



Aquaculture
Stewardship
Council

ASC 二枚貝 基準 Version 1.0 Jan2012

First published by the Bivalve Aquaculture Dialogue
August, 2010

著作権について



水産養殖管理協議会による ASC 二枚貝基準は、原作者のクレジットを表示し、かつ元の作品を改変しない条件で、営利目的での利用（転載、コピー、共有）が行えるクリエイティブコモンズライセンスを所有する（Creative Commons Attribution-NoDerivs 3.0 Unported Licence）。

本ライセンス条項の範囲外の許認可については、www.ascworldwide.org を参照すること。

郵便

Aquaculture Stewardship Council
P.O. Box 19107
3501 DC Utrecht
The Netherlands

事務所住所:

Aquaculture Stewardship Council
P.O. Box 19107
3501 DC Utrecht
The Netherlands

商業登記 No. 34389683

本基準に対する責任

「水産養殖管理協議会 (Aquaculture Stewardship Council: ASC)」の技術諮問グループ (Technical Advisory Group) がこの基準書について責任を負っている。

発行済みのバージョン

バージョン	発行日	内容および履歴
0.1	2010年8月	「二枚貝水産養殖管理検討会基準」と題したオリジナル版が作成され二枚貝水産養殖管理検討会運営委員会によって承認される
0.1	2011年5月	二枚貝水産養殖管理検討会から ASC に基準が引き継がれる
1.0	2011年1月	ASC の様式要件(「ASC について」「ASC システムの概要」の項の挿入、書式と語句の統一)に適合するよう基準を更新する。Ver.0.1 からの本文の変更は無い

ASC について

ASC は、独立の非営利組織である「Aquaculture Stewardship Council(水産養殖管理協議会)」の略号である。ASC は責任ある水産養殖の世界的な基準を管理するために、WWF(Wild Wide Fund for Nature:世界自然保護基金)と IDH(The Sustainable Trade Initiative:持続可能な貿易イニシアチブ)によって 2009 年に設立された。ASC の基準としては、WWF によって始められ、調整役を務めた一連の円卓会議である「水産養殖管理検討会(Aquaculture Dialogue)」が作成したものが最初である。

ASC とは何か

ASC は、水産養殖における最善の環境および社会的選択を行う活動を推進するため、水産養殖業者、水産物加工業者、小売および食品サービス企業、科学者、自然保護団体、社会的非政府組織および一般人と共に、世界的な取り組みを行う国際的組織である。そして、ASC の水産養殖認証プログラムは、責任ある水産養殖業を認証し、ロゴマークはその証となる。

ASC の活動

ASC は、そのパートナーと協力して、水産養殖の分野で環境および社会的に最善の運営を推進することで、世界の水産養殖市場を変革するプログラムを運用している。ASC は、持続可能性があり、責任ある体制の下で生産されたことが認証された水産養殖製品の拡大を目指している。信頼性の高い ASC の消費者向けロゴは、生産と CoC(Chain of Custody、管理の連鎖)の基準の順守に対する第三者による保証であり、これにより、誰もが ASC 認証の製品を容易に選択することができる。

ASC の達成目標

ASC は、以下の項目によって世界の水産養殖活動を改変しようとしている。

- 信頼性: ISEAL(国際社会環境認定表示連合)のガイドライン、多岐にわたる利害関係者、公開性と透明性、科学に立脚した業務測定基準に基づいて基準を開発する。
- 有効性: 養殖による主な影響に組み込み、商業的水産養殖の環境および社会的な影響(Footprint)を最小化する。
- 付加価値: 消費者向けのロゴを通じて責任ある事業運営を促進することで、養殖場と市場を結び付ける。

ASC システムの概要

ASC システムは次の 3 つの要素から成る。

1. 水産養殖場に対する基準

ASC は、「水産養殖管理検討会」によって基準が策定された(または策定中の)水産養殖活動に関して認証サービスを提供する、認証組織と連携している。その認証組織は、独立の第三者である。

対象種群は、その環境および社会への潜在的な影響、ならびにその市場価値および国際的な貿易の規模または潜在的規模によって選ばれている。対象種は、アワビ、二枚貝(アサリ、カキ、ムール貝、ホタテ貝)、サケ、淡水マス、パンガシウス(バス)、ブリ、スギ、エビ、ティラピアなどである。

「水産養殖管理検討会」を通じて、水産養殖業者、水産物加工業者、小売業者、食品サービス業者、NGO、政府機関および研究機関を含む 2200 人以上が「ASC 基準」の策定作業に参加した。「水産養殖管理検討会」は、その普遍的かつオープンで、透明性の高い対話を通じて、水産養殖の環境および社会への影響を最小限にすることに主眼を置いた。それぞれの管理検討会を通じて、単独の、またはさまざまな範囲の主要な種群に対する基準が開発された。基準の作成プロセスは、ISEAL の「ISEAL の社会環境基準設定のための適正実施規範(ISEAL Code of Good Practice for Setting Social and Environmental Standard)」ガイドラインに従った。この適正実施規範は、ISO/IEC ガイド 59 の「標準化のための適正実施基準(Code of good practice for standardization)」と世界貿易機構(WTO)の「貿易の技術的障害に関する協定(Technical Barriers to Trade Agreement: TBT 協定)」の付属書 3「任意規格の立案、制定および適用のための適正実施基準(Code of good practice for preparation, adoption and application of standards)」で構成されている。これらの基準は、科学、実績、および数的指標に基づいたものであり、多くの種類、場所および規模の水産養殖事業を網羅しており、世界中の水産養殖システムに適用される。

2. 公認の適合性評価機関によって実施される独立の第三者監査

ASC 認証を得ようとする養殖業者は、“ASI: 国際認定サービス株式会社(Accreditation Services International GmbH.)”の認定を受けた CAB: 公認適合性評価機関(Conformity Assessment Body)を雇う。ASI の認定を受けた CAB によって認証された養殖業者のみが、承認された CoC 認証を取得した製品を販売する資格があり、その製品に ASC のロゴマークを付すことができる。

ASI が行う認定とは、CAB が ASC の基準に照らして認証を与える能力があるかどうかを判断するための評価である。この認定手続きには、個々の CAB に対する毎年の評価と ASC 監査が含まれる。ASC は、ASC に関する認定サービスを提供するための権利を ASI に与えている。ASI は ASC とは完全に独立した別の機関である。ASI はドイツのボンに本拠を置き、FSC: 森林管理協議会(Forest Stewardship Council)と MSC: 海洋管理協議会(Marine Stewardship Council)にも CAB に対する認定サービスを提供している。同じような名称ではあるが、ASC はこれらの機関とは別個の独立した組織である。

ASI は本文書内の基準に照らして CAB の評価を行う責任を担っている。認定に関するすべての意思決定は ASI が独自に行っている。ASC、ASI および CAB それぞれの独立性が、質の高い客観的な監査を保証し、世界各地のクライアントに対して、公平な認証に関する意思決定が実施されている。

3. MSC による管理の連鎖の認証と ASC のロゴマーク

ASC のロゴマークは、バリューチェーンのあらゆる部分、特に消費者が ASC 認証製品を容易に見分けられるように、認証を受けてライセンスを取得した水産養殖場、加工業者および流通業者の使用に供するために開発されたものである。ASC のロゴマークは、認証を受けた製品の生産から最終的な販売店に至るまでのトレーサビリティ(追跡可能性)を保証している、連続的な、認証を受けた CoC:管理の連鎖(Chain of Custody)を通じて販売される製品に限って使用が認められている。ASC について言えば、CoC 認証は MSC の CoC 制度を適用することによって認証されている。ASC の認証を取得した水産養殖製品に対する ASC の CoC の基準は、すでにこの MSC の CoC 制度の範囲に含まれているからである。ASC の認証養殖場で産出され、MSC の認証を取得した管理の連鎖(その範囲には ASC の価値連鎖が含まれている)を通じて販売された製品のみが ASC のロゴマークを付ける資格があるのである。

ASC の基準と同様に、ASC のロゴマークは ASC が所有権を有し、ASC がその使用に関する一切の事項を管理している。

目次

はじめに.....	9
この基準の目的、正当性の根拠および適用範囲.....	9
基準の正当性の根拠.....	9
基準の適用範囲.....	9
この基準の開発プロセス.....	10
ASC 二枚貝基準の継続的な見直し.....	12
1. 原則：法律に従い、養殖作業現場に適用されるすべての法的要件および規則を順守する.....	13
1.1 判定基準：養殖作業現場に適用されるすべての法的要件および規則.....	13
2. 原則：生息環境、生物多様性および生態学的過程に対する重大なマイナスの影響を避け、改善または軽減する.....	14
2.1 判定基準：垂下式養殖と浮体式養殖の底生動物に及ぼす影響.....	14
2.2 判定基準：海域への影響.....	15
2.3 判定基準：重要生息地と種の相互関係.....	16
2.4 判定基準：環境に対する認識.....	17
3. 原則：野生個体群の健康および遺伝的多様性に対する悪影響の回避.....	18
3.1 判定基準：持ち込まれた有害生物と病原体.....	18
3.2 判定基準：持続可能な天然種苗の調達.....	18
3.3 判定基準：外来種の導入と養殖.....	19
3.4 判定基準：在来種の養殖.....	19
3.5 判定基準：遺伝子導入生物.....	20
4. 原則：環境に責任を持つ方法で病気と有害生物を管理する.....	21
4.1 判定基準：病気と有害生物の管理手法.....	21
5. 原則：資源の効率的な利用.....	23
5.1 判定基準：廃棄物管理／汚染防止.....	23
5.2 判定基準：エネルギー効率.....	23
6. 原則：地域の一員として良識的かつ誠実であること.....	25
6.1 判定基準：地域社会との関係と相互作用.....	25
7. 原則：社会的、文化的な責任を自覚した上での養殖場の開発と事業運営.....	27
7.1 判定基準：児童労働.....	27
7.2 判定基準：強制、奴隷奴隷または拘束労働.....	28
7.3 判定基準：差別.....	28

7.4 判定基準:健康と安全	29
7.5 判定基準:公正かつ適切な賃金	29
7.6 判定基準:結社の自由と団体交渉	29
7.7 判定基準:虐待的懲戒慣行の禁止	30
7.8 判定基準:勤務時間	30
別紙 I: 計算式および計算例、原則 2 に対する背景の補足	31
二枚貝の養殖と海底の富栄養化	31
植物プランクトンの枯渇	32
計算式と計算例	33
別表 II: 在来種の養殖における指針	35
孵化場で生産された種貝の遺伝的影響	35
別紙 III: ASC 二枚貝基準の社会要素に関する指針	36
1. 児童労働	36
2. 強制労働、奴隷労働、または拘束労働	36
3. 差別	36
4. 健康と安全	37
5. 公正で適切な賃金	37
6. 結社と団体交渉の自由	37
7. 虐待的懲罰行為の禁止	38
8. 勤務時間と時間外勤務	38
別表 IV: 二枚貝の垂下式養殖の底生動物に対する影響評価のための調査法	39
1.0 根拠	39
2.0 段階的評価	39
3.0 試料採取の調査法	40
4.0 採取地点の位置と数	42
5.0 統計分析	45
別表 V: 海底堆積物中の酸化還元 ($E_{h_{NHE}}$) および遊離硫化物の測定方法	46
1.0 底質試料の採取	46
2.0 酸化還元電位 ($E_{h_{NHE}}$)	46
3.0 遊離硫化物	48
参考文献	50

はじめに

水産物は、世界的にも最も重要なタンパク質源のひとつである。人間が食べる水産物の半分は水産養殖によるものであり、水産養殖は世界的にも最も急速に成長を遂げている食料生産手段である。しかし、水産養殖産業が拡大するにつれて、それが環境や社会に対する負荷も増大している。こうしたマイナスの影響を与える可能性を最小限にとどめるための取り組みは、私たちにとって重要な課題である。ASC：水産養殖管理協議会（Aquaculture Stewardship Council）の目標は、「水産養殖を環境と社会に対して責任を持つ食料源へと転換すること」にある。

この転換のためのステップのひとつが、責任ある水産養殖製品の生産について“確固とした信頼性の高い基準”を作成することである。基準は、水産物のバイヤーや消費者に対し、養殖水産物は環境を害したり、あるいは社会にマイナスの影響を与えたりすることがないことを保証するのに役立つ。買い手が持続可能性を維持するためにできる方法の一つは、ASCの基準に従って生産されたことの証明の付いた製品を買うことである。

「二枚貝水産養殖管理検討会（以下、管理検討会）（Bivalve Aquaculture Dialogue）」と呼ばれるマルチステークホルダー・プロセス（多数の利害関係者間における合意形成のプロセス）を通じて、養殖二枚貝（アサリ、カキ、ホタテ貝、ムール貝）に関する定量的に評価が可能な、実態に基づく基準が開発された。この「ASC 二枚貝基準（ASC Bivalve Standard）」は、二枚貝の養殖が環境および社会に、マイナスの影響を与える可能性を最小限にとどめる一助となると同時に、貝類の養殖産業が引き続き経済的に存続することを可能にする。「ASC 二枚貝基準」は養殖場レベルで適用されるが、全体の生態系の健全性については水産養殖事業のみが責任を負うものではないという認識に基づいて、二枚貝の養殖地域における生態系機能および生態系サービスを保護し、維持することにも役立っている。

この基準の目的、正当性の根拠および適用範囲

この基準の目的

「ASC 二枚貝基準」の目的は、二枚貝の養殖業者に対して、その養殖事業の環境的および社会的側面における持続可能性を、定量的に評価が可能な方法で証明する手段を提供することにある。

基準の正当性の根拠

FAO（国連食糧農業機関）の統計によると、貝類養殖は世界の海面養殖生産の80%以上を占めている。環境認証を受けた水産物に対する消費者の需要は増大しており、また貝類養殖業者側からも自身のやり方が環境的および社会的持続可能性に照らして正当であるかどうかを確認する手段の需要が高まっている。

基準の適用範囲

基準を適用する二枚貝養殖の諸相

管理検討会では、二枚貝の養殖に関連する、環境と社会への潜在的なマイナス要因の対応について、その原則(principle)、判定基準(criteria)、指標(indicator)および基準(requirement)案を策定した。

- ・判定基準は「問題点に対応するために注目すべき領域」であり、
- ・指標は「問題点の範囲を決定するために何を測定すべきか」であり、

・基準は「その問題点または影響が最小限にとどめられていることを明らかにするために到達すべき数値と実績水準」である。

基準を適用する地理的範囲と活動の範囲

濾過摂餌を行う二枚貝の養殖生産システムについては、地球上のすべての地域で、その生産規模に関わらず「ASC 二枚貝基準」を適用できる。この検討会では二枚貝の養殖を、「特定の区域内において、貝類の所有権が明確で、かつ稚貝から収穫に至るまで二枚貝を能動的に飼育すること」と定義している。

海洋保護区とASC 二枚貝基準

貝類の養殖場はさまざまな形態があるが、それらは生態系サービスや環境上の利点をもたらすことから、海洋保護区内に設置することで好ましい効果をもたらす場合もある。しかし、特定の海洋保護区および特別な保護を必要とする絶滅危惧種や底生動物の生息環境については、それぞれに特有の懸念があることを認識する必要がある。海洋保護区も、貝類の養殖方法も非常に多岐にわたることを考えると、特定の海洋保護区で貝類の養殖を認めるか否かに対応することは、この基準の範囲を超える。

基準を適用する認証の単位

認証の単位は、この基準の順守状況を評価し、監視する対象となる特定の水産養殖事業の範囲を指す。養殖事業の規模は非常に多岐にわたり、順守状況の評価を求める事業体を確定する際には、慎重な判断が必要である。この基準が着目するのは生産であり、認証の単位は通常単一の養殖場またはその他の生産グループである。

特に同一の種を同じような管理体制で養殖している小規模な養殖場の場合で、検討対象である養殖事業を一括して考慮するのが妥当な事業グループについては、これらを一つの認証単位とすることもできる。例えば、各養殖場がお互いに近接しており、資源またはインフラを共有し、同じ湾または水域に位置しているような、景観を同じくし、さらに同じ生産方式を採用しているような場合である。また、養殖場には累積的影響があり、それが主な環境問題になることが多い。そのため認証単位を決定する際には、適切な空間規模および潜在的な累積的影響のレベルを考慮する必要がある。最終的な認証単位と監査手続きを定めるのは認証機関の役目である。

この基準の開発プロセス

ASC 二枚貝基準は、広範かつ多様な利害関係者（例えば、生産者、非政府組織、研究者、政府の代表者、科学者、買い付け業者および関連業者）との透明性のある全会合意を目指す討論を通じて策定された。このプロセスには下記の手順が含まれていた。

- WWF:世界自然保護基金(World Wildlife Fund for nature)は、ISEAL:国際社会環境認定ラベル表示連盟(International Social and Environmental Accreditation and Labeling Alliance)に「社会環境基準設定のための適正実施規範(Code of Good Practice for Setting Social and Environmental Standards)」を管理検討会に適用する意向があることを通知した。ISEAL はこの手順を承認し、WWF がコーディネートをすべての管理検討会の代表として、WWF を準会員として受け入れた。
- 管理検討会への参加は任意によるもので、二枚貝養殖に関心を持つ者はだれでも参加することができた。
- できるだけ多くの関係者に参加してもらうため、管理検討会の設立総会の開催、さらにその後の管理検討会の通常会議の開催も、管理検討会のウェブサイトや水産業界誌、主要な利害関係者が購読しているその他いくつかの出版物でも掲載された。また、この管理検討会の信頼性を確実なものにするために、WWF やその他の機関が、重要な利害関係者に管理検討会に参加するよう依頼をした。
- 初期は三つの地域(北米、欧州およびニュージーランド)をターゲットと定め、計 8 回にわたって管理検討会が開催された。

- 管理検討会への参加者は、二枚貝養殖に関する環境的および社会的な課題として七つの重要な問題点とその問題点のそれぞれに対応する原則について合意した。
- 管理検討会への参加者は、基準を策定するプロセスだけでなく、この管理検討会の目的及び正当化理由についても合意した。
- 管理検討会への参加者は、基準の策定のための管理組織についても意見の一致をみた。この組織には以下のものが含まれていた。
- 二枚貝の養殖に関心を持つさまざまな地域のさまざまな分野を代表する利害関係者から成る各地域の諮問グループ。この各地域と分野の諮問グループは GSC：国際運営委員会 (Global Steering Committee) の委員を選定し、GSC と協議を行い、GSC が作成する基準案について意見を述べる責任を負う。
- 第一次意思決定機関の設置：GSC が管理検討会の第一次意思決定機関と定められた。GSC は、北米、欧州およびニュージーランドの各地域諮問グループから選定された 3 人から 4 人の代表で構成された。
- GSC の決定は管理検討会全体、すなわち技術の専門家や外部の利害関係者を代表する各地域の諮問委員会によって関係者に通知された。
- GSC は管理検討会の参加者から提供された情報や意見を取り入れて二枚貝の養殖に関する環境および社会的基準の草案を作成した。
- ASC 二枚貝基準の第一次草案は、2009 年 10 月 1 日から 11 月 30 日までパブリックコメントが出された。GSC は公示期間中に出された意見を考慮し、利害関係者からの反応を受け入れるべく最大限の努力を行い、この基準案の文書を修正した。
- GSC は、新規の利害関係者がいつでもこのプロセスに参加できるよう、ワークショップ開催の準備を行った。そして、小規模な養殖業者との話し合いをベトナムで行い、基準案に対する意見を聞き、さらなる利害関係者および利害関係グループの管理検討会へのより大規模な参画を促すために、中国の青島とオーストラリアのシドニーでワークショップを開催した。
- GSC の委員は、基準案に対するさらなる意見を聞き、カナダ東部の貝類産業の個別の関心事を協議するために、カナダのプリンス・エドワード島で産業界、研究界、政府の代表と会合を行った。
- 基準の最終案は、英語から日本語とスペイン語に翻訳されて、主な利害関係団体に配布された。WWF チリは、基準案に対する意見を求めるためチリの業界代表者とワークショップを行った。
- ASC 二枚貝基準は、2010 年 2 月 1 日から 3 月 31 日までの間、第二回目のパブリックコメントが出され、ASC 二枚貝基準の最終案を作成するために、GSC は計 60 日間のパブリックコメントで受け取ったすべての意見を検討した。
- 今後、基準書には、①監査者のチェックリストと基準が順守されているかどうかを判定するために使用する方法の詳細を述べた手引書、さらに②生産者が基準を達成するために取るべき具体的な手順を説明した「より良い管理技術 (BMP) マニュアル (Better Management Practices)」が追補される予定である。この BMP マニュアルは、ASC 二枚貝基準を満たし、あるいはこれを超えるために利用可能な新しい技術や革新的な技術を試験する能力を持たない生産者にとって特に有益だろう。
- 会合の概要および会合での発表を含む管理検討会のプロセスのさらなる情報については、www.worldwildlife.org/bivalvedialogue を参照されたい。
- 2011 年 5 月、この基準は正式に ASC に引き継がれた。
- 2011 年 10 月、この基準は「ASC 二枚貝基準 (ASC Bivalve Standard)」と改称された。

ASC 二枚貝基準の継続的な見直し

ISEAL の「社会環境基準設定のための適正実施規範」には次のような記載がある。

「…基準は、明記された目的に沿って継続的な妥当性と有効性を保つために定期的に見直しを行ない、必要に応じて速やかに改定するものとする」

時間の経過とともに、新たなデータ、実践活動の改善および新しい技術を反映して、基準の数値または実績水準が変動することは「ASC 二枚貝基準」が発展するための暗黙の了解である。こうした変更は、影響の増幅ではなく、衝撃の緩和に対応するものとなるであろう。この基準のその他の部分の変更についても、それはより良い実績をもたらすための方法と認識されている。科学と技術によってより正確で効果的な方策が可能になるのであるから、ASC は ASC 二枚貝基準の範囲内におけるこうした新たな知見の取り入れを積極的に行う。

1. 原則：法律に従い、養殖作業現場に適用されるすべての法的要件および規則を順守する

問題点：原則1は、ASC 二枚貝基準の認証の取得を目指すすべての養殖場は、基本条件としてその法的義務を確実に満たすことを前提としている。法律の順守は、生産者が最も基本的に環境的および社会的要件を満たすことを示し、この基準の有効性が基盤としている土台の役目を果たすことになる。

1.1 判定基準：養殖作業現場に適用されるすべての法的要件および規則

指標	要件
1.1.1 養殖作業現場に適用されるすべての法的要件および規則を順守していることを示す証拠（例えば、許可、ライセンス、リースや営業権および土地・水利の使用権の書類）	必要

【根拠】 二枚貝の養殖事業は最低限、国や地方の法律を順守しなければならない。ASC 二枚貝基準は、法律の要求を上回る持続可能性の基準を策定することとなると思われるが、いかなる養殖事業についても、生産国の法的義務を順守しなければならないというのがその基本条件である。養殖業者に一定の行動を強いる法律は、自主的な基準に優先する（例えば、法律が命じているために、この基準では本来求めている方法で外来種の制御を行わざるを得ない、など）。

2. 原則: 生息環境、生物多様性および生態学的過程に対する重大なマイナスの影響を避け、改善または軽減する

問題点: 二枚貝養殖に関連する環境上に問題として懸念される課題の一つは、生産の集中度と養殖作業現場にきわめて近接して存在している生態群集に対する影響である。貝類は沿岸という動的な環境で養殖されるので、養殖が生態系に及ぼす影響を、すべての養殖場に一貫して適用し測定することは困難である。この課題を克服するために、管理検討会はある限られた場所に特有な条件に注目して、初期リスクの評価を行い、その上で監視のレベルを高めるという、段階的な方法を開発した。さらに、環境の持続可能性を検証するために、この基準は、一定の範囲内の複数の養殖場による累積的影響に対応しなければならないという点での合意ができています。

2.1 判定基準: 垂下式養殖と浮体式養殖の底生動物に及ぼす影響¹

指標	要件
2.1.1 養殖場の直下で測定された表層堆積物(表面から0~2cm)の“遊離”硫化物(S)の合計値が対照区 ² との比較において許容できる水準である	S < 1500µM: 5年ごとの監視 1500 ≤ S < 3000µM: 毎年の監視
2.1.2 養殖場の直下で測定された表層堆積物の遊離硫化物(S)の合計値が対照区域との比較において許容できない水準である	S ≥ 3000 µM
2.1.3 基礎環境の硫化物のレベルが3000µMを超える場合、年間の硫化物濃度(S)が当該養殖場の外部に位置する対照区 ³ で計測されたレベルを有意に ⁴ 超えないこと	必要
2.1.4 底生動物相調査による手法を申請者が希望する場合、またはすでに管理当局が生物相調査を命じている場合 ⁵ 、その地域で、硫化物分析の代わりに底生動物の群集構造の直接分析(すなわち、底生動物調査)を行ってもよい	可
2.1.5 きわめて重要な生物的機能あるいは生態的機能を果たしている地域 ⁶ が周辺に存在する場合の二枚貝養殖	不可

¹ 地まき式養殖を採用している養殖場は、海底の富栄養化の評価を免除されている。それは本基準が特に、一定面積におけるバイオマス(生物体量)が地まき式養殖に比べて大きくなる垂下式および浮体式養殖を対象としているからである。さらなる根拠については別紙1参照。

² 試料採取計画および硫化物に関する方法論は別の文書の形で基準に含まれている。

³ 何らかの貝類養殖活動が開始される以前から、基礎環境の海底がすでに富栄養化している地域では、貝類の養殖活動が認められる。

⁴ 統計的有意性(すなわち、信頼区間95%)

⁵ 生物指標を用いた場合の閾値は、基準2.1.1で述べた遊離硫化物の閾値(1500、3000µM)と同等であることを確保するために、あらかじめ算定しておく必要がある。底質の硫化物レベルと底生動物の生物多様性との関連性については、何件か論文が報告されており、参考文献を参照されたい(Hargrave et al. 2008など)。

⁶ 堆積物の沈殿や富栄養化に適応できない生物体を作る構造を含む地域(例えば、管棲虫の作った塚、コケムシ類の作った塚、二枚貝の苗床、またはその他の表在動物構造を形成する岩礁または海綿の群生地)。

【根拠】 二枚貝養殖は養殖場の直下および周辺に有機物の沈殿量を増加させることが多い。堆積物の中に有機物が過剰に蓄積したり、石化したりすると、溶存酸素の枯渇や硫化水素(H_2S)の毒性作用により底生動物にストレスを与える可能性がある。有機堆積物の増加、酸素不足(低酸素症や酸素欠乏症)、硫化水素の毒性作用が底生動物群集におよぼす影響はよく知られており(Pearson & Rosenberg 1978, Hargrave *et al.* 2008b)、その影響として底生動物群集のサイズや構成の変化が起きる。富栄養化の程度を示す指標と影響の分類法については、さまざまな方法が科学論文で提案されている。これらの底生動物の生息地の環境の質を評価するための生物指標には、種の多様性に関する簡単な指標から、より複雑な統計的手法までさまざまなものがある。こうした動物相の分析という手法は、海底の生物群集に対する潜在的な影響を評価するという私たちの目的に適う方法である。しかし、分類や個体数や生物重量の評価には専門的な知識と技能をもった人材が必要であり、そのための費用は、日常的な現場のモニタリングのためとしては法外な金額になる。

表層(0~2cm)堆積物中の“遊離”硫化物(S^{2-})の合計値は、二枚貝養殖による富栄養化が底生動物群集に与える影響を測る指標としては費用対効果が高い。一般的に、さまざまな生物学的、地球化学的変数と、富栄養化の度合いに応じた表層堆積物中の硫化物(S^{2-})の合計値との間には整合性がある(Hargrave *et al.* 2008a)。酸化還元電位や堆積物の酸素要求量、堆積物の有機物成分、底生動物の多様性指数のような指標についても検討が行われたが、これらの指標は、測定が困難であること、費用がかかること、固有の変動要因があることにより不適切と判断された。遊離硫化物の合計値の測定の根拠に関するより詳細な情報については、別紙 I を参照されたい。

遊離硫化物の合計値の測定に加えて、養殖場の直下の堆積物が既に低酸素になっているかどうか、または養殖場の直下あるいは周辺の底生動物の状態が、バイオデポジション(糞や偽糞などの養殖二枚貝起源の有機物の堆積)からの有機物負荷の増加に対して特に敏感な反応をする場合、迅速かつ比較的安価な評価法として、ビデオカメラやカメラを用いて海底の様子を撮影する方法がある。海底の映像や画像により、その範囲内に堆積物が蓄積していないことや、底生生物の影響を受けやすい生息地がないことが明らかになれば、貝類の養殖事業が底生動物にマイナスの影響を与えるリスクは低いといえる。

2.2 判定基準: 海域への影響

指標	要件
2.2.1 滞留時間(RT: Retain Time) ⁷ に対するろ過時間(CT: Clearance Time) ⁸ の割合; CT/RT (別紙 I で定義したように、ある水域における全養殖場の面積が、その水域全面積の 10%未満であれば、基準 2.2.1 および 2.2.2 を適用する必要はない)	>1

⁷ 滞留時間とは、潮流によって湾や水塊内の水量の交換に要する日数である。

⁸ ろ過時間とは、優占する二枚貝(天然および養殖)が、その湾または水域(明確な境界を持たない範囲)の水量をろ過するのに必要な日数である。優占種の調査は年間の最盛期の現存量に基づいて行う。計算は、各二枚貝(ムール貝、ホタテ貝、アサリ、カキ)の公表されたる過速度のデータに基づく。

2.2.2 ろ過時間(CT)が滞留時間(RT)より短い場合、一次生産時間(PPT) ⁹ に対するろ過時間の割合	>3
2.2.3 より包括的なモデルもしくはシミュレーションにより、基準 2.2.1 または 2.2.2 と同様、「養殖場の及ぼす影響が、それらが位置する水域の生態的環境収容力を全体として超えない」という事実を証明すること	可

【根拠】二枚貝の養殖事業は、その水域の生態的環境収容力を超える可能性がある。生態的環境収容力とは、それ以上になると無視できない生態的影響が見られるようになり始める生産量もしくは養殖場の密度と定義される(Inglis *et al.* 2000)。これは申請者の養殖場を含む当該水域における養殖場全ての二枚貝が消費する植物プランクトン量が、生態系の供給能力を上回った際に生じ、天然個体および養殖個体に悪影響を及ぼす。ASC 二枚貝基準では、二枚貝がその水域の水全部をろ過するのに要する時間(ろ過時間:CT)と、潮流によってその水域の水全部を交換するのに要する時間(滞留時間:RT)との比較という、比較的簡単な計算で、この問題に対処している。この根拠と環境収容力の測定に関する具体的な計算式については別紙 I を参照願いたい。別紙 I では適用対象となる水域の境界を明確にする手順も含まれている。環境収容力を超える場合は、複数の養殖場による海洋への累積的影響が起きているという可能性に対処するために、一つの湾全体を対象とする管理計画を作成し、それに準じるべきである。

2.3 判定基準:重要生息地と種の相互関係

指標	要件
2.3.1 絶滅危惧種 ¹⁰ または絶滅危惧種が依存する生息地に対する危害の許容	不可

【根拠】絶滅危惧種の生存にとって不可欠な重要生息地がある地域に、二枚貝の養殖場が設置されている事例がある。そうした地域の生物多様性を保全するために、ASC 二枚貝基準において、二枚貝養殖が絶滅危惧種とその重要生息地に与える潜在的なリスクを考慮することは重要である。このような理由により、基準案では絶滅危惧種または絶滅危惧種が依存する生息地に対してマイナスの影響を与える養殖事業を認めていない。これは特に、いつでも市場に出せるように生産物の収穫手段として、桁網(dredging)を使用する貝類の養殖事業に該当する。私たちは地まき式養殖を認証の対象から除外していないが、絶滅危惧種または絶滅危惧種が依存する生息地に対する重大なリスクが存在するのであれば、桁網の使用を許容する可能性は低い。

検討会では、桁網(噴流式桁網も含む)または熊手による収穫法は、底生動物をかく乱し、ゴカイやカニのような対象外の生物を多少なりとも危害を与えると認識している。しかし、養殖業者が自分のリース地内で桁網を使

⁹ 一次生産時間(PPT: Primary Production Time)とは、その湾における植物プランクトンの現存量が入れ替わるのに要する日数である(すなわち、プランクトンの増殖に関する時間的尺度)。PPT は、当該水系内における植物プランクトンの一次生産量(PPP: Phytoplankton Primary Production)に対する植物プランクトンの生物体量 B の年間平均の比率である。生物体量 B は公表データ、もしくは炭素と葉緑素の比率を 50 とした場合の衛星からの予測値を用いたクロロフィル a 値を使って推定することができる。PPP は公表データ、またはモデル予測値により入手できる。

¹⁰ 各国の法律または国際自然保護連合 (IUCN) の絶滅危惧種レッドリストで定義されている。

用する場合には、どこでそれを使用すべきかを正確に承知し、効率的かつ計画的な方法で、養殖貝を収穫することができる。

貝類養殖のほとんどは、砂質もしくは泥質の沿岸浅海域で行われている。このような水域に生息する種は、嵐や波浪のような周期的なかく乱に対しうまく適応している(DeAlteris *et al.* 1999)。このような環境に生息する種は日和見的な傾向があり、かく乱された海底に素早く侵入、増殖し、浮遊土砂による強い負荷に対しても耐性がある(Coen 1995)。このような環境では桁網(ドレッジ)漁によるかく乱があっても、数週間から数ヶ月で回復することが研究から分かっている。おそらくもっとも重要なのは、貝類養殖業者が収穫に向けて種貝を再放流(しばしば貝を入れ替える)することである。硬い基質は多くの種にとって重要な生息地となるが、それを置換したり改良したりすることで、稚貝は数ヶ月(時には 6 年間)、かく乱されずに成長できる。養殖が行われている海底は通常、養殖が行われていない近隣の海域、または桁網(ドレッジ)漁により漁業がかく乱されている海域に比べ、生物多様性と生産性が高いことが観察されている(DeAlteri *et al.* 2004)。

2.4 判定基準: 環境に対する認識

指標	要件
2.4.1 環境に関する研修、各地域の実施規定の順守、または環境管理計画の実行を示す証拠	必要

【根拠】 養殖事業が養殖場の所在地の生態系の健全性に対してマイナスの影響を与えてないことを確かめる最終手段は、養殖業者が環境に対する適切な認識を持っているかどうかである。これは、養殖業者に環境研修、教育を実施し、または一連の環境に関する実施規定や管理計画の順守を立証する書類の提出を求めることによって確認できる。

3. 原則:野生個体群の健康および遺伝的多様性に対する悪影響の回避

問題点:二枚貝養殖は、持ち込んだ養殖種や外来の有害生物、病原体によって野生個体群にリスクをもたらすおそれがある。そうした潜在的リスクに対する適切な評価の準備のない地域に種が持ち込まれた場合、その種が捕食や競争、病気、生息地の破壊、遺伝株の変化の引き起こし、最悪の場合、絶滅を引き起こす可能性がある。在来種であっても孵化種苗を使用する養殖場は、周辺の在来個体群の遺伝的多様性に影響を及ぼす可能性がある。

3.1 判定基準:持ち込まれた有害生物と病原体

指標	要件
3.1.1 評価時から遡って 10 年以内に、養殖場に起因する外来種、有害生物または病原体の違法な導入	不可
3.1.2 種苗や養殖場の施設とともに持ち込まれた病気や有害生物を防止し、管理するための確立した手続きを順守していることを示す書類、または適切な管理策に従っていることを示す証拠	必要

【根拠】 水域の生態系における生物多様性の損失の主な原因は、外来種の持ち込みである。歴史的に、貝類資源の管理者は乱獲や生息地の劣化による影響を和らげたり、または無効にするために、外来種を持ち込むことが多かった。こうした行為によって、沿岸の海洋生態系の中には深刻な変化を引き起こされたことがあった。貝類の持ち込みによる生態上および遺伝子上的リスクは明らかであるが、一般化するにはデータが乏しく、影響の予想は不可能である(米国学術研究会議:NRC 2004)。例えば、マガキ(*Crassostrea gigas*)は本来の生息地である日本から、南極を除くすべての大陸に持ち込まれた(Mann 1979)が、今のところ、マガキによる生態系への影響は、見つかっていないという事例がある一方、在来種が排除されたという事例まで多岐にわたる。ここ数十年、水産養殖の目的で、新たな外来の二枚貝を持ち込んだ例はないので、二枚貝の養殖に伴う外来種の導入によるリスクは、過剰に懸念されているかもしれない(Naylor *et al.* 2001)。二枚貝養殖の目的以外の要因、例えば、バラスト水、ペットや生きている水産物の取引に伴う外来種の導入のほうが、海洋の生物多様性に対する脅威は大きい。

3.2 判定基準:持続可能な天然種苗の調達

指標	要件
3.2.1 幼生の採取を除き、購入もしくは採取した天然種苗が、誰でも利用可能な無規制の供給源から入手したものでないこと(何らかの規制や資源管理が行われていること)を示す証拠	必要

【根拠】 異なる水域から移植することは、例え在来種であっても、天然個体群の遺伝的多様性にリスクをもたらす。この問題はサケの養殖生簀から、養殖個体が逃げ出す事例に関して議論されてきた。しかし、サケの個体群は産卵のために生まれ故郷の川に戻ってくる高度に発達した習性(母川回帰)を持っているが、海産貝類のプランクトン幼生は潮流に乗って広範囲に分散するため、通常、水域間の遺伝的多様性は低い(Hedgecock *et al.* 2007a)。

おそらく、移植に関する問題の多くは、天然種苗の調達に関してであろう。天然種苗の採取と移植に依存している場合、種苗の調達が天然資源の持続的な繁殖に影響を与えるかどうかについての評価である。したがって、飼育業者が採取した種苗や卵を他地域に輸送している場合、または同一地域であっても必要以上の種苗を採取している場合、養殖のための種苗採取がその水域の二枚貝個体群の新規加入や年齢構成に悪影響を与えていないかを評価する必要がある。こうした理由により、“誰でも利用可能な無規制の供給源から種苗を調達している”養殖場は認証をとることはできない。

3.3 判定基準:外来種の導入と養殖

指標	要件
3.3.1 外来の養殖種の責任ある ¹¹ 導入を示す証拠	必要

【根拠】 養殖事業の成長がきわめて著しい地域では、既に外来の動植物をその環境内に持ち込むことについて、厳重な要件を定めているが、規則と取組の徹底だけでは、意図的または偶発的な持ち込みを防止するには不十分である可能性がある。外来の二枚貝の持ち込みが法律で容認されている場合(すなわち、無害種の「クリーンリスト」で特定された種の場合)、偶発的な持ち込みを減らすための最善の取組は、ICES の「行動規範(Code of Practice)」(ICES 2005)に従うことである。

3.4 判定基準:在来種の養殖

指標	要件
3.4.1 孵化場で生産された種苗による、当該種および種苗を育成する地域に対する遺伝的懸念事項の対応策に関する書類(指針は別紙Ⅱ参照)	必要

【根拠】 世界中の貝類養殖の相当部分は孵化場で繁殖させた種に依存しており、その数は増加している。よって遺伝子かく乱の潜在的なリスクを理解すること、そして改善することが必要である。近接する野生個体群の遺伝的多様性を低下させる可能性に加えて、人工ふ化種苗による貝類養殖は、野生個体群の適応度または順応度に影響するおそれがある。遺伝的系統が異なる個体群を混在させることのリスクの一つは、異なる地域の種苗

¹¹ 養殖場は最低限、外来種の導入に関する ICES:国際海洋探査委員会(International Council for the Exploration for the Sea)のガイドラインを順守したものであることを示す許可証と、寄生虫と病原体に関する ICES の要件に対する認証を保持していること。

を移植(放流)することのリスクと同じである。すなわち、前述したように、軟体動物である二枚貝は自然条件下でも個体群の間で高い遺伝子流動を持つために、その影響はごくわずかと考えられる。ほかのリスクとして考えられるのは、孵化場の環境において、意図的または無意識の人為選択(順化選択)から生じる避けることのできない遺伝的変異である。例えば、幼生の中から成長の悪い個体を間引くために、貝類の孵化場では一般的に細かい網目のふるいを用いる。こうした方法は幼生が急速に成長する形質の選別となる可能性がある。この形質が着床後の生存と成長との間に負の相関関係を持っており、かつ人工ふ化種苗が養殖場に広く拡散し、万が一地域個体群を圧倒するようなことになれば、理論上、天然個体群の繁殖成功率は低下する。このような順化選別に影響を受ける可能性のある形質は多い。残念ながら、孵化場での慣行が遺伝子にもたらす影響についてのデータはない。実際、孵化場と野外での幼生の形質について遺伝子型と環境との相互作用を測定する調査研究は非常に困難であろう。一方、適切な設計と監視を行うことで、孵化場で遺伝的多様性や適応度を変更させるリスクは、制御可能である(Hedgecock & Coykendall 2007)。

人工ふ化種苗の数量は、近親交配やランダムな突然変異を避けるために、大きくしておくのが好ましい。遺伝的影響のリスクを軽減するためのその他の最良の手段は、地元の親貝を使い、産卵期毎あるいは毎年、母貝を入れ換え、孵化場で繁殖させた貝を母貝として孵化場で使用することを避けることである。こうした取り組みによって、順化選別による累積的突然変異の可能性は軽減する。そして、長期的には養殖生産の効率性を増進するという好ましい結果をもたらすだろう。

天然種苗と人工ふ化種苗の相互作用(軟体動物である二枚貝の順化と遺伝的改良を推進することになる)のリスクを根絶するための一つの対策は、養殖種苗を不妊化することである。通常の産卵時期に貝類の繁殖活動を抑え、そのエネルギーを成長に振り向け、肉質を改善するために、一般に三倍体が推奨されている(Allen & Downing 1986, Nell 2002)。三倍体は不妊に効果的なので、貝類の養殖における三倍体の採用は、養殖種と野生の在来種または帰化種との遺伝子流動を大幅に減少させる。しかし、三倍体は外来の養殖種の持ち込みについての長期的な防止策ではない(NRC 2004)。なぜなら三倍体の種苗は現在では二倍体の卵を四倍体のオスの精子で受精させることによって生産されている(Guo *et al.* 1996, NRC 2004)。再生能力を持つ四倍体種の環境内におけるバイオセキュリティは、まさに対応が始まったばかりの問題である(Piferrer *et al.* 2009)。マガキにおける四倍体での経験から、四倍体種は現在のところ二倍体種を上回るほど頑強ではないことを示唆されている。

3.5 判定基準: 遺伝子導入生物

指標	要件
3.5.1 遺伝子導入 ¹² 生物の養殖	不可

【根拠】一般的に、遺伝子導入動物の養殖は、天然個体群に対する遺伝学的影響に関するさらなる問題点を発生させる。このため、本基準では遺伝子導入動物を認めていない。

¹² 他の動物からの遺伝子の取り込み

4. 原則:環境に責任を持つ方法で病気と有害生物を管理する

問題点:いかなる形態の集約養殖においても病気の管理は重要な問題である。ASC 二枚貝基準は、周囲の生態系にできるだけ影響を与えないような病気と有害生物の管理手法を得ることを目指している。

4.1 判定基準:病気と有害生物の管理手法

指標	要件
4.1.1 養殖場または養殖動物に対する突然変異誘発性、発がん性または奇形誘発性の殺虫剤の使用	不可
4.1.2 海洋環境、養殖場または養殖動物に対する毒素として残留する化学物質の使用	不可
4.1.3 有害生物または捕食動物が絶滅危惧種 ¹³ の場合、殺駆除以外の方法(排除、抑止、除去など)での管理徹底	必要
4.1.4 捕食動物を防ぐ網への鉛線または鉛製錘の使用	不可
4.1.5 爆薬の使用	不可

【根拠】 貝類の養殖業者が直面している最もやっかいな問題の一つは、病気、捕食動物、有害生物および汚損生物の抑制と管理である。貝類は多くの寄生性や細菌性、ウイルス性の病気に感染しやすい(Bower & McGladdery 1997)。部分致死性の感染症はほとんど日常的にみられ、大量斃死も珍しくはない。貝類は単純な免疫システムしか持たない原始的な生物であり、野外では経済的に見合う、おびただしい数の貝に葉や抗生物質を与える方法はない。病気の蔓延を抑制する最善策は、現時点では、その地方特有の感染症に侵されていない地域に、感染個体を持ち込まないよう貝類の病気の検査を徹底することだろう。疾病がその地方特有である場合、抵抗性を持つ遺伝的傾向を拡大させる長期的な選別育種によって、その影響を限定化するのに役立つ。

汚損生物の管理は、おそらく多くの貝類養殖業者にとって最大の難問であろう。貝殻という堅固な基質や、養殖業者が貝類を捕食動物から守るために使用するロープやさまざまな容器は、海藻、他の貝類、尾索類(ホヤ)やコケムシなどの多くの汚損生物にとって理想的な生息基盤となっている。汚損生物は餌を運ぶ豊かな水流を妨げ、しばしば養殖している二枚貝と餌資源をめぐって競合し、最終製品である養殖二枚貝の品質、外見、価値を下げる。汚損生物は清潔な養殖器具を棲み家にし、数週間のうちに器具の重量が倍以上になることがある。中には、操業コストの30%が汚損生物管理に関連するものと推定する養殖業者もいる(Adams *et al.* 2009)。管理方法には、汚損生物の回避(汚損生物の幼生の時期に二枚貝を一時的、または空間的に隔離するなど)、物理的除去(削り取る、ブラシでこする、水圧洗浄するなど)、殺駆除(空気乾燥、あるいは塩水、酢酸、石灰水のようなさまざまな苛性溶液に浸すなど)などがある。これらの溶液のほとんどは海水の中に見られる成分(塩またはCaCO₃)であり、適切に取扱い、相応に薄める等して処分すれば、非対象の生物にはほとんど影響しない。

¹³ 各国の法律によって規定され、または IUCN の絶滅危惧種のレッドリストに記載されているもの。

有害生物と捕食動物も二枚貝の養殖業者にとって重大な脅威である。貝類が密生している場合(特に幼貝)は、カニ、ヒトデ、魚、エイ、捕食性巻き貝、潜水性鳥類にとって魅力的な食糧である。防備をしていない養殖場が、数週間でほぼ 100%の死亡率という甚大な被害をこうむることも珍しくない。養殖業者は貝を守るために、メッシュの袋から、果樹用の防鳥ネットによく似た網に至るまでのさまざまな捕食動物の駆除方法を開発してきた。鳥類については法律により致命的駆除が禁止されているケースがあるので、養殖業者は防鳥フェンスや、農家同様、レーザーや騒音のような撃退方法に依存しなければならない。養殖業者は、ヒトデ、ホラガイ、カニのようなより原始的な捕食動物に対しては通常フェンスと捕獲を組み合わせることで養殖二枚貝を守っている。ニュージーランドのカキ養殖業者は、1800 年代後半から「ヒトデモップ」で海底をさらうという方法(錘の付いた大きな綿製ロープでからめ捕ったヒトデを、大きな樽の中の熱湯に浸す方法)を行ってきた。この業者たちは歴史的にヒトデとカキナカセガイ(*Urosalpinx cinerea*)を抑制するために生石灰(CaO_2)を使用していた。多くの裁判所では、どのような環境下においても、ヒトデの殺駆除による管理を認めている。

どのような行動をとっても何らかの無視できない影響が出るので、この基準では、その影響が確実に局所的、かつ一時的、かつ可塑的であることが重要だと考えている。また、そうした行為が絶滅危惧種に害を及ぼすことなく、または重要な生息地に取り返しのでない影響をもたらさないことも重要である。

5. 原則:資源の効率的な利用

問題点一貝類の養殖は、すべての集約的／半集約的食料生産システムの中でも最もカーボンフットプリント (Carbon Footprint:炭素排出量)が低いシステムの一つであるが、それでも貝類の養殖場には、ほかと同様、効率的であることと持続可能なエネルギー利用が求められる。また、養殖事業が環境に与える影響を最小限にとどめるためにも、適切な廃棄物管理と汚染防止が重要である。

5.1 判定基準:廃棄物管理／汚染防止

指標	要件
5.1.1 廃棄物削減プログラム(再利用やリサイクルなど)に関する証拠となるもの	必要
5.1.2 生物系廃棄物の適切な保管と処分に関する証拠となるもの	必要
5.1.3 化学薬品と炭化水素化合物の廃棄物の適切な保管と処分に関する証拠となるもの	必要
5.1.4 養殖事業で生じた化学薬品および炭化水素化合物の流出防止と対処に関する計画	必要

【根拠】 貝類の養殖業者は廃棄物の処分に責任を負い、有害な化学薬品と炭化水素系薬品の流出を防止すべきである。養殖事業者は流出防止と対処のための十分な計画を整備しておくべきであり、養殖場の従業員は廃棄物を適切に処理し、化学薬品と炭化水素化合物の流出を防止し、管理するために必要な研修を受けるべきである。

5.2 判定基準:エネルギー効率

指標	要件
5.2.1 生産に関係するエネルギーの使用状況の監視と、エネルギー効率の改善のための活動を継続していることを示す証拠となるもの	必要
5.2.2 養殖場で使用する設備(ボートや発電機など)の保守記録が、最新かつ閲覧可能であること	必要

【根拠】 人為的な CO₂ 排出と気候変動がもたらす影響は、現在と将来の世代が直面する環境上の最大の課題である。このため、食料生産に消費されるエネルギー問題は、重大な社会的関心事となっている。したがって

本基準でも、養殖場におけるエネルギー消費は継続的に監視されるべきであり、また養殖業者はエネルギー資源、特に限りのある資源や化石燃料の利用効率を改善し、消費を削減する方策を開発すべきと定めている。

6. 原則: 地域の一員として良識的かつ誠実であること

問題点一貝類の養殖活動はしばしば近隣の地域社会に影響を及ぼすことがある。沿岸の資源をどのように使うべきかについての合意が不形成であることから生じる対立は、二枚貝の養殖事業の社会的持続可能性に深刻な影響を及ぼす可能性がある。

6.1 判定基準: 地域社会との関係と相互作用

指標	要件
6.1.1 目に見える浮きは、法律で特別の定め(それが養殖区域に適用されるような)がある場合を除いて、同一の色とする	必要
6.1.2 目に見える養殖場の構造物は、法律で特別の定め(養殖区域に適用されるような)がある場合を除いて、配置と向きを統一して設置する	必要
6.1.3 連続気泡型(オープンセル式)発砲スチロール製の浮きの使用	不可
6.1.4 養殖場の照明および養殖場から発生する騒音や悪臭が他の人に影響を与える可能性がある場合、それを最小限にとどめること(養殖区域に適用できる場合)	必要
6.1.5 適用されるすべての航海規則および規制を順守していることを示す証拠	必要
6.1.6 養殖に使う装備を喪失した際、地元の条件に基づいて漂着海岸線の清掃を行うことを示す書類	必要
6.1.7 重要な装備(浮き、檻、バッグ、捕食動物よけネット、架台など)はその養殖場のものであることが識別可能であること(養殖区域に適用できる場合)	必要
6.1.8 装備の回収のための機器(すくい網や引っ掛け鉤など)の準備	必要
6.1.9 操業を中止する養殖場を閉鎖するための仕組み(保険または遺棄装備の回収に関する産業協定など)の整備	必要
6.1.10 紛争解決協定。これには寄せられた苦情の公開記録と紛争を相当な配慮をもって解決に当たるとの約束を立証する証拠を含むものとする	必要

6.1.11 普及啓発、情報発信(アウトリーチ)を示す証拠となるもの(集会の記録、ニュースレター、地域社会や先住民との協議、または文書化された地域への奉仕プログラムへの参加資格など)	必要
6.1.12 先住民の権利を確認する証拠となるもの(養殖区域に適用される場合)	必要

【根拠】 事業者と周辺の地域社会との間で紛争が起きる可能性がある。船の航行を妨げないように養殖場を清潔に秩序正しく保つことによって、影響の可能性を最小限にとどめるのは事業者の責任である。事業者と周辺の地域社会との間で生じる紛争は、地域社会からの苦情には時期をすみやかに返答し、対応するという、内容の検証可能な解決方針によって取り組むべきである。地域社会の権利と事業者、事業者団体、養殖を行う企業との相互関係は複雑であり、また流動的であることが多い。この基準の意図するところは、地域社会が、明確で透明性のあるやり方で事業者と相互関係を持てるようにし、そして事業者が養殖場を責任を持って維持し、地域社会と積極的な関係作りができるようにすべきである、というものである。

7. 原則:社会的、文化的な責任を自覚した上での養殖場の開発と事業運営

問題点:二枚貝の水産養殖は、その事業が従業員と地域社会に利益をもたらすことを保証するという社会的責任を果たす手法で着手されなければならない。養殖場で働く個人の労働の権利は重要で、職場での勤務条件は従業員に対する公正な取り扱いと、賃金の支払いを保証するものであるべきである。適切な労働条件には、児童労働の禁止、強制労働の禁止、差別の禁止などが含まれる。苦情処理手続と内部告発者の保護は、公正で平等な職場環境を実現し、維持していくために非常に重要である。貝類の養殖事業として社会的責任を果たすためには、従業員と管理者に適切な研修の機会を設け、安全で衛生的な職場環境を通じて従業員の健康と福祉を保証しなければならない。下記の社会的基準の補足情報は、別紙Ⅲを参照されたい。

7.1 判定基準:児童労働

指標	要件
7.1.1 児童 ¹⁴ 労働 ¹⁵ の発生	0 件

【根拠】 この項で述べる児童労働規範の順守と定義は、ILO:国際労働機関(International Labor Organization)および各種の国際会議において、一般的に児童および若年労働者¹⁶の保護のために重要な分野と合致している。児童は、身体の発育、知識および経験における年齢に関連した固有の限界があるために、経済的搾取に対して特に脆弱である。児童には教育や発育、遊びのために十分な時間が必要である。したがって、その身体または精神的な健康にとって有害な¹⁷仕事または勤務時間に拘束されることがあってはならない。この目的で、児童労働となるものに関するこの基準は、認証を受けた養殖事業において、児童と若年労働者の利益を擁護する目的のもとに策定されるものである。

¹⁴ 「児童」の定義は、15 歳未満の人である。法律が就労可能な最低年齢や義務教育のためにもっと高い年齢を定めている場合は、その高い方の年齢を適用する。しかし、ILO 条約第 138 号に基づく発展途上国に対する例外に従って、国によって就業可能最低年齢を 14 歳と規定している場合は、その年齢を適用する。

¹⁵ 「児童労働」の定義は、児童の定義で規定された年齢より若い児童によるすべての労働である。ただし、ILO 条約第 138 号第 7 条で定められた軽労働を除く。

¹⁶ 「若年労働者」の定義は、上記の定義による児童の年齢と 18 歳未満の間のすべての労働者である。

¹⁷ 「有害な労働」の定義は、その性質または労働が行われる環境によって労働者の健康または安全に有害となるおそれのある仕事である。

7.2 判定基準:強制、奴隷奴隷または拘束労働

指標	要件
7.2.1 強制 ¹⁸ 、奴隷労働 ¹⁹ または拘束労働の発生	0 件

【根拠】 強制労働(奴隷、債務による拘束、人身売買など)は世界中の多くの産業と地域において深刻な問題となっている。雇用契約は明確に表現し、被雇用者が理解したことを確認することが、労働が強制的なものでないことを判断するうえで非常に重要である。労働者が自由に職場を離れられないこと、雇用者が労働者の身分証明書の原本を保留することは、雇用が自由意思でない可能性を示している。従業員は常に職場を離れることを許され、労働時間外の自分の時間を自由に使えるようにすべきである。雇用者が、労働者の身分証明書の原本を保留することは決して許されない。これらの方針を順守することによって、養殖事業が強制、奴隷または拘束労働者を使用していないことが明らかになる。

7.3 判定基準:差別

指標	要件
7.3.1 差別 ²⁰ の発生	0 件

【根拠】 一定の特徴(性別または人種など)に基づいた従業員に対する不平等な待遇は、労働者の人権の侵害となる。加えて、職場環境に広がる差別は、全体としての貧困や経済成長率にも悪影響を与えるおそれがある。差別は多くの職場で発生し、またさまざまな形態をとる。認証を受けた水産養殖場で差別が発生していないことを保証するために、雇用者は、公式な差別禁止方針、同一労働同一賃金の方針、さらに差別に関する苦情のすみやかな提起、提訴、対応について、これらを明確にまとめた手続を作成して、順守していることを証明する必要がある。これらの方針と手続の順守に関する証拠の提出は、労働者側からの証言を加えて、差別の極小化の指標となる。

¹⁸ 「強制」はその人が自分自身に自発的に課したのではないペナルティー、またはその労働またはサービスを負債の返済として要求する形のペナルティーを課すと脅迫して無理に人にやらせるすべての労働またはサービスである。「ペナルティー」には、権利または特権の喪失、または行動の制限(または身分を証する書類の保留)などや金銭的制裁、体罰の意味合いのものも含まれる。

¹⁹ 「奴隷労働」は人が使用者または債権者から金銭的負債の債権保有者への返済を求められて強制的に働かされる場合である

²⁰ 「差別」はあらゆる区別、除外、または選り好みであって、それにより機会または待遇の平等を無効にしたり、または損なう効果を生じるものである。しかしすべての区別、除外、または選り好み必ずしも差別となるわけではない。例えば、能力給、成果に基づく給与またはボーナス自体では差別ではない。また一部の国では、一定の少数グループ出身者を優遇する差別を合法としている。

7.4 判定基準:健康と安全

指標	要件
7.4.1 健康と安全に関連する事故と違反行為は、すべて記録され、必要があれば是正措置をとる	必要
7.4.2 労働衛生と安全の研修の機会がすべての従業員に与えられている	必要
7.4.3 従業員の業務上の災害または傷害に対する医療費は雇用者の責任であり、他の方法で補填されない限り保険(災害および傷害)の裏付けがある	必要

【根拠】 災害や傷害、またはこれらに関連する違反行為が発生すれば、会社はその記録を残し、その出来事の根本原因を特定するために是正措置をとり、同じような出来事が将来起きないように防止策を講じなければならない。健康と安全な行動に関する一貫した効果的な従業員教育は、防止策として重要である。しかし、多くの国では、業務上の災害と傷害については雇用者がその責任を負うことを法律で求めているが、必ずしもすべての国がこうした要求をしているとは限らず、またすべての従業員が(例えば、ある場合には移民およびその他の労働者)こうした法律で守られているわけでもない。

7.5 判定基準:公正かつ適切な賃金

指標	要件
7.5.1 公正かつ適切な賃金	必要

【根拠】 労働者は公正かつ平等な賃金を支払われるべきである。また、会社の方針と慣行においても懲戒処分による減給を禁じるべきである。支払いは労働者にとって都合の良い方法で行わなければならない。

7.6 判定基準:結社の自由と団体交渉

指標	要件
7.6.1 従業員の結社の自由と団体交渉の権利	要

【根拠】 結社の自由を持ち、団体交渉を行うことは、労働者の非常に重要な権利である。それは、公正な報酬の交渉などをする場合、労働者が雇用者より均衡のとれた力関係を持つことができるからである。これは、認証された水産養殖事業のすべての労働者が労働組合または類似の組織に加入しなければならないという意味で

はないが、そのような組織がある場合、労働者はその組織への加入を禁じられるようなことがあってはならないということである。組織が存在しない、または非合法である場合、会社は労働者が自由に選出した代表者の組織を通じた団体による対話の実施を厭わないということを明らかにしなければならない。

7.7 判定基準: 虐待的懲戒慣行の禁止

指標	要件
7.7.1 養殖場における虐待的懲戒処分の発生	0 件

【根拠】 職場において懲戒が行われる理由は、不適切な行動を正し、従業員の行動と仕事の成果の水準を効率的なものに保つためである。しかし、虐待的な懲戒は労働者の人権を侵害するおそれがある。懲戒処分の是非、常に労働者の改善に向けられるべきである。認証された水産養殖事業では、労働者の身体的および精神的²¹健康または尊厳に悪影響を与える脅迫的、屈辱的、または懲罰的処分を決して用いてはならない。認証を受けた水産養殖事業の雇用者は、別紙Ⅲに記載の懲罰的処分の禁止を表明し、併せて労働者の証言による証拠を提出し、自分の事業では虐待的懲戒処分を用いていないことを明らかにすべきである。

7.8 判定基準: 勤務時間

指標	要件
7.8.1 勤務時間および時間外勤務に関する法律または期待値(その詳細については別紙Ⅲ参照)に対する違反または不正使用の発生	いいえ

【根拠】 勤務時間に関する不正は、多くの産業と地域でまん延している問題である。長時間の時間外労働に従事している労働者は、自身の仕事と生活のバランスの悪化に苦しんでおり、疲労に関連した偶発事故の発生率が高い。よりよい勤務管理条件に従い、認証を受けた水産養殖事業の従業員は、明確なガイドラインの範囲内で週の勤務時間を超えて働くことは認められているが、それには割増率²²で補償されなければならない。休暇や勤務時間、上記の補償率などが要求されるのは、これらによって時間外勤務の悪影響を和らげるためである。

²¹ 精神的虐待とは、言葉による虐待、隔離、性的または人種的いやがらせ、物理的力による脅迫または威嚇をはじめとする、意図的な権力の使用を特徴とする。

²² 割増率とは、標準の勤務に対して支払われる率よりも高い賃金の支払い率。各国の法律、規則、業界標準に従わなければならない。

別紙 I：計算式および計算例、原則 2 に対する背景の補足

二枚貝の養殖と海底の富栄養化

貝類養殖は生態系に変化をもたらすが、その一つが有機堆積物の増加である。水中に浮遊する有機物を濾過し、その凝縮物を大きく速く沈降する粒子(糞および擬糞)に変えることによって、貝類は有機排出物を海底に堆積させる。貝類養殖による海底の富栄養化が、底生動物群集および生息地に与える影響に関する研究結果によると、影響は無いかあってもごくわずかとしたものから(Baudinet *et al.* 1990, Grenz *et al.* 1990, Hatcher *et al.* 1994, Grant *et al.* 1995, Shaw 1998, Chamberlain *et al.* 2001, Crawford *et al.* 2003, Harstein & Rowden 2004, Anderson *et al.* 2005, Mallet *et al.* 2006, Miron *et al.* 2005, Lasiak *et al.* 2006)、養殖場内に著しい影響が出たとするもの(Dalbeck & Gunnarsson 1981, Mattsson & Linden 1983, Kasper *et al.* 1985, Tenore *et al.* 1985, Jaramilo *et al.* 1992, Chililev & Ivanov 1997, Mirto *et al.* 2000, Stenton-Dozey *et al.* 1999, 2001, Chamberlain *et al.* 2001, Christensen *et al.* 2003, Smith & Shackley 2004, Harstein & Rowden 2004, Otero *et al.* 2006, Giles *et al.* 2006, Metzger *et al.* 2007, Cranford *et al.* 2009)、沿岸生態系の規模で著しい影響が出たとするもの(Hargrave *et al.* 2008)まで様々である。有機物の供給に影響する要因(例えば、二枚貝養殖の規模・期間・集約度、養殖場の慣行、セストン(浮遊有機物)濃度、および餌の摂取速度と効率など)と、その環境の同化作用の能力に影響する物理的要因(例えば、水深、堆積率、潮流の速さ、風速など)によって養殖場の脆弱性は左右されるので、底生動物に与える影響の範囲と程度は、常にその養殖場に固有の問題である。

養殖する二枚貝のバイオデポジション(生物源堆積作用)速度は、二枚貝の摂餌速度に関係し、それは種と体サイズによってある程度変化する。海底への有機物の供給を決定する主な要因は、養殖場に飼育されている二枚貝の総生物量である。垂下式養殖は、地まき式養殖に比べて一定面積あたりの養殖する生物量を大幅に増やすことができるので、底生動物に対するリスクもそれだけ大きくなる。上記で紹介した研究のうち、海底に対して著しくマイナスの影響を与えるとしているのは、一般的に垂下式養殖の地域で行った研究である。そこで地まき式養殖による底生動物の富栄養化の影響によるリスクが比較的低いことを考慮して、地まき式養殖は富栄養化の基準の対象外とすることにした。ここでは地まき式養殖を、飼育生物量の増加に寄与する構造物(例えば、ひびや囲い)を必要としない潮間帯域と亜潮間帯域における養殖に限定している。

養殖場直下の堆積物中の総遊離硫化物の水準を、近隣の対照区のそれと比較することによって、富栄養化の程度を評価することができる。堆積物の富栄養化は、堆積物中の硫化物の変化が大型底生動物相の生物多様性に与える影響に基づいて分類される(Hargrave *et al.* 2008b およびその引用文献参照)。これに関連する硫化物の閾値によって、養殖場の管理者は基礎環境濃度の正常範囲にあるか、底生動物の生息地の劣化を示しているかを識別することができる。

生物指標の変化は、堆積物内の溶存酸素が有酸素から無酸素に状態変化する際の硫化物レベルの変化と一致している。硫化物濃度の増加によって起こる底生動物の多様性に与える影響は重大で、低濃度でも影響が出る。有酸素状態と低酸素状態との境界は、硫化物濃度 1500 μM であることが確認されている。この閾値は大型底生動物の群集構造の「中」から「少」への変わり目を示す(Hargrave *et al.* 2008b)。相関のある化学物質と底生動物の多様性の変化から、底質の富栄養化レベルを分類する模式図が用いられた(Pearson & Rosenberg 1975)。この図では、分類群の平均数は、標準的な有酸素状態に比べて約 50~60%減少した(Hargrave *et al.* 2008b)。無酸素状態の堆積物は、硫化物濃度が 6000 μM より高い。硫化物濃度が 3000 μM より高くなると、低酸素と分類されるが、硫化物耐性の低い分類群は姿を消し、またより耐性のある日和見種(一般に小型だが、早熟多産の生活史をもつ種)でも大量に増えることはなかった。3000 μM 以上は、底生動物の群落構造に対して「過酷な低酸素ストレスを与える状態(Diaz & Rosenberg 1995)」であり、その特徴は「堆積物が底生動物の生息地に高いリスクを与える“汚染された”状態にある(Pearson & Rosenberg 1975)」ことである。

表 1 垂下式二枚貝養殖が底生動物に与える影響に関する段階的評価。底生動物の評価に関する試料採取デザインと測定プロトコルは別の文書の形で基準に含まれている。

方法	分類	判定	条件
養殖場および対照区における撮影記録による底質の状態と底質表層の硫化物濃度(S)	段階 1 非堆積性の粗い底質 (岩礁、礫、砂) または $S \leq 1500 \mu M$	許容できる	5年ごとに測定
	段階 2 堆積性の細かな底質 (砂～シルト)かつ A) $1500 M < S \leq 3000 \mu M$	許容できる	毎年測定し、必要に応じて管理者は、養殖場の硫化物濃度が、近隣の対照区の測定値の自然変動範囲内に収まる対策を講じる
	B) $S > 3000 \mu M$	許容できない	認証以前に、管理者の対策(養殖場を休ませるなど)が必要

植物プランクトンの枯渇

潮流による水の交換に要する時間(RT)が、二枚貝による水のろ過に要する時間(CT)よりも短い($CT > RT$)場合、環境収容力の限界は超えていないものと期待できる。もし、 $CT < RT$ であれば、養殖二枚貝がその水域の生態系を支配している可能性があり、ろ過時間と一次生産時間(PPT)の関係をさらに評価する必要がある。段階 2 の計算の根拠は、湾内の水交換の状態が悪くても、その湾における植物プランクトンの生産がある程度まで養殖の持続可能性を下支えするということである。一次生産時間はろ過時間よりは短く($CT > PPT$)なければならない。さもないと、貝類の餌となる植物プランクトンは急速に枯渇する。理論的に基準は $CT/PPT > 1$ かもしれないが、実際には $CT/PPT > 3$ とすべきである。これは、一連の河口域における経験的データと、一定水準の一時生産を確保するためには植物プランクトン量にある程度の余裕が必要であるという論理的仮定とを根拠としている(Smaal & Prins 1993)。もちろん、養殖場付近に植物プランクトンを必要とする他の生物が生息している可能性を加味してのことである。この 3 という数字は生態学的に定められた基準ではなく、実際的な数字であることを理解してほしい。 $CT/PPT \leq 3$ であれば、もはや認証の資格はない。このような場合、多数の養殖場による海洋への累積的影響を考慮し、生態学的環境収容能力を絶対に超えることの無いよう、飼育量を削減するといった湾全体の管理計画が必要である。

これらの計算を行うために、「水塊」を把握する必要がある。これは近接する養殖場の影響範囲と重なる場所の累積的影響を評価する際にも必要である。閉鎖的湾または入り江のような場合、養殖場が位置する範囲の地理的境界は明らかなので、これを水塊と考えてよいだろう。その他の曲がりくねった複雑な水路または開放性海岸のような例では、はっきりした境界が存在しない可能性がある。このような場合、養殖場が位置する水塊について何らかの評価が必要で、その影響範囲は、環境収容力、配慮すべき地域社会が近隣に存在するか否か、または保護対象種の採餌区域との関係で推計することができる。

水塊または養殖場の潜在的影響範囲を評価するためにいくつかの方法がある。例えば、流体力学に基づいたシミュレーションモデルや、それに植物プランクトンの動態データを加味したモデル、より簡単な手法として潮汐移動距離(tidal excursion)や潮流計を用いた残差流からの評価、さらには浮きや染料の移動拡散を測定する安価な手法などがある。沖合の二枚貝養殖場の大半は、零細な沿岸養殖場に比べて比較的大規模で、おそらくより豊富な資金を有する企業が所有していると考えられる。したがって、潮流計の導入は可能であろう。

計算式と計算例

養殖場の影響範囲の推計

原則として、推計した養殖場の潜在的影響範囲は、養殖場のある湾の面積より狭いはずである。あるいは養殖場を中心とし、平均流速と回転時間(植物プランクトンの再生産に要する時間)から求められる距離を半径とした円内に収まるはずである。適度な条件下では、植物プランクトンの成長はほぼ 1~2 日である。したがって、潜在的影響範囲から算出する水塊(近似値)は次のとおり:

$$=[\text{養殖場での平均潮流速度}] \times [2 \text{ 潮汐サイクル(すなわち、M2 潮汐が支配的なら 25 時間)}] \times [\text{平均水深(または養殖場所の水深が深いならば栽培線の深さ)}]$$

海岸から若干沖合にある養殖場の計算例は次のとおり:

1. 平均潮汐速度が毎秒 5cm で、水深が 15m の場合。潜在的影響範囲は半径 4.5km(=0.05m × 60 秒 × 60 分 × 25 時間)で、水塊の容積は、675,000m³(=4500m × 15m)となるであろう。
2. 平均潮汐速度が毎秒 2cm で、水深は 30m だが、栽培線は 7m の深さまでしか伸びていないという場合。潜在的影響域は半径 1.8km(=0.02m × 60 秒 × 60 分 × 25 時間)で、水塊の容積は 12,600m³(=1,800m × 7m)となるであろう。

ろ過時間:CT(指標 2.2.1 参照)

$$CT \text{ (日数)} = V_t / (N \times C)$$

ここで、

- V_t : 満潮時の水塊の総容積(リットル)
- N : 二枚貝の数
- C : 収穫サイズでの平均ろ過速度

滞留時間:RT(指標 2.2.1 参照)

$$RT = -1 \times P / \ln (V_l / V_t)$$

ここで、

- P : 潮汐周期、すなわち潮汐サイクルの長さ(例えば、半日周潮ならば~0.5 日)
- V_l : 干潮時の水塊の総容積(リットル)
- V_t : 満潮時の水塊の総容積

注：深海の層状養殖地域（例えば、外洋およびフィヨルド）については、この計算は表層混合層に限定すべきである。海水交換について潮汐洗浄が支配的でない場合（例えば、主として川の流れまたは風強制に支配されている場合）適切な容積交換を計算しなければならない。

一次生産時間：PPT（指標 2.2.2 参照）

$$PPT = B / PPP$$

ここで、

B : 植物プランクトンのバイオマスの年間平均

PPP : 当該系内における植物プランクトンの一次生産 (Phytoplankton Primary Production)

注：B はクロロフィル a の測定値から推計することができる。この測定値は公表データ、または炭素対クロロフィル率を 50 と想定した衛星予想で得られる。PPP は公表結果またはモデル予測で入手できる。入手可能なデータ源の例は次のとおりである。

<http://marine.rutgers.edu/opp/>

<http://www.science.oregonstate.edu/ocean.productivity/index.php>

別表Ⅱ：在来種の養殖における指針

孵化場で生産された種貝の遺伝的影響

孵化場で生産した種苗は、時間の経過とともに遺伝組成が変化し、その種の長期的な生存能力にリスクをもたらすため、養殖種が天然個体群に悪影響を与える可能性がある。養殖種とその種苗が移植された場所に特有の遺伝的懸念がある場合、それに対する取り組みが行われるべきである。この取り組みには、1) その地域の母貝を使用すること、2) 産卵期ごとあるいは年ごとに母貝を交換すること、3) 孵化場で繁殖した貝をその孵化場で母貝として用いるのを避けること、の3つの方策によって母貝の多様性を保存することが含まれることになる。また、養殖場の規模と養殖種の潜在的な生殖能力(例えば、二倍体か三倍体か、または収穫時における年齢と第一次成熟期の年齢を考慮しているか)が、養殖場を基点とした適切な拡散中心域内にある天然個体群の規模と潜在的な生殖能力よりはるかに小さいという証拠書類を提出することも役立つ。この基準の順守は、その地の漁業情報が入手できるかどうか、また管理体制が有効かどうかによって左右される。この取り組みには、例えば、孵化場で繁殖させた二倍体種の特性(生存率と成長度など)と形質(貝殻の形と色など)が、野生種のそれとは分化していない、という飼育実験(common garden trial)結果を書類で提出することが考えられる。孵化場と養殖場の共同責任で基準を守るというのも一つの方法だろう。さらに、移植のために、成長度、収穫高、生存率、形態のような養殖形質を改善する目的で意図的に野生種を変化させる飼育プログラムから採取した不妊種の生産も含めることもできる。地理的地域を移植に適した場所に修復する活動のなかに、病気に強い天然個体群を作るために、野生種から養殖種を意図的に分化させる活動が含まれている場合、こうした活動に対する協力実態を書面に残すことも取り組みの一つと考えられる。

別紙Ⅲ：ASC 二枚貝基準の社会要素に関する指針

養殖場の労働問題と労働条件に関する基準は、労働問題について広くその指導的立場を認められている国際社会責任機構(SAI: Social Accountability International)からの情報に基づいて作成した。SAIはさらに、次の指針を「二枚貝水産養殖管理検討会」の基準の社会的要素に加えるようにと勧めてくれた。

1. 児童労働

ガイダンス

- 15歳未満の児童は以下の条件のもと、軽作業(「軽作業」の定義は下記参照)に限り従事することができる。
 - ①登校日または休日に、1日2時間以下、かつ
 - ②学校および軽作業にかかる時間の合計が、1日7時間以下
- 15歳から18歳の被雇用者(若年労働者と定義する)については、仕事は学校教育に抵触してはならない。1日の通勤通学時間、授業時間および労働時間を合わせて10時間を超えてはならない。
- 18歳未満の者に危険な仕事をさせてはならない。危険な仕事には、労働者の身体の大きさと不釣り合いな重量物を持ち上げること、重機械の操作、夜勤、有害な化学物質の被ばくの可能性がある仕事を含む。

定義

「軽作業」はILO条約第138号第7条第1項で定められているように、1)児童の健康または発育に害を及ぼすおそれなく、そして2)学校への出席、職業オリエンテーションまたは訓練プログラムへの参加に支障を来したり、または授かった教育から恩恵を受ける能力を減じるおそれがない作業である。

2. 強制労働、奴隷労働、または拘束労働

ガイダンス

- 雇用者が身分証明書の原本を保留することは許されない。
- 契約書の記載内容は明確で、被雇用者に理解され、また被雇用者に負債を負わせるように仕向けたもの(例えば、被雇用者に訓練プログラムの代金を支払わせる)であってはならない。
- 被雇用者は、働いていない時には自由に職場を離れることができ、自分の勤務外の時間を管理することができるべきである。

注：移民労働者および請負労働者／下請け労働者の立場には特別な注意が必要である。

3. 差別

ガイダンス

- 会社は、雇用、給料、訓練への参加、昇進、社会的階級に基づく解雇や退職、出身国、宗教、身体的障害、性別、性的指向、労働組合への加盟、政治的所属や年齢による差別をしてはならないとともに、またはこれらの差別を後押しするようなことをしてはならない。
- 会社は、被雇用者が信条もしくは慣行を守り、またはこれを実行する権利、あるいは被雇用者が人種、社会的階級、出身国、宗教、身体障害、性別、性的指向、労働組合への加盟または政治的所属に関連する必要性を満たす権利を妨げてはならない。

4. 健康と安全

ガイダンス

- 職場環境における危険要素とリスクの極小化。これには職場での事故や傷害を防止するための文書化された手順と方針が含まれる。緊急事態への対応手順を作成し、従業員に周知させなければならない。
- 職業上の健康と安全に対する違反に関する文書の作成。
- 清潔な便所、飲用水と衛生施設が利用可能なこと。
- 宿舎は清潔かつ安全で、従業員の基本的な必要を満たしていること。
- 別段の補償がある場合を除き、職場環境において事故に遭い、または傷害を被った従業員を補償する保険。特にその地またはその国の法律や規則の対象外となるおそれのある移民または外国人労働者には特別の配慮をしなければならない。
- 発生した事故を踏まえた是正措置の計画。

5. 公正で適切な賃金

ガイダンス

- 懲戒処分による減給がないこと、および賃金と手当については従業員に明示すること。
- 賃金と手当は従業員に便利な方法で支給すること(例えば、現金、小切手、電子的手段による支払いの代わりとしての旅行、約束手形、クーポン、製品または商品による支払いは禁止)。
- 労働のみの契約関係または虚偽の見習い制度の禁止(「労働のみの契約関係」または「虚偽の見習い制度」の定義については下記参照)。

定義

労働のみの契約の取り決め: 正規の賃金の支払いや健康と安全保護のような法律で要求されている便益の支給を回避する目的で、正式な雇用契約を成立させずに労働者を雇用する慣行。

虚偽の見習い制度: 契約に見習いの制度と賃金の条件を定めることなく見習い生という名のもとに労働者を雇用する慣行。不当な低賃金や法的義務の回避、児童の雇用が目的ならば、それは「虚偽の」見習い制度である。

6. 結社と団体交渉の自由

ガイダンス

- 雇用者は、すべての従業員が自ら選んで労働組合を結成したり、加盟する権利と団体交渉を行う権利を尊重すべきである。
- そのような状態が法律で制限されている場合、雇用者は独立した自由な結社および交渉に匹敵する手段について手助けし、従業員が差別の対象でないことを保証すべきである。権利が制限されている場合、会社は従業員に対して、会社側は代表組織を通じて従業員と集団対話を行う用意があること、さらにその機会を喜んで提供することを明らかにする必要がある。

7. 虐待的懲罰行為の禁止

ガイダンス

- 体罰、物理的・心理的強制または言語的虐待への関与や、それを支持することは絶対に許されない。労働者に懲戒を与える手段としての罰金または賃金の差引も容認できない。

8. 勤務時間と時間外勤務

ガイダンス

- 監査の任に当たる者は、当該地域の勤務時間と時間外勤務に関する要件を承知していなければならない。勤務時間の記録と給与支払名簿を点検し、労働者の面接を通じて、その労働者が法的に認められた時間内で勤務していることを検証することができる。給与明細書と給与支払記録によって、時間外勤務に対しては割増賃金が支払われているかどうかを確認できる。時間外勤務が当然のことになっていないことを検証するために、面接を実施し、少なくとも過去 1 年間の勤務時間の記録と勤務時間に関するその他の記録はもちろん、生産記録の点検を行うことができる。自発的ではない時間外勤務を認める団体協約が整っていれば、自発的でない時間外勤務について例外が認められることがある。
- 雇用者は、勤務時間に関する適用法と業界標準を順守するものとする。法律で「週所定労働時間」を定めることができるが、恒常的に(すなわち、常にまたは大部分の時間)48 時間を超えてはならない。季節性に基づく変動を適用することができる。
- すべての時間外勤務には割増賃金を支払い、その合計は 1 週につき 12 時間を超えてはならない。時間外勤務は自発的なものとする。この要件に対する例外は、その例外が合法的で、業務上の短期的な必要性を満たすために、この問題に対応する労働協約が整備されている場合に認めることができる。

別表 IV: 二枚貝の垂下式養殖の底生動物に対する影響評価のための調査法

1.0 根拠

二枚貝の垂下式養殖の影響を受けた底生動物に関する環境変化やかく乱を検出するためには、BACI (Before-After-Control-Impact: 事前-事後-対照区-影響区)モデルと GA (Gradient Analysis: 環境傾度分析)モデルを使用するのが良い。これらの調査法は、基準 2.1.1 に示した海底の状況に応じた映像撮影(底質が礫～砂で試料採取が困難な場合もしくは有機物の堆積が見られない場合)や硫化物の測定(砂～シルト)といった段階的手法と整合性があり、推奨できる。底生動物の生息地の時間的、空間的变化を測定するためには、測線上に設定された、またはランダムに設定された採取地点における観測結果を比較することで得られる。観測を行う地点(観測ステーション)の位置、数、サンプリングの頻度は、選択した調査法によって異なる。BA (Before-After: 事前-事後)モデルは養殖施設の設置の前後の観測結果を比較する。このモデルの代わりに、養殖を行っていない区域 C (Control: 対照区)と養殖を行っている区域 I (Impact: 影響区)とを比較する CI モデルを採用することもできる。複数の地点において BA と CI の両モデルのデータが入手可能な場合、BACI モデルにより環境かく乱に関連する環境変化を検出することができる。GA モデルにより養殖場から離れるに従い指標が変化するならば、回帰分析を用いて空間的傾向を検証できる。

2.0 段階的評価

二枚貝養殖が底生動物の生息地に及ぼす影響を評価するために、基準 2.1.1 で示した段階的評価方法を推奨する(図 1)。岩礁帯のように試料採取が困難な場合(段階 1a)、測線にそった海底の映像・画像の撮影を 5 年に 1 度行うことを勧める。底質が砂質～泥質の場合、硫化物濃度の平均値もしくは中間値を測定し、そのレベルに応じて 5 年に 1 度(段階 1b)、もしくは 1 年に一度ないしはそれ以上の頻度(段階 2a、2b)で行うのが良い。

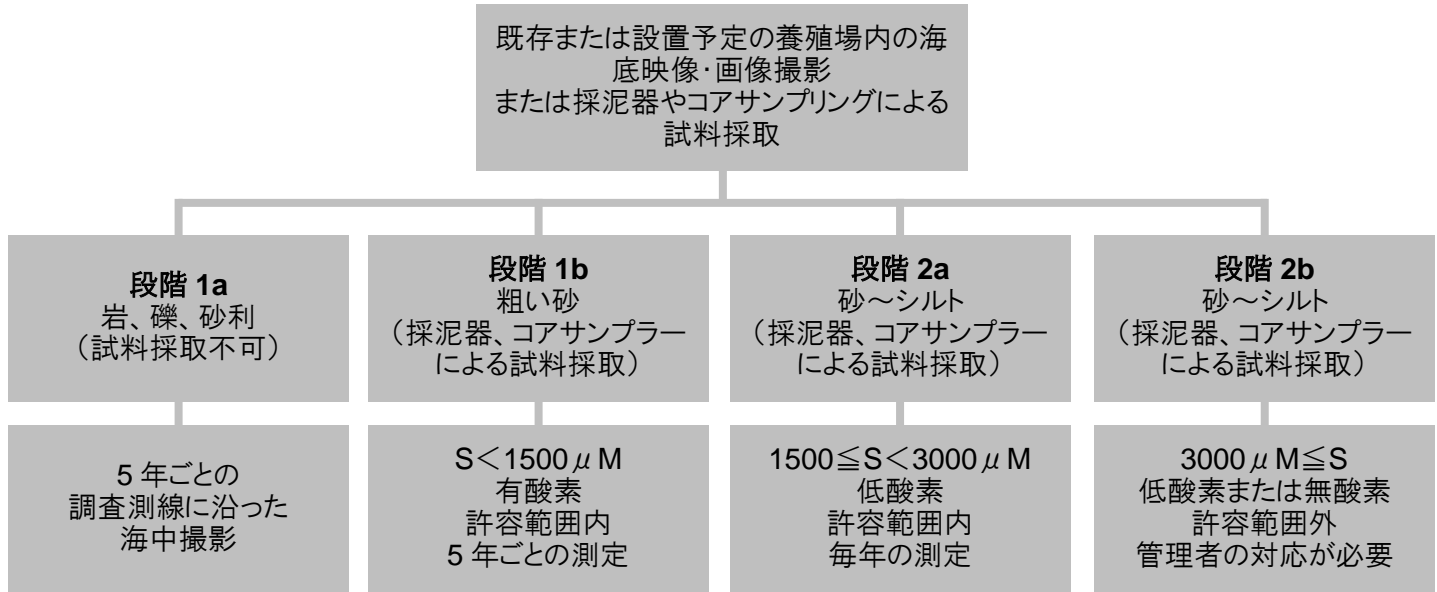


図 1 二枚貝養殖が底生動物の生息地に及ぼす影響を評価するための段階的評価法(基準 2.1.1 参照)

3.0 試料採取の調査法

3.1 事前-事後の比較(対照区の有り無し)

Green(1979)は、ある地域における人為的な活動による環境変化を検知する方法として、その活動の事前と事後(Before-After)の状況の観察比較法を記述している。Underwood(1991, 1992, 1994)と Smith ほか(1993)は、測定指標の変化が環境のかく乱によって生じたかのか、あるいは自然本来の変化によるものかを説明する手法として、対照区と影響区(Control-Impact)の複数か所における観察比較法(BACI 法)を示した。

この BACI 法を全面的に適用するためには、ある「事象」により一つまたは複数の測定項目が変化したかを判定するために、複数の採取地点において、さまざまな時間間隔で、同一回数、繰り返し試料を採取する必要がある。かつ、かく乱の要因となる活動の事前と事後の観察結果を比較する。影響を受けた地区と対照区において無作為に選定された複数の地点で、活動以前と以後で、毎回同じ場所で観察と試料採取を行うのがよい。理想的には、試料採取はランダムに複数回行うべきだが、季節的な変化の影響を抑えるため、最低でも年の特定時期に行う必要がある。

この手法は、ムール貝養殖が定着した後、大型の底生動物群集の時系列的変化(Lasiak *et al.* 2006)の評価と、有機堆積物の富栄養化に対する地球化学的指標の評価(Cranford *et al.* 2009)で使われている。

3.2 対照区-影響区の比較

養殖開始以前のデータは入手不可能なことが多い。このような場合、養殖によるかく乱の影響を受けていないと推定される養殖場外の区域を対照区とし、養殖場内を影響区とし、養殖場の内部と外部を比較するCI(Control-Impact)モデルを適用する。CIモデルでは、対照区と影響区にそれぞれ一定間隔、もしくは無作為に採取地点を設定する。無作為に設定する場合、自然環境本来の変動を示すように影響区から十分な距離をとった場所を選定する必要がある。適切な距離は測線上のさまざまな地点で採取することで評価できるが、この測線の方向と距離は卓越する流速と流向によって決まる(後述)。対照区を養殖場に対し上流(潮流の川上側)に

設定するか下流(川下側)に設定するかは、その水域固有の流路条件(hydrography:水路学)によって異なる。底生動物への影響は、養殖施設群の直下でのみ測定可能であったとする研究がある(Grant *et al.* 1995, Crawford *et al.* 2003)。しかし、ムール貝養殖からのバイオデポジション(糞や擬糞などの有機物の堆積)の分布モデルの研究によると、潮流の速度と水深によっては、養殖から生じる微粒子の堆積は養殖場から30~90mの距離で大きくなる可能性があることが示されている(Weise *et al.* 2009)。CIモデルは、ムール貝養殖が盛んな湾における、富栄養化の影響を明らかにするために、養殖場と非養殖地区の対比研究でも用いられた(Hargrave *et al.* 2008)。

二枚貝の垂下式養殖にCIモデルを適用する際、厄介な問題が起きる可能性がある。それは養殖場によるプランクトンの過剰な消費が広い範囲で起こるので、養殖場の外部における堆積率が環境本来の状態よりも低下するという問題である。これは養殖場の外部において、有機物による負荷が低下し、硫化物濃度が減少する結果となる可能性があり、養殖場と対照区間の比較を複雑にさせる。しかしこの仮定は、水深の浅い富栄養の湾におけるムール貝の養殖密集域の事例研究結果により否定された(Crawford *et al.* 2009)。この研究によると、養殖場の境界から10mという近さに設けられた対照区の堆積物の地質化学成分は、養殖が拡大する前後で著しい変化は見られなかったが、養殖場内では顕著な有機物の増加が見られた。

3.3 環境傾度の比較

影響を受ける範囲が明瞭な場合、BACI モデルにより、環境本来の変動を区別した上で、環境の変化を検知するための地域間比較が可能となる。しかしながら、対照区と影響区の境界が不明瞭な場合や境界が変化しやすい場合、測線上の複数か所で試料採取を行う GA モデルが有効である。養殖の環境影響に方向性がある場合、GA モデルは空間的差異を検知する上で CI モデルより精度が高い(Ellis & Schneider 1997)。測線は卓越する潮流の方向に合わせ、採取地点は等間隔にするか、養殖場から離れるに従い影響は小さくなると仮定し、しだいに間隔を空けて設定する。GA モデルを用いて貝類養殖が底生動物への影響評価をした事例としては、Crawford ほか(2003)がある。

4.0 採取地点の位置と数

統計分析の精度は試料数に従い向上する(Sokal & Rohlf 1995)ので、試料数は現実的に可能な範囲で多いほうが望ましく、またその数は比較する全地点同一であることが望ましい。調査に要するコストと、地点間の差異を検出するための統計精度とのバランスをとり、測線にそって、もしくは養殖場の内外各 5 地点において、それぞれ 3 回のサンプリングすることを推奨する。二枚貝の養殖が行われている浅海域に共通の底生動物の変化を説明するために、比較する各地点で複数回の試料採取(3 試料×5 地点、n=15)が必要である。

段階 1a(堆積物が見られない岩礁、礫を主体とした海底)の場合、海底の撮影は、既存または計画中の養殖地域の内部から外部に伸びるよう測線を設定し、GA モデルを適用すべきである(図 2)。養殖施設の配列方向は、「日陰効果」を避け、通り抜ける潮流が最大となるよう設置されると推定される。測線にそって海底の映像撮影を行うためには、調査船が養殖施設の間をスムーズに航行できるよう測線を設定する必要がある。また測線は水深の変化と堆積物の構成の変化を最小限となるよう、可能なかぎり等水深線をたどることができる方角とすべきである。GPS ナビゲーションを用いた撮影では、映像なら連続撮影、画像ならランダムまたは一定間隔で撮影を、養殖場の境界線と外を通る測線全域にわたって、両方向で撮影を行うことができるだろう。画像分析によって、測線上の底生動物の状態変化を観察することができる。

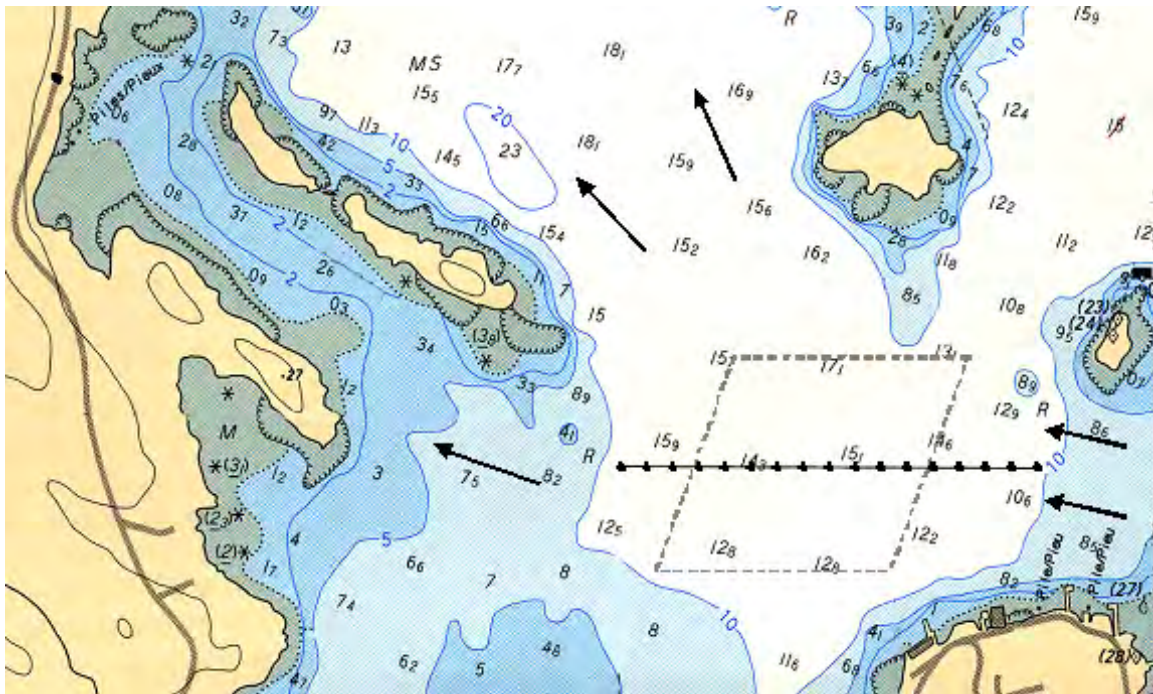


図 2 二枚貝養殖による底生動物への影響が段階 1a の場合の GA モデルを用いた試料採取地点の配置例。測線上の映像撮影ルート(実線)または画像撮影地点(黒点)は、主な潮流(矢印)の軸に沿っており、養殖場(点線範囲)を横切っている。

予備調査や、段階 1b、2a および 2b で、GA モデルを適用する場合、養殖場の上流側もしくは下流側において、養殖場の境界から事前に定めた距離で試料採取を行う(図 3)。採取地点の間隔は一定とするか、養殖場の端から離れるにつれて距離を増やし、測線上の 5 か所の採取地点それぞれで表層(0~2 cm)堆積物の採取を 3 回行う。

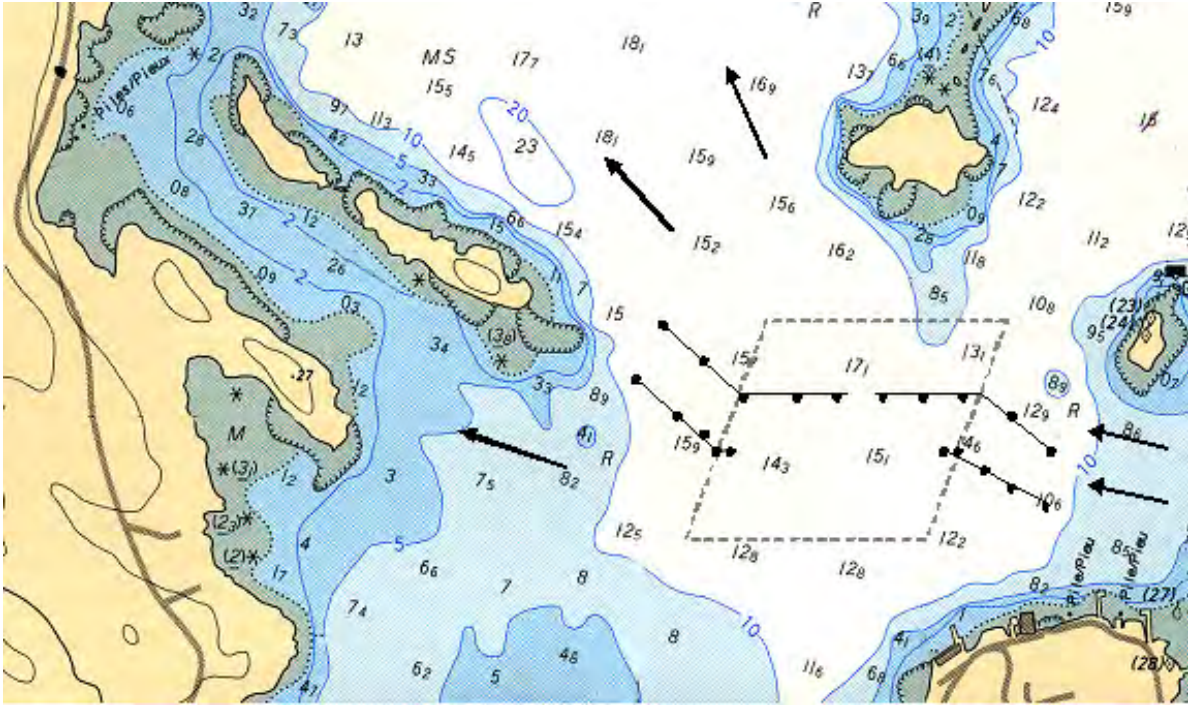


図 3 二枚貝養殖による底生動物への影響が段階 1b、2a および 2b の場合の GA モデルを用いた試料採取地点の配置例。底質の採取地点(黒丸)の配列は、主な潮流(→)の軸に沿っており、養殖場の境界(点線)を横切っている。全遊離硫化物の測定のためには、養殖場の上流側もしくは下流側どちらかで、1 測線上に設定した 5 か所の採取地点から 3 回採取を行う。採取地点間の間隔は一定もしくは、養殖場の端から離れるにつれて距離を増やしても良い。養殖場の境界の中と外では、一般的に水深と堆積物の構成は近似していなければならない。

予備調査や、段階 1b、2a および 2b で、CI (もしくは BACI) モデルを適用する場合、対照区の採取地点は養殖場の境界の上流側もしくは下流側に、事前に定めた距離に無作為に設定する。養殖場の内部および外部にそれぞれ無作為に設定された 5 つの採取地点において、表層 (0~2cm) 堆積物の採取を 3 回行う (図 4)。対照区は養殖二枚貝の影響を受けないと想定される範囲 (バイオデポジションの影響を受けない養殖場の境界から十分に離れた地点) に設定する。硫化物濃度は水深と堆積物の構成により影響を受けるので、対照区の水深と底質は養殖場内と近似していなければならない。

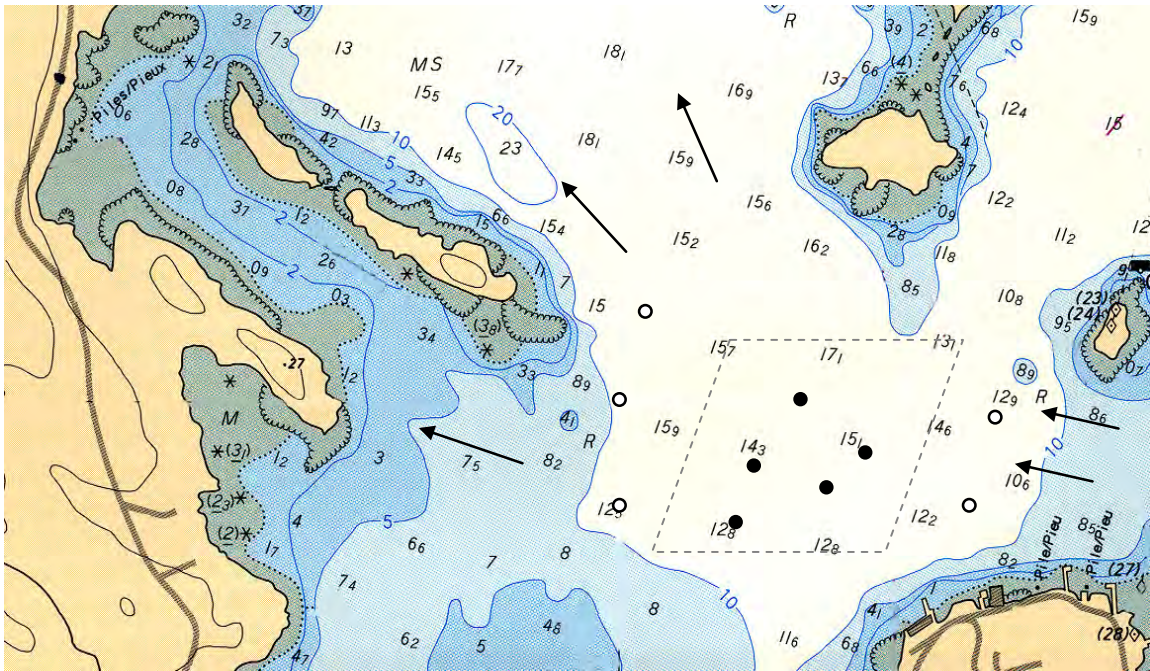


図 4 二枚貝養殖による底生動物への影響が段階 1b、2a および 2b の場合の無作為な試料採取地点の設定例。水深と堆積物の構成が近似する、養殖場の境界の内部 (黒点) と外部 (白丸) に、5 か所の採取地点を無作為に設定し、表層 (0~2cm) 堆積物の採取を 3 回行い、全遊離硫化物の測定を行う。

5.0 統計分析

傾度採取を行った場合: 距離に伴う有意な変化と、適合度の検定を行うために、直線回帰と非直線回帰を用い、各測線上の 5 か所以上から採取した試料を比較する。市販の統計ソフト等を用い、独立残差の分散は等しいという仮定のもと、p 値を計算することができる。各集団の分散が均一であるかどうかの検定には、バートレット検定 (Bartlett's test) を用いる。

無作為採取を行った場合: 底質の状態が段階 1b、2a または 2b であるかを判定する場合、採取地点から得られた試料の平均硫化物濃度 (S) が境界値 (1500、3000 μ M) を超えているかどうかを判断するためには、1 標本片側 t 検定を用いる。この検定の精度は試料数によって影響されるので、各試料は互いに独立であり、かつ正規分布を前提とする。試料数が 15 より少ない場合には使用できない。p < 0.05 の場合、帰無仮説は棄却され、養殖場の平均硫化物濃度は、対照区のそれと有意に異なると判断される。

同一地域の養殖開始の前後で試料の中央値の比較を行う場合、ウィルコクソンの符号順位検定 (Wilcoxon signed-rank test) を用いる。試料数が少ない場合、ノンパラメトリック検定を推奨する。この場合の帰無仮説は「前後の集団間の中央値の分布関数は等しい (前後の観察地の中央値の差分はゼロである)」である。

試料数が 20 より少ない場合、マン・ホイットニーの U 検定 (Mann-Whitney U test) を用い、2 つの集団間の中央値の差が有意であるかの検定を行う。これは、独立した 2 つの集団から採取した試料の分布関数と中央値が等しいかを検定する。正規分布を持つかどうかは問わない。BA (事前-事後の比較) モデルでは時間を集団変数として用い、その場合の帰無仮説は、「硫化物濃度の中央値の時間的変化は同一である」となる。CI (対照区-影響区の比較) モデルで、養殖場内部と外部との硫化物濃度の中央値を比較する場合、場所を集団変数として用い、その場合の帰無仮説は、「2 つの地域間の観察値は有意に異ならない」となる。もし養殖事業の開始前後で、養殖場と対照地とで複数の時期、地点で試料が採取された BACI モデルの場合、分散分析 (analysis of variance: ANOVA) を用いる。ただし、分散分析にはデータの正規分布の確認が必要で、また試料数が少ない場合、統計精度は低下する。

別表 V: 海底堆積物中の酸化還元 ($E_{h_{NHE}}$) および遊離硫化物の測定方法

1.0 底質試料の採取

1. 水深が 20m 未満であれば、ダイバーを使って底質の表層をできるだけかく乱しないようにしながら、アクリル製の口の開いたコアサンプラーを底質の中に垂直に押し込む。底質が圧縮されないよう、ゆっくりとコアサンプラーをねじ込み、押し込んでいる間は、コアサンプラー内部の底質表面とコア外部の底質の水平面が同じになるようにする。
2. 内部の水が漏れないようにコアサンプラーの上端と下端を、ゴム栓またはプラスチックキャップで閉じる。(手順 4 へ)
3. ただし、水深がより深いときは、グラブ採泥器(例: Van Veen 社製採泥器 0.25m²)を用いる。バケットが底質で完全に満たされなくても、比較的かく乱されていない底質表層の試料が入手できる。(手順 8 へ)
4. サブサンプル採取用のシリンジ(手順 7 参照)を用いてさまざまな層のサブサンプルを採取するため、コアサンプラーにはシリンジを差し込むための穴を上部から下部まで 2cm 間隔で螺旋状に開けておき、さらにダクトテープで塞いでおく。
5. 採取後、コアサンプラーを垂直に保ち、堆積物の表面をできるだけかく乱しないように取り扱う。コアの上部から鋭い刃のナイフでそれぞれの穴のダクトテープに切り込み(×)を入れる。
6. コアの上部から順次下へ向かってサブサンプルを採取することで、浅い層から先にサンプリングされ、深い層の底質のかく乱を抑えることができる。
7. 先端をカットした 5ml のプラスチック製シリンジをサブサンプラーとして用いる。コアサンプラーにシリンジ本体を水平に差し込む。奥まで差し込んであったプランジャー(押し子)をゆっくりと引き抜くとサブサンプルが採取できる。
8. 採泥器を用いる場合、バケット内の底質にシリンジを斜めに 2cm 差し込んで、同じようにプランジャーを引き抜けば、試料が得られる。プランジャーを少しだけ引き抜いておき、シリンジ胴体の開口部を堆積物のなかにゆっくりと差し込む。胴体を完全に引き抜くまでこのやり方を反復することで、注射器は気泡を作ることなく 0 ~ 2cm の層の試料で満たされる。
9. 注射器は気密性のプラスチックのキャップで密閉し、氷の上に置くか、冷蔵庫に入れる(摂氏 5 度)。
10. 酸化還元電位($E_{h_{NHE}}$)と溶存する(遊離)硫化物(HS、H₂S、S²⁻)の分析は試料採取後 4~6 時間以内に行わなければならないが、試料は凍結しないように氷の上に置くか、冷蔵庫に入れておけば 72 時間まで貯蔵できる。

2.0 酸化還元電位 ($E_{h_{NHE}}$)

2.1 用意するもの

1. イオン選択性電極(ISE)メーター(例えば、オリオン 4-Star pH/ISE、モデル番号#1215001)またはレドックス電極との接続に適したコネクタの付いた mV メーター。
2. 内部参照電極(例えば、オリオン 96-78BNWP)と複合した、ケーブルと ISE メーターへの接続に適したコネクタを備えた酸化還元電位(ORP: Oxidization Reduction Potential)用のプラチナ(Pt)電極。電極は薄いプラチナ・ディスク(ピンではなく)が付いていて、本体はエポキシ製(破損防止のため)で、充填可能(ジェル充填ではない)なものでなければならない。
3. 海底堆積物に使用するレドックス電極には 4M 塩化カリウム充填溶液(例えば、オリオン溶液 #900011、銀塩化銀飽和塩化カリウム)を推奨する。
4. レドックス参照溶液は、ISE 電極の製造者であれば買えるところもあり、あるいはゾーベル(Zobells)溶液のような標準品は試薬から調合することができる(下記参照)。

5. プラチナ電極を磨くのに清掃用の細長い布(オリオン ISE 電極に使用可能)を使ってもよいし、あるいは粒子の細かい洗剤を研磨剤として使ってもよい。

2.2 ゾーベル酸化還元電位用標準溶液

1. ゾーベル標準 A: 2.11g の $K_4Fe(CN)_6 \cdot 3H_2O$ (ヘキノシア鉄(II)酸カリウム三水和物)と 0.825g の $K_3Fe(CN)_6$ (ヘキノシア鉄(III)酸カリウム)を計って、50ml の容量フラスコに入れ、25ml 以下の蒸留水を加えて固形物を溶解し、50ml に希釈する。
2. ゾーベル標準 B: 0.21g の $K_4Fe(CN)_6 \cdot 3H_2O$ 、0.825g の $K_3Fe(CN)_6$ 、および 1.695g の $KF \cdot 2H_2O$ (ふっ化カリウム二水和物)を計って、50ml の容量フラスコに入れ、25ml 以下の蒸留水を加えて固形物を溶解し、50ml に希釈する。
3. ゾーベル溶液は 24 時間は変質しないので、24 時間以内にこれを使わなければならない。溶液は、ガラス栓の付いた気密のフラスコに入れておけば室温で数カ月は安定している。

2.3 プラチナ電極の性能の評価

1. 乾いた状態で保存されたプラチナ電極は、レドックス標準の性能を判定する少なくとも 24 時間前に充填溶液を加えて活性化しておかなければならない。
2. 準備の整った電極は、強力な酸化還元と標準溶液内の反応が合わさって急速に(30 秒以内)安定するはずである。
3. ゾーベル溶液 A は、4M 塩化カリウム充填溶液とともに摂氏 20 度で $+234 \pm 9mV$ の電位であり、ゾーベル溶液 B の電位は摂氏 20 度で $+300 \pm 9mV$ である。
4. その日の使用が終わったら、電極の先端のプラチナは洗剤または拭きとり用の布で清潔にした後、蒸留水ですすぎ洗う。長期保管(1 週間以上)する場合、充填溶液を取り除いて、測定器は乾燥して保管する。

2.4 酸化還元電位 $E_{h_{NHE}}$ の測定

1. 5ml の注射器内の試料で堆積物の 2 つのサブサンプルの分析ができる。2 本目は予備としてもよいし、または他の分析(例えば、水分の含有量、粒子のサイズ、有機物)にも使える。
2. 分析する前に、2ml の堆積物を注射器から小さな(50ml)のビーカーに押し出す。注射器の目盛で押し出した量を計ることができる。
3. サブサンプルの温度を直ちに計らなければならない。プラチナ電極を試料に入れて先端のプラチナと湿った堆積物が完全に接触したことを確認する。
4. 1~2 分以内に mV(ミリボルト)の読み取りが安定する。酸化性堆積物のようにレドックスの状態が 1 つの酸化還元反応だけで支配されているのではない場合、電極電位は緩慢ではあるが、絶えず転々とした動きを見せる(Whitfield 1969)。任意に定めた時間(3~4 分)のうちに読み取りが安定しなくても、その時間内に読み取った mV を記録する。通常、堆積物の量を少なくすれば、主として可逆的半電池反応に支配されたレドックスの状態によって電位はより迅速に安定する[$HS - aq. \leftrightarrow Sorhomb + H + aq. + 2e^-$] (Berner 1963)。
5. 測定された mV 電位は、使用した充填溶液と試料の温度による電位的特徴を加えることによって、通常の水素電極($E_{h_{NHE}}$)との関係で修正される(表 1)。

表 1 $E_{h_{NHE}}$ を決定するために、さまざまな温度と充填溶液の濃度における通常の水素電極との関係でプラチナ電極に加えらるべき、参照電極電位(mV)
(Wildish *et al.* 1999)

温度(°C)	1.5 M KCl Orion #900001	4 M (飽和) KCl Orion #900011
5	254	219
10	251	214
15	249	209
20	244	204
25	241	199
30	238	194

3.0 遊離硫化物

3.1 用意するもの

1. ポータブルイオンメーター(例: Thermo Scientific 製 4-StarPlus ポータブル型 pH/イオンメーター No.1215001)または硫化銀(AgS)電極に適したコネクタの付いた mV メーター。
2. Sure-Flow®銀/イオウ複合電極(Thermo Scientific 製 No.96-16BNWP)、または類似の電極の先端に薄い Ag のディスク(ピンではなく)の付いた電極。電極は充填可能で、本体がエポキシ製で、イオンメーターに接続可能なコネクタの付いたものでなければならない。
3. Sure-Flow®銀/イオウ複合電極を使う場合、最適温度と応答時間で正確なイオウイオンを測定するためには、充填溶液としてイオン電極用内部液 A(No.900061)を使うことを推奨する(Thermo Electron Corp. 2003)。

3.2 硫化物抗酸化緩衝(SAOB)溶液

1. SAOB 溶液は購入も可能であり(例: Thermo Scientific 製 SAOB II 試薬パック No.941609)、あるいは別の試薬から調合することもできる。
2. 水酸化ナトリウム(NaOH) 20.0g とエチレンジアミン酸四酢酸(EDTA)緩衝液 17.9g(エレンジアミン酸四酢酸二水素二ナトリウム二水和物)をフラスコに入れ、蒸留水で 250ml に希釈する。
3. 使用する前に溶液を室温まで冷やす。溶液は冷蔵庫に入れておけば 7 日間は安定している。
4. 標準見本または試料を分析する前に 250ml の SAOB 溶液に 8.75g の L-アスコルビン酸を加える。この混合液は不安定なので、3 時間以内に使わなければならない。
5. アスコルビン酸を加えた SAOB 溶液を、標準見本と湿った堆積物の試料に、容量 1 対 1 の比率で加える。

3.3 硫化物の標準

1. 硫化ナトリウム九水和物($Na_2S \cdot 9H_2O$) 2.402g をフラスコに入れ、窒素ガスにより脱酸素化した蒸留水で 100ml に希釈して、濃度 0.1 モル(M)の硫化ナトリウム原液を調合する。大きな結晶はすり鉢とすりこぎで細

かな密度になるまで碎かなければならない。ゴム手袋をはめ、試薬の秤量はドラフトチャンバー（排気ダクト）のある場所で行う。

2. 硫化ナトリウム九水和物溶液は不安定で、空気に触れればすぐに酸化するが (Barica 1973)、濃縮した濃度 0.1 モルの原液は暗褐色の気密性のある瓶に入れて冷蔵庫に保存すれば 48 時間は貯蔵できる。
3. 濃縮原液 10ml を容量フラスコに移し、脱酸素水 90ml で 100ml に希釈することによって、一連の濃度を薄めた溶液を作る。
4. 各標準から等分にとった 10ml の原液と脱酸素水 90ml を使って、上記の方法を連続的に繰り返す (例えば、濃度 1000 μ M の溶液は、濃度 10,000 μ M の S^{2-} 標準溶液を 10ml 容量フラスコに移し、100ml の水に希釈する)。
5. 希釈した標準溶液は不安定であり、できるだけ速く電極の校正に使わなければならない。

3.4 銀/イオウイオンの電極の校正

1. 乾燥させておいた銀硫化物イオン (Ag^+/S^{2-}) 複合電極は、少なくとも使用する 24 時間前までに充填溶液を加えて、活性化しなければならない。
2. 標準溶液のセット (例えば、 S^{2-} 100、1000、10000、100000 μ M) を準備して、試料から予期される範囲がすべて測れるようにしておく必要がある。
3. 標準溶液は、試料と同じ温度にしておく必要がある。
4. 銀硫化物イオン複合電極の先端は校正を行う前に、拭き取り用の布または洗剤でそっときれいに拭いておかなければならない。
5. 銀硫化物イオン複合電極の校正は、一連の標準溶液のうち濃度が最も低いものから最も高いものへと順番に行うべきである。
6. 標準溶液を、同量の SAOB (アスコルビン酸を加えたもの) と 1 対 1 の割合で希釈する (例えば、標準溶液 2ml + SAOB 2ml)。
7. 混合液が安定した後 (通常は 2 分以内)、イオンメーターを使って mV 電位を直接測定法で計測する。
8. $\log_{10} S^{2-}$ と mV 電位とは、負の線形関係をもつが、その傾きの理論値は約 -28 mV である (Thermo Electron Corp. 2003)。
9. 校正曲線の傾きの理論値が $-28.1 \sim -29.1$ の場合、 10°C と 20°C それぞれでわずかに温度に反応する。実際には、傾きの係数は電極の特性に応じて、 $-26 \sim -34$ の間で変化する。
10. 電極は少なくとも 1 日に 1 回、または何セットかの試料を分析した日の 1 日前と 1 日後には校正しなければならない。

3.5 硫化物の測定

1. 電気化学電位は温度に敏感なので、標準液と試料は同じ温度 (摂氏 ± 1 度) にしておかなければならない。
2. レドックス測定後ただちに SAOB を堆積物に加えておく必要がある (1 対 1 の量で)。
3. 銀硫化物イオン電極は先端が SAOB 堆積物の混合液に完全に浸るように設置する。
4. SAOB によって作り出されたアルカリ性の状態 ($\text{pH} > 12$) によって、固相の金属・硫化物複合体が溶解し、微粒子相の硫化物 (硫化鉄: FeS と黄鉄鉱) が可溶化するにつれて、やがて S^{2-} の濃度の増加を引き起こす。ドリフト (偏流) が安定した後 (1~2 分) できるだけ早急に記録を取ることにによって、この影響を最小限にとどめることができる。
5. S^{2-} の μ M 濃度を計算するための校正曲線回帰には安定した mV の読取数値を使用する。
6. 銀硫化物イオン電極は、次々と試料を分析する間にきれいに拭いて、蒸留水で洗い流しておく必要がある。
7. 基準電極を 1 週間以上しまっておく場合は、電極から充填溶液を抜いて、収納容器を蒸留水で洗い流しておかなければならない。

参考文献

- Adams, C., Getchis, T., Shumway, S. and Whitlatch, R. 2011. Biofouling in Marine Molluscan Shellfish Aquaculture: A Survey Assessing the Business and Economic Implications of Mitigation. *Biofouling*.
- Allen SK, and SL Downing. 1986. Performance of triploid Pacific oysters, *Crassostrea gigas* (Thunberg). 1. Survival, growth, glycogen-content, and sexual-maturation in yearlings. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 102:197-208.
- Allen SK, and Hilbish TJ . 2000. *Genetic Considerations for Hatchery-based Restoration of Oyster Reefs*. Workshop summary, September 21-22, 2000. Virginia Institute of Marine Science, Gloucester Point.
- Anderson, M.R, Tlusty, M.F., Pepper. V.A., 2005. Organic enrichment at cold water aquaculture sites - the case of coastal Newfoundland. In: Hargrave, B.T. (Ed.), *Environmental effects of marine finfish aquaculture*. Hdb. Environ. Chem. 5 Springer, Berlin, 99-113.
- Barica, J. 1973. Use of a silver-sulfide electrode for standardizing aqueous sulfide solution in determining sulfide in water. *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 1589-1591.
- Baudinet, D., Alliot, E., Berland, B., Grenz, C., Plante-Cuny, M., Plante, R., Salen-Picard, C., 1990. Evidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 207, 187-196.
- Bell JD, PC Rothlisberg, JL Munro, NR Loneragan, WJ Nash, RD Ward, and NL Andrew. 2005. *Advances in Marine Biology 49, Restocking and Stock Enhancement of Marine Invertebrate Fisheries*. Academic Press.
- Berner R.A. 1963. Electrode studies of hydrogen sulfide in marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 27: 563-575
- Boudry P, B Collet, F Cornette, V Hervouet, and F Bonhomme. 2002. High variance in reproductive success of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg) revealed by microsatellite-based parentage analysis of multifactorial crosses. *Aquaculture* 204:283-296.
- Bower, S.M., McGladdery, S.E. (1997): *Synopsis of Infectious Diseases and Parasites of Commercially Exploited Shellfish*.
http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/science/species-especes/shellfish-coquillages/disease_maladies/intro-eng.htm
- Buroker NE. 1983. Population genetics of the American oyster *Crassostrea virginica* along the Atlantic coast and the Gulf of Mexico. *Marine Biology* 75:99-112.
- Chililev S., Ivanov M., 1997. Response to the Arctic benthic community to excessive amounts of nontoxic organic matter. *Mar. Poll. Bull.* 35, 280–286.
- Chamberlain J., Fernandes T.F., Read, P., Nickell, T.D., Davies, I.M., 2001. Impacts of deposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 58, 411-416.
- Christensen, P.B., Glud, R.N., Dalsgaard, T., Gillespie, P., 2003. Impacts of long line mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture* 218, 567-588.
- Coen L.D. 1995 A review of the potential impacts of mechanical harvesting on subtidal and intertidal shellfish resources. Prepared for the South Carolina Department of Natural Resources, Marine Resources Research Institute, 46 pp.

- Cranford, P.J., R. Anderson, P. Archambault, T. Balch, S.S. Bates, G. Bugden, M.D. Callier, C. Carver, L.
- Comeau, B. Hargrave, W.G. Harrison, E. Horne, P.E. Kepkay, W.K.W. Li, A. Mallet, M. Ouellette and P Strain, 2006. Indicators and Thresholds for Use in Assessing Shellfish Aquaculture Impacts on Fish Habitat, CSAS-DFO, Research Doc. 2006/034, 116 p.
http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/DocREC/2006/RES2006_034_e.pdf
- Cranford, P.J., B.T. Hargrave and L.I. Doucette. 2009. Benthic organic enrichment from suspended mussel (*Mytilus edulis*) culture in Prince Edward Island, Canada. *Aquaculture*. 292:189-196.
- Crawford, C.M., MacLeod, C.K.A., Mitchell, I.M., 2003. Effects of shellfish farming on the benthic environment. *Aquaculture* 244, 117-140.
- Cunningham CW, and TM Collins. 1994. "Developing model systems for molecular biogeography: Vicariance and interchange in marine invertebrates." In *Molecular Ecology and Evolution: Approaches and Applications*, edited by B Schierwater, B Streit, GP Wagner and R DeSalle, pp. 405-433. Basel: Birkhauser Verlag.
- Dahlbäck, B., Gunnarsson, L.A.H., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63, 269-275.
- De Alteris, J., Skrobe, L., and Lipsky, C. 1999. The significance of seabed disturbance by mobile fishing gear relative to natural processes: a case study in Narragansett Bay, Rhode Island. Pages 224-237 in L. Beraka (ed.) *Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation*. American Fisheries Society, Symposium 22. Bethesda, Maryland.
- Dealteris, J.T., B.D. Kilpatrick, R.B. Rheault. 2004. A comparative evaluation of the habitat value of shellfish aquaculture gear, submerged aquatic vegetation, and a non-vegetated seabed. *Journal of Shellfish Research*, Vol. 23, no. 3, 867-874.
- Diaz, R.J. and R. Rosenberg. 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33: 245–303.
- Eldon B, and J Wakeley 2006. Coalescent processes when the distribution of offspring number among individuals is highly skewed. *Genetics* 172:2621–2633.
- Gaffney PM, CM Bernat, and SK Allen. 1993. Gametic incompatibility in wild and cultured populations of the eastern oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin). *Aquaculture* 115:273-284.
- Gaffney PM. 2006. The role of genetics in shellfish restoration. *Aquatic Living Resources* 19:277-282.
- Gibbs, M.T. 2007. Sustainability performance indicators for suspended bivalve aquaculture activities. *Ecological Indicators*, 7: 94-107.
- Giles. H. Pilditch, C.A., Bell, D.G., 2006. Sedimentation from mussel (*Perna canaliculus*) culture in the Firth of Thames, New Zealand: Impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes. *Aquaculture*, 261, 125-140.
- Glasby T.M. 1997. Analysing data from post-impact data using asymmetrical analyses of variance: a case study of epibiota on marinas. *Aust. J. ecol.* 22: 448-459.
- Grant, J., Hatcher, A., Scott, D.B., Pocklington, P., Schafer, C.T., Winters, G.V., 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 18 (1A), 124-144.

- Green R.H. 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. Wiley, Chichester
- Grewe PM, JG Patil, DJ McGoldrick, PC Rothlisberg, S Whyard, LA Hinds, CM Hardy, S Vignarajan, and RE Thresher. 2007. "Preventing genetic pollution and the establishment of feral populations: A molecular solution." In *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Edited by TM Bert, pp. 103-114. Dordrecht: Springer.
- Guo XM, GA DeBrosse, and SK Allen. 1996. All-triploid Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg) produced by mating tetraploids and diploids. *Aquaculture* 142:149-161.
- Hargrave, B.T., L.I. Doucette, P.J. Cranford, B.A. Law and T.G. Milligan. 2008a. Influence of mussel aquaculture on sediment organic enrichment in a nutrient-rich coastal embayment. *Mar Ecol. Prog. Ser.* 363: 137-149.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., Newcombe, C.P. 2008b. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Mar. Poll. Bull.* 56: 810-824.
- Hatcher, A., Grant, J., Schofield B., 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115, 219-235.
- Hartstein, N.D., Rowden, A.A., 2004. Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime. *Mar. Environ. Res.* 57, 339-357.
- Hauser L, GJ Adcock, PJ Smith, JH Bernal Ramirez, and GR Carvalho. 2002. Loss of microsatellite diversity and low effective population size in an overexploited population of New Zealand snapper (*Pagrus auratus*). *Proceedings of the National Academy of Science USA* 99:11724-11747.
- Hedgecock D. 1994. "Does variance in reproductive success limit effective population sizes of marine organisms?" In *Genetics and Evolution of Aquatic Organisms*. Edited by AR Beaumont, pp. 122-134. London: Chapman & Hall.
- Hedgecock D, and FL Sly. 1990. Genetic drift and effective population sizes of hatchery-propagated stocks of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Aquaculture* 88: 21-38.
- Hedgecock D, and K Coykendall. 2007. "Genetic risks of hatchery enhancement: The good, the bad, and the unknown." In *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Edited by TM Bert, pp. 85-101. Dordrecht: Springer.
- Hedgecock D, V Chow, and R Waples. 1992. Effective population numbers of shellfish broodstocks estimated from temporal variance in allelic frequencies. *Aquaculture* 108:215–232.
- Hedgecock D, S Edmands, and P Barber. 2007a. Genetic approaches to measuring connectivity. *Oceanography* 20:70-79.
- Hedgecock D, S Launey, AI Pudovkin, Y Naciri, S.Lapègue, and F Bonhomme. 2007b. Small effective number of parents (N_b) inferred for a naturally spawned cohort of juvenile European flat oysters *Ostrea edulis*. *Marine Biology* 150:1173–1182.
- Hedrick P. 2005. Large variance in reproductive success and the N_e/N ratio. *Evolution* 59:1596-1599.
- Hindar K, IA Fleming, P McGinnity, and A Diserud. 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: Modelling from experimental results. *International Council for the Exploration of the Sea Journal of Marine Science* 63:1234-1247.

- Hoover CA, and PM Gaffney. 2005. Geographic variation in nuclear genes of the eastern oyster, *Crassostrea virginica* Gmelin. *Journal of Shellfish Research* 24:103-112.
- ICES (International Council for Exploration of the Sea). 2005. ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005. 30 pp. Copenhagen: ICES.
- Inglis, G.J., Hayden, B.J., Ross, A.H., 2000. An Overview of Factors Affecting the Carrying Capacity of Coastal Embayments for Mussel Culture. NIWA, Christchurch. Client Report CHC00/69: vi+31 p.
- IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2.
- Karl SA, and JC Avise. 1992. Balancing selection at allozyme loci in oysters—implications from nuclear RFLPs. *Science* 256:100-102.
- Jaramillo, E., Bertran, C., Bravo, A., 1992. Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. *Mar. ecol. Prog. Ser.* 82, 85-94.
- Joyce, S., and I. Thomson. 1999. Earning a Social License to Operate: Social Acceptability and Resource Development in Latin America. *Mining Journal*, 11 June, 441.
- Kaspar, H., Gillespie, P., Boyer, I.C., MacKenzie, A.L., 1985. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand, *Mar. Biol.* 85, 127–136.
- Lasiak, T.A., Underwood, A.J., Hoskin, M., 2006. An experimental assessment of the potential impacts of longline mussel farming on the infauna in an open coastal embayment. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 16, 289-300.
- Lee HJ, and EG Boulding. 2007. Mitochondrial DNA variation in space and time in the northeastern Pacific gastropod, *Littorina keenae*. *Molecular Ecology* 16:3084–3103.
- Lee HJ, and EG Boulding. 2009. Spatial and temporal population genetic structure of four northeastern Pacific littorinid gastropods: The effect of mode of larval development on variation at one mitochondrial and two nuclear DNA markers. *Molecular Ecology* doi: 10.1111/j.1365-294X.2009.04169.x.
- Li G, and D Hedgecock. 1998. Genetic heterogeneity detected by PCR-SSCP, among samples of larval Pacific oysters (*Crassostrea gigas* Thunberg), supports the hypothesis of large variance in reproductive success. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1025-1033.
- Loosanoff VL, and CA Nomejko. 1951. Existence of physiologically different races of oysters, *Crassostrea virginica*. *Biological Bulletin* 101:151-156.
- MacKenzie, C.L. (2007). Causes underlying the historical decline in eastern oyster (*Crassostrea virginica* Gmelin, 1791) landings. *J. Shellfish. Res.* 26(4)927–938.
- Mallet, A.L., Carver, C.E., Landry, T., 2006. Impact of suspended and off-bottom eastern oyster culture on the benthic environment in eastern Canada. *Aquaculture*, 255, 362-373.
- Mann R, editor. 1979. *Exotic Species in Mariculture*. Cambridge: The MIT Press.
- Mattsson, J., Linden, O., 1983. Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis* L. (Bivalvia), cultured on hanging long-line. *Sarsia* 68, 97–102.
- McDonald JH, BC Verrelli, and LB Geyer. 1996. Lack of geographic variation in anonymous nuclear polymorphisms in the American oyster, *Crassostrea virginica*. *Molecular Biology and Evolution* 13:1114-1118.

- McGinnity P, P Prodohl, K Ferguson, R Hynes, N O'Maoileidigh, N Baker, D Cotter, B O'Hea, D Cooke, G Rogan, J Taggart, and T Cross. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 270:2443-2450.
- Miller, R.R. et al. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14: 22-38. Status of endangered fish.
- Miron, G., Landry, T., Archambault, P., Frenette, B., 2005. Effects of mussel culture husbandry practices on various benthic characteristics. *Aquaculture*, 250, 138-154.
- Mirto, S., Rosa, R.L., DanoVaro, R., Mazzola, A., 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in the coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 40, 244–252.
- National Research Council (NRC). 2004. *Non-native Oysters in the Chesapeake Bay*. National Academies Press, Washington, D.C.
- Naylor RL, SR Williams, and DR Strong. 2001. Aquaculture—A gateway for exotic species. *Science* 294:1655-1656.
- Nell JA. 2002. Farming triploid oysters. *Aquaculture* 210:69-88.
- Palumbi SR, and D Hedgecock. 2005. "The life of the sea: Implications of marine population biology to conservation policy." In *Marine Conservation Biology*, edited by EA Norris and LB Crowder, pp. 33-46. Washington, D.C.: Island Press.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
- Piferrer F, A Beaumont, J-C Falguière, M Flajšhans, P Haffray, L Colombo. 2009. Polyploid fish and shellfish: Production, biology and applications to aquaculture for performance improvement and genetic containment. *Aquaculture* 293:125-156.
- Reeb CA, and JC Avise. 1990. A genetic discontinuity in a continuously distributed species - mitochondrial-DNA in the American oyster, *Crassostrea virginica* *Genetics* 124:397-406.
- Ryman, N., and L. Laikre. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5: 325–329.
- Sargsyan O, and J Wakeley. 2008. A coalescent process with simultaneous multiple mergers for approximating the gene genealogies of many marine organisms. *Theoretical Population Biology* 74:104-114.
- Shaw, K.R., 1998. PEI Benthic Survey. Tech. Rep. Environ. Sci. 4, iv+95 pp.
- Smaal, A.C. & T.C. Prins, 1993. The uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeder beds. In: Dame, R.F. (ed), *Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes*, NATO ASI Series, Series G, Ecological Sciences, Vol. 33. Springer- Verlag, Berlin, p. 271-298 Dame RF and Prins TC (1998) Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems. *Aquatic Ecology* 31: 409-421.
- Smith E.P., D.R. Orvos and J. Cairns. 1993. Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 30: 627-637

- Smith, J., Shackley, S.E., 2004. Effects of a commercial mussel *Mytilus edulis* lay on a sublittoral, soft sediment benthic community. Mar. Ecol. Prog. Ser. 282-191.
- Sokal R.R. and F.J. Rohlf. 1995. *Biometry*, 3rd ed, Freeman and Co., New York
- Stenton-Dozey, J.M.E., Jackson, L.F., Busby, A.J., 1999. Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa. Mar. Pollut. Bull. 39, 357-366.
- Stenton-Dozey, J., Probyn, T., Busby, A., 2001. Impact of mussel (*Mytilus galloprovincialis*) raft-culture on benthic macrofauna, in situ oxygen uptake, and nutrient fluxes in Saldanha Bay, South Africa. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58, 1021-1031.
- Tenore, K.R., Corral, J., Gonzalez, N., 1985. Effects of intense mussel culture on food patterns and production in coastal Galicia, NW Spain. ICES CM 1985/F. 62.
- Thermo Electron Corporation. 2003. Orion Silver/Sulfide Electrode Instruction Manual. Beverly, MA
- Thorson G. 1950. Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. Biological Reviews 25:1-45.
- Turner TF, JP Wares, and JR Gold. 2002. Genetic effective size is three orders of magnitude smaller than adult census size in an abundant, estuarine-dependent marine fish (*Sciaenops ocellatus*). Genetics 162:1329-1339.
- Underwood A.J. 1991. "Beyond BACI": experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 42: 569-587
- Underwood A.J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impact on populations in the real, but variable, world. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 1616: 145-178
- Underwood A.J. 1994. On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecol. Appl. 4: 3-15
- Waples RS. 2002. Evaluating the effect of stage-specific survivorship on the N_e/N ratio. Molecular Ecology 11:1029-1037.
- Ward RD. 2006. The importance of identifying spatial population structure in restocking and stock enhancement programmes. Fisheries Research 80(1):9-18.
- Weise A.M., C.J. Cromey, M.D. Callier, P. Archambault, J. Chamberlain and C.W. McKindsey. 2009. Shellfish-DEPOMOD: modelling the biodeposition from suspended shellfish aquaculture and assessing benthic effects. Aquacult. 288: 239-253
- Wildish D.J., Akagi H., Hamilton N. and Hargrave B.T. 1999. A recommended method for monitoring sediments to detect organic enrichment from mariculture in the Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2286, *iii* + 31 p
- Whitfield M. 1969. Eh as an operational parameter in estuarine studies. Limnol. Oceanogr. 14: 547-558
- Winemiller KO, and KA Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: Implications for population regulation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:2196-2218.
- Wong AC, and AL Van Eenennaam. 2008. Transgenic approaches for the reproductive containment of genetically engineered fish. Aquaculture 275:1-12.

ASC は、二枚貝水産養殖管理委員会の委員であった次の方々に対して、この検討会のプロセスの運営におけるその熱心な活動と献身に感謝申し上げます。

- Bill Dewey: Taylor Shellfish
- Peter Cranford: Bedford Institute of Oceanography
- Bob Rheault: East Coast Shellfish Growers Association
- Mike Mandeno: Aquaculture New Zealand
- Ken Grange: National Institute of Water and Atmospheric Research (New Zealand)
- Francene Wineti: Te Ohu Kai Moana
- Aad Smaal: Wageningen University
- Paddy Walker: The Wadden Sea Society
- Tom Pickerell and David Jarrad: Shellfish Association of Great Britain
- Antonio Hervas: Global Trust Certification
- Corey Peet: The David Suzuki Foundation
- Sandy Shumway: University of Connecticut
- Colin Brannen: WWF