



ASC 双壳贝类标准

版本 1.1

联系信息:

邮寄地址:

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

办公室地址:

Aquaculture Stewardship Council
Arthur van Schendelstraat 650
3511 MJ Utrecht, the Netherlands
[+31 30 239 31 10](tel:+31302393110)

www.asc-aqua.org

商标注册号 34389683

目录

版本管理、可用语言和版权声明.....	5
关于水产养殖管理委员会（ASC）	7
ASC 文件和认证体系.....	8
ASC 标准体系的结构.....	10
认证范围和认证单元.....	11
1. 原则：遵守法律，并遵守养殖活动当地的所有适用法律要求和法规.....	12
1.1 准则：养殖活动所在地的所有适用法律要求和法规.....	12
2. 原则：避免、纠正或缓和对栖息地生物多样性和生态过程造成的严重不利影响.....	13
2.1 准则：脱离海底和悬浮养殖模式的底栖生物影响.....	13
2.2 准则：对中上层海水的影响.....	14
2.3 准则：与重要栖息地和物种的交互作用.....	15
2.4 准则：环保意识.....	15
3. 原则：避免对野生种群健康与基因多样性的不利影响.....	16
3.1 准则：引进的害虫和病菌.....	16
3.2 准则：采购可持续的野生幼苗.....	16
3.3 准则：引进的非本土养殖物种.....	17
3.4 准则：本土物种养殖.....	17
3.5 准则：转基因动物.....	18
4. 原则：采取环保负责方式管理疾病和害虫.....	19
4.1 准则：疾病和害虫的管理实践.....	19
5. 原则：高效的利用资源.....	21
5.1 准则：废弃物管理/污染控制.....	21
5.2 准则：能源效率.....	21
6. 原则：做一名合格的邻居和有责任心的沿海居民.....	22
6.1 准则：社区关系和互动.....	22
7. 原则：以社会和文化负责的方式开发和运营养殖场.....	24
7.1 准则：童工.....	24
7.2 准则：强迫、抵债或强制劳动.....	24
7.3 准则：歧视.....	24
7.4 准则：健康与安全.....	25
7.5 准则：公平体面的工资.....	25

7.6 准则：组织工会与集体谈判的自由.....	25
7.7 准则：不得采用侮辱虐待式的惩戒行为.....	26
7.8 准则：工作时间.....	26
附录 I：原则 2 的公式、样本计算和附加背景.....	27
附录 II：本土物种养殖指南.....	31
附录 III：鲍鱼养殖标准的社会责任方面的指导.....	32
附录 IV：评估悬浮双壳贝类养殖海底影响的实验设计.....	34
附录 V：海洋沉积物中氧化还原剂（EhNHE）和“游离”硫化物的测量方法.....	39
参考文献.....	43

版本管理、可用语言和版权声明

水产养殖管理委员会（ASC）是本文件的所有者。

有关本文件内容的评论或问题，请通过 standards@asc-aqua.org 联系 ASC 的标准和科学团队。

版本管理

文档版本历史:

版本:	发布日期:	生效日期:	备注与修改:
v1.1	2019年3月7日	2019年3月15日	标准更新，以满足 ASC 的风格要求(如标准的结构、格式和措辞)。将 ASC 标准的范围、“关于 ASC”和“ASC 系统概述”进行整合。标准的实质内容，即定义为原则 1 至原则 7 项下的准则/指标/要求等内容与原 1.0 版内容相同，保持不变。
v1.0	2012年1月	2012年1月	标准更新，以满足 ASC 的风格要求(例如包括“关于 ASC”和“ASC 系统概述”的介绍章节、格式和措辞)。实际标准的内容与版本 0.1 保持不变。
v0.1	2011年5月	2011年5月	双壳贝类养殖对话指导委员会将本标准移交给水产养殖管理委员会（ASC）。
v0.1	2010年8月	2010年8月	原始版本双壳贝类养殖对话指导委员会开发和批准，原始标题为“鲍鱼养殖对话标准”

文件的使用者有责任使用在 ASC 网站上发布的最新版本。

可用的语言版本

本文件提供以下语言版本：

版本：	可用的语言版本
v1.1 v1.0	英文（官方语言版本）
v1.1	中文
v1.0	日语
v1.0	西班牙语

如所提供的译本与英文版有任何矛盾或不一致之处，以网上英文版(pdf 格式)为准。

版权声明

本文档以知识共享署名- noderivs 3.0 未移植许可协议进行授权。超出本许可范围的权限可以通过 standards@asc-aqua.org 提出请求。

关于水产养殖管理委员会（ASC）

水产养殖管理委员会(ASC)是一个独立的非营利性组织，以科学可靠的标准为基础，运营一个自愿的、独立的第三方认证和标签项目。

依据 ASC 的使命，ASC 标准定义了有助于水产¹养殖业² 转型为对环境可持续、对社会负责的产业模式的准则。

ASC 愿景

让全世界水产养殖业为人类在食物供应和实现社会效益领域起到重要作用的同时，使其对环境及社会的负面影响降到最低。

ASC 使命

利用有效的市场机制将水产养殖转变为环境可持续和对社会负责的模式，从而在整个供应链中创造价值。

ASC 变革理论

变革理论(ToC)是实现机构愿景所需的工作模式的构架、描述和筹划。

ASC 定义了自身的 ToC，解释了 ASC 认证和标签项目如何通过激励人们正确的选购水产品，以此来促进和奖励负责任的水产养殖实践。

ASC 的变革理论可以在 ASC 网站上找到。

¹ 水产养殖:水产养殖是养殖水生生物，包括鱼类、软体动物、甲壳类和水生植物。养殖意味着在饲养过程中进行某种形式的干预以提高产量，如定期放养、喂养、保护动物免受捕食者侵害等。养殖还意味着个人或公司对正在饲养的牲畜的所有权(粮农组织)。

² 水产养殖业:代表一组行业(如:饲料工业、养殖业、加工业等)和具有共同属性的市场(如水产养殖产品)。

ASC 文件和认证体系

ASC 是 ISEAL 联盟的正式成员，实行自愿的、独立的第三方认证³³体系，该体系由三部分独立机构组成：

- | | |
|-------------------|--|
| I. 体系所有者 | 即水产养殖管理委员会 |
| II. 认可机构 | 即 Accreditation Services International |
| III. 合格的认证机构(CAB) | 即得到认可的认证机构 (CAB) |

体系所有者

ASC 作为体系的所有者：

- 根据 ASC 标准设定规程设定并维护标准，该规程符合《ISEAL 良好行为规范-设定社会和环境标准》。这些标准是规范性文件；
- 制定并维护实施指南，为认证单元(UoC)就如何解读和最好地实施标准中的指标提供指导；
- 制定并维护审核员指南，指导审核员如何根据标准中的指标对认证单元进行最佳评估；
- 制定并维护认证和认可要求(CAR)，该要求至少遵循“ISEAL 良好行为规范——确保符合社会和环境标准”。CAR 描述了认可要求、评估要求和认证要求。认证和认可要求 (CAR) 是规范性文件。

以上文件可以在 ASC 网站上公开获取。

认可机构

认可是根据认可要求对合格的认证机构(CAB)进行资质和认证质量评估的过程，并由认可机构(AB)实施。ASC 指定的 AB 是 ASI (Assurance Services International, 2019 年 1 月后改名)，ASI 使用 CAR 作为认可过程的标准文件。

认可审核的评估结果和现有的认证机构名单可通过 ASI 网站公开获取 (<http://www.accreditation-services.com>)。

合格评估机构

认证单元与合格评估机构(CAB)签订合同，聘请审核员根据相关标准对认证单元进行合规性评估(以下简称“审核”)。认证机构的管理要求和审核员的能力要求请参见 CAB，并通过 ASI-认证得到保证。

³³ 第三方认证系统:由独立于提供该对象的人或组织以及该对象的用户利益的个人或团体执行的合规性评估行为(ISO 17000)

ASC 审核和认证过程

通过性能指标体系对认证单元进行审核。

ASC 审核遵循 CAR 中定义的严格的操作认证要求。只有 ASI 认可的认证机构被允许根据 ASC 标准对认证单元进行审核。作为体系的拥有者，ASC 本身并没有——也不可能——参与认证单元的实际审核工作。

所有 ASC 审核的结果，包括授予的证书，都在 ASC 网站上公开，包括没有获得认证的审核结果。认证结果由认证机构裁定；ASC 没有——也不可能——参与这个过程。证书仍然属于认证机构的财产。

注意：除标准外，对申请认证的认证单元，亦须符合相关的认证规定的要求；这些要求在 CAR 中有详细说明。

ASC 标签使用

ASC 认证的实体只有在签署了标识许可协议(LLA)的情况下，才可以销售带有 ASC 标识的产品。应当指出，获得认证并不自动保证颁发标签使用许可协议。由海洋管理委员会(MSC)标签授权团队来代表 ASC 发放标签使用协议，并批准在产品上使用标签。更多信息请参见：[ASC Logo](#)。

未经授权的 标签使用是被禁止的，并将被视为商标侵权。

ASC 标准体系的结构

标准是“为可以通用和重复性应用，针对产品或相关生产流程和生产方法制定的规则、指导方针或特征的文件，对标准的合规性不属于官方强制性要求”。

ASC 标准设计如下：

- ASC 标准由多个原则组成 - 一个原则由一系列与主题相关的准则组成，有助于对所属原则中定义的主题做出更广泛的评估结果；
- 每个原则包含多个准则 - 每个准则定义一个有助于实现该原则的目标水平的评估结果；
- 每个准则包含多个指标 - 每个指标定义一个可评估的性能状态，有助于实现该准则的目标水平。

原则和准则都包括基本原理陈述，说明设置该原则或准则的原因与依据。

认证范围和认证单元

与 ASC 的愿景相联系，ASC 双壳贝类标准的范围划定了与双壳贝类养殖业相关的主要负面环境和社会影响。ASC 认证的养殖场对减少或消除这些负面影响做出了贡献。

该标准的范围被转化为适用于每个认证单元的七项原则：

- 原则 1 - 遵守法律，并遵守养殖活动当地的所有适用法律要求和法规。
- 原则 2 - 避免、纠正或缓和对栖息地生物多样性和生态过程造成的严重不利影响。
- 原则 3 - 避免对野生种群健康与基因多样性的不利影响。
- 原则 4 - 采取环保负责方式管理疾病和害虫。
- 原则 5 - 高效的利用资源。
- 原则 6 - 做一名合格的邻居和有责任心的沿海居民。
- 原则 7 - 以对社会和文化负责的方式开发和运营养殖场。

原则内的准则适用于每一个认证单元。

认证单元 (UoC)

认证单元(UoC)由认证机构或审核员定义，并遵循 CAR 中概述的认证单元要求。

本标准适用的生物和地理范围

ASC 双壳贝类标准适用于全球各个地方和各种规模的的滤食双壳贝类水产养殖系统。本对话中将双壳贝类水产养殖定义为在特定区域内对双壳贝类的从投苗的收获的活体饲养，并且养殖的贝类具有明确的所有权。

如何阅读本文件？

在接下来的内容中，会有性能指标要求表，列出性能指标和对应每个性能指标的要求。在每个准则中，性能指标要求表后面是一个基本原理部分，说明了该项内容的重要性，以及提出的性能指标要求是如何处理这些重要内容的。

一般性定义都在脚注中提供。

ASC 双壳贝类标准将通过一份审核员指南文件进行补充，该指南文件详细介绍了如何判定是否满足 ASC 双壳贝类标准的方法，以及生产者如何实现对 ASC 双壳贝类标准合规性的指导。

可量化的性能指标级别

标准中的几个指标需要量化的性能指标级别(MPL)。适用的 MPL 在每项性能指标对应的“要求”中直接列出。

1. 原则：遵守法律，并遵守养殖活动当地的所有适用法律要求和法规

问题：原则 1 用于确保所有根据 ASC 双壳贝类标准进行认证的养殖场均履行其法律职责，这是基本要求。遵守法律将确保养殖者满足最基本的环境和社会要求，并且这是要求生效需要依据的平台。

1.1 准则：养殖活动所在地的所有适用法律要求和法规

指标	要求
1.1.1 证明符合进行养殖生产所在地的所有适用的法律要求和法规（例如许可、授权、租赁证据、特许权和土地和/或水使用权）	是

基本原理—双壳贝类水产养殖活动必须至少遵守国家和当地法律。ASC 双壳贝类标准可制定法律规定范围以外的可持续性要求，但是对于任何水产养殖活动的基本要求必须是遵守养殖所在国家的法律义务。强迫养殖者采取措施的法律优先于志愿要求（例如利用要求中不允许的方法强制性控制入侵物种）

2. 原则：避免、纠正或缓和对栖息地生物多样性和生态过程造成的严重不利影响

问题：与双壳贝类水产养殖相关的潜在环境顾虑的主要领域之一是养殖的强度及其对养殖活动附近生态社区的影响。由于双壳贝类是在动态沿海环境下养殖，因此很难采用各农场一致的方式衡量养殖的生态系统影响。为了克服这一挑战，对话根据初步风险评估开发了一种分层方法，随后根据当地的现场条件提高监控水平。此外，经一致同意，为了检验环境的可持续性，要求还必须解决特定区域内多个养殖场的累积影响。

2.1 准则：脱离海底和悬浮养殖模式的底栖生物影响⁴

指标	要求
2.1.1 与对照地点相比 ⁵ ，在养殖场下方测得的海洋表层沉积物（距离海洋表层 0-2 厘米）中“游离”硫化物总量的可接受水平	≤ 1500 μM，需要每五年监测一次 ≥ 1500 μM 且 ≥ 3000 μM，需要每年监测一次
2.1.2 与对照地点相比，在养殖场下方测得的海洋表层沉积物（距离海洋表层 0-2 厘米）中“游离”硫化物总量的不可接受水平	≥ 3000 μM
2.1.3 如果自然背景环境中硫化物水平超过 3000 μM，年度硫浓度不得明显 ⁶ 超过在养殖场外部基准地点测得的水平 ⁷	是
2.1.4 在申请人首选生物方法或者法律机构已经强制规定使用生物方法的区域内，可通过直接分析底栖生物群落结构（即海底生物调查）取代硫化物分析。 ⁸	是
2.1.5 允许双壳贝类养殖场安置在为更广域生态系统承载特定的基本生物功能或生态功能的区域内。 ⁹	不接受

基本原理—双壳贝类水产养殖通常会导致养殖场底部和附近有机沉积物增加。沉积物中过多有机物堆积和矿化会通过氧耗竭和硫化氢（H₂S）的有毒作用对海底生物造成影响。由有机物沉积、缺氧（低氧症和缺氧症）和 H₂S 毒性对底栖生物群落造成的负面影响是众所周知的（例如 Pearson 和 Rosenberg, 1978，哈格雷夫等人，2008 年下半年），包括改变底栖生物群落的规模和结构。科学文

⁴ 采用海底内或海底上养殖方式的养殖场无需评估海底有机浓缩。这些标准主要针对脱离海底和悬浮养殖活动，这种养殖模式使单位面积的养殖生物量比底播养殖模式的生物量高得多。有关其他基本原理，请参见附录 I。

⁵ 取样设计和硫化物测定方法是本标准中的一个独立文件。

⁶ 统计显著性（即 95%置信区间）。

⁷ 在贝类水产养殖活动开始之前，当地自然底栖生物环境已富含有机质的区域允许进行贝类养殖活动。

⁸ 需要评估生物指标决策阈值，以便确保其与标准 2.1.1 中总“游离”硫化物含量标注的阈值等同。已经出版了几篇论文，将特定的底栖生物硫化物水平与底栖生物的生物多样性指标关联。有关示例，请参见参考章节（例如哈格雷夫等人，2008）

⁹ 该区域包含的生物结构不特别适应沉积或有机富集（比如：管虫丘、苔藓虫丘、双壳贝层以及组成其他表栖动物群落的礁体或海绵花园）

献中已经提出了多种监测有机质丰度的指标和影响分级体系。评估海底栖息地环境质量的生物指标包括从简单的物种丰度指标到较为复杂的统计方法。这些经典的大型生物分析方法直接针对我们的目标—评估对于海底生物群落的潜在影响。但是，判定数值丰度和生物量的分类描述与测定需要经过专业训练的人员进行长时间工作，相关费用对于常规性现场评估和监测来说是无法承受的。

表层（0-2 cm）沉积物中“游离”硫化物（S₂）总量是一项检验贝类水产养殖对于底栖生物群落有机质丰度影响的具有成本效益的指标。通常，各种生物和地球化学变量与有机质丰度梯度的表面沉积物中 S₂ 总含量之间的变化具有一致性（参见哈格雷夫等人，2008 年上半年）。标准也考虑了其他监测方法，例如氧化还原电势、沉积氧需求量、沉积物有机质含量以及底栖生物多样性指标，由于监测具有挑战性、成本高昂和/或固有变差，因此不采纳这些监测方法。更多有关总游离硫化物测量基本原理的信息，请参见附录 I。

除了测量“游离”硫化物总含量外，海底视频/图像也是一种相对合算的方式，可快速确定养殖场底部的沉积物是否已经低氧，或者养殖场底部或附近的海底条件是否对因生物沉积作用引起的有机负荷增加尤其敏感。如果海底视频/图像反映底层没有产生沉积，并且没有敏感性海底栖息地，那么养殖双壳贝类活动产生不利的海底影响的风险较低。

2.2 准则: 对中上层海水的影响

指标	要求
2.2.1 养殖贝类的清理时间 ¹⁰ (CT) 与当地海水的滞留时间 ¹¹ (RT)之比。 (如果按照附录 I 中定义的水体内的包括认证单元在内的所有养殖场面积小于该水域水体总面积的 10%，则不需要满足 2.2.1 和 2.2.2 的要求)	>1
2.2.2 当清理时间少于滞留时间时，则清理时间与初级生产时间的比值应当 ¹²	>3
2.2.3 如果养殖场或养殖场组能够通过更加全面的承载力模型证明，总的来说它们不超过其所处的适用水体的生态承载力，则可证明符合要求 2.2.1 或 2.2.2	接受

基本原理—双壳贝类养殖生产能够超过其所处水体的生态承载力。生态承载力被定义为一个放养（底播）密度或养殖密度的指标，超过该密度时，开始呈现不可接受的生态影响（英格利斯等人，2000）。这种负面影响会在水体内的所有双壳贝类养殖场（包括申请认证的场地）虑食消耗的浮游植物超过生态系统补充供应的能力时出现，并对野生和养殖群体产生不利条件时。ASC 双壳贝类标准利用相对简单的计算来监测这一问题，将双壳贝类种群清理（虑食消耗）该水域水体所需的时间（清理时间-CT）与潮汐和

¹⁰ 清理时间是主要双壳贝类种群（野生和养殖）清除海湾或区域水体（即选址没有明确边界）体积所需的天数。优势种普查应以年度中的最高种群数量为依据。计算依据双壳贝类种群组（贻贝、扇贝、蛤类和牡蛎）公布的清理效率的数据。

¹¹ 滞留时间是潮汐冲击流卷一定体积的水的天数，该体积等于海湾或所处水体的体积。

¹² 初级生产时间（PPT）是更换海湾浮游植物现存量所需的天数（即浮游植物群体增长时间）。PPT 是浮游植物生物量（B）年度平均值与系统内浮游植物初级生产（PPP）的比。B 可通过叶绿素测量值、公布的数据或卫星预测估计，假设碳与叶绿素的比为 50。PPP 可从公布的结果或模型预测获得。

海流完成该水域全部水体替换所需的时间（滞留时间-RT）进行对比。有关承载力测量的原理和特定公式，包括定义适用水体边界的规程，请参考附录 I。在超出承载力时，养殖场区域应当具备或者依照海湾管理方案解决多个养殖场造成的潜在的累积的对中上层海水的影响。

2.3 准则：与重要栖息地和物种的交互作用

指标	要求
2.3.1 可以对濒危及受威胁的物种 ¹³ 或栖息地进行有害作业	不接受

基本原理—有些双壳贝类养殖场所处的位置内有濒临灭绝的物种生存所必需的重要栖息地。为了保护当地生物多样性，ASC 双壳贝类标准必需考虑双壳贝类水产养殖对重要栖息地和物种造成的潜在风险。为此，在拟定的要求中，禁止养殖活动对濒临灭绝的物种或者其所居住的栖息地造成不利影响。这尤其适用于采用挖掘淤泥方式收获成熟养殖物的贝类养殖活动。尽管我们未排除海底养殖可以通过认证，但是如果会对濒临灭绝的物种或者其所居住的栖息地带来重大威胁，则不允许进行挖掘淤泥的模式通过认证。

本标准了解以下收获方式，例如挖掘淤泥（无论是“干式”挖掘还是采用松动土壤的喷水方法）或用手耙子耙，会干扰海底生物，并且会造成非目标生物，例如蠕虫和螃蟹，出现一定的死亡率。但是，当养殖者在租期内使用挖掘措施时，他们准确地知道应该在哪里挖掘，并且采用高效和系统的方式收获养殖的贝类。

大部分贝类养殖都在有砂子和淤泥的沿海浅水区。这些水域中居住的物种非常适应风暴和波浪的周期性扰动。（DeAlteris 等人，1999）这些环境内的物种通常是机会主义者，能够快速移植到扰动区域底部，并且能够忍受高负荷的悬浮沉积物。（Coen, 1995）研究表明这些环境将在几周或几个月内从挖掘收获中恢复。也许最重要的是，贝类养殖者在收获之后重新放入幼苗（通常也清理贝壳）。他们允许幼苗在几个月（有些情况下，长达 6 年）内不受干扰的生长，更换并改善为许多物种提供重要栖息地的坚固底质。据观察，养殖区域的底部通常比附近没有贝类养殖的区域或者野生捕捞渔民经常挖掘采收的区域更具有生物多样性且生产力更高。（DeAlteris 等人，2004）

2.4 准则：环保意识

指标	要求
2.4.1 环境培训证据、符合区域行为准则或实施环境管理方案 环境培训证据、符合区域行为准则或实施环境管理方案。	满足

基本原理—保证养殖者具有一定的环保意识，是为确保养殖活动不会对其所处的区域的生态完整性造成不利影响所采取的最终措施。可通过要求养殖者出示环保培训/教育或者遵守一系列环保实践规范和/或管理方案的证据来实现这一要求。

¹³ 参见国家法律定义，或者国际自然保护联盟濒危物种红色清单。

3. 原则：避免对野生种群健康与基因多样性的不利影响

问题：双壳贝类水产养殖可能通过引进养殖的物种和外来害虫与病原体对野生群体带来风险。在没有适当的潜在风险评估的区域内引进物种时，可能会增加捕食和竞争、疾病、栖息地破坏、基因库改变，有时候会造成灭绝。采用人工培育苗种养殖本土物种的养殖场有可能会影响附近自然群体的遗传多样性。

3.1 准则：引进的害虫和病菌

指标	要求
3.1.1 评估前 10 年内有不合法地在养殖场内引进非本土物种、害虫或病菌的情况	不接受
3.1.2 符合既定规程的文件，或以下适用最佳管理实践的的证据，以防止和管理疾病和害虫通过幼苗和/或养殖场设备引入养殖场。	要求

基本原理—水生生态系统中生物多样性丧失的主要原因是引进了外来物种。历史上，贝类资源管理者经常引进非本土物种来克制或逆转生长过多和栖息地退化的影响。这些措施使得有些沿海海洋生态系统出现深度改变。引进贝类带来的生态和基因风险非常明显，但是数量又不够产生或预测不可能的影响（NRC 2004）。例如，太平洋牡蛎（*Crassostrea gigas*）从日本引进到除南极洲以外的所有大陆（Mann 1979）。其生态影响从不容易发现到取代本土物种。如今对相关双壳贝类水产养殖引进的风险可能过于夸张（Naylor 等人，2001），因为已经几十年未出现引进新的、非本土双壳贝类物种用于水产养殖的情况了。双壳贝类水产养殖以外的机制引进（例如通过压舱水和宠物以及活体海鲜贸易）可能对海洋生物多样性造成较大威胁。

3.2 准则：采购可持续的野生幼苗

指标	要求
3.2.1 幼虫采集除外，证明未从开放式入渔、不管制的捕捞业源头采购或收获的野生幼苗	满足

基本原理—不同地理区域内本土物种的转移会对野生种群的遗传多样性产生风险。这一话题已经在鲑鱼网养殖逃逸事项中进行了讨论。但是，鲑鱼种群与贝类种群不同，其高度依赖于溯河回游性和对天然淡水发源地的适应性。另一方面，海洋贝类有广泛分散的浮游幼体，在广泛的空间内其遗传分化通常最小（Hedgecock 等人，2007a）。

把野生幼苗引进到养殖场中作为养殖幼苗，这种转移在贝类水产养殖中最常出现。对依赖野生苗种转移的贝类水产养殖作业的提出的一项环境要求是需要对过度捕捞的潜在风险、野生源种群的繁殖可持续性进行评估。对于依赖野生幼苗转移的贝类水产养殖活动的环境要求使得必须评估过度捕捞野生资源库再生可持续性的潜在风险。因此，如果养殖者运输从其他地区收集的幼苗或幼卵，或者在本地收获过量的幼苗，那么必须进行评估，以确定收集野生幼苗进行养殖的方式是否会对当地双壳贝类种群的补充或统计造成不利影响。为此，使用来自开放捕捞、不受管制的来源的野生幼苗的养殖场将无法通过认证。

3.3 准则：引进的非本土养殖物种

指标	要求
3.3.1 通过负责任 ¹⁴ 方式引进非本土养殖物种的负责证据	满足

基本原理—大部分养殖区域已经制定了有关引进外来动物和植物的严格要求，但是监管与实施可能不够充分，无法防止蓄意或意外引进事件。如果法律允许引进非本土双壳贝类物种（例如无害物种白名单中标记的物种），减少附带引进的最佳措施是遵守国际海洋考察理事会（ICES 2005）行为准则。

3.4 准则：本土物种养殖

指标	要求
3.4.1 对于育苗场孵化的幼苗，须记录为解决物种的遗传问题和幼苗将投放区域的地理问题所采取的措施（参考附录 II）	满足

基本原理—由于全球贝类水产养殖的大部分（并且在不断增长中）依赖人工繁育的苗种，因此必须了解并改善潜在风险。除了可能削弱附近野生群体的遗传多样性，人工繁育贝类水产养殖业会对自然群体的健康或适应性造成影响。将遗传分歧的群体混合所产生的部分风险与迁移面临的风险相同，如上所述，对于双壳贝类软体动物非常小，因为在自然群体中，其基因流动非常高。另一部分风险是在人工繁育环境下有意或无意的人为选择（人工选择）不可避免地改变基因。例如，在贝类育苗场中通常使用细孔筛，以便从幼苗培育中把小个体挑出。这种方式可用于来选择快速发育的幼体。如果这种特性与附着后的生存和生长呈负相关，并且如果通过广泛养殖该幼苗，这种选择的苗种将使本地群体陷入困境，然后野生群体的成功繁育将收到严重影响。许多性状将进行这种人工选择。不幸的是，没有关于育苗场实践的基因影响方面的资料；事实上，设计实验来测定人工繁育幼苗和自然栖息地幼苗的基因型与环境的相互作用是很有挑战性的。尽管如此，仍然可以采用适当的设计和监控来管理人工增殖幼苗对于基因多样性或适应性的风险。（Hedgecock 和 Coykendall, 2007）

必须保证育苗苗种的有效亲本规模足够大，以免出现近亲繁殖和随机的基因改变。其他降低人工育苗贝类水产养殖基因风险的最佳方式包括使用本地亲贝苗种、在产卵季节和每年间替换苗种亲本，以及避免将人工繁育出的苗种作为亲本苗种放回到育苗处。由于进行人为选择，因此这些方式可降低基因积累性改变的风险。然而，旨在尽量减少养殖和野生种群之间差异的做法也妨碍了养殖种群的驯化和遗传变化，从长远来看，这可能导致水产养殖生产效率的得到积极的提高。

消除野生与人工繁育苗种之间交互作用的风险（因而造成双壳贝类软体动物本地化和遗传变化）的一种方式使养殖的苗种不育。通常将三倍体引入贝类，以便减少繁殖、把能量转移到生长育肥并在正常产卵季节提高肉质。（Allen 和 Downing 1986; Nell 2002）由于三倍体能有效地不育，在贝类水产养殖中使用将明显减少养殖群体和野生种群或已经本地化的种群之间的基因流。但是，三倍体无法长期防止引进非本土养殖物种。（NRC 2004）目前通过将来自四倍体雌性的精子使二倍体卵子受精产生三倍体幼苗。（Guo 等人，1996; NRC 2004）环境中繁殖成分四倍体苗种的生物安全性是刚开始解决的问题。（Piferrer 等人，2009）早期对于四倍体太平洋牡蛎的经验表明它们目前不够坚固，无法超过二倍体苗

¹⁴ 至少，养殖场必须获得证明，引进外来物种是符合 ICES 指南的许可，以及有关寄生虫和病菌的 ICES 要求的认证。

种。

3.5 准则：转基因动物

指标	要求
3.5.1 允许养殖转基因 ¹⁵ 动物	不允许

基本原理—养殖转基因动物通常会产生有关对野生种群基因影响的其他问题。为此，根据本要求，不允许养殖转基因动物。

¹⁵ 从其他物种引进的基因

4. 原则：采取环保负责方式管理疾病和害虫

问题：在任何形式的精养养殖中，疾病管理都是一个重要问题。ASC 双壳贝类标准努力管理疾病和害虫，以便将对周边生态系统产生的影响最小化。

4.1 准则：疾病和害虫的管理实践

指标	要求
4.1.1 在养殖场喷诱变、致癌或致畸杀虫剂的许可，或养殖动物	不允许
4.1.2 对海洋环境或养殖场或养殖场动物喷有毒化学品的许可	不允许
4.1.3 对属于害虫或捕食动物的危急物种 ¹⁶ 仅进行非致死管理（例如驱除、遏制和移动）	满足
4.1.4 允许在天敌动物驱赶网中使用铅线或铅块	不允许
4.1.5 允许使用爆炸物	不允许

基本原理—贝类养殖者所面临的一些最具挑战性的问题包括控制和管理疾病、病原体、害虫和污损生物。大部分贝类物种易受寄生虫、细菌和病毒性疾病影响。（Bower & McGladdery 1997）低水平亚致死感染几乎是常规性的，并且大量死亡也很常见。贝类是具有基本免疫系统的原生生物，一旦离开育苗场，为大量动物投放药品或抗生素将非常昂贵。也许控制疾病传播的最佳方式是采用管理实践，需要对动物进行病理检查，以便确保受感染的动物不会进入到目前没有地方感染的区域。长期的选择性繁殖计划通过放大基因对于抗疾病的倾向来模拟自然，这在限制已经具有本地性的疾病的影响方面也有希望。

污损控制对于许多贝类养殖者来说也许是最具挑战性的。养殖者用于保护其养植物免遭捕食者捕食的壳体、绳子和各种容器产生的牢固底层为许多污损生物提供了理想的栖息地，包括海藻、其他贝类、藤壶和许多被囊和苔藓虫类物种。污损生物阻挡富含营养水体流动，通常也存在食物竞争，并使终端产品的质量、外观和价值下降。污损生物能快速占据清洁的地方，重量在几周内增长为养殖生物的两倍以上。有些养殖者预计 30% 的运营成本将用于污损控制。（Adams 等人，2009）控制措施包括躲避（例如暂时或从空间上保持生物远离幼体期的污损生物）、机械移除（例如刮除、刷或电动冲洗）以及杀死污损生物（例如空气干燥或滴入各种苛性碱溶液，比如盐水、醋酸或石灰）。大部分溶液已经在海水中发现（盐或 CaCO_3 ），只要处置得当（允许适当稀释），对非目标生物的影响即可降低。

害虫和天敌对贝类养殖者也有重大威胁，高密度贝类（尤其是幼小贝类）会受到螃蟹、海星、鱼、鳃形目鱼、食肉蜗牛和潜鸟等威胁。未受保护的养殖贝类在几周内死亡率近 100% 并非少见。养殖者应提供大量捕食者驱逐设备，以便保护其养殖产品，从网袋到成卷的网，与保护果树免受鸟啄所用的类似。对于在有些情况下通过法律规定的致死控制措施保护的鸟类，养殖者必须依赖驱逐屏障或忌避剂，例如激光和噪声，与土地种植类似。对于更多原生捕食动物，例如海星、贝壳和螃蟹，养殖者通常采用

¹⁶ 根据国家法律定义或 IUCN 濒危物种红色清单

屏障和诱捕相结合。新英格兰牡蛎养殖者自从 19 世纪 80 年代其，拖动海星拖把（即大型重棉绳，将海星缠入，然后浸入沸水桶）。历史上，他们还用过生石灰（CaO₂）控制海星和穿蛎贝（尾喇叭螺）。许多辖区继续强制执行对海星的死亡率管制，无论海星在何处出现。

由于任何措施都会产生一定的影响，因此这些要求必须确保影响是局部的、短暂的以及可逆转的。还必须确保所采取的措施不会对濒临灭绝的物种造成伤害，或者对危急栖息地产生永久影响。

5. 原则：高效的利用资源

问题：尽管贝类养殖是所有集约/半集约化食物生产系统中碳排放量最低的，仍然能够合理地预计贝类养殖场的高效性，并且能够可持续利用能源。此外，适当的废弃物管理和污染控制对于最大限度减少养殖活动对环境的影响也非常重要。

5.1 准则：废弃物管理/污染控制

指标	要求
5.1.1 减少废弃物（例如重新利用和回收）计划证明	是
5.1.2 适当储存和/或处置生物废弃物的证据	是
5.1.3 适当储存和/或处置化学和碳氢化合物废弃物的证据	是
5.1.4 因养殖生产产生的化学品/碳氢化合物的防溢和响应方案	要求

基本原理—贝类养殖者还应负责废弃物处置，并防止有害化学品和碳氢化合物溢漏。养殖活动应有充足的预防和响应方案，并且养殖场员工应当接受必要的培训，以便适当处置废弃物，并防止和管理化学品与碳氢化合物遗漏情况。

5.2 准则：能源效率

指标	要求
5.2.1 有关生产的能源使用监控以及为提高能源效率采取的措施的证明	是
5.2.2 养殖场设备（例如船和发电机）的维护记录是最新的，并且有效	是

基本原理—气候变化和人类CO₂排放相关的影响是这一代和未来几代人面临的最大的环境挑战。因此，食品生产中的能源消耗成为主要关注。因而，要求中规定：应当持续监控养殖场的能源消耗，并且养殖者应当采取措施提高效率、减少能源资源消耗，尤其是有限的资源或碳基资源。

6. 原则：做一名合格的邻居和有责任心的沿海居民

问题：贝类水产养殖通常位于受养殖活动影响的社区附近。因缺少有关如何使用沿海资源的协议引发的冲突会对双壳贝类养殖经营的社会可持续性造成严重影响。

6.1 准则：社区关系和互动

指标	要求
6.1.1 可见的浮标必须采用统一的颜色，法律另行规定时除外（如果适用于种植区域）	要求
6.1.2 可见养殖场结构的统一定位和定向，法律另有规定时除外（如果适用于种植区域）	要求
6.1.3 采用开路电池 Styrofoam 制造浮标的许可	不允许
6.1.4 如果从养殖场发出的噪音、灯光和气味会影响其他人，请将其最大限度减少（如适用于种植区域）	要求
6.1.5 符合所有适用航行规则和法规的证据	要求
6.1.6 记录为根据当地条件对装置丢失做出响应而清除放流海岸线	要求
6.1.7 可在养殖场发现大型装置（例如浮标、笼子、袋子、捕食动物网和架子）（如果适用于养殖区域）	是
6.1.8 为装置恢复提供设备（例如捞网和抓升钩）	要求
6.1.9 有机制（例如用于收集丢弃装置的保险或工业协议）来停止废弃养殖场的运作	是
6.1.10 冲突解决协议，包括公共可用的投诉登记和解决投诉的尽职调查证据	要求

6.1.11 推广的证据（例如会议记录、时事通讯、咨询社区和原住民或者与记录的推广计划合作的 成员资格）	要求
6.1.12 确认原住民权利的证据（如适用于养殖区域）	要求

基本原理 - 养殖者与周边社区之间可能出现冲突。养殖者负责保持养殖场清洁有序且不妨碍航行，从而最大限度降低潜在的影响。应通过可验证的冲突解决政策解决养殖者与周边社区之间产生的冲突，该政策对社区的投诉做出响应，并及时地予以解决。社区权利及与养殖者、养殖者小组和企业养殖场之间的互动较为复杂，通常是动态性的。这些要求的目的是使社区能够清晰、透明地与养殖者交流，对于养殖者，目的是通过积极的方式与社区交流，同时负责保留其养殖场。

7. 原则：以社会和文化负责的方式开发和运营养殖场

问题：应当采用对社会负责的方式进行双壳贝类水产养殖，以便确保养殖活动不会为工人和当地社区带来负面影响。在双壳贝类养殖场上工作的工人的权利很重要，并且养殖场的工作条件应当确保员工平等且同岗同酬。合适的养殖场条件包括不雇佣童工、无强迫性劳动力且无歧视。对社会负责的双壳贝类养殖应当通过安全卫生的工作条件以及对工人和管理人员进行相关培训来确保工人的健康与幸福。有关对以下社会要求的其他指南和定义，请参考附录 III。

7.1 准则：童工

指标	要求
7.1.1 发现童 ¹⁷ 工 ¹⁸ 事件	0

基本原理—遵守本节中的童工规范和定义表示遵守国际劳工组织（ILO）和国际惯例中规定的重要童工和年轻工人保护条例。¹⁹ 由于儿童的生理发展、知识和经验受其固有的年龄限制，因此尤其容易受经济剥削伤害。儿童需要充足的时间享受教育、发展和玩耍，因此，严禁儿童长时间工作，以免危害²⁰其生理或心理健康。为此，设计有关童工的要求，以保障儿童和年轻工人在经过认证的水产养殖活动中的权益。

7.2 准则：强迫、抵债或强制劳动

指标	要求
7.2.1 强迫 ²¹ 、抵债 ²² 或强制劳动事件	0

基本原理—强迫劳动力—例如奴隶、债奴和贩卖人口—这在世界许多行业和地区中引起热切关注。应确保合同条款清晰，并且员工能够理解，这对于确定劳动力并非强迫性非常重要。若工人不能自由离开工作场所和/或雇主扣押工人的身份证原件，将被视为非自愿就业。应始终允许员工离开工作场所并管理其自身的业余时间。雇主严禁扣押工人的身份证原件。遵守这些政策，才能确定水产养殖活动未雇佣强迫性、抵债性或强制性劳动力。

7.3 准则：歧视

¹⁷ “儿童”是指任何年龄在 15 岁以下的人。如果最低年龄法规定工作或强制入学的年龄较高，则较高的年龄将适用。但是如果当地最低年龄法规定是 14 岁，根据国际劳工组织（ILO）惯例 138 项下发展中国家例外情况，则较低的年龄将适用。

¹⁸ “童工”是指任何由年龄小于儿童定义中规定年龄的儿童执行的工作，ILO 惯例 138 第 7 条中规定的轻量作业除外。

¹⁹ “年轻工人”是指任何年龄在上述儿童年龄与 18 岁之间的工人。

²⁰ “危险工作”是指工作的性质或实施工作的环境可能对工人的健康或安全造成伤害的工作。

²¹ “强迫劳动力”是指从任何受到处罚威胁的人员榨取的所有工作或/或服务，该人员并非自愿，或者此类工作或/或服务被认为是偿还债务。“惩罚”包括罚款和体罚，例如丧失权利和优待或者限制移动（或扣押身份证件）。

²² “抵债劳动力”是一个人被迫或被债主强迫工作来偿还欠信贷机构的经济债务的情况。

指标	要求
7.3.1 歧视事件 ²³	0

基本原理—根据某些特征（例如性别或种族）不平等对待员工违反了工人的人权。此外，工作环境下广泛的歧视会对总体贫困和经济发展速度产生负面影响。许多工作环境中存在歧视，并且歧视的形式多种多样。为确保在经过认证的水产养殖场不会出现歧视，雇主必须通过官方反歧视政策、同岗同酬政策以及明确的有效歧视投诉提起、记录和响应程序证明其对公平的承诺。证明其遵守这些政策和程序的证据（包括工人证词）说明最大限度减少歧视现象。

7.4 准则：健康与安全

指标	要求
7.4.1 所有健康和事故相关事件和违反情况均将记录，并采取必要的校正措施	是
7.4.2 可为所有员工提供职业健康和安全培训	是
7.4.3 有关作业相关事故或伤害的员工医疗费用保险（事故或受伤）的员工责任和证明，另有规定除外	是

基本原理—在发生事故、受伤或违法时，公司必须加以记录并采取校正措施找出事件的根本原因，纠正并采取措施防止未来发生类似事件。对员工进行持续有效的健康和安全的实践培训是一项重要的预防措施。最后，尽管许多国家法律规定雇主需承担作业相关事故和伤害的责任，但是并非所有国家均有此规定，并且并非所有员工（例如有些情况下，移民和其他工人）将受此法律保护。

7.5 准则：公平体面的工资

指标	要求
7.5.1 支付公平体面的工资	是

基本原理—工人应享受公平平等的薪资报酬。公司政策和法规还禁止将扣薪作为惩戒措施。应采用方便工人的方式支付薪水。

7.6 准则：组织工会与集体谈判的自由

²³ “歧视”是指任何区别、排斥或偏好，能够使机会或对待平等性无效或受损。并非所有区别、排斥或偏好都是歧视。例如，同情或根据业绩加薪或红利本身并不是歧视。为了支持来自某些未被充分代表的群体的人的正面差别待遇在有些国家是合法的。

指标	要求
7.6.1 员工有权自由组织工会和集体谈判	是

基本原理—拥有组织工会和集体谈判的自由是工人的一项重要权利，因为这确保在谈判公平赔偿时，工人与雇主之间存在更加平衡的权利关系。尽管这并不意味着经过认证的水产养殖活动的所有工人均必须加入工会或类似的组织，但是不得禁止工人加入此类组织（如果存在）。如果不存在或者不合法，公司必须明确其希望通过工人自由选举的代表结构来参与集体谈判。

7.7 准则：不得采用侮辱虐待式的惩戒行为

指标	要求
7.7.1 养殖场上出现的侮辱虐待式的惩戒行为	0

基本原理—工作场所惩罚的原理是改正不当行为，并保持有效的员工行为和表现。但是，侮辱虐待式惩戒行为违反了工人的人权。惩戒措施的重点应当是完善工人。经过认证的水产养殖活动禁止采用威胁、羞辱性或打击性惩戒措施，这些会对工人的生理和心理²⁴健康或自尊产生负面影响。支持附录 III 中所述的非辱骂性惩戒措施的雇主以及工人证词的证据应表明经过认证的水产养殖活动未采用辱骂性的惩戒措施。

7.8 准则：工作时间

指标	要求
7.8.1 违反或误用工作时间和加工法律或期望的事件（详细信息请参考附录 III）	没有

基本原理—滥用工作时间是许多行业和地区普遍存在的问题。长时间加班的工人的工作生活将失去平衡，并且疲劳引发的事故发生率也较高。根据更好的措施，允许参与经过认证的水产养殖活动的员工超过正常工作周时间——在一定的范围内，但是必须获得加班费补偿。²⁵ 对于补假、工作时间和补偿费用的要求应当减少加班的影响。

²⁴ 精神虐待：特点是故意使用暴力，包括口头辱骂、隔离、性骚扰或种族骚扰、恐吓或身体威胁

²⁵ 加班费：高出正常工作周费用的报酬。必须符合国家法律、法规和/或行业标准。

附录 I：原则 2 的公式、样本计算和附加背景

双壳贝类养殖和海底有机质丰度

贝类水产养殖可能改变生态系统的主要方式之一是通过增加有机物的沉积。通过过滤悬浮有机物并将包装更改为更大、更快下沉的颗粒（排泄物和伪排泄物），贝类可增加有机物质向海底的流量。对海底栖息地和群落上贝类水产养殖海底有机质丰度的研究得出一组连续的结果，从未发现或发现很少负面影响（Baudinet 等人，1990；Grenz 等人，1990；Hatcher 等人，1994；Grant 等人，1995；Shaw，1998；Chamberlain 等人，2001；Crawford 等人，2003；Harstein 和 Rowden，2004；Anderson 等人，2005；Mallet 等人，2006；Miron 等人，2005；Lasiak 等人，2006）到养殖场内的明显变化（Dahlbeck 和 Gunnarsson，1981；Mattsson 和 Linden，1983；Kasper 等人，1985；Tenore 等人，1985；Jaramillo 等人，1992；Chililev 和 Ivanov，1997；Mirto 等人，2000；Stenton-Dozey 等人，1999、2001；Chamberlain 等人，2001；Christensen 等人，2003；Smith 和 Shackley，2004；Harstein 和 Rowden，2004；Otero 等人，2006；Giles 等人，2006；Metzger 等人，2007；Cranford 等人，2009）以及在沿海生态系统（哈格雷夫等人，2008）。海底影响的程度和范围始终根据现场确定，其弱点取决于控制废弃有机物输入的因素确定（例如贝类生产的规模、持续时间和强度、养殖方法、悬浮物浓度和食品利用率以及效率）和控制当地环境同化能力的水道测量及物理因素（例如水深、沉积速度、水流和风速）。

双壳贝类生物沉积速度与喂养速度相关，部分取决于动物大小以及养殖的物种。确定海底有机供应的主要因素是养殖场内储存的双壳贝类总生物量。悬浮养殖使得与海底养殖相关的区域内储存的生物量大量增加，因而对底栖生物群落造成较大的风险。上述研究表明对海底具有严重的负面影响，这些研究通常在悬浮养殖区域内执行。尽管海底养殖对海底有机质丰度影响的风险相对较低，但是这些活动不能免除有机质丰度要求。海底上养殖在此被视为限制于潮间带和潮下带养殖活动，这些活动不需要能够增加储存生物量的双壳贝类固定结构（例如杆和笼子）。

通过将养殖场下方沉积物中的“游离”硫化物纵梁与附近的控制现场相比，可评估有机质丰度。根据沉积硫化物变化对大型动物生物多样性的已知影响确定沉积有机质丰度分类（参见哈格雷夫等人 2008 下半年，和引用的参考文献）。相关硫化物阈值使管理人员能够区分正常范围的背景浓度与指示海底栖息地降级的浓度。

生物变量之间的关系与硫化物水平随着沉积物从含氧状态转变为缺氧状态时的变化一致。因 S 浓度增加对底栖动物相生物多样性造成的影响非常大，可在低 S 水平时出现。经发现在 1500 $\mu\text{M S}$ 时会从含氧向低氧条件转变。该阈值代表从中等向降低的大型底栖生物硫化物浓度转变，并且底栖生物大型动物群落结构改变（哈格雷夫等人，2008 年下半年）。利用诺模图显示各种海底丰度分类计划依据不同内部关联的化学品和海底动物生物多样性的变化（由 Pearson 和 Rosenberg 定义，1975），这时相对于典型的含氧条件，分类群的平均数量减少约 50% 至 60%（哈格雷夫等人，2008 年下半年）。缺氧沉积物的特点是 S 浓度 >6000 $\mu\text{M S}$ 。如果不太耐 S 的分类消失，但是更多耐受型机会主义物种未大量增加，那么在 3000 μM 时低氧类沉积物内发生转变。超过 3000 μM 的 S 水平表示对底栖生物群落结构产生了严重的低氧影响（由 Diaz 和 Rosenberg 定义，1995）并且具有污染的沉积条件（由 Pearson 和 Rosenberg 定义，1975），对海底栖息地造成危险。

下表 1 展示了对悬浮双壳贝类养殖的海底作用的分层评估方法。海底评估所用的取样设计和测量协议与要求作为独立文件。

表 1

方法	分级	判定	条件
养殖场取样现场 vs. 参考现场的海底视频/图像和表面沉积硫化物 (S) 浓度	非沉积, 粗沉积 (砂、砾石) 或 S $\leq 1500 \mu\text{M}$	可接受	每五年监测一次。
	沉积, 细砂和 A) S > 1500 且 $\leq 3000 \mu\text{M}$	可接受	每年监控一次, 必要时采取管理响应, 以便保持养殖场的 S 水平处于在邻近参考现场测得的自然变化范围。
	B) S $> 3000 \mu\text{M}$	不可接受	必须进行管理响应 (例如现场跟踪), 养殖场才能通过认证。

浮游植物消耗

如果水更新的速度比水清除快 ($CT > RT$), 则认为不会超过承载力。如果 $CT < RT$, 养殖的双壳贝类将能够控制生态系统, 并且需要额外进行评估, 以便将清除时间与初步生产时间 (PPT) 关联。2 层计算的基本原理是海湾内浮游植物的产生可在一定程度上支持可持续性水产养殖, 甚至在海湾水少时也可支持。初步生产时间应当比清除时间短。否则, 贝类的主食—藻类将很快消耗。理论上, 要求 $CT/PPT > 1$, 但是实际上, CT/PPT 应当 > 3 。这是依据来自许多河口的经验数据, 并且是基于所需海藻缓冲量进行的逻辑假设, 以便实现一定水平的初步生产, 更不用说贝类养殖活动附近其他未知滤食库存的出现 (Smaal & Prins, 1993)。应当了解, 该因素 3 是实际数值, 而非生态固定要求。当 $CT/PPT \leq 3$ 时, 养殖场无法通过认证。在这种情况下, 必须制定海湾管理方案, 解决多个养殖场的潜在累积深海效应, 并降低区域储存水平, 从而确保不超过生态承载力。

进行这些计算时需考虑水体, 如果邻近养殖场受影响的区域重叠, 还需考虑累积效应。在许多情况下, 例如封闭海湾或入口, 养殖场所处区域的地理边界可能很明显, 将其视为水体。另外一些情况下,

例如弯曲的复杂水道或开放式海湾，可能没有清晰的边界。在这些情况下，需要对养殖场所处的水体做一些估计，以便根据承载力、与敏感社区的接近度或受保护物种的觅食范围预估其影响区域。

有几种方法可用于预估水体或养殖场潜在影响区域，包括带或不带明确浮游生物动态的完全水力方式，用于利用测流计或者漂流物或燃料释放（更便宜）简单地估计潮程和余流。假设离岸最远的双壳贝类养殖场相对较大，并且所属公司的资源可能比密闭海湾内小型沿岸养殖场多，因此不得妨碍使用测流计。

公式和样本计算

养殖场影响区域预估

通常，预估养殖场的潜在影响区域应当给出结果，表明其比密闭海湾的面积小，或者被限制为养殖场周围的圆形区域，利用平均电流和一些时标进行计算，以便留出浮游植物再生长或周转时间。在合理的条件下，浮游植物生长的顺序为 1 至 2 天。因此，根据潜在影响区对水体的概算如下：

养殖场平均流速 x 2 个潮汐周期（即 25 小时，如果以 M2 潮汐为主）x 平均水深（或增长线深度，如果养殖场处于深水区）

距离海岸一定距离的养殖场样本计算：

1. 平均流速为 5 cm/s，水深为 15 m。因此潜在影响区的半径为 4.5 km，水体的体积为 675,000 m³。
2. 平均流速为 2 cm/s，水深为 30 m，但是增长线仅延伸到 7 m 深度。潜在影响区的半径为 1.8 km，水体的体积为 126,000 m³。

指标 2.2.1 中使用的清理时间 (CT)

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

其中 V_t 是指高潮时水体的总体积

(升) N 是双壳贝类的数量

C 是收货规模的平均清除速度 (升/每物种/天)

指标 2.2.1 中使用的滞留时间 (RT)

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

其中 P 是潮汐周期，潮汐周期的长度（例如半日潮为 0.5

天） V_l 是指低潮时水体的总体积（升） V_t 是指高潮时水体的

总体积

注：对于深层养殖区域（例如公海和峡湾），该计算应当限制为表面混合层。在水交换不以潮水冲洗为主的区域内（例如主要通过河水流或风力控制），应当计算近似体积交换。

初级生产时间 (PPT)，如指标 2.2.2 中所用

$$PPT = B / PPP$$

其中 B 是指年平均浮游植物生物量， PPP 是指系统内的浮游植物初步生产 (PPP)。

注：B 可通过叶绿素测量值、公布的数据或卫星预测预计，假设碳与叶绿素的比为 50。PPP 可从公布的结果或模型预测获得。有关可用数据来源的示例，请参见：

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

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

附录 II：本土物种养殖指南

育苗场培育幼苗的基因影响

育苗场幼苗培育可能随着时间推移改变基因组成，使其长期生存能力下降，从而培育物种中的野生群体造成负面影响。应当采取措施解决物种和预育苗的地理区域物种担忧。这些措施包括：保留苗种和幼苗的多样性，所用方式包括：1) 使用本地苗种；2) 在产卵季节和每年间移动苗种；3) 避免在育苗场使用育苗场培育的苗种作为亲贝苗种。这可能也包括有关养殖活动规模和作物繁殖潜能的文件（例如双倍还是三倍，或者在收获年龄和首次成熟年龄）明显低于养殖场合理“传播核心”内的自然群体规模和繁殖潜能。可根据本地水产信息和管理的可用性来确定是否符合本要求。包括通过同质园实验进行记录，例如检验育苗场培育的二倍体幼苗的性能（如生存和生长）或特性（如壳形和颜色）是否未偏离野生幼苗的性能和特性。可能要求育苗场与养殖场均遵守要求。这可能也包括有关无效幼苗生产以便从育种计划进行预育的文件，该计划有意更改了野生苗种，为了提高养殖品质，例如生长、生产、存活和形态。如果在培育地理区域内的复原工作包括有意与野生苗种分歧，以便产生抗疾病野生群体，这将包括此类工作合作的记录文件。

附录 III：鲍鱼养殖标准的社会责任方面的指导

利用来自劳动力问题工人领导组织—社会责任国际组织（SAI）的意见制定与养殖场劳动力问题和工作条件相关的标准。SAI 还推荐以下指南与 ASC 双壳贝类标准的社会责任部分结合。

1. 童工

指南：

- 15 岁以下的童工只能实施轻量作业（参见下文“轻量作业”），在上课日，每天工作时间不得超过 2 小时，从事轻量作业与上课的总时间不得超过 7 小时/天。
- 对于 15 至 18 岁的员工（被定义为年轻工人），工作不得与学习冲突。日间通勤、学习时间和工作时间总和不得超过 10 小时。18 岁以下员工不得从事危险工作。包括与其身高不成比例的重物举升、操作重型机械、上夜班以及接触任何有毒化学品。

定义

“轻量作业”：在 ILO 惯例 138 第 7.1 条中被定义为具有以下特点的工作：1) 不会对儿童的健康或发育造成伤害，2) 不会影响其上课、参加职业定位或培训计划或使其无法享受教育。

2. 强迫、抵债、强制劳动力

指南

- 雇主严禁扣押工人的身份证原件。
- 合同应当条款清晰并且能使员工理解，并且不得导致员工负债（例如员工支付培训课程费用）。
- 员工在不工作时，应能够自由离开工作场所，并自行管理其业余时间。

(注：应当额外关注移民和承包商/分包商情况。)

3. 歧视

指南

- 在雇佣、报酬、培训、提升、解雇或退休方面不得存在/支持种姓、国籍、宗教、残疾、性别、性取向、联盟成员、政治立场或年龄等歧视行为。
- 公司不得干涉员工实施或遵守信条或规范的权利，或者满足与种族、种姓、国籍、宗教、残疾、性别、性取向、联盟成员或政治立场有关的需求的权利。

4. 健康与安全

指南

- 最大限度减少工作环境中的危险和风险，包括记录程序和政策，防止工作场所发生事故和受伤。应存在紧急响应程序，并且让所有员工知道。
- 职业健康和安全违反情况记录。
- 使用干净的盥洗室、便携水和卫生设施。宿舍必须干净、安全且满足员工的基本需求。
- 如果未另行提供，保险应覆盖在工作环境下遭受事故或伤害的员工。必须特别考虑可能在当地或国家法律法规范外的移民或外来工人。
- 制定事故校正措施方案。

5. Fair and decent wages 公平体面的工资

指南

- 不得以纪律处分名义扣减工资；应向员工明确表示，不得因惩戒而扣除薪水和福利；薪水和福利采用方便员工的方式发放（例如不用出差、不得采用本票、优惠券、产品或商品代替现金、支票或电子付款方式）。
- 不得制定仅劳动力合同关系或虚假实习计划（参见下文中“仅劳动力合同关系”和“虚假实习”的定义）。

定义

仅劳动力合同安排：为了避免支付定期工资或提供法律规定的福利，例如健康和安全管理，因而未确定正式雇佣关系而雇佣工人的行为。

虚假的实习计划：雇佣实习工人但是未在合同中规定实习和薪水条款的行为。如果其目的是少付工资、避免承担法律责任或者雇佣童工，则属于虚假实习。

6. 组织工会与集体谈判的自由

指南

- 雇主应当尊重所有人员选择组织和加入工会以及集体谈判的权利。
- 当法律对这种情况做出限制时，雇主应当提供独立和自由组织工会与谈判的并行方式，并确保其不受歧视。当权利受限时，公司需要让工人清楚他们愿意雇佣通过代表结构进行集体对话的工人，并且愿意为其提供机会进行集体谈判。

7. 不得采用侮辱虐待式的惩戒行为

指南

- 绝对禁止采用或支持体罚、心理或生理压制或口头辱骂。亦不得通过罚款或扣薪来惩罚工人。

8. 工作时间

指南

- 审查员应了解当地法规中规定的工作时间与加班要求。他们可以检查时间表与工资单，并通过采访工人检验工人是否按照法定时间工作。工资单和薪资记录可确认是否为加班时间支付了加班费。要检验加班是否合理，可进行采访并检查生产记录以及至少一年前的时间表和其他工作时间记录。如果有集体谈判协议允许加班，则有些非自愿加班例外。
- 雇主应遵守有关工作时间的适用法律和行业标准。“正常的工作时间”可根据法律定义，但是一般（即连续或大部分工作时间）不得超过 48 小时。可根据季节进行变更。
- 所有加班均需支付额外费用，加班时间不得超过每周 12 小时。加班应属于自愿行为。如果合法并且存在集体谈判协议，为了满足短期营业需求，本条最后一项要求可存在例外情况。

附录 IV：评估悬浮双壳贝类养殖海底影响的实验设计

1.0 基本原理

前后对照实验影响（BACI）和梯度分析（GA）模型可用于检测受悬浮双壳贝类养殖影响的海底变量的环境变化或干扰。推荐的实验设计与 2.1.1 节中所述的用于坚硬底层非沉积区域的分层评估方法相一致，后者采用底部视频/图像法或测量“游离”硫化物（S）总含量或可收集底部样本的沉积区域内有机质丰度 其他指标。通过比较沿横断面或随机划分为取样现场的养殖区域内外一系列站点处的观察来评估海底栖息地特点的变化，以便评估测量变量的短暂或空间差异。所选的设计确定了站点位置、数量和取样频率。前后（BA）试验比较确定养殖线之前和之后养殖区域内的观察。或者，可比较非养殖（控制）和养殖（影响）区域（CI 设计），以便确定双壳贝类养殖是否改变了所选变量的短暂变化。如果来自多个地点的 BA 和 CI 数据可用，则 BACI 模型检测干扰相关的环境变化。在变量随着与养殖场的距离增加而变化的 GA 模型下，利用回归分析检验空间趋势。

2.0 分层评估

推荐使用 2.1.1 节中所述的分层评估法来评估双壳贝类养殖对于海底栖息地条件的影响（图 1）。建议利用每隔 5 年沿横断面收集的海底视频或其他图像（1a 层评估）监控高能源、低风险区域，该区域内坚硬的底部防止进行样本收集。在底部多砂子和泥土的沉积条件下能源较低的区域取样可每隔 5 年、每年或更频繁地实施，取决于通过平均或中间 S 浓度（1b 和 2a 和 2b 层评估）确定的风险级别。

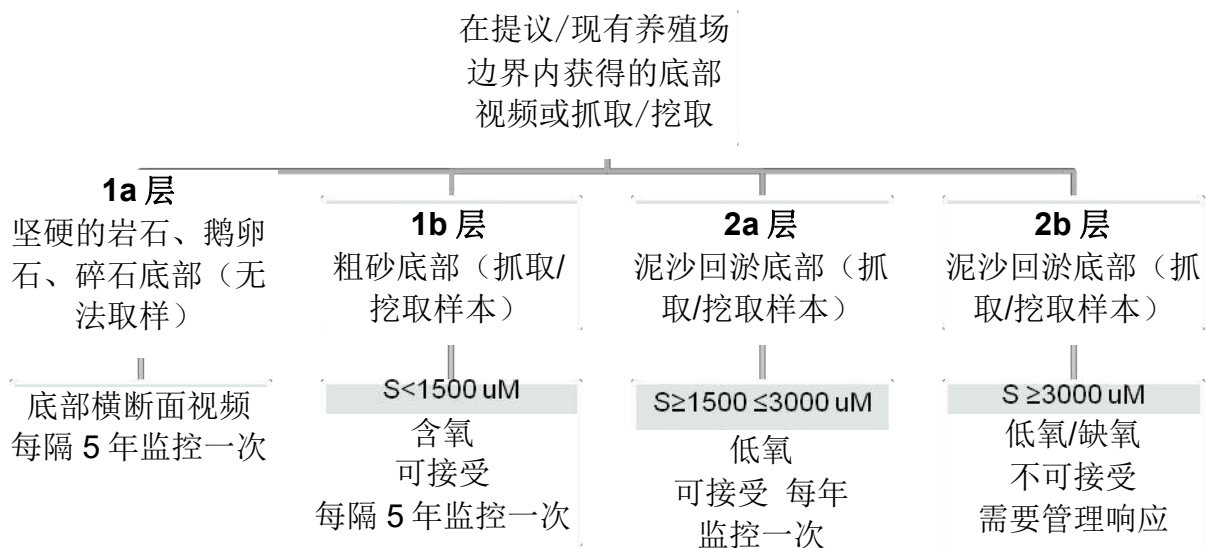


图 1 评估双壳贝类养殖对海底栖息地条件影响的分层评估法（参见 2.1.1 节）

3.0 取样设计

3.1 对照或不对照的前后观察

Green（1979年）介绍了一种简单的方法，可通过在实施人类活动之前和之后在一个位置处进行观察来检测因人类活动引起的环境变化。Underwood（1991、1992年）、Smith等人（1993年）和Underwood（1994年）提出了更加全面的实验取样设计，在受影响和对照区（BACI）内多个地点进行观察，确定测得变量的变化是由于环境干扰还是自然变化量引起。

对BACI方法的全面应用要求及时收集重复样品，并且需要多个取样地点处不同短暂规模的空间，以确定一个“事件”有一个还是多个测量变量。将可能引起干扰的活动开始前后的观察进行比较。可在受影响和对照区内随机选择的多个地点处取样，观察活动开始前后的相同位置。理想的取样应随机进行，但是如果在一年的固定时间取样，可最大限度减少季节性作用。

在确定贻贝养殖之后采用方法评估海底大型生物群落的短暂变化（Lasiak等人，2006年）和沉积有机质丰度的地理化学指标（Cranford等人，2009年）。

3.2 对照实验影响观察

通常，活动开始前的数据不可用。如果存在这种情况，对照实验影响（CI）模型可用于比较假设不受干扰影响的位置处养殖场边界内外的场地。必须决定随机或分层选择受影响和对照区域内的取样位置。如果采用随机设计，则对照地点必须与受影响的区域之间具有充足的距离，以便呈现自然“背景”可变性（即不受养殖场内的事件影响）。

可通过沿着横断面取样确定适当的距离，该横断面的距离与方向由盛行流的速度与方向确定（下文所述）。相对于双壳贝类养殖区域的对照地点适当的上游或下游位置根据特定的水道测量条件变化。有些研究中，只能在养殖批次下直接测量海底效应（Grant等人，1995，Crawford等人，2003）。但是，对于贻贝水产养殖生物沉积分布的模型研究表明，根据流速和水深，养殖颗粒物沉降可在距离养殖场30至90 m处出现（Weise等人，2009）。在从事集约化贻贝养殖的浅水入口内进行的海湾研究中采用CI方法，显示养殖场 vs. 非养殖场区域有机质丰度的影响（哈格雷夫等人，2008）。

为悬浮双壳贝类水产养殖采用CI方法的潜在复杂性是养殖场大空间内可能出现浮游生物损耗，以便养殖场外部的自然沉积速度降低到自然值以下。这可降低养殖场区域外的有机负荷，并降低硫化物水平，使养殖场与对照点之间的对比混淆。在对浅水富营养海湾内集约化贻贝养殖进行的研究中检验并拒绝了这种迟滞现象（Cranford等人，2009）。根据显示，靠近养殖场边界10 m处的对照点的沉积地球化学在贻贝养殖拓展前后未发生明显变化，而在此期间，养殖场的有机质丰度明显增加。

3.3 梯度观察

BACI设计允许进行区域间（例如养殖场 vs. 非养殖场）对比，以便检测在受影响区域存在限定边界时，根据自然可变性背景检测环境变化。沿着横断面取样的GA提供另一种设计，可用于评估受影响和对照区域之间的边界不清晰或可在场地之间变化的双壳贝类水产养殖的影响。如果干扰具有方向性，沿着横断面取样对于检测空间差异的敏感性可能比CI设计更大（Ellis和Schneider，1997）。横断面上的取样站点应当沿着盛行流的轴分布，具有统一间隔或距离可变，以便反映随着与养殖场距离的增加，预期的缩小作用。Crawford等人（2003年）提供沿着横断面观察的示例，用于评估贝类养殖场的海底影响。

4.0 站点位置和数量

由于统计试验的功效随着样本规模增加（Sokal 和 Rohlf, 1995），观察的次数应当尽可能多，所有对比的位置处观察次数应相同。作为监控成本与检测场地差异的统计工作之间的折中措施，推荐沿着横断面的十个地点或养殖场与非养殖场位置内抽取三个样本。要求每组待比较的站点重复（3 个样本 x 5 个地点， $n=15$ ），以便解释进行双壳贝类水产养殖的浅海区域内常见的海底条件变化。

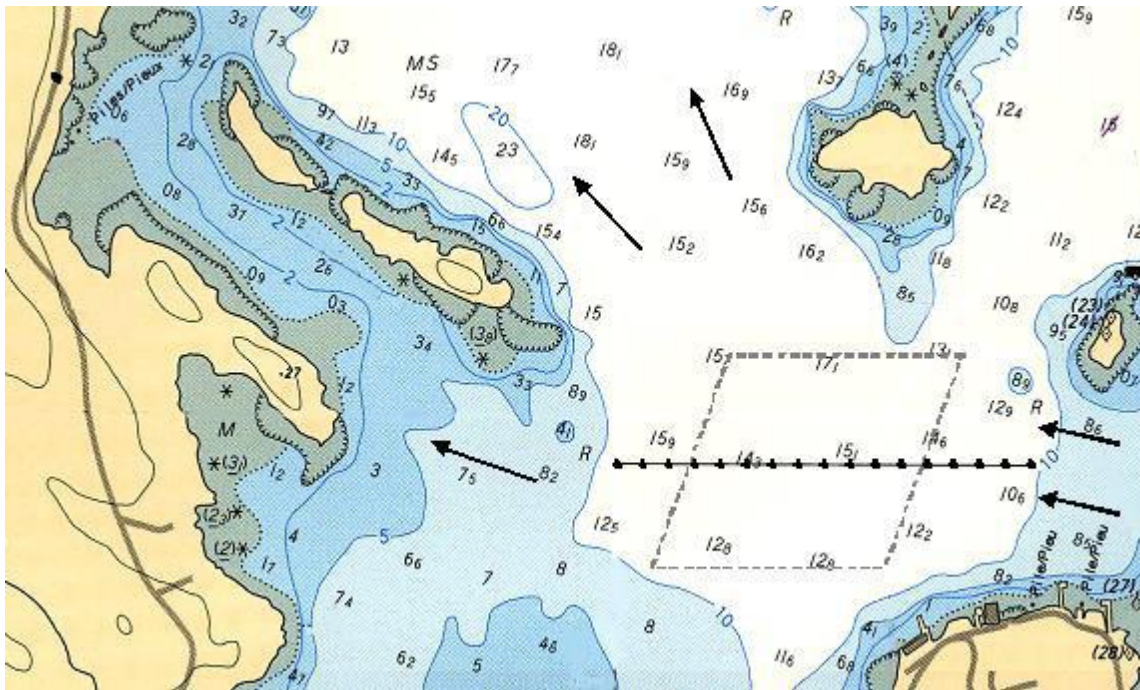


图 2 双壳贝类水产养殖海底影响的 1a 层评估（图 1）的梯度取样法示例。沿盛行流的轴（箭头）进行截线（固定线）录影或截线（固定点）照相，并经过养殖场边界（虚线）。

应当利用 GA 方法采用底部图像对非沉积或坚硬底部进行的 1a 层评估，横断面从拟定或现有养殖场区域内部延伸到外部。假设养殖线的定位能使经过养殖场的流量最大化，以便避免“遮蔽”影响。获取底部视频的取样横断面要求船只不受养殖或系船索干扰经过养殖场。横断面的定向应当尽可能沿着等深线，以便最大限度减少深度与沉积类型变化。将沿着经过养殖场边界及其外部的横断面全场连续（视频）或随机或定期（静态图像）拍摄通过 GPS 导航获得的底部图像。然后利用图像分析检验横断面沿线的海底条件梯度。

可通过在具有养殖场边界已知的距离处（图 3），利用 GA 方法在上游或下游方向取样来收集用于初步现场评估和随后 1b、2a 和 2b 层监控计划的底部样本。站点间隔可统一，或者随着与养殖场边缘的距离增加，三份表面（0-2 cm）沉积样本在横断面沿线五个场地处收集。

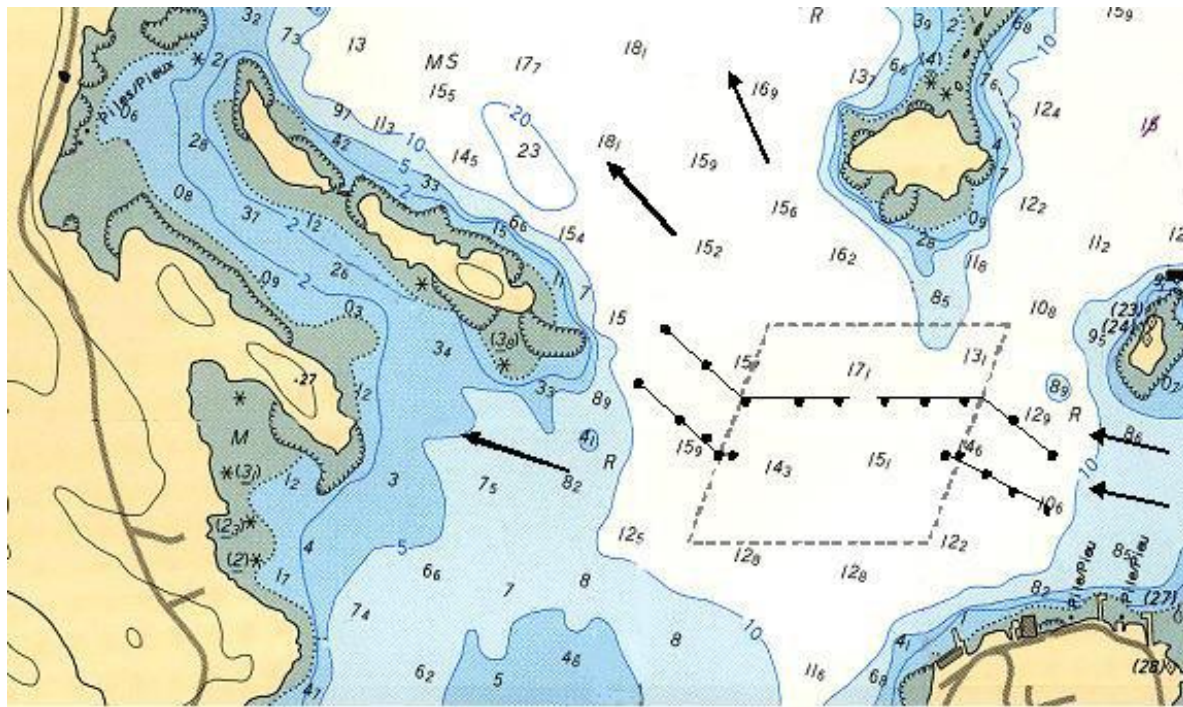


图 3 双壳贝类水产养殖海底影响的 1b、2a 和 2b 层评估（图 1）的梯度取样法的四个样本。底部取样地点（固定点）沿着盛行流的轴（箭头）分布，并经过养殖场边界（虚线）。总“游离”硫化物含量测量的样本将在从养殖场上游或下游单个横断面沿线五个站点处收集三份。站点间隔可统一，或者随着与养殖场边缘的距离增加。养殖区域边界内部和外部的横断面应当具有相似的深度和沉积类型。

也可通过在距离养殖场边界已知距离的上游或下游方向收集样本，利用随机对照影响取样法（CI 和 BACI）来收集用于初步现场评估和随后 1b、2a 和 2b 层监控计划的底部样本。可从养殖场和非养殖场区域内五个随机站点（图 4）收集三份表面（0-2 cm）沉积样本。对照地点位于假设不受养殖苗种影响的区域内（例如与养殖场的距离充足，不会受增加的生物沉积影响）。养殖场和非养殖场区域内的深度和底层应当相似，以便避免深度和沉积物类型对 S 浓度的影响混淆。

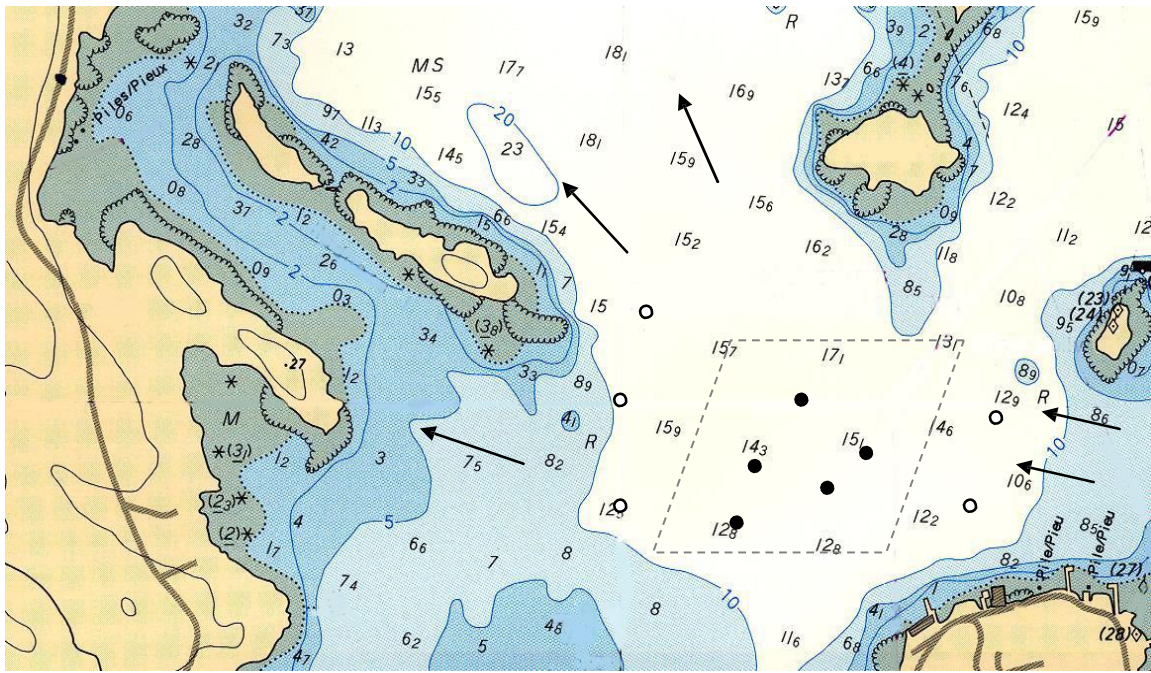


图 4 双壳贝类水产养殖海底影响的 1b、2a 和 2B 评估的随机样本站点位置示例。对于随意位于养殖场边界内部（固定点）和外部（开口圆）的五个深度和沉积物类型大致相似的站点处收集的三份表面（0-2 cm）沉积物样本，将对于进行总“游离”硫化物含量测量。

5.0 统计分析

梯度取样法：可采用线性和非线性回归法将各横断面沿线的五个或更多位置处样本的数据进行对比，以便检验重要梯度的距离和拟合优度。通用统计包能够计算 p 值，假设各残余物变化相同。巴特利特试验可用于检验每组样本的变化是否相同。

随机取样法：可利用一个样本检验一次的试验法确定收集底部样本的站点组内平均 S 浓度是否超过阈值 S 浓度（1500 和 3000 μM ），以便确定需要 1b、2a 还是 2b 层评估。试验的精确度依据观察次数决定，假设通过独立观察和正常分布进行随机取样。在样本规模较小（ $n=15$ ）时这种情况不适用。当 $p < 0.05$ 时，拒绝零假设（养殖场的平均 S 浓度与对照点的平均值相同）。威尔科克森符号等级检验可用于比较开始养殖活动前后同一位置处样本之间的中值。由于比较的样本数量较少，推荐采用非参数试验。零假设是两个相关样本组的中值的分布函数相同（前后观察的中值差为零）。

当样本规模小（ $n < 20$ ）时，可通过曼-惠特尼 U 检验确定两组样本之间的中值是否明显不同。该试验确定来自两个不同组的样本是否具有相同的分配函数和中值。

不要求进行正态分布。在 BA 对比中可将时间作为分组变量，检验两组站点的中值 S 浓度短暂变化相同的零假设。也可在 CI 设计时采用这种检验比较养殖场和非养殖场内的 S 中值，其中将场地作为分组变量。零假设是两个区域内的观察不会出现明显不同。如果 BA 和 CI 可用，且在开始养殖活动前后对照和养殖场中地中有多个取样时间和位置，则可利用带场地、时间和场地 x 时间交互的 ANOVA 模型实施 BACI。但是 ANOVA 需要确认数据呈正态分布，并且在样本规模小时，统计功效降低。

附录 V：海洋沉积物中氧化还原剂（ E_{hNHE} ）和“游离”硫化物的测量方法

1.0 采集沉积物样品

1. 在深度 20 米以下的地方，潜水员习惯于将末端开口的丙烯酸岩心管推入沉积物中，从而保持沉积物和水界面不受扰动。轻微地扭转动作可防止沉积物压实，并在插入过程中使沉积物表面内部高度与岩心外部高度保持一致。
2. 岩心上下端使用橡胶塞或塑料盖密封，以防止水泄漏。
3. 较深处可采用抓斗（例如：Van Veen, 0.25 m²）。如果沉积物没有完全充满抓斗，可获得沉积物上层的未扰动试样。
4. 沿着岩心管长度，以 2cm 距离钻孔，孔直径应足够，以便允许插入挡板注射器，并使用管道胶带覆盖，允许从不同深度处收回沉积物子样品。
5. 取回岩心后，竖放并轻拿轻放，以便最大限度减少扰动沉积物表面。可在每个孔上，从顶端开始使用锐刀片切管道胶带（X）。
6. 当抽取更多浅层试样时，连续岩心取样可防止扰动更深层。
7. 当注射器体水平推入到岩心时，5 ml 塑料注射器可作为子岩心提取器，慢慢地取出完全插入的推液塞。
8. 注射器斜插至 2 cm 深度处，使用抓斗获取表层沉积物的混合样品。注射器筒开口端慢慢推入沉积物中后，可取出部分推液塞。重复此程序，直到完全取出注射器筒，并且注射器充满混合沉积物（0.2 cm 层处），没有气泡。
9. 注射器必须使用紧密配合的（不漏气的）塑料盖密封，在冰上存储或冷冻（5 °C）。
10. 应在 4 至 6 个小时内分析氧化还原电势（ E_{hNHE} ）和溶解的（“游离”）硫化物（HS⁻, H₂S, S²⁻）（S），但是如果冷冻或在冰上保存，样品可保持长达 72 个小时。

2.0 氧化还原剂 (E_{hNHE}) 电势

2.1 材料

1. 离子选择性电极（ISE）测量仪（例如：Orion 4-Star pH/ISE，型号#1215001）或 mV 测量仪，配有适合氧化还原电极连接物的接头。
2. 氧化还原电势（ORP）铂电极与内参比电极（例如：Orion 96-78BNWP）组合，配有适合 ISE 测量仪连接物的电缆和适当接头。该电极应有薄的铂盘（而不是管脚），可重复充填（不是凝胶充填）环氧体（避免泄漏）。
3. 海洋沉积物中所用氧化还原电极建议使用 4 M 氯化钾填充液（例如：Orion 填充液#900011，氯化钾浸透银/氯化银）。
4. 可从一些 ISE 电极制造商购买氧化还原参比溶液，或使用试剂（如下文）制备 Zobells 溶液等标准溶液。
5. 可使用清洁带抛光铂电极（适用于 Orion ISE 电极），或者使用超细粉清洁剂作为研磨粉。

2.2 Zobell Eh 标准溶液

1. **Zobell 标准溶液 A:** 2.11g 的亚铁氰化钾(II)三水合物和 0.825g 的亚铁氰化钾(III)放入 50ml 容量瓶中，添加 25ml 蒸馏水，以溶解固体，并稀释成 50ml。
2. **Zobell 标准溶液 B:** 0.21g 的亚铁氰化钾(II)三水合物、0.825g 的亚铁氰化钾(III)和 1.695g 氟化钾二水合物放入 50ml 容量瓶中，添加 25ml 蒸馏水，以溶解固体，并稀释成 50ml。
3. 新鲜的 ZoBell's 溶液必须在使用前保持至少 24 个小时。当存储在密封玻璃塞容量瓶时，该溶液可在室温下保持稳定状态数个月。

2.3 评估铂电极性能

1. 确定氧化还原剂标准溶液性能之前，添加填充液，至少激活干燥存储的铂电极 24 个小时。
2. 由于标准溶液中氧化还原偶联反应较强，所以应快速稳定准备好的电极（30 秒以下）。
3. **Zobell 标准溶液 A** 含有 4 M 氯化钾填充液，在 20 °C 下应有 $+234 \pm 9$ mV 电势，而标准溶液 B 在 20 °C 下应有 $+300 \pm 9$ mV 电势。
4. 使用一天后，电极铂尖端应使用蒸馏水冲洗，然后使用清洁剂或研磨带清洁。长期存储时（一周以上），需去除填充液，并干燥存储探头。

2.4 EhNHE 测量

1. 5ml 注射器中的样品允许分析沉积物的 2 个 2ml 子样品，第二个样品可用于其他分析（例如：含水量、晶粒大小、有机物）。
2. 分析之前，使用注射器将 2ml 沉积物推入至小（50ml）烧杯中。可根据注射器标记确定挤出量。
3. 应立即进行子样品温度测量，将铂电极置于样品中，从而确保铂尖端和潮湿的沉积物完全接触。
4. mV 读数在 1-2 分钟之内应是稳定的。如果不能通过单个的氧化还原反应控制氧化还原条件，例如含氧沉积物中，电极电势（Whitfield 1969）会有缓慢、连续漂移。如果在规定时间范围内不能稳定，可任意选择时间（3-4 分钟），以便记录 mV 读数。由于氧化还原条件由可逆半电池反应控制 $[\text{HS}^- \text{aq.} \leftrightarrow \text{S}^\circ \text{ rhomb} + \text{H}^+ \text{aq.} + 2\text{e}^-]$ (Berner 1963)，所以通常可以更快稳定沉积物减少时的电势。
5. 根据氢电极（ Eh_{NHE} ）、填充液电势特性和样品温度，校正测量的 mV 电势。（表 1）

表 1 根据 Wildish et al. (1999), 不同温度和填充液浓度下标准氢电极的参比电极电势 (mV) 添加到铂电极电势中, 以确定 E_{HNE} 。

温度(°C)	1.5 M 氯化钾	4M (饱和) 氯化钾
5	254	219
10	251	214
15	249	209
20	244	204
25	241	199
30	238	194

3.0 “游离”硫化物

3.1 材料

1. 便携式 ISE 测量仪 (例如: Orion 4-Star pH/ISE, 型号#1215001) 或者 mV 测量仪, 配有适合硫化银电极的接头。
2. Ag^+/S^- 复合电极 (Orion #96-16BNWP) 或类似电极, 在电极尖端有薄的银盘 (而不是管脚)。电极应可重复充填环氧体, 配有适合氧化还原电极连接物的接头。
3. 如果使用 Orion 96-16 Sure-flow 复合电极, 为了获得最佳结果™, 标准溶液 A (Orion#900061) 建议作为填充液, 以便测量精准、温度和响应时间最佳 (Thermo Electron Corp. 2003)。

3.2 硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液

1. 可购买硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液 (例如, 从 Orion 购买, 作为硫化物抗氧化缓冲 (SAOB II) 溶液试剂包), 或使用其他试剂制备。
2. 20.0g 氢氧化钠和 17.9g 乙二胺四乙酸缓冲 (乙二胺四乙酸二钠盐脱水) 放在 250ml 容量瓶中, 并使用蒸馏水稀释。
3. 使用前, 溶液在室温下冷却。如果存储在冰箱中, 溶液保持稳定状态可达 7 天。
4. 分析标准溶液或样品之前, 8.75g 维生素 c 添加到 250ml 硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液中。混合物不太稳定, 所以必须在 3 个小时内使用。
5. 按 1: 1 体积比将含有维生素 c 的硫化物抗氧化缓冲 (SAOB) 溶液添加到标准溶液和潮湿的沉积物样品中。

3.3 硫化物标准溶液

1. 在 100ml 容量瓶称量 2.402g 硫化钠九水化合物, 然后在 100ml 去氧化 (N2-水泡) 蒸馏水中稀释, 制备 0.1 M 硫化钠储备溶液。应使用研钵及研杵将大晶体研磨成精细密度。使用橡胶手套, 在通风厨中的天平上称量试剂。

2. 虽然硫化钠九水化合物溶液不稳定，易于暴露在空气中氧化（Barica 1973），所以浓缩的 0.1 M 储备溶液可装在深色密封瓶中存储在冰箱中，可达 48 个小时。
3. 10ml 浓缩的准备溶液装入容量瓶中，使用 90 ml 去氧化蒸馏水稀释，制备浓度递减的溶液。
4. 使用标准溶液的 10ml 等分试样和 90ml 去氧化水（例如：10ml 10,000 $\mu\text{M S}^-$ 标准溶液装入容量瓶中，稀释成 100 ml，制备 1000 $\mu\text{M S}^-$ ）按顺序重复此程序。
5. 稀释的标准溶液是不稳定的，必须尽快使用校准电极。

3.4 Ag^+/S^- 电极校准

1. 使用前，需添加填充液，干燥的 Ag^+/S^- 复合电极必须激活至少 24 个小时。
2. 制备标准溶液（例如：100, 1000, 10000, 100000 $\mu\text{M S}^-$ ），以涵盖样品中的预期范围。
3. 标准溶液应在室温下作为样品。
4. 每次校准前，应使用研磨带或清洁剂溶液轻轻清洗 Ag^+/S^- 复合电极尖端。
5. 应在最低浓度至最高浓度的标准溶液中校准 Ag^+/S^- 复合电极。
6. 使用等量硫化物抗氧化缓冲溶液（添加了维生素 c）按 1: 1 稀释标准溶液（例如：2 ml 标准溶液 + 2 ml 硫化物抗氧化缓冲溶液）。
7. 稳定后（通常低于 2 分钟），应在直接测量模式中使用 ISE 测量仪，记录 mV 电势。
8. $\log_{10} \text{S}^-$ 和 mV 电势之间线性反比关系的理论斜率常数大约为 -28 mV (Thermo Electron Corp. 2003).
9. 校准曲线斜率是对温度敏感的理论值，在 10 和 20°C 下分别为 -28.1 和 -29.1。事实上，斜率因电极特性而各不相同（-26 至 -34）。
10. 每天至少校准一次电极，或分析样品前和分析样品后校准一次电极。

3.5 硫化物测量

1. 电化电势对温度敏感，标准溶液和样品温度应相同 ($\pm 1^\circ\text{C}$)。
2. 硫化物抗氧化缓冲溶液添加到沉积物中（体积比 1:1），立即进行氧化还原测量。
3. 定位 Ag^+/S^- 电极，使尖端完全浸入硫化物抗氧化缓冲溶液和沉积物混合物中。
4. 当颗粒相硫化物（硫化铁和黄铁矿）稳定时，硫化物抗氧化缓冲溶液碱性条件（ $\text{pH} > 12$ ）溶解固相金属硫化物复合物，使 S^- 浓度增加。当漂移稳定时（1-2 分钟），尽快记录电势，以降低影响。
5. 在校准曲线回归中使用稳定的 mV 读数，以计算 $\mu\text{M S}^-$ 。
6. 分析连续样品过程中，使用蒸馏水冲洗 Ag^+/S^- 电极，并擦拭干净。
7. 如果电极存储一周以上，应排出参比电极填充溶液，并使用蒸馏水冲洗。

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. *Oceangr. 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. E_h 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.