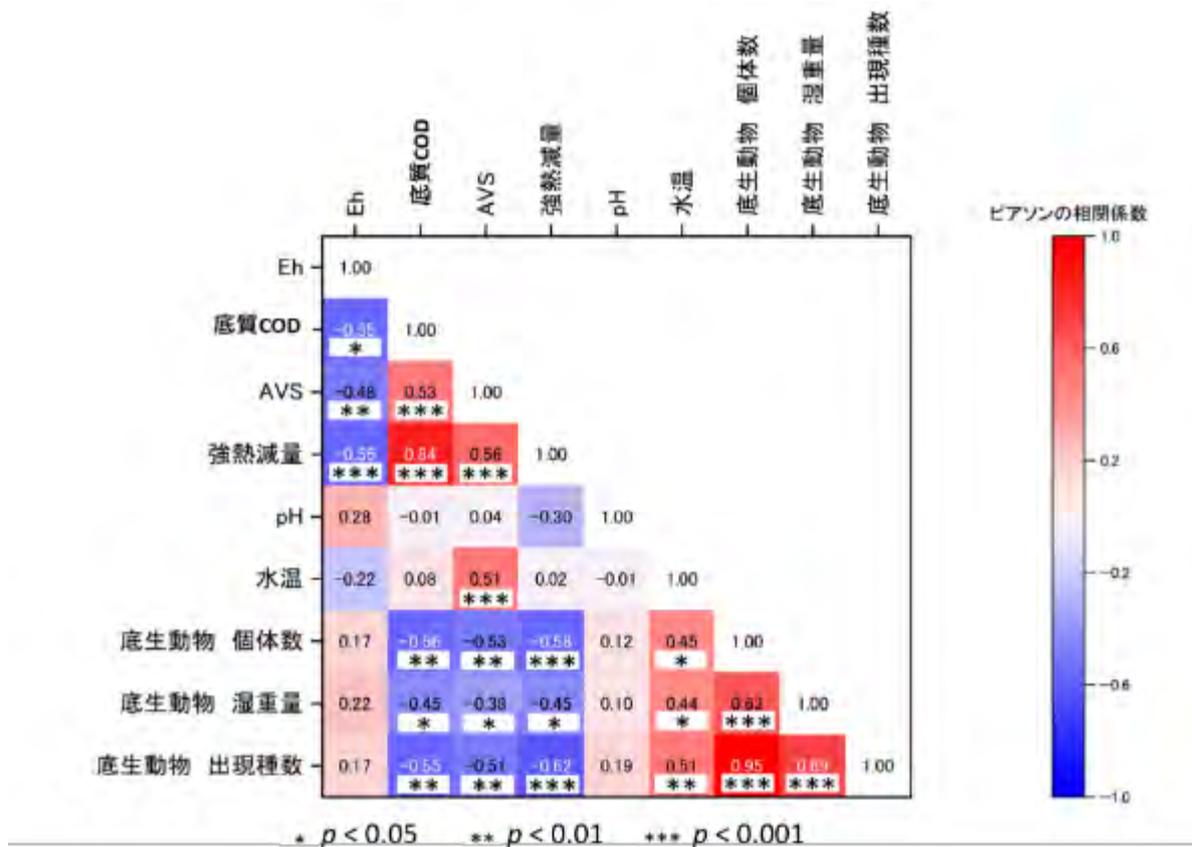


図 2-11 底質電位(Eh)と環境指標との関係

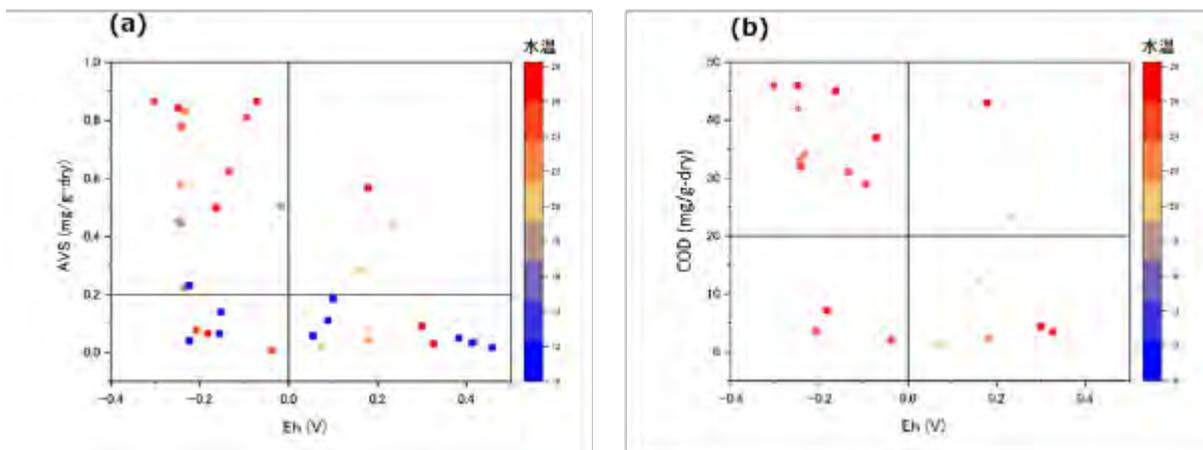


図 2-12 電位 (Eh) と AVS(a)および Eh と底質 COD(b)の関係

図 2-12 に電位と AVS および電位と底質 COD の関係を示した。AVS と Eh との関係は、山本ら (1999)の報告とよく類似していた。Hargrave et al., (2008) の報告では電位の値が 0 V を上回り酸化的な環境であることが望ましいとしている。Eh=0 を閾値とすると AVS では 3 点、COD では 2 点基準値を上回るものの、他の計測結果は基準値の範囲内であった。また、水温の低下した冬季の結果が揃っている AVS に関しては、水温が高く、且つ Eh が低い場合、高値を示す傾向が認められた。

電位はこれまでも一般的な底質環境測定項目の一つとして環境評価に用いられており、本課題においても、電位は有機汚濁指標との相関があり、環境指標としての有効性が示された。一方で、

電位を連続的に計測したことにより、実環境では短時間で値が大きく変動することが明らかとなった。現状、電位の測定は現場においてスナップショットの電位を計測するのみであり、場合によっては変動過程のある一局面を測定している可能性が示唆された。電位のように複数の環境要因との関係性が高く変動が大きいパラメーターはスナップショットで判断せず、継続的にモニタリングを実施することで、場の環境を捉えることが可能であると考えられた。現状、現場設置型投げ込み式電位測定器の市販品は無く、開発段階ではあるが、ロガー型の計測器であれば10万円前後で作成可能である。

【参考文献】

Karlsen, C., Ottem, K. F., Brevik, O. J., Davey, M., Sorum, H., and Winther-Larsen, H. C. (2017). The environmental and host-associated bacterial microbiota of Arctic seawater-farmed Atlantic salmon with ulcerative disorders. *J. Fish Dis.* 40, 1645-1663. doi: 10.1111/jfd.12632.

Yoshida, M. A., Tanabe, T., Akiyoshi, H., and Kawamukai, M. (2022). Gut microbiota analysis of Blenniidae fishes including an algae-eating fish and clear boundary formation among isolated *Vibrio* strains. *Sci Rep* 12, 4642. doi: 10.1038/s41598-022-08511-7.

Yokoyama H. (2002): Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: Evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fisheries Science* 68:258–268.

Hargrave, B. T., Holmer, M., & Newcombe, C. P. (2008). Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Mar Pollut Bull*, 56(5), 810-824. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.006>

山本民次, 松田 治, 橋本俊也, 妹背秀和 (1999). "瀬戸内海表層底泥に見られる強熱減量, 酸化還元電位および酸揮発性硫化物濃度の関係." *沿岸海洋研究* 36(2): 171-176.

【事業推進上の問題点】

特になし。

【成果の公表】

なし。