

# Monterey Bay Aquarium Seafood Watch®

## Seafood Watch® 水产养殖标准

简介 .....	2
Seafood Watch 水产养殖指导原则 .....	3
Seafood Watch 水产养殖标准和评分方法 .....	4
<b>标准 1 - 数据</b> .....	5
<b>标准 2 - 污水</b> .....	8
污水：基于证据的评估（以数据完善且质量佳为前提）.....	12
污水：基于风险的评估（以数据不完善或者质量不佳为前提）.....	14
污水：因素 2.1 – 每吨鱼所排放废弃物 .....	14
污水：因素 2.2 – 养殖场层面和累积影响的管理 .....	17
<b>标准 3 – 栖息地</b> .....	19
栖息地：因素 3.1 – 栖息地转换和功能 .....	23
栖息地：因素 3.2 – 养殖场选址监管和管理 .....	25
<b>标准 4 – 化学品使用</b> .....	27
<b>标准 5 - 饲料</b> .....	33
饲料：因素 5.1 – 野生鱼类使用 .....	36
饲料：因素 5.2 – 净蛋白质增加或者损失 .....	38
饲料：因素 5.3 – 饲料足迹 .....	43
<b>标准 6 – 逃脱</b> .....	44
逃脱：因素 6.1 – 逃脱风险评分 .....	47
逃脱：因素 6.2 竞争性和遗传相互作用 .....	50
<b>标准 7 – 疾病、病原体和寄生虫相互作用</b> .....	53
疾病：基于证据的评估 .....	54
疾病：基于风险的评估 .....	55
<b>标准 8X – 种群来源 – 独立于野生鱼类种群</b> .....	56
<b>标准 9X – 捕食动物和野生物死亡率</b> .....	58
<b>标准 10X – 次级种群逃脱</b> .....	60
<b>总评分和最终建议</b> .....	64
<b>参考资料</b> .....	66
<b>附录 1 – 栖息地示例</b> .....	72
<b>附录 2 – 栖息地标准的更多指导</b> .....	74
<b>附录 3 – 饲料标准的更多指导</b> .....	75

## 简介

蒙特雷湾水族馆（Monterey Bay Aquarium）致力于倡导海洋保护。为实现这一目的，蒙特雷湾水族馆推出 Seafood Watch® 项目，对水产养殖产品的环境影响力进行调查和评估，并将由此得出的海鲜推荐结果向公众和其他利益相关方分享，分享的形式包括针对特定区域的 Seafood Watch 袖珍指南、智能手机应用程序和网站 [www.seafoodwatch.org](http://www.seafoodwatch.org)。

本文档包含由 Seafood Watch 多方利益相关者团体于 2015 年 9 月 30 日核准的《Seafood Watch 水产养殖标准》。本标准依据蒙特雷湾水族馆的环保伦理规范来评估水产养殖作业的相对可持续性。其中介绍了相关背景和原理，阐述了各项假设和 Seafood Watch 价值观在评分计算和评分选项中如何体现。野生海鲜来源采用不同的评估标准。《水产养殖标准》和《渔业标准》，以及我们的评估流程、评估结果和推荐结果发布于网站 [www.seafoodwatch.org](http://www.seafoodwatch.org)。

自 2016 年 1 月 1 日起，本标准将用于评估所有水产养殖作业，其中包含：

1. 定义明确的指导原则
2. 以科学为依据的评估标准，并根据水产养殖专家的意见进行定期修订
3. 客观可靠的评分方法，确保依据评估标准对水产养殖作业进行公开透明的评估

根据《Seafood Watch 水产养殖标准》的评估结果，得出 Seafood Watch 评级：最佳选择（绿色），良好替代（黄色），或者应该避免（红色）。评估标准用于确定最终评分以及针对每项标准的子评分和颜色评级。然后依据下方表格中描述的方法，将这些评分换算成最终的 Seafood Watch 颜色评级。该表格还描述了 Seafood Watch 对这些分类的定义。

最佳选择	最终评分 $\geq 6.66^1$ 且 $\leq 10$ ，且没有标准评级为“红色”，且没有“严重” <sup>2</sup> 评分	“最佳选择”清单上的野生捕捞和养殖海鲜具有生态可持续性，管理良好，所采用的捕捞或养殖方式不会对栖息地或其他野生动物造成伤害，或者伤害极少。这些作业符合我们的所有指导原则。
良好替代	最终评分 $\geq 3.331$ 且 $\leq 6.66$ ，且没有一项以上标准评级为“红色”，且没有“严重”评分。	“良好替代”清单上的野生捕捞和养殖海鲜目前不能认定为完全可持续。它们符合我们的大多数指导原则，但是要么一项环保问题需要得到实质性的改善，要么该渔业或水产养殖作业的影响结果有显著不确定因素。

<sup>1</sup> 每项标准根据子因素评分评为 1 到 10 分，如下文所述。评分  $< 3.3$  的标准被视为“红色”评级。

<sup>2</sup> 如果存在非常严重的环保问题，将会获得“严重”评分，最终推荐结果为“应该避免”。

<b>应该避免</b>	最终评分 $\geq 0$ 且 $\leq 3.33$ , <b>或者</b> 有两项或更多标准 为“红色”评级, <b>或者</b> 一项或多项“严重” 评分。	“应该避免”清单上的野生捕捞和养殖海鲜所采用的捕捞或养殖方式对环境造成严重伤害的风险较高。它们不符合我们的指导原则, 而且由于存在一项严重的环保问题, 或者在多个领域需要改善, 因此被认为不具有可持续性。
-------------	---	--

## Seafood Watch 水产养殖指导原则

Seafood Watch® 认为“可持续的海鲜”是指海鲜的来源可以保持或提高生产力, 且不会危害受影响生态系统的结构和功能, 包括捕捞或者养殖两种来源。

可持续的水产养殖场和集体性产业通过以下方式, 在设计、管理以及/或者监管方面解决单个养殖场和多个养殖场对当地或者区域的影响或累积影响:

1. **获取有关生产实践及其影响的最新可靠信息以供分析;**  
如果数据质量不佳, 或者不完善, 将会不利于了解并评估水产养殖生产的环境影响, 进而导致海鲜购买者无法做出知情的选择。应提供有关生产实践及其影响的最新可靠信息以供分析。
2. **不允许污水排放量超出或者促使超出当地或区域承受水体的承载能力;**  
水产养殖场尽量减少或者避免养殖场产生以及排放废弃物, 并且通过有效的管理或监管体系来控制废弃物排放的位置、规模和累积影响。
3. **其选址、规模和强度能够维持具有生态价值的栖息地的功能;**  
水产养殖场的选址不会导致当地、区域或者生态系统范围的关键生态系统服务丧失。
4. **限制化学品的类型、使用频率、总用量或者排放, 以至于对非目标生物产生影响的的风险很低;**  
水产养殖场避免排放对水生生物有毒性的化学品, 或者限制化学品的类型、使用频率和总用量, 从而确保对非目标生物产生影响的的风险很低。
5. **采购可持续的饲料原料, 并将其高效地转化为净增可食用营养;**  
生产饲料及其构成原料对全球生态会产生复杂的影响, 而转换效率的结果可能是食物净增, 或者营养大量净损。水产养殖作业中仅采购可持续的饲料原料, 或者对于人类消耗价值低的原料(比如其他食物生产过程中的副产品), 并且按照高效、负责任的方式进行转化。
6. **避免养殖场逃脱对野生种群产生种群数量层面的影响或者其他生态系统层面的影响;**  
水产养殖场通过限制逃脱或者逃脱种群的性质, 避免产生因为本地、外来和/或遗传上不同的养殖种群逃脱而造成的种群竞争、遗传适应度下降、捕食、栖息地破坏、产卵中断, 以及其他对野生鱼类和生态系统产生的影响。

7. **避免因病原体或寄生虫扩增和转播或者毒性增强对野生种群产生种群数量层面的影响；**  
水产养殖场不会因病原体或寄生虫扩增和转播，或者自然产生的病原体毒性增强，而带来对野生种群数量不利的重大风险。
8. **使用养殖亲鱼所产的卵、幼虫或稚鱼，从而避免捕捞野生物种；**  
水产养殖场使用养殖亲鱼所产的卵、幼虫或稚鱼，从而避免捕捞野生种群，如果尚无法利用养殖亲鱼，则确保捕捞的野生亲鱼不会对受影响种群产生种群数量层面的影响。可以使用被动流入或者自然栖息的野生捕捞稚鱼。
9. **避免对捕食动物或者其他吸引到养殖场的野生种群产生种群数量层面的影响；**  
水产养殖作业中使用非致命的驱逐或阻碍装置，避免造成野生生物意外死亡，仅在万不得已的情况下才使用致命的控制措施，从而确保不会对受影响种群产生种群数量层面的影响。
10. **避免因为动物运输导致意外引入次级种群或者病原体；**  
水产养殖场避免跨国或跨水体运输活体动物，或者确保运输的来源或目的地具有生物安全性，从而避免向自然环境引入非计划中的病原体、寄生虫和入侵种群。

## Seafood Watch 水产养殖标准和评分方法

水产养殖是指通过水生生物和植物将一种形态的资源转化成另一种更理想形态的过程。采用这一定义是为了强调用于生产养殖水生动物和植物的资源转化效率的重要性。从经济角度考虑，最终的产品可能比原始资源更令人满意，但是这种转化会产生环境成本以及复杂的社会和经济成本与效益。这种转化带来的环境影响是 Seafood Watch 所有水产养殖评估的基础，也是我们选择这一定义的原因。水产养殖的长期可持续性取决于这些成本和效益之间的平衡和协同效应。总之，最大限度扩大水产养殖的社会和经济效益，始终是生计和产业性水产养殖生产的驱动力和关注重点。这些标准关注于水产养殖的环境因素，是评估和强调生态影响与成本的工具，因此可以帮助我们了解不同水产养殖系统的生态可持续性。Seafood Watch 认识到社会问题越来越重要，正在研究如何在未来将重要的社会问题纳入推荐结果中。我们目前正在尝试一些方案，从而在我们的评估流程中认可他方的工作。

### 范围

这些标准适用于从单个养殖场到区域、国家和国际性产业的所有规模的所有水产养殖种群和生产系统。为了清楚起见，全文提及“鱼”时，该词汇含义囊括了所有鱼类、贝类、甲壳类动物和水生植物。

### 评估规模

Seafood Watch 开展的评估涵盖从单个养殖场到国家级产业的各种规模。根据所提供的信息，其标准对于不同规模的适用情况是一致的。对所有规模的评估，在相关的情况下，均涵盖其对临近养殖场和更大规模产业所产生累积影响的相对作用。

## 标准 1 - 数据

### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：**数据质量不佳且不完善将会不利于评估并了解水产养殖生产的影响，而且会导致海鲜购买者无法做出知情的选择，水产养殖企业也无法对其所造成的影响负责。
- **可持续性单元：**开展可靠的可持续性评估的能力。
- **原则：**公开提供有关生产实践及其影响的最新可靠信息。

### 背景和原理

水产养殖作业通常在公共领域或“公地”开展，但除非通过合计或匿名的方式，否则养殖场层面的记录、独立监测数据和产业生产数据通常是分散的，或者无法提供。虽然通过提出信息自由的要求可以获取部分信息来源，但是在信息充分的情况下做出环境影响评估的能力通常是有限的。

“数据”标准旨在嘉奖那些愿意提供其活动和影响相关数据的负责任的公司、产业和监管部门，或者接受充分调查的水产养殖作业（接受调查可能会重点关注部分最恶劣的影响或表现最差的执行人员）。我们了解，并非所有领域的的数据均适用于每项评估；在这类情况下，我们提供了“不适用”选项，从而避免因为没有与评估中的特定产业/区域不相关的数据而做出不利评估。确定最终“数据”标准评分的计算方式仅反映适用数据类别的数字。

Seafood Watch 将使用公开提供或私下提供的数据。用于论证某项评分的数据和信息或者相关解读将包含在报告中并予以公布。

这项标准中涵盖数据质量和完善程度两方面，在其他数项标准的核心领域中，也会分别涉及这两方面，对“未知”信息给予低分。在有可能产生显著<sup>3</sup>影响，但是无法提供信息的情况下，如果信息“未知”，则遵循 Seafood Watch 的预防性原则<sup>4</sup>给予低分。

\*备注：缺少显示影响的数据不等于没有影响。（也即“没有证据显示影响”不等同于“有证据显示没有影响”。）

<sup>3</sup> 通常是指种群数量层面的影响（而不是对个体动物的影响）。

<sup>4</sup> 在信息缺失的情况下并非一律使用预防性原则。在存在潜在影响但信息未知的情况下，如果有证据表明该影响的风险程度低，Seafood Watch 将采取常识方法来为评估评分，而不是采取“考虑最坏情况”的预防性原则方法。

《Seafood Watch 水产养殖标准》的目标是在数据不充分的情况下仍然能够发挥作用，并产生相对准确的结果。这项标准根据各种影响的替代指标，对该影响做出风险评估（例如，将某一生产系统的开放度作为疾病对野生种群数量影响的替代指标，因为病原体/寄生虫对野生种群数量的影响通常是无法获知的）。

## 评估规模

- 养殖场层面的评估 – 将此标准应用于被评估的养殖场，在相关的情况下，扩展至更宽泛的层面（例如：监管或执行）。
- 区域或国家层面的评估 – 应用于区域或国家的统计数据，或者相关影响。在必要时，使用区域或国家内的“典型”或者“普通”养殖场。

对于表格 2 中的每一项数据分类，根据表格 1 中的数据质量和置信度描述来为每一项数据分类选择合适的评分 (0-10)。虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的评分。

数据 - 表格 1

质量	数据完善程度、质量和置信度示例	评分
高	<p>评估员高度相信对水产养殖作业及其影响得到了充分的理解，示例包括：</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 经过独立核验、同行评议的调查，官方监管监测结果或者政府统计数据</li> <li>▪ 数据完整、详实，且并非通过平均或者合计计算得来</li> <li>▪ 在合理范围内保持数据更新，并包含相关的时间框架</li> <li>▪ 使用合适的方法采集而来（例如采集的频率、数据点的数量等等）</li> </ul>	10
中等至高	<p>评估员认为数据可以可靠地代表水产养殖作业以及/或者影响，示例包括：</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据质量不符合上述“高”标准，但是在本次评估的范围内是完整、准确的</li> <li>▪ 在合理范围内保持数据更新，并包含相关的时间框架；可能存在数据缺口，但并非关键性数据</li> <li>▪ 可能出现部分非关键性的合计或平均计算方式</li> <li>▪ 数据采集方法（例如采集的频率、数据点的数量等等）被认为是可靠的</li> </ul>	7.5
中等	<p>数据可提供部分有用的信息，但是评估员（主观地）不确定数据能否完全代表养殖场的作业情况</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据可能未经过核验</li> <li>▪ 因存在数据缺口、平均或者合计计算，相关数据可能出现了一定的丢失</li> <li>▪ 数据采集方法存在问题，或者未知</li> <li>▪ 关键性的信息存在问题或者不确定性</li> </ul>	5

低至中等	<p>数据中几乎没有提供有用的信息，不足以让评估员相信对水产养殖作业及其影响得到了充分的理解</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据很可能没有经过核验</li> <li>▪ 时间框架或者采集方法存在漏洞；数据缺口或者合计与平均计算方式导致无法进行关键性的解读</li> <li>▪ 对数据存在疑问或者不确定性，导致很难或者无法从中得出可靠的结论</li> </ul>	2.5
低	<p>数据中没有提供有用的信息，无法代表水产养殖作业以及/或者其影响</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据不完整或者陈旧，未经过核验，或者采集方法不合适</li> </ul>	0

数据 – 表格 2

分类	数据描述	评分 0-10 或者 不适用
生产	产业或者养殖场的规模、产量、种群、养殖场数量和位置、一般的生产方法	
管理	国家、区域和地方法律与法规，以及/或者行业管理措施 <sup>5</sup> ，包含针对区域性或者累积影响的措施，在单个养殖场范围实施与执行	
污水	水质测试、影响监测、监管控制和执行	
栖息地	养殖场位置、栖息地类型、影响评估、转化历史、栖息地监测、栖息地监管控制和执行	
化学品	类型、使用频率、剂量和排放特征、影响监测、监管限制	
饲料	eFCR、鱼粉和鱼油（包括副产品）与其他原料组 <sup>6</sup> （蔬菜或作物粉和油、陆上动物产品和副产品）的配比。渔业供应海洋原料的可持续性	
逃脱	逃脱动物的数量和大小，重新捕捞或者存活的比率，逃脱种群的影响	
疾病	疾病爆发、死亡率、病原体和寄生虫的水平和治疗、生物安全性、有关影响的监测或证据、监管和应急响应	
来源	养殖场种群的来源，是否将野生渔业作为亲鱼、幼虫或者稚鱼	

<sup>5</sup>不要求法律、法规和管理措施提供英文版本。但是如果翻译能力有限，在“数据”标准的“管理”分类中，其评分必须反映出分析员能够理解文档的内容，从而确定这些文档与评估是否相关，以及其中内容的可靠程度。

<sup>6</sup>Seafood Watch 认可饲料配方的专有性，并不要求提供配方信息，但是要评估饲料的可持续性，首先需要了解关键原料组的基本配比数据。

捕食动物和 野生物	捕食动物和野生物的死亡率，关于种群数量影响的证据	
引入种群	国际或跨水体活体动物运输、种群和驯养状态、来源和目的地的 生物安全性	
能源使用	电力、燃料使用等等。	
		总分

$$\text{Data Criterion Score} = \left( \frac{\text{Total}}{12 - \text{sum}(n/a)} \right)$$

“数据”标准最终评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

## 标准 2 - 污水

### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：**不同水产养殖种群、生产系统和管理方式的每单元产量产生的废弃物量是不同的。单个养殖场、多个养殖场或者产业的共同排放构成了当地和区域的营养负荷。
- **可持续性单元：**当地和区域承受水体的承载或纳污能力超出养殖场或者其允许影响区域。
- **原则：**不允许污水排放量超出或者促使超出当地或区域承受水体的承载能力。

## 背景和原理

污水废弃物对承受水体的影响通常取决于随时间累积的污染物总量与承受水体承载能力的相对关系，而不取决于污染物的浓度，除非污染物的浓度高到足以产生局部影响（Boyd 等人，2007）。水产养殖废弃物的影响存在很大的差异，特别是它们在所有废弃物来源（例如农业废弃物、生活废弃物等等）的当地或区域总体影响中的作用，难以评估。

此标准适用于超出养殖场边界或者超出允许影响区域范围的污水影响。在养殖场边界范围内、附近区域或者允许影响区域内的污水影响包含在“标准 3 – 栖息地”中。

虽然直接测量养殖场排放物的污水影响是首选的方法，但通常难以实现。一般情况下，这一影响与每吨鱼所产废弃物、养殖场所产废弃物总量或者排放污水中的污染物浓度并不直接相关。例如，一个小养殖场可能污染程度很高，而一个大养殖场可能对环境的影响非常小。同样地，一个选址妥当、规模合适的养殖场可能不会对环境造成影响，而一个选址或者规模不当的养殖场可能对环境造成显著<sup>7</sup>影响。

因此，“污水”标准在可能的情况下使用产生影响（或者缺乏影响）的直接证据（基于证据的评估方案），或者根据下方所列的风险因素组合（基于风险的评估方案）来评估水产养殖作业超出承受水体承载能力的可能性。“污水”标准主要关注可溶解的和颗粒状鱼类废弃物，但是在相关的情况下，也可以包括塑料、饲料袋、网、绳等等。

## 基于证据的评估

在有充足的研究成果以及/或者数据能够证明污水废物的影响程度（或者缺乏影响）时，首选基于证据的评估方案。这样如果水产养殖作业可以证明他们采用了负责任的作业方式，就能获得不错的评分，而且也可以将有关影响（好或坏）的结论性数据或者其他调查证据作为评分的基础。

表格中还提供了一项“严重”评分，用来体现一些极端影响，比如在超出养殖场附近区域的地方，污水导致关键种群出现种群数量层面的下降，或者持续性的非法活动导致对生态系统产生负面影响（例如：从鱼塘非法倾倒污泥导致对水体产生累积影响）。

## 基于风险的评估

基于风险的评估方案基于每吨产量排放的废弃物的量，结合管理或监管体系的有效性（控制养殖场总排放以及影响相同接受水体的多家养殖场的累积影响）。

---

<sup>7</sup> 在此情景中，“显著”是指养殖场或产业在承受水体所受累积影响中的作用，也可以指养殖场或产业在养殖场范围外对野生、本地种群数量产生的影响（也即污水可能没有产生累积影响，但是在较小的范围内仍然在产生影响）。

### 因素 2.1

虽然磷是对部分环境，特别是淡水造成影响的主要因素，但此标准使用氮作为废弃物的替代指标，因为关于氮作为饲料蛋白质成分或者肥料的数据更充分，因此计算起来更简单。

计算养殖场氮排放量（每吨产量）的依据是鱼类所产生废弃氮量（因素 2.1a），和实际离开养殖场范围的废弃物比例（因素 2.1b）。氮投入量的计算方式为：饲料中的氮含量（如果已使用）加上肥料中的氮含量（如果已使用）得出生产一吨鱼所需要的总氮量（kg）。氮产出量为捕捞的养殖鱼中的氮含量（作为蛋白质）。将氮投入量减去氮产出量就得出每吨养殖鱼在污水中所产生的废弃氮量。

鱼所产生的离开养殖场的废弃物比例（因素 2.1b）计算方式是：1 分表示鱼所产生的废弃物 100% 从养殖场排出；0 分表示鱼所产生的废弃物 0% 从养殖场排出（例如养殖系统可以吸收、采集、处理或者通过其他方式合理处理所有废弃物）。

考虑到不同的污水处理方式，大部分类型的养殖系统的评分可以进行调整。例如，虽然全封闭再循环系统不会从系统中排放污水，但是从系统中移走和处理的固体废弃物如果处理不当，也会影响周围的生态系统。不过，如果已知对固体废弃物进行了适当的处理，则可以对评分进行调整。因此，将不同的调整结果结合起来，如果所有的污水废弃物都得到了适当的处置，则该系统的排放评分可以为零。

对于鱼塘或其他系统，Hargreaves（1998）、Gross 等人（2000）、Jackson 等人（2003）、Boyd 等人（2007）和 Sonnenholzer（2008）提供了主要的数据来源（而且他们对于不同研究和不同种群的结论大部分是一致的）。例如，Boyd 等人（2007）得出的鲶鱼塘污水中氮损失量结果为 16%，Sonnenholzer（2008）得出的虾塘污水中氮损失量结果为 17%，而二者得出的沉积物堆积量结果分别为 22.6% 和 24%（参见图 1）。

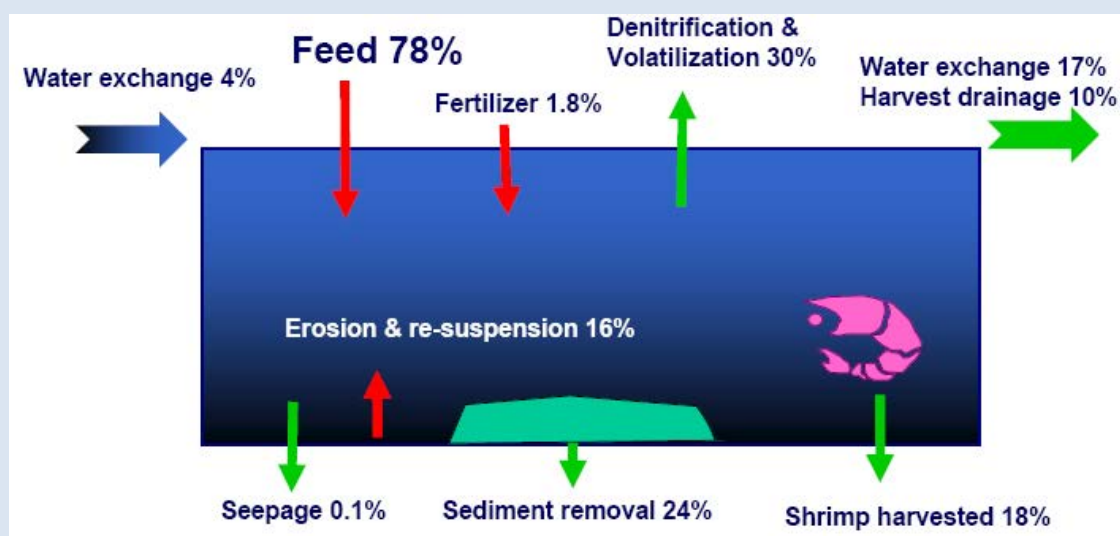


图 1 – 虾塘中的氮动态变化，Sonnenholzer（2008）。

因素 2.1b 的鱼塘评分以图 1 为依据。可能导致污水影响的废弃物排放源为水交换（17%）加上捕捞排水（10%）和沉积物去除（24%），总计 51%。这一评分（0.51）即为每日换水鱼塘的基础评分（也即鱼产生的废弃物 49% 在鱼塘内完成了分解）。依据采集或者其他合适的废弃物处理方式，如果有证据表明有进一步的废弃物处理措施，则这一评分可以降低。例如，沉淀池可以处理水交换中 17% 氮损失的绝大部分（因此使用沉淀池可以将评分减少 0.17）。同样地，采用合适的方式处理鱼塘污泥/沉积物可以将评分减少 0.24。

使用蓄水池和水道有可能将 100% 的废弃物排放出去，因此基础评分为 1。采集或处理固体和可溶解废弃物可在 20% 固体、80% 可溶解物的基础上进行调整（Roque D'Orbcastel 等人，2008；Schulz 等人，2003）。

对于网栏养殖，离开生产系统的 80% 的废弃物为可溶解污水废弃物，剩余 20% 为固体废弃物，落在网栏下面（Islam，2005；Reid 等人，2009）。此废弃物的影响包含在“栖息地”标准（标准 3）中。因此网栏养殖的基础评分为 0.8（或者 80%）。

## 因素 2.2

以上废弃物评分（因素 2.1）以“每吨产量”为基础，因此没有直接测量从一个或多个养殖场排放的总废弃物量，或者这些废弃物的影响。水产养殖作业中，即便每吨产量的废弃物量非常高，如果养殖场的规模、位置，或者多个养殖场的集中和连通程度得到了很好的管理或监管，那么总体的影响也可以降至最低。同样地，如果水产养殖作业中每吨产量的废弃物排放量相对较小，但养殖场规模非常大并且/或者分布集中，那么影响也可能非常显著。

因素 2.2 衡量是否有相关法律、法规、管理控制措施、养殖场层面的实践或者生态认证（适合产业规模）将养殖场的废弃物总排放量和多个养殖场的水产养殖污水累积影响限制在承受环境的承载能力范围内，以及这些措施的有效性。

因素 2.2a – 污水管理措施的内容，目的是评估监管水产养殖作业的管理系统的力度。Seafood Watch 认为根据区域性管理实践或者累积影响来管理影响的监管体系最适合用于解决水产养殖产业所产生的影响。水产养殖作业中，如果每吨产量的废弃物量非常高，但养殖场的规模、位置，或者多个养殖场的集中和连通程度得到了很好的管理或监管，那么总体的影响可以降至最低。同样地，如果水产养殖作业中每吨产量的废弃物排放量相对较小，但养殖场规模非常大并且/或者分布集中，那么影响也可能非常显著。

因素 2.2b – 污水管理措施的执行，目的是评估管理系统的执行和适用性。如果设立了一项管理系统但并未执行，那么仍然是无效的。

备注：“管理系统”是指采用合适的语言<sup>8</sup>并且经过权威颁布的政策、法律或法规以及/或者经过独立核验的管理措施、行为守则、最佳管理实践或者认证计划。

“污水”标准最终评分表所采用的结构体现出上述不同特征的重要程度。例如，尽管每吨产量的污水负荷非常高，但是如果总排放得到了有效的管理，对环境的影响也可以降至最低。如果每吨产量的废弃物排放量非常高，且监管或管理力度不足以控制总排放量或者累积影响，则评分为 0，此时最终评分包含“严重”选项。

### 污水的评估范围

此标准适用于超出养殖场边界或者超出允许影响区域范围的污水影响。在养殖场边界范围内、附近区域或者允许影响区域内的影响包含在“标准 3 – 栖息地”中。虽然允许影响区域的相对距离或边界各有不同，在没有提供其他信息的情况下，30 米是本次评估中建议的初始距离。

例如：

- 对于网栏养殖，“标准 2 – 污水”适用于超过网栏边缘（初始建议为距离网栏边缘 30 米）或者超过允许影响区域（AZE）的范围。这项标准同时适用于评估海底和水柱影响。“标准 3 – 栖息地”适用于网栏海底以及 30 米内或者允许影响区域内的范围。
- 对于鱼塘养殖，“标准 2 – 污水”适用于超过养殖场边界或者排放点的范围，并且包括鱼塘污泥处理等活动。

### 选择基于证据或者基于风险的评估方案

根据提供的污水数据的质量，此标准有两种评估方案：

- 如果研究信息充分并且/或者可提供有关生态影响的数据（也即“标准 1 – 数据”中“污水”类别的评分为 7.5 或以上），使用基于证据的评估表。  
如果所评估的水产养殖作业没有充分的污水以及/或者影响数据（也即“标准 1 – 数据”中“污水”类别的评分为 5 或以下），或者无法简单地使用基于证据的评估方案进行评估，则必须使用基于风险的评估方案。

### 污水：基于证据的评估（以数据完善且质量佳为前提）

在研究信息充分或者可提供数据的情况下（也即“标准 1 – 数据”中“污水”类别的评分为 7.5 或以上），首选基于证据的评估方案。在完成基于证据的评估时，需考虑可用的数据和有关影响的证据，并且根据下方表格中提供的示例选择最合适的评分。虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的评分。

<sup>8</sup> 合适的语言 – 避免使用“应该”、“最小化”等等。

在表格中，“影响”的定义为存在以下情形的证据：富营养化、溶氧量低、硫化物含量高、氧化还原电势低、藻华和营养过剩相关的种群多样性或者群落结构改变、盐碱化、其他养殖场废弃物散布，或者在多个生产周期中的任何时间点上超过当地或区域环境承载能力的其他相关测量值或者指标，特别包括生物量高峰、捕捞和偶尔作业时期（例如鱼塘冲洗、清洁或者污泥处理）。

污水危害	污水或污染物示例	评分
没有危害	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 生产的种群为获取性，或者没有提供外部饲料或者营养性肥料，并且没有其他污水或者废弃物影响</li> <li>▪ 生产系统中不排放<sup>9</sup>废弃物</li> <li>▪ 数据显示排出污水和供应进水的质量相同</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据表明，没有证据显示排放的污水导致或者促使对水体/区域范围造成累积影响</li> </ul>	8
低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据表明，没有证据显示排放的污水对养殖场附近区域或者排放点<sup>10</sup>以外的区域造成影响，但是有可能对水体或者区域范围产生累积影响</li> </ul>	6
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据表明，只有偶尔、临时或者轻微<sup>11</sup>的证据显示对养殖场的附近区域或排放点范围外产生影响，或者促使对当地或者区域产生累积影响</li> </ul>	4
中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据表明，有证据显示频繁地对养殖场的附近区域或排放点范围外产生影响，或者促使对当地或者区域产生累积影响</li> </ul>	2
高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据表明，排放物对养殖场的附近区域或排放点范围外产生了持续性和/或不可逆转的影响，并且/或者促使对当地或者区域产生累积影响</li> </ul>	0
严重	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据表明，水产养殖作业中的排放物导致超过养殖场附近区域或者排放点范围外的关键指标种群出现种群数量的下降，或者导致受保护或者濒危种群死亡</li> </ul>	C

\*备注：在需要时可以使用中间数值（也即 1、3、5、7 或 9）。

“污水”标准评分 = \_\_\_\_\_（0-10）

如果使用这些分类无法评估某一水产养殖作业，或者“标准 1 – 数据”中“污水”类别的评分低于 7.5，则继续参考下方基于风险的评估和因素 2.1 和 2.2：

<sup>9</sup> 可溶解和固体废弃物 – 包括鱼塘污泥、过滤固体、塑料废弃物等固体。

<sup>10</sup> 附近区域 – 指导建议为：超出养殖场 30 米外，或者超出允许影响区域外

<sup>11</sup> 偶尔、临时或者轻微 – 指导建议为：一年内超出监管限制或者其他数值的测量值低于 10%，或者低于一年总持续时间的 10%，并且在超限期外被认为不会造成任何持续性影响。

### 污水：基于风险的评估（以数据不完善或者质量不佳为前提）

在数据质量不足以使用上述基于证据的评估方案时（也即“标准 1 – 数据”中“污水”评分为 5 或以下），可使用基于风险的评估方案。

此标准用于估算每吨鱼所产废弃物，然后估算从养殖场排放的废弃物的量（因素 2.1），然后将以上结果结合监管或管理系统应对单个养殖场或多个养殖场总废弃物量潜在累积影响的有效性（因素 2.2）。

#### 污水：因素 2.1 – 每吨鱼所排放废弃物

因素 2.1 包括每吨鱼所产废弃物（2.1a）以及废弃物从养殖场排放的比例，该比例在总体上依据生产系统而定（2.1b）。

##### 因素 2.1a – 每吨鱼所产生生物废弃物

- a) 饲料的蛋白质含量 = \_\_\_\_\_ %
- b) 经济饲料转化率 (eFCR<sup>12</sup>) = \_\_\_\_\_
- c) 每吨鱼产量的肥料氮投入量 = kg N t<sup>-1</sup>
- d) 捕捞全鱼的蛋白质含量 = \_\_\_\_\_ %
- e) 蛋白质氮含量因子 = 0.16（固定值；蛋白质中含 16% 的氮）

每吨鱼产量的氮投入量 =  $(a \times 0.16 \times b \times 10) + c =$  \_\_\_\_\_ kg N t<sup>-1</sup>

每吨鱼产量的氮收获量 =  $(d \times 0.16 \times 10) =$  \_\_\_\_\_ kg N t<sup>-1</sup>

每吨鱼所产废弃氮 = 氮投入量 - 氮收获量 = \_\_\_\_\_ kg N t<sup>-1</sup>

因素 2.1a 评分 = \_\_\_\_\_ kg N t<sup>-1</sup>

##### 因素 2.1b – 生产系统排放

此因素评估从养殖场实际排放的鱼所产废弃物的量，所得出结果（0-1）将乘以因素 2.1a 的评分。

根据下方表格为生产系统选择基础评分和调整评分。预先选定的分值以现有的有关不同水产养殖系统营养动态变化的科学文献为基础。如果可提供特定数据说明废弃物损失、废弃物处理、废弃物采集，或者生产系统中其他可减少营养物质损失的方面，则在可能的情况下使用该数据（标记为“X”）。

<sup>12</sup>eFCR = 总饲料投入量除以整个生产周期内的总渔获量。理想情况下，这一数值应当取多个生产周期中的平均值，并考虑季节性的差异（例如：干湿季、鱼的年龄）。如果无法提供这些数据，采用预防性的原则，使用可提供的最佳数据。

系统特性	基础评分	调整评分
网、笼子、网栏		
1. 开放交换的网栏或笼子	0.8	
2. 改装后的笼子（例如：“diapers”）– 提供关于废弃物采集的数据	X	
调整 – 其他 – 提供数据		-X
鱼塘		
1. 鱼塘 – 未知作业，或者采用流动式水道系统	1.0	
2. 鱼塘 – 平均年日交换 >3%	0.51	
3. 鱼塘 – 平均年日交换 <3%	0.42	
4. 鱼塘 – 每个生产周期排放一次，在捕捞时进行水交换	0.34	
5. 鱼塘在多个生产周期中零交换	0.24	
6. 鱼塘 – 其他 – 提供数据	X	
调整（鱼塘平均年日交换 >3%）– 沉淀池调整（每日用于处理排放水；最少 12 小时停留时间）		-0.17
调整（鱼塘平均年日交换 >3%）– 将沉淀池用于处理排放的捕捞水		-0.1
调整（鱼塘平均年日交换 >3%）– 适当的污泥处理调整		-0.24
调整（鱼塘平均年日交换 <3%）– 沉淀池调整（每日用于处理排放水；最少 12 小时停留时间）		-0.14
调整（鱼塘平均年日交换 <3%）– 将沉淀池用于处理排放的捕捞水		-0.08
调整（鱼塘平均年日交换 <3%）– 适当的污泥处理调整		-0.2
调整 – 其他 – 提供数据		-X
水道或蓄水池		
水道，蓄水池 – 采用流动式水道作业（同时排放可溶解和固体废弃物）	1.0	
水道，蓄水池 – 流动式水道作业结合固体废弃物采集和适当的处理措施（排放可溶解废弃物）	0.8	
水道，蓄水池 – 再循环系统、固体废弃物采集、适当的处理措施以及对可溶解废弃物进行生物过滤（或其他处理）；	0	
水道，蓄水池 – 其他处理系统 – 提供数据	X	
调整 – 不合适的采集固体废弃物处理方式		+ 0.2
调整 – 对可溶解废弃物进行生物过滤（或其他处理）		- 0.8
调整 – 其他 – 提供数据		-X
其他系统		
提供数据	X	- X

其他调整		
调整 – 使用多营养层次综合水产养殖 (IMTA) 系统或其他营养摄入系统 – 提供有关氮摄入的数据		- X
其他营养物质调整		X

基础 (未调整) 生产系统排放评分 = \_\_\_\_\_

调整 1 = \_\_\_\_\_ (若无调整, 则留白)

调整 2 = \_\_\_\_\_

调整 3 = \_\_\_\_\_

因素 2.1b: 排放评分 = \_\_\_\_\_ (0-1)

备注: 最终的排放评分必须在 0-1 之间 (也即排放了所产废弃物的 0-100%)。

### 因素 2.1 评分:

因素 2.1 评分是每吨鱼所产废弃物量 ( $\text{kg N ton}^{-1}$  鱼) 和离开养殖场的废弃物比例的乘积。此评分数值范围为 0-10, 其评分基础是水产养殖作业中的相关排放量, 从 0  $\text{kg N ton}^{-1}$  (评分为 10) 到大于 90  $\text{kg N ton}^{-1}$  的排放量 (评分为 0)。

排放废弃物 = 已产生废弃物  $\times$  生产系统排放评分

每吨鱼所排放废弃物 =  $2.1a \times 2.1b =$  \_\_\_\_\_  $\text{kg N ton}^{-1}$

排放量描述	数值 ( $\text{kg N ton}^{-1}$ )	评分
	0	10
低	0.1 – 9.9	9
	10 – 19.9	8
低至中等	20 – 29.9	7
	30 – 39.9	6
中等	40 – 49.9	5
	50 – 59.9	4
中等至高	60 – 69.9	3
	70 – 79.9	2
高	80 – 89.9	1
	> 90	0

因素 2.1 评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

### 污水：因素 2.2 – 养殖场层面和累积影响的管理

此因素衡量是否有相关法律、法规、管理控制措施、养殖场层面的实践或者生态认证（适合产业规模）将养殖场的废弃物总排放量和多个养殖场的水产养殖污水累积影响限制在承受环境的承载能力范围内，以及这些措施的有效性。对于出口养殖海鲜的养殖场、产业或者国家而言，需要公开其控制出口海鲜生产方式的环境管理措施和法规。对于经第三方认证的养殖场，或者其他独立核验的标准，在这些认证或标准被认为比监管（或者其他）体系更加可靠的情况下，可接受其回答有关相关标准和检查/审计流程的问题。

#### 因素 2.2a – 污水管理措施的内容

考察相关管理措施的内容，例如：

- 国家<sup>13</sup>、区域或者当地的污水法规。
- 适用的行业最佳实践准则。
- 适用的区域性或者生产商组织协议，或者养殖场范围的管理系统。
- 有关污水的任何其他管理措施。

联系相关管理机构和国内非政府组织、学术界或行业专家，根据下列表格中的宽泛描述来确定适合的内容评分：

内容	描述	评分
全面	针对包括水产养殖在内的多项产业，建立了区域性的累积管理系统，结合其他产业，为水产养殖设立了污水限制 <sup>14</sup> 。所设定的限制以接受水体的承载能力为基础。	5
可靠	针对水产养殖污水，建立了区域性的累积管理系统，在养殖场范围设定并且实施了适用于接受水体的限制。	4
中等	管理系统中根据相关生态因素在养殖场范围设立了污水限制，但是没有在累积或者区域范围设立污水限制。所设立的限制覆盖了整个生产周期和高峰事件（例如：最大生物量、捕捞、污泥处理等等）。	3
有限	管理系统没有设立针对养殖场的污水限制，或者没有基于生态原则设立限制，或者所设立的限制没有覆盖整个生产周期和高峰事件（例如：最大生物量、捕捞、污泥处理等等）。	2
最少	水产养殖的管理结构未知或者不清晰，或者污水限制不明确，或者和水产养殖或接受水体不相关。	1
缺失	没有建立水产养殖污水的相关管理系统	0

<sup>13</sup> 在必要时使用联合国粮食与农业组织的相关《国家水产养殖立法概述》（NALO）国家情况说明。

<sup>14</sup> 例如：农业、制造业或者生活废弃物。

因素 2.2a 评分 = \_\_\_\_\_ (0-5)

### 因素 2.2b – 污水管理措施的执行

如果没有得到适当的颁布和执行，即便全面的法规或者管理措施也是无效的。考量在上述因素 2.2a 中显而易见的关于污水管理措施执行的信息，并且根据下方表格中的宽泛描述来确定合适的执行评分。如果评估中的水产养殖作业的第三方认证是最相关的管理示例，则适用于回答关于检查/审计和认证流程的问题。

执行	描述	评分
高度有效	执行机构可以得到确认并联络得到，且所采用的资源对于其产业规模是合适的。在区域范围有效执行，并且覆盖整个生产周期和高峰事件。可以提供监测和合规的证据，以及针对违反行为给予处罚的证据。	5
有效	同上方的“高度有效”，但是在任何一方面都有略微欠缺。	4
中等	执行机构可以得到确认且在有效运作，但是在资源或者活动方面存在限制，因而减弱了有效性。在监测或合规数据方面存在一些缺口。	3
有限	执行措施有限，没有覆盖完整生产周期，或者没有覆盖高峰污水事件。监测或合规数据有限。	2
最少	难以确认执行机构及其活动。几乎没有关于监测或合规数据的证据，或者有关针对违反行为给予处罚的证据有限。	1
无效	没有关于有效执行活动的证据。持续发生非法活动。	0

因素 2.2b 评分 = \_\_\_\_\_ (0-5)

因素 2.2 评分 =  $(2.2a \times 2.2b) / 2.5$

因素 2.2 污水管理评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

### “污水”标准最终评分

虽然减少每吨产量的废弃物量具有重要意义，但是通常而言，减少养殖场和产业所产生的废弃物总量或累积量更为重要。管理系统的有效性和执行与控制养殖场规模、总废弃物排放和累积产业影响最为相关。因此，在下方的评分矩阵图中，每吨产量的废弃物排放量越低，评分越高，而且管理系统控制累积影响的有效性越高，评分也越高。

根据废弃物排放（因素 2.1）和管理（因素 2.2）的评分，在表格中选择最终的污水评分。

		管理评分（因素 2.2）										
		10	< 10	< 9	< 8	< 7	< 6	< 5	< 4	< 3	< 2	< 1
废弃物排放评分（因素 2.1）	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	9	10	10	9	9	9	8	8	7	7	7	6
	8	10	9	9	8	8	7	7	6	6	5	5
	7	10	9	8	7	7	6	6	5	5	4	4
	6	10	9	8	7	6	6	5	5	5	4	3
	5	10	8	7	6	6	5	5	5	4	4	3
	4	10	8	7	6	5	5	4	4	4	3	2
	3	10	8	7	6	5	4	4	4	3	2	1
	2	10	7	6	5	4	4	3	3	2	1	0
	1	10	7	6	4	3	3	2	2	1	0	0
	0	10	6	5	3	2	2	1	1	0	0	0

“污水”标准最终评分 = \_\_\_\_\_ (0-10) (0分 = 严重)

### 标准 3 – 栖息地

#### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：**水产养殖场可以设立于各类水上和陆上栖息地中，对于原始和先前改造过的栖息地，以及它们提供的关键“生态系统服务”，其影响程度存在很大的差异。
- **可持续性单元：**维护与栖息地类型相关的关键生态系统服务的能力。
- **原则：**其选址、规模和强度能够维持具有生态价值的栖息地的功能。

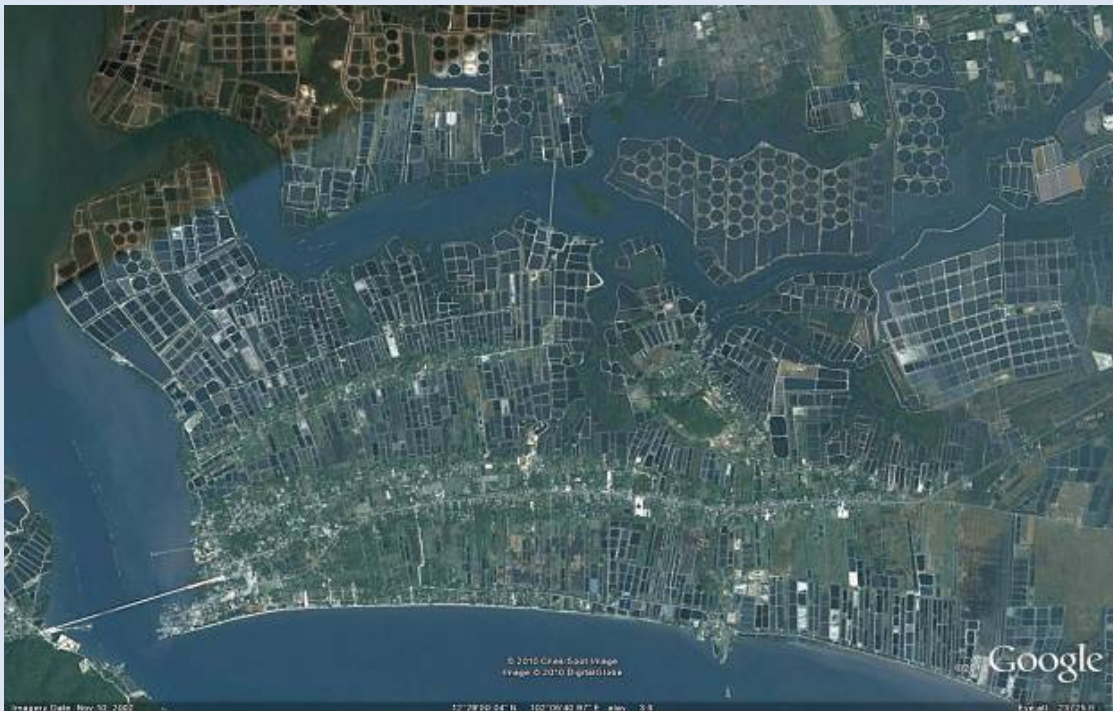
#### 背景和原理

“栖息地”标准评估在养殖场边界或者允许影响区域范围内的影响或者产生影响的风险（因素 3.1），以及相关管理或监管体系的范围和有效性（因素 3.2）。养殖场选址对栖息地的影响很难量化，因为和基线条件相比，建立养殖场在事实上便会对现有的陆上或者水上生态系统产生有害影响。所以，影响程度的评估必须相对于生态系统结构和功能的改变而言。

在大多数情况下，我们对生态系统结构和功能的现有科学了解，不足以根据先前经验准确了解种群数量下降或者生态网络结构或复杂性的改变会如何影响生态系统的总体复原能力。同样地，目前我们无法预测到生态系统会在何时遭遇生态转折点，虽然我们知道这种动态变化经常发生（Ellis 等人，2011；Scheffer 等人，2009）。

“栖息地”标准还必须适应所用水产养殖生产系统的多样化（也即浮动网栏或构造鱼塘的不同影响）、潜在栖息地的全球性范围（从开放性海域到海岸、淡水、陆地），还要考虑到历史上或近期栖息地转换的复杂性（例如，用于农业生产）以及水产养殖的后续第二次转换。

评估栖息地影响除了在技术上的复杂性之外，专家的意见也大相径庭。比如图 2 中的卫星图（位于泰国的虾养殖场），专家评论的结论是，这里要么是一个受到严重影响的海岸栖息地区域，生态系统服务大大减少，应该给予较低的“栖息地”评分，要么相反，是一个总体上已经受到人类活动严重影响的区域，适合集中用作水产养殖基地，避免对原始栖息地造成进一步的影响（应该获得较高的“栖息地”评分）。



**图 2** – 位于泰国东部的虾养殖场，显示对海岸、河口和陆上栖息地产生影响，而且证据表明，原始栖息地曾经转为用于水稻培育和城市发展，之后再次转换为虾池。

考虑到这些限制因素，此标准的基础是由栖息地转换或者改造为水产养殖场所导致的生态系统服务供应水平改变的证据。生态系统服务供应水平改变越来越多地用于评估土地用途改变的影响（Metzger 等人，2006）。这一评估框架灵活多变，可适用于水产养殖作业所在的不同陆上和水上生态系统。

“栖息地”标准包括两个部分：栖息地转换和功能（因素 3.1）和养殖场选址管理的有效性（因素 3.2）。因素 3.1 利用指标来评估生态系统服务供应水平的改变，从而估算栖息地转换为水产养殖场对生态系统功能的影响。因素 3.1 评估养殖场范围的影响，而因素

3.2 则评估是否存在管理措施和法规来限制进一步扩大和多家养殖场对生态系统服务供应水平的累积影响，以及执行力度。

### 因素 3.1 – 栖息地功能

此因素的目的是描述评估中的产业是否维持了所在栖息地的生态系统服务功能，或者在历史上（15 年前）、近期（15 年内）造成了生态系统服务丧失，或者在产生持续的影响。根据 1999 年拉姆萨湿地公约各方所奉行的使命（“保护并合理使用所有湿地……”），我们选择了将十五年作为区分“历史”或“近期”的时间界限。虽然拉姆萨湿地公约是专门针对湿地栖息地的，但我们建议将其作为合适的产业范围内时间界限，在拉姆萨湿地公约设立之后，人们迅速意识到保护栖息地功能的重要性，并且越来越认同对原始栖息地的持续转换是不可取的。

以水产养殖为目的的栖息地转换是根据对生态系统服务供应水平的影响来衡量的。生态系统提供生命支持功能以及其他宝贵的服务，其中许多对人类的福祉至关重要，而且实际上是不可取代的。比如，海岸生态系统带来了广泛的生态系统服务，包括避免海浪和洪水侵害，为鱼类和贝类提供栖息地（也即食物生产），改善水质，以及提升娱乐、旅游、美学、精神和文化价值。最佳结果是在栖息地转换为水产养殖场后依然维持关键生态系统服务的供应，而我们通过不同生态系统服务的维持/丧失情况来评估其影响程度。

我们设立了不同的指标来监测生态系统服务供应的状态和趋势。经常使用的有生物指标，例如土地覆盖、关键种群的存在以及生物多样性指数（Feld 等人，2009）。可以先测量“原始”或者最低影响条件下的指标，然后将其与水产养殖场进行对比（Borja 等人，2012），也可以通过生态模型、遥感或者 GIS 等技术进行估算。由于给定生态系统服务与该生态系统的特定结构组成的关系可能是非线性的（Barbier 等人，2008；Ellison，2008），因此指标应该可以用于判断一个系统是正在迈向还是已经超过了功能性的阈值。栖息地破碎化或者多样性丧失等逐步变化的条件可能超出阈值水平，从而引起生态系统服务丧失。恢复生态系统服务是一项复杂的工作，有时候甚至是不可能的。将生态系统恢复到此前的状态，需要将环境条件恢复到远早于瓦解点的水平。这一模式称为“迟滞现象”，是指恢复时间通常要长于影响的持续时间（Scheffer 和 Carpenter，2003）。

如果出现了功能丧失的证据（也即无法提供一项或多项关键生态系统服务），则因素 3.1 的评分将取决于原有生态系统转换为水产养殖生产的持续时间以及生态系统的类型。如果养殖场在原有（或“原始”）生态系统上建立已超过 15 年时间，或者在此前已经出现功能丧失的栖息地（例如稻田、牧场）上建立不超过 15 年时间，那么评分将高于（根据原始栖息地的价值，评分在 4-6 之间）近期在原始栖息地上（不超过 15 年）建立的水产养殖场。这一分类的目的是处罚因为水产养殖转换导致的损害，但是避免让水产养殖产业为此前或者历史上的栖息地转换负责。另外，这项评分还取决于原始栖息地的类型。根据栖息地所提供关键生态系统服务的数量与质量，栖息地可分为高、中等和低价值。如果对高价值栖息地进行持续转换，并造成功能丧失，则得分为 0，如果因为非法选址活动导致栖息地功能持续丧失，则评分为“严重”。

### 因素 3.2 – 管理的有效性

可以从累积层面和附近区域层面考量栖息地转换的影响，单个养殖场逐渐形成景观层面的影响，很可能产生更大的整体影响。不过，Seafood Watch 认为应该同时考量两个层面的影响。为了确定水产养殖对栖息地功能的累积影响，因素 3.2 评估了是否存在相关法规用于控制和/或限制水产养殖业规模和集中程度，以及执行力度，在这些法规缺失的情况下，则评估行业管理措施的有效性。水产养殖选址的管理需要采用以生态系统作为基础的区域性方法，重点关注由基线条件决定的纳污能力。适当的养殖场选址需要深入了解环境以及理解不同的制度因素（Longdill 等人，2008）。基于生态系统的方法应该保护群落资源并促进已退化栖息地的复原，在更广泛的生态系统中考虑水产养殖作业（Soto 等人，2008）。因此，选址流程应当纳入更广泛的分区规划中，例如一体化海岸区域管理（Primavera，2006）。此外，选址和监管流程不仅需要遵循生态原则，而且应当一致、透明、客观（King 和 Pushchak，2008）。

#### 因素 3.2a – 管理措施的内容

这一因素评估用于监管或有效管理水产养殖作业的管理系统的力度。Seafood Watch 假设，根据区域管理实践或累积影响来管理影响的监管体系最适合用于解决水产养殖业影响，因为在养殖场范围管理的水产养殖作业有可能忽略潜在的累积栖息地影响。然而，如果养殖场的规模、位置，或者多个养殖场的集中和连通程度得到了很好的管理或监管，那么经过管理的水产养殖作业也可以把总体影响降至最低。此外，区域性管理系统缓解累积影响的能力仍然有待确定。

#### 因素 3.2b – 管理措施的执行

此因素旨在评估管理系统的执行和适用性。Seafood Watch 认为，管理系统的效力取决于其执行机制。如果设立了一项管理系统但并未执行，那么仍然是无效的。

因素 3.2 的最终评分是以上两项因素（3.2a 和 3.2b）相乘的结果。因此，只有两项因素同时提供高分值（即良好的法规和良好的执行），才能取得高分。同理，即使监管和管理的有效性高，如果缺乏执行，因素 3.2 的总评分也低。

我们认识到监管或管理的有效性和执行（虽然该因素实际上被认为是水产养殖作业对大规模栖息地和生态系统产生影响的控制因素）通常不是评估中的水产养殖作业的直接控制因素。水产养殖作业的确可以控制特定的选址和受直接影响栖息地；因此因素 3.1 在最终评分中的权重是因素 3.2 的两倍。

如果因素 3.1 栖息地转换和功能的评分为 0（总分为 10），也就是由于非法选址活动导致具有高价值的栖息地持续转换，生态系统服务丧失，则“栖息地”标准的评分为“严重”。

如果该标准的最终评分为 0（总分为 10），“栖息地”标准的评分也为“严重”，这是因为“因素 3.1 栖息地转换和功能”以及“因素 3.2 养殖场选址监管和管理”的评分为 0（总分为 10）。

### 栖息地：因素 3.1 – 栖息地转换和功能

一种衡量对栖息地的影响的分类指标，考虑受影响栖息地的持续功能和栖息地转换成水产养殖场的历史性或持续性质。

#### 定义：

- 维持功能 – 水产养殖作业没有导致任何关键生态系统服务丧失。
- 功能丧失 – 水产养殖作业导致“重大的”栖息地影响，定义为丧失一项或多项关键生态系统服务。
- 关键生态系统服务具有以下特点：
  - 社会依赖或者重视；
  - 正在经历（或者容易经历）快速改变；
  - 没有技术性或者异地的替代选择。

备注：由于《Seafood Watch 水产养殖标准》评估全球所有地点多种栖息地的所有生产系统，因此对“关键”生态系统服务的单一、具体定义可能不会普遍适用。上方所列三项原则旨在指导分析员评估哪些生态系统服务为评估范围中的关键服务。

#### 评估说明：

##### 步骤 1

- 为评估中的单个养殖场、多个养殖场、区域或者产业确定合适的栖息地类型。在必要时使用“普通”栖息地类型，如果栖息地类型会导致不同的评分和总体评级，则将评估分为不同的推荐结果。

##### 步骤 2

- 考虑任何一种栖息地类型中的养殖业总体规模和密集程度，确定关键生态系统服务是否继续发挥作用，以及剩余功能的程度。
  - 如果所有关键生态系统服务得以维持，则该栖息地可被视为“维持完整功能”。
  - 如果所有关键生态系统服务得到一定程度的维持，则该栖息地可被视为“维持功能”，并根据影响的程度来评分。
  - 如果有任何关键生态系统服务已丧失，则该栖息地可被视为“丧失功能”。
- 如果栖息地被视为“维持功能”，则使用表格 1 和附录中的示例来确定合适的评分。
- 如果栖息地被视为“丧失功能”，则前往步骤 3。

##### 步骤 3

- 如果栖息地被视为“丧失功能”，则考虑表格 2 中的评分以及历史和/或持续栖息地丧失的时间框架。
- 必要时使用表格 3 中的栖息地价值。

**栖息地：表格 1 – 维持栖息地功能**

栖息地功能	对栖息地功能的影响	评分
维持功能	维持完整功能	10
	最小影响	9
	轻微至中等影响	8
	中等影响	7
功能丧失	重大影响	前往表格 2

**栖息地：表格 2 – 栖息地功能丧失**

栖息地丧失的时间框架	栖息地价值	评分
历史性的功能丧失发生在 15-年前	低	6
历史性的功能丧失发生在 15 年前	中等	5
历史性的功能丧失发生在 15 年前	高	4
功能丧失发生在 15 年内，或者持续性功能丧失	低	3
功能丧失发生在 15 年内，或者持续性功能丧失	中等	2
功能丧失发生在 15 年内	高	1
持续性的栖息地功能丧失	高	0
由于非法选址活动导致持续性栖息地功能丧失	高	严重

**栖息地：表格 3 – 栖息地价值**

高	中等	低
海岸潮间带 海岸/陆地海岸线 河口 潮湿地和森林 淡水湿地 珊瑚礁 海草/海藻床 淡水湖 河流和小溪 热带阔叶和混合林	近岸亚潮带 <sup>15</sup> 河岸和泛滥平原 温带阔叶和混合林	开阔海域/近海 <sup>16</sup> 针叶林 草原、热带草原和灌木丛 沙漠和干灌木丛

因素 3.1 评分 = \_\_\_\_\_ (0–10)

<sup>15</sup> 近岸亚潮带 = 大约距离主海岸线 0 到 3 海里的区域

<sup>16</sup> 开阔海域/近海 = 离岸超过 3 海里的区域。

### 栖息地：因素 3.2 – 养殖场选址监管和管理

生态系统影响在很大程度上取决于某个位置、栖息地类型、区域或者国家的多个养殖场的累积影响，以及这些养殖场的间隔距离、连通性和总体密集程度。此因素（3.2）衡量适合产业规模的监管或管理措施的落实情况和有效性，并由此衡量设立于栖息地的养殖场在上述因素 3.1 中所声称的累积影响处于合适空间尺度的信心程度。

监管或管理措施是指采用合适的语言<sup>17</sup>并且经过权威颁布的政策、法律或法规、水产养殖分区、区域管理以及/或者经过独立核验的管理措施，例如行为守则、最佳管理实践或者认证计划等。

#### 评估说明

考察相关管理措施的内容，例如：

- 国家<sup>18</sup>、区域或者当地的栖息地法规。
- 适用的行业最佳实践准则。
- 适用的区域性或者生产商组织协议，或者养殖场范围的管理系统。
- 任何有关栖息地的其他管理措施。

联系相关管理机构和国内非政府组织、学术界或行业专家，根据下列表格中的宽泛描述来确定适合的内容评分：

对于经第三方认证的养殖场，或者其他独立核验的标准，在这些认证或标准被认为可以比监管（或者其他）体系更加可靠地控制多家养殖场累积影响的情况下，可接受其回答有关相关标准和检查/审计流程的问题。

#### 因素 3.2a – 栖息地管理措施的内容

根据下列表格中的宽泛描述确定合适的内容评分：

内容	描述	评分
全面	建立了区域性的累积影响管理系统，水产养殖场选址与其他产业相结合，以维持受影响栖息地的生态系统功能为原则。相应地解决了未来扩张的问题，在相关的情况下 <sup>19</sup> ，还要求复原此前的高价值栖息地。	5

<sup>17</sup> 专为水产养殖设计，或者适用于水产养殖业的语言，与之相对的是为渔业、农业或者其他活动或者产业设计的，与水产养殖监管需求不太相关的法规。合适的语言 – 避免使用“应该”、“最小化”等等。

<sup>18</sup> 在必要时使用联合国粮食与农业组织的相关《国家水产养殖立法概述》（NALO）国家情况说明。

<sup>19</sup> 如果高价值栖息地（根据第 3.1 节的定义）转换为水产养殖场，或者生态系统服务丧失，则会涉及复原工作。

可靠	建立了区域性的累积影响管理系统，水产养殖场选址以维持受影响栖息地的生态系统功能为原则，或者在基于生态系统和区域的栖息地管理系统中，对可接受的栖息地影响进行了定义。相应地解决了未来扩张的问题，在相关的情况下，还提倡复原此前的高价值栖息地。	4
中等	管理系统要求根据生态原则和/或环境考虑因素来进行养殖场选址（例如，新地址可能需要提供环境影响评估报告），但是未能充分考虑到累积栖息地影响以及生态系统服务丧失的因素。	3
有限	管理系统可能以生态原则为基础，但是没有考虑到栖息地的连通性和对生态系统服务的累积影响。	2
最少	水产养殖的管理系统未知或者不清晰，或者管理系统没有以生态原则为基础。	1
缺失	没有建立关于水产养殖选址和栖息地影响的相关管理系统。	0

因素 3.2a 评分 = \_\_\_\_\_ (0-5)

### 因素 3.2b – 栖息地管理措施的执行

考量在上述因素 3.2a 中显而易见的关于栖息地管理措施执行的信息，并且根据下方表格中的宽泛描述来确定合适的执行评分。

执行	描述	评分
高度有效	执行机构可以得到确认并联络到，且他们所采用的资源对于其产业规模是合适的。在区域或者栖息地范围有效执行，批准或许可流程公开透明 <sup>20</sup> ，可以提供针对违反行为给予处罚的证据。	5
有效	同上方的“高度有效”，但是在任何一方面都有略微欠缺。	4
中等	执行机构可以得到确认且在有效运作，但是在资源或者活动方面存在限制，因而减弱了有效性。没有完全解决累积栖息地影响的问题，在透明度或者合规数据方面的缺口明显。	3
有限	执行措施有限，没有覆盖累积栖息地影响，或者透明度和合规数据有限。	2
最少	难以确认执行机构及其活动。几乎没有关于监测或合规数据的证据，或者有关针对违反行为给予处罚的证据有限。	1
无效	没有关于执行活动的证据。持续发生非法选址活动 <sup>21</sup>	0

因素 3.2b 评分 = \_\_\_\_\_ (0-5)

<sup>20</sup> 例如，公开提供养殖场位置和规模、环境影响评估报告、分区规划等信息。

<sup>21</sup> 例如：养殖场选址在海洋保护区，存在普遍性非法养殖场选址的证据

因素 3.2 选址管理评分 =  $(3.2a \times 3.2b) / 2.5 = \underline{\hspace{2cm}}$  (0-10)

“栖息地”标准最终评分 =  $[(2 \times \text{因素 3.1}) + (\text{因素 3.2})] / 3$

“栖息地”标准评分 =  $\underline{\hspace{2cm}}$  (0-10) (0分 = 严重)

#### 标准 4 – 化学品使用

##### 影响、可持续性单元和原则

- **影响:** 不当地使用化学处理法会对非目标生物造成影响，而且由于耐化学药品生物的发展，会造成产量减少和人类健康问题。
- **可持续性单元:** 在当地或区域环境中的非目标生物，存在对重要处理法耐受的病原体或寄生虫。
- **原则:** 限制化学品的类型、使用频率、总用量或者排放，以至于对非目标生物产生影响的风险很低。

## 背景和原理

在水产养殖系统中，会出于各种目的使用各种各样的化学品，但是最重要的是使用它们来治疗疾病，杀灭害虫。最常使用的化学品类别包括杀虫剂（驱虫剂、杀鱼剂）、消毒剂、抗生素、防污剂、麻醉剂和除草剂。由于化学品使用会对自然生态系统和人类健康产生潜在影响，人们越来越意识到需要采取负责任的操作实践（Cabello 等人，2013；Cole 等人，2008；Rico 等人，2012）。虽然部分生产系统（例如：挪威的养殖鲑鱼 - 图 4）通过改善管理实践，将化学品使用降低了数十倍，特别是抗生素的使用量，但水产养殖户仍然会定期地在养殖作业中使用化学品（Milanao 等人，2011；Rico 等人，2012）。

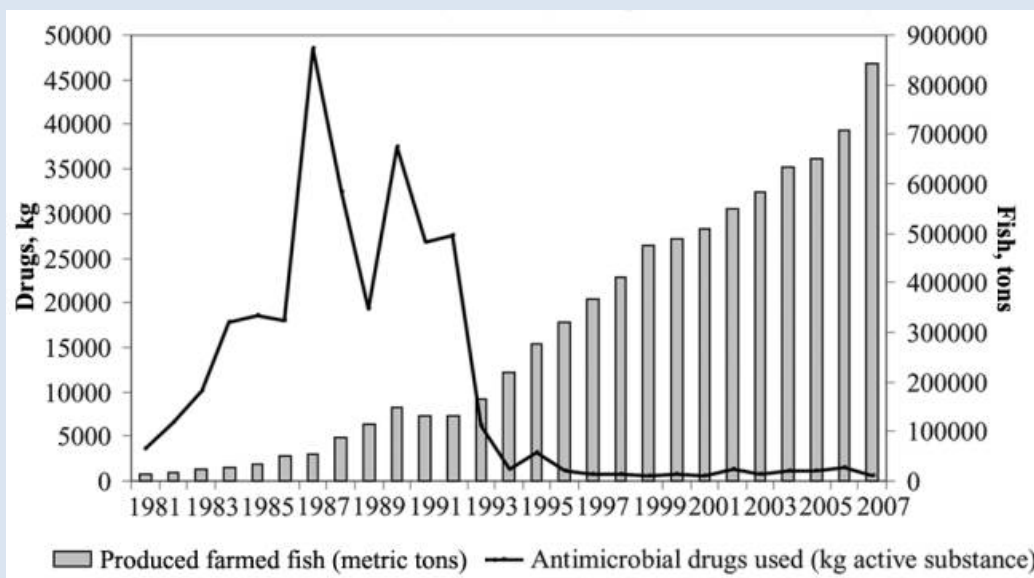


图 4 — 抗菌药物使用，和挪威的养殖大西洋鲑鱼 (*Salmo salar*) 和虹鳟鱼 (*Oncorhynchus mykiss*) 生产。来自 Heuer 等人 (2009)。

使用化学品带来的潜在负面生态影响包括对非目标生物所产生的毒性和/或长期影响，而对细菌等其他生物的影响可能会改变生物地球化学的进程。在水产养殖作业中使用化学品还可能会影响养殖场周边区域的野生鱼类和贝类。例如，在智利靠近鲑鱼养殖场的地方，人们在两种野生鱼类种群的组织中找到了抗生素的残留物质（Fortt 等人，2007）。水生生物接触铜等其他化学品还会对健康产生不利影响（Santos 等人，2009）。过氧化氢等部分化学品在环境中会迅速分解为无害成分，因此从环境的角度来看危害较低。

不当地使用抗生素，特别是一些在环境中可以保持稳定的药物，往往会导致耐药性的出现和传播（Buschmann 等人，2012）。Milanao 等人（2011）证明，过量使用抗生素带来的主要问题就在于细菌种群耐药性的产生，特别是那些被世界卫生组织列为对人类药物“至关重要”的细菌种群（WHO，2011）。很明显，每次使用抗生素便可能产生耐药性（Davies，2010），因此我们需要最大程度地减少抗生素使用并慎用。

在鱼类病原体中出现抗生素耐药性会削弱水产养殖作业中预防性使用抗生素的效果（Baquero 等人，2008）。抗生素耐药性可以传播到陆地环境的细菌中，包括人类病原体（Cabello 等人，2006；Sapkota 等人，2008）。细菌耐药性发展所导致的人类感染可能会引发（1）感染人数增加，（2）治疗失败的频次增加，感染的严重程度上升（Heuer 等人，2009）。

在杀虫“治疗剂”案例中，有证据表明，由于在大西洋鲑鱼养殖场中过量使用杀虫剂，导致海虱对甲维盐敏感度降低，影响区域至少包括智利（Bravo 等人，2008）和加拿大（Jones 等人，2013；Burrige 和 Van Geest，2014），对氯氰菊酯敏感度降低，影响区域包括挪威、苏格兰和爱尔兰（Sevatdal 等人，2005）。

化学品使用的影响取决于化学品暴露在环境中的程度。因此，培育设施的开放程度最终决定了化学品使用的风险程度。开放式的生产系统，例如笼子或者经常换水的鱼塘，固有的风险程度最高，因为含有抗生素的未耗尽食物和鱼类废料会直接排放到环境中。依据 Christensen 等人（2006）的调查结果，在通过加药颗粒饲料给药的抗生素中，有 70-80% 以尿粪排泄和未耗尽加药饲料的形式排放到水生环境中。相反，在封闭式的系统中，将化学品排放到环境中的风险程度最低（Tal 等人，2009）。

遗憾的是，有关化学品使用的可靠数据（类型、毒性、使用频率、剂量、排放、分解、稀释等等）鲜有提供。而且，不同生产种群、生产系统或者国家之间缺乏一致性（也即化学品使用的模式）。化学品使用受各个国家颁布的法律监管，因此，在一个国家合法的化学品在另一个国家可能是非法的。在不同国家，有关要求公开报告化学品使用的法规也各不一致（Burrige 等人 2010）。

针对化学品使用的现有监管控制措施或管理措施通常局限于允许的处理类型和使用方法（例如：在兽医监督下“负责任”地使用），但是常常没有限制使用化学品的频率或总用量。Seafood Watch 不会将法规或者其他管理措施作为“可持续”化学品使用的替代指标，除非这些法规或者管理措施可靠地限制了化学品总用量，或者在监测和评估生态影响的前提下，证明了允许使用这些化学品的合理性。

此标准的评分基于使用化学品的证据，以及化学品对承受环境造成的风险（依据培育设施的开放程度而定）。下述体系没有危害，可以在评分表中获得最高分 10 分（总分 10 分）：不排放化学品或其副产品的封闭式生产系统，可提供在多个生产系统中不使用化学品证据的体系，以及所采取的污水处理措施不允许排放化学品的体系。相反，如果使用非法化学品，或者所使用的化学品给人类健康带来高风险，或者对允许影响区域以外的非目标生物具有负面影响，则会获得最低分 0 分（总分 10 分）。

如果有证据表明，对人类健康非常重要或者至关重要的病原体对化学品产生了耐药性，则标准 4 的评分可能为“严重”。如果非法使用化学品，导致对生态产生负面影响，则“化学品使用”标准的评分也为“严重”。

### 趋势调整

此标准评估当前的化学品使用情况，不评估化学品使用在未来 *可能* 提高的风险（例如，应对未来的疾病爆发）。此外，趋势调整选项在认可化学品使用的下降趋势的同时，仍然可以反映产业中化学品使用的总量和使用频率。如果数据表明，在一段时间内化学品使用量下降，让人相信改善管理实践带来化学品使用量和影响风险明确下降，在证明危害明确降低的情况下，可以根据下降的持续时间和下降的比率，以及当前的使用水平，最高将评分调高 2 分。例如，由于“有偶尔、临时或者轻微的证据显示对允许影响区域以外的非目标生物产生影响”，在评估中得分 2 分（总分 10 分），如果有证据表明，在过去 10 年里，化学品用量和使用频率都出现持续降低趋势，表明管理实践有所改善，则评分可提高至 4 分（总分 10 分）。

由于假设任何少于 5 年的时间框架都可视为“巧合”，因此趋势调整适用的时间框架最少为 5 年。如果在 5-10 年内化学品使用量持续下降，最高可将评分提高 2 分。这一趋势调整不适用于“严重”基础评分。

### 评估指南

此标准采用灵活的结构方式，可以适用于常见的化学品使用数据不完善或者置信度低的情况。

在此标准中，对化学品处理法采用宽泛的定义，即在水产养殖中用于杀灭或控制水生生物，并且/或者可能会影响非目标生物或产生人类健康问题的产品。其中不包括汞、多氯联苯、二恶英或者其他与饲料原料相关的环境污染物，在《Seafood Watch 水产养殖标准》中不会对这些污染物进行评估。如果存在产生影响的证据，则在这项评估中可以考虑防污剂、麻醉剂等化学品。

#### 规模：

- 养殖场层面的评估 – 将此标准应用于评估中的养殖场，但是也和临近养殖场相比较，考察该养殖场对累积影响的相对作用。
- 区域或国家层面的评估 – 应用于相关区域、国家或者生态认证统计数据或影响，或者使用来自“典型”或“普通”养殖场的的数据。

如果可以提供有关化学品使用的数据（例如：类型、数量）或者所产生影响的证据（例如：出现耐药性、对非目标种群产生影响），将其用于确定下列表格中的合适评分。如果无法提供可靠的证据，使用基于种群或者生产系统特性的选项作为风险评估的替代指标。

考虑下列表格中的**所有**选项，在评分前确定合适的危害水平。如果化学品使用（例如：类型或者数量）以及/或者影响未知，使用基于生产系统的选项。虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的评分。

### 趋势调整

如果数据表明，在一段时间内化学品使用量下降，让人相信改善管理实践带来化学品使用量和影响风险明确下降，在证明危害明确降低的情况下，可以根据下降的持续时间和下降的比率<sup>22</sup>，以及当前的使用水平，最高将评分调高 2 分。

这一趋势调整不适用于“严重”基础评分。

危害	化学品使用示例	评分
没有危害	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 生产系统是封闭式的，不排放活性化学品或副产品（例如：耐抗生素细菌），或者；</li> <li>▪ 化学品使用的数据评分为 7.5 或者 10（总分为 10 分），且数据显示在多个生产周期中没有使用化学品处理法，或者；</li> <li>▪ 所采用的处理方式不允许排放活性化学品或副产品，或者；</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 化学品使用的数据评分为 7.5 或者 10（总分为 10 分），且数据显示化学品处理法的使用频率平均低于每个生产周期一次，或者在更长的生产周期中每年使用一次，或者；</li> <li>▪ 生产系统在多个生产周期内不排放水，或者；</li> <li>▪ 可提供对非目标生物不产生影响的证据，或者；</li> </ul>	8
低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 特定数据可能有限，但是种群或者生产系统对化学品需求的程度明显很低，或者；</li> <li>▪ 证据表明在允许影响区域内对非目标种群只有轻微的影响（也即，没有种群数量层面的影响），或者；</li> <li>▪ 生产系统中的水排放非常不频繁或者有限（例如每个生产周期排放一次，或者每天低于 1%）。</li> </ul>	6
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 偶尔、临时或者轻微<sup>23</sup>的证据表明对允许影响区域以外的非目标生物产生影响，或者；</li> <li>▪ 一定证据表明对化学品处理法产生耐药性或者有一定担忧，或者；</li> <li>▪ 法规、管理或缓解措施经证明得到了有效的执行，可以限制化学品的使用频率和/或总用量，或者限制其影响</li> </ul>	4
中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 已知在每个生产周期中会多次使用化学品，且所采用的处理方式允许化学品排放到环境中，或者；</li> <li>▪ 化学品使用（类型和/或数量）未知，但是生产的可行性被认为依赖于化学品干预，且采用的化学品处理法允许化学品排放到环境中，或者；</li> </ul>	2

<sup>22</sup> 持续时间和比率的定义：例如，在 5 年中，下降的比率足以让人相信改善管理实践带来化学品使用量和影响风险明确下降 = 1 分；10 年 = 2 分。

<sup>23</sup> 指仅限对个体动物的影响（没有种群数量层面的影响）。

	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 针对化学品类型、使用频率和/或剂量的监管限制已设立，但其执行的有效性未知<sup>24</sup>，或者；</li> <li>▪ 存在确认对化学处理法产生耐药性的案例，且没有采取有效的缓解措施，或者；</li> <li>▪ 正在以显著<sup>25</sup>或者未知的数量使用对人类健康<sup>26</sup>非常重要的化学品。</li> </ul>	
高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 在例外情况<sup>27</sup>之外使用了非法化学品（根据生产所在国家的定义），或者；</li> <li>▪ 正在以显著<sup>28</sup>或者未知的数量使用对人类健康<sup>29</sup>至关重要的化学品，或者；</li> <li>▪ 对允许影响区域以外的非目标生物产生了化学品使用的负面影响。</li> </ul>	0
严重	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 有证据表明，对人类健康非常重要或者至关重要的化学品产生了临床上的耐药性（例如，治疗效果减弱），或者；</li> <li>▪ 非法活动产生了可证明的、持续的、负面的环境影响。</li> </ul>	C

\*备注：在有充足理由或者需要时可以使用中间数值（也即 1、3、5、7 或 9）。

化学品使用评分 = \_\_\_\_\_（0-10 或者“严重”）

趋势调整 = \_\_\_\_\_（0-2）

“化学品使用”标准最终评分 = \_\_\_\_\_（0-10 或者“严重”）

<sup>24</sup> 虽然限制可能存在，但 Seafood Watch 不会将监管作为生态保护的替代指标。

<sup>25</sup> 显著的定义：在评估的养殖场中，使用化学品的平均频率超过了每生产周期一次，或者关于抗生素总使用量的数据（如果这是唯一可提供的数据）意味着相同的情况（估算）。

<sup>26</sup> 在当前或者过去的生产周期中使用了列于 [http://www.who.int/foodborne\\_disease/resistance/cia/en/](http://www.who.int/foodborne_disease/resistance/cia/en/) 的非常重要的化学品。

<sup>27</sup> 例外情况的定义：明确限制于某一产业中的少数生产商使用，或者在养殖场范围的使用频率低于三年一次。

<sup>28</sup> 显著的定义：在评估的养殖场中，使用化学品的平均频率超过了每生产周期一次，或者关于抗生素总使用量的数据（如果这是唯一可提供的数据）意味着相同的情况（估算）。

<sup>29</sup> 在当前或者过去的生产周期中使用了列于 [http://www.who.int/foodborne\\_disease/resistance/cia/en/](http://www.who.int/foodborne_disease/resistance/cia/en/) 的至关重要的化学品。

## 标准 5 - 饲料

### 影响、可持续性单元和原则

- **影响:** 在不同养殖种群和生产系统中，饲料消耗、饲料类型、所使用原料，以及净营养增加或者损失之间存在很大的差异。生产饲料及其原料对全球生态会产生复杂的影响，而转换效率的结果可能是食物净增，或者营养大量净损。饲料使用被认为是水产养殖作业可持续性的决定性因素之一。
- **可持续性单元:** 捕捞野生鱼类用于投喂养殖鱼的数量和可持续性，捕捞或培育饲料原料的全球影响，以及养殖场作业的净营养增加或损失。
- **原则:** 采购可持续的饲料原料，并将其高效地转化为净增可食用营养。

### 背景和原理

饲料始终是影响水产养殖作业可持续性的重要因素，尤其是在完全依赖外部投喂的密集系统中。水产养殖业的全球化导致经常需要从远离水产养殖作业所在地的区域采购饲料原料（Lebel 等人，2002），虽然传统上，海洋原料一直是重点关注的问题（Naylor 和 Burke，2005），但生产和使用陆地原料（来自作物和家畜）也会对环境产生影响。随着后者越来越多地在水产养殖饲料中用作海洋原料的替代品，评估它所产生的影响变得更加重要（Boissy 等人，2011）。

Seafood Watch 饲料标准评估饲料使用的三个核心方面：

1. 野生鱼类的使用
2. 净蛋白质增加或损失
3. 饲料生产的全球“足迹”

将这三个方面结合起来，可以全面评估哪些驱动因素可产生更为可持续的操作实践。例如，采用等式结构可以评估下列各个方面的实际饲料问题：

- 使用野生鱼类来生产养殖鱼的效率
- 使用来自非可食用副产品或者加工废料的鱼粉和鱼油的净收益
- 使用可持续或非可持续来源的鱼粉和鱼油
- 将“废弃”全鱼用作饲料
- 使用陆地作物和动物原料来替代水生鱼粉和鱼油
- 水产养殖作业中可食用蛋白质的净增加或损失
- 使用非可食用作物和副产品动物原料的净收益
- 将作物原料转化为鱼肉的蛋白质生物价值增加
- 养殖鱼的可食部分产率（也即消耗捕捞鱼大部分的收益）
- 使用捕捞后养殖鱼的非可食用副产品

饲料配方通常被视为专有，且原料来源经常变化。因此，此标准在必要时必须适应非常有限的数据库，但是对于能够提供更多饲料构成信息的情况给予奖励，从而鼓励提供更加完善的数据。这些核心方面和构成要素可以适应获取数据的实际限制，并对任何规模水产养殖的作业饲料使用进行全面的评估。

Seafood Watch 饲料标准仅适用于提供某种外部饲料的生产系统。也即，在粗养池中生长的不需要额外饲料的双壳贝类、鱼类或者虾类等可以评为 10 分（总分为 10 分）。

#### 副产品饲料原料

Seafood Watch 支持在水产养殖饲料中使用副产品原料（例如：渔业或者陆地动物的副产品），但是也认识到生产和捕捞这些副产品所产生的生态成本，可以说与其对应的联产品（例如：肉片或者可食用肉）一样。此标准目前在“野生鱼类使用”因素中不包含渔业副产品，或者在“蛋白质保留”因素中不包含陆地动物副产品，因为这样可能会抑制其有利于完整原料的使用，但是它们包含在“饲料足迹”因素中。

#### **因素 5.1 – 野生鱼类使用**

此因素结合了饲料中使用的全鱼量和渔业来源的可持续性，以衡量“野生鱼类使用”。

虽然对全鱼使用的常用衡量指标（也即饲料鱼效率比）被认为不完美，但 Seafood Watch 使用“学术的”等式（例如 Naylor 等人，2009）而非“产业的”等式（例如 Jackson，2009）。这一等式根据基本原则，以简单的方式衡量生产一吨养殖鱼需要捕捞的野生鱼类吨数。

渔业来源的可持续性是使用常见指标进行的基础性评估，不需要进行独立的渔业评估。渔业来源越不可持续，在“野生鱼类使用”评分中，负数调整评分就越大。通过这样的方式，Seafood Watch 认为使用可持续来源的鱼粉和鱼油应该作为最低的可接受基线，并且对使用不可持续来源的情况给予扣分。

如果饲料鱼效率比（FFER）数值 > 4，则“因素 5.1a 野生鱼类使用”的评分为“严重”。如果 FFER 数值 > 3，而且在因素 5.2 中由于净蛋白质损失导致评分 < 2（总分为 10 分）（也即净蛋白质损失 > 80%，大部分投喂的营养物质被浪费），则因素 5.1 的评分也为“严重”。

如果发现通过非法、未报告和无管制捕捞活动（IUU）来捕捞野生鱼类，则“因素 5.1b 饲料中野生鱼类来源的可持续性”评分为“严重”。如果渔业作业产生了极其严重的副渔获物或者生态系统影响<sup>30</sup>，以及/或者累积导致不可接受的渔业作业（也即虽然单项渔业

<sup>30</sup> 按照《Seafood Watch 渔业标准》，“渔业作业针对并/或定期存留过度捕捞、枯竭、濒危或者受威胁种群，且渔业作业是导致这些种群死亡率的重大因素，且管理工作中缺乏适当的重建或恢复策略以及/或者有效的措

作业可能不会产生严重影响，但整个产业累积起来会产生不可接受的渔业作业），则此因素的评分也为“严重”。

### 因素 5.2 – 净蛋白质增加或损失

根据养殖的种群、饲料配方和生产系统，水产养殖作业中通常会产生不同程度的总体可食用蛋白质净损失。Crompton 等人（2010）总结称水产养殖作业（在鲑鱼养殖案例中）是鱼蛋白质和鱼油的净生产者，但是作者仅考虑了鱼蛋白质投入量（忽略了饲料中其他所有来源的蛋白质）。通过考虑饲料中其他所有来源的蛋白质（鱼蛋白质除外），此标准将证明在多种形式的投喂水产养殖作业中，存在总体性的（而且经常是大量的）净可食用蛋白质损失。如果蛋白质净损失 >90%（也即因素 5.2 中评分为 0，总分为 10），则评分为“严重”。鱼养殖流程中净蛋白质效率的等式基于可食用蛋白质投入量和总利用蛋白质产出量。

### 因素 5.3 – 饲料足迹

此因素认为，所有饲料原料在生产过程中都会产生生态成本，虽然在此前的因素中没有对使用副产品制作的原料（例如：使用鱼片废料制作的鱼粉或者家禽羽毛粉）进行评分，但它们的生态影响和其具有更高经济价值的联产品（例如：鱼片或者鸡肉）的生态影响相似。

此因素按照三大类原料（水生、作物和陆地动物）的饲料含量水平来简单估算生产这些原料的全球足迹（海洋+陆地）。海洋原料使用典型的海洋生产率数值，将来自生命周期评估的数据用于估算作物原料，以及用于生产陆地动物的作物原料。

### 饲料标准最终评分

最终评分取三个因素评分的平均值，其中野生鱼类使用因素（因素 5.1）的权重为两倍。使用权重两倍的原因在于，和使用作物和陆地动物生产的陆地饲料原料相比，定向捕捞野生鱼类仍然被认为是水产养殖饲料导致的主要环境问题。如果因素 5.1 或者因素 5.2 的评分为“严重”，则饲料标准的最终总分也为“严重”。

此标准仅适用于使用外部饲料的水产养殖作业。如果没有适用的外部饲料，则评分为 10（总分为 10 分）。

---

施来限制这些种群的死亡率（例如，正在发生过度捕捞）”或（渔业作业中使用炸药或者毒药等破坏性手段，例如氰化物）。

### 饲料：因素 5.1 – 野生鱼类使用

衡量用于生产养殖鱼的野生鱼量，再结合渔业来源可持续性。因素 5.1 结合了饲料中使用的野生鱼量（因素 5.1a）和渔业来源的可持续性（因素 5.1b），从而为“野生鱼类使用”进行 0-10 的评分。

#### 因素 5.1a – 饲料鱼效率比（FFER）

根据在捕捞养殖鱼的饲料中使用的野生鱼类量比例，衡量饲料原料中对野生渔业的依赖程度。<sup>31</sup>

使用提供的最佳（最近或者最相关）数据：

- a) 鱼粉含量水平\* = \_\_\_\_\_ %
- b) 鱼油含量水平\* = \_\_\_\_\_ %
- c) 鱼粉产率 % = \_\_\_\_\_ （如果数值未知，则使用 22.5<sup>32</sup>）
- d) 鱼油产率 % = \_\_\_\_\_ （如果数值未知，则使用 5.0<sup>34</sup>）
- e) 经济饲料转化率<sup>33</sup> = \_\_\_\_\_

*\*关于鱼类加工副产品、碎料等的备注* – 在这个等式中，没有对来自碎料、副产品或者其他加工废料的饲料原料进行评分，因为这个等式衡量的是对野生渔业的直接依赖程度。如果可以提供关于这些原料的数据，可以将其从 FFER 计算中使用的含量水平中减去（上方 a 行和 b 行）。例如：如果总鱼粉含量水平为 40%，其中四分之一的鱼粉来自碎料或者副产品，则最终的含量水平 = 30%。

*\*关于将全鱼（未加工）或者“废弃”鱼用于饲料的备注* – 如果将全鱼用作饲料，则 eFCR 可以有效地决定 FFER 的数值。将 eFCR 用作 FFER 数值（或者与 eFCR 一道输入 22.5 作为鱼粉含量水平，5 作为鱼油含量水平，将会得出相同的结果）。

鱼粉和鱼油产率数值：

计算 FFER 比率需要输入鱼粉和鱼油的产率数值。在关键性文献和行业中通常使用的产率数值为鱼粉 22.5%，鱼油 5%（Peron, 2010；Tacon 和 Metian, 2008）。在因素 5.1b 中，FFER 低于 1 即可获得高（或者“绿色”）评分（在加入因素对使用非可持续来源的鱼粉和鱼油进行罚分之前）。

<sup>31</sup> 通常也称为 FFDR – 饲料鱼依赖比或者 FIFO – 鱼投入：鱼产出比率。

<sup>32</sup> 产率数值来自 Tacon 和 Metian（2008）。来自 Peron 等人（2010）的其他（相似）数值也有可能，但是数据不够清晰，不足以对渔业上岸进行可靠定量。

<sup>33</sup> 经济饲料转化率，简称 eFCR = 总饲料使用量除以总捕捞鱼量。

$$\text{FFER}_{\text{鱼粉}} = \frac{a \times e}{c} = \underline{\hspace{2cm}}$$

$$\text{FFER}_{\text{鱼油}} = \frac{b \times e}{d} = \underline{\hspace{2cm}}$$

FFER 最终值 = FFER<sub>鱼粉</sub> 或者 FFER<sub>鱼油</sub> 中的更大值

FFER 最终值 =           

FFER 评分 = 10 - (2.5 × FFER)

FFER 评分 =            (0-10)

### 因素 5.1b – 渔业来源可持续性

以简单的方式衡量提供鱼粉和鱼油的渔业来源的可持续性。

此因素对 FFER 评分进行负分调整，可持续性越低，罚分越高。使用可持续来源则无罚分。

使用在典型饲料中使用的渔业来源平均或者年加权总体平衡估算数值，根据下列描述和示例来确定合适的可持续性评分。

评分	渔业来源可持续性示例
0	明显是可持续的。 <sup>34</sup> 海洋管理委员会认证，无附加条件。 所有渔业来源评分 > 8。 Seafood Watch 评级为绿色。 渔业作业超过所有参考点，且没有重大问题。
-2	海洋管理委员会认证，附加次要条件。 所有渔业来源评分 ≥ 6，且“鱼类资源健康”的评分必须 ≥ 8。 渔业作业符合或者接近所有参考点，只有轻微问题。
-4	所有渔业来源评分 ≥ 6。 海洋管理委员会认证，附加主要条件。 Seafood Watch 评级为黄色。 渔业作业不符合所有参考点，或者有一些重大问题。

<sup>34</sup> 按照现实和实际的情况，也即根据目前对渔业可持续性的最佳理解（接受基于生态系统的饲料渔业管理尚未发展成熟）。

-6	国际鱼粉鱼油协会认证为“负责任”。 符合联合国粮食与农业组织行为准则（经独立核验）。 其中一项渔业来源评分 < 6。
-8	超过一项渔业来源评分 < 6。 可持续性未知。 Seafood Watch 评级为红色。 渔业作业不符合参考点，或者在副渔获物或生态系统影响方面存在重大问题。
-10	渔业来源未知。 明显是不可持续的（例如：已经过度捕捞且正在发生过度捕捞）。 Seafood Watch 评级为红色且有一项“严重”评分。 故意隐瞒渔业来源信息。 证据表明，水产养殖作业中的陆地原料来源已知会破坏具有高价值的栖息地。
严重	证据表明，25% 或更多的渔业作业非法、无管制或未报告 <sup>35</sup> 。 渔业作业产生不可接受的副渔获物或生态系统影响。 评估中的水产养殖作业产生或者累积促使产生不可接受的渔业作业（例如：混入小网的拖网作业）。

渔业来源可持续性评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

因素 5.1 野生鱼类使用评分 = FFER 评分 + [(FFER 数值 x [2 x 可持续性评分]) / 10]

\*备注：在此等式中，存在负分可能，但是在这类情况下，此因素的评分为 0。

因素 5.1 - 野生鱼类使用评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

#### 饲料：因素 5.2 – 净蛋白质增加或者损失

根据可食用蛋白质投入量和已利用蛋白质产出量，衡量鱼养殖流程中的净蛋白质效率。  
注意，在这个上下文中，“可食用”是指适合（或者相当于适合）人类消耗的饲料原料。

根据下列基础等式来计算可食用或者已利用蛋白质的净增加或者损失：

净蛋白质 = (捕捞鱼蛋白质产出量 – 可食用饲料蛋白质投入量) / 可食用饲料蛋白质投入量

<sup>35</sup> 这些渔业作业有可能在同行评审文献、政府报告等文件中加以引用。分析员也可以参考 Seafood Watch 报告获取关于此渔业作业的信息。

其中：

- 可食用饲料蛋白质投入量 = 饲料的可食用蛋白质含量百分比 × eFCR
- 捕捞鱼蛋白质产出量 = 来自捕捞全鱼的已利用蛋白质百分比

净蛋白质增加用正值表示，净蛋白质损失用负值表示。这一等式在数据非常有限的情况下也仍然适用，但是如果水产养殖生产商或者饲料公司提供下列几种补充信息，则会因为公开透明和更加完善的数据而受到奖励。

### 计算可食用饲料蛋白质投入量

鱼饲料中通常同时含有可食用和非可食用原料（从人类消耗的角度考虑）。可食用饲料蛋白质投入值基于总饲料中属于可食用蛋白质的百分比。

饲料公司或者技术数据表中应当提供饲料的蛋白质含量百分比（并且印刷在每一个饲料袋上），或者应当在科学文献中提供相关示例。

因素 5.2 分两种评估方案来计算蛋白质投入量（选择合适的方案）：

**方法 1** 的前提是可提供有关饲料中所含作物和陆地动物原料的数量和类型的信息。如果可以获得在水产养殖饲料中使用对人类而言非可食用的蛋白质来源（也即非可食用的作物原料，非可食用的陆地动物原料），此方案往往给予更高的评分，以此奖励公开饲料配方的表现。在此方案中，分析员将确定原料的类型（作物或陆地动物），在饲料中的含量水平，原料的蛋白质含量（参见附录 3 表格 A2），以及该原料对于人类而言是否可以食用（参见附录 3 表格 A2）。将这些数值和饲料的总蛋白质含量相结合，分析员将确定饲料中可食用和非可食用蛋白质的百分比。计算方式见下方。

**方案 2** 的前提是饲料配方常常被视为饲料公司的专有信息，且不分享这一信息。在此情形中，将所有来自非海洋原料的蛋白质视为来自可食用作物，这些原料被视为水产养殖饲料中效率最低的蛋白质来源（和陆地动物蛋白质和海洋生物蛋白质相比较）。

#### 方案 1：作物和陆地动物原料和含量水平已知

使用附录 3 表格 A2 确定某一原料是否可食用。

分析员可以计算饲料中每种单独原料的蛋白质含量（参见附录 3 表格 A2），然后合并成可食用和非可食用（填充下方的 j 行和 k 行）**或者**将可食用作物、非可食用作物、可食用陆地动物原料和非可食用陆地动物原料的含量比例加起来，然后使用附录 3 表格 A3 中的平均产率数值来填充 j 行和 k 行。

使用附录 3 表格 A3 中的蛋白质产率数值来计算（使用评分平台中的工具分别为 f-l 行计算）：

- a. 饲料的蛋白质含量
- b. 原料含量水平
- c. 原料蛋白质产率（参见附录 3 表格 A3）
- d. 饲料中来自原料的蛋白质百分比（由分析员计算： $b \times c = d$ ）
- e. 饲料中来自原料的蛋白质百分比（由分析员计算： $d/a = e$ ）
- f. 来自可食用作物原料的总饲料蛋白质百分比 \_\_\_\_\_
- g. 来自非可食用作物原料的总饲料蛋白质百分比 \_\_\_\_\_
- h. 来自可食用陆地动物原料的总饲料蛋白质百分比 \_\_\_\_\_
- i. 来自非可食用陆地动物原料的总饲料蛋白质百分比 \_\_\_\_\_

蛋白质含量的合计（90-110 之间，理想状态下接近 100%） \_\_\_\_\_

方案 1 可食用和非可食用蛋白质投入量摘要：

- j. 来自可食用来源（海洋、作物、陆地动物）的总蛋白质百分比 \_\_\_\_\_
- k. 来自非可食用来源（海洋、作物、陆地动物）的总蛋白质百分比 \_\_\_\_\_

- 来自可食用来源的总饲料蛋白质的调整后百分比 \_\_\_\_\_  
（100/蛋白质含量合计）x 来自可食用来源的总蛋白质
- 来自非可食用来源的总饲料蛋白质的调整后百分比 \_\_\_\_\_  
（100/蛋白质含量合计）x 来自非可食用来源的总蛋白质

调整后总蛋白质（应当等于 100%） \_\_\_\_\_

\*备注：在评分平台中会自动计算上方 j 行和 k 行以及调整后的数值。

可食用饲料蛋白质投入量 = （饲料总蛋白质含量百分比 x 来自可食用来源的总蛋白质调整后百分比/100） x eFCR

总体；

可食用饲料蛋白质投入量 = \_\_\_\_\_ kg 蛋白/100kg 鱼产量

### 方案 2：作物和陆地动物原料和含量水平未知

因缺乏饲料中作物或陆地动物原料的具体数据，以下计算假设海洋原料来源以外的所有蛋白质均来自可食用作物原料。

来自可食用作物的总饲料蛋白质百分比 = 100 - 来自全鱼的蛋白质百分比 - 来自海洋副产品的蛋白质百分比 \_\_\_\_\_

\*备注：在评分平台中会自动计算来自全鱼和海洋副产品的总饲料蛋白质百分比。在评分平台中还会自动计算来自可食用作物的总饲料蛋白质百分比。评估期间，分析员无需完成这些计算。

方案 1 可食用和非可食用蛋白质投入量摘要：

来自可食用来源（海洋、可食用作物）的总饲料蛋白质百分比 \_\_\_\_\_

来自非可食用来源（海洋）的总饲料蛋白质百分比 \_\_\_\_\_

可食用饲料蛋白质投入量 = (饲料总蛋白质含量百分比 x 来自可食用来源的总蛋白质百分比/100) x eFCR

总体；

可食用饲料蛋白质投入量 = \_\_\_\_\_ kg 蛋白/100kg 鱼产量

### **计算捕捞鱼蛋白质产出量**

捕捞鱼蛋白质产出量基于捕捞鱼的蛋白质含量百分比。使用附件 3 表格 A1 中的值，或特定值（如果可用）。然后将此值与已利用且未浪费的总捕捞蛋白质含量合并。

初始等式为：

已利用捕捞鱼蛋白质产出量（未调整）= (捕捞全鱼蛋白质含量百分比 x 已利用蛋白质百分比) / 100

Seafood Watch 认为通用的惯例是利用一定百分比的捕捞鱼蛋白质，例如将鱼切片之后，对副产品（内脏、鱼皮、鱼头等）进行处理和利用，以获取进一步蛋白质产量。如果用于进一步蛋白质产量的捕捞养殖鱼类副产品的具体百分比是已知的，则必须在以下计算中将该值用作“已利用副产品百分比”。如果此百分比是未知的，则“已利用副产品百分比”被视为 50%。

已利用蛋白质百分比 = 可食用产率 + 已利用副产品

其中：

- 可食用产率 = 供人类消耗的已利用全鱼百分比。

并且：

- 已利用副产品 = [(100 - 可食用产率) x 已利用副产品百分比<sup>36</sup>]/100

总体：

捕捞鱼蛋白质产出量（未调整）= \_\_\_\_\_ kg 蛋白质/100kg 鱼产量（另见下面的蛋白质质量调整值）

### 识别捕捞鱼蛋白质质量

因鱼类中蛋白质的氨基酸谱，捕捞鱼蛋白质对人类的营养价值高于作物原料中的蛋白质营养价值。因此，将作物原料转换成捕捞鱼有利于人类消耗，并且可识别（如果数据可用）。如果作物中的蛋白质含量数据可用（例如除去海洋和陆地动物来源后剩余的蛋白质），则可用这些数据调整捕捞鱼蛋白质产出量的值，如下所示：

为进行这种调整：

- 已利用蛋白质产出量（未调整）
- 饲料的蛋白质含量
- 来自可食用作物的总饲料蛋白质百分比
- 来自非可食用作物的总饲料蛋白质百分比
- eFCR

蛋白质质量调整 =  $a * b * (c + d) * e / 100 * 1.4 / 100$

已调整蛋白质产出量值（每 100 kg 捕捞养殖鱼的蛋白质含量 kg）= \_\_\_\_\_

### **最终因素 5.2 计算**

**净蛋白质** = (捕捞鱼蛋白质产出量 - 可食用饲料蛋白质投入量) / 可食用饲料蛋白质投入量 x 100

净蛋白质增加 = \_\_\_\_\_ %（用正值表示）或者

净蛋白质损失 = \_\_\_\_\_ %（用负值表示）

---

<sup>36</sup> 已利用副产品百分比是指用于其他目的（例如，加工成鱼肉或鱼油以作其他动物饲料用途）的捕捞鱼副产品百分比。例如，如果仅一半副产品被使用，则值为 50%。如果四分之三被使用，则为 75%。

	蛋白质增加或损失 (%)	评分
净蛋白质增加	> 0	10
净蛋白质损失	0.1-9.9	9
	10-19.9	8
	20-29.9	7
	30-39.9	6
	40-49.9	5
	50-59.9	4
	60-69.9	3
	70-79.9	2
	80-89.9	1
	> 90	0

因素 5.2 评分 = \_\_\_\_\_ (0–10)。如果评分为 0，则表示“严重”

#### 饲料：因素 5.3 – 饲料足迹

一种生产水产养殖饲料所用全球资源的近似衡量指标，基于用来生产养殖一吨养殖鱼所需饲料原料的全球海洋和陆地面积。

#### 因素 5.3a – 每一吨养殖海鲜的饲料原料占用的初级生产力海洋面积

- 水生饲料原料含量水平\* = FM% + FO% = \_\_\_\_\_ %
- eFCR = \_\_\_\_\_
- 水生饲料原料所需的平均初级生产力（碳）= 69.7 tC t<sup>-1</sup>
- 大陆架区域的平均海洋生产力 = 2.68 t C ha<sup>-1</sup>

\*包括所有水生原料；即，副产品或其他加工废料均包括在此计算中。

占用的海洋面积 = [(a / 100) x b x c] / d = \_\_\_\_\_ ha ton<sup>-1</sup> 养殖鱼

#### 因素 5.3b - 每一吨产量的饲料成分占用的陆地面积

- 作物饲料原料含量水平 = \_\_\_\_\_ %
  - 陆地动物饲料含量水平 = \_\_\_\_\_ %
- 如果作物原料和动物原料的含量水平都是未知的，则假设所有非水生原料均来自作物来源。
  - 如果作物原料或陆地动物原料的含量水平已知，则使用水生原料的含量和简单算术方法来计算剩余原料（假设所有原料加起来为 100%）。

c) 作物原料到陆地动物产品（如羽毛粉、猪副产品粉）的转化率 = 2.88（固定值）

d) 养殖鱼的 eFCR = \_\_\_\_\_

e) 主要饲料原料作物的平均产率（每公顷）= 2.64 吨作物 ha<sup>-1</sup>（固定值）

占用的陆地面积（每吨养殖鱼）=  $[(a + (b \times c)) \times 0.01 \times d] / e$

占用的陆地面积 = \_\_\_\_\_ ha ton<sup>-1</sup> 养殖鱼

每吨养殖鱼占用的全球总面积 = 海洋面积 + 陆地面积

总面积 = \_\_\_\_\_ ha ton<sup>-1</sup> 养殖鱼

总面积	ha ton <sup>-1</sup>	评分
零	0	10
低	0.1-2.9	9
	3-5.9	8
低至中等	6-8.9	7
	9-11.9	6
中等	12-14.9	5
	15-17.9	4
中等至高	18-20.9	3
	21-23.9	2
高	24-26.9	1
极高	> 27	0

因素 5.3 评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

“饲料”标准最终评分 =  $[(2 \times \text{因素 5.1 评分}) + \text{因素 5.2 评分} + \text{因素 5.3 评分}] / 4$

= \_\_\_\_\_ (0-10)

## 标准 6 - 逃脱

### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：**本地、外来和/或遗传上不同的鱼类或水产养殖作业中其他非计划种群逃脱造成的野生鱼类和生态系统竞争、遗传组成改变、捕食、栖息地破坏、产卵中断以及其他影响。

- **可持续性单元：**受影响生态系统和/或相关联的野生种群数量。
- **原则：**避免养殖场逃脱对野生种群产生种群数量层面的影响或者其他生态系统层面的影响。

### 背景和原理

越来越多的证据证明，部分水产养殖种群的逃脱存在负面影响。从水产养殖场中引入本地或外来逃脱种群会威胁生态系统完整性。虽然问题比较重要，但由于准确记录逃脱种群数量以及进一步评估它们的影响存在固有的困难，逃脱种群的具体影响通常难以预测（Naylor 等人，2001；Simberloff，2005）。

由于很难计算放养和捕捞鱼的总数量以及了解因死亡和逃脱造成损失的相应比例，因此可靠的逃脱数量数据很难获得。逃脱数据采集和报告（逃脱“事件”和慢性细流损失）不太可靠，并且通常很少监测野生环境中是否存在逃脱种群。此外，许多养殖种群属于释放产卵，在生产周期产卵是开放系统中的潜在重大逃脱种群来源。

因此，我们制定了逃脱标准，以评估生产系统逃脱风险和这些逃脱对周围生态环境的入侵风险和潜在持续影响。

#### 因素 6.1

因素 6.1 根据养殖种群逃脱系统并进入周围生态环境的能力，为每种类型的生产系统分配风险等级。根据开放性、管理措施、逃脱趋势以及环境因素易危性（例如，海啸、洪水、捕食动物伤害等），生产系统逃脱风险被分类为低到高。

越向环境开放的系统，固有逃脱风险越高，然而，我们认识到，改善的技术和管理措施可以降低这种风险。例如，如果可以证明高风险系统的技术和管理改善已导致逃脱数量降至不会对野生、本地种群数量造成威胁的水平，则“中等至高”风险（红色）可以调整为“中等”风险（黄色）。

此外，考虑到逃脱重新捕捞，如果有证据显示，在逃脱产生影响之前<sup>37</sup>逃脱数量减少，或者数量减少导致影响的风险降低，则可对逃脱风险评分进行调整，最高为 10 分。

#### 因素 6.2

入侵（被称为竞争性和遗传相互作用 (CGI) 风险）是指“...生物能够从初次引入位置传播，在生态系统中建立存活种群，在个体、群落或生态系统层面负面影响生物多样性并造成

<sup>37</sup> 例如，如果从网箱中逃脱的养殖鲑鱼在迁移到河里时产生主要影响，那么到达河流之前的死亡数量明显可导致逃脱总体影响下降后，可被计入。

不良社会经济后果的程度”（Panov 等人，2008）。根据这项定义，因素 6.2 考虑了逃脱的短期和长期生态影响。此因素改编自 [海洋鱼类入侵筛查工具 \(MFISK\)](#)（以及由 Copp 等人（2007，2009）开发的其他类似工具）（且大大简化），并改编自全球水产养殖绩效指标（GAPI）对相同工具的类似使用和改编（Volpe 等人，2013）。

根据种群特定的特征，因养殖种群的反复逃脱所致影响的风险（不管是否能够建立）或导致逃脱种群建立的风险有所不同，特别是本地和外来种群之间。虽然本地种群的逃脱对环境造成的危害通常被认为小于外来种群，但仅凭此特征不足以估算它们的影响程度。

### 本地

对于本地种群，其逃脱事件的竞争性和遗传相互作用（CGI）影响与养殖场源头逃脱种群和野生同种个体之间的遗传差异有关，还与其他直接生态影响，如竞争、捕食和产卵竞争或扰乱有关。本地养殖种群在遗传上不同于野生种群，取决于将本地养殖种群与野生个体区分开的遗传代数，是有利于水产养殖生产者的特征的人工选择结果。少数特定水产养殖相关特征的选择通常导致诸如体型大小或性成熟年龄的表型变化和有利于野生鱼类的特征多样性降低（例如，生长速率平衡、抗病性、繁殖成功、躲避捕食动物等）。养殖场源头鱼类的基因渗入到野生基因型会导致这些健康有关特征失衡，随后可能改变野生种群的整体健康和动态。因此，如果养殖鱼类属于驯化的一代或未驯化（例如，自然栖息的稚贝、野生捕捞的稚鱼），则逃脱种群将不会对改变野生种群的基因组成构成威胁。反之，在孵化场养殖了不止一代的鱼类出现逃脱会引发更高的关注度，因为它们可能会影响野生种群的基因结构和分布动态（Kostow，2009）。圈养繁殖代数越多，故意（和非故意的）的人工选择程度越大，因此，养殖和野生同种个体之间的基因差异应该会更大。最终，因逃脱的养殖场源头鱼类所致的基因渗入可能导致两种可能后果：(1) 种群之间的基因差异出现同质化，从而会降低野生种群的长期持久性，或 (2) 健康水平下降，进而导致亲代后代的生产力下降（Bartley 和 Martinn，2004）。

### 外来

外来种群的竞争性和遗传相互作用（CGI）风险基于它们对承受环境中的野生生物施加负面影响的可能性，包括捕食野生种群、栖息地改变、饲料来源竞争、生殖杂交或扰乱野生鱼类的繁殖过程带来的负面影响。当外来种群出现有利于生态建立的特征时（如耐受广泛的环境条件和快速增长（Diana，2009），会出现附加风险，而且在这些情况下，逃脱的外来种群实现生态建立的可能性较高。例如，越来越多的证据表明，养殖场源头罗非鱼（在它们属于外来种群的区域）对它们逃入的环境的生物多样性存在负面影响（Canonico 等人，2005）。

但是，人们注意到，在某些情况下，外来种群在野生环境中无法存活或建立存活种群。例如，虽然不列颠哥伦比亚的大西洋鲑鱼存在多次逃脱事件（和出于捕捞的有意引入尝试），繁殖种群建立不太确定（Bisson，2006；Thorstand 等人，2008），而且河流监测最近未得出大西洋鲑鱼繁殖报告（Noakes，2011）。在大西洋鲑鱼出现概率较高的区域使用多种陷阱进行的调查没有达到任何生命阶段（DFO，2013）。

Seafood Watch 认识到，在某些区域，出于非水产养殖目的有意引入外来种群导致了外来种群生态建立。在这些情况下，如果在评估种群的商业水产养殖生产之前即在野生环境中建立了存活种群，或正在持续有意引入相同基因型的同种个体，则通常应考虑水产养殖设施的外来种群逃脱不会产生额外生态影响。如果商业水产养殖生产已导致评估种群的生态建立，这一假设则不适用。

### 本地和外来种群的生态影响

Seafood Watch 认为，在逃脱的外来种群出现生态建立或本地养殖种群的基因与其野生同种个体相似的情况下，养殖场的重复逃脱仍然会以类似于种群建立的方式对生态系统产生持续影响（例如，持续的栖息地改变、捕食野生种群、栖息地和饲料竞争等）

（Fleming 等人，2000）因此，该因素会评估逃脱事件的频率和强度及其对野生种群的相关影响（例如，已知在野生环境中无法生存并建立种群的种群出现少量大规模逃脱事件，产生的影响小于已知掠夺性较高的种群出现持续小规模逃脱事件。）因素 6.2 中的“严重”评分会导致标准 6 评分为“严重”。

### “标准 6 逃脱”最终评分

最终评分是因素 6.1 和因素 6.2 的综合得分。最终评分  $\leq 1$ （总分 10 分）会导致此标准评分为“严重”，表示逃脱数目较高，会对脆弱或濒临灭绝的野生种群造成伤害。

### 评估规模

- 对于养殖场层面的评估：请将此标准应用于评估中的养殖场，或者必要时使用相似生产系统和种群的平均或典型数据。必须考虑养殖场对累积层面影响的作用，即，如果某地区的产业由单一养殖场组成，而另一养殖场所在的较大产业中有其他养殖场也出现逃脱，则前者逃脱所致的影响可能低于后者。

对于区域或国家层面的评估：应用于相关区域、国家或生态认证统计数据或影响，或者使用生产系统或种群的典型或平均数据。评估逃脱的累积影响。

此标准结合了两个因素；因素 6.1 基于所用生产系统的特征，评估来自“典型”养殖场的逃脱风险。因素 6.2 评估已逃脱种群建立并持续影响生态系统的可能性。

### 逃脱：因素 6.1 – 逃脱风险评分

对生产系统中固有逃脱风险（适用于养殖种群）的一项衡量指标，考虑生产系统技术和和管理技术改善（如果这些变化明显导致逃脱数量降低或无逃脱）。

### 评估指南

考虑受评估生产系统的特征或正在评估的产业中的典型、代表性或“普通”生产系统的特征。还应考虑任何可用的逃脱数据，然后从下面的示例表格中选择最合适的评分。考虑下列表

格中的所有选项；虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的“逃脱风险”评分。

评估单个养殖场或某产业的一小部分时，逃脱评分应为该产业的典型评分，除非评估的养殖场具有与行业规范明显不同的生产实践。

危害	逃脱风险示例	评分
极低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 与天然水体不连通（即，完全生物安全），或；</li> <li>▪ 蓄水池式再循环系统（≥ 80% 重复使用），具有适当的（多重）筛滤、水处理及二次捕捞设备。</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 蓄水池式再循环系统（任何比率的重复使用），具有（多重）筛滤、水处理及二次捕捞设备（但没有评分为10的设备可靠），或者；</li> <li>▪ 静态鱼塘在多个生产周期内未进行水排放（包括捕捞时）；不易受到洪水、暴风雨或海啸破坏的影响<sup>38</sup>，或者；</li> <li>▪ 关于鱼量计数和逃脱记录的可靠数据<sup>39</sup>表明，未出现逃脱（灾难性或细流性）（例如，在过去5年内），或者；</li> <li>▪ 独立监测数据显示，野生环境中未出现逃脱种群。</li> </ul>	8
低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 任何“中等危害”系统（如此表中定义），也使用多重或故障安全的防逃脱方法，或适用于防逃脱设计、建造和管理的有效最佳管理实践（生物安全性），或者；</li> <li>▪ 任何“低危害”系统（如此表中定义），具有不确定性，或有证据质疑防逃脱措施或监测数据的可靠性，或者；</li> <li>▪ 鱼塘平均年日交换较低（0-3%），不易受洪水破坏的影响，或者；</li> <li>▪ 监测数据表明仅偶尔在野生环境中检测到较少数量<sup>40</sup>逃脱种群。</li> </ul>	6
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 鱼塘平均年日交换中等（例如，3-10%）或捕捞时向外排水，或者；</li> <li>▪ 鱼塘受洪水事件影响的风险为中等<sup>41</sup>，或者；</li> <li>▪ 流动式（即，单程）蓄水池或水道，或者；</li> <li>▪ 开放系统，系统设计、建设和维护超过<sup>42</sup>“最佳管理”，或者；</li> </ul>	4

<sup>38</sup> 不易受到影响 – 作为指南，并非位于易受到洪水或海啸影响的区域（包括因海平面上升或暴风雨严重程度所致风险增高），例如，高于或超过百年洪水事件边界，或建造等级可承受百年洪水事件。

<sup>39</sup> 可靠数据 – 数据标准中逃脱评分为 7.5 或更高，或者分析员有信心，数据是经过独立采集或核验的，或者其他方面值得信赖。

<sup>40</sup> “较少”数量逃脱种群 – 数量不足以对承受环境中野生种群产生种群数量层面的影响。

<sup>41</sup> 中等风险 – 鱼塘或蓄水池可能位于洪水或海啸地带的极限位置或边缘，或者建造等级可承受 50 年事件

	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 开放系统，并记录了至少 10 年低逃脱数量（如脚注 41 中所定义）或逃脱失败的跟踪记录，或具有较低危害的合理证据<sup>43</sup>，或者；</li> <li>▪ 任何“中等至高危害”鱼塘系统（平均年日交换 &gt;10%），具有多重或故障安全的防逃脱方法，或者；</li> <li>▪ 监测数据表明偶尔检测到野生环境中存在大量<sup>44</sup>逃脱种群，或者有时检测到较少数量逃脱种群。</li> </ul>	
中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 生产系统容易发生大规模逃脱事件或频繁的细流损失，或者；</li> <li>▪ 开放系统，具有适用于防逃脱设计、建造和管理的有效最佳管理实践（生物安全性），或者；</li> <li>▪ 任何“中等危害”系统（如此表中定义），具有不确定，或有证据质疑防逃脱措施的可靠性，或者；</li> <li>▪ 过去 10 年中，出现过大规模逃脱（保持装置的 ≥5%）或频繁的细流损失（≥5% 累积），或者；</li> <li>▪ 鱼塘平均年日交换较高，大于 10%，或者；</li> <li>▪ 监测数据表明，野生环境中经常检测到逃脱种群。</li> </ul>	2
高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 开放系统（例如，网栏、笼子、绳）容易发生逃脱，没有适用于防逃脱设计、建造和管理的有效最佳管理实践（生物安全性），或者；</li> <li>▪ 过去 10 年中，出现过大规模逃脱或频繁的细流损失，并且未采取任何纠正措施，或者采取的纠正措施不充分，或者；</li> <li>▪ 鱼塘处于洪水易发区域或者易受洪水事件影响，或者；</li> <li>▪ 生产系统不能防范繁殖（卵/鱼苗/稚鱼）逃脱，或者；</li> <li>▪ 监测数据表明野生环境中经常出现大量<sup>45</sup>逃脱种群</li> </ul>	0

\*备注：在需要时可以使用中间数值（也即 1、3、5、7 或 9）。

考虑到逃脱重新捕捞，如果有证据显示，在逃脱产生影响之前逃脱数量减少，或者减少导致影响的风险降低，则可对逃脱风险评分进行调整。例如，如果证据显示，所有逃脱都被重新捕捞，那么逃脱风险评分可提高至 10 分，总分为 10 分。

**初始逃脱风险评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)**

**重新捕捞调整 = \_\_\_\_\_ (0-10)**

**最终逃脱风险评分（不能大于 10 分） = \_\_\_\_\_ (0-10)**

<sup>42</sup> 例如，设计和建设超过监管要求或者行业最佳管理实践。

<sup>43</sup> 例如，网栏技术改进或其他降低逃脱风险的等效技术。

<sup>44</sup> 能够对承受环境中的野生种群产生种群数量层面影响的逃脱数量。

<sup>45</sup> 能够对承受环境中的野生种群产生种群数量层面影响的逃脱数量。

### 逃脱：因素 6.2 竞争性和遗传相互作用

根据逃脱种群的本地或外来状态以及/或者驯化和生态特征，基于特征衡量逃脱种群扰乱基因和/或生态的可能性备注 – 即使某种群无法在野生环境中实现生态建立，反复引入到野生环境中仍然具有相同的生态影响。

#### 评估指南

考虑养殖的种群、其逃脱后存活的可能性以及逃脱后的潜在影响。从下面的示例表格中选择最合适的评分。考虑表格中的所有选项：虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的“入侵”评分。选择最低的相关评分；例如，如果养殖种群逃脱后无法与野生种群繁殖（10分），但通过捕食或者与野生种群竞争会产生种群数量层面的影响（0分），那么此因素的评分应为0。

危害	养殖种群的特征（例如，潜在逃脱种群）	评分
极低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 从相同水体中野生捕捞或自然栖息，或者；</li> <li>▪ 不会与野生种群竞争、繁殖，捕食、扰乱野生种群，或者对野生种群、栖息地或生态系统产生其他影响<sup>46</sup>，或者；</li> <li>▪ 承受环境特征<sup>47</sup>意味着逃脱种群不会或无法导致附加的生态影响，或者；</li> <li>▪ 经过可靠的证明，养殖种群逃脱后已发生一定程度的死亡，满足上述影响风险极低的条件。</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 本地种群，并且与野生同种个体具有高度遗传相似性（例如，经过驯化的一代），或者；</li> <li>▪ 外来种群 - 在水产养殖之前在生产区域实现全面生态<sup>48</sup>建立，或者；</li> <li>▪ 具有对其他野生种群、栖息地或生态系统产生竞争、捕食、扰乱或其他影响的风险较低，或者；</li> <li>▪ 经过可靠的证明，养殖种群逃脱后已发生一定程度的死亡，满足上述影响风险较低的条件。</li> </ul>	8
低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 本地种群 - 可能出现部分遗传分化，例如，不止一代被驯化，或者；</li> <li>▪ 外来种群 - 野生环境中不存在，或者存在且未建立存活种群，且极不可能<sup>49</sup>建立存活种群，或者；</li> </ul>	6

<sup>46</sup> 例如，种群是对环境友好的、无繁殖能力或实际上无法与野生种群交互（例如，养殖场位于人造水体中，不接触野生种群）

<sup>47</sup> 例如，有意将相同鱼类放养在相同环境中，这样额外的养殖场逃脱不会产生任何附加影响。

<sup>48</sup> 在环境中实现生态建立意味着它能在野生区域中积极繁殖，与之相对的是区域中的商业建立生产

	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 外来种群 - 在 10 年前，因水产养殖在生产区域实现全面生态建立，或者；</li> <li>▪ 经过可靠的证明，养殖种群逃脱后已发生一定程度的死亡，满足上述影响风险低至中等的条件。</li> </ul>	
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 本地种群 - 有轻微证据表明因选择性繁殖出现表型差异<sup>50</sup>，或者在孵化场养殖了三代，或者；</li> <li>▪ 外来种群 - 尚未存在于野生环境中（或存在于野生环境但尚未建立存活种群<sup>51</sup>），但是可能建立存活种群，或者；</li> <li>▪ 可能出现对野生种群、栖息地或生态系统产生的竞争、捕食、扰乱或其他影响，但不认为可能影响野生种群的种群状态，或者；</li> <li>▪ 经过可靠的证明，部分养殖种群逃脱后已发生一定程度的死亡，但仍然会带来如上定义的中等危害影响。</li> </ul>	4
中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 本地种群 - 基因上不同于野生同种个体（例如，选择特征的证据明显），具有基因渗入证据或可能性，或者；</li> <li>▪ 外来种群 - 尚未存在于野生环境中（或存在于野生环境中但尚未存活种群<sup>52</sup>），但相同或相似种群已在别处建立存活种群，或者；</li> <li>▪ 外来种群 - 部分建立存活种群且可能扩大种群范围（和影响）<sup>53</sup>，或者；</li> <li>▪ 出现对野生种群、栖息地或生态系统产生的竞争、捕食、扰乱或其他影响，并且有可能影响受影响野生种群的种群状态，或者；</li> <li>▪ 经过证明，部分养殖种群逃脱后已发生一定程度的死亡，但仍然会带来如上定义的中等至高危害影响。</li> </ul>	2
高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 有证据表明通过基因交互、竞争、捕食或其他扰乱对野生种群产生种群数量层面的影响，或者；</li> <li>▪ 种群具有较高影响可能性（例如，出现在入侵种群列表<sup>54</sup>上，具有竞争、捕食、栖息地改造等特点）并且养殖在尚未建立存活种群的区域，或者范围可能会增加，或者；</li> </ul>	0

<sup>49</sup> 作为指南，种群引入（多次和/或较长时间框架内）失败多于成功，或者种群繁殖耐受性、行为或栖息地要求不适合逃脱位置。

<sup>50</sup> 例如，生长速率、抗病性、体型、行为变化或其他变化。

<sup>51</sup> 与野生环境中出现实际种群生态建立相比，养殖逃脱种群反复引入到野生环境中可能产生类似的影响。

<sup>52</sup> 与野生环境中出现实际种群生态建立相比，养殖逃脱种群反复引入到野生环境中可能产生类似的影响。

<sup>53</sup> 例如，种群存在于野生环境或部分建立存活种群（例如，在有限区域），并且有可能导致额外影响，因为它开始在更大范围内全面建立存活种群，或者水产养殖范围扩大至新区域。

<sup>54</sup> 全球入侵物种数据库 (GISD) <http://www.issg.org/database/welcome/>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>没有或很少关于养殖种群逃脱后死亡的证据并存在如上定义的高危害影响。</li> </ul>	
严重	<ul style="list-style-type: none"> <li>对濒危或受保护<sup>55</sup>种群产生种群影响。</li> </ul>	C

### 因素 6.2 评分

竞争性和遗传相互作用 (CGI) 评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

### “逃脱”标准最终评分

运用“逃脱风险” (6.1) 和“CGS”(6.2) 评分，从表格中选择最终逃脱评分（例如，如果 CGI 评分 = 7.5，则查看 < 8 列）

		竞争性和遗传相互作用（因素 6.2）											
		10	< 10	<9	<8	<7	<6	<5	<4	<3	<2	<1	
逃脱风险（因素 6.1）	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	9	10	9	8	8	7	6	6	5	4	4	3	
	8	10	8	8	7	7	6	6	5	4	4	3	
	7	10	8	7	7	6	6	5	5	4	3	2	
	6	10	7	7	6	6	5	4	4	3	3	2	
	5	10	7	6	6	5	5	4	4	3	2	1	
	4	10	6	6	6	5	4	4	3	3	2	1	
	3	10	6	5	5	4	3	3	3	2	2	1	
	2	10	5	5	4	4	3	3	2	2	1	0	
	1	10	5	4	4	3	3	2	2	1	1	0	
	0	10	5	4	4	3	2	1	0	0	0	0	

“逃脱”标准最终评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

如果评分 ≤ 1，“逃脱”标准得分为“严重”。

<sup>55</sup> 被政府、非政府或保护组织（例如世界自然保护联盟、世界野生动物基金会等）列为濒危或受威胁

## 标准 7 - 疾病、病原体和寄生虫相互作用

### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：** 鱼类养殖场局部病原体和寄生虫扩增及传播或转播到共享相同水体的当地野生种群中
- **可持续单元：** 易受病原体和寄生虫水平升高影响的野生种群。
- **原则：** 避免因病原体或寄生虫扩增和转播或者毒性增强对野生种群产生种群数量层面的影响。

### 背景和原理

\*备注：“疾病”一词是指病原体和寄生虫。

所有养殖作业都可能发生并经常表现出自然出现的病原体和寄生虫的扩增及其相关疾病临床爆发。根据生产系统的性质，病原体和寄生虫水平升高可能给栖息在或经过养殖场所在区域的野生种群带来风险。在许多情况下，养殖场种群初始感染来自于野生鱼类种群，但养殖场中病原体和/或寄生虫扩增及其后续转播到相同（或其他）野生鱼类种群会潜在影响周围生态系统中这些野生种群的资源量和/或健康。邻近水产养殖场的交叉感染也是主要产量限制因素，这两个方面都需要采取有效的生物安全性法规或管理措施。

疾病对野生鱼类的影响通常被疏于了解或低估，因为人们通常认为，野生种群中很少会出现重大<sup>56</sup>动物流行病。此外，针对野生种群疾病以及养殖鱼类和野生鱼类之间病原体交换开展的研究比较有限。因此，从养殖鱼类到野生种群的直接传播证据比较稀缺。但是，在某些情况下，有证据表明这种传播确实存在，可能会造成相当大的影响。例如，目前有清楚证据表明，野生大马哈鱼（例如鲑鱼、海鳟、红点鲑）感染了发源于鲑鱼养殖场的海虱，而且有其他疾病已从大马哈鱼养殖活动中传播到野生种群（Ford 和 Myers, 2008；Krkosek 等人, 2011）。

因为结论性的研究很少，疾病标准提供了两种评估方法：基于证据的评估和基于风险的评估。基于证据的评估仅适用于疾病标准的数据评分为 7.5 分或更高（总分 10 分）的情况。这种方案评估的是对生态系统（即，野生种群、野生个体等）的已知影响（或证明没有影响）。如果数据显示野生种群出现数量下降且无法恢复，或显示被认为濒危、脆弱的野生种群遭受种群数量层面的影响，则给予“严重”评分。基于风险的评估适用于疾病标准的数据评分为 5 分或更低（总分 10 分）的情况。这种方法评估的是养殖作业，评估时将依据“典型”养殖场出现疾病/病原体爆发的证据，并以养殖场系统的开放性来作为对野生种群影响的替代指标。当疾病的危害很高，以及受影响的野生群体被认为濒危或脆弱时，给予“严重”评分。

<sup>56</sup> 造成种群数量层面的影响（不只是影响个体动物）。

## 评估规模

- 养殖场层面的评估 – 将此标准应用于评估中的养殖场，或者必要时使用相似生产系统和种群的数据。
- 区域或国家层面的评估 – 应用于相关区域或国家统计数据，或使用生产系统或种群的“典型”或“平均”数据。

## 选择基于证据或者基于风险的评估方案

根据提供的污水数据的质量，此标准有两种评估方案：

- 如果研究充分或者可提供有关影响的数据（也即“标准 1 – 数据”中“疾病”类别的评分为 7.5 或以上），使用基于证据的评估表。
- 如果所评估的水产养殖作业没有充分的疾病以及/或者影响数据（也即“标准 1 – 数据”中“疾病”类别的评分为 5 或以下），或者无法简单地使用基于证据的评估方案进行评估，则使用基于风险的评估方案。

### 疾病：基于证据的评估

考虑表明对养殖地点或区域的野生鱼类、贝类或其他种群造成影响的证据。

危害	病原体和寄生虫相互作用风险示例	评分
没有危害	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据显示，养殖场没有向野生种群传播寄生虫或病原体；或者</li> <li>▪ 数据显示，野生种群未受所传播病原体或寄生虫的影响</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 可能出现疾病传播，但数据显示，野生种群的病原体或寄生虫数量没有增长到高于背景水平；或者</li> <li>▪ 出现疾病传播，但病原体或寄生虫没有对野生种群造成生理性影响</li> </ul>	8
低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 病原体或寄生虫对野生种群造成生理性影响，但未导致死亡</li> </ul>	6
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 病原体或寄生虫导致野生种群出现病状或死亡，但未造成种群数量层面的影响</li> </ul>	4
中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 出现疾病传播，由于种群数量很低<sup>57</sup>，且（或）生产力（或其他脆弱性指标）很低，且（或）死亡数量很高，表明对受影响种群的种群数量或恢复能力造成了负面影响</li> </ul>	2
高/严重	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 数据显示野生种群种群出现数量下降且无法恢复，或者；</li> <li>▪ 数据证明被认为脆弱、濒危或已列入 IUCN 红色名录的野生种群遭受种群数量层面的影响。</li> </ul>	0

<sup>57</sup> 种群数量低于补充量或生产力出现下降的点。

疾病：基于风险的评估
------------

考虑以下**全部**描述或示例，根据现有信息选择最合适的评分。虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的评分。

危害	病原体和寄生虫相互作用风险示例	评分
没有危害	<ul style="list-style-type: none"> <li>生产系统具有全面的生物安全性，所有排水均经过处理，或不会造成进一步影响，或者；</li> <li>生产系统不接触野生种群</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>生产系统的排水非常有限（例如，养殖场在多个生产周期内<sup>58</sup>不排水），或者；</li> <li>与自然种群（例如，自然种群密度、水质、饲料类型、行为等<sup>59</sup>）相比，生产实践不会提高病原体扩增的可能性。</li> <li>制定了可靠的<sup>60</sup>鱼类健康和生物安全性管理措施<sup>61</sup>并得到良好的执行，从而防止疾病出现并在养殖场之间扩散，以及从养殖场向野生种群扩散。</li> </ul>	8
低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>鱼类健康管理措施导致在“典型”养殖场范围出现少量、临时或偶尔<sup>62</sup>的感染或死亡，或者；</li> <li>生产系统在每个生产周期只排水一次，或者；</li> <li>制定了独立核定的、科学上可靠的限值<sup>63</sup>，且现有数据显示，病原体或寄生虫水平在多个生产周期内持续低于限值，或者；</li> <li>制定了可靠的生物安全性规程来限制养殖场范围的病原体排放</li> </ul>	6
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>养殖场出现一些由疾病引起的死亡，或场内存活率有时会出现原因不明的下降，且生产系统在生产周期内会多次排水而不经相应处理，或者；</li> <li>生产系统制定了一些生物安全性规程，但仍然很容易引入局部病原体和寄生虫（例如，通过水体、亲鱼、鱼卵、鱼苗、饲料、当地野生物等途径），且很容易发生病原体排放</li> </ul>	4

<sup>58</sup> 多个生产周期 – 指导建议为，通常的生产实践是，养殖场在一个完整的生产周期中维持同一水体，然后在下一个生产周期中再利用，期间没有任何排放。

<sup>59</sup> 考虑自然栖息的贝类或大面积的鱼塘和虾池的示例。

<sup>60</sup> 可靠的规程必须包括：疾病监测与报告、死亡处理、疾病应急响应、检疫程序、活性带菌者或边界控制以及染疫水体处理等。

<sup>61</sup> 鱼类健康和生物安全性措施适用于养殖场、水体和产业范围。

<sup>62</sup> 少量、临时或偶尔 – 指导建议为，现有数据显示，在多个生产周期内，种群只有不到 5% 的部分出现确诊的临床疾病，患病时间低于 5%，或确诊性和未确诊性死亡数量之和不超过 5%。

<sup>63</sup> 科学上可靠的限值 – 控制病原体或寄生虫的出现及数量，主要目的是保护野生种群或其他生态系统功能，或者在研究结果不确定的情况下采取预防措施。

中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 已知存在病原体/寄生虫转移风险，但不存在鱼类健康和生物安全性法规或管理措施，或虽然存在但执行落实情况未知</li> <li>▪ 养殖系统对外部环境为开放状态，或在生产周期内发生多次水交换，且出现大量因疾病或病原体引起的感染和/或死亡</li> <li>▪ 在已知有疾病发生或有脆弱野生寄主的情况下，从养殖场排水</li> </ul>	2
高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 野生种群对养殖场的病原体高度敏感，易受种群数量层面的影响</li> </ul>	0
严重	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 疾病的危害很高，受影响的野生种群被认为脆弱、濒危或已列入 IUCN 名录等</li> </ul>	C

\*备注：在需要时可以使用中间数值（也即 1、3、5、7 或 9）。

“疾病”标准最终评分 = \_\_\_\_\_（0-10 或“严重”）

### 标准 8X – 种群来源 – 独立于野生鱼类种群

#### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：**使鱼类脱离野生种群，在养殖场生长至达到捕捞规格
- **可持续性单元：**野生鱼类种群
- **原理：**使用养殖亲鱼所产的卵、幼虫或稚鱼，从而避免捕捞野生物种。

衡量水产养殖作业是否独立而无需积极捕捞野生鱼类以供继续生长或当作亲鱼。

### 背景和原理

此标准 (8X) 被定义为一个特殊标准，可能不一定与所有水产养殖生产都相关，但对那些与之相关的生产实践非常重要。虽然所有其他标准或因素都能获得正分并有助于提高总分，但特殊标准会获得负分，将从相关水产养殖作业的最后总评分中减去。

“种群来源”标准基于单个因素，即养殖作业对于野生渔业的独立性及其相关影响，评估依据是来源于孵化场养殖亲鱼的生产百分比（也即，养殖场生产中独立于野生渔业的百分比，这部分不是直接捕捞野生鱼类来建立养殖场捕捞种群）。

此标准并不会惩罚历史上通过捕捞野生鱼类来建立驯化亲鱼种群的行为。它基于一个假设，即，全球各地的水产养殖作业大部分都采用封闭式生命周期，亲鱼不再来自野生种群。这在当今被认为是最佳做法，因此，无需对遵循这种做法给予正评分。但是，如果不符合最佳做法，将受到惩罚。如果作为来源的野生稚鱼和/或亲鱼被认为濒危，则给予“严重”评分。

*\*备注：*使用驯化种群可在此标准下获得较好的评分，但是，随着驯化的增多，就更有可能出现“标准 6 – 逃脱”（本地）下的逃脱影响。这是水产养殖生产领域无法避免的矛盾，上述这些标准的作用是为了突出与养殖场或养殖业可选的各种生产选项相关的影响，从而促使做出更好的选择。然而，如果养殖种群与不能杂交或无繁殖能力的野生种群之间在基因上进行了充分隔离，则有可能同时在标准 6 和标准 8X 之下获得较好的评分。

*\*备注：*为了在养殖场培育长大而收捕野生鱼苗、鱼种或其他生命阶段的生物体时，经常的来源是出现衰退的种群或渔业。例外的来源则是那些不养殖则难以存活的生物（例如，生命短暂的贻贝稚贝），Seafood Watch 认为，捕捞野生鱼类并在养殖场饲养，即使其来源于可持续的渔业，也会造成资源和生态系统服务的净损失。此标准基于的一个事实是，野生鱼类具有更广泛的生态价值，而养殖鱼类带来的效益非常有限（即，只是为了人类消耗）。因此，更好的做法是让野生的水生生物资源继续在自然生态系统的运转中发挥其作用（同时尽可能维护可持续的渔业），而不是让它们与之脱离而在养殖场中单独养殖。

### 评估规模

- 养殖场层面的评估 – 将此标准应用于评估中的养殖场，或者必要时使用相似生产系统和种群的数据。
- 区域或国家层面的评估 – 应用于相关区域或国家统计数据，或使用生产系统或种群的“典型”或“平均”数据。

## 指导

种群来源评分 = 以下列任一者为来源的生产所占的百分比：

1. 野生捕捞的稚鱼或鱼种，除非其属于被动流入或自然栖息（例如贝类）
2. 野生捕捞的亲鱼，除非能够证明所用的数量和来源的持续性处于最低危害水平（在“因素 5.1b - 渔业来源可持续性”的“渔业来源可持续性示例”表格中，评分  $\geq -4$ ）

来源于野生稚鱼或野生捕捞亲鱼的生产 (%)	评分
来源于濒危种群 <sup>64</sup>	严重
100	-10
90-99.9	-9
80-89.9	-8
70-79.9	-7
60-69.9	-6
50-59.9	-5
40-49.9	-4
30-39.9	-3
20-29.9	-2
10-19.9	-1
0-9.9	0

“种群来源”标准最终评分 = \_\_\_\_\_（0 到 -10 或“严重”）

### 标准 9X – 捕食动物和野生物死亡率

#### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：** 由养殖作业导致或助长的捕食动物或其他野生物死亡率
- **可持续性单元：** 野生物或捕食动物种群
- **原理：** 避免对捕食动物或者其他吸引到养殖场的野生种群产生种群数量层面的影响。

<sup>64</sup> 被政府、非政府或保护组织（例如世界自然保护联盟、世界野生动物基金会等）列为濒危或受威胁

## 背景和原理

此标准 (9X) 被定义为一个特殊标准，可能不一定与所有水产养殖生产都相关，但对那些与之相关的生产实践比较重要。虽然所有其他标准或因素都能获得正分并有助于提高总评分，但特殊标准会获得负分，将从相关水产养殖作业的最后总评分中减去。

水产养殖作业可能直接或间接导致受到养殖水生动物聚群引诱的捕食动物或其他野生动物出现死亡。甲壳动物、爬行动物、鸟类、鱼类和哺乳动物等野生动物都可能是水生养殖种群的捕食动物（例如，根据 Sanchez-Jerez 等人 2008 年的研究）。捕食行为可能对水产养殖作业产生重大的经济影响，并会引起养殖场鱼类受伤和出现紧张，同时加剧寄生虫和疾病的扩散。因此，水产养殖场使用不同的控制方法来力求尽量减少捕食动物造成的影响。这些方法会有意或无意地导致死亡（Engle, 2009）。

养殖者采取了不同控制措施来防范捕食动物。这些方法可分为 (1) 驱逐性、(2) 威慑性和 (3) 致命性三类。驱逐性装置属于物理屏障，旨在使用滤网将捕食动物驱逐在外。这些装置各种各样，既有临时性的简单护网，也有将整个设施完全包围的护网。威慑捕食动物的方法通常借助于声音或视觉刺激手段，让捕食动物觉得此地很危险或令其难受，从而阻止它们停留在那里。致命性控制方法可能包括射击、陷阱捕捉或投放有毒化学品，在某些情况下是法律允许的。通过专门的设施设计，可以增强捕食动物控制方法的效果。例如，水道比鱼塘更便于覆盖，小鱼塘比大鱼塘更便于保护。设计的鱼塘和水道如果带有盖罩或围栏，就可以阻止脊椎动物捕食动物（Masser, 2000）。

尽管不同的水产养殖作业会吸引各种各样的捕食动物和野生动物（例如，贝类养殖引来海星和螃蟹，鱼塘引来鸟类，网箱引来水獭、海豹及其他海洋哺乳动物），但死亡（由于射击、陷阱捕捉、缠绕、淹死等）带来的影响随种群状态、种群脆弱性或生产力以及捕杀数量等因素而各不相同。此外，大量鱼也会被陷阱捕捉，作为稚鱼在养殖场生长直至捕捞。

因此，此标准用于衡量有意或无意地造成捕食动物或其他野生动物种群死亡的影响作用。它基于一个假设，即，全球水产养殖生产已经发展到一定程度，其作业不会经常对野生动物或捕食动物造成种群数量级别的影响，而且被视为最佳做法的管理策略是，尽量减少野生动物/捕食动物和养殖种群之间的相互作用，避免因此导致野生动物死亡。

此标准必须考虑到潜在死亡数量差异很大，且受影响种群的真实价值和认知价值有着巨大差别。例如，必须能够区别一千只老鼠、二十只鸟或一头濒危海洋哺乳动物这几者的死亡情况。因此，评分的依据是对相关种群种群状态的潜在影响能力。尽管使用非伤害性的捕食动物控制方法能获得最高评分，但如果证明有濒危或受保护种群出现死亡，则会被认为是“严重”危害。

从下面的表格中选择最合适的评分。可选择适用于所评估水产养殖作业的最低（最差）评分。请使用与受影响野生种群相关的时间框架。指导建议为，应使用达到首次成熟所需的年数（例如，考虑阿留申群岛海狮在过去五年的平均死亡数）。

### 评估规模

- 对于养殖场层面的评估：将此因素应用于评估中的养殖场
- 对于区域或国家层面的评估：应用于相关区域、国家或者生态认证统计数据或影响，或者使用来自“典型”或“普通”养殖场的的数据。

虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的评分。

危害	对捕食动物或其他野生动物造成影响的示例	评分
没有危害	▪ 捕食动物或野生动物没有直接或意外的死亡。	-0
低	▪ 水产养殖作业会引诱捕食动物及其他野生动物，或与之互相作用，但有效的管理和预防措施可将死亡减少至罕见情况。	-2
低至中等	▪ 出现野生动物死亡（多于罕见情况），但由于种群数量很高 <sup>65</sup> ，且（或）生产力很高 <sup>66</sup> ，且（或）死亡数量很低 <sup>67</sup> ，没有对受影响种群的种群数量造成重大影响 <sup>68</sup> 。	-4
中等	▪ 已知出现死亡，但种群状态或对种群数量的影响未知	-6
中等至高	▪ 出现野生动物死亡，由于种群数量很低 <sup>69</sup> ，且（或）生产力（或其他脆弱性指标）很低，且（或）死亡数量很高，表明对受影响种群的种群数量或恢复能力造成了负面影响。	-8
高/ 严重	▪ 受影响种群属于受保护、濒危、面临威胁或其他相关类型，死亡造成进一步数量下降或妨碍恢复。	-10

\*备注：在有充足理由或者需要时可以使用中间数值（也即 1、3、5、7 或 9）。

标准 9X 评分 = - \_\_\_\_\_ (0 到 -10)

### 标准 10X – 次级种群逃脱

#### 影响、可持续性单元和原则

- **影响：**活体动物运输导致引入意外种群
- **可持续性单元：**野生本地种群
- **原理：**避免因为动物运输导致意外引入次级种群或者病原体。

<sup>65</sup> 种群数量处于或接近历史最高值或未开发生物量，或者，种群数量高于补充量或生产力出现下降的点。

<sup>66</sup> 海洋哺乳动物、海龟、鲨鱼、海鸟及其他鸟类被认为生产力很低。

<sup>67</sup> 死亡数量与自然死亡或其他原因的死亡相比很低。

<sup>68</sup> 死亡数量处于或低于将会降低种群生产力的水平。

<sup>69</sup> 种群数量低于补充量或生产力出现下降的点。

衡量外来**非养殖种群的逃脱风险（进入野生环境）**。这可能包括在活体动物运输（例如，鱼卵、稚鱼或亲鱼）或死体动物运输（例如，饵料鱼或其他未处理的饲料原料）过程中意外地运送来的病原体、寄生虫或其他次级种群。

### 背景和原理

此标准 (10X) 被定义为一个特殊标准，与大多数水产养殖生产都不相关，但对那些与之相关的生产实践比较重要。虽然所有其他标准和因素都能获得正分并有助于提高总评分，但特殊标准会获得负分，将从相关水产养殖作业的最后总评分中减去。

大批量地转运（活体或死体）动物而未经检查、检疫或采取其他适当的管理程序，不可避免会导致在活体动物运输过程中，同时引入意外的伴生动物（非主要养殖种群）。有可能通过这种方式而转运的种群非常广泛，尤其在考虑到不同生命阶段（例如，鱼卵、仔鱼或稚鱼）的情况下。

标准 10X 分别涉及水产养殖作业对于国际或跨水体动物运输的依赖性（因素 10Xa），以及活鱼运输过程中所运送种群来源地和目的地的生物安全性（因素 10Xb）。

发生跨水体运输时，来源地水体在生态方面明显不同于目的地（养殖）水体，因此，活体动物运输就意味着存在引入外来种群（病原体、寄生虫及其他次级种群）的风险。评分表所采用的是在产出一代养殖产品的期间内，生产依赖于持续性国际或跨水体运输的近似百分比。其中不包括历史性引入的亲鱼，因为主要关注对活体动物运输的持续性依赖。如果水产养殖生产对于国际或跨水体的活体动物运输没有任何依赖，则认为没有运输次级种群的风险，因此，因素 10Xa 的评分为 10 分（总分 10 分），而因素 10Xb 则不需要评估。

生物安全性评估（因素 10Xb）基于基础系统的生物安全性、最佳管理实践、法规以及行为准则，尤其是 ICES 关于引进和转移海洋生物的操作规范 (ICES 2004)。活体动物运输来源地的生物安全性决定了运输物中进入非目标种群的风险，而目的地的生物安全性决定了将这些种群释放到野生环境的风险。因素 10Xb 的最终评分是来源地与目的地各自生物安全性评分中的较高者。

### 因素 10Xa – 国际或跨水体动物运输

在产出一代养殖产品的期间内，生产依赖于持续性国际或跨水体运输亲鱼、鱼卵、仔鱼或稚鱼，或依赖于运输未处理饲料的近似百分比。

备注：跨水体转运指的是，来源地水体在生态方面明显不同于目的地（养殖）水体，因此，动物运输就意味着存在引入外来种群的风险。

此处不包括历史上引入亲鱼来建立驯化种群等情况。

对动物运输的依赖性	生产百分比	评分
零	0	10
低	0.1-9.9	9
	10-19.9	8
低至中等	20-29.9	7
	30-39.9	6
中等	40-49.9	5
	50-59.9	4
中等至高	60-69.9	3
	70-79.9	2
高	80-89.9	1
	> 90	0

因素 10Xa 评分 = \_\_\_\_\_ (0-10)

如果因素 10Xa 的评分为 10 分（总分 10 分）（没有国际或跨水体的动物运输），则不需要评估因素 10Xb。

#### 因素 10Xb – 来源地和目的地（引入种群）的生物安全性

考虑到在国际或跨水体运输主要养殖种群过程中可能意外运送的种群类型（包括所有生命阶段），需要**两次**使用下表来评估生物安全性风险，一次针对动物运输来源地（例如，孵化场或野生育种床等），一次针对养殖目的地。还要考虑的是，主要养殖种群的生物安全性程序可能没有预防一些意外运送的更小型种群的逃脱，比如，随着活鱼运输而来的病原体、寄生虫、植物、动物及其不同阶段生物体。SPF/SPR 动物可能不带有某些病原体，但不保证不带有所有病原体。

因素 10Xb 的评分是来源地或目的地两者中的**最高**评分（即，最高生物安全性）。虽然表格中可能没有覆盖每一项可能，但可以将示例作为指导来确定最合适的评分。

危害	来源地和目的地生物安全性与逃脱风险示例	评分
极低	<ul style="list-style-type: none"> <li>与天然水体不连通（即，完全生物安全）</li> </ul>	10
低	<ul style="list-style-type: none"> <li>蓄水池式再循环系统（≥ 80% 重复使用），具有适当的（多重）筛选、水处理及二次捕捞设备</li> <li>静态鱼塘在多个生产周期内未进行水排放（包括捕捞时）；不易受到洪水/暴风雨/海啸破坏的影响</li> </ul>	8

低至中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 任何“中等危害”系统，采用多重或故障安全的逃脱或进入预防方法，或制定了最佳管理实践来规范如何设计、建造和管理逃脱与进入预防设施（生物安全性）</li> <li>▪ 任何“低危害”系统，存在某些不确定性或证据，可质疑进入或逃脱预防措施的可可靠性</li> <li>▪ 鱼塘平均年日交换较低（每天 0–3%）</li> </ul>	6
中等	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 鱼塘平均年日交换中等（每天 3–10%）</li> <li>▪ 静态鱼塘，在捕捞期间对外部排水，或不筛滤污水</li> <li>▪ 任何鱼塘或蓄水池位于洪水或海啸地带的极限位置或边缘，或者建造等级可承受 50 年事件</li> <li>▪ 流动式蓄水池或水道</li> </ul>	4
中等至高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 任何“高危害”系统，制定了有效的最佳管理做法来规范如何设计、建造和管理逃脱或进入预防设施（生物安全性）</li> <li>▪ 任何“中等风险”系统，存在某些不确定性或证据，可质疑逃脱或进入预防措施的可可靠性</li> <li>▪ 鱼塘平均年日交换较高（每天 &gt; 10%）</li> </ul>	2
高	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ 开放系统（例如网栏）或捕捞的野生来源（例如，拖网捞取的贻贝稚贝）</li> <li>▪ 鱼塘位于低洼山谷区域、湿地、河水泛滥平原或沿岸海啸区。</li> <li>▪ 系统没有防止再生产型的鱼卵/鱼苗逃脱</li> <li>▪ 系统易受捕食动物破坏（有证据）</li> </ul>	0

注意：在需要时可以使用中间数值（也即 1、3、5、7 或 9）。

动物运输来源地生物安全性评分 = \_\_\_\_\_（0–10）

动物运输养殖目的地生物安全性评分 = \_\_\_\_\_（0–10）

标准 10Xb 评分 = 最高生物安全性评分 = \_\_\_\_\_（0–10）

标准 10X 评分 =  $[(10 - 10Xa) \times (10 - 10Xb)] / 10 = -$  \_\_\_\_\_（0–10）

备注：这是负分，将从所有其他标准的最后总评分中减去。

特殊标准 10X 评分 = - \_\_\_\_\_（0–10）

## 总评分和最终建议

### 数字评分

$$\begin{aligned} \text{最终数字评分} &= [(C1-C7 \text{ 分数之和}) + (C8X + C9X + C10X)]/7 \\ &= \underline{\hspace{2cm}} \quad (0-10) \end{aligned}$$

### 红色标准数量

C1-C7 之间任何标准的评分低于 3.3，或者 C8X、C9X 和 C10X 的评分低于 -6.6，则认为是“红色”。

$$\text{红色标准或因素总数} = \underline{\hspace{2cm}} \quad (0-10)$$

### “严重”评分数量

一些标准或因素具有一项或多项“严重”特征：

- 污水 C2 基于证据的评估评分 = 严重
- 污水 C2 基于风险的评估评分 = 0（大量污水排放且管理很差）
- 栖息地 C3.1 评分 = 严重
- 栖息地 C3 评分 = 0
- 化学品使用 C4 评分 = 严重（即，有证据显示，病原体产生了对于与人体健康有重要关系的化学品的耐药性）；或，非法活动造成很明显的负面环境影响
- 饲料 F5.1 FIFO 值大于 4（实际 FIFO 值，而不是 FIFO 评分）
- 饲料 F5.1b 渔业来源可持续性评分为“严重”
- 饲料 F5.2 PRE 评分 = 0（即，由饲料提供的蛋白质中，超过 90% 被浪费）
- 饲料 F5.1 FIFO 值（不是评分）> 3 且 F5.3 PRE 评分 < 2（即，许多野生鱼被作为饲料且投喂的营养物质大多数被浪费）
- 逃脱因素 6.2 评分 = 严重
- 逃脱 C6 评分 ≤ 1（即，逃脱数量很高并危及野生种群）且受影响的野生种群处于易危、濒危、已列入 IUCN 名录等状况
- 疾病 C7 基于证据的评估评分 = 严重
- 疾病 C7 基于风险的评估评分 = 严重
- 种群来源 8X = 严重（来源于濒危野生稚鱼和/或亲鱼（即，已列入 IUCN 名录等状况））
- 捕食动物/野生物死亡 C9X 捕食动物评分为 -10 = 严重

$$\text{“严重”评分数量} = \underline{\hspace{2cm}}$$

标准	评分 (0-10)	红色? (是/否)	严重? (是/否)
C1 数据			N/A
C2 污水			
C3 栖息地			
C4 化学品使用			
C5 饲料			
C6 逃脱			
C7 疾病			
C8X 种群来源	-		
C9X 野生物	-		
C10X 引入种群	-		
总评分 = (0-10)			
红色标准数量 =			
“严重”评分数量 =			

### Seafood Watch 最终建议

总体建议如下：

- **最佳选择** = 最终评分 > 6.66 并 ≤10，且无红色标准，且无“严重”评分。
- **良好替代** = 最终评分 > 3.33 并 ≤6.66，且/或有一个红色标准，且没有“严重”评分。
- **应该避免** = 最终评分 ≥ 0 并 ≤ 3.33，或有多于一个红色标准，或有一个或多个“严重”评分。

最终建议 = \_\_\_\_\_

## 参考资料

Andres, B (2015) Summary of reported Atlantic salmon (*Salmo salar*) catches and sightings in British Columbia and results of field work conducted in 2011 and 2012. Department of Fisheries and Oceans Canada, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3061.

Baquero, F, J-L Martinez, R Canton (2008) Antibiotics and antibiotic resistance in water environments. *Current Opinion in Biotechnology* 19: 260–265.

Barbier, EB, EW Koch, BR Silliman et al. (2008) Coastal Ecosystem–Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. *Science* 319: 321-323.

Bartley, DM, F Marttin (2004) Introduction of Alien Species/Strains and Their Impact on Biodiversity. In: MV Gupta, DM Bartley, BO Acosta (Eds.) Use of genetically improved and alien species for aquaculture and Conservation of Aquatic Biodiversity in Africa. World Fish Center, Penang, pp. 17-21.

Bisson, P (2006) Assessment of the risk of invasion of national forest streams in the Pacific Northwest by farmed Atlantic salmon. Olympia, WA, Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

Boissy, J, J Aubin, A Drissi, HMG van der Werf, GJ Bell, SJ Kaushik (2011) Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales. *Aquaculture* 321: 61-70.

Borja, A, DM Dauerb, A Gremarec (2012) The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological indicators* 12 (1): 1-7.

Boyd, CE, C Tucker, A McNevin, K Bostick, J Clay (2007) Indicators of Resource Use Efficiency and Environmental Performance in Fish and Crustacean Aquaculture. *Reviews in Fisheries Science* 15: 327-360.

Bravo, S, S Sevatdal, TE Horsberg (2008) Sensitivity assessment of *Caligus rogercresseyi* to emamectin benzoate in Chile. *Aquaculture* 282 (1-4): 7-12.

Burrige, L, J Van Geest (2014) A review of potential environmental risk associated with the use of pesticides to treat Atlantic salmon against infestations of sea lice in Canada. Fisheries and Oceans Canada, Science.

Burrige, L, JS Weis, F Cabello, J Pizarro, K Bostick (2010) Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306 (1-4): 7-23.

Buschmann, AH, A Tomova, A López, MA Maldonado, LA Henríquez et al. (2012) Salmon Aquaculture and Antimicrobial Resistance in the Marine Environment. *PLoS ONE* 7(8): e42724. doi:10.1371/journal.pone.0042724

Cabello, FC (2006) Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. *Environmental Microbiology* 8: 1137–1144.

Cabello, FC, Godfrey, HP, Tomova, A, Ivanova, L, Dölz, H, Millanao, A, Buschmann, AH (2013) Antimicrobial use in aquaculture re-examined: its relevance to antimicrobial resistance and to animal and human health. *Environmental microbiology*, 15(7), 1917-1942.

Canonico, GC, A Arthington, JK McCrary, ML Thieme (2005) The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem* 15: 463–483.

Christensen, AM, F Ingerslev, A Baun (2006) Ecotoxicity of mixtures of antibiotics used in aquacultures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 2208–2215.

Cole, DW, R Cole, SJ Gaydos, J Gray, G Hyland, ML Jacques, N Powell-Dunford, C Sawhney, WW Au (2008) Aquaculture: Environmental, toxicological, and health issues. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212 (4): 369-377.

Copp GH, L Vilizzi, D Cooper, A South (2007) MFISK: Marine Fish Invasiveness Scoring Kit. [Internet]. Lowestoft (Suffolk): Cefas, Salmon & Freshwater Fisheries Team [cited 2009 September 19]. Available from: <http://www.cefas.co.uk/projects/risks-andimpacts-of-non-native-species/decision-support-tools.aspx>

Copp, GH, L Vilizzi, J Mumford, GV Fenwick, MJ Godard, RE Gozlan (2009) Calibration of FISK, an Invasiveness Screening Tool for Nonnative Freshwater Fishes. *Risk Analysis* 29: 457–467.

Davies, J., and D. Davies. 2010. Origins and Evolution of Antibiotic Resistance. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 74:417-433.

Diana, J (2009) Aquaculture Production and Biodiversity Conservation. *BioScience* 59: 27-38.

Ellis, BK, JA Stanford, D Goodman, CP Stafford, DL Gustafson, DA Beauchamp, DW Chess, JA Craft, MA Deleray, BS Hansen (2011) Long-term effects of a trophic cascade in a large lake ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (3): 1070-1075.

Ellison, AM (2008) Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry *Journal of Sea Research* 59: 2-15.

Engle, CR (2009) Mariculture, Economic and Social Impacts. In: JH Steele, KK Turekian, SA Thorpe (eds.). *Encyclopedia of Ocean Sciences* 2<sup>nd</sup> Edition. Elsevier, pp. 545-551.

Feld, CK, PM da Silva, JP Sousa, F de Bello, R Bugter, U Grandin, D Hering, S Lavorel, O Mountford, I Pardo, M Partel, J Rombke, L Sandin, B Jones, P Harrison (2009) Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos* 118: 1862-1871.

Fleming, IA, K Hindar, IB Mjølnerod, B Jonsson, T Balstad, A Lamberg (2000) Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society B* 267: 1517-1523.

Ford JS, RA Myers (2008) A global assessment of salmon aquaculture impacts on wild salmonids. *PLoS Biol* 6(2): e33. doi:10.1371/journal.pbio.0060033

Fortt, A, F Cabello, A Buschmann (2007) Residues of tetracycline and quinolones in wild fish living around a salmon aquaculture center in Chile (in spanish). *Revista Chilena de Infectología* 24 (1): 14-18.

Gross, A, CE Boyd and CW Wood (2000) Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. *Aquaculture Engineering* 24(1): 1-14.

Hargreaves, JA (1998) Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166 (3-4): 181-212.

Heuer, OE, H Kruse, K Grave, P Collignon, I Karunasagar, FJ Angulo (2009) Human health consequences of use of antimicrobial agents in aquaculture. *Clinical Infectious Diseases* 49: 1248–1253.

ICES (2004) Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms. The International Council for the Exploration of the Sea.  
<http://www.ices.dk/reports/general/2004/icescop2004.pdf>

Jackson, C, N Preston, PT Thompson and M Burford (2003) Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218 (1-4): 397–411.

Jackson, A (2009) Fish In Fish Out Ratios Explained. *Aquaculture Europe* 34(3): 5-10.

Jones, P, K Hammell, G Gettinby, C Revie (2013) Detection of emamectin benzoate tolerance emergence in different life stages of sea lice, *Lepeophtheirus salmonis*, on farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 36: 209-220.

King, SC, R Pushchak (2008) Incorporating cumulative effects into environmental assessments of mariculture: Limitations and failures of current siting methods. *Environmental Impact Assessment Review* 28: 572–586.

Kostow, K (2009) Factors that contribute to the ecological risks of salmon and steelhead hatchery programs and some mitigating strategies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19(1): 9-31.

Krkosek, M, BM Connors, A Morton, MA Lewis, LM Dill, R Hilborn (2011) Effects of parasites from salmon farms on productivity of wild salmon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* doi: 10.1073/pnas.1101845108.

Lebel, L, NH Tri, A Saengnoee, S Pasong, U Buatama, LK Thoa (2002) Industrial transformation and shrimp aquaculture in Thailand and Vietnam: pathways to ecological, social, and economic sustainability? *Ambio* 31: 311–323.

Longdill, PC, TR Healy, KP Black (2008) An integrated GIS approach for sustainable aquaculture management area site selection. *Ocean & Coastal Management* 51: 612–624.

Masser, MP (2000) Pests and predators. In: RR Stickney (ed.) *Encyclopedia of Aquaculture*. John Wiley, New York, pp. 671-676.

Metzger, MJ, MDA Rounsevell, L Acosta-Michlik, R Leemans, D Schrote (2006) The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 69–85.

Millanao BA, HM Barrientos, CC Gómez, A Tomova, A Buschmann, H Dölz and FC Cabello (2011) Injudicious and excessive use of antibiotics: public health and salmon aquaculture in Chile (in Spanish). *Revista Medica de Chile* 139 (1): 107-118.

Naylor, RL, SLWilliams, DR Stron (2001) Aquaculture—A Gateway for Exotic Species. *Science* 294: 1655-1656.

Naylor, RL, M Burke (2005) Aquaculture and ocean resources: Raising Tigers of the Sea. *Annual Review of Environmental Resources* 30: 185–218.

Naylor, R, RW Hardy, DP Bureau, A Chiu, M Elliott, AP Farrell, I Forster, DM Gatlin, RJ Goldberg, K Hua, PD Nichols (2009) Feeding aquaculture in an era of finite resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:15103-15110.

Noakes, D (2011) Impacts of salmon farms on Fraser River sockeye salmon: results of the Noakes investigation. Cohen Commission Technical report 5C, Vancouver, BC.

Panov, VE, B Alexandrov, K Arbaciauskas et al. (2008) Assessing the Risks of Aquatic Species Invasions via European Inland Waterways: From Concepts to Environmental Indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5 (1): 110–126

Peron, G, J Mittaine, B Le Gallic (2010) Where do fishmeal and fish oil products come from? An analysis of the conversion ratios in the global fishmeal industry. *Marine Policy* doi:10.1016/j.marpol.2010.01.027

Primavera, JH (2006) Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone. *Ocean & Coastal Management* 49: 531–545.

Rico, A, K Satapornvanit, MM Haque, J Min, PT Nguyen, T Telfer and PJ van den Brink (2012) Use of chemicals and biological products in Asian aquaculture and their potential environmental risks: a critical review. *Reviews in Aquaculture* 4: 75–93.

Roque d'Orbcastel, E, J-P Blancheton, T Boujard, J Aubin, Y Moutounet, C Przybyla and A Belaud (2008) Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture* 274 (1): 72-79.

Sanchez-Jerez, P, D Fernandez-Jover, J Bayle-Sempere, C Valle, T Dempster, F Tuya, F Juanes. 2008. Interactions between bluefish *Pomatomus saltatrix* (L.) and coastal sea-cage farms in the Mediterranean Sea. *Aquaculture* 282(1-4): 61-67.

Santos, EM, JS Ball, TD Williams, H Wu, F Ortega, R van Aerle, I Katsiadaki, F Falciani, MR Viant, JK Chipman, CR Tyler (2009) Identifying Health Impacts of Exposure to Copper Using Transcriptomics and Metabolomics in a Fish Model. *Environmental Science & Technology* 44 (2): 820-826.

Sapkota, A, AR Sapkota, M Kucharski, J Burke, S McKenzie, P Walker, R Lawrence (2008) Aquaculture practices and potential human health risks: current knowledge and future priorities. *Environmental International* 24: 1215–1226.

Scheffer, M, J Bascompte, WA Brock, V Brovkin, SR Carpenter, V Dakos, H Held, EH van Nes, M Rietkert, G Sugihar (2009) Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461: 53-59.

Scheffer, M, SR Carpenter (2003) Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution* 18(12): 848-656.

Schulz, C, J Gelbrecht and B Rennert (2003) Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 217 (1–4): 207–221.

Sevatdal, S, L Copley, C Wallace, D Jacksonm TE Horsberg (2005) Monitoring of the sensitivity of sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) to pyrethroids in Norway, Ireland and Scotland using bioassays and probit modeling. *Aquaculture* 244 (1-4): 19-27.

Simberloff, D (2005) Non-native species do threaten the natural environment! Journal of Agricultural and Environmental Ethics 18 (6): 595-607.

Sonnenholzer, S (2008) Effluent impact assessment: water quality monitoring vs nutrient budget. WWF Shrimp Aquaculture Dialogue, Guayaquil, Ecuador.

Soto, D, J Aguilar-Manjarrez, C Brugère, D Angel, C Bailey, K Black, P Edwards, B Costa-Pierce, T Chopin, S Deudero, S Freeman, J Hambrey, N Hishamunda, D Knowler, W Silvert, N Marba, S Mathe, R Norambuena, F Simard, P Tett, M Troell, A Wainberg (2008) Applying an ecosystem-based approach to aquaculture: principles, scales and some management measures. In: D Soto, J Aguilar-Manjarrez, N Hishamunda (eds) Building an ecosystem approach to aquaculture. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings. No. 14. Rome, FAO. pp. 15–35

Tacon AGJ, M Metian (2008) Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: Trends and future prospects. Aquaculture 285 (1-4): 146-158.

Tal, Y, HJ Schreier, KR Sowers, JD Stubblefield, AR Place and Y Zohar (2009) Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. Aquaculture 286: 28–35.

Volpe, J, J Gee, V Ethier, M Beck, A Wilson, J Stoner (2013) Global Aquaculture Performance Index (GAPI): The First Global Environmental Assessment of Marine Fish Farming. Seafood Ecology Research Group, Victoria, Canada.

WHO. 2011. Critically important antimicrobials for human medicine. 3rd revision - 2011. World Health Organization.

### 附录1 – 栖息地示例

以下更多的示例或指标旨在帮助评估者确定栖息地功能得到维持还是丧失，以及对正常栖息地功能的影响程度。栖息地破坏指标在不同栖息地类型之间差异很大，对某些栖息地而言难以量化，且可能没有线性的栖息地破坏衡量标准或评分。请使用有数据或证据存在的栖息地影响相关指标。

### 湿地生态系统（红树林、轻度盐渍化和淡水）

转换类型	保留的红树林/湿地区域 (%)	其他示例或指标
维持完整功能	100	未受干扰
最小影响	90-100	对渔业渔获物有很小影响
较小影响	70-90	渔业渔获物减少 危害控制作用减弱 稚鱼栖息地丧失
中等影响	50-70	种群资源量改变
重大影响 – 功能丧失	0-50	丧失危害控制能力 种群多样性改变 大量化学品释放 渔业损失 功能多样性损失

### 海洋生态系统

备注：对海底的影响通常可以快速逆转，因此影响被认为相对不太严重，并相应地分为不同的影响组。

转换类型	(EcoQ) <sup>70</sup>
	维持完整功能
最小影响	良好
较小影响	中等
中等影响	较差
重大影响 – 功能丧失	很差

<sup>70</sup> EcoQ = 生物多样性状态

## 淡水生态系统

备注：对海底的淡水影响通常可以快速逆转，因此影响被认为相对不太严重并相应地加以归类。

转换类型	生物完整性指数	影响
维持完整功能	> 90%	未受干扰
最小影响	75-90%	轻微干扰
较小影响	70-75%	中度干扰
中等影响	65-70%	没有不可逆转的影响（干扰可通过休整快速逆转）
重大影响 – 功能丧失	< 65%	远场效应的某些证据

## 陆地生态系统

转换类型	陆地覆盖	盐化	影响
维持完整功能	70-100 %		
较小影响	50-70 %		减少化学物螯合作用
中等影响	30-50%	较高的土壤导电率	显著的栖息地破碎化
重大影响 – 功能丧失	0-30%	降低作物产率 损失土壤肥力	

### 附录2 – 栖息地标准的更多指导

#### 历史性的功能丧失

- 如果养殖场建立已有较长历史（超过十年），评分将介于4和6之间，具体取决于原始栖息地价值。
- 如果养殖场建立不超过十年，所处的栖息地先前丧失功能已超过十年，评分将介于4和6之间，具体取决于原始栖息地价值。
- 如果养殖场或养殖业仍然向先前丧失功能已超过十年的栖息地扩展，评分将介于4和6之间，具体取决于原始栖息地价值。

#### 近期及持续发生的栖息地破坏导致功能丧失

- 如果养殖场在近期建立（不超过十年），且没有维持关键生态系统服务，评分将介于1和3之间，具体取决于原始栖息地价值。
- 如果养殖场仍然向正常发挥功能的栖息地扩展（即，正在不断丧失生态系统服务），评分将介于0和3之间，具体取决于原始栖息地价值。
- 如果养殖场在近期建立，或仍然向先前丧失功能已超过十年的栖息地扩展，评分将介于4和6之间，具体取决于原始栖息地价值。

### 附录3 – 饲料标准的更多指导

**表 A1**

如果找不到捕捞的整条养殖鱼的蛋白质含量数据，可使用下表：

全鱼蛋白质含量示例

种群	蛋白质 %	参考
罗非鱼	14	Boyd, 2007
鲑鱼	18.5	Boyd, 2007
鲶鱼	14.9	Boyd, 2007
白对虾 ( <i>L. vannamei</i> )	17.8	Boyd, 2007
虎虾 ( <i>P. monodon</i> )	18.5	Boyd, 2007
虹鳟	15.6	Boyd, 2007
其他	18	

**表 A2**

作物和陆地动物产品蛋白质含量示例

蛋白质来源	蛋白质 %	可食用?
羽毛粉	84.9	否
脱脂肉和骨粉 45	42.7	否
家禽副产品粉	58.7	否
血粉	79.8	否
玉米蛋白粉 60	60.7	是
干小麦酒糟	28.32	否
干玉米酒糟	21.6	否
大豆粉可溶性提取物 48	45.8	是
大豆粉可溶性提取物 44	44.6	是
粗小麦粉	16.4	否
牛乳清粉	13.3	是
粗麦麸	15.6	是
玉米黄粉	9.6	是

**表 A3**

鱼粉、陆地动物和作物原料的平均蛋白质含量

原料	平均蛋白质含量 %
鱼粉	66.5
陆地动物原料	55.9

作物原料	28.4
------	------